

**İKİNCİL ARITMA ÇIKIŞ SUYUNA ADAPTE EDİLEN *Lemna minor*
L. İLE *Lemna gibba* L. 'DA AĞIR METAL AKÜMÜLASYONU VE
OKSİDATİF STRES DÜZEYİNİN BELİRLENMESİ**

Yük. Müh. Şûle Yüksel TATAR

**Doktora Tezi
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Danışman: Yrd. Doç. Dr. Erdal ÖBEK**

ARALIK-2014

T.C.
FIRAT ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

İKİNCİL ARITMA ÇIKIŞ SUYUNA ADAPTE EDİLEN *Lemna minor* L. İLE
Lemna gibba L.'DA AĞIR METAL AKÜMÜLASYONU VE OKSİDATİF STRES
DÜZEYİNİN BELİRLENMESİ

DOKTORA TEZİ

Yük. Müh. Şûle Yüksel TATAR
(03112201)

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih: 30.10.2014
Tezin Savunulduğu Tarih: 03.12.2014

Tez Danışmanı: Yrd. Doç. Dr. Erdal ÖBEK (F.Ü.)

Diğer Jüri Üyeleri: Prof. Dr. Fikret KARATAŞ (F.Ü.)

Prof. Dr. Ömer MUNZUROĞLU (F.Ü.)

Doç. Dr. Mehmet Sinan BİLGİLİ (Y.T.Ü.)

Yrd. Doç. Dr. E. Işıl ARSLAN TOPAL (F.Ü.)

ARALIK-2014

ÖNSÖZ

Tez çalışmam süresince, bu tezin oluşum ve yönetim aşamalarında yardımlarını ve desteğini benden esirgemeyen ve çalışmalarım süresince bilgi, öneri, deneyim ve görüşlerini her zaman benimle paylaşan danışman hocam Yrd. Doç. Dr. Erdal ÖBEK'e,

Akademik hayatımda hep yanımda olan Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliğinin tüm öğretim elemanlarına,

Bilgi ve tecrübelerini benimle paylaşan Fırat Üniversitesi'nin saygıdeğer Öğretim Elemanlarından Prof. Dr. Nuri ORHAN, Prof. Dr. Fikret KARATAŞ ve Prof. Dr. Ökkeş YILMAZ'a ,

Yardım ve desteği ile dostluklarını her zaman hissettiğim ve hissedeceğim, varlıkları ile bana her zaman büyük güç veren Mühendislik Fakültesi Öğretim Elemanı Yrd. Doç. Dr. E. Işıl ARSLAN TOPAL ile eşi Çevre Mühendisi Dr. MURAT TOPAL'a,

Tezin İstatistik analizlerinin yapılması ve değerlendirilmesinde yardımlarını gördüğüm Fen Fakültesi İstatistik Bölümü Öğretim Elemanı Arş. Gör. Adem DOĞANER'e,

Fen Fakültesi'nde yürütülen laboratuvar çalışmalarında numunelerin hazırlanması aşamasında bilgi ve yardımları ile katkıda bulunan Sayın Mehmet ARICI'ya,

Deney düzeneğinin kurulmasında tecrübelerini benden esirgemeyen Elazığ Belediyesi Atık Su Arıtma Tesisi sorumlusu Mak. Müh. Mehmet KOÇ'a,

Elazığ'da bulunduğum süre içerisinde manen desteklerini üzerimde hep hissettiğim tüm dost ve akrabalarım,

Bana olan inançlarını kaybetmeyerek hep yanımda olan, maddi ve manevi desteklerini esirgemeyen babam Mustafa TATAR, annem Ayşe TATAR, kardeşim Sena TATAR, ablam Tuba TATAR YILDIRIM ile eşi Onur YILDIRIM'a,

Ve ayrıca hayatıma yeni manalar katan; bu yoğun süreçte bazen istemeyerek de olsa ihmal ettiğim halde gösterdiği sabır ve varlığıyla en büyük yaşam kaynağım olan canım oğlum Mehmet'e,

En içten duygularım ile sonsuz teşekkürlerimi sunuyorum.

Şûle Yüksel TATAR
ELAZIĞ-2014

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa No</u>
ÖNSÖZ	II
İÇİNDEKİLER	III
ÖZET	VI
SUMMARY	VII
ŞEKİLLER LİSTESİ	VIII
TABLOLAR LİSTESİ	X
SEMBOLLER LİSTESİ	XI
1. GİRİŞ	1
1.1. Makro ve Mikro Elementlerin Özellikleri	12
1.1.1. Fosfor (P)	12
1.1.2. Kükürt (S)	13
1.1.3. Bor (B)	13
1.1.4. Potasyum (K)	14
1.1.5. Sodyum (Na)	14
1.1.6. Kalsiyum (Ca)	14
1.1.7. Magnezyum (Mg)	15
1.1.8. Alüminyum (Al)	15
1.1.9. Antimon (Sb)	16
1.1.10. Arsenik (As)	16
1.1.11. Baryum (Ba)	16
1.1.12. Kadmiyum (Cd)	17
1.1.13. Krom (Cr)	17
1.1.14. Kobalt (Co)	17
1.1.15. Bakır (Cu)	17
1.1.16. Demir (Fe)	18
1.1.17. Kurşun (Pb)	18
1.1.18. Mangan (Mn)	19
1.1.19. Civa (Hg)	19
1.1.20. Molibden (Mo)	20
1.1.21. Nikel (Ni)	20
1.1.22. Selenyum (Se)	20
1.1.23. Gümüş (Ag)	21
1.1.24. Stronsiyum (Sr)	21
1.1.25. Talyum (Tl)	21
1.1.26. Vanadyum (V)	22
1.1.27. Çinko (Zn)	22
1.2. Oksidatif Stres, Serbest Radikaller, Kaynakları ve Etkileri	22
1.3. Antioksidan Savunma Sistemleri	26
1.3.1. Enzimatik Antioksidanlar	27
1.3.1.1. Süperoksit Dismutaz (SOD)	27
1.3.1.2. Katalaz (CAT)	27
1.3.1.3. Fosfolipit Hidroperoksit GPx ve Peroksidazlar	27
1.3.1.4. Lipit Peroksit Ürünlerini Detoksifiye Eden Enzimler	27
1.3.2. Enzimatik Olmayan Antioksidanlar	28
1.3.2.1. Glutatyon	28
1.3.2.2. Karotenoidler	30

1.3.2.3.	Tokoferol.....	31
1.3.2.4.	Askorbik asit.....	32
1.4.	Lipid Peroksidasyonu.....	34
1.5.	Ağır Metal Giderim Yöntemleri.....	35
1.5.1.	Kimyasal Çöktürme ve Filtrasyon.....	35
1.5.2.	Elektrokimyasal Yöntemler.....	35
1.5.3.	Kimyasal Oksidasyon ve İndirgenme.....	36
1.5.4.	İyon Değişimi.....	36
1.5.5.	Buharlaştırma.....	37
1.5.6.	Ters Osmos.....	37
1.5.7.	Adsorpsiyon.....	37
1.5.8.	Fitoremediasyon.....	37
1.4.8.1.	Fitoekstraksiyon.....	38
1.4.8.2.	Rizofiltrasyon.....	39
1.4.8.3.	Fitostabilizasyon.....	39
1.4.8.4.	Fitovolatilizasyon (Fito-Uçuculuk).....	39
1.4.8.5.	Fitodegradasyon (Fitotransformasyon).....	40
1.4.8.6.	Rizosfer Degradasyon.....	40
1.6.	Su Mercimekleri.....	42
1.6.1.	<i>Lemna gibba</i> L.	43
1.6.2.	<i>Lemna minor</i> L.	44
2.	ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR	45
3.	MATERYAL VE METOT	51
3.1.	Çalışma Alanı ve Tesisin Tanıtımı.....	51
3.1.1.	Ön arıtma.....	51
3.1.2.	Biyolojik arıtma.....	52
3.1.3.	Çamur giderme.....	52
3.2.	Materyal.....	54
3.3.	Metot.....	55
3.3.1.	Bitki ve Su Örneklerinin Kimyasal Element Analizine Hazırlanması...	57
3.3.1.1.	Bitki Örneklerinin Toplanması ve Hazırlanması.....	57
3.3.1.2.	Su Örneklerinin Alınması ve Hazırlanması.....	58
3.3.2.	Bitki Örneklerinde Enzimatik Olmayan Antioksidanlar ile MDA Analizleri.....	58
3.3.2.1.	C Vitamini, GSH, GSSG ve MDA Analizi.....	58
3.3.2.2.	A ve E Vitamini Analizi.....	58
3.3.3.	Fizikokimyasal Parametrelerin Analizlenmesi.....	59
3.4.	İstatistiksel Analiz.....	59
4.	BULGULAR VE TARTIŞMA	61
4.1.	Su Örneklerinin Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri.....	61
4.2.	<i>Lemna minor</i> L. ve <i>Lemna gibba</i> L. 'da Metal Akümüasyonları.....	62
4.2.1.	Fosfor (P).....	62
4.2.2.	Kükürt (S).....	64
4.2.3.	Bor (B).....	65
4.2.4.	Potasyum (K).....	67
4.2.5.	Sodyum (Na).....	68
4.2.6.	Kalsiyum (Ca).....	70
4.2.7.	Magnezyum (Mg).....	71
4.2.8.	Alüminyum (Al).....	73

4.2.9.	Antimon (Sb).....	74
4.2.10.	Arsenik (As).....	75
4.2.11.	Baryum (Ba).....	77
4.2.12.	Kadmiyum (Cd).....	78
4.2.13.	Krom (Cr).....	81
4.2.14.	Kobalt (Co).....	83
4.2.15.	Bakır (Cu).....	84
4.2.16.	Demir (Fe).....	87
4.2.17.	Kurşun (Pb).....	89
4.2.18.	Mangan (Mn).....	91
4.2.19.	Civa (Hg).....	93
4.2.20.	Molibden (Mo).....	94
4.2.21.	Nikel (Ni).....	96
4.2.22.	Selenyum (Se).....	97
4.2.23.	Gümüş (Ag).....	99
4.2.24.	Stronsiyum (Sr).....	100
4.2.25.	Talyum (Tl).....	101
4.2.26.	Vanadyum (V).....	103
4.2.27.	Çinko (Zn)	104
4.3.	Biyokimyasal Biyomarkırlar	106
4.3.1.	Frontlarda GSH-GSSG Durumu	107
4.3.2.	Antioksidan Vitaminler	109
4.3.3.	Lipid Peroksidasyonu	111
4.4.	Fizikokimyasal Parametrelerin Giderimi	113
4.4.1.	Pilot Ölçekli Reaktörlerde Fizikokimyasal Parametrelerin Giderimi...	113
5.	SONUÇ ve ÖNERİLER	122
	KAYNAKLAR	124
	EKLER	144
	ÖZGEÇMİŞ	145

ÖZET

Çevre ve canlı sağlığı açısından risk oluşturan kirleticileri (ağır metaller, pestisitler, organik ve inorganik toksinler, radyoaktif maddeler gibi) ortamdan alıp bünyesinde biriktiren organizmalar atıksu arıtımında yaygın olarak kullanılmaktadır. Kirleticilerin biyokimyasal döngülerdeki etkilerinin erken belirlenebilmesi çevre ve canlı sağlığı açısından büyük bir önem taşımaktadır. Kirleticiler ve diğer çevresel baskılardan kaynaklanan oksidatif stresi gideren antioksidatif bileşenlerden glutation ve antioksidan vitaminlerin miktarlarındaki değişim kirliliğin erken biomarkırları olarak değerlendirilmektedir.

Bu çalışmada sucul bitkilerden *Lemna minor* L. ve *Lemna gibba* L.'nın Elazığ Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi çıkış sularındaki kirleticilerden ağır metalleri akümüle etme yeteneği ile bu kirleticilerin sözkonusu bitkilerdeki MDA, GSH düzeyleri, GSH/GSSG oranı ve enzimatik olmayan antioksidant vitamin (A, E ve C vitaminleri) düzeylerine etkisinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu amaçla doğal su ortamlarında yetişen *L. gibba* ve *L. minor* bitkileri arıtma tesisi çıkış suyunun alındığı reaktörlere ayrı ayrı yerleştirilip, reaktörlere alınan ve reaktörlerden çıkan su örnekleri ile bitki örneklerinde makro ve mikro element düzeyleri ICP-MS cihazı ile analizlenmiştir.

Ayrıca bitki örneklerinde MDA, GSH, GSH/GSSG oranı ve enzimatik olmayan antioksidant vitamin (A, E ve C vitaminleri) düzeyleri HPLC cihazı ile analizlenmiştir. Doğal su ortamından alınan kontrol bitkisiyle reaktörlerden alınan bitki örneklerindeki metal içerikleri mukayese edildiğinde, metal alımı ile bitkilerde stresin göstergesi olan MDA miktarlarının *L. minor* ve *L. gibba* frondlarında önemli derecede yüksek olduğu gözlenmiştir. *L. minor* frondlarında GSH miktarları kontrol grubundan önemli derecede yüksek, *L. gibba*'da ise kontrol grubundan yüksek olduğu gözlenmiştir. *L. gibba* frondlarında GSH/GSSG oranlarının kontrol grubundan yüksek, *L. minor* frondlarında ise genel olarak kontrol grubundan düşük olduğu tespit edilmiştir. *L. gibba* frondlarındaki A vitamini değişken yanıtlar göstermiştir. Çalışma süresince *L. minor*'de kontrole göre 3.ve 5. günler arasında arttığı, *L. gibba*'da ise sadece 3. gün arttığı diğer günler sürekli azaldığı tespit edilmiştir. E vitamini *L. minor*'de kontrole göre sürekli ve *L. gibba*'da ise 3. gün hariç azalmıştır. *L. minor* frondlarındaki C vitamininin kontrolden önemli derecede yüksek olduğu, *L. gibba*'da ise 1. gün arttığı, sonraki günlerde azalış ve artışlar meydana geldiği tespit edilmiştir.

İstatistiksel olarak değişkenler arasındaki ilişkinin incelenmesinde pearson korelasyon testi kullanılmıştır. Çalışmanın analizinde SPSS istatistik paket programı kullanılmıştır. Kontrol grubu ile reaktörlerden alınan örnekler arasındaki korelasyonlara bakılarak $p < 0,05$ istatistiksel olarak anlamlı kabul edilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Kirlilik, MDA, GSH, Vitamin, Antioksidan, Ağır metal, Atıksu, Arıtma, *L. gibba*, *L. minor*

SUMMARY

Determination of Heavy Metal Accumulation and Oxidative Stress Level in *L. gibba* L. and *L. minor* L. Adapted in Secondary Effluent

The organisms accumulating risky pollutants such as heavy metals, pesticides, organic and inorganic toxins and radioactive materials from the environment are used widely in waste water treatment. Early detection of the effects of pollutants on biochemical processes has a big importance on environment and the health of living organisms. Glutathione among antioxidative compounds which removes oxidative stress from the pollutants and other environmental effects, and the change in vitamin amounts are accepted as early indicators (markers) of the pollution.

In this study, it is aimed to determine the capability of accumulation of heavy metals of aquatic plants *Lemna minor* L. and *Lemna gibba* L. from the effluent of municipal wastewater system of Elazig and the determination of the effects of these pollutants on amounts of MDA and GSH, GSH/GSSG ratio in these plants and, the effects on nonenzymatic antioxidant vitamins (A, E and C) levels. With this aim, *L. gibba* and *L. minor* were placed within the reactors separately. Macro and micro element levels in the samples of treated and effluent waters from the reactors and in the plants were analyzed in ICP-MS analyzer.

In addition, MDA and GSH levels, GSH/GSSG ratio and non enzymatic anti oxidative vitamin (A,E and C vitamins) were analyzed in HPLC device.

When metal levels in the plants from the reactors were compared with the control sample, it was seen that MDA level which is an indicator of stress in plants was detected to be significantly high in *L. minor* and *L. gibba* fronds. It was also observed that GSH level was considerably higher than the control group and moderately higher than the control group in *L. minor* and *L. gibba* fronds respectively. GSH/GSSG ratios were higher than *L. gibba* fronds and generally lower in *L. minor* regarding control group. Vitamin A in *L. gibba* fronds gave varying responds. During the process, Vitamin A increased between 3rd and 5th days in *L. minor* with respect to the control group but decreased continuously after the 3rd day in *L. gibba*. Vitamin E decreased continuously in *L. minor* and it also decreased in *L. minor* except the 3rd day. Vitamin C was significantly higher than the control group in *L. minor* fronds and also increased on the 1st day and fluctuated on the following days.

Pearson Correlation Test was used in analyzing the relations between the parameters statistically. SPSS software was used in analysis of the study. Considering the correlation between the control group and the samples from the reactors, $p < 0.05$ was accepted meaningful.

Keywords: Pollution, MDA, GSH, Vitamins, Antioxidant, Heavy metal, Wastewater, Treatment, *L. gibba*, *L. minor*.

ŞEKİLLER LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Şekil 3.1. Elazığ Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi akım şeması.....	53
Şekil 3.2. <i>L. minor</i> yetiştirme havuzu.....	55
Şekil 3.3. <i>L. gibba</i> yetiştirme havuzu.....	55
Şekil 3.4. Pilot ölçekli reaktörlerin şematik şekli.....	56
Şekil 3.5. Pilot ölçekli reaktörlerin genel görünümü.....	56
Şekil 4.1. <i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen P konsantrasyonları (a) ve P akümülyasyon yüzdeleri (b).....	63
Şekil 4.2. <i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen S konsantrasyonları (a) ve S akümülyasyon yüzdeleri (b).....	64
Şekil 4.3. <i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen B konsantrasyonları (a) ve B akümülyasyon yüzdeleri (b).....	66
Şekil 4.4. <i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen K konsantrasyonları (a) ve K akümülyasyon yüzdeleri (b).....	67
Şekil 4.5. <i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen Na konsantrasyonları (a) ve Na akümülyasyon yüzdeleri (b).....	69
Şekil 4.6. <i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen Ca konsantrasyonları (a) ve Ca akümülyasyon yüzdeleri (b).....	70
Şekil 4.7. <i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen Mg konsantrasyonları (a) ve Mg akümülyasyon yüzdeleri (b).....	72
Şekil 4.8. <i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen Al konsantrasyonları (a) ve Al akümülyasyon yüzdeleri (b).....	73
Şekil 4.9. <i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen Sb konsantrasyonları (a) ve Sb akümülyasyon yüzdeleri (b).....	75
Şekil 4.10. <i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen As konsantrasyonları (a) ve As akümülyasyon yüzdeleri (b).....	76
Şekil 4.11. <i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen Ba konsantrasyonları (a) ve Ba akümülyasyon yüzdeleri (b).....	77
Şekil 4.12. <i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen Cd konsantrasyonları (a) ve Cd akümülyasyon yüzdeleri (b).....	79
Şekil 4.13. <i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen Cr konsantrasyonları (a) ve Cr akümülyasyon yüzdeleri (b).....	81
Şekil 4.14. <i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen Co konsantrasyonları (a) ve Co akümülyasyon yüzdeleri (b).....	83
Şekil 4.15. <i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen Cu konsantrasyonları (a) Cu akümülyasyon yüzdeleri (b).....	85
Şekil 4.16. <i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen Fe konsantrasyonları (a) ve Fe akümülyasyon yüzdeleri (b).....	87
Şekil 4.17. <i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen Pb konsantrasyonları (a) ve Pb akümülyasyon yüzdeleri (b).....	89
Şekil 4.18. <i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen Mn konsantrasyonları (a) ve Mn akümülyasyon yüzdeleri (b).....	91
Şekil 4.19. <i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen Hg konsantrasyonları (a) ve Hg akümülyasyon yüzdeleri (b).....	93
Şekil 4.20. <i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen Mo konsantrasyonları (a) ve Mo akümülyasyon yüzdeleri (b).....	95
Şekil 4.21. <i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen Ni konsantrasyonları (a)	

	ve Ni akümülayon yüzdeleri (b).....	96
Şekil 4.22.	<i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen Se konsantrasyonları (a) ve se akümülayon yüzdeleri (b).....	98
Şekil 4.23.	<i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen Ag konsantrasyonları (a) ve Ag akümülayon yüzdeleri (b).....	99
Şekil 4.24.	<i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen Sr konsantrasyonları (a) ve Sr akümülayon yüzdeleri (b).....	101
Şekil 4.25.	<i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen Tl konsantrasyonları (a) ve Tl akümülayon yüzdeleri (b).....	102
Şekil 4.26.	<i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen V konsantrasyonları (a) ve V akümülayon yüzdeleri (b).....	103
Şekil 4.27.	<i>L. minor</i> ve <i>L. gibba</i> frontlarında tespit edilen Zn konsantrasyonları (a) ve Zn akümülayon yüzdeleri (b).....	104
Şekil 4.28.	<i>L. minor</i> frontlarında GSH, GSSG ve GSH/GSSG değeri.....	107
Şekil 4.29.	<i>L. gibba</i> frontlarında GSH, GSSG ve GSH/GSSG değeri.....	107
Şekil 4.30.	<i>L. minor</i> frontlarında A, E, C vitamin düzeyleri.....	109
Şekil 4.31.	<i>L. gibba</i> frontlarında A, E, C vitamin düzeyleri.....	110
Şekil 4.32.	<i>L. minor</i> frontlarında MDA düzeyleri.....	112
Şekil 4.33.	<i>L. gibba</i> frontlarında MDA düzeyleri.....	112
Şekil 4.34.	Pilot ölçekli reaktörlere giren ve çıkan atıksuların pH değeri.....	114
Şekil 4.35.	Pilot ölçekli reaktörlerin giriş ve çıkış atıksularındaki sıcaklık değeri.....	115
Şekil 4.36.	Pilot ölçekli reaktörlere giren ve çıkan atıksuların EI değeri.....	115
Şekil 4.37.	Pilot ölçekli reaktörlere giren ve çıkan atıksuların ÇO değeri.....	116
Şekil 4.38.	Pilot ölçekli reaktörlerin AKM giderim verimleri.....	117
Şekil 4.39.	Pilot ölçekli reaktörlerin BOI ₅ giderim verimleri.....	117
Şekil 4.40.	Pilot ölçekli reaktörlerin KOİ giderim verimleri.....	118
Şekil 4.41.	Pilot ölçekli reaktörlerin TOK giderim verimleri.....	119
Şekil 4.42.	Pilot ölçekli reaktörlerin O-PO ₄ ⁻³ giderim verimleri.....	119
Şekil 4.43.	Pilot ölçekli reaktörlerin NH ₄ ⁺ -N giderim verimleri.....	120
Şekil 4.44.	Pilot ölçekli reaktörlerin NO ₂ ⁻ -N giderim verimleri.....	120
Şekil 4.45.	Pilot ölçekli reaktörlerin NO ₃ ⁻ -N konsantrasyonları.....	121

TABLolar LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Tablo 1.1. Ekosisteme dahil olan toksik ağır metallerin kaynakları.....	3
Tablo 1.2. Geleneksel metal uzaklaştırma yöntemleri ile bu yöntemlerin avantaj ve dezavantajları.....	36
Tablo 1.3. Farklı ortamlar ve kirleticiler için kullanılan fitoremediasyon teknikleri.....	38
Tablo 3.1. ICP-MS cihazının çalışma parametreleri.....	57
Tablo 4.1. Su örneklerinde incelenen kimyasal parametreler.....	61

SEMBOLLER LİSTESİ

AKM	: Askıda katı madde
AOS	: Aktif oksijen türleri
APX	: Askorbat peroksidaz
ATP	: Adenin tri fosfat
BOİ	: Biyolojik oksijen ihtiyacı
CAT	: Katalaz
ÇO	: Çözünmüş oksijen
DHA	: Dokosahekzaenoik asit
EBAAT	: Elazığ Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi
Eİ	: Elektriksel iletkenlik
GPx	: Glutasyon peroksidaz
GR	: Glutasyon redüktaz
GSH	: Redükte glutasyon
GSSG	: Okside glutasyon
GST	: Glutasyon Stransferaz
HPLC	: High performance liquid chromatography
ICP-MS	: Inductively coupled plasma mass spectrometry
KOİ	: Kimyasal oksijen ihtiyacı
LPO	: Lipit peroksidasyonu
MDA	: Malondialdehit
NADH	: Nikotinamid adenin dinükleotit
NADP	: Nikotinamid adenin dinükleotit fosfat
PAH	: Poli aromatik hidrokarbon
PCB	: Poli klorlu bifenil
POD	: Peroksidaz
PUFA	: Çoklu doymamış yağ asidi
ROS	: Reaktif oksijen türleri
SKKY	: Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği
SOD	: Süperoksit dismutaz
TKN	: Toplam kjeldahl azotu
TOK	: Toplam organik karbon

KISALTMALAR

<i>r</i>	: Korelasyon katsayısı
<i>P</i>	: İstatistiksel Anlamlılık

1. GİRİŞ

Yeryüzünde doğal olarak bulunan elementler canlı yaşamının temelini oluşturur. Canlılar tarafından bol miktarda kullanılan H, C, N, O, P, Na, Mg, S, Cl, K, Ca elementleri makro elementler, çok az miktarda kullanılan B, F, Si, V, Cr, Mn, Fe, Co, Cu, Zn, Se, Mo, Sn gibi elementler ise mikro elementler olarak adlandırılırlar (Öner, 1987). Organizmaların çoğu, eser miktarda da olsa gerekli olan bu elementlerin eksikliğinde ve fazlalığında zarar görür. Zn, Fe, Mn, Cu hem bitki hem de hayvanlar için gerekli iken bunlara ek olarak Co, Cr, Se ve I yalnız hayvanlar için B ve Mo ise yalnız bitkiler için gereklidir. Bunların yanında biyokimyasal işlevleri bilinmeyen ve canlılar için birinci derecede önemli olmayan fakat organizmaların tolerans sınırını aşan konsantrasyonlarda toksisiteye neden olan As, Cd, Pb, Sb, Ti ve U gibi elementlerde vardır (Keser, 2005). Toksikite, proteinlerdeki sülfidril grubuna metal bağlanmasından, temel elementlerin yer değiştirmesinden yada protein yapısının bozulmasından kaynaklanmaktadır (Tripathi vd., 2006; Arunakumara ve Xuecheng, 2008).

Mikro elementlere minor, iz veya eser elementler adı da verilir (Öner, 1987). İz elementler içerisinde atomik yoğunluğu 6 g/cm^3 'ten büyük olan metal ve metaloitler (madensel metaller) birçok araştırmacı tarafından ağır metaller olarak tanımlanmıştır (Alloway ve Ayres, 1993; López-Chuken, 2012). Bu tanıma genellikle kirlilik ve toksisite problemleriyle ilişkili olan As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb ve Zn başta olmak üzere 60'tan fazla metal girer (Webber 1981; Alloway ve Ayres, 1993; Prasad, 2004). Tiler (1989), ağır metalleri çevresel kirleticiler olarak sınıflandırmıştır.

EPA (1991)'nın canlı ve ekosistem için tehlikeli bulduğu öncelikli kirleticiler listesinde 13 tanesi metal ve metaloit, diğerleri organik bileşikler, pestisitler, PCB'ler ile aspestler ve siyanidler gibi bazı metal olmayan toplam 129 adet kirleticisi bulunmaktadır. Bu metal ve metaloitler; kadmiyum, kurşun, antimon, arsenik, berilyum, krom, bakır, civa, nikel, selenyum, gümüş, talyum ve çinkodur (Novotny, 1995).

Ekosistemde canlılar arasındaki dengeyi bozan organik (PAH-poli aromatik hidrokarbonlar; PCB-poli klorlu bifeniller; pestisitler) ve inorganik (ağır metaller) kirleticilerden inorganik kökenli olan ağır metaller, organik kirleticilerin aksine biyolojik yollarla konsantrasyon yada toksisitelerini azaltan parçalanma işlemine uğramadığı için

toprak, su, dip sediment ve canlı organizmalarda birikirler. Bunlar besin zinciri yoluyla bir organizmadan başka bir organizmanın yapısına geçmekte ve insana kadar ulaşabilmektedir. Besin zinciriyle girdikleri canlı yapılardan atılmadıkları için canlıların bünyesinde yoğunlaşır ve etkili dozlara ulaştıklarında toksik etki yapar. Bu nedenle ağır metaller diğer kimyasal kirleticiler arasında ön plana çıkarlar (Taylan ve Özkoç, 2007; Farooq vd., 2008).

Ağır metaller biyolojik döngü içinde en önemli zararlarını bitkilerde meydana getirmektedir. Tohum çimlenmesi, büyüme ve gelişmede gerilikler, biyomas üretiminin düşmesi, çiçek ve meyve tutumunda azalma, ürünün veriminde düşme ve kalitesinde bozulma bu zararlardan bazılarıdır. Bundan başka ağır metallerin fotosentetik aktiviteyi sekteye uğratması, azot döngüsü ve bağlanmasını bozması, klorofil miktarını azaltması, enzim sistemlerinde bozulmalara yol açması, bitkilere yarayışlı diğer elementlerin alımını engellemesi gibi hücre içi mekanizmalarda da olumsuz etkileri bulunmaktadır (Pandey ve Sharma, 2002; Taboada-Castro vd., 2002; Belimov vd., 2003; Peralta-Videa vd., 2004).

Birçok doğal ve antropojenik kaynakdan (evsel, endüstriyel, madencilik ve tarımsal aktiviteler gibi) (Tablo 1.1) çevreye salıverilen ağır metallerin yayılım hızı, doğal proseslerle uzaklaştırılardan daha fazladır. Bundan dolayı, ağır metallerin çevrede birikimi sürmektedir (Rai vd., 2002). En önemli sorun ağır metallerin besin zincirine girme ve kullanma suyuna karışma olasılığıdır (Dinges, 1982; Jamil vd., 1987). Dünyadaki en önemli çevresel problemlerden biri sudaki ağır metal kirliliğidir (Rai vd., 2002).

Su, canlıların hayatını devam ettirebilmeleri için gerekli olan en önemli unsurdur. Hızlı nüfus artışı ve endüstriyel faaliyetlere paralel olarak suya olan ihtiyaç her geçen gün artarken, hava ve toprakla iç içe olan su ekosistemleri arıtılmamış kentsel atıksular ile sürekli kirlenmektedir. Bu atıksuların bünyesinde endüstriyel maddeler ile insan metabolizmasına giren maddeler (yiyecek, içecek, farmasotik ve değişik evsel kimyasallar) yer almaktadır. Ayrıca, yağmur suyu ve bunun temas ettiği materyaller de bu bileşime katılmaktadır (Kroiss, 2003; Marchioretto, 2003). Sonuçta, çeşitli aktivitelerle pek çok farklı tipte ve değerde üretilip kanalizasyon sistemlerine veya arıtılmadan göl, nehir, dere gibi yüzey sularına deşarj edilen atık sularda çevre ve canlı sağlığını tehdit eden organik bileşikler (C), inorganik nütrientler (N, P), iz elementler, zehirli organik ve inorganik maddeler, hastalık yapan patojen mikroorganizmalar gibi farklı kimyasal ve biyolojik kirleticiler yer almaktadır (Lue-Hing vd., 1992; Toze, 1997).

Tablo 1.1 Ekosisteme dâhil olan toksik ağır metallerin kaynakları (Markert, 1993)

A- ENDÜSTRİ	
Plastikler	(Co, Cr, Cd, Hg)
Ev aletleri yapım sanayi	(Cu, Ni, Cd, Zn, Sb)
Tekstil	(Zn, Al, Ti, Sn)
Ağaç işlemeciliği	(Cu, Cr, As)
Rafineri	(Pb, Ni, Cr)
B- HAVADAKİ PARTİKÜL VE DUMANLAR	
Fosil yakıtlar	(As, Pb, Sb, Se, U, V, Zn, Cd)
Metal işlemeciliği	(As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, Ti, Zn)
Şehir, fabrika vs.	(Cd, Cu, Pb, Sn, Hg, V)
Taşıtlar	(Pb, V, Cd)
C- TARIM	
Sulama	(Cd, Pb, Zn)
Gübreleme	(As, Cd, Mn, U, V, Zn)
Pestisit uygulaması	(Cu, Mn, Zn)
Hayvansal gübreler	(As, Cu, Mn, Zn)
Kireçler	(As, Pb)
Metal aşınması	(Fe, Pb, Zn)
D- METAL İŞLETMECİLİĞİ VE ERİTME DEN GELEN ATIKLAR	
Maden işlemlerinden rüzgârla çevreye yayılanlar	(Cd, Hg, Pb, As)
Metallerin eritilmesinden	(As, Cd, Hg, Pb, Se)
Demir ve çelik endüstrisinden	(Zn, Cu, Ni, Cr, Cd)
Metal işlemciliğinden	(Zn, Cu, Ni, Cr, Cd)
E- ATIKLAR	
Lağım	(Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, V, Zn)
Kazma ve delme	(As, Cd, Fe, Pb)
Küller	(Cu, Pb)

Doğal kaynakların hızla tüketildiği günümüzde, bir taraftan daha çok üretim ve tüketim yapısına paralel olarak her geçen gün artış gösteren atık sularla oluşan çevre kirliliğini azaltma, diğer taraftan dünya nüfusunun içme ve kullanma suyu ile besin üretimini arttırma ihtiyacı atık suyun çevre ve canlı sağlığına zarar vermeden arıtılıp yeniden kullanılmasını gündeme getirmiştir (Zimmo, 2003; Öbek vd., 2005). Bu nedenle insanoğlu çevreye verilen atık sulardan kaynaklanan kirliliği engellemek, kontrol etmek, çevre ve canlı sağlığını korumak için kompleks arıtım prosesleri kurmuştur. Atıksu arıtma işlemlerinde, atıksuyun özelliği ve miktarı ile alıcı ortamın özelliklerine göre fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemlerin biri veya birkaçı kullanılmaktadır. Dünya genelinde pratikte kentsel atıksuları arıtmada kullanılan klasik biyolojik arıtma prosesi aktif çamur sistemleridir. Klasik atıksu arıtımı; fiziksel, kimyasal ve biyolojik proseslerin bir kombinasyonudur. Atıksuyun biyolojik arıtımında hedef;

*Çözünmemiş ve partikül biyoayrışabilir bileşenleri kabul edilebilir son ürünlere dönüştürmek

*Askıda ve çökelemeyen kolloidal katıları biyolojik yumak veya biyofilmlere tutturmak

*Organik veya inorganik bileşiklerin (ör; ağır metal) konsantrasyonlarını azaltmak/gidermek

*Patojen veya diğer mikroorganizmaları gidermek

*N, P gibi nutrientleri gidermek veya dönüştürmek

*Bazı durumlarda spesifik eser organik bileşenleri ve bileşikleri gidermek

*Yüzeysel suya deşarj edilebilecek özelliklerde çıkış suyu elde etmektir (Rulkens, 2003; Marchioretto, 2003).

Araştırmacılar klasik arıtma sistemlerinde arıtılıp göl, nehir, dere gibi yüzey sularına deşarj edilen çıkış suyunda toksik organik ve inorganik kirletici (Cr, Cd, Cu, Pb, Zn, Ni, Fe gibi birçok eser element) maddelerin varlığını tespit etmiştir (Upadhyay vd., 2007). Çevresel kirleticilerle kontamine olmuş sular katıldıkları sucül sistemlerdeki canlı hücrelerinde reaktif oksijen türleri (ROS)'nin oluşumunda etkili oldukları ve bunların da oksidatif strese rol oynadığı belirtilmiştir (Koca ve Karadeniz 2003; Parvez ve Raisuddin, 2006). Reaktif oksijen türleri (ROS) üreten kirleticiler, organizmalar için toksidite kaynaklarıdır ve fizyolojik faaliyetlerin tahribinden sorumludur (Livingstone, 2001). Biyolojik sistemlerde toksik ağır metallerin oksijen radikallerinin oluşumuna neden olduğu ve üretimini artırdığı belirlenmiştir (Asada vd., 1977; Hendry vd., 1992; Foyer vd., 1994;

Foyer vd., 1997). Bu nedenle ikincil arıtılmış kentsel atık sular, yüzey sularına deşarj edilmeden önce daha fazla arıtmaya ihtiyaç duyarlar (Sinha vd., 1996; Weis ve Weis, 2004; Brix ve Arias, 2005; Chen vd., 2005; Upadhyay vd., 2007). Bilindiği gibi arıtmaya tesisi çıkış suları ve bu sularla beslenen yüzey suları tarımsal amaçlar için birçok ülkede kullanılmaktadır (Asano vd., 1996; Toze, 1997). Dolayısıyla arıtılmış atık suların kalitesi istenen düzeyde değilse bu suların tarımsal bitkiler ile sucul ekosistemdeki canlıları etkilemesi kaçınılmazdır (Khan vd., 2000). Son yıllarda, kentsel atıksu arıtımındaki temel hedef; arıtma tesisinde ikincil ve ileri atıksu arıtma ünitelerinin yapımıyla çıkış suyunun kalitesini iyileştirmeye yöneliktir. Arıtmanın daha ileri seviyeleri sadece genel atıksu bileşenleri için değil aynı zamanda canlılarda hücre fonksiyonlarına zarar vererek, biyolojik aktiviteyi inhibe eden nutrient ve ağır metal gibi spesifik bileşenlerin giderimi içindir (Boniardi vd., 1999; Smith ve Moelyowati, 2001; Rulkens 2003; Marchioretto, 2003).

Sulardaki ağır metallerin gideriminde kullanılan mevcut klasik metotlar; kimyasal çöktürme, solvent ekstraksiyonu, membran teknolojileri, iyon değiştirme, elektrokimyasal işlemler, adsorpsiyon vb. prosedürleri içerir (Kaewsarn, 2002; Veglio vd., 2002; Sekhar vd., 2003; Lee ve Rowell, 2004; Ahluwalia ve Goyal, 2007). Bu metotlar genellikle önemli derecede dış enerji gereksinimi duyan karmaşık sistemler olduğu gibi sudaki değerli besinlerin yeniden kullanımına da izin vermemektedir (Gijzen, 2002). Ayrıca bu metotlar farklı metaller için farklı verimlilikler sunmakla birlikte; sudaki düşük konsantrasyonlar ve yüksek hacimli sular söz konusu olduğunda çok pahalıya mal olabilmektedirler (Miretzky vd., 2004; Hou vd., 2007). Bu nedenlerle son yıllarda klasik metotlara alternatif bitkisel arıtım sistemi olarak adlandırılan fitoremediasyon teknikleri kullanılmaya başlanmıştır (Gijzen, 2002; Malik, 2004).

Bitkilerin araç olarak kullanıldığı fitoremediasyon tekniği, yani bitkisel iyileştirme yöntemi, diğer yöntemlere kıyasla evsel ve endüstriyel atıksu deşarjlarından kaynaklanan ağır metaller ile diğer su kirleticilerinin gideriminde etkili ve verimli, yatırım ve işletme maliyeti düşük, minimum insan gücü gerektiren, enerji tüketimi çok az olan, çevreyle barışık bir yöntem olarak kullanılmaktadır (Srivastav vd., 1994; Bailey vd., 1999; Axtell vd., 2003; Malik, 2004; Kamal vd., 2004; Matagi vd., 1998).

Bu yöntemde kullanılan akuatik makrofitler nehirler, akarsular ve göller gibi durgun sularda yaşayan tohumlu ve tohumlu bitkileri kapsamaktadır. Bu makrofitler yaşadıkları

ortamın ekolojik özelliklerine göre 3 farklı ana gruba ayrılmışlardır. Bunlar; (i) kıyıda kök ve gövdesinin belirli bir kısmı su içerisinde yetişenler emers tipi makrofitler, (ii) kökleri sedimente bağlı yaprakları yüzücü makrofitler ve tüm morfolojik organları suda serbest yüzen makrofitler ile (iii) tamamen su altında yaşayan (bazı türlerde genaratif organlar su üstünde olabilir) yaşayan submers tipi makrofitler olmak üzere gruplandırılmaktadırlar (Doğan, 2011).

Sucul bitkilerle atıksulardan nutrient, (Reddy ve Debusk 1985; Reddy ve Debusk, 1987; Alaerts vd., 1996), patojen bakteri (Palmateer vd., 1985) ve virüs (Gersberg vd., 1987) giderildiği belirlenmiştir. Ayrıca su bitkilerinin yaşamları için gerekli olsun olmasın ağır metalleri suda tespit edilen konsantrasyonundan daha yüksek konsantrasyonda biyoakümüle ederek sudan uzaklaştırdığı ve akümülayon büyüklüğünün türler arasında değiştiği rapor edilmiştir (Uysal ve Taner, 2007; Schröder vd., 2007). Bitkilerde ağır metal alımının esas yolu kökler iken yüzen bitkilerde bu mekanizma yaprak ve kökler vasıtasıyla gerçekleşmektedir (Denny, 1980; Denny, 1987). Ağır metallerin yapraklarda absorpsiyonu, sulu fazda yarıklardan epiderma ya da stomadan hücre duvarına ve sonra plazmaya geçişle olur (Reddy ve Debusk, 1987). Suda yaşayan bitkiler adsorpsiyon ve/veya absorpsiyonla metalleri giderip bünyesinde bağlı bir formda saklar (Rai vd., 1995).

Sucul canlılar kirleticileri suda tespit edilen konsantrasyonundan 1 milyon kez daha yüksek konsantrasyonda biyoakümüle ve biyokonsantre edebilirler (Cha vd., 1997). Ağır metaller arasında yer alan Mn, Fe, Zn, Cu, Mg, Mo ve Ni gibi elementler makrofitlerin büyümesi ve gelişmesi için gerekli besinler (Raskin vd., 1994) iken yüksek konsantrasyonlarda fitotoksiktirler (Bergmann, 1992). Bununla birlikte bazı bitkiler biyolojik işlevi bilinmeyen Cd, Cr, Pb, Co, Ag, Se ve Hg gibi ağır metalleri de biriktirmektedirler (Raskin vd., 1994). Bu birikim, hem sucul ortamdaki canlılar üzerinde kirleticilerin muhtemel zararlı etkileri, hem de insan sağlığı üzerindeki potansiyel etkileri açısından bir fikir verir (Serfor-Armah vd., 2001).

Her ne kadar bazı metaller düşük konsantrasyonlarda bitki büyümesi ve metabolizması için zaruri nutrientlerse de mikrobesein elementi olsun veya olmasın ağır metallerin bitkide aşırı birikimi (akümülayonu) bitki sisteminde metabolik aktiviteler ve fizyolojik fonksiyonlar ile etkileşerek strese yol açar. Stres altındaki organizmalarda sürekli reaktif oksijen türleri (ROS) meydana gelmektedir. Ağır metallerin akümülayonu reaktif oksijen türlerinin (ROS) aşırı üretimiyle yakından ilişkilidir (Dietz vd., 1999; Pohlmeier, 1999).

Süperoksit radikali ($O_2^{\bullet}$), singlet oksijen (1O_2), hidrojen peroksit (H_2O_2) ve hidroksil radikali ($OH^{\bullet}$) gibi reaktif oksijen türleri, son yörüngelerinde bir veya daha fazla eşleşmemiş elektrona sahip, kısa ömürlü, kararsız, molekül ağırlıkları düşük ve hücreler için toksik olan moleküllerdir (Halliwell 1987; Halliwell, 1991; Halliwell, 2006). Serbest radikaller, bütün organizmalarda yaşamsal faaliyetlerin bir sonucu olarak üretilirler. Serbest radikaller; bitkilerde fotosentezin bir yan ürünü olarak ortaya çıktıkları gibi, plazma membranı, mitokondri, endoplazmik retikulum (ER) membranlarında da oluşabilirler (McKersie ve Leshem, 1994).

Reaktif oksijen türleri, metabolizmanın yan ürünleri olarak ya da enzimler yoluyla fotosentez ya da solunum sırasında üretilirler. Oksijen, bütün aerobik organizmalarda oksidatif reaksiyonlar için son oksidan olarak gerekli olmasına rağmen çok fazla olduğu zaman oksidatif yıkımlar meydana getirerek oksidatif strese neden olabilmektedir. Oksidatif stres, serbest radikallerin özellikle reaktif oksijen türlerinin oluşumunu içeren ve bunlar aracılığıyla bitkilerde zararlara neden olan stres olarak tanımlanır. Bunlar bitki dokularının lipid peroksidasyonuna ve sonuçta membran zararlanmasına, proteinlerin parçalanmasına, enzimlerin inaktivasyonuna, pigmentlerin yıkımına, nükleik asit hasarına ve DNA zincirlerinin bozulmasına neden olduğu ve bu durumun hücre sağlığını etkilediği bilinmektedir (Polle, 1996; Foyer vd., 1997; Chaoui vd., 1997; Sanita di Toppi ve Gabrielli, 1999; Schwartz ve Reis, 2000; Patrick, 2003; Montillet vd., 2004).

Aerobik organizmalarda ROS'un neden olduğu hücresel hasarları önleyen ve bu radikalleri belirli bir şekilde tutup ortamdan uzaklaştıran antioksidan savunma sistemi iki grupta incelenir. Bunlar enzimatik ve enzimatik olmayan antioksidantlardır (Hodges ve Forney, 2000; Valko vd., 2006; Çaylak, 2011). Normal koşullarda hücreler, enzimatik ve non-enzimatik antioksidantlar ile hem oksidatif zararı onarırlar hem de oksijen radikallerini uzaklaştırarak ROS'un zararlı etkilerinden korunurlar (Storey, 1996). Serbest radikaller antioksidan sistemlerle ortadan kaldırıldığında, herhangi bir sitotoksosite ortaya çıkmamaktadır. Biyolojik antioksidantlar reaktif oksijen radikallerin biyolojik yapılarla reaksiyona girmelerini ve kontrolsüz oluşumunu engelleyerek hücreyi koruyan doğal moleküllerdir (Chaudiere ve Ferrai-Iliou, 1999). Eğer antioksidan savunma sisteminin ortadan kaldırılabileceğinden fazla reaktif oksijen türleri ortaya çıkarsa, hücre veya organizma oksidatif strese girer ve bunun sonucu olarak; enzim inaktivasyonu, lipid

peroksidasyonu, DNA hasarı ve sonunda hücre ölümü gerçekleşir (Bowler, 1992; Bachowski vd., 1997; Demirci, 2006).

Hücrenin, hücre dışı gerçekleşen olaylar karşısında metabolizmasını veya iç ortamın dengesini koruyarak yaşamını sürdürebilmesi eğilimine homeostaz (homeostasi) denir. Hücre homeostazisinin korunmasında önemli rol oynayan antioksidanlar, çeşitli stres faktörlerinin etkisiyle, stresin yoğunluğuna, süresine ve etkide kalan canlıların duyarlılıklarına bağlı olarak tetiklenebilir veya inhibe olabilirler. İndüksiyon, canlının toksisiteyi engellemeye karşı oluşturduğu bir adaptasyon olarak değerlendirilirken, inhibisyon strese karşı yüksek duyarlılık olarak tanımlanır ve olumsuz etkilere neden olabilir. Antioksidant sistem elemanları yabancı bileşiklerin etkisiyle oluşan toksisiteyi yansıtan kullanışlı biyomarkırlardır (Doyotte vd., 1997; Cossu vd., 2000; Demirci, 2006; Bekmezci, 2010). Lipit peroksidasyonu antioksidantlarla birlikte kirleticiler tarafından indüklenen/ tetiklenmiş oksidatif stresin biyomarkırı olarak değerlendirilmektedir (Kehrer, 1993; Doyotte vd., 1997; Kelly vd., 1998; Almar vd., 1998; Cossu vd., 2000; Regoli, 2000; Livingstone 2001; Pandey vd., 2003; Vasseur ve Cossu-Leguille, 2003). Membran lipidlerinin oksidatif bozulması lipid peroksidasyonu olarak bilinir. Lipid peroksidasyonu, hücre membranındaki doymamış yağ asitlerinin serbest radikallerle etkileşerek bir seri reaksiyon sonucu bozulmalarıdır. Reaktif oksijen radikalleri (ROS) hücre membranındaki yağ asitleri ile tepkimeye girerek peroksidasyon ürünleri oluştururlar (Esterbauer vd., 1982; Griffiths vd., 2002). Biyolojik sistemde lipidlerin oksidasyonu sonucunda hücrede MDA (malondialdehit) oluşmaktadır. Malondialdehit lipid peroksidasyonunun ana ürünü değildir, ancak tipik parçalanma ürünüdür ve lipid peroksidasyonunun belirlenmesinde biomarkır olarak kullanılır (Horton ve Fairhurst, 1987; Lackner, 1998; Valavadinis vd., 2006). Lipit peroksidasyonunun son ürünü olan malondialdehit (MDA) miktarının belirlenmesi bitkideki oksidatif stresin düzeyini belirler (Cheesman ve Slater, 1993). Antioksidant sistemde düşük moleküler ağırlıklı GSH, oksidatif stres oluşumuna karşı önemli rol almakta (Younes, 1999; Pandey vd., 2001) ve GSH/GSSG oranı antioksidatif kapasiteyi belirler (Jefferies vd., 2003; Wu vd., 2004).

Çevresel kalite değerlendirmelerinde moleküler ve hücresel düzeylerdeki biyolojik yanıtların ölçümü erken uyarı olarak kullanılmaktadır (Cajaraville vd., 2000). Antioksidantlar toksiditenin potansiyel biomarkırları olduğundan su kalitesini gözlemek için kullanışlı bir biomarkır olarak görev yaparlar (Teisseire ve Vernet., 2000).

Su kalitesini değerlendirmek için sıklıkla fiziksel, kimyasal ve biyolojik indikatörlerin bir karışımı kullanılmıştır. Çünkü su ve sedimentteki kirleticilerin konsantrasyonunun ölçülmesi tek başına o ortamda yaşayan canlılar üzerine kirleticinin potansiyel etkisi hakkında bilgi veremez (Mal vd., 2002). Bu nedenle sucul sistemlerdeki kirleticilerin etkisinin tespiti, kimyasal analizler ile biyokimyasal ve hücresele yanıtların ölçümünün birlikte değerlendirilmesi ile açıklığa kavuşturulabilir (Prygiel ve Coste, 1993; Lowe ve Pan, 1996; Whitton ve Rott, 1996; Soininen, 2004). Dolayısıyla indikatör organizmalar ağır metale alımı, atılımı ve biyokullanılabilirliğinin izlenmesinde ve toksik etkilerin belirlenmesinde kullanılabilir. Bunlar bulundukları su ortamları ile doğrudan temas halinde olduklarından su ortamındaki kirleticileri alarak bünyelerinde biriktirebilirler ve bu sayede ortamın kirlilik seviyesi hakkında bilgi verebilirler (Taylan ve Özkoç, 2007). Biyoindikatör türler çeşitli stres koşulları altında biyomarkır olan parametrelerdeki değişimleri yüksek düzeylerde dışa vuran belirleyici canlılardır (Adams, 2002). Biyoindikatörler tek başlarına erken uyarı sağlama potansiyeline sahip olmadıklarından, ya kirleticilerin doğrudan ölçümleri ile birlikte ya da erken uyarı sağlayan araçlar olarak kullanılan biyomarkırlar ile birlikte değerlendirilmişlerdir. Biyomarkırlar tipik olarak biyolojik sistemlerde değişikliklere neden olan çevresel kirleticilerin etkisine karşı vücut sıvıları, hücre, doku veya organlarda oluşan hücresele, biyokimyasal, moleküler ve fizyolojik değişiklikleri kapsayan biyolojik yanıtın kantitatif ölçümü olarak tanımlanabilir (Bekmezci, 2010). Biyomarkır ve biyoindikatörlerin kullanılması baskılayıcı ajanların etkilerinin belirlenmesinde yaygın olarak kullanılır ve ekolojik risk değerlendirmeleri ve etkilenmiş türlerin korunması için strateji değiştirmelerine katkıda bulunur (Tejeda-Vera vd., 2007).

Sulardaki kirlilik, bitki sistemlerinin en önemli stres nedenidir. Bu nedenle deşarj sularındaki mikrokirleticilerle ilgili biyokimyasal yanıt veren organizmaları içeren biyolojik test sistemlerini kullanmak zaruridir. Bitki denemeleri, ağır metalleri içeren çoğu çevresel kirleticiye oldukça duyarlıdır ve kirletici karışımlarının potansiyel sinerjik etkilerini izlemek için kullanılmaktadırlar (Wang ve Freemark, 1995). Sucul bitkiler, sucul çevredeki metallerle ilk bağlantıda olan canlılar olduğu gibi küçük miktarlarda kirletici konsantrasyonlarında bile mükemmel spesifik tepkiler sergilemeleri nedeniyle giderek artan bir şekilde pratik test organizmaları olarak kullanılırlar (Schroeder, 2000; Singh vd., 2006). Kirleticilerin etkisi türe, ortamdaki derişim ve metal çeşitliliğine göre değişir. Metallerin etkileşimi de canlılar üzerinde metal toksisitesini artırıcı (sinerjistik) ya da

azaltıcı (antagonistik) olabilir (Sofyan, 2004). Bu sebeple tek başına fizikokimyasal analiz, su kalitesi hakkında bilgi sağlamak için yetersizdir.

Son yıllarda sulardaki ağır metaller ile diğer kirleticilerin giderimi çalışmalarına bakıldığında, pek çok araştırmacının sucul makrofitlerden duckweed olarak da bilinen su mercimeği türlerinden *L. minor* ve *L. gibba*'yı kullandığı görülmektedir. Su mercimeğinin kullanım nedenleri; sulardaki ağır metalleri akümüle ederek uzaklaştırma yeteneğine sahip olmaları (Wahaab vd., 1995; Rahmani ve Sternberg, 1999; Axtell vd., 2003; Miretzky vd., 2004; Hou vd., 2007; Duman vd., 2010), ağır metaller için biyoindikatör olmaları (Garczarska ve Ratajczak, 2000; Karataş vd., 2009) ve oksidatif strese cevap verdiğiinden biyomarkır (Karataş vd., 2009) olarak kullanılabilmesi, yüksek üreme kapasitesinin olması, kültürünün ve hasatının kolay olması (Rahmani ve Sternberg 1999; Elmacı vd., 2009) önemli etkenlerdir. Ayrıca, *Lemna* türleri dünya genelinde yaygın olarak bulunmaktadır (Davis, 1984).

Ağır metallerin bitkiler tarafından alınımı ve etkileri konusunda çok sayıda çalışma yapılmıştır. Suda yüzen bitkilerle sulardaki ağır metallerin uzaklaştırılması konusunda yapılan çalışmaların geneline yakını laboratuvar ve pilot tesis ölçeğinde ağır metal uygulamalarıyla yürütülmüştür. Fakat bütün bitki türleri değişen çevresel şartlar altında büyür. Bu nedenlerle doğal yetiştirme ortamından tamamen farklı ortamda yetiştirilen ve ileri arıtmada kullanılan bitkilerin arıtma çıkış suyundan bünyesine almış olduğu çevresel kirleticilerden ağır metal miktarlarının belirlenmesi gerekmektedir. Ayrıca çıkış suyundaki kirleticilerin kombine etkileriyle antioksidan savunma sisteminin esas bileşenlerinin düzeyindeki değişimler konusunda literatürde herhangi bir çalışmaya rastlanmamıştır. Bu konuyla ilgili bilgi açığının kapatılması gerekmektedir. İleri atık su arıtımında kullanılan *L. gibba* ve *L. minor* bitkilerinin ağır metal alım kapasitesinin açıklığa kavuşturulması ve bu kirleticilerin oluşturacağı strese karşı hangi adaptif mekanizmalar geliştirdiğini belirlemek oldukça önemlidir. Arıtma çıkış sularının deşarjı ile ilgili problemin boyutu ancak bu durumda daha iyi anlaşılabilir. Bu da arıtma çıkış suyundaki ağır metallerin giderimi ile ilgili alınacak önlemlerin ve yapılacak planlamaların daha sağlıklı olmasını sağlar. Ayrıca bu kirletici unsurları gideren bitkilerde antioksidan savunma sisteminin bileşenleri (Vitamin A, C ve E, GSH, GSSG) ile MDA düzeyinin nasıl etkilendiği hususundaki bilgi eksikliği de giderilmiş olur.

Bu nedenlerle bu tez çalışmasında, *Lemna gibba* ve *Lemna minor*' le oluşturulacak arıtım sistemlerinde bu sucul bitkilerin atıksu arıtma tesisi çıkış suyundaki makro ve mikro nütrientlerin giderimindeki performans düzeylerinin belirlenmesi hedeflenmiştir. Yine bu sucul bitkilerde toksiditenin erken biomarkırları olan antioksidan (A, E ve C vitaminleri, GSH ve GSSG) bileşiklerin düzeyleri ile stres düzeyini belirten MDA miktarındaki değişimlerin belirlenmesi ve ayrıca elde edilen sonuçlar doğrultusunda bu bitkilerden hangisinin daha iyi bir biomarkır olduğunun açıklığa kavuşturulması da tezin konusunu oluşturmaktadır.

Bu tez çalışmasının ana amacı, Elazığ Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi çıkış suyuna maruz bırakılacak *Lemna minor* L. ile *Lemna gibba* L.'da makro ve mikro element (ağır metal) akümülasyonu ile oluşabilecek oksidatif stres düzeyinin belirlenmesidir. Ayrıca, bitkinin strese karşı savunma sistemlerinde redükte ve okside glutatyon (GSH ve GSSG) ve non enzimatik antioksidan A, E ve C vitamin miktarındaki değişimlerle antioksidan kapasitelerini tespit etmektir. Bu çerçevede, tez çalışmasının ana hedefleri alt başlıklar altında özetlenecek olursa;

- 1) Elazığ Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi giriş ve çıkış suyunda makro ve mikro element konsantrasyonlarının belirlenmesi,
- 2) Doğal ortamından alınacak sucul makrofıtlar (*Lemna minor* L. ve *Lemna gibba* L.)'in yetiştiği suda makro ve mikro element konsantrasyonlarının belirlenmesi,
- 3) Doğal ortamda yetişen sucul makrofıtlarda (*Lemna minor* L. ve *Lemna gibba* L.) makro ve mikro element miktarlarının belirlenmesi,
- 4) Arıtma çıkış sularının verildiği pilot ölçekli reaktöre adapte edilen sucul makrofıtlarda (*Lemna minor* L. ve *Lemna gibba* L.)  alışma süresince (7 günlük) makro ve mikro element ak m lasyonunun belirlenmesi ve karşılaştırması,
- 5) Makrofıtlı pilot ölçekli reaktörlerin çıkış suyunda makro ve mikro element konsantrasyonlarının belirlenmesi,
- 6) Elde edilen analiz sonuçları değerlendirildikten sonra ağır metal türüne göre sucul makrofıtların (*Lemna minor* L. ve *Lemna gibba* L.) hasatlama zamanının belirlenmesi,
- 7) Hem doğal hem de pilot ölçekli reaktörlerden alınacak olan sucul makrofıtlarda çalışma süresince günlük MDA, redükte ve okside glutatyon (GSH ve GSSG) ve non enzimatik antioksidan A, E ve C vitamin miktarlarının belirlenmesi ve karşılaştırılması,

8) Sucul makrofitlerdeki makro ve mikro element konsantrasyonu ile MDA, redükte ve okside glutatyon (GSH ve GSSG) ve non enzimatik antioksidan A, E ve C vitamin miktarlarını karşılaştırarak aralarında bir korelasyon olup olmadığının tespit edilmesi,

9) Arıtma çıkış sularının verildiği pilot ölçekli reaktöre adapte edilen sucul makrofitlerin antioksidan kapasitelerinde değişimin olup olmadığının tespit edilmesi,

10) Çalışma sonucunda elde edilecek olan verilerin istatistiksel olarak değerlendirilmesi hedeflenmiştir.

Sonuç olarak bu çalışmanın, konuyla ilgili bilgi açığının giderilmesinde ve yeni çalışmaların planlanmasına ışık tutarak, literatüre önemli katkılar sağlayacağı kanaatindeyiz.

1.1. Makro ve Mikro Elementlerin Özellikleri

Çalışmamıza materyal olan su ve bitkilerde analizlenen makro ve mikro elementlerin bitki yaşamındaki rolleri aşağıda ayrı ayrı açıklanmıştır.

1.1.1. Fosfor (P)

Bitki yaşamı için fosfor önemli bir makronütrienttir. Fosfor bitkilerde nükleik asidin, fitinin ve fosfolipidlerin yapı maddesidir. Bitkilerde enerji taşınması ile ilgili tepkimelerde, karbonhidratların parçalanmasında, polisakkaritlerin sentezinde, fotosentezde, kök gelişiminde, bitkinin gelişim ve olgunluk süreçlerinde ve hastalıklara karşı dayanıklılığında fosfor gerekli bir elementtir. Fosfor eksikliği bitkilerde yaprak sayısı, yaprak gelişimi ve yaprak yüzey alanını önemli ölçüde azaltır. Kök büyümesi gövde büyümesine göre daha az etkilenir. Bitkiler daha geç çiçek açar, çiçek sayısı daha az olur ve tohum oluşumu olumsuz yönde etkilenir. Köklerde nişasta ve sakkaroz, yapraklarda ise nişasta içeriği artar (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.2. Kükürt (S)

Bitkiler kükürdü kökler vasıtasıyla sülfat iyonları, stomalar vasıtası ile de kükürtdioksit şeklinde alırlar. Bunları asimile edebilmek için sülfüre indirgerler. Bitkilerde kükürdün %90 kadarı sistein, methionin ve sistin gibi amino asitlerin içerisinde bulunur. Proteinlerde ya da polipeptidlerde kükürdün temel işlevi polipeptid zincirleri arasında disülfid bağı oluşturmasıdır. Koenzim A (Co-A), biyotin, thiamin ya da B1 vitamini ile glutatyon sentezinde önemli rol oynar. Fotosentezin ışık ve karanlık tepkimelerinde olduğu gibi nitrit ve sülfatın indirgenmesinde de önemli rol oynayan ferrodoksinin önemli bir parçasını kükürt oluşturur. Kükürt eksikliğinde genç yapraklarda klorozis meydana gelir. Bitkilerde bodur gelişmeye, yaprakların küçülmesine, boğum aralıklarının kısalmasına, gövde ve dalların incelmeye de neden olur. Kükürt eksikliğinin en belirgin işareti yapraklarda klorofil miktarının azalmasıdır. Buna paralel olarak bitkide protein sentezi azalır ve çözünabilir organik azot ve nitrat miktarı artar. Ayrıca kükürt noksanlığında bitkide karbonhidrat birikmesi sonucunda bitki ağırlığı normale göre daha fazla olabilir (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.3. Bor (B)

Bor bitkiler için metabolik olarak önemli bir mikronütrienttir. Karbonhidrat metabolizması ve hücre membranlarından şekerin geçişinde önemli bir rol oynar. Bundan başka, nükleik asitler (DNA ve RNA) ve fitohormonların sentezinde, hücre duvarının şekillenmesinde, dokuların gelişiminde, kararlı bileşiklerin oluşumunda, hücre duvarı ve plazma membranlarının bileşenleriyle B kompleksleri oluşturmada görev aldığı bilinmektedir. B eksikliği bitkilerde meristematik dokuların (büyüme noktaları) anormal gelişimini uyarır, bu dokularda oksin birikimine yol açarak yaprak ve gövdenin kırılma hale gelmesine ve bitkinin zaman içinde ölümüne neden olur. Aşırı B varlığında ise B'un toksisite semptomları görülür. Yapraklar sararmaya başlar ve sonunda nekrozis meydana gelir (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.4. Potasyum (K)

Bitkiler tarafından fazla gereksinim duyulan ve mutlak gerekli bir elementtir. Potasyum bitkilerde fotosentez, enzim aktivitesi, karbonhidrat ve azot metabolizması, organik maddelerin taşınması, kök gelişimi, soğuğa karşı dayanıklılık ve olgunluğa erişme üzerinde etkilidir. Potasyum noksanlığında bitki büyümesi geriler ve bunu sararma (klorozis) ve lekelenme (nekrozis) oluşumu izler. Potasyum eksikliğinde bitkilerde turgor basıncı düşer. Su noksanlığı ile ilgili stres durumunda bitkiler gevşek dokulu bir yapıya sahip olurlar. Bitki dokularında ve hücre organellerinde anormal gelişmeler görülür. Bitkide ksilem ve floem iletim borularının oluşumu geriler. Dokularda ligninleşme azalır. Yeteri kadar potasyumun bulunmaması durumunda bitki tarafından absorbe edilen azot bağımsız aminoasitlere dönüştürüldüğü için protein sentezi yeterince gerçekleştirilemez (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.5. Sodyum (Na)

Sodyum kimyasal yönden potasyuma büyük benzerlik gösterir. Bu nedenle sodyum kimi bitkilerde potasyumun görevini üstlenir. Sodyum kurak havalarda bitkilerin kurummasını geciktirir. Bitkilerde okzalik asit birikimine neden olduğu kadar gözeneklerin açılıp kapanmasında ve nitrat redüktaz enzim aktivitesinin düzenlenmesinde de etkilidir. Fotosentez miktarını belirleyen enzim aktivitesini arttırmak suretiyle olumlu etki yapar. Soğuk havalarda bitkiyi don stresine karşı korur ve hastalıklar yönünden bitkiyi daha dirençli yapar. Bitkilerde sodyum eksikliği pek görülmez ise de görüldüğü takdirde bitki yapraklarında incelmeler ve nekrozis meydana gelir. Yapraklar normale göre daha küçük olur, kurak havalarda daha çabuk solar ve bitki gelişimi bütünüyle etkilenir (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.6. Kalsiyum (Ca)

Diğer makro elementlerden farklı olarak bitki dokularında toplam kalsiyumun büyük bölümü hücre duvarlarında yer alır. Bunun temel nedeni hücre duvarlarında kalsiyumun bağlanma yerinin fazla olması ve bu elementin sitoplazma içerisinde hareketinin sınırlı

olmasıdır. Pektatlar şeklinde bulunan kalsiyumun temel görevi, hücre duvarlarının ve bitki dokularının güçlenmesini sağlamaktır. Bitki dokularını fungal ve bakteri enfeksiyonuna karşı korur. Bitkilerde kök uzaması ve hücre bölünmesinde etkilidir. Fosfolipidlerin karboksil ve fosfat grupları ile proteinler arasında köprü oluşturarak hücre membranlarını güçlendirir. Bu sayede hücreden madde çıkışı büyük ölçüde engelleneceği için bitki don stresine karşı daha dirençli olur. Hücre vakuollerinde biriken kalsiyum, katyon-anyon dengesinin sağlanmasında rol oynar. Zor çözünen kalsiyum oksalat oluşumu hücrede osmotik dengenin sağlanmasında yardımcı olur. Kalsiyum eksikliğinde bitki dokularında biriken poligalakturonaz, kalsiyum pektatların parçalanmasına neden olur ve böylece hücre duvarları parçalanır ve dokular etkilenir. Hücre bölünmesinin durması kök uzamasını olumsuz yönde etkiler. Hastalıklara karşı dayanıklılık önemli ölçüde azalır. Meristematik dokularda gelişme geriliği görülür. Genç yapraklarda sararma ve şekil bozuklukları baş gösterir. Noksanlığın ileri aşamalarında ise yaprak kenarlarında siyah ve kahverengi nekrozlar oluşur (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.7. Magnezyum (Mg)

Yeşil bitki yapraklarında magnezyumun en önemli işlevi klorofil moleküllerinde merkezi atom olarak yer almasıdır. Protein sentezinde de magnezyum hayati önem taşımaktadır. Bitkilerde özellikle ATP oluşumunda, fotosentezde ve nişasta sentezinde önemli işleve sahip olan çoğu enzim aktivitesi de magnezyum ile ilişkilidir. Bitkilerde karbonhidrat (nişasta ve şeker) birikimi magnezyum eksikliğinin tipik belirtisidir. Magnezyum noksanlığı görülen bitki yapraklarında ışığa karşı aşırı hassasiyet baş göstermekte ve kloroz ve nekroz belirtileri açık bir şekilde ortaya çıkmaktadır. Ayrıca kloroplastlar normal gelişmemekte ve fotosentezin ışık tepkimelerinde yeterli elektron aktarımı da gerçekleştirilememektedir (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.8. Alüminyum (Al)

Alüminyum toksisitesinin fizyolojik mekanizmaları tartışılmakta ise de nütrient alımı ve taşınımını bozduğu ve anyon-katyon oranını dengesizleştirdiği bilinmektedir. Bitkilerdeki

aşırı Al, hücre bölünmesi ve protoplazma ve hücre duvarının özellikleri ile ilişkilidir. Alüminyum organik kompleksler oluşturur ve bu nedenle nükleik asitleri çöktürür. Al toksisitesine bağlı olarak kök uzunluğu, kök biomass üretimi ve membran akışkanlığı azalır, DNA sentezinde değişimler meydana gelir (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.9. Antimon (Sb)

Antimon ve onun bitkiler üzerindeki etkileri hakkında bilgi çok azdır. Bitkiler için önemsiz bir metaldir ve çözülebilir formlarda bitki tarafından kolaylıkla alınabilmektedir. Sb'nun bitkiler üzerinde toksisitesini gösteren bugüne kadar yapılmış bir çalışma yoktur (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.10. Arsenik (As)

Arsenik çoğu bitkinin bir bileşenidir fakat biyokimyasal rolü hakkında bilgi azdır. Hem toplam As'in hem de çözülebilir As'in su yolu ile bitkiye geçmesinin pasif olduğu düşünülmektedir. As toksisitesinin semptomları, yapraklarda solma, menekşe rengi oluşumu, köklerde renk değişikliği ve hücre plazmolizisidir. En belirgin semptom ise büyümenin azalmasıdır. Arsenik yaprak, gövde ve köklerde ciddi hasarlara neden olmaktadır (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.11. Baryum (Ba)

Bitkilerde yaygın olarak bulunmuş olmasına rağmen Ba, bitki dokuları için önemli olmayan pasif bir bileşendir. Ba, bitki fizyolojik proseslerinde Ca ve Sr ile rekabet halindedir. Bitkiler için baryumun olası toksisitesi, büyüme ortamına Ca, Mg ve S tuzlarının ilave edilmesiyle büyük ölçüde düşer (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.12. Kadmiyum (Cd)

Kadmiyumun metabolizma prosesleri için önemsiz bir element olarak düşünülse de hem kök hem de yaprak sistemleri tarafından etkin biçimde absorbe edilmektedir. Kadmiyum toksisitesinin semptomları klorozis ve onu takip eden nekrozistir. Cd, enzim aktivitesindeki davranışları nedeniyle bitkiler için toksik bir element olarak düşünülmektedir. Kadmiyum, bitkideki mineral elementlerin alımı ve taşınımı ve fotosentez ile etkileşimlidir (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.13. Krom (Cr)

Krom köklerde akümüle olma yeteneğine sahiptir ve kolayca taşınabilir. Bitkilerdeki Cr içeriğinin glukoz ve kolesterol metabolizmalarında yer aldığı belirtilmiştir. Bitkilerde Cr toksisitesinin semptomları genç yapraklarda klorozis ve yapraklarda kahverengiye dönük kırmızı renktir (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.14. Kobalt (Co)

Kobaltın bitkiler için yararlı birkaç etkisi bilinmekle birlikte bitkiler için gerekliliği açık değildir. Kobalt toksisitesinin semptomu klorozistir. Bitki kökleri tarafından kolaylıkla alınır ve transpirasyon akımı yoluyla taşınır. Kobalt bitkilerce absorpsiyonu süresince diğer ağır metaller ile yer değiştirebilir ve organik bileşikler ile kompleks oluşturarak taşınabilir. Bitkilerin azot fiksasyonunu etkiler. Aşırı kobaltın sitolojik etkileri, mitoz ve kromozom hasarı, köklerin endoplazmik retikulum hasarını inhibe etmesidir (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.15. Bakır (Cu)

Bakır kirliliği çok yaygın değildir. Ancak zirai ve endüstriyel faaliyetler sonucunda bakır kirliliği meydana gelebilir. pH a bağlı olarak çok farklı çözünürlüklerle hem organik hem de inorganik maddelerle kolayca etkileşime girer. Farklı bitki türlerinin bakıra karşı toleransları da farklılık göstermektedir. Yüksek bakır konsantrasyonu demir metabolizması

ile birlikte bitkide klorozise, eksikliği ise nekrozise neden olur. Çoğu bitkilerin bakır gereksinimleri düşük olduğu için bakır eksikliği çok yaygın bir durum değildir. Bakır elementi bitkide protein ve karbonhidrat metabolizması ve azot (N_2) fiksasyonu için önemlidir. Aynı zamanda DNA ve RNA'nın üretimini kontrol eder. Bakır, yağ asitlerinin desaturasyonu ve hidroksilasyonu ile de ilgilidir (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.16. Demir (Fe)

Demir çoğu bitkide enzim sistemlerini etkileyen önemli bir mikronutrienttir. Fe kolaylıkla çözünebildiği için bitkiler tarafından oldukça fazla miktarlarda alınabilir. Demir, protein ferrodoksinin önemli bir bileşenidir ve nitrat (NO_3) ve sülfat (SO_4) redüksiyonu, azot (N_2) asimilasyonu ve enerji (NADP) üretimi için gereklidir. Demirin protein sentezi ve kök ucu meristem gelişimi ile de ilişkili olduğu düşünülmektedir. Fe, hem grubu içeren ve hem grubu içermeyen proteinlerin yapısına katılır ve esasen kloroplastlarda konsantre olur. Ayrıca organik demir kompleksleri fotosentetik elektron transferine katılır. Hem grubu içermeyen Fe proteinleri, nitrit ve sülfatların redüksiyonunda yer alır. Klorofil formasyonunun Fe tarafından etkilendiği görülmektedir. Fe muhtemelen direk nükleik asit metabolizmasına da katılır. Fe^{+2} ve Fe^{+3} 'ün katalitik ve yapısal rolü de bilinmektedir (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.17. Kurşun (Pb)

Kurşun en iyi bilinen toksik ağır metallere biridir ve major bir kirleticidir. Kurşunun tüm bitkilerde doğal olarak bulunduğu metabolizmada herhangi bir önemli rolünün olup olmadığı bilinmemektedir. Kurşunun bitkilerin gelişiminde gerekli olduğu konusunda hiçbir kanıt olmamasına rağmen düşük konsantrasyonlarda bazı Pb tuzlarının bitki gelişimini uyardığına dair birçok çalışma mevcuttur. Bunun yanı sıra Pb'un düşük konsantrasyonlarda bile bitki metabolizmasını inhibe ettiği de birçok araştırmacı tarafından rapor edilmiştir. Kurşunun diğer elementler ve çevresel koşullarla etkileşiminden dolayı bitki için toksisitesini ortaya koymak basit değildir. Bitkilerdeki semptomları çok belirgin olmamakla birlikte fotosentez, mitoz ve su absorpsiyonu gibi prosesler üzerinde toksik

etkileri belirlenmiştir. Elektron transfer sistemini bozduğu için respirasyon ve fotosentez üzerinde olumsuz etkileri vardır (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.18. Mangan (Mn)

Mangan bitkiler için önemli bir elementtir. Bitkiler mangana karşı duyarlılıkta önemli ölçüde farklılık gösterir. Bitkilerin Mn eksikliğine duyarlılığı, toksisiteye olan duyarlılığına eşittir. Bazı bitkiler zararlı etkileri olmaksızın manganın yüksek akümülatörleridir. Mangan, fotosentetik elektron transport sistemindeki oksidasyon-redüksiyon prosesi ile ilişkilidir. Fotoliz için önemlidir, ATP ve enzim kompleksi için köprü görevi görür ve indol-3-asetik asit (IAA)'i aktive eder. Bitki köklerinin oksitleme gücünü ve Mn'ın pasif bir fraksiyonu olarak depolanan MnO_2 'e oksidasyonunu sağlar. Yüksek seviyelerde mangan, bazı enzim ve hormonların aktivitesi ve amino asitlerin oranı üzerinde etkilidir. Mangan eksikliği genç yapraklarda klorozise neden olur. Manganın aşırı miktarları ise yaşlı yapraklarda klorotik (lekelenme) oluşumuna neden olur. Mn semptomları Fe semptomları ile karıştırılabilir, bu nedenle bitkinin analiz edilmesi gerekir (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.19. Civa (Hg)

Civa bitkiler tarafından kolaylıkla alınabilen ve taşınabilen bir elementtir. Çok az miktarlarda Hg konsantrasyonları bile bitkilerde yüksek miktarlarda akümüle olabilme kapasitesine sahiptir. Bitkiler için yüksek derecede toksik olabilmektedir. Hg, birkaç protein ve enzimde bulunan amino asit S atomlarına güçlü bir şekilde bağlanmasına rağmen bu metalin bitkilerde hareketi kolaylıkla gerçekleşmektedir. Civanın sülfidril gruplarına bağlanması, bitkilerin metabolik proseslerini bozan anahtar reaksiyondur. Hg toksisitesinin semptomları yaygın olarak tohumlanmanın ve kök gelişiminin yavaşlaması ve fotosentezin inhibisyonudur (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.20. Molibden (Mo)

Molibden bitkinin nitrojen metabolizması (NH_4^+ katyonunun NO_3^- anyonuna dönüşümünde) ile ilişkili bir elementtir. Mo eksikliğinde bitkilerde nitrojen eksikliği de meydana gelir. Mo enzimatik reaksiyonlarda rol oynar. Bitki metabolizmasında Mo'nin fonksiyonları araştırılmış ve nükleik asitlerde yüksek konsantrasyonda Mo olduğu ve DNA ve RNA enzimatik aktivitelerinde inhibitör ve düzenleyici rol oynadığı bulunmuştur (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.21. Nikel (Ni)

Ni hızlı bir şekilde kökler tarafından absorbe edilir ve bitkilerdeki mobilitesi çok yüksektir. Bitki metabolizması için çok önemli bir rolü olmamakla birlikte, bitkilerde bazı fonksiyonları olan bu metalin bitki gelişimi üzerinde olumlu etkileri rapor edilmiştir. Üreaz enzimimini önemli bir bileşenidir ve üreyide bileşikleri formunda N'un köklerden üst kısımlara taşınımında gereklidir. Yapılan çalışmalarda N bileşiklerinin nitrifikasyonu ve mineralizasyonunda uyarıcı etkileri vurgulanmıştır. Ni toksisitesinin bitkilere etkileri çok iyi bilinmemekle birlikte uzun vadede bitki gelişimini duraklattığı ve bitkilerde yaralanmalara neden olduğu tespit edilmiştir (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.22. Selenyum (Se)

Bitkilerdeki Se birçok çalışmada incelenmiş olmasına rağmen, fizyolojik rolü tam olarak bilinmemektedir. Se'un özellikle Se akümülatörü olan bitkilerde belli metabolik proseslerle ilişkili olduğunu belirten birçok görüş vardır. Başlıcaları sistein ve metionin olan birkaç Se bileşiği bitkilerde bulunmuştur. Se hem bir mikronütrient hem de bir toksin gibi hareket eder. Se çözülebilir formlarda bulunduğunda bitkiler tarafından kolaylıkla alınabilir. Bu durum bitki türleri arasında farklılıklar gösterebilir. Bitkiler tarafından Se'un alımı ortamın sıcaklığı ile de ilişkilidir. 20 °C'den daha yüksek sıcaklıklarda bitkiler tarafından Se absorpsiyonu da artmaktadır. Yağış miktarı da bitkideki Se konsantrasyonunu büyük ölçüde etkilemektedir. Bol yağmur alan bölgelerdeki bitkilerde

Se düşüklüğü meydana gelmektedir. Bitki içerisinde Se'un dağılımı bazı beslenme faktörlerine bağlı olarak değişmektedir ancak en çok büyüme noktalarında, tohumlarda ve de köklerde sık olarak tespit edilmiştir.

1.1.23. Gümüş (Ag)

Ag konsantrasyonları bitki türleri arasında ve zamana bağlı olarak büyük değişimler gösterir. Bitki tarafından absorbe edilen Ag miktarı, bitkinin maruz kaldığı nütrient ortamına göre değişiklik gösterir. Ortamda Ag ne kadar çok ise bitki okadar fazla Ag akümüle edebilir ve toksisitesi ortaya çıkar. Ag, membranlarda K yerine vekillik edebilir ve böylece kökler tarafından diğer katyonların absorpsiyonunu inhibe edebilmektedir. Ag bileşikleri, ribonükleik asitle çözünemeyen kompleksler oluşturarak proteinleri çöktürmektedir. Ag iyonları, bazı organik bileşiklerin sülfidril gruplarına bağlanmak için büyük bir eğilime sahiptir (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.24. Stronsiyum (Sr)

Stronsiyumun jeokimyasal ve biyokimyasal karakteristikleri kalsiyuma ve daha az derecede de magnezyuma benzemektedir. Sr'un bitkiler tarafından alımı oldukça komplekstir ve kalsiyum tarafından bir derece etkilenmektedir (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.25. Talyum (Tl)

Bitkilerdeki Tl içeriği, büyüme ortamındaki Tl içeriği ile doğrudan ilişkilidir. Yüksek Tl, tohum çimlenmesini engeller ve hem fotosentez hem de transpirasyonu etkiler. 20 mg/kg'dan yüksek konsantrasyonları toksik kabul edilmektedir (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.26. Vanadyum (V)

Vanadyum bitki kökleri tarafından kolaylıkla absorbe edilebilmekte ve bitkinin üst kısımlarına taşınabilmektedir. Bu mekanizma büyük ölçüde vanadyumun iyonik formuna ve pH'a (artan pH değeri ile absorpsiyon azalır) bağlıdır. Bazı bitkiler önemli miktarlarda vanadyumu akümüle edebilmektedir. Vanadyumun yüksek yapılı bitki metabolizmasında yeri hakkında çok fazla bilgi yoktur. Vanadyuma maruz kalan bitkilerde daha küçük kök, gövde ve yapraklar olduğu görülmüş ancak klorozis görülmemiştir (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.1.27. Çinko (Zn)

Çinko, yaşlı yapraklarda birikme eğilimindedir. Çinko eksikliğinin tipik semptomu terminalleri rozetlemesidir. Çinko toksisitesi pH değerine bağlı olarak değişmektedir. Çinko bitkide enzim metabolizmasında önemli rol oynar. Bununla birlikte bitkilerdeki Zn fonksiyonları, karbonhidratlar, proteinler ve fosfat ve oksinlerin metabolizması, RNA ve ribozom formasyonları ile ilişkilidir. Çinko eksikliği bitki yapraklarında klorozise neden olmaktadır (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

1.2. Oksidatif Stres, Serbest Radikaller, Kaynakları ve Etkileri

Serbest radikaller organizmalarda sürekli olarak oluşturulan ve antioksidan savunma sistemi tarafından düzenli olarak ortadan kaldırılan moleküllerdir. Bu mekanizmada serbest radikallerin oluşumu ile bunların antioksidan sistem tarafından ortadan kaldırılması arasında bir denge söz konusudur ki bu dengeye oksidatif denge adı verilir. Oksidatif denge sağlandığı sürece organizma serbest radikallerin olumsuz etkilerinden zarar görmez. Antioksidan savunma mekanizmasının yetersiz kalması veya serbest radikal oluşumunun artması nedeniyle oksidatif dengenin serbest radikaller yönüne kayması durumunda oksidatif stres meydana gelir (Kayış, 2010).

Oksijen, canlı organizmaları oluşturan moleküllerin yapısına girmesi, besin kaynağı olan maddelerde temel element olması, aerobik canlılardaki oksidasyon redüksiyon reaksiyonları ve solunumda rol oynaması nedeniyle önemlidir. Moleküler oksijen taşıdığı

iki ortaklanmamış elektrondan dolayı bir diradikal olarak değerlendirilir. Biyolojik sistemdeki moleküler oksijenin %95-98'i enzimatik yollarla suya çevrilirken, geri kalan kısmı elektron eklenmesi sonucu hücre içi organellerin yapılarını ve fonksiyonlarını değiştiren, membranda oksidatif yıkıma neden olan reaktif oksijen türevlerini meydana getirir. Oksijenden oluşan önemli serbest radikaller arasında superoksit anyonu, hidrojen peroksit, hidroksil radikali ve singlet oksijen yer almaktadır. Oksijen elektron alarak en son suya indirgenir. Oksijene bir elektron eklenmesi sonucu süperoksit anyonu, iki elektron eklenmesi sonucu hidrojen peroksit, üç elektron eklenmesi sonucu hidroksil radikali ve en son dört elektron eklenmesi ile su oluşur.



Moleküler oksijene bir elektron bağlanmasıyla oluşan süperoksit anyonu bir serbest radikal olmasına karşın çok reaktif değildir. Süperoksit radikalleri başlıca şu yollarla oluşabilir:

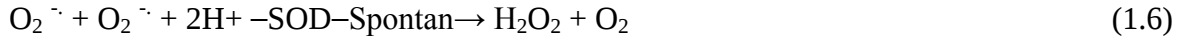
- 1- İndirgeyici özellikteki biyomoleküller oksijene tek elektron verip kendileri yükseltgenirken süperoksit radikali oluşur. Hidrokarbonlar, flavinler, tiyoller, katekolaminler, ferrodoksinler, indirgenmiş nükleotidler gibi biyolojik moleküller yükseltgenirken süperoksit oluşumuna neden olurlar.
- 2- Başta çeşitli dehidrojenazlar ve oksidazlar olmak üzere enzimlerin katalitik etkisi sırasında süperoksit radikali bir ürün olarak oluşabilir.
- 3- Mitokondrideki enerji metabolizması sırasında kullanılan oksijene NADH dehidrojenaz ve koenzim A gibi elektron taşıyıcılarından elektron transferinden dolayı tüketilen oksijenin % 1–5 kadarı süperoksit oluşumuna neden olur.

Süperoksit radikali hem oksidan hem de indirgendir. Süperoksit bir radikal olmakla birlikte çok zararlı değildir. Ancak H_2O_2 kaynağı olması ve geçiş metallerini indirgeyebilmesinden dolayı oldukça önemlidir.

İki molekül süperoksit proton alarak hidrojen peroksit (H_2O_2) ve moleküler oksijene dönüşür (Reaksiyon 1.5).



Moleküler oksijenin çevresindeki moleküllerden iki elektron alması veya süperoksit anyonunun bir elektron alması sonucu peroksit molekülü meydana gelir. Peroksit molekülü de iki hidrojen atomuyla birleşerek hidrojen peroksiti meydana getirir. Hidrojen peroksitin oluşmasına neden olan bir diğer olay da kendiliğinden veya süperoksit dismutaz enzimi tarafından katalizlenen dismutasyon tepkimesidir. İki süperoksit molekülü iki proton alarak hidrojen peroksit ve moleküler oksijen oluşturabilirler (Reaksiyon 1.6).



Hidroksil radikali hidrojen peroksitin geçiş metalleri varlığında indirgenmesi ile (Fenton Reaksiyonu), Hidrojen peroksitin süperoksit radikali ile reaksiyonu (Haber-Weiss Reaksiyonu) ve suyun yüksek enerjili iyonize edici radyasyona maruz kalması sonucunda meydana gelir. Fenton ve Haber- Weiss Reaksiyonları: Hidrojen peroksidin Fe^{+2} ve diğer geçiş elementleri (Cu, Zn, Mn, Cr, Co, Ni, Mo) varlığında indirgenmesi (Fenton Reaksiyonu) ile veya süperoksit radikali ile reaksiyonu sonucunda (Haber-Weiss Reaksiyonu) hidroksil radikali oluşur.



Oksijenin süperoksit, hidrojen peroksit ve hidroksil radikaline indirgenmesi biyolojik sistemlerde oksijenin aktivasyonunun temel mekanizmasını oluşturmaktadır. Ayrıca fotosentetik bitkilerde fotosistemler aracılığıyla singlet oksijen oluşmaktadır. Aktif oksijen türleri; ksenobiyotiklerin oksidasyonu ya da lignin polimerizasyonu gibi metabolizmadaki kimyasal reaksiyonların bir parçasıymış gibi oluşmaktadır. Ancak çevre stresleri gibi bazı durumlarda elektron taşıma sistemi ile de aktif oksijen oluşturulmaktadır (Kayış, 2010).

Hücrelerde kloroplast, mitokondri, endoplazmik retikulum, mikroadiler, plazma membranları ve hücre duvarlarında aktif oksijen üretilmektedir (Deniz, 2010). Nerede ve

nasıl üretildiklerine bakılmaksızın radikaller başlıca 3 temel mekanizma ile oluşur (Kılınç ve Kılınç, 2002).

I. Kovalent bağların homolitik kırılması ile;

Yüksek enerjili elektromanyetik dalgalar ve yüksek sıcaklık (500-600°C) kimyasal bağların kırılmasına neden olmaktadır. Kırılma sırasında bağ yapılarındaki iki elektronun her biri ayrı ayrı atomlar üzerinde kalıyorsa, bu tür kırılmaya homolitik kırılma denir ve her iki atom üzerinde de paylaşılmamış elektron kalmaktadır. Organik moleküllerdeki bağların heterolitik kırılması durumunda zıt yüklü iyon çiftleri oluşmaktadır ve bu türler de reaktiftir.

II. Normal bir molekülün elektron kaybetmesi ile;

Radikal özelliği bulunmayan bir molekülden elektron kaybı sırasında dış orbitalinde paylaşılmamış elektron kalıyorsa, radikal formu oluşmaktadır.

III. Normal bir moleküle elektron transferi ile;

Radikal özelliği taşımayan bir moleküle tek elektron transferi ile dış orbitalinde paylaşılmamış elektron oluşturuluyorsa, bu tür indirgenme radikal oluşumuna neden olmaktadır.

Fotosentez sırasında kloroplastlarda yoğun olarak toksik O_2 radikalleri sentezlenmektedir. Fotosentez sırasında absorbe edilen ışık enerjisi ve açığa çıkan elektronlar herhangi bir streten dolayı CO_2 indirgenmesinde kullanılamayınca kloroplastlarda birikmekte ve O_2 'nin aktivasyonuna neden olmaktadır. Moleküler O_2 'nin aktivasyonu ile toksik etkinlikleri yüksek olan O_2 radikalleri meydana gelmektedir (Foyer vd., 1994). Normal koşullarda fotosentetik elektron taşınması sırasında açığa çıkan elektronların yaklaşık olarak % 10'unun süperoksit üretmek için kullanıldığı tahmin edilmektedir. Stres sırasında ise bitkilerde biyosentetik reaksiyonlar gerilemekte, ATP'ye olan ihtiyaç azalmakta sonuçta mitokondri ve kloroplastlardaki elektron taşıma sisteminde elektron fazlalığı oluşmaktadır. Bu elektronlar moleküler oksijen ile reaksiyona girerek aktif oksijen türlerinin oluşmasına neden olmaktadır (Asada vd., 1977). Bu toksik O_2 radikalleri, membranların fosfolipidlerine (özellikle doymamış yağ asitlerine), klorofile, proteinlere, DNA ve diğer hücre kısımlarına zarar vermekte yani hücrede oksidatif olarak

yıkımlar meydana getirmektedir. Stres sırasında özellikle ışık yoğunluğu fazla ise klorofil ve membranlarda görülen fotooksidatif hasarın şiddeti de fazla olmaktadır (Foyer vd., 1994; Polle, 1996).

Serbest O₂ radikalleri hücrede özellikle membran fosfolipidlerini (özellikle doymamış yağ asitleri), proteinleri ve DNA'yı parçalamaktadır. Aktif oksijenin organik substratlarla olan reaksiyonları oldukça karmaşıktır; membranların yüzey özellikleri, makro moleküllerin bağlanma özellikleri, enzimlerin dağılımı, substratlar ve katalizitlere bağlı olarak değişik komplikasyonlar vardır. Bu nedenle tek bir hücrenin içindeki farklı kısımlarda bile oksijenle olan reaksiyonların oranı ve yapısı farklıdır. Hücrenin ölümüne yol açan oksidatif hasarın doğası her zaman açık değildir ancak sonuç olarak oksidatif hasar, membran lipidlerindeki peroksidasyon reaksiyonlarıyla ilişkilidir. Bitkilerde çevresel strese bağlı olarak oksijenin aktif formlarının proteinleri ve nükleik asitleri azaltılabileceği ve reaksiyonların oldukça öldürücü olabileceği saptanmıştır (Stadtman, 1986).

1.3. Antioksidan Savunma Sistemleri

Aerobik organizmalar, çeşitli dış kaynaklı çevresel etkilerin sonucu olarak veya normal metabolik aktiviteleri süresince meydana gelen toksik oksijen ara ürünlerinin neden olduğu oksidatif hasarların engellenmesi için enzim yapısında olan ve enzim yapısında olmayan savunma sistemlerine sahiptirler.

Bitkilerde stres koşullarında ortaya çıkan O₂ radikallerine karşı gelişen enzimatik antioksidantlar; süperoksit dismutaz (SOD), katalaz (CAT), glutatyon peroksidaz (GPx), glutatyon S-transferaz (GST) (Ketterer, 2001), glutatyon redüktaz (GR)'dır. Enzimatik olmayan antioksidantlar ise askorbik asit (C vitamini), alfa-tokoferol (E vitamini), redükte glutatyon (GSH; L-γ-glutamil-L-sisteinil-glisin), β-karoten (provitamin A), karotenoidler ve flavonoidleri içermektedir (Foyer vd., 1994; Storey, 1996; Noctor ve Foyer, 1998; Mates vd. 1999; Hodges ve Forney, 2000; Valko vd., 2006; Çaylak, 2011).

1.3.1. Enzimatik Antioksidanlar

Enzimatik mekanizmalardan SOD; süperoksit radikalının detoksifikasyonunda, katalaz, askorbat peroksidaz ve glutatyon redüktaz; hidrojen peroksitin detoksifikasyonunda rol oynamaktadır (Richardson vd., 1989).

1.3.1.1. Süperoksit Dismutaz (SOD)

Hayvansal organizmalara benzer olarak O₂⁻'in H₂O₂'ye dismutasyonunu gerçekleştirir. Fe-SOD kloroplast stromasında, Mn-SOD mitokondrilerde ve CuZn-SOD ise sitoplazma ve kloroplastlarda yer almaktadır (Alscher ve Hess, 1993).

1.3.1.2. Katalaz (CAT)

Hidrojen peroksidi etkisiz hale getirmek için bitkilerde de önce bir ara ürün olarak katalaz- H₂O₂ bileşiği oluşturmakta; ikinci basamak reaksiyonunda ise H₂O ve O₂ meydana getirirken enzim serbestlenmektedir (Gechev vd., 2003).

1.3.1.3. Fosfolipit Hidroperoksit GPx ve Peroksidazlar

Bu enzim membranları oksidatif strese karşı korumakta ve GSH varlığında fosfolipit hidroperoksitlerin rejenerasyonunu sağlamaktadır. Peroksidazlar ise glutatyonu okside ederek yüksek konsantrasyonlarda bulunan H₂O₂'yu H₂O'ya indirgemektedir (Avsian-Kretchmer vd., 1999).

1.3.1.4. Lipit Peroksit Ürünlerini Detoksifiye Eden Enzimler

Bu enzimler aldehit dehidrojenaz, GST, fosfolipit-hidroperoksit GPx, askorbat peroksidaz, NADPH-bağımlı quinon oksiredüktaz ve aldoketoredüktazdır. Aldehit dehidrojenaz, bitkisel mitokondrilerde yavaş bir şekilde lipit peroksidasyonu ürünü olan 4-hidroksi-2-nonenal (HNE) etkisiz hale getirmektedir (Liu ve Schnable, 2002). GST ise HNE'yi GSH ile konjuge ederek mitokondrilerde detoksifiye etmektedir (Sharp vd., 2008). NADPH-bağımlı quinon oksiredüktaz lipit peroksidasyonu ürünü olan 2-alkenalların α - β -

hidrojenasyon ile indirgenmesini katalizleyerek etkisizleştirir (Downs ve Heckathorn, 1998).

Yine NADPH-bağımlı aldoketo redüktaz ise bitkisel mitokondrilerde HNE'yi detoksifiye etmektedir (Oberschall vd., 2000). Askorbat peroksidaz, monodehidroaskorbat redüktaz, dehidroaskorbat redüktaz ile GR bitkilerdeki askorbat-glutasyon döngüsüne katılırlar. Membrana bağlı antioksidan enzim olan askorbat peroksidaz ile monodehidroaskorbat redüktaz peroksizomlardaki metabolizma için gerekli olan NAD^+ 'ın NADH 'dan oksidasyonunu ve peroksizomlardan sızabilecek olan H_2O_2 'nin inaktivasyonunu sağlar (Mehlhorn vd., 1996).

1.3.2. Enzimatik Olmayan Antioksidanlar

Glutasyon, karotenoidler, tokoferoller ve askorbik asit bitkilerde stres sırasında oluşan toksik radikallere karşı savunma sisteminde rol oynayan enzimatik olmayan antioksidanlardır (Richardson vd., 1989).

1.3.2.1. Glutasyon

Glutasyon (GSH) bir tripeptiddir (Glu-Cys-Gly) ve antioksidan görevi sisteinin sülfidril grubu tarafından kolaylaştırılmaktadır (Rennenberg, 1982). Glutasyonun oksidasyonunda; sülfidril, disülfid bağını (GSSG) oluşturarak ikinci bir okside glutasyon ile reaksiyona giren bir tiyil radikalini oluşturmaktadır. Bazı baklagiller Glu-Cys-Ala tripeptidine homolog olan homoglutasyon (hGSH) içerirler. GSH, 340 mV'lık redoks potansiyeline sahiptir, bu durum GSH'nin dihidroaskorbatı, askorbata indirgemesi ya da proteinlerin disülfid bağlarının indirgenmesini sağlamaktadır (Klapheck, 1988).

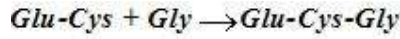
GSH, bitkilerdeki birçok dokunun hücre ve hücre içi kısmında bulunmaktadır. Miktarı ise dokunun yaşına ve büyüme ortamına (Örneğin GSH miktarı karanlığa göre ışıktaki daha fazladır) göre değişmektedir. GSH, hücre içinde en fazla kloroplastlarda lokalize olmuştur (1-4 mM). Ayrıca önemli miktarlarda sitosolde de bulunmaktadır (McKersie ve Leshem, 1994).

GSH, birçok yolla antioksidan olarak görev yapmaktadır; kimyasal olarak singlet oksijen, süperoksit ve hidroksil radikalleriyle doğrudan reaksiyona girdiğinden direkt olarak

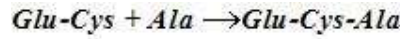
serbest radikalleri etkisiz hale getirmektedir. GSH; membran yapısını açıl peroksitleri hareket ettirmek suretiyle, lipid peroksidasyonu reaksiyonlarını düzenleyerek stabilize etmektedir (Price vd., 1990). Ayrıca askorbik aist döngüsüne katılarak askorbik asidin DHA'dan rejenerasyonunu sağlamaktadır (Loewus, 1988). Bitkide düşük molekül ağırlıklı bir tiyol (SH) bileşiği olan GSH, kükürt taşınmasında önemlidir. Ayrıca çok sayıda hücrel olayda da önemlidir. GSH singlet oksijen ve hidroksil radikaliyle reaksiyona girerek enzimlerin SH gruplarının okside olmasını önlemektedir. GSH sentezinde, ilk önce glutamat ve sistein glutamilsistein sentetaz enzimi aracılığıyla birleşerek glutamilsisteini oluşturmaktadır (Rennenberg, 1982).



Daha sonraki adım glutatyon sentetaz tarafından glisin eklenmesini gerektirmektedir.



Baklagiller hGSH biriktirdiği için onlarda bu ikinci adım homoglutatyon sentetaz aracılığıyla alanin eklenmesini gerektirmektedir (McKersie ve Leshem, 1994).



GSSG'nin GSH'ye indirgenmesini GR enzimi kataliz etmektedir (Smith vd., 1985).

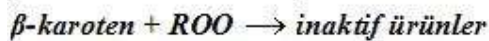
Özetle; Işıklandırılmış kloroplastların tilakoidlerinde çok yaygın olarak ta PSI'de süperoksit ve hidrojen peroksit üretilmektedir. Süperoksit, kendiliğinden olan bir dizmutasyonla ya da SOD enzimi aracılığıyla hidrojen peroksite dönüşmektedir (Asada, 1992). Hidrojen peroksit ise askorbat ya da askorbat peroksidaz enzimi aracılığıyla etkisiz hale getirilmektedir. Böylece askorbik asidin indirgenmiş formları olan MDHA ve DHA oluşmaktadır. MDHA, NADH bağımlı MDHA redüktaz, DHA ise GSH'a bağımlı DHA redüktaz tarafından tekrar indirgenmiş askorbik aside dönüştürülmekte yani askorbik asidin rejenerasyonu sağlanmaktadır. Askorbik asidin rejenerasyonunu sağlayan bu yolda son elektron donörü NAD(P)H'dir. Bu arada DHA redüktaz yardımıyla askorbik asidin

rejenerasyonunda görev alan glutatyon okside olmuştur. Okside glutatyon, GR enzimi aracılığıyla (elektron kaynağı olarak NADPH kullanılmakta) indirgenerek GSH'a dönüşmektedir. Bu yol iki olaya sebep olmaktadır; birincisi muhtemelen fenton reaksiyonuna katılacak olan hidrojen peroksitin detoksifikasyonu diğeri ise NAD(P)H'nin oksidasyonudur. Son olay ise enerji tüketimidir. Başlangıçta kloroplast katalaz (NADPH içermez) içerdiği için bu olay çok mantıklı görülmektedir. Çünkü NADPH gerekmeden hidrojen peroksidin yıkımını sağlamaktadır. Fakat bu olay PSI'den oksijene elektron transferine neden olduğu için yüksek redoks potansiyeli ve yüksek NADPH/NADP oranı oluşturmaktadır. Halliwell-Asada yoluyla bu yüksek redoks potansiyelinin azaltılmasıyla PSI'nin oksijeni indirgeme eğilimi minimize edilmektedir. Böylece fotosentez sırasında önce süperoksit ve ardından hidrojen peroksit; askorbat peroksidaz, DHA redüktaz ya da MDHA redüktaz ve glutatyon redüktaz enzimlerinin birlikte yaptıkları aktivitelerle etkisiz hale getirilmektedir. Bu şekilde gerçekleşen reaksiyonlar ile bitkilerdeki stresin zararı azaltılmaktadır (McKersie ve Leshem, 1994).

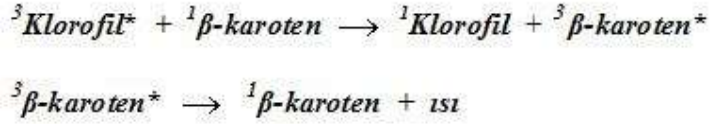
1.3.2.2. Karotenoidler

Karotenoidler; C40 isoprenoid ve tetraterpendirler. Karotenoidler, hem fotosentetik hem de fotosentetik olmayan bitki dokularının plastidlerinde bulunup kloroplastları yüksek ışıktan korumaktadırlar. Karotenoidlerin belki bundan da önemli rolü ise triplet klorofili ve aktif oksijen formlarını detoksifike edebilme yeteneğidir. İki çeşit karotenoid vardır. Karotenler hidrokarbondurlar, ksantofiller ise bir ya da daha fazla oksijen atomu içeren karoten türevidirler (McKersie ve Leshem, 1994).

Karotenoidler, fotosistemleri şu dört yoldan biri ile koruduğundan antioksidan görevi görmektedir; lipid peroksidasyonu ürünleri ile reaksiyona girerek reaksiyon zincirini sonlandırmakta (Burton ve Ingold, 1984), singlet oksijeni yok ederek ısı enerjisi açığa çıkarmakta (Mathis ve Kleo, 1973), triplet klorofili yok etmekte ya da eksitasyon enerji fazlasını ksantofil döngüsüyle yok etmektedir. Karotenoidler peroksi radikallerini aşağıdaki reaksiyonlarda görüldüğü gibi etkisiz hale getirerek tokoferolün çoğalmasını sağlamaktadır (Burton ve Ingold, 1984).



Bu reaksiyonlarda β -karotenin indirgenmiş formlarının döngüye yeniden nasıl girdiği henüz bilinmemektedir. Ancak bu reaksiyonlar ile β -karoten peroksi radikalini etkisiz hale getirmektedir. β -karotenin daha koruyucu olan asıl önemi fotosentetik dokularda doğrudan triplet klorofili etkisiz hale getirmesi ve singlet oksijen oluşumunu önlemesidir. Böylece bitkiyi oksidatif stresten korumaktadır (McKersie ve Leshem, 1994).



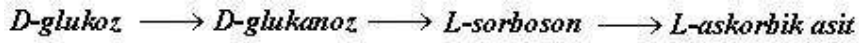
De-epoksidasyonda; indirgenmiş askorbat (epoksidasyonda ise NADPH) elektron donörü olarak kullanılmakta ve karotenoidler klorofili yüksek ışık hasarından korumaktadırlar. Işık altında de-epoksidasyonla violaksantin zeaksantine dönüşmekte, karanlıkta ya da düşük ışıktaki ise tam tersi olmaktadır. Böylece zeaksantin fotosentetik kapasiteyi aşan ışık oranlarını akümle edebilmektedir (McKersie ve Leshem, 1994).

1.3.2.3. Tokoferol

Tokoferoller ile tokotrienoller olarak ve α , β , γ , δ alt grupları ile 8 farklı tiptedir. Tokoferoller sadece bitkisel organizmalar tarafından sentezlenir ve bitkilerin tüm kısımlarında bulunur. Özellikle kloroplast membranlarında α -tokoferol yoğun olarak bulunur ve bu kısımda oksijenin etkisi ile meydana gelen oksidatif strese karşı koruyucu etki sağlar. Hücre membranlarındaki lipid peroksidasyonu sonucu ortaya çıkan alkoksil, lipid peroksil ve alkil radikallerine karşı koruyucu etki sağlar ve oluşan tokoferil radikali ise askorbat, redükte glutatyon ve koenzim Q ile tokoferole dönüştürülür. Tokoferoller direk olarak AOS'ları etkisizleştirir; özellikle singlet oksijeni tokoferolün geri dönüşümsüz oksidasyonu ile etkisizleştirirler. Ayrıca membranların akıcılığını ve geçirgenliğini düzenleyerek stabilizasyon da sağlar. Özellikle tokoferollerin membranlardaki yağ asitleri ve lizofosfolitlerle kompleks oluşturması membranları zararlı etkilere karşı korumaktadır (Hofius ve Sonnewald, 2003).

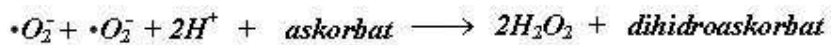
1.3.2.4. Askorbik asit

Askorbat; bitkide büyüme, farklılaşma ve metabolizmayı kapsayan birçok fizyolojik süreçte gereklidir. Askorbat, serbest radikallerin çoğu için indirgeyici olduğundan oksidatif stresin neden olduğu zararı azaltmaktadır. Askorbat sentezi kloroplastlarda ve sitosolde olmaktadır. L-askorbik asit (C vitamini) yüksek bitkilerde heksoz şekerlerden sentezlenmektedir. İki ayrı yol olmasına rağmen yüksek bitkiler öncelikle doğrudan D-glikozu askorbik aside dönüştürmektedir (Foyer, 1993). Dönüştürme sırasında aynı dizideki karbon zinciri korunmaktadır. Bu kimyasal yol D-glikozun birinci karbonunun oksidasyonunu ve ikinci karbonu ile üçüncü karbonu arasında enediol oluşumunu gerektirmektedir (McKersie ve Leshem, 1994).



Ayrıca glutatyon da askorbik asit döngüsüne katılarak askorbik asidin dihidroaskorbattan rejenerasyonunu sağlamaktadır. Bir antioksidan olarak askorbik asit; süperoksit, hidrojen peroksit ve hidroksil radikali ile reaksiyona girerek bunların MDHA veya DHA'ya dönüşmesini sağlamaktadır. Askorbik asidin indirgenmiş formlarının yeniden askorbik asit döngüsüne girmesi ya NAD(P)H bağımlı MDHA redüktaz ya da DHA redüktaz tarafından kataliz edilmektedir. DHA ise tartarat ya da oksalata ayrılmaktadır (Asada, 1992).

Askorbat; ya doğrudan serbest oksijen radikallerini, enzim katalizitleri olsun ya da olmasın etkisiz hale getirmekte veya dolaylı olarak tokoferol döngüsüyle indirgemektedir. Singlet oksijen ile reaksiyona girerek önemli makromolekülleri oksidatif hasara karşı korumaktadır. Askorbik asit ayrıca diğer bir antioksidan olan E vitamininin (tokoferol) de indirgenmiş durumda kalmasını sağlamaktadır. Askorbik asit süperoksitle olan reaksiyonunda fizyolojik olarak SOD'a benzer bir role sahiptir (McKersie ve Leshem, 1994).

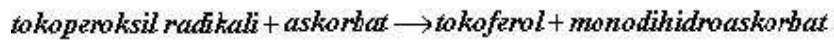


H₂O₂ ile olan reaksiyon APX tarafından kataliz edilmektedir. Askorbat peroksidaz,

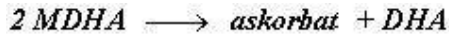
indirgenmiş askorbik asidi elektron kaynağı olarak kullandıktan sonra H₂O₂ detoksifike edilmekte ve MDHA açığa çıkmaktadır (Asada, 1992).



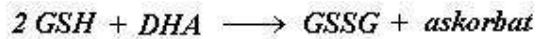
Askorbik asidin bir antioksidan olarak dolaylı görevi, membrana bağlı antioksidanların örneğin tokoferol gibi (Tokoferol; sırasıyla peroksil radikalleri ve singlet oksijeni etkisiz hale getirir.) rejenerasyonunu sağlamaktır (McKersie ve Leshem, 1994).



MDHA ya kendiliğinden ya da NAD(P)H bağımlı MDHA redüktaz tarafından askorbata indirgenmektedir.



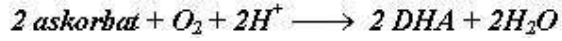
DHA, pH 6'dan büyük olduğunda tartarat ya da oksalata dönüştüğünden stabil değildir. Bu nedenle DHA hemen (glutatyonun ekuvalent indirgenmesinden yararlanılarak) DHA redüktaz aracılığıyla askorbik aside indirgenmektedir (McKersie ve Leshem, 1994).



Askorbat; kloroplast, sitosol ve vakuolde bulunmaktadır. Askorbik asidin yaklaşık olarak % 20-40'ı yaprak hücrelerinin mezofil dokusunun kloroplastlarında lokalize olmuştur. Kloroplastlar, askorbik asidin okside formundan indirgenmiş formunu oluşturacak tüm enzimleri içermektedir. H₂O₂, kloroplastlardaki askorbat-glutatyon döngüsü ile etkisiz hale getirilmektedir (Foyer ve Halliwell, 1976).

Askorbat metabolizması ile ilgili çalışmaların detayları kloroplastlarda yoğunlaşmasına rağmen fotosentetik ve fotosentetik olmayan hücrelerin sitosollerinde de askorbat rejenerasyonu için gerekli tüm enzimler bulunmaktadır (Chen ve Asada, 1989). Ayrıca

hücre duvarında da bu enzimler bulunmaktadır. Bu nedenle hücre duvarının sentezinde askorbik asidin rolü olabileceği düşünülmektedir (Çünkü askorbik asit mM konsantrasyonlarda hücre duvarında bulunmaktadır.) (Polle vd., 1990). Hücre duvarı askorbat peroksidaz içermez ancak askorbat oksidaz içerir (Chichiricco vd., 1989). Bu enzim, her bir enzim için 8-12 bakır molekülü içermekte ve aşağıdaki reaksiyonu katalizlemektedir (McKersie ve Leshem, 1994).



Bitkilerin çoğu hücrelerinde, organellerde ve apoplastlarda tespit edilmiştir. Sulu fazlarda birçok enzimatik olan ve olmayan reaksiyonlarda elektron verebilme kabiliyeti nedeniyle ana AOS temizleyicisidir. Bitkilerin yapraklarında ve kloroplastların özellikle stromasında yoğunlaşmış olarak askorbat halinde redükte formda bulunur. Kloroplastlarda fazla uyarılmış enerjiyi etkisizleştiren violaksantin-de-epoksidaz enziminin kofaktörü olarak davranır. Direk olarak AOS'lardan süperoksit, hidroksil radikali, singlet oksijeni temizler; hidrojen peroksidi ise suya askorbat peroksidaz reaksiyonu ile indirger (Lamb ve Dixon, 1997). Tokoferoksil radikalinden tokoferolün tekrar rejenerasyonunu sağlayarak membranların korunmasına katkıda bulunur (Mehlhorn vd., 1996; Garewal, 1997).

1.4. Lipid Peroksidasyonu

Serbest radikaller özellikleri nedeniyle, lipitler, proteinler ve nükleik asitler ile etkileşerek hücreye zarar verirler. Çeşitli patolojik durumlar sırasında birçok hücre tipinde O₂'nin redüksiyonundan oluşan türlerin üretimiyle oksidatif stres meydana gelir. Bunun sonucunda hücre yapısındaki lipitlerde bozulmalar olur. Lipid peroksidasyonu, membrandaki doymamış yağ asitlerinin serbest oksijen radikalleri tarafından yıkılması reaksiyonudur (Rice-Evans vd., 1991). Çoklu doymamış yağ asitleri (PUFA) (-CH=CH-CH₂-CH=CH-) hidrojen zengin metilen grupları (CH₂) içerir. PUFA'nın ROS saldırısına uğramasıyla zincirleme tepkimeler başlar ve peroksil radikalleri oluşur (Poon, 2004).

İnisiyasyon evresi: HO• radikali, bir lipid substratından (LH) bir hidrojen atomu (H⁺) kopararak bir lipid radikali (L•) oluşturur.

Degradasyon evresi: Zincirleme tepkimeye giren lipid radikaline O₂ eklenir. LOO•, ile lipid peroksit oluşur.

Terminasyon evresi: Antioksidantlar ile zincir tepkime son bulur ve stabil son ürün oluşur (Porter vd., 1995).

Lipid peroksidasyonu (LPO) sonucunda lipid hidroperoksidler, lipid epoksidler, epoksi alkoller, malondialdehit (MDA), etan, pentan gibi kısa zincirli bileşikler ile 4-hidroksi-nonenal (4-HNE) oluşur ve MDA düzeyinin artmasına neden olur. Malondialdehit ve 4-HNE gibi aldehydlerin biyolojik aktiviteleri, DNA ve proteinlerle çapraz bağlanarak moleküllerin işlevini değiştirmeleri şeklindedir (Esterbauer vd., 1982; Griffiths vd., 2002).

1.5. Ağır Metal Giderim Yöntemleri

Ağır metal giderimi için birçok ekonomik ve etkili metot kullanılmış ve yeni ayırma teknikleri geliştirilmiştir (Bailey vd., 1999; Hamutoğlu vd., 2012). Atık sularda; iyon değiş tokuşu, kimyasal çökelme, ters osmoz, buharlaşma, membran filtrasyonu, biyolojik absorpsiyon muamelesi ağır metal giderimi için kullanılan geniş çaplı metotlardır. Tablo 1.2’de ağır metal gideriminde kullanılan bu yöntemlerin avantaj ve dezavantajları açıklanmıştır (Hamutoğlu vd., 2012).

1.5.1. Kimyasal Çöktürme ve Filtrasyon

Ağır metal iyonlarının arıtılmasında kimyasal çöktürme en yaygın uygulamadır. Kimyasal çöktürme, ağır metallerin güç çözünen tuzlarının çözünmesi esasına dayanır. Ağır metallerin sülfür ve hidroksit bileşiklerinin çözünürlükleri çok düşük olduğundan ağır metal içeren atık sulara bu iyonlar ilave edilerek çökeltme gerçekleştirilir (Fergusson, 1990).

1.5.2. Elektrokimyasal Yöntemler

Elektrokoagülasyon, elektrooksidasyon ve elektroflotasyon olmak üzere başlıca 3 yöntemden oluşmaktadır. Bu sistemler tek tek çalışabildiği gibi bazı işlemlerde birkaç proses aynı anda kombine şekilde kullanılabilmektedir (İlhan vd., 2007).

Tablo 1.2. Geleneksel metal uzaklaştırma yöntemleri ile bu yöntemlerin avantaj ve dezavantajları

METOT	AVANTAJ	DEZAVANTAJ
Kimyasal Çöktürme ve Filtrasyon	Basit Ucuz	Yüksek konsantrasyonlarda zor ayrılma Etkin değil Atık çamur oluşumu
Elektrokimyasal Yöntemler	Metali geri elde etme	Pahalı olması Sadece yüksek konsantrasyonlarda etkin olması
Kimyasal Oksidasyon ve İndirgenme	İnaktivasyon	Ortam hassasiyeti
İyon Değişimi	Etkin arıtım ve saf atık metalin geri kazanımı	Partiküllere hassas ve reçinelerin pahalı olması
Buharlaştırma	Saf atık elde etme	Fazla enerji gereksinimi Pahalı olması Atık çamur oluşumu
Ters Osmos	Geri dönüşüm için saf atık eldesi	Yüksek basınç Membran boyutu Pahalı olması
Adsorpsiyon	Sorbentlerin aktif karbon kullanımı	Tüm metaller için uygulanamaması

1.5.3. Kimyasal Oksidasyon ve İndirgenme

Bu yöntemle yüksek değerlikli metal, çökebilen bir şekline indirgendikten sonra, nötralize edilir ve reaktifin aşırısı metali çökeltir (Sağ,1999; Akçelik, 2008).

1.5.4. İyon Değişimi

Bu yöntem ağır metal iyonlarının, elektrostatik kuvvet ile fonksiyonel grup halinde katı yüzeyinde tutularak, ortamdaki farklı türdeki iyonlarla değiştirilmesi ilkesine dayanır. Bu amaçla iyon değiştirici reçineler kullanılır (Sağ,1999; Akçelik, 2008).

1.5.5. Buharlaştırma

Kirleticilerin buharlaşması için 200-700°C sıcaklık uygulanır ve buharlaşmanın ardından metaller geri kazanılır veya immobilize edilir (Mulligan vd., 2001).

1.5.6. Ters Osmos

Ağır metal içeren atıksuların; basınç uygulanarak yarı geçirgen zardan geçirilerek filtrelenmesi işlemidir (Hamutoğlu vd., 2012).

1.5.7. Adsorpsiyon

Adsorpsiyon bir maddenin diğer bir madde yüzeyinde veya iki faz arasındaki ara yüzeyde konsantrasyonun artması ya da diğer bir ifadeyle moleküllerin temas ettikleri yüzeydeki çekme kuvvetine bağlı olarak o yüzeyle birleşmesidir (Hussein vd., 2004; Hamutoğlu vd., 2012).

1.5.8. Fitoremediasyon

Fitoremediasyon toprak, sediment ve sudaki organik veya inorganik kirleticilerin giderilmesi amacıyla bitkilerin kullanımı olarak tanımlanır (Terzi ve Yıldız, 2011). Ayrıca, fitoremediasyonda bitkiler yardımıyla bioislah veya iyileştirme çalışmaları yapılmaktadır.

Tablo 1.3'te çeşitli ortamlar için kullanılan fitoremediasyon teknolojileri yer almaktadır (Hamutoğlu vd., 2012).

Fitoremediasyon; fitoekstraksiyon, fitodegradasyon, rizofiltrasyon, fitostabilizasyon, fitovolatilizasyon ve rizodegradasyon olarak farklı mekanizmalara ayrılmaktadır. Bu mekanizmalar aşağıda kısaca açıklanmıştır.

Tablo 1.3. Farklı ortamlar ve kirleticiler için kullanılan fitoremediasyon teknikleri

Mekanizma	Süreç hedefi	Ortam	Kirleticiler
Fitoekstraksiyon	Kirletici alma ve uzaklaştırma	Toprak, sediment ve çamur	Metaller, metalloidler ve radyonükleidler
Rizofiltrasyon	Kirletici alma ve uzaklaştırma	Yüzey ve yeraltı suyu	Metaller, radyonükleidler
Fitostabilizasyon	Kirletici etkisizleştirme	Toprak, sediment ve çamur	As, Cd, Cr, Cu, Hs, Pb, Zn
Rizodegradasyon	Kirletici giderme	Toprak, yeraltı suyu	Organik bileşikler
Fitodegradasyon	Kirletici giderme	Toprak, sediment ve çamur, yeraltı suyu, yüzey suyu	Organik bileşikler, Klorinat çözücüler, Herbisitler, Fenoller
Fitovolatilizasyon	Kirleticuyu buharlaştırma	Toprak, sediment ve çamur, yeraltı suyu	Klorinat çözücüler, bazı inorganikler (Se, Hg, As)
Hidrolik kontrol	Kirletici bozunma	Yüzey ve yeraltı suyu	Suda çözünen organik ve inorganikler
Vejetatif(fitoremediasyon) örtü sistemleri (suyun dikey akışının toprak altındaki kirleticuyu ulaşımının bitki tarafından engellenmesi)	Erozyon kontrolü	Toprak, sediment ve çamur	Organik ve inorganik bileşikler
Riparian buffer strips (Kıyı Tampon Şeritleri) (kirleticilerin su ile dere vb. akarsulara taşınmasının engellenmesi)	Kirletici giderme	Yüzey ve yeraltı suyu	Suda çözünen organik ve inorganikler

1.5.8.1. Fitoekstraksiyon

Toprakdaki metal kirleticileri kökleriyle absorbe edip toprak üstü organlarında biriktiren bitkilerin hasat edilerek yok edilmesi yöntemine verilen isimdir. Fitoekstraksiyon fitoakümülayon olarakta adlandırılabilir. Metalle ziyadesiyle kirlenmiş alanlara uygulanan bu yöntemde yüksek kirlilik seviyelerine direnen toleranslı hiperakümülatör bitki türleri kullanılır. Bu yöntem kirliliği kabul edilebilir seviyelere indirgenene kadar tekrarlanır.

Hasatlanan toprak üstü organlar ya yakma fırınlarında yakılır ya da kompostlama veya başka uygun bir metot ile işleme tabi tutulur (EPA, 1995).

1.5.8.2. Rizofiltrasyon

İyi bir kök gelişimine sahip sucul bitkilerin sudaki radyoaktif maddeleri veya metal kirleticilerini filtre görevi yapan kökleriyle adsorbsiyon ve veya absorbsiyonla alıkoyarak sucul ortamları temizlenmesini kapsamaktadır. Kirleticiler ya bitki kök yüzeylerinde adsorbe edilir ya da bitki kökleri tarafından emilir. Bu metot topraktan ziyade kirlenmiş sular için daha etkilidir.

Rizofiltrasyon yönteminde kullanılan bitkiler ilk önce geniş bir kök sistemine sahip olana kadar topraktan ziyade temiz su içerisinde hydroponik olarak yetiştirilir. Daha sonra bu gelişmiş kök sistemli bitki ilk bulunduğu su kaynağından alınarak kirlenmiş bir su kaynağına aktarılır. Burada kökler doymuş hale geldiklerinde hasat edilir ve güvenli bir şekilde yok edilir (EPA, 1995).

1.5.8.3. Fitostabilizasyon

Kirliliğe maruz kalmış toprakların bitkilerce temizlenmesinden çok stabilize edilmesini içermektedir. Bu yöntemde, yüksek metal seviyelerini tolere edebilen, topraktaki metallerin mobilitelerini ve yarıyşlılıklarını sınırlayan bitkilerin kullanımı söz konusudur. Fitostabilizasyon bitkileri, metalleri sorpsiyon, çöktürme, kompleksleşme veya metal valanslarının indirgenmesiyle toprakta immobilize edilebilen bitkilerdir. Bu bitkiler, toprakta bulunan metalleri stabilize etmesinin yanı sıra toprak matriksindeki erozyonu ve sedimentin hareketini de stabilize eder. Gövdelerinde düşük seviyede bir metal birikimi olduğu için, hasattan sonra kalıntıları da tehlikeli atık haline gelmemiş olmaktadır. (EPA, 1995).

1.5.8.4. Fitovolatilizasyon (Fito-Uçuculuk)

Topraktan absorbe edilen organik kirleticiler ile belirli ağır metallerin daha az toksik uçucu formlara dönüştürülerek transpirasyon ile atmosfere verilmesi için bitkilerin

kullanımıdır. Kirleticiler terleme yoluyla bitki sisteminden ayrılabilir ya da buharlaşabilir. Bilindiği gibi su, köklerden yapraklara kadar bitkinin vaskular sistemi vasıtasıyla hareket eder. Böylece kirleticiler bitkiyi çevreleyen havaya buharlaşma yoluyla ve uçucu hale gelerek karışır (Hamutoğlu vd., 2012).

1.5.8.5. Fitodegradasyon (Fitotransformasyon)

Organik kirleticilerin, bitkinin metabolik işlevleriyle ya da bitki ve toprak mikroorganizmaları arasındaki rizosferik birliktelikle parçalanmasının gerçekleştirilmesidir. Fitodegradasyon ve Rizosfer degradasyon olarak farklı iki yöntemmiş gibi de adlandırılmaktadır. Bu metotta bitkiler bünyesine aldıkları organik kirleticilerin yapısını bozma ve ayrıştırma yeteneğine sahiptirler. Bu durum esas olarak enzimatik reaksiyonlar vasıtasıyla gerçekleşir. Yani bitkiler tarafından absorbe edilen bazı organik kirleticiler bitkisel enzimler vasıtasıyla bozunuma uğrar ve metabolik mekanizmalar vasıtasıyla moleküllerine ayrılırlar. Bu moleküller bitkiler tarafından metabolit olarak da ayrıca kullanılabilirler. Böylece bitki dokuları ile birleşmiş hale gelirler. Bitki enzimleri herbisitler gibi degrade olabilen zararlı maddeleri bozunmaya uğratmaları ile tanımlanırlar (Mirsal, 2004).

1.5.8.6. Rizosfer Degradasyon

Bu yöntemde bitkiler, topraktaki organik kirleticileri etkisiz hale getirmek için toprak mikroorganizmaları ile birlikte çalışırlar. Organizmaların enerji gereksinimleri için ihtiyaç duyulan besinleri üreten mikroorganizmalar, kök sistemi vasıtasıyla kirlilik materyallerinin biyodegradasyonunu gerçekleştirirler. Bu birliktelik yaşamsal faaliyetlerini devam ettirebilmeleri için mikroorganizmaları yeterli bir seviyede tutar ve toksik kirleticilerin devamlı bir degradasyonunu sağlar. Toprakta mevcut olan mikroorganizmalar yakıtlar ve solventler gibi organik kirleticileri parçalayıp bünyelerinde toplarlar. Bitki kökü şekerler, alkoller ve organik asitleri toprak mikroflorası için karbonhidrat kaynakları olarak harekete geçirirler, mikrobiyal oluşumu ve aktiviteyi artırır. Bitki kökleri ayrıca toprağı gevşetir ve böylece ek olarak mikrobiyal aktivite artar (Mirsal, 2004).

Fitoremediasyon kirletici tipine göre de sınıflandırılmaktadır (EPA, 1995). Buna göre metal kirleticileri fitoekstraksiyon, fitostabilizasyon ve rizofiltrasyon'da organik kirleticiler ise fitodegradasyon, rizodegradasyon ve fitovolatilizasyon sınıflarında incelenmektedir.

Bitkiler tarafından metal iyonlarının alınımı; metal iyonlarının kök yüzeyine tutunması, kök içine alınımı ve kütle akışı ve difüzyon aracılığıyla gövdeye translokasyonunu kapsamaktadır. Bitki türüne ve metal tipine bağlı olarak, metal iyonları kökler tarafından ya simplast (interselüler) ya da apoplast (ekstraselüler) yolla alınmaktadır (Terzi ve Yıldız, 2011).

Fitoremediasyon çok yeni bir teknoloji olmasıyla birlikte birçok avantaj ve dezavantaja sahiptir. Çevre ıslahına dair diğer geleneksel ıslah metotlarıyla karşılaştırıldığında bu etmenler daha anlaşılır hale gelecektir.

Avantajları;

- Daha ekonomiktir.
- Sahayı tekrar kolonize etmede yeni bir bitki topluğu oluşturulmasını gerektirmez.
- Döküntü sahalarına ihtiyaç duyulmaz.
- Geleneksel metotlara nazaran daha estetik görünüm ve memnun ediciliğe sahiptir ve halk tarafından daha hoş karşılanabilir.
- Kirlenmiş sahanın kazılarak başka bir yere taşınmasına gerek olmayıp böylelikle kirleticilerin yayılma riski de azaltılmış olunur.
- Tek bir kirleticiden ziyade daha fazlasıyla kirlenmiş sahanın ıslah edilmesi potansiyeline sahiptir.

Dezavantajları;

- Bitkiler için gerekli olan büyüme ve gelişme şartlarına (iklim, jeoloji, rakım ve sıcaklık) bağlıdır.
- Başarısı bitkinin kirleticiye olan toleransına bağlıdır.
- Dökülen kısımlarda toplanan kirleticiler sonbaharda tekrar çevreye bırakılabilir.
- Kirleticiler yakıt olarak kullanılan (kereste) bitki dokularında toplanmış olabilir.
- Diğer teknolojilere göre ıslah daha uzun zaman alabilir.
- Kirletici çözünürlüğü ve yıkanma ihtimali artabilir (EPA, 1995).

1.6. Su Mercimekleri

Su mercimeğigiller (*Lemnaceae*); Alismatales takımına ait, kozmopolit bir familyadır. *Lemnaceae* familyasının *Landoltia*, *Lemna*, *Spirodela*, *Wolffia*, *Wolffiella* ve *Wolffiopsis* olmak üzere 6 cins ve 43 türü bulunmaktadır. Türkiye'de ise bu familyaya ait *Lemna* ve *Spirodela* cinsleri yaygın olarak görülmektedir. Bu familyaya ait türler; yüksek miktarda protein içermekte olup, suda yaşayan canlılar için önemli bir besin kaynağı oluşturmaktadır (Üçüncü, 2011).

Lemnaceae ailesinin üyeleri Kuzey Kutbu ve Antartika Bölgesi hariç tüm dünyanın üzerinde yavaşça ve sabit akan sularda bulunur (Landolt, 1986; Scheer vd., 2008). Çoğunlukla genetik olarak düzenli klonlar şeklinde vejetatif çoğalmaları, onları bitki fizyolojisi, genetik, ekoloji ve çevre kontrolü çalışmalarında değerli araştırma organizmaları yapmaktadır (Mader, 2004; Mkandawire ve Dudel, 2005; Scheer vd., 2008). Bu nedenle, *Lemna gibba* L. ve *Lemna minor* L. türlerinin ikisi su mercimeği büyüme inhibisyon testleriyle kimyasalların denenmesi veya su kalitesi denemelerinde ulusal ve uluslararası yönergelerde kullanılır (ASTM, 2004; OECD, 2006; Scheer vd., 2008).

Su mercimekleri; *Lemnaceae* ailesine has, çok küçük, yüzebilen (Dalu ve Ndamba, 2003), yaprakları birkaç mm genişliğinde olan (Tchobanoglous ve Burton, 1991), sucul makrofitlerdir. *Lemna* ve *Spirodela*, genellikle 12 mm'den daha az uzunluğunda kısa köklere sahiptirler. Su mercimekleri, en küçük ve en basit çiçekli bitkiler olup en hızlı çoğalma hızlarından birine sahiptirler. Yapraktaki hücreler bölünmek suretiyle yeni bir yaprak meydana gelir. Su mercimekleri yapraklarına birleşik anlamına gelen “front” adı verilir. Tüm bitki düz, yassı ve yumurta şeklinde oval frontlara sahiptir. Su mercimeği frontları %92-94 oranında su içermektedirler. Su mercimeğinin her bir yaprağı, hayat devresi boyunca 10-20 defa çoğalır (Bayhan vd., 1996).

Su mercimekleri, esasen çok küçük lifli yapıda olan ve tamamı metabolik olarak aktif hücrelidirler (Reed vd., 1988; EPA, 1988; Tchobanoglous ve Burton, 1991). Su mercimeği, yaşayan tüm organizmalar gibi kontrol altına alınmış laboratuvar şartları altında, büyümesinde ve metabolik aktivitesinde önemli değişimler gösterir (Scheer vd., 2008). Su mercimeği kolaylıkla hasat edilebilir ve soğuğa toleranslıdır (Körner vd., 1998).

Lemna türleri için en iyi gelişme şartları ve tolerans değerlerine bakıldığında, pH=4,5-7,5 ve 20-30 °C sıcaklıkta en iyi gelişimi sağladıkları ancak pH=3,5-8,5 ve 1-32 °C sıcaklığa kadar tolerans gösterdikleri ifade edilmiştir (Saygıdeğer, 1996).

Su mercimekli atıksu arıtma sistemleri; süt ürünleri atığı lagünlerinde, ham ve seyretilik evsel atıksuda, ikincil çökeltme ve septik havuz atıksularının arıtılmasında kullanılmaktadır. Bazı tam ölçekli sistemler Tayvan, Çin, Bangladeş, Belçika ve ABD’de işletilmektedir. Makrofite dayalı atıksu arıtma sistemleri klasik arıtma sistemleri ile karşılaştırıldığında bazı avantajlara sahiptir (Körner vd., 1998). Su mercimeğinin kullanımı; hızlı büyüme oranıyla yüksek seviyede nutrient giderimi elde edildiğinden ve düşük lif ve yüksek protein içeriğinden dolayı tercih edilir (Landolt, 1986; Körner vd., 1998). Sucul makrofitler arasında *Lemnaceae*; azot, fosfor, potasyum, kalsiyum, sodyum ve magnezyum vb. makro elementleri absorplamada çok büyük kapasiteye sahiptir (Landolt ve Kandeler, 1987; Dalu ve Ndamba, 2003). Su mercimekleri alg konsantrasyonunu azaltarak fakültatif lagünlerden veya stabilizasyon havuzlarından çıkan suyun kalitesini arttırmakta kullanılmaktadır (Tchobanoglous ve Burton, 1991).

1.6.1. *Lemna gibba* L.

Lemna gibba L., özellikle nutrientce zengin suların yüzeyinde dünya çapında bulunabilen *Lemnaceae* ailesine ait yüzen sucul bir makrofittir (Zimmo, 2003; El-Kheir vd., 2007; Topal vd., 2011). *Lemna gibba* L., göllerde, akarsularda ve çıkış sularını içeren pek çok sucul ortamda bulunur. Damarlı çiçekli bir bitkidir. Laboratuvar şartları altında, biyokütlenin en uygun nutrient temini altında, 24-48 saatte, uygun aydınlatma ve 25-29°C’de iki kat arttığı bilinmektedir (Wang, 1990; Sanchez Villavicencio vd., 2007; Topal vd., 2011). *Lemna gibba* L. ile alınan nutrientler bitki proteinine asimile olur. İdeal büyüme şartları altında kuru ağırlık esas alındığında protein içeriğinin %40’ından fazlasına ulaşılabilir (Skillikorn vd., 1993; El-Kheir vd., 2007; Topal vd., 2011).

Literatürde *Lemna gibba* L. ile yapılan pek çok çalışma mevcuttur. *Lemna gibba* L. özellikle ağır metallerin gideriminde çok yaygın olarak kullanılmaktadır. El-Kheir vd., (2007), atıksu arıtımında *Lemna gibba* L.’nın, nütrientlerin, çözünmüş tuzların, organik maddelerin, ağır metallerin gideriminde ve askıda katıların elimine edilmesinde çok etkili olduğunu bulmuşlardır. Miranda vd. (2000) ve Sanchez Villivencio vd. (2007), *Lemna gibba* L.’nın kadmiyum ve kurşuna benzer ağır metallere toleranslı olduğunu ifade etmişlerdir. El-Kheir vd. (2007), sığ küçük göletlerde (20 ve 30 cm derinlik), evsel atıksuyun arıtımında *Lemna gibba* L.’nın performansını değerlendirmek için yaptıkları açık

havadaki deneylerde, meydana gelen ikincil çıkış atıksuyunun kalitesinin yeniden kullanılan sulama suyu kriterlerini karşıladığını göstermişlerdir.

1.6.2. *Lemna minor* L.

Su mercimeği *Lemna minor* L.; *Lemnaceae* ailesine ait, küçük boyutlu, hızlı büyüyen vejetatif olarak çoğalan damarlı yüzen makrofitlerdir. *Lemna minor* L. pH=4,5-7,5 aralığında ve sıcaklık 20-30 °C’de iyi gelişim gösterir. Klorofil a+b içeriği 5,02 mg/g’dır. %3,90 oranında N içeriğine sahip olan *Lemna minor* L. %24,40 oranında protein muhtevasına sahiptir. *Lemna minor* L. ortam şartları elverişsiz olduğunda uyku haline geçer ve su altına çekilir. Şartlar yeniden uygun oluncaya kadar tohum veya tomurcuk halinde kalır (Saygıdeğer, 1996).

2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

Bu çalışma kapsamında incelenen *L. minor* ve *L. gibba*'da ağır metal akümülayonu ile bu metallerin bitkide oluşturduğu oksidatif strese karşı gelişen enzimatik olmayan antioksidan savunma sistemi ile ilgili literatür özeti aşağıda verilmiştir.

L. minor'un 10 gün boyunca 0.25 ve 1.0 mg/l'lik bakır ve krom konsantrasyonlarına maruz kaldığında bakırın %35-40'ını, kromun ise %75-100'ünü çözeltiden uzaklaştırdığı belirtilmiştir (Wahaab vd., 1995).

Alaerts vd., (1996), su mercimeği türleriyle yaptıkları çalışmada su mercimeği türlerinin, domuz lagünlerindeki toplam Kjeldahl azot (TKN) ve toplam fosfor (TP) miktarının %74-77'sini uzaklaştırdıklarını rapor etmişlerdir.

Axtell (2003), *L. minor* ve *Microspora*'da kurşun ve nikel akümülayonunu karşılaştırmış ve her iki bitkininde bu ağır metalleri uzaklaştırma yeteneğine sahip olduklarını belirtmiştir.

Panda ve Upadhyay (2003), *Lemna minor* L.'de NaCl'ün farklı derişimlerinin (0, 50, 100 ve 200 mM) biki köklerinde meydana getirdiği oksidatif hasarlanmayı histokimyasal ve biyokimyasal olarak belirlemişlerdir. Tuz stresi altında *Lemna minor* L.'nin antioksidan enzimlerinden SOD, guajakol peroksidaz ve glutasyon redüktaz aktivitelerinde artışlar, katalaz aktivitelerinde ise azalmalar olduğunu belirlemiştir. Ayrıca enzimatik olmayan antioksidanlardan askorbat miktarlarında da artan NaCl derişimi ile birlikte artışlar olduğu bulunmuştur.

Kara ve Kara (2005) yaptığı bir çalışmada kadmiyumun *Lemna trisulca* L. ile uzaklaştırılması çalışılmış ve bu çalışmada 3-7 mg/L konsantrasyonlarındaki kadmiyum çözeltisi, 6,5 pH'ta dört gün muamele edilmiş ve sonuç olarak bitkinin sırasıyla %75-% 85 kadmiyum giderimi ölçülmüştür.

Oporto vd., (2006) *L. minor* ile atıksulardaki Cr (VI)'un giderimi için laboratuvarla deneysel model oluşturmuşlardır. *L. minor*'un Cr'u biriktirme kapasitesinde atık sudaki başlangıç Cr konsantrasyonunun ve sıcaklığın önemli olduğunu belirlemişlerdir.

Artan (2007), laboratuvar ortamında *Lemna minor* bitkisinin kampus evsel atıksularında ağır metal giderim kapasitesini araştırmıştır. Deneysel çalışmaları iki farklı hacimdeki sistemlerde yürütmüştür. 100 mL'lik ve 500 mL'lik her iki sistemde de kesikli olarak

çalışılmıştır. Üç farklı ağır metal giderimi için elde edilen deney sonuçları şu şekildedir: Kadmiyum 5.0 ve 10.0 mg/L konsantrasyonlarında: 100 mL'lik kesikli reaktörlerde deney süresi sonunda yaklaşık % 96 giderim verimi elde edilmiştir, 500 mL'lik kesikli reaktörlerde ise yaklaşık %90 oranında giderim verimi elde edilmiştir. Bakır 10.0 ve 20.0 mg/L konsantrasyonlarında: 100 mL'lik kesikli reaktörlerde deney süresi sonunda yaklaşık % 89 giderim verimi elde edilmiştir 500 mL' lik kesikli reaktörlerde ise yaklaşık %89 oranında giderim verimi elde edilmiştir. Kurşun 10.0 ve 20.0 mg/L konsantrasyonlarında: 100 mL'lik kesikli reaktörlerde deney süresi sonunda yaklaşık % 98-100 giderim verimi elde edilmiştir. 500 mL'lik kesikli reaktörlerde ise yaklaşık % 98-100 oranında giderim verimi elde edilmiştir.

Hou vd., (2007), Cu ve Cd ile kirlenmiş sularda *L. minor*'ün akümülayon kapasitesini ve toksik etkilerini incelemişlerdir. Çalışmada, *Lemna* yaprakları bakır sülfat ve kadmiyum diklorid'in farklı konsantrasyonlarına (0.0, 0.05, 0.5, 5, 10, 20 mg/l) maruz bırakılmıştır. Çalışma sonucunda; Cu ve Cd'un çözünabilir proteinler, fotosentetik pigmentler ve antioksidant enzimler ve MDA üzerine etkisi belirlenmiştir. 4 günlük muamele sonrasında, 0.05 mg/L Cu⁺²'ye maruz kalan *Lemna*'nın çözünabilir protein içeriğinde önemsiz bir düşüş olurken, 0.05 ve 0.5 mg/L Cd varlığında hızlı ve güçlü bir inhibisyon görülmüştür. *Lemna* yaprakları, 0.5 mg/L Cd'ye maruz kaldığında, antioksidan sistemin düzensizleştiğini bildirmişlerdir. Sonuçta bitkinin her iki element içinde yüksek akümülayon oranına sahip olduğunu, Cd'un Cu'a göre daha toksik olduğunu ve *L. minor* 'un bitkisel giderim için uygun tür olduğunu belirtmişlerdir.

Razinger vd., (2007) *L. minor*'ün Cu'a karşı antioksidatif cevabını incelemişlerdir. Kısa süreli CuSO₄ işlemi sonucunda oluşan stresle bitkide fotosentetik pigment düzeyinde önemli azalışın olduğunu belirlemişlerdir.

Uysal ve Taner (2007), kadmiyum iyonlarının *Lemna minor*'ün büyüme hızına etkisi araştırılmıştır. Değişen pH (4,5- 8,0) ve sıcaklık (15-35 °C) koşullarında Kadmiyum iyonu 0,005-20,5 ppm araştırılmıştır. Bitkinin zamana bağlı front sayısı değişiminden kinetik model çıkarılmış ve birinci dereceden reaksiyon kinetiğine uyduğu saptanmıştır. Elde edilen sonuçlar neticesinde Kadmiyum iyonlarının *Lemna minor* için çok toksik olduğu ve bitki büyüme hızını düşürdüğünü göstermiştir.

Duman vd., (2009), *S. polyrrhiza* ve *L. gibba*'da nikel, bakır ve kadmiyumun akümülayon oranlarını incelemişlerdir. Her iki bitkide akümülayon miktarının metal

konsantrasyonunun artışına paralel olarak arttığını, akümülyasyonda *L. gibba*'nın daha etkili olduğunu ve her iki bitkinin Cd için hiperakümülatör olduğunu belirtmişlerdir.

Öbek (2009), *Lemna gibba*'nın ikincil arıtım sularındaki ağır metal akümülyasyon kapasitesini incelemiştir. Doğal bir göl ortamından alınıp, daha sonra da ikincil arıtım suyuna adapte edilen *Lemna gibba*'nın yüksek seviyede Cr, Cu, Zn, Pb, Cd ve Ni'i ilk birkaç günde topladığını ve birikim derecesinin sırasıyla Cr>Cu>Zn>Pb>Cd>Ni olarak çıktığını vurgulamıştır. Çalışmasında gözlenen akümülyasyon seviyesindeki bazı azalışları bu bitkinin muhtemelen daha çok doyunluk seviyesine ulaşmasından kaynaklanabileceğini belirtmiştir. *Lemna gibba*'nın bu elementleri yüksek oranda toplamasından dolayı Cr, Cu, Zn, Pb, Cd ve Ni ile kirlenmiş atık suların arıtımı için iyi bir umut olduğunu vurgulamıştır. Sucul bitkilerin kirlenmiş sulardaki ağır metallerin gideriminde çok etkili olduğu, bu bitkilerin genellikle ağır metal bioakümülatörleri olarak kabul edildikleri, bunların farklı akümülyasyon kapasitelerine sahip olabileceği ve ağır metallerin benzer olmayan toleranslarını gösterebileceklerini belirtmiştir.

Elmacı vd., (2009), *L. minor* ile Cr, Cu, Pb, Zn'nun giderimi çalışmasında maksimum adsorbsiyon kapasitesinin düşük konsantrasyonlarda (20, 30, 40 mg/L) olduğunu belirlemişlerdir. En iyi giderim oranlarını; Cr için 20 mg/L' de % 62.5, Cu için 20 mg/L'de % 69.12, Pb için 60 mg/L 'de % 94.19 ve Zn için 30 mg/L'de % 42.36 olarak tespit etmişlerdir.

Khellaf ve Zerdaoui (2009) *L. gibba*'da Zn akümülyasyonunu inceledikleri ve sonuçta *L. gibba*'nın çinkoyu yüksek miktarlarda akümüle edebildiğini belirtmişlerdir.

Khellaf ve Zerdaoui (2009) tarafından ağır metal kirliliğinin *Lemna minor*'ün büyümesi üzerine etkisi araştırılmıştır. *Lemna minor* üzerindeki metallerin toksisitesini hasar sırasına göre azalan sıra ile Cu>Cd>Ni>Zn olarak verilmiştir. Bu çalışmada *Lemna minor*, Bakır (Cu) ve Kadmiyum (Cd) kirliliğine oldukça hassastır olduğu sonucuna ulaşılmıştır

Megateli vd., (2009) *L. gibba*'da Cd, Cu ve Zn akümülyasyonu ve toksisitesini incelemiştir. Ağır metal konsantrasyonunun artışına paralel olarak büyüme oranında ve klorofil *a* miktarında azalış olduğunu rapor etmiştir.

Şaşmaz ve Öbek (2009), sucul bitkilerin ikincil arıtım sularındaki toksik metalleri etkin bir şekilde gideren pratik ve ucuz bir metot olduğu belirtilen bu çalışmada *Lemna gibba*'nın U, As ve B' un giderim kapasitesini incelemiştir. Çalışmalarında, *Lemna gibba*'da toksik metal konsantrasyonu 7 gün boyunca izlenmiş ve buna göre toksik

metaller ilk iki günde toplanmıştır. İlk iki günde As, U ve B' un en yüksek konsantrasyonlarının sırasıyla %133, %122 ve %40 şeklinde olduğunu ve bunu izleyen günlerde *Lemna gibba*'nın doyumluğa erişmesi nedeniyle akümülyasyon seviyelerinde hem artış hem de azalışlar olduğunu belirlemişlerdir.

Kanoun-Boule vd. (2009), Cu'a karşı *L. minor* ve *S. polyrrhiza*'nın tolerans mekanizmalarını incelemişlerdir. Cu konsantrasyonu artışına paralel olarak bitkideki klorofil a ve karotenoid miktarlarında azalışın olduğu belirtilmiştir.

Karataş vd. (2009), doğal suda yetişen ve atık suya yerleştirilen *Lemna gibba* L. bitkilerinde lipid peroksidasyonunun bir göstergesi olan redükte glutatyon (GSH)/ okside glutatyon (GSSG) oranı ve malondialdehit (MDA) ile selenyum (Se) ve antioksidan vitaminler (A, E ve C) in miktarlarını belirlemişlerdir. Doğal suda yetişen ve atık suya yerleştirilen türlere bağlı birinci ve ikinci ya da üçüncü günler arasında antioksidan vitaminler (A, E ve C) ve Se'un miktarlarında anlamlı azalma olurken, bu günden sonra anlamsız azalma olduğunu, GSH/GSSG oranının miktarı ikinci güne kadar anlamlı ($P<0.05$) azalma ve bu günden sonra anlamsız artış olduğunu belirlemişlerdir. İkincil arıtmaya yerleştirilen bitkilerin MDA seviyesinde aksi bir eğilim gözleendiğini, antioksidan vitaminler (A, E ve C), Se miktarları ve GSH/GSSG oranının kontrol grubundan çok daha az olduğunu belirtmişlerdir. İkincil arıtmaya yerleştirilen bitkilerin MDA'sının, maksimum stresin olduğu gün olarak düşünölebilen ikinci günde maksimum değerde olduğunu vurgulamışlardır. Sonuç olarak, ikincil sudaki *Lemna gibba*'nın işlem süresinin ilk iki günü ortama uyum sağlama zamanı olduğunu ve sonrasında metabolik aktivitesi ile antioksidan kapasitesinin etkilendiğini ve beşinci günden itibaren bitkide gözlenen sararmadan (nekrozis) dolayı ömrünün azaldığını belirtmişlerdir.

Leblebici (2010), Türkiye'de yayılış gösteren lemnaceae üyelerinde (*L. minor*, *L. gibba*, *L. turionifera*, *L. trisulca* ve *S. polyrrhiza*) bazı ağır metallerin alınımı üzerinde nitrat, sülfat ve fosfat'ın etkisini çalışmıştır. Çalışılan türlerin yüksek miktarlarda ağır metal akümüle edebildiği, ağır metallerin yüksek konsantrasyonlarının bitkinin büyümesine, fotosentetik pigment miktarlarına ve gelişimi üzerine olumsuz yönde etki ettiği, ortam besin maddeleriyle zenginleştirildiğinde ise bu etkinin azaldığı, ayrıca besin zenginleştirilmesinin bitkinin ağır metal toleransını artırdığı, ağır metallerle kirlenmiş alanlarda *Lemnaceae* türlerinden *L. minor*, *L. gibba*, *L. turionifera*, *L. trisulca* ve *S. polyrrhiza*'nın bitkisel giderim amaçlı olarak kullanabileceği, besin zenginleştirilmesi

bitkinin ağır metal toleransını arttırdığı için, belirli oranlarda besin maddeleriyle kirlenmiş alanlarda, *Lemnaceae* üyelerinin bu amaçla daha etkili şekilde kullanılabileceği sonucuna varmış olduklarını belirtmiştir.

Radic vd., (2010), *L. minor* bitkisine 15 gün boyunca 0.15 ve 0.3 mM Al ve Zn'nun uyguladığı çalışmalarında her iki ağır metalin de antioksidan enzimlerin aktivitelerinde artışa neden olduğunu belirtmilerdir. En büyük artışın SOD ve POD aktivitesinde, azalmanın sadece Zn uygulamasında KAT aktivitesinde olduğunu bildirmişlerdir. Çalışma sonunda Zn uygulamasının toplam klorofil, klorofil a, klorofil b ve karotenoid içeriklerinde kontrole oranla istatistiksel olarak yaklaşık %30 azalma olduğunu bildirmişlerdir. Buna ilaveten Al metalinin *L. minor* için Zn'den daha toksik olduğu rapor edilmiştir. Bu çalışma sonunda araştırmacılar *L. minor* bitkisinin yüksek antioksidan kapasitesi ve ağır metal biriktirme potansiyelinden dolayı düşük düzeyde Al ve Zn kirliliği bulunan suların temizlenmesinde bir fitoremidasyon ajanı olarak kullanılabileceğini rapor etmişlerdir.

Öbek ve Şaşmaz (2011), arıtma tesisi son çökeltme havuzu suyundaki Al'u gidermek için havuz suyuna adapte edilen *Lemna gibba*'daki Al konsantrasyonunu 7 gün boyunca izlemişlerdir. *Lemna gibba*'nın ilk gün 500 ppb Al topladığı, ikinci gün ise 100 ppb artışla doyum seviyesine ulaştığını ve bu bitkinin her iki günde bir hasat edilmesi ile maksimum giderimin olabileceğini kaydetmişlerdir.

Özkoç (2011), Gala gölü suları ile bu alandaki tarımsal faaliyetlerden dönüş sularının toplandığı deşarj kanalında ağır metal kirliliğinin su mercimeği (*Lemna minor*) bitkisi ile giderim verimliliği laboratuvar koşullarında araştırmıştır. Yapılan analiz sonuçlarına göre deney öncesi su mercimeğindeki (*Lemna minor*) ağır metal konsantrasyonları Kadmiyum, Bakır, Kurşun ve Nikel miktarı sırasıyla 0.456 µgCd/g, 2.450 µgCu/g, 8.210 µgPb/g, 0.213 µgNi/g ölçülmüştür. Gala Gölü'nden alınan su numunesi içinde yedi gün boyunca bekletilen su mercimeklerinde (*Lemna minor*) Kadmiyum, Bakır, Kurşun ve Nikel miktarı sırasıyla 0.468 µgCd/g, 2.515 µgCu/g, 15.868 µgPb/g ve 0.219 µgNi/g, deşarj kanalından alınan suda bekletilen su mercimeklerinde (*Lemna minor*) Kadmiyum, Bakır, Kurşun ve Nikel miktarı 0.865 µgCd/g, 4.763 µgCu/g, 15.51 µgPb/g ve 0.222 µgNi/g çıkmıştır. Bu ölçümlere göre su mercimeği (*Lemna minor*) bitkisinin Kadmiyum(Cd), Bakır(Cu), Kurşun(Pb), Nikel (Ni) gideriminde etkili olduğunu belirtmiştir

Üçüncü (2011), bakır nitrat [Cu(NO₃)₂.3H₂O], kurşun nitrat [Pb(NO₃)₂], krom (III) oksit (Cr₂O₃) ve karışımlarını, 7 günlük süreçte, *Lemna minor* (Linnaeus 1753)

kullanılarak biyoremediasyonu ve bu metallerin *L. minor* üzerine etkilerini araştırmıştır. Elde edilen sonuçlar kurşunun, bakır ve kroma göre *L. minor* üzerine daha toksik olduğunu göstermiştir. Metallerin toksisite sıralamasını $Pb > Cu > Cr$ (III) olarak bulmuştur. Biyoremediasyon çalışmasında *L. minor*'un 7 günlük çalışma sonunda maksimum uzaklaştırma oranlarının kurşun için % 89-97, bakır için %37-51 ve krom için %99'un üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Ayrıca, karışımdaki bileşenlerin birbirleri üzerine olan etkileri de değerlendirilmiştir.

Çakmak (2012), laboratuvar koşulları altında Alüminyum (Al), Mangan (Mn), Nikel (Ni), Baryum (Ba) ve Çinko (Zn)'nin *Lemna gibba* bitkisinde oluşturduğu stresi pigment (toplam klorofil, klorofil a, klorofil ve karotenoid), toplam çözünebilir protein içeriği, antioksidan enzim [superoksit dismutaz (SOD), guaiacol peroxidaz (POD) ve katalaz (KAT)] aktivitesi ve RAPD, DNA profilleri üzerine etkileriyle araştırmıştır. *L. gibba* bitkilerine metaller 0.25, 1, 4 ve 16 mg/L konsantrasyonlarda ve 72 saat süre ile uygulanmış ve 24 saat aralıklarla örnekler alınmıştır. Metallerin bitkilerde fotosentetik pigment ve antioksidan enzim aktiviteleri ile toplam çözünebilir protein içeriklerinde değişikliğe neden olduğunu saptamıştır. Bunlara ilaveten, özellikle 72 saat metal uygulamalarında DNA profillerinde değişimlerin olduğu ve genotoksik etkiye neden olduğunu belirlemiştir. Bu çalışmada *L. gibba* bitkisinin fizyolojik durumunun metal stresinden etkilendiğini ve sonuç olarak ağır metallerin *L. gibba* bitkisinde hem fitotoksik hem de genotoksik etkilerinin olduğunu belirlemiştir.

3. MATERYAL VE METOT

3.1. Çalışma Alanı ve Tesisin Tanıtımı

Bölgenin önemli su kaynaklarından birisi olan Keban baraj gölü su havzasının kirlenmesini önlemek amacıyla Elazığ Atıksu Tasfiye Tesis 1994 yılında İller Bankası finansmanı ile bitirilerek işletmeye alınmış ve 2007 yılında ise revize edilmiştir. Elazığ Belediyesi Atıksu Arıtma Tesis Elazığ-Bingöl yolu 17. km'dedir. Atıksu Arıtma Tesis 2020 yılı kapasitesine göre projelendirilmiş olup 2000 yılı kapasitesini karşılayabilecek kısmının inşaat, mekanik ve elektrik kısımları tamamlanmıştır. Arıtma tesisinin 1.kademesi 300011 eşdeğer nüfusa ve 820 l/s atıksu debisine, ikinci kademe ise 549956 eşdeğer nüfusa ve 1671 l/s atıksu debisine göre projelendirilmiştir. Ön arıtma, Biyolojik arıtma ve Çamur giderme ünitelerinden oluşmuştur.

3.1.1. Ön arıtma

Elazığ kanalizasyon şebekesinden toplanan atık sular 1200 mm kolektörden tesis giriş yapısına alınmaktadır. Giriş yapısındaki sürgülü kapaklar vasıtasıyla atıksu yönlendirilerek ön arıtma ünitesine girer. Ön arıtma ünitesinde bulunan ince ızgarada; suda yüzen maddeler ve iri taneler tutularak kum tutucuya gönderilir.

Dağıtım yapısında debi dengelenerek iki eşit kola ayrılır. Sular buradan cazibeyle 2 adet dairesel ön çökeltme havuzuna alınır. Kum tutucuda tutulamayan inorganik ve çökebilir organik maddeler burada çökerek sudan ayrılır. Havuz tabanına çöken çamurlar, hareketli köprüye monte edilmiş sıyrıcılar vasıtasıyla çamur haznelere toplanır. Çelik üçgen savaklardan savaklanan sular, savak kanalı ile toplanarak cazibe ile biyolojik arıtmanın gerçekleşeceği havalandırma havuzlarına alınır.

3.1.2. Biyolojik arıtma

Havalandırma havuzlarında organik maddelerin parçalanması ve mikroorganizmaların çoğalması için gerekli oksijen, köprülere monte edilmiş yüzeysel havalandırıcılarla temin edilir. Sular mikroorganizma yumaklarını da içine alarak dört adet son çökeltme havuzuna gelir. Burada mikroorganizma yumakları biyolojik olarak dibe çöker. Köprüye monte edilmiş sıyrıcılar vasıtasıyla çamurlar, çamur toplama haznelere alınır. Arıtılmış sular savaklanarak toplanır. Deşarj kanalı ile Kehli deresine deşarj edilir. Bu dere vasıtasıyla 3-4 km mesafedeki Keban Baraj Gölü su havzasına taşınır.

3.1.3. Çamur giderme

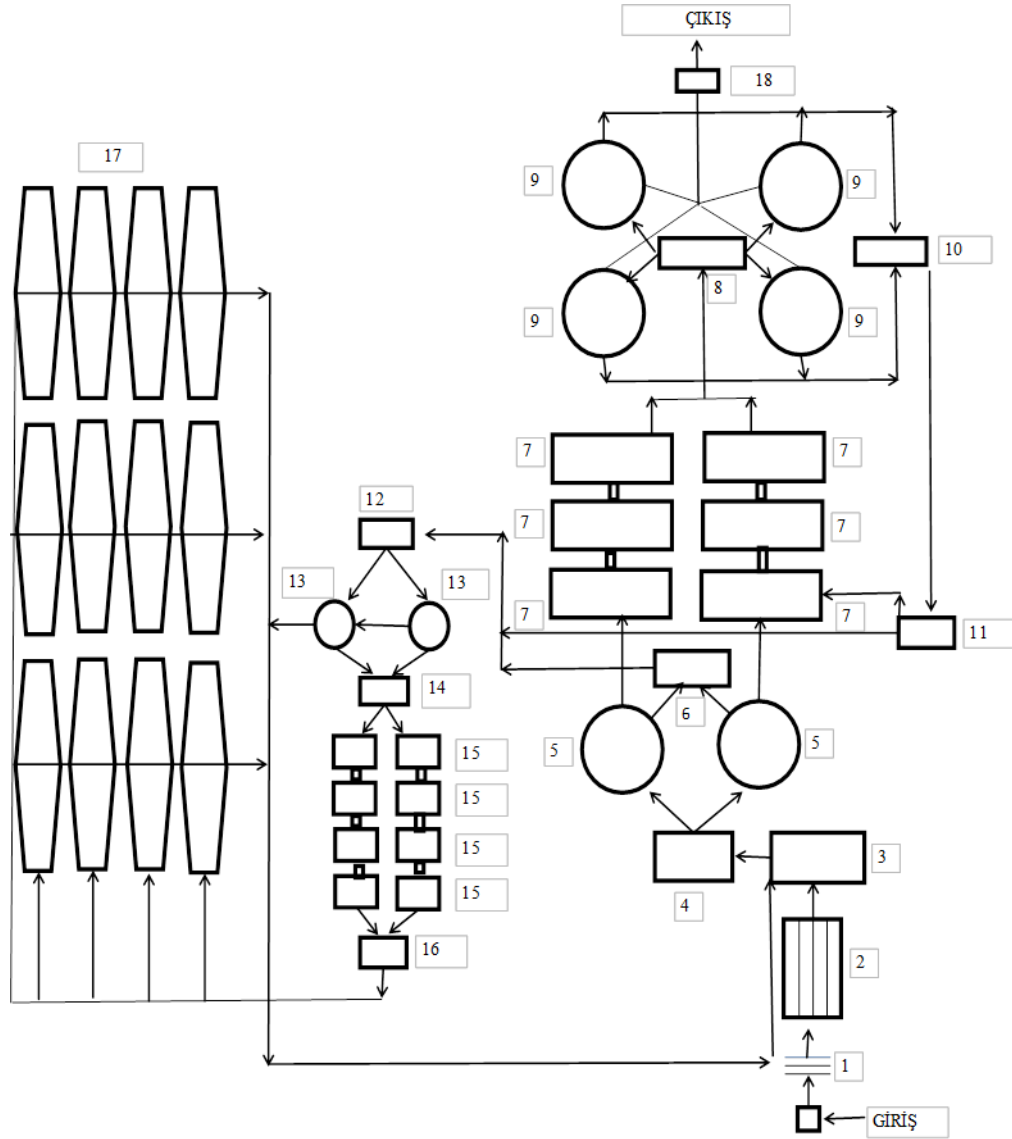
Ön çökeltme havuzunda çamur haznesine toplanan çamurlar, teleskopik vana yardımı ile buradaki pompa istasyonu haznesine gelir. Çamurlar üç adet pompa yardımı ile çamur yoğunlaştırma havuzuna basılır. Son çökeltme havuzlarının çamur haznesinde toplanan çamurlarda yine teleskopik vana yardımı ile 2 adet pompa istasyonları haznesine gelir. Buradaki iki adet burgulu pompa yardımı ile çamurlar, geri devir yaptırılarak bir kısmı havalandırma havuzlarına bir kısmı da yoğunlaştırma havuzlarına basılır. Böylece havalandırma havuzlarında mikroorganizma sabit tutularak arıtma veriminin üst düzeyde gerçekleşmesi sağlanır.

Geri devir pompa istasyonu haznesindeki fazla çamurlar ise iki adet çamur yoğunlaştırma havuzuna basılmaktadır. Buradaki karıştırıcılarla çamur içindeki su alınır ve çamur yoğun hale gelir. Böylece çamur konsantrasyonu arttırılmış olur. Çamurlar dibe çökerek sıyrıcı ile huniye toplanır. Buradaki pompa istasyonu yardımı ile çamurlar çamur çürütme havuzuna basılır.

Yoğunlaştırma havuzunda seyreltilmiş sular savaktan alınarak cazibeyle giriş pompa istasyonu haznesine gelir. Çamur çürütme havuzunda ki 6 adet yüzey havalandırıcı ile oksijen verilerek çamurlar biyolojik stabilizasyona tabi tutulurlar. Çürüyen çamurlar savaklanarak rögara alınır. Buradaki pompa istasyonu yardımı ile çamurlar rögardan çekilerek çamur kurutma yataklarına basılır ve çamurlar açık havada kurumaya terk edilir. Kuruyan çamurlarda zaman zaman temizlenerek nihai toplama alanına uzaklaştırılır veya zirai analiz sonuçları uygun ise tarım alanlarında kullanılır. Çamur kurutma yataklarında

çakıl - kum filtrelerden geçen çamurlu sular süzülerek kanallar vasıtasıyla giriş pompa istasyonu haznesine geri gönderilir.

Elazığ Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi çıkış suyu kehli deresi vasıtasıyla 4 km uzaklıktaki Keban Baraj Gölü'nün Uluova bölgesine verilmektedir. Dere ve baraj gölü suyu tarımsal amaçlarda kullanılmaktadır. Arıtma Tesisi akım şeması Şekil 3.1'de verilmiştir.



Şekil 3.1 Elazığ Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi akım şeması (1) İnce ızgara, (2) Kum tutucu, (3) Santrifüj pompa, (4) Dağıtım yapısı, (5) Ön çökeltme havuzları, (6) Teleskopik vana, (7) Havalandırma havuzları, (8) Dağıtım yapısı, (9) Son çökeltme havuzları, (10), Teleskopik vana, (11) Santrifüj pompa, (12) Dağıtım yapısı, (13) Çamur yoğunlaştırma havuzları, (14) Yoğun çamur pompa odası, (15) Çamur çürütme havuzları, (16) Çürümüş çamur pompa odası, (17) Çamur kurutma yatakları, (18) UV dezenfeksiyon, (Belt Press ünitesi bulunmakta olup kullanılmamaktadır.)

1994 yılında işletmeye alınan Elazığ Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi için 2007 yılında yüksek yatırımlı çevre projeleri kapsamında Avrupa Birliği bölgesel kalkınma programı çerçevesinde revizyon projesi hazırlamıştır. 2007 yılında arıtma tesisi kapasite olarak büyütülmemiş sadece bazı ünitelerinde revizyona gidilmiştir. Bu revizyonlar arasında; mekanik ince ızgaranın sisteme eklenmesi ve betonarme kısmının yenilenmesi, kum tutucu sisteminin yenilenmesi (havalandırılmalı kum tutucu yapılması), burgulu pompa yerine santrifüj pompa kullanılması, ön çökeltim havuzlarının ve havalandırma havuzlarının betonarme kısımlarının yenilenmesi, son çökeltim havuzunun sıyırıcı paletlerinin değiştirilmesi, yoğunlaştırma havuzunun palet sisteminin değiştirilmesi, UV dezenfeksiyon sisteminin eklenmesi ve çamur kurutma yatakları yerine Belt Pres sisteminin kurulması sayılabilir.

3.2. Materyal

Araştırmamızda bitkisel materyal olarak İstanbul Üniversitesi Fen Fakültesi Alfred Heilbronn Botanik Bahçesi'nde ve Antalya ilinde doğal sularda yetişen su mercimeği (Duckweed) türlerinden *Lemna minor* L. ve *Lemna gibba* L. bitkisi kullanılmıştır.

Duckweed olarak da bilinen *Lemna minor* L. ve *Lemna gibba* L. bitkisinin seçilmesinde; sudaki ağır metalleri akümüle edip uzaklaştırma yeteneğine sahip olmaları (Jain vd., 1989; Jain vd., 1990; Kwan ve Smith 1991; Wahaab vd., 1995; Rahmani ve Sternberg 1999; Axtell vd., 2003; Miretzky vd., 2004; Hou vd., 2007; Öbek 2009), ağır metaller için biyoindikatör olarak kullanılabilmeleri (Garnczarska ve Ratajczak 2000), üreme kapasitesinin yüksek, kültürünün ve hasatının kolay olması önemli etkenlerdir (Rahmani ve Sternberg 1999; Elmacı vd., 2009). Ayrıca, sucul bitkilerin sucul çevredeki metallerle ilk bağlantıda olan canlılar olması da önemli diğer bir etkindir (Singh vd., 2006).

2013 yılı Haziran-Temmuz tarihleri arasında İ.Ü. Botanik Bahçesi'ndeki ve Antalya'daki doğal göletlerden toplanan *Lemna minor* L. ve *Lemna gibba* L. (Duckweed) Elazığ'a getirilip, doğal gölet suyunda çalışmanın başlayacağı döneme kadar yetiştirmeye bırakılmıştır (Şekil 3.2 ve Şekil 3.3).



Şekil 3.2. *L. minor* yetiştirme havuzu

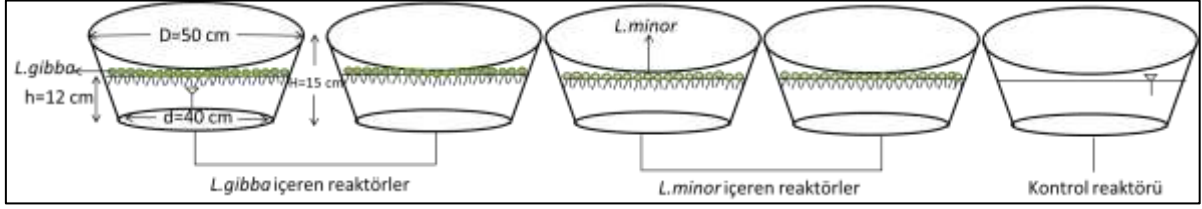


Şekil 3.3. *L. gibba* yetiştirme havuzu

3.3. Metot

Doğal gölet suyunda dinlenmeye bırakılan bitkiler toplanıp, 2013 Ekim ayında Elazığ Belediyesi Atık Su Arıtma Tesisi'ne getirilip 0,02 L/dk'lık arıtma çıkış suyu ile sürekli sistem prensibine göre çalıştırılan reaktörlere yerleştirilmiştir. Çalışmamızda 5 adet reaktör kullanılmıştır. Reaktörlerden 2 tanesi *L.gibba* içeren reaktör, 2 tanesi *L.minor* içeren reaktör 1 tanesi ise bitki içermeyen (kontrol reaktör) reaktör olarak kullanılmıştır. Reaktörlerin üst çapı 50 cm, alt çapı 40 cm, derinliği 15cm ve su seviyesi 12 cm olacak

şekilde tasarlanmıştır. Herbir reaktöre yaklaşık 200 g bitki yerleştirilmiştir. Pilot ölçekli reaktörlerin şematik şekli Şekil 3.4’de, genel görünümü ise Şekil 3.5’de verilmiştir.



Şekil 3.4. Pilot ölçekli reaktörlerin şematik şekli



Şekil 3.5. Pilot Ölçekli Reaktörlerin Genel Görünümü

7 günlük çalışma süresince hem kontrol hem de kültürlen *Lemna minor* L. ve *Lemna gibba* L. (Duckweed) bitkilerinden, bulundukları ortamdaki suları ile ayrı ayrı günlük olarak örnekler alındı. Ortamların özelliklerinin belirlenmesi amacı ile makro ve mikro besin element miktarları ile ÇO, iletkenlik, sıcaklık ve pH değerleri belirlendi. Alınan bitki örneklerinde makro ve mikro elementler, enzimatik olmayan antioksidan vitaminler (A, E, C), GSH, GSSG ve MDA analizleri gerçekleştirildi. Tüm analizler üç paralel halinde yürütüldü.

3.3.1. Bitki ve Su Örneklerinin Kimyasal Element Analizine Hazırlanması

3.3.1.1. Bitki Örneklerinin Toplanması ve Hazırlanması

Atıksu arıtma tesisi çıkışında kurulan reaktörlerden toplanan örnekler önce çeşme suyu ile yıkandıktan sonra, saf su ile durulandı ve süzgeç kağıdı üzerinde kurutuldu. Daha sonra 70°C’de yaklaşık 24 saat etüvde kurutuldu ve plastik poşetlerde saklandı. Sabit tartıma getirilen örnekler çelik öğütücüde öğütülerek 1 mm'lik (100 mesh) elekte elendi. Bu şekilde hazırlanan bitki örnekleri, metal analizleri için Kanada ACME laboratuvarına gönderildi. Orada bu örneklerden 0.5 g alınarak önce derişik HNO₃’te çözdürölüp sıvı kısım buharlaştırıldıktan sonra geriye kalan kısım kral suyunda çözdürölümüş ve metal analizleri ICP-MS cihazı ile yapılmıştır (Tablo 3.1).

Tablo 3.1. ICP-MS cihazının çalışma parametreleri

Inductively Coupled Plasma	PerkinElmer Elan 9000
Nebulizer	Çapraz Akış
Sprey Odası	Ryton, çift geçişli
RF güç (W)	1000
Plazma Gaz Akış Hızı (L/dk)	15
Yardımcı Gaz Akış Hızı (L/dk)	1,0
Taşıyıcı Gaz Akış Hızı (L/dk)	0,9
Örnek Alım Hızı (L/dk)	1,0
Dedektör Modu	Auto

Bitki örneklerinde yapılan analizler sonucu elde edilen bulgulara göre her bir elementin bitki tarafından akümüölasyon yüzdesi belirlendi. Akümüölasyon yüzdesi aşağıda verilen denkleme göre hesaplandı.

$$\text{Akümülayon Yüzdesi} = \frac{(\text{Günlük ölçülen konsantrasyon}) - (\text{Kontrol grubunda ölçülen konsantrasyon})}{(\text{Kontrol grubunda ölçülen konsantrasyon})} \times 100$$

3.3.1.2. Su Örneklerinin Alınması ve Hazırlanması

Su örnekleri önceden temizlenip etiketlenen steril tüplere konuldu. Ağır metal analizleri için alınan su örnekleri, üzerine % 0.1'lik nitrik asit ilave edilerek asitlendirildi. Böylece ortamdaki mevcut organizmaların ve bakterilerin biyolojik aktiviteleri sona erdirilerek, metallerin başka formlara dönüşümleri önlendi. Analize kadar örnekler +4°C'de saklandı ve metal analizleri için Kanada ACME laboratuvarına gönderildi.

3.3.2. Bitki Örneklerinde Enzimatik Olmayan Antioksidanlar ile MDA Analizleri

Reaktörlerden günlük olarak toplanan bitki örnekleri analizleninceye kadar -70 °C'de dondurucuda saklandı ve analizden 1-2 saat önce çıkarılarak çözdürüldü.

3.3.2.1. C Vitamini, GSH, GSSG ve MDA Analizi

Önceden temizlenip sterillenen falkon tüpleri hassas terazide tartılarak, tartım sıfırlandı. 0,5 gr tartılan bitki örnekleri tüplerin içine alınarak üzerlerine 0,5 ml 0,5 M HClO₄ eklendi ve böylece proteinler çöktürülerek çözelti 3 dk vortekslendi. Ardından 2,5 ml saf su eklenerek 3 dk daha vortekslendi. Tüpler 15 dk ultrasonik su banyosunda bekletildikten sonra 15 dk 4000 devir/dk da santrifüjlendi. Ayrılan faz viallere alındı ve HPLC cihazı ile C Vitamini, GSH, GSSG ve MDA için analizlendi (Tavazzi vd., 1992; Cerhata vd., 1994).

3.3.2.2. A ve E Vitamini Analizi

Önceden temizlenip sterillenen falkon tüpleri hassas terazide tartılarak, tartım sıfırlandı. 0,5 gr tartılan bitki örnekleri tüplerin içine alınarak üzerlerine 5 ml %60'lık etil alkol eklendi ve proteinler çöktürüldü. 3 dk vortekslendikten sonra 15 dk ultrasonik su banyosunda bekletildi. Ardından her bir tüpe 0,5 ml n-hekzan eklenerek 15 dk 4000 devir/dk da santrifüjlendi. Ayrılan hekzan fazı cam tüpe alındı ve her bir bitki örneği için

hekzanla ekstraksiyon işlemi iki defa tekrarlandı. Böylelikle bitkideki E Vitamininin tamamı hekzan fazına alınmış oldu. Hekzan fazı azot gazı altında kuruluğa kadar buharlaştırıldıktan sonra örnekler tekrar 0,5 ml metanolde çözülüp, tüplerdeki metanol viallere alındı ve HPLC cihazı ile A ve E Vitamini için analizlendi (Miller vd., 1984).

3.3.3. Fizikokimyasal Parametrelerin Analizlenmesi

Elazığ Belediyesi Kentsel atıksu arıtma tesisi giriş ve çıkış atıksuları ile pilot ölçekli reaktörlerin giriş ve çıkış atıksularında ve bitkilerin yetiştiği doğal yaşam sularında pH, sıcaklık, Eİ, AKM, BOİ₅, KOİ, ÇO, O-PO₄⁻³, NH₄⁺-N, NO₂⁻-N ve NO₃⁻-N parametreleri analizlendi. Çözünmüş oksijen ve sıcaklık WTW Oxi 330 marka çözünmüş oksijen metre ile, pH ve Eİ Hach Lange 30d pH ve Elektriksel İletkenlik Ölçer aleti ile arazide gerçekleştirildi. AKM konsantrasyonları Standart Metotlara göre belirlendi (APHA vd., 1998). BOİ₅, NH₄⁺-N, NO₂⁻-N ve NO₃⁻-N ölçümleri Hach Lange DR3800 model spektrofotometre cihazı ile, KOİ ve O-PO₄⁻³ ölçümleri ise Nova60 spektroquant cihazı ile gerçekleştirildi.

3.4. İstatistiksel Analiz

Elde edilen verilerin istatistiksel değerlendirilmesinde işlem grupları ile kontrol gruplarının birbirleri arasındaki farklılıkların değerlendirilmesinde SPSS 15.0 paket programında tek yönlü varyans analizi, Tukey çoklu karşılaştırma testi, bağımsız örneklem t testi kullanıldı. İstatistiksel anlamlılık p<0,05 olarak kabul edildi. Parametreler arasındaki korelasyonların incelenmesinde Pearson korelasyon testi kullanıldı.

Bir değişkenin değeri değişirken diğer bir değişken bununla doğrusal ilişkili olarak değişiyorsa korelasyon vardır denebilir. Korelasyon katsayısı (r), iki değer arasındaki doğrusal ilişkinin gücünü ölçmektedir.

1. $-1 \leq r \leq 1$
2. Mükemmel pozitif doğrusal ilişki olduğunda $r = 1$ olur.
3. Mükemmel negatif doğrusal ilişki olduğunda $r = -1$ olur.
4. Doğrusal ilişki yok ise $r = 0$ olur

P değeri istatistiksel anlamlılığın varlığının ve düzeyinin belirlenmesi amacı ile kullanılan bir değerdir. Her istatistiksel testin sonucunda kullanılan test istatistiğine ait bir P değeri hesaplanır.

$0.01 \leq P < 0.05$ İstatistiksel anlamlılık

$0.001 \leq P < 0.01$ Yüksek düzeyde istatistiksel anlamlılık

$P < 0.001$ Çok yüksek istatistiksel anlamlılık

$0.05 \leq P < 0.10$ Anlamlılık eğilimi (sınırdan anlamlılık)

$P > 0.10$ Fark tesadüften ileri gelmiştir (istatistiksel olarak anlamlı farklılık saptanmamıştır).

Bulgularımız $P < 0.05$ anlamlılık düzeyinde korelasyon katsayısına göre yorumlanmıştır.

4. BULGULAR ve TARTIŞMA

4.1. Su Örneklerinin Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

Su numunelerinde fiziksel olarak pH, Eİ (Elektriksel İletkenlik), Sıcaklık, AKM (Askıda Katı Madde), ve kimyasal olarak da Çözünmüş Oksijen (ÇO), KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı), BOİ₅ (Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı), PO₄⁻³-P (Orto Fosfat), NO₃⁻ N(Nitrat), NO₂⁻ N (Nitrit), NH₄⁺-N, Fosfor (P), Kükürt (S), Bor (B), Potasyum (K), Sodyum (Na), Kalsiyum (Ca), Magnezyum (Mg), Alüminyum (Al), Antimon (Sb), Arsenik (As), Baryum (Ba), Kadmiyum (Cd), Krom (Cr), Kobalt (Co), Bakır (Cu), Demir (Fe), Kurşun (Pb), Manganez (Mn), Cıva (Hg), Molibden (Mo), Nikel (Ni), Selenyum (Se), Gümüş (Ag), Stronsiyum (Sr), Talyum (Tl), Vanadyum (V) ve Çinko (Zn) parametrelerine bakılmak suretiyle su karakterizasyonu yapılmıştır. İncelenen su örneklerinde tespit edilen kimyasal parametreler Tablo 4.1’de verilmiştir.

Tablo 4.1. Su örneklerinde incelenen kimyasal parametreler

Parametre	Birim	Doğal su	Atıksu	Bitkisiz Reaktör Çıkış	L. minor Reaktör Çıkış	L.gibba Reaktör Çıkış
P	ppb	128±17	3266±105	3155±32	3221±65	2948±50
S	ppm	18±3	30±2	29±2	27±2	26±1
B	ppb	1,6±0,01	370±10	365±1	315±5	280±10
K	ppm	3,7±0,3	18,33±0,2	18,71±0,3	18,18±0,3	18,29±0,2
Na	ppm	22±1	112±6	110±4	110±3	106±2
Ca	ppm	83±3,1	79,54±2,3	76,46±2,5	76,58±1,2	71,51±1,3
Mg	ppm	9,1±0,1	30,13±0,1	30,02±0,1	29,29±0,2	28,84±0,1
Al	ppb	25±3	59±3	57±2	26±3	37±2
Sb	ppb	0,07±0,01	0,34±0,05	0,34±0,03	0,21±0,03	0,28±0,02
As	ppb	1,9±0,1	7,1±0,1	7±0,2	6±0,2	5,6±0,2
Ba	ppb	49,29±4	39,38±3,3	38,02±0,8	32,10±2,1	36,15±1,8
Cd	ppb	<0,05	0,31±0,3	0,29±0,2	0,20±0,2	0,20±0,3
Cr	ppb	1,5±0,01	5,1±0,1	5±0,1	4,9±0,1	3,3±0,2
Co	ppb	0,08	0,29±0,2	0,29±0,1	0,26±0,1	0,27±0,2
Cu	ppb	1,4±0,01	3,1±0,3	3,1±0,02	2,6±0,2	2,1±0,3
Fe	ppb	66±13	466±32	394±28	314±21	341±18
Pb	ppb	0,5±0,01	15,6±0,2	15,5±0,2	11,4±0,1	12,1±0,2

Tablo 4.1'in devamı

Parametre	Birim	Doğal su	Atıksu	Bitkisiz Reaktör Çıkış	<i>L. minor</i> Reaktör Çıkış	<i>L.gibba</i> Reaktör Çıkış
Mn	ppb	12,3±0,2	37,4±0,2	37,2±0,1	22±1,87	29,39±1,34
Hg	ppb	<0,01	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Mo	ppb	0,8±0,02	3,1±0,3	3,1±0,1	2,7±0,2	2,1±0,3
Ni	ppb	0,8±0,02	1,9±0,1	1,8±0,6	1,5±0,2	1,8±0,1
Se	ppb	<0,5	1,9±0,3	1,7±0,2	1,4±0,1	1,2±0,2
Ag	ppb	<0,05	0,31±0,1	0,31±0,1	0,24±0,2	0,16±0,1
Sr	ppb	234±11	415±10	400±8	384±9	365,41±13
Tl	ppb	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
V	ppb	7,5±0,2	6,8±0,1	6,8±0,1	5,2±0,1	5,4±0,2
Zn	ppb	4,8±0,05	28,8±0,3	28,6±0,1	28,7±0,1	23±0,2

4.2. *Lemna minor* L. ve *Lemna gibba* L.'da Metal Akümülayonları

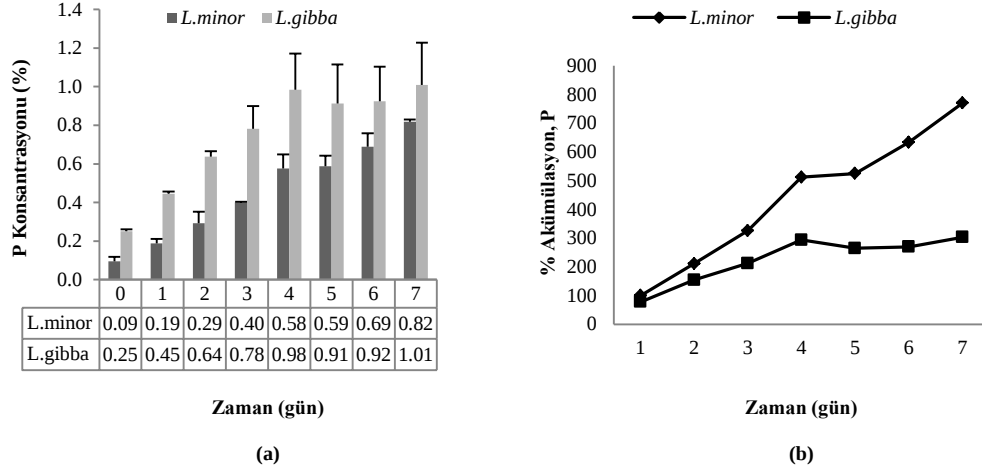
4.2.1. Fosfor (P)

Çalışma süresince bitki reaktörlerini besleyen arıtma çıkış suyunda ölçülen P konsantrasyonları 3266±105 ppb, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki P konsantrasyonları ise sırasıyla 3221±65 ve 2948±50 ppb olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki P konsantrasyonları % (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.1a'da verilmiştir.

L. minor frontlarında kontrole göre akümülayonda çalışma süresince sürekli bir artış görülmüş ve en son 7. günde P akümülayon yüzdesi %770'e ulaşmıştır ($P<0,05$). *L. gibba* frontlarındaki P birikiminin diğer günlere göre ilk gün daha yüksek olduğu ($P<0,05$), en yüksek akümülayon yüzdesine %303 olarak 7. günde ulaşıldığı ($P<0,05$) ve sonraki günlerde ise kısmi artış ve azalışlar olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.1b). Upadhyay vd. (2007) biyofiltrasyon çalışması yapmışlardır. Bu çalışmada *L. minor* bitki dokusundaki P derişiminin başlangıçta 6,1±0,8 g/kg olduğunu, çalışmanın sonunda ise bu derişimin 8,5±0,9 g/kg'a ulaştığını, dolayısıyla yaklaşık %25'lik bir artışı rapor etmişlerdir. Öbek (2009) *L. gibba* bitkisi ile yapmış olduğu çalışmada, çalışma öncesi bitki dokusundaki P

derişiminin 0,66 (%) olduğunu, çalışmanın 5. gününde ise bu derişimin 0,74 (%)’e ulaştığını bildirmiştir.



Şekil 4.1 *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen P konsantrasyonları (a) ve P akümülyasyon yüzdeleri (b)

Çalışmamızda fosfor ile diğer bazı elementler arasında etkileşimler meydana geldiği tespit edilmiştir.

L. minor frontlarında P derişimi ile S, B, Na, Sb, Ba, Co, Cu, Mn, Hg, Mo, Ni, Se, Ag ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,977$ $P=0,000$; $r=0,792$ $P=0,019$; $r=0,825$ $P=0,012$; $r=0,887$ $P=0,003$; $r=0,980$ $P=0,000$; $r=0,731$ $P=0,040$; $r=0,719$ $P=0,045$; $r=0,995$ $P=0,000$; $r=0,920$ $P=0,001$; $r=0,980$ $P=0,000$; $r=0,807$ $P=0,016$; $r=0,854$ $P=0,007$; $r=0,909$ $P=0,002$; $r=0,708$ $P=0,049$). P derişimi ile V derişimi arasında negatif bir ilişki vardır ($r=-0,833$ $P=0,010$).

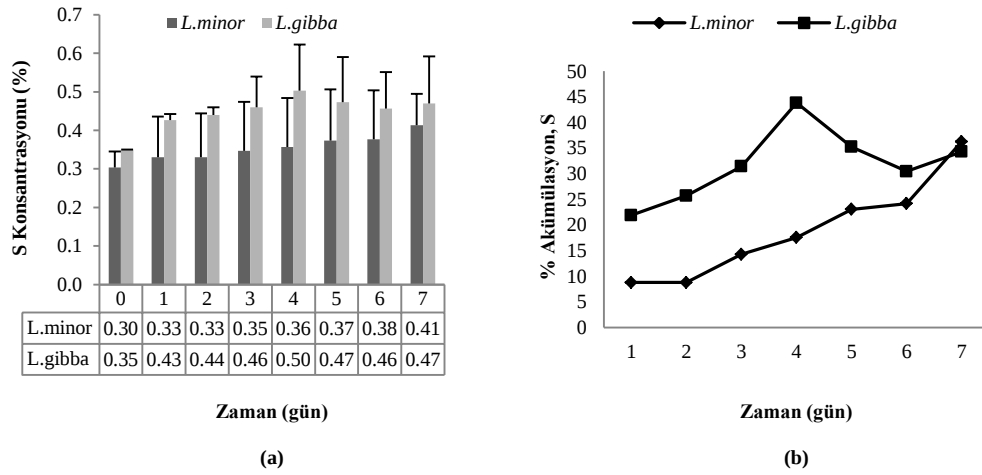
L. gibba frontlarında P derişimi ile S, Al, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Pb, Hg, Mo, Ni, Se, Ag ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,918$ $P=0,001$; $r=0,961$ $P=0,000$; $r=0,838$ $P=0,009$; $r=0,847$ $P=0,008$; $r=0,961$ $P=0,000$; $r=0,887$ $P=0,003$; $r=0,920$ $P=0,001$; $r=0,917$ $P=0,001$; $r=0,926$ $P=0,001$; $r=0,874$ $P=0,005$; $r=0,951$ $P=0,000$; $r=0,935$ $P=0,001$; $r=0,785$ $P=0,021$; $r=0,834$ $P=0,010$; $r=0,879$ $P=0,004$). P derişimi ile K, Tl ve V derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,961$ $P=0,000$; $r=-0,779$ $P=0,023$; $r=-0,902$ $P=0,002$).

Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. P’un incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

4.2.2. Kükürt (S)

Çalışma süresince bitki reaktörlerini besleyen arıtma çıkış suyunda ölçülen S konsantrasyonları 30 ± 2 ppm, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki S konsantrasyonları ise sırasıyla 27 ± 2 ve 26 ± 1 ppm olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki S konsantrasyonları % (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.2a’da verilmiştir.



Şekil 4.2. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen S konsantrasyonları (a) ve S akümülayon yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında kontrole göre akümülayonda çalışma süresince sürekli bir artış görülmüş ve en son 7. günde S akümülayon yüzdesi %36 seviyesine ulaşmıştır ($P<0,05$). *L. gibba* frontlarındaki S birikiminin diğer günlere göre ilk gün daha yüksek olduğu ($P<0,05$), en yüksek akümülayon yüzdesine %44 ile 4. günde ulaşıldığı ($P<0,05$) ve sonraki günlerde ise kısmi artış ve azalışlar olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.2b).

L. minor frontlarında S derişimi ile P, B, Na, Mg, Sb, Ba, Cu, Mn, Hg, Mo, Ni, Se, Ag ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,977$ $P=0,000$; $r=0,872$ $P=0,05$; $r=0,914$ $P=0,002$; $r=0,757$ $P=0,030$; $r=0,871$ $P=0,005$; $r=0,929$ $P=0,001$; $r=0,718$ $P=0,045$; $r=0,975$ $P=0,000$; $r=0,849$ $P=0,008$; $r=0,946$ $P=0,000$; $r=0,797$ $P=0,018$;

$r=0,854$ $P=0,007$; $r=0,856$ $P=0,007$; $r=0,756$ $P=0,030$). S derişimi ile V derişimi arasında negatif bir ilişki vardır ($r=-0,880$ $P=0,004$).

L. gibba frontlarında S derişimi ile P, B, Na, Al, As, Ba, Cd, Cr, Co, Fe, Hg, Mo, Ni, Se, Ag ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,918$ $P=0,001$; $r=0,885$ $P=0,003$; $r=0,906$ $P=0,002$; $r=0,810$ $P=0,015$; $r=0,798$ $P=0,018$; $r=0,810$ $P=0,015$; $r=0,802$ $P=0,017$; $r=0,879$ $P=0,004$; $r=0,926$ $P=0,001$; $r=0,890$ $P=0,003$; $r=0,721$ $P=0,043$; $r=0,943$ $P=0,000$; $r=0,887$ $P=0,003$; $r=0,858$ $P=0,006$; $r=0,834$ $P=0,010$; $r=0,964$ $P=0,000$). S derişimi ile K, Pb, Tl ve V derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,917$ $P=0,001$; $r=-0,938$ $P=0,001$; $r=-0,718$ $P=0,045$; $r=-0,763$ $P=0,028$).

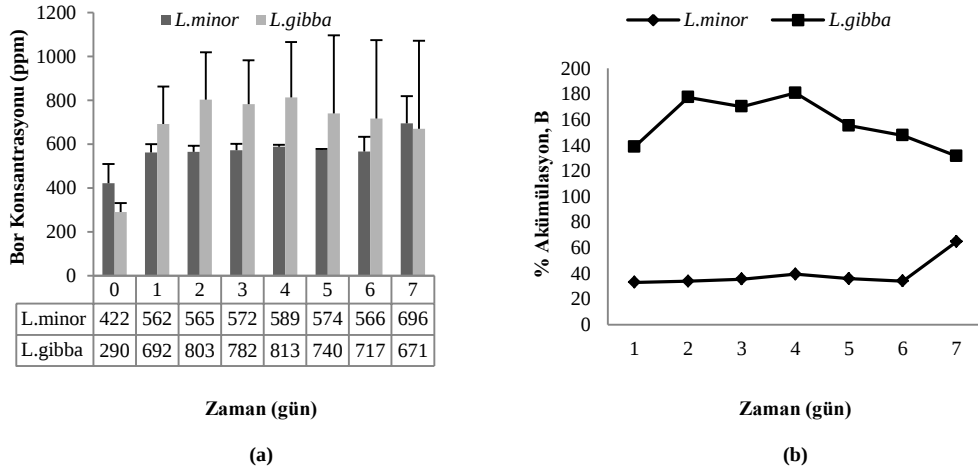
Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. S'ün incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

4.2.3. Bor (B)

Çalışma süresince bitki reaktörlerini besleyen arıtma çıkış suyunda ölçülen B konsantrasyonları 370 ± 10 ppb, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki B konsantrasyonları ise sırasıyla 315 ± 5 ve 280 ± 10 ppb olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki B konsantrasyonları ppm (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.3a'da verilmiştir.

L. minor frontlarında kontrole göre en yüksek B akümülayon yüzdesine 7. günde %65 olarak ulaşılmış ($P<0,05$) ve diğer günlerde artış ve azalışlar görülmüştür. *L. gibba* frontlarındaki B birikiminin diğer günlere göre ilk gün daha yüksek olduğu ($P<0,05$), en yüksek akümülayon yüzdesine %181 olarak 4. günde ulaşıldığı ($P<0,05$) ve sonraki günlerde ise düşük seviyelerde bir azalış olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.3b). Şaşmaz ve Öbek (2009), ikincil arıtma çıkış sularına maruz bıraktıkları *L. gibba*'da B akümülayonlarına bakmış, çalışma öncesi B derişimini 515 ppm, 7 günlük çalışma süresinin 5. gününde ise max. derişim olan 765 ppm olarak rapor etmişlerdir.



Şekil 4.3. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen B konsantrasyonları (a) ve B akümülayon yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında B derişimi ile P, S, Na, Mg, Ba, Pb, Mn, Ni ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,792$ $P=0,019$; $r=0,872$ $P=0,05$; $r=0,917$ $P=0,001$; $r=0,789$ $P=0,020$; $r=0,713$ $P=0,047$; $r=0,727$ $P=0,041$; $r=0,770$ $P=0,026$; $r=0,803$ $P=0,016$; $r=0,848$ $P=0,008$). B derişimi ile V derişimi arasında negatif bir ilişki vardır ($r=-0,805$ $P=0,016$).

L. gibba frontlarında B derişimi ile S, Na, Ca, Mg, As, Cd, Co, Fe, Pb, Mn, Mo, Se ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,885$ $P=0,003$; $r=0,956$ $P=0,000$; $r=0,757$ $P=0,030$; $r=0,779$ $P=0,023$; $r=0,830$ $P=0,011$; $r=0,731$ $P=0,040$; $r=0,840$ $P=0,009$; $r=0,773$ $P=0,025$; $r=0,838$ $P=0,009$; $r=0,726$ $P=0,042$; $r=0,794$ $P=0,019$; $r=0,756$ $P=0,030$; $r=0,915$ $P=0,001$). B derişimi ile K derişimi arasında negatif bir ilişki vardır ($r=-0,749$ $P=0,033$).

Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. B'un incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

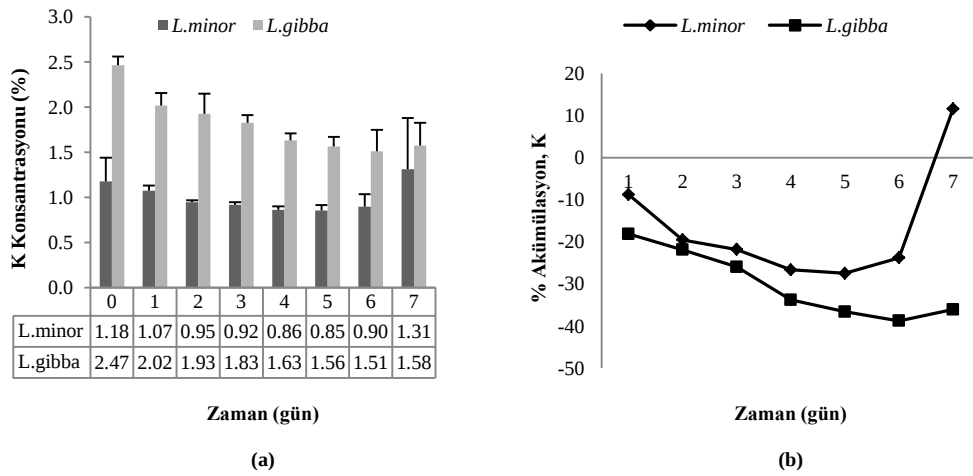
Araştırmacılar bitkiler tarafından diğer nütrientlerin alımında B'un etkileşimlerinin, hücre kolloidlerinin durumuna ve membran geçirgenliğine bağlı olarak değiştiğini, Cu, Cr, Mo ve Mn ile muhtemel antagonizmasının, bitki büyümesi ve gelişimi üzerinde dolaylı bir etkiye sahip olduğunu, Cu'n düşük seviyelerinde B eksikliği görüldüğünü, yüksek Fe uygulaması sonucunda köklerde artan B akümülayonunun Fe-B antagonizmasına neden

olduğunu, B-Si antagonizmasının, B'un adsorbe edildiği bölgelerdeki silikat iyonları tarafından olası rekabetlerin bir etkisi olduğunu, düşük Zn ve yüksek P uygulamalarının herikisinin de bitkide B akümülayonunun artmasına ve B toksisitesine neden olduğunu. Ca ve B konsantrasyonlarının normal bitki gelişimi için belirli bir denge içerisinde olmasına rağmen Ca'un asidik ortamlarda B eksikliği meydana getirdiğini, B ve Mg arasında ise sinerjistik etkileşimler mevcut olduğunu, bitki tarafından P alımı ve dağılımının B konsantrasyonlarına bağlı olarak değiştiğini, borun bitki gelişimi üzerinde Al toksisitesine yararlı etkilere sahip olduğunu, Na ve Cl'dan kaynaklanan yüksek tuzluluk seviyelerinin bitkilerde B akümülayonunu azaltabildiğini belirtmişlerdir (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

4.2.4. Potasyum (K)

Çalışma süresince bitki reaktörlerini besleyen arıtma çıkış suyunda ölçülen K konsantrasyonları $18,33 \pm 0,2$ ppm, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki K konsantrasyonları ise sırasıyla $18,18 \pm 0,3$ ve $18,29 \pm 0,2$ ppm olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki konsantrasyonları % (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.4a'da verilmiştir.



Şekil 4.4. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen K konsantrasyonları (a) ve K akümülayon yüzdeleri (b)

Hem *L. minor* hem de *L. gibba* frontlarında kontrole göre K konsantrasyonunda sürekli bir düşüş görülmüştür ($P<0,05$) (Şekil 4.4b). Upadhyay vd., (2007) benzer bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışmada *L. minor* bitki dokusundaki P derişiminin başlangıçta $6,1\pm0,8$ g/kg olduğunu, çalışmanın sonunda ise bu derişimin $8,5\pm0,9$ g/kg'a ulaştığını, dolayısıyla yaklaşık %25'lik bir artışı rapor etmişlerdir.

L. minor frontlarında K derişimi ile sadece Cr derişimi arasında negatif bir ilişki vardır ($r=-0,851$ $P=0,007$). Bu ilişki $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Upadhyay vd., (2007) yapmış oldukları benzer bir çalışmada *L. minor* bitki dokusundaki K derişiminin başlangıçta $3\pm0,2$ (%) olduğunu, çalışmanın sonunda ise bu derişimin $3,4\pm0,8$ (%) ulaştığını rapor etmişlerdir. Öbek (2009), *L. gibba* bitkisi ile yapmış olduğu çalışmada, çalışma öncesi bitki dokusundaki K derişiminin 2,43 (%) olduğunu, çalışmanın ilerleyen günlerinde ise bu değerin kontrolün altına düştüğünü bildirmiştir. Çalışmamızda kontrole göre K derişiminin *L. minor*'de 7. günde artış gösterdiği, *L. gibba*'da ise kontrole göre sürekli bir azalış gösterdiği tespit edilmiştir. Artan reaktif oksijen türleri hücrenin potasyum kaybını arttırırlar (Çavdar vd., 1997).

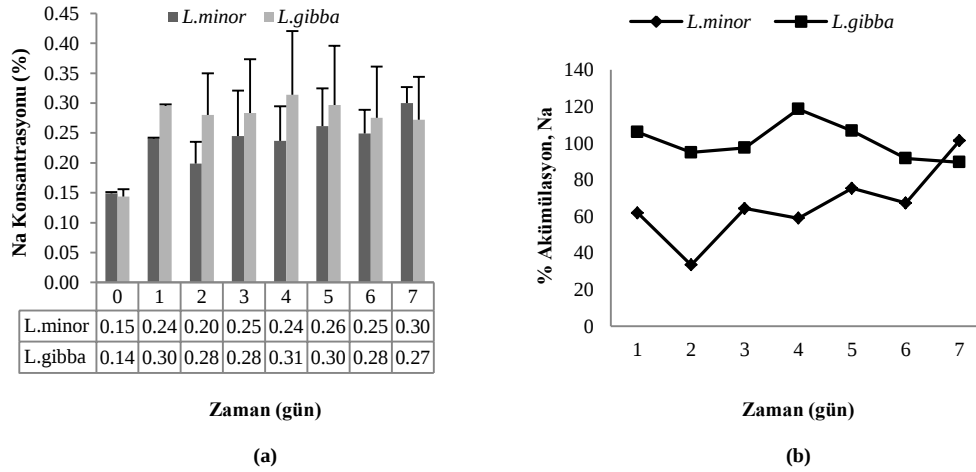
L. gibba frontlarında K derişimi ile Tl ve V derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,819$ $P=0,013$; $r=0,890$ $P=0,003$). K derişimi ile P, S, B, Na, Al, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Hg, Mo, Ni, Se, Ag, ve Zn derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,961$ $P=0,000$; $r=-0,917$ $P=0,001$; $r=-0,749$ $P=0,033$; $r=-0,776$ $P=0,023$; $r=-0,913$ $P=0,002$; $r=-0,731$ $P=0,039$; $r=-0,919$ $P=0,001$; $r=-0,971$ $P=0,000$; $r=-0,922$ $P=0,001$; $r=-0,828$ $P=0,011$; $r=-0,838$ $P=0,009$; $r=-0,860$ $P=0,006$; $r=-0,957$ $P=0,000$; $r=-0,923$ $P=0,001$; $r=-0,718$ $P=0,045$; $r=-0,712$ $P=0,048$; $r=-0,939$ $P=0,001$).

Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. K'un incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

4.2.5. Sodyum (Na)

Çalışma süresince bitki reaktörlerini besleyen arıtma çıkış suyunda ölçülen Na konsantrasyonları 112 ± 6 ppm, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki Na konsantrasyonları ise sırasıyla 110 ± 3 ve 106 ± 2 ppm olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki Na konsantrasyonları % (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.5a’da verilmiştir.



Şekil 4.5. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen Na konsantrasyonları (a) ve Na akümülayon yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında kontrole göre en yüksek Na akümülayonu ilk gün gerçekleşmiş ($P<0,05$), sonraki günlerde kısmi artış ve azalışlar görülmüştür. En yüksek Na akümülayon yüzdesine 7. günde %101 ile ulaşılmıştır ($P<0,05$). *L. gibba* frontları için de aynı durum söz konusu olup, en yüksek akümülayon yüzdesine %119 ile 4. günde ($P<0,05$) ulaşılmıştır (Şekil 4.5b).

L. minor frontlarında Na derişimi ile P, S, B, Mg, As, Ba, Cu, Pb, Mn, Mo, Ni, Se, Ag, ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,825$ $P=0,012$; $r=0,914$ $P=0,002$; $r=0,956$ $P=0,000$; $r=0,747$ $P=0,033$; $r=0,745$ $P=0,034$; $r=0,754$ $P=0,031$; $r=0,714$ $P=0,047$; $r=0,827$ $P=0,011$; $r=0,776$ $P=0,024$; $r=0,803$ $P=0,016$; $r=0,756$ $P=0,030$; $r=0,718$ $P=0,045$; $r=0,927$ $P=0,001$). Na derişimi ile K, Ca ve V derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,776$ $P=0,023$; $r=-0,805$ $P=0,016$; $r=-0,809$ $P=0,015$).

L. gibba frontlarında Na derişimi ile S, B, As, Co, Pb, Mo, Ni ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,906$ $P=0,002$; $r=0,956$ $P=0,000$; $r=0,725$ $P=0,042$; $r=0,850$ $P=0,008$; $r=0,829$ $P=0,011$; $r=0,811$ $P=0,015$; $r=0,724$ $P=0,042$;

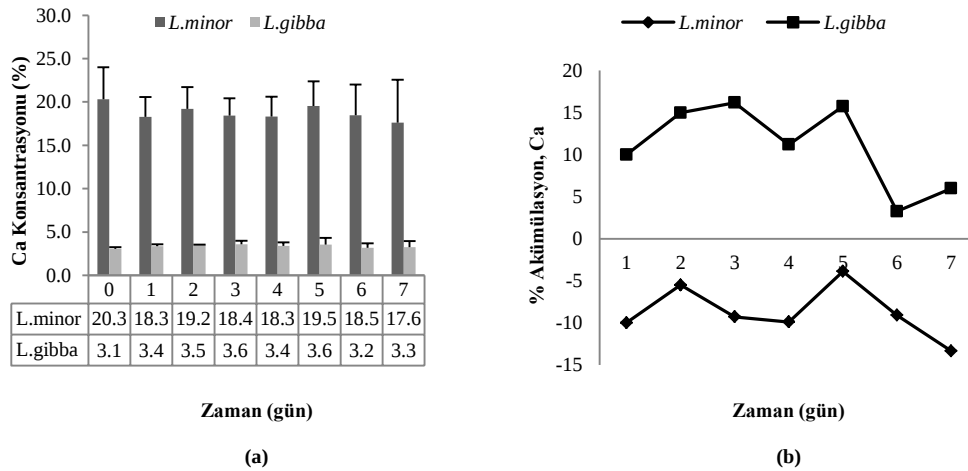
$r=0,927$ $P=0,001$). Na derişimi ile K derişimi arasında negatif bir ilişki vardır ($r=-0,776$ $P=0,023$).

Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Na'un incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

4.2.6. Kalsiyum (Ca)

Çalışma süresince bitki reaktörlerini besleyen arıtma çıkış suyunda ölçülen Ca konsantrasyonları $79,54\pm2,3$ ppm, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki Ca konsantrasyonları ise sırasıyla $76,58\pm1,2$ ve $71,51\pm1,3$ ppm olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki Ca konsantrasyonları % (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.6a'da verilmiştir.



Şekil 4.6. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen Ca konsantrasyonları (a) ve Ca akümülayon yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında kontrole göre Ca akümülayonunda çalışma süresince sürekli bir azalış görülmüştür. *L. gibba* frontlarındaki Ca birikiminin diğer günlere göre ilk gün daha yüksek olduğu ($P<0,05$), en yüksek akümülayon yüzdesine %16 ile 3. ve 5. günlerde ulaşıldığı ($P<0,05$) ve sonraki günlerde ise artış ve azalışlar olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.6b). Upadhyay vd., (2007) yapmış oldukları benzer bir çalışmada *L. minor* bitki

dokusundaki Ca derişiminin başlangıçta $1,2\pm0,08$ (%) olduğunu, çalışmanın sonunda ise bu derişimin $1,6\pm0,7$ (%) ulaştığını rapor etmişlerdir. Çalışmamızda kontrole göre Ca derişiminin *L. minor*'de sürekli azaldığı, *L. gibba*'da ise kontrole göre artış gösterdiği tespit edilmiştir. Öbek (2009) *L. gibba* bitkisi ile yapmış olduğu çalışmada, çalışma öncesi bitki dokusundaki Ca derişiminin $3,66$ (%) olduğunu, çalışmanın 2. gününde ise bu derişimin $4,3$ (%)'e ulaştığını daha sonraki günlerde ise artış ve azalışlar gözlemlendiğini bildirmiştir.

L. minor frontlarında Ca derişimi ile B, Na, Cd ve Zn derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,853$ $P=0,007$; $r=-0,805$ $P=0,016$; $r=-0,733$ $P=0,039$; $r=-0,779$ $P=0,023$). Ca derişimi ile V derişimi arasında pozitif bir ilişki vardır ($r=0,777$ $P=0,023$).

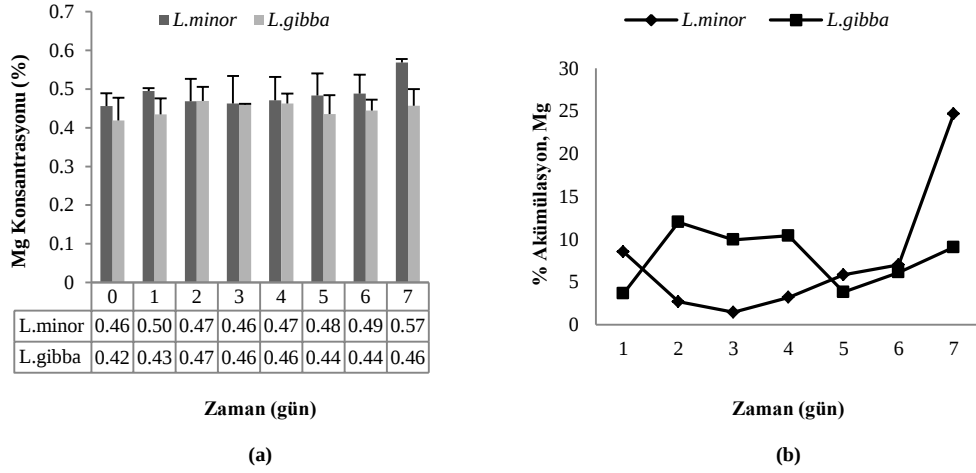
L. gibba frontlarında Ca derişimi ile B ve Mn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,757$ $P=0,030$; $r=0,797$ $P=0,018$).

Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Ca'un incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

4.2.7. Magnezyum (Mg)

Çalışma süresince bitki reaktörlerini besleyen arıtma çıkış suyunda ölçülen Mg konsantrasyonları $30,13\pm0,1$ ppm, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki Mg konsantrasyonları ise sırasıyla $29,29\pm0,2$ ve $28,84\pm0,1$ ppm olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki Mg konsantrasyonları % (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.7a'da verilmiştir.



Şekil 4.7. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen Mg konsantrasyonları (a) ve Mg akümülayon yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında ilk gün kontrole göre %9 luk bir akümülayon görülmüş ($P<0,05$) ve sonraki günlerde azalış ve artışlar kaydedilmiştir. *L. gibba* frontlarındaki Mg birikiminin 2. gün %12 ile en yüksek seviyeye ulaştığı ($P<0,05$), sonraki günlerde ise düşüş olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.7b). Upadhyay vd., (2007) yapmış oldukları benzer bir çalışmada *L. minor* bitki dokusundaki Mg derişiminin başlangıçta $0,05\pm0,02$ (%) olduğunu, çalışmanın sonunda ise bu derişimin $0,7\pm0,04$ (%) ulaştığını rapor etmişlerdir. Çalışmamızda ise kontrole göre Mg derişiminin her iki bitkide de kısmi artış gösterdiği tespit edilmiştir. Öbek (2009) *L. gibba* bitkisi ile yapmış olduğu çalışmada, çalışma öncesi bitki dokusundaki Mg derişiminin 0,38 (%) olduğunu, çalışmanın ilerleyen günlerinde bu değerin kontrole göre azalış gösterdiğini bildirmiştir.

L. minor frontlarında Mg derişimi ile S, B, Na ve Cd arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,757$ $P=0,030$; $r=0,789$ $P=0,002$; $r=0,747$ $P=0,033$). Mg derişimi ile V derişimi arasında negatif bir ilişki vardır ($r=-0,849$ $P=0,008$).

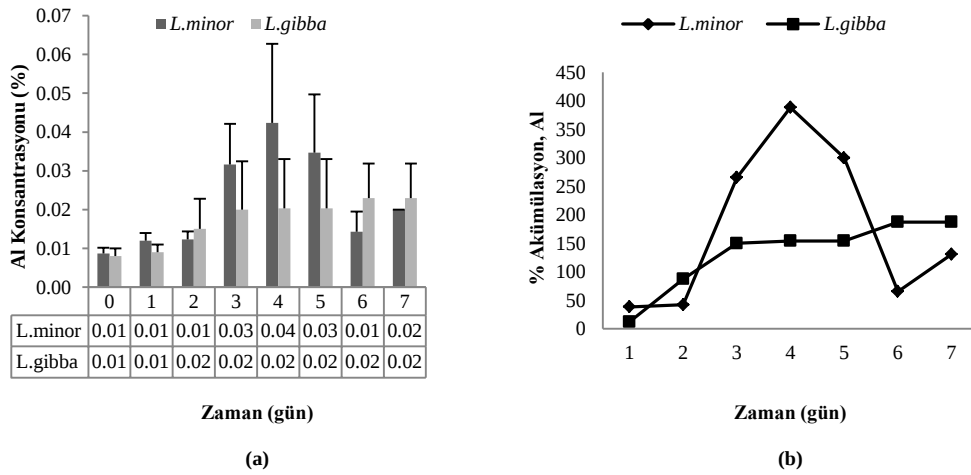
L. gibba frontlarında Mg derişimi ile B, As, Cu ve Fe derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,779$ $P=0,023$; $r=0,847$ $P=0,008$; $r=0,716$ $P=0,046$; $r=0,849$ $P=0,008$).

Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Mg'un incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

4.2.8. Alüminyum (Al)

Çalışma süresince bitki reaktörlerini besleyen arıtma çıkış suyunda ölçülen Al konsantrasyonları 25 ± 3 ppb, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki Al konsantrasyonları ise sırasıyla 26 ± 3 ve 37 ± 2 ppb olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki Al konsantrasyonları % (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.8a'da verilmiştir. Buna göre *L. minor* frontlarında kontrole göre en yüksek Al akümülayon yüzdesine 4. günde %388 ile ulaşılmış ($P < 0,05$) ve sonraki günlerde artış ve azalışlar görülmüştür. *L. gibba* frontlarındaki Al birikiminin çalışma süresince sürekli artış gösterdiği, en yüksek akümülayon yüzdesine ise %188 ile 6. ve 7. günlerde ulaşıldığı ($P < 0,05$) tespit edilmiştir (Şekil 4.8b). Öbek ve Şaşmaz (2011), ikincil arıtma çıkış sularına adapte ettikleri *L. gibba*'da Al akümülayonlarına bakmış, çalışma öncesi Al derişimini $167 \mu\text{g/g}$, 7 günlük çalışma süresinin 2. gününde ise max. derişim olan $767 \mu\text{g/g}$ olarak rapor etmişlerdir.



Şekil 4.8. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen Al konsantrasyonları (a) ve Al akümülayon yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında Al derişimi ile Co ve Fe derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,841$ $P=0,009$; $r=0,837$ $P=0,010$).

L. gibba frontlarında Al derişimi ile P, S, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Pb, Hg, Mo, Ni, Se, Ag, ve Zn arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,961$ $P=0,000$; $r=0,810$ $P=0,015$; $r=0,830$ $P=0,011$; $r=0,873$ $P=0,005$; $r=0,949$ $P=0,000$; $r=0,834$ $P=0,010$; $r=0,880$ $P=0,004$; $r=0,891$ $P=0,003$; $r=0,887$ $P=0,003$; $r=0,815$ $P=0,014$; $r=0,912$ $P=0,002$; $r=0,869$ $P=0,005$; $r=0,734$ $P=0,038$; $r=0,789$ $P=0,020$; $r=0,785$ $P=0,021$). Al derişimi ile K, Tl ve V derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,913$ $P=0,002$; $r=-0,763$ $P=0,028$; $r=-0,833$ $P=0,010$).

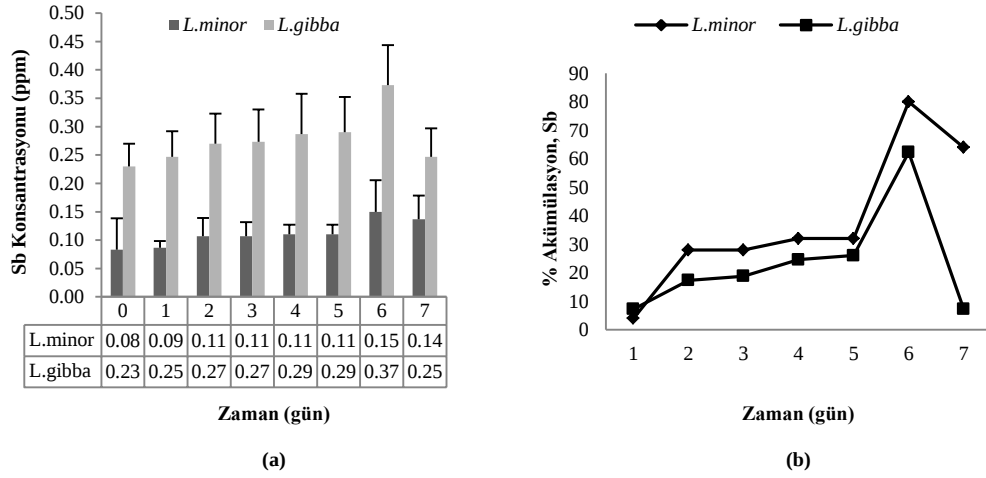
Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Al'un incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

Bitkilerde Al toksisitesinin kompleks fizyolojisinin P, Ca, Mg, K ve N gibi nütrientlerinin alımı ile ilişkili olduğu, bitkiler tarafından katyonların alımının aşırı Al ile genelde düştüğü, Al toksisitesinin Fe ve Mn'in ve hatta diğer ağır metallerin seviyelerindeki artışla bağlantılı olduğu, hatta bazı bitkilerde Fe metabolizmasını bozduğu ve Fe eksikliğine yol açtığı için klorozise neden olduğu, bu toksisitenin bitkilerde Ca ve Mg eksikliğine de eşlik ettiği, P ile etkileşimlerine bakıldığında Al'un, çözülebilir alüminyum fosfatların oluşmasına, kök dokularında normal P metabolizması ile etkileşime girerek iç adsorpsiyonu veya çökelmeye neden olduğu, Al toksisitesi P eksikliğinde tecelli ettiğine göre P'un aşırı Al detoksifiyesi için etkili bir ajan olduğu, aynı şekilde Si da Al detoksifiyesinde önemli bir rol oynadığı, bitkilerde aşırı Al'un, Ca ve Mg eksikliğine sebep olduğu ve ortama Ca ve Mg eklenmesinin Al toksisitesini düşürdüğü rapor edilmiştir (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

4.2.9. Antimon (Sb)

Çalışma süresince bitki reaktörlerini besleyen arıtma çıkış suyunda ölçülen Sb konsantrasyonları $0,34\pm0,05$ ppb, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki Sb konsantrasyonları ise sırasıyla $0,21\pm0,03$ ve $0,28\pm0,02$ ppb olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki Sb konsantrasyonları ppm (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.9a'da verilmiştir.



Şekil 4.9. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen Sb konsantrasyonları (a) ve Sb akümülayon yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında kontrole göre en yüksek Sb akümülayon yüzdesi 6. günde %80 olarak tespit edilmiş ($P<0,05$) ve çalışmanın son günü kısmi bir düşüş görülmüştür. *L. gibba* frontlarında da en yüksek akümülayon yüzdesine 6. Günde %62 olarak ulaşıldığı ($P<0,05$) ve son gün ise düşük seviyede bir azalış olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.9b).

L. minor frontlarında Sb derişimi ile P, S, Ba, Cu, Mn, Hg, Mo, Ni, Se, Ag, V ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,887$ $P=0,003$; $r=0,871$ $P=0,005$; $r=0,854$ $P=0,007$; $r=0,720$ $P=0,044$; $r=0,853$ $P=0,007$; $r=0,753$ $P=0,031$; $r=0,896$ $P=0,003$; $r=0,711$ $P=0,048$; $r=0,859$ $P=0,006$; $r=0,810$ $P=0,015$).

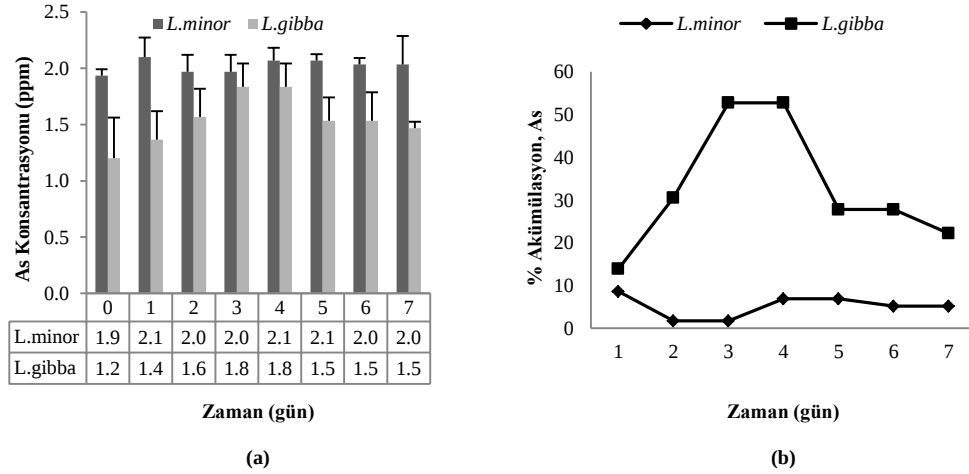
L. gibba frontlarında Sb derişimi ile Cd ve Pb derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,854$ $P=0,007$; $r=0,733$ $P=0,039$).

Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Sb'un incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

4.2.10. Arsenik (As)

Çalışma süresince bitki reaktörlerini besleyen arıtma çıkış suyunda ölçülen As konsantrasyonları $7,1\pm0,1$ ppb, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki As konsantrasyonları ise sırasıyla $6\pm0,2$ ve $5,6\pm0,2$ ppb olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki As konsantrasyonları ppm (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.10a’da verilmiştir.



Şekil 4.10. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen As konsantrasyonları (a) ve As akümülayson yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında kontrole göre en yüksek As akümülayson yüzdesi 1. günde %9 olarak tespit edilmiş ($P<0,05$) ve sonraki günlerde azalışlar görülmüştür. *L. gibba* frontlarındaki As birikiminin 3. ve 4. günlerde %53 ile max. seviyeye ulaştığı, sonraki günlerde düşüş olduğu gözlenmiştir (Şekil 4.10b). Şaşmaz ve Öbek (2012), ikincil arıtma çıkış sularına adapte ettikleri *L. gibba*’da As akümülaysonlarına bakmış, çalışma öncesi As derişimini 26 ppm, çalışma süresinin 5. gününde ise max. derişim olan 64,33 ppm değerini ölçmüşlerdir.

L. minor frontlarında As derişimi ile sadece Sr derişimi arasında negatif bir ilişki vardır ($r=-0,746$ $P=0,034$).

L. gibba frontlarında As derişimi ile S, B, Na, Mg, Ba, Cu, Fe, Mn, Se, Ag ve Zn arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,798$ $P=0,018$; $r=0,830$ $P=0,011$; $r=0,725$ $P=0,042$; $r=0,847$ $P=0,008$; $r=0,807$ $P=0,015$; $r=0,745$ $P=0,034$; $r=0,814$ $P=0,014$; $r=0,884$ $P=0,004$; $r=0,915$ $P=0,001$; $r=0,829$ $P=0,011$).

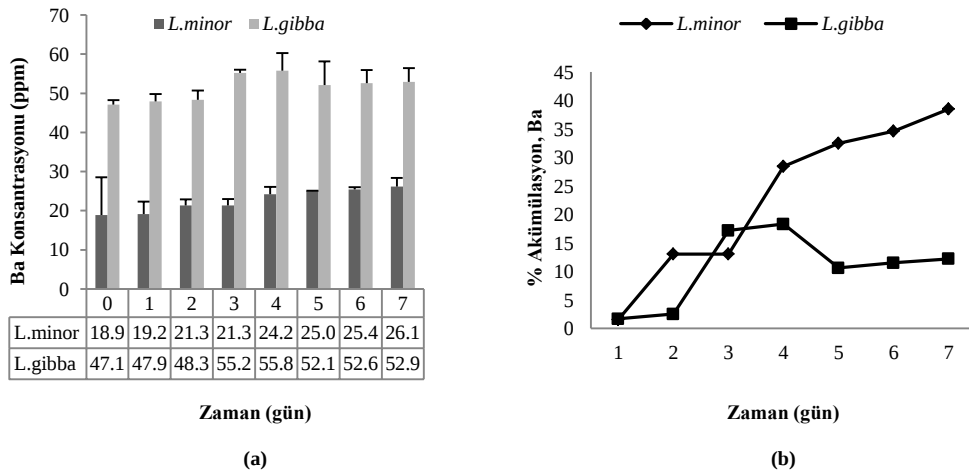
Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. As'ın incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

As varlığında bitkinin tüm kısımlarında Mn, P, Ca ve köklerde K konsantrasyonlarında düşüş gözlemlendiği, bitkiye P uygulandığı zaman As'ın toksisitesinin düştüğü, Se'un hücre mitokondriyasında As toksisitesini inhibe ettiği rapor edilmiştir (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

4.2.11. Baryum (Ba)

Çalışma süresince bitki reaktörlerini besleyen arıtma çıkış suyunda ölçülen Ba konsantrasyonları $39,38\pm3,3$ ppb, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki Ba konsantrasyonları ise sırasıyla $32,10\pm2,1$ ve $36,15\pm1,8$ ppb olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki Ba konsantrasyonları ppm (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.11a'da verilmiştir.



Şekil 4.11. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen Ba konsantrasyonları (a) ve Ba akümüilasyon yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında kontrole göre sürekli artan bir Ba akümülayonu gözlenmiş, en yüksek değer 7. günde %39 olarak tespit edilmiştir ($P<0,05$). *L. gibba* frontlarındaki Ba birikiminin 4. günde %18 ile max. seviyeye ulaştığı, sonraki günlerde azalış ve artış olduğu gözlenmiştir (Şekil 4.11b).

L. minor frontlarında Ba derişimi ile P, S, B, Na, Sb, Co, Cu, Mn, Hg, Mo, Ni, Se ve Ag derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,980$ $P=0,000$; $r=0,929$ $P=0,001$; $r=0,713$ $P=0,047$; $r=0,745$ $P=0,034$; $r=0,854$ $P=0,007$; $r=0,784$ $P=0,021$; $r=0,716$ $P=0,046$; $r=0,974$ $P=0,000$; $r=0,944$ $P=0,000$; $r=0,962$ $P=0,000$; $r=0,807$ $P=0,015$; $r=0,827$ $P=0,011$; $r=0,928$ $P=0,001$). Ba derişimi ile V derişimi arasında negatif bir ilişki vardır ($r=-0,763$ $P=0,028$).

L. gibba frontlarında Ba derişimi ile P, S, Al, As, Cr, Co, Cu, Fe, Pb, Mo, Ni, Se ve Ag derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,838$ $P=0,009$; $r=0,810$ $P=0,015$; $r=0,830$ $P=0,011$; $r=0,807$ $P=0,015$; $r=0,792$ $P=0,019$; $r=0,710$ $P=0,049$; $r=0,882$ $P=0,004$; $r=0,812$ $P=0,014$; $r=0,769$ $P=0,026$; $r=0,820$ $P=0,013$; $r=0,708$ $P=0,049$; $r=0,918$ $P=0,001$; $r=0,984$ $P=0,000$). Ba derişimi ile K derişimi arasında negatif bir ilişki vardır ($r=-0,731$ $P=0,039$).

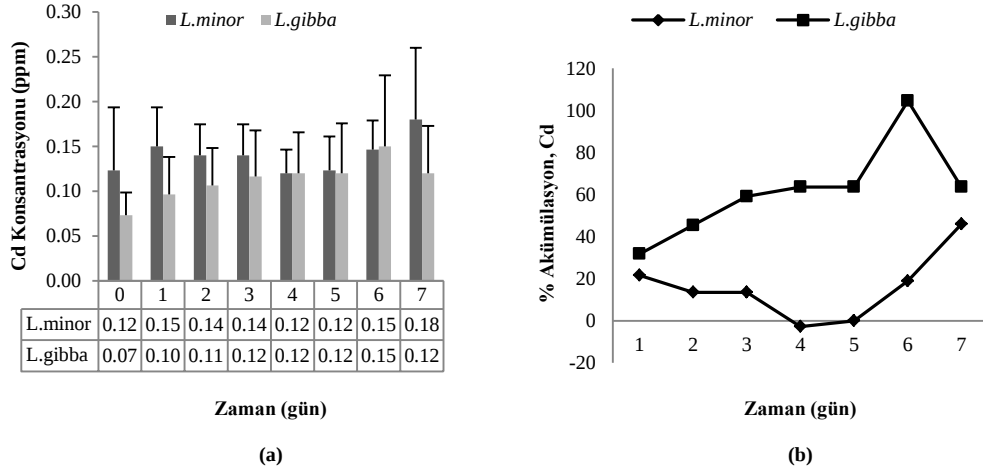
Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Ba'un incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

Ba'un, bitki fizyolojik proseslerinde Ca ve Sr ile rekabet halinde olduğu, bitkiler için baryumun olası toksisitesinin, büyüme ortamına Ca, Mg ve S tuzlarının ilave edilmesiyle büyük ölçüde düşeceği rapor edilmiştir (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

4.2.12. Kadmiyum (Cd)

Çalışma süresince reaktörleri besleyen arıtma tesisi çıkış suyunda ölçülen Cd konsantrasyonları $0,31\pm0,3$ ppb, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki Cd konsantrasyonları ise sırasıyla $0,20\pm0,2$ ve $0,20\pm0,3$ ppb olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki Cd konsantrasyonları ppm (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.12a'da verilmiştir.



Şekil 4.12. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen Cd konsantrasyonları (a) ve Cd akümülayon yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında kontrole göre en yüksek Cd akümülayon yüzdesi 1. günde %22 olarak tespit edilmiş ($P<0,05$) ve sonraki günlerde artış ve azalışlar görülmüştür. *L. gibba* frontlarındaki Cd birikiminin diğer günlere göre ilk gün daha yüksek olduğu ($P<0,05$), en yüksek akümülayon yüzdesine %105 olarak 6. günde ulaşıldığı ($P<0,05$) tespit edilmiştir (Şekil 4.12b).

Kara ve Kara (2005) yaptığı bir çalışmada kadmiyumun *Lemna trisulca* L. ile uzaklaştırılması çalışılmış ve bu çalışmada 3-7 mg/L konsantrasyonlarındaki kadmiyum çözeltisi, 6,5 pH'ta dört gün muamele edilmiş ve sonuç olarak bitkinin sırasıyla %75-% 85 kadmiyum giderimi ölçülmüştür. Artan (2007), laboratuvar ortamında *Lemna minor* bitkisinin kampüs evsel atıksularında ağır metal giderim kapasitesini araştırmıştır. Deneysel çalışmaları iki farklı hacimdeki sistemlerde yürütmüştür. 100 mL' lik ve 500 mL' lik her iki sistemde de kesikli olarak çalışılmıştır. Üç farklı ağır metal giderimi için elde edilen deney sonuçları şu şekildedir: Kadmiyum 5.0 ve 10.0 mg/L konsantrasyonlarında: 100 mL' lik kesikli reaktörlerde deney süresi sonunda yaklaşık % 96 giderim verimi elde edilmiştir, 500 mL' lik kesikli reaktörlerde ise yaklaşık %90 oranında giderim verimi elde edilmiştir. Öbek (2009) *L. gibba* bitkisi ile yapmış olduğu çalışmada, çalışma öncesi bitki dokusundaki Cd derişiminin 0,046 ppm olduğunu, çalışmanın ilerleyen günlerinde kısmi artışlar olduğunu ve en yüksek derişimin 6. günde 0,07 ppm olarak ölçüldüğünü bildirmiştir.

L. minor frontlarında Cd derişimi ile Ca ve V derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,733$ $P=0,039$; $r=-0,770$ $P=0,025$). Cd ve Mg derişimi arasında ise pozitif ilişki vardır ($r=0,849$ $P=0,008$).

L. gibba frontlarında Cd derişimi ile P, S, B, Al, Sb, Cr, Co, Cu, Fe, Pb, Hg, Mo, Ni ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,847$ $P=0,008$; $r=0,802$ $P=0,017$; $r=0,731$ $P=0,040$; $r=0,873$ $P=0,005$; $r=0,854$ $P=0,007$; $r=0,910$ $P=0,002$; $r=0,893$ $P=0,003$; $r=0,756$ $P=0,030$; $r=0,793$ $P=0,019$; $r=0,959$ $P=0,000$; $r=0,722$ $P=0,043$; $r=0,869$ $P=0,005$; $r=0,773$ $P=0,025$; $r=0,868$ $P=0,005$). Cd derişimi ile K, Tl ve V derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,919$ $P=0,001$; $r=-0,764$ $P=0,027$; $r=-0,708$ $P=0,049$).

Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Cd'un incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

Bazı araştırmacılar yaptıkları çalışmalarda Cd ile diğer metaller arasında önemli korelasyonlar olmadığını bildirmişlerdir (Keller vd., 1998; Greger, 1999). Upadhyay vd., (2007) ise yapmış oldukları biyofiltrasyon çalışmasında *L. minor* bitki dokusundaki Cd derişiminin çalışma öncesinde analizle görülemeyecek kadar düşük seviyelerde olduğunu, çalışma sonrasında ise derişimin $0,2\pm0,01$ g/kg'a ulaştığını ve Cd ile Fe, Cu, Zn, Cr ve Ni derişimleri arasında istatistiksel olarak pozitif korelasyonlar olduğunu bildirmişlerdir.

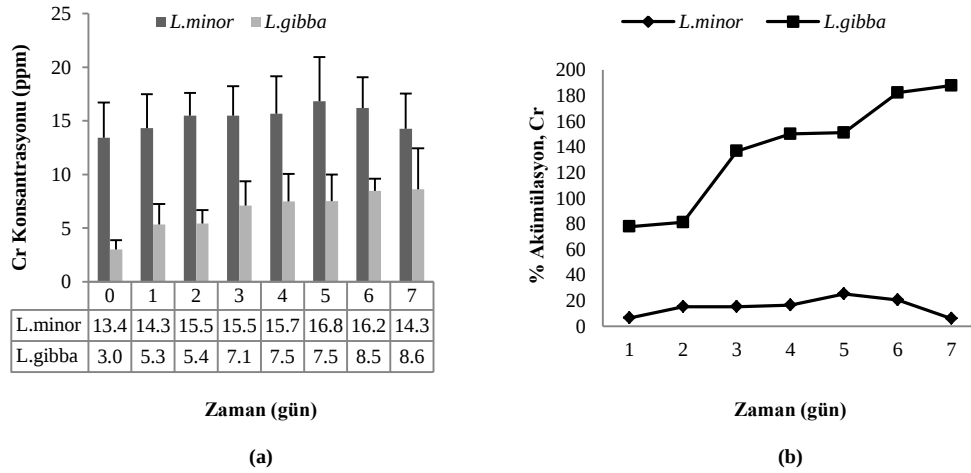
Çeşitli elementlerin hem kadmiyumun bitkiler tarafından alımında hem de biyokimyasal rolünde etkili olduğu, Cd ve Zn etkileşiminin hem kökler hem de yapraklar tarafından alınan Cd'un Zn miktarını düşürmesi şeklinde olduğu, Cd-Cu arasındaki etkileşimlere bakıldığında Cd absorpsiyonu üzerinde Cu'nın inhibitör etkisi gösterdiği, Cd'un Mn ve Ni gibi diğer ağır metallerle etkileşimlerine bakıldığında alım prosesi süresince Cd varlığında bu elementlerin yer değiştirdiği, Cd-Fe etkileşimlerinin fotosentetik unsurlarda bozulmalarla ilişkili olduğu, aşırı dozu toksik iken normal düzeylerde fazla Fe, Cd'a maruz kalan bitkilerde detoksifikatör bir etkiye ve Cd-Fe etkileşimlerinin fotosentez üzerinde büyük ihtimalle dolaylı bir etkiye sahip olduğu, Cd-Se arasında karşılıklı antagonistik etkiler görüldüğü, Cd-P etkileşiminin bitkiler tarafından Cd alımı üzerinde P'un etkilerini, fosfat muamelesi altında Cd'un hem artan hem de azalan içeriklerini, Cd-P arasındaki ilişkinin Zn-P arasındaki ilişki ile benzer olduğunu, Cd-Ca ilişkisinin pH derişimleri ile büyük ölçüde ilgili olduğunu, Cd alım-taşınım mekanizmalarının K, N ve Al gibi diğer

nutrientlerin uygulanmasından etkilendiği, Cd'un diğer birkaç elementle (Mg, Mn gibi) etkileşimlerinin incelendiği, bu elementlerin alımı ve bitki organlarına taşınımında hücre membranı üzerinde Cd'un bozucu bir etkisi olduğu, Cd ve P arasında antagonistik bir etkileşimin söz konusu olduğu rapor edilmiştir (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

4.2.13. Krom (Cr)

Çalışma süresince reaktörleri besleyen arıtma tesisi çıkış suyunda ölçülen Cr konsantrasyonları $5,1 \pm 0,1$ ppb, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki Cr konsantrasyonları ise sırasıyla $4,9 \pm 0,1$ ve $3,3 \pm 0,2$ ppb olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki Cr konsantrasyonları ppm (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.13a'da verilmiştir.



Şekil 4.13. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen Cr konsantrasyonları (a) ve Cr akümütlasyon yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında kontrole göre en yüksek Cr akümütlasyon yüzdesine 5. günde %25 ile ulaşılmış ($P < 0,05$) ve sonraki günlerde azalışlar görülmüştür. *L. gibba* frontlarındaki Cr birikiminin diğer günlere göre ilk gün daha yüksek olduğu ($P < 0,05$), çalışma süresince artış gösterdiği ve en yüksek akümütlasyon yüzdesinin %188 seviyesi ile 7. günde meydana geldiği ($P < 0,05$) tespit edilmiştir (Şekil 4.13b).

L. minor'un 10 gün boyunca 0.25 ve 1.0 mg/l'lik krom konsantrasyonlarına maruz kaldığında kromun %75-100'ünü çözeltiden uzaklaştırdığı belirtilmiştir (Wahaab vd., 1995). Upadhyay vd., (2007) yapmış oldukları biyofiltrasyon çalışmasında *L. minor* bitki dokusundaki Cr derişiminin çalışma öncesinde analizle görülemeyecek kadar düşük seviyelerde olduğunu, çalışma sonrasında ise derişimin $0,32 \pm 0,02$ g/kg'a ulaştığını rapor etmişlerdir. Moral vd. (1995), domates ile Cr'un uzaklaştırılması çalışmalarında besin elementleri (N, P, K, Na, Ca, Mg)'nin gövde ve dallardaki konsantrasyonlarının önemli oranda etkilendiğini belirtmişlerdir. Çalışmamızda ise her iki bitki türünde de Na, Ca ve Mg alımı ile Cr alımı arasında herhangi bir ilişki bulunmamıştır. Öbek (2009) *L. gibba* bitkisi ile yapmış olduğu çalışmada, çalışma öncesi bitki dokusundaki Cr derişiminin 0,9 ppm olduğunu, çalışmanın ilerleyen günlerinde bu konsantrasyonun çok arttığını ve max. konsantrasyonun çalışmanın 5. gününde 6 ppm olduğunu bildirmiştir.

L. minor frontlarında Cr derişimi ile Co, Cu, Pb, Ni, Se ve Ag derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,761$ $P=0,028$; $r=0,844$ $P=0,008$; $r=0,737$ $P=0,037$; $r=0,794$ $P=0,019$; $r=0,726$ $P=0,041$; $r=0,733$ $P=0,038$). Cr derişimi ile K derişimi arasında negatif bir ilişki vardır ($r=-0,851$ $P=0,007$).

L. gibba frontlarında Cr derişimi ile P, S, Al, Ba, Cd, Co, Cu, Fe, Pb, Hg, Mo, Ni, Ag, Tl ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,961$ $P=0,000$; $r=0,879$ $P=0,004$; $r=0,949$ $P=0,000$; $r=0,792$ $P=0,019$; $r=0,910$ $P=0,002$; $r=0,930$ $P=0,001$; $r=0,879$ $P=0,004$; $r=0,844$ $P=0,008$; $r=0,942$ $P=0,000$; $r=0,818$ $P=0,013$; $r=0,971$ $P=0,000$; $r=0,946$ $P=0,000$; $r=0,763$ $P=0,028$; $r=0,863$ $P=0,006$). Cr derişimi ile K ve V derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,971$ $P=0,000$; $r=-0,869$ $P=0,005$).

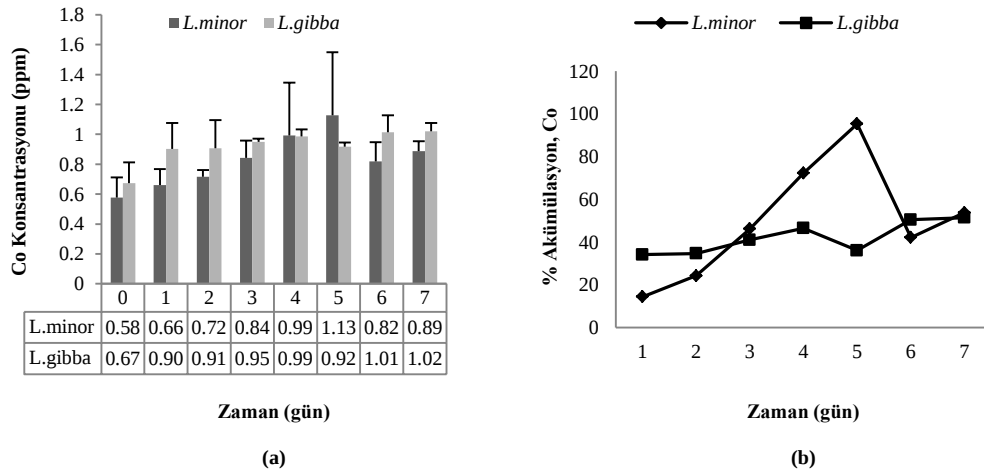
Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Cr'un incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

Cr uygulamalarının, köklerdeki K, P, Fe ve Mg elementlerinde ve bitkinin üst kısımlarındaki major nütrientlerin konsantrasyonlarında düşüş gösterdiği, Cr ile Mn, Cu ve B arasında antagonistik, Fe ile arasında ise sinergistik etkileşimler görüldüğü bildirilmiştir (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

4.2.14. Kobalt (Co)

Çalışma süresince reaktörleri besleyen arıtma tesisi çıkış suyunda ölçülen Co konsantrasyonları $0,29 \pm 0,2$ ppb, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki Co konsantrasyonları ise sırasıyla $0,26 \pm 0,1$ ve $0,27 \pm 0,2$ ppb olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki Co konsantrasyonları ppm (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.14a’da verilmiştir.



Şekil 4.14. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen Co konsantrasyonları (a) ve Co akümülayon yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında kontrole göre en yüksek Co akümülayon yüzdesi 5. günde %95 olarak tespit edilmiş ($P < 0,05$) ve sonraki günlerde azalışlar görülmüştür. *L. gibba* frontlarındaki Co birikiminin diğer günlere göre ilk gün daha yüksek olduğu ($P < 0,05$), çalışma süresince artış gösterdiği ve en yüksek akümülayon yüzdesine %51 ile 7. günde ulaşıldığı ($P < 0,05$) tespit edilmiştir (Şekil 4.14b).

L. minor frontlarında Co derişimi ile P, Al, Ba, Cr, Fe, Mn, Hg, Mo, Ni ve Ag derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,731$ $P=0,040$; $r=0,841$ $P=0,009$; $r=0,784$ $P=0,021$; $r=0,761$ $P=0,028$; $r=0,858$ $P=0,006$; $r=0,734$ $P=0,038$; $r=0,823$ $P=0,012$; $r=0,708$ $P=0,050$; $r=0,812$ $P=0,014$; $r=0,812$ $P=0,014$).

L. gibba frontlarında Co derişimi ile P, S, B, Na, Al, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Mo, Ni, Ag ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,887$ $P=0,003$; $r=0,926$ $P=0,001$; $r=0,840$ $P=0,009$; $r=0,850$ $P=0,008$; $r=0,834$ $P=0,010$; $r=0,710$ $P=0,049$; $r=0,893$ $P=0,003$; $r=0,930$ $P=0,001$; $r=0,876$ $P=0,004$; $r=0,876$ $P=0,004$; $r=0,956$ $P=0,000$; $r=0,950$ $P=0,000$; $r=0,927$ $P=0,001$; $r=0,716$ $P=0,046$; $r=0,909$ $P=0,002$). Co derişimi ile K, Tl ve V derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,922$ $P=0,001$; $r=-0,898$ $P=0,002$; $r=-0,778$ $P=0,023$).

Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Co'ın incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

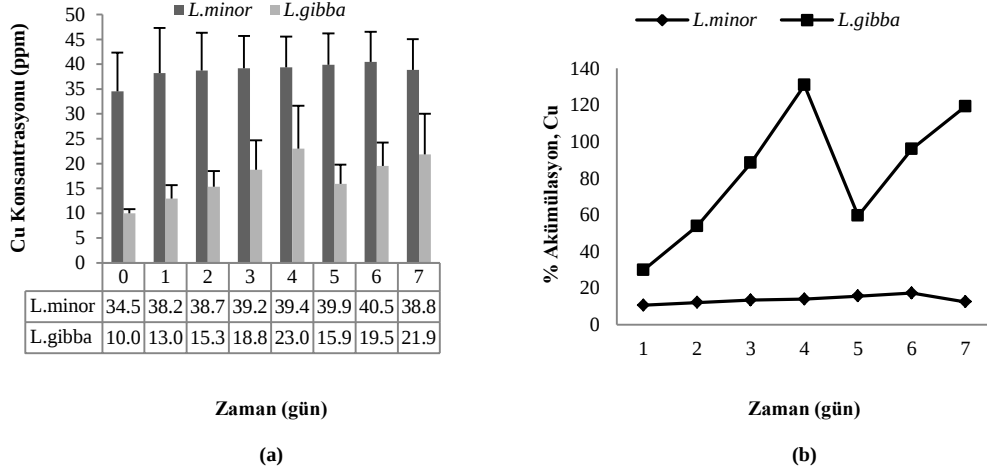
Diğer metaller ile kobaltın etkileşiminin, jeokimyasal olarak Fe ile ilişkili olduğu, bu metaller arasındaki hem jeolojik hem de biyokimyasal antagonizmaların, onların metallo-organik bileşiklerinin benzerliğinden ve kristalli yapılarından kaynaklandığı rapor edilmiştir (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

4.2.15. Bakır (Cu)

Çalışma süresince reaktörleri besleyen arıtma tesisi çıkış suyunda ölçülen Cu konsantrasyonları $3,1\pm0,3$ ppb, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki Cu konsantrasyonları ise sırasıyla $2,6\pm0,2$ ve $2,1\pm0,3$ ppb olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki Cu konsantrasyonları ppm (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.15a'da verilmiştir.

L. minor frontlarında kontrole göre en yüksek Cu akümülayon yüzdesi 6. günde %17 olarak tespit edilmiş ($P<0,05$) ve sonraki günlerde artış ve azalışlar görülmüştür. *L. gibba* frontlarındaki Cu birikiminin diğer günlere göre ilk gün daha yüksek olduğu ($P<0,05$), en yüksek akümülayon yüzdesine %131 ile 4. günde ulaşıldığı ($P<0,05$) ve sonraki günlerde ise artış ve azalışlar olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.15b).



Şekil 4.15. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen Cu konsantrasyonları (a) ve Cu akümülayon yüzdeleri (b)

L. minor'un 10 gün boyunca 0.25 ve 1.0 mg/l'lik bakır konsantrasyonlarına maruz kaldığında bakırın %35-40'ını çözeltiden uzaklaştırdığı belirtilmiştir (Wahaab vd., 1995). Artan (2007), laboratuvar ortamında *Lemna minor* bitkisinin kampüs evsel atıksularında ağır metal giderim kapasitesini araştırmıştır. Bakır 10.0 ve 20.0 mg/L konsantrasyonlarında: 100 mL'lik kesikli reaktörlerde deney süresi sonunda yaklaşık % 89 giderim verimi elde edilmiştir 500 mL'lik kesikli reaktörlerde ise yaklaşık %89 oranında giderim verimi elde edilmiştir. Upadhyay vd. (2007) yaptıkları biyofiltrasyon çalışmasında *L. minor*'deki Cu konsantrasyonunun çalışma öncesinde $0,026 \pm 0,0$ g/kg olduğunu, çalışma sonrasında ise $0,25 \pm 0,01$ g/kg'a ulaştığını rapor etmişlerdir. Öbek (2009) *L. gibba* bitkisi ile yapmış olduğu çalışmada, çalışma öncesi bitki dokusundaki Cu derişiminin 1,13 ppm, max. Cu konsantrasyonunun ise çalışmanın 6. gününde 4,67 ppm olduğunu bildirmiştir.

L. minor frontlarında Cu derişimi ile P, S, Na, Sb, Ba, Cr, Pb, Hg, Ni, Se, Ag ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,719$ $P=0,045$; $r=0,718$ $P=0,045$; $r=0,754$ $P=0,031$; $r=0,720$ $P=0,044$; $r=0,716$ $P=0,046$; $r=0,844$ $P=0,008$; $r=0,960$ $P=0,000$; $r=0,721$ $P=0,044$; $r=0,955$ $P=0,000$; $r=0,900$ $P=0,002$; $r=0,786$ $P=0,021$; $r=0,866$ $P=0,005$). Cu derişimi ile Sr ve V derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,784$ $P=0,021$; $r=-0,729$ $P=0,040$).

L. gibba frontlarında Cu derişimi ile P, Mg, Al, As, Ba, Cd, Cr, Co, Fe, Pb, Hg, Mo, Ni, Se ve Ag derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,920$ $P=0,001$; $r=0,716$

$P=0,046$; $r=0,880$ $P=0,004$; $r=0,745$ $P=0,034$; $r=0,882$ $P=0,004$; $r=0,756$ $P=0,030$; $r=0,879$ $P=0,004$; $r=0,876$ $P=0,004$; $r=0,947$ $P=0,000$; $r=0,859$ $P=0,006$; $r=0,730$ $P=0,040$; $r=0,875$ $P=0,004$; $r=0,881$ $P=0,004$; $r=0,810$ $P=0,015$; $r=0,915$ $P=0,001$). Cu derişimi ile K, Tl ve V derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,828$ $P=0,011$; $r=-0,744$ $P=0,034$; $r=-0,794$ $P=0,019$).

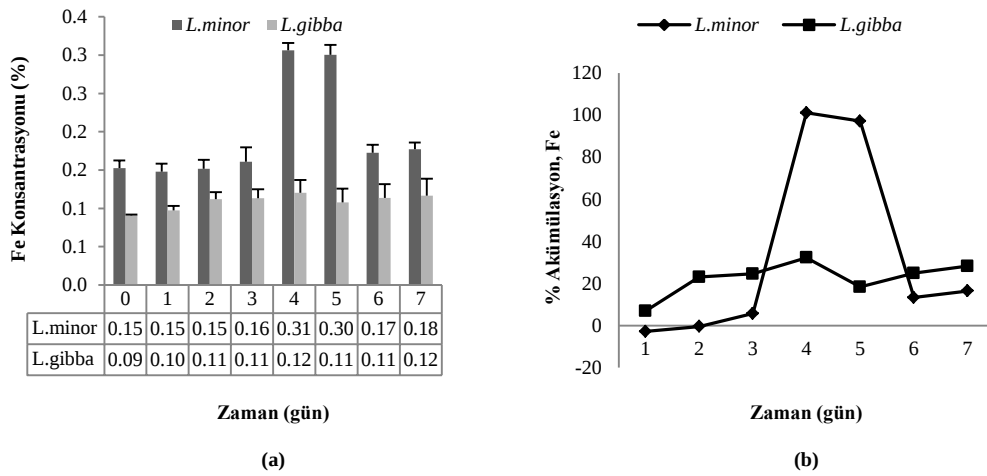
Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Cu'ın incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

Cu-Zn etkileşimlerinin çoğunlukla görüldüğü, bu metallerin absorpsiyonunun görünüşte aynı mekanizma ile olduğu ve bu nedenle her birinin diğerinin kökler tarafından absorpsiyonunu rekabetçi olarak inhibe ettiği, Cu-Fe antagonizmasının Cu'ın neden olduğu klorozis olduğu, bitkideki yüksek bakır seviyelerinin kloroplastlardaki Fe içeriğini düşürdüğü, optimum Cu:Fe oranının, farklı bitki türleri için farklılık gösterdiği ancak bakırın toksik etkilerinin demirin ilavesi ile azalabildiği, Cu-Mo etkileşimlerinin N metabolizması ile yakından ilişkili olduğu, Cu'ın NO_3 'ün enzimatik redüksiyonunda Mo'nin rol alması ile işlev gösterdiği, büyük ölçüde bitki türleri ve N besininin türüne bağlı olarak bu elementler arasında mutual antagonizma mevcut olduğu, Cu'ın bitkilerde Mo eksikliğini arttırdığı, Cu-Cd etkileşimlerinin kökler yoluyla element alımında hem antagonistik hem de sinergistik olduğu, Cu-Se etkileşimlerinin çoğunlukla artan Se seviyelerinde Cu alımının düşmesi şeklinde olduğu, Cu-Mn etkileşimlerinin, belirli şartlar ve yüksek konsantrasyonlar altında hem antagonistik hem de sinergistik olabildiği, Cu-Ni sinergizminin Cu-Mn ilişkisi ile aynı olduğu, Cu-Al antagonizmasının Al'ün toksik seviyeleri altında Cu alımının azalmasına yol açtığı, Cu-Cr karşılıklı ilişkisinin, harici kök ortamında bitki dokularının içinde meydana gelebildiği, antagonistik reaksiyonların Cr'un farklı değerliklerine bağlı olduğu, mikrobiyal metabolizmalarda Cu-F ve Cu-Ag arasında önemli sinergistik ilişkiler olduğu, Cu-P antagonizmasının köklerde meydana geldiği, fosfatın Cu'ın adsorpsiyonunda güçlü bir eğilime sahip olduğu, Cu-Ca etkileşimlerinin büyük ölçüde kompleks ve büyüme ortamının pH'ı ile ilişkili olduğu, bazı nütrientlerin artışının bitkide Cu içeriğinin düşmesine neden olduğu rapor edilmiştir (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

4.2.16. Demir (Fe)

Çalışma süresince reaktörleri besleyen arıtma tesisi çıkış suyunda ölçülen Fe konsantrasyonları 466 ± 32 ppb, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki Fe konsantrasyonları ise sırasıyla 314 ± 21 ve 341 ± 18 ppb olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki Fe konsantrasyonları % (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.16a’da verilmiştir.



Şekil 4.16. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen Fe konsantrasyonları (a) ve Fe akümülayon yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında kontrole göre en yüksek Fe akümülayon yüzdesi 4. günde %101 olarak tespit edilmiş ($P < 0,05$) ve sonraki günlerde azalışlar görülmüştür. *L. gibba* frontlarındaki Fe birikiminin 4. günde %32 ile en yüksek seviyeye ulaştığı sonraki günlerde azalış ve artışlar meydana geldiği tespit edilmiştir (Şekil 4.16b). Upadhyay vd. (2007) yaptıkları biyofiltrasyon çalışmasında *L. minor*’deki Fe konsantrasyonunun çalışma öncesinde $0,05 \pm 0,006$ g/kg olduğunu, çalışma sonrasında ise $0,5 \pm 0,002$ g/kg’a ulaştığını rapor etmişlerdir. Öbek (2009) *L. gibba* bitkisi ile yapmış olduğu çalışmada, çalışma öncesi bitki dokusundaki Fe derişiminin 0,03 (%) olduğunu, çalışmanın 5. gününde ise bu derişimin 0,13 (%)’e ulaştığını bildirmiştir. Gallon vd. (2004), sentetik atıksu ile yaptıkları çalışmalarında %59-85 oranında Al giderim verimi elde etmişlerdir. Goulet vd. (2005), *L. minor* ile yaptıkları çalışmada günlük max. 0,8-17 mg/g Al giderildiğini rapor etmişlerdir.

L. minor frontlarında Fe derişimi ile Al ve Co derişimi arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,837$ $P=0,010$; $r=0,858$ $P=0,006$).

L. gibba frontlarında Fe derişimi ile P, S, B, Mg, Al, As, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Pb, Mo, Ni, Se, Ag, ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,917$ $P=0,001$; $r=0,890$ $P=0,003$; $r=0,773$ $P=0,025$; $r=0,849$ $P=0,008$; $r=0,891$ $P=0,003$; $r=0,814$ $P=0,014$; $r=0,812$ $P=0,014$; $r=0,793$ $P=0,019$; $r=0,844$ $P=0,008$; $r=0,876$ $P=0,004$; $r=0,947$ $P=0,000$; $r=0,884$ $P=0,004$; $r=0,869$ $P=0,005$; $r=0,844$ $P=0,008$; $r=0,826$ $P=0,011$; $r=0,838$ $P=0,009$; $r=0,826$ $P=0,012$). Fe derişimi ile K, Tl ve V derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,838$ $P=0,009$; $r=-0,721$ $P=0,044$; $r=-0,723$ $P=0,043$).

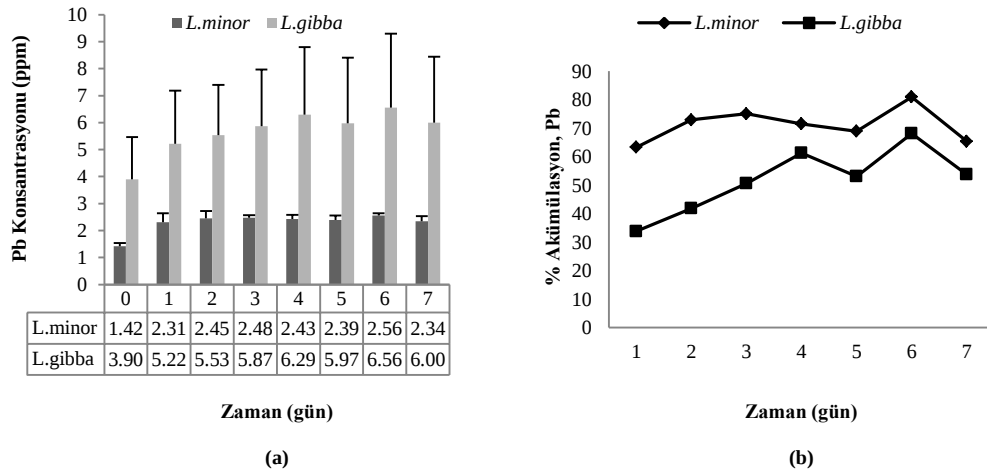
Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Fe'in incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

Demir eksikliğinin yüksek Zn ve bikarbonat (HCO_3) iyonunun varlığıyla uyarıldığı, yapılan çalışmalarda birkaç ürün grubunda demir ve ağır metaller arasında antagonistik bir etkileşim görüldüğü, bu çalışmalar ile artan demir eksiklinde aşırı ağır metal varlığında bitkide klorozis meydana geldiği, Mn, Ni ve Co başta olmak üzere aşırı ağır metal miktarlarının, demirin absorpsiyon ve translokasyonunda düşüşe neden olduğu ve bu durumun klorofilin düşüşü ile sonuçlandığı, diğer taraftan yüksek seviyelerde demir bileşiklerinin eser element alımını da büyük ölçüde düşürdüğü, Fe ve Mn arasındaki reaksiyonlara bakıldığında hem büyüme ortamında hem de bitki dokusunda bu iki elementin birbirine oranının, konsantrasyonlarındansa bitki metabolizmasına geçişinin daha önemli olduğunu gösterdiği, Fe-Zn etkileşiminin franklinitin (ZnFe_2O_4) çökmesiye ilişkili olduğu ve heriki metalin de kullanılabilirliğinin baskın olduğu, Fe-P etkileşimlerinin bitki metabolizmasında yaygın olarak gerçekleştiği, P anyonlarının Fe için bitkilerle rekabete girdiği ve böylece P'un demirin alımı ve taşınımına müdahale ettiği, yüksek demir konsantrasyonlarının P eksikliği meydana getirdiği, K eksikliğinin de Fe toksisitesi ile ilişkili olduğu, Fe üzerinde Ca'un antagonistik etkisinin çok kompleks ve hem büyüme ortamı hem de hücre içi metabolizma ile ilişkili olduğu, düşük S seviyelerinin Fe alımını baskılayabildiği ve yüksek S içeriğinin Fe'in kullanılabilirliğinin düşmesi sonucunu da doğurabileceği rapor edilmiştir (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

4.2.17. Kurşun (Pb)

Çalışma süresince reaktörleri besleyen arıtma tesisi çıkış suyunda ölçülen Pb konsantrasyonları $15,6 \pm 0,2$ ppb, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki Pb konsantrasyonları ise sırasıyla $11,4 \pm 0,1$ ve $12,1 \pm 0,2$ ppb olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki Pb konsantrasyonları ppm (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.17a'da verilmiştir.



Şekil 4.17. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen Pb konsantrasyonları (a) ve Pb akümülayon yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında kontrole göre en yüksek Pb akümülayon yüzdesi 6. günde %81 olarak tespit edilmiş ($P < 0,05$) ve sonraki günlerde azalış ve artışlar görülmüştür. *L. gibba* frontlarındaki Pb birikiminin 6. günde %68 ile en yüksek seviyeye ulaştığı sonraki günlerde azalış ve artışlar meydana geldiği tespit edilmiştir (Şekil 4.17b).

Axtell (2003), *L. minor* ve *Microspora*'da kurşun ve nikel akümülayonunu karşılaştırmış ve her iki bitkininde bu ağır metalleri uzaklaştırma yeteneğine sahip olduklarını belirtmiştir. Rahmani ve Sternberg (1999), *Lemna minor* ile kurşun giderimine yönelik çalışmasında %85-90 civarında kurşun gideriminin gerçekleştirildiğini belirtmiştir. Artan (2007), laboratuvar ortamında *Lemna minor* bitkisinin kampüs evsel atıksularında ağır metal giderim kapasitesini araştırmıştır. Kurşun 10.0 ve 20.0 mg/L

konsantrasyonlarında: 100 mL' lik kesikli reaktörlerde deney süresi sonunda yaklaşık % 98-100 giderim verimi elde edilmiştir. 500 mL' lik kesikli reaktörlerde ise yaklaşık % 98-100 oranında giderim verimi elde edilmiştir. Öbek (2009) *L. gibba* bitkisi ile yapmış olduğu çalışmada, çalışma öncesi bitki dokusundaki Pb derişiminin 0,31 ppm olduğunu, çalışmanın 5. gününde ise bu derişimin 1,19 ppm'e ulaştığını bildirmiştir.

L. minor frontlarında Pb derişimi ile B, Na, Cr, Cu, Ni, Se ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,727$ $P=0,041$; $r=0,714$ $P=0,047$; $r=0,737$ $P=0,037$; $r=0,960$ $P=0,000$; $r=0,918$ $P=0,001$; $r=0,795$ $P=0,018$; $r=0,922$ $P=0,001$). Pb derişimi ile Sr derişimi arasında pozitif bir ilişki vardır ($r=-0,889$ $P=0,003$).

L. gibba frontlarında Pb derişimi ile P, S, B, Na, Al, Sb, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Hg, Mo, Ni, Se, Ag ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,926$ $P=0,001$; $r=0,938$ $P=0,001$; $r=0,838$ $P=0,009$; $r=0,829$ $P=0,011$; $r=0,887$ $P=0,003$; $r=0,733$ $P=0,039$; $r=0,769$ $P=0,026$; $r=0,959$ $P=0,000$; $r=0,942$ $P=0,000$; $r=0,956$ $P=0,000$; $r=0,859$ $P=0,006$; $r=0,884$ $P=0,004$; $r=0,767$ $P=0,026$; $r=0,945$ $P=0,000$; $r=0,867$ $P=0,005$; $r=0,804$ $P=0,016$; $r=0,755$ $P=0,030$; $r=0,957$ $P=0,000$). Pb derişimi ile K, Tl ve V derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,966$ $P=0,000$; $r=-0,783$ $P=0,022$; $r=-0,777$ $P=0,023$).

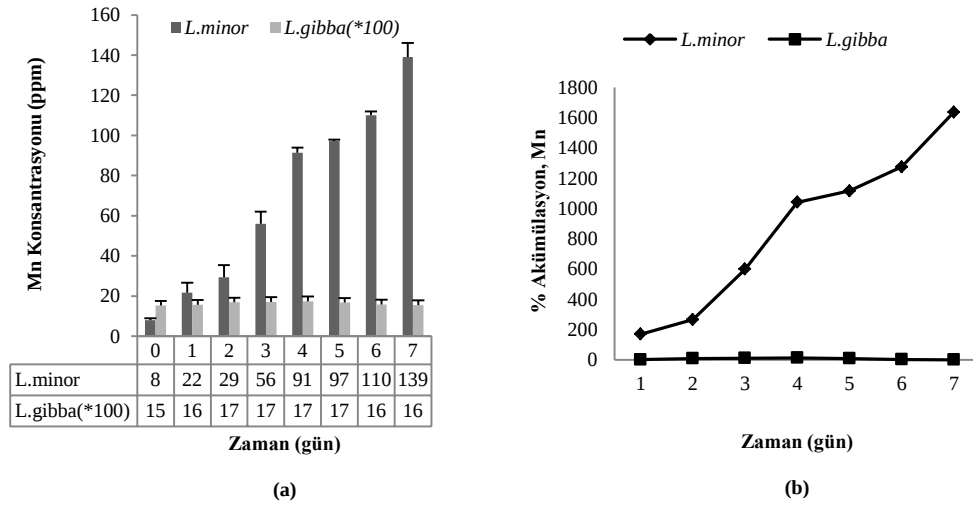
Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Cd'un incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

Bitki kökleri tarafından Cd alımı üzerinde Pb'nun uyarıcı etkisinin iyonların transmembran taşınımını bozan ikincil bir etki olduğu, Zn-Pb antagonizmasının, her bir elementin köklerden üst kısımlara taşınmasını olumsuz yönde etkilediği, Pb ve Ca ile benzer fizyolojik davranışa sahip olduğu için Pb-Ca etkileşiminin metabolik öneme sahip olduğu, olumlu P rejiminin, Pb toksisitesinin etkilerini inhibe ettiği, bu etkileşimin bitki dokularında çözünemeyen fosfatların oluşturulmasında Pb'un yetenekli olmasından kaynaklandığı, S'un köklerden ve yapraklardan Pb transferini inhibe ettiği bildirilmiştir (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

4.2.18. Manganez (Mn)

Çalışma süresince reaktörleri besleyen arıtma tesisi çıkış suyunda ölçülen Mn konsantrasyonları $37,4 \pm 0,2$ ppb, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki Mn konsantrasyonları ise sırasıyla $22 \pm 1,87$ ve $29,39 \pm 1,34$ ppb olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki Mn konsantrasyonları ppm (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.18a'da verilmiştir.



Şekil 4.18. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen Mn konsantrasyonları (a) ve Mn akümülayon yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında çalışma süresince kontrole göre akümülayonun sürekli artış gösterdiği ve en yüksek Mn akümülayon yüzdesinin 7. günde %1638 olduğu tespit edilmiştir ($P < 0,05$). *L. gibba* frontlarındaki Mn birikiminin 4. günde %14 ile en yüksek seviyeye ulaştığı sonraki günlerde azalış meydana geldiği tespit edilmiştir (Şekil 4.18b).

L. minor frontlarında Mn derişimi ile P, S, B, Na, Sb, Ba, Co, Hg, Mo, Ni, Se, Ag ve V derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,995$ $P=0,000$; $r=0,975$ $P=0,000$; $r=0,770$ $P=0,026$; $r=0,827$ $P=0,011$; $r=0,853$ $P=0,007$; $r=0,974$ $P=0,000$; $r=0,734$ $P=0,038$; $r=0,927$ $P=0,001$; $r=0,979$ $P=0,000$; $r=0,764$ $P=0,027$; $r=0,827$ $P=0,011$; $r=0,906$ $P=0,002$). Mn derişimi ile Zn derişimi arasında negatif bir ilişki vardır ($r=-0,806$ $P=0,016$).

L. gibba frontlarında Mn derişimi ile B, Ca, As ve Se derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,726$ $P=0,042$; $r=0,797$ $P=0,018$; $r=0,884$ $P=0,004$; $r=0,836$ $P=0,010$).

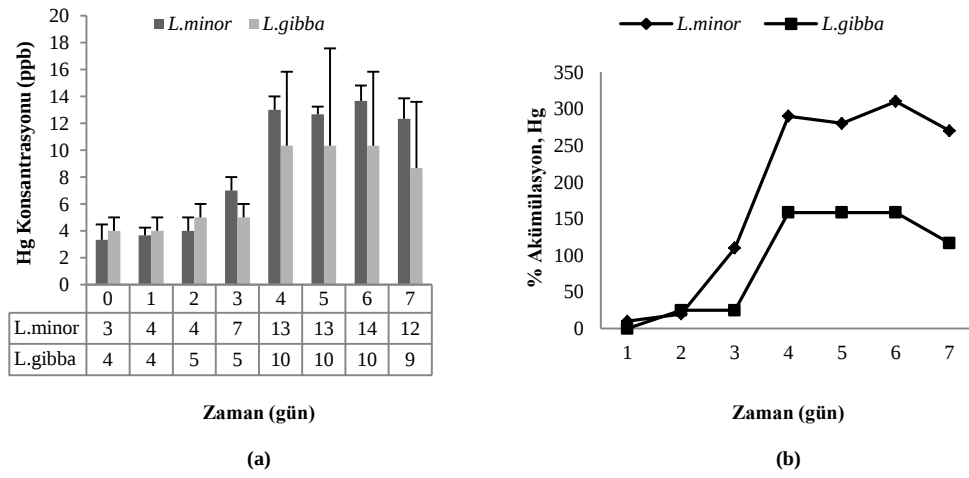
Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Mn'in incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

Mn'in hem biyolojik hem de jeokimyasal etkileşimler gösterdiği, çoğu önemli jeokimyasal etkileşimin Co için Mn oksitlerinin güçlü benzeşmesinde gözleendiği, bu reaksiyonun Mn'in normal miktarlarının varlığında bitkide kullanılamayan doğal Co'nin çoğunda görüldüğü, diğer ağır metallerle Mn oksitlerinin güçlü absorpsiyon kapasitesi bu metallerin bitkide kullanılabilirliğini de büyük ölçüde yönettiği, Mn-Fe antagonizmasının çoğunlukla kullanılabilir Mn'in büyük miktarlarında gözleendiği, Fe ve Mn'in metabolik fonksiyonlar ile etkileştiği ve onların uygun seviyeleri (Fe:Mn oranı 1.5-2.5) bitki sağlığı için gerekli olduğu, bu seviyelerin altında Mn toksisitesi ve Fe eksikliğinin semptomlarının meydana gelebildiği ve 2,5 seviyelerinde Fe in toksik etkilerinin Mn eksikliği ile ilişkili olarak gözleendiği, herikisinin eksikliği ve normal Mn seviyelerinin Fe absorpsiyonunu antagonize ettiği, fakat Mn'in bitkilerde toksik konsantrasyona ulaştığında tersi bir ilişki söz konusu olduğu, Mn veya Fe toksisitesinin herikisinin de Fe veya Mn uygulaması ile giderilebildiği, Mn'in diğer ağır metaller ile etkileşimleri tam olarak bilinmiyor olsa da Mn'in Cd ve Pb alımı üzerinde ne antagonistik ne de sinergistik etkisinin olduğu ve Mn alımı üzerinde Zn'nun baskın etkilerinin olduğu, Mn-P arasında antagonistik bir etkileşim olduğu, bu etkileşimin bitkinin sorpsiyon kapasitesi ve ortam pH'ı ile ilişkili olduğu, bitkiye yeterli Si uygulanmasıyla Mn'in kolay transferi ve bitkide daha homojen bir dağılımının gerçekleştiği, yeterli Si uygulamasının bitkilerde Mn toksisitesini düşürdüğü, Mn alımı üzerinde Ca ve Mg'un antagonistik etkilerinin kompleks bir yapıya sahip olduğu, aşırı Mn'in Ca eksikliğine yol açtığı, çünkü bu durumun bitkiye Ca geçişini engellediği ve Ca'un normal şartlar altında Mn toksisitesini inhibe eden bir element olduğu, Mn ile K, Na ve N arasında antagonistik etkileşimler söz konusu olduğu rapor edilmiştir (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

4.2.19. Civa (Hg)

Çalışma süresince reaktörleri besleyen arıtma tesisi çıkış suyunda, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki ölçülen Hg konsantrasyonlarının $<0,1$ ppb olduğu tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki Hg konsantrasyonları ppb (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.19a’da verilmiştir.



Şekil 4.19. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen Hg konsantrasyonları (a) ve Hg akümülayasyon yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında çalışma süresince kontrole göre akümülayasyonun 7. güne kadar sürekli artış gösterdiği ve en yüksek Hg akümülayasyon yüzdesine 6. günde %310 ile ulaşıldığı tespit edilmiştir ($P<0,05$). *L. gibba* frontlarındaki Hg birikiminin 4. günde %158 ile en yüksek seviyeye ulaştığı sonraki 2 gün değişmediği ve son gün kısmi bir düşüş meydana geldiği tespit edilmiştir (Şekil 4.19b).

L. minor frontlarında Hg derişimi ile P, S, Sb, Ba, Co, Cu, Mn, Mo, Ni, Se ve Ag derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,920$ $P=0,001$; $r=0,849$ $P=0,008$; $r=0,753$ $P=0,031$; $r=0,944$ $P=0,000$; $r=0,823$ $P=0,012$; $r=0,721$ $P=0,044$; $r=0,927$ $P=0,001$; $r=0,937$ $P=0,001$; $r=0,774$ $P=0,024$; $r=0,868$ $P=0,005$; $r=0,958$ $P=0,000$).

L. gibba frontlarında Hg derişimi ile P, S, Al, Cd, Cr, Cu, Pb, Mo, Ni ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,874$ $P=0,005$; $r=0,721$ $P=0,043$; $r=0,815$

$P=0,014$; $r=0,722$ $P=0,043$; $r=0,818$ $P=0,013$; $r=0,730$ $P=0,040$; $r=0,767$ $P=0,026$; $r=0,731$ $P=0,039$; $r=0,759$ $P=0,029$; $r=0,722$ $P=0,043$). Hg derişimi ile K ve V derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,860$ $P=0,006$; $r=-0,915$ $P=0,001$).

Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Hg'nın incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

Bitkiler tarafından K alımı üzerinde düşük seviyelerde bile Hg akümülayonunun inhibe edici etkisi bulunduğu rapor edilmiştir (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

4.2.20. Molibden (Mo)

Çalışma süresince reaktörleri besleyen arıtma tesisi çıkış suyunda ölçülen Mo konsantrasyonları $3,1\pm0,3$ ppb, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki Mo konsantrasyonları ise sırasıyla $2,7\pm0,2$ ve $2,1\pm0,3$ ppb olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

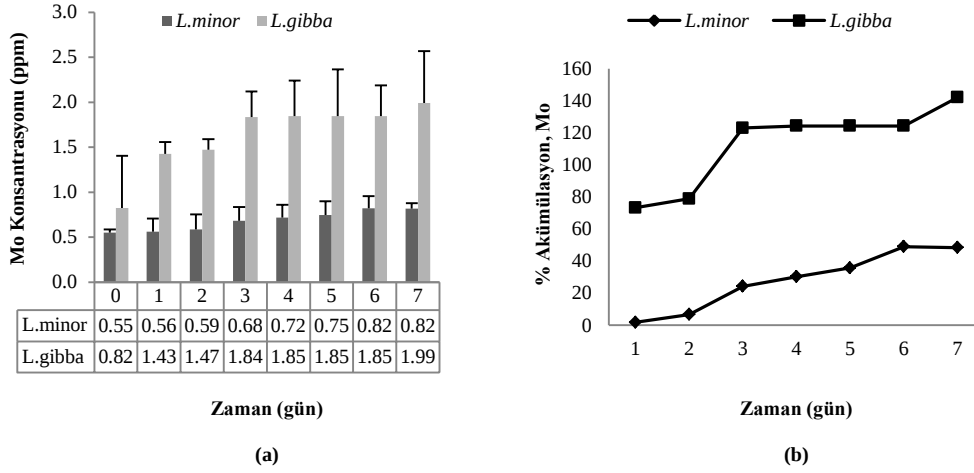
Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki Mo konsantrasyonları ppm (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.20a'da verilmiştir.

L. minor frontlarında çalışma süresince kontrole göre akümülayonun sürekli artış gösterdiği ve en yüksek Mo akümülayon yüzdesine 6. günde %49 ile ulaşıldığı tespit edilmiştir ($P<0,05$). *L. gibba* frontlarındaki Mo birikiminin de aynı şekilde sürekli bir artış gösterdiği ve 7. günde %142 ile en yüksek seviyeye ulaştığı tespit edilmiştir (Şekil 4.20b).

L. minor frontlarında Mo derişimi ile P, S, Na, Sb, Ba, Co, Mn, Hg, Ni, Se, Ag, Sr, Tl ve V derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,980$ $P=0,000$; $r=0,946$ $P=0,000$; $r=0,776$ $P=0,024$; $r=0,896$ $P=0,003$; $r=0,962$ $P=0,000$; $r=0,708$ $P=0,050$; $r=0,979$ $P=0,000$; $r=0,937$ $P=0,001$; $r=0,752$ $P=0,031$; $r=0,891$ $P=0,003$; $r=0,954$ $P=0,000$). Mo derişimi ile Zn derişimi arasında negatif bir ilişki vardır ($r=-0,811$ $P=0,015$).

L. gibba frontlarında Mo derişimi ile P, S, B, Na, Al, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Pb, Hg, Ni, Se, Ag, ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,951$ $P=0,000$; $r=0,943$ $P=0,000$; $r=0,794$ $P=0,019$; $r=0,811$ $P=0,015$; $r=0,912$ $P=0,002$; $r=0,820$ $P=0,013$; $r=0,869$ $P=0,005$; $r=0,971$ $P=0,000$; $r=0,950$ $P=0,000$; $r=0,875$ $P=0,004$; $r=0,869$ $P=0,005$; $r=0,945$ $P=0,000$; $r=0,731$ $P=0,039$; $r=0,947$ $P=0,000$; $r=0,765$ $P=0,027$; $r=0,799$ $P=0,017$; $r=0,916$ $P=0,001$). Mo derişimi ile K, Tl ve V derişimleri

arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,957$ $P=0,000$; $r=-0,840$ $P=0,009$; $r=-0,825$ $P=0,012$).



Şekil 4.20. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen Mo konsantrasyonları (a) ve Mo akümülayson yüzdeleri (b)

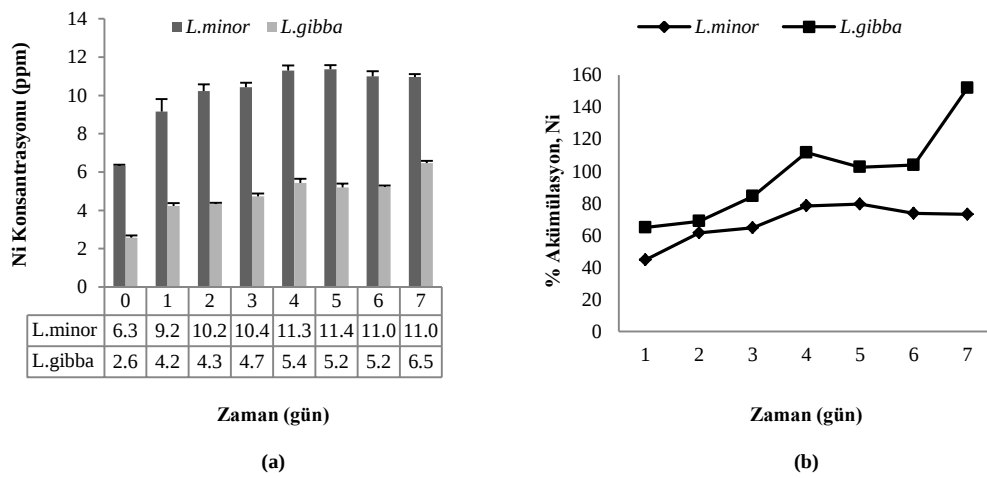
Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Mo'nin incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

Mo ve diğer elementler arasındaki etkileşimlere bakıldığında en önemli etkileşimlerin Cu ve S'le görüldüğü, bitkilerdeki Mo antagonizmasının N metabolizması ile önemli bir etkileşim olduğu, S'ün bitkiler tarafından Mo alımı üzerinde antagonistik veya uyarıcı etkilere sahip olduğu, Mo-Mn antagonizmasının hem Mo eksikliği hem de Mn toksisitesi ile direk ilişkili olduğu, Mo-Fe etkileşimlerinin Fe zenginliğinde düşük Mo kullanılabilirliği olarak tespit edildiği, artan Mo seviyelerinin Fe eksikliğini uyardığı ve buna bağlı bitkide klorozis meydana getirdiği, Mo-V metabolik etkileşimlerinin biyokimyasal proseslerde bu iki element arasında yer değiştirmeler şeklinde gözlemlendiği, Mo-P etkileşimlerinin değişkenlik gösterdiği rapor edilmiştir (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

4.2.21. Nikel (Ni)

Çalışma süresince reaktörleri besleyen arıtma tesisi çıkış suyunda ölçülen Ni konsantrasyonları $1,9\pm0,1$ ppb, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki Ni konsantrasyonları ise sırasıyla $1,5\pm0,2$ ve $1,8\pm0,1$ ppb olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki Ni konsantrasyonları ppm (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.21a’da verilmiştir.



Şekil 4.21. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen Ni konsantrasyonları (a) ve Ni akümülayon yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında kontrole göre en yüksek Ni akümülayon yüzdesi 5. günde %79 olarak tespit edilmiş ($P<0,05$) ve sonraki günlerde azalış görülmüştür. *L. gibba* frontlarındaki Ni birikiminin 7. günde %152 ile en yüksek seviyeye ulaştığı diğer günlerde azalış ve artışlar meydana geldiği tespit edilmiştir (Şekil 4.21b). Upadhyay vd. (2007) yaptıkları biyofiltrasyon çalışmasında *L. minor*’deki Ni konsantrasyonunun çalışma öncesinde $0,053\pm0,01$ g/kg olduğunu, çalışma sonrasında ise $0,13\pm0,01$ g/kg’a ulaştığını rapor etmişlerdir. Öbek (2009) *L. gibba* bitkisi ile yapmış olduğu çalışmada, çalışma öncesi bitki dokusundaki Ni derişiminin 7,2 ppm olduğunu, çalışmanın 5. gününde ise bu derişimin 7,63 ppm’e ulaştığını bildirmiştir.

L. minor frontlarında Ni derişimi ile P, S, B, Na, Sb, Ba, Cr, Co, Cu, Pb, Mn, Hg, Mo, Se, Ag ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,807$ $P=0,016$;

$r=0,797$ $P=0,018$; $r=0,803$ $P=0,016$; $r=0,803$ $P=0,016$; $r=0,711$ $P=0,048$; $r=0,807$ $P=0,015$; $r=0,794$ $P=0,019$; $r=0,812$ $P=0,014$; $r=0,955$ $P=0,000$; $r=0,918$ $P=0,001$; $r=0,764$ $P=0,027$; $r=0,774$ $P=0,024$; $r=0,752$ $P=0,031$; $r=0,856$ $P=0,007$; $r=0,797$ $P=0,018$; $r=0,869$ $P=0,005$). Ni derişimi ile Sr derişimi arasında negatif bir ilişki vardır ($r=-0,721$ $P=0,044$)..

L. gibba frontlarında Ni derişimi ile P, S, Al, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Pb, Hg, Mo, Ag, ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,935$ $P=0,001$; $r=0,887$ $P=0,003$; $r=0,869$ $P=0,005$; $r=0,708$ $P=0,049$; $r=0,773$ $P=0,025$; $r=0,946$ $P=0,000$; $r=0,927$ $P=0,001$; $r=0,881$ $P=0,004$; $r=0,844$ $P=0,008$; $r=0,867$ $P=0,005$; $r=0,759$ $P=0,029$; $r=0,947$ $P=0,000$; $r=0,721$ $P=0,044$; $r=0,829$ $P=0,011$). Ni derişimi ile K, Na, Tl ve V derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,923$ $P=0,001$; $r=-0,724$ $P=0,042$; $r=-0,921$ $P=0,001$; $r=-0,924$ $P=0,001$).

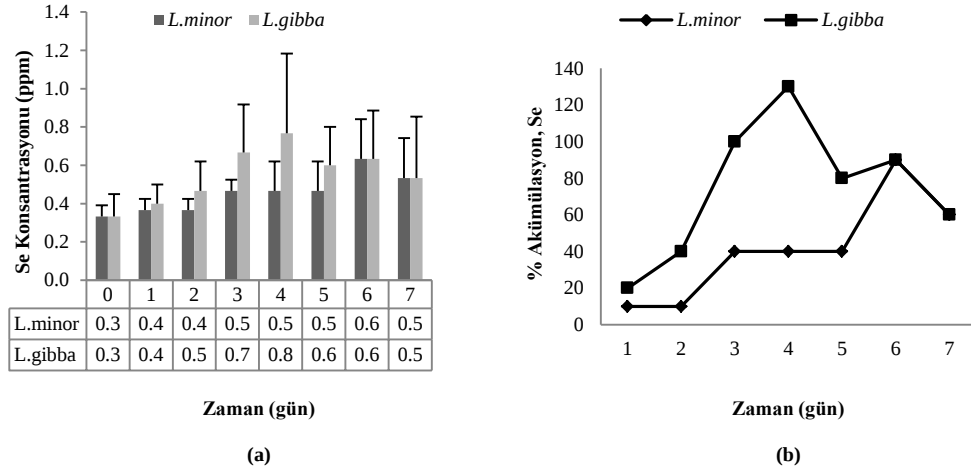
Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Ni'in incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

Ni ve diğer elementler arasındaki etkileşimlere bakıldığında özellikle Fe'in Ni toksisitesine katılan bir mekanizma olduğu, Ni'in kökler tarafından absorpsiyonunun ve Ni^{+2} formunda köklerden yapraklara transferinin Cu^{+2} , Zn^{+2} ve Fe^{+2} tarafından inhibe edildiği, aşırı Ni'in köklerden üst kısımlara Fe transferini inhibe ederek bitkide Fe eksikliğine neden olduğu, Ni ve diğer eser elementler arasında hem antagonistik hem de sinergistik etkileşimlerin mevcut olduğu rapor edilmiştir (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

4.2.22. Selenyum (Se)

Çalışma süresince reaktörleri besleyen arıtma tesisi çıkış suyunda ölçülen Se konsantrasyonları $1,9\pm0,3$ ppb, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki Se konsantrasyonları ise sırasıyla $1,4\pm0,1$ ve $1,2\pm0,2$ ppb olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki Se konsantrasyonları ppm (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.22a'da verilmiştir.



Şekil 4.22. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen Se konsantrasyonları (a) ve Se akümütlasyon yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında 7. güne kadar kontrole göre artış olduğu ve en yüksek Se akümütlasyon yüzdesinin 6. günde %90 olduğu tespit edilmiştir ($P<0,05$). *L. gibba* frontlarındaki Se birikiminin 4. günde %130 ile en yüksek seviyeye ulaştığı sonraki günlerde azalış ve artışlar meydana geldiği tespit edilmiştir (Şekil 4.22b).

L. minor frontlarında Se derişimi ile P, S, Na, Sb, Ba, Cr, Cu, Pb, Mn, Hg, Mo, Ni, Ag, ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,854$ $P=0,007$; $r=0,826$ $P=0,011$; $r=0,756$ $P=0,030$; $r=0,859$ $P=0,006$; $r=0,827$ $P=0,011$; $r=0,726$ $P=0,041$; $r=0,900$ $P=0,002$; $r=0,795$ $P=0,018$; $r=0,827$ $P=0,011$; $r=0,868$ $P=0,005$; $r=0,891$ $P=0,003$; $r=0,856$ $P=0,007$; $r=0,923$ $P=0,001$; $r=0,793$ $P=0,019$). Se derişimi ile V derişimi arasında negatif bir ilişki vardır ($r=-0,807$ $P=0,016$).

L. gibba frontlarında Se derişimi ile P, S, B, Al, As, Ba, Cu, Fe, Pb, Mn, Mo ve Zn derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,785$ $P=0,021$; $r=0,858$ $P=0,006$; $r=0,756$ $P=0,030$; $r=0,734$ $P=0,038$; $r=0,915$ $P=0,001$; $r=0,918$ $P=0,001$; $r=0,810$ $P=0,015$; $r=0,826$ $P=0,011$; $r=0,804$ $P=0,016$; $r=0,836$ $P=0,010$; $r=0,765$ $P=0,027$; $r=0,923$ $P=0,001$; $r=0,801$ $P=0,017$). Se derişimi ile K derişimi arasında negatif bir ilişki vardır ($r=-0,718$ $P=0,045$).

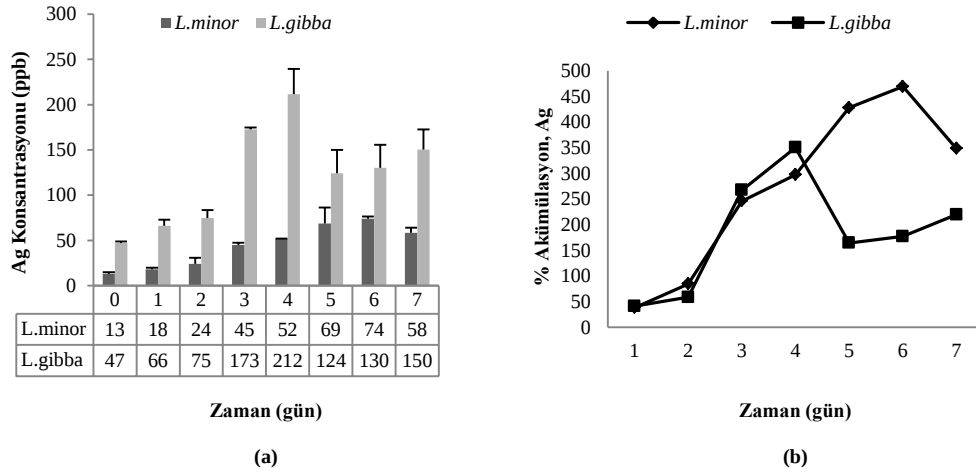
Bu ilişki $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Se'un incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

Bitkiler tarafından Se alımının ve akümülayonunun azot, fosfor ve kükürt gibi diğer elementler ve kadmiyum içeren mikronütrientlerin çoğu tarafından etkilendiği, bitkilerde artan Se seviyelerinin N, P ve S konsantrasyonlarını baskıladığı, başta Mn, Zn, Cu, Fe ve Cd olmak üzere ağır metallerin konsantrasyonunun Se artışı ile inhibe olduğu, bu ilişkinin elementler arasındaki orana bağlı olduğu ve P, S ve N uygulamasının Se detoksifikasyonuna yardımcı olduğu rapor edilmiştir (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

4.2.23. Gümüş (Ag)

Çalışma süresince reaktörleri besleyen arıtma tesisi çıkış suyunda ölçülen Ag konsantrasyonları $0,31 \pm 0,1$ ppb, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki Ag konsantrasyonları ise sırasıyla $0,24 \pm 0,2$ ve $0,16 \pm 0,1$ ppb olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki Ag konsantrasyonları ppb (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.23a’da verilmiştir.



Şekil 4.23. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen Ag konsantrasyonları (a) ve Ag akümülayon yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında 7. güne kadar kontrole göre artış olmuş ve en yüksek Ag akümülayon yüzdesi 6. günde %469 olarak tespit edilmiştir ($P < 0,05$). *L. gibba* frontlarındaki Ag birikiminin 4. günde %350 ile en yüksek seviyeye ulaştığı sonraki

günlerde azalış ve artışlar meydana geldiği tespit edilmiştir (Şekil 4.23b). Şaşmaz ve Öbek (2012), ikincil arıtma çıkış sularına adapte ettikleri *L. gibba*'da Ag akümülyasyonlarına bakmış, çalışma öncesi Ag derişimini 11 ppb, 7 günlük çalışma süresinin 6. gününde ise max. derişim olan 264,3 ppb değerini ölçmüşlerdir.

L. minor frontlarında Ag derişimi ile P, S, Na, Sb, Ba, Cr, Co, Cu, Mn, Hg, Mo, Ni ve Se derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,909$ $P=0,002$; $r=0,856$ $P=0,007$; $r=0,718$ $P=0,045$; $r=0,810$ $P=0,015$; $r=0,928$ $P=0,001$; $r=0,733$ $P=0,038$; $r=0,812$ $P=0,014$; $r=0,786$ $P=0,021$; $r=0,906$ $P=0,002$; $r=0,958$ $P=0,000$; $r=0,954$ $P=0,000$; $r=0,797$ $P=0,018$; $r=0,923$ $P=0,001$).

L. gibba frontlarında Ag derişimi ile P, S, Al, As, Ba, Cr, Co, Cu, Fe, Pb, Mo, Ni ve Se derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,834$ $P=0,010$; $r=0,834$ $P=0,010$; $r=0,789$ $P=0,020$; $r=0,829$ $P=0,011$; $r=0,984$ $P=0,000$; $r=0,763$ $P=0,028$; $r=0,716$ $P=0,046$; $r=0,915$ $P=0,001$; $r=0,838$ $P=0,009$; $r=0,755$ $P=0,030$; $r=0,799$ $P=0,017$; $r=0,721$ $P=0,044$; $r=0,923$ $P=0,001$). Ag derişimi ile K derişimi arasında negatif bir ilişki vardır ($r=-0,712$ $P=0,048$).

Bu ilişki $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Co'nın incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

Ag'ün membranlarda K yerine vekillik edebildiği ve böylece kökler tarafından diğer kasyonların absorpsiyonunu inhibe edebildiği rapor edilmiştir (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

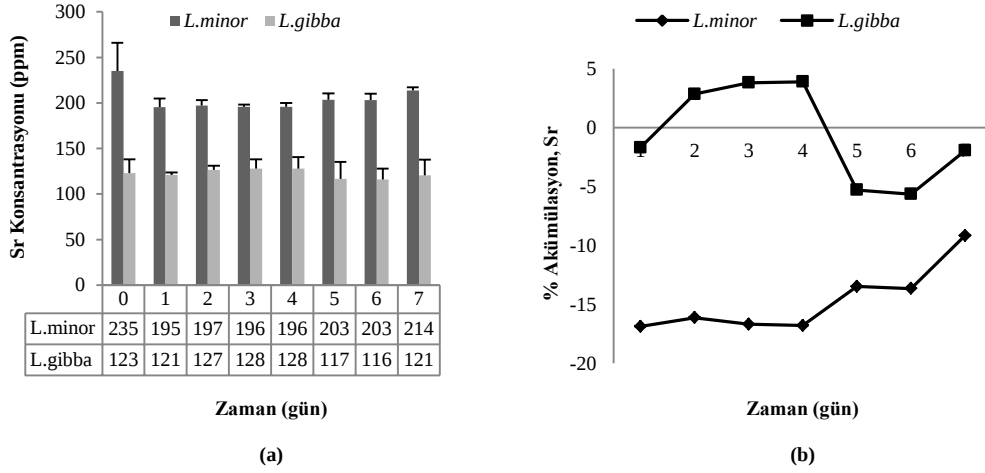
4.2.24. Stronsiyum (Sr)

Çalışma süresince reaktörleri besleyen arıtma tesisi çıkış suyunda ölçülen Sr konsantrasyonları 415 ± 10 ppb, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki Sr konsantrasyonları ise sırasıyla 384 ± 9 ve 365 ± 13 ppb olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki Sr konsantrasyonları ppm (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.24a'da verilmiştir.

L. minor frontlarında kontrole göre sürekli bir artış ve azalış olduğu ancak pozitif bir akümülyasyonun gerçekleşmediği gözlenmiştir. *L. gibba* frontlarındaki Sr birikiminin 2. ve

4. günler arasında kısmen gerçekleştiği ve 4. günde %4 ile en yüksek seviyeye ulaştığı sonraki günlerde tekrar azalış ve artışlar meydana geldiği tespit edilmiştir (Şekil 4.24b).



Şekil 4.24. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen Sr konsantrasyonları (a) ve Sr akümülayon yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında Sr derişimi ile As, Cu, Pb, Ni ve Tl derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,746$ $P=0,034$; $r=-0,784$ $P=0,021$; $r=-0,889$ $P=0,003$; $r=-0,721$ $P=0,044$; $r=-0,746$ $P=0,034$). Bu ilişki $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur.

L. gibba frontlarında Sr derişimi ile hiçbir element derişimi arasında $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bir ilişki yoktur.

Sr'un incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

Bitkiler tarafından Sr alımı üzerinde P'un etkileri birçok görüşe sahipken Ca, Mg, K ve Na uygulamalarının bu durumu inhibe ettiği rapor edilmiştir (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

4.2.25. Talyum (Tl)

Çalışma süresince reaktörleri besleyen arıtma tesisi çıkış suyunda, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki ölçülen Tl konsantrasyonlarının $<0,01$ ppb olduğu tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

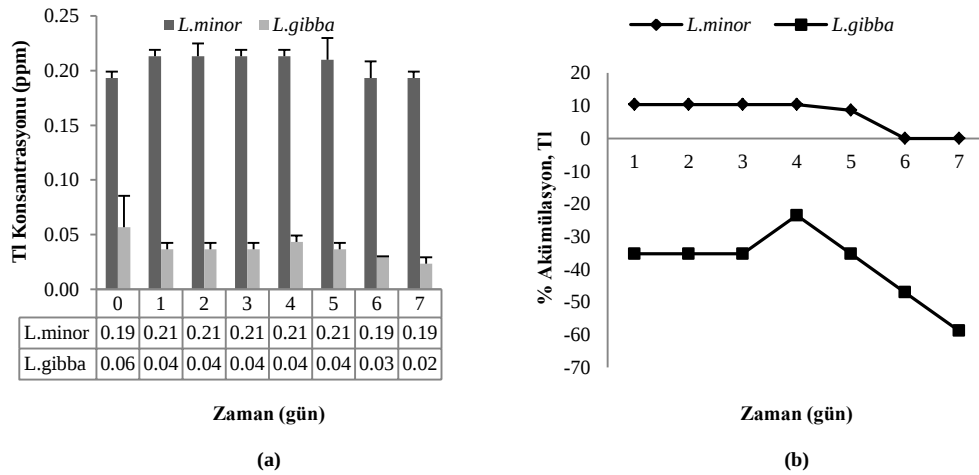
Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki Tl konsantrasyonları ppm (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.25a’da verilmiştir.

L. minor frontlarında 4. güne kadar kontrole göre %10 oranında akümülayon olduğu tespit edilmiştir ($P<0,05$). *L. gibba* frontlarının Tl’u hiç akümüle etmediği, tam tersi frontlardaki Tl konsantrasyonunun düştüğü tespit edilmiştir (Şekil 4.25b).

L. minor frontlarında Tl derişimi ile Sr derişimi arasında negatif bir ilişki vardır ($r=-0,746$ $P=0,033$).

L. gibba frontlarında Tl derişimi ile P, S, Al, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Pb, Mo ve Ni derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,779$ $P=0,023$; $r=-0,718$ $P=0,045$; $r=-0,763$ $P=0,028$; $r=-0,764$ $P=0,027$; $r=-0,869$ $P=0,005$; $r=-0,898$ $P=0,002$; $r=-0,744$ $P=0,034$; $r=-0,721$ $P=0,044$; $r=-0,783$ $P=0,022$; $r=-0,840$ $P=0,009$; $r=-0,921$ $P=0,001$). Tl derişimi ile K ve V derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır ($r=0,819$ $P=0,013$; $r=0,814$ $P=0,014$).

Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Tl’un incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).



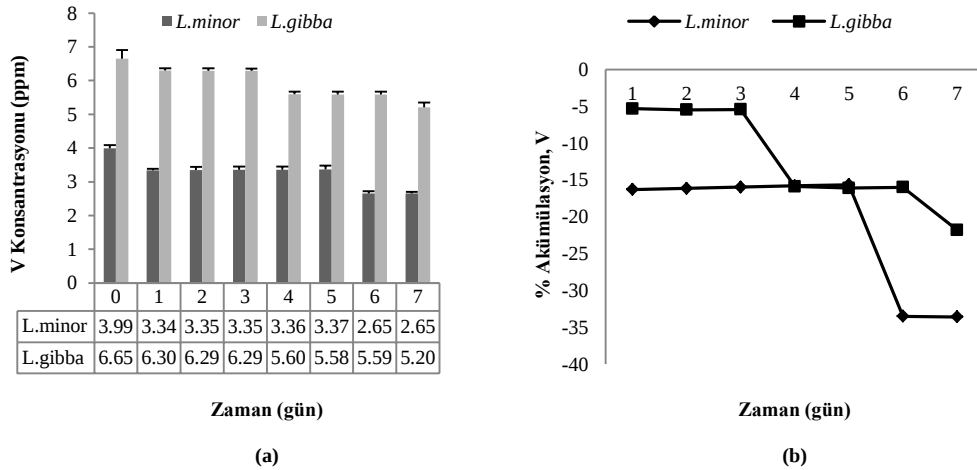
Şekil 4.25. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen Tl konsantrasyonları (a) ve Tl akümülayon yüzdeleri (b)

4.2.26. Vanadyum (V)

Çalışma süresince reaktörleri besleyen arıtma tesisi çıkış suyunda ölçülen V konsantrasyonları $6,8 \pm 0,1$ ppb, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki V konsantrasyonları ise sırasıyla $5,2 \pm 0,1$ ve $5,4 \pm 0,2$ ppb olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki V konsantrasyonları ppm (kuru ağırlık) cinsinden Şekil 4.26a’da verilmiştir.

Şekil 4.26a ve Şekil 4.26b’ye göre hem *L. minor* frontlarının hem de *L. gibba* frontlarının V’u hiç akümüle etmediği, tam tersi frontlardaki V konsantrasyonunun düştüğü tespit edilmiştir.



Şekil 4.26. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen V konsantrasyonları (a) ve V akümülyasyon yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında V derişimi ile P, S, B, Na, Mg, Sb, Ba, Cd, Cu, Mn, Mo, Se ve Zn derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,833$ $P=0,010$; $r=-0,880$ $P=0,004$; $r=-0,805$ $P=0,016$; $r=-0,809$ $P=0,015$; $r=-0,722$ $P=0,043$; $r=-0,940$ $P=0,001$; $r=-0,763$ $P=0,028$; $r=-0,770$ $P=0,025$; $r=-0,729$ $P=0,040$; $r=-0,806$ $P=0,016$; $r=-0,811$ $P=0,015$; $r=-0,807$ $P=0,016$; $r=-0,825$ $P=0,012$). V derişimi ile Ca derişimi arasında pozitif bir ilişki vardır ($r=0,777$ $P=0,023$).

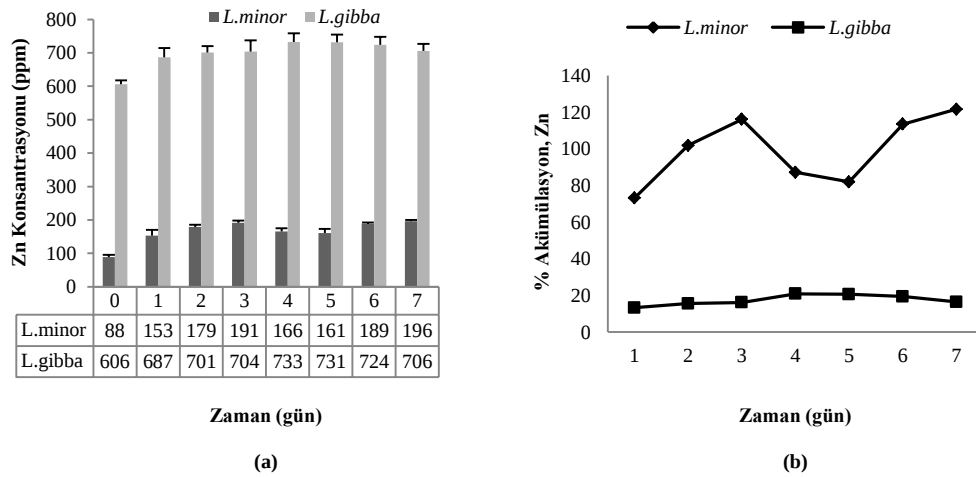
L. gibba frontlarında V derişimi ile P, S, Al, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Pb, Hg, Mo, Ni ve Zn derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,902$ $P=0,002$; $r=-0,763$ $P=0,028$; $r=-0,833$ $P=0,010$; $r=-0,708$ $P=0,049$; $r=-0,892$ $P=0,003$; $r=-0,778$ $P=0,023$; $r=-0,794$ $P=0,019$; $r=-0,723$ $P=0,043$; $r=-0,777$ $P=0,023$; $r=-0,915$ $P=0,001$; $r=-0,825$ $P=0,012$; $r=-0,924$ $P=0,001$; $r=-0,725$ $P=0,042$). V derişimi ile K ve Tl derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,890$ $P=0,003$; $r=0,814$ $P=0,014$).

Bu ilişkiler $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. V'un incelenen diğeri elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

4.2.27. Çinko (Zn)

Çalışma süresince reaktörleri besleyen arıtma tesisi çıkış suyunu ölçülen Zn konsantrasyonları $28,8\pm0,3$ ppb, *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinin çıkış sularındaki Zn konsantrasyonları ise sırasıyla $28,7\pm0,1$ ve $23\pm0,2$ ppb olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.1).

Arıtma tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *L. minor* ve *L. gibba* reaktörlerinden günlük olarak alınan bitki örneklerindeki Zn konsantrasyonları ppm (kuru ağırlık) cinsinden şekil 4.27a'da verilmiştir.



şekil 4.27. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında tespit edilen Zn konsantrasyonları (a) ve Zn akümülayon yüzdeleri (b)

L. minor frontlarında Zn akümülayonunda ilk 3 gün kontrole göre artış olmuş ve en yüksek Zn akümülayon yüzdesi 7. günde %122 olarak tespit edilmiştir ($P<0,05$). *L. gibba*

frontlarındaki Zn birikiminin 4. ve 5. günlerde %21 ile en yüksek seviyeye ulaştığı sonraki günlerde azalış meydana geldiği tespit edilmiştir (Şekil 4.27b).

Khellaf ve Zerdaoui (2009) *L. gibba*'da Zn akümülyasyonunu inceledikleri ve sonuçta *L. gibba*'nın çinkoyu yüksek miktarlarda akümüle edebildiğini belirtmişlerdir. Upadhyay vd. (2007) yaptıkları biyofiltrasyon çalışmasında *L. minor*'deki Zn konsantrasyonunun çalışma öncesinde $0,08 \pm 0,01$ g/kg olduğunu, çalışma sonrasında ise $0,167 \pm 0,01$ g/kg'a ulaştığını rapor etmişlerdir. Öbek (2009) *L. gibba* bitkisi ile yapmış olduğu çalışmada, çalışma öncesi bitki dokusundaki Zn derişiminin 8 ppm olduğunu, çalışma süresince derişimin arttığını ve max. derişimin 37,66 ppm ile 6. gününde tespit edildiğini bildirmiştir.

L. minor frontlarında Zn derişimi ile P, S, B, Na, Sb, Cu, Pb, Ni ve Se derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,869$ $P=0,005$; $r=0,756$ $P=0,030$; $r=0,848$ $P=0,008$; $r=0,786$ $P=0,021$; $r=0,785$ $P=0,021$; $r=0,866$ $P=0,005$; $r=0,922$ $P=0,001$; $r=0,869$ $P=0,005$; $r=0,793$ $P=0,019$). Zn derişimi ile Ca ve V derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır ($r=-0,779$ $P=0,023$; $r=-0,825$ $P=0,012$).

L. gibba frontlarında Zn derişimi ile P, S, B, Na, Al, As, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Pb, Hg, Mo, Ni ve Se derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,879$ $P=0,004$; $r=0,964$ $P=0,000$; $r=0,915$ $P=0,001$; $r=0,927$ $P=0,001$; $r=0,785$ $P=0,021$; $r=0,719$ $P=0,045$; $r=0,868$ $P=0,005$; $r=0,863$ $P=0,006$; $r=0,909$ $P=0,002$; $r=0,765$ $P=0,027$; $r=0,826$ $P=0,012$; $r=0,957$ $P=0,000$; $r=0,722$ $P=0,043$; $r=0,916$ $P=0,001$; $r=0,829$ $P=0,011$; $r=0,801$ $P=0,017$). Zn derişimi ile K ve V derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır ($r=-0,939$ $P=0,001$; $r=-0,725$ $P=0,042$).

Bu ilişki $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Zn'nun incelenen diğer elementlerle arasındaki pozitif korelasyonu sinerjisini, negatif korelasyonu ise antagonistliğini göstermektedir (Ek 1).

Çinkonun biyokimyasal proseslerde aktif bir element olmakla birlikte farklı elementlerle biyolojik ve kimyasal etkileşimlere girdiği, Zn'nun varlığında çoğu nutrientin alımının azalmasının beklendiği, özellikle B ve Mn alımında baskın iken Fe için bu durumun gözlenmediği, yetersiz çinko içeriğinin B ve S elementlerinin alımında artışa yol açtığı, Zn-Cd etkileşimlerinin biraz tartışmalı olmakla birlikte iki element arasında hem antagonistik hem de sinergistik etkileşimler olduğu, düşük pH'da yüksek Zn seviyelerinde bitki köklerinde yüksek Cd akümülyasyonu gerçekleştiği, ancak başka çalışmalarda alım-taşıma prosesinde bu katyonlar arasında antagonizm de görüldüğü, bu durumun bitkideki

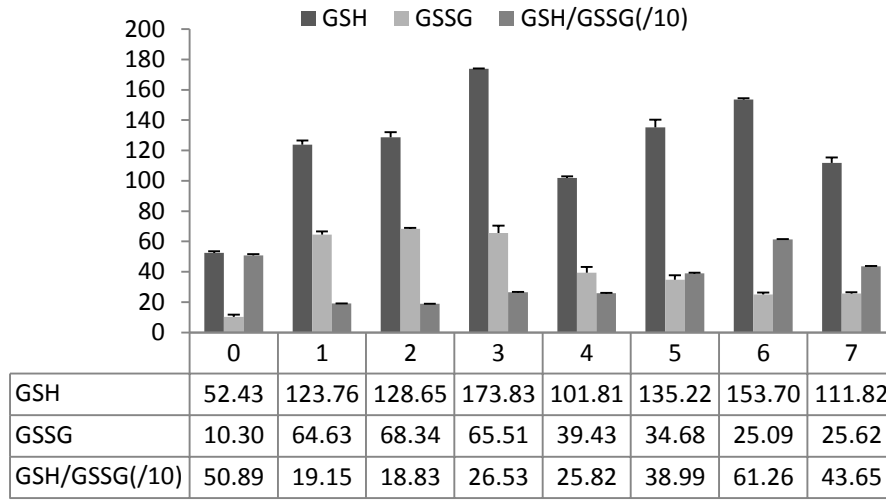
Zn: Cd oranına bağı olduğu, Zn-Cu elementleri arasında birinin alımının diğeri ni inhibe edici bir antagonistik etkileşim olduğu, bu durumun her iki metalin absorpsiyon mekanizmasında aynı taşıma yolunu kullanımından kaynaklandığı, Zn-Fe antagonizmasının Fe alımı üzerinde diğ er ağır metallerin baskın etkisine benzer şekilde bir mekanizma olduğu, Zn fazlalığının bitkideki Fe konsantrasyonunda bir düşüş e yol açtığı, Zn'nun demirin absorpsiyon ve translokasyonunda Cu ve Mn'dakine göre daha etkili olduğu, ayrıca Fe'in çinkonun absorpsiyonunu düşürerek toksisitesini engellediğı, ancak P uygulamasında Zn ve Fe arasında sinergistik bir etkileşim olduğu, Zn-As arasında antagonistik bir etkileşim olduğu, yapılan çalışmalarda Zn uygulamasından sonra As fazlalığından meydana gelen toksisitenin düş tğ üğü, benzer bir etkileşimin Zn ve Hg arasında da görüldüğü, Zn-P etkileşiminin özellikle fosfat ve kireç uygulamasından sonra büyük ölçüde tespit edildiğı, fosfor ilavesinin diğ er divalent katyonların konsantrasyonunda da küçük düşüş lere neden olduğu, aşırı P akümü lasyonundan kaynaklanan P-Zn dengesizliğinin, Zn eksikliğini uyardığı, bu antagonizmanın kök ortamındaki kimyasal reaksiyonlar üzerinde büyük bir kapsama dayalı olduğu, Zn-P antagonizmasının sadece karşılıklı immobilizasyonu ile açıklamayacağı ve bu etkileşimin esasen bir bitki fizyolojik karakteristiğı olduğu, Zn-P etkileşiminin spesifik mekanizmasının tam olarak bilinmediğı, genel olarak Zn konsantrasyonu üzerinde fosforun antagonistik etkisinin, P üzerinde Zn'nun etkisinden daha belirgin olduğu, Zn-Ca ve Zn-Mg etkileşimlerinin bitki ve ortama göre değışiklik gösterdiğı, diğ er birkaç faktörün yanında özellikle pH'ın, bu elementler arasındaki antagonistik ve sinergistik etkileşimleri kontrol ettiğı rapor edilmiştir (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

4.3. Biyokimyasal Biyomarkırlar

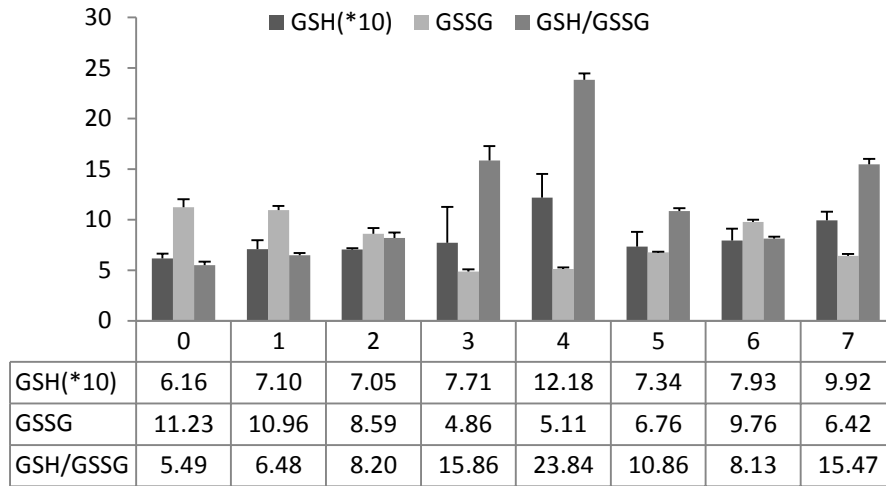
Araştırmada toplanan *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında, arıtma tesisi çıkış suyundaki kirleticilerin, GSH, GSSG, enzimatik olmayan antioksidantlar (Vitamin A, E, C) ve lipid peroksidasyon düzeyine etkileri ile ilgili bulgular kontrole göre değıerlendirilmiştir.

4.3.1. Frontlarda GSH-GSSG Durumu

L. minor ve *L. gibba* frontlarında GSH, GSSG miktarları ve GSH/GSSG oranlarının kontrol ve çalışma süresine göre dağılımları sırasıyla Şekil 4.28 ve Şekil 4.29'da sunulmuştur.



Şekil 4.28. *L. minor* frontlarında GSH, GSSG ($\mu\text{g/g}$) ve GSH/GSSG değerleri



Şekil 4.29. *L. gibba* frontlarında GSH, GSSG ($\mu\text{g/g}$) ve GSH/GSSG değerleri

L. minor frontlarında GSH miktarları kontrol grubundan önemli derecede yüksektir. *L. gibba*'da ise kontrol grubundan yüksek olduğu gözlenmektedir. Hücresel işlevlerin korunmasında önemli rol oynayan GSH miktarındaki artışın artan strese karşı gelişen adaptasyonun bir yanıtı olabileceği (Bekmezci, 2010; Moreno vd., 2010; Serbes, 2011), azalmanın ise lipid peroksidasyonu yoluyla üretilen detoksifiye peroksit ürünlerinin eliminasyonunda GSH'ın kullanımı (El-Gendy vd., 2010), GSH sentezinde meydana gelen bozulma (Li vd., 2010; Serbes, 2011), GSH ile metabolit veya pyrene bileşenlerinin birleşmesinden ya da oksidatif stresin neden olduğu adaptif mekanizmaların kaybından (Sun vd., 2008) kaynaklanabileceği ileri sürülmüştür. Dolayısıyla çalışma materyalimizde gözlenen artışlar, strese karşı geliştirilen adaptasyon mekanizmalarından kaynaklanabilir.

GSSG miktarları *L. minor* frontlarında kontrol grubundan önemli derecede yüksektir. Bu yüksekliğin çalışma süresinin bitimine kadar tedricen düştüğü gözlenmektedir. En düşük GSSG miktarları kontrol grubunda kaydedilmiştir. Çalışma süresince *L. gibba* frontlarında GSSG miktarlarının kontrol grubundan düşük olduğu gözlenmektedir.

L. gibba frontlarında GSH/GSSG oranları kontrol grubundan yüksektir. *L. minor* frontlarında 6. gün hariç kontrol grubundan düşüktür. *L. minor* ve *L. gibba*'da kontrole göre GSH/GSSG oranlarında sırasıyla azalış ve artış gözlenmiştir. Bu durum *L. gibba*'nın daha yüksek antioksidant kapasiteye sahip olduğunu, *L. minor*'un ise oksidatif stresten daha fazla zarar gördüğünü ortaya çıkarmıştır. 4. günden sonra özellikle *L. gibba* frontlarında GSH miktarındaki azalış ve GSSG miktarındaki artışın Bekmezci (2010)'nin de belirttiği gibi GSH-bağımlı tepkimelerin artışının bir ifadesi olabilir. Bitki frontlarında GSSG miktarının artışında GSH/GSSG oranı azalmıştır. Zhang vd. (2005), devam eden stres durumunda GSH/GSSG oranının adaptif mekanizmaların etkisiyle oksidatif strese karşı koyabilmek üzere arttığını bildirmişlerdir.

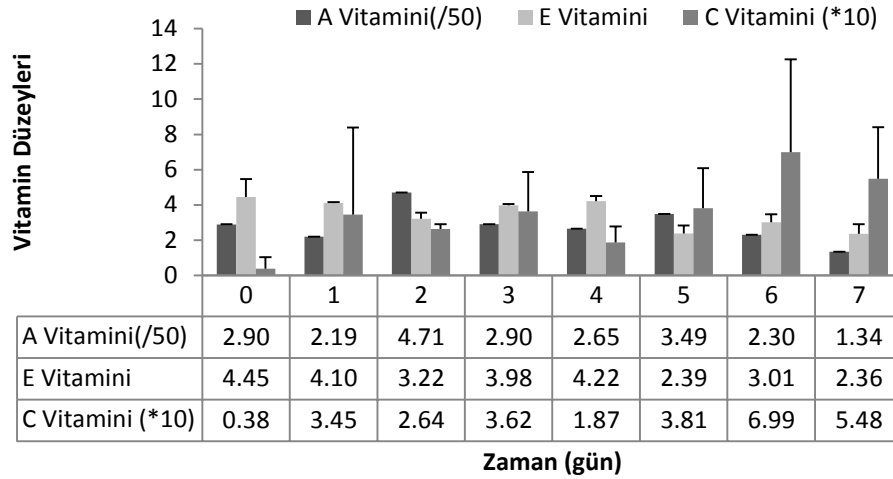
L. minor frontlarında GSH/GSSG oranları ile GSH miktarları arasında önemli bir ilişki yokken *L. gibba* frontlarında pozitif bir ilişki saptandı ($r=0,908$ $P=0,002$).

L. gibba frontlarında GSH miktarı ile Cu, Ag, P, S, Ba ve Fe derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,863$ $P=0,006$; $r=0,836$ $P=0,010$; $r=0,706$ $P=0,050$; $r=0,732$ $P=0,039$; $r=0,733$ $P=0,039$; $r=0,743$ $P=0,035$). Bu elementerin artan derişimleri bitkideki GSH düzeyini artırmaktadır. Bu ilişki $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur.

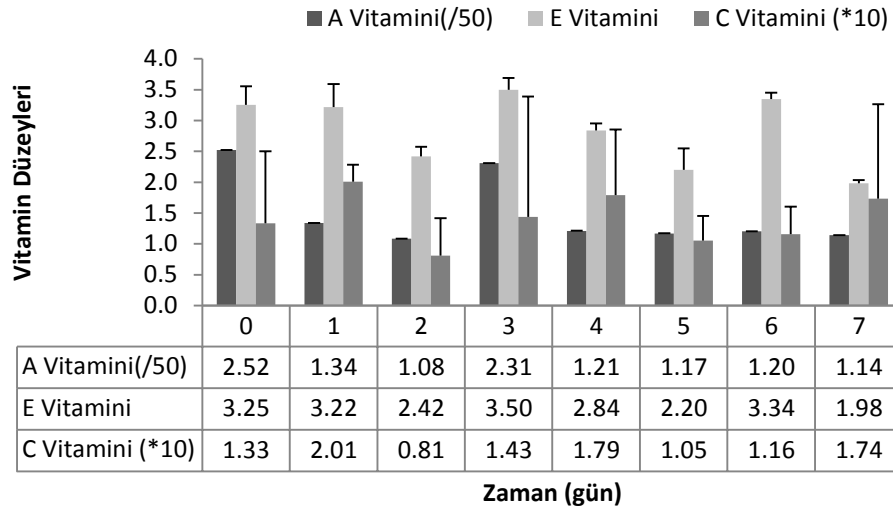
L. minor frontlarında ise GSH miktarı ile Cu, Pb, Zn ve Se derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,809$ $P=0,015$; $r=0,843$ $P=0,009$; $r=0,806$ $P=0,016$; $r=0,705$ $P=0,05$). Bu elementerin artan derişimleri bitkideki GSH düzeyini artırmaktadır. Bu ilişki $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. GSH miktarı ile Sr derişimi arasında negatif bir ilişki vardır ($r= -0,751$ $P=0,032$). Sr'un artan derişimlerinde GSH düzeyi düşmektedir. Bu ilişki $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur.

4.3.2. Antioksidan Vitaminler

Antioksidan vitaminler; A, E ve C vitaminlerinin *L. minor* ve *L. gibba* frontlarındaki dağılımları sırasıyla Şekil 4.30 ve Şekil 4.31'de sunulmaktadır.



Şekil 4.30. *L. minor* frontlarında A, E, C vitamin düzeyleri



Şekil 4.31. *L. gibba* frontlarında A, E, C vitamin düzeyleri

L. gibba frontlarındaki A vitamini değişken yanıtlar göstermiştir. Çalışma süresince *L. minor*'de kontrole göre 3.ve 5. günler arasında artmış, *L. gibba*'da ise sadece 3. gün artmış diğer günler sürekli azalmıştır.

Çalışmamız süresince E vitamini *L. minor*'de kontrole göre sürekli ve *L. gibba*'da ise 3. gün hariç azalmıştır. Bitkilerdeki Se konsantrasyonu arttığında E vitamini konsantrasyonunun düştüğü rapor edilmiştir (Pais ve Jones, 2000; Kabata-Pendias ve Pendias, 2001).

L. minor frontlarındaki C vitamini kontrolden önemli derecede yüksektir. *L. gibba*'da ise 1. gün artış, sonraki günler azalış ve artışlar gözlenmiştir. Çıkış suyunun etkisinde bırakılan *L. minor*'de A vitamini miktarları kontrole göre artış ve azalış şeklinde değişkenlik gösterirken, E vitamini miktarlarında azalma, C vitamini miktarlarından ise önemli ölçüde artışların olduğu belirlenmiştir. *L. gibba*'da ise A vitamini miktarları kontrole göre azalmış, E ve C vitamini miktarları ise artış ve azalış şeklinde değişkenlik göstermiştir. Vitamin kaybı, metabolik süreçlerdeki kullanımlarından kaynaklanmış olabilir. Vitamin miktarlarındaki değişiklikler, kirleticilerin neden olduğu stres koşullarında ortaya çıkan yüksek enerji talebinden de kaynaklanabilir.

L. minor ve *L. gibba* frontlarında GSH ile A, E ve C vitamini önemli bir ilişki yoktur ($P<0,05$).

L. minor ve *L. gibba* frontlarında MDA ile A, E ve C vitamini arasında önemli bir ilişki yoktur ($P<0,05$).

L. gibba frontlarında E ve C vitaminleri ile element derişimleri arasında önemli bir ilişki yokken A vitamini ile Zn ve Na elementleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,731$ $P=0,039$; $r=-0,704$ $P=0,050$). Bu elementlerin bitki tarafından akümülayonu bitkideki A vitamini düzeyinin düşmesine neden olmaktadır. Bu ilişki $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur.

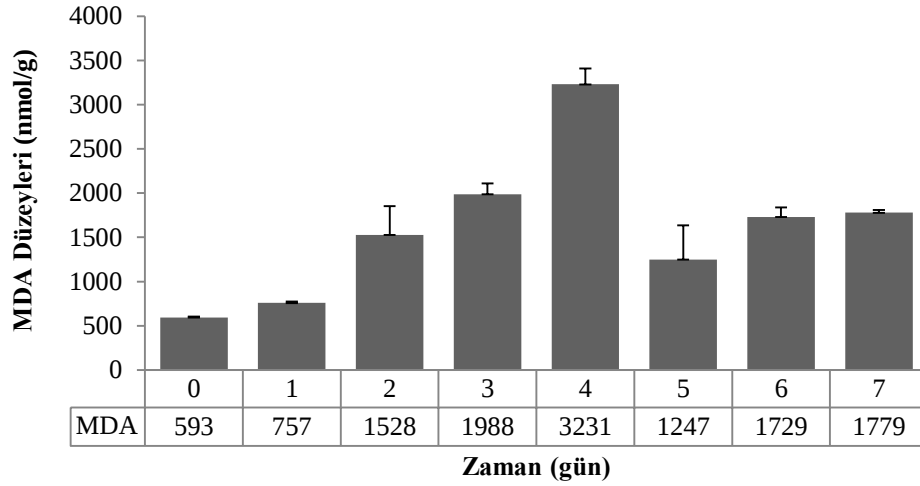
L. minor'de ise A vitamini ile element derişimleri arasında önemli bir ilişki yokken, E vitamini ile Mn, P, S ve Ba derişimleri arasında negatif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=-0,714$ $P=0,047$; $r=-0,725$ $P=0,042$; $r=-0,756$ $P=0,030$; $r=-0,760$ $P=0,029$). Bu elementlerin bitki tarafından akümülayonu bitkideki E vitamini düzeyini düşürmektedir. Bu ilişki $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. C vitamini ile Cu, Zn, Ag, Mn, Mo, P, S, Na, Sb ve Se derişimleri arasında pozitif bir ilişki vardır (sırasıyla: $r=0,730$ $P=0,040$; $r=0,750$ $P=0,032$; $r=0,724$ $P=0,042$; $r=0,711$ $P=0,048$; $r=0,767$ $P=0,026$; $r=0,731$ $P=0,039$; $r=0,789$ $P=0,020$; $r=0,756$ $P=0,030$; $r=0,883$ $P=0,004$; $r=0,818$ $P=0,013$). Bu elementlerin bitki tarafından akümülayonu bitkideki C vitamini düzeyini arttırmaktadır. Bu ilişki $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. C vitamini ile V derişimi arasında negatif bir ilişki vardır ($r=-0,934$ $P=0,001$). V'un bitki tarafından akümülayonu C vitamini düzeyini düşürmektedir. Bu ilişki $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur.

4.3.3. Lipid Peroksidasyonu

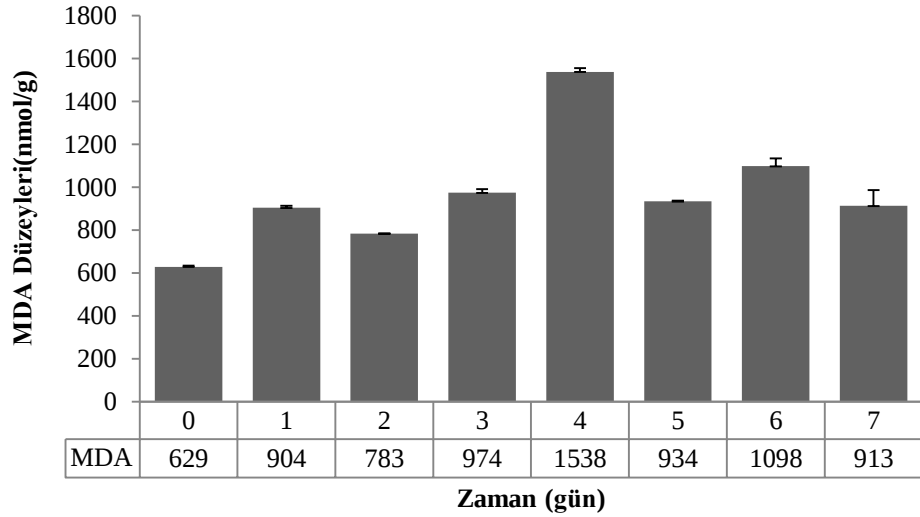
Lipid peroksidasyonunun göstergesi olan MDA miktarlarının *L. minor* ve *L. gibba*'da kontrole göre çalışma süresince belirlenen değışimler Şekil 4.32 ve Şekil 4.33'te sunulmuştur.

Kontrole göre MDA miktarlarının *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında önemli derecede yüksek olduğu gözlenmiştir. *L. minor* ve *L. gibba*'da en yüksek MDA değeri 4. günlerde görülmüş, sonraki günlerde azalış ve artışlar izlenmiştir. *L. minor* ve *L. gibba*'da MDA miktarının çalışma süresince kontrol düzeyinden yüksek olduğu belirlenmiştir. MDA miktarı özellikle *L. minor*'de önemli düzeyde artmıştır. MDA miktarındaki artış, arıtma tesisi çıkış suyunun bitkilerde oksidatif strese neden olduğunu düşündürmektedir.

Ksenobiyotikler serbest radikal oluşumunu arttırarak ya da hücrenin peroksidasyon reaksiyonlarına karşı savunma kapasitesini azaltarak MDA miktarını arttırabilirler (Horton ve Fairhurst, 1987; Lackner, 1998). Ağır metal içeren suların etkisinde bulunan *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında MDA miktarının arttığı araştırmacılar tarafından bildirilmiştir (Hou vd., 2007; Karataş vd., 2009).



Şekil 4.32. *L. minor* frontlarında MDA düzeyleri



Şekil 4.33. *L. gibba* frontlarında MDA düzeyleri

L.gibba frontlarında MDA ile GSH arasında pozitif bir ilişki vardır ($r=0,863$ $P=0,006$). MDA düzeyi arttıkça GSH düzeyi de artmaktadır. Bu ilişki $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur.

L.minor frontlarında MDA ile GSH/GSSG oranları negatif bir ilişki vardır ($r=-0,182$ $P=0,000$). *L.gibba* frontlarında ise pozitif bir ilişki vardır ($r=0,808$ $P=0,000$). Bu ilişki $P<0,05$ düzeyinde istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Hücrelerin indirgeyici kapasitesi yetersiz olduğu zaman GSH/GSSG oranı azalır. İntraselüler GSSG içeriği oksidatif stresin indeksi kabul edilir (Cnubben vd., 2001)

L. gibba frontlarında MDA miktarı ile Cu, Pb, Ag, S, Ba ve Se derişimleri arasında (sırasıyla: $r=0,779$ $P=0,023$; $r=0,711$ $P=0,048$; $r=0,837$ $P=0,009$; $r=0,782$ $P=0,022$; $r=0,771$ $P=0,025$; $r=0,850$ $P=0,008$), *L. minor*'de ise MDA düzeyi ile Al derişimi arasında ($r=0,731$ $P=0,039$) pozitif bir ilişki vardır. Bu elementlerin bitki tarafından akümüasyonu bitkideki MDA düzeyini artırmaktadır.

4.4. Fizikokimyasal Parametrelerin Giderimi

Bu çalışmada, hem EBAAT giriş ve çıkış atıksularında hem de pilot ölçekli reaktörlerin çıkış atıksularında fizikokimyasal parametreler izlenmiştir.

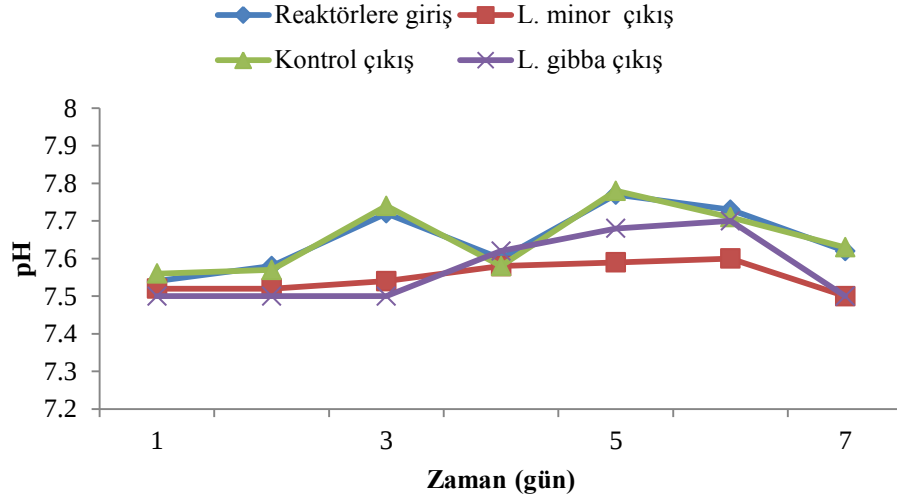
4.4.1. Pilot Ölçekli Reaktörlerde Fizikokimyasal Parametrelerin Giderimi

Bu çalışmada, pilot ölçekli reaktörlerin giriş ve çıkış atıksularında 7 gün süresince fizikokimyasal parametreler analizlenmiştir. Çalışmanın ilk gününden itibaren, pilot ölçekli reaktörlerin çıkış atıksuyunda tespit edilen KOI, BOI₅, TOK, ortafosfat, amonyum ve nitrit konsantrasyonlarının, pilot ölçekli reaktörlerin giriş atıksuyunda tespit edilen konsantrasyonlarından düşük olduğu görülmüştür. Bu nedenle, bu parametreler açısından giderim elde edilmiştir. Nitrat'da ise pilot ölçekli reaktörlerin giriş atıksuyunda tespit edilen konsantrasyondan kısmen yüksek olduğu ve bu parametre açısından herhangi bir giderimin olmadığı görülmüştür.

EBAAT çıkış atıksularının verildiği pilot ölçekli reaktörlerin giriş ve çıkış atıksularında fizikokimyasal parametreler analizlenmiş ve Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nde

(SKKY) verilen deşarj standartlarıyla (SKKY Tablo 21.4) (SKKY, 2004) karşılaştırma yapılmıştır.

Pilot ölçekli reaktörlere giren ve çıkan atıksuların pH değerleri Şekil 4.34'te verilmiştir.



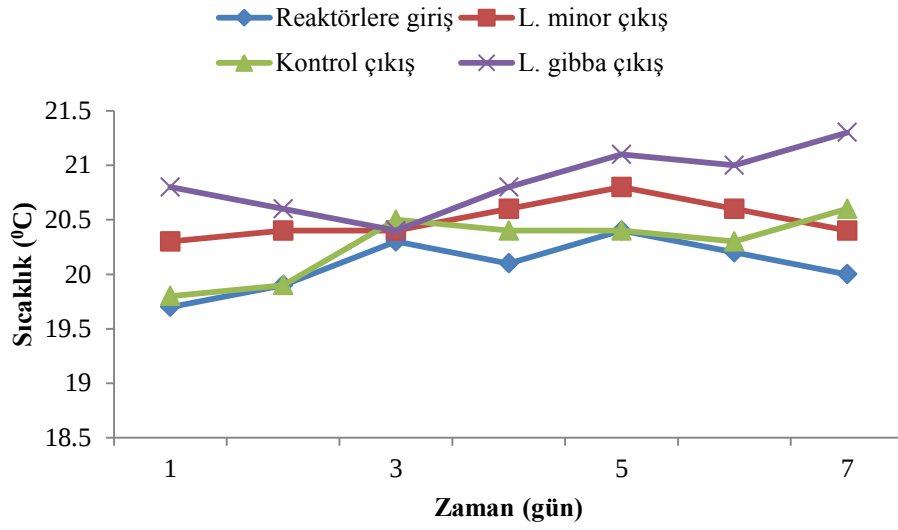
Şekil 4.34. Pilot ölçekli reaktörlere giren ve çıkan atıksuların pH değerleri

Şekil 4.34 değerlendirildiğinde, pilot ölçekli reaktörlere giren atıksuların pH değeri en yüksek 7,77, en düşük 7,54 olarak gerçekleşmiştir. Hem kontrol hem de bitkili reaktörlerde pH değerlerinin çok fazla değişmediği, pH değerlerinin genel olarak 7-8 arasında olduğu belirlenmiştir.

Pilot ölçekli reaktörlerin çıkış atıksularında pH değerlerinin 6-9 arasında olduğu ve SKKY Tablo 21.4'te verilen deşarj standardını sağladığı tespit edilmiştir.

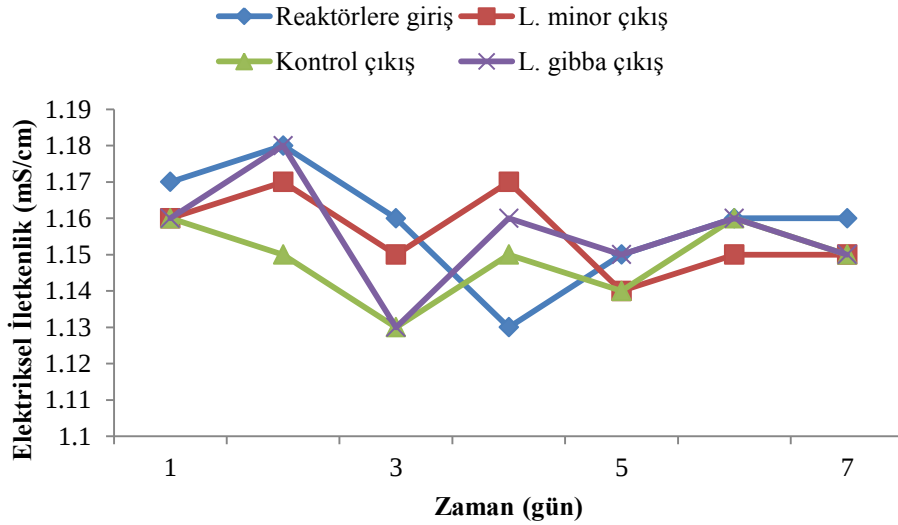
EBAAT çıkış atıksularının verildiği pilot ölçekli reaktörlerin giriş ve çıkış atıksularında sıcaklık değerleri ölçülmüş ve ölçülen değerler Şekil 4.35'de verilmiştir.

Şekil 4.35 değerlendirildiğinde, pilot ölçekli reaktörlere verilen atıksuların sıcaklık değerlerinin 19-21°C arasında değiştiği belirlenmiştir. Kontrol reaktörünün çıkış atıksularında ölçülen sıcaklık değerlerinin, reaktöre giren atıksuyun sıcaklık değerleri ile hemen hemen aynı olduğu gözlemlenmiştir. Bitkili reaktörlerde elde edilen sıcaklık değerlerinin ise 20-22°C arasında değiştiği tespit edilmiştir.



Şekil 4.35. Pilot ölçekli reaktörlerin giriş ve çıkış atıksularındaki sıcaklık değerleri

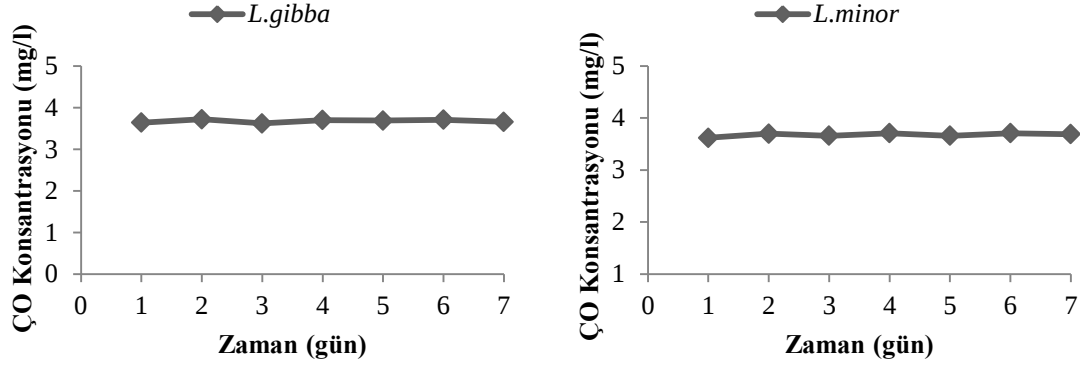
EBAAT çıkış atıksularının verildiği pilot ölçekli reaktörlere giren ve çıkan atıksuların Eİ değerleri Şekil 4.36’da verilmiştir.



Şekil 4.36. Pilot ölçekli reaktörlere giren ve çıkan atıksuların Eİ değerleri

Şekil 4.36’ya göre, pilot ölçekli reaktörlere verilen atıksuların en yüksek Eİ değeri 1,18 mS/cm, en düşük Eİ değeri ise 1,13 mS/cm olarak belirlenmiştir. Bitkili ve kontrol reaktörlerinin çıkışında en yüksek Eİ değeri 1,18 mS/cm olarak, en düşük Eİ değeri ise 1,13 mS/cm olarak gerçekleşmiştir.

EBAAT çıkış atıksularının verildiği pilot ölçekli reaktörlere giren ve çıkan atıksuların çözünmüş oksijen konsantrasyonları Şekil 4.37’de verilmiştir.

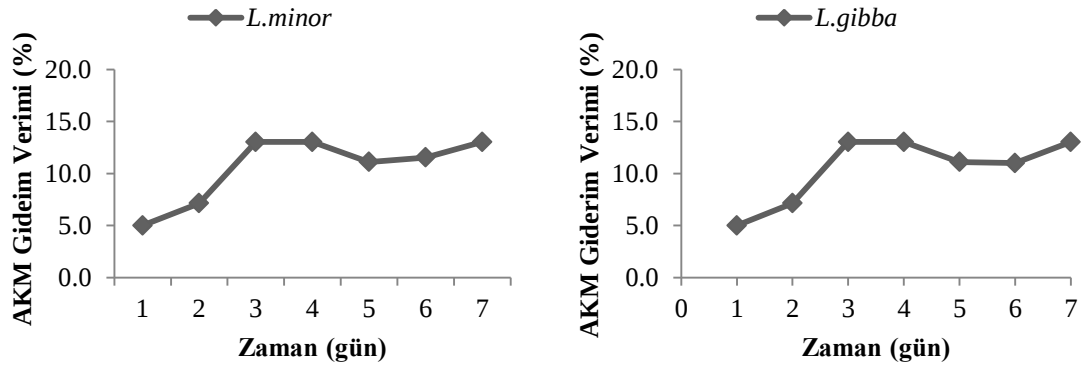


Şekil 4.37. Pilot ölçekli reaktörlere giren ve çıkan atıksuların ÇO değerleri

Şekil 4.37’ye göre, pilot ölçekli reaktörlere verilen atıksuların en yüksek ÇO değeri 3,1 mg/l, en düşük ÇO değeri ise 2,9 mg/l olarak belirlenmiştir. Bitkili reaktörlerinin çıkışında en yüksek ÇO değeri 3,72 mg/l olarak, en düşük ÇO değeri ise 3,62 mg/l olarak gerçekleşmiştir.

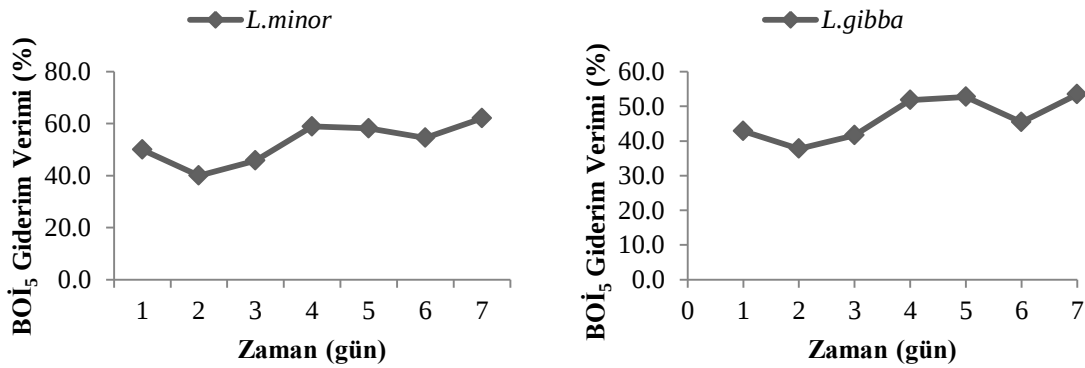
EBAAT çıkış atıksularının verildiği bitkili reaktörün giriş ve çıkış atıksularında AKM konsantrasyonları tespit edilmiş ve AKM giderim verimleri hesaplanmıştır.

Bitkili reaktörlerin AKM giderim verimleri Şekil 4.38’de verilmiştir. Şekil 4.38’e göre EBAAT çıkış atıksuları bitkili reaktöre verildiğinde hem *L. gibba* hem de *L. minor* deney setlerinde en yüksek AKM giderim verimi %13 olarak, en düşük AKM giderim verimi ise %5 olarak gerçekleşmiştir. Kontrol reaktöründe ise dikkate değer bir giderim verimi bulunmamıştır.



Şekil 4.38. Pilot ölçekli reaktörlerin AKM giderim verimleri

Bitkili reaktörlerin giriş ve çıkış atıksularında BOI_5 parametresi analizlenmiş ve BOI_5 giderim verimi hesaplanmıştır. Bitkili reaktörlerin BOI_5 giderim verimi Şekil 4.39’de verilmiştir.



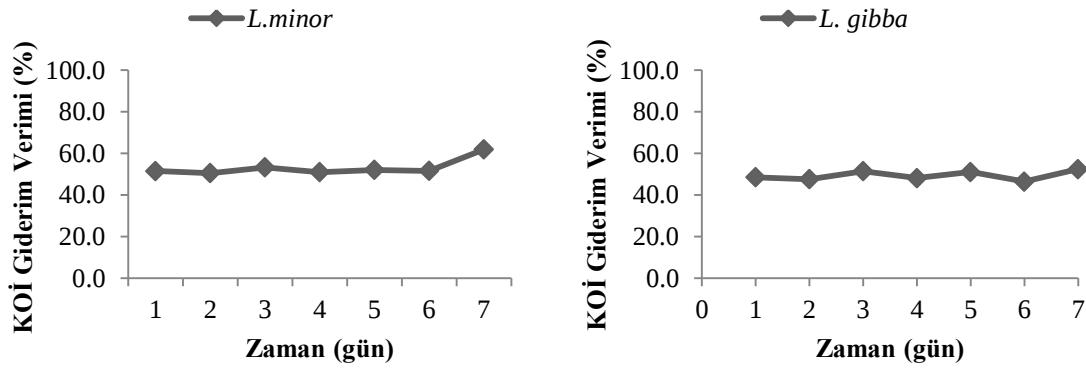
Şekil 4.39. Pilot ölçekli reaktörlerin BOI_5 giderim verimleri

Şekil 4.39’a göre *L. minor* reaktörünün BOI_5 giderim verimi incelendiğinde, en yüksek BOI_5 giderim verimi 7. gün %62,1 olarak, en düşük BOI_5 giderim verimi ise 2. gün %40 olarak gerçekleşmiştir. *L. gibba* reaktöründe ise, en yüksek BOI_5 giderim verimi 7. gün %53,4 olarak, en düşük BOI_5 giderim verimi ise 2. gün %37,8 olarak gerçekleşmiştir. Kontrol reaktöründe ise dikkate değer bir giderim verimi bulunmamıştır.

Pilot ölçekli reaktörlerin çıkış atıksularında tespit edilen BOI_5 konsantrasyonları SKKY’de verilen deşarj standardı ile karşılaştırılmıştır. Buna göre, pilot ölçekli reaktörlerin çıkış atıksuyu BOI_5 konsantrasyonunun tüm günlerde SKKY’de belirlenen

deşarj standardını aştığı tespit edilmiştir. Bitkili reaktörden çıkan atıksuların BOI_5 konsantrasyonlarının 35 mg/L'den küçük olarak tespit edilmiş ve deşarj standartlarını sağladığı görülmüştür.

Bitkili reaktörlerin giriş ve çıkış atıksularında KOİ parametresi analizlenmiş ve KOİ giderim verimleri hesaplanmıştır. Bitkili reaktörün KOİ giderim verimleri Şekil 4.40'de verilmiştir.

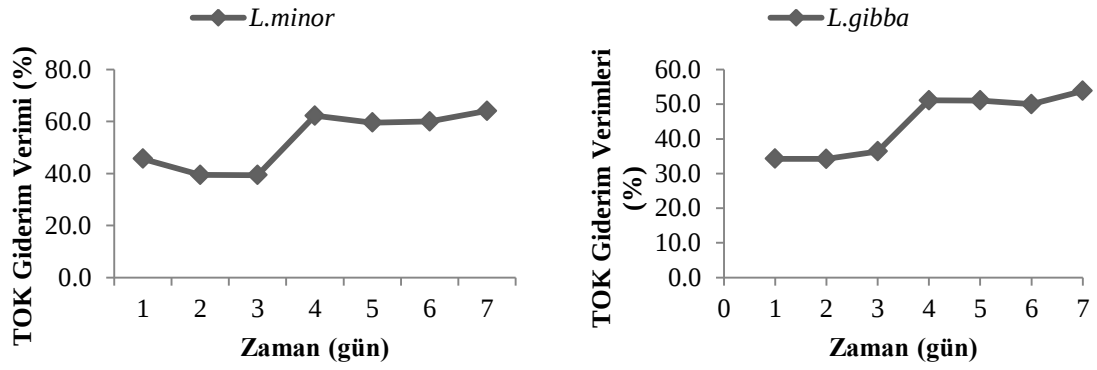


Şekil 4.40. Pilot ölçekli reaktörlerin KOİ giderim verimleri

Şekil 4.40'a göre, *L. minor* reaktörünün en yüksek KOİ giderim verimi 5. gün %51 olarak, en düşük KOİ giderim verimi ise 7. gün %47 olarak gerçekleşmiştir. *L. gibba* reaktöründe ise, en yüksek KOİ giderim verimi 4. gün %54, en düşük KOİ giderim verimi 5. gün %49 olarak gerçekleşmiştir. Kontrol reaktöründe ise önemli bir giderim verimi elde edilmemiştir.

SKKY'ne göre, bitkili reaktörlerin çıkış KOİ konsantrasyonlarının SKKY Tablo 21.4'te verilen deşarj standardını sağladığı tespit edilmiştir. SKKY Tablo 21.4'de KOİ için deşarj standardı limit değeri 90 mg/L olarak verilmiştir.

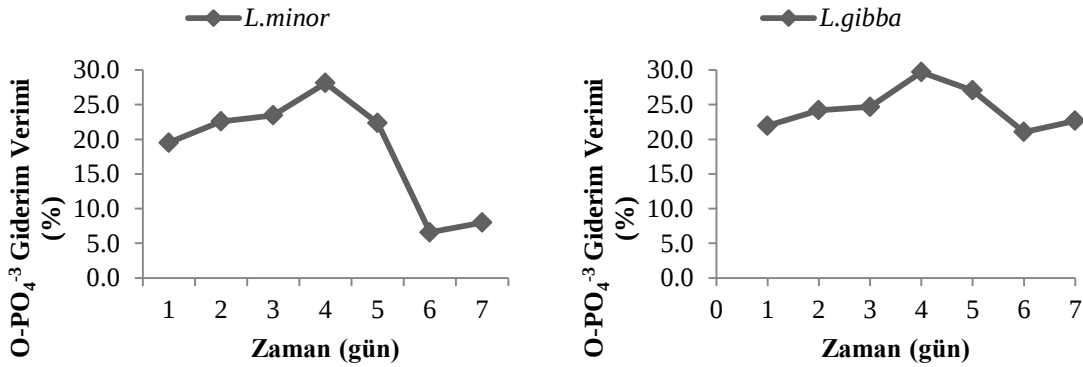
Bitkili reaktörlerin giriş ve çıkış atıksularında TOK parametresi analizlenmiş ve TOK giderim verimleri hesaplanmıştır. Bitkili reaktörün TOK giderim verimleri Şekil 4.41'de verilmiştir.



Şekil 4.41. Pilot ölçekli reaktörlerin TOK giderim verimleri

Şekil 4.41'e göre, *L. minor* reaktörünün en yüksek TOK giderim verimi 7. gün %64,1 olarak, en düşük TOK giderim verimi ise 3. gün %39,4 olarak gerçekleşmiştir. *L. gibba* reaktöründe ise, en yüksek TOK giderim verimi 7. gün %53,8, en düşük TOK giderim verimi 2. gün %34,2 olarak gerçekleşmiştir. Kontrol reaktöründe ise %2-6 aralığında bir giderim verimi elde edilmiştir.

Bitkili reaktörlerin giriş ve çıkış atıksularında $O-PO_4^{-3}$ konsantrasyonları belirlenmiş ve $O-PO_4^{-3}$ giderim verimleri hesaplanmıştır. Bitkili reaktörün $O-PO_4^{-3}$ giderim verimleri Şekil 4.42'da verilmiştir.

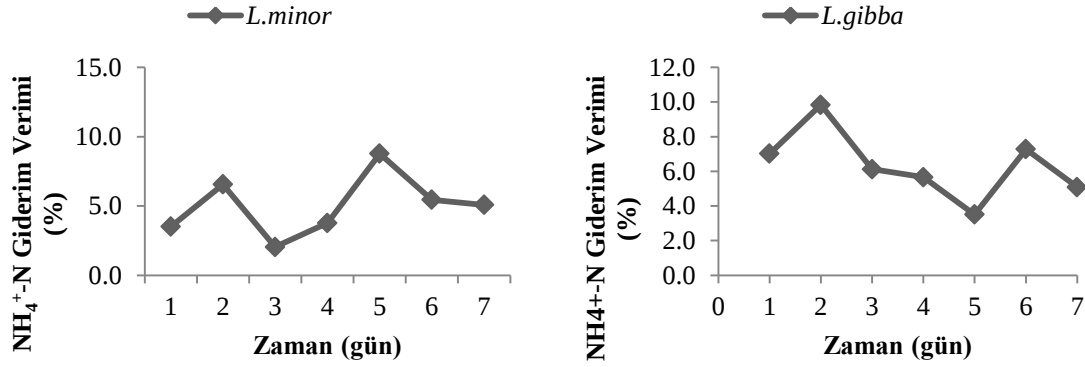


Şekil 4.42. Pilot ölçekli reaktörlerin $O-PO_4^{-3}$ giderim verimleri

Şekil 4.42'ye göre *L. minor* reaktörünün en yüksek $O-PO_4^{-3}$ giderim verimi 4. gün %28,1, en düşük $O-PO_4^{-3}$ giderim verimi ise 6. gün %6,6 olarak gerçekleşmiştir. *L.*

gibba'da ise en yüksek $O-PO_4^{-3}$ giderim verimi 4. gün %29,7, en düşük $O-PO_4^{-3}$ giderim verimi ise 6. gün %21,1 olarak gerçekleşmiştir.

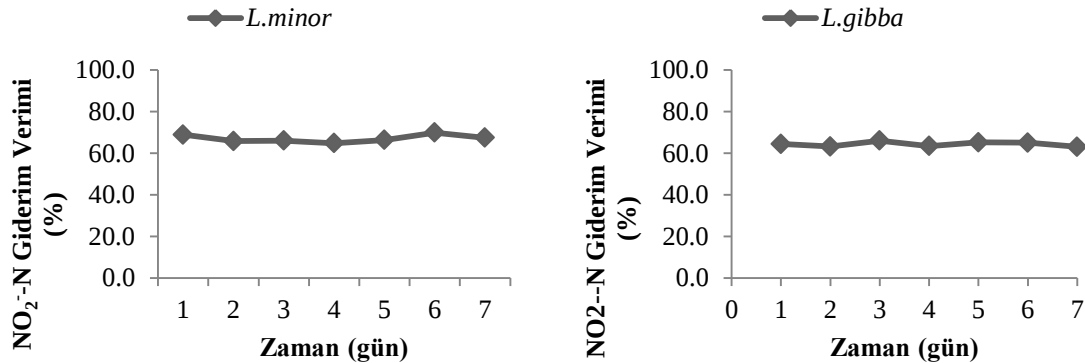
Bitkili reaktörlerin giriş ve çıkış atıksularında NH_4^+-N konsantrasyonları belirlenmiş ve NH_4^+-N giderim verimleri hesaplanmıştır. Bitkili reaktörlerin NH_4^+-N giderim verimi Şekil 4.43'te verilmiştir.



Şekil 4.43. Pilot ölçekli reaktörlerin NH_4^+-N giderim verimleri

Şekil 4.43 değerlendirildiğinde, *L. minor* reaktörünün en yüksek NH_4^+-N giderim verimi 5. gün %8,8, en düşük NH_4^+-N giderim verimi ise 3. gün %2 olarak gerçekleşmiştir. *L. gibba*'da ise en yüksek NH_4^+-N giderim verimi 2. gün %9,8, en düşük NH_4^+-N giderim verimi ise 5. gün %3,5 olarak gerçekleşmiştir.

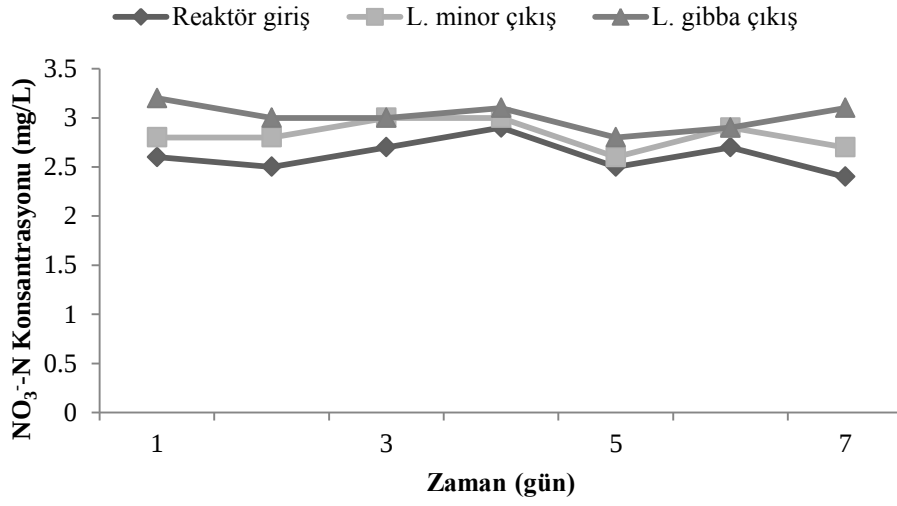
Bitkili reaktörlerin giriş ve çıkış atıksularında $NO_2^- -N$ konsantrasyonları belirlenmiş ve $NO_2^- -N$ giderim verimleri hesaplanmıştır. Bitkili reaktörün $NO_2^- -N$ giderim verimi Şekil 4.44'te verilmiştir.



Şekil 4.44. Pilot ölçekli reaktörlerin $NO_2^- -N$ giderim verimleri

Şekil 4.4'e göre, *L. minor* reaktöründe en yüksek NO_2^- -N giderim verimi 6. günde %69,9 olarak, en düşük NO_2^- -N giderim verimi ise 4. günde %64,8 olarak gerçekleşmiştir. *L. gibba*'da ise en yüksek NO_2^- -N giderim verimi 3. günde %66 olarak, en düşük NO_2^- -N giderim verimi ise 7. günde %63 olarak gerçekleşmiştir.

Pilot ölçekli reaktörlerin giriş ve çıkış atıksularında NO_3^- -N konsantrasyonları belirlenmiştir. Pilot ölçekli reaktörlerin NO_3^- -N konsantrasyonları Şekil 4.45'te verilmiştir.



Şekil 4.45. Pilot ölçekli reaktörlerin NO_3^- -N konsantrasyonları

Şekil 4.45'e göre, hem bitkili reaktörlerde hem de kontrol reaktöründe NO_3^- -N açısından herhangi bir giderim verimi elde edilmemiştir. Bitkili reaktörde amonyum ve nitrit giderimi gözlenirken nitrat konsantrasyonlarında bir artış söz konusudur. Bu durum, bitkili reaktörde nitrifikasyon olayının meydana geldiğini göstermektedir.

5. SONUÇ ve ÖNERİLER

1. *L. minor* ve *L. gibba* frontlarının arıtma tesisi çıkış suyundaki kirleticilerin gideriminde kullanılması, frondlardaki makro ve mikro besin elementi derişimlerinin oksidatif stres ve enzimatik olmayan antioksidan vitaminler üzerindeki etkilerinin birlikte değeriendirildiğı ilk çalışmadır.

2. Arıtma çıkış suyuna adapte edilen *L. minor* ve *L. gibba* frontlarında incelenen makro ve mikro nütrient derişimlerinin türe ve bekleme süresine göre değışim gösterdiği, en yüksek akümüilasyonun *L. gibba*'da olduğı saptanmıştır.

3. Arıtma çıkış suyuna adapte edilen *L. minor* ve *L. gibba* frontlarındaki makro ve mikro besin elementi derişimlerine bakıldığında, bitkilerin bu elementleri akümüile etmede tercih sıraları,

L. minor için:

Mn>P>Al>Ag>Hg>Fe>Zn>Ni>Co>Pb>Na>Se>B>Sb>Mo>Ba>S>Cr>Cu>Tl>As>Mg>
Cd>Ca>V>Sr>K

L. gibba için:

Ag>P>B>Hg>Al>Cr>Cu>Se>Mo>Na>Ni>Cd>Pb>As>Co>S>Fe>Sb>Zn>Ba>Mn>Ca>
Mg>Sr>V>Tl>K

4. Arıtma çıkış suyuna adapte edilen *L. minor* ve *L. gibba* frondlarının MDA miktarları kontrole göre artış göstermiştir. Malondialdehit miktarının artması lipid peroksidasyonunun bir göstergesidir. Lipid peroksidasyonundaki değışikliklerle beraber GSH miktarının artması antioksidant savunmanın çalıştığını göstermektedir.

5. Arıtma çıkış suyuna adapte edilen *L. minor* ve *L. gibba* frondlarının GSH miktarında görülen değışimler strese karşı adaptasyon eğiliminin olduğunu düşündürmektedir. GSH miktarının artması, çevresel kirleticilerin etkisinin giderilebilmesi için metabolizmanın yanıt oluşturduğunu göstermektedir. GSH miktarındaki kısmi düşüşler ise stres dolayısıyla

GSH sentezinin baskılanması yada ROS'un uzaklaştırılması esnasında GSH'ın kullanılmasından kaynaklanmaktadır.

6. Çıkış suyuna adapte edilen *L. minor* ve *L. gibba* frondlarındaki antioksidant vitaminlerden A ve E vitaminlerindeki azalmalar ve C vitamininde *L. minor*'deki önemli artış, bu türlerden özellikle *L. gibba*'nın kirliliğe karşı adaptasyon sağladığını ve dirençli tür olduğunu göstermektedir.

7. Bu çalışmanın sonuçlarına göre makro ve mikro elementlerin çevre ve halk sağlığı açısından değerlendirilmesinde GSH, MDA ve antioksidan vitamin miktarlarının belirlenmesi, bu bitki türlerinin hızlı ve güvenilir biyoindikatörler olarak kullanılabileceğini göstermektedir.

8. Arıtma tesisi çıkış suyunda deşarj standartlarını sağlayan kirleticilerden özellikle ağır metallerin, çalışılan bitkilerdeki birikimleri nedeniyle oluşturdukları stres sonucu biyomarkırlardaki değişimler, bitkinin kirletici etkisinde kaldığını göstermektedir. Bu durum çıkış sularının canlı sağlığı açısından risk teşkil edebileceğini ortaya koymuştur. Bu nedenle arıtma çıkış sularının ilave arıtıma tabi tutulması gerekmektedir.

9. Çalışmamızda, doğal ortamlarda kirliliğin değerlendirilmesinde birçok değişkenin birlikte incelenmesinin yararlı sonuçlar verdiği görülmüştür. Kirletici parametrelerinin bitkilerdeki antioksidan kapasiteye olumsuz yönde etki ettiği ancak çıkış suyundaki besin maddesi zenginliğinin ise bitkiye direnç sağlayarak bu etkiyi azalttığı düşünülmektedir.

10. İncelenen metallerin bitkilerdeki akümülyasyonlarına bakıldığında, genel olarak hasatlamanın ortalama 4 günde bir yapılması gerekmektedir. Kirletici gideriminde kullanılıp hasatlanan bitkiler, biyogaz ve kâğıt üretiminde kullanılabilecektir. Aynı zamanda hasatlanan bu bitkilerin külleştirilmesi yoluyla değerli bazı metallerin geri kazanımı da gerçekleştirilebilecektir.

11. Araştırma bulguları arıtma çıkış sularındaki kirleticilerin takip edilebilmesine yönelik farklı çalışmaların düzenlenmesine ve kirlilik kontrolüne yönelik kararların alınmasına kaynak olabilecektir.

KAYNAKLAR

- Adams, M. S.,** 2002. Biological Indicators of Aquatic Ecosystem Stress, *American Fisheries Society*, Bethesda, Maryland, 644 s.
- Ahluwalia S.S. and Goyal D.,** 2007. Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater, *Bioresource Technology*, **98**, 2243-2257.
- Akçelik, Ö.,** 2008. Ağır Metallerin *Saccharomyces Cerevisiae* Mikroorganizmasıyla Biyosorpsiyonunun Ortam Koşullarına Bağlı Olarak İncelenmesi, *Yüksek Lisans Tezi*, Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, 229s.
- Alaerts, G.J., Rahman Mahbubar, M.D. and Kelderman P.,** 1996. Performance analysis of a fullscale duckweed-covered sewage lagoon, *Water Research*, **30**, 843-852.
- Alloway, B.J. and Ayres, D.C.,** 1993. Chemical principles of Environmental Pollution, *Blackie Academic U.K*, 140-149.
- Almar, M., Otero, L., Santos, C. and Gallego, J. G.,** 1998. Liver Glutathione Content and Glutathione-Dependent Enzymes of Two Species of Freshwater Fish as Bioindicators of Chemical Pollution, *Journal of Environmental Science and Health*, **33** (6), 769-783.
- Alscher, R.G. and Hess, J.L.,** 1993. Antioxidants in higher plants, *Boca Raton: CRC Pres*, 1-20.
- APHA, AWWA and WCPF.,** 1998. Standart Met-hods for the Examination of Water and Wastewater, 20th Edition, *American Public Health Association*, Washington, D.C.
- Artan, R.O.,** 2007. Ağır Metal içeren atık suların ileri arıtımında su mercimeği (*Lemna Sp.*) bitkisinin kullanılması, *Yüksek lisans Tezi*, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana, 91 s.
- Arunakumara, K.K.I.U., Xuecheng, Z.,** 2008. Heavy Metal Bioaccumulation and Toxicity with Special Reference to Microalgae, *Journal of Ocean University China (Oceanic and Coastal Sea Research)*, ISSN 1672-5182, **7** (1), 60-64.
- Asada, K.,** 1992. Ascorbate peroxidase- a hydrogen peroxide-scavenging enzyme in plants, *Physiol. Plant.*, **85**, 235-241.

- Asada, K., Takahashi, M., Tanaka, K. and Nakano, Y.,** 1977. Formation of active oxygen and its fate in chloroplasts. In O Hayaishi, K. Asada, eds, *Biochemical and Medical Aspects of Active Oxygen*, *Japan Scientific Societies Press*, Tokyo, 45-63.
- Asano, T., Maeda, M. and Takaki, M.,** 1996. Wastewater reclamation and reuse in Japan: overview and implementation examples, *Water Science and Technology*, **34**, 219-226.
- ASTM.,** 2004. Standard Guide for Conducting Static Toxicity Test with *Lemna gibba* G3.E 1415-91(Reapproved, 2004), West Conshohocken , PA, USA: ASTM International.
- Avsian-Kretchmer O., Eshdat Y., Gueta-Dahan Y. and Ben-Hayyim G.,** 1999. Regulation of stressinduced phospholipid hydroperoxide glutathione peroxidase expression in citrus, *Planta*, **209**, 469-477.
- Axtell, N.R., Sternberg, S.P.K. and Claussen, K.,** 2003. Lead and Nickel Removal Using *Microspora* and *Lemna minor*, *Bioresource Technology*, **89** (1), pp.41-48.
- Bachowski, S., Kolaja, K.L., Xu, Y., Ketcham, C.A., Stevenson, D.E., Walborg, E.F., and Klaunig, J.E.,** 1997. Role of oxidative stress in the mechanism of dieldrin shepatotoxicity, *Ann. Clin. Lab. Sci.*, **27**, 196-209.
- Bailey, S.E., Olin, T.J., Brucka, M.R. and Adrian, D.D.,** 1999. A Review Of Potentially Low-Cost Sorbents For Heavy Metals, *Water Research*, **33** (11), 2469-2479.
- Bayhan, H., Akça, L., Altay, A. ve Şakar, S.,** 1996. Yüzen Su Bitkileri ile Atıksulardan Nutrient Giderimi, *Tarım-Çevre İlişkileri Sempozyumu*, 589- 598.
- Bekmezci, H.D.,** 2010. Aşağı Seyhan Ovası Drenaj Sistemlerindeki Kirlilik Etmenlerinin *Clarias gariepinus*'da Toksik Etkileri Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı, *Doktora Tezi*, Adana.
- Belimov, A.A., Safronova, V.I., Tsyganov, V.E., Borisov, A.Y., Kozhemyakov, A.P., Stepanok, V.V., Martenson, A.M., Pearson, V.G. and Tikhonovich, I.A.,** 2003. Genetic Variability in Tolerance to Cadmium and Accumulation of Heavy Metals in Pea (*Pisum Sativum* L.), *Euphytica*, **131**, 25-35.
- Bergmann, W.,** 1992. *Nutritional Disorders of Plants: Development, Visual and Analytical Diagnosis*, New York, s. 695.
- Boniardi, N., Rota, R. and Nano, G.,** 1999. Effect of dissolved metals on the organic load removal efficiency of *Lemna gibba*, *Water Res.*, **33** (2), 530-538.
- Bowler, C., Van, Montague, M. and Inze, D.,** 1992. Superoxide dismutase and stres tolerance, *Annual Review of Plant Physiology and Plant Moleculer Biology*, **43**, 83-116.

- Brix, H. and Arias, C.A.,** 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: new Danish guidelines, *Ecol. Eng.*, **25**, 491–500.
- Burton, G.W. and Ingold, K.U.,** 1984. β -carotene: an unusual type of lipid antioxidant. *Science.*, **224**, 569-573.
- Cajaraville, M.P., Bebianno, M.J., Blasco, J., Porte, C., Sarasquete, C. and Viarengo, A.,** 2000. The Use Biomarkers to Assess the Impact of Pollution in Coastal Environments of the Iberian Peninsula; A Practical Approach, *The Science of the Total Environment*, **247**, 295-311.
- Cerhata, D., Bauerova, A. and Ginter, E.,** 1994. Determination of Ascorbic Acid in blood bitki using high-performance liquid chromatography and its correlation with spectrophotometric, *Caska-Slov-Farm.*, **43** (4), Pp.166-168.
- Cha, M.W., Young, L. and Wong, K.M.,** 1997. The fate of traditional extensive shrimp farming at the Mai Po Marshes Nature Reserve, Hong Kong, *Hydrobiologia*, **352**, 295-303.
- Chaoui, A., Mazhoudi, S., Ghorbal, M.H. and Ferjani, E.E.,** 1997. Cadmium and zinc induction of lipid peroxidation and effects on antioxidant enzyme activities in bean, *Plant Science*, **127**, 139-147.
- Chaudiere, J. and Ferrai-Iliou, R.,** 1999. Intracellular antioxidants: from chemical to biochemical mechanism, *Food and Chemical Toxicology*, **37**, 949- 962.
- Cheesman, K.H. and Slater, T.F.,** 1993. Introduction to free radical biochemistry, *Br. Med. Bull.*, **49**, 481-493.
- Chen, G.X. and Asada, K.,** 1989. Ascorbate peroxidase in tea leaves - occurrence of 2 isozymes and the differences in their enzymatic and molecular properties, *Plant and Cell Physiology*, **30**, 987-998.
- Chen, Y., Wang, C. and Wang, Z.,** 2005. Residues and source identification of persistent organic pollutants in farmland soils irrigated by effluents from biological treatment plants, *Environ. Intl.*, **31**, 778–783.
- Chichiricco, G., Ceru, M.P., D'alessandro, A., Oratore, A. and Avigliano, L.,** 1989. Immunohistochemical localisation of ascorbate oxidase in Cucurbita pepo medullosa, *Plant Sci.*, **64**, 61-66.
- Cnubben, N.H.P., Rietjens, I.M.C.M., Wortelboer, H., Zanden, J.V. and Bladeren, P.J.V.,** 2001. The Interplay of Glutathione-Related Processes in Antioxidant Defense, *Environmental Toxicology and Pharmacology*, **10**, 141-152.

- Cossu, C., Doyotte, A., Babut, A., Exinger, A. and Vasseur, P., 2000.** Biomarkers in Freshwater Bivalves, *Unio tumidus*, in Response to Different Contamination Profiles of Aquatic Sediments, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **45** (2), 106-121.
- Çakmak, S., 2012.** Su Mercimeği (*Lemna gibba* L.) Bitkisinde Ağır Metal Stresine Bağlı Olarak Meydana Gelen Fizyolojik Ve Genomik Değişimlerin Belirlenmesi, *Yüksek Lisans Tezi*, Su Ürünleri Mühendisliği Anabilim Dalı, 83 Sh.
- Çaylak, E., 2011.** Hayvan ve bitkilerde oksidatif stres ile antioksidanlar, *Tıp Araştırmaları Dergisi*, **9** (1), 73-83.
- Çavdar, C., Sifil, A., Çamsarı, T., 1997.** Reaktif Oksijen Partikülleri ve Antioksidan, *Türk Nefroloji Diyaliz ve Transplantasyon Dergisi*, **3** (4), 92-95.
- Dalu, J.M. and Ndamba, J., 2003.** Duckweed based wastewater stabilization ponds for waste water treatment (a low cost technology for small urban areas in Zimbabwe), *Physics and Chemistry of the Earth*, **28**, 1147-1160.
- Davis, P.H., 1984.** Flora of Turkey and the East Aegean Islands, 8, Edinburg.
- Demirci, Ö., 2006.** Phanerochaete chrysosporium'UN Antioksidatif Sistemi Üzerine Astrazon Kırmızı Fbl Tekstil Boyasının Etkisi, *Yüksek Lisans Tezi*, Biyoloji Anabilim Dalı, Malatya.
- Deniz, M., 2010.** Termik santral kaynaklı hava kirliliğinin bitkilerdeki mineral beslenme ve antioksidatif savunma mekanizmasına etkisi, Çukurova Üniversitesi Biyoloji Anabilim Dalı, *Doktora Tezi*.
- Denny, P., 1980.** Solute movement in submerged angiosperms, *Biological Reviews*, **55**, 65-92.
- Denny, P., 1987.** Mineral cycling by wetland plants – a review. *Archiv für Hydrobiologie Beih.*, **27**, 1-25.
- Dietz, K.J., Baier, M. and Krämer, U., 1999.** Free radicals and reactive oxygen species as mediators of heavy metal toxicity in plants. Heavy Metal Stress in Plants: from molecules to ecosystems, *Eds: M.N.V. Prasad and J. Hagemeyer*, 73-98, Springer-Verlag, Berlin.
- Dinges, R., 1982.** Aquatic Plant Systems. An Unconventional Approach to Removal of Toxic Materials, *Presented of The Tenth Water Resource Symposium*, 'Toxic Materials- Methods of Control' University of Texas, Austin, Texas.
- Doğan, M., 2011.** Akuatik Makrofitlerde Ağır Metal Akümülayonu, *Türk Bilimsel Derlemeler Dergisi*, **4** (2), 33-36.

- Downs, C.A. and Heckathorn, S.A.,** 1998. The mitochondrial small heat-shock protein protects NADH: ubiquinone oxidoreductase of the electron transport chain during heat stress in plants. *FEBS Lett*, **430**, 246-250.
- Doyotte, A., Cossu, C., Jacquin, M.C., Barut, M. and Vasseur, P.,** 1997. Antioxidant Enzymes, Glutathione and Lipid Peroxidation as Relevant Biomarkers of Experimental or Field Exposure in the Gills and Digestive Gland of Freshwater Bivalve *Unio tumidus*. *Aquatic Toxicology*, **39**, 93-110.
- Duman, F., Leblebici, Z. and Aksoy, A.,** 2009. Bioaccumulation of nickel, copper, and cadmium by *Spirodela polyrrhiza* and *Lemna gibba*, *Journal of Freshwater Ecology*, **24**, 177-179.
- Duman, F., Öztürk, F. ve Aydın, Z.,** 2010. Biological Responses of Duckweed (*Lemna minor* L.) Exposed to the Inorganic Arsenic Species As(III) and As(V): Effects of Concentration and Duration of Exposure, *Ecotoxicology*, **19** (5), 983-993.
- El-Gendy, K.S., Aly, N.M., Mahmoud, F.H., Kenawy, A. and El-Sebae, A.K.H.,** 2010. The Role of Vitamin C as Antioxidant in Protection of Oxidative Stress Induced by Imidacloprid, *Food and Chemical Toxicology*, **48**, 215-221.
- El-Kheir, W.A., İsmail, G., El-Nour, F.A., Tawfik, T. and Hammad, D.,** 2007. Assessment of the efficiency of duckweed (*Lemna gibba*) in wastewater treatment, *International Journal of Agriculture and Biology*, **9**, 681-687.
- Elmacı, A., Özengin, N. and Yonar, T.,** 2009. Removal of Chromium (III), Copper (II), Lead (II) and Zinc (II) Using *Lemna minor* L. *Fresenius Environmental Bulletin*, **18** (5), 538-542.
- EPA,** 1988. Design Manual for Constructed Wetland and Floating Aquatic Plants Systems for Municipal Wastewater Treatment, EPA625/1-88-022, Cincinnati, OH.
- EPA,** 1991. National Air Quality and Emission Trends Report.1990.
- EPA,** 1995. Contaminants and remedial options at select metals-contaminated sites, EPA/540/R-95/512.
- Esterbauer, H., Cheeseman, K.H., Dianzani, M.U., Poli, G. and Slater, T.F.,** 1982. Separation and characterization of the aldehydic products of lipid peroxidation stimulated by ADP-Fe²⁺ in rat liver microsomes, *Biochem Journal*, **208**, 129-140.
- Farooq, M., Anwar, F. and Rashid, U.,** 2008. Appraisal of Heavy Metal Contents in Different Vegetables Grown in the Vicinity of an Industrial Area” *Pak. J. Bot.*, **40** (5), 2099-2106.

- Fergusson, J.E.**, 1990. ‘‘The Heavy Elements’’, *Pergamon PRESS*, Oxford, Newyork, Seoul, Tokyo, 155-159.
- Foyer, C.**, 1993. Ascorbic acid. In: *Antioxidants in Higher Plants*. R.G. Alscher and J.L. Hess (eds) CRC Press, Boca Raton, 31-58.
- Foyer, C.H. and Halliwell, B.**, 1976. The presence of glutathione and glutathione reductase in chloroplasts: a proposed role in ascorbic acid metabolism. *Planta.*, **133**, 21-25.
- Foyer, C.H., Lelandais, M. and Kunert, K.J.**, 1994. Photooxidative stres in plants. *Physiol. Plant.*, **92**, 696-717.
- Foyer, C.H., Lopez-Delgado, H., Dat, J.E. and Scot, I.M.**, 1997. Hydrogen peroxide- and glutathione-associated mechanisms of acclimatory stres tolerance and signalling. *Plant Physiology*, **100**, 241-254.
- Gallon, C., Munger, C., Premont, S., Goulet, R.R. and Campbell P.G.C.**, 2004. Hydroponic study of aluminium accumulation by aquatic plants: effects of fluoride and pH, *Water Air Soil Pollut.*, **153**, 135-155.
- Garewal, H.S.**, 1997. Antioxidants and disease prevention. Florida: *CRC Press LLC*, 3-19.
- Garnczarska, M. and Ratajczak, L.** 2000. Metabolic Responses of *Lemna minor* to Lead Ions I. Growth, Chlorophyll Level and Activity of Fermentative Enzymes. *Acta Physiology Plant*, **22** (4), 423–427.
- Gechev, T., Willekens, H. and Van Montagu, M.**, 2003. Different responses of tobacco antioxidant enzymes to light and chilling stress. *J Plant Physiol*, **160**, 509-515.
- Gersberg, R.M., Brenner, R., Lyon, S.R. and Elkins, B.V.**, 1987. Survival bacteria and viruses in municipal wastewater applied to artificial wetlands. Aquatic plants for water treatment and resource recovery, *Magnolia Publishing*, Orlando, FL, 237-245.
- Gijzen, H.J.**, 2002. Anaerobic digestion for sustainable development: a natural approach. *Wat. Sci. Tech.*, **45** (10), 321-328.
- Goulet, R.R., Ladonde, J.D., Munger, C., Dupuis, S., Dumont-Frenette, G. and Campbell, P.G.C.**, 2005. Phytoremediation of effluents from aluminium smelters: a study of Al retention in mesocosms containing aquatic plants, *Water Res.*, **39** (11), 2291-2300.
- Greger, M.**, 1999. Metal availability and bioconcentration in plants. In: Prasad, M.N.V., Hagemeyer, J. (Eds.), *Heavy metals stress in plants-From Molecules to Ecosystems*, Springer Press, Berlin, 1-27.

- Griffiths, H.R., Moller, L., Bartosz, G., Bast, A., Bentoni-Freddari, C., Collins, A., Cooke, M., Coolen, S., Haenen, G., Hoberg, A.M., Loft, S., Lunec, J., Olinski, R., Parry, J., Pompella, A., Poulsen, H., Verhagen, H. and Astley, A.B., 2002. Biomarkers, *Molecular Aspects of Medicine*, **23**, 101-208.
- Halliwell, B., 1987. Free radicals and metal ions in health and disease. *Proc. Nutr. Soc.*, **46**, 13-26.
- Halliwell, B., 1991. Free radicals, reactive oxygen species in living systems: source, Biochemistry and Role in Human Disease. *Am. J. Med.*, **91**, 14-21.
- Halliwell, B., 2006. Oxidative stress and neurodegeneration: where are we now? *J Neurochem*, **97**, 1634–1658.
- Hamutoğlu, R., Dinçsoy, A.B., Cansaran Duman, D. and Aras, S., 2012. Biyosorpsiyon, adsorpsiyon ve fitoremediasyon yöntemleri ve uygulamaları, *Türk Hij. Den. Biyol. Derg.*, **69** (4), 235-253.
- Hendry, G.A.F., Baker, A.J.M. and Ewart, C.F., 1992. Cadmium tolerance and toxicity, oxygen radical processes and molecular damage in cadmiumtolerant and cadmium sensitive clones of holcus lanatus L. *Acta Bot. Neerl.*, **41**, 271-281.
- Hodges, D.M. and Forney, C.F., 2000. The Effect of Ethylene, Depressed Oxygen and Elevated Carbon Dioxide on Antioxidant Profiles of Senescing Spinach Leaves. *Journal of Experimental Botany*, **51**, 645-655.
- Hofius, D. and Sonnewald, U., 2003. Vitamin E biosynthesis: biochemistry meets cell biology. *Trends Plant Sci.*, **8**, 6-8.
- Horton, A.A. and Fairhurst, 1987. Lipid Peroxidation and Mechanism of Toxicity. CRC, *Critical Reviews in Toxicology*, **18** (1), 27-79.
- Hou, W., Chen, X., Song, G., Wang, Q. and Chi Chang, C., 2007. Effects of copper and cadmium on heavy metal polluted waterbody restoration by duckweed (L. minor), *Plant Physiology and Biochemistry*, **45**, 62-69.
- Hussein, H., Ibrahim, S.F., Kandeel, K., Moawad, H., 2004. Biosorption of Heavy Metals from Wastewater using *Pseudomonas sp.*, *Electron J Biotechn.*, **7**, 38-46.
- İlhan, F., Kurt, U., Apaydın, Ö., Arslankaya, E., Gönüllü, M.T., 2007. Elektrokimyasal Arıtım ve Uygulamaları: Katı Atık Sızıntı Suyu Çalışması, *TÜRKAY 2007 AB Sürecinde Türkiye’de Katı Atık Yönetimi ve Çevre Sorunları Sempozyumu*.

- Jain, S.K., Vasudevan, P. and Jha, N.K.,** 1989. Removal of some heavy metals from polluted water by aquatic plants: studies on duckweed and water velvet. *Biological Wastes*, **28** (2), 115-126.
- Jain, S.K., Vasudevan, P. and Jha, N.K.,** 1990. *Azolla pinnata* r.br. and *Lemna minor* L. for Removal of Lead and Zinc from Polluted Water. *Water Research*, **24** (2), 177-183.
- Jamil, K., Madhavendra, S.S., Jamil M. and Rao, P.V.R.,** 1987. Studies on Water Hyacinth as a Biological Filtre for Treating Contaminants from Agricultural Waste and Industrial Effluents, *J. Environ. SCL. Health*, **B 22** (1), 103-112.
- Jefferies, H., Coster, J., Khalil, A., Bot, J., Mccauley, R.D. and Hall, J.C.,** 2003. Glutathione. *ANZ Journal of Surgery*, **73**, 517-522.
- Kabata-Pendias, A. and Pendias, H.,** 2001. Trace Elements in Soils and Plants *CRC Press*, Washington, DC.
- Kaewsarn, P.,** 2002. Biosorption of Copper (II) from Aqueous Solutions By Pre-treated Biomass of Marine Algae *Padina* sp., *Chemosphere*, **47**, 1081-1085.
- Kamal, M., Ghaly, A.E., Mahmoud, N. and Cote, R.,** 2004. Phytoaccumulation of heavy metals by aquatic plants. *Environment International*, **29**, 1029-1039.
- Kanoun-Boule, M., Vicente, J.A., Nabais, C., Prasad, M.N. and Freitas, H.,** 2009. Ecophysiological tolerance of duckweeds exposed to copper, *Aquatic Toxicology*, **91** (1), 1–9.
- Kara, Y. and Kara, I.,** 2005. Removal of Cadmium from Water Using Duckweed (*Lemna trisulca* L.), *International Journal of Agriculture and Biology*, 1560-8530, **7** (4), 660-662.
- Karataş, F., Öbek, E. and Kamışlı F.,** 2009. Antioxidant capacity of *Lemna gibba* L. exposed to wastewater treatment, *Ecological Engineering*, **35** (8) 1225–1230.
- Kayış, T.,** 2010. Diazinon’ un Subletal Konsantrasyonlarının *Pimpla turionellae* L.’nin Eşey Oranı ve Bazı Biyokimyasal Parametreleri Üzerine Etkileri, *Doktora Tezi*, Çukurova Üniversitesi, 118 s.
- Kehrer, J.P.,** 1993. Free Radical as Mediators of Tissue Injury and Disease. *Critical Reviews in Toxicology*, **23** (1), 21-48.
- Keller, B.E.M., Lajtha, K. and Cristofor, S.,** 1998. Trace metal concentrations in the sediments and plants of the Danube Delta, Romania, *Wetlands*, **18**, 42-50.

- Kelly, S.A., Havrilla, C.M., Brady, T.C., Abrama, K.H. and Levin, E.D., 1998.** Oxidative Stress in Toxicology Established Mammalian and Emerging Piscine Model System. *Environmental Health Perspective*, **106** (7), 375-384.
- Keser, G., 2005.** *Nasturtium officinale* R. Br.'de kurşunun strese bağlı enzimlerin aktivitelerine, gelişmeye, mineral ve klorofil içeriğine etkileri. Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı, *Doktora Tezi*, Adana.
- Ketterer, B., 2001.** A bird's eye view on the glutathione transferase field, *Chemical Biology Interactions*, **138**, 27-42.
- Khan, A.G., Kuek, C., Chaudhary, T.M. and Khoo, C.S., 2000.** Role of mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. *Chemosphere*, **41**, 197-207.
- Khellaf, N. and Zerdaoui, M., 2009.** Phytoaccumulation of zinc by the aquatic plant, *Lemna gibba* L., *Bioresource Technology*, **100**, 6137-6140.
- Kılınç, K. ve Kılınç, A., 2002.** Oksijen Toksisitesinin Aracı Molekülleri Olarak Oksijen Radikalleri. *Hacettepe Tıp Dergisi*, **33** (2), 110-118.
- Klapheck, S., 1988.** Homoglutathione: isolation, quantification and occurrence in legumes. *Physiol. Plant*, **74**, 727-732.
- Koca, N. ve Karadeniz, F., 2003.** Serbest radikal oluşum mekanizmaları ve antioksidan savunma sistemleri. *Gıda Mühendisliği Dergisi*, **16**, 32-37.
- Körner, S., Lyatuu, G.B. and Vermaat, J.E., 1998.** The influence of *Lemna gibba* L. on the degradation of organic material in duckweed-covered domestic wastewater, *Wat. Res.*, **32**, 3092-3098.
- Kroiss, H., 2003.** Wastewater sludge management – the challenges. What are the potentials of utilising the resources in sludge? In: *Biosolids 2003 – Wastewater Sludge as a Resource*. Trondheim, Norway.
- Kwan, K.H.M. and Smith, S., 1991.** Some Aspects of The Kinetics of Cadmium and Thallium Uptake by Fronts of *Lemna Minor* L., *New Phytologist*, **117** (1), 91-102.
- Lackner, R., 1998.** Oxidative Stress in Fish by Environmental Pollutants. *Fish Ecotoxicology*, 203-224.
- Lamb, C. and Dixon, R.A., 1997.** The oxidative burst in plant disease resistance. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.*, **48**, 251-275.

- Landolt, E.**, 1986. The family of *Lemnaceae* - a monographic study. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH Zürich, Band, **71**, 566.
- Landolt, E. and Kandeler, R.**, 1987. The family of Lemnaceae- a monographic study. Veröe. entlichugen des Geobotanisches institutes der Edg. Tech. Hochschule, *Stiftung Ruebel*, Zuerich, 638.
- Leblebici, Z.**, 2010. Türkiyede Yayılış Gösteren *Lemnaceae* (Sumerimeğigiller) Üyelerinde Bazı Ağır Metallerin Alınımı Üzerinde Nitrat, Sülfat Ve Fosfat'ın Etkisi, Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, *Doktora Tezi*.
- Lee, B.G. and Rowell, R.M.**, 2004. Removal of heavy metals ions from aqueous solutions using lignocellulosic fibers, *Journal of Natural Fibers*, **1**, 97-108.
- Li, Z.H., Zlabek, V., Grabic, R., Li, P., Machova, J., Velisek, J. and Randak, T.**, 2010. Effects of Exposure to Sublethal Propiconazole on Intestine Related Biochemical Responses in Rainbow Trout, *Oncorhynchus mykiss*, *Chemico-Biological Interactions*, **185**, 241-246
- Liu, F. and Schnable, P.S.**, 2002. Functional specialization of maize mitochondrial aldehyde dehydrogenases. *Plant Physiol.*, **130**, 1657-1674.
- Livingstone, D.R.**, 2001. Contaminant-Stimulated Reactive Oxygen Species Production and Oxidative Damage in Aquatic Organism. *Marine Pollution Bulletin*, **42** (8), 656-666.
- Loewus, F.A.**, 1988. Ascorbic acid and its metabolic products. In: *The Biochemistry of Plants*, **14**, 85-107.
- López-Chuken, U.J.**, 2012. Hydroponics and Environmental Clean-Up, Hydroponics -A Standard Methodology for Plant Biological Researches, Dr. Toshiki Asao (Ed.), ISBN: 978-953-51-0386-8, *InTech*, 181.
- Lowe, R.L. and Pan, Y.**, 1996. Benthic Algal Communities as Biological Monitors, In: *Algal Ecology Freshwaters Benthic Ecosystems*, *Academic Press*, San Diago, 705-739.
- Lue-Hing, C., Zenz, D.R. and Kuchenrither, R.**, 1992. Municipal sewage sludge management: Processessing, Utilization and Disposal, *Water Quality Management Library*, Volume **4**, Pennsylvania-U.S.A.
- Mader, J.C.**, 2004. Differential in vitro development of in florescences in long and short day *Lemna* spp.: involvement of ethylene and polyamines, *J. Plant Physiol.*, **161**, 653-663.
- Malik, A.**, 2004. Metal Bioremediation Through Growing Cells. *Environment International*, **30**, 261-278.

- Mal, T., Adorjan, P. and Corbett, A.,** 2002. Effect of copper on growth of an aquatic macrophyte, *Elodea canadensis*. *Environ. Pollut.*, **120**, 307–311.
- Marchioreto, M.M.,** 2003. “Heavy metals removal from anaerobically digested sludge”. *Doctoral thesis*, Wageningen University, the Netherlands, 142 s.
- Markert, B.,** 1993. (Ed.):“Plants As Biomonitors: Indicators For Heavy Metals in The Terrestrial Environment”, Vch, Weinheim, Frgermany, 640 s.
- Matagi, S.V., Swai, D. and Mugabe, R.A.,** 1998. Review Of Heavy Metal Removal Mechanisms In Wetlands , *Afr. J. Trop. Hydrobiol. Fish.*, **8**, 23-35.
- Mates, J.M., Perez-Gomez, C. and De Castro, I.N.,** 1999. Antioxidant enzymes and human diseases, *Clin Biochem*, **32**, 595–603.
- Mathis, P. and Kleo, J.,** 1973. The triplet state of β -carotene and of analog polyenes of different length. *Photochem. Photobiol.*, **18**, 343-346.
- McKersie, B.D. and Leshem, Y.Y.** 1994. Oxidative stress. In Stress and Stress Coping in Cultivated Plants, B.D. McKersie and Y.Y. Leshem, eds (Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers), 15–54.
- Megateli, S., Semsari, S. and Couderchet, M.,** 2009. Toxicity and removal of heavy metals (cadmium, copper, and zinc) by *Lemna gibba*, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **72**, 1774-1780.
- Mehlhorn, H., Lelandais, M., Korth, H.G. and Foyer, C.H.,** 1996. Ascorbate is the natural substrate for plant peroxidases. *FEBS Lett.*, **378**, 203-206.
- Miller, K.W., Lorr, N.A. and Yang, C.S.,** 1984. Simultaneous determination of plazma Retinol α -Tocopherol, Iycopene, α -Carotene, and β -Carotene by high performance liquid chromatography. *Analytical Biochem.*, **138**, 340-345.
- Miranda, G., Quiroz, A. and Salazar, M.,** 2000. Cadmium and lead removal from water by the duckweed. *Lemna gibba* L. (Lemnaceae), *Hidrobiologica*, **10**, 7-12.
- Miretzky, P., Saralegui, A. and Cirelli, A.F.,** 2004. Aquatic Macrophytes Potential for the Simultaneous Removal of Heavy Metals (Buenos Aires, Argentina). *Chemosphere*, **57**, 997–1005.
- Mirsal, I.A.,** 2004. Soil Pollution: Origin, Monitoring, Restoration. Springer Verlag, Heidelberg, s.252. ISBN 3-540-40143-1.
- Mkandawire, M. and Dudel, E.G.,** 2005. Assignment of *Lemna gibba* L. (duckweed) bioassay for in situ ecotoxicity assesment, *Aquat. Ecol.*, **39**, 151-165.

- Montillet, J.L., Cacas, J.L., Garnier, L., Montané, M.H., Douki, T., Bessoule, J.J., Polkowska-Kowalczyk, L., Maciejewska, U., Agnel, J.P., Vial, A. and Triantaphylidès, C., 2004.** The upstream oxylipin profile of *Arabidopsis thaliana*: a tool to scan for oxidative stress. *Plant J.*, **40**, 439–451.
- Moral, R., Navarro Pedreno, J., Gomez, I. and Matrix, J., 1995.** Effects of chromium on the nutrient element content and morphology of tomato, *J. Plant Nutr.*, **18**, 815-822.
- Moreno, D.H., Soler, F., Míguez, M.P. and Pérez-López, M., 2010.** Brain Acetylcholinesterase, Malondialdehyde and Reduced Glutathione as Biomarkers of Continuous Exposure of Tench, *Tinca tinca*, to Carbofuran or Deltamethrin, *Science of the Total Environment*, **408**, 4976-4983.
- Mulligan, C.N., Yong, R.N., Gibbs, B. F., 2001.** Remediation Technologies for Metal Contaminated Soils and Groundwater: an Evaluation, *Engineering Geology*, **60**, 193-207.
- Noctor, G. and Foyer, C.H., 1998.** Ascorbate and Glutathione: Keeping Active Oxygen under Control. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, **49**, 249-279.
- Novotny, V., 1995.** Diffuse sources of pollution by toxic metals and impact on receiving waters . In *Heavy Metals: Problems and Solutions*, 33-52, Sprionger-Verlag, Berlin.
- Oberschall, A., Deak, M., Torok, K., Sass, L., Vass, I., Kovács, I., Fehér, A., Dudits, D. and Horváth, G.V., 2000.** A novel aldose/aldehyde reductase protects transgenic plants against lipid peroxidation under chemical and drought stresses, *Plant J.*, **24**, 437-446.
- OECD., 2006.** Lemna sp.growth inhibition test. Guideline 221, Paris, France: *Organisation for Economic Co-operation and Development*.
- Oporto, C., Arce, O., Van den Broeck, E., Van der Bruggen, B. and Vandecasteele, C., 2006.** Experimental study and modelling of Cr (VI) removal from wastewater using *Lemna minor*, *Water Research*, **40**, 1458-1464.
- Öbek, E., 2009.** Bioaccumulation of heavy metals from the secondary treated municipal wastewater by *Lemna gibba*, *Fresenius Environmental Bulletin*, **18** (11a) 2159-2164.
- Öbek, E. and Şaşmaz, A., 2011.** Bioaccumulation of aluminum by *Lemna gibba* L. from secondary treated municipal wastewater effluents, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **86** (2), 217-220.

- Öbek, E., Tatar, Ş.Y., Hasar, H., Karataş, F. ve Erulaş, M.F.,** 2005. Tavuk Kesimhanesi Atıksu Arıtma Tesisi Giriş ve Çıkış Suları ile Arıtma Çamurundaki Vitamin Düzeylerinin Değerlendirilmesi. *F.Ü. Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, **17** (2), 327-334.
- Öner, M.,** 1987. Mikrobial Ekoloji. Ege Üniversitesi, *Fen Edebiyat Fakültesi Kitaplar Serisi*, **100**, 273-274.
- Özkoç, Ö.B.,** 2011. Su Mercimeği (*Lemna minor*) Bitkisi ile Ağır Metal İçeren Gala Gölü Sularının İleri Arıtımının Değerlendirilmesi, *Yüksek Lisans Tezi*, Namık Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Tekirdağ, 85 s.
- Pais, I. and Jones, J.B.,** 2000. The Handbook of Trace Elements *St. Luice Press*, Florida p. 222.
- Palmateer, G.A., Kutas, W.L., Walsh, M.J. and Koellner, J.E.,** 1985. Recovery of pathogenic and indicator bacteria from wastewater following artificial wetland treatments of domestic sewage in Ontario. Abstracts of the 85th Annual Meeting of the American Society for Microbiology, Las Vegas, NV.
- Panda, S.K. ve Upadhyay, R.K.,** 2003. Salt stress injury induces oxidative alterations and antioxidative defence in the roots of *Lemna minor*, *Biol. Plant.*, **48**, 249-253.
- Pandey, N. and Sharma, C.P.,** 2002. Effect of Heavy Metals Co², Ni² and Cd² on Growth and Metabolism of Cabbage. *Plant Science*, **163**, 753-758.
- Pandey, S., Ahmad, I., Parvez, S., Bin-Hafeez ,B., Haque, R. and Raisuddin, S.,** 2001. Effect of endosulfan on antioxidants of freshwater fish *Channa punctatus* Bloch. 1. Protection against lipid peroxidation in liver by copper pre-exposure, *Archives of Environment Contamination and Toxicology*, **41**, 345-352.
- Pandey, S., Parvez, S., Sayeed, I., Haque, R., Bin-Hafeez and Rausiddin, S.,** 2003. Biomarkers of Oxidative Stres: A Comparative Study of River Yamuna Fish Wallago attu (Bl. & Schn.). *The Science of the Total Environment*, **309**, 105-115.
- Parvez, S. and Raisuddin, S.,** 2006. Copper modulates non-enzymatic antioxidants in the freshwater fish *Channa punctata* (Bloch) exposed to deltamethrin, *Chemosphere*, **62** (8), 1324-1332.
- Patrick, L.,** 2003. Toxic metals and antioxidants. Part II. The role of antioxidants in arsenic and cadmium toxicity. *Altern Med Rev*, **8**, 106-128.

- Peralta-Videa, J.R., Rosa, G., Gonzalez, J.H. and Gardea-Torresdey, J.L., 2004.** Effects of The Growth Stage on The Heavy Metal Tolerance of Alfalfa Plants. *Advances in Environmental Research*, **8**, 679-685.
- Pohlmeier, A., 1999.** Metal speciation, chelation and complexing ligands in plants. Heavy Metal Stress in Plants: from molecules to ecosystems, *Eds: M.N.V. Prasad ve J. Hagemeyer*, 29-50, Springer-Verlag, Berlin.
- Polle, A., 1996.** Mehler reaction: friend or foe in photosynthesis? *Botanica Acta*, **109**, 84-89.
- Polle, A., Chakrabarti, K., Schurmann, W. and Rennenberg, H., 1990.** Composition and properties of hydrogen peroxide decomposing systems in extracellular and total extracts from needles of Norway spruce (*Picea abies* L., karst). *Plant Physiol.*, **94**, 312-319.
- Poon, H.F., Calabrese, B.S.V., Scapagnini, G. and Butterfield, D.A., 2004.** Free radicals and brain aging, *Clinics Geriatric Medicine*, **20**, 329-359.
- Porter, N.A., Caldwell, S.E. and Mills, K.A., 1995.** Mechanisms of free radical oxidation of unsaturated lipids. *Lipids*, **30**, 2290-2787.
- Prasad, M.N.V., 2004.** Heavy Metal Stress in Plant: from biomolecules to ecosystems. 2nd edn. Springer-Verlag, Heidelberg, Narosa, New Delhi, 462s.
- Price, A., Lucas, P.W. and Lea, P.J., 1990.** Age dependent damage and glutathione metabolism in ozone fumigated barley: a leaf section approach. *J. Exptl. Bot.*, **41**, 1309-1317.
- Prygiel, J., Coste, M., 1993.** The assessment of water quality in the Artois-Picardie water basin (France) by the use of diatom indices, *Hydrobiologia*, **269** (270), 343-349.
- Radic, S., Babic, M., Skobic, D., Roje, V. and Pevalek-Kozlina, B., 2010.** Ecotoxicological effects of aluminum and zinc on growth and antioxidants in *Lemna minor* L., *Exotoxicology and Environmental Safety*, **73**, 336- 342.
- Rahmani, G.N.H. and Sternberrg, S.P.K., 1999.** Bioremoval of Lead from Water Using *Lemna minor*. *Bioresource Technology*, **70** (3), 225-230.
- Rai, U.N., Sinha, S., Tripathi, R.D. and Chandra, P., 1995.** Wastewater treatability potential of some aquatic macrophytes: removal of heavy metals. *Ecological Engineering*, **5**, 5-12.
- Rai, U.N., Tripathi, R.D., Vajpayee, P., Vidyanath, Jha. and Ali, M.B., 2002.** Bioaccumulation of toxic metals (Cr, Cd, Pb and Cu) by seeds of *Euryale ferox* Salisb (Makhana). *Chemosphere*, **46**, 267-272.

- Raskin, I., Kumar, P.B.A.N., Dushenkov, S. and Salt, D.E.,** 1994. Bioconcentration of Heavy Metals by Plants, *Current Opinion in Biotechnology*, **5**, 258-290.
- Razinger, J., Dermastia, M., Drinovec, L., Drobne, D., Zrimec, A., Dolenc Koce, J.,** 2007. Antioxidative responses of duckweed (*L. minor* L.) to short-term copper exposure. *Environmental science and pollution research international*, **14**, 194- 201.
- Reddy, K.R. and DeBusk, W.F.,** 1985. Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes, *J. Environ. Qual.*, **14**, 459-462.
- Reddy, K.R. and DeBusk, T.A.** 1987. State-of-the art utilization of aquatic plants in water pollution control. *Wat. Sci. Tech.*, **19**, 61-79.
- Reed, S.C., Middlebrooks, E.J. and Crites, R.W.,** 1988. Natural Systems for Waste Management and Treatment, McGraw-Hill, New York.
- Regoli, F.,** 2000. Total Oxyradical Scavenging Capacity (TOSC) in Polluted and Translocated Mussels: A Predictive Biomarker of Oxidative stres. *Aquatic Toxicology*, **50**, 351-361.
- Rennenberg, H.,** 1982. Glutathione metabolism and possible biological roles in higher plants. *Phytochem.*, **21**, 2771-2781.
- Rice-Evans, C.A., Diplock, A.T. and Symons, M.C.R.,** 1991. Tecniques in free radicals research. *Elsevier*, Amsterdam, 22.
- Richardson, C.J., Di Glulio, R.T. and Tandy, N.E.,** 1989. Free Radical Mediated Processes As Markers of Air pollution Stress In Trees. School of Forestry and Evironmental Studies, Duke University. *The National Academies Pres*, 251–260.
- Rulkens, W.H.,** 2003. Energy from sludge: an overview and brief evaluation of most important options. *In: 2nd International and 13th National Conference on Renewable Energy Sources.*, Czestochowa, Poland.
- Sağ, Y. ve Kaya, A.,** 1999. Ağır Metal İyonlarının *R. Arrhizus*'a Çok Bileşenli Biyosorpsiyonunun İncelenmesi, *TÜBİTAK YDABÇAG-525*, Hacettepe Üniversitesi, Kimya Mühendisliği Bölümü, Ankara, 1-14.
- Sanchez Villavicencio, M., Alvares Silva, C. and Arce, G.M.,** 2007. Boron toxicity in *Lemna gibba*, *Hidrobiologica*, **17**, 1-6.
- Sanita Di Toppi, L. and Gabbrielli, R.,** 1999. Response to cadmium in higher plants. *Environ. Exp. Bot.*, **41**, 105-130.

- Saygıdeğer, S.**, 1996. *Lemna gibba* L. ve *Lemna minor* L. (Lemnaceae)' nin Morfolojik, Anatomik, Ekolojik ve Fizyolojik Özellikleri. *Ekoloji Çevre Dergisi*, **18**, 8-11.
- Scheer, C., Simon, M., Spranger, J. and Baungartner, S.**, 2008. Test system stability and natural variability of a *Lemna gibba* L. bioassay. *PlusOne*, **3**, 1-7.
- Schroeder, P.**, 2000. Use Of Bioindicators For Pollution Control, Ecosystem Service and Sustainable Watershed Management in North China International Conference, Beijing, P.R. China, 23 – 25.
- Schröder, P., Navarro-Aviñó, J., Azaizah, H., Goldhirsh, A.G., DiGregorio, S., Komives, T., Langergraber, G., Lenz, A., Maestri, E., Memon, A.R., Ranalli, A., Sebastiani, L., Smrcek, S., Vanek, T., Vuilleumier, S. and Wissing, F.**, 2007. Using Phytoremediation Technologies to Upgrade Waste Water Treatment in Europe. *Env. Sci. Pollut. Res.*, **7**, 490- 497.
- Schwartz, G.G., Reis, I.M.**, 2000. Is cadmium a cause of human pancreatic cancer? *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev*, **9**, 139-145.
- Sekhar, K.C., Kamala, C.T., Chary, N.S. and Anjaneyulu, Y.**, 2003. Removal of heavy metals using a plant biomass with reference to environmental control, *The International Journal of Mineral Processing*, **68**, 37-45.
- Serbes, D.**, 2011. Cyfluthrin, imidacloprid ve karışım uygulamalarının *Cyprinus Carpio*'da beyin ve karaciğer dokularında glutatyon, malondialdehit ve protein karbonil düzeylerine etkileri, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, *Yüksek Lisans Tezi*, Adana.
- Serfor-Armah, Y., Nyarko, B.J.B., Osa, E.K., Carboo, D., Anim-Sampong and Seku, F.**, 2001. Rhodophyta Seaweed Species as Bioindicators for Monitoring Toxic Element Pollutants in the Marine Ecosystem of Ghana, *Water, Air, and Soil Pollution*, **127**, 243-253.
- Sharp, E.N., Rupper, P. and Miller, T.A.**, 2008. The structure and spectra of organic peroxy radicals, *Phys. Chem. Chem. Phys.*, **10**, 3955-3981.
- Singh, S., Eapan, S. and D'Souza, S.F.**, 2006. Cadmium Accumulation and Its Influence on Lipid Peroxidation and Antioxidative System in An Aquatic Plant, *Bacopa monnieri* L. *Chemosphere*, **62**, 233–246.
- Sinha, S., Gupta, M. and Chandra, P.**, 1996. Bioaccumulation and biochemical effects of mercury in the plant of *Bacopa monnieri* L. *Environ. Toxicol. Water Qual.*, **11**, 105–112.
- Skillicorn P., Spira W. and Jouney W.**, 1993. Duckweed Aquaculture, a new aquatic farming system for developing countries. *The World Bank*, Washington, USA.

- SKKY (Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği)**, 2004. T.C. Resmi Gazete, 31.12.2004 Tarih ve 25687 sayılı Resmi Gazete.
- Smith, I.K., Kendall, A.C., Keys, A.J., Turner, J.C. and Lea, P.J.**, 1985. The regulation of the biosynthesis of glutathione in leaves of barley (*Hordeum vulgare* L.). *Plant Sci.*, **41**, 11-17.
- Smith, M.D. and Moelyowati, I.**, 2001. Duckweed based wastewater treatment (DWWT): Design guidelines for hot climates, *Water Sci. Technol.*, **43** (11), 291-299.
- Sofyan, A.**, 2004. Toxicity of Metals to Green Algae and *Ceriodaphnia dubia*: The Importance of Water Column and Dietary Exposures. The Graduate School University of Kentucky, Dissertation, 161p, Kentucky.
- Soininen, J.**, 2004. Benthic diatom community structure in boreal streams, *PhD Thesis*, University of Helsinki, Helsinki, 1-46.
- Srivastav, R.K., Gupta, S.K., Nigam, K.D.P. and Vasudevan, P.**, 1994. Treatment of chromium and nickel in waste-water by using aquatic plants, *Water Research*, **28** (7), 1631-1638.
- Stadtman, E.R.**, 1986. Oxidation of proteins by mixed-function oxidation systems: implication in protein turnover, aging and neutrophil function. *Trends Biochem. Sci.*, **11**, 11-12.
- Storey, K.B.**, 1996. Oxidative stress: animal adaptations in nature. *Brazilian Journal of Medical and Biological Research*, **29**, 1715-1733.
- Sun, Y., Yin, Y., Zhang, J., Yu, H., Wang, X., Wu, J. and Xue, Y.**, 2008. Hydroxyl Radical Generation and Oxidative Stress in *Carassius auratus* Liver, Exposed to Pyrene, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **71**, 446-453.
- Şaşmaz, A. and Öbek, E.**, 2009. The accumulation of arsenic, uranium, and boron in *Lemna gibba* L. exposed to secondary effluents, *Ecological Engineering*, **35** (10), 1564–1567.
- Şaşmaz, A. and Öbek, E.**, 2012. The accumulation of silver and gold in *Lemna gibba* L. exposed to secondary effluents, *Chemie der Erde*, **72**, 149-152.
- Taboada-Castro, M.M., Dieguez- Villar, A. and Taboada-Castro, M.T.**, 2002. Effect of Soil Use and Agricultural Practices on Heavy Metal Levels in Surface Waters. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **33** (15-18), 2833-2849.
- Tavazzi, B., Lazzarino, G., Di-Pierro, D. and Giardina, B.**, 1992. Malondialdehyde production and Ascorbate decrease are associated to the eperfusion of the isolated postischemic rat heart. *Free-Radic-Biol-Med*, **13** (1), 75-78.

- Taylan, Z.S. ve Özkoç, H.B.,** 2007. Potansiyel ağır metal kirliliğinin belirlenmesinde akuatik organizmaların biokullanılabilirliği. *BAÜ FBE Dergisi*, **9** (2), 17-33.
- Tchobanoglous, G. and Burton, F.L.,** 1991. Wastewater Engineering Treatment, Disposal, and Reuse, *McGraw Hill, Inc.*, 1334p.
- Teisseire, H. and Vernet, G.,** 2000. Ascorbate and glutathione contents in duckweed, *Lemna minor*, as biomarkers of the stress generated by copper, folpet and diuron biomarkers, **5** (4), 263–273.
- Tejeda-Vera, R., Lopez-Lopez, E. and Seden-Diaz, J.E.,** 2007. Biomarkers and Bioindicators of the Health Condition of *Ameca splendens* and *Goodea atripinnis* (Pisces: Goodeidae) in the Ameca River, Mexico, *Environmental International*, **33**, 521-531.
- Terzi, H. ve Yıldız, M.,** 2011. Ağır metaller ve fitoremediasyon: fizyolojik ve moleküler mekanizmalar, *AKÜ-FEBİD*, **11**, 1-22.
- Tiler, K.G.,** 1989. Heavy Metals in soils and their environmental significance, advances in soil science, *Springer Verlag*, **9**, 113-142, Newyork.
- Topal, M., Karagözoğlu, B., Öbek, E. ve Arslan Topal, E.I.,** 2011. Bazı Su Mercimeklerinin Nutrient Gideriminde Kullanımı, Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi, *Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, **2** (4), 12-28.
- Toze, S.,** 1997. Microbial Pathogens in Wastewater. Literatür Review for Urban Water Systems Multi- divisional Research Program, *Technical Report*, **1** (97), 79.
- Tripathi, B.N., Mehta, S.K., Amar, A., Gaur, J.P.,** 2006. Oxidative Stress in *Scenedesmus sp.* during Short- and Long-Term Exposure to Cu^{+2} and Zn^{+2} , *Chemosphere*, **62**, 538-544.
- Upadhyay, A.R., Mishra, V.K., Pandey Sudhir, K. and Tripathi, B.D.,** 2007. Biofiltration of secondary treated municipal wastewater in a tropical city, *Ecological Engineering*, **30**, 9–15.
- Uysal, Y. ve Taner, F.,** 2007. The Effect of Cadmium Ions on The Growth Rate of The Freshwater Macrophyte duckweed *Lemna minor*, *Ekoloji*, **6** (62), 9-15.
- Üçüncü, E.,** 2011. Su Mercimeği (*Lemna Minor* Linnaeus 1753) Kullanarak Farklı Konsantrasyonlardaki Ağır Metal (Cu, Cr, Pb) Karışımlarının Laboratuvar Ortamında Biyoremediasyonu, *Yüksek Lisans Tezi*, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı, 96 sayfa.

- Valavanidis, A., Vlahogianni, T., Dassenakis, M. and Scoullou, M.,** 2006. Molecular biomarkers of oxidative stress in aquatic organisms in relation to toxic environmental pollutants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **64**, 178–189.
- Valko, M.,** 2006. Free radicals, metals and antioxidants in oxidative stress-induced cancer, *Chemico-Biological Interactions*, **160**, 1–40.
- Vasseur, P. and Cossu-Leguille, C.,** 2003. Biomarkers and Community Indices as Complementary Tools for Environmental Safety, *Environment International*, **28**, 711–717.
- Veglio, F., Esposito, A. and Reverberi, A.P.,** 2002. Copper Adsorption on Calcium Alginate Beads: Equilibrium pH-Related Models, *Hydrometallurgy*, **65**, 43–57.
- Wahaab, A.R., Lubberding, H.J. and Alaerts, G.J.,** 1995. Copper and chromium (III) uptake by duckweed, *Water Science and Technology*, **32**, 105–110.
- Wang, W.,** 1990. Literature review on duckweed toxicity testing, *Environ. Res.*, **52**, 7–22.
- Wang, W. and Freemark, K.,** 1995. The use of plants for environmental monitoring and assessment, *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **30**, 289–301.
- Webber, J.,** 1981. Trace metals in agriculture In: Lepp NW, editor. Effect of heavy metal pollution on plants: Metals in the environment, London New Jersey: *Applied Sci Publ*, **II**, 84–159.
- Weis, J.S. and Weis, P.,** 2004. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration, *Environ. Intl.*, **30**, 685–700.
- Whitton, B.A. and Rott, E.,** 1996. Use of algae for monitoring rivers, *II. Proc. International Symposium*, 17–19 September 1995, Innsbruck, Austria, 1–196.
- Wu, G., Fang, Y., Yang, S., Lupton, J. R. and Turner, N. D.,** 2004. Glutathione Metabolism and its Implications for Health, *The Journal of Nutrition*, **134**, 489–492.
- Younes, M.,** 1999. Free radicals and reactive oxygen species. In Toxicology, (H. Marquardt, S.G. Schafer, R. McCellan, and F. Welsch, Edts.) *Academic Press New York, USA*, 111–124.
- Zhang, J.F., Liub, H., Sun, Y.Y., Wang, X.R., Wu J.C., Xue, Y.Q.,** 2005. Responses of the Antioxidant Defenses of the Goldfish *Carassius auratus*, Exposed to 2,4-Dichlorophenol, *Environmental Toxicology and Pharmacology*, **19**, 185–190.

Zimmo, O., 2003. Nitrogen Transformations and Removal Mechanisms in Algal and Duckweed Waste Stabilisation Ponds, *Doctoral thesis*, Academic Board of Wageningen University and the Academic Board of the International Institute for Infrastructural, Hydraulic and Environmental Engineering at Delft, The Netherlands.

EK

EK-1: Elementler arası istatistiksel korelasyon tablosu

	P	S	B	K	Na	Ca	Mg	Al	Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Fe	Pb	Mn	Hg	Mo	Ni	Se	Ag	Sr	Tl	V	Zn
P		P		P				P			P	P	P	P	P	P	P		P	P	P	P	P		N	N	P
S	P		P	P	P			P		P	P	P	P	P		P	P		P	P	P	P	P		N	N	P
B	P	P		P	P	P	P			P		P		P		P	P	P		P		P					P
K	N	N			P			P			P	P	P	P	P	P	N		N	N	N	N	N		P	P	N
Na	P	P	P	N						P				P			P			P	P						P
Ca			N		N													P									
Mg		P	P		P					P					P	P											
Al	P	P		N							P	P	P	P	P	P	P		P	P	P	P	P		N	N	P
Sb		P										P					P										
As											P				P	P		P				P	P				P
Ba	P	P	P	N	P			P	P				P	P	P	P	P			P	P	P	P				
Cd	P			N		N	P	P					P	P	P	P	P		P	P	P				N	N	P
Cr				N										P	P		P		P	P	P		P		N	N	P
Co	P							P			P		P		P	P	P			P	P		P		N	N	P
Cu	P	P			P				P		P		P			P	P		P	P	P	P	P		N	N	P
Fe	P	P						P						P			P			P	P	P	P		N	N	P
Pb			P		P								P		P				P	P	P	P	P		N	N	P
Mn	P	P	P		P				P		P			P								P					
Hg	P	P							P		P			P	P			P		P	P					N	P
Mo	P	P			P				P		P			P				P	P		P	P	P		N	N	P
Ni	P	P	P		P				P		P		P	P	P		P	P	P	P	P		P		N	N	P
Se	P	P			P				P		P		P		P		P	P	P	P	P	P	P				P
Ag	P	P			P				P		P		P	P	P			P	P	P	P	P	P				
Sr										N					N		N				N						
Tl																								N		P	
V	N	N	N		N	P	N		N		N	N			N			N		N		N					N
Zn	P	P	P		P	N			P						P		P				P	P				N	

 *Lemna gibba* L.

 *Lemna minor* L.

N: NEGATİF P: POZİTİF

ÖZGEÇMİŞ

Şûle Yüksel TATAR, 1978 yılında Elazığ'da doğdu. İlkokul eğitimini Elazığ, ortaokul eğitimini Muğla ve lise eğitimini Konya illerinde tamamladı. Fırat Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nden 1999 yılında mezun oldu. 2003 yılında Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü'nde Yüksek Lisans eğitimini tamamladı. Özel sektörde su arıtma ve geri dönüşüm alanlarında çalıştı ve büyük projelere imza attı. 2003 yılında Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü'nde başladığı doktora eğitimini uzun bir süre ara verdikten sonra 2014 yılında tamamladı. Bir çocuk annesidir.