

**T.C.
NEVŞEHİR HACI BEKTAŞ VELİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**BAZI AĞIR METALLERİN (Pb, Cd, Ni) SUCUL BİTKİLER
(*Salvinia natans* (L.) All., *Lemna minor* L.) ÜZERİNDE
YAPTIĞI STRES VE BİYOLOJİK YANITLAR**

**Tezi Hazırlayan
Vesile YALÇIN**

**Tez Danışmanı
Doç. Dr. Zeliha LEBLEBİCİ**

**Biyoloji Anabilim Dalı
Yüksek Lisans Tezi**

**Temmuz 2014
NEVŞEHİR**

**T.C.
NEVŞEHİR HACI BEKTAŞ VELİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**BAZI AĞIR METALLERİN (Pb, Cd, Ni) SUCUL BİTKİLER
(*Salvinia natans*, *Lemna minor*) ÜZERİNDE YAPTIĞI STRES
VE BİYOLOJİK YANITLAR**

**Tezi Hazırlayan
Vesile YALÇIN**

**Tezi Danışmanı
Doç. Dr. Zeliha LEBLEBİCİ**

**Biyoloji Anabilim Dalı
Yüksek Lisans Tezi**

**Temmuz 2014
NEVŞEHİR**

ONAY

Doç. Dr. Zeliha LEBLEBİCİ danışmanlığında Vesile YALÇIN tarafından hazırlanan "Bazı Ağır Metallerin (Pb, Cd, Ni) Sucul Bitkiler (*Salvinia natans*, *Lemna minor*) Üzerinde Yaptığı Stres ve Biyolojik Yanıtlar" adlı bu çalışma, jürimiz tarafından Nevşehir Hacı Bektaş Veli Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalında **Yüksek Lisans Tezi** olarak kabul edilmiştir

09/07/2014

JÜRİ:

Başkan : Doç. Dr. Zeliha LEBLEBİCİ



Üye : Yrd. Doç. Dr. Ramazan MERT



Üye : Yrd. Doç. Dr. Gençay AKGÜL




ONAY:

Bu tezin kabulü Enstitü Yönetim Kurulunun 16.7.2014 tarih ve 26-03 sayılı kararı ile onaylanmıştır.



TEZ BİLDİRİM SAYFASI

Tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanan bu çalışmada yer alan bütün bilgilerin bilimsel ve akademik kurallar çerçevesinde elde edilerek sunulduğunu ve bana ait olmayan her türlü ifade ve bilginin kaynağına eksiksiz atıf yapıldığını bildiririm.


Vesile YALÇIN

TEŞEKKÜR

Daniőmanlıđımı yürüten, tez çalıőmasının seçiminde, yürütölmesinde, sonuçlandırılmasında ve sonuçlarının değerlendirilmesinde ihtiyaç duyduğum her an yardımlarını benden esirgemeyen değerli hocam Sayın Doç. Dr. Zeliha LEBLEBİCİ'ye teőekkürü bir borç bilirim.

Tez alıőması boyunca bana verdiği manevi destek, göstermiő olduğu sabır ve anlayıőtan dolayı değerli eőim Cihad Bilgehan YALÇIN'a ve her akőam afacanlıkları ve yaramazlıkları ile yüzümüzü güldüren, sıkıntımızı alan kızım Zeynep Asel YALÇIN'a en derin duygularla teşekkür ederim.

Analiz çalıőmalarında laboratuvarlarını kullandığım ve katkılarını gördüğüm, Erciyes Üniversitesi Fen-Edebiyat Faköltesi Biyoloji Bölümü elemanlarına teőekkürlerimi sunarım.

En özel teőekkürlerimi ise beni hayat yolculuğumun her safhasında olduğu gibi bu safhada da yalnız bırakmayan aileme sunarım. őefkatini, duasını benden esirgemeyen her türlü kahrıma katlanan yüreği tertemiz annem Emine ve en zor zamanlarımda yanımda olup beni yüreklendiren babam İbrahim ÖNEN'e, sıkıntılarıma katlanan öfkeme sabreden abim Kadir ÖNEN'e sonsuz teőekkürlerimi sunarım.

**BAZI AĞIR METALLERİN (PB, CD, NI) SUCUL BİTKİLER (*SALVINIA NATANS*,
LEMNA MINOR) ÜZERİNDE YAPTIĞI STRES VE BİYOLOJİK YANITLAR**
(Yüksek Lisans Tezi)

Vesile YALÇIN

NEVŞEHİR HACI BEKTAŞ VELİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

Temmuz 2014

ÖZET

Bu çalışmada kurşun (Pb), kadmiyum (Cd), nikel (Ni) ağır metallerinin 7 günlük süreçte *Salvinia natans* (L.) All. (Su eğreltisi) ve *Lemna minor* L. (Su mercimeği) su bitkileri üzerine etkileri araştırılmıştır.

Laboratuvar ortamında uygun şartlar altında, bitki örneklerine farklı konsantrasyonlarda ağır metal uygulaması yapılmıştır. Örnekler CEM-MARS 5 mikrodalga numune hazırlama cihazında çözülmüş, örneklerdeki element miktarları ICP-OES cihazında belirlenmiştir. Bitkilerin büyüme oranları (RGR), fotosentetik pigment miktarları (klorofil a, b ve karotenoid) ve lipid peroksidasyonu tayin edilmiştir.

Çalışmamızda, ağır metal konsantrasyonu arttıkça akümülyasyonun da arttığı gözlemlenmiştir. Pb konsantrasyonu 5 mg L⁻¹'den 50 mg L⁻¹'e doğru yükseldikçe akümülyasyon değerinde sırasıyla *Salvinia natans*'ta (2530,0-8570,2 mg g⁻¹), *L.minor*'de (657,9-9006,2 mg g⁻¹) düzeyinde belirgin bir artış gözlenmiştir. Ağır metallerin bitkilerin büyüme oranına etkisine bakıldığında ise Pb konsantrasyonu 5 mg L⁻¹'den 50 mg L⁻¹'e doğru yükseldikçe büyüme oranında sırasıyla *Salvinia natans*'ta (-0,0021)-(-0,0110), *L. minor*'de (-0,0092)-(-0,1047) düzeyinde belirgin bir düşüş olduğu belirlenmiştir. Pb konsantrasyonu arttıkça büyüme oranının azaldığı belirlenmiştir. Fotosentetik pigment miktarına etkisine bakıldığında ise Pb konsantrasyonu 5 mg L⁻¹'den 50 mg L⁻¹'e doğru yükseldikçe kl a miktarında sırasıyla *Salvinia natans*'ta (0,1940-0,1488 mg g⁻¹), *Lemna minor*'de (0,5084-0,3718 mg g⁻¹), kl b miktarında sırasıyla *Salvinia natans*'ta (0,1169-0,0875 mg g⁻¹), *Lemna minor*'de (0,2223-0,1543 mg g⁻¹), karotenoid miktarında sırasıyla *Salvinia natans*'ta (0,0365-0,0262 mg g⁻¹), *Lemna minor*'de (0,0248-0,0112 mg g⁻¹) miktarında bir düşüş gözlenmiştir. Lipid peroksidasyonuna olan etkisine

bakıldığında ise Pb konsantrasyonu 5 mg L⁻¹'den 50 mg L⁻¹'e doğru yükseldikçe sırasıyla *Salvinia natans*'ta (5,9677-7,1741 nmol/g), *Lemna minor*'de (5,3290-6,6967 nmol/g) olarak gözlemlenmiştir. Pb konsantrasyonu arttıkça lipid peroksidasyonu miktarı artmıştır.

Sonuç olarak, ağır metallerin yüksek konsantrasyonlarının bitkilerde strese neden olduğu saptanmıştır.

Anahtar kelimeler: Ağır metal, *Salvinia natans*, *Lemna minor*, stres.
Tez Danışmanı: Doç. Dr. Zeliha LEBLEBİCİ
Sayfa Adeti: 95

**BIOLOGICAL STRESS AND RESPONSES WHICH ARE DONE
ON SOME OF HEAVY METALS (PB, CD, NI) ON AQUATIC PLANTS
(SALVINIA NATANS, LEMNA MINOR)**

(M. Sc. Thesis)

Vesile YALÇIN

**NEVŞEHİR HACI BEKTAŞ VELİ UNIVERSITY
GRADUATE SCHOOL OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES**

July 2014

ABSTRACT

In this study, the effects of heavy metals Pb (Lead), Cd (Cadmium), Ni (Nickel) on the aquatic plants, *Salvinia natans* (L.) All. (water ferns) and *Lemna minor* L. (duckweed) were investigated during seven days.

In the laboratory, different concentrations of heavy metal were applied to the plants. Samples were dissolved at microwave CEM-MARS 5 and amounts of heavy metals were determined in the samples using by ICP-OES. The growth rates of plants (RGR), amounts of photosynthetic pigments (chlorophylls a, b and carotenoids) and lipid peroxidations were determined.

In our study, the accumulation of heavy metals had increased with the increasing of heavy metal concentrations. When Pb concentration changed from 5 mg L⁻¹ to 50 mg L⁻¹, higher accumulation have been determined in *Salvinia natans* (2530,0-8570,2 mg g⁻¹) and in *L. minor* at (657,9- 9006, 2 mg g⁻¹). Relative growth rate of the both plants, decreased with the increasing Pb concentration such as for *L. minor* (-0,0092)-(-0,1047) and for *Salvinia natans* (-0,0021)-(-0,0110). Photosynthetic pigments decreased with the increasing Pb concentration for *Lemna minor* kl a concentration (0,5084-0,3718 mg g⁻¹) kl b concentration (0,2223-0,1543 mg g⁻¹), carotenoid (0,0248-0,0112 mg g⁻¹) and for *Salvinia natans* kl a (0,1940-0,1488 mg g⁻¹), kl b (0,1169-0,0875 mg g⁻¹), carotenoid (0,0365-0,0262 mg g⁻¹) respectively. Lipid peroxidation concentrations increased with the increasing Pb concentration as (5,9677-7,1741 nmol/g) for (5,3290-6,6967 nmol/g) for *Lemna minor*.

As a result, high concentrations of heavy metals have been caused to stres in plants.

Keywords: Heavy metal, *Salvinia natans*, *Lemna minor*, stress.

Thesis Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Zeliha LEBLEBİCİ

Page Number: 95

İÇİNDEKİLER

KABÜL VE ONAY SAYFASI.....	i
TEZ BİLDİRİM SAYFASI	ii
TEŞEKKÜR	iii
ÖZET	iv
ABSTRACT	vi
İÇİNDEKİLER	viii
ŞEKİLLER LİSTESİ	xii
SİMGE ve KISALTMALAR LİSTESİ.....	xiv
1. BÖLÜM	
GİRİŞ	1
2. BÖLÜM	
AĞIR METALLER.....	4
2.1. Ağır Metaller Hakkında Genel Bilgi.....	4
2.1.1. Kurşun (Pb).....	5
2.1.2. Nikel (Ni).....	6
2.1.3. Kadmiyum (Cd)	6
2.1.4. Bakır (Cu)	7
2.1.5. Çinko (Zn).....	8
2.1.6. Krom (Cr)	8
2.1.7. Civa (Hg)	9
2.1.8. Demir (Fe).....	9
2.1.9. Mangan (Mn)	9
2.2. Bitkilerde Ağır Metal Stresi	10
2.2.1. Ağır metallerin bitkiler tarafından alınması.....	10
2.2.1.1. Pasif alım	10
2.2.1.2. Aktif alım.....	10
2.2.1.3. Kolaylaştırılmış alım.....	11
2.2.2. Bitkilerde ağır metal taşınımı.....	12
2.2.3. Bitkilerin ağır metallere karşı korunma mekanizmaları	13
2.2.3.1. Fitoremediasyon (<i>bitkisel arıtım</i>) ve yöntemleri.....	14
2.2.3.1.1. Fitoekstraksiyon (<i>bitkisel özümleme</i>).....	15
2.2.3.1.2. Fitostabilizasyon (<i>köklerle sabitleme</i>)	16

2.2.3.1.3. Fitovolatilizasyon (<i>bitkisel buharlaşma</i>).....	16
2.2.3.1.4. Rizodegradasyon (<i>köklerle bozunum</i>).....	17
2.2.3.1.5. Fitodegradasyon (<i>bitkisel bozunum</i>).....	17
2.2.3.1.6. Rizofiltrasyon (<i>köklerle süzme</i>).....	18
2.2.3.1.7. Hidrolik kontrol.....	19
2.2.3.1.8. Vejetatif örtü sistemleri.....	19
2.2.3.1.9. Kıyı tampon şeritleri.....	20
2.3. Tez Kapsamında Yapılan Diğer Çalışmalar.....	22
3. BÖLÜM	
MATERYAL ve YÖNTEMLER.....	25
3.1. Araştırma Materyalinin Temini.....	25
3.1.1. <i>Salvinia natans</i> 'ın sistematiği.....	25
3.1.2. <i>Salvinia natans</i> (su eğreltisi).....	25
3.1.3. <i>Lemna minor</i> 'ün sistematiği.....	26
3.1.4. <i>Lemna minor</i> (su mercimeği).....	26
3.2. Yöntem.....	27
3.2.1. Bitki yetiştirme ve ağır metal uygulaması.....	27
3.2.2. Klorofil ve karotenoid tayini.....	29
3.2.3. Lipid peroksidasyonu analizi.....	30
3.2.4. Bitkilerde ağır metal seviyesinin belirlenmesi.....	30
3.2.5. Varian ICP-OES spektrofotometresi.....	31
3.2.6. ICP-OES için genel kullanım alanları.....	32
3.2.7. Kalibrasyon.....	32
3.2.8. İstatiksel analizler.....	32
4. BÖLÜM	
BULGULAR.....	33
4.1. <i>Salvinia natans</i>	33
4.1.1. Pb akümülyasyonu.....	33
4.1.1.1. Pb uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki büyüme oranı.....	33
4.1.1.2. Pb uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki klorofil a miktarları.....	34
4.1.1.3. Pb uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki klorofil b miktarları.....	35
4.1.1.4. Pb uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki karotenoid miktarları.....	35
4.1.1.5. Pb uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarları.....	36

4.1.2.	Ni akümülayonu	37
4.1.2.1.	Ni uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki büyüme oranı.....	38
4.1.2.2.	Ni uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki klorofil a miktarları	38
4.1.2.3.	Ni uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki klorofil b miktarları	39
4.1.2.4.	Ni uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki karotenoid miktarları	40
4.1.2.5.	Ni uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarları.....	40
4.1.3.	Cd akümülayonu.....	41
4.1.3.1.	Cd uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki büyüme oranı	42
4.1.3.2.	Cd uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki klorofil a miktarları.....	42
4.1.3.3.	Cd uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki klorofil b miktarları	43
4.1.3.4.	Cd uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki karotenoid miktarları	44
4.1.3.5.	Cd uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki lipid peroksidasyonu Miktarları.....	45
4.2.	<i>Lemna minor</i>	45
4.2.1.	Pb akümülayonu	45
4.2.1.1.	Pb uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki büyüme oranı.....	46
4.2.1.2.	Pb uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki klorofil a miktarları	47
4.2.1.3.	Pb uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki klorofil b miktarları	47
4.2.1.4.	Pb uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki karotenoid miktarları	48
4.2.1.5.	Pb uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarları	49
4.2.2.	Ni akümülayonu	50
4.2.2.1.	Ni uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki büyüme oranı	51
4.2.2.2.	Ni uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki klorofil a miktarları.....	51
4.2.2.3.	Ni uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki klorofil b miktarları	52
4.2.2.4.	Ni uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki karotenoid miktarları	53
4.2.2.5.	Ni uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarları.....	53
4.2.3.	Cd akümülayonu.....	54
4.2.3.1.	Cd uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki büyüme oranı	55
4.2.3.2.	Cd uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki klorofil a miktarları	55
4.2.3.3.	Cd uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki klorofil b miktarları.....	56
4.2.3.4.	Cd uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki karotenoid miktarları.....	57
4.2.3.5.	Cd uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarları.....	58

5. BÖLÜM	
SONUÇLAR VE ÖNERİLER	59
KAYNAKLAR.....	69
ÖZGEÇMİŞ	78

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 3.1. <i>Salvinia natans</i> ' in fotoğrafı	26
Şekil 3.2. <i>Lemna minor</i> 'ün fotoğrafı.....	27
Şekil 3.3. <i>Salvinia natans</i> ' in düzenek oluşturmak için birbirinden ayrılması	28
Şekil 3.4. <i>Lemna minor</i> 'ün kültüre alındığı ortam	28
Şekil 3.5. Büyüme çemberindeki <i>Salvinia natans</i> örnekleri	29
Şekil 4.1. Yedi gün sonunda Pb (5-50 mg L ⁻¹) uygulamasının <i>Salvinia natans</i> ' in büyüme oranına etkisi ve standart hata değerleri	34
Şekil 4.2. Pb (5-50 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki klorofil a miktarı ve standart hata değerleri (mg g ⁻¹ yaş ağırlık, n=3).....	34
Şekil 4.3. Pb (5-50 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki klorofil b miktarı ve standart hata değerleri (mg g ⁻¹ yaş ağırlık, n=3).....	35
Şekil 4.4. Pb (5-50 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki karotenoid miktarı ve standart hata değerleri (mg g ⁻¹ yaş ağırlık, n=3).....	36
Şekil 4.5. Pb (5-50 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarı ve standart hata değerleri (nmol/g yaş ağırlık, n=3)	37
Şekil 4.6. Yedi gün sonunda Ni (1-20 mg L ⁻¹) uygulamasının <i>Salvinia natans</i> ' in büyüme oranına etkisi ve standart hata değerleri, (n=3)	38
Şekil 4.7. Ni (1-20 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki klorofil a miktarı ve standart hata değerleri (mg g ⁻¹ yaş ağırlık, n=3).....	39
Şekil 4.8. Ni (1-20 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki klorofil b miktarı ve standart hata değerleri (mg g ⁻¹ yaş ağırlık, n=3).....	39
Şekil 4.9. Ni (1-20 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki karotenoid miktarı ve standart hata değerleri (mg g ⁻¹ yaş ağırlık, n=3).....	40
Şekil 4.10. Ni (1-20 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki lipid ...peroksidasyonu ve standart hata değerleri (nmol/g yaş ağırlık, n=3).....	41
Şekil 4.11. Yedi gün sonunda Cd (1-8 mg L ⁻¹) uygulamasının <i>Salvinia natans</i> ' in büyüme oranına etkisi ve standart hata değerleri (n=3).....	42
Şekil 4.12. Cd (1-8 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki klorofil a miktarı ve standart hata değerleri (mg g ⁻¹ yaş ağırlık, n=3)	43
Şekil 4.13. Cd (1-8 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki klorofil b miktarı ve standart hata değerleri (mg g ⁻¹ yaş ağırlık, n=3)	44

Şekil 4.14. Cd (1-8 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki karotenoid miktarı ve standart hata değerleri (mg g ⁻¹ yaş ağırlık, n=3)	44
Şekil 4.15. Cd (1-8 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Salvinia natans</i> örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarı ve standart hata değerleri (nmol/g yaş ağırlık, n=3).....	45
Şekil 4.16. Yedi gün sonunda Pb (5-50 mg L ⁻¹) uygulamasının <i>Lemna minor</i> 'ün büyüme oranına etkisi ve standart hata değerleri (n=3).....	46
Şekil 4.17. Pb (5-50 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki klorofil a miktarı ve standart hata değerleri (mg g ⁻¹ yaş ağırlık, n=3)	47
Şekil 4.18. Pb (5-50 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki klorofil b miktarı ve standart hata değerleri (mg g ⁻¹ yaş ağırlık, n=3)	48
Şekil 4.19. Pb (5-50 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki karotenoid miktarı ve standart hata değerleri (mg g ⁻¹ yaş ağırlık, n=3)	49
Şekil 4.20. Pb (5-50 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarı ve standart hata değerleri (nmol/g yaş ağırlık, n=3).....	50
Şekil 4.21. Yedi gün sonunda Ni (1-20 mg L ⁻¹) uygulamasının <i>Lemna minor</i> 'ün büyüme oranına etkisi ve standart hata değerleri (n=3).....	51
Şekil 4.22. Ni (1-20 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki klorofil a miktarı ve standart hata değerleri (mg g ⁻¹ yaş ağırlık, n=3)	52
Şekil 4.23. Ni (1-20 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki klorofil b miktarı ve standart hata değerleri (mg g ⁻¹ yaş ağırlık, n=3)	52
Şekil 4.24. Ni (1-20 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki karotenoid miktarı ve standart hata değerleri (mg g ⁻¹ yaş ağırlık, n=3)	53
Şekil 4.25. Ni (1-20 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarı ve standart hata değerleri (nmol/g yaş ağırlık, n=3).....	54
Şekil 4.26. Yedi gün sonunda Cd (1-8 mg L ⁻¹) uygulamasının <i>Lemna minor</i> 'ün büyüme oranına etkisi ve standart hata değerleri (n=3).....	55
Şekil 4.27. Cd (1-8 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki klorofil a miktarı ve standart hata değerleri (mg g ⁻¹ yaş ağırlık, n=3)	56
Şekil 4.28. Cd (1-8 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki klorofil b miktarı ve standart hata değerleri (mg g ⁻¹ yaş ağırlık, n=3)	57
Şekil 4.29. Cd (1-8 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki karotenoid miktarı ve standart hata değerleri (mg g ⁻¹ yaş ağırlık, n=3)	57
Şekil 4.30. Cd (1-8 mg L ⁻¹) uygulanmış <i>Lemna minor</i> örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarı ve standart hata değerleri (nmol/g yaş ağırlık, n=3).....	58

SİMGE VE KISALTMALAR LİSTESİ

Pb	Kurşun
Cd	Kadmiyum
Ni	Nikel
%	Yüzde
°C	Santigrat Derece
o	Derece
m	Metre
g	Gram
kg	Kilogram
L	Litre
mg	Miligram
µg	Mikrogram
ANOVA	Tekrarlı ölçümlerde Varyans Analizi
HNO ₃	Nitrik Asit
RGR	Göreceli Büyüme Oranı
ICP-OES	Endüktif Eşleşmiş Plazma Optik Emisyon Spektroskopisi
CEM-MARS	Mikrodalga Numune Hazırlama Cihazı
MDA	Lipid Peroksidasyonu
Maks	Maksimum
Min	Minimum
Ort	Ortalama
Std hata	Standart hata
TCA	Triklor Asetik Asit
TBA	Tio Barbitürik Asit
POD	Peroksidaz
H ₂ O ₂	Hidrojen Peroksit
TNT	Trinitrotoluen
n	Tekrar sayısı

1. BÖLÜM

GİRİŞ

Son yıllarda dünyadaki nüfus artışına bağlı olarak endüstriyel faaliyetler yoğunlaşmış, bunun sonucunda da; su, hava ve toprak gibi doğal kaynaklar kirlenmiştir. Akabinde kirlilik tüm canlı yaşamını tehdit eder boyutlara ulaşmıştır. Ülkemiz de bu kirlilikten etkilenmiş olup, hızlı sanayileşme ve nüfus artışı ile birlikte bu sorunlar daha fazla gündeme gelmeye başlamıştır. Çoğunlukla endüstriyel faaliyetler sonucunda çevreye sızan ağır metaller canlı ekosistemlerde büyük zararlar meydana getirmiştir. Doğal ve yapay yollarla ortama katılan ağır metaller kolayca birikerek çevrede ve özellikle toprakta kompleks yapılar oluşturarak kirliliği yüksek miktarlara ulaştırmışlardır.

Çevrenin bütün canlı yaşamı açısından tehlikeli olacak şekilde kirlenmesine kirlilik denir. Kirlilik; kirleticiler çeşitlerine göre fiziksel, biyolojik ve kimyasal kirlilik olarak üç grupta incelenebilir. Doğaya bilerek ya da bilmeyerek atılan kimyasal maddelerle, endüstriyel atıkların karışımı sonucunda ortaya çıkan canlıların yaşamını ve faaliyetlerini olumsuz yönde etkileyen kirlilik kimyasal kirliliktir. Kimyasal kirliliğe giren ağır metaller çoğunlukla buldukları ortamda biyodegradasyona (biyolojik bozunum) uğramadıklarından kolaylıkla birikebilmekte ve kompleks yapılar oluşturarak zehirlilik etkilerini de artırabilmektedirler. Günümüzde endüstrileşmenin artması, petrol türevleri, yapay tarımsal gübreler, deterjanlar, pestisitler, inorganik tuzlar, atık su, radyoaktivite gibi kirleticiler unsurlar çevrede, suda ve toprakta ağır metal kirliliğini yüksek miktarlara ulaştırmıştır.

Ağır metal kirliliği içeren atık suların biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) değeri çok düşüktür. Bu da; suda yaşayan ve bu suyu kullanan canlılar için çok tehlikeli ve toksiktir. Bu tür atık sular, kendi kendine temizlenme veya arıtılmada etken mikroorganizmaları öldürücü nitelikte inorganik karakterli sulardır. Etkili bir arıtım yapılmaması durumunda bu tür atıkların göl, nehir, deniz, okyanus gibi alıcı ortamlara boşaltılması, suda yaşayan ve bu suyu kullanan canlı sistemleri ve çevresi için tehlike oluşturmaktadır. Ayrıca, arıtım sistemlerinde hiçbir zaman parçalanamayan bu tür rekalsitrant (biyolojik yıkıma dirençli) maddeler, biyolojik arıtım süreçlerinde önemli

rolü bulunan mikroorganizmalar (aktif çamur vb) için de çok küçük miktarlarında bile toksik etki yaptığı için, arıtımının gerçekleşmediği görülmektedir. Bu metaller içerisinde kurşun, çinko, bakır, kobalt, kadmiyum, krom, nikel, arsenik, civa ve gümüş gibi metal iyonları, kalıcı etkilerinden dolayı canlı sistemleri ve çevre sağlığı yönünden önem taşımakta olup belirli bir sınırı aşınca da son derece toksik etki göstermektedir [1-3].

Ağır metaller bitkiden insana kadar hemen her çeşit organizma için tehlike oluşturmakta ve besin zinciri yoluyla gittikçe artan miktarlarda ekosistemde yer almaktadır. Ağır metaller biyolojik döngü içinde en önemli zararlarını bitkilerde meydana getirmektedir. Ağır metaller bitki dokularında aşırı biriktiği zaman canlılıkla ilgili çeşitli büyüme süreçlerinin değişmesine sebep olur [4]. Bunlara örnek olarak mineral besin alımı, transpirasyon, fotosentez, enzim aktivitesi, nükleik asit yapısı, klorofil biyosentezi ve çimlenme gibi bitkinin canlılık olaylarının değişmesi örnek olarak verilebilir. Bunlara ek olarak hücresel zarlarda hasar, hormon dengesinin bozulması, su ilişkisinin değişmesi gibi fizyolojik olaylar da eklenebilir.

Bitkilerde büyüme ve gelişmeyi olumsuz etkileyen, üründe nitelik ve nicelik kaybına (ürün kalitesinin ve miktarının azalmasına) neden olan, bitkinin veya organlarının ölümüne yol açan önemli fizyolojik ve metabolik değişimlere “stres” denir. Ağır metallerin belirli bir konsantrasyondan sonra bitkilerdeki fizyolojik ve biyokimyasal olayları direkt veya dolaylı olarak etkilediği bilinmektedir. Olumsuz etki, metalden metale veya organizmadan organizmaya geçebilmektedir. Olumlu veya olumsuz toksik etkiler yalnızca metalin tipi ve konsantrasyonuna bağlı olmayıp değişik türlerin genetik esaslı fizyolojik davranışları ile de ilgilidir [5].

Bitkilerin çevresel stres faktörlerine karşı toleransları bitki türüne, stres faktörüne, strese maruz kalma süresine ve strese maruz kalan doku veya organının yapısına bağlı olarak değişmektedir [6]. Birçok canlıda stres yanıtları, stres etkenlerine karşı koymak ve onunla başa çıkmaya çalışmak amacıyla doku ve organ fonksiyonlarında değişimlerle başlar ve homeostasis sürecinden uzaklaşma ile sonlanır. Sözü edilen bu değişimler bireyler arasında farklılık gösteren ama benzer karakteristiğe sahip fizyolojik yanıtlardır [7-8].

Bu alışmada *Salvinia natans* (L.) All. ve *Lemna minor* L. bitkilerine farklı konsantrasyonlarda uygulanan Pb, Ni, Cd gibi ağır metallerin goreceli buyme oranı, klorofil miktarı ve lipid peroksidasyonuna etkisi araştırılmış ve iki bitki türü arasındaki farklılıklar tartışılmıştır. Ayrıca *Salvinia natans* (L.) All. ve *Lemna minor* L. bitkileri ağır metal akümülasyon yeteneğine sahip oldukları için, bu bitkilerden bitkisel arıtım (fitoremediasyon) amaçlı daha iyi bir şekilde yararlanılması amaçlanmıştır.

2. BÖLÜM

AĞIR METALLER

2.1. Ağır Metaller Hakkında Genel Bilgi

Bitkilerin yaşamaları için gerekli olan elementlere, “Bitki Besin Elementleri” denilmektedir. Bitki dokularının analizine bakıldığında doğada bulunan elementlerin çoğunu bulmak mümkündür. Bitkileri yetiştirme ortamında yaygın formda bulunan besin elementleri oranı arttıkça, bitki bünyesine pasif yollarla geçebilen bazı ağır metaller, bitkilerce alınarak besin zincirine dâhil olmaktadır. Bitki için gerekli olsun veya olmasın az da olsa bünyelerine aldıkları ağır metaller belirli konsantrasyonu aşınca toksik etki yaparlar.

Büyük bir kısmına bitkilerin beslenmesi için gerekli olan, fakat belirli konsantrasyonu aşınca toksik etki gösteren, fiziksel özellik açısından yoğunluğu 5 g/cm^3 'ten daha yüksek olan metallere “ağır metaller” denir. Ağır metallere bir kısmı iz elementler veya eser elementler olarak da adlandırılabilirler. Ağır metallere bulunduğu grubun içine kurşun, kadmiyum, krom, demir, kobalt, bakır, nikel, civa, çinko vs. gibi metaller girmektedir. Bu elementler doğaları gereği yer kürede genellikle karbonat, silikat ve sülfür halinde stabil bileşik olarak veya silikatlar içinde bağlı olarak bulunurlar [9].

Doğada bulunan bu elementler belli bir doza kadar canlı yaşamı için gereklidir. Bu elementlerin deniz suyundaki konsantrasyonları 1 ppm'den düşüktür. Ancak doğal kaynaklardan; volkanik ve jeolojik faaliyetler, erozyon, yangınlar veya insan faaliyetleri sonucunda; maden arama, işleme, evsel atıklar, tarımsal faaliyetler, endüstriyel atıklar ile derişimleri artar [10]. Her bakımdan zehirleyici özelliğe sahip olan ağır metaller çeşitli kaynaklardan çevreye yayılmakta ve günümüzde çevre kirliliğinin önemli nedenlerinden birini oluşturmaktadır [11]. Toksik madde içeren ağır metaller, özellikle bakır (Cu), çinko (Zn), nikel (Ni) ve kurşun (Pb) toprak yüzeyine yüksek konsantrasyonlarda lağım suyu içeren sulu çamur bırakırlar [12], bunlar gıda zinciri içerisine taşınabilir, yüksek toksik madde içermelerinden dolayı, insan ve hayvan sağlığı ve ürün üretimi üzerinde bir tehdit unsuru olabilirler [13].

2.1.1. Kurşun (Pb)

Kurşun insan faaliyetleri ile ekolojik sisteme en önemli zararı veren, ayrıca atmosfere metal veya bileşik olarak yayıldığı için her durumda toksik özellik taşıdığından çevresel kirliliğe neden olan en önemli ağır metaldir. Dünya Sağlık Örgütü sınıflandırmasına göre kurşun 2. sınıf kanserojen gruptadır [14].

Kurşunun kullanımı M.Ö. 3000 yılında Sümerler'in ilk kurşun heykeli yapmalarına kadar eski tarihlere uzanır. Romalılar ise; kurşunu su dağıtım borularında kullanmışlar; aynı zamanda, lezzetlenmesi için şarapları kurşun kaplarda bekletmişlerdir ve bunun sonucunda kronik kurşun zehirlenmeleri yaşamışlardır [15]. Su borularında kullanılan kurşun kaynaklar ise, kurşunun suya karışarak tüm canlı yaşamı için pek çok sağlık probleminin ortaya çıkmasına neden olmuştur.

Günümüzde insan faaliyetleri sonucunda çevreye önemli oranlarda yayılan kurşun (Pb), ekolojik sisteme ciddi zararlar vermektedir. Kurşunun toprağa ve atmosfere geçişi çeşitli yollarla olmaktadır. Bu yollar arasında, endüstri kuruluşlarının bacalarından ve taşıtların egzozlarından çıkan dumanlar, lehim, akü, boya, elektrik ve petrol sanayine ait atıklar ile pestisitler sayılabilir [16-19]. Yapılan çalışmalarda çevre kirliliğine sebep olan kurşunun % 98'inin egzoz gazlarından kaynaklandığı tespit edilmiştir [20-21]. Kirlilik sonucunda oluşan Pb, Cu, Zn gibi ağır metaller toprağa ve atmosfere geçerek canlı yaşamını tehdit eder boyutlara ulaşmıştır.

Kurşunun bitkiler üzerindeki etkisinden bahsetmek gerekirse, bitkiler için mutlak gerekli olmayıp, toprakta 15-40 ppm dozunda bulunur, topraktaki kurşun konsantrasyonu 150 ppm'i aşmadığı sürece insan ve bitki sağlığı açısından tehlike oluşturmaz. Ancak 300 ppm'i aştığında potansiyel olarak insan sağlığı açısından tehlikelidir [22]. Kurşun elementi hücre turgoru ve hücre duvarı stabilitesini olumsuz etkilemesi, stoma hareketlerini ve yaprak alanını azaltması nedeniyle bitki su rejimini etkilemektedir. Aynı zamanda kökler tarafından tutulması ve kök gelişimini azaltması nedeniyle bitkilerin katyon ve anyon alımını azaltmakta dolayısıyla besin alımını etkilemektedir [23].

2.1.2. Nikel (Ni)

Günümüzde mutlak gerekli elementlerden biri olarak kabul edilir. Ancak, tarım topraklarındaki konsantrasyonu genellikle çok azdır. Fakat, serpantin gibi ultra bazik püskürük kayalardan oluşan toprakların nikel içeriği 100-5000 mg Ni/kg arasında değişmektedir [24]. Nikel; kömür, petrol, çelik, alaşım üretimi, galvaniz ve elektronik endüstrisinde, uçak ve gemi endüstrisinde, motorlu araçlar ve parçalarında kullanılmaktadır. Kritik toksik düzey toprakta 100 mg/kg, duyarlı bitkilerde $> 10 \mu\text{g/g}$ kuru madde ve orta düzeyde duyarlı bitkilerde ise $> 50 \mu\text{g/g}$ kuru maddedir [25].

Bitkiler için çok düşük miktarlarda yararlı etkileri olduğu bildirilen nikelin [26] aşırı konsantrasyonlarının bitkilerde olumsuz etkilerinin olduğu bilinmektedir. Nikel bitki kökleri tarafından kolayca absorbe edilebilir ve belirli bir dozdan sonra büyümede zarara yol açar. Nikelin aşırı konsantrasyonları, bitkilerde çimlenme aşamasından başlayarak bitkinin büyüme ve gelişmesinde toksik etki yapar [27].

Nikelin kilyet bileşiklerini kolaylıkla oluşturuyor olması, bitkilerdeki enzimlerde ve fizyolojik aktif merkezlerde bulunan ağır metallere yer değiştirmesini sağlar. Nikel üreaz ve birçok hidrogenaz enzimlerinin temel yapı maddesidir. Bu nedenle nikel içerikleri az olan bitkiler üre şeklinde uygulanan azotlu gübreden yararlanamadıkları gibi üre bu bitkilere toksik etki yapmaktadır [24].

Durumu bir araştırmayla özetlemek gerekirse, Ni içermeyen besin çözeltilerinde yetiştirilen soya fasulyesi bitkisine artan miktarlarda ürenin püskürtülerek uygulanması durumunda bitkinin üre içeriği aşırı düzeyde artarken, üreaz aktivitesi çok düşük olmuş ve yaprak uçlarında şiddetli nekrozlar oluşmuştur. Buna karşın besin çözeltilerine nikel uygulaması ile bitkide üre birikimi normal düzeyine inerken, üreaz aktivitesi ortalama 4,5 kat artmış ve yaprak uçlarındaki nekroz oluşumu en az düzeye inmiştir [28].

2.1.3. Kadmiyum (Cd)

Kadmiyum elementi ekosistemde en tehlikeli ağır metallere biridir ve canlı organizmalar için toksiktir. Kadmiyumun toprak-bitki sisteminde yüksek hareket

edebilme yetisine sahip olması kolaylıkla besin zincirine dâhil olabilmelerini sağlar bu da bitki, hayvan ve insan sağlığı açısından tehlike oluşturur.

Kadmiyumun tarım topraklarına girişi ve yayılması endüstriyel faaliyetler, fosforlu gübreler, lağım atıkları ve atmosferik depositler yoluyla olmaktadır [29]. Toprakta 3 mg/kg, bitki kuru maddesinde ise 1 mg/kg den fazla kadmiyum toksik etkilidir [25]. Bitki ve topraklara ulaşan kadmiyumun büyük kısmı kadmiyum içeren toz zerreciklerinin havadan çökmesi yolu ile olmaktadır. Trafığın yoğun olduğu alanlardaki yol kenarlarındaki topraklarda toz çökmesi ile yılda m²'ye 0.2 – 1.0 mg kadmiyum ilavesinin olduğu ölçülmüştür [29].

Kadmiyum stresi koşullarında azot metabolizmasının enzimleri olan nitrat redüktaz ve nitrit redüktazın aktiviteleri azalmaktadır. Bu durum bitkilerin nitrat asimilasyonunu azaltmaktadır [30].

Kadmiyum stresi altında bitkilerin su ve iyon alımının azalmasının en önemli nedeni kök büyüme ve gelişmesini engellemesidir. Ayrıca kadmiyum stresi altındaki bitkilerde stomaların kapanması nedeniyle transpirasyonla su kaybı azalmakta ve kadmiyum taşınması engellenmektedir [31].

2.1.4. Bakır (Cu)

Temel bir element olup, doğada 200'den fazla bakır minerali bulunmaktadır, ancak bunlardan sadece 20 tanesi bakır cevheri olarak endüstriyel öneme sahiptir. Ev aletleri yapım sanayi, ağaç ve metal işletmeciliği, elektrik ve elektronik sanayi, boya sanayi gibi alanlarda kullanılır.

Bakırın bitki fizyolojisindeki etkileri üzerine oldukça fazla araştırma yapılmıştır. DNA'nın hasar görmesi sonucu fotosentez işleminde bozulma, bitki renginde koyulaşma, doku hasarı, köklerde bozulma bunlardan birkaçıdır.

Yapılan bir araştırmaya göre hıyar bitkisinde bakır toksisitesinin fotosentez oranı üzerine etkisine bakılmıştır. Bitkiye 0 ve 10 µg/g Cu uygulanmıştır. Fotosentezin olgun

yapraklarda kontrole göre % 52, genç yapraklarda ise % 27 oranında azaldığı belirlenmiş olup, fotosentez oranının olgun yapraklarda daha fazla azalmasının nedeni olarak; olgun yapraklardaki stomal hareket ve dolayısıyla CO₂ asimilasyonunun daha fazla azalması gösterilmiştir [32].

2.1.5. Çinko (Zn)

Çinko yer kabuğunda bulunan elementler arasında 23. sıradadır. Endüstride, ilaç sanayinde, diş tedavisinde dolgu maddesi olarak, kâğıt ve boya sanayinde kullanılır. Diğer ağır metaller kadar zehirli değildir.

Bitki metabolizması için gerekli olup, suda çözünen formları bitkiler için uygundur. Karbonhidrat, protein, fosfat, RNA oluşumu, membran geçirimsizliğinde rol oynar. Bunun yanı sıra bakteri ve mantarların yol açtıkları hastalıklara karşı da koruyucu etkisi vardır.

Çinko toksisitesi bitkilerde hücre bölünmesine zarar vererek meristematik kök hücrelerinin çekirdeğinin hasarlı olmasına neden olur [33]. Çinko'nun yüksek konsantrasyonu kök uzunluğunun ve klorofil miktarının azalmasına neden olur [34]. Çinkonun yüksek konsantrasyonu bitki görünüşünü küçültür, tohum sayısını, tohum ağırlığını ve ayçiçeğinde çözülebilir proteinleri azaltır [35].

2.1.6. Krom (Cr)

Dünya da en fazla bulunan yedinci elementtir. Paslanmaz çelik üretiminde, metalurji endüstrisinde, boya, cam ve seramik malzemelerinde, deri işlemlerinde kullanılmaktadır. Dünya Sağlık Örgütü ve EPA kromun kanserojen olduğunu saptamışlardır.

Oldukça toksik olan Cr membran zarlarına, organellerde yapısal değişimlere, metabolik aktivitede bozulmalara ve büyümede inhibisyona neden olmaktadır [36]. Yapılan bir çalışmada toprakta 500 ppm Cr⁺⁶ bulunmasının, fasulye tohumlarının çimlenmesini %

48, 20 ve 80 ppm Cr⁺⁶ bulunması ise şeker kamışı bitkisinde tomurcuk çimlenmesini % 32-57 oranında azalttığı belirlenmiştir [37].

3.1.7. Civa (Hg)

Doğada yaygın olarak bulunur. Düşük konsantrasyonları dahi bitkilerde zehir etkisi yapar. Kök, gövde ve fide büyümesi, fotosentez, protein sentezi üzerine olumsuz etkisi vardır. Piller, deterjanlar ve temizleyiciler, lambalar, tıbbi ürünler, termometrelerde kullanılır.

3.1.8. Demir (Fe)

Demir yer kabuğunda en çok bulunan metallere biridir. Çelik ve boya sanayinde, inşaat sektöründe, karbon ve diğer metallere alaşım halinde kullanılır. Ayrıca canlı yaşamı için son derece önemli olan hemoglobinin yapısında oksijen taşıyıcı olarak görev yapar.

Demir eksikliğinde genç yapraklarda damarlar arası sararmalar ve bitkinin gelişiminde gerilemeler görülür. Fazlalığında ise, çiçek oluşumunun azalması, yaprak uçlarının ölmesi gibi bitki gelişiminin olumsuz yönde etkileyen fizyolojik olaylar görülür.

3.1.9. Manganez (Mn)

Manganez fotosentez için enzim aktivitesi, meristem gelişimi, solunum ve azot metabolizması için önemlidir. Toprak pH'ı ile manganez elverişliliği arasında ters orantı vardır. Yüksek pH'lı topraklarda manganez elverişliliği düşüktür.

Manganez eksikliğinde yapraklarda damarlar arası sararma görülür. Ayrıca yapraklarda sarı noktalar halinde lekeler oluşur. Asma bitkisinde yaprak yüzeyinde üniform bir sararma olur. Yapraklar normalden küçük ve açık yeşil renklidir, zamanla çok sayıda küçük nekrotik lekeler ortaya çıkar ve sarı bölgelerin kahverengiye dönmesi sonucu yaprak ölür.

2.2. Bitkilerde Ağır Metal Stresi

Bitkide metabolizmayı, büyüme ve gelişmeyi etkileyen veya engelleyen, uygun olmayan herhangi bir durum ya da madde stres olarak kabul edilir [38-40]. Tüm canlılar yaşamlarının belirli dönemlerinde çeşitli stres faktörlerine maruz kalırlar. Hatta stres faktörleri tek başlarına değil genellikle eş zamanlı olarak etkilerini göstermektedirler. Bitkiler de kökleri aracılığıyla toprak çözeltisinden iyonları alarak stres faktörlerinden ilk etkilenen canlılardır.

2.2.1. Ağır metallerin bitkiler tarafından alınması

Yapılan araştırmalarda bitkilerin, az miktarda da olsa atmosferde bulunan ağır metalleri yaprakları aracılığı ile alabildikleri gösterilmesine rağmen [27, 41-43] ağır metal alınımı büyük oranda kökler aracılığı ile olmaktadır. Ağır metallerin bitkiler tarafından alınımı pasif alım, aktif alım ve kolaylaştırılmış alım olmak üzere üç şekildedir.

2.2.1.1. Pasif alım

Konsantrasyon farklılıklarına ve basit difüzyon kurallarına göre spesifik taşıyıcılar kullanmadan gerçekleşmektedir. Difüzyondan önce iyon, kökler veya yapraklar tarafından alınmakta, iyon geçişi ise küme halinde membran yüzeyinden sitoplâzmaya doğru olmaktadır. Kök ve yaprak sınırlarında eğer membranlar iyonlara geçirgen ise hücreden komşu hücrelere doğru pasif alım öylece devam etmektedir. Pasif alımın en uygun yanı ise metabolik engelleyicilerden ve sıcaklık değişimlerinden etkilenmemesidir.

2.2.1.2. Aktif alım

Enerjiye ihtiyaç duyulmakta ve çoğu zaman taşıyıcı moleküller kullanılmaktadır. Metabolik aktivite ve sıcaklık değişimlerinden etkilenmektedir. Taşıyıcı moleküllerin en önemli özelliği spesifik olmalarıdır.

2.2.1.3. Kolaylaştırılmış alını

Metabolik aktiviteye ihtiyaç göstermekte fakat direkt olarak özel enerji yöntemlerine bağlanmamaktadır. Kolay alınımda H^+ veya metal bağlayan ajanların her biri belirgin biçimde hücreden salgılanmaktadır. Taşıyıcı ajanlar ile iyonlar yer değiştirme hareketi ile bitkiye alınırlar. Kolay alınımda iz elementlerin kimyasal doğallığı kolayca karmaşılaşabilmektedir. Kolay alını

Kurşunun bitkilerce alını; bitkilerdeki kurşunun kaynağı toprak ve havadır. Çevresel faktörler ise kurşunun bitkiler tarafından aktif alını

Kadmiyumun bitkilerce alını; bitkilerdeki kadmiyum alını

Topraktaki kadmiyum alını

Bitki türleri de Cd alımında etkilidir. Yapılan çalışmalara göre kalkerli topraklara 0,1-10 µg/g Cd eklendiğinde bitkilerdeki Cd miktarı çok çeşitlilik göstermektedir.

Nikelin bitkilerce alınımı; nikel nitrojen mekanizması için gerek duyulan bir elementtir. Nikelin bitkiler tarafından alınımının ve taşınımının aktif olarak gerçekleştiğine inanılmaktadır. Bitkilerde Ni iyonunun hareketliliği yüksek olduğu gibi kilyet bileşiklerini kolay oluşturan Ni bitki enzimlerinde bulunan ve fizyolojik aktif merkezlerde yer alan ağır metallere yer değiştirir [45].

Nikel, topraktan ve besin solüsyonundan bitkiler tarafından kolayca absorbe edilebilir. Yüksek konsantrasyonlarda ise; büyümede zararlı etkisi görülür. Örneğin nikelin aşırı konsantrasyonları, bitkilerde çimlenme aşamasından başlayarak bitkinin büyüme ile gelişmesinde toksik etki yapar [27]. Ayrıca yüksek konsantrasyon kök büyümesini ve sürgün gelişimini sınırlamaktadır.

2.2.2. Bitkilerde ağır metal taşınımı

Hareketsiz organizmalar olan bitkiler toprak solüsyonundan iz element besinlerini alabilmek için çeşitli stratejiler geliştirmektedirler [27]. Bitki kökleri besinleri difüzyon, osmoz, kontak değişim gibi bazı fiziksel ve kimyasal olaylar sonucu almaktadır.

Metal iyonları kökler tarafından simplast (hücreden hücreye geçerek taşınma) ya da apoplast (hücre arası boşluklardan geçerek taşınma) yolla ksileme ulaşmaktadır. Endodermal hücre tabakası, ksileme apoplastik yoldan ağır metal ulaşımını engelleyen bir bariyer görevi yapmaktadır [46-47]. Bu nedenle genellikle ağır metaller simplastik yoldan bu tabakayı aşip ksileme ulaşmak zorundadırlar [47].

Protein sınıflarının bazıları da ağır metallere taşınımında görev almaktadır. Bitkilerde ağır metal toleransı ile ilişkili olarak metal iyonu homeostazisi ve toleransında fonksiyon gören ağır metal (veya CPx-tip) ATPaz'ları [48], doğal dirençle ilişkili makrofaj protein (Nramp) ailesi, katyon-difüzyon hızlandırıcı (CDF) protein ailesi ve çinko-demir permeaz (ZIP) ailesi [49] gibi metal taşıyıcıların birkaç sınıfı belirlenmiştir. CPx-tip ağır metal ATPaz'ların Cu, Zn, Cd ve Pb gibi toksik metallere hücre

membranlarından geçişinde rol aldığı bildirilmiştir [48]. Bunun yanı sıra organik asitlerin de taşınmada rol oynadığı bildirilmiştir [50].

2.2.3. Bitkilerin ağır metallere karşı korunma mekanizmaları

Bitkilerin metallere karşı toleransı (dayanıklılık) iki stratejinin sonucudur. Bunlar, “metal dışlama” ve “metal akümüle” etmedir. Metal dışlama, genellikle Pseudometallofitlerde görülen metal alınımından kaçma ve gövdeye metal taşınımı engellemedir. Metal akümüle etme ise, bulunduğu substrattan daha yüksek konsantrasyonda element içeren bitkiler için kullanılır. Bunların dışında bitkilerin ağır metal toleransına katkısı olan “savunma” mekanizmaları vardır. Birkaç örnek verecek olursak; organik asitler ve karbonhidratların rizosfere salınıp ağır metal alınımının azaltılması, alınan ağır metallerin aminoasit, ferritin, ağır metalotiyanin ve fitokelatin gibi moleküllerle kompleks yaparak hücre duvarları ve vakuol gibi metabolik yollardan uzak bölgelerde biriktirilmesi, antioksidan enzim aktivitelerinin ve antioksidan moleküllerinin miktarlarının artırılması, hücre membranlarının onarılması gibi savunma mekanizmalarına sahiptirler [51-59].

Metallerin bitkilerden uzaklaştırılmasının ve etkilerinin azaltılmasının birkaç yolu bulunmaktadır. Bunlar:

- Yaprak dökümü ve ağaçlarda kabuk atımı şeklinde ağır metallerin bir kısmının uzaklaştırılması,
- Bitkinin kutikula tabakasında biriktirilmesi,
- Bazı metal ve metalloidlerin yapısının bitki tarafından değiştirilmesi (Örneğin, selenyum bazı bitkiler tarafından dimetilselenit $(CH_3)_2Se_2$ 'e çevrilir ve oluşan metil selenit havaya verilebilir),
- Bazı metallerin konifer ağaçları tarafından sıvı atık şeklinde atılması. Örneğin, berilyum.
- Metal stresine karşı bitkilerdeki yaygın bir reaksiyon da POD (peroksidaz) meydana getirmektir. Metal stresi durumunda derhal H_2O_2 , hidroksil ve süperoksit radikalleri oluşturulur [60].

Bunların dışında bitkiler, ağır metalleri zararsız hale getirmek için şelatlaştırıcılar kullanılır. Şelatlar fitoremediasyon amaçlı kullanılır.

2.2.3.1. Fitoremediasyon (bitkisel arıtım) ve yöntemleri

Fitoremediasyon bitki anlamındaki “*phyto*” ile ıslah anlamındaki “*remediation*” kelimelerinden türetilen, 1991’de terminolojiye giren çevreyi ıslah etme teknolojisidir. “*Phytoremediation*”, “*bioremediation*”, “*botanical remediation*” ve “*green remediation*” gibi farklı adlandırılmaları da vardır. Türkçe anlamı ise “Bitkisel Arıtım” tır. Bu yöntemle organik ve inorganik maddeler bitki kullanılarak kirlilik olan alan bertaraf edilmektedir.

Fitoremediasyon araştırmalarında kullanılan bitkilerdeki özellik, kirli alandaki kirleticilerden zarar görmeden, kök ve yeşil kısımlarını oluşturabilmesidir. Bu yöntem, yeni ortaya konmuş olması, ekonomik ve ekolojik olması ve uygulanan bölgenin yeniden kullanılabilmesine imkan vermesi nedeniyle günümüzde tercih edilen avantajlı bir yöntemdir. Ancak, ciddi miktarda kirlenmiş alanlarda bitkilerin kısa sürede kendini gösterememesi ise bu yöntemin dezavantajıdır.

Bu yöntemlerin seçiminde kirleticilerin bitkiler tarafından alım ve giderim mekanizmaları, kirletici ortamının fiziksel ve kimyasal özellikleri, uygulanacak yöntemin kirleticiye uygunluğu, kirlilik konsantrasyonu, kirleticinin toprak içindeki derinliği ile iklim şartları gibi faktörlere dikkat edilmesi gerekmektedir [61].

Fitoremediasyon Yöntemleri

- Fitoekstraksiyon
- Fitostabilizasyon
- Fitovolatilizasyon
- Rizodegradasyon
- Fitodegradasyon
- Rizofiltrasyon
- Hidrolik Kontrol
- Vejetatif Örtü Sistemleri
- Kıyı Tampon Şeritleri

2.2.3.1.1. Fitoekstraksiyon (*bitkisel özümlenme*)

Fitoekstraksiyon, metal biriktirebilen bitkiler kullanılarak topraktaki ağır metallerin bitki kökleri tarafından alınması ve bir kısmının toprak üstü yeşil aksamına taşınarak biriktirilmesi durumudur.

Bu yöntem için kullanılan bitkiler;

- Kirleticilere karşı yüksek toleransa sahip olmalı,
- Hızlı büyüebilme yeteneğine sahip olmalı,
- Kirleticileri hasat edilebilecek dokularında biriktirebiliyor olmalı,
- Bol miktarda kök ve yeşil aksamına sahip olmaları gerekmektedir.

Bu yöntemle bitki bünyesine alınan kirleticiler, bitki hasadı ya da budama yöntemiyle bitkiden uzaklaştırılabilmektedir. Hasat edilen kısım gübre olarak kullanılabilir veya içindeki ağır metaller tekrar elde edilebilir. Bu yöntemle, işlenerek çıkarılması ekonomik olmayan maden cevherlerinin elde edilebilmesi yolu açılmıştır. ABD’de bu yöntemle altın, nikel gibi elementler geri kazanılmaktadır. Bu teknoloji daha çok, ağır metallerle kirlenmiş topraklarda uygulanmaktadır [61]. Bu yöntem için uygun ve çoğu Brassicacea, Euphorbiacea, Asteraceae, Lamiaceae ve Scrophulariaceae familyalarından olmak üzere bünyesinde ağır metal biriktirebilen 400 kadar tür saptanmıştır [61, 62-65].

Fitoekstraksiyonun, metalleri ve radyonükleitleri taşınabilir kimyasal formlara dönüştürerek tutulmasını sağlaması, bu formların insan ve hayvan sağlığı açısından kirleticinin en tehlikesiz halidir.

Diğer fitoremediasyon yöntemleriyle karşılaştırıldığında maliyeti oldukça düşüktür. Genellikle bu işlemden sonra yetişecek bitki türleri içinde verimli bir ortam hazırlanmış olur [61].

2.2.3.1.2. Fitostabilizasyon (*köklerle sabitleme*)

Fitostabilizasyon, topraktaki kirleticilerin kökler tarafından alımlarının ve hareketlerinin bitki tarafından sınırlandırılması yöntemidir.

Bu yöntem için kullanılacak bitkiler,

- Yüksek konsantrasyonlardaki kirleticilere karşı toleranslı olmalı,
- Redüksiyon ve çökeltme yoluyla kirleticileri hareketsizleştirme özelliğine sahip olmalı,
- Kök aksamı yoğun olmalı,
- Kirleticileri rizosferde tutarak yeşil aksama taşınmasını önleme gibi yeteneklere sahip olmaları gerekmektedir.

Bu yöntem için kullanılacak olan bitkilerin geniş bir kök sistemine sahip olmaları gerekmektedir. Örneğin kavak kökleri 150-300 cm derinlikler için düşünülebilir. Hibrit bir kavak Güney Dakota (ABD)'daki bir çalışmada ilk yıl 12 m büyüme kaydederek bünyesinde tahmin edilenden çok daha yüksek miktarlarda As ve Cd biriktirmiştir [65]. Topraktaki yüksek konsantrasyondaki metallerin varlığında yüksek oranda biyokütle üretebilmeli ve metalleri gövdeye düşük seviyede transloke edebilme özelliğine sahip olmaları gerekmektedir. Ayrıca, bu tekniğin toprak taşınımını gerektirmemesi önemli bir avantajken, kirlilik etmenlerinin alanda kalarak uzun zaman içinde değişikliklerle taşınabilmesi dezavantajdır.

Fitostabilizasyon yöntemi toprak, sediment ve çamurların arıtılmasında kullanılır. As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn gibi elementlerle kirlenmiş toprakların fitostabilizasyon ile iyileştirilmesi için hindistan hardalı ve çimler başarılı bir şekilde kullanılmaktadır [61].

2.2.3.1.3. Fitovolatilizasyon (*bitkisel buharlaşma*)

Fitovolatilizasyon, topraktaki kirleticilerin bitki bünyesinde yapısının değiştirilerek atmosfere verilmesi yöntemidir.

Bu yöntemle çok zehirli bileşiklerin daha az zehirli formlara dönüştürülmesi avantaj sağlarken, çok zararlı bileşiklerin atmosfere bırakılması ise dezavantaj sağlamaktadır. Bu yöntem, toprak, sediment, çamur alanlarında ve yer altı sularında uygulanabilmektedir. Yöntem için kök derinliği önemlidir. Özellikle yer altı sularında uygulanacaksa köklerin derin olması gerekmektedir. Kirli yer altı suları pompalarla yüzeye çıkarılarak suyun daha sık bitki köklerinde alınması da sağlanabilir.

Bu yöntemle, organik klorlu çözücüler ve Se, Hg ve As gibi inorganik kirleticilerle kirletilmiş alanlarda uygulanabilir. Örnekle açıklayacak olursak, doğal olarak oluşan veya genetiği değiştirilmiş *Brassica juncea* ve *Arabidopsis thaliana* gibi bazı bitkilerin ağır metalleri absorbe ettikleri ve gaz formuna dönüştürerek atmosfere verebildikleri bildirilmiştir [66].

2.2.3.1.4. Rizodegradasyon (köklerle bozunum)

Rizodegradasyon, organik kirleticilerin mikrobiyal enzimatik aktiviteyle yıkımı yöntemidir. Yıkım sonucu oluşan ürünler ya uçucu duruma getirilirler ya da kök bölgesindeki mikroorganizmalar tarafından toprakta tutulurlar. Kirleticilerin doğal ortamda yok olması yöntemin en önemli avantajıdır. Ancak bunlar bitki veya atmosfere az da olsa taşınırlar [67].

Rizodegradasyon yöntemi ile giderilen kirleticiler arasında, TPH (toplam petrolü hidrokarbonlar), PAH (çok halkalı aromatik hidrokarbonlar), BTEX (benzen, toluen, etilbenzen, ksilen), pestisitler (herbisit, insektisit), klorlu çözücüler (TCE, TCA), PCP (pentaklorofenol), PCB (poliklorinatlı bifeniller), yüzey aktif maddeler (LAS, LAE) sayılabilir. Rizodegradasyon amacıyla kullanılan bitkiler arasında ise, Kırmızı Dut (*Morus rubra L.*), Nane (*Mentha spicata*), Yonca (*Medicago sativa*) ve Su kamışı (*Typha latifolia*) bitkileri sayılabilmektedir [61].

2.2.3.1.5. Fitodegradasyon (bitkisel bozunum)

Kirleticilerin bitki dokuları içerisinde metabolize edilmesi yöntemidir. Fitotransformasyon olarak da bilinmektedir. Bu yöntemle, bitkilerdeki metabolik

işlevler ve toprak mikroorganizmaları arasındaki rizosferik birliktelikle kirleticiler parçalanmaktadır. Bu yöntem kök bölgesi hatta en uç kök kısmıyla sınırlıdır. Bu yöntem toprak, sediment, çamur ve yer altı sularının arıtımında kullanılmaktadır. Klorlu bileşikler, pestisitler, askeri kimyasal maddeler ve fenollerle kirletilmiş alanlar arıtılmaktadır. Organik bileşenlerin gideriminde örnek olarak, bir su bitkisi olan *Myriophyllum aquaticum* (papağan tüyü) ve bir alg olan *Nitella* sp. (kayaotu) bitkileri TNT'nin degradasyonunda kullanılmaktadır [61].

Bu yöntemde indirgenme ve bozunmanın fizyolojik olaylar doğrultusunda bitki içinde olması yani mikroorganizmalara bağlı olmaması yöntem için avantaj sağlarken; bozulma süresinde zehirli ara ve son ürünler oluşabilmesi bu yöntem için dezavantaj sağlamaktadır.

2.2.3.1.6. Rizofiltrasyon (köklerle süzme)

Rizofiltrasyon, kirlenmiş sulardaki kirleticilerin bitki kökleriyle alınarak köklerin üzerine yapışıp kalması yöntemidir. Bu yöntem büyük hacimli, düşük düzeyde kirletilmiş suların temizlenmesinde kullanılır.

Bu yöntem için kullanılacak bitkilerin,

- Uzun ve yoğun kök sistemine sahip olması,
- Bol yeşil aksamı olması,
- Kirleticilere karşı dayanıklı olması gibi bazı özelliklere sahip olmaları gerekmektedir.

Rizofiltrasyon, doğal ortamlarda kullanılabildiği gibi havuz, gölet gibi yapay alanlarda da kullanılabilir. Karasal ve sucul bitkilerin kullanılmasına olanak sağlar. Bu teknoloji ile giderilen kirleticileri, elementler (Pb, Cd, Cu, Ni, Zn, Cr), radyonükleidler (Uranium (U), Cesium (Cs) ve Strontium (Sr)) olarak sıralamak mümkündür [61].

2.2.3.1.7. Hidrolik kontrol

Hidrolik kontrol, bitki vasıtasıyla yer altı sularında kirlilik faktörlerinin birikmesini ve taşınmasını engellemek ya da kirlilik faktörlerini kontrol altına almaktır. “*Phytohydraulic control*” (fitohidrolik kontrol) veya “*hidrolik plume control*”(hidrolik kök kontrolü) olarak da bilinmektedir.

Bu yöntemde diğer fitoremediasyon yöntemlerinin birden fazlası bir aradadır. Bu yöntemde herhangi bir yapay sistemin kurulmasına gerek olmaması ve köklerin pompalardan daha fazla alana yayılması nedeniyle ıslah etki alanının çok genişlemesi yöntem için avantaj sağlamaktadır. Mevsim ve iklime bağlı olarak bitkinin su alımının değişmesi ise dezavantaj sağlamaktadır. Ancak yaprak döken ağaçlar kış boyunca istenilen görevi yapamazlar. *Salix* ve *Eucalyptus* türleri de bu amaçlarla kullanılmaktadır. Beş yaşındaki bir *Populus* ağacının günde 100-200 litre su alması, tek bir söğüt ağacının terleme miktarının bir günde 5000 galon suya eşdeğer olması bu bitkilerin su kullanma yeteneklerini ve bu amaçla kullanımlarının önemini vurgulamaktadır [65].

2.2.3.1.8. Vejetatif örtü sistemleri

Toprak yüzeyindeki uzun süreli ve kendiliğinden yetişen bitki sistemi ile kirleticilerin kontrol altına alınması yöntemi vejetatif örtü sistemleri olarak adlandırılır.

Vejetatif örtü sistemleri iki tiptir. Bunlar buharlaşarak su kaybını engelleyici veya ıslah edicidir. Birincisinde, bitki toprağın su kaybını azaltırken, kirletici etmenler de ya yıkanma formasyonuna indirgenememekte veya hareket edememektedir. İkincisinde ise bitki bir örtü olarak suyun süzülmesini azaltmaktadır. Böylece alt tabakada bulunan kirliliğin bozulmasını sağlamaktadır.

Bu yöntem toprak, sediment ve çamurda uygulanabilir. Bu amaçla ticari olarak kavak ağaçları ve çimler kullanılmaktadır [61, 67].

En önemli dezavantajı uygun bitki örtüsünü garantiye almak için gerekli olabilecek uzun süreli bakım ve kontrolün sağlanması gerekir. Çünkü bitki türlerinden bazıları zaman içinde diğerine daha baskın hale gelmektedir. [61, 65].

2.2.3.1.9. Kıyı tampon şeritleri

Fitoremediasyon çeşitlerinden olan kıyı tampon şeritleri, genellikle akarsulara doğru akan yer altı veya yüzeysel sular içindeki kontaminantların (kirleticilerin) giderilmesi amacıyla akıntı boyunca, akarsuların kıyılarına şeritler halinde uygun bitkilerin ekilmesi yöntemidir.

Bu yöntem de amaç, kirliliğin çevreye yayılmaması, taban suyuna karışmamasını sağlamaktır. Böylece erozyonu kontrol eder ve sedimenti azaltır. Kanada'da yapılan çalışmalarla Buffer strips uygulamalarının toprak erozyonunu % 90, herbisit akışını % 42-70 oranlarında azalttığı belirlenmiştir. Ayrıca sistemle sudaki sediment % 71- 91, azot % 67-96, fosfor % 27-97, pestisitler % 8-100 ve fekal koliformlar % 70-74 oranlarında azalabilmektedir [68].

Kıyı tampon şeritleri yöntemiyle en çok gübreler ve pestisitlerin giderilmesi konuları incelenmiştir. Kavaklar bu amaçla en sık kullanılan bitkiler arasındadır [61].

Tablo 2.1. Fitoremediasyon yönteminin genel özellikleri

Mekanizma	Proses Hedefi	Ortam	Kirleticiler	Bitkiler
Fitoextraksiyon (Kirliliklerin bitki kökleri tarafından alınması ve bitki içerisinde taşınmasıdır.)	Kirletici Alma ve Uzaklaştırma	Toprak, Sediment ve Çamur	Metaller, Metalloidler, Radionükleidler	Hindistan Hardalı, Pennyress, Alyssum, Ayçiçeği, Hibrit Kavaklar
Rizofiltrasyon (Metallerin kök tarafından alınması ya da tutulmasıdır.)	Kirletici Alma ve Uzaklaştırma	Yüzey ve Yeraltı Suyu	Metaller, Radyonükleidler	Ayçiçeği, Hindistan Hardalı, Su Sümbülü
Fitostabilizasyon (Kirleticilerin, kökler tarafından alınarak, Kökler yüzeyine yapışarak veya bitkinin kök bölgesinde hareketsizleştirilmesi ve rüzgâr ile su erozyonunun bitkiler tarafından engellenmesidir.)	Kirletici Etkisizleştirme	Toprak, Sediment ve Çamur	As, Cd, Cr, Cu, Hs, Pb, Zn	Hindistan Hardalı, Hibrit Kavaklar, Çimler
Rizodegradasyon (Organik Kirleticilerin kök bölgesinde mikroorganizmalar tarafından biyolojik parçalanmasıdır.)	Kirletici Giderme	Toprak, Sediment ve Çamur, Yeraltı suyu	Organik Bileşikler	Kırmızı Dut, Çimler, Hibrit kavaklar, Sukamışı, Çeltik
Fitodegradasyon (Bitki dokuları içerisinde kirleticilerin metabolizmaya uğramasıdır.)	Kirletici Giderme	Toprak, Sediment ve Çamur, Yeraltı suyu, Yüzey Suyu	Organik Bileşikler, Klorinat Çözücüler, Fenoller, Herbisitler	Alg, Stonewort, Hibrit Kavaklar, Siyah söğüt, Servi
Fitovolatilizasyon (Kirleticilerin kökler tarafından alındıktan sonrayapraklar aracılığıyla buharlaşmasıdır.)	Kirleticiyi buharlaştırma	Toprak, Sediment ve Çamur, Yeraltı suyu	Klorinat Çözücüler, Bazı İnorganikler (Se, Hg, As)	Kavaklar, Yonca, Siyah Locust, Hindistan Hardalı
Hidrolik Kontrol (Suyun Bitki tarafından alınmasıyla, toprak akışının kontrolüdür.)	Kirletici Bozunma	Yüzey ve Yeraltı Suyu	Suda Çözünen Organik ve İnorganikler	Hibrit kavaklar, Söğüt
Vejetatif (Fitoremediasyon) Örtü (Suyun dikey akışının toprak altındaki kirleticiye ulaşımının Bitki tarafından engellenmesidir.)	Erozyon Kontrolü	Toprak, Sediment ve Çamur	Organik ve İnorganik Bileşikler	Kavaklar, Çimler
Kıyı tampon şeritleri (Kirleticilerin Su ile Dere vb. akarsulara taşınmasının engellenmesidir.)	Kirletici Giderme	Yüzey ve Yeraltı Suyu	Suda Çözünen Organik ve İnorganikler	Kavaklar

2.3. Tez Kapsamında Yapılan Diğer Araştırmalar

Manios ve arkadaşları [69] bir su bitkisi olan *Typha latifolia*'nın ağır metal akümülyasyonunu incelemişlerdir. *Typha latifolia*'nın kök, gövde ve yaprakları tarafından en yüksek miktarda absorbe ettikleri ağır metallerin Cu, Ni ve Zn olduğunu belirtmişlerdir.

Axtell ve arkadaşları [70] tarafından *Lemna minor* ve *Microspora*'nın kurşun ve nikel akümülyasyon yeteneği araştırılmıştır. Analiz sonuçlarına göre kurşun ve nikelin öldürücü etkisinin *Lemna minor*'de 15 mg L⁻¹, *Microspora*'da 50 mg L⁻¹, nikel içinse *Lemna minor*'de 8 mg L⁻¹ olduğu tespit edilmiştir. Buna bağlı olarak *Lemna minor*'le kurşun ağır metalinin % 76'sının, *Microspora* ile % 97'sinin nikel içinse *Lemna minor*'le % 82'sinin giderildiği sonucuna varılmıştır.

Yapılan bir diğer çalışmada *Salvinia minima* ve *Spirodela punctata*'nın kurşun ve çinko akümülyasyonu incelenmiştir. Elde edilen bulgulardan 1-8 mg L⁻¹'lik konsantrasyondaki ağır metallerin % 70-90 oranında akümüle edildiği sonucuna varılmıştır [71].

Srivastav ve arkadaşları [72] *Salvinia* sp., *Spirodela* sp. ve *Brassica juncea* bitkilerini kullanarak atık sulardaki Ni ve Cr iyonlarının akümülyasyonlarını incelemişlerdir. Elde edilen verilere göre akümülyasyonun kullanılan bitki türüne ve iyon çeşidine göre % 56-96 arasında değiştiğini gözlemlemiştir.

Yapılan bir başka çalışmada araştırmacılar farklı su bitkilerinin ağır metal akümülyasyonu özelliğini araştırmıştır. Bunun için *Lemna minor*, *Eichhornia crassipes* (Martius), *Salix phyllicifolia* L., *Salix borealis* (Fr.), *Typha latifolia* L. ve *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud gibi su bitkilerini kullanmıştır. Elde edilen sonuçlara göre bitkilerin doku ve organlarında önemli düzeyde ağır metale rastlanmıştır [73].

Lemna minor'ün Cu, Se ve Cd elementlerini yüksek miktarda biriktirdiği ve *Eichhornia crassipes*'in Zn, Cr, Pb, Cd, As, Sr, V, Sb, P ve B elementlerini yüksek miktarda aldığı ve biriktirdiği tespit edilmiştir [74-75].

Nasturtium officinale (Su teresi) üzerinde yapılan bir araştırmaya göre düşük kurşun derişimlerinde klorofil miktarında artış gözlemlenirken yüksek Pb (200, 250 ve 500 ppm Pb) derişimlerinde ise klorofil miktarında önemli düzeyde azalma gözlemlenmiştir [76].

Nasturtium officinale su bitkisinde kurşunun lipid peroksidasyonu sonucu oluşan MDA düzeyine etkisinin araştırıldığı bir çalışmada artan Pb konsantrasyonunun MDA miktarını artırdığı tespit edilmiştir. Bu artışın kontrol grubuna kıyasla 250 ppm Pb'de 2 katı, 500 ppm Pb'de ise 3 katı düzeyde olduğu gözlenmiştir [76].

Prasad ve arkadaşları [77] *Lemna trisulca* sucul bitkisi üzerinde Cu ve Cd ağır metallerinin protein sentezi ve fotosentetik pigment konsantrasyonu üzerine etkisini incelemiştir. Artan Cd konsantrasyonunda fotosentetik pigment miktarında önemli değişiklikler gözlenmezken, 25 ve 50 µM Cu konsantrasyonunda pigment degradasyonu gözlemiştir. Ayrıca Cu konsantrasyonunun kl a ve karotenoid miktarında önemli düzeyde düşüşe neden olduğunu belirtmiştir.

Naumann ve ark. [78] *L. minor*'de on ağır metalin büyüme oranına etkisini incelemiştir. Ağır metallerin bitkiye toksik etkileri sırasıyla $Ag^+ > Cd^{2+} > Hg^{2+} > Tl^+ > Cu^{2+} > Ni^{2+} > Zn^{2+} > Co^{2+} > Cr(VI) > As(III) > As(V)$ şeklinde belirlenmiştir.

Drost ve ark. [79] *L. minor*'e laboratuvar ortamında farklı konsantrasyonlarda Zn, Cu, Ni ve Cd ekleyerek 3, 5 ve 7. günlerdeki biyokonsantrasyon faktörü (BCF) ve göreceli büyüme oranını (RGR) model olarak incelemiştir. Denemenin 7. gününün sonunda Ni ve Zn düşük toksisite, Cd ve Cu ise yüksek toksisite de ortaya çıkmıştır. Biyokonsantrasyon miktarı ise en çok Cd'da gözlenmiştir.

Uysal ve Taner [80] *L. minor*'de 24 saat boyunca Cd ile muamele sonucunda, görsel olarak nekrozis ve klorozisler gözlemiştir.

Yu ve arkadaşları [81] tarafından yapılmış olan bir çalışmada artan Cd uygulamalarının klorofil a, klorofil b, ve klorofil a+b içeriklerinde azalmaya yol açtıklarını

belirtmişlerdir. Özellikle bu durum 20 mg kg⁻¹'dan yüksek Cd uygulamalarında önemli düzeyde etkili olduğunu rapor etmiştir.

Kadmiyum toksitesinin çeltik bitkisinin büyüme oranı ve antioksidan enzim aktivitesi üzerine etkilerinin araştırıldığı bir çalışmada Cd miktarı arttıkça bitki ağırlığının, süperoksit dismutaz, katalaz ve peroksidaz enzimlerinin aktivitesinin azaldığı, malondialdehit içeriğinin arttığı saptanmıştır [82].

3. BÖLÜM

MATERYAL VE METOD

3.1. Araştırma Materyallerinin Temini

Bu çalışmadaki bitkiler kültür ortamında yetiştirilmiştir. Kültüre alınacak olan bitkiler daha önce 2012 yılında İstanbul Üniversitesi Fen Fakültesi laboratuvarından temin edilmiş olan *Salvinia natans* (L.) All. ve *Lemna minor* L. bitkileridir. Bitkiler Nevşehir Üniversitesi laboratuvarında bulunan akvaryumlara koyularak gerekli havalandırma ve su sirkülasyonu sağlanarak yetiştirilmiştir.

3.1.1. *Salvinia natans*'ın sistematigi

Alem: Plantae

Bölüm: Pteridophyta

Sınıf: Polypodiopsida

Takım: Salvinales

Familya: Salviniaceae

Tür: *Salvinia natans* (L.) All.

3.1.2. *Salvinia natans* (su eğreltisi)

Su yüzeyinde veya su içinde yaşayan sucul bitkilerdir. Salviniiales takımının Salviniaceae familyasındandır. Akarsu, göl ve bataklıklarda su derinliği fazla olmayan yerlerde yaşarlar. Yapraklarının üzerinde su birikmesini önleyen tüycükler vardır. Genellikle örtüşleri çok yüksektir.



Şekil 3.1. *Salvinia natans* (Su eğreltisi)

3.1.3. *Lemna minor*'ün sistematığı

Alem: Plantae

Bölüm: Spermatophyta

Sınıf: Liliopsida

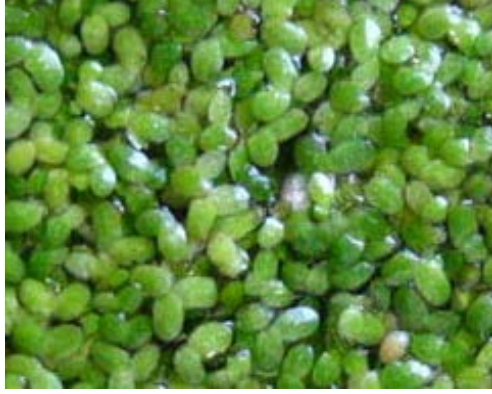
Takım: Arales

Familiya: Lemnaceae

Tür: *Lemna minor* L.

3.1.4. *Lemna minor* (su mercimeği)

Suda yüzer şekilde yaşayan çok yıllık, monoik bir bitkidir. Arales takımının Lemnaceae familyasındandır. Her yaprağın alt yüzeyinin merkezinden çıkan çok ince köklere sahiptir. Kökleri basit yapıdadır. Vejetatif yolla tomurcuklanarak eşeysiz ürerler. Göllerde, havuzlarda, bataklıklarda, kanallarda yayılış göstermektedir. Yüksek miktarda protein içerdiği için suda yaşayan canlılar için önemli besin kaynağıdır.



Şekil 3.2. *Lemna minor* (Su mercimeği)

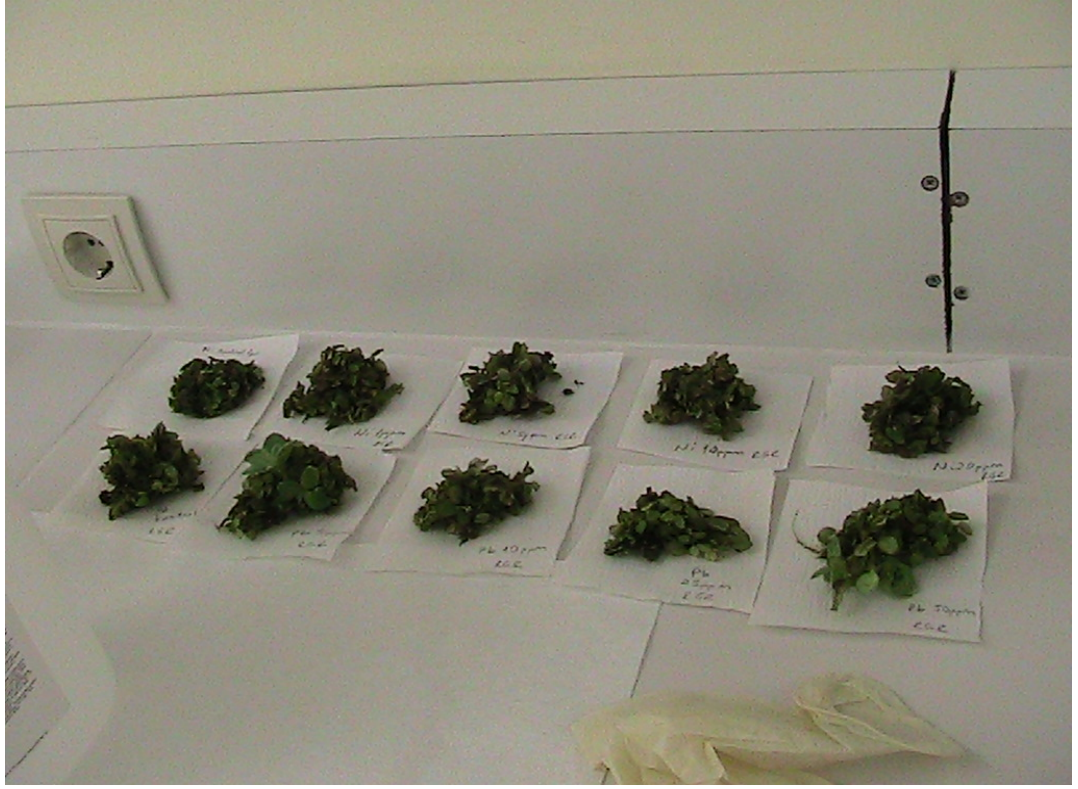
3.2. Yöntem

3.2.1. Bitki yetiştirme ve ağır metal uygulaması

Laboratuvar ortamına getirilen örnekleri, deney ortamına hazırlamak amacıyla, geniş akvaryumlara aktarılarak, gerekli su sirkülasyonu ve havalandırma sağlanmıştır. Her bir deneme üçer tekrarlı olacak şekilde 400 ml'lik beherlerde 5'er gram bitki kullanılarak düzenlenmiştir. Bitki büyütme işlemleri bitki büyüme çemberinde kontrollü şartlar altında (23°C ve 14-saat fotoperiyot) gerçekleştirilmiştir [83]. Bu çalışmada kurşun (Pb) (5- 10- 25- 50 mg L⁻¹), nikel (Ni) (1- 5- 10- 20 mg L⁻¹), kadmiyum (Cd) (1- 2- 4- 8 mg L⁻¹) ön denemelerle belirlenen konsantrasyonlarda kullanılmıştır [83]. Deney süresi bitiminde bitki örnekleri tartılmadan kurutma kâğıdı üzerinde 5 dakika suyunu çekmesi beklenmiştir. Bu işlem sonrasında her bir deney sonunda büyüme oranları aşağıdaki formüle göre hesaplanmıştır.

$$RGR=[\ln(W_2)-\ln(W_1)]/(t_2-t_1) \quad (3.1)$$

(W₁ ve W₂= bitkinin ilk ve son yaş ağırlığı (g), t₁ ve t₂= ilk ve son zaman) [84].



Şekil 3.3. *Salvinia natans*'ın düzenek oluşturmak için birbirinden ayrılması



Şekil 3.4. *Lemna minor*'ün kültüre alındığı ortam.



Şekil 3.5. Büyüme çemberindeki *Salvinia natans* örnekleri

3.2.2. Klorofil ve karotenoid tayini

Klorofil ve karotenoid analizleri Criado ve ark [85] tarafından belirtilen yöntemle yapılmıştır. Witham ve ark [86] tarafından belirlenen yöntemde alternatif olarak kullanılabilir. Bu amaçla 0.1 gr taze yaprak örneği alınarak 100 ml % 80'lik aseton içerisinde öğütülmesinin akabinde filtre kağıdından süzümüştür. Süzüntü örnekleri de UV spektrofotometrede klorofil a (kl a) için 663 nm, klorofil b (kl b) için 645 nm ve toplam klorofil (kl t) için 450 nm klorofil absorbansları ölçümüştür. Bu işlemi müteakip ölçülen absorbans değerleri Witham ve ark. [86] tarafından aşağıda verilen formülde yerine koyularak bitki yaprak dokusunun 1 gramında bulunan kl a, kl b ve toplam klorofil miktarları mg olarak hesaplanmıştır.

$$\text{mg kl.a/g doku} = [12.7 (D63) - 2.69 (D45)]. (V/1000.A) \quad (3.2)$$

$$\text{mg kl.b/g doku} = [22.9 (D45) - 4.68 (D63)]. (V/1000.A) \quad (3.3)$$

$$\text{mg kl.t/g doku} = [20.2 (D45) - 8.02 (D63)]. (V/1000.A) \quad (3.4)$$

(D: bitki ekstraktının belirtilen dalga boyundaki optik yoğunluğu, yani absorbans değeri, V: % 80'lik asetonun son hacmi, A: ekstre edilen yaprak dokusunun g olarak taze ağırlığı).

Karotenoid miktar tayini de klorofil tayini için hazırlanan ekstraktın 450 nm dalga boyundaki absorbans değeri aşağıda verilen formülde yerine konmuştur. Böylece yaprak yaş ağırlığının 0.1 gramındaki mg karotenoid miktarı belirlenmiştir.

$$\text{Toplam karotenoid} = [4,07 \times D_{450} - (0,0435 \times \text{kla miktarı} + 0,367 \times \text{klb miktarı})] \quad (3.5)$$

3.2.3. Lipid peroksidasyonu analizi (MDA)

Bitki örneklerinden 0,5 g alınarak, % 20'lik triklor asetik asit (TCA) ve % 5'lik tiobarbitürikasit (TBA) (toplam 3 ml) içerisinde homojenize edilmiştir. Homojenat 30 dakika süre ile 95°C'de inkübe edildikten sonra, süre bitiminde reaksiyonu durdurmak için buz içerisine konulmuştur. Örnekler 10000 rpm'de 10 dakika santrifüj edilerek süpernatant kısmı alınmış ve 532 nm absorbans değeri ve 600 nm deki non-spesifik absorpsiyon için absorbans değeri okunmuştur [87].

Lipid peroksidasyonu'nun hesaplanması için; 532 nm'de ölçülen absorbans değerinden 600 nm' de belirlenen değeri çıkarılmış ve 1ml çözeltildeki

$$\text{MDA (nmol/g): } [(A_{532} - A_{600}) / 155X (\text{seyreltme faktörü})] \times 1000 \quad (3.6)$$

Formülüyle hesaplanmıştır. Sonuçlar MDA (nmol/gram doku) şeklinde verilmiştir.

3.2.4. Bitkide ağır metal seviyesinin belirlenmesi

Çalışmada kullanılacak olan cam, plastik ve porselen malzemeler deterjanlı su içerisinde bir gün bekletildikten sonra çeşme suyuyla yıkanmıştır. Daha sonra % 20'lik HNO₃ içerisinde bir gece bekletilmiş sonrasında çift distile su ile yıkanarak 60 °C'de etüv de kurutulması sağlanmıştır. Bu çalışmada kullanılan standartların ve çözeltilerin hazırlanmasında, % 65'lik (Merck reagent) Nitrik asit kullanılmıştır. Bitki kısımlarının

çözülmesinde HNO₃ kullanılması oldukça yaygın bir yöntemdir. Ayrıca standartların ve örneklerin hazırlanmasında ve seyreltme işleminde çift distile su kullanılmıştır.

Bitki dokularının ağır metal içeriklerini tayin etmek amacıyla hasat edilen bitki dokuları distile su ile yıkanarak örnekler 105 °C'de kurutulmuştur [88]. Bu işleminin devamında her bir denemeden elde edilen materyaller, 10 ml HNO₃ kullanılarak CEM-MARS mikrodalga numune hazırlama cihazında uygun koşullarda (maksimum güç: 1200 W, güç: 100 %, ısınma süresi: 20:00 dk, basınç: 180 psi, sıcaklık: 210 °C ve çözme süresi: 10:00 dk) çözülerek, ICP-OES cihazında element miktarları belirlenmiştir [89]. Elementler için ICP-OES'de verilen algılama değerleri (deteksiyon limitleri) şu şekildedir; Pb; 2 µg L⁻¹, Ni; 0,8 µg L⁻¹, Cd; 0,3 µg L⁻¹.

3.2.5. Varian ICP-OES spektrofotometresi

Atomik emisyon spektroskopisinin temelini uyarılmış enerji düzeyine çıkarılan atomların ve tek atomlu iyonların daha düşük enerjili düzeylere geçişlerinde yaydıkları ultraviyole ve görünür bölge ışımalarının ölçülmesi oluşturur.

Analiz örneğinin atomlaştırılması ve uyarılması için alev dışındaki düzeneklerin kullanıldığı cihazlarda, alev yerine elektrotların veya plazmanın yerleştirilmesinden başka bir değişiklik yoktur. Cihazda elektrik boşalmasına dayanan atomlaştırma ve uyarma kaynakları son zamanlarda yerini plazmalara bırakmıştır. En çok kullanılan plazma türü de ICP (İndüklenmiş Eşleşmiş Plazma)'dir. Plazma katyon ve elektron içeren, elektriksel iletkenliğe sahip gaz halindeki iyon akımı olarak tanımlanabilir. Plazma argon gazı ile oluşturulur. Çünkü argon kolay iyonlaştırılabilir ve inerttir. ICP-OES cihazı, ICP kaynağından oluşan serbest atom yada iyonların oluşturduğu emisyon spektrumu temeline dayanan bir elementel analiz tekniğidir [90].

3.2.6. ICP-OES için genel kullanım alanları

Katı örneklerle kullanılamıyor olması ICP-OES'in kullanım alanını kısıtlamaktadır. Ancak çoğu laboratuvarlar çözeltiyeye alma işlemlerini ICP-OES için daha kolay ve hızlı bir şekilde gerçekleştirebilmekte mikrodalgalı fırınlar ve basınçlı bombalar gibi

yöntemler, hatta otomasyona bağlı çözümlerleştirme işlemleri, bu konuda analizcinin yükünü azaltmaktadır. Tarım ürünleri ve gıda maddeleri, jeolojik maddeler, çevre sorunları ve su analizleri, metaller ve metal alaşımları, petrol ürünleri ve yağ analizlerinde kullanılmaktadır.

3.2.7. Kalibrasyon

Standartlar, her element için değişik konsantrasyonlarında % 4'lük HNO₃ ortamında bulunan 1000 µg/mL'lik stok solüsyonundan hazırlanmıştır. Hazırlanan örnekler ICP-OES'de okunmuştur. Kalibrasyon eğrisinin doğrusallığı her 30 örnekte bir kontrol edilmiş, standart eğrilerinin ve aletin kalibrasyonunu kontrol etmek için NIST, SRM-1547 referans materyali kullanılmıştır.

3.2.8. İstatiksel Analizler

İstatistik analiz yapmak için SPSS 15.0 programı kullanılmıştır. Deneyler 3'er tekrarlı olarak yapılmıştır. Elde edilen değerlerin ortalama, standart hata, minimum ve maksimum değerleri hesaplanmıştır. Ortalamaların istatistiksel karşılaştırılmasında One-Way ANOVA testi ve Post Hoc. Duncan testi kullanılmıştır. Verilerin istatistikî yönden anlamlılığı $p < 0,05$ ve $p < 0,01$ düzeyinde sınanmış olup çizelgelerde farklı harf konularak belirtilmiştir.

4. BÖLÜM

BULGULAR

4.1. *Salvinia natans*

4.1.1. Pb akümülayonu

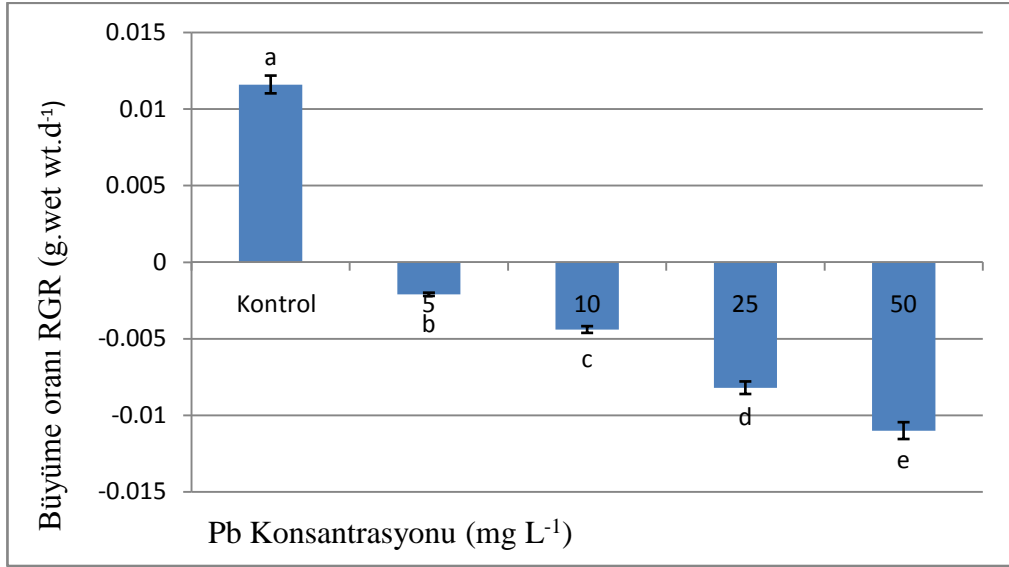
Salvinia natans örneklerine yedi günlük periyot süresince farklı konsantrasyonlarda (0, 5, 10, 25, 50 mg L⁻¹) Pb uygulanmıştır. Süre sonunda örneklerdeki Pb miktarları Tablo 4.1’de gösterilmiştir. Tablo 4.1 incelendiğinde Pb konsantrasyonu arttıkça Pb alınımının da arttığı gözlenmektedir. Konsantrasyonlara bağı olarak akümülayonlar birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır (p<0,05).

Tablo 4.1. *Salvinia natans* örneklerindeki Pb miktarı ve standart hata değerleri (µg g⁻¹ kuru ağırlık, n=3).

Pb Konsantrasyonu (mg L ⁻¹)	Ort/Std hata (µg g ⁻¹)	Min	Maks
Kontrol	0,483 ^a ±0,001	0,482	0,485
5	2530 ^b ±46,5	2498	2583
10	5639 ^c ±90,6	5536	5707
25	5802 ^d ±128,7	5668	5925
50	8570 ^e ±113,0	8440	8642

4.1.1.1. Pb uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki büyüme oranı

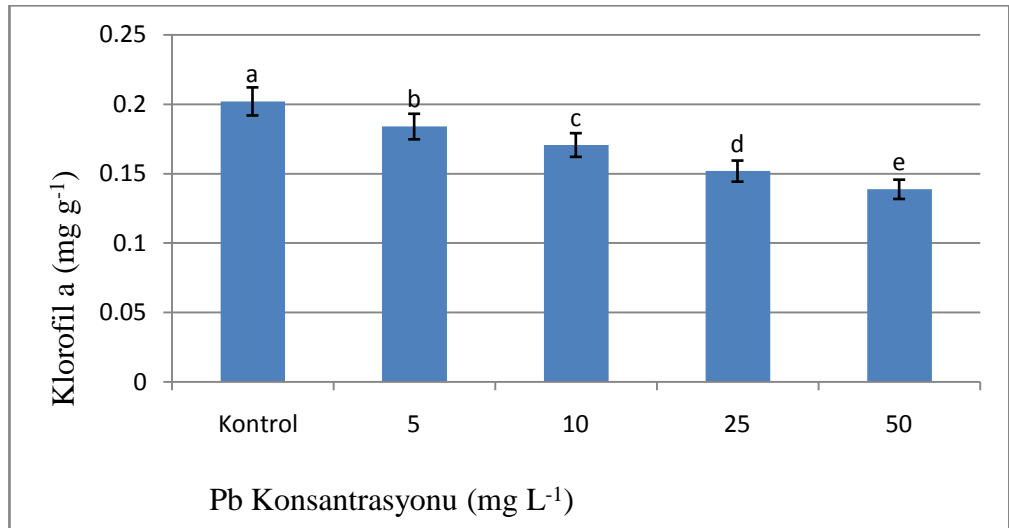
Yedi günlük Pb uygulaması sonucunda *Salvinia natans* bitkisindeki büyüme oranı şekil 4.1’de gösterilmiştir. Pb konsantrasyonu arttıkça büyüme oranının azaldığı görülmektedir. Kurşunun büyüme oranı üzerine olan en büyük etkisinin ise 50 mg L⁻¹ konsantrasyonunda olduğu tespit edilmiştir (p<0,05).



Şekil 4.1. Yedi gün sonunda Pb (5-50 mg L⁻¹) uygulamasının *Salvinia natans*'ın büyüme oranına etkisi ve standart hata değerleri (n=3)

4.1.1.2. Pb uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki klorofil a miktarları

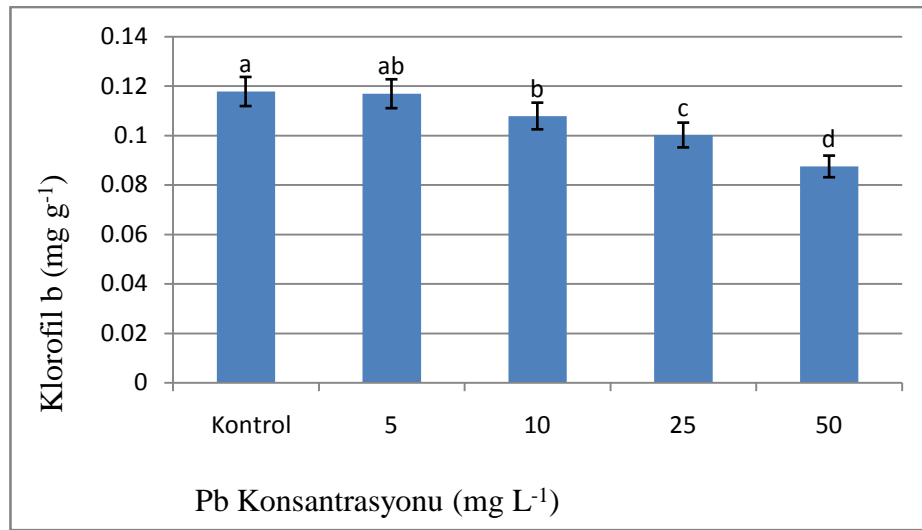
Farklı konsantrasyonlarda Pb uygulaması yapılmış *Salvinia natans* örneklerindeki klorofil a miktarı şekil 4.2'de gösterilmiştir. Klorofil a miktarı uygulama gruplarında artan Pb konsantrasyonuna göre çeşitli değişiklikler göstermiştir. Artan Pb konsantrasyonu klorofil a miktarını önemli sayılabilecek oranda azaltmıştır. Konsantrasyonlara bağlı olarak klorofil a miktarları birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır (p<0,05).



Şekil 4.2. Pb (5-50 mg L⁻¹) uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki klorofil a miktarı ve standart hata değerleri (mg g⁻¹ yaş ağırlık, n=3)

4.1.1.3. Pb Uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki klorofil b miktarları

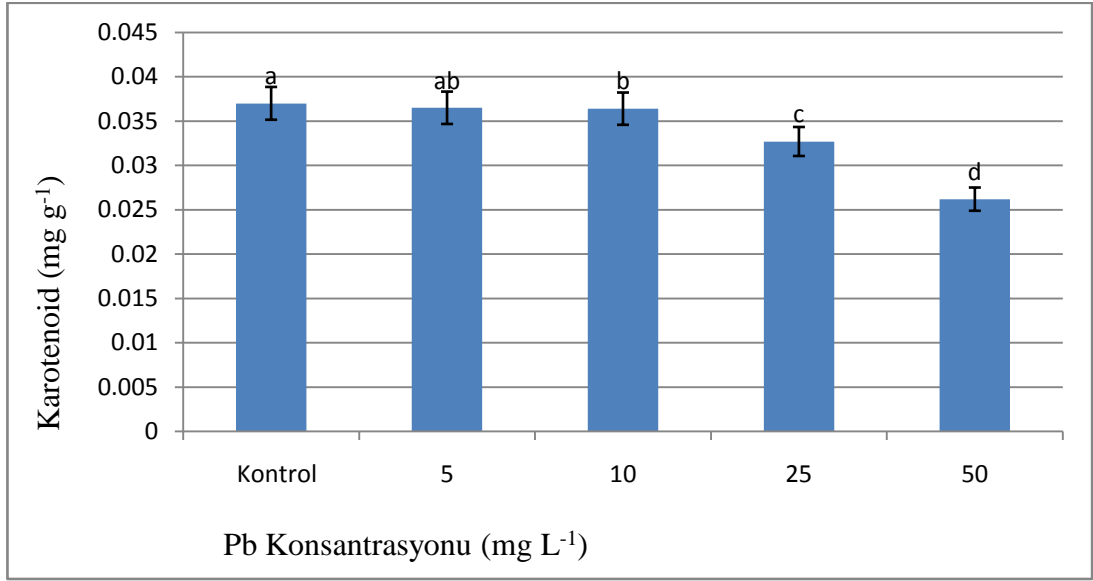
Farklı konsantrasyonlarda Pb uygulaması yapılmış *Salvinia natans* örneklerindeki klorofil a miktarı şekil 4.3'de gösterilmiştir. Klorofil b miktarı uygulama gruplarında artan Pb konsantrasyonuna göre çeşitli değişiklikler göstermiştir. Artan Pb konsantrasyonu klorofil b miktarını önemli sayılabilecek oranda azaltmıştır. Konsantrasyonlara bağlı olarak klorofil b miktarları birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır ($p<0,05$).



Şekil 4.3. Pb (5-50 mg L⁻¹) uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki klorofil b miktarı ve standart hata değerleri (mg g⁻¹ yaş ağırlık, n=3)

4.1.1.4. Pb uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki karotenoid miktarları

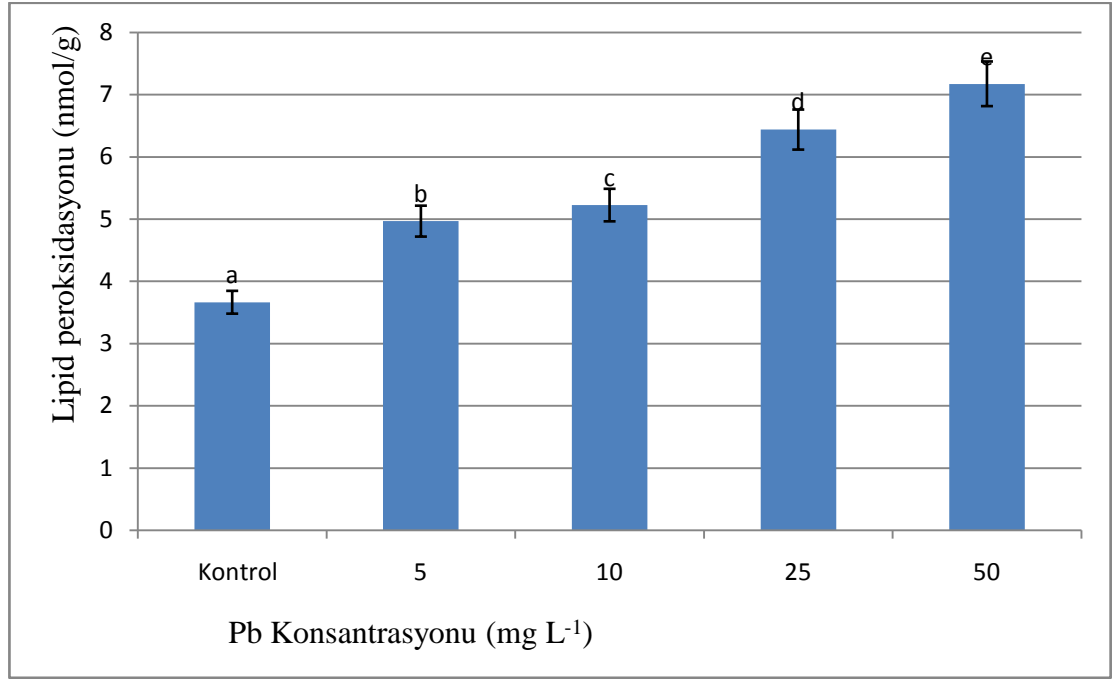
Farklı konsantrasyonlarda Pb uygulaması yapılmış *Salvinia natans* örneklerindeki karotenoid miktarı şekil 4.4'de gösterilmiştir. Uygulanan kurşun konsantrasyonlarına bağlı olarak kurşun miktarı kontrole göre önemli miktarda azalma göstermiştir ($p<0,05$). Bu azalış 50 mg L⁻¹ uygulanan grupta en üst düzeyine ulaşmıştır.



Şekil 4.4. Pb (5-50 mg L⁻¹) uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki karotenoid miktarı ve standart hata değerleri (mg g⁻¹ yaş ağırlık, n=3)

4.1.1.5. Pb uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarları

Farklı konsantrasyonlarda Pb uygulaması yapılmış *Salvinia natans* örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarı şekil 4.5’de gösterilmiştir. Kurşun stresi MDA içeriğini artırmıştır. Konsantrasyonlara bağlı olarak lipid peroksidasyonu miktarları birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır ($p < 0,05$).



Şekil 4.5. Pb (5-50 mg L⁻¹) uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarı ve standart hata değerleri (nmol/g yaş ağırlık, n=3)

4.1.2. Ni akümülayonu

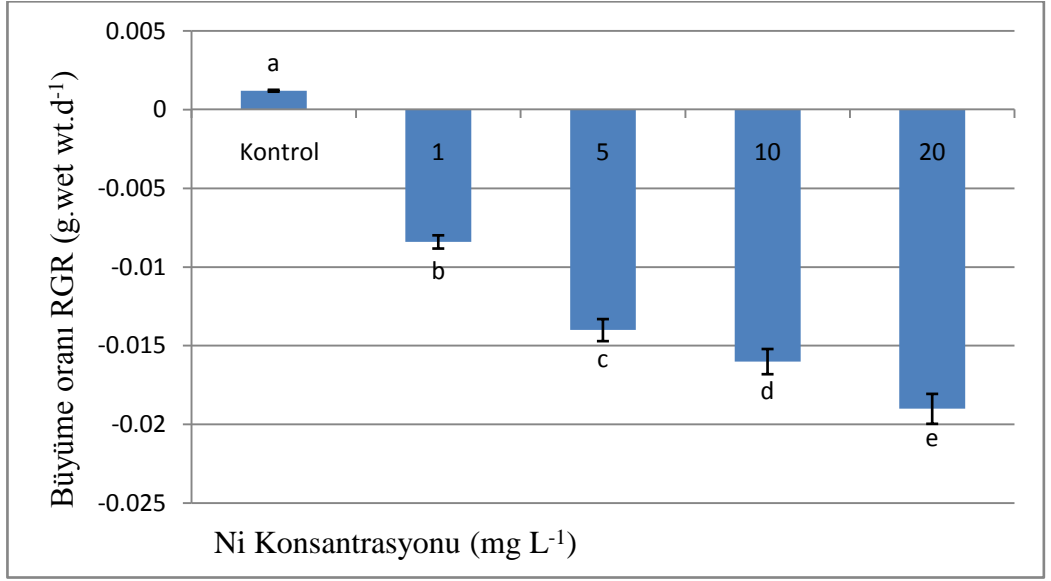
Salvinia natans örneklerine yedi günlük periyot süresince farklı konsantrasyonlarda (0, 1, 5, 10, 20 mg L⁻¹) Ni uygulanmıştır. Süre sonunda örneklerdeki Ni miktarları Tablo 4.2’de gösterilmiştir. Tablo 4.2 incelendiğinde Ni konsantrasyonu arttıkça Ni alınımının da arttığı gözlenmektedir. Konsantrasyonlara bağlı olarak akümülayonlar birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır (p<0,05).

Tablo 4.2. *Salvinia natans* örneklerindeki Ni miktarı ve standart hata değerleri (µg g⁻¹ kuru ağırlık, n=3)

Ni Konsantrasyonu (mg L ⁻¹)	Ort/Std hata (µg g ⁻¹)	Min	Maks
Kontrol	0,874 ^a ±0,002	0,872	0,876
5	3112 ^b ±32,1	3076	3136
10	14885 ^c ±262,9	14657	15173
25	29605 ^d ±110,4	29492	29713
50	42363 ^e ±24,6	42346	42391

4.1.2.1. Ni uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki büyüme oranı

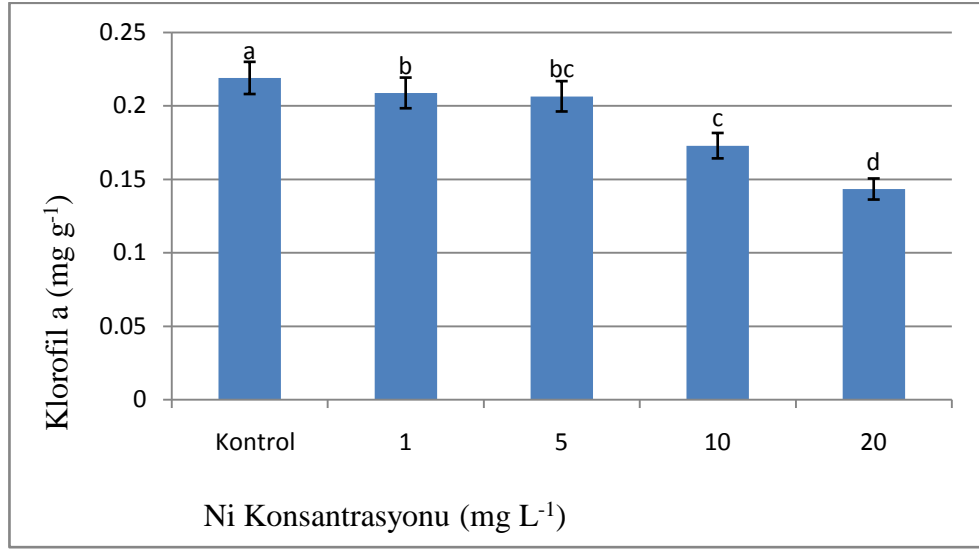
Yedi günlük Ni uygulaması sonucunda *Salvinia natans* bitkisindeki büyüme oranı şekil 4.6'da gösterilmiştir. Ni konsantrasyonu arttıkça büyüme oranının azaldığı görülmektedir. Nikelin büyüme oranı üzerine olan en büyük etkisinin ise 20 mg Ni L⁻¹ konsantrasyonunda olduğu tespit edilmiştir (p<0,05).



Şekil 4.6. Yedi gün sonunda Ni (1-20 mg L⁻¹) uygulamasının *Salvinia natans*'ın büyüme oranına etkisi ve standart hata değerleri (n=3)

4.1.2.2. Ni uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki klorofil a miktarları

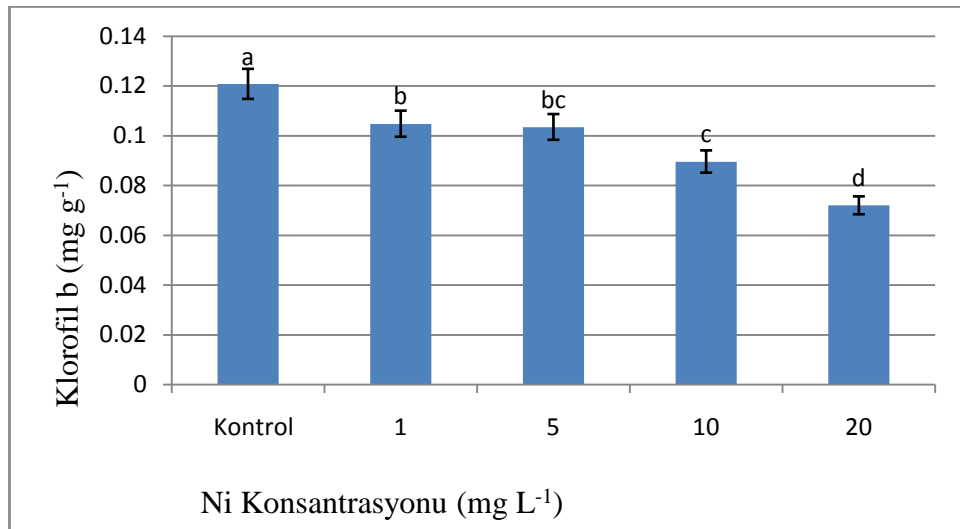
Farklı konsantrasyonlarda Ni uygulaması yapılmış *Salvinia natans* örneklerindeki klorofil a miktarı şekil 4.7'de gösterilmiştir. Klorofil a miktarı uygulama gruplarında artan Ni konsantrasyonuna göre çeşitli değişiklikler göstermiştir. Artan Ni konsantrasyonu klorofil a miktarını önemli sayılabilecek oranda azaltmıştır. Konsantrasyonlara bağlı olarak klorofil a miktarları birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır (p<0,05).



Şekil 4.7. Ni (1-20 mg L⁻¹) uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki klorofil a miktarı ve standart hata değerleri (mg g⁻¹ yaş ağırlık, n=3)

4.1.2.3. Ni uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki klorofil b miktarları

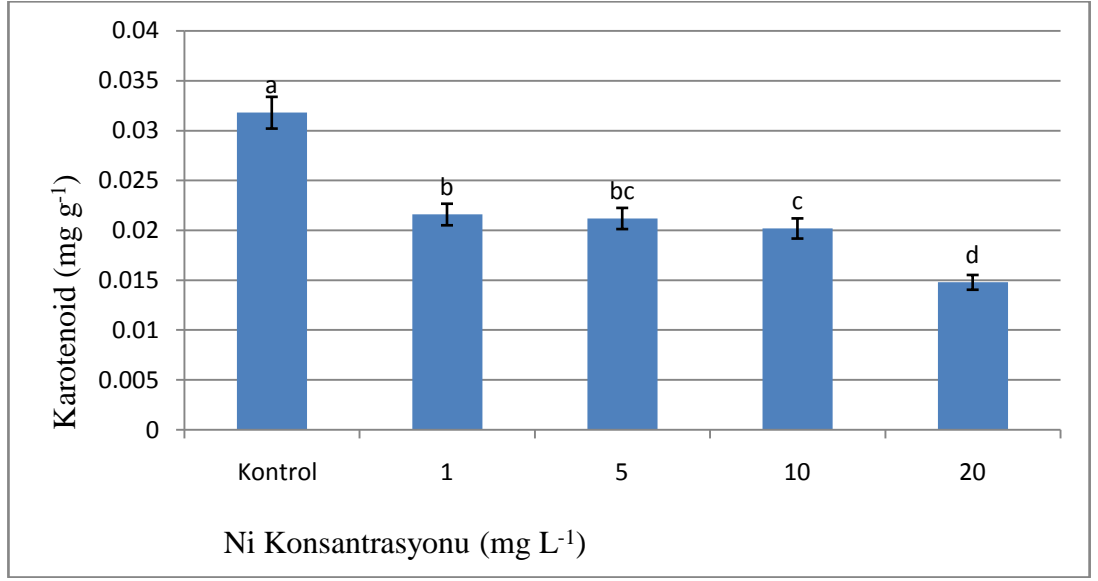
Farklı konsantrasyonlarda Ni uygulaması yapılmış *Salvinia natans* örneklerindeki klorofil b miktarı şekil 4.8’de gösterilmiştir. Klorofil b miktarı uygulama gruplarında artan Ni konsantrasyonuna göre çeşitli değişiklikler göstermiştir. Artan Ni konsantrasyonu klorofil b miktarını önemli sayılabilecek oranda azaltmıştır. Konsantrasyonlara bağlı olarak klorofil b miktarları birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır (p<0,05).



Şekil 4.8. Ni (1-20 mg L⁻¹) uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki klorofil b miktarı ve standart hata değerleri (mg g⁻¹ yaş ağırlık, n=3)

4.1.2.4. Ni Uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki karotenoid miktarları

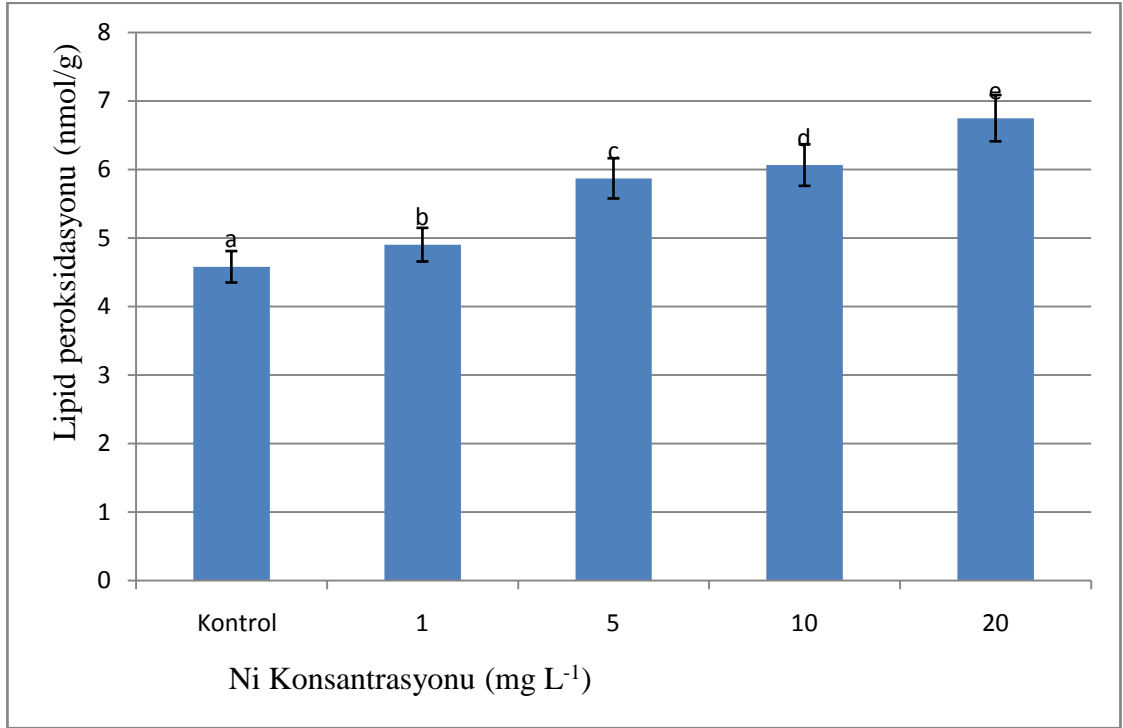
Farklı konsantrasyonlarda Ni uygulaması yapılmış *Salvinia natans* örneklerindeki karotenoid miktarı şekil 4.9’da gösterilmiştir. Uygulanan nikel konsantrasyonlarına bağlı olarak nikel miktarı kontrole göre önemli miktarda azalma göstermiştir ($p<0,05$). Bu azalış 20 mg L^{-1} uygulanan grupta en üst düzeyine ulaşmıştır.



Şekil 4.9. Ni ($1\text{-}20 \text{ mg L}^{-1}$) uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki karotenoid miktarı ve standart hata değerleri (mg g^{-1} yaş ağırlık, $n=3$)

4.1.2.5. Ni uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarları

Farklı konsantrasyonlarda Ni uygulaması yapılmış *Salvinia natans* örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarı şekil 4.10’da gösterilmiştir. Nikel stresi MDA içeriğini artırmıştır. Konsantrasyonlara bağlı olarak lipid peroksidasyonu miktarları birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır ($p<0,05$).



Şekil 4.10. Ni (1-20 mg L⁻¹) uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarı ve standart hata değerleri (nmol/g yaş ağırlık, n=3)

4.1.3. Cd akümülayonu

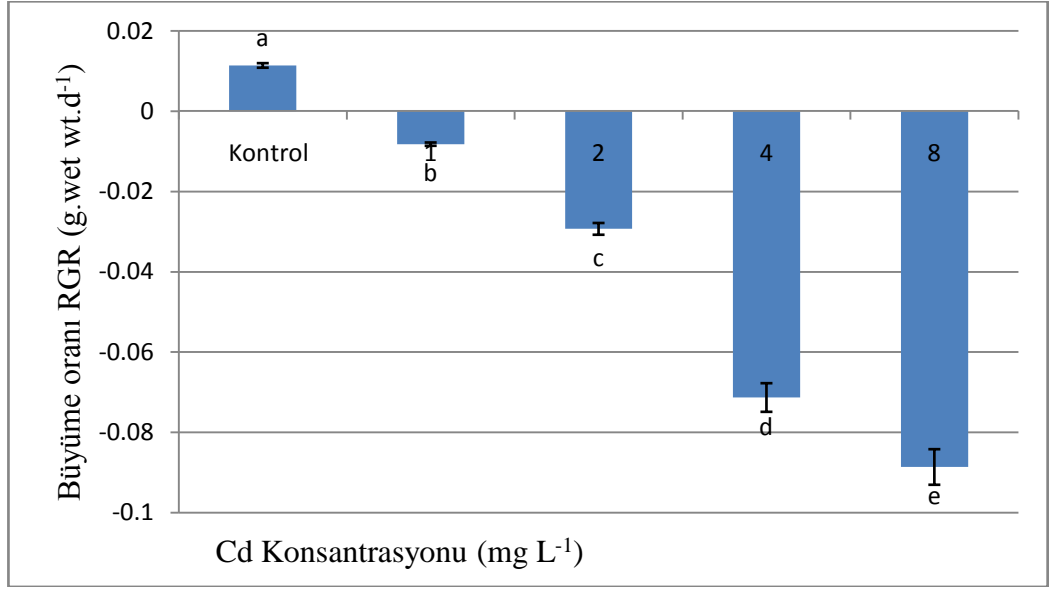
Salvinia natans örneklerine yedi günlük periyot süresince farklı konsantrasyonlarda (0, 1, 2, 4, 8 mg L⁻¹) Cd uygulanmıştır. Süre sonunda örneklerdeki Cd miktarları Tablo 4.3' de gösterilmiştir. Tablo 4.3 incelendiğinde Cd konsantrasyonu arttıkça Cd alınımının da arttığı gözlenmektedir. Konsantrasyonlara bağlı olarak akümülayonlar birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır (p<0,05).

Tablo 4.3. *Salvinia natans* örneklerindeki Cd miktarı ve standart hata değerleri (µg g⁻¹ kuru ağırlık, n=3)

Cd Konsantrasyonu (mg L ⁻¹)	Ort/Std hata (µg g ⁻¹)	Min	Maks
Kontrol	0,636 ^a ±0,002	0,634	0,638
1	3406 ^b ±27,3	3377	3430
2	9939 ^c ±278,8	9619	10133
4	14914 ^d ±196,8	14721	15115
8	23550 ^e ±77,0	23465	23615

4.1.3.1. Cd uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki büyüme oranı

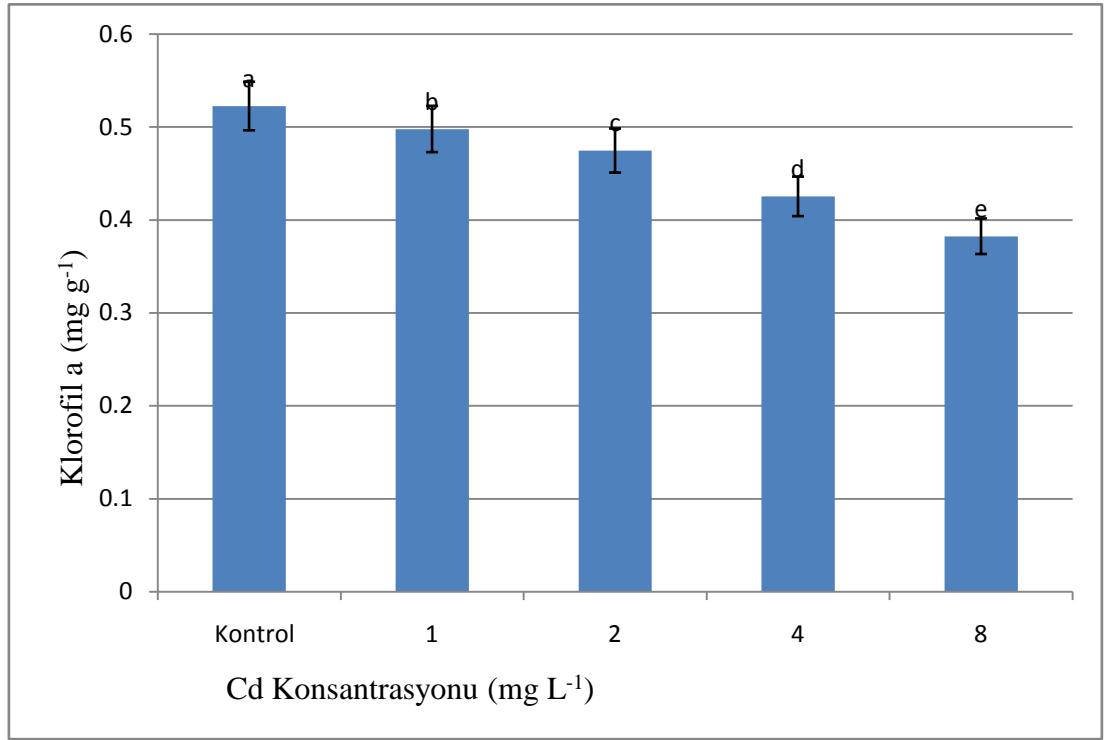
Yedi günlük Cd uygulaması sonucunda *Salvinia natans* bitkisindeki büyüme oranı şekil 4.11’de gösterilmiştir. Cd konsantrasyonu arttıkça büyüme oranının azaldığı görülmektedir. Kadmiyumun büyüme oranı üzerine olan en büyük etkisinin ise 8 mg Cd L⁻¹ konsantrasyonunda olduğu tespit edilmiştir (p<0,05).



Şekil 4.11. Yedi gün sonunda Cd (1-8 mg L⁻¹) uygulamasının *Salvinia natans*'ın büyüme oranına etkisi ve standart hata değerleri (n=3)

4.1.3.2. Cd uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki klorofil a miktarları

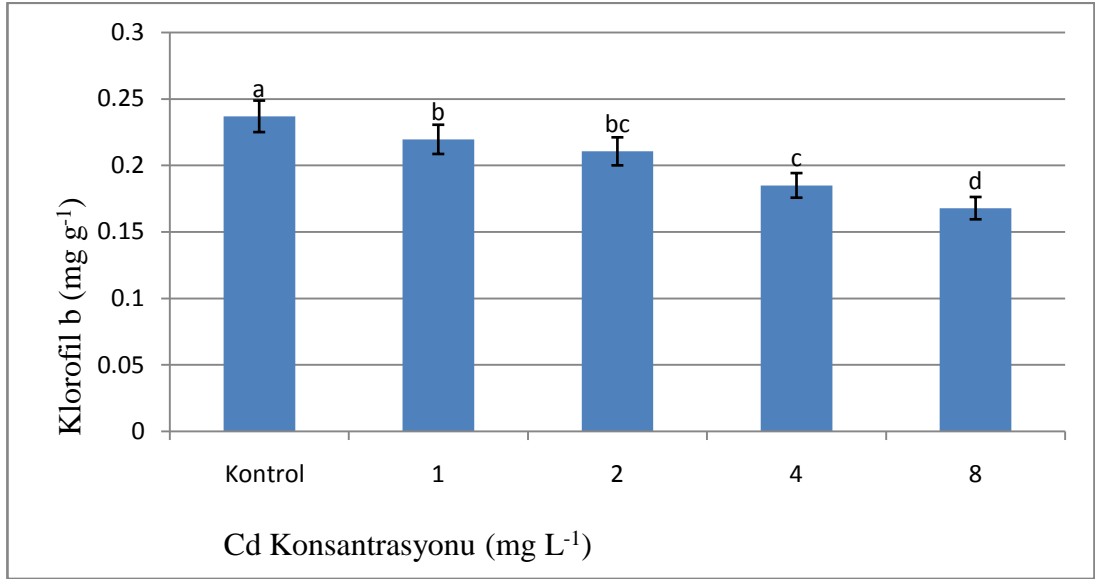
Farklı konsantrasyonlarda Cd uygulaması yapılmış *Salvinia natans* örneklerindeki klorofil a miktarı şekil 4.12’de gösterilmiştir. Klorofil a miktarı uygulama gruplarında artan Cd konsantrasyonuna göre çeşitli değişiklikler göstermiştir. Artan Cd konsantrasyonu klorofil a miktarını önemli sayılabilecek oranda azaltmıştır. Konsantrasyonlara bağlı olarak klorofil a miktarları birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır (p<0,05).



Şekil 4.12. Cd (1-8 mg L⁻¹) uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki klorofil a miktarı ve standart hata değerleri (mg g⁻¹ yaş ağırlık, n=3)

4.1.3.3. Cd uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki klorofil b miktarları

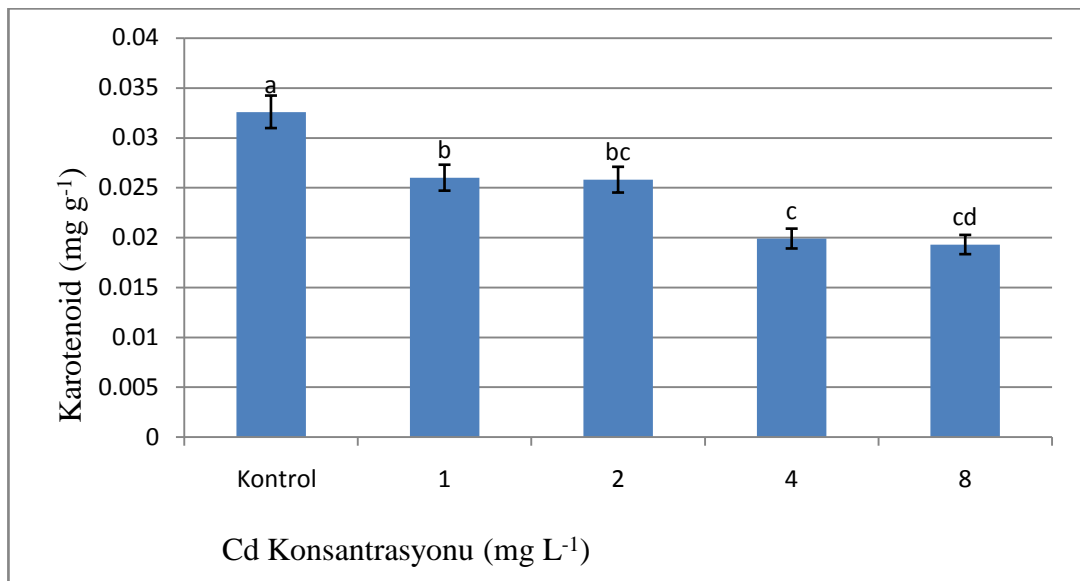
Farklı konsantrasyonlarda Cd uygulaması yapılmış *Salvinia natans* örneklerindeki klorofil b miktarı şekil 4.13’de gösterilmiştir. Klorofil b miktarı uygulama gruplarında artan Cd konsantrasyonuna göre çeşitli değişiklikler göstermiştir. Artan Cd konsantrasyonu klorofil b miktarını önemli sayılabilecek oranda azaltmıştır. Konsantrasyonlara bağlı olarak klorofil b miktarları birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır (p<0,05).



Şekil 4.13. Cd (1-8 mg L⁻¹) uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki klorofil b miktarı ve standart hata değerleri (mg g⁻¹ yaş ağırlık, n=3)

4.1.3.4. Cd Uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki karotenoid miktarları

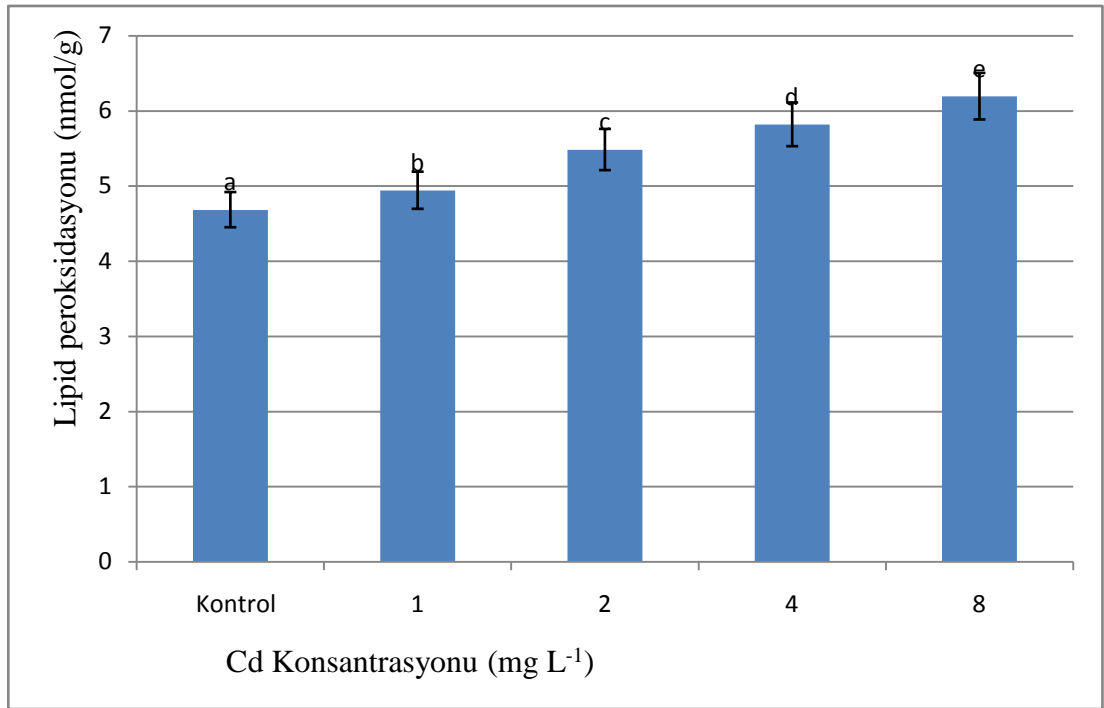
Farklı konsantrasyonlarda Cd uygulaması yapılmış *Salvinia natans* örneklerindeki karotenoid miktarı şekil 4.14’de gösterilmiştir. Uygulanan kadmiyum konsantrasyonlarına bağlı olarak kadmiyum miktarı kontrole göre önemli miktarda azalma göstermiştir ($p < 0,05$). Bu azalış 8 mg Cd L⁻¹ uygulanan grupta en üst düzeyine ulaşmıştır.



Şekil 4.14. Cd (1-8 mg L⁻¹) uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki karotenoid miktarı ve standart hata değerleri (mg g⁻¹ yaş ağırlık, n=3)

4.1.3.5. Cd uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarları

Farklı konsantrasyonlarda Cd uygulaması yapılmış *Salvinia natans* örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarı şekil 4.15’de gösterilmiştir. Kadmiyum stresi MDA içeriğini artırmıştır. Konsantrasyonlara bağlı olarak lipid peroksidasyonu miktarları birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır ($p<0,05$).



Şekil 4.15. Cd (1-8 mg L⁻¹) uygulanmış *Salvinia natans* örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarı ve standart hata değerleri (nmol/g yaş ağırlık, n=3)

4.2. *Lemna minor*

4.2.1. Pb akümülayonu

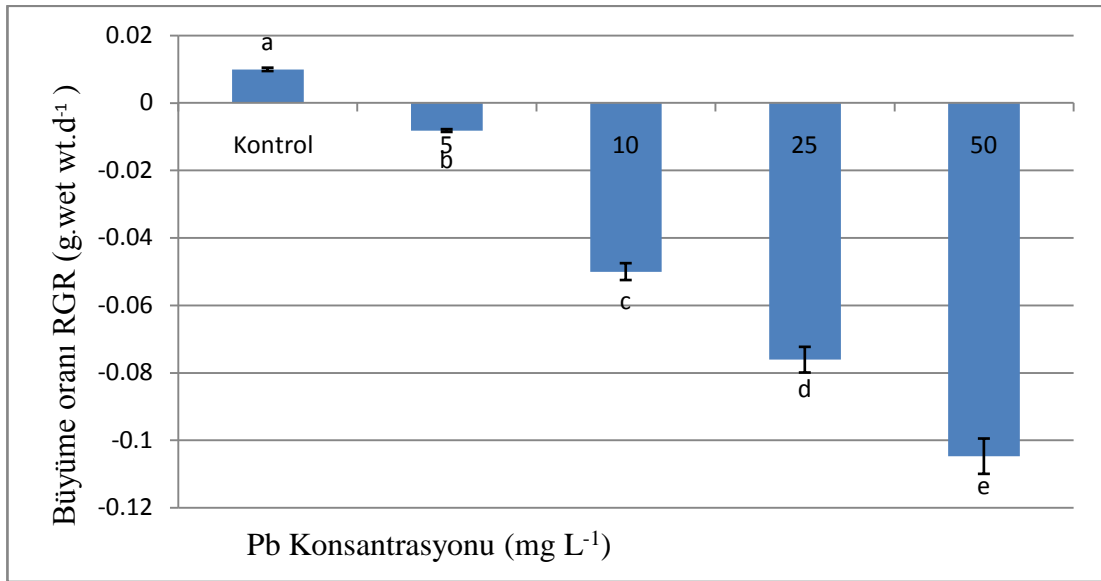
Lemna minor örneklerine yedi günlük periyot süresince farklı konsantrasyonlarda (0, 5, 10, 25, 50 mg L⁻¹) Pb uygulanmıştır. Süre sonunda örneklerdeki Pb miktarları Tablo 4.4’de gösterilmiştir. Tablo 4.4 incelendiğinde Pb konsantrasyonu arttıkça Pb alınımının da arttığı gözlenmektedir. Konsantrasyonlara bağlı olarak akümülayonlar birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır ($p<0,05$).

Tablo 4.4. *Lemna minor* örneklerindeki Pb miktarı ve standart hata değerleri ($\mu\text{g g}^{-1}$ kuru ağırlık, n=3).

Pb Konsantrasyonu (mg L^{-1})	Ort/Std hata ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Min	Maks
Kontrol	0,043 ^a ±0,002	0,041	0,045
5	657 ^b ±4,7	653	662
10	1824 ^c ±17,2	1807	1841
25	5521 ^d ±26,7	5494	5547
50	9006 ^e ±57,7	8953	9067

4.2.1.1. Pb uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki büyüme oranı

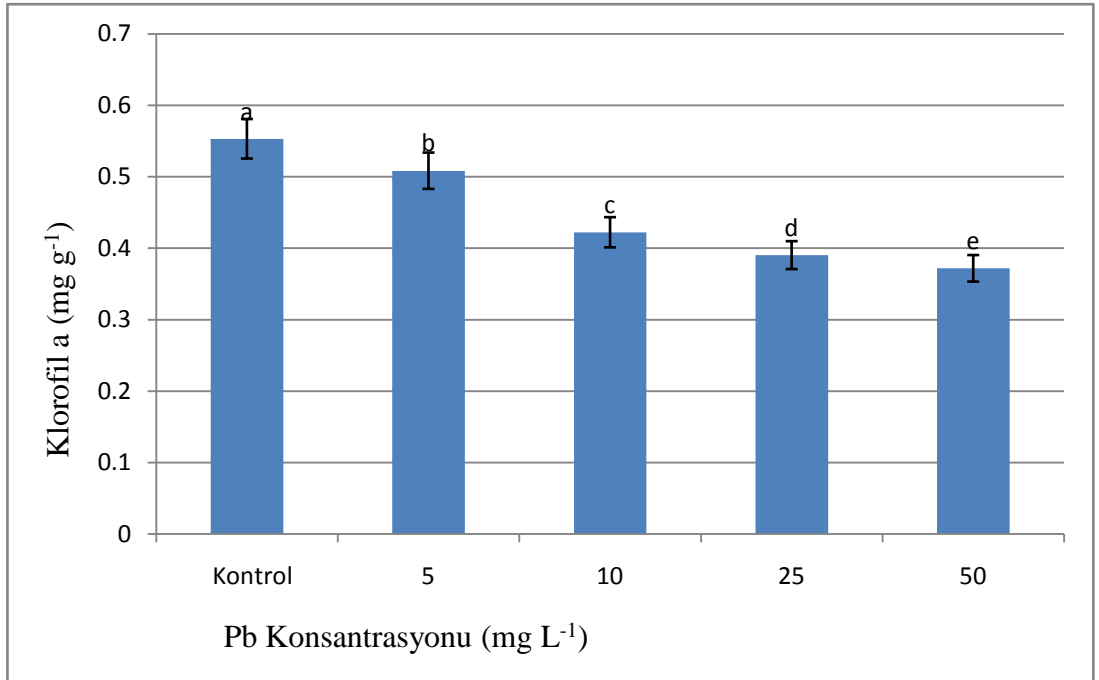
Yedi günlük Pb uygulaması sonucunda *Lemna minor* bitkisindeki büyüme oranı şekil 4.16’da gösterilmiştir. Pb konsantrasyonu arttıkça büyüme oranının azaldığı görülmektedir. Kurşunun büyüme oranı üzerine olan en büyük etkisinin ise 50 mg Pb L⁻¹ konsantrasyonunda olduğu tespit edilmiştir ($p<0,05$).



Şekil 4.16. Yedi gün sonunda Pb (5-50 mg L⁻¹) uygulamasının *Lemna minor*'ün büyüme oranına etkisi ve standart hata değerleri (n=3)

4.2.1.2. Pb uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki klorofil a miktarları

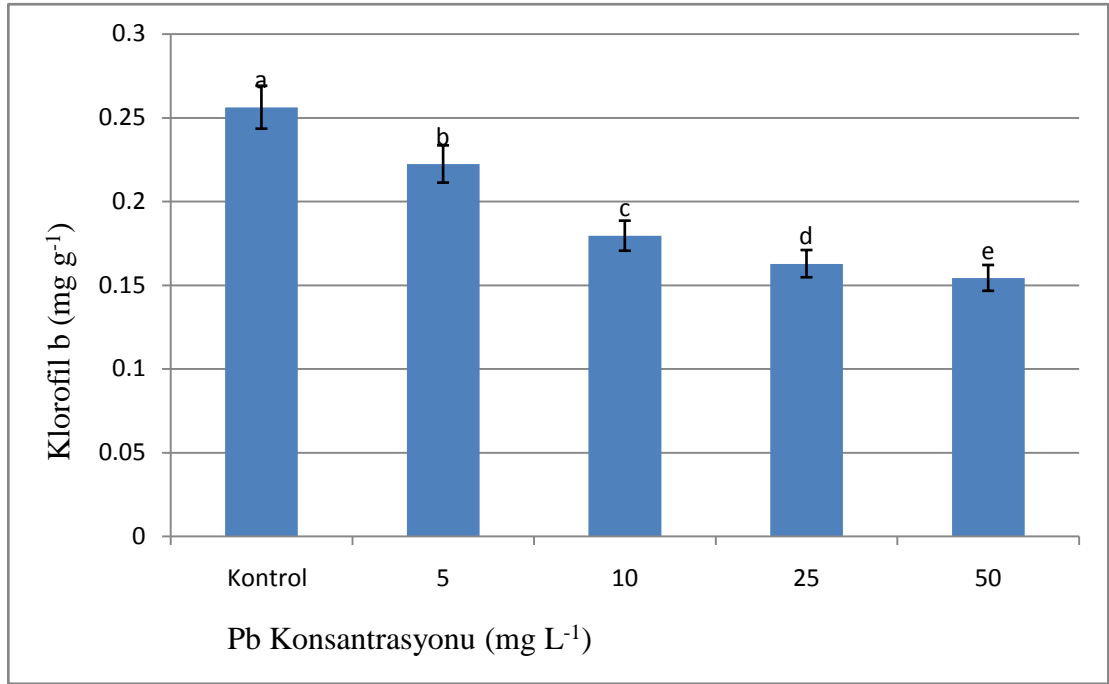
Farklı konsantrasyonlarda Pb uygulaması yapılmış *Lemna minor* örneklerindeki klorofil a miktarı şekil 4.17’de gösterilmiştir. Klorofil a miktarı uygulama gruplarında artan Pb konsantrasyonuna göre çeşitli değişiklikler göstermiştir. Artan Pb konsantrasyonu klorofil a miktarını önemli sayılabilecek oranda azaltmıştır. Konsantrasyonlara bağlı olarak klorofil a miktarları birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır ($p<0,05$).



Şekil 4.17. Pb (5-50 mg L⁻¹) uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki klorofil a miktarı ve standart hata değerleri (mg g⁻¹ yaş ağırlık, n=3)

4.2.1.3. Pb uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki klorofil b miktarları

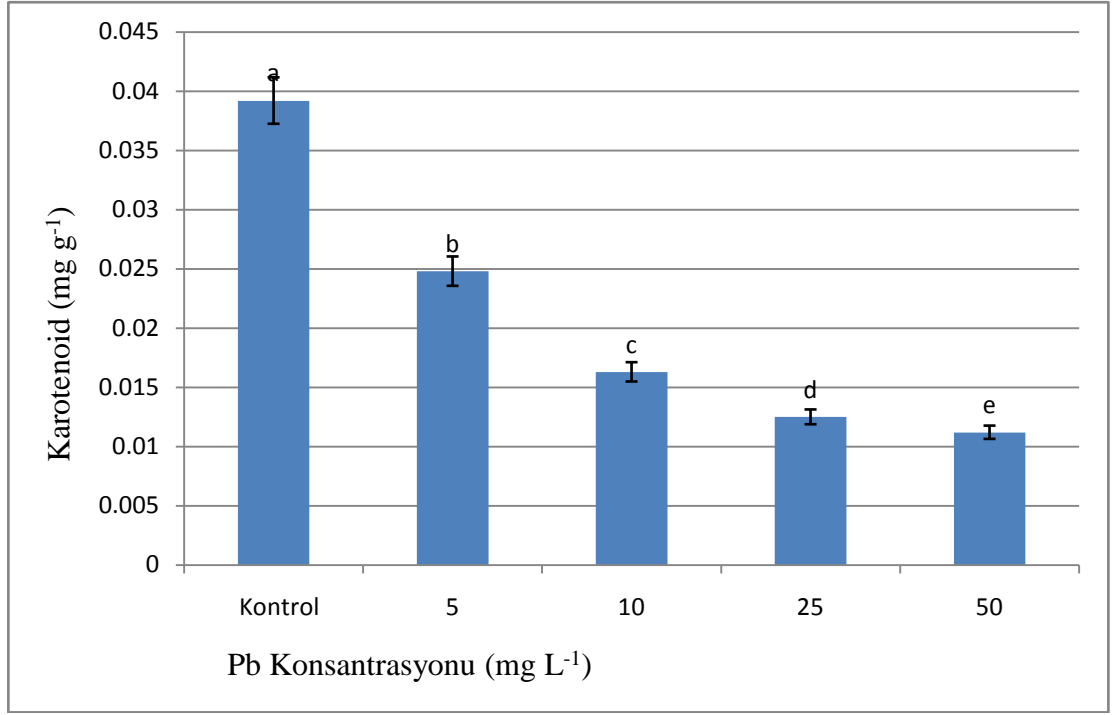
Farklı konsantrasyonlarda Pb uygulaması yapılmış *Lemna minor* örneklerindeki klorofil b miktarı şekil 4.18’de gösterilmiştir. Klorofil b miktarı uygulama gruplarında artan Pb konsantrasyonuna göre çeşitli değişiklikler göstermiştir. Konsantrasyonlara bağlı olarak klorofil b miktarları birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır ($p<0,05$).



Şekil 4.18. Pb (5-50 mg L⁻¹) uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki klorofil b miktarı ve standart hata değerleri (mg g⁻¹ yaş ağırlık, n=3)

4.2.1.4. Pb uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki karotenoid miktarları

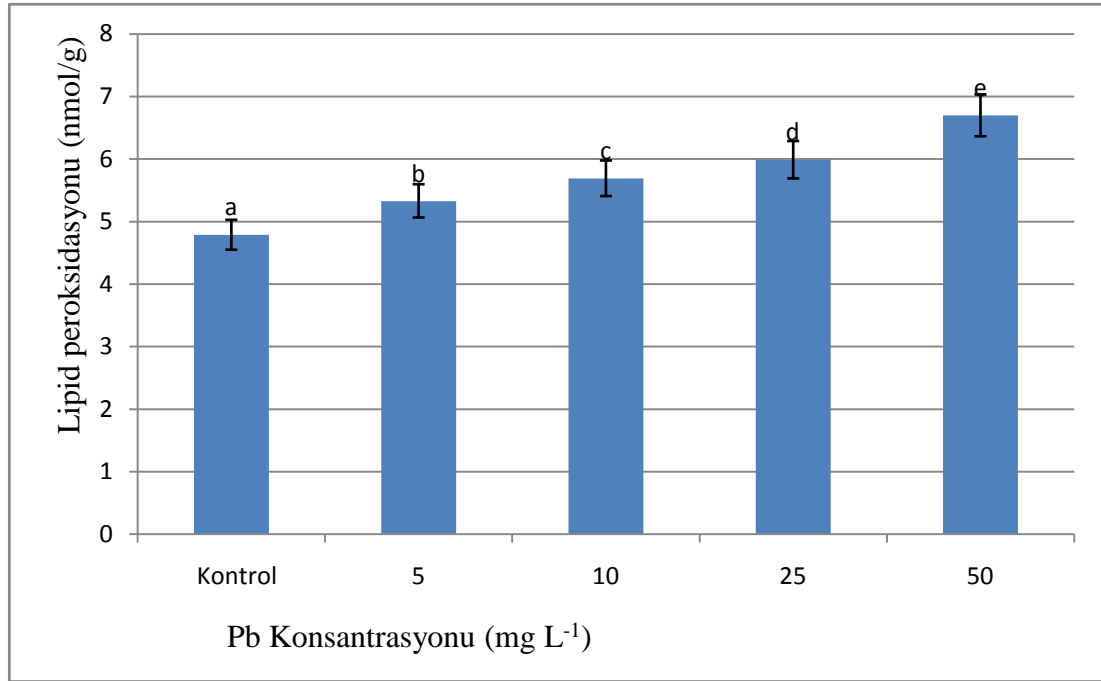
Farklı konsantrasyonlarda Pb uygulaması yapılmış *Lemna minor* örneklerindeki karotenoid miktarı şekil 4.19’da gösterilmiştir. Uygulanan kurşun konsantrasyonlarına bağlı olarak kurşun miktarı kontrole göre önemli miktarda azalma göstermiştir ($p < 0,05$). Bu azalış 5 mg Pb L⁻¹ uygulanan grupta en üst düzeyine ulaşmıştır.



Şekil 4.19. Pb (5-50 mg L⁻¹) uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki karotenoid miktarı ve standart hata değerleri (mg g⁻¹ yaş ağırlık, n=3)

4.2.1.5. Pb uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarları

Farklı konsantrasyonlarda Pb uygulaması yapılmış *Lemna minor* örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarı şekil 4.20'de gösterilmiştir. Kurşun stresi MDA içeriğini artırmıştır. Konsantrasyonlara bağlı olarak lipid peroksidasyonu miktarları birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır (p<0,05).



Şekil 4.20. Pb (5-50 mg L⁻¹) uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarı ve standart hata değerleri (nmol/g yaş ağırlık, n=3)

4.2.2. Ni akümüasyonu

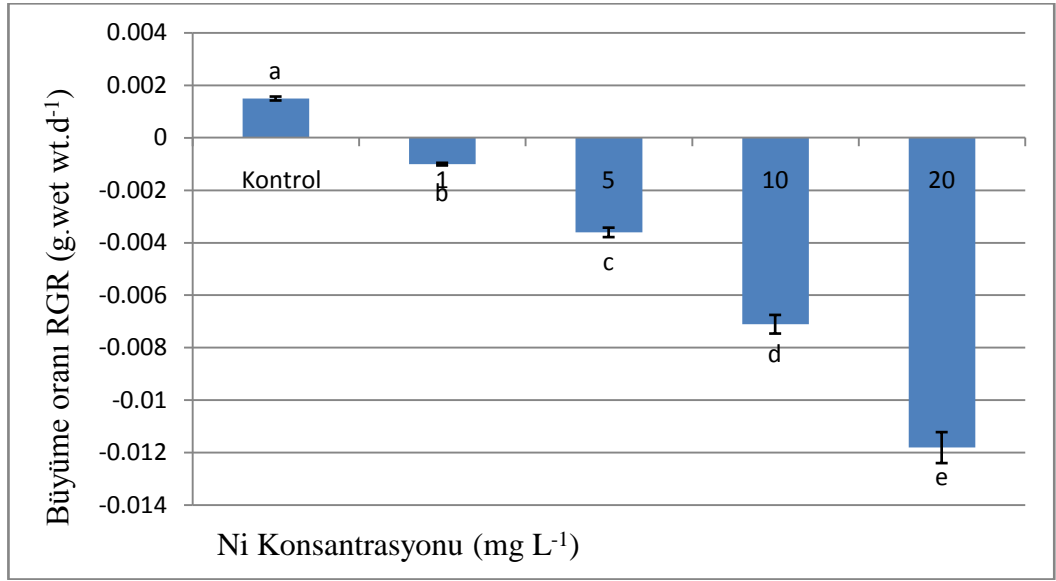
Lemna minor örneklerine yedi günlük periyot süresince farklı konsantrasyonlarda (0, 1, 5, 10, 20 mg L⁻¹) Ni uygulanmıştır. Süre sonunda örneklerdeki Ni miktarları Tablo 4.5’de gösterilmiştir. Tablo 4.5 incelendiğinde Ni konsantrasyonu arttıkça Ni alınımının da arttığı gözlenmektedir. Konsantrasyonlara bağlı olarak akümüasyonlar birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır (p<0,05).

Tablo 4.5. *Lemna minor* örneklerindeki Ni miktarı ve standart hata değerleri (µg g⁻¹ kuru ağırlık, n=3).

Ni Konsantrasyonu (mg L ⁻¹)	Ort/Std hata (µg g ⁻¹)	Min	Maks
Kontrol	0,174 ^a ±0,004	0,17	0,178
1	2353 ^b ±55,9	2317	2417
5	11433 ^c ±34,9	11405	11473
10	19989 ^d ±63,2	19942	20061
20	26298 ^e ±659,1	25572	26858

4.2.2.1. Ni uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki büyüme oranı

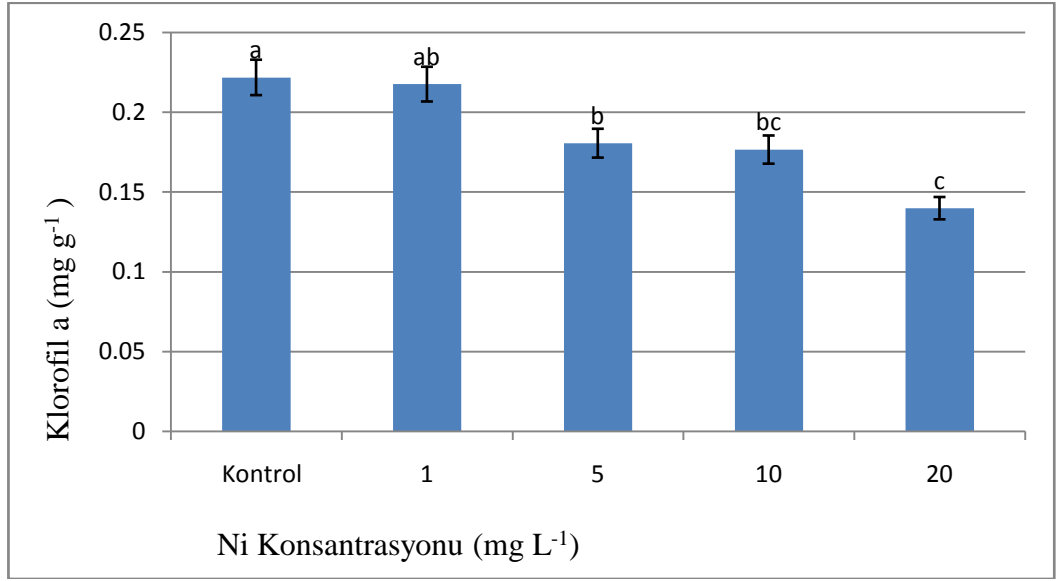
Yedi günlük Ni uygulaması sonucunda *Lemna minor* bitkisindeki büyüme oranı şekil 4.21’de gösterilmiştir. Ni konsantrasyonu arttıkça büyüme oranının azaldığı görülmektedir. Nikelin büyüme oranı üzerine olan en büyük etkisinin ise 20 mg Ni L⁻¹ konsantrasyonunda olduğu tespit edilmiştir (p<0,05).



Şekil 4.21. Yedi gün sonunda Ni (1-20 mg L⁻¹) uygulamasının *Lemna minor*'ün büyüme oranına etkisi ve standart hata değerleri (n=3)

4.2.2.2. Ni uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki klorofil a miktarları

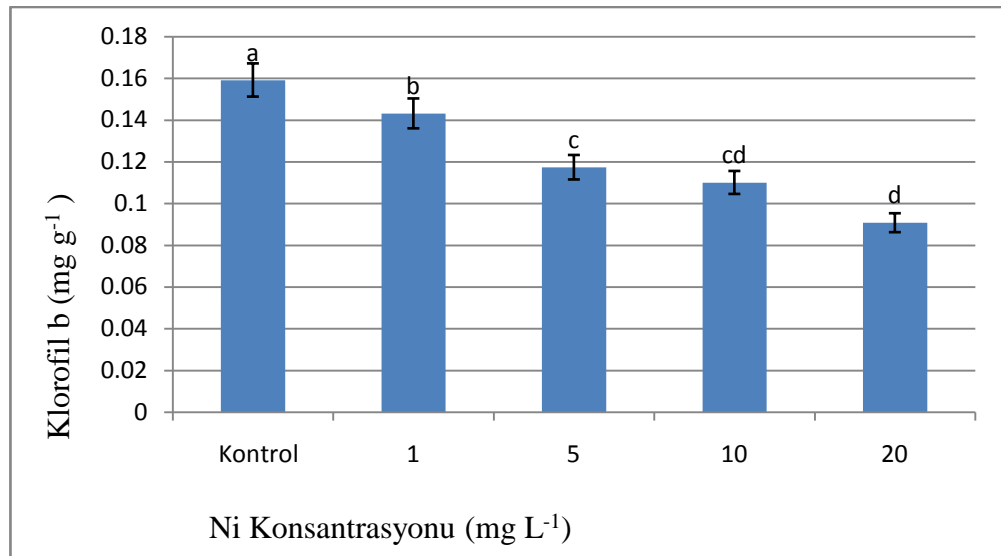
Farklı konsantrasyonlarda Ni uygulaması yapılmış *Lemna minor* örneklerindeki klorofil a miktarı şekil 4.22’de gösterilmiştir. Klorofil a miktarı uygulama gruplarında artan Ni konsantrasyonuna göre çeşitli değişiklikler göstermiştir. Artan Ni konsantrasyonu klorofil a miktarını önemli sayılabilecek oranda azaltmıştır. Konsantrasyonlara bağlı olarak klorofil a miktarları birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır (p<0,05).



Şekil 4.22. Ni (1-20 mg L⁻¹) uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki klorofil a miktarı ve standart hata değerleri (mg g⁻¹ yaş ağırlık, n=3)

4.2.2.3. Ni uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki klorofil b miktarları

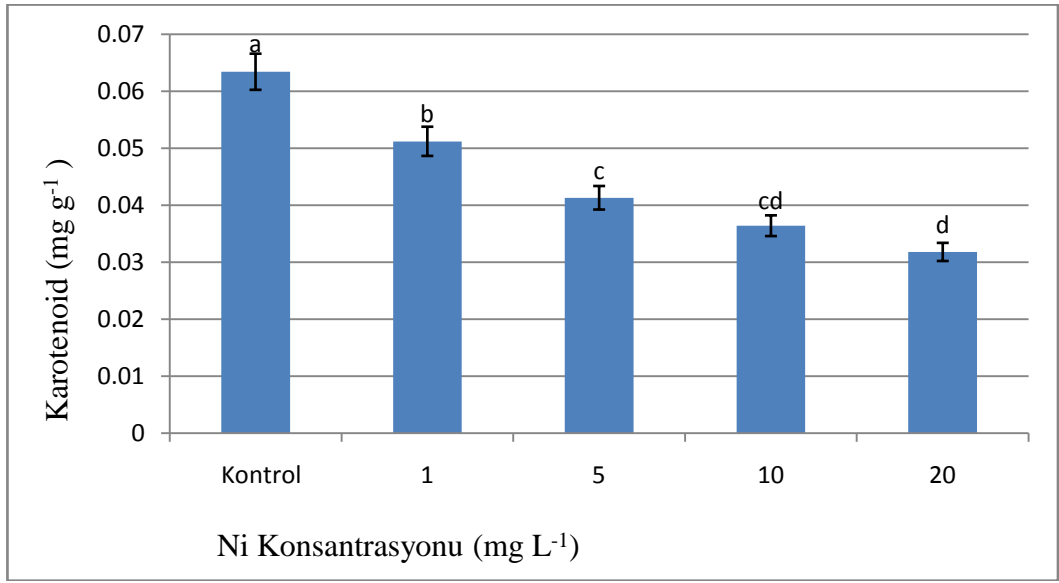
Farklı konsantrasyonlarda Ni uygulaması yapılmış *Lemna minor* örneklerindeki klorofil b miktarı şekil 4.23'de gösterilmiştir. Klorofil b miktarı uygulama gruplarında artan Ni konsantrasyonuna göre çeşitli değişiklikler göstermiştir. Artan Ni konsantrasyonu klorofil b miktarını önemli sayılabilecek oranda azaltmıştır. Konsantrasyonlara bağlı olarak klorofil b miktarları birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır ($p < 0,05$).



Şekil 4.23. Ni (1-20 mg L⁻¹) uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki klorofil b miktarı ve standart hata değerleri (mg g⁻¹ yaş ağırlık, n=3)

4.2.2.4. Ni uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki karotenoid miktarları

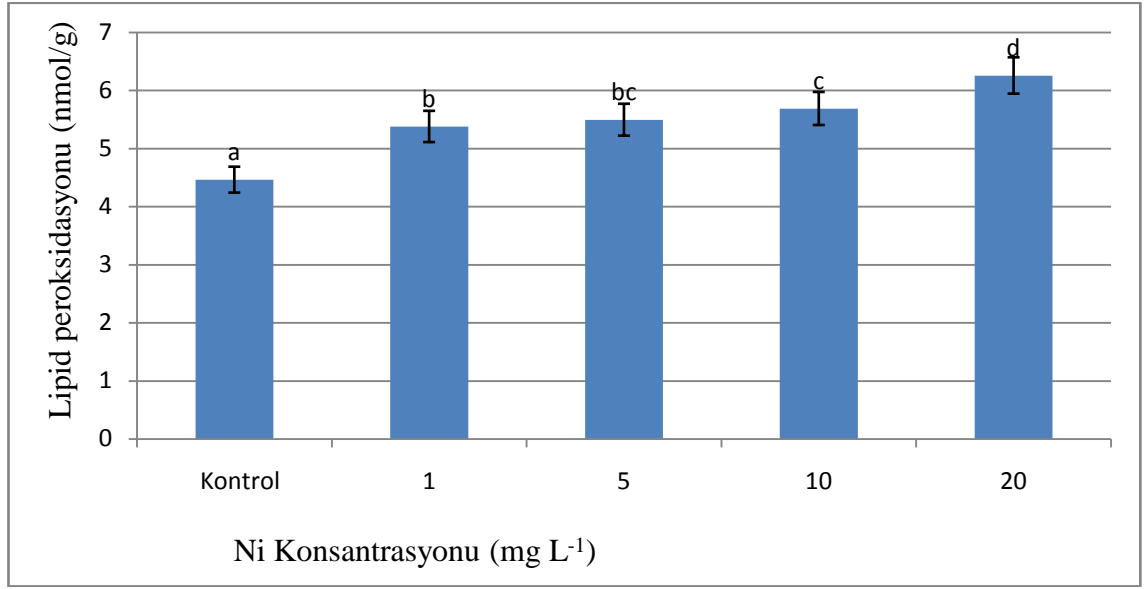
Farklı konsantrasyonlarda Ni uygulaması yapılmış *Lemna minor* örneklerindeki karotenoid miktarı şekil 4.24’de gösterilmiştir. Uygulanan nikel konsantrasyonlarına bağlı olarak nikel miktarı kontrole göre önemli miktarda azalma göstermiştir ($p<0,05$). Bu azalış 20 mg Ni L⁻¹ uygulanan grupta en üst düzeyine ulaşmıştır.



Şekil 4.24. Ni (1-20 mg L⁻¹) uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki karotenoid miktarı ve standart hata değerleri (mg g⁻¹ yaş ağırlık, n=3)

4.2.2.5. Ni uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarları

Farklı konsantrasyonlarda Ni uygulaması yapılmış *Lemna minor* örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarı şekil 4.25’de gösterilmiştir. Nikel stresi MDA içeriğini artırmıştır. Konsantrasyonlara bağlı olarak lipid peroksidasyonu miktarları birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır ($p<0,05$).



Şekil 4.25. Ni (1-20 mg L⁻¹) uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarı ve standart hata değerleri (nmol/g yaş ağırlık, n=3)

4.2.3. Cd akümülyasyonu

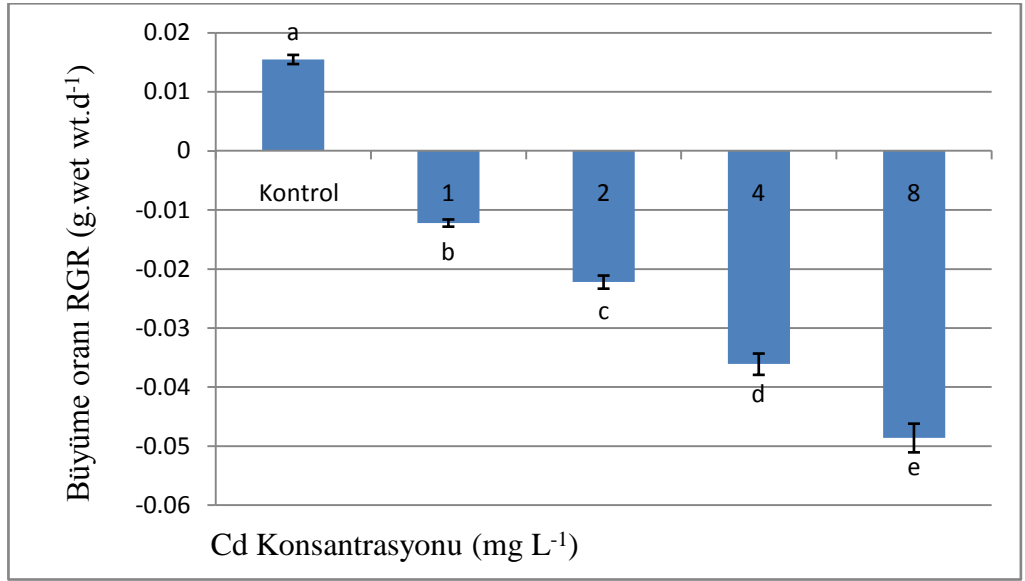
Lemna minor örneklerine yedi günlük periyot süresince farklı konsantrasyonlarda (0, 1, 2, 4, 8 mg L⁻¹) Cd uygulanmıştır. Süre sonunda örneklerdeki Cd miktarları Tablo 4.6'da gösterilmiştir. Tablo 4.6 incelendiğinde Cd konsantrasyonu arttıkça Cd alınımının da arttığı gözlenmektedir. Konsantrasyonlara bağlı olarak akümülyasyonlar birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır (p<0,05).

Tablo 4.6. *Lemna minor* örneklerindeki Cd miktarı ve standart hata değerleri (µg g⁻¹ kuru ağırlık, n=3).

Cd Konsantrasyonu (mg L ⁻¹)	Ort/Std hata (µg g ⁻¹)	Min	Maks
Kontrol	0,117 ^a ±0,001	0,116	0,118
1	3695 ^b ±90,8	3630	3799
2	3386 ^c ±25,2	3359	3409
4	6492 ^d ±76,8	6409	6560
8	13270 ^e ±239,4	13062	13532

4.2.3.1. Cd uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki büyüme oranı

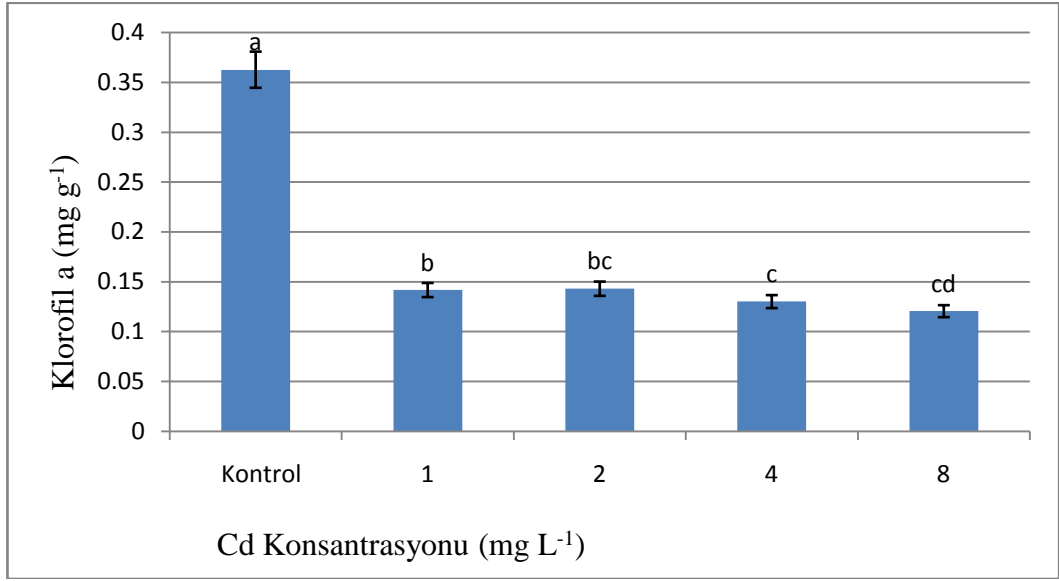
Yedi günlük Cd uygulaması sonucunda *Lemna minor* bitkisindeki büyüme oranı şekil 4.26'da gösterilmiştir. Cd konsantrasyonu arttıkça büyüme oranının azaldığı görülmektedir. Kadmiyumun büyüme oranı üzerine olan en büyük etkisinin ise 8 mg Cd L⁻¹ konsantrasyonunda olduğu tespit edilmiştir (p<0,05).



Şekil 4.26. Yedi gün sonunda Cd (1-8 mg L⁻¹) uygulamasının *Lemna minor*'ün büyüme oranına etkisi ve standart hata değerleri (n=3)

4.2.3.2. Cd uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki klorofil a miktarları

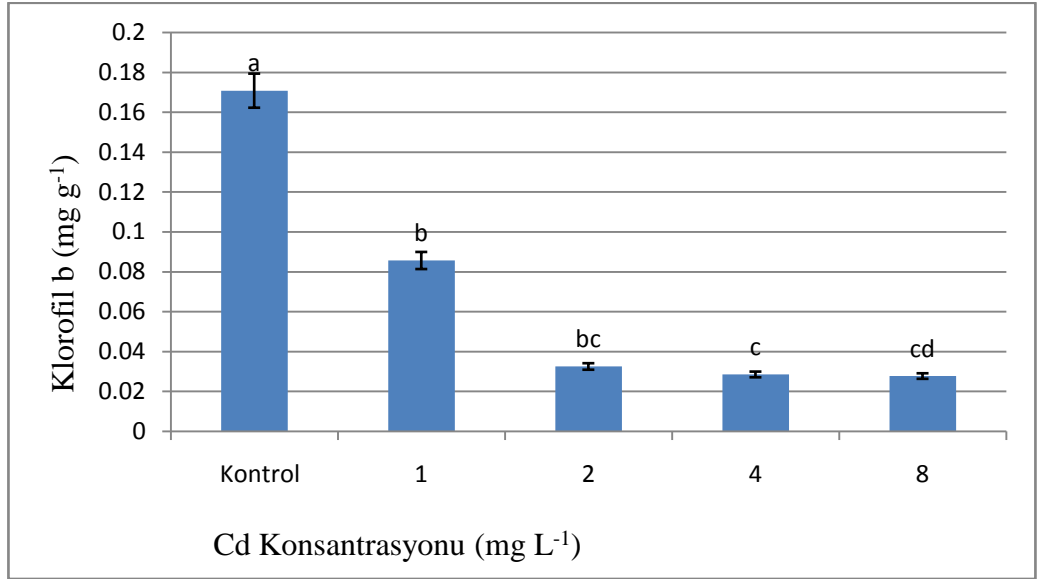
Farklı konsantrasyonlarda Cd uygulaması yapılmış *Lemna minor* örneklerindeki klorofil a miktarı şekil 4.27'de gösterilmiştir. Klorofil a miktarı uygulama gruplarında artan Cd konsantrasyonuna göre çeşitli değişiklikler göstermiştir. Artan Cd konsantrasyonu klorofil a miktarını önemli sayılabilecek oranda azaltmıştır. Konsantrasyonlara bağlı olarak klorofil a miktarları birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır (p<0,05).



Şekil 4.27. Cd (1-8 mg L⁻¹) uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki klorofil a miktarı ve standart hata değerleri (mg g⁻¹ yaş ağırlık, n=3)

4.2.3.3. Cd uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki klorofil b miktarları

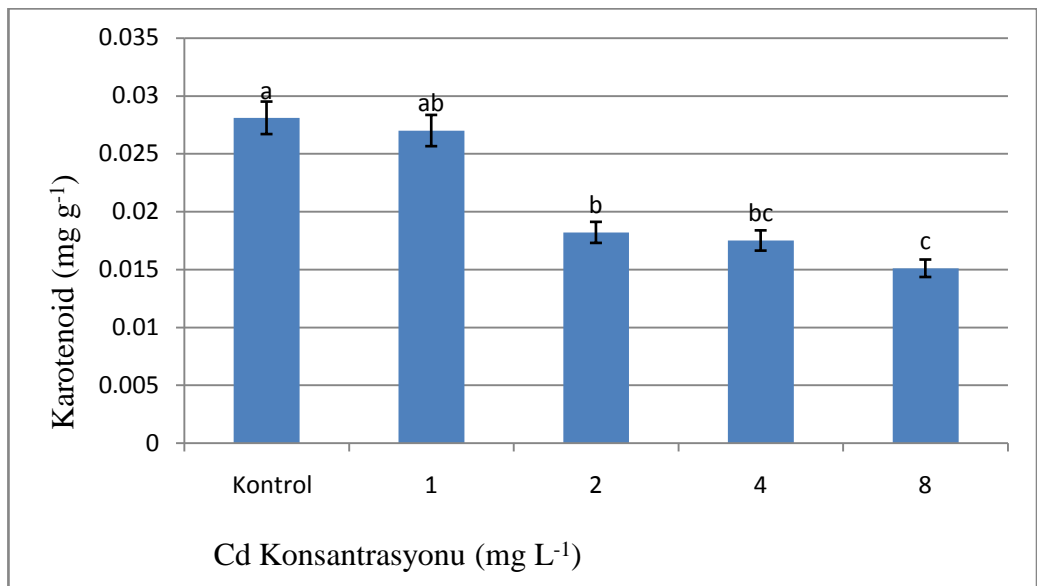
Farklı konsantrasyonlarda Cd uygulaması yapılmış *Lemna minor* örneklerindeki klorofil b miktarı şekil 4.28’de gösterilmiştir. Klorofil b miktarı uygulama gruplarında artan Cd konsantrasyonuna göre çeşitli değişiklikler göstermiştir. Artan Cd konsantrasyonu klorofil b miktarını önemli sayılabilecek oranda azaltmıştır. Konsantrasyonlara bağlı olarak klorofil b miktarları birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır ($p < 0,05$).



Şekil 4.28. Cd (1-8 mg L⁻¹) uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki klorofil b miktarı ve standart hata değerleri (mg g⁻¹ yaş ağırlık, n=3)

4.2.3.4. Cd uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki karotenoid miktarları

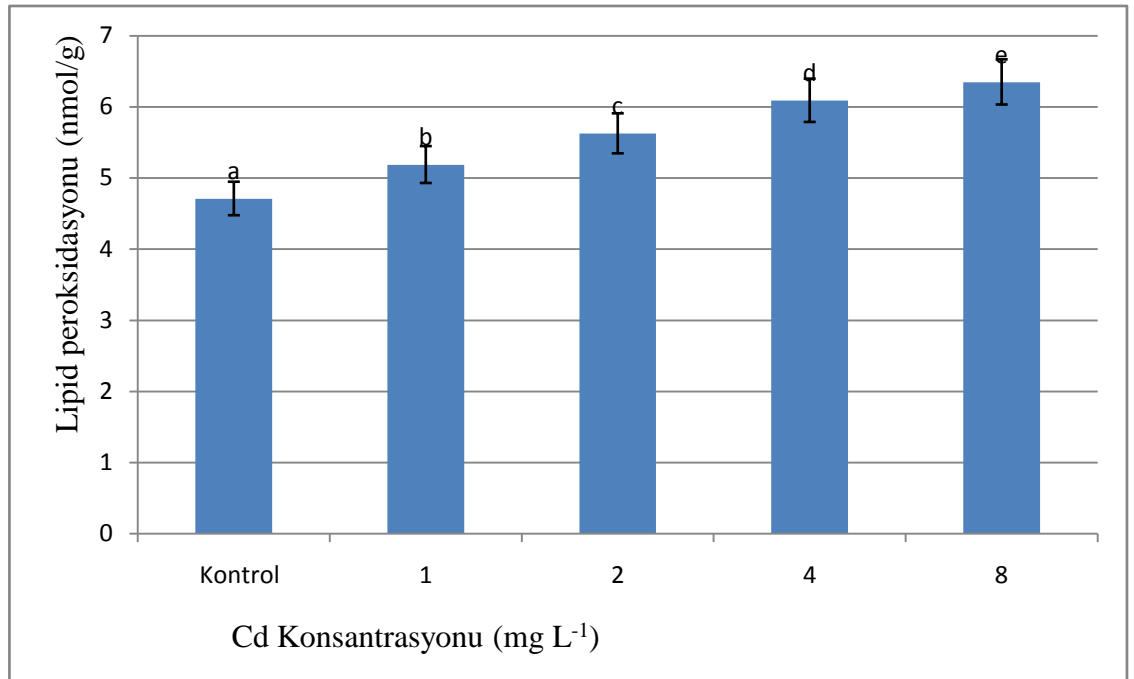
Farklı konsantrasyonlarda Cd uygulaması yapılmış *Lemna minor* örneklerindeki karotenoid miktarı şekil 4.29’da gösterilmiştir. Uygulanan kadmiyum konsantrasyonlarına bağlı olarak kadmiyum miktarı kontrole göre önemli miktarda azalma göstermiştir ($p < 0,05$). Bu azalış 8 mg Cd L⁻¹ uygulanan grupta en üst düzeyine ulaşmıştır.



Şekil 4.29. Cd (1-8 mg L⁻¹) uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki karotenoid miktarı ve standart hata değerleri (mg g⁻¹ yaş ağırlık, n=3)

4.2.3.5. Cd uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarları

Farklı konsantrasyonlarda Cd uygulaması yapılmış *Lemna minor* örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarı şekil 4.30'da gösterilmiştir. Kadmiyum stresi MDA içeriğini artırmıştır. Konsantrasyonlara bağlı olarak lipid peroksidasyonu miktarları birbirinden farklıdır ve bu fark istatistiksel açıdan anlamlıdır ($p < 0,05$).



Şekil 4.30. Cd (1-8 mg L⁻¹) uygulanmış *Lemna minor* örneklerindeki lipid peroksidasyonu miktarı ve standart hata değerleri (nmol/g yaş ağırlık, n=3)

5. BÖLÜM

SONUÇLAR ve ÖNERİLER

Bu çalışmada *Salvinia natans* (L.) All. ve *Lemna minor* L. bitkilerinde Pb, Ni, Cd ağır metallerinin göreceli büyüme oranı, klorofil ve karotenoid miktarı, lipid peroksidasyonu üzerine etkisi araştırılarak iki bitki türü arasındaki farklılıklar belirlenmiş, diğer araştırmacıların sonuçlarıyla karşılaştırılmış ve tartışılmıştır.

Sucul çevrenin ağır metaller tarafından devamlı kirletiliyor olması dünya için ciddi bir sorun oluşturmaktadır. Deri ve kâğıt sanayi gibi endüstri faaliyetleri sonucunda Cd, Zn, Cu, Hg, Cr ve Ni ağır metalleri ortama yayılırken, atık sulardan Zn, Cd, Cu, Pb ve Ni, tarımdan da Cu suların kirlenmesine sebep olmaktadır. Bu ağır metallerin de bitkiler tarafından akümüle edilmesi fizyolojik ve biyolojik değişimlere neden olarak bitkilerde strese sebep olur. Bu konu birçok araştırmacı tarafından tartışılmıştır.

Bu çalışmada ağır metalleri akümüle etme yeteneğine sahip olmaları, yüksek üreme potansiyeline sahip olmaları, kültürlerinin olması, serbest yüzer bir bitki olmaları gibi birçok özelliği bir arada bulunduran *Salvinia natans* ve *Lemna minor* su bitkileri tercih edilmiştir.

Yaptığımız deneyler sonucunda farklı ağır metal konsantrasyonlarına maruz kalan *Salvinia natans* ve *Lemna minor*'ün morfolojik ve fizyolojik değişimleri gözlemlenmiştir. Çalışmamıza benzer olarak Axtell ve arkadaşları [70] tarafından *Lemna minor* ve *Microspora*'nın kurşun ve nikel akümülyasyon yeteneği araştırılmıştır. Analiz sonuçlarına göre kurşun ve nikelin öldürücü etkisinin *Lemna minor*'de 15 mg L^{-1} , *Microspora*'da 50 mg L^{-1} , nikel içinse *Lemna minor*'de 8 mg L^{-1} olduğu tespit edilmiştir. Buna bağlı olarak *Lemna minor*'le kurşun ağır metalinin % 76'sının, *Microspora* ile % 97'sinin nikel içinse *Lemna minor*'le % 82'sinin giderildiği sonucuna varılmıştır. Yapmış olduğumuz çalışmada da; benzer bir durum gözlemlenmiştir. Hem *Salvinia natans* hem de *Lemna minor* bitkisinde kurşun ve nikel konsantrasyonu arttıkça bitki bünyesindeki kurşun ve nikel miktarında artış olduğu tespit edilmiştir. Yani

konsantrasyon arttıkça akümülyasyon da artmıştır. Yapmış olduğumuz çalışma Axtell ve arkadaşları [70] tarafından yapılan çalışmayı desteklemektedir.

Megateli ve ark. [91] *L. gibba*'da Cd, Cu ve Zn toksisitesi ve akümülyasyonunu incelemişlerdir. Zn ve Cu ağır metallerde akümülyasyon ilk iki gün % 60 gibi hızlı bir değerdeyken bu değer son günlerde % 10-20 oranına düşmüştür. Cd ağır metalinde ise son günlerde bu değer % 90'a ulaşmıştır. 10 günlük deney sonunda elde edilen bulgular değerlendirildiğinde *L. gibba*'nın Zn % 100, Cd % 90 ve Cd %77 oranında akümüle ettiği belirtilmiştir [91]. Çalışmamızda her iki bitki türü için 7 günlük periyot süresince Cd, Pb ve Ni konsantrasyonu arttıkça bitkinin ağır metal akümülyasyonu artmıştır. Sonuçlarımız Megateli ve ark.'ın [91] yaptığı bu tespiti doğrulamaktadır.

Rahmani ve Sternberg [92] *L. minor*'de kurşun akümülyasyonunu incelemişlerdir. 21 günlük süre sonunda 5 mg L⁻¹'lik kurşun konsantrasyonunda % 85-90 oranında kurşun akümülyasyonunun olduğu belirtilmiştir. Yaptığımız çalışmada da 7 günlük süre boyunca her iki bitki türü artan dozlarda 5-50 mg L⁻¹'lik kurşun konsantrasyonuna maruz bırakılmıştır. Sonuçlar değerlendirildiğinde kurşun akümülyasyonu arttıkça bitkide belirlenen kurşun miktarının da giderek arttığı gözlemlenmiştir.

Appenroth ve ark. [93] *L. minor* ve *S. polyrrhiza*'da Ni'nin bitkilerin biyomonitör ve bitkisel giderim amacıyla kullanımını araştırmışlardır. Yapılan araştırma sonuçlarına göre Ni toksisitesi *S. polyrrhiza*'da 3,7 µM, *L. minor*'de 6,6 µM olduğu belirlenmiştir. Sonuçlardan da anlaşılacağı gibi *S. polyrrhiza* Ni'e karşı daha hassastır. Çalışmamız da ise *Salvinia natans* ve *Lemna minor*'de Ni'nin bitkilerde sırasıyla 26298 ve 42363 µg g⁻¹ Ni akümülyasyonu olduğu, Ni konsantrasyonu arttıkça her iki bitkide de akümülyasyon miktarının arttığı gözlenmiştir.

Hou ve ark [94] Cd ve Cu'nun *L. minor*'de toksik etkilerini incelemişler, sonuçta Cd, Cu'dan daha toksik bulunmuş ve *L. minor*'ün düşük düzeyde Cd ve Cu kirliliği olan sucul alanlarda bitkisel giderim için uygun olduğu belirtilmiştir.

Yapılan bir diğer araştırmada kurşun ve kadmiyum içeren sularda *Lemna minor* L.'nin büyüme hızı ve metal akümülyasyonu incelenmiştir. Bunun için bitki kültür ortamına her

bir test kabında eşit olmak üzere canlı ve sağlıklı 40 frond aşlanmıştır. Bitkilerin 168h'lik test periyodu süresince büyüme hızlarındaki değişim tespit edilmiştir. Frond sayısının zamana bağlı değişimine dayanarak büyüme hız kinetiğinin 1.derece reaksiyon kinetiğine uyduğu kanıtlanmıştır. Aynı zamanda Pb ve Cd iyonlarını içeren kültür ortamında bitkinin Pb ve Cd iyonlarını maksimum akümülyasyon potansiyelini saptamışlardır. Yapmış olduğumuz araştırmada da Pb ve Cd metallerinin konsantrasyonu arttıkça bitkilerin bünyesindeki metallerinde arttığı sonucuna varılmıştır [95].

Naumann ve ark. [78] *L. minor*'de on ağır metalin büyüme oranına etkisi incelemişlerdir. Ağır metallerin bitkiye toksik etkileri sırasıyla $Ag^+ > Cd^{2+} > Hg^{2+} > Tl^+ > Cu^{2+} > Ni^{2+} > Zn^{2+} > Co^{2+} > Cr(VI) > As(III) > As(V)$ şeklinde belirlenmiştir. Çalışmamızda, *L. minor*'de Cd konsantrasyonunda Cd konsantrasyonu 1 mg L⁻¹'den 8 mg L⁻¹'e doğru yükseldikçe büyüme oranında sırasıyla (-0,0012)-(-0,0486) düzeyinde belirgin bir düşüşün olduğu ve Cd konsantrasyonu arttıkça büyüme oranının azaldığı belirlenmiştir. *Salvinia natans*'ta ise Cd uygulamalarında Cd konsantrasyonu 1 mg L⁻¹'den 8 mg L⁻¹'e doğru yükseldikçe büyüme oranında sırasıyla (-0,0082)-(-0,0886) düzeyinde belirgin bir düşüşün olduğu ve Cd konsantrasyonu arttıkça büyüme oranının azaldığı *Salvinia natans*'ın bu durumdan daha çok etkilendiği sonucuna varılmıştır.

Drost ve ark. [96] laboratuvar ortamında farklı konsantrasyonlarda Zn, Cu, Ni ve Cd ekleyerek *L. minor* su bitkisinin biyokonsantrasyon faktörü (BCF) ve göreceli büyüme oranını (RGR) incelemişlerdir. Yapılan deney sonucunda Ni ve Zn için düşük toksisite, Cd ve Cu için yüksek toksisite belirlenmiştir. Biyokonsantrasyon miktarı ise en çok Cd' de gözlenmiştir [96]. Çalışmamızda ise *L. minor*'e Cd ve Ni elementlerinin toksisitesine bakıldığında Cd ve Ni için 1 mg L⁻¹ den sonra göreceli büyüme oranının negatif değere düştüğü gözlenmiştir.

Leblebici ve Aksoy [97] *Lemna trisulca* L.'ye farklı konsantrasyonlarda Ni (1, 5, 10, 20 mg L⁻¹) uygulamış ve 1, 3, 5 ve 7. günlerdeki bitkinin RGR'sini tespit etmişlerdir. Sonuçlara göre ağır metal konsantrasyonu arttıkça bitkinin ağır metal akümülyasyonunun da arttığını tespit etmişlerdir. Ayrıca RGR'nin ağır metal konsantrasyonu ile ters ilişki olduğu sonucuna varmıştır. Yani ağır metal konsantrasyonu arttıkça RGR'nin azaldığını

belirtmiştir. Araştırma sonuçları yapmış olduğumuz çalışmayı desteklemektedir. Yani artan Ni stresi altında hem *Salvinia natans*'ta hem de *Lemna minor*'de ağır metal akümülyasyonunu artırırken büyüme oranı üzerinde de olumsuz etki yapmıştır. İki bitkiyi kıyaslayacak olursak *Salvinia natans* bu durumdan daha çok etkilenmiştir. Çalışmamız Leblebici ve Aksoy [97]'un yaptığı araştırmayla uyum göstermektedir [97].

Uysal ve Taner'in [80] yapmış olduğu bir çalışmada 0.005-20.5 ppm dozundaki kadmiyum iyonunun *Lemna minor*'ün büyüme hızına olan etkisini araştırmıştır. Araştırma sonuçlarına göre Cd iyonunun *Lemna minor* için toksik etki gösterdiği ve bitki büyüme hızını düşürdüğü sonucuna varmıştır. Yapmış olduğumuz çalışma sonuçları da bu bulguları desteklemektedir. 1-8 mg L⁻¹ dozunda kullandığımız Cd iyonları her iki bitki türünde toksik etki yaparak bitkilerin büyüme hızı üzerinde olumsuz etki oluşturmuştur. *Salvinia natans* bitkisi bu olumsuzluktan daha çok etkilenmiştir.

Yapılan bir çalışmada 50 µM kadmiyum uygulanan domates yaprak ve köklerinin nitrat içeriği kontrol bitkilerine göre % 24 ve % 62 oranında daha düşük bulunurken, toplam amino asit miktarının arttığı belirlenmiştir [98]. Bir başka çalışmada ise buğday fidelerinin yetiştirildiği ortama kadmiyum ilave edilmesinin bitkilerin potasyum ve nitrat alımını azalttığı ve sürgün gelişimini engellediği belirlenmiştir [99].

Yapılan bir araştırmaya göre fasulye fidelerinin kök, gövde ve yaprak büyümesi üzerine civa (HgCl₂) ve kadmiyum (CdCl₂.H₂O)'un etkileri araştırılmıştır. Bir haftalık fasulye fideleri 10 gün boyunca Hoagland solüsyonuyla hazırlanmış farklı konsantrasyonlardaki ağır metal tuzu çözeltilerine maruz bırakılmıştır. Kadmiyum ve civa stresine kök büyümesinin daha duyarlı olduğu, bunu gövde ve yaprak büyümesinin takip ettiği görülmüştür. Bu iki ağır metalden civanın kadmiyuma göre daha toksik olduğu belirlenmiştir. Sonuçlar istatik açıdan p<0.05 ve p<0.01 düzeylerinde önemli bulunmuştur [100].

Appenroth ve ark. [93] *S. polyrhiza* ve *L. minor* ile yaptıkları çalışmada Ni'nin tilakoid sistemi oldukça etkilediğini, fotosentetik pigmentlerden kl a ve b miktarında azalış gözlenirken, karotenoid miktarında fazla değişikliğin olmadığını belirtmişlerdir [93].

Ni'in toksik etkisinin reaktif oksijen türlerini değiştirdiği belirlenmiştir [101]. Çalışmamızda, 7 günlük periyot süresince her iki bitki türü içinde Ni stresi altında klorofil a, b ve karotenoid miktarında azalmalar meydana geldiği bu olumsuzluktan *Salvinia natans*'ın daha çok etkilendiği tespit edilmiştir.

Uysal ve Taner [80] *L. minor*'de 24 saat boyunca Cd ile muamele sonucunda, görsel olarak nekrozis ve klorozisler gzlelenmişlerdir. Yaptığımız çalışmada da *L. minor*'de, kadmiyum konsantrasyonu 1'den 8 mg L⁻¹'e doğru yükseldikçe nekrozis ve klorozis oranının arttığı gözlenmiştir. Ayrıca Cd stresi altında Cd konsantrasyonu 1- 8 mg L⁻¹'e doğru yükseldikçe klorofil a (0,1418-0,1206 mg g⁻¹) miktarında da bir düşüş gözlenmiştir. Kadmiyum konsantrasyonu arttıķa pigment miktarının azaldığı tespit edilmiştir. Aynı durum *Salvinia natans* su bitkisinde de gzlelenmiştir. Kadmiyum konsantrasyonu 1'den 8 mg L⁻¹'e doğru yükseldikçe nekrozis ve klorozis oranının arttığı gözlenmiştir. Ayrıca Cd stresi altında Cd konsantrasyonu 1-8 mg L⁻¹'e doğru yükseldikçe klorofil a (0,4978-0,3824 mg g⁻¹) miktarında da bir düşüş gözlenmiştir. Kadmiyum konsantrasyonu arttıķa pigment miktarının azaldığı tespit edilmiştir. Çalışmamızdan elde ettiğimiz bulgular Uysal ve Taner [80] 'in tespitini doğrulamaktadır.

Prasad ve ark. [77], bir su bitkisi olan *Lemna trisulca*'da artan Cd (10 µM'a kadar) ve Cu (50 µM'a kadar) derişimlerinin etkisinde meydana gelen çeşitli fizyolojik yanıtları incelemişlerdir. *L. trisulca*, Cd'nin artan konsantrasyonlarına karşı fotosentetik pigment konsantrasyonlarında önemli değişiklik olmadan tolere ederken 25 ve 50 µM Cu konsantrasyonlarında bitkide pigment degradasyonu gözlenmiştir. Cd'nin esas etkilediği prosesler, toplam gaz değişimi ve net fotosentez iken Cu klorofil a ve karotenoid konsantrasyonunun düşmesine ve PSII'nin bozulmasına bağlı olarak toplam gaz değişimi ve net fotosentezi inhibe etmiştir. Cd etkisinde 7 ve 8 kDa ağırlığında iki polipeptit sentezi gözlenmişken Cu etkisinde herhangi bir ekstra protein sentezi gözlenmemiştir.

Yapılan bir araştırmada Mn ve Ni ağır metallerinin *Lemna gibba* L. bitkisinde akümülasyonu ve fizyolojik olaylar üzerine etkisi araştırılmıştır. Çalışma sonucuna göre Mn ve Ni konsantrasyonu artışına paralel olarak bitki dokularındaki birikimin de artış

gösterdiği tespit edilmiştir. Ayrıca Ni uygulamasının toplam klorofil ve karotenoid miktarlarında Mn'den daha belirgin olarak azalmaya neden olduğu belirlenmiştir. Yapmış olduğumuz çalışmada da benzer bir durum gözlemlenmiştir. Her iki bitki içinde Ni stresi altında akümülyasyonun arttığı belirlenmiştir. Ayrıca artan Ni stresi toplam klorofil ve karotenoid miktarında önemli azalmaya sebep olmuştur. Çalışmamız yapılan araştırmayı desteklemektedir [102].

Pandey ve Sharma [103] aşırı Ni' nin (500 µM) klorofil içeriğini azalttığını rapor etmişlerdir [103]. Yapmış olduğumuz çalışmada bu durum açık bir şekilde görülmektedir.

Kadmiyum toksisitesinin çeltik bitkisinin büyüme oranı ve antioksidan enzim aktivitesi üzerine etkilerinin araştırıldığı bir çalışmada Cd miktarı arttıkça bitki ağırlığının, süperoksit dismutaz, katalaz ve peroksidaz enzimlerinin aktivitesinin azaldığı, malondialdehit içeriğinin arttığı saptanmıştır [82]. Çalışmamızda her iki bitkide de Cd miktarı arttıkça malondialdehit içeriğinin arttığı gözlemlenmiştir. Yapılan çalışma bizim çalışmamızı da desteklemiştir.

Kadmiyumun bezelye bitkisinin fizyolojik parametreleri ve antioksidatif enzimler üzerine etkilerinin araştırıldığı bir başka çalışma da 50 µM Cd'nin yapraklardaki terleme, fotosentez oranı ve klorofil sentezini az artırdığı bildirilmektedir [104]. Çalışmamızda her iki bitki türü için de artan Cd stresi altında kl a, kl b ve karotenoid miktarının azaldığı tespit edilmiştir.

Phaseolus vulgaris L. fideleri farklı konsantrasyonlarda kurşun ve civa ağır metallerine maruz bırakıldığında total klorofil miktarının azaldığı ve bu azalmanın enzimlerin inaktive olması ile ilişkili olmasından dolayı olduğu rapor edilmiştir [105]. Yaptığımız çalışmada da her iki bitki grubu için kurşun konsantrasyonu 5'den 50 mg L⁻¹'e doğru yükseldikçe toplam klorofil miktarında bir düşüş gözlenmiştir. Kurşun konsantrasyonu arttıkça pigment miktarının azaldığı tespit edilmiştir. Araştırmamız bu azalmanın enzimlerin inaktive olmasıyla ilişkili olabileceği sonucunu doğrulamaktadır.

Toksik düzeyde Cd klorofil biyosentezinde görev yapan protoklorofil redüktaz ile aminolevulinik asit sentezini engelleyerek klorofil sentezinin azalmasına neden olmaktadır [106].

Yu ve arkadaşları [81] tarafından yapılmış olan bir çalışmada artan Cd uygulamalarının klorofil a, klorofil b, ve klorofil a+b içeriklerinde azalmaya yol açtıklarını belirtmişlerdir. Özellikle bu durum 20 mg kg⁻¹'den yüksek Cd uygulamalarında önemli düzeyde etkili olduğunu rapor etmiştir. Çalışma alanlarından elde etmiş olduğumuz verilerde bu tespiti doğrulamaktadır. Her iki bitki türü de 8 mg g⁻¹ Cd stresinden oldukça fazla etkilemiş olup bu durum *Salvinia natans*'ı daha fazla etkilediği belirlenmiştir.

Fasulye bitkisine 0.1, 0.3 ve 0.5 mM dozlarında Ni uygulanan bir çalışmada bitkinin klorofil a, klorofil b, karotenoidler, total pigment I ve total pigment II miktarının azaldığı belirlenmiştir. 0.1 mM Ni uygulanan fidelerin yapraklarındaki klorofil a, klorofil b, total pigment I ve II miktarları kontrol fidelerine göre sırasıyla % 27.8, % 19.3, % 18.9 ve % 22.4 oranlarında; 0.5 mM Ni dozunda ise, % 35.1, % 26.4, % 25.2, % 29.4 oranlarında azalmıştır [106].

Kafadar ve Saygıdeğer [107] Gaziantep'te tarımsal sulamada kullanılan atık sularda yetişen *Lycopersicon esculentum* L., *Capsicum annuum* L., *Solanum melongena*, *Zea mays* L. bitkilerinin fotosentetik pigment miktarındaki değişimleri incelemiştir. İncelemeler sonucunda bitkiler tarafından topraktan alınan kadmiyum ve kurşun iyonlarının kl a, kl b, toplam klorofil miktarı ve karotenoidlerin miktarında p<0.05 düzeyinde azalmaya neden olduğunu tespit etmişlerdir. Çalışmamızda her iki bitki içinde artan ağır metal konsantrasyonu fotosentetik pigment miktarında önemli derecede azalmalara neden olduğu saptanmıştır [107].

Kadmiyum, bitki bünyesinde azot ve karbonhidrat metabolizmalarını değiştirmesi nedeniyle birçok fizyolojik değişikliğe neden olmaktadır. Proteinlerin –SH gruplarındaki enzimleri inaktive etmekte, fotosentezi engellemekte, stomaların kapanmasına, transpirasyon ile su kaybının azalmasına ve klorofil biyosentezinin bozulmasına neden olmaktadır [108]. Aşırı kadmiyum dozlarının klorofil biyosentezini bozmasının en önemli nedeni klorofil biyosentezinde görev yapan protoklorofil

redüktaz aminolevulinik asit sentezini engellemesidir. Ayrıca ağır metallerin serbest radikal oluşumuna yol açtığı ve bu yolla tilakoid membran lipidlerinin oksidatif yıkımına neden olduğu, bu gibi durumlarda ise klorofil yıkımının arttığı ve sentezinin engellendiği bilinmektedir [106].

Tütün bitkisinde yapılan bir çalışmada toprak kadmiyum konsantrasyonundaki artış ile birlikte fotosentetik hız ve yaprak klorofil içeriğindeki azalmalar kaydedilmiş, kadmiyum fotosistem II'nin fotokimyasal aktivitesini inhibe etmiş, fakat fotosistem I üzerinde herhangi bir etkisi belirlenememiştir [109].

Cu-Ni içeren topraklarda yetişen *Empetrum nigrum*'un klorofil miktarı kontrol bitkilerine göre azalma göstermiştir [110]. Çalışmamızda da aynı durum gözlenmiştir. Farklı dozlardaki Ni konsantrasyonunun her iki bitki türünde de kontrol grubuna göre klorofil miktarını azalttığı gözlemlenmiştir. *Lemna minor* için Ni konsantrasyonu klorofil a için kontrol grubunda 0,2218 mg g⁻¹ iken 20 mg L⁻¹ dozunda 0,1399 mg g⁻¹ , klorofil b için kontrol grubunda 0,1592 mg g⁻¹ iken 20 mg L⁻¹ dozunda 0,0908 mg g⁻¹ gibi önemli bir düşüş gözlenmiştir. *Salvinia natans* bitkisinde ise Ni konsantrasyonu klorofil a için kontrol grubunda 0,2190 mg g⁻¹ iken 20 mg L⁻¹ dozunda 0,1434 mg g⁻¹ , klorofil b için kontrol grubunda 0,1208 mg g⁻¹ iken 20 mg L⁻¹ dozunda 0,0720 mg g⁻¹ gibi önemli bir düşüş gözlenmiştir. Verilerden de anlaşılacağı gibi artan konsantrasyon klorofil miktarını olumsuz etkilemiş olup *Salvinia natans* bu durumdan daha fazla etkilenen bitki olmuştur.

Brassica oleracea bitkisine nikel uygulandığında klorofil a ve b'nin miktarında bir azalma olduğu, bunun sonucunda yapraklarda nekrozis ve klorozisin meydana geldiği bildirilmiştir. Ayrıca nikelin hem genç hem de yaşlı yapraklardaki kloroplastların yapısal organizasyonunu değiştirdiği, grana ve stroma tilakoidlerinin sayısının azalttığı, kloroplastlarının şekil ve boyutunun değişmesine neden olduğu tespit edilmiştir [111].

Dhir ve ark. [112] hidrofitlerden *Ceratophyllum*, *Wolffia* ve *Hydrilla* ile mezofitlerden *Brassica juncea*, *Vigna radiata* ve *Triticum aestivum*'u Cd etkisinde bırakarak bu bitkilerdeki metal stresini lipid peroksidasyonuna ve prolin akümülyasyonlarına göre değerlendirmişlerdir. Sucul makrofitlerin hiçbiri Cd stresine karşı prolin akümülyasyonu

göstermemiştir. Mezofitler ise metal stresine bağlı olarak dokularında artan Cd derişimiyle birlikte önemli miktarda prolin biriktirmişlerdir. Cd stresi altındaki hidrofitterde meydana gelen lipid peroksidasyonu düşük bulunmuştur. Bunların aksine Cd stresi altındaki mezofitterde lipid peroksidasyonunda önemli artışlar olmuştur. Her iki bitki grubunun klorofil a ve klorofil b miktarları da Cd etkisinde azalmıştır. Benzer bir durum çalışmamızda da gözlemlenmiştir. Artan Cd konsantrasyonu klorofil a ve klorofil b miktarını azaltırken lipid peroksidasyonu miktarını artırmış, bitkiler bu durumdan olumsuz etkilenmiştir. Çalışmamız Dhir ve ark. [112]'in yapmış olduğu çalışmayla uyumlu.

Dong ve ark. [113], domates fidelerinden kadmiyumun antioksidan enzimler ve lipid peroksidasyonu üzerine etkisini araştırmışlar. Kadmiyum toksisitesinin, oksidatif strese sebep olduğu belirtilmiştir. Araştırma sonucunda artan Cd konsantrasyonlarına bağlı olarak peroksidaz aktivitesinin hem köklerde hem yapraklarda arttığı gözlemlenmiştir. Ağır metallerin oksidatif strese sebep olduğu MDA konsantrasyonu da gösterilebilmektedir. Cd toksisitesinin lipid peroksidasyonunu artırdığı saptanmıştır. Ağır metaller doğrudan ya da aktif oksijen türlerini üreterek dolaylı yoldan moleküler zarara neden olabilirler. O_2^- artışı yağ asitlerini toksik lipid peroksidazlara dönüştüren hidroperoksil radikallerini üretir ve böylece biyolojik membrana zarar verir [113]. Çalışmamızda *Salvinia natans* için MDA miktarı kontrol grubunda 4,6838 nmol/g 8 mg L⁻¹ Cd konsantrasyonunda ise 6,1935 nmol/g olarak gözlemlenmiştir. Aynı durum *Lemna minor* için MDA miktarı kontrol grubunda 4,7096 nmol/g 8 mg L⁻¹ Cd konsantrasyonunda ise 6,3483 nmol/g olarak gözlemlenmiştir. Bu çalışma bizim çalışmamızı desteklemiştir.

Çalışmamızdan elde ettiğimiz sonuçlara göre;

- Ağır metallerin yüksek konsantrasyonlarının bitkilerin (*Salvinia natans*, *Lemna minor*) büyümesine; fotosentetik pigment miktarlarına ve lipid peroksidasyonu üzerine olumsuz yönde etki ettiği, bitkilerde strese sebep olduğu,
- Ağır metallerin bitkiler (*Salvinia natans*, *Lemna minor*) tarafından alınımının ve bu bitkiler üzerinde oluşturduğu etkinin bitkiden bitkiye farklılık gösterdiği,

- Ağır metallerin bitkiler (*Salvinia natans*, *Lemna minor*) üzerindeki etkisinin metalden metale farklılık gösterdiği, (mesela kadmiyum, kurşun ve nikle göre daha toksik etki göstermiştir.)
- Ağır metalleri bünyelerinde tutabilme özelliğine sahip oldukları için bu bitkilerin (*Salvinia natans*, *Lemna minor*) iyi bir biyolojik indikatör oldukları,
- Ağır metallerle kirlenmiş alanlarda *Salvinia natans*, *Lemna minor* bitkilerinin bitkisel arıtım (fitoremediasyon) amaçlı kullanılabileceği sonucuna varılmıştır.

KAYNAKLAR

1. Wong, P. K., Kwok, S. C., “Accumulation of nickel ion (Ni^{+2}) by immobilized cells of *Enterobacter* species”, *Biotechnology Letters*, 14 (7), 629-634, 1992.
2. Gadd, G. M., Griffiths A. J., “Micro organisms and heavy metal toxicity”, *Microbial Ecology*, 4, 303-317, 1978.
3. Ting, Y. P., Lawson, F., Prince, L. G., “Uptake of cadmium and zinc by the alga *Chlorella vulgaris*: II Multi-ion situation”, *Biotechnology and Bioengineering*, 37, 445-455, 1991.
4. Pahlsson, A. M. B., “Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants” *Water, Air, Soil Pollution*, 47, 287-319, 1989.
5. Haktanır, K., Arcak, S., “Çevre Kirliliği”, *Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayınları*, s. 457, Ankara, 1998.
6. Gür, N., ve ark., “Ağır metal iyonlarının (Cu^{+2} , Pb^{+2} , Hg^{+2} , Cd^{+2}) *Clivia* sp. bitkisi polenlerinin çimlenmesi ve tüp büyümesi üzerine etkileri”, *Fen Edebiyat Fakültesi Fen ve Matematik Bilimleri Dergisi*, 16 (2), 177-182, 2004.
7. Dönmez, A. E., ve ark., “FMC ve malahat yeşili sağaltım dozlarının *Oreochromis niloticus*'un bazı kan parametrelerinde meydana getirdiği değişimler”, *Su Ürünleri Dergisi*, 23, 61-64, 2006.
8. Schreck, C. B., Contreras-Sanchez W., Fitzpatrick, M.S., “Effects of stress on fish reproduction, gamete quality and progeny”, *Aquaculture*, 197 (1-4), 3-24, 2001.
9. İnternet: TMMOB Metalurji Mühendisleri Odası “Metallerin Çevresel Etkileri”, http://www.metalurji.org.tr/dergi/dergi136/d136_4753.pdf.
10. İnternet: Cumhuriyet Üniversitesi, “Adana İçme Suyundaki Ağır Metal Kirliliğinin Belirlenmesi”, <http://jeoloji.cu.edu.tr/jeoders/sites/jeoloji.cu.edu.tr/jeoders/files/jeokimyasunum.pdf>.
11. Goyer, R. A., “Caserett and Doull’s Toxicology”, Toxic effects of metals, The Basic Science of Poisons, Okcu, M., Tozlu, E., Kumlay, A. M., Pehlivan, M., *Pergamon Press*, New York, s. 1032, 2009.
12. Schmidt, J. P., “Understanding phytotoxicity threshold for trace elements in land applied sewage sludge”, *Journal of Environmental Quality*, 26, 4-10, 1997.
13. Korentajar, L., “A review of the agricultural use of sewage sludge, benefits and potential hazards”, *Water SA*, 17 (3), 189-196, 1991.

14. *European Commission DG ENV.*, “Heavy Metals in Waste”, *E3 Project ENV.E.3/ETU/2000/0058*, Danimarka, 2002.
15. Vural, N., “Toksikoloji”, *Ankara Üniversitesi Eczacılık Fakültesi Yayınları*, s. 1-20, Ankara, 2005.
16. Saygıdeğer, S., “*Lycopersicum esculentum* L. bitkisinin çimlenmesi ve gelişimi üzerine kurşunun etkileri”, *II. Ulusal Ekoloji ve Çevre Kongresi*, s. 588-597, Ankara, 1995.
17. Kalinowska, A., “Lead Concentration in the slug *Arion rufus* from sites at the different distances from a tourist road”, *Ecological Bulletins*, 36, 46, 1984.
18. Mark, K. F., Hendershot, H., “Trace metals in montreal urban soils and the leaves of *Taraxacum officinale*”, *Canadian Journal of Soil Science*, 79, 385-387, 1997.
19. Aksoy, A., “Kayseri-Kırşehir karayolu kenarında yetişen bitkilerde ağır metal kirlenmesi”, *II. Ulusal Ekoloji ve Çevre Kongresi*, s. 1-8, Kayseri, 1995.
20. De Jonghe, W. R. A., Adams, F. C., “Biogeochemical cycling of organic lead compounds”, *Ecotoxicology*, 561-593, 1982.
21. Servant, J., “Airborne lead in the environment in France”, Çavuşoğlu, K., s. 595-619, France, 1982.
22. Dürüst, N., ve ark., “Heavy metal contents of *Pinus radiata* trees of İzmit (Turkey)”, *Asian Journal of Chemistry*, 16 (2), 1129-1134, 2004.
23. Sharma, P., Dubey, R. S., “Lead toxicity in plants”, *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 17 (1), 35-52, 2005.
24. Kaçar, B., Katkat, A.V., “Bitki Besleme”, *Nobel Yayınları*, Ankara, 2006.
25. Özbek, H., ve ark., “Toprak Bilimi”, *Çukurova Üniversitesi Ziraat Fakültesi Genel Yayını*, Adana, 1995.
26. Mishra, D., Kar, M., “Nickel in plant growth and metabolism”, *Botanical Review*, 40, 395-452, 1974.
27. Marschner, H., “Mineral nutrition of higher plants”, *Academic Press*, London, 1995.
28. Krogmeier, M. J., et al., “Effect of nickel deficiency in soybeans on the phototoxicity of foliar applied urea”, *Plant and Soil*, 135, 283-286, 1991.
29. Haktanır, K., “Çevre Kirliliği”, *Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Ders Notu*, s. 140, 1987.

30. Gouia, H., Gorbil, M. H., Meyer, C., "Effects of cadmium on activity of nitrate reductase and on other enzymes of the nitrate assimilation pathway in bean", *Plant Physiology*, 38, 629-638, 2000.
31. Salt, D., et al., "Mechanisms of cadmium mobility and accumulation in Indian mustard", *Plant Physiology*, 109, 1427-1433, 1995.
32. Dunand, V. F., et al., "Effects of copper on growth and on photosynthesis of mature and expanding leaves in cucumber plants", *Plant Science*, 163, 53-58, 2002.
33. Bobak, M., "Ultrastructure changes of the nucleus and its components in meristematic root cells of the horse-bean after zinc intoxication", *Plant Physiology*, 15, 31-36, 1985.
34. Bekiaroglou, P., Karataglis, S., "The effect of lead and zinc on *Mentha spicata*", *Journal of Agronomy Crop Science*, 188 (3), 201-205, 2002.
35. Khurana, N., Chatterjee, C., "Influence of variable zinc on yield, oil content and physiology of sunflower", *Communications Soil Science and Plant Analysis*, 32, 3023-3030, 2001.
36. Kimbrough, D. E., et al., "A Critical Assessment of Chromium in the Environment", *Critical Reviews in Environmental Science Technology*, 29, 1-46, 1999.
37. Jain, R., Srivastava, S., Madan, V. K., "Influence of chromium on growth and cell division of sugarcane", *Indian Journal of Plant Physiology*, 5, 228-31, 2000.
38. Lichtenthaler, H. K., "The stress concept in plants: An introduction, Ann", *New York Academy of Sciences*, 851, 187-198, 1998.
39. Kadioğlu, A., "Bitki Fizyolojisi", *Eser Ofset*, s. 377, Trabzon, 1999.
40. Gürel, A., Avcioğlu, R., "Bitkilerde Strese Dayanıklılık Fizyolojisi", Bitki Biyoteknolojisi, Genetik Mühendisliği ve Uygulamaları, *Ankara Üniversitesi Yayınevi*, Konya, s. 288-289, 2001.
41. Harrison, R. M., Chirgawi, M. B., "The assessment of air and soil as contributors of some trace metals to vegetable plants I. Use of a filtered air growth cabinet", *Science of the Total Environment*, 83, 13-34, 1989.
42. Lindberg, S., et al., "Atmosphere-surface exchange of mercury in a forest; results of modeling and gradient approaches", *Journal of Geophysical Research*, 97, 2519-2528, 1992.

43. Godzik, B., "Heavy metals content in plants from zinc dumps and reference area", *Poish. Botanical Studies*, 5, 113-132, 1993.
44. Wang, C.X., et al., "The transportation, time - dependent distribution of heavy metals in paddy crops", *Chemosphere*, 50, 717-723, 2003.
45. Kaçar, B., Katkat, A. V., Öztürk, Ş., "Bitki Fizyolojisi", *Uludağ Üniversitesi Güçlendirme Vakfı Yayını*, Bursa, 2002.
46. Seregin, I. V. A. N., Ivanov, V. B., "Histochemical investigation of cadmium and lead distribution in plants", *Fiziol Rast*, 44, 915-921, 1997.
47. Tester, M., Leigh, R. A., "Partitioning of nutrient transport processes in roots", *Journal Experimental Botany*, 52, 445-457, 2001.
48. Williams, L. E., Pittman, J. K., Hall, J. L., "Emerging mechanisms for heavy metal transport in plants", *Biochimica et Biophysica Acta*, 1465, 104-126, 2000.
49. Guerinot, M. L., "The ZIP family of metal transporters", *Biochimica Et Biophysica Acta*, 1465, 190-198, 2000.
50. Greger, M., "Metal availability and bioconcentration in plants, Heavy Metal Stress in Plants:from molecules to ecosystem", Prasad, M. N. V., Hagemeyer, J., *Springer-Verlag*, s. 1-27, Berlin, 1999.
51. Greger, M., Lindberg, S., "Effects of Cd^{+2} and EDTA on young sugar beets (*Beta vulgaris*), I. Cd^{+2} uptake and sugar accumulation", *Physiologia Plantarum*, 66, 69-74, 1986.
52. Jackson, P. J., et al., "Mechanisms of trace metal tolerance in plants, Environmental Injuruuy to Plants", Katterman, F., *Academic Press*, 231-258, 1990.
53. Verkleij, J. A. C., Schat, H., "Mechanisms of metal tolerance in higher plants, Heavy metal tolerance in plant: evolutionary aspects", Shaw, J., *CRC Press*, s. 179-193, 1990.
54. Krämer, U., et al., "Free histidine as a metal chelator in plants that accumulate nickel", *Nature*, 379, 635-638, 1996.
55. Sanita di Toppi, L., Gabrielli, R., "Response to cadmium in higher plants", *Environmental Experimental Botany*, 41, 105-131, 1999.
56. Prasad, M. N. V., et al., "Physiological responses of *Lemna trisulca* L. (duckweed) to cadmium and copper bioaccumuation", *Plant Science*, 161, 881-889, 2001.

57. Verma, S., Dubey, R. S., “Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activities of antioxidant enzymes in growing rice plants”, *Plant Science*, 164, 645-655, 2003.
58. Zaccihini, M., et al., “Increased antioxidative capacity in maize calli during and after oxidative stress induced by a long lead treatment”, *Plant Physiology Biochemistry*, 41, 49-54, 2003.
59. Benavides, M. P., Gallego, S. M., Tomaro, M.L., “Cadmium toxicity in plants”, *Brazilian Journal Plant Physiology*, 17 (1), 21-34, 2005.
60. Singhl, R. P., et al., “Response of higher plants to lead contaminated environment”, *Chemosphere*, 34, 2467-2493, 1997.
61. EPA (Environmental Protection Agency), 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, 2000.
62. Hossner Loeppert, R. H., Newton, R. J., Szaniszlo, P. J. and Moses Attrep, Jr., “Literature Review : Phytoaccumulation of chromium, uranium, and plutonium in plant systems”, *Amarillo National Resource Center for Plutonium*, s. 51, USA, 1998.
63. Jhee, et al., “Selective herbivory on Low-Zinc phenotypes of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* (Brassicaceae)”, *Chemoecology*, 9, 93-95, 1999.
64. Garbisu C., Alkorta, I.N., "Bioremediation: Principles and future", *Clean Technology, Environmental Toxicology and Occupational, Medicine*, 6 (4), 351-366, 1997.
65. Pivetz, B. E., “Phytoremediation of contaminated soil and ground water at hazardous waste sites”, *United States Environmental Protection Agency*, 36, 2001.
66. Ghosh, M., Singh, S., P., “A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its by products”, *Applied Ecology Environmental Research*, 3, 1-18, 2005.
67. Söğüt, Z., ve ark., “Su kalitesinin artırılmasında bitki kullanımı (yeşil ıslah-phytoremediation)”, *Çukurova Üniversitesi, Adana*, 2004.
68. Gabor, T. S., et al., “Beyond the Pipe: the Importance of Wetlands and Uplands Conservation Practises in watershed Management : Function and Values for Water Quality and Quantity”, *Ducks Unlimite*, ,s. 52, Canada, 2001.

69. Manios, T., Stentiford, E. I., Millner, P. A., “The effect of heavy metals accumulation on the chlorophyll concentration of *Typha latifolia* L. plants, growing in a substrate containing sewage sludge compost and watered with metaliferus water”, *Ecological engineering*, 20 (1), 65-74, 2003.
70. Axtell, N. R., Stenberg, P. K., Claussen K., “Lead and nickel removal using *Microspora* and *L. minor*”, *Bioresource Technology*, 89, 41-48, 2003.
71. Srivastav, R. K., et al., “Use of aquatic plants for the removal of heavy metals from wastewater”, *International Journal of Environmental Studies*, 45, 43–50, 1993.
72. Srivastav, R. K., et al., “Treatment of chromium and nickel in wastewater by using aquatic plants”, *Water Research*, 28 (7), 1631-38, 1994.
73. Ray, S., White, W., “Selected aquatic plants as indicator species for heavy metal pollution”, *Journal of Environmental Science Health Forsch*, 14, 79-82, 1976.
74. Wang, W., “Toxicity tests of aquatic pollutants by using common duckweed”, *Environmental Pollution*, 11, 1-14, 1986.
75. Zurayk, R., Sukkariah, B., Baalbaki, R., “Common hydrophytes as bioindicators of nickel, chromium and cadmium pollution”, *Water, Air and Soil Pollution*, 127, 373-388, 2001.
76. Keser, G., “*Nasturtium officinale* R. Br.’de kurşunun strese bağlı enzimlerin aktivitelerine, gelişmeye, mineral ve klorofil içeriğine etkileri”, *Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi*, s. 61-72, Adana, 2005.
77. Prasad, M. N. V., et al., “Physiological responses of *Lemna trisulca* L. (duckweed) cadmium and copper bioaccumulation”, *Plant Science*, 161, 881-889, 2001.
78. Naumann, B., Eberius, M., Appenroth, K. J., “Growth rate based dose-response relationships and EC-values of ten heavy metals using the duckweed growth inhibition test (ISO 20079) with *Lemna minor* L. clone St”, *Journal of Plant*, 164, 1656-1664, 2007.
79. Drost, W., Matzke, M., Backhaus, T., “Heavy metal toxicity to *L. minor*: studies on the time dependence of growth inhibition and the recovery after exposure”, *Chemosphere*, 67, 36-43, 2007.
80. Uysal Y., Taner, F., “The effect of cadmium ions in the growth rate of the freshwater macrophyte duckweed *Lemna minor*”, *Ekoloji*, 16, 9-15, 2007.

81. Yu, F., et al., “Effects of cadmium on enzymatic and non- enzymatic antioxidative defences of *Rice* (*Oryza sativa* L.)”, *International Journal of Phytoremediation*, 15 (6), 513-521, 2013.
82. Hassan, M. J., Shao, G., Zhang, G., “Influence of cadmium toxicity on growth and antioxidant enzyme activity in *Rice* cultivars with different grain cadmium accumulation”, *Journal of Plant Nutrition*, 28 (7), 1259-1270, 2005.
83. Leblebici, Z., “Türkiye’de yayılış gösteren Lemnaceae (Sümersimeğigiller) üyelerinde bazı ağır metallerin alınımı üzerinde nitrat, sülfat ve fosfatın etkisi”, *Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi*, s. 22-28, Kayseri, 2010.
84. Hunt, R., “ Plant growth analysis”, *Edward Arnold Limited*, s. 67, London, 1978.
85. Criado, M. N., et al., “Comparative study of the effect of the maturation process of the olive fruit on the chlorophyll and carotenoid fractions of drupes and virgin oils from Arbequina and Farga cultivars”, *Food Chemistry*, 100 (2), 748-755, 2005.
86. Witham, F. H., Blaydes, D. F., Deulin, R. M., “Experiments In Plant Physiology”, *Van Nostrand Reinhold Company*, s. 245, New York, 1971.
87. Heath, R. L., Packer, L., “Photoperoxidation in isolated chloroplast I. Kinetics and stoichiometry of fatty acid peroxidation”, *Archives of Biochemistry and Biophysics*, 25, 189-198, 1968.
88. APHA, “Standard methods for the examination of water and wastewater”, *American Public Health Association*, New York, s. 1268, 1998.
89. Duman, F., Leblebici, Z., Aksoy, A., “Bioaccumulation of nickel, copper, and cadmium by *Spirodela polyrhiza* and *Lemna gibba*”, *Journal of Freshwater Ecology*, 24, 177-179, 2009.
90. Skoog, D. A., Holler, F. J., Nieman, T. A., “Enstrümental Analiz İlkeleri”, Kılıç, E., Köseoğlu, F., Yılmaz, H., *Bilim Yayıncılık*, Ankara, 2007.
91. Megateli, S., Semsari, S., Couderchet, M., “Toxicity and removal of heavy metals (cadmium, copper, and zinc) by *Lemna gibba*”, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72, 1774-1780, 2009.
92. Rahmani, G. N. H., Sternberg, S. P. K., “Bioremoval of lead from water using *Lemna minor*”, *Bioresource Technology*, 70, 225–230, 1999.
93. Appenroth, K. J., et al., “Effects of nickel on the chloroplasts of the duckweeds *Spirodela polyrhiza* and *Lemna minor* and their possible use in biomonitoring and phytoremediation”, *Chemosphere*, 78, 216-223, 2010.

94. Hou, W., et al., "Effects of copper and cadmium on heavy metal polluted waterbody restoration by duckweed (*Lemna minor*)", *Plant Physiology and Biochemistry*, 45, 62-69, 2007.
95. Uysal, Y., Taner, F., "*Lemna minor* L.: Kurşun ve kadmiyum içeren sularda büyüme hızının zamanla değişimi ve metal akümülyasyonu", *X. Ulusal Ekoloji ve Çevre Kongresi*, s. 84, Çanakkale, 2011.
96. Drost, W., Matzke, M., Backhaus, T., "Heavy metal toxicity to *L. minor*: studies on the time dependence of growth inhibition and the recovery after exposure", *Chemosphere*, 67, 36-43, 2007.
97. Leblebici, Z., Aksoy, Ahmet., "*Lemna trisulca* L'nin (Lemnaceae) doğrusal büyüme oranı (RGR) üzerine, nikel'in etkisi", *X.Ulusal Ekoloji ve Çevre Kongresi*, s. 156, Çanakkale, 2011.
98. Chaffei, C., et al., "Cadmium toxicity induced changes in nitrogen management in *Lycopersicon esculentum* leading to a metabolic safeguard through an amino acid storage strategy", *Plant Cell Physiology*, 45 (11), 1681-1693, 2004.
99. İnternet: Batı Akdeniz Tarımsal Araştırma Enstitüsü, "Kadmiyumun çevre ve insan sağlığı üzerine etkileri", <http://www.batem.gov.tr/yayinlar/derim/2006/36-45.pdf>.
100. Zengin, F. K., Munzuroğlu, Ö., "Fasulye fidelerinin (*Phaseolus vulgaris* L.) kök, gövde ve yaprak büyümesi üzerine kadmiyum (Cd^{++}) ve civa (Hg^{++})'nın etkileri", *Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 24 (1), 64-75, 2003.
101. Bertrand, M., Poirier, I., "Photosynthetic organisms and excess of metals", *Photosynthetica*, 43, 345-353, 2005.
102. Sadık, Ç. S., Doğanlar, B. Z., Yanık, T., "Mangan ve nikel uygulaması yapılan *Lemna gibba* (Lemnaceae) bitkisinde metal alınımı ve bazı fizyolojik değişimler", *21. Ulusal Biyoloji Kongresi*, s. 528, İzmir, 2012.
103. Pandey, N., Sharma, C. P., "Effect of heavy metals Co^{+2} , Ni^{+2} and Cd^{+2} on growth and metabolism of cabbage", *Plant Science*, 163, 753-758, 2002.
104. Sandalio, L. M., et al., "Cadmium-induced changes in the growth and oxidative metabolism of pea plants", *Journal of Experimental Botany*, 52 (362), 2115-2126, 2001.
105. Prasad, D. D. K., Prasad, A. R. K., "Effect of lead and mercury on chlorophyll synthesis in mung bean seedlings", *Phytochemistry*, 26 (4), 881-888, 1987.

106. Zengin, F. K., Munzuroğlu, Ö., “Fasulye fidelerinin (*Phaseolus vulgaris* L. Strike) klorofil ve karotenoid miktarı üzerine bazı ağır metallerin (Ni^+ , Co^{+2} , Cr^{+3} , Zn^{+2}) etkileri”, *Fırat Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 17 (1), 164-172, 2005.
107. Kafadar, N. F., Saygıdeğer, D. S., “Gaziantep’te atık su ile sulanan bazı tarım bitkilerinin yapraklarının fotosentetik pigment miktarlarında kadmiyum ve kurşun birikimine bağlı olarak oluşan değişimlerinin incelenmesi”, X. *Ulusal Ekoloji ve Çevre Kongresi*, s. 398, Çanakkale, 2011.
108. Sheoran, I. S., Singal, H. R., Singh, R., “Effect of cadmium and nickel on photosynthesis and enzymes of the photosynthetic carbon reduction cycle in pigeon pea (*Cajanus cajan* L.)”, *Photosynthesis Research*, 23, 345-351, 1990.
109. Jiang, W. Z., Li, J. L., “Effects of cadmium on photosynthetic characteristics of tobacco”, *Plant Physiology Communications*, 6, 27-31, 1989.
110. Monni, S., et al., “Ecophysiological responses of *Empetrum nigrum* to heavy metal pollution”, *Environmental Pollution*, 112, 121-129, 2001.
111. Molas, J., Bran, S., “Relationship between the chemical form of nickel applied to the soil and its uptake and toxicity to Barley plants (*Hordeum vulgare* L.)” *Geoderma*, 122, 247-255, 2004.
112. Dhir, B., Sharmila, P., Saradhi, P. P., “ Hydrophytes lack potential to exhibit cadmium stress induced enhancement in lipid peroxidation and accumulation of proline”, *Aquatic Toxicology*, 66, 141-147, 2004.
113. Dong, J., Wu, F., Zhang, “G., Influence of cadmium on antioxidant capacity and four microelement concentrations in tomato seedlings (*Lycopersicon esculentum*)” *Chemosphere*, 64 (10), 1659-1666, 2006.

ÖZGEÇMİŞ

Vesile YALÇIN 1986 yılında Ankara'da doğdu. İlk ve orta öğrenimini Ankara'da tamamladı. 2002 yılında Dr. Şerafettin Tombuloğlu Lisesi'nden mezun oldu. 2004'te kazandığı Atatürk Üniversitesi Fen-Edebiyat Fakültesi Biyoloji Bölümü'nden 2008 yılında mezun oldu. 2011 yılında Nevşehir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Ana Bilim Dalında yüksek lisans eğitimine başlamış olup, öğrenimi halen devam etmektedir. Evli olup bir çocuk annesidir.