

T.C.
KASTAMONU ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
SÜRDÜRÜLEBİLİR TARIM VE TABİİ BİTKİ KAYNAKLARI
ANA BİLİM DALI



SAMSUN İL MERKEZİNDE YETİŞEN BAZI BİTKİLERDE
AĞIR METAL KONSANTRASYONLARININ TRAFİK
YOĞUNLUĞUNA BAĞLI DEĞİŞİMİ

TUĞBA KARAÇOCUK

YÜKSEK LİSANS TEZİ

DOÇ. DR. HAKAN ŞEVİK

OCAK - 2021
KASTAMONU

TEZ ONAYI

Tuğba KARAÇOCUK tarafından hazırlanan “**Samsun İl Merkezinde Yetişen Bazı Bitkilerde Ağır Metal Konsantrasyonlarının Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi**” adlı tez çalışmasının savunma sınavı **18.01.2021** tarihinde yapılmış olup aşağıda verilen jüri tarafından oy birliği ile Kastamonu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü **Sürdürülebilir Tarım ve Tabii Bitki Kaynakları Ana Bilim Dalı Yüksek Lisans Tezi** olarak kabul edilmiştir.

Danışman	Doç. Dr. Hakan ŞEVİK Kastamonu Üniversitesi	
Jüri Üyesi	Prof. Dr. Cengiz YÜCEDAĞ Burdur Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi	
Jüri Üyesi	Dr. Öğr. Üyesi Aydın TÜRKYILMAZ Kastamonu Üniversitesi	

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

Enstitü Müdürü	Prof. Dr. İzzet ŞENER	
----------------	-----------------------	-------

TAAHHÜTNAME

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

Tuğba KARAÇOCUK

ÖZET

YÜKSEK LİSANS TEZİ

SAMSUN İL MERKEZİNDE YETİŞEN BAZI BİTKİLERDE AĞIR METAL KONSANTRASYONLARININ TRAFİK YOĞUNLUĞUNA BAĞLI DEĞİŞİMİ TUĞBA KARAÇOCUK

KASTAMONU ÜNİVERSİTESİ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ SÜRDÜRÜLEBİLİR TARIM VE TABİİ BİTKİ KAYNAKLARI ANA BİLİM DALI

DANIŞMAN: DOÇ. DR. HAKAN ŞEVİK

Son yıllarda antropojenik faktörlerin etkisiyle hava kirliliği önemli ölçüde artmış ve küresel çapta bir sorun haline gelmiştir. Hava kirliliği bileşenleri içerisinde ağır metaller; doğada kolay kolay bozulmamaları ve yok olmamaları, canlı bünyelerinde biyobirikim yapmaları, bazılarının düşük konsantrasyonlarda bile toksik, zehirli veya kanserojen olabilmeleri hatta canlı bünyeleri için gerekli olanların bile yüksek konsantrasyonlarda zararlı olabilmeleri dolayısıyla ayrı bir öneme sahiptir. Bundan dolayı ağır metallerin havadaki konsantrasyonlarının izlenmesi insan ve çevre sağlığı açısından büyük önem taşımaktadır.

Ağır metallerin konsantrasyonunun izlenmesinde en uygun yöntem, ağır metalleri farklı organlarında biriktirebilen bitkilerin biyomonitor olarak kullanılmasıdır. Ancak her bir ağır metalin izlenmesi için en uygun tür ve organın ayrı ayrı belirlenmesi gerekmektedir. Bu çalışmada Cr, Mn, Ba, Sr, Fe, Na, Ca ve K elementlerinin konsantrasyonlarının trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlarda yetişen *Robinia pseudoacacia*, *Platanus orientalis*, *Acer negundo*, *Ulmus minor* ve *Nerium oleander* bireylerindeki değişimi belirlenmeye çalışılmıştır. Çalışma kapsamında elementlerin çalışmaya konu türlerin yaprak, kabuk ve odunlarındaki konsantrasyonları belirlenmiş ve değerlendirilmiştir. Çalışma kapsamında ayrıca yaprak ve kabuklara yıkama işlemi de uygulanmış ve yıkama işleminin etkisi de belirlenmeye çalışılmıştır. Çalışma sonucunda, her bir elementin türlerin farklı organlarındaki konsantrasyonlarının trafik yoğunluğuna bağlı olarak değiştiği, bu değişimin element ve türler bazında büyük farklılıklar gösterdiği belirlenmiştir.

ANAHTAR KELİMELELER: Bitki, Trafik Yoğunluğu, Ağır Metal, Biyomonitor

Ocak 2021, 72 Sayfa

ABSTRACT

MSC THESIS

CHANGES IN HEAVY METAL CONCENTRATIONS DEPENDING ON TRAFFIC DENSITY IN SOME PLANTS GROWN IN SAMSUN CITY CENTER

TUĞBA KARAÇOCUK

**KASTAMONU UNIVERSITY INSTITUTE OF SCIENCE
DEPAERTMENT OF SUSTAINABLE AGRICULTURE AND NATURAL
PLANT RESOURCES**

SUPERVISOR: DOÇ. DR. HAKAN ŞEVİK

Air pollution has increased significantly due to anthropogenic factors and has become a global problem in recent years. In air pollution components, heavy metals are not easily degraded and destroyed in nature and bioaccumulated in living bodies. Some of them can be toxic, poisonous, or carcinogenic even in low concentrations, and even those necessary for living bodies can be harmful at high concentrations. Therefore, monitoring the concentrations of heavy metals in the air is of great importance for human and environmental health.

The most suitable method for monitoring heavy metals concentration is to use plants that can accumulate heavy metals in various organs as biomonitors. However, must be determined species and organs for monitoring each heavy metal separately. In this study, the changes in the concentrations of Cr, Mn, Ba, Sr, Fe, Na, Ca and K elements in *Robinia pseudoacacia*, *Platanus orientalis*, *Acer negundo*, *Ulmus minor* and *Nerium oleander* individuals that grow in areas. Where there is no traffic, less dense and dense are tried to be determined. Within the study's scope, the concentrations of the elements in the leaves, bark and wood of the species subject to review were determined and evaluated. Within the study's content, also applied the washing process was to the leaves and bark. The effect of the washing process was also tried to be determined. As a result of the study, it was determined that the concentrations of each element in various organs of the species change depending on the traffic density, and this change shows significant differences based on component and species.

KEYWORDS: Plant, Traffic Density, Heavy Metal, Biomonitor

January 2021, 72 Page

TEŞEKKÜR

Tez çalışmamın her aşamasında yardımını ve desteğini esirgemeyen danışman hocam Sayın Doç. Dr. Hakan ŞEVİK'e yürekten şükranlarımı sunarım. Bu çalışmanın, bilim dünyasına yararlı olmasını temenni ederim.

TUĞBA KARAÇOCUK

Kastamonu, 2021

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa</u>
TEZ ONAYI	ii
TAAHHÜTNAME	iii
ÖZET.....	iv
ABSTRACT	v
TEŞEKKÜR	vi
İÇİNDEKİLER	vii
TABLolar DİZİNİ	viii
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	ix
1. GİRİŞ.....	1
2. LİTERATÜR TARAMASI	5
2.1 Hava Kirliliği ve Ağır Metaller	5
2.2 Ağır Metal Kirliliğinin Belirlenmesinde Kullanılan Biyomonitorler...	8
3. MATERYAL VE YÖNTEM	12
4. BULGULAR	14
4.1 Elementlerin Tür ve Trafik Yoğunluğu Bazında Değişimi	14
4.2 Elementlerin Bitki Organ ve Trafik Yoğunluğu Bazında Değişimi...	21
4.3 Elementlerin Tür, Organ ve Trafik Yoğunluğu Bazında Değişimi	29
5. SONUÇ VE TARTIŞMA	48
6. ÖNERİLER.....	53
KAYNAKLAR	54
ÖZGEÇMİŞ.....	72

TABLolar DİZİNİ

Sayfa

Tablo 4.1 Cr (ppb) konsantrasyonunun tür ve trafik yoğunluğu bazında değişimi.....	14
Tablo 4.2 Mn (ppb) konsantrasyonunun tür ve trafik yoğunluğu bazında değişimi.....	15
Tablo 4.3 Ba (ppb) konsantrasyonunun tür ve trafik yoğunluğu bazında değişimi.....	16
Tablo 4.4 Sr (ppb) konsantrasyonunun tür ve trafik yoğunluğu bazında değişimi.....	17
Tablo 4.5 Fe (ppb) konsantrasyonunun tür ve trafik yoğunluğu bazında değişimi.....	18
Tablo 4.6 Na (ppm) konsantrasyonunun tür ve trafik yoğunluğu bazında değişimi.....	19
Tablo 4.7 Ca (ppm) konsantrasyonunun tür ve trafik yoğunluğu bazında değişimi.....	20
Tablo 4.8 K (ppm) konsantrasyonunun tür ve trafik yoğunluğu bazında değişimi.....	21
Tablo 4.9 Cr (ppb) konsantrasyonunun organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi.....	22
Tablo 4.10 Mn (ppb) konsantrasyonunun organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi....	23
Tablo 4.11 Ba (ppb) konsantrasyonunun organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi....	24
Tablo 4.12 Sr (ppb) konsantrasyonunun organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi....	25
Tablo 4.13 Fe (ppb) konsantrasyonunun organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi.....	26
Tablo 4.14 Na (ppm) konsantrasyonunun organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi....	27
Tablo 4.15 Ca (ppm) konsantrasyonunun organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi.....	28
Tablo 4.16 K (ppm) konsantrasyonunun organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi.....	29
Tablo 4.17 Cr (ppb) konsantrasyonunun tür, organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi...	30
Tablo 4.18 Mn (ppb) konsantrasyonunun tür, organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi..	33
Tablo 4.19 Ba (ppb) konsantrasyonunun tür, organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi...	35
Tablo 4.20 Sr (ppb) konsantrasyonunun tür, organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi ...	37
Tablo 4.21 Fe (ppb) konsantrasyonunun tür, organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi...	39
Tablo 4.22 Na (ppm) konsantrasyonunun tür, organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi..	41
Tablo 4.23 Ca (ppm) konsantrasyonunun tür, organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi..	43
Tablo 4.24 K (ppm) konsantrasyonunun tür, organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi...	45

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler

N	: Azot
P	: Fosfor
K	: Potasyum
Mg	: Magnezyum
Na	: Sodyum
%	: Yüzdelik Oran
mS/cm⁻¹	: Sulama sularında bulunan toplam erimiş katı maddelerin (tuzlar) ifade edilmesinde kullanılan elektriksel iletkenlik değeridir.
Ha	: Hektar
Da	: Dekametre
Cm	: Santimetre
Fe	: Demir
Cu	: Bakır
Zn	: Çinko
Mn	: Mangan
Ca	: Kalsiyum
B	: Bor
Kg	: Kilogram
pH	: Toprak Reaksiyonu

Kısaltmalar

EC	: Elektriksel İletkenlik
FAO	: Gıda ve Tarım Örgütü
OM	: Organik Madde

1. GİRİŞ

Dünyadaki Son yüzyılda dünya genelinde hızlı nüfus artışına ek olarak meydana gelen kentleşme pek çok sorunu da beraberinde getirmiştir. Öyle ki günümüzde dünyanın en önemli problemlerinin bir çoğunun, doğrudan veya dolaylı olarak; nüfus artışı, nüfusun kentsel alanlarda yoğunlaşması veya bunlarla ilişkili problemler olduğu belirtilmektedir (Bayraktar, 2020a,b; Çetin, 2020). Nüfus artışı ve kentleşme öyle ciddi boyutlara ulaşmıştır ki 1900'lü yıllarda toplam dünya nüfusu sadece 700 milyon civarında ve nüfusun yaklaşık %9'u kentsel alanlarda yaşarken, 2020 yılında dünya nüfusu 7,8 milyarı aşmış ve kentsel alanlarda yaşayan nüfus oranı %56'ya yükselmiştir. 2030 yılına kadar dünya nüfusunun 8,5 milyarı aşacağı ve kentsel alanlarda yaşayan nüfus oranının %90'a ulaşabileceği tahmin edilmektedir (Worldometer, 2020; Şevik, 2020).

Hızlı nüfus artışı ve kentleşmenin beraberinde getirdiği çevre problemlerinin bazıları; gıda yetersizliği, ormanlık alanların azalması, kentsel alanlarda sağlıksız yaşam koşullarının oluşması, yaşam koşullarına bağlı olarak stres başta olmak üzere çeşitli sağlık sorunları, doğal dengenin bozulması, küresel iklim değişikliği ve buna bağlı olarak ortaya çıkan biyoçeşitliliğin azalması, türlerin yok olması, kuraklık gibi sorunlar sayılabilmektedir. Öyle ki küresel iklim değişikliği ve kentleşme, dünyanın baş etmek zorunda olduğu, geri dönülemez problemler olarak tanımlanmaktadır (Şen vd., 2018; Arıcak, 2020; Çetin, 2020).

Bu süreçte meydana gelen en önemli problemlerden birisi de çevre kirliliğidir. Son yüzyılda sanayi devrimi ile birlikte yaşanan süreç doğanın tahrip olmasına hava, su ve toprağın kirlenmesine, ekolojik dengenin bozulmasına sebep olmaktadır (Tepe vd., 2006; Mutlu ve Aydın Uncumusaoglu, 2017; Kalaycı Önaç ve Birişçi, 2019). Sanayi devrimi ile birlikte insanların istek ve ihtiyaçları çeşitlenerek artmış, bu istek ve ihtiyaçların karşılanabilmesi amacıyla yapılan üretim, yeraltındaki mineral kaynakların çıkartılarak sanayideki hammadde olarak kullanılması sonucunu doğurmuştur (Shahid vd., 2017; Altera vd., 2019; Bayraktar, 2021; Kaplan vd., 2021). Bu süreç, sanayide hammadde olarak kullanılan çeşitli kirleticilerin salınımına bağlı olarak hava (Isinkaralar vd., 2015; Yücedağ ve Kaya, 2016; Arıcak vd., 2019;

Turkyilmaz vd., 2020), su (Mutlu., 2019; Uzun Ozel vd., 2020) ve toprağın (Bayraktar vd., 2019a,b) kirlenmesine sebep olmuştur.

Söz konusu kirliliğin etkilerinin en fazla hissedildiği alanlar, nüfus yoğunluğunun fazla olduğu kentsel alanlar olup, bu alanlarda hava kirliliği insan yaşamını sekteye uğratan ciddi bir problemdir. Hava kirliliği, günümüzde öyle ciddi boyutlara ulaşmıştır ki Dünya genelinde her yıl yaklaşık 6.5 milyon kişinin hava kirliliğine bağlı sebeplerden dolayı hayatını kaybettiği belirtilmektedir (Sevik vd., 2019a,b; Hmeer, 2020). Avrupa Çevre Ajansı; Avrupa genelinde, 2,5 milyon alanı kaplayan kirlenmiş alanlar bulunduğunu ve bu alanların %14'ünün acil iyileştirme planlamasına ihtiyaç duyduğunu belirtmektedir (Akarsu, 2019).

Hava kirliliği; kalp rahatsızlıkları, solunum yolu hastalıkları, felç ve kanser gibi çeşitli hastalıklara sebep olabilmektedir. Yapılan çalışmalar hava kirliliği ile kardiyovasküler hastalıklar, akciğer kanseri, astım atağı gibi rahatsızlıklar arasında önemli düzeyde ilişki olduğunu göstermektedir. Yapılan çok sayıda çalışmada da kent merkezlerinde hava kirliliği ile erken ölümler arasında bir bağlantı olduğu belirlenmiştir (Kim vd., 2015; Grzędzicka, 2019; Vermeulen vd., 2019; Hvidtfeldt vd., 2019; Wang vd., 2019; Elsunousi, 2020; Cheung vd., 2020).

Hava kirliliğinin, dünya genelinde yaklaşık her 8 kişiden 1'inin ölümüne neden olduğu tahmin edilmekte, bu oran nüfus yoğunluğunun ve dolayısıyla hava kirliliğinin daha fazla olduğu bölgelerde artmaktadır. Dünya Sağlık Örgütü, 2014 yılında dünya nüfusunun yaklaşık %92'sinin hava kalitesi düşük bölgelerde yaşadığını bildirmektedir (Koşan vd., 2018; Yılmaz, 2018; Elsunousi, 2020).

Hava kirliliğinin pek çok bileşeni bulunmakla birlikte bu bileşenler arasında ağır metaller insanlar başta olmak üzere diğer canlılar ve ekosistem üzerindeki etkileri dolayısıyla ayrı bir öneme sahiptirler. Ağır metallerin bu önemi; biyobirikme eğiliminde olmaları, insan sağlığı açısından düşük konsantrasyonlarda bile toksik, kanserojen ve ölümcül olabilmeleri, canlı bünyelerinden kolaylıkla atılamamaları, doğada kolay kolay bozulmamaları ve yok olmamalarından kaynaklanmaktadır (Shahid vd., 2017; Turkeyilmaz vd., 2018a,b; Akarsu, 2019). Özkütlesi 5g/cm³'den

fazla olan Zn, Cu, Pb, Cr gibi elementler doğada kolay kolay ayrıştırılamazlar ve bundan dolayı da uzun süre doğada kalırlar (Hmeer, 2020).

Özellikle potansiyel toksititeleri ve yaşayan organizmalara etkileri bakımından Pb, Cr, As, Cd ve Hg en toksik ağır metaller arasındadır (Shahid vd., 2017; Turkyilmaz vd., 2019; Özel, 2019). Mn, Zn, Cr, Cu, Fe, Ni gibi mikrobelerin bile yaşayan organizmalar için gerekli olmalarına rağmen, yüksek seviyelerde zararlı etkiler oluşturabilmektedir (Arıcak vd., 2019; Şevik, 2020).

İnsan ve çevre sağlığına etkileri dolayısıyla havadaki ağır metal kirliliğinin izlenmesi ve riskli bölgelerin belirlenmesi büyük önem taşımaktadır. Ağır metal kirliliğinin atmosferdeki konsantrasyonunun belirlenmesinde farklı yöntemler kullanılabilirken bu yöntemler arasında en yaygın kullanılan yöntem, ağır metal kirliliğinin değişiminin biyomonitorler vasıtasıyla belirlenmesidir. Biyomonitorler yani yaşayan organizmalar havadaki ve topraktaki ağır metallerin bir kısmını bünyelerine alarak biriktirmektedirler. Dolayısıyla, bu birikim seviyesinin belirlenmesiyle toprak ve havadaki ağır metal kirliliği konusunda bilgi edinilebilmektedir (Mossi, 2018; Sevik vd., 2020a,b; Cetin vd., 2020).

Havadaki ağır metal kirliliğinin izlenmesinde en çok kullanılan biyomonitorlerden birisi yüksek yapılı bitkilerdir. Özellikle herdemyeşil olmayan bitkilerin yaprakları, vejetasyon mevsimi içerisinde oluşmakta ve bu süre içerisinde ağır metal kirliliğine maruz kalmakta, vejetasyon mevsimi sonunda ise dökülmektedir. Bu yapraklardaki ağır metal konsantrasyonunun belirlenmesi, o bölgedeki ağır metal kirliliği konusunda önemli bilgiler verebilmektedir. Ayrıca, yaprakların toplanması bitkiye zarar vermediğinden bu yöntem sürdürülebilir bir yöntem olarak kabul edilmektedir. Bundan dolayı yaprak döken bitkilerin yapraklarındaki ağır metal konsantrasyonlarının belirlenmesi ile ilgili olarak çok sayıda çalışma yapılmıştır (Ibe, 2017; Liang vd., 2017; Saleh, 2018; Zhou vd., 2018; Adeniyi ve Ighalo, 2019; Hmeer, 2020; Hourı vd., 2020; Dinu vd., 2020).

Ancak ağır metallerin bitki bünyesinde birikimi; ağır metal türü, bitki türü ve bitki organı bazında önemli ölçüde değişmektedir. Bundan dolayı her bir ağır metalin izlenebilmesi için en uygun bitki türü ve organının ayrı ayrı belirlenmesi

gerekmektedir. Bu alışmada Samsun kent merkezinde yetiştirilen bazı bitkilerde ağır metal konsantrasyonlarının bitki türü, bitki organı, yıkanma durumu ve trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişiminin belirlenmesi amaçlanmıştır.

2. LİTERATÜR TARAMASI

2.1 Hava Kirliliği ve Ağır Metaller

Günümüzün en önemli problemlerinden birisi olan hava kirliliği genel olarak, “atmosferdeki bir veya daha fazla kirleticinin insan, bitki ve hayvan yaşamına; ticari veya kişisel eşyalara ve çevre kalitesine zarar veren miktar ve sürelerde bulunması” olarak tarif edilmektedir (Müezzinoğlu, 1987). Atmosferin bünyesinde yaklaşık olarak %78,08 oranında Azot, %20,98 oranında Oksijen, %1 oranında karbondioksit ve diğer gazlar bulunmaktadır (Önal, 2019). Ancak, özellikle son 30-40 yıl içerisinde meydana gelen hızlı ekonomik gelişim, şehirleşme ve endüstrileşme sürecinde çeşitli kirleticiler atmosfere yayılarak atmosferin bileşimini ve kalitesini önemli ölçüde bozmuştur (Shahid vd., 2017).

Bu değişim ile birlikte atmosferin bileşimi de bozulmuş, çeşitli kirleticiler atmosfere yayılmış ve böylece atmosferdeki konsantrasyonları yükselmiştir. En yaygın organik ve inorganik atmosferik kirleticiler ozon (O_3), sülfür dioksit (SO_2), azot oksitler (NO_x), CO_2 , hidrojen florür, karbon monoksit (CO) ve formaldehid (HCHO) içeren kirleticilerdir (Aydogdu ve Sevik, 2015; Cetin ve Sevik, 2016a,b; Şevik vd., 2016; Shahid vd., 2017).

Kirletici maddelerin atmosferdeki konsantrasyonları insan ve çevre sağlığı açısından büyük önem taşıdığından dolayı, bu kirleticilerin konsantrasyonlarının belirlenmesi konusunda çok sayıda çalışma yapılmıştır. Yapılan çalışmalarda CO_2 , CO, HCHO, NO_x ve SO_2 (Sevik vd., 2017a; Fugiel vd., 2017; Cetin vd., 2017a,b,c; Azimi vd., 2018; Emami vd., 2018; Aydogdu ve Sevik, 2018; Ozcan ve Apergis, 2018; Chen vd., 2019; Cetin vd., 2019) gibi gazların yanında partikül madde (Kfoury vd., 2016; Myhre vd., 2018; Braithwaite vd., 2019; Haghani vd., 2020), gürültü (Aricak vd., 2017; Klompaker vd., 2019; Paul vd., 2019; Oudin, 2020), mikroorganizma kirliliği (Fan vd., 2019; Franzetti vd., 2020; Liu vd., 2020) gibi pek çok bileşen değerlendirilmiştir.

Hava kirliliği bileşenleri içerisinde en önemlilerinin başında ağır metaller gelmektedir. Bunun sebebi, ağır metallerin doğada kolay kolay bozulmamaları, canlı bünyelerine girmelerinden itibaren etkin bir tolerans veya atılım mekanizması olmadığından

biyobirikme yapmaları, düşük konsantrasyonlarda bile insanlar için oldukça zararlı olabilmeleri, birçoğunun kanserojen veya zehirli olmaları, canlılar için gerekli olan bazı mikrobelerin bile yüksek seviyelerde zararlı etkiler oluşturabilmeleridir (Elfantazi vd., 2018a,b; Mossi, 2018).

Ağır metaller genel olarak yoğunluğu 5 g/cm^3 'den daha yüksek veya atom numarası 20'den daha fazla olan elementler olarak tanımlanmaktadır. Tıpta ise atomik ağırlıklarına bakılmaksızın toksik özellik taşıyan bütün metaller ağır metal olarak tanımlanmaktadır. Altmıştan fazla element ağır metal olarak tanımlansa da en çok bilinen ve tanınan ağır metaller Pb, As, Al, Hg, Mn, Fe, Co, Cr, Cd, Cu, Zn, Ni, Ag ve Se'dur (Gültekin, 2020).

Ağır metaller sosyo-ekonomik gelişim için sanayiide kaynak olarak son derece önemli hammaddelerdir. Ancak, minerallerin yer altındaki yataklarından çıkarılması ve farklı endüstriyel işlemlerde kullanılması, özellikle çevresel ağır metal kirliliğini artırmaktadır (Shahid vd., 2017). Sanayide hammadde olarak kullanılan ağır metallerin salınımına bağlı olarak hava (Turkyilmaz vd., 2018c; Aricak vd, 2019), su (Mutlu ve Aydın Uncumusaoğlu, 2018) ve toprak (Bayraktar, 2020c,d) kirliliği artmış, nüfusun kentsel alanlarda yoğunlaşması, bu alanlardaki en önemli ağır metal kirliliği kaynaklarından olan trafik yoğunluğunun da önemli düzeyde etkisiyle kentsel alanlardaki ağır metal kirlilik düzeyi çok daha yüksek seviyelere ulaşmıştır (Kilicoglu vd., 2020a,b; Aricak vd., 2020).

Ağır metaller doğal veya antropojenik kaynaklardan atmosfere salınabilmekle birlikte, antropojenik faaliyetler sebebiyle olan salınım, doğal salıma göre çok daha yüksek seviyededir. Özellikle endüstriyel faaliyetler, havadaki ağır metal konsantrasyonunun artmasında en büyük etkiye sahiptir. Bunun dışında trafik, kentsel alanlardaki çeşitli insan faaliyetleri ve çeşitli tarımsal faaliyetler de diğer ağır metal kirliliği kaynaklarıdır (Allajbeu vd., 2017; Liu vd., 2018; Vergel vd., 2019; Liu vd., 2019; Lazor vd., 2020).

Ağır metallerin çevreye salınmaları yanında, uzun mesafelere taşınabilmeleri, ağır metallerin sağlık açısından tehdit düzeyini daha da artırmaktadır (Shahid vd., 2017). Bu nedenle, kentsel veya endüstriyel bölgelere yakın alanlarda atmosferde (Wan vd., 2016; Wang vd., 2018), toprakta (Gao ve Wang, 2018; Yang vd., 2018), gıda olarak kullanılan ürünlerde (Bi vd., 2018; Ahmed vd., 2019), böcek ve hayvanlarda (Skaldina

vd., 2018; Kar vd., 2018), bitkilerde (Zoufan vd., 2017) ve sularda (Perveen vd., 2017; Ucu Ozel vd., 2019) ağır metal konsantrasyonlarının yüksek düzeylerde olduğu bildirilmektedir.

Ağır metallerin bu kadar önemli olmasının başlıca sebebi, özellikle insan sağlığı üzerine olan etkileridir. Ağır elementlerin toksisitesi iki ana nedene dayanmaktadır. Bunlardan birincisi, enzimlerdeki ağır metallerin fonksiyonel gruplarla stabil olarak bağlanarak, trofik reaksiyonlar oluşturan moleküllerin bozulmasına yol açan komplekslerin oluşumuna sebep olması, ikincisi ise iyonların ve yaşam için önemli olan organik maddelerin taşınmasını engelleyerek hücre zarının yapısal bileşimini değiştirmesi olarak açıklanmaktadır (Aqeel ve Arhoom, 2019; Hmeer, 2020). Dolayısıyla ağır metallerin insan vücudunda oluşturduğu toksik etkilerin temel sebebi, hücre içi metabolik süreçlerde oluşturdukları bozukluklardır. Bu bozukluklar; oksidatif protein yıkımı, DNA hasarı, mitokondri hasarı ve apoptozisin indüklenmesi, crohn hastalığı, ülseratif kolit, romatizma gibi otoimmün hastalıklar, egzama, alerjik reaksiyonlar, böbrek hastalığı, astım gibi organik hastalıklar, migren, depresyon, Parkinson hastalığı, Alzheimer hastalığı gibi nörolojik bozukluklar olabilmektedir. Ağır metallerin yarattığı bu sağlık problemlerinin birçoğu kronik hastalıklar ve kanserlerle sonuçlanmakta, bu hastalıkların çoğunda da tedavi imkânları kısıtlı olduğundan genellikle ölümle sonuçlanmaktadır (Özbolat ve Tuli, 2016; Gültekin, 2020). Ağır metallerin insan sağlığı üzerine bu etkilerinden dolayı, başlıca sanayi faaliyetleri ve trafik kaynaklı ağır metal kirliliği, en tehlikeli ve en hızlı yayılan kirlilik türü olarak değerlendirilmektedir (Shi vd., 2011; Arıcak vd., 2019; Hmeer, 2020).

Endüstriyel faaliyetler ve trafikten kaynaklanan ağır metaller, kaynağından itibaren rüzgârın da etkisiyle yüzlerce kilometrelik alanlara yayılabilmektedir. Geniş alanlara yayılabilen, insan ve çevre sağlığı açısından ciddi riskler içeren ağır metal konsantrasyonlarının yüksek düzeyde olduğu bölgelerin belirlenmesi, insan ve çevre sağlığı açısından büyük önem taşımaktadır (Sevik vd., 2019c,d, Cetin vd., 2019; Hmeer, 2020).

2.2 Ağır Metal Kirliliğinin Belirlenmesinde Kullanılan Biyomonitorler

Bu Atmosferdeki ağır metal kirliliği doğrudan veya dolaylı yöntemlerle belirlenebilmektedir. Ancak, atmosferdeki ağır metal kirliliğinin doğrudan belirlenmesi, pahalı olması ve atmosferik kirliliğin ekosistem üzerindeki etkisinin belirlenememesi sebebiyle çok fazla tercih edilmemektedir (Turkyılmaz vd., 2019d). Ağır metal kirliliğinin izlenmesinde en etkin kullanılan yöntem biyomonitorlerdir.

Ağır metal kirliliğinin belirlenmesinde çeşitli canlılar biyomonitor olarak kullanılabilir. Bir türün biyomonitor olarak kullanılabilmesi için bazı temel kriterleri sağlaması gerekmektedir. Bu kriterler, toplama alanında geniş sayılarda temsil edilmeleri, geniş bir coğrafik alanda yayılım göstermeleri, örneklemenin kolay yapılabilmesi ve kimlik yani teşhis probleminin olmaması şeklinde sıralanmaktadır (Erdem, 2018).

Bu kriterlere göre değerlendirildiğinde, birçok bitkinin iyi bir biyomonitor olduğu söylenebilir. Özellikle kentsel alanlarda peyzaj amaçlı kullanılan bitkiler biyomonitor olarak sıklıkla kullanılmaktadır (Mossi, 2018; Saleh, 2018). Biyomonitor olarak kullanılan bitkiler, ağır metalleri çeşitli organlarında biriktirmekte ve bu organlardaki ağır metal konsantrasyonunun belirlenmesi ile havadaki ağır metal konsantrasyonu hakkında önemli bilgiler sağlanabilmektedir. Bundan dolayı bitkiler uzun yıllardır biyomonitor olarak kullanılmaktadır (Saleh 2018; Sevik vd., 2020c,d)

Bitkilerin ağır metal kirliliğinin izlenmesinde biyomonitor olarak kullanımları ile ilgili olarak çok sayıda çalışma yapılmıştır. Yapılan çalışmalarda likenler (Ji vd., 2019; Vannini vd., 2019; Stojanowska vd., 2020), yosunlar (Bajraktari vd., 2019; Goth vd., 2019; Boquete vd., 2020) ve yüksek yapılı bitkiler ağır metal kirliliğinin belirlenmesi amacıyla kullanılmaktadır.

Yüksek yapılı bitkilerin ağır metal kirliliğinin belirlenmesinde biyomonitor olarak kullanılabilirliğine ilişkin çalışmalarda; *Robinia pseudoacacia* (Esfandiary vd., 2019; Kim vd., 2020; Zhang vd., 2020), *Ailanthus altissima* (Delbari vd., 2019), *Cercis siliquastrum* (Hatamian vd., 2019), *Platanus orientalis* (Erdem, 2018; Khosropour vd., 2019), *Aesculus hippocastanum* (Opincariu vd., 2019), *Sophora japonica* (Xu vd., 2020), *Betula pendula* (Rajfur, 2019), *Acer negundo* (Sevik vd.,

2018), *Acer rubrum* (Yousaf vd., 2020), *Acer platanoides* (Çetin vd., 2019; Kornienko vd., 2019), *Taxus baccata* (Zarek vd., 2020) gibi türlerde ağır metal birikimi araştırılmıştır. Bu alanda yapılmış çok sayıda çalışma bulunmaktadır.

Yüksek yapılı bitkiler liken ve yosunların aksine farklı özelliklerdeki organlardan oluşmaktadırlar ve her bir organın ağır metal biriktirme potansiyeli farklı olabilmektedir (Saleh, 2018). Bundan dolayı bu bitkilerin yaprakları (Savinov vd., 2019; Sevik, 2020), dalları (Elfantazi vd., 2018a,b) tohumları (Onyejekwe vd., 2019) kabukları (Rajfur, 2019), odunları (Akarsu, 2019) gibi organları da ağır metal konsantrasyonlarının belirlenmesinde kullanılabilmektedir.

Bitkiler, özellikle ağır metal konsantrasyonlarının yüksek olduğu sanayi tesisleri, madenler veya trafik yoğunluğunun olduğu alanlarda biyomonitor olarak sıklıkla kullanılmaktadır (Alaqouri vd., 2020a,b). Bitkiler yetiştirildikleri ortamda hava kirliliğinin hemen her türüsünü azaltmaktadırlar. Yapılan çalışmalar bitkilerin ortamdaki CO₂ ve karbon monoksiti (CO), partikül maddeleri, uçucu organik bileşikleri (VOC), ozonu, hatta gürültüyü dahi önemli ölçüde azalttığını ortaya koymaktadır (Elsunousi, 2020). Buna ağır metaller de dahildir (Şevik, 2020). Çünkü bitkiler etkin bir boşaltım sistemi olmadığından, hava, su veya topraktan bünyelerine aldıkları ağır metalleri bünyelerinde hapsedmekte böylece ağır metallerin ortamlardaki konsantrasyonlarını azaltmaktadırlar (Anşın ve Özkan, 2001; Shahid vd., 2017).

Ancak, bitkilerin ortamdaki ağır metal miktarını ne ölçüde azalttığı, daha doğrusu bünyesine ne kadar ağır metal alabildiği çok sayıda faktörün etkisi altında şekillenmektedir. Ağır metallerin bitki bünyesine girişleri kompleks bir mekanizma sonucunda şekillenmektedir. Ağır metaller bitki bünyesine kök veya yaprak alımı yoluyla girebilmektedir. Ağır metallerin bitki bünyesine girişinde yaprak ve kök alımı eş zamanlı çalışmaktadır. Bundan dolayı bitki bünyesinde tespit edilen ağır metallerin kaynağının belirlenmesi oldukça zordur. Ancak, özellikle havadaki ağır metal kirliliğinin izlenmesinde en uygun organların yapraklar olduğu belirtilmektedir. Çünkü yapraklar havadaki ağır metal kirliliğine en çok maruz kalan ve fotosentez esnasında stomaları vasıtasıyla bünyesine hava girişi olması dolayısıyla havadaki ağır metal kirliliğinden en çok etkilenen organlardır (Yücedağ vd., 2019a; Şevik, 2021).

Ağır metallerin bitki bünyesine girişi ve birikiminde çok sayıda faktör eş zamanlı olarak etkili olmaktadır. Öncelikle bitki türü bu faktörlerin başında gelmektedir. Çünkü ağır metallerin bitki bünyesine girişi metabolik faaliyetlerin sonucudur ve her bitkinin metabolizması farklıdır. Bitki metabolizması öncelikle genetik yapı (Sevik, 2012; Yiğit vd., 2015; Topacoglu vd., 2017) ile çevresel faktörlerin (Yigit vd., 2018) etkisi altında şekillenmektedir. Dolayısıyla bu faktörler bitkinin bütün fonksiyonlarını etkilemektedir.

Bu faktörlerden ilki olan genetik yapı, bitki türü bazında önemli ölçüde değiştiği gibi bitkinin alt türü, formu, varyetesi ve orijinleri bazında da önemli ölçüde değişmektedir (Yücedağ ve Gailing, 2013a,b; Sevik ve Topacoglu, 2015; Hrivnak vd., 2017; Imren vd., 2021). Yapılan çalışmalar pek çok fenolojik, morfolojik ve anatomik özelliğin bitki genetik yapısına bağlı olarak önemli ölçüde değiştiğini göstermektedir (Sevik vd., 2011; Yucedag vd., 2019; Sevik vd., 2019e; Ertugrul vd., 2021). Bitki metabolizmasını etkileyen genetik yapının farklılaşmasına sebep olan bu faktörlerin, bitkinin ağır metal biriktirme potansiyelini de etkileyebildiği, yapılan çalışmalarda dile getirilmiştir (Aricak vd., 2020; Şevik, 2021).

Bitki metabolizmasını etkileyen bir diğer faktör çevre koşullarıdır. Söz konusu çevresel faktörlerin en önemlileri ise toprak yapısı, bitki besin elementleri, toprak derinliği gibi edafik faktörler (Kravkaz Kuşçu vd., 2018a,b) ile ışık ve sıcaklık gibi iklimatik faktörlerdir (Sevik vd., 2017b). Bunlara ek olarak edafik veya iklimatik faktörlerin değişmesine sebep olan bitki stres düzeyi (Sevik ve Karaca, 2016), hormon uygulamaları (Sevik vd., 2015; Guney vd., 2016a,b; Yücedağ vd., 2019b), budama, gübreleme gibi bakım çalışmaları da (Sevik ve Cetin, 2016a,b) bitki gelişimini yani metabolizmasını etkilemektedir.

Bitki gelişimini etkileyen faktörler dışında, yağış ve rutubet miktarı, bitki habitusu, organın yapısı, ağır metal türü, ağır metalin bitki ile etkileşimi gibi faktörler de ağır metallerin bitki bünyesine girişini ve birikimini etkilemektedir. Yapılan çalışmalarda aynı ortamda yetiştirilen bitkilerin ağır metal biriktirme potansiyelinin bitki türü ve habitusu yanında, organın yapısı, organın morfolojisi ve yüzey alanı, organ yüzey dokusu ve büyüklüğü, metallerin fiziko-kimyasal özellikleri, ağır metale maruz kalma

süresi ve partikül madde miktarı gibi faktörlere bağlı olarak da değiştiği belirtilmiştir (Turkyilmaz vd., 2018a,b; Alaquori vd., 2020a).

Dolayısıyla bitkiler, yetiştirildikleri ortamda ağır metalleri, farklı faktörlerin etkisi altında, farklı düzeylerde biriktirmekte, dolayısıyla ortamdan ağır metalleri uzaklaştırarak ağır metal kirliliğini azaltmaktadır (Arıcak vd., 2019). Esasında bitkiler yerine getirdiği fonksiyonlar bakımından dünyanın en önemli canlı grubu ve yaşamın kaynağı olarak nitelendirilmektedirler (Yigit vd., 2019). Bitkiler yetiştirildikleri ortamda hava kirliliğini azaltmak (Sevik vd., 2020a), erozyonu önlemek (Turna vd., 2010; Cetin vd., 2017d), diğer canlılara besin ve barınak sağlamak (Cetin vd., 2017d; Ozkazanc vd., 2019), insanları psikolojik olarak olumlu yönde etkilemek (Cetin, 2015a), enerji tasarrufu sağlamak (Cetin, 2015b; Cetin ve Sevik, 2016c) gibi pek çok fonksiyonu da yerine getirmektedirler (Şevik vd., 2013a,b; Cetin vd., 2018c,d,e). Bunlara ek olarak bitkiler en önemli ekonomik kaynaklardan birisidir (Şevik, 2011; Kesik vd., 2014; Zeren Cetin ve Sevik, 2020) ve diğer canlılarda olduğu gibi insanların da temel gıda maddesidir (Şevik, 2005; Gültekin, 2020). Bu etkilerinden dolayı günümüzde yaşam alanlarında bitki bulundurma miktarı artmakta, kentsel alanlarda yeşil alan miktarı, toplumun gelişmişlik ve refah düzeyinin bir göstergesi olarak kabul edilmekte ve estetik amaçlı olarak mümkün olan hemen her alanda bitkisel materyaller kullanılmaktadır (Turna vd., 2009; Çetin vd., 2018).

Bitkilerin söz konusu ekolojik, ekonomik ve sosyal faydaları yanında, ağır metal kirliliğinin biyomonitörü olarak kullanılmaları son yıllarda pek çok çalışmaya konu olmuştur (Ertugrul vd., 2019). Ancak, bugüne kadar yapılan çalışmalar, farklı bitkilerin farklı ağır metalleri biriktirme konusunda potansiyellerinin de farklı düzeylerde olduğunu ortaya koymaktadır. Bundan dolayı bitkilerin biyomonitör olarak etkin bir biçimde kullanılabilmeleri, hangi bitkilerin hangi ağır metalleri biriktirme potansiyelinin daha yüksek seviyede olduğunu belirlenmesi ile mümkündür. Bundan dolayı ağır metal kirliliğinin yüksek düzeyde olduğu alanlarda, benzer çevre şartlarında yetişen farklı bitkilerin farklı organlarındaki ağır metal konsantrasyonlarının belirlenerek karşılaştırılması, hangi ağır metalin izlenmesi için hangi tür veya organın daha uygun biyomonitör olduğunu belirlenmesi açısından önem taşımaktadır (Saleh, 2018; Mossi, 2018).

3. MATERYAL VE YÖNTEM

Çalışma Samsun ilinde yürütülmüştür. Çalışma kapsamında örnekler trafiğin yoğun olduğu (TRCOK), az yoğun olduğu (TRAZ) ve hemen hemen hiç trafik olmayan (en az 50 m yakınında araç yolu bulunmayan) bölgelerden (TRYOK) toplanmıştır. Bu amaçla trafiğin yoğun olduğu bölge olarak Samsun kent merkezi, trafiğin az yoğun olduğu bölge olarak 19 Mayıs ilçesi ve trafiğin olmadığı alan olarak da 19 Mayıs ilçesinin kenar mahallelerinden örnekler toplanmıştır.

Çalışma kapsamında, peyzaj çalışmalarında sıklıkla kullanılan türlerden; *Robinia pseudoacacia* (RP), *Platanus orientalis* (PO), *Acer negundo* (AN), *Ulmus minor* (UM), *Nerium oleander* (NO) olmak üzere beş bitki türünden örnekler toplanmıştır. Örnekler son yıl sürgününden yani bir yaşındaki kısımdan, 2019 yılı vejetasyon mevsimi sonuna doğru, Ekim ayı sonlarında toplanmış ve poşetlenip etiketlenerek laboratuvara getirilmiştir. Daha sonra metal aletler kullanılmadan organlarına ayrılmıştır. Kabuk ve yaprakların bir kısmı yıkama işlemine tabi tutulmuş, en son saf su ile durulandıktan sonra bütün örnekler etiketlenmiştir (yıkama işlemi yapılan numuneler “+”, yıkama işlemi yapılmayan numuneler “-” işareti ile kodlanmıştır).

Çalışmanın sonraki aşamalarında organlar yıkama işlemi de dikkate alınarak kodlanmış ve çalışma boyunca yıkanmış yaprak “YP+”, yıkanmamış yaprak “YP-”, yıkanmış kabuk “KB+”, yıkanmamış kabuk “KB-” ve odun numuneleri de “OD” kodlarıyla gösterilmiştir.

Etiketlenen numuneler ön işlemlerin ardından iki hafta boyunca doğrudan güneş ışığına maruz bırakılmadan hava kurusu hale gelene kadar oda şartlarında bekletilmiştir. Daha sonra 45 °C etüvde iki hafta boyunca kurutulmuştur.

Kurutulan 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. Hazırlanan örnekler daha sonra mikrodalga cihazında 280 PSI basınçta ve 180 °C’de 20 dakika yakılmıştır. Tüpler işlemler tamamlandıktan sonra mikrodalgadan çıkarılarak soğumaya bırakılmıştır. Soğuyan örnekler üzerine deiyonize su ilave edilerek 50 ml’ye tamamlanmıştır. Hazırlanan örnekler filtre kağıdından süzülükten

sonra ICP-OES cihazında uygun dalga boylarında okunmuştur. Elde edilen değerler seyreltme faktörü ile çarpılarak çalışmaya konu Cr, Mn, Ba, Sr, Fe, Na, Ca ve K konsantrasyonları hesaplanmıştır.

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

4. BULGULAR

4.1 Elementlerin Tür ve Trafik Yoğunluğu Bazında Değişimi

Çalışma kapsamında, çalışmaya konu elementlerden Cr, Mn, Ba, Sr, Fe, Na, Ca ve K elementlerinin tür bazında değişimi ayrı ayrı değerlendirilmiş, verilere uygulanan varyans analizi ve Duncan testi sonuçları özetlenerek tablolastırılmıştır. Cr konsantrasyonunun tür bazında değişimi Tablo 4.1 'de verilmiştir.

Tablo 4.1 Cr (ppb) konsantrasyonunun tür ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

Tür	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
RP	127,82 aA	254,32 bB	211,99 aAB	3,658	0,034
PO	208,25 aA	167,36 aA	353,68 bB	10,578	0,000
AN	179,35 aA	178,18 abA	459,04 bB	7,535	0,002
UM	174,52 a	142,92 a	111,12 a	1,828	0,173
NO	114,16 aA	197,89 abB	139,65 aAB	3,500	0,039
F	1,599	2,261	9,780		
P	0,184	0,071	0,000		

Cr (ppb) konsantrasyonunun tür bazında değişimini gösterir tablo değerleri incelendiğinde trafiğin olmadığı veya az yoğun olduğu alanlardaki Cr konsantrasyonunun tür bazında değişiminin istatistiki olarak anlamlı düzeyde olmadığı ($p>0,05$) görülmektedir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise Cr konsantrasyonunun tür bazında değişimi istatistiki olarak anlamlı ($p<0,001$) düzeydedir.

Trafiğin yoğun olduğu alanlarda Cr konsantrasyonu 111,12 ppb ile 459,04 ppb arasında değişmekte olup en düşük değer UM, en yüksek değer ise AN türlerinde elde edilmiştir. Duncan testi sonuçlarına göre iki homojen grup oluşmuş, PO ve AN bir homojen grupta, RP, UM ve NO türleri ise diğer homojen grupta yer almıştır.

Trafik yoğunluğuna bağlı olarak Cr konsantrasyonunun değişimi incelendiğinde ise, çalışmaya konu türlerden sadece UM'de Cr konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişiminin istatistiki olarak anlamsız olduğu ($p>0,05$), diğer türlerde ise anlamlı düzeyde olduğu (en az $p<0,05$) görülmektedir. Ortalama değerler ve Duncan testi sonuçları incelendiğinde RP, PO, AN ve NO türlerinin tamamında trafiğin olmadığı alanlarda elde edilen değerler ilk grupta, trafiğin yoğun olduğu alanlar son grupta yer almıştır.

Tablo 4.2 Mn (ppb) konsantrasyonunun tür ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

TUR	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
RP	18 293,47 aB	10 663,39 aA	6 384,74 aA	6,308	0,004
PO	31 510,95 bB	7587,50 aA	14 453,84 aA	11,922	0,000
AN	18 113,26 aA	26 862,82 bAB	38 642,65 bB	5,713	0,006
UM	8 372,83 aB	2 784,08 aA	2 485,75 aA	8,919	0,001
NO	14 536,24 aA	9 431,33 aA	29 155,24 bB	4,256	0,021
F	4,906	12,504	14,235		
P	0,002	0,000	0,000		

Mn konsantrasyonunun tür bazında değişimi incelendiğinde varyans analizi sonuçlarına göre bütün trafik yoğunluklarında tür bazında değişimin istatistiki olarak anlamlı (en az $p<0,01$) düzeyde olduğu görülmektedir. Trafiğin olmadığı alanlarda en düşük değer 8 372,8 ppb ile UM'de elde edilirken en yüksek değer 31 510,9 ppb (31,5109 ppm) ile PO türünde elde edilmiştir. Ancak Duncan testi sonucuna göre türler iki homojen grupta toplanmış, PO dışında bütün türler ilk homojen grupta toplanırken sadece PO ikinci homojen grupta yer almıştır.

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda da benzer bir durum ortaya çıkmış ve veriler sadece iki homojen grupta toplanmıştır. Ancak, trafiğin az yoğun olduğu alanların aksine ikinci homojen grupta yer alan tür AN olmuştur. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise RP, PO ve UM bir homojen grubu oluştururken AN ve NO ikinci homojen grupta yer almıştır. Bütün değerler arasında en yüksek değer trafiğin yoğun olduğu alanlarda AN türünde (38 642,65 ppb) elde edilmiştir.

Mn konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişimi incelendiğinde bütün türlerde farklı trafik yoğunluklarında elde edilen değerlerin istatistiki olarak anlamlı düzeyde (en az $p<0,05$) birbirinden farklılık gösterdikleri görülmektedir. Ortalama değerler ve Duncan testi oluşan homojen gruplar incelendiğinde Mn konsantrasyonunun AN ve NO türlerinde trafik yoğunluğu ile orantılı olarak arttığı, diğer türlerde ise trafik yoğunluğu arttıkça Mn konsantrasyonunun azaldığı söylenebilir.

Tablo 4.3 Ba (ppb) konsantrasyonunun tür ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

TUR	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
RP	45 997,26 cC	11 094,50 abB	7 796,46 aA	40,976	0,000
PO	4 727,19 aA	3 173,09 aA	7 656,17 aB	13,653	0,000
AN	8 739,80 aA	9 094,54 aA	16 829,23 bB	7,318	0,002
UM	25 116,64 b	17 927,16 b	11 233,38 ab	2,812	0,071
NO	31 906,34 b	34 568,28 c	24 298,51 c	1,045	0,361
F	12,667	20,053	9,652		
P	0,000	0,000	0,000		

Varyans analizi sonuçlarına göre Ba konsantrasyonunun da bütün trafik yoğunluklarında tür bazında değişiminin istatistiki olarak anlamlı ($p<0,001$) düzeyde olduğu belirlenmiştir. Trafiğin olmadığı alanlarda en düşük değerler PO (4 727,1 ppb) ve AN (8 739,8 ppb) türlerinde elde edilmiş olup bu iki tür Duncan testi sonucunda ilk homojen grubu oluşturmuştur. Duncan testi sonucunda UM ve NO türleri ikinci homojen grubu oluştururken en yüksek değer elde edildiği RP (45 997,2 ppb) ise tek başına son homojen grubu oluşturmuştur.

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda en düşük değer 3 173,09 ppb ile PO türünde, en yüksek değer ise 34 568,28 ppb ile NO türünde elde edilirken trafiğin yoğun olduğu alanlarda da yine en düşük değer PO (7 656, 17 ppb), en yüksek değer de NO (24 298,51 ppb) türlerinde elde edilmiştir. Her iki trafik yoğunluğunda da NO türü tek başına üçüncü homojen grubu oluşturmuştur.

Trafik yoğunluğuna bağlı olarak Ba konsantrasyonunun değişimi incelendiğinde Ba konsantrasyonunun genel olarak RP, PO ve AN türlerinde trafik yoğunluğu ile doğru orantılı olarak değiştiği görülmektedir. Ba konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi UM ve NO türlerinde istatistiki olarak anlamlı düzeyde değildir ($p>0,05$).

Tablo 4.4 Sr (ppb) konsantrasyonunun tür ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

TUR	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
RP	56 358,86 a	84 703,82 b	51 343,31 a	1,908	0,161
PO	54 013,82 aB	33 845,52 aA	54 359,45 aB	4,646	0,015
AN	42 714,12 a	42 977,92 a	63 758,28 a	2,181	0,126
UM	46 091,54 a	37 169,30 a	53 485,04 a	1,169	0,321
NO	67 067,08 a	75 285,62 b	57 062,33 a	1,311	0,280
F	0,937	7,383	0,380		
P	0,448	0,000	0,822		

Sr (ppb) konsantrasyonunun tür bazında değişimini gösterir tablo değerleri incelendiğinde trafiğin olmadığı ve yoğun olduğu alanlardaki Sr konsantrasyonunun tür bazında değişiminin istatistiki olarak anlamlı düzeyde olmadığı ($p>0,05$) görülmektedir. Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda ise Sr konsantrasyonunun tür bazında değişimi istatistiki olarak anlamlı ($p<0,01$) düzeydedir.

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda Sr konsantrasyonu 33 845,52 ppb ile 84 703,82 ppb arasında değişmekte olup en düşük değer PO, en yüksek değer ise RP türlerinde elde edilmiştir. Duncan testi sonuçlarına göre iki homojen grup oluşmuş, PO, AN ve UM bir homojen grupta, RP ve NO türleri ise diğer homojen grupta yer almıştır.

Sr konsantrasyonunun farklı türlerde trafik yoğunluğuna bağlı değişimi incelendiğinde sadece PO türünde değişimin istatistiki olarak anlamlı ($p<0,05$), diğer türlerde ise anlamsız ($p>0,05$) düzeyde olduğu görülmektedir. PO’da en düşük Sr konsantrasyonu trafiğin az yoğun olduğu alanda elde edilmiş ve bu değer Duncan testi sonucunda ilk homojen grubu oluşturmuştur. Trafiğin olmadığı ve yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerler ise Duncan testi sonucunda ikinci homojen grupta yer almıştır.

Tablo 4.5 Fe (ppb) konsantrasyonunun tür ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

TUR	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
RP	53 265,20 bB	75 359,34 bB	23 537,94 aA	7,896	0,001
PO	22 611,70 aA	23 373,10 aA	56 761,32 bB	6,840	0,003
AN	18 464,08 aA	66 332,38 bB	55 441,89 bB	6,872	0,003
UM	42 585,39 abB	11 694,21 aA	69 658,80 bC	12,432	0,000
NO	42 967,44 ab	64 286,73 b	63 398,94 b	0,635	0,535
F	2,962	5,239	3,629		
P	0,025	0,001	0,010		

Fe konsantrasyonunun tür bazında değişimi incelendiğinde varyans analizi sonuçlarına göre bütün trafik yoğunluklarında tür bazında değişimin istatistiki olarak anlamlı (en az $p<0,01$) düzeyde olduğu görülmektedir. Trafik olmadığı alanlarda en düşük değer 18 464,0 ppb ile AN’de elde edilirken en yüksek değer 53 265,2 ppb ile RP türünde elde edilmiştir. Ancak Duncan testi sonucuna göre türler iki homojen grupta toplanmış, PO ve AN sadece ilk homojen grupta, RP ise sadece ikinci homojen grupta yer alırken UM ve NO her iki homojen grupta birden yer almıştır.

Trafik az yoğun olduğu alanlarda da veriler sadece iki homojen grupta toplanmış, PO ve UM ilk homojen grupta yer alırken diğer türler ikinci homojen grupta yer almıştır. Trafik yoğun olduğu alanlarda ise yine iki homojen grup oluşurken en düşük değer elde edildiği RP ilk homojen grubu oluşturmuş, diğer türlerin tamamı ikinci homojen grupta yer almıştır.

Fe konsantrasyonunun tür ve trafik yoğunluğu bazında değişimini gösterir tablo incelendiğinde, NO dışındaki bütün türlerde Fe konsantrasyonunun trafik yoğunluğu bazında değişiminin istatistiki olarak anlamlı (en az $p<0,01$) düzeyde olduğu görülmektedir. Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar incelendiğinde genel olarak Fe konsantrasyonunun PO ve AN türlerinde trafik yoğunluğu ile birlikte arttığı, RP türünde ise trafik yoğunluğu arttıkça Fe konsantrasyonunun azaldığı görülmektedir. UM’de ise Duncan testi sonucunda üç homojen grup oluşmuş, trafik az yoğun olduğu alanlarda elde edilen değer ilk homojen grupta, trafik olmadığı

alandan elde edilen değer ikinci grupta ve trafiğin yoğun olduğu alandan elde edilen değer son homojen grupta yer almıştır.

Tablo 4.6 Na (ppm) konsantrasyonunun tür ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

TUR	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
RP	160,08 aA	245,57 aB	141,46 aA	13,692	0,000
PO	260,98 ab	190,18 a	248,78 b	2,624	0,084
AN	151,62 aA	222,98 aB	167,21 aAB	3,243	0,049
UM	179,22 a	177,34 a	256,05 b	1,680	0,199
NO	294,36 b	186,55 a	236,22 b	1,658	0,203
F	3,019	1,222	5,992		
P	0,023	0,309	0,000		

Na (ppm) konsantrasyonunun tür ve trafik yoğunluğu bazında değişimini gösterir tabloda görüldüğü üzere, Na konsantrasyonunun tür bazında değişimi, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda istatistiki olarak anlamlı düzeyde değilken ($p>0,05$), trafiğin olmadığı ($p<0,05$) ve yoğun olduğu ($p<0,01$) alanlarda anlamlı düzeydedir.

Trafiğin olmadığı alanlarda Na konsantrasyonu 160,00 ppm ile 294,3 ppm arasında değişmekte olup en düşük değer RP, en yüksek değer ise NO türlerinde elde edilmiştir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise en düşük değer yine RP türünde (141,46 ppm) elde edilirken en yüksek değer 256,05 ppm ile UM türünde elde edilmiştir.

Trafik yoğunluğuna bağlı olarak Na konsantrasyonunun değişimi incelendiğinde sadece RP ($p<0,001$) ve AN ($p<0,05$) türlerinde değişimin istatistiki olarak anlamlı düzeyde olduğu görülmektedir. Her iki türde de en yüksek değerler trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilmiş olup, en düşük değerler ise RP’de trafiğin yoğun olduğu, AN’de ise trafiğin olmadığı alanlarda elde edilmiştir.

Varyans analizi sonuçlarına göre Ca konsantrasyonunun tür bazında değişimi, trafiğin olmadığı alanlarda istatistiki olarak anlamlı düzeyde değilken ($p>0,05$), trafiğin az yoğun olduğu ($p<0,01$) ve yoğun olduğu ($p<0,05$) alanlarda anlamlı düzeydedir.

Tablo 4.7 Ca (ppm) konsantrasyonunun tür ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

TUR	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
RP	4 951,02 ab	7 471,25 c	5 721,26 abc	0,995	0,378
PO	4 382,40 ab	3 741,22 ab	5 162,62 ab	1,416	0,254
AN	2 695,37 a	5 982,51 bc	4 283,92 a	2,556	0,090
UM	5 695,76 abA	2 952,81 aA	9 381,60 cB	9,760	0,000
NO	6 831,52 b	6 489,18 c	8 855,52 bc	0,917	0,407
F	1,866	4,905	3,383		
P	0,126	0,000	0,014		

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda Duncan testi sonucunda üç homojen grup oluşmuş, en düşük değerin (2 952,81 ppm) elde edildiği UM türü sadece ilk homojen grupta yer alırken en yüksek değerlerin elde edildiği RP (7 471,25 ppm) ve NO (6 489,18 ppm) türleri sadece son homojen grupta yer almıştır.

Trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise en düşük değerin (4 283, 93 ppm) elde edildiği AN türü sadece ilk homojen grupta yer alırken en yüksek değerin (9 381, 6 ppm) elde edildiği UM türü sadece son homojen grupta yer almıştır. PO türü ilk iki, NO türü son iki homojen grupta yer alırken RP türü her üç homojen grupta birden yer almıştır.

Ca konsantrasyonunun tür ve trafik yoğunluğu bazında değişimini incelendiğinde sadece UM türünde trafik yoğunluğuna bağlı değişimin istatistiki olarak anlamlı ($p<0,001$) düzeyde olduğu görülmektedir. UM’de en yüksek Ca konsantrasyonu trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilirken trafiğin olmadığı ve az yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerler Duncan testi sonucunda aynı homojen grupta yer almıştır.

K konsantrasyonunun değişimini gösterir tablo değerleri incelendiğinde Varyans analizi sonuçlarına göre bütün trafik yoğunluklarında tür bazında K konsantrasyonunun istatistiki olarak anlamlı düzeyde (en az $p<0,01$) olduğu görülmektedir.

Duncan testi sonucunda veriler her üç trafik yoğunluğunda da üç homojen grup oluşturmuştur. Her üç trafik yoğunluğunda da PO sadece ilk homojen grupta, NO ise

sadece son homojen grupta yer almıştır. K konsantrasyonu trafiğin olmadığı alanlarda 3 603,5 ppm ile 8 191,1 ppm arasında, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 4 021,15 ppm ile 9 943,66 ppm arasında ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda da 5 496,52 ppm ile 11 009,84 ppm arasında değişmektedir.

Tablo 4.8 K (ppm) konsantrasyonunun tür ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

TUR	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
RP	6 831,54 bc	6 355,14 b	9 000,90 bc	3,081	0,056
PO	3 603,56 a	4 192,88 a	5 496,52 a	1,102	0,342
AN	5 357,01 ab	5 933,89 ab	7 954,98 ab	2,835	0,070
UM	5 986,79 abcAB	4 021,15 aA	7 937,06 abB	5,388	0,008
NO	8 191,16 c	9 943,66 c	11 009,84 c	2,505	0,094
F	3,571	11,399	4,671		
P	0,010	0,000	0,002		

K konsantrasyonunun trafik yoğunluğu bazında değişimi incelendiğinde çalışmaya konu türlerden sadece UM türünde trafik yoğunluğuna bağlı değişimin istatistiki olarak anlamlı ($p<0,01$) düzeyde olduğu görülmektedir. UM’de en yüksek Ca konsantrasyonu trafiğin yoğun olduğu alanlarda, en düşük Ca konsantrasyonu ise trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilmiş olup bu değerler Duncan testi sonucunda ayrı homojen gruplarda yer almıştır. Trafik olmadığı alanlarda elde edilen değer ise her iki homojen grupta birden yer almıştır.

4.2 Elementlerin Bitki Organ ve Trafik Yoğunluğu Bazında Değişimi

Çalışma kapsamında, çalışmaya konu elementlerin bitki organ bazında değişimi de ayrı ayrı değerlendirilmiştir. Ancak, numunelere yıkama işlemi de uygulandığından yıkanan ve yıkanmayan organların (yaprak ve kabuklar), farklı trafik yoğunluklarındaki element konsantrasyonları ayrı ayrı değerlendirilmiş ve bundan dolayı toplam beş organ, varyans analizi ve Duncan testine tabi tutulmuştur. Elde edilen sonuçlar özetlenerek tablolastırılmıştır. Cr konsantrasyonunun tür bazında değişimi Tablo 4.9 ’da verilmiştir.

Tablo 4.9 Cr (ppb) konsantrasyonunun organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

Organ	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
YP+	58,08 aA	98,21 aAB	184,29 aB	3,537	0,038
YP-	138,68 bA	207,18 bA	426,23 bB	7,033	0,002
KB+	289,86 cB	179,78 bA	302,08 abB	6,543	0,003
KB-	182,94 b	218,66 b	171,48 a	0,683	0,510
OD	134,55 b	234,54 b	191,40 a	2,502	0,094
F	11,659	4,110	4,252		
P	0,000	0,005	0,004		

Cr (ppb) konsantrasyonunun farklı trafik yoğunluğunun olduğu alanlarda organ bazında değişimini gösterir tablo değerleri incelendiğinde bütün trafik yoğunluklarında Cr konsantrasyonunun organ bazında değişiminin istatistiki olarak anlamlı (en az $p < 0,01$) düzeyde olduğu görülmektedir.

Trafiğin olmadığı alanlarda organlar üç homojen grup oluştururken trafiğin az yoğun ve yoğun olduğu alanlarda ikişer homojen grup oluşmuştur. Trafiğin olmadığı alanlarda en düşük değer 58,08 ppb ile YP+, en yüksek değer ise 289,86 ppb ile KB+ organlarında elde edilirken Duncan testi sonucunda bu iki değer ayrı birer homojen grupta, diğer değerler ise başka bir homojen grupta yer almıştır.

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda Cr konsantrasyonu 98,21 ppb ile 234,54 ppb arasında değişirken en düşük değere sahip YP+ organı bir homojen grupta, diğer değerlerin tamamı ise ikinci homojen grupta yer almıştır. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda da en düşük değer (184,29 ppb) yine YP+ organında elde edilirken en yüksek değer (426,23 ppb) YP- organında elde edilmiştir.

Cr konsantrasyonunun farklı organlarda trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişimi incelendiğinde KB- ve OD organlarındaki değişimin istatistiki olarak anlamlı düzeyde olmadığı ($p > 0,05$) görülmektedir. Diğer organlarda Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar incelendiğinde hem yıkanan hem de yıkanmayan yapraklarda Cr konsantrasyonunun trafik yoğunluğu ile birlikte arttığı belirlenmiştir. KB+'da ise en

düşük değer trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilmiş, trafiğin olmadığı ve yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerler ise aynı homojen grupta yer almıştır.

Tablo 4.10 Mn (ppb) konsantrasyonunun organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

Organ	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
YP+	17 538,27 b	23 790,07 c	10 086,78 ab	2,133	0,131
YP-	22 215,11 bB	7 805,00 abA	25 268,42 cB	3,738	0,033
KB+	21 687,24 bB	8 723,79 abA	21 110,73 bcB	5,890	0,006
KB-	23 313,33 b	13 757,66 b	29 228,47 c	2,646	0,082
OD	6 072,80 a	2 062,07 a	5 427,82 a	2,230	0,120
F	3,185	8,706	4,252		
P	0,018	0,000	0,004		

Varyans analizi sonucunda Mn konsantrasyonunun da bütün trafik yoğunluklarında organ bazında değişiminin istatistiki olarak anlamlı düzeyde (en az $p<0,05$) olduğu belirlenmiştir. Duncan testi sonucunda veriler trafiğin olmadığı alanlarda iki homojen grupta toplanmış, en düşük değer (6 072,80 ppb) elde edildiği OD ilk homojen grupta yer alırken diğer bütün organlar ikinci homojen grupta yer almıştır.

Trafiğin az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlarda ise Duncan testi sonucunda üçer homojen grup oluşmuştur. Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda OD'da elde edilen değer (2 062,07 ppb) ilk homojen grupta yer alırken YP+'da elde edilen değer (23 790,07 ppb) son homojen grubu oluşturmuştur. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda da yine en düşük değer (5 427,83 ppb) elde edildiği OD ilk homojen grupta yer alırken en yüksek değer (29 228,47 ppb) elde edildiği KB- ile en yüksek ikinci değer (25 268,42 ppb) elde edildiği YP- sadece son homojen grupta yer almıştır.

Çalışmaya konu organlarda Mn konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi incelendiğinde sadece YP- ($p<0,05$) ve KB+ ($P<0,01$) organlarındaki değişimin istatistiki olarak anlamlı düzeyde olduğu görülmektedir. Her iki organda da trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerler Duncan testi sonucunda ilk homojen

grupta yer alırken, trafiğin olmadığı ve yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerler ikinci homojen grubu oluşturmuştur.

Tablo 4.11 Ba (ppb) konsantrasyonunun organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

Organ	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
YP+	14 531,00 a	19 003,24 b	11 544,02 b	0,914	0,409
YP-	26 283,58 ab	13 366,91 ab	21 359,64 c	1,201	0,312
KB+	39 125,22 bB	15 446,75 abA	15 593,85 bcA	9,861	0,000
KB-	24 086,30 ab	20 235,36 b	15 315,94 bc	0,994	0,378
OD	12 461,12 aB	6 431,63 aA	4 000,29 aA	6,651	0,003
F	3,482	2,260	7,195		
P	0,012	0,071	0,000		

Ba konsantrasyonunun organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi incelendiğinde trafiğin az yoğun olduğu alanlarda organ bazında değişimin istatistiki olarak anlamlı düzeyde olmadığı ($p>0,05$), trafiğin olmadığı ($p<0,05$) ve yoğun olduğu alanlarda ($p<0,001$) ise değişimin istatistiki olarak anlamlı düzeyde olduğu görülmektedir.

Trafiğin olmadığı alanlarda Ba konsantrasyonu 12 461,12 ppb (OD) ile 39 125,22 ppb (KB+) arasında değişirken trafiğin yoğun olduğu alanlarda 4 000,29 ppb (OD) ile 21 359,64 ppb (YP-) arasında değişmektedir. Bütün trafik yoğunluklarında en düşük değerlerin OD'da elde edilmiş olması dikkat çekicidir.

Ba konsantrasyonunun farklı organlarda trafik yoğunluğu bazında değişimi (Tablo 4.11) incelendiğinde sadece KB+ ($p<0,001$) ve OD ($p<0,01$) organlarındaki değişimin istatistiki olarak anlamlı düzeyde olduğu görülmektedir. Her iki organda da trafiğin az yoğun ve yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerler Duncan testi sonucunda ilk homojen grubu oluştururken, trafiğin olmadığı alanlarda elde edilen değerler ikinci homojen grubu oluşturmuştur.

Varyans analizi sonuçlarına göre bütün trafik yoğunluklarında Sr konsantrasyonunun organ bazında değişimi istatistiki olarak anlamlı (en az $p<0,01$) düzeyde olduğu

belirlenmiştir. Duncan testi sonuçlarına göre her üç trafik yoğunluğunda da üçer homojen grup oluşmuştur.

Tablo 4.12 Sr (ppb) konsantrasyonunun organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

Organ	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
YP+	32 274,68 aA	80 435,84 cB	62 463,78 bcB	6,907	0,003
YP-	50 051,49 ab	39 894,80 a	63 567,70 bc	1,649	0,205
KB+	65 611,60 bcB	34 337,20 aA	57 160,34 bA	5,132	0,010
KB-	80 736,08 c	69 416,47 bc	76 979,42 c	0,380	0,686
OD	37 571,57 aB	43 993,52 abB	19 837,16 aA	9,551	0,000
F	5,060	4,909	13,057		
P	0,001	0,002	0,000		

Sr konsantrasyonları trafiğin olmadığı alanlardaki 37 571,57 ppb (OD) ile 80 736,08 ppb (KB-) arasında, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 34 337,20 ppb (KB+) ile 80 435,84 ppb (YP+) arasında ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda da 19 837,16 ppb (OD) ile 76 979,42 ppb (KB-) arasında değişmektedir.

Farklı organlarda Sr konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi incelendiğinde YP- ve KB- organlarındaki değişimin istatistiki olarak anlamlı düzeyde olmadığı ($p>0,05$) görülmektedir. Duncan testi sonucunda oluşan gruplaşmalar incelendiğinde Sr konsantrasyonunun YP+'da trafik yoğunluğu ile doğru orantılı olarak arttığı, KB+ ve OD organlarında ise trafik yoğunluğu ile ters orantılı olarak değiştiği belirlenmiştir.

Fe konsantrasyonunun farklı trafik yoğunluğunun olduğu alanlarda organ bazında değişimini gösterir tablo değerleri incelendiğinde bütün trafik yoğunluklarında Cr konsantrasyonunun organ bazında değişiminin istatistiki olarak anlamlı (en az $p<0,05$) düzeyde olduğu görülmektedir.

Trafiğin olmadığı ve az yoğun olduğu alanlarda organlar iki homojen grup oluştururken trafiğin yoğun olduğu alanlarda üç homojen grup oluşturmuştur. Trafiğin

olmadığı alanlarda en düşük değer 25 492,98 ppb ile YP+, en yüksek değer ise 64 121,92 ppb ile YP- organlarında elde edilirken Duncan testi sonucunda en yüksek değer tek başına ikinci grubu oluşturmuş, diğer değerler birinci homojen grupta yer almıştır.

Tablo 4.13 Fe (ppb) konsantrasyonunun organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

Organ	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
YP+	25 492,98 aA	67 310,36 bB	29 195,28 aA	7,718	0,001
YP-	64 121,92 b	79 558,17 b	83 873,86 c	0,453	0,639
KB+	28 760,08 aA	14 468,28 aA	79 323,94 bcB	23,993	0,000
KB-	30 441,40 aA	69 388,68 bB	61 030,77 bB	5,121	0,010
OD	31 077,52 aB	12 354,18 aA	15 375,04 aA	4,941	0,012
F	3,497	7,129	17,412		
P	0,012	0,000	0,000		

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda Fe konsantrasyonu 12 354,18 ppb ile 79 558,17 ppb arasında değişirken en düşük değere sahip YP- organı ile YP+ ve KB- organları bir homojen grupta, diğer değerler ise başka homojen grupta yer almıştır. Trafik yoğun olduğu alanlarda en düşük değer 15 375,04 ppb ile OD, en yüksek değer ise 83 873,86 ppb ile YP- organında elde edilmiştir.

Fe konsantrasyonunun farklı organlarda trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişimi incelendiğinde YP- organındaki değişimin istatistiki olarak anlamlı düzeyde olmadığı ($p>0,05$) görülmektedir. Diğer organlarda Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar incelendiğinde Fe konsantrasyonunun hem yıkanan hem de yıkanmayan kabuklarda trafik yoğunluğu ile birlikte arttığı, OD’da ise trafiğin yoğunluğu ile ters orantılı olarak değiştiği belirlenmiştir. YP+’da ise en yüksek değer trafikin az yoğun olduğu alanlarda elde edilmiş, trafikin olmadığı ve yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerler ise aynı homojen grupta yer almıştır.

Varyans analizi sonuçlarına göre Na konsantrasyonunun organ bazında değişimi, trafikin olmadığı alanlarda istatistiki olarak anlamlı düzeyde değilken ($p>0,05$), trafikin az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlarda anlamlı ($p<0,001$) düzeydedir.

Tablo 4.14 Na (ppm) konsantrasyonunun organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

Organ	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
YP+	261,06 aB	105,98 aA	231,75 bAB	3,477	0,040
YP-	189,23 a	241,51 b	251,66 b	1,340	0,274
KB+	240,89 aAB	188,67 bA	266,27 bB	3,295	0,047
KB-	181,04 aA	235,47 bB	149,58 aA	8,639	0,001
OD	174,05 aA	252,20 bB	150,46 aA	4,339	0,019
F	1,007	7,043	7,350		
P	0,410	0,000	0,000		

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda Duncan testi sonucunda iki homojen grup oluşmuş, en düşük değer (105,98 ppm) elde edildiği YP+ ilk homojen grubu oluştururken diğer organların tamamı ikinci homojen grupta yer almıştır. Bu alanlarda en yüksek değer (252,20 ppm) OD’da elde edilmiştir.

Trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise en düşük değer (149,58 ppm) elde edildiği KB- organı ile birlikte OD (150,46 ppm) ilk homojen grubu oluştururken diğer organlar ikinci homojen grubu oluşturmuştur. Bu alanlarda en yüksek değer 266,27 ppm ile KB+’da elde edilmiştir.

Farklı organlarda Na konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı değişimi incelendiğinde YP-’deki değişimin istatistiki olarak anlamlı düzeyde olmadığı ($p>0,05$) görülmektedir. Diğer organlarda Duncan testi sonucunda oluşan gruplaşmalar incelendiğinde Na konsantrasyonunun hiçbir organda trafik yoğunluğu ile orantılı olarak değişmediği görülmektedir. YP+ ve KB+ organlarında en düşük değerler, KB- ve OD organlarında ise en yüksek değerler trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilmiştir.

Ca (ppm) konsantrasyonunun organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimini gösterir tablo değerleri incelendiğinde Varyans analizi sonuçlarına göre Ca konsantrasyonunun organ bazında değişiminin bütün trafik yoğunluklarında istatistiki olarak anlamlı (en az $p<0,01$) düzeyde olduğu görülmektedir. Trafiğin olmadığı ve yoğun olduğu

alanlarda Duncan testi sonucunda üçer homojen grup oluşmuş, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda ise veriler iki homojen grupta toplanmıştır.

Tablo 4.15 Ca (ppm) konsantrasyonunun organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

Organ	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
YP+	2 261,81 aA	7 483,20 bB	8 163,98 bB	7,398	0,002
YP-	5 222,46 abA	7 417,32 bA	11 384,78 cB	7,026	0,002
KB+	2 860,34 abA	2 816,58 aA	6 334,74 bB	6,298	0,004
KB-	8 485,59 cB	4 993,70 abA	5 137,84 abA	4,075	0,024
OD	5 725,88 bcB	4 410,91 aAB	2 383,64 aA	4,946	0,012
F	5,874	5,296	9,403		
P	0,000	0,001	0,000		

Trafiğin olmadığı alanlarda en düşük değerin (2 261,81 ppm) elde edildiği YP+ sadece ilk homojen grupta yer alırken en yüksek değerin (8 485,59 ppm) elde edildiği KB- sadece son homojen grupta yer almıştır. Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda ise en düşük değerin (2 816,58 ppm) elde edildiği KB+ organı ile birlikte OD, sadece ilk homojen grupta yer alırken en yüksek değerin (7 483,20 ppm) elde edildiği YP+ organı ile birlikte YP- organı da sadece son homojen grupta yer almıştır. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en düşük değer (2 383,64 ppm) OD’da, en yüksek değer (11 384,78 ppm) ise YP-’de elde edilmiştir.

Ca konsantrasyonunun organlarda trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişimi incelendiğinde bütün organlardaki değişimin istatistiki olarak anlamlı düzeyde olduğu görülmektedir. Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar incelendiğinde ise Ca konsantrasyonunun Yapraklar ve KB+’da trafik yoğunluğu ile doğru orantılı, KB- ve OD organlarında ise ters orantılı olarak değiştiği söylenebilir.

Tabloda görüldüğü üzere K konsantrasyonunun bütün trafik yoğunluklarında organ bazında değişimi istatistiki olarak anlamlı ($p<0,001$) düzeydedir. Duncan testi sonucunda trafiğin az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlarda üçer homojen grup oluşmuş, trafiğin olmadığı alanlarda ise veriler iki homojen grupta toplanmıştır.

Trafiğin olamduğu alanlarda YP+ (3 368,43 ppm) ile OD (3 904,90 ppm) organları ilk homojen grubu oluştururken diğer organların hepsi ikinci homojen grupta yer almıştır.

Tablo 4.16 K (ppm) konsantrasyonunun organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

Organ	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
YP+	3 368,43 aA	9 329,14 cB	7 450,71 bB	13,811	0,000
YP-	7 384,09 bA	5 724,99 abA	11 963,61 cB	10,167	0,000
KB+	7 211,77 bAB	5 297,97 abA	8 757,54 bB	4,488	0,017
KB-	8 254,16 b	6 295,10 b	8 302,12 b	2,082	0,136
OD	3 904,90 a	3 685,50 a	4 925,35 a	1,158	0,324
F	6,843	7,315	9,021		
P	0,000	0,000	0,000		

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda en düşük değerin (3 685,50 ppm) elde edildiği OD sadece ilk, en yüksek değerin (9 329,14 ppm) elde edildiği YP+ sadece son homojen grupta yer almıştır. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise en düşük değerin (4 925,35 ppm) elde edildiği OD sadece ilk, en yüksek değerin (11 963,61 ppm) elde edildiği YP- ise sadece son homojen grupta yer alırken diğer organların tamamı ikinci homojen grubu oluşturmuştur.

Farklı organlarda K konsantrasyonlarının trafik yoğunluğuna bağlı değişimi incelendiğinde OD ve KB- organlarındaki değişimin istatistiki olarak anlamlı düzeyde olmadığı ($p>0,05$) görülmektedir. Duncan testi sonucunda oluşan gruplaşmalar incelendiğinde K konsantrasyonunun genel olarak trafik yoğunluğu ile birlikte arttığı söylenebilir.

4.3 Elementlerin Tür, Organ ve Trafik Yoğunluğu Bazında Değişimi

Çalışma kapsamında, çalışmaya konu elementlerin tür ve organ bazındaki değişimi ile birlikte trafik yoğunluğuna bağlı değişimi de ayrı ayrı değerlendirilmiştir. Elde edilen veriler, varyans analizi ve Duncan testine tabi tutulmuştur. Elde edilen sonuçlar özetlenerek tablolastırılmıştır. Cr konsantrasyonunun tür, organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi Tablo 4.17 'de verilmiştir.

Tablo 4.17 Cr (ppb) konsantrasyonunun tür, organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

Tür	Organ	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
RP	YP+	82,06 cB	29,73 aA	24,66 aA	177,759	0,000
	YP-	143,66 fg A	436,00 kC	298,36 hB	6 668,616	0,000
	KB+	138,63 efgA	209,16 gB	483,43 jkC	741,855	0,000
	KB-	97,6 cdA	269,46 hC	193,66 fB	530,811	0,000
	OD	177,16 hiB	327,23 iC	59,83 bA	105,512	0,000
PO	YP+	88,00 cA	146,90 deB	200,66 fC	27,950	0,001
	YP-	198,83 ijB	187,13 efgA	462,40 jC	5 676,287	0,000
	KB+	471,73 mC	157,00 defA	389,80 iB	150,848	0,000
	KB-	130,23 efA	120,33 cdA	209,66 fB	50,490	0,000
	OD	152,46 fgA	225,46 gA	505,90 kB	25,473	0,001
AN	YP+	32,80 abA	67,73 abB	587,20 lC	1 315,473	0,000
	YP-	41,46 abA	233,60 ghB	1034,40 mC	686,951	0,000
	KB+	252,06 kB	129,46 dA	261,33 gB	140,879	0,000
	KB-	472,26 mC	80,70 bcA	261,60 gB	8 132,175	0,000
	OD	98,16 cdA	379,40 jC	150,66 dB	664,839	0,000
UM	YP+	34,80 ab	51,86 ab	31,06 a	1,123	0,385
	YP-	116,93 deB	73,06 abA	190,80 fgC	52,789	0,000
	KB+	368,53 lB	215,16 gA	212,66 fA	108,843	0,000
	KB-	189,66 iB	187,36 efgB	28,40 aA	1 234,602	0,000
	OD	162,66 ghB	187,16 efgB	92,66 cA	30,682	0,001
NO	YP+	52,73 bA	194,83 fgC	77,86 bcB	536,130	0,000
	YP-	192,53 iB	132,53 dA	145,20 dA	14,614	0,005
	KB+	218,33 jC	188,10 efgB	163,20 dfA	23,706	0,001
	KB-	24,93 aA	420,53 jkC	164,06 dfB	1 524,432	0,000
	OD	82,3 cB	53,46 abA	147,93 dC	199,539	0,000
F		11,659	4,110	4,252		
P		0,000	0,005	0,004		

Cr konsantrasyonunun tür ve organ bazında değişimlerinin bütün trafik yoğunluklarında istatistiki olarak anlamlı düzeyde (en az $p<0,01$) olduğu belirlenmiştir. Cr konsantrasyonunun trafiğin olmadığı alanlardaki değişimi incelendiğinde en düşük değerlerin, Duncan testine göre ilk gruplarda yer alan NOKB-

(24,93 ppb), ANYP+ (32,80 ppb), UMYP+ (34,80 ppb) ve ANYP- (41,46 ppb), en yüksek değerlerin ise Duncan testi sonuçlarına göre son homojen grubu oluşturan ANKB- (472,26 ppb) ve POKB+'da (471,73 ppb) elde edildiği görülmektedir.

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda en düşük Cr konsantrasyonu RPYP+'da (29,73 ppb) elde edilmiş olup bu organ sadece ilk homojen grupta yer almıştır. RPYP+ ile birlikte UMYP+ (51,86 ppb), NOOD (53,46 ppb), ANYP+ (67,73 ppb) ve UMYP- (73,06 ppb) ilk homojen grupta yer alan diğer değerler olarak göze çarpmaktadır. Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda en yüksek değerler ise RPYP- (436,00 ppb), NOKB- (420,53 ppb) ve ANOD'da (379,4 ppb) elde edilmiştir.

Trafiğin yoğun olduğu alanlarda Duncan testi sonucuna göre ilk homojen grubu oluşturan değerler RPYP+ (24,66 ppb), UMKB- (28,40 ppb) ve UMYP+'da (31,06 ppb) elde edilmiştir. Bu alanlarda en yüksek değerler ise ANYP- (1034,4 ppb) ve ANYP+ (587, 21 ppb) elde edilmiştir. En yüksek değerlerin AN yapraklarında elde edilmiş olması dikkat çekicidir.

Cr konsantrasyonunun farklı tür ve organlarda trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişimi incelendiğinde sadece UM türünün YP+ organındaki değişimin istatistiki olarak anlamlı düzeyde olmadığı ($p>0,05$) diğer bütün organlardaki değişimin ise istatistiki olarak anlamlı düzeyde olduğu (en az $p<0,01$ düzeyinde) görülmektedir.

Duncan testi oluşan homojen gruplar incelendiğinde aralarında istatistiki olarak anlamlı düzeyde fark olduğu belirlenen toplam 24 organdan 11 adetinde trafiğin olmadığı alanlarda elde edilen değerlerin ilk homojen grupta olduğu belirlenmiştir. Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerlerden 11 tanesi, trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerlerin ise 7 tanesi Duncan testi sonucunda ilk homojen gruplarda yer almıştır. (Toplam 24 organ değerlendirilmiş olmasına rağmen ilk homojen gruplarda yer alan toplam 29 adet değer olmasının sebebi, bazı organlarda iki değer aynı grupta yer almasıdır).

Trafik yoğunluğunun farklı olduğu alanlarda elde edilen değerlerin istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılaştığı 24 organdan 17 tanesinde Duncan testi sonucunda 3

homojen grup oluştuğu belirlenmiştir. Duncan testi sonucunda trafiğin olmadığı alanlarda 3 organ, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 6 organ ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda 7 organ uğıncı homojen grupta yer almıştır.

Genel olarak değerlendirildiğinde Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplara gıre Cr konsantrasyonunun değişiminin değerlendirildiği 24 organdan 6 tanesinde trafik yoğunluğu arttıka arttığı, 6 tanesinde ise trafik yoğunluğu arttıka azaldığı belirlenmiştir.

Bütün organlardaki Cr konsantrasyonunun değişimi incelendiğinde, Cr konsantrasyonunun izlenmesi için kullanılabilecek en uygun organların AN yaprakları olduğu belirlenmiştir. AN yapraklarındaki Cr konsantrasyonu trafik yoğunluğu ile birlikte artmasının yanı sıra bütün trafik yoğunluklarında yıkanmayan yapraklardaki Cr konsantrasyonu, yıkanan yapraklardaki Cr konsantrasyonlarından daha ylıksek dızeydedir.

Varyans analizi sonuçlarına gıre Mn konsantrasyonunun tır ve organ bazında değişimi istatistiki olarak bütün trafik yoğunluklarında istatistiki olarak anlamlı (en az $p<0,05$) dızeydedir. Trafiğin olmadığı alanlarda Mn konsantrasyonunun tır ve organ bazında değişimi incelendiğinde en dışık değerlerin 1 151,26 ppb ile NOYP+, 1 211,63 ppb ile RPOD ve 1 400,53 ppb ile de NOKB-'de elde edildiği gırılmektedir. Bu alanlarda en ylıksek değerler ise POKB- (47 185,16 ppb), POYP+ (46 010, 46 ppb) ve POYP-'de (45 294,46 ppb) elde edilmiştir. En ylıksek değerlerin PO yaprak ve dallarında elde edilmiş olması dikkat ęekmektedir.

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda en dışık Mn konsantrasyonları UMYP- (479,06 ppb), POKB- (757,26 ppb) ve NOOD'da (921,93 ppb) elde edilirken en ylıksek Mn konsantrasyonları ANYP+ (50 262,53 ppb) ve POYP+'da (32 419,20 ppb) elde edilmiştir. En ylıksek iki değer yıkanmamış yapraklarda elde edilmiştir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise Duncan testi sonucuna gıre ilk homojen grubu oluşturan değerler POYP+ (289,06 ppb), UMOD (294,23 ppb) ve RPOD'da (311,03 ppb) elde edilmiştir. Bu alanlarda en ylıksek değerler ise NOKB- (74 533,5 ppb), ANYP+ (43 742,06 ppb) ve ANKB+'da (33 903,63 ppb) elde edilmiştir. Trafiğin yoğun olduğu

alanlarda elde edilen en düşük 5 konsantrasyonun dördünün odunlarda, en yüksek değerlerin ise yıkanmamış yaprak ve odunlarda elde edilmiş olması dikkat çekicidir.

Tablo 4.18 Mn (ppb) konsantrasyonunun tür, organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

Tür	Organ	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
RP	YP+	35 572,56 nC	20 952,26 nB	1 777,60 dA	20 323,663	0,000
	YP-	31 606,03 lC	13 456,00 kB	9 908,40 jA	13 189,437	0,000
	KB+	12 099,13 hB	10 083,36 iA	14 643,50 lC	383,336	0,000
	KB-	10 978,00 fgC	7 550,13 hB	5 283,20 hA	13 187,417	0,000
	OD	1 211,63 aB	1 275,20 bcC	311,03 aA	3 993,166	0,000
PO	YP+	46 010,46 rC	32 419,20 sB	289,06 aA	4 388,362	0,000
	YP-	45 294,46 pC	2 256,43 dA	13 340,26 kB	69 904,959	0,000
	KB+	11 526,06 ghB	1 318,83 cA	19 570,40 nC	86 639,412	0,000
	KB-	47 185,16 sC	757,26 abA	19 856,36 oB	59 107,737	0,000
	OD	7 538,60 eB	1 185,80 bcA	19 213,13 mC	8 995,474	0,000
AN	YP+	2 095,06 bA	50 262,53 tC	43 742,06 tB	99 582,993	0,000
	YP-	2 732,53 bcA	27 538,93 rB	64 417,86 uC	68 946,025	0,000
	KB+	33 003,96 mB	26 737,8 pA	33 903,63 rB	57,701	0,000
	KB-	36 102,73 nB	26 177,76 oA	44 470,50 uC	1 622,002	0,000
	OD	16 632,00 iC	3 597,06 fA	6 679,20 iB	25 952,322	0,000
UM	YP+	2 862,00 cB	2 758,73 eB	1 024,53 cA	11,114	0,010
	YP-	5 087,86 dC	479,06 aA	4 395,06 fB	13 289,111	0,000
	KB+	10 362,06 fC	4 180,93 gA	4 716,13 gB	2 718,671	0,000
	KB-	20 900,23 jC	3 171,33 efB	1 998,80 dA	31 665,753	0,000
	OD	2 652,00 bcB	3 330,36 fC	294,23 aA	2 609,783	0,000
NO	YP+	1 151,26 aA	12 557,63 jC	3 600,66 eB	9 009,639	0,000
	YP-	26 354,66 kB	15 028,53 lA	34 280,53 sC	59 976,699	0,000
	KB+	41 444,96 oC	1 298,03 cA	32 720,00 pB	5 293,743	0,000
	KB-	1 400,53 aA	17 350,53 mB	74 533,5 wC	770 139,575	0,000
	OD	2 329,80 bcC	921,93 abcB	641,53 bA	834,815	0,000
	F	3,185	2062,07 a	4,252		
	P	0,018	80,706	0,004		

Mn konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı olarak farklı tür ve organlarındaki değişimi incelendiğinde sadece UM türünün YP+ organındaki değişimin istatistiki olarak %99 güven düzeyinde ($p<0,01$), diğer bütün organlarda ise istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olmak üzere farklılaştığı belirlenmiştir.

Duncan testi oluşan homojen gruplar incelendiğinde çalışmaya konu toplam 25 organdan 4 adedinde trafiğin olmadığı alanlarda elde edilen değerlerin ilk homojen grupta olduğu belirlenmiştir. Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerlerden 12 tanesi, trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerlerin ise 9 tanesi Duncan testi sonucunda ilk homojen gruplarda yer almıştır.

Çalışmaya konu 25 organdan 23 tanesinde Duncan testi sonucunda 3 homojen grup oluştuğu belirlenmiştir. Duncan testi sonucunda trafiğin olmadığı alanlarda 12 organ, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 4 organ ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda 7 organ üçüncü homojen grupta yer almıştır.

Genel olarak değerlendirildiğinde Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplara göre Mn konsantrasyonunun değişiminin değerlendirildiği 25 organdan 6 tanesinde trafik yoğunluğu arttıkça azaldığı ve sadece 2 tanesinde ise trafik yoğunluğu ile birlikte arttığı belirlenmiştir. Trafik yoğunluğu arttıkça RP yapraklarındaki Mn konsantrasyonunun azalması dikkat çekicidir.

Varyans analizi sonuçlarına göre Ba konsantrasyonunun trafiğin olmadığı ($p<0,05$) ve yoğun olduğu ($p<0,001$) alanlarda tür ve organ bazındaki değişimi istatistiki olarak anlamlı düzeyde iken trafiğin az yoğun olduğu alanlardaki değişimi istatistiki olarak anlamlı düzeyde değildir ($p>0,05$).

Duncan testi sonuçlarına göre trafiğin olmadığı alanlarda en düşük değerlerin elde edildiği ANYP- (1 545,73 ppb), ANYP+ (1 551,73 ppb) ve NOYP+ (1 566,66 ppb) ilk homojen grubu oluşturmuştur. En yüksek değerler ise UMKP+ (68 872,06 ppb) ve NOYP-'de (63 016,80 ppb) elde edilmiştir. Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda en düşük Ba konsantrasyonları POYP- (1 422,33 ppb) ve POKB-'de (1 522,46 ppb) elde edilmiştir. Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilen en yüksek değerler sırasıyla 63 096,60 ppb (NOKB-), 39 234,0 ppb (NOYP-) ve 35 842,03 ppb (NOYP+) olup

trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerler arasında istatistiki olarak anlamlı düzeyde fark bulunmadığından Duncan testi sonucuna göre gruplaşmalar oluşmamıştır.

Tablo 4.19 Ba (ppb) konsantrasyonunun tür, organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

Tür	Organ	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
RP	YP+	58 579,43 rC	25 184,53 oB	7 756,40 eA	204 999,5	0,000
	YP-	56 787,80 oC	9 134,40 iB	8 411,43 fA	229 215,4	0,000
	KB+	53 232,63 mC	9 617,50 jA	12 945,06 jB	24 597,4	0,000
	KB-	54 689,86 nC	8 768,06 hB	8 565,46 fA	324 337,3	0,000
	OD	6 696,60 eC	2 768,00 bB	1 303,96 aA	33 564,2	0,000
PO	YP+	6 842,26 eB	6 972,20 fC	1 966,00 bA	39 968,3	0,000
	YP-	4 240,86 cB	1 422,33 aA	10 592,86 hC	30 849,6	0,000
	KB+	3 112,60 bB	2 792,00 bA	9 043,73 gC	30 318,7	0,000
	KB-	6 645,36 eB	1 522,46 aA	8 943,83 gC	76 473,9	0,000
	OD	2 794,86 bA	3 156,46 cB	7 734,43 eC	5 993,8	0,000
AN	YP+	1 551,73 aA	8 132,26 gB	20 736,4 lmC	11 192,2	0,000
	YP-	1 545,73 aA	5 596,86 eB	24 361,2 nC	127 746,1	0,000
	KB+	12 629,8 hA	17 220,66 lB	20 669,13 lC	605,7	0,000
	KB-	15 710,93iB	11 684,13 kA	15 949,13 kC	1 592,8	0,000
	OD	12 260,8 gC	2 838,80 bcB	2 430,30 cA	387 054,4	0,000
UM	YP+	4 114,93 cA	18 885,16 nC	15 866,00 kB	18 422,3	0,000
	YP-	5 826,73 dB	3 676,93 dA	13 006,80 jC	40 381,4	0,000
	KB+	68 872,06 eC	30 642,00 pB	12 857,00 jA	15 695,7	0,000
	KB-	17 975,46 iB	30 744,03 pC	13 046,13 jA	41 382,7	0,000
	OD	28 794,00 lC	5 687,7 eB	1 390,96 aA	45 403,9	0,000
NO	YP+	1 566,66 aA	35 842,03 rC	11 395,33 iB	26 714,4	0,000
	YP-	63 016,80 sC	39 234,00 sA	51 975,06 pB	4 211,9	0,000
	KB+	57 779,00 pC	16 961,6 0lA	20 905,20 mC	20 009,3	0,000
	KB-	25 409,86 kA	63 096,60 tC	30 075,16 oB	6 494,8	0,000
	OD	11 759,36 fB	17 707,20 mC	7 141,80 dA	2 670,3	0,000
	F	3,482	2,260	7,195		
	P	0,012	0,071	0,000		

Trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen en düşük Ba konsantrasyonları olan 1 303,96 ppb (RPOD) ile 1 390,96 ppb (UMOD) ilk homojen grubu oluşturmuş olup bu alanlarda en yüksek değerler NOYP- (51 975,06 ppb) ve NOKB+'da (30 075,16 ppb) elde edilmiştir. Genel olarak trafiğin yoğun olduğu alanlardaki en düşük Ba konsantrasyonlarının odunlarda elde edildiği söylenebilir. Zira en düşük 6 değerin 5 tanesi odunlarda elde edilmiştir. En yüksek iki değer ise NO türünde elde edilmiştir.

Ba konsantrasyonunun farklı tür ve organlarında trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişimi incelendiğinde bütün organlarda istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olmak üzere farklılaştığı belirlenmiştir. Duncan testi oluşan homojen gruplar incelendiğinde çalışmaya konu toplam 25 organdan 6 adedinde trafiğin olmadığı alanlarda, 8 adedinde trafiğin az yoğun olduğu alanlarda ve 10 adedinde trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerler Duncan testi sonucunda ilk homojen gruplarda yer almıştır.

Çalışmaya konu 25 organın tamamında Duncan testi sonucunda 3 homojen grup oluştuğu belirlenmiştir. Duncan testi sonucunda trafiğin olmadığı alanlarda 11 organ, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 6 organ ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda da 10 organ üçüncü homojen grupta yer almıştır.

Genel olarak değerlendirildiğinde Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplara göre Ba konsantrasyonunun değişiminin değerlendirildiği 25 organdan 7 tanesinde trafik yoğunluğu arttıkça azaldığı ve sadece 4 tanesinde ise trafik yoğunluğu ile birlikte arttığı belirlenmiştir. Trafik yoğunluğu arttıkça RP türünde KB+ dışındaki bütün organlarda Ba konsantrasyonunun azalması dikkat çekicidir. Ayrıca AN yaprakları ve KB+ organında da trafik yoğunluğu arttıkça Ba konsantrasyonunun da arttığı belirlenmiştir.

Sr konsantrasyonunun tür, organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimini gösterir tabloda görüldüğü üzere her üç trafik yoğunluğunda da Sr konsantrasyonunun tür ve organ bazındaki değişimi istatistiki olarak anlamlı (en az $p<0,01$) düzeydedir.

Ortalama değerler ve Duncan testi sonuçları incelendiğinde en düşük değerlerin elde edildiği NOYP+ (4 466,66 ppb), ANYP- (5 861,73) ve ANYP+ (7 844,13)

organlarının her birisinin ayrı bir homojen grupta yer aldığı görülmektedir. Trafik yoğunluğunda en yüksek değerler RPKB- (141 958,53 ppb), NOYP- (128 562,66 ppb) ve UMKB+ (116 718,8 ppb) organlarında elde edilmiş ve bu değerlerin de her birisi Duncan testi sonucunda ayrı bir homojen grupta yer almıştır.

Tablo 4.20 Sr (ppb) konsantrasyonunun tür, organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

Tür	Organ	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
RP	YP+	61 464,16 oA	164 876,26 uC	76 510,53 sB	56 912,5	0,000
	YP-	50 817,06 lC	43 583,60 iB	29 545,46 gA	5 760,1	0,000
	KB+	13 400,86 eA	18 080,30 cB	54 062,80 kC	7 745,3	0,000
	KB-	141 958,53 wB	160 682,46 tC	85 709,40 vA	3 794,7	0,000
	OD	14 153,50 efB	36 296,50 hC	10 888,36 cA	14 779,3	0,000
PO	YP+	76 860,46 rC	60 809,86 oB	13 676,40 dA	11 662,2	0,000
	YP-	50 817,06 lC	9 496,26 aB	43 395,20 hA	2 982,6	0,000
	KB+	45 020,80 jB	31 784,53 fA	92 632,26 xC	11 019,5	0,000
	KB-	60 133,43 nB	21 941,33 eA	74 965,50 rC	32 727,1	0,000
	OD	37 635,13 iA	45 195,60 jB	47 127,90 iC	274,7	0,000
AN	YP+	7 844,13 cA	44 700,00 jB	93 315,73 xC	8 947,0	0,000
	YP-	5 861,73 bA	51 987,66 kB	104 766,00 yC	19 690,7	0,000
	KB+	66 155,56 pC	44 497,76 jB	14 086,30 deA	5 232,	0,000
	KB-	83 992,73 sB	56 952,30 lA	91 716,76 wC	3 630,6	0,000
	OD	49 716,46 kC	16 751,86 bB	14 906,60 eA	21 133,9	0,000
UM	YP+	10 738,00 dA	58 456,20 mB	79 690,53 tC	20 968,5	0,000
	YP-	14 596,53 fA	33 400,80 gB	58 515,46 lC	23 872,2	0,000
	KB+	116 718,80 uC	17 522,36 bcA	60 023,53 mB	22 551,8	0,000
	KB-	33 378,8 hB	19 204,83 dA	61 712,66 nC	62 493,4	0,000
	OD	55 025,6 mA	57 262,30 lC	7 483,00 bB	10 481,9	0,000
NO	YP+	4 466,66 aA	73 336,9 rC	49 125,73 jB	2 669,5	0,000
	YP-	128 562,66 vC	73 098,53rA	81 616,40 uB	22 034,5	0,000
	KB+	86 761,96 tC	59 801,06 nA	64 996,80 oB	5 258,1	0,000
	KB-	84 216,93 sA	105 730,26 sC	70 792,80 pA	2 973,1	0,000
	OD	31 327,16 gB	64 461,33 pC	18 779,93 fA	7 554,4	0,000
	F	5,060	4,909	13,057		
	P	0,001	0,002	0,000		

Trafiğin az yoğun olduğu ortamlarda elde edilen en düşük Sr değeri 9496,26 ppb (POYP-) olup bu değer Duncan testi sonucunda tek başına ilk homojen grubu oluştururken sonraki en düşük değerler 16 751,86 ppb (ANOD) ve 175 522,36 ppb (UMKB+) ikinci homojen grupta yer almıştır. En yüksek Sr konsantrasyonları ise RPYP+ (164 876,26 ppb) ve RPKB-'de (160 682,46 ppb) elde edilmiştir.

Trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen en düşük değerler olan 7 483,0 ppb (UMOD) ile 108,88 ppb (RPOD) Duncan testi sonucuna göre ilk iki homojen grubu oluşturmuştur. En yüksek değerler ise ANYP- (104 766,00 ppb) ve ANYP+'da (93 315,73 ppb) elde edilmiştir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en yüksek değerlerin AN yapraklarında elde edildiği görülmektedir.

Sr konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı olarak farklı tür ve organlarındaki değişimi incelendiğinde, Ba konsantrasyonunda olduğu gibi Sr konsantrasyonunun da bütün organlarda istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olmak üzere farklılaştığı belirlenmiştir. Duncan testi oluşan homojen gruplar incelendiğinde çalışmaya konu toplam 25 organdan 10 adedinde trafiğin olmadığı alanlarda, 7 adedinde trafiğin az yoğun olduğu alanlarda ve 9 adedinde trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerler Duncan testi sonucunda ilk homojen gruplarda yer almıştır. Çalışmaya konu 25 organın tamamında Duncan testi sonucunda 3 homojen grup oluştuğu belirlenmiştir. Trafiğin olmadığı alanlarda 8 organ, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 7 organ ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda da 10 organ Duncan testi sonucunda üçüncü homojen grupta yer almıştır.

Genel olarak değerlendirildiğinde Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplara göre Ba konsantrasyonunun değişiminin değerlendirildiği 25 organdan 5 tanesinde trafik yoğunluğu arttıkça azaldığı ve 6 tanesinde ise trafik yoğunluğu ile birlikte arttığı belirlenmiştir. Trafik yoğunluğu arttıkça Sr konsantrasyonunun PO yapraklarında azaldığı, AN ve UM yapraklarında ise arttığı belirlenmiştir. Bu sonuçlara göre Sr konsantrasyonunun izlenmesinde en uygun organların AN ve UM yaprakları olduğu söylenebilir.

Fe konsantrasyonlarının tür ve organ bazında değişimleri de istatistiki olarak anlamlı (en az $p<0,05$) düzeydedir. Trafiğin olmadığı alanlarda en düşük değer (4 340,33

ppb) elde edildiği NOYP+, Duncan testi sonuçlarına göre sadece ilk homojen grupta yer alırken, sonraki en düşük değerin (4 815,86 ppb) elde edildiği ANYP- ilk iki homojen grupta yer almaktadır. Bu alanlarda en yüksek değerler ise NOYP- (156 288,8 ppb) ve UMOD'da (86 704,00 ppb) elde edilmiştir. En düşük ve en yüksek değerlerin NO yapraklarında elde edilmiş olması dikkat çekmektedir.

Tablo 4.21 Fe (ppb) konsantrasyonunun tür, organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

Tür	Organ	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
RP	YP+	66 745,96 nB	120 149,33 oC	36 467,60 iA	26 640,7	0,000
	YP-	79 244,56 rB	113 149,20 lC	10 305,43 bA	35 846,7	0,000
	KB+	77 013,56 pB	11 491,03 cA	10 872,16 bcA	5 489,5	0,000
	KB-	26 266,53 iA	118 658,40 nC	48 741,73 jB	43 357,7	0,000
	OD	17 055,76 fC	13 348,730 dB	11 302,76 cA	47,2	0,000
PO	YP+	35 183,26 lB	75 171,70 jC	13 904,66 dA	11 421,8	0,000
	YP-	11 267,80 dB	7 251,23 aA	111 450,26 sC	14 123,7	0,000
	KB+	14 806,20 eA	13 632,86 deA	84 915,13 pB	8 647,4	0,000
	KB-	45 548,03 mB	7 888,06 aA	55 791,40 lC	77 092,8	0,000
	OD	6 253,33 cA	12 921,66 dB	17 745,16 fC	844,0	0,000
AN	YP+	5 514,53 bcA	114 915,06 mC	29 873,6 hB	118 500,9	0,000
	YP-	4 815,86 abA	149 622,53 pC	60 172,8 nB	15 795,4	0,000
	KB+	20 927,36 ghB	19 223,10 hA	73 310,26 oC	6 387,8	0,000
	KB-	32 625,00 kA	34 083,23 iB	90 544,63 rC	20 997,	0,000
	OD	28 437,63 jC	13 818 deA	23 308,16 gB	9 164,1	0,000
UM	YP+	15 680,80 eB	11 325,76 cA	49 207,73 jC	3 359,6	0,000
	YP-	68 992,60 oB	14 315,86 efA	125 520,40 vC	27 895,1	0,000
	KB+	20 138,66 gB	10 797,33 bcA	114 899,60 uC	60 461,3	0,000
	KB-	21 410,90 hB	10 737,00 bcA	52 148,40 kC	30 883,5	0,000
	OD	86 704,00 sC	11 295,10 bcB	6 517,86 aA	65 783,8	0,000
NO	YP+	4 340,33 aA	14 989,93 fB	16 522,80 eC	3 900,2	0,000
	YP-	156 288,8 tB	183 516,40 rC	111 920,40 stA	12 056,4	0,000
	KB+	10 914,63 dA	17 197,06 gB	112 622,53 tC	12 185,9	0,000
	KB-	26 356,53 iA	95 342,86 kC	57 927,70 mB	84 603,	0,000
	OD	16 936,90 fB	10 387,40 bA	18 001,26 fC	734,4	0,000
	F	3,497	7,129	17,412		
	P	0,012	0,000	0,000		

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda Duncan testi sonucuna göre ilk homojen grubu en düşük Fe değerlerine sahip POYP- (7 251,23 ppb) ve POKB+ (7 888,06 ppb) oluştururken en yüksek değerler NOYP- (183 516,4 ppb) ve ANYP-'de (149 622,53 ppb) elde edilmiştir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise en düşük Fe değerleri UMOD (6 517,86 ppb) ve RPYP-'de (10 305,43 ppb) elde edilirken en yüksek değerler UMYP- (125 520,4 ppb) ve UMKB+'da (114 899,6 ppb) elde edilmiştir.

Fe konsantrasyonunun tür, organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimini gösterir tablo değerleri incelendiğinde, Fe konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı olarak farklı tür ve organlarındaki değişiminin Sr ve Ba konsantrasyonlarında olduğu gibi bütün organlarda istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olmak üzere farklılaştığı görülmektedir.

Duncan testi oluşan homojen gruplar incelendiğinde çalışmaya konu toplam 25 organdan 9 adedinde trafiğin olmadığı alanlarda, 11 adedinde trafiğin az yoğun olduğu alanlarda ve 7 adedinde trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerler Duncan testi sonucunda ilk homojen gruplarda yer almıştır.

Çalışmaya konu 25 organın 23 adedinde Duncan testi sonucunda 3 homojen grup olduğu belirlenmiştir. Trafiğin olmadığı alanlarda 3 organ, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 8 organ ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda da 12 organ Duncan testi sonucunda üçüncü homojen grupta yer almıştır. Yapılan hesaplamalar sonucunda trafiğin olmadığı alanlarda 4 organ, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 8 organ ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda da 13 organın Duncan testi sonucunda son homojen gruplarda yer aldığı belirlenmiştir.

Genel olarak değerlendirildiğinde Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplara göre Fe konsantrasyonunun değişiminin değerlendirildiği 25 organdan 3 tanesinde trafik yoğunluğu arttıkça azaldığı ve 5 tanesinde ise trafik yoğunluğu ile birlikte arttığı belirlenmiştir. Trafik yoğunluğu arttıkça Fe konsantrasyonunun yıkanmış NO yaprak ve kabuklarında arttığı belirlendiğinden Fe konsantrasyonunun izlenmesinde en uygun organların yıkanmış NO yaprak ve kabukları olduğu söylenebilir.

Tablo 4.22 Na (ppm) konsantrasyonunun tür, organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

Tür	Organ	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
RP	YP+	79,26 bcA	173,20 iC	153,60 gB	704,6	0,000
	YP-	102,70 dA	238,40 oC	136,43 eB	10 512,7	0,000
	KB+	252,83 oB	329,33tC	188,06 iA	3 134,0	0,000
	KB-	244,267 nB	285,80 rC	131,00 dA	10 672,9	0,000
	OD	121,367 eA	201,13 jC	98,23 cA	8 045,8	0,000
PO	YP+	151,00 hB	108,60 fA	293,60 rC	10 222,0	0,000
	YP-	421,20 sC	85,53 cA	238,80 mB	2 148,1	0,000
	KB+	250,60 oB	157,46 hA	256,46 noC	1 255,3	0,000
	KB-	164,93 iA	211,46 lB	266,26 pC	4 217,7	0,000
	OD	317,20 pB	387,86 vC	188,76 i A	7 580,1	0,000
AN	YP+	142,93 gB	94,66 dA	200,5 kC	1 330,0	0,000
	YP-	73,20 abA	308,13 sC	206,43 lB	2 019,0	0,000
	KB+	146,80 ghB	102,60 eA	190,26 ij C	1 211,9	0,000
	KB-	202,06 lB	205,20 kC	92,80 bA	8 206,4	0,000
	OD	193,13 kB	404,33 wC	146,06 fA	58 921,6	0,000
UM	YP+	128,80 fB	41,43 aA	351,06 tC	13 720,5	0,000
	YP-	133,2 fA	382,80 uC	375,06 uB	29 558,0	0,000
	KB+	380,06 rB	221,40 mA	422,93 vC	4 125,9	0,000
	KB-	84,06 cB	172,20 iC	64,93 aA	12 553,7	0,000
	OD	170,0 ijB	68,86 bA	66,26 aA	3 204,8	0,000
NO	YP+	803,33 tC	112,00 fA	160,00 hB	12 681,0	0,000
	YP-	215,86 mA	259,33 pB	317,73 sC	481,8	0,000
	KB+	174,16 jB	132,56 gA	257,46 oC	2 611,4	0,000
	KB-	209,86 mB	230,06 nC	192,93 jA	309,8	0,000
	OD	68,56 aA	198,80 jB	253 nC	5 962,4	0,000
	F	48,090	7,043	7,350		
	P	0,000	0,000	0,000		

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilen en düşük değerler olan 41,43 ppm (UMYP+), 68,86 ppm (UMOD) ve 85,53 ppm (POYP-) ile en yüksek değerler olan 404,33 ppm (ANOD), 387,86 ppm (POOD) ve 382,8 ppm (UMYP-) Duncan testi sonuçlarına göre ayrı birer homojen grupta yer alarak ilk üç ve son üç homojen grubu

oluşturmuşlardır. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen en düşük iki değerler 64,93 ppm (UMKB-) ve 66,26 ppm (UMOD) Duncan testi sonucunda ilk homojen grubu oluştururken en yüksek değerler olan 422,93 ppm, (UMKB+), 375,06 ppm (UKYP-) ve 351,06 ppm (UMKB+) ayrı homojen gruplarda yer almıştır. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen en yüksek üç değer UM türünde elde edildiği görülmektedir.

Na konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı olarak farklı tür ve organlarındaki değişimi incelendiğinde yine gibi bütün organlarda istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde ($p < 0,001$) anlamlı olmak üzere farklılaştığı görülmektedir. Duncan testi oluşan homojen gruplar incelendiğinde çalışmaya konu toplam 25 organdan 8 adedinde trafiğin olmadığı alanlarda, 10 adedinde trafiğin az yoğun olduğu alanlarda ve 9 adedinde trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerler Duncan testi sonucunda ilk homojen gruplarda yer almıştır.

Çalışmaya konu 25 organın 24 adedinde Duncan testi sonucunda 3 homojen grup oluşmuştur. Yapılan hesaplamalar sonucunda trafiğin olmadığı alanlarda 3 organ, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 12 organ ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda da 10 organın Duncan testi sonucunda son homojen gruplarda yer aldığı belirlenmiştir.

Genel olarak değerlendirildiğinde Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplara göre Na konsantrasyonunun değişiminin değerlendirildiği 25 organdan sadece 1 tanesinde trafik yoğunluğu arttıkça azaldığı ve 3 tanesinde ise trafik yoğunluğu ile birlikte arttığı belirlenmiştir. Bu sonuçlara göre Na konsantrasyonunun değişimi ile trafik yoğunluğu arasında bir ilişki olduğunu söylemek oldukça zordur.

Diğer elementlerin birçoğunda olduğu gibi Ca elementinin de tür ve organ bazındaki değişimi bütün trafik yoğunluklarında istatistiki olarak anlamlı düzeydedir (en az $p < 0,01$). Duncan testi sonuçlarına göre en düşük değerler olan 405,33 ppm (NOYP+), 608,8 ppm (ANYP-) ve 1 012,26 ppm (ANYP+) ayrı birer homojen grup oluşturmuştur. En yüksek değerler ise 14 662,00 ppm (ANOD) ve 14 540,93 ppm (RPKB-) olarak hesaplanmıştır.

Tablo 4.23 Ca (ppm) konsantrasyonunun tür, organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

Tür	Organ	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
RP	YP+	3 422,13 jA	14 457,33 sB	14 684,40 rC	3 191 660,9	0,000
	YP-	3 435,5 jA	11 010,80 oC	3 458,83 hB	29 321 219,6	0,000
	KB+	1 556,53 dB	1 600,16 aC	1 528,46 bA	22,9	0,002
	KB-	14 540,93 rC	7 187,66 mB	6 984,00 iA	2 368 831,1	0,000
	OD	1 800,03 fA	3 100,30 dC	1 950,63 cB	926,3	0,000
PO	YP+	3 443,60 jC	2 859,73 cB	1 938,13 cA	2 717,7	0,000
	YP-	3 417,73 jB	2 063,96 bA	10 746,40 lC	72 726,6	0,000
	KB+	6 480,86 nB	3 688,3 hA	7 031,26 iJc	17 127,4	0,000
	KB-	3 426,93 jC	3 285,13 eB	2 738,13 eA	166,0	0,000
	OD	5 142,867 mB	6 809,00 kC	3 359,20 gA	24 596,2	0,000
AN	YP+	1 012,26 cA	12 965,86 rC	1 593,26 bB	165 722,1	0,000
	YP-	608,80 bA	7 059,00 lB	14 200,93 oC	3 343 995,0	0,000
	KB+	1 541,50 dA	3 539,36 gC	1 586,83 bB	135 289,6	0,000
	KB-	6 879,46 oC	3 469,06 fB	1 527,53 bA	581 305,3	0,000
	OD	3 434,83 jC	2 879,26 cB	2 511,06 dA	1 538,2	0,000
UM	YP+	3 434,83 gA	3 688,40 hB	13 820,53 nC	29 958,7	0,000
	YP-	4 590,53 lB	4 284,13 iA	13 780,00 nC	34 742,6	0,000
	KB+	3 136,73 iB	1 581,33 aA	7 071,53 jC	1 601 829,8	0,000
	KB-	3 063,83 hB	1 581,00 aA	11 090,80 mC	28 150,0	0,000
	OD	14 662,00 sC	3 629,2 hB	1 145,36 aA	1 853 220,2	0,000
NO	YP+	405,33 aA	3 444,66 fB	8 783,60 kC	24 212,0	0,000
	YP-	14 059,73 pB	12 310,4 pA	14 737,73 rC	964,7	0,000
	KB+	1 586,10 eA	3 673,73 hB	14 455,60 pC	9 851 158,8	0,000
	KB-	14 516,80 rC	7 380,33 nB	3 348,73 gA	2 650 265,4	0,000
	OD	3 589,66 kB	5 636,80 jC	2 951,93 fA	3 715,3	0,000
	F	5,874	5,296	9,403		
	P	0,000	0,001	0,000		

Trafiğin az yoğun olduğu ortamlarda elde edilen en düşük Ca konsantrasyonları olan 1 581,00 ppm (UMKB-), 1 581,33 ppm (UMKB+) ve 1 600,16 ppm (RPKB+) değerleri ilk homojen grubu oluşturmaktadır. Bu değerlerin kabukta elde edilmiş olması dikkat çekicidir. En yüksek Ca konsantrasyonları ise yapraklarda elde edilmiş olup bu değerler RPYP+ (14 457,33 ppm) ANYP+ (12 965,86 ppm), NOYP- (12 310,4 ppm) ve RPYP-’de (11 010,8 ppm) elde edilmiştir.

Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en düşük değer olan 1 145,36 ppm (UMOD) ilk homojen grubu oluştururken sonraki en düşük değerler olan 1 527,53 ppm (ANKB-), 1 528,46 ppm (RPKB+), 1 586,83 ppm (ANKB+) ve 1 593,26 ppm (AKYP+) ikinci homojen grubu oluşturmuştur. En yüksek değerler olan NOYP- (14 737,73) ve RPYP+'da (14 684,4 ppm) aynı homojen grupta yer almıştır. En düşük Na değerlerinin genellikle AN türünde elde edildiği söylenebilir.

Ca konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı olarak farklı tür ve organlarındaki değişimi incelendiğinde sadece RP türünün KB+ organındaki değişimin istatistiki olarak %99 güven düzeyinde ($p<0,01$), diğer bütün organlarda ise istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olmak üzere farklılaştığı belirlenmiştir.

Duncan testi oluşan homojen gruplar incelendiğinde çalışmaya konu toplam 25 organdan 9 adedinde trafiğin olmadığı alanlarda elde edilen değerlerin ilk homojen grupta olduğu belirlenmiştir. Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerlerden 6 tanesi, trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerlerin ise 10 tanesi Duncan testi sonucunda ilk homojen gruplarda yer almıştır.

Çalışmaya konu 25 organın tamamında Duncan testi sonucunda 3 homojen grup oluşmuştur. Duncan testi sonucunda trafiğin olmadığı alanlarda 7 organ, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 7 organ ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda 11 organ üçüncü homojen grupta yer almıştır.

Genel olarak değerlendirildiğinde Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplara göre Ca konsantrasyonunun değişiminin değerlendirildiği 25 organdan 7 tanesinde trafik yoğunluğu arttıkça azaldığı ve 5 tanesinde ise trafik yoğunluğu ile birlikte arttığı belirlenmiştir. Trafik yoğunluğu arttıkça Ca konsantrasyonunun yıkanmış NO yaprak ve kabuklarında arttığı belirlendiğinden Ca konsantrasyonunun izlenmesinde en uygun organların yıkanmış NO yaprak ve kabukları olduğu söylenebilir.

Varyans analizi sonuçlarına göre K konsantrasyonunun bütün trafik yoğunluklarında tür ve organ bazında değişimi istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlıdır.

Tablo 4.24 K (ppm) konsantrasyonunun tür, organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimi

Tür	Organ	TRYOK	TRAZ	TRCOK	F	P
RP	YP+	8 339,93 kB	7 024,00 oA	6 981,86 hA	1 094,3	0,000
	YP-	10 650,66 mB	9 503,20 sA	11 754,20 oC	478,5	0,000
	KB+	5 384,53 gA	5 441,20 jB	12 235,36 rC	10 185,5	0,000
	KB-	8 524,26 kB	5 744,73 lA	11 405,73 nC	84 548,8	0,000
	OD	2 024,80 bA	4 062,60 gC	2 627,53 bB	3 933,7	0,000
PO	YP+	1 843,30 bA	12 586,83 vC	2 643,06 bB	146 843,0	0,000
	YP-	8 892,26 lB	1 227,03 aA	9 465,46 lC	6 272,4	0,000
	KB+	3 325,86 eC	2 384,5 deA	2 617,33 bB	2 018,4	0,000
	KB-	2 384,26 c A	2 462,73 eB	3 284,36 dC	3 894,7	0,000
	OD	1 572,13 aA	2 303,33 dB	9 472,36 lC	6 829,3	0,000
AN	YP+	2 889,46 dA	5 559,73 kB	12 289,70 rC	6 264,1	0,000
	YP-	1 944,13 bA	7 708,86 rC	12 121,20 pB	22 080,8	0,000
	KB+	6 025,76 iA	6 395,26 mB	5 948,03 eA	17,5	0,003
	KB-	11 823,40 oC	6 489,46 mB	6 335,90 fA	23 573,4	0,000
	OD	4 102,30 fC	3 516,13 fB	3 080,10 cA	1 916,2	0,000
UM	YP+	1 936,13 bA	7 018,26 oB	8 230,80 kC	16 970,3	0,000
	YP-	2 463,26 cB	1 473,60 bA	12 479,20 sC	232 662,8	0,000
	KB+	8 782,73 lB	4 827,90 hA	10 349,26 mC	24 352,4	0,000
	KB-	10 974,23 nC	5 080,83 iA	6 807,20 gB	16 851,1	0,000
	OD	5 777,60 hC	1 705,16 cA	1 818,83 aB	62 420,2	0,000
NO	YP+	1 833,33 bA	14 456,90 wC	7 108,13 iB	918,7	0,000
	YP-	12 970,13 rB	10 696,13 uA	13 998,00 vC	3 258,9	0,000
	KB+	12 539,96 pB	7 441,00 pA	12 637,73 t B	5 560,5	0,000
	KB-	7 564,66 jA	10 284,00 tB	13 677,43 uC	1 592,5	0,000
	OD	6 047,70 iA	6 840,26 nB	7 627,93 jC	1 477,2	0,000
	F	6,843	7,315	9,021		
	P	0,000	0,000	0,000		

Duncan testi sonucunda trafiğin olmadığı alanlarda elde edilen en düşük değer olan 1 572,13 ppm (POOD) ilk homojen grubu oluştururken sonraki en düşük değerler olan 1 833,33 ppm (NOYP+), 1 843,3 ppm (POYP+), 1 936,13 (UMYP+), 1 944,13 (ANYP-) ve 2 024,8 (RPOD) ikinci homojen grubu oluşturmuştur. Bu alanlarda elde

edilen en yüksek değerler ise 12 970,13 ppm (NOYP-) ve 12 539,96 ppm (NOKB+) olup her iki değer de NO türünde elde edilmiştir.

Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilen en düşük K konsantrasyon değerleri olan 1 227,03 ppm (POYP-), 1 473,6 ppm (UMYP-) ve 1 705,16 ppm (UMOD ile en yüksek değerler olan 14 456,9 ppm (NOYP+), 12 586,83 ppm (POYP-D) ve 10 696,13 ppm (NOYP-) Duncan testi sonuçlarına göre ayrı birer homojen grupta yer alarak ilk üç ve son üç homojen grubu oluşturmuşlardır.

Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en düşük K konsantrasyonu UMOD'da (1 818,83 ppm) elde edilirken bu değer Duncan testi sonucunda tek başına ilk homojen grubu oluşturmuştur. Sonraki en düşük değerler olan 2 617,33 ppm (POKB-), 2 627,53 ppm (RPOD) ve 2 643,06 ppm (POYP+) ise ikinci homojen grubu oluşturmuştur. En yüksek K konsantrasyonları ise sırasıyla NOYP- (13 998,00 ppm), NOKB- (13 677,43 ppm) ve NOKB+'da (12 637,73 ppm) elde edilmiştir. En yüksek değerlerin NO türünde elde edilmiş olması dikkat çekmektedir.

K konsantrasyonunun tür, organ ve trafik yoğunluğu bazında değişimini gösterir tablo incelendiğinde, sadece AN türünün KB+ organındaki değişimin istatistiki olarak %99 güven düzeyinde ($p<0,01$), diğer bütün organlarda ise istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde ($p<0,001$) anlamlı olmak üzere farklılaştığı görülmektedir.

Duncan testi oluşan homojen gruplar incelendiğinde çalışmaya konu toplam 25 organdan 12 adedinde trafiğin olmadığı alanlarda elde edilen değerlerin ilk homojen grupta olduğu belirlenmiştir. Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerlerden 11 tanesi, trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerlerin ise sadece 4 tanesi Duncan testi sonucunda ilk homojen gruplarda yer almıştır.

Çalışmaya konu 25 organın 22 adedinde Duncan testi sonucunda 3 homojen grup oluşmuştur. Duncan testi sonucunda trafiğin olmadığı alanlarda 7 organ, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 5 organ ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda 14 organ son homojen gruplarda yer almıştır.

Genel olarak değerlendirildiğinde Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplara göre Ca konsantrasyonunun değişiminin değerlendirildiği 25 organdan 3 tanesinde trafik yoğunluğu arttıķa azaldığı ve 7 tanesinde ise trafik yoğunluğu ile birlikte arttığı belirlenmiştir.

5. SONUÇ VE TARTIŞMA

Çalışma kapsamında Cr, Mn, Ba, Sr, Fe, Na, Ca ve K elementlerinin konsantrasyonlarının trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlarda yetişen *Robinia pseudoacacia* (RP), *Platanus orientalis* (PO), *Acer negundo* (AN), *Ulmus minor* (UM), *Nerium oleander* (NO) bireylerindeki değişimi belirlenmeye çalışılmıştır.

Çalışma sonucunda, söz konusu elementlerin her birisinin farklı türlerdeki konsantrasyonlarının farklı düzeyde olduğu, yani ağır metal konsantrasyonlarının tür bazında önemli ölçüde değiştiği belirlenmiştir. Örneğin, çalışma kapsamında değerlendirilen elementlerden Ba elementinin tür bazında değişimi bütün trafik yoğunluklarında istatistiki olarak anlamlı düzeyde iken, Cr konsantrasyonunun tür bazındaki değişimi sadece trafiğin yoğun olduğu alanlarda anlamlı düzeydedir. Ca konsantrasyonunun ise tür bazındaki değişiminin bütün trafik yoğunluklarında istatistiki olarak anlamsız ($p>0,05$) düzeyde olduğu belirlenmiştir.

Bugüne kadar ağır metallerin farklı bitki türlerinde birikimi konusunda yapılan çalışmalarda, ağır metallerin birikimini etkileyen en önemli faktörlerin başında bitki türü geldiği belirlenmiştir. Yapılan çok sayıda çalışmada, aynı ortamda yetişen bitkilerde ağır metal konsantrasyonlarının değişiminin büyük oranda farklılaştığı ortaya konulmuştur (Mossi, 2018; Saleh, 2018).

Bitkilerin bünyelerinde ağır metal biriktirme potansiyelleri büyüme performansı ve bu süreçte meydana gelen metabolik faaliyetlerin sonucudur. Bitkilerin büyüme ve gelişimi genetik yapı ile çevresel koşulların karşılıklı etkileşimi sonucunda şekillenmektedir (Sevik vd., 2012a,b; Yigit vd., 2016a,b; Topacoglu vd., 2016a,b).

Dolayısıyla aynı ortamda yetiştirilen bitkilerde ağır metal birikiminin farklı düzeyde olması, büyük oranda genetik yapının farklı olmasıyla ilişkilendirilebilir. Konu ile ilgili yapılan çalışmalarda farklı türlerin genetik yapılarının farklı düzeyde olmasının yanı sıra aynı türün farklı alt tür, varyete form ve hatta orijinlerinin bile genetik

yapılarının farklı olduğu ve dolayısıyla anatomik, morfolojik ve fizyolojik karakterlerinin de genetik yapının etkisi altında değiştiği belirtilmektedir (Sevik ve Ertürk, 2015; Sevik ve Cetin, 2015; Yigit vd., 2019; Ozel vd., 2020).

Çalışma kapsamında, trafik yoğunluğuna bağlı olarak element konsantrasyonlarının önemli ölçüde farklılaştığı ancak bu farklılığın da yine tür ve organ bazında farklı düzeylerde olduğu belirlenmiştir. Örneğin Sr konsantrasyonunun farklı türlerde trafik yoğunluğuna bağlı değişimi incelendiğinde bu değişimin sadece PO türünde istatistiki olarak anlamlı, diğer türlerde ise anlamsız düzeyde olduğu belirlenmiştir. Cr konsantrasyonunun ise, çalışmaya konu türlerden sadece UM'de trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişiminin istatistiki olarak anlamsız düzeyde olduğu, diğer türlerde ise anlamlı düzeyde olduğu belirlenmiştir. Ortalama değerler ve Duncan testi sonuçlarına göre Cr konsantrasyonu Duncan testi sonucunda RP, PO, AN ve NO türlerinin tamamında trafiğin olmadığı alanlarda ilk grupta, trafiğin yoğun olduğu alanlar son grupta yer almıştır. Mn konsantrasyonunun ise AN ve NO türlerinde trafik yoğunluğu ile orantılı olarak arttığı, diğer türlerde ise trafik yoğunluğu arttıkça Mn konsantrasyonunun azaldığı belirlenmiştir.

Dolayısıyla türlerde trafik yoğunluğuna bağlı olarak ağır metal konsantrasyonlarının değişimi, trafik yoğunluğu ile birlikte havadaki konsantrasyonu artan elementler için geçerlidir. Bugüne kadar yapılan çalışmalarda Cr, Pb, Ni, Co gibi ağır metallerin en önemli kaynaklarından birisi olduğu ve dolayısıyla trafik yoğunluğu arttıkça bu elementlerin de havadaki konsantrasyonlarının arttığı belirlenmiştir (Shahid vd., 2017; Şevik, 2021). Oysa bu çalışmada da değerlendirilen Ca, K, Na gibi elementlerin bitki organlarındaki değişiminin trafik yoğunluğuna bağlı olmadığı belirtilmektedir (Hmeer, 2020; Gültekin, 2020).

Çalışma sonucunda, elementlerin büyük çoğunluğunun organ bazında değişiminin farklı düzeyde olduğu belirlenmiştir. Bu değişim de her element için farklı düzeyde gerçekleşmektedir. Bugüne kadar yapılan çalışmalarda farklı organlarda ağır metal konsantrasyonlarının farklı düzeyde olduğu ve hatta bu farkın onlarca kat olabildiği belirtilmiştir (Mossi, 2018; Saleh, 2018).

Aynı ortamda yetiştirilen bitkilerin farklı organlarındaki ağır metal konsantrasyonları bitki organının yapısı, morfolojisi, yüzey alanı, yüzey dokusu ve büyüklüğü gibi faktörlere bağlı olarak değişmektedir (Hmeer, 2020). Örneğin bitki yaprakları stomalar vasıtasıyla hava giriş çıkışı esnasında, havadaki ağır metalleri bünyesine alabilmekte ve bu durumda stoma yapısı yaprak bünyesine ağır metallerin alımını etkilemektedir. Benzer şekilde kabuk yüzeyinin pürüzlü ve çatlaklı olması ağır metallerin buralarda tutunabilmesini kolaylaştırabilmektedir. Dolayısıyla organın yapısı ve özellikleri ağır metal alımını önemli ölçüde etkileyebilmektedir (Mossi, 2018; Saleh, 2018; Hmeer, 2020).

Çalışma kapsamında organ faktörü ile birlikte değerlendirilen bir etken de yıkama durumudur. Çalışma sonucunda pek çok elementin konsantrasyonunun yıkamaya bağlı olarak değiştiği, bazı elementlerde yıkanan, bazı elementlerde ise yıkanmayan organlardaki konsantrasyonların daha yüksek düzeyde olduğu belirlenmiştir. Yapılan çalışmalarda bu durumun büyük oranda partikül maddelerin, ağır metaller ile kontamine olup olmaması ile ilişkili olduğu belirtilmektedir (Gültekin, 2020).

Ağır metaller, kaynağından ayrıldıktan sonra atmosferdeki çeşitli partikül maddelere tutunabilmekte, böylece partikül maddeler, ağır metallerin kompleks bir karışımını içerebilmektedir. Bundan dolayı yıkama işleminin ağır metal konsantrasyonu üzerine etkisi büyük oranda, yıkama ile organ yüzeyinden uzaklaştırılan partikül maddelerin ağır metaller ile kontamine olma durumuna bağlı olarak değişmektedir. Yıkama ile organ yüzeyinden uzaklaştırılan partikül madde, bir ağır metal ile kontamine ise yani partikül maddedeki ağır metal konsantrasyonu organdakinden daha yüksek ise yıkanma işlemi organın ağır metal konsantrasyonunu düşürmekte, aksi durumda ise artırmaktadır. Bundan dolayı bazı organlarda yıkanan bazı organlarda yıkanmayan numunelerdeki ağır metal konsantrasyonlarının daha yüksek olması normaldir ve benzer sonuçlar çok sayıda çalışmada da elde edilmiştir (Mossi, 2018; Gültekin, 2020).

Çalışma kapsamında çalışmaya konu faktörler olan bitki türü ve organı ile trafik yoğunluğunun değişimi karşılıklı olarak incelendiğinde ortaya çıkan sonuçların yorumlanması oldukça güçtür. Örneğin Mn konsantrasyonunun 5 türe ait 25 organdan 6 tanesinde trafik yoğunluğu arttıkça azaldığı ve 2 tanesinde trafik yoğunluğu ile birlikte arttığı, Ba konsantrasyonunun 25 organdan 7 tanesinde trafik yoğunluğu

arttıkça azaldığı ve 4 tanesinde trafik yoğunluğu ile birlikte arttığı, Cr konsantrasyonunun ise 6 organda trafik yoğunluğu arttıkça arttığı, 6 tanesinde ise trafik yoğunluğu arttıkça azaldığı belirlenmiştir.

Ağır metallerin bitki bünyesine girişleri ve birikimleri çok sayıda faktörün etkisine bağlı olarak şekillenmektedir. Yukarıda açıklandığı üzere bitki türü, genetik yapısı ve habitusu gibi bitkiye bağlı faktörler, bitki organının yapısı, morfolojisi, yüzey alanı, yüzey dokusu ve büyüklüğü gibi bitki organı ile ilgili faktörler, yağış ve rutubet miktarı, topraktaki ağır metal konsantrasyonu, havadaki ağır metal konsantrasyonu gibi çevresel faktörler, ağır metalin türü, bitki ile etkileşimi, maruziyet süresi gibi ağır metaller ile ilişkili faktörler ve bunlar gibi pek çok faktörün birbiri ile etkileşimi, ağır metallerin bitki bünyesine girişi ve birikiminde rol oynar (Aricak vd., 2019; Turkyilmaz vd., 2020).

Sonuç olarak günümüzde dünya genelinde hava kirliliğinin en önemli sorunlardan birisi olduğu, bu sorunun hem iç hem de dış ortamlarda giderek büyüdüğü bilinmektedir (Shahid vd., 2017; Mossi, 2018). Sanayi faaliyetleri ve kentleşme başta olmak üzere antropojenik etkenler sonucunda toprak (Bayraktar, 2019), su (Abdullah vd., 2019) ve hava (Isinkaralar vd., 2017; Turkyilmaz vd., 2018d) kirliliği bazı bölgelerde insan ve çevre sağlığını tehdit edecek boyutlara ulaşmıştır.

Kirlilik bileşenleri içerisinde hava kirliliği, potansiyel etkileri dolayısıyla daha büyük önem taşımaktadır. Yapılan çalışmalar hava kirliliği ile akciğer kanseri, kardiyovasküler hastalıklar, astım atağı gibi rahatsızlıklar arasında önemli düzeyde ilişki olduğunu göstermektedir. Yapılan çalışmalar ayrıca şehirlerde hava kirliliği ile erken ölümlerdeki artış arasında bir bağlantı olduğunu göstermektedir (Elsunousi, 2020). Bundan dolayı hava kalitesinin iyileştirilmesi şu anda en önemli ve öncelikli konulardan birisidir.

Hava kirliliğinin azaltılmasında en etkin yöntemlerden birisi bitkilerin kullanılmasıdır. Bitkiler, bünyelerinde diğer kirlilik etmenlerinin yanı sıra ağır metalleri de biriktirerek hava kirliliğinin azaltılmasına katkı sağlamakta ayrıca da pek çok ekonomik, ekolojik ve sosyal fonksiyonu da yerine getirmektedirler (Kesik vd., 2017; Kalaycı Önaç vd., 2019; Kabakci ve Kesik, 2020; Kalaycı Önaç vd., 2020). Ancak, her bitkinin

metabolizması ve çevre ile etkileşiminin farklı düzeyde olduğundan, bitkilerin hem ağır metallerin izlenmesinde biyomonitor olarak kullanılabilmesi, hem de ağır metallerin azaltılması gibi, daha spesifik amaçlarla kullanılabilmesi için öncelikle hangi bitkilerin hangi metalleri daha fazla miktarda bünyelerinde biriktirdiği ve bu birikimde etkili olan faktörlerin neler olduğunun, detaylı çalışmalar yapılarak belirlenmesi gerekmektedir.

6. ÖNERİLER

Günümüzde hava kirliliğinin küresel boyutta, insan, canlı ve çevre sağlığını tehdit eden en önemli unsurlardan birisi olduğu herkesçe kabul edilmektedir. Hava kirliliği bileşenleri içerisinde en önemlilerinden birisi de ağır metal kirliliğidir. Ancak, henüz havadaki ağır metal kirliliğinin etkin olarak takip edilmesinde ucuz, kolay ve sürdürülebilir bir yöntemin bulunamadığı söylenebilir.

Ağır metallerin konsantrasyonlarının izlenmesinde en etkili kabul edilen ve en çok kabul gören yöntem biyomonitorlerin kullanılmasıdır. Ancak, bugüne kadar yapılan çalışmalarda da ortaya konulduğu üzere her bir bitkinin, farklı ağır metaller ile etkileşimi, bu ağır metalleri bünyelerine alması ve biriktirmesi farklı düzeyde olmaktadır. Ayrıca bu süreç pek çok faktörün doğrudan veya dolaylı etkisi altında şekillenmektedir. Ancak bu faktörlerin hangi düzeyde ve nasıl etkili olduğu heniz tam olarak çözülememiştir. Bundan dolayı bundan sonra yapılacak çalışmalarda ağır metallerin bitki organlarına girişi ve birikimini etkileyen faktörler konusunda çalışmaların çeşitlendirilerek devam ettirilmesi önerilmektedir.

Bu çalışma sonucunda, çalışmaya konu türlerde, element konsantrasyonunun farklı düzeylerde olduğu belirlenmiştir. Çalışma kapsamında bazı ağır metallerin konsantrasyonunun izlenmesinde hangi türlerin daha uygun olduğu belirtilmiştir. Söz konusu ağır metallerin izlenmesinde bu türler kullanılabilir.

Çalışma kapsamında bazı türlerin bazı ağır metalleri diğer türlere göre çok daha fazla miktarda biriktirdiği belirlenmiştir. Bu durumda söz konusu bitkilerin havadaki ağır metalleri bünyelerine topladığı ve dolayısıyla havadaki ağır metal kirliliğini azalttığı söylenebilir. Ağır metal kirliliğinin yoğun düzeyde olduğu bölgelerde bu türlerin peyzaj ve ağaçlandırma çalışmalarında kullanımı, ağır metal kirliliğinin azaltılmasına katkıda bulunabilir.

KAYNAKLAR

- Abdullah, N., Yusof, N., Lau, W. J., Jaafar, J., & Ismail, A. F. (2019). Recent trends of heavy metal removal from water/wastewater by membrane technologies. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 76, 17-38.
- Adeniyi, A. G., & Ighalo, J. O. (2019). Biosorption of pollutants by plant leaves: an empirical review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(3), 103100.
- Ahmed, M., Matsumoto, M., Ozaki, A., Thinh, N. V., & Kurosawa, K. (2019). Heavy Metal Contamination of irrigation water, soil, and vegetables and the difference between dry and wet seasons near a multi-industry zone in Bangladesh. *Water*, 11(3), 583.
- Akarsu, H. (2019). Atmosferdeki ağır metal birikiminin yıllık halkalar yardımı ile belirlenmesi, Kastamonu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Sürdürülebilir Tarım ve Tabii Bitki Kaynakları Ana Bilim Dalı Yüksek Lisans Tezi, 71 sayfa
- Alaqouri, H. A. A., Genc, C. O., Aricak, B., Kuzmina, N., Menshikov, S., & Cetin, M. (2020a). The possibility of using Scots pine needles as biomonitor in determination of heavy metal accumulation. *Environmental Science and Pollution Research International*.
- Alaqouri, H. A. A., Ozer Genc, C., Aricak, B., Kuzmina, N., Menshikov, S., Cetin, M. (2020b) The Possibility of Using Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) Needles as Biomonitor in the Determination of Heavy Metal Accumulation Applied Ecology and Environmental Research, 18 (2):3713-3727.
- Allajbeu, S., Qarri, F., Marku, E., Bektashi, L., Ibro, V., Frontasyeva, M. V., ... & Lazo, P. (2017). Contamination scale of atmospheric deposition for assessing air quality in Albania evaluated from most toxic heavy metal and moss biomonitoring. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 10(5), 587-599.
- Alterra, A. Z. A., Bayraktar, O. Y., & Soylemez, H. (2019). investigation of the effects of modified bitumen on asphalt concrete performance by industrial waste. *Kastamonu University Journal of Engineering and Sciences*, 5(2), 93-100.
- Anşin, R., & Özkan, Z. C. (2001). *Tohumlu Bitkiler (Spermatophyta) Odunsu Taksonlar*. Trabzon: Karadeniz Teknik Üniversitesi Basımevi.
- Aqeel, M., Marhoom, A. I. (2019). Study the susceptibility of some plants in removing the toxicity of heavy elements from the soil"Submitted to the Council of the College of Science / University of AL-Qadisiya in Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree Of Bachelor Of Science in Biology

- Arıcak, B. (2020). CBS Yardımıyla Yaz Sıcaklık İndeksi Kullanılarak Biyokonfor Açısından Uygun Alanların Belirlenmesi; Samsun Örneği, *Turkish Journal of Agriculture-Food Science and Technology*, 8(12): 2657-2663
- Arıcak, B., Cetin, M., Erdem, R., Sevik, H., & Cometen, H. (2019). The change of some heavy metal concentrations in Scotch pine (*Pinus sylvestris*) depending on traffic density, organelle and washing. *Applied Ecology and Environmental Research*, 17 (3), 6723-6734.
- Arıcak, B., Cetin, M., Erdem, R., Sevik, H., & Cometen, H. (2020). The usability of Scotch pine (*Pinus sylvestris*) as a biomonitor for traffic-originated heavy metal concentrations in Turkey. *Polish Journal of Environmental Studies*, 29 (2)
- Arıcak, B., Enez, K., Özer Genc, C., & Sevik, H. (2016). A method study to determine buffering effect of the forest cover on particulate matter and noise isolation. In *1st International Symposium of Forest Engineering and Technologies (FETEC 2016)*: 177-185.
- Aydogdu, A., Sevik, H. (2015). Indoor Air Quality: The Samples of Ilgarini and Mantar Caves, I. Eurasia International Tourism Congress: Current Issues, Trends, and Indicators (EITOC-2015), 95-104
- Aydogdu, A., Sevik, H. (2018). Indoor Air Quality: The Samples Of Ilgarini And Mantar Caves, *Social Sciences Studies Journal*, 4 (16), 1165-1176
- Azimi, M., Feng, F., & Yang, Y. (2018). Air pollution inequality and its sources in SO₂ and NO_x emissions among Chinese provinces from 2006 to 2015. *Sustainability*, 10(2), 367.
- Bajraktari, N., Morina, I., & Demaku, S. (2019). Assessing the presence of heavy metals in the area of gllloogoc (Kosovo) by using Mosses as a bioindicator for heavy metals. *Journal of Ecological Engineering*, 20(6).
- Bayraktar, O. Y. (2020c). Use of geosynthetics in road construction. *Kastamonu University Journal of Engineering and Sciences*, 6(2): 107-113
- Bayraktar, O. Y. (2020d). The use of rice husk waste in foam concrete production. *Turkish Journal of Agriculture-Food Science and Technology*, 8(12): 2716-2722
- Bayraktar, O. Y., Saglam-Citoglu, G., & Abo Aisha, A. E. S. (2019c). The use of scrap tires in the construction sector. *International Journal of Trend in Research and Development*, 6(1), 253–256.
- Bayraktar, O. Y., Saglam-Citoglu, G., & Abo Aisha, A. E. S. (2019d). Performance research of lime based mortars. *International Journal of Trend in Research and Development*, 6(1), 257–259.
- Bayraktar, O. Y., Saglam-Citoglu, G., Belgin, C. M., & Cetin, M. (2019b). Investigation of the mechanical properties of marble dust and silica fume

- substituted portland cement samples under high temperature effect. *Fresenius Environmental Bulletin*, 28(5), 3865–3875.
- Bayraktar, O. Y., Saglam-Citoglu, G., Belgin, C. M., Cetin, S., & Cetin, M. (2019a). Investigation of effect of brick dust and silica fume on the properties of portland cement mortar. *Fresenius Environmental Bulletin*, 28(11), 7823-7832.
- Bayraktar, O.Y. (2019). The possibility of fly ash and blast furnace slag disposal by using these environmental wastes as substitutes in portland cement. *Environmental monitoring and assessment*, 191(9), 560. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7741-4>.
- Bayraktar, O.Y. (2020a). Durability performance of concrete structures exposed to fire, *International Journal of Engineering Sciences & Research Technology*, 9(11), 70-81.
- Bayraktar, O.Y. (2020b). Risk management in construction sector. *World Journal of Advanced Research and Reviews*, 8(2), 237-243.
- Bayraktar, O.Y. (2021). Possibilities of disposing silica fume and waste glass powder, which are environmental wastes, by using as a substitute for portland cement. *Environmental Science and Pollution Research*, (In press)
- Bi, C., Zhou, Y., Chen, Z., Jia, J., & Bao, X. (2018). Heavy metals and lead isotopes in soils, road dust and leafy vegetables and health risks via vegetable consumption in the industrial areas of Shanghai, China. *Science of The Total Environment*, 619, 1349-1357.
- Boquete, M. T., Ares, A., Fernández, J. A., & Aboal, J. R. (2020). Matching times: Trying to improve the correlation between heavy metal levels in mosses and bulk deposition. *Science of The Total Environment*, 715, 136955.
- Braithwaite, I., Zhang, S., Kirkbride, J. B., Osborn, D. P., & Hayes, J. F. (2019). Air pollution (particulate matter) exposure and associations with depression, anxiety, bipolar, psychosis and suicide risk: a systematic review and meta-analysis. *Environmental health perspectives*, 127(12), 126002.
- Cetin, M. (2015a). Determining the bioclimatic comfort in Kastamonu city, *Environmental Monitoring & Assessment*, 187(10), 640. doi:10.1007/s10661-015-4861-3.
- Cetin, M. (2015b). Using GIS analysis to assess urban green space in terms of accessibility: case study in Kutahya. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 22 (5), 420-424.
- Cetin, M., & Sevik, H. (2016a). Measuring the Impact of Selected Plants on Indoor CO₂ Concentrations. *Polish Journal of Environmental Studies*, 25(3): 973-979

- Cetin, M., & Sevik, H. (2016b). Indoor quality analysis of CO₂ for Kastamonu University. In *Conference of the International Journal of Arts & Sciences*, 9(3); 71-76
- Cetin, M., & Sevik, H. (2016c). Evaluating the recreation potential of Ilgaz Mountain National Park in Turkey. *Environmental monitoring and assessment*, 188 (1), 52.
- Cetin, M., Ahmaida, E. A., Mossi, M. M. M., & Sevik, H. (2017b). 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, p:280
- Cetin, M., Onac, A. K., Sevik, H., & Sen, B. (2019). Temporal and regional change of some air pollution parameters in Bursa. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 12(3), 311-316.
- Cetin, M., Sevik, H., & Cobanoglu, O. (2020). Ca, Cu, and Li in washed and unwashed specimens of needles, bark, and branches of the blue spruce (*Picea pungens*) in the city of Ankara. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-10.
- Cetin, M., Sevik, H., & Isinkaralar, K. (2017a). Changes in the particulate matter and CO₂ concentrations based on the time and weather conditions: the case of Kastamonu. *Oxidation Communications*, 40(1-II), 477-485.
- Cetin, M., Sevik, H., & Saat, A. (2017c). Indoor air quality: the samples of Safranbolu Bulak Mencilis cave. *Fresenius Environmental Bulletin*, 26(10), 5965-5970.
- Cetin, M., Sevik, H., & Yigit, N. (2018b). Climate type-related changes in the leaf micromorphological characters of certain landscape plants. *Environmental monitoring and assessment*, 190 (7), 404.
- Cetin, M., Sevik, H., & Zeren, I. (2017d). Coastal biocomfort mapping for Doganyurt planning: a case study of the Yesilyuva Nature Park. *The effects of environmental policies on sustainability: theory and methods*, 43.
- Cetin, M., Sevik, H., Aricak, B., Ozturk, A., Genc, C. O., Aisha, A. E. S. A., Jawed, A.A., Aljama, A.M.O. & Alrabiti, O. B. M. The Investigation of the Changing in Concentration of Some Heavy Metals in Seeds, Leaves, and Branches because of Traffic Density: a Case Study of *Acer Platanoides*. *Kastamonu Üniversitesi Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi*, 5(2), 83-92.
- Cetin, M., Sevik, H., Canturk, U., & Cakir, C. (2018e). Evaluation of the recreational potential of Kutahya Urban Forest. *Fresenius Environmental Bulletin*, 27 (5), 2629-2634.
- Cetin, M., Sevik, H., Yigit, N., Ozel H.B., Aricak, B., & Varol, T. (2018a) The variable of leaf micromorphological characters on grown in distinct climate conditions in some landscape plants. *Fresenius Environmental Bulletin*, 27 (5): 3206-3211.

- Cetin, M., Yildirim, E., Canturk, U. & Sevik, H. (2018d). Investigation of bioclimatic comfort area of Elazig city centre. In book title: Recent Researches in Science and Landscape Management (Edited by Recep Efe, Murat Zencirkiran and Isa Curebal), Cambridge Scholars Publishing. ISBN (10): 1-5275-1087-5, ISBN (13): 978-1-5275-1087-6, Lady Stephenson Library, Newcastle upon Tyne, NE6 2PA, UK. 324-333
- Cetin, M., Zeren, I., Sevik, H., Cakir, C., & Akpinar, H. (2018c). A study on the determination of the natural park's sustainable tourism potential. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190 (3), 167.
- Chen, T. L., Fang, Y. K., Pei, S. L., Pan, S. Y., Chen, Y. H., & Chiang, P. C. (2019). Development and deployment of integrated air pollution control, CO₂ capture and product utilization via a high-gravity process: comprehensive performance evaluation. *Environmental pollution*, 252, 1464-1475.
- Cheung, C. W., He, G., & Pan, Y. (2020). Mitigating the air pollution effect? The remarkable decline in the pollution-mortality relationship in Hong Kong. *Journal of Environmental Economics and Management*, 102316.
- Çetin, M. (2020). The Changing of Important Factors in The Landscape Planning Occur Due to Global Climate Change in Temperature, Rain and Climate Types: A Case Study of Mersin City, *Turkish Journal of Agriculture-Food Science and Technology*, 8(12): 2695-2701
- Çetin, M., Sevik, H., Aricak, B., Ozturk, A., Genc, C. O., Aisha, A. E. S. A., Jawed, A. A., Aljama, A. M. O. & Alrabiti, O. B. M. (2019) The Investigation of the Changing in Concentration of Some Heavy Metals in Seeds, Leaves, and Branches because of Traffic Density: a Case Study of Acer Platanoides. *Kastamonu Üniversitesi Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi*, 5(2), 83-92.
- Çetin, N., Mansuroğlu, S., & Önaç, A. K. (2018). Xeriscaping Feasibility as an Urban Adaptation Method for Global Warming: A Case Study from Turkey. *Polish Journal of Environmental Studies*, 27(3): 1009-1018
- Delbari, A. S. (2019). Cadmium and lead absorption in soil and plants of *Cercis siliquastrum* and *Ailanthus altissima*. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, 9(4), 149.
- Dinu, C., Vasile, G. G., Buleandra, M., Popa, D. E., Gheorghe, S., & Ungureanu, E. M. (2020). Translocation and accumulation of heavy metals in *Ocimum basilicum* L. plants grown in a mining-contaminated soil. *Journal of Soils and Sediments*, 20(4), 2141-2154.
- Elfantazi, M. F. M., Aricak, B., & Baba, F. A. M. (2018a). Changes in concentration of some heavy metals in leaves and branches of *Acer pseudoplatanus* due to traffic density. *International Journal of Trend in Research and Development*, 5(2), 704-707.

- Elfantazi, M. F. M., Aricak, B., & Ozer Genc, C. (2018b). Concentrations in Morus alba L. leaves and branches due to traffic density. *International Journal of Current Research*, 10(05), 68904-68907.
- Elsunousi, A.A.M. (2020); Misurata'da Hava Kalitesinin Zamansal Ve Mekansal Değişimi, Kastamonu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, 100 sayfa
- Emami, F., Masiol, M., & Hopke, P. K. (2018). Air pollution at Rochester, NY: long-term trends and multivariate analysis of upwind SO₂ source impacts. *Science of The Total Environment*, 612, 1506-1515.
- Erdem, T. (2018). Ağır Metal Konsantrasyonlarının Bazı Bitkilerde Tür, Organel Ve Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi, Kastamonu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, 59 sayfa
- Ertugrul, M., Ozel, H. B., Varol, T., Cetin, M., & Sevik, H. (2019). Investigation of the relationship between burned areas and climate factors in large forest fires in the Canakkale region. *Environmental monitoring and assessment*, 191 (12), 737.
- Ertugrul, M., Varol, T., Ozel, H. B., Cetin, M., & Sevik, H. (2021). Influence of climatic factor of changes in forest fire danger and fire season length in Turkey. *Environmental monitoring and assessment*, 193(1), 1-17.
- Esfandiary, M., Sodaiezhadeh, H., & Hakimzadeh, M. A. (2019). Assessment Some of Heavy Metals in Black Locust (*Robinia pseudoascacia*) in the Yazd Highway Green Belt. *Journal of Ornamental Plants*, 9(3), 193-203.
- Fan, X. Y., Gao, J. F., Pan, K. L., Li, D. C., Dai, H. H., & Li, X. (2019). More obvious air pollution impacts on variations in bacteria than fungi and their co-occurrences with ammonia-oxidizing microorganisms in PM_{2.5}. *Environmental Pollution*, 251, 668-680.
- Franzetti, A., Gandolfi, I., Bestetti, G., Schioppa, E. P., Canedoli, C., Brambilla, D., ... & Ambrosini, R. (2020). Plant-microorganisms interaction promotes removal of air pollutants in Milan (Italy) urban area. *Journal of hazardous materials*, 384, 121021.
- Fugiel, A., Burchart-Korol, D., Czaplicka-Kolarz, K., & Smoliński, A. (2017). Environmental impact and damage categories caused by air pollution emissions from mining and quarrying sectors of European countries. *Journal of cleaner production*, 143, 159-168.
- Gao, J., & Wang, L. (2018). Ecological and human health risk assessments in the context of soil heavy metal pollution in a typical industrial area of Shanghai, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(27), 27090-27105.
- Goth, A., Michelsen, A., & Rousk, K. (2019). Railroad derived nitrogen and heavy metal pollution does not affect nitrogen fixation associated with mosses and

- lichens at a tundra site in Northern Sweden. *Environmental Pollution*, 247, 857-865.
- Grzędzicka, E. (2019). Is the existing urban greenery enough to cope with current concentrations of PM_{2.5}, PM₁₀ and CO₂. *Atmospheric Pollution Research*, 10(1), 219-233.
- Guney, K., Cetin, M., Sevik, H., & Guney, K. B. (2016b). Effects of some hormone applications on germination and morphological characters of endangered plant species *Lilium artvinense* L. Seeds, New Challenges in Seed Biology-Basic and Translational Research Driving Seed Technology, Dr. Susana Araújo. InTech, 2016b, 4, 97-112.
- Guney, K., Cetin, M., Sevik, H., Guney K.B. (2016a). Influence of Germination Percentage and Morphological Properties of Some Hormones Practice on *Lilium martagon* L. Seeds. *Oxidation Communications*, 39 (1-II): 466-474
- Gültekin, Y. (2020). Ordu Kent Merkezinde Yetiştirilen Bazı Kültür Bitkilerinde Ağır Metal Konsantrasyonlarının Yetiştirme Ortamına Bağlı Değişim. Yüksek Lisans Tezi, Kastamonu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Sürdürülebilir Tarım ve Tabii Bitki Kaynakları Ana Bilim Dalı, 54 sayfa
- Haghani, A., Johnson, R., Safi, N., Zhang, H., Thorwald, M., Mousavi, A., ... & Forman, H. J. (2020). Toxicity of urban air pollution particulate matter in developing and adult mouse brain: Comparison of total and filter-eluted nanoparticles. *Environment International*, 136, 105510.
- Hatamian, M., Rezaie Nejad, A., Kafi, M., Sour, M. K., & Shahbazi, K. (2019). Growth characteristics of ornamental Judas tree (*Cercis siliquastrum* L.) seedling under different concentrations of lead and cadmium in irrigation water. *Acta Sci. Pol. Hortorum Cultus*, 18(2), 87-96.
- Hmeer, A.I.A. (2020). Bazı Bitkilerde Ağır Metal Konsantrasyonlarının Yetiştirme Ortamına Bağlı Değişimi, Kastamonu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, 53 sayfa
- Houri, T., Khairallah, Y., Al Zahab, A., Osta, B., Romanos, D., & Haddad, G. (2020). Heavy metals accumulation effects on the photosynthetic performance of geophytes in Mediterranean reserve. *Journal of King Saud University-Science*, 32(1), 874-880.
- Hrivnák, M., Paule, L., Krajmerová, D., Kulaç, Ş., Şevik, H., Turna, İ., Tvauri, I. & Gömöry, D. (2017). Genetic variation in Tertiary relicts: The case of eastern-Mediterranean *Abies* (Pinaceae). *Ecology and evolution*, 7 (23), 10018-10030.
- Hvidtfeldt, U., Severi, G., Samoli, E., Andersen, Z., Hertel, O., Brunekreef, B., ... & Fecht, D. (2019). Low-level ambient air pollution exposure and risk of lung cancer—a pooled analysis of 7 European cohorts. *Environmental Epidemiology*, 3, 171.

- Isinkaralar, O., Isinkaralar, K., Ekizler, A., & Ilkdogan, C. (2017). Changes in the amounts of CO₂ and particulate matter in Kastamonu Province depending on weather conditions and locations. *Journal of Chemical, Biological and Physical Sciences*, 7(3), 643-650.
- Ibe, F. C., Beniah, O. I., & Enyoh, C. E. (2017). Trace metals analysis of soil and edible plant leaves from abandoned municipal waste dumpsite in Owerri, Imo state, Nigeria. *World News of Natural Sciences*, 13, 27-42.
- Imren, E., Kurt, R., Yucedag, C., Bilir, N., Ozel, H. B., Cetin, M., & Sevik, H. (2021). Selection of superior clones by the multi-dimensional decision-making techniques in scots pine seed orchard. *Journal of Forests*, 8(1), 13-22.
- Ji, X., Abakumov, E., & Polyakov, V. (2019). Assessments of pollution status and human health risk of heavy metals in permafrost-affected soils and lichens: A case-study in Yamal Peninsula, Russia Arctic. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 25(8), 2142-2159.
- Kabakci, A., & Kesik, H. I. (2020). The Effects of Water-based Insulation Paint Applied to Laminate Flooring Panels on the Thermal Conductivity Coefficient and Adhesion Resistance. *BioResources*, 15(3), 6110-6122.
- Kalaycı Önaç, A., Birişçi, T. (2019). Transformation of Urban Landscape Value Perception Over Time: a Delphi technique Application. *Environmental Monitoring and Assessment* 191(12), 741. Doi: 10.1007 / s10661-019-7935-9
- Kalayci Onac, A., Ahenk, K. D., Gökçe, G. S., & Büşra, K. (2020). Spatial Evaluations of İzmir Uzundere Neighborhood Urban Regeneration Project. *World Journal of Advanced Research and Reviews*, 5(3), 134-141.
- Kaplan, G., Gulcan, A., Cagdas, B., Bayraktar, O. Y. (2021). Impact of recycled coarse aggregates obtained from waste concretes on the lightweight pervious concrete properties. *Environmental Science and Pollution Research*, DOI: 10.1007/s11356-020-11881-y (In press)
- Kar, I., Mukhopadhyay, S. K., Patra, A. K., & Pradhan, S. (2018). Bioaccumulation of selected heavy metals and histopathological and hematobiochemical alterations in backyard chickens reared in an industrial area, India. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(4), 3905-3912.
- Kesik, H. I., Korkut, S., Hiziroglu, S., & Sevik, H. (2014). An evaluation of properties of four heat treated wood species. *Industrial Crops and Products*, 60, 60-65.
- Kesik, H. İ., Özkan, O. E., & Öncel, M. (2017). Characteristics of a Protective Layer on Oil Heat-Treated Scots Pine And Fir Wood. *BioResources*, 12(2), 3067-3075.
- Kfoury, M., Borgie, M., Verdin, A., Ledoux, F., Courcot, D., Auezova, L., & Fourmentin, S. (2016). Essential oil components decrease pulmonary and

- hepatic cells inflammation induced by air pollution particulate matter. *Environmental Chemistry Letters*, 14(3), 345-351.
- Khosropour, E., Attarod, P., Shirvany, A., Pypker, T. G., Bayramzadeh, V., Hakimi, L., & Moeinaddini, M. (2019). Response of *Platanus orientalis* leaves to urban pollution by heavy metals. *Journal of Forestry Research*, 30(4), 1437-1445.
- Kilicoglu, C., Cetin, M., Aricak, B., & Sevik, H. (2020a). Site selection by using the multi-criteria technique—a case study of Bafra, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192 (9), 1-12.
- Kilicoglu, C., Cetin, M., Aricak, B., & Sevik, H. (2020b). Integrating multicriteria decision-making analysis for a GIS-based settlement area in the district of Atakum, Samsun, Turkey. *Theoretical and Applied Climatology*, 1-10.
- Kim, K.-H., Kabir, E., Kabir, S., (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environ. Int.* 74, 136–143.
- Kim, N. S., Sathasivam, R., Chun, S. W., Youn, W. B., Park, S. U., & Park, B. B. (2020). Biosynthesis of phenylpropanoids and their protective effect against heavy metals in nitrogen-fixing black locust (*Robinia pseudoacacia*). *Tropical Journal of Pharmaceutical Research*, 19(5), 1065-1072.
- Klomp maker, J. O., Janssen, N. A., Bloemsma, L. D., Gehring, U., Wijga, A. H., van den Brink, C., ... & Hoek, G. (2019). Associations of combined exposures to surrounding green, air pollution, and road traffic noise with cardiometabolic diseases. *Environmental health perspectives*, 127(8), 087003.
- Kornienko, V. O., Kolchenko, O. R., & Matveeva, T. B. (2019). *Acer platanoides* L. in the conditions of anthropogenic load of Donetsk. *Samara Journal of Science*, 8(3), 46-52.
- Koşan, Z., Kavuncuoğlu, D., Çalikoğlu, E. O., & Yerli, E. B. (2018). Evaluation of air pollution by PM10 and SO2 levels in Erzurum province, Turkey: Descriptive study. *Journal of Surgery and Medicine*, 2(3), 265-268.
- Kravkaz Kuscu, I. S., Cetin, M., Yigit, N., Savaci, G., & Sevik, H. (2018a). Relationship between Enzyme Activity (Urease-Catalase) and Nutrient Element in Soil Use. *Polish Journal of Environmental Studies*, 27 (5). 2107-2112.
- Kravkaz-Kuscu, I. S., Sariyildiz, T., Cetin, M., Yigit, N., Sevik, H., & Savaci, G. (2018b). Evaluation of the soil properties and primary forest tree species in Taskopru (Kastamonu) district. *Fresenius Environmental Bulletin*, 27 (3), 1613-1617.
- Lazor, P., Tomáš, J., Tóth, T., Tóth, J., & Čěryová, S. (2020). Monitoring of air pollution and atmospheric deposition of heavy metals by analysis of honey. *Journal of Microbiology, Biotechnology and Food Sciences*, 9(5), 522-533.

- Liang, J., Fang, H. L., Zhang, T. L., Wang, X. X., & Liu, Y. D. (2017). Heavy metal in leaves of twelve plant species from seven different areas in Shanghai, China. *Urban Forestry & Urban Greening*, 27, 390-398.
- Liu, A., Ma, Y., Gunawardena, J. M., Egodawatta, P., Ayoko, G. A., & Goonetilleke, A. (2018). Heavy metals transport pathways: The importance of atmospheric pollution contributing to stormwater pollution. *Ecotoxicology and environmental safety*, 164, 696-703.
- Liu, H. L., Zhou, J., Li, M., Hu, Y. M., Liu, X., & Zhou, J. (2019). Study of the bioavailability of heavy metals from atmospheric deposition on the soil-pakchoi (*Brassica chinensis* L.) system. *Journal of hazardous materials*, 362, 9-16.
- Liu, H., Hu, Z., Zhou, M., Zhang, H., Li, Z., Zhang, H., ... & Zhu, L. (2020). Airborne microorganisms exacerbate the formation of atmospheric ammonium and sulfate. *Environmental Pollution*, 114293.
- Mossi, M.M.M (2018). Determination of Heavy Metal Accumulation in The Some of Landscape Plants For Shrub Forms Kastamonu University Institute of Science Department of Forest Engineering. PhD. Thesis
- Mutlu E. (2019). Evaluation of Spatio-Temporal Variations in Water Quality of Zerveli Stream (Northern Turkey) Based on Water Quality Index and Multivariate Statistical Analyses. *Environmental Monitoring and Assessment*, June 2019,191:335. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7473-5>
- Mutlu E., Aydın Uncumusaoglu A. (2017). Investigation of the Water Quality of Alparsı Pond (Korgun-Çankırı). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 17(6),1231-1243.
- Mutlu, E., Aydın Uncumusaoglu A. (2018). Analysis of Spatial and Temporal Water Pollution Patterns in Terzi Pond (Kastamonu/Turkey) by Using Multivariate Statistical Methods. *Fresenius Environmental Bulletin*, 27(5), 2900–2912.
- Müezzinoğlu, A. (1987). *Hava kirliliğinin ve kontrolünün esasları*. İzmir: Dokuz Eylül Üniversitesi Yayınları.
- Myhre, O., Låg, M., Villanger, G. D., Oftedal, B., Øvrevik, J., Holme, J. A., ... & Dirven, H. (2018). Early life exposure to air pollution particulate matter (PM) as risk factor for attention deficit/hyperactivity disorder (ADHD): need for novel strategies for mechanisms and causalities. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 354, 196-214.
- Onyejekwe, I. M., Osuji, L. C., & Nwaichi, E. O. (2019). Accumulation of Heavy Metals in the Seeds of Zea mays L. from Crude Oil Impacted Soils in Kom-Kom, Rivers State, Nigeria. *Journal of Scientific Research and Reports*, 1-8.
- Opincariu, A., Oroian, I., Odagiu, A., & Mălinaş, C. (2019). The Interaction between Heavy Metals Concentrations in Foliar Tissue of *Aesculus hippocastanum* L.

Species within Climatic Conditions of Cluj-Napoca. *ProEnvironment/ProMediu*, 12(37).

- Oudin, A. (2020). Short review: Air pollution, noise and lack of greenness as risk factors for Alzheimer's disease-epidemiologic and experimental evidence. *Neurochemistry international*, 134, 104646.
- Ozcan, B., & Apergis, N. (2018). The impact of internet use on air pollution: evidence from emerging countries. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(5), 4174-4189.
- Ozel, H. B., Donduran, B., Cakmakli, E., & Sevik, H. (2020). Factors affecting success in natural regeneration works of cedar (*Cedrus libani* A. Rich.) In Kas region of Antalya. *World Journal of Advanced Research and Reviews*, 6 (2), 054-059.
- Ozkazanc, N. K., Ozay, E., Ozel, H. B., Cetin, M., & Sevik, H. (2019). The habitat, ecological life conditions, and usage characteristics of the otter (*Lutra lutra* L. 1758) in the Balıkdami Wildlife Development Area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191 (11), 645.
- Önal, F. (2019). *Nitrifikasyon inhibitörünün pamuk bitkisinin azot içeriği ve kütlü verimi üzerine etkisinin araştırılması*. Harran Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi, 47 sayfa
- Özbolat, G., & Tuli, A. (2016). Ağır metal toksisitesinin insan sağlığına etkileri. *Arşiv Kaynak Tarama Dergisi*, 25(4), 502-521.
- Özel, S. (2019). The Variation of Heavy Metal Accumulation in Some Fruit Tree Organelles Due to Traffic Density, Kastamonu University Institute Of Science Department of Sustainable Agriculture and Natural Plant Resources. MSc. Thesis
- Paul, K. C., Haan, M., Mayeda, E. R., & Ritz, B. R. (2019). Ambient air pollution, noise, and late-life cognitive decline and dementia risk. *Annual review of public health*, 40, 203-220.
- Perveen, I., Raza, M. A., Sehar, S., Naz, I., Young, B., & Ahmed, S. (2017). Heavy metal contamination in water, soil, and milk of the industrial area adjacent to Swan River, Islamabad, Pakistan. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 23(7), 1564-1572.
- Rajfur, M. (2019). Assessment of the possibility of using deciduous tree bark as a biomonitor of heavy metal pollution of atmospheric aerosol. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(35), 35945-35956.
- Saleh, E.A.A. (2018). Determination of heavy metal accumulation in some landscape plants, Kastamonu University Institute of Science Department of Forest Engineering, PhD. Thesis

- Savinov, A. B., Erofeeva, E. A., & Nikitin, Y. D. (2019). Morphological variability and biochemical parameters of leaves in cenopopulations of *Aegopodium podagraria* L.(Apiaceae, Apiales) under various levels of soil contamination by heavy metals. *Biology Bulletin*, 46(10), 1347-1352.
- Sevik, H. (2012). Variation in seedling morphology of Turkish fir (*Abies nordmanniana* subsp. *bornmulleriana* Mattf). *African Journal of Biotechnology*, 11 (23), 6389-6395.
- Sevik, H. (2020). Change of Cu Concentration in Some Edible Landscape Plants Grown in Ankara City Center. *Kastamonu Üniversitesi Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi*. 6 (1), 1-7.
- Şevik, H. (2021). Bazı Peyzaj Bitkilerinde Krom Konsantrasyonunun Tür, Organ ve Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi, *Turkish Journal of Agriculture-Food Science and Technology (In Press)*.
- Sevik, H., & Cetin, M. (2015). Effects of water stress on seed germination for select landscape plants. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(2), 689-693.
- Sevik, H., & Cetin, M. (2016a). Effects of some hormone applications on germination and morphological characters of endangered plant species *Lilium artvinense* L. onion scales. *Bulgarian Chemical Communications*, 48 (2), 256-260.
- Sevik, H., & Cetin, M. (2016b). Evaluation of topiary applications and problems: A case study of Kastamonu. *International Journal of Multidisciplinary Thought*, 5 (05), 45-50.
- Sevik, H., & Erturk, N. (2015). Effects of drought stress on germination in fourteen provenances of *Pinus brutia* Ten. seeds in Turkey. *Turkish Journal of Agriculture-Food Science and Technology*, 3(5), 294-299.
- Sevik, H., & Karaca, U. (2016). Determining the resistances of some plant species to frost stress through ion leakage method. *Feb-fresenius environmental bulletin*, 25(8), 2745-2750.
- Sevik, H., & Topacoglu, O. (2015). Variation and inheritance pattern in cone and seed characteristics of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) for evaluation of genetic diversity. *Journal of Environmental Biology*, 36(5), 1125.
- Sevik, H., Cetin, M., Kapucu, O., Aricak, B., & Canturk, U. (2017b). Effects of light on morphologic and stomatal characteristics of Turkish Fir needles (*Abies nordmanniana* subsp. *Bornmulleriana* Mattf.). *Fresenius Environmental Bulletin*, 26 (11), 6579-6587.
- Sevik, H., Cetin, M., Ozel, H. B., & Pinar, B. (2019a). Determining toxic metal concentration changes in landscaping plants based on some factors. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 12 (8), 983-991.

- Sevik, H., Cetin, M., Ozel, H. B., Akarsu, H., & Cetin, I. Z. (2020d). Analyzing of usability of tree-rings as biomonitors for monitoring heavy metal accumulation in the atmosphere in urban area: a case study of cedar tree (*Cedrus* sp.). *Environmental Monitoring and Assessment*, 192 (1), 23.
- Sevik, H., Cetin, M., Ozel, H. B., Erbek, A., & Cetin, I. Z. (2020b). The effect of climate on leaf micromorphological characteristics in some broad-leaved species. *Environment, Development and Sustainability*, 1-13.
- Sevik, H., Cetin, M., Ozel, H. B., Ozel, S., & Cetin, I. Z. (2020a). Changes in heavy metal accumulation in some edible landscape plants depending on traffic density. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192 (2), 78.
- Sevik, H., Cetin, M., Ozel, H. U., Ozel, H. B., Mossi, M. M. M., & Cetin, I. Z. (2019b). Determination of Pb and Mg accumulation in some of the landscape plants in shrub forms. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-9.
- Sevik, H., Cetin, M., Ozel, H. U., Ozel, H. B., Mossi, M. M. M., & Cetin, I. Z. (2020c). Determination of Pb and Mg accumulation in some of the landscape plants in shrub forms. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (2), 2423-2431.
- Sevik, H., Cetin, M., Ozturk, A., Ozel, H. B., & Pinar, B. (2019c). Changes in Pb, Cr and Cu concentrations in some bioindicators depending on traffic density on the basis of species and organs. *Applied Ecology and Environmental Research*, 17 (6), 12843-12857.
- Sevik, H., Cetin, M., Ozturk, A., Yigit, N., & Karakus, O. (2019e). Changes in micromorphological characters of *Platanus orientalis* L. leaves in Turkey. *Applied Ecology and Environmental Research*, 17 (3), 5909-5921.
- Sevik, H., Guney, D., Karakas, H., & Aktar, G. (2012a). Change to amount of chlorophyll on leaves depend on insolation in some landscape plants. *International Journal of Environmental Sciences*, 3(3), 1057-1064.
- Sevik, H., Güney, K., Topaçoğlu, O., & Ünal, C. (2015). The influences of rooting media and hormone applications on rooting percentage and some root characters in *Schefflera arboricola*. *International Journal of Pharmaceutical Science Invention*, 4(2), 25-29.
- Sevik, H., Isinkaralar, K., Turkyilmaz, A., Cetin, M. (2018). Determination of Some Heavy Metal Concentrations in *Acer negundo* Leaves and Branches in the Atmosphere. *International Congress on Engineering and Life Science 2018 (ICELIS)*, 629.
- Sevik, H., Ozel, H. B., Cetin, M., Özel, H. U., & Erdem, T. (2019d). Determination of changes in heavy metal accumulation depending on plant species, plant organism, and traffic density in some landscape plants. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 12 (2), 189-195.

- Sevik, H., Saleh, E. A. A., & Cetin, M. (2017a). Change of the air quality in the urban open and green spaces: Kastamonu sample. *Ecology, Planning*, 317-327.
- Sevik, H., Yahyaoglu, Z., & Turna, I. (2011). Analysis of seed characteristics from 17 different populations in *Abies nordmanniana* subsp. *bornmülleriana* Mattf. In *Proceedings of the 10th International Christmas Tree Research & Extension Conference* (pp. 18-24).
- Sevik, H., Yahyaoglu, Z., & Turna, I. (2012b). Determination of genetic variation between populations of *Abies nordmanniana* subsp. *bornmülleriana* Mattf according to some seed characteristics, genetic diversity in plants. *Chapter, 12*, 231-248.
- 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.
- Shi, Z., Zhang, W., Liu, Y., Wu, F., Dong, M., Su, H., & Ming, Q. (2011). Heavy metal pollution and the ecological risk assessment of urban street dust in Kunming, China. In *2011 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium* (pp. 2169-2172). IEEE.
- Skaldina, O., Peräniemi, S., & Sorvari, J. (2018). Ants and their nests as indicators for industrial heavy metal contamination. *Environmental Pollution*, 240, 574-581.
- Stojanowska, A., Rybak, J., Bożym, M., Olszowski, T., & Bihałowicz, J. S. (2020). Spider Webs and Lichens as Bioindicators of Heavy Metals: A comparison study in the vicinity of a copper smelter (Poland). *Sustainability*, 12(19), 8066.
- Şen, G., Güngör, E., & Şevik, H. (2018). Defining the effects of urban expansion on land use/cover change: a case study in Kastamonu, Turkey. *Environmental monitoring and assessment*, 190 (8), 454.
- Şevik ,H, Topaçoğlu O, Umur R, Çiftçioğlu S, (2013b) Uludağ Göknarı (*Abies nordmanniana* subsp. *bornmülleriana* Mattf.)’nda 2+1 Yaşlı Fidan Morfolojik Özellikleri Bakımından Populasyonlar Arası Farklılıklar, *Karadeniz Fen Bilimleri Dergisi*, 3(9), 91-102
- Şevik, H. (2005) Batı Karadeniz Bölgesi Sarıçam (*Pinus sylvestris* L.) Tohum Meşcerelerinde Populasyonlar Arası Farklılıklar, G.Ü. Fen Bilimleri Enst. Yüksek Lisans Tezi
- Şevik, H. (2011). Dallanma Karakterleri Bakımından Noel Ağacı Üretimine Uygun Uludağ Göknarı Populasyonlarının Belirlenmesi. *Journal of Forestry Faculty of Kastamonu University*, 11(1).
- Şevik, H., Çetin, M., & Işınkaralar, K. (2016). Bazı İç Mekan Süs Bitkilerinin Kapalı Mekanlarda Karbondioksit Miktarına Etkisi. *Düzce Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 4(2); 493-500

- Şevik, H., Karakaş, H., Karaca, U (2013a). Color - Chlorophyll relationship of some indoor ornamental plant, *International Journal of Engineering Science & Research Technology*, 2013,2 (7):1706-1712
- Tepe Y, Ates A, Mutlu E, Tore Y. 2006. Water quality of Hasan stream (Erzin-Hatay) and Its Montly Variations. *E.U. Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 23(1/1):149-154
- Topacoglu, O., Sevik, H., & Akkuzu, E. (2016a). Effects of water stress on germination of *Pinus nigra* Arnold. Seeds. *Pak. J. Bot*, 48 (2), 447-453.
- Topacoglu, O., Sevik, H., Guney, K., Unal, C., Akkuzu, E., & Sivacioglu, A. (2016b). Effect of rooting hormones on the rooting capability of *Ficus benjamina* L. cuttings. *Šumarski list*, 140 (1-2), 39-44.
- Topacoglu, O., Şevik, H., Sivacioglu, A., & Ferhat, K. (2017). Genetic variations among and within the populations of Calabrian pine (*Pinus brutia* Ten.) in Turkey. *Kastamonu Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi*, 17(4), 691-702.
- Turkyilmaz, A., Cetin, M., Sevik, H., Isinkaralar, K., & Saleh, E. A. A. (2020). Variation of heavy metal accumulation in certain landscaping plants due to traffic density. *Environment, Development and Sustainability*, 22 (3), 2385-2398.
- Turkyilmaz, A., Sevik H., Isinkaralar K, & Cetin M. (2019). Use of tree rings as a bioindicator to observe atmospheric heavy metal deposition, *Environmental Science and Pollution Research*, 26 (5), 5122-5130.
- Turkyilmaz, A., Sevik, H., & Cetin, M. (2018b). The use of perennial needles as bio-monitors for recently accumulated heavy metals. *Landsc Ecol Eng* 14 (1):115–120.
- Turkyilmaz, A., Sevik, H., Cetin, M., & Ahmaida Saleh E. A. (2018c). Changes in heavy metal accumulation depending on traffic density in some landscape plants. *Pol J Environ Stud* 27 (5):2277–2284.
- Turkyilmaz, A., Sevik, H., Isinkaralar, K., & Cetin, M. (2018a). Using *Acer platanoides* annual rings to monitor the amount of heavy metals accumulated in air. *Environ Monit Assess* 190:578.
- Turna, İ., Şevik, H. ve Yahyaoğlu, Z., (2009) Uludağ Göknaarı (*Abies nordmanniana* subsp. *bornmülleriana* mattf.) Populasyonlarında Morfolojik Özelliklere Bağlı Genetik Çeşitlilik, *Bartın Orman Fakültesi Dergisi* I.Ulusal Batı Karadeniz Ormancılık Kongresi Bildiriler Kitabı, Özel Sayı, ISSN: 1302-0943, II, pp. 341-347
- Turna, İ., Şevik, H., Yahyaoğlu, Z., (2010). Uludağ Göknaarı (*Abies nordmanniana* subsp. *bornmülleriana* Mattf.) Populasyonlarında Tohum Özelliklerine Bağlı

Genetik Çeşitlilik, III. Ulusal Karadeniz Ormancılık Kongresi, Bildiriler Kitabı, Cilt:II, s, 733-740, 20-22 Mayıs 2010, Artvin

- Türkyılmaz A, Şevik H, Işınkaralar K, (2018d). Investigation of Heavy Metal Accumulation in the Black Pine Needles. Ecology Symposium 2017. p.196. 11-13 May, Kayseri Turkey
- Ucun Ozel, H., Gemici, B. T., Gemici, E., Ozel, H. B., Cetin, M., & Sevik, H. (2020). Application of artificial neural networks to predict the heavy metal contamination in the Bartın River. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-18.
- Ucun Ozel, H., Ozel, H. B., Cetin, M., Sevik, H., Gemici, B. T., & Varol, T. (2019). Base alteration of some heavy metal concentrations on local and seasonal in Bartın River. *Environmental monitoring and assessment*, 191(9), 594.
- Vannini, A., Paoli, L., Russo, A., & Loppi, S. (2019). Contribution of submicronic (PM₁) and coarse (PM_{> 1}) particulate matter deposition to the heavy metal load of lichens transplanted along a busy road. *Chemosphere*, 231, 121-125.
- Vergel, K., Zinicovscaia, I., Yushin, N., & Frontasyeva, M. V. (2019). Heavy metal atmospheric deposition study in Moscow Region, Russia. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 103(3), 435-440.
- Vermeulen, R., Downward, G. S., Zhang, J., Hu, W., Portengen, L., Bassig, B. A., ... & He, J. (2019). Constituents of Household Air Pollution and Risk of Lung Cancer among Never-Smoking Women in Xuanwei and Fuyuan, China. *Environmental health perspectives*, 127(9), 097001.
- Wan, D., Han, Z., Yang, J., Yang, G., & Liu, X. (2016). Heavy metal pollution in settled dust associated with different urban functional areas in a heavily air-polluted city in North China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(11), 1119.
- Wang, J., Zhang, X., Yang, Q., Zhang, K., Zheng, Y., & Zhou, G. (2018). Pollution characteristics of atmospheric dustfall and heavy metals in a typical inland heavy industry city in China. *Journal of Environmental Sciences*, 71, 283-291.
- Wang, N., Mengersen, K., Tong, S., Kimlin, M., Zhou, M., Wang, L., ... & Hu, W. (2019). Short-term association between ambient air pollution and lung cancer mortality. *Environmental research*, 179, 108748.
- Worldometers (2020). <https://www.worldometers.info/>[Erişim tarihi 22 Kasım 2020]
- Xu, Y. L., Feng, G. L., Jiang, X. Y., Liu, N., Li, J. M., Li, G. Y., & Yang, Y. L. (2020). Distribution characteristics of heavy metals in soil and its influence on greening plants in a main road of Lanzhou City, Northwest China. *Ying Yong Sheng tai xue bao= The Journal of Applied Ecology*, 31(4), 1341-1348.

- Yang, Q., Li, Z., Lu, X., Duan, Q., Huang, L., & Bi, J. (2018). A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: Pollution and risk assessment. *Science of the total environment*, 642, 690-700.
- Yılmaz, M. (2018). Güneydoğu Anadolu Bölgesi 2011 ile 2015 Yılları Arasındaki Partikül Madde ve Kükürt Dioksit Ölçümlerinin Değerlendirilmesi. *Konuralp Tıp Dergisi*, 10(3), 305-310.
- Yigit, N., Cetin, M., & Sevik, H. (2018). The Change in Some Leaf Micromorphological Characters of *Prunus laurocerasus* L. Species by Their Habitat. *Turkish Journal of Agriculture-Food Science and Technology*, 6 (11), 1517-1521.
- Yigit, N., Cetin, M., Ozturk, A., Sevik, H., & Cetin, S. (2019). Variation of Stomatal Characteristics in Broad Leaved Species Based on Habitat. *Applied Ecology and Environmental Research* 17 (6):12859-12868.
- Yigit, N., Sevik, H., Cetin, M., & Gul, L. (2016b). Clonal variation in chemical wood characteristics in Hanönü (Kastamonu) Günlüburun black pine (*Pinus nigra* Arnold. subsp. *Pallasiana* (Lamb.) Holmboe) seed orchard. *Journal of Sustainable Forestry*, 35 (7), 515-526.
- Yigit, N., Sevik, H., Cetin, M., & Kaya, N. (2016a). Determination of the effect of drought stress on the seed germination in some plant species. *Water stress in plants*, 43-62.
- Yiğit, N., Şevik, H., & Topaçoğlu, O. (2015). Taşköprü-Tekçam Sarıçam (*Pinus sylvestris* L.) Konal Tohum Bahçesinde İbre ve Dal Karakterlerine Bağlı Genetik Varyasyon. *Kastamonu Üniversitesi Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi*, 1(1), 23-32.
- Yousaf, M., Mandiwana, K. L., Baig, K. S., & Lu, J. (2020). Evaluation of *Acer rubrum* Tree Bark as a Bioindicator of Atmospheric Heavy Metal Pollution in Toronto, Canada. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231(8), 1-9.
- Yucedag, C., Kaya, L. G., & Cetin, M. (2018). Identifying and assessing environmental awareness of hotel and restaurant employees' attitudes in the Amasra District of Bartın. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190 (2), 60.
- Yücedağ, C., Kaya, L.G. (2016). Impacts of Air Pollutants to Plants. *The Journal of Graduate School of Natural and Applied Sciences of Mehmet Akif Ersoy University* 7(1): 67-74
- Yücedağ, C., & Gailing, O. (2013a). Morphological and genetic variation within and among four *Quercus petraea* and *Q. robur* natural populations. *Turkish Journal of Botany*, 37(4), 619-629.

- Yücedağ, C., & Gailing, O. (2013b). Genetic variation and differentiation in *Juniperus excelsa* M. Bieb. populations in Turkey. *Trees*, 27(3), 547-554.
- Yücedağ, C., Bilir, N., & Özel, H. B. (2019). Phytohormone effect on seedling quality in Hungarian oak. *Forest Systems*, 28(2), 005.
- Yücedağ, C., Sanders, J., Musah, M., & Gailing, O. (2019). Stomatal density in *Quercus petraea* and *Q. robur* natural populations in Northern Turkey. *Dendrobiology*, 81. 58-64
- Zarek, M., Lasota, J., & Błońska, E. (2020). Effect of Gender and Age on the Accumulation of Heavy Metals in *Taxus baccata* L. Needles in the City Center of Krakow (Poland). *Water, Air, & Soil Pollution*, 231(12), 1-14.
- Zeren Cetin, I. & Sevik, H. (2020). Investigation of the relationship between bioclimatic comfort and land use by using GIS and RS techniques in Trabzon. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192 (2), 71.
- Zhang, X., Lou, X., Zhang, H., Ren, W., & Tang, M. (2020). Effects of sodium sulfide application on the growth of *Robinia pseudoacacia*, heavy metal immobilization, and soil microbial activity in Pb–Zn polluted soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 197, 110563.
- Zhou, C., Chen, S., Zhang, Y., Zhao, J., Song, D., & Liu, D. (2018). Evaluating metal effects on the reflectance spectra of plant leaves during different seasons in post-mining areas, China. *Remote Sensing*, 10(8), 1211.
- Zoufan, P., Jalali, R., Karimiafshar, A., & Motamedi, H. (2017). Assessment of heavy metal accumulation and antibacterial activity of some medicinal herbs grown in an industrial area of steel production, Ahvaz. *Iranian Journal of Pharmaceutical Sciences*, 13(1), 73-86.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Tuğba KARAÇOCUK
Doğum Yeri ve Yılı : Mersin – 26.01.1993
Medeni Hali : Bekar
Yabancı Dili : İngilizce



Eğitim Durumu

Lise : Kahramanmaraş Anadolu Lisesi, 2011
Lisans : Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Orman
Fakültesi/Orman Mühendisliği, 2015

Mesleki Deneyim

İş Yeri : Kastamonu Orman Bölge Müdürü/Sinop Orman İşletme
Müdürlüğünde Ersu Ormancılık Bürosu adına Danışman
Mühendis olarak çalışmaktayım.