

**T.C.
KASTAMONU ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ÇALI FORMUNDAKİ BAZI PEYZAJ BİTKİLERİNDE AĞIR
METAL BİRİKİMİNİN BELİRLENMESİ**

MANSOUR MOSSI MOHAMMED MOSSI

**Danışman
Jüri Üyesi
Jüri Üyesi
Jüri Üyesi
Jüri Üyesi**

**Doç. Dr. Hakan ŞEVİK
Prof. Dr. Halil Barış ÖZEL
Doç. Dr. Tuğrul VAROL
Doç. Dr. Mehmet ÇETİN
Dr. Öğr. Üyesi Kerim GÜNEY**

**DOKTORA TEZİ
ORMAN MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI**

KASTAMONU – 2018

TEZ ONAYI

Mansour Mossi Mohammed MOSSI tarafından hazırlanan "**Çalı Formundaki Bazı Peyzaj Bitkilerinde Ağır Metal Birikiminin Belirlenmesi**" adlı tez çalışması aşağıdaki jüri üyeleri önünde savunulmuş ve **oy birliği** ile Kastamonu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü **Orman Mühendisliği Ana Bilim Dalı**'nda **DOKTORA TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Danışman	Doç. Dr. Hakan ŞEVİK Kastamonu Üniversitesi
Jüri Üyesi	Prof. Dr. Halil Barış ÖZEL Bartın Üniversitesi
Jüri Üyesi	Doç. Dr. Tuğrul VAROL Bartın Üniversitesi
Jüri Üyesi	Doç. Dr. Mehmet ÇETİN Kastamonu Üniversitesi
Jüri Üyesi	Dr. Öğr. Üyesi Kerim GÜNEY Kastamonu Üniversitesi



03/07/2018

Enstitü Müdür V.

Doç. Dr. Mehmet Altan KURNAZ



TAAHHÜTNAME

Tez içindeki 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 bildirir ve taahhüt ederim.


Mansour Mossi Mohammed MOSSI

ÖZET

Doktora Tezi

ÇALI FORMUNDAKİ BAZI PEYZAJ BİTKİLERİNDE AĞIR METAL BİRİKİMİNİN BELİRLENMESİ

Mansour Mossi Mohammed MOSSI
Kastamonu Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Orman Mühendisliği Ana Bilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Hakan ŞEVİK

Hava kirliliği bileşenleri içerisinde ağır metaller, doğada kolay kolay bozulmamaları, biyobirikme eğiliminde olmaları, bir çoğunun kanserojen veya zehirli olmalarının yanı sıra düşük konsantrasyonlarda dahi toksik olabilmeleri nedeniyle ayrı bir öneme sahiptirler. Bundan dolayı ağır metal kirliliğinin izlenmesi büyük önem taşımaktadır. Ağır metal kirliliğinin izlenmesinde bitkiler biyomonitör olarak sıklıkla kullanılmaktadır. Ancak bitkilerin ağır metal biriktirme kapasiteleri bitki türüne bağlı olarak önemli ölçüde değişebildiği gibi ayrıca organel bazında ve ortamdaki partikül madde miktarına bağlı olarak da değişebilmektedir. Bitkilerde tespit edilen ağır metal konsantrasyonlarının ne kadarının bitki bünyesinden, ne kadarının ise organel üzerindeki partikül maddelerden kaynaklandığının belirlenmesi de son derece önemlidir.

Bu çalışmada, Kastamonu ilinde kent merkezinde yetiştirilen bazı peyzaj bitkilerinde ağır metal birikiminin bitki türü, bitki organeli, yıkanma durumu ve trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişiminin belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu amaçla peyzaj çalışmalarında sıklıkla kullanılan; *Ligustrum vulgare*, *Eonymus japonica*, *Biota orientalis*, *Juniperus sabina*, *Berberis thunbergii*, *Mahonia aquifolium* ve *Buxus sempervirens* bitki türlerinin, trafiğin yoğun olduğu, az yoğun olduğu ve trafiğin bulunmadığı alanlarda yetişen bireylerinden yaprak ve dal örnekleri toplanmıştır. Toplanan örneklerin bir kısmında yıkama işlemi gerçekleştirilmiş ve hazırlanan örneklerde ağır metal analizleri yapılarak Cr, Ni, Fe, Mg, Cu, Ca, Zn, Mn, Pb ve Cd konsantrasyonları belirlenmiştir. Çalışma sonucunda farklı türlerin ağır metalleri farklı düzeyde biriktirdiği, Duncan testi sonucunda *Ligustrum vulgare*'nin bütün elementlerde ilk homojen gruplarda, *Buxus sempervirens*'in ise Cr dışındaki bütün elementlerde son homojen gruplarda yer aldığı belirlenmiştir. Cu, Ni, Pb, Cd ve Ca konsantrasyonlarının dallarda yapraktakinden daha yüksek olması dikkat çekicidir. Trafik yoğunluğuna bağlı olarak meydana gelen değişimin ise çalışmaya konu faktörlere göre metal bazında farklı oranlarda olduğu belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Ağır metal, bitki, çalı, peyzaj

2018, 141 sayfa
Bilim Kodu: 1205

ABSTRACT

Ph.D. Thesis

DETERMINATION OF HEAVY METAL ACCUMULATION IN THE SOME OF LANDSCAPE PLANTS FOR SHRUB FORMS

Mansour Mossi Mohammed MOSSI
Kastamonu University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Forest Engineering

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Hakan ŞEVİK

Heavy metals have a separate precaution in the air pollution components as they are not easily deteriorated in nature, they tend to bioaccumulate, they are carcinogenic or poisonous, and they can be toxic even at low concentrations. Therefore, monitoring of heavy metal pollution is of great importance. Plants are frequently used as biomonitors to monitor the heavy metal pollution. However, the heavy metal accumulation capacities of plants can vary considerably depending on the plant species, as well as on the organelle basis and the amount of particulate matter in the environment. It is also very important to determine how much of the heavy metal concentrations found in plants are derived from the plant species, and how much from the particulate matter on the organelle.

In this study, it was aimed to determine the change of heavy metal accumulation in some landscape plants grown in city center of Kastamonu depending on plant type, plant organism, washing status and traffic density. For this purpose; Leaf and branch samples were collected from individuals of *Ligustrum vulgare*, *Euonymus japonica*, *Biota orientalis*, *Juniperus sabina*, *Berberis thunbergii*, *Mahonia aquifolium* and *Buxus sempervirens* which are frequently used in urban landscape designs growing in areas with heavy, low dense and non traffic. Some of the collected samples were washed and heavy metal analyses were conducted to determine the amount of Cr, Ni, Fe, Mg, Cu, Ca, Zn, Mn, Pb and Cd concentrations. As the result of the study it was determined that different species accumulate heavy metals in different levels, and according to the Duncan test, *Ligustrum vulgare* is in the first homogeneous group for all elements, and *Buxus sempervirens* is in the last homogeneous group for all elements except Cr. It was remarkable that Cu, Ni, Pb, Cd and Ca concentrations were higher in brenches than in the leaves for all the species. And the alteration depending on traffic density on the base of the factors studied was in different proportion depending on the metals.

Key Words: Heavy metal, plant, shrub, landscape,

2018, 141 pages

Science Code: 1205

TEŞEKKÜR

Çalışmam boyunca yaptığı danışmanlık, rehberlik, içten yol göstericiliği ve sağladığı çok değerli tavsiyeler için ve ayrıca, bir araştırmacı bilim insanı olma yönünde gelişimime sağladığı katkılardan dolayı Dr. Hakan Sevik'e özel olarak minnettarlığımı ifade etmek istiyorum.

Ayrıca, arazi çalışmalarım esnasındaki yardımlarından dolayı Dr. Mehmet CETİN'e ve istatistiki analizler esnasındaki yardımlarından dolayı Dr. Ayse KALAYCI ONAC'a, teşekkür ediyorum.

Çalışmam boyunca sağladıkları destek, teşvik ve gösterdikleri sabır için özellikle sevgili eşime ve çocuklarıma sabırları ve yardımları için sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Ayrıca, çalışmalarım için burs desteği sağlayan ülkem Libya'ya ve sağladığı eğitim imkânı için Kastamonu Üniversitesine minnettarlığımı ifade etmek istiyorum.

Çalışmamın ülkem, Kastamonu ve bilim camiası için faydalı olmasını temenni ederim.

Mansour Mossi Mohammed MOSSI
Kastamonu, Mayıs, 2018

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖZET.....	iv
ABSTRACT.....	v
TEŞEKKÜR.....	vi
İÇİNDEKİLER	vii
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	x
FOTOĞRAFLAR DİZİNİ	xi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	xii
TABLolar DİZİNİ	xiii
1. GİRİŞ	1
2. LİTERATÜR ÖZETİ.....	5
2.1. Ağır Metal Kirliliğinin İzlenmesinde Bitkilerin Biyomonitor Olarak Kullanımı.....	5
2.2. Çalışmaya Konu Bitkilerin Genel Özellikleri	11
2.2.1. <i>Ligustrum vulgare L.</i>	11
2.2.2. <i>Eonymus japonica</i>	13
2.2.3. <i>Biota orientalis (Syn: Thuja orientalis)</i>	14
2.2.4. <i>Juniperus sabina</i>	17
2.2.5. <i>Berberis thunbergii</i>	20
2.2.6. <i>Mahonia aquifolium</i>	21
2.2.7. <i>Buxus sempervirens</i>	22
3. MATERYAL VE YÖNTEM	25
3.1. Örneklerin Toplanması.....	25
3.2. Ön İşlemler	27
3.3. Ağır Metallerin Belirlenmesi.....	29
3.4. İstatistik Analizler	31
4. BULGULAR.....	32
4.1. Elementlerin Tür, Organel ve Yıkamaya Bağlı Değişimi	45
4.1.1. Cu Konsantrasyonunun Değişimi.....	45
4.1.2. Ni Konsantrasyonunun Değişimi	47

4.1.3. Cr Konsantrasyonunun Değişimi	49
4.1.4. Pb Konsantrasyonunun Değişimi	51
4.1.5. Cd Konsantrasyonunun Değişimi.....	53
4.1.6. Zn Konsantrasyonunun Değişimi	56
4.1.7. Ca Konsantrasyonunun Değişimi.....	58
4.1.8. Fe Konsantrasyonunun Değişimi	60
4.1.9 Mg Konsantrasyonunun Değişimi.....	62
4.1.10. Mn Konsantrasyonunun Değişimi.....	63
4.2. Elementlerin Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	66
4.2.1. Cu Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	66
4.2.2. Ni Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi.....	68
4.2.3. Cr Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi.....	71
4.2.4. Pb Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi.....	74
4.2.5. Cd Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	77
4.2.6. Zn Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	80
4.2.7. Ca Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	83
4.2.8. Fe Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi.....	86
4.2.9. Mg Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	89
4.2.10. Mn Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi ...	92
5. SONUÇ VE TARTIŞMA	95
5.1. Element Miktarlarının Bitki Türüne Bağlı Olarak Değişimi.....	95
5.2. Element Miktarlarının Trafik Yoğunluğuna Bağlı Olarak Değişimi	97
5.3. Element Miktarlarının Organelere Bağlı Olarak Değişimi	98
5.4. Element Miktarlarının Yıkanmaya Bağlı Değişimi.....	100
5.5. Elementlerin Tür, Organel ve Yıkanma Bakımından Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi.....	102
5.5.1. Cu Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması	102
5.5.2. Ni Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması	105
5.5.3. Cr Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması	107
5.5.4. Pb Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması.....	108
5.5.5. Cd Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması	111
5.5.6. Zn Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması.....	111
5.5.7. Ca Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması.....	113

5.5.8. Fe Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması	114
5.5.9. Mg Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması	114
5.5.10. Mn Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması	116
5.6. Genel Değerlendirme	117
6. ÖNERİLER.....	121
KAYNAKLAR	123
ÖZGEÇMİŞ	141



SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Al	Alüminyum
As	Arsenik
Ca	Kalsiyum
Cd	Kadmiyum
Co	Kobalt
Cu	Bakır
Cr	Krom
Fe	Demir
Hg	Civa
Mg	Magnezyum
Mn	Mangan
Ni	Nikel
Pb	Kurşun
Zn	Çinko
CO ²	Korbondioksit
HNO ₃	Nitrik asit
O ²	Oksijen
PM	Partikül Madde
°C	Santigrat Derece
F	F değeri
t	ton
m	metre
cm	santimetre
mm	milimetre
mL	mililitre
g	gram
kg	kilogram
µm	milimikron
ppb	milyarda bir
ppm	milyonda bir
µgg ⁻¹	mikrogram / gram
t yr ⁻¹	ton / yıl
t ha ⁻¹	ton / hektar

FOTOĞRAFLAR DİZİNİ

	Sayfa
Fotoğraf 2.1. <i>Ligustrum vulgare</i> 'nin çiçekleri	12
Fotoğraf 2.2. <i>Ligustrum vulgare</i> 'nin görünümü	13
Fotoğraf 2.3. <i>Euonymus japonica</i> 'nin görünümü	14
Fotoğraf 2.4. <i>Biota orientalis</i> ' in canlı çit yapımında kullanımı.....	15
Fotoğraf 2.5. <i>Biota orientalis</i> ' in yeşil kozalakları	16
Fotoğraf 2.6. <i>Juniperus sabina</i> ' nın kozalakları	18
Fotoğraf 2.7. <i>Juniperus sabina</i> ' nın kullanıldığı peyzaj çalışması	19
Fotoğraf 2.8. <i>Berberis thunbergii</i> ' nin kullanıldığı peyzaj çalışması	20
Fotoğraf 2.9. <i>Mahonia aquifolium</i> ' un refüj bitkisi olarak değerlendirilmesi	22
Fotoğraf 2.10. <i>Buxus sempervirens</i> ' in kullanıldığı peyzaj çalışması.....	23
Fotoğraf 3.1. Kastamonu ilinin genel görüntüsü.....	25
Fotoğraf 3.2. Kastamonu kent merkezi	26
Fotoğraf 3.3. Trafik az yoğun olduğu alanlar (Kastamonu-Taşköprü yolu)....	26
Fotoğraf 3.4. Trafik olmadığı alanlar.....	27
Fotoğraf 3.5. Laboratuvarında kurutulmuş örnekler	28
Fotoğraf 3.6. Etüvde kurutulmuş örnekler	28
Fotoğraf 3.7. Çekercakta çalışılan örnekler	29
Fotoğraf 3.8. Ön işlemler esnasında kullanılan mikrodalga	30
Fotoğraf 3.9. Analiz için hazırlanan örnekler	30
Fotoğraf 3.10. Analizlerin yapıldığı ICP-OES cihazı	31

ŞEKİLLER DİZİNİ

	Sayfa
Şekil 2.1. Partikül maddenin yayılımı.....	7
Şekil 2.2. Ağır metallerin yaprakdan bitkiye girişi	9
Şekil 4.1. Trafik yoğunluğuna bağlı olarak Cu, Ni, Cd, Pb ve Cd konsantrasyonlarının değişimi.....	37
Şekil 4.2. Trafik yoğunluğuna bağlı olarak Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn konsantrasyonlarının değişimi.....	38
Şekil 4.3. Organele bağlı olarak Cu, Ni, Cr, Pb ve Cd konsantrasyonlarının değişimi	40
Şekil 4.4. Organele bağlı olarak Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn konsantrasyonlarının değişimi	41
Şekil 4.5. Yıkanmaya bağlı olarak Cu, Ni, Cd, Pb ve Cd bakımından ortalama değerler	43
Şekil 4.6. Yıkanmaya bağlı olarak Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn bakımından Duncan testi sonuçları.....	45
Şekil 4.7. Cu konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi	68
Şekil 4.8. Ni konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi	71
Şekil 4.9. Cr konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi	74
Şekil 4.10. Pb konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi.....	77
Şekil 4.11. Cd konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi	80
Şekil 4.12. Zn konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi.....	83
Şekil 4.13. Ca konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi.....	86
Şekil 4.14. Fe konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi	89
Şekil 4.15. Mg konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi	92
Şekil 4.16. Mn konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi	94

TABLolar DİZİNİ

	Sayfa
Tablo 4.1. Tür bazında varyans analizi sonuçları	32
Tablo 4.2. Tür bazında Cu, Ni, Cr, Pb ve Cd bakımından Duncan testi sonuçları	33
Tablo 4.3. Tür bazında Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn bakımından Duncan testi sonuçları	34
Tablo 4.4. Trafik yoğunluğu bakımından varyans analizi sonuçları.....	34
Tablo 4.5. Trafik yoğunluğuna bağlı olarak Cu, Ni, Cr, Pb ve Cd bakımından Duncan testi sonuçları	36
Tablo 4.6. Trafik yoğunluğuna bağlı olarak Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn bakımından Duncan testi sonuçları	37
Tablo 4.7. Organel bakımından varyans analizi sonuçları	38
Tablo 4.8. Organele bağlı olarak Cu, Ni, Cd, Pb ve Cd bakımından Duncan testi sonuçları	40
Tablo 4.9. Organele bağlı olarak Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn bakımından Duncan testi sonuçları	41
Tablo 4.10. Yıkanma bakımından varyans analizi sonuçları	42
Tablo 4.11. Yıkanmaya bağlı olarak Cu, Ni, Cd, Pb ve Cd bakımından ortalama değerler.....	43
Tablo 4. 12. Yıkanmaya bağlı olarak Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn bakımından ortalama değerler.....	44
Tablo 4. 13. Cu konsantrasyonunun değişimi	46
Tablo 4.14. Ni konsantrasyonunun değişimi.....	48
Tablo 4.15. Cr Konsantrasyonunun değişimi.....	50
Tablo 4.16. Pb Konsantrasyonunun değişimi	52
Tablo 4. 17. Cd konsantrasyonunun değişimi.....	54
Tablo 4.18. Zn konsantrasyonunun değişimi	56
Tablo 4.19. Ca Konsantrasyonunun değişimi	58
Tablo 4.20. Fe Konsantrasyonunun değişimi.....	60
Tablo 4. 21. Mg konsantrasyonunun değişimi	62
Tablo 4.22. Mn konsantrasyonunun değişimi	64
Tablo 4.23. Cu konsantrasyonunun trafiğe bağlı değişimi	66
Tablo 4.24. Ni konsantrasyonunun trafiğe bağlı değişimi	69
Tablo 4. 25. Cr konsantrasyonunun trafiğe bağlı değişimi	72
Tablo 4.26. Pb konsantrasyonunun trafiğe bağlı değişimi.....	75
Tablo 4.27. Cd Konsantrasyonunun trafiğe bağlı değişimi.....	78
Tablo 4.28. Zn Konsantrasyonunun trafiğe bağlı değişimi.....	81
Tablo 4. 29. Ca konsantrasyonunun trafiğe bağlı değişimi.....	84
Tablo 4.30. Fe konsantrasyonunun trafiğe bağlı değişimi	87
Tablo 4.31. Mg Konsantrasyonunun trafiğe bağlı değişimi.....	90
Tablo 4.32. Mn Konsantrasyonunun trafiğe bağlı değişimi.....	93

1. GİRİŞ

Dünyanın atmosferi temel olarak oksijen (O₂), azot (N₂) ve karbon dioksitten (CO₂) oluşmaktadır. Ancak, son 30 ile 40 yıl içinde meydana gelen hızlı ekonomik gelişim, şehirleşme ve endüstrileşme süreci çeşitli kirleticilerin yayılarak atmosferin bileşimini ve kalitesini önemli ölçüde bozmuştur. En yaygın organik ve inorganik atmosferik kirleticiler ozon (O₃), sülfür dioksit (SO₂), azot oksitler (NO_x), CO₂, hidrojen florür, karbon monoksit (CO) ve formaldehid (HCHO) içermektedir (Su ve Liang, 2013; Cruz vd., 2015; Su ve Liang 2015; Cetin vd., 2016; Sevik vd., 2017a).

Hava kirliliği etmenleri içerisinde ağır metaller ayrı bir öneme sahiptir. Çünkü, ağır metaller doğada bozulmazlar ve kolay kolay yok olmazlar. Ayrıca biyobirikme eğilimindedir. Bunlardan dolayı ağır metal konsantrasyonunun belirlenmesi, riskli bölgelerin ve risk düzeyinin tespit edilmesi açısından büyük öneme sahiptir (El Hasan vd., 2002; Turkyilmaz vd., 2017a,b).

Ağır metaller atmosfere çeşitli antropojenik kaynaklardan yayılmaktadır. Metal işleme tesislerinde maden filizlerinin ısıtılması yüksek miktarlarda hava kirleticileri ile beraber çeşitli ağır metalleri atmosfere yaymaktadır (Chen vd., 2016). Bunun yanında, partikül madde (PM) veya aerosol olarak da isimlendirilen havada asılı kalan bazı partiküller de (katı veya sıvı) ciddi çevresel bir tehdit teşkil etmektedir. Ağır metaller atmosfere uçucu bileşikler şeklinde endüstriyel işlemlerden “uçucu” salınımlar ya da bacalar yoluyla çok ince partiküller şeklinde yayılabilir (Csavina vd., 2011; Csavina vd., 2012; Csavina vd.,2014; Chen vd., 2016). As, Cr, Pb, Ni, (Zn), Cd ve V gibi ağır metaller çoğunlukla endüstriyel kaynaklardan salınmaktadır ve karsinogenik (kanserojen) dirlir (Shahid vd., 2015). Özellikle potansiyel toksisiteleri ve yaşayan organizmalara maruz kalma bakımından As, Cd, Pb, Cr ve Hg en toksik ağır metaller arasındadır (Shahid vd., 2017).

Atmosferin ağır metaller tarafından kirlenmesi esasen atık yakma, evlerde petrol yakma, enerji üretim santrali, endüstriyel birimler, araç trafiği ve kontamine alanların yeniden tozuması gibi sabit veya mobil kaynaklardan kaynaklanmaktadır (Manno vd., 2006). Bunların arasında endüstriyel ve trafik faaliyetlerinden kaynaklanan ağır

metal yayılımı, atmosferik kirlenmenin en önemli kaynaklarından (Martley vd., 2004; Uzu vd., 2011).

Atmosfere yayıldıktan sonra ağır metallerin taşınımı oldukça fazladır. Kirleticiler rüzgar yardımıyla kilometrelerce uzağa kolayca taşınabilir. Atıkların kontrolsüz olarak yakılması bile ağır metallerle hava kirliliğine katkıda bulunmaktadır. Tarih öncesi seviyelere kıyasla özellikle Avrupa ülkelerinde son birkaç on yıl içerisinde atmosferdeki ağır metal seviyelerinin yükseldiği bildirilmektedir (Uzu vd., 2009; Schreck vd., 2011; Shahid vd., 2017)

Atmosferdeki ağır metal seviyeleri kırsal ve kentsel alanlar arasında, trafik yoğunluğuna bağlı olarak, endüstriyel tesislerden uzaklığa bağlı olarak oldukça değişmektedir (Uzu vd., 2010; Turkyilmaz vd., 2018a).

Yayılım sonrası ağır metaller atmosferdeki çeşitli partiküllere tutunabilir (Egani vd., 2016). Partikül madde birçoğu zararlı olan, atmosferdeki çeşitli partiküllerin kompleks bir karışımını içermektedir. Biyoyararlanım ve toksisite açısından PM'nin reaktivitesi kaba yayılıma göre daha yüksektir. Bu nedenle, ciddi sıhhi (Uzu vd., 2011) ve çevresel sorunlara neden olabilir (Schreck vd., 2011; Xiong vd., 2014). Böylece kimyasal kompozisyonu (Souza vd., 2014), PM'nin uzaysal ve zamansal varyasyonunu (Elbayoumi vd., 2013) ve insanlardaki maruziyet seviyesini (Belis vd., 2013) analiz etmek için birçok bölgede atmosferdeki kirliliğin değerlendirildiği birçok çalışma yapılmıştır (Shahid vd., 2017). Yapılan çalışmalar, atmosferde ve de toprak, göller, akarsular, yer altı suyu, nehirler ve okyanuslar gibi farklı ortamlarda değişken boyutlardaki organik veya inorganik koloidlerin kirleticilerin biyojeokimyasal döngüsünde kilit rol oynadığını göstermektedir (Navrotsky vd., 2008; Chen vd., 2016).

İnsanların ağır metallere dermal, inhalasyon ve yutma yolları ile maruz kalmaları ciddi sağlık sorunlarına yol açabilir (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).

1952 yılında (5-9 Aralık arası) Londra’da pnömoni ve bronşit gibi solunum hastalıkları ile ilişkili rahatsızlıkların bir sonucu olarak 4000 civarında kişi hayatını kaybetmiştir Benzer şekilde sonraki bir kaç ay kirli havanın etkileri 8000 kişinin daha ölümüne neden olmuştur (Chris Deziel, 2016). Kurbanlardan alınan örnekler akciğerlerinin Pb, Zn ve Fe gibi ağır metalleri içeren çok yüksek seviyedeki çok küçük partiküller ile kontamine olduğunu göstermiştir (Shahid vd., 2017).

Zaman içerisinde hava kirliliğinin önemi artmaya devam etmiş ve günümüzün en önemli sorunlarından birisi haline gelmiştir. Öyleki günümüzde dünyada her yıl yaklaşık 6.5 milyon kişinin hava kirliliğine bağlı sebeplerden hayatını kaybettiği bildirilmektedir (Işınkaralar vd., 2017). Hava kirliliği önemli bir sorun olarak görülmediği Türkiye’de dahi, sadece 2016 yılında 29 bin kişinin hava kirliliği dolayısıyla hayatını kaybettiği tespit edilmiştir (URL-1, 2016). Hava kirliliği özellikle sağlık açısından risk grubunda bulunan çocuk, yaşlı, hamile ve hasta insanlar için daha büyük sorun oluşturmaktadır (Işınkaralar vd., 2017)

Hava kirliliği bileşenleri içerisinde ağır metaller, doğada kolay kolay bozulmamaları, biyobirikme eğiliminde olmaları, bir çoğunun kanserojen veya zehirli olmalarının yanı sıra düşük konsantrasyonlarda dahi toksik olabilmeleri (Shahid vd., 2017; Turkyilmaz vd., 2018a,b) nedeniyle ayrı bir öneme sahiptirler. Bundan dolayı ağır metal kirliliğinin ve ağır metallerin atmosferden uzaklaştırılma yöntemlerinin belirlenmesi büyük önem taşımaktadır.

Ağır metal konsantrasyonunun izlenmesinde bitkiler biyomonitör olarak sıklıkla kullanılmaktadır. Trafik kaynaklı hava kirliliğinin biyomonitörü olarak pek çok tür kullanılabilir (Tomasevic and Anicic, 2010; Petrova vd., 2014; Ozel vd., 2015). Ağır metal kirliliğinin izlenebilmesi için en uygun türlerin hangileri

olduğunun belirlenmesi, bu turlerin ayrıca s3z konusu ağır metallerin havadan uzaklaştırılmasında etkin bir biçimde kullanılabilmeleri açısından b3y3k 3nem taşımaktadır.

Bu alışmada, Kastamonu ilinde kent merkezinde yetiştirilen bazı peyzaj bitkilerinde ağır metal birikiminin bitki t3r3, bitki organeli, yıkanma durumu ve trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişiminin belirlenmesi amaçlanmıştır.



2. LİTERATÜR ÖZETİ

2.1. Ağır Metal Kirliliğinin İzlenmesinde Bitkilerin Biyomonitor Olarak Kullanımı

Bitkiler, özellikle sanayi bölgelerindeki veya trafik kaynaklı ağır metal birikiminin izlenmesinde biyomonitor olarak yoğun bir şekilde kullanılmaktadır.

Endüstri tesisleri, enerji santralleri, taşıtlar, tarım ve endüstriyel işletmelerden kaynaklanan ağır metaller dahil olmak üzere kirleticilerin atmosferdeki seviyelerinin biyolojik takibini yapmak için en sık kullanılan bitkilerin başında likenler gelmektedir. Uzun yıllar boyunca likenlerde ağır metal konsantrasyonlarının belirlenmesi konusunda pek çok çalışma yapılmıştır (Garty, 2001; Bergagli ve Nimis, 2002; Loppi vd., 2002; Szczepaniak ve Biziuk, 2003).

Ağır metal konsantrasyonlarının belirlenmesinde kullanılan likenler genel olarak çalıya benzeyen, yapraksız yaşam formundaki makrolikenlerdir. Yapılan çalışmalarda liken biyoindikatörleri ile kanser gibi ciddi hastalıkların bölgesel olarak artmış seviyeleri arasında önemli düzeyde ilişki olduğunu ortaya çıkarmıştır (Cislaghi ve Nimis, 1997).

Likenler kuru çökelme, ıslak yağış ve gaz halinde yayılım ile meydana gelen atmosferik kirleticileri durdurmakta yani havanın temizlenmesine katkıda bulunmaktadır (Fenn vd., 2007). Likenlerin fizyolojisi tüm yüzeyleri boyunca havadan atmosferdeki kirleticileri emmelerini kolaylaştırmaktadır (Conti ve Cecchetti, 2001). Bu özellik onların havadaki partikülleri biriktirebilme yeteneği ile ilişkilidir. Çiçekli bitkilerin aksine likenlerin çoğunun dışında koruyucu bir mum tabakası ve su emilimi için özel bir organ bulunmamaktadır. Bu nedenle fazları ve partiküllü maddeleri çevreden pasif olarak emerler ve bundan dolayı likenler ağır metal kirliliğinin takibi açısından ideal bitkilerdir (Sloof, 1995; Bari vd., 2001; Bates, 2002).

Likenler metabolik aktivitesi atmosferik nem ile sınırlı organizmalardır. Yüksek bitkilerde olan stoma ve kütikulanın likenlerde bulunmayışı havadaki kirleticilerin tüm tallus yüzeyi ile emilmesine sebep olmaktadır. Likenlerin ağır metal kirliliğinin izlenmesinde yoğun olarak kullanılmasının belki de en önemli sebebi, likenlerin birçok elementi kendi fizyolojik ihtiyacından çok daha fazla miktarlarda biriktirme eğiliminde olmasıdır. Örneğin, likenlerin damarlı bitkilerden 100 kat daha fazla kükürt dioksit absorbe ettiği belirtilmektedir (Çobanoğlu, 2015)

Likenlerin eser elementleri biriktirme kapasitesi ve bunlara olan duyarlılığı likenin türüne bağlıdır ve bunlar yapısal ve morfolojik özelliklerine bağlı olarak değişiklik göstermektedir (Getty vd., 1999; Carreras vd., 2005).

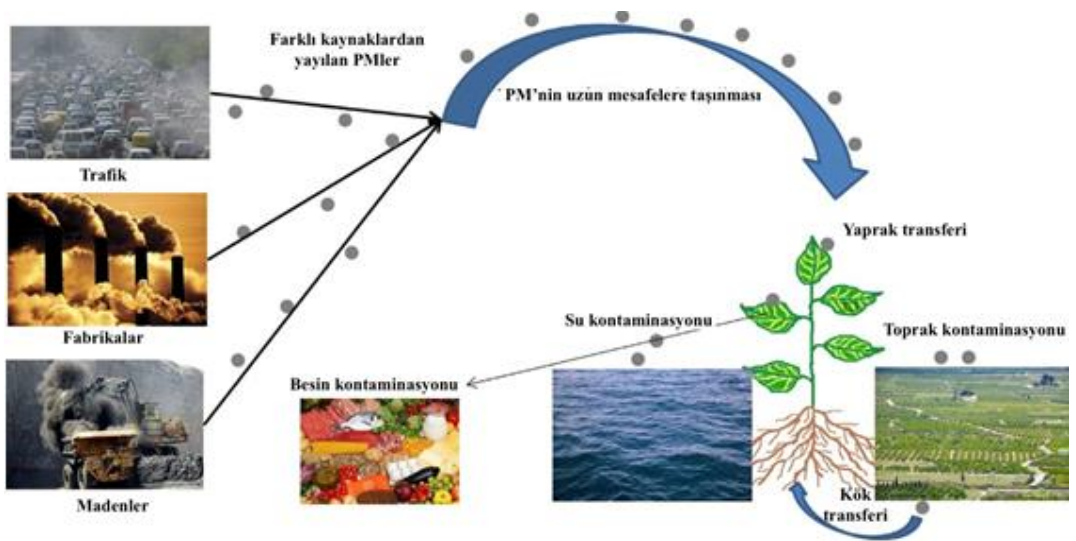
Likenler gibi yosunlar da ağır metal kirliliğinin takibinde etkin olarak kullanılan bitkilerdendir ve yosunlar üzerinde de ağır metal kirliliğinin belirlenmesine ilişkin çok sayıda çalışma yapılmıştır (Čeburnis ve Steinnes, 2000; Fernández vd., 2000; Pearson vd., 2000; Szczepaniak ve Biziuk, 2003; Harmens vd., 2004; Harmens vd., 2010). Hava kirliliği indikatörü olarak çiçekli bitkilerle karşılaştırıldığında, liken ve karayosunu gibi talli bitkiler daha fazla öne çıkmaktadır. Çünkü hava kalitesinin izlenmesi söz konusu olduğunda, uzun yıllar bütün bir tallus olarak (yaprak, çiçek dökmeden) yaşayan likenlerin tercih edilmesi daha uzun vadeli ve güvenilir sonuçlar verebilmektedir (Çobanoğlu, 2015). Karayosunları, ciğerotları ve boynuzotlarını içeren bitki grubunu ifade etmek için “briyofitler” terimi kullanılmaktadır (Sarı ve Ören, 2016).

Briyofitler, özellikle yosunlar ekosistemin inatçı organik kirleticiler, eser metaller ve azot fazlalığı gibi bazı kirleticilere maruziyetini takip etmek için 1970’lerden beri kullanılmaktadır. Birincisi, briyofitlerin vasküler sistemi yoktur ve gelişmiş kök sistemi yoktur, bu nedenle yosunlar besinlerinin büyük kısmını olasılıkla dallarına veya yapraklarına direk temas eden sudan almaktadır. Yosunlar genellikle yağmurdan gelen suyu biriktirmekte ve bu da onları atmosferik birikime biyolojik maruziyetin değerlendirilmesi için kullanışlı hale getirmektedir. Ancak, bazı çalışmalar bazı yosunların mineral elementleri topraktan alabileceğini göstermiştir (Ayres vd., 2006; Klos vd., 2012; Shahid vd., 2017), yine de atmosferden alım ile

kıyaslandığında besinlerin topraktan alınmasının az miktarda olduğu görülmektedir (Shahid vd., 2017).

Yosunların biyolojik kütlelerinin fazla olması, çeşitli ekosistemlerde ve tüm dünyada her yerde bulunmaları onları uygun bir biyoindikatör yapmaktadır. Yosunlar yüksek miktarlarda ağır metal biriktirebilme kapasitesine sahip olup bu yağmur suyu veya havaya göre element konsantrasyonlarının daha yüksek olmasına yol açmaktadır (Shahid vd., 2017). Bu özelliklerinden dolayı Avrupa'da, atmosferik metal kirliliğinin biyoindikatörü olarak kara yosunlarının kullanımı 1960'ların sonundan itibaren başlamış ve yosunlar pek çok bilimsel araştırmaya konu olmuşlardır (Ares vd., 2012; Giordano vd., 2013; Sarı ve Ören, 2016).

Son yıllarda ise ağır metal kirliliğinin belirlenmesinde yüksek yapılı bitkiler sıklıkla kullanılmaya başlamıştır. Havadaki ağır metaller partikül maddeler üzerinde birikmekte, partikül maddelerin yaprak yüzeylerinde çökmesinin ardından yaprak transferi yoluyla bitki yapraklarında birikebilmektedir (Schreck vd., 2012). Dolayısıyla partikül madde miktarı ile ağır metal kirliliği arasında yakın bir ilişki bulunmaktadır. Farklı endüstriyel faaliyetlerden kaynaklanan ve atmosfere ağır metal yayılımı, havada uzun mesafelere taşınma, bitki yapraklarında çökme ve emilimi ile olası besin zinciri kontaminasyonunun riskleri Şekil 2.1' de verilmiştir.

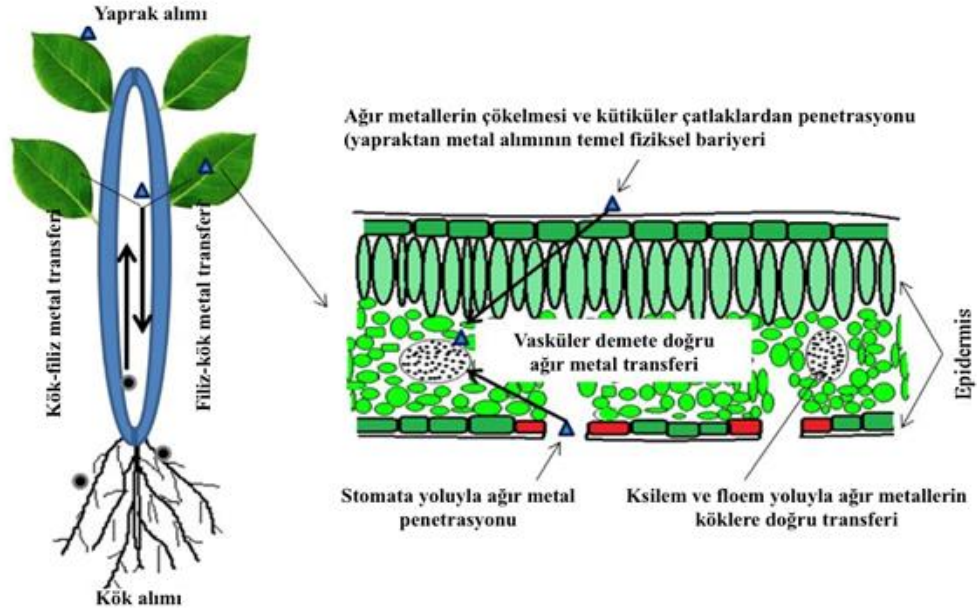


Şekil 2.1. Partikül maddenin yayılımı

Bitki saçakları atmosferdeki ağır metal emisyonları için etkili bir filtre olarak hizmet etmektedir (Liu vd., 2012). Bazı alışmalar bitki saçaklarının havadaki PM'yi yaprak kısımlarında yakalayarak PM'leri etkili şekilde tutabildiğini ve atmosferdeki PM oranını dūřürebildiđini gōstermiřtir. Bōylece bitkililer havadaki PM miktarını ve PM ile birlikte ağır metalleri atmosferden uzaklaştırarak havayı temizleyebilmektedirler (Feng, 1992; Zhou vd., 2001; Prusty vd., 2005; Al-Khashman vd., 2011; Turan vd., 2011; Liu vd., 2013)

Yapılan alışmalar ağır metal kirliliğinin yüksek olduğu endüstri tesisleri yakınında büyüyen bitkilerin yapraklarında yüksek seviyelerde ağır metal olduğunu gōstermiřtir (Uhlig ve Juntila, 2001; Shahid vd., 2013). Çevresel risk değerlendirme çalışmalarında bitkilerin yapraklarında ağır metal seviyeleri sıklıkla çalışmalara konu olmaktadır (Zheljazkov vd., 2008; Stafilou vd., 2010; Schreck vd., 2012; Schreck vd., 2013; Dumat vd., 2016).

Yaprak yüzeylerinden ağır metal alımı stomata, kütiküler çatlaklar, kovucuk, ektodesmata ve akōz porlar yoluyla olmaktadır (Fernández ve Brown, 2013; Fernández vd., 2013). Aslında yaprakta çökelen ağır metallerin emilimi esasen yardımcı hücreler ile kütiküler membrandaki koruyucu hücreler veya epidermal hücre duvarı arasında yer alan non-plazmatik kanallar olan ektodesmata yoluyla olmaktadır. Hatta koruyucu hücrenin üzerinde yer alan kütikül, epidermal hücrelerle kıyaslandığında oldukça daha fazla geçirgendir. Uzu vd., (2010) bitki yaprakları üstüne yapışan PM'nin esasen tüyler ve kütiküler mum tarafından tutulduğunu ancak PM'ye bağlı metallerin bir kısmının bitkinin yaprak dokularının içine girebildiğini belirtmektedir. Ağır metallerin yapraktan bitkiye girişi şekil 2.2'de verilmiştir.



Şekil 2.2. Ağır metallerin yapraktan bitkiye girişi

Kozlov vd., (2000) Cu ve Ni'den zengin partiküllerin transferini araştırdıkları çalışmalarında, partiküllerin bitki yapraklarının içine stomata yoluyla girebildiğini belirtmişlerdir. Fernández ve Eichert (2009) partiküllerin yaprak dokusunun içine yaprak kütikülü üzerinde ve stomatanın içindeki porlar yoluyla girebildiğini ileri sürmüştür. Bu nedenle yaprak alımından sonra kirlenmiş bitkilerin tüketilmesinden ötürü insan sağlığı açısından olan riskleri değerlendirmek oldukça önemlidir. Ancak, bu konuda yapılmış çok az çalışma bulunmaktadır.

Atmosferik kirleticiler ile beraber ortaya çıkan sağlık riskleri esasen atmosferik toz partiküllerinin inhalasyonu ve yüksek nüfus yoğunluğunun olduğu kentsel alanlarda kirlenmiş bitkilerin besin olarak tüketilmesinden kaynaklanır (Morman ve Plumlee, 2013). Bitkiler tarafından ağır metallerin alımı ve birikiminin araştırıldığı çalışmalarda, ağır metallerin büyük kısmının topraktan kök sistemi ile emildiği belirlenmiştir (Niazi ve Burton, 2016).

Bitki kökleri, yaprakları, meyveleri ve çiçekleri gibi organları da ağır metalleri absorbe edebilmektedir (Bondada vd., 2004). Bitkinin havadaki organlarının köklere benzer şekilde ağır metal tutma mekanizmaları ile donatılmış etkili absorbe edici yapılar olduğu söylenebilir. Gerçekten, metaller atmosferdeki partiküllerin yaprak

yüzelelerinde çökmesinden sonra yaprak transferi yoluyla bitki yapraklarında birikebilmektedir (Schreck vd., 2012; Xiong vd., 2014). Maden çıkarma ve endüstriyel alanlar ile trafik yoğunluğunun olduğu alanların yakınında büyüyen bitkilerin kök, yaprak, meyve, dal, kabuk, odun gibi organlarında yüksek konsantrasyonlarda ağır metaller bulunduğu belirtilmektedir (Schreck vd., 2013; Shahid vd., 2013; Xiong vd., 2014; Shahid vd., 2017; Turkyilmaz vd., 2018a,b).

Bu nedenle atmosferik birikim veya transfer yoluyla meydana gelen metal kontaminasyonunu değerlendirmek amacıyla endüstriyel bölgelerin veya yolların yakınında biyolojik takip çalışmaları ve bitkilerin biyomonitor olarak kullanımına ilişkin çok sayıda çalışma yapılmıştır. Yapılan çalışmalarda *Pinus nigra*, *Pinus sylvestris*, *Abies bornmulleriana*, *Picea pungens* (Turkyilmaz vd., 2018a), *Robinia pseudoacacia* (Celik vd., 2005; Serbula vd., 2012), *Prunus persica* (Dimitrijević vd., 2016; Alagić vd., 2017), *Aesculus hippocastanum* (Tomasevic ve Anicic, 2010; Anicic ve ark., 2011), *Clethra barbinervis* (Yamađi vd., 2016), *Sophora japonica* (Li vd., 2007), *Malus* sp. (Tošić vd., 2016), *Betula pendula* (Petrova ve ark., 2014), *Quercus ilex* (Gratani ve ark., 2008), *Acer rubrum*, *Populus tremuloides* (Kalubi vd., 2016), *Elaeagnus angustifolia* (Aksoy ve Şahin, 1999), *Pistacia lentiscus* (Concas vd., 2015), *Fraxinus excelsior* (Aksoy ve Demirezen, 2006), *Populus deltoides* (Xu vd., 2016), *Pinus pinea* (Rossini Oliva ve Mingorance, 2006) türlerinde ağır metal birikimi araştırılmıştır. Bu alanda yapılmış çalışmalara daha pek çok örnek verilebilir.

Yüksek yapılı bitkilerin ağır metal birikimi konusundaki çalışmalara sıklıkla konu olmalarının birkaç sebebi olabilir. Öncelikle bu bitkilerin kullanımında özel bir deneme deseni oluşturulmasına gerek yoktur. Söz konusu bitkiler buldukları alanda çok uzun yıllar kalabilirler ve bundan dolayı farklı araştırmalara olanak verirler. Örneğin yaprak döken bitkilerin yapraklarında yapılacak çalışmalar ile sadece bir vejetasyon dönemi içerisindeki ağır metal kirliliği konusunda veriler elde edilebilirken *Pinus* türlerinde 2-3 yıl, *Picea* ve *Abies* türlerinde 6-7 yıllık verilere ulaşılabilir (Turkyilmaz vd., 2018a,b). Bunun dışında ağaçların yıllık halkalarında yapılacak incelemeler ile yüzlerce yıllık veriler elde edilebilir (Baross vd., 2014; Panyushkina vd., 2016). Bunun dışında yüksek yapılı bitkiler liken ve yosunların

aksine farklı yapılardaki organellerden oluşur ve her organelin ağır metal biriktirme potansiyeli farklı olabilir (Norouzi vd., 2016).

Ayrıca, yüksek yapılı bitkiler ağır metal kirliliğinin azaltılmasında yosun ve likenlere göre daha etkilidir. Çünkü çok daha fazla alan kaplarlar ve ayrıca yetiştikleri alanda ağır metal kirliliğine ek olarak hava kirliliğinin her türlüünü azaltırlar (Cetin vd., 2018). Buna ek olarak da gürültüyü azaltmak, psikolojik olarak olumlu yönde etki yapmak, ekonomik kaynak olmak, erozyonu önlemek, rüzgarın hızını azaltmak, erozyonu önlemek, yaban hayvanlarına besin ve barınak sağlamak gibi pek çok ekolojik, ekonomik ve sosyal fonksiyonu da yerine getiriler (Çetin ve Şevik, 2016; Sevik vd., 2016a). Bundan dolayı farklı yapıdaki yüksek yapılı bitkiler, farklı alanlarda yetiştirilir ve bu bitkiler üzerinde yapılacak çalışmalar, ağır metal kirliliğinin izlenmesi ve önlenmesi açısından çok değerli bilgileri sağlayabilir. Bu çalışmada da farklı yapıdaki yedi farklı türün yaprak ve dallarındaki bazı ağır metal konsantrasyonlarının trafik yoğunluğuna bağlı değişiminin belirlenmesi amaçlanmıştır.

2.2. Çalışmaya Konu Bitkilerin Genel Özellikleri

Peyzaj çalışmalarında sıklıkla kullanılan yedi adet bitki türü üzerinde yürütülmüştür. Çalışmaya konu bitki türleri *Ligustrum vulgare*, *Eonymus japonica*, *Biota orientalis*, *Juniperus sabina*, *Berberis thunbergii*, *Mahonia aquifolium* ve *Buxus sempervirens* bitki türleridir. Çalışmaya konu bitki türlerinin genel özellikleri şu şekildedir.

2.2.1. *Ligustrum vulgare* L.

Ligustrum vulgare L. (Kurtbıgırı) , Oleaceae familyasına ait 3-4 m ye kadar boy yapabilen ağaççık veya çalı formunda beyaz çiçekli bir bitkidir. Kuzey Afrika, Güney Avrupa ve Batı Asya'da doğal olarak yetişmektedir. Türkiye'de birçok ormanlık alanda, özellikle Karadeniz kıyı şeridi ile Kuzey Anadolu meşe ormanlarında sıklıkla rastlanılmaktadır (Brunello 1973; Baytop 1987).

Ilıman iklim bölgelerinde en iyi gelişimini gösterebilmekte ve yıl boyu yeşil kalabilmektedir. Kışların sert ve soğuk geçtiği bölgelerde ise yapraklarını

dökmektedir. Yaprakları kısa saplı ya da ters yumurta biçiminde olup yaprakların uçları sivri veya küttür. Üst yüzleri koyu alt yüzleri açık yeşil renğinde, tüsüzdürler (Kayacık, 1982; Soysaldı, 1990).

Makasla budamaya son derece yatkın olan ve kolayca şekil alabilen *Ligustrum vulgare* sınırlayıcı bitki türü ve canlı çit bitkisi olarak peyzaj çalışmalarında ayrıca, erozyon sahalarının ıslah edilmesinde sıkça tercih edilmektedir. Fotoğraf 2.1’de görüldüğü gibi çiçeklerinin beyaz renkli ve hoş kokulu olması da tercih edilme nedenleri arasındadır. Çiçeklerinin dizilişleri terminal durumda ve piramidal yapıdadır. Bileşik salkım halinde Haziran-Temmuz aylarında açarlar. Aydınlik ve sıcak ortamlarda meyve çiçek verimi artmaktadır. Salkımlar sonbaharda parlak, siyah renkli, üzümümsü meyvelere dönüşürler. Meyveler ekim ayında olgunlaşırlar. Taze humuslu besince zengin topraklar üzerinde, ağaçlık alanlarda ılıman iklim alanlarında oldukça sık rastlanır (Baytop 1987).



Fotoğraf 2.1 *Ligustrum vulgare*’nin çiçekleri (URL-2, 2018)

Ligustrum vulgare ağır killi toprakların yanı sıra, kumlu, kurak ve kuru topraklar ile sahil arazilerinde de yetişmeye uygun bir türdür. Kent ikliminin kirli havasına dayanıklıdır. Su baskınlarından zarar görür. Sonbaharda yaprakları morumsu bir renk alır fakat gösterişsizdir. *Ligustrum vulgare*’nin peyzaj çalışmalarında kullanımına bir örnek Fotoğraf 2.2’de verilmiştir.



Fotoğraf 2.2 *Ligustrum vulgare* 'nin görünümü (URL-3, 2018)

2.2.2. *Eonymus japonica*

Euonymus cinsinin 170 kadar türü Asya, Avrupa, Amerika, Madagaskar ve Avustralya'da doğal olarak yayılış yapmaktadır. *Euonymus japonica* türü ve bu türün diğer çeşitleri ülkemizde de yaygın olarak yetiştirilmektedir. 1,5-2,5 m boy yapabilen çalı formunda herdem yeşil bir türdür (Hay ve Synge, 1971).

Aureapictus çeşidi peyzaj çalışmalarında en çok kullanılan çeşitlerdendir. Kenarları yeşil, ortası sarı renkli ve uzun yapraklı, ideal bir çit bitkisidir (Hessayon, 1983). Üretimi tohum, çelik veya aşı ile yapılabilir (Krussmann, 1981). Toprak yönünden kanaatkar olup güneşli alanları tercih eder ancak yarı gölge alanlarda da yetiştirilebilir (Anonymous, 2005). Özellikle her dem yeşil olan türleri soğuklardan zarar görür. Ilıman ve sıcak iklimlerde daha iyi yetişebilmektedir (Karaca, 2017).

Yaprakları elips şeklinde ve karşılıklı, nadiren sarmal diziliştir. Çiçekleri oldukça küçük, meyveler kapsül şeklindedir. Peyzajda kullanımları gruplamalarda, canlı çit

yapımında ve perdelemede veya soliter olarak ayrıca, çatı, balkon, teras gibi beton zeminlerde de kullanılabilir (Karaca, 2016).

Japon taflanı olarak bilinen *Euonymus japonica*, Çin ve Japonya'da doğal olarak yayılış göstermektedir. Ülkemizde en çok kullanılan türdür. Fotoğraf 2.3.'de görüldüğü üzere özellikle alacalı formları çok dekoratiftir. Bu özelliğinden dolayı peyzaj çalışmalarında çokça tercih edilmektedir. Gümüşü sarı renkli yapraklı “*Argentea variegata*”, piramit formulu “*Piramidata*”, büyük yapraklı “*Macrophylla*”, küçük yapraklı “*Microphylla*”, küçük alacalı yapraklı “*Microphylla variegata*” peyzajda kullanılan en önemli varyeteleridir (Karaca, 2017). Kastamonu'da özellikle park ve bahçelerde, yol ağaçlandırmalarında, kamu kuruluşları ile konut bahçelerinde sıklıkla kullanılmaktadır.



Fotoğraf 2.3. *Euonymus japonica* 'nın görünümü (URL-4, 2018)

2.2.3. *Biota orientalis* (Syn: *Thuja orientalis*)

Doğu mazısı doğal olarak Kore, Mançurya, Kuzey ve Doğu Çin'de yayılış yapmaktadır (Zencirkıran, 2013). Avrupa'da ve ülkemizde de yaygın olarak yetiştirilmektedir (Güngör vd., 2002). Kastamonu'da da özellikle canlı çit yapımında en çok kullanılan türlerden birisidir (Fotoğraf 2.4).



Fotoğraf 2.4. *Biota orientalis*' in canlı çit yapımında kullanımı

Doğal yayılma alanında 20-25 m boylanabilen bu tür, ülkemiz ve Avrupa iklim şartlarında 5-10 m kadar boylanabilmektedir (Zencirkıran, 2013). Derin, gevşek ve balçıklı topraklarda iyi gelişir. Ağır ve killi toprakları sevmez. Rutubetli, iyi drenajlı ve fakir topraklarda da yetişebilir. Donlara, kurak ve soğuk iklim şartlarına dayanıklıdır. Yavaş büyür, saçak kök sistemi geliştirir. Işık-yarı gölge ağacıdır ancak gölgeye de dayanıklıdır (Güngör vd., 2002). Oval ve geniş piramidal gelişme ve bol dallanma gösterir. *Thujaorientaliscv.* 'CompactaAureaNana', *Thujaorientaliscv.* 'Elegantissima', *Thujaorientaliscv.* 'FiliformisErecta', *Thujaorientaliscv.* 'MinimaGlauca', *Thujaorientaliscv.* 'PyramidalisAurea' ve *Thujaorientaliscv.* 'Semperaurea' peyzaj çalışmalarında sıklıkla kullanılan kültürvarlarındadır (Zencirkıran, 2013). Makaslamaya yatkındır. Makaslanarak değişik form ve şekil verilebilir (Güngör vd., 2002). Park ve bahçelerde çok güzel canlı çit oluşturulabilir (Anşin ve Özkan, 1997). Küreye yakın biçimde olan kozalaklar 1-2 cm boyunda, tazeysen mavi-yeşil dumanlı ve etlidirler (Fotoğraf 2.5). Olgunlukta kahverengi odunsu ve sert olurlar. Her bir kozalakta ucu sivri ve geriye doğru kıvrık 6-8 pul bulunur. Erkek çiçekler sürgün uçlarında 2-3 mm boyunda sarı, turuncu kozalaklar halindedir. Dişi çiçeklerse 2-3 cm boyunda olup, kısa sürgün uçlarında bulunurlar.

Tohumlar, kozalakların olgunlaşip açılması ile ortaya çıkarlar. Her bir pulun altında, kanatsız olan 2-3 tohum bulunmaktadır (Mamıkoğlu, 2007).



Fotoğraf 2.5. *Biota orientalis*' in yeşil kozalakları

Thuja orientalis Anayurdunda 20 m'den daha fazla boy yaparken ana yurdu dıřında 5-10 m boy yapabilmektedir. 1 m tepe geniřliđine ulařabilen her dem yeřil kalan bir cinsli bir evcikli ađaç tőrüdür. Dallanma řekli sık dallı, oval ve konik tepeli bir biđimde olup boylu çalı ya da kőrűk ađaç formundadır (Anřin, 2008). Çok yavař b'yűme özelliđine sahip olduklarından dolayı kőrűk bahçeler ve kaya bahçeleri için uygundur (Mataracı, 2002).

Ilıman iklim b'lgelerinde yetişmektedir. Gűneř ve işıklı ortamları seven bir tőrüdür buna karşın soğuğa hava şartlarına da dayanıklıdır. Toprak özelliği bakımından humuşa fakir, derin, gevşek balık yapıda ve bataklık torf toprakları tercih etmektedir. Nem isteği yűksek olan bir tőrüdür. *Thuja* tőrleri dűzenli, yatay uzanmış dallar űzerinde yine yatay olarak dizili bulunan yapraklara sahiptir (Mamıkoğlu, 2007). Dallanması dipten başlayarak kısa ve sık dallıdır. Yapraklı olan dalları kitap sayfası gibi birbirine paralel şekilde dizilmiştir. G'vde kabuğu kızıl kahverengi ile açık gri kahverengindedir. Kabukları incedir uzunlamasına soyularak d'kűlűr. (Akkemik, 2011).

Kozalaklar tekli uğta yer alır ve bir yıl sonra olgunlaşarak açılır. Kozalakların olgunlaşmadan önce rengi mavimsi yeşil etlidir. Olgunlaşınca kıvıl-kahverenginde bir hal alır. Küreye yakın bircimde olan kozalaklar 3 cm genişliğinde yumurtamsı, 1-2 cm ęapındadır. Kozalak pullarının sırt kısımlarında geriye doğru ęengel gibi kıvrımlar bulunmaktadır. Kozalak pulları genellikle 6, ender olarak da 8'dir. Düz, kalın, odunsudur sadece ortada iki ęift verimli pulu bulunur (Mitchell ve Wilkinson, 1989).

2.2.4. *Juniperus sabina*

Cupressaceae familyasına ait *Juniperus* türleri ağağcık ya da boylu ağağ formunda, bazı türleri ęok dallı veya yatay şekilde gelişen ęalı formlarındadır. Yayılış alanları kutup bölgelerinden tropik bölgelere kadar kuzey yarım kürede geniş bir yayılış alanı göstermektedirler (MEGEP, 2007). Orta ve Güney Avrupa, Alpler, Karpatlar, Pireneler, Türkiye, Kafkasya ve Sibirya'da doğal olarak yetişmektedir. Ülkemizde, Kuzey ve Batı Anadolu'da dağlık alanlarda, kurak ve kayalık yamağlarda, Zonguldak, Samsun, Gümüşhane, Kahramanmaraş ve Hakkri bölgelerinde yayılış gösterir. Bu alanlarda 1.500-2.000 m rakımlarda dağlık, kayalık ve taşlık yamağlarda yetişmektedir (Demir, 2012).

Ardıç türlerine ait 40 türü bulunmaktadır. Sürünücü ve yayılıcı formda olan türleri her dem yeşil kalabilen türleridir. Dallanma yapısı genel olarak yanlara doğru ve yukarı yönde gelişim göstermektedir. Gövde kabukları ince yapıdadır. Genę bireylerinde yaprakları iğne şeklinde iken yaşlı bireylerinde pul halini almaktadır. Dallar zerine yaprakları karşılıklı ya da ęevrel olarak dizilmiştir. Iğne yaprakları genę bireylerinde beyaz şeritlidir ve üst yüzeyleri alt yüzeylerinden daha açık bir renktedir. Yapraklarının uç kısımları batıcıdır, dip kısımları da geniştir. Yuvarlak şeklindeki sürgünleri kalın ve dört köşelidir. ęięekleri genel olarak iki nadiren de bir evcikliidir. Erkek ęięekleri yumurta biçiminde olup dişi ęięekleri de yuvarlak şeklindeidir. Kozalak formları ise yuvarlak ve zms görünüşe sahiptir. Her kozalakta 1-10 tohum mevcuttur (Guo vd., 2010). *Juniperus sabina*'nın kozalakları Fotoğraf 2.6' da gösterilmiştir.



Fotoğraf 2.6. *Juniperus sabina*’nın kozalakları (URL-5, 2018)

Ekolojik istekleri yönünden ardıçlar bol ışık alan alanları tercih etmesine rağmen bazı ardıç türleri ise gölgeye dayanıklılık gösterir. Yetiştirme ortamında ki nispi nem düşük miktarda değil ise gelişimlerini iyi yapmaktadırlar. Farklı çeşit bitkilerin farklı özelliklerde toprak tercihleri vardır. Ardıçlar ise geçirgen, kumlu nemli ve organik maddece zengin içerikli topraklarda iyi gelişim göstermektedir. Kireçli topraklar üzerinde de gelişimlerine devam edebilmektedirler. Soğuk iklimlere karşı dayanıklıdır. Baca dumanı ve zehirli gazlar gibi kentlerin kirli havalarına da dayanıklıdır. Bu özelliğinden dolayı şehir içi alanlarda rahatlıkla tercih edilebilir. Zehirli gazlardan etkilenmediği gibi rüzgâra karşıda dayanıklıdır. Rüzgâr kırın olarak perdeleme olarak kullanılır. Alle ağaçlandırmalarında ve kaya bahçelerinde kullanıma uygundur (Asili vd., 2010). *Juniperus sabina*’nın kullanıldığı peyzaj çalışmalarından bir örnek Fotoğraf 2.7’ de gösterilmiştir.



Fotoğraf 2.7. *Juniperus sabina* 'nın kullanıldığı peyzaj çalışması (URL-6, 2018)

Önemli türleri; *Juniperus communis* (Adi Ardıç), *Juniperus sabina* (Sabin Ardıcı), *Juniperus excelsa* (Boylu Ardıç), *Juniperus horizontalis* (Yatık Ardıç)' tır. Bunların içinden *Juniperus sabina* (Sabin Ardıcı) Türkiye' de kolay bir şekilde yetişmekte ve yetiştirilmektedir. Sabin ardıcının gövdesi yaşlandıkça kırmızı renk almaktadır ve gittikçe gövdeden ayrılır. Dalları yanlara doğru uzanır ve toprağa paralel bir büyüme göstermektedir. Dalları çok fazladır ve toprak yüzeyinde sürünür. İğne yaprakları vardır ve mavi-yeşil rengindedir. Yaprakları herhangi bir ezilme veya darbe ile karşılaşınca kötü bir koku yayar. Çok kanaatkâr bir bitkidir. Tomurcukları çıplak, çiçekleri ir cinsli iki evciklidir. Meyveleri ilk zamanlarında yeşil sonraları siyahımsı üst yüzeyleri mavi dumanlı gibidir. Tohumları kalın kabuklara sahip ve 1-4 adettir. Tohum, çelik ve aşı yöntemleri ile üretilebilir. Kozalakları dallarının uç kısmında ve aşağı doğrudur. Bu özelliği yönü ile diğer ardıçlardan ayrılmaktadır. Kumlu, killi topraklardan hoşlanır ve kireçli toprakları da tercih etmektedir. Güneş ve yarı gölge alanlarını tercih eder. Donlara ve zehirli gazlara dayanıklı bir türdür. Yukarı doğru yönelmiş dal yapısı ve gövdesi ile düzgün bir tepe tacına sahip değildir. 3 metreye kadar boy yapabilmektedir ve sürünücü özelliktedir. Bodur formdaki ve her dem yeşil bitki türleri arasından en cazip ve en kullanışlı olan bitki türüdür. Ev ve kaya bahçelerinde rahatlıkla tercih edilebilir (Gültekin vd., 2005; Demir, 2012).

2.2.5. *Berberis thunbergii*

Berberidaceae familyası, *Berberis* cinsinde yer alan *Berberis thunbergii* Japonya’da doğal olarak yetişen 2-3 m. boylanabilen, küçük yaprakları ve dikenleriyle kompakt bir çalı türüdür. *Berberis* türleri içerisinde en çok kullanılan türdür. Egzotik birçok tür gibi yapraklarını erken açmakta ve sonbaharın sonlarında dökmektedir. Gövdesi yanlara doğru uzamaktadır ve kaba köşeli kırmızı kahverengi renktedir. Ülkemizde peyzaj çalışmalarında sıklıkla kullanılan *Berberis thunbergii* ‘Atropurpurea Nana’ 60 cm’ye kadar boylanabilen ve 60 cm kadar çap yapabilen kışın yaprak döken dikenli bir çalıdır. Çiçekler sarı renkli olup genellikle bir taç yaprağın dış kısmında bir kırmızılık görülür. Sarıçiçekleri salkım şeklinde yaklaşık 1 cm. çapındaki çiçekleri ilkbaharda Nisan- Mayıs ayında iki ile on üç adedi demet ya da basit halinde kurul oluşturur ve nadiren de kısa sürgünler üzerinde teker teker bulunur (Ward vd., 2009; Flinn vd., 2014). *Berberis thunbergii*’ nin kullanıldığı peyzaj çalışmalarından bir örnek Fotoğraf 2.8’ de gösterilmiştir.



Fotoğraf 2.8. *Berberis thunbergii*’ nin kullanıldığı peyzaj çalışması (URL-7, 2018)

Meyveler genellikle kırmızımsı renktedir. Üzümsü meyveleri elipsi şekilli ve parlak kırmızı olup sonbaharda olgunlaşır ve kış boyunca dallarda kalabilir. Yaprakları son

baharda turuncu kırmızı arasında renk değiştirir. Oldukça kanaatkar bir bitki olduğundan peyzaj çalışmalarında oldukça yoğun bir şekilde kullanılmaktadır. Asidik toprakları tercih eder ve endüstri bölgelerinde kullanılmaya da uygundur (Bayramoğlu ve Demirel, 2014; Anonim, 2016).

2.2.6. *Mahonia aquifolium*

Berberidaceae familyasına ait olan *Mahonia aquifolium*' un Türkçe adı, Mahonya'dır. Doğu ve Güney Asya ile Kuzey ve Orta Amerika'da doğal olarak yetişen 90 kadar türü bulunmaktadır. Çalı formunda 1-1,5 m boylanabilen her dem yeşil bir bitki türüdür. Aynı zamanda ağaç ve ağaççık olarak kullanılabilen türleri vardır. Güneş yarı gölge alanlarda yaşayabildiği gibi gölgede de yaşayabilmektedir. Çok hızlı büyüme özelliği göstermezler genellikle orta hız da bir büyüme gösterirler. Yaprakları tek yaprakçıklı, tüysü, parlak yeşil renkli, nadir olarak üçlüdür. Yaprakçıkların kenarları seyrek dişlidir, dişlerin ucu çokça diken durumundadır yaprağın dizilişi ise almalıdır. Yaprağın yeşil renkli kenarları kışın kırmızı renge bürünürler. Dallarında diken bulunmaz. Çiçekleri sarı renkli olup Mart-Nisan aylarında dikkat çekici görünümündedir. Çiçekleri, çok iekli salkım ya da bileşik salkım durumundadır. Bu çiçeklenmeyi siyah meyveler izler. Meyveleri çoğunlukla mavi ve dumanlıdır. Toprak konusunda çok fazla isteği yoktur. Yaprakları mavimsi yeşil olan türler güneşli ortamları ve kumlu topraklarda daha iyi gelişim gösterir. Diğer türleri ise nemli ve humuslu toprakların bulunduğu alanlardan hoşlanır. Yarı gölge yerlerden hoşlanan bu türlerin çoğu çok narin bir yapıya sahiptir. Soğuk havalardan zarar görürler. Soğuk rüzgarlardan ve kış güneşinden korunmaları gerekmektedir (Hudek vd., 2010; Gunduz, 2013; Hudek vd., 2014).

Mahonia aquifolium peyzaj çalışmalarında tek ya da gruplar halinde kullanılır. Villa bahçesi, balkon, çatı, teras gibi alanlarda kolayca yetiştirilebilir. Yetiştirilmesi genellikle tohumla yapılmakta ancak çelikle de üretilebilmektedir (URL-8, 2018). *Mahonia aquifolium* ülkemizde peyzaj çalışmalarında sıklıkla kullanılan türlerden birisidir (Fotoğraf 2.9).



Fotoğraf 2.9. *Mahonia aquifolium*' un refüj bitkisi olarak değerlendirilmesi

2.2.7. *Buxus sempervirens*

Adi şimşir (*Buxus sempervirens*), Buxaceae (şimşirgiller) familyasına ait kış mevsiminde yaprağını dökmeyen, çalı veya ağaç formundaki odunsu bir bitki türüdür. Kabuk yapısı pürüzlü bir yapıya sahiptir ve rengi sarımsı kahverengindedir. Dört köşeli zeytin yeşili sürgünleri önceleri tüylü sonra tüysüz bir hal almaktadır. Yaprak formları ise, eliptik bir biçimde olup tam kenarlıdır. 1-3 cm uzunluğunda derimsi yapıya sahip yaprakların üst yüzeyleri parlak yeşil renkli ve alt yüzeyleri ise sarımsı açık yeşil renklidir. Yapraklar dallar üzerinde sürgünler ile karşılıklı olarak dizilmişlerdir ve kısa saplıdır. Yaprakları sert yapıdadır. Çiçekleri ağaç üzerinde zor görünür. Erkek çiçekleri sarımsı yeşil renge dişi çiçekleri ise beyazımsı bir renge sahiptir. Meyve formları ise, küremsi ya da ters yumurta biçiminde, 3 gözlü bir kapsül şeklindedir. Olgunlaştıklarında siyahımsı-kahverengine dönüşürler. Tohumları parlak, siyah renkte ve üç köşeli bir yapıya sahiptir. Şimşirin üretilmesi tohum ya da çelikle üretim yöntemi ile olur. Çok sıkı bir yapıya sahiptir ve Türkiye'de yetişen en sert yapılı ağaç türlerinden biridir. Bu nedenden dolayı işlenmesi güçtür. Buna karşın oldukça düzgün ve parlak bir yüzeyi vardır. Esnek bir

yapıya sahiptir ve zor yarılr. Basmalar, vurmalar, sürtünmeler ve aınmalar gibi fiziki etkilerden dolayı oluşabilecek darbelere karşı dayanıklıdır (Ateş vd., 2010).

Değişken hava koşullarından az miktarda etkilenir. Kolaylıkla rmez. Biyolojik zararlılara (böcek ve mikroorganizmalara) karşı dayanıklıdır. Büyümesi çok yavaş olan bir ağaçtır ve dağınık gözenekli yapıya sahiptir. Gözenekleri gözle görülemeyecek kadar küçüktür. Anadolu ŐimŐirinde z ışınlar net olarak görünmez. Yıllık halkaları, çok ince ve sık olduğu için net bir Şekilde birbirinden ayırt edilemez. Bu yüzden öz damar kesitinde canlı damar deseni bulunmamaktadır. En ağır yerli ağaçlardan birisidir. Şimşirin z odunu ile dış odunu arasında net bir renk farkı yoktur. Renkleri açık sarı veya koyu sarı arasında değişmektedir (Ateş vd., 2010; Hamid vd., 2017). *Buxus sempervirens*' in kullanıldığı peyzaj çalışmalarından bir rnek Fotoğraf 2.10' da gösterilmiştir.



Fotoğraf 2.10. *Buxus sempervirens*' in kullanıldığı peyzaj alıması (URL-9, 2018)

Ekolojik zellikleri bakımından besin içeriği yönünden zengin, nemli, serin, gevşek yapılı ve humus içeri bakımından iyi olan alanlarda iyi bir gelişim göstermektedir. Optimal bir büyüme gösterebilmesi için yeterli derecede rutubet içeren fakat iyi drenajlı toprakları tercih eder. Ilıman iklim bölgelerinde, güneşli alanlarda ya da gölgeli alanlarda iyi gelişim yapabilmektedir. Dikim alanları için rüzgarlardan ve kış

soğuklarından korunaklı alanlar tercih edilmelidir. Donlara karşı hassasiyet gösterir. Ilıman iklim alanlarını ve nemli yerleri tercih ettiğinden dolayı ağaç altlarında yetiştirilir (Lehtijärvi vd., 2014; Oltean vd., 2017).

Anadolu şimşiri (*Buxus sempervirens* L.)'nde olduğu gibi bazı orman ağaçları, orman ağacı dışında insanlar tarafından süs bitkisi olarak ya da bahçelerde kullanılan dekoratif bir ağaç olarak algılanmaktadır. Fakat şimşir ormanlarda tabii olarak yetişen ve odunu günümüzde oyuncak, havan, kaşık, tarak, tabak, tavla pulu, ağızlık, makine yatakları, mekik ve süs eşyaları gibi değişik alanlarda kullanılan bir ağaç türüdür. Anadolu şimşirinin yapraklarında ve meyvelerinde insanlar ve hayvanlar üzerinde toksik bir etkiye neden olan maddeler bulunmaktadır. Türkiye'de şimşir büyük tahribatlara maruz kalmış ve amenajman planlarında bile göz önüne alınmayarak planlamalar yapılmamıştır. Bundan dolayı insanların erişemeyeceği mikro ekosistemler halinde rastlanır bir biçime gelmiştir. Oysa ki, Türkiye'de yetişen Anadolu şimşirinin yok olma tehlikesinin önlenmesi ve farklı kullanım alanlarına sahip odununun anatomik özelliklerinin detaylı olarak araştırılması gerekmektedir (Türkyılmaz, vd., 2006).

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Örneklerin Toplanması

Çalışmada Kastamonu ili kent merkezinden toplanan yaprak örnekleri kullanılmıştır. Kastamonu, toplam 13.108 km² yüzey alanına sahip bir kent olup toplam nüfusu 376 binin üzerindedir. Eski bir yerleşim alanı olan Kastamonu MÖ.18.yy.da Gas'ların yurdu olmuş, zamanla Hititler, Firigler, Kimmerler, Lidyalı'lar, Pers'ler, Pontuslular, Romalılar ve Bizanslıların yönetimine geçmiştir. Romalıların kurduğu Paflagonia isimli eyaletin merkezi olan pompeii-polis höyüğü bugünkü Taşköprü ilçesinde bulunmaktadır (URL-10, 2018). Kastamonu kent merkezi genel olarak bir vadi içerisinde kurulmuş olup, birçok ilde olduğu üzere kent merkezinde trafik oldukça yoğundur. Kastamonu'nun genel görüntüsü Fotoğraf 3.1'de verilmiştir.



Fotoğraf 3.1. Kastamonu ilinin genel görüntüsü (URL-11, 2018)

Çalışma kapsamında örneklerin toplandığı ve trafiğin yoğun olduğu alanlar Kastamonu kent merkezinde olup, bu bölge her yönde 2 şerit olmak üzere 4 şeritli bir otoyolun geçtiği ve kent genelinde en yüksek trafik yoğunluğuna sahip bölgedir.



Fotoğraf 3.2. Kastamonu kent merkezi (URL-12,2018)

Çalışma kapsamında trafiğin az yoğun olduğu alanlar anayol güzergâhında ancak, akıcı trafiğin olduğu alanlardır. Çalışma kapsamında trafiğin az yoğun olduğu alanlardan, kent merkezi çıkışında Taşköprü, İnebolu güzergahlarından toplanmıştır, Bu bölgede iki şeritli bir yol bulunmaktadır ancak akıcı bir trafik olup, trafik yoğunluğu kent merkezine göre oldukça düşüktür.



Fotoğraf 3.3. Trafiğin az yoğun olduğu alanlar (Kastamonu-Taşköprü yolu)

Trafiğin olmadığı alanlar olarak en az 50 m. mesafede araç girişinin olmadığı alanlar seçilmiştir. Bu alanlar genel olarak Kuzeykent bölgesinde yer alan, büyük kısmı Kastamonu Üniversitesi kampüs alanındaki alanlardır.



Fotoğraf 3.4. Trafiğin olmadığı alanlar (URL-13, 2018)

Çalışma kapsamında, peyzaj çalışmalarında sıklıkla kullanılan; *Ligustrum vulgare*, *Eonymus japonica*, *Biota orientalis*, *Juniperus sabina*, *Berberis thunbergii*, *Mahonia aquifolium* ve *Buxus sempervirens* bitki türlerinden yaprak örnekleri toplanmıştır. Yaprak örnekleri 2016 yılı vejetasyon mevsimi sonunda toplanmış ve poşetlenip etiketlenerek laboratuvara getirilmiştir.

3.2. Ön İşlemler

Laboratuvarda sınıflandırılıp etiketlenen örnekler 15 gün oda kurusu hale gelene kadar bekletilmiştir. Laboratuvarda hava kurusu hale gelmesi için bekletilen numunelerin genel görüntüsü Fotoğraf 3.5’de verilmiştir.



Fotoğraf 3.5. Laboratuvarda kurutulan örnekler

Hava kurusu hale gelen yapraklar, etüvde 45°C’de bir hafta boyunca kurutulmuştur (Fotoğraf 3.6). Kurutulan örnekler ağır metal analizi için aynı gün deneylere başlanmıştır.



Fotoğraf 3.6. Etüvde kurutulan örnekler

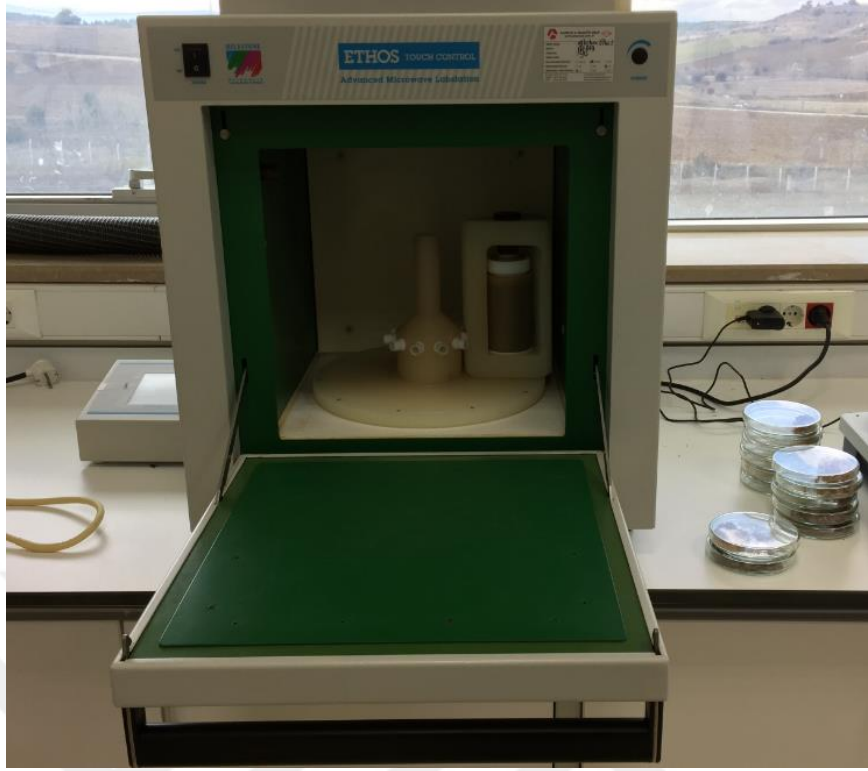
3.3. Ağır Metallerin Belirlenmesi

Bitki örnekleri öğütülerek toz haline getirilmiş ve 0,5 g tartılarak mikrodalga için tasarlanmış tüplere konulmuştur. Örneklerin üzerine 10 mL % 65'lik HNO₃ ilave edilmiştir. Bu işlemler esnasında çekeroçakta çalışılmıştır (Fotoğraf 3.7).



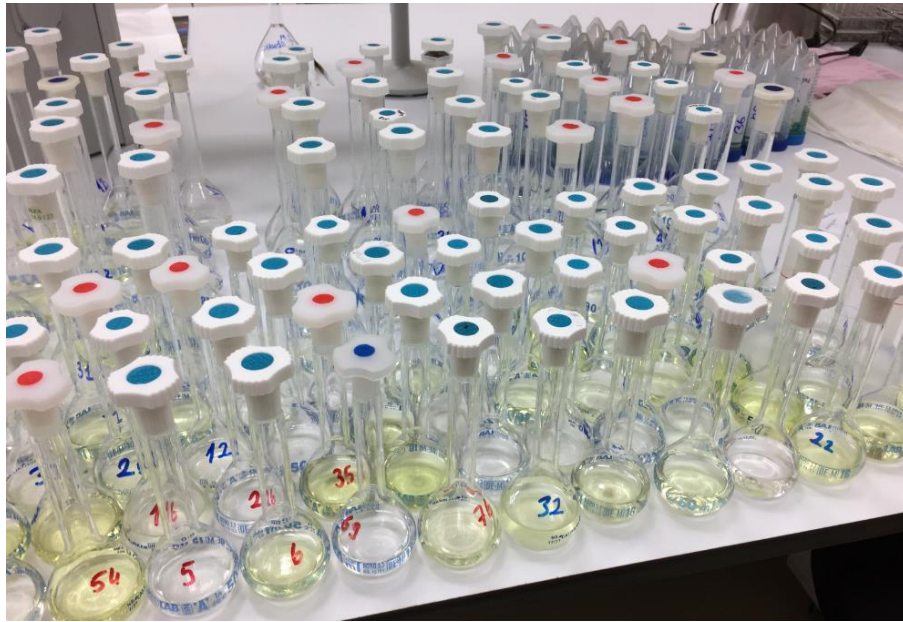
Fotoğraf 3.7. Çekeroçakta çalışılan örnekler

Hazırlanan örnekler daha sonra mikrodalga cihazında 280 PSI basınçta ve 180 °C'de 20 dakika yakılmıştır. Ön işlemler esnasında kullanılan mikrodalga cihazının görüntüsü Fotoğraf 3.8'de verilmiştir.



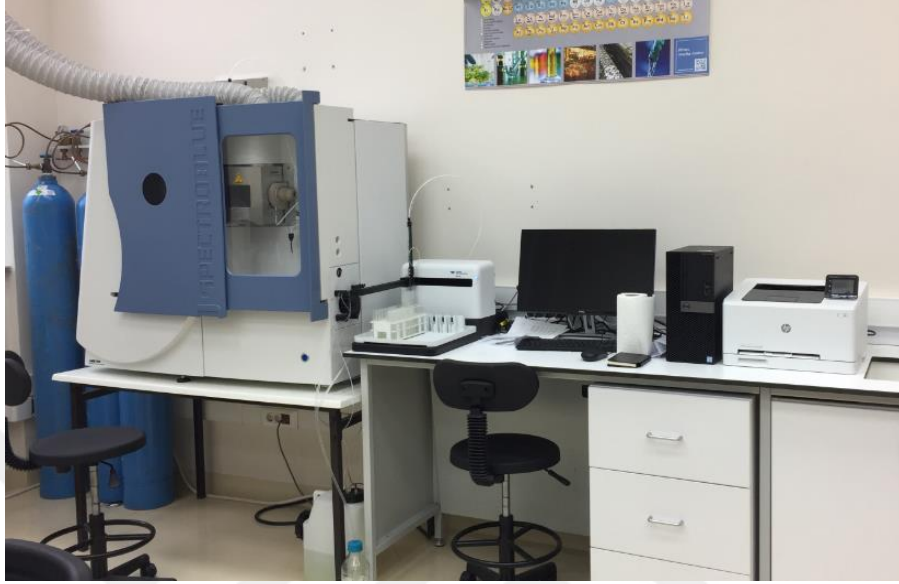
Fotoğraf 3.8. Ön işlemler esnasında kullanılan mikrodalga

Tüpler işlemler tamamlandıktan sonra mikrodalgadan çıkarılarak soğumaya bırakılmıştır. Soğuyan örnekler üzerine deiyonize su ilave edilerek 50 ml'ye tamamlanmıştır (Fotoğraf 3.9).



Fotoğraf 3.9. Analiz için hazırlanan örnekler

Hazırlanan örnekler filtre kağıdından süzöldükten sonra ICP-OES cihazında uygun dalga boylarında okunmuştur. Analizlerin yapıldığı ICP-OES cihazının genel görüntüsü Fotoğraf 3.10’da verilmiştir.



Fotoğraf 3.10. Analizlerin yapıldığı ICP-OES cihazı

3.4. İstatistiki Analizler

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

4. BULGULAR

Çalışma sonucunda elde edilen veriler tablollaştırılarak çalışmaya konu her bir faktör SPSS paket programı yardımıyla ayrı ayrı değerlendirilmiştir. Çalışmaya konu faktörlerin ilki bitki türüdür. Çalışmaya konu türler arasında elementler bakımından farklılık olup olmadığını belirlemek amacıyla verilere varyans analizi uygulanmış ve varyans analizi sonuçları Tablo.4.1.'de verilmiştir.

Tablo.4.1. Tür bazında varyans analizi sonuçları

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Cu	Between Groups	1,280E9	6	2,133E8	21,940	,000
	Within Groups	2,381E9	245	9720235,012		
	Total	3,661E9	251			
Ni	Between Groups	1,862E7	6	3103417,199	4,236	,000
	Within Groups	1,795E8	245	732661,537		
	Total	1,981E8	251			
Cr	Between Groups	6,873E7	6	1,146E7	2,643	,017
	Within Groups	1,062E9	245	4334674,243		
	Total	1,131E9	251			
Pb	Between Groups	2,803E7	6	4670940,916	1,760	,108
	Within Groups	6,502E8	245	2653790,058		
	Total	6,782E8	251			
Cd	Between Groups	108480,388	6	18080,065	5,412	,000
	Within Groups	818425,748	245	3340,513		
	Total	926906,136	251			
Zn	Between Groups	1,000E10	6	1,667E9	8,670	,000
	Within Groups	4,712E10	245	1,923E8		
	Total	5,712E10	251			
Ca ppm	Between Groups	1,005E8	6	1,675E7	6,579	,000
	Within Groups	6,238E8	245	2546080,203		
	Total	7,243E8	251			

Tablo.4.1'in devamı

Fe ppm	Between Groups	106047,984	6	17674,664	2,956	,008
	Within Groups	1464744,654	245	5978,550		
	Total	1570792,638	251			
Mg ppm	Between Groups	1,909E8	6	3,182E7	12,404	,000
	Within Groups	6,286E8	245	2565785,120		
	Total	8,196E8	251			
Mn ppm	Between Groups	72714,995	6	12119,166	13,327	,000
	Within Groups	222799,470	245	909,386		
	Total	295514,465	251			

Tablo değerleri incelendiğinde Pb dışındaki bütün elementler bakımından türler arasında istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı farklılıkların bulunduğu görülmektedir. Bu farklılıklar Cr bakımından %95, diğer elementler bakımından ise %99,9 güven düzeyinde anlamlıdır. Verilerin tür bazında gruplaşmalarını belirlemek amacıyla verilere Duncan testi uygulanmış ve Cu, Ni, Cr, Pb ve Cd bakımından tür bazında ortalama değerleri ile Duncan testi sonucunda oluşan homojen gruplar Tablo 4.2'de verilmiştir.

Tablo 4.2. Tür bazında Cu, Ni, Cr, Pb ve Cd bakımından Duncan testi sonuçları

Türler	Cu (ppb)	Ni (ppb)	Cr (ppb)	Pb (ppb)	Cd (ppb)
Lv	2908,9 ab	1021,9 ab	897,8 a	1847,8	87,3 ab
Ej	5413,3 c	1305,5 bc	846,2 a	1728,3	57,9 a
Bo	1695,7 a	950,5 ab	1056,0 a	1672,3	104,2 bc
Js	2161,2 a	801,7 a	2330,9 b	1529,4	78,7 ab
Bt	5545,7 c	1267,9 bc	1086,3 a	1850,6	71,1 a
Mh	8718,8 d	892,0 ab	1916,4ab	1226,9	58,0 a
Bs	4345,3 bc	1639,1 c	1235,7 a	2405,8	116,7 c

Tablo 4.2 incelendiğinde en düşük değerlerin Cu'da Bo, Ni'de Js, Cr ve Cd'de ise Ej türünde elde edildiği görülmektedir. En yüksek değerler ise Cu'da Mh, Cr'da Js, Ni ve Cd'da ise Bs türünde elde edilmiştir. Tablo değerleri incelendiğinde Lv'nin bütün elementlerde ilk homojen gruplarda yer alması, Bs'nin ise Cr dışındaki bütün

elementlerde son homojen gruplarda yer alması dikkat çekicidir. Bunun dışında dikkat çeken bir başka husus bazı elementlerde en düşük ve en yüksek değerler arasındaki farklılıklardır. En yüksek değerler Ni, Pb ve Cd’da en düşük değerlerin yaklaşık iki katı iken Cr’da 2,75 katı, Cu’da ise yaklaşık 5,1 katıdır. Çalışmaya konu elementlerden Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn bakımından tür bazında ortalama değerleri ile Duncan testi sonucunda oluşan homojen gruplar Tablo 4.3’de verilmiştir.

Tablo 4.3. Tür bazında Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn bakımından Duncan testi sonuçları

Türler	Zn(ppb)	Ca(ppm)	Fe (ppm)	Mg (ppm)	Mn (ppm)
Lv	26924,2 d	3975,5 d	60,1 ab	6557,5 c	19,9 a
Ej	19874,0 c	2279,4 ab	77,2 abc	5661,7 b	17,9 a
Bo	11680,7 b	3016,9 bc	100,6 c	4009,0 a	19,3 a
Js	14776,0 bc	3515,7 cd	91,5 bc	4584,7 a	31,2 a
Bt	16035,9 bc	2006,0 a	42,1 a	4550,1 a	22,0 a
Mh	18528,1 bc	3130,8 c	52,0 ab	5537,3 b	69,8 b
Bs	5176,4 a	3230,0 cd	52,1 ab	4108,4 a	32,8 a

Tablo değerleri incelendiğinde en düşük değerlerin Zn’de Bs, Mg’de Bo, Mn’de Ej, Ca ve Fe’de ise Js türünde elde edildiği görülmektedir. En yüksek değerler ise Fe’de Bo, Mn’de Mh, diğer elementlerde ise Lv türünde elde edilmiştir. Tablo’da en dikkat çekici hususlardan birisi Mn bakımından türlerin iki homojen grup oluşturması, en yüksek değere sahip Mh’nin tek başına bir homojen grup oluştururken diğer türlerin tamamının aynı homojen grupta yer almasıdır.

Trafik yoğunluğuna bağlı olarak element miktarları arasında istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı farklılıkların olup olmadığını belirlemek amacıyla verilere varyans analizi uygulanmış ve sonuçları Tablo 4.4’de verilmiştir.

Tablo 4.4. Trafik yoğunluğu bakımından varyans analizi sonuçları

		Sum of	df	Mean	F	Sig.
Cu	Between	2,119E8	2	1,060E8	7,650	,001
	Within	3,449E9	249	1,385E7		
	Total	3,661E9	251			
Ni	Between	1,319E7	2	6596429,584	8,882	,000

Tablo.4.4'ün devamı

	Within	1,849E8	249	742689,641		
	Total	1,981E8	251			
Cr	Between	4409769,723	2	2204884,861	,487	,615
	Within	1,126E9	249	4523372,029		
	Total	1,131E9	251			
Pb	Between	8,423E7	2	4,211E7	17,654	,000
	Within	5,940E8	249	2385452,516		
	Total	6,782E8	251			
Cd	Between	108242,994	2	54121,497	16,461	,000
	Within	818663,142	249	3287,804		
	Total	926906,136	251			
Zn	Between	2,548E9	2	1,274E9	5,813	,003
	Within	5,458E10	249	2,192E8		
	Total	5,712E10	251			
Ca ppm	Between	8,386E7	2	4,193E7	16,302	,000
	Within	6,404E8	249	2571994,160		
	Total	7,243E8	251			
Fe ppm	Between	121114,959	2	60557,479	10,401	,000
	Within	1449677,680	249	5821,999		
	Total	1570792,638	251			
Mg ppm	Between	3,490E7	2	1,745E7	5,538	,004
	Within	7,847E8	249	3151253,790		
	Total	8,196E8	251			
Mn ppm	Between	7521,213	2	3760,607	3,251	,040
	Within	287993,252	249	1156,599		
	Total	295514,465	251			

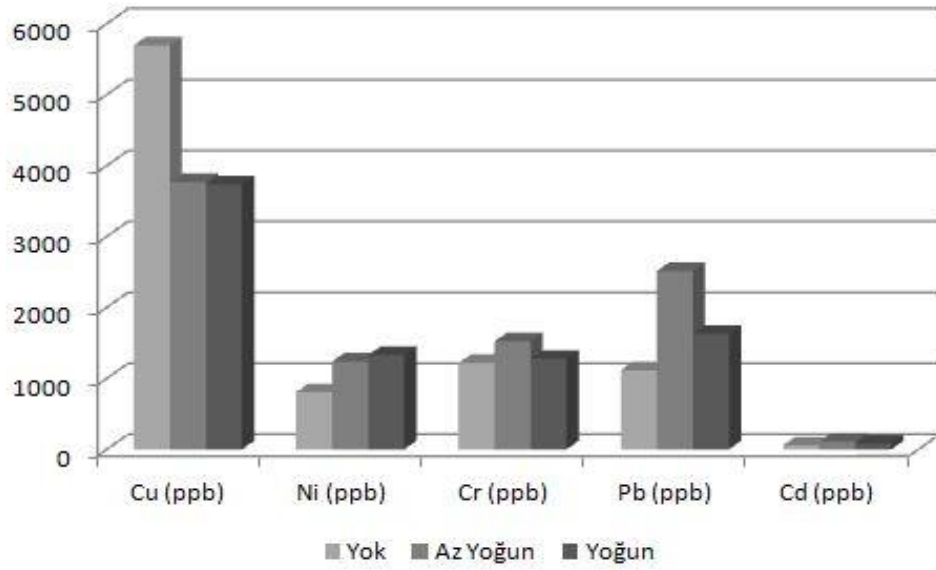
Tablo sonuçları incelendiğinde Cr elementi dışındaki bütün elementlerin trafik yoğunluğuna bağlı olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı olarak farklılaştığı görülmektedir. Bu değişim Mn bakımından %95, Cu, Mg ve Zn bakımından %99, diğer elementler bakımından ise %99,9 güven düzeyinde anlamlıdır. Çalışmaya konu

elementlerin trafik yoğunluğuna bağlı olarak nasıl gruplaştığını belirleyebilmek amacıyla verilere Duncan testi uygulanmış ve Cu, Ni, Cr, Pb ve Cd için ortalama değerler ile Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.5’de verilmiştir.

Tablo 4.5. Trafik yoğunluğuna bağlı olarak Cu, Ni, Cr, Pb ve Cd bakımından Duncan testi sonuçları

Trafik	Cu(ppb)	Ni (ppb)	Cr (ppb)	Pb (ppb)	Cd (ppb)
Yok	5695,2 b	806,16 a	1215,93	1114,7 a	57,0 a
Az Yoğun	3766,0 a	1240,40 b	1522,19	2514,0 c	107,8 c
Yoğun	3734,0 a	1330,14 b	1277,40	1626,0 b	81,2 b

Trafik yoğunluğuna bağlı olarak elementlerin değişimi incelendiğinde Cu konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı olarak azaldığı, Ni konsantrasyonunun ise trafik yoğunluğuna bağlı olarak arttığı grlmektedir. Duncan testi sonucunda Cu ve Ni bakımından veriler iki homojen grup oluşturmuştur. Cu konsantrasyonu en yüksek trafiğin olmadığı alanlarda belirlenmiş, trafiğin olmadığı alan bir homojen grupta yer alırken trafiğin az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alan diğer homojen grupta yer almıştır. Ni bakımından da benzer bir durum oluşmuş, en düşük değer trafiğin olmadığı alanda tespit edilmiş, trafiğin olmadığı alan bir homojen grupta yer alırken trafiğin az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alan diğer homojen grupta yer almıştır. Pb ve Cd bakımından ise veriler c homojen grupta toplanmış, Pb ve Cd konsantrasyonları en düşük trafiğin olmadığı, en yüksek ise trafiğin az yoğun olduğu alanlarda belirlenmiştir. Trafik yoğunluğuna bağlı olarak Cu, Ni, Cr, Pb ve Cd konsantrasyonlarının değişimi Şekil 4.1’de verilmiştir.



Şekil 4.1. Trafik yoğunluğuna bağlı olarak Cu, Ni, Cr, Pb ve Cd konsantrasyonlarının değişimi

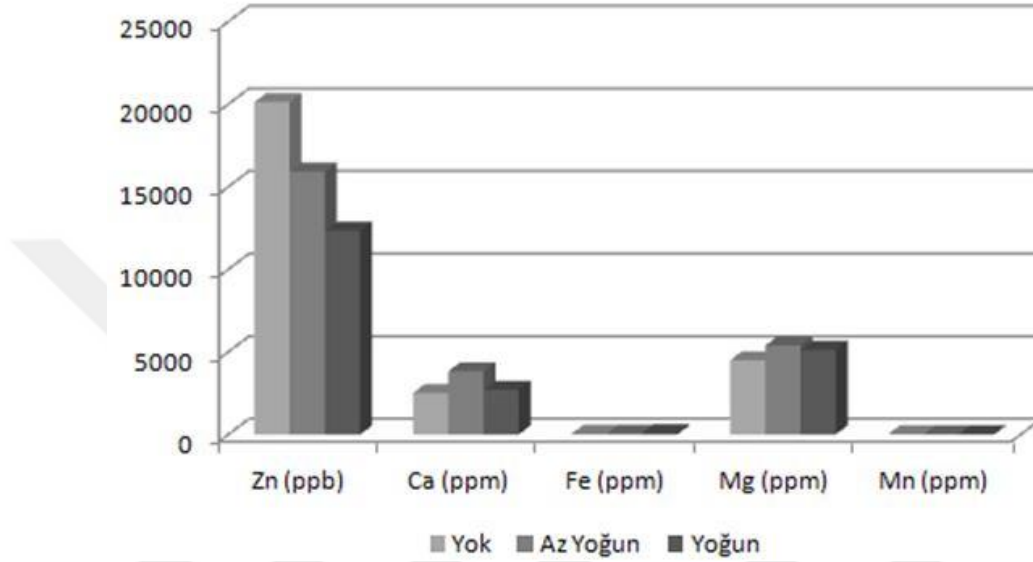
Çalışmaya konu elementlerin trafik yoğunluğuna bağlı olarak nasıl gruplaştığını belirleyebilmek amacıyla verilere Duncan testi uygulanmış ve Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn için ortalama değerler ile Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.6'da verilmiştir.

Tablo 4.6. Trafik yoğunluğuna bağlı olarak Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn bakımından Duncan testi sonuçları

Trafik	Zn(ppb)	Ca(ppm)	Fe (ppm)	Mg (ppm)	Mn (ppm)
Yok	20135 b	2522 a	45,95 a	4498 a	38,18 b
Az Yoğun	15936 ab	3830 b	60,17 a	5388 b	26,99 a
Yoğun	12354 a	2713 a	97,91 b	5116 b	26,23 a

Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn elementlerinin trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişimi incelendiğinde Fe ve Mg'un trafik yoğunluğuna bağlı olarak arttığı, Zn ve Mn'in ise trafik yoğunluğuna bağlı olarak azaldığı görülmektedir. Zn bakımından veriler iki homojen grup oluşturmuş, trafiğin olmadığı alan ilk, trafiğin yoğun olduğu alan ikinci homojen grupta yer alırken trafiğin az yoğun olduğu alan her iki grupta birden yer almıştır. Diğer elementler bakımından da iki homojen grup oluşmuş, Fe'de trafiğin olmadığı ve az yoğun olduğu alan ilk, trafiğin yoğun olduğu alan ikinci, Mg'da trafiğin olmadığı alan ilk, trafiğin az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alan

ikinci, Mn’da ise trafiğin az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alan ilk, trafiğin olmadığı alan ise ikinci homojen grupta yer almıştır. Ca bakımından da yine veriler iki homojen grup oluşturmuş, trafiğin olmadığı ve yoğun olduğu alan ilk, trafiğin az yoğun olduğu alan ise ikinci homojen grupta yer almıştır. Trafik yoğunluğuna bağlı olarak Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn konsantrasyonlarının değişimi Şekil 4.2’de verilmiştir.



Şekil 4.2. Trafik yoğunluğuna bağlı olarak Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn konsantrasyonlarının değişimi

Çalışma kapsamında, çalışmaya konu türlerin yaprak ve dallarında metal miktarları belirlenmiştir. Çalışılan organelle bağlı olarak element miktarları arasında istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılıklar olup olmadığını belirlemek amacıyla verilere varyans analizi uygulanmış ve sonuçları Tablo 4.7’de verilmiştir.

Tablo 4.7. Organel bakımından varyans analizi sonuçları

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Cu	Between Groups	1,521E8	1	1,521E8	10,835	,001
	Within Groups	3,509E9	250	1,404E7		
	Total	3,661E9	251			
Ni	Between Groups	4024525,613	1	4024525,613	5,184	,024
	Within Groups	1,941E8	250	776392,217		
	Total	1,981E8	251			

Tablo.4.7'nin devamı

Cr	Between Groups	1,463E7	1	1,463E7	3,276	,071
	Within Groups	1,116E9	250	4464411,489		
	Total	1,131E9	251			
Pb	Between Groups	1,133E8	1	1,133E8	50,131	,000
	Within Groups	5,649E8	250	2259693,474		
	Total	6,782E8	251			
Cd	Between Groups	136570,723	1	136570,723	43,200	,000
	Within Groups	790335,412	250	3161,342		
	Total	926906,136	251			
Zn	Between Groups	3,564E8	1	3,564E8	1,569	,211
	Within Groups	5,677E10	250	2,271E8		
	Total	5,712E10	251			
Ca ppm	Between Groups	6,685E7	1	6,685E7	25,422	,000
	Within Groups	6,574E8	250	2629735,791		
	Total	7,243E8	251			
Fe ppm	Between Groups	1267,349	1	1267,349	,202	,654
	Within Groups	1569525,289	250	6278,101		
	Total	1570792,638	251			
Mg ppm	Between Groups	168485,143	1	168485,143	,051	,821
	Within Groups	8,194E8	250	3277589,440		
	Total	8,196E8	251			
Mn ppm	Between Groups	25775,044	1	25775,044	23,889	,000
	Within Groups	269739,421	250	1078,958		
	Total	295514,465	251			

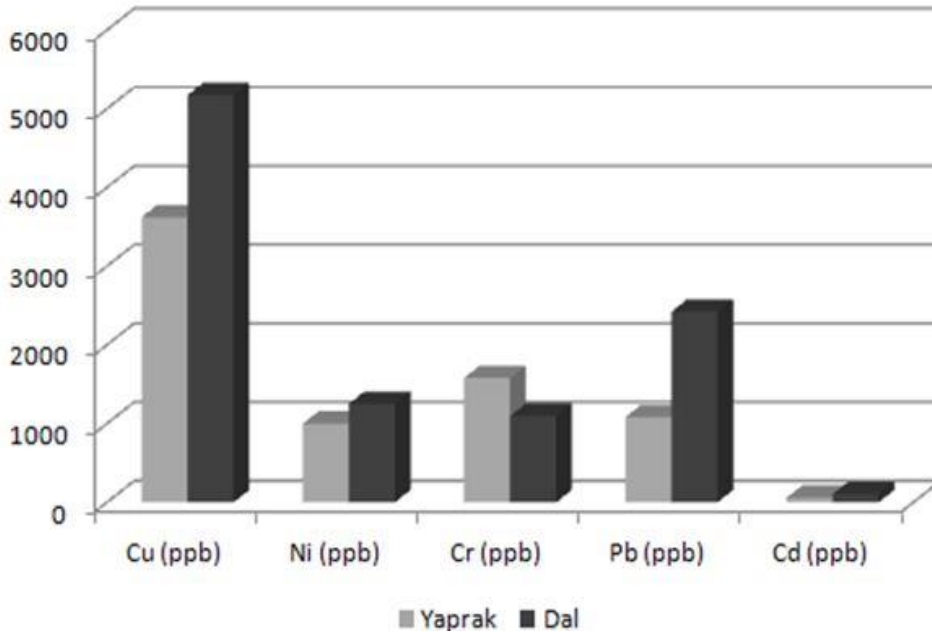
Varyans analizi sonuçları incelendiğinde çalışmaya konu organeller arasında Mg, Fe, Zn ve Cr bakımından istatistiki olarak en az % 95 güven düzeyinde anlamlı farklılıkların bulunmadığı belirlenmiştir. Yaprak ve dallardaki element birikimleri Ni'de %95, Cu'da %99, Mn, Ca, Cd ve Pb'da ise %99,9 güven düzeyinde anlamlı olmak üzere farklılaşmaktadır. Çalışmaya konu elementlerden Cu, Ni, Cr, Pb ve

Cd'un yaprak ve dallardaki ortalama değerleri ile Duncan testi sonucu yer aldıkları gruplar Tablo 4.8'de verilmiştir.

Tablo 4.8. Organelle bağlı olarak Cu, Ni, Cr, Pb ve Cd bakımından Duncan testi sonuçları

Organel	Cu (ppb)	Ni (ppb)	Cr (ppb)	Pb (ppb)	Cd (ppb)
Yaprak	3621,61 a	999,19 a	1579,42	1081,16 a	58,76 a
Dal	5175,31 b	1251,94 b	1097,59	2422,09 b	105,32 b

Cu, Ni, Cr, Pb ve Cd konsantrasyonlarının yaprak ve dallardaki konsantrasyonları incelendiğinde, Cu, Ni, Pb ve Cd konsantrasyonlarının dallarda yapraktakinden daha yüksek olduğu görülmektedir. Yapılan hesaplamalara göre dallarda tespit edilen konsantrasyonlar, yapraklarda tespit edilen konsantrasyonların Cu'da 1,43 katı, Ni'de 1,25 katı, Pb'da 2,24 katı ve Cd'da 1,79 katı olarak hesaplanmıştır. Cr'da yapraklarda hesaplanan konsantrasyon dallarda hesaplanan konsantrasyonun yaklaşık 1,44 katı olmasına rağmen iki değer arasında istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı farklılıklar bulunmamaktadır. Organelle bağlı olarak Cu, Ni, Cr, Pb ve Cd konsantrasyonlarının değişimi Şekil 4.3'de verilmiştir.



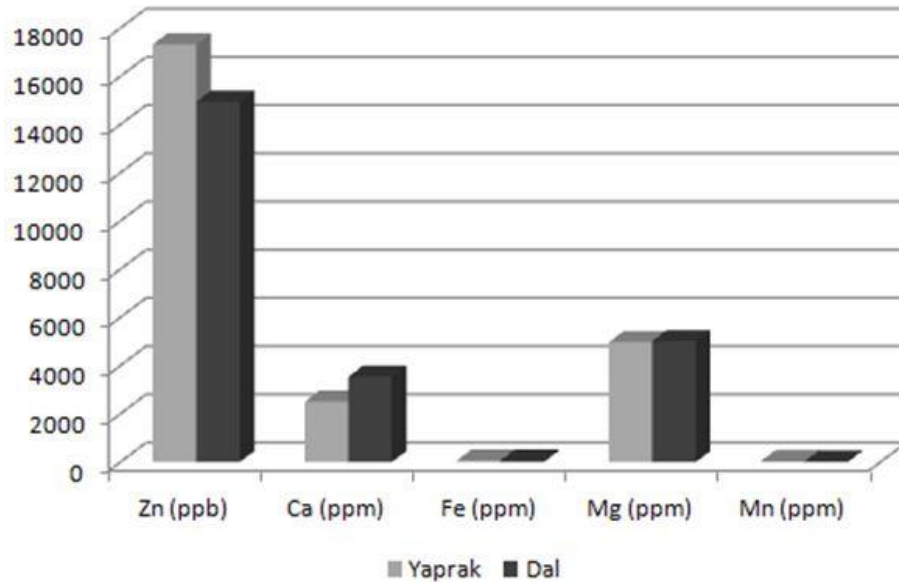
Şekil 4.3. Organelle bağlı olarak Cu, Ni, Cr, Pb ve Cd konsantrasyonlarının değişimi

Çalışmaya konu elementlerden Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn'ın yaprak ve dallardaki ortalama değerleri ile Duncan testi sonucu yer aldıkları gruplar Tablo 4.9 'da verilmiştir.

Tablo 4.9. Organele bağlı olarak Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn bakımından Duncan testi sonuçları

Organel	Zn (ppb)	Ca (ppm)	Fe (ppm)	Mg (ppm)	Mn (ppm)
Yaprak	17331,41	2507,04 a	70,25	4975,42	40,58 b
Dal	14953,03	3537,17 b	65,77	5027,13	20,36 a

Yaprak ve dallarda Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn değişimleri incelendiğinde Ca konsantrasyonunun dallarda, Mn konsantrasyonunun ise yapraklarda daha yüksek düzeyde olduğu görülmektedir. Zn, Fe ve Mg konsantrasyonları ise, organel bakımından aralarında istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı farklılıklar bulunmadığından dolayı değerlendirmeye alınmamıştır. Dallarda belirlenen Ca konsantrasyonu yapraklarda belirlenen Ca konsantrasyonunun yaklaşık 1,41 katı iken, yapraklarda belirlenen Mn konsantrasyonu, dallarda belirlenen Mn konsantrasyonunun yaklaşık 1,99 katıdır. Organele bağlı olarak Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn konsantrasyonlarının değişimi Şekil 4.4'de verilmiştir.



Şekil 4.4. Organele bağlı olarak Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn konsantrasyonlarının değişimi

Çalışma kapsamında, çalışmaya konu örneklerdeki metal miktarının yıkanmaya bağlı değişimi belirlenmiştir. Yıkanmaya bağlı olarak element miktarları arasında istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılıklar olup olmadığını belirlemek amacıyla verilere varyans analizi uygulanmış ve sonuçları Tablo 4.10'da verilmiştir.

Tablo 4.10. *Yıkanma bakımından varyans analizi sonuçları*

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Cu	Between Groups	3129092,574	1	3129092,574	,214	,644
	Within Groups	3,658E9	250	1,463E7		
	Total	3,661E9	251			
Ni	Between Groups	1124350,884	1	1124350,884	1,427	,233
	Within Groups	1,970E8	250	787992,916		
	Total	1,981E8	251			
Cr	Between Groups	1,374E7	1	1,374E7	3,075	,081
	Within Groups	1,117E9	250	4467956,763		
	Total	1,131E9	251			
Pb	Between Groups	3,897E7	1	3,897E7	15,243	,000
	Within Groups	6,392E8	250	2556917,438		
	Total	6,782E8	251			
Cd	Between Groups	8115,818	1	8115,818	2,208	,139
	Within Groups	918790,318	250	3675,161		
	Total	926906,136	251			
Zn	Between Groups	1,691E8	1	1,691E8	,742	,390
	Within Groups	5,696E10	250	2,278E8		
	Total	5,712E10	251			
Ca ppm	Between Groups	2414723,111	1	2414723,111	,836	,361
	Within Groups	7,219E8	250	2887486,326		
	Total	7,243E8	251			
Fe ppm	Between Groups	49010,539	1	49010,539	8,052	,005
	Within Groups	1521782,099	250	6087,128		
	Total	1570792,638	251			
Mg ppm	Between Groups	2025211,433	1	2025211,433	,619	,432

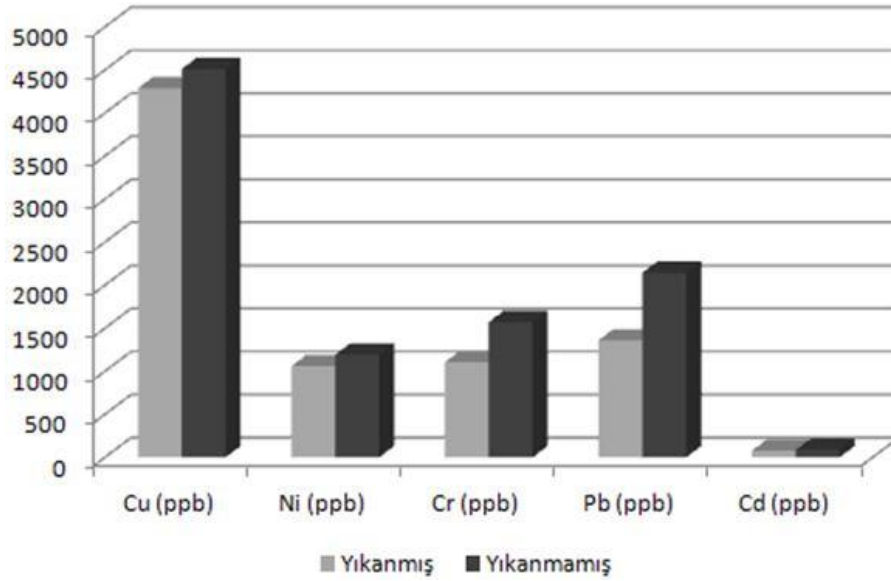
Tablo.4.10'un devamı

	Within Groups	8,175E8	250	3270162,534		
	Total	8,196E8	251			
Mn ppm	Between Groups	8,688	1	8,688	,007	,932
	Within Groups	295505,777	250	1182,023		
	Total	295514,465	251			

Tablo sonuçları incelendiğinde, varyans analizi sonucunda yıkanan ve yıkanmayan örnekler arasında sadece Pb ve Fe bakımından istatistiki olarak en az % 95 güven düzeyinde anlamlı farklılıkların bulunduğu görülmektedir. Yıkanan ve yıkanmayan örnekler arasında Fe bakımından %99, Pb bakımından ise %99,9 güven düzeyinde anlamlı farklılıklar bulunmaktadır. Çalışmaya konu elementlerden Cu, Ni, Cr, Pb ve Cd'un yıkanan ve yıkanmayan örneklerdeki ortalama değerleri Tablo 4.11'de ve Şekil 4.5'de verilmiştir.

Tablo 4.11. Yıkanmaya bağlı olarak Cu, Ni, Cr, Pb ve Cd bakımından ortalama değerler

Yıkanma	Cu (ppb)	Ni (ppb)	Cr (ppb)	Pb (ppb)	Cd (ppb)
Yıkanmış	4287,02	1058,77	1105	1358,3 a	76,37
Yıkanmamış	4509,89	1192,36	1572,01	2144,9 b	87,72



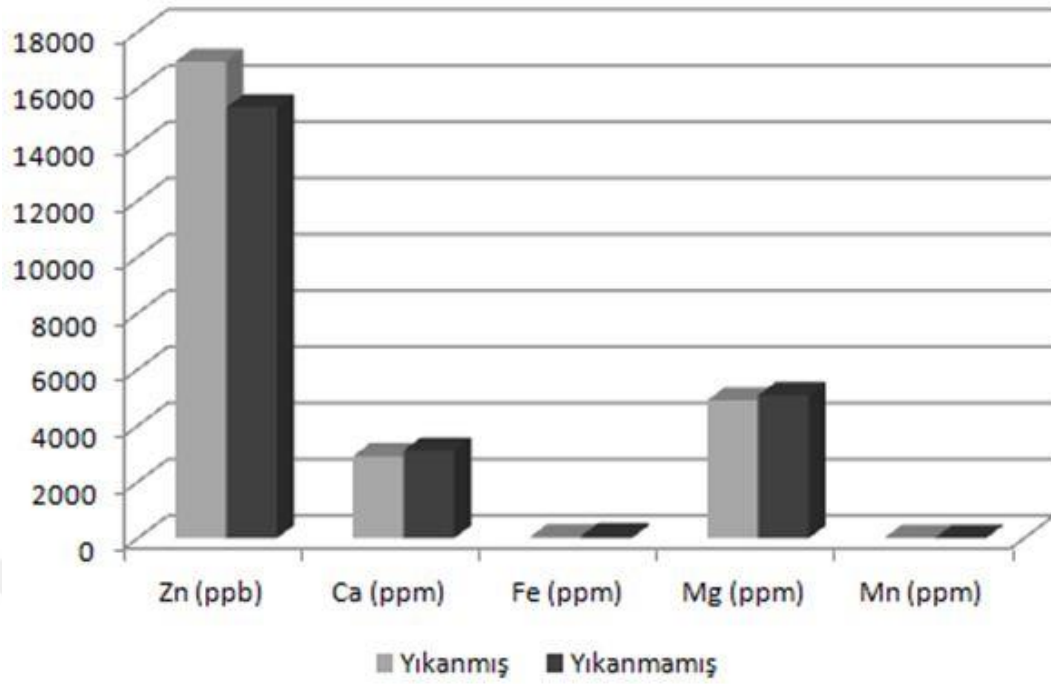
Şekil 4.5. Yıkanmaya bağlı olarak Cu, Ni, Cr, Pb ve Cd bakımından ortalama değerler

Tablo'da yıkanan ve yıkanmayan örneklerin ortalama değerleri grlmektedir. Tablo'da verilen elementlerden sadece Pb'da yıkanan ve yıkanmayan örnekler istatistiki olarak birbirinden anlamlı düzeyde farklıdır. Yıkanmış örneklerdeki ortalama Pb konsantrasyonu 1358,3 ppb iken bu oran yıkanmamış örneklerde 2144,9 ppb olarak hesaplanmıştır. Yani yıkanmamış örneklerdeki Pb konsantrasyonu, yıkanmış örneklerdeki Pb konsantrasyonunun yaklaşık 1,58 katıdır. Çalışmaya konu elementlerden Cu, Ni, Cr, Pb ve Cd'un yıkanan ve yıkanmayan örneklerdeki ortalama değerleri Tablo 4.12'de ve Şekil 4.6'da verilmiştir.

Tablo 4.12. *Yıkanmaya bağlı olarak Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn bakımından ortalama değerler*

Yıkanma	Zn (ppb)	Ca (ppm)	Fe (ppm)	Mg (ppm)	Mn (ppm)
Yıkanmış	16961,45	2924,22	54,06 a	4911,63	30,66
Yıkanmamış	15322,99	3119,99	81,96 b	5090,92	30,29

Tablo'da yıkanan ve yıkanmayan örneklerin ortalama Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn değerleri grlmektedir. Tablo'da verilen elementlerden sadece Fe bakımından yıkanan ve yıkanmayan örnekler istatistiki olarak birbirinden anlamlı düzeyde farklıdır. Yıkanmış örneklerdeki ortalama Fe konsantrasyonu 54,06 ppm iken bu oran yıkanmamış örneklerde 81,96 ppm olarak hesaplanmıştır. Yani yıkanmamış örneklerdeki Fe konsantrasyonu, yıkanmış örneklerdeki Fe konsantrasyonunun yaklaşık 1,51 katıdır.



Şekil 4.6. Yıkamaya bağlı olarak Zn, Ca, Fe, Mg ve Mn bakımından Duncan testi sonuçları

4.1. Elementlerin Tür, Organel ve Yıkamaya Bağlı Değişimi

Çalışmanın ana amacı tür, trafik yoğunluğu, organel ve yıkamaya bağlı olarak element miktarlarının değişiminin belirlenmesidir. Bu amaç çerçevesinde trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda yetişen yedi adet bitki türünden yaprak ve dal örnekleri toplanmış, toplanan yaprak örneklerinin yarısı yıkama işlemine tabi tutulmuş ve bu örnekler üzerinde analizler yapılarak element miktarlarının değişimi belirlenmiştir. Her bir element için bitki türü, organel, yıkama ve trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişimleri ayrı ayrı değerlendirilmiştir.

4.1.1. Cu Konsantrasyonunun Değişimi

Çalışma kapsamında Cu konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda, bitki türü, organel ve yıkamaya bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 4.13'de verilmiştir.

Tablo 4.13. Cu konsantrasyonunun değişimi

Tür	Yer	Yıkama Durumu	Trafik Yoğunluğu		
			Yok	Az yoğun	Yoğun
Lv	Yaprak	Yıkanmış	6209,5 m	2534,9 g	738 b
		Yıkanmamış	2416,4 g	966,1 cd	2087,5 gh
	Dal	Yıkanmış	3216,2 h	2617,1 g	1905,8 fg
		Yıkanmamış	3484 i	3519,1 j	5213 n
Ej	Yaprak	Yıkanmış	5740,7 l	899,9 c	357,4 a
		Yıkanmamış	2499,8 g	5048,2 m	2231,7 h
	Dal	Yıkanmış	9246,5 p	5932,4 o	5614,2 o
		Yıkanmamış	9145,4 op	13190,3 r	5053,7 n
Bo	Yaprak	Yıkanmış	2097,7 f	1205,4 de	575,9 b
		Yıkanmamış	674,5 b	2653,8 g	1737,4 ef
	Dal	Yıkanmış	1651,5 e	270,9 a	4175,1 l
		Yıkanmamış	371,4 a	1099,7 cd	3835,2 k
Js	Yaprak	Yıkanmış	4622,4 j	870,9 c	1447,3 cd
		Yıkanmamış	1228,6 c	3278,7 i	1642,8 de
	Dal	Yıkanmış	733,1 b	1392,3 e	5093,8 n
		Yıkanmamış	1364,2 cd	2931,8 h	1329,3 c
Bt	Yaprak	Yıkanmış	7983,6 n	2053,2 f	9131,9 s
		Yıkanmamış	1484,9 de	4802,1 l	3248 j
	Dal	Yıkanmış	5889,2 l	2197,6 f	11917,2 t
		Yıkanmamış	4971,4 k	5313,7 n	7555,7 r
Mh	Yaprak	Yıkanmış	19483 u	6050,9 o	1242,9 c
		Yıkanmamış	11421,2 r	13575,1 s	7226,1 p
	Dal	Yıkanmış	14559,8 t	3790,5 k	4667,5 m
		Yıkanmamış	12039,7 s	5290,5 n	5279,1 n
Bs	Yaprak	Yıkanmış	1586,3 e	354,3 ab	640,9 b
		Yıkanmamış	4987 k	582,3 b	2488,4 i
	Dal	Yıkanmış	8985,9 o	7084,5 p	3287,2 j
		Yıkanmamış	11372,8 r	5944,5 o	4830,4 m
F Değeri				1751,863***	1361,202***

Tablo değerleri incelendiğinde trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlarda, örneklerin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı olmak üzere farklılaştığı görölmektedir. Trafiğin olmadığı alanlarda veriler Duncan testi sonucunda 20 grup oluşturmuştur. En düşük değerler yıkanmamış Bo yapraklarında (371,3 ppb), yıkanmamış Bo dallarında (674,50 ppb) ve yıkanmış Js dallarında (733,1 ppb) elde edilirken, en yüksek değerler Mh örneklerinde elde edilmiştir. En yüksek değerler Mh'da yıkanmış yapraklarda (19482 ppb), yıkanmış dallarda (14559,8) ve yıkanmamış dallarda (12039,7 ppb) elde edilmiştir.

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda Duncan testi sonucunda veriler 18 grup oluşturmuştur. En düşük değerler yıkanmış Bo yapraklarında (270,9 ppb), yıkanmamış Bs yapraklarında (354,3 ppb) ve yıkanmamış Bs yapraklarında (582,3 ppb) elde edilirken, en yüksek değerler yıkanmamış Mh dallarında (13575,1 ppb), yıkanmamış Ej dallarında (13190,3) ve yıkanmış Bs dallarında (7084,5 ppb) elde edilmiştir.

Çalışma kapsamında en değerli verilerin, trafiğin yoğun olduğu alanlardan elde edilen veriler olduğu düşünölmektedir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda veriler Duncan testi sonucunda 19 homojen grupta toplanmıştır. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en düşük değerler yıkanmış Ej yapraklarında (357,4 ppb), yıkanmış Bo yapraklarında (575,9 ppb) ve yıkanmış Bs yapraklarında (640,9 ppb) elde edilmiştir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en yüksek değerler ise yıkanmış Bt dallarında (11917,2 ppb), yıkanmış Bt yapraklarında (9131,9 ppb) ve yıkanmamış Bt dallarında (1555,7 ppb) elde edilmiştir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en düşük Cu konsantrasyonlarının yıkanmış yapraklarda, en yüksek değerlerin ise Ej bitki örneklerinde elde edilmiş olması dikkat çekicidir.

4.1.2. Ni Konsantrasyonunun Değişimi

Çalışma kapsamında Ni konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda, bitki türü, organel ve yıkanmaya bağlı olarak değişimi belirlenmiş, elde edilen verilere varyans analizi uygulanmış ve ortalama değerler,

varyans analizi sonucu elde edilen F değeri, önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 4.14’de verilmiştir.

Tablo 4.14. Ni Konsantrasyonunun Değişimi

Tür	Yer	Yıkama Durumu	Trafik Yoğunluğu		
			Yok	Az yoğun	Yoğun
Lv	Yaprak	Yıkanmış	976 hij	964 h	389 ab
		Yıkanmamış	652 de	1642 l	2249 s
	Dal	Yıkanmış	119 a	1498 k	628 d
		Yıkanmamış	1021 ijk	1039 h	1087 k
Ej	Yaprak	Yıkanmış	1442 m	603 d	458 bc
		Yıkanmamış	427 bc	636 de	1052 k
	Dal	Yıkanmış	1518 m	1984 n	479 c
		Yıkanmamış	795 efg	5019 p	1255 m
Bo	Yaprak	Yıkanmış	371 b	134 a	762 ghi
		Yıkanmamış	119 a	1437 jk	1166 l
	Dal	Yıkanmış	832 fgh	760 efg	1902 r
		Yıkanmamış	1753 n	774 fg	1396 n
Js	Yaprak	Yıkanmış	464 bc	226 ab	735 fgh
		Yıkanmamış	935 ghi	423 c	666 def
	Dal	Yıkanmış	365 b	1342 ij	1623 o
		Yıkanmamış	415 bc	1088 h	1338 n
Bt	Yaprak	Yıkanmış	681 def	338 bc	926 j
		Yıkanmamış	557 cd	2367 o	655 de
	Dal	Yıkanmış	1211 l	654 def	4990 v
		Yıkanmamış	1572 m	590 d	673 def
Mh	Yaprak	Yıkanmış	833 fgh	1272 i	328 a
		Yıkanmamış	413 bc	1695 l	709 efg
	Dal	Yıkanmış	454 bc	1852 m	826 i
		Yıkanmamış	388 b	830 g	1104 kl
Bs	Yaprak	Yıkanmış	1167 kl	1092 h	3868 u
		Yıkanmamış	1228 l	1496 k	3413 t
	Dal	Yıkanmış	1106 jkl	1507 k	793 hi
		Yıkanmamış	758 ef	1470 k	1773 p

Tablo.4.14'ün devamı

F Değeri	77,576***	487,950***	1868,051***
-----------------	-----------	------------	-------------

Tablo'da görüldüğü üzere trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlarda, Ni konsantrasyonunun istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı olmak üzere farklılaştığı belirlenmiştir. Trafiğin olmadığı alanlarda Duncan testi sonucunda veriler 14 homojen grup oluşturmuştur. Duncan testi sonucunda Ni konsantrasyonu bakımından en düşük değerler yıkanmış Lv dallarında (119 ppb), yıkanmamış Bo yapraklarında (119 ppb) ve yıkanmış Js dallarında (365 ppb) elde edilirken, en yüksek değerler Mh örneklerinde elde edilmiştir. En yüksek değerler yıkanmamış Bo dallarında (1753 ppb), yıkanmamış Bt dallarında (1572) ve yıkanmış Ej dallarında (1518 ppb) elde edilmiştir.

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda Ni konsantrasyonu bakımından Duncan testi sonucunda veriler 16 homojen grup oluşturmuştur. En düşük değerler yıkanmış Bo yapraklarında (134 ppb), yıkanmış Js yapraklarında (226 ppb) ve yıkanmış Bt yapraklarında (338 ppb) elde edilirken, en yüksek değerler yıkanmamış Ej dallarında (5019 ppb), yıkanmamış Bt yapraklarında (2367) ve yıkanmış Ej dallarında (1984 ppb) elde edilmiştir.

Çalışma kapsamında trafiğin yoğun olduğu alanlardan elde edilen veriler incelendiğinde verilerin Duncan testi sonucunda 21 homojen grupta toplandığı görülmektedir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en düşük değerler yıkanmış Mh yapraklarında (328 ppb), yıkanmış Lv yapraklarında (389 ppb) ve yıkanmış Ej yapraklarında (458 ppb) elde edilmiştir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en yüksek değerler ise yıkanmış Bt dallarında (4990 ppb), yıkanmış Bs yapraklarında (3868 ppb) ve yıkanmamış Bs yapraklarında (1555,7 ppb) elde edilmiştir.

4.1.3. Cr Konsantrasyonunun Değişimi

Çalışma kapsamında Cr Konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda, çalışmaya konu bitki türü, organel ve yıkanma durumu faktörlerine bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve elde edilen verilere varyans analizi

uygulanmıştır. Varyans analizi sonucunda faktörler arasında istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılık çıkan verilere Duncan testi uygulanmış ve ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri, önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 4.15’de verilmiştir.

Tablo 4.15. *Cr konsantrasyonunun değişimi*

Tür	Yer	Yıkama Durumu	Trafik Yoğunluğu		
			Yok	Az yoğun	Yoğun
Lv	Yaprak	Yıkanmış	839 jk	509 bc	430 ab
		Yıkanmamış	829 jk	567 bcde	1008 e
	Dal	Yıkanmış	286 a	859 gh	372 a
		Yıkanmamış	1637 n	1544 m	1895 j
Ej	Yaprak	Yıkanmış	290 a	321 a	329 a
		Yıkanmamış	446 bcd	1082 jk	1806 ij
	Dal	Yıkanmış	334 ab	948 hij	572 cd
		Yıkanmamış	725 hij	1565 m	1738 i
Bo	Yaprak	Yıkanmış	324 ab	448 ab	1196 fg
		Yıkanmamış	460 cde	1484 lm	1901 j
	Dal	Yıkanmış	921 k	876 gh	645 cd
		Yıkanmamış	742 ij	1938 n	1738 i
Js	Yaprak	Yıkanmış	15303 o	809 fgh	1310 g
		Yıkanmamış	495 cdef	1159 k	1265 g
	Dal	Yıkanmış	421 bcd	1177 k	1514 h
		Yıkanmamış	375 abc	2237 o	1908 j
Bt	Yaprak	Yıkanmış	1466 m	912 hi	2447 m
		Yıkanmamış	440 bcd	1373 l	1102 ef
	Dal	Yıkanmış	616 fgh	547 bcd	643 cd
		Yıkanmamış	1528 mn	723 efg	1240 g
Mh	Yaprak	Yıkanmış	540 defg	703 defg	309 a
		Yıkanmamış	636 ghi	13388 p	2058 k
	Dal	Yıkanmış	327 ab	782 fgh	531 bc
		Yıkanmamış	536 defg	1098 jk	2090 kl
Bs	Yaprak	Yıkanmış	576 efg	649 cdef	683 d
		Yıkanmamış	1164 l	1061 ijk	2222 l

Tablo.4.15'in devamı

	Dal	Yıkanmış	637 ghi	2316 o	695 d
		Yıkanmamış	1155 l	1548 m	2122 kl
F Değeri			5194,203***	1925,218***	220,523***

Cr konsantrasyonunun değişimi Tablo'da verilmiştir. Tablo'da görüldüğü üzere Cr konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlarda faktörlere bağlı olarak değişimi, istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlıdır. Duncan testi sonucunda trafiğin olmadığı alanlarda veriler 15 homojen grup oluşturmuştur. Trafik olmadığı alanlarda Cr konsantrasyonu bakımından en düşük değerler yıkanmış Lv dallarında (286 ppb), yıkanmış Ej yapraklarında (290 ppb) ve yıkanmış Bo yapraklarında (324 ppb) elde edilmiştir. Trafik olmadığı alanlarda en yüksek Cr konsantrasyonları ise yıkanmış Js yapraklarında (15303 ppb), yıkanmamış Lv dallarında (1637) ve yıkanmamış Bt dallarında (1528 ppb) elde edilmiştir.

Trafik az yoğun olduğu alanlarda Cr konsantrasyonu bakımından Duncan testi sonucunda veriler 16 homojen grup oluşturmuştur. En düşük değerler yıkanmış yapraklarda Ej (321 ppb), Bo (448 ppb) ve Lv (509 ppb) türlerinde elde edilirken en yüksek Cr konsantrasyonları yıkanmamış Mh yapraklarında (13388 ppb), yıkanmış Bs dallarında (2316) ve yıkanmamış Js dallarında (2237 ppb) elde edilmiştir.

Trafik yoğun olduğu alanlardan toplanan örneklerden elde edilen veriler incelendiğinde verilerin Duncan testi sonucunda 13 homojen grupta toplandığı belirlenmiştir. Trafik yoğun olduğu alanlarda en düşük değerler yıkanmış Mh yapraklarında (309 ppb), yıkanmış Ej yapraklarında (389 ppb) ve yıkanmış Lv dallarında (458 ppb) elde edilmiştir. Trafik yoğun olduğu alanlarda en yüksek değerler ise yıkanmış Bt yapraklarında (2447 ppb), yıkanmamış Bs yapraklarında (2222 ppb) ve yıkanmamış Bs dallarında (2122 ppb) elde edilmiştir.

4.1.4. Pb Konsantrasyonunun Değişimi

Çalışma kapsamında Pb konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda, bitki türü, organel ve yıkanmaya bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve

önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 4.16’da verilmiştir.

Tablo 4.16. *Pb konsantrasyonunun değişimi*

Tür	Yer	Yıkama Durumu	Trafik Yoğunluğu		
			Yok	Az yoğun	Yoğun
Lv	Yaprak	Yıkanmış	745 defgh	594 ab	971 abcd
		Yıkanmamış	980 hi	659 abc	3153 i
	Dal	Yıkanmış	522 bcdef	5077 k	577 ab
		Yıkanmamış	2791 n	2969 efgh	3139 i
Ej	Yaprak	Yıkanmış	948 ghi	1229 c	2090 fg
		Yıkanmamış	984 hi	1093 bc	1792 ef
	Dal	Yıkanmış	1181 ij	3324 fghi	503 a
		Yıkanmamış	1080 hij	3123 efgh	3394 ij
Bo	Yaprak	Yıkanmış	826 fgh	452 a	333 a
		Yıkanmamış	78 a	3317 fghi	936 abcd
	Dal	Yıkanmış	2214 kl	3530 hi	606 ab
		Yıkanmamış	1373 j	2643 de	3761 j
Js	Yaprak	Yıkanmış	609 cdefg	299 a	1412 cde
		Yıkanmamış	792 efgh	826 abc	1513 def
	Dal	Yıkanmış	312 abc	4497 j	876 abcd
		Yıkanmamış	456 bcde	3737 i	3025 hi
Bt	Yaprak	Yıkanmış	1254 ij	1215 c	1288 cde
		Yıkanmamış	560 cdef	3166 efghi	1331 cde
	Dal	Yıkanmış	2423 lm	2835 def	623 ab
		Yıkanmamış	2663 mn	2318 d	2531 gh
Mh	Yaprak	Yıkanmış	789 efgh	417 a	636 ab
		Yıkanmamış	777 defgh	803 abc	1174 bcde
	Dal	Yıkanmış	182 ab	2886 defg	478 a
		Yıkanmamış	422 bcd	2640 de	3521 ij
Bs	Yaprak	Yıkanmış	807 efgh	645 abc	861 abc
		Yıkanmamış	738 defgh	712 abc	1608 ef
	Dal	Yıkanmış	2044 k	3456 ghi	488 a
		Yıkanmamış	2666 mn	11934 l	2912 hi

Tablo.4.16'nın devamı

F Değeri	51,463***	161,500***	32,046***
-----------------	-----------	------------	-----------

Tablo değerleri incelendiğinde trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlarda, Pb konsantrasyonu bakımından örneklerin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı olmak üzere farklılaştığı görülmektedir. Trafiğin olmadığı alanlarda veriler Duncan testi sonucunda 14 homojen grup oluşturmuştur. En düşük değerler yıkanmamış Bo yapraklarında (78 ppb), yıkanmış Mh dallarında (182 ppb) ve yıkanmış Js dallarında (312 ppb) elde edilirken, en yüksek değerler yıkanmamış dallarda Lv (2791 ppb), Bs (2666 ppb) ve Bt (2663 ppb) türlerinde elde edilmiştir.

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda Duncan testi sonucunda veriler 12 grup oluşturmuştur. En düşük değerler yıkanmış Bo yapraklarında (270,9 ppb), yıkanmamış Bs yapraklarında (354,3 ppb) ve yıkanmamış yapraklarda Js (299), Mh (417 ppb) ve Bo (452 ppb) türlerinde elde edilmiştir. En yüksek değerler ise yıkanmamış Bs dallarında (11934 ppb), yıkanmış Lv dallarında (5077) ve yıkanmış Js dallarında (4497 ppb) elde edilmiştir.

Çalışma kapsamında en değerli verilerin, özellikle Pb bakımından trafiğin yoğun olduğu alanlardan elde edilen veriler olduğu düşünülmektedir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda veriler Duncan testi sonucunda 10 homojen grupta toplanmıştır. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en düşük değerler yıkanmış Bo yapraklarında (333 ppb), yıkanmış Mh dallarında (478 ppb) ve yıkanmış Bs dallarında (488 ppb) elde edilmiştir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en yüksek değerler ise yıkanmamış dallarda elde edilmiştir. En yüksek değerler yıkanmamış Bo (3761 ppb), Mh (3521 ppb) ve Ej (3394 ppb) dallarında elde edilmiştir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en düşük Pb konsantrasyonlarının yıkanmış, en yüksek Pb konsantrasyonlarının ise yıkanmamış örneklerde elde edilmiş olması dikkat çekicidir.

4.1.5. Cd Konsantrasyonunun Değişimi

Çalışma kapsamında Cd konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda, bitki türü, organel ve yıkanmaya bağlı olarak değişimi

belirlenmiş, elde edilen verilere varyans analizi uygulanmış ve ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri, önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 4.17’de verilmiştir

Tablo 4.17. Cd konsantrasyonunun değişimi

Tür	Yer	Yıkama Durumu	Trafik Yoğunluğu		
			Yok	Az yoğun	Yoğun
Lv	Yaprak	Yıkanmış	52 def	45 ab	47 ab
		Yıkanmamış	54 f	58 ab	73 d
	Dal	Yıkanmış	48 cdef	345 g	44 a
		Yıkanmamış	85 j	96 bcd	104 i
Ej	Yaprak	Yıkanmış	53 ef	39 a	43 a
		Yıkanmamış	46 cdef	50 ab	62 c
	Dal	Yıkanmış	43 bcd	78 abc	41 a
		Yıkanmamış	87 j	79 abc	75 d
Bo	Yaprak	Yıkanmış	69 gh	65 ab	86 efg
		Yıkanmamış	86 j	98 bcd	102 i
	Dal	Yıkanmış	97 k	167 e	95 ghi
		Yıkanmamış	80 ij	123 cde	181 l
Js	Yaprak	Yıkanmış	49 cdef	61 ab	74 d
		Yıkanmamış	52 def	52 ab	62 c
	Dal	Yıkanmış	43 bcde	229 f	57 bc
		Yıkanmamış	45 cdef	137 de	81 def
Bt	Yaprak	Yıkanmış	52 def	55 ab	49 ab
		Yıkanmamış	43 bcd	80 abc	47 ab
	Dal	Yıkanmış	64 g	140 de	49 ab
		Yıkanmamış	74 hi	65 ab	135 j
Mh	Yaprak	Yıkanmış	36 ab	46 ab	40 a
		Yıkanmamış	41 bc	71 ab	56 bc
	Dal	Yıkanmış	28 a	63 ab	43 a
		Yıkanmamış	45 cdef	74 abc	153 k
Bs	Yaprak	Yıkanmış	45 cdef	53 ab	78 de
		Yıkanmamış	49 cdef	50 ab	98 hi
	Dal	Yıkanmış	64 g	241 f	89 fgh

Tablo.4.17'nin devamı

	Yıkanmamış	69 gh	357 g	208 m
F Değeri		39,656***	30,785***	147,377***

Tablo'da görüldüğü üzere trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlarda, Cd konsantrasyonunun istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı olmak üzere farklılaştığı belirlenmiştir. Trafiğin olmadığı alanlarda Duncan testi sonucunda veriler 11 homojen grup oluşturmuştur. Duncan testi sonucunda Cd konsantrasyonu bakımından en düşük değerler yıkanmış Mh türünden elde edilen örneklerde belirlenmiştir. En düşük Cd konsantrasyonları Mh'de yıkanmış dallarda (28 ppb), yıkanmış yapraklarda (36 ppb) ve yıkanmamış yapraklarda (41 ppb) elde edilmiştir. En yüksek Cd konsantrasyonu değerleri ise yıkanmış Bo dallarında (97 ppb), yıkanmamış Ej dallarında (87) ve yıkanmamış Bo yapraklarında (86 ppb) elde edilmiştir.

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda Cd konsantrasyonu bakımından Duncan testi sonucunda veriler 7 homojen grup oluşturmuştur. En düşük değerler yıkanmış yapraklarda elde edilmiştir. Cd konsantrasyonu bakımından en düşük değerler Ej (39 ppb), Lv (45 ppb) ve Mh (46 ppb) türlerinde yıkanmış yaprak örneklerinde elde edilmiştir. En yüksek değerler ise dal örneklerinde elde edilmiştir. Cd konsantrasyonu bakımından trafiğin az yoğun olduğu alanlarda en yüksek değerler yıkanmamış Bs dallarında (357 ppb), yıkanmış Lv dallarında (345) ve yıkanmış Bs dallarında (241 ppb) elde edilmiştir.

Çalışma kapsamında trafiğin yoğun olduğu alanlardan elde edilen veriler incelendiğinde verilerin Duncan testi sonucunda 13 homojen grupta toplandığı görülmektedir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en düşük değerler yıkanmış örneklerden elde edilmiştir. En düşük değerler Mh yapraklarında (40 ppb), Ej dallarında (41 ppb) ve Ej yapraklarında (43 ppb) elde edilirken en yüksek değerler ise yıkanmamış dal örneklerinde elde edilmiştir. En yüksek Cd konsantrasyonu yıkanmamış dallarda Bs (208 ppb), Bo (181 ppb) ve Mh (153 ppb) türlerinde elde edilmiştir. Trafiğin yoğun olduğu alanlardaki en düşük Cd konsantrasyonlarının

yıkanmış, en yüksek Cd konsantrasyonlarının ise yıkanmamış örneklerden elde edilmiş olması dikkat çekicidir.

4.1.6. Zn Konsantrasyonunun Değişimi

Çalışma kapsamında Zn konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda, bitki türü, organel ve yıkanmaya bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 4.18’de verilmiştir.

Tablo 4.18. Zn konsantrasyonunun değişimi

Tür	Yer	Yıkama Durumu	Trafik Yoğunluğu		
			Yok	Az yoğun	Yoğun
Lv	Yaprak	Yıkanmış	55033 p	18233 o	6267 g
		Yıkanmamış	80000 s	11200 j	17119 t
	Dal	Yıkanmış	4233 d	24171 t	8500 i
		Yıkanmamış	51327 o	24949 u	22058 x
Ej	Yaprak	Yıkanmış	8133 g	13500 k	11867 m
		Yıkanmamış	13600 j	13367 k	10900 l
	Dal	Yıkanmış	8300 g	46835 x	25133 ç
		Yıkanmamış	24233 m	52553 y	10067 k
Bo	Yaprak	Yıkanmış	17833 k	22167 s	19767 w
		Yıkanmamış	2267 c	7800 g	19567 v
	Dal	Yıkanmış	1433 b	17590 m	2133 e
		Yıkanmamış	9567 h	3633 f	16413 s
Js	Yaprak	Yıkanmış	51133 o	9033 h	14267 p
		Yıkanmamış	18133 k	3367 e	13467 n
	Dal	Yıkanmış	1233 b	32569 v	8100 h
		Yıkanmamış	9300 h	16510 l	200 a
Bt	Yaprak	Yıkanmış	60200 r	9800 i	15167 r
		Yıkanmamış	28800 n	1533 d	13467 n
	Dal	Yıkanmış	21775 l	100 a	17767 u
		Yıkanmamış	22023 l	433 b	1367 c

Tablo.4.18'in devamı

Mh	Yaprak	Yıkanmış	13600 j	21700 r	8733 j
		Yıkanmamış	24300 m	17600 m	24933 z
	Dal	Yıkanmış	5933 e	36223 w	23467 y
		Yıkanmamış	11133 i	20548 p	14167 p
Bs	Yaprak	Yıkanmış	6633 f	1000 c	13967 o
		Yıkanmamış	3733 d	200 a	4533 f
	Dal	Yıkanmış	9233 h	17917 n	1700 d
		Yıkanmamış	667 a	1700 d	833 b
F Değeri			11550,699***	46546,316***	15023,573***

Tablo değerleri incelendiğinde trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlarda, Zn konsantrasyonu bakımından örneklerin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı olmak üzere farklılaştığı görülmektedir. Trafiğin olmadığı alanlarda veriler Duncan testi sonucunda 18 homojen grup oluşturmuştur. En düşük değerler yıkanmamış Bs dallarında (667 ppb), yıkanmış Js dallarında (1233 ppb) ve yıkanmış Bo dallarında (1433 ppb) elde edilirken, en yüksek değerler yıkanmamış Lv yapraklarında (80000 ppb), yıkanmış Bt yapraklarında (60200 ppb) ve yıkanmış Lv yapraklarında (55033 ppb) elde edilmiştir.

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda Duncan testi sonucunda veriler 24 grup oluşturmuştur. En düşük değerler yıkanmış Js dallarında (100 ppb), yıkanmamış Bs yapraklarında (200 ppb) ve yıkanmamış Js dallarında (433) elde edilmiştir. En yüksek değerler ise yıkanmamış Ej dallarında (52553 ppb), yıkanmış Ej dallarında (46835 ppb) ve yıkanmış Mh dallarında (36223 ppb) elde edilmiştir.

Trafiğin yoğun olduğu alanlarda veriler Duncan testi sonucunda 26 homojen grupta toplanmıştır. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en düşük değerler yıkanmamış dallarda Js (200 ppb), Bs (833 ppb) ve Bt (1367 ppb) elde edilmiştir. En yüksek değerler ise yıkanmış Ej dallarında (25133 ppb), yıkanmamış Mh yapraklarında (24933 ppb) ve yıkanmış Mh dalklarında (23467 ppb) elde edilmiştir.

4.1.7. Ca Konsantrasyonunun Değişimi

Çalışma kapsamında trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda Ca konsantrasyonunun, çalışmaya konu bitki türü, organel ve yıkanma durumu faktörlerine bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve elde edilen verilere varyans analizi uygulanmıştır. Varyans analizi sonucunda faktörler arasında istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılık çıkan verilere Duncan testi uygulanmış ve ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri, önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 4.19’da verilmiştir.

Tablo 4.19. Ca konsantrasyonunun değişimi

Tür	Yer	Yıkama Durumu	Trafik Yoğunluğu		
			Yok	Az yoğun	Yoğun
Lv	Yaprak	Yıkanmış	1441 a	3322 i	1456 a
		Yıkanmamış	2913 i	3282 h	6618 o
	Dal	Yıkanmış	1536 b	6034 l	3422 n
		Yıkanmamış	4056 p	6787 p	6839 r
Ej	Yaprak	Yıkanmış	1453 a	1449 c	1434 a
		Yıkanmamış	1460 a	1449 c	1435 a
	Dal	Yıkanmış	1463 a	6198 m	1459 a
		Yıkanmamış	1461 a	6531 n	1562 b
Bo	Yaprak	Yıkanmış	2381 h	1499 d	1447 a
		Yıkanmamış	3213 k	1651 e	1452 a
	Dal	Yıkanmış	3381 o	6708 o	2883 h
		Yıkanmamış	1561 b	3339 j	6686 p
Js	Yaprak	Yıkanmış	3353 no	3412 k	1445 a
		Yıkanmamış	3358 no	3411 k	2036 e
	Dal	Yıkanmış	3378 o	6807 r	1444 a
		Yıkanmamış	3348 mno	6831 s	3366 lm
Bt	Yaprak	Yıkanmış	2161 f	1460 c	1457 a
		Yıkanmamış	1623 c	3271 h	1460 a
	Dal	Yıkanmış	2221 g	1144 b	3421 n
		Yıkanmamış	3099 j	792 a	1965 d
Mh	Yaprak	Yıkanmış	3367 o	3403 k	3283 k

Tablo.4.19'un devamı

		Yıkanmamış	3355 no	3418 k	3350 l
	Dal	Yıkanmış	1614 c	6868 t	3246 j
		Yıkanmamış	1668 d	1801 f	2197 f
Bs	Yaprak	Yıkanmış	3312 lmn	3317 i	1847 c
		Yıkanmamış	3302 lm	3316 i	2224 g
	Dal	Yıkanmış	1863 e	6860 t	3169 i
		Yıkanmamış	3279 l	2890 g	3381 m
F Değeri			3014,022***	143259,074***	31261,939***

Tablo değerleri incelendiğinde trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlarda, Zn konsantrasyonu bakımından örneklerin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı olmak üzere farklılaştığı görülmektedir. Trafiğin olmadığı alanlarda veriler Duncan testi sonucunda 18 homojen grup oluşturmuştur. En düşük değerler yıkanmamış Bs dallarında (667 ppb), yıkanmış Js dallarında (1233 ppb) ve yıkanmış Bo dallarında (1433 ppb) elde edilirken, en yüksek değerler yıkanmamış Lv yapraklarında (80000 ppb), yıkanmış Bt yapraklarında (60200 ppb) ve yıkanmış Lv yapraklarında (55033 ppb) elde edilmiştir.

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda Duncan testi sonucunda veriler 24 grup oluşturmuştur. En düşük değerler yıkanmış Js dallarında (100 ppb), yıkanmamış Bs yapraklarında (200 ppb) ve yıkanmamış Js dallarında (433) elde edilmiştir. En yüksek değerler ise yıkanmamış Ej dallarında (52553 ppb), yıkanmış Ej dallarında (46835 ppb) ve yıkanmış Mh dallarında (36223 ppb) elde edilmiştir.

Trafiğin yoğun olduğu alanlarda veriler Duncan testi sonucunda 26 homojen grupta toplanmıştır. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en düşük değerler yıkanmamış dallarda Js (200 ppb), Bs (833 ppb) ve Bt (1367 ppb) elde edilmiştir. En yüksek değerler ise yıkanmış Ej dallarında (25133 ppb), yıkanmamış Mh yapraklarında (24933 ppb) ve yıkanmış Mh dalklarında (23467 ppb) elde edilmiştir.

4.1.8. Fe Konsantrasyonunun Değişimi

Çalışma kapsamında Fe konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda, bitki türü, organel ve yıkanmaya bağlı olarak değişimi belirlenmiş, elde edilen verilere varyans analizi uygulanmış ve ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri, önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 4.20’de verilmiştir.

Tablo 4.20. Fe konsantrasyonunun değişimi

Tür	Yer	Yıkama Durumu	Trafik Yoğunluğu		
			Yok	Az yoğun	Yoğun
Lv	Yaprak	Yıkanmış	51 l	25 e	41 def
		Yıkanmamış	154 s	22 d	26 bcd
	Dal	Yıkanmış	18 c	43 l	24 bcd
		Yıkanmamış	159 t	65 s	94 i
Ej	Yaprak	Yıkanmış	15 b	2 a	2 a
		Yıkanmamış	41 i	85 u	394 o
	Dal	Yıkanmış	27 g	100 v	50 efg
		Yıkanmamış	55 m	131 w	25 bcd
Bo	Yaprak	Yıkanmış	43 j	49 n	222 l
		Yıkanmamış	19 c	40 k	390 o
	Dal	Yıkanmış	74 p	64 r	65 gh
		Yıkanmamış	23 e	191 y	28 cd
Js	Yaprak	Yıkanmış	64 o	17 c	335 n
		Yıkanmamış	25 f	47 m	263 m
	Dal	Yıkanmış	40 i	182 x	31 d
		Yıkanmamış	38 h	27 f	30 d
Bt	Yaprak	Yıkanmış	74 p	37 j	24 bcd
		Yıkanmamış	11 a	38 j	31 d
	Dal	Yıkanmış	46 k	30 h	10 ab
		Yıkanmamış	21 d	54 o	131 j
Mh	Yaprak	Yıkanmış	64 o	12 b	59 gh
		Yıkanmamış	12 a	21 d	38 def
	Dal	Yıkanmış	21 d	57 p	53 fg

Tablo.4.20'nin devamı

		Yıkanmamış	22 de	75 t	190 k
Bs	Yaprak	Yıkanmış	15 b	12 b	13 abc
		Yıkanmamış	18 c	28 g	72 h
	Dal	Yıkanmış	59 n	35 i	65 gh
		Yıkanmamış	77 r	198 z	35 de
F Değeri			5702,206***	29963,987***	504,828***

Tablo'da görüldüğü üzere trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlarda, Fe konsantrasyonunun istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı olmak üzere farklılaştığı belirlenmiştir. Trafiğin olmadığı alanlarda Duncan testi sonucunda veriler 17 homojen grup oluşturmuştur. Duncan testi sonucunda Fe konsantrasyonu bakımından en düşük değerler yıkanmamış Bt yapraklarında (11 ppm), yıkanmamış Mh yapraklarında (12 ppm) ve yıkanmış Bs yaprakında (15 ppm) elde edilmiştir. En yüksek Fe konsantrasyonları ise yıkanmamış numunelerde elde edilmiştir. En yüksek Fe konsantrasyonları Lv dallarında (159 ppm), Lv yapraklarında (154 ppm) ve Bs dallarında (77 ppm) elde edilmiştir.

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda Fe konsantrasyonu bakımından Duncan testi sonucunda veriler 25 homojen grup oluşturmuştur. En düşük değerler yıkanmış yapraklarda elde edilmiştir. Fe konsantrasyonu bakımından en düşük değerler Ej (1,6 ppm), Mh (12 ppm) ve Bs (12 ppm) türlerinde yıkanmış yaprak örneklerinde elde edilmiştir. En yüksek değerler ise dal örneklerinde elde edilmiştir. Fe konsantrasyonu bakımından trafiğin az yoğun olduğu alanlarda en yüksek değerler yıkanmamış Bs dallarında (198 ppm), yıkanmamış Bo dallarında (191) ve yıkanmış Js dallarında (182 ppm) elde edilmiştir.

Trafiğin yoğun olduğu alanlardan elde edilen Fe değerleri Duncan testi sonucunda 15 homojen grupta toplanmıştır. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda da en düşük değerler yine yıkanmış örneklerden elde edilmiştir. En düşük değerler Ej yapraklarında (2,3 ppm), Bt dallarında (10 ppm) ve Bs yapraklarında (13 ppm) elde edilirken en yüksek değerler ise yıkanmamış Ej yapraklarında (394 ppm), yıkanmamış Bo yapraklarında (390 ppm) ve yıkanmış Js yapraklarında (335 ppm) elde edilmiştir.

4.1.9. Mg Konsantrasyonunun Değişimi

Çalışma kapsamında Mg konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda, bitki türü, organel ve yıkanmaya bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 4.21 'de verilmiştir.

Tablo 4.21. Mg konsantrasyonunun değişimi

Tür	Yer	Yıkama Durumu	Trafik Yoğunluğu		
			Yok	Az yoğun	Yoğun
Lv	Yaprak	Yıkanmış	4987 i	4997 ij	5001 hi
		Yıkanmamış	4996 i	4998 ij	9977 l
	Dal	Yıkanmış	2547 e	10072 p	4959 g
		Yıkanmamış	6196 k	9965 o	9995 l
Ej	Yaprak	Yıkanmış	4988 i	4986 i	4999 hi
		Yıkanmamış	4986 i	4986 i	4999 hi
	Dal	Yıkanmış	4985 i	10099 pr	4985 gh
		Yıkanmamış	4988 i	7885 n	5052 j
Bo	Yaprak	Yıkanmış	4984 i	4968 i	4987 gh
		Yıkanmamış	2513 d	1936 b	4988 gh
	Dal	Yıkanmış	1303 a	3852 f	4385 d
		Yıkanmamış	4976 i	1773 a	7443 k
Js	Yaprak	Yıkanmış	4989 i	5027 j	4988 gh
		Yıkanmamış	4987 i	4859 h	4984 gh
	Dal	Yıkanmış	2086 b	5537 k	4539 e
		Yıkanmamış	4987 i	5944 l	2089 a
Bt	Yaprak	Yıkanmış	4987 i	4996 ij	5000 hi
		Yıkanmamış	4986 i	4984 i	4999 hi
	Dal	Yıkanmış	4719 g	2980 e	4986 gh
		Yıkanmamış	4679 f	2631 d	4655 f
Mh	Yaprak	Yıkanmış	4988 i	4988 i	5030 ij
		Yıkanmamış	4990 i	4988 i	4987 gh
	Dal	Yıkanmış	4799 h	10115 r	5011 hi

Tablo.4.21'in devamı

		Yıkanmamış	5024 j	6531 m	4998 hi
Bs	Yaprak	Yıkanmış	4987 i	4988 i	4992 h
		Yıkanmamış	4992 i	4987 i	4988 gh
	Dal	Yıkanmış	2316 c	4697 g	2460 b
		Yıkanmamış	5004 ij	2098 c	2793 c
F Değeri			16738,026***	38210,359***	29559,383***

Tablo değerleri incelendiğinde trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlarda, Mg konsantrasyonu bakımından örneklerin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı olmak üzere farklılaştığı görülmektedir. Trafiğin olmadığı alanlarda veriler Duncan testi sonucunda 11 homojen grup oluşturmuştur. En düşük değerler yıkanmış dallarda Bo (1303 ppm), Js (2086 ppm) ve Bs (2316 ppm) türlerinde elde edilmiştir. Trafiğin olmadığı alanlarda en yüksek Mg konsantrasyonları ise yıkanmamış dal örneklerinde Lv (6196 ppm), Mh (5024 ppm) ve Bs (5004 ppm) türlerinde elde edilmiştir.

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda Duncan testi sonucunda veriler 17 grup oluşturmuştur. En düşük değerler yıkanmamış numunelerde elde edilmiştir. En düşük Mg konsantrasyonları yıkanmamış numunelerde Bo dallarında (1773 ppm), Bo yapraklarında (1936 ppm) ve Bs dallarında (2098 ppm) elde edilirken en yüksek değerler yıkanmış dal numunelerinde Mh (10115 ppm), Ej (10099 ppm) ve Lv (10072 ppm) elde edilmiştir.

Trafiğin yoğun olduğu alanlarda veriler Duncan testi sonucunda 12 homojen grupta toplanmıştır. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en düşük değerler yıkanmamış Js dallarında (2089 ppm), yıkanmış Bs dallarında (2460 ppm) ve yıkanmamış Bs dallarında (2798 ppm) elde edilirken, en yüksek değerler ise yıkanmamış numunelerde elde edilmiştir. En yüksek Mg konsantrasyonları Lv dallarında (9995 ppm), Lv yapraklarında (9977 ppm) ve Bo dallarında (7443 ppm) elde edilmiştir.

4.1.10. Mn Konsantrasyonunun Değişimi

Çalışma kapsamında trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlar

içinde Mn konsantrasyonunun, çalışmaya konu bitki türü, organel ve yıkanma durumu faktörlerine bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve elde edilen verilere varyans analizi uygulanmıştır. Varyans analizi sonucunda faktörler arasında istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılık çıkan verilere Duncan testi uygulanmış ve ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri, önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 4.22’de verilmiştir.

Tablo 4.22. Mn konsantrasyonunun değişimi

Tür	Yer	Yıkama Durumu	Trafik Yoğunluğu		
			Yok	Az yoğun	Yoğun
Lv	Yaprak	Yıkanmış	12 e	11 d	35 o
		Yıkanmamış	78 o	7 c	44 p
	Dal	Yıkanmış	18 f	4 a	6 a
		Yıkanmamış	10 d	6 b	9 c
Ej	Yaprak	Yıkanmış	14 e	29 l	19 h
		Yıkanmamış	23 h	20 f	26 l
	Dal	Yıkanmış	27 i	7 c	6 a
		Yıkanmamış	10 cd	7 bc	27 l
Bo	Yaprak	Yıkanmış	32 k	28 kl	19 h
		Yıkanmamış	5 a	27 j	28 m
	Dal	Yıkanmış	28 ij	8 c	10 d
		Yıkanmamış	8 bc	28 jk	11 d
Js	Yaprak	Yıkanmış	68 n	21 fg	52 r
		Yıkanmamış	58 m	16 e	44 p
	Dal	Yıkanmış	14 e	26 i	18 g
		Yıkanmamış	14 e	21 g	23 k
Bt	Yaprak	Yıkanmış	38 l	46 r	18 g
		Yıkanmamış	30 jk	4 a	16 e
	Dal	Yıkanmış	7 ab	29 kl	17 f
		Yıkanmamış	8 bcd	29 kl	23 k
Mh	Yaprak	Yıkanmış	203 p	43 p	22 i
		Yıkanmamış	217 r	36 o	56 s
	Dal	Yıkanmış	18 f	130 t	11 d

Tablo.4.22'nin devamı

		Yıkanmamış	21 g	50 s	33 n
Bs	Yaprak	Yıkanmış	29 ij	32 m	66 t
		Yıkanmamış	32 k	33 n	67 u
	Dal	Yıkanmış	27 i	35 o	8 b
		Yıkanmamış	20 fg	23 h	22 j
F Değeri			6361,497***	5771,510***	5954,995***

Mn konsantrasyonunun değişimi Tablo'da verilmiştir. Tablo'da görüldüğü üzere Mn konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlarda faktörlere bağlı olarak değişimi, istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlıdır. Duncan testi sonucunda trafiğin olmadığı alanlarda veriler 17 homojen grup oluşturmuştur. Trafiğin olmadığı alanlarda Mn konsantrasyonu bakımından en düşük değerler yıkanmamış Bo yapraklarında (5 ppm), yıkanmış Bt dallarında (7 ppm) ve yıkanmamış Bo dallarında (8 ppm) elde edilirken En yüksek Mn konsantrasyonları yaprak örneklerinde elde edilmiştir. En yüksek Mn konsantrasyonları yıkanmamış Mh yapraklarında (217 ppm), yıkanmış Mh yapraklarında (203 ppm) ve yıkanmamış Lv yapraklarında (78 ppm) elde edilmiştir.

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda Mn konsantrasyonu bakımından Duncan testi sonucunda veriler 19 homojen grup oluşturmuştur. En düşük değerler yıkanmış Lv dallarında (4 ppm), yıkanmamış Bt yapraklarında (4 ppm) ve yıkanmamış Lv dallarında (6 ppm) elde edilirken en yüksek Mn konsantrasyonları yıkanmış Mh dallarında (130 ppm), yıkanmamış Mh dallarında (50 ppm) ve yıkanmış Bt yapraklarında (46 ppm) elde edilmiştir.

Trafiğin yoğun olduğu alanlardan toplanan örneklerden elde edilen Mn konsantrasyonu değerleri incelendiğinde verilerin Duncan testi sonucunda 20 homojen grupta toplandığı belirlenmiştir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en düşük değerler yıkanmış dallarda elde edilmiştir. En düşük değerler yıkanmış dallarda Ej (6 ppm), Lv (6 ppm) ve Bs (8 ppm) türlerinde elde edilmiştir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en yüksek değerler ise yaprak örneklerinde elde edilmiştir. En yüksek Mn konsantrasyonları yıkanmamış Bs yapraklarında (67 ppm), yıkanmış Bs yapraklarında (66 ppm) ve yıkanmamış Mh yapraklarında (56 ppm) elde edilmiştir.

4.2. Elementlerin Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Çalışma kapsamında element konsantrasyonlarının tür, organel ve yıkama durumu bazında değişimi trafik yoğunluğuna bağlı olarak belirlenmeye çalışılmıştır. Bu amaç çerçevesinde trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda yetişen yedi adet bitki türünden yaprak ve dal örnekleri toplanmış, toplanan yaprak örneklerinin yarısı yıkama işlemine tabi tutulmuş ve bu örnekler üzerinde analizler yapılarak element miktarlarının değişimi belirlenmiştir. Her bir elementin; bitki türü, organel ve yıkanma faktörlerine göre trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişimleri ayrı ayrı değerlendirilmiştir.

4.2.1. Cu Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Çalışma kapsamında Cu konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda değişimi her bir faktör için ayrı ayrı belirlenmiş ve ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 4.23’de verilmiştir.

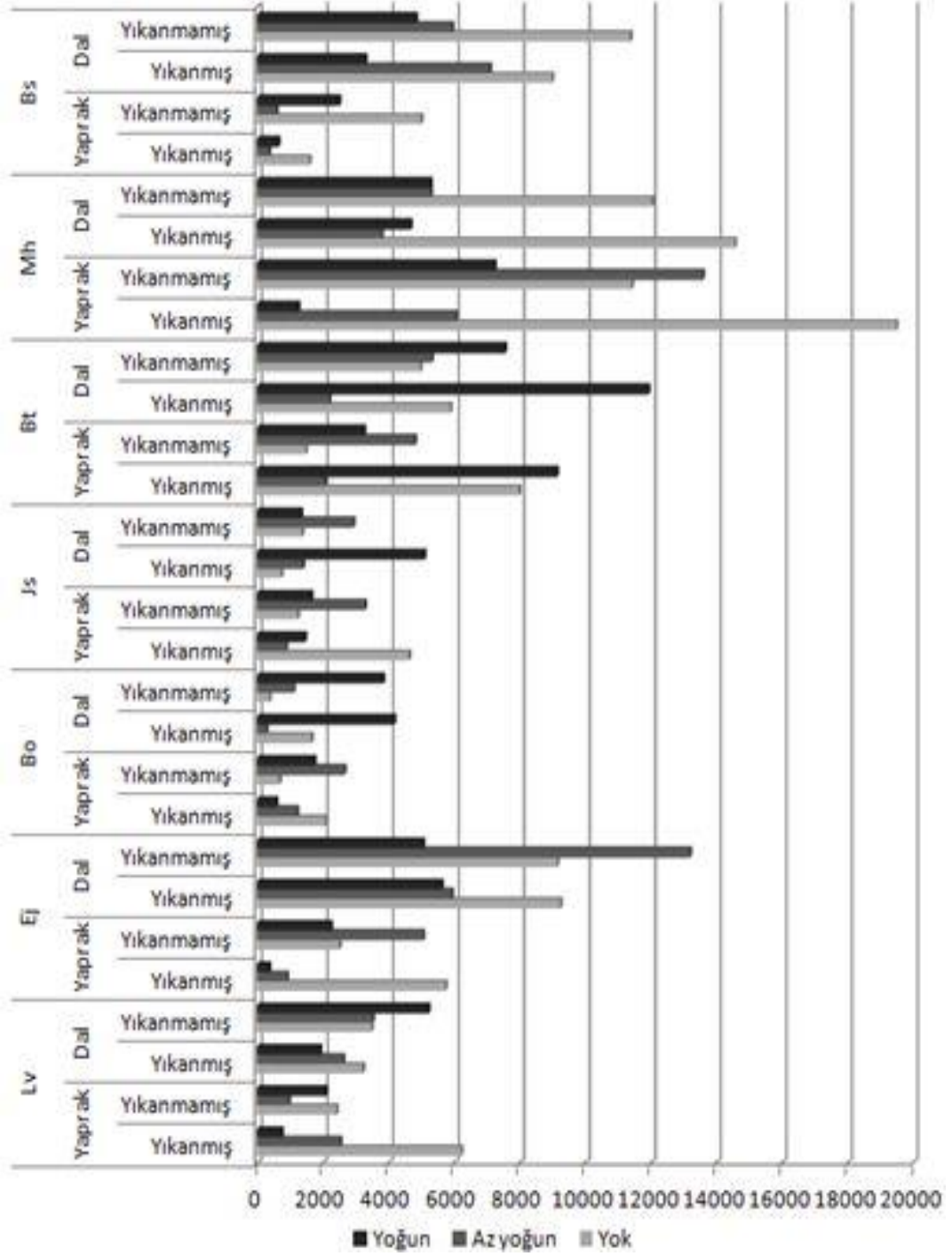
Tablo 4.23. Cu konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi

Tür	Yer	Yıkama Durumu	Trafik Yoğunluğu			F Değeri
			Yok	Az yoğun	Yoğun	
Lv	Yaprak	Yıkanmış	6209 c	2534 b	738 a	8902,139**
		Yıkanmamış	2416 c	966 a	2087 b	134,401***
	Dal	Yıkanmış	3216 c	2617 b	1905 a	82,548***
		Yıkanmamış	3484 a	3519 b	5213 c	59,750***
Ej	Yaprak	Yıkanmış	5740 c	899 b	357 a	2666,075**
		Yıkanmamış	2499 b	5048 c	2231 a	668,822***
	Dal	Yıkanmış	9246 c	5932 b	5614 a	477,037***
		Yıkanmamış	9145 b	13190 c	5053 a	851,170***
Bo	Yaprak	Yıkanmış	2097 c	1205 b	575 a	248,004***
		Yıkanmamış	674 a	2653 c	1737 b	274,055***
	Dal	Yıkanmış	1651 b	270 a	4175 c	1211,847**
		Yıkanmamış	371 a	1099 b	3835 c	935,598***
Js	Yaprak	Yıkanmış	4622 c	870 a	1447 b	2817,636**

Tablo.4.23'ün devamı

		Yıkanmamış	1228 a	3278 c	1642 b	650,514***
	Dal	Yıkanmış	733 a	1392 b	5093 c	1890,695**
		Yıkanmamış	1364 a	2931 b	1329 a	276,203***
Bt	Yaprak	Yıkanmış	7983 b	2053 a	9131 c	5094,396**
		Yıkanmamış	1484 a	4802 c	3248 b	940,751***
	Dal	Yıkanmış	5889 b	2197 a	11917 c	2828,360**
		Yıkanmamış	4971 a	5313 a	7555 b	187,335***
Mh	Yaprak	Yıkanmış	19483 c	6050 b	1242 a	34132,369*
		Yıkanmamış	11421 b	13575 c	7226 a	3693,227**
	Dal	Yıkanmış	14559 c	3790 a	4667 b	12205,758*
		Yıkanmamış	12039 c	5290 b	5279 a	717,001***
Bs	Yaprak	Yıkanmış	1586 c	354 a	640 b	161,751***
		Yıkanmamış	4987 c	582 a	2488 b	4840,714**
	Dal	Yıkanmış	8985 c	7084 b	3287 a	2587,361**
		Yıkanmamış	11372 c	5944 b	4830 a	3725,176**

Cu konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi incelendiğinde, bütün örneklerde Cu konsantrasyonunun değişiminin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı olduğu görülmektedir. Duncan testi sonuçları incelendiğinde, belirgin bir farklılık dikkat çekmemekle birlikte, genel olarak yıkanmış örneklerde Cu konsantrasyonunun trafik yoğunluğu ile ters orantılı, yıkanmamış örneklerde ise büyük oranda doğru orantılı olduğu görülmektedir. Yıkanmış örneklerin büyük kısmında en yüksek Cu konsantrasyonları trafiğin olmadığı alanlarda tespit edilmiş, en düşük Cu konsantrasyonları ise trafiğin yoğun olduğu alanlardan elde edilen örneklerde belirlenmiştir. Yıkanmamış örneklerde ise tam tersi bir durum söz konusudur. Bundan dolayı yıkanmış ve yıkanmamış örneklerin ortalama değerleri birbirine oldukça yakındır. Genel olarak değerlendirildiğinde ise Cu konsantrasyonunun trafiğin olmadığı alanlarda, trafiğin az yoğun ve yoğun olduğu alanlara göre daha yüksek düzeyde olduğu dikkat çekmektedir. Tablo değerlerinin algılanmasını kolaylaştırmak amacıyla hazırlanan, Cu konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimini gösterir grafik Şekil 4.7'de verilmiştir.



Şekil 4.7. Cu konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi

4.2.2. Ni Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

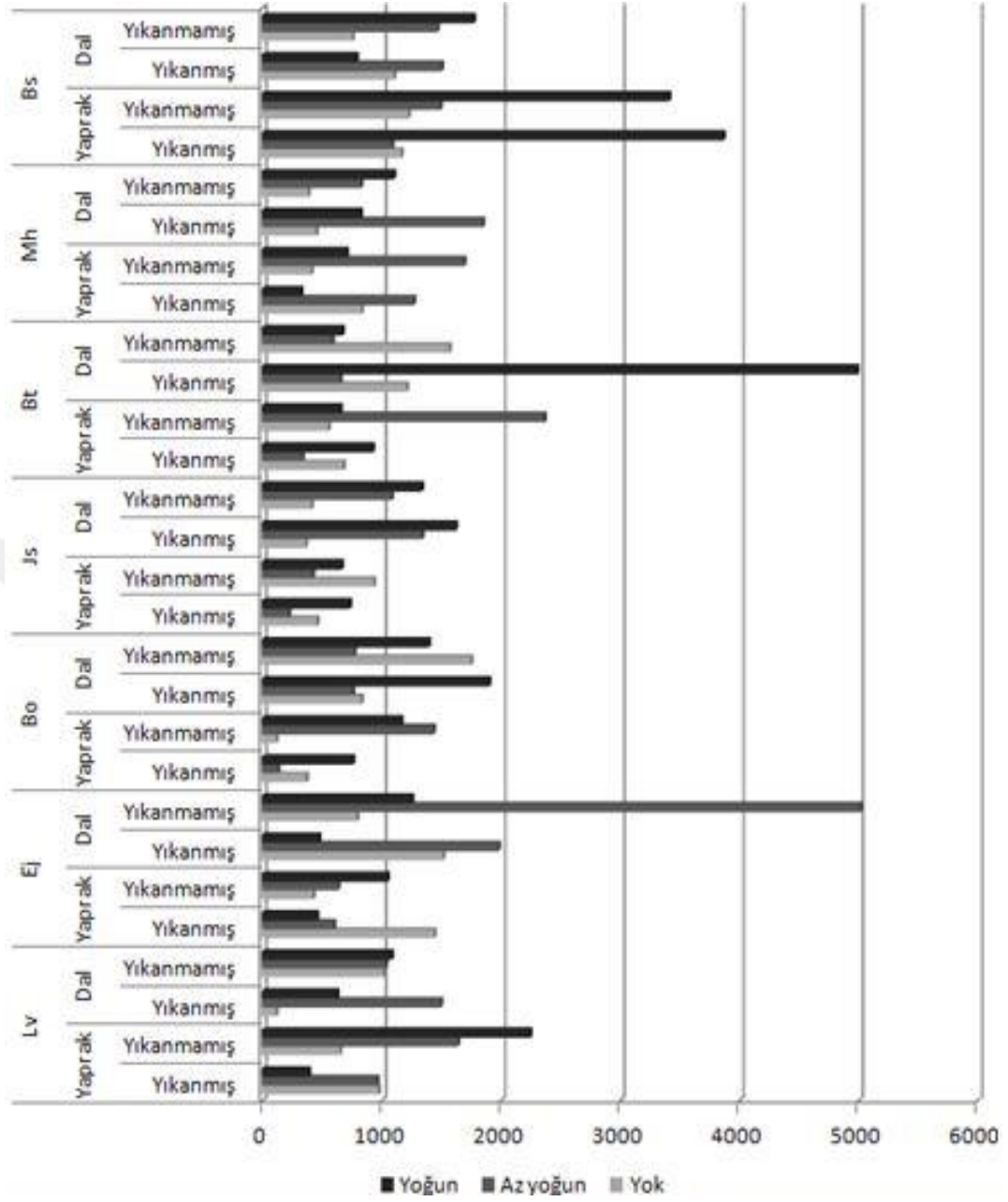
Ni konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda değişimi her bir faktör için ayrı ayrı belirlenmiş ve ortalama değerler,

varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 4.24’de verilmiştir.

Tablo 4.24. Ni konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi

Tür	Yer	Yıkama Durumu	Trafik Yoğunluğu			F Değeri
			Yok	Az yoğun	Yoğun	
Lv	Yaprak	Yıkanmış	976 b	964 b	389 a	210,934***
		Yıkanmamış	652 a	1642 b	2249 c	583,403***
	Dal	Yıkanmış	119 a	1498 c	628 a	2178,414**
		Yıkanmamış	1021	1039	1087	,760 ns
Ej	Yaprak	Yıkanmış	1442 c	603 b	458 a	465,974***
		Yıkanmamış	427 a	636 b	1052 c	973,182***
	Dal	Yıkanmış	1518 b	1984 c	479 a	349,792***
		Yıkanmamış	795 a	5019 c	1255 b	13775,918*
Bo	Yaprak	Yıkanmış	371 b	134 a	762 c	864,079***
		Yıkanmamış	119 a	1437 c	1166 b	567,472***
	Dal	Yıkanmış	832 a	760 a	1902 b	25,782**
		Yıkanmamış	1753 c	774 a	1396 b	184,529***
Js	Yaprak	Yıkanmış	464 b	226 a	735 c	183,882***
		Yıkanmamış	935 c	423 a	666 b	257,652***
	Dal	Yıkanmış	365 a	1342 b	1623 c	616,676***
		Yıkanmamış	415 a	1088 b	1338 c	49,471***
Bt	Yaprak	Yıkanmış	681 b	338 a	926 c	802,308***
		Yıkanmamış	557 a	2367 c	655 b	14315,040*
	Dal	Yıkanmış	1211 b	654 a	4990 c	1804,211**
		Yıkanmamış	1572 b	590 a	673 a	269,610***
Mh	Yaprak	Yıkanmış	833 b	1272 c	328 a	193,648***
		Yıkanmamış	413 a	1695 c	709 b	2739,690**
	Dal	Yıkanmış	454 a	1852 c	826 b	303,212***
		Yıkanmamış	388 a	830 b	1104 c	47,476***
Bs	Yaprak	Yıkanmış	1167 b	1092 a	3868 c	5018,483**
		Yıkanmamış	1228 a	1496 b	3413 c	3113,472**
	Dal	Yıkanmış	1106 b	1507 c	793 a	163,758***
		Yıkanmamış	758 a	1470 b	1773 c	64,991***

Ni konsantrasyonunun örnekler bazında trafik yoğunluğuna bağlı değişimine ilişkin varyans analizi sonuçlarına göre, yıkanmamış Lv dalları dışındaki bütün örneklerde Ni konsantrasyonunun değişimi istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlıdır. Duncan testi sonuçlarına göre genel olarak Ni konsantrasyonu trafik yoğunluğuna bağlı olarak artmaktadır. Bunun dışında dal örneklerindeki Ni konsantrasyonunun yaprak örneklerindeki Ni konsantrasyonundan daha yüksek düzeyde olduğu görülmektedir. Ancak, en büyük farklılık bitki türünde ortaya çıkmaktadır. Tablo değerleri incelendiğinde özellikle bitki türleri arasında önemli düzeyde farklılıklar olduğu görülmektedir. Örneğin Js bitkisinde Ni konsantrasyonları 226 ppb ile 1623 ppb arasında değişirken bu rakamlar Bs bitki türünde 758 ppb ile 3868 ppb arasında değişmektedir. Tablo değerlerinin algılanmasını kolaylaştırmak amacıyla hazırlanan, Ni konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimini gösterir grafik Şekil 4.8'de verilmiştir.



Şekil 4.8. Ni konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi

4.2.3. Cr Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

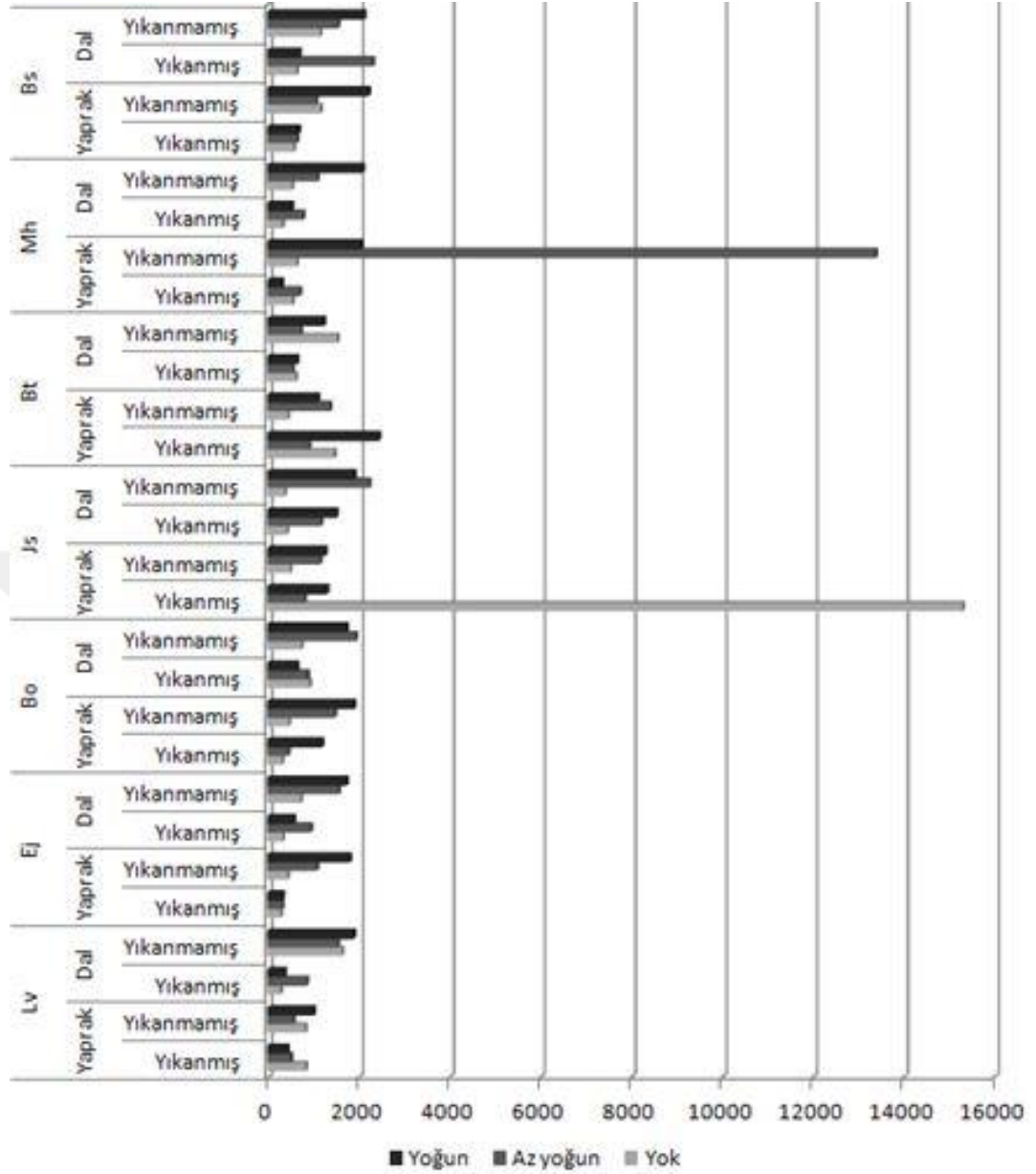
Çalışmaya konu örneklerde Cr konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda değişimi belirlenmiş, elde edilen verilere varyans analizi ve duncan testi uygulanmış, elde edilen ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 4.25’de verilmiştir.

Tablo 4.25. Cr Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Tür	Yer	Yıkama Durumu	Trafik Yoğunluğu			F Değeri
			Yok	Az yoğun	Yoğun	
Lv	Yaprak	Yıkanmış	839 b	509 a	430 a	62,434***
		Yıkanmamış	829 b	567 a	1008 c	84,584***
	Dal	Yıkanmış	286 a	859 b	372 a	129,804**
		Yıkanmamış	1637 a	1544 a	1895 b	16,131**
Ej	Yaprak	Yıkanmış	290	321	329	3,891 ns
		Yıkanmamış	446 a	1082 b	1806 c	952,224**
	Dal	Yıkanmış	334 a	948 c	572 b	34,493**
		Yıkanmamış	725 a	1565 b	1738 c	81,181***
Bo	Yaprak	Yıkanmış	324 a	448 b	1196 c	1158,481*
		Yıkanmamış	460 a	1484 b	1901 c	467,914**
	Dal	Yıkanmış	921 b	876 b	645 a	13,795**
		Yıkanmamış	742 a	1938 c	1738 b	132,978**
Js	Yaprak	Yıkanmış	15303 c	809 a	1310 b	3671,725*
		Yıkanmamış	495 a	1159 b	1265 c	363,382**
	Dal	Yıkanmış	421 a	1177 b	1514 c	194,395**
		Yıkanmamış	375 a	2237 c	1908 b	416,626**
Bt	Yaprak	Yıkanmış	1466 b	912 a	2447 c	7101,802*
		Yıkanmamış	440 a	1373 c	1102 b	152,852**
	Dal	Yıkanmış	616	547	643	2,112 ns
		Yıkanmamış	1528 c	723 a	1240 b	181,434**
Mh	Yaprak	Yıkanmış	540 b	703 c	309 a	18,065**
		Yıkanmamış	636 a	13388 c	2058 b	15156,171
	Dal	Yıkanmış	327 a	782 c	531 b	88,944***
		Yıkanmamış	536 a	1098 b	2090 c	216,654**
Bs	Yaprak	Yıkanmış	576 a	649 b	683 b	26,285**
		Yıkanmamış	1164 b	1061 a	2222 c	1316,573*
	Dal	Yıkanmış	637 a	2316 b	695 a	194,248**
		Yıkanmamış	1155 a	1548 b	2122 c	80,950***

Tablo'da görüldüğü üzere çalışmaya konu örneklerden yıkanmış Ej yaprakları ile yıkanmış Bt dalları dışındaki bütün örneklerde Cr konsantrasyonunun trafik

yoğunluđuna bađlı deđiřimi istatistiki olarak anlamlı dűzeydedir. Tablo sonuçları incelendiđinde çalıřmaya konu 28 adet örnekten 18 adedinde trafiđin olmadıđı alanlardaki rnekerin ilk homojen grupta olduđu grűlmektedir. İstatistiki olarak en az %95 gűven dűzeyinde anlamlı farklılık çıkmayan rneker de dűřűnűldűđűnde rnekerin %70'inden fazlasında en dűřűk deđerler trafiđin olmadıđı alanlarda elde edilmiřtir. Trafiđin az yođun olduđu alanlar ile yođun olduđu alanlar karřılařtırıldıđında ise trafiđin az yođun olduđu alanlarda yıkanmıř, trafiđin yođun olduđu alanlarda ise yıkanmamıř rnekerin Cr konsantrasyonunun daha yűksek olduđu grűlmektedir. Ancak Cr konsantrasyonunda da en bűyűk deđerim bitki tűrleri arasında gse çarpmaktadır. Örneđin Ej bitki tűrűnde Cr konsantrasyonu 290 ppb ile 1806 ppb arasında deđerirken Js bitki tűrűnde 421 ppb ile 15303 ppb arasında deđerilmektedir. Cr konsantrasyonunun trafik yođunluđuna bađlı deđerimini gösterir grafik Őekil 4.9'da verilmiřtir.



Şekil 4.9. Cr konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi

4.2.4. Pb Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Pb konsantrasyonu trafik yoğunluğu ile en çok ilişkilendirilen ağır metallere biridir. Çalışma kapsamında Pb konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda değişimi her bir faktör için ayrı ayrı belirlenmiş ve ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 4.26'da verilmiştir.

Tablo 4.26. Pb Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

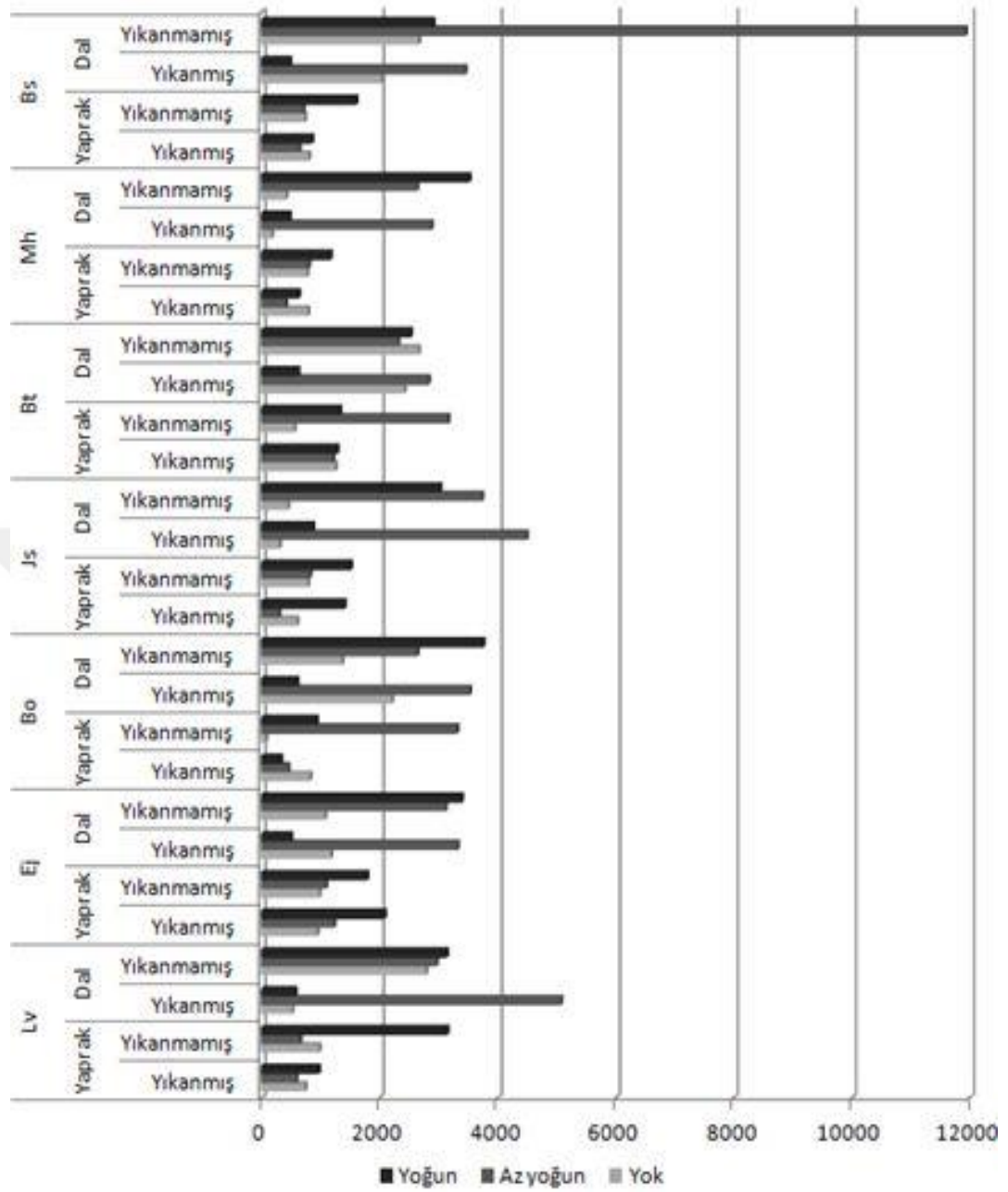
Tür	Yer	Yıkama Durumu	Trafik Yoğunluğu			F Değeri
			Yok	Az yoğun	Yoğun	
Lv	Yaprak	Yıkanmış	745 b	594 a	971 c	56,881***
		Yıkanmamış	980 a	659 a	3153 b	149,539***
	Dal	Yıkanmış	522 a	5077 b	577 a	4033,284***
		Yıkanmamış	2791	2969	3139	,765 ns
Ej	Yaprak	Yıkanmış	948	1229	2090	1,211 ns
		Yıkanmamış	984 a	1093 a	1792 b	124,289***
	Dal	Yıkanmış	1181 b	3324 c	503 a	248,093***
		Yıkanmamış	1080 a	3123 b	3394 b	139,507***
Bo	Yaprak	Yıkanmış	826 c	452 b	333 a	75,958***
		Yıkanmamış	78 a	3317 c	936 b	360,926***
	Dal	Yıkanmış	2214 b	3530 c	606 a	95,860***
		Yıkanmamış	1373 a	2643 b	3761 c	44,109***
Js	Yaprak	Yıkanmış	609 b	299 a	1412 c	322,511***
		Yıkanmamış	792 a	826 a	1513 b	169,589***
	Dal	Yıkanmış	312 a	4497 c	876 b	1093,234***
		Yıkanmamış	456 a	3737 c	3025 b	245,142***
Bt	Yaprak	Yıkanmış	1254	1215	1288	1,686 ns
		Yıkanmamış	560 a	3166 c	1331 b	1031,730***
	Dal	Yıkanmış	2423 b	2835 b	623 a	7,244*
		Yıkanmamış	2663	2318	2531	1,074 ns
Mh	Yaprak	Yıkanmış	789 b	417 a	636 b	12,197**
		Yıkanmamış	777 a	803 a	1174 b	53,521***
	Dal	Yıkanmış	182 a	2886 c	478 b	201,828***
		Yıkanmamış	422 a	2640 b	3521 c	94,427***
Bs	Yaprak	Yıkanmış	807 b	645 a	861 c	80,570***
		Yıkanmamış	738 b	712 a	1608 c	451,249***
	Dal	Yıkanmış	2044 b	3456 c	488 a	86,117***
		Yıkanmamış	2666 a	11934 c	2912 b	826,603***

Pb konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi incelendiğinde, yıkanmamış Lv dal, yıkanmış Ej yaprak, yıkanmış Bt yaprak ve yıkanmamış Bt dal

örneklerinde trafik yoğunluğuna bağlı olarak numuneler arasındaki farklılığın istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı olmadığı görölmektedir. Bunların dışındaki bütün örneklerde Pb konsantrasyonunun değişiminin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı olduğu belirlenmiştir.

Duncan testi sonuçları incelendiğinde, bütün faktörlerin Pb konsantrasyonunu etkilediği görölmektedir. Yaprak ile dal, yıkanan ve yıkanmayan örnekler arasında trafik yoğunluğuna bağlı olarak Pb konsantrasyonunun önemli ölçüde değiştiği görölmektedir. İstatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılık çıkmayan örnekler de hesaba katıldığında, trafiğin olmadığı alanlardaki Pb konsantrasyonu değerlerinin %70'inden fazlasının ilk homojen gruplarda olduğu görölmektedir. Pb konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi yıkanmamış örneklerde daha rahat görölmektedir. yıkanmamış 14 numuneden 10 tanesinde en yüksek değerler trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilmiştir.

Bunun dışında organeller arasında da önemli farklılıklar göze çarpmaktadır. Değerler incelendiğinde dallarda ölçölen Pb miktarının yapraklarda ölçölen Pb miktarının iki katından fazla olduğu görölmektedir. Dikkat çeken bir başka husus, dal örneklerinde genellikle en yüksek Pb konsantrasyonlarının trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilmiş olmasıdır. Tablo değerlerinin daha kolay algılanabilmesini sağlamak amacıyla hazırlanan, Pb konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimini gösterir grafik Şekil 4.10'da verilmiştir.



Şekil 4.10. Pb konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi

4.2.5. Cd Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Çalışmaya konu örneklerde Cd konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda değişimi belirlenmiş, elde edilen verilere varyans analizi ve duncan testi uygulanmış, elde edilen ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 4.27’de verilmiştir.

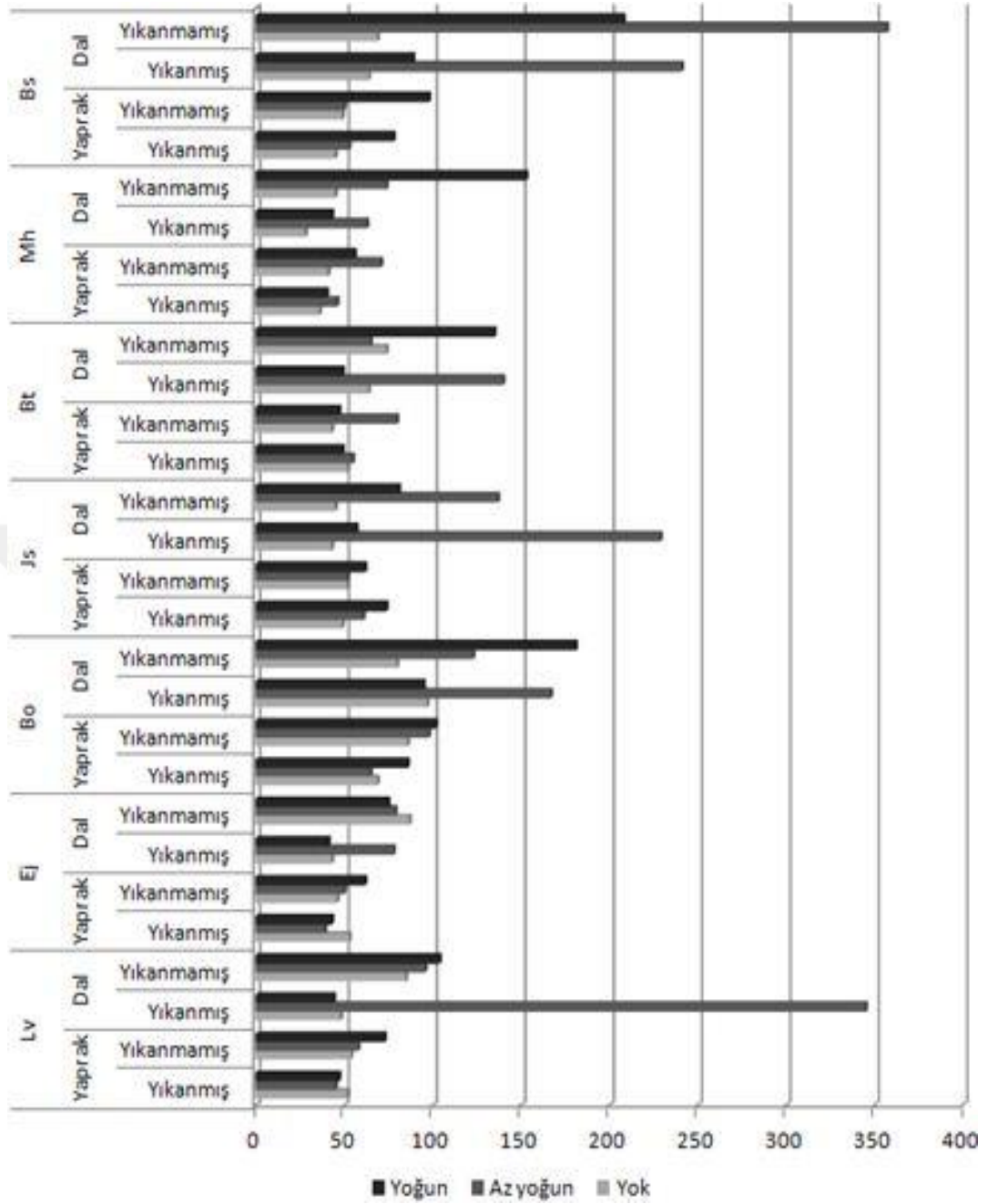
Tablo 4.27. Cd Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Tür	Yer	Yıkama Durumu	Trafik Yoğunluğu			F Değeri
			Yok	Az yoğun	Yoğun	
Lv	Yaprak	Yıkanmış	52 b	45 a	47 ab	6,127*
		Yıkanmamış	54 a	58 a	73 b	6,574*
	Dal	Yıkanmış	48 a	345 b	44 a	3862,596*
		Yıkanmamış	85	96	104	2,620 ns
Ej	Yaprak	Yıkanmış	53 b	39 a	43 a	12,307**
		Yıkanmamış	46 a	50 a	62 b	36,167***
	Dal	Yıkanmış	43 b	78 c	41 a	24,861**
		Yıkanmamış	87	79	75	3,474 ns
Bo	Yaprak	Yıkanmış	69 b	65 a	86 c	110,521**
		Yıkanmamış	86 a	98 b	102 c	113,079**
	Dal	Yıkanmış	97 a	167 b	95 a	41,570***
		Yıkanmamış	80 a	123 b	181 c	64,005***
Js	Yaprak	Yıkanmış	49 a	61 b	74 c	25,607**
		Yıkanmamış	52 a	52 a	62 b	18,496**
	Dal	Yıkanmış	43 a	229 c	57 b	1580,184*
		Yıkanmamış	45 a	137 c	81 b	108,914**
Bt	Yaprak	Yıkanmış	52	55	49	4,113 ns
		Yıkanmamış	43 a	80 b	47 a	148,698**
	Dal	Yıkanmış	64	140	49	1,195 ns
		Yıkanmamış	74 a	65 a	135 b	46,755***
Mh	Yaprak	Yıkanmış	36 a	46 c	40 b	17,015**
		Yıkanmamış	41 a	71 c	56 b	247,856**
	Dal	Yıkanmış	28 a	63 c	43 b	23,791**
		Yıkanmamış	45 a	74 b	153 c	1073,892*
Bs	Yaprak	Yıkanmış	45 a	53 b	78 c	84,606***
		Yıkanmamış	49 a	50 b	98 c	269,037**
	Dal	Yıkanmış	64 a	241 c	89 b	313,570**
		Yıkanmamış	69 a	357 c	208 b	143,796**

Cd konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimini gösteren Tablo incelendiğinde çalışmaya konu örneklerden yıkanmamış Lv ve Ej dal örnekleri ile

yıkanmış Bt yaprak ve dalları dışındaki bütün örneklerde Cd konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı olduğu görülmektedir. Tablo sonuçlarına göre en düşük değerler genel olarak trafiğin olmadığı alanlarda elde edilmiştir. Toplam 28 adet numuneden sadece 4 adedinde trafiğin olmadığı alanlardan elde edilen numuneler ilk homojen grupta değil, ikinci homojen gruptadır. Yıkanmış numunelerin büyük kısmında en yüksek değerler trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilirken yıkanmamış numunelerin büyük kısmında en yüksek değerler trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilmiştir.

Bunun dışında yine yaprak ve dal numuneleri arasında da önemli düzeyde farklılıklar bulunmaktadır. Dallarda ölçülen Cd konsantrasyonu, yapraklarda ölçülen Cd konsantrasyonunun iki katına yakın olarak hesaplanmıştır. Yaprak numunelerinde en yüksek değerler genellikle trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilirken dal numunelerinde genellikle en yüksek değerler trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilmiştir. Cd konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimini gösterir grafik Şekil 4.11’de verilmiştir.



Şekil 4.11. Cd konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi

4.2.6. Zn Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Zn konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda değişimi her bir faktör için ayrı ayrı belirlenmiş ve ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 4.28’de verilmiştir.

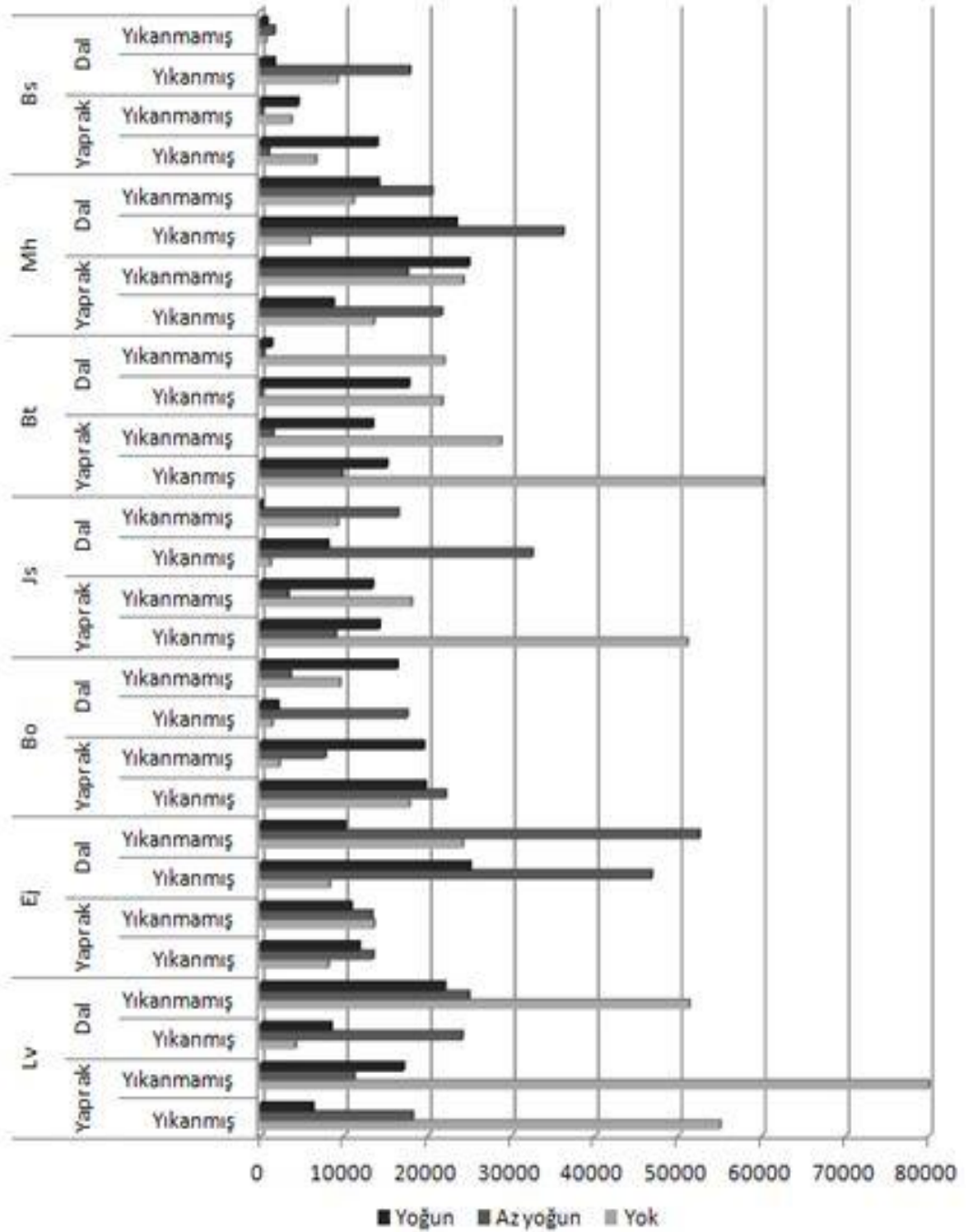
Tablo 4.28. Zn Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Tür	Yer	Yıkama Durumu	Trafik Yoğunluğu			F Değeri
			Yok	Az yoğun	Yoğun	
Lv	Yaprak	Yıkanmış	55033 c	18233 b	6267 a	2297,804*
		Yıkanmamış	80000 c	11200 a	17119 b	422338,65
	Dal	Yıkanmış	4233 a	24171 c	8500 b	25145,509
		Yıkanmamış	51327 c	24949 b	22058 a	18241,419
Ej	Yaprak	Yıkanmış	8133 a	13500 c	11867 b	1459,500*
		Yıkanmamış	13600 c	13367 b	10900 a	863,286**
	Dal	Yıkanmış	8300 a	46835 c	25133 b	121362,91
		Yıkanmamış	24233 b	52553 c	10067 a	57074,003
Bo	Yaprak	Yıkanmış	17833 a	22167 c	19767 b	1413,778*
		Yıkanmamış	2267 a	7800 b	19567 c	26345,375
	Dal	Yıkanmış	1433 a	17590 c	2133 b	32835,104
		Yıkanmamış	9567 b	3633 a	16413 c	17334,949
Js	Yaprak	Yıkanmış	51133 c	9033 a	14267 b	157947,44
		Yıkanmamış	18133 c	3367 a	13467 b	17092,111
	Dal	Yıkanmış	1233 a	32569 c	8100 b	22282,033
		Yıkanmamış	9300 b	16510 c	200 a	381657,37
Bt	Yaprak	Yıkanmış	60200 c	9800 a	15167 b	159125,61
		Yıkanmamış	28800 c	1533 a	13467 b	100888,8*
	Dal	Yıkanmış	21775 c	100 a	17767 b	68760,993
		Yıkanmamış	22023 c	433 a	1367 b	182831,37
Mh	Yaprak	Yıkanmış	13600 b	21700 c	8733 a	1899,066*
		Yıkanmamış	24300 b	17600 a	24933 c	1114,525*
	Dal	Yıkanmış	5933 a	36223 c	23467 b	31080,646
		Yıkanmamış	11133 a	20548 c	14167 b	14970,215
Bs	Yaprak	Yıkanmış	6633 b	1000 a	13967 c	14267,625
		Yıkanmamış	3733 b	200 a	4533 c	2871,200*
	Dal	Yıkanmış	9233 b	17917 c	1700 a	16219,543
		Yıkanmamış	667 a	1700 c	833 b	166,200**

Zn konsantrasyonunun örnekler bazında trafik yoğunluğuna bağlı değişimine ilişkin varyans analizi sonuçlarına göre, bütün örneklerde Zn konsantrasyonunun değişimi

istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlıdır. Duncan testi sonuçlarına göre genel olarak yıkanmış numunelerde Zn konsantrasyonunun en düşük değerlerinin trafiğin olmadığı, en yüksek değerlerin ise trafiğin az yoğun olduğu alanlarda belirlenmiştir. Yıkanmamış numunelerde ise genel olarak en düşük değerler trafiğin az yoğun olduğu, en yüksek değerler ise trafiğin olmadığı alanlarda elde edilmiştir.

Duncan testi sonuçlarına göre dal ve yapraklar kıyaslandığında, yaprak numunelerinde en düşük değerlerin genel olarak trafiğin az yoğun olduğu, en yüksek değerlerin ise trafiğin olmadığı alanlarda ölçüldüğü görülmektedir. Dallarda ise en düşük değerler genellikle trafiğin olmadığı, en yüksek değerler ise trafiğin az yoğun olduğu alanlarda ölçülmüştür. Zn konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimini gösterir grafik Şekil 4.12’de verilmiştir.



Şekil 4.12. Zn konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi

4.2.7. Ca Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Çalışmaya konu örneklerde Ca konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda değişimi belirlenmiş, elde edilen verilere varyans analizi ve duncan testi uygulanmış, elde edilen ortalama değerler, varyans

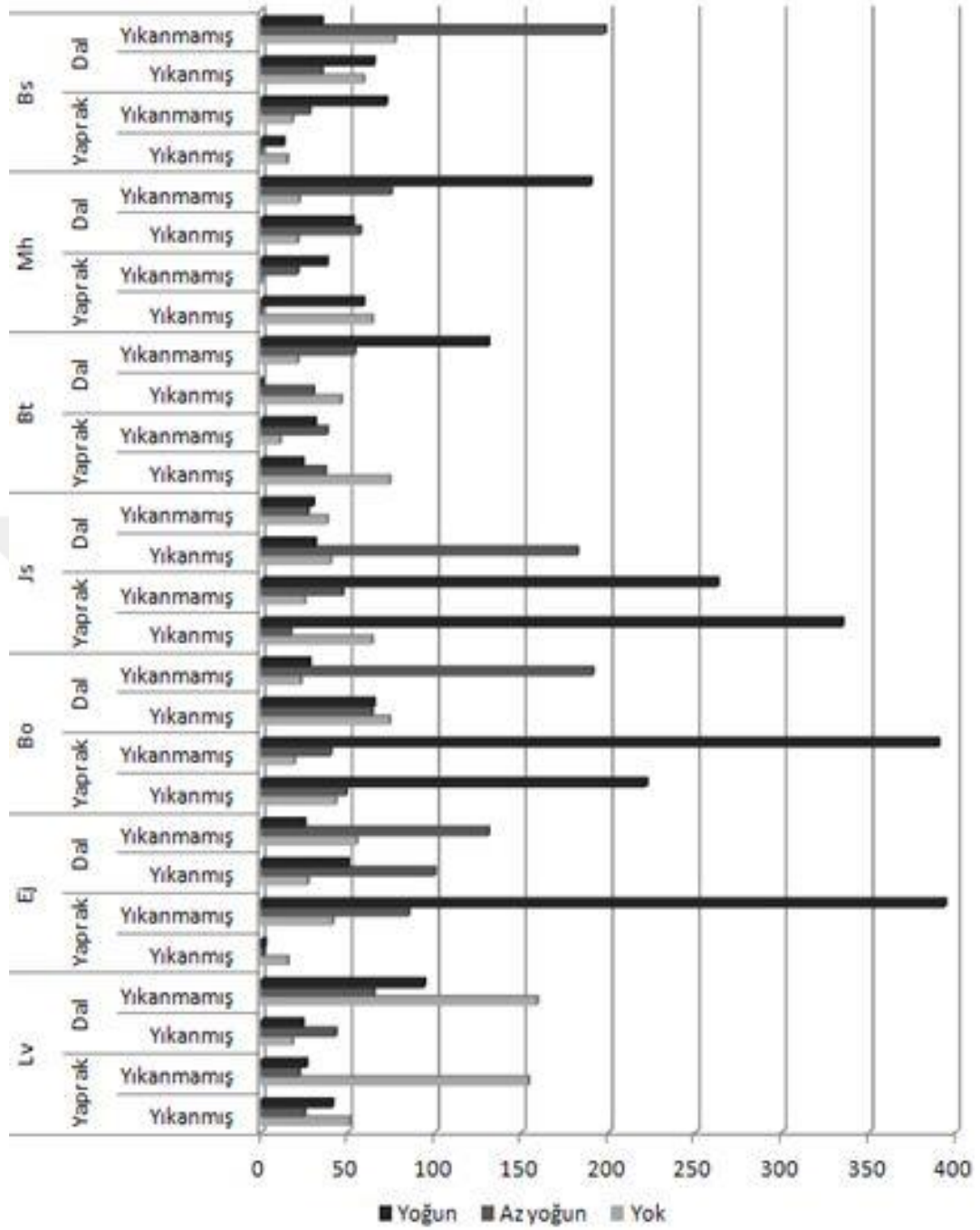
analizi sonucu elde edilen F değeri ve önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 4.29’da verilmiştir.

Tablo 4.29. *Ca Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi*

Tür	Yer	Yıkama Durumu	Trafik Yoğunluğu			F Değeri
			Yok	Az yoğun	Yoğun	
Lv	Yaprak	Yıkanmış	1441 a	3322 c	1456 b	941153,84
		Yıkanmamış	2913 a	3282 b	6618 c	14595,095
	Dal	Yıkanmış	1536 a	6034 c	3422 b	437237,24
		Yıkanmamış	4056 a	6787 b	6839 b	4104,189*
Ej	Yaprak	Yıkanmış	1453 c	1449 b	1434 a	1365,538*
		Yıkanmamış	1460 c	1449 b	1435 a	1602,714*
	Dal	Yıkanmış	1463 b	6198 c	1459 a	43855,578
		Yıkanmamış	1461 a	6531 c	1562 b	140638,59
Bo	Yaprak	Yıkanmış	2381 c	1499 b	1447 a	2161,221*
		Yıkanmamış	3213 c	1651 b	1452 a	63741,119
	Dal	Yıkanmış	3381 b	6708 c	2883 a	31987,391
		Yıkanmamış	1561 a	3339 b	6686 c	35766,570
Js	Yaprak	Yıkanmış	3353 b	3412 c	1445 a	489450,84
		Yıkanmamış	3358 b	3411 c	2036 a	5302,425*
	Dal	Yıkanmış	3378 b	6807 c	1444 a	5856164*
		Yıkanmamış	3348 a	6831 c	3366 b	1237***
Bt	Yaprak	Yıkanmış	2161 c	1460 b	1457 a	362,968**
		Yıkanmamış	1623 b	3271 c	1460 a	8939,429*
	Dal	Yıkanmış	2221 b	1144 a	3421 c	83958,288
		Yıkanmamış	3099 c	792 a	1965 b	2592,982*
Mh	Yaprak	Yıkanmış	3367 b	3403 c	3283 a	4999,688*
		Yıkanmamış	3355 b	3418 c	3350 a	1324,842*
	Dal	Yıkanmış	1614 a	6868 c	3246 b	106387,24
		Yıkanmamış	1668 a	1801 b	2197 c	1565,073*
Bs	Yaprak	Yıkanmış	3312 b	3317 c	1847 a	2087,286*
		Yıkanmamış	3302 b	3316 b	2224 a	6117,557*
	Dal	Yıkanmış	1863 a	6860 c	3169 b	177075,16
		Yıkanmamış	3279 b	2890 a	3381 c	1104,923*

Tablo'da görüldüğü üzere Ca konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi çalışmaya konu bütün örneklerde istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlıdır. Duncan testi sonuçları incelendiğinde, bütün faktörlerin Pb konsantrasyonunu etkilediği görülmektedir. Yıkanmış örneklerde en yüksek değerler genellikle trafiğin az yoğun olduğu, en düşük değerler ise trafiğin yoğun olduğu alanlardan toplanan örneklerden elde edilirken, yıkanmamış numunelerde trafik yoğunluğunun önemli bir etkisi gözlenmemektedir.

Organel bazında değerlendirildiğinde genel olarak dallarda elde edilen değerlerin yapraklarda elde edilen değerlerden daha yüksek olduğu görülmektedir. Yaprak numunelerinde genellikle en düşük Ca konsantrasyonları trafiğin yoğun olduğu, en yüksek Ca konsantrasyonları ise trafiğin olmadığı alanlardan toplanan numunelerde elde edilmiştir. Dallarda ise en düşük değerler genellikle trafiğin olmadığı alanlarda, en yüksek değerler ise trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilmiştir. Tablo değerlerinin daha kolay algılanabilmesini sağlamak amacıyla hazırlanan, Ca konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimini gösterir grafik Şekil 4.14'de verilmiştir.



Şekil 4.13. Ca konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi

4.2.8. Fe Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Fe konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda değişimi her bir faktör için ayrı ayrı belirlenmiş ve ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 4.30'da verilmiştir.

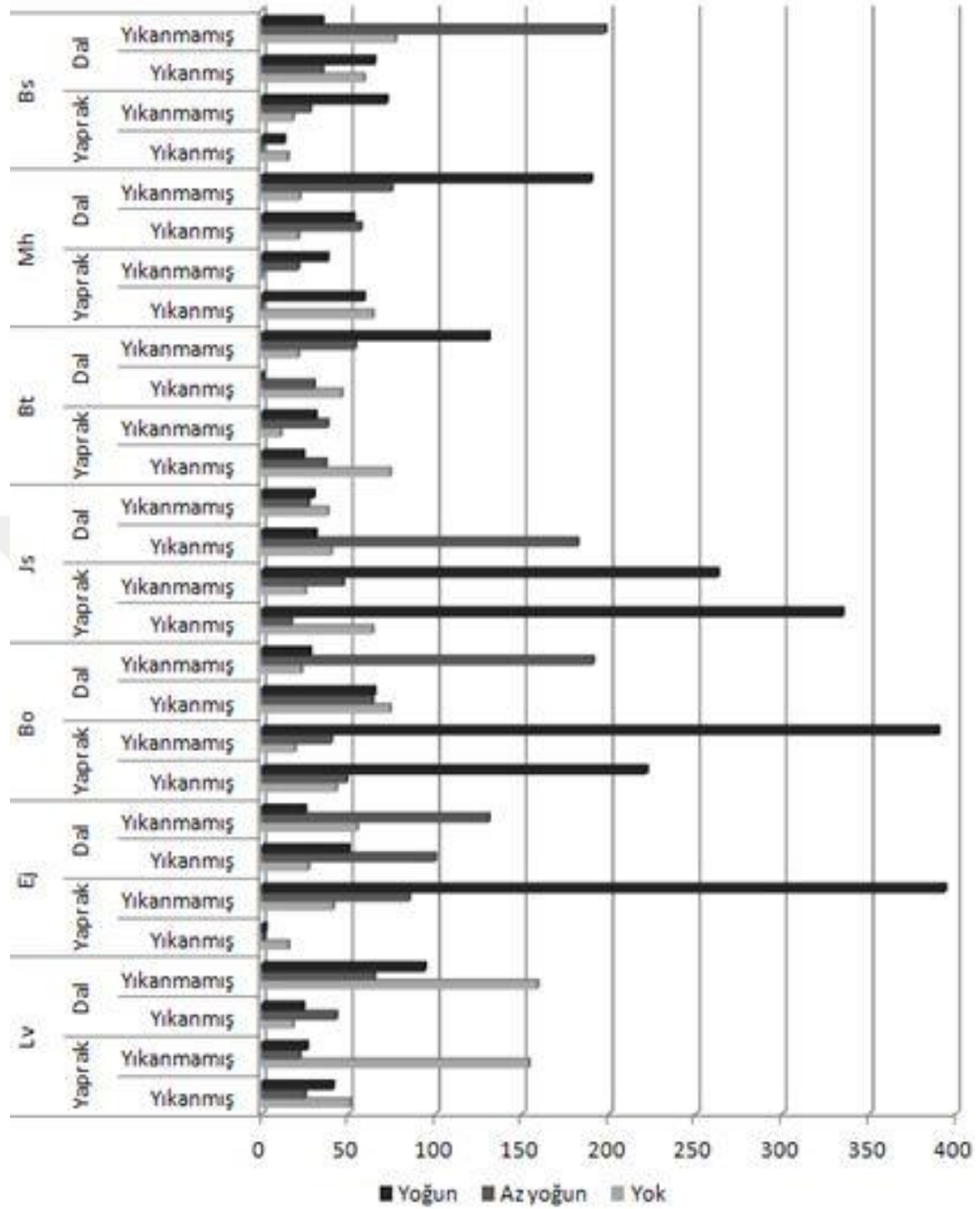
Tablo 4.30. Fe Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Tür	Yer	Yıkama Durumu	Trafik Yoğunluğu			F Değeri
			Yok	Az yoğun	Yoğun	
Lv	Yaprak	Yıkanmış	51 c	25 a	41 b	944,808**
		Yıkanmamış	154 c	22 a	26 b	55282,426
	Dal	Yıkanmış	18 a	43 c	24 b	1402,122*
		Yıkanmamış	159 c	65 a	94 b	58998,917
Ej	Yaprak	Yıkanmış	15,4 c	1,6 a	2,3 b	1960,349*
		Yıkanmamış	41 a	85 b	394 c	78908,315
	Dal	Yıkanmış	27 a	100 c	50 b	31892,558
		Yıkanmamış	55 b	131 c	25 a	10278,133
Bo	Yaprak	Yıkanmış	43 a	49 b	222 c	86669,494
		Yıkanmamış	19 a	40 b	390 c	98894,310
	Dal	Yıkanmış	74	64	65	,120 ns
		Yıkanmamış	23 a	191 c	28 b	82705,239
Js	Yaprak	Yıkanmış	64 b	17 a	335 c	149437,39
		Yıkanmamış	25 a	47 b	263 c	89241,664
	Dal	Yıkanmış	40 b	182 c	31 a	13598,964
		Yıkanmamış	38 c	27 a	30 b	2255,357*
Bt	Yaprak	Yıkanmış	74 c	37 b	24 a	17284,521
		Yıkanmamış	11 a	38 c	31 b	24120,827
	Dal	Yıkanmış	46 c	30 b	10 a	1254,579*
		Yıkanmamış	21 a	54 b	131 c	122953,07
Mh	Yaprak	Yıkanmış	64 c	12 a	59 b	2988,130*
		Yıkanmamış	12 a	21 b	38 c	7199,034*
	Dal	Yıkanmış	21 a	57 c	53 b	1864,596*
		Yıkanmamış	22 a	75 b	190 c	373704,96
Bs	Yaprak	Yıkanmış	15 c	12 a	13 b	683,338**
		Yıkanmamış	18 a	28 b	72 c	102996,81
	Dal	Yıkanmış	59 b	35 a	65 c	2489,423*
		Yıkanmamış	77 b	198 c	35 a	26420,668

Fe konsantrasyonunun örnekler bazında trafik yoğunluğuna bağlı değişimine ilişkin varyans analizi sonuçlarına göre, yıkanmamış Bo dalları dışındaki bütün örneklerde

Fe konsantrasyonunun değişimi istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlıdır. Duncan testi sonuçlarına göre genel olarak Fe konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı olarak arttığı grlmektedir. Bu durum özellikle yıkanmamış numunelerde daha net görülebilmektedir. Bunun dışında yıkanmış numuneler ile yıkanmamış numuneler arasında önemli farklılık da dikkat çekmektedir. Yıkanmamış numunelerde belirlenen Fe konsantrasyonunun belirgin bir üstünlüğü grlmektedir.

Organel bazındaki değişimler incelendiğinde ise dallarda trafik yoğunluğuna bağlı olarak Fe konsantrasyonunun değişimiz düzensiz görülmekle birlikte, yaprak numunelerinin çoğunda Fe konsantrasyonunun trafik yoğunluğu ile doğru olarak arttığı söylenebilir. Fe konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimini gösterir grafik Şekil 4.14'de verilmiştir.



Şekil 4.14. Fe konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi

4.2.9. Mg Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

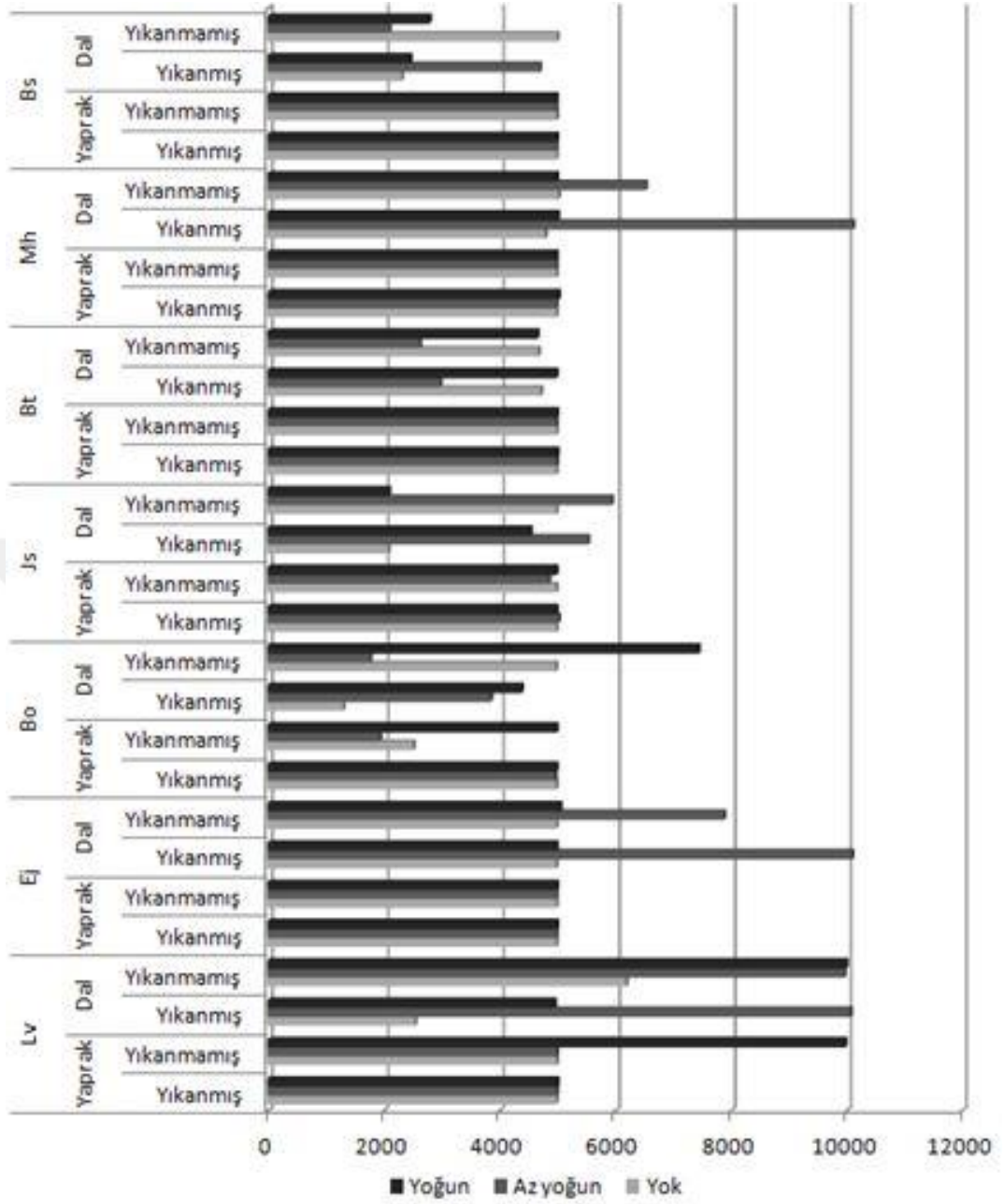
Mg konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda değişimi her bir faktör için ayrı ayrı belirlenmiş ve ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 4.31’de verilmiştir.

Tablo 4.31. Mg Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Tür	Yer	Yıkama Durumu	Trafik Yoğunluğu			F Değeri
			Yok	Az yoğun	Yoğun	
Lv	Yaprak	Yıkanmış	4987 a	4997 b	5001 c	1271,845*
		Yıkanmamış	4996 a	4998 b	9977 c	957,778**
	Dal	Yıkanmış	2547 a	10072 c	4959 b	157484,68
		Yıkanmamış	6196 a	9965 b	9995 b	26945,055
Ej	Yaprak	Yıkanmış	4988 b	4986 a	4999 c	1943,925*
		Yıkanmamış	4986 a	4986 a	4999 b	1220,216*
	Dal	Yıkanmış	4985 b	10099 c	4985 a	5982288,3
		Yıkanmamış	4988 a	7885 c	5052 b	233901,00
Bo	Yaprak	Yıkanmış	4984 b	4968 a	4987 c	1680,288*
		Yıkanmamış	2513 b	1936 a	4988 c	32887,676
	Dal	Yıkanmış	1303 a	3852 b	4385 c	7735,216*
		Yıkanmamış	4976 b	1773 a	7443 c	100191,78
Js	Yaprak	Yıkanmış	4989 b	5027 c	4988 a	13113,343
		Yıkanmamış	4987 b	4859 a	4984 b	4880,639*
	Dal	Yıkanmış	2086 a	5537 c	4539 b	15019,264
		Yıkanmamış	4987 b	5944 c	2089 a	57890,087
Bt	Yaprak	Yıkanmış	4987 a	4996 b	5000 c	1710,536*
		Yıkanmamış	4986 b	4984 a	4999 c	5293,400*
	Dal	Yıkanmış	4719 b	2980 a	4986 c	14447,301
		Yıkanmamış	4679 b	2631 a	4655 b	7956,985*
Mh	Yaprak	Yıkanmış	4988 a	4988 a	5030 b	35,882***
		Yıkanmamış	4990 c	4988 b	4987 a	55,081***
	Dal	Yıkanmış	4799 a	10115 c	5011 b	257982,01
		Yıkanmamış	5024 b	6531 c	4998 a	940,587**
Bs	Yaprak	Yıkanmış	4987 a	4988 b	4992 c	218,087**
		Yıkanmamış	4992 c	4987 a	4988 b	156,760**
	Dal	Yıkanmış	2316 a	4697 c	2460 b	2373,893*
		Yıkanmamış	5004 c	2098 a	2793 b	70091,293

Mg konsantrasyonunun örnekler bazında trafik yoğunluğuna bağlı değişimine ilişkin varyans analizi sonuçlarına göre, çalışmaya konu bütün örneklerde Mg konsantrasyonunun değişimi istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlıdır.

Duncan testi sonuçlarına göre genel olarak trafiğin olmadığı alanlarda elde edilen verilerin büyük kısmının ilk homojen grupta, trafiğin yoğun olduğu alanlardan elde edilen verilerin büyük kısmının ise son homojen grupta yer aldığı görülmektedir. Bu durum Mg konsantrasyonunun büyük oranda trafik yoğunluğu ile bağlantılı olarak değiştiğini göstermektedir. Çalışmaya konu organel ve yıkanma durumu faktörlerinde ise trafik yoğunluğuna bağlı değişimi konusunda önemli bir farklılık göze çarpmamaktadır. Tablo değerlerinin algılanmasını kolaylaştırmak amacıyla hazırlanan, Mg konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimini gösterir grafik Şekil 4.15’de verilmiştir.



Şekil 4.15. Mg konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi

4.2.10. Mn Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

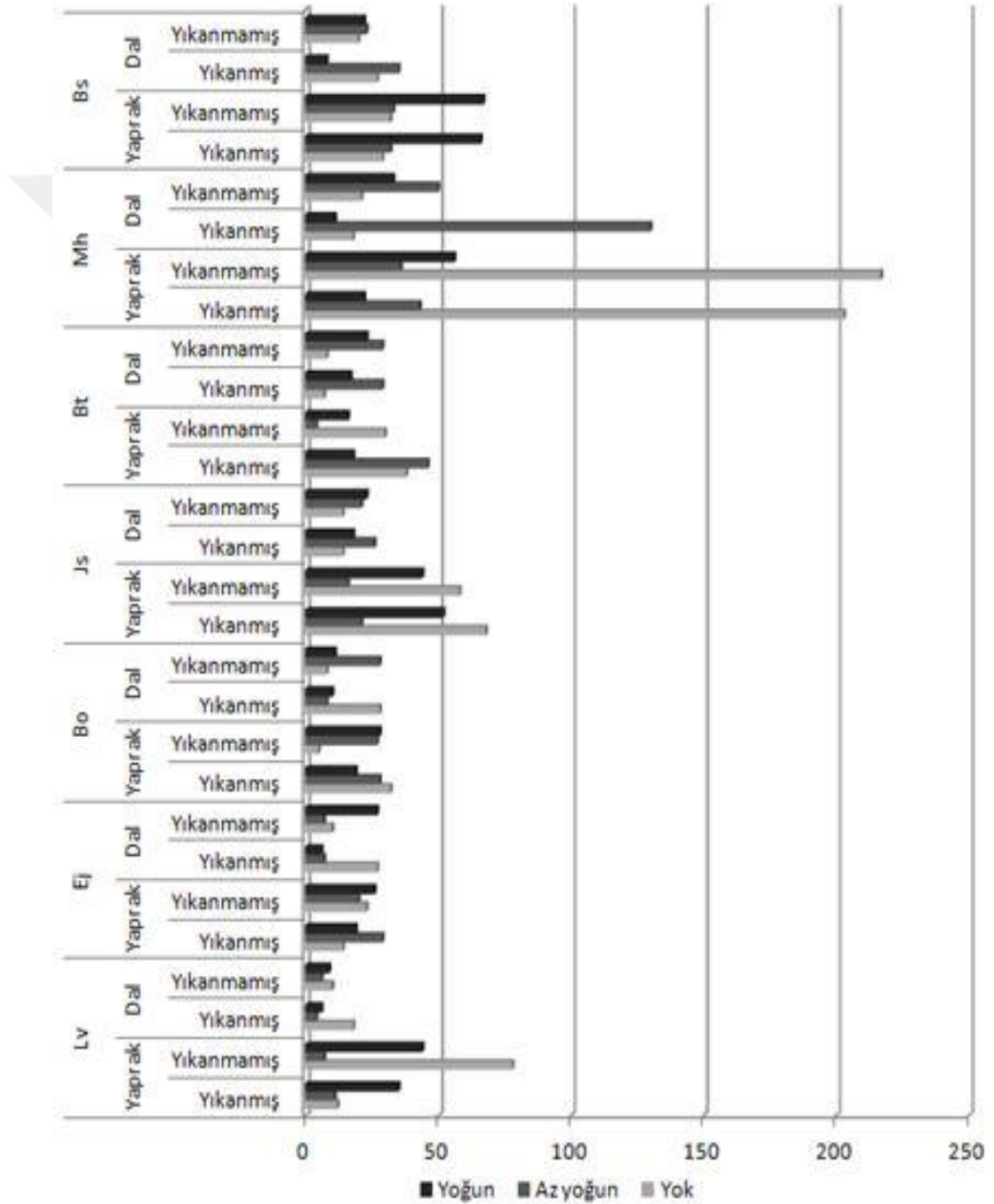
Çalışmaya konu örneklerde Mn konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda değişimi belirlenmiş, elde edilen verilere varyans analizi ve duncan testi uygulanmış, elde edilen ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 4.32’de verilmiştir.

Tablo 4.32. Mn Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Tür	Yer	Yıkama Durumu	Trafik Yoğunluğu			F Değeri
			Yok	Az yoğun	Yoğun	
Lv	Yaprak	Yıkanmış	12 a	11 a	35 b	1075,875*
		Yıkanmamış	78 c	7 a	44 b	100654,81
	Dal	Yıkanmış	18 c	4 a	6 b	2073,139*
		Yıkanmamış	10 c	6 a	9 b	2441,225*
Ej	Yaprak	Yıkanmış	14 a	29 c	19 b	281437,62
		Yıkanmamış	23 b	20 a	26 c	8943,223*
	Dal	Yıkanmış	27 c	7 b	6 a	411858,65
		Yıkanmamış	10 a	7 a	27 b	180,383**
Bo	Yaprak	Yıkanmış	32 c	28 b	19 a	2951,779*
		Yıkanmamış	5 a	27 b	28 c	110882,45
	Dal	Yıkanmış	28 c	8 a	10 b	3521,291*
		Yıkanmamış	8 a	28 c	11 b	11320,499
Js	Yaprak	Yıkanmış	68 c	21 a	52 b	899,800**
		Yıkanmamış	58 c	16 a	44 b	13633,336
	Dal	Yıkanmış	14 a	26 c	18 b	3990,801*
		Yıkanmamış	14 a	21 b	23 c	2484,801*
Bt	Yaprak	Yıkanmış	38 b	46 c	18 a	21590,011
		Yıkanmamış	30 c	4 a	16 b	63844,746
	Dal	Yıkanmış	7 a	29 c	17 b	242699,08
		Yıkanmamış	8 a	29 c	23 b	396332,57
Mh	Yaprak	Yıkanmış	203 c	43 b	22 a	3043,319*
		Yıkanmamış	217 c	36 a	56 b	109190,74
	Dal	Yıkanmış	18 b	130 c	11 a	23176,501
		Yıkanmamış	21 a	50 c	33 b	2627,780*
Bs	Yaprak	Yıkanmış	29 a	32 b	66 c	23971,158
		Yıkanmamış	32 a	33 b	67 c	5959,152*
	Dal	Yıkanmış	27 b	35 c	8 a	4371,863*
		Yıkanmamış	20 a	23 c	22 b	2086,400*

Mn konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimini gösteren Tablo incelendiğinde çalışmaya konu örneklerin tamamında Mn konsantrasyonunun trafik

yoğunluğuna bağlı değişiminin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı olduğu görülmektedir. Tablo sonuçları incelendiğinde çalışmaya konu faktörlerin trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişiminin genel olarak düzensiz olduğu görülmektedir. Bu durum Mn konsantrasyonunun trafik yoğunluğundan etkilenmediği şeklinde yorumlanabilir. Mn konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimini gösterir grafik Şekil 4.16'da verilmiştir.



Şekil 4.16. Mn konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi

5. SONUÇ VE TARTIŞMA

5.1.Element Miktarlarının Bitki Türüne Bağlı Olarak Değişimi

Çalışma sonucunda Pb dışındaki bütün elementler bakımından türler arasında istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı farklılıkların bulunduğu belirlenmiştir. Çalışma kapsamında yapılan hesaplamalarda en düşük değerler Cu'da *Biota orientalis*, Ni'de *Juniperus sabina*, Cr ve Cd'de ise *Eonymus japonica* türünde elde edilmiştir. En yüksek değerler ise Cu'da Mh, Cr'da *Juniperus sabina*, Ni ve Cd'da ise *Buxus sempervirens* türünde elde edilmiştir. Elde edilen değerlere göre *Ligustrum vulgare*'nin bütün elementlerde ilk homojen gruplarda yer alması, *Buxus sempervirens*'nin ise Cr dışındaki bütün elementlerde son homojen gruplarda yer alması dikkat çekicidir. Bunun dışında bazı elementlerde en düşük ve en yüksek değerler arasındaki farklılıklar dikkat çekmektedir. En yüksek değerler Ni, Pb ve Cd'da en düşük değerlerin yaklaşık iki katı iken Cr'da 2,75 katı, Cu'da ise yaklaşık 5,1 katıdır.

Bitki türüne bağlı olarak ağır metal konsantrasyonlarının değiştiği, yani her bitki türünün farklı ağır metalleri farklı düzeyde biriktirdiği yapılan pek çok çalışmada ortaya konulmuştur. Saleh (2018) sekiz bitki türünde trafik yoğunluğuna bağlı olarak ağır metal konsantrasyonlarını değerlendirdiği çalışmada, çalışmasına konu bütün elementler bakımından türler arasında istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılıkların bulunduğunu belirlemiştir. Tür en düşük değerler Pb ve Cr konsantrasyonu bakımından *Prunus cerasifera*'da, Cu konsantrasyonu bakımından *Tilia tomentosa*'da, Ca, Cd konsantrasyonu bakımından *Eleagnus angustifolia*'da, Ni ve Zn konsantrasyonu bakımından *Aesculus hippocastanum*'da, Fe konsantrasyonu bakımından *Salix babylonica*'da, Mn konsantrasyonu bakımından ise *Robinia pseudoacacia*'da tespit edilmiştir (Saleh, 2018).

Aynı çalışmada en yüksek değerler ise Pb konsantrasyonu bakımından *Aesculus hippocastanum*'da, Cu ve Ni konsantrasyonu bakımından *Prunus cerasifera*'da, Ca, Mg, Cr ve Fe konsantrasyonu bakımından *Sophora japonica*'da, Cd ve Zn konsantrasyonu bakımından *Salix babylonica*'da, Mn konsantrasyonu bakımından

Eleagnus angustifolia'da elde edilmiştir (Saleh, 2018). Farklı türlerde farklı element miktarlarının daha fazla birikmesi de yine yapılan pek çok çalışmada ortaya konulmuştur (Turkyılmaz vd., 2018a).

Yapraklardaki ağır metal birikimi büyük ölçüde kütikül ve metallerin fiziko-kimyasal özellikleri, bitki yapraklarının morfolojisi ve yüzey alanı, tutunan metalin kimyasal ve fiziksel formları, yaprakların yüzey dokusu, bitkinin habitusu (yapraklarını döken veya daima yeşil), maruziyet süresi, çevresel koşullar ve gaz değişimi gibi çeşitli faktörlere bağlıdır (Beckett vd., 2000; Taylor vd., 2000). Bu güne kadar yapılan pek çok çalışmada yaprak alımı yoluyla ağır metal birikimini etkileyen faktörler belirlenmeye çalışılmıştır. Benzer iklim koşulları altında farklı bitki türleri birbirine benzemeyen metal tutma/adsorpsiyon ve yapraktan emilim özellikleri göstermektedir. Ağır metalin yapraktan emilimi bitki yapısı, yaprak inklinasyon açısı, dal yoğunluğu ve de yaprak laminasının morfolojik, anatomik parametreleri, yaprak yapı özellikleri ve yaprak alanı gibi faktörlere göre değişmektedir (Chai vd., 2002; Kardel vd., 2010). Barber vd. (2004) yaprağın dayanıklılığı, kütiküler yapısı, yaprak yüzey alanı ve fonksiyonel tipi gibi çeşitli bitki özelliklerinin atmosfer-bitki transferini etkilediğini belirtmektedirler. Stoma boyutu, yoğunluğu, stoma indeksi, tüy yoğunluğu ve uzunluğu da ağır metal birikimini belirleyen önemlidir faktörlerdendir (Rao ve Dubey, 1992; Ferretti vd., 2003; Baycu vd., 2006; Abbruzzese vd., 2009).

Tomašević vd. (2005) yaprakların üzerinde çökelen partikül madde miktarının, epidermisin farklı özelliklerde olması nedeniyle bitki türüne bağlı olarak değiştiğini belirtmektedir. Bitki türlerinin fiziksel ve fizyolojik özellikleri bitki yapraklarının atmosferde çökelen PM ve ağır metalleri tutma ve alma potansiyelini oldukça etkilemektedir. Örneğin, pürüzlülük, tüyler, spesifik yaprak alanı ve epikütiküler mum gibi bazı özellikler ağır metallerin yaprak yüzeyleri üzerinde çökmesini etkiler (Schreiber ve Schönherr, 1992; Ataabadi vd., 2011). Daha pürüzlü ve küçük boyutlu yaprakları olan bitkilerin, pürüzsüz ve daha geniş yüzeyleri olan yapraklara göre daha fazla partikül tutma kapasitesinin olduğu bildirilmektedir (Cunha, 2009).

Bu özellikler her bir bitkide farklı olduğundan dolayı, bitkilerin ağır metaller ile etkileşimlerindeki tepkimeleri de farklı düzeyde olmaktadır. Yapılan pek çok

araştırmada bitki türlerinin farklı ağır metalleri farklı düzeyde tutma kapasitesine sahip olduğu ortaya konulmuştur (Garrec ve Haluwyn, 2002; Simon vd., 2011; Qui vd., 2009; Ozturk ve Bozdogan; 2015; Anicic vd., 2011; Schreck vd., 2012; Li vd., 2014; Petrova vd., 2014; Srivastava vd., 2015).

5.2. Element Miktarlarının Trafik Yoğunluğuna Bağlı Olarak Değişimi

Çalışma sonucunda Cr elementi dışındaki bütün elementlerin trafik yoğunluğuna bağlı olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı olarak farklılaştığı belirlenmiştir. Yapılan Duncan testi sonucunda Ni, Fe ve Mg'un trafik yoğunluğuna bağlı olarak arttığı, Cu, Zn ve Mn'in ise trafik yoğunluğuna bağlı olarak azaldığı belirlenmiştir. Pb ve Cd bakımından ise veriler üç homojen grupta toplanmış, Pb ve Cd konsantrasyonları en düşük trafiğin olmadığı, en yüksek ise trafiğin az yoğun olduğu alanlarda belirlenmiştir.

Yapılan pek çok çalışmada trafik yoğunluğunun artması ile birlikte, bitki organellerindeki ağır metal konsantrasyonunun da arttığı belirtilmektedir (Turkyilmaz vd., 2018b; Saleh, 2018). Atmosferin ağır metaller tarafından kirletilmesi esasen atık yakma, evlerde petrol yakma, enerji üretim santrali, endüstriyel birimler, araç trafiği ve kontamine alanların yeniden tozuması/ıslahı gibi sabit veya mobil kaynaklardan kaynaklanmaktadır (Manno vd., 2006). Bunların arasında endüstriyel ve trafik faaliyetlerinden kaynaklanan ağır metal yayılımı, en önemli atmosferik kirlilik kaynaklarından biridir. (Martley vd., 2004; Uzu vd., 2011).

Kent içerisinde egzoz gazları, araba tekerleri, araçlar ve araç aşınmaları yanında endüstriyel süreçlerde ağır metallerin havaya yayılması, rafine etme ve işleme süreçlerinden kaynaklanmaktadır (Zhuang vd., 2009; Schreck vd., 2011; Turkyilmaz vd., 2018a). Atmosfere yayıldıktan sonra ağır metallerin mobilitesi fazladır. Kirleticiler rüzgar ile taşınarak kilometrelerde uzağa taşınabilir. Nitekim yapılan çalışmalarda Pb başta olmak üzere pek çok ağır metalin, kaynağından çok uzaklara taşınabildiği belirlenmiştir (Uzu vd., 2009; Schreck vd., 2011; Schreck vd., 2012; Shahid vd., 2017; Turkyilmaz vd., 2018a). Dolayısıyla ağır metal kirliliği trafik kaynaklı olmasının yanı sıra çevresel faktörlerin de etkisiyle şekillenen bir olgudur

ve bundan dolayı çoğunlukla endüstriyel kaynaklardan uzakta olan bölgelerdeki ağır metal kirliliği trafik yoğunluğu ile ilişkilendirilse de bazen bu durum atmosferik şartların etkisiyle değişebilmektedir.

5.3. Element Miktarlarının Organele Bağlı Olarak Değişimi

Çalışma kapsamında yaprak ve dallardaki element miktarları değerlendirilmiştir. Çalışma sonucunda yaprak ve dallardaki element birikimlerinin Ni'de %95, Cu'da %99, Mn, Ca, Cd ve Pb'da ise %99,9 güven düzeyinde anlamlı olmak üzere farklılaştığı belirlenmiştir. Cu, Ni, Pb, Cd ve Ca konsantrasyonlarının dallarda yapraktakinden daha yüksek olduğu, Mn konsantrasyonunun ise yapraklarda dallardan daha yüksek düzeyde olduğu belirlenmiştir.

Ağır metallerin atmosferik kaynaklardan bitki içerisine girişi ve taşınması oldukça karmaşık ve kompleks bir sistemdir. Bu metaller atmosferdeki partiküllerin yaprak yüzeylerinde çökmesinin ardından yaprak transferi yoluyla bitki yapraklarında birikebilmektedir (Schreck vd., 2012). Üzerinde fazla miktarda çalışma yapılan kökte metal transferinin aksine (Shahid vd., 2014), atmosferden bitki yaprakları tarafından metal alınması hakkındaki bilgiler daha sınırlı düzeydedir (Tomašević vd., 2005; Honour vd., 2009; Uzu vd., 2010).

Bitki saçakları atmosferdeki ağır metal emisyonları için etkili bir filtre olarak hizmet etmektedir (Liu vd., 2012). Yapılan çalışmalar bitki saçaklarının havadaki partikül maddeleri yaprak kısımlarında yakalayarak etkili şekilde tutabildiği ve atmosferdeki partikül madde oranını düşürebildiğini göstermiştir (Prusty vd., 2005; Al-Khashman vd., 2011; Turan vd., 2011). Yaprak alımı sonrası metaller kütikül yoluyla bitki içinde yer değiştirmektedir (Chamel vd., 1991). Ancak, bu durum büyük oranda çevresel koşullara ve metal ile bitkinin özelliklerin bağlıdır. Yaprğa girişinin ardından bitki içinde ağır metal taşınımını etkileyen diğer kilit faktörler yaprak yüzeyinde çökelen partikül maddenin ve ağır metalin tipi, bitkinin olgunluğu ve kütikül kompozisyonudur. Yaprğa alınımın ardından ağır metaller fotosentezdeki aynı yol ile floem vasküler sistemi ile bitkinin diğer kısımlarına taşınır. Bitkilerin

içindeki bu aktif metal taşınması büyük oranda bitki metabolizmasına bağlıdır (Shadid vd., 2017).

Bitkinin içindeki ağır metal hareketi, ağır metallerin kimyasına göre de değişmektedir. Örneğin, Pb gibi hareketsiz metaller fosfat olarak çökebilir (Ziegler, 1975). Dollard (1986) yaprağa uygulanan Pb'un *Phaseolus vulgaris*'in tohumları ve kozaları içine hiç taşınmadığı veya çok az taşındığını bildirmiştir. Ancak sonraki yıllarda yapılan çalışmalarda Pb'un bitki içerisinde taşınabildiği ortaya konulmuştur (Hemphill ve Rule, 1975; Shadid vd., 2017)

Metaller kök (Pourrut vd., 2013) veya yaprak (Kozlov, 2005; Schreck vd., 2012) alımı yoluyla bitkilerde birikebilmektedir. Toprak-kök transferi, metallerin bitkilere girdiği temel yolaktır. Bitkinin iç dokularındaki metalin kök hücreleri tarafından topraktan mı yoksa yaprak yüzeyleriyle atmosferden mi alındığını ayırt etmek çok zordur çünkü iki alım yolağı da kentsel ve endüstriyel alanların yakınında aynı anda çalışabilir (Shadid vd., 2017).

Bundan dolayı özellikle dallardaki metal birikiminin kaynağının belirlenmesi oldukça zordur. Buna karşın yapılan pek çok çalışmada yaprak ve dallardaki metal birikimleri karşılaştırılmıştır (Yabanli vd., 2014; Tošić vd., 2016). Ağır metal birikimi konusunda yapılan çalışmalarda yüksek yapılı bitkilerin yaprakları (Monaci vd., 2000; Anicic vd., 2011), kabukları (Sawidis vd., 2011; Fujiware vd., 2011), odunları (Gao vd., 2015) gibi kısımları biomonitor olarak kullanılmaktadır.

Ancak ağır metal birikimi konusunda yapılan çalışmalarda en sık kullanılan organeller yapraklardır. Çünkü yapraklar ağır metal tutma mekanizmaları ile donatılmış etkili absorbe edici yapılardır ve metaller atmosferdeki partiküllerin yaprak yüzeylerinde çökmesinden sonra yaprak transferi yoluyla bitki yapraklarında birikebilmektedir (Schreck vd., 2012; Xiong vd., 2014; Saleh, 2018). Bundan dolayı havadaki ağır metal konsantrasyonunun fazla olduğu alanların yakınında büyüyen bitkilerin yapraklarında yüksek konsantrasyonlarda ağır metaller belirlenmektedir (Schreck vd., 2013; Shahid vd., 2013; Xiong vd., 2014; Saleh, 2018). Bu nedenle atmosferik birikim veya transfer yoluyla meydana gelen metal

kontaminasyonunu değerlendirmek için endüstriyel bölgelerin veya yolların yakınında biyolojik takip çalışmalarında bitki yaprakları yoğun olarak kullanılmaktadır (Shahid vd., 2017).

5.4. Element Miktarlarının Yıkanmaya Bağlı Değişimi

Çalışma kapsamında yapılan hesaplamalarda yıkanmış örneklerdeki ortalama Pb konsantrasyonu 1358,3 ppb iken bu oranın yıkanmamış örneklerde 2144,9 ppb olduğu, yıkanmış örneklerdeki ortalama Fe konsantrasyonu 54,06 ppm iken bu oranın yıkanmamış örneklerde 81,96 ppm olduğu belirlenmiştir.

Çalışma kapsamında örneklerin yıkanması ile örnekler üzerindeki toz partiküllerinin temizlenmesi amaçlanmıştır. Yapılan çalışmalar yayılım sonrası ağır metallerin atmosferdeki çeşitli partiküllere tutunabildiğini göstermiştir (Egani vd., 2016). Bu metallerin çoğunun atmosferdeki partiküller ile bir arada bulunduğu bildirilmektedir (Norouzi vd., 2016). Partiküllü madde birçoğu zararlı olan, atmosferdeki çeşitli partiküllerin kompleks bir karışımını içermektedir. Biyoyararlanım ve toksisite açısından PM'nin reaktivitesi kaba yayılıma göre daha yüksektir. Bu nedenle, insan ve çevre sağlığı açısından ciddi sorunlar yaratabilir (Uzu vd., 2011; Schreck vd., 2011; Xiongvd., 2014).

Bundan dolayı PM'nin miktarı, kimyasal kompozisyonu, uzaysal ve zamansal varyasyonunu ve insanlardaki maruziyet seviyesini belirlemek için birçok çalışma yapılmıştır (Elbayoumi vd., 2013; Belis vd., 2013; Souza vd., 2014; Cetin ve Sevik, 2017). Yapılan bu çalışmalar değişken boyutlardaki organik veya inorganik koloidlerin, kirleticilerin biyojeokimyasal döngüsünde kilit rol oynadığını göstermektedir (Navrotsky vd., 2008; Chen vd., 2016)

Bundan dolayı insanların partikül maddeler ile birlikte ağır metallere dermal, inhalasyon veya yutma ile maruz kalmaları kaçınılmazdır (Hochella vd., 2008; Shahid vd., 2017). Çevresel nanopartiküllerin As, Zn ve Pb için yüksek emme kapasitesine sahip olduğu bildirilmektedir (Isaure vd., 2005). Partiküllü madde özellikle akciğerin derinlerine kadar ve bazen kan dolaşımının içine kadar solunabilen çok küçük boyutları nedeniyle ciddi bir sağlık tehlikesi olarak kabul

edilmektedir. Solunabilir PM'nin yüksek seviyeleri ile hastalanma ve ölüm oranı arasında ilişki olduğunu göstermiştir. (Nalavanidis vd., 2008; Dockery, 2009; Chen ve Lippmann, 2009; Lippmann ve Chen, 2009; Brook vd., 2010).

PM miktarı özellikle ağır metal kirliliği yüksek olan bölgelerde daha büyük riskler oluşturmaktadır. Bu çalışmada yıkanan örneklerde özellikle Pb ve Fe konsantrasyonlarının önemli ölçüde azaldığı belirlenmiştir. Bu durum ağır metal kirlilik kaynağının önemli bir kısmının örnekler üzerindeki PM içerisinde olduğu şeklinde yorumlanabilir. Bu durum ise sağlık açısından önemli bir risk oluşturmaktadır. 5-9 Aralık 1952 tarihlerinde Londra'da pnömoni ve bronşit gibi solunum hastalıkları ile ilişkili rahatsızlıkların sonucu olarak 4000 civarında kişi ölmüş, sonraki bir kaç ay kirli havanın etkileri yaklaşık 8000 kişinin daha ölümüne neden olmuştur (Chris Deziel, 2016). Kurbanlardan alınan örnekler akciğerlerinin Pb, Zn ve Fe gibi ağır metalleri içeren çok yüksek seviyedeki çok küçük partiküller ile kontamine olduğunu göstermiştir (Shahid vd., 2017).

Farklı PMLere tutunmuş farklı ağır metallerin fraksiyonu metal tipine göre değişmektedir. Dubinskaya (1998) atık yakma fırınlarından yayılan gazların içinde PM₂'nin %75'inin Cu, sezyum (Cs), Zn, As, Cd ve Pb gibi elementleri içerdiğini bildirmektedir. Örneğin Pb, PM₁'deki kitle fraksiyonunun %0.58'ini ve PM₁₀'un ise %0.40'ını oluşturmaktadır. Aksine, PM₁'e kıyasla Cu, Mn ve Fe esasen PM₁₀ fraksiyonuna tutunmaktadır. Ağır metallerin farklı boyuttaki PM ile tutunması ayrıca kaynak tipine göre de değişmektedir (Shahid vd., 2017).

Canepari vd., (2008) İtalya, Roma'da kaba (>2.5 m) ve ince (<2.5m) PM'de ağır metal dağılımını araştırdıkları çalışmalarında kalsiyum (Ca), baryum (Ba), demir (Fe), magnezyum (Mg) ve manganez (Mn) gibi ağır metallerin en çok kaba fraksiyonda olduğunu, araç emisyonu, egzozsuz trafik kaynakları ve demir yolu emisyonları gibi antropojenik kaynaklı elementlerin ince fraksiyonda olduğunu belirlemişlerdir. Pb ve Cd'un toplam konsantrasyonunun yarısından fazlasının ince fraksiyonda olduğu belirtilmektedir (Louie vd., 2005; Watson vd., 2005; Canepari vd., 2008).

Havada ağır metaller atmosferdeki partiküllerin yaprak yüzeylerinde çökmesinin ardından yaprak transferi yoluyla bitki yapraklarında birikebilmektedir (Schreck vd., 2012). Bitkilerin yaprak kısımlarının besinleri, suyu ve metalleri emebilme potansiyeli uzun süredir bilinmektedir (Fernández ve Eichert, 2009). Ancak, atmosferden bitki yaprakları tarafından metal alınması hakkındaki bilgiler oldukça kısıtlıdır (Tomašević vd., 2005; Honour vd., 2009; Uzu vd., 2010). Ayrıca, yaprak transferi yoluyla metal alımı hakkındaki çalışmaların çoğu yaprakta ağır metal transferine değil ağır metallerin biyolojik takibine odaklanmıştır (Ward, 1990; Littl, 1995; Conti ve Cecchetti, 2001; Wolterbeek, 2002; Schreck vd., 2012).

Özellikle ince partiküllerin, bitki yaprakları ile etkileşime girmesi, kirlenmenin temel yolu olarak kabul edilebilir (Temmerman vd., 2012; Schreck vd., 2012). Bitki saçakları atmosferdeki ağır metal emisyonları için etkili bir filtre olarak hizmet etmektedir (Liu vd., 2012). Yapılan çalışmalar bitki saçaklarının havadaki PM'yi yaprak kısımlarında yakalayarak PM'leri etkili şekilde tutabildiğini ve böylece atmosferdeki PM oranını düşürebildiğini göstermektedir (Prusty vd., 2005; Al-Khashman vd., 2011; Turan vd., 2011). Dolayısıyla bu süreçte PM ile bitkilerdeki ağır metal konsantrasyonu arasında oldukça önemli bir ilişki olduğu aşikardır.

5.5. Elementlerin Tür, Organel ve Yıkanma Bakımından Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

5.5.1. Cu Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması

Çalışma sonucunda trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlarda, örneklerin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı olmak üzere farklılaştığı belirlenmiştir. Trafik olmadığı alanlarda en düşük değerler yıkanmamış Bo yapraklarında (371,3 ppb), en yüksek değerler ise Mh'da yıkanmış yapraklarda (19482 ppb) elde edilmiştir. Trafik az yoğun olduğu alanlarda en düşük değerler yine yıkanmış Bo yapraklarında (270,9 ppb) en yüksek değerler de yıkanmamış Mh dallarında (13575,1 ppb) elde edilirken, trafiğin yoğun olduğu alanlarda en düşük değerler yıkanmış Ej yapraklarında (357,4 ppb) en yüksek değerler ise yıkanmış Bt dallarında (11917,2 ppb) elde edilmiştir. Trafik yoğun olduğu alanlarda en düşük

Cu konsantrasyonlarının yıkanmış yapraklarda, en yüksek değerlerin ise Ej bitki örneklerinde elde edilmiş olması dikkat çekicidir.

Bakır bitki bünyesinde enzim aktivasyonu, karbonhidrat ve lipid metabolizmasında yer almasından dolayı oldukça önemli bir elementtir (Asri ve Sönmez, 2006). Yapılan çalışmalarda, bakırın fotosentez, solunum, karbonhidrat parçalanması, azot kullanımı ve depolanması, hücre duvarı metabolizması gibi fizyolojik olaylarda önemli rol oynadığı, ksilem geçirimsizliğini düzenlediği, DNA ve RNA'nın üretimini kontrol ettiği ve hastalıklara karşı, direnç mekanizmasında önemli rol oynadığı belirlenmiştir. Bakır eksikliği durumunda bitki üremesinin durduğu belirtilmektedir (Okcu vd., 2009).

Bunların yanında, bitki türlerinin farklı miktarlarda ihtiyaç göstermelerine karşın, bakır, oldukça zehirli bir metaldir. Bakır zehirlenmesinin bazı etkilerini doku hasarı, köklerde bozulma ve bitki renginde koyulaşma olarak sayılabilir. Diğer etkiler ise, membran geçirimsizliğinde bozulma sonucunda kök hücrelerinde iyon kaybı, DNA'nın hasar görmesi sonucu fotosentez işleminin bozulmasıdır (Okcu vd., 2009).

Bakır insan ve hayvan metabolizması için mutlak gerekli olan bir iz elementtir. Bakır hayvanlarda ve insanlarda kırmızı kan hücrelerinin ve birçok oksidasyon ve redüksiyon prosesinin vazgeçilmez parçasıdır. Bakır toksisitesi nadiren görülür. Akut bakır zehirlenmesinin başlıca belirtileri karın ağrısı, bulantı, kusma ve ishaldir (Asri ve Sönmez, 2006). Alınan düşük düzeydeki bakır iyonları, karaciğer sirozuna, wilson hastalığına, sistematik romatizma hastalıklarına, böbrek rahatsızlıklarına; yüksek düzeydeki bakır iyonları ise kan kanserine sebep olabilmektedir (Hayta, 2006). Bundan dolayı bitkilerdeki bakır konsantrasyonunun belirlenmesi ve trafik yoğunluğu ile ilişkilendirilmesi konusunda çok sayıda çalışma yapılmıştır (Turkyilmaz vd., 2018a,b).

Turkyilmaz vd., (2018b) çalışmalarında Cu konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı olarak değiştiğini, trafiğin olmadığı alanlarda 69,615 ppb olan Cu konsantrasyonunun trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 71,096 ppb ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda 110,441 ppb düzeyine yükseldiğini belirtmektedirler. Suzuki vd., (2009) Japonya Okayama'da *Rhododendron pulchrum* yapraklarının trafik

kirliliğinin biyoindikatörü olarak kullanılabilme olanaklarını araştırdıkları çalışma kapsamında 9 farklı lokasyonda Cu konsantrasyonunun $22,22 \text{ mg kg}^{-1}$ a kadar çıktığını, Demirayak vd., (2011) Samsun ilinde *M. grandiflora*'da yapraklarda ortalama Cu konsantrasyonunun 35 ppm düzeyinde olduğunu belirtmektedirler. Li vd., (2007) *Sophora japonica* L., yapraklarındaki ağır metal kirliliğini belirledikleri çalışma kapsamında parklar ile yol kenarlarındaki bireylerin ağır metal konsantrasyonlarını karşılaştırmışlardır. Çalışma sonucundan parklarda belirlenen Cu konsantrasyonunun $7,76 \text{ mg kg}^{-1}$ iken yol kenarlarında $8,45 \text{ mg kg}^{-1}$ 'a yükseldiğini belirlemişlerdir.

Sawidis vd., (2011) *Platanus orientalis* yapraklarındaki Cu konsantrasyonunun kontrol grubunda Salzburg'da $2,565 \mu\text{g/g}$, Belgrad'da $4,838 \mu\text{g/g}$ ve Thessaloniki'de $3,074 \mu\text{g/g}$ iken kirli olan bölgelerde Salzburg'da $13,998 \mu\text{g/g}$, Belgrad'da $25,197 \mu\text{g/g}$ ve Thessaloniki'de $21,772 \mu\text{g/g}$ düzeyine çıktığını belirlemişlerdir. *Pinus nigra* yapraklarındaki Cu konsantrasyonunun ise kontrol grubunda Salzburg'da $3,182 \mu\text{g/g}$, Belgrad'da $3,263 \mu\text{g/g}$ ve Thessaloniki'de $2,432 \mu\text{g/g}$ iken kirli olan bölgelerde Salzburg'da $4,875 \mu\text{g/g}$, Belgrad'da $25,391 \mu\text{g/g}$ ve Thessaloniki'de $16,486 \mu\text{g/g}$ düzeyine çıktığını belirlemişlerdir.

Çalışma kapsamında yıkanmış yapraklarda Cu konsantrasyonu 4509,89 ppb (4,51 ppm) iken yıkanmamış yapraklarda 4287,02 ppb (4,29 ppm) olarak belirlenmiştir. Çelik vd., (2005) Denizli'de yaptıkları çalışmada *Robinia pseudoacacia* L.'da yıkanmış ve yıkanmamış yapraklarda Cu miktarlarını belirledikleri çalışma sonucunda Cu miktarının endüstri bölgesinden toplanan örneklerde yıkanmamış yapraklarda $89,91 \mu\text{g g}^{-1}$ yıkanmış yapraklarda $43,49 \mu\text{g g}^{-1}$ olduğunu belirtmişlerdir. Aynı çalışmada Cu konsantrasyonunun kentsel alanlarda yol kenarlarından toplanan örneklerde yıkanmamış yapraklarda $12,22 \mu\text{g g}^{-1}$ yıkanmış yapraklarda $8,125 \mu\text{g g}^{-1}$ olduğunu belirtmişlerdir.

Tam vd., (1987) Hon Kong'da yaptıkları çalışmada *Bauhinia varigata* yapraklarında Cu konsantrasyonunun kontrol grubunda yıkanmamış yapraklarda $27 \mu\text{g g}^{-1}$, iken yıkanmış yapraklarda $19 \mu\text{g g}^{-1}$ düzeyinde olduğunu, yol kenarlarında ise bu rakamın

yıkanmamış yapraklarda $47 \mu\text{g g}^{-1}$ ve yıkanmış yapraklarda $43 \mu\text{g g}^{-1}$ olduğunu belirtmişlerdir.

Bu çalışmada Cu konsantrasyonunun türe bağlı olarak önemli miktarda değiştiği, *Biota orientalis*'de ortalama $1695,7 \text{ ppb}$ olan Cu konsantrasyonunun *Mahonia*'da $8718,8 \text{ ppb}$ olduğu belirlenmiştir. Cu konsantrasyonunun türe bağlı değişimi pek çok çalışmada ele alınmıştır. Tanushree vd., (2011) Hindistan'da Anand şehrinde yaptıkları çalışmada Cu konsantrasyonunun, *Morus alba*'da 103 mg kg^{-1} , *Polyalthia longifolia*'da 81 mg kg^{-1} , *Ficus bengalensis*'de 71 mg kg^{-1} , *Alstonia scholaris*'de 42 mg kg^{-1} düzeyinde olduğu belirlenmiştir. Turkyılmaz vd., (2018b) Cu konsantrasyonunun *Tilia tomentosa*'da $16,322 \text{ ppm}$ iken bu oranın *Eleagnus angustifolia*'da $54,764 \text{ ppm}$, *Ailanthus altissima*'da $77,806 \text{ ppm}$ ve *Prunus cerasifera*'da $169,475 \text{ ppm}$ düzeyine çıktığını belirtmektedirler. Benzer şekilde ibreli türler üzerinde yapılan bir çalışmada *Pinus sylvestris*'da 416 ppb , olan Cu konsantrasyonunun, *Pinus nigra*'da $537,4 \text{ ppb}$, *Picea pungens*'de $564,6 \text{ ppb}$ ve *Abies bornmülleriana*'da $1156,1 \text{ ppb}$ düzeyinde olduğu, hatta Cu konsantrasyonunun ibre yaşına bağlı olarak değiştiği belirlenmiştir (Turkyılmaz vd., 2018a)

Yapılan çalışmalarda Cu konsantrasyonunun süreç içerisinde de değiştiği belirlenmiştir. Beramendi-Orosco (2013) *Prosopis juliflora* da yıllık halkalarda yaptıkları çalışmalarda 1988-1992 yılları arasındaki kısımda $1,09 \text{ ppm}$ olan Cu miktarının 2003-2007 yıllarında $1,27 \text{ ppm}$ düzeyine yükseldiğini Norouzi vd., (2015) *Platanus orientalis* de ağır metal birikiminin aylara göre değişimini belirledikleri çalışmalarında, Mayıs ayında $15,1 \text{ mg kg}^{-1}$ olan Cu konsantrasyonunun Temmuz ayında $15,7 \text{ mg kg}^{-1}$ ve Kasım ayında $16,6 \text{ mg kg}^{-1}$ olduğunu belirtmektedirler.

5.5.2. Ni Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması

Ni konsantrasyonu trafiğin olmadığı alanlarda en düşük yıkanmış Lv dallarında (119 ppb) en yüksek yıkanmamış Bo dallarında (1753 ppb) elde edilirken trafiğin az yoğun olduğu alanlarda en düşük yıkanmış Bo yapraklarında (134 ppb) en yüksek ise yıkanmamış Ej dallarında (5019 ppb) elde edilmiştir.

Çalışma sonuçları Ni konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı olarak arttığını, trafiğin olmadığı alanlarda 806,16 ppb düzeyinde olan Ni konsantrasyonunun trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 1240,40 ppb, trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise 1330,14 ppb düzeyine çıktığını göstermektedir. Ayrıca Ni konsantrasyonu yapraklarda 999,19 ppb düzeyinde iken dallarda 1251,94 ppb düzeyinde hesaplanmıştır. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en düşük değerler yıkanmış Mh yapraklarında (328 ppb), yıkanmış Lv yapraklarında (389 ppb) ve yıkanmış Ej yapraklarında (458 ppb) elde edilmiş, en yüksek değerler ise yıkanmış Bt dallarında (4990 ppb) elde edilmiştir.

Nikel kömür, petrol, çelik, alaşım üretimi, galvaniz ve elektronik endüstrisinde kullanılmaktadır (Asri ve Sönmez, 2006). Nikel memeliler ve diğer hayvanlar için olası kanserojen bir elementtir (Okçu vd., 2009; Shahid vd., 2015). Nikel, bitkilerdeki enzimlerde ve fizyolojik aktif merkezlerde bulunan ağır metallere yer değiştirir. Nikel üreaz ve birçok hidrogenaz enzimlerinin metal yapı maddesidir. Bu nedenle nikel içerikleri az olan bitkiler üre şeklinde uygulanan azotlu gübrenin yararlanamadıkları gibi üre bu bitkilere toksik etki de yapmaktadır (Asri ve Sönmez, 2006).

Bitkilerdeki Ni konsantrasyonu trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişebilmektedir. Turkyilmaz vd., (2018b) Ni konsantrasyonunun trafiğin olmadığı alanlarda 4,381 ppm düzeyinde iken trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 5,840 ppm ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda 10,745 ppm seviyelerine çıktığını belirtmişlerdir.

Çalışma sonucunda Ni konsantrasyonu bakımından türler arasında da önemli düzeyde fark olduğu belirlenmiştir. *Juniperus sabina*'da 801,7 ppb düzeyinde olan Ni konsantrasyonunun *Buxus sempervirens*'de 1639,1 ppb seviyesine çıktığı belirlenmiştir. Ni konsantrasyonunun tür bazında değişimi farklı çalışmalara da konu olmuştur. Turkyilmaz vd., (2018b) Ni konsantrasyonunun *Tilia tomentosa*'da 4,571 ppm iken bu oranın *Eleagnus angustifolia*'da 4,746 ppm, *Ailanthus altissima*'da 5,224 ppm ve *Prunus cerasifera*'da 13,413 ppm düzeyine çıktığını belirtmektedirler. Turkyilmaz vd., (2018a) Ni konsantrasyonunun *Pinus sylvestris*'da 225,3 ppb iken *Pinus nigra*'da 312,4 ppb, *Picea pungens*'de 566 ppb ve *Abies bornmülleriana*'da

1119,2 ppb düzeyinde olduğunu, *Abies bornmülleriana*'da 3 yaşındaki ibrelerde 1801 ppb düzeyine kadar çıktığını belirtmişlerdir.

Tanushree vd., (2011) Hindistan'da yaptıkları çalışmada Ni konsantrasyonunun, *Morus alba*'da 67 mg kg^{-1} , *Polyalthia longifolia*'da 51 mg kg^{-1} , *Ficus bengalensis*'de 45 mg kg^{-1} , *Alstonia scholaris*'de 56 mg kg^{-1} düzeyinde olduğunu belirlemişlerdir. Li vd., (2007) *Sophora japonica* L., yapraklarındaki Ni konsantrasyonunun parklarda ve yol kenarındaki ağaçlarda $1,63 \text{ mg kg}^{-1}$ ile $2,48 \text{ mg kg}^{-1}$ arasında değiştiğini tespit etmişlerdir.

5.5.3. Cr Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması

Krom paslanmaz çelik, lehim ve pas engelleyicilerin üretiminde, boya, cila, cam ve seramik malzemelerinde, deri endüstrisinde kullanılmaktadır (Asri ve Sönmez, 2006). Bitkiler dahil yaşayan organizmalar için krom (Cr) gibi mikrobelerin gerekli olmasına rağmen bunlar yüksek seviyelerde zararlı etkiler oluşturabilir (Shahid vd., 2015). Krom içeren minerallerin endüstriyel oksidasyonu ve fosil yakıtların, ağaç ve kağıt ürünlerin yanması sonucunda doğada altı değerlikli krom oluşmaktadır (Okçu vd, 2009).

Krom doğal olarak toprakta bulunmaktadır. Bitkide ise kuru madde de 100 mg/kg bulunması birçok yüksek bitki için toksiktir (Asri ve Sönmez, 2006). Krom (Cr) gibi esansiyel olmayan metaller yaprak transferi yoluyla bitki yapraklarına girebilmektedir (Levi vd., 1973). Bitki bünyesinde toksik seviyeye ulaşan kromun bitkide tohum çimlenmesini engellemektedir. Krom ayrıca, kök hücrelerinin bölünme ve uzamasını engelleyerek kök gelişimini engeller. Bu durum topraktan alınan bitki besin maddesi ve suyun azalmasına yol açarak bitki büyüme ve gelişmesini azaltır. Dolayısıyla önemli düzeyde verim ve kalite azalması görülür (Asri ve Sönmez, 2006). İnsanlarda ise Cr^{+6} 'nın hava yoluyla vücuda alınması ile burun akmaları, burun kanamaları, kaşınma ve üst solunum yollarında delinmelerin yanı sıra kroma karşı alerji gösteren insanlarda da astım krizleri görülebilir (Asri ve Sönmez, 2006). Krom karsinojenik bir elementtir ve özellikle potansiyel toksisiteleri

ve yaşıyan organizmalara maruziyet bakımından en toksik ağır metaller arasındadır (Shahid vd., 2015; Shahid vd., 2017).

Çalışma sonucunda trafiğin olmadığı alanlarda Cr konsantrasyonu bakımından en düşük değerler yıkanmış Lv dallarında (286 ppb), en yüksek Cr konsantrasyonları ise yıkanmış Js yapraklarında (15303 ppb) elde edilmiştir. Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda Cr konsantrasyonu bakımından en düşük değerler yıkanmış Ej yapraklarında (321 ppb), en yüksek Cr konsantrasyonları yıkanmamış Mh yapraklarında (13388 ppb), trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise en düşük değerler yıkanmış Mh yapraklarında (309 ppb), en yüksek değerler yıkanmış Bt yapraklarında (2447 ppb) elde edilmiştir.

Çalışma sonuçları tür bazında en çok değişim gösteren elementlerden birisinin Cr olduğunu göstermektedir. Cr konsantrasyonu Ej’de 846,2 ppb iken Js’de 2330,9 ppb olarak hesaplanmıştır. Cr özellikle potansiyel toksisitesi dolayısıyla pek çok çalışmaya konu olmuştur. Turkyılmaz 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) yol kenarlarındaki *Sophora japonica* L., 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* yapraklarındaki Cr konsantrasyonunun kontrol grubunda 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.

5.5.4. Pb Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması

Pb konsantrasyonu, ağır metaller içerisinde ayrı bir önem taşımaktadır. Endüstriyel ve tarımsal faaliyetlerde yaygın olarak kullanılan ve bundan dolayı oldukça sık

rastlanılan bir element olan Pb metal veya bileşik olarak atmosfere yayılan ve her durumda toksik özellik taşıyan bir ağır metaldir. Pb insan faaliyetleri ile ekolojik sisteme en çok zarar veren ağır metallere dendir (Okcu vd., 1999). Bundan dolayı Pb'un trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişimi üzerine çok sayıda çalışma yapılmıştır (Lei vd., 2015; Assirey vd., 2015; Galal vd., 2015).

Çalışma sonucunda trafiğin yoğun olduğu alanlarda en düşük Pb konsantrasyonları yikanmış, en yüksek Pb konsantrasyonları ise yikanmamış örneklerde elde edilmiştir. Genel olarak dallarda elde edilen değerler de yapraklarda elde edilen değerlerin iki katından fazladır. Bunların dışında diğer metallerin aksine Pb konsantrasyonu bakımından türler arasında farklılık çıkmamış olması da dikkat çekici bir durumdur.

Pb çok uzun yıllardan beri insanlar için önemli bir metal olmasının yanında çevresel kirlilik yaratan metaller arasında da ilk sıralarda yer almaktadır (Okcu vd., 1999). Konsantrasyonu 300 ppm'i aştığında insan sağlığı açısından potansiyel olarak tehlikelidir (Asri ve Sönmez, 2006).

Özellikle kent merkezlerine yakın alanlarda, endüstriyel bölgelerde yetiştirilen bitkisel ve hayvansal gıdalarda normal seviyelerin üzerinde kurşun bulunabilmektedir (Kahvecioğlu ve ark., 2007; França vd., 2017). Bunlara ek olarak kurşun içeren benzin de önemli bir kaynaktır (Okcu vd., 1999). Bundan dolayı Pb ile trafik yoğunluğu arasındaki ilişkiyi belgeleyen çok sayıda çalışma mevcuttur (Qing vd., 2015; Begum vd., 2017).

Pb'un biyomonitörü olarak kullanımı konusunda bir çok tür üzerinde çalışma yapılmıştır. Aksoy ve Şahin (1999) *Elaeagnus angustifolia*, Tam vd., (1987) *Bauhinia variegata*, Çelik vd., (2005) *Robinia pseudoacacia*, Çavuşoğlu ve Çavuşoğlu (2005) *Cupressus sempervirens* ve *Cedrus libani*, Demirayak vd., (2011) *M. grandiflora* ve *A. Cyanophylla*, Tanushree vd., (2011) *Alstonia scholaris*, *Ficus bengalensis*, *Morus alba*, ve *Polyalthia longifolia*, Sawidis vd., (2011) *Platanus orientalis* ve *Pinus nigra*, Li vd., (2007) *Sophora japonica* türlerinde Pb konsantrasyonununun trafik yoğunluğuna bağlı değişimini belirlemeyi amaçlayan çalışmalar yapmışlardır.

5.5.5. Cd Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması

Üzerinde en çok çalışma yapılan ağır metallere birisi olan Cd, kullanım alanlarının çeşitliliği yanında çevre kirliliğindeki rolü ile de gündeme gelen, son derece toksik bir metaldir. Cd'un insanlarda karsinogen etki yaptığı 1976 yılında belirlenmiş ve 1993 yılında, IARC (International Agency for Cancer Research) tarafından Tip 1 karsinogen olarak sınıflandırılmıştır (Boğa, 2007).

Kadmiyum, endüstriyel faaliyetlerin yanı sıra, tarımda kullanılan fosforlu gübreler, yerleşim alanlarındaki lağım atıkları ve atmosferik depositler yoluyla yayılmaktadır. Toprakta 3 mg/kg, bitki kuru maddelerinde ise 1 mg/kg'dan fazlası toksik etkilidir. Cd büyük oranda Cd içeren toz zerreciklerinin çökmesi ile bitkilere ve toprağa ulaşmaktadır. Trafik yoğun olduğu bölgelerde, yol kenarlarındaki topraklarda yılda 0.2-1.0 mg/m² Cd ilavesi olduğu belirtilmektedir (Asri ve Sönmez, 2006).

Cd hem insan ve hayvanlar, hem de bitkiler için toksik etkili olan bir elementtir (Asri ve Sönmez, 2006; Boğa, 2007). Cd bitki bünyesinde azot ve karbonhidrat metabolizmalarını değiştirerek birçok fizyolojik değişikliğe sebep olur. Cd, bitki bünyesinde enzimleri inaktive eder, fotosentezi engeller, stomaların kapanmasına ve böylece transpirasyon ile su kaybının engellenmesine ve klorofil biyosentezinin bozulmasına sebep olur (Asri ve Sönmez, 2006).

Esasen Cd doğada saf olarak bulunmayan ve nispeten nadir bulunan bir elementtir. Fosfatlı gübreler, deterjanlar ve rafine petrol türevlerinde bulunur. Su boruları, endüstriyel üretim aşamasında kullanılan gübreler ve endüstriyel üretim aşamalarında oluşan baca gazları önemli Cd kaynaklarıdır. Cd'un önemli bir kirlenici olmasının sebebi çok düşük dozlarda bile toksik olması ve biyolojik yarı ömrünün uzun olmasıdır (Kahvecioğlu vd., 2007). Bundan dolayı Cd'un trafik ve endüstriyel alanlarda konsantrasyonu bir çok çalışmaya konu olmuştur (Turkyılmaz vd., 2018a,b).

Çalışma sonuçlarına göre trafiğin yoğun olduğu alanlardaki en düşük Cd konsantrasyonları yıkanmış, en yüksek Cd konsantrasyonları ise yıkanmamış örneklerden elde edilmiştir. Bu durum Pb'da elde edilen sonuçlara paralellik

göstermektedir ve bu ağır metallerin partikül maddeler ile ilişkisini akla getirmektedir. Nitekim Cd konsantrasyonunun partikül madde ile ilişkisi ve çökmesi konusunda da çok sayıda çalışma yapılmıştır (Liu vd., 2015; Pourabadehei ve Mulligan, 2016; Sun vd., 2016).

Çalışma sonuçları Cd miktarının hem trafik yoğunluğu, hem bitki türü hem de organel bazında değiştiğini ortaya koymuştur. Benzer sonuçlar farklı çalışmalarda da elde edilmiştir. Aksoy ve Şahin (1999) *Elaeagnus angustifolia*'da Cd konsantrasyonunun ortalama değerlerinin endüstri bölgelerinde $3,45 \mu\text{gg}^{-1}$, şehir merkezinde $1,11 \mu\text{gg}^{-1}$, yol kenarlarında $1,38 \mu\text{gg}^{-1}$, şehir merkezi dışında $0,80 \mu\text{gg}^{-1}$ ve kırsal alanlarda ise $0,50 \mu\text{gg}^{-1}$ düzeyinde olduğunu belirtmektedirler. Suzuki vd., (2009) Japonya Okayama'da *Rhododendron pulchrum* yapraklarında 9 farklı lokasyonda Cd konsantrasyonunun $1,24 \text{ mg kg}^{-1}$ 'a kadar çıktığını, Li vd., (2007) *Sophora japonica* L., yapraklarındaki Cd konsantrasyonunun $0,10 \text{ mg kg}^{-1}$ 'a, yükseldiğini belirtmektedirler.

5.5.6. Zn Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması

Çalışmada, Zn konsantrasyonunun trafik yoğunluğu ile ters orantılı olarak değiştiği, buna karşın dallardaki konsantrasyonunun daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Zn konsantrasyonu bakımından en büyük farklılık bitki türleri arasında saptanmıştır. En düşük konsantrasyona sahip tür ile en yüksek konsantrasyona sahip tür arasında yaklaşık 5,2 kat fark tespit edilmiştir.

Çinko, hem insanlar, hem hayvanlar hem de bitkiler için mutlaka gerekli bir elementtir (Pak, 2011). Zn, bitkilerde protein ve karbonhidrat sentezine katılır. Ayrıca, enzim aktivasyonu, fotosentez ve solunum faaliyetleri yanı sıra biyolojik membran stabilitesi üzerine etkilidir. Bundan dolayı ürün miktar ve kalitesini doğrudan etkilemektedir (Okçu vd., 2009).

İnsan ve hayvanlarda ise özellikle enzim faaliyetlerinde rol oynar ve enzim yapısında yer alır. Başlıca görevleri ise RNA, DNA, protein sentezi, insulinin aktivasyonu, A vitamininin hücrelere taşınması ve kullanımı, yaraların iyileşmesi, hücrelerin bölünerek çoğalabilmesidir. Ayrıca tad alma, sperm yapımı, bağışıklık

sisteminin güçlendirilmesi, davranış ve öğrenme performansının artışı, anne karnındaki ve doğmuş bebek ve çocukların büyüme ve gelişimi, kanda yağların taşınması gibi birçok olayla görev almaktadır. Ancak, çinko yüksek konsantrasyonlarda toksiktir (Sarı, 2009).

Zn, endüstride metal kaplama ve alaşımlarda, kozmetik, boya, mürekkep, kopya kâğıtları, muşamba, lastik, maden sanayi gibi pek çok alanda kullanılmaktadır. Yoğun endüstri alanlarından bırakılan atık sularla, asit yağmurları aracılığıyla ve kanalizasyon sularıyla toprağa ulaşmaktadır. Görülen Zn toksisiteleri genellikle 400 ppm'den sonra başlamaktadır. Çinko toksisitesinde bitkilerin kök ve sürgün büyümesi yavaşlar, kökler inceler, genç yapraklar kıvrılır, kloroz görülür, hücre büyümesi ve uzaması engellenir, hücre organelleri parçalanır ve klorofil sentezi azalır (Asri ve Sönmez, 2006).

Bu güne kadar yapılan çalışmalarda Zn konsantrasyonunun trafik yoğunluğu (Liu vd., 2015; Huber vd., 2016; Yang vd., 2017) lokasyon (Als bou ve Al-Khashman, 2018); endüstri bölgeleri (Qing vd., 2015; Ahmed ve Ahmaruzzaman, 2016) ve bitki türüne (Turkyilmaz vd., 2018a,b) bağlı değişimine ilişkin çok sayıda çalışma yapılmıştır.

Çalışma sonucunda Zn konsantrasyonunun trafiğin yoğun olduğu alanlarda 25,133 ppm seviyesine kadar çıktığı tespit edilmiştir. Oysa Aksoy ve Şahin (1999) *E. angustifolia*'nın yıkanmayan yapraklarında Zn miktarının ortalama olarak endüstri bölgelerinde $231,26 \mu\text{g g}^{-1}$, yol kenarlarında $83,52 \mu\text{g g}^{-1}$, şehir merkezinde $69,14 \mu\text{g g}^{-1}$, şehir kenarlarında $38,16 \mu\text{g g}^{-1}$ ve kırsal alanda ise $22,08 \mu\text{g g}^{-1}$ düzeyinde olduğunu belirlemişlerdir. Serbula vd., (2012) ise *Robinia pseudoacacia* dallarında $192,7 \text{ mg kg}^{-1}$ a kadar çıktığını belirtmektedirler.

Çelik vd., (2005) Denizli'de *Robinia pseudoacacia* L.'da Zn konsantrasyonunun endüstri bölgelerinde $456,88 \mu\text{g g}^{-1}$ şehir içi yol kenarlarında $506,43 \mu\text{g g}^{-1}$ şehir merkezi dışından toplanan örneklerde dahi $81,23 \mu\text{g g}^{-1}$ seviyesinde olduğunu, Demirayak vd., (2011) Samsun'da ortalama Zn konsantrasyonunun *L. vulgare* yapraklarında 70 ppm düzeyinde olduğunu, Tanushree vd., (2011) Hindistan'da Zn

konsantrasyonunun, *Morus alba*'da 83 mg kg⁻¹, *Polyalthia longifolia*'da 59 mg kg⁻¹, *Ficus bengalensis*'de 49 mg kg⁻¹, *Alstonia scholaris*'de 42 mg kg⁻¹ düzeyinde olduğunu belirtmektedirler. Bu sonuçlara göre değerlendirildiğinde yapılan çalışmada elde edilen değerlerin oldukça düşük olduğu görülmektedir.

5.5.7. Ca Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması

Ca bitki büyümesi ve gelişmesi için mutlaka gerekli bir element olup; hücre büyüme ve gelişiminde, membran geçirgenliğinin ayarlanmasında, dokuların stabilizasyonunda ve bitkilerin kalitesinde önemli rollere sahip bir makro elementtir. Ca; fauna, mikroflora, bitki ve toprak için vazgeçilmez öneme sahiptir. Toprağın fiziksel ve kimyasal özellikleri üzerine önemli etkileri vardır, Bitki hücresi plazma membranlarının fonksiyon ve yapısal özellikleri açısından hayati öneme sahip bir elementtir. Kalsiyum noksanlığında bitkilerde verimin yanı sıra genellikle kalite düşmekte ve bu durum ürünün pazar payının düşmesinde önemli bir rol oynamaktadır (Tuna ve Özer, 2002).

Ca toprakta ve bitkilerde sadece iki değerlikli katyon olarak bulunmakta ve bitkiler tarafından toprak çözeltisinden alınmaktadır (Türüdü, 1997). Bünyeyi düzenleyici, kaogulasyonu artırıcı, işlenmeyi kolaylaştırıcı, ortamı nötrleştirici ve kolloidleri doyurucu bir etki yapmaktadır (Türkmen vd., 2002).

Toprakların kalsiyum içeriklerinde çeşitli nedenlerden dolayı meydana gelen azalmalar, bitkide özellikle generatif devrede kendisini göstermekte ve gelişimi olumsuz etkilemektedir. Kalsiyumlu gübreleme toprak şartları ve bitki çeşidine bağlı olarak toprak ve yaprak yoluyla yapılabilmektedir. Kalsiyum bitki bünyesinde hareketsiz bir elementtir ve yaprak yoluyla verilen kalsiyumdan genellikle daha çabuk cevap alınabilmektedir (Tuna ve Özer, 2002). Bundan dolayı Ca miktarı daha çok gübrelemeyle ilgili çalışmalara konu olmuştur (Yağmur vd., 2002). Bununla birlikte Ca konsantrasyonu ağır metaller ile ilgili bazı çalışmalara da konu olmuştur (Chen vd., 2015; Martín vd., 2015).

5.5.8. Fe Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması

Yapılan çalışmada, Fe konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı olarak arttığı, trafiğin olmadığı alanlarda 45,95 ppm düzeyinde olan Fe konsantrasyonunun trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 60,17 ppm ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise 97,91 ppm seviyesine yükseldiği belirlenmiştir. Tam vd., (1987) Hon Kong'da *Bauhina varigata* yapraklarında Fe konsantrasyonunun kontrol grubunda yıkanmamış yapraklarda $168 \mu\text{g g}^{-1}$, iken yıkanmış yapraklarda $131 \mu\text{g g}^{-1}$ düzeyine indiğini, yol kenarlarında yıkanmamış yapraklarda $861 \mu\text{g g}^{-1}$ ve yıkanmış yapraklarda $620 \mu\text{g g}^{-1}$ düzeyinde olduğunu, yol kenarlarında yıkanmamış yapraklardaki Fe konsantrasyonunun $3051 \mu\text{g g}^{-1}$ 'e kadar yükseldiğini belirlemişlerdir.

Turkyilmaz vd., (2018a) çalışmalarında dört farklı ibreli türde, son üç yıllık ibreleri incelemişler ve Fe konsantrasyonunun 8,009 ppm seviyesine kadar çıktığını belirlemişlerdir. Turkeyilmaz vd., (2018a) bitki türü ve trafik yoğunluğuna bağlı değişimini inceledikleri çalışma sonucunda ise Fe konsantrasyonunun 25,500 ppm seviyesine kadar çıktığını belirtmişlerdir.

Fe, klorofil oluşumu üzerine katalitik etki yapan, enzim sistemlerine katılan ve solunum, fotosentezde enerjinin tutulması ve taşınması gibi önemli biyokimyasal ve metabolik olaylarda görev alan bir elementtir. Çeşitli enzimlerin yapısında koenzim olarak yer alan demir, katalaz, peroksidaz ve sitokrom oksidaz gibi önemli solunum enzimlerinin etkinlikleri için de gereklidir. Demir noksanlığı (kloroz) daha çok meyve ağaçlarında, asmalarda, süs ve çalı bitkilerinde görülmektedir (Yağmur vd., 2002). Bundan dolayı Fe, daha çok bitkilerde gübreleme ve kloroz ile ilgili çalışmalara (Başar ve Özgümüş, 1999) konu olmakla birlikte trafik yoğunluğuna bağlı ağır metal çalışmalarına da konu olmuştur (Galal ve Shehata, 2015; Hosseini vd., 2015; Massadeh vd., 2016).

5.5.9. Mg Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması

Mg toprakta değişik bileşikler halinde bulunan, çok hafif, havada parlak bir ışıkla yanabilen, beyaz bir madendir. Yeryüzü kabuğundaki en fazla denizlerde bulunmaktadır. Magnezyum kalsiyum, fosfor, sodyum, potasyum, demir, çinko,

bakır, krom, iyot ve selenyum ile birlikte, hayati önem taşıyan 11 mineralden birisi, belki de en önemlisidir. Vücudumuzda yaklaşık 20-28 gr olan magnezyumun % 60'ı kemik ve dişlerde, %49 'u kaslarda bulunur. Geçmiş yıllara göre kişiler bu minerali daha az olarak almaktadır. Mg yaşamsal bir mineraldir ve bağırsaklardan çok zor emilmektedir. Günlük gereksinim 300 mg kadar olup fazla miktarda alınması durumunda dışkı yumuşamasına neden olabilmektedir. Gebelikte ve emzirme dönemlerinde Mg ihtiyacı artmaktadır. Vücuttaki enerji gerekli olan her yerde magnezyum gereklidir. Eksikliğinde kabızlık, kaslarda kramplar ve kasılmalar görülebilir. Vücut kendi başına bu minerali üretemediği için magnezyumun besinler yoluyla alınması gerekir. Bitkilerde de klorofilde yer alır ve güneşten gelen enerji fotonlarını tutar. (Işık vd., 2004; Boğa, 2007)

Topraklardaki magnezyum bitkiler tarafından kullanılmakta olup bitki dünyasının demiri olarak nitelendirilebilir. İnsanlardaki demir-hemoglobin ilişkisine benzer şekilde, bitkilerde magnezyum klorofil yapısına girer. Hayvansal gübrelerdeki potasyum ve fosforun bitkiler tarafından kullanımı magnezyumu tüketir ve bu da bitkilerin magnezyum alım kabiliyetini değiştirir (Işık vd., 2004). Magnezyum, klorofilin merkez atomudur ve fotosentezde hayati öneme sahiptir. Bu nedenle magnezyum eksikliğinde, klorofil miktarı düşmekte ve fotosentez gerilemekte, sonuç olarak da gelişimi gerilemekte ve ürün kayıpları oluşmaktadır. Mg, fosforun alınmasını ve taşınmasını destekler. Noksanlığı durumunda sürgün dibindeki yaprakların yaprak sapı kısmından ve orta damardan yaprak kıyısına doğru damar aralarında renk sarıya dönüşür. Noksanlığın şiddetli olması durumunda damarlar beyazlaşır, dökülür. Sonbaharda şiddetli yaprak dökümleri olur. Meyve kabuğu kalınlaşır. Meyvenin iç ve dış rengi açılır. Şeker, vitamin C ve asit miktarı düşer. Kök gelişmesi yavaşlar. Ürün miktarı azalır. Magnezyum noksanlığı çinko ve mangan noksanlıklarının da şiddetlenmesine neden olur. Pratikte Mg fazlalığına pek rastlanmamaktadır. Magnezyum fazlalığı nadiren görülür ve potasyum alımını engeller. Ayrıca ağaçların kök gelişmesini olumsuz etkiler (Aydın, 2017).

Çalışma sonucunda bitki türüne bağlı olarak Mg konsantrasyonunun 4009 ppm ile 6557,5 ppm arasında değiştiği belirlenmiştir. Yapılan analizlerde Mg konsantrasyonunun organel bazında ve yıkanmaya bağlı olarak değişmediği ancak,

trafik yoğunluğuna bağlı olarak arttığı belirlenmiştir. Mg ağır metal ile ilgili çalışmalara da konu olmaktadır (avuşoğlu vd., 2016; Turkyılmaz vd., 2018b). Ancak Mg daha çok bitki besin elementi olarak değerlendirilmektedir (Saltan ve Canbay, 2015).

5.5.10. Mn Konsantrasyonu Değişiminin Tartışılması

Çalışma sonucunda Mn konsantrasyonunun yapraklarda dallardakinin yaklaşık iki katı civarında olduğu ve trafik yoğunluğuna bağlı olarak azaldığı belirlenmiştir. Tür bakımından ise sadece Mahonia da belirlenen konsantrasyonun diğer türlerden istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklı olduğu tespit edilmiştir.

Mangan hem kök hem de yapraklardan alınabilen bir element olup, bitkiler mangany genellikle Mn^{+2} iyonu olarak almaktadırlar. Mangan eksikliği genç yapraklarda görülür. Özellikle geniş yapraklı bitkilerde mangan eksikliğinde yaprakta damarlar arası sararır, damarlar yeşil kalır. Mangan eksikliğinde bitkilerde görülen sararma yeterince klorofil oluşturulamamasıyla ilgilidir. Klorofilin bileşiminde yer almamasına karşın mangan noksanlığında klorofil oluşumu önemli oranda azalır (Pak, 2011).

Mangan toksisitesi bitki türlerine göre değişmektedir. Genel olarak 100 mg kg^{-1} / kuru madde den daha fazla Mn içeren bitkilerde toksisite görülmeye başlar. Mangan toksisitesi çoğu bitkilerde olgun yapraklarda kahverengi lekeler şeklinde belirir. Lekelerin bulunduğu alanlar zamanla mantarlaşır. Fasulye ve pamuk gibi bitkilerde genç yapraklarda şekil bozulmalarına neden olur (Pak, 2011).

Besin zinciri yoluyla insanlara ulaşan Mn'in toksisite belirtileri başlıca solunum sisteminde ve beyinde gözlenir. Mangan zehirlenmesinin belirtileri halusinasyonlar, bitkinlik, uykusuzluk, güçsüzlük, unutkanlık ve sinir hasarlarıdır. Mn ayrıca parkinson, akciğer ambolisi ve bronşite, erkeklerde uzun süre Mn toksisitesine maruz kalma ise iktidarsızlığa sebep olabilir (Pak, 2011).

elik vd., (2005) Denizli'de yaptıkları çalışmada *Robinia pseudoacacia* L.'da ortalama olarak Mn miktarının endüstri bölgesinden toplanan örneklerde $786,47 \mu\text{g}$

g^{-1} şehir içi yol kenarlarından toplanan örneklerde $428,46 \mu g g^{-1}$ şehir merkezi dışından toplanan örneklerde $337,36 \mu g g^{-1}$ ve kırsal alandan toplanan örneklerde ise $271,87 \mu g g^{-1}$ düzeyinde olduğu belirlenmiştir. Tam vd., (1987) Hon Kong'da *Bauhina variegata* yapraklarında Mn konsantrasyonunun kontrol grubunda yıkanmamış yapraklarda $106 \mu g g^{-1}$, iken yıkanmış yapraklarda $103 \mu g g^{-1}$ düzeyinde olduğunu, yol kenarlarında ise bu rakamın yıkanmamış yapraklarda $135 \mu g g^{-1}$ ve yıkanmış yapraklarda $99 \mu g g^{-1}$ olduğunu belirtmişlerdir. Çalışmada, yol kenarlarında yıkanmamış yapraklardaki Mn konsantrasyonunun $227 \mu g g^{-1}$ 'e kadar çıktığı belirlenmiştir. Turkyilmaz vd., (2018b) *Tilia tomentosa*, *Eleagnus angustifolia*, *Prunus cerasifera* ve *Ailanthus altissima*'da Mn konsantrasyonları arasında istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılıkların bulunmadığını belirlenmiştir. Mn ağır metal ile ilgili başka çalışmalarda da ele alınmıştır (Sungur vd., 2015; Alyemeni ve Almohisen, 2014; Gunawardena vd., 2015; Yıldırım ve Tokaloğlu, 2016).

5.6. Genel Değerlendirme

Bu çalışma sonucunda ağır metal birikimini belirleyen en önemli faktörlerden birisinin bitki türü olduğu belirlenmiştir. Nitekim bazı elementlerde türler arasında büyük farklılıklar olduğu tespit edilmiştir. Özellikle düşük dozlarda bile toksik etkiye sahip elementlerden Cd ve Pb (Shahid vd., 2017) konsantrasyonları bakımından türler arasında iki kata yakın fark bulunması, Ni ve Cr gibi karsinojenik (Shahid vd., 2017) ağır metallerde bu oranın 2,75 katına kadar çıkması ve hatta Cu gibi zehirli (Okcu vd., 2009) etkiye sahip elementlerde bu farkın 5 katı geçmesi dikkat çekicidir.

Bu güne kadar yapılan çalışmalarda farklı ağır metallerin farklı bitkiler tarafından daha yoğun tutulduğunu belirleyen çok sayıda çalışma mevcuttur (Ozturk ve Bozdogan; 2015; Turkyilmaz 2018a,b). Bitkilerin ağır metal biriktirme potansiyellerinin bitki anatomik yapısı ile yakından ilişkili olduğu belirtilmektedir (Turkyilmaz vd., 2018a,b). Yapraklardan ağır metal alımı büyük ölçüde kütikül ve metallerin fiziko-kimyasal özellikleri, bitki yapraklarının morfolojisi ve yüzey alanı, tutunan metalin kimyasal ve fiziksel formları, yaprakların yüzey dokusu (erginlik ve pürüzlülük), bitkinin habitusu (yapraklarını döken veya herdemyeşil), maruz kalma

süresi, çevresel koşulları ve gaz değişimi gibi çeşitli faktörlere bağlıdır (Beckett vd., 2000; Taylor vd., 2000; Shahid, 2017).

Bu özellikler içerisinde yapraktaki stoma sayısı ve büyüklüğü de ağır metal alımını etkileyen önemli faktörlerdendir (Pearce vd., 2006; Galmés vd., 2007; Xu ve Zhou, 2008; Xiong vd., 2014). Yapılan çalışmalar yapraklardaki stoma sayısı ve büyüklüğünün bitki türü bazında önemli oranda değişiklik gösterdiğini ortaya koymaktadır (Sevik vd., 2017a).

Bitkilerde ağır metal alımını etkileyen en önemli faktörlerden birisi de bitkinin habitusudur. Yapılan çalışmalarda bitkilerin fotosentez hızının ışık, sıcaklık, su vb. faktörlere göre değişiklik gösterdiği belirlenmiştir (Sevik vd., 2017b). Ağır metal birikimi stomalardan giren hava ve bu hava ile yaprak içerisine alınan ağır metal miktarı ile de doğrudan ilişkilidir. Fotosentez hızını etkileyen en önemli faktörlerden birisi de klorofil miktarıdır (Cetin, 2016). Yapılan çalışmalarda bitkilerdeki klorofil miktarı arasında da önemli düzeyde fark olduğu ve hatta bu farkın bitki türüne bağlı olarak on katı geçebildiği belirtilmiştir (Cetin, 2017).

Ağır metallerin bitki yaprakları üzerinde çökmesi ve tutunması büyük oranda atmosferik PM'deki ağır metal seviyelerine göre de değişmektedir (Shahid, 2017). Çalışma sonuçları Pb ve Fe gibi metallerde konsantrasyon miktarının yıkanmaya bağlı olarak değiştiğini ortaya koymuştur. Havadaki partikül maddelerin ağır metaller açısından bir yutak görevi gördüğü, bu partikül maddelerin bitki yüzeyine yerleşmesi ile buradan çeşitli yollarla bitki içerisine girebildiği veya burada kaldığı, dolayısıyla da bitkilerdeki ağır metal konsantrasyonlarının, ağır metaller ile enfekte olmuş partikül madde miktarıyla da yakından ilişkili olduğu yapılan çalışmalarla ortaya konulmuştur (Uzu vd. 2009; Sauvain vd., 2011; Denys vd., 2011; Shahid vd., 2017; Turkyilmaz vd., 2018a,b).

Bunların yanında bitkilerdeki ağır metal konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna (Assirey vd., 2015; Lei vd., 2015; Galal vd., 2015) ve bitkinin organeline (Emamverdian vd., 2015; Dimitrijević vd., 2016; Tošić vd., 2016), gelişim aşamasına (Kertiens, 2010) bağlı olarak önemli ölçüde değişebildiğini göstermektedir.

Sonuç olarak bitkilerdeki ağır metal konsantrasyonu, diğer bir deyişle bitkilerin ağır metal biriktirebilme potansiyeli bitki türü, havadaki ağır metal konsantrasyonu, bitki organeli, çevre şartları gibi pek çok faktörün karşılıklı etkileşimine bağlıdır. Bu faktörler aynı zamanda diğer faktörleri de etkileyebilmektedir. Örneğin iklim koşulları bitkinin ve yaprak yüzeyinin fiziko-kimyasal özellikleri üzerindeki direk etkileri yoluyla yaprakta metal alım potansiyelini önemli ölçüde değiştirmektedir. İklim koşulları ayrıca bitki içinde biyolojik ve metabolik süreçleri etkilemektedir ve sonuçta metallerin yapraktan alımını ve bölünmesini etkilemektedir. Yaprakta çökme sırasında nem, ısı ve ışık gibi anlık iklim koşulları bitkinin metabolik süreçlerini etkilemekte ve böylece yaprak yüzeyi boyunca penetrasyon sürecini ve yaprak boşlukları içindeki hareketi etkilemektedir. Benzer şekilde bitkilerin kültürünün yapıldığı ve yapraktan ağır metale maruz bırakıldığı çevresel koşullar, yaprak yüzeyinin özellikleri, bitki fizyolojisi, morfolojisi tüy yapısı, boyutu, sıklığı, yaprak boyutu ağır metal alımı değişebilir (Taylor vd., 2000; Speak vd., 2012; Shahid vd., 2017).

Bağıl nem ağır metallerin yapraktan alımını etkileyen diğer bir önemli iklim faktörüdür. Gerçekten bağıl nem bitki yaprak yüzeyinin geçirgenlik potansiyelini etkilemektedir. Ayrıca bağıl nem çözünürlük veya redoks açısından bitkilerin tutunan PM'ye fiziko-kimyasal tepkimesini oldukça etkilemektedir. Bağıl nem yüksek olduğunda bitki yaprak yüzeyinin geçirgenlik potansiyeli artabilir. Benzer şekilde bağıl nem yüksek olduğunda çökelen PM ve ağır metaller ıslak kalır ve bu da ağır metalin bitki yapraklarının içine penetrasyonunu kolaylaştırır. Bunun nedeni fillosterde bağıl nem yüksek olduğunda ağır metallerin teorik olarak çözümlü olarak kalmaları ve yaprağa penetrasyon süresinin uzayacak olmasıdır. Dolayısıyla iklim faktörü havadaki partikül madde miktarından, ağır metal davranışına, bitki gelişim hızından ağır metalin bitki içerisine nüfuz etme prosedürüne kadar bir çok faktörü etkiler ve böylece çok sayıda faktör karşılıklı etkileşime girer (Cetin vd., 2017; Sevik vd., 2016; Shahid vd., 2017; Bondada vd., 2004).

Belirtilen faktörler bu güne kadar yapılan çalışmalar ile etkinliği kanıtlanmış faktörlerdir. Bunların dışında bir de ağır metal konsantrasyonunu etkilemesi olası faktörler vardır. Örneğin bitki türü yanında bitkinin alt tür, form, varyete ve orijinleri

(Kertiens, 2010; Sevik vd., 2013; Cetin vd., 2017,), bitkinin stres düzeyi (Sevik ve Cetin, 2015; Sevik ve Karaca, 2016) hatta bitkinin genetik yapısı (Sevik, 2012) gibi pek çok faktörün bitkilerde ağır metal absorpsiyonu ve dolayısıyla ağır metal konsantrasyonunu etkilemesi olasıdır. Ayrıca bütün bu faktörlerin birbirleri ile etkileşimi söz konusudur. Örneğin ışık miktarı bitkinin klorofil miktarı ve büyüme hızını, bitkinin büyüme hızı ise ağır metal alımını etkileyebilir. Nitekim Sevik vd., (2013) aynı bitkinin gölge koşullarında büyüyen yaprakları ile yoğun ışık alan yaprakları arasında klorofil miktarı bakımından 2-3 kat fark olabildiğini belirtmektedir. Diğer taraftan bitkinin büyümesi ile metal konsantrasyonu arasında da ilişki olduğu belirtilmektedir (Taylor vd., 2000; Speak vd., 2012; Shahid vd., 2017). Dolayısıyla bitkilerdeki ağır metal konsantrasyonunun değişimi pek çok faktörün karşılıklı etkileşimine bağlı kompleks bir mekanizmanın sonucudur.

6. ÖNERİLER

Çalışma sonucunda özellikle tür bazında ağır metal birikiminin önemli ölçüde değiştiği ve her bitkinin farklı ağır metali farklı düzeyde biriktirdiği belirlenmiştir. Çalışma sonucunda en yüksek değerler Cu'da *Mahonia aquifolium*, Cr'da *Juniperus sabina*, Ni ve Cd'da ise *Buxus sempervirens* türlerinde elde edilmiştir. Ayrıca, *Buxus sempervirens*'nin Cr dışındaki bütün elementlerde son homojen gruplarda yer alması dikkat çekicidir. Bu sonuçlar özellikle belirli kirleticilerin ön planda olduğu alanlarda kullanılabilir. Örneğin Cu kirliliği yüksek olan bir alanda *Mahonia aquifolium* Cr kirliliği yüksek olan bir alanda *Juniperus sabina* bitkilendirme çalışmalarında öncelikli olarak düşünülmelidir. Ayrıca *Buxus sempervirens*'in genel olarak ağır metal kirliliği olan alanlarda kullanılması önerilebilir.

Ağır metaller insan sağlığı açısından son derece önemli olduğundan ağır metal kirliliğinin düzeyinin takip edilmesi büyük önem taşımaktadır. Bu amaçla biyomonitor olarak bitkiler yoğun biçimde kullanılmakta ve bu alanda çok sayıda çalışma yapılmaktadır. Ancak, bugüne kadar yapılan çalışmaların pek çoğunda materyal olarak yapraklar kullanılmıştır. Oysa yapraklar ile birlikte dalların da değerlendirildiği bu çalışma sonucunda Cu, Ni, Pb, Cd ve Ca konsantrasyonlarının dallarda yapraktakinden daha yüksek seviyede olduğu belirlenmiştir. Bu sonuç, bitkilerin başka organellerinin de yapraklardakinden daha fazla ağır metal içerebileceğini göstermektedir. Bundan dolayı bu konudaki çalışmalar çeşitlendirilmeli, yaprak dışında diğer bitki organellerinin de biyomonitor olarak kullanılmasının mümkün olduğu ve hatta daha sağlıklı sonuçlar verebileceği göz önünde bulundurularak bu alanda çalışmalar yürütülmelidir.

Çalışma sonuçlarına göre yıkanmış örneklerdeki ortalama Pb konsantrasyonu 1358,3 ppb iken bu oranın yıkanmamış örneklerde 2144,9 ppb olduğu belirlenmiş ve benzer sonuçlar diğer bazı elementlerde de elde edilmiştir. Bu durum organeller üzerindeki partikül maddelerin yoğun olarak ağır metal içerebileceğinin ve dolayısıyla partikül maddelerin sağlık açısından ciddi sorunlar oluşturabileceğinin bir göstergesidir.

Çözüm olarak özellikle tozu daha fazla tutan tepe yapısına sahip bitkilerin kullanılması önerilebilir.

Çalışma sonucunda bitkilerdeki ağır metal konsantrasyonunun pek çok faktöre bağlı olarak değişebildiği belirlenmiştir. Ancak, literatür çalışmalarından edinilen bilgiler de değerlendirildiğinde özellikle ağır metallerin bitkiye girişini etkileyen faktörler ve bitki yapısı ile ağır metal tutunumu arasındaki ilişkiyi belirlemek amacıyla yapılan çalışmaların oldukça sınırlı olduğu görülmektedir. Bundan dolayı bu tarz çalışmalara öncelik verilmelidir.



KAYNAKLAR

- Abbruzzese, G., Beritognolo, I., Muleo, R., Piazzai, M., Sabatti, M., Mugnozza, G. S., & Kuzminsky, E. (2009). Leaf morphological plasticity and stomatal conductance in three *Populus alba* L. genotypes subjected to salt stress. *Environmental and experimental Botany*, 66(3), 381-388.
- Ahmed, M. J. K., & Ahmaruzzaman, M. (2016). A review on potential usage of industrial waste materials for binding heavy metal ions from aqueous solutions. *Journal of Water Process Engineering*, 10, 39-47.
- Aksoy, A. & Sahin, U. (1999). *Elaeagnus angustifolia* L. as a biomonitor of heavy metal pollution. *Turkish Journal of Botany*, 23, 83-87.
- Aksoy, A., Sahin, U. & Duman, F., (2000). *Robinia pseudo-acacia* L. as a possible bio-monitor of heavy metal pollution in Kayseri. *Turk. J. Bot.* 24, 279e284.
- Al-Khashman, O. A., Ala'a, H., & Ibrahim, K. A. (2011). Date palm (*Phoenix dactylifera* L.) leaves as biomonitors of atmospheric metal pollution in arid and semi-arid environments. *Environmental pollution*, 159(6), 1635-1640.
- Alagić, S. Č., Tošić, S. B., Dimitrijević, M. D., Petrović, J. V., & Medić, D. V. (2017). Chemometric evaluation of trace metals in *Prunus persica* L. Batech and *Malus domestica* from Minićevo (Serbia). *Food chemistry*, 217, 568-575.
- Alsbou, E. M. E., & Al-Khashman, O. A. (2018). Heavy metal concentrations in roadside soil and street dust from Petra region, Jordan. *Environmental monitoring and assessment*, 190(1), 48.
- Alyemeni, M. N., & Almohisen, I. A. (2014). Traffic and industrial activities around Riyadh cause the accumulation of heavy metals in legumes: a case study. *Saudi journal of biological sciences*, 21(2), 167-172.
- Anicic, M., Spasic, T., Tomasevic, M., Rajsic, S., and Tasic, M. (2011) Trace elements accumulation and temporal trends in leaves of urban deciduous trees (*Aesculus hippocastanum* and *Tilia* spp.). *Ecological Indicators*, 11, 824-830.
- Anonim, (2016). *Bitki Kataloğu İstanbul Ağaç Ve Peyzaj*. İstanbul: Bilnet Matbaacılık.
- Anşin, R., & Özkan, Z. C. (1997). *Tohumlu Bitkiler (Spermatophyta) Odunsu Taksonlar*. Trabzon: Karadeniz Teknik Üniversitesi Basımevi.

- Ares, A., Aboal, J., Carballeira, A., Giordano, S., Adamo, P. & Fernández, J. (2012). Moss bag biomonitoring: a methodological review. *Sci. Toplam Environ.* 432, 143–158.
- Asili, J., Emami, S. A., Rahimizadeh, M., Fazly-Bazzaz, B. S., & Hassanzadeh, M. K. (2010). Chemical and antimicrobial studies of *Juniperus sabina* L. and *Juniperus foetidissima* Willd. essential oils. *Journal of Essential Oil Bearing Plants*, 13(1), 25-36.
- Asri, F.Ö. ve Sönmez, S. (2006). Ağır metal toksisitesinin bitki metabolizması üzerine etkileri. *Derim, Batı Akdeniz Tarımsal Enstitüsü, Dergisi*, 23(2): 36- 45.
- Assirey, E., Al-Qodah, Z., Al-Ahmadi, M., (2015). Impact of traffic density on roadside pollution by some heavy metal ions in Madinah city, Kingdom of Saudi Arabia. *27(10)*, 3770-3776.
- Ataabadi, M., Hoodaji, M., & Najafi, P. (2011). Biomonitoring of some heavy metal contaminations from a steel plant by above ground plants tissue. *African Journal of Biotechnology*, 10(20), 4127-4132.
- Ateş, K., İpek, A., & Yıldız, Ş. (2010). Trabzon Orman Bölge Müdürlüğü'ndeki Şimşir Potansiyeli Ve Kullanımı. Trabzon.
- Bari, A., Rosso, A., Minciardi, M.R., Troiani, F. & Piervittori, R., (2001) Analysis of heavy metals in atmospheric particulates in relation to their bioaccumulation in explanted *Pseudevernia furfuracea* thalli, *Environ. Monit. Assess.* 69, 205–220.
- Başar, H. & Özgümüş, A. (1999). Değişik Demirli Gübre ve Dozlarının Şeftali Ağaçlarının Bazı Mikro Besin Elementi İçerikleri Üzerine Etkisi. *Tr. J. of Agriculture and Forestry*, 23, 273–281.
- Bates, J., (2002). 17 Effects on bryophytes and lichens. *Air Pollut. Plant Life*, 309.
- Baycu, G., Tolunay, D., Özden, H., & Günebakan, S. (2006). Ecophysiological and seasonal variations in Cd, Pb, Zn, and Ni concentrations in the leaves of urban deciduous trees in Istanbul. *Environmental pollution*, 143(3), 545-554.
- Bayramoğlu, E., & Demirel, Ö. (2014). Comparison of Water Consumption of *Berberis thunbergii* 'Atropurpurea Nana' ve *Ilex aquifolium* Plants Used in the Landscape Areas. *Kastamonu University Journal of Forestry Faculty*, 14(1), 163-172.
- Beckett, K. P., Freer-Smith, P. H., & Taylor, G. (2000). The capture of particulate pollution by trees at five contrasting urban sites. *Arboricultural Journal*, 24(2-3), 209-230.

- Beckett, K. P., Freer-Smith, P. H., & Taylor, G. (2000). The capture of particulate pollution by trees at five contrasting urban sites. *Arboricultural Journal*, 24(2-3), 209-230.
- Begum, H. A., Hamayun, M., Zaman, K., Shinwari, Z. K., & Hussain, A. N. W. A. R. (2017). Heavy metal analysis in frequently consumable medicinal plants of Khyber Paktunkhwa, Pakistan. *Pak. J. Bot*, 49(3), 1155-1160.
- Belis, C. A., Karagulian, F., Larsen, B. R., & Hopke, P. K. (2013). Critical review and meta-analysis of ambient particulate matter source apportionment using receptor models in Europe. *Atmospheric Environment*, 69, 94-108.
- Boğa, A., (2007). Ağır Metallerin Özellikleri ve Etki Yolları, Çukurova Üniversitesi Tıp Fakültesi, Fizyoloji Anabilim Dalı, ADANA. 16: 218.
- Bondada, B.R., Tu, S. & Ma, L.Q., (2004), Absorption of foliar-applied arsenic by the arsenic hyperaccumulating fern (*Pteris vittata* L.), *Sci. Toplam Environ.* 332, 61–70.
- Brook, R. D., Rajagopalan, S., Pope, C. A., Brook, J. R., Bhatnagar, A., Diez-Roux, A. V., ... & Peters, A. (2010). Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: an update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation*, 121(21), 2331-2378.
- Canepari, S., Perrino, C., Olivieri, F., & Astolfi, M. L. (2008). Characterisation of the traffic sources of PM through size-segregated sampling, sequential leaching and ICP analysis. *Atmospheric Environment*, 42(35), 8161-8175.
- Carreras, H.A., Wannaz, E.D., Perez, C.A. & Pignata, M.L., (2005), The role of urban air pollutants on the performance of heavy metal accumulation in *Usnea amblyoclada*. *Environ. Res.* 97, 50–57.
- Čeburnis, D., & Steinnes, E. (2000). Conifer needles as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: comparison with mosses and precipitation, role of the canopy. *Atmospheric Environment*, 34(25), 4265-4271.
- Celik, A., Kartal, A.A., & Kaska, Y. (2005) Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using *Ro-binia pseudo-acacia* L. *Environment International*, 31, 105-112.
- Chamel, A., Pineri, M., & Escoubes, M. (1991). Quantitative determination of water sorption by plant cuticles. *Plant, Cell & Environment*, 14(1), 87-95.
- Chen, L. C., & Lippmann, M. (2009). Effects of metals within ambient air particulate matter (PM) on human health. *Inhalation toxicology*, 21(1), 1-31.
- Chen, P., Bi, X., Zhang, J., Wu, J., & Feng, Y. (2015). Assessment of heavy metal pollution characteristics and human health risk of exposure to ambient PM_{2.5} in Tianjin, China. *Particuology*, 20, 104-109.

- Chen, Y.-M., Gao, J., Yuan, Y. Q., Ma, J., Yu, S. (2016). Relationship between heavymetal contents and clay mineral properties in surface sediments: implications for metal pollution assessment, *Cont. Shelf Res.* 124,125–133.
- Chris Deziel, D.M. (2016). The Effects of Industrial Smog. Assessed on October 2016.<http://classroom.synonym.com/effects-industrial-smog-8152.html>.
- Cislaghi, C. & Nimis, P.L., (1997). Lichens air-Pollution and lung-cancer. *Nature* 387, 463–464.
- Conti, M. E., & Cecchetti, G. (2001). Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment—a review. *Environmental pollution*, 114(3), 471-492.
- Cruz, A.M.J., Sarmiento, S., Almeida, S.M., Silva, A.V., Alves, C., Freitas, M.C. & Wolterbeek, H. (2015), Association between atmospheric pollutants and hospital admissions in Lisbon. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 5500–5510.
- Cunha, K. P. V., & do Nascimento, C. W. A. (2009). Silicon effects on metal tolerance and structural changes in maize (*Zea mays* L.) grown on a cadmium and zinc enriched soil. *Water, air, and soil pollution*, 197(1-4), 323.
- Csavina, J., Landázuri, A., Wonaschütz, A., Rine, K., Rheinheimer, P., Barbaris, B., Conant, W., Sáez, A.E., Betterton, E.A., (2011), Metal and metalloid contaminants in atmospheric aerosols from mining operations, *Water Air Soil Pollut.* 221,145–157.
- Csavina, J., Field, J., Taylor, M. P., Gao, S., Landázuri, A., Betterton, E. A., & Sáez, A. E. (2012). A review on the importance of metals and metalloids in atmospheric dust and aerosol from mining operations. *Science of the Total Environment*, 433, 58-73.
- Csavina, J., Taylor, M. P., Félix, O., Rine, K. P., Sáez, A. E., & Betterton, E. A. (2014). Size-resolved dust and aerosol contaminants associated with copper and lead smelting emissions: implications for emission management and human health. *Science of the Total Environment*, 493, 750-756.
- Çavuşoğlu, K., Kalyoncu, H. & Çavuşoğlu, K., (2005). Çam (*Pinus nigra* Arn. subsp. *pallasiana* (Lamb.) Holmboe) yapraklarında egsoz gazlarından kaynaklanan kurşun (Pb) birikiminin tespiti”. *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, (9)2, 6-10.
- Çavuşoğlu, K., Gündoğan, Y., Arıcı, Ş. Ç., & Kırındı, T. (2016). *Mytilus* sp (midye), *gammarus* sp (nehir tırnağı) ve *cladophora* sp (yeşil alg)

örnekleri kullanılarak Kızılırmak nehrindeki ağır metal kirliliğın araştırılması. *Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 9(1), 52-60.

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

Çobanoğlu, G. (2015). The Use Of Lichens For Biomonitoring Of Atmospheric Pollution. *Sigma: Journal of Engineering & Natural Sciences/Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi*, 33(4). 591-613.

De Temmerman, L., Ruttens, A., & Waegeneers, N. (2012). Impact of atmospheric deposition of As, Cd and Pb on their concentration in carrot and celeriac. *Environmental pollution*, 166, 187-195.

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

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.

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

Dubinskaya, F. E. (1998). Environmental aspects of heavy-metal atmospheric pollution in disposal of household solid waste. *Chemical and petroleum engineering*, 34(8), 528-531.

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

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

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

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

- Fenn, M., Geiser, L., Bachman, R., Blubaugh, T. & Bytnerowicz, A., (2007). Atmospheric deposition inputs and effects on lichen chemistry and indicator species in the Columbia River Gorge, USA. *Environ. Pollut.* 146, 77–91.
- Fernández, V., & Eichert, T., (2009). Uptake of hydrophilic solutes through plant leaves: current state of knowledge and perspectives of foliar fertilization, *Crit. Rev. Plant Sci.* 28, 36–68.
- Fernández, V. & Brown, P.H., (2013). From plant surface to plant metabolism: the uncertain fate of foliar-applied nutrients. *Front. Plant Sci.* 4, 289.
- Fernández, V., Sotiropoulos, T. & Brown, P.H., (2013). Foliar Fertilization: Scientific Principles and Field Practices, International fertilizer industry association.
- Ferretti, M., Bucher, J., Bytnerowicz, A., Prus-Glowacki, W., Karnosky, D. F., & Percy, K. E. (2003). State of science and gaps in our knowledge in relation to air pollution. *Developments in Environmental Science*, 3, 437-446.
- Flinn, K. M., Bechhofer, J. L., & Malcolm, M. (2014). Little impact of the invasive shrub Japanese barberry (*Berberis thunbergii* DC) on forest understory plant communities. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 141(3), 217-224.
- França, F. C., Albuquerq, A. M., Almeida, A. C., Silveira, P. B., Crescêncio Filho, A., Hazin, C. A., & Honorato, E. V. (2017). Heavy metals deposited in the culture of lettuce (*Lactuca sativa* L.) by the influence of vehicular traffic in Pernambuco, Brazil. *Food chemistry*, 215, 171-176.
- Galal, T. M., & Shehata, H. S. (2015). Bioaccumulation and translocation of heavy metals by *Plantago major* L. grown in contaminated soils under the effect of traffic pollution. *Ecological Indicators*, 48, 244-251.
- Galmés, J., Flexas, J., Savé, R., & Medrano, H. (2007). Water relations and stomatal characteristics of Mediterranean plants with different growth forms and leaf habits: responses to water stress and recovery. *Plant and Soil*, 290(1), 139-155.
- Gao, W., Jiang, W., Xiong, T., Sun, S., & Gao, R. (2015, June). The sources apportionment of heavy metal pollution base on tree ring in Jinan. In *Intelligent Computation Technology and Automation (ICICTA), 2015 8th International Conference on* (pp. 1040-1043). IEEE.
- Garrec, J. P., & Delzenne-Van Haluwyn, C. (2002). *Biosurveillance végétale de la qualité de l'air: concepts, méthodes et applications*. Éditions Tec & Doc.
- Garty, J. (2001). Biomonitoring atmospheric heavy metals with lichens: theory and application. *Crit. Rev. Plant Sci.* 20, 309–371.

- Getty, S. R., Gutzler, D. S., Asmerom, Y., Shearer, C. K., & Free, S. J. (1999). Chemical signals of epiphytic lichens in southwestern North America; natural versus man-made sources for airborne particulates. *Atmospheric Environment*, 33(30), 5095-5104.
- Giordano, S., Adamo, P., Spagnuolo, V., Tretiach, M., Bargagli, R., (2013). Accumulation of airborne trace elements in mosses, lichens and synthetic materials exposed at urban monitoring stations: towards a harmonisation of the moss-bag technique. *Chemosphere*, 90, 292–299.
- Gratani, L., Crescente, M.F., & Varone, L. (2008) Long-term monitoring of metal pollution by urban trees. *Atmos-pheric Environment*, 42, 8273-8277.
- Gunawardena, J., Ziyath, A. M., Egodawatta, P., Ayoko, G. A., & Goonetilleke, A. (2015). Sources and transport pathways of common heavy metals to urban road surfaces. *Ecological Engineering*, 77, 98-102.
- Gunduz, K. (2013). Morphological and phytochemical properties of Mahonia aquifolium from Turkey. *Pak. J. Agri. Sci*, 50(3), 439-443.
- Guo, Y. P., Zhang, R., Chen, C. Y., Zhou, D. W., & Liu, J. Q. (2010). Allopatric divergence and regional range expansion of *Juniperus sabina* in China. *Journal of Systematics and Evolution*, 48(3), 153-160.
- Gültekin, H. C., & Bayav, A. (2005). BODUR ARDIÇ (*Juniperus communis* L. subsp. *nana* Syme.), DİKEN ARDIÇ (*Juniperus oxycedrus* L. subsp. *oxycedrus*) VE SABİN ARDIÇTA (*Juniperus sabina* L.) TOHURLARIN ÇİMLENMESİ ÜZERİNE FARKLI EKİM ZAMANLARININ ETKİSİ. *Artvin Çoruh Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi*, 6(1), 102-112.
- Hamid, I., & Janbaz, K. H. (2017). Investigation of the laxative, spasmolytic and prokinetic properties of aqueous methanol extract of *Buxus sempervirens* Linn (Buxaceae). *Tropical Journal of Pharmaceutical Research*, 16(8), 1865-1872.
- Harmens, H., Buse, A., Büker, P., Norris, D., Mills, G., Williams, B., Reynolds, B., Ashenden, T.W., Rühling, Å. & Steinnes E., (2004). Heavy metal concentrations in european mosses: 2000/2001 survey. *J. Atmos. Chem.* 49 425–436.
- Harmens, H., Norris, D., Steinnes, E., Kubin, E., Piispane, J., Alber R., Aleksiyaynak, Y., Blum, O., Cos, K.M, & Dam, M., (2010). Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: spatial patterns and temporal trends in Europe. *Environ. Pollut.* 158, 3144–3156.

- Hemphill, D. D., & Rule, J. (1975, October). Foliar uptake and translocation of ²¹⁰Pb and ¹⁰⁹Cd. In *Proc Intern. Conf. Heavy Metals in the Environmental, Toronto, Ontario* (pp. 27-31).
- Hochella, M. F., Lower, S. K., Maurice, P. A., Penn, R. L., Sahai, N., Sparks, D. L., & Twining, B. S. (2008). Nanominerals, mineral nanoparticles, and earth systems. *science*, 319(5870), 1631-1635.
- Honour, S. L., Bell, J. N. B., Ashenden, T. W., Cape, J. N., & Power, S. A. (2009). Responses of herbaceous plants to urban air pollution: effects on growth, phenology and leaf surface characteristics. *Environmental pollution*, 157(4), 1279-1286.
- Hosseini, M., Nabavi, S. M. B., Nabavi, S. N., & Pour, N. A. (2015). Heavy metals (Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Fe, and Hg) content in four fish commonly consumed in Iran: risk assessment for the consumers. *Environmental monitoring and assessment*, 187(5), 237.
- Huber, M., Welker, A., & Helmreich, B. (2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of the Total Environment*, 541, 895-919.
- Hudek, C., Sterk, G., van Beek, R. L., & de Jong, S. M. (2014). Modelling soil erosion reduction by *Mahonia aquifolium* on hillslopes in Hungary: The impact of soil stabilization by roots. *Catena*, 122, 159-169.
- Isaure, M. P., Manceau, A., Geoffroy, N., Laboudigue, A., Tamura, N., & Marcus, M. A. (2005). Zinc mobility and speciation in soil covered by contaminated dredged sediment using micrometer-scale and bulk-averaging X-ray fluorescence, absorption and diffraction techniques. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 69(5), 1173-1198.
- 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.
- Işık, Z., Görmüş, S. & Ergene, N. (2004). Magnezyumun Klinik Önemi. *Genel Tıp Derg*, 14(2) , 69-75.
- Kahvecioğlu, Ö., Kartal G., Güven A. & Timur S., (2007). Metallerin Çevresel Etkileri –I. (erişim adresi: www.metalurji.org.tr/dergi/dergi136/d136_4753.pdf, erişim tarihi: 13.05.2007).
- Kalubi, K. N., Mehes-Smith, M., & Omri, A. (2016). Comparative analysis of metal translocation in red maple (*Acer rubrum*) and trembling aspen (*Populus tremuloides*) populations from stressed ecosystems contaminated with metals. *Chemistry and Ecology*, 32(4), 312-323.

- Kozlov, M., Haukioja, E., Bakhtiarov, A., Stroganov, D. & Zimina, S., (2000). Root versus canopy uptake of heavy metals by birch in an industrially polluted area: contrasting behaviour of nickel and copper. *Environ. Pollut.* 107, 413–420.
- Lehtjärvi, A., Doğmuş-Lehtjärvi, H. T., & Oskay, F. (2014). *Cylindrocladium buxicola* is Threatening the Native *Buxus sempervirens* Populations in Turkey-Short Communication. *Plant Protection Science*, 50(4).
- Lei, J., Hasi, E., & Sun, Y. (2015). Assessing the influence of different road traffic on heavy metal accumulation in rural roadside surface soils of the eastern ordos plateau grassland in China. *Water Resources and Environment; CRC Press: Boca Raton, FL, USA*, 247-252.
- Levi, E., Dalschaert, X. & Wilmer J., (1973). Retention and absorption of foliar applied Cr. *Plant Soil*, 38, 683–686.
- Li, F. R., Kang, L. F., Gao, X. Q., Hua, W., Yang, F. W., & Hei, W. L. (2007). Traffic-related heavy metal accumulation in soils and plants in Northwest China. *Soil & Sediment Contamination*, 16(5), 473-484.
- Li, S. N., Kong, L. W., Lu, S. W., Chen, B., Gao, C., & Shi, Y. (2014). Beijing common green tree leaves' accumulation capacity for heavy metals. *Huan jing ke xue= Huanjing kexue*, 35(5), 1891-1900.
- Little, P.E. (1995) Deposition of exhaust lead and its impact on plants, in: Environmental and Medical Services Division, A.E.R.E., Didcot, Oxford Shire, U.K.
- Liu, L., Guan, D. & Peart, M.R. (2012) The morphological structure of leaves and the dust-retaining capability of afforested plants in urban Guangzhou, South China, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 19, 3440–3449.
- Liu, L., Guan, D., Peart, M. R., Wang, G., Zhang, H., & Li, Z. (2013). The dust retention capacities of urban vegetation—a case study of Guangzhou, South China. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(9), 6601-6610.
- Liu, A., Liu, L., Li, D., & Guan, Y. (2015). Characterizing heavy metal build-up on urban road surfaces: Implication for stormwater reuse. *Science of the Total Environment*, 515, 20-29.
- Liu, X., Zhai, Y., Zhu, Y., Liu, Y., Chen, H., Li, P., ... & Zeng, G. (2015). Mass concentration and health risk assessment of heavy metals in size-segregated airborne particulate matter in Changsha. *Science of the Total Environment*, 517, 215-221.

- Louie, P. K., Chow, J. C., Chen, L. W. A., Watson, J. G., Leung, G., & Sin, D. W. (2005). PM_{2.5} chemical composition in Hong Kong: urban and regional variations. *Science of the Total Environment*, 338(3), 267-281.
- Loppi, S., Ivanov, D., Boccardi, R. (2002). Biodiversity of epiphytic lichens and air pollution in the town of Siena (Central Italy). *Environ. Pollut.* 116, 123-128.
- Manno, E., Varrica, D., & Dongarra, G. (2006). Metal distribution in road dust samples collected in an urban area close to a petrochemical plant at Gela, Sicily. *Atmospheric Environment*, 40(30), 5929-5941.
- 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.
- Martley, E., Gulson, B., Pfeifer & H. R. (2004). Metal concentrations in soils around the copper smelter and surrounding industrial complex of Port Kembla, NSW. *Australia, Sci. Toplam Environ.* 325,113-127.
- Massadeh, A. M., Alomary, A. A., Mir, S., Momani, F. A., Haddad, H. I., & Hadad, Y. A. (2016). Analysis of Zn, Cd, As, Cu, Pb, and Fe in snails as bioindicators and soil samples near traffic road by ICP-OES. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(13), 13424-13431.
- Monaci, F., Moni, F., Lonciotti, E., Grechi, D., and Bargagli, R. (2000) Biomonitoring of airborne metals in urban environments: new tracers of vehicle emission, in place of lead. *Environmental Pollution*, 107, p. 321-327.
- Morman, S. A., & Plumlee, G. S. (2013). The role of airborne mineral dusts in human disease. *Aeolian Research*, 9, 203-212.
- Navrotsky, A., Mazeina, L., & Majzlan, J. (2008). Size-driven structural and thermodynamic complexity in iron oxides. *Science*, 319(5870), 1635-1638.
- Niazi, N. K., & Burton, E. D. (2016). Arsenic sorption to nanoparticulate mackinawite (FeS): an examination of phosphate competition. *Environmental pollution*, 218, 111-117.
- Norouzi, S., Khademi, H., Cano, A.F., Acosta, J.A. (2016). Biomagnetic monitoring of heavy metals contamination in deposited atmospheric dust, a case study from Isfahan Iran, *J. Environ. Manage.* 173, 55-64.
- Okcu, M., Tozlu, E., Kumlay, A.M. & Pehlivan, M. (2009). Ağır Metallerin Bitkiler Üzerine Etkileri. *Alinteri Dergisi*, 17,14-26.

- Oltean, I., Huluijan, I., Huluijan, I., Varga, M., Tötös, Ş., & FLORIAN, T. (2017). *Cydalima Perspectalis* Walker (Lepidoptera, Crambidae) a New Dangerous Pest Report on *Buxus Sempervirens* in Cluj Area. *Bulletin of the University of Agricultural Sciences & Veterinary Medicine Cluj-Napoca. Agriculture*, 74(1).
- 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. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(6), 2569-2575.
- Ozturk, S. & Bozdogan, E. 2015. The Contribution of Urban Road Trees on Improving The Air Quality in an Urban Area. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24(5): 1-9.
- Pak, O. (2011). An Investigation of Some Heavy Metal Pollution Along the TEM Motorway Soils in Kırklareli, Namık Kemal University Graduate School of Natural and Applied Sciences Main Science Division of Soil Science and Plant Nutrition, MSc. Thesis.
- Panyushkina, I. P., Shishov, V. V., Grachev, A. M., Knorre, A. A., Kirryanov, A. V., Leavitt, S. W., Vaganov, E.A., Chebykin E.P., Zhuchenko, N.A., Hughes, M. K. (2016). Trends in elemental concentrations of tree rings from the Siberian Arctic. *Tree-ring research*, 72(2), 67-77.
- Pourabadehei, M., & Mulligan, C. N. (2016). Effect of the resuspension technique on distribution of the heavy metals in sediment and suspended particulate matter. *Chemosphere*, 153, 58-67.
- Pearce, D. W., Millard, S., Bray, D. F., & Rood, S. B. (2006). Stomatal characteristics of riparian poplar species in a semi-arid environment. *Tree Physiology*, 26(2), 211-218.
- Petrova, S., Yurukova, L., & Velcheva, I. (2014). Possibilities of using deciduous tree species in trace element biomonitoring in an urban area (Plovdiv, Bulgaria). *Atmospheric Pollution Research*, 5(2), 196-202.
- Pourrut, B., Shahid, M., Dumat, C., Winterton, P., Pinelli, E., (2011). Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants, *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 213, 113–136.
- Prusty, B. A. K., Mishra, P. C., & Azeez, P. A. (2005). Dust accumulation and leaf pigment content in vegetation near the national highway at Sambalpur, Orissa, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 60(2), 228-235.
- Rao, M. V., & Dubey, P. S. (1992). Occurrence of heavy metals in air and their accumulation by tropical plants growing around an industrial area. *Science of the total Environment*, 126(1-2), 1-16.

- Qing, X., Yutong, Z., & Shenggao, L. (2015). Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China. *Ecotoxicology and environmental safety*, 120, 377-385.
- Saltan, F. Z. & Canbay, H. S., (2015). Eskişehir'de Halk Arasında Kullanılan Bazı Bitkilerdeki Ağır Metal ve Besin Elementlerinin Belirlenmesi. *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 19(1), 83-90.
- Sarı, B. & Ören, M. (2016). Safranbolu İlçesi (Karabük) Briyofit Florası. *Kastamonu University Journal of Forestry Faculty*, 16(1). 157-168.
- Sawidis, T., Breuste, J., Mitrovic, M., Pavlovic, P. & Tsigaridas, K. (2011). Trees as bioindicator of heavy metal pollution in three European cities. *Environmental Pollution*, 159, 3560-3570.
- Schreck, E., Foucault, Y., Geret, F., Pradère, P., & Dumat, C. (2011). Influence of soil ageing on bioavailability and ecotoxicity of lead carried by process waste metallic ultrafine particles. *Chemosphere*, 85(10), 1555-1562.
- Schreck, E., Foucault, Y., Sarret, G., Sobanska, S., Cécillon, L., Castrec R. M. & Uzu Dumat C. (2012). Metal and metalloid foliar uptake by various plant species exposed to atmospheric industrial fallout: mechanisms involved for lead. *Sci. Toplam Environ.* 427-428, 253-262.
- Schreck, E., Laplanche, C., Guédard, L.M., Bessoule, J.J., Austruy, A., Xiong, T., Foucault, Y. & Dumat, C. (2013). Influence of fine process particles enriched with metals and metalloids on *Lactuca sativa* L. leaf fatty acid composition following air and/or soil-plant field exposure. *Environ. Pollut.* 179, 42-249.
- Schreiber, L., & Schoenherr, J. (1992). Uptake of organic chemicals in conifer needles: surface adsorption and permeability of cuticles. *Environmental science & technology*, 26(1), 153-159.
- Serbula, M. S., Miljkovic, D.D., Kovacevic, M.R., Ilic, A.A.(2012). Assessment of airborne heavy metal pollution using plant parts and topsoil, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 76 , 209-214.
- Sevik, H., Cetin, M., Belkayali, N. & Guney, K. (2016a). *The Effect of Plants on Indoor Air Quality, Environmental Sustainability and Landscape Management*, ISBN:978-954-07-4140-6, Chapter 8, p:138-149. Sofia: St. Kliment Ohridski University Press.
- Sevik, H., Cetin, M., Guney, K., Belkayali, N., (2017a). The Influence of House Plants on Indoor CO₂, *Pol. J. Environ. Stud.* 26(4) 1-9.
- Sevik H., Cetin, M., Yigit N., Turkyilmaz A., Canbulat S., Belkayali N., Kravkaz Kuscu IS. (2017b). Determination of Plant Leaf Micro-Morphological

Characters Depending on Traffic Density: Case Study of *Pyracantha coccinea*. *J. Int. Environmental Application & Science*, Vol. 12(3): 212-216.

- Shahid, M., Xiong, T., Castrec, R. M., Leveque, T. & Dumat, C., (2013) .Water extraction kinetics of metals, arsenic and dissolved organic carbon from industrial contaminated poplar leaves. *J. Environ. Sci. (China)* 25 ,2451–2459.
- Shahid, M., Austruy, A., Echevarria, G., Arshad, M., Sanaullah, M., Aslam, M., ... & Dumat, C. (2014). EDTA-enhanced phytoremediation of heavy metals: a review. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 23(4), 389-416.
- Shahid, M., Khalid, S., Abbas, G., Shahid, N., Nadeem, M., Sabir, M., Aslam, M., Dumat C. (2015). Heavy metal stress and crop productivity, in: K.R. Hakeem (Ed.), *Crop Production and Global Environmental Issues SE – 1*, Springer International Publishing, 1–25.
- Shahid, M., Dumat, C., Khalida, S., Schreck, E., Xiong, T. & Nabeel N. K. (2017). Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake. *Journal of Hazardous Materials*, 325, 36-58.
- Simon, E., Braun, M., Vidic, A., Bogyó, D., Fábrián, I., & Tóthmérész, B. (2011). Air pollution assessment based on elemental concentration of leaves tissue and foliage dust along an urbanization gradient in Vienna. *Environmental pollution*, 159(5), 1229-1233.
- Sloof, J.E. (1995) Lichens as quantitative biomonitors for atmospheric trace-element deposition, using transplants. *Atmos. Environ.* 29,11–20.
- Souza, K. F., Carvalho, L. R., Allen, A. G., & Cardoso, A. A. (2014). Diurnal and nocturnal measurements of PAH, nitro-PAH, and oxy-PAH compounds in atmospheric particulate matter of a sugar cane burning region. *Atmospheric environment*, 83, 193-201.
- Srivastava, S., Agrawal, S. B., & Mondal, M. K. (2015). A review on progress of heavy metal removal using adsorbents of microbial and plant origin. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(20), 15386-15415.
- Stafilov, T., Šajin, R., Pančevski, Z., Boev, B., Frontasyeva, M. V., & Strelkova, L. P. (2010). Heavy metal contamination of topsoils around a lead and zinc smelter in the Republic of Macedonia. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3), 896-914.
- Su, Y. & Liang, Y. (2013) .The foliar uptake and downward translocation of trichloroethylene and 1,2,3-trichlorobenzene in air-plant-water systems, *J. Hazard. Mater.* 252–253, 300–305.

- Su, Y., Liang, Y. (2015) Foliar uptake and translocation of formaldehyde with Bracket plants (*Chlorophytum comosum*), *J. Hazard. Mater.* 291, 120–128.
- Sun, L., Wu, Q., Liao, K., Yu, P., Cui, Q., Rui, Q., & Wang, D. (2016). Contribution of heavy metals to toxicity of coal combustion related fine particulate matter (PM_{2.5}) in *Caenorhabditis elegans* with wild-type or susceptible genetic background. *Chemosphere*, 144, 2392-2400.
- Sungur, A., Soylak, M., Yilmaz, E., Yilmaz, S., & Ozcan, H. (2015). Characterization of heavy metal fractions in agricultural soils by sequential extraction procedure: the relationship between soil properties and heavy metal fractions. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 24(1), 1-15.
- Suzuki, K., Yabuki, T. & Ono, Y. (2009). Roadside *Rhododendron pulchrum* leaves as bioindicators of heavy metal pollution in traffic areas of Okayama. *Japan, Environ Monit Assess*, 149, 133–141
- Szczepaniak, K. & Biziuk, M. (2003). Aspects of the biomonitoring studies using mosses and lichens as indicators of metal pollution, *Environ. Res.* 93 221–230.
- Tam, N.F.Y., Liu, W.K., Wang, M.H. & Wong, Y.S. (1987). Heavy metal pollution in roadside, urban parks and gardens in Hong Kong. *Sci. Total Environ.* 59, 325-328.
- Tanushree, B., Chakraborty, S., Bhumik, F. & Piyal, B. (2011). Heavy Metal concentrations in Street and Leaf Deposited Dust in Anand City, India, *Research Journal of Chemical Sciences*, 1(5), 61-66.
- Tomasevic, M., Anicic, M. (2010) Trace element content in urban tree leaves and SEM-EDAX characterization of deposit-ed particles. *Physics, Chemistry and Technology*, 8; 1-13.
- 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.
- Tuna, L.A. & Özer, Ö. (2005). Effect of Different Calcium Compounds on the Fruit Yield, Nutrition and Some Quality Properties of Watermelon (*Citrullus lanatus*) Plant, *Ege Üniv. Ziraat Fak. Dergisi*, 42(1):203-212.
- Turan, D. Kocahakimoglu, C., Kavcar, P., Gaygısız, H., Atatanir, L., Turgut, C. & Sofuoglu, S.C. (2011). The use of olive tree (*Olea europaea* L.) leaves as a bioindicator for environmental pollution in the Province of Aydın, Turkey. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 18, 355–364.

- Turkyilmaz, A., Sevik, H., Cetin, M. Saleh, E.A.A. (2018a) Changing of Heavy Metal Accumulation Dependent on Traffic Density in Some Landscape Plants, Polish Journal of Environmental Studies (InPress).
- Turkyilmaz, A, Sevik H, Cetin M (2018b) The use of perennial needles as biomonitors for recently accumulated heavy metals. Landscape and Ecological Engineering, (in press) DOI: 10.1007/s11355-017-0335-9.
- Türkmen, Ö., Şensoy, S., Erdal, İ. & Kabay, T., (2002). Effects of Calcium on the Emergence and Seedling Growth of Tomatoes Grown in Salty Growing Media Conditions, *Yüzüncü Yıl Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Tarım Bilimleri Dergisi (J. Agric. Sci.)*, 12(2): 53-57.
- Türkyilmaz, E., Vurdu, H., & Serdar, B. (2006). Anadolu Şimşirinin (*Buxus Sempervirens* L.) Bazı Anatomik Özellikleri. Gazi Üniversitesi, Orman Fakültesi Dergisi, Cilt:6 No:2.
- Uhlig, C. & Junttila, O.,(2001).Airborne heavy metal pollution and its effects on foliar elemental composition of *Empetrum hermaphroditum* and *Vaccinium myrtillus* in Sør-Varanger, northern Norway. *Environ. Pollut.* 114, 461–469.
- URL-1. Cumhuriyet Haber Sitesi. 25/01/2018 tarihinde <http://www.cumhuriyet.com.tr> adresinden alınmıştır.
- URL-2. Ligustrum Bitkisinin Görseli. 29/03/2018 tarihinde <http://www.uniprot.org/taxonomy/13597> adresinden alınmıştır.
- URL-3. Ligustrum Bitkisinin Genel Görünümü. 29/03/2018 tarihinde <http://123coolpictures.com/ligustrum+vulgare+1> adresinden alınmıştır.
- URL-4. Taflan Bitkisinin Genel Görünümü. 29/03/2018 tarihinde <http://www.gammvert.fr/2-1212-plantes-dexterieur/2-1231-arbustes/3-324-arbustes-a-feuillage-decoratif/p-16862-fusain-du-japon-dore> adresinden alınmıştır.
- URL-5. Ardıç Bitkisinin Genel Görünümü. 29/03/2018 tarihinde https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Juniperus_sabina_003.JPG adresinden alınmıştır.
- URL-6. Ardıç Bitkisinin Genel Görünümü. 29/03/2018 tarihinde <http://gardenstreet.ru/mozhzhevelnik-kazackiy-knapp-hill> adresinden alınmıştır.
- URL-7. Berberis Bitkisinin Genel Görünümü. 29/03/2018 tarihinde https://www.gardensonline.com.au/GardenShed/PlantFinder/Show_860.aspx adresinden alınmıştır.

- URL-8. Mahonya Bitkisinin Genel Görünümü. 29/03/2018 tarihinde <http://www.bizimbahce.net/forum/mahonia-mahonya-yetistiriciligi-t13985.0.html> adresinden alınmıştır.
- URL-9. Şimşir Bitkisinin Genel Görünümü. 29/03/2018 tarihinde <https://www.exotic-plants.de/seeds/shrubs/Buxus-sempervirens.php> adresinden alınmıştır.
- URL-10. Kastamonu İline Ait Genel Bilgiler. 29/03/2018 tarihinde <http://www.kastamonukultur.gov.tr/TR,91025/genel-bilgiler.html> adresinden alınmıştır.
- URL-11. Kastamonu İlinin Genel Görünümü. 29/03/2018 tarihinde <http://www.manzara.gen.tr/kastamonu> adresinden alınmıştır.
- URL-12. Kastamonu İlinin Merkezinin Görünümü. 29/03/2018 tarihinde https://www.google.com/maps/contrib/115765411088521076713/photos/@41.377023,33.776012,3a,75y,90t/data=!3m7!1e2!3m5!1sAF1QipPoSR0ur_BChPaa_SmIuHkFN_Ef9ainNGsPX_MX!2e10!6shhttps:%2F%2Fh5.googleusercontent.com%2Fp%2FAF1QipPoSR0ur_BChPaa_SmIuHkFN_Ef9ainNGsPX_MX%3Dw463-h260-k-no!7i4160!8i2336!4m3!8m2!3m1!1e1 adresinden alınmıştır.
- URL-13. Kastamonu Üniversitesi Kampüsü. 29/03/2018 tarihinde <https://www.kastamonu.edu.tr/index.php/tr/fotograflarmenusu-kampusalani-goruntuler> adresinden alınmıştır.
- Uzu, G., Sobanska, S., Aliouane, Y., Pradere, P., & Dumat, C. (2009). Study of lead phytoavailability for atmospheric industrial micronic and sub-micronic particles in relation with lead speciation. *Environmental Pollution*, 157(4), 1178-1185.
- Uzu, G., Sobanska, S., Sarret, G., Munoz, M., Dumat, C., (2010). Foliar lead uptake by lettuce exposed to atmospheric fallouts, *Environ. Sci. Technol.* 44, 1036–1042.
- Uzu, G., Sauvain, J.J., Baeza-Squiban, A., Riediker, M., Hohl, M.S.S., Val, S., Tack, K., Denys, S., Pradère, P., Dumat, C.(2011). In vitro assessment of the pulmonary toxicity and gastric availability of lead-rich particles from a lead recycling plant, *Environ. Sci. Technol.* 45, 7888–7895.
- Ward, J. S., Worthley, T. E., & Williams, S. C. (2009). Controlling Japanese barberry (*Berberis thunbergii* DC) in southern New England, USA. *Forest ecology and management*, 257(2), 561-566.
- Wolterbeek, B. (2002). Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. *Environmental pollution*, 120(1), 11-21.

- Xiong, T.T. Leveque, T. Austruy, A. Goix, S. Schreck, E. Dappe, V. Sobanska, S. Foucault, Y. Dumat, C. (2014). Foliar uptake and metal(loid) bioaccessibility in vegetables exposed to particulate matter, *Environ. Geochem. Health* 36; 897–909.
- Xu, Z., & Zhou, G. (2008). Responses of leaf stomatal density to water status and its relationship with photosynthesis in a grass. *Journal of experimental botany*, 59(12), 3317-3325.
- Xu, Z., Chen, L., Tang, S., Zhuang, L., Yang, W., Tu, L., Tan, B., Zhang, L. (2016). Sex-specific responses to Pb stress in *Populus deltoides*: root architecture and Pb translocation. *Trees*, 30(6), 2019-2027.
- Yabanli, M., Yozukmaz, A., & Sel, F. (2014). Heavy metal accumulation in the leaves, stem and root of the invasive submerged macrophyte *Myriophyllum spicatum* L.(Haloragaceae): an example of Kadin Creek (Mugla, Turkey). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 57(3), 434-440.
- Yağmur, B., Aydın, Ş., & Çoban, H. (2005). The Effect of Foliar Iron (Fe) Applications on the Mineral Elements Content of Vineyard Leaves. *Ege Üniv. Ziraat. Fak. Dergisi*, 42(3),135-145.
- Yamaji, K., Watanabe, Y., Masuya, H., Shigeto, A., Yui, H., & Haruma, T. (2016). Root fungal endophytes enhance heavy-metal stress tolerance of *Clethra barbinervis* growing naturally at mining sites via growth enhancement, promotion of nutrient uptake and decrease of heavy-metal concentration. *PLoS one*, 11(12), e0169089.
- Yang, P., Ge, J., & Yang, M. (2017). Identification of Heavy Metal Pollution Derived From Traffic in Roadside Soil Using Magnetic Susceptibility. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 98(6), 837-844.
- Yıldırım, G., & Tokaloğlu, Ş. (2016). Heavy metal speciation in various grain sizes of industrially contaminated street dust using multivariate statistical analysis. *Ecotoxicology and environmental safety*, 124, 369-376.
- Zhao, R.X., Zhang, Q.B., Wu, X.Y. & Wang, Y. (2001). The effects of drought on epidermal cells and stomatal density of wheat leaves. *Inner Mongolia Agricultural Science and Technology* 6, 6-7.
- Zhuang, P., McBride, M. B., Xia, H., Li, N., & Li, Z. (2009). Health risk from heavy metals via consumption of food crops in the vicinity of Dabaoshan mine, South China. *Science of the total environment*, 407(5), 1551-1561.
- Zheljazkov, V. D., Jeliaskova, E. A., Kovacheva, N., & Dzhurmanski, A. (2008). Metal uptake by medicinal plant species grown in soils contaminated by a smelter. *Environmental and experimental botany*, 64(3), 207-216.

Ziegler, H. (1975). Nature of transported substances. In *Transport in Plants I* (pp. 59-100). Springer, Berlin, Heidelberg.



ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Mansour Mossi Mohammed MOSSI
Doğum Yeri ve Yılı : CATHROUN / 16.03.1975
Medeni Hali :Evlü
Yabancı Dili : İngilizce, Arapça
E-posta : mansormossi@gmail.com



Eğitim Durumu

Lise : Libya El Arabiya
Lisans : Libya Env. Eng.
Yüksek Lisans : Libya Env. Eng.

Mesleki Deneyim

İş Yeri : Libya Milli Eğitim Bakanlığı

Yayımları

Zeren, I., Cesur, A., Saleh, E. A. A., & Mossi, M. M. M. (2017). Variation of Chlorophyll Amount in Some Landscape Plants: a case study of Rize. *Journal of Chemical, Biological and Physical Sciences. Section B: Biological Sciences.* 7(3); 807-817.

Cetin M., Mossi M.M.M., Ahmida E.A. & Sevik H. (2017). 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., Saleh A.E.A., Mossi M.M.M. & Sevik H. (2017). The effect of the amount of CO₂ on *Sansevieria trifasciata* in indoor environment. The 3rd International Symposium on EuroAsian Biodiversity, 05-08 July, 2017, Minsk, Belarus.