

T.C.
ADYAMAN ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

KOMBİNE OLARAK KADMIYUM VE BAKIRA MARUZ BIRAKILMIŞ
Limnophila sessiliflora (VAHL) BLUME'NİN BİYOSORPSİYON
KAPASİTESİNDEKİ DEĞİŞİMLERİN ARAŞTIRILMASI

MEHMET FERİT GİKLİ

BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

2016

T.C.
ADİYAMAN ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**KOMBİNE OLARAK KADMİYUM VE BAKIRA MARUZ BIRAKILMIŞ
Limnophila sessiliflora (VAHL) BLUME'NİN BİYOSORPSİYON
KAPASİTESİNDEKİ DEĞİŞİMLERİN ARAŞTIRILMASI**

Mehmet Ferit GİKLİ

Yüksek Lisans Tezi

Biyoloji Anabilim Dalı

Bu tez 15/05/2016 tarihinde aşağıdaki jüri üyeleri tarafından Oybirliği ile kabul edilmiştir.

Prof.Dr. E. Rıdvan Sıvacı
BAŞKAN (DANIŞMAN)

Yrd.Doç.Dr. Mustafa GÖÇER
ÜYE

Yrd.Doç.Dr. Ergün KASAKA
ÜYE

Doç. Dr. Ramazan GÜRBÜZ
Enstitü Müdürü

Bu çalışma Adıyaman Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimi tarafından desteklenmiştir.

Proje No: FB EYL/2014-0004

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

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

**KOMBİNE OLARAK KADMIYUM VE BAKIRA MARUZ BIRAKILMIŞ
Limnophila sessiliflora (VAHL) BLUME'NİN BİYOSORPSİYON
KAPASİTESİNDEKİ DEĞİŞİMLERİN ARAŞTIRILMASI**

Mehmet Ferit GİKLİ

Adıyaman Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Biyoloji Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. E. Rıdvan SIVACI
Yıl: 2016, Sayfa sayısı: 59

Jüri : Prof. Dr. E. Rıdvan SIVACI
: Yrd.Doç. Dr. Ergün KASAKA
: Yrd.Doç. Dr. Mustafa GÖÇER

Bu araştırmanın amacı, *Limnophila sessiliflora* makrofiti kullanılarak çevresel kirleticiler arasında yer alan iki ağır metal olan kadmiyum (Cd) ve bakırın (Cu) biyobirikiminin incelenmesidir. Çalışma için kadmiyum 0, 4, 8 ve 16 ppm, bakır 0, 10, 20 ve 40 ppm olarak ve bunların kombine uygulaması için 0, 10+4, 20+8 ve 40+16 ppm'lik dozlarda metaller verildi. Çalışma için 24, 48 ve 96 saat metal uygulaması yapıldıktan sonra metal birikimi ve pigment değişimi incelendi. Sonuç olarak, kombine verilen metaller sinerjistik bir ortam oluşturup, biyobirikimin tekli uygulamadan daha yüksek miktarda çıkmasına neden olmuştur.

Anahtar Kelimeler: Ağır metal, Bakır, Kadmiyum, Biyobirikim

ABSTRACT
MSc THESIS

**INVESTIGATION OF CHANGES IN BIOSORPTION
CAPACITY OF *Limnophila sessiliflora* (Vahl) Blume, EXPOSED
TO COMBINED CADMIUM AND COPPER**

Mehmet Ferit GIKLİ

Adiyaman University
Institutel of Natural and Applied Sciences
Department of Biology

Supervisor: Prof. Dr. E. Rıdvan Sivaci
Year: 2016 Number of pages: 59

Jury : Prof. Dr. E. Rıdvan Sivaci
 : Asst. Prof. Dr. Ergün KASAKA
 : Asst. Prof. Dr. Mustafa GÖÇER

The aim of this study was to *Limnophila sessiliflora* to macrophytes using environmental pollutants, which is located between two heavy metal cadmium (Cd) and copper (Cu) to examine the bioaccumulation. It were treated with 0, 4, 8 and 16 ppm for cadmium, for copper 0, 10 , 20 and 40 ppm and both heavy metal combined application of 0, 10 + 4, 20 + 8 were given and 40 + 16 ppm dose for work. For the study, 24, 48 and 96 hours after the deposition of metal and metal applications were examined pigment change. As a result that creating a synergistic combination both the metals has led to bioaccumulate a single application to exit in higher than amounts.

Key Words: Heavy metal, Copper, Cadmium, Bioaccumulation

TEŐEKKÜRLER

Yüksek lisans eğitiminin her aşamasında gösterdiği ilgi, sabır, verdikleri destek yanında; bilgi, öneri ve yardımlarını esirgemeyerek gelişmeye katkıda bulunan değerli danışman hocam Prof. Dr. E. Rıdvan SIVACI'ya içten dileklerle teşekkür ederim.

Çalışmalarında yardımcı olan biyolog arkadaşım Sevgi Başalan'a teşekkürlerimi sunarım.

Beni bu günlere getiren ve tüm eğitim hayatım boyunca yanımda olup, maddi-manevi desteğini esirgemeyen anneme tüm hissettirdikleri için minnettarım.

İÇİNDEKİLER

SAYFA

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
TEŞEKKÜR.....	iii
İÇİNDEKİLER.....	iv
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	v
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	vi
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	viii
1. GİRİŞ.....	1
2. KAYNAK ÖZETLERİ.....	10
3. MATERYAL VE YÖNTEM.....	14
3.1. Pigment Analizi.....	15
3.2. Metal Analizi.....	15
4. BULGULAR.....	16
4.1. Pigment Değişimi.....	16
4.1.1. <i>L. sessiliflora</i> kadmiyuma bağlı pigment değişimi.....	17
4.1.2. <i>L. sessiliflora</i> bakıra bağlı pigment değişimi.....	19
4.1.3. Kombine kadmiyum ve bakır uygulamasına bağlı pigment değişimi.....	22
4.2. <i>L. Sessiliflora</i> 'daki Kadmiyum Biyosorpsiyonu.....	25
4.3. <i>L. Sessiliflora</i> 'daki Bakır Biyosorpsiyonu.....	28
5. TARTIŞMA VE SONUÇLAR.....	31
KAYNAKLAR.....	40
ÖZGEÇMİŞ.....	49

Çizelge 4.1. Kadmiyum ve bakır yalnız uygulama ile kombine uygulama yüzde
farkları.....28



Şekil 1.1: <i>Limnophila sessiliflora</i> 'nın cpDNA'ya göre evrimsel süreçte filogenetik yeri.....	8
Şekil 1.2: <i>Limnophila sessiliflora</i>	9
Şekil 4.1. <i>L. sessiliflora</i> 'nın kontrol grupları ve ortalamaları.....	16
Şekil 4.2. Kadmiyum uygulaması ve pigment değişimi (24. saat).....	17
Şekil 4.3. Kadmiyum uygulaması ve pigment değişimi (48. saat).....	18
Şekil 4.4. Kadmiyum uygulaması ve pigment değişimi (96. saat).....	19
Şekil 4.5. Bakır uygulaması ve pigment değişimi (24. saat).....	20
Şekil 4.6. Bakır uygulaması ve pigment değişimi (48. saat).....	21
Şekil 4.7. Bakır uygulaması ve pigment değişimi (96. saat).....	22
Şekil 4.8. Kadmiyum - bakır kombine uygulaması (24. saat).....	23
Şekil 4.9. Kadmiyum - bakır kombine uygulaması (48. saat).....	24
Şekil 4.10. Kadmiyum - bakır kombine uygulaması (96. saat).....	25
Şekil 4.11. <i>L. sessiliflora</i> 'nın 24. saatteki kombine ve tek uygulamadaki kadmiyum değişimi.....	26
Şekil 4.12. <i>L. sessiliflora</i> 'nın 48. saatteki kombine ve tek uygulamadaki kadmiyum değişimi.....	27
Şekil 4.13. <i>L. sessiliflora</i> 'nın 96. saatteki kombine ve tek uygulamadaki kadmiyum değişimi.....	28
Şekil 4.14. <i>L. sessiliflora</i> 'nın 24. saatteki kombine ve tek uygulamadaki bakır değişimi.....	29
Şekil 4.15. <i>L. sessiliflora</i> 'nın 48. saatteki kombine ve tek uygulamadaki bakır değişimi.....	29

Şekil 4.16. *L. sessiliflora*'nın 96. saatteki kombine ve tek uygulamadaki bakır değişimi.....30



SİMGELER VE KISALTMALAR

AAS	: Atomik Absorbsiyon Spektroskopisi
ppm	: Bir litre sıvıda bulunan miligram cinsinden madde miktarı (mg/l)
mg/l	: Bir litre sıvıda bulunan miligram cinsinden madde miktarı (ppm)
ppb	: Bir litre sıvıda bulunan mikrogram cinsinden madde miktarı
µg/l	: Bir litre sıvıda bulunan mikrogram cinsinden madde miktarı
Cu	: Bakır
CuSO ₄ .5H ₂ O	: Bakır(II) sülfat pentahidrat
Zn	: Çinko
Rpm	: Dakika başına devir
°C	: Derece
Fe	: Demir
EDTA	: Etilendiamin tetraasetik asit
g	: Gram
pH	: Hidrojenin gücü
HCl	: Hidrojen klorid
Cd	: Kadmiyum
CdCl ₂ .H ₂ O	: Kadmiyum klorid monohidrat
Cr	: Krom
Pb	: Kurşun
mg	: Miligram
ml	: Mililitre
mM	: Milimolar
Ni	: Nikel
HNO ₃	: Nitrik asit
N	: Normal konsantrasyon
NaOH	: Sodyum hidroksit
Bar (P)	: Paskal

1. GİRİŞ

Yaşamın temel ögesi olan su, bir besin maddesi olmamasına rağmen içerisinde bulunan besin tuzları sayesinde organizma için her türlü biyokimyasal reaksiyonda etkin rol oynamaktadır. Organizmanın pH dengesinin korunması, hücresel aşamada molekül ve organeller için ortam oluşturmasından başlayıp, besin alınması ve taşınması da görev aldığı bilinmektedir. Bu nedenlerden dolayı, su canlıların yaşamsal faaliyetlerini sürdürmesi için şarttır. Bu sucul yapı birbirlerine bağlanıp kompleks bir sistemi oluşturmaktadırlar (Carpenter ve Lathrop 2014).

Yeryüzünün 3/4'ünün sularla kaplı olmasına rağmen kullanılabilir su oranı ancak % 0.74 civarındadır (Akın ve Akın 2007). Sucul sistemde kirlilik; kentleşme, tarım, hayvancılık, sanayi ve insan kaynaklı (antropojenik) aktivitelerin baskısıyla oluşmaktadır (Jindal vd 2014a). Tatlı su sistemleri üzerindeki insan kaynaklı baskı dünya genelinde su kalitesini bozmaktadır. Bilindiği gibi büyük popülasyona sahip şehirler hep yüksek debili su kaynaklarına yakın yerlerde kurulmuştur. Yoğun nüfusa sahip popülasyonların göl ve nehirleri bilinçsizce kullanmaları, sistemi geri dönüşümü zor hale getirmiştir (Jindal vd 2014b, Li vd 2015). Endüstri devriminin başlangıcına kadar devam eden bu süreç sonrasında, endüstriyel gelişimin hızlanması ile birlikte göl, nehir, deniz ve okyanuslar gibi sucul sistemler temizleme kapasitesinin üzerinde bir birikime maruz kalmışlardır (Volesky 2001, Taylan ve Böke-Özkoç 2007, Chen vd 2015, Kiefer vd 2015). Bu birikim insan yaşam koşullarına doğrudan etki etmektedir.

Birçok ülkede çarpık kentleşme ve kontrolsüz nüfus artışı büyük bir çevre felaketine neden olmaktadır. Bu da beraberinde atık su sorununun artan bir şekilde büyümesine ve atık suların arıtılması yerine en yakın sucul sisteme boşaltımı tercih edilmektedir (Edokpayi vd 2015). İnsan kaynaklı etkinliğin en başında hızlı endüstrileşme gelmektedir. Endüstriyel gelişme; yanlış arazi kullanımı, yanlış kalkınma politikaları sonucu ekosistemin bozulmasına, yüksek oranda ötrofikasyona, azalan sulak alanlar ve bozulmuş su kalitesine neden olmaktadır (Upadhyay vd 2012). Sonuç olarak sistem ötrofikasyon dediğimiz kirlenme süreciyle karşı karşıya kalmaktadır. Ötrofikasyon, asidifikasyon ve diğer kirlenme türlerinin artması bu şekilde meydana gelmektedir. Bilindiği gibi su kalitesi, tatlı su ekosistemlerinde fiziksel, kimyasal ve

biyolojik faktörlere bağılı olduğundan canlı çeşitliliğini büyük tehlikeye sokmaktadır (Kiefer vd 2015).

Algler ve özellikle bu gruba dahil olan, ancak bakteri karakteristiğini de gösteren siyanobakteriler oldukça fırsatçı organizmalardır. Bu organizmalar ortam koşulları kendileri için optimum olduğu, özellikle fosfat ve nitrat artışlarında hızlı bir şekilde çoğalabilirler (Merwe ve Price 2015). Litrede bir milyonun üzerine çıktıkları zaman suyun doğal ekolojik ve fizyolojik özelliklerini değiştirirler. Bu duruma “Alg Patlaması” ya da “Water Bloom” denir. Böylece, sucul sistem sadece insan ve hayvan üzerinde büyük bir hastalık tehditi olmaktan çıkıp aynı zamanda tarım için de kullanışsız hale gelir (Mohamed vd 2015). Sucul sistemde aşırı miktarda bulunan azot ve fosforun en büyük kaynağı tarımsal faaliyetler olduğu ortaya çıkmaktadır (Li vd 2015). Yüzyıllar boyunca, insanlar tarımsal üretimi artırmak için atık suyu yeniden kullanma yoluna gitmişlerdir (Drechsel ve Evans 2010). Patojen olan bakteriyel ve viral organizmalar; ishal, solunum yolu enfeksiyonları, deri, göz hastalıkları, kolera ve tifo gibi salgın hastalıklara neden olmaktadır (Fuhrmann vd 2015). Günümüzde su kirliliği nedeniyle günlük 14000’e yakın insan bu hastalıklar nedeniyle ölmektedir (Lu vd 2016). Bu nedenle sucul sistemlerin tekrar sağlıklı bir şekilde kullanılabilmesi için rehabilite edilmesi gerekmektedir.

Ötrofikasyon, doğal yoldan evrimsel süreç içerisinde meydana gelebilir ve başka bir sisteme dönüşebilir. Fakat sisteme bir bütün dahilinde bakıldığında özellikle insan faktörünün etkisiyle doğal olan bu süreç hız kazanarak geri dönüşümsüz bir hal almaktadır. Ötrofikasyonun kaynağına inildiğinde nehirler, sistemi oluşturan ana kayaç, bentik bölgenin karakteristiği, flora, faunanın çeşitliliği ve biyomas miktarı oldukça önemlidir. Dış edafik faktörlerin kontrolsüz girdisini meydana çıkarabilmek için bu kaynakları oluşturan yapıların neler olduğunun araştırılması gereklidir (Thakur vd 2013, Azevedo vd 2015). Bu araştırmalar, gölün klorofil düzeyi, şeffaflık(transparansi), biyokütle, azot-fosfor miktarları, fitoplankton türü ve miktarı, gölü oluşturan suyun fiziksel ve kimyasal özelliği gibi çeşitli verileri kapsar (Petaloti vd 2004).

Kloroplastlar; bitkilere güneş yoluyla besin sağlayan ve bitkinin yaşamsal faaliyetlerini sürdürebilecek olan birçok temel madde için enerji oluşturan özel bir organeldir. Bunun yanında yardımcı pigment olarak bilinen karotenoid bitki için önemli bir pigment çeşididir. Güneşten gelen ışık miktarı yüksek konsantrasyonda ise bu

pigmentler düzenleyici görevi yaparak ana pigmentin parçalanmasına engel olurlar. Bunun nedeni fotosentetik sistemin, özellikle klorofil-*a*'nın bitki için hayati öneme sahip olmasıdır (Limantara vd 2015, Kira vd 2015). Bu pigment fotosentez sürecini tilakoit zarında bulunan klorofil-protein kompleksi ile sağlamaktadır (Jia vd 2015).

Fakat yukarıda belirttiğimiz kirlilik sürecinde bu sistemler oldukça büyük zarar görürler. Bu kirlilik çeşitliliklerinden ağır metal kirliliği en önemlilerinden biridir. Günümüzde yoğun bir şekilde gerçekleşen insan kaynaklı etkilerin sonucu, doğaya yoğun olarak salınan periyodik tabloda geçiş metalleri olarak bilinen bu maddeler ciddi bir tehdit olarak kabul edilmektedir (Rybak 2015). Ağır metaller, atom numarası elli ve üzeri olan ayrıca yoğunluğu 5 g/cm³'ten büyük elementlerdir. Bu gruba altmıştan fazla metal girer. Bu tanımlamaya uyan bazı ağır metal iyonları; Bakır (Cu⁺²), Demir (Fe⁺²), Çinko (Zn⁺²), Kurşun (Pb⁺²), Civa (Hg⁺²), Kobalt (Co⁺²), Krom (Cr⁺²), Nikel (Ni⁺²) ve Kadmiyum (Cd⁺²) verilebilir (Hamutoğlu vd 2012).

Yeryüzünde eser halde bulunan ağır metaller yer kabuğunun altında oldukça yoğun bir biçimde bulunmaktadır. Ağır metal olarak adlandırılan bu metallerin yeryüzünde yüksek oranda bulunması, toksik etkilerinin yoğun bir şekilde ortaya çıkmasına neden olmaktadır. Bu sürece ekolojik olarak "Ağır Metal Kirliliği" denmektedir (Migliaccio vd 2015). Ağır metal kirliliğinin temel olarak iki ana kaynağı vardır. İlki bu metallerin yoğun olarak yeryüzünde bulunması, ikincisi ve asıl sorun yaratan madencilik, sanayi, tarımsal ilaçlar (pestisit vs), fosfatlı-azotlu mineral gübreler, araç egzoz gazları, fabrika bacaları ve endüstriyel atıkların oluşturduğu insan kaynaklı girdilerdir (Jiao vd 2015). Ağır metaller belirli bir konsantrasyona ulaştığında toksik olan ve biyolojik olarak etkinliğini uzun süre koruyan çevre kirleticileridir. Ağır metallerin insanda oluşturacağı olumsuz etkinin en büyük kaynağı, sulara arıtılmadan bırakılan atık maddelerin besin zinciri yoluyla birikerek tekrar insana dönmesidir (Abuduwaili vd 2015, Tiecher vd 2015).

Dünya üzerindeki doğal koşulların bozulması bakımından en önemli sorunların başında ağır metal kirliliği gelmektedir (Hokkanen vd 2015). Ağır metal kirliliği günümüzde oldukça hızlı bir şekilde artmaktadır. Bunun nedeni teknolojiye hızlı ve çarpık gelişmeler ile arıtım faaliyetlerinin aynı hızda ilerlememesidir (Shahbazi vd 2016). Sanayi devrimi ile birlikte başlayan bu süreç, sucül ekolojileri geri dönüşümü mümkün olmayacak bir şekilde kirletmeye başlamıştır (Song vd 2015).

Canlılık sisteminde besin basamağı yükseldikçe bu basamaklarda biriken toksik madde miktarı da artmaktadır. Bu makromoleküllerden olan metaller toksik etki olarak oksidatif bozunmaya neden olmaktadır. Yapılan çalışmalarda görülmüştür ki demir, bakır, kadmiyum, krom, kurşun, cıva, nikel, vanadyum gibi metaller lipit peroksidasyonu, DNA hasarı, sülfidril tüketilmesi, kalsiyum homeostazisi ve reaktif oksijen türlerin (ROS)'de artma gibi sorunlara neden olmaktadır. Metal iyonlarının etkileri biyolojik yapı içerisine girdikten sonra birçok farklı kimyasal reaksiyona katılarak sistemi hasara uğratırlar (Stohs ve Bagchi 1995).

Kadmiyum ve bakır günlük hayatta çok farklı alanlarda kullanılması dolayısıyla diğer ağır metallerden daha fazla etkiye neden olmaktadır. Kadmiyumun kullanımı, sanayi devriminden sonraki kırk yıl boyunca sekiz kat artmıştır. Biyosfer içine kadmiyum girişinin yıl boyunca yaklaşık 30.000 ton/yıl olduğu tahmin edilmektedir. Asit yağmurları sonucunda biyolojik bünyelere bağlı olan ve ayrıca toprak kolloidlerine yapışık olan kadmiyum, çözünüp ayrılarak birçok farklı sistemlere hızlı bir şekilde dağılır (Tschuschke vd 2002). Kadmiyum sucul sistemlere fosfatlı gübrelerle, arıtma çamuruyla, şehir trafiğiyle, elektrik santralleriyle, metal işleme sanayisiyle, pil ve pil ürünleriyle, atık yakma ve çimento fabrikası gibi etkilerle doğaya salınmaktadır (Martins vd 2011). Birçok çalışmada kadmiyum (Cd) iz element halinde bile toksik olduğu belirlenmiştir (Perfus-Barbeoch vd 2002). Kadmiyum zehirli geçiş metali olarak çevre için toksik ve uzun bir biyolojik yarılanma ömrüne sahip olması nedeniyle yüksek oranda toksik kabul edilmektedir (Waalkes 2000). Çünkü bitkiler bu metali çok hızlı bir şekilde bünyelerine alabilir ve diğer organizmalara besin zinciri yoluyla aktarırlar. Bazen de, bitki içerisinde kök iletiminde, hava organlarında, kromozomlarda, fotosentez reaksiyonlarında, terleme(tranpirasyon), azot metabolizması, besin tuzu ve su alımı süreçlerinde hasarlar oluşturarak bitkinin ölümüne neden olabilmektedir (Kulik vd 2012). Kadmiyumun biyotoksik etkisi sonucunda çeşitli hastalıklara neden olmakla birlikte organizmanın büyümesini, gelişimini ve yaşamını tehdit etmektedir. Hatta kadmiyum çok düşük oranlarda bile sitotoksik(hücre için toksik) ve genotoksik(DNA için toksik) bir elementtir. Bunun nedeni pürin, pirimidinler, fosfatlar, porfirin, proteinlerin yapıtaşları olan aminoasitlere bağlanarak toksik etki yapmasından kaynaklanır (Tschuschke vd 2002). Lipit kompozisyonunu değiştirerek, enzim etkileşimini bloke eder, klorofilin CO₂ bağlanmasını(fiksasyonunu) engeller. Ayrıca besin tuzlarının alınımı ve dağılımında da

aksaklıklar meydana getirir. Eđer antioksidant enzim aktivasyonu metabolizmada yetersiz ise hücreyi ölüme götürebilecek OH ve H₂O₂ üretilmesini tetikler (Sandalio vd 2001).

Kadmiyum Uluslararası Kanser Araştırmaları Ajansı tarafından ve ABD Ulusal Toksikoloji Programında insanlar için güçlü bir karsinojen(kanser yapıcı madde - kanserojen) olarak tespit edilmiş ve hayvansal dokuların çoğunda karsinojen olduğu açıkça belirlenmiştir. Mesleki olarak doğrudan etkileşimle kronik akciğer kanseri, dokularda birikmeyle akciğer, prostat, böbrek, karaciğer ve testiste doku lezyonu ve doku-organ kanserine neden olduğu bilinmektedir. Türler arası tolerans sınırı değişmekle birlikte antioksidant maddelerin aktivite ve miktarlarına göre DNA tamir mekanizması çalışıp hücre kendini kurtarabilmektedir (Waalkes 2000).

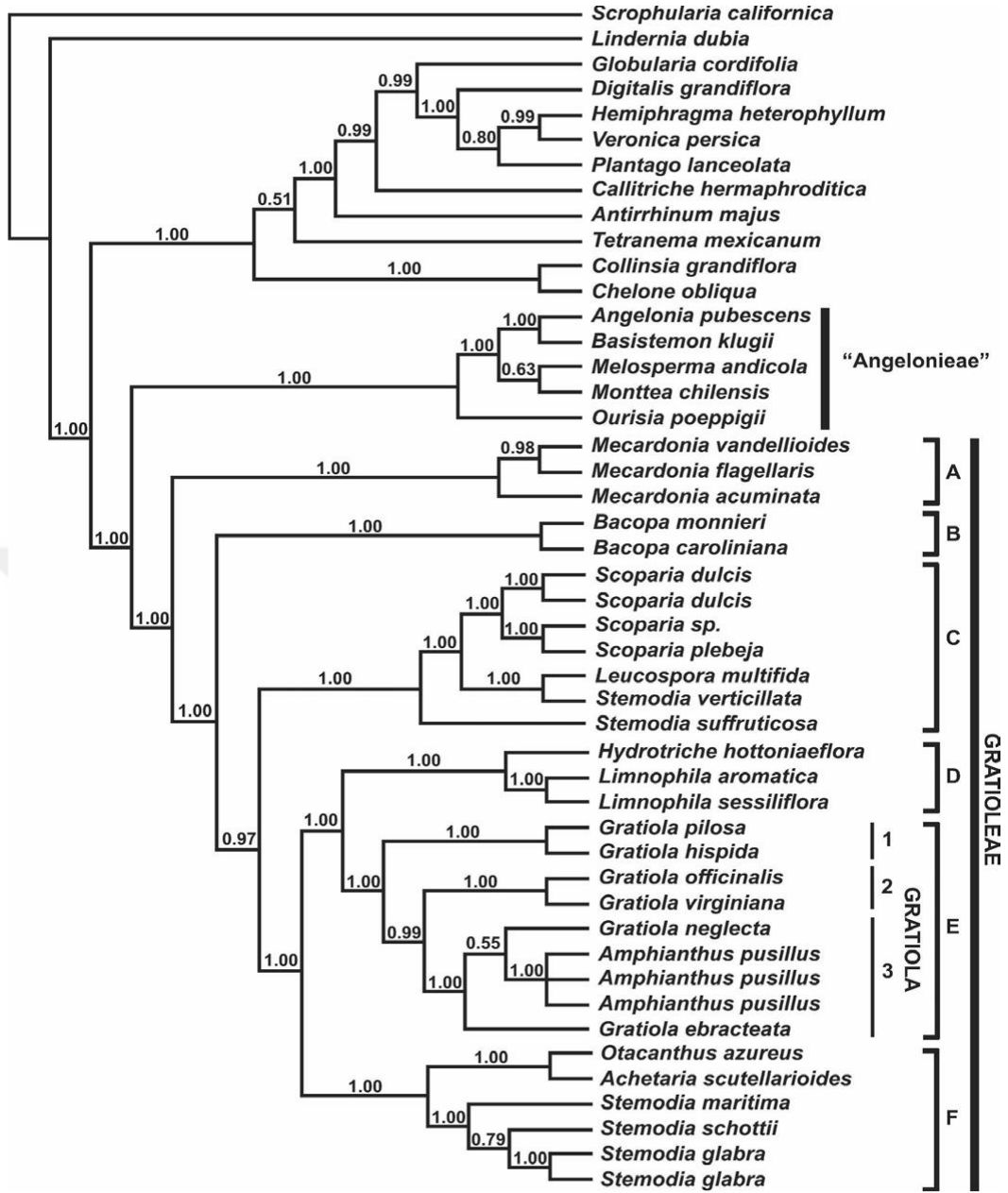
Bakır, büyüme ve gelişim için önemli bir element olmasının yanında bazı enzimlerin bileşikleri ve aktivatörlerinin yapısına girmesi nedeniyle “eser besin tuzu” listesinde yer almaktadır (Pilon vd 2006). Ama canlı için gerekli dozu aştığı andan itibaren toksik etki yaratmaktadır. Bakır; bakır yüklü olan lağım suyu, tarımsal ilaçlar ve organik gübre kullanımı ile sisteme girer. Canlılarda Cu ve Cu⁺² formunda bulunmaktadır. Bu metal; Cu / Zn süperoksit dismutaz (Cu/ZnSOD), stokrom-c oksidaz, askorbat oksidaz, amino oksidaz, lakkaz, plastosiyanindeki (PC) ve polifenol oksidaz gibi çeşitli enzimler için bir ko-faktör olarak görev almaktadır. Toksik etkisi oksidatif strese neden olarak serbest radikaller üretmesinden kaynaklanır. Bitkilerde toksik etki sonucu; kökün bodur kalmasına, yapraklar da klorozis(reng kaybı-sararma) – nekroze(doku ölümü), kloroplastta tilakoid membran ve fotosistem II (PSII) gelişimine engel olur. Ayrıca oksidatif taşıma sistemine hasar vererek proteinlerin sülfidril gruplarına bağlanıp yapıyı bozması da sayılabilir (Ali vd 2015). Hayvanlarda ise; hemoglobinin dizilimini etkileyerek normal rengini almasını sağlayan anahtar bir elementtir. Ayrıca bağ dokusu oluşumu, önemli hücresel solunum fonksiyonları, sitokrom oksidaz ve lizil oksidaz gibi birçok metalloenzimlerin bir ögesi olarak görev alırken melaninin yapısına katılarak da tirozinazın enziminin (cilt, saç ve kürkte siyah rengi veren pigment) bir ögesi olarak görev alır (Wu vd 2015). Bu gibi metallerin başta ABD olmak üzere birçok ülkede insanlara en yoğun olarak balık ve diğer deniz ürünleri ile geçtiği bilinen bir konudur (Schaefer vd 2014). Balıkların birçoğu omnivor(hepçil) beslenirler. Bunların bir kısmı algler üzerinden beslenen su ürünlerini, kabukluları tüketerek, diğer bir kısmı da doğrudan besin zincirinin

ilk halkasını oluşturan algleri tüketerek balığa geçmektedir (Campfens ve Mackay 1997, Gulati vd 1988, Leal vd 2010).

Yüksek yapılı sucul bitkiler olarak da anılan makrofitler, metabolik olarak daha yüksek bitki grupları ile benzerlik gösterirler. Çalışmamızda kullandığımız ve bir anjiyosperm(kapalı tohumlu) olan *Limnophila sessiliflora* (Vahl) Blume, Scrophulariaceae ailesine mensup bir türdür. Bu aile 4000 tür ve 200 cinse sahip kozmopolit bir ailedir (Chen ve Wang 2014). Yapılan çalışmalar sonucunda cpDNA benzerlikleri ile iki gruba ayrılmıştır. Bunlardan biri “Scrophulariaceae ailesi” diğeri “Plantaginaceae ailesi” olarak devam etmektedir. Bu çalışmalar ile “*Limnophila* cinsi” diğeri “Gratiolaceae tribusu(oymak)” ile beraber Plantaginaceae ailesine dahil edilmiştir (Şekil 1.1) (Albach vd 2005, Estes 2008). Bu aile çeşitli cins ve türlerden oluşmaktadır. Plantaginaceae ailesine ait olan *Limnophila* cinsi ilk olarak 1810’da Robert Brown tarafından Queensland adasının güneyinden toplanan örneklerle tanımlanmıştır. Sucul ve yarı sucul olarak eski dünyanın subtropik, şimdinin tropik kuşağında yaşadığı bilinmektedir (Wannan ve Waterhouse 1985). *Limnophila* latince “Göl seven” anlamına gelmekte olup genellikle “Ambulia” ya da “Asya bataklık otu” olarakta bilinir. Asya başta olmak üzere Afrika, Avustralya ve Pasifik adalarında hatta Kuzey Amerika da bile habitatu bulunan bitkinin, bu kadar fazla yayılış göstermesinden dolayı, halen keşfedilmemiş türleri olduğu sanılmaktadır. Hindistan’da geleneksel tıp sisteminde kullanıldığı bilinmektedir. Çeşitli hastalıkların tedavisinde kullanılmaktadır. *Limnophila reflexa* Br. , *Limnophila aromatica* (Lam.) Merr. , *Limnophila fragrans* Seem. , *Limnophila indica* (L.) Druce, *Limnophila sessiliflora* (Vahl) Blume başta olmak üzere *Limnophila*’nın 40’tan fazla türü tanımlanmıştır (Brahmachari 2014). Sinonim adları; *Ambulia sessiliflora*, *Hottonia sessiliflora*, *Stemodia sessiliflora*, *Terebinthina sessiliflora* ve *Stemodiocra sessiliflora*’dır. Su altında, nehir ve tatlı su kaynağının durgun yerlerini habitat olarak seçerler. Her çiçeği 200-300 civarı tohuma sahiptir (Spencer ve Bowes 1985). 15-28°C sıcaklıklar arasında yaşar ve en iyi büyüdüğü dalga boyu 215 nm’dir (Cobb ve Haller 1981). En iyi geliştiği su kimyası özelliği olarak; pH’ı 6,2-7,4; alkalinite 0,18-0,66 meq/l (9-33 mg CaCO₃/l); şeffaflık 2,2-9 m; toplam fosfat 8,0-227 µg/L’dir (Kunii 1991). Ergin halinin üst kısımlarında; gövdesi 2-3 mm, tüsüz ve dallanmıştır. Yapraklar 5-8 adet, mızraksı yapıda, dairesel yerleşmiş ve 10-20’mm den uzundur. Çentikli serratlarında çiçekler bulunur. Batık yapraklar koyu yeşil, mızraksı, 6-

10 (daha fazla) dairesel yerleşimli, gövde eşkenar dörtgen-yumurta şeklinde, 5-40' mm den uzun, karşılıklı segmentlere yerleşmiş, apexde geniş yuvarlak şekle yakındır. İkincil çiçek yaprağı yoktur. Çiçekleri havaya temas yüzeyinde, kaliks 4-7 mm uzunluğunda, yoğun olarak az tüylü, yumurta şeklinde loblar 2-3,5 mm olarak açar. Taçlar 5-8' mm den uzun, mor menekşe-mavi, yanal çıkıntı dışı tüysüz, iç dudaklar beyaz veya pembe ışıktta 2 mavi nokta gibi görünür. Dairesel, beyaz, alt dudak üç loblu, geniş yumurta şekilli loblara sahiptir (Şekil 1.2) (Yang ve Yen 1997).





Şekil 1.1: *Limnophila sessiliflora*'nın cpDNA'ya göre evrimsel süreçte filogenetik yeri (Estes 2008)



Şekil 1.2: *Limnophila sessiliflora*

Bu çalışmadaki amacımız; birçok kaynaktan endüstriyel kirliliğe maruz kalmış sucul sistemde, kirlilik ajanlarının içinde bulunan kadmiyum ve bakırın *Limnophila sessiliflora* üzerinde etkisinin nasıl olacağını incelemektir. Ayrıca her iki metalinde sistemde bulunmasını göz önüne bulundurarak birlikte bulunma halinde yıkıcı etkilerinin artıp artmayacağını (sinerjistik etki) belirlemek için yapılmıştır.

2. KAYNAK ÖZETLERİ

Gibson (1972)'de yapmış olduğu çalışmada 2 farklı tür olan *Anabaena flos-aquae* ve *Scenedesmus quadricauda* türlerinde bakırın farklı türlerde absorpsiyon mekanizmasının değişebileceğini vurgulamıştır. Özellikle bir siyanobakter tür olan anabena hücrelerinin hızlı bir şekilde ölürken, artan doz miktarlarına bağlı olarak büyümeyi yavaşlattığını söylemiştir. Gibson'a (1972) göre uygulama periyotları uzadıkça bakırın yıkıcı etkisinin azaldığını tespit etmiştir.

Yapılan bir absorpsiyon-desorpsiyon çalışmasında Zhou ve arkadaşları (1998) makro ve mikro alglere Cd ve Cu vererek incelemeye almışlardır. *Spirulina platensis* makrofitinin yüksek Cd absorbansına sahip olduğunu ifade etmişlerdir. Sonra yapılan desorpsiyon(Tutulan taneciklerin yüzeyden ayrılması) çalışmasında yaklaşık 20 ml HCl 5 g/l ve 20 ml EDTA 4,7 g/l bakırın desorpsiyonuna neden olduğunu saptamışlardır. Makrofitten Cu uzaklaştırması için 50 ml desorbent kullanılmasının % 98 -99,5 arasında başarı sağladığı sonucuna varmışlardır.

Figueira ve arkadaşları (2000) yaptıkları çalışmada dört farklı kahverengi alg kullanarak Ca, Mg ve K elementleri ile Cd elementinin alımlarını karşılaştırmıştır. *Laminaria* sp. sadece K elementi yerine, *Ecklonia* sp. Mg ve K elementleri yerine, *Homosira* sp. Ca ve K yerine son olarak *Durvillaea* sp. ise her üç element yerine bünyesine daha fazla kadmiyum absorbe etmiştir. En yüksek kadmiyum alımı *Homosira* sp. ve *Durvillaea* sp.'de gerçekleşmiştir. Çalışmaya göre ağır metal ilgisi asla diğer üç elementin gerisinde kalmamıştır.

Davis ve arkadaşlarının (2000) yapmış oldukları çalışmada ölü olan *Sargassum*'un altı türünü kullanarak kadmiyum ve bakır absorpsiyonunu incelemişlerdir. *S. vulgare*, *S. fluitans* ve *S. filipendula* türleri kadmiyum gideriminde 10 mg/l(ppm) uygulamada 29,3 mg/g – 25,2 mg/g – 23,3 mg/g olurken, bakır alımında 35,0 mg/g – 24,7 mg/g – 23,7 mg/g olmuştur. İkinci uygulama dozu olan 200 ppm'de ise kadmiyum 79,0 mg/g – 71,7 mg/g – 66,5 mg/g olurken, bakır 57,5 mg/g – 48,5 mg/g – 52,7 mg/g olmuştur. İki metal ayrı ayrı incelendiğinde, kısa sürede yüksek absorbans veren metallerin uygulama dozlarının aynı olmasına rağmen kadmiyum için yüksek doz

uygulamada daha yüksek absorbansa neden olurken 10 ppm'lik uygulamada bakır alımı ile kadmiyum alımında çok fazla fark görülmemiştir.

Hashim ve arkadaşları (2000) yaptıkları çalışmada *Sargassum baccularia* türünü kullanarak bakır absorpsiyonunu ve desorpsiyonunu incelemişlerdir. Beş döngüden oluşan deney gruplarının birine HCl diğetine ise EDTA verilerek desorpsiyon yolu ile metalin geri bırakılması izlenmiştir. Burada amaç elementin canlıdan ayrılması ve canlının biyoyarıtım için tekrardan kullanılabilirliğinin incelenmesidir.

Kaewsarn (2002) yaptığı çalışmada *Padina* sp. kullanarak bakır absorpsiyonunu incelemiştir. Ortama Na^{+1} , K^{+1} , Mg^{+2} ve Ca^{+2} iyonları ile beraber Cu verilmiş. Sodyum, bakır ile beraber uygulandığında tekli uygulama ile aynı miktarda alınırken, sırasıyla potasyum, magnezyum ve kalsiyum alımları giderek absorpsiyonları azalmış ve rekabetin bu elementlerle bakır arasında gerçekleştiğini gözlemlemiştir.

Terry ve Stone (2002) *Scenedesmus abundans* ile hem kadmiyum hemde bakır giderimi ile ilgili çalışmalarında 5 ve 10 ppm uygulamada 72 saate kadar klorofil-*a* da azalma önemsizken, 15 ve 20 ppm de ise önemli bir düşüşe neden olduğunu belirtmişlerdir. Metal uygulaması algin canlı ve cansız olma durumlarında uygulanmış, canlı algde metal birikimi daha yüksek oranlarda olduğu görülmüştür. En yüksek uygulama grubunda 20 ppm varken 34,4 ppm metal biyosorpsiyonu gerçekleşmiştir. En yüksek absorpsiyon canlı algde meydana gelmiştir. Deneylerinde beraber uygulanan kadmiyum ve bakır, 1-7 ppm'ye kadar tekil olarak aynı metal birikimi gözlenirken, 4 ppm'den itibaren her konsantrasyon artışında rekabetin ortaya çıktığı ve artarak devam ettiği gözlemlenmiştir. Hem hasat hem daha fazla metal giderimi düşünüldüğünde canlı algin kendini yenileme özelliğinden dolayı daha iyi olacağı vurgulanmıştır.

Volesky (2003) yaptığı çalışmada *Sargassum* sp. kullanarak çinko, kadmiyum ve bakır biyosorpsiyonunu incelemiştir. Elementler alge aynı anda verildiğinde, metallere bakırın tamamen alımına kadar çinkonun % 90'ı ve kadmiyumun % 25'ini absorbe edildiğini saptamıştır.

Sheng ve arkadaşları (2004) deniz algleri olan *Sargassum* sp., *Padina* sp., *Ulva* sp., ve *Gracillaria* sp. türlerini kullanarak Pb, Cu, Cd, Zn ve Ni giderimi çalışması yapmışlardır. Uygulama süresi 60 dakika sürmüştür. Çalışmada bitkideki farklılıklara rağmen pH 6-7 arasında iken Cu ve Cd alımı yüksek değerlere ulaştığı belirtilmiştir. pH

seviyesinin hafif asidik olduğunda metal absorpsiyonu için canlının daha kullanılabilir durumda olabileceğini göstermişlerdir.

Chojnacka ve arkadaşları (2005) yaptıkları çalışmada Siyanobakteri olarak bilinen *Spirulina* sp. kullanarak Cr, Cu ve Cd giderimi çalışması yapmışlardır. En yüksek metal giderimi kapasitesi krom için 185 mg/g, bakır için 196 mg/g ve kadmiyum için 159 mg/g olduğunu tespit etmişlerdir. pH değişikliklerinin metal biyosorpsiyonunu etkilediğini, pH yükseldikçe metal alımının da yükselmeye devam ettiğini, pH 2-5-karboksil, pH 5-9-karboksil ve fosfat grubu ve pH 9-12-karboksil, fosfat ve hidroksi (veya amin) grubu metal bağladığı tespit etmişlerdir. Desorpsiyon çalışması EDTA ve HNO₃ kullanılarak yapılmıştır. 0,1 M HNO₃ desorpsiyon oranı daha yüksek olduğu görülmüştür. Hücre yüzeyinde en yüksek biyosorpsiyon için en ideal pH'nın 7 olduğunu ifade etmişlerdir.

Karthikeyan ve arkadaşları (2007) *Ulva fasciata* (yeşil alg) ve *Sargassum* sp. (kahverengi alg) kullanılarak yaptıkları çalışmada bakır biyosorpsiyonunu incelemişlerdir. Uygulama süresi 30 dakika iken tüm bakır absorbe edildiği gözlenmiştir. Optimum şartlarda *U. fasciata* 73,5 mg/g ve *Sargassum* sp. 72,5 mg/g bakırı hızlı bir şekilde absorbe edebildiği belirtilmiştir. Daha sonra artan dozlarda (20-500 ppm) alım devam ederken, absorbans daha az bir oran olacak şekilde gerçekleştiği gösterilmiştir.

Romera ve arkadaşları (2007) yaptıkları çalışmada yüksek miktarda bakır ve kadmiyum alımı yapan tür *Fucus spiralis* olduğu gözlemlenmiştir. Araştırmacılar bu türün kadmiyum alımı kadar olmasa da bakır alımında da etkili bir tür olduğunu belirtmişlerdir.

Horvat ve arkadaşları (2007) *Lemna minor*'ün (Su mercimeği) Zn, Pb ve Cr için üçüncü günde alınan örneklerde bitki için toksik etki başladığını görmüşlerdir. Bu metallerin genetik etkinliği nedeniyle üçüncü gün itibarıyla protein yıkımından dolayı giderimin miktarının tam anlamıyla yanıltıcı olabileceği görüşünü ileri sürmüşlerdir.

Zlobin ve arkadaşları (2014) kanola bitkisi ile yaptıkları çalışmada özellikle klorofil-*a* ve karotenoidlerde azalma olduğunu bunun nedeni olarak da bakır metalinin protochlorophyllid redaktazın üretimini engelleyerek oksidatif strese neden olması ve fotosentetik pigmentin yıkımı olduğunu belirtmişlerdir. Klorofil-*a* ve karotenoid miktarında 24. saatte yüksek konsantrasyonda bakır verilen grupta azalma görülürken klorofil-*b* üçüncü günde azalma kalıcı bir şekilde ve deney sonuna doğru klorofil *a/b* oranında azalma olduğunu görmüşlerdir.

Huang ve Lin (2015) çalışmalarında *Sargassum fusiforme*'u 120 dakikalık periyotta Hg ve Cu biyosorpsiyonunu incelemişlerdir. Bu süre içinde 3 g/l'ye kadar metal biyosorpsiyonu devam etmiştir. Bakır için en yüksek absorbans değeri 7,69 mg/g olduğu belirtilmiştir. Çalışmaya göre, uygulama periyodu kısa olduğunda metal birikiminde de artış olduğu ve metalin toksik etkisini gösterebilmesi için uzun bir periyoda ihtiyaç duyduğu araştırmacılar tarafından belirtilmiştir.

Naz ve arkadaşları (2015) yaptıkları çalışmada sanayi atıkları arasında bulunan Pb, Ni, Cr ve Cu elementleri üzerinde giderim için çeşitli türler (*Pseudomonas* sp., *Enterobacter* sp., *Exiguobacterium* sp., *Arthrobacter* sp. ve *Citrobacter* sp.) kullanmışlardır. Bu türlerden *Pseudomonas* sp.'nin %29'luk oranla giderimde en başarılı tür olduğu belirtilirken, diğer türler olan *Citrobacter* sp., *Exiguobacterium* sp., *Arthrobacter* sp., *Enterobacter* sp.'nin Cu giderimindeki oranları sırasıyla % 23, % 20, % 18 ve % 14 olduğu belirtilmiştir. Bunun yanı sıra inhibitör konsantrasyonu olarak 500–800 ppm'lık Cu konsantrasyonu gerektiği görülmüştür.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

Çalışmamızda deney materyali olarak kullandığımız *L. sessiliflora*'nın laboratuvar şartlarına uyum sağlaması için deneyin başlamasından önce on beş gün süresi ile su tanklarında, on iki saat aydınlık ve karanlık periyotlar da, 25 °C'de bekletilmiştir. Deney aşamasından önce toplam biyokütle farklılık olmaması ve farklı absorpsiyon yüzeyleri oluşturmaması için eşit boy ve hacimde örnek materyaller seçilmiştir. Ağır metal uygulaması yapmadan önce *L. sessiliflora* üzerinde kalabilecek herhangi bir epifit alg olmaması için %3'lük seyreltilmiş HCl ile yıkanmış ve daha sonra distile su ile bu asit giderilmiştir. Deneyde kullanılacak kadmiyum için $CdCl_2 \cdot H_2O$ ve bakır için $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ metal kaynağı olarak kullanılmıştır. Öncelikle stok kadmiyum ve bakır çözeltileri hazırlanmıştır. Kadmiyumdan 1 g ve bakırdan 2 g tartılarak bakır 2000 ppm, kadmiyum 1000 ppm olacak şekilde distile su içerisinde manyetik karıştırıcı kullanılarak hazırlanmıştır. Bu stokların pH değerleri tamponlar yardımıyla 7 ve 8 arasında olacak şekilde ayarlanmıştır. Bu pH ayarında, pH'ı düşürmek için 0,1 N HCl ve pH'ı yükseltmek için 1 N NaOH hazırlanmıştır. Kontrol grubuna Cu veya Cd stoklarından konulmamıştır. Kadmiyum için 4 ppm, 8 ppm ve 16 ppm olarak, bakır için ise 10 ppm, 20 ppm ve 40 ppm olacak şekilde hazırlanmıştır (Sıvacı vd 2004, Gupta vd 2010). Kombine bakır ve kadmiyum için ise yukarıda belirttiğimiz dozlar ortak olarak kullanılmıştır. *L. sessiliflora*'dan yaklaşık olarak toplam deney boyunca kullanılacak 12,4 g yaş ağırlık olmak üzere tartılmış ve her bir doz için erlenlere aktarılmıştır. On iki saat karanlık, on iki saat aydınlık periyotlar içerisinde de 0, 24, 48 ve 96 saatlik periyotlarda hem tek tek hem de kombine olarak metala maruz bırakılmıştır. Belirtilen saatlerde 3 g örnek ve 10 ml su analiz için sistemden alınmıştır.

3.1. Pigment Analizi

Kontrol de dahil olmak üzere her saat ve doz için birer gramlık örnekler alınarak dikkatli bir şekilde etiketlenmiş ve pigment analizine geçilmiştir. Bir gramlık örnekler başlangıçta havan yardımıyla kaba ekstraktı çıkarılarak ezilmiştir. Daha sonra bu ekstraktın üzerine %100'lük 50 ml aseton dökülerek iyice karıştırılmıştır. Bu örnekler +4 °C'de 24 saat bekletilmiş, 24. saatin sonunda bu karışım 2500 rpm de 10 dakika santrifüj edilmiştir. Üstte kalan natant 10 ml'lik tüplere alınarak Lichtenthaler ve Wellburn (1985) metoduna göre 662, 645 ve 470 nm dalga boylarında ölçümler yapılmış ve klorofil-*a*, klorofil-*b* ve toplam karotenoid miktarları aşağıdaki formüllere göre hesaplanmıştır. Tüm deneyler 3 kez tekrarlanmıştır.

Burada yapılan hesap;

$$Cl-a \text{ (Klorofil-}a\text{)} = 11,75 * A_{662} - 2,350 * A_{645}$$

$$Cl-b \text{ (Klorofil-}b\text{)} = 18,61 * A_{645} - 3,960 * A_{662}$$

$$C_{x+c} \text{ (Toplam karotenoid)} = (1000 * A_{470} - 2,270 * C_a - 81,4 * C_b) / 227$$

3.2. Metal Analizi

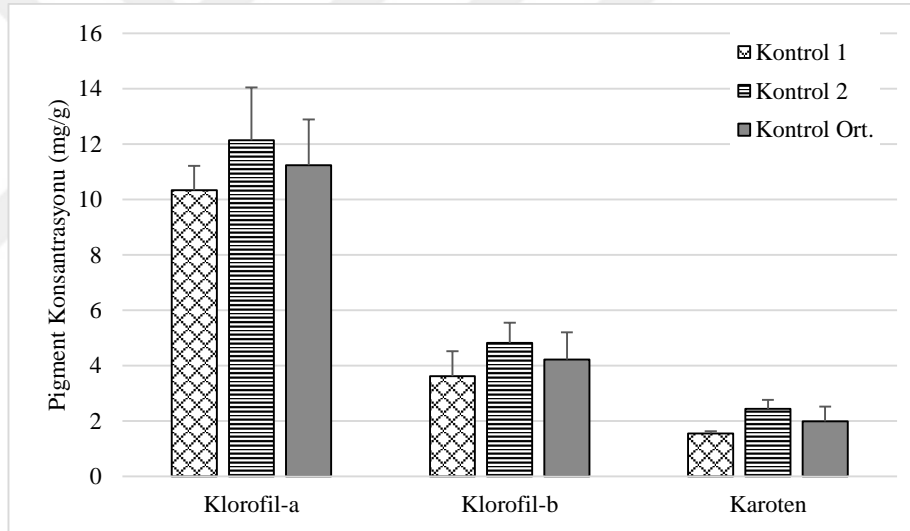
Deneyde kullanılan örneklerin her birinden 1 g analiz için ve 1 g analizde oluşabilecek herhangi bir hata için tartılıp saklanmıştır. Alınan numune önce % 5'lik HCl ile ardından distile su ile yıkanarak poşetlenip etiketlendikten sonra -20 °C'de saklanmıştır. Metal ölçümleri için ayrılan numune 0,3 g tartılarak parçalayıcı kaba konuldu. Ardından üzerine 7,5 ml % 65'lik nitrik asit (HNO₃) dökülerek işleme alındı. İlk olarak 150 °C'da, 50 bar % 70'lik hızla çalkalayıcıda 5 dakika süreyle çalkalandı. İkinci aşama da 190 °C'de, 50 bar basınç ve % 90'lık hızla çalkalayıcıda 5 dakika daha çalkalandıktan sonra ölçüm aşamasına hazır hale getirildi (Keskin vd 2003). Bundan sonra ki aşamada ölçüm için "Perkin Elmer marka PINAACLE 900T model Atomik Absorbsiyon Spektroskopisi (AAS)" kullanılmıştır. Bu cihazın ölçüm aralığı 0-25 ppb olduğu için çözeltilerin her biri 1/1000 ve 40 ppm bakır solüsyonu 1/2000 olacak şekilde seyreltilmiştir. Bu seyreltme faktörleri cihazdan okunan değerler ile düzenlenmiştir. İşlemler cihazdan "ppm" değerinde olacak şekilde alınmıştır. Bütün deneyler üçerli tekrar ile yapılmıştır. İstatistiksel analizler Sigmaplot 5.0 ve SPSS 10 versiyonu ile yapılmıştır.

4. BULGULAR

Yapılan çalışmada *L. sessiliflora*'nın deneye başlamadan önceki pigment miktarlarını belirleyerek uygulamadan sonra ki değişimlerini tespit etmek için incelemeye alınmıştır. Uygulamada hata payını en düşük düzeye indirmek için aynı şartlarda iki adet kontrol grubu seçilerek ortalama değerleri verilmiştir.

4.1 Pigment Değişimi

Başlangıç pigment değişiminde birinci kontrol grubunda klorofil-*a* değeri 10,34 mg/g olarak hesaplanırken ikinci kontrol grubunda 12,14 mg/g olarak hesaplanmıştır. Ortalama değer olarak 11,24 mg/g olarak belirlenmiştir.



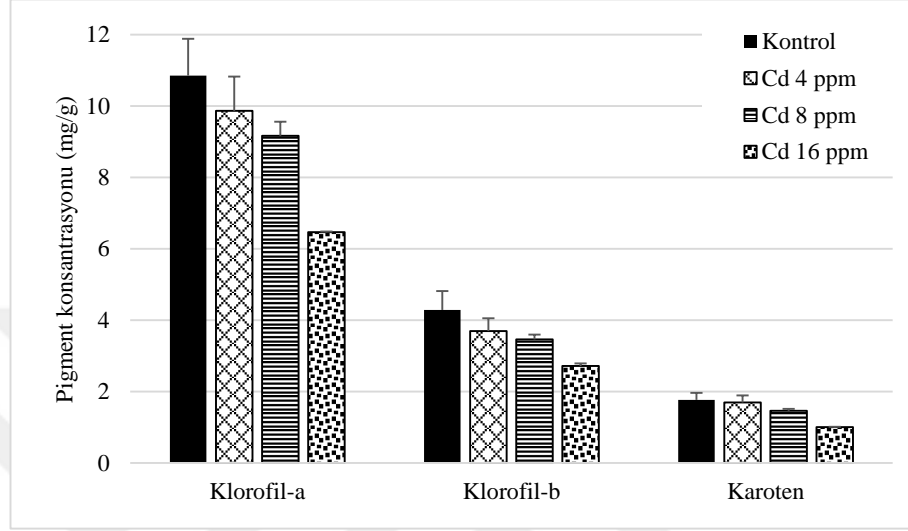
Şekil 4.1. *L. sessiliflora*'nın kontrol grupları ve ortalamaları

Klorofil-*b*'de, ilk kontrol grubunda en yüksek pigment miktarı 3,61 mg/g olarak hesaplanırken ikinci kontrol grubunda 4,81 mg/g olarak belirlenmiştir. Ortalama değer olarak 4,21 mg/g tespit edilmiştir. Karotenler için kontrol grubunun en yüksek pigment miktarı 1,54 mg/g olarak hesaplanırken ikinci kontrol grubunda 2,43 mg/g olarak belirlenmiştir. Ortalama değer olarak 1,99 mg/g olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.1).

Bundan sonra deneyde kullanacağımız kontrol değerleri şekil 4.1 de açıkladığımız iki kontrol gruplarının ortalaması olarak verilecektir.

4.1.1 *L. sessiliflora*'nın kadmiyuma bağı pigment değişimi

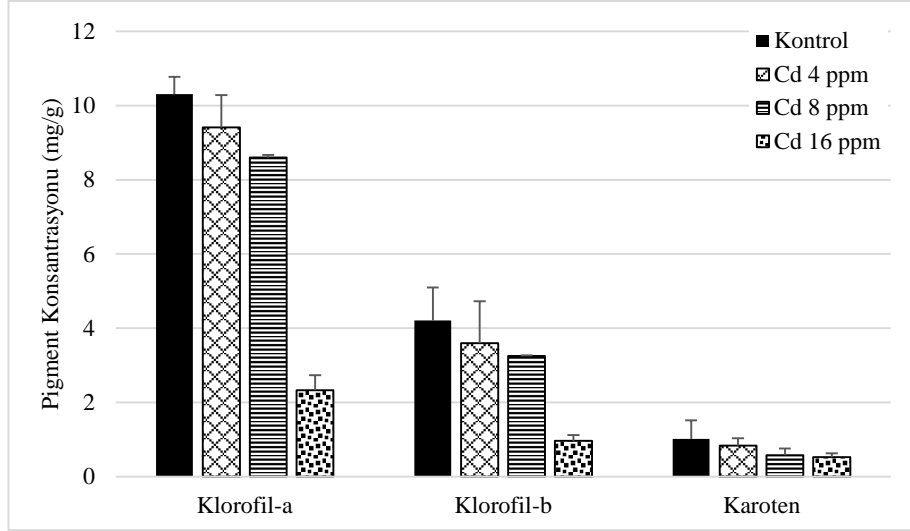
İlk uygulama dozu ve 24. saatteki kadmiyum değerlerinin, periyodik olarak tüm pigment çeşitlerinde konsantrasyon artışına bağı olarak dereceli bir şekilde azaldığı görülmüştür ($p<0,05$).



Şekil 4.2. Kadmiyum uygulaması ve pigment değişimi (24. saat)

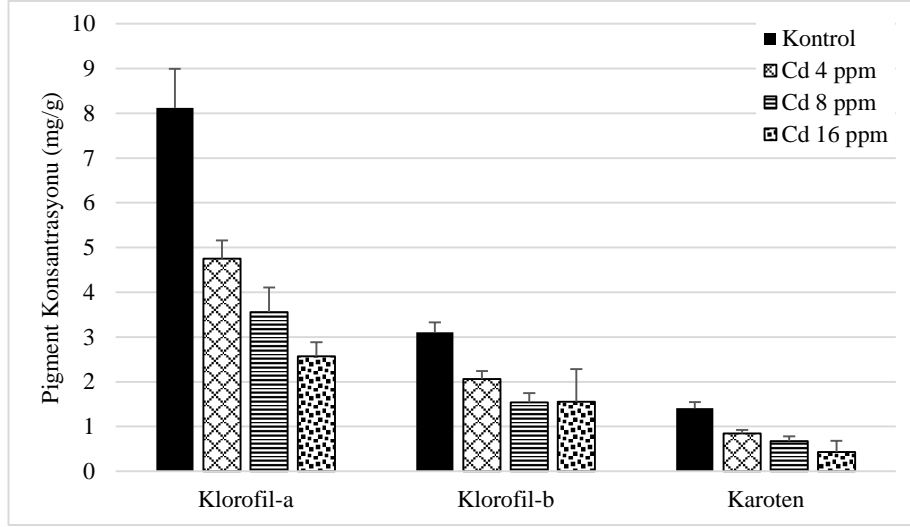
Klorofil-*a*'ya bakıldığında; kontrol 10,85 mg/g iken en düşük doz olan 4 ppm de 9,86 mg/g olmuştur. İkinci doz olan 8 ppm de 9,17 mg/g olurken en yüksek doz olan 16 ppm uygulamada 6,47 mg/g'a kadar gerilemiştir. Klorofil-*b* ise kontrol grubunda 4,29 mg/g iken en düşük doz olan 4 ppm'de 3,69 mg/g olmuş, 8 ppm de 3,46 mg/g olurken en yüksek doz olan 16 ppm ise 2,72 mg/g'a gerilemiştir. Karoten değerlerine bakıldığında kontrol grubunda 1,77 mg/g iken en düşük doz olan 4 ppm de 1,70 mg/g gerilemiştir. 8 ppm de 1,46 mg/g iken en yüksek doz olan 16 ppm de bu miktar 1,01 mg/g'a kadar gerilemiştir (Şekil 4.2).

İkinci uygulama dozu ve 48. saatteki kadmiyum değerleri, 24. saatteki gibi periyodik olarak tüm pigment çeşitlerinde konsantrasyon artışına bağı olarak dereceli bir şekilde azaldığı görülmüştür ($p<0,05$).



Şekil 4.3. Kadmiyum uygulaması ve pigment değişimi (48. saat)

48. saatteki klorofil-*a*'ya bakıldığında; kontrol 10,31 mg/g değerini gösterirken en düşük doz olan 4 ppm de 9,41 mg/g, ikinci doz olan 8 ppm de 8,60 mg/g'a ve en son ise en yüksek olan 16 ppm uygulamada 2,33 mg/g'a kadar gerilemiştir. Kontrole göre klorofil-*b*'ye bakıldığında kontrol grubu 4,21 mg/g'dan en düşük doz olan 4 ppm'de 3,59 mg/g değerine, ikinci doz olan 8 ppm de 3,25 mg/g ve en yüksek doz olan 16 ppm de 0,97 mg/g'a kadar düşüş sergilemiştir. Karoten değerlerine bakıldığında kontrol grubun 1,02 mg/g'den en düşük doz olan 4 ppm'de 0,83 mg/g'a düşmüş, ikinci doz olan 8 ppm de 0,58 mg/g iken en yüksek doz olan 16 ppm de bu değer 0,53 mg/g'a düşüşe devam etmiştir (Şekil 4.3).

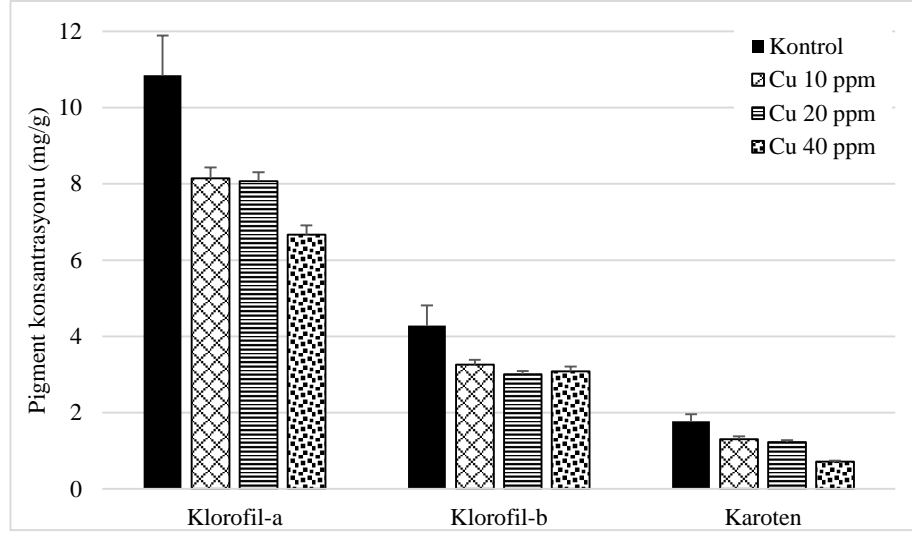


Şekil 4.4. Kadmiyum uygulaması ve pigment değişimi (96. saat)

Klorofil-*a* sonuçları, 96. saatte; kontrol gruplarında 8,12 mg/g değerinde iken en düşük doz olan 4 ppm de 4,75 mg/g'lık bir değer görülmüştür. İkinci doz olan 8 ppm de 3,55 mg/g'a kadar pigment miktarında düşüş gözlemlenirken, en yüksek olan 16 ppm uygulamasında en düşük miktar olan 2,57 mg/g'a gerilemiştir. Klorofil-*b* ye bakıldığında kontrol grubunda 3,10 mg/g iken en düşük doz olan 4 ppm'de 2,06 mg/g'a kadar azalma görülmüş, ikinci doz olan 8 ppm de 1,54 mg/g değerine ve en yüksek doz olan 16 ppm'de 1,55 mg/g'a gerilemiştir. Karoten miktarlarına bakıldığında kontrol grubunda 1,41 mg/g iken en düşük doz olan 4 ppm de 0,85 mg/g olmuştur. İkinci doz olan 8 ppm de 0,67 mg/g değerini gösterirken, en yüksek doz olan 16 ppm de bu değer 0,43 mg/g ile en düşük orana gerilemiştir ($p < 0,05$) (Şekil 4.4).

4.1.2 *L. sessiliflora*'nın bakıra bağlı pigment değişimi

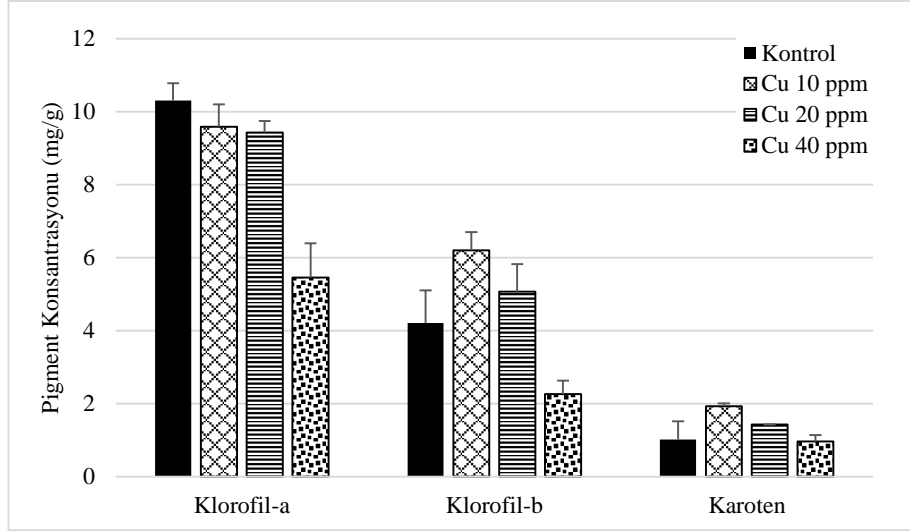
İlk uygulama dozu ve 24. saatteki bakır değerleri, periyodik olarak tüm pigment çeşitlerinde konsantrasyon artışına bağlı olarak dereceli bir şekilde azaldığı tespit edilmiştir.



Şekil 4.5. Bakır uygulaması ve pigment değişimi (24. saat)

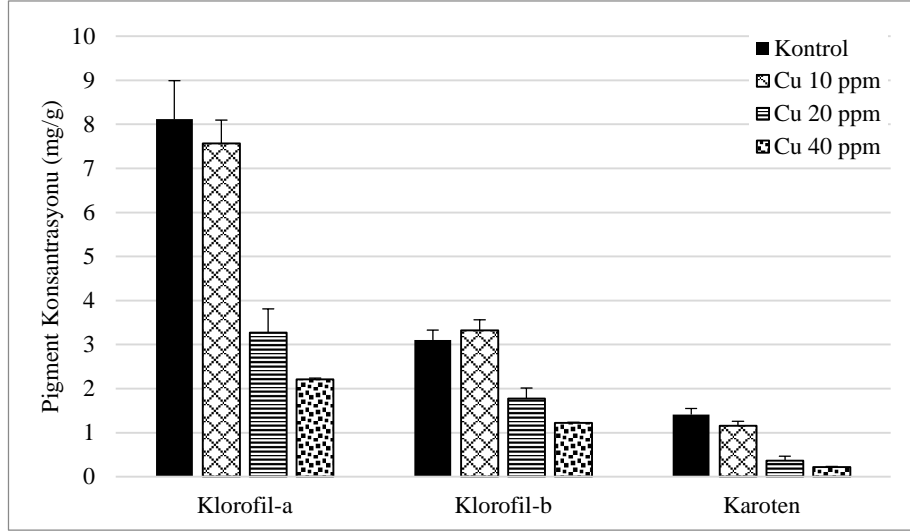
Bakır uygulaması için ilk periyot olan 24. saatteki sonuçlardan Klorofil-*a*'ya bakıldığında; kontrol 10,85 mg/g değerini gösterirken en düşük doz olan 10 ppm de 8,15 mg/g olmuştur. İkinci doz olan 20 ppm de 8,07 mg/g'a düşüş gözlemlenirken en yüksek olan 40 ppm'lik uygulamada 6,67 mg/g'a gerilemiştir. Klorofil-*b*'de ise kontrol grubu 4,29 mg/g miktarında iken, en düşük doz olan 10 ppm'de 3,26 mg/g olmuştur. 20 ppm de 3,01 mg/g'a kadar düşüş devam etmiş ve en yüksek doz olan 40 ppm de 3,09 mg/g değerine ulaşmıştır. Karoten değerlerinde; kontrol grubu için hesaplanan değer 1,77 mg/g iken en düşük doz olan 10 ppm'de 1,30 mg/g olmuştur. İkinci doz olan 20 ppm de 1,23 mg/g'a kadar düşüş devam ederken en yüksek doz olan 40 ppm de 0,72 mg/g ile en düşük miktara geldiği görülmüştür (Şekil 4.5).

İkinci uygulama dozu ve 48. saatteki bakır değerleri, periyodik olarak klorofil-*a* için konsantrasyon artışına bağlı olarak dereceli bir şekilde azaldığı tespit edilmiştir. Klorofil-*b* ve karoten için ise 10 ppm ve 20 ppm'de kontrol grubuna göre yükselme görülmüş, sadece 40 ppm'lik uygulama dozunda bu miktar kontrol grubunun altına düşmüştür ($p < 0,05$).



Şekil 4.6. Bakır uygulaması ve pigment değişimi (48. saat)

48. saatteki bakır uygulamasında klorofil-*a* için; kontrol 10,31 mg/g değerini gösterirken en düşük doz olan 10 ppm’de 9,58 mg/g olmuş, ikinci doz olan 20 ppm de 9,42 mg/g olurken en yüksek olan 40 ppm uygulama da 5,46 mg/g’a kadar düşmüştür. Klorofil-*b* değerlerine bakıldığında kontrol grubu 4,21 mg/g iken en düşük doz olan 10 ppm’de 6,20 mg/g olan değer ikinci doz olan 20 ppm de 5,07 mg/g olarak düşüş sergilerken en yüksek doz olan 40 ppm’de en yüksek değere ulaşarak 2,26 mg/g olmuştur. Karoten değerlerinde ise; kontrol grubu 1,02 mg/g ölçülürken en düşük doz olan 10 ppm’de 1,93 mg/g’a çıkmış ve ikinci doz olan 20 ppm de 1,43 mg/g’a gerilerken en yüksek doz olan 40 ppm de bu sonuç en düşük miktar olan 0,96 mg/g’a kadar düşüşünü devam ettirmiştir (Şekil 4.6). Klorofil-*b* ve karoten için uygulama dozları 10 ve 20 ppm’de stres koşullarına bağlı olarak artışlar görülmüştür. Fakat 40 ppm’de stres koşullarına karşı herhangi bir direnç görülmemiştir ($p<0,05$).

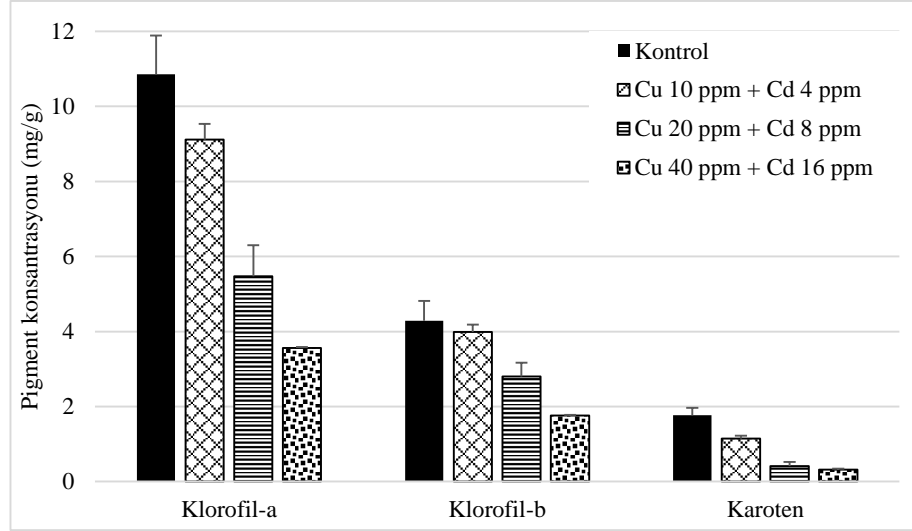


Şekil 4.7. Bakır uygulaması ve pigment değişimi (96. saat)

Klorofil-*a* incelendiğinde; kontrol 8,12 mg/g'dan en düşük doz olan 10 ppm de 7,57 mg/g'a düşmüştür. İkinci doz olan 20 ppm de 3,27 mg/g'a ve en yüksek doz olan 40 ppm de bu miktar 2,21 mg/g'a kadar gerilemiştir. Klorofil-*b*'ye bakıldığında ise kontrol grubunda 3,10 mg/g iken en düşük doz olan 10 ppm'de 3,32 mg/g'lık bir değer görülmüştür. İkinci doz olan 20 ppm de 1,78 mg/g ile düşüşe geçerken en yüksek doz olan 40 ppm de 1,22 mg/g'a kadar gerilemiştir. Karoten ise kontrol grubunda 1,41 mg/g iken en düşük doz olan 10 ppm'de 1,16 mg/g olmuş, ikinci doz olan 20 ppm de 0,36 mg/g olurken en yüksek doz olan 40 ppm de 0,22 mg/g'a kadar düşüşünü devam ettirmiştir. İkinci uygulama dozu olan 48. saatte sadece klorofil-*b* 10 ppm uygulamasında artış gösterirken diğer uygulamalarda herhangi bir pigment çeşidinde artış görülmemiştir (Şekil 4.7).

4.1.3 Kombine kadmiyum ve bakır uygulamasına bağlı pigment değişimi

İlk uygulama dozu ve 24. saatteki kadmiyum-bakır değerleri, periyodik olarak tüm pigment çeşitlerinde konsantrasyon artışına bağlı olarak dereceli bir şekilde azaldığı görülmüştür. Bu sonuçlar kadmiyum sonuçları ile paralel bir değişim göstermiştir.



Şekil 4.8. Kadmiyum - bakır kombine uygulaması (24. saat)

Bundan sonraki üç şekilde de kadmiyum ve bakır değerleri;

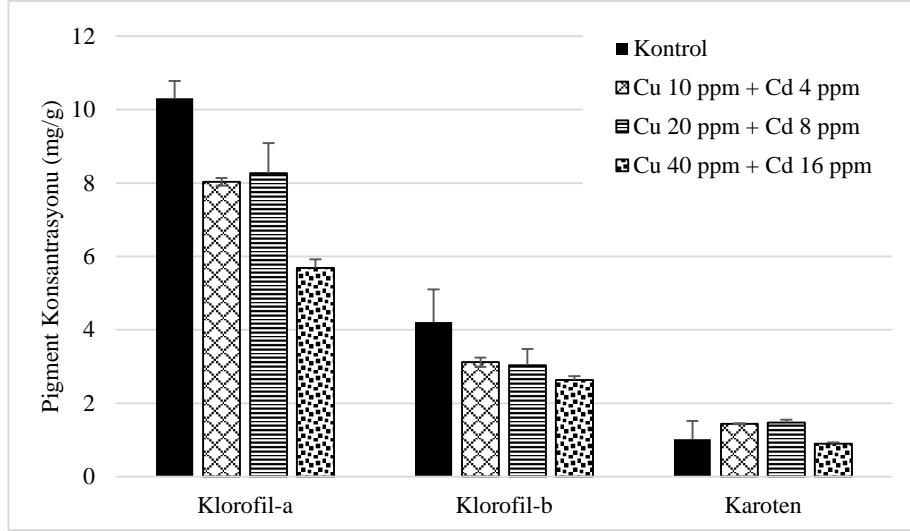
Cu + Cd 1 = Cu 10 ppm ve Cd 4 ppm

Cu + Cd 2 = Cu 20 ppm ve Cd 8 ppm

Cu + Cd 3 = Cu 40 ppm ve Cd 16 ppm olarak belirtilecektir.

Şekil 8 incelendiğinde, klorofil-*a*; kontrol grubu 10,85 mg/g iken en düşük doz olan Cu + Cd 1’de 9,11 mg/g olmuştur. İkinci doz olan Cu + Cd 2’de 5,47 mg/g olarak tespit edilirken en yüksek Cu + Cd 3’de en düşük değer olan 3,56 mg/g’a kadar gerilemiştir. Klorofil-*b*’ye bakıldığında kontrol grubu 4,29 mg/g olurken en düşük doz olan Cu + Cd 1’de 3,99 mg/g’a düştüğü görülmüştür. İkinci doz olan Cu + Cd 2’de 2,80 mg/g olurken en yüksek doz olan Cu + Cd 3’de 1,76 mg/g’a kadar gerilemiştir. Karoten değerlerinde ise kontrol grubunda 1,77 mg/g’da iken en düşük doz olan Cu + Cd 1’de 1,14 mg/g olmuş, ikinci doz olan Cu + Cd 2’de 0,41 mg/g’a düşerken en yüksek doz olan Cu + Cd 3’de 0,32 mg/g’a kadar pigment miktarında azalma devam etmiştir (Şekil 4.8).

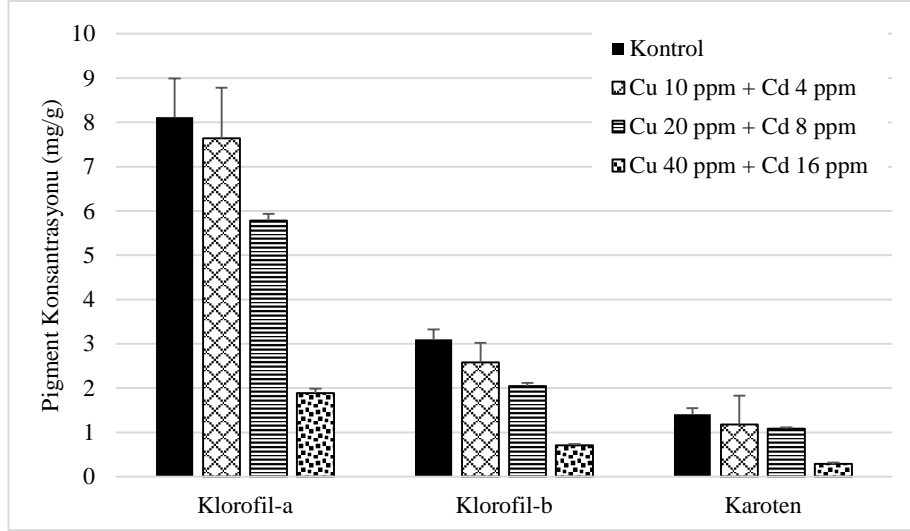
İkinci uygulama dozu ve 48. saatteki kadmiyum-bakır değerleri, periyodik olarak klorofil-*a* ve klorofil-*b* çeşitlerinde konsantrasyon artışına bağlı olarak azalma görülmüştür. Karotende ise Cu + Cd 1 ve Cu + Cd 2 dozlarında yükselmeler görülmüştür ($p < 0,05$).



Şekil 4.9. Kadmiyum - bakır kombine uygulaması (48. saat)

Bu örneklem saatinde kombine metal uygulamaları için; klorofil-*a*'ya bakıldığında; kontrol 10,31 mg/g iken, bu değere bağlı olarak en düşük doz olan Cu + Cd 1'de 8,03 mg/g olmuş, ikinci doz olan Cu + Cd 2'de 8,27 mg/g'a yükselmiştir. En yüksek doz olan Cu + Cd 3'de 5,69 mg/g'a kadar gerilemiştir. Klorofil-*b* ye gelindiğinde kontrol grubunda 4,21 mg/g iken en düşük doz olan Cu + Cd 1'de 3,12 mg/g olmuştur. İkinci doz olan Cu + Cd 2'de 3,04 mg/g olarak düşerken en yüksek doz olan Cu + Cd 3'de 2,63 mg/g'a gerilemiştir. Karoten miktarları incelendiğinde kontrol grubunda 1,02 mg/g iken en düşük doz olan Cu + Cd 1'de 1,44 mg/g'a yükselmiş, ikinci doz olan Cu + Cd 2'de 1,47 mg/g olurken, en yüksek doz olan Cu + Cd 3'de 0,90 mg/g'a gerilemiştir (Şekil 4.9). Birinci uygulamada karoten miktarı artarken ikinci uygulama dozu olan Cu + Cd 2'de karoten en yüksek değere ulaşmıştır.

Son olarak üçüncü uygulama dozu ve 96. saatte yapılan kadmiyum-bakır değerleri, periyodik olarak tüm pigment çeşitlerinde kontrole göre konsantrasyon artışına bağlı olarak dereceli bir şekilde azaldığı görülmüştür. Bu sonuçlar kadmiyum sonuçları ile paralel bir değişim göstermiştir (Şekil 4.10).



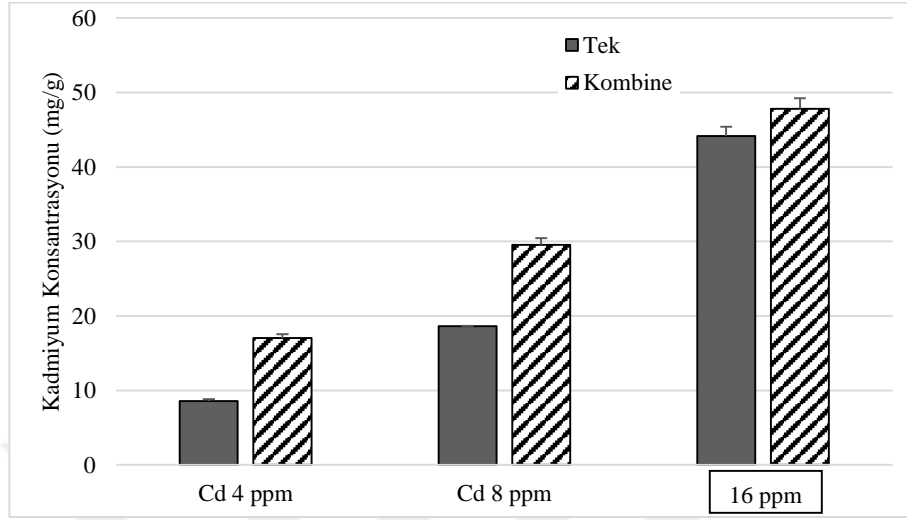
Şekil 4.10. Kadmiyum - bakır kombine uygulaması (96. saat)

Kombine metal uygulamasının 96. saatte yapılan en yüksek derişimdeki sonucuna göre; klorofil-*a* kontrolde 8,12 mg/g iken, en düşük doz olan Cu + Cd 1’de 7,64 mg/g’a gerilemiştir. İkinci doz olan Cu + Cd 2’de 5,78 mg/g olurken en yüksek doz olan Cu + Cd 3’de uygulamada 1,89 mg/g’a kadar gerilemiştir. Klorofil-*b* ise, kontrol grubunda 3,10 mg/g’dan en düşük doz olan Cu + Cd 1’de 2,58 mg/g’a düşmüştür. İkinci doz olan Cu + Cd 2’de 2,04 mg/g’a kadar gerilerken en yüksek doz olan Cu + Cd 3’de en düşük değer olan 0,71 mg/g’a gerilemiştir. Karoten ise kontrol grubunda 1,41 mg/g’lik bir değerden en düşük doz olan Cu + Cd 1’de 1,18 mg/g olurken, ikinci doz olan Cu + Cd 2’de 1,08 mg/g, yüksek doz olan Cu + Cd 3’de 0,29 mg/g’a kadar düşüşünü sürdürmüştür. Burada ise 96 saatlik uygulama sonunda en yüksek uygulama grubu olan Cu + Cd 3’de her üç pigment çeşidinde de önemli sayılabilecek düşüş gözlemlenmiştir (Şekil 4.10).

4.2 *L. sessiliflora*’daki kadmiyum biyosorpsiyonu

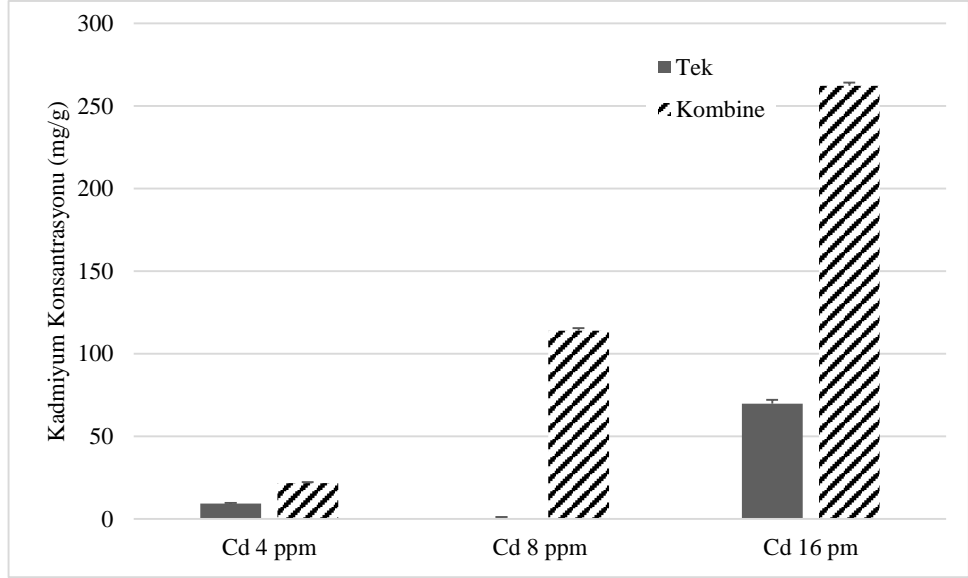
L. sessiliflora’nın kadmiyuma maruz bırakılan dozlara bağlı olarak örnekleme periyotlarından 24. saatten itibaren biyosorpsiyon miktarı kademeli artışlar görülürken kombine metal alımı, daima tek metal birikiminden daha fazla olduğu belirlenmiştir. En düşük uygulama dozu olan 4 ppm için absorpsiyon miktarı 8,58 ppm olmuş, kombine uygulamadaki kadmiyum 17,05 ppm olarak tespit edilmiştir. Biyosorpsiyonunun her iki metal için sinerjistik etkisine bağlı olarak, birikim miktarı % 98,63’lük farkı oluşturmuştur. İkinci uygulama dozu olan 8 ppm’de 18,63 ppm olan biyobirikim % 58,62’lik artış ile kombine uygulamada 29,55 ppm değerine gelmiştir. Üçüncü ve en yüksek uygulama

dozu olan 16 ppm’de ise 44,17 ppm olan değer % 8,22 artış göstererek kombine uygulamada 47,8 ppm olmuştur (Şekil 4.11, Çizelge 4.1).



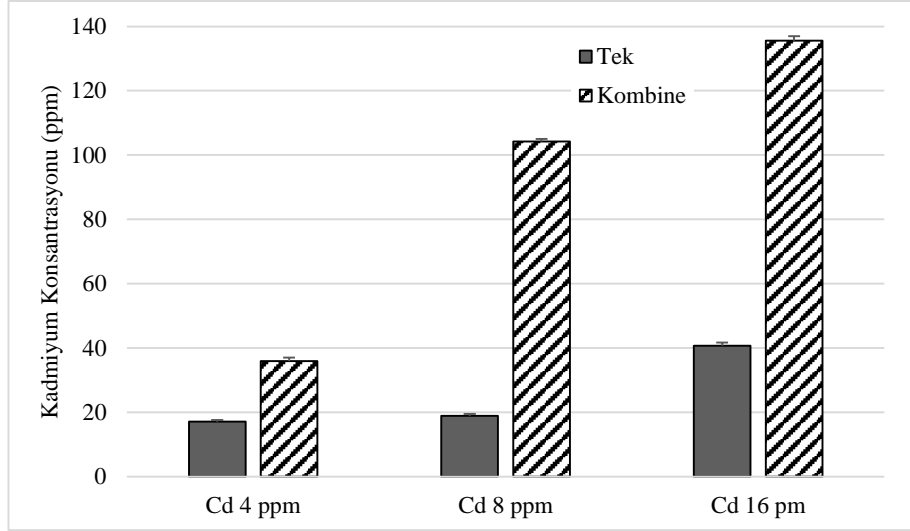
Şekil 4.11. *L. sessiliflora*'nın 24. saatteki kombine ve tek uygulamadaki kadmiyum değişimi

Makrofitin 48. saatteki uygulamasında ise, 4 ppm’de 9,218 ppm’ye ulaşan değere karşılık kombine uygulamada % 135,3 artış ile 21,69 ppm’ye ulaşmıştır. İkinci uygulama dozunda ortaya çıkan bir hata sonucu 8 ppm’lik verinin sadece kombine hali incelemeye alınabilmiştir. Burada incelemede 8 ppm kombine kadmiyum birikimi 114 ppm olarak gözlemlenmiştir. Üçüncü ve son uygulama dozu olan 16 ppm’lik kadmiyum uygulaması 69,67 ppm miktarında iken kombine olarak verilince % 276,2’lik bir artış ile metal birikim 262,1 ppm’ye çıkmakta ve en yüksek absorbansa ulaşmaktadır (Şekil 4.12, Çizelge 4.1).



Şekil 4.12. *L. sessiliflora*'nın 48. saatteki kombine ve tek uygulamadaki kadmiyum değişimi

L. sessiliflora'nın üçüncü ve son uygulamasında ölçülen değerler kıyaslandığında, ilk uygulama dozu olan 4 ppm 17,13 ppm iken kombine 35,95 ppm olarak ölçülmüştür. Biyosorpsiyon kapasitesi % 109,87'lik bir artış göstermiştir. İkinci uygulama dozu olan 8 ppm'de 18,94 ppm iken % 450 artış ile 104,2 ppm olan kombine uygulama arasındaki fark yüzdesi en yüksek değer olarak ölçülmüştür. Son uygulama olan 16 ppm'de ise 40,71 ppm olan değeri kombine uygulamada % 233,09 artıp 135,6 ppm olarak hesaplanmıştır (Şekil 4.13, Çizelge 4.1).



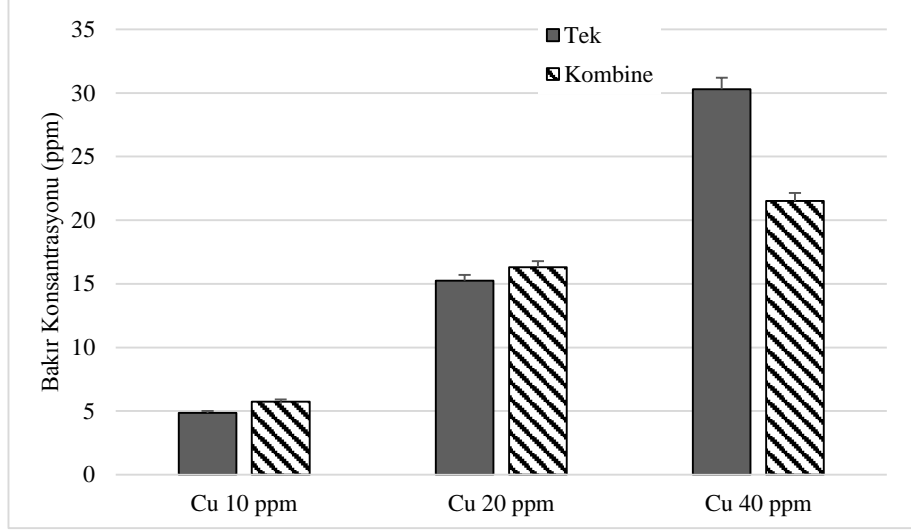
Şekil 4.13. *L. sessiliflora*'nın 96. saatteki kombine ve tek uygulamadaki kadmiyum değişimi

Çizelge 4.1. Kadmiyum ve bakır yalnız uygulama ile kombine uygulama yüzde farkları

Cd	24. Saat	48. Saat	96. Saat	Cu	24. Saat	48. Saat	96. Saat
4 ppm	% 98,63	% 135,30	% 109,87	10 ppm	% 18,53	% 0,30	% 6,18
8 ppm	% 58,62	-	% 450,16	20 ppm	% 6,89	% 36,74	% 12,07
16 ppm	% 8,22	% 276,20	% 233,09	40 ppm	% 29,02	% 11,07	% 46,41

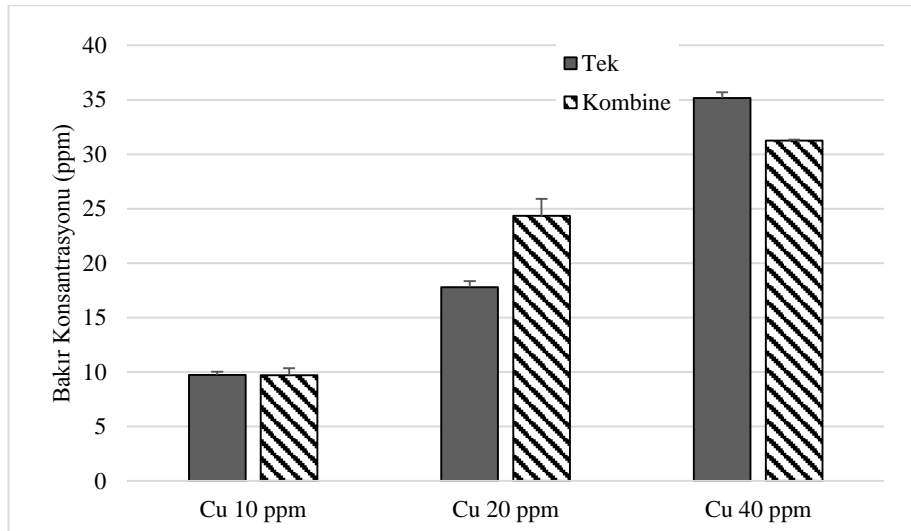
4.3 *L. sessiliflora*'daki bakır biyosorpsiyonu

Bakır uygulamasında elde edilen veriler kadmiyum uygulamasından oldukça farklı veri seti oluşturmuştur. Uygulama dozları arttıkça, kombine gruplardaki sonuçlar tekli gruplardan farklı olarak artış göstermiş fakat düzenli bir şekilde bu artış devam etmemiştir. İlk grup olan 10 ppm'lik uygulamada 24. saatte 4,852 ppm iken, kombine uygulama da 5,751 ppm değer % 18,53'lük bir fark göstermiştir. İkinci uygulama dozu olan 20 ppm'de 15,25 ppm olan metal absorpsiyon oranı kombine uygulamada % 6,89'luk fark göstererek 16,3 ppm değerine gelmiştir. Üçüncü ve en yüksek uygulama dozu olan 40 ppm'de ise 30,29 ppm olan değer kombine uygulamada 21,50 ppm olarak hesaplanmış ve % 29,2'lik bir düşüş farkı oluşturduğu gözlemlenmiştir (Şekil 4.14) (Çizelge 4.1).



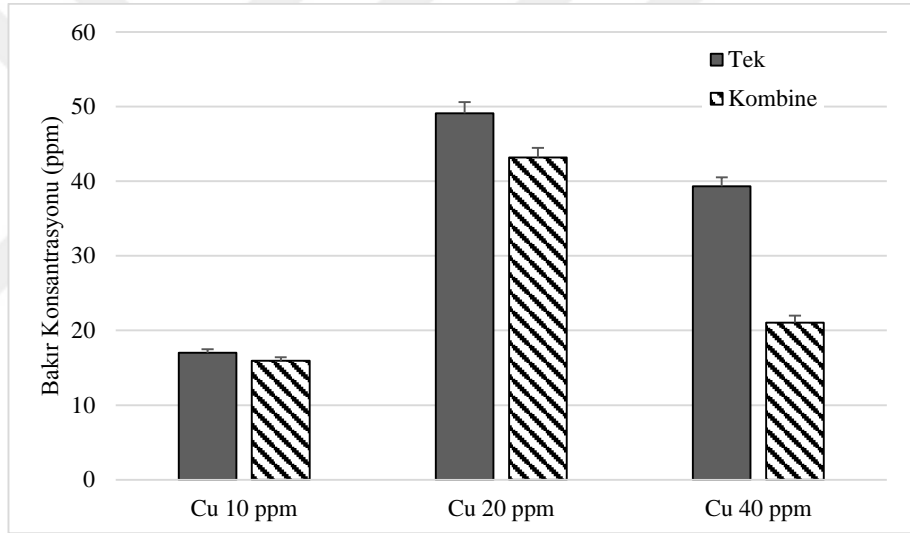
Şekil 4.14. *L. sessiliflora*'nın 24. saatteki kombine ve tek uygulamadaki bakır değişimi

L. sessiliflora ikinci örnekleme grubu olan 48. saatte 10 ppm uygulamada 9,74 ppm iken kombine uygulamada 9,711 ppm olarak % 0,3'lük fark oluşturduğu gözlemlenmiştir. İkinci uygulama olan 20 ppm'de 17,8 ppm iken kombine de bu fark % 36,74 olarak 24,34 ppm olarak tespit edilmiştir. Son uygulama olan 40 ppm'de ise 35,15 ppm olan tek uygulamaya karşılık kombine uygulamada azalarak % 11,07'lik fark ile 31,26 ppm olarak ölçülmüştür (Şekil 4.15, Çizelge 4.1).



Şekil 4.15. *L. sessiliflora*'nın 48. saatteki kombine ve tek uygulamadaki bakır değişimi

Son örnekleme olan 96. saatte tüm bakır değerleri kombine bakır değerlerinden düşük çıkmış ve kombine uygulama gruplarında bakırın kadmiyumdan daha az birikim yaptığı görülmüştür. Bu sonuçlar 10 ppm bakır uygulamasında 17 ppm olurken kombine uygulamada 15,95 ppm'ye gerilemiştir. Ortaya çıkan % 6,18'lik fark en düşük dozda en az farkı meydana getirmiştir. Ardından gelen 20 ppm'lik uygulamada 49,11 ppm'den kombine uygulamada 43,18 ppm değerine gerilemiştir. Aradaki fark artarak % 12,07'lik değişime neden olmuştur. Son olarak en uzun periyot olan 96. saatte en yüksek olan 40 ppm'lik bakır uygulamasında ise tek başına uygulanan bakır 39,32 ppm iken kombine uygulamada bu sonuç 21,07 ppm değerine gerilemiştir. Bakır için en yüksek düşüş burada % 46,41'lik fark ile ortaya çıkmıştır (Şekil 4.16, Çizelge 4.1).



Şekil 4.16. *L. sessiliflora*'nın 96. saatteki kombine ve tek uygulamadaki bakır değişimi

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Endüstri devrimi ile başlayan süreç, beraberinde çevre sorunlarını da meydana getirmiştir (Zhang vd 2016). Çevre sorunları olarak da nitelendirilen, organik ve inorganik kirleticiler şeklinde sınıflandırılan bu bütün, çok yönlü ve çok boyutlu yeni bir terminoloji ile dünyayı karşı karşıya bırakmıştır. Bu terminoloji çevre felaketi olarak bilinen tüm yaşam habitatlarını tehdit eden bir unsur olarak büyümesini sürdürmektedir. Bu sorunların başında kirlilik çeşitlerinden olan ağır metaller, günümüzde ön sırada yer almaya başlamıştır. Metaller doğada, kimyasal özelliklerine bağlı olarak diğer maddelerle ya da etkileşimde bulunduğu biyolojik sistemlerde o kadar farklı reaksiyonlara neden olurlar ki artık sadece organizma değil türün kendisi de yok olma tehdidi altına girebilir. Bu kadar önemli çevre sorunlarına neden olan ağır metaller doğal olarak bilim adamları tarafından birçok şekilde çalışılmaya başlamıştır. Bu çalışmalar üç ana grupta yapılmıştır. İlki karasal sistemde gelişmiş bitki gruplarında, ikincisi sucul sistemde makro-mikro alg türlerinde ve üçüncü grup olarak kültür ortamında çoğaltılan bakteriler ile mantarlar arasında yapılan çalışmalar olarak tasniflenebilir (Brady vd 1994, Veglio vd 1997, Chen vd 2000, Ngah ve Hanafiah 2008, Liang vd 2016, Sargin vd 2016). Bu araştırmaların sonucunda genel olarak bitkilerin ağır metale karşı çeşitli savunma mekanizmaları geliştirdiği anlaşılmıştır. Örneğin; direnç proteinleri, antioksidant maddeler ve ROS(Reaktif oksijen türleri) türlerinin indirgenmesi gibi mekanizmalar başlıca savunma sistemleri olmuştur. Bu savunma mekanizmalarının aslında temel işlevi enzim ve proteinlerin yapısını bozan reaktif oksijen türlerini elimine edip, en önemli yapılardan biri olan pigment çeşitlerini korumaktır (Chaoui vd 1997, Cho ve Park 1999, Cho ve Seo 2005). Pigment çeşitlerini ihtiva eden kloroplastlar bilindiği gibi fotosentezin ana unsurlarını oluşturan ve bitkiye enerji sağlayan fotofosforilasyon(ışık enerjisinin kimyasal enerjiye dönüşmesi) işleminin gerçekleştiği önemli bir organeldir. Bitki için bu kadar hayati bir organelin mutlaka korunması gerekir. Bu nedenle bitki, aksesör pigment(yardımcı pigment karoten, ksantofil vb.) olarak da bilinen birçok pigment çeşidini sentezlerler. Bunlardan en önemlisi karotenoidlerdir. Bu tür pigmentler fotosentez yapan ana pigmentin hasar almasını kendi miktarlarını arttırıp azaltarak

engellerler (Karakurt ve Aslantaş 2008, Kükreer ve Büyükişik 2010). Devi ve Prasad (1998) de yaptıkları çalışmalarında bir makrofit türü olan *Ceratophyllum demersum*'da bakırın etkisine bağlı olarak klorofil-*a* ile klorofil-*b* miktarında değişimi incelenmiş, bakırın konsantrasyon artışına bağlı olarak pigment miktarının doğrusal bir azalma olduğunu göstermişlerdir. Çalışmamızda temel olarak bakır uyguladığımız grubun pigmentinde belirli bir azalma olmasına rağmen kombine uygulama gruplarında pigment miktarında dalgalanmalar görülmüş, bu değişimlerin kadmiyum varlığında daha değişken olduğu saptanmıştır. Prasad vd (2001)'nin *Lemna trisulca* üzerinde kadmiyum ve bakırın birikimi ve metallerin pigmentler üzerine etkileri incelenmiş, kullanılan metallerin ikisinde de konsantrasyon artışına bağlı olarak biyobirikim miktarında artış olduğunu tespit etmişlerdir. Çalışmalarında, klorofil-*a*, klorofil-*b* ve toplam klorofil miktarları incelendiğinde kadmiyum 2 mM değerine ulaşana kadar pigmentlerin miktarlarının değişmemiş olduğunu tespit etmişlerdir. Araştırmamızda düşük konsantrasyon metal değerlerinde pigment miktarı lineer şekilde azalma kaydedilmiş olmasına rağmen ani düşüşler kaydedilmemiş olması çalışmanın, bulgularımızı destekler nitelikte olduğu yönündedir. *L. trisulca*'ya uygulanan 2 mM'da yüksek konsantrasyonlardaki metaller karoten düzeylerinde düşüş ile beraber klorofil miktarında azalmalar tespit etmişlerdir. Çalışmamızda benzer sonuçlar olarak elde ettiğimiz verilere göre en düşük doz uygulama grupları olan bakır 10 ppm ve kadmiyum 4 ppm konsantrasyonlarında pigment miktarında büyük düşüş gözlenmezken konsantrasyon artışı ile beraber pigment miktarında yüksek düşüşler olduğu gözlemlenmiştir (Şekil 4.3, Şekil 4.4, Şekil 4.7).

Temel olarak ağır metal konsantrasyon artışına bağlı olarak zaman içerisinde metalin toksik etkisinin arttığı bilinmektedir (Debelius vd 2011). Fakat bu artışın yıkıcı etkisini engellemek için bitkilerde karotenoid sentezi artar (Delmail vd 2011). Çalışmamızda karotenoidler ilk olarak 48. saatte tekli kadmiyum ve tekli bakır uygulamalarında yükselme göstermeyip, kombine uygulamalarda artış göstermiştir. Çünkü sinerjistik etki herhangi bir metalin tek başına göstermiş olduğu etkiden daha fazla olmaktadır. Uygulama yapılan metalin etkisini arttırmak ya da azaltmak sistem içerisinde çözülmüş ağırlıklı maddelerin etkisiyle ve onların yük değerlikleriyle doğrudan bir ilişki bulunmaktadır. Örneğin çift (Ca^{+2} , EDTA, Aljinat, Mg^{+2} vb.) ve tek (K^+ , Na^+ , Cl^- vb.) değerliklere sahip element ve bileşik haldeki maddelerin uygulaması sonucunda kadmiyumun kontrolden % 100'e varan farklılıklarda biyobirikimde artış olduğunu

gösterilmiştir (Schiewer 1999, Lodeiro vd 2005, Wang ve Chen 2009). Aldor vd (1995) tarafından yapılan bir çalışmada *Sargassum fluitans* türü kullanılarak kadmiyumun uzaklaştırma denemeleri yapılmıştır. Bu süreç esnasında deneyin ikinci basamağında karbonatlı (CO_3^-) bileşiklerin artışına bağlı olarak asitliğin azalır ve bitkiden kadmiyumun su içerisine tekrar çözülmesini sağlamıştır. Sıvacı vd (2004) tarafından yapılan bir çalışmada kadmiyum konsantrasyonuna bağlı olarak *Myriophyllum spicatum* ve *Myriophyllum triphyllum* türlerinin biyosorpsiyon kapasiteleri incelenmiştir. Zamana bağlı kadmiyum artışı hızlı bir şekilde klorofil *a* ve *b* miktarların düşürürken karotenoid miktarlarının belli bir miktarda arttığını tespit etmişlerdir. Her iki makrofitte 6 ppm'lik kadmiyum uygulamasına kadar pigment miktarlarını arttırmış, aynı dozdaki uygulamada metal biyosorpsiyonunu iki katına çıktığı belirtilmiştir. Çalışmamızda kullanılan makrofit türünde tekli uygulamalarda 4 ppm'lik konsantrasyon kadmiyum uygulamasında çok fazla miktarda pigment düşüşü gözlenmezken 8 ve 16 ppm'lik uygulamalarda ise azalmalar tespit edilmiştir. Çalışmalarında artan konsantrasyon ve zamana bağlı olarak azalmalar çalışmamızda da tespit edilmiştir (Şekil 4.3, Şekil 4.4). Benzer bir çalışmada Mishra vd (2006) tarafından kadmiyum uygulaması yapılan *Bacopa monnieri* türü incelenmiş, artan konsantrasyon ve geçen zamanla birlikte pigmentlerde bir düşüş görülmüş ve metal birikimi dokularda genel olarak bir yükseliş göstermiştir. Çalışmalarında elde ettikleri sonuçları çalışmamızda da zamanla metal birikimi artışı ve tekli uygulamalarda pigment miktarında düşüş görülmesi destekler niteliktedir. Hou vd (2007)'nin çalışmalarında *Lemna minor* kullanılarak kadmiyum ve bakır toksisitesi incelenmiş, artan metal konsantrasyonlarına bağlı olarak pigment miktarları azalırken metalin toksik etkisinin de tam tersi şekilde arttığı gözlemlenmiştir. Bu çalışmada, klorofil-*a* ve klorofil-*b* miktarı her iki metal için tek başına uygulamalarda miktarı, bakır'da bu düşüşün daha az olduğu tespit edilmiştir. Çalışmadaki diğer bir sonuç ise savunmada görevli olan karotenoid pigmentlerinin bakır uygulamasında daha çok düşerken kadmiyum uygulamasında daha az düştüğü görülmüştür. Klorofilde olan bu değişim karotende farklı bir sonuç vermiştir. Bakır uygulaması en yüksek doz için kontrolün % 62'si oranında iken, kadmiyum uygulaması en yüksek dozda kontrolün % 52'si kadar bir oranda düştüğü belirtilmiştir. Çalışmamızda kadmiyumun bakırdan daha toksik bir etkiye sahip olduğu gözlemlenmiş, pigment miktarındaki değişim de bunu destekler nitelikte olmuştur. İlk iki gün bu şekilde devam eden durum 96. saatte farklı bir

sonuca ulaşarak metallerin her ikisi içinde pigment miktarının azaldığını göstermiştir (Şekil 4.2, Şekil 4.7). Yapılan çalışmalarda *Chlamydomonas*, *Dunaliella* ve *Nostoc* gibi türlerde fotosentetik yapılar ya da organelerin (kloroplastlar) kadmiyumun doğrudan hücre sel hedefleri olduğuna işaret edilmekte, özellikle tilakoit membranlara zarar vererek fotosentetik aktivitenin ve büyümenin önüne geçtiği belirtilmektedir (Visviki ve Rachlin 1994, Fernandez-Pinas vd 1995). Kadmiyumla ilgili bu temel özellik ve etki mekanizması Marcano vd (2009)'nın yaptıkları çalışmada *Scenedesmus* sp. ve *Dunaliella viridis* türleri ile ortaya konulmuştur. Uygulama sonucunda ortaya çıkan pigment miktarındaki değişiklikler incelenmiştir. Deney sonunda *Scenedesmus* sp.'de klorofil-*a*, klorofil-*b* ve karoten miktarlarında azalma görülmüş, *D. viridis* incelendiğinde ise karoten miktarı klorofil miktarının yaklaşık iki katına çıktığı belirtilmiştir. Kadmiyum, iki tür için de pigment üretimi ile birlikte büyümeyi engelleyici özellik göstermiştir. Çalışmalarda toksik etkinin bir sonucu olarak da toplam biyomas artışın da sınırladığı belirtilmiştir. Biyobirikimin artışı kısa sürede değil uzun sürede meydana gelmektedir. Metaldeki konsantrasyon artışı bu zamanı kısaltmaktadır.

Upadhyay ve Panda (2009) tarafından *Pistia stratiotes* kullanarak bakır birikimi ve pigment değişimi incelenmiş, yüksek konsantrasyonda uygulanan bakır, biyokütle azalmasına neden olmasına rağmen biyobirikim artışının da devam ettiğini göstermiştir. Pigmentler incelendiğinde klorofil-*a* ve *b*'de azalma görülmüştür. Karotenoide bakıldığında ise en yüksek derişim 18. saatte yapılan inceleme de olmuş ve 24. saatte bu yükselme tekrar düşüşe geçmiştir. Çalışmamızda da aynı şekilde klorofil pigmentlerinde genel olarak düşüş devam ederken, karoten ve klorofil-*b*'nin kombine uygulamasında 48. saatte yükselişe geçmiştir (Şekil 4.6). Son uygulama olan 96. saatte ise tekrar düşüş görülmüştür (Şekil 4.7).

Meng vd (2009) tarafından yapılan bir çalışmada kullanılan *Brassica napus* türüne çeşitli konsantrasyonlarda kadmiyum ve kadmiyum ile beraber farklı enzimler verilmiştir. Bitkinin oluşabilecek toksik etkiye karşı hasarları azaltması beklenirken, artan kadmiyum miktarı ile biyomas miktarında düşüş görülmüştür. Çalışmamızda farklı olarak birçok enziminde yapısında bulunan bakır bitkiye verilince bitkide tepki olarak pigment miktarında yükselme görülmüş ve 96. saate gelindiğinde bitkinin pigment miktarında tekrardan bir düşüş gözlemlenmiştir (Şekil 4.4, Şekil 4.7). Debelius vd (2011) tarafından *Synechococcus* sp. kullanılarak yapılan bir başka çalışmada ise bakır, çinko ve nikel

verilerek türdeki morfolojik, anatomik değişiklikleri incelenmiş, kullanılan metal miktarına bağlı olarak biyobirikimin artışıyla hücresel boyutta artışa neden olduğu gözlemlenmiştir. Nikel ve çinko metalleri pigmentlerde önemsiz sayılabilecek bir artış meydana getirirken, bakır uygulamasında artan konsantrasyonlara bağlı olarak klorofil-*a* düzeyinde bir düşüşe neden olmuştur. Yapılan bir başka çalışmada kurşun ve kadmiyum gideriminde *Alternanthera bettzickiana* türü kullanılarak ağır metal giderimi çalışılmıştır. Bu metallerin artışına bağlı olarak özellikle 1,5 mM olana kadarki konsantrasyonlarda pigment çeşitlerinde artış olduğu görülmüştür. Konsantrasyon artışı 1,5 mM üzerine çıktığı anda tüm pigment çeşitlerinde düşüş hızlanarak devam etmiştir (Tauqeer vd 2016). Çalışmamızda kullandığımız yüksek dozdaki metal konsantrasyonuna karşı seçtiğimiz bitkinin daha dirençli olduğu ve bu tür ağır metal kirliliği gideriminde daha kullanışlı olabileceğini bize düşündürmüştür.

Das vd (2016)'nın yaptıkları çalışmalarında *Eichhornia crassipes* (Su sümbülü) türü seçilerek kadmiyumun uzaklaştırılması hedeflenmiştir. Çalışmada, konsantrasyon 20 ppm'e ulaşıncaya kadar metal birikimi artarak devam etmiş ve 20 ppm'de birikim 10 ppm'deki birikimden daha az olduğu görülmüştür. Bunun nedeni olarak da yüksek konsantrasyonda kadmiyumun hücre zarında meydana getirdiği hasarlar ve *E. crassipes*'in metali bünyesinde tutma kabiliyetinin bozulması olduğu gösterilmiştir. Çalışmamızda da 16 ppm'lik kadmiyum uygulamasına kadar birikim devam etmiş, kombine uygulamada kadmiyumda zamana bağlı artış gözlemlenirken bakırda biyobirikim azalma eğilimi göstermiştir (Şekil 4.14, Şekil 4.16). Çalışmamızda da metallerin birbiri ile rekabete girmesi sonucu kadmiyum biyobirikiminde artış ile beraber bakır birikiminde düşüş görülmüştür. Nowicka vd (2016)'nın çalışmalarında *Chlamydomonas reinhardtii* kullanılmış, kullanılan metallerin biyobirikimi ile beraber pigment miktarındaki değişimler incelenmiştir. Bakır ve gümüş uygulamasında klorofil-*a*, klorofil-*b* ve karotenoidlerde azalma gözlemlenirken, kadmiyum, krom, civa uygulamalarında klorofil-*a*, klorofil-*b* miktarında önemli bir değişikliğe neden olmamıştır. Kadmiyum uygulamasında genel olarak pigmentler kontrol ile aynı seviyelerde çıkmıştır. Hücrelerdeki iyon birikimi göz önüne alınca *C. reinhardtii* için bakırın kadmiyuma göre daha toksik özellikte olduğu tezi ortaya atılmıştır. Çalışmamızda bunun tam tersi olarak bakırın düşük konsantrasyonunda pigmentler kontrol ile yakın çıkmasına rağmen 40 ppm'lik uygulama grubunda kontrole göre çok düşük düzeylerde

olduğu gözlemlenmiştir. Bu da bakırın toksik etkisini göstermek için 40 ppm ve üzeri dozlarda verilmesi gerektiğini göstermiştir. Pigmentlerin miktarı kadmiyum uygulamasında ise ilk 48. saate kadar kontrole göre ani düşüğe neden olduğu gözlemlenmezken 96. saatte kontrole göre ciddi düşüşler olduğu gözlemlenmiştir. Çalışmalar kıyaslandığında ise *C. reinhardtii* kadmiyum stresine dayanıklı iken bakır stresine dayanıksız ama *L. sessiliflora* kadmiyum stresine daha az dayanıklı iken bakır toksisitesine karşı dayanıklı bir tür görünümü sergilemiştir (Şekil 4.4, Şekil 4.7).

Çalışmaların büyük bir kısmı tekli metal giderimi üzerine yapılmasına rağmen metaller doğada tek başına bulunmaz ve etki mekanizmaları birbirleri ile etkileşim halinde ifade edilir (Davis vd 2003). Williams vd (1998) tarafından *Ecklonia maxima* türü kullanılarak tek ve kombine halde Zn, Cu ve Cd giderimi çalışması yapılmış, çalışmada 24 saatlik süreçte bakır ile kadmiyum en yüksek birikimi Cu-Cd kombinasyonunda göstermiştir. Toplam birikim miktarı hesaba katılacak olursa, kadmiyumun bakırdan daha az biyobirikime neden olduğu belirtilmiştir. Çalışmamızda bunun tam tersi sonuçları elde etmiş olmamıza rağmen bu değişimin kullandığımız makrofit türü ile ilgili olduğunu ve farklı metabolik faaliyet gösterdiğinden dolayı gerçekleşebilmiş olduğunu söyleyebiliriz. Bununla beraber en yüksek doz uygulamalar haricinde iki metalde kombine biyobirikim oranları tekli uygulamadan daha yüksek biyobirikim sonucunu vermiş olması çalışmamızı destekler nitelikte olan bir veri seti oluşturmuştur. Diğer bir araştırmada Aksu vd (1999) tarafından *Chlorella vulgaris* kullanılarak bakır ve krom biyobirikimi incelenmiştir. Aynı ayrı uygulamalarda yüksek birikim gösteren iki metal beraber uygulandığında birbirinin birikimini azalttığı görülmüştür. Bunun nedeni olarak hücrelere bağlanma lokasyonlarının aynı olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Çalışmamızda kadmiyum için kombine uygulamada sinerjistik bir etkileşim olduğu görülmüştür. Bakır için 10 ve 20 ppm uygulamalarda aynı durum gözlemlenmiştir (Şekil 4.14, Şekil 4.15). Sürenin uzaması ile kadmiyum birikimi daima artarken, bakırda 96. saatte 20 ve 40 ppm de kombine uygulama tekli uygulamanın arkasında kalmıştır (Şekil 4.16). Yukarıdaki çalışmanın ilk 24 saatlik dilimi kıyaslandığında verilerin aynı doğrultuda olduğu tespit edilmiştir. sürenin kısıtlı bir dilimde olması karşılaştırma yapılabilecek (24 saat) verileri, çalışmamızı destekler nitelikte olduğu görülmüştür. Başka bir kombine uygulama yapılan çalışmada Erdei vd (2002) *Hordeum vulgare* ile ağır metal giderimi incelenmiş, kadmiyum hızla bitkinin pigment yoğunluğunu

azaltırken, çinko önemli bir değişikliğe neden olmamıştır. Kadmiyumun oluşturduğu etki çalışmamızda çıkan sonuçları destekleyecek şekilde toksik olarak ortaya çıkmıştır. Yapılan farklı bir çalışmada ise Aksoy vd (2005) tarafından Sultan sazlığına *Phragmites australis* ve *Ranunculus sphaerospermus* makrofitleri ekimi ile metal birikimi incelenmiştir. Çalışmada bakır ve kadmiyumun, yüksek miktarlarda, belirtilen türlerde bünyelerine aldıkları tespit edilmiştir. Kara (2005)'nin yaptığı bir çalışmada metal gideriminde sık kullanılan başka bir makrofit olan *C. demersum* türünde nikel, bakır ve kurşun verilerek biyobirikim incelenmiştir. İncelemede metaller için düşük dozda uzun zamanda iyi bir metal birikim sağladığı görülmüştür. Benzer durum çalışmamızda da tespit edilmiş özellikle kadmiyumun 24. saatte konsantrasyon artışına bağlı olarak tekli uygulama gruplarına göre birikim yüzdesi düşmüştür. İkinci ölçüm grubu olan 48. saatte bu durum tersine dönerek en yüksek yüzde fark 8 ppm uygulamada gözlemlenmiştir. Son inceleme yapılan 96. saatte ise 16 ppm de toksik etkinlik sonucu birikim yüzdesi azalma göstermiştir (Çizelge 4.1).

Chong ve Volesky (1995a)'nin yaptıkları ikili metal uygulamalarında kahverengi alglerden olan *Ascophyllum nodosum* türü kullanılarak Cd, Cu ve Zn biyobirikimi incelenmiştir. Metaller tek uygulandığında biyobirikim sırasıyla bakır, kadmiyum ve çinko olacak şekilde gözlemlenmiştir. Başka bir metalin varlığında çinko alımının önemli ölçüde azaldığı görülmüştür. Kadmiyum ise bakır varlığında çinkoya göre daha yüksek birikim göstermiştir. Bakır ise kadmiyum ile beraber uygulandığında çinko ile uygulamaya göre daha az birikim göstermiştir. Chong ve Volesky (1995b)'nin bir başka çalışmalarında ise ikili ve üçlü metal uygulaması yine aynı tür olan *A. nodosum* incelenmiş ve yukardaki benzer sonuçlar işaret edilmiştir. Bakır varlığında kadmiyum birikimi artarken, bakır kadmiyumla birlikte uygulandığında çinkoya göre düşüş göstermiştir. Üç metal aynı anda uygulandığında ise üç metal de ikili uygulama gruplarına göre 4-5 kat daha yüksek birikim sergilemiştir. Buradaki rekabet durumu çalışmamızda bakırın kadmiyum alımını arttırdığını ve kadmiyum varlığında bakır birikiminin 10 ve 20 ppm'lik uygulamada artış göstermiş olmasına rağmen 40 ppm'lik uygulamada ortaya rekabet çıktığını göstermiştir. Yaptığımız çalışmada da yukardaki çalışmalarla benzerlik göstermiş ve kombine uygulamalarda birikimin tekli uygulamalara göre azaldığı olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.11, Şekil 4.16). Tüzün vd (2005) tarafından yapılan bir çalışmada *C. reinhardtii* kullanarak Hg, Cd ve Pb birikimini incelenmiş, tekli uygulama ve kombine

uygulamalar kıyaslanmıştır. Kombine uygulamada en düşük birikim miktarına kadmiyum ulaşmıştır. Kadmiyum tekli uygulamaya göre kombine uygulandığında diğer iki metal varlığında beraber uygulamada % 61'lik farkla daha düşük miktarda biriktiği görülmüştür. Çalışmamızda kullandığımız bakır, diğer bir metal varlığında bulunan kurşun ve civa gibi metal varlığında tam tersi bir sonuç vermiştir. Araştırmamızda kadmiyum için kombine uygulama 96. saat 8 ppm'de % 450'lik bir artış farkı meydana getirmiştir (Şekil 4.13). Fakat bakır aynı uygulama grubunda birikim miktarında azalma göstermiştir (Şekil 4.16). Hasan vd (2007) tarafından *E. crassipes* kullanarak yapılan çinko ve kadmiyum giderimi çalışmasında ise kadmiyum 2 ppm çinko 4 ppm uygulamasına kadar birikim artış göstermiştir. Çalışmada konsantrasyonlar arttıkça birikimde günden güne azalma görülmüştür. Beraber uygulamada kadmiyum ciddi bir yükselme gösterememiştir. En sık kullanılan makrofit türlerinden biri olan *L. minor* ile bakır, çinko ve kadmiyumun giderimdeki rolü incelenmiş, kombine uygulamada tüm tekli uygulamalardan daha yüksek giderime neden olmuştur. Çalışmanın 4. gününde klorofil pigmentinde azalma görülmüştür. Son inceleme olan 7. günde ise Cd ve Zn içeriğini barındıran uygulamada klorofil ve fotosistem II tekrar aktifleşmiştir. Araştırmada çinko kadmiyumun etkisini dengelemiştir. Buna rağmen bakır ile kadmiyum birleşince oksidatif stres oluşturarak birbirlerinin etkisini arttırmıştır (Vidaković-Cifrek vd 2015). Çalışmamızda bu durumu bakır ortaya çıkarmıştır. Bakır ile kadmiyum beraber uygulandığında pigment artışı ile beraber kadmiyum birikiminde yükselişe de neden olmuştur. Makrofit, pigment üretiminde gösterdiği artışla beraber metal birikiminde de artış göstermiştir (Şekil 4.9).

Buradan yola çıkarak kadmiyum uygulaması bitkide yoğun hasara neden olduğu, bakırın ise kadmiyuma kıyasla makrofit için daha az toksik olduğu görülmüştür. Kombine uygulama yapıldığında ise makrofitin tek metal uygulama olan kadmiyuma oranla daha az hasar aldığı sonucu tesit edilmiştir. Yapılan çalışmalar ve bulgularımız ışığında kadmiyumun genotoksik ve sitotoksik olduğunu, bununla birlikte bünyesine alan canlılarda ölüme kadar varabilecek hasara neden olduğu tesit edilmiştir. Kombine uygulamalarda seçilecek metal türü kadmiyumun etkisini ya da bakırın etkisini değiştirebileceği tespit edilmiştir. Kadmiyum biyobirikiminde 96. saatte % 450'lik artış gözlemlenmesi bu nedenden dolayıdır. Ayrıca makrofit için bakırın kendinden daha toksik olan kadmiyumun bakırla kombine uygulamasında kadmiyum biyosorpsiyonunu

arttırdığı ve bitki için daha az zararlı bir durum sağladığı yaptığımız çalışma sonucunda gözlemlenmiştir. Bu çalışmada, *L. sessiliflora* kadmiyum için kombine bakır uygulanmasında yüksek miktarda akümülyasyona neden olduğu görülmüştür. Ama aynı özelliği bakır için hem kombine hemde tek başına uygulamalarda incelendiğinde göstermediği de tespit edilen bir diğer durumdur.



KAYNAKLAR

- Abuduwaili, J., Zhang, Z. ve Jiang, F., (2015), Assessment of the distribution, sources and potential ecological risk of heavy metals in the dry surface sediment of Aibi Lake in Northwest China, *PloS one*, 10: 3.
- Akın, M. ve Akın, G., (2007), Suyun önemi, türkiye'de su potansiyeli, su havzaları ve su kirliliği, *Ankara Üniversitesi Dil ve Tarih-Coğrafya Fakültesi Dergisi*, 47: 105-118.
- Aksoy, A., Demirezen, D. ve Duman, F., (2005), Bioaccumulation, detection and analyses of heavy metal pollution in sultan marsh and its environment, *Water, Air, and Soil Pollution*, 164:241–255.
- Aksu, Z., Açikel, Ü ve Kutsal, T., (1999), Investigation of simultaneous biosorption of copper(II) and chromium(VI) on dried *Chlorella vulgaris* from binary metal mixtures: application of multicomponent adsorption isotherms, *Separation Science and Technology*, 34: 501–524.
- Albach, D. C., Meudt, H. M ve Oxelman, B., (2005), Piecing Together The ‘‘New’’ Plantaginaceae, *American Journal of Botany*, 92: 297–315.
- Aldor, I., Fourest, E ve Volesky, B., (1995), Desorption of Cadmium, from Algal Biosorbent, *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 73: 516-522.
- Ali, S., Shahbaz, M., Shahzad, A. N., Khan, H. A. A., Anees, M., Haider, M. S ve Fatima, (2015), Impact of copper toxicity on stone-head cabbage (*Brassica oleracea* var. capitata) in hydroponics, *PeerJ* 3.
- Azevedo, L. B., Zelm, R., Leuven, R. S. E. W., Hendriks, A. J. ve Huijbregts, M. A. J., (2015), Combined ecological risks of nitrogen and phosphorus in European freshwaters, *Environmental Pollution*, 200: 85–92.
- Brady, J. M., Tobin, J. M. ve Roux, J., (1994), Continuous fixed bed biosorption of Cu²⁺ ions: application of a simple two parameter mathematical model, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 74: 71-77.
- Brahmachari, G., (2014), *Limnophila* (Scrophulariaceae): Chemical and Pharmaceutical Aspects - An Update, *The Open Natural Products Journal*, 7: 1-14.
- Campfens, J., Mackay, D., (1997), Fugacity-Based Model of PCB Bioaccumulation in Complex Aquatic Food Webs, *Environmental Science & Technology*, 31: 577-583.
- Carpenter, S. R. ve Lathrop, R. C., (2014), Phosphorus loading, transport and concentrations in a lake chain: a probabilistic model to compare management options, *Aquat Sci*, 76: 145–154.

- Chaoui, A., Mazhoudi, S., Ghorbal, M. H. ve Ferjani, E., (1997), Cadmium and zinc induction of lipid peroxidation and effects on antioxidant enzyme activities in bean (*Phaseolus vulgaris* L.), *Plant Science*, 127: 139–147.
- Chen, C. ve Wang, C., (2014), *Antirrhinum orontium* L. (Scrophulariaceae), a Newly Naturalized Genus and Species in Taiwan, *Collection and Research*, 27: 71-75.
- Chen, B., Utgikar, V. P., Harmon, S. M., Tabak, H. H., Bishop, D. F. ve Govind, R., (2000), Studies on biosorption of zinc(II) and copper(II) on *Desulfovibrio desulfuricans*, *International Biodeterioration & Biodegradation*, 46: 11-18.
- Chen, Y., Cui, J., Yang, J., Zhang, Z., Yuan, M., Song, C., Yang, H., Liu, H., Wang, C., Zhang, H., Zeng, X. ve Yuan, S., (2015), Biomonitoring heavy metal contaminations by moss visible parameters, *Journal of Hazardous Materials*, 296: 201–209.
- Cho, U. ve Park, J., (1999), Distribution and Phytotoxicity of Cadmium in Tomato Seedlings, *Journal of Plant Biology*, 42: 49-56.
- Cho, U. ve Seo, N., (2005), Oxidative stress in *Arabidopsis thaliana* exposed to cadmium is due to hydrogen peroxide accumulation, *Plant Science*, 168: 113–120.
- Chojnacka, K., Chojnacki, A. ve Gorecka, H., (2005), Biosorption of Cr³⁺, Cd²⁺ and Cu²⁺ ions by blue–green algae *Spirulina sp.*: kinetics, equilibrium and the mechanism of the process, *Chemosphere*, 59: 75–84.
- Chong, K. H. ve Volesky, B., (1995b), Metal Biosorption Equilibria in a Ternary System, *Biotechnology and Bioengineering*, 49: 629-638.
- Chong, K. H. ve Volesky, B., (1995a), Description of Two-Metal Biosorption Equilibria by Langmuir-Type Models, *Biotechnology and Bioengineering*, 47: 451-460.
- Cobb, J. E. ve Haller, W., (1981), Evaluation of Cabomba, Hygrophila and Limnophila as potential new weeds in the United States, *Annual Report USDA/SEA/AR-University of Florida, Integrated Management of Aquatic Weeds, 1980-1981*.
- Das, S., Goswami, S. ve Das-Talukdar, A., (2016), Physiological responses of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, to cadmium and its phytoremediation potential, *Turkish Journal of Biology*, 40: 84-94.
- Davis, T. A., Volesky, B. ve Vieira, R. H. S. F., (2000), *Sargassum* seaweed as biosorbent for heavy metals, *Water Research*, 34: 4270-4278.
- Davis, T. A., Volesky, B. ve Mucci, A., (2003), A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae, *Water Research*, 37: 4311–4330.
- Debelius, B., Forja, J. M. ve Lubián, L. M., (2011), Toxicity of copper, nickel and zinc to *Synechococcus* populations from the Strait of Gibraltar, *Journal of Marine Systems*, 88: 113–119.
- Delmail, D., Labrousse, P., Hourdin, P., Larcher, L., Moesch, C. ve Botineau, M., (2011), Differential responses of *Myriophyllum alterniflorum* DC (Haloragaceae) organs to copper: physiological and developmental approaches, *Hydrobiologia*, 664: 95–105.

- Devi, S. R. ve Prasad, M. N. V., (1998), Copper toxicity in *Ceratophyllum demersum* L. (Coontail), a free floating macrophyte: Response of antioxidant enzymes and antioxidants, *Plant Science*, 138: 157–165.
- Drechsel, P. ve Evans, A. E. V., (2010), Wastewater use in irrigated agriculture, *Irrigation and Drainage Systems*, 24: 1, 1-3.
- Edokpayi, J. N., Odiyo, J. O., Msagati, T. A. M. ve Popoola, E. O., (2015), Removal Efficiency of Faecal Indicator Organisms, Nutrients and Heavy Metals from a Peri-Urban Wastewater Treatment Plant in Thohoyandou, Limpopo Province, South Africa, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12: 7300-7320.
- Erdei, S., Hegedüs, A., Hauptmann, G., Szalai, J. ve Horvath, G., (2002), Heavy metal induced physiological changes in the antioxidative response system, *Proceedings of the 7th Hungarian Congress on Plant Physiology*, 46: 89-90.
- Estes, L. D., (2008), Systematics of *Gratiola* (Plantaginaceae), A Dissertation Presented for the Doctor of Philosophy Degree, The University of Tennessee, Knoxville.
- Fernandez-Pinas, F., Mateo, P. ve Bonilla, Í., (1995), Ultrastructural Changes Induced by Selected Cadmium Concentrations in the Cyanobacterium *Nostoc* UAM208, *Journal of Plant Physiology*, 147: 452-456.
- Figueira, M. M., Volesky, B., Ciminelli, V. S. T. ve Roddick, F. A., (2000), Biosorption of metals in Brown seaweed biomass, *Water Research*, 34: 196-204.
- Fuhrmann, S., Stalder, M., Winkler, M. S., Niwagaba, C. B., Babu, M., Masaba, G., Kabatereine, N. B., Halage, A. A., Schneeberger, P. H. H., Utzinger, J. ve Cisse, G., (2015), Microbial and chemical contamination of water, sediment and soil in the Nakivubo wetland area in Kampala, Uganda, *Environmental Monitoring and Assessment*, 187: 475.
- Gibson, C. E., (1972), The algicidal effect of copper on a green and a blue-green alga and some ecological implications, *Journal of Applied Ecology*, 9: 513-518.
- Gulati, R. D., Bodar, C. W. M., Schuurmans, A. L. G., Faber, J. A. J. ve Zandee, D. I., (1988), Effects of cadmium exposure on feeding of freshwater planktonic crustaceans, *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology*, 90: 335-340.
- Gupta, P., Pooja, Kumar, P. ve Singh, N., (2010), Adsorption of copper metal by living *Aspergillus niger* L. biomass, *International Journal Of Environmental Sciences*, 5: 6.
- Hamutoğlu, R., Dinçsoy, A. B., Cansaran-Duman, D. ve Aras, S., (2012), Biyosorpsiyon, adsorpsiyon ve fitoremediasyon yöntemleri ve uygulamaları, *Türk Hijyen ve Deneysel Biyoloji Dergisi*, 69: 235–253.
- Hasan, S. H., Talat, M. ve Rai, S., (2007), Sorption of cadmium and zinc from aqueous solutions by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*), *Bioresource Technology*, 98: 918–928.

- Hashim, M. A., Tan, H. N. ve Chu, K. H., (2000), Immobilized marine algal for multiple cycles of copper adsorption and desorption, *Separation and Purification Technology*, 19: 39–42.
- Hokkanen, S., Bhatnagar, A., Repo, E., Lou, S. ve Sillanpää, M., (2015), Calcium hydroxyapatite microfibrillated cellulose composite as a potential adsorbent for the removal of Cr(VI) from aqueous solution, *Chemical Engineering Journal*, 283: 445-452.
- Horvat, T., Vidaković-Cifrek, Z., Orešćanin, V., Tkalec, M. ve Pevalek-Kozlina, B., (2007), Toxicity assessment of heavy metal mixtures by *Lemna minor* L., *Science of the Total Environment*, 384: 229–238.
- Hou, W., Chen, X., Song, G., Wang, Q. ve Chang, C. C., (2007), Effects of copper and cadmium on heavy metal polluted waterbody restoration by duckweed (*Lemna minor*), *Plant Physiology and Biochemistry*, 45: 62-69.
- Huang, S. ve Lin, G., (2015), Biosorption of Hg(II) and Cu(II) by biomass of dried *Sargassum fusiforme* in aquatic solution, *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 13: 21.
- Jia, T., Ito, H. ve Tanaka, A., (2015), The Chlorophyll b Reductase NOL Participates in Regulating the Antenna Size of Photosystem II in *Arabidopsis thaliana*, *Procedia Chemistry*, 14: 422 – 427.
- Jiao, X., Teng, Y., Zhan, Y., Wu, J. ve Lin, X., (2015), Soil Heavy Metal Pollution and Risk Assessment in Shenyang Industrial District, Northeast China, *PloS one*, 10: 5.
- Jindal, R., Thakur, R. K., Singh, U. B. ve Ahluwalia, A. S., (2014a), Phytoplankton dynamics and water quality of Prashar Lake, Himachal Pradesh India, *Sustainability of Water Quality and Ecology*, 3–4: 101–113.
- Jindal, R., Thakur, R.K., Singh, U. B. ve Ahluwalia, A. S. (2014b), Phytoplankton dynamics and species diversity in a shallow eutrophic, natural mid-altitude lake in Himachal Pradesh (India): role of physicochemical factors, *Chemistry and Ecology*, 30: 328–338.
- Kaewsarn, P., (2002), Biosorption of copper(II) from aqueous solutions by pre-treated biomass of marine algae *Padina sp.*, *Chemosphere*, 47: 1081–1085.
- Kara, Y., (2005), Bioaccumulation of Cu, Zn and Ni from the wastewater by treated *Nasturtium officinale*, *International Journal of Environment Science and Technology*, 2: 63-67.
- Karaturk H., Aslantaş, R., (2008), Bitki Renk Maddelerinin (Pigmentler) Oluşum ve Değişim Fizyolojisi, *Alatırım*, 7: 34-41
- Karthikeyan, S., Balasubramanian, R. ve Iyer, C. S. P., (2007), Evaluation of the marine algae *Ulva fasciata* and *Sargassum sp.* for the biosorption of Cu(II) from aqueous solutions, *Bioresource Technology*, 98: 452–455.

- Keskinkan, O., Goksu, M. Z. L., Yuceer, A., Basibuyuk, M. ve Forster, C. F., (2003), Heavy metal adsorption characteristics of a submerged aquatic plant (*Myriophyllum spicatum*), *Process Biochemistry*, 39: 179–183.
- Kiefer, I., Odermatt, D., Anneville, O., Wüest, A. ve Bouffard, D., (2015), Application of remote sensing for the optimization of in-situ sampling for monitoring of phytoplankton abundance in a large lake, *Science of The Total Environment*, 527–528: 493–506.
- Kira, O., Linker, R. ve Gitelson, A., (2015), Non-destructive estimation of foliar chlorophyll and carotenoid contents: Focus on informative spectral bands, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 38: 251–260.
- Kulik, A., Anielska-Mazur, A., Bucholc, M., Koen, E., Szymanska, K., Zmieszka, A., Krzywinska, E., Wawer, I., McLoughlin, F., Ruszkowski, D., Wendehenne, D. ve Dobrowolska, G., (2012), SNF1-Related Protein Kinases Type 2 Are Involved in Plant Responses to Cadmium Stress, *Plant Physiology*, 160: 868–883.
- Kunii, H., (1991), Records of Aquatic Macrophyte Flora and Environmental Factors from the Irrigation Ponds around Lake Shinji, Shimane, Japan. From Memoirs of the Faculty of Science, Shimane University.
- Kükrer, S. ve Büyükişik, B., (2010), İzmir İç Körfezi’nde Fitoplankton Komünitesinin Pigment Kompozisyonu ve Boy Dağılımı, *Ege University Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 3: 103-112.
- Leal, A. L. G., Castro, P. F., Lima, J. P. V., Correia, E. S. ve Bezerra. R. S., (2010), Use of shrimp protein hydrolysate in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*, L.) feeds, *Aquaculture international*, 18: 635-646.
- Li, H., Liu, L. ve Ji, X., (2015), Modeling the relationship between landscape characteristics and water quality in a typical highly intensive agricultural small watershed, Dongting lake basin, south central China, *Environ Monit Assess*, 187: 129.
- Liang, P., Wu, S., Zhang, ., Cao, Y., Yu, S. ve Wong, M., (2016), The effects of mariculture on heavy metal distribution in sediments and cultured fish around the Pearl River Delta region, south China, *Chemosphere*, 148: 171-177.
- Lichtenthaler, H. K. ve Wellburn, A. R., (1985), Determination of Total Carotenoids and Chlorophylls A and B of Leaf in Different Solvents, *Biochemical Society Transactions*, 11: 591-592.
- Limantara, L., Dettling, M., Indrawati, R., Indriatmoko ve Brotosudarmo, T. H. P., (2015), Analysis on the Chlorophyll Content of Commercial Green Leafy Vegetables, *Procedia Chemistry*, 14: 225–231.
- Lodeiro, P., Cordero, B., Barriada, J. L., Herrero, R. ve Vicente, M. E., (2005), Biosorption of cadmium by biomass of brown marine macroalgae, *Bioresource Technology*, 96: 1796–1803.

- Lu, L., Li, J., Yu, J., Song, P. ve Ng, D. H. L., (2016), A hierarchically porous $\text{MgFe}_2\text{O}_4/\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$ magnetic microspheres for efficient removals of dye and pharmaceutical from water, *Chemical Engineering Journal*, 283: 524–534.
- Marcano, L. B. C., Carruyo, I. M., Montiel, X. M., Morales, C. B. ve Soto, P. M., (2009), Effect of Cadmium on Cellular Viability in Two Species of Microalgae (*Scenedesmus sp.* and *Dunaliella viridis*), *Biological Trace Element Research*, 130: 86-93.
- Martins, L. L., Mourato, M. P., Cardoso, A. I., Pinto, A. P., Mota, A. M., Lurdes, M., Goncalves, S. ve Varennes, A., (2011), Oxidative stress induced by cadmium in *Nicotiana tabacum* L.: effects on growth parameters, oxidative damage and antioxidant responses in different plant parts, *Acta Physiol Plant*, 33: 1375–1383.
- Meng, H., Hua, S., Shamsi, I. H., Jilani, G., Li, Y. ve Jiang, L., (2009), Cadmium-induced stress on the seed germination and seedling growth of *Brassica napus* L., and its alleviation through exogenous plant growth regulators, *Plant Growth Regul*, 58: 47–59.
- Merwe, D. V. ve Price, K. P., (2015), Harmful Algal Bloom Characterization at Ultra-High Spatial and Temporal Resolution Using Small Unmanned Aircraft Systems, *Toxins*, 7: 1065-1078.
- Migliaccio, O., Castellano, I., Cirimo, P., Romano, G. ve Palumbo, A., (2015), Maternal Exposure to Cadmium and Manganese Impairs Reproduction and Progeny Fitness in the Sea Urchin *Paracentrotus lividus*, *Metals Affect Sea Urchin Fitness PloS one*, 10:6.
- Mishra, S., Srivastava, S., Srivastava, R. D., Govindarajan, R., Kuriakose, S. V. ve Prasad, M. N. V., (2006), Phytochelatin synthesis and response of antioxidants during cadmium stress in *Bacopa monnieri* L, *Plant Physiology and Biochemistry*, 44: 25–37.
- Mohamed, Z. A., Deyab, M. A., Abou-Dobara, M. I., El-Sayed, A. K. ve El-Raghi W. M., (2015), Occurrence of cyanobacteria and microcystin toxins in raw and treated waters of the Nile River, Egypt: implication for water treatment and human health, *Environmental Science and Pollution Research*, 22: 11716-11727.
- Naz, T., Khan, M. D., Ahmed, I., Rehman, S., Rha, E. S., Malook, I. ve Jamil, M., (2015), Biosorption of heavy metals by *Pseudomonas* species isolated from sugar industry, *Toxicology and Industrial Health*, 1–9.
- Ngah, W. S. W. ve Hanafiah, M. A. K. M., (2008), Removal of heavy metal ions from wastewater by chemically modified plant wastes as adsorbents: A review, *Bioresource Technology*, 99: 3935–3948.
- Nowicka, B., Plucinski, B., Kuczynska, P. ve Kruk, J., (2016), Prenyl lipid antioxidants participate in response to acute stress induced by heavy metals in green microalga *Chlamydomonas reinhardtii*, *Environmental and Experimental Botany*, 123: 98–107.

- Perfus-Barbeoch, L., Leonhardt, N., Vavasseur, A. ve Forestier, C., (2002), Heavy metal toxicity: cadmium permeates through calcium channels and disturbs the plant water status, *The Plant Journal*, 32: 539–548.
- Petaloti, C., Voutsas, D., Samara, C., Sofoniou, M., Stratis, I. ve Kouimtzis, T., (2004), Nutrient dynamics in shallow lakes of northern greece, *Environmental Science and Pollution Research*, 11: 11-17.
- Pilon, M., Abdel-Ghany, S. E., Cohu, C. M., Gogolin, K. A., Ye, H., (2006), Copper cofactor delivery in plant cells, *Curr. Opin. Plant Biol.*, 9: 256–263.
- Prasad, M. N. V., Malec, P., Waloszek, A., Bojko, M. ve Strzałka, K., (2001), Physiological responses of *Lemna trisulca* L. (duckweed) to cadmium and copper bioaccumulation, *Plant Science*, 161: 881–889.
- Romera, E., Gonzales, F., Ballaster, A., Blazquez, M. L. ve Munoz, J. A., (2007), Comparative study of biosorption of heavy metals using different types of algae, *Bioresource Technology*, 98: 3344–3353.
- Rybak, J., (2015), Accumulation of Major and Trace Elements in Spider Webs, *Water, Air, & Soil Pollution*, 226: 105.
- Sandalio, L. M., Dalurzo, H. C., Gomez, M., Romero-Puertas, M. C. ve Rio, L. A., (2001), Cadmium-induced changes in the growth and oxidative metabolism of pea plants, *Journal of Experimental Botany*, 52: 2115-2126.
- Sargin, İ., Arslan, G. ve Kaya, M., (2016), Microfungal spores (*Ustilago maydis* and *U. digitariae*) immobilised chitosan microcapsules for heavy metal removal, *Carbohydrate Polymers*, 138: 201–209.
- Schaefer, A. M., Jensen, E. L., Bossart, G. D., Reif, J. S., (2014), Hair Mercury Concentrations and Fish Consumption Patterns in Florida Residents, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11: 6709-6726.
- Schiewer, S., (1999), Modelling complexation and electrostatic attraction in heavy metal biosorption by *Sargassum* biomass, *Journal of Applied Phycology*, 11: 79–87.
- Shahbazi, Y., Ahmadi, F. ve Fakhari, F., (2016), Voltammetric determination of Pb, Cd, Zn, Cu and Se in milk and dairy products collected from Iran: An emphasis on permissible limits and risk assessment of exposure to heavy metals, *Food Chemistry*, 192: 1060–1067.
- Sheng, P. X., Ting, Y., Chen, J. P. ve Hong, L., (2004), Sorption of lead, copper, cadmium, zinc, and nickel by marine algal biomass: characterization of biosorptive capacity and investigation of mechanisms, *Journal of Colloid and Interface Science*, 275: 131–141.
- Sivacı, E. R., Sivacı, A. ve Sökmen, M., (2004), Biosorption of cadmium by *Myriophyllum spicatum* L. and *Myriophyllum triphyllum* orchard, *Chemosphere*, 56: 1043–1048.
- Song, J., Yang, X., Zhang, J., Long, Y., Zhang, Y. ve Zhang, T., (2015), Assessing the Variability of Heavy Metal Concentrations in Liquid-Solid Two-Phase and Related Environmental Risks in the Weihe River of Shaanxi Province, China,

- International Journal of Environmental Research and Public Health, 12: 8243-8262.
- Spencer, W. ve Bowes G., (1985), Limnophila and Hygrophila: a review and physiological assessment of their weed potential in Florida, J. Aq. Pl. Manag, 23: 7-16.
- Stohs, S. J. ve Bagchi, D., (1995), Oxidative mechanisms in the toxicity of metal ions, Free Radical Biology & Medicine, 18: 321-336.
- Tauqeer, H. M., Ali, S., Rizwan, M., Ali, Q., Saeed, R., Iftikhar, U., Ahmad, R., Farid, M. ve Abbasi., (2016), Phytoremediation of heavy metals by *Alternanthera bettzickiana*: Growth and physiological response, Ecotoxicology and Environmental Safety, 126: 138–146.
- Taylan, Z. S. ve Böke-Özkoç, H., (2007), Potansiyel ağır metal kirliliğinin belirlenmesinde akuatik organizmaların biokullanılabilirliği, BAÜ FBE Dergisi, 9: 17-33.
- Terry, P. A. ve Stone, W., (2002), Biosorption of cadmium and copper contaminated water by *Scenedesmus abundans*, Chemosphere, 47: 249-255.
- Thakur, R. K., Jindal, R., Singh, U. B. ve Ahluwalia, A. S., (2013), Plankton diversity and water quality assessment of three freshwater lakes of Mandi (Himachal Pradesh, India) with special reference to planktonic indicators, Environmental Monitoring and Assessment, 185: 8355-8373.
- Tiecher, T. L., Ceretta, C. A., Ferreira, P. A., Lourenzi, C. R., Tiecher, T., Giroto, E., Nicoloso, F. T., Soriani, H. H., Conti, L., Mimmo, T., Cesco, S. ve Brunetto, G., (2015), The potential of *Zea mays* L. in remediating copper and zinc contaminated soils for grapevine production. Geoderma, 262: 52-61.
- Tschuschke, S., Schmitt-Wrede, H., Greven, H. ve Wunderlich, F., (2002), Cadmium Resistance Conferred to Yeast by a Non-metallothioneinencoding Gene of the Earthworm Enchytraeus, The Journal of Biological Chemistry, 277: 5120–5125.
- Tüzün, İ., Bayramoğlu, G., Yalçın, E., Başaran, G., Çelik, G. ve Arıca, Y. M., (2005), Equilibrium and kinetic studies on biosorption of Hg(II), Cd(II) and Pb(II) ions onto microalgae *Chlamydomonas reinhardtii*, Journal of Environmental Management, 77: 85-92.
- Upadhyay, R. K. ve Panda, S. K., (2009), Copper-induced growth inhibition, oxidative stress and ultrastructural alterations in freshly grown water lettuce (*Pistia stratiotes* L.), Comptes Rendus Biologies, 332: 623–632.
- Upadhyay, R., Pandey, A. K., Upadhyay, S. K., Bassin, J. K. ve Misra, S. M., (2012), Limnochemistry and nutrient dynamics in Upper Lake, Bhopal, India, Environ Monit Assess, 184: 7065–7077.
- Veglio, F., Beolchini, F. ve Gasbarro, A., (1997), Biosorption of toxic metals: an equilibrium study using free cells of *Arthrobacter sp.*, Process Biochemistry, 32: 99-105.

- Vidaković-Cifrek, Z., Tkalec, M., Šikić, S., Tolić, S., Lepeduš, H. ve Pevalek-Kozlina, B., (2015), Growth and photosynthetic responses of *Lemna minor* L. exposed to cadmium in combination with zinc or copper, *Arh Hig Rada Toksikol*, 66: 141-152.
- Visviki, L. ve Rachlin, J. W., (1994), Acute and Chronic Exposure of *Dunaliella salina* and *Chlamydomonas bullosa* to Copper and Cadmium: Effects on Ultrastructure, *Environmental Contamination and Toxicology*, 26: 154-162.
- Volesky, B., (2001), Detoxification of metal-bearing effluents: biosorption for the next century, *Hydrometallurgy*, 59: 203–216.
- Volesky, B., (2003), Biosorption process simulation tools, *Hydrometallurgy*, 71: 179–190.
- Waalkes, M. P., (2000), Cadmium carcinogenesis in review, *Journal of Inorganic Biochemistry*, 79: 241–244.
- Wang, J. ve Chen, C., (2009), Biosorbents for heavy metals removal and their future, *Biotechnology Advances*, 27: 195–226.
- Wannan, B. S. ve Waterhouse, J. T., (1985), A Taxonomic Revision of the Australian Species of *Limnophila* R. Br. (Scrophulariaceae), *Australian journal of botany*, 33: 367-380.
- Williams, C. J., Aderhold, D. ve Edyvean, J., (1998), Comparison between biosorbents for the removal of metal ions from aqueous solutions, *Waf. Res*, 32: 216-224.
- Wu, X., Gao, X. ve Yang, F., (2015), Effects of dietary copper on organ indexes, tissular Cu, Zn and Fe deposition and fur quality of growing-furring male mink (*Mustela vison*), *Journal of Animal Science and Technology*, 57: 6.
- Yang, Y. ve Yen, S., (1997), Notes on *Limnophila* (Scrophulariaceae) of Taiwan, *Botanical Bulletin of Academia Sinica*, 38: 285-295.
- Zhang, Z., Juying, L., Mamat, Z. ve QuinFu, Y., (2016), Sources identification and pollution evaluation of heavy metals in the surface sediments of Bortala River, Northwest China, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 126: 94–101.
- Zhou, J. L., Huang, P. L. ve Lin, R. G., (1998), Sorption and desorption of Cu and Cd by macroalgae and microalgae, *Environmental Pollution*, 101: 67-75.
- Zlobin, I. E., Kholodova, V. P., Rakhmankulova, Z. F. ve Kuznetsov, Vl. V., (2014), *Brassica napus* responses to short-term excessive copper treatment with decrease of photosynthetic pigments, differential expression of heavy metal homeostasis genes including activation of gene NRAMP4 involved in photosystem II stabilization, *Photosynth Research*, 125: 141-150.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Mehmet Ferit GİKLİ

Doğum Yeri : Adıyaman/Merkez

Doğum Tarihi : 18.02.1990

Medeni Hali : Bekâr

Yabancı Dili : İngilizce

Eğitim Durumu (Kurum ve Yıl)

Lise : Rekabet Kurumu Lisesi – 2004/2008

Lisans : Adıyaman Üniversitesi – 2009/2013