

**ANKARA ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**KADMİYUM, KURŞUN VE KADMİYUM-KURŞUN KARIŞIMINA MARUZ  
BIRAKILAN *Pistia stratiotes* L. SUCUL BİTKİSİNİN FİTOREMEDİASYON  
POTANSİYELİNİN ARAŞTIRILMASI**

**Danial NASSOUHİ**

**BİYOLOJİ ANABİLİM DALI**

**ANKARA  
2018**

**Her hakkı saklıdır**

## TEZ ONAYI

Danial NASSOUHİ tarafından hazırlanan “Kadmiyum, Kurşun ve Kadmiyum-Kurşun Karışımına Maruz Bırakılan *Pistia stratiotes* L. Sucul Bitkisinin Fitoremediasyon Potansiyelinin Araştırılması” adlı tez çalışması 04/01/2018 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği ile Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı’nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

**Danışman:** Doç. Dr. Mehmet Borge ERGÖNÜL  
Ankara Üniversitesi Biyoloji Anabilim Dalı

### Jüri Üyeleri:

**Başkan:** Prof. Dr. Ali GÜL  
Gazi Üniversitesi Eğitim Fakültesi Biyoloji Eğitimi Bölümü

**Üye:** Prof. Dr. Sibel ATASAGUN  
Ankara Üniversitesi Biyoloji Anabilim Dalı

**Üye:** Doç. Dr. Mehmet Borge ERGÖNÜL  
Ankara Üniversitesi Biyoloji Anabilim Dalı

**Yukarıdaki sonucu onaylarım.**

**Prof. Dr. Atila YETİŞEMİYEN**  
Enstitü Müdürü

## ETİK

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

04.01.2018



Danial NASSOUHI

## ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

### KADMİYUM, KURŞUN VE KADMİYUM-KURŞUN KARIŞIMINA MARUZ BIRAKILAN *Pistia stratiotes* L. SUCUL BİTKİSİNİN FİTOREMEDİASYON POTANSİYELİNİN ARAŞTIRILMASI

Danial NASSOUHI

Ankara Üniversitesi  
Fen Bilimleri Enstitüsü  
Biyoloji Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Mehmet Borga ERGÖNÜL

Bu çalışmada, kurşun (Pb), kadmiyum (Cd) ve bu iki ağır metalin karışımlarına maruz bırakılan, yüksek üreme kapasitesine sahip, kolay kültüre alınabilen, hasatı kolay ve laboratuvar ortamına rahatlıkla uyum sağlayabilen *Pistia stratiotes* sucul bitkisinin arıtım potansiyeli araştırılmıştır. Ağır metal konsantrasyonları kurşun için 1, 5 ve 25 ppm, kadmiyum için ise 1, 2,5 ve 5 ppm olarak belirlenmiştir. Karışım denemelerinde her bir ağır metalin düşük, orta ve yüksek konsantrasyonlarının yarısı alınarak birlikte uygulanmıştır. Deney süresi toplam 7 gün olarak tasarlanmış olup, 1, 4 ve 7. günlerde bitki örnekleri alınmıştır ve bitki dokularındaki ağır metal konsantrasyonu ICP-MS cihazı kullanılarak tespit edilmiştir. Elde edilen sonuçların istatistiksel olarak değerlendirilmesi için tek yönlü varyans analizi (One-way ANOVA) kullanılmıştır. Kurşunun 1 ve 25 ppm, kadmiyumun ise 1 ve 5 ppm'lik konsantrasyonlarına maruz bırakılan bitkilerin dokularındaki ağır metal miktarı süre bakımından önemli bir farklılık göstermediği tespit edilmiştir. Karışım denemelerinde bitkilerde biriken Pb miktarının 4 ve 7 gün sonunda önemli bir artış gösterdiği belirlenmiştir. Kadmiyum miktarında ise genel olarak tüm deneme gruplarında doz artışına bağlı olacak bir artış gözlenmiştir. Elde edilen sonuçlar doğrultusunda *P. stratiotes* bitkisinin Pb, Cd ve bu ağır metallerin karışımları için remediasyon açısından başarı ile kullanılabilceği gösterilmiştir.

**Ocak 2018, 54 sayfa**

**Anahtar Kelimeler:** Fitoremediasyon, Kadmiyum, Kurşun, Toksik, *Pistia stratiotes* L., Ağır metal.

## ABSTRACT

Master Thesis

### INVESTIGATION OF PHYTOREMEDIATION POTENTIAL OF AQUATIC PLANT: *Pistia stratiotes* L. EXPOSED TO CADMIUM, LEAD AND CADMIUM- LEAD MIXTURES

Danial NASSOUHI

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

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Mehmet Borga ERGÖNÜL

In this study, an aquatic plant, *Pistia stratiotes*, which has a high growth rate, can be easily harvested and cultivated, high adaptation to laboratory conditions was exposed to lead (Pb) and cadmium (Cd) jointly and separately. The exposure concentrations chosen for Pb and Cd were 1, 5 ve 25 ppm and 1, 2,5 ve 5 ppm, respectively. The concentrations for the joint exposure of lead and cadmium were calculated as half of the each low, medium and high concentrations. Each experiment lasted 7 days and plant samples were taken on days 1, 4 and 7. The heavy metal concentrations in the plant tissues were analysed with ICP-MS. One-way ANOVA was applied to test the significance of the results. There were no significant differences on the basis of exposure duration in plants exposed to 1 and 25 ppm Pb and 1 and 5 ppm Cd. In the joint exposure groups the Pb content in the plant tissues showed a gradual and significant increase in 4 and 7 days. However, Cd content in the plant tissues showed a gradual increase in all groups depending on the concentration in exposure media. Thus, based on the results obtained, *Pistia stratiotes* was considered as a good remediator for the remediation of Pb, Cd and mixtures of these metals.

**January 2018, 54 pages**

**Key Words:** Phytoremediation, Cadmium, Lead, Toxic, *Pistia stratiotes* L., Heavy metal.

## TEŞEKKÜR

Yüksek Lisans eğitimim ve tez çalışmalarım boyunca daima bana bilgileri ve tecrübeleri ile yol gösteren, bana maddi manevi her daim katkıda bulunan, öğrenme ve paylaşma konusunda beni kardeşi olarak gören, kişiliği ve bilimini örnek aldığım saygıdeğer danışman hocam Sayın Doç. Dr. Mehmet Borga ERGÖNÜL'e (Ankara Üniversitesi, Biyoloji Anabilim Dalı),

Çalışmalarım boyunca hep yanımda olan ve bütün aşamalarda yardımını benden esirgemeyen en umutsuz anlarımda bana umut veren karanlıklarımda yıldızım olan Uzm. Biyolog Tuğçe ÖNBAŞ'a,

Hem Lisans ve hem Yüksek Lisans sürecim boyunca desteğini ve yardımlarını esirgemeyen, laboratuvarlarını sonuna kadar açan Sayın hocam Prof. Dr. Sibel ATASAĞUN'a (Ankara Üniversitesi, Biyoloji Anabilim Dalı) ve Sayın hocam Prof. Dr. Ahmet ALTINDAĞ'a (Ankara Üniversitesi, Biyoloji. Anabilim Dalı), çalışmalarımda bana bilgilerini benimle paylaşan değerli hocam Araş. Gör. Şeyda FİKİRDEŞİCİ'e çalışmalarımın bütün aşamalarında hep yanımda olan ve bana yardımlarını esirgemeyen Araş. Gör. Ebru ÖZDENİZ'e (Ankara Üniversitesi, Biyoloji Anabilim Dalı), Araş. Gör. Beste ÖZBEY'e (Ankara Üniversitesi, Biyoloji Anabilim Dalı), Biyolog İsmail ÜSTÜNEL'e, Biyolog Cemil ÜŞÜMEZ'e, Biyolog Eda AKDAĞ'a

Bu çalışmayı başlıklı Lisansüstü Tez Projesi (Yüksek Lisans) ile destekleyen, Ankara Üniversitesi Rektörlüğü'ne ve Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimi'ne,

Annem ve babamın uzaklığını bugüne kadar bana hissettirmeyen her zaman yanımda olan ve idollerim olan Müh. Parham POOYANFAR'a ve Müh. Golnesa NASSOUHİ'e ve mesafelerin olmasını hem maddi ve hem manevi destekleri ile bana hissettirmeyen ve hep kalbimde olan sevgili annem Hakime NAJİYAN TABRİZ'e ve değerli babam Mohammad NASSOUHİ'e

TEŞEKKÜRLER....

Danial NASSOUHİ  
Ankara, Ocak 2018

## İÇİNDEKİLER

### TEZ ONAYI SAYFASI

ETİK.....	i
ÖZET.....	ii
ABSTRACT .....	iii
TEŞEKKÜR .....	iv
SİMGELER DİZİNİ .....	vii
ŞEKİLLER DİZİNİ .....	ix
ÇİZELGELER DİZİNİ .....	x
1. GİRİŞ .....	1
1.1 Kadmiyum ile İlgili Genel Bilgiler.....	4
1.2 Kurşun ile İlgili Genel Bilgiler .....	6
1.3 Fitoremediasyon ile İlgili Genel Bilgiler .....	7
1.4 <i>Pistia stratiotes</i> 'in Sistematığı ve Biyolojik Özellikleri.....	10
2. KAYNAK ÖZETLERİ .....	13
3. MATERYAL ve YÖNTEM.....	24
3.1 Kültür Şartları.....	24
3.2 Cam Malzemelerin Temizliği .....	25
3.3 Bitkilerin Seçilmesi .....	25
3.4 Kimyasal Stokların Hazırlanması .....	25
3.5 Biyodenyeler .....	26
3.6 Bitki Dokularında Birikim Gösteren Ağır Metal Miktarının Belirlenmesi.....	27
3.7 Numunelerin Ağır Metal Analizi İçin Hazırlanması .....	29
3.8 ICP-MS (İndüktif Eşlenik Plazma-Kütle Spektrofotometresi).....	29
3.9 İstatistiksel analizler .....	30
4. ARAŞTIRMA BULGULARI .....	31
4.1 Deney Koşulları .....	31
4.2 Kurşun Denemeleri .....	31
4.3 Kadmiyum Denemeleri.....	32
4.4 Karışım Denemelerinde - Pb .....	33
4.5 Karışım Denemelerinde - Cd .....	34
5. TARTIŞMA .....	36
6. SONUÇ.....	43
KAYNAKLAR .....	44
ÖZGEÇMİŞ.....	53

## SİMGELER DİZİNİ

Ag	Gümüş
Al	Alüminyum
As	Arsenik
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
B	Bor
Ca	Kalsiyum
Cd	Kadmiyum
Cd(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Kadmiyum nitrat
CdCl <sub>2</sub>	Kadmiyum klorür
CdSO <sub>4</sub>	Kadmiyum sülfat
Co	Kobalt
CO <sub>2</sub>	Karbon dioksit
Cr	Krom
Cu	Bakır
DNA	Deoksiribo Nükleik Asit
EC	Elektriksel iletkenlik
EPA	Environmental Protection Agency
Fe	Demir
HCl	Hidroklorik asit
Hg	Civa
HNO <sub>3</sub>	Nitrik asit
LC <sub>50</sub>	Ortalama Öldürücü konsantrasyon
Lux	Aydınlatma Şiddeti (Lüks)
Mg	Magnezyum
Mn	Manganez
N	Nitrojen
Ni	Nikel
NO <sub>3</sub>	Nitrat
NTU	Nefelometrik Bulanıklık Birimi
O	Oksijen
PAH	Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar
Pb	Kurşun
Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Kurşun nitrat



PCB	Poliklorlu bifeniller
PO <sub>4</sub>	Fosfat
PVC	Poli Vinil Klorür
RNA	Ribo nükleik asit
Se	Selenyum
Si	Silisyum
TDS	Total Dissolved Solids (Toplam Çözünmüş Katı Madde)
TNT	Trinitrotoluen
WHO	World Health Organization
Zn	Çinko
CdS	Grinokin

### **Kısaltmalar**

<	Küçük
>	Büyük
%	Yüzde
°C	Santigrat derece
μ	Mikro
cm	Santimetre
g	Gram
k	Kilo
L	Litre
M	Molar
m	Metre
mL	Mililitre
mol	Mol
ppm	Milyonda bir kısım
S	Siemens

## ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1.1 <i>Pistia stratiotes</i> bitkisi .....	11
Şekil 3.1 Laboratuvarda yetiştirilmekte olan <i>Pistia stratiotes</i> L. sucul bitkisi .....	24
Şekil 3.2 25 ppm Cd'ye maruz bırakılan <i>P. stratiotes</i> bitkisinin genel görünümü.....	26
Şekil 3.3 Biyodeneş düzeneği.....	26
Şekil 3.4 Bitki dokularındaki ağır metal konsantrasyonunun tayini için örneklerin hazırlanması.....	28
Şekil 3.5 Yakımı yapılan numunelerin filtrasyonu için kullanılan düzenek.....	29
Şekil 5.1 Kurşunun çeşitli konsantrasyonlarına 1, 4 ve 7 gün süre ile maruz bırakılan bitkilerin dokularında biriken Pb konsantrasyonu (µg/g Kuru ağırlık).....	38
Şekil 5.2 Kadmiyumun çeşitli konsantrasyonlarına 1, 4 ve 7 gün süre ile maruz bırakılan bitkilerin dokularında biriken Cd konsantrasyonu (µg/g Kuru ağırlık).....	40
Şekil 5.3 Kurşun ve kadmiyumun çeşitli konsantrasyonlarına 1, 4 ve 7 gün süre ile maruz bırakılan bitkilerin dokularında biriken Pb konsantrasyonu (µg/g Kuru ağırlık).....	41
Şekil 5.4 Kurşun ve kadmiyumun çeşitli konsantrasyonlarına 1, 4 ve 7 gün süre ile maruz bırakılan bitkilerin dokularında biriken Cd konsantrasyonu (µg/g Kuru ağırlık).....	42

## ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 3.1 Pb ve Cd içeren karışım deneme grupları için seçilen konsantrasyonlar.....	27
Çizelge 4.1 Biyodeneyleyler sırasında suda ölçülen bazı fiziko-kimyasal parametreler.....	31
Çizelge 4.2 Kurşunun çeşitli konsantrasyonlarına maruz bırakılan <i>P. stratiotes</i> bitkisinde dokularda biriken Pb miktarları.....	32
Çizelge 4.3 Kadmiyumun çeşitli konsantrasyonlarına maruz bırakılan <i>P. stratiotes</i> bitkisinde dokularda biriken Cd miktarları .....	33
Çizelge 4.4 Çeşitli Pb:Cd karışımlarına maruz bırakılan <i>P. stratiotes</i> bitkisinde dokularda biriken Pb miktarları .....	34
Çizelge 4.5 Çeşitli Pb:Cd karışımlarına maruz bırakılan <i>P. stratiotes</i> bitkisinde dokularda biriken Cd miktarları .....	35



## 1. GİRİŞ

Sanayi devrimi ile insanlığın dünyaya müdahale gücü ekolojik dengeyi bozacak boyutlara ulaşmış ve insanoğlunun yürüttüğü faaliyetler doğada var olan bu dengeyi bozmuştur. Dengenin bozulması sonucunda, ekosistemin belli kompartımanlarında belli maddeler birikmiş; var olan şartların tamamının bozulması ya da birtakım değişiklikler geçirmesi ile çevre kirlilikleri oluşmuştur. Çevre kirliliğinden en çok etkilenen ekosistemlerin başında göller ve akarsular gelmektedir. Sanayi ve tarımsal faaliyetler, nakliyat, termik ve nükleer santraller gibi faaliyetlerin sonucunda oluşan kirleticiler doğrudan veya dolaylı yollardan sucul ortamlara karışmaktadır. Tüm bu faaliyetler sonucu ortama bilerek veya bilmeyerek sızan organik ve inorganik maddeler, organik ve inorganik tuzlar, mikroorganizmalar, deterjanlar, pestisitler, ağır metaller, askıda katı maddeler, radyoaktif partiküller, yağlar ve petrol ürünleri vb. maddeler suyu kirleten başlıca kirleticilerdir (Ellis vd. 1989). Bu atıklar ve atıksular nehir, göl ve deniz gibi doğal ortamlara deşarj edildiklerinde fizikokimyasal ve biyolojik özelliklerinde önemli ölçüde değişikliklere yol açmaktadır, suyun yapısındaki bu değişimler su kirliliğine neden olmaktadır (Ünlü ve Tunç 2007, Kocataş 2008). Bu değişimler sonucunda sucul ortamdaki canlıların yaşam döngüleri ve ekosistemin dengesini etkileyerek bozulmalara yol açmaktadır. Organik atıkların aksine ağır metaller bozulmadıkları için daha tehlikelidirler. Bu nedenle ekosistemlerdeki ağır metal kirliliği küresel bir sorun oluşturmaktadır.

Ağır metaller yoğunluğu 5 g/mL'den daha yüksek olan genellikle toksisite, ekotoksisite ve kirlilik ile ilişkilendirilen metal ve yarı metal grupları için kullanılan bir terimdir ve çevresel kirletici olarak bilinirler (Duffus 2002). Başlıca ağır metaller bakır (Cu), kurşun (Pb), civa (Hg), kadmiyum (Cd), demir (Fe), manganez (Mn), krom (Cr), nikel (Ni) ve çinko (Zn) gibi elementlerdir (Gündüz 2012). Yeryüzünde doğal olarak bulunan bu elementler jeokimyasal süreçler veya insan kaynaklı, madencilik ve termal santrallerden dolayı su, besin döngüsüne girmektedirler (Keesstra vd. 2012). Ağır metaller, toprakta, sedimentte, suda veya organizmalarda birikme özelliğine sahiptirler. Normal koşullarda ağır metallerin doğadaki düzeyi düşüktür. İnsan ihtiyaçlarının ve sanayileşmenin katlanarak artmasına buna bağlı olarak tüm dünyada, özellikle de sucul

ortamlardaki kirleticilerin, ağır metallerin kritik bir seviyeye ulaşmasına neden olmuştur. Canlılarda enzimatik aktivite için bazı ağır metallerin gerekliliği sadece belli konsantrasyonlardadır. Doğal konsantrasyon düzeylerinin arttığı durumlarda, örneğin gümüş, civa, bakır, kadmiyum ve kurşun gibi ağır metaller özellikle toksik etki yapmakta ve enzimleri inhibe etmektedir (Kayhan 2006). Genellikle çinko, bakır, kurşun gibi minerallerin üretiminde bir alt ürün olarak çevreye yayılan bu metal, çeşitli endüstri kollarında da giderek artan miktarlarda kullanılmaktadır. Öte yandan, fosfatlı gübreler önemli miktarda kadmiyum içermektedirler. Kadmiyum teratojenik ve karsinojenik etkileri olan toksik bir metal olarak kabul edilir. Endüstriyel kirlenme sonucu açığa çıkan ve ortama karışan kadmiyum kardiyovasküler hastalıklar ve kanser gibi toplum sağlığı açısından önemli rahatsızlıklara da sebep olmaktadır (Bebbiano ve Machado 1997). Kadmiyum en toksik çevresel kirleticilerden biridir. Düşük konsantrasyonlarda bile sucul canlılar için son derece zararlı etkilere sahiptir. Diğer yandan kurşun ise günümüzde yıllık 4 milyon ton madenlerden çıkarılmaktadır. Kurşun elementi yaygın olarak oksitler, sülfidler, asetatlar, kloratlar ve klorit formlarda bulunur. Günümüzde kurşun kontaminasyonu gittikçe artmaktadır ve toksik etkileri yaygın bir biçimde rapor edilmektedir (Axtell vd. 2003). Yüksek konsantrasyonu bitkilerde kalsiyum, demir, magnezyum, manganez, fosfor ve çinko gibi besleyici elementlerin alınımı ve taşınmasını etkilediği görülmüştür (Patra vd. 2004). Kurşun elementi kuvvetli bir şekilde bazı enzimlere, amino asitlere, DNA ve RNA'ya bağlanmaktadır, böylelikle organizmadaki metabolik yolları engellemektedir.

Ağır metaller kolaylıkla ayrışmadıkları için temizlemek amacıyla ortamdan uzaklaştırılması gerekir (Lasat 2002). Fakat bunun için çok fazla enerji gereklidir ve oldukça masraflıdır (Kamal vd. 2004). Su iyileştirme veya arıtım teknolojileri genellikle in-situ ve ex-situ olarak arıtım yerine göre sınıflanmıştır. Kirlenmiş suyun yerinde arıtılmasına in-situ, farklı bir yerde arıtılması ise ex-situ olarak tanımlanmıştır. Bu arıtım teknolojileri fiziksel, kimyasal veya biyolojik tekniklerin uygulanmasından oluşmaktadırlar (Wang vd. 2012). Fiziksel süreçler ile yapılacak işlemler çok fazla zaman gerektirmesi, maliyetin fazla olması ve kullanılacak teknolojilerin kısa ömürlü olmaları nedenleriyle geniş alanlar için uygun değildir. Kimyasal işlemler ise kirliliğin bulunduğu çevrede yaşayan canlılara verebileceği zararlar net olarak bilinemediği için,

ortamı bir kirleticiden temizlerken başka bir kirleticiye maruz bırakmamak için dünya genelinde tercih edilmemektedir. Fiziko-kimyasal ve mühendislik teknikleri daha çok yüksek derecede kirlenmiş matrislerin arıtımında tercih edilmektedir.

Biyoremediasyon tekniği, doğal veya kültüre edilmiş mikroorganizmalar ve diğer organizmaların kirleticileri veya zararlı maddelerin taşınımı veya toksik olmayan maddelere çevrilmesinden ibarettir. Bu teknik ilk kez 1972 yılında Pensilvanya eyaletinde benzin boru hattının sızıntısından ortaya çıkan kirliliğe karşı farklı remediasyon teknikler ile birlikte kullanılmış ve yüksek arıtım sonucunda dikkatleri üzerine çekmeyi başarmıştır. Biyolojik süreçler ile uzaklaştırma işlemi doğal bir yöntem olması, maliyetin düşük olması ve hızlı olması nedenleriyle tercih edilen süreçlerdir. Düşük ve orta derece kirlenmiş alanların arıtımı için fiziko-kimyasal tekniklere göre cazip bir alternatiftir (Doni vd. 2015).

Biyolojik arıtma işlemlerinde fitoremediasyon yöntemi ön plana çıkmaktadır. Fitoremediasyon bitki anlamındaki “phyto” ile ıslah anlamındaki “remediation” kelimelerinden türetilen, 1991’de terminolojiye giren çevreyi ıslah etme teknolojisidir. “Bioremediation”, “botanical remediation” ve “green remediation” gibi farklı adlandırılmaları da vardır. Türkçe anlamı ise “Bitkisel Arıtım” dır (Yalçın 2014). Fitoremediasyon, ortamı dengede tutmak veya dekontaminasyon için, bitkilerden ve bitkilere bağlı olan mikroorganizmalardan faydalanarak kullanılan çevre dostu ve ucuz bir yöntemdir (Schwitzguébel vd. 2009). Fitoremediasyon, mühendislik tabanlı iyileştirme çalışmaları için uygun bir alternatif ya da tamamlayıcı teknoloji olarak son 20 yıldır kabul görmektedir. Bitkiler kirleticileri stabilize etmede, ekstraksiyonda, parçalamada ya da buharlaştırmada kullanılabilir (Pilon-Smits 2005). Fitoremediasyon’un başarısı, bitkinin büyüme oranına ve yüksek metal biriktirebilme yeteneğine bağlıdır (Abhilash vd. 2009).

Sucul ortamların fitoremediasyonunda sucul makrofitler kullanılmaktadır. Sucul makrofitler bütün sucul habitatlarda yaşayan bitkilerdir (Rahman ve Hasegawa 2011). Bunlar biyokütlein oluşumundan ve oksijenin sentezinden sorumlu olup bununla birlikte sedimentin fiksasyonunu ve dengelenmesini sağlarlar. Ayrıca canlılara barınma yeri

oluştururlar. Bütün bunlara ek olarak su ve sedimentten toksik ve eser elementleri uzaklaştırırlar (Mudgal vd. 2010). Sucul makrofitlerde emilim kök veya yapraklar vasıtası ile olmaktadır (Cardwell vd. 2002). Sucul bitkilerin su veya sedimentteki ağır metallerin yüksek konsantrasyonunu biriktirme özellikleri vardır (Fritioff ve Greger 2006). Makrofitlerin hareketsiz yaşamları sucul ortamdaki değişikliği gösterdiği için bu durum onların uygun bir ajan olabileceğini göstermektedir (Peng vd. 2008). Genel olarak araştırmalarda tek tip ağır metal kullanılmıştır, oysaki sucul organizmalar yaşadıkları ortamlarda ağır metal karışımlarına maruz kalmaktadırlar. Mevcut araştırma verilerine göre metal karışımlarının toksisite miktarları tek metal kullanılmış olanlara eşit veya sinerjistik/antagonistik etkilerinden dolayı düşük/yüksek olabilmektedir (İnce vd.1999). Karışım içindeki bir ağır metalin absorpsiyonu, karışımdaki diğer ağır metallerin bitki tarafından absorpsiyonunu etkileyebilmektedir. Bireysel metalin toksik etkilerini inceleyerek, onların karışımlarının etkilerini tahmin etmek her zaman doğru sonuçlar vermemektedir.

*Pistia stratiotes* L. (su marulu) sucul bitkisinin kurşun, kadmiyum ve kurşun-kadmiyum fitoremediasyon potansiyelini incelemek, çalışmanın amacını oluşturmuştur. *Pistia stratiotes* bitkisinin karışım halinde bulunan ağır metallerin fitoremediasyon kapasitesi tam olarak bilinmediğinden kullandığımız kurşun ve kadmiyum ağır metallerinin birbirleri üzerindeki antagonistik veya sinerjistik etkilerinin anlaşılması hedeflenmiştir. *P. stratiotes*'in belirlenen süreler dahilinde kaçınıcı günlerde maksimum birikim gösterdiği ve/veya geri salınım yapıp yapmadığı test edilecek ve pratikte bu bitkinin remediasyona yönelik potansiyeli irdelenecektir. Elde edilecek olası müspet sonuçlar, oldukça hızlı büyüme potansiyeline sahip ve kolay hasat edilebilen bu bitkinin atık su arıtım tesislerinde, göl ve rezervuar gibi su kütlelerinde ıslah çalışmalarında kullanımı açısından değerlendirilmesine olanak sağlayacaktır. Diğer taraftan, elde edilen veriler farklı amaçlara yönelik yeni projelerin oluşturulmasında ön bilgi sağlayacak niteliktedir.

### **1.1 Kadmiyum ile İlgili Genel Bilgiler**

Kadmiyum elementi 1817 yılında keşfedilmiştir. Periyodik tabloda II B grubunda yer alan bu elementin atom numarası 48'dir. Cd sembolü ile simgelenmiştir. Bu elementin

Atom ağırlığı 112,40 g/mol olup kaynama ve erime noktaları sırasıyla, 767 °C ve 320 °C'dir. Yoğunluğu 7,86 g/cm<sup>3</sup> olan Cd mavimsi, kokusuz ve tatsız yumuşak bir metaldir. Nemli ortamlarda yavaş olsada oksitlenmektedir. Kadmiyum doğada çinko elementi ile birlikte bulunmaktadır. Grinokin (CdS) en çok bilinen Cd mineralidir. Kadmiyum tuzları (CdCl<sub>2</sub>, Cd(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, CdSO<sub>4</sub>) rahatlıkla suda çözülebilirler (Anonymous 2012).

Kadmiyum birçok sanayi dallarında kullanılmaktadır. Korozyon aşınmasına dayanıklı ve elektriksel iletkenliği orta seviyede olan kadmiyum kaplama sanayisi olan elektrolitik kaplamada, uçak endüstrisinde sıklıkla karşımıza çıkmaktadır. Ayrıca nükleer reaktörlerde, lehim yapımında, nikel-kadmiyum pil endüstrisinde, fotoğrafçılıkta ve PVC yapımında kullanılmaktadır.

Kadmiyum çevreye çeşitli doğal aktiviteler sonucu (volkanik aktivite, erozyon, nehir taşınımı vb.) ve insan aktiviteleri sonucu (tütün tüketimi, madencilik, fosil yakıtların yanması, kentsel atıkların yanması (özellikle Cd içeren batarya ve plastikler), fosfat gübrelerin üretimi ve elektronik atıklar) gibi yollarla salınmaktadır:

Kadmiyum elementi, fosfatlı gübreler ile yetiştiriciliği yapılmış lifli yeşillikler, sebzeler ve tahıllarda yüksek miktarda bulunmaktadır. Buna ek olarak kadmiyum kabuklu hayvanlarda ve büyükbaş canlıların karaciğer ve böbreklerinde yüksek düzeydedir. Kadmiyum organizmalarda enzim aktivitelerinde değişikliklere ve serbest radikallerin ortaya çıkmasına sebep olmaktadır (Mazon vd. 1998). İnsan vücudunda aylık tolere edilebilen kadmiyum miktarı 25 µg/kg (vücut ağırlığı) olarak belirlenmiştir. Kadmiyum elementi insan sağlığı üzerinde birçok toksik etki göstermektedir. www.who.int (2010a)'ya göre bu elementin iskelet ve solunum sistemi üzerinde, böbrek ve karaciğerde kanserojen etkisi bulunmaktadır.

Kadmiyumun Anonymous (2012)'a göre içme suyunda kabul edilebilir maksimum miktarı 0,005 mg/L'dir. Ancak www.who.int (2010a)'a göre bu değer 0,003 mg/L olarak belirlenmiştir. Ayrıca Türkiye sağlık bakanlığının 2005 yılında aldığı kararına göre içme sularında maksimum kabul edilebilir miktar 0,005 mg/L olarak belirlenmiştir.



## 1.2 Kurşun ile İlgili Genel Bilgiler

Kurşun periyodik tabloda IV A grubunda yer almaktadır. Bu elementin atom numarası 82'dir. Kurşun Pb sembolü ile simgelenmiştir. Atom ağırlığı 207,19 g/mol olan mavi-gümüş rengi karışımı, yumuşak bir metaldir. 327,5 °C'de erir ve 1740 °C de kaynar. Doğada, kütle numaraları 208, 206, 207 ve 204 olmak üzere 4 izotopu vardır.

Günümüzde madenlerden yıllık 4 milyon ton kurşun çıkarılmaktadır. Kurşun elementi yaygın olarak oksitler, sülfidler, asetatlar, kloratlar ve klorit formlarda bulunur. Yüksek dozajlarda çevreye salınımı insan faaliyetleri sonucunda ortaya çıkmaktadır. Kurşunun eritilmesi, inceltmesi ve gayri resmi geri dönüşümü, kurşunlu benzin kullanımı, piller, boyalar, kurşunlu cam, pestisitler ve elektronik atıklar kurşunun çevredeki oranını arttırmaktadır. Bu faaliyetlerden dolayı çevrede kurşun elementinin seviyesi son 30 yılda 1000 katına çıkmıştır (Sağlam ve Cihangir 1995).

Son yıllarda kurşun kirliliği gittikçe artmaktadır ve toksik etkileri yaygın bir biçimde bildirilmektedir (Axtell vd. 2003). Yüksek kurşun konsantrasyonu bitkilerde besin maddelerinin, örnek olarak kalsiyum, demir, magnezyum, manganez, fosfor ve çinkonun alınımı ve taşınmasını etkiler (Patra vd. 2004). Kurşun, kuvvetli bir şekilde bazı enzimlere, amino asitlere, DNA ve RNA'nın yapısına bağlandığından dolayı organizmadaki metabolik yolları engellemektedir.

Kurşun elementinin düşük konsantrasyonlarda dahi tehlikeli olduğu bilinmektedir. Çevre kontaminasyonlarına ve insan sağlık problemlerine neden olan bu toksik metalin insan vücudunda birikerek nörolojik, hematolojik, gastrointestinal, kardiovasküler ve böbrek hastalıklarına neden olduğu bilinmektedir (Anonymous 2007). www.who.int (2010b) verilerine göre içme sularında maksimum kabul edilebilir kurşun miktarı 0,05 mg/L'dir. EPA standartlarına göre ise bu değer 0,015 mg/L olarak belirlenmiştir. Ayrıca Türkiye sağlık bakanlığının 2005 yılında aldığı kararına göre içme sularında maksimum kabul edilebilir miktar 0,010 mg/L olarak belirlenmiştir.

### 1.3 Fitoremediasyon ile İlgili Genel Bilgiler

Popülaritesi gün geçtikçe artan bir teknoloji olan fitoremediasyon, bitki ve bitkiler ile birlikte bulunan mikroorganizmalar kullanarak toprak, sediment, yeraltı suları, yüzey suları ve hatta atmosferde bulunan kimyasal kirleticilerin, uzaklaştırılması, ortadan kaldırılması, parçalanması ya da biriktirilmesi sürecidir. Bitkiler, petrol hidrokarbonlar, pestisitler, ağır metaller, radyonüklidler ve TNT gibi çoğu kirleticinin ortamlardan kaldırılmasında, onları stabilize etmede, ekstraksiyonda, parçalamada ya da buharlaştırmada kullanılabilir (Pilon-Smits 2005). Fitoremediasyon bitki temelli bir yöntem olduğundan, bitki türlerini seçerken bazı özellikler göz önünde bulundurulmalıdır. Bitkilerin ürettikleri degrade edici enzimlerine, büyüme oranlarına ve verimlerine, kök sistemlerinin derinliğine, kirleticileri bünyelerinde barındırma yeteneklerine ve yeraltı sularını evapotranspirasyon potansiyellerine bakılmalıdır (Chappell 1997). Fitoremediasyon için ideal bitki bu kategoriye giren bitkilerden seçilmelidir. Bazı bitkiler yüksek konsantrasyonlardaki metal stresi altında bile canlılığını sürdürebilmektedir.

Fitoremediasyon etkinliği organik ve inorganik kirleticilerin birçoğu için geçerlidir. Çevrede bulunan organik kontaminasyonların çoğu insanların teknolojik aktivitelerinden kaynaklanmaktadır ve organizmalar için ksenobiyotiktir. Birçoğu ise toksik ve karsinojendir. Organik kirleticiler, petrol, çözücüler, patlayıcı, kimyasal silahlar, tarım ilaçları (pestisit, herbisit) ve sanayi atıkları (kimyasal, petrokimyasal) ile çevreyi kirletmektedir. Organik kirleticiler özelliklerine bağlı olarak bitkilerin kök bölgesinde ya da bitki bünyesine alınarak, bitki içinde parçalanabilir; konjugasyonla ya vakuolde ya da hücre çeperi alanlarında hapsedilebilir veya buharlaştırılabilir (Pilon-Smits, 2005). Fitoremediasyon ile organik kirleticilerden, Trikloetilen gibi en sık rastlanılan yeraltı suyu kirleticisi (Newman vd.1997, Shang vd.2003), atrazin (Burken ve Schnoor 1997) gibi herbisitler, TNT (Hughes vd. 1997) gibi patlayıcılar, petrol, gazolin, benzen, toluen ve PAH'lar (Aprill ve Sims 1990, Olson vd. 2003) gibi petrol hidrokarbonlar ve poliklorlu bifeniller (PCB) (Harms vd. 2003) başarılı bir şekilde ortamdaki arıtılabilmektedir (Pilon-Smits 2005).

Toprak, sediment ve sudaki kirleticilerin bitkiler tarafından hangi mekanizmalarla kullanıldığı araştırmacılar tarafından sınıflandırılmıştır. Genel olarak fitoremediasyon mekanizmalarında; Fitoekstraksiyon, fitovolatilizasyon, fitodegradasyon, rizodegradasyon, rizofiltrasyon, fitostabilizasyon ve hidrolik kontrol olmak üzere farklı birçok mekanizma yer almaktadır. Bu mekanizmaların her biri farklı alanlarda farklı amaçlar için kullanılabilir. Bu mekanizmaların her biri farklı alanlarda farklı amaçlar için kullanılabilir.

Fitoekstraksiyon (Phytoextraction): Bitki kökleri tarafından metallerin ve diğer bileşiklerin, topraktan alınarak, toprak üstü organlarda (yaprak ya da diğer bitkisel dokular) birikmesi yeteneğini ifade eder. Kirleticilerin bitkisel dokularda birikmesini takiben, bitkilerin uygulama alanından tamamen kaldırılması ya da hasat edilerek yok edilmesi gerekir. Fitoekstraksiyon yönteminin kullanımı genellikle toprak ve sedimentteki düşük veya orta seviyede metaller ya da diğer inorganik bileşiklerle sınırlıdır. Bunun nedeni ise çok fazla kirlenmiş alanlarda bitki büyümesinin sürdürülememesidir ([http:// www. Clu-ing.org](http://www.Clu-ing.org) 2000, Van Epps 2006).

Fitovolatilizasyon (Phytovolatilization): Toprakta belirli miktarda olan metallerin ayrımı ve bunların atmosfere verilmesi için bitkilerin kullanılması yöntemidir. Kirletici bitki tarafından alındıktan sonra daha az uçucu forma dönüştürülür. Bu daha az uçucu form degradasyon ürünü olarak yapraklardan transpirasyon ile atmosfere bırakılmaktadır. Fitovolatilizasyonda kirleticinin hareket yönü, difüzyonla yapraklara ulaşımından önce gövde ya da diğer bitki kısımlarına doğru olmuştur (McCutcheon ve Schnoor, 2003). Yeraltı suları başta olmak üzere toprak ya da sedimentte uçucu organik bileşiklerin ya da Se, Hg ve As gibi uçucu formda inorganik kimyasalların bulunması halinde fitovolatilizasyon yöntemi uygulanmaktadır (Van Epps 2006).

Fitodegradasyon: Fitotransformasyon olarak bilinen fitodegradasyon bitki tarafından alınan kirleticinin bitki dokuları içerisinde metabolize edilmesi ya da kirleticinin bitki tarafından üretilen çeşitli bileşiklerle (enzimler gibi) diş ortamda parçalanmasıdır ([http:// www. Clu-ing.org](http://www.Clu-ing.org) 2000). Fitoekstraksiyon ve fitovolatilizasyonda olduğu gibi kirleticinin bitki tarafından alınımı bitkinin kök derinliğine, kirleticinin çözünürlüğüne ve hidrofobitesine bağlıdır. Fitodegradasyon yöntemiyle giderilebilen kirleticiler;

toprak, sediment ve yeraltı sularında bulunan herbisitler, klorlu çözeltiler ve patlayıcılar gibi bazı organik maddelerdir (Van Epps 2006).

**Fitostabilizasyon:** Kirleticinin geniş bitki kökleri tarafından absorpsiyonu ve akümüasyonu, kökler üzerinde adsorpsiyonu ya da bitkinin kök bölgesinde biriktirilerek immobilizasyonu olarak tanımlanmaktadır. Ayrıca, bu teknikle bitki ve bitki kökleri kullanarak rüzgar ve su erozyonu önlenmektedir. Çözünme ve toprağa dağılması aracılığıyla kirleticilerin toprak içerisinde başka bir yere yayılması engellenmekte, yeraltı sularına sızması azaltılmaktadır (Anonymous 2000). Fitostabilizasyon, toksik metaller ve diğer inorganik bileşiklerin toprak ve sedimentten elimine edilmesi için başarıyla uygulanmaktadır (Van Epps 2006).

**Rizodegradasyon (Fitostimülasyon):** Bitki kök bölgesinde ya da rizosferinde bulunan kirleticilerin mikroorganizma faaliyetleri sonucunda parçalanması olarak tanımlanmaktadır. Bitki destekli bozunum, bitki destekli biyoremediasyon ya da gelişmiş rizosferik biyodegradasyon olarak da rizodegradasyonu tarif etmek mümkündür ([http:// www. Clu-ing.org](http://www.Cluing.org) 2000). Rizodegradasyon bitkilerin kök sistemi çevresinde su, hava ve besin maddelerini taşıyan toprak tabakasında bulunan çok sayıda ve türde bakteriler ya da diğer mikroorganizmalar tarafından yapılmaktadır (McCutcheon ve Schnoor 2003, Van Epps 2006). Kök eksudatları bitki tarafından üretilen, kök çevresinde mikrobiyal aktiviteleri etkileyen ve köklerden bırakılarak salınan bileşiklerdir. Rizosferde bulunan bu eksudatlar, şekerler, aminoasitler, organik asitler, yağ asitleri, steroller, nükleotidler, flavonoller, enzimler büyüme faktörleri ve diğer bileşikler içerirler (Schnoor vd.1995, [http:// www. Clu-ing.org](http://www.Cluing.org) 2000). Kök eksudatlarının varlığında rizosferde bulunan mikrobiyal populasyon ve aktivite daha da artabilir ve böylece organik kirleticilerin biyodegradasyonlarının da hızlanmasını arttırabilir. Rizodegradasyon yöntemi ile giderilen organik kirleticiler arasında, petrol hidrokarbonları, PAH'lar, klorlu çözücüler, pestisitler, PCB'ler, benzen, toluen, etilbenzen ve ksilenler gibi bileşikler bulunmaktadır (Van Epps 2006).

**Rizofiltrasyon:** Abiyotik ve biyotik süreçler tarafından ideal bitki kök yüzey alanı üreterek içinde bulunduğu çözeltideki kirleticilerin, bitki kökleri üzerinde adsorpsiyonu

veya birikmesi ya da bitki köklerinin içine absorpsiyonu olarak tanımlanır ([http:// www. Clu-ing.org](http://www.Clu-ing.org) 2000). Rizofiltrasyon işleminde kullanılan bitki tarafından bünyesine alınmış olan kirleticiler, bitkinin o ortamdan kaldırılmasıyla (hasat işlemi) uzaklaşmış olur. Ancak ortamdan kaldırılan bu kirleticiler, bitkinin kök kısmında çözülmüş ve konsantre halde bulunmaktadır. Bitkiden kirleticileri uzaklaştırmak fiziksel yolla mümkün olmaktadır. Yeraltı suları, yüzey suları ya da atık sularda bulunan metallerin ya da diğer inorganik bileşiklerin temizlenmesinde rizofiltrasyon daha çok tercih edilir (Van Epps 2006).

**Hidrolik Kontrol:** Bitkiler kullanılarak yeraltı sularının alınımı ve tüketimi ile kirleticilerin orada birikmesinin ve başka bir bölgeye taşınmasının önlenmesi hidrolik kontrol olarak tanımlanmaktadır. Kirleticilerin bir bölgeden diğer bir bölgeye taşınımı, hidrolik kontrolde kullanılan yüksek transpirasyon yeteneğine sahip bitkiler tarafından engellenmektedir. Böylelikle bu bitkiler yüksek miktarlardaki suları transpirasyonla tüketerek buldukları bölgenin su dengesini sağlamaktadırlar (McCutcheon ve Schnoor, 2003, Van Epps 2006).

#### **1.4 *Pistia stratiotes*'in Sistematığı ve Biyolojik Özellikleri**

*Pistia stratiotes* bitkisinin sistematik olarak sınıflandırılması şu şekildedir (Galal ve Farhat 2015):

Alem	: Plantae (Bitkiler)
Şube	: Spermatophyta (Tohumlu bitkiler)
Altşube	: Angiospermae
Sınıf	: Monocotyledonae
Takım	: Arales
Familya	: Araceae
Cins	: <i>Pistia</i>
Tür	: <i>Pistia stratiotes</i> L.

*Pistia stratiotes* bitkisi Araceae familyasına ait, monokotil ve çok yıllık olup Monocotyledonae sınıfına aittir. *P. stratiotes* bitkisi genellikle sıcak ve ılıman bölgelerdeki, göl, gölet, kanal ve akıntı hızı yavaş olan nehirlerde bulunurlar. Dünya üzerinde genellikle güney yarım kürede çok geniş yayılış alanı olan bu bitki son yıllarda kuzeye doğru yayılış göstermektedir (Sainty ve Jacobs 1981).

Biyolojik özelliklerine bakacak olursak; *P. stratiotes* suda serbest yüzen, rozet yaprakları sapsız ve stolonlu bir bitkidir. Yaprakları soluk yeşil, 20 cm'ye kadar uzayabilen, 10 cm'ye kadarda genişleyebilen çoğunluk spatul şekilli veya geniş ters ovat yapılı trunkat bir apexe sahiptir. Tabanda ışınal ve yelpaze şeklinde açılarak gelen 7 ila 15 belirgin damar bulunmaktadır; Yaprığın her iki yüzü özellikle alt yüzü yoğun yünsü beyaz tüylerle kaplıdır (Holm vd. 1977, Sainty ve Jacobs 1981). Hem vejetatif hem de generatif üreme şeklinde çoğalır. Vejetatif üremeleri stolonların yardımıyla yapılır.



Şekil 1.1 *Pistia stratiotes* bitkisi

Çiçek, çiçek koltuğunda tekli ve yükselici yapıdadır. Brakte 1,3-1,5 cm uzunluğunda kenarları içe kıvrık ve birleşiktir. Spadiks tabanda tekli bir pistillot ve brakteden daha kısa 2-8'li staminot çiçek içermektedir. Çiçekler tek eşeyli, periant 2 stamenli, ovaryum

1 lokullu olup çok sayıda ovüle sahiptir. Stil silindirik olup stigma fırçasmsı yapıdadır. Meyve ince çeperli çok tohumludur. Tohumları silindirik ve hafifce pürüzlü yapıdadır (Acevedo-Rodríguez ve Nicolson 2005).



## 2. KAYNAK ÖZETLERİ

Maine vd. (2000) 4 farklı makrofitin (*Salvinia herzogii*, *Pistia stratiotes*, *Hydromistia stolonifera* ve *Eichhornia crassipes*) 4 farklı kadmiyum konsantrasyonuna karşı (1, 2, 4 ve 6 ppm) emilim kapasitelerini ölçmüşlerdir. Araştırmanın sonucunda en çok emilimin ilk 24 saatte *P. stratiotes* bitkisi tarafından olduğu gözlemlenmiştir.

Forni vd. (2002) *Azolla filiculoides* bitkisinin tarımda kullanılan sulphadimethoxine ilacına karşı remediasyon yeteneğini 4 farklı konsantrasyonda (50, 150, 300 ve 450 ppm) incelemişlerdir. Araştırmada sonuç olarak *A. filiculoides* bitkisinin bu ilacın arıtımı için uygun olduğu gösterilmiştir.

Axtell vd. (2003) laboratuvar ortamında yetiştirilen *Lemna minor* bitkisini kullanarak kurşun ve nikel metalleri kaldırma kabiliyetini incelemişlerdir. Ayrıca *Microspora*'nın kurşunu kaldırma potansiyeli de araştırılmıştır. Sonuç olarak *L. minor* kurşunu ve nikelini sırayla % 76 ve % 82 oranında kaldırırken *Microspora* kurşunun % 97'sini kaldırmıştır.

Odjegba ve Fasidi (2004) 21 gün boyunca potansiyel toksik olan 8 eser element (gümüş, kadmiyum, krom, bakır, civa, nikel, kurşun ve çinko) kullanarak *Pistia stratiotes* bitkisinde emilimi ve toleransını ölçmüşlerdir. Sonuç olarak bu bitkinin en yüksek toleransı çinko, en düşük toleransı civa olarak izlenmiştir.

Liao ve Chang (2004) *Eichhornia crassipes* bitkisinin bakır, çinko, kadmiyum ve kurşun elementlerine karşı fitoremediasyon potansiyelini Erh-Chung sucul alanında incelemişlerdir. Sonuç olarak bu bitkinin bu 4 elemente karşı yüksek toleransından dolayı, özellikle kurşun ve bakır içeren alanlarda fitoremediasyon için uygun bir aday olduğu öğrenilmiştir.

Bennicelli vd. (2004) *Azolla caroliniana* türünü kullanarak kentsel atık suyundaki civa, krom (III) ve krom (VI) gibi ağır metallerin arıtım kabiliyetini gözlemlemişlerdir. Çalışma sonucunda bu bitki türünün yüksek bir emilim kabiliyetine sahip olduğu,



özellikle de krom (III) ağır metalinin arıtımında yüksek performans gösterdiği görülmüştür.

Arora vd. (2004, 2006) 3 farklı *Azolla* cinsinin kadmiyum, nikel ve kroma karşı emilim potansiyellerini araştırmıştır. Sonuç olarak sırasıyla kadmiyum için: *A. microphylla* > *A. filiculoides* > *A. pinnata*; nikel için: *A. pinnata* > *A. microphylla* > *A. filiculoides* ve krom için: *A. pinnata* > *A. filiculoides* > *A. microphylla* türlerinin emilim potansiyelleri belirlenmiştir. Aynı cinslerin farklı türlerinde emilim potansiyellerinde farklılıklar gösterdiği gözlemlenmiştir.

Li vd. (2006) iki eğrelti otu türünün (*Pteris vittata* ve *Pteris cretica*) arseniğe karşı yüksek akümülayon yeteneğine sahip olduğunu rapor etmiştir.

Mkandawire ve Dudle (2007) *Lemna gibba* bitkisinin uranyum ve arsenik elementlerine hidroponik sistemde maruz biraktıkları çalışmanın sonucunda uranyum ve arsenik elementlerinin fitoekstraksiyon yüzdelerini sırayla % 48,3 ve % 41,4 olarak bulmuşlardır.

Olette vd. (2007) *Lemna minor*, *Elodea canadensis* ve *Cabomba aquatica* bitkilerinin 3 farklı pestisite (bakır sülfat (fungisit), flazasulfuron (herbisit) ve dimethomorf (fungisit)) karşı arıtım potansiyellerini araştırılmışlardır. Sonuç olarak en yüksek remediasyon yapan bitki sırasıyla *L. minor*, *E. canadensis* ve *C. aquatica* olmuştur. Maksimum arıtılan pestisitlerin miktarı ise sırasıyla, bakır sülfat (30 µg/g), flazasulfuron (27 µg/g) ve dimethomorf (11 µg/g) olarak tespit edilmiştir.

Hou vd. (2007) bakır ve kadmiyumun *Lemna minor* bitkisine etkisini ve *Lemna minor* bitkisinin bu elementleri arıtım kapasitesini incelemiştir. Bu çalışmada bakır sülfat ve kadmiyum dikloridin bitkideki çözünebilir proteinlerde, fotosentetik pigmentlerde ve antioksidan enzimlerinin faaliyetlerinde değişikliklere sebep olduğu görülmüştür. Sonuç olarak bu bitkinin, bu iki elementin fitoremediasyonunda düşük toleransa sahip oldukları görülmüştür.

Mishra vd. (2008) Asya'daki en büyük antropojenik gölde yapılan araştırmasına göre, bu rezervuarın 3 farklı bölgesinden alınan örneklemelerde Cu, Cd, Mn, Pb ve Hg ağır metal miktarları oldukça yüksek yoğunlukta bulunmuştur. Su dip sedimentten ve farklı bölgelerdeki akuatik makrofitlerden alınan örneklerde bu elementlerin konsantrasyonları ölçülmüştür. Gölden *Eichhornia crassipes*, *Azolla pinnata*, *Lemna minor*, *Spirodela polyrrhiza*, *Potamogeton pectinatus*, *Marsilea quadrifolia*, *Pistia stratiotes*, *Ipomea aquatica*, *Potamogeton crispus*, *Hydrilla verticillata* ve *Aponogeton natans* sucul makrofitleri toplanmıştır. Bitkilerin yüksek biyoakümülyasyon yeteneklerinden dolayı bitkilerin farklı dokularında, ağır metallerin yüksek konsantrasyonu görülmüştür. Ayrıca bitkilerin farklı morfolojik yapıları karşılaştırıldığında köklerin yapraklardan daha fazla oranda ağır metal absorbe ettiği rapor edilmiştir.

Ferdoushi vd. (2008) balık havuzunda biyofiltre olarak kullanılan *Lemna* sp. ve *Azolla* sp.'nin nitrojen ve fosfat yoğunluğu üzerindeki etkisini incelemiştirlerdir. Deney boyunca fosfat-fosfor, nitrat-nitrojen, klorofil-a, alkalinite, çözülmemiş oksijen, sıcaklık ve plankton yoğunluğu ölçülmüştür. Sonuç olarak *Lemna* sp. içeren havuz suyunun *Azolla* sp. içeren havuz suyuna göre daha az NO<sub>3</sub>-N ve PO<sub>4</sub>-P içerdiği tespit edilmiştir.

Zhang vd. (2008) yaptıkları çalışmada arsenik ve türevlerinin emiliminde en yüksek ve en düşük performansa sahip olan iki *Azolla* cinsi türlerini kullanarak, bu ağır metallerin emilim kapasitesine ve bitkiden salınımlarına bakmışlardır. Sonuç olarak hem *A. filiculoides* hem de *A. caroliniana* arsenitten daha fazla miktarda arsenat sızdırmıştır. Ayrıca arsenik ağır metalinin emilim miktarlarına orantılı olarak sızdırma görüldüğü tespit edilmiştir.

Mishra ve Tripathi (2008) 15 gün boyunca 3 farklı makrofiti (*Pistia stratiotes*, *Spirodela polyrrhiza* ve *Eichhornia crassipes*) 3 farklı konsantrasyonda (1, 2 ve 5 ppm) 5 ağır metal içeren karışıma (demir, çinko, krom ve kadmiyum) maruz bırakarak bu bitkilerin ağır metallerin uzaklaştırılmasındaki etkililiğini araştırmışlardır. Araştırma sonucunda bu bitkilerin bütün bu ağır metallere karşı geniş bir direnç statüsüne sahip

oldukları görülmüştür. Bu bitkilerin atık suların ağır metal arıtımında kullanımı önerilmiştir.

Mishra vd. (2009) 2 farklı makrofitin (*Pistia stratiotes* ve *Azolla pinnata*) kömür madeninin akıntısındaki civayı ortamdan uzaklaştırabilme kapasitelerini gözlemlenmişlerdir. Sonuç olarak 21 günün sonunda 10 µg/L civa içeren suyun % 80 oranında *P. stratiotes* ve % 68 oranında *A. pinnata* tarafından emilimi saptanmıştır.

Mufarrege vd. (2010) krom, nikel, çinko ağır metallerine ve fosfora maruz bırakılan *Pistia stratiotes* bitkisinin, kök anatomik yapısı, büyümesi ve klorofil a konsantrasyonundaki değişikliklerini gözlemlenmişlerdir. Sonuç olarak krom, nikel ve çinko ağır metallerinin karışımına, fosfor ilavesi yapılan deney grubuna maruz bırakılan bitkinin ağır metallere karşı daha çok toleranslı bir hal aldığı fakat bitki ve kök büyümesinin kontrol grubuna göre oldukça yavaşladığı görülmüştür.

Lu vd. (2010) *Pistia stratiotes* bitkisinin fosfor ve nitrojen emilimlerini 2 yıl boyunca in-situ olarak araştırmışlardır. Ayrıca bu çalışmada pH, elektriksel iletkenlik, türbidite, asılı katı maddeler ve besin maddeleri devamlı olarak ölçülmüştür. Araştırmanın sonucu bu bitkinin ötrofik göllerde besin madde emiliminde çok etkili olabileceğini göstermektedir.

Wang vd. (2010) *Pistia stratiotes* bitkisinde fitokelatin ve kadmiyum toksisitesi arasındaki ilişkileri araştırmışlardır. Araştırmada kadmiyum elementinin 0,01 ve 0,08 µM konsantrasyonda bitki için zararlı veya toksik bir etki yaratmadığı, 0,16 ve 1 µM konsantrasyonda toksik etki yarattığı gözlemlenmiştir. Ayrıca fitokelatin üretiminin özellikle de köklerde arttığı rapor edilmiştir. Artan metal konsantrasyonda bitkiler kendilerini korumaya almak amacıyla fitokelatin denilen metal bağlayıcı peptitleri sentezlerler. Çalışma sonucunda sucul makrofitlerin ağır metallere karşı hassas biyomarkerler olmalarında fitokelatinin etkisi olduğunu belirtmişlerdir.

Prasertsup ve Ariyakanon (2011) in-situ koşullarda, chlorpyrifos adı verilen ve çok kullanılan pestisit in 2 farklı konsantrasyonda (0,1 ve 0,5 ppm) *Pistia stratiotes* ve *Lemna minor* bitkileri tarafından uzaklaştırılmasını incelemişlerdir. Sonuç olarak maksimum emilim miktarı, 0,5 ppm konsantrasyona maruz kalan *P. stratiotes* ve *L. minor* bitkilerinde sırasıyla % 82 ve % 87 olarak bulunmuştur.

Lu vd. (2011) *Pistia stratiotes*'in ağır metal emilimini ex-situ ortamda incelemişlerdir. Sonuç olarak bu bitkinin Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb ve Zn için hiper akümülatör olduğunu bulmuşlardır.

Vesely vd. (2011) kadmiyum ve kurşunun emilimlerini 4 farklı makrofitte (*Pistia stratiotes*, *Salvinia auriculata*, *Salvinia minima* ve *Azolla filiculoides*) incelemişlerdir. Ayrıca 14 gün boyunca bitkinin klorofil içeriklerine ve terleme hızlarına bakılarak, kadmiyum (9,5 ve 10,5 ppm) ve kurşunun (25 ve 125 ppm) bitkide yarattığı stres belirtileri incelenmiştir. Sonuç olarak bu bitkilerin her iki elemente karşı yüksek emilime sahip olduğu gösterilmiştir. Ayrıca kurşuna maruz kalan bitkilerde terleme oranında düşüş gözlemlenirken kadmiyuma maruz kalan bitkilerde ilk 48 saatte terleme oranında önemli bir yükseliş gözlemlenmiştir.

Chandra ve Yadav (2011), *Phragmites cummunis*, *Typha angustifolia* ve *Cyperus esculentus* bitkilerini Cd, Cr, Cu, Mn, Fe, Ni, Pb ve Zn ağır metal karışımlarına maruz bırakarak bitki dokularındaki birikim miktarını incelemişlerdir. Sonuç olarak her 3 bitkide en çok Fe ve en az ise Cd'un birikimi görülmüştür. Ayrıca bitkilerin fitoremediasyon kapasiteleri sırasıyla *P. cummunis* > *T. Angustifolia* > *C. esculentus* şeklinde bulunmuştur.

Petrol hidrokarbonları ile kirlenmiş tatlı su alanlarındaki tatlı su eđreلتisi olan *Azolla filiculoides*'in fitoremediasyon potansiyeli araştırılmıştır. Bu bitki 15 gün süreyle % 0,005, % 0,01, % 0,05, % 0,1, % 0,2, % 0,3, % 0,4 ve % 0,5 konsantrasyonlarında ham petrole maruz bırakılmıştır. Toplam alifatik ve aromatik (fenantren) hidrokarbonların kontrole göre biyodegradasyonları % 0,05 - % 0,2 petrol konsantrasyonları aralığında sırasıyla % 94-% 73 ve % 81 - % 77 gibi yüksek değerler saptanırken % 0,3 - % 0,5

petrol konsantrasyonları aralığında ise sırasıyla % 71 - % 63 ve % 75 - % 71 arasında tespit edilmiştir. Uygulanan ham petrol konsantrasyonlarından elde edilen yüksek biyodegradasyon yüzdeleri *A. filiculoides* bitkisinin ham petrolle kirlenmiş tatlı su alanlarının fitoremediasyonunda etkili olabileceği önermektedirler (Kösesakal, 2011).

Lissy ve Madhu (2011) yaptıkları 20 günlük deneyde, *Eichhornia crassipes* bitkisini 1 ppm krom ve 5 ppm bakır içeren sulara maruz bırakarak bu bitkinin remediasyon potansiyelini araştırmışlardır. Araştırmanın sonucunda elde edilen verilere göre bu bitki krom ve bakır elementlerinin büyük kısmını arıtmıştır.

Akinbile ve Yusoff (2012) *Eichhornia crassipes* ve *Pistia stratiotes* bitkilerini 30 gün boyunca kültür balıkçılığının atık suyuna maruz bırakmışlardır. Ayrıca suyun pH, bulanıklık, çözülmüş oksijen, biyolojik ve kimyasal oksijen ihtiyacı, nitrat, nitrit, amonyak ve fosfat miktarlarını inceleyerek bitkilerin remediasyon potansiyeli tespit edilmiştir. Sonuç olarak her iki bitkinin besleyici elementleri uzaklaştırmada başarılı oldukları görülmüştür. Fakat oluşan mikrobiyal tabaka ve fotosentez sonucunda CO<sub>2</sub>'teki artıştan dolayı pH ve oksijen miktarında düşüş meydana geldiği rapor edilmiştir.

Sood vd. (2012) *Azolla* türleri ile ilgili yapılan çalışmaları inceleyerek bu bitkinin sucul ekosistemlerde toksik maddeleri ve ağır metalleri biyoemilim ile ortamdan uzaklaştırdıkları ve kısa bir sürede çoğalabildikleri için fitoremediasyon için uygun bir bitki olduğunu göstermişlerdir.

Gupta vd. (2012) *Pistia stratiotes*, *Vetiveria zizanioides* ve *Eichhornia crassipes* bitkilerinin remediasyon potansiyeli ile ilgili derleme çalışmasında bu bitkilerin remediasyon çalışmalarında etkili olduğu ancak iklim koşulları, sıcaklık, kirlilik boyutu ve kirlenmeye göre farklı sonuçlara ulaşılacağını belirtmektedirler.

Singh vd. (2012) kurşun elementinin fitoremediasyonu ile ilgili yaptığı derleme çalışmasında *Lemna* spp. bitkisinin diğer bitkilere göre pH ve soğukluğa karşı toleransından dolayı daha başarılı bir hiper akümülatör olduğunu göstermiştir.

Pandey (2012) termal santral barajından topladıkları *Azolla caroliniana* bitkisinde emilim sonucunda biriken ağır metal miktarlarını incelemiştir. *A. caroliniana*'nın yaprak ve kök kısımlarındaki ayrı ayrı emilim miktarlarına göre yaprakta ve kökte en fazla birikimin demir elementinine ait olduğunu görmüştür. Sonuç olarak da bu bitkinin biyoremediasyon için uygun bir bitki olduğunu belirtmektedir.

Rezania vd. (2013) *Eichhornia crassipes* bitkisinin nitrat ve fosfat içeren evsel su atık suların % 75'ini arıttığını ve 14 günde bitki biyokütlesinde % 40'lık bir artış olduğunu yaptığı çalışmada tespit etmişlerdir.

Souza vd. (2013) *Myriophyllum aquaticum* bitkisini kullanarak su değerlerinin özellikle total nitrat ve total fosfat miktarındaki değişimlerini gözlemlemiştir. 30 gün süren deneyin sonunda bu bitkinin sudaki total fosfatın % 93,6'sını ve total nitratın % 88,3'ünü artırdığını sağlamışlardır.

Üçüncü vd. (2013) deneyin başlangıcından 48 saat sonra 144. saate kadar sudan her 24 saatte bir örnekler alarak analiz yapmış ve bakır, krom, kurşun karışımlarında *Lemna minor*'un biyoremediasyon profilini gözlemlemiştir. Sonuç olarak krom ve kurşun hızlı ve başarılı bir şekilde arıtılırken bakırda aynı seviyede yüksek arıtım görülmemiştir.

Sukumaran (2013) yaptığı çalışmada *Typha latifolia*, *Eichhornia crassipes*, *Salvinia molesta* ve *Pistia stratiotes* bitkilerini kurşun, bakır, kadmiyum ve arsenik elementlerine maruz bırakmıştır. Bitkilerdeki biyokonsantrasyon faktörlerini hesaplayarak bu bitkilerin remediasyon potansiyellerini göstermiştir. Sonuç olarak *Eichhornia crassipes* ve *Typha latifolia* bitkilerinin bu elementlerin giderimi için uygun olduklarını belirtmiştir.

Das vd. (2013) *Pistia stratiotes* bitkisinin kadmiyum elementinin remediasyon potansiyelini 21 gün içersinde 4 farklı konsantrasyonda (5, 10, 15 ve 20 ppm) araştırmışlardır. Ayrıca bu çalışmada kök ve yaprakta biriken kadmiyum konsantrasyonlarını ölçerek biyokonsantrasyon faktörünü ve translokasyon faktörünü hesaplamışlardır. Sonuç olarak bu bitkinin en yüksek dozaj dahil kadmiyuma karşı dirençli olduğunu göstermişlerdir.

Farnese vd. (2014) yaptıkları çalışmada *Pistia stratiotes* bitkisini 7 gün boyunca 5 farklı konsantrasyonda arsenik ağır metalina maruz bırakmışlardır. Büyüme, absorpsiyon, fotosentetik pigmentler, enzim aktiviteleri ve anatomik değişiklikleri incelemişlerdir. Çalışmanın sonucunda arsenik elementinin artışıyla paralel olarak remediasyonun artışı görölmüştür. Ancak büyüme hızı ve fotosentetik pigmentlerde düşüşler ve bitkide oksidatif stres oluşmuştur.

Teixeira vd. (2014) 21 günlük deney sırasında demirce zengin olan ortamda *Lemna minor*'un maksimum emilim miktarının kaçınıcı günde olduğunu gözlemlemişlerdir. Sonuç olarak bu bitkinin ilk 7 günde maksimum biyobirikim yaptığını rapor etmişlerdir.

Rofkar vd. (2014) silisyum, arsenik ve çinko elementlerinin *Azolla caroliniana* ve *Lemna minor* üzerindeki toksisitesini incelemişlerdir. Ayrıca elementleri hem ayrı ayrı hem de birlikte kullanarak bitki emilimindeki değişiklikleri gözlemlemişlerdir. Bitkinin emilim toleransının bitkinin biyokütle büyümesinin ölçülmesiyle ilişkili olabileceğini düşünmüşlerdir. Çalışmada çinkoya maruz kalan *L. minor*'un biyokütle üretiminin % 60, klorofil miktarının % 45 oranında azaldığı görölmüştür. Arseniğe maruz kalan *A. caroliniana*'nın biyokütle üretimi % 30 oranında indirgenmiştir. Silisyum, arseniğin biyokütle üretim etkisini *A. caroliniana* bitkisinde daha da azaltırken, çinkonun *L. minor* bitkisi üzerindeki etkisini arttırmıştır. Sonuç olarak maksimum verimde atık kaldırmak için bitkilerin karışım halde kullanılmasını önermişlerdir.

El-Khatib vd. (2014) *Ceratophyllum demersum* ve *Myriophyllum spicatum* bitkilerinin kurşun ağır metaline karşı fitoremediasyon potansiyellerini incelemiştir. Bu bitkiler 7 gün boyunca 25, 50 ve 75 ppm kurşuna maruz bırakılmıştır. En yüksek emilim miktarı,

1 gün boyunca 75 ppm kurşuna maruz kalan *C. demersum* bitkisinde 164,26 mg/g olarak bulunmuştur.

Goswami vd. (2014) yaptığı çalışmada hidroponik sistemde, *Lemna minor* bitkisinin, 22 günlük bir süreçte arsenik ağır metalinin 3 farklı konsantrasyonuna (0,5, 1 ve 2 ppm) karşı remediasyon kapasitesini incelemiştir. Bu bitkinin 15 günde arsenik elementinin % 70'ini arıttığını saptamışlardır.

Roberts vd. (2014) *Azolla caroliniana* bitkisinde kurşun birikiminin, bitkinin fotopigment üretimine, mineral beslenmesine ve simbiyozu olan *Anabaena*'nın vejetatif hücre boyu ve heterosit formasyonuna etkisini incelemiştir. Bu araştırma sonucuna göre kurşunun emiliminden dolayı *A. caroliniana* bitkisindeki fizyolojik ve biyokimyasal değişimler; fotosentez, mineral beslenmesini etkilemektedir ve bu da simbiyotik şekilde yapraktaki boşluklarda yaşayan *Anabaena*'nın büyümesine ve heterosit formasyonuna zarar vermektedir.

Yalçın (2014) Pb, Cd, Ni ağır metallerinin *Salvinia nantas* ve *Lemna minor* bitkilerinin üstünde yaptığı stres ve akümülyasyon etkilerini incelemiştir. Sonuç olarak elementlerdeki konsantrasyon artışıyla paralel olarak bitkilerin akümülyasyon miktarlarında artış olduğunu saptamıştır.

Aurangzeb vd. (2014) *Pistia stratiotes* ve *Eichhornia crassipes* bitkilerini kullanarak çelik dökümhanesinin atık suyundaki ağır metalleri (kadmiyum, bakır, arsenik, alüminyum ve kurşun) hangi miktarda uzaklaştırdıklarını gözlemlemiştir. Sonuç olarak *Eichhornia crassipes* bitkisi en başarılı olarak % 82,8 oranında kadmiyumu ve % 78,6 oranında bakır, *Pistia stratiotes* bitkisi ise en başarılı olarak % 70,7 oranında kurşunu, % 66,5 oranında bakır elementini uzaklaştırmıştır.

Doğan (2015) *Lemna minor* ve *Lemna gibba* bitkilerinin Guleman krom yatağından gelen akıntıların içersindeki krom, nikel ve kobalt elementlerinin arıtımını incelemiştir.



Bu çalışma ex-situ şeklinde yapılmıştır. Sonuç olarak bu iki türün yüksek bir emilim kapasitesine sahip olduklarını belirtmiştir.

Wang vd. (2015) *Iris pseudacorus*, *Lythrum salicaria* ve *Acorus calamus* bitkilerinin pestisit olarak bilinen atrazin maddesini arıtım miktarının sırayla % 75,6, % 65,5 ve % 61,8 olarak bulunduğunu rapor etmişlerdir.

Şaşmaz vd. (2015) Keban (Elazığ) madencilik alanında ağır metal içeren suda *Lemna gibba* ve *Lemna minor* kullanarak bakır, kurşun, çinko ve arseniğin arıtmındaki verimliliklerini in-situ şeklinde incelemişlerdir. *Lemna minor* ve *Lemna gibba*'nın bakır, kurşun, çinko ve arseniğin arıtımı için çok yüksek verimliliklerinin olduğunu göstermişlerdir.

Ugya vd. (2015) *Pistia stratiotes* bitkisini Romi nehrinden alınan suya 21 gün boyunca maruz bırakarak bu bitkinin nehir suyunda bulunan Hg, Cd, Mn, Ag, Pb ve Zn ağır metallerinin arıtımı için uygun oldukları belirtmişlerdir.

Hanks vd. (2015) *Pistia stratiotes* bitkisinin gümüş nanopartiküllerinin çeşitli konsantrasyonlarına (0,02, 0,2 ve 2 ppm) karşı fitoremediasyon kabiliyetini incelemişlerdir. Sonuç olarak *P. stratiotes* bitkisi 0,02 ppm gümüş nanopartiküle sahip olan ortama dirençli olduğu ve fitoremediasyonu için kullanılabileceği görülmüştür.

Mukherjee vd. (2015) bir imalathanenin atık suyuna *Pistia stratiotes* bitkisini maruz bırakarak, bu bitkinin su değerlerindeki özellikle amonyak, nitrat ve fosfat değerlerindeki değişimler gözlemlenmiştir. Sonuç olarak sırasıyla % 98, % 70 ve % 65 olarak bir arıtım görülmüştür.

Qin vd. (2016) *Eichornia crassipes* ve *Pistia stratiotes* bitkilerini ev atıkları ile kirlenmiş bir göletteki nitrojen ve fosfat giderimi için kullanmışlardır. Bir aylık çalışmanın sonucunda *Eichornia crassipes* bitkisi % 58,64 oranında nitrojeni arıtmıştır.

*Pistia stratiotes* bitkisi uzun kökü ve yüksek rizofiltrasyonu sayesinde fosfatı önemli bir ölçüde arıtmıştır.

Victor vd. (2016) atık suyun toksikliğini *Pistia stratiotes* ve *Eichhornia crassipes* bitkilerinin arıtmadan önce ve arıtmadan sonra *Sarotherdon melanotheron* balık türü üzerinde denemişlerdir. Çalışmanın sonucu *Eichhornia crassipes* tarafından arıtılan suda yaşayan balıkların ömrünün 24 saatten fazla olduğunu göstermiştir.

Gür vd. (2016) *Lemna minor* ve *Lemna gibba* bitkilerini 2, 4, 8, 16, 32, 64, 128 ppm bor elementine 7 gün boyunca maruz bırakarak bitkilerin antioksidan enzim aktiviteleri ve biyoremediasyon potansiyellerini araştırmıştır. Sonuç olarak en yüksek değerler 128 ppm bor elementine maruz bırakılan grupta *L. minor* için 4007,5 ve *L. gibba* için 5091,7 mg/kg olarak ölçülmüştür. Ayrıca 16 ppm ve üzeri denemelerde bitki sayısında azalmalar görülmüştür.

Rezania (2016) yapılan derleme çalışmasında fitoremediasyonda kullanılan özellikle 4 önemli bitkinin (*Pistia stratiotes*, *Eichhornia* spp., *Lemna* spp. ve *Salvinia* spp.) ağır metallere karşı remediasyon potansiyelleri hakkında bilgi vermiştir.

Yin Sim ve Chan (2017) yaptığı çalışmada *Salvinia molesta* bitkisini palm yağı fabrikasının atık suyuna 16 gün boyunca maruz bırakmıştır. Arıtım sonucunda atık sudaki fosfat % 95 oranında, nitratta önemli ölçüde arıtılmıştır. Ayrıca suyun türbiditesi 7,56 NTU'dan 0,94 NTU'ya düşmüştür.

Lu vd. (2018) suda bulunan besin maddelerini uzaklaştırmak amacıyla 3 farklı bitkinin arıtım kapasitesini incelemişlerdir. 28-30 °C sıcaklıkta nitrojen arıtımında en yüksek değer % 89,4 ile *Eichhornia crassipes* bitkisinde fosfat için ise en yüksek değer *Pistia stratiotes* bitkisinde % 93,6 olarak belirlenmiştir. Bu iki bitkinin nitrojen arıtımındaki başarıları gelişmiş kökleri sayesinde ve mikrobiyal denitrifikasyon/nitrifikasyona bağlı olduğu *Myriophyllum spicatum* bitkisi ile karşılaştırılarak gösterilmiştir

### 3. MATERYAL ve YÖNTEM

Bu çalışmada Ankara Üniversitesi Biyoloji Bölümü Hidrobiyoloji Laboratuvarında yetiştirilmekte olan *Pistia stratiotes* L. bitkisi kültüründen faydalanılmıştır. Bu bağlamda laboratuvar koşullarında akvaryumlarda yetiştirilen stok kültürler kullanılmıştır (Şekil 3.1).



Şekil 3.1 Hidrobiyoloji Laboratuvarında yetiştirilmekte olan *Pistia stratiotes* L. sucul bitkisi

#### 3.1 Kültür Şartları

Bitkinin yetiştirme koşulları için 25 °C’de ve 14:10 saat aydınlık:karanlık ışıklandırma döngüsü altında tutulmuş ve bitkilerin üzerine düşen ışık miktarı belirli aralıklarla bir Android Aplikasyonu olan Lux Meter Application ile ölçülmüştür. Bitkiler dinlendirilmiş ve kloru uçurulmuş musluk suyu içeren 150 litrelik akvaryumlarda

muhafaza edilmiştir. Sudaki pH, toplam çözünmüş madde miktarı (TDS) ve elektriksel iletkenlik (EC) ölçümleri için HANNA HI9812-5 marka multi metre aleti kullanılmıştır.

### **3.2 Cam Malzemelerin Temizliği**

Deneyde kullanılan tüm cam malzemeler deney öncesinde asit çözeltisinde (% 20 nitrik asit HNO<sub>3</sub> (MERCK) ve % 10 hidroklorik asit HCl (MERCK)) bekletilerek yıkanmış, sonrasında en az 3 kez saf su ile durulanmıştır.

### **3.3 Bitkilerin Seçilmesi**

Biyodeneyle, *Pistia stratiotes* bitkisinin yeşil ve sağlıklı olan bireyleri, yaprak sayıları ve kök uzunluklarına dikkat edilerek benzer olan bitkiler seçilerek yürütülmüştür. Biyodeneyle ana stoktaki koşullara benzer 1 litrelik cam beherlerde yapılmıştır. Çalışmada, en az 2 gün dinlendirilerek kloru uçurulmuş musluk suyu kullanılmıştır.

### **3.4 Kimyasal Stokların Hazırlanması**

Toksik madde olarak, kadmiyum klorür (CdCl<sub>2</sub>, Honeywell) ve kurşun nitrat (Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, MERCK, Extra pure) kullanılmıştır. Cd ve Pb metalleri litrede 1 gram metal olacak şekilde tartılıp cam bir kaptaki distile suda çözülerek stok çözeltileri hazırlanmıştır. Biyodeneyle çözeltileri ise beklemiş kloru uçurulmuş musluk suyuna belirlenen konsantrasyonda stok çözeltinin ilavesi ile hazırlanmıştır. Çalışma için seçilen ağır metallerin konsantrasyonları 1, 5 ve 25 ppm olarak belirlenmiştir (Das vd.2013). Ancak ön denemelerde kadmiyum elementinin 25 ppm'de bitkilerin ölümüne yol açtığından bu elementin konsantrasyonları 1, 2.5 ve 5 ppm olarak değiştirilmiştir (Şekil 3.2).



Şekil 3.2 25 ppm Cd'ye maruz bırakılan *P. stratiotes* bitkisinin genel görünümü

### 3.5 Biyodeneyleler

Deneylelere başlamadan önce, belirli üretim koşullarında elde edilmiş bitkilerin eşit yaprak sayısına sahip olduklarına dikkat edilerek her bir deney grubu için 10 adet *P. stratiotes* bitkisi kullanılmıştır. Deneylelerin yürütüleceği kaplar buharlaşmayı ve kontaminasyonu önlemek amacıyla, ancak ışık geçişini de engellememesi bakımından cam plaka ile kapatılmıştır (Şekil 3.3).



Şekil 3.3 Biyodeneyle düzeneği

Çalışmada her bir metal için düşük, orta ve yüksek konsantrasyon olmak üzere 3 farklı konsantrasyon seçilmiştir. Tüm denemelerde benzer koşullarda tutulan bir kontrol grubu kullanılmıştır. Konsantrasyon miktarlarının seçimi literatür taramasına göre kurşun ve kadmiyum için 1 ppm, 5 ppm ve 25 ppm (Das vd.2013) olarak belirlenmiştir. Ancak yapılan ön denemelerde bitkinin kadmiyumun yüksek konsantrasyonlarını tolere edemediği gözlenmiş ve çalışmanın B planında da öngörüldüğü gibi Cd için seçilen konsantrasyonların düşürülmesi yoluna gidilmiştir. Bu bağlamda kadmiyum için düşük, orta ve yüksek konsantrasyonlar sırasıyla 1, 2,5 ve 5 ppm olarak belirlenmiştir. Karışım denemelerinde ise her bir metal için seçilen düşük, orta ve yüksek konsantrasyonun yarısı alınmış ve bu şekilde karışım denemeleri için seçilen konsantrasyonlar çizelge 3.1 de verilmiştir.

Çizelge 3.1 Pb ve Cd içeren karışım deneme grupları için seçilen konsantrasyonlar

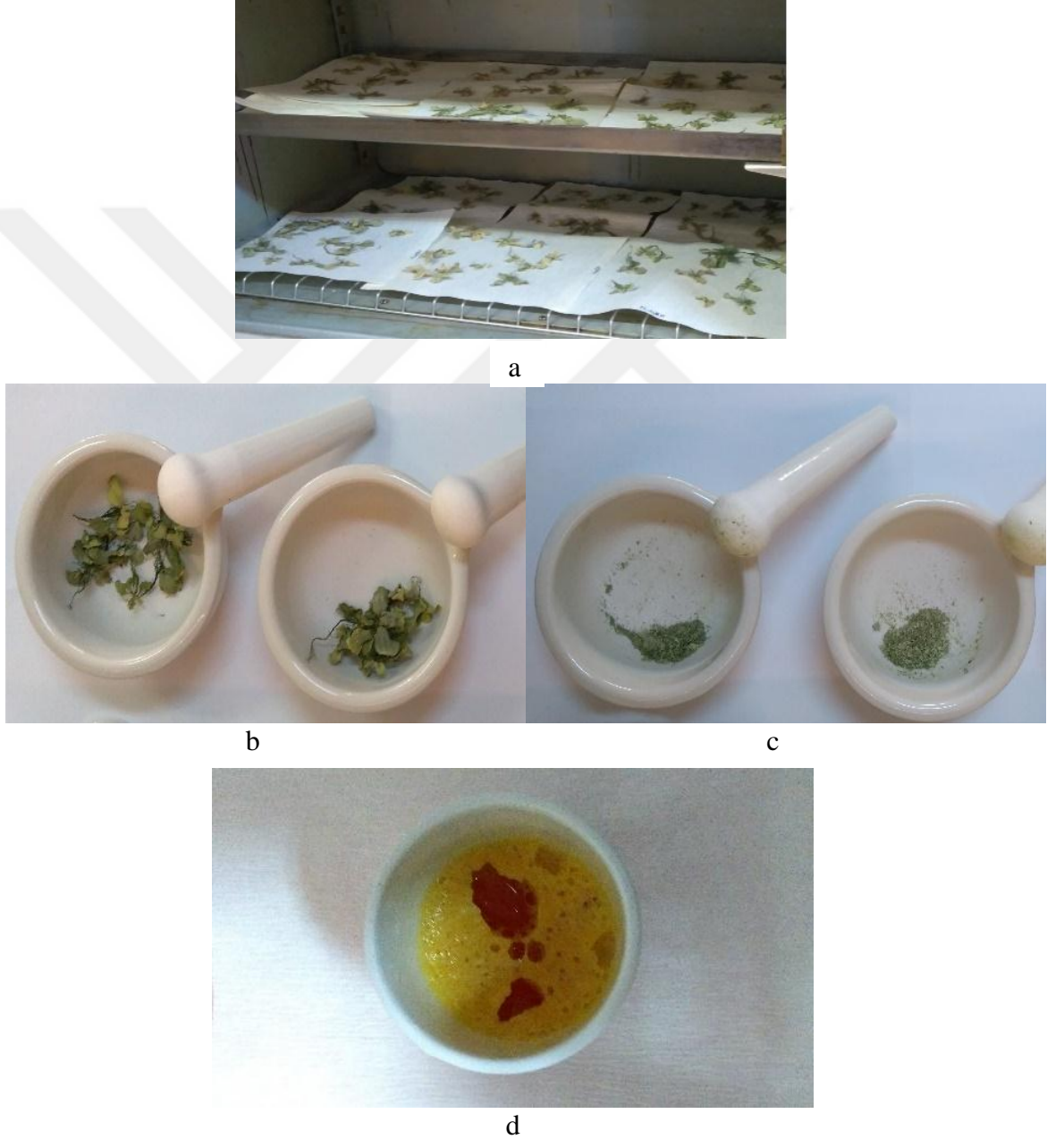
Pb:Cd	Düşük	Orta	Yüksek
Karışım 1	0,5 ppm Pb + 0,5 ppm Cd		
Karışım 2		2,5 ppm Pb + 1,25 ppm Cd	
Karışım 3			12,5 ppm Pb + 2,5 ppm Cd

Toplam deney süresi 7 gün olarak tasarlanmış olup, 1, 4 ve 7. günlerde bitki örnekleri alınmış, 105 °C’de etüvde 48 saat kurutulmuş ve analiz yapılana kadar önceden asitle yıkanmış saf su ile durulanmış, kapaklı cam şişelerde muhafaza edilmiştir. Tüm denemeler 3 tekrarlı olarak yapılmıştır.

### 3.6 Numunelerin Ağır Metal Analizi İçin Hazırlanması

Ağır metal analizi için bitkilerin organik materyalden uzaklaştırılması gerekmektedir. Belirlenen günlerin sonunda alınıp, yukarıda açıklandığı gibi etüvde kurutulmuş olan bitki örneklerinin kuru ağırlıkları tartılmıştır (Precisa-BJ 100M). Kurutulan örneklerdeki ağır metal analizi kümülatif olarak değerlendirilmiştir. Kurutulmuş bitkiler havan ile

öğütüldükten sonra organik maddeleri uzaklaştırmak amacıyla 9 mL % 65 nitrik asit ve 3 mL % 37 hidroklorik asit çözeltilerinde 1 gün boyunca oda sıcaklığında bekletilerek ön muamele işleminden geçirilmiştir (Şekil 3.4). Bir günün sonunda asit ile ön muamele görmüş örnekler hot plate (Isolab) üzerinde 180 °C sıcaklıkta 3 saat boyunca tamamen berrak bir görünüm alıncaya kadar yakılmıştır.



Şekil 3.4 Bitki dokularındaki ağır metal konsantrasyonunun tayini için örneklerin hazırlanması

a. bitki örneklerinin etüve kurutulması, b, c. kurutulmuş bitkilerin porselen havanlarda öğütülmesi, d. kurutulmuş bitkilerin nitrik asit ve hidroklorik asit çözeltileri ile ön muamele görmesi.

Asit karışımında hot plate üzerinde yakımı yapılan numuneler tamamen berraklaştıktan sonra Whatman filter kağıtlarından (GF/C™) süzülerek 25 mL'lik balon jodelere aktarılmıştır ve bidistile su ile 25 mL'ye tamamlanmıştır (Şekil 3.5).



Şekil 3.5 Yakımı yapılan numunelerin filtrasyonu için kullanılan düzenek

### 3.7 Bitki Dokularında Birikim Gösteren Ağır Metal Miktarının Belirlenmesi

Deneme ve kontrol gruplarında sırasıyla 1, 4 ve 7 gün sonunda bitki dokularında biriken Pb ve Cd miktarının belirlenmesi için bitki örnekleri kümülatif olarak değerlendirilmiş ve dokularda biriken ağır metal konsantrasyonu ICP-MS cihazı ile ölçülmüştür. Elde edilen sonuçlar kuru ağırlık olarak hesaplanmış olup  $\mu\text{g/g}$  olarak verilmiştir.

### 3.8 ICP-MS (İndüktif Eşlenik Plazma-Kütle Spektrofotometresi)

Araştırmada Agilent marka 7700-Series modeli ICP-MS cihazı ve Agilent Asx-500 Series otomatik örnekleme aksesuarları kullanılmıştır. Tüm numuneler seyreltilerek okuma için hazır hale getirilmiş olup seyreltme için % 1'lik nitrik asit ( $\text{HNO}_3$ ) çözeltisi kullanılmıştır. Kalibrasyon eğrilerinin hazırlanması için, High Purity Standards marka



SM-137-888 serisi 26 elementli standart referans madde kullanılmıştır. Bütün elementlere ait kalibrasyon eğrileri numunedeki element konsantrasyonları dikkate alınarak oluşturulmuştur. Korelasyon katsayısı 0,99'un üzerinde olacak şekilde anlamlı kabul edilmiştir. Örnek çekme ve yıkama süreleri tüp uzunlukları dikkate alınarak 60 sn olarak belirlenmiştir.

### **3.9 İstatistiksel Analizler**

Çalışmada elde edilen sonuçların değerlendirilmesi için SPSS 22.0 paket programı kullanılmıştır. Tüm istatistiksel değerlendirmeler için önem sınırı  $p < 0,05$  olarak alınmıştır. Ağır metal birikimlerinin deneme grupları arasında farklılık gösterip göstermediğini tespit etmek amacıyla tek yönlü varyans analizi (One-way Analysis of Variance = ANOVA) kullanılmıştır. Deneme sonuçlarındaki gruplar arası ilişkilerin istatistiksel olarak yorumlanması için Tukey HSD testi uygulanmıştır.

## 4. ANALİZ VE BULGULAR

### 4.1 Deney Koşulları

Biyoremediasyon denemeleri sırasında belirli aralıklarda denemelerin yürütüldüğü beherlerde suyun bazı fiziko-kimyasal parametreleri (pH, elektriksel iletkenlik (EC), toplam çözünmüş katı madde miktarı (TDS), ışık şiddeti (lux) ve sıcaklık (°C)) ölçülmüştür. Suyun fiziko-kimyasal özelliklerine ait sonuçlar çizelge 3.2’de verilmiştir. Çizelge 4.1’den de görüleceği üzere tüm deneme gruplarında koşulların benzer olduğu gözlenmektedir. EC değerleri minimum 223,7 maksimum ise 233,7 ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) olarak ölçülmüştür. TDS miktarı ise 109,62 ile 116,66 aralığında ölçülmüştür. pH değeri 7,51 ile 7,78 arasında tespit edilmiştir. Işık ve sıcaklık seviyeleri ise beherlerin tümü aynı ana tank içerisinde dıştan ısıtıldığı ve aynı ışık kaynağı altında aydınlatıldığı için benzerdir. Bu şekilde bir deney düzeneği kurularak tüm deneme gruplarının benzer ışık ve sıcaklık koşullarına maruz kalması sağlanabilmiştir.

Çizelge 4.1 Biyoremediasyon deneme gruplarında suda ölçülen bazı fiziko-kimyasal parametreler

Deney koşulları	pH	EC ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	TDS (ppm)	Sıcaklık (°C)	Lux
Kontrol grubu	7,78 $\pm$ 0,03	231,11 $\pm$ 3,88	116,66 $\pm$ 3,33	25,2 $\pm$ 1,13	2960 $\pm$ 130,5
Kurşun denemeleri	7,61 $\pm$ 0,07	233,70 $\pm$ 2,57	115,92 $\pm$ 2,20		
Kadmiyum denemeleri	7,51 $\pm$ 0,04	229,62 $\pm$ 6,09	114,81 $\pm$ 3,38		
Karışım denemeleri	7,67 $\pm$ 0,03	223,70 $\pm$ 2,57	109,62 $\pm$ 1,51		

### 4.2 Kurşun Denemeleri

Kurşun’un 1, 5 ve 25 ppm olmak üzere 3 farklı konsantrasyonuna 1, 4 ve 7 gün boyunca maruz bırakılan bitkilerin dokularında birikim gösteren Pb miktarına ait sonuçlar çizelge

4.2’de verilmiştir. Tüm deneme gruplarında kontrol grubuna kıyasla dokularda biriken Pb miktarı bakımından önemli bir farklılık olduğu belirlenmiştir ( $p<0,05$ ). Analiz sonuçlarına göre bitki dokularında en düşük Pb miktarı  $720,45 \pm 33,8$  ( $\mu\text{g/g}$ ), en yüksek ise  $13780 \pm 668,9$  ( $\mu\text{g/g}$ ) olduğu belirlenmiştir. İstatistiksel analizler sonucunda ANOVA testi ile birikim miktarları arasında önemli bir fark olduğu tespit edilmiştir ( $df=8$ ,  $F=116,51$ ,  $p<0,05$ ). Gruplar arası benzerlik testleri (Post-Hoc testleri, Tukey) sonuçları da yine aynı tabloda verilmiştir. 1 ppm Pb’ye maruz bırakılan bitkiler arasında süre bakımından önemli bir fark olmadığı, aynı şekilde 25 ppm Pb’ye maruz bırakılan bitkilerde de süre bakımından önemli bir fark olmadığı belirlenmiştir. 5 ppm Pb’ye maruz bırakılan bitkilerde ise 1 ve 4 günlük deneme grupları benzer sonuçlar vermiş, ancak 7 günlük grupta istatistiksel açıdan önemli bir düşüş olduğu belirlenmiştir. En düşük birikim miktarı 1ppm Pb’ye 1 gün boyunca maruz bırakılan deneme grubunda gözlenmiştir. En yüksek birikim gösteren grup ise 1 gün boyunca 5 ppm Pb içeren çözeltiliye maruz kalan bitkilerde görülmüştür.

Çizelge 4.2 Kurşunun çeşitli konsantrasyonlarına maruz bırakılan *P. stratiotes* bitkisinde dokularda biriken Pb miktarları ( $\mu\text{g/g}$  Kuru ağırlık)

Bitkilerin maruz bırakıldığı Pb konsantrasyonları	1 gün	4 gün	7 gün
<b>Kontrol grubu</b>	$2,76 \pm 0,57^*$	$2,60 \pm 0,16^*$	$2,28 \pm 0,01^*$
<b>1 ppm Pb</b>	$720,45 \pm 33,8^a$	$974,89 \pm 43,0^a$	$1915,27 \pm 85,1^a$
<b>5 ppm Pb</b>	$13780,3 \pm 268,9^c$	$12169,84 \pm 399,8^c$	$3111,22 \pm 194,0^a$
<b>25 ppm Pb</b>	$6242,33 \pm 202,1^b$	$7096,16 \pm 376,3^b$	$6357,08 \pm 216,6^b$

Üst simge olarak verilen küçük harfler  $p<0,05$  önem sınırına göre gruplar arası farklılıkları göstermektedir. \* işareti ise kontrol grubu ile deneme grupları arasındaki istatistiksel açıdan önemli farklılıkları göstermektedir.

### 4.3 Kadmiyum Denemeleri

Kadmiyum’un 3 farklı konsantrasyonuna 1,4 ve 7 gün süreyle maruz bırakılan bitkilerin dokularında birikim gösteren Cd miktarına ait sonuçlar çizelge 4.3’te verilmiştir. Tüm deneme gruplarında kontrol grubuna kıyasla dokularda biriken Cd miktarı bakımından

önemli bir farklılık olduğu belirlenmiştir ( $p<0,05$ ). Analiz sonuçlarına göre bitki dokularında biriken en düşük Cd miktarı  $702,26 \pm 56,4 \mu\text{g/g}$  olarak belirlenmiş olup 1 gün süreyle 1 ppm Cd'ye maruz bırakılan bitkilerde gözlenmiştir. En yüksek birikime ise 5 ppm Cd'ye 7 gün süreyle maruz bırakılan bitkilerde rastlanmıştır. One-way ANOVA testi ile birikim miktarları arasında istatistiksel açıdan önemli bir fark olduğu tespit edilmiştir ( $df=8$ ,  $F=85,49$ ,  $p<0,05$ ). Gruplar arası benzerlik testleri (Post-Hoc testleri, Tukey HSD) sonuçları da çizelge 4.3'te verilmiştir. 1 ppm Cd ve 2,5 ppm Cd'ye maruz bırakılan bitkiler arasında süre bakımından önemli bir fark olmadığı, ancak 5 ppm Cd'ye maruz bırakılan bitkilerde 4 günlük ve 7 günlük denemelerde istatistiksel açıdan kayda değer bir artış gösterdiği ve süre artışı ile birlikte birikim değerinin de arttığı belirlenmiştir.

Çizelge 4.3 Kadmiyumun çeşitli konsantrasyonlarına maruz bırakılan *P. stratiotes* bitkisinde dokularda biriken Cd miktarları ( $\mu\text{g/g}$  Kuru ağırlık)

Bitkilerin maruz bırakıldığı konsantrasyonları Cd	1 gün	4 gün	7 gün
<b>Kontrol grubu</b>	$1,13 \pm 0,07^*$	$0,76 \pm 0,01^*$	$0,78 \pm 0,02^*$
<b>1 ppm Cd</b>	$702,26 \pm 56,4^a$	$989,32 \pm 63,3^a$	$1174,58 \pm 142,9^a$
<b>2,5 ppm Cd</b>	$931,04 \pm 34,6^a$	$1880,76 \pm 66,0^a$	$2553,45 \pm 105,7^a$
<b>5 ppm Cd</b>	$2293,53 \pm 109,3^a$	$8354,68 \pm 101,4^b$	$15463,1 \pm 245,3^c$

Üst simge olarak verilen küçük harfler  $p<0,05$  önem sınırına göre gruplar arası farklılıkları göstermektedir. \* işareti ise kontrol grubu ile deneme grupları arasındaki istatistiksel açıdan önemli farklılıkları göstermektedir.

#### 4.4 Karışım Denemeleri - Pb

Karışım denemelerinde her bir ağır metalin düşük, orta ve yüksek konsantrasyonlarının yarısı alınarak birlikte uygulanmıştır. Deneme süresi diğer deney gruplarında olduğu gibi 1, 4 ve 7 gün olarak belirlenmiştir. Deneme sonuçları çizelge 4.4'te verilmiştir. Tüm deneme gruplarında kontrol grubuna kıyasla dokularda biriken Pb miktarı bakımından önemli bir farklılık olduğu belirlenmiştir ( $p<0,05$ ). Analiz sonucunda, en düşük kurşun birikimi 0,5 ppm Pb + 0,5 ppm Cd karışımına 7 gün süre ile maruz bırakılan bitkilerde gözlenmiş olup, bu değer  $354,08 \pm 83,9 (\mu\text{g/g KA})$  olarak

belirlenmiştir. En yüksek birikim miktarı ise 12,5 ppm Pb + 2,5 ppm Cd karışımına 7 gün süreyle maruz bırakılan bitkilerde gözlenmiş olup, bu değer  $2121,69 \pm 179,6$  ( $\mu\text{g/g}$  KA) olarak tespit edilmiştir. Yapılan One-Way ANOVA testi sonuçlarına göre tüm gruplar arası farkın istatistiksel açıdan önemli olduğu bulunmuştur ( $df=8$ ,  $F_{15,36}$ ,  $p<0,05$ ). Gruplar arası benzerlik testleri (Post-Hoc testleri, Tukey) sonuçları da aynı çizelge üzerinde görülebilmektedir. Düşük karışım (0,5 ppm Pb ve 0,5 ppm Cd) gruplarında bitkilerin emilim miktarı arasında süre bakımından önemli bir fark olmadığı belirlenmiştir. Benzer bir şekilde orta karışım (2,5 ppm Pb ve 1,25 ppm Cd) grubunda da bitkilerin emilim miktarları arasında süre bakımından önemli bir fark olmadığı görülmektedir. Ancak yüksek karışım (12,5 ppm Pb ve 2,5 ppm Cd) gruplarında bitkilerde biriken Pb miktarının 4 ve 7 gün sonunda önemli bir artış gösterdiği belirlenmiştir ( $p<0,05$ ).

Çizelge 4.4 Çeşitli Pb:Cd karışımlarına maruz bırakılan *P. stratiotes* bitkisinde dokularda biriken Pb miktarları ( $\mu\text{g/g}$  Kuru ağırlık)

Bitkilerin maruz bırakıldığı Pb:Cd karışımları	1 gün	4 gün	7 gün
<b>Kontrol grubu</b>	$2,76 \pm 0,57^*$	$2,60 \pm 0,16^*$	$2,28 \pm 0,01^*$
<b>0,5 ppm Pb + 0,5 ppm Cd</b>	$602,15 \pm 30,3^a$	$626,55 \pm 63,6^a$	$354,08 \pm 83,9^a$
<b>2,5 ppmPb + 1,25 ppm Cd</b>	$427,05 \pm 56,2^a$	$558,02 \pm 74,6^a$	$653,70 \pm 45,6^a$
<b>12,5 ppm Pb + 2,5 ppm Cd</b>	$456,76 \pm 60,9^a$	$1814,89 \pm 155,0^b$	$2121,69 \pm 179,6^b$

Üst simge olarak verilen küçük harfler  $p<0,05$  önem sınırına göre gruplar arası farklılıkları göstermektedir. \* işareti ise kontrol grubu ile deneme grupları arasındaki istatistiksel açıdan önemli farklılıkları göstermektedir.

#### 4.5 Karışım Denemeleri - Cd

Karışım denemelerinde her bir ağır metalin düşük, orta ve yüksek konsantrasyonlarının yarısı alınarak birlikte uygulanmıştır. Deneme süresi diğer deney gruplarında olduğu gibi 1, 4 ve 7 gün olarak belirlenmiştir. Deneme sonuçları çizelge 4.5'te verilmiştir. Tüm deneme gruplarında kontrol grubuna kıyasla dokularda biriken Cd miktarı

bakımından önemli bir farklılık olduğu belirlenmiştir ( $p<0,05$ ). Analiz sonucunda, en düşük kadmiyum birikimi 0,5 ppm Pb + 0,5 ppm Cd karışımına 1 gün süre ile maruz bırakılan bitkilerde gözlenmiş olup, bu değer  $328,31 \pm 11,5$  ( $\mu\text{g/g KA}$ ) olarak belirlenmiştir. En yüksek birikim miktarı ise 12,5 ppm Pb + 2,5 ppm Cd karışımına 7 gün süreyle maruz bırakılan bitkilerde gözlenmiş olup, bu değer  $1453,17 \pm 46,5$  ( $\mu\text{g/g KA}$ ) olarak tespit edilmiştir. Yapılan One-Way ANOVA testi sonuçlarına göre tüm gruplar arası farkın istatistiksel açıdan önemli olduğu bulunmuştur ( $df=8$ ,  $F=19,33$ ,  $p<0,05$ ). Gruplar arası benzerlik testleri (Post-Hoc testleri, Tukey) sonuçları da çizelge 4.5 üzerinde görülebilmektedir. Diğer tüm deneme gruplarının aksine karışım içeren çözeltilere maruz bırakılan bitkilerdeki kadmiyum miktarı nispeten düzensiz bir dağılım göstermiştir. Hem süre hem de konsantrasyona bağlı değişimler gözlenmiş olup yapılan post-hoc testlerinde de belirgin bir kümeleşme elde edilememiştir. Ancak genel olarak tüm deneme gruplarında konsantrasyon artışına bağlı olarak bir artış görülmektedir. Aynı şekilde orta ve yüksek karışım gruplarında da süre arttıkça bitki dokularında biriken Cd miktarının da artış gösterdiği görülmektedir. Düşük karışım grubunda ise bitki dokularında birikim gösteren Cd miktarında 7. gün sonunda hafif bir düşüş gözlenmiştir.

Çizelge 4.5 Bitki dokularında biriken (Pb-Cd farklı karışımlarındaki) kadmiyum miktarları ( $\mu\text{g/g}$  Kuru ağırlık)

<b>Bitkilerin maruz bırakıldığı Pb:Cd karışımları</b>	<b>1 gün</b>	<b>4 gün</b>	<b>7 gün</b>
<b>Kontrol grubu</b>	$1,13 \pm 0,07^*$	$0,76 \pm 0,01^*$	$0,78 \pm 0,02^*$
<b>0,5 ppm Pb + 0,5 ppm Cd</b>	$328,31 \pm 11,5^a$	$832,68 \pm 114,9^{bc}$	$635,01 \pm 133,4^{abc}$
<b>2,5 ppm Pb + 1,25 ppmCd</b>	$506,11 \pm 96,5^{ab}$	$871, 1 \pm 52,0^{bc}$	$1057,81 \pm 140,1^{cd}$
<b>12,5 ppm Pb + 2,5 ppm Cd</b>	$816,59 \pm 54,1^{bc}$	$1367,87 \pm 115,0^d$	$1453,17 \pm 46,5^d$

Üst simge olarak verilen küçük harfler  $p<0,05$  önem sınırına göre gruplar arası farklılıkları göstermektedir. \* işareti ise kontrol grubu ile deneme grupları arasındaki istatistiksel açıdan önemli farklılıkları göstermektedir

## 5. TARTIŞMA

Çevre kirliliği en çok göller ve akarsular gibi ekosistemleri etkilemiştir. Evsel ve endüstriyel atıkların su kaynaklarına karışması, doğrudan ya da dolaylı olarak su havzalarını olumsuz yönde etkilemektedir (Kiracı 2014). Kentsel atıklar, sanayi ve tarımsal faaliyetler, nakliyat, termik ve nükleer santraller su kirliliğine neden olan başlıca etmenlerdir. Bu atıklar ve atıksular sucul ekosistemlere deşarj edildiklerinde ortam suyunun yapısında önemli ölçüde değişikliklere yol açmaktadır, buda suyun yapısındaki bu değişimler de su kirliliğine neden olmaktadır. Bu değişimler sucul ortamdaki canlıların yaşam döngülerini ve ekosistemin dengesini etkileyerek bozulmalara yol açmaktadır. Bahsedilen bu kirleticilerin arıtımı için fiziksel ve kimyasal yöntemler işletim ve bakım masrafları maliyet açısından yüksek oldukları ve ayrıca ekosistem üzerinde stres yaratmalarından dolayı kullanım alanları oldukça kısıtlıdır. Buna karşın, birçok kirleticinin özellikle de ağır metallerin arıtımı için bakteriler, algler ve makrofitler gibi organizmalar kullanılabilir. Bu gibi yaklaşımlar, hem maliyet açısından hem de ekosistem üzerinde herhangi bir olumsuzluğa neden olmamalarından dolayı biyolojik arıtım (biyoremediasyon) yöntemi olarak daha çok tercih edilmektedir.

Son yıllarda yapılan birçok çalışmada sucul ortamlardaki bu kirleticilerin giderimi için kullanılan birçok biyolojik ajanın (mikroorganizmalar, algler ve makrofit) arıtım potansiyelleri araştırılmaktadır. Bazı sucul makrofitler, kirleticilere karşı yüksek toleransa sahip olmaları, yüksek konsantrasyonları bünyelerinde biriktirmeleri dolayısıyla hiperakümülatör özelliklere sahip oldukları için sucul ortamların arıtımı için tercih edilmektedir. Bitkisel arıtım veya fitoremediasyon olarak bilinen bu yöntemde hiperakümülatör bitkiler kullanılarak özellikle ağır metaller, petrol hidrokarbonları ve atık sular arıtılabilmektedir. Sucul makrofitler aynı zamanda fosfor ve azot gibi besleyici elementlerin (Tripathy ve Upadhyay 2003, Nahlik ve Mitsch 2006) gideriminde de başarıyla kullanılmaktadır. Literatürde sülfadimetoksin gibi ilaçların (Forni vd. 2001), atrazin gibi pestisitlerin (Wang vd. 2015) ve hatta radyoaktif elementlerin gideriminde de kullanımlarına dair çalışmalar bulunmaktadır (Maine vd. 2006). Literatürde rastlanan birçok çalışmada biyoremediasyon özellikle de

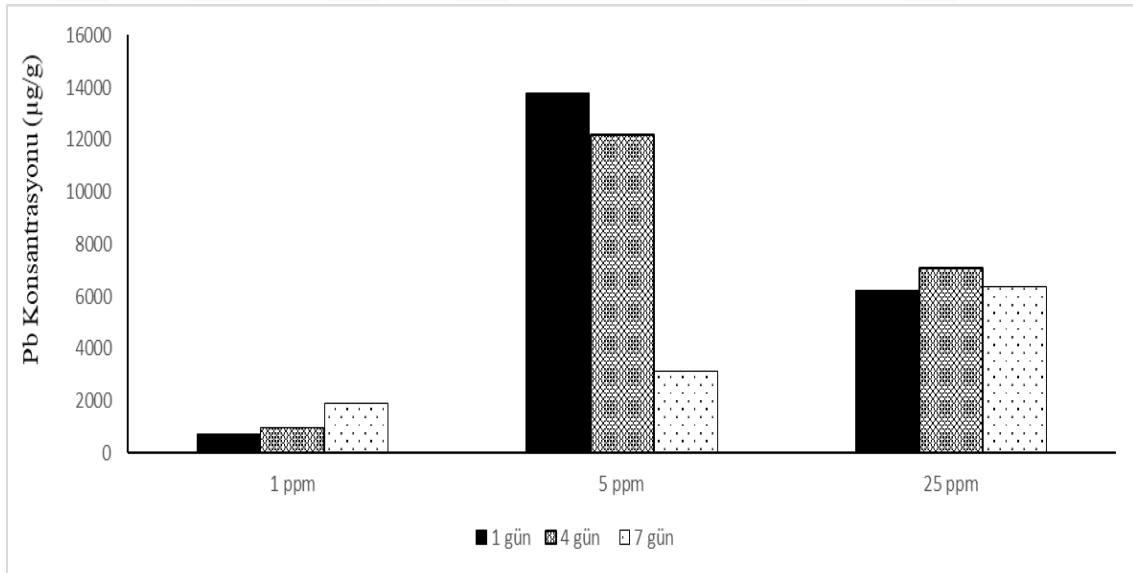
fitoremediasyon yöntemi sayesinde sucul ortama sızan kirleticilerin daha düşük maliyet ve daha yüksek bir verimle giderilebileceğine dair umut vaatedici sonuçlara rastlamak mümkündür. Bu çalışmada *P. stratiotes* bitkisinin Pb ve Cd gibi ağır metallerin giderim potansiyeli irdelenmiş ve konu hakkındaki literatür bilgisine katkı sağlaması amaçlanmıştır.

Sucul makrofitlerden *Pistia stratiotes*, *Lemna minor*, *Eichhornia crassipes* ve *Azolla filiculoides* gibi türler ağır metallere karşı dirençli olup ve yüksek remediasyon potansiyeline sahip oldukları gösterilmiştir (Lissy ve Madhu 2011, Arora 2004, Üçüncü vd. 2013, Mishra vd. 2009). Bu bitkilerden *P. stratiotes*'in son yıllarda Türkiye'de de yayılış gösterdiğine dair kanıtlar bulunmuştur (yayınlanmamış veri; Ahmet Emre Yaprak).

Çalışmada elde edilen sonuçlara göre; 1 gün boyunca 5 ppm kurşuna maruz bırakılan bitkilerin Pb emiliminde maksimum düzeye ulaştığı görülmüştür. Bu sonuç literatür çalışmaları ile paralellik göstermektedir. Miretzky vd. (2004) *Pistia stratiotes* bitkisinin Pb akümülyasyon potansiyeli ile ilgili yaptıkları çalışmada, ilk 24 saatte 4 ppm kurşun içeren çözeltide, bitkinin maksimum emilim gösterdiğini bildirmişlerdir. Aynı çalışmada bitkinin ilk 4 gün boyunca yüksek miktarda Pb emilimi göstermiş olduğu, 4. günün sonunda ise emilimin azaldığını ve süre uzamasına karşın gözlenen bu düşüşün devam ettiğini tespit etmişler ve bu durumun biyosalınım ile ilgili olduğunu bildirmişlerdir. Benzer şekilde Vesely vd. (2011) yaptıkları çalışmada, 25 ppm kurşuna maruz bırakılan bitkilerde 1. gün sonunda maximum emilim ( $10647 \pm 2279 \mu\text{g/g}$ ) gördüklerini, 4. günde ise emilim miktarında ( $9329 \pm 2260 \mu\text{g/g}$ ) önemli bir düşüş olduğunu bildirmişlerdir. Çalışmamızda da yukarıda özetlenen çalışmalara benzer bir durum gözlenmiştir. Kurşunun 5 ppm'lik bir konsantrasyonuna maruz bırakılan bitkilerde Pb emiliminin 1. gün en fazla olduğu ve süre uzadıkça emilimin gerilediği ve biyosalınımın gerçekleştiği görülmüştür. Yine kurşun denemelerinde 7 günlük deneme grubunda biyosalınım en yüksek seviyeye ulaşmıştır. Kurşunun 1 ppm'lik bir konsantrasyonuna maruz bırakılan bitkilerde birikimin düşük olduğu ancak süreye bağlı olarak emilim oranında önemli bir artış olduğu gözlenmiştir. Kurşunun 25 ppm'lik bir konsantrasyonuna maruz bırakılan deneme gruplarında ise istatistiksel olarak kayda

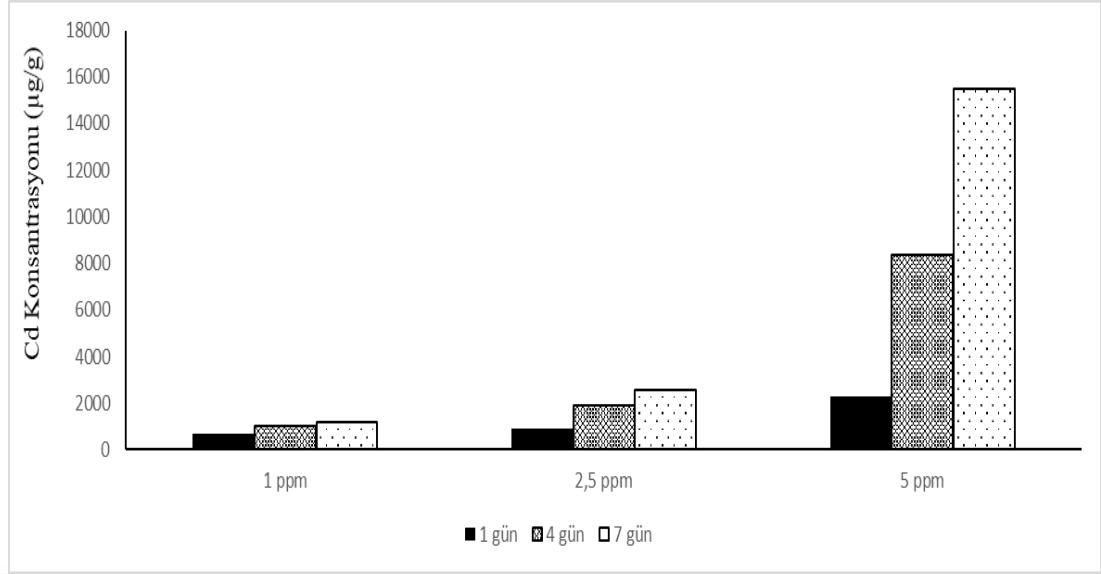


değer bir artış veya azalış gözlenmemiştir. Yaptığımız çalışmada emilim miktarı bakımından maruz bırakma süresine bağlı olarak 1. gün denemeleri ve 4. gün denemeleri arasında hafif bir artış görülmüştür. Kurşunun çeşitli konsantrasyonlarına maruz bırakılan bitkilerin dokularında 1, 4 ve 7 gün sonunda tespit edilen Pb miktarı şekil 5.1’de gösterilmiştir. Grafikte de görüldüğü gibi *P. stratiotes* bitkisi en yüksek Pb emilimini 5 ppm’lik konsantrasyonda yapmış, 25 ppm’lik grupta ise emilim belirgin bir düşüş göstermiştir. Bu sonuçlara göre bu bitkinin 5 ppm’den yüksek Pb içeren atık suların veya doğal su kütlelerinin arıtımında çok başarılı olamayacağı ancak 5 ppm’e kadar olan konsantrasyonlarda 24 saat gibi çok kısa bir süre içerisinde ağır metali bünyesinde biriktirebileceği öngörülmektedir. Bu durum kısa sürede sonuç beklenen rehabilitasyon çalışma ve uygulamaları bakımından bir avantaj olarak değerlendirilebilir. Ancak Williams vd. (2002) *Typha domingensis*, *Hydrilla verticillata* ve *Lemna minor* bitkilerini 1 hafta boyunca 84 ppm kurşuna maruz bırakmışlardır. Süreye bağlı olarak kadmiyum emiliminin arttığını, özellikle *L. minor* ve *H. verticillata*’da yüksek remediasyon potansiyeline (% 97 ve % 98) sahip olduklarını gözlenmiştir.



Şekil 5.1 Kurşunun çeşitli konsantrasyonlarına (1, 5 ve 25 ppm) 1, 4 ve 7 gün süre ile maruz bırakılan bitkilerin dokularında biriken Pb konsantrasyonu (µg/g Kuru ağırlık)

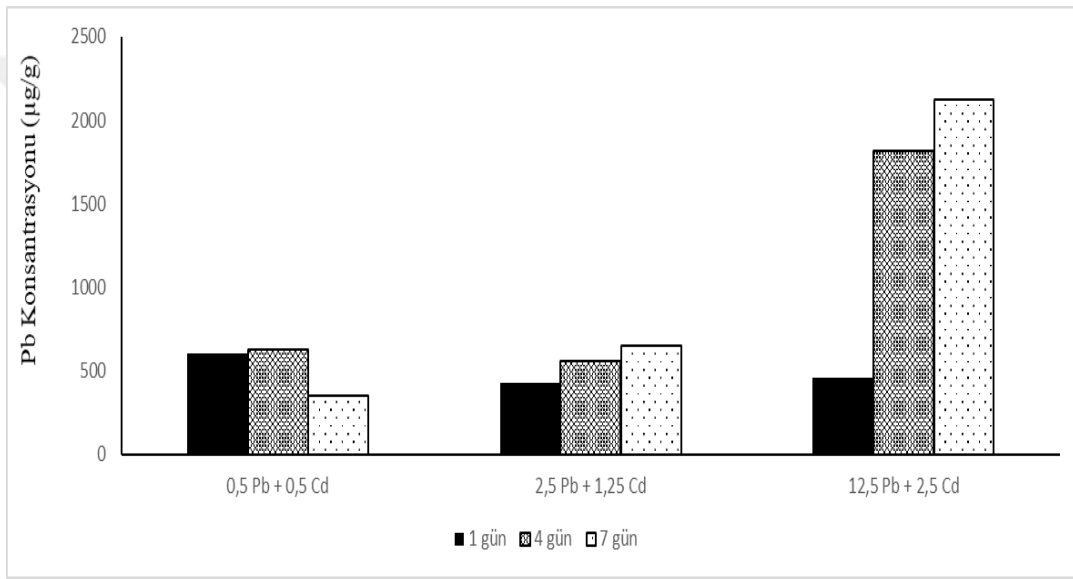
Kadmiyumun çeşitli konsantrasyonlarına maruz bırakılan bitkilerin dokularında biriken Cd miktarına bakıldığında, 1 ve 2,5 ppm'lik deneme gruplarında emilimin süreye bağlı olarak istatistiksel açıdan önemli bir artış göstermediği gözlenmiştir. Kadmiyumun 1, 2,5 ve 5 ppm'lik konsantrasyonlara maruz bırakılan bitkilerde hem süre ve hem de konsantrasyona bağlı olarak artış olduğu gözlenmiştir (Şekil 5.2). Kadmiyumun 5 ppm'lik konsantrasyonuna 7 gün süre ile maruz bırakılan bitkilerde en yüksek emilim değerine ulaşılmıştır. Ancak yapılan ön denemelerde *P. stratiotes* bitkisinin 25 ppm kadmiyumu tolere edemediği tespit edilmiştir. Bu bulgular doğrultusunda bitkinin Cd'nin 5 ppm'den daha yüksek bir konsantrasyon için remediasyon potansiyelinin düşük olabileceği düşünülmektedir. İlaveten, bitkinin kadmiyum kirliliği gözlenen noktalara adapte edildikten sonra 1 haftalık periyotlarla hasat edilirse Cd giderimi konusunda başarılı sonuçlar verebileceği öngörülmektedir. Literatürde de bulgularımıza paralel sonuçlara rastlamak mümkündür. Örneğin; Vesely vd. (2011) *P. stratiotes* bitkisinin rizofiltrasyon potansiyelini araştırdıkları bir çalışmada 3,5 ppm Cd'a maruz kalan bitkilerdeki emilim miktarının ( $706 \pm 119 \mu\text{g/g}$ ) 10,5 ppm Cd'a maruz kalan gruba ( $1755 \pm 811 \mu\text{g/g}$ ) göre daha az olduğunu ve süre ile paralel olarak emilim miktarında artış olduğunu rapor etmişlerdir. Benzer şekilde Hasan vd. (2007) *Eichhornia crassipes* bitkisini 1.0, 2.0, 2.5, 4.0 ve 6.0 ppm kadmiyuma maruz bırakmışlardır ve emiliminin 6. günden sonra yüksek konsantrasyonlarda arttığını belirtmiştir. Chaudhuri vd. (2014) *Lemna minor* bitkisi ile yaptıkları çalışmada 6 farklı konsantrasyona (0,5, 1, 1,5, 2, 2,5, 3 ppm) maruz kalan bitkilerin dokularındaki kadmiyum miktarını ölçmüşlerdir. Sonuç olarak 2 ppm kadmiyum konsantrasyonuna kadar maruz bırakılan bitkilerde kadmiyum birikiminde bir artış görülürken, 2,5 ve 3 ppm kadmiyum konsantrasyonuna maruz bırakılan bitkilerde düşüş görülmüştür. Yukarıda özetlenen sonuçlar doğrultusunda *P. stratiotes* bitkisinin Cd toleransının ve emiliminin *E. crassipes*'e benzer, *L. minor*'e kıyasla daha yüksek toleranslı olduğu ve daha yüksek giderim potansiyeline sahip olduğu düşünülmektedir.



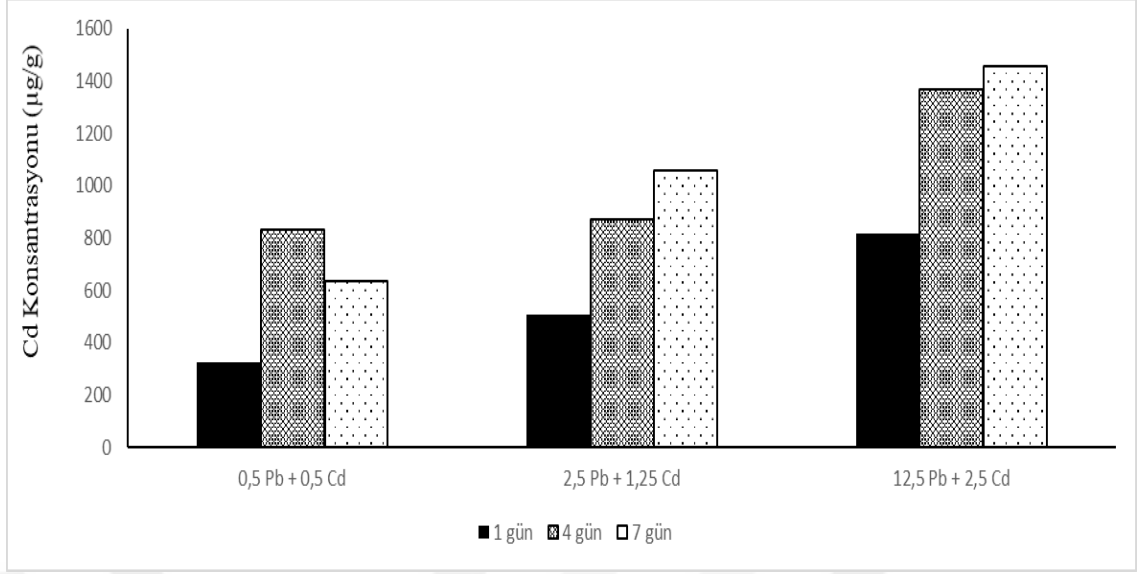
Şekil 5.2 Kadmiyumun çeşitli konsantrasyonlarına (1, 2,5 ve 5 ppm) 1, 4 ve 7 gün süre ile maruz bırakılan bitkilerin dokularında biriken Cd konsantrasyonu (µg/g Kuru ağırlık)

Her iki ağır metalin düşük, orta ve yüksek konsantrasyonlarının yarısını içeren çözeltilere maruz bırakılan *P. stratiotes* bitkisinin düşük (0,5 ppm Pb + 0,5 ppm Cd) ve orta (2,5 ppm Pb + 1,25 ppm Pb) karışım gruplarında emilim oranının çok yüksek seviyelere ulaşmadığı gözlenmiştir (Şekil 5.3). Ancak yüksek (12,5 ppm Pb + 2,5 ppm Cd) karışım gruplarında özellikle de 4 ve 7. gün sonunda Pb emiliminin belirgin bir artış gösterdiği gözlenmiştir. Aynı karışım gruplarında bitki dokularında biriken Cd miktarına bakıldığında ise (Şekil 5.4) düşük karışım grubunda süreye bağlı 4. güne kadar artış, 7. günde ise düşüş gözlenmiştir. Ancak hem orta hem de yüksek karışım konsantrasyonlarında süreye bağlı olarak bir artış gözlenmiş ve deneme süresi içerisinde herhangi bir biyosalınım bulgusu olarak yorumlanabilecek bir değer tespit edilmemiştir. Karışım denemeleri sonuçlarına bakarak *P. stratiotes* bitkisinin Pb ve Cd'nin her ikisini özellikle de orta ve yüksek konsantrasyonlarını içeren suların arıtımında başarılı olabileceğini söylemek mümkündür. Bu durum, ağır metal gibi kirleticilerin ortamlarda tek başlarına bulunmadıkları, bilakis diğer kirleticilerle birlikte buldukları göz önüne alındığında çalışmanın sonuçlarını daha da önemli kılmaktadır. Ancak doğal ortamlarda yüksek hacimli uygulamalara geçmeden evvel bu yöndeki bulguların arttırılması yerinde olacaktır. Hasan vd. (2007) *E. crassipes* bitkisini kadmiyum, çinko ve kadmiyum-çinko karışımına maruz bırakarak bitkinin tekli ve karışım gruplardaki

emilim miktarını ölçmüşlerdir. Bitkinin karışım grubundaki emilim miktarının tek ağır metal içeren gruplardakine göre daha az olduğu belirlenmiştir. Elde ettiğimiz sonuçlara benzer şekilde Foroughi vd. (2011) *Ceratophyllum demersum* bitkisi ile yaptıkları çalışmada, bitkinin atıksuda bulunan ağır metallere karşı remediasyon potansiyelini araştırmışlardır. 16 gün süren bu çalışmada bitkinin Cd ve Pb elementlerine karşı yüksek bir emilim kapasitesine sahip olduğunu ve biyosalınım gözlenmediğini bildirmişlerdir. Ancak Fe, Mn, Zn gibi elementlerin arıtımı açısından remediasyon kapasitesinin düşük olduğunu ve süre arttıkça biyosalınım gözlendiğini belirtmişlerdir.



Şekil 5.3 Kurşun ve kadmiyumun çeşitli konsantrasyonlarına (düşük=0,5 ppm Pb + 0,5 ppm Cd; orta=2,5 ppm Pb + 1,25 ppmCd; yüksek=12,5 ppm Pb + 2,5 ppm Cd) 1, 4 ve 7 gün süre ile maruz bırakılan bitkilerin dokularında biriken Pb konsantrasyonu (µg/g Kuru ağırlık)



Şekil 5.4 Kurşun ve kadmiyumun çeşitli konsantrasyonlarına (düşük=0,5 ppm Pb + 0,5 ppm Cd; orta=2,5 ppm Pb + 1,25 ppmCd; yüksek=12,5 ppm Pb + 2,5 ppm Cd) 1, 4 ve 7 gün süre ile maruz bırakılan bitkilerin dokularında biriken Cd konsantrasyonu (µg/g Kuru ağırlık).

## 6. SONUÇ

Günümüzde artan antropojenik etkiler ağır metal gibi kirleticilerin, ekosistemde özellikle de sucul ortamlardaki miktarının artışına neden olmaktadır. Bazı metaller, canlı organizmalarda belirli miktarlarda zaruri iken, diğer bazı yaşamsal öneme sahip olmayan ve canlı bünyesinde bilinen bir fonksiyonu olmayan metaller ise; düşük konsantrasyonlarda bile tüm canlılar için oldukça ciddi problemlere yol açmaktadır. Ağır metal kirliliği bu nedenle büyük öneme sahiptir ve bu sorunun çözümü için alternatif yöntemler geliştirilmelidir.

Biyoremediasyon ve özellikle de fitoremediasyon çevre dostu ve düşük maliyetli bir uygulama olması sebebiyle ağır metal gibi kirleticilerin gideriminde oldukça umut vaadedici bir yaklaşım olarak değerlendirilmektedir. Ancak biyoremediasyon amacıyla kullanılacak organizmaların metal seçicilikleri olup olmadığı ve hangi metallerin hangi canlılar tarafından daha verimli bir şekilde absorblandığı, absorblanan metaller arasında görülen negatif ve pozitif korelasyonların ve en önemlisi tolerans aralıkları ile biyosalınım potansiyellerinin ortaya koyulması oldukça önemlidir. Aksi takdirde, sonuçlar beklenenin tam aksine ortamın daha fazla kirletilmesine veya öngörülemez sorunların doğmasına yol açabilir.

Literatürde *P. stratiotes*'in ağır metal giderimine yönelik birkaç çalışma bulunmakla beraber, karışım içeren çözeltilere nasıl tepki verdiği ve karışımlardaki giderim potansiyeli hakkında çok sınırlı bilgi bulunmaktadır. Özellikle de Pb ve Cd içeren karışımlara maruz bırakıldığında ağır metal giderim potansiyeli hakkında bir çalışma bulunmamaktadır. Bu bağlamda *P. stratiotes* bitkisinin Pb ve Cd karışımları için de başarı ile kullanılabilmesi gösterilmiştir. Ancak, fotoperiyod oranı, sıcaklık, pH, sertlik, alkalinite ve çözeltideki kullanılmış olan besin takviyeleri vs gibi etmenler bakımından farklı koşullara maruz bırakılan bitkilerde ağır metal giderim potansiyelinin de farklı olabileceği unutulmamalıdır.

## KAYNAKÇA

- Abhilash, P.C., Pandey, V.C., Srivastava, P., Rakesh, P.S., Chandran, S., Singh, N. and Thomas, A.P. 2009 . Phytofiltration of cadmium from water by *Limnocharis flava* (L.) Buchenau grown in free floating culture system. Journal of Hazardous Materials, 170(2-3); 791-797.
- Acevedo-Rodríguez, P. and Nicolson, D.H. 2005. Araceae. Contributions from the US National Herbarium, 52:44. [Monocots of Puerto Rico and the Virgin Islands.]
- Akinbile, C.O. and Yusoff, M.S. 2012. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and lettuce (*Pistia stratiotes*) effectiveness in aquaculture wastewater treatment in Malaysia. International Journal of Phytoremediation, 14; 201-211
- Anonymous. 2000. US EPA. (Environmental Protection Agency), “Introduction To Phytoremediation”, EPA/600/r-99/107, Cincinnati, Ohio, U.S.A. web sitesi: <https://nepis.epa.gov/> Erişim Tarihi: 15/12/2017 p. 72.
- Anonymous. 2007. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Toxicological profile for Lead. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- Anonymous. 2010a. World Health Organization (WHO). 2010. Exposure to cadmium:a major public health concern. Erişim Tarihi: 15/12/2017. [http://www.who.int/ipcs/assessment/public\\_health/cadmium/en/](http://www.who.int/ipcs/assessment/public_health/cadmium/en/)
- Anonymous. 2010b. World Health Organization (WHO). 2010. Exposure to lead:a major public health concern. Erişim Tarihi: 15/12/2017. <http://www.who.int/ipcs/features/lead..pdf?ua=1>
- Anonymous. 2012. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Toxicological profile for Cadmium. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- Aprill, W. and Sims, R.C. 1990. Evaluation of the use of prairie grasses for stimulating polycyclic aromatic hydrocarbon treatment in soil. Chemosphere, 20; 253-265.
- Arora, A., Saxena, S. and Sharma, D.K. 2006. Tolerance and phytoaccumulation of chromium by three *Azolla* species. World Journal of Microbiology & Biotechnology, 22; 97-100.
- Arora, A., Sood, A. and Singh, P.K. 2004. Hyperaccumulation of cadmium and nickel by *Azolla* species. Indian Journal of Plant Physiology, 3; 302-304.
- Aurangzeb, N., Nisa, S., Bibi, Y., Javed, F. and Hussain, F. 2014. Phytoremediation potential of aquatic herbs from steel foundry effluent. Brazilian Journal of Chemical Engineering, 31; 881-886.

- Axtell, N.R., Sternberg, S.P.K. and Claussen, K. 2003. Lead and nickel removal using *Microspora* and *Lemna minor*. *Bioresource Technology*, 89(1); 41-48.
- Bebbiano, M.J. and Machado, M. 1997. Concentrations of metals and metallothioneins in *Mytilus galloprovincialis* along the South Coast of Portugal. *Marine Pollution of Bulletin*, 34(8); 666-670.
- Bennicelli R.P., Stępniewska Z., Banach A., Szajnocha K. and Ostrowski J. 2004. The ability of *Azolla caroliniana* to remove heavy metals (Hg(II), Cr(III), Cr(VI)) from municipal waste water. *Chemosphere*, 55(1); 141-146.
- Burken, J.G. and Schnoor, J.L. 1997. Uptake and metabolism of atrazine by poplar trees. *Environmental Science & Technology*, 31; 1399-1406.
- Cardwell, A., Hawker, D.W. and Greenway, M. 2002. Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*, 48(7); 653-663.
- Chandra, R. and Yadav, S. 2011. Phytoremediation of Cd, Cr, Cu, Mn, Fe, Ni, Pb and Zn from Aqueous Solution Using *Phragmites Cummunis*, *Typha Angustifolia* and *Cyperus Esculentus*. *International Journal of Phytoremediation*, 13; 580-591.
- Chappell, J. 1997. Phytoremediation of TCE using *Populus*, Status Report prepared for the U.S. EPA Technology Innovation Office under a National Network of Environmental Management Studies Fellowship Compiled.
- Chaudhuri, D., Majumder, A., Misra, A.M. and Bandyopadhyay, K. 2014. Cadmium removal by *Lemna minor* and *Spirodela polyrhiza*. *International Journal of Phytoremediation*, 16; 1119-1132.
- Das, S., Goswami, S. and Talukdar, A.D. 2013. A study on cadmium phytoremediation potential of water lettuce, *Pistia stratiotes* L. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 92(2); 169-174.
- Doğan, İ. M. 2015. Guleman (Elazığ) krom yatağı çevresindeki sularda *Lemna gibba* L. ve *Lemna minor* L. kullanılarak Cr, Ni ve Co alım kapasitelerinin incelenmesi. Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.
- Doni, S., Macci, C., Peruzzi, E., Iannelli, R. and Masciandaro, G. 2015. Heavy metal distribution in a sediment phytoremediation system at pilot scale. *Ecological Engineering*, 81; 146-157.
- Duffus, J.H. 2002. "Heavy metals" a meaningless term? (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 74(5); 793-807.
- El-Khatib, A.A., Hegazy, A.K. and Abo-El-Kassem, A.M., 2014. Bioaccumulation potential and physiological responses of aquatic macrophytes to Pb pollution. *International Journal of Phytoremediation*. 16; 29-45.



- Ellis, J.B. Ed., Urban Discharge and Receiving Water Quality Impacts, Pergamon Press, Oxford, 1989, 2.
- Farnese, F.S., Alves, O., Gusman, G.S., Leao, G.A., Silveria, N.M., Silva, P.E.M., Ribeiro, C. and Cambraia, J. 2014. Effects of adding nitroprusside on arsenic stressed response of *Pistia stratiotes* L. under hydroponic conditions. International Journal of Phytoremediation, 16; 123-137.
- Ferdoushi, Z., Haque, F., Khan, S. and Haque, M. 2008. The Effects of two Aquatic Floating Macrophytes (*Lemna* and *Azolla*) as Biofilters of Nitrogen and Phosphate in Fish Ponds. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 8; 253-258.
- Forni, C., Cascone, A., Fiori, M. and Migliore, L. 2002. Sulphadimethoxine and *Azolla filiculoides* Lam.: a model for drug remediation. Water Research, 36; 3398-3403.
- Forni, C., Chen, J., Tancioni, L. and Caiola, M. 2001. Evaluation of the fern *Azolla* for growth, nitrogen and phosphorus removal from wastewater. Water Research, 35(6); 1592-1598.
- Foroughi, M., Najafi, P. and Toghiani, S. 2011. Trace elements removal from waster water by *Ceratophyllum demersum*. Journal of Applied Sciences and Environmental Management, 15; 197-201.
- Fritioff, A. and Greger, M. 2006, Uptake and distribution of Zn, Cu, Cd, and Pb in an aquatic plant *Potamogeton natans*. Chemosphere, 63(2); 220-227.
- Galal, T.M. and Farahat, E.A. 2015. The invasive macrophyte *Pistia stratiotes* L. as a bioindicator for water pollution in Lake Mariut, Egypt. Environmental Monitoring and Assessment. 187(11); 701.
- Goswami, C., Majumder, A., Mishra, A.K. and Bandyopadhyay, K., 2014. Arsenic uptake by *Lemna minor* in hydroponic system. Int. J. Phytorem. 16; 1221-1227.
- Gündüz, T. 2012. Çevre kirlenmeleri ve kimyasal temelleri. Çevre Kimyası, Gazi Kitap Evi, s.53-81, Ankara.
- Gupta, P., Roy, S. and Mahindrakar, A.B. 2012. Treatment of Water Using Water Hyacinth, Water Lettuce and Vetiver Grass - A Review. Resources and Environment, 2(5); 202-215
- Gür, N., Türker, O.C. and Böcük, H. 2016. Toxicity assessment of boron (B) by *Lemna minor* L. and *Lemna gibba* L. and their possible use as model plants for ecological risk assessment of aquatic ecosystems with boron pollution. Chemosphere, 157;1-9.
- Hanks, N.A., Caruso, J.A. and Zhang, P. 2015. Assessing *Pistia stratiotes* for phytoremediation of silver nanoparticles and Ag(I) contaminated waters. Journal of Environmental Management 164; 41-45.

- Harms, H., Bokern, M., Kolb, M. and Bock, C. 2003, Transformation of organic contaminants by different plant systems, In *Phytoremediation: Transformation and Control of Contaminants*, ed: McCutcheon, S.C. Schnoor, J.L. Wiley, New York.
- Hasan, S.H., Talat, M. and Rai, S. 2007. Sorption of cadmium and zinc from aqueous solutions by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Bioresource Technology*, 98(4); 918-928.
- Holm L.G., Plucknett D.L., Pancho J.V. and Herberger J.P. 1977. The world's worst weeds: distribution and biology. Honolulu: University Press of Hawaii. s. 609
- Hou, W., Chen, X., Song, G., Wang, Q. and 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.
- Hughes, J.B., Shanks, J., Vanderford, M., Lauritzen, J. and Bhadra, R. 1997. Transformation of TNT by aquatic plants and plant tissue cultures, *Environmental Science & Technology*, 31; 266-271.
- İnce, N.H., Dirilgen, N., Apikyan, I.G., Tezcanli, G. and Ustun, B. 1999. Assessment of toxic interactions of heavy metals in binary mixtures: a statistical approach. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 36(4); 365-372.
- Kamal, M., Ghaly, A.E., Mahmoud, N. and Cote, R. 2004. Phytoaccumulation of heavy metals by aquatic plants. *Environment International*, 29(8); 1029-1039.
- Kayhan, F.E. 2006. Su Ürünlerinde Kadmiyumun Biyobirikimi ve Toksisitesi. E.U. *Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 23(1-2); 215-220.
- Keesstra, S.D., Geissen, V., Mosse, K., Piirinen, S., Scudiero, E., Leistra, M. and Van Schaik, L. 2012. Soil as a filter for groundwater quality. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(5); 507-516.
- Kiracı, A. 2014. Azap gölü'nün sedimentlerindeki ve sularındaki ağır metal miktarlarının belirlenmesi. Yüksek lisans tezi, Adnan Menderes Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Anabilim Dalı, 059, Aydın.
- Kocataş, A. 2008. Çevre kirlenmesi, Çevre Biyolojisi. Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları, s. 456-471, İzmir.
- Kösesakal, T. 2011. Tatlı Su Eğreltisi *Azolla Filiculoides* Lam. Kullanılarak Petrol Hidrokarbonlarının Fitoremediasyonu. Doktora Tezi. İstanbul Üniversitesi, FEN Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Lasat, M.M. 2002. Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanisms. *J Environ Qual*, 31(1); 109 -120.

- Li, W.X., Chen, T.B., Huang, Z.C., Lei, M. and Liao, X.Y. 2006. Effect of arsenic on chloroplast ultrastructure and calcium distribution in arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. , *Chemosphere*, 62; 803-809
- Liao, S.W. and Chang, W.L. 2004. Heavy metal phytoremediation by water hyacinth at constructed wetlands in Taiwan. *Journal of Aquatic Plant Management*. 42; 60-68.
- Lissy, P.N.M. and Madhu, G. 2011. Removal of heavy metals from waste water using water hyacinth. *ACEE International Journal On Transportation And Urban Development*. (IJTUD), 1; 48-52.
- Lu, B., Xu, Z., Li, J. and Chai, X. 2018. Removal of water nutrients by different aquatic plant species: An alternative way to remediate polluted rural rivers. *Ecological Engineering*, 110; 18-26.
- Lu, Q., He, Z. L. and Graetz, D.A. 2011. Uptake and distribution of metals by water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). *Environmental Science and Pollution Research*, 18; 978-86
- Lu, Q., He, Z.L., Graetz, D.A., Stoffella, P.J. and Yang, X. 2010. Phytoremediation to remove nutrients and improve eutrophic stormwaters using water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). *Environmental Science and Pollution Research*, 17(1);84-96.
- Maine, M.A., Duarte M.V. and Sune, N.L. 2000. Cadmium uptake by floating macrophytes. *Water Research*, 35(11); 2629-2634.
- Maine, M.A., Sune, N., Hadad, H. 2006. Nutrient and metal removal in a constructed wetland for wastewater treatment from a metallurgic industry. *Ecological Engineering*, 26; 341-347.
- Mazon, L.I., Gonzalez, G., Vicario, A., Estomba, A. and Aguirre, A. 1998. Inhibition of esterases in the marine gastropod *Littorina littorea* exposed to cadmium. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 41; 284 - 287.
- McCutcheon, S.C. and Schnoor, J.L. 2003. Overview of Phytotransformation and Control of Wastes, *Phytoremediation: Transformation and Control of Contaminants*, S. McCutcheon and J. Schnoor eds.: John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ.
- Miretzky, P., Saralegui, A. and Cirelli, A.F. 2004. Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals. *Chemosphere*, 57; 997-1005.
- Mishra, V.K. and Tripathi, B.D. 2008. Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes. *Bioresource Technology*, 99(15); 7091-7097.
- Mishra, V.K., Tripathi, B.D. and Kim, K.H. 2009. Removal and accumulation of mercury by aquatic macrophytes from an open cast coal mine effluent. *Journal of Hazardous Materials*, 172(2-3); 749-54.

- Mishra, V.K., Upadhyay, A.R., Pandey, S.K. and Tripathi, B.D. 2008. Concentrations of heavy metals and aquatic macrophytes of Govind Ballabh Pant Sagar an anthropogenic lake affected by coal mining effluent. *Environmental Monitoring and Assessment* 141; 49-58.
- Mkandawire, M. and Dudel, E.G. 2007. Are *Lemna* spp. effective phytoremediation agents? *Bioremediation, biodiversity and bioavailability*. Ikenobe: Global Science Books. s. 56-71. JAPAN.
- Mudgal, V., Madaan, N. and Mudgal, A. 2010. Heavy metals in plants: phytoremediation: plants used to remediate heavy metal pollution. *Agriculture and Biology Journal of North America*, 1(1); 40-46.
- Mufarrege, M.M., Hadad, H.A. and Maine, M.A. 2010. Response of *Pistia stratiotes* to heavy metals (Cr, Ni, and Zn) and phosphorous. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 58; 53-61.
- Mukherjee, B., Majumdar, M., Gangopadhyay, A., Chakraborty, S. and Chatterjee, D. 2015. Phytoremediation of parboiled rice mill wastewater using water lettuce (*Pistia stratiotes*). *International Journal Phytoremediation*. 17(7); 651-656.
- Nahlik, A.M. and Mitsch, W.J. 2006. Tropical treatment wetlands dominated by free-floating macrophytes for water quality improvement in Costa Rica. *Ecological Engineering*, 28(3); 246-257.
- Newman, L.A., Strand, S.E., Choe, N., Duffy, J., Ekuan, G., Ruszaj, M., Shurtleff, B.B., Wilmoth, J., Heilman, P. and Gordon, M.P. 1997. Uptake and biotransformation of trichloroethylene by hybrid poplars. *Environmental Science & Technology*, 31; 1062-1067.
- Odjegba, V.J. and Fasidi, I.O. 2004. Accumulation of trace elements by *Pistia stratiotes*: implications for phytoremediation. *Ecotoxicology*, 13(97); 637-646.
- Olette, R., Couderchet, M., Biagianti, S. and Eullaffroy, P. 2007. Toxicity and removal of pesticides by selected aquatic plants. *Chemosphere*, 70(8); 1414-1421.
- Olson, P.E., Reardon, K.F. and Pilon-Smits, E.A.H. 2003. Ecology of rhizosphere bioremediation. In *Phytoremediation: Transformation and Control of Contaminants*, ed. SC McCutcheon, JL Schnoor, Wiley, New York.
- Pandey, V.C. 2012. Phytoremediation of heavy metals from fly ash pond by *Azolla caroliniana*. *Ecotoxicology and Environment Safety*, 82; 8-12.
- Patra, M., Bhowmik, N., Bandopadhyay, B. and Sharma, A. 2004. Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. *Environmental and Experimental Botany*, 52(3); 199-223.
- Peng, K., Luo, C., Lou, L., Li, X. and Shen, Z. 2008. Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton malaiianus*

- Miq. and their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, 392(1); 22-29.
- Pilon-Smits, E. 2005. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, 56; 15-39.
- Prasertsup, P. and Ariyakanon, N. 2011. Removal of chlorpyrifos by water lettuce (*Pistia stratiotes* L.) and duckweed (*Lemna minor* L.). *International Journal of Phytoremediation*, 13; 383-395.
- Qin, H., Zhang, Z., Liu, M., Liu, H., Wang, Y., Wen, X., Zhang, Y. and Yan, S. 2016. Site test of phytoremediation of an open pond contaminated with domestic sewage using water hyacinth and water lettuce, *Ecological Engineering*, 95(1); 753-762.
- Rahman, M.A. and Hasegawa, H. 2011. Aquatic arsenic: phytoremediation using floating macrophytes. *Chemosphere*, 83(5); 633-646.
- Rezania, S., Din, M.F.M., Ponraj, M., Sairan, F.M. and Binti Kamaruddin, S.F. 2013. Nutrient uptake and wastewater purification with water Hyacinth and its effect on plant growth in batch system. *Journal of Environmental Treatment Techniques (JETT)*, 1; 81-85.
- Rezania, S., Taib, S.M., Din, M.F.M., Dahalan, F.A. and Kamyab, H. 2016. Comprehensive review on phytotechnology: heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 318; 587-599.
- Roberts, A.E., Boylen, C.W. and Nierzwicki-Bauer, S.A. 2014. Effects of lead accumulation on the *Azolla caroliniana*-*Anabaena* association. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 102; 100-104.
- Rofkar, J.R., Dwyer, D.F. and Bobak, D.M. 2014. Uptake and toxicity of arsenic, copper and silicon in *Azolla caroliniana* and *Lemna minor*. *International Journal of Phytoremediation*, 16; 155-166
- Sağlam, N. ve Cihangir, N. 1995. Ağır metallerin biyolojik süreçlerle biyosorbsiyonu çalışmaları. *Hacettepe Üniversitesi Eğitim Fakültesi Dergisi*, 11; 157-161.
- Sainty G.R. and Jacobs S.W.L., 1981. *Water Plants of New South Wales*. Sydney, Australia: Water Resources Commission for New South Wales.
- Schnoor, J., Licht, L., Mccutcheon, S., Wolfe, N. and Carreira, L. 1995. Phytoremediation of organic and nutrient contaminants. *Environmental Science & Technology*, 29; A318-A323.
- Schwitzguébel, J.P., Kumpiene, J., Comino, E. and Vanek, T. 2009. From green to clean: a promising and sustainable approach towards environmental remediation and human health for the 21st century. *Agrochim*, 53(4); 209-237.

- Shang, T.Q., Newman, L.A. and Gordon, M.P. 2003. Fate of trichlorethylene in terrestrial plants. In *Phytoremediation: Transformation and Control of Contaminants*, ed: SC McCutcheon, JL Schnoor, Wiley, New York.
- Singh, D., Gupta, R. and Tiwari, A. 2012. Potential of duckweed (*Lemna minor*) for removal of lead from wastewater by phytoremediation. *Journal of Pharmacy Research*, 5(3); 1578-1582.
- Sood, A., Uniyal, P. L., Prasanna, R. and Ahuwalia, A.S. 2012. Phytoremediation Potential of Aquatic Macrophyte, *Azolla*. *AMBIO*, 41; 122-137.
- Souza, F.A., Dzedzic, M., Cubas, S.A. and Maranhão, L.T. 2013. Restoration of polluted waters by phytoremediation using *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc., Haloragaceae. *Journal of Environmental Management*, 120; 5-9.
- Sukumaran, D. 2013. Phytoremediation of heavy metals from industrial effluent using constructed wetland technology. *Applied Ecology and Environmental Sciences*, 1(5); 92-97.
- Şaşmaz, M., Topal, E.I.A., Obek, E. and Sasmaz, A. 2015 The Potential of *Lemna gibba* L. and *Lemna minor* L. to Remove Cu, Pb, Zn, and As in Gallery Water in a Mining Area in Keban, Turkey. *Journal of Environmental Economics and Management*, 163; 246-253.
- Teixeira, S., Vieira, M.N., Marques, J.E. and Pereira, R. 2014. Bioremediation of an iron-rich mine effluent by *Lemna minor*. *International Journal of Phytoremediation*, 16; 1228-1240.
- Tripathy, B.D. and Upadhyay, A.R. 2003. Dairy effluent polishing by aquatic macrophytes. *Water, Air, & Soil Pollution*, 9; 377-385.
- Ugya, A.Y., Tahir, S.M. and Imam, T.S. 2015 The efficiency of *Pistia stratiotes* in the phytoremediation of Romi stream: a case study of Kaduna refinery and petrochemical company polluted stream. *International Journal of Health Sciences and Research*, 5(2); 492-497.
- Üçüncü, E., Tunca, E., Fikirdeşici, Ş., Özkan, A.D. and Altındağ, A. 2013. Phytoremediation of Cu, Cr and Pb Mixtures by *Lemna minor*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 91; 600-604.
- Ünlü, A. ve Tunç, M.S. 2007. Eysel Atıksu Deşarjı Öncesinde ve Sonrasında Kehli Deresi'nin Su Kalitesi Değişiminin İncelenmesi, İtü dergisi Su Kirlenmesi Kontrolü, 17(2); 65-75.
- Van Epps, A. 2006. *Phytoremediation of Petroleum Hydrocarbons*. Environmental Careers Organization for U.S. Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response Office of Superfund Remediation and Technology Innovation Washington, DC.

- Vesely, T. Tlustos, P. and Szakova, J. 2011. The Use of Water Lettuce (*Pistia Stratiotes* L.) for Rhizofiltration of a Highly Polluted Solution by Cadmium and Lead. *International Journal of Phytoremediation*, 13(9); 859-872.
- Victor, K.K., Séka, Y., Norbert, K.K., Sanogo, T.A., and Celestin, A.B. 2016. Phytoremediation of wastewaters toxicity using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and water lettuce (*Pistia stratiotes*). *International Journal of Phytoremediation*, 18(10); 949-955.
- Wang, C., Wang, L.Y. and Sun, Q. 2010. Response of phytochelatins and their relationship with cadmium toxicity in floating macrophyte *Pistia stratiotes* L. at environmentally relevant concentrations. *Water Environment Research*, 82(2); 47-154.
- Wang, J., Feng, X., Anderson, C.W., Xing, Y. and Shang, L. 2012. Remediation of mercury contaminated sites - A review. *Journal of Hazardous Materials*, 221-222; 1-18.
- Wang, Q., Que, X., Zheng, R., Pang, Z., Li, C. and Xiao, B. 2015. Phytotoxicity assessment of atrazine on growth and physiology of three emergent plants, *Environmental Science and Pollution Research*, 22(13); 9646-57.
- Williams, M.T.G., Whalen, V.A., Benson, R.F. and Martin, D.F. 2002. Accumulation and retention of lead by cattail (*Typha domingensis*), hydrilla (*Hydrilla verticillata*), and duckweed (*Lemna obscura*). *Journal of Environmental Science and Health*, 37(8); 1399-1408.
- Yalçın, V. 2014. Bazı ağır metallerin (Pb, Cd, Ni) sucul bitkiler (*Salvinia natans* (L.) All., *Lemna minor* L.) Üzerinde yaptığı stres ve biyolojik yanıtlar. Nevşehir Hacı Bektaş Veli Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.
- Yin Sim Ng. and Chan, D.J.C. 2017. Wastewater phytoremediation by *Salvinia molesta*. *Journal of Water Process Engineering*, 15; 107-115.
- Zhang, X., Lin, A.J., Zhao, F.J., Xu, G.Z., Duan, G.L. and Zhu, Y.G. 2008. Arsenic accumulation by the aquatic fern *Azolla*: comparison of arsenate uptake, speciation and efflux by *A. caroliniana* and *A. filiculoides*. *Environmental Pollution*, 156; 1149-55.

## ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Danial NASSOUHI

Doğum Yeri : Tahran

Doğum Tarihi : 21.08.1990

Medeni Hali : Bekar

Yabancı Dili : İngilizce

### Eğitim Durumu (Kurum ve Yıl)

Lise : Emam Musa Sadr (2008)

Lisans : Ankara Üniversitesi Fen Fakültesi Biyoloji Bölümü (2015)

Yüksek Lisans : Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı  
(2015 Eylül-2018 Ocak)

### Uluslararası kitap çevirisi

**Nassouhi Danial.** 2017. Limnology: Lake and River Ecosystem, Elsevier. Limnoloji: Göl ve Nehir Ekosistemleri (1. Bölüm) 1-8, 3. Baskıdan çeviri, Nobel Yayıncılık, 888 syf.

### Uluslararası bilimsel toplantılarda sunulan ve bildiri kitaplarında (proceedings) basılan bildiriler

Şimşit, G., **Nassouhi, D.**, Ergönül, M.B., Atasağun, S. “Kafes Balıkçılığının Su Kalitesi Üzerindeki Etkileri” 5. Çevre Günleri Uluslararası Sempozyum, 8-9 Haziran 2017, Ankara-TÜRKİYE.

Ergönül, M.B., **Nassouhi, D.**, Atasağun, S., Karacakaya, P. “The phytoremediation potential of aquatic macrophytes” 8th Planta Europa Conference, 22-26 Mayıs 2017, Kyiv-UKRAINE.

Ergönül, M.B., Atasağun, S., Karacakaya, P., **Nassouhi D.** “Rosaceae Polenlerinin *Carassius auratus*'ta L., 1758 Potansiyel İmmunostimulatif Etkilerinin



İncelenmesi” 3rd Symposium on Aerobiology Palynology, and Latest Advancements in Allergy, 5-7 Kasım 2016, Kastamonu-TÜRKİYE.

Ergönül, M.B., **Nassouhi, D.**, Atasağun, S., Solak, C.N. “The distributions of three invasive fish species (*Carassius gibelio* (Bloch, 1782); *Pseudorasbora parva* Temminck & Schlegels, 1846; *Gambusia holbrooki* Girard, 1859) in Central Anatolia, Marmara, Western Black Sea and Aegean regions of Turkey” Second Symposium on EuroAsian Biodiversity (SEAB), 23-27 Mayıs 2016, Antalya-TÜRKİYE.

### **Görev Aldığı Projeler**

“Kadmiyum, kurşun ve kadmiyum-kurşun karışımına maruz bırakılan *Pistia stratiotes* L. sucul bitkisinin fitoremediasyon potansiyelinin araştırılması” Ankara Üniversitesi BAP Lisansüstü Tez Projesi (Yüksek Lisans), Proje kodu: 17L0430002, 2016- Ocak 2018, Araştırmacı.