

ANKARA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

DOKTORA TEZİ

SÜS LAHANASININ (*Brassica oleraceae* var. *capitata*) TOPRAKTAKİ BOR
ELEMENTİNİN GİDERİLMESİ AMACIYLA FİTOREMEDİASYONDA HİPER
TOPLAYICI BİTKİ OLARAK KULLANILMA POTANSİYELİNİN
ARAŞTIRILMASI

Şenel Birceyudum EMAN GÖKSEVEN

BAHÇE BİTKİLERİ ANABİLİM DALI

ANKARA
2019

Her hakkı saklıdır

TEZ ONAYI

Şenel Birceyudum EMAN GÖKSEVEN tarafından hazırlanan “Süs Lahanasının (*Brassica oleraceae* var. *capitata*) Topraktaki Bor Elementinin Giderilmesi Amacıyla Fitoremediasyonda Hiper Toplayıcı Bitki Olarak Kullanılma Potansiyelinin Araştırılması” adlı tez çalışması 04/07/2019 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği ile Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Bahçe Bitkileri Anabilim Dalı’nda **DOKTORA TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Danışman : Prof. Dr. Ş. Şebnem ELLİALTIOĞLU
Ankara Üniversitesi Bahçe Bitkileri Anabilim Dalı



Eş Danışman : Dr. Sevinç KIRAN
Toprak Gübre ve Su Kaynakları Merkez Araştırma Enstitüsü-Ankara

Jüri Üyeleri :

Başkan : Prof. Dr. Ş.Şebnem ELLİALTIOĞLU
Ankara Üniversitesi Bahçe Bitkileri Anabilim Dalı



Üye : Prof. Dr. İbrahim DEMİR
Ankara Üniversitesi Bahçe Bitkileri Anabilim Dalı



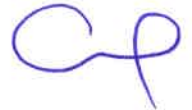
Üye : Prof. Dr. Yeşim YALÇIN MENDİ
Çukurova Üniversitesi Bahçe Bitkileri Anabilim Dalı



Üye : Prof. Dr. Fikret YAŞAR
Yüzüncü Yıl Üniversitesi Bahçe Bitkileri Anabilim Dalı



Üye : Prof. Dr. Gölge SARIKAMIŞ
Ankara Üniversitesi Bahçe Bitkileri Anabilim Dalı



Yukarıdaki sonucu onaylarım.

Prof. Dr. Özlem YILDIRIM
Enstitü Müdürü V.

ETİK

Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez içindeki bütün bilgilerin doğru ve tam olduğunu, bilgilerin üretilmesi aşamasında bilimsel etiğe uygun davrandığımı, yararlandığım bütün kaynakları atıf yaparak belirttiğimi beyan ederim.

04/07/2019

Şenel Birceyudum EMAN GÖKSEVEN

ÖZET

Doktora Tezi

SÜS LAHANASININ (*Brassica oleraceae* var. *capitata*) TOPRAKTAKİ BOR
ELEMENTİNİN GİDERİLMESİ AMACIYLA FİTOREMEDİASYONDA HİPER
TOPLAYICI BİTKİ OLARAK KULLANILMA POTANSİYELİNİN ARAŞTIRILMASI

Şenel Birceyudum EMAN GÖKSEVEN

Ankara Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Bahçe Bitkileri Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Ş. Şebnem ELLİALTIOĞLU
Eş Danışman: Dr. Sevinç KIRAN

Sanayileşme düzeyindeki artış, tarımsal faaliyetlerde kullanılan çeşitli kimyasallar ve maden ocakları kaynaklı ağır metal kirliliği, çevreyi ve tarım arazilerini önemli ölçüde tehdit etmektedir. Hiper toplayıcı bitkilerin, toprakta bulunan kirleticileri toprak altı ve toprak üstü organlarında biriktirerek, toprağı arındırarak iyileştirmesine fitoremediasyon adı verilmektedir. Bu çalışma kapsamında süs lahanasının bor toksisitesine karşı göstermiş olduğu tepkilerin fizyolojik ve biyokimyasal olarak incelenmesi, hiper toplayıcı bitki kapsamında süs lahanasının Bor (B) temizliğinde kullanılabilirliğinin ortaya konması ve ayrıca B alımını artırıcı humik asit ve şelat uygulamalarının etkinliğinin araştırılması amaçlanmıştır.

Çalışmanın ilk aşamasında 4 farklı Bor dozu (0, 10 mg/kg, 25 mg/kg ve 50 mg/kg B) ile 2 farklı toprak tipi (Gölbaşı*Alkali ve Çarşamba*Asidik) kullanılmıştır. Bitkilerde toksik belirtiler 50 mg/kg B dozunda ortaya çıkmıştır. Alkali toprakta bitki bünyesine bor alımı, asidik yapılı toprağa göre daha az, bitki gelişimi ise daha olumlu bulunmuştur.

İkinci aşamada 50 mg/kg B dozu ile birlikte humik asit ve şelat ilavesinin alkali toprakta yetişen bitkilerdeki etkisi incelenmiştir. Humik asit ve şelat ilavesinin süs lahanasında gövde yaş/kuru ağırlığı ile kök yaş/kuru ağırlıklarında olumlu katkı sağlamadığı tespit edilmiştir. Bor uygulamaları, bitkide MDA miktarında ve antioksidan enzim aktivitelerinde (SOD ve CAT) kontrole göre artışa neden olmuştur. Çalışmanın her iki aşamasında da artan bor dozları ile birlikte stoma iletkenliği, klorofil ve nispi nem içerikleri azalmıştır.

Süs lahanasını bitkisinin, bor elementinin fitoremediasyon yöntemi ile topraktan arındırılmasında ilk kez kullanıldığı bu çalışmada; Cruciferae familyası üyesi olan bu bitkinin hiper toplayıcı bitki olarak önemli bir potansiyel taşıdığı anlaşılmıştır.

Temmuz 2019, 149 sayfa

Anahtar Kelimeler: Fitoremediasyon, süs lahanası, *Brassica* sp., bor toksisitesi, şelat, humik asit, hiperakümülatör bitki

ABSTRACT

Ph.D. Thesis

THE RESEARCH ON THE POTENTIAL USE OF THE ORNAMENTAL CABBAGES (*Brassica oleracea* var. *capitata*) AS PHYTOREMEDIATION HYPERACCUMULATOR PLANT FOR BORON REMOVAL FROM THE SOIL

Şenel Birceyudum EMAN GÖKSEVEN

Ankara University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Horticulture

Supervisor: Prof. Dr. Ş. Şebnem ELLİALTIOĞLU
Co-supervisor: Dr. Sevinç KIRAN

The increase of industrialization, variety of chemicals used in agriculture are threaten significantly environment and agricultural land. Phytoremediation is defined as treatment of pollutants in soil by hyperaccumulator plants. Physiological and biochemical reactions of ornamental cabbages against boron toxicity were determined for using of ornamental cabbages in boron (B) removal in the soil and investigating the effectiveness of humic acid and chelate applications to increase B uptake.

First, it was used 4 different boron doses (0, 10 mg/kg, 25 mg/kg and 50 mg/kg B) and 2 different soil type (Gölbaşı*Alkaline and Çarşamba*Acidic). Toxic symptoms were appeared at 50 mg/kg B. In alkaline soil, boron uptake was less than acidic soil and plant growth was more positive.

Secondly, the effect of addition of humic acid and chelate with 50 mg/kg B dose was investigated growing plants on alkaline soil. It was determined that the addition of humic acid and chelate have not positive effect to the stem wet/dry weight and root wet/dry weights of ornamental cabbage. As compared to control, boron applications brought about increasing the amount of MDA and antioxidative enzymes activities (SOD and CAT) in plants. In both phases of study, stomatal conductivity, chlorophyll and relative water contents decreased with increasing boron doses.

In this study, ornamental cabbages were used for the first time to remove the boron element from the soil by phytoremediation method. It is understood that this plant, which is a member of *Cruciferae* family, has significant potential as hyperaccumulator plant.

July 2019, 149 pages

Key Words: Phytoremediation, ornamental cabbage, *Brassica* sp., boron toxicity, chelate, humic acid, hyperaccumulator plant

TEŞEKKÜR

Lisans öğrenimini görürken yapmış olduğu makalelerden etkilendiğim, kendime rol model olarak seçtiğim; ayrıca doktora eğitimim ve tez çalışmam süresince teknik olarak beni desteklemesinin yanı sıra bu süreç zarfında karşılaştığım zorluklarda bana rehberlik eden, hem teknik anlamda hem de hayat tecrübesi anlamında değerli bilgi ve tecrübelerini benimle paylaşan ve yol gösteren Danışman Hocam Sayın Prof. Dr. Şeküre Şebnem ELLİALTIOĞLU'na (Ankara Üniversitesi Bahçe Bitkileri Anabilim Dalı) sonsuz teşekkürü borç bilirim.

Tez çalışmamın gerçekleştirilmesi aşamasında her türlü imkanı sağlayan, kıymetli bilgi ve tecrübelerini benimle paylaşan ve dostluğunu esirgemeyen Eş Danışman Hocam Sayın Dr. Sevinç KIRAN'a (Ankara Toprak, Gübre ve Su Kaynakları Merkez Araştırma Enstitüsü) ve değerli Enstitü Yöneticilerine teşekkürlerimi ve saygılarımı sunarım.

Tüm hayatım boyunca bana daima maddi ve manevi olarak destek olan, tüm eğitim hayatım süresince beni destekleyip motive eden, emek sarf eden ve bu süreç içerisinde bana sabır gösteren Sevgili Babam Sefa EMAN, Sevgili Annem Beyhan EMAN ve Canım Kardeşim Sefacan EMAN'a sonsuz teşekkürü bir borç bilirim.

Doktora tez sürecim boyunca beni pozitif anlamda motive eden, bu süreç içerisinde her zaman ver her aşamada yanımda olup beni destekleyen, emek sarf eden ve sonsuz sabır gösteren Sevgili Eşim Ayhan GÖKSEVEN'e sonsuz teşekkürlerimi sunarım. Ayrıca bu süreçte bizi yormayan desteği ile yanımda olan Canım Oğlum Saygın Efe'ye de çok teşekkür ederim.

Şenel Birceyudum EMAN GÖKSEVEN
Ankara, Temmuz 2019

İÇİNDEKİLER

TEZ ONAY SAYFASI

ETİK.....	i
ÖZET.....	ii
ABSTRACT	iii
TEŞEKKÜR	iv
SİMGELER DİZİNİ	viii
ŞEKİLLER DİZİNİ	xi
ÇİZELGELER DİZİNİ	xiii
1. GİRİŞ	1
2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ARAŞTIRMASI.....	8
2.1 Bor	8
2.1.1 Borun tanımı, rezervleri, tüketimi ve kullanımı hakkında genel bilgiler	8
2.1.2 Bitkilerde bor elementinin fonksiyonu ve gereksinimi	11
2.1.3 Bor fazlalığı ve toksisite	12
2.2 Ağır Metal Tanımı ve Toksisitesi.....	17
2.3 Fitoremediasyon	18
2.4 Fitoremediasyon Mekanizmaları	22
2.5 Hiperakümülatör Bitki	25
2.6 <i>Brassicaceae</i> Familyası Bitkilerinin Hiper Toplayıcı Olarak Kullanımı	26
2.7 Bor Toksisitesi ve Fitoremediasyon Çalışmaları.....	37
2.8 Humik Asit ile İlgili Çalışmalar	47
2.9 Şelat ile İlgili Çalışmalar	53
2.10 Lipid Peroksidasyon ve Antioksidatif Enzimler	56
3. MATERYAL ve YÖNTEM.....	64
3.1 Materyal	64
3.1.1 Toprak.....	64
3.1.2 Bitki	65
3.2 Yöntem	66
3.2.1 Birinci aşama sera denemesinin kurulması	66
3.2.2.1 Bazı fizyolojik özelliklerin belirlenmesi	70

3.2.2.1.1 Klorofil içeriği.....	70
3.2.2.1.2 Stoma iletkenliği ölçümü	70
3.2.2.1.3 Nispi nem içeriği.....	70
3.2.2.1.4 Bitkide bor analizi	71
3.2.2.2 Bitki gelişim özelliklerinin belirlenmesi	73
3.2.2.2.1 Yeşil aksam ve kök yaş ağırlığı	73
3.2.2.2.2 Yeşil aksam ve kök kuru ağırlığı	73
3.2.3 İkinci aşama sera denemesinin kurulması ve humik asit ile şelat uygulaması.....	73
3.2.4 Ölçüm ve analizler.....	76
3.2.4.1 Lipid peroksidasyonu	76
3.2.4.2 Antioksidatif enzim analizleri	77
4. BULGULAR ve TARTIŞMA	80
4.1 Birinci Aşama Sera Denemesi	80
4.1.1 Bitki gelişim özellikleri	80
4.1.1.1 Gövde yaş ve kuru ağırlıkları.....	80
4.1.1.2 Kök yaş ve kuru ağırlıkları	87
4.1.2. Fizyolojik özellikler	91
4.1.2.1. Stoma iletkenliği.....	91
4.1.2.2 Klorofil miktarı	93
4.1.2.3 Nispi nem içeriği.....	95
4.1.3 Stres sonunda bitkilerin B içerikleri	97
4.2 İkinci Aşama Sera Denemesi.....	101
4.2.1 Bitki gelişim özellikleri	101
4.2.1.1 Gövde yaş ve kuru ağırlıkları.....	101
4.2.1.2 Kök yaş ve kuru ağırlıkları	105
4.2.2 Fizyolojik özellikler	108
4.2.2.1 Stoma iletkenliği.....	108
4.2.2.2 Klorofil miktarı	110
4.2.2.3 Nispi nem içeriği.....	111
4.2.3 Biyokimyasal özellikler	112
4.2.3.1 Lipid peroksidasyonu	112

4.2.3.2 Antioksidatif enzim analizleri	115
4.2.3.2.1 Süperoksit dismutaz enzim aktivitesi	115
4.2.3.2.2 Katalaz enzim aktivitesi.....	117
4.2.4 İkinci dönem bitkide bor analizleri	118
5. SONUÇ ve ÖNERİLER.....	122
KAYNAKLAR	126
ÖZGEÇMİŞ.....	146



SİMGELER DİZİNİ

°C	santigrat
>	büyük
<	küçük
≥	büyük eşit
%	yüzde
AlCl ₃ ·6H ₂ O	Aliminyum klorür hekzahidrat
CdCl ₂	Kadmiyum klorür
CdSO ₄	Kadmiyum sülfat
CO ₂	Karbondioksit
EC	Elektriksel iletkenlik
H ₃ BO ₃	Borik asit
H ₂ O ₂	Hidrojen peroksit
HNO ₃	Nitrik asit
K ₂ Cr ₂ O ₇	Potasyumdikromat
K ₂ O	Potasyum oksit
NaCl	Sodyumklorür
NiSO ₄	Nikel sülfat
Pb(NO ₃) ₂	Kurşun nitrat
Ppm	Milyonda bir
P ₂ O ₅	Fosfor pentoksit

Kısaltmalar

AA	Askorbik asit
ABD	Amerika Birleşik Devletleri
Ag	Gümüş
Al	Aluminyum
APX	Askorbat peroksidaz
As	Arsenik
Au	Altın
B	Bor
Bi	Bizmut
C	Kil
Ca	Kalsiyum
CAT	Katalaz
Ce	Seryum
Cd	Kadmiyum
CL	Kil tın
cm	Santimetre
Co	Kobalt
Cu	Bakır
Cr	Krom
Cs	Sezyum
da	dekar

ds/m	decisiemens/metre
DTPA	Dietilentriaminpenta asetik asit
EDTA	Etilendiamintetraasetik asit
EDDHA	Etilendiamin di (ohidroksifonil asetik) asit
EDDS	ethylene diamine disuccinate
EGTA	Etilen glisol tetraasetik asit
Fe	Demir
g	gram
Ga	Galyum
GPX	Glutasyon peroksidaz
GR	Glutasyon redüktaz
ha	hektar
HA	Humik asit
HEDTA	Hidroksi etilen diamin triasetik asit
Hg	Cıva
K	Potasyum
KA	Kuru ağırlık
KDK	Kasyon değişim kapasitesi
kg	Kilogram
L	Litre
m	metre
m ²	Metrekare
MDA	Malondialdehit
Mg	Magnezyum
mg	Miligram
mL	Mililitre
mm	Milimetre
mM	Milimolar
Mn	Mangan
Mo	Molibden
MS	Milattan sonra
N	Azot
Ni	Nikel
Na	Sodyum
NBT	Nitro blue tetrazolium
nm	nanometre
nmol	nanomol
NRA	Nitrat redüktaz aktivitesi
P	Fosfor
Pb	Kurşun
POP	polifenoloksidaz
Pt	Platin
Pu	Plütonyum
RGII	Rhamnogalacturonan II
ROS	Reaktif oksijen türleri
s	Saniye
S	Kükürt
Sb	Antimon

Se	Selenyum
SOD	Süperoksid dismutaz
Sr	Strontiyum
TA	Turgor ağırlığı
TAGEM	Tarımsal Araştırmalar ve Politikalar Genel Müdürlüğü
TBA	Tiyobarbitürik asit
TBARS	Tiyobarbitürik asit reaktif maddesi
TCA	Triklor asetik asit
Te	Tellür
Tl	Talyum
U	Uranyum
YA	Yaş ağırlık
Zn	Çinko
µg	Mikrogram
µL	Mikrolitre
µM	Mikromolar
µm	Mikrometre
µmol	Mikromol

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1 Bölgelere göre bor tüketimi (%)	10
Şekil 2.2 Sektörlere göre bor kullanım alanlarının dağılımı (%)	11
Şekil 3.1 Araştırma serasının dıştan görünüşü ve denemelerin yapıldığı iç mekan.....	64
Şekil 3.2 Bitkisel materyal olarak beyaz süs lahanaları	65
Şekil 3.3 Süs lahanası bitkilerinin saksılara dikimi ve dikim işleminin tamamlanmasının ardından yapılan sulama işleminden görüntüler	66
Şekil 3.4 a. Denemede kullanılan borik asit (H_3BO_3 , %17.5 B), b. Her doz için ayrı ayrı borik asit (H_3BO_3) tartımı, c. Bitkilere uygulanmak üzere bor dozunun ayarlanması, d. Borik asiti suda çözme işlemi	67
Şekil 3.5 Borun borik asit çözeltisi şeklinde sulama suyu ile bitkilere verilmesi.....	68
Şekil 3.6 Bor içeren sulama suyu ile sulandıktan sonraki 8 hafta boyunca alınan örneklerdeki morfolojik gelişmenin görünümü.	69
Şekil 3.7 Yapraklardaki stoma iletkenliğinin ölçümü.....	70
Şekil 3.8 Süs lahanası yapraklarında analiz tarihlerinde tekrarlanan nispi nem içeriğinin belirlenmesi aşamaları	71
Şekil 3.9 Bitki örneklerinin öğütülmesi	72
Şekil 3.10 a. Bitkilerin yeşil aksam ve kök ağırlık tartımı, b. Etüvde kurutulmuş bitkilerin kuru ağırlık tartımı	73
Şekil 3.11 İkinci aşamada saksılara süs lahanası bitkilerinin dikimi	74
Şekil 3.12 a. Humik asit tartımı, b. Saksıdaki bitkilere 50 mg/kg bor uygulaması, c. Borik asit uygulamasından sonra humik asit ilave edilmesi, d. Borik asit uygulamasından sonra şelat püskürtülmesi.....	75
Şekil 3.13 Uygulamanın ardından bitkilerin yetiştirildiği seradaki genel görünümleri..	76
Şekil 3.14 Lipid peroksidasyonun (MDA) belirlenmesi aşamalarına ait görünümeler	77
Şekil 3.15 Antioksidatif enzim analizleri için bitkilerin öğütülmesi ve santrifüj edilmesi.....	78
Şekil 3.16 a. Superoksit dismutaz (SOD) aktivitesinde çözeltilerin renk değişimi, b. Enzim aktivitelerinin spektrofotometre ile ölçümü	79
Şekil 4.1 B uygulamalarının iki farklı toprak tipinde süs lahanasının gövde yaş ağırlığı üzerine etkisinin haftalık değişimi	83
Şekil 4.2 Gölbaşı ve Çarşamba topraklarının bitki gelişim durumu	83
Şekil 4.3 Birinci aşama sonunda (8. hafta sonu) B uygulamalarının yapraklardaki etkisi (Gölbaşı Toprağı).....	84
Şekil 4.4 Birinci aşama sonunda (8. hafta sonu) B uygulamalarının yapraklardaki etkisi (Çarşamba Toprağı)	85
Şekil 4.5 B uygulamalarının iki farklı toprak tipinde süs lahanasının gövde kuru ağırlığı üzerine etkisinin haftalık değişimi.	86
Şekil 4.6 B uygulamalarının iki farklı toprak tipinde süs lahanasının kök yaş ağırlığı üzerine etkisinin haftalık değişimi	89

Şekil 4.7 B uygulamalarının iki farklı toprak tipinde süs lahanasının kök kuru ağırlığı üzerine etkisinin haftalık değişimi	90
Şekil 4.8 B uygulamalarının iki farklı toprak tipinde süs lahanasının stoma iletkenliği üzerine etkisinin haftalık değişimi	92
Şekil 4.9 B uygulamalarının iki farklı toprak tipinde süs lahanasının klorofil içeriği üzerine etkisinin haftalık değişimi	94
Şekil 4.10 B uygulamalarının iki farklı toprak tipinde süs lahanasının nispi nem içeriği üzerine etkisinin haftalık değişimi	97
Şekil 4.11 İki farklı toprak tipinde B uygulamalarının gövdedeki B içeriğine etkileri ..	98
Şekil 4.12 İki farklı toprak tipinde B uygulamalarının kökteki B içeriğine etkileri	99
Şekil 4.13 İki farklı toprak tipinde B uygulamalarının tüm bitkideki B içeriğine etkileri.....	99
Şekil 4.14 Farklı Bor uygulamalarının süs lahanasının gövde yaş ağırlığı üzerine etkisinin 1., 4. ve 8. haftalardaki değişimi.....	103
Şekil 4.15 Farklı Bor uygulamalarının süs lahanasının gövde kuru ağırlığı üzerine etkisinin 1., 4. ve 8. haftalardaki değişimi.....	104
Şekil 4.16 İkinci aşama sonunda (8. hafta sonu) bor uygulamalarının yapraklardaki etkisi	105
Şekil 4.17 Farklı Bor uygulamalarının süs lahanasının kök yaş ağırlığı üzerine etkisinin 1., 4. ve 8. haftalardaki değişimi.....	106
Şekil 4.18 Farklı Bor uygulamalarının süs lahanasının kök kuru ağırlığı üzerine etkisinin 1., 4. ve 8. haftalardaki değişimi.....	107
Şekil 4.19 Farklı bor uygulamalarının süs lahanasının stoma iletkenliği üzerine etkisinin 1., 4. ve 8. haftalardaki değişimi.....	109
Şekil 4.20 Farklı bor uygulamalarının süs lahanasının klorofil içeriği üzerine etkisinin 1., 4. ve 8. haftalardaki değişimi.....	111
Şekil 4.21 Farklı Bor uygulamalarının süs lahanasının nispi nem içeriği üzerine.....	112
Şekil 4.22 Farklı bor uygulamalarının süs lahanasının MDA içeriği üzerine etkisinin 1., 4. ve 8. haftalardaki değişimi.....	114
Şekil 4.23 Farklı Bor uygulamalarının süs lahanasının SOD enzim aktivitesi üzerine etkisinin 1., 4. ve 8. haftalardaki değişimi.....	116
Şekil 4.24 Farklı bor uygulamalarının süs lahanasının katalaz enzim aktivitesi üzerine etkisinin 1., 4. ve 8. haftalardaki değişimi.....	118
Şekil 4.25 İkinci aşama sonunda uygulama şekline bağlı olarak gövde B içeriği	120
Şekil 4.26 İkinci aşama sonunda uygulama şekline bağlı olarak kök B içeriği.....	120
Şekil 4.27 İkinci aşama sonunda uygulama şekline bağlı olarak tüm bitki B içeriği ...	120

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1 Dünya bor rezervlerinin dağılımı.....	9
Çizelge 2.2 2015 yılı Türkiye bor rezervlerinin dağılımı	10
Çizelge 2.3 Fitoremediasyonun avantajları ve dezavantajları.....	20
Çizelge 3.1 Denemede kullanılan toprakların kimyasal ve fiziksel özellikleri.....	65
Çizelge 4.1 Birinci aşama gövde -kök yaş ve kuru ağırlıkları bulgularına ait varyans analiz çizelgesi	81
Çizelge 4.2 Gövde yaş ve kuru ağırlığı üzerine ‘Toprak tipi x B dozu’ interaksiyonunun etkisi	82
Çizelge 4.3 Birinci aşama stoma iletkenliği, klorofil ve nispi nem içerikleri bulgularına ait varyans analiz çizelgesi.....	91
Çizelge 4.4 Stoma iletkenliği ve nispi nem içeriği üzerine ‘Toprak tipi x B dozu’ interaksiyonunun etkisi	91
Çizelge 4.5 Birinci aşama gövde, kök ve toplam bitkide B miktarına ilişkin bulgularına ait varyans analiz çizelgesi.....	98
Çizelge 4.6 İkinci aşama gövde- kök yaş ve kuru ağırlıklarına ait varyans analiz çizelgesi	102
Çizelge 4.7 Gövde yaş ağırlığı ile kök yaş ve kuru ağırlıkları üzerine bor uygulama şekillerinin etkisi	102
Çizelge 4.8 Kök yaş ve kuru ağırlıkları üzerine B uygulama şekillerinin etkisi.....	106
Çizelge 4.9 İkinci aşama stoma iletkenliği, klorofil ve nispi nem içeriğine ait varyans analiz çizelgesi	108
Çizelge 4.10 İkinci aşama stoma iletkenliği, klorofil ve nispi nem içeriği üzerine Bor uygulama şekillerinin etkisi	108
Çizelge 4.11 MDA içerikleri ile SOD ve CAT antioksidatif enzim aktivitelerine ait varyans analiz çizelgesi	113
Çizelge 4.12 MDA içerikleri ile SOD ve CAT enzim aktiviteleri üzerine B uygulama şekillerinin etkisi	113
Çizelge 4.13 İkinci aşama gövde, kök ve toplam bitkide B miktarına ilişkin bulgularına ait varyans analiz çizelgesi	119

1. GİRİŞ

Günümüzde tarımsal faaliyetler, gelişen teknolojiler ve değişen yaşam gereksinimlerinden etkilenmektedir. Son yıllarda tarımdan elde edilen ürün miktarını ve kalitesini artırmak amacıyla hormonlar, kimyasal gübreler, toprak düzenleyicileri, pestisitler kullanılmakta, dolayısıyla toprağın ağır metal içeriği de kademe kademe artmaktadır. Ayrıca arıtma çamurlarının ve atık suların da sulama suyu olarak kullanılması tarımsal alanlardaki ağır metal artışının farklı bir kaynağını oluşturmaktadır. Maden yatakları ile sanayileşmenin bir sonucu olan fabrika atıklarının da oluşturduğu ağır metal içerikli ürünler doğrudan ya da dolaylı olarak toprakları kirletmektedir. Topraktaki hareket etme özellikleri sınırlı olan bu elementler birikerek tarımsal alanların verimliliğini azaltmakta ve sürdürülebilir kullanılabilmesini engellemektedir. Kentsel veya endüstriyel tüketimler sonucu ortaya çıkan katı, sıvı ve gaz atıklar, yapay gübre ve pestisit kullanımı, madencilik, taşıtlardan çıkan egzoz gazları ile boya sanayi, çevreyi ve doğayı kirletmekte, artan nüfus ile birlikte bu kirlilik hava, su ve toprağı giderek kullanılamaz hale getirmektedir.

Dünyadaki tarımsal arazilerin sınır değerlerine ulaştığı dikkate alındığında, en önemli abiyotik streslerden biri olan ağır metal kirliliğine maruz kalmış toprakların ıslah edilerek yeniden tarım yapılabilir hale getirilmesi önem taşımaktadır. Toprak kirliliğı, insan hayatını riske atan bir çevresel sorun olduğu gibi, tarımsal üretimi de engelleyen verimliliğı azaltan ciddi bir tehlikedir. Ağır metallerin topraktan uzaklaştırılması için bazı yöntemler uygulanabilmektedir. Bunlar; camlaştırma (vitrifikasyon), toprağın kazılıp başka bir atık alanına götürölüp gömölmesi, kimyasal uygulamalar, elektrokinetik arıtım ve fitoekstraksiyon uygulamalarıdır. Bu yöntemlerin çoğı, önemli düzeyde maliyet gerektirmektedir. Toprağın taşınmaksızın yerinde arıtılacağı bir arıtım teknolojisi olan fitoekstraksiyonun kullanımı ise en düşük maliyete sahip olan yol olarak görölmektedir (Esringü 2012).

1980'li yılların başında bazı bitkilerin metalleri bünyelerinde biriktirme özelliklerinin bulunduğı anlaşılmış olup ağır metallerle kirlenmiş toprak ve su temizliğinde bu bitkilerin kullanılabilme olanağı, oldukça umut verici olmuştur. Topraktan kirleticileri

bünyesine alan bitkilerin hasat edilen kökleri ve toprak üzerindeki organlarında biriktirmiş olması sayesinde toprağın kirletici maddelerden arındırılması işlemine genellikle bitkisel iyileştirme (fitoremediasyon) denilmektedir. Fitoremediasyonun ekonomik ve ekolojik yönden avantajları, ağır metaller ile kirlenmiş alanların bu yöntemle ıslahını oldukça cazip bir hale getirmektedir. Yapay sulak alanları ve petrol döküntü alanları 1991 yılında fitoremediasyonun ilk uygulama alanlarını oluşturmaktadır (EPA 2000).

Fitoremediasyon, genellikle hiperakümülatör (hiper toplayıcı) bitkilerin kullanılmasıyla çevreden toksinlerin atılması ya da çevredeki ağır metal gibi diğer kirleticilerin zararsız hale getirilmesi amacıyla yeşil bitkilerin kullanılması olarak tanımlanır (Raskin vd. 1997; Ashraf vd. 2010). Fitoremediasyon (Phytoremediation) kelimesi Yunanca bitki anlamına gelen “Phyto” ve Latince denge, kaldırma veya yenileme anlamına gelen "Remedium"dan türetilmiştir (Ashraf vd. 2010). Türkçe’de “Yeşil Islah” olarak da anılan fitoremediasyon temelde organik ve inorganik maddelerin kirlilik oluşturduğu alanlarda yeşil bitkilerin kullanılarak kirleticilerin uzaklaştırdığı bir çevreyi ıslah etme teknolojisidir. Özellikle kirlenmiş alanlarda var olan kirletici maddelerden etkilenmeden sağlıklı olarak yetişebilen, yeterli düzeyde yeşil aksam ve kök oluşturabilen bitkiler bu tür çalışmalarda kullanılır (Vanlı 2007).

Fitoremediasyon ile metaller, tuzlar, insektisitler, pestisitler, organik çözücüler, ham petrol ve ham petrolün türevleri ve farklı çevresel birleşenlerin diğer kirleticileri ile kirlenmiş topraklardan, sudan ya da havadan gelen kirleticileri/toksinleri tutabilen, parçalayabilen veya uzaklaştırabilen bitkiler kullanılarak azaltılır ya da uzaklaştırılır. Fitoremediasyon kirli alanlardan toprağın kazınması ve kirleticilerin uzaklaştırılması için *ex-situ* denemelerini içeren diğer mekanik veya kimyasal iyileştirme yöntemlerine kıyasla genellikle verimli, ucuz ve çevre dostu teknik olarak düşünülür (Cunningham ve Ow 1996; Ashraf vd. 2010). Fitoremediasyon yöntemi yüzey suyu, yeraltı suyu ve toprak sedimentinde bulunan kirletici maddelerin uzaklaştırılmasında kullanılan ve çevresel ortamlara zarar veren fiziksel iyileştirme yöntemlerine alternatif olarak gösterilen yeni bir teknoloji olarak değerlendirilir (Karaömeroğlu 2011).

Bor, B simgesi ile periyodik tabloda gösterilen, atom numarası 5, atom ağırlığı 10,81 olan metalle ametal arası yarı iletken özelliğe sahip bir elementtir (Anonim 2018). Genellikle doğada başka elementlerle bileşikler halinde değil tek başına bulunur (Vanlı 2007). Oksijen ile bağ kurmaya yatkın olmasından dolayı çok sayıda bor oksijen bileşimi bulunmakta olup bu bileşimler genel olarak borat olarak adlandırılır. Doğada bu özelliklerinden dolayı yaklaşık 230 çeşit bor minerali vardır (Yılmaz, 2002). Doğal madenlerimizden biri olan bor; tarımda, plastik, lastik ve kağıt endüstrisinde, sanayi elyafı üretiminde, nükleer enerji santrallerinde, elektronik iletişim araçlarının akım levhalarında, uzay araştırmalarında ve roket yakıtlarında kullanılmaktadır (Yiğitbaşıoğlu 2004). Topraklardaki bor konsantrasyonu, genel olarak yoğun olarak tarımın yapıldığı alanlar için bilinmektedir. Yüksek bor içeren toprak yapısına sahip bölgeler arasında İsrail (Ravikovitch vd 1961), Türkiye (Avcı ve Akar 2005), Suriye (Ryan vd 1998), Malezya (Shorrocks 1964), A.B.D.'nin güneybatısını (Ashworth vd.1985; Chesworth 1991) ve güney Avusturalya'yı (Cartwright vd 1986) kapsamaktadır (Reid 2013).

Türkiye dünya B rezervlerinin yaklaşık %72'sine sahip olması nedeniyle, B bakımından zengin topraklar açısından dünyanın en önde gelen ülkesidir. Bunu sırasıyla Rusya, A.B.D., Şili, Çin takip etmektedir (Anonim, 2018). B elementi yer kabuğu üzerinde homojen bir dağılım göstermemektedir. Dünya topraklarında kıtlığı görülen bu elementin ülkemiz topraklarında bolluğu gözlenmektedir. Dünya'da B'un toksik düzeyde gözlendiği araziler, B'un yetersiz bulunduğu topraklara göre nispeten daha azdır. Ülkemizde ise Afyonkarahisar, Aksaray, Balıkesir, Bigadiç, Burdur, Eskişehir-Kırka, Germencik-Ömerli, Iğdır, Karasaz, Kayseri, Kemalpaşa, Konya-Ereğli, Kütahya-Emet, Manyas, Susurluk/Demirkapı-Sultançayır, Salihli ve Yüksekova bölgelerinde borun toksik düzeyde olduğu bilinmektedir. Dünyadaki bor rezervinin %61'inin Batı Anadolu bölgesinde yer aldığı tespit edilmiştir (Bektaş ve Öztürk 2005; Gezgin vd. 2005).

Bitkilerde toksisiteye ve eksikliğe neden olan B düzeyleri arasında çok dar bir sınır olduğu yapılan çalışmalarla belirlenmiştir (Chapman vd. 1997; Goldberg 1997; Yau ve

Ryan 2008). Bu nedenle noksanlık ve toksisite belirtilerine en sık rastlanan mikro besin elementlerinden biridir (Akoğlu 2013).

Türkiye topraklarında bulunan B içeriği 0.66 – 9.99 ppm aralığında değişmekte olup ortalama B içeriği 1.6 ppm olarak tespit edilmiştir. Yapılan çalışmada, en yüksek B içeriğine Orta Anadolu Bölgesi topraklarının, en düşük B içeriğine ise Ege, Marmara ve Karadeniz, Bölgesi topraklarının sahip olduğu rapor edilmiştir (Sillanpaa 1982).

Dünyanın kurak ve yarı kurak bölgelerinde yer alan tarım topraklarında bor toksisitesi, bir beslenme sorunu olarak bitki yetiştiriciliğini sınırlamaktadır (Cartwright vd. 1986). Toprakta doğal olarak bulunan ve yeraltı sularına karışan bor, toprakta yüksek bor konsantrasyonunun kaynağını oluşturmaktadır. Topraktaki bor miktarı gübreleme nedeniyle de yükselebilmektedir (Nable vd. 1997). Bor toksisitesi, kompost gübrelerinin kullanıldığı ya da linyit kömürü kullanılan termik santrallerin bulunduğu yerlerde yapılan yetiştiricilik alanlarında yaygın olarak ortaya çıkmaktadır. Ayrıca bitkilere toksik olabilecek B düzeylerine tuzlu ve sodik topraklarda rastlanabilmektedir (Gence 2015). Genellikle bor fazlalığı madencilik faaliyetleri sonucu kirlenen topraklar ile deniz sedimentlerinden elde edilen topraklardan, çorak topraklardan ve toprakta jeolojik genç depozitler sonucu oluşur (Karaömeroğlu 2011).

Bitkilerin büyük bir çoğunluğu topraktan metalleri bünyesine alabilme yeteneğine sahiptir. Bununla birlikte bazı bitkiler toksik olabilecek dozlardaki ağır metallerin yüksek seviyelerini tolere edebilme, bünyelerinde biriktirebilme ve topraktan alarak uzaklaştırma kabiliyetindedir. Bu özellikteki bitkiler hiperakümülatör (hiper toplayıcı) bitkiler olarak adlandırılmaktadır (Maywald ve Weigel 1997). Fitoremediasyon için uygun hiperakümülatör bitkiler, metali bünyesinde biriktirebilmeli ve metale tolerans göstererek normalden daha fazla doz içeren koşullarda bile yüksek biyomasa sahip olabilmelidir. Fitoremediasyonda doğru bitkinin seçimi başarı üzerinde önemli etki sağlayabilecek bir faktördür (Subhashini ve Swamy 2014).

Metal hiperakümülatörü olarak adlandırılan bitkiler, ekimi yapılan diğer bitkiler ile karşılaştırıldığında 10-500 kat fazla miktarda ağır metal biriktirebilmektedirler. Ağır

metallerin bu bitkilerde birikme oranı, çoğunlukla bitkinin kuru ağırlığının %1 ile 5'i arasında değişmektedir (Chaney vd. 1997). En çok bilinen ağır metal toplayıcısı hiperakümülatör türlerin önemli bir çoğunluğu *Brassicaceae* familyasında yer almaktadır (Kumar vd. 1995). Fitoremediasyon için alternatif olarak uygun türlerden biri olan hardal (*Brassica juncea* L. Czern) bitkisi gibi güçlü ve hızlı gelişme özelliklerine sahip olmasının yanı sıra az miktarda metal birikimi sağlayan türler bu amaçla kullanılabilir bulunmuştur (Kumar vd. 1995; Saxena vd. 1999). Bir bitkinin hiperakümülatör olarak kabul edilmesi için bünyesinde 1000 mg/kg (%0.01 kuru ağırlık) düzeyinde Cd, As, Co, Cu, Cr, Ni, Pb ve Mn biriktirebilmeli ve büyümenin hızlı, kök derinliğinin oldukça yüksek, kanopi (toprak üstü aksam) yapısının yüksek düzeyde olması gerekmektedir (Watanabe 1997; Römkens vd. 2002).

Bir dış mekan süs bitki olan, süs lahanası (*Brassica oleracea* var. *acephala*) Cruciferae familyasının *Brassica* cinsi içerisinde yer alır. Genellikle orta refüjlerde ve yol kenarlarında yer örtücü olarak dekoratif bir kullanımları vardır (Ağar 2015). Süs lahanaları merkezi yaprakların bir baş oluşturmadığı lahana şeklindedir. *Brassica oleracea* türü içerisinde yer alan brokoli, karnabahar ve brüksel lahanası dahil olmak üzere çeşitli sebzeler de alt varyete kapsamında bulunmaktadır (Carter, 2019). Botanik olarak iki yıllık bir yaşam döngüsüne sahip olan süs lahanaları, ilk yıl kök ve yaprak kısımlarını oluşturan vejetatif organlarını, ikinci yıl ise çiçeklenme ve tohum oluşturarak generatif safhasını tamamlamaktadır (Yanmaz ve Tuncer 2008). Süs lahanaları genel olarak yıllık bitkiler olarak değerlendirildiğinden, her yıl dikimleri tekrarlanır (Carter 2019). Süs lahanaları 20-30 cm kadar boylanabilmektedir. Yapraklarının beyaz, krem, pembe, mor, kırmızı ve yeşil olmak üzere çeşitlere göre değişen farklı renklere sahip olması süs bitkileri alanında kullanımını yaygınlaştırmıştır. Yaprakları derin loblu, parçalı, kıvrıkcık, köşeleri fırfırlı ya da dişli biçimde olabilir. Bir merkezden dışarı doğru açılan iç içe geçmiş yapraklara sahip olup sarmal ya da rozet şeklinde bir dizilim göstermektedir (Oral 2004; Yanmaz ve Tuncer 2008; Ağar 2015).

Soğuğa dayanıklı olan süs lahanalarının, tohum çimlenmesi için 18-20 °C sıcaklık, yapraklardan renklenmenin hızlanması için 8-15 °C sıcaklık ister. -7 ve -15 °C sıcaklık aralığında dahi bitkiler renklerini korurken, 25-30 °C'de yaprak renklerinde açılmalar

meydana gelir. Güneşli ya da yarı gölgeli ortamlar süs lahanaları yetiştiriciliğinde tercih edilmelidir. Toprak yönünden çok seçici olmayan süs lahanası, asit karakterli, hafif kireçli, kumlu-killi, organik maddece zengin, serin, drenajı iyi, su tutma kapasitesi yüksek, derin işlenmiş, orta düzeyde nemli topraklardan hoşlanır. Toprak pH'sı için en uygun aralık ise 5.8 - 6.5 arasındadır (Yanmaz ve Tuncer 2008).

Ülkemizde süs lahanaları süs bitkisi olarak yaygın olarak kullanılmasına rağmen, üretim miktarına ilişkin olarak ürün bazında istatistiki bir veri bulunmamaktadır. Yanmaz ve Tuncer (2008) tarafından yapılan araştırmalar sonucunda 150.000-200.000 adet süs lahanası fidesinin Ankara genelinde dikildiği belirtilerek, iç bölgelerde yer alan belediyelerin talebini de dikkat ederek bu sayının 1.000.000 adedin üzerinde olduğu varsayımında bulunmuşlardır. 2019 yılı içerisinde yapılan araştırmalarımız ve SÜS-BİR ile yapılan kişisel görüşmelerde, Türkiye genelinde yıllık süs lahanası kullanımının 400.000 – 500.000 adet arasında değiştiği bildirilmiştir (Engin 2019).

İnsan beslenmesinde kullanılan bitkilerin ağır metalleri topraktan alarak bünyelerinde tutmaları, tercih edilen bir özellik değildir. Bu nedenle süs bitkilerinin fitoremediasyonda kullanımları iyi bir alternatif olabilir düşüncesi ortaya atılmıştır. Kana, eğreltiotu, cipsofilya, gül hatmi, buz çiçeği, kazayağı, kadife çiçeği, petunya gibi birçok süs bitkisinin değişik ağır metal elementlerinin topraktan temizlenmesinde kullanılabilirliği üzerinde çalışmalar yapılmıştır (Özay ve Mammadov 2013). Hiper toplayıcı özellikleri olduğu belirtilen lahanagiller familyasında yer alan süs lahanalarının ağır metal biriktirme kapasiteleri konusundaki çalışmalar sınırlı sayıda olup, Bor elementi ile olan ilişkisi üzerinde bir çalışmaya da rastlanmamıştır.

Bu tez çalışması kapsamında, *Brassica* türleri içerisinde hem çevre düzenlemesinde peyzaj amaçlı süs bitkisi olarak kullanılacak hem de topraktaki kirleticileri temizleme özelliği sayesinde faydalı kullanımı söz konusu olabilecek bir bitki olan süs lahanasının, bor elementine yönelik olarak fitoremediasyonda kullanılmasına ilişkin araştırma ve incelemeler yapılması planlanmıştır. Bu kapsamda beyaz süs lahanasının bor toksisitesine karşı göstermiş olduğu tepkilerin fizyolojik ve biyokimyasal olarak incelenmesi, hiper toplayıcı bitki kapsamında bor temizliğinde kullanılabilirliğinin

ortaya konması, ayrıca bor alımını artırıcı humik asit ve şelat uygulamalarının bitkinin hiper toplayıcı kapasitesi üzerindeki etkinliğinin belirlenmesi amaçlanmıştır.



2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1 Bor

2.1.1 Borun tanımı, rezervleri, tüketimi ve kullanımı hakkında genel bilgiler

Bor ve bor türevleri uzun yıllardır kullanılmaktadır. Bor tuzları ilk olarak Tibet'te 4 bin yıl önce kullanılmıştır (Anonim 2018). Mısırlıların mumyalamada kullandığı bor, Babilliler tarafından ise altın elde etmek için ilk kez kullanılmış ve Tibet göllerinin sığ kesimlerinden çıkarılarak Himalayalar üzerinden Hindistan'a ve oradan da Mezopotamya'ya uzanan yollar kullanılarak Boraks'ın ithal edilmesiyle sağlanmıştır. Bor bileşiklerini temizlik maddesi olarak Eski Yunanlılar ve Romalılar kullanırken, M.S. 875 yılında bor Arap doktorlar tarafından ilaç olarak da kullanmaya başlamışlardır. Borik asit 18. yüzyıl başlarında elementer bor ise 19. yüzyıl başlarında Güney Amerika'nın And Dağları'nda, bulunmuştur (Moseman 1994).

Modern Bor Endüstrisi, Marco Polo'nun boru 13. yüzyılda Tibet'ten Avrupa'ya getirmesi ile başlamıştır. Borik asit üretimi 1830 yılında İtalya'da başlamıştır. İlk boraks madenciliği, endüstriyel alanda 1852 yılında Şili'de başlamıştır. Daha sonra ABD'nin çeşitli bölgelerinde bor yataklarının bulunup işletilmeye başlanmasıyla, dünya bor ihtiyacının karşılanmasında ABD ilk ülke konumunda yer almıştır. Türkiye'de ise 1865 yılında Fransız şirketi ile bor üzerine ilk işletme başlamıştır (Anonim 2018). Bor; bor oksidin potasyum ile ısıtılmasıyla elde edildiği Sir Humphry Davy ile Gay-Lussac ve Jacques Thenard tarafından ilk defa 1808 yılında bildirilmiştir (Kılıç 2004).

Bor element olarak doğada B^{10} ve B^{11} olarak isimlendirilen iki ayrı kararlı izotoptan meydana gelmektedir. Bu kapsamda, B^{10} izotopunun doğada bulunma yüzdesi 19.1-20.3, B^{11} izotopunun bulunma yüzdesi ise 79.7-80.9 arasındadır (Anonim 2017). Oksijen ile bağ kurmaya yatkın olmasından dolayı çok sayıda bor oksijen bileşimi bulunmakta olup bu bileşimler genel olarak borat olarak adlandırılır. Doğada bu özelliklerinden dolayı yaklaşık 230 çeşit bor minerali vardır (Yılmaz 2002). Tinkal,

kolemanit, üleksit ve kernit ticari olarak en yaygın bor mineralleri olup Türkiye’de ise en yaygın olanları kalsiyum bazlı kolemanit, sodyum bazlı tinkal ve sodyum+kalsiyum bazlı ülkesittir (Anonim 2017).

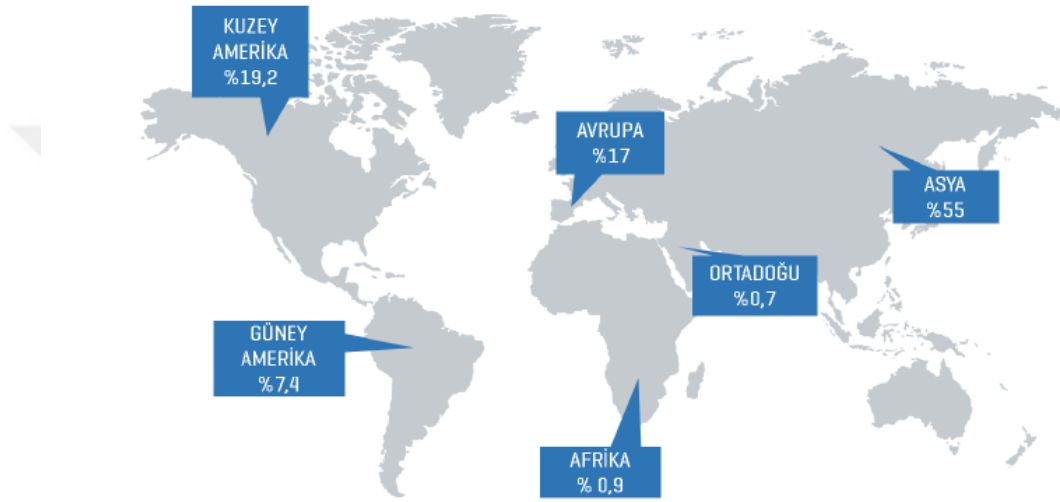
Toprak, su ve kayalarda ağırlıklı olarak bulunan bor, yeryüzünün 51. yaygın elementidir. Toprakta bor içeriği genellikle ortalama 10-20 ppm, deniz suyunda 0.5-9.6 ppm, tatlı sularda ise 0.01-1.5 ppm aralığında bulunmaktadır. Topraktaki bor içeriği, Amerika’nın batı kısımları ile Akdeniz’den Kazakistan’a kadar uzanan bölgede yüksek konsantrasyonlardadır. Amerika ve Türkiye’nin kurak, volkanik ve hidrotermal aktivitesinin yoğun olduğu bölgelerde, yüksek konsantrasyonda ve ekonomik boyutlarda olan bor yatakları bulunmaktadır (Kılıç 2004, Anonim 2018).

Türkiye, Rusya ve ABD dünyadaki önemli bor yataklarına sahiptir. 2017 yılında yayımlanan Bor Sektör raporunda da belirtildiği gibi, Türkiye haricindeki dünyada belli başlı bor yataklarının Kuzey Amerika’da, Kaliforniya’da, Güney Amerika’da özellikle Arjantin, Şili ve Bolivya’da, Sırbistan’da, Asya’da da özellikle Çin, Kazakistan ve Rusya’da bulunduğu bilinmektedir (Çizelge 2.1) (Anonim 2017).

Çizelge 2.1 Dünya bor rezervlerinin dağılımı (Anonim 2017)

Ülkeler	Toplam rezerv (Bin ton B ₂ O ₃)	Dağılım (%)
Türkiye	950.000	72.9
Rusya	100.000	7.7
ABD	80.000	6.1
Çin	47.000	3.6
Şili	41.000	3.1
Sırbistan	21.000	1.6
Peru	22.000	1.7
Bolivya	19.000	1.5
Kazakistan	15.000	1.2
Arjantin	9.000	0.7
TOPLAM	1.310.300	100

Bölgesel bazda, bor tüketiminin en yoğun olduğu bölge %55’lik payla Asya olup, sırasıyla Amerika, Avrupa, Afrika ve Orta doğu takip etmektedir. Asya’da bor talebinin en yoğun olduğu yer ise Çin’dir (Anonim 2017). Dünya genelinde borun tüketim oranlarına ait dağılımı Şekil 2.1’de gösterilmektedir. Bor tüketiminin yoğun olduğu alanlar, çevresel olarak borun açığa çıktığı ve potansiyel kirlenmeye neden olacak miktarda borun bulunduğu alanlar olarak değerlendirilebilir.



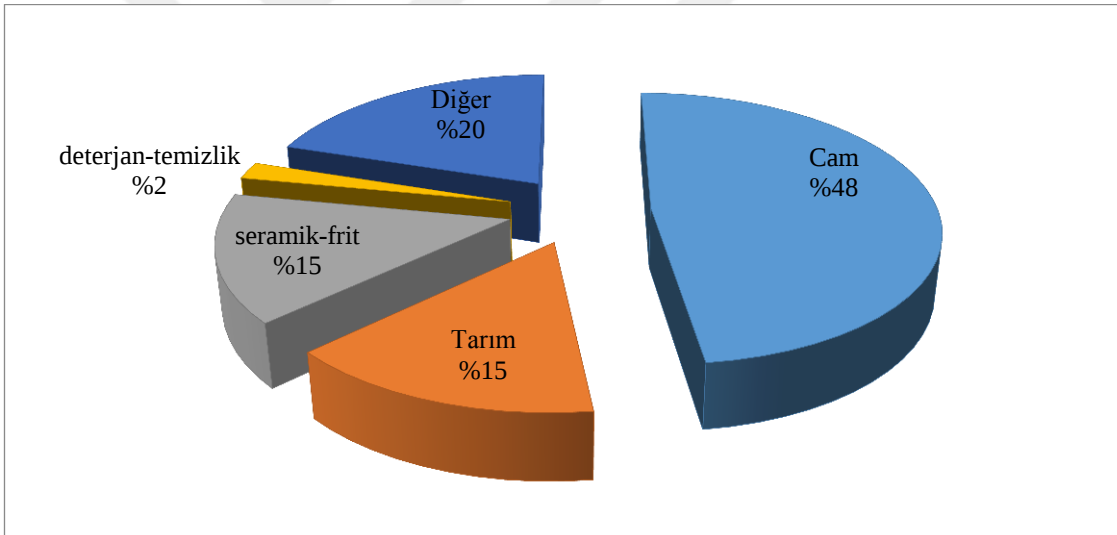
Şekil 2.1 Bölgelere göre bor tüketimi (%) (Anonim 2017)

Dünyadaki toplam bor rezervinin %72.9’u Türkiye’de bulunmakta olup, bor kaynakları açısından Türkiye dünyada birinci sıradadır. Bursa, Balıkesir, Eskişehir ve Kütahya Türkiye’nin bilinen bor yataklarıdır (Çizelge 2.2) (Anonim 2017).

Çizelge 2.2 2015 yılı Türkiye bor rezervlerinin dağılımı (Anonim 2018)

Yerleşim Yerleri	Toplam (Ton)
Emet	1 815 291 000
Kırka	832 676 000
Bigadiç	631 865 000
Kestelek	5 555 000
TOPLAM	3 285 087 000

Bor; tarımda, plastik, lastik ve kağıt endüstrisinde, sanayi elyafı üretiminde, nükleer enerji santrallerinde, elektronik iletişim araçlarının akım levhalarında, uzay araştırmalarında ve roket yakıtlarında kullanılmaktadır. Borun hafif olması, gerilmeye olan direnci ve kimyasal etkilere dayanıklı olması kullanım alanını genişletmektedir. Bor, ayrıca camı asitlere, çizilmeye karşı koruması ve sıcaklığa dayanıklılık sağlamasından dolayı, üstün nitelikli cam üretiminde de önemli bir yere sahiptir (Yiğitbaşıoğlu 2004). Toplam bor kullanımının %80'lik kısmının %48'i cam, %15'i seramik-frit, %15'i tarım, %2'si deterjan-temizlik sektörlerinde tüketilmektedir. Geri kalan %20'lik kısım ise askeri araçlar, nükleer uygulamalar, uzay ve hava araçları, polimerik malzemeler ve yakıtlar, iletişim, elektronik, otomotiv, enerji, inşaat ve metalürji sektörlerinde kullanılmaktadır (Şekil 2.2). Türkiye'de bor ürünlerinin en çok tüketildiği sektörler ise cam ve seramik sektörleridir (Anonim 2017).



Şekil 2.2 Sektörlere göre bor kullanım alanlarının dağılımı (%) (Anonim 2017).

2.1.2 Bitkilerde bor elementinin fonksiyonu ve gereksinimi

Bitki gelişimi için 16 temel bitki besin elementlerinden biri olan bor, bitki besleme açısından mikro besin elementleri içinde metal olmayan tek elementtir (Yiğitbaşıoğlu 2004, Kaptan 2013). Toprağın üst kısmında yer alan borun büyük bir kısmı çürümüş bitki dokularından kaynaklanmaktadır. Bilim adamları çok uzun zamandır borun bitki büyümesi için gerekli olan elementlerden biri olduğunu ileri sürmektedir. Bitkilerde

borun biyokimyasal rolü hala iyi anlaşılamamış olmasına rağmen, bulgular genellikle borun hücre bölünmesinde önemli olduğunu ve hücre duvarının gerekli bir bileşeni olduğunu açıkça göstermektedir. Bor ayrıca protein sentezinde ve şekerlerin translokasyonunda önemli bir rol oynar (Gupta 1985).

Borun bitki gelişiminde gerekli olduğu ilk olarak Warrington (1923) tarafından ortaya atılmıştır. Borun, hücre duvarı polisakaritlerini bağlayan rhamnogalacturonan II (RGII) kompleksinin bir bileşeni olarak önemli bir yapısal rol oynadığı ortaya çıkmıştır. Bor (B) normal bitki büyümesi için neredeyse iz element kadar küçük miktarlarda da olsa mutlaka gerekli olan temel bir bitki besinidir. Tarımsal ürünlerde hem bor eksikliği hem de bor toksisitesi, kritik miktarlarda ihtiyaç duyulan bir madde olmasından dolayı yaygın olarak görülmektedir. Bor eksikliği gübreleme ile kolayca düzeltilebilir, ancak toksisitenin düzeltilmesi ve yönetilmesi oldukça zordur (Reid 2013).

Bir bitki için borun eksiklik belirtilerinin görüldüğü minimum bir seviye olduğu gibi bor toksisitesinin görüldüğü maksimum tolerans değeri vardır. Bitkiler tarafından bora duyulan ihtiyaç nispeten küçük olmasına rağmen, eksikliği ve fazlalığı arasındaki aralığın dar olmasından dolayı, diğer temel bitki besin elementlerinden farklılık göstermektedir (Gupta 1985).

Normal bir bitkinin büyümesi ve gelişmesi için ihtiyaç duyulan bor miktarı bitkiler arasında değişkenlik gösterebilmektedir. Buna göre, monokotiledonlar genellikle dikotiledonlara göre daha az bora ihtiyaç duyar. *Papilionaceae* (özellikle *Leguminosae*) ve *Cruciferae* familyalarının üyeleri borun en yüksek düzeylerine ihtiyaç duyar (Gupta 1985).

2.1.3 Bor fazlalığı ve toksisite

Borun (B) inorganik formları hem doğal hem de antropojenik kaynaklardan gelir ve genellikle suda, toprakta ve atmosferde bulunur. Yerkabuğunda, bor yaklaşık 10 mg/kg konsantrasyonunda çoğunlukla silikat minerallerinden oluşur. Tortul kayaların doğal

aşınması su ve topraktaki B bileşiklerinin birincil kaynağı olarak düşünülmektedir. Bunun yanı sıra çoğunlukla okyanuslardan (%65-85), volkanlardan ve jeotermal buharlardan atmosfere salınır (Princi vd. 2015). Topraktaki toplam borun %5'inden daha azı bitki alımı için elverişlidir (Gupta 1985).

Genelde hem toplam hem de bitkiye yararlı B toprak yıkanmasının sınırlı olduğu kurak ya da yarı kurak alanlarda oldukça yüksek olabilir. Sodyum ve klorit gibi, bor da çözünür ve tuzların biriktiği yerde birirmektedir. Yarı kurak alanlarda, toprak altındaki B yüzey topraktakinden genellikle daha fazladır. Bu tür topraklardaki B sıklıkla sodyum ve kalsiyum tuzları olarak bulunur ve tuzlu ve sodalı topraklarda deniz seviyesine yakın olan alanlarda, çok az ya da hiç drenajı olmayan alanlarda ya da sığ taban suyu olan alanlarda genellikle toksik düzeylerde bulunur (Gupta 1985).

Sulama suyu, toksisite ile sonuçlanan topraktaki yüksek B düzeyinin ana kaynaklarından biridir (Nable vd. 1997). Az miktardaki sulama suyu, doğrudan bitkilere zarar vermek için yeterli bora sahiptir. Yüzey sularının çoğunluğu 0.1-0.3 mg/L B konsantrasyonuna sahiptir; kuyu sularının ise B içeriği çok değişken ve çoğu zaman aşırı miktardadır. Sulama için kullanılan bazı nehir suları, borca yüksek su kaynaklarına drene etmesine katkısından dolayı yılın bazı zamanlarında yüksek bor düzeyi gösterebilir. Genel olarak, hafif bünyeli topraklardan çıkan yer altı suları ağır bünyeli topraklardan daha fazla B bulundurur. Doğal olarak, yüksek bor konsantrasyonları yaygın olarak deniz sedimentlerinden elde edilen topraklarda bulunur, ancak birçok alanda toksisite problemlerini oluşturan sulama suyundaki yüksek bor konsantrasyonlarıdır (Reid 2013).

Borik asit yaklaşık 9.2 pK'dır ve bu yüzden toprakta çoğunlukla nötr borik asit olarak bulunur. Yüksek pH'lı topraklarda, borik asidin oranı toprak partiküllerine adsorbe edilmesine neden olan borat anyonunu olarak bildirilir (Goldberg 1997). Nötr ya da asidik pH'lı toprakta, yük eksikliği borik asidin yağmur veya sulama yoluyla topraktan yıkanmasını önler. Yüksek konsantrasyonlar bu nedenle toprak altında bulunabilir ancak üst toprakta bulunmaz. Bu durum bitkilerin erken büyümesini destekler, ancak bor konsantrasyonlarının daha yüksek olduğu kesitlerde köklerin daha derinlere

gitmesini kısıtlar. Büyüme mevsiminde yağmurun biçimi düzenliyse ve nem üst toprakta tutulursa, o zaman bitkiler üst topraktaki besinleri kullanarak toksisiteyi engelleyebilir. Bununla birlikte, birçok alanda yağışların çoğu kış mevsiminde ve erken ilkbaharda meydana gelir, ancak büyüme mevsiminde çok değişken olabilir. Üst toprak nemi tükenirse ve kökler su için alt topraktaki yüksek boru araştırmayı zorlarsa, bu durum olumsuz etkilere neden olabilir. Düşük yağış koşullarında, türler bor toksisitesi ile mücadele etmek için tolerans mekanizması geliştirmedikçe, toprak yıkanmasının olmaması tohumun çimlenmesi ve gelişmesinde zorluklar doğuran üst toprakta borun kalmasına olanak tanımaktadır (Reid 2013).

Genellikle borca toksik topraklar tüm dünyada çukurda görünür ve bor eksikliği olan topraklar çok daha az yaygındır. Düşük borlu topraklar, genel olarak yaklaşık 10 mg/kg'dan daha az olduğu ve yüksek borlu toprakların ise 100 mg/kg'ın çok yüksek seviyelerine kadar olan bu değer olarak kabul edilir (Power ve Woods 1997). Bununla birlikte, topraktaki bor seviyelerine dayanan bitkilerdeki toksisite tahmini sorunlu olabilir. Mertens vd. (2011) tarafından, arpadaki kök büyümesini %10'a kadar inhibe etmesi için gerekli bor konsantrasyonunun toprak tipine bağlı olarak 5 -52 mg/kg B konsantrasyonu arasında değişiklik gösterdiği bulunmuştur. Değişkenliğin büyük bölümü toprak nem içeriğindeki farklılıklar ile açıklanabilir (Reid 2013).

Doğada bor toksisitesi; borun doğal olarak yüksek bulunduğu ve biriktiği topraklarda, maden alanlarında, bor mineralleri ile aşırı gübreleme yapıldığında ve toprakta bor birikmesine yol açacak kadar borca zengin sulama suyu kullanılması durumunda meydana gelebilir. Bor toksisitesi ayrıca endüstriyel kullanımı nedeniyle insan faaliyetlerinden de kaynaklanabilir (Ozturk vd. 2010).

Topraktan adsorbe edilen borun miktarını pH, tekstür, sıcaklık, toprak çözeltisinin iyonik bileşimi, kireçleme gibi uygulamalar etkilemektedir. Toprak pH'ı bu faktörlerin en önemlilerinden biridir. Toprak pH'ı arttıkça topraklar tarafından bor adsorpsiyonu artmaktadır. Genellikle düşük kil içeriğine sahip topraklar, daha yüksek kil içeriğine sahip topraklardan daha az bor adsorbe etmektedir. Toprağın boru adsorbe etme

yeteneği ne kadar büyük olursa, toprak çözeltilisindeki bor içeriği de o kadar düşük olur (Gupta 1985).

Bor toksisitesi dünya genelinde kurak ve yarı kurak alanlarda, bitki büyümesini sınırlayabilen önemli bir bozukluktur (Nable 1997).m Bor, yaşlı bitki kısımlarından genç bitki kısımlarına kolaylıkla yer değiştiremediğinden, bor eksikliğinin ilk belirtileri büyüme noktalarındaki gövde uçları, kök uçları, yeni yapraklar ve tomurcuklarda olmaktadır (Ozturk vd. 2010; Princi vd. 2015). Toksisite belirtileri ise, bunun tam aksine, genellikle ilk olarak yaşlı yaprakların kenarlarında ve uçlarında klorotik ve nekrotik lekeler şeklinde yaprak yanıklarıdır (Nable 1997). Ayrıca bor toksisitesi, çok yüksek seviyelere ulaştığında bitki ölümlerine bile sebep olduğu Khan vd. (1999) tarafından bildirilmiştir. Klorotik veya nekrotik lekeler çevresindeki yaprak dokularının yüksek bor konsantrasyonlarına sahip olduğu tespit edilmiştir (Nable 1997). Bununla birlikte, bor toksisitesi ile kök büyümesi de genellikle engellenir ve kökler kısalır (Schnurbusch vd. 2010).

Genellikle ağsı damarlı yaprak yapısına sahip olan çift çenekli bitkilerde, bor toksisitesi yaprak kenarlarının çevresinde gözlenirken, paralel damarlı yapraklarla nitelendirilen buğday ve arpa gibi tek çenekli bitkilerde toksik etki damarların sonlandığı yaprak uçlarında siyah lekeler geliştirir (Roessner vd. 2006). Bundan dolayı, farklı bitkilerde B toksisitesinin değerlendirilmesinde yaprak yanması ve nekrozu yaygın olarak kullanılmaktadır (Sutton vd. 2007; Princi 2015). Borun transpirasyonu ve taşınımı sonucu, olgun yaprakların uç ve kenarlarında nekroz oluşumları meydana gelmektedir. Ayrıca yaşlı yapraklarda borun birikim eğilimi göstermesinden kaynaklanmaktadır (Marscher 1995, Onbaşı 2017).

Bor toksisitesi hem ürün kalitesini hem de ürün verimini etkileyen önemli bir bozukluktur. Yaprakların solmasının yanı sıra yaprak alanının azalması (Roessner vd. 2006), bitki canlılığının azalması, bitki gelişiminde gecikme, meyve sayısında, boyutunda ve ağırlığında azalmalar meydana gelmesi de bor toksisitesinin önemli semptomları arasındadır (Princi vd. 2015).

Bor toksisitesi her zaman yapraklarda klorotik lekeler ve köklerde görünür semptomlar ile belirlenemeyebilir. Lovatt ve Bates (1984) tarafından yapılan bir çalışmada, genç kabak bitkilerinde (*Cucurbita pepo*), B toksisitesinin bitki gelişim üzerine etkileri çalışılmış ve bor toksisitesinin ilk etkisinin klorofil konsantrasyonunda azalma ve bunu takiben büyümede azalma, yaprak alan kaybı ve CO₂ fiksasyonunda azalma olduğu ortaya konmuştur. Görünür bor semptomları olmadan da borun fazlalığı bitkide içsel metabolik bozulmaları başlatmaktadır.

Bor alımı, bitkinin büyüme aşamasına göre değişir. Bor konsantrasyonlarının birikimi bitkinin farklı kısımlarına göre değişmektedir. Bu kapsamda yapılan çalışmalar doğrultusunda en çok yaprakların boru biriktirdiği tespit edilmiştir (Ozturk vd. 2010, Princi vd. 2015). Bor toksisitesine tolerans göstermedeki varyasyon hem türler arasında hem de türler içinde olmaktadır (Schnurbusch vd. 2010).

Kurak topraklarda bor toksisitesi genellikle tuzluluk problemleri ile ilişkili olarak karıştırılmaktadır. Bu nedenle, tuzluluk problemlerinin azaltılmasına yönelik araştırma yöntemlerinde bor toksisitesinin göz önüne alınmasına neden olmuştur. Bor gübrelemesi üzerine çalışmalar eksiklik ve toksisite arasında çok dar sınırlar olduğunu ve bor uygulamalarının, bazı bitkiler için sadece biraz yüksek olan konsantrasyonlarda diğerlerine göre aşırı derecede toksik olabileceğini göstermektedir (Gupta 1983). Bazı durumlarda sulama sularında B doğal olarak da yüksek olabilir. Bor toksisitesinin görsel semptomları kök ve sürgün büyümesinin inhibisyonu, ile sürgünlerin klorozu ve nekrozunu içerir (Ozturk vd. 2010). Güneş vd. (2003) tarafından asma anaçlarında yapılan bir çalışmada, bor toksisite belirtileri B'un floemdeki mobilitesinin yüksek olmasından dolayı öncelikle genç yapraklarda daha sonra ise yaşlı yapraklarda görülmüştür. Genç yapraklarda küçülme ve rozet benzeri oluşumlar meydana gelmiş ve yaprak içe doğru kıvrılmıştır. Yaşlı yapraklarda bor toksisite belirtisi ise kahverengi noktalar şeklinde olduğu bildirilmiştir.

2.2 Ağır Metal Tanımı ve Toksisitesi

Yoğunluğu 5 g/cm³'ten daha büyük olan elementler ağır metal olarak tanımlanmaktadır (Adriano 2001, Shah vd. 2010). Bu kapsamda, ağır metal olarak adlandırılan 23 metal; arsenik (As), antimon (Sb), bizmut (Bi), kadmiyum (Cd), seryum (Ce), bakır (Cu), krom (Cr), kobalt (Co), galyum (Ga), demir (Fe), altın (Au), kurşun (Pb), nikel (Ni), mangan (Mn), civa (Hg), platin (Pt), gümüş (Ag), talyum (Tl), tellür (Te) ve çinkoyu (Zn) içermektedir. Bu sayılan ağır metaller arasında da bitkilerde ve hayvanlarda toksik etkiye neden olanlar arsenik, kurşun, civa, kadmiyum, nikel, demir ve alüminyumdur (Asraf vd. 2010). Ancak aşırı toksik ağır metaller ise, kadmiyum (Cd), kurşun (Pb), civa (Hg) ve talyumdur (Th) (Ali- Zade vd. 2010).

Demir, bakır, mangan ve çinko gibi bazı metaller ise, biyolojik sistemler tarafından ihtiyaç duyulmaları ve bünyelerinde bu metalleri düşük konsantrasyonlarda bulundurmalarından dolayı iz element olarak adlandırılmaktadır. Demir, çinko, bakır, nikel ve molibden bitkilerin metabolik reaksiyonlarında işlevsel oldukları bilinmektedir (Asraf vd. 2010).

Metallerin çoğu bitkiler tarafından kolay bir şekilde absorbe edilmekte ve bitkilerin farklı kısımlarında biriktirilebilmektedir (Wang vd. 2003, Asraf vd. 2010). Bununla birlikte, ağır metallerin büyük bir çoğunluğu bitkiler için toksik etki göstermekte ve bu durum bitkilerde birtakım belirtilerin ortaya çıkmasına neden olmaktadır. Topraklardaki ağır metal birikimi, doğal kaynaklardan ve madencilik, eritme, elektrokaplama, enerji ve yakıt üretimi, güç iletimi, yoğun tarım, atık boşaltma ve eritme işlemleri gibi insan faaliyetleri ilişkili olan antropojenik etkilerden kaynaklanmaktadır. Madencilik ve metal işleme endüstrisi, tarım arazilerindeki ağır metal kirliliğinin temel kaynağıdır (Laghlimi vd. 2015).

Bitkilerde metal toksisitesi ile ilgili genel belirtiler; kök ve sürgün büyümesinde azalma, dal sisteminin zayıf gelişimi, çeşitli bitki kısımlarında bozulma ve anormal çiçek şekli, biyokütle üretiminde azalma, yaprak lekelenmesi, çimlenmenin engellenmesi, yaprak nekrozları ile sonuçlanabilen klorozları olarak sayılabilir. Bitkilerde meydana gelen bu

değişimler veriminin düşmesine neden olmaktadır (Asraf 2010). Kök gelişimi sürgün gelişimine göre ağır metallere karşı daha hassastır (Lal 2010). *Brassica* gibi bazı bitkiler, köklerden ağır metalleri almak ve bitki kısımlarından ağır metallerin biriktirmek için olağandışı yeteneğe sahiptirler (Kumar 1995, Shah vd. 2010).

2.3 Fitoremediasyon

Fitoremediasyon, bitkiler ve ağaçlar aracılığıyla kirlenmiş toprakların ve yeraltı sularının temizlenmesini ve stabilizasyonunu sağlayan doğal bir süreç olarak tanımlanmaktadır (Paz-Alberto ve Sigua 2013). Bu terim, botanoremediasyon, vejetatif remediasyon, yeşil remediasyon veya agroremediasyon olarak da bilinmektedir (Khalid vd. 2017). Fitoremediasyon terimi, Yunanca “bitki” anlamına gelen “phyto” ile Latince “iyileştirme” veya “düzeltme” anlamına gelen “remedium” kelimelerinden gelmektedir. Bu kavram, ilk olarak Chaney (1983) tarafından önerilmiştir (Ali vd. 2013, Laghlimi vd. 2015).

Fitoremediasyon 300 yıldan daha uzun süredir insanlar tarafından bilinen doğal olarak meydana gelen bir süreçtir. O zamandan beri, insanlar kirlenmiş alanlarda hayatta kalmak ve topraktan kirleticilerin uzaklaştırılmasına yardımcı olmak için belirli bitkilerin yeteneklerini kullanmışlardır (Lasat 2000, Paz-Alberto ve Sigua 2013). Ortamda yer alan kirletici maddelerin, bitkilerin bu yeteneklerinin kullanılarak uzaklaştırması üzerine bilimsel çalışmalar 1980’li yıllarında başında başlamış olup ilerleyen yıllarda daha da geliştirilmiştir (Lasat 2000, Paz-Alberto ve Sigua 2013, Ali vd. 2013).

Fitoremediasyonun etkinliği; toprağın fiziko-kimyasal özellikleri, topraktaki metallerin biyo-yararlanımı, canlı organizmaların metalleri alma, biriktirme, ayırma, yer değiştirme ve detoksifiye etme kapasiteleri gibi çeşitli bitki ve toprak özelliklerine bağlıdır (Khalid vd. 2017). Bu teknik, çeşitli organik ve inorganik kirleticiler için kullanılabilir.

Ağır metallerle kirlenmiş toprakların remediasyonunda fiziksel (toprak taşıma, toprak izolasyonu, camlaştırma, elektro kinetik remediasyon), kimyasal (immobilizasyon teknikleri, kaplama ya da enkapsülasyon, toprak yıkama) ve biyolojik (fitoremediasyon) remediasyon yöntemleri kullanılmaktadır. Toprak taşıma, toprak izolasyonu, camlaştırma, elektro kinetik remediasyon, immobilizasyon teknikleri, kaplama, toprak yıkama olmak üzere çeşitli geleneksel remediasyon yöntemleri bulunsa da (Khalid vd. 2017), biyolojik remediasyon yöntemi olan fitoremediasyon tekniği diğer yöntemlere göre pek çok üstünlük ve avantajlara sahiptir. Fitoremediasyon tekniği; ekonomik ve çevre dostu olması, çok sayıda toksik metale, organik ve inorganik kirleticilere karşı uygulanabilmesi, estetik bir görüntü sağlaması (Laghlimi vd. 2015), kirlenmiş topraklarda erozyon ve metal sızıntısının önlenmesine yardımcı olması (Chaudhry vd. 1998, Ali vd. 2013) gibi faktörlerden dolayı avantaja sahiptir. Fitoremediasyon tekniğinin sayılan birçok avantajı olmasına rağmen, bu tekniğin en önemli dezavantajı ise kirlenmiş alanların temizlenmesinde uzun yıllar gerektirmesidir. Bu tekniğin avantaj ve dezavantajları gösteren karşılaştırma, Çizelge 2.3'te gösterilmiştir.

Çizelge 2.3 Fitoremediasyonun avantajları ve dezavantajları (Laghlimi vd. 2015).

Avantajlar	Dezavantajlar
Zaman	Maliyet
-Düşük sermaye ve işletme maliyeti -Metal geri dönüşümü daha ekonomik avantajlar sağlar.	-Diğer tekniklere göre daha yavaş ve mevsimsel olarak bağımlı -Hiperakümülatörlerin çoğu yavaş yetişen bitkidir.
Performans	
-Kalıcı iyileştirme çözümü -Kirleticilerin biyolojik olarak kullanılabilir kısmını iyileştirme yeteneği -Minerallleştirici organik maddeleri yapabilir -Birden fazla kirleticili türü ile kirlenmiş alanları iyileştirme potansiyeli -İyileştirici bitkilerin köklenme derinliği ile sınırlıdır -Oldukça uzmanlaşmış personel gerekli değildir. - Alan incelemesi ya da kapatıldıktan sonra da kullanılabilir.	-%100 azaltma yeteneğine sahip değildir -Yüksek kirleticili konsantrasyonu bitkiler için toksik olabilir. -Toprak fitoremediasyonu sadece yüzey topraklarına uygulanabilir -Düşük kirleticili alanlarla sınırlıdır -Belirli metaller ve bölgeler için uygun türleri ve çeşitleri seçen alan deneyimli uzman proje tasarımcıları, teknik strateji gerektirir.
Uygulama	
-Yerinde uygulama kirlenmiş ortamların kazılmasını/çukurlaşmasını ve taşınmasını önler -Uygulanması nispeten kolaydır.	-Ağır metallerin ve organik kirleticilerin çok sayıda türünün varlığı bir sorun oluşturabilir -İklim koşulları sınırlayıcı bir faktördür.
Çevrenin ve Nüfusun Etkisi	
-Kirliliğin yayılma riskini azaltır -İkincil hava veya su kaynaklı atıkları ortadan kaldırır -Estetik nedenlerden dolayı halk tarafından kabul görür.	-Metaller yağmurla yıkanabilir ve bitki biyokütlesinin ayrılmasından dolayı toprağa geri taşınabilir. -İstilacı, yerli olmayan türlerin kullanımı biyoçeşitliliği etkileyebilir. - Yanlış uygulama ve uygun bakım eksikliği durumunda gıda zinciri kirlenmesi riski

Fitoremediasyon tekniğinin uygulanmasında; bitki türlerinin seçimi önemli bir rol oynamaktadır. Çimler özellikle lifli kök sistemleri sayesinde toprağı stabilize etmeleri ve kök–toprak teması için geniş yüzey alanı sağlamaları açısından önemli bir bitki türüdür (Kulakow vd. 2000). Fitoremediasyon için yerel bitki türlerinin kullanılması yerel iklim koşullarına ve mevsimlere adaptasyon açısından daha çok tercih edilmekle birlikte, bazı egzotik bitki türlerinin belirli metallerin remediasyonu için daha iyi performans gösterebilmektedir (Sarma 2011).

Fitoremediasyonda kullanılan bitkiler; yonca, hibrit kavak ağacı, mavi-yeşil alg, su mercimeğı, ararot, Sudan çimi, karaçayır, Bermuda çimi, çayır yumak otu, sarı ya da beyaz nilüfer, ayçiçeğı, güve otu çimi, kavak ağacı, kuzgun otu, havuç, pervane çiçeğı ve dallı darıdır (Vasavi vd. 2010). Çim bitkileri hızlı büyüme, büyük miktarda biyokütle oluşturma, güçlü direnç özellikleri, genellikle düşük toprak besin içeriğı, stres ortamı ve sığ topraklar gibi genellikle olumsuz koşullara uyum sağlamalarından dolayı fitoremediasyon için yaygın olarak tercih edilen bitki türleridir (Laghlimi vd. 2015).

Fitoremediasyon yönteminde bitki türlerinin seçimi aşağıdaki kriterlere göre yapılmaktadır (Sarma 2011):

- Alanda var olduğı bilinen metale göre tolerans düzeyleri
- Metallerin yeterli birikim, yer değıştirme ve alım potansiyeli düzeyi
- Yüksek büyüme oranı ve biyokütle verimi
- Suyu doyma ve aşırı kuraklık koşullarına tolerans
- Habitat tercihleri
- Yüksek pH ve tuzluluğa tolerans
- Karakteristik kök ve kök bölgesinin derinliğı

Topraktaki kirleticilerin uzaklaştırılması için uygun fitoremediasyon yönteminin seçiminde; toprak özelliğı, ağır metal düzeyi ve özellikleri, bitki türü ve iklim koşulları gibi pek çok faktör etkili olmaktadır. Aynı toprakta yetişen bitkilerde metal konsantrasyonları; türler arasında ve hatta bir türün genotipleri arasında bile değışkenlik

gösterebilmektedir. Bunun yanı sıra bitkinin yaşı ve büyüme dönemi de etkilemektedir (Laghlimi vd. 2015).

2.4 Fitoremediasyon Mekanizmaları

Bitkiye dayalı bir teknoloji olan fitoremediasyon, ağır metallerle kirlenmiş toprak, sediment veya suyun remediasyonu çerçevesinde farklı mekanizmalara sahiptir. Bu mekanizmalar fitoekstraksiyon (bitkisel özümleme), fitofiltrasyon, fitostabilizasyon (köklerle sabitleme), fitodegradasyon (bitkisel bozunum), fitovolatilizasyon (bitkisel buharlaşma), hidrolik kontrol ve vejetatif örtü sistemleridir.

Fitoekstraksiyon: Fitoakümülyasyon olarak da bilinen fitoekstraksiyon, bitki kökleri tarafından topraktan veya sudan kirletici maddelerin alınması ve bitki bünyesinde biriktirilen bu kirletici maddelerin sürgün, yaprak gibi bitkinin toprak üstü kısımlarında yer değiştirmesi olayıdır (Ali vd. 2013). Kirletici maddeler, genellikle bitkilerin hasat edilmesi ile uzaklaştırılır. Fitoekstraksiyon yönteminde topraktan alınan kirleticiler Manganez (Mn), Molibden (Mo), Kadmiyum (Cd), Kobalt (Co), Nikel (Ni), Kurşun (Pb), Gümüş (Ag), Krom (Cr), Bakır (Cu), Civa (Hg), Çinko (Zn) gibi ağır metaller, Arsenik (As), Selenyum (Se) gibi yarı metal, Bor (B) gibi metal olmayanlar, ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ²³⁹Pu, ²³⁸U, ²³⁴U gibi radyonükleitler ile bazı organiklerdir (EPA 2000).

Fitoekstraksiyonda köklerin etkisi; genellikle kökün yakın çevresi ile sınırlı olduğundan kök derinliği fitoekstraksiyonun etki derinliğini de belirlemektedir (EPA 2000). *Brassicaceae*, *Fabaceae*, *Caryophyllaceae*, *Lamiaceae*, *Cyperaceae*, *Violaceae*, *Flacourtiaceae*, *Asteraceae*, *Poaceae*, *Euphobiaceae* ve *Cunouniaceae* familyalarında yer alan bitki türleri dahil olmak üzere 400'ün üzerinde bitki hiper toplayıcı /akümülatör bitki olarak fitoekstraksiyon yönteminde kullanılmaktadır (Padmavathiamma ve Li 2007). Bu yöntemde, toprak koşulları da bitki büyümesine ve bitkilere kirleticilerin geçişine uygun olmalı ancak metallerin sızmasına izin vermemelidir. Toprak pH'nın ayarlanması gerekebileceği gibi bitkideki biyoyararlanımı ve metallerin alımını artırmak için şelat maddelerinin de eklenmesi gerekebilir (EPA 2000). Fitoekstraksiyonun

etkinliği; topraktaki ağır metallerin biyoyararlılığı, toprak özellikleri, ağır metallerin ve ilgili bitki türlerinin çeşitleri gibi birçok faktöre bağlıdır (Ali vd. 2013).

Toprakta ağır metallerin varlığı aktif kök absorpsiyonu yeterli olduğu zaman, çözelti içinde taşınma ve mobilizasyon şelatlama maddeleri kullanılarak aktive edilebilmektedir (Prasad ve Freitas 2003). Sentetik aminopolikarboksilik asit gibi şelatlama maddelerinin uygulaması etkili olmaktadır. Hidroksi etilen diamin triasetik asit (HEDTA), etilen diamin dihidroksifenilasetik asit, etilen diamin tetraasetik asit (EDTA) potansiyel asitleştirici maddelerdir. Bu maddeler Cu, Cd, Pb, Zn ve Ni'in fitoekstraksiyonunu artırmaktadır (Evangelou vd. 2007, Mahar vd. 2016).

Fitofiltrasyon: Fitofiltrasyon, kirlenmiş yüzey sularından veya atık sulardan gelen kirleticilerin bitkiler aracılığı ile uzaklaştırılmasıdır. Bitki köklerinin kullanıldığı rizofiltrasyon, fidelerin kullanıldığı blastofiltrasyon ya da kesilmiş bitki sürgünlerinin kullanıldığı cauofiltrasyon fitofiltrasyon olabilir. Fitofiltrasyonda, kirletici maddeler absorbe edilir ya da adsorbe edilir, bu yüzden kirletici maddelerin yeraltı sularına olan hareketleri azaltılmıştır (Ali vd. 2013).

Fitostabilizasyon: Fitostabilizasyon ya da fitoimmobilizasyon, kirlenmiş topraklarda kirletici maddelerin stabilizasyonu için belirli bitkilerin kullanılması tekniğidir. Bu teknik, ortamdaki kirleticilerin hareketliliğini biyoyararlanımını azaltmak için kullanılmaktadır. Böylece, kirletici maddelerin yer altı sularına göçlerini ya da gıda zincirine girmelerini önlemek için kullanılmaktadır. Fitostabilizasyon, ağır metallerin ortamda birikmesini sınırlar ve yer altı sularına sızmasını en aza indirir. Fitostabilizasyon yönteminde ağır metaller toprakta kalıp sadece ağır metallerin hareketlerini sınırladığından kalıcı bir çözüm yöntemi olmayıp, sadece potansiyel olarak toksik kirleticileri stabilize etmek için kullanılan bir yönetim stratejisidir (Ali vd. 2013).

Fitodegradasyon: Fitodegradasyon, aynı zamanda fitotransformasyon olarak da bilinmektedir. Bitki içerisindeki metabolik süreç aracılığıyla bitkiler tarafından alınan kirletici maddelerin parçalanması veya bitkiler tarafından üretilen enzim gibi bileşiklerin etkileri üzerinden bitkilerin dışındaki kirleticilerin bozulması olayıdır. Bitki

kökü ile ilişkili ya da etkilenen mikroorganizmaların neden olduğu bozulma, rizodegradasyon olarak adlandırılmaktadır (EPA 2000).

Bitki içinde fitodegradasyonun gerçekleşmesi için, bileşikler bitki tarafından alınmalıdır. Bileşiklerin alımı hidrofobik ortama, çözünürlüğe ve polariteye bağlıdır. Organik bileşiklerin bitkiler tarafından alımı bitkinin türüne, kirletici maddenin yaşına ve toprağın diğer pek çok fiziksel ve kimyasal özelliklerine bağlıdır. Fitodegradasyon toprak, sediment, çamur ve yer altı sularının temizlenmesinde kullanılmaktadır. Yüzey suyu da fitodegradasyon yöntemi kullanılarak iyileştirilebilir. Klorlu çözücüler, insektisitler, herbisitler, fenol bileşikleri ve askeri mühimmatta kullanılan maddeler fitodegradasyon yönteminde kullanılan ana kirletici maddelerdir (EPA 2000). Ağır metaller biyolojik olarak bozunamadıklarından, fitodegradasyon sadece organik kirleticilerin uzaklaştırılması ile sınırlıdır (Ali vd. 2013).

Fitovolatilizasyon: Fitovolatilizasyon, bitkiler tarafından topraktan kirletici maddelerin alınması, söz konusu kirletici maddelerin uçucu forma dönüştürülmesi ve sonrasında atmosfere salınmasıdır. Bu teknik, organik kirleticiler ile Hg ve Se gibi bazı ağır metaller için kullanılabilir (Ali vd. 2013). Ancak kirleticileri tamamen uzaklaştıramaması ve sadece topraktan atmosfere aktarılmasından dolayı bu tekniğin kullanımı sınırlıdır (Padmavathiamma ve Li 2007). Fitovolatilizasyon çoğunlukla yer altı sularına uygulanmakla birlikte, toprak, sediment ve atık çamurlarına da uygulanabilir. Kirletici maddeler ve yer altı suyu bitki kökünün etki alanı içerisinde olmalıdır (EPA 2000).

Hidrolik Kontrol: Hidrolik kontrol; kirletici maddelerin taşınmasını kontrol etmek ve yeraltı suyu aracılığıyla alınan ya da tüketilen kirletici maddelerin uzaklaştırılması için bitkilerin kullanılması yöntemidir. Hidrolik kontrol terimi ayrıca “phytohydraulics” ya da “hydraulic plume control” olarak da bilinmektedir. Bu yöntem yer altı suyu, yüzey suyu ve toprak suyunun arıtılmasında kullanılmaktadır (EPA 2000).

Vejetatif Örtü Sistemleri: Toprak yüzeyinde uzun süredir bulunan kirletici maddelerin kendi kendine yetişebilen bitkiler ile kontrol altına alınmasıdır. Evapotranspirasyon

örtüsü ve fitoremediasyon örtüsü olmak üzere iki türü bulunmaktadır. Evapotranspirasyon örtüsünde, su sızmasını en aza indirmek amacıyla toprağın mevcut depolama kapasitesini, bitkilerin buharlaşma oranlarını ve transpirasyon süreçlerini en üst düzeye çıkararak düzenlenen toprak ve bitkiden oluşan bir örtü sistemidir. Mekanizması toprakta ve bitki örtüsünde suyun alımını ve depolanmasını kapsamaktadır. Fitoremediasyon örtüsü, su sızmasını en aza indirmek ve altta yatan atıkların bozulmasına yardımcı olmak için toprak ve bitkilerden oluşan bir örtüdür. Fitoremediasyon örtüsünün mekanizması; su alımı, kök bölgesi mikrobiyolojisi ve bitki metabolizmasını kapsar. Evapotranspirasyon örtüsü ve fitoremediasyon örtüsü sızan yüzey suyunun bitki tarafından alınmasında kullanılır. Fitoremediasyon örtüsü ayrıca toprak, atık çamuru ve sedimentlerin arıtılmasında kullanılır (EPA 2000).

2.5 Hiperakümülatör Bitki

Hiperakümülatör bitki kavramı çeşitli kaynaklarda farklı şekillerde tanımlanmaktadır. Buna göre; Hiperakümülatör bitki, ağır metal biriktirmeyen bitki türlerine göre veya topraktaki mevcut metal veya yarı metal düzeyinin daha üzerinde sürgünlerinde görülebilir şekilde toksisite semptomları olmaksızın, ağır metal biriktirebilen bitki türleridir (Ali vd. 2013; Khalid vd. 2017). Bir hiperakümülatör bitki, ağır metal biriktirmeyen bir bitkinden 100 kat daha fazla ağır metal biriktirebilen bitki türüdür (Etim 2012). Ağır metallerle kirlenmiş toprak üzerinde yetişen bitkinin toprak üstü aksamındaki dokularda 100 mg/kg kuru ağırlıktan daha fazla kadmiyum (Cd), 1000 mg/kg kuru ağırlıktan daha fazla arsenik (As), kobalt (Co), nikel (Ni), bakır (Cu), kurşun (Pb) veya 10000 mg/kg kuru ağırlıktan daha fazla çinko (Zn) ve mangan (Mn) biriktiren bitkiler; hiperakümülatör bitki olarak adlandırılır (Baker ve Brooks 1989; Sabir 2015). Hiperakümülatör bitkiler, kloroz, nekroz, klorofil sentezinde bozulma, su dengesinde değişim ve hücre duvarına metallerin bağlanması, vakuollere metal iyonlarının taşınması veya organik asitlerle kompleks oluşturması gibi metallerin toksik etkilerini önlemektedir (Champagne 2007).

Brassicaceae, Fabaceae, Caryophyllaceae, Asteraceae, Cyperaceae, Cunouniaceae, Euphobiaceae Flacourtieae, Poaceae, Violaceae ve Lamiaceae 'nın da dahil olduğu

101 familyadan oluşan 500'den fazla bitki türü metal hiperakümülatör bitki olarak bildirilmiştir. Kapalı tohumlu bitkilerin yaklaşık %0.2'sinde metal hiperakümülasyonu meydana gelmektedir (McGrath vd. 2001; Sarma 2011). Metallerin hiperakümülasyonunda öne çıkan bitki türleri özellikle Brassicaceae familyasında yer almaktadır (Kramer 2010). *Lamiaceae*, *Scrophulariaceae*, *Asteraceae* ve *Fabaceae* familyalarına ait 26 adet Co hiperakümülatörü olan bitki türlerinin listesi; Baker vd. (2000) yaptığı çalışmada bildirilmiştir. Reeves ve Baker (2000) tarafından yapılan çalışmada, Zn hiperakümülasyonu ilk kez 1865 yılında *Brassicaceae* familyasının *Noccaea caerulea* (syn. *Thlaspi caerulea*) türünde keşfedilmiştir. Nikel hiperakümülasyonu ise ilk kez 1948 yılında *Brassicaceae* familyasının *Alyssum bertolonii* türünde belirlenmiştir (Kramer 2010; Sarma 2011).

Hiperakümülatör bitkilerin yabani formları genellikle metal açısından zengin alanlarda ve maden alanlarında bulunmaktadır. Bilinen metal hiperakümülasyonu yapan bitki türleri metal seçicidir, bu bitkilerin büyüme hızları genellikle yavaş olup nispeten az miktarda biyokütle üretir (Champagne 2007). Çoğu hiperakümülatör bitki, kendi doğal ortamında yetiştiğinden, tarımsal özellikleri, hastalık ve zararlı yönetimi, ıslah potansiyeli ve fizyolojisi hakkında çok az şey bilinir. Genellikle uzak bölgelerde yetişir ve bu bitkilerin habitatları madencilik, sanayi sektöründeki gelişmelerden dolayı tehdit altındadır (Gratao vd. 2005). Büyük biyokütle oluşturan, hızla büyüyen, geniş kök sistemi oluşturan ve kolay bir şekilde ekilip hasat edilebilen bitki türleri, ideal bir hiperakümülatör bitki türü olarak değerlendirilmektedir (Paz-Alberto ve Sigua 2013).

2.6 Brassicaceae Familyası Bitkilerinin Hiper Toplayıcı Olarak Kullanımı

Hint hardalı (*Brassica juncea*), toprakların iyileştirilmesinde yaygın olarak kullanılan bir Brassica türüdür. Aralarında bu türün yer aldığı toplam 36 farklı bitki türü, krom içeren toprakların temizlenmesinde kullanılmak üzere denemelerde yer almıştır. Bitki türleri arasında kromun tolerans, alım ve birikim derecesinde önemli farklılık belirlenmiştir. Hint hardalı (*Brassica juncea*, cv. 426308) diğer bitki türlerinden daha fazla Cr biriktirmiştir. Cr (III) formundaki krom varlığı bitki büyüme ve gelişmesini bir miktar azaltmakla birlikte tamamen engellememiştir; bununla birlikte Cr (IV)

formundaki krom varlığı hiper toplayıcı bitkilerin bünyesinde yüksek dozlarda biriktirilerek bitkilerin ölümlerine neden olmuştur (Shahandeh ve Hossner 2000). Aynı bitkinin Megarrhiza çeşidinde kök, hipokotil ve sürgün gelişimi üzerine kurşun nitratin farklı konsantrasyonlarının etkileri araştırılmıştır. Hint hardalının kökleri, hipokotilleri ve sürgünleri tarafından Pb^{+2} alımı ve birikimi incelenen çalışmada kök büyümesi çözeltilerde Pb^{+2} 'nin artan konsantrasyonu ile kademeli olarak azalmıştır. $10^{-3}M$ Pb 'ye maruz kalan fideler önemli büyüme azalması sergilemiş ve kloroz meydana gelmiştir. Toksik dozun altında kalan dozlarda *Brassica juncea* çözeltilerden Pb uzaklaştırma ve Pb biriktirme konusunda önemli yeteneğe sahip bulunmuştur (Liu vd. 2000).

Hint hardalı (*Brassica juncea* L. var. Megarrhiza) bitkisinin kök, hipokotil ve sürgün gelişimi üzerine 10^{-5} , 10^{-4} ve 10^{-3} M olmak üzere kurşun nitratin farklı konsantrasyonun etkileri ve bu bitkinin kökü, hipokotili ve sürgünleri tarafından Pb^{+2} alımı ve bünyesinde biriktirmesi araştırılmıştır. 10^{-3} M Pb kök ve sürgün gelişimini engellemiştir. *Brassica juncea* bitkisinin çözelti içinden Pb almış ve köklerinden biriktirmiştir. 10^{-3} M Pb uygulanmış bitkilerin farklı kısımlarındaki Pb içeriği, Pb uygulanmayan bitkilerden köklerde 230 kat, hipokotilde 170 kat ve sürgünlerde 3 kat daha fazla olduğu tespit edilmiştir (Jiang vd. 2000).

Hint hardalı (*Brassica juncea*) bitkisinde Zn ve Cd alımı ve bitkide bünyesinde ağır metallerin biriktirmesi üzerine çalışma yürütülmüştür. Bu bitki, fitotoksite belirtileri göstermeden önemli miktarda Zn ve Cd biriktirmiştir. Ancak yüksek Zn ve Cd dozlarının köklerde, saplarda ve yapraklarda yapısal değişikliklerle birlikte, fizyolojik ve morfolojik özelliklerinde de değişikliğe neden olduğu tespit edilmiştir (Maruthi Sridhar vd. 2005).

John vd. (2009), aynı bitki üzerinde kadmiyum ve kurşun stresine karşı bitki büyümesi ve ağır metal alımına ilişkin çalışma yürütmüştür. Yapılan çalışmada kadmiyumun kurşundan daha zararlı olduğu bulunarak, Cd ve Pb 'nin büyüme üzerinde bir düşüş göstermiştir. Cd ve Pb birikiminin köklerde sürgünlerden daha fazla olduğu gözlemlenmiştir. Söz konusu çalışmada, Cd 'nin Pb 'den daha fazla biriktiği, ancak Pb 'nin daha yüksek konsantrasyonlarının Cd absorpsiyonunu engellediği bulunmuştur.

Hibiskus (*Hybiscus canabinnus*), hardal (*Brassica juncea*), turp (*Raphanus sativus*) ve amarant (*Amaranthus crenatus*) bitkilerinin fitoremediasyon gelişim potansiyelini belirlemek amacıyla Zn, Cu, Mn, Pb ve B ile kirletilmiş toprakta bir sera denemesi yürütülmüştür. Yapılan çalışmada, Pb'yi uzaklaştırmada en iyi sonuç veren türün *Raphanus sativus* olduğu bulunmuştur. Çalışmada kullanılan tüm bitki türlerinin, topraktan B'yi uzaklaştırabilme kapasitene sahip oldukları tespit edilmiştir. Ancak, bu çalışma kapsamında dört bitki türü de hiper-toplayıcı olarak nitelendirilememiştir (Dos Santos vd. 2010).

Metalle kirlenmiş topraklardan kadmiyumun (Cd) fitoekstraksiyonunda umut veren bir tür olan Hint hardalı (*Brassica juncea* L. Czern.) 0, 50 veya 200 mM Cd içeren koşullarda 7 gün boyunca yetiştirilmiştir. Artan Cd konsantrasyonunun köklerde ve sürgünlerde ilerleyen Cd birikimine ve kök/sürgün uzunluğu ile taze/kuru ağırlığın azalmasına neden olduğu tespit edilmiştir (Mohamed vd. 2012).

Baoddh ve Singh (2012) tarafından, *Brassica juncea* ve *Ricinus communis* bitkilerinin toprakta kadmiyumun artan düzeyleri üzerine araştırma yapılmıştır. *R. communis*, *B. juncea*'dan tüm kirlenme düzeylerinden daha yüksek biyokütle ürettiği anlaşılmıştır. Cd'un biyoakümülyasyonu birim biyokütle bazında *B. juncea*'nın daha fazla bulunurken, bitki başına toplam metal birikimi de yine *R. communis*'te daha yüksek olarak ölçülmüştür. *R. communis* Cd'la kirlenmiş toprağı temizleme konusunda *B. juncea*'dan daha üstün ve daha toleranslı görünmektedir. *R. communis* bitkisinin çorak topraklarda da yetişebilir olduğu ileri sürülmektedir.

Rossi vd. (2002) tarafından, *Brassica napus*'un toprakta kadmiyum, çinko ve bakır biriktirme kabiliyeti araştırılmıştır. Bitkiler 50 mg/kg Cd, 600 mg/kg Cu ve 600 mg/kg Zn ile yapay olarak kirlenmiş toprakta saksılarda yetiştirilmiştir. Kirlenmiş topraklarda, *Brassica napus* Cd ve Zn'nin absorsiyonuna herhangi üst eşik göstermemiş, bu yüzden topraktan bu metallerin uzaklaştırılması bakımından ölçülen değerler kontrollerinden daha yüksek bulunmuştur. Aksine Cu absorpsiyonu zayıf olduğu görülmüş ve topraktan bakırın uzaklaştırılması kirlenmiş toprak ile kontrol arasında farklılık göstermemiştir. Sonuçlar, *Brassica napus*'un topraktan kadmiyum ve çinkoyu uzaklaştırma açısından

daha iyi bir hiper toplayıcı olduğunu, bakırın uzaklaştırılmasında ise daha az etkili olduğunu göstermiştir.

Marchiol vd. (2004) tarafından yapılan çalışmada, *Brassica napus* (kanola) ve *Raphanus sativus* (turp)'un bir saksı denemesi çerçevesinde birden fazla metalle kirlenmiş toprakların temizlenmesine yönelik olarak potansiyel fitoekstraksiyon yeteneği üzerine çalışılmıştır. Kanola ve turpun ağır metal fitoekstraksiyon etkinliği belirlenmiş ve her metal için fitoekstraksiyon katsayısı hesaplanmıştır. Veriler iki türün ağır metallere kısmen toleranslı olduğunu ve turpun kanoladan daha fazla toleranslı olduğunu göstermiştir. Bu türler, çok kirlenmiş topraklarda nispeten düşük fitoremediasyon potansiyeli göstermiştir. Büyümelerinin bozulmayacağı ve ağır metallerin çıkarılmasının tatmin edici seviyelerde muhafaza edilebildiği marjinal kirlenmiş topraklarda başarı ile kullanılabileceği ileri sürülmüştür.

Brassica napus L., fitoekstraksiyon yöntemi ile kirlenmiş topraklardan metalleri uzaklaştırmada aday tür olarak düşünüldüğünden, kadmiyum biriktirme yeteneğine sahip olan 77 adet *Brassica napus* genotipi arasında en tolerant olanlarını seçmek amacıyla bitkilere hidroponik ortamda 0.2 mM CdSO₄ uygulanmıştır. Bazı genotiplerin kadmiyuma tolerans gösterebileceği belirlenerek, bu genotipler metal eritme tesisine yakın iki lokasyonda saha deneylerinde test edilmiştir. Seçilen *Brassica napus* L. genotiplerinde Cd birikimi açısından sahaya özgü etkiler olmasına rağmen, seçilen genotipler hem hidroponik ortamda hem de saha da eşit derecede iyi performans göstermiştir. Saha denemesinin sonuçlarına göre, bazı *Brassica napus* L. genotiplerinin kısmen ağır metalle kirlenmiş toprakların fitoekstraksiyonu için uygun olduğu ileri sürülmüştür (Grispen vd. 2006).

Güney İtalya'nın Apulia bölgesinde ağır metalle kirlenmiş toprakların fitoremediasyonunu sağlamayı amaçlayan bir proje çerçevesinde, *Brassica napus* tarafından ağır metal fitoekstraksiyonunu optimize etmek amacıyla sera denemelerini takiben saha denemeleri gerçekleştirilmiştir. Çalışmada, *Brassica napus*'un *Bacillus licheniformis* BLMB1 kök kolonizasyonunun ve ilave belediye katı atık kompostlarının etkilerinin Cr, Cu, Pb ve Zn tolere etme kapasitesi araştırılmıştır. *Brassica napus* sera

koşullarında metalleri yüksek miktarda biriktirebilme kapasitesine sahipken, açık alanda zorlukla yetişmiş ya da hiç yetişemediği gözlemlenmiştir. Bitki kısımlarındaki metallerin birikimi sırasıyla Cr>Zn>Cu>Pb olarak bulunmuştur. Elde edilen sonuçlar Cr açısından kirlenmiş toprakların fitoekstraksiyonunda kanola kullanılmasının yararlı olabileceğini göstermiştir (Brunetti vd. 2011).

Belouchrani vd. (2016) tarafından, yapay olarak Zn ile kirlenmiş topraktan kanola (*Brassica napus* L.) bitkilerinin fitoekstrakte edebilme kapasitesi ve kanola bitkisinin artan çinko konsantrasyonlarında gövde yüksekliği, kök uzunluğu, yaprak sayısı ve kuru madde verimi üzerine etkileri araştırılmıştır. Elde edilen bulgular, kanolanın çinko hiperakümülatörü olduğunu ve yüksek çinko dozlarının kanola büyümesini etkilemediğini göstermiştir. Bu çalışma, bu bitkinin Zn metal kirliliğine oldukça toleranslı olduğunu ve çinkonun varlığında yüksek biyokütle değerlerine ulaşma yeteneğini ortaya çıkarmıştır.

Angelolva vd. (2017) tarafından, organik toprak ıslahının (kompost ve solucan gübresi) yokluğunda ve varlığında kirlenmiş toprakların fitoremediasyonu için kolza tohumunun (*Brassica napus* L.) etkinliğini değerlendirmek için bir saha çalışması yürütülmüştür. Kompost ve solucan gübresi ilavesi kolzanın baklalarında Pb ve Cd içeriği artırırken, köklerde ve saplarda Pb, Zn ve Cd içeriğinin azalmasına neden olmuştur. Ağır metallerle toleranslı bir bitki olan kolza, ağır metalle kirlenmiş topraklarda yetiştirilebilir ve ağır metalle kirlenmiş toprakların fitoremediasyonunda başarılı bir şekilde kullanılabilir.

Lahana bitkisine (*Brassica oleracea* L.) ait Golden Aker çeşidinde, kurşunun fitotoksik tolerans düzeyini belirlemek amacıyla araştırma yapılmıştır. Çalışmada yapılan kurşun nitrat uygulamasında, kurşun toksisite belirtileri 1.0 mM kurşun miktarı uygulanan bitkilerde gözlemlenmiştir. 0.5 ve 1.0 mM yüksek kurşun dozları, genç yaprakların kenarlarında kloroz gelişmesine ve baş boyunun önemli derecede azalmasına neden olmuştur. 0.5mM kurşun uygulamasında semptomların yoğunluğu önemli derecede düşük bulunmuştur. Kurşun miktarındaki artış lahananın çeşitli kısımlarında P, S, Fe, Mn ve Cu azalış gösterirken, kurşun ve çinko artış göstermiştir. 1.0 mM Pb'de, kurşun konsantrasyonu köklerde en yüksek ve baş kısmında ise en düşük olduğu bulunmuştur.

Lahana yapraklarında toksisite eşiği 150 µg/g kuru madde ve toksisite 320 µg/g kuru madde olarak bulunmuştur (Sinha vd. 2006).

Kusznierewicz vd. (2012) tarafından, iki lahana çeşidinin ağır metal olan kadmiyum ve çinko biriktirme kapasiteleri incelenmiştir. İlk toksisite belirtilerinden sonra, bitkilerin ilerleyen büyüme aşamaları boyunca her iki lahana çeşidi kadmiyum ve çinkoya çok iyi tolerans gösterdiği gözlemlenmiştir. Çalışmada ayrıca, metaller tarafından artan toprak kirliliğinin lahanada daha fazla birikime neden olduğu tespit edilmiştir. Yapılan çalışmada elde edilen sonuçlara göre, beyaz lahananın yüksek fitoremediasyon potansiyelinin olduğunu ortaya çıkmıştır.

Turan ve Esringü (2007), kanola (*Brassica napus* L.) ve Hint hardalı (*Brassica juncea* L.) bitkilerinin Cu, Cd, Pb ve Zn ile kirlenmiş topraklarda ağır metal kullanılabilirliği üzerine çalışma yrtmştir. Yapılan alışma kanolanın Cu, Cd, Pb ve Zn'nun alımında daha etkili olduğunu göstermiştir. Her iki bitki türünde, kökten ağır metal alımının sürgünden ağır metal alımına göre daha yüksek olduğu bulunmuştur.

Bitkilerdeki Ni birikimi ve tolerans düzeylerini çalışmak amacıyla iki Brassica türü olan *Brassica juncea* ve *Brassica carinata* yapay olarak Ni ile kirlenmiş toprakta yetiştirilmiştir. *Brassica juncea* bitkisinin biraz daha toleranslı olduğu ve Ni'yi biriktirme kapasitesinin daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Mevcut çalışmadaki sonuçlar, *Brassica juncea*'nın Ni'in hiper toplayıcı bitki olma potansiyeline sahip olduğunu göstermiştir (Panwar vd. 2002).

Bu çalışmada, bir saksı denemesinde 0, 25, 50, 75 mg/kg arsenik (As) stresi altında *Brassica napus* ve *Brassica juncea*'nın büyüme, gaz değişim özellikleri ve fotosentetik pigmentleri üzerine fosfatın potansiyel rolü (P; 0, 50, 100 mg/kg) incelenmiştir. Sonuçlar, As stresli bitkilere fosfat ilavesi (P100) nemli ölçüde As konsantrasyonu sürgünü, kuru biyokütle verimini ve As alımını artırdığını ortaya koymuştur (Niazi vd. 2017).

Başçı (2009) tarafından 2.6 ppm, 13 ppm, 26 ppm ve 52 ppm olmak üzere farklı konsantrasyonlarda $K_2Cr_2O_7$ (potasyumdikromat) hazırlanarak Cr (VI) iyonunun en fazla bünyesinde biriktirebilen bitki türünün belirlenmesi ve bu bitkiler aracılığıyla Cr (VI) iyonunun temizlenmesi amacıyla *Brassica oleracea*, *Brassica juncea*, *Alyssum maritima* ve *Aptenia cordifolia* bitkileri üzerine bir çalışma yürütülmüştür. Çalışmada elde edilen sonuçlar neticesinde, en fazla Cr (VI) iyonunu bünyesinde biriktirebilen türler sırasıyla *Alyssum maritima* > *Brassica juncea* > *Brassica oleracea* > *Aptenia cordifolia* olarak belirlenmiştir.

Çinko ve bakır ile kirlenmiş bir alanda fitoremediasyon yapmak amacıyla *Brassica* cinsine ait üç türün yeterli tolerans ve metal biriktirme kapasitesi üzerine Zn ve Cu toksisitesi çalışılmıştır. *Brassica juncea*, *Brassica rapa* ve *Brassica napus* hidroponik ortam yetiştirilmiştir. Üç türdeki hem kök hem de sürgün kuru ağırlıklarının ağır metal varlığında önemli derece de azalma meydana gelmiştir. *Brassica rapa*, *Brassica napus* ve çok az bir oranda da *Brassica juncea*'da bakır yan kök uzamasını engellerken, Zn sadece yan kök çapını azaltma eğiliminde olmuştur. Ağır metali uzaklaştırma açısından, *Brassica spp.* Zn'nin besin çözeltisinden uzaklaştırılmasında Cu'dan daha etkili olduğu tespit edilmiştir. Zn ve Cu'nun uzaklaştırılma derecesi, tek bir ağır metal uygulanmasına kıyasla her iki metalin uygulandığı durumlarda azaldığı belirlenmiştir (Ebbs ve Kochian 1997).

Öztürk vd. (2010) tarafından, sekiz baharlık kanola çeşidinin B etkinliğinin genotipik aralığını belirlemek, B etkisiz çeşitleri ve spesifik tepkilerini tespit etmek amacıyla 2002-2003 yılları arasında Orta Anadolu'da bir çalışma yürütülmüştür. Çeşitler, 56 mg/kg ekstrakte edilebilir orta derecede eksik B ile 15 kg/ha toksik B uygulanmış koşullarda yetiştirilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre, tohum verimi çeşitler arasında önemli ölçüde farklılık göstermiş ve B uygulaması tohum verimini ortalama olarak %31 azaltmıştır. Toksik bor uygulaması ayrıca, tohum verimine benzer şekilde protein ve yağ içeriğini azaltırken, tüm çeşitlerde yapraktaki B konsantrasyonunu arttırmıştır. Çalışmanın sonuçları Pactol ve Star çeşitlerine B uygulandığı zaman, B konsantrasyonlarının önemli ölçüde arttığını göstermiştir. Toksik B uygulamasından

etkilenmeyen Star ve Pactol genotiplerinin B toksisitesine toleranslı olduğu ve B açısından toksik alanlarda ekilebilecek nitelikte oldukları sonucu ortaya çıkmıştır.

Farahani vd. (2015) kirlenmiş topraklardan Cd'nin uzaklaştırılmasında ss lahanası çeşitlerinin potansiyelini değerlendirmiştir. Kırmızı ve beyaz olmak üzere iki çeşit ile 0, 10, 20 ve 30 mg/kg olmak üzere dört farklı Cd konsantrasyonu üzerine çalışılmıştır. Deney üç tekerrürlü olacak şekilde tesadüfi tam deneme desenini göre oluşturulmuştur. Köklerde ve sürgünlerde Cd içeriği llmştir. Sonuçlar her iki çeşitteki sürgün ve köklerin Cd miktarında artış olduğunu göstermiştir. Kırmızı ss lahanası ile karşılaştırıldığında, beyaz ss lahanasının köklerinde ve sürgünlerinde daha fazla kadmiyumun biriktiği tespit edilmiştir. Cd ile kirlenmiş toprakların fitoremediasyonun için her iki ss lahanası çeşidinin kullanılabilir nitelikte olduğu ortaya konmuştur.

Alyssum corsicum Duby toprak üstü dokularında yüksek miktarda nikel biriktirme yeteneğine sahip olduğundan dolayı fitomadencilik ve fitoremediasyon için kullanılan aday bir bitkidir. *Alyssum corsicum* tohumları Murashige ve Skoog ortamında nikelin farklı konsantrasyonlarında bytlmştir. Elde edilen sonuçlarda bitkinin sürgünlerinde köklerinden daha fazla nikelin biriktirdiği tespit edilmiştir. Nikelin çoğunlukla yaprakların trichome ve stoma bekçi hücrelerinde yoğunlaştığı tespit edilmiştir. Yaprakların trichome yoğunluğunun azalmış ve Ni seviyesindeki artışla trichome yapısında bazı morfolojik değişiklikler gözlemlenmiştir (Babaoğlu Aydaş vd. 2013).

Yan vd. (2018) tarafından, alüminyum toksisitesini hafifletmek amacıyla bitkilerin normal büyüme ihtiyaını karşılayacak kadar B ilavesi üzerine çalışma yrtlmştir. Çalışmada, kolza fidelerine 0.25, 25 ve 500 μM B ile $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ formunda 0 (-Al) ve 100 (+Al) μM Alüminyum zeltisi uygulanmıştır. Sonuçlar, Al stresinin 0.25 μM B ilavesinde kök uzaması ve kök aktivitesine ciddi şekilde engellediğini gösterirken, alüminyum metal stresine maruz kalan kolza fidelerinin biyokütlesinin normal (25 μM) ve aşır (500 μM) B uygulamasında geliştiğini göstermiştir. Ayrıca, normal ve aşır B uygulaması, Al toksisitesi altındaki köklerde ve yapraklarda Al birikimini azaltmıştır. Elde edilen bu sonuç hem normal hem de aşır B uygulamasının Al toksisitesini

hafifletebileceğini göstermiştir. Çalışmanın sonuçları ayrıca, kolza fidelerindeki Al toksisitesinin zararlı sonuçlarından kaçınmak için uygun B uygulamasının gerekli olduğunu göstermiştir.

Giansoldati vd. (2012) tarafından yapılan çalışmada, bor ile kirlenmiş sedimentler üzerinde yetiştirilen Brassica bitkilerine farklı gübreleme uygulamalarının etkileri değerlendirilmiştir. Laboratuvarında yapılan çalışmalarda 35 günlük bir süre boyunca beş farklı gübreleme testi yapılmıştır Lizimetre ölçeğinde, azot gübrelemesinin üç farklı dozu test edilmiş ve bitkilerin vejetatif fazın sonuna kadar (70 gün) büyümesine izin verilmiştir. Sonuçlar, azot uygulamasının bit ki biyokütle üretimini etkili bir şekilde artırdığını, ancak B alımını etkilemediğini göstermiştir. En yüksek azot dozu uygulandığında, toplam fitoekstrakte edilen B miktarı üç kat artmıştır.

Bakır alımı ve birikiminin yanı sıra piren dağılımı ile birlikte *Brassica juncea*'nın gelişimi üzerine 50 ve 100 mg/kg bakır veya 250 ve 500 mg/kg piren etkisi ile bakır ve pirenin birleşik etkisini araştırmak amaçlı serada bir çalışma yürütülmüştür. Sonuçlar, sürgün ve kök kuru maddesinde bakır-piren birlikte kirliliğinin negatif etkisi olduğunu ve bakır fitoekstraksiyonunu engellediğini göstermiştir. Bakırın varlığı, ekili toprakta kalıntı pireni artırma eğilimi göstermiştir, ancak 100mg/kg Cu yüksek konsantrasyonunun varlığı topraktaki kalıntı piren (polisiklik bir hidrakerbon) konsantrasyonunu ekili olmayan topraktakilere benzer olduğu tespit edilmiştir. Çalışmada, bakır ve pirenin ile kirlenmiş alanlarda *B. juncea* tarafından Cu fitoekstraksiyonunun engellenmesi ve pirenin parçalanması, çok sayıda kirletici içeren alanlarda fitoremediasyonun varlığını sürdürmesini azaltabileceği belirtilmiştir (Chigbo vd. 2013).

Brassica juncea'nın hidroponik ortamda Cd, Pb ve Zn ağır metal alım potansiyelini belirlenmesine yönelik bir çalışma yürütülmüştür. 21 gün boyunca Steinberg çözeltilisinde 0, 5, 10, 20 ve 50 µg/mL olmak üzere çeşitli konsantrasyonlarda kadmiyum (Cd), kurşun (Pb) ve çinko (Zn) alımı araştırılmıştır. 21 gün sonra, bitkiler hasat edilmiş, kurutulmuş ve kök ile sürgün biyokütlesi tartılmıştır. *Brassica juncea*'nın biyoakümülyasyon katsayısını belirlemek amacıyla her bir metal alımı için kök ve sürgün

üzerinde çalışılmıştır. Sonuçlar ağır metalin köklerde sürgünlerden daha fazla biriktiğini göstermiştir. Bitkiler Cd veya Pb'un yüksek konsantrasyonuna 50 µg/mL maruz bırakıldığı zaman, metaller sırasıyla kökteki dokuda ortalama 18.42 mg/g ve 12.27 mg/g; sürgünlerdeki dokuda ise sırasıyla 3.35 mg/g ve 2.48 mg/g olduğu tespit edilmiştir. Bitki 50 µg/mL çinkoya maruz bırakıldığı zaman, ortalama çinko konsantrasyonu, kökte ve sürgünde sırasıyla 26.52 mg/g ve 2.59 mg/g olduğu bulunmuştur. *Brassica juncea*'nın hidroponik ortamda 50 µg/mL kadar maksimum konsantrasyonda Cd, Pb ve Zn ağır metallerini yüksek iyileştirme potansiyelinin olduğu sonucuna varılmıştır (Anamika vd. 2009).

Ariyakanon ve Winaipanich (2006) tarafından, *Bidens alba* (L.) DC. var. *radiata* ve *Brassica juncea* (L.) Czern bitkileri tarafından topraktan bakırın uzaklaştırılması etkinliği incelenmiştir. Her iki bitki, deney saksılarına aktarılmadan önce 15 gün boyunca büyütülmüştür. 0, 50, 100, 150 ve 200 mg/kg Cu olmak üzere her bir deney saksısındaki toprağa bakır sülfat ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) çözeltisi eklenmiştir. Bitkilerin büyüme aşamaları gözlemlenmiş ve 65 gün sonra hasat edilmiştir. Köklerdeki ve sürgünlerdeki bakır birikimi analiz edilmiştir. Elde edilen sonuçlar, 150 mg/kg Cu içeren deney saksında *Brassica juncea* (L.) Czern kuru ağırlığında maksimum bakır konsantrasyonu 3.771 mg/kg ve *Bidens alba* (L.) DC. Var. *radiata*'nın kuru ağırlığında maksimum bakır konsantrasyonu 879 mg/kg olduğu tespit edilmiştir. Her iki türdeki bakır birikimi ve topraktaki bakır konsantrasyonu %95 güven seviyesinde önemli ölçüde farklı bulunmuştur. İstatiksel analizler, 0 ve 50 mg Cu eklendiğinde, *Brassica juncea* (L.)'nın sürgünleri ve kökleri arasındaki bakır birikimlerinin önemli bir farklılık olmadığını göstermiştir. Bununla birlikte, 100, 150 ve 200 mg/kg Cu içeren deneme saksılarında, köklerdeki bakır konsantrasyonu sürgünlerden daha fazla olduğu belirlenmiştir. *Bidens alba* (L.) DC var. *radiata* bitkisi için, bakır birikimi her bakır bileşiminde köklerde sürgünlerden daha yüksek olduğu tespit edilmiştir.

Brassica juncea Cd fitoremediasyon yeteneğinin araştırıldığı çalışmada, 21 gün boyunca laboratuvarında 25, 50, 100, 200 ve 400 mg/kg CdCl_2 uygulanmış ve kök, sürgün ile yaprak dokularındaki Cd konsantrasyonları atomik absorpsiyon spektroskopisi ile tahmin edilmiştir. Bitki 400 mg/kg kadar yük miktarda Cd tolerans göstermiştir, ancak

kök ve sürgün uzunluğu, doku biyokütlesi, yaprak klorofili ve karotenoid içeriğinde genel bir düşü eğilimi olmuştur. Bitkilerin tolerans indeksi değişken olarak hem kök hem de sürgün uzunluğu alınarak hesaplanmıştır. Cd toksisitesine maksimum tolerans sürgünde %87.4 ve kökte %89.6 ile 25 mg/kg Cd dozunda gözlenmiştir, dozun artmasıyla aşamalı olarak bu değer azalmıştır. 21 günlük uygulamadan sonra, kuru ağırlık olarak en yüksek sürgünde 10791 µg/g kökte ise 9602 µg/g Cd birikimi 200mg/kg Cd uygulamasında ve yaprakta maksimum Cd birikimi kuru ağırlık olarak 10071.6 µg/g Cd birikimi 100mg/kg Cd'da elde edilmiştir (Goswami ve Das 2015).

İngiltere'de normal iklim koşulları altında, *Brassica juncea* ve *Festuca arundinacea* tarafından topraktaki çinkonun ıslahında polisiklik bir hidrakerbonun (piren) etkisi incelenmiştir. Kontrol uygulaması ile karşılaştırıldığında, çinko her iki türün varlığında karışık kirlenici topraklardan etkili bir şekilde uzaklaştırılmıştır. Her iki türde pirenin varlığında bitki dokularında çinko biriktirmiş, ancak *B. juncea*'nın büyümesi, çinko ve pirenin kombinasyonu sağlandığında önemli ölçüde azalmıştır. Çinko ağırlıklı olarak *F. arundinacea*'nın kök dokularıyla ilişkilendirilirken, *B. juncea* sürgün dokularında daha yüksek konsantrasyonları içerdiği tespit edilmiştir (Batty ve Anslow 2008).

Bluskov vd. (2005) tarafından, *B. juncea* bitkisinin Cr bağlama ve birikimi içeren mekanizmaların araştırılmasına yönelik bir çalışma yürütülmüştür. Bu çalışma kapsamında, bitkiler Cr (III ve VI) 100 mg/kg uygulanan nemli veya havada kurutulmuş topraklarda sera koşulları altında yetiştirilmiştir. Bitkide ağırlıklı olarak köklerde Cr'u yoğunlaştığı tespit edilmiştir. *B. juncea* bitkisi Cr (III) uygulanan topraktan ortalama 48 µg Cr ve Cr (IV) uygulanan topraktan 58 µg Cr uzaklaştırdığı belirlenmiştir. Cr alımının toprakların nem yapısından etkilenmediği bulunmuştur. Sonuçlar, *B. juncea*'nın daha toksik Cr(IV) detoksifiye etme yeteneği gösterdiğinden, fitostabilizasyon için bu bitkinin potansiyel aday bir bitki olduğunu göstermiştir.

Alyssum lesbiacum bitkisinde, Ni toleransı, birikimi ve translokasyon modellerinde populasyon arası varyasyonu araştırmak amacıyla hidroponik bir deneme yürütülmüştür. Hidroponik ve doğal koşullar arasındaki herhangi potansiyel ilişkiyi incelemek amacıyla, *in vitro* koşullar toprak biyoyararlılığı ve yaprak Ni

konsantrasyonu gibi saha verileriyle karşılaştırılmıştır. *A. lesbiacum*'un mevcut dört ana popülasyonundan tohumlar, 0-250 $\mu\text{mol/L}$ NiSO_4 arasındaki katlanarak artan Ni konsantrasyonları ile çözelti kültürlerinde fidelerin yetiştiriciliğinde kullanılmıştır. Sürgün ve köklerin Ni birikimi ve toleransı, her popülasyon için başlangıç tohum Ni konsantrasyonları ile birlikte ölçülmüştür. Kontrol çözeltisinde büyüyen fidelerin kök veya sürgün uzunluklarının, NiSO_4 çözeltilerinde büyüyen fidelerin kök veya sürgün uzunluğuna oranı tolerans indeksi olarak kullanılmıştır. Kullanılan metal konsantrasyonları aralığı için *A. lesbiacum* Ni toleransı, birikimi ve translokasyon modellerinde popülasyon arasındaki farklılıklar önemli bulunmuştur. Başlangıçtaki tohum Ni konsantrasyonları sürgün Ni birikimi ile pozitif ilişkili bulunmuştur. Sonuç olarak Ni hiperakümülatörü *A. lesbiacum*'da Ni toleransı ve birikim modellerinde popülasyonlar arası varyasyon vurgulanmış ve fitoremediasyon etkinliğinin artırılması ile metal hiperakümülatör türlerin seçiminde popülasyon seviyesinin de dikkate alınması gerektiği ortaya konmuştur (Adamidis vd. 2014).

Ghaderian vd. (2007) tarafından, batı ve kuzey batı İran'ın ultramafiklerinden topraklarda ve *Alyssum* türlerinde Ni, Cr, Mn, Fe, Mg ve Ca analizleri yapılmıştır. Çalışma sırasında, yedi *Alyssum* türü toplanmıştır. Yapraktaki kuru madde analizinin sonucuna göre *Alyssum bracteatum* 2300 mg/g Ni içerdiği tespit edilmiştir. Analiz edilen diğer türler ise Ni ve diğer elementler açısından daha düşük konsantrasyonları içerdiği tespit edilmiştir. *A. bracteatum* İran'a endemik bir tür olup, incelenen bu türler içerisinde bildirilen ilk Ni hiperakümülatör bitkidir.

2.7 Bor Toksisitesi ve Fitoremediasyon Çalışmaları

Güneş vd. (2000a) tarafından, sera koşullarında DK 743, Sele, Helix, Furio, Missouri, Betor, Riogrande ve Poker mısır çeşitlerinin bor toksisitesine duyarlılıklarını belirlemek amacıyla toprağa 0, 10 ve 30 mg/kg H_3BO_3 uygulanmıştır. Yaş ve kuru ağılık açısından değerlendirilen mısır çeşitleri arasında Helix bor toksisitesine en yüksek toleransı göstermiş, Betor ise son sırada yer almıştır. Çeşitler arasındaki farklılık önemli bulunmuştur.

İki ayrı sera denemesinde sekiz mısır uygulanan fosfor (P) ve borun (B), P ve B konsantrasyonu ve alımı ile büyüme üzerindeki artan seviyelerinin etkisi incelenmiştir. Deneme I'de 0, 50 ve 100 mg/kg fosfor, Deneme II'de ise 0, 10 ve 30 mg/kg seviyelerinde B uygulanmıştır. Bor uygulaması tüm genotiplerde B konsantrasyonunun ve alımını arttırması ve P konsantrasyon ve alımının azalması ile sonuçlanmıştır. Tüm genotiplerin kuru ağırlığı B uygulaması ile azalmıştır. Tüm genotiplerin kuru ağırlığı P uygulaması ile artmıştır. Bununla birlikte, uygulanan P B konsantrasyonunu ve alımını azaltmış ve genotiplerin P konsantrasyon ve alımını arttırmıştır. Tüm genotiplerin kuru ağırlığı P uygulaması ile artmıştır. Sonuçlar, fosforun varlığından ziyade yokluğundan borun daha toksik olduğunu göstermiştir. Bor toksisitesinin, yarı kurak alanlardaki kireçli topraklara P uygulaması ile hafifletebileceğini göstermektedir (Günes ve Alpaslan 2000).

Babaoğlu vd. (2004) tarafından, Kırka/Eskişehir'de aktif bor madeninin olduğu alanda bor hiperakümüle eden bitki türlerini belirlemeye yönelik bir çalışma yürütülmüştür. Bor maden alanında en yüksek bor içeren kısımda *Gypsophila sphaerocephala* Fenzl ex Tchihat. var. *sphaerocephala* (Caryophyllaceae), *Puccinellia distans* (Jacq.) Parl. subsp. *distans* (Gramineae), *Elymus elongatus* (Host) Runemark subsp. *turcicus* (McGuire) Melderis (Gramineae) ve *Gypsophila perfoliata* L. (Caryophyllaceae), olmak üzere dört bitki türü belirlenmiştir. Toprakta bulunun yüksek dozdeki 8900 mg/kg B ve topraktaki mevcut 277 mg/kg B konsantrasyonu altında dört türde başarılı bir şekilde yetişmiştir. *Gypsophila sphaerocephala* yaprak ve tohumlarında çalışılan diğer türlere göre önemli ölçüde daha yüksek B konsantrasyonlarını içerdiği tespit edilmiştir. *Gypsophila sphaerocephala* bitkisi aşırı derecede B ile kirlenmiş topraklarda yetişmesinin yanı sıra olağanüstü derecede yüksek B konsantrasyonları da biriktirebildiği ortaya çıkmıştır.

Brassica rapa'da yüksek bor konsantrasyonuna tolerans, kökler tarafından düşük bor alımı ile ilişkilendirilmiştir. Toleranslı iki genotipte bor alımının %39-43'ü yapraklardadır. Bora hassas olan genotipte, bor alımında artışın %99'u yapraklarda, özellikle yaprak kenarlarında biriktirilen topraktan kaynaklı yüksek bor neden olmuştur. Bununla birlikte, iki toleranslı genotipte, bor alımının %39-43'ü yapraklarda bor

birikimi sınırlı olan kazık kökte tutulmuş ve bor toleransına da katkıda bulunmuştur. Hassas genotipte, bor alımında artışın %99'u yapraklarda, özellikle yaprak kenarlarında biriktirilen yüksek toprak boru tarafından neden olur. Yapraklardaki yüksek bor konsantrasyonuna rağmen, toleranslı genotiplerde fotosentez, transpirasyon ve büyüme oranları neredeyse hiç etkilenmemiştir. Elde edilen sonuçlar, *Brassica rapa*'da bor toleransı kök seviyesinde boru çıkarma, yapraklardan borun parçalara ayrılması ve yaprak dokusunda bor toleransı şeklinde gerçekleşmiş olup özellikler yaprak dokusunda meydana gelen bor toleransı yapraklarda bor birikiminin bulunduğunu göstermektedir (Kaur vd. 2006a).

Torun vd. (2006) tarafından, 70 adet makarnalık buğday (*Triticum durum*) genotipleri kullanılarak toprakta bor toksisite toleransına karşı bir sera denemesi yapılmıştır. 0 ve 25 mg/kg olmak üzere iki farklı bor dozu uygulanmıştır. Yaprak semptomlarının şiddetine göre bor toksisitesine toleransta büyük bir genotipik varyasyon olduğu ve B toksisitesinin neden olduğu kuru madde miktarında azalmalar meydana geldiği tespit edilmiştir.

Robinson vd. (2007), bir lizimetre denemesi ile B ile kirlenmiş odun atıkları üzerine saha denemesi kurularak, B fitoyönetimi için hibrit kavak (*Populus sp.*) potansiyeli araştırılmıştır. Her iki çalışmada da kavakların odun atığından su kaybı artmış, B sızması azalmış ve ağaçlarda bor birikmiştir. 30 mg/kg B içeren substratta yetiştirildiği zaman, kavak yaprakları 845 mg/kg ortalama B konsantrasyonuna sahipken, gövdeleri 21 mg/kg B içerir. Yaprak bor konsantrasyonları yaprak yaşı ile doğrusal olarak artmıştır. Dekompozisyon denemesinde, dökülen yapraklar kış ayları boyunca B'un %14'ünü serbest bıraktığını ortaya çıkmıştır. Gübreleme uygulaması yaprak B konsantrasyonlarını azaltmadan ağaç gelişimini arttırmıştır. Kirlenmiş bir alanda ağaçların birbirini takip eden sırasını hasat etmek, B uzaklaştırırken alandan sızmayı azaltır. Hasat edilen bitki materyali, biyoenerji ya da B eksikliği olan toprakların ıslahını sağlayabileceği ileri sürülmüştür.

Aydın ve Çakır (2009) bu araştırmada, bor ile kirlenmiş toprağın fitoremediasyonu için yabani ot türlerinin uygulanmasını araştırmayı amaçlamıştır. *Cynodon dactylon* L. Pers.,

Cyperus rotundus L., *Sorghum halepense* L. Pers., *Chenopodium album* L., *Amaranthus retroflexus* L., ve *Echinochloa Cruss-gali* L. yaygın yabani otlarının gelişimi ve B alımı üzerine artan bor (B) uygulamasının etkisi üzerine bir sera denemesi yürütülmüştür. Borun 0, 10, 20 ve 30 mg/kg dört düzeyi altı yabani türe uygulanmıştır. Sonuçlar, türlerin sürgün ve kök kuru ağırlığının artan uygulaması ile azaldığını göstermektedir. *C. dactylon* Pers., *C. rotundus* ve *S. halepense*, gibi rizomlara sahip türler, *E. cruss-gali*, *C. album* ve *A. retroflexus* tohumlarından yetiştirilen türlere göre B toksisitesine daha toleranslıdır. Sürgünler köklerden daha yüksek B konsantrasyonu içerdiği tespit edilmiştir. Yabani ot türlerinin bor içeriği oldukça farklıdır ve B uygulamalarından etkilenmiştir.

Kavaklar yüksek B konsantrasyonları biriktirdiğinden, B ile kirlenmiş toprakların fitoyönetimi için kullanılır. Bu çalışmada, *Populus nigra x euramericana* H₃BO₃ olarak 13- 280 mg/kg arasında değişen B konsantrasyonları ile bir substrat üzerinde yetiştirildiği saksı denemeleri yürütülmüştür. *Salix viminalis*, *Brassica juncea* ve *Lupinus albus* aynı koşullar altında yetiştirilmiştir. Kavak 93 mg/kg'a kadar topraktaki uygulama düzeylerinden etkilenmemiştir. Büyüme 168 ve 280 mg/kg düzeylerinde kademeli olarak azalmıştır. Diğer türlerin hiçbiri bu B substratı düzeylerinde hayatta kalmamıştır. 900 mg/kg altındaki yaprak bor konsantrasyonlarında, sadece kavak yaprağı alanının %10'u toksisite belirtileri göstermiştir. Nötron radyografisi klorotik yaprak dokularının 1000-2000 mg/kg B konsantrasyonuna sahip olduğunu, nekrotik dokularda ise 200 mg/kg'ın üzerinde olduğunu ortaya çıkarmıştır. Ortalama B konsantrasyonları yapraklarda 3500 mg/kg'a kadar bulunurken, yapraklardaki lekeler >7000 mg/kg konsantrasyona görülmektedir. Bu durum yaprak dokusunda B birikimini nekroz başlangıcından sonra da devam ettiğini göstermektedir. *P. nigra x euramericana*'nın B biriktirme yeteneği, canlı dokudaki B hipertoleransı ve ölü yaprak dokusundaki depolanması ile ilişkili olduğu bulunmuştur (Rees vd. 2011).

Böcük ve Türe (2014), B rezerv alanları bitki-çevre/ortam ilişkileri, B ile kirlenmiş ortamların fitoremediasyon olasılıkları üzerine bir çalışma yapılması amaçlanmıştır. Saha çalışmaları Türkiye'nin dört farklı ilinde yedi farklı açık B madeni alanları ve ortamlarında yürütülmüştür. Toprak ve bitkilerin kimyasal analizleri sonucunda, 11

yabani bitki ve potansiyel fitoremediatör bitki türleri belirlenmiş olup bunların ikisi sucul, dokuzu ise karasaldır. Türlerin bazıları halofitlerdir. *Gypsophila perfoliata* subsp. *perfoliata* (*Caryophyllaceae*) ve *Puccinella distans* subsp. *distans* (*Poaceae*) hem en büyük toleransı hem de B birikim oranlarını göstermiştir.

Ana bor kaynağı olan Lluta Nehri'nin hidrotermal su kaynaklarının kıyılarında kendiliğinden yetişen, yerel bitki türü olan *Puccinellia frigida*'nın fitoremediasyon potansiyelinin değerlendirilmesi amaçlanan çalışmada, *P. frigida* bitkisinin toprak (>4000 mg/kg) ve sürgünlerde (>4900 mg/kg kuru ağırlık) bulunan mevcut bora oldukça yüksek seviyelerde toleransı olduğu bulunmuştur. *P. frigida* çalışma alanında bor akümülatörü olarak işlev görmektedir. Bu yüzden *P. frigida*'nın bilinen bora en dayanıklı türlerden biri olduğu ve bor fitoekstraksiyon amacıyla ya da kirlilik fitoyönetim stratejileri için potansiyele sahip olduğu ifade edilmektedir (Ramila vd. 2015).

Sera koşullarında 57 farklı *Triticum spelta* genotipinin bor toksisitesine karşı dayanıklılığı üzerine bir çalışma yürütülmüştür. 0, 25 ve 50 mg/kg B olmak üzere üç farklı bor dozu uygulanmıştır. Çalışmadan elde edilen sonuçlarda *Triticum spelta* genotiplerinin bir kısmında verimde azalmalar meydana gelirken bir kısmında artış olduğu tespit edilmiştir. 50 mg/kg bor dozu uygulanıp verimde azalmalar görülen genotipler sırasıyla SP 912 (%27,79), SP 200 (%27.02) ve SP 913 (%20.7) iken; verimde artış görülen genotipler sırasıyla SP 674 (%22.56), SP 705 (%21.54) ve SP 475 (%18.2)'dir. Bor uygulanan bitkilerde kuru madde miktarında artış gözlemlenenlerin yeşil akşamında daha az bor içerdiği tespit edilmiştir. Ayrıca, aynı türün çeşitleri arasında bor toksisitesine duyarlılık açısından farklılık olduğu belirtilmiştir (Gence 2015).

Çıtır Kasım (2017) tarafından yapılan çalışmada, yapay sulak alanlarda kavak (*Populus*) ve söğüt (*Salix*) türlerinin boru uzaklaştırma performansı araştırılmıştır. *P.nigra* ve *S.anatolica* yapay sulak alanlarda en yüksek bor uzaklaştırma kapasitesine sahipken, *S.alba*, *P.alba* ve *S.babylonica* yüksek fitostabilizasyon performansı gösterdiği tespit edilmiştir.

Işık (2017) tarafından yapılan çalışmada, Royal sanayi tipi patates çeşidi bitkilerine 0, 0.2, 1, 5 ve 10 mg/kg B olmak üzere beş farklı bor dozu uygulanmış ve bitkinin yeşil aksam, kuru madde verimi, petiol bor dozları ile farklı petiol içerisindeki bor dozlarının dağılımı incelenmiştir. 10 mg/kg B dozunda patates bitkisinde toksik etki oluşturarak, veriminde azalmalar meydana geldiği tespit edilmiştir.

Kırmızı biberin (*Capsicum annuum* L.) verim ve bitkisel özelliklerine bor toksisitesinin etkisini belirlemek amacıyla, dört farklı bor dozu olan 0, 25, 50 ve mg/L bor içeren sulama suyu ile bitkiler sulanmıştır. Bor dozlarındaki artış ile birlikte, kırmızı biber bitkisinde yaş ve kuru verim, verim randımanı, meyve sayısı, kök boyu, bitki boyu, gövde kök ve yaprak yaş ve kuru ağırlıkları azalmıştır. Ayrıca bitki bor toksisitesine karşı yapraklarda sararma belirtileri göstermiştir (Akıncı 2006).

Domates bitkisinde (*Lycopersicon esculentum* Mill., cv. 'Lale') dört farklı düzeyde olmak üzere 0,5,10 ve 20 mg/kg B ve üç farklı düzeyde olmak üzere 0, 10 ve 20 mg/kg Zn içeren bir sera denemesi yürütülmüştür. Bor toksisitesinin semptomları 10 ile 20 mg/kg B düzeylerinde ortaya çıkmıştır. Bu semptomları Zn uygulamasının yapıldığı bitki gelişimlerinde kısmen hafiflemiştir. Taze ve kuru bitki ağırlıkları B uygulaması ile azalmıştır. Bununla birlikte, Zn uygulaması borun büyüme üzerindeki engelleyici etkisini azaltmıştır. Borun artan düzeyleri Zn uygulamasının yokluğunda büyük ölçüde bitki dokularında bor konsantrasyonlarını artırmıştır. Hem Zn hem de B uygulamaları bitkilerin Zn konsantrasyonlarını artırmıştır (Güneş vd. 2000b).

Bor uygulamasının Gerek-79, Bezostaya, Kırac, Bobal-2973 olmak üzere dört ekmeklik buğday (*Triticum aestivum* L.) ile Kızıltan-91 ve Çakmak-79 olmak üzere iki makarnalık (*Triticum durum* L.) buğday çeşitlerinde gelişme ve toprak üstü aksamda bor dağılımının etkisini belirlemeye yönelik bir sera çalışması yürütülmüştür. Denemede topraklara 0, 1 ve 10 mg/kg borik asit (H_3BO_3) formunda bor uygulanmıştır. Çeşitlerin bor uygulamalarına tepkileri farklı olmuştur. Buna göre, makarnalık çeşitler bor uygulamasından ekmeklik çeşitlere göre daha çok etkilenmiş ve makarnalık çeşitlerde kuru ağırlığı azaltmıştır. Bor uygulanan ve bor uygulanmayan, tüm buğday çeşitlerinde en fazla bor yaşlı yapraklarda ve yaprak ucunda tespit edilmiştir. Çeşitlerin

bora olan tepkilerinin farklı olmasından dolayı, toprağa uygulanan borun toprak üstü bitki, yaprak ve ucu alınan yaprağın kalan kısmında belirlenen bor konsantrasyonuna göre farklılıklar ortaya çıkmıştır (Taban ve Erdal, 2000).

Palta ve Gezgin (2011) tarafından, 13 adet at dişi melez mısır çeşidinin B toksisitesine duyarlılıklarının incelenmesi amacıyla sera koşullarında B0 (Kontrol), B1 (0.625 mg/kg B), B2 (1.25 mg/kg B), B3 (2.5 mg/kg B), B4 (5 mg/kg B), B5 (10 mg/kg B) ve B6 (40 mg/kg B) seviyelerinde H₃BO₃ formunda saksılara bor uygulanmıştır. Çalışmada mısır çeşitlerinin B toksisitesine olan hassasiyetlerini tespit etmek için bitki kuru ağırlığı ile bitkilerin B konsantrasyonları ve B içerikleri arasındaki ilişkileri incelenmiştir. Genotipler arasında önemli farklılık bulunan çalışmada yüksek bor konsantrasyonuna hassasiyetleri düşük olan çeşitler yüksek olan çeşitler ile karşılaştırıldığında daha fazla miktarda B içerdikleri tespit edilmiştir.

Kanola bitkisinde (*Brassica napus* L.) bor toksisitesinin hafifletilmesi için azotun etkisini incelemek amacıyla sera koşullarındaki kireçli toprak kullanılarak bir saksı denemesi kurulmuştur. Denemede borik asit formunda 0, 2.5, 5, 10, 20 ve 40 mg/kg B olacak şekilde 6 farklı B konsantrasyonu ile üre formunda 0, 75, 150 ve 300 mg/kg N olmak üzere 4 farklı azot konsantrasyonu üç tekerrürlü tam tesadüfi deneme desenine göre oluşturulmuştur. Bor (B) uygulaması verimi önemli ölçüde azaltırken, N ilavesi B takviyelerinin neden olduğu büyümeyi durdurma etkilerini hafifletmiştir. B konsantrasyonu B ilavesi ile artmıştır. Bununla birlikte, sürgündeki bor konsantrasyonu artan N seviyeleri ile azalmıştır. Artan N ve B oranları N konsantrasyonunu artırmıştır. Toprağa uygulanan bor prolin konsantrasyonunu artırmıştır. Ancak N arzı azalmıştır. Genellikle B uygulaması potasyum (K):B ve kalsiyum (Ca):B oranlarını, klorofil konsantrasyonlarını azaltmış, N uygulaması ise bunları artırmıştır. Bu çalışmada, bordan etkilenen topraklarda yetişen kanola bitkisinin B toksisitesinin kontrolünde N gübrelemesinin etkili bir şekilde kullanılabileceği sonucuna varılmıştır (Koohkan ve Maftoun 2016).

Güneş vd. (2003) tarafından yapılan çalışmada, sera koşullarında Yuvarlak Çekirdeksiz dört farklı anaç (5BB, 1103 P, 16-13C, 140 Ru) üzerine Kalecik Karası, üç farklı anaç

(41B, 1103 P, 5BB) üzerine ve Cabernet Sauvignon, iki farklı anaç (41B, 5BB) üzerine aşılı üzüm çeşitleri ile dokuz asma anacına (16-13 C, Rup du Lot, Harmony, 5BB, 110R, 5C, 16-16 C, 161-49 C 1103P) Na, Cl ve B, alımları farklı iki deneme ile yürütülmüştür. Bor çalışması kapsamında, borik asit formunda 0 ve 30 mg/kg B ve aşılı çeşitlerin karşılaştırıldığı deneme için ise yine borik asit formunda 0 ve 40 mg/kg B uygulamalarının etkileri araştırılmıştır. B konsantrasyonları açısından, anaçlar ile çeşit/anaç kombinasyonları arasında önemli farklılıklar tespit edilmiştir. Diğer anaçlara göre 5 C ve 161-49 C anaçlarının daha toleranslı olduğu belirlenmiştir. Çeşitlerden Kalecik Karası için 41 B, Cabernet Sauvignon için 1103 P ve Yuvarlak Çekirdeksiz için ise 1103 P ve 5BB anaçları üzerine aşılı bitkilerin daha az bor içerdikleri ve çeşitlerin söz konusu kullanılan anaçlar ile bora karşı toleranslarını olumlu yönde etkiledikleri tespit edilmiştir.

Domates ve biber bitkilerinin bitki büyümesi, prolin birikimi, membran geçirgenliği, nitrat redüktaz aktivitesi (NRA) ve mineral besin etkileşimleri üzerine 0,0.5,5,50 mg/kg artan B seviyelerinin etkileri sera koşullarında incelenmiştir. Artan bor seviyesi bitkilerin B içeriğini artırmıştır. Bor toksisite belirtileri 5 ve 50 mg/kg B seviyelerinde meydana gelmiştir. Bitkilerin taze ve kuru ağırlıklarının 50 mg/kg B uygulandığında açıkça azaldığı tespit edilmiştir (Eraslan vd. 2007).

B toksisitesine farklı duyarlılığa sahip iki domates genotipinin (cv. Kosaco ve cv. Josefina) yapraklarında abiyotik stresin farklı belirtilerinin zamanla B toksisitesini (0.5 ve 2 mM B) nasıl etkilediğine ilişkin bir çalışma yürütülmüştür. 0.5 ve 2 mM B uygulaması kapsamında, domates bitkileri biyokütle ve yaprak alanı kaybı göstermiştir. Aynı zamanda her iki çeşidin yapraklarında, B konsantrasyonu denemenin ilk gününden itibaren hızla artmıştır. Ortamdaki aşırı B bakımından Josefina çeşidinin Kosaco çeşidine göre daha hassas olduğu bildirilmiştir (Cervilla vd. 2012).

Yüksek borda yetiştirilen domates bitkilerinin (*Lycopersicon esculentum* cv. Target F₁) büyüme ve verimi üzerine ilave fosforun tamamlayıcı etkisi araştırılmıştır. Elde edilen sonuçlar, yüksek B miktarının kuru madde, meyve verimi ve klorofil içeriğini azalttığını göstermiştir. Yüksek B konsantrasyonuna, 0.5 ve 1 mM P ilavesi, sadece yüksek B

uygulaması ile karşılaştırıldığında bitki kuru maddesi, meyve verimi ve klorofil içeriğini arttırdığı belirlenmiştir. Kontrol uygulaması ile dışardan uygulanan en yüksek B dozu uygulaması karşılaştırıldığında yapraklarda ve köklerde B konsantrasyonu artmıştır. Ca, P ve K konsantrasyonları, yüksek B’da yetişen bitkilerin yaprakları ile kontrol bitkileri karşılaştırıldığında önemli derecede daha düşük olduğu tespit edilmiştir. Elde edilen sonuçlar, domates bitkilerinin meyve verimi ve büyüme üzerindeki yüksek B’un olumsuz etkilerinin P ilavesi ile azaltılabileceğini göstermiştir (Kaya vd. 2009).

Huang vd. (2014) tarafından, bora (B) toleransı farklı olan “Huegan” (*Citrus sinensis*) ve “Sour pummelo” (*Citrus grandis*) fideleri, 15 hafta boyunca 10 (kontrol) ve 400 (toksik B) μM H_3BO_3 içeren besin çözeltisi ile sulanmıştır. Daha sonra, yaprak fotosentezi, klorofil, bitki B absorpsiyonu ve dağılımı ile kök ve yaprak anatomisi üzerindeki B toksisite etkileri Citrus bitkilerinin muhtemel B tolerans mekanizmasını aydınlatmak amacıyla incelenmiştir. Tipik toksik belirtileri, bora hassas olan *C. grandis* yapraklarında meydana gelmiş ve sadece bu türün fotosentez miktarını ve klorofil seviyesini etkilemiştir. Sonuç olarak, *C. sinensis* türünün, *C. grandis* türüne göre B toksisitesine daha toleranslı olduğu belirlenmiştir.

Klorlu tuz, B ve Se artan seviyelerini içeren sentetik tarımsal atık suları ile sulanmış sekiz hibrit kavak (*Populus*) klonlarında bor (B) ve selenyum (Se) birikimini araştırmak amacıyla kum kültürü çalışması yürütülmüştür. Elektriksel iletkenlik (EC) 1.5-15 dS/m, B seviyeleri 1-5 mg/L ve Se seviyeleri 100-500 $\mu\text{g/L}$ arasında değişmiştir. Ağacın tüm kısımları ile karşılaştırıldığında, yaprakların hasat sırasında en yüksek B ve Se konsantrasyonlarını biriktirdikleri tespit edilmiştir. Elde edilen sonuçlar, toplanmış yaprak B konsantrasyonlarının EC seviyeleri ile pozitif olarak ilişkilendirildiği ($r = 0.78$, $P < 0.001$) ve test edilen tüm B seviyelerinde tüm klonların yaprak kuru maddesi ile negatif ilişkili ($r = -0.53$, $P < 0.001$) olduğunu göstermiştir. Çalışmadaki verilere dayanarak, klon 49177 (*Populus trichocarpa* x *P. deltoides*), klonlar arasında test edilen parametreleri en iyi şekilde tolere ettiği ve en fazla miktarda B ve Se biriktirdiği tespit edilmiştir (Banuelos vd. 1999).

Puccinellia firigida, aşırı miktarda borla kirlenmiş alanlarda bor elementini hiper seviyede toplayan çok yıllık bir çim bitkisidir. Fitoremediasyon potansiyelinin araştırılması amacıyla kontrollü koşullar altında (hidroponik kültür) bor stresine tepkisi belirlenmiştir. Bu kapsamda, *P. firigida* bitkisinin çok çeşitli bor konsantrasyonlarında boru hiper akümüle ettiği tespit edilmiştir. Bu bitkinin, farklı toprak özelliklerine ve bor konsantrasyonlarına sahip olan yerlerde bor fitoremediasyon stratejileri için kullanılabileceği çalışma sonucu olarak önerilmiştir (Ramila vd. 2016).

Stiles vd. (2010) tarafından Eskişehir'in bor maden alanından toplanan iki bitki türünden, aşırı derecede bora (B) toleranslı *Puccinellia distans* bitkisinin fizyolojik özellikleri ile bora orta derecede toleranslı *Gypsophila arrostil* bitkisi karşılaştırılmıştır. Bor, bitkilere hidroponik olarak *G. arrostil* için 0.5-50 mg/L B ve *P. distans* için 0.5-2000 mg/L B arasında değişen B konsantrasyonlarında verilmiştir. Sonuçlara göre, *P. distans* bitkisi *G. arrostil*'e göre daha fazla tolerans göstermiştir. *G. arrostil* bitkisi 50 mg/L B konsantrasyonundan daha yüksek B konsantrasyonunda hayatta kalamazken, *P. distans* bitkisi 1250 mg/L B aşan B miktarından büyümesine devam etmiştir. 0.5 – 50 mg/L B arasında değişen bor miktarında, *P. distans* bitkisinin *G. arrostil* bitkisinden daha iyi bir şekilde tüm bitkideki B birikimini ve kökten sürgüne B taşınımını sınırladığı yapılan çalışma ile gösterilmiştir. *P. distans* bitkisi, kökten sürgüne B taşınımını sınırlayabileceği ve B konsantrasyonlarını tolere edebilmesi sayesinde B toleransı gösteren bir bitki olarak araştırmacılar tarafından önerilmiştir.

Su bitkileri, dolaylı uygulamalarla giderilemeyen kirleticilerin uzaklaştırılmasında oldukça etkindir. Su bitkileri arasında *Lemna gibba* L. ve *Lemna minor* L. bitkilerinin, ikincil atık sulardan borun uzaklaştırılması incelenmiştir. Bor alımındaki farklılıklar, seçilen sucul makrofitlerde görülmüştür. Bor suda düşük konsantrasyonda olmasına rağmen, *Lemna minor* L. ve *Lemna gibba* L. bitkilerinde biyoakümüle edilen konsantrasyonlar sırasıyla, 140 - 274 mg/g B 381-523 mg/g B arasındaki yüksek seviyelerde olmuştur. Bu sonuçlara göre, *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L. ile karşılaştırıldığında bor biriktirmeye daha yatkın olduğu ortaya çıkmıştır (Tatar ve Öbek 2014).

19 adet *Brassica rapa* genotipinin hidroponik denemesinde, 15-165 μM bor konsantrasyonu aralığında çalışılmış olup WWY Sarson çeşidi ile yerel 2 adet toleranslı genotip tanımlanabilmiştir. En toleranslı ve hassas genotipler 4.29 ve 54 mg/kg B miktarlarını içeren toprak denemesinde sürgün bor konsantrasyonlarına sahip olmuşlardır. Toprak denemesi, hidroponik denemenin sonuçlarını doğrulamıştır (Kaur vd. 2006b).

2.8 Humik Asit ile İlgili Çalışmalar

Humik madde uygulamaları toprak verimliliğinin sürdürülebilirliği, çevre kirliliğinin azaltılması, bitkisel üretimde verim, kalite ve ekonomik gelirin artırılması açısından önemlidir (Karaman vd. 2012).

Humik maddeler, topraklarda, sedimentlerde ve doğal sularda bulunan veya bunlardan ekstrakte edilen doğal olarak oluşan maddeler olarak ifade edilir. Bitki ve hayvan kalıntılarının ayrışması sonucu kimyasal ve biyolojik humikleşme sonucu oluşurlar. Humik maddeler tüm karasal ve sucul ortamlarda bulunur ve dünya yüzeyindeki organik madenin en bol bulunan formlarından birini oluştururlar (MacCarthy 2001).

Humik maddeler yüksek moleküler ağırlığa sahip genellikle renkleri sarıdan siyaha kadar değişebilen, bozulmaya dayanıklı, doğal olarak oluşan, biyojenik ve heterojen organik maddeler olarak tanımlanır (MacCarthy 2001). Baz ve asitlerdeki çözünürlüklerine göre humik maddeler, fulvik asit, humik asit, ve hümin olmak üzere üçe ayrılır (Akıncı 2011). Humik asit, asidik koşullar altında suda çözünemeyen, ancak yüksek pH değerlerinde çözünür hale gelebilen yapıdır (MacCarthy 2001). Büyük bir moleküler ağırlığa sahip olup, parçalanması uzun zaman alır. Bundan dolayı genellikle toprak uygulamalarında humik asitlerden yararlanır. Fulvik asit, tüm pH değerlerindeki sulu ortamda çözünür haldeki yapıdır ve humik asite göre daha küçük bir moleküler ağırlığa sahip olup, topraktaki kalıcılığı azdır ve kolay mikrobiyel bozunmaya uğrar (Akıncı 2011). Hümin ise, herhangi bir pH değerindeki (asidik ya da bazik) sulu ortamda çözünemeyen yapı olarak tanımlanır (MacCarthy 2001).

Humik maddeler toprakların katyon değişim kapasitelerini (KDK) artırarak, toprak verimliliğini yükseltir, topraktaki suyun buharlaşma hızını düşürür ve su tutma kapasitesini artırır. Negatif yüke sahip olan humik asitler katyonlarla bağ yapma ve tutma özellikleri sayesinde bitki kökleri tarafından kolayca emilme yeteneğine sahiptir. Kil minerallerinde oldukça fazla olan katyon değişim gücü sayesinde, toprakta bulunan gerekli tüm metaller humik asitlerle şelat oluşturabilmektedir (Akıncı 2011).

Humik asidin yapısında bulunan fonksiyonel gruplar sayesinde, metallerin bağlanması için bir rekabet ortamı oluşturarak, fonksiyonel grupların metal iyonlarıyla, metal oksitler, metal hidroksitlerle ve minerallerle metal organik stabil bileşikler oluşturmasını sağlar (Kerndorff ve Schnitzer 1980). Ortamdaki pH'nın artması veya metal konsantrasyonunun azalması ve humik asit konsantrasyonunun artması ile birlikte, metaller humik asite bağlanma eğilimi gösterir (Akıncı, 2011).

Bitkilerin beslenmesinde humik maddelerin doğrudan ve dolaylı olmak üzere rolleri vardır. Humik maddelerin bitki gelişimine doğrudan etkileri; bitkiler tarafından besin elementlerinin absorpsiyon metabolizmasını etkilemesi, genel bitki biyokütlesinin iyileştirilmesi, kök gelişimi ile ilgilidir. Dolaylı etkileri ise, topraktaki besin elementlerinin yararlılığının arttırması, topraklarının fiziksel özelliklerinin iyileştirmesi ve toprak sıkışmasının azalmasına yardımcı olmaktadır (Karaman vd. 2012). Özellikle kök büyümesindeki artış, genellikle sürgünlerden daha belirgin olmaktadır (Nardi vd. 2002).

Bitkinin kök sistemi humik asitte olduğu gibi negatif yüke sahip olduğundan, humik asite bağlanan mikro elementler ayrılarak kökteki hücre zarından bitkiye geçerler. Bu açıdan, humik asitler elementlerin topraktan bitkiye geçişi sırasında önemli bir ortam oluştururlar (Aydın ve Yeğenoğlu 2018). Humik asitler, bazik ortamda çözünme özelliklerinden dolayı, bitkinin ihtiyaç duyduğu besin elementleri, toprakta çözünmeyen metal iyonları oksit ve hidroksitleri çözünebilir şekilde bağlanmasını sağlayarak bitkiye yararlı hale getirir (Akıncı 2017). Geniş bir pH aralığında tampon özelliği gösteren humik maddeler, özellikle dar bir pH aralığında yetişen bitkiler için önem arz eder. Toprak pH'sını nötralize etme özelliği olan humik maddeler, topraktaki pH nötralize

olduğunda toprakta bağlı olan ve bitki kökleri tarafından alınamayan birçok iz elementin alınabilmesini sağlamaktadır.

Ayrıca, humik asit toprağı zararlı kirletici ve toksik maddelerden temizlenmesine yardımcı olur. Toprakta var olan zehirlerin, sanayi atıkların ve zararlı kimyasal maddelerin, radyoaktif maddelerin, kurşun, civa, kadmiyum gibi ağır metallerin bitki tarafından emilimlerini önleyerek zamanla dibe çökmeleri sonucu toprağı temizler (Aydın ve Yeğenoğlu 2018). Toprağı organik maddelerin ilavesi ile bor toksisite zararının önüne geçilebileceğı bildirilmiştir (Torun vd. 2009).

Farklı düzeylerde toprağı uygulanan humik asidin, toprağın besin elementi içeriklerine olan etkisi ile pamuk bitkisinin gelişimine, verim-verim bileşenlerine olan etkileri incelenmiştir (Kaptan ve Aydın 2012). Ekim öncesi, toprağı katı formda olan %65'lik humik asit asitleri 0, 200 ve 400 kg/ha olmak üzere uygulanmıştır. Morfolojik ve bazı lif kalite parametreleri açısından pamuk (*Gossypium hirsutum* L.) tohumluğu olarak kullanılan Carmen çeşidinde humik asidin olumlu etkisi olduğu tespit edilmiştir.

Kirlenmiş topraklardan B ve Pb fitoekstraksiyonunun artırılmasında humik asitin etkisi saksıda yetiştirilen güve otu çimi (*Vetiveria zizaniodes* (L.) Nash) kullanılarak incelenmiştir. Borik asit (H_3BO_3) formunda 0, 45, 90 ve 180 kg/ha B toprağı uygulanmıştır. 64 saksının her dört saksına; 0, 100, 200 ve 400 kg/ha humik asit (HA) çözeltisi ilave edilmiştir. Aynı bir deneme de ise, B denemesine benzer seviyelerde humik asit çözeltileri eklenmeden önce $Pb(NO_3)_2$ formunda 0, 45, 90 ve 180 kg/ha Pb uygulanmıştır. 45 kg/ha Pb'nin üzerindeki kurşun ilavesi, verim düşüşü nedeniyle çoğunlukla Pb alımını azaltmıştır. Humik asit uygulaması, verimi korurken ya da artırırken, topraktaki Pb elverişliliğini ve Pb alımını arttırmıştır. 200 kg/ha HA uygulaması, yüksek Pb seviyelerinde verimi korumak için optimal düzeydir. B uygulaması verimi etkilemezken, kök ve sürgünlerin B içeriğini fazlasıyla artırmıştır. Bor alımı, 400 kg/ha HA ilavesinde en olumlu etkiyi göstermiştir. Güve otu çimine HA ilavesi B ve Pb'nin fitoremediasyonunu artırmada etkin bir yol olabileceğini bildirmişlerdir (Angin vd. 2008).

Mısır bitkisinde Pb'nin fitoremediasyonu üzerine humik asit ve dört bitki büyüme düzenleyicisinin (gibberellik asit, salisilik asit, 3-indolasetik asit, 6-benzilaminopurin) Pb kirlenmiş toprakları içeren saksılarda araştırılmıştır. HA ilavesi kök kuru maddesini azaltmış ve sürgünlere önemli bir etkisinin olmadığı gözlemlenmiştir. HA ilavesi fitoekstraksiyon ve translokasyon etkinliklerini artırmasına rağmen hem kök kuru ağırlığından hem de Pb alımını azaltmasından dolayı mısır bitkisinde HA Pb fitoremediasyonu için ümit vadeder bir uygulama olmamıştır (Shafiq vd. 2016).

Wu vd. (2017) tarafından yapılan bir çalışmada, farklı pH ve sıcaklık koşulları altında ağır metalle kirlenmiş topraklardaki humik asitin etkisi araştırılmıştır. Sonuçlar, humik asit konsantrasyonunun artması ile birlikte, mevcut Cd'daki azalma daha hafif gerçekleşirken, mevcut Cu, Pb konsantrasyonlarının büyük ölçüde azaldığını göstermiştir.

Gholamein vd. (2015) tarafından yapılan çalışmada, *Gazania rigens*'in kadmiyum alımı üzerinde humik asidin etkisi incelenmiştir. Denemede üç farklı humik asit dozu 0, 100 ve 200 mg/L ile kontrol dahil olmak üzere üç farklı kadmiyum konsantrasyonu 3 ve 5 mg/L olacak şekilde üç tekerrürlü olarak yürütülmüştür. Sonuçlar, 200 mg/L humik asit ilavesinin kontrol ile karşılaştırıldığında önemli bir farklılığa sahip olduğunu göstermiştir. Ayrıca humik asit miktarının artması prolin, klorofil gibi biyokimyasal parametreleri de iyileştirdiği bildirilmiştir.

Denemede, ağır metalle (Zn, Cu, Ni, Pb ve Cd) zenginleştirilmiş çamurla uzun süre muamele edilmiş toprak kullanılmıştır. Tütün bitkisinin ağır metal alımı ve toprağa uygulanan çamurdan Zn, Cu, Ni, Pb ve Cd'nin biyoyararlanımı üzerine dış kaynaklı humik asitin etkisi sera denemesi olarak yürütülmüştür. Humik asit %1 ve %2 oranlarında uzun vadede atık su çamuru ile kirlenmiş toprağa uygulanmış ve tütün bitkisinin Zn, Cu, Ni, Pb ve Cd alımı belirlenmiştir. Toprak örnekleri hasattan sonra toplanmış ve toprağın toplam ve DTPA ile ekstrakte edilebilen Zn, Cu, Ni, Pb ve Cd içerikleri belirlenmiştir. Zn, Cu, Ni ve Pb konsantrasyonları ve bitkinin metal alımı HA uygulaması ile önemli ölçüde artmıştır. Toprağa uygulanan %2 oranında HA uygulaması, sürgün dokularındaki ağır metal konsantrasyonunu artırırken, bitki

büyümesi azalmıştır. Sonuçlar, humik asit ile toprak ıslahının ağır metallerin varlığını ve hareketliliğini azaltmak için ve ağır metalle kirlenmiş toprakların fitoekstraksiyon etkinliğini artırmak için alternatif bir yaklaşım olarak değerlendirilebileceğini bildirmişlerdir (Topcuoğlu 2012).

Sentetik şelatörlere alternatif olarak humik asitin kullanımının araştırıldığı çalışmada, çeşitli dozlarda kadmiyum ile kirlenmiş toprağa humik asit uygulanmış ve *Nicotiana tabacum* SR-1'in kadmiyum alımı topraktaki toplam ve biyoyararlı kadmiyum miktarlarına göre belirlenmiştir. Toprağa 2 g/kg oranında eklenen humik asit, sürgünlerde kadmiyum konsantrasyonunu 30.9 mg/kg'dan 39.9 mg/kg'a yükseltmiştir. Daha yüksek kadmiyum varlığı ile sonuçlanmasının nedeni, pH'daki azalış ve bitkilerin mikrobiyolojik degradasyonu ve kendi kendine ayrışmasından kaynaklanan humik asit yapıları ile kadmiyum bileşiklerini alabilmesi ile ilişkilendirilmiştir (Evangelou vd. 2004).

Bakır ve kadmiyum ile kirlenmiş sedimente maruz kalan *Vallisneris spiralis* L.'in fizyolojik tepkileri ve metal birikimi farklı metal konsantrasyonlarında incelenmiş ve bakır ile kadmiyum birikimi üzerindeki humik asit etkisi araştırılmıştır. *V. spiralis* bitkisinin yüksek miktarda bakır ve kadmiyum biriktirdiği saptanmıştır. Maksimum bakır birikimi kuru ağırlık olarak köklerde 396 mg/kg, sürgünlerde ise 114 mg/kg; kadmiyumda ise köklerde 63.8 ve sürgünlerde 48 mg/kg olduğu tespit edilmiştir. Bitkiler, sedimentte artan bakır/kadmiyum konsantrasyonu ile klorofil içeriğinde azalma meydana gelmiştir. 3.09 - 7.89 g/kg arası humik asit ilavesi ile, *V. spiralis*'te hem bakır hem de kadmiyum birikimi önemli ölçüde engellenmiştir ($p < 0.01$). Bitkinin kök ve sürgünlerinden kadmiyum konsantrasyonları sırasıyla %26.4-50.3 ve %14.3-33 kadmiyum uygulamaları sonucu azalmıştır. Bakır birikimi kökte %44-77 ve sürgünde %35-62.7 oranlarıyla daha fazla azalmıştır. *V. spiralis*'in bakır ve kadmiyum ile kirlenmiş sedimentlerin fitoremediasyonu için ideal bir aday olduğu ve humik asitlerin sedimentlerde bakır ve kadmiyum biyoyararlılığını ve toksisitesini düzenlemede önemli bir rolü olduğu sonucuna varılmıştır (Wang vd. 2010).

Tursun vd. (2019), saksıda yetiştirilen maydanoz (*Petroselinum sativum* Hoffm.) üzerindeki etkileri belirlemek amacıyla yürüttükleri çalışmada, B₁ 15ppm ve B₂ 150 ppm olmak üzere iki farklı bor konsantrasyonları ile HB₁ 0 ve HB₂ 10 ml/L olan humik asit ilaveli Hoagland-Arnon besin çözeltisi kullanılarak dört deneme oluşturulmuştur. Maydanozun büyüme analizleri, 15 ppm bor uygulamasının kontrol ile kıyaslandığında, kök uzunluğu, yaprak taze ve kuru ağırlığı kök taze ve kuru ağırlığı ile yaprak alanında artışa neden olduğunu ortaya çıkarmıştır. 150 ppm B konsantrasyonu, kontrol ile kıyaslandığında tüm büyüme parametreleri azalmıştır. İki humik asit uygulaması ne kontrolde ne de uygulanan iki bor konsantrasyonlarında büyüme parametrelerini artırmamıştır. ICP-MS ile yapılan analizler sonucu, yapraklardaki B içeriği B₁ ve B₂ uygulamalarında kademeli olarak artmış, her iki humik asit uygulamasının yanı sıra 10 mL humik asit uygulaması B₁ ile kıyaslandığında %99.38'lik bir artış meydana gelmiştir.

Kıran vd. (2014a), bazı biyokimyasal ve morfolojik özellikleri üzerine humik asitin etkisini belirlemek amacıyla, Pb stresi altında yetiştirilen kıvırcık salata bitkisi yetiştirmiştir. Tohum ekiminden 20 gün sonra bitkilere 0, 2, 4, 8 L/da olmak üzere dört farklı humik asit dozu uygulanarak kontrollü sera koşullarında çalışma yürütülmüştür. Bitkiler 30 günlük olduğunda ise sulama suyu ile birlikte 0, 150 ve 300 ppm olmak üzere üç farklı kurşun dozu uygulanmıştır. Dört hafta süresince tarla kapasitesinde sulanan bitkiler, daha sonra hasat edilmiştir. Humik asit uygulamalarının kurşun stresinin negatif etkisini azaltmada kısmen olumlu etki yapmış ve bu etki antioksidatif enzim sistemi ile ilişkili olduğu sonucu elde edilmiştir.

Daha önce tuza tolerans düzeyleri belirlenen ve ağır metal açısından yoğun sulama suyu ile sulanan patlıcan genotiplerinin (Kemer, Burdur Bucak, Giresun ve Burdur Merkez) bazı fizyolojik, morfolojik ve biyokimyasal özellikler açısından humik asit uygulamasının etkisi araştırılmıştır. Kontrollü sera koşullarında, 4-5 yapraklı bitkilere 0, 500 ve 1000 ppm olmak üzere üç farklı humik asit dozu uygulanmış ve yedi gün sonra farklı dozlar da ağır metal karışımı içeren; Kontrol: 0 ppm; I. Karışım: 0.2 ppm Cu + 0.01 ppm Cd + 5 ppm Pb + 2 ppm Zn; II. Karışım: 0.4 ppm Cu + 0.02 ppm Cd + 10 ppm Pb + 4 ppm Zn sulama suları ile sulanmıştır. Ağır metal karışımlarının doz artışlarına göre patlıcan genotiplerinin yaprak alanı değerinde, gövde ve kök boyu ile

yeşil aksam ve köklerinin kuru ve yaş ağırlık değerlerinde azalmalar meydana gelmiştir. Yapılan humik asit uygulamasının, ağır metal stresine karşı büyüme ve gelişmeyi engelleyici etkisini azaltması açısından olumlu etkiye sahip olduğu bildirilmiştir (Kıran vd. 2014b).

Humik asit uygulamasının, ağır metal stresine maruz bırakılan kıvırcık salatanın bazı morfolojik ve biyokimyasal özelliklerine etkisi belirlemek amacıyla, sera koşullarında 4 farklı humik asit dozu (0, 2, 4, 8 L/da) ve 4 farklı sulama suyu (Kontrol: 0 ppm; I. Karışım: 0.2 ppm Cu + 0.01 ppm Cd + 5 ppm Pb + 2 ppm Zn; II. Karışım: 0.4 ppm Cu + 0.02 ppm Cd + 10 ppm Pb + 4 ppm Zn, III. Karışım: 0.8 ppm Cu + 0.04 ppm Cd + 20 ppm Pb + 8 ppm Zn) uygulanmıştır. En yüksek toksik etki III. Karışım (0.8 ppm Cu + 0.04 ppm Cd + 20 ppm Pb + 8 ppm Zn) uygulamasında meydana geldiği tespit edilmiştir. Ağır metal stresinin bitkinin büyüme ve gelişmesi üzerindeki olumsuz etkisini azaltmada, humik asit uygulamasının etkili olduğu belirtilmiştir (Özkay vd. 2016).

Akıncı ve Öngel (2011) tarafından, fasulye (*Phaseolus vulgaris*) bitkisinde nikel toksisitesinin etkisini belirlemek amacıyla kontrol, 5, 10, 20 ve 40 mg/L nikel uygulaması ve bu toksisiteyi azaltmak amacıyla da kontrol, 10, 20 ve 40 mg/L humik asit uygulamalarının etkileri incelenmiştir. 10 mg/L nikel konsantrasyonunun üzerindeki uygulamalarda fasulye bitkisinin bitki ve kök boyu, gövde çapı, kök, sürgün ve yaprak yaş ve kuru ağırlığı, kök/sürgün yaş ve kuru ağırlık indekslerinin olumsuz etkilendiği bildirilmiştir. Nikel toksisitesinin azaltılmasında humik asitin olumlu etkisinin bulunduğu ve özellikle 10 ile 20 mg/L humik asit dozlarının nikel toksisitesini azaltmada etkili oldukları belirlenmiştir.

2.9 Şelat ile İlgili Çalışmalar

Şelat, bir metal iyonu ve bir şelatlaştırıcı maddeden oluşan kimyasal bir bileşik olarak; şelatlaştırıcı madde ise, molekülleri tek bir metal iyonu ile birkaç bağ oluşturabilen madde olarak tanımlanmaktadır. Şelatların oluşumu metallerin çökmesini ve emilimini önler, böylece bitkiler için yararlılıklarını korur (Alkorta 2004).

Fitoekstraksiyon yönteminin şelatla desteklenmesi amacıyla toprağa şelatlaştırıcı maddelerin uygulanması, bitkilerin önemli ölçüde metal birikimini arttırmasını sağlamaktadır. EDTA (etilendiamintetraasetik asit) en yaygın kullanılan şelatlaştırıcı madde olup, metal iyonu ile dört veya altı bağ oluşturabilen çok yönlü mobilize edici yapıya sahiptir (Alkorta 2004). 50 yıldan fazla bir süredir, EDTA dahil olmak üzere sentetik şelatlar hem toprakta hem de hidroponik ortamda mikrobeyinlerle birlikte bitkilerin ihtiyacını karşılamak için kullanılmaktadır. 1980'lerin sonunda ve 1990'ların başında EDTA fitoekstraksiyon sürecini desteklemek amacıyla şelat maddesi olarak önerilmiştir (Evangelou vd. 2007).

EDTA fitoekstraksiyon arttırılmasında etkili olmasına rağmen, EDTA ve EDTA-ağır metal bileşikleri toprak mikroorganizmaları ve bitkilerde sürgün biyokütlesini ciddi şekilde azaltacak kadar da toksik yapıya sahiptirler (Evangelou vd. 2007). Metalleri harekete geçirerek ve metal birikimini artırarak fitoekstraksiyonun artıran diğer şelatlaştırıcı maddeler ise EDDHA (ethylenediamine dio-hydroxyphenylacetic acid), EGTA (ethylene glycol-O,O'-bis-[2-amino-ethyl]-N,N, N',N',-tetra acetic acid), EDDS (ethylene diamine disuccinate) ve sitrik asittir (Padmavathiamma ve Li 2007).

Adiloğlu vd. (2014), kanola (*Brassica napus* L.) bitkisini kullanarak tarımsal topraklardaki nikel (Ni) kirliliğini iyileştirmek amacıyla, her bir parselde NiSO_4 formunda 100 mg/kg nikel uygulanmıştır. Bitkilerin çiçeklenme döneminde ise 0, 5, 10 ve 15 mmol/kg olmak üzere dört doz etilen diamin tetra asetik asit (EDTA) şelatı uygulanmıştır. Bitkiler ekimden dört ay sonra hasat edilmiştir. Numunelerdeki toprak; nötr pH, düşük kireç ve yetersiz organik madde olarak sınıflandırılmıştır. Arazi deneme sonuçlarına göre, bitkilerin kök ve sürgün verimi artan EDTA dozları ile azalmıştır. Diğer yandan, bitkilerin kök ve sürgünlerindeki nikel miktarı bitkilere EDTA uygulaması arttıkça artmıştır ($p < 0.01$). Deneme sonuçlarına göre, Tekirdağ ilinin topraklarındaki ağır metal kirliliği fitoremediasyon yöntemi ile iyileştirilebilir bulunmuştur.

Kanola (*Brassica napus* L.) bitkisini kullanarak tarımsal alanlardaki kobalt (Co) kirliliğini temizlemek amacıyla, her bir parselde CoSO_4 formunda 100 mg/kg kobalt

uygulanmıştır. Daha sonra, kanola bitkisine 0, 5, 10 ve 15 mmol/kg olmak üzere dört doz EDTA şelatı uygulanmıştır. Bitkiler ekimden dört ay sonra hasat edilmiştir. Deneme alanındaki toprak numunesinde mevcut Fe, Mn ve Cu miktarları yeterli olmasına rağmen, mevcut Zn miktarının yetersiz olduğu tespit edilmiştir. Araştırma alanının toprak yapısı killidir. Deneme alanının sonuçlarına göre, artan EDTA dozları kanola bitkisinin kök ve sürgünleri üzerinde olumsuz etkiye sahiptir. Bitkinin kök ve sürgünlerinde kobalt konsantrasyonları, artan EDTA uygulamaları ile artmıştır. Bu sonuçlar, istatistiksel olarak %1 seviyesinde anlamlı bulunmuştur. Sonuç olarak, Tekirdağ ilinin topraklarındaki ağır metal kirliliği fitoremediasyon yöntemi ile olumlu yönde değiştirilebilir olarak bulunmuştur (Adiloğlu 2016).

Farklı tarımsal önemi, boyutu, kuru madde üretimi ve ağır metallere toleransı olan 36 bitki türü, Cr(III) ve Cr(IV) alımı ve birikimi hızı, şekli, kaynağı ve kromla kirlenmiş toprağa uygulanan şelattan etkilenmeleri incelenmiştir. Bitkiler arasında Cr tolerans derecesi, alımı ve birikimi açısından belirgin farklılıklar vardır. Ayçiçeği (*Helianthus annuus*) Cr'a en az toleranslı, bermuda çimi (*Cynodon dactylon*) ve *Panicum virgatum* en toleranslı olarak tespit edilmiştir. Hint hardalı (*Brassica juncea* cv 426308) ve ayçiçeği diğer tarımsal bitki türlerinden daha fazla Cr biriktirmiştir. Toprakta Cr(III) varlığında büyüme engellenmemiş ve çok az Cr birikimi olmuş, ancak Cr hiperakümüle eden Cr(IV) ile muamele edilmiş bitki türlerinin çoğu öldü. Toprağa eklenen EDTA şelat, bazı bitkilerde Cr(III) birikimini arttırmıştır. Test edilen bitki türlerinin fitoremediasyon potansiyeli sınırlıdır, çünkü Cr bitki köklerinde birikmiştir ve sürgünlerdeki yüksek konsantrasyon bitkiler için toksik bulunmuştur (Shahandeh ve Hossner 2000).

Huang vd. (1997), bitkilerde Pb birikimini arttırmak için P ile kirlenmiş topraklara şelat ekleme potansiyelini araştırmıştır. Pb ile kirlenmiş toprağa (toplam topraktaki Pb 2500 mg/kg) şelat ilavesi 500 mg/kg'dan daha az ve 10000 mg/kg'dan daha fazla olmak üzere mısır ve bezelye sürgünlerindeki kurşun konsantrasyonlarını arttırmıştır. Bu bitkilerde Pb birikiminin artması, toprağa şelat ilavesinden dolayı topraktaki Pb seviyesinin artması ile ilişkilendirilmiştir. Test edilen şelatlar için, topraktan Pb salınmasının arttırılmasındaki etkinliğin sırası EDTA> HEDTA> DTPA> EGTA>

EDDHA şeklindedir. Ayrıca EDTA'nın köklerden sürgünlere Pb translokasyonunu önemli ölçüde arttırdığı tespit edilmiştir.

Sentetik bir şelat olan EDTA ile doğal düşük molekül ağırlıklı organik asit olan sitrik asit ve bu ikisinin kombinasyonunun etkileri Cu-piren ile kirletilmiş topraklardaki fitoremediasyon açısından değerlendirilmiştir. Mısır (*Zea mays*) yetiştirilen denemelerde ve kirlenmiş toprakların fitoremediasyonu sırasında şelatların etkisini anlamak amacıyla sitrik asit veya EDTA ile de takviyeler yapılmıştır. Bakır veya piren ile kirlenmiş toprakta, bitki büyümesi EDTA'dan %43 ve sitrik asitten %44 olumsuz etkilenirken EDTA+sitrik asit %41'lik bir oran ile kirlenmiş topraktaki bitki büyümesini teşvik etmiştir. EDTA ve EDTA+sitrik asit Cu ile kirlenmiş toprakta ve Cu-piren ile kirlenmiş toprakta Cu fitoekstraksiyonunu arttırmıştır. Mısır bitkisi ile yapılacak bakır kirliliğine yönelik fitoekstraksiyonda şelatların yararlı etkisi olacağı bildirilmiştir (Chigbo ve Batty 2015).

Kurşun kirliliğinin giderilmesi amacıyla, sera koşullarında saksı denemesi olarak labada bitkisinin fitoremediasyon yöntemindeki etkisi araştırılmıştır. Saksılara $Pb(NO_3)_2$ formunda Pb uygulanmıştır. Kurşun alımının arttırılması amacıyla, çiçeklenmenin başlamasıyla saksılara 0, 5, 10, 15 mmol/kg konsantrasyonlarında EDTA eklenmiştir. İki ay sonra bitkiler hasat edilmiştir. Sonuçlara göre, artan EDTA konsantrasyonlarının labada bitkisinin gövde ve kökündeki kurşun içeriğini arttırdığını göstermiştir (Adiloğlu vd. 2015).

2.10 Lipid Peroksidasyon ve Antioksidatif Enzimler

Bitkilerde stres, çevre şartlarının bir bitkinin normal büyüme ve gelişmesi ile hayatta kalma ve üremesini gerçekleştiremediği koşullar olarak ifade edilmektedir (Sevengör 2010; Büyük vd. 2012).

Pek çok stres faktörü ile karşılaşan bitkilerin karşılaştıkları stres faktörleri, biyotik ve abiyotik olarak sınıflandırılmaktadır. Biyotik stres faktörleri, zararlı hayvan ve patojen

(fungus, virüs ve bakteri enfeksiyonu gibi) saldırıları olarak tanımlanır. Abiyotik stres faktörler ise, yüksek ve düşük sıcaklık, kuraklık, tuzluluk, donma, ağır metal, oksidatif stres ve ışık gibi çevre faktörleri olarak sıralanmaktadır (Büyük vd. 2012; Korkmaz ve Durmaz 2017). Stres faktörleri ayrıca doğal ve antropojenik olarak da sınıflandırılabilir. Doğal stres faktörleri insan etkisi dışında meydana gelirken; antropojenik stres faktörleri yanlış sulama ve gübreleme, ağır metaller, CO₂ emisyonu, fotooksidanlar, herbisitler, pestisitler ve hava kirletici gibi insan kaynaklı kirlilik etmenlerinden kaynaklanır (Sevengör 2010).

Birçok metal gerekli olmasına rağmen, serbest radikallerin oluşumu ile oksidatif strese neden olmalarından dolayı tüm metaller yüksek konsantrasyonlarda toksik etkiye sahiptir. Toprakta yüksek miktarda bulunan ağır metaller, bitki gelişimini olumsuz yönde etkilemektedir. Özellikle fizyolojik ve biyokimyasal süreçlere etki etmekte, fotosentezi, ana hücre organellerinin solunumunu engellemekte hatta bitki ölümlerine neden olacak şekilde bitkilerde metabolik fonksiyonları etkilemektedir (Bhaduri ve Fulekar 2012).

Stres koşulları altında ortaya çıkan serbest oksijen radikallerine karşı bitkiler hayatta kalabilmek ve stresin üstesinden gelebilmek için bazı savunma mekanizmaları geliştirmiştir. Bu savunma mekanizmaları, bitkilerin sahip oldukları antioksidantlar ve antioksidatif enzimler aracılığıyla bitkileri toksik O₂ türevlerine karşı korumaktadır. Antioksidantlar ikiye ayrılmaktadır. Enzimatik antioksidantlar askorbat peroksidaz (APX), süperoksid dismutaz (SOD), glutatyon peroksidaz (GPX) ve katalaz (CAT) iken, enzimatik olmayan antioksidantlar karotenoidler, glutatyon, fenolik bileşik, askorbik asit (AA) ve tokoferoller (vitamin E) dir (Büyük vd. 2012).

Enzimatik antioksidantlar arasında yer alan süperoksit dismutaz (SOD) serbest radikallerin organizmada ilk karşılaştıkları enzim olup, süperoksitin moleküler oksijen ve hidrojen peroksit'e dönüşümünü katalizlemektedir. Katalaz (CAT) ise stres koşulları sırasında meydana gelen zararlı hidrojen peroksidin, su ve oksijene yıkımını katalizleyerek hücreleri strese karşı korumakla görevli antioksidanttır (Akagün 2009; Büyük vd. 2012).

Hücre zarları hem yapraklarda hem de köklerde metal toksisitesinin birincil hedefi olarak kabul edilir. Membran zararı tiyobarbitürik asit (TBA) analizi kullanılan reaksiyondan sonra, TBA aktif ürün seviyesinin analizinden anlaşılır. Biyolojik sistemlerde lipid peroksidasyonunu belirlemek amacıyla kullanılan temel araştırma yöntemlerinden biridir. Ağır metal etkisi altında bitkiler genellikle lipid peroksidasyon sürecini aktive etmektedir. Dokulardaki tiyobarbitürik asit reaktif maddelerinin (TBARS) seviyesinin ölçümü lipid peroksidasyon indeksi olarak da yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Malondialdehit (MDA), tiyobarbitürik asit reaktif maddesidir. Lipid peroksidasyon, reaktif oksijen tülerinin (ROS) üretimi ile serbest radikal kaynaklı zararın biyokimyasal markırını oluşturmaktadır (Sytar vd. 2013).

Babaoğlu vd. (2005) tarafından yapılan çalışmada, *Alyssum murale* bitkisinin Ni^{+2} antioksidan enzim aktivitelerine tepkilerinin farklı olduğu tespit edilmiştir. Artırılmış Ni^{+2} konsantrasyonları SOD ve katalaz aktivitelerini arttırdığı bulunmuştur.

Marul bitkisinde sodyum (Na), klorür (Cl) ve bor (B) konsantrasyonları ile başlıca antioksidan enzim aktiviteleri (askorbat peroksidaz (APX), katalaz (CAT), superoksit dismutaz (SOD), prolin, H_2O_2 birikimi, stoma direnci, malodialdehit ve membran geçirgenliğinin büyüme üzerindeki tuzluluk ve B toksisitesinin bireysel ve kombine etkileri araştırılmıştır. Bor toksisitesi ve tuzluluk marul bitkilerinin gelişimini azaltmıştır. B toksisitesi altında bitkilerin B konsantrasyonları artmış, ancak NaCl varlığında B konsantrasyonu önemli ölçüde azaldığı belirlenmiştir. Genel olarak, stres koşulları H_2O_2 'yi ve antioksidan enzim (SOD, CAT ve APX) faaliyetlerini önemli ölçüde arttırdığı tespit edilmiştir. Ayrıca marul bitkisinde NaCl ve B+NaCl, toksisitesi ile teşvik edilen oksidatif stres lipid peroksidasyonu ve membran zararı ile sonuçlanmıştır. Artan antioksidan enzim aktiviteleri ve ayrıca askorbik asit ve prolin birikimi B ve NaCl'nin neden olduğu oksidatif stresin üstesinden gelmek için önemli bir rol oynadığı tespit edilmiştir (Eraslan vd. 2007).

Hidroponik kültürde beş gün boyunca 10, 30, 50 ve 100 μM Cd^{+2} maruz kalan Hint hardalı (*Brassica juncea* L. cv. Vitasso) bitkisi Cd^{+2} dağılımı, biyokütledeki birikimi ve yapraklardaki antioksidan enzim faaliyetleri incelenmiştir. Cd'nin bitki biyokütlesinde

bir azalmaya neden olduğu ve maksimum Cd birikiminin sap ve yaprakları takiben köklerde meydana geldiği belirlenmiştir. Ayrıca Cd katalaz aktivitesinde azalmaya neden olduğu tespit edilmiştir (Markovska vd. 2009).

Brassica juncea ve *Brassica napus* bitkilerinin kullanıldığı bir çalışmada, kadmiyum toleransına bağlı olarak her iki bitki yapraklarında lipid peroksidasyon ve antioksidatif savunma sistemlerindeki değişim incelenmiştir. Kontrollü koşullar altında besin çözeltisinde yetiştirilen bitkilere 0,10, 25 ve 50 μ M Cd konsantrasyonları 15 gün boyunca uygulanmıştır. Cd stresi altına *Brassica napus* bitkisinin yapraklarında malondialdehit (MDA) içeriği artışı kanıtlanan lipid peroksidasyon düzeyi artış göstermiştir. Bununla birlikte, *Brassica juncea* bitkisinde MDA içeriği değişmeden kalmıştır. *Brassica napus* bitkisinde SOD, CAT antioksidan enzim aktiviteleri yüksek Cd konsantrasyonlarında büyük ölçüde azalmıştır. *Brassica juncea* bitkisinin yapraklarında ise antioksidan enzim aktivitelerinde ya çok az ya da hiç değişiklik olmadığı tespit edilmiştir (Nouairi vd. 2009).

Zaimoglu vd. (2011) tarafından yapılan çalışmada, farklı seviyelerde Cr(VI) uygulamaları ile metal içeriği artırılmış toprakların fitoremediasyon kapasitesinin belirlenmesi amacıyla *Brassica juncea* L. ve *Brassica oleracea* L. bitkilerinin antioksidatif tepkileri değerlendirilmiştir. Fideler 6 hafta boyunca torf karışımını içeren saksılarda serada büyütüldükten sonra; 0, 0.05, 0.25, 0.5 ve 1 mM Cr(VI) içeren çözelti ile 10 hafta boyunca sulanmıştır. Glutasyon redüktaz (GR), askorbat peroksidaz (APX) ve katalaz (CAT) ve analizleri için tamamen açılmış yapraklar toplanmıştır. Her iki türde Cr(VI) uygulamaları benzer bir eğilim göstermesine rağmen, *Brassica oleracea* L. bitkisinin toplam enzim aktivitesinin *Brassica juncea* L.'ye göre daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Cr(VI) uygulaması her iki türde de Cr konsantrasyonlarına bağlı olarak CAT aktivitesini önemli ölçüde azaltmıştır.

Turp bitkisinin (*Raphanus sativus* L.) normal ve bor toksisitesi koşulları altında morfolojik ve fizyolojik özellikleri üzerine kalsiyum (Ca) ve borun tek başına ve kombine etkilerinin araştırılmasının amaçlandığı çalışmada, tek başına ve kombine halinde 30mM Ca ve 0.5mM B uygulamasının turp bitkisinde; bitki büyümesini,

fizyolojik ve biyokimyasal özellikleri arttırdığı ancak 5mM B çoğu büyüme ve fizyolojik parametreye zarar verdiği tespit edilmiştir. 30 mM Ca uygulaması malondialdehit, hidrojen peroksidad seviyeleri ile elektrolit sızıntısını azaltırken, katalaz, superoksit dismutaz, peroksidad, askorbat peroksidad ve glutasyon redüktaz antioksidant enzim faaliyetlerini artırarak B toksisitesinin zararlı etkilerini azaltmakta etkili olduğu tespit edilmiştir (Siddiqui vd. 2013).

Brassica juncea cv. Varuna bitkisinin 7 günlük fidelerinin yaprakları ve köklerinde büyüme, su durumu ve oksidatif zarar üzerinde borun etkisi araştırılmıştır. Sera ortamında kontrollü koşullar altında 0.033, 0.33, 3.3 ve 33 mg/L çeşitli bor dozlarının uygulandığı bitkiler çözelti kültüründe yetiştirilmiştir. Fotosentetik pigmentlerin kontrolle (0.33 mg/L B) karşılaştırıldığında aşırı bor (3.3 ve 33 mg/L B) uygulamasının yetersiz bor uygulamasından (0.033 mg/L B) daha fazla azaldığı ortaya konulmuştur. Artan antioksidatif enzim aktivitesi (superoksit dismutaz, katalaz ve peroksidad) kontrol ile karşılaştırıldığından yetersiz ve aşırı bor uygulamalarında bitkinin yaprak ve köklerinde olduğu tespit edilmiştir (Pandey ve Archana 2013).

Brassica juncea'nın Varuna ve Chapka rohini olmak üzere iki çeşidinde, bitkinin büyüme, fotosentez, antioksidant sistemine çeşitli bor dozlarının etkileri incelenmiştir. Kullanılan çeşitlerin yüzey sterilizasyonundan sonra 0,10, 20, 30, 40, 50 ve 60 mg/kg olmak üzere farklı dozlarda bor uygulanan topraklara ekilmiş ve büyümenin 45.gün aşamasında örneklenmiştir. 20, 30, 40, 50 ve 60 mg/kg bor uygulamaları, büyüme, net fotosentez oranını, klorofil floresansını, klorofilin SPAD değerini, yaprak karbonik anhidraz ve nitrat redüktaz faaliyetlerini önemli ölçüde azaltmıştır. Ancak her içi çeşitte prolin içeriği ile katalaz, peroksidad ve superoksit dismutaz antioksidant enzim seviyelerini arttırdığı tespit edilmiştir. Bor dozlarından en az toksik etkiyi 20 mg/kg B, en fazla toksik etkiyi 60 mg/kg B uygulaması göstermiştir. Tüm parametrelerde 10 mg/kg B uygulaması önemli bir etki yaratmazken, Varuna çeşidinin bor stresine karşı Chapka rohini çeşidinden daha toleranslı olduğu tespit edilmiştir. Ayrıca büyüme, fotosentetik özellikler ve antioksidant enzimler için daha yüksek değerlere de sahip olduğu bulunmuştur (Varshney vd. 2015).

Kontrollü sera koşulları altında, Pb stresinin kıvırcık salata bitkisinin bazı biyokimyasal ve morfolojik özelliklerinin etkisini belirlemek amacıyla, tohum ekiminden 30 gün sonra sulama suyu ile birlikte bitkilere 0, 150 ve 300 ppm olmak üzere 3 farklı kurşun dozu uygulanmıştır. 300 ppm kurşun uygulamasında SOD aktivitesinin yüksek olduğu tespit edilmiştir. Kurşun stresine karşı antioksidatif enzim sisteminin kıvırcık salata bitkisini korumada oldukça etkin olduğu belirlenmiştir (Kıran vd. 2015a).

Kıran vd. (2015b) daha önceden tuza tolerans düzeyleri bilinen kuraklığa ve tuza toleranslı Burdur Bucak ve Burdur Merkez ile hassas Giresun ve Kemer patlıcan genotiplerinin kullanıldığı çalışmada, bitkiler farklı dozlarda ağır metaller bulunan sulama suyu (Kontrol: 0 ppm; I. Karışım: 0.2 ppm Cu+0.01 ppm Cd+5 ppm Pb+2 ppm Zn; II. Karışım: 0.4 ppm Cu+0.02 ppm Cd+10 ppm Pb+4 ppm Zn) ile 40 gün boyunca sulanmıştır. Bitkiler kök ve gövde boyu, kök ve yeşil aksam yaş ve kuru ağırlığı, klorofil, yaprak alanı, malondialdehit (MDA) miktarı, katalaz (CAT), süperoksit dismutaz (SOD), glutatyon redüktaz (GR) ve askorbat peroksidaz (APX) enzim aktiviteleri açısından değerlendirilmiştir. Ağır metal uygulamasından bitkiler genotiplere göre değişmekle birlikte olumsuz yönde etkilendikleri tespit edilmiştir. Uygulanan ağır metalin doz artışı ile birlikte bitkilerin kök ve yeşil aksam yaş ile kuru ağırlıkları, gövde ve kök boyları ile yaprak alanı miktarlarında azalma gözlenirken, antioksidatif enzim aktiviteleri ve MDA'da artış olduğu belirlenmiştir.

Bakır stresi altındaki *Brassica napus* L. fidelerinin morfolojik ve fizyolojik tepkileri ile Cu alımının ve tolerans düzeyinin arttırılmasında EDTA etkisinin araştırıldığı çalışma hidroponik ortamda yürütülmüştür. 8 hafta boyunca 0,50 ve 100 μ M üç farklı bakır dozunun uygulandığı çalışmada 2.5mM EDTA uygulanan ve uygulanmayan kültür ortamlarında bitkiler yetiştirilmiştir. Sonuçlar bakırın tek başına bitki büyümesini, biyokütleyi, fotosentetik pigmentleri ve gaz değişim özelliklerini önemli ölçüde azalttığını göstermiştir. Bakır stresi ayrıca, protein içerikleriyle birlikte peroksidaz (POD), süperoksit dismutaz (SOD), katalaz (CAT) ve askorbat peroksidaz (APX) gibi antioksidan aktivitelerini azalttığı tespit edilmiştir. Cu toksisitesi hem yapraklarda hem de köklerde malondialdehit (MDA) ve hidrojen peroksit (H_2O_2) üretimini arttırdığını gösteren reaktif oksijen türlerinin (ROS) konsantrasyonlarını arttırdığı belirlenmiştir.

EDTA uygulamasının *Brassica napus*'un hem yapraklarında hem de köklerinde MDA ve H₂O₂ konsantrasyonlarını azaltarak antioksidan enzim aktivitelerini arttırdığı tespit edilmiştir (Habiba vd. 2015).

Afshan vd. (2015), kirlenmiş topraktan Cr fitoekstraksiyonunda yetiştirilen *Brassica napus* bitkisinin sitrik asit performansını değerlendirmiştir. Üç farklı Cr dozu (0,100 ve 500 µM) ve üç farklı sitrik asit (0, 2.5 ve 500 mM) uygulaması tek başına ve kombinasyon halinde toprakta yetiştirilen 4 haftalık *Brassica napus* bitkisine uygulanmıştır. Ekimden 12 hafta sonra bitkiler hasat edilmiş ve bitkilerin büyüme özellikleri, biyokütlesi, fotosentetik pigmentleri, malondialdehit (MDA), antioksidant enzimleri ile Cr alım ve birikimi incelenmiştir. Sitrik asit uygulaması yapılan bitkilerin kök, sap ve yapraklarındaki Cr konsantrasyonları önemli ölçüde azaldığı, bunun yanı sıra sitrik asit uygulaması ile tüm bitki kısımlarındaki toplam Cr alımının arttığı tespit edilmiştir. Ayrıca tek başına Cr uygulamaları ile karşılaştırıldığında, sitrik asit takviyesinin hem sürgünlerde hem de köklerde MDA değerini düşürdüğü belirlenmiştir. Sürgünlerde ve köklerde katalaz (CAT) superoksit dismutaz (SOD), askorbat peroksidaz (APX) ve guaiacol peroksidaz (POD), aktivitelerinin 500 µM Cr stresinde azaldığı, 100 µM Cr stresinde ise belirgin şekilde arttığı tespit edilmiştir.

Hardal fidelerinde (*Brassica juncea* L. var. Varuna), borun fizyolojik ve biyokimyasal etkilerini belirlemek amacıyla yapılan çalışmada; 0, 0.33, 3.3, 33 ve 330 mM bor dozları uygulanarak petri kaplarına ekilmiştir. Bor dozunun artması ile birlikte fitotoksisite atmıştır. Hardal fidelerinin kotiledonlarında ve embriyonik gelişimlerinden oksidatif zararı tespit etmek amacıyla hidrojen peroksit (H₂O₂), tiyobarbitürik asit-reaktif maddeler (TBARS), fenoller ile polifenoloksidaz (POP), peroksidaz (POD), katalaz (CAT) ve superoksit dismutaz (SOD) antioksidatif enzim faaliyetleri belirlenmiştir. Bor toksisitesi H₂O₂, TBARS ve fenollerin birikimine neden olduğu ve büyüyen fide bileşenlerinde antioksidatif enzim faaliyetlerini etkilediği tespit edilmiştir (Archana ve Pandey 2016).

Yan vd. (2018) tarafından, alüminyum toksisitesini hafifletmek amacıyla bitkilerin normal büyüme ihtiyacını karşılayacak kadar B ilavesi üzerine çalışma yürütülmüştür.

Çalışmada, kolza fidelerine 0.25, 25 ve 500 μM B ile $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ formunda 0 (-Al) ve 100 (+Al) μM Alüminyum çözeltisi uygulanmıştır. Al toksisitesi altında malondialdehit ve çözülebilir protein içeriğini azalttığı tespit edilmiştir. Aynı şekilde, superoksit dismutaz aktivitesi (SOD) 25 ve 500 μM B uygulamasında sırasıyla köklerde %97.82 ve %131.96, yapraklar ise %168 ve %119.88 oranında artmış, peroksidaz ve katalaz aktivitesi Al stresinin sonucu olarak düştüğü belirlenmiştir.



3. MATERYAL ve YÖNTEM

Araştırma, 2017 – 2018 yılları arasında Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Bahçe Bitkileri Bölümü'nde ve Tarımsal Araştırmalar ve Politikalar Genel Müdürlüğü (TAGEM) Toprak, Gübre ve Su Kaynakları Merkez Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü'ne ait araştırma serasında (Şekil 3.1) ve laboratuvarlarında yürütülmüştür.



Şekil 3.1 Araştırma serasının dıştan görünüşü ve denemelerin yapıldığı iç mekan

3.1 Materyal

3.1.1 Toprak

İklim kontrollü cam serada yürütülen saksı denemesinde, süs lahanasının topraktan bor alımının pH seviyesine göre farklılık gösterebileceği göz önünde bulundurularak; pH'sı 5.87 olan ve Çarşamba ilçesinden (Samsun) getirtilen toprak ile, pH'sı 7.49 olan ve Gölbaşı ilçesinden (Ankara) temin edilen iki farklı toprak tipi kullanılmıştır. Her iki toprağın bazı kimyasal ve fiziksel özellikleri Çizelge 3.1'de verilmiştir.

Çizelge 3.1 Denemede kullanılan toprakların kimyasal ve fiziksel özellikleri

	Ankara – Gölbaşı Kireçli Toprak	Samsun-Çarşamba Asidik Toprak
Bünye sınıfı	Kil tın (CL)	Kil (C)
Suyla Doygun Toprakta EC* (dS/m)	0.92	0.71
Suyla Doygun Toprakta pH*	7.49	5.87
Kireç (%)	37.6	0.9
Bitkiye Yarayışlı Fosfor (P₂O₅) kg/da)	11.0	4.1
Bitkiye Yarayışlı Potasyum (K₂O) kg/da)	78	34
Organik Madde (%)	1.86	1.80
Bitkiye Yarayışlı Demir (mg/kg)	15.44	16.24
Bitkiye Yarayışlı Bakır (mg/kg)	2.59	1.81
Bitkiye Yarayışlı Çinko (mg/kg)	2.42	3.35
Bitkiye Yarayışlı Mangan (mg/kg)	16.68	4.89
Bitkiye Yarayışlı Bor (mg/kg)	0	0

3.1.2 Bitki

Araştırmada bitkisel materyal olarak bir adet beyaz baş lahanası tipindeki süs lahanası çeşidi (*Brassica oleraceae* var. *capitata*) kullanılmıştır (Şekil 3.2).



Şekil 3.2 Bitkisel materyal olarak beyaz süs lahanaları

3.2 Yöntem

İki aşamada yürütülen çalışmanın ilk aşamasında; iki farklı toprak tipinde (kireçli ve asidik toprak) dört farklı (kontrol, 10, 25 ve 50 mg/kg B) bor dozu kullanılmıştır. Bu aşamada süs lahanasının boru topraktan en fazla biriktirebileceği, bununla birlikte normal gelişimini sürdürmesine devam edebileceği toprak tipi ve bor dozu tespit edilmiştir. İkinci aşamada ise, belirlenen toprak tipi ve bor dozunda, şelat ve humik asit uygulamalarının süs lahanasının bor alımına olan etkileri belirlenmeye çalışılmıştır.

3.2.1 Birinci aşama sera denemesinin kurulması

Ankara’da özel bir fide firmasından temin edilen süs lahanası (*Brassica oleraceae* var. *capitata*) fideleri, 18 Ekim 2017 tarihinde 15x17x22 cm boyutlarındaki saksılara dikilmiştir. Her saksıya bir bitki olacak şekilde dikim gerçekleştirilmiş ve deneme boyunca bitkiler tarla kapasitesi düzeyinde sulanmışlardır (Şekil 3.3).



Şekil 3.3 Süs lahanası bitkilerinin saksılara dikimi ve dikim işleminin tamamlanmasının ardından yapılan sulama işleminden görüntüler

Tarla kapasitesi ağırlık esasına göre tespit edilmiştir. Buna göre tarla kapasitesindeki ağırlıkları bilinen saksılar tartılarak eksilen kullanılabilir su, her sulamada saksılara verilerek tamamlanmıştır. Çalışma cam serada yürütülmüş, sıcaklık ve nem koşulları otomatik olarak sağlanmıştır (13-17 °C sıcaklık, %40-45 oransal nem). Fide dikiminden bir hafta sonra bor uygulamalarına başlanmıştır. Bor çözeltileri, borik asitten (H_3BO_3 ,

%17.5 B) hazırlanmış ve bitkilere sulama suyu ile birlikte uygulanmıştır (Şekil 3.4 ve 3.5).



Şekil 3.4 a. Denemede kullanılan borik asit (H_3BO_3 , %17.5 B), b. Her doz için ayrı ayrı borik asit (H_3BO_3) tartımı, c. Bitkilere uygulanmak üzere bor dozunun ayarlanması, d. Borik asiti suda çözme işlemi

Bor uygulamaları, her iki toprak tipinde 0 (kontrol), 10, 25 ve 50 mg/kg olacak şekilde gerçekleştirilmiştir. Çalışmanın 8 hafta süreceği dikkate alınarak ve üç tekrarlı olacak şekilde, her uygulama için toplam 24 adet saksı kullanılmıştır. Çalışma, tesadüf parsellerinde faktöriyel (toprak tipi, bor dozu) deneme desenine göre 3 tekrarlı olarak düzenlenmiş ve çalışmada toplam 192 bitki (saksı) kullanılmıştır. Bitkiler, 8 hafta boyunca yetiştirilmiş ve toprak tipi ve bor dozlarına göre bitkilerdeki değişimleri belirlemek amacıyla her hafta üçer bitki hasat edilerek gözlem ve ölçümleri yapılmıştır.



Şekil 3.5 Borun borik asit çözeltisi şeklinde sulama suyu ile bitkilere verilmesi

Borik asit içeren ve farklı dozlarda uygulama yapılan bitkilerde ölçüm ve gözlemlere 1 hafta sonra başlanarak birer haftalık aralıklarla 8 hafta bu ölçüm ve gözlemler tekrarlanmıştır. Gözlem tarihlerinde uygulamalara ait birer saksıdaki bitkilerin görünüşleri Şekil 3.6'da olduğu gibidir.



Şekil 3.6 Bor içeren sulama suyu ile sulandıktan sonraki 8 hafta boyunca alınan örneklerdeki morfolojik gelişmenin görünümü

a. 1. hafta (8.11.2017), b. 2. hafta (15.11.2017), c. 3. hafta (23.11.2017), d. 4. hafta (30.11.2017), e. 5. hafta (7.12.2017), f. 6. hafta (15.12.2017), g. 7.hafta (20.12.2017), h. 8. hafta (27.12.2017)

3.2.2 Ölçüm ve analizler

3.2.2.1 Bazı fizyolojik özelliklerin belirlenmesi

Bitkiler hasat edilmeden önce stoma iletkenliği ve klorofil miktarları ölçülmüştür.

3.2.2.1.1 Klorofil içeriği

Bitkilerin klorofil miktarları, Minolta Klorofil Metre (SPAD-502) kullanılarak her hafta bitkiler hasat edilmeden önce ölçülmüştür. Klorofil ölçümleri (SPAD değerleri) yaprağın merkez kısmı esas alınarak her bitkinin en uçtan 5 yaprağında üçer okuma yapılmıştır.

3.2.2.1.2 Stoma iletkenliği ölçümü

Stoma iletkenliğini belirlemek amacıyla Decagon SC-1 model porometre kullanılmıştır. Rastgele belirlenen aynı yaprakta her hafta hasattan önce saat 13.00-14.00 arasında ölçüm yapılarak stoma iletkenliği belirlenmiştir (Şekil 3.7).



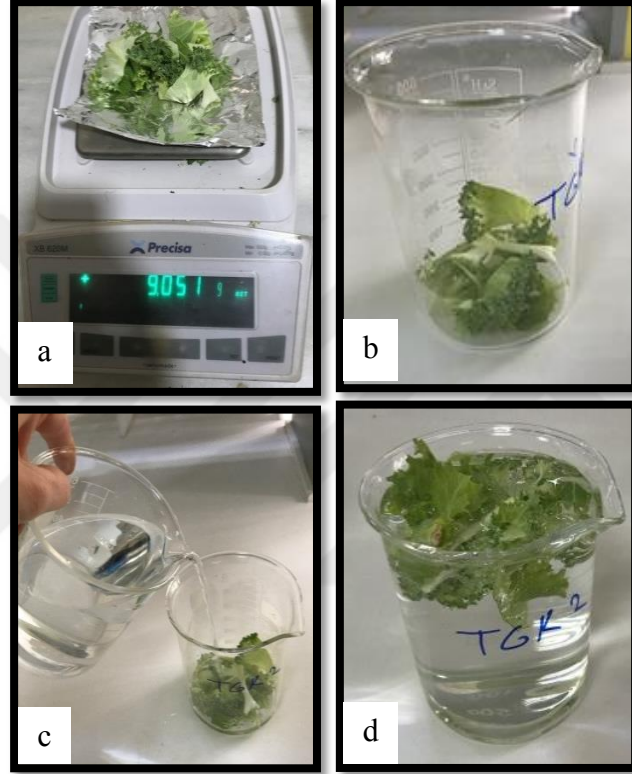
Şekil 3.7 Yapraklardaki stoma iletkenliğinin ölçümü

3.2.2.1.3 Nispi nem içeriği

Hasattan önce alınan yaprak örnekleri hemen tartılarak yaş ağırlıkları (YA) belirlenmiş ve örnekler 4 saat saf suda bekletilerek turgor haline getirilip tekrar tartılmış (TA), son

olarak ise yaprak örnekleri 65 °C’de hava sirkülasyonlu kurutma dolabında 24 saat kurutulup kuru ağırlıkları (KA) belirlenmiştir (Şekil 3.8) (Dhanda ve Sethi 1998). Aşağıdaki eşitlik yardımıyla yaprakların nispi nem içeriği hesaplanmıştır.

$$NNİ (\%) = [(YA-KA)/(TA-KA)] \times 10$$



Şekil 3.8 Süs lahanası yapraklarında analiz tarihlerinde tekrarlanan nispi nem içeriğinin belirlenmesi aşamaları

a. Yaş ağırlık tartımı (YA), b. Yaş ağırlığı alınmış yapraklar, c. Yaprakların turgor haline gelmeleri için saf su ile muamelesi d. 4 saat süreyle su içinde bekletme işlemi

3.2.2.1.4 Bitkide bor analizi

Bitkide bor (B) ve bitkiye yararışlı borun belirlenmesi amacıyla, 48 saat etüvde bekletilen bitkilerin kuru ağırlık tartımı yapıldıktan sonra bitkinin gövde ve kök aksamı öğütülmüştür (Şekil 3.9).



Şekil 3.9 Bitki örneklerinin öğütülmesi

Örnekleme yapılacak bitkilerin gövde ve kökleri önce çeşme suyu daha sonra saf su ile yıkandıktan sonra kese kağıdına konularak 65 °C’de sabit ağırlığa gelinceye kadar kurutulmuştur. Bitki gövde ve kökleri analizler için 200 µm elekten geçirilecek incelikte öğütülmüştür. Gövde ve kök örnekleri 0.25 g tartılarak nitrik asitle (HNO_3) mikrodalga cihazında yaş yakılıp, daha sonra bu örnekler 50 mL’lik bir kaba aktarılacak hacim deiyonize su ile tamamlanmış ve mavi bant filtre kâğıdından süzölmüştür. Yaş yakma yöntemine göre elde edilen bitki çözeltilisinde toplam Bor, vanadomolibdofosforik sarı renk yöntemine göre Shimadzu UV-160 Spektrofotometresinde belirlenmiştir (Kacar ve İnal 2008). Yakma yöntemine göre elde edilen süzüklerde bor içeriği, Varian 720-ES ICP-OES’de belirlenmiştir (Kacar ve İnal 2008).

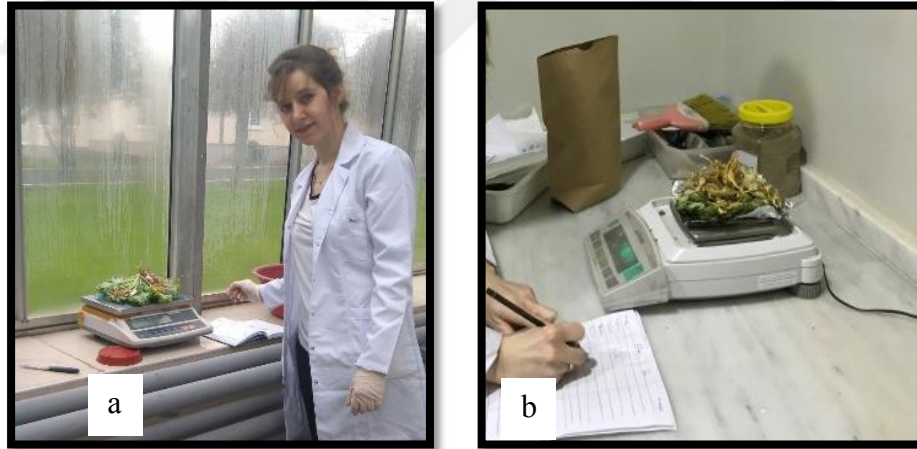
3.2.2.2 Bitki gelişim özelliklerinin belirlenmesi

3.2.2.2.1 Yeşil aksam ve kök yaş ağırlığı

Haftalık olarak bitkilerin her birinin kök ve yeşil aksamı olmak üzere ikiye ayrılan kısımları 1/1000'lik hassas dijital terazide tartılmış, yaş ağırlık (g) olarak belirlenmiştir (Şekil 3.10a).

3.2.2.2.2 Yeşil aksam ve kök kuru ağırlığı

Haftalık olarak hasat edilen bitkilerin her birinin kök ve yeşil aksam olmak üzere ikiye ayrılan kısımları 65 °C'ye ayarlanmış etüvde sabit ağırlığa gelinceye dek kurutulduktan sonra 1/1000'lik hassas dijital terazide tartılmış, kuru ağırlık (g) olarak belirlenmiştir (Şekil 3.10 b).



Şekil 3.10 a. Bitkilerin yeşil aksam ve kök ağırlık tartımı, b. Etüvde kurutulmuş bitkilerin kuru ağırlık tartımı

3.2.3 İkinci aşama sera denemesinin kurulması ve humik asit ile şelat uygulaması

İlk aşamada yapılan çalışmaların sonuçlarına göre, süs lahanasının gelişimini daha iyi bir kapasite ile sürdürebildiği Gölbaşı toprağı 50 mg/kg bor dozu ile kullanılmıştır.

Çalışma tesadüf parselleri deneme desenine göre üç tekrarlı olarak yürütülmüş ve çalışma konuları şu şekilde belirlenmiştir: Kontrol, Bor uygulaması, Bor uygulaması + Şelat (EDTA), Bor uygulaması + humik asit.

Fide firmasından temin edilen süs lahanası (*Brassica oleraceae* var. *capitata*) fideleri, 25 Ocak 2018 tarihinde 15x17x22 cm boyutlarındaki saksılara her saksıda bir bitki olacak şekilde dikilmiştir (Şekil 3.11). Dikimden 1 hafta sonra bir kısım saksılara 50 mg/L bor dozu uygulanmıştır. Bor, çözelti formunda ilk aşamada olduğu gibi borik asitten (H_3BO_3 , %17.5 B) hazırlanmış ve bitkilere sulama suyu ile birlikte verilmiştir.

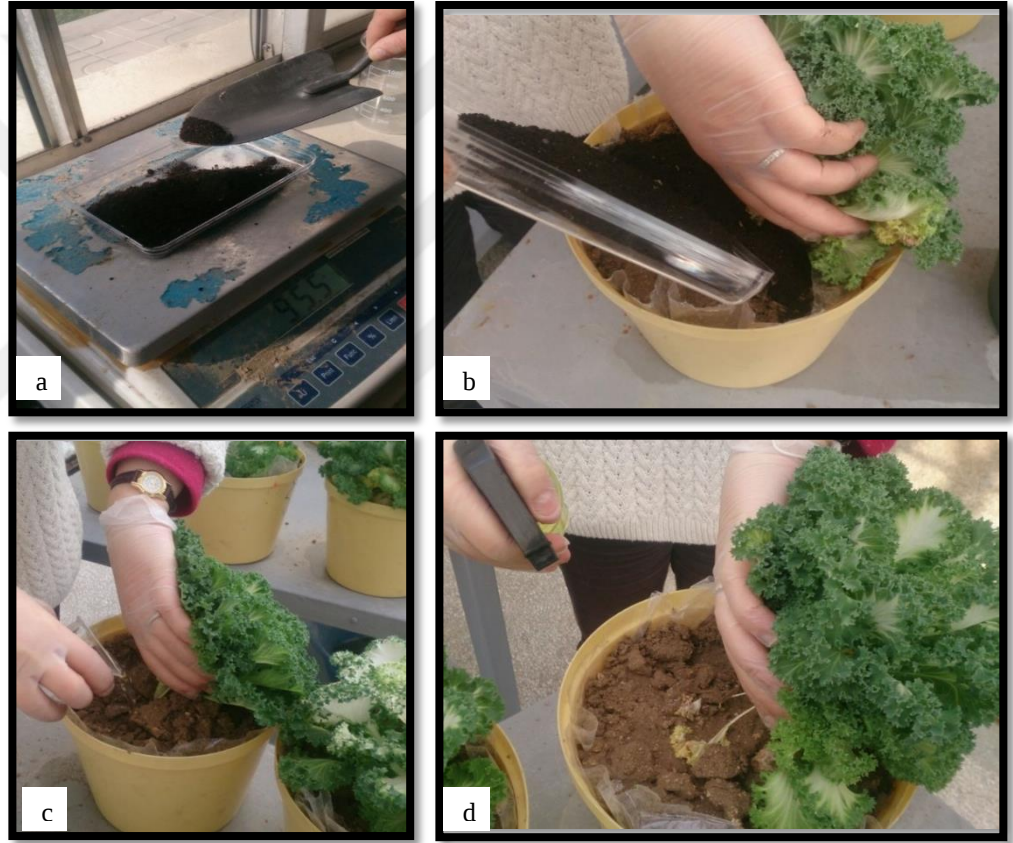


Şekil 3.11 İkinci aşamada saksılara süs lahanası bitkilerinin dikimi

Bitkilerde bor alımını desteklemesi amacıyla, bor uygulamasından 1 hafta sonra saksı toprağına şelat ve humik asit ilavesi yapılmıştır. Şelat olarak çalışmada EDTA kullanılmış ve 0.5 g/kg EDTA, şekilde saksı toprağına spreylenerek uygulanmıştır. Ayrıca %2 oranında toz humik asit (%48.34 organik madde + %60.47 humik+fulvik asit) saksılara uygulanmıştır (Şekil 3.12). Bitkiler deneme boyunca tarla kapasitesi

düzeyinde sulanmışlardır. Çalışma sıcaklık ve nem kontrolünün otomatik olarak sağlandığı cam serada yürütülmüştür (13-17°C sıcaklık, %40-45 oransal nem). 8 hafta sonunda bitkiler hasat edilerek kök ve toprak üstü kısım ayrılmış ve analizlerde kullanılmıştır. Ayrıca çalışmanın 1., 4. ve 8. haftalarında her konudan üçer bitki hasat edilerek ölçümleri yapılmış ve analiz için örnek alınmıştır.

Bitkilerin serada uygulamaların ardından gelişmek üzere yerleştirildikleri tezgahlar üzerindeki görünüşleri Şekil 3.13'te olduğu gibidir.



Şekil 3.12 a. Humik asit tartımı, b. Saksıdaki bitkilere 50 mg/kg bor uygulaması, c. Borik asit uygulamasından sonra humik asit ilave edilmesi, d. Borik asit uygulamasından sonra şelat püskürtülmesi



Şekil 3.13 Uygulamanın ardından bitkilerin yetiştirildiği seradaki genel görünümüleri

3.2.4 Ölçüm ve analizler

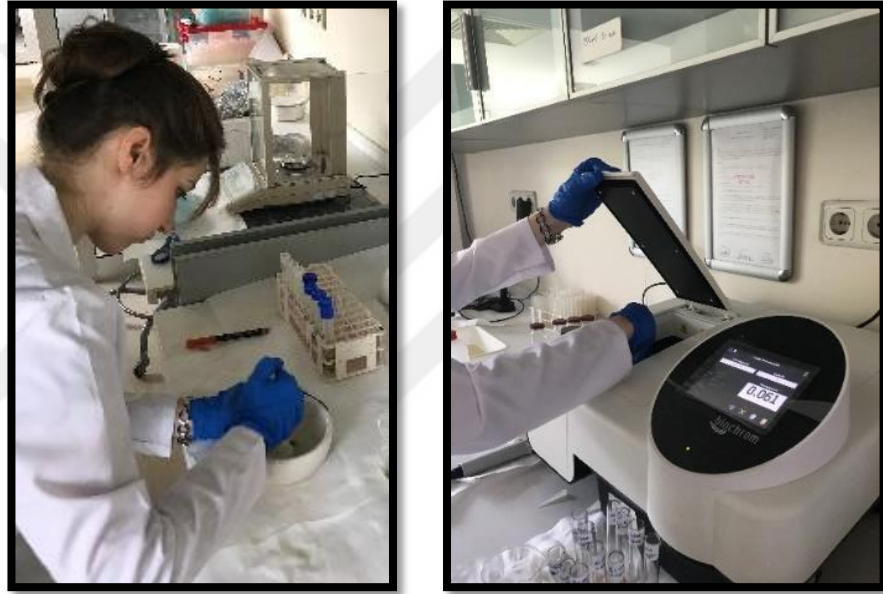
Bu aşamada da birinci aşamada olduğu gibi bitkinin morfolojik ve fizyolojik özelliklerinde meydana gelen değişimleri belirlemek amacıyla; yeşil aksam ve kök yaş ve kuru ağırlıkları, nispi nem ile klorofil içerikleri, bitkinin yeşil aksam ve kök kısmının bor içerikleri ve stoma iletkenliği belirlenmiştir. Ayrıca süs lahanasının lipid peroksidasyonu ile antioksidatif enzim aktivitelerindeki değişimleri belirlemek amacıyla denemenin 1., 4. ve 8. haftalarında bitkilerden yaprak örnekleri alınarak, analiz edilmeye dek -80 °C’de muhafaza edilmişlerdir.

3.2.4.1 Lipid peroksidasyonu

Hücre zarlarının hasar görmesi olarak adlandırılan lipid peroksidasyonunun bir ürünü olan malondialdehit (MDA) miktarının belirlenmesi amacıyla Lutts vd. (1996) tarafından geliştirilen yöntem izlenmiştir. 0.5 g yaş yaprak örneği 10 mL %0.1’lik triklor asetik asit (TCA) ile homojenize edildikten sonra homojenat 15000 rpm’de 5

dakika santrifüj edilmiştir. Örneğin berrak kısmından 1 mL alınıp, üzerine 4 mL %20'lik TCA içerisinde çözülmüş %0.5'lik tiobarbiturik asit (TBA) katılmış, karışım 95°C'de 30 dakika bekletildikten sonra hızla buz banyosunda soğutulup, 10000 rpm'de 10 dakika santrifüj yapıldıktan sonra berrak kısımda A532 ve A600 nm dalga boyunda absorbans belirlenerek aşağıdaki eşitlik ile MDA içeriği hesaplanmıştır (Sairam ve Saxena 2000) (Şekil 3.14).

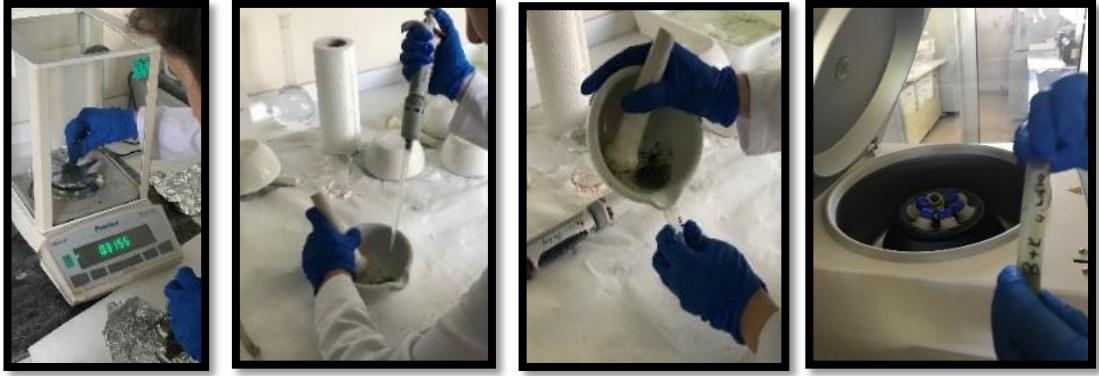
$$\text{MDA (nmol/ml)} = [A532 - A600] / 155000 \times 10^6$$



Şekil 3.14 Lipid peroksidasyonun (MDA) belirlenmesi aşamalarına ait görünüm

3.2.4.2 Antioksidatif enzim analizleri

Bitkilerde meydana gelen enzim aktivitelerindeki değişimlerini incelemek amacıyla 1 g yaprak örneği sıvı azot içerisinde dondurularak porselen havanlarda ezildikten sonra içinde 5 mL soğuk ekstraksiyon çözeltisi [0.1 M Na-fosfat (pH 7.5), 0.5 mM Na-EDTA ve 1 mM askorbik asit] ile homojenize edilip (Şekil 3.15), homojenat 4 °C'de 30 dakika 18000 rpm'de santrifüj edilmiştir. Homojenatın bir kısmında CAT hemen belirlenmiş, SOD için ekstrakt -20 °C'de bekletilmiştir (Jebara vd. 2005).



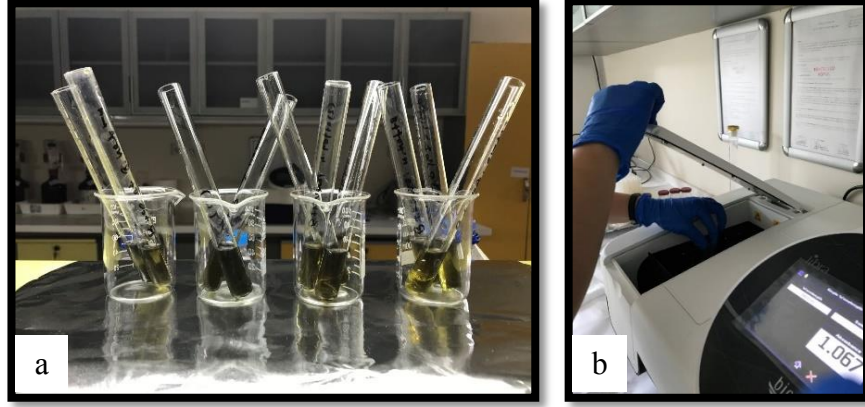
Şekil 3.15 Antioksidatif enzim analizleri için bitkilerin öğütülmesi ve santrifüj edilmesi

Katalaz (CAT) aktivitesinin belirlenmesi:

Katalaz (CAT) enzim aktivitesi 240 nm’de ($E=39.4 \text{ mM/cm}$) H_2O_2 ’in kaybolmasının izlenmesi ile spektrofotometrik olarak belirlenmiştir. Ölçümler Analytic Jena 40 marka spektrofotometre kullanılarak belirlenmiştir. Reaksiyon çözeltisi olarak, 2.5 mL 0.05 M fosfat tampon (pH 7.0), 1.5 mM H_2O_2 ve 0.2 mL enzim ekstraktı kullanılmıştır. Değerlendirme 1 g yaş ağırlık için 1 dakika içinde absorbansdaki değişim ile hesaplanmıştır (Jebara vd. 2005).

Superoksit dismutaz (SOD) aktivitesinin belirlenmesi:

Superoksit dismutaz (SOD) aktivitesi nitro blue tetrazolium (NBT)’un 560 nm’de indirgenmesinin engellenmesi ile belirlenmiştir. Reaksiyon çözeltisi olan (50 mM Na-fosfat tampon çözeltisi (pH 7.0), 0.1 mM Na-EDTA, 33 mM NBT, 5 MM Riboflavin, 13 mM methionin) 2.5 ml ve 0.2 mL enzim ekstraktı çalkalanmış ve 560 nm’de absorpsiyon belirlenmiştir. Reaksiyon 25 °C’de (40 W) $75 \mu\text{mol/m}^2\text{s}$ ’de 10 dakika bekletilerek sağlanmıştır. Kontrol çözeltisi (enzimsiz olarak) ise aynı süre karanlıkta bekletilmiştir (Şekil 3.17a). Daha sonra, kontrol ve reaksiyon çözeltileri spektrofotometrede 560 nm’de okunmuştur (Şekil 3.17b). Bu yöntemle, SOD aktivitesi birim olarak NBT’nin %50’sini indirgeyen aktivite olarak belirlenmiştir (Rahnama ve Ebrahimzadeh 2005).



Şekil 3.16 a. Superoksit dismutaz (SOD) aktivitesinde çözeltilerin renk değişimi, b. Enzim aktivitelerinin spektrofotometre ile ölçümü

4. BULGULAR ve TARTIŞMA

4.1 Birinci Aşama Sera Denemesi

2017 yılının Eylül ayında bitkisel materyal olarak kullanılan süs lahanasının bor toksisitesine dayanım kapasitesini belirlemek amacıyla 0, 10, 25 ve 50 mg/kg seviyelerinde borik asit uygulaması ile toprak tipinin etkisini belirlemek amacıyla Gölbaşı ve Çarşamba ilçelerinden temin edilen ve bu isimlerle denemelerde yer alan iki ayrı toprak kullanılmıştır. Süs lahanası fideleri, 8 hafta (8 Kasım – 27 Aralık 2017) boyunca saksılardaki iki farklı kaynaktan temin edilen toprakta yetiştirilmiş ve bitkilerin gelişim durumları her hafta tekrar edilen bitki örneklerinin alınması suretiyle izlenmiştir. Örneklemeler kapsamında hasat edilen bitkiler gövde ve kök yaş ağırlıkları, gövde ve kök kuru ağırlıkları, stoma iletkenliği ve klorofil ile nispi nem içerikleri bakımından değerlendirilmiştir.

4.1.1 Bitki gelişim özellikleri

4.1.1.1 Gövde yaş ve kuru ağırlıkları

Bu aşamada, bor uygulamalarına maruz kalan süs lahanasının bazı bitki gelişim özellikleri incelenmiştir. 8. hafta sonunda hasat edilen bitkilerden alınan gövde ve kök aksamının yaş ve kuru ağırlıklarına ilişkin ölçüm verileri istatistiksel olarak değerlendirilmiştir. Yapılan varyans analizi sonucunda incelenen her bir parametreye ilişkin değerler '*Toprak tipi x B dozu*' interaksyonu bazında ayrı ayrı ele alınmıştır. Buna göre '*Toprak tipi x B dozu*' interaksyonu, gövde yaş ve kuru ağırlıkları bakımından istatistiksel olarak ($P \leq 0.05$) önemli bulunurken, kök yaş ve kuru ağırlıkları için önemsiz bulunmuştur ($P > 0.05$) (Çizelge 4.1). Bor uygulamaları, gövde yaş ve kuru ağırlıklarında kontrole göre çoğunlukla önemli düzeyde kayıplara neden olurken, 25 mg/kg B dozu, T2 toprağında gövde yaş ağırlığı bakımından dikkate değer artışlara yol açmıştır. Buna göre en yüksek gövde yaş ağırlığı '*T2 x 25 mg/kg B*' (85.08 ± 4.30 g/bitki) T2 toprağında elde edilmiştir (Çizelge 4.2). '*T2 x 10 mg/kg B*' (81.17 ± 1.52

g/bitki) kombinasyonu ise '*T2 x 25 mg/kg B*' den sonra ikinci en yüksek gövde yaş ağırlığına sahip kombinasyon olarak karşımıza çıkmaktadır. Bu kombinasyonları sırasıyla, değerleri arasında istatistiksel fark bulunmaksızın '*T1 x 25 mg/kg B*' (60.67 ± 1.53 g/bitki), '*T1 x 10 mg/kg B*' (59.33 ± 1.53 g/bitki) ve '*T2 x 50 mg/kg B*' (59.00 ± 2.00 g/bitki) takip etmiştir (Çizelge 4.2). En düşük gövde yaş ağırlığı '*T1 x 50 mg/kg B*' (47.00 ± 5.00 g/bitki) kombinasyonunda olmuştur (Çizelge 4.2).

Gövde kuru ağırlığı bakımından, uygulanan bor dozu ve toprak tipi arasında istatistiksel olarak önemli farklılıklar bulunmuş ve '*T2 x 10 mg/kg B*' dozu haricinde bitkilerin kontrollerine göre kayıpları olduğu belirlenmiştir. Bor uygulamaları karşısında en yüksek gövde kuru ağırlık değeri '*T2 x 10 mg/kg B*' (17.44 ± 1.31 g/bitki) kombinasyonunda saptanmıştır (Çizelge 4.2). '*T2 x 25 mg/kg B*' (14.20 ± 2.03 g/bitki) ve '*T1 x 10 mg/kg*' (11.55 ± 0.88 g/bitki) kombinasyonlarının kendi aralarında istatistiksel bir fark bulunmamaktadır. Bu değerleri takiben, '*T1 x 25 mg/kg B*' (10.10 ± 1.01 g/bitki) ve '*T2 x 50 mg/kg B*' (9.01 ± 1.00 g/bitki) kombinasyonları arasında istatistiksel benzerlik bulunmuştur. Çizelge 4.2'ye göre; en düşük gövde kuru ağırlığı değeri, en düşük gövde yaş ağırlık değeri ile benzerlik göstererek T1 toprağında 50 mg/kg B dozunda olduğu saptanmıştır ('*T1 x 50 mg/kg B*' , 8.30 ± 1.13 g/bitki).

Çizelge 4.1 Birinci aşama gövde -kök yaş ve kuru ağırlıkları bulgularına ait varyans analiz çizelgesi

Varyasyon Kaynakları	Gövde yaş ağırlığı	Gövde kuru ağırlığı	Kök yaş ağırlığı	Kök kuru ağırlığı
B dozu (BD)	**	**	**	**
Toprak tipi (TT)	**	**	ÖD	ÖD
BD x TT	*	*	ÖD	ÖD
VK(%)	5.37	12.82	8.55	19.51

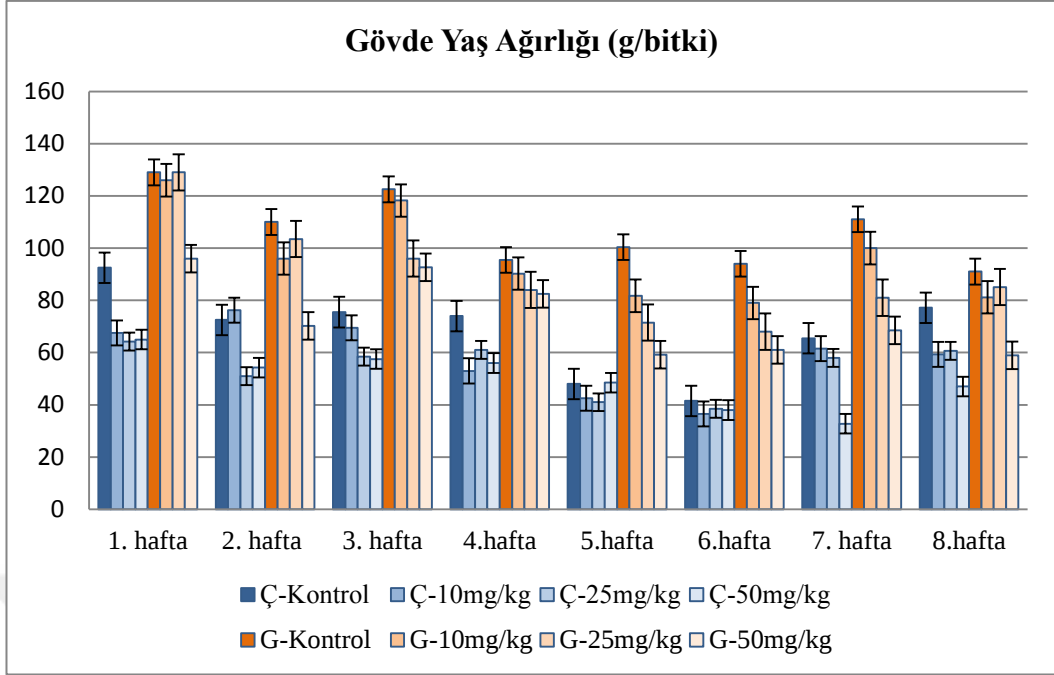
** : $P \leq 0.01$ olasılık düzeyinde önemlidir. * : $P \leq 0.05$ olasılık düzeyinde önemlidir. ÖD: önemli değil.

Çizelge 4.2 Gövde yaş ve kuru ağırlığı üzerine ‘*Toprak tipi x B dozu*’ interaksiyonunun etkisi

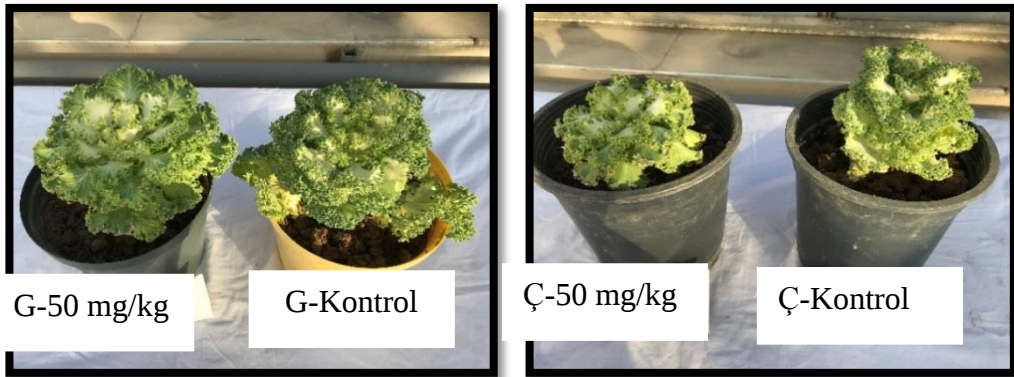
Toprak Tipi	H ₃ BO ₃ (mg/kg)	Gövde yaş ağırlığı (g/bitki)	Gövde kuru ağırlığı (g/bitki)	Kök yaş ağırlığı (g/bitki)	Kök kuru ağırlığı (g/bitki)
T1 (Çarşamba)	Kontrol	77.17±5.01 c	17.15±3.07 a	27.58±2.50	8.38±1.43
	10	59.33±1.53 d	11.55±0.88 bc	25.62±1.01	4.81±1.16
	25	60.67±1.53 d	10.10±1.01 cd	19.17±2.02	4.76±1.00
	50	47.00±5.00 e	8.30±1.13 d	13.00±1.00	2.99±0.92
T2 (Gölbaşı)	Kontrol	91.00±6.00 a	17.61±1.86 a	26.30±2.46	7.66±0.86
	10	81.17±1.52 bc	17.44±1.31 a	24.33±1.53	5.21±1.00
	25	85.08± 4.30 ab	14.20±2.03 b	20.33±2.52	4.25±0.67
	50	59.00±2.00 d	9.01±1.00 cd	16.51±0.50	3.16±0.81
LSD (%5)		6.51	2.93	ÖD	ÖD

Aynı sütunda farklı harfi alan ortalamalar arasındaki farklılık önemlidir ($P \leq 0.05$).

Süs lahanasında gövde yaş ve kuru ağırlıkları, 8 hafta süren bor fazlalığı stresinin haftalık zaman diliminde hasat edilen bitki gövdelerinde tespit edilmiş ve böylece değişimleri incelenmiştir. Borik asit olarak yüksek seviyede bor uygulanmış bitkilerin gövde yaş ve kuru ağırlık değerleri her hafta belirlenerek Şekil 4.1 ve Şekil 4.2’ de verilmiştir. Çalışmada bitkilerin gövde yaş ağırlıkları, her iki toprak tipinde B dozundaki artışa paralel olarak 8 hafta boyunca kontrole göre azalma göstermiş, özellikle 50 mg/kg B dozu, en düşük gövde yaş ağırlıklarına yol açmıştır (Şekil 4.1). Bununla birlikte 10 mg/kg B dozu, stresin 2. ve 3. haftalarında özellikle T2 toprağında bitki gelişimini teşvik ederek gövde yaş ağırlığının artmasına yol açmıştır (Şekil 4.1).



Şekil 4.1 B uygulamalarının iki farklı toprak tipinde süs lahanasının gövde yaş ağırlığı üzerine etkisinin haftalık değişimi. Sütunlardaki hata çubukları ortalama standart $\pm$ hatayı (S.E.) göstermektedir. Ç: Çarşamba toprağı, G: Gölbaşı toprağı

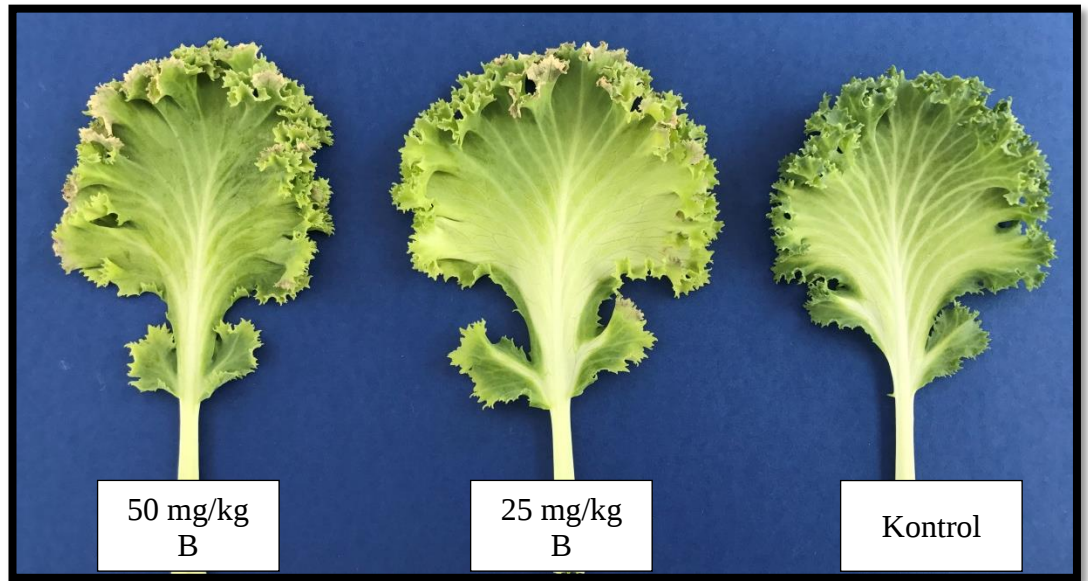


Şekil 4.2 Gölbaşı ve Çarşamba topraklarının bitki gelişim durumu

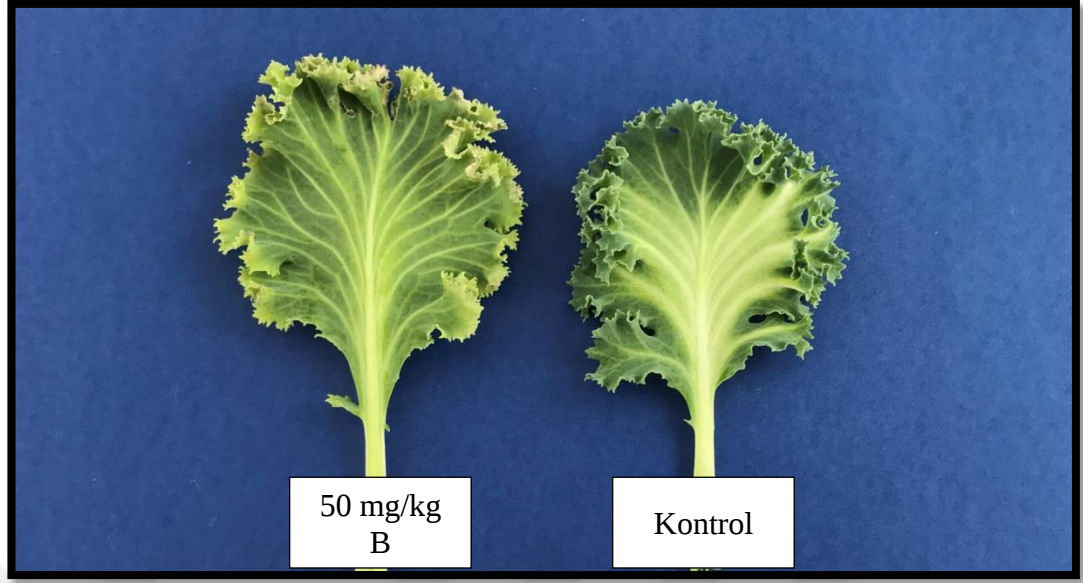
Bor, belirli bir sınırı aşmadığı sürece bitki bünyesinde bitki besin elementi olarak etki yapan bir mineraldir. Nitekim Dyar ve Webb (1961) tarafından yürütülen çalışmada bitkilerin kambiyum uçlarında oksin ve indolasetik asitin biyosentezinde bor elementinin önemli bir rol oynadığını bildirmişlerdir (Demirtaş 2005). Bununla birlikte T2 toprağında yetiştirilen bitkilerin T1 toprağına göre daha iyi gelişerek daha geniş taca sahip oldukları gözlenmiştir. T1 toprağında ise hem kontrol ve hem de bor uygulanan

bitkilerde özellikle de 50 mg/kg B dozunda bitki gelişiminin zayıf kaldığı, kompakt ve küçük taç oluşturduğu gözlenmiştir (Şekil 4.2, 4.3 ve 4.4). Bu durumun toprağın bünyesi ile ilişkili olduğu; T1 toprağının T2'ye göre daha ağır bünyeye sahip olması nedeniyle bitki gelişiminin olumsuz yönde etkilendiği düşünülmektedir. Killi topraklar yüksek su tutma kapasitesine sahip olmasına rağmen soğuk ve havalanması zor yapıda olduklarından bitki gelişimini olumsuz yönde etkileyebilmektedir. Tınlı topraklar ise tarımsal açıdan ve bitki gelişimi açısından tercih edilen toprak yapısına sahiptir. Bitki gelişimi için en uygun su tutma kapasitesi ve havalanma özellikleri bulunmaktadır (Oğuz 2008). Bu kapsamda T2 toprağının tınlı yapıya sahip olması bitki gelişimini daha olumlu yönde etkilemiştir.

Bor uygulamaları ile birlikte gövde yaş ağırlıklarındaki kontrole göre düşüşlerin, her iki toprak tipinde özellikle stresin 5. haftasından sonra daha net ortaya çıktığı ve son haftalarında belirginleştiği görülmüştür (Şekil 4.2). Şekil 4.3 ve 4.4'te B uygulamasına bağlı olarak yapraklarda meydana gelen toksik etkiler görülmektedir. Bu durum, B elementinin transpirasyona bağlı olarak yukarı doğru taşınıp yapraklarda birikmesi ve yapraklarda biriken borun, yaprak uçlarında toksik belirtiler göstermesi ile açıklanabilir (Kacar ve Katkat 2007).



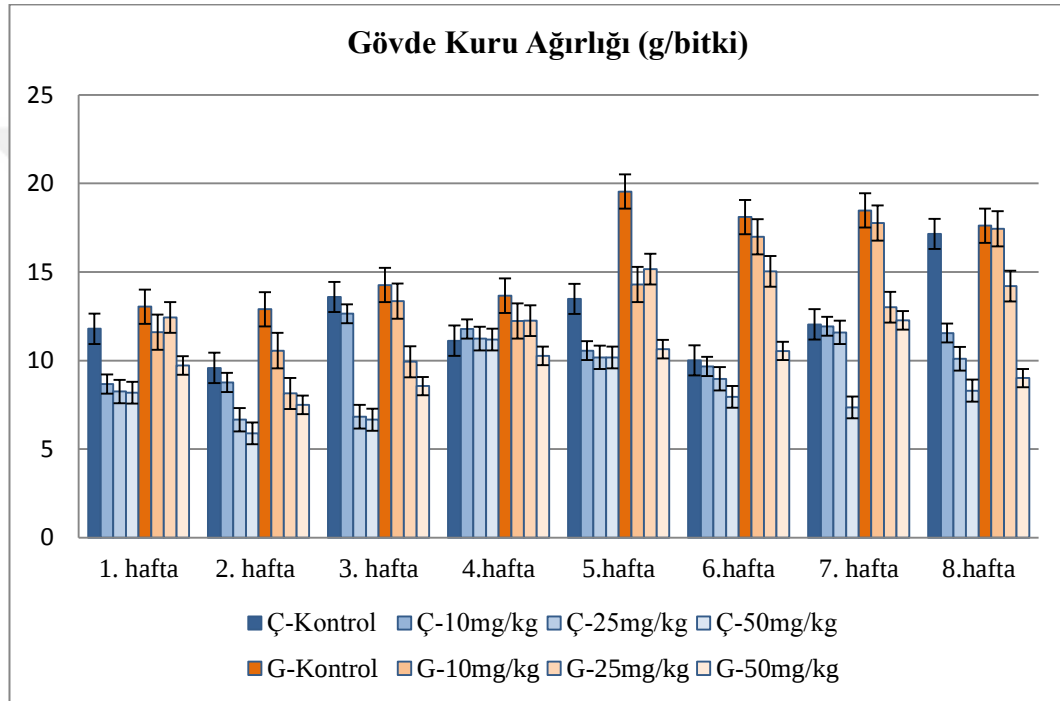
Şekil 4.3 Birinci aşama sonunda (8. hafta sonu) B uygulamalarının yapraklardaki etkisi (Gölbaşı Toprağı)



Şekil 4.4 Birinci aşama sonunda (8. hafta sonu) B uygulamalarının yapraklardaki etkisi (Çarşamba Toprağı)

Her hafta gözlem alınan bitkilerde 5. haftada 50 mg/kg B dozunda toksisite etkisi görülmeye başlamış ve 8. hafta sonuna kadar bu etki şiddetlenmeye devam etmiştir. 6. haftadan itibaren ise, 25 mg/kg B dozunda ve T2 toprağında yetişen bitkilerde şiddeti düşük oranda bir bor toksisitesi gözlenmiştir (Şekil 4.3 ve 4.4). Nitekim Güneş vd. (2000b) tarafından yapılan çalışmada, topraktaki bor ilavesinin artması ile birlikte bitkilerin yaş ve kuru ağırlıklarında azalma olduğu belirlenmiştir. Akıncı (2006) tarafından biber bitkisinde bor toksisitesi üzerine yapılan bir çalışmada; gövde yaş ağırlığının kontrol bitkilerinde en yüksek, 100 mg/L B dozunda ise en düşük olduğu tespit edilmiştir. Bor uygulamalarının (0.5, 7.5, 15, 22.5 mg/L) pamuk çeşitlerindeki taze gövde ağırlığı üzerine etkilerinin incelendiğinde bir başka çalışmada ise kontrole göre yaş gövde ağırlığında azalma olduğu belirlenmiştir (Harite 2008). Bu bulgular bizim sonuçlarımızla da paralellik göstermektedir. Domates ve biber bitkisinde bor toksisitesi üzerine yapılan çalışmada; bor toksisite semptomları 5 ve 50 mg/kg B dozlarında gözlemlenmiş ve en şiddetli bor toksisite semptomu 50 mg/kg B dozunda meydana gelmiştir. Yapılan çalışmada toksisite belirtileri bitkilerin yaşlı yapraklarının uçlarında ve kenarlarında görülmüştür (Eraslan vd. 2007). Diğer kültür bitkilerinde olduğu gibi, bor dozlarının biber bitkisinde 25 mg/L dozundan başlayarak toksisiteye yol açtığı, 50 mg/L B ve 100 mg /L B dozlarında ise bu etkinin şiddetlendiği

raporlanmıştır (Akıncı 2006). Özellikle bor toksisite belirtilerinin çalışmamızda 25 mg/kg B dozlarında da ortaya çıkması Akıncı (2006)'nın yaptığı çalışma ile uyumaktadır. Domates bitkisine uygulanan B dozları arttıkça bitkinin yaş ağırlığında azalma meydana gelmiş ve denemede uygulanan en yüksek doz olan 20 mg/kg B dozu uygulaması kontrolle karşılaştırıldığında ciddi oranda bitkinin yaş ağırlığını düşürdüğü bildirilmiştir (Güneş 2000b). Benzer bir sonuç mısır (Güneş vd. 2000a) ve patates bitkilerinde (Ayvaz 2009) elde edilmiştir.



Şekil 4.5 B uygulamalarının iki farklı toprak tipinde süs lahanasının gövde kuru ağırlığı üzerine etkisinin haftalık değişimi. Sütunlardaki hata çubukları ortalama standart $\pm$ hatayı (S.E.) göstermektedir. Ç: Çarşamba toprağı, G: Gölbaşı toprağı

Gövde kuru ağırlığı, bor stresi süresince bor dozuna ve toprak tipine göre değişim göstermiş ve kontrol bitkilerine oranla azalma göstermiştir (Şekil 4.5). Süs lahanasının sekiz hafta boyunca özellikle T1 toprağında T2 toprağına göre daha zayıf geliştiğı gözlenmiştir. Nitekim gövde kuru ağırlığı değerleri yaş ağırlığa benzer şekilde T1 toprağında, T2'ye göre daha düşük düzeyde kalmıştır. Bununla birlikte ilerleyen stres süresi ile birlikte özellikle yüksek B seviyesinin meydana getirdiğı toksisite, gövde yaş ağırlığının dikkate değer düzeyde düşmesine yol açmıştır. Bu durum özellikle stresin 5.

haftasından itibaren daha fazla görülmeye başlamış, stresin süresi uzadıkça artmıştır (Şekil 4.5).

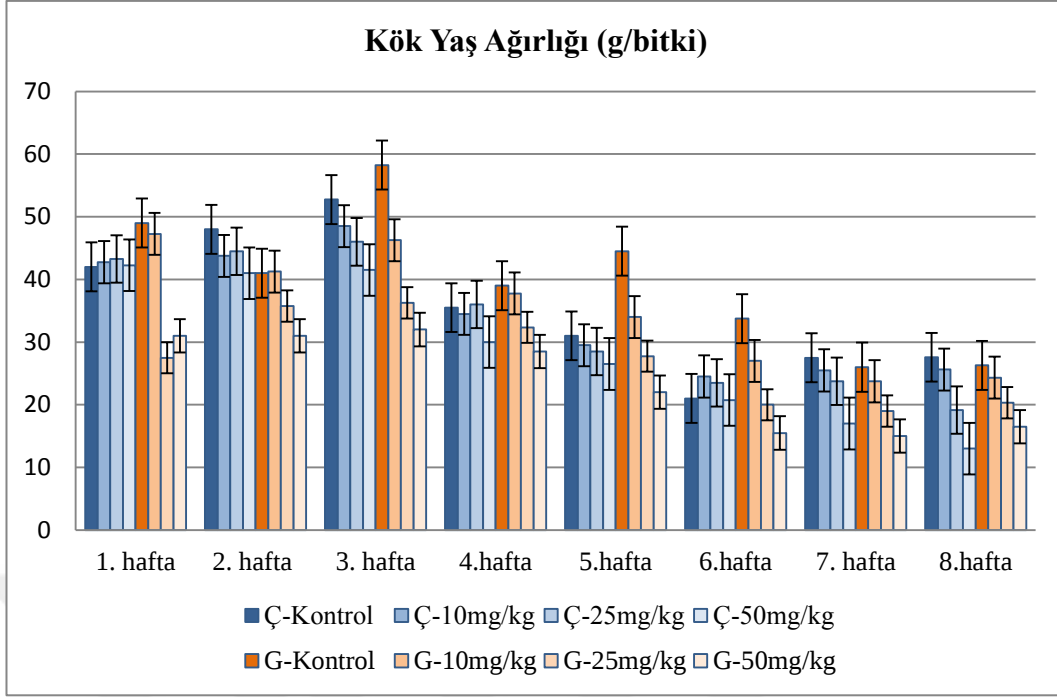
Domates bitkisinde de uygulanan bor dozları arttıkça bitkinin kuru ağırlığında azalma meydana gelmiş ve denemede kullanılan en yüksek doz olan 20 mg/kg B uygulaması kontrolle karşılaştırıldığında ciddi oranda bitkinin kuru ağırlığını düşürdüğü bildirilmiştir (Güneş 2000b). Benzer bir sonuç mısır bitkisinin farklı genotipleri arasında da elde edilmiştir (Günes ve Alpaslan 2000; Günes vd. 2000a). Akıncı (2006) tarafından biber bitkisinde bor toksisitesi üzerine yapılan çalışmada gövde kuru ağırlığının kontrol bitkilerinde en yüksek olduğu, uygulama yapılan diğer bor dozlarında (25 mg/L B, 50 mg/L B ve 100 mg/L B) giderek azaldığı ve nihayetinde en düşük gövde kuru ağırlığının ise 100 mg/L B dozunda belirlendiği vurgulanmıştır. Eraslan vd. (2007) tarafından yürütülen çalışmada artan B dozlarının bitkinin kuru gövde ağırlığını azalttığı bildirilmiştir. 5 mg/kg B seviyesinden sonra mısır çeşitlerinde kuru madde miktarının azaldığı rapor edilmiştir (Palta ve Gezgin 2011). Benzer bir sonuç Koohkan ve Maftoun (2016) tarafından yapılan çalışmada da elde edilmiş olup, özellikle 10 mg/kg B üzerindeki B dozlarında bitkinin kuru maddesinde azalış olduğu bildirilmiştir. B'nin stabil fenolik asit borat bileşiklerinin oluşumu yoluyla lignin biyosentezini düzenlediğinden, fazla B lignin biyosentezini sınırlandırdığı rapor edilmiştir (Marschner 1995). Bor toksisitesi ayrıca hücre bölünmesinin azalması, sürgün ve kök büyümesinin azalması gibi olumsuz fizyolojik etkilere neden olmaktadır (Nable vd. 1997; Liu ve Yang 2000; Reid vd. 2004).

4.1.1.2 Kök yaş ve kuru ağırlıkları

Kök yaş ve kuru ağırlıkları bakımından '*Toprak tipi x B dozu*' interaksyonu, istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur ($P>0.05$) (Çizelge 4.1). Kök yaş ve kuru ağırlık değerleri istatistiksel olarak önemsiz bulunmasına karşın toprak tipi ve B dozu uygulamalarına Çizelge 4.2'ye göre incelendiğinde, uygulanan bor dozlarının toprak tipi ne olursa olsun kök yaş ve kuru ağırlıklarında kontrollere göre kayıpların olduğu saptanmıştır. Ayrıca uygulanan bor dozları ve toprak tipi açısından değerlendirildiğinde

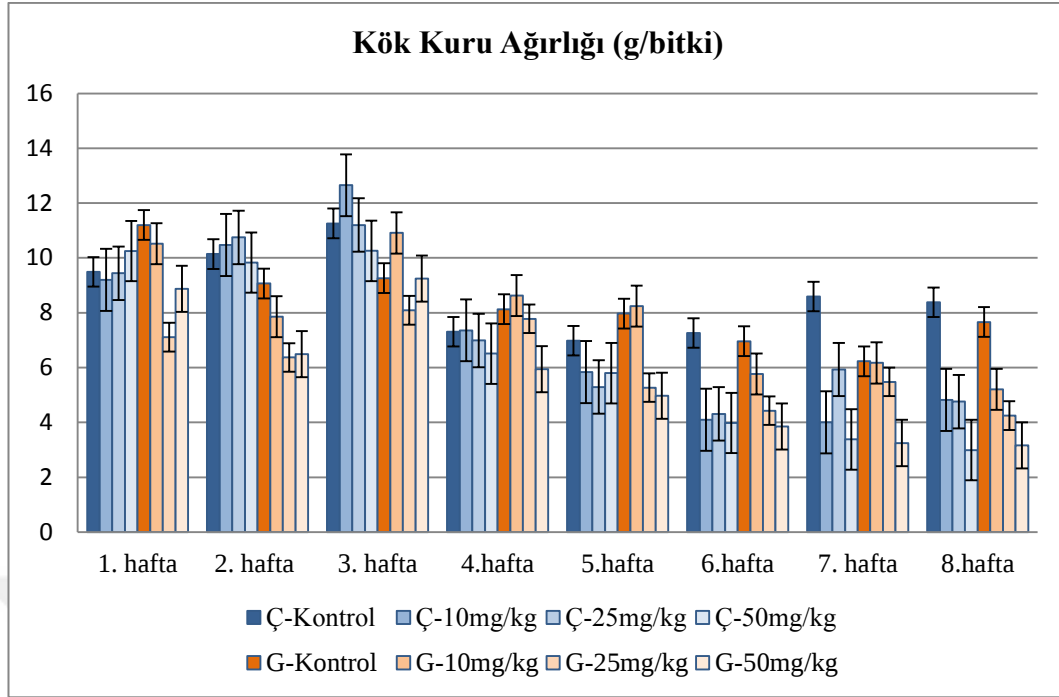
kök yaş ve kuru ağırlıklarındaki kayıplar arasında paralellik olduğu belirlenmiştir. Buna göre en yüksek kök yaş ağırlığı T1 toprağında 10 mg/kg B dozunda (25.62 ± 1.01 g/bitki), T2 toprağında ise 10 mg/kg B dozunda (24.33 ± 1.53 g/bitki), bunu takiben en yüksek kök kuru ağırlığı T2 toprağında 10 mg/kg B dozunda (5.21 ± 1.00 g/bitki) ile T1 toprağı 10 mg/kg B dozunda (4.81 ± 1.16 g/bitki) gerçeklemiştir. 10 mg/kg bor dozundan sonra uygulanan bor dozlarında kök yaş ağırlığında en fazla T2 toprağında olduğu saptanmıştır. Buna göre; kök yaş ağırlığı bakımından değerler ' $T2 \times 25 \text{ mg/kg B}$ ' (20.33 ± 2.52 g/bitki), ' $T1 \times 25 \text{ mg/kg B}$ ' (19.17 ± 2.02 g/bitki), ' $T2 \times 50 \text{ mg/kg B}$ ' (16.51 ± 0.50 g/bitki) ve ' $T1 \times 50 \text{ mg/kg B}$ ' (13.00 ± 1.00 g/bitki) olarak sıralanırken; kök kuru ağırlığı açısından ' $T1 \times 25 \text{ mg/kg B}$ ' (4.76 ± 1.00 g/bitki), ' $T2 \times 25 \text{ mg/kg B}$ ' (4.25 ± 0.67 g/bitki), ' $T2 \times 50 \text{ mg/kg B}$ ' (3.16 ± 0.81 g/bitki) ve ' $T1 \times 50 \text{ mg/kg B}$ ' (2.99 ± 0.92 g/bitki) sıralanmıştır (Çizelge 4.2).

Süs lahanasının kök yaş ve kuru ağırlıkları B stresi altında, 8 hafta boyunca haftalık zaman diliminde hasat edilen örneklerde yapılan ölçümlerle belirlenmiş ve bitki köklerindeki B stresinin değişimler üzerindeki etkileri incelenmiştir. B uygulanmış bitkilerin kök yaş ve kuru ağırlık değerleri her hafta belirlenerek Şekil 4.6 ve 4.7'de verilmiştir. Çalışmada bitkinin kök yaş ağırlıkları her iki toprak tipinde de B dozundaki artışa paralel olarak stres süresinin uzamasıyla birlikte azalmıştır. İkinci haftadan sonra en düşük kök yaş ağırlığı 50 mg/kg B dozunda olmakla birlikte, bu azalma özellikle 5. haftadan sonra etkisini daha çok göstermiştir. Üçüncü haftadan sonra, süs lahanasının kök yaş ağırlığında belirgin düşüş görülmekle birlikte; özellikle T2 toprağında 25 mg/kg B ile 50 mg/kg B dozlarında kontrole göre ciddi düşüşler kaydedilmiştir. Kök yaş ağırlıkları açısından iki toprak tipinin haftalık değişimleri incelendiğinde, 5. haftadan sonra T2 toprağında yetişen bitkilerin T1 toprağında yetişen bitkilere göre daha düşük kök yaş ağırlığına sahip oldukları tespit edilmiş, özellikle B stresinin olumsuz etkisinin kök yaş ağırlığında bu haftadan itibaren her iki toprak tipinde belirginleştiği görülmüştür. Son haftalara doğru ise B stresinin kök yaş ağırlığı üzerindeki olumsuz etkileri giderek artmıştır ve en düşük kök yaş ağırlığı değerleri 7. ile 8. haftalarda meydana gelmiştir (Şekil 4.6).



Şekil 4.6 B uygulamalarının iki farklı toprak tipinde süs lahanasının kök yaş ağırlığı üzerine etkisinin haftalık değişimi. Sütunlardaki hata çubukları ortalama standart $\pm$ hatayı (S.E.) göstermektedir. Ç: Çarşamba toprağı, G: Gölbaşı toprağı

B dozu ve toprak tipine göre kök kuru ağırlığının 8 hafta boyunca, haftalık değişimi Şekil 4.7’de verilmiştir. Buna göre her iki toprak tipinde stresin süresi uzadıkça kök kuru ağırlıkları, genel olarak azalmıştır. Kök kuru ağırlıklarının özellikle T2 toprağında T1’e göre daha düşük düzeyde kaldığı görülmüştür. 4. haftadan sonra her iki toprak tipinde özellikle 25 mg/kg ve 50 mg/kg B dozlarına maruz kalan bitkilerin kök kuru ağırlıklarında kontrol bitkilerine göre azalma yüksek olmuştur. Özellikle B stresine maruz kalma süresi artıkça son haftalara doğru kök kuru ağırlığında kontrole göre ciddi kayıplar görülmüştür.



Şekil 4.7 B uygulamalarının iki farklı toprak tipinde süs lahanasının kök kuru ağırlığı üzerine etkisinin haftalık değişimi. Sütunlardaki hata çubukları ortalama standart $\pm$ hatayı (S.E.) göstermektedir. Ç: Çarşamba toprağı, G: Gölbaşı toprağı

Bor uygulamalarının yüksek seviyelerinde kök ağırlıklarında azalmaya yol açtığı, literatürde farklı çalışmalarda rapor edilmektedir. Örneğin, Harite (2008) tarafından pamuk bitkisinde yapılan çalışmada bor uygulamalarının (0.5, 7.5, 15, 22.5 mg/L) pamuk çeşitlerindeki taze kök ağırlığı ve kuru kök ağırlığı üzerinde kontrol bitkisine oranla azalmalar meydana geldiği tespit edilmiştir. Bu bulgular elde ettiğimiz sonuçlarla uyumludur. Ayvaz (2009) tarafından patates bitkisinde yapılan çalışmada da artan B dozlarına paralel olarak kök yaş ağırlığında azalma meydana geldiği bildirilmiştir. Aynı yöndeki bulgular, arpa çeşitleri ile çorak çiminin (Keskin 2010) *Vicia sativa* bitkisinin (Karaömerlioğlu 2011), taze fasulye genotiplerinin (Akoğlu 2013) kök yaş ve kuru ağırlıklarında da elde edilmiştir. Çalışmamızın sonuçları, önceki literatür çalışmaları ile benzerlik göstermektedir.

4.1.2. Fizyolojik özellikler

B uygulamasına maruz kalan ve 8. hafta sonunda hasat edilen süs lahanasının stoma iletkenliği, klorofil ve nispi nem içeriklerine ilişkin verileri istatistiksel olarak değerlendirilmiştir. İncelenen özellikler yapılan varyans analizi sonucunda ‘*Toprak tipi x B dozu*’ interaksyonu bazında ayrı ayrı değerlendirilmiştir.

Çizelge 4.3 Birinci aşama stoma iletkenliği, klorofil ve nispi nem içerikleri bulgularına ait varyans analiz çizelgesi

Varyasyon Kaynakları	Stoma iletkenliği	Klorofil içeriği	Nispi nem içeriği
B dozu (BD)	**	**	**
Toprak tipi (TT)	**	**	ÖD
BD x TT	**	ÖD	*
VK(%)	5.99	10.09	5.33

** : $P \leq 0.01$ olasılık düzeyinde önemlidir. * : $P \leq 0.05$ olasılık düzeyinde önemlidir. ÖD: önemli değil.

Çizelge 4.4 Stoma iletkenliği ve nispi nem içeriği üzerine ‘*Toprak tipi x B dozu*’ interaksyonunun etkisi

Toprak Tipi	H ₃ BO ₃ (mg/kg)	Stoma iletkenliği (mmol/m ² s)	Klorofil içeriği (SPAD)	Nispi nem içeriği (%)
T1 (Çarşamba)	Kontrol	113.18±11.51 b	25.00±2.95	75.33± 3.30 a
	10	107.22±5.33 bc	17.34±1.90	69.57±1.51 a-c
	25	94.02±2.00 de	15.10±3.00	72.66±5.51 ab
	50	84.00±8.00 e	15.07±0.90	60.08±4.00 e
T2 (Gölbaşı)	Kontrol	203.23±7.01 a	30.55±2.06	75.48±1.39 a
	10	119.08±4.00 b	24.37±1.52	67.01±4.00 b-d
	25	107.24±8.60 bc	23.18±3.02	63.20±5.01 de
	50	98.19±4.01 cd	24.04±1.00	65.18±2.12 c-e
LSD (%5)		11.99	ÖD	6.33

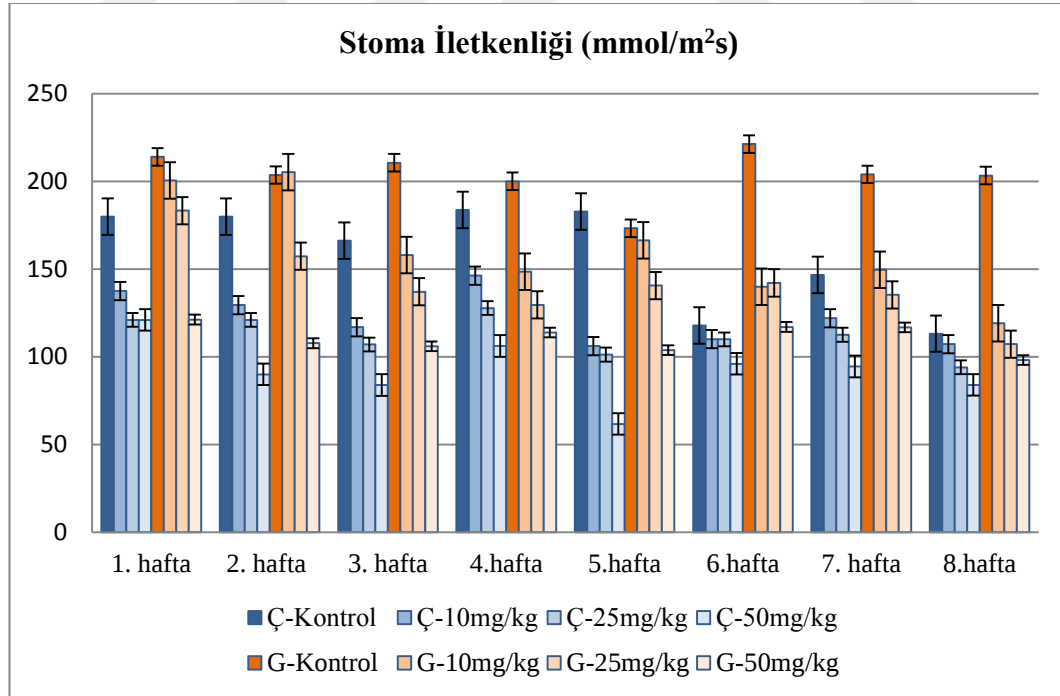
Aynı sütunda farklı harfi alan ortalamalar arasındaki farklılık önemlidir ($P \leq 0.05$).

4.1.2.1. Stoma iletkenliği

Çalışmamızda ‘*Toprak tipi x B dozu*’ interaksyonu, stoma iletkenliği bakımından önemli bulunmuştur ($P \leq 0.05$) (Çizelge 4.3). B uygulamasının süs lahanasının stoma

iletkenliği üzerine etkisi incelendiğinde, en yüksek stoma iletkenlikleri T2 toprağında yetişen bitkilerin yapraklarında ölçölürken, T1 toprağında büyüyen bitkilerin nispeten daha düşük stoma iletkenliklerine sahip oldukları görölmüştür. 'T2 x 10 mg/kg B' kombinasyonunun en yüksek stoma iletkenliğine sahip olduğu belirlenmiştir (119.08±4.00 mmol/m²s) (Çizelge 4.4). Bunu aynı grup içerisinde yer alacak şekilde 'T1 x 10 mg/kg B' (107.22±5.33 mmol/m²s) ile 'T2 x 25 mg/kg B' (107.24±8.60 mmol/m²s) kombinasyonları izlemiştir. Bu kombinasyonları sırasıyla; 'T2 x 50 mg/kg B' (98.19±4.01 mmol/m²s), 'T1 x 25 mg/kg B' (94.02±2.00 mmol/m²s) ile 'T1 x 50 mg/kg B' (84.00±8.00 mmol/m²s) takip etmiştir (Çizelge 4.4).

B stresine maruz kalan süs lahanasının 8 hafta boyunca ve iki ayrı toprak tipindeki stoma iletkenliği değişimleri, şekil 4.8'de gösterilmiştir. B dozlarının, ilk haftadan itibaren kontrole göre her iki toprak tipinde stoma iletkenlikleri düşürdüğu belirlenmiştir. Özellikle B dozu arttıkça (25 mg/kg B ve 50 mg/kg B) stoma iletkenliği kontrole göre azalmıştır (şekil 4.8).



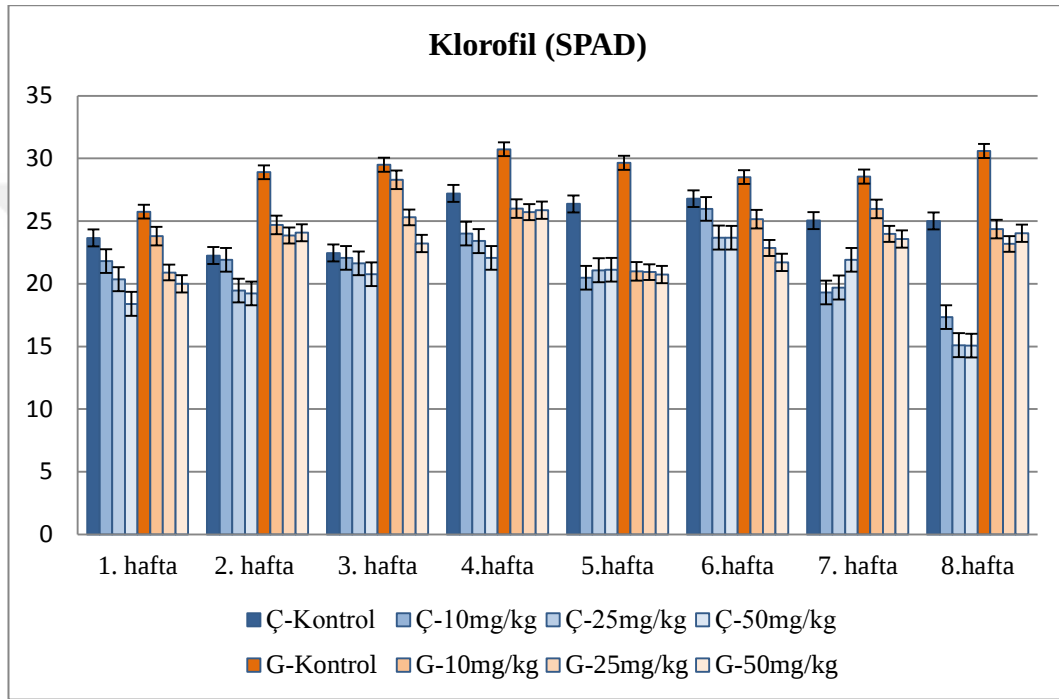
şekil 4.8 B uygulamalarının iki farklı toprak tipinde süs lahanasının stoma iletkenliği üzerine etkisinin haftalık değişimi. Sütunlardaki hata çubukları ortalama standart ± hatayı (S.E.) göstermektedir. Ç: Çarşamba toprağı, G: Gölbaşı toprağı

Yaprakların stomalarından birim zamanda giren karbondioksit veya dışarı çıkan su buharının ölçülmesi ile stoma iletkenliği belirlenmektedir (Erdal 2016). Stomaların kapanması, toksik metallerin koruyucu hücrelerle doğrudan etkileşimi ve kök ve sap üzerindeki metal toksisitesinin ilk etkilerini bir sonucu olarak ortaya çıkar. Metal stresli bitkilerde, kök kaynaklı ABA veya ABA kaynaklı sinyaller, stoma hareketinde rol oynayabilir. Bitkilerin Cd, Co, Ni, Pb ve Zn gibi toksik metal konsantrasyonlarına maruz kalmasının bir sonucu olarak birçok çalışmada stoma iletkenliğinin azaldığı ya da buna neden olan stoma direncinin arttığı bildirilmektedir (Rucinska-Sobkowiak 2016). İki farklı anaç üzerine aşılanan Clementine mandarininin B toksisitesine tepkisi üzerine yapılan bir çalışmada; B uygulamasının stoma iletkenliğini azalttığı tespit edilmiştir (Papadakis vd. 2004a). Bor toksisitesinin asma bitkisinde stoma davranışı üzerindeki etkisinin araştırıldığı bir çalışmada ise; 20 ve 30 mg/kg B düzeylerinde aşırı B uygulanan bitkilerin yapraklarında stoma direncinin arttığı saptanmıştır (Günes vd. 2006). *Jatropha curcas* bitkisinde artan B konsantrasyonları ile birlikte stoma iletkenliğinin azaldığı bildirilmiştir (Simon vd. 2013). Yapılan çalışmalar incelendiğinde artan B dozlarının stoma iletkenliğini düşürdüğü yönünde elde edilen sonuçlar, çalışmamızda da artan B dozlarının stres süresinin uzaması ile stoma iletkenliğinin azaldığına ilişkin bulgularımızla uyumlu bulunmuştur.

4.1.2.2 Klorofil miktarı

Klorofil içeriği bakımından '*Toprak tipi x B dozu*' interaksyonu istatistiksel olarak ($P>0.05$) önemli bulunmamıştır (Çizelge 4.3). Bununla birlikte, toprak tipi ve B dozuna bağlı olarak yaprakların klorofil içerikleri kontrole göre azalmıştır. Özellikle T1 toprağında yetişen bitkilerle T2 toprağında yetişen bitkilerin klorofil miktarları kendi aralarında karşılaştırıldığında T1 toprağında yetişen bitkilerin T2 toprağına oranla daha düşük klorofil içerdikleri tespit edilmiştir. En yüksek klorofil miktarı '*T2 x 10 mg/kg B*' (24.37 ± 1.52 SPAD) olup; bu değeri sırasıyla '*T2 x 50 mg/kg B*' (24.04 ± 1.00 SPAD), '*T2 x 25 mg/kg B*' (23.18 ± 3.02 SPAD), '*T1 x 10 mg/kg B*' (17.34 ± 1.90 SPAD), '*T1 x 25 mg/kg B*' (15.10 ± 3.00 SPAD), ve '*T1 x 50 mg/kg B*' (15.07 ± 0.90) takip etmiştir (Çizelge 4.4).

Stres altında büyüyen süs lahanasının yapraklarının klorofil içeriğinde meydana gelen haftalık değişimler Şekil 4.9’da gösterilmiştir. Klorofil değerlerindeki düşüşler stresin süresine, şiddetine ve toprak tipine bağlı olarak farklılık göstermiştir. İlk haftalarda her iki toprak tipinde dozdaki artışla birlikte klorofil değerlerinde kayıplar görülmüştür. İlerleyen haftalarda bu kayıplar belirginleşmeye başlamış ve son haftalara doğru devam etmiştir.



Şekil 4.9 B uygulamalarının iki farklı toprak tipinde süs lahanasının klorofil içeriği üzerine etkisinin haftalık değişimi. Sütunlardaki hata çubukları ortalama standart $\pm$ hatayı (S.E.) göstermektedir. Ç: Çarşamba toprağı, G: Gölbaşı toprağı

Borun yüksek dozlarının klorofil miktarında azalmaya neden olduğuna ilişkin çalışmalardan birisi Lovatt ve Bates (1984) tarafından sakız kabağında yapılmıştır. Bu çalışmada aşırı B ile beslenen bitkilerin yapraklarında B biriktiği ve yaşlı yapraklarda klorofil içeriğini düşürdüğü bildirilmiştir. Bor toksisitesi; metabolizmanın değişmesi, yaprak klorofil içeriğinin ve fotosentetik oranların azalması ve lignin ve suberin seviyelerinin düşmesi gibi pek çok yönden damarlı bitkileri etkilemektedir (Nable vd. 1997). İki farklı anaç üzerine aşıl原因an Clementine mandarininin B toksisitesine tepkisi üzerine yapılan bir çalışmada; B uygulamasının klorofil içeriğini azalttığı bildirilmiştir

(Papadakis vd. 2004a). Hasnain vd. (2011) tarafından Maş fasulyesinde yapılan bir çalışmada, yüksek B düzeylerinde klorofilde önemli ölçüde azalma meydana gelmiştir. Klorofil SPAD değeri, Varshney vd. (2015) tarafından *Brassica juncea* bitkisinde yapılan çalışmada farklı bor dozlarında (20, 30, 40, 50 ve 60 mg/kg B) klorofilde önemli ölçüde azalmalar meydana gelmiştir. Klorofil içeriği B miktarındaki artışa bağlı olarak azalmıştır (Koohkan ve Maftoun 2016). Kloroplastlardaki yapısal hasarlar ve yaprak klorofil içeriğindeki azalma, yani klorofil değerindeki inhibasyon reaktif oksijen türlerinin organik moleküllerde fotooksidatif hasara neden olması veya kloroplastlardaki membran sisteminin tahrip olması ile açıklanabilir (Papadakis 2004b, Varshney vd. 2015).

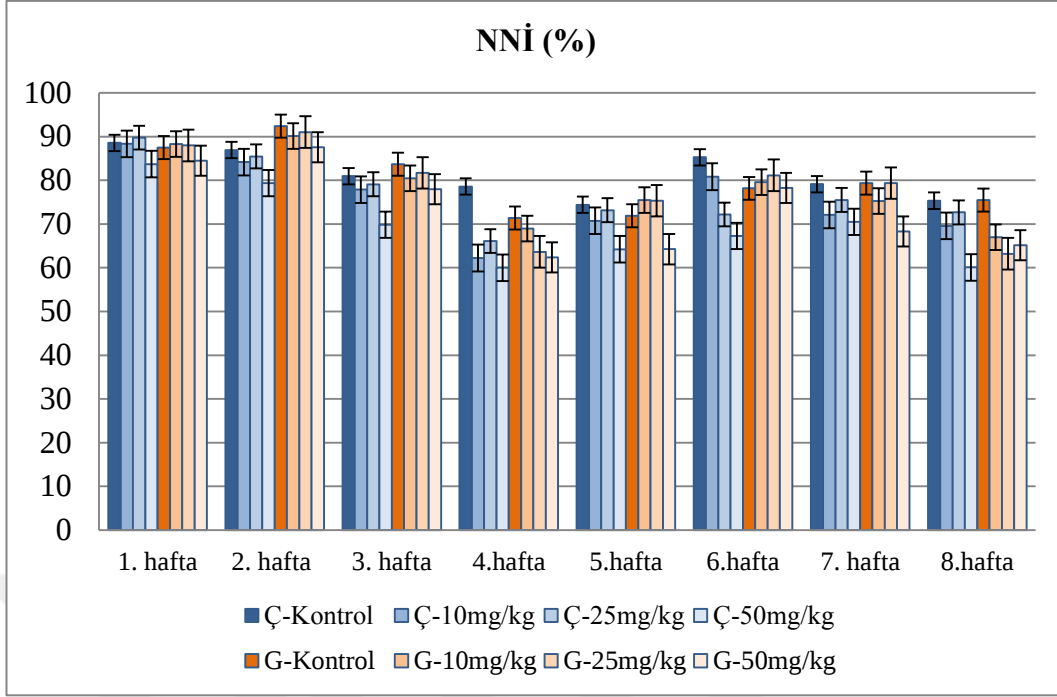
4.1.2.3 Nispi nem içeriği

Toprak tipi ve bor dozlarının uygulanmasının süs lahana bitkilerinin nisbi nem içeriklerine etkisi Çizelge 4.3 ve Çizelge 4.4'te verilmiştir. Nisbi nem içeriğine '*Toprak tipi x B dozu*' interaksiyonunun etkisi istatistiki olarak önemli bulunmuştur ($P \leq 0.05$). Çalışmada B stresi uygulanan bitkilerin kontrole göre her iki toprak tipinde de nispi nem içeriklerinde düşüşler ortaya çıkmıştır. Her iki toprak tipinde dozdaki artış nispi nem seviyelerini düşürmüştür. Çizelge 4.4'e göre en yüksek nispi nem içeriği, '*T1 x 25 mg/kg B*' (72.66 ± 5.51)'de tespit edilmiştir. Bu kombinasyonu sırasıyla 69.57 ± 1.51 , 67.01 ± 4.00 , 65.18 ± 2.12 , 63.20 ± 5.01 ve 60.08 ± 4.00 değerleri ile '*T1 x 10 mg/kg B*', '*T2 x 10 mg/kg B*', '*T2 x 50 mg/kg B*', '*T2 x 25 mg/kg B*' ve '*T1 x 50 mg/kg B*' kombinasyonları izlemiştir (Çizelge 4.4).

Toprak tipi ve B uygulama dozlarına bağlı olarak bitkilerin nispi nem içeriklerinin 8 haftalık değişimi incelendiğinde (Şekil 4.10); stresin ilk haftalarında bitkilerin nispi nem içeriklerinin kontrole yakın olduğu, 4., 5., ve 6. haftalarda ise B dozundaki artışa paralel olarak özellikle T1 toprağında kontrole göre önemli seviyelerde azalma gösterdikleri belirlenmiştir. Nispi nem içeriği bakımından bor stresi altındaki süs lahana bitkilerinin T2 toprağında turgoritesini T1 toprağına göre daha iyi koruduğu tespit edilmiş olup, bu durum 25 mg/kg B düzeyinde 5., 6. ve 7. haftalarda dikkati çekmiştir. Son haftalara

doğru özellikle 50 mg/kg B dozu uygulanmış bitkilerdeki nispi nem içeriklerinde düşüş devam etmiştir (Şekil 4.10).

Bitkiler için abiyotik stres etmenlerinden biri olan fazla miktardaki B (B toksisitesi), bitkilerde çeşitli morfolojik ve fizyolojik değişimlere neden olmaktadır. Bu koşullar altında, bitkilerde yapraklardaki nispi nem içeriği ve yaprak su potansiyelinin düşmesi ile birlikte fotosentez oranında azalmaların meydana geldiği bildirilmiştir (Lawlor 2002; Akoğlu 2013). Kloroz oluşumu ve nispi nem içeriğindeki azalmalar, bor toksisitesinin bilinen belirtileri arasındadır (Ramila vd. 2016). Keskin (2010) tarafından yapılan bir çalışmada artan B uygulamaları ile Tokak ve Hamidiye çeşidi buğdaylarının yapraklarındaki nispi nem içeriğinin azaldığı ve bu azalmanın en yüksek B dozu olan 500 mg/kg B uygulamasında olduğu belirtilmiştir. Örnekleme zamanına bağlı olarak *Puccinellia distans* bitkisinde bağıl su içeriği değerlerinde farklılıklar ortaya çıkmış; bitkinin 30. gün örneklemelerinde bağıl su içeriği değerlerinde artış olurken, 60. gün örneklemelerinde ise azalmalar olduğu belirtilmiştir. Akoğlu (2013) tarafından taze fasulye genotiplerinde farklı konsantrasyonlarda B, 10 ve 20 gün süreyle uygulanmış olup genellikle yaprak oransal su içeriği (YOSK) değerlerinin artan B konsantrasyonuna paralel olarak azaldığı tespit edilmiştir. 2,4.5 ve 7 mg/L B uygulamaları arasında önemli bir farklılık olmamasına rağmen, nispi nem içeriği B uygulamaları ile önemli ölçüde azalmıştır (Simon vd. 2013). Yabani buğdayda (*Triticum boeoticum* L.) bitkisindeki farklı bor dozları üzerine yapılan çalışmada B uygulamasının, bor stres süresinin ve bor (500 mg/kg B) dozundaki artış ile birlikte nispi nem içeriğinin azaldığı bildirilmiştir (Uyğan 2014).



Şekil 4.10 B uygulamalarının iki farklı toprak tipinde süs lahanasının nispi nem içeriği üzerine etkisinin haftalık değişimi. Sütunlardaki hata çubukları ortalama standart $\pm$ hatayı (S.E.) göstermektedir. Ç: Çarşamba toprağı, G: Gölbaşı toprağı

4.1.3 Stres sonunda bitkilerin B içerikleri

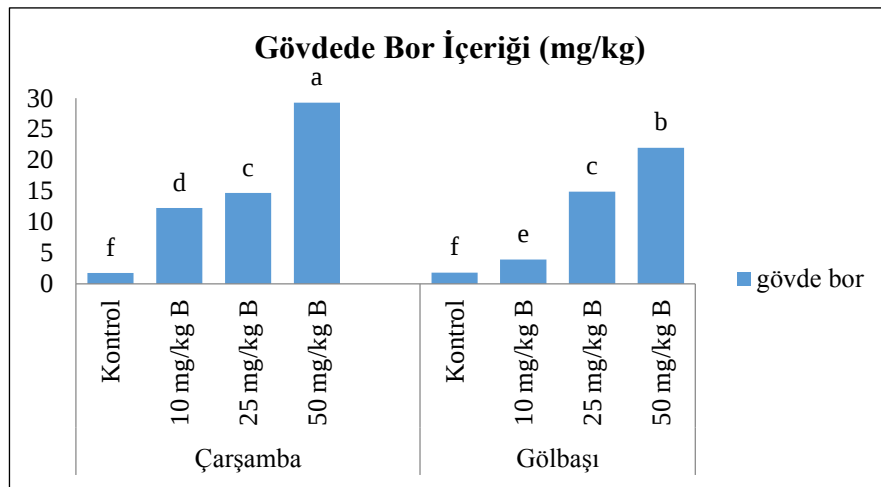
Bor uygulamaları sonrasında ve 8 hafta süren yetiştirme dönemi sonunda T1 ve T2 topraklarından hasat edilen bitki kök ve gövdelerinde biriken B miktarını belirlemek amacıyla B analizleri yapılmıştır. Bitki, kök ve gövdelerinin B içeriklerine ilişkin varyans analiz sonuçları Çizelge 4.5'te verilmiştir. Varyans analizi sonucunda '*Toprak tipi x B dozu*' interaksyonu kapsamında gövdede, kökte ve bitkide biriken B miktarları arasındaki farklılıklar istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur.

Çizelge 4.5 Birinci aşama gövde, kök ve toplam bitkide B miktarına ilişkin bulgularına ait varyans analiz çizelgesi

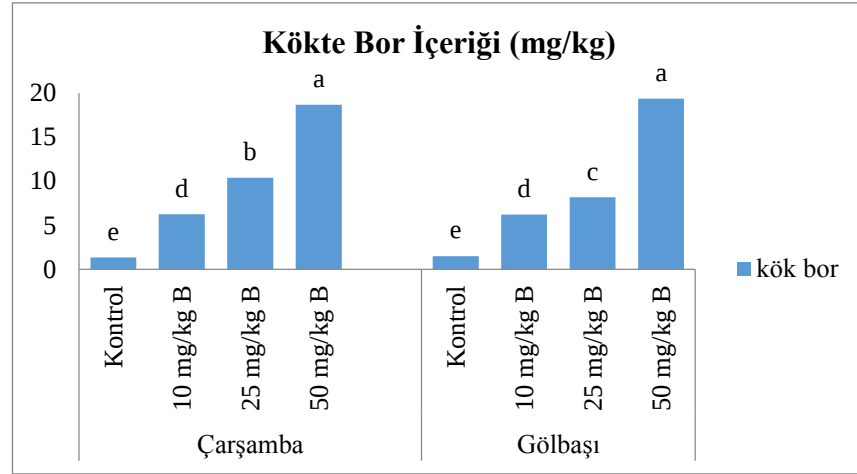
Varyasyon Kaynakları	Gövdede B	Kökte B	Bitkide B
B dozu (BD)	**	ÖD	**
Toprak tipi (TT)	**	**	**
BD x TT	**	**	**
VK(%)	3.51	5.24	3.65

** : $P \leq 0.01$ olasılık düzeyinde önemlidir. * : $P \leq 0.05$ olasılık düzeyinde önemlidir. ÖD: önemli değil.

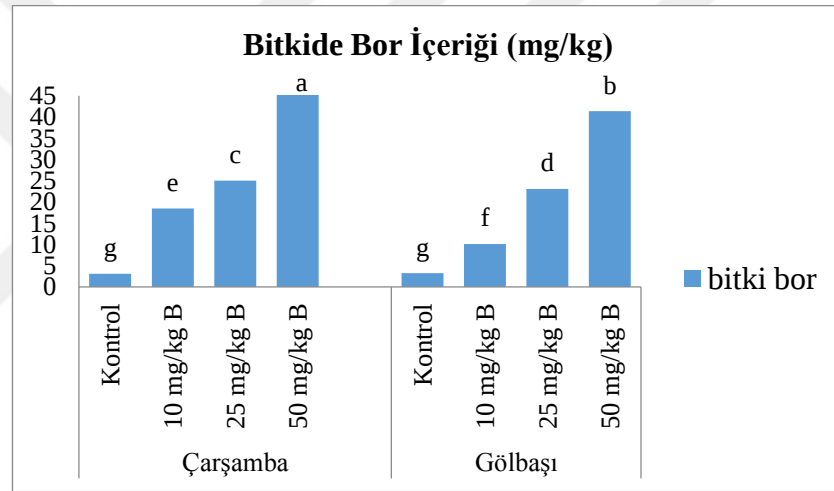
Dört farklı bor dozu (0 mg/kg, 10 mg/kg, 25 mg/kg ve 50 mg/kg) ve iki ayrı toprak yapısında yetiştirilen süs lahanasının gövde, kök ve bitkideki bor içeriğine ilişkin değerler Şekil 4.11, 4.12 ve 4.13'te verilmiştir. Toprak tipi açısından en fazla bor birikimi T2 toprağı ile karşılaştırıldığında T1 toprağında gerçekleşmiştir. Toprak pH'sındaki artış ve fazla kireçlenmeye paralel olarak bitkilerde B alımı azalmaktadır. Ortam pH'sı 6.3-6.5 olduğunda B alımı en yüksek düzeyde olmaktadır. Ayrıca borun kil mineralleri tarafından adsorbe edilme özelliğinden dolayı, kil içeriğı yüksek topraklar kumlu topraklara göre bünyelerinde daha fazla B biriktirmektedir (Kacar ve Katkat 2007). T2 toprağının pH'sı 7.49 ve kireçli bir toprak özelliğı gösterdiğinden dolayı bitkide bor birikimi T1 toprağına göre düşük olmuştur. Ancak süs lahanasının bir peyzaj bitkisi olması ve diğer morfolojik özellikler değerlendirilirken T2 toprağında yetişen bitkilerin büyük taç geliştirmesi, T2 toprağ T1 toprağına göre daha ön plana çıkarmıştır.



Şekil 4.11 İki farklı toprak tipinde B uygulamalarının gövdedeki B içeriğine etkileri



Şekil 4.12 İki farklı toprak tipinde B uygulamalarının kökteki B içeriğine etkileri



Şekil 4.13 İki farklı toprak tipinde B uygulamalarının tüm bitkideki B içeriğine etkileri

Gövde B birikiminin incelendiği Şekil 4.11’de, her iki toprak tipinde en fazla B birikimi 50 mg/kg B dozunda görülmekle birlikte; T1 toprağında yetişen bitkinin T2 toprağına göre daha fazla birikim yaptığı tespit edilmiş ve istatistiksel açıdan da önemli bulunmuştur. Her iki toprak tipinde 25 mg/kg B dozunun bitkilerde bor birikimi açısından aralarında istatistiksel bir fark bulunmamaktadır. Şekil 4.11’e göre, bor uygulamalarının gövdedeki bor miktarında kontrolle oranla dikkate değer bir artış vardır.

Kökte B birikimi incelendiğinde; uygulanan B dozları kontrolle karşılaştırıldığında ciddi bir artış göstermiş ve en yüksek B birikimi gövde B’de olduğu gibi 50 mg/kg B dozunda meydana gelmiştir. T1 ve T2 toprak yapısında yetişen bitkilerde 50 mg/kg B dozu uygulamasında istatistiksel bir fark bulunmamaktadır. Benzer şekilde her iki toprak yapısında 10 mg/kg B dozu uygulamasında da kökteki B birikiminde istatistiksel fark yoktur. 25 mg/kg B dozu uygulamasında T1 toprağında T2 toprağına göre daha fazla B birikimi olmuş ve istatistiksel olarak aralarında fark önemli bulunmuştur (Şekil 4.12).

Süs lahanasında toplam bitkide B birikiminin en fazla olduğu toprak tipi T1 toprağı olmuştur. En fazla artış gövde ve kökte B birikimi ile uyumlu olarak 50 mg/kg B dozunda olmuş ve sırasıyla 25 mg/kg B ile 10 mg/kg B dozları takip etmiştir. Her iki toprak tipinde B dozları kendi arasında incelendiğinde aralarında istatistiksel olarak fark bulunmuştur. Kontrol ile karşılaştırıldığında bitkiye uygulanan bor dozlarında artışlar olduğu görülmektedir (Şekil 4.13).

Harite (2008) tarafından pamuk çeşitlerinde yapılan çalışmada, B uygulamaları ile gövde ve kök B içeriklerinde kontrole göre önemli artışlar rapor edilmiştir. Keskin (2010) tarafından yapılan başka bir çalışmada hem gövdedeki hem de kökteki B birikiminin, B dozu arttıkça yükseldiği bildirilmiştir. *Medicago sativa* ve *Vicia sativa* bitkilerinde B birikimi kapasitelerinin incelendiği bir çalışmada, bitkilerin kök, gövde ve yaprağının en yüksek doz olan 50 ppm’e karşı dayanıklılık gösterdiği ve bu B dozunda en fazla B birikiminin olduğu bildirilmiştir (Karaömerlioğlu 2011). Mısır çeşitlerinin B’a toleransını belirlemeye yönelik yapılan çalışmada; 40 mg/kg B dozu, tüm çeşitler için bor toksisitesi belirtilerinin meydana geldiği doz olarak saptanmış ve en yüksek B alımının bu dozda ortaya çıktığı belirlenmiştir (Palta ve Gezgin 2011). Kanola bitkisinde yapılan bir başka çalışmada ise; 40 mg/kg B toprak uygulamasının sürgünlerdeki B konsantrasyonunu önemli düzeyde artırdığı tespit edilmiştir (Kookhan ve Maftoun 2016). Patateste ve taze fasulyede yapılan çalışmalarda hem yaprak hem de kökte B dozu artışına paralel olarak B birikimi artmıştır (Akoğlu 2013; Işık 2017). Çalışmamızda B, en fazla bitki gövdesinde birikmiştir, bu bakımdan sonuçlarımız literatürlerle uyum içindedir.

4.2 İkinci Aşama Sera Denemesi

Süs lahanasının, topraktan B alımını artırmasına yönelik en uygun uygulama şeklini belirleyebilmek amacıyla 2. aşama sera çalışması gerçekleştirilmiştir. Bu aşamada yürütülen çalışmada; B stresi altında bitkilerin, stresin etkisini tolere ederek gelişimini en iyi şekilde sürdürebildiği sera çalışması sonucunda belirlenen 50 mg/kg B dozu ile Gölbaşı ilçesine ait toprak tipi kullanılmıştır. 2. aşama sera çalışmasında; şelat ve humik asit ilave edilen Gölbaşı toprağına 50 mg/kg B uygulanmış ve 8 hafta boyunca bitkilerin gelişim durumları morfolojik ve fizyolojik yönden incelenmiştir. Bitkiler 1., 4. ve 8. hafta sonunda hasat edilerek; gövde-kök yaş ve kuru ağırlıkları, stoma iletkenliği, klorofil ve nispi nem içerikleri yönünden değerlendirilmiş ve yaprak örneklerinde lipid peroksidasyonu ile antioksidatif enzim aktivitelerindeki değişimler tespit edilmiştir.

4.2.1 Bitki gelişim özellikleri

4.2.1.1 Gövde yaş ve kuru ağırlıkları

Gövde yaş ve kuru ağırlıklarına ait değerler varyans analizine tabi tutulmuş, B uygulama şekilleri arasındaki farklılıklar gövde yaş ağırlığı bakımından istatistiksel olarak önemli ($P \leq 0.05$) bulunurken, gövde kuru ağırlığı önemsiz bulunmuştur ($P > 0.05$) (Çizelge 4.6). Tüm uygulama şekilleri, bitkilerin gövde yaş ağırlıklarını kontrol bitkilerine oranla önemli ölçüde azaltmıştır. En yüksek gövde yaş ağırlıkları istatistiksel olarak aynı grupta yer alacak şekilde; 'B' (80.56 ± 2.00 g/bitki) ile 'B + Şelat' (76.83 ± 2.57 g/bitki) uygulamalarından elde edilmiştir (Çizelge 4.7). En düşük gövde yaş ağırlığı değeri ise 'B + HA' (70.33 ± 2.52 g/bitki) uygulamasında tespit edilmiştir (Çizelge 4.7). Bu uygulama şekli, bitkilerin topraktan bor elementini en fazla sömürdüğü, dolayısıyla kontrol uygulamasına göre gelişmeyi en fazla olumsuz etkileyen uygulama şekli olarak ön plana çıkmıştır.

Gövde kuru ağırlığı bakımından uygulamalar arasındaki farklılıklar istatistiksel açıdan önemsiz bulunmasına karşın, 'B' (12.06 ± 1.85 g/bitki) uygulaması kontrole ve diğer

uygulama şekillerine göre en yüksek gövde kuru ağırlığını veren uygulama olarak ön plana çıkmıştır. 'B + HA' (9.45±1.65 g/bitki) ve 'B + Şelat' (9.00±2.00 g/bitki) uygulamalarına ait bitkiler kontrole göre en düşük gövde kuru ağırlığına sahip olmuşlardır (Çizelge 4.7).

Çizelge 4.6 İkinci aşama gövde- kök yaş ve kuru ağırlıklarına ait varyans analiz çizelgesi

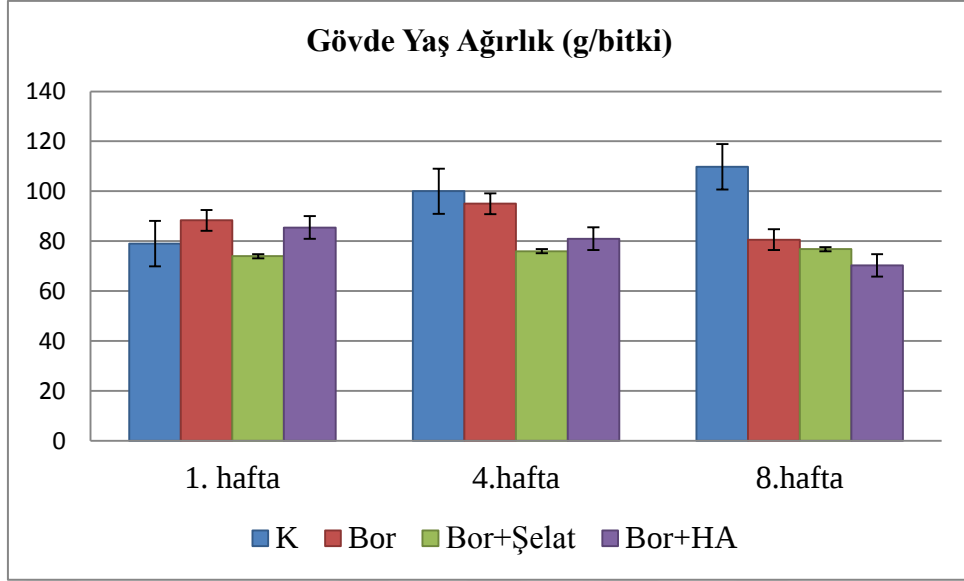
Varyasyon kaynakları	Gövde yaş ağırlığı	Gövde kuru ağırlığı	Kök yaş ağırlığı	Kök kuru ağırlığı
Uygulama Şekli	**	ÖD	**	**
VK(%)	2.85	17.88	6.94	16.29

** : $P \leq 0.01$ olasılık düzeyinde önemlidir. * : $P \leq 0.05$ olasılık düzeyinde önemlidir. ÖD: önemli değil.

Çizelge 4.7 Gövde yaş ağırlığı ile kök yaş ve kuru ağırlıkları üzerine bor uygulama şekillerinin etkisi

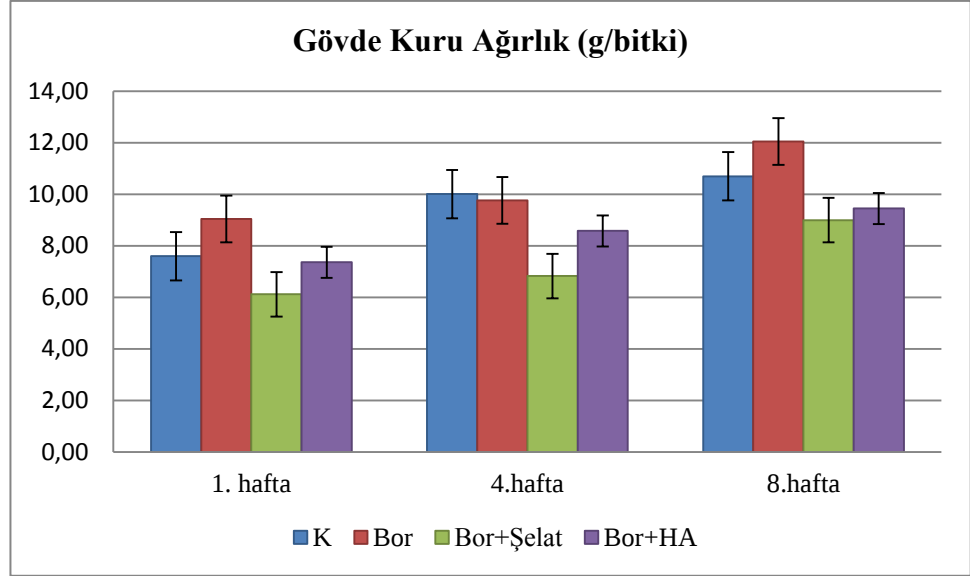
Uygulama Şekli	Gövde yaş ağırlığı (g/bitki)	Gövde kuru ağırlığı (g/bitki)
Kontrol	109.79±1.22 a	11.27±0.95
B	80.56±2.00 b	12.06±1.85
B + Şelat	76.83±2.57 b	9.00±2.00
B + HA	70.33±2.52 c	9.45±1.65
LSD (%5)	4.80	-

Aynı sütunda farklı harfi alan ortalamalar arasındaki farklılık önemlidir ($P \leq 0.05$). HA: Humik asit



Şekil 4.14 Farklı Bor uygulamalarının süs lahanasının gövde yaş ağırlığı üzerine etkisinin 1., 4. ve 8. haftalardaki değişimi. Sütunlardaki hata çubukları ortalama standart $\pm$ hatayı (S.E.) göstermektedir. HA: Humik asit

Çalışmamızda süs lahanasının farklı B uygulamaları çerçevesinde stres süresince gövde yaş ağırlıkları bakımından oluşturduğu değişimler incelenerek Şekil 4.14’te verilmiştir. Gövde yaş ağırlığının, uygulama şekline ve stresin süresine bağlı olarak değiştiği görülmüştür. İlk hafta en yüksek gövde yaş ağırlığının ‘B’ uygulamasında olduğu görülmüştür. İlk hafta gövde yaş ağırlığının kontrol ve diğer uygulamalara göre yüksek olması, bitkide borun gübre etkisi oluşturması ile ilişkilendirilebilir. İlk hafta ayrıca ‘B’ uygulamasından sonra kontrole göre ‘B + HA’ uygulaması da gövde yaş ağırlığında artış sağlamıştır. 4. ve 8. haftalarda en yüksek gövde yaş ağırlığı kontrol bitkilerinde tespit edilirken, tüm B uygulamalarında gövde yaş ağırlığı kontrol bitkilerine oranla zamanla azalma göstermiştir. Özellikle 8. haftanın sonunda en düşük değerlere ulaşmış ve en düşük değerler ‘B + Şelat’ uygulamasında tespit edilmiştir. Bu durum, bu uygulamadaki bitkilerde B’un daha fazla biriktiğini dolayısıyla, gövde gelişiminin olumsuz yönde etkilendiğini işaret etmektedir

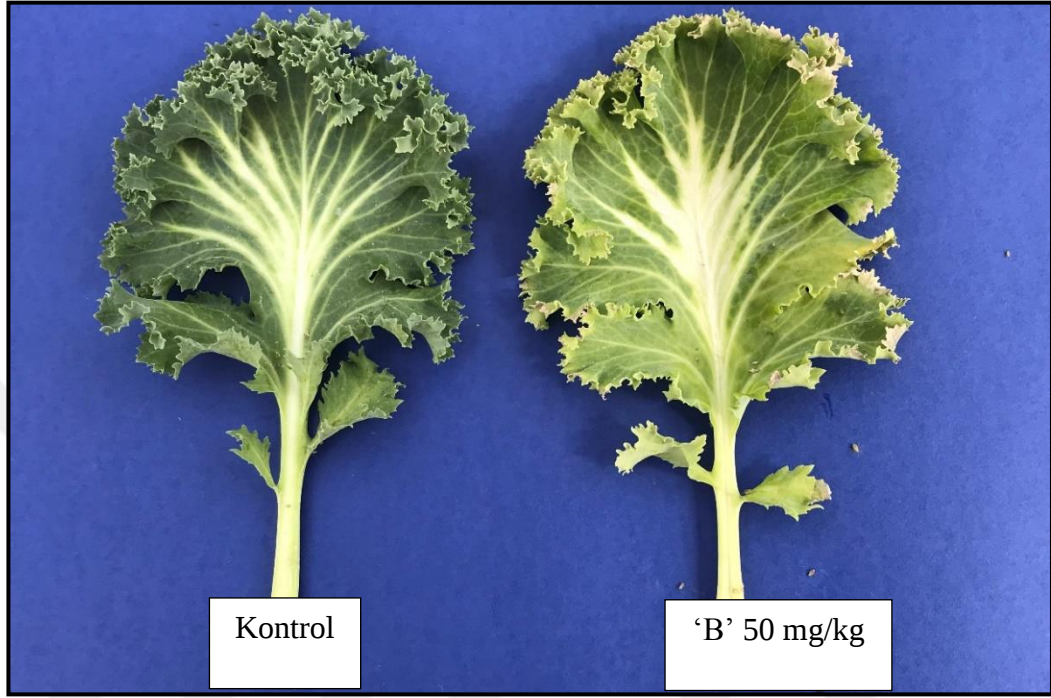


Şekil 4.15 Farklı Bor uygulamalarının süs lahanasının gövde kuru ağırlığı üzerine etkisinin 1., 4. ve 8. haftalardaki değişimi. Sütunlardaki hata çubukları ortalama standart $\pm$ hatayı (S.E.) göstermektedir. HA: Humik asit

Farklı bor uygulamalarının süs lahanasının gövde kuru ağırlığına ilişkin değişim grafiği Şekil 4.15'te verilmiştir. Gövde kuru ağırlığı da gövde yaş ağırlığında olduğu gibi uygulama şekline bağlı olarak farklılık göstermiştir. 'B' uygulaması 1. ve 8. haftalarda gövde kuru ağırlığında kontrole göre artışa yol açmış ve bu artış stresin süresi uzadıkça artmıştır. Bitkinin gövde kuru ağırlığında kontrole göre, 'B + Şelat' ve 'B + HA' uygulamalarında kontrole göre azalış gösterirken; 'B' uygulamasında genel olarak hem kontrol hem de diğer uygulamalara göre bir artış eğilimi görülmüştür. İlk hafta en düşük gövde kuru ağırlığı 'B + Şelat' uygulamasında belirlenirken, stres ilerledikçe gövde kuru ağırlığı artış göstermiştir. En yüksek değerler 8. haftada 'B' uygulamasında elde edilmiştir.

Humik asit uygulamalarının toksik miktardaki madde birikiminin etkilerini azalttığına ilişkin önceki çalışmalar arasında yer alan ve maydanoz bitkisinde yapılan bir araştırmada 150 ppm B ve 150 ppm+ HA uygulamasının etkileri karşılaştırılmış; humik asit uygulamasının yaprak yaş ve kuru ağırlığını anlamlı bir şekilde azalttığı bildirilmiştir (Tursun 2014). Çalışmamızda da benzer sonuçlar elde edilmiş ve 50 mg/kg

B dozu humik asit ilavesi olmaksızın süs lahanasının gövde yaş ve kuru ağırlıklarını yükseltmiştir.



Şekil 4.16 İkinci aşama sonunda (8. hafta sonu) bor uygulamalarının yapraklardaki etkisi

4.2.1.2 Kök yaş ve kuru ağırlıkları

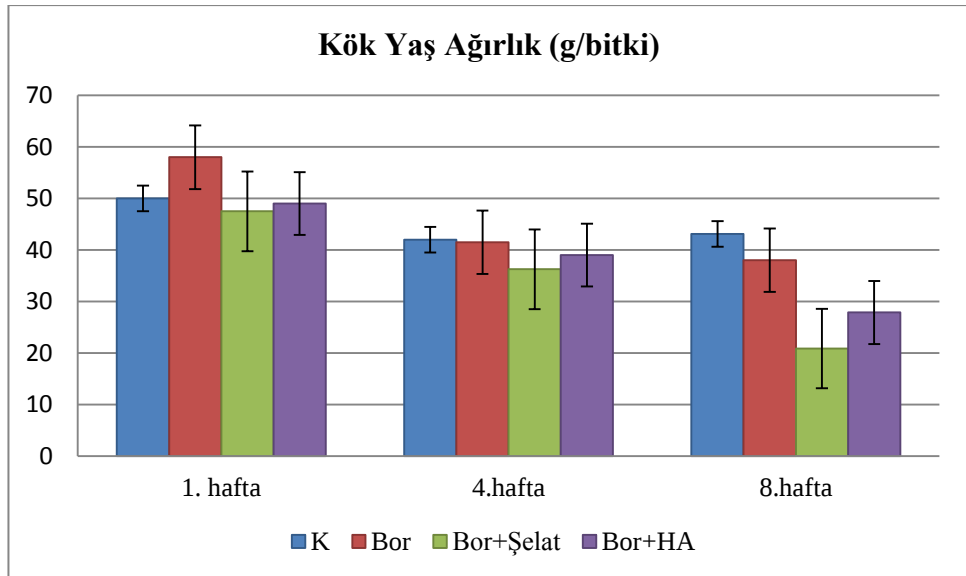
Kök yaş ve kuru ağırlığına ait değerler varyans analizine tabi tutulmuş, uygulama şekilleri arasındaki farklılıklar kök yaş ve kuru ağırlıkları açısından istatistiksel olarak önemli ($P \leq 0.05$) bulunmuştur (Çizelge 4.6). Tüm uygulamalar incelendiğinde, bitkilerin kök yaş ağırlıklarının kontrol bitkilerine oranla önemli ölçüde azaldığı saptanmıştır. En yüksek kök yaş ağırlığı ‘B’ (38.03 ± 2.28 g/bitki) uygulamasından elde edilmiştir. ‘B’ uygulamasından sonra kök yaş ağırlıkları sırasıyla ‘B + HA’ (27.87 ± 1.80 g/bitki) ile ‘B + Şelat’ (20.88 ± 1.64 g/bitki) uygulamalarından elde edilmiştir (Çizelge 4.9). En yüksek kök kuru ağırlıkları aralarında istatistiksel farklılık bulunmaksızın; sırasıyla ‘B’ (5.44 ± 0.47 g/bitki), ‘B + Şelat’ (4.34 ± 0.62 g/bitki) ve ‘B + HA’ (3.74 ± 0.98 g/bitki) uygulamalarından elde edilmiştir (Çizelge 4.8).

Çizelge 4.8 Kök yaş ve kuru ağırlıkları üzerine B uygulama şekillerinin etkisi

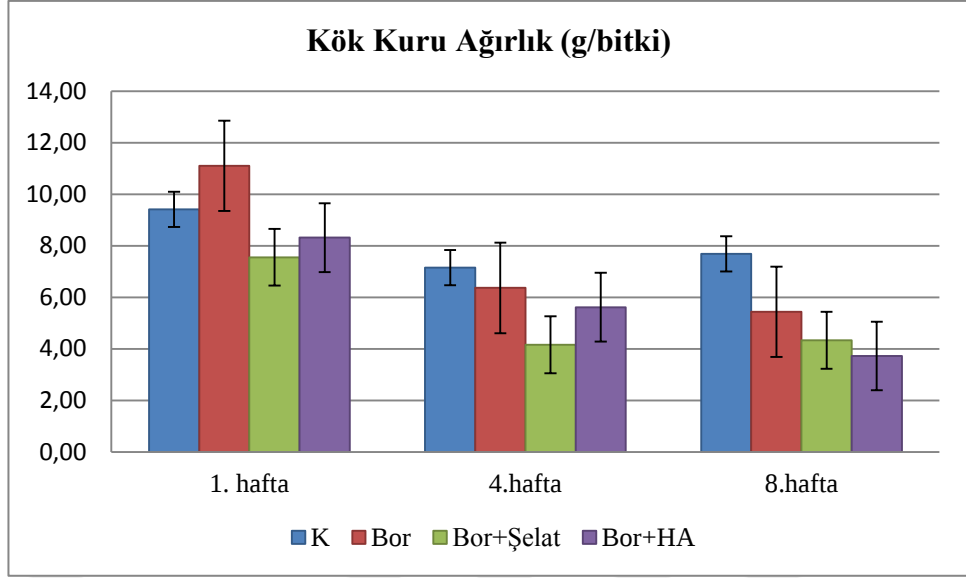
Uygulama Şekli	Kök yaş ağırlığı (g/bitki)	Kök kuru ağırlığı (g/bitki)
Kontrol	43.11±2.42 a	7.69±0.85 a
B	38.03±2.28 b	5.44±0.47 b
B + Şelat	20.88±1.64 d	4.34±0.62 b
B + HA	27.87±1.80 c	3.74±0.98 b
LSD (%5)	4.50	1.73

Aynı sütunda farklı harfi alan ortalamalar arasındaki farklılık önemlidir ($P \leq 0.05$). HA:Humik asit

Süs lahanasının farklı B uygulamalarındaki stres süresince kök yaş ağırlığındaki değişim Şekil 4.17’de, kök kuru ağırlığındaki değişim ise Şekil 4.18’de verilmiştir. Birinci hafta sonunda ‘B’ uygulaması, kök büyümesi üzerine uyarıcı etkide bulunarak kök yaş ağırlığını, kontrole göre arttırırken, diğer uygulamalarda azalmıştır. Stresin süresi ilerledikçe tüm uygulamalarda kök yaş ağırlığı değerleri kontrole göre azalmış ve 8. hafta sonunda en düşük değerlerine ulaşmıştır. Özellikle 8. hafta sonunda en düşük kök yaş ağırlığı ‘B + Şelat’ uygulamasından elde edilmiştir. Bu uygulamayı, ‘B+ HA’ uygulaması takip etmiştir.



Şekil 4.17 Farklı Bor uygulamalarının süs lahanasının kök yaş ağırlığı üzerine etkisinin 1., 4. ve 8. haftalardaki değişimi. Sütunlardaki hata çubukları ortalama standart $\pm$ hatayı (S.E.) göstermektedir. HA: Humik asit



Şekil 4.18 Farklı Bor uygulamalarının süs lahanasının kök kuru ağırlığı üzerine etkisinin 1., 4. ve 8. haftalardaki değişimi. Sütunlardaki hata çubukları ortalama standart $\pm$ hatayı (S.E.) göstermektedir. HA: Humik asit

Kök kuru ağırlığındaki değişim grafiği incelendiğinde, bor stresi süresince, kök yaş ağırlığında olduğu gibi ilk hafta 'B' uygulaması kontrole göre artarken, diğer uygulamalar azalmıştır. Kök kuru ağırlığı değerleri stresin süresi uzadıkça azalmış ve 8. haftanın sonunda en düşük değerlerine ulaşmıştır. Uygulamalar açısından haftalık değişimlere bakıldığında; 4. haftanın sonunda en düşük kök kuru ağırlığı 'B + Şelat' uygulamasında, 8. haftanın sonunda ise en düşük kök kuru ağırlığı 'B + HA' uygulamasında elde edilmiştir (Şekil 4.18).

EDTA ve humik asit uygulamalarının etkilerinin B, Cd, Mo ve Pb ile kirletilmiş ortamlarda yetiştirilen mısır (*Zea mays* L.) ve ayçiçeği (*Helianthus annuus*) bitkilerinde incelendiği bir çalışmada, ağır metallerin etkilerinin kontrol grubu ile karşılaştırıldığında bitkilerde doz artışına bağlı olarak verimde düşüşlere neden olduğu rapor edilmiştir (Turan ve Angin 2004). Esringü (2012) tarafından yapılan çalışmada kolzada bor kirliliğinde, humik asit ve EDTA uygulama doz artışı ve tekrarlamalarına bağlı olarak kök veriminde azalmalar olduğu bildirilmiştir. Pamukta bor toksisitesi ve humik madde uygulamalarının etkisi üzerine yapılan bir çalışmada, uygulanan humik maddenin etkisinin biyokütle verimi açısından pozitif olduğu ancak bunun net olarak gözlenemediği ve uygulama dozları arasında da farklılıklar bulunduğu belirtilmiştir

(Kaptan 2013). Tursun (2014) tarafından maydanozlarda yapılan çalışmada, 150 ppm B ve 150 ppm B + HA uygulamalarının, kök yaş ve kuru ağırlıklarını kontrole göre azalttığı ve maydanozlarda bor toksisitesinin önlenmesinde humik asitin özellikle büyüme parametreleri açısından bir etkisinin olmadığı bildirilmiştir.

4.2.2 Fizyolojik özellikler

4.2.2.1 Stoma iletkenliği

Stoma iletkenliğine ilişkin değerlere varyans analizi yapılmış olup, buna göre B uygulama şekilleri arasındaki farklılık istatistiksel olarak önemli ($P \leq 0.05$) bulunmuştur (Çizelge 4.9). Süs lahanasında stoma iletkenliği değerleri, tüm B uygulama şekillerinde kontrol bitkisi ile karşılaştırıldığında önemli ölçüde azalmıştır. En yüksek stoma iletkenliği 'B' (86.92 ± 7.39 mmol/m²s) uygulamasından elde edilirken; en düşük stoma iletkenliği ise istatistiksel olarak aynı grupta yer alacak şekilde 'B + Şelat' (63.43 ± 5.36 mmol/m²s) ve 'B + HA' (59.93 ± 4.58 mmol/m²s) uygulamalarında tespit edilmiştir (Çizelge 4.10).

Çizelge 4.9 İkinci aşama stoma iletkenliği, klorofil ve nispi nem içeriğine ait varyans analiz çizelgesi

Varyasyon kaynakları	Stoma iletkenliği	Klorofil içeriği	Nispi nem içeriği
Uygulama Şekli	**	**	ÖD
VK(%)	5.12	6.00	3.75

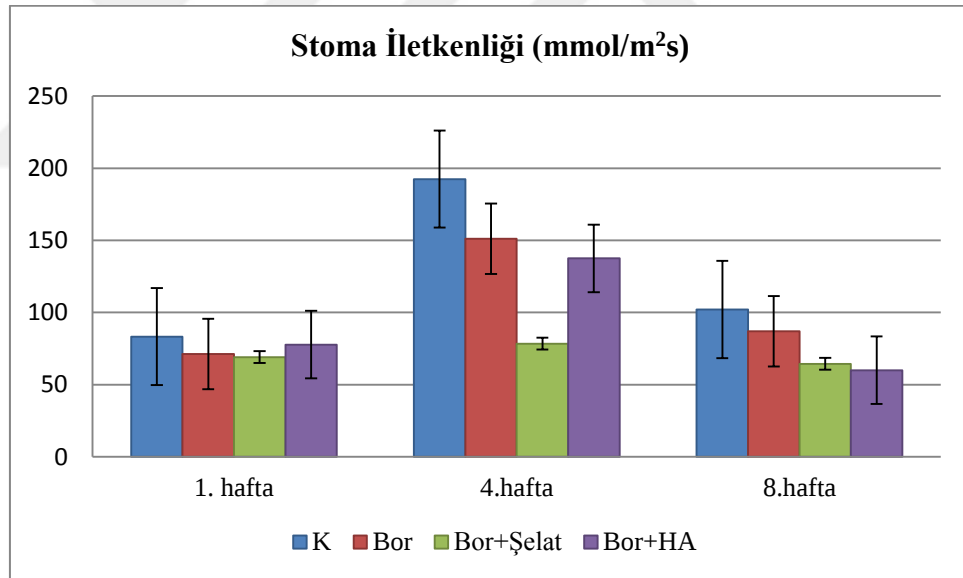
** : $P \leq 0.01$ olasılık düzeyinde önemlidir. * : $P \leq 0.05$ olasılık düzeyinde önemlidir. ÖD: önemli değil.

Çizelge 4.10 İkinci aşama stoma iletkenliği, klorofil ve nispi nem içeriği üzerine Bor uygulama şekillerinin etkisi

Uygulama şekli	Stoma iletkenliği (mmol/m ² s)	Klorofil içeriği (SPAD)	Nispi nem içeriği (%)
Kontrol	102.10 $\pm$ 3.24a	36.72 $\pm$ 1.62a	77.38 $\pm$ 2.21
B	86.92 $\pm$ 7.39b	27.50 $\pm$ 2.18b	74.43 $\pm$ 2.14
B + Şelat	63.43 $\pm$ 5.36c	25.53 $\pm$ 1.16b	76.37 $\pm$ 1.71
B + HA	59.93 $\pm$ 4.58c	25.60 $\pm$ 4.13b	74.00 $\pm$ 3.46
LSD (%5)	7.99	3.46	

Aynı sütunda farklı harfi alan ortalamalar arasındaki farklılık önemlidir ($P \leq 0.05$). HA: Humik asit

Süs lahanasının farklı bor uygulamaları açısından, bor stresine maruz kalma süresince stoma iletkenliği değişim grafiği Şekil 4.19’da verilmiştir. Stoma iletkenliği tüm B uygulamalarında stres süresince kontrole göre azalmıştır. 1. hafta diğer bor uygulamalarına göre, stoma iletkenliği ‘B + HA’ uygulamasında artmıştır. Stoma iletkenliği 4. hafta, ‘B’ ile ‘B + HA’ uygulamalarına göre ‘B+ Şelat’ uygulamasında ciddi şekilde azalmıştır. 8. hafta ise genel olarak tüm B uygulamalarında stoma iletkenliğinde azalma tespit edilirken; en fazla azalış ‘B +HA’ uygulamasında elde edilmiş ve ‘B + Şelat’ uygulaması bu azalmayı takip etmiştir (Şekil 4.19). Humik asitin patates (Lopez, 1993), marul (Haghighi vd., 2012), hıyar (Rauthan ve Schnitzer, 1981) ve çilek (Ameri ve Tehranifar, 2012) bitkilerinde stoma açılmasını ve yaprağın K içeriğini tetiklediği ve arttırdığı bildirilmiştir. Aydın vd. (2012) tarafından yapılan çalışmada, brokoli bitkisinde farklı dozlarda uygulanan humik asitin stoma geçirgenliğinde artışlara neden olduğu bildirilmiştir.



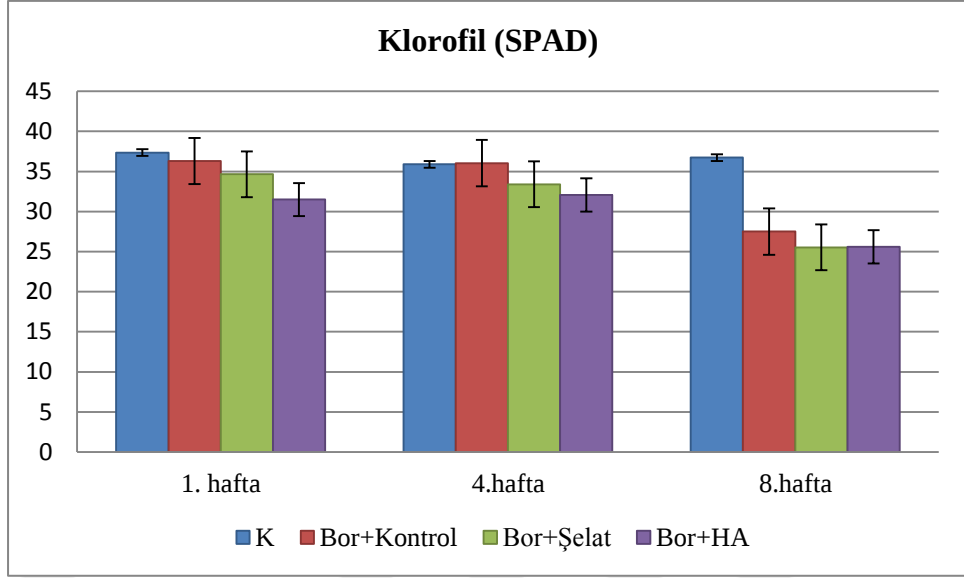
Şekil 4.19 Farklı bor uygulamalarının süs lahanasının stoma iletkenliği üzerine etkisinin 1., 4. ve 8. haftalardaki değişimi. Sütunlardaki hata çubukları ortalama standart $\pm$ hatayı (S.E.) göstermektedir. HA: Humik asit

4.2.2.2 Klorofil miktarı

Klorofil miktarına ait değerler varyans analizine tabi tutulmuş ve B uygulama şekilleri arasındaki farklılık klorofil miktarı açısından istatistiksel olarak önemli ($P \leq 0.05$) bulunmuştur (Çizelge 4.9). Klorofil miktarı açısından değerlendirilen tüm B uygulamaları kontrole göre azalmıştır. En yüksek klorofil miktarı 'B' (27.500 ± 2.18 SPAD) uygulamasından elde edilmiş olup, bundan sonraki uygulamalar istatistiksel olarak aynı grupta yer alacak şekilde 'B + HA' (25.600 ± 4.13 SPAD) ve 'B + Şelat' (25.530 ± 1.16 SPAD) şeklinde sıralanmıştır (Çizelge 4.10).

Süs lahanasının Şekil 4.20'de bor stresi boyunca farklı B uygulamalarının klorofil miktarı açısından değişim grafiği verilmiştir. Klorofil içeriği 1. ve 8. haftalarda tüm B uygulamalarında kontrole göre azalmıştır. 4. hafta sonunda klorofil içeriği, 'B' uygulamasında bir miktar artış göstererek kontrolle aynı seviyeye ulaşmış, diğer uygulamalarda ise kontrole göre azalma göstermiştir. 'B + Şelat' ve 'B + HA' incelenen tüm haftalarda azalmıştır. Özellikle son hafta B toksisitesinin etkisi ile klorofil miktarındaki azalışın daha belirgin olduğu tüm uygulamalarda saptanmış ve en düşük klorofil içerikleri 'B + Şelat' ve 'B + HA'da olduğu belirlenmiştir.

Güllüce vd. (2012) tarafından turp bitkisinde Pb ve Cd ile kirletilmiş alanlarda farklı humik asit dozlarının klorofil içeriği üzerinde olumsuz etki yaratarak önemli düzeyde azalışa neden olduğu bildirilmiştir. Abbas (2013) tarafından arsenik ile kirlenmiş toprakta yetiştirilen mısır bitkisine yapılan EDTA uygulaması klorofil içeriğini önemli ölçüde azaltmıştır. Benzer bir sonuç marulda kadmiyum toksisitesi üzerine fulvik asit uygulamasında elde edilmiş olup, klorofil içeriğinde azalma olduğu bildirilmiştir (Wang vd. 2019).



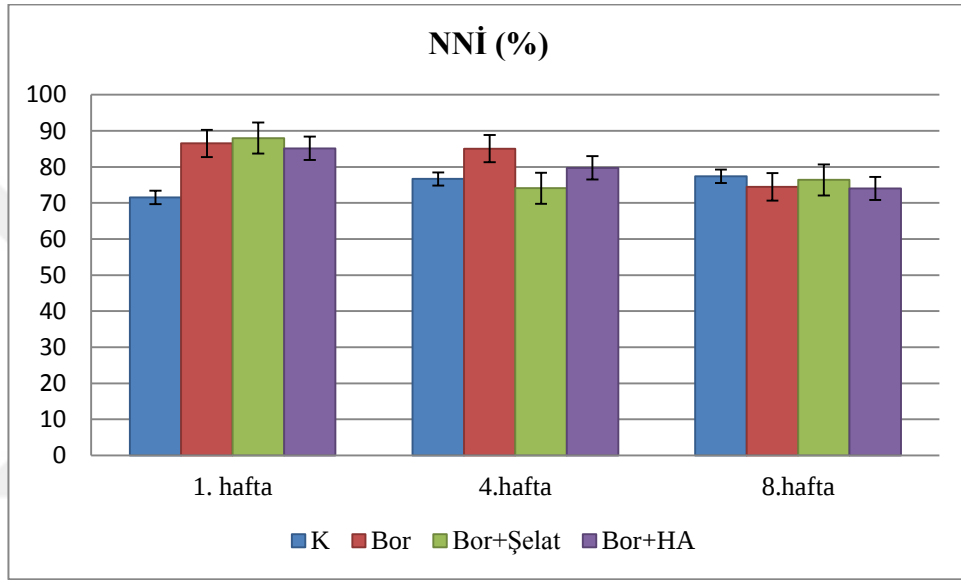
Şekil 4.20 Farklı bor uygulamalarının süs lahanasının klorofil içeriği üzerine etkisinin 1., 4. ve 8. haftalardaki değişimi. Sütunlardaki hata çubukları ortalama standart $\pm$ hatayı (S.E.) göstermektedir. HA: Humik asit

4.2.2.3 Nispi nem içeriği

Çalışmamızda nispi nem içeriğine ait değerlere yapılan varyans analizi sonucuna göre B uygulama yöntemleri arasındaki farklılık istatistiksel olarak önemsiz ($P>0.05$) bulunmuştur (Çizelge 4.9). Tüm B uygulama şekilleri, nispi nem içeriği açısından kontrol bitkilerine göre azalmıştır. Nispi nem içeriğinde ise en yüksek değer '*B + Şelat*' ($\%76.37 \pm 1.71$) uygulamasından elde edilmiştir. En düşük nispi nem içeriği değerleri ise '*B*' ($\%74.43 \pm 2.14$) ve '*B + HA*' ($\%74.00 \pm 3.46$) uygulamalarında saptanmıştır (Çizelge 4.10).

Farklı bor uygulama şekillerinin, bor stresi boyunca nispi nem içeriği değişim grafiği Şekil 4.21'de verilmiştir. 1. hafta ve 4. hafta sonunda '*B*' ve '*B + HA*' uygulamaları kontrole göre artış göstermiştir. '*B + Şelat*' uygulamasının nispi nem içeriği 1. hafta sonunda kontrole göre artarken, diğer haftalarda azalmıştır. 8. haftanın sonunda tüm B uygulamaları kontrole göre azalmış, '*B + Şelat*' uygulaması diğer B uygulamalarına göre artmıştır.

Nispi nem içeriği bitkinin su dengesinin en önemli özelliklerinden biri olup, stoma iletkenliğini düzenlemede önemli bir role sahiptir. Humik asit kök gelişiminde etkilidir ve dolayısıyla su ve besin maddelerini absorbe ederek pozitif etki sağlamaktadır (Khorasaninejad vd. 2018). Petunya bitkisinde farklı dozlarda uygulanan humik asit uygulamasında nispi nem içeriği üzerine önemli bir farklılık göstermemekle birlikte, HA dozundaki artışa bağlı olarak nispi nem içeriğinde artış olduğu bildirilmiştir (Boogar vd. 2014).



Şekil 4.21 Farklı Bor uygulamalarının süs lahanasının nispi nem içeriği üzerine etkisinin 1., 4. ve 8. haftalardaki değişimi. Sütunlardaki hata çubukları ortalama standart $\pm$ hatayı (S.E.) göstermektedir. HA: Humik asit

4.2.3 Biyokimyasal özellikler

4.2.3.1 Lipid peroksidasyonu

Çalışmada, lipid peroksidasyon ürünü olan malondialdehid (MDA) miktarı istatistiksel açıdan değerlendirilmiş ve uygulama şekilleri arasındaki farklılık önemli bulunmuştur ($P \leq 0.05$) (Çizelge 4.11). Bor uygulamaları bitkilerde stres yaratarak MDA seviyelerinde kontrole göre artışlara neden olmuştur. Tüm B uygulama şekilleri arasındaki farklılıklar aynı istatistiksel grupta yer almıştır. En yüksek MDA değeri '*B + Şelat*' (12.96 ± 0.88

$\mu\text{mol/g}$) uygulamasından elde edilmiştir. Bu uygulamayı sırasıyla 'B' ($10.01 \pm 0.54 \mu\text{mol/g}$) ve 'B + HA' ($9.48 \pm 0.58 \mu\text{mol/g}$) uygulamaları takip etmiştir (Çizelge 4.12).

Çizelge 4.11 MDA içerikleri ile SOD ve CAT antioksidatif enzim aktivitelerine ait varyans analiz çizelgesi

Varyasyon kaynakları	MDA	SOD	CAT
Uygulama Şekli	**	**	**
VK(%)	7.18	6.71	1.33

** $P \leq 0.01$ olasılık düzeyinde önemlidir. * $P \leq 0.05$ olasılık düzeyinde önemlidir.

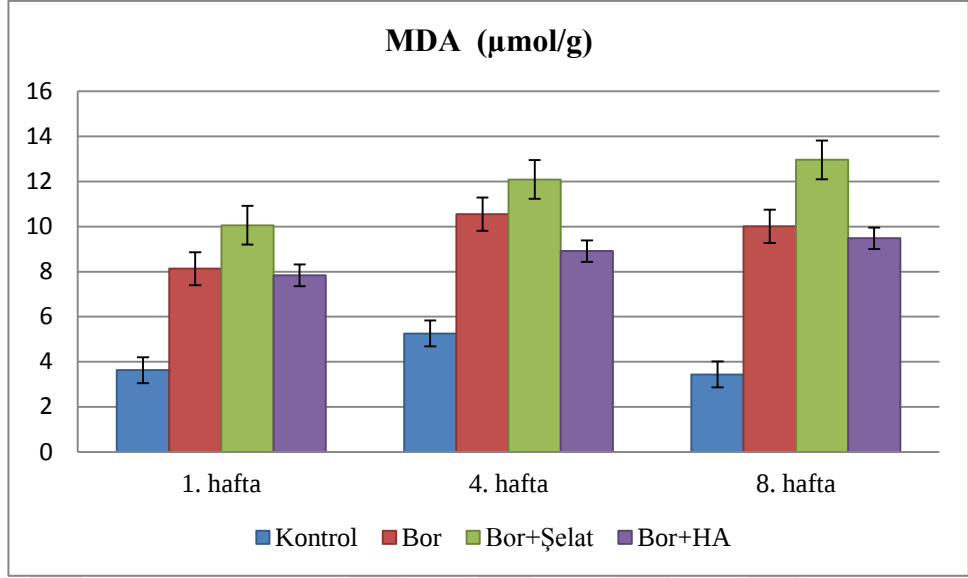
MDA: Malondialdehit, SOD: Superoksit dismutaz, CAT: Katalaz.

Çizelge 4.12 MDA içerikleri ile SOD ve CAT enzim aktiviteleri üzerine B uygulama şekillerinin etkisi

Uygulama şekli	MDA ($\mu\text{mol/g}$)	SOD (U/min mg)	CAT ($\mu\text{mol/min mg}$)
Kontrol	$3.44 \pm 0.19\text{b}$	$11.61 \pm 0.62\text{c}$	$179.19 \pm 5.07\text{c}$
B	$10.01 \pm 0.54\text{a}$	$60.15 \pm 2.03\text{b}$	$520.00 \pm 5.00\text{b}$
B + Şelat	$12.96 \pm 0.88\text{a}$	$77.90 \pm 6.06\text{a}$	$705.50 \pm 8.23\text{a}$
B + Humik asit	$9.48 \pm 0.58\text{a}$	$71.07 \pm 7.79\text{a}$	$526.26 \pm 8.62\text{b}$
LSD (%5)	5.14	7.77	13.51

Aynı sütunda farklı harfi alan ortalamalar arasındaki farklılık önemlidir ($P \leq 0.05$). MDA: Malondialdehit, SOD: Superoksit dismutaz, CAT: Katalaz, HA: Humik asit

Süs lahanasında farklı bor uygulamaları şekillerinin bor stresi açısından lipid peroksidasyonu seviyesindeki haftalık değişim MDA miktarı esas alınarak Şekil 4.22'de verilmiştir. Buna göre farklı bor uygulamaları yapılan bitkilerde bor stresi uzadıkça kontrole göre MDA miktarında artış olduğu gözlenmiştir. Bu durumun süs lahanasında az veya çok hücre zarında hasara yol açtığı ortaya konmuştur. Tüm B uygulamaları arasından 'B + Şelat' uygulaması, B stresi boyunca diğer B uygulamalarına göre en fazla MDA artışı gösteren uygulama olarak öne çıkmıştır. 'B' ve 'B + HA' uygulamaları 'B Şelat' uygulamasını takip etmiştir. 8. hafta sonunda MDA miktarı diğer haftalara göre en fazla artış göstermiştir (Şekil 4.22).



Şekil 4.22 Farklı bor uygulamalarının süs lahanasının MDA içeriği üzerine etkisinin 1., 4. ve 8. haftalardaki değişimi. Sütunlardaki hata çubukları ortalama standart $\pm$ hatayı (S.E.) göstermektedir. HA: Humik asit

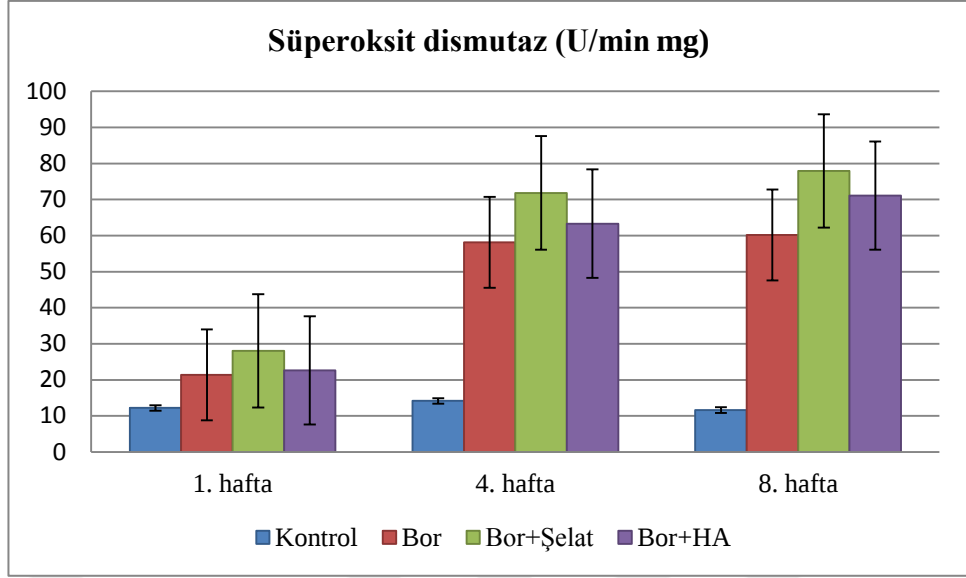
Lipid peroksidasyonu oksidatif hasarın bir göstergesidir ve birçok araştırmacı oksidatif stresin bir sonucu olarak reaktif oksijen türlerinin oluşmasıyla artan lipid peroksidasyon konsantrasyonları arasında bir ilişki olduğunu ileri sürmektedir (Karabal vd. 2003; Han vd. 2009). Stres koşulları altında genellikle MDA lipid peroksidazın ya da membran hasarlarının değerlendirilmesinde kullanılmakta olup MDA içeriğinin belirlenmesi ile lipid peroksidazın derecesi ve böylece stresin derecesi belirlenmiş olur (Onbaşı 2017). Günes vd. (2006) tarafından asma bitkisinde yapılan bir çalışmada bor toksisitesinin MDA içeriğini arttırdığı bildirilmiştir. Aşırı bor uygulanan elma kök sürgünlerinde (Molassiotis vd. 2006), domates (Cervilla vd. 2007) ve patates bitkilerinde (Ayvaz 2009) MDA içeriğinin arttığına ilişkin sonuçlar paylaşılmıştır. Arpa genotiplerinde bor toksisitesi MDA içeriğini artırmıştır (Onbaşı 2017). Elde ettiğimiz sonuçlar önceki çalışmalarla benzerlik taşımaktadır. Çalışmada şelat kullanımı süs lahanasının tarafından topraktan B alımını artırmış ve 'B' konusuna göre bitki bünyesinde daha fazla B birikimine yol açmıştır. Bunun sonucunda bitkide ortaya çıkan oksidatif hasarın sonucu olarak MDA içeriği artmıştır.

4.2.3.2 Antioksidatif enzim analizleri

4.2.3.2.1 Süperoksit dismutaz enzim aktivitesi

Süs lahanasının yaprak örneklerinde farklı B uygulama şekilleri kapsamında, antioksidatif enzim aktivitelerine (SOD ve CAT) ait değerlere ilişkin yapılan varyans analizinde SOD ve CAT değerleri istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ($P \leq 0.05$) (Çizelge 4.11). SOD antioksidatif enzim aktivitesi açısından en yüksek değer '*B + Şelat*' (77.90 ± 6.06 U/min mg)'da saptanmış ve bu uygulamayı '*B + HA*' (71.07 ± 7.79 U/min mg) aynı istatistiksel grup içerisinde yer alarak izlemiştir. '*B*' (60.15 ± 2.03 U/min mg) uygulaması ise diğer B uygulamalarına göre düşük SOD enzim aktivitesine sahip olmuştur. Genel olarak tüm B uygulamaları kontrole göre artış göstermiştir (Çizelge 4.12).

Süs lahanası bitkilerinin farklı B uygulamaları altında SOD enzim aktivitesi bakımından değişim grafiği Şekil 4.24'te verilmiştir. Buna göre, farklı B uygulamaları ile SOD aktivitesi kontrole göre artmıştır. 1. hafta düşük olan SOD enzim aktivitesi B stresine maruz kaldıkça artmış ve 8. hafta sonunda SOD enzim aktivitesinde en yüksek değere ulaşılmıştır. SOD enzim aktivitesinde en yüksek artış ilk haftadan itibaren 8. haftada dahil olmak üzere '*B + Şelat*' uygulamasında olduğu saptanmıştır. Bu uygulamayı, '*B + HA*' ve '*B*' uygulamaları takip etmiştir (Şekil 4.23).



Şekil 4.23 Farklı Bor uygulamalarının süs lahanasının SOD enzim aktivitesi üzerine etkisinin 1., 4. ve 8. haftalardaki değişimi. Sütunlardaki hata çubukları ortalama standart $\pm$ hatayı (S.E.) göstermektedir. HA: Humik asit

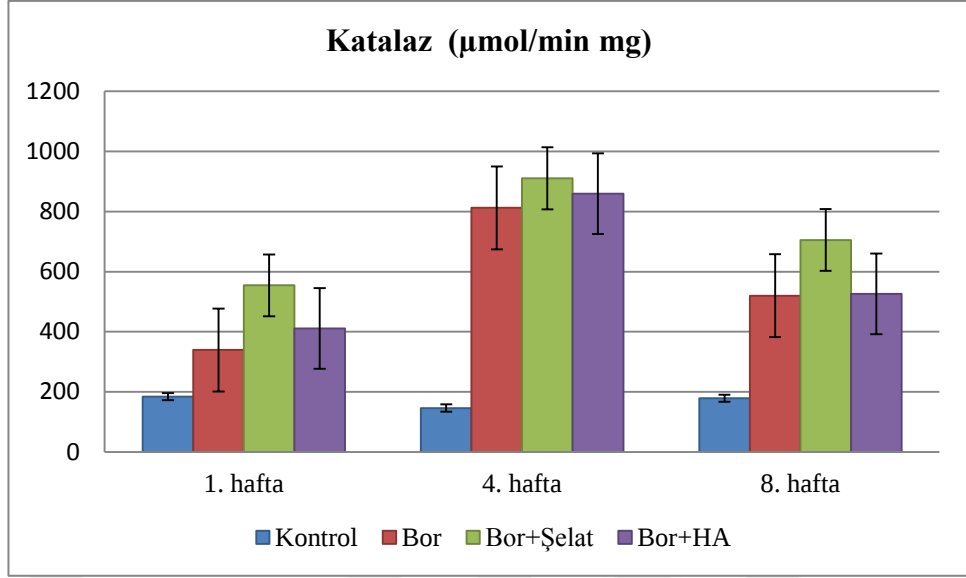
SOD aktivitesinin bitkilerdeki artışı, stres nedeniyle reaktif oksijen türleri üretimindeki artışla ilişkili olabileceği rapor edilmiştir (Mittler 2002; Ayvaz 2009). SOD'un artan aktivitesi B stresi altında olan bitkilerde superoksidin (O_2^-) üretiminin artan indeksi olarak alınabilir. B stresi altındaki superoksitlerin ve toksik O_2 oluşumu birçok araştırmacı tarafından bildirilmiştir (Cakmak ve Römheld 1997; Karabal vd. 2003; Kobayashi and Matoh 2004; Cervilla vd. 2007; Pandey ve Archana 2013). Ardıç (2006) tarafından nohut bitkisinde yapılan SOD enzim aktivitesindeki artış ile çalışma sonuçlarımız uyumludur. Aşırı B uygulamasının yapıldığı elma kök sürgünlerinde (Molassiotis vd. 2006; Sotiropoulos vd. 2006), asma bitkisi yapraklarında (Gunes vd. 2006) ve altıntopta (Han vd. 2009) ölçülen SOD aktivitesinin artış gösterdiği rapor edilmiştir. *Brassica juncea* bitkisindeki B uygulaması kontrol ile karşılaştırıldığında SOD aktivitesinde artış gözlenmiştir (Giansoldati vd. 2012). SOD enzim aktivitesinin kontrole kıyasla B dozu ile birlikte arttığı tespit edilmiştir (Pandey ve Archana 2013). Varshney vd. (2015) tarafından yürütülen çalışmada antioksidan enzim aktivitesinde en yüksek artışının 60 mg/kg B dozunda olduğu belirlenmiş olup, bizim çalışmamızda da kontrol ile karşılaştırıldığında 50 mg/kg B dozu uygulamasında SOD aktivitesinde artış olması Varshney vd. (2015) çalışması ile uyumlu olduğunu göstermektedir. Habiba vd. (2015) tarafından kolzada bakırın EDTA kullanımı ile birlikte antioksidan enzim

aktivitesi üzerine yapılan bir çalışmada; EDTA uygulamasının SOD aktivitesini bitkide arttırdığı bildirilmiştir. Çalışmamızda şelat uygulaması topraktan B alımını yükseltmiştir. Bunun sonucunda bitki bünyesinde ortaya çıkan oksidatif hasarın etkisini bertaraf etmeye yönelik olarak SOD enzimi aktive olmuştur. Önceki çalışma sonuçları, bulgularımızı destekler nitelik taşımaktadır.

4.2.3.2.2 Katalaz enzim aktivitesi

CAT antioksidatif enzim aktivitesi, uygulama yöntemleri açısından değerlendirildiğinde istatistiksel bakımdan önemli bulunmuştur ($P \leq 0.05$) (Çizelge 4.11). B uygulamaları CAT aktivitesinde kontrole göre artışlara neden olmuştur. En yüksek CAT aktivitesi '*B + Şelat*' ($705.50 \pm 8.23 \mu\text{mol/min mg}$) uygulamasından elde edilmiştir. Bunu sırasıyla, istatistiksel olarak aynı grupta yer alan '*B + HA*' ($526.26 \pm 8.62 \mu\text{mol/min mg}$) ve '*B*' ($520.00 \pm 5.00 \mu\text{mol/min mg}$) takip etmiştir (Çizelge 4.12).

Farklı bor uygulama şekillerinin süs lahanasının CAT enzim aktivitesinde meydana getirdiği değişim, Şekil 4.23'te verilmiştir. Değişim grafiğine göre, tüm B uygulamaları ile CAT enzim aktivitesi kontrole göre artmıştır. İlk hafta tüm B uygulamalarında CAT enzim aktivitesi değeri düşük olmasına rağmen, 8. haftanın sonunda ilk haftaya göre artış saptanmıştır. En fazla CAT aktivitesi tüm uygulamalarda 4. hafta sonunda ortaya çıkmıştır. Bor stres süresi boyunca, '*B + Şelat*' uygulaması diğer B uygulamalarına göre en fazla artış gösteren uygulama olmuştur. Bor stresi boyunca CAT enzim aktivitesindeki değişim '*B + Şelat*' > '*B + HA*' > '*B*' > *Kontrol* şeklinde sıralanmıştır (Şekil 4.23).



Şekil 4.24 Farklı bor uygulamalarının süs lahanasının katalaz enzim aktivitesi üzerine etkisinin 1., 4. ve 8. haftalardaki değişimi. Sütunlardaki hata çubukları ortalama standart $\pm$ hatayı (S.E.) göstermektedir. HA: Humik asit

Bor uygulamasının yapıldığı nohut bitkisinde (Ardıç 2006), elma kök sürgünlerinde yapılan çalışmada (Sotiropoulos vd. 2006), asma (*Vitis vinifera* L.) bitkisinde (Gunes vd. 2006), aşırı bor uygulanan *Citrus grandis* L. bitkilerinde (Han vd.2009) ve kolzada (*Brassica* sp.) (Pandey ve Archana 2013) CAT enzim aktivitesinde artış olduğu bildirilmiştir. Varshney vd. (2015) tarafından yürütülen çalışmada, 60 mg/kg B dozunda katalaz antioksidan enzim aktivitesinde artış olduğu rapor edilmiştir. *Brassica napus* L. bitkisinde bakır stresi altında EDTA uygulaması ile yapılan bir çalışmada, CAT antioksidant enzim aktivitesinin artırıldığı belirtilmiştir (Habiba vd. 2015). Çalışmamız önceki çalışmalarla uyumludur.

4.2.4 İkinci dönem bitkide bor analizleri

İkinci aşama sera denemesinde, süs lahanasının, topraktan B alımını artırmasına yönelik en uygun uygulama şeklini belirleyebilmek amacıyla birinci aşamada seçilen Gölbaşı ilçesine ait toprak kullanılmıştır. Ayrıca birinci aşamada 50 mg/kg B dozunun B stresinin etkisini tolere edebildiği tespit edilmiştir. Böylece ikinci aşama sera denemesi Gölbaşına ait toprakta olacak şekilde; kontrol, 50 mg/kg B, 50 mg/kg B + Şelat ve 50

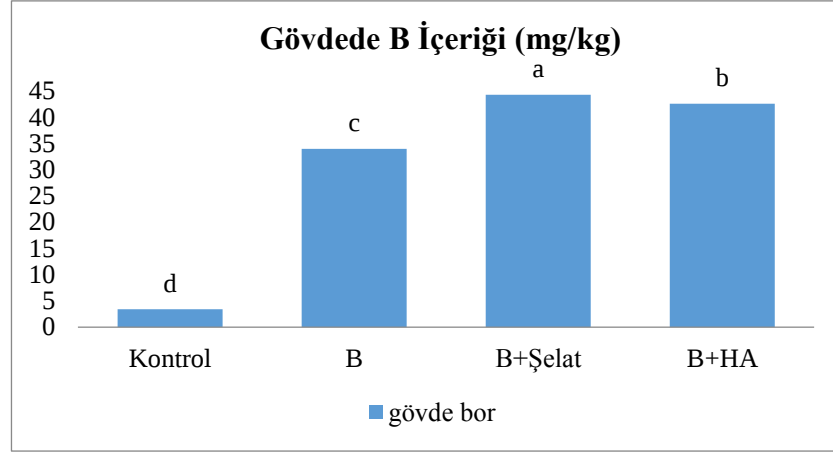
mg/kg B + Humik asit ilavesinin yapıldığı toprakta yetiştirilmiştir. Hasat edildikten sonra bitkideki bor içeriğinin belirlenmesi amacıyla bitkide bor analizi yapılmıştır. Bitki kök ve gövdelerinde yapılan B analizlerine ilişkin varyans analiz çizelgesi Çizelge 4.14'te verilmiştir. Yapılan varyans analizi sonucunda gövdede, kökte ve bitkide B birikimi bakımından uygulama şekilleri arasındaki farklılıklar istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur ($P \leq 0.05$) (Çizelge 4.13).

Çizelge 4.13 İkinci aşama gövde, kök ve toplam bitkide B miktarına ilişkin bulgularına ait varyans analiz çizelgesi

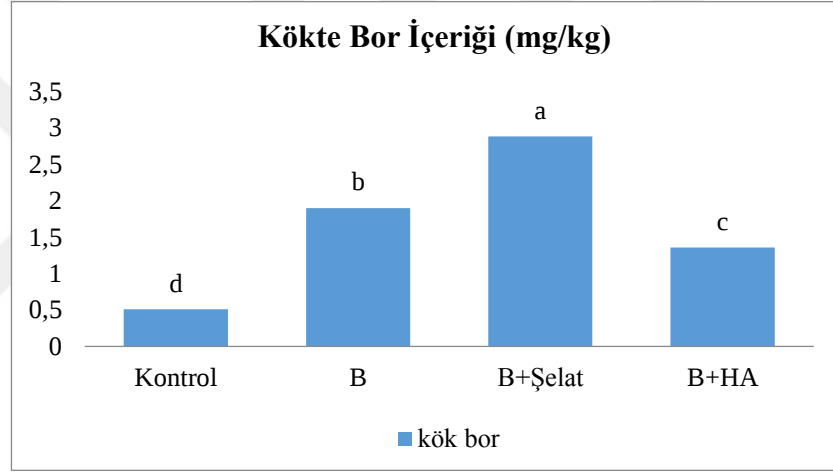
Varyasyon kaynakları	Gövdede B	Kökte B	Bitkide B
Uygulama Şekli	**	**	**
VK(%)	2.57	5.51	23.84

** $P \leq 0.01$ olasılık düzeyinde önemlidir. * $P \leq 0.05$ olasılık düzeyinde önemlidir.

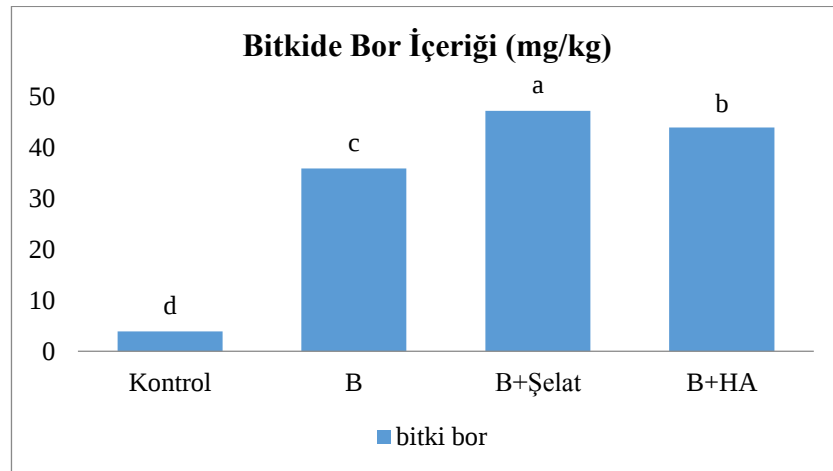
Bor uygulamaları karşısında gövde, kök ve bitkide biriken borun haftalık değişim grafikleri, Şekil 4.25, 4.26 ve 4.27'de verilmiştir. '*B + Şelat*' uygulaması gövdede, kökte ve bitkide en çok bor birikiminin olduğu uygulama olarak belirlenmiştir. Bor uygulamaları gövde, kök ve bitkide bor miktarı bakımından artışlara neden olmuştur. Kontrol bitkileri ile karşılaştırıldığında artışlar önemli seviyede olmuştur. '*B*', '*B + Şelat*' ve '*B + Humik asit*' uygulamalarında gövde de bor birikiminin, kökteki bor birikimine oranla daha yüksek olduğu saptanmıştır. Gövdede ve bitkide bor birikimini, '*B + Şelat*' uygulamasından sonra sırasıyla '*B + HA*' ve '*B*' uygulaması; kökte B birikimini sırasıyla '*B + HA*' ve '*B*' uygulaması takip etmiştir.



Şekil 4.25 İkinci aşama sonunda uygulama şekline bağlı olarak gövde B içeriği



Şekil 4.26 İkinci aşama sonunda uygulama şekline bağlı olarak kök B içeriği



Şekil 4.27 İkinci aşama sonunda uygulama şekline bağlı olarak tüm bitki B içeriği

Vetiver otu (*Vetiveria zizanioides*) bitkisinde farklı miktarlarda HA ilavesi ve farklı B dozlarının kök ve sürgündeki B alımını arttırdığı bildirilmiştir (Angin vd. 2008). Kaptan (2013) tarafından yapılan çalışmada, pamuk bitkisindeki humik maddelerin bitki bor içeriklerine etkisi incelendiğinde humik maddenin topraktaki yayayışlı bor içeriğini arttırdığı gözlemlenmiş, ancak bitki bor içeriklerine yansıması net olarak saptanamadığı bildirilmiştir. Tursun (2014) tarafından maydanozlarda B ile ilgili yaptığı çalışmada, humik asitin bitkiye alınan bor miktarını arttırdığını belirtmekle birlikte; maydanozlarda bor toksisitesinin önlenmesinde özellikle büyüme parametrelerini açısından humik asitin işlevsel olmadığı rapor edilmiştir. Bitkiler tarafından alınan bor miktarının toprakta bulunan humus miktarından etkilendiği ve kökler tarafından daha yüksek B absorpsiyonu ile ilişkili olduğu belirtilmiştir (Goldberg 1997). Besin elementlerinin bitkiler tarafından alımının artırılmasında humik maddelerin; mikro besin elementleri üzerindeki şelatlayıcı özelliği ve toprakta hormon benzeri etki göstermesi ile ilişkilendirilebilir (Kaptan 2013).

Bitkiler tarafından düşük miktardaki EDTA oranları metallerin alımı için sınırların aşılmasında yardımcı faktör olabilmektedir (Chen vd. 2004; Meers vd. 2005). Vanlı (2007) tarafından yürütülen çalışmada, farklı miktarlarda şelat ilave edilen kanola, mısır ve ayçiçeğinde B alımında şelat dozuna göre bitkilerde artışlar gözlemlendiği rapor edilmiştir. B elementinin bitki tarafından alımını artırmak için uygulanan şelatların olumlu etkilerinin olduğu bildirilmiş; ancak şelatörlerin doz ve tekrar sayılarındaki artışa göre düşüşlerin olduğu bildirilmiştir (Esringü 2012). Yapılan önceki çalışmalar incelendiğinde; çalışmamız ile uyumlu sonuçlar elde edilmiştir.

5. SONUÇ ve ÖNERİLER

Sanayileşmeden, maden yataklarından ve tarımsal faaliyetlerde uygulanan çeşitli kimyasallardan kaynaklanan ağır metal kirliliği, tarımsal arazilerin sınır değerlere ulaştığı günümüzde ciddi bir sorun olarak karşımıza çıkmaktadır. Tarımsal arazilerdeki ağır metal kirliliğinin uzaklaştırılması için çeşitli yöntemler uygulanmakla birlikte, genellikle yüksek maliyet içermektedir. Toprağın bulunduğu yerde ağır metallerden arındırılmasında kullanılan bir yöntem olan fitoremediasyon tekniği, bu alandaki en düşük maliyete sahip uygulama olarak değerlendirilmektedir. Çalışmamızda hem çevre düzenlemesinde peyzaj amaçlı süs bitkisi olarak kullanılabilecek hem de topraktaki kirleticileri temizleme özelliği sayesinde faydalı kullanımı söz konusu olabilecek bir bitki olan süs lahanasının, bor elementine yönelik olarak fitoremediasyonda hiper toplayıcı bitki olarak kullanılabilme potansiyeline ilişkin araştırma ve incelemeler yapılmıştır.

Serada iki aşamalı olarak yürütülen çalışmada, birinci aşama sera denemesinde iki ayrı toprak yapısında ve 4 farklı bor dozunda bitkilerin gövde yaş ve kuru ağırlıkları, kök yaş ve kuru ağırlıkları, stoma iletkenliği ve klorofil miktarları ile nispi nem içerikleri bakımından 8 haftalık bir değerlendirme yapılmıştır.

Çalışmada bitkilerin gövde yaş ve kuru ağırlıkları ile kök yaş ve kuru ağırlıkları, her iki toprak tipinde B dozundaki artışa paralel olarak 8 hafta boyunca stres süresi arttıkça kontrole göre azalma göstermiştir. Özellikle süs lahana bitkisinde stresin 5. haftasından sonra daha net ortaya çıktığı ve son haftalarda ise daha çok belirginleştiği hem istatistiksel olarak hem de görsel olarak belirlenmiştir. Özellikle 5. haftada 50 mg/kg B dozunda yaprak uçlarında strese bağlı olarak toksik belirtiler görülmeye başlanmış ve stres süresi uzadıkça etkisi artmıştır. Ayrıca 6. haftadan itibaren 25 mg/kg B dozunda ve Gölbaşı toprağındaki bitkilerde şiddeti düşük oranda bir bor toksisitesi gözlemlenmiştir. Bu durum Kacar ve Katkat (2007) tarafından, B elementinin transpirasyona bağlı olarak yukarı doğru taşıyıp yapraklarda birikmesi ile açıklanmaktadır.

Çalışmada killi ve asidik toprak yapısına sahip Çarşamba toprağı ile killi tınlı ve kireçli toprak yapısına sahip Gölbaşı toprağı olmak üzere iki farklı toprak kullanılmıştır. Her iki toprak açısından bor dozlarının etkisi ve bitkinin gelişimi incelendiğinde, tınlı toprak yapısına sahip olan Gölbaşı toprağında yetişen bitkilerin daha geniş taç oluşturdıkları, Çarşamba toprağında yetişenlerin ise daha küçük taç oluşturdıkları tespit edilmiştir. Çarşamba toprağındaki bitki gelişimindeki bu zayıflık sadece uygulanan bor dozlarında değil, kontrol bitkisinde de kendini göstermiştir. Dolayısıyla süs ve peyzaj bitkisi olarak kullanılan süs lahanasının, boru bünyesinde biriktirmesinin yanı sıra görsel olarak kullanılma özelliğı de çalışmada dikkate alınmıştır.

Artan B dozları stoma iletkenliğini ve nispi nem içeriğini düşürmüş ve klorofil içeriğinde kayıplara neden olmuştur. Özellikle bu kayıplar asidik yapılı Çarşamba toprağında daha belirgin gözlemlenmiştir. Kloroz oluşumu ve nispi nem içeriğindeki azalmalar, B toksisitesinin bilinen belirtileri olarak değerlendirilmektedir.

Stres sonunda bitkinin gövde, kök ve bitkide B içeriğı incelenmiştir. Bitkide bor birikimi en fazla Çarşamba toprağından elde edilmiş, Gölbaşı toprağının toprak pH'sı ve kireçli yapısından dolayı bor birikimi daha az olmuştur. Ancak çalışmada kullanılan bitkinin süs lahanası olması ve bir peyzaj bitkisi olmasından dolayı çalışmanın diğer aşamalarını da yürütürken bitkinin hem B birikim potansiyeli hem de görsel potansiyeli dikkate alınmış; bundan dolayı ikinci aşama sera denemesi kurulurken Gölbaşı toprağında yetişen bitkilerin görsel açıdan daha iyi konumda olmasından dolayı ikinci aşama sera denemesi alkali ve tınlı yapıdaki Gölbaşı toprağı ile devam edilmiştir. Toprak yapısı ve pH seviyesinin tüm besin elementlerinde olduğu gibi B elementinin alınması üzerinde de etkili olduğu gözlemlenmiştir.

İkinci aşama sera denemesinde tek bir toprak tipi, Gölbaşı toprağı kullanılmış ve toksisitenin görüldüğü 50 mg/kg B dozu ile birlikte şelat ve humik asit ilavesinin gövde-kök yaş ve kuru ağırlıkları, stoma iletkenliği, klorofil ve nispi nem içerikleri yönünden değerlendirilmiştir. Farklı B uygulamalarının, süs lahanasında gövde yaş ve kuru ağırlığı ile kök yaş ve kuru ağırlığı açısından humik asit ve şelat ilavesinin olumlu bir katkısı olmamıştır. Stoma iletkenliği, klorofil miktarı, humik asit ve şelat ilavesinin

yapıldığı uygulamalarda, azalmalar görülmüş ve nispi nem içeriğinde sadece '*B + Şelat*' uygulamasında bir artış olduğu saptanmıştır.

B uygulamaları bitkilerde stres yaratarak MDA seviyelerinde kontrole göre artışlara neden olmuş ve süs lahanası bitkisinde az veya çok hücre zarında hasara yol açtığı ortaya konmuştur. Farklı B uygulama şekillerinden '*B + Şelat*' uygulaması bitkide en fazla B birikiminin sağlandığı uygulama olmuştur. Toprakta fazla borun uzaklaştırılması için süs lahanası kullanımının etkinliğini artırmak için şelat ilavesi yapılması, bitkinin bor alımını artırıcı etki yaptığından kullanılabilir bulunmuştur. '*B + Şelat*' uygulaması, B stresi boyunca diğer B uygulamalarına göre en fazla MDA artışı göstermiştir. Antioksidatif enzim aktiviteleri (SOD ve CAT) kontrole göre artmış ve en yüksek artışın MDA'da olduğu gibi '*B + Şelat*' uygulamasında olduğu belirlenmiştir. Stres oluşturan etken olan yüksek B miktarı şelat varlığında en fazla olduğundan bir yandan hücre çeperlerinde artan hasara neden olarak MDA artışına neden olmuş görünmektedir. Diğer yandan antioksidatif enzimlerin aktivitelerindeki artış, oluşan hasara rağmen hücrelerdeki tolerans mekanizmasının yüksek seviyede aktive edildiğini ortaya koymuştur. Humik asit ilave edilen yüksek B uygulamaları, şelatlı uygulamalarından sonra yer almıştır, ancak etkisi daha düşük seviyelerde kalmıştır. Bu katkının değişik dozlarının denenmesi, etkinliğin artmasını sağlayabilme olasılığına sahiptir.

Sonuç olarak, süs lahanası bitkisinin bor elementinin fitoremediasyon yöntemi ile topraktan arındırılmasında potansiyel olarak kullanılabilir bir bitki olduğu ortaya konmuştur. Bu bitkinin sadece süs bitkisi ve peyzaj amaçlı kullanılması söz konusu olduğundan, gıda ve yem sektöründe yer almaması sayesinde hem çevre sağlığı iyileştirilirken hem de insan ve hayvan sağlığını olumsuz etkilemesi söz konusu olmayacaktır.

Türkiye B maden yatakları yönünden zengin bir ülke konumunda olduğundan özellikle tarımsal arazilere yakın yerlerde B kaynaklı ağır metallerin uzaklaştırılması ile bu toprakların sağlıklı bir şekilde tarımsal faaliyetlerde kullanımı mümkün olabilecektir. Kontrollü koşullarda ve saksı denemeleri şeklinde yapılan bu çalışmanın, daha geniş alanlarda arazi koşullarında yapılmasının faydalı olacağı düşünülmektedir. B elementinin

fitoremediasyon yöntemi ile uzaklaştırılması ve Cruciferae familyası bitkilerinin hiperakümülatör olma özelliği ile B elementinin toksik etkilerinin belirlemeye yönelik çalışmalara devam edilmesinin; özellikle B elementinin toksik etkilerinin humik asit ve şelat gibi uygulamalardaki mekanizmalarına anlamaya yönelik farklı dozlarda uygulama çalışmalarının bu konuda literatürdeki eksiklikleri gidereceği düşünülmektedir. Bu anlamda yaptığımız çalışmanın, ileride yapılacak B elementine ve/veya süs lahanasına ilişkin fitoremediasyon çalışmalarına ışık tutarak kaynak oluşturabileceği öngörülmektedir.

Niteliği düşük toprakların şehir planlaması ve peyzaj alanlarında kullanımını sağlayabilmek amacıyla süs bitkilerinin fitoremediasyonda kullanılması konusunda yapılacak çalışmaların artırılması, doğal çevre koruyucu ve iyileştirici uygulamalar arasında bitkilerle sürdürülebilir ve çevrenin en üst seviyede faydalı kullanılmasına hizmet edebilecektir.

KAYNAKLAR

- Abbas, M.H.H. ve Abdelhafez, A.A. 2013. Role of EDTA in arsenic mobilization and its uptake by maize grown on an As-polluted soil. *Chemosphere*, 90, 588-594.
- Adamidis, G.C., Aloupi, M., Kazakou, E. ve Dimitrakopoulos, P.G. 2014. Intra-specific variation in Ni tolerance, accumulation and translocation patterns in the Ni-hyperaccumulator *Alyssum lesbiacum*. *Chemosphere*, 95, 496-502.
- Adiloğlu, S., Sağlam, M.T., Adiloğlu, A. ve Süme, A. 2014. Phytoremediation of nickel (Ni) from agricultural soils using canola (*Brassica napus* L.). *Desalination and Water Treatment*, 57(6), 1-6.
- Adiloğlu, S., Adiloğlu, A., Eryılmaz Açıkgoz, F., Yeniaras, T. ve Solmaz, Y. 2015. Labada (*Rumex patientia* L.) bitkisinin kurşun kirliliğinin gideriminde kullanım kapasitesinin araştırılması. *IAAOJ, Scientific Science*, 3(2), 1-7.
- Adiloğlu, S. 2016. Using phytoremediation with canola to remove cobalt from agricultural soils. *Polish Journal of Environmental Studies*, 25(6), 2251-2254.
- Adriano, D. C. 2001. Trace elements in terrestrial environments. *Biochemistry*, Alburry, Australia, pp 1-16.
- Afshan, S., Ali, S., Bharwana, S.A., Rizwan, M., Farid, M., Abbas, F., Ibrahim, M., Mehmood, M.A. ve Abbasi, G.H. 2015. Citric acid enhances the phytoextraction of chromium, plant growth, and photosynthesis by alleviating the oxidative damages in *Brassica napus* L. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 11679-11689.
- Ağar, A. 2015. Atık su arıtma çamurunun süs lahanasının gelişimi ve besin elementi içeriği üzerine etkisi. Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi, Bahçe Bitkileri Anabilim Dalı, 125, Adana.
- Ahmad, M.S.A., Hussain, M., Saddiq, R. ve Alvi, A.K. 2007. Mungbean: a nickel indicator, accumulator or excluder? *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 78, 319-324.
- Akagün, G. 2009. Alabaş (*Brassica oleraceae* var. *gongyloides*) bitkisinin antioksidan aktivitesinin incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Trakya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Anabilim Dalı, 68, Edirne.
- Akıncı, Ş. 2017. Humik asitlerin stres altındaki bitkilerin büyümesine ve besleyicilerin alınmasına etkileri I: Tuzluluk. *Marmara Fen Bilimleri Dergisi*, 4, 134-143.
- Akıncı, Ş. 2011. Humik asitler, bitki büyümesi ve besleyici alımı. *Marmara Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 23(1), 46-56.
- Akıncı, İ.E. ve Öngel, O. 2011. Nikelin fasulye (*Phaseolus vulgaris*) fide gelişimi üzerindeki toksisitesinin humik asit ile azaltılması. *Ekoloji*, 20(79), 29-37.

- Akıncı, İ.E. 2006. Bor toksisitesinin kırmızı biberin (*Capsicum annuum* L.) verim ve bitkisel özellikleri üzerine etkisi. VI. Sebze Tarımı Sempozyumu. 19-22 Eylül 2006; Kahramanmaraş/ Türkiye, 290-295.
- Akoğlu, A. 2013. Bazı taze fasulye (*Phaseolus vulgaris* L.) genotiplerinin bor uygulamalarına tepkileri. Yüksek Lisans Tezi, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Bahçe Bitkileri Anabilim Dalı, 126, Eskişehir.
- Ali, H., Khan, E. ve Sajad, M.A. 2013. Phytoremediation of heavy metals – Concepts and applications. Chemosphere, 91, 869-881.
- Ali-Zade, V., Alirzayeva, E. ve Shirvani, T. 2010. Plant Resistance to Anthropogenic Toxicants: Approaches to Phytoremediation (Chapter 9), In: Plant Adaptation and Phytoremediation, M. Ashraf, M. Ozturk, M.S.A. Ahmad (eds). Springer Science+Business Media,173-192, New York.
- Alkorta, I., Hernandez-Allica, J., Becerril, J.M., Amezaga, I., Albizu, I., Onaindia, M. ve Garbisu, C. 2004. Chelate-enhanced phytoremediation of soils polluted with heavy metals. Environmental Science and Biotechnology, 3(1), 55-70.
- Ameri, A. ve Tehranifar, A. 2012. Effect of humic acid on nutrient uptake and physiological characteristic *Fragaria ananassa* var: Camarosa. Acta Horticulturae, 6, 77-79.
- Angin, I., Turan, M., Ketterings, Q.M. ve Cakici, A. 2008. Humic acid addition enhances B and Pb Phytoextraction by vetiver grass (*Vetiveria zizanioides* L.) Nash). Water Air Soil Pollution, 188, 335-343.
- Anamika, S., Eapen, S. ve Fulekar, M.H. 2009. Phytoremediation of cadmium, lead and zinc by *Brassica juncea* L. Czern and Coss. Journal of Applied Biosciences, 13, 726-736.
- Angelova, V.R., Ivanova, R.I., Todorov, J.M. ve Ivanov, K.I. 2017. Potential of rapeseed (*Brassica napus* L.) for phytoremediation of soils contaminated with heavy metals. Journal of Environmental Protection and Ecology, 18(2), 468-478.
- Anonim. 2018. <http://www.boren.gov.tr/tr/bor>. Erişim Tarihi: 03.07.2018
- Anonim. 2017. Bor sektör raporu. Eti Maden İşletmeleri Genel Müdürlüğü, Strateji Geliştirme Dairesi Başkanlığı.
- Archana, Pandey, N. 2016. Physiological and biochemical effects of boron toxicity in mustards during the seedling stage. Journal of Plant Nutrition, 39(6), 820-827.
- Ardıç, M. 2006. Bor toksisitesinin nohut (*Cicer arietinum* L.) bitkisinde bazı fizyolojik ve biyokimyasal özellikler üzerindeki etkileri. Doktora Tezi, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, 83, Eskişehir

- Ariyakanon, N. ve Winaipanich, B. 2006. Phytoremediation of copper contaminated soil by *Brassica juncea* (L.) Czern and *Bidens alba* (L.) DC. var. *radiata*. J. Sci. Res. Chula. Univ., 31(1):49-56.
- Ashraf, M., Ozturk, M. ve Ahmad, M.S. A. 2010. Chapter 1 Toxins and Their Phytoremediation. In: Plant Adaptation and Phytoremediation, Ashraf, M., Ozturk, M. ve Ahmad, M.S. A. (eds), Springer, 1-32, New York.
- Ashworth, L.J. Jr., Gaona, S.A. ve Surber, E. 1985. Nutritional diseases of pistachio trees: Potassium and phosphorus deficiencies and chloride and boron toxicities. Phytopathology, 75,1084–1091.
- Avci, M. ve Akar, T. 2005. Severity and spatial distribution of boron toxicity in barley in cultivated areas of Central Anatolia and Transitional Zones. Turkish J Agric. For., 29, 377–382.
- Aydın, M. ve Çakır, F. 2009. Research on weed species for phytoremediation of boron polluted soil. African Journal of Biotechnology, 8(18), 4514-4518.
- Aydın, A., Yıldırım, E., Karaman, M.R., Turan, M., Demirtaş, A., Şahin, F., Güneş, A., Esringü, A., Dizman, M. ve Tutar, A. 2012. Humik asit, PGPR ve kimyasal gübre uygulamalarının brokoli (*Brassica oleracea*) bitkisinin bazı verim parametreleri üzerine etkisi. SAÜ Fen Edebiyat Dergisi, 1, 309-316.
- Aydın, Ş. ve Yeğenoğlu, E.D. 2018. Humik asitin toprakların fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri üzerin etkisi. Soma Meslek Yüksekokulu Teknik Bilimler Dergisi, 1(25), 1-8.
- Ayvaz, M. 2009. Aşırı bor uygulamasının patatesten (*Solanum tuberosum* L.) enzimatik aktivite değişimleri ile protein ve oksin içerikleri üzerine etkileri. Doktora Tezi, Ege Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, 86, İzmir.
- Babaoğlu Aydaş, S.S., Açıık, L., Leduc, D., Adıgüzel, N., Ellialtıoğlu, Ş.Ş., Suludere, Z. ve Kadioğlu, Y.K. 2013. Localization and distribution of nickel and other elements in in-vitro grown *Alyssum corsicum* exhibiting morphological changes in trichomes: initial insights into molecular mechanisms of nickel hyperaccumulation. Turkish Journal of Botany, 37, 1115-1124.
- Babaoğlu, S., Kuşvuran, Ş., Ellialtıoğlu, Ş., Açıık, L. ve Adıgüzel, N. 2005. Antioxidative enzyme response of heavy metal hyperaccumulator *Alyssum murale* to Ni⁺² stress. 3rd International Conference on Ecological Protection of The Planet Earth With An International Exhibition of Innovations, Inventions and New Technologies, İstanbul 10-11 June, 2005.
- Babaoğlu, M., Gezgin, S., Topal, A., Sade, B. ve Dural, H. 2004. *Gypsophila sphaerocephala* Fenzl ex Tchihatchev: A boron hyperaccumulator plant species that may phytoremediate soils with toxic B levels. Turkish Journal of Botany, 28, 273-278.
- Baker, A.J.M., S.P. McGrath, R.D. Reeves ve J.A.C. Smith, 2000. Metal Hyperaccumulator Plants: A review of the ecology and physiology of a

- biological resource for phytoremediation of metal polluted soils. In: Phytoremediation of Contaminated Soil and Water, Terry, N. And G. S. Banuelos (Eds.). CRC Press, Boca Raton, pp: 85-107.
- Baker, A.J.M. ve Brooks, R.R. 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements - a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1, 81-126.
- Balaguer, J., Almendo, M.B., Gomez, I., Navarro-Pedreno, J. ve Mataix, J. 1998. Tomato growth and yield affected by nickel presented in the nutrient solution. *Acta Hort.*, 269-272.
- Banuelos, G.S., Shannon, M.C., Ajwa, H., Draper, J.H., Jordahl, J. ve Licht, L. 1999. Phytoextraction and accumulation of boron and selenium by poplar (*Populus*) hybrid clones *International Journal of Phytoremediation*, 1(1), 81-96.
- Başçı, N. 2009. Cr (VI) iyonunun süs bitkileri kullanılarak topraktan gideriminin araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, 87, Adana.
- Batty, L.C. ve Anslow, M. 2008. Effect of a polycyclic aromatic hydrocarbon on the phytoremediation of zinc by two plant species (*Brassica juncea* and *Festuca arundinacea*). *International Journal of Phytoremediation*, 10, 236-251.
- Bauddh, K. ve Singh, R.P. 2012. Cadmium tolerance and its phytoremediation by two oil yielding plants *Ricinus communis* (L.) and *Brassica juncea* (L.) from the contaminated soil. *International Journal of Phytoremediation*, 14, 772-785.
- Bektaş, T. E. ve Öztürk, N. 2005, Bor ve bor bileşiklerinin çevresel etkileri ve sulardan giderim yöntemleri, I. Ulusal Bor Çalıştayı, Ankara, 375-382.
- Belouchrani, A.S., Mameri, N., Abdi, N., Grib, H., Lounici, H. ve Drouiche, N. 2016. Phytoremediation of soil contaminated with Zn using Canola (*Brassica napus* L.). *Ecological Engineering*, 95, 43-49.
- Bhaduri, A.M. ve Fulekar, M.H. 2012. Antioxidant enzyme responses of plants to heavy metal stress. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 11(1), 55-69.
- Bluskov, S., Arocena, J.M., Omotoso, O.O. ve Young, J.P. 2005. Uptake, distribution, and speciation of chromium in *Brassica juncea*. *International Journal of Phytoremediation*, 7, 153-165.
- Boogar, A.R., Shirmohammadi, E. ve Geikloo, A. 2014. Effect of humic acid application on qualitative characteristic and micronutrient status in *Petunia* hybrid L. *Bulletin of Environment, Pharmacology and Life Sciences*, 3(9), 15-19.
- Böcük, H. ve Türe, C. 2014. Phytoremediation possibilities of boron-contaminated environments by wild plants growing on boron reserve areas in Turkey. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, 45, 1784-1798.

- Brunetti, G., Farrag, K., Rovira, P.S., Nigro, F. ve Senesi, N. 2011. Greenhouse and field studies on Cr, Cu, Pb and Zn phytoextraction by *Brassica napus* from contaminated soils in the Apulia region, Southern Italy. *Geoderma*, 160, 517-523.
- Büyük, İ., Soydam-Aydın, S. ve Aras, S. 2012. Bitkilerin stres koşullarına verdiği moleküler cevaplar. *Türk Hijyen ve Deneysel Biyoloji Dergisi*, 69(2), 97-110.
- Cakmak, I. ve Römheld V. 1997. Boron deficiency induced impairment of cellular functions in plant. *Plant Soil*, 193:71–83
- Carter, K. 2019. Ornamental kale. University of California Cooperative Extension, Central Coast and South region.
- Cartwright, B., Zarcinas, B.A. ve Spouncer, L.A. 1986. Boron toxicity in South Australian barley crops. *Austr. J Agri. Res.*, 37, 351–359.
- Chesworth, W. 1991. Geochemistry of micronutrients. In: J Mortvedt J, Cox FR, Shumanand RLM, Welch M (eds) *Micronutrients in Agriculture*, Soil Sci Soc Am, Madison, WI, USA, pp 1–30.
- Cartwright, B., Zarcinas, B. A. ve Spoucer, L. R., 1986. Boron toxicity in South Australian barley crops. *Aust. J. Agric. Res.*, 37, 351–359.
- Cervilla, L.M., Blasco, B.A., Rios, J.J., Romero, L. ve Ruiz, J.M. 2007. Oxidative stress and antioxidants in tomato (*Solanum lycopersicum*) plants subjected to boron toxicity. *Annals of Botany*, 100: 747-756.
- Champagne, P. 2007. Phytoremediation. In book: *Remediation Technologies for Soil and Groundwater Contamination*, Chapter: 10, Publisher: American Society of Civil Engineers (ASCE), Editors: A. Bhandari, R. Surampalli, P. Champagne, S.K. Ong, pp.290-352.
- Chaney, R.L., Malik, M., Li, Y.M., Brown, S.L., Brewer, E.P., Angle, J.S. ve Baker, A.J.M., 1997. Phytoremediation of soil metals. *Current Opinions in Biotechnology*, 8, 279-284.
- Chaney, L.R. 1983. Plant uptake of inorganic waste constituents. In: Parr J, Marsh PB, Kla JM. (eds.) *Land treatment of hazardous wastes*. Noyes Data Corporation, New Jersey, pp 50–76.
- Chapman, V.J., Edwards, D.G., Blamey, F.P.C. ve Asher, C.J., 1997, Challenging the dogma of a narrow supply range between deficiency and toxicity of boron. In *Boron in Soils and Plants*. Eds. R.W. Bell and B. Rerkasem. pp. 151-155. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Chaudhry, T.M., Hayes, W.J., Khan, A.G. ve Khoo, C.S. 1998. Phytoremediation-focusing on accumulator plants that remediate metal-contaminated soils. *Aust. J. Ecotoxicol.*, 4, 37-51.

- Chen, Y., Shen, Z. ve Li, X. 2004. The use of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) in the phytoremediation of soil contaminated with heavy metals. *Applied Geochemistry*, 19, 1553-1565.
- Chigbo, C. ve Batyy, L. 2015. Chelate-assisted phytoremediation of Cu-pyrene-contaminated soil using *Zea mays*. *Water Air Soil Pollution*, 226 (3):1-10.
- Chigbo, C., Batty, L. ve Bartlett, R. 2013. Interactions of copper and pyrene on phytoremediation potential of *Brassica juncea* in copper-pyrene co-contaminated soil. *Chemosphere*, 90, 2542-2548.
- Castillo, E., Marty, A., Condoret, J. S. ve Combes, D. 1996. Enzymatic catalysis in nonconventional media using high polar molecules as substrates, In: *Annals of the New York Academy of Science*. Dordick, J. S. ve Russell, A.J. (eds), The New York Academy of Science, 206-211, New York.
- Cervilla, L.M., Blasco, B., Rios, J.J., Rosales, M.A., Sanchez-Rodriguez, E., Rubio-Wilhelmi, M.M., Romero, L. ve Ruiz, J.M. 2012. Parameters symptomatic for boron toxicity in leaves tomato plants. *Journal of Botany*, 1-17.
- Cunningham, S.D. ve Ow, D.W. 1996. Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiol.*, 110, 715-719.
- Çıtır Kasım, G. 2017. Yapay sulak alanlarda kavak ve söğüt türleri kullanılarak bor kirliliğinin biyoarıtımı. Doktora Tezi, Gaziosmanpaşa Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyomühendislik Anabilim Dalı, 66, Tokat.
- Demirtaş, A. 2005. Bitkide bor ve etkileri. *Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 36(2), 217-225.
- Dos Santos, G.C.G., Rodella, A.A., De Abreu, C.A. ve Coscione, A.R. 2010. Vegetable species for phytoextraction of boron, copper, lead, manganese and zinc from contaminated soil. *Scientia Agricola*, 67(6), 713-719.
- Dyar, J.J. ve Webb, K.L. 1961. A relationship between boron and auxin in C14 translocation in bean plants. *Plant Physiology*, 36(5), 672-676.
- Ebbs, S.D. ve Kochian, L.V. 1997. Toxicity of zinc and copper to *Brassica* species: Implications for phytoremediation. *Journal of Environmental Quality*, 26(3), 776-781.
- Engin, M. 2019. Yazılı Görüşme. SÜS Bitkileri Üreticileri Alt Birliği (SÜS-BİR), Ankara, Türkiye.
- Eraslan, F., Inal, A., Gunes, A. ve Alpaslan, M. 2007. Boron toxicity alters nitrate reductase activity, proline accumulation, membrane permeability, and mineral constituents of tomato and pepper plants. *Journal of Plant Nutrition*, 30, 981-994.
- Erdal, Ş. 2016. Mısırdaki normal ve kuraklık stresi koşullarında tane verimi ile ilişkili seleksiyon kriterlerinin belirlenmesi. *Derim*, 33(1), 131-143.

- Esringü, A. 2012. Toprakta kurşun (Pb), Kadmiyum (Cd) ve Bor (B) elementlerinin şelatör desteğiyle kolza (*Brassica napus* L.) bitkisi kullanılarak fitoremediasyon yöntemiyle giderilmesi. Doktora Tezi, Atatürk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı, 142, Erzurum.
- Etim, E.E. 2012. Phytoremediation and Its Mechanisms: A Review. International Journal of Environment and Bioenergy, 2(3),120-136.
- EPA (Environmental Protection Agency), 2000. Introduction to Phytoremediation, EPA/600/R-99/107, National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency Cincinnati, Ohio 45268, USA.
- Eraslan, F., Inal, A., Savasturk, O. ve Gunes, A. 2007. Changes in antioxidative system and membrane damage of lettuce in response to salinity and boron toxicity. Scientia Horticulturae, 114, 5-10.
- Evangelou, M.W.H., Ebel, M. ve Schaeffer, A. 2007. Chelate assisted phytoextraction of heavy metals from soil. Effect, mechanism, toxicity, and fate of chelating agents. Chemosphere, 68(6), 989-1003.
- Evangelou, M.W.H., Daghan, H. ve Schaeffer, A. 2004. The influence of humic acids on the phytoextraction of cadmium from soil. Chemosphere, 57, 207-213.
- Ewais, E.A. 1997. Effects of cadmium, nickel and lead on growth, chlorophyll content and proteins of weeds. Biol. Plant., 39(3), 403-410.
- Farahani, M., Naderi, R. ve Mazhari, M. 2015. Phytoremediation of Cd contaminated soils by ornamental cabbage (*Brassica oleracea*) species. Journal of Biodiversity and Environmental Sciences, 7(2), 150-155.
- Gajewska, E., Skłodowska, M., Słaba, M. ve Mazur, J. 2006. Effect of nickel on antioxidative enzyme activities, proline and chlorophyll contents in wheat shoots. Biol. Plant., 50(4), 653-659.
- Gence, C.Ç. 2015. *T. spelta* genotiplerinin bor toksisitesine karşı dayanıklılıklarının belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Gaziosmanpaşa Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü, 47s, Tokat.
- Gezgin, S., Gökmen, F., Dursun, N., Babaoğlu, M. ve Hakkı, E.E. 2005. Tarımda bor'un önemi, I. Ulusal Bor Çalıştayı Bildiriler Kitabı, 147-154, Ankara.
- Ghaderian, S.M., Mohtadi, A., Rahiminejad, M.R. ve Baker, A.J.M. 2007. Nickel and other metal uptake and accumulation by species of *Alyssum* (*Brassicaceae*) from the ultramafics of Iran. Environmental Pollution, 145, 293-298.
- Gholamein, S., Abdoosi, V., Moghadam, A.R.L. ve Jari, S.K. 2015. Evaluation of the plant phytoremediation efficiency of *Gazania rigens* by some biochemical factors. European Journal of Experimental Biology, 5(2), 113-116.

- Giansoldati, V., Tassi, E., Morelli, E., Gabellieri, E., Pedron, F. ve Barbafieri, M. 2012. Nitrogen fertilizer improves boron phytoextraction by *Brassica juncea* grown in contaminated sediments and alleviates plant stress. *Chemosphere*, 87, 119-1125.
- Goldberg, S., 1997. Reactions of boron with soils, *Plant and Soil*, 193, 35-48.
- Goswami, S. ve Das, S. 2015. A study on cadmium phytoremediation potential on Indian Mustard, *Brassica juncea*. *International Journal of Phytoremediation*, 17, 583-588.
- Graham, R.D. ve Stangoulis, J.C.R. 2003. Trace element uptake and distribution in plants. *J Nutr.*, 133,1502–1505.
- Gratao, P.L., Vara Prasad, M. N., Cardoso, P.F., Lea, P.J. ve Azevedo, R. A. 2005. Phytoremediation: green technology for the clean up of toxic metals in the environment. *Braz. J. Plant Physiol.*, 17, 53-64.
- Grispen, V.M.J., Neslissen, H.J.M. ve Verkleij, J.A.C. 2006. Phytoextraction with *Brassica napus* L.: A tool for sustainable management of heavy metal contaminated soils. *Environmental Pollution*, 144, 77-83.
- Gunes, A., Soylemezoglu, G., Inal, A., Bagci, E.G., Coban, S. ve Sahin, O. 2006. Antioxidant and stomatal responses of grapevine (*Vitis vinifera* L.) to boron toxicity. *Scientia Horticulturae*, 110(3), 279-284.
- Gupta, U.C., Jame, Y.W., Campbell, C.A., Leyshon, A.J. ve Nicholaichuk, W. 1985. Boron toxicity and deficiency: A review. *Canadian Journal of Soil Science*, 65, 381-409.
- Gupta, U. C. 1983. Boron deficiency and toxicity symptoms for several crops as related to tissue boron levels. *J. Plant Nutr.* 6, 387-395.
- Güllüce, M., Agar, G., Şahin, F., Turan, M. Güneş, A., Demirtaş, A., Esringü, A., Karaman, M.R., Tutar, A. ve Dizman, M. 2012. Pb ve Cd ile kirletilmiş alanlarda yetiştirilen turp bitkisinin verim parametreleri üzerine humik asit ve PGPR uygulamalarının etkilerinin belirlenmesi. *SAÜ Fen Edebiyat Dergisi*, 1, 509-517.
- Güneş, A., Çelik, H., Alpaslan, M., Söylemezoğlu, G., Eraslan, F., Yaşa, Z. ve Koç, Ö. 2003. Asmaların (*Vitis* spp.) bor toksisitesi ve tuzluluğa karşı toleranslarının belirlenmesine yönelik olarak bor, sodyum ve klor alımlarının karşılaştırılması. *Tarım Bilimleri Dergisi*, 9(4), 428-434.
- Güneş, A., Alpaslan, M. Özcan, H. ve Çıkılı, Y. 2000a. Türkiye’de yaygın olarak yetiştirilen mısır (*Zea mays* L.) çeşitlerinin bor toksisitesine duyarlılıkları. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 24, 277-282.
- Güneş, A., Alpaslan, M., Çikili, Y. ve Özcan, H. 2000b. Effect of zinc on the alleviation of boron toxicity in tomato. *Journal of Plant Nutrition*, 22(37), 1061-1068.

- Günes, A. ve Alpaslan, M. 2000. Boron uptake and toxicity in maize genotypes in relation to boron and phosphorus supply. *Journal of Plant Nutrition*, 23(4), 541-550.
- Habiba, U., Ali, S., Farid, M., Shakoor, M.B., Rizwan, M., Ibrahim, M., Abbasi, G.H., Hayat, T. ve Ali, B. 2015. EDTA enhanced plant growth, antioxidant defence system, and phytoextraction of copper by *Brassica napus* L. *Environment Science and Pollution Research*, 22(2), 1534-1544.
- Haghighi, M., Kafi, M. ve Fang, P. 2012. Photosynthetic activity and N metabolism of lettuce as affected by humic acid. *International Journal of Vegetable Science*, 18, 182-189
- Han, S., Tang, N., Jiang, H.X., Yang, L.T., Li, Y. ve Chen, L.S. 2009. CO₂ assimilation, photosystem II photochemistry, carbohydrate metabolism and antioxidant system of citrus leaves in response to boron stress. *Plant Science*, 176, 143-153.
- Harite, Ü. 2008. Pamukta bor toksisitesine dayanıklılık. Yüksek Lisans Tezi, Adnan Menderes Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak Anabilim Dalı, 74, Aydın.
- Hasnain, A., Mahmood, S., Akhtar, S., Malik, S.A. ve Bashir, N. 2011. Tolerance and toxicity levels of boron in mung bean (*Vigna radiata* (L.) Wilczek) cultivars at early growth stages. *Pakistan Journal of Botany*, 43(2):1119-1125.
- Huang, J.H., Cai, Z.J., Wen, S.X., Guo, P., Ye, Xi Lin, G.Z. ve Chen, L.S. 2014. Effects of boron toxicity on root and leaf anatomy in two Citrus species differing in boron tolerance. *Trees*, 28(6), 1653-1666.
- Huang, J.W., Chen, J., Berti, W.R. ve Cunningham, S.D. 1997. Phytoremediation of Lead-contaminated soils: Role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environmental Science and Technology*, 31, 800-805.
- Işık, M. 2017. Sera koşullarında farklı bor uygulamalarının patates bitkisinde büyüme ve yeşil aksam bor konsantrasyonuna etkisinin belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı, 43, Adana.
- Jinag, W., Liu, D. ve Hou, W. Hyperaccumulation of lead by roots, hypocotyls, and shoots of *Brassica juncea*. *Biologia Plantarum*, 43(4), 603-606.
- John, R., Ahmad, P., Gadgil, K. ve Sharma, S. 2009. Heavy metal toxicity: Effect on plant growth, biochemical parameters and metal accumulation by *Brassica juncea* L. *International Journal of Plant Production*, 3 (3), 65-76.
- Kacar, B. ve Katkat, A.V. 2007. Bitki Besleme. Nobel Yayın, 536-537, Ankara.
- Kaptan, M.A. 2013. Pamukta (*Gossypium hirsutum* L.) bor toksisitesi ve humik madde uygulamasının etkileri. Doktoraz Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Adnan

Menderes Üniversitesi, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı, 191, Aydın.

- Kaptan, M.A. ve Aydın, M. 2012. Humik asidin pamuk (*Gossypium hirsutum* L.) gelişimi ve kalite özellikleri üzerin etkileri. Türkiye I. Ulusal Humik Madde Kongresi, 06-09 Haziran 2012, Sakarya.
- Karabal E., Yücel M. ve Öktem H.A. 2003. Antioxidant responses of tolerant and sensitive barley cultivars to boron toxicity. *Plant Science*, 164(6), 925-933.
- Karaman, M.R., Turan, M., Tutar, A. ve Dizman, M. 2012. Bitkisel üretimde humik madde ve mikobesin elementi yayayışlılığı ilişkileri. *Sakarya Üniv. Fen Edebiyat Derg.*, 14(1), 165-175.
- Karaömeroğlu, B. 2011. *Medicago sativa* L. ve *Vicia sativa* L. bitkileri kullanılarak topraktan bor gideriminin araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çukurova Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, 77, Adana.
- Kaur, S., Nicolas, M.E., Ford, R., Norton, R.M. ve Taylor, P.W.J. 2006a. Physiological mechanisms of tolerance to high boron concentration in *Brassica rapa*. *Functional Plant Biology*, 33(10), 973-980.
- Kaur, S. Nicolas, M.E., Ford, R., Norton, R.M. ve Taylor, P.W.J. 2006b. Selection of *Brassica rapa* genotypes for tolerance tp boron toxicity. *Plant Soil*, 285, 115-123.
- Kaya, C., Tuna, A.L., Dikilitas, M., Ashraf, M., Koskeroglu, S. ve Guneri, M. 2009. Supplementary phosphorus can alleviate boron toxicity in tomato. *Scientia Horticulturae*, 121, 284-288.
- Keren, R. ve F.T. Bingham, 1985. Boron in Water, soil and plants. *Adv. Soil Sci.*, 1, 229-276.
- Kerndorff, H. ve Schnitzer, M. 1980. Sorption of metals on humic acid. *Geochimica et Cosmochimic Acta*, 44,1701.
- Keskin, H. 2010. Arpa çeşitleri (*Hordeum vulgare*) ile çorak çiminde (*Puccinellia distans*) bor toksisitesinin temel fizyolojik ve biyokimyasal özelliklere etkisinin belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Selçuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak ve Bitki Besleme Anabilim Dalı, 58, Konya.
- Khalid, S., Shahid, M., Niazi, N.K., Murtaza, B., Bibi, I. ve Dumat, C. 2017. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.11.021>
- Khan, N., Young, K.J. ve Gartrell, J.N. 1999. Research officers, boron toxicity in barley. Division of Plan Research, Agriculture Western Australia, Farmnote, 85.

- Khorasaninejad, S., Ahmadabadi, A.A. ve Hemmati, K. 2018. The effect of humic acid on leaf morphophysiological and phytochemical properties of *Echinacea purpurea* L. under water deficit stress. *Scientia Horticulturae*, 239, 314-323
- Kılıç, A. M. 2004. Bor madeninin Türkiye aksından önemi ve gelecekteki yeri. II. Uluslararası Bor Sempozyumu, 23-25 Eylül 2004, Eskişehir.
- Kıran, S., Özkay, F., Kuşvuran, Ş. ve Ellialtıoğlu, Ş. 2015a. Kurşunun kıvırcık salata (*Lactuca sativa* var. *crispa*) bitkisinin bazı morfolojik ve biyokimyasal özelliklerine etkisi. *Iğdır Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 5(1), 83-88.
- Kıran, S. Özkay, F. Kuşvuran, Ş. ve Ellialtıoğlu, Ş.Ş. 2015b. Bazı abiyotik stres faktörlerine dayanımı yüksek veya duyarlı patlıcan genotiplerinde Cu, Pb, Cd ve Zn içeren sulama sularının fizyolojik ve biyokimyasal parametreler üzerine etkisi. *Derim*, 32(2), 106-118.
- Kıran, S., Özkay, F., Kuşvuran, Ş. ve Ellialtıoğlu, Ş. 2014a. Kurşun içeriği yüksek su ile sulanan kıvırcık salata (*Lactuca sativa* var. *crispa*) bitkilerinin bazı özellikleri üzerine humik asit uygulamalarının etkisi. *Biyoloji Bilimleri Araştırma Dergisi*, 7(1), 14-19.
- Kıran, S., Özkay, F., Kuşvuran, Ş. ve Ellialtıoğlu, Ş. 2014b. Ağır metal içeriği yüksek sularla sulanan patlıcan bitkilerine uygulanan humik asidin bazı morfolojik, fizyolojik ve biyokimyasal özellikler üzerin etkisi. *Türk Tarım – Gıda Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 2(6), 280-288.
- Kobayashi M. ve Matoh, T. 2004. Boron nutrition of cultured tobacco BX-2 cells. IV. Genes induced under low B supply. *Journal of Experimental Botany*, 55:1441–1443.
- Koohkan, H. ve Maftoun, M. 2016. Effect of nitrogen-boron interaction on plant growth and tissue nutrient concentration of canola (*Brassica napus* L.). *Journal of Plant Nutrition*, 39(7), 922-931.
- Korkmaz, H. ve Durmaz, A. 2017. Bitkilerin abiyotik stres faktörlerine verdiği cevaplar. *GÜFBED*, 7(2), 192-207.
- Kramer, U. 2010. Metal hyperaccumulation in plants. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 61, 517-534.
- Kusznierewicz, B., Baczek-Kwinta, R., Bartoszek, A., Piekarska, A., Huk, A., Manikkowska, A., Antonkiewicz, J., Namiesnik, J. ve Konieczka, P. 2012. The dose-dependent influence of zinc and cadmium contamination of soil on their uptake and glucosinolate content in white cabbage (*Brassica oleracea* var. *capitata* F. *alba*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31(11), 2482-2489.
- Kulakow, P.A., Schwab, A.P. ve Banks, M.K. 2000. Screening plant species for growth on weathered, petroleum hydrocarbon-contaminated sediments. *Int. J. Phytorem.*, 2, 297-317.

- Kumar, N.P.B.A, Dushenkov, V., Motto, H. ve Raskin, I. 1995. Phytoextraction the use of plants to remove heavy metals from soils. *Environmental Science and Technology*, 29, 1232-1238.
- Kumar, D. 1995. Salt tolerance in oilseed brassicas-present status and future prospects. *Plant Breed. Abst.* 65, 1438–1447.
- Laghlimi, M., Baghdad, B., El Hadi, H. ve Bouabdli, A. 2015. Phytoremediation mechanisms of heavy metal contaminated soils: A review. *Open Journal of Ecology*, 5, 375-388.
- Lal, N. ve Srivastava, N. 2010. Phytoremediation of Toxic Explosives (Chapter 17). In: *Plant Adaptation and Phytoremediation*, Ashraf, M., Ozturk, M. ve Ahmad, M.S. A. (eds), Springer, 383-397, New York
- Lasat, M.M. 2000. Phytoextraction of metals from contaminated soil: A review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Substance Research*, 2(5), 1-25.
- Lawlor, D.W. 2002. Limitation of photosynthesis in water stressed leaves: Stomata vs. metabolism and the role of ATP, *Annals of Botany*, 89(7), 871-885.
- Liu, P. ve Yang, Y.A. 2000. Effects of molybdenum and boron on membrane lipid peroxidation and endogenous protective systems of soybean leaves. *Acta Botanica Sinica*, 42(5), 461–466
- Liu, D., Jiang, W. Liu, C., Xin, C. ve Hou, W. 2000. Uptake and accumulation of lead by roots, hypocotyls and shoots of Indian mustard [*Brassica juncea* (L.)]. *Bioresource Technology*, 71, 273-277.
- Lopez, A.R. 1993. Humic acid effect on the stomata conductance and leaf abscission on apple cv. Golden delicious under tropical conditions. *Acta horticulturae*, 329, 254-254.
- Lovatt, C.J. ve Bates, L. 1984. Early effects of excess boron on photosynthesis and growth of *Cucurbita pepo*. *Journal of Experimental Botany*, 35(3), 297-305.
- MacCarthy, P. 2001. The principles of humic substances. *Soil Science*, 166 (11), 738-751.
- Madhava Rao, K.V. ve Sresty, T.V. 2000. Antioxidative parameters in the seedlings of pigeonpea (*Cajanus cajan* L.) Millspaugh) in response to Zn and Ni stresses. *Plant Sci.*, 157, 113–128.
- Mahar, A., Wang, P., Ali, A., Awasthi, M.K., Lahori, A.H., Wang, Q., Li, R. ve Zhang, Z. 2016. Challenges and opportunities in phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Exotoxicology and Environmental Safety*, 126, 111 – 121.
- Marchiol, L., Assolari, S., Sacco, P. ve Zerbi, G. 2004. Phytoextraction of heavy metals by canola (*Brassica napus*) and radish (*Raphanus sativus*) grown on multicontaminated soil. *Environmental Pollution*, 132, 21-27.

- Markovska, Y.K., Gorinova, N.I., Nedkovska, M.P. ve Miteva, K.M. 2009. Cadmium-induced oxidative damage and antioxidant responses in *Brassica juncea* plants. *Biologia Plantarum*, 53(1), 151-154.
- Marscher, H. 1995. Mineral Nutrition of Higher Plants., Academic Press, New York.
- Maruthi Sridhar, B.B., Diehl, S.V., Han, F.X., Monts, D.L. ve Su, Y. 2005. Anatomical changes due to uptake and accumulation of Zn and Cd in Indian mustard (*Brassica juncea*). *Environmental and Experimental Botany*, 54, 131-141.
- Maywald, F. ve Weigel, H.J., 1997. Biochemistry and molecular biology of heavy metal accumulation in higher plants. *Landbauforsch Volkenrode*, 47, 103-126.
- McGrath, S. P., Zhao, F. J. ve Lombi, E. 2001. Plant and rhizosphere processes involved in phytoremediation of metal-contaminated soils. *Plant and Soil*, 232, 207-214.
- Meers, E., Ruttens, A., Hopgood, M.J., Samson, D. ve Tack, F.M.G. 2005. Comparison of EDTA and EDDS as potential soil amendments for enhanced phytoextraction of heavy metals. *Chemosphere*, 58, 1011-1022.
- Mertens, J., Van Laer, L., Salaets, P. ve Smolders, E. 2011. Phytotoxic doses of boron in contrasting soils depend on soil water content. *Plant Soil*, 342, 73-82.
- Mittler, R. 2002. Oxidative stress, antioxidants and stress tolerance, *Trends Plant Sci.*, 7, 405-410.
- Mohamed, A.A., Castagna, A. Ranieri, A. ve Di Toppi, L.S. 2012. Cadmium tolerance in *Brassica juncea* roots and shoots is affected by antioxidant status and phytochelatin biosynthesis. *Plant Physiology and Biochemistry*, 57, 15-22.
- Molassiotis, A., Sotiropoulos, T., Tanou, G., Diamantidis, G. ve Therios, I. 2006. Boron induced oxidative damage and antioxidant and nucleolytic responses in shoot tips culture of the apple rootstock EM9 (*Malus domestica* Borkh). *Environmental and Experimental Botany*, 56: 54-62.
- Moseman, R.F. 1994. Chemical disposition of boron in animals and humans. *Environ. Health Perspect*, 102, 113-117.
- Nable, R. O., Banuelos, G.S. ve Paul, J.G. 1997. Boron Toxicity (Chapter 12). *Plant and Soil*, 193, 181-198.
- Nardi, S., Pizzeghello, D., Muscolo, A. ve Vianello, A. 2002. Physiological effects of humic substances on higher plants. *Soil Biology & Biochemistry*, 34, 1527-1536.
- Niazi, N.K. Bibi, I., Fatimah, A., Shahid, M., Javed, M.T., Wang, H., Ok, Y.S., Bashir, S., Murtaza, B., Saqib, Z.A. ve Shakoor, M.B. 2017. Phosphate-assisted phytoremediation of arsenic by *Brassica napus* and *Brassica juncea*: Morphological and physiological response. *International Journal of Phytoremediation*, 19(7), 670-678.

- Nouairi, I., Ammar, W.B., Youssef, N.B., Miled, D.D.B., Ghorbal, M.H. ve Zarrouk, M. 2009. Antioxidant defence system in leaves of Indian mustard (*Brassica juncea*) and rape (*Brassica napus*) under cadmium stress. *Acta Physiol. Plant.*, 31, 237-247.
- Nriagu, J.O. 1989. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, 338, 47-49.
- Oğuz, H. 2008. Toprak bilgisi ders notu, <http://gmyo.gumushane.edu.tr/media/uploads/gmyo-bitkisel/files/toprak-dersinotlar.pdf> (Erişim Tarihi: 02.05.2019).
- Onbaşı, S. 2017. Bor toksisitesi koşullarında uygulanan nitrik oksidin bora farklı tepki gösteren arpa genotiplerinin gelişimi üzerine etkisi. Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı, Selçuk Üniversitesi, 76, Konya.
- Oral, N. 2004. Bahçe Çiçekleri. TMMOB Ziraat Mühendisleri Odası Yay. No:3, Adalı Matbaası, Bursa, 140s.
- Ozturk, M., Sakcali, S. Gucl, S. ve Tombuloglu, H. 2010. Boron and plants. In: Ashraf M, Ozturk M, Ahmad MSA (eds) *Plant adaptation and phytoremediation*. Springer Netherlands, Dordrecht, 275-311.
- Özay, C. ve Mammadov, R. 2013. Ağır metaller ve süs bitkilerinin fitoremediasyonda kullanılabilirliği. *BAÜ Fen Bil. Enst. Dergisi*, 15(1), 67-76.
- Özkay, F., Kıran, S., Kuşvuran, Ş. ve Ellialtıoğlu, Ş.Ş. 2016. Humik asit uygulamasının kıvrıcık salata bitkisinde ağır metal stresi zararını azaltma etkisi. *Türk Tarım – Gıda Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 4(6), 431-436.
- Öztürk, Ö., Soylu, S., Ada, R., Gezgin, S. a ve Babaoğlu, M. 2010. Studies on differential response of spring canola cultivars to boron toxicity. *Journal of Plant Nutrition*, 33, 1141-1154.
- Padmavathiamma, P.K. ve Li, L.Y. 2007. Phytoremediation technology: Hyper-accumulation metals in plants. *Water Air Soil Pollution*, 184, 105-126.
- Palta, Ç. ve Gezgin, S. 2011. Orta Anadolu koşullarında yaygın olarak yetiştirilen melez mısır çeşitlerinin bor toksisitesine duyarlılığı. *Selçuk Tarım ve Gıda Bilimleri Dergisi*, 25(3),1-8.
- Pandey, N. ve Archana. 2013. Antioxidant responses and water status *Brassica* seedlings subjected to boron stress. *Acta Physiol. Plant.*, 35, 697-706.
- Pandey, N. ve Sharma, C.P. 2002. Effect of heavy metals Co^{2+} , Ni^{2+} and Cd^{2+} on growth and metabolism of cabbage. *Plant Sci.*, 163,753-758.
- Panwar, B.S., Ahmed, K.S. ve Mittal, S.B. 2002. Phytoremediation of Nickel-contaminated soils by *Brassica* species. *Environment, Development and Sustainability*, 4, 1-6.

- Papadakis, I.E., Dimassi, K.N., Bosabalidis, A.M., Therios, I. N., Patakas, A. ve Giannakoula, A. 2004a. Boron toxicity in 'Clementine' mandarin plants grafted on two rootstocks. *Plant Science*, 166(2), 539–547
- Papadakis, I., Dimassi, K.N., Bosabalidis, A.M., Therios, I.N. ve Patakas, A. 2004b. Effects of B excess on some physiological and anatomical parameters of 'Navelina' orange plants grafted on two rootstocks. *Environmental and Experimental Botany*, 51(3), 247-257.
- Paz- Alberto, A.M. ve Sigua, G.C. 2013. Phytoremediation: A green technology to remove environmental pollutants. *American Journal of Climate Change*, 2, 71-86.
- Prasad, M.N.V. ve Freitas, H.M.O. 2003. Metal hyperaccumulation in plants biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electron. J. Biotechnol.*, 6(3), 285–321.
- Princi, M.P., Lupini, A., Araniti, F., Long, C., MAuceri, A., Sunseri, F. ve Abenavoli, M.R. 2015. Boron toxicity and tolerance in plants: Recent advances and future perspectives (Chapter 5), In: *Plant Metal Interaction*, Parvaiz Ahmad (eds.). Elsevier, 115-147.
- Power, P.P. ve Woods, W.G. 1997. The chemistry of boron and its speciation in plants. *Plant Soil*, 193, 1-13.
- Rahman, H., Sabreen, S., Alam, S. ve Kawai, S. 2005. Effects of nickel on growth and composition of metal micronutrients in barley plants grown in nutrient solution. *J Plant Nutr.*, 28, 393–404.
- Ramila, C.D.P., Leiva, E.D., Bonilla, C.A., Pasten, P.A. ve Pizarro, G.E. 2015. Boron accumulation in *Puccinellia frigida*, an extremely tolerant and promising species for boron phytoremediation. *Journal of Geochemical Exploration*, 150, 25-34.
- Ramila, C.D.P., Contreras, S.A., Di Domenica, C., Molina-Montenegro, M.A., Vega, A., Handford, M., Bonilla, C.A. ve Pizarro, G.E. 2016. Boron stress reposnse and accumulation potential of the extremely tolerant species *Puccinellia frigida*. *Journal of Hazardous Materials*, 317, 476-484.
- Raskin, I., Smith, R.D. ve Salt, D.E. 1997. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Plant Biotechnology*, 221-226.
- Rauthan, B.S. ve Schnitzer, M. 1981. Effects of soil fulvic acid on the growth and nutrient content of cucumber (*Cucumis sativus*) plants. *Plant and Soil*, 63, 491-495.
- Ravikovitch, S., Margolin, M. ve Navroth, J. 1961. Microelements in soils of Israel. *Soil Sci.*, 92, 85–89.

- Reid, R. J. 2013. Boron Toxicity and Tolerance in Crop Plants (Chapter 15), In: Crop Improvement Under Adverse Conditions, N. Tuteja, S.S. Gill (eds.). Springer Science+Business Media, 333-346, New York.
- Reid, R.J., Hayes, J.E., Post, A., Strangoulis, J.C.R. ve Graham, R.D. 2004. A critical analysis of the causes of boron toxicity in plants. *Plant Cell and Environment*, 27(11), 1405–1414.
- Rees, R., Robinson, B.H., Menon, M., Lehmann, E., Günthardt-Goerg, M.S. ve Schulin, R. 2011. Boron accumulation and toxicity in hybrid poplar (*Populus nigra x euramericana*). *Environmental Science and Technology*, 45, 10538-10543.
- Reeves, R.D. ve Baker, A.J.M. 2000. Metal-Accumulating Plants. In: Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment, Raskin, I. and B.D. Ensley (Eds.). Chapter 12, John and Wiley and Sons, Inc., New York, USA., ISBN-13: 9780471192541, pp: 193-229.
- Robinson, B.H., Green, S.R. Chancerel, B., Mills, T.M. ve Clothier, B.E. 2007. Poplar fort he phytomanagement of boron contaminated sites. *Environmental Pollution*, 150, 225-233.
- Roessner, U., Patterson, J.H., Forbes, M.G., Fincher, G.B., Langridge, P. ve Bacic, A. 2006. An investigation of boron toxicity in barley using metabolomics. *Plant Physiol.*, 142, 1087–1101.
- Rossi, G., Figliolia, A., Socciarelli, S. ve Pennelli, B. 2002. Capability of *Brassica napus* to accumulate cadmium, zinc and copper from soil. *Acta Biotechnologica*, 22(1-2), 133-140.
- Römkens, P., Bouwman, L., Japenga, J. ve Draaisma, C., 2002. Potentials and drawbacks of chelate-enhanced phytoremediation of soils. *Environmetal Pollution*, 116, 109–121.
- Rucinska-Sobkowiak, R. 2016. Water relations in plants subjected to heavy metal stresses. *Acta Physiol Plant*. 38, 257, <https://doi.org/10.1007/s11738-016-2277-5>.
- Ryan, J., Singh, M. ve Yau, S.K. 1998. Spatial variability of soluble boron in Syrian soils. *Soil Tillage Res.*, 45,407–417.
- Sabir, M., Waraich, E.A., Hakeem, K.R., Oztürk, M., Ahmad, H.R. ve Shahid, M. 2015. Phytoremediation: Mechanisms and Adaptations. *Soil Remediation and Plants*.
- Sarma, H. 2011. Metal hyperaccumulation in plants: A review focusing on phytoremediation technology. *Journal of Environmental Science and Technology*, 4(2), 118-138.
- Saxena, P.K., Krishnaraj, S., Dan, T., Perras, M.R. ve Vettakkorumakankav, N.N. 1999. Phytoremediation of heavy metal contaminated and polluted soils, in:Prasad, M.N.V., Hagemeyer, J.(Eds), heavy metal stres in plants: from Molecules to Ecosystems, Berlin, pp. 305-329.

- Schnurbusch, T. Hayes, J. ve Sutton, T. 2010. Boron toxicity tolerance in wheat and barley: Australian prspectives. *Breeding Science*, 60, 297-304.
- Sevengör, Ş. 2010. Kabakta (*Cucurbita pepo* L.) tuz stresine toleransın belirlenmesinde antioksidant enzim aktivitelerinin *in vitro* ve *in vivo* olarak incelenmesi. Doktora Tezi, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Bahçe Bitkileri Anabilim Dalı, 163, Ankara.
- Shafigh, M., Ghasemi-Fasaei, R. ve Ronaghi, A. 2016. Influence of plant growth regulators and humic acid on the phytoremediation of lead by maize in Pb-polluted calcareous soil. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 62(12), 1733-1740.
- Shah, F.R., Ahmad, N., Masood, K.R., Peralta-Viden, J.R. ve Ahmad, F.D. 2010. Heavy metal toxicity in plants (Chapter 4), In: *Plant Adaptation and Phytoremediation*, M. Ashraf, M. Ozturk, M.S.A. Ahmad (eds). Springer Science+Business Media, 71-97, New York.
- Shahandeh, H. ve Hossner, L.R. 2000. Plant screening for chromium phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation*, 2(1), 31-51.
- Shorrocks, V.M. 1964. Boron toxicity in *Hevea brasiliensis*. *Nature*, 204, 599–600.
- Siddiqui, M.H., Al-Whaibi, M.H., Sakran, A.M., Ali, H.M., Basalah, M.O., Faisal, M., Alatar, A. ve Al-Amri, A.A. 2013. Calcium-induced amelioration of boron toxicity in radish. *Journal of Plant Growth Regulation*, 32, 61-71.
- Sillanpaa, M., 1982. Micronutrients and The Nutrient Status of Soil. A Global Study, FAO Soils Bulletin No: 48. FAO, Rome, Italy.
- Simon, I., Diaz-Lopez, L., Gimeno, V., Nieves, M., Pereira, W.E., Martinez, V., Lidon, V. ve Garcia-Sanchez, F. 2013. Effects of boron excess in nutrient solution on growth, mineral nutrition and physiological parametres of *Jatropha curcas* seedlings. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 176(2), 165-174.
- Sinha, P., Dube, B.K., Srivastava, P. ve Chatterjee, C. 2006. Alteration in uptake and translocation of essential nutrients in cabbage by excess lead. *Chemosphere*, 65, 651 – 656.
- Sotiropoulos, T.E., Molassiotis, A., Almaliotis, D., Mouhtaridou, G., Dimassi, K., Therios, I. ve Diamantidis, G. 2006. Growth, nutritional status, chlorophyll content, and antioxidant responses of the apple rootstock mm 111 shoots cultured under high boron concentrations *in vitro*. *Journal of Plant Nutrition*, 29(3), 575-583.
- Sözüdoğru, S., Omar, S.M. ve Usta, S. 1996. Topraklarda bor adsorpsiyonu. *Tarım Bilimleri Dergisi*, 2(1), 19-22.

- Stiles, A.R., Bautista, D., Atalay, E., Babaoğlu, M. ve Terry, N. 2010. Mechanisms of boron tolerance and accumulation in plants: A physiological comparison of the extremely boron-tolerant plant species, *Puccinellia distans*, with the moderately boron-tolerant *Gypsophila arrostil*. *Environmental Science and Technology*, 44(18), 7089-7095.
- Subhashini, V. ve Swamy, A.V.V.S. 2014. Phytoremediation of metal (Pb, Ni, Zn, Cd and Cr) contaminated soils using *Canna indica*. *Current World Environment*, 9(3), 780-784.
- Sutton, T., Baumann, U., Hayes, J., Collins, N.C., Shi, B.J., Schnurbusch, T., Hay, A., Mayo, G., Pallotta, M., Tester, M. ve Langridge, P. 2007. Boron-toxicity tolerance in barley arising from efflux transporter amplification. *Science*, 318, 1446–1449.
- Sytar, O., Kumar, A., Latowski, D., Kuczynska, P., Strzalka, K. ve Prasad, M.N.V. 2013. Heavy metal-induced oxidative damage, defense reactions, and detoxification mechanisms in plants. *Acta Physiol. Plant.*, 35, 985-999.
- Taban, S. ve Erdal, İ. 2000. Bor uygulamasının değişik buğday çeşitlerinde gelişme ve toprak üstü aksamda bor dağılımı üzerine etkisi. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 24, 255-262.
- Tatar, Ş. Y. ve Öbek, E. 2014. Potential of *Lemna gibba* L. and *Lemna minor* L. for accumulation of boron from secondary effluents. *Ecological Engineering*, 70, 332-336.
- Turan, M. ve Angin, İ. 2004. Organic chelate assisted phytoextraction of B, Cd, Mo and Pb from contaminated soils using two agricultural crop species. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B, Soil and Plant Science*, 54(4), 221-231
- Turan, M. ve Esringü, A. 2007. Phytoremediation based on canola (*Brassica napus* L.) and Indian mustard (*Brassica juncea* L.) planted on spiked soil by aliquot amount of Cd, Cu, Pb, and Zn. *Plant Soil and Environment*, 53(1), 7-15.
- Topcuoğlu, B. 2012. The influence of humic acids on the metal bioavailability and phytoextraction efficiency in long-term sludge applied soil. *Conference on International Research on Food Security, Natural Resource Management and Rural Development*, 19-21 September 2012, Göttingen, Germany.
- Torun, B. 2009. Tarla koşullarında gytija uygulamasının tahılların dane verimine ve toprağın fiziksel ve kimyasal özelliklerine etkisi. *Harran Üniv. Z. F. Dergisi*, 13(3), 60-72.
- Torun, A.A., Yazıcı, A., Erdem, H. ve Çakmak, İ. 2006. Genotypic variation in tolerance to boron toxicity in 70 durum wheat genotypes. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 30, 49-58.
- Tursun, T., Akıncı, Ş. ve Bozkurt, E. 2019. Determination of the effect of humic acid on growth and development parameters of parsley (*Petroselinum sativum* Hoffm.) grown in boron soil. *Not. Bot. Horti. Agrobi.*, 47(1), 183-193.

- Tursun, T. 2014. Hümik asidin borlu topraklarda yetiştirilen maydanozlarda (*Petroselinum sativum* Hoffm.) büyüme ve gelişme parametreleri üzerindeki etkisinin incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Marmara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Fen Bilimleri Dalı, Biyoloji Programı, 68, İstanbul.
- Uyğan, S. 2014. Yabani buğdayda (*Triticum boeoticum* L.) farklı bor uygulamaları ile meydana gelen tepkilerin fizyolojik ve moleküler yöntemlerle araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Selçuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Tarla Bitkileri Anabilim Dalı, 50, Konya.
- Vanlı, Ö. 2007. Pb, Cd, B Elementlerinin topraklardan şellat destekli fitoremediasyon yöntemiyle giderilmesi. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, 88, İstanbul.
- Varshney, P., Fariduddin, Q. ve Yusuf, M. 2015. Boron induced modulation in growth, photosynthesis and antioxidant system in two varieties of *Brassica juncea*. International Journal of Advanced Research. 3(10), 819-832.
- Wang, Y., Yang, R., Zheng, J., Shen, S. ve Xu, X. 2019. Exogenous foliar application of fulvic acid alleviate cadmium toxicity in lettuce (*Lactuca sativa* L.). Exotoxicology and Environmental Safety, 167, 10-19.
- Wang, Q., Li, Z., Cheng, S. ve Wu, Z. 2010. The influence of humic acids on the accumulation of copper and cadmium in *Vallisneria spiralis* L. from sediment. Environmental Earth Sciences, 61, 1207-1213.
- Wang, W.S., Shan, X.Q., Wen, B. ve Zhang, S.Z. 2003. Relationship between the extractable metals from soils and metals taken up by maize roots and shoots. Chemosphere, 53(5), 523-530.
- Warrington, K. 1923. The effect of boric acid and borax on the broad bean and certain other plants. Annal. Bot., 37, 457-466.
- Watanabe, M.E. 1997. Phytoremediation on the brink of commercialization. Environmental Science and Technology, 31 (4), 182-186.
- Wu, S., Li, R., Peng, S., Liu, Q. ve Zhui, X. 2017. Effect of humic acid on transformation of soil heavy metals. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, 207(1), 1-7.
- Varshney, P., Fariduddin, Q. ve Yusuf, M. 2015. Boron induced modulation in growth, photosynthesis and antioxidant system in two varieties of *Brassica juncea*. International Journal of Advanced Research, 3(10), 819-832.
- Vasavi, A., Usha, R. ve Swamy, P.M. 2010. Phytoremediation- an overview review. Journal of Industrial Pollution Control, 26, 83-88.
- Yan, L., Riaz, M., Wu, X., Wang, Y., Du, C. ve Jiang, C. 2018. Interaction of boron and aluminium on the physiological characteristics of rape (*Brassica napus* L.) seedlings. Acta Physiologiae Plantarum, 40(2), 33, <https://doi.org/10.1007/s11738-018-2614-y>

- Yanmaz, R. ve Tuncer, B. 2008. Parklarımızın kış gülleri: Süs lahanaları. Hasad Dergisi, 24 (279), 90-93.
- Yau, S.K. ve Ryan, J. 2008. Boron toxicity tolerance in crops: A viable alternative to soil amelioration. Crop Sci., 48, 854-865.
- Yılmaz, A. 2002. Her derde deva hazinemiz Bor, TÜBİTAK-Bilim ve Teknik Dergisi, Mayıs 2002, 38-41.
- Yiğitbaşıoğlu, H. 2004. Türkiye için önemli bir maden: Bor. Ankara Üniversitesi Dergisi. Cilt: 2. Sayı:2.
- Zaimoglu, Z., Koksall, N., Basci, N., Kesici, M. Gulen, H. ve Budak, F. 2011. Antioxidative enzyme activities in *Brassica juncea* L. and *Brassica oleracea* L. plants under chromium stress. Journal of Food, Agriculture and Environment, 9(1), 676-679.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Şenel Birceyudum EMAN GÖKSEVEN

Doğum Yeri : İzmir

Doğum Tarihi : 28 Temmuz 1988

Yabancı Dili : İngilizce, İspanyolca, Rusça

Eğitim Durumu:

Lise	: Tarsus Cengiz Topel Yabancı Dil Ağırlıklı Lise	2006
Önlisans	: Anadolu Üniversitesi Açıköğretim Fakültesi Adalet	2018
Lisans	: Çukurova Üniversitesi Ziraat Fakültesi Bahçe Bitkileri Bölümü	2010
Lisans	: Çukurova Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Su Ürünleri Mühendisliği	2011
Lisans	: Anadolu Üniversitesi İktisat Fakültesi Kamu Yönetimi Bölümü	2012
Lisans	: Anadolu Üniversitesi İktisat Fakültesi Uluslararası İlişkiler Bölümü	2015
Yüksek Lisans:	Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Bahçe Bitkileri A.B.D.	2014
Yüksek Lisans:	Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Su Ürünleri A.B.D.	2017

Çalıştığı Kurum/Kurumlar ve Yıl:

Araştırma Görevlisi, Erciyes Üniversitesi, Seyrani Ziraat Fakültesi Bahçe Bitkileri Bölümü: 2011 – 2012

AB Uzman Yardımcısı, Gıda, Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı, AB ve Dış İlişkiler Genel Müdürlüğü: 2012 -2015

Balıkçılık Uzman Yardımcısı, Birleşmiş Milletler Gıda ve Tarım Örgütü, Orta Asya ve Kafkaslar Alt Bölge Ofisi: 2015 -2017

AB Uzmanı, Gıda, Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı, AB ve Dış İlişkiler Genel Müdürlüğü: 2017 -2018

AB Uzmanı, Gıda, Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı, Balıkçılık ve Su Ürünleri Genel Müdürlüğü: 2018 – Halen

Yayınları (SCI ve diğer):

- **Eman Gökseven, Ş. B.**, Meriç Turgut, İ. 2019. The Evaluation of Governmental Research Institutes of Turkey and Certain EU Member States Regarding to Marine Fisheries in Terms of Their Substructure and Researcher Characteristics. *International Journal of Scientific and Technological Research*, 5(2): 262-271 (Alan Endeksi-CiteSeerX)
- **Eman Gökseven, Ş. B.**, Meriç Turgut, İ., Ataseven, Y. 2018. Türkiye’de ve Avrupa Birliği Üyesi Bazı Ülkelerde Balıkçılık Sektörünün Değerlendirilmesi. *Ziraat, Orman ve Su Ürünleri Alanında Yenilikçi Yaklaşımlar*. Gece Kitaplığı, ISBN: 978-605-288-793-6, Bölüm 12, 137-151.
- **Eman Gökseven, Ş. B.**, Meriç Turgut, İ. 2018. Türkiye ve Avrupa Birliği Üyesi Bazı Ülkelerde Deniz Balıkçılığı Alanında Faaliyet Gösteren Kamu Araştırma Enstitülerinin Altyapı ve Araştırmacı Özellikleri Açısından Değerlendirilmesi. *International Eurasian Conference on Science, Engineering and Technology*, 22-23 November 2018, Ankara, Turkey. (Poster sunum)
- Gümüş, C., Ellialtıoğlu, Ş.Ş., **Eman, Ş.B.** 2017. Studies for Obtaining the Protocorms and Plantlets in *Orchis pinetorum*, *Anacamptis pyramidalis*, and *Dactylorhiza neschalkiorum* under *in vitro* Conditions. *International Journal of Forestry and Horticulture (IJFH)*, vol. 3, no. 3, p.28-36.
- Gümüş, C., **Eman, Ş. B.**, Ellialtıoğlu, Ş.Ş. 2017. Seed Germination and Development of *Dactylorhiza neschalkiorum*, *Orchis pinetorum* and *Anacamptis pyramidalis* in Tissue Culture. *International Conference Interactive Conservation Platform for Orchids, Native to Greece and Turkey (ICON) (Third Meeting of The Turkish Orchid Researchers)* 18-21 April 2017, Antalya/Turkey (poster presentation).

- Ellialtıoğlu, Ş.Ş., **Eman, Ş. B.**, Gümüş, C. 2017. *In vitro* studies on propagation of endangered salep orchids. International Conference Interactive Conservation Platform for Orchids, Native to Greece and Turkey (ICON) (Third Meeting of The Turkish Orchid Researchers) 18-21 April 2017, Antalya/Turkey (oral presentation).
- **Eman, Ş. B.**, 2013. Balıkçılık Bölgesel Danışma Konseyleri. Uzman Gözüyle.
- La Malfa S., Caruso, M., Gentile, A., **Eman, Ş. B.**, Aka-Kaçar, Y., Özgüven, A., 2012. Pomegranate Molecular Characterization through AFLP and Newly Identified SSR Markers, Acta Hort. 940, ISHS
- **Eman, Ş. B.**, Boncuk, M., Şimsek, Ö. ve Aka-Kaçar, Y., 2011. Hint inciri (*Opuntia ficus –indica*)’nın *in vitro* çoğaltımı ve rejenerasyonu, Türkiye VI. Ulusal Bahçe Bitkileri Kongresi, ŞANLIURFA, 04-08 Ekim 2011. Meyvecilik Cilt:1. Bahçe Bilimi Yayın No:2.
- **Eman, Ş. B.**, Boncuk, M., Aka-Kaçar, Y., 2011. Hint inciri (*Opuntia ficus – indica*)’nın *in vitro* çoğaltımı ve rejenerasyonu, Türkiye VI. Ulusal Bahçe Bitkileri Kongresi, ŞANLIURFA, 04-08 Ekim 2011, Poster.
- **Eman, Ş.B.**, Yetişir, H., Gülşen, O., 2011. Dış mekan süs bitkisi olarak patlangaçlar, Türkiye VI. Ulusal Bahçe Bitkileri Kongresi, Şanlıurfa, 04-08 Ekim 2011, Poster.
- Bott, S., Tesfamariam, T., Kania, A., **Eman, Ş. B.**, Aslan, N., Römheld, V., and Neumann, G., 2011. Phytotoxicity of glyphosate soil residues re-mobilised by phosphate fertilization. Plant and Soil, 342: 249-263. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0689-3>
- **Eman, Ş.B.**, Aka- Kaçar, Y., Yılmaz, M., Özgüven, A. I., La Malfa, S., 2010. Nar çeşitlerinin (*Punica granatum*) Amplified Fragment Length Polymorphism (AFLP) Tekniği ile Genetik İlişkilerin Belirlenmesi, Antalya, Poster.
- La Malfa, S., Caruso, M., **Eman, S. B.**, Aka- Kaçar, Y., Ozguven, A., Gentile, A., 2010. Pomegranate molecular characterization through AFLP and newly identified SSR markers, Portekiz, Poster.
- **Eman, Ş.B.**, 2017.Türkiye ve Avrupa Birliği Üyesi Bazı Ülkelerde Deniz Balıkçılığı Alanında Faaliyet Gösteren Kamusal Araştırma Enstitülerinin Araştırma Faaliyetleri ve Araştırmacı Özellikleri Açısından

Değerlendirilmesi. Ankara Üniversitesi. Fen Bilimleri Enstitüsü. Su Ürünleri Anabilim Dalı. Yüksek Lisans Tezi. 2017

- **Eman, Ş.B.**, 2015. Avrupa Birliği Ortak Balıkçılık Politikası ve Karar Alma Mekanizması. Gıda, Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı. AB Uzmanlık Tezi. Ankara.
- **Eman, Ş.B.**, 2014. Farklı ploidi düzeylerine sahip yerel Bermuda çimlerinin SSR markır profillerinin ve çim performanslarının karşılaştırılması. Erciyes Üniversitesi. Fen Bilimleri Enstitüsü. Bahçe Bitkileri Anabilimdalı. Yüksek Lisans Tezi. 2014.
- **Eman, Ş.B.**, 2014. Avrupa Birliği Ortak Balıkçılık Politikası Reform Süreci ve Bölgesel Danışma Konseyleri. Ankara Üniversitesi, ATAUM. ATAUM. Uzmanlık Eğitimi Tezi. Ankara
- **Eman, Ş.B.**, 2013. Avrupa Birliği Entegre Denizcilik Politikasının Ortak Balıkçılık Politikası Çerçevesinde Değerlendirilmesi. Ankara Üniversitesi. ATAUM. ATAUM Temel Eğitim Tezi: 2013
- Lisans Bitirme Projesi: *Opuntia ficus – indica*'nın *in vitro* mikroçoğaltımı, 2010
- Lisans Bitirme Tezi: Nar çeşitlerini (*Punica granatum*) Amplified Fragment Length Polymorphism (AFLP) Tekniği ile Genetik İlişkilerin Belirlenmesi, 2010