



T.C.
HATAY MUSTAFA KEMAL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

HATAY'IN ANITSAL ÇINAR AĞAÇLARINDA KİRLİLİK ÜZERİNE
EKOFİZYOLOJİK BİR ÇALIŞMA

ZEYNEP TÖRE

BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

HATAY
EYLÜL-2024



T.C.
HATAY MUSTAFA KEMAL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

HATAY'IN ANITSAL ÇINAR AĞAÇLARINDA KİRLİLİK ÜZERİNE
EKOFİZYOLOJİK BİR ÇALIŞMA

ZEYNEP TÖRE
ORCID:0009-0002-8090-2241

BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Danışman
Prof. Dr. VOLKAN ALTAY
ORCID: 0000-0003-2450-6914

HATAY
EYLÜL-2024

T.C.
HATAY MUSTAFA KEMAL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

HATAY'IN ANITSAL ÇINAR AĞAÇLARINDA KİRLİLİK ÜZERİNE
EKOFİZYOLOJİK BİR ÇALIŞMA

ZEYNEP TÖRE

BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Prof. Dr. Volkan ALTAY ve Dr. Öğrt. Üyesi İbrahim Ertuğrul YALÇIN
danışmanlığında hazırlanan bu tez 23/09/2024 tarihinde aşağıdaki jüri üyeleri
tarafından OYBİRLİĞİ ile kabul edilmiştir.

Prof. Dr. Volkan ALTAY
Başkan

Prof. Dr. Ahmet İLÇİM
Üye

Doç. Dr. Neşe YILMAZ
Üye

Kod No:

Prof. Dr. Cengiz KARACA
Enstitü Müdürü

Not: Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaktan yapılan bildirişlerin, çizelge, şekil ve fotoğrafların
kaynak gösterilmeden kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere tabidir.

23/09/2024

TEZ BİLDİRİMİ

Tez içindeki bütün bilgilerin etik davranış ve akademik kurallar çerçevesinde elde edilerek sunulduğunu, tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanan bu çalışmada bana ait olmayan her türlü ifade ve bilginin kaynağına eksiksiz atıf yapıldığını ve tez üzerinde Yükseköğretim Kurulu tarafından hiçbir değişiklik yapılamayacağı için tezin bilgisayar ekranında görüntülendiğinde asıl nüsha ile aynı olması sorumluluğunun tarafıma ait olduğunu beyan ederim.

İmzası
Zeynep TÖRE

ÖZET

HATAY'IN ANITSAL ÇINAR AĞAÇLARINDA KİRLİLİK ÜZERİNE EKOFİZYOLOJİK BİR ÇALIŞMA

Bu çalışma, anıtsal çınar ağaçlarında mevcut ağır metal kirliliğinin durumunu araştırmak amacıyla yapılmıştır. Araştırma çalışmaları Hatay'da doğal olarak dağılmış anıt çınar ağaçlarının kullanıldığı beş sahada yürütülmüştür. Bakır (Cu), çinko (Zn), demir (Fe), kadmiyum (Cd), manganez (Mn) ve kurşun (Pb) konsantrasyonları aynı bölgelerden alınan toprak örnekleriyle birlikte araştırılmıştır. Analiz için bu ağaçların dalları, yaprakları ve kabukları kullanılmıştır. Toprak örneklerindeki elementlerin yıllık ortalama konsantrasyonlarının $Fe > Mn > Zn > Pb > Cu > Cd$ şeklinde sıralandığı tespit edilmiştir. Toprak örneklerinde bulunan konsantrasyonlar kabul edilebilir limitlerle karşılaştırıldığında, sadece Pb'nin limitleri aştığı görülmüştür. Bitkilerin tüm kısımlarında incelenen elementlerin yıllık ortalama konsantrasyonları $Fe > Mn > Zn > Cu > Pb > Cd$ şeklinde sıralanmıştır. Bu değerler kabul edilebilir sınırlarla karşılaştırıldığında, Cu ve Fe'nin sınırların üzerinde olduğu ortaya çıkmıştır. İncelenen ağaçların dal, yaprak ve kabuk örneklerindeki element konsantrasyon değerleri incelendiğinde, kabuk > yapraklar > dallar şeklinde bir sıralamanın olduğu ortaya çıkmıştır. Bu bulgular, anıtsal çınar ağaçlarının kabuğunun kentsel ortamlarda ağır metal kontaminasyonları için potansiyel bir biyoindikatör olarak kullanılabileceğini göstermiştir.

2024, 46 sayfa

Anahtar Kelimeler: Ağır metaller, anıt çınar ağacı, kirlilik ekolojisi, Hatay

ABSTRACT

An ECOPHYSIOLOGICAL STUDY on the POLLUTION of the MONUMENTAL PLANE TREES in HATAY

The study was undertaken to investigate the status of heavy metal contamination in monumental plane trees. The research studies were carried out on five sites using naturally distributed monumental plane trees in Hatay. The concentrations of copper (Cu), zinc (Zn), iron (Fe), cadmium (Cd), manganese (Mn) and lead (Pb) were investigated together with soil samples from the same sites. For analysis the branches, leaves and bark of these trees were used. Annual average concentrations of the elements in soil samples were found to show the following sequence $Fe > Mn > Zn > Pb > Cu > Cd$. Only Pb exceeded the limits when the concentrations found in the soil samples were compared with the acceptable limits. The annual average concentrations of the elements studies in all parts of the plants showed the following sequence $Fe > Mn > Zn > Cu > Pb > Cd$. A comparison of these values with the acceptable limits has revealed that Cu and Fe were above the limits. An evaluation of the element concentration values in the samples of branches, leaves and bark of the investigated trees has revealed that the ranking was as bark > leaves > branches. These findings have shown that the bark of monumental plane trees can be used as a potential bioindicator for heavy metal contaminations in the urban environments.

2024, 46 pages

Key Words: Heavy metals, monumental plane tree, pollution ecology, Hatay

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans öğrencilik hayatımın her aşamasında nadir rastlanılır bir şekilde emeğini, desteğini ve bilgisini hiçbir zaman benden esirgemeyen çok kıymetli danışman hocam **Prof. Dr. Volkan ALTAY**'a saygılarımı sunarım.

Tez çalışmamın önemli aşamasını oluşturan ve arazi çalışmalarım esnasında temin edilen numunelerin saklanması, öğütülmesinde ve analiz işlemlerinde çok değerli katkıları olan saygıdeğer ikinci danışman hocam **Dr. Öğretim Üyesi İbrahim Ertuğrul YALÇIN**'a teşekkürlerimi bir borç bilirim.

Bilim dünyasına kazandırdığı pek çok bilimsel çalışma ile bizlere ilham kaynağı olan saygıdeğer hocaların hocası sayın **Prof. Dr. Münir ÖZTÜRK** hocamıza da sonsuz minnet, saygı ve şükranlarımı sunarım.

Arazi çalışmasında birlikte yol aldığım saygıdeğer meslektaşım **Naciye GÜNOK**'a, tez çalışmamın mevcut haritalarında gerekli desteğini esirgemeyen Ankara İl Sağlık Müdürlüğü Çevre Sağlığı Birimi'nden mesai arkadaşım **Zeynal KAYNAR** ve **Rüveyda Hanım**'a, benden her zaman yardımlarını esirgemeyen başta Hatay İl Sağlık Müdürlüğü Çevre Sağlığı biriminde görevli çok **kıymetli dostlarıma** ve varsa yazmayı unuttuklarımın affına sığınarak katkısı olan herkese sonsuz teşekkürler.

Tanıştığımız ilk günden beri eğitim yolculuğumda göstermiş olduğu sabır ve değerli destekleri için eşim **Ahmet TÖRE**'ye, bu zorlu eğitim yıllarında istemeyerek de olsa sabreden en kıymetlim oğlum **Melih TÖRE**'ye ve beni ben yapan saygıdeğer aile büyüklerim annem, babam ve kardeşlerimesonsuz minnet, saygı ve şükranlarımı sunarım.

Ayrıca bu yüksek lisans tez çalışmasının ilk tohumlarını atan, maalesef filizlenmesine şahit olamayan ve 6 Şubat 2023 tarihli Antakya'da gerçekleşen depremde aramızdan ayrılan ve kendisini tanımakla sonsuz gurur ve kıvanç duyduğum saygıdeğer meslektaşım **Mehmet Yahya DALOĞLU**'na ithaf ediyorum.

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	I
ABSTRACT.....	II
TEŞEKKÜR.....	III
İÇİNDEKİLER	IV
ÇİZELGELER DİZİNİ	V
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	VI
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	VII
1. GİRİŞ.....	1
2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....	4
3. MATERYAL ve YÖNTEM.....	6
3.1. Materyal.....	6
3.1.1. Bitki ve topraknumunelerinin toplanması ve örnekleme alanı.....	6
3.2. Yöntem	13
3.2.1. Elementiçeriğinin belirlenmesi.....	13
4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA	15
4.1. Cd (Kadmiyum).....	15
4.2. Cu (Bakır).....	18
4.3. Fe (Demir)	21
4.4. Mn (Mangan).....	24
4.5. Pb (Kurşun)	26
4.6. Zn (çinko)	29
4.7. Araştırma alanının toprak-bitki ilişkileri yönünden topluca değerlendirilmesi	32
5. SONUÇ ve ÖNERİLER.....	39
KAYNAKLAR	40
ÖZGEÇMİŞ	46

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 3.1. Araştırma alanında örnekleme yapılan lokasyonlara ait bazı bilgiler.....	13
Çizelge 4.1. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Cd değerleri (mg kg^{-1}).....	16
Çizelge 4.2. Toprak ve bitki numunelerinde min.-max. ve yıllık ortalama Cd verileri ile Cd için kabul edilebilir sınır değerler(mg kg^{-1})	18
Çizelge 4.3. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Cu değerleri (mg kg^{-1}).....	19
Çizelge 4.4. Toprak ve bitki numunelerinde min.-max. ve yıllık ortalama Cu verileri ile Cu için kabul edilebilir sınır değerler(mg kg^{-1})	21
Çizelge 4.5. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Fe değerleri (mg kg^{-1}).....	22
Çizelge 4.6. Toprak ve bitki numunelerinde min.-max. ve yıllık ortalama Fe verileri ile Fe için kabul edilebilir sınır değerler(mg kg^{-1})	24
Çizelge 4.7. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Mn değerleri (mg kg^{-1}).....	24
Çizelge 4.8. Toprak ve bitki numunelerinde min.-max. ve yıllık ortalama Mn verileri ile Mn için kabul edilebilir sınır değerler(mg kg^{-1})	26
Çizelge 4.9. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Pb değerleri (mg kg^{-1})	27
Çizelge 4.10. Toprak ve bitki numunelerinde min.-max. ve yıllık ortalama Pb verileri ile Pb için kabul edilebilir sınır değerler(mg kg^{-1})	29
Çizelge 4.11. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Zn değerleri (mg kg^{-1}).....	30
Çizelge 4.12. Toprak ve bitki numunelerinde min.-max. ve yıllık ortalama Zn verileri ile Zn için kabul edilebilir sınır değerler(mg kg^{-1})	32

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 3.1. Araştırma alanının konum haritası ve tespit edilen lokasyonlar	7
Şekil 3.2. Araştırma alanında tespit edilen Lokalite 1'den bazı görseller	8
Şekil 3.3. Araştırma alanında tespit edilen Lokalite 2'den bazı görseller	9
Şekil 3.4. Araştırma alanında tespit edilen Lokalite 3'ten bazı görseller	10
Şekil 3.5. Araştırma alanında tespit edilen Lokalite 4'ten bazı görseller	11
Şekil 3.6. Araştırma alanında tespit edilen Lokalite 5'ten bazı görseller	12
Şekil 4.1. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Cd değerleri (mg kg^{-1}).....	16
Şekil 4.2. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Cu değerleri (mg kg^{-1}).....	19
Şekil 4.3. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Fe değerleri (mg kg^{-1}).....	22
Şekil 4.4. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Mn değerleri (mg kg^{-1}).....	25
Şekil 4.5. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Pb değerleri (mg kg^{-1}).....	27
Şekil 4.6. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Zn değerleri (mg kg^{-1}).....	30



SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

°C	: Derece celsius (santigrat)
%	: Yüzde
G	: Gram
g cm ⁻³	: Gram santimetre küp
Mg	: Miligram
mL	: Mililitre
µm	: Mikrometre
M	: Metre
Cm	: Santimetre
mm	: Milimetre
mg L ⁻¹	: Part per million (milyon birimde bir birim)
mg kg ⁻¹	: Part per million (milyon birimde bir birim)
Cd	: Kadmiyum
Cu	: Bakır
Fe	: Demir
Mn	: Mangan
Pb	: Kurşun
Zn	: Çinko
HCl	: Hidroklorik asit
HF	: Hidroflorik asit
HNO ₃	: Nitrik asit
ICP-OES	: İndüktif Eşleşmiş Plazma-Optik Emisyon Spektrometresi

1. GİRİŞ

Dünya üzerindeki yaşamın sürekliliğinde ve ekosistemlerin doğal denge halinin korunmasında, bitki çeşitliliğinin çok büyük önemi vardır. Özellikle de çevre ve insan refahına yönelik ekosistem hizmetlerin önemli bir destekleyicisi olarak ağaçlar, bu konuda çok önemli bir rol oynamaktadır (Bhatt ve ark., 2020). Şu anda gezegenimizdeki ağaçların neredeyse % 10'u yok olma tehlikesiyle karşı karşıyadır ve yok olmalarını önlemenin en iyi yolu da onları doğal ortamlarında korumaktır (Cavender ve ark., 2015; Decker ve ark., 2016). Son dönemde karşılaştıkları tehditler ile birlikte, sosyal, kültürel ve estetik açıdan önem taşımaları nedeniyle koruma çalışmaları kapsamında, anıt ağaçlar pek çok araştırmacının da dikkatini çekmeye başlamıştır. Anıt ağaçlar, ayrıca iklim değişikliğine uyum sağlamak gibi birçok ekolojik işlevinde yerine getirilmesinde önemli bir katkıda bulunmaktadır. Bu tip özel ağaçların kaybı, maalesef ekosistem hizmetleri üzerinde de olumsuz bir etki oluşturmaktadır. Çünkü bunların kaba odunsu kalıntıları bile, diğer organizma türleri için kaynak ve barınak görevi görmesinin yanında, besinler açısından da zengin bir mikro habitat ortamı oluşturmaktadır. Bu durum, bazı canlılar için kritik bir yaşam alanı sağlamasından ötürü onlara kilit taşı tür karakteri özelliği de kazandırmaktadır (Stagoll ve ark., 2012).

Anıtsal ağaçların taksonomisi, ekolojisi, tohum biyolojisi ve yayılış yönlerine ilişkin bilgilerde eksikliklerin olması, maalesef bu ağaçlar üzerinde yapılması planlanan koruma faaliyetlerini de sekteye uğratmaktadır (Cavender ve ark., 2015). Pek çok ağaç türünün doğal ortamlarında yüzlerce yıl rahatlıkla yaşayabilme durumu, anıt ağaç kavramını ortaya çıkarmıştır (Vuidot ve ark., 2011; Bütler ve ark., 2013). Son yıllarda Türkiye'de de bu doğal kültürel mirasın yasalar çerçevesinde korunmasına yönelik stratejiler yavaş yavaş oluşturulmaya başlanmıştır (Öner ve ark., 2010; Efe ve ark., 2011, 2013). Genç ve Güner (2003)'e göre, anıt ağaçlar tarihi, folklorik, mistik ve boyutsal türler olarak sınıflandırılmıştır. Aslında felsefi, estetik, rekreasyonel, mitolojik, ekolojik ve eğitimsel değerleri nedeniyle de, bunların kayıt altına alınması ve gelecek nesillere aktarılmasına da büyük ihtiyaç duyulmaktadır (Ozturk ve ark., 2017).

Avrupa kıtasının tamamında yaklaşık 725 ağaç ve çalı türü bulunurken, Türkiye'de yaklaşık 205'i ağaç olmak üzere toplam 475 odunsu tür bulunmaktadır (Ozturk ve ark., 2010, 2017). Türkiye'deki ağaçlar boy bakımından genellikle daha

kısa olmasına rağmen, iklimsel bölgelerin farklılığından dolayı yaşam sürelerinde değişkenlik görülmekle birlikte, yaşları daha uzun ömürlü olabilme potansiyeli taşımaktadır. Türkiye’de çok sayıda anıtsal özelliği olan asırlık ağaçlar bazı çalışmalar ile tespit edilmiştir (Efe ve ark., 2011, 2013).

Çınar ağacı (*Platanus orientalis* L.), Türkiye’deki anıt ağaçlar arasında en sık görülen ve tarihsel süreçte Türk kültüründe önemli bir yere sahip olan ve anıtsal özellik gösteren önemli ağaçlardan birisidir. Örneğin Isparta ilinde özellikle de Yalvaç ilçesinde anıt çınar ağacının dalları altında, toplam yedi kahvehane bulunmasından ötürü, bu ağaca “Muhabbet Çınarı” denilmiştir. Isparta’nın Eğirdir ilçesinde isimlendirilen “Kanlı Kavlan” ise, idam çınar ağacı olarak bilinmektedir (Genç ve Güner, 2000, 2003). Anıtsal özellik gösteren bu çınar ağaçları, insanlar üzerindeki mistik etkileri nedeniyle, doğal mirasa bağlılık, vatan sevgisi gibi kavramların da doğmasına neden olmuştur (Efe ve ark., 2013). Ayrıca sanatsal yönden özellikle de edebiyat alanında bir ilham kaynağı olarak, Ahmet Hamdi Tanpınar’ın "Bursa’da Zaman" adlı şiirine ilham veren ağacın Bursa’da cami avlusunda bulunan "Eskicibaba Çınar Ağacı" olması, bu durumu temsil eden en güzel örneklerden birisidir (Ozturk ve ark., 2017).

Ağaçların yaşadığı çevre koşullarındaki değişikliklere karşı nasıl tepki vereceği konusunda yapılan bazı ekolojik ve eko-fizyolojik analizler, bu alanda büyük önem arz etmektedir (Efe ve ark., 2013; Ozturk ve ark., 2017). Bu nedenle Akdeniz bölgesi’nde yapılmış dendro-klimatolojik çalışmaların azlığı ile birlikte, tarihsel süreçte yoğun ağaç kesimi ve yakılması gibi olumsuz antropojenik etkiler, mevcut yaşlı ağaçlar hakkında ekolojik ve eko-fizyolojik bilgilerin çok az olmasına sebebiyet vermiştir (Cavender ve ark., 2015).

Ayrıca antropojenik kökenli faaliyetlerin neden olduğu kirlilik durumu da, çevresel bir sorun olarak ekosistemde mevcut doğal kaynaklar üzerinde potansiyel olumsuz etkiler oluşturmaktadır (Bashir ve ark., 2020). Önemli çevresel kirlilik parametrelerinden birisi de, ağır metallerdir (Ahmad ve ark., 2016). Ağır metaller, doğal bileşenler olmasına rağmen, canlı organizmalar üzerinde eser düzeyde bile toksik etkilere neden olabilmektedir. Bu durum uzun süreli veya akut maruziyet etkisi devam ettikçe, başta bitkiler olmak üzere, hayvanlarda ve insanlarda zararlı etkilere neden olabilir (Molina ve Segura, 2021; Yang ve ark., 2022).

Bu tez çalışmasında da, Hatay ilinde bulunan mevcut anıtsal özellik gösteren çınar ağaçların (*Platanus orientalis* L.) eko-fizyolojik yönden bazı ağır metallerin

(bakır, çinko, demir, kadmiyum, kurşun ve mangan) kirlilik potansiyeli yönünden toprak-bitki etkileşimlerinin (özellikle kabuk, dal ve yaprak kısımlarında) değeriendirilmesi amaçlanmıştır. Böylelikle bu tez çalışmasının sürdürülebilirlik kapsamında anıt ınar ağaçlarının yönetimi, korunması ve izlenmesine yönelik ileriye dönük araştırmalara önemli katkılar sağlayacağı düşünölmektedir.



2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

Hem ülkemizde hem de yurt dışında çınar ağaçlarında ağır metal kirliliği üzerine yapılmış bazı çalışmalar mevcuttur. Bu çalışmalar daha çok kentsel ve kırsal alanlarda gelişim gösteren genç çınar ağaçlarında bazı ağır metal değerlerin kıyaslanmasına yönelik çalışmalardır. Bu çalışmalardan bir kısmı aşağıda kısaca özetlenmiştir.

Sawidis ve ark. (2011), Güney ve Kuzey Avrupa'nın farklı şehirlerinde özellikle de kirlenmiş alanlarda gelişim gösteren genç çınar ağaçların yaprak ve kabuk kısımlarından alınan numunelerde Cr, Cu, Fe ve Pb gibi bazı ağır metal değerlerini araştırmışlardır.

Norouzi ve ark. (2015a, 2015b), İran'ın Isfahan Bölgesi'nde yaptıkları iki farklı çalışmada atmosfer kirliliğine bağlı olarak genç çınar ağaçların yapraklarındaki mevcut Cu, Fe, Mn, Ni, Pb ve Zn gibi metallerin konsantrasyon değerlerini belirlemişlerdir. Khosropour ve ark. (2018), İran'da yaptıkları başka bir çalışmada ise, kent ve kırsal kesimlerin farklı lokasyonlarında gelişim gösteren genç çınar ağacı yapraklarından ve yetiştikleri topraktan alınan örneklerde Cd, Cr, Cu, Ni, Pb ve Zn gibi bazı element konsantrasyon değerlerini incelemişlerdir.

Baycu ve ark. (2006) tarafından yapılan çalışma, daha çok ülkemizde yapılan bir çalışma olup, özellikle de İstanbul'da gelişim gösteren genç çınar ağaçların yaprakları Cd, Ni, Pb, ve Zn gibi bazı element konsantrasyon değerlerin mevsimsel değişimlerini irdelemiştir.

Özel ve ark. (2015), Bartın ve Karabük illerini birbirine bağlayan otoban kenarlarında gelişim gösteren bazı genç çınar ağaçlarından aldıkları örneklerde, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb ve Zn gibi metallerin konsantrasyon değerlerinin tespitine yönelik bir çalışma yapmışlardır.

Osma ve ark. (2019), yine İstanbul'da yürütülen başka bir araştırmada da, Fatih, Beşiktaş, Kadıköy, Tuzla, Pendik ve Sarıyer ilçelerinin sahil kesimlerinden toplanan genç çınar ağaçlarından alınan kabuk ve yaprak örnekleri ile yetiştikleri topraktan alınan örneklerde Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb ve Zn gibi bazı ağır metal konsantrasyonlarını kıyaslamalı olarak incelemişlerdir.

Ülkemizde anıt çınar ağaçları (*Platanus orientalis* L.) üzerine yapılmış çalışmalar ise daha çok onların tespitine yönelik envanter çalışmalarıdır. Öne çıkan bu çalışmalardan bazıları ise aşağıda sunulmuştur.

Gül ve ark. (1999), Doğu Karadeniz Bölgesi'nde yaptıkları bir arazi çalışmasında, bir adet anıt çınar ağacı (*Platanus orientalis*) tespit etmişlerdir.

Tatlı ve ark. (2000), Kütahya'da yapılan bir çalışmada da çoğunluğu çınar ağacı olmak üzere, farklı türlerden oluşan 120 anıt ağaç belirlemişlerdir.

Genç ve Güner (2003), Acıgöl, Burdur, Eğirdir, Beyşehir, Akşehir ve Suğla göllerini temsil eden ve Göller Bölgesi olarak isimlendirilen bu alanda, çok sayıda anıt ağaç tespit etmişlerdir. Özellikle de geniş yapraklı ağaç grubunu temsil eden anıt ağaçlar arasında çınar ağaçları öne çıkmıştır.

Uzun ve ark. (2011), Kahramanmaraş'ta yaptıkları bir çalışmada da, dokuz adet anıt çınar ağacı belirlemişlerdir.

Efe ve ark. (2013), Balıkesir-Edremit bölgesinde yürüttükleri çalışmada ise, tespit edilen çok sayıda anıt ağaç türlerinden birisinin de *Platanus orientalis* olduğunu ifade etmişlerdir.

Sarıbaş (2015), Batı Karadeniz Bölgesi'nde yürüttüğü bir çalışmada, anıt ve aday anıt ağaç potansiyeli olan toplam dokuz adet anıt çınar ağacı bildirmiştir.

Akgün ve ark. (2018) ise Gaziantep ilinde kültürel ve estetik değerlere sahip beş adet anıt çınar ağacı tespit etmişlerdir.

Akçin ve ark. (2019), Ordu'da yapılan bir çalışmada, beş adet anıt çınar ağacı belirlemişlerdir.

Tural (2019), yüksek lisans tez çalışması kapsamında, Hatay ilinde anıt ağaçların tespitine yönelik yaptığı envanter çalışmasında, çok sayıda anıtsal, potansiyel anıtsal ve anıtsal nitelik taşımayan yaşlı çınar ağaçların olduğunu ortaya çıkarmıştır.

Ülkemizde anıtsal özellik gösteren çınar ağaçlarında ekolojik ve ekofizyolojik yönden yapılmış sadece bir çalışma bulunmaktadır. Öztürk ve ark. (2017), bahsi geçen bu çalışmada Çanakkale'de doğal yayılış gösteren farklı yaşlardaki anıt çınar ağaçlarının toprak-bitki etkileşimleri üzerine ekolojik bir inceleme gerçekleştirmişlerdir. Ayrıca bu araştırmalardan farklı olarak, Zencirkıran ve ark. (2016) tarafından Bursa ilinde anıt çınar ağaçlarının kültürel peyzajda potansiyel değerlendirilmesi üzerine bir çalışma yürütülmüştür.

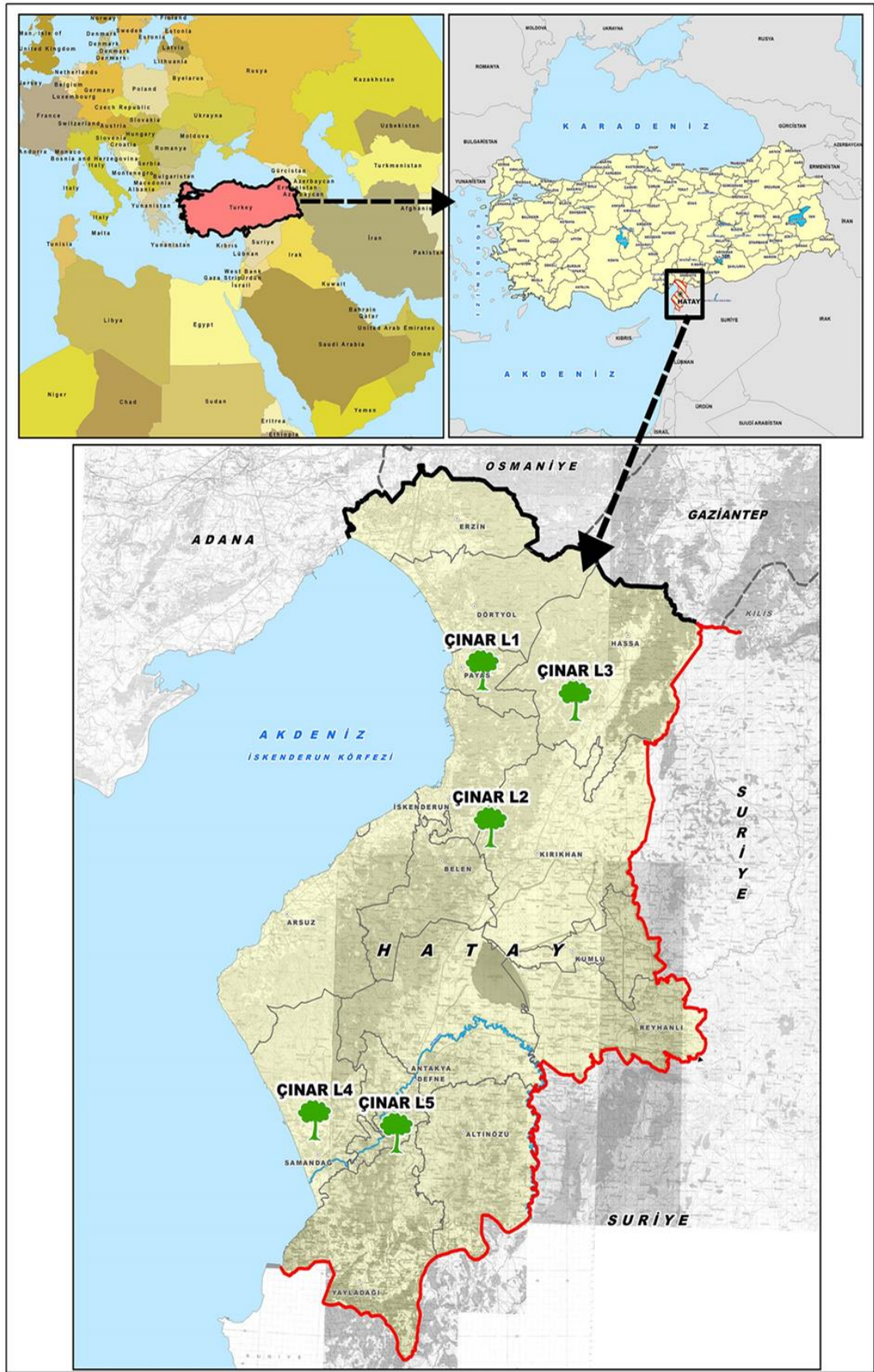
3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Materyal

Tez çalışması süresince gerçekleştirilen deneylerde, bitki ve toprak analizleri için Hidroklorik asit (HCl), Hidroflorik asit (HF) ve Nitrik asit (HNO₃) kullanılmıştır. Enstrümental analizler için de bazı cihazlardan yararlanılmıştır. Bu cihazlar arasında başta arazi çalışmaları sırasında özellikle örnekleme yapılan alanlarda koordinat ve rakım kaydının alınması işlemi için Magellan/eXplorist 510 marka GPS cihazı kullanılmıştır. Her lokasyona ait toprak ve bitki örneklerin ayrı ayrı sızdırmaz kaplara aktarımı ise arazi çalışmaları sırasında yerinde gerçekleştirilmiştir. Araziden temin edilen ve laboratuvar ortamına getirilen bitki ve toprak numunelerinin kurutma işlemi için Nüve/EN 400 marka Etüv cihazı kullanılmıştır. Bitki kısımlarına ait numuneler toz haline getirilmesi ve öğütülmesi işlemi için Lavion/500 marka Yüksek Hızlı Öğütücü kullanılmıştır. Analiz işlemleri yapılmadan önce, numunelerin yüksek hassasiyetle (0.0001g) tartma işlemi için Precisa/XB 220A SCS marka Analitik terazi kullanılmıştır. Bitki ve toprak numunelerine ait parçaların ICP-OES analizleri kapsamında asit ortamında çözündürülmesi işlemi için Berghof/MWS2 marka Mikrodalga kullanılmıştır. Bitki ve toprak numunelerinde element konsantrasyon değerlerini belirlemek için PelkinElmer/Optima 7000DV marka ICP-OES cihazı kullanılmıştır. Ayrıca numunelerde anlık dağılma işlemleri için BioSan/V 1plus marka Vortex cihazı kullanılmıştır.

3.1.1. Bitki ve toprak numunelerinin toplanması ve örnekleme alanı

Bu çalışma Hatay ili sınırları içerisinde doğal yayılış gösteren anıt çınar ağaçları, Tural (2019) tarafından yapılmış yüksek lisans tez çalışmasındaki envanter verileri dikkate alınmıştır. Böylelikle Hatay'ın farklı lokasyonları dikkate alınarak, daha önce belirlenmiş anıt çınar ağaçlar üzerinde toplam beş farklı lokasyonda inceleme yapılmıştır (Şekil 3.1.-3.6.). Planlanan çalışma kapsamında, anıt çınar ağaçlarına (*Platanus orientalis* L.) ait örnekler kabuk-dal-yaprak olarak iki farklı vejetasyon dönemi olarak iki yılda planlanarak arazi çalışması yapılmıştır. Araştırma alanında tespit edilmiş lokasyonlara ait bazı bilgiler ise Çizelge 3.1.'de detaylı olarak açıklanmıştır.



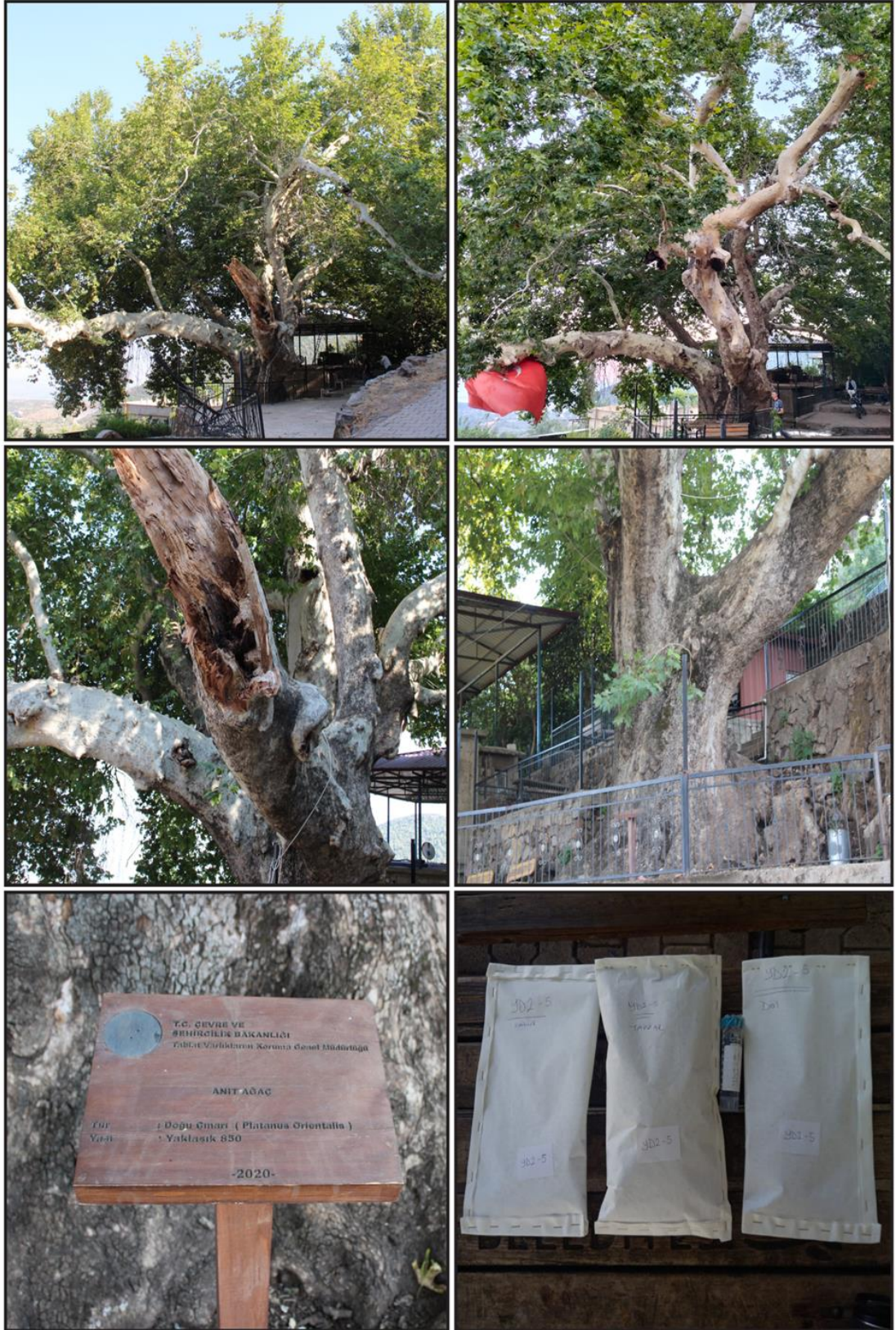
Şekil 3.1. Araştırma alanının konum haritası ve tespit edilen lokasyonlar



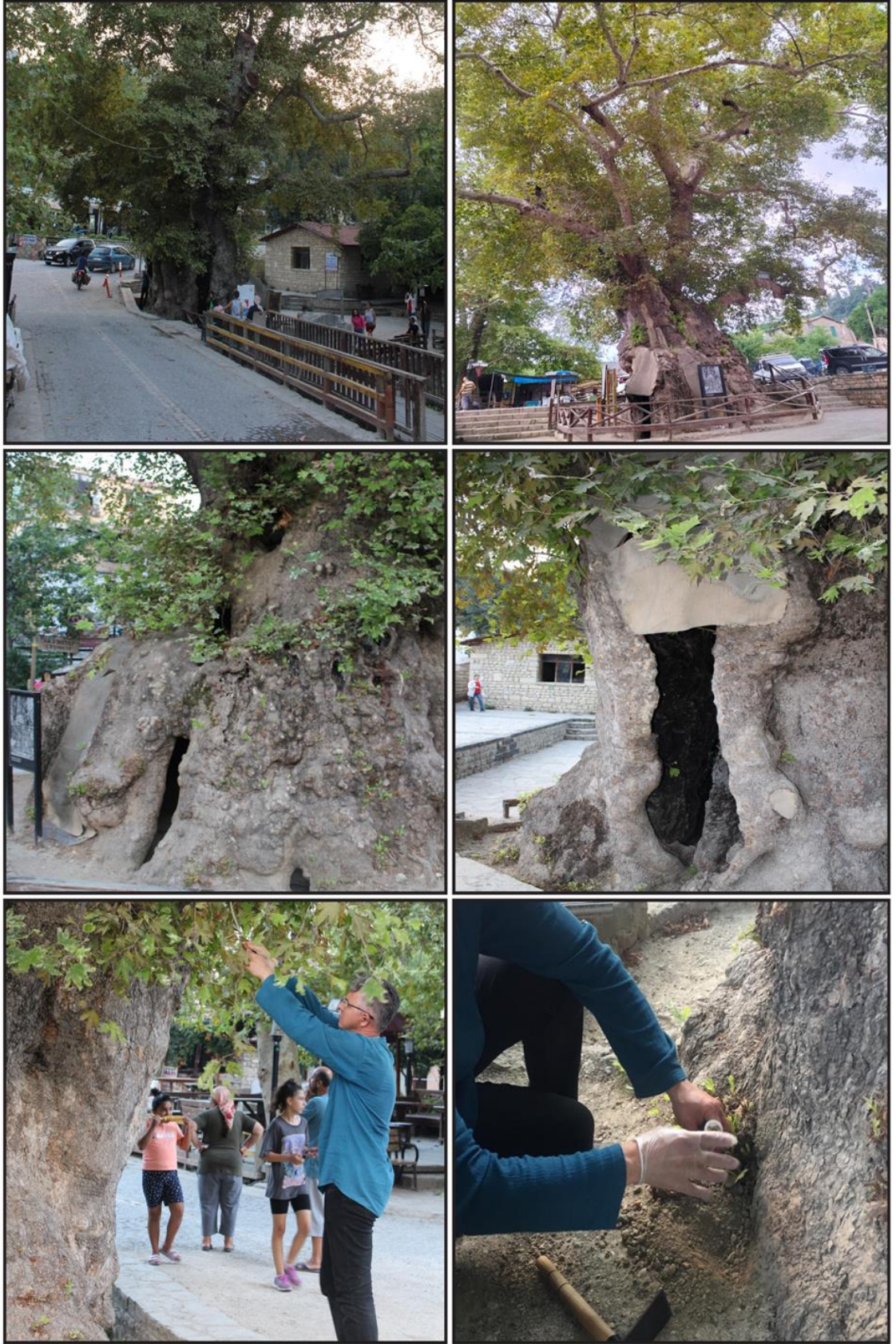
Şekil 3.2. Araştırma alanında tespit edilen Lokalite 1'den bazı görseller



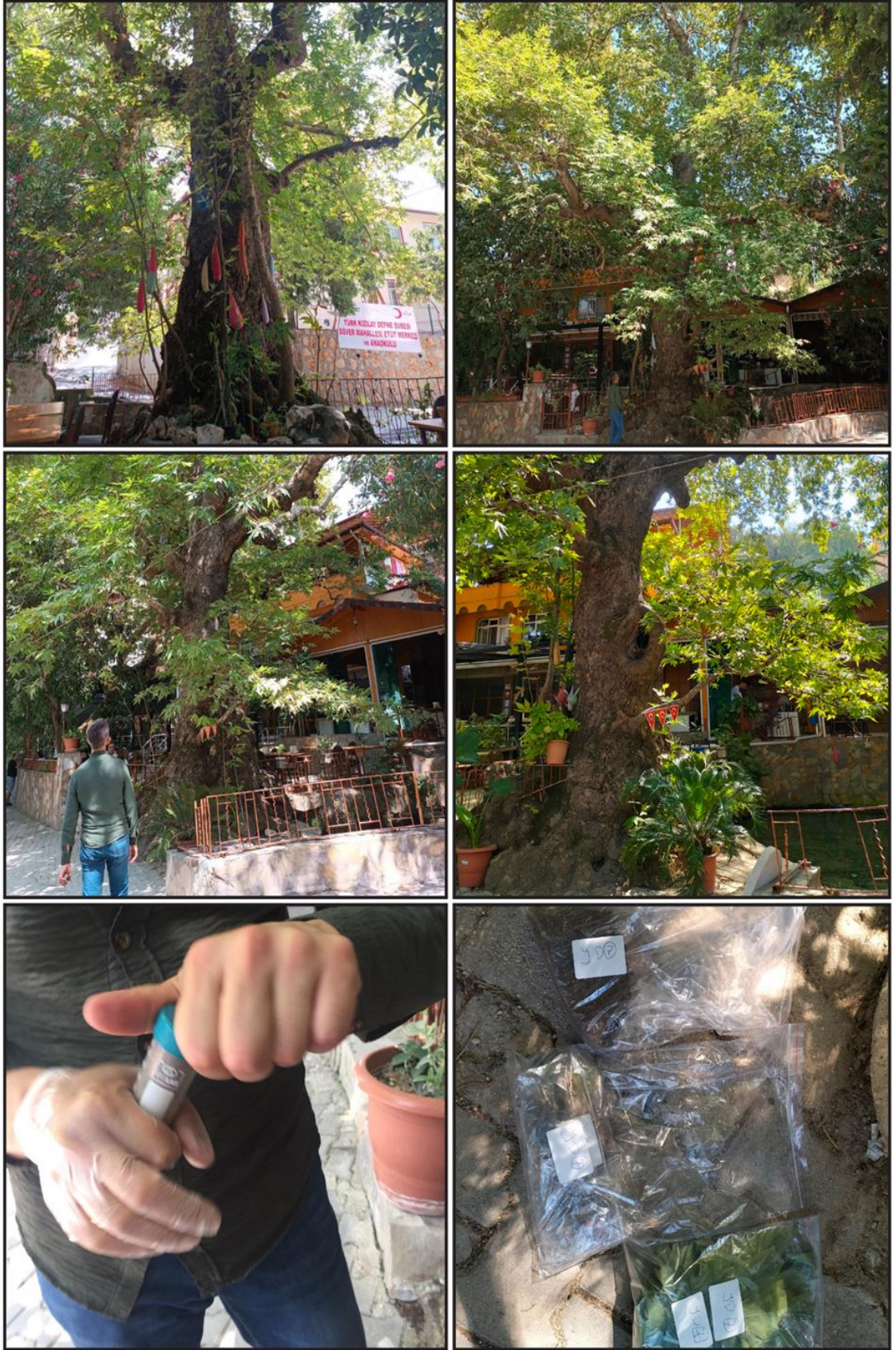
Şekil 3.3. Araştırma alanında tespit edilen Lokalite 2’den bazı görseller



Şekil 3.4. Araştırma alanında tespit edilen Lokalite 3'ten bazı görseller



Şekil 3.5. Araştırma alanında tespit edilen Lokalite 4'ten bazı görseller



Şekil 3.6. Araştırma alanında tespit edilen Lokalite 5'ten bazı görseller

Çizelge 3.1. Araştırma alanında örnekleme yapılan lokasyonlara ait bazı bilgiler

Lokaliteler	Koordinatlar	Rakım	Lokalite bilgileri
L1: Payas – Kozludere Köyü	36°45'18.5328"K 36°15'47.502"D	550 m	Ormanlık alanlarına çok yakın konumdadır. Anıt ağacın tahmini yaşı 350'dir (Tural, 2019).
L2: Kırıkhan - Kurtlu Sarımazı Köyü	36°32'24.0108"K 36°17'10.1652D	680 m	Köy meydanında konumlanmıştır. Anıt ağacın tahmini yaşı 450'dir (Tural, 2019).
L3: Hassa - Zeytinoba Köyü	36°43'03.0432"K 36°26'24.6552D	630 m	Yakın çevresinde tarımsal faaliyetler yoğunudur. Anıt ağacın tahmini yaşı 850'dir (Tural, 2019).
L4: Samandağ - Hıdırbey Köyü	36°12'89.850"K 35°97'17.716"D	170 m	Köy meydanında konumlanmıştır. Samandağ şehir merkezine çok yakın olması, araç trafiğinin çok aktif olması, tüm gün boyunca çok tercih edilen ve çay bahçelerin ve geleneksel ürünlerin satışının yapıldığı dükkanların yoğunluğu nedeniyle, yoğun antropojenik etki söz konusudur. Anıt ağacın tahmini yaşı 2000'dir (Tural, 2019).
L5: Defne - Döver Köyü	36°11'51.080"K 36°12'46.630"D	250 m	Köy meydanında konumlanmıştır. Yoğun araç trafiği mevcut olup, çok yakınında çay bahçesi bulunmaktadır. Anıt ağacın tahmini yaşı 450'dir (Tural, 2019).

3.2. Yöntem

3.2.1. Element içeriğinin belirlenmesi

Lokasyonlarda toplanan bitki örnekleri, kabuk-dal-yaprak olarak ayrıldıktan sonra kaba filtre kâğıtlarına etiketlenerek laboratuvar ortamında paketlenme işlemleri yapılmıştır. Ayrıca tüm bitki kısımları küflenmelere karşı laboratuvar ortamına getirildiği gibi, 80 °C'de 48 saat etüvde bekletilerek kurumaları sağlanmıştır. Nemi uzaklaştırılarak etüvde kurutulan bitki kısımlarına ait numuneler Yüksek Hızlı Öğütücü (Lavion) ile homojenlik sağlanması ve tutarlı bir analiz sonucu elde etmek için toz haline getirilmiştir (Yalçın, 2023).

Alınan toprak numuneleri cam petrilere içine aktarıldıktan sonra 80 °C'de 48 saat etüvde kurutulmuşlar ve 2 mm por çapına sahip çelik elekten geçirilerek tartıma hazır hale getirilmiştir (Yalçın ve ark., 2020; Yalçın, 2023).

Bitki ve toprak numunelerinin 0.2000-0.2250 g aralığında analitik terazide (Precisa XB 220A SCS) tartımları alınmış ve Berghof -MSW2 marka mikrodalga cihazının teflon hücrelerine aktarılmıştır (Yalçın, 2023).

Bitki kısımları için 8 ml % 65'lik HNO₃, toprak numuneleri için, 6 ml % 65'lik HNO₃, 3 ml % 37'lik HCl ve 2 ml % 48'lik HF konularak, örneklerin çözündürme işlemi gerçekleştirilmiştir (Yalçın ve ark., 2020; Yalçın, 2023).

İşlem sonrası numuneler ultra saf su kullanılarak 50 ml'lik steril falcon tüplere mavi bant whatman filter ile süzülerek aktarılmıştır. Bu işlemlerden sonra, multi-element standart solüsyonu (1000 mg L⁻¹) kullanılarak Cd (kadmiyum), Cu (bakır), Fe (demir), Mn (mangan), Pb (kurşun) ve Zn (çinko) elementlerinin analizi ICP-OES (PelkinElmer - Optima 7000DV) cihazı ile gerçekleştirilmiştir. Elementel analiz işlemleri Bahçeşehir Üniversitesi - Fotonik & Nano Cihazlar Araştırma Laboratuvarı'nda, Sayın Dr. Öğretim Üyesi İbrahim Ertuğrul Yalçın kontrolünde gerçekleştirilmiştir.

4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA

Antropojenik kökenli faaliyetlerden kaynaklı kirlilik potansiyeli, çevresel bir sorun olarak doğal kaynaklar üzerinde olumsuz etkiler oluşturmaktadır (Bashir ve ark., 2020). Kirliliğe sebep olan önemli çevresel faktörlerden birisi de ağır metallerdir. Ağır metaller, spesifik özgül ağırlıkları 5 g cm^{-3} 'ten yüksek ve atom numarası da 20'den büyük olan metalik özelliklere sahip elementler olarak bilinmektedir (Ahmad ve ark., 2016; Yalçın, 2023). Özellikle farklı antropojenik kaynaklardan salınan ve toksik etki gösterebilme potansiyeline sahip olan bu ağır metaller, farklı çevrelere kolaylıkla taşınabilmeleri sayesinde ekolojik nişleri sabit olan başta ağaçlar olmak üzere farklı bitki gruplarında endişe verici boyutlarda ciddi bir strese neden olabilmektedir (Rai, 2009). Bu nedenle ağır metallerden kaynaklanan toksisite durumu, özellikle endüstriyel, tarımsal, kimyasal, evsel ve teknolojik kaynaklardan farklı habitatlara geniş ölçüde salınması nedeniyle, bu metallerin konsantrasyon değerlerini arttırmakta ve bu da su, toprak ve havanın kolaylıkla kirlenmesine neden olabilmektedir (Molina ve Segura, 2021; Yang ve ark., 2022).

Esansiyel olmayan ve bitkiler için toksik etki gösteren ağır metaller arasında Cd ve Pb sayılabilirken, Cu, Fe, Mn ve Zn gibi ağır metaller de esansiyel olarak bitki gelişimi ve metabolizması için önemli rol oynayan ağır metaller arasında yer alır (Munir et al., 2021; Behera ve ark., 2022).

Bu tez çalışmasında, anıt çınar ağaçları toplam beş lokasyonda tespit edilmiştir. İlgili lokalitelerden alınan toprak numunelerinde ve anıt ağaç ile ilgili bitki kısımlarında özellikle de kabuk, dal ve yaprak kısımlarında mevcut Cd, Cu, Fe, Mn, Pb ve Zn ağır metallerinden kaynaklı potansiyel toksisite durumu incelenmiştir.

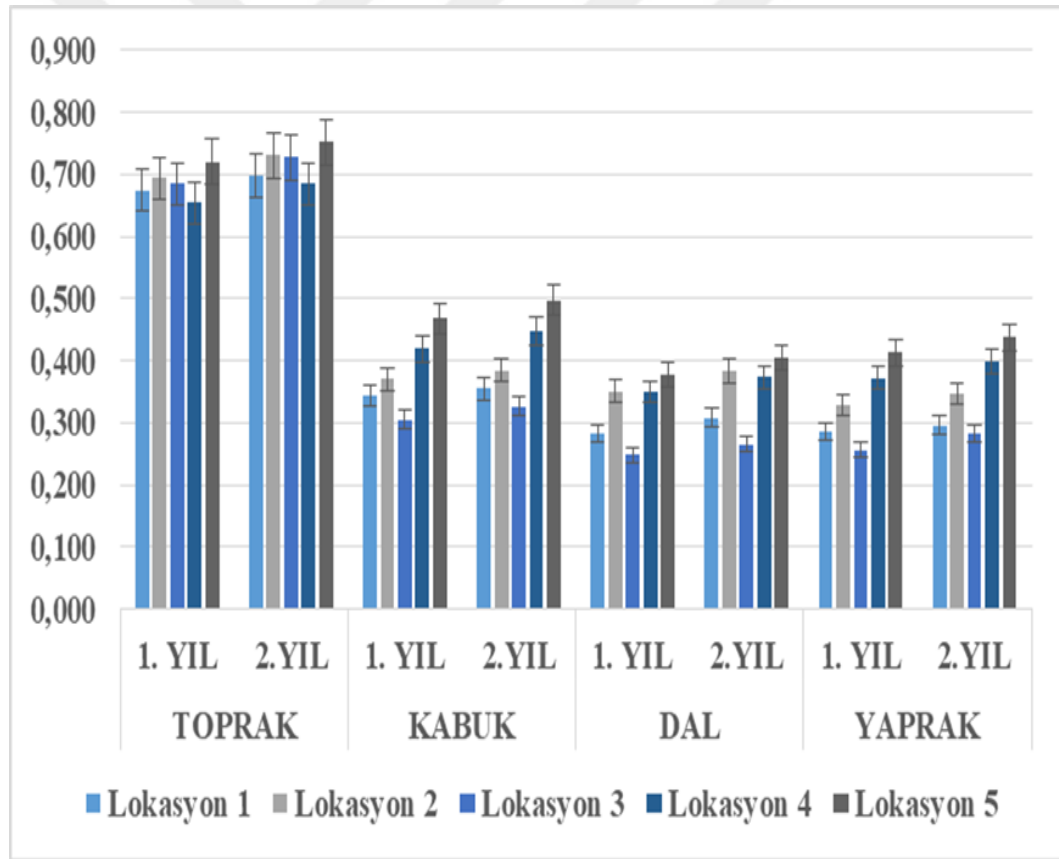
4.1. Cd (Kadmium)

Tespit edilen lokalitelerden alınan toprak örneklerindeki Cd değerleri Çizelge 4.1'de verilmiştir. Bu çizelgeye göre Cd'a ait konsantrasyon değerleri 1. yılın 4. lokalitesinde en düşük iken ($0.654 \pm 0.043 \text{ mg kg}^{-1}$), 2. yılın 5. lokalitesinde en yüksek değeri içermektedir ($0.752 \pm 0.056 \text{ mg kg}^{-1}$) (Çizelge 4.1). Toprak örneklerindeki mevcut Cd değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması, Lokalite 4 < Lokalite 1 < Lokalite 3 < Lokalite 2 < Lokalite 5

şeklinde (Şekil 4.1). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda toprak numunelerindeki Cd değerlerinin ortalaması $0.686 \pm 0.033 \text{ mg kg}^{-1}$ iken, 2. yılda ise bu değer $0.719 \pm 0.042 \text{ mg kg}^{-1}$ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.1; Şekil 4.1).

Çizelge 4.1. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Cd değerleri (mg kg^{-1})

Lokalite	Toprak		Kabuk		Dal		Yaprak	
	1. yıl	2. yıl	1. yıl	2. yıl	1. yıl	2. yıl	1. yıl	2. yıl
Lokasyon 1	0.675 ± 0.025	0.699 ± 0.063	0.343 ± 0.031	0.355 ± 0.047	0.284 ± 0.006	0.309 ± 0.007	0.286 ± 0.012	0.296 ± 0.016
Lokasyon 2	0.694 ± 0.043	0.731 ± 0.029	0.371 ± 0.011	0.385 ± 0.044	0.351 ± 0.041	0.384 ± 0.050	0.328 ± 0.046	0.347 ± 0.025
Lokasyon 3	0.685 ± 0.024	0.728 ± 0.046	0.305 ± 0.012	0.327 ± 0.034	0.249 ± 0.037	0.266 ± 0.054	0.257 ± 0.043	0.282 ± 0.006
Lokasyon 4	0.654 ± 0.043	0.685 ± 0.016	0.420 ± 0.009	0.448 ± 0.023	0.350 ± 0.011	0.374 ± 0.034	0.373 ± 0.033	0.400 ± 0.056
Lokasyon 5	0.721 ± 0.030	0.752 ± 0.056	0.468 ± 0.039	0.498 ± 0.053	0.378 ± 0.045	0.405 ± 0.043	0.413 ± 0.019	0.438 ± 0.021



Şekil 4.1. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Cd değerleri (mg kg^{-1})

Elde edilen bu verilere göre, farklı lokalitelerden toplanmış anıt çınar ağaçların kabuk örneklerinde, Cd konsantrasyon değeri en düşük 1. yılın 3. lokalitesinde ($0.305 \pm 0.012 \text{ mg kg}^{-1}$), en yüksek 2. yılın 5. lokalitesinde ($0.498 \pm 0.053 \text{ mg kg}^{-1}$)

tespit edilmiştir. Kabuk örneklerindeki mevcut Cd değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 3 < Lokalite 1 < Lokalite 2 < Lokalite 4 < Lokalite 5 şeklindedir (Şekil 4.1). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda kabuk numunelerindeki Cd değerlerinin ortalaması $0.381 \pm 0.020 \text{ mg kg}^{-1}$ iken, 2. yılda ise bu değer $0.403 \pm 0.040 \text{ mg kg}^{-1}$ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.1; Şekil 4.1).

Elde edilen bu verilere göre, farklı lokalitelerden toplanmış anıt çınar ağaçların dal örneklerinde, Cd konsantrasyon değeri en düşük 1. yılın 3. lokalitesinde ($0.249 \pm 0.037 \text{ mg kg}^{-1}$), en yüksek 2. yılın 5. lokalitesinde ($0.405 \pm 0.043 \text{ mg kg}^{-1}$) tespit edilmiştir. Dal örneklerindeki mevcut Cd değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 3 < Lokalite 1 < Lokalite 4 < Lokalite 2 < Lokalite 5 şeklindedir (Şekil 4.1). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda dal numunelerindeki Cd değerlerinin ortalaması $0.322 \pm 0.028 \text{ mg kg}^{-1}$ iken, 2. yılda ise bu değer $0.348 \pm 0.038 \text{ mg kg}^{-1}$ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.1; Şekil 4.1).

Elde edilen bu verilere göre, farklı lokalitelerden toplanmış anıt çınar ağaçların yaprak örneklerinde, Cd konsantrasyon değeri en düşük 1. yılın 3. lokalitesinde ($0.257 \pm 0.043 \text{ mg kg}^{-1}$), en yüksek 2. yılın 5. lokalitesinde ($0.438 \pm 0.021 \text{ mg kg}^{-1}$) tespit edilmiştir. Yaprak örneklerindeki mevcut Cd değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 3 < Lokalite 1 < Lokalite 2 < Lokalite 4 < Lokalite 5 şeklindedir (Şekil 4.1). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda yaprak numunelerindeki Cd değerlerinin ortalaması $0.331 \pm 0.031 \text{ mg kg}^{-1}$ iken, 2. yılda ise bu değer $0.353 \pm 0.025 \text{ mg kg}^{-1}$ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.1; Şekil 4.1).

Cd toksik olarak kabul edilen bir ağır metal olup, genellikle bazı Cu, Pb ve Zn gibi bazı metallerin üretim proseslerinde bir yan ürün olarak, ayrıca pillerde, pigmentlerde, kaplamalarda ve elektro-kaplamalarda, plastik stabilizatörlerde ve diğer endüstriyel işlemlerde yaygın olarak kullanılır (Zalyhina ve ark., 2021). Bu nedenle tarımsal ve endüstriyel faaliyetlerden kaynaklı olarak doğada Cd seviyelerinin sürekli artış göstermesi, önemli bir çevresel sorun olarak karşımıza çıkmaktadır. Bu bilgilere ek olarak, Cd'nin bitkiler tarafından kolayca alınabilmesi ve bitki dokularında kolaylıkla birikebilmesi ve buna bağlı olarak nispeten düşük konsantrasyonlar da bile toksik etki gösterebilme potansiyeli nedeniyle ekosistem sağlığını tehdit eden önemli ağır metallerden birisi olarak dikkat çekmektedir (Huang ve ark., 2020). Bitkilerde Cd birikimi, tohum çimlenmesinde, kök uzunluğunda, terleme hızında, fotosentez hızında ve bitki boyunda önemli bir azalmaya, ayrıca demir eksikliğine bağlı olarak kloroza neden olur (Zafar-ul-Hye ve ark., 2020).

Bitkilerde Cd toksisitesi ayrıca, klorofil a ve b değerlerinde değişimler, bitki bünyesindeki fotokimyasal reaksiyonlarda verim azalması gibi semptomlar ile de kendisini gösterir (Sardar ve ark., 2022).

Bu tez çalışmasında elde edilen Cd verilerin min.-max. ve yıllık ortalama Cd değerleri bakımından ilgili literatür bilgileri doğrultusunda (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001; Barker ve Pilbeam, 2015; Yalcin ve ark., 2020) kabul edilen Cd sınır değerleri ile kıyaslanarak incelendiğinde (Çizelge 4.2), hem toprak hem de bitki kısımlarının tamamında Cd limit sınır değerler arasında olduğu anlaşılmaktadır.

Çizelge 4.2. Toprak ve bitki numunelerinde min.-max. ve yıllık ortalama Cd verileri ile Cd için kabul edilebilir sınır değerler(mg kg^{-1}) *(Kabata-Pendias ve Pendias, 2001; Barker ve Pilbeam, 2015; Yalcin ve ark., 2020).

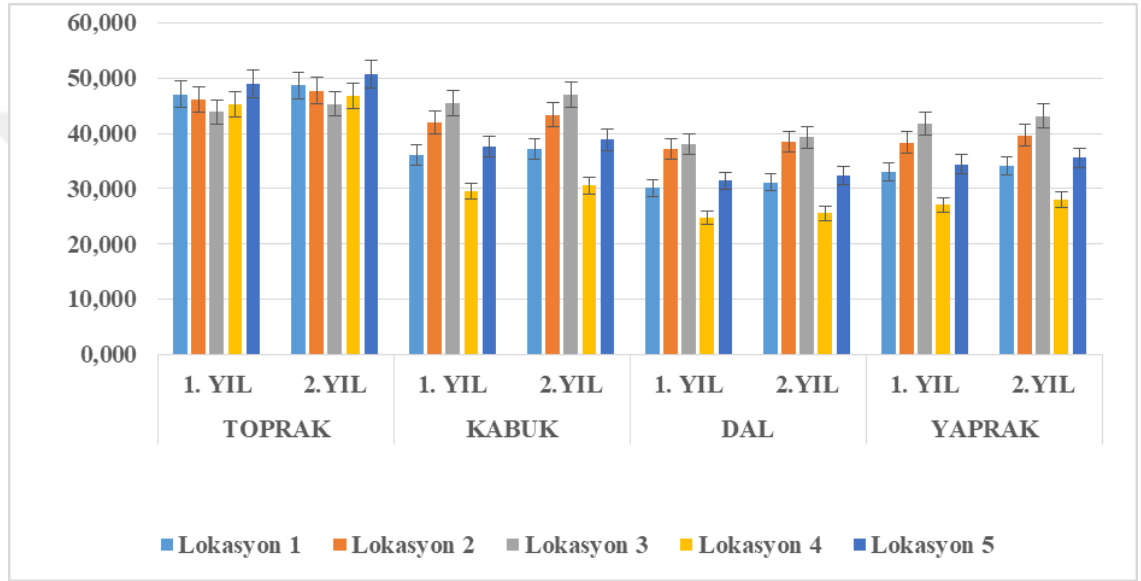
	Min.-max.	Yıllık ortalama	Kabul edilebilir limit değerler*
Toprak	0.654-0.752	0.702	0.06-1.1
Kabuk	0.305-0.498	0.392	0.05-0.5
Dal	0.249-0.405	0.335	0.05-0.5
Yaprak	0.257-0.438	0.342	0.05-0.5

4.2. Cu (Bakır)

Tespit edilen lokalitelerden alınan toprak örneklerindeki Cu (bakır) değerleri Çizelge 4.3’de verilmiştir. Bu çizelgeye göre farklı lokalitelerden alınan toprak örneklerindeki Cu’ya ait konsantrasyon değerleri 1. yılın 3. lokalitesinde en düşük iken ($43.886 \pm 0.903 \text{ mg kg}^{-1}$), 2. yılın 5. lokalitesinde en yüksek değeri içermektedir ($50.644 \pm 1.060 \text{ mg kg}^{-1}$) (Çizelge 4.3). Toprak örneklerindeki mevcut Cu değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 3 < Lokalite 4 < Lokalite 2 < Lokalite 1 < Lokalite 5 şeklindedir (Şekil 4.2). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda toprak numunelerindeki Cu değerlerinin ortalaması $46.275 \pm 0.942 \text{ mg kg}^{-1}$ iken, 2. yılda ise bu değer $47.822 \pm 0.975 \text{ mg kg}^{-1}$ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.3; Şekil 4.2).

Çizelge 4.3. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Cu değerleri (mg kg⁻¹)

Lokalite	Toprak		Kabuk		Dal		Yaprak	
	1. yıl	2. yıl	1. yıl	2. yıl	1. yıl	2. yıl	1. yıl	2. yıl
Lokasyon 1	47.086±0.969	48.671±0.992	36.050±0.760	37.264±0.773	30.081±0.626	31.088±0.634	33.009±0.683	34.113±0.721
Lokasyon 2	46.182±0.931	47.720±0.966	41.928±0.840	43.342±0.872	37.229±0.768	38.488±0.788	38.354±0.793	39.642±0.810
Lokasyon 3	43.886±0.903	45.343±0.919	45.512±0.916	47.037±0.943	38.000±0.773	39.267±0.837	41.707±0.858	43.110±0.875
Lokasyon 4	45.207±0.913	46.730±0.936	29.555±0.608	30.537±0.629	24.663±0.499	25.494±0.535	27.082±0.575	27.990±0.588
Lokasyon 5	49.012±0.993	50.644±1.060	37.614±0.770	38.884±0.799	31.387±0.653	32.439±0.682	34.440±0.698	35.599±0.727



Şekil 4.2. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Cu değerleri (mg kg⁻¹)

Elde edilen bu verilere göre, farklı lokalitelerden toplanmış anıt çınar ağaçların kabuk örneklerinde, Cu konsantrasyon değerleri 1. yılın 4. lokalitesinde en düşük iken (29.555 ± 0.608 mg kg⁻¹), 2. yılın 3. lokalitesinde en yüksek değeri içermektedir (47.037 ± 0.943 mg kg⁻¹) (Çizelge 4.3). Topraktaki mevcut sıralamadan farklı olarak, kabuk örneklerindeki mevcut Cu değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 4 < Lokalite 1 < Lokalite 5 < Lokalite 2 < Lokalite 3 şeklindedir (Şekil 4.2). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda kabuk numunelerindeki Cu değerlerinin ortalaması 38.131 ± 0.779 mg kg⁻¹ iken, 2. yılda ise bu değer 39.413 ± 0.803 mg kg⁻¹ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.3; Şekil 4.2).

Elde edilen bu verilere göre, farklı lokalitelerden toplanmış anıt çınar ağaçların dal örneklerinde, Cu konsantrasyon değerleri 1. yılın 4. lokalitesinde en düşük iken (24.663 ± 0.499 mg kg⁻¹), 2. yılın 3. lokalitesinde en yüksek değeri içermektedir

($39.267 \pm 0.837 \text{ mg kg}^{-1}$) (Çizelge 4.3). Dal örneklerindeki mevcut Cu değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 4 < Lokalite 1 < Lokalite 5 < Lokalite 2 < Lokalite 3 şeklindedir (Şekil 4.2). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda dal numunelerindeki Cu değerlerinin ortalaması $32.272 \pm 0.705 \text{ mg kg}^{-1}$ iken, 2. yılda ise bu değer $33.355 \pm 0.695 \text{ mg kg}^{-1}$ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.3; Şekil 4.2).

Elde edilen bu verilere göre, farklı lokalitelerden toplanmış anıt çınar ağaçların farklı lokalitelerden alınan yaprak örneklerinde mevcut Cu değerleri 1. yılın 4. lokalitesinde en düşük iken ($27.082 \pm 0.575 \text{ mg kg}^{-1}$), 2. yılın 3. lokalitesinde en yüksek değeri içermektedir ($43.110 \pm 0.875 \text{ mg kg}^{-1}$) (Çizelge 4.3). Yaprak örneklerindeki mevcut Cu değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 4 < Lokalite 1 < Lokalite 5 < Lokalite 2 < Lokalite 3 şeklindedir (Şekil 4.2). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda yaprak numunelerindeki Cu değerlerinin ortalaması $34.918 \pm 0.721 \text{ mg kg}^{-1}$ iken, 2. yılda ise bu değer $36.091 \pm 0.744 \text{ mg kg}^{-1}$ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.3; Şekil 4.2).

Bitki besin elementi olarak bilinen Cu (bakır), mikro element olmakla birlikte, yoğunluğu nedeniyle ağır metal olarak değerlendirilmektedir. Redoks reaksiyonları ve elektron transferleri ile birlikte, diğer kritik metabolik süreçlerde özellikle de sağlıklı büyüme ve gelişmede gerekli olması bakımından bitkilerde çok önem arz etmektedir (Yalçın, 2023). Bununla birlikte, yüksek konsantrasyonlarda Cu, fotosentetik ve mitokondriyal elektron taşınmasını, azot asimilasyonunu, hücre duvarı metabolizmasını bozar, kuru kütle birikimi, klorofil, su içeriği ve makro ve mikro besin seviyelerindeki denge gibi bitki metabolizmasının farklı parametrelerini etkiler. Bakırın toksisitesi sadece metal konsantrasyonuna ve maruz kalma süresine değil, aynı zamanda bitkilerin gelişme aşamasına ve fizyolojik durumuna bağlı olarak değişkenlik göstermektedir. Ortamdaki Cu miktarı optimum seviyeyi aştığında, toksik etkiler ortaya çıkabilir. Yüksek Cu maruziyeti, bitkide kloroz ve nekroz meydana getirebilir (Kumar ve ark., 2021). Ayrıca klorofil a ve b içeriklerinde azalma, membran yağ asidi bileşiminde değişiklikler ve membran yapısında bozulma söz konusu olabilir. Bitki büyüme ortamında bulunan yüksek konsantrasyondaki Cu'nun bir diğer önemli etkisi, hidroksil radikallerinin oluşumunu katalizlemesi, dolayısıyla serbest radikallerin üretimini artırması ve bitki üzerinde daha yüksek oksidatif strese neden olmasıdır (Majumdar ve ark., 2021). Bu durum ayrıca bitkide büyüme inhibisyonuna da sebep olur (Yalçın, 2023).

Bu tez çalışmasında elde edilen Cu verilerin min.-max. ve yıllık ortalama Cu değerleri bakımından ilgili literatür bilgileri doğrultusunda (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001; Barker ve Pilbeam, 2015; Yalcin ve ark., 2020) kabul edilen Cu sınır değerleri ile kıyaslanarak incelendiğinde (Çizelge 4.4), toprak numunelerinde Cu limit sınır değerleri arasında iken, çalışılan bitki kısımların tamamında ise limit sınır değerleri aşmıştır.

Çizelge 4.4. Toprak ve bitki numunelerinde min.-max. ve yıllık ortalama Cu verileri ile Cu için kabul edilebilir sınır değerler(mg kg⁻¹) *(Kabata-Pendias ve Pendias, 2001; Barker ve Pilbeam, 2015; Yalcin ve ark., 2020).

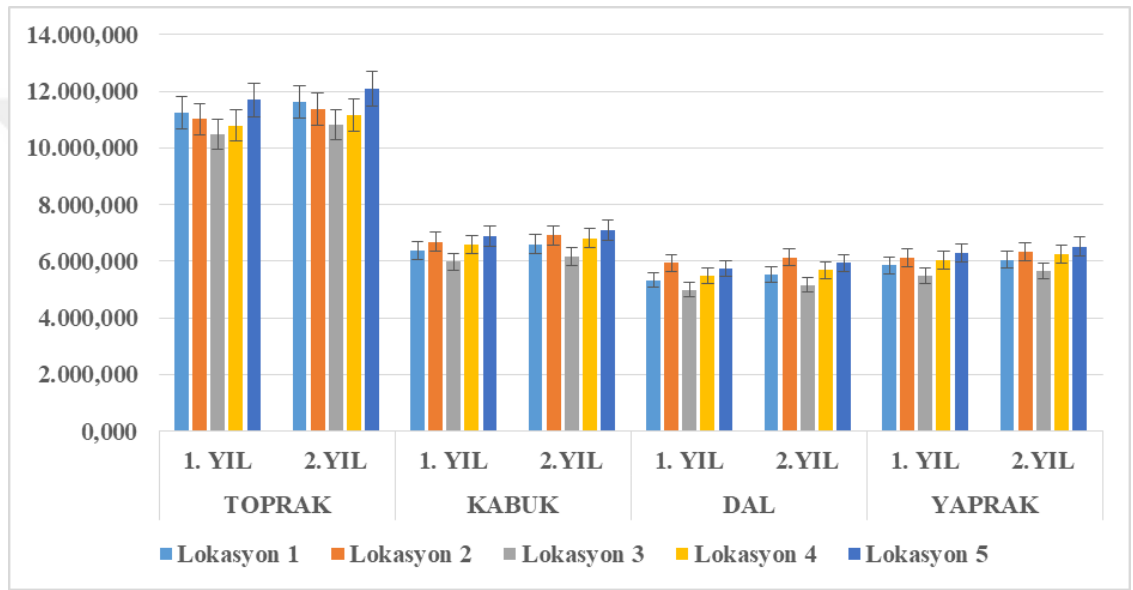
	Min.-max.	Yıllık ortalama	Kabul edilebilir limit değerler*
Toprak	43.886-50.644	47.048	25-75
Kabuk	29.555-47.037	38.772	5-30
Dal	24.663-39.267	32.813	5-30
Yaprak	27.082-43.110	35.504	5-30

4.3. Fe (Demir)

Tespit edilen lokalitelerden alınan toprak örneklerindeki Fe değerleri Çizelge 4.5'te verilmiştir. Bu çizelgeye göre, Fe değerleri 1. yılın 3. lokalitesinde en düşük iken (10471.111±209.424 mg kg⁻¹), 2. yılın 5. lokalitesinde en yüksek değeri içermektedir (12084.813±241.744 mg kg⁻¹) (Çizelge 4.5). Toprak örneklerindeki mevcut Fe değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 3 < Lokalite 4 < Lokalite 2 < Lokalite 1 < Lokalite 5 şeklindedir (Şekil 4.3). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda toprak numunelerindeki Fe değerlerinin ortalaması 11046.930±220.955 mg kg⁻¹ iken, 2. yılda ise bu değer 11413.190±228.294 mg kg⁻¹ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.5; Şekil 4.3).

Çizelge 4.5. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Fe değerleri (mg kg⁻¹)

Lokalite	Toprak		Kabuk		Dal		Yaprak	
	1. yıl	2. yıl	1. yıl	2. yıl	1. yıl	2. yıl	1. yıl	2. yıl
Lokasyon 1	11247.096±224.971	11619.997±232.439	6395.700±127.937	6607.741±132.205	5335.947±106.752	5512.857±110.286	5862.075±117.256	6056.447±121.144
Lokasyon 2	11022.199±220.463	11387.630±227.788	6690.107±133.806	6911.928±138.251	5938.631±118.788	6135.528±122.739	6120.724±122.416	6323.656±126.480
Lokasyon 3	10471.111±209.424	10818.279±216.389	5978.772±119.591	6176.994±123.574	4988.107±99.786	5153.492±103.096	5479.951±109.628	5661.649±113.256
Lokasyon 4	10797.249±215.948	11155.230±223.109	6589.564±131.809	6808.048±136.178	5497.705±109.992	5680.000±113.628	6039.777±120.808	6240.025±124.807
Lokasyon 5	11696.997±233.967	12084.813±241.744	6884.609±137.716	7112.869±142.280	5743.842±114.917	5934.295±118.691	6310.207±126.224	6519.421±130.418



Şekil 4.3. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Fe değerleri (mg kg⁻¹)

Elde edilen bu verilere göre, farklı lokalitelerden toplanmış anıt çınar ağaçların kabuk örneklerinde Fe değeri en düşük 1. yılın 3. lokalitesinde (5978.772±119.591 mg kg⁻¹), en yüksek 2. yılın 5. lokalitesinde (7112.869±142.280 mg kg⁻¹) tespit edilmiştir (Çizelge 4.5). Kabuk örneklerindeki mevcut Fe değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 3 < Lokalite 1 < Lokalite 4 < Lokalite 2 < Lokalite 5 şeklindedir (Şekil 4.3). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda kabuk numunelerindeki Fe değerlerinin ortalaması 6507.750±130.172 mg kg⁻¹ iken, 2. yılda ise bu değer 6723.516±134.498 mg kg⁻¹ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.5; Şekil 4.3).

Elde edilen bu verilere göre, farklı lokalitelerden toplanmış anıt çınar ağaçların dal örneklerinde, Fe değeri en düşük 1. yılın 3. lokalitesinde (4988.107±99.786 mg kg⁻¹), en yüksek 2. yılın 2. lokalitesinde (6135.528±122.739 mg kg⁻¹) tespit

edilmiştir. Dal örneklerindeki mevcut Fe değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 3 < Lokalite 1 < Lokalite 4 < Lokalite 5 < Lokalite 2 şeklindedir (Şekil 4.3). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda dal numunelerindeki Fe değerlerinin ortalaması $5.500.846 \pm 110.047 \text{ mg kg}^{-1}$ iken, 2. yılda ise bu değer $5683.234 \pm 113.688 \text{ mg kg}^{-1}$ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.5; Şekil 4.3).

Elde edilen bu verilere göre, farklı lokalitelerden toplanmış anıt çınar ağaçların yaprak örneklerinde Fe değeri en düşük 1. yılın 3. lokalitesinde ($5479.951 \pm 109.628 \text{ mg kg}^{-1}$), en yüksek 2. yılın 5. lokalitesinde ($6519.421 \pm 130.418 \text{ mg kg}^{-1}$) tespit edilmiştir. Yaprak örneklerindeki mevcut Fe değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 3 < Lokalite 1 < Lokalite 4 < Lokalite 2 < Lokalite 5 şeklindedir (Şekil 4.3). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda yaprak numunelerindeki Fe değerlerinin ortalaması $5962.547 \pm 119.266 \text{ mg kg}^{-1}$ iken, 2. yılda ise bu değer $6160.240 \pm 123.221 \text{ mg kg}^{-1}$ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.5; Şekil 4.3).

Bitki besin elementleri arasında mikro element olmakla birlikte yoğunluğu nedeniyle ağır metal olarak gruplandırılan bir diğer element Fe'dir. Bu element, bitkilerde klorofil sentezi sürecinde yer alan çok sayıdaki enzimin temel bir aktivatörü olarak bilinmektedir (Li ve ark., 2018). Bitkilerde fotosentez, mitokondriyal solunum, azot alımı ve metabolizması, kükürt metabolizması, hormon ve DNA sentezi gibi birçok önemli biyolojik fonksiyon için gerekli olan elementlerden biridir (Ibanez ve ark., 2021). Bununla birlikte, Fe, yer kabuğunda oldukça bol olmasına rağmen, alkali ve oksidatif koşullar altında bitkiler için yetersizdir (Kaya ve ark., 2020). Öte yandan, bitki dokusunda bulunan yüksek konsantrasyonlarda Fe, hücre redoks dengesini bozabilir, bitkilerin morfolojik, metabolik ve fizyolojik özelliklerinde değişikliklere neden olabilir ve oksidatif stres oluşturabilir. Fe fazlalığı altında, bitkiler Fe alımını ve hücredeki serbest Fe'nin O_2 ile reaksiyona girmesini önlemek için farklı stratejiler benimser (Herlihy ve ark., 2020). Fe toksisitesi, Fe işleme ile ilişkili insan faaliyetlerinden kaynaklanabilir ve önemli bir çevresel sorundur (Yalçın, 2023).

Bu tez çalışmasında elde edilen Fe verilerin min.-max. ve yıllık ortalama Fe değerleri bakımından ilgili literatür bilgileri doğrultusunda (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001; Barker ve Pilbeam, 2015; Yalcin ve ark., 2020) kabul edilen Fe sınır değerleri ile kıyaslanarak incelendiğinde (Çizelge 4.6), toprak numunelerinde Fe

limit sınır değerler arasında iken, çalışılan bitki kısımların tamamında ise limit sınır değerleri aşmıştır.

Çizelge 4.6. Toprak ve bitki numunelerinde min.-max. ve yıllık ortalama Fe verileri ile Fe için kabul edilebilir sınır değerler(mg kg⁻¹) *(Kabata-Pendias ve Pendias, 2001; Barker ve Pilbeam, 2015; Yalcin ve ark., 2020).

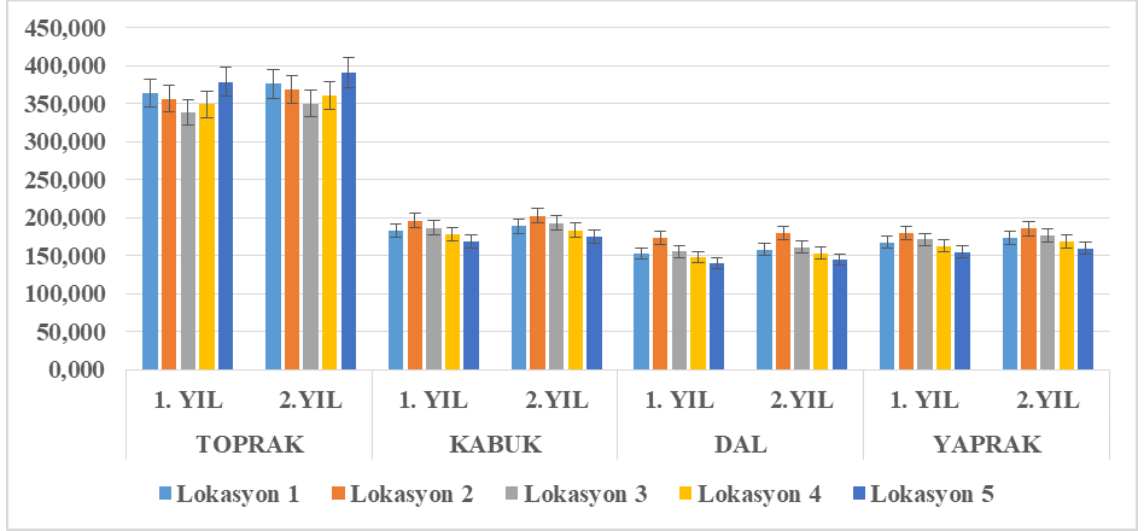
	Min.-max.	Yıllık ortalama	Kabul edilebilir limit değerler*
Toprak	10471.111-12804.813	11230.060	5000-50000
Kabuk	5978.772-7112.869	6615.633	50-250
Dal	4988.107-6135.528	5592.040	50-250
Yaprak	5479.951-6519.421	6061.393	50-250

4.4. Mn (Mangan)

Tespit edilen lokalitelerden alınan toprak örneklerindeki Mn (mangan) değerleri Çizelge 4.7’te verilmiştir. Bu çizelgeye göre Mn konsantrasyon değerleri 1. yılın 3. lokalitesinde en düşük iken (338.992±6.799 mg kg⁻¹), 2. yılın 5. lokalitesinde en yüksek değeri içermektedir (391.214±7.860 mg kg⁻¹) (Çizelge 4.7). Toprak örneklerindeki mevcut Mn değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 3 < Lokalite 4 < Lokalite 2 < Lokalite 1 < Lokalite 5 şeklindedir (Şekil 4.4). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda toprak numunelerindeki Mn değerlerinin ortalaması 357.620±7.166 mg kg⁻¹ iken, 2. yılda ise bu değer 369.490±7.423 mg kg⁻¹ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.7; Şekil 4.4).

Çizelge 4.7. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Mn değerleri (mg kg⁻¹)

Lokalite	Toprak		Kabuk		Dal		Yaprak	
	1. yıl	2. yıl	1. yıl	2. yıl	1. yıl	2. yıl	1. yıl	2. yıl
Lokasyon 1	364.078± 7.294	376.159± 7.559	183.319± 3.690	189.410± 3.835	152.951± 3.071	158.036± 3.177	168.005± 3.400	173.581± 3.523
Lokasyon 2	356.815± 7.153	368.667± 7.415	196.475± 3.930	203.002± 4.101	174.409± 3.506	180.216± 3.655	179.717± 3.633	185.677± 3.736
Lokasyon 3	338.992± 6.799	350.243± 7.020	187.064± 3.758	193.289± 3.912	156.086± 3.125	161.268± 3.267	171.437± 3.437	177.121± 3.579
Lokasyon 4	349.555± 7.005	361.169± 7.263	178.051± 3.594	183.960± 3.715	148.551± 2.981	153.501± 3.070	163.159± 3.265	168.576± 3.418
Lokasyon 5	378.660± 7.581	391.214± 7.860	169.048± 3.417	174.674± 3.516	141.022± 2.847	145.699± 2.965	154.920± 3.107	160.077± 3.238



Şekil 4.4. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Mn değerleri (mg kg^{-1})

Elde edilen bu verilere göre, farklı lokalitelerden toplanmış anıt çınar ağaçların kabuk örneklerinde mevcut Mn değerleri 1. yılın 5. lokalitesinde en düşük iken ($169.048 \pm 3.417 \text{ mg kg}^{-1}$), 2. yılın 2. lokalitesinde en yüksek değeri içermektedir ($203.002 \pm 4.101 \text{ mg kg}^{-1}$) (Çizelge 4.7). Kabuk örneklerindeki mevcut Mn değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 5 < Lokalite 4 < Lokalite 1 < Lokalite 3 < Lokalite 2 şeklindedir (Şekil 4.4). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda kabuk numunelerindeki Mn değerlerinin ortalaması $182.791 \pm 3.678 \text{ mg kg}^{-1}$ iken, 2. yılda ise bu değer $188.867 \pm 3.816 \text{ mg kg}^{-1}$ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.7; Şekil 4.4).

Elde edilen bu verilere göre, farklı lokalitelerden toplanmış anıt çınar ağaçların dal örneklerinde Mn değerleri 1. yılın 5. lokalitesinde en düşük iken ($141.022 \pm 2.847 \text{ mg kg}^{-1}$), 2. yılın 2. lokalitesinde en yüksek değeri içermektedir ($180.216 \pm 3.655 \text{ mg kg}^{-1}$) (Çizelge 4.7). Dal örneklerindeki mevcut Mn değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 5 < Lokalite 4 < Lokalite 1 < Lokalite 3 < Lokalite 2 şeklindedir (Şekil 4.4). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda dal numunelerindeki Mn değerlerinin ortalaması $154.604 \pm 3.106 \text{ mg kg}^{-1}$ iken, 2. yılda ise bu değer $159.744 \pm 3.227 \text{ mg kg}^{-1}$ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.7; Şekil 4.4).

Elde edilen bu verilere göre, farklı lokalitelerden toplanmış anıt çınar ağaçların yaprak örneklerindeki mevcut Mn değerleri 1. yılın 5. lokalitesinde en düşük iken ($154.920 \pm 3.107 \text{ mg kg}^{-1}$), 2. yılın 2. lokalitesinde en yüksek değeri içermektedir ($185.677 \pm 3.736 \text{ mg kg}^{-1}$) (Çizelge 4.7). Yaprak örneklerindeki mevcut Mn değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 5 < Lokalite 4 <

Lokalite 1 < Lokalite 3 < Lokalite 2 şeklindedir (Şekil 4.4). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda yaprak numunelerindeki Mn değerlerinin ortalaması $167.448 \pm 3.368 \text{ mg kg}^{-1}$ iken, 2. yılda ise bu değer $173.006 \pm 3.499 \text{ mg kg}^{-1}$ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.7; Şekil 4.4).

Bitki besin elementleri arasında mikro element olmakla birlikte yoğunluğu nedeniyle ağır metal sınıfına dahil edilen bir başka element ise Mn (mangan)'dir. Mn, bitkilerde çeşitli fizyolojik süreçlerde yer alan önemli bir metaldir. Mn, yerkabuğunda doğal olarak bulunan bir elementtir (Chen ve ark., 2019). Kimyasal özellikleri nedeniyle Mn, birçok inorganik ve organik yapı içerisinde yer alır. Çevreye verilen antropojenik Mn kaynaklarına ek olarak, toprak erozyonu da dahil olmak üzere doğal kaynaklar da Mn emisyonlarına katkıda bulunabilir (Matveeva ve ark., 2022). Bitki ekstraktlarında Mn serbest katyonik formlarda bulunur ve bitkilerde Mn^{2+} formunda taşınır. Aşırı Mn metal stresine yol açar, belirgin fitotoksikite yaratır ve hatta bitkilerin ölümüne yol açabilir. Mn toksisitesi en çok asidik topraklarda, özellikle yüksek nemde ve asidik gübrelerin nötrale edilmeden eklenmesi nedeniyle ortaya çıkar (Bai ve ark., 2021).

Bu tez çalışmasında elde edilen Mn verilerin min.-max. ve yıllık ortalama Mn değerleri bakımından ilgili literatür bilgileri doğrultusunda (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001; Barker ve Pilbeam, 2015; Yalcin ve ark., 2020) kabul edilen Mn sınır değerleri ile kıyaslanarak incelendiğinde (Çizelge 4.8), hem toprak hem de tüm bitki kısımlarına ait tüm numunelerde Mn limit sınır değerler arasında olduğu görülmektedir.

Çizelge 4.8. Toprak ve bitki numunelerinde min.-max. ve yıllık ortalama Mn verileri ile Mn için kabul edilebilir sınır değerler (mg kg^{-1}) *(Kabata-Pendias ve Pendias, 2001; Barker ve Pilbeam, 2015; Yalcin ve ark., 2020).

	Min.-max.	Yıllık ortalama	Kabul edilebilir limit değerler*
Toprak	338.992-391.214	363.555	10-9000
Kabuk	169.048-203.002	185.829	30-300
Dal	141.022-180.216	157.174	30-300
Yaprak	154.920-185.677	170.227	30-300

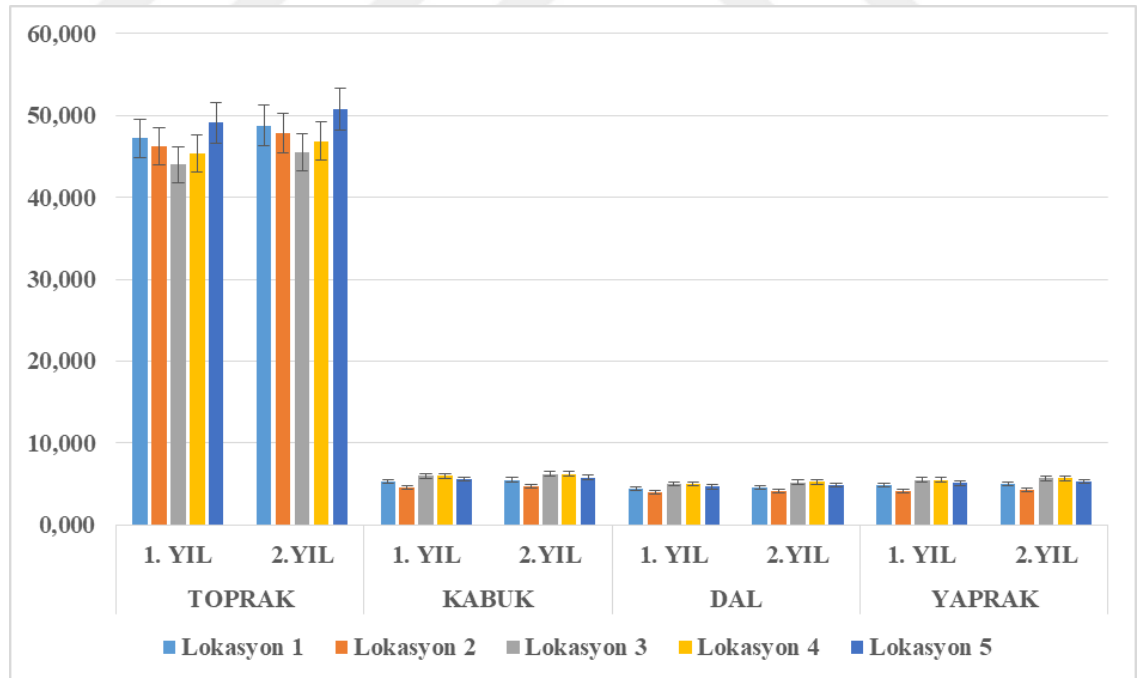
4.5. Pb (Kurşun)

Tespit edilen lokalitelerden alınan toprak örneklerindeki Pb (kurşun) değerleri Çizelge 4.9'te verilmiştir. Bu çizelgeye göre Pb konsantrasyon değerleri 1. yılın 3.

lokalitesinde en düşük iken ($43.997 \pm 0.900 \text{ mg kg}^{-1}$), 2. yılın 5. lokalitesinde en yüksek değeri içermektedir ($50.749 \pm 1.036 \text{ mg kg}^{-1}$) (Çizelge 4.9). Toprak örneklerindeki mevcut Pb değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 3 < Lokalite 4 < Lokalite 2 < Lokalite 1 < Lokalite 5 şeklindedir (Şekil 4.5). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda toprak numunelerindeki Pb değerlerinin ortalaması $46.387 \pm 0.949 \text{ mg kg}^{-1}$ iken, 2. yılda ise bu değer $47.937 \pm 0.976 \text{ mg kg}^{-1}$ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.9; Şekil 4.5).

Çizelge 4.9. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Pb değerleri (mg kg^{-1})

Lokalite	Toprak		Kabuk		Dal		Yaprak	
	1. yıl	2. yıl	1. yıl	2. yıl	1. yıl	2. yıl	1. yıl	2. yıl
Lokasyon 1	47.209 ± 0.972	48.781 ± 0.997	5.289 ± 0.135	5.490 ± 0.155	4.405 ± 0.125	4.559 ± 0.107	4.827 ± 0.109	5.008 ± 0.103
Lokasyon 2	46.269 ± 0.930	47.817 ± 0.984	4.577 ± 0.129	4.729 ± 0.146	4.038 ± 0.120	4.184 ± 0.123	4.151 ± 0.117	4.303 ± 0.097
Lokasyon 3	43.997 ± 0.900	45.462 ± 0.919	6.033 ± 0.139	6.255 ± 0.132	5.021 ± 0.139	5.203 ± 0.143	5.499 ± 0.113	5.687 ± 0.132
Lokasyon 4	45.350 ± 0.924	46.875 ± 0.943	6.019 ± 0.157	6.230 ± 0.145	5.050 ± 0.124	5.242 ± 0.119	5.513 ± 0.111	5.696 ± 0.126
Lokasyon 5	49.111 ± 1.018	50.749 ± 1.036	5.614 ± 0.142	5.808 ± 0.155	4.665 ± 0.131	4.825 ± 0.146	5.119 ± 0.117	5.293 ± 0.156



Şekil 4.5. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Pb değerleri (mg kg^{-1})

Elde edilen bu verilere göre, farklı lokalitelerden toplanmış anıt çınar ağaçların kabuk örneklerindeki mevcut Pb konsantrasyon değerleri 1. yılın 2. lokalitesinde en düşük iken ($4.577 \pm 0.129 \text{ mg kg}^{-1}$), 2. yılın 3. lokalitesinde en yüksek değeri içermektedir ($6.255 \pm 0.132 \text{ mg kg}^{-1}$) (Çizelge 4.9). Kabuk örneklerindeki mevcut Pb değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 2 < Lokalite 1 < Lokalite 5 < Lokalite 4 < Lokalite 3 şeklindedir (Şekil 4.5). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda kabuk numunelerindeki Pb değerlerinin ortalaması $5.506 \pm 0.140 \text{ mg kg}^{-1}$ iken, 2. yılda ise bu değer $5.702 \pm 0.147 \text{ mg kg}^{-1}$ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.9; Şekil 4.5).

Elde edilen bu verilere göre, farklı lokalitelerden toplanmış anıt çınar ağaçların dal örneklerindeki mevcut Pb değerleri 1. yılın 2. lokalitesinde en düşük iken ($4.038 \pm 0.120 \text{ mg kg}^{-1}$), 2. yılın 4. lokalitesinde en yüksek değeri içermektedir ($5.242 \pm 0.119 \text{ mg kg}^{-1}$) (Çizelge 4.9). Dal örneklerindeki mevcut Pb değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 2 < Lokalite 1 < Lokalite 5 < Lokalite 3 < Lokalite 4 şeklindedir (Şekil 4.5). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda dal numunelerindeki Pb değerlerinin ortalaması $4.636 \pm 0.128 \text{ mg kg}^{-1}$ iken, 2. yılda ise bu değer $4.803 \pm 0.128 \text{ mg kg}^{-1}$ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.9; Şekil 4.5).

Elde edilen bu verilere göre, farklı lokalitelerden toplanmış anıt çınar ağaçların yaprak örneklerindeki mevcut Pb konsantrasyon değerleri 1. yılın 2. lokalitesinde en düşük iken ($4.151 \pm 0.117 \text{ mg kg}^{-1}$), 2. yılın 4. lokalitesinde en yüksek değeri içermektedir ($5.696 \pm 0.126 \text{ mg kg}^{-1}$) (Çizelge 4.9). Yaprak örneklerindeki mevcut Pb değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 2 < Lokalite 1 < Lokalite 5 < Lokalite 3 < Lokalite 4 şeklindedir (Şekil 4.5). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda yaprak numunelerindeki Pb değerlerinin ortalaması $5.022 \pm 0.113 \text{ mg kg}^{-1}$ iken, 2. yılda ise bu değer $5.197 \pm 0.123 \text{ mg kg}^{-1}$ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.9; Şekil 4.5).

Pb metali fiziksel ve kimyasal özelliklerinden dolayı çeşitli endüstrilerde yaygın olarak kullanılan ağır metallerden biridir. Bu nedenle Pb havadan, sudan, topraktan bitkilere kolaylıkla geçebilir (Aprile ve De Bellis, 2020). Pb, bitkiye kök sistemi yoluyla giriş yapar. Havadaki ve topraktaki artan Pb seviyeleri, büyüme, çimlenme, bitki biyokütlesini azaltma, fotosentezi engelleme ve mineral alımını gibi farklı bitki metabolik süreçlerini olumsuz etkiler (Kohli ve ark., 2019). Bitkilerdeki yüksek Pb konsantrasyonları, reaktif oksijen türlerinin üretimine yol açan oksidatif stresi indükler ve lipid peroksidasyonu şeklinde membran hasarına neden olur. Pb

kaynaklı lipid peroksidasyonu biyolojik membranları bozar ve kloroplastlar, mitokondri ve peroksizomlar dahil olmak üzere hücrel organellerin işlevini olumsuz yönde etkiler (Naqqash ve ark., 2022).

Bu tez çalışmasında elde edilen Pb verilerin min.-max. ve yıllık ortalama Pb değerleri bakımından ilgili literatür bilgileri doğrultusunda (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001; Barker ve Pilbeam, 2015; Yalcin ve ark., 2020) kabul edilen Pb sınır değerleri ile kıyaslanarak incelendiğinde (Çizelge 4.10), hemen hemen tüm bitki kısımlarına ait tüm numunelerde Pb limit sınır değerler arasında iken, toprakta limit sınır değerleri aşımıştır.

Çizelge 4.10. Toprak ve bitki numunelerinde min.-max. ve yıllık ortalama Pb verileri ile Pb için kabul edilebilir sınır değerler(mg kg⁻¹) *(Kabata-Pendias ve Pendias, 2001; Barker ve Pilbeam, 2015; Yalcin ve ark., 2020).

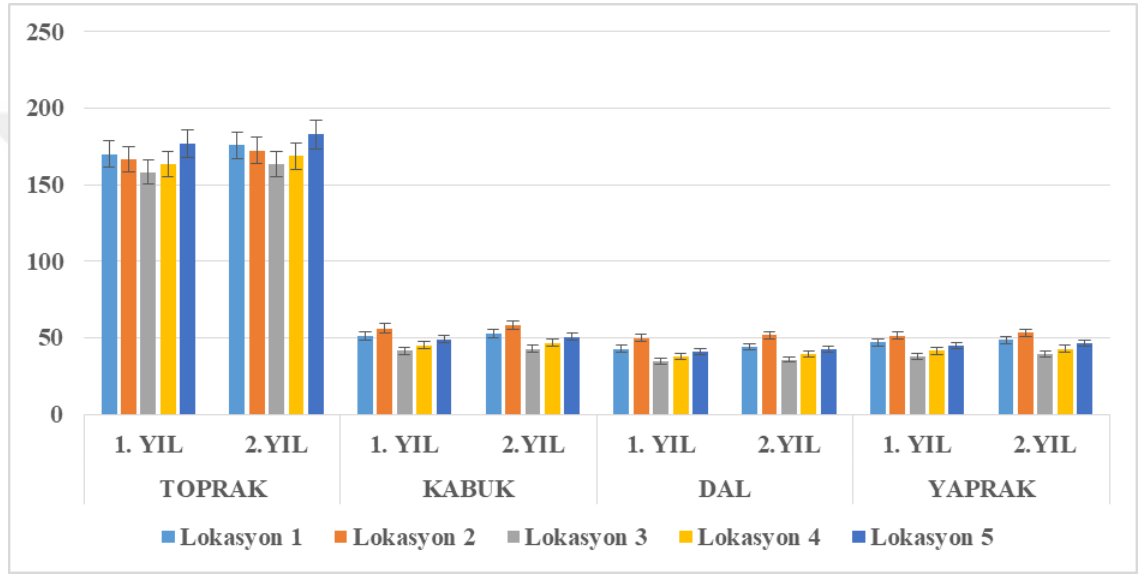
	Min.-max.	Yıllık ortalama	Kabul edilebilir limit değerler*
Toprak	43.997-50.749	47.162	10-40
Kabuk	4.577-6.255	5.604	5-30
Dal	4.038-5.242	4.719	5-30
Yaprak	4.151-5.696	5.109	5-30

4.6. Zn (çinko)

Tespit edilen lokalitelerden alınan toprak örneklerindeki Zn (çinko) değerleri Çizelge 4.11’de verilmiştir. Bu çizelgeye göre Zn konsantrasyon değerleri 1. yılın 3. lokalitesinde en düşük iken (158.367±3.208 mg kg⁻¹), 2. yılın 5. lokalitesinde en yüksek değeri içermektedir (182.824±3.694 mg kg⁻¹) (Çizelge 4.11). Toprak örneklerindeki mevcut Zn değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 3 < Lokalite 4 < Lokalite 2 < Lokalite 1 < Lokalite 5 şeklindedir (Şekil 4.6). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda toprak numunelerindeki Zn değerlerinin ortalaması 167.078±3.362 mg kg⁻¹ iken, 2. yılda ise bu değer 172.631±3.483 mg kg⁻¹ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.11; Şekil 4.6).

Çizelge 4.11. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Zn değerleri (mg kg⁻¹)

Lokalite	Toprak		Kabuk		Dal		Yaprak	
	1. yıl	2. yıl	1. yıl	2. yıl	1. yıl	2. yıl	1. yıl	2. yıl
Lokasyon 1	170.083±	175.723±	51.285±	53.004±	42.778±	44.203±	46.991±	48.555±
	3.425	3.541	1.037	1.107	0.874	0.907	0.967	1.016
Lokasyon 2	166.682±	172.223±	56.278±	58.151±	49.952±	51.630±	51.466±	53.195±
	3.339	3.494	1.153	1.171	1.022	1.069	1.052	1.094
Lokasyon 3	158.367±	163.624±	41.439±	42.830±	34.596±	35.755±	37.972±	39.250±
	3.208	3.291	0.853	0.895	0.717	0.728	0.788	0,802
Lokasyon 4	163.326±	168.763±	45.285±	46.796±	37.781±	39.035±	41.473±	42.872±
	3.287	3.394	0.927	0.969	0.774	0.819	0.849	0.859
Lokasyon 5	176.933±	182.824±	49.099±	50.735±	40.968±	42.351±	44.974±	46.484±
	3.552	3.694	1.022	1.026	0.844	0.871	0.904	0.979



Şekil 4.6. Toprak ve bitki numunelerinde tespit edilen Zn değerleri (mg kg⁻¹)

Elde edilen bu verilere göre, farklı lokalitelerden toplanmış anıt çınar ağaçların kabuk örneklerindeki mevcut Zn konsantrasyon değerleri 1. yılın 3. lokalitesinde en düşük iken (41.439 ± 0.853 mg kg⁻¹), 2. yılın 2. lokalitesinde en yüksek değeri içermektedir (58.151 ± 1.171 mg kg⁻¹) (Çizelge 4.11). Kabuk örneklerindeki mevcut Zn değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 3 < Lokalite 4 < Lokalite 5 < Lokalite 1 < Lokalite 2 şeklindedir (Şekil 4.6). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda kabuk numunelerindeki Zn değerlerinin ortalaması 48.677 ± 0.998 mg kg⁻¹ iken, 2. yılda ise bu değer 50.303 ± 1.034 mg kg⁻¹ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.11; Şekil 4.6).

Elde edilen bu verilere göre, farklı lokalitelerden toplanmış anıt çınar ağaçların dal örneklerindeki mevcut Zn konsantrasyon değerleri 1. yılın 3. lokalitesinde en düşük iken (34.596 ± 0.717 mg kg⁻¹), 2. yılın 2. lokalitesinde en yüksek değeri

içermektedir ($51.630 \pm 1.069 \text{ mg kg}^{-1}$) (Çizelge 4.11). Dal örneklerindeki mevcut Zn değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 3 < Lokalite 4 < Lokalite 5 < Lokalite 1 < Lokalite 2 şeklindedir (Şekil 4.6). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda dal numunelerindeki Zn değerlerinin ortalaması $41.215 \pm 0.846 \text{ mg kg}^{-1}$ iken, 2. yılda ise bu değer $42.595 \pm 0.879 \text{ mg kg}^{-1}$ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.11; Şekil 4.6).

Elde edilen bu verilere göre, farklı lokalitelerden toplanmış anıt çınar ağaçların yaprak örneklerindeki mevcut Zn konsantrasyon değerleri 1. yılın 3. lokalitesinde en düşük iken ($37.972 \pm 0.788 \text{ mg kg}^{-1}$), 2. yılın 2. lokalitesinde en yüksek değeri içermektedir ($53.195 \pm 1.094 \text{ mg kg}^{-1}$) (Çizelge 4.11). Yaprak örneklerindeki mevcut Zn değerleri lokalite bazında küçükten büyüğe doğru sıralanması Lokalite 3 < Lokalite 4 < Lokalite 5 < Lokalite 1 < Lokalite 2 şeklindedir (Şekil 4.6). Lokalite farkı gözetmeksizin 1. yılda yaprak numunelerindeki Zn değerlerinin ortalaması $44.575 \pm 0.912 \text{ mg kg}^{-1}$ iken, 2. yılda ise bu değer $46.071 \pm 0.950 \text{ mg kg}^{-1}$ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.11; Şekil 4.6).

Bitki besin elementleri arasında mikro element olarak bilinen Zn, doğal ortamda “+2” oksidasyon basamağında bulunur (Guo ve ark., 2019). Zn, çeşitli enzimlerde kritik bir bileşendir ve birçok temel bitki enzimini üretmek için de gereklidir. Çeşitli enzimler için fiziksel, yapısal ve düzenleyici bir kofaktör olup, aynı zamanda DNA transkripsiyonunda önemli bir rol oynar (Singh ve ark., 2012; Suganya ve ark., 2020). Zn karbonhidrat dönüşümü için kritik olan bitki hücrelerinde oksidasyon sürecini katalize ederek, klorofil, oksinler ve büyüme düzenleyici bileşiklerin sentezini düzenler. Enerji transferi, protein sentezi ve azot metabolizması ile ilgili enzimler de Zn'ye bağlıdır. Protein ve nişasta üretimi için gereklidir, bu nedenle düşük çinko konsantrasyonu bitki dokularında aminoasit birikimine ve şeker içeriğinde azalmaya neden olur. Zn noksanlığında Zn'nin önemli rol oynadığı bazı enzimler azalır ve bu da bitki yapraklarında karbonhidrat birikimine neden olur. Ayrıca Zn, polen tüpü oluşumunda rol oynayarak tozlaşmaya yardımcı olur (Masullo ve ark., 2022). Toprakta artan Zn seviyeleri fitotoksik etki gösterir, çeşitli yapısal ve fonksiyonel anormalliklere neden olur ve sonunda bitki performansını zayıflatır. Ancak bu tepkiler bitki türlerinin türüne ve gelişim aşamalarına göre değişiklik göstermektedir (Natasha ve ark., 2022). Biyokütle ve çimlenme gücündeki azalma, bitkilerde Zn biyotoksitesine karşı gösterilen en belirgin fizyolojik tepkiler olup, verim ve ürün kalitesinin düşmesine neden olur. Fazla Zn, amilazların aktivitesini ve

şekerlerin embriyo eksenine transferini etkileyerek tohumlarda çimlenme oranının azalmasına neden olur (Gajalakshmi ve ark., 2022). Fazla Zn, yaprakları hem yaprak alanı hem de yaprak sayısı bakımından etkiler. Bu da hücre bölünmesindeki inhibisyonlardan veya uzamadan veya hatta her ikisinden de kaynaklanabilir (Glinska ve ark., 2016). Ayrıca, yüksek Zn, mitokondri organizasyonuna zarar verir ve nikotinamid seviyelerinde (B-grubu vitaminler) azalmaya yol açar, böylece NAD⁺ yıkımını hızlandırır ve sonuç olarak, genel bitki büyümesindeki azalmadan sorumlu olabilecek enerji metabolizmasını düşürür (Zhang ve ark., 2017).

Bu tez çalışmasında elde edilen Zn verilerin min.-max. ve yıllık ortalama Zn değerleri bakımından ilgili literatür bilgileri doğrultusunda (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001; Barker ve Pilbeam, 2015; Yalcin ve ark., 2020) kabul edilen Zn sınır değerleri ile kıyaslanarak incelendiğinde (Çizelge 4.12), hem toprak hem de tüm bitki kısımlarında Zn limit sınır değerler arasında olduğu görülmektedir.

Çizelge 4.12. Toprak ve bitki numunelerinde min.-max. ve yıllık ortalama Zn verileri ile Zn için kabul edilebilir sınır değerler(mg kg⁻¹) *(Kabata-Pendias ve Pendias, 2001; Barker ve Pilbeam, 2015; Yalcin ve ark., 2020).

	Min.-max.	Yıllık ortalama	Kabul edilebilir limit değerler*
Toprak	158.367-182.824	169.854	3-300
Kabuk	41.439-58.151	49.490	20-150
Dal	34.596-51.630	41.905	20-150
Yaprak	37.972-53.195	45.323	20-150

4.7. Araştırma alanının toprak-bitki ilişkileri yönünden topluca değerlendirilmesi

Kentsel atmosferde ağır metaller katı ve sıvı parçacıklar olarak farklı boyutlarda hava parçacıkları şeklinde salınabilme potansiyeline sahiptirler. Kentsel ortamlarda ağır metallerce zengin içeriğe sahip kirleticiler arasında özellikle başta endüstriyel alanlar ve taşıt trafiğinden kaynaklı mevcut fosil yakıtların kullanılması ve yakılması gibi antropojenik kökenli salınımlar öne çıkmaktadır (Sawidis ve ark., 2011). Salınan parçacıklar doğrudan atmosfere yaklaşık 1 µm boyutunda dağılır (Sawidis ve ark., 2011). Ortama yayılan eser elementlerin bazıları katı parçacıklarla ilişkilidir veya hakim yanma veya üretim süreçlerine bağlı olarak gaz fazında da meydana gelebilir (Sawidis ve ark., 2011). Özellikle de hava kirliliğine sebebiyet

veren ağır metaller arasında, toksik potansiyeli yüksek olan Fe ve Pb gibi metaller öne çıkmaktadır. Hatta bu durum farklı araştırmacılar tarafından yapılan birçok çalışma ile ortaya konulmuştur (Bargagli, 1998; Siritto de Vives ve ark., 2006; Oliva ve Espinosa, 2007; Sawidis ve ark., 2011). Bu yüzden özellikle de kentsel ortamlarda mevcut karayolu trafiğinin yoğun olduğu bölgelerde, ağır metallerce zengin hava kirleticileri etkili olabilmektedir (Oliva ve Espinosa, 2007; Sawidis ve ark., 2011).

Hava ve toprak kirliliği, özellikle kentsel alanlarda büyük ilgi gören popüler konulardan birisidir. Özellikle de bitkiler kullanılarak hava kalitesinin mevcut kirliliğin etkilerinin tespit edilmesinde ve izlenmesinde yaygın olarak kullanılan canlı biyomateriyallerdir (Sawidis ve ark., 2011). Bu bitkiler arasında özellikle de ağaçların hava kalitesinin biyoizlenmesinde kullanılması yaygındır. Çünkü ağaçlar, atmosferik parçacıkları yakalamada çok etkilidir ve ciddi insan sağlığı sorunlarına neden olma potansiyeline sahip ince, "yüksek riskli" solunabilir partiküllerin seviyesini de azaltmada özel bir rol oynarlar (Sawidis ve ark., 2011).

Ağaçlar hem topraktan hem de atmosferden gelen düşük konsantrasyonlardaki kirleticileri tespit etmek için etkili biyomonitör olarak kullanılabileceği konusunda pek çok çalışma rapor edilmiştir (Poikolainen, 1997; Böhm ve ark., 1998; Pacheco ve ark., 2002; Mandiwana ve ark., 2006; Berlizov ve ark., 2007). Böylelikle yaşam süresi bakımından uzun ömürlü organizmalar olarak bilinen ağaçlar, hem topraktan hem de atmosferden gelebilecek çevre kirliliğinin kümülatif etkilerini kolaylıkla yansıtabilirler (Sawidis ve ark., 2011). Ayrıca bu durum, kirlilik kontrolü üzerine yapılacak araştırmanın birkaç on yıl sonra da kolaylıkla tekrarlanmasını mümkün kılacaktır (Ballach ve Wittig, 2001). Böylece, potansiyel toksik özellikli elementlerin zaman-eğilim dağılımının karşılaştırmalı olarak izlenmesi için standart örnekleme ve analitik tekniklerle sistematik olarak örneklenmesine büyük kolaylıklar sağlayacaktır (Berlizov ve ark., 2007). Uluslararası kirlilik birikim izleme ağlarının tasarımı için yararlı veriler sağlayabileceği gibi, toksik elementlerin analitik tayinini de büyük ölçüde kolaylaştıracaktır (Sawidis ve ark., 2011).

Kentsel ortamların hem hava hem de toprak kirliliğinde önemli rol oynayan ağır metallerin birikmesi, çeşitli ağaç türleri arasında değişkenlik gösterebildiği gibi, aynı ağacın farklı kısımları arasında da farklılık gösterebilir (Sawidis ve ark., 2011). Belirli bir ağaçtan ağır metal alımını belirleyen kritik bir faktör, yaprak ve/veya kabuk yüzeyinin yapısıdır (Kikuzawa ve Kudo, 1995).

Bitki bünyesindeki mevcut ağır metallerin konsantrasyonları kökler vasıtası ile alımına ve yaprak ve/veya kabuk gibi organlarda da birikimine bağlı olarak değişkenlik gösterebilmektedir (Sawidis ve ark., 2011). Toprak ve bitki dokularındaki bu elementlerin hareketliliği, birikim ve taşınma süreçlerinin anlaşılması için çok önemlidir (Bargagli, 1998). Literatür bilgileri doğrultusunda, **Fe ve Pb** topraktan yapraklara genellikle çok düşük bir taşınmaya sahip olan hareketsiz elementler olarak bilinirken; **Cu** ise orta düzeyde bir hareketliliği söz konusudur (De Nicola ve ark., 2003; Sawidis ve ark., 2011). **Cu, Fe ve Pb** gibi çeşitli elementler köklerde birikme eğilimindedir ve toprak üstü bitki organlarına nadiren taşınır (Greger, 1999; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

Köklerden ağır metal alımını göz ardı edildiğinde ve sadece gövde kabuğunda ve yapraklardaki mevcut ağır metal birikimine odaklanıldığında, çalışılan elementlerin anıt çınar ağacın kabuk ve yapraklarında birikimi esas olarak topraktan yapraklara taşınmasından ziyade kabuk ve yapraklardan emilim yoluyla atmosferden doğrudan alınmasına bağlanabilir. Benzer bir durum, Maistro ve ark. (2004) tarafından yapılan bir çalışmada da vurgulanmıştır. Ayrıca başka bir çalışmada da, yüksek hava kirliliğine sahip kentsel alanlarda, toprak metallerle zenginleşebilir ve kökler aracılığıyla topraktan alım gerçekleşebilir (Kabata-Pendias ve ark., 1993). Toprağın yapısı, toprağın maruz kaldığı kirlilik ve ortamın ekolojik koşullarından özellikle de mikro iklim koşulları farklılık gösterdikçe, lokasyonlar arasında değişkenlikler göstermesiyle elde edilecek element analiz sonuçları üzerinde de önemli bir etkiye sahip olabilir (Sawidis ve ark., 2011). Böylelikle topraktan ve havadan biriktirme yoluyla elde edilen ağır metal yükü arasındaki ayırım direkt olarak etkili olduğu bilinebilmektedir (Kabata-Pendias ve ark., 1993).

Genellikle bitki yapraklarının biyoindikatör olarak kullanımı literatürde çok yaygındır. Çınar ağaçlarının morfo-anatomik yapısı dikkate alındığında, palmat loblu yapraklara sahip yaprak döken odunsu bir bitki özelliği göstermektedir. Özellikle de yaprakların abaksiyal yüzeyde, kol halkaları olan şamdan şeklindeki trikomlar ana damarlarla sınırlıdır. Kütikül daha incedir ve stomalar areollerde dağılmıştır, stomaların etrafında yüzey çizgileri ve yükseltilmiş çıkıntılar vardır (Carpenter ve ark., 2005). Bu nedenle, çınar ağacının yaprak yüzeyinin morfo-anatomik yapısı (özellikle de yoğun trikomların varlığı), havadaki kirlleticilerin yakalanmasında ve daha fazla ağır metal alımında potansiyel özellik gösterebilmektedir (Sawidis ve ark., 2011).

Bu bilgilere ek olarak, gövde kabukları atmosferik kirliliğin değerlendirilmesi konusunda daha az ilgi görmüştür. Islak ve kuru birikim yoluyla atmosferik kirlleticileri biriktiren ağaç kabuğunun da havadaki kirliliğin izlenmesi için yararlı bir biyoindikatör olduğu ortaya koyulmuştur (Böhm ve ark., 1998; Pacheco ve ark., 2002; Oliva ve Mingorance, 2006; Patrick ve Farmer, 2007). Ağaç kabuğu, yapısı gereği ağır metal kirleticilerini uzun süre bünyesinde tutabilmesi nedeniyle uzun vadeli hava kirliliğinin tahmin edilmesinde güvenilir sonuçlar verir (Pacheco ve ark., 2002). Öte yandan yapraklar periyodik olarak dökülürken, kabuk daha uzun süre dayanabilme özelliği göstermektedir (Sawidis ve ark., 2011). Aynı zamanda, kabuk örneklemesi ağaca zarar vermez (Poikolainen, 1997). Bu nedenle, kabuktaki eser metallerdeki herhangi bir zenginleşme yalnızca pasif yüzeysel adsorpsiyonla ilişkilendirilebilir (Sawidis ve ark., 2011). Böylelikle yapılacak ölçümlerde, yaprak ve kabukta olası eser elementlerin birikimindeki farklılıklar belirlenebilecektir. İncelenen metallerin çoğu (özellikle de Cu, Fe ve Pb) için kabuk en etkili ağır metal biriktiricisi olarak kabul edilebilir ve bu nedenle kabuğun ağır metal içeriği daha yüksek olduğundan kentsel kirliliğin iyi bir biyoindikatörüdür (Sawidis ve ark., 2011). Ayrıca kabuğun ağır metal içeriği uzun bir süre boyunca birikmeyi daha güvenilir bir şekilde yansıtabilir (Mandiwana ve ark., 2006). Çünkü ağaç kabuğun biyoindikatör olarak kullanılmasının en önemli avantajları arasında, ağaç kabuğu morfo-anatomik yapısı kirleticileri daha uzun süre bünyesinde tutabilmesi ve ağaçların sağlığını da etkilemeden kalıcı olarak bulunabilmesidir. Kabuk, doğrudan atmosferden veya gövde akışından gelen hava kirliliğine kolaylıkla maruz kalabilir. Ağır metallerin ağaç kabuğunda etkili bir şekilde birikmesinin ve tutulmasının en önemli nedeni ise onların “**yapısal gözenekliliği**”nden kaynaklanmaktadır (Berlizov ve ark., 2007). Öte yandan, ağaç kabuklarına kıyasla, yapraklarda biriken kirleticiler ise yağmur suyuyla yıkanabilir veya rüzgarla kolaylıkla dağılabilir. Bu durum element analiz sonuçlarında değişkenlik göstermesine neden olabilir (Sawidis ve ark., 2011).

Meşe, karaağaç, söğüt, kavak, çam, zeytin, sedir ve okaliptüs gibi bazı ağaçların kabukları biyoindikatör olarak ağır metal izlenmesinde kullanılmıştır (Poikolainen, 1997; Mandiwana ve ark., 2006; Berlizov ve ark., 2007). Hatta ağaç kabuklarının ağır metaller için bir biyoindikatör olarak değerlendirilmesi konusunda ilk çalışma, Almanya’nın Frankfurt şehrinde Lötschert (1983) tarafından yapılmış

olup, ağaç kabuklarının incelenmesine dayalı olarak şehrin ağır metal kirliliğine ilişkin haritalar geliştirilmiştir.

Bu tez çalışmasında tüm lokasyonlardan alınan toprak numunelerinde analiz edilen elementlerin konsantrasyon değerleri, ilgili lokasyonlardan alınan anıt ağaçların dal, yaprak ve kabuk örneklerindeki elemental analiz konsantrasyon değerlerinden yüksek çıkmıştır (Şekil 4.1-4.6). Ayrıca dal, yaprak ve kabuk örnekleri kendi içerisinde elemental konsantrasyon değerleri bakımından bir kıyaslama yapıldığında, tüm lokasyonlarda aynı sonuç çıkmış olup **kabuk > yaprak > dal** şeklinde bir sıralama söz konusu olmuştur (Şekil 4.1-4.6). Böylelikle bu durum anıt çınar ağaç kabuklarının ağır metaller için potansiyel bir biyoindikatör olarak değerlendirilebileceğini göstermektedir.

Araştırma alanında tüm lokasyonlardan alınan toprak numunelerinde, analiz edilen elementlerin yıllık ortalama konsantrasyon değerlerine göre büyükten küçüğe doğru sıralandığında **Fe > Mn > Zn > Pb > Cu > Cd** şeklindedir. Anıt çınar ağaçların farklı kısımlarından alınan dal, yaprak ve kabuk örneklerindeki mevcut elementlerin yıllık ortalama konsantrasyon değerlerine göre büyükten küçüğe doğru sıralandığında ise **Fe > Mn > Zn > Cu > Pb > Cd** şeklindedir. Toprak ve bitki kısımlarına ait örneklerde tespit edilen elemental sıralama genel itibariyle benzerlik gösterse de, sadece **Pb ve Cu** sıralamasında farklılık görülmektedir. Bu elemental konsantrasyon değerleri sıralaması dikkate alındığında, toprakta Pb'nin konsantrasyon değeri Cu'dan daha yüksek iken, bitki kısımlarında bu durumun tersi olduğu görülmektedir.

Bu tez çalışmasında toprak numunelerinde analiz edilen elementlerin konsantrasyon değerleri, topraktaki kabul edilen mevcut sınır değerler ile topluca kıyaslandığında (Çizelge 4.2, 4.4, 4.6, 4.8, 4.10, 4.12); Cd, Cu, Fe, Mn ve Zn için sınır değerleri arasında iken, **sadece Pb sınır değerlerinin üstünde olduğu anlaşılmaktadır**. Benzer durum, çok yakın zamanda yapılmış bir doktora tez çalışmasında da ortaya koyulmuştur (Yalçın, 2023). Çalışma materyalimizi oluşturan anıt çınar ağaçların tüm bitki kısımlarında (kabuk, dal ve yaprak) analiz edilen elementlerin konsantrasyon değerleri, bitkilerde kabul edilen mevcut sınır değerler ile birlikte topluca değerlendirildiğinde (Çizelge 4.2, 4.4, 4.6, 4.8, 4.10, 4.12); Cd, Mn, Pb ve Zn için sınır değerleri arasında iken, **Cu ve Fe sınır değerlerinin üstünde olduğu anlaşılmaktadır**.

Toprak numunelerinde **Pb** metalinin, bitki numunelerinde de **Cu ve Fe** elementlerinin kabul edilebilir limit değerler üzerindeki artışlarda bile, anıt çınar ağaçların yaşamlarını devam ettirebildiği ve biyokütle oluşturabildiği görülmektedir. Ayrıca bu ağaçlarda yüksek seviyede bulunan bu ağır metallerin potansiyel toksik etkileri, bu ağaçların morfolojilerinde şimdilik herhangi bir anormal belirti göstermediği gibi, çalışılan diğer elementlerin (Cd, Mn ve Zn) limitler dahilinde olması, onların bu elementleri de kolaylıkla tolere edebildiklerini ve bu elementlerden kaynaklı strese karşı da potansiyel olarak dayanıklı bir ağaç türü olduğunu göstermektedir.

Pb'den kaynaklı kirlilik, genellikle otomobil egzozları ve endüstriyel atıklar gibi antropojenik kökenli çıktılar ile temsil etmektedir (Khan ve ark., 2017; Zhang ve ark., 2019; Aprile ve De Bellis, 2020; Yalçın, 2023; Yalcın ve Altay, 2023). Bu antropojenik kökenli kaynaklardan öncelikli ana etkinin fosil yakıtların kullanılması, araba gövdelerinin korozyon ürünleri, lastik aşınması gibi araçlardan kaynaklı emisyonlar oluşturmaktadır (Adamiec ve ark., 2016; Wu ve ark., 2022; Yalçın, 2023; Yalcın ve Altay, 2023). Bu nedenle araştırma alanından alınan toprak numunelerinde **Pb** konsantrasyonunun çok yüksek çıkması, Hatay ilinin Türkiye'nin ikinci en büyük tır filosuna sahip olması, ulusal ve uluslararası tır ve kamyon trafiğinin çok yoğun olması, genellikle şehrin yakınında konumlanan kentsel ve endüstriyel alanlardan ötürü yılın her gününde yüksek araç yoğunluğun olması gibi nedenlerden kaynaklanabileceği kanısı oluşturmaktadır. Benzer durum, Ozdilek ve Sangun (2007), Yalçın (2023) ve Yalcın ve Altay (2023) tarafından yapılan çalışmalarda da ortaya konulmuştur.

Ayrıca BM Çevre Programı kapsamında, 1922 yılında patenti alınarak piyasaya sürülen ve 1970'lerde en çok kullanılan otomobil yakıtı kurşunlu benzinin kullanımının 2002'de sona ermesi gerektiğini açıklamıştır. Türkiye ise bu kararı 2004 Şubat ayından itibaren uygulamaya koymuştur. Bu tarih itibari ile benzinlerde katkı maddesi olarak kurşun yerine sentetik mangan katkısı yapıldığı ve verimi arttırılmaya çalışıldığı bilinmektedir. Piyasada kurşunsuz benzin 95 oktan olarak da bilinen bu fosil yakıt türünde, halk nezdinde kurşun içermediği düşünülse de, içeriğinde standartlar gereği mangan içeriğinin en çok 2 mg L⁻¹, kurşun içeriğinin de en çok 5 mg L⁻¹ olabileceği rapor edilmiştir (www.tupras.com.tr).

Genellikle şehir merkezinin özellikle de İskenderun körfezinde bulunan büyük endüstriyel komplekslerin bulunduğu bölgede rastgele dağılmıştır. Şehir trafiği,

demir eritme tesisi ve kömür santraliyle birlikte çeşitli kirletici türlerinin kaynaklarını temsil ederler. Benzer durum farklı araştırmacılar tarafından da rapor edilmiştir (Pavlovic ve ark., 2007; Mitrovic ve ark., 2008). Ayrıca Cu, Fe ve Pb kirliliğinin ana kaynaklarının genellikle çelik endüstrisi ve kömür yakma olduğu bildirilmiştir (Bargagli, 1998).

Şaşırtıcı bir şekilde, Pb'nin toprakta 150-5000 yıllık gibi bir tutunma süresine sahip olması, topraklarda yüksek değerlerde ve toksik düzeyde bulunabilmesi, bu ağır metalin neden olduğu kirlilik uzun vadede daha da tehlikeli bir boyuta gelmesine neden olmaktadır (Kumar ve ark., 1995; Forstner, 1995; Kara, 2021).

Hem toprak numunelerinde hem de bitki kısımlarında (kabuk, dal ve yapraklarda) tespit edilen Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, ve Zn konsantrasyon değerleri her iki yılda da benzer diziliş göstermektedir. Ayrıca çalışılan tüm ağır metallerin mevcut konsantrasyon değerleri tüm lokalitelerde 1. yıla nazaran, 2. yıl daha yüksek olduğu ortaya çıkmıştır. Bu durumun nedeni olarak, maalesef araştırma alanında 6 Şubat 2023 tarihinde gerçekleşen depremden dolayı, bölgeye çok yoğun bir şekilde, yardım seferberliği kapsamında, hem ulusal ve hem de uluslararası düzeyde araç trafiğinin (özellikle de tır ve kamyon) çok yoğun olarak bölgeye gelip gitmesi etkili olabileceği düşünülmektedir.

5. SONUÇ ve ÖNERİLER

Bu yüksek lisans tez çalışmasında Hatay’da beş farklı lokasyonunda doğal yayılış gösteren anıt çınar ağaçlarının dal, yaprak ve kabuk kısımları ile bu ağaçların yetiştiği ortamdan alınan toprak örnekleri Cd, Cu, Fe, Mn, Pb ve Zn elementleri yönünden incelenmiştir. Ayrıca kent atmosferi ve toprağına ait kirliliğe ilişkin kimyasal veriler bakımından anıt çınar ağaçlarında özellikle de kabuk ve yapraklarda ağır metal konsantrasyonların kapsamlı bir temel araştırmasının sonuçları bu tez çalışmasında sunulmuştur. Sonuç olarak, motorlu taşıtların egzoz gazları ve metal işleme endüstrileri araştırma alanında toprak ve hava kirliliğinin ana kaynaklarını temsil eden antropojenik kaynaklar olarak karşımıza çıkmaktadır.

Anıt çınar ağacının özellikle de gövde kabuğı, etkili bir ağır metal biriktirici olarak düşünülebilir ve bu nedenle kentsel kirlilik için iyi bir biyoindikatör özellik gösterebilir. Lokal, bölgesel, ulusal hatta uluslararası boyutta karşılaştırmalı kritik izleme ağlarının tasarımı için potansiyel olarak uygun olabileceğı gibi, bölgedeki kirlilik haritalarının çıkarılmasında da biyoindikatör olarak anıt çınar ağaçları önemli rol oynayabilirler.

Cu ve Fe (bitki numunelerinde) ve kurşun (toprak numunelerinde) açısından elde edilen sonuçlar, çok yüksek birikim değerlerine sahip olduğunu göstermektedir. Bu durum, araştırma alanının fazla nüfusa sahip olmasına paralel olarak araç trafiğinin yoğunluğına ve endüstriyel faaliyetlerin etkisine bağılı olarak ortaya çıkan ağır metal kirliliğini ifade etmektedir. Çünkü taşıt yoğunluğı ile birlikte endüstriyel ve metalurjik prosesler ile dizel yakıtının yanması, toksik olabilen en büyük Pb emisyonlarını üretir. Benzer durum Avrupa’nın farklı şehirlerinde yapılan çalışma ile de bildirilmiştir (Sawidis ve ark., 2011). Bu nedenle alternatif bir öneri olarak yakıt kalitesinin iyileştirilmesi, endüstrideki teknolojik yenilikler, emisyon kaynakları kontrol programları ve üç yollu katalitik konvertörlerle donatılmış araç filosunun, yeni teknoloji dizel motorlu otobüslerin ve taksilerin sürekli yenilenmesi, hava kirlleticilerinin azalma eğilimine önemli ölçüde katkıda bulunabilir (Sawidis ve ark., 2011).

KAYNAKLAR

- Adamiec, E., Jarosz-Krzemińska, E., and Wieszala, R., 2016. Heavy metals from non-exhaust vehicle emissions in urban and motorway road dusts. **Environmental Monitoring and Assessment**, 188(6), 1-11.
- Ahmad, S.S., Reshi, Z.A., Shah, M.A., and Rashid, I., 2016. **Constructed wetlands: role in phytoremediation of heavy metals**. In: Ansari A.A. et al. (eds), Phytoremediation. Chapter 10, Springer International Publishing Switzerland, pp. 291-304.
- Akçin, Ö.E., Özbucak, T.B. ve Akçin, Y., 2019. Ordu ilinde bulunan bazı anıt ağaçların genel özellikleri. **Akademik Ziraat Dergisi**, 8(1), 135-140.
- Akgün, B., Okumuş, A. ve Yazar, E., 2018. Gaziantep yöresinde bulunan ve anıt ağaç niteliği taşıyan doğu çınarı (*Platanus orientalis* L.)'nın fiziksel özelliklerinin belirlenmesi. **Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi**, 21(4), 305-311.
- Aprile, A., and De Bellis, L., 2020. Editorial for Special Issue "Heavy metals accumulation, toxicity, and detoxification in plants". **International Journal of Molecular Sciences**, 21(11), 4103.
- Bai, Y., Zhou, Y., and Gong, J., 2021. Physiological mechanisms of the tolerance response to manganese stress exhibited by *Pinus massoniana*, a candidate plant for the phytoremediation of Mn-contaminated soil. **Environmental Science and Pollution Research**, 28(33), 45422-45433.
- Ballach, H.-J., and Wittig, R., 2001. Twenty-five years of biomonitoring lead in the Frankfurt/Main area. **Environ. Sci. Pollut. Res. Int.**, 8, 136e142.
- Bargagli, R., 1998. Trace Elements in Terrestrial Plants: An Ecophysiological Approach to Biomonitoring and Biorecovery. Springer-Verlag, Berlin.
- Barker, A. V., and Pilbeam, D. J., 2015. **Handbook of plant nutrition**. CRC press. 1-773.
- Bashir, I., Lone, F.A., Bhat, R.A., Mir, S.A., Dar, Z.A., and Dar S.A., 2020. **Concerns and Threats of Contamination on Aquatic Ecosystems**. In: Hakeem K.R. et al. (eds), Bioremediation and biotechnology. Chapter 1, Springer Nature Switzerland, pp. 1-26.
- Baycu, G., Tolunay, D., Özden, H., and Günebakan, S., 2006. Ecophysiological and seasonal variations in Cd, Pb, Zn, and Ni concentrations in the leaves of urban deciduous trees in Istanbul. **Environmental Pollution**, 143, 545-554.
- Behera, L. M., Sahoo, S. S., Baral, S., Nayak, R., Sahu, A., Dash, R., ... and Pradhan, B., 2022. Role of phytoremediation in enhancing heavy metals tolerance: A novel biotechnological approach. **Current Biotechnology**, 11(2), 94-106.
- Berlizov, A.N., Blum, O.B., Filby, R.H., Malyuk, I.A., and Tryshyn, V.V., 2007. Testing applicability of black poplar (*Populus nigra* L.) bark to heavy metal air pollution monitoring in urban and industrial regions. **Sci. Total Environ.**, 372, 693e706.
- Bhatt, D., Chandra Sekar, K., and Kumar, K., 2020. **Tree diversity of Indian Himalayan Region**. G.B. Pant National Institute of Himalayan Environment, Almora, Uttarakhand, India.
- Böhm, P., Wolterbeek, H., Verburg, T., and Musilek, L., 1998. The use of tree bark for environmental pollution monitoring in the Czech Republic. **Environ. Pollut.**, 102, 243e250.

- Bütler, R., Lachat, T., Larrieu, L., and Paillet, Y., 2013. **Habitat trees: key elements for forest biodiversity**. In: Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity, 84.
- Carpenter, R.J., Hill, R.S., and Jordan, G.J., 2005. Leaf cuticular morphology links Platanaceae and Proteaceae. **Int. J. Plant Sci.**, 166, 843e855.
- Cavender, N., Westwood, M., Bechtoldt, C., Donnelly, G., Oldfield, S., Gardner, M., McNamara, W., 2015. Strengthening the conservation value of ex situ tree collections. **Oryx**, 49(3), 416-424.
- Chen, M., Li, F., Tao, M., Hu, L., Shi, Y. and Liu, Y., 2019. Distribution and ecological risks of heavy metals in river sediments and overlying water in typical mining areas of China. **Marine Pollution Bulletin**, 146, 893-899.
- Decker, D., Smith, C., Forstchen, A., Hare, D., Pomeranz, E., DoyleCapitman, C., Schuler, K., and Organ, J., 2016. Governance principles for st wildlife conservation in the 21 century. **Conservation Letters**, 9, 290-295.
- De Nicola, F., Maistro, G., and Alfani, A., 2003. Assessment of nutritional status and traceelement contamination of holm oak woodlands through analyses of leaves and surrounding soils. **Sci. Total Environ.**, 311, 191e203.
- Efe, R., Soykan, A., Curebal, I., and Sonmez, S., 2011. Dede Korkut monument oak (*Quercus infectoria* Olivier) (Kadıköy-Edremit-Balıkesir, Turkey). **Procedia-Social Behav. Sci.**, 19, 627-636.
- Efe, R., Soykan, A., Sönmez, S., and Cürebal, I., 2013. Monumental trees of Edremit. **Edremit Municipality Cultural Publication**, 8, 203.
- Forstner, U., 1995. **Land contamination by metals: Global scope and magnitude of problem**. In Allen, H.E., Huang, C.P., Bailey, G.W., and Bowers, A.R. (eds.). Metal speciation and contamination of soil. Boca Raton, Florida: CRC Press, pp. 1-33.
- Gajalakshmi, R., Chitdeshwari, T., Maragatham, S., and Ravikesavan, R., 2022. Seed priming with different levels and sources of zinc on the seed germination and seedling growth of barnyard millet (*Echinocola frumentacea*). **Journal of Applied and Natural Science**, 14(3), 876-884.
- Genç, M., and Güner, Ş.T., 2000. A new monumental chestnut (*Castanea sativa* Mill.) stand found in Isparta. **Turkish J. Agric. Fores.**, 24, 37-44.
- Genç, M., and Güner, Ş.T., 2003. Importance of monumental trees and monumentals from göller area. Isparta.
- Glinska, S., Gapińska, M., Michlewska, S., Skiba, E., and Kubicki, J., 2016. Analysis of *Triticum aestivum* seedling response to the excess of zinc. **Protoplasma**, 253(2), 367-377.
- Greger, M., 1999. Metal availability and bioconcentration in plants. In: Prasad, M.N.V., Hagemeyer, J. (Eds.), *Heavy Metal Stress in Plants, From Molecules to Ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 1e27.
- Guo, Q., Majeed, S., Xu, R., Zhang, K., Kakade, A., Khan, A., ... and Li, X., 2019. Heavy metals interact with the microbial community and affect biogas production in anaerobic digestion: A review. **Journal of Environmental Management**, 240, 266-272.
- Gül, A.U., Gümüş, C., Yavuz, H., Eroğlu, M., Özkan, Z.C. ve Demirci, A., 1999. Doğu Karadeniz Bölgesinde saptanan bazı anıt ağaç ve meşcereler. **Turkish Journal of Agriculture and Forestry**, 23 (Ek Sayı 3), 671-677.
- Herlihy, J. H., Long, T. A., and McDowell, J. M., 2020. Iron homeostasis and plant immune responses: Recent insights and translational implications. **Journal of Biological Chemistry**, 295(39), 13444-13457.

- Huang, L., Wang, Q., Zhou, Q., Ma, L., Wu, Y., Liu, Q., and Feng, Y., 2020. Cadmium uptake from soil and transport by leafy vegetables: A meta-analysis. **Environmental Pollution**, 264, 114677.
- Ibanez, T. B., Santos, L. F. D. M., Lapaz, A. D. M., Ribeiro, I. V., Ribeiro, F. V., Reis, A. R. D. and Heinrichs, R., 2020. Sulfur modulates yield and storage proteins in soybean grains. **Scientia Agricola**, 78.
- Kabata-Pendias, A., Piotrowska, M., and Dutka, S., 1993. Trace metals in legumes and monocotyledons and their suitability for the assessment of soil contamination. In: Markert, B. (Ed.), **Plants as Biomonitors. Indicators for Heavy Metals in the Terrestrial Environment**, pp. 485-494.
- Kabata-Pendias, A., and Pendias, H., 2001. **Trace Elements in Soils and Plants**, third ed. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Kara, B., 2021. Göl Ekosistemlerinde Ağır Metal Kirliliğinin İncelenmesi: Gölbaşı Gölü Örneği (Kırıkhan-Hatay/Türkiye). Hatay Mustafa Kemal Üniversitesi, **Fen Bilimleri Enstitüsü**, Yüksek Lisans Tezi, Biyoloji Ana Bilim Dalı, Hatay.
- Kaya, C., Ashraf, M., Alyemeni, M. N. and Ahmad, P., 2020. Nitrate reductase rather than nitric oxide synthase activity is involved in 24-epibrassinolide-induced nitric oxide synthesis to improve tolerance to iron deficiency in strawberry (*Fragaria × ananassa*) by up-regulating the ascorbate-glutathione cycle. **Plant Physiology and Biochemistry**, 151, 486-499.
- Khan, M.Z.H., Hasan, M.R., Khan, M., Aktar, S., and Fatema, K., 2017. Distribution of heavy metals in surface sediments of the Bay of Bengal Coast. **Journal of Toxicology**, 2017, 1-7.
- Khosropour, E., Attarod, P., Shirvany, A., Pypker, T.G, Bayramzadeh, V., Hakimi, L., and Moeinaddini, M., 2018. Response of *Platanus orientalis* leaves to urban pollution by heavy metals. **Journal of Forestry Research**, 30(4), 1437-1445.
- Kikuzawa, K., and Kudo, G., 1995. Effects of the length of the snow-free period on leaf longevity in alpine shrubs: a cost-benefit model. **Oikos**, 73, 214-220.
- Kohli, S. K., Handa, N., Bali, S., Khanna, K., Arora, S., Sharma, A., and Bhardwaj, R., 2019. Current scenario of Pb toxicity in plants: unraveling plethora of physiological responses. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, 249, 153-197.
- Kumar, P.B.A.N., Dushenkov, V., Motto, H., and Raskin, I., 1995. Phytoextraction-the use of plants to remove heavy metals from soils. **Environ. Sci. Technol.**, 29, 1232-1238.
- Kumar, V., Pandita, S., Sidhu, G. P. S., Sharma, A., Khanna, K., Kaur, P. and Setia, R., 2021. Copper bioavailability, uptake, toxicity and tolerance in plants: a comprehensive review. **Chemosphere**, 262, 127810.
- Li, J., Du, Z., Zou, C.B., Dai, Z., Du, D. and Yan, C., 2018. The mutual restraint effect between the expansion of *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb and cadmium mobility in aquatic environment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 148, 237-243.
- Lötschert, W., 1983. Immissions analysen im Raum Frankfurt unter Verwendung pflanzenlicher Biodiagnostikoren. **Verh. Ges. Ökol.**, 11, 277-290.
- Maistro, G., Alfani, A., Baldantoni, D., De Marco, A., and De Santo, A., 2004. Trace metals in the soil and in *Quercus ilex* L. leaves at anthropic and remote sites of the Campania Region of Italy. **Geoderma**, 122, 269-279.
- Majumdar, S., Long, R. W., Kirkwood, J. S., Minakova, A. S., and Keller, A. A., 2021. Unraveling metabolic and proteomic features in soybean plants in

- response to copper hydroxide nanowires compared to a commercial fertilizer. **Environmental Science & Technology**, 55(20), 13477-13489.
- Mandiwana, K.L., Resane, T., Panichev, N., and Ngobeni, P., 2006. The application of treebark as bio-indicator for the assessment of Cr(VI) in air pollution. **J. Haz. Mater.**, B137, 1241e1245.
- Masullo, L.S., Derisso, V.D., Manarim, G.R., de Vicente Ferraz, A., Rocha, J.H.T., de Ávila, P.A., ... and de Moraes Goncalves, J.L., 2022. Modulation of structural carbohydrates, phenol compounds and lignin content in Eucalyptus urophylla cuttings grown under boron, copper and zinc induced-deficiency. **New Forests**, 53(2), 337-352.
- Matveeva, V.A., Alekseenko, A.V., Karthe, D., and Puzanov, A.V., 2022. Manganese pollution in mining-influenced rivers and lakes: Current state and forecast under climate change in the Russian Arctic. **Water**, 14(7), 1091.
- Mitrovic, M., Pavlovic, P., Lakusic, D., Djurdjevic, L., Stevanovic, B., Kostic, O., and Gajic, G., 2008. The potencial of Festuca rubra and Calamagrostis epigejos for there vegetation of fly ash deposits. **Sci. Total Environ.**, 407 (1), 338e347.
- Molina, L., and Segura, A., 2021. Biochemical and metabolic plant responses toward polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals present in atmospheric pollution. **Plants**, 10(11), 2305.
- Munir, N., Jahangeer, M., Bouyahya, A., El Omari, N., Ghchime, R., Balahbib, A., ... and Shariati, M. A., 2021. Heavy metal contamination of natural foods is a serious health issue: a review. **Sustainability**, 14(1), 161.
- Naqqash, T., Aziz, A., Babar, M., Hussain, S. B., Haider, G., Shahid, M., ... and Radicetti, E., 2022. Lead-Resistant Morganella morganii Rhizobacteria reduced lead toxicity in Arabidopsis thaliana by improving growth, physiology, and antioxidant activities. **Agriculture**, 12(8), 1155.
- Natasha, N., Shahid, M., Bibi, I., Iqbal, J., Khalid, S., Murtaza, B., ... and Arshad, M., 2022. Zinc in soil-plant-human system: A data-analysis review. **Science of the Total Environment**, 808, 152024.
- Norouzi, S., Khademia, H., Faz Cano, A., and Acosta, J.A., 2015a. Using plane tree leaves for biomonitoring of dust borne heavy metals: A case study from Isfahan, Central Iran. **Ecological Indicators**, 57, 64-73.
- Norouzi, S., and Khademia, H., 2015b. Source identification of heavy metals in atmospheric dust using *Platanus orientalis* L. leaves as bioindicator. **Eurasian Journal of Soil Science**, 4(3), 144-152.
- Oliva, S.R., and Espinosa, A.J.F., 2007. Monitoring of heavy metals in topsoils, atmospheric particles and plant leaves to identify possible contamination sources. **Microchem. J.**, 86, 131e139.
- Oliva, S.R., and Mingorance, M.D., 2006. Assessment of airborne heavy metal pollution by above ground plant parts. **Chemosphere**, 65, 177e182.
- Osma, E., Akbayır, S., ve Varol, T., 2019. İstanbul'un sahil kesimlerinden toplanan *Platanus orientalis* L.'te ağır metal birikimi. **Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences**, 4(3), 393-400.
- Ozdilek, H., and Sangun, M., 2007. Monitoring surface water quality of Asi river during the 2006 Muslim Sacrifice Holiday. **Asian Journal of Chemistry**, 19(1), 701-705.
- Ozturk, M., Gucel, S., Kucuk, M., and Sakcali, S., 2010. Forest, climate change and forest fires in the Mediterranean region of Turkey. **J. Environ. Biol.**, 31 (SI), 1-9.

- Ozturk, M., Uysal, I., Yücel, E., Altay, V., and Karabacak, E., 2017. Soil-plant interactions in the monumental plane trees (*Platanus orientalis*) grove-Çanakkale-Turkey. **Journal of Environmental Biology**, 38, 1129-1137.
- Öner, N., Özden, S., and Birben, U., 2010. Relationship between a natural monumental stand in Turkey and local beliefs. **J. Environ. Biol.**, 31, 149-155.
- Özel, H.B., Özel, H.U., and Varol, T., 2015. Using leaves of oriental plane (*Platanus orientalis* L.) to determine the effects of heavy metal pollution caused by vehicles. **Polish Journal of Environmental Studies**, 24(6), 2569-2575.
- Pacheco, A.M.G., Barros, L.I.C., Freitas, M.C., Reis, M.A., Hipólito, C., and Oliveira, O.R., 2002. An evaluation of olive-tree bark for the biological monitoring of airborne trace-elements at ground level. **Environ. Pollut.**, 120, 79e86.
- Patrick, G., and Farmer, J., 2007. A lead isotopic assessment of tree bark as biomonitor of contemporary atmospheric lead. **Sci. Total Environ.**, 388, 343e356.
- Pavlovic, P., Mitrovic, M., Djurdjevic, L., Gajic, G., Kostic, O., and Bojovic, S., 2007. The ecological potential of *Spiraea van-houttei* (Briot.) Zabel for urban (the city of Belgrade) and fly ash deposit (Obrenovac) landscaping in Serbia. **Polish J. Environ. Stud.**, 16, 427e431.
- Poikolainen, J., 1997. Sulphur and heavy metal concentrations in Scots pine bark in northern Finland and the Kola Peninsula. **Water Air Soil Pollut.**, 93, 395e408.
- Rai, P.K., 2009. Heavy metal phytoremediation from aquatic ecosystems with special reference to macrophytes. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, 39, 697-753.
- Sardar, R., Ahmed, S., Shah, A. A., and Yasin, N. A., 2022. Selenium nanoparticles reduced cadmium uptake, regulated nutritional homeostasis and antioxidative system in *Coriandrum sativum* grown in cadmium toxic conditions. **Chemosphere**, 287, 132332.
- Sarıbaşı, M. 2015. Batı Karadeniz Bölgesi'nin kayda girmemiş anıt ağaçları. **Ege Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi**, 52(1), 13-21.
- Sawidis, T., Breuste, J., Mitrovic, M., Pavlovic, P., and Tsigaridas, K. (2011). Trees as bioindicator of heavy metal pollution in three European cities. **Environmental Pollution**, 159(12), 3560-3570.
- Singh, A. K., Meena, M. K., and Upadhyaya, A., 2012. Effect of sulphur and zinc on rice performance and nutrient dynamics in plants and soil of Indo Gangetic plains. **Journal of Agricultural Science**, 4(11), 162.
- Sirito de Vives, A., Moreira, S., Boscolo Brienza, S., Silva Medeiros, J., Filho, M., Zucchi, O., and Nascimento Filho, V., 2006. Monitoring of the environmental pollution by trace element analysis in tree-rings using synchrotron radiation total reflection X-ray fluorescence. **Spectrochim. Acta**, 61, 1170e1174.
- Stagoll, K., Lindenmayer, D.B., Knight, E., Fischer, J., Adrian, D., and Manning, A.D., 2012. Large trees are keystone structures in urban parks. **Conservation Letters**, 5, 115-122.
- Suganya, A., Saravanan, A., and Manivannan, N., 2020. Role of zinc nutrition for increasing zinc availability, uptake, yield, and quality of maize (*Zea mays* L.) grains: An overview. **Commun. Soil Sci. Plant Anal.**, 51(15), 2001-2021.
- Tatlı, A., Küçükkaraca, B., Akan, H., Çelik, H. ve Coşgun, F. 2000. Kütahya'nın Anıt Ağaçları. Kütahya Valiliği Çevre Koruma Vakfı Yayını, Kütahya.

- Tural, E. 2019. Hatay İli'nin Anıt Ağaçları. Hatay Mustafa Kemal Üniversitesi, **Fen Bilimleri Enstitüsü**, Yüksek Lisans Tezi, Biyoloji Ana Bilim Dalı, Hatay.
- Uzun, S.P., Bozali, N. ve Sivrikaya, F. 2011. Kahramanmaraş'ın tarihine ışık tutan anıt ağaçlar. **Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Doğa Bilimleri Dergisi**, 14(2), 43-51.
- Vuidot, A., Paillet, Y., Archaux, F., and Gosselin, F., 2011. Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. **Biological Conservation**, 144, 441-450.
- Wu, Z., Chen, Y., Yang, Z., Liu, Y., Zhu, Y., Tong, Z., and An, R., 2022. Spatial distribution of lead concentration in peri-urban soil: Threshold and interaction effects of environmental variables. **Geoderma**, 116193.
www.tupras.com.tr. Erişim tarihi 05.08.2024.
- Yalçın, İ. E., 2023. Ekofizyolojik ve Genetik Bir Yaklaşım Olarak Asi Nehri'nin Farklı Lokasyonlarında Ağır Metal Konsantrasyonlarına Bağlı Su-Toprak-Bitki İlişkilerinin İncelenmesi. Hatay Mustafa Kemal Üniversitesi, **Fen Bilimleri Enstitüsü**, Doktora Tezi, Biyoloji Anabilim Dalı, Hatay.
- Yalcin, I. E., Ozyigit, I. I., Dogan, I., Demir, G., and Yarci, C., 2020. Using the Turkish red pine tree to monitor heavy metal pollution. **Polish Journal of Environmental Studies**, 29(5), 3881-3889.
- Yalcin, I. E. and Altay, V. 2023. Investigation of water-soil-plant relationships based on hazardous and macro-micro element concentrations on Orontes River, Türkiye. **International Journal of Phytoremediation**, 25(14), 1859-1880.
- Yang, J., Sun, Y., Wang, Z., Gong, J., Gao, J., Tang, S., ... and Duan, Z., 2022. Heavy metal pollution in agricultural soils of a typical volcanic area: Risk assessment and source appointment. **Chemosphere**, 304, 135340.
- Zafar-ul-Hye, M., Naeem, M., Danish, S., Khan, M. J., Fahad, S., Datta, R. and El-Esawi, M. A., 2020. Effect of cadmium-tolerant rhizobacteria on growth attributes and chlorophyll contents of bitter melon under cadmium toxicity. **Plants**, 9(10), 1386.
- Zalyhina, V., Cheprasova, V., Belyaeva, V., and Romanovski, V., 2021. Pigments from spent Zn, Ni, Cu, and Cd electrolytes from electroplating industry. **Environmental Science and Pollution Research**, 28(25), 32660-32668.
- Zencirkıran, M., Akdeniz, N.S., Ender, E. and Batman, Z.P. 2016. The Monumental Plane Trees of Bursa and Their Contribution to Cultural Landscape. In: Efe, R. et al. (eds): Environmental Sustainability and Landscape Management, Chapter 18, St. Kliment **Ohridski University Press**, Sofia, pp. 307-319.
- Zhang, Y., Wang, Y., Ding, Z., Wang, H., Song, L., Jia, S., and Ma, D., 2017. Zinc stress affects ionome and metabolome in tea plants. **Plant Physiology and Biochemistry**, 111, 318-328.
- Zhang, Y., Hou, D., O'Connor, D., Shen, Z., Shi, P., Ok, Y. S., ... and Luo, M., 2019. Lead contamination in Chinese surface soils: Source identification, spatial-temporal distribution and associated health risks. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, 49(15), 1386-1423.

ÖZGEÇMİŞ

Yazar, ilkokul, ortaokul ve lise eğitimini Ankara-Elmadağ ilçesi'nde tamamladı. Ön Lisans öğrenimini 2001-2004 yılları arasında Çukurova Üniversitesi Osmaniye Meslek Yüksekokulu Çevre Koruma bölümünde tamamladı. Lisans öğrenimini 2008 yılında başladığı Mustafa Kemal Üniversitesi Fen-Edebiyat Fakültesi Biyoloji Bölümü'nden 2011 yılında mezun oldu. Yazar, halen Ankara İl Sağlık Müdürlüğü Çevre Sağlığı Biriminde görev yapmaktadır.

