

***Lemna gibba* L. ve *Lemna minor* L.’ ün GALERİ
SUYUNDAKİ BAZI AĞIR METALLERİ ALIM
KAPASİTELERİNİN KARŞILAŞTIRILMASI**

Çevre Müh. Merve ŞAŞMAZ

Yüksek Lisans Tezi

**Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Danışman: Yrd. Doç. Dr. Emine Işıl ARSLAN TOPAL
ARALIK-2014**

**T.C
FIRAT ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

***Lemna gibba* L. ve *Lemna minor* L. ‘ün GALERİ SUYUNDAKİ BAZI AĞIR
METALLERİ ALIM KAPASİTELERİNİN KARŞILAŞTIRILMASI**

Yüksek Lisans Tezi

Merve ŞAŞMAZ

(122112102)

**Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 1 Aralık 2014
Tezin Savunulduğu Tarih : 22 Aralık 2014**

Tez Danışmanı : Yrd. Doç. Dr. Emine Işıl ARSLAN TOPAL

Yrd. Doç. Dr. Nilüfer NACAR KOÇER

Yrd. Doç. Dr. Erdal ÖBEK

ARALIK-2014

ÖNSÖZ

Bu çalışma, Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Bölümü Çevre Teknolojileri Anabilim Dalı için Yüksek Lisans Tezi olarak hazırlanmıştır.

Yüksek Lisans çalışmam boyunca öneri ve yorumları ile çalışmamı yönlendiren, desteğini esirgemeyen danışman hocam Yrd. Doç. Dr. E. Işıl ARSLAN TOPAL' a teşekkür ederim.

Çalışmalarına başladığımdan beri bilgi ve deneyimlerinden faydalandığım, her konuda yardımcı olan sevgili babam Prof. Dr Ahmet ŞAŞMAZ' a ve Yrd. Doç. Dr. Erdal ÖBEK' e çok teşekkür ederim.

Merve ŞAŞMAZ
Elazığ- 2014

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ.....	I
İÇİNDEKİLER.....	II
ÖZET	IV
SUMMARY	V
ŞEKİLLER LİSTESİ.....	IV
TABLolar LİSTESİ	VII
1. GİRİŞ.....	1
2. AĞIR METALLER	6
2.1. Molibden (Mo).....	6
2.2. Bakır (Cu).....	8
2.3. Kurşun (Pb)	8
2.4. Çinko (Zn).....	9
2.5. Arsenik (As)	9
2.6. Ağır Metallerin Etkileri.....	9
2.7. Ağır Metallerin Giderimi	10
3. FİTOREMEDİASYON	12
3.1 Rizofitrasyon (Köklerle süzme)	13
3.2 Fitostabilizasyon (Köklerle sabitleme).....	14
3.3 Fitoekstraksiyon (Bitkisel özümleme)	15
3.4 Fitovolatilizasyon (Bitkisel buharlaştırma).....	15
3.5 Fitodegradasyon (Bitkilerde bozunum).....	16
3.6 Rizodegradasyon (Köklerle Bozunum).....	16
3.7. Hidrolik Kontrol.....	17
3.8. Vegetatif Örtü Sistemleri	17
3.9. Kıyı Tampon Şeritleri.....	18
4. SU MERCİMEKLERİ (<i>Lemnaceae</i>).....	19
4.1. <i>Lemna minor</i> (Linneaus 1753)	20
4.2. <i>Lemna gibba</i> (Şişkin su mercimeği).....	20
5. LİTERATÜR ÖZETİ	21
6. MATERYAL ve METOT	24

6.1. Çalışma Alanı.....	24
6.2. Çalışma Yöntemleri.....	24
7. BULGULAR VE TARTIŞMA.....	30
7.1. Galeri Suyu.....	30
7.2. <i>Lemna gibba</i> ve <i>Lemna minor</i> 'deki Ağır Metaller.....	32
7.2.1. Molibden (Mo).....	32
7.2.2. Bakır (Cu)	33
7.2.3. Kurşun (Pb).....	35
7.2.4. Çinko (Zn).....	37
7.2.4. Arsenik (As).....	38
8. SONUÇLAR.....	41
9. KAYNAKLAR.....	42
10. ÖZGEÇMİŞ.....	42

ÖZET

Bu çalışmada, *Lemna gibba* L. ve *Lemna minor* L. bitkilerinin galeri çıkış suyundaki Mo, Cu, Pb, Zn ve As giderim kapasiteleri incelenmiştir. Bu amaçla *Lemna gibba* L. ve *Lemna minor* L. bitkileri galeri çıkış suyuna yerleştirilen ve kesintisiz olarak beslenen reaktörlere adapte edilmiştir. Çalışma süresince (7 gün) günlük alınan su örneklerinde sıcaklık, pH ve TDS değerleri anlık olarak ölçülmüş, bitkiler ise yıkanmış, kurutulmuş ve 300 °C’ de etüvde 24 saat süre ile yakılmıştır. Kül örneklerindeki Mo, Cu, Pb, Zn ve As miktarları Acme (Kanada) analiz laboratuvarında ICP-MS ile analiz edilmiştir. Analiz sonuçlarına göre elde edilen veriler şöyledir: Mo için *L.minor* 4. günde % 15, *L.gibba*’da ise 3. günde % 7; Cu için *L.minor* 2. günde % 87, *L.gibba*’da ise 3. günde % 36; Pb için *L.minor* 2. günde % 1259, *L.gibba*’da ise 2. günde % 1015; Zn için *L.minor* 3. günde % 628, *L.gibba*’da ise 3. günde % 382; As için *L.minor* 3. günde % 7070, *L.gibba*’da ise 2. günde % 19709 gibi bir oranda akümülayon gözlenmiştir.

Anahtar Kelimeler Akümülayon, *Lemna gibba* L., *Lemna minör* L., ağır metal, galeri suyu, Keban

SUMMARY

COMPARISON OF UPTAKES OF SOME HEAVY METAL IN GALLERY WATER OF LEMNA GIBBA AND LEMNA MINOR

In this study, Mo, Cu, Pb, Zn and As removal efficiencies of *Lemna gibba* L. and *Lemna minor* L. plants in the gallery water were investigated. For this aim, *Lemna gibba* L. and *Lemna minor* L. plants were placed in the gallery water of Keban Pb-Zn ore deposits and adapted individually fed to the reactors. During the study period (7 days), the temperature, pH and TDS values of the gallery water were daily measured in real time. These plants were washed, dried and burred at 300 °C' for 24 hours in drying oven. Then, these ash samples were send to Acme (Canada) analysis laboratory for the determination of amounts of Mo, Cu, Pb, Zn and As and analyzed by ICP-MS. According to the results of analysis the obtained efficiencies are as follows; % 15 at day 4 and % 7 at day 3 for Mo in *Lemna minor* and *Lemna gibba*, respectively, % 87 at day 2 and % 36 at day 3 for Cu in *Lemna minor* and *Lemna gibba*, respectively, % 1259 at day 2 and % 1015 at day 2 for Pb in *Lemna minor* and *Lemna gibba*, respectively, %628 at day 3 % 382 at day 3 for Zn in *Lemna minor* and *Lemna gibba*, respectively, % 7070 at day 3 and % 19709 at day 2 for As in *Lemna minor* and *Lemna gibba*, respectively,

Key words Accumulation, *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., heavy metals, gallery water, Keban

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 3.1.	Fitoremediasyon şeması.....	12
Şekil 6.1.	Çalışma alanı lokasyon ve jeoloji haritası (Akgül, 1987).....	25
Şekil 6.2.	Çalışma alanına ait bazı resimler (a. Keban ve Karakaya Baraj Gölü'ne bakış, b: Galeri ağzından Siftil Tepe'ye bakış, c,d: Galerinin farklı açılardan görünüşü, e,f: Galeriden çıkan suyun Karakaya Baraj Gölü'ne dökülüşü.	26
Şekil 6.3.	Çalışma alanındaki örnek alım çalışmalarına ait resimler; a ve b: İstanbul Üniversitesi Botanik Bahçesi <i>Lemna gibba</i> ve <i>Lemna minor</i> yetiştirme havuzlarının görüntüsü, c,d: Galeriden çıkan su içerisine bitkilerin yerleştirileceği boş ve bitki dolu kaplar, e,f: 8 gün boyunca dere içerisinde bekletilmiş örnek alım düzeneği.	27
Şekil 6.4.	Laboratuvar çalışmalarına ait resimler; a ve b: Laboratuvarda yıkanmış örneklerin oda sıcaklığında kurutulması, c,d: Beher içinde 300°C'de kül haline gelmiş bitki örnekleri, e,f: Kül örneklerinin toz haline getirilmesi ve poşetlenerek analize gönderilmesi.....	29
Şekil 7.1.	<i>Lemna gibba</i> 'nın 7 günlük Mo akümülasyonu.....	32
Şekil 7.2.	<i>Lemna minor</i> 'ün 7 günlük Mo akümülasyonu.....	33
Şekil 7.3.	<i>Lemna gibba</i> 'nın 7 günlük Cu akümülasyonu.....	34
Şekil 7.4.	<i>Lemna minor</i> 'ün 7 günlük Cu akümülasyonu	35
Şekil 7.5.	<i>Lemna gibba</i> 'nın 7 günlük Pb akümülasyonu	35
Şekil 7.6.	<i>Lemna minor</i> 'ün 7 günlük Pb akümülasyonu.....	36
Şekil 7.7.	<i>Lemna gibba</i> 'nın 7 günlük Zn akümülasyonu	37
Şekil 7.8.	<i>Lemna minor</i> 'ün 7 günlük Zn akümülasyonu.....	38
Şekil 7.9.	<i>Lemna gibba</i> 'nın 7 günlük As akümülasyonu	39
Şekil 7.10.	<i>Lemna minor</i> 'ün 7 günlük As akümülasyonu.....	40

TABLÖLAR LİSTESİ

Tablo 2.1.	Molibden, Bakır, Kurşun, Çinko ve Arsenik metallerinin özellikleri (Pais ve Jones, 2000)	7
Tablo 2.2.	Geleneksel metal uzaklaştırma yöntemleri ile bu yöntemlerin avantaj ve dezavantajları (İleri, 2000 ; Hamutoğlu vd., 2012).....	11
Tablo 3.1.	Çeşitli ortamlar için kullanılan fitoremediasyon teknolojileri ve bu amaçla kullanabilen uygun bitki türleri.....	13
Tablo 6.1.	ICP-MS cihazının teknik özellikleri	28
Tablo 7.1.	Çalışma alanı galeri suyu kimyasal analiz sonuçları, ICP-MS' in dedeksiyon limiti ve içme suyu standart değerleri ile karşılaştırılması	31

1. GİRİŞ

Canlı organizmalar için hayati bir önem taşıyan suyun yeryüzündeki toplam potansiyelinin ancak % 0,3' lük kısmı kullanılabilir tatlı sudur. Bu su rezervi ise yaklaşık 250 ülke tarafından paylaşılmaktadır (Kocataş, 1996). Kullanılabilir su kaynaklarının kısıtlılığına rağmen hızlı nüfus artışı ve endüstriyel faaliyetlere paralel olarak suya olan ihtiyaç her geçen gün artarken, hava ve toprakla iç içe olan su ekosistemleri doğal ve antropojenik kaynaktan (evsel, endüstriyel, madencilik ve tarımsal aktiviteler gibi) çevreye salıverilen ağır metaller ile sürekli kirletilmektedir. Ağır metallerin yayılım hızı, doğal proseslerle uzaklaştırılardan daha fazladır. Bundan dolayı, ağır metallerin çevrede birikimi sürmektedir (Rai vd., 2002). Ağır metaller, organik kirleticilerin aksine biyolojik yollarla konsantrasyon yada toksisitelerini azaltan parçalanma işlemine uğramadığı için toprak, su, dip sediment ve canlı organizmalarda birikirler. Bunlar besin zinciri yoluyla bir organizmadan başka bir organizmanın yapısına geçmekte ve insana kadar ulaşabilmektedir. Besin zinciriyle girdikleri canlı yapılardan atılmadıkları için canlıların bünyesinde yoğunlaşır ve etkili dozlara ulaştıklarında toksik etki yapar (Rainbow, 1995; Serfor-Armah vd., 2001; Taylan ve Özkoç, 2007; Farooq vd., 2008). En önemli sorun ağır metallerin besin zincirine girme ve kullanma suyuna karışma olasılığıdır (Dinges, 1982). Dünyadaki en önemli çevresel problemlerden biri sudaki ağır metal kirliliğidir (Rai vd., 2002).

En basit anlamda kirlilik; “herhangi bir şeyin yanlış alanda normalden fazla bulunması” şeklinde tanımlanabilir (Philips ve Rainbow 1994). Özellikle endüstriyel ve evsel atıklar, tarım faaliyetleri, rafineri atıkları, ulaşım, fosil yakıtlarının yakılması, madencilik, gibi antropojenik faktörler, artan kirlenmenin başlıca sebeplerini oluşturmaktadır (Bergman vd., 1986, Chen ve Chen 2001). Antropojenik etkenler sonucu su kütlelerinde; ötrofikasyon, asidifikasyon, alüvyon birikmesi ve ağır metal kirliliği gibi farklı şekillerde kirlilik ortaya çıkabilmektedir (Henderson-Sellers ve Markland, 1987). EPA'nın 1993 yılı öncelikli kirleticiler listesinde 129 kirletici vardır. Bunlardan 13 tanesi metal, diğerleri organik bileşikler, pestisitler, poliklorobifeniller ve birkaç metal olmayan inorganik bileşiklerdir. Bu metaller; Kadmiyum, Kurşun, Antimon, Arsenik, Berilyum, Krom, Bakır, Civa, Nikel, Selenyum, Gümüş, Talyum ve Çinkodur. Bu metaller dünyanın birçok yerinde çevre koruma örgütleri tarafından öncelikli kirleticiler listesine alınmışlardır (Novotny, 1995).

Yoğunluğu 5 g/cm^3 'ten büyük olan veya atom ağırlığı 50 ve daha büyük olan elementlere ağır metaller denir. Ağır metal terimi, yüksek yoğunluğa sahip ve düşük

konsantrasyonlarda bile toksik etki gösterebilen elementler için de kullanılmaktadır. (Hamutoglu vd. 2012).

Ağır metaller çevrede doğal olarak iz düzeyinde, cansız alemde, kayalar ile toprak ve suda, canlı alemde ise bitki ve hayvanlarda bulunmaktadır. Su kütlelerindeki ağır metal zenginleşmesine kayaların aşınması, volkanik aktiviteler gibi doğal fiziksel ve kimyasal süreçler katkı sağlamakla birlikte sistemdeki artışlarda en önemli paya insan kaynaklı aktiviteler sahiptir (Akbıyık, 2012).

Akuatik ortamların ağır metallerce zenginleşme kaynakları;

1) Nehirler, yağmur suları ve rüzgar erozyonu yoluyla oluşan ve metal içeren formasyonlarla temsil edilen alanlardaki metallerin ayrışma ve aşınma sonunda, aquatik ortamın su ve dip sedimentlerinde birikmesiyle sonuçlanan “jeolojik ayrışma ve aşınma” prosesi,

2) Ağır metal içeren madenlerin işletilmesi sonucu çıkan atıkların doğaya verilmesi ve aquatik ortamda birikmesi ile sonlanan “madencilik etkileri”,

3) Endüstrileşme; Ağır çelik endüstrisi, kimyasal ve petrokimyasal endüstrileşme sonunda üretilen katı ve sıvı ve bunların kanalizasyon şebekesi ile aquatik ortama taşınması,

4) İnsan kaynaklı katı ve sıvı haldeki çöp ve atıkların aquatik ortama deşarjından kaynaklanan ağır metal kirlenmesi,

5) Yağışlar ve kanalizasyon tarafından aquatik ortama taşınan, taşıtların yaydıkları partikül haldeki ağır metalleri de içeren “atmosferik atıklar”olarak belirlenmiştir (Förstner ve Witmann, 1983).

Doğada metal kirlenmesine neden olan başlıca kaynaklar; maden işletmeleri, endüstriyel tesisler ve yakma tesisleridir (Sarı, 2005). Atıksular, katı atıklar, galvanik çamurlar, filtre tozları, uçucu küller, filtre pres atıkları ve arıtma çamurları gibi endüstriyel atık malzemeler de metal içeren atık kaynaklarıdır (Krebs vd., 1997). Metal kirliliği içeren atık suların başlıca kaynaklarını, kurşun, çinko, demir, bakır, gümüş, krom gibi metallerin elde edilmesine yönelik olan maden işletmeleri, demir-çelik, bakır gibi metal endüstrileri, kurşun batarya, seramik, matbaacılık, fotoğrafçılık, tekstil, elektrik-elektronik, kimya, boya ve otomotiv endüstrileri oluşturmaktadır (Şengül, 1991).

Çeşitli aktivitelerde kullanılıp kanalizasyon sistemlerine veya arıtılmadan göl, nehir, dere gibi yüzey sularına deşarj edilen sular çok sayıda potansiyel kirletici maddeleri içerebilir. Deşarj edilen bu sulardaki metal veya metal karışımlarının yaşam alanlarında derişiminin artması canlılar üzerinde olumsuz etkiler yapmaktadır.

Akarsular, içme ve kullanma suyu kaynağı ve birçok canlıyı içerisinde barındırma özelliğı bulunan, balıkçılık faaliyetlerinin de gerçekleştirildiğı yerlerdir. Günümüzde teknolojinin de gelişmesi ile akarsular gibi sucul sistemler insan etkinlikleri sonucu oluşturulan atıklar ile kirletilmekte, bu durum sucul ortamda yaşayan canlı organizmaları tehdit etmektedir. Özellikle atıklardaki eser elementler, bu suların sulamada kullanılması ve deşarj edildiğı ortamda yaşayan canlılar açısından, dolayısıyla besin zincirine girişı nedeniyle halk sağığını tehdit etmesi yönünden önem taşımaktadır. Sucul ortamda yaşayan canlı organizmalar besin zinciri yoluyla bünyelerinde biriken ağır metalleri birbirlerine taşıyabildikleri için insan sağığını tehdit eden boyutlara ulaşabilmektedir (Sarıyüpoğlu ve Say, 1991; Akbıyık, 2012). Dolayısıyla yüzey sularına deşarj edilen sulardaki ağır metallerin giderimi gerekmektedir.

Sulardaki ağır metallerin gideriminde kullanılan mevcut klasik metotlar; kimyasal çöktirme, solvent ekstraksiyonu, membran teknolojileri, iyon değıştirme, elektrokimyasal işlemler, adsorpsiyon vb. prosedürleri içerir (Rich ve Cherry, 1987; Sekhar vd., 2003; Ahluwalia ve Goyal, 2007). Bu metodlar farklı metaller için farklı verimlilikler sunduğı gibi; düşük konsantrasyonlar, yüksek hacimler söz konusu olduğunda çok pahalıya mal olabilmektedir (Miretzky vd., 2004; Hou vd., 2007 ; Üçüncü, 2011). Ayrıca bu teknolojiler genellikle önemli derecede dış enerji ve kimyasala gereksinim duyan karmaşık ve pahalı sistemler olduğu gibi sudaki kıymetli enerji ve besinlerin yeniden kullanımına izin vermemektedir. Bu nedenle, ucuz, fakat etkili arıtım olarak bitkisel arıtma sistemi önerilmektedir (Reddy ve Debusk, 1987; Skillicorn vd., 1993). Bitkisel sistemlerle evsel, ticari, madencilik ve endüstriyel atıksu deşarjlarından kaynaklanan kirleticilerin sudan uzaklaştırılabildiğı çevre dostu, ucuz ve alternatif bir teknoloji olarak kullanılabileceğı belirtilmiştir (Srivastav vd., 1994; Matagi vd., 1998; Rahmani vd., 1999; Soltan ve Rashed, 2003; Malik, 2004).

Bu yöntemde kullanılan akuatik makrofitler nehirler, akarsular ve göller gibi durgun sularda yaşayan tohumlu ve tohumuz bitkileri kapsamaktadır. Bu makrofitler yaşadıkları ortamın ekolojik özelliklerine göre 3 farklı ana gruba ayrılmışlardır. Bunlar; (i) kıyıda kök

ve gövdesinin belirli bir kısmı su içerisinde yetişenler emers tipi makrofitler, (ii) kökleri sedimente bağlı yaprakları yüzücü makrofitler ve tüm morfolojik organları suda serbest yüzen makrofitler ile (iii) tamamen su altında yaşayan (bazı türlerde genaratif organlar su üstünde olabilir) yaşayan submers tipi makrofitler olmak üzere gruplandırılmaktadırlar (Doğan, 2011). Makrofitlerin direkt ve dolaylı olarak sulardaki ağır metal döngüsünde önemli rolleri vardır. Pb, Cu, Cd, Fe ve Hg gibi ağır metallerin *Eichhornia crassipes*, *Hydrocotyle umbellata*, *Lemna minor* ve *Azolla pinnata*, gibi bazı sucul makrofitler tarafından akümüle edildiği bir çok araştırmacı tarafından rapor edilmiştir (Manny vd., 1991; Samecka-Cymerman vd., 1996; Salt vd., 1995; Cardwell vd., 2002; Kara vd., 2003; Mkandawire ve Dudel, 2005; Mkandawire vd., 2006; Upadhyay, 2007; Şasmaz ve Öbek, 2009; Öbek, 2009; Şaşmaz ve Öbek, 2012). Dolayısıyla aquatik bitkilerin özellikle kirlenmiş sulardaki metalleri akümüle ettikleri iyi bilinmektedir. Diğer bir deyimle, bu bitkiler, oldukça ucuz ve düşük maliyet ile kirlenmiş sulardaki bu metalleri bünyesinde toplayarak, çevreye zararsız hale getirmektedir (Antunes vd., 2001; Cossu vd., 2001; Hasar ve Obek, 2001; Prasad vd., 2001; Miretzky, 2004; Maine vd., 2006; Upadhyay vd., 2007; Obek, 2009; Sasmaz ve Obek, 2009).

Maden yataklarının işletilmesi sırasında veya bunların kapatılmasından sonra metallerin uzun vadede çevreye yayılması veya doğadaki maden yataklarındaki ağır metallerin yeraltı suyu sirkülasyonu ile sucul ortam/ortamlara ulaşması çevrede ve suda ciddi bir kirlenmeye neden olur. Aktif veya terkedilmiş madenlerde veya maden atıklarında asidofilik bakterilerin etkisiyle sülfürlü minerallerin çözünmesi sonucu zararlı, metal yüklü ve son derece asidik sular (asidik maden suları) ortaya çıkar. Asidik maden suları özellikle endüstriyel bölgelerde ciddi nehir ve yeraltı suyu kirlenmelerine neden olmakla birlikte asit tolere edemeyen yaşam formlarının da üremesini ve büyümesini engellemektedir (Wichlacz ve Unz, 1981; Nicolau, 1999; Leveille, 2000). Elazığ ili Keban ilçesinde yakın zamanda terk edilmiş olan maden yatağındaki galeri hakkında ayrıntılı bilgi bulunmamaktadır. İşletme sırasında galeriden çıkan ve Karakaya Baraj Gölü'ne deşarj olan galeri suyu ile ilgili de herhangi bir kayıt yoktur. Dolayısıyla göle ulaşan galeri suyundaki ağır metallerin su ekolojisinde etken olabileceğinden hareketle maden yataklarından kaynaklanan sudaki ağır metallerin giderimi hedeflenmiştir. Bu amaçla *Lemna gibba* L. ve *Lemna minor* L. bitkileri sucul alanlarda oldukça yaygın olarak gözlenen, hızla büyüyen, doğal çevre ve sucul şartlara kolaylıkla adapte olabilen bitkiler olması nedeniyle çalışma materyalleri olarak seçilmiştir.

Bu tez çalışmasında, Karakaya Baraj Gölü'ne deşarj edilen Elazığ Keban Madeni galeri çıkış suyundaki Mo, Cu, Pb, Zn ve As metallerinin gideriminde *Lemna gibba* L. ve *Lemna minor* L. 'ün alım kapasiteleri karşılaştırılmıştır.

2. AĞIR METALLER

Yoğunluğu 5 g/cm³'ten büyük olan veya atom ağırlığı 50 ve daha büyük olan elementlere ağır metaller denir. Ağır metallere örnek olarak; Bakır (Cu), Demir (Fe), Çinko (Zn), Kurşun (Pb), Civa (Hg), Kobalt (Co), Krom (Cr), Nikel (Ni) ve Kadmiyum (Cd) verilebilir. Ağır metaller yer kabuğunda doğal olarak bulunan bileşiklerdir, bozulmaz ve yok edilemezler. Vücudumuza gıdalar, içme suyu ve hava yolu ile girmektedirler. İz elementler gibi bazı ağır metaller (örneğin bakır, selenyum, çinko) insan vücudunun metabolizmasını sürdürmek için gereklidirler. Bununla birlikte yüksek konsantrasyonlarda toksik olabilirler ve zehirlenmelere yol açabilirler. Ağır metaller biyobirikime yol açtığından oldukça tehlikeli maddelerdir.

2.1. Molibden (Mo)

Molibden asıl olarak, molibdat şeklinde anyon formundadır. Ancak bazen katyon formunda da bulunabilir. Molibden doğada Mo⁺⁶ veya Mo⁺² formunda bulunur. Molibden geçiş elementleri arasında yer almaktadır ve hem bitkiler hem de hayvanlar için gereklidir. Molibden bitkilerde kuru ağırlık olarak 0.1 ile 2 mg/kg arasındaki değerlerde gerekli bir mikro besindir. Molibden yetersiz olduğu zaman bitkilerde azot eksikliği görülür. Bitkilerin molibden içeriği bitki türüne bağlı olarak değişebilir ki bunlar 0.07-2.5 ppm arasındadır. Baklagillerdeki molibden çimenlerdeki molibdenden daha yüksektir. Bitkilerdeki Mo içerikleri, pH değişimi ile yakından alakalıdır ve pH arttıkça topraktaki Mo de azalmaktadır. Hayvanların molibden gereksinimi oldukça düşüktür. Yüksek molibden alımı molibdenosis denilen bakır eksikliğiyle sonuçlanır. Molibden-bakır ilişkisinin etkileri hayvan türleri, cinsi gibi özelliklere göre değişiklik gösterir. İnsanlar için günlük alım miktarı 0.05-0.35mg arasında değişmektedir ve insanlar için toksik alım seviyesi ise 5mg'dır (Pais ve Jones, 2000). Molibdenin genel özellikleri ve farklı ortamlardaki konsantrasyonları Tablo 2.1' de verilmiştir.

Tablo 2.1. Molibden, Bakır, Kurşun, Çinko ve Arsenik metallerinin özellikleri (Pais ve Jones, 2000)

	Molibden (Mo)	Bakır (Cu)	Kurşun (Pb)	Çinko (Zn)	Arsenik (As)
Atom Numarası	42	29	82	30	33
Litosferdeki Bolluğu	1.5 mg/kg	70 mg/kg	14 mg/kg	80 mg/kg	1.5 mg/kg
Atom Ağırlığı	95.94	63.546	207.2	65.39	74.9216
Genel Değerlik	Mo ⁺⁶ , Mo ⁺²	Cu ⁺²	Pb ²⁺	Zn ²⁺	As ⁵⁺ ve As ³⁺
Genel Mineral Form	MoS ₂ (molibdenit), PbMoO ₄ (vülfenit)	Kalkopirit (CuFeS ₂), kalkosit (Cu ₂ S), küprit (Cu ₂ O), malahit [Cu ₂ (CO ₃)(OH) ₂]	PbS (Galen), PbSO ₄ (Anglezit)	ZnCO ₃ Simitsonit ZnS Çinkoblend	As ₂ S ₃ Orpiment FeAs ₂ Lolenjit As ₄ S ₄ Realgar
Topraklardaki Toplam İçeriği	0.5-40 mg/kg	2-100 mg/kg; geom ort. 15 mg/kg	3-189 mg/kg background deg. 10-67 mg/kg	10-300 mg/kg	0.1-48 mg/kg; Ort. 3.6-8.8 mg/kg
Topraklardaki Çözülebilir İçerik	730 µg /L	< 1 mg/kg (toprak çözeltisinde 3-135 µg/L)	Doygun hamur, 5.0 µg/L	4-270 µg /L	-----
Deniz Suyunda	0.01mg/l	8.0x10 ⁻⁵ mg/L	30x10 ⁻⁶ mg/L (yüzey), 4.0x10 ⁻⁶ mg/L	0.5-1x10 ⁻⁴ mg/L	1.45x10 ⁻³ mg/kg
Tatlı Sularda	0.3 µg /L, ref değer; 1.0 µg /L	0.01-2.8 mg/L; referans seviye 3.0 µg/L	0,01-5,6mg/L; ref. değer 3.0 µg/L	0.1-800ng/g ; ref. değer 0.5µg/L	0.1-800ng/g; Ref. değer 0.5µg/L
Sudaki Kimyasal Türleri	MoO ₄ ⁻²	Cu(OH) ⁺ CuCO ₃	H ₃ AsO ₄	Zn ⁺²	H ₃ AsO ₄
Hayvanlarda	0.1-0.2 mg/kg ; sütte 0.02 mg/L	2.4 mg/kg; inek sütü, 0.3 mg/kg	2 mg/kg	160 mg/kg, süt 1.8-4.2 mg/L	Ort. aralık 0.04-0.09 µg/g
İnsanlarda	Kas,0.018 mg/kg, Kemik <0.7; kan ,- 0.001mg/dm ³	Kas, 10 mg/kg; kemik, 1-26 mg/kg; kan, 1.01 mg/dm ³ ; böbrek, 1.07-4.19 µg/g; idrar, 6.1-30.3 µg/L; saç derisi, 26.0 mg/kg	Kas, 0.23-3.3 mg/kg, Kemik, 3.6-30 mg/kg	Kas,240 mg/kg, Kemik 75-170 mg/kg, Kan 7.0 mg/dm ³	Kas 0.009-0.65 mg/kg; Kan, 0.0017-0.09 mg/dm ³

2.2. Bakır (Cu)

Cu topraklarda hareketsizdir. Toprak yüzeyinde dikkate değer derecede biobirikimi var olabilmesine rağmen, profil dağılımında nispeten değişmez şekillidir. Bakır pH'a bağlı olarak çözümlenir hem organik hem de inorganik maddelerle kolaylıkla etkileşime girebilir ve çökebilir.

Bakır, dokunun kuru ağırlığında 5 ile 30 mg/kg aralıktaki değerlerde gerekli bir mikrobeydirdir. Bitki türlerinin bakıra toleransı değişir. Bakırın doku seviyeleri 20 ile 30 mg/kg'ı aştığı zaman toksiklik oluşur. Bakır, bitkinin üst bölümüne nispeten az taşınmış oluşuyla özellikle köklere toksiktir. Bakır toksikliğinin belirtisi yüksek bakır gibi demir metabolizmasını engelleyen klorozdur. Bakır eksikliği yaygın değildir, çünkü birçok ürün için gereksinimi düşüktür. Bakır eksikliklerinin organik topraklar ve mineral topraklar üzerinde yüksek bir pH (> 7.5) ve/veya yüksek (> % 2) organik madde içeriğiyle oluşması muhtemeldir (Pais ve Jones, 2000). Bakırın genel özellikleri ve farklı ortamlardaki konsantrasyonları Tablo 2.1'de verilmiştir.

2.3. Kurşun (Pb)

Kurşun en iyi bilinen toksik ağır metallerden biridir ve temel bir kirleticidir. Esasen kurşunlu benzinin kullanılmasıyla birlikte atmosferdeki Pb miktarı artmıştır. Daha sonra da tozların teneffüs edilmesi ve ürün bitkileri üzerinde birikmesi ile besin zincirine girmiştir. Kurşun topraktaki ağır metallerin en az hareketli olanıdır ve genellikle yüzey alanda birikerek toprak mikroflorasını etkilemeye başlar. Toprakta kurşunun varlığı pH ile yakından ilişkilidir ve artan pH ile azalmaktadır. Kurşun suda kolaylıkla çözünmez ve nispeten düşük konsantrasyonlarda bulunur. İçme suyundaki en yüksek müsaade edilebilir seviye ise 0.05 mg/L dir.

Kurşun 30 mg/L'de besin çözeltisinde bitkilere karşı toksik olarak bulunmaktadır. Bazı bitki türlerinde bitki dokularında kurşun görünür bir zararı olmaksızın 350 mg/kg'a kadar yüksek olabilir. Kurşunun aşırı derecede düşük seviyeleri (2 ile 6 µg/kg) bitkiler için gerekli olabilir. Kurşun, bitki kökleri tarafından kolaylıkla absorbe edilebilir (bitki türlerine göre absorbe miktarı farklılık gösterir), fakat % 3'ten azı üst kısımlara taşınır. Otlarda background kurşun seviyesi 2.1 mg/kg ve yoncada 2.5 mg/kg'dır. Yapraklı sebzeler, kurşun için yüksek bir biobirikim özelliğine sahiptir (Pais ve Jones, 2000). Kurşunun genel özellikleri ve farklı ortamlardaki konsantrasyonları Tablo 2.1' de verilmiştir.

2.4. Çinko (Zn)

Çinko topraklarda düzenli olarak dağılmıştır. Toprağın üst kısımlarında toplanan çinko organik madde ve mineraller tarafından kolaylıkla absorbe edilir. Çinko toprak kimyası, çok farklı birleşik iyonik formları nedeniyle oldukça karmaşıktır. Çinko bitki ilişkisi ise toprağın artan pH'ı ile azalmaktadır.

Çinkonun kuru doku ağırlığının 20-100 mg/kg arasında değişen oranları ile gerekli mikro besin olduğu düşünülür. Kritik çinko değeri ise çoğu ürünlerde 15 mg/kg, bazı durumlarda ise 10 mg/kg' dır. Çinko yaşlı dallarda toplanma eğilimi gösterir. Çinko eksikliğinin tipik semptomu terminallerin rosettingidir. Bitkilerde çinko eksikliği organik madde içeriği düşük olan kumlu topraklarda az, alkalın topraklarda orta ve fosfatlı topraklarda ise yüksektir. Çinkonun toksik etkisi, toprağın pH'ı 6 ve daha yüksek olduğu durumlarda önemli oranda artabilir (Pais ve Jones, 2000). Çinkonun genel özellikleri ve farklı ortamlardaki konsantrasyonları Tablo 2.1' de verilmiştir.

2.5. Arsenik (As)

Geçmişte, arsenik içeren bileşikler böcek zehirleri, bitkileri öldüren ilaçlar ve toprak sterilleştiriciler olarak yaygın olarak kullanılmış ve bazı tarımsal topraklarda oldukça yüksek konsantrasyonları (% 0,2) bulunmuştur. İlaveten, arsenik kirliliği bazı endüstriyel aktivitelerin (kömür yakılan elektrik santralleri gibi) sonucudur. Arseniğin organik formları; metil arsenik, etan arsenik ve trimetil arsenik asit formları gibi, saf formlarından daha toksiktir. Topraklardaki arsenik reaksiyonu ve hareketi oksidasyon durumuna bağlıdır. Arsenik bitkilerde kuru ağırlıkta 2 mg/kg'dan daha fazla olduğunda genelde fitotoksiktir. Arseniğin bitki toksikliği yüksek fosfor varlığıyla azaltılır. Bitkilerdeki arsenik seviyesi kökleşme ortamında artar ve artış derecesi ürün çeşidiyle değişir (Pais ve Jones, 2000). Arseniğin genel özellikleri ve farklı ortamlardaki konsantrasyonları Tablo 2.1. de verilmiştir.

2.6. Ağır Metallerin Etkileri

Ağır metaller önemli ve tehlikeli maddelerdir. Havaya karışan ağır metaller besin zinciri yoluyla hayvanlara ve insanlara ulaşırlar. Hayvan ve insan tarafından havadan aerosol olarak veya toz halinde solunarak metabolizmayı etkileyecekleri alanlara akciğerler yoluyla ulaşırlar. Ağır metaller endüstriyel atık suların içme sularımıza karışmasıyla hayvan ve insanlar üzerinde etkili olurlar.

Ağır metaller bitkilerde depolanmakta ve enzimlerle birlikte pek çok yaşamsal faaliyeti düzenlemektedir. Bu nedenle ağır metallerin zehirleyici özelliklerinden dolayı ekosistemi kirletme etkileri insan sağlığını da tehlikeye sokmaktadır (Horsfall ve Spiff, 2005; Hamutoğlu vd., 2012).

Ağır metaller biyolojik süreçlerde kullanılma şekillerine göre yaşamsal ve yaşamsal olmayanlar olarak ikiye ayrılırlar. Bir ağır metalin yaşamsal olup olmadığı organizmanın türüne göre değişebilmektedir. Yaşamsal olarak tanımlananların organizma yapısında belirli bir konsantrasyonda bulunmaları gereklidir. Bu metaller biyolojik reaksiyonlara katıldıklarından düzenli olarak besin yoluyla alınmaları gereklidir. Örneğin Cu, hayvanlarda ve insanlarda kırmızı kan hücrelerinin ve bir çok oksidasyon ve redüksiyon sürecinin vazgeçilmez parçasıdır (Bigersson vd., 1988; Hamutoğlu vd., 2012). Buna karşın yaşamsal olmayan ağır metaller çok düşük konsantrasyonda dahi psikolojik yapıyı etkileyerek sağlık problemlerine yol açabilirler. Bu gruba en iyi örnek, kükürtlü enzimlere bağlanan Hg'dır (Duffus vd., 1996). Bir ağır metalin yaşamsal olup olmadığı dikkate alınan organizmaya da bağlıdır. Örneğin Ni, bitkiler açısından toksik etki gösterirken, hayvanlarda iz element olarak bulunması gerekir. Bazı sistemlerde ağır metallerin etki mekanizması konsantrasyona bağlı olarak değişir (Kahvecioglu vd., 2003 ; Hamutoğlu vd., 2012). Ağır metaller konsantrasyon sınırını aştıkları zaman toksik olarak etki gösterirler. Ancak ağır metallerin canlı bünyelerindeki etkisi sadece konsantrasyonlarına bağlı olmayıp, canlı türüne ve metal iyonunun çeşidi ve yapısına bağlıdır (çözünürlük değeri, kimyasal yapısı, redoks ve kompleks oluşturma yeteneği, vücuda alınış şekli, çevrede bulunma sıklığı, lokal pH değeri vb). Bu nedenle sürekli tüketilen içme sularının ve yiyeceklerin içerebileceği maksimum ağır metal değerleri sınırlandırılmış ve resmi kuruluşlar tarafından düzenli olarak kontrol edilmesi zorunlu kılınmıştır (Kahvecioglu vd., 2003 ; Hamutoğlu vd., 2012).

2.7. Ağır Metallerin Giderimi

Doğada bulunan ağır metallerin besin zincirine katılan canlıların bünyelerinde biyolojik olarak birikme eğiliminde olmaları ve zehirlilik etkilerinden dolayı bitki, hayvan ve insan yaşamı açısından büyük bir tehdit haline gelmektedir. Bu nedenle ağır metal içeren evsel ve endüstriyel atıksular çevresel ortamlara deşarj edilmeden önce arıtılmalıdır (Horsfall ve Spiff, 2005; Hamutoğlu vd., 2012).

Ağır metal giderimi için birçok ekonomik ve etkili metot kullanılmış ve yeni arıtma teknikleri geliştirilmiştir (Bailey vd., 1999; Ghaedi vd., 2006; Liang vd., 2007; Hamutoğlu vd., 2012). Atıksularda; iyon değiştirme, kimyasal çökeltme, ters osmoz, buharlaşma, membran filtrasyonu, biyolojik absorpsiyon muamelesi gibi yöntemler ağır metal giderimi için kullanılan yaygın metotlardır. Ağır metal gideriminde kullanılan bu yöntemlerin avantaj ve dezavantajları Tablo 2.2’ de detaylı olarak açıklanmaya çalışılmıştır (İleri, 2000 ; Hamutoğlu vd., 2012).

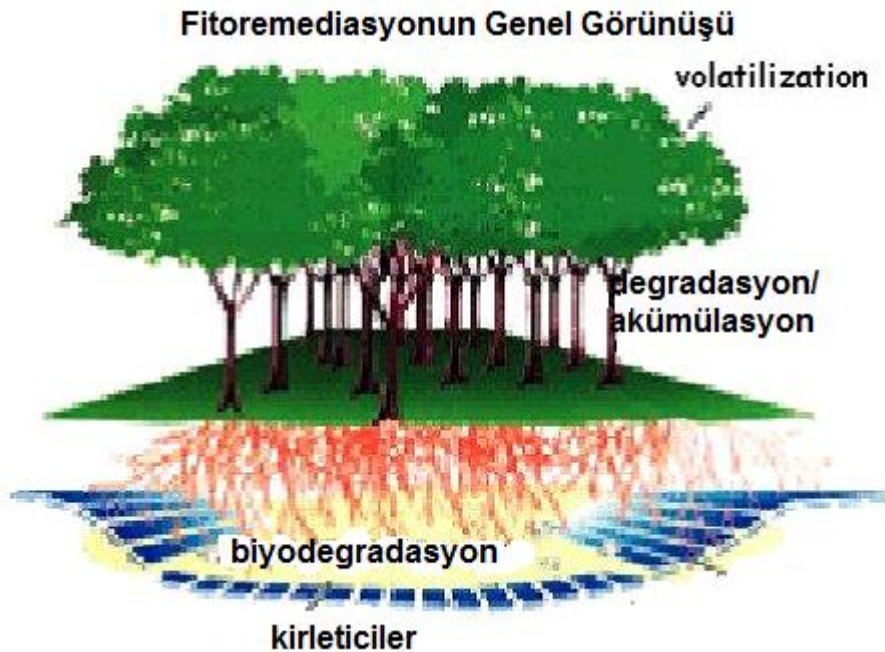
Tablo 2.2. Klasik ağır metal uzaklaştırma yöntemleri ile bu yöntemlerin avantaj ve dezavantajları (İleri, 2000; Hamutoğlu vd., 2012)

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

3. FİTOREMEDİASYON

Çevre kirliliğinin kontrolünde kullanılan fiziksel ve kimyasal arıtma yöntemleri, uygulama kolaylığı ve uygulama süresinin kısalığı gibi bazı avantajlara sahip olmasına rağmen, gerek arıtma maliyetinin yüksek olması, gerekse arıtma sonucunda ortaya çıkan diğer kirletici formlarının nihai gideriminin zorlukları nedeniyle çevresel açıdan fazla tercih edilmemektedir. Kimyasal arıtmaya alternatif olarak kullanılan ve kısaca bitkiler kullanılarak yerinde organik ve metal kirleticilerin giderimi olarak tarif edilen fitoremediasyon yöntemi, ekonomik ve ekolojik olması ile özel donanım gerektirmemesi ve uygulanan bölgenin yeniden kullanılabilmesine imkan vermesi gibi avantajlara sahip olması nedeniyle günümüzde tercih edilen bir yöntem haline gelmektedir (Vanlı ve Yazgan, 2008).

Fitoremediasyon kirleticilerin bitkiler kullanılarak giderilmesi teknolojisine genel olarak verilen bir isimdir. Çeşitli ortamlar için kullanılan fitoremediasyon teknolojileri Tablo 3.1’ de verilmiştir. Fitoremediasyon ismi altında birçok farklı teknoloji yer almaktadır. Bu teknolojiler şunlardır: fitoekstraksiyon, fitostabilizasyon, fitodegradasyon, fitovolatilizasyon, rizodegradasyon, rizofiltrasyon, hidrolik kontrol ve vejetatif örtü sistemleri ve kıyı tampon şeritleri (Hamutoğlu vd., 2012). Genel fitoremediasyon görünümü Şekil 3.1’ de verilmiştir.



Şekil 3.1. Fitoremediasyonun genel görünümü

Tablo 3.1. Çeşitli ortamlar için kullanılan fitoremediasyon teknolojileri ve bu amaçla kullanabilen uygun bitki türleri

Mekanizma	Süreç hedefi	Ortam	Kirleticiler	Bitkiler
Fitoekstraksiyon	Kirletici alma ve uzaklaştırma	Toprak, sediment ve çamur	Metaller, metaloidler, radyonükleidler	Hindistan hardalı, pennycress, ayçiçeği, hibrit kavaklar
Rizofiltrasyon	Kirletici alma ve uzaklaştırma	Yüzey ve yeraltı suyu	Metaller, radyonükleidler	Ayçiçeği, Hindistan hardalı, su sümbülü
Fitostabilizasyon	Kirletici etkisizleştirme	Torak, sediment ve çamur	As, Cd, Cr, Cu, Hs Pb, Zn	Hindistan hardalı, librit, kavaklar, çimler
Rizodegradasyon	Kirletici giderme	Toprak, yeraltı suyu	Organik bileşikler	Kırmızı dut, çimler
Fitodegradasyon	Kirletici giderme	Toprak, sediment ve çamur, yüzey suyu	Organik bileşikler, Klorinat çözücüler, herbisitler, fenoller	Alg, hibrit kavaklar, siyah söğüt, servi
Fitovolatilizasyon	Kirleticiyi buharlaştırma	Toprak, sediment, çamur	Klorinat çözücüler, bazı inorganikler (Se, Hg, As)	Kavaklar, yonca, hindistan hardalı,
Hidrolik kontrol	Kirletici bozunma	Yüzey ve yeraltı suyu	Suda çözünen organik ve inorganikler	Hibrit kavaklar, söğüt
Vejetatif (fitoremediasyon) örtü sistemleri	Erozyon kontrolü	Toprak, sediment çamur	Organik ve inorganik bileşikler	Kavaklar, çimler
Kıyı Tampon Şeritleri	Kirletici giderme	Yüzey ve yeraltı suyu	Suda çözünen organik ve inorganikler	Kavaklar

3.1 Rizofiltrasyon (Köklerle süzme)

Bitki kökleri tarafından sıvı büyüme ortamlarından fazla miktardaki besin elementlerinin veya metal kirleticilerin alınımı ve alıkonmasını kapsamaktadır. *Brassica juncea*, *Phaseolus vulgaris* ve *Helianthus annuus* gibi hidroponik ortamda (topraksız bitki

yetiştirme) büyütülen birçok bitki türünün kökleri Cu, Cd, Cr, Ni, Pb, Zn ve U gibi toksik metallerin sıvı çözeltilerinden uzaklaştırılmasında kullanılabilmektedir (Lee ve Yang, 2010; Hamutoğlu vd., 2012). Rizofiltrasyon için ideal bitki, önemli miktarda kök biyokütlesi veya yüzey alanı üretmeli, yüksek miktarda hedef metali biriktirebilmeli, tolere edebilmeli, düşük maliyetli olmalı ve minimum düzeyde sekonder atık üretmelidir (Dushenkov vd., 1995; Raskin vd., 2000; Hamutoğlu vd., 2012).

Rizofiltrasyon,xz kısa vadede kapalı tarım, endüstriyel deşarjlar ve işleme kalıntılarını ve sulu atık bulunan derelerden kirleticileri giderir (Newman ve Reynolds, 2000). Bu teknikte bitki köklerinin adsorbsiyonu önemli rol oynar dolayısıyla kök için büyük yüzey alanı gereklidir (Negri ve Hinchman, 1996).

3.2 Fitostabilizasyon (Köklerle sabitleme)

Atıkların, rüzgar ve su erozyonu yoluyla geçişini engelleyen bitki bazlı iyileştirme tekniğidir; yeraltı suyuna kirleticilerin girişini, düşey olarak hidrolik kontrolünü sağlar, fiziksel ve kimyasal olarak kök soğurarak kirliliği durağanlaştırır, çeşitli kimyasal yöntemlerle topraktaki değişim tespit edilir (Schnoor, 2000; Banks ve Kulakow, 2003; Artan, 2007). Fitostabilizasyonun amacı bir bölgeden metal kirleticileri çıkarmak değil onları stabilize etmek, çevreye ve insan sağlığına etkisini azaltmaktır. Fitostabilizasyon yöntemi toprak, sediment ve çamurların arıtılmasında kullanılır (EPA, 2000; Hamutoğlu vd., 2012). Önemli fitostabilizasyon projeleri Fransa ve Hollanda’ da istihdam edilmiştir (Ernst vd.,1996).

Bu teknik, kirlenmiş topraklarda büyüeyebilen ve toksik metalleri daha az toksik formlara dönüştürmek için toprağın fizyolojik, kimyasal ve biyolojik özelliklerini değiştirebilen bitkilere gereksinim duymaktadır. Fitostabilizasyon için kullanılacak bitkiler geniş bir kök sistemine sahip olmalı, yüksek konsantrasyonlardaki metallerin varlığında yüksek oranda biyokütle üretebilmeli ve metalleri gövdeye en az seviyede transloke etmelidir (Rizzi vd., 2004; Hamutoğlu vd., 2012). As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn gibi elementlerle kirlenmiş toprakların fitostabilizasyon ile iyileştirilmesi için hindistan hardalı ve hibrit kavaklar başarılı bir şekilde kullanılmaktadır (EPA, 2000; Hamutoğlu vd., 2012).

3.3 Fitoekstraksiyon (Bitkisel özümleme)

Fitoekstraksiyon; bitki organlarından taşınan bitki köklerinde bulunan özellikle ağır metaller ve metaloidler gibi toksinlerin atılmasını sağlar. Bu teknik Cu ve Zn gibi aktif olarak alınan mikrobesein elementleri ve Cd, Ni ve Pb gibi besin elementi olmayan ağır metallerin uzaklaştırılmasında kullanılabilmektedir. Fitoekstraksiyon teknolojisi sadece metal kirliliğinin düşük veya orta seviyede olduğu alanlar için uygulanabilmektedir. Çünkü çok fazla kirlenmiş alanlarda bitki büyümesi sürdürülemezdir (Suresh ve Ravishankar, 2004). Ömürleri boyunca zehirli kirlenici maddeleri özellikle yüksek seviyelerde biriktiren bitkilerin kullanılması gerekir (Huang ve Chen, 1997; Berti ve Cunningham, 2000).

Bu teknolojiye doğal hiperakümülatör bitkiler kullanılmaktadır (Baker vd.,1994 ; Hamutoğlu vd., 2012). Bununla birlikte toprak çözeltisinde düşük çözünürlüğe sahip metallerin çözünürlüğünü arttırmak için şelatlayıcı ajanlar eklenebilmektedir (Evangelou vd.,2007 ; Hamutoğlu vd., 2012). Bir şelatlayıcı ajan olan EDDS (etilen diamin disüksinik asit)'nin *Helianthus annuus* bitkilerinde bakır birikimini arttırdığını gözlemlenmiştir (Meers vd., 2005 ; Hamutoğlu vd., 2012). Başarılı bir fitoekstraksiyon, bitkilerin hızlı bir şekilde biyokütle üretmesine ve alınan metalleri gövde dokularında yüksek miktarlarda biriktirme yeteneğine bağlıdır (Blaylock vd., 2000; Hamutoğlu vd., 2012). Bu yöntem için uygun ve çoğu *Brassicaceae*, *Euphorbiaceae*, *Asteraceae*, *Lamiaceae* ve *Scrophulariaceae* familyalarından olmak üzere bünyesinde ağır metal biriktirebilen 400 kadar tür saptanmıştır.

Fitoekstraksiyon yöntemi sonucunda hasat edilen bitki kalıntıları; kurutularak, yakılıp kül haline getirilerek, kompost haline getirilerek izole edilebilir (Memon vd., 2000; Hamutoğlu vd., 2012).

3.4 Fitovolatilizasyon (Bitkisel buharlaştırma)

Toprakta belirli miktarda olan metallerin ayrımı ve bunların atmosfere verilmesi için bitkilerin kullanılması yöntemidir. Bu teknolojiye, bitkiler tarafından absorbe edilen metaller daha az uçucu formlara dönüştürülerek transpirasyon ile atmosfere verilmektedir (Hamutoğlu, 2012). Doğal olarak oluşan veya genetiği değiştirilmiş *Brassica juncea* ve *Arabidopsis thaliana* gibi bazı bitkilerin ağır metalleri absorbe ettikleri ve gaz formuna dönüştürerek atmosfere verebildikleri bildirilmiştir (Ghosh ve Singh, 2005; Hamutoğlu, 2012). *Brassicaceae*' nin bazı türleri günde 40 grama kadar gaz halindeki Se bileşiği salma özelliğine sahiptir. Bazı sucul bitkiler de Se fitoremediasyonu için iyidir. Bazı bitkiler

elemental Hg(II) 'yi emer ve yaprakları atmosfere uçucu Hg(0) bırakır. Bu iyileştirme yönteminde kirlenmiş bitki materyalini imha etmekte fayda vardır.

Fitovolatilizasyon, fitodegradasyon yöntemini de içermektedir. Yöntemin en önemli avantajı, civalı bileşikler gibi çok zehirli bileşiklerin daha az zehirli formlara dönüştürülebilmesidir. Ancak çok zararlı ya da zehirli materyallerin atmosfere bırakılabilmesi de bir dezavantajdır. Bu sistemde kök derinliği çok önemlidir. Yeraltı suları sözkonusu ise bitki köklerinin derin olması gerekir. Kirli yeraltı suları pompalarla yüzeye çıkarılarak suyun daha sık bitki köklerince alınması da sağlanabilir. Fitovolatilizasyon yöntemi yeraltı suları başta olmak üzere toprak, sediment ve çamur alanlarında da uygulanabilmektedir. Bu yöntemin uygulanabildiği kirleticiler arasında, organik klorlu çözücüler ve Se, Hg ve As gibi inorganik kirleticiler yer almaktadır. Bu amaçla kullanılan bitkilerden hindistan hardalı ve kanola ile Se elementi giderilmiş ve selenat halindeki selenyum daha az toksik olan dimetil selenit gazına dönüştürülerek atmosfere salınmıştır (EPA, 2000; Hamutoğlu vd., 2012).

3.5 Fitodegradasyon (Bitkilerde bozunum)

Fitotransformasyon olarak da bilinen fitodegradasyon, bitki dokuları içerisinde kirleticilerin metabolize edilmesidir. Bu metotta, bitkilerdeki metabolik işlevler ve toprak mikroorganizmaları arasındaki rizosferik birliktelikle (kök sistemine yapışık halde bulunan sarsılmış ve gevşek topraktan oluşmuş ince bir tabaka) organik kirleticiler parçalanmaktadır (Hamutoğlu vd., 2012). Organik kirleticilerin fitodegradasyonu bitki içerisinde veya rizosferde gerçekleşebilmektedir (Ghosh ve Singh, 2005).

Fitodegradasyon yöntemiyle giderilebilen kirleticiler; klorlu bileşikler, pestisitler, askeri kimyasal maddeler ve fenollerdir. Yeraltı sularındaki çözücüler, topraktaki petrol ve aromatik bileşikler ve havadaki uçucu bileşiklerdir (Ghosh ve Singh, 2005). Organik bileşenlerin giderimine örnek olarak, bir su bitkisi olan *Myriophyllum aquaticum* (papağan tüyü) ve bir alg olan *Nitella sp.* (kayaotu) bitkilerinin TNT'nin degradasyonunda kullanılmaları verilebilir (EPA, 2000; Hamutoğlu vd., 2012).

3.6 Rizodegradasyon (Köklerle Bozunum)

Degradasyon, mikroorganizmalar tarafından veya bitki köklerinin etkisi ile oluşuyorsa bu olay rizodegradasyon olarak isimlendirilir. Rizodegradasyon topraktaki kök bölgesinde, organik kirleticilerin mikroorganizma faaliyetleri sonucu ayrışmasıdır. Kök çevresinde

mikrobiyal aktiviteleri etkileyen ve köklerden bırakılan şeker, aminoasit, organik asit, yağ asitleri, sterol, büyüme etmenleri, nükleotid, flavanon ve enzimler bulunur. Kökle bozunumun en önemli yararı kirleticilerin doğal ortamda yok olmasıdır. Ancak bunlar bitki veya atmosfere az da olsa taşınır (Söğüt vd., 2004; Hamutoğlu vd., 2012).

Rizodegradasyon amacıyla kullanılan bitkiler arasında kırmızı dut (*Morus rubra L.*), nane (*Mentha spicata*), yonca (*Medicago sativa*) ve su kamışı (*Typha latifolia*) bitkileri sayılabilmektedir (EPA, 2000; Hamutoğlu vd., 2012).

Rizodegradasyon yöntemi ile giderilen kirleticiler arasında, TPH (toplam petrolü hidrokarbonlar), PAH (çok halkalı aromatik hidrokarbonlar), BTEX (benzen, toluen, etilbenzen, ksilen), pestisitler (herbisit, insektisit vb.), klorlu çözücülerden biri olan TCA (trikloreten), PCP (pentaklorofenol), PCB (poliklorinatlı bifeniller), yüzey aktif maddeler LAS (lineer alkilbenzen sülfonat) sayılabilir (EPA, 2000; Hamutoğlu vd., 2012).

3.7. Hidrolik Kontrol

Fitohidrolik kontrol veya hidrolik kök kontrolü olarak da bilinen hidrolik kontrol, bitki kullanılarak yeraltı sularında kirlilik etmenlerinin birikmesini ve taşınmasını engellemek veya kontrol altında tutmaktır. Bu işlem yeraltı ve yüzey sularına uygulanabilir. Bu sistemde daha önce bahsedilen yeşil ıslah kategorilerinin birden fazlası bir aradadır. En önemli avantajı herhangi bir yapay sistem kurulmasına gerek olmaması ve köklerin pompalardan daha fazla alana yayılması nedeniyle ıslah etki alanının çok genişlemesidir. En önemli dezavantajı ise mevsim ve iklime bağlı olarak bitkinin su alımının değişmesidir. Yaprak döken ağaçlar kış boyunca istenilen görevi yapamazlar (Hamutoğlu vd., 2012).

3.8. Vegetatif Örtü Sistemleri

Vejetatif örtü, kirleticilerin toprak yüzeyindeki uzun süreli ve kendiliğinden yetişen bitki sistemi ile kontrol altına alınması yöntemidir. Bu yöntem toprak, sediment ve çamurda uygulanabilir. Bu amaçla ticari olarak kavak ağaçları kullanılmaktadır (EPA, 2000; Söğüt vd., 2004; Hamutoğlu vd., 2012).

3.9. Kıyı Tampon Şeritleri

Kıyı tampon şeritleri, genellikle akarsulara doğru akan yeraltı veya yüzeysel sular içerisindeki kirleticilerin giderilmesi amacıyla akıntı boyunca, akarsuların kıyılarına, şeritler halinde uygun bitkilerin ekilmesi işlemidir. Bu ıslah, kirliliğin çevreye yayılmaması, taban suyuna karışmaması gibi görevler üstlenir. Sistem, erozyonu da kontrol eder ve sedimenti azaltır. Kanada’da yapılan çalışmalarla tampon şerit uygulamalarının toprak erozyonunu %90, herbisit akışını %42-70 oranlarında azalttığı belirlenmiştir. Ayrıca sistemle sudaki sediment %71-91, azot %67-96, fosfor %27-97, pestisitler %8-100 ve fekal koliformlar %70-74 oranlarında azalabilmektedir (Gabor vd., 2001; Hamutoğlu vd., 2012). Bu yöntemle en çok gübreler ve pestisitlerin giderilmesi konuları incelenmiştir. Kavak bu amaçla en sık kullanılan bitkilerden biridir (EPA, 2000; Hamutoğlu vd., 2012).

4. SU MERCİMEKLERİ (*Lemnaceae*)

Su mercimeği (*Lemnaceae*) familyası, dünyanın birçok bölgesinde yaygın olarak bulunan küçük yüzen su bitkileridir. Su mercimekleri türleri küçük ve yeşil temiz su bitkileri olup, yaprakları 1-3mm genişliğinde, kökleri ise 1 cm civarındadır. Bunlar çiçekli bitkilerin en küçük ve basit, fakat en hızlı çoğalan türleridir. Yapraktaki hücreler bölünmek suretiyle yeni bir yaprak meydana gelir. Su mercimekleri yapraklarına birleşik anlamına gelen “frond” adı verilir. Su mercimeği frondları %92-94 oranında su içermektedirler. Su mercimeğinin her bir yaprağı, hayat devresi boyunca 10-20 defa çoğalır (Bayhan vd., 1996).

Bu bitkiler nutrient içeriği yüksek tatlı sularda, su yüzeyini ince bir tabaka halinde kaplayarak gelişirler. Özellikle ılıman tropikal iklimlerde, durgun su ortamlarında yaygın olarak bulunurlar. Kısmen kirlenmiş sularda, tuzlu sularda ve ötrofik su ortamlarında da yaşamlarını sürdürebilmektedir. Bu familya; *Lemna*, *Spirodela*, *Wolffia*, ve *Wolffiella* olmak üzere dört cinsten ve 28 türden oluşmaktadır (Uysal ve Zeren, 1998; Artan, 2007). Bu familyaya ait türler; yüksek miktarda protein içermekte olup, suda yaşayan canlılar için önemli bir besin kaynağı oluşturmaktadır.

Çoğu *Lemna* türü; hızla yayılabildikleri tatlı su akvaryumlarında, havuzlarda, göletlerde bulunmaktadır. Sürekli akıntı halinde olan veya taşan su sistemlerinde, bu bitkiler, su kanallarına doğru taşınmakta, yayılmada büyük ve hızlı bir artış gösterememektedirler. Bu küçük bitkiler, çoğu sucul türün üzerini örterek, gölge bir alan oluşturmakta ve onları yoğun güneş ışığından korumaktadır. Küçük göletlerdeki çoğu tür, bu bitkileri barınak olarak kullanmaktadır. Aynı zamanda; bu bitkiler nitrat dönüşümünü sağlamaktadır, hızlı büyümesi ve mineral nutrientleri absorblama yeteneğinden dolayı biyoremediasyon çalışmaları için bu bitkiler büyük önem taşımaktadır (URL1, 2011).

Su mercimeği türlerinin bu kadar cazip olması şu özelliklerinden ileri gelmektedir (DSİ 2001; Sarı 1993; Erkoç, 2011):

-Su mercimeklerinin büyüme hızı çok yüksektir (0.10-0.35 g/gün). Su mercimeği türleri diğer vasküler bitkilerden en az iki misli daha hızlı büyümektedirler (Özkoç, 2011).

-Su mercimekleri çok yüksek besin değerlerine sahiptir. Çünkü tüm bitki metabolik olarak aktif dokulardan ibarettir.

-Su mercimeği hasatı kolaydır. Hasatlama işlemi frondların su yüzeyinden sıyrılarak alınmasıyla gerçekleşir. Atıksuda başarılı bir şekilde gelişirler ve parçalanabilir kirleticileri proteince zengin biyokütlelere dönüştürürler. Arıtılan çıkış suları, sulama amaçlı kullanılabilirler.

Soğuğa karşı su sümbülünden daha dayanıklıdır ve donma şartlarında kalsa bile hava tekrar ısınana kadar canlılığını korumaya devam eder (Bayhan vd., 1996; Özkoç, 2011). Su mercimeği türleri 5-7 °C gibi düşük su sıcaklıklarında ve 1-3°C gibi düşük hava sıcaklıklarında da gelişebilmektedirler. Bu bitki geniş pH aralığına karşı toleranslıdır. En iyi pH aralığı ise 4.5-7.5' tir. pH' ın 10'un üzerinde olması büyümeyi önemli ölçüde etkilemektedir (Bayhan vd., 1996, Uysal ve Taner 2007; Özkoç, 2011).

4.1. *Lemna minor* (Linneaus 1753)

Suya batık ya da su üstünde yüzer durumda bulunan tatlı sularda yaşayan basit yapılı, küçük, 2-4 mm çapında ve su yüzeyinde yüzen otsu bitkilerdir. Vejetatif bölünme ile çoğalırlar (Üçüncü, 2011). *Lemna minor* bitkisi genelde su birikintileri, memba, akarsuların durgun yerlerinde, göl, gölcük, bataklıklarda düz bir arazide yayılış gösteren küçük disk şeklinde yaprakları olan üst yaprakları, dış bükey, alt kısmı yukarı bombeli, kökleri suda serbest olarak aşağı sallanan, yeşil renkli bitkilerdir. *Lemna minor* oksijen seviyesi yüksek olan yerlerde yaşarlar. Nisan-Ekim aylarında gelişim gösterirler. En hızlı gelişim dönemleri ise Temmuz- Ağustos ayları arasındadır. Bu aylarda bütün bir gölün üzerini yeşil bir örtü gibi kaplayabilirler. Akarsularda ise suyun daha durgun olduğu girintilerde, ceplerde, kıyıya yakın kesimlerde gelişim göstermektedirler (Davis, 1988; Atay, 1984; Cirik, 2001). Su içindeki besin maddeleri bitkinin yapraklarının alt yüzeyinden absorblanmaktadır (Üçüncü, 2011).

4.2. *Lemna gibba* (Şişkin su mercimeği)

Yapraksı gövdeleri su yüzeyinde yüzücü, 1,5-7 mm, biraz asimmetrik, tek veya kısa şeffaf sapçıklarla birbirine bağlı olarak birden fazla, alt yüzü kuvvetli şekilde şişkin, bazen yassı, genelde beyazımsı, mat kırmızımsı mavi, üst yüzü yeşil veya bazen kırmızımsı çiçekleri 4-7 adettir. Su içindeki besin maddeleri bitki yapraklarının alt yüzeyinden absorblanmaktadır (Üçüncü, 2011). Göl, su birikintileri, dere ve su kanalları ve su kaynaklarında bulunur.

5. LİTERATÜR ÖZETİ

Ağır metal kirliliği ve bunların tarım ve insan sağlığı üzerine olumsuz etkileri günümüzün en önemli çevre sorunlarından bir tanesidir. Bu kadar önemli bir sorunu konu alan pek çok çalışma yapılmıştır. Bu çalışmaların bir kısmı farklı çevresel ortamlardaki ağır metal kirliliği üzerine olduğu gibi, bir kısmı ise de bu kirlenmiş alanların yeniden temizlenmesi ve rehabilitasyonu teknikleri üzerinedir. Bu bölümde, çalışma materyalimiz olan *Lemna gibba* L. ve *Lemna minor* L. 'de metal akümülyasyonu üzerine yapılmış çalışmaların bir özeti aşağıda verilmiştir.

Adana 'da yapılan bir çalışmada, *Lemna minor* L. bitkisinin ağır metal giderim kapasitesi araştırılmıştır. Bu amaçla, piyasadan temin edilen *Lemna minor* L. bitkisi, kampüsün evsel atıksularının deşarj edildiği sızdırmalı fosseptikten alınan sularla önce doğal arazi şartlarında ardından laboratuvar şartlarında büyütölmeye çalışılmıştır. Çalışma Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Çevre Mühendisliği Bölümü Laboratuvarlarında gerçekleştirilmiştir. Doğal arazi şartlarında üretilen su mercimeklerinin laboratuvar ortamında ağır metal giderim verimlilikleri araştırılmıştır. Deneysel çalışmalar iki farklı hacimdeki sistemlerde yürütölmüştür. 100 mL' lik ve 500 mL' lik her iki sistemde de kesikli olarak çalışılmıştır. Üç farklı ağır metal giderimi için elde edilen deneysel sonuçlar şu şekildedir: Kadmiyum 5.0 ve 10.0 mg/L konsantrasyonlarında: 100 mL' lik kesikli reaktörlerde deney süresi sonunda yaklaşık % 96 giderim verimi elde edilmiştir, 500 mL' lik kesikli reaktörlerde ise yaklaşık %90 oranında giderim verimi elde edilmiştir. Bakır 10.0 ve 20.0 mg/L konsantrasyonlarında: 100 mL' lik kesikli reaktörlerde deney süresi sonunda yaklaşık % 89 giderim verimi elde edilmiştir 500 mL' lik kesikli reaktörlerde ise yaklaşık %89oranında giderim verimi elde edilmiştir. Kurşun 10.0 ve 20.0 mg/L konsantrasyonlarında: 100 mL' lik kesikli reaktörlerde deney süresi sonunda yaklaşık % 98-100 giderim verimi elde edilmiştir. 500 mL' lik kesikli reaktörlerde ise yaklaşık % 98-100 oranında giderim verimi elde edilmiştir (Artan, 2007).

Khellaf ve Zerdaoui (2009), ağır metal kirliliğinin *L. minor* L.' ün büyümesi üzerine etkisini araştırmış ve *L. minor* L.' ün bakır ve kadmiyum kirliliği üzerine hassasiyeti çok yüksek, nikel ve çinko üzerine ise daha az olduğunu tespit etmişlerdir. Benzer şekilde araştırmacılar, çinko (Zn) bakımından kirlenmiş suların temizlenmesinde *L. gibba* L.' nın performansını incelemiş ve özellikle pH 6 değerinde ve 21°C sıcaklıkta bitkinin en yüksek alım kapasitesine sahip olduğunu vurgulanmıştır.

Miranda vd. (2010)'nin yaptıkları çalışmada, *Lemna gibba* L. bitkisi, bir serada belirli sıcaklık periyodunda 50-300 mg/L konsantrasyon aralığında kurşun (Pb) metaline yedi gün süresince maruz bırakılmıştır. *Lemna gibba* 'nın büyümesinde Pb etkisi, onüç gün boyunca aynı deneysel yöntem ile incelenmiştir. *Lemna gibba* L. tarafından en yüksek Pb akümüasyonu üçüncü gün sırasında 50 mg/L ile meydana gelmiştir. Kurşunun bütün test sonuçlarındaki konsantrasyonlarında su mercimeği gelişiminde kesinlikle %100 inhibitör (önleyici) etkisi olduğu belirtilmiştir. Tüm testlerde en yüksek bağıl orana üçüncü günde ulaşılmış olup; toplam çözünür nişasta redüksiyonu % 59.3, toplam çözünür protein redüksiyonu % 94.7, toplam çözünür aminoasit artışı % 246, toplam çözünür şeker artışı %50 ve % 18.2 toplam fenol artışı %18.2 gibi toksisite etkileri görülmüştür. Bu çalışma, kurşun metalinin *L. gibba* L.'nin büyümesi sırasında toksik etkilere neden olduğunu kanıtlamıştır.

Bir diğer çalışmada ise (Üçüncü, 2011), bakır nitrat, kurşun nitrat, krom (III) oksit ve karışımlarının, 7 günlük süreçte, *Lemna minor* L. kullanılarak biyoremediasyonu ve bu metallerin *L. minor* üzerine etkileri araştırılmıştır. Elde edilen sonuçlar kurşunun, bakır ve kroma göre *L. minor* L.üzerine daha toksik olduğunu göstermiştir. Metallerin toksisite sıralaması Pb>Cu>Cr (III) olarak bulunmuştur. Biyoremediasyon çalışmasından elde edilen sonuçlar ise; ICP-MS cihazında okutulmuş ve *L. minor* L. kullanılarak yapılan 7 günlük çalışma sonunda en yüksek uzaklaştırma oranlarının kurşun için % 89-97, bakır için %37-51 ve krom için %99'un üzerinde olduğu tespit edilmiştir.

Gala gölü suları ile bu alandaki tarımsal faaliyetlerden dönüş sularının toplandığı deşarj kanalında ağır metal kirliliğinin, Gala Gölü florasında yaygın olarak bulunan su mercimeği (*Lemna minor* L.) bitkisi ile giderim verimliliği laboratuvar koşullarında araştırılmıştır. Karakterizasyonu yapılan su numunelerindeki ağır metal giderim verimi, Gala Gölü'nün kuzeyinde bulunan Tekke deresinden toplanan su mercimekleri (*Lemna minor* L.) ile tespit edilmiştir. Deneysel çalışmalar iki farklı hacimde, iki kontrol grubu kullanılarak bitkili ve bitkisiz olmak üzere yürütülmüş ve Cd, Cu, Pb ve Ni bazında bir değerlendirme yapılmıştır. Su mercimekleri laboratuvar şartlarına adapte edildikten sonra Gala Gölü'nden ve deşarj kanalından alınan su numuneleri içerisinde bekletilmiş ve bitkide ağır metal ölçümleri yapılmıştır. Elde edilen sonuçlara göre, Su mercimeği (*Lemna minor* L.) bitkisinin bünyesine ağır metal tuttuğu bulunmuştur (Erkoç, 2011).

Balcıgil (2013) çalışmasında, *Lemna minor* L. bitkisinin atıksulardan besi maddesi, karbon ve ağır metal giderim kapasitesini araştırmıştır. Çalışmanın başlangıcında *Lemna minor* bitkisinin doğal koşulların ardından kontrollü koşullar altında adaptasyonuna çalışılmıştır. Laboratuvar koşullarında çoğaltılan su mercimeklerinin KOİ, NH₃-N, NO₃-N, PO₄-P, Cu, Pb ve Zn içeriklerini farklı atıksularda giderim verimliliği araştırılmıştır. Deneysel çalışmalar 3000 ml' lik küvetlerde gerçekleştirilmiş ve havuz sistemi esas alınmıştır. Sentetik ve evsel atıksu ile gerçekleştirilen çalışmalarda, %54-74 oranında KOİ, %86-90 oranında NH₃-N, %78-94 oranında NO₃-N, %53-94 oranında PO₄-P, %65-79 Cu, %76-84 Pb ve %80-83 Zn giderimi tespit edilmiştir.

Hem çözünmüş hem de asılı halde katı madde açısından çok zengin olan ve aynı zamanda yüzey ve yeraltı sularını önemli oranda kirleten kaynaklar olan kömür madeni kaynaklı suların (Juwarkar ve Jambhulkar, 2008) temizlenmesinde *Lemna minor* L. ve *Azolla pinnata* L.'nin kullanabileceği gösterilmiştir (Bharti ve Banerjee, 2013).

Tatar ve Öbek (2014), *Lemna gibba* L. ve *Lemna minor* L.'ün arıtma sularındaki borun gideriminde oldukça etkili olduğunu belirterek, bu sulardaki düşük konsantrasyonlardaki borun, bu bitkiler tarafından yüksek seviyelerde akümüle edilebildiğini tespit etmişlerdir. Benzer şekilde, yazarlar, *L.gibba* L.'nin *L. minor* L.'den daha fazla boru atık sulardan toplayabildiğini de göstermişlerdir. Ayrıca bu bitkilerin bor için iyi bir bioindikatör bitki olabileceğini de vurgulamışlardır.

6. MATERYAL ve METOT

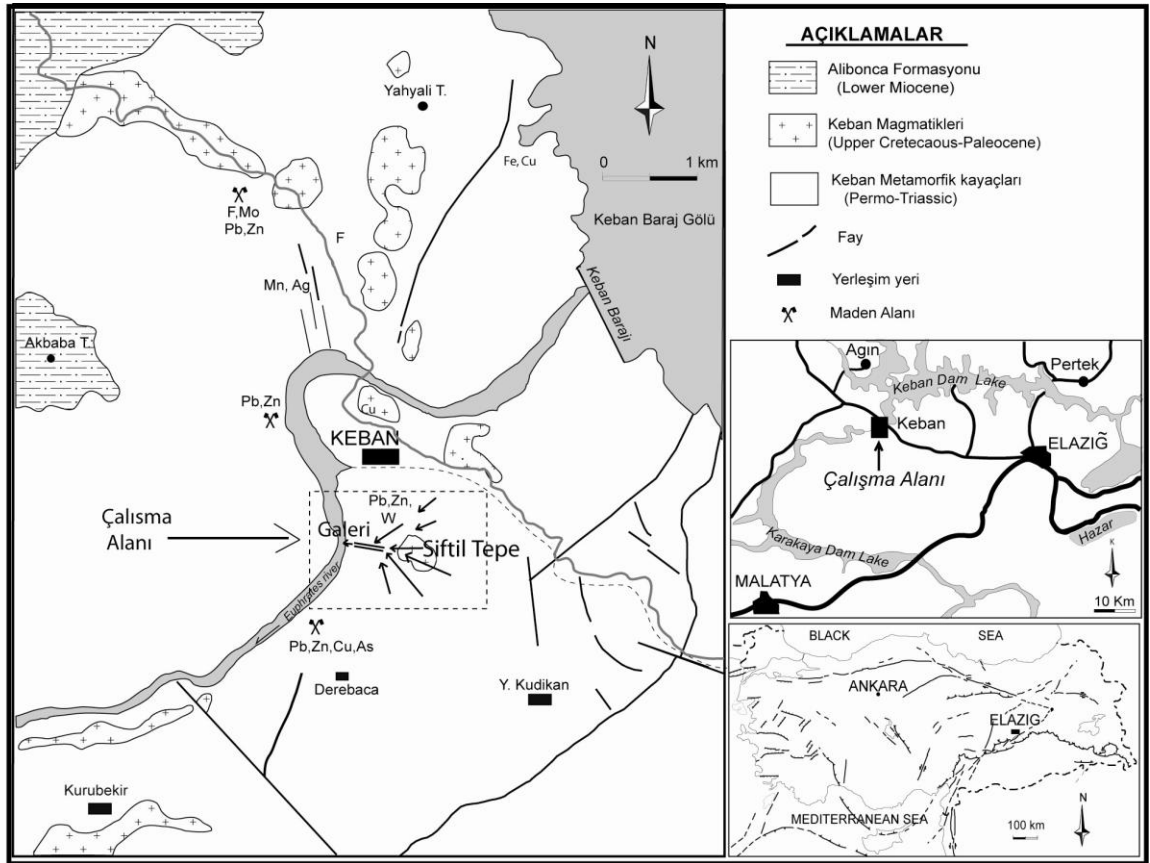
6.1. Çalışma Alanı

Çalışma alanı Keban'ın yaklaşık 2 km güneyinde ve Karakaya Baraj Gölü yakınında yer almaktadır (Şekil 6.1 ve 6.2a). Keban polimetallik yatağı, Doğu Anadolu Bölgesi'ndeki en büyük metalik yatak olarak tanımlanmıştır (Öztunalı, 1989) (Şekil 6.1). Bu yatağın Cu, Pb, Zn, Fe, Mn, F, W, Mo, Au ve Ag elementlerinin değişik sülfür ve oksit minerallerinden oluşan birincil ve ikincil cevherleşmelerinden oluştuğunu belirtmiştir. Doğu Fırat bölgesinde özellikle Siftil Tepe (Şekil 6.2b) ve Derebaca bölgesinde tabakaları kesen hidrotermal Pb, Zn, Cu cevherleşmeleri, kalkıştı-kristalize kireçtaşları dokanaklarında masif kütleler halinde Pb, Zn ve Cu cevherleşmeleri gözlenmektedir (Yılmaz vd., 1992; Kalender, 2000). Bölgedeki madencilik çalışmalarının M.Ö. 2000 yılından beri yapıldığı bilinmektedir (Seeliger vd., 1985) ve bu esnada bölgede madeni yeryüzüne çıkarmak amacıyla çok sayıda yarma ve galeriler açılmıştır (Şekil 6.2c,d). Siftil Tepe galerisi de bunlardan bir tanesidir ve bölgede cevher çıkarılan en büyük galerilerden birisi olup, bu ana galerinin Siftil Tepe yamaçlarının tabanında çok sayıda kolları bulunmaktadır. Özellikle Siftil Tepe çevresindeki yüzey suları yeraltına süzülürken, cevherli alanlarda dolaşımı ve bu alanlardaki cevherleşmelere ait bazı metalleri değişik oranlarda çözerek bünyesine almakta ve daha sonra da bu galeri vasıtasıyla da dışarı atılmaktadır. Dolayısıyla bu suların farklı metaller açısından yüksek olması pek doğaldır. Bu galerinin içerisinden yılın her mevsiminde farklı debiye sahip su akmaktadır ve bu su hemen yanı başında bulunan Karakaya Baraj Gölü'ne dökülmektedir (Şekil 6.2e,f). Galeriden çıkan suyun Karakaya Baraj Gölü'ne döküldüğü alanlarda, özellikle galeri suyunun çözülmesiyle madde içeriğinin yüksek olması nedeniyle farklı tortular çökelmiştir. Bu tortuların kısmen atmosferik şartlarda oksitlenmesi nedeniyle, bu kesimler sarı-kahverengi renkler almıştır (Şekil 6.2e).

6.2. Çalışma Yöntemleri

Bu çalışma arazi, laboratuvar ve büro çalışmaları olmak üzere üç aşamada yürütülmüştür. Örnek alım çalışmaları 13 ile 19 Ekim 2013 tarihleri arasında gerçekleştirilmiştir. Örnek alımı esnasında hava güneşli, en yüksek hava sıcaklığı 22°C, en düşük hava sıcaklığı ise gecede 8°C civarında ölçülmüştür. Çalışmalar 7 gün boyunca devam etmiş, her gün aynı saatte düzenli olarak örnekler alınmış ve bu örnekler laboratuvara taşınmıştır.

Arazi çalışmaları; öncelikle bu çalışmada kullanılan *Lemna gibba* ve *Lemna minor* bitkileri İstanbul Üniversitesi Botanik Bahçesi'nden temin edilmiştir (Şekil 6.3a,b) . Bu bitkiler çalışmanın yapılacağı güne kadar laboratuvarında suyu günlük olarak değiştirilen havuzlarda bekletilmiştir. Daha sonra bu bitkiler çalışmanın yürütüleceği galeri çıkış su kanalına yerleştirilen gözenekli ve ince tül ile çevrelenmiş 50x35x30 cm ebatlarındaki reaktörlere ayrı ayrı konulmuştur (Şekil 6.3c,d). Böylece *L. gibba* L. ve *L. minor* L.' lü reaktörler galeri çıkış suyu ile kesintisiz olarak beslenmişlerdir. Bitki örnekleri ilk günden başlayarak her gün aynı saatte yaklaşık 50 gram kadar alınıp (Şekil 6.3e,f) laboratuvara getirilmiştir. Benzer şekilde her gün bitkileri besleyen galeri çıkış suyundan 500 mL su örneği alınmıştır. Örneklerin alındığı sırada anlık suda sıcaklık, pH ve suda toplam çözülmüş katı madde miktarı (TÇKM) değerleri ölçülmüştür.



Şekil 6.1. Çalışma alanı lokasyon ve jeoloji haritası (Akgül, 1987).



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)

Şekil 6.2. Çalışma alanına ait bazı resimler (a. Keban ve Karakaya Baraj Gölü'ne bakış, b: Galeri ağzından Siftil Tepe'ye bakış, c,d: Galerinin farklı açılardan görünüşü, e,f: Galeriden çıkan suyun Karakaya Baraj Gölü'ne dökülüşü.



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)

Şekil 6.3. Çalışma alanındaki örnek alım çalışmalarına ait resimler; a ve b: İstanbul Üniversitesi Botanik Bahçesi *Lemna gibba* ve *Lemna minor* yetiştirme havuzlarının görüntüsü, c,d: Galeriden çıkan su içerisine bitkilerin yerleştirileceği boş ve bitki dolu kaplar, e,f: 8 gün boyunca dere içerisinde bekletilmiş örnek alım düzeneği.

Laboratuvar çalışmalarında ise, laboratuvara getirilen bitki örnekleri önce musluk suyu ile iyice yıkanmış, daha sonra ise saf su ile durulanmıştır. Bu örnekler oda sıcaklığında 48 saat süre ile kurumaya bırakılmıştır (Şekil 6.4a,b). Kurutulan örnekler 95 °C de yaklaşık 24 saat süre ile etüvde kurutulmuş ve kuru ağırlık olarak ölçülmüştür. Kurutulmuş örneklerden 10-15 gr arasında tartılan bitkiler beher kaplar içerisinde fırında 300 °C’ de gaz çıkışları bitinceye kadar yaklaşık 24 saat süre ile yakılmış ve kül haline gelmesi beklenmiştir (Şekil 6.4c,d). Kül örnekleri uygun plastik kaplar içerisine konularak analiz edilinceye kadar saklanmıştır. Kül ve su örneklerinde Mo, Cu, Pb, Zn ve As analiz edilmek üzere ACME (Kanada) analiz laboratuvarına gönderilmiştir (Şekil 6.4d,e). Analiz laboratuvarında uygulanan işlemler şunlardır bu kül örneklerinden 1 gr kül örneği alınarak 2 mL derişik nitrik asit ilavesinden sonra 1 saat süreyle 95 °C’ de ısıtılmıştır. HCl /HNO₃ / H₂O₂ in 1/1/1’ lik karışımı elde edilerek, bitki örneklerinin ağır metal düzeylerini belirlenmesi amacıyla ICP-MS Perkin-Elmer Elan 9000 ’de analizleri yapılmıştır. Analizi yapan ICP-MS cihazının operasyon özellikleri Tablo 6.1’ de ayrıntılı verilmiştir.

Büro çalışmalarında ise, arazi ve laboratuvar verileri birleştirilerek, güncel literatür ışığında yorumlanarak, söz konusu bitkilerin günlük alım kapasiteleri belirlenmiştir. Daha sonra bu çalışmalar rapor haline getirilerek, Yüksek Lisans Tezi olarak sunulmuştur.

Tablo 6.1. ICP-MS cihazının teknik özellikleri

Parametre	Özellik
Nebulizatör	Crossflow (çapraz akış)
Sprey odası	Ryton, double pass (Çift geçişli)
RF gücü	1000 W
Plazma gaz akış oranı	15 L/dak
Yardımcı gaz akış oranı	1.0 L/dak
Taşıyıcı gaz akış oranı	0.9 L/dak
Örnek alım oranı	1.0 mL/dak
Detektör modu	Otomatik
Analitik kütle	Ağır metaller
İç standartı	Ir



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)

Şekil 6.4. Laboratuvar çalışmalarına ait resimler; a ve b: Laboratuvarda yıkanmış örneklerin oda sıcaklığında kurutulması, c,d: Beher içinde 300°C'de kül haline gelmiş bitki örnekleri, e,f: Kül örneklerinin toz haline getirilmesi ve poşetlenerek analize gönderilmesi

7. BULGULAR VE TARTIŞMA

7.1. Galeri suyu

Keban Pb-Zn yatağı yüzyıllardır işletilen bir maden yatağıdır ve bu yataktan cevher üretmek için kullanılan galeriler, yılın tüm aylarında farklı debilerle sularını Karakaya Baraj Gölüne boşaltmaktadır. Bu anlamda bölgedeki en önemli galeri Siftil Tepe yamaçlarının tabanından beslenen galeridir. Galeriden çıkan suyun debisi her gün düzenli olarak örnek alım aşamasında ölçülmüş ve bu galeriden çıkan suyun ortalama debisi 22 lt/dk şeklinde kaydedilmiştir. Galeri suyunun pH ve TÇKM değerleri Tablo 7.1’ de verilmiştir. Benzer şekilde bu suyun ortalama pH değeri 7.17 ve TDS içeriği ise 2168 mg/L olarak ölçülmüştür. Dolayısıyla bu suyun asitlik derecesi nötr olup, içerisindeki çözünmüş katı madde miktarı ise yüzey ve kirlenmemiş yeraltı sularına göre oldukça yüksektir. Sudaki katı madde içeriğinin yüksek olması, bu suların içerisinden geçtiği kayaç ve mineralleri yıkayarak, bünyesine katmakta olduğunu ve dolayısıyla da bu suda çözünmüş katı madde miktarının arttığını göstermektedir. Bu galeri çıkışından alınan suların ICP-MS’de farklı elementler için kimyasal analizleri yapılmıştır (Tablo 7.2). Bu tabloda Keban bölgesindeki galeri suyu yanında ICP-MS’in her bir element için analiz edebileceği en düşük analiz değerleri ile WHO (1999) tarafından belirlenmiş olan içme suyu sınır değerleri verilmiştir. Bu sonuçlardan da görüldüğü üzere galeri suyuna ait bazı metallerin normal içme suyu standart değerlerine göre çok yüksek değerlere sahip olduğu gözlenmiştir. İçilebilir sınırların üzerinde değerler sunmuştur. Ancak, Keban Galeri suyu için tespit edilen As değeri literatürde bildirilen madencilikten etkilenen sulardaki As konsantrasyonlarına yakın bir değerdir. Kanada’ da madencilik faaliyetlerinden etkilenen göl sularında As konsantrasyonları 100-500 mg/l olarak bildirilmiştir (Smedley ve Kinniburg, 2002).

Tablo 7.2. Çalışma alanı galeri suyu kimyasal analiz sonuçları, ICP-MS' in dedeksiyon limiti ve içme suyu standart değerleri ile karşılaştırılması

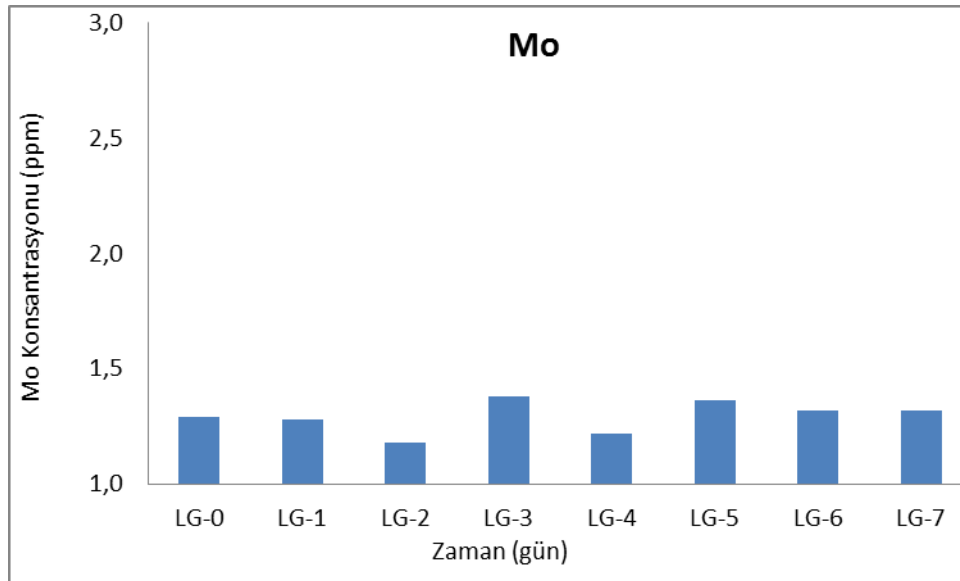
<u>Parametre</u>	<u>Keban Galeri Suyu</u>	<u>Dedeksiyon Limiti</u>	<u>İçme Suyu Standardı (WHO,1993)</u>
Ag (ppb)	0,5	0,05	0,05
As (ppb)	96	0,5	10
Ba (ppb)	159	0,05	300
B (ppb)	195	5	300
Ca (ppm)	778	0,05	-
Cd (ppb)	11,4	0,05	3
Co (ppb)	4,1	0,02	-
Cr (ppb)	19	0,5	50
Cu (ppb)	67	0,1	2000
Fe (ppb)	855	10	200
Hg (ppb)	1,3	0,1	1
K (ppm)	15,9	0,05	-
Mg (ppm)	264	0,05	-
Mn (ppb)	818	0,05	50
Mo (ppb)	4,5	0,1	70
Na (ppm)	136,7	0,05	200
Ni (ppb)	14,5	0,2	20
P (ppb)	65	10	-
Pb (ppb)	7,5	0,1	10
S (ppm)	575	1	-
Sb (ppb)	1,1	0,05	5
Se (ppb)	7,5	0,5	10
Th (ppb)	0,32	0,05	-
Sr (ppb)	4303	0,01	-
Tl (ppb)	2,85	0,01	2
U (ppb)	42	0,02	1400
Zn (ppb)	7230	0,5	3000

7.2. *Lemna gibba* ve *Lemna minor*'deki Ağır Metaller

7.2.1. Molibden (Mo)

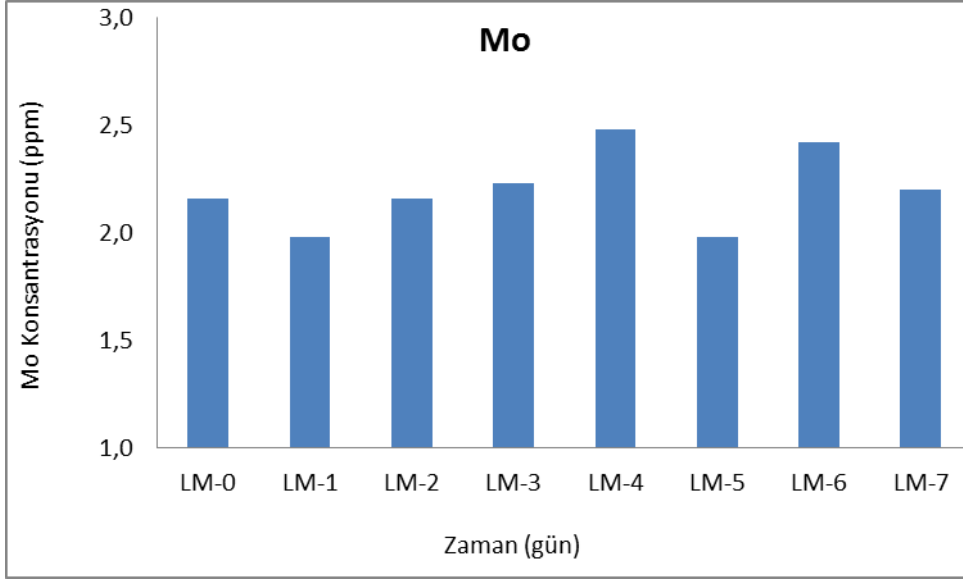
Lemna gibba'nın ve *Lemna minor*'un kontrolleri ile 7 günlük Mo alım miktarları sırasıyla Şekil 7.1'de ve Şekil 7.2' de verilmiştir.

Kontrol olarak kullanılan işlem görmemiş *L.gibba* L.'de Mo değeri 1.29 ppm iken, 3. günde en yüksek değer olan 1.38 ppm'e çıkmıştır. Daha sonra ise 7.güne kadar bitkideki Mo değerleri 3 güne göre bir düşüş trendi izlenmiştir. Dolayısıyla *L.gibba* L. üçüncü gün sonunda hasat edilmesi halinde Mo için %7 (1 kat) daha fazla alım sağlanmaktadır (Şekil 7.1). 7 günlük çalışma süresi periyodunda *Lemna gibba* L.'da biriken en yüksek toplam Mo konsantrasyonu dikkate alındığında, galeri suyundakine göre (4.5 ppb), *Lemna gibba* L.'da 307 kat fazla Mo akümüle edildiği görülmüştür. Albers ve Camardese (1993), bitkilerdeki metal konsantrasyonunun ilgili sudakinden 100.000 kat daha fazla değerlere ulaşabileceğini belirtmiştir (Brankovic vd., 2012).



Şekil 7.1. *Lemna gibba* 'nın 7 günlük Mo akümülasyonu

Lemna minor bitkisinde deney öncesinde Mo içeriği 2.16 ppm 'dir. *L.minor* bitkisinde en yüksek Mo akümülasyonu 4.günde 2.48 ppm ile gerçekleşmiştir (Şekil 7.2). Buna göre söz konusu bitkinin kontrole göre 4.günde 0.32 ppm fazladan alım yaptığı, izleyen günlerde ise alım oranının 4.güne göre düştüğü gözlenmiştir (Şekil 7.2). Dolayısıyla 4.günde hasat edilmesi durumunda *L.minor* L. Mo alımı için daha etkili (%15,1 kat daha fazla) bir akümülasyon yapacaktır.



Şekil 7.2. *Lemna minor* 'ün 7 günlük Mo akümülayonu

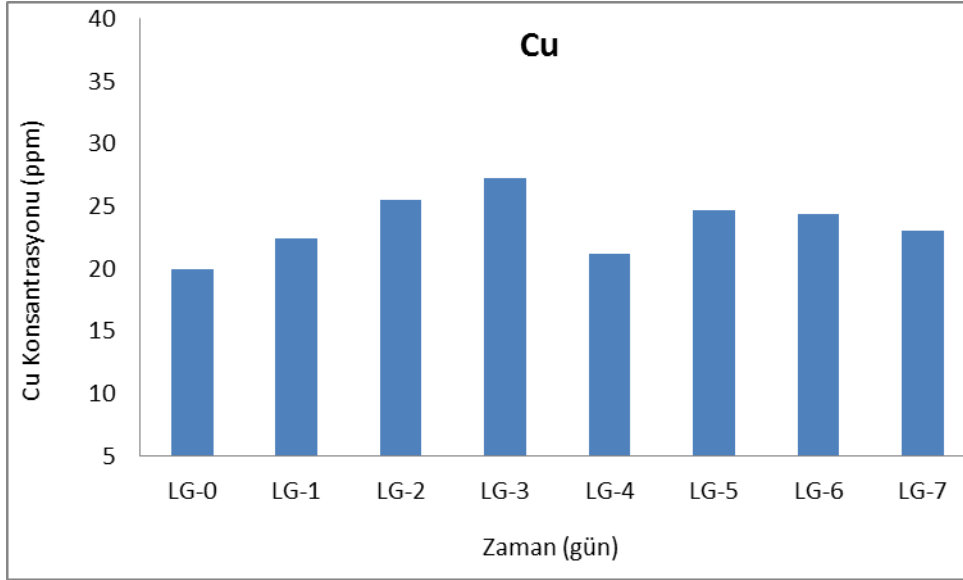
7.2.2. Bakır (Cu)

Lemna gibba 'nın kontrolü ile 7 günlük Cu alım miktarları Şekil 7.3'de verilmiştir. Kontrol *L.gibba* L.'de Cu miktarının 19.97 ppm olduğu saptanmıştır. Çalışma süresince Cu alımının üçüncü güne kadar arttığı ve bu günden sonra ise azalma gösterdiği tespit edilmiştir. 3.günde *L.gibba* L.'de saptanan 27.20 ppm'lik en yüksek değer nedeniyle 3.gün bitkinin hasat edilebileceği gün olarak belirlenebilir (Şekil 7.3). Bu durumda *L.gibba* L. 3.gün sonunda hasat edilmesi halinde, normal içermiş olduğu Cu'dan % 36 daha fazla bünyesine bakır akümüle etmiş olmaktadır.

Cu bitki metabolizması için gerekli bir mikrobesein olarak kabul edilmiştir (Upahhyay vd., 2007). Bakırın hücre yapılanmasında önemli bir rolü vardır ve bakır enerji transferi ve kromozomların yapısal duraylılığı için yaşamsal bir öneme sahiptir (Pahlsson, 1989). Öbek (2009) *Lemna gibba* L. üzerinde yaptığı çalışmada söz konusu bitkinin bakırı oldukça yüksek oranlarda akümüle ettiğini belirtmiştir. Öbek (2009), *Lemna gibba* L.'nin bakırı akümülayonu esnasında önce hızlı bir akümülayon gerçekleştirmesi ardından akümülayon seviyelerindeki ani düşüşlerin, bitkinin ilgili metale doyumluk derecesi ile ilgili olabileceği belirtmiştir. Benzer sonuç çalışmamız için de ifade edilebilir.

Lemna minor L., benzer şekilde galeri suyu içine konularak 7 gün boyunca Cu akümülayonu izlenmiştir (Şekil 7.4). Buna göre kontrol *L.minor* L.'deki Cu miktarı 11.38 ppm iken, 2. gün sonunda ise Cu alım miktarı 21.25 ppm olan en yüksek seviyeye

ulaşmıştır. Daha sonraki günlerde ise Cu değerlerinde bir düşüş yaşanmıştır. Dolayısıyla, *L.minor* L. bitkisinin 2.günde hasat edilmesi durumunda % 87 (yaklaşık iki kat fazla) gibi en yüksek Cu akümülyasyonunun gerçekleştirilmesi mümkün olacaktır (Şekil 7.4).



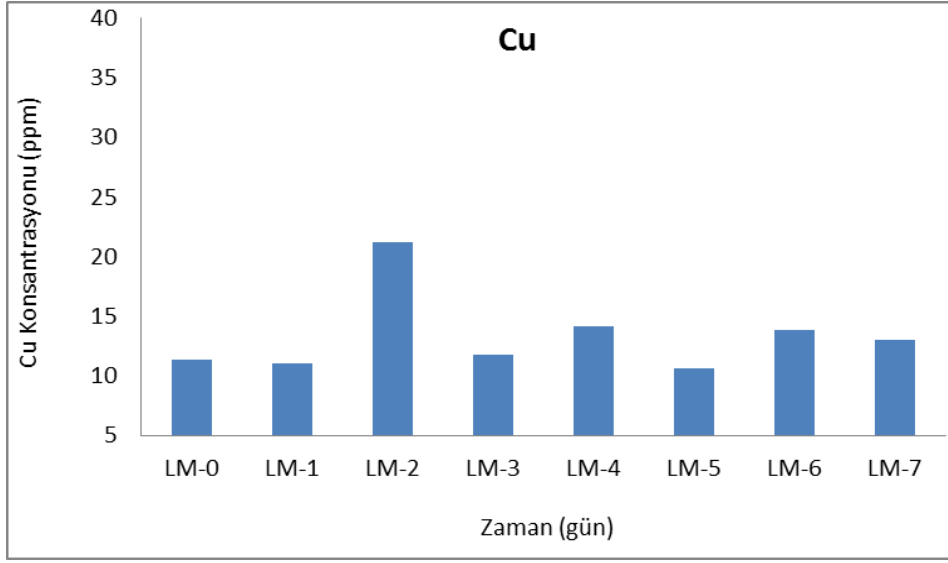
Şekil 7.3. *Lemna gibba* L.’nin 7 günlük Cu akümülyasyonu

Vymazal (1995) tarafından sulak alanlardaki yüzücü bitki türlerinde bakır konsantrasyonları kirletilmemiş ve kirletilmiş çevreler için 0-54500 ppm olarak bildirilmiştir. Çalışmamızda elde edilen değerler bu aralıkta olmuştur.

Lemna gibba L. kullanılarak Megateli vd., (2009)’in yaptıkları çalışmada bakırın gideriminin ilk iki günde hızlı bir şekilde (% 73) gerçekleştiği, izleyen günlerde ise Cu giderim yüzdesinin yatay bir seyir izlediği ve genellikle çok az bir artış gösterdiğini bildirilmiştir.

Brankovic vd. (2012), yapay bir göldeki 8 makrofit türünde ortalama Cu konsantrasyonunun bitkiden bitkiye farklılık gösterdiğini belirlemişlerdir. En yüksek değerin *Mentha aquatica* bitkisinde olduğunu bildirmişlerdir.

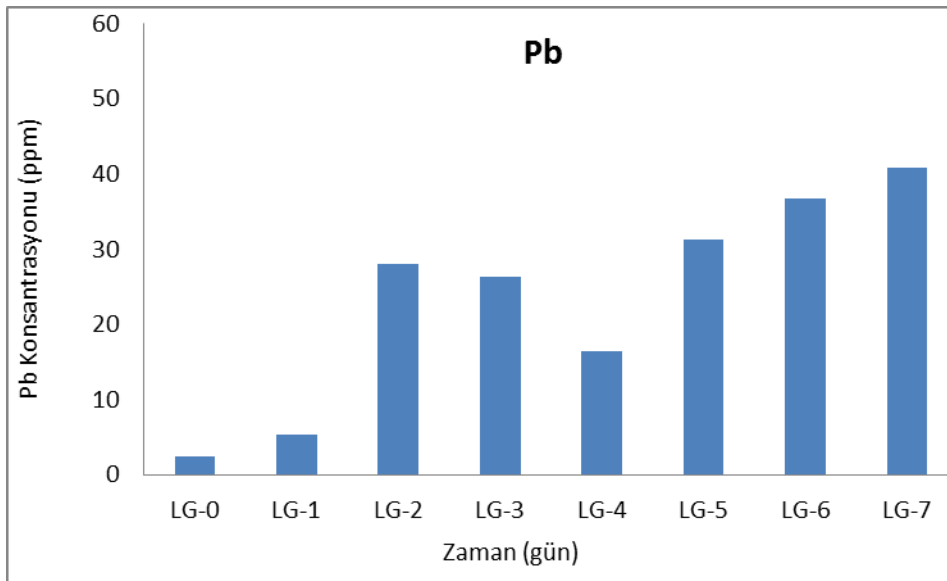
Kabata-Pendias ve Pendias (2001), farklı ülkelerdeki kirletilmemiş bölgelerde bulunan çeşitli bitkilerde Cu değerlerinin 2.1-8.4 ppm arasında olduğunu bildirmişlerdir (Brankovic vd., 2012). Bu değerler, çalışmamızdaki değerlerden oldukça düşüktür.



Şekil 7.4. *Lemna minor*’ ün 7 günlük Cu akümülayonu

7.2.3. Kurşun (Pb)

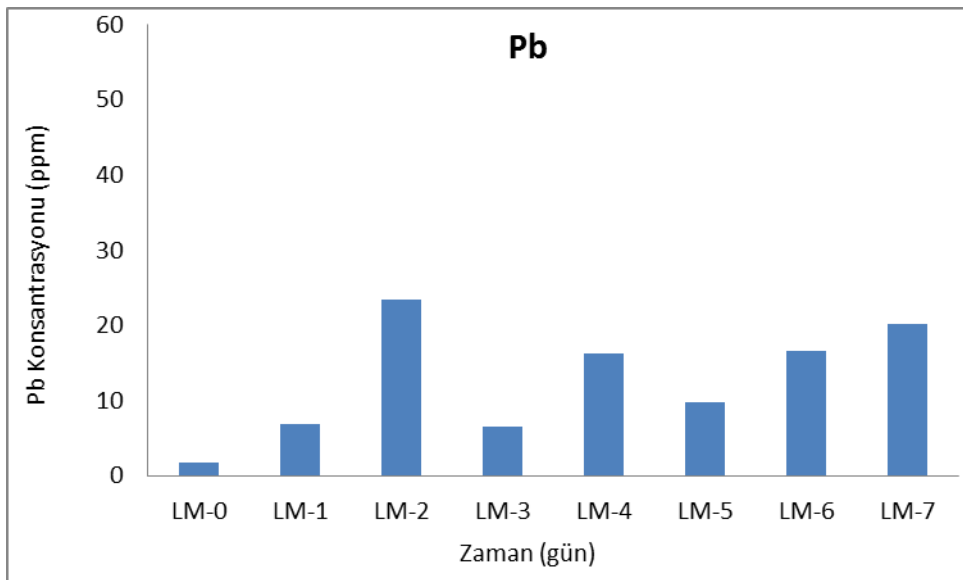
Lemna gibba L.’da galeri suyuna konulmadan önce analiz edilen Pb miktarı 2.51 ppm iken, ikinci günde 27.99 ppm, 7. Gün sonunda ise 40.91 ppm’e yükselmiştir (Şekil 7.5). *Lemna gibba* L.’nın Pb değerleri incelendiğinde 2.günde ilk güne göre % 1015 (11 kat daha fazla) artış göstermiştir. Dolayısıyla bu bitki Pb bakımından kirlenmiş suların temizlenmesinde oldukça yüksek bir performans sergilemiştir. 7. günde her ne kadar %1530 artış gözüküyor ise de, bekletme süresi esas alındığında, bitkinin 2 günde hasatlanması gerektiği ortaya çıkmaktadır.



Şekil 7.5. *Lemna gibba*’ nın 7 günlük Pb akümülayonu

Abdallah (2012), farklı konsantrasyonlarda kurşun içeren (2, 4 ,10 ve 15mg/L) sulu çözeltilerden kurşunun *Lemna gibba* L. ile fitoremediasyonunu laboratuvar ortamında çalışmıştır. Bitkideki kurşun birikiminin yaklaşık 110-850mg/g kuru ağırlık değerinde olduğunu tespit etmiştir. Bu değerler çalışmamızda tespit edilenlerden daha yüksektir. Çalışmamızda bitkinin maruz bırakıldığı galeri suyunun Pb konsantrasyonu 7.5 ppb olarak tespit edilmiştir. Bu değer, Abdallah (2012)' nin çalışmasında kullanıldığı Pb konsantrasyon değerlerinden oldukça düşüktür. Bu nedenle, bitkinin maruz bırakıldığı konsantrasyon arttıkça bitkinin Pb birikiminin de artacağı söylenebilir. Bu durum Abdallah (2012)' nin çalışmasında da görülmüş, konsantrasyon artışıyla genel olarak bitkinin biriktirdiği kurşun miktarı da artmıştır.

Galeri suyunda 7 gün boyunca *Lemna minor* L. bitkisinin Pb akümülayonu izlenmiştir (Şekil 7.6). Buna göre söz konusu bitkinin galeri suyuna konulmadan önceki içermiş olduğu Pb değeri 1.72 ppm iken, 2. gün sonunda ise Pb alım miktarı 23.38 ppm'e yükselerek, % 1259'luk (yaklaşık 14 kat fazla), 7.gün 20.25 ppm'e yükselerek % 1077'lik (12 kat fazla) ilk güne göre daha fazla bir alım yapılmıştır. Bu durumda *L. minor* L. bitkisi 2. günde hasat edilmesi halinde Pb içeriği yüksek sularda önemli oranda Pb akümülayonu gerçekleştirmek mümkün olacaktır (Şekil 7.6).



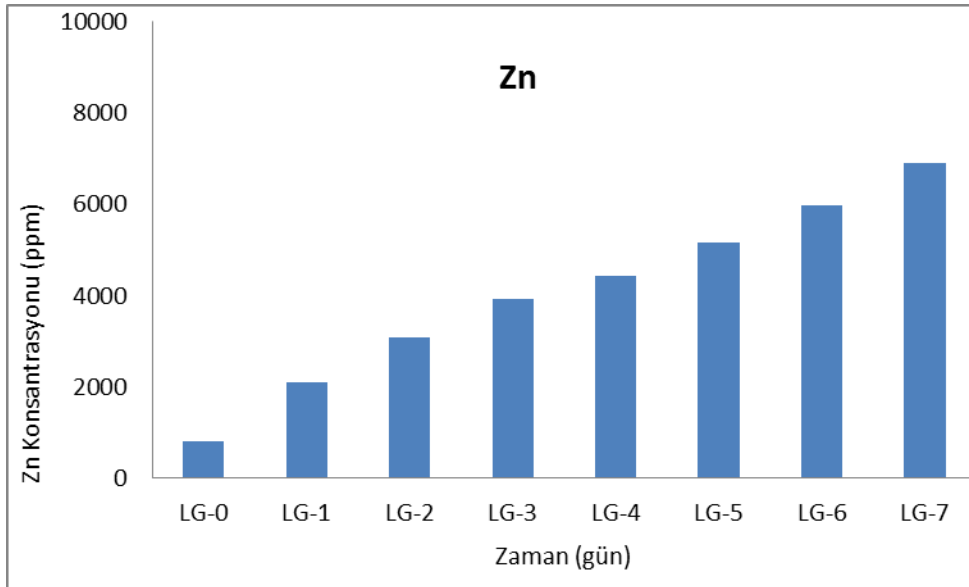
Şekil 7.6. *Lemna minor*'ün 7 günlük Pb akümülayonu

Vymazal (1995)'in kirletilmemiş ve kirletilmiş sulak alan çevrelerinde yüzücü bitkilerdeki Pb konsantrasyonları olarak bildirdiği 2.7-25790 ppm değerleri, elde ettiğimiz değerlere uygundur.

Brankovic vd. (2012) tarafından sırasıyla *Mentha aquatica* ve *Alisma plantago-aquatica* için bildirilen Pb konsantrasyonları (11.779 mg/kg kuru ağırlık ve 5.014 mg/kg kuru ağırlık) bizim tespit ettiğimiz değerlerden yüksektir. Bu değerlerin literatürde belirtenlerden yüksek olduğu ve bunun trafik kaynaklı açığa çıkan gazlarla hava kirliliğine bağlanabileceği bildirilmiştir.

7.2.4. Çinko (Zn)

Lemna gibba L.'nin galeri suyuna konulmadan önceki analiz edilen Zn miktarı 815 ppm iken, izleyen günlerde artarak, üçüncü günde 3927 ppm, 7. gün sonunda ise 6895 ppm'e yükselmiştir (Şekil 7.7). *Lemna gibba*'nın Zn değerleri incelendiğinde 3.günde ilk güne göre % 382 (yaklaşık 5 kat fazla), 7.günde ise % 746 (8.5 kat daha fazla) artış göstermiştir. Dolayısıyla bu bitki Zn bakımından kirlenmiş suların temizlenmesinde oldukça yüksek bir performans sergilemiştir.



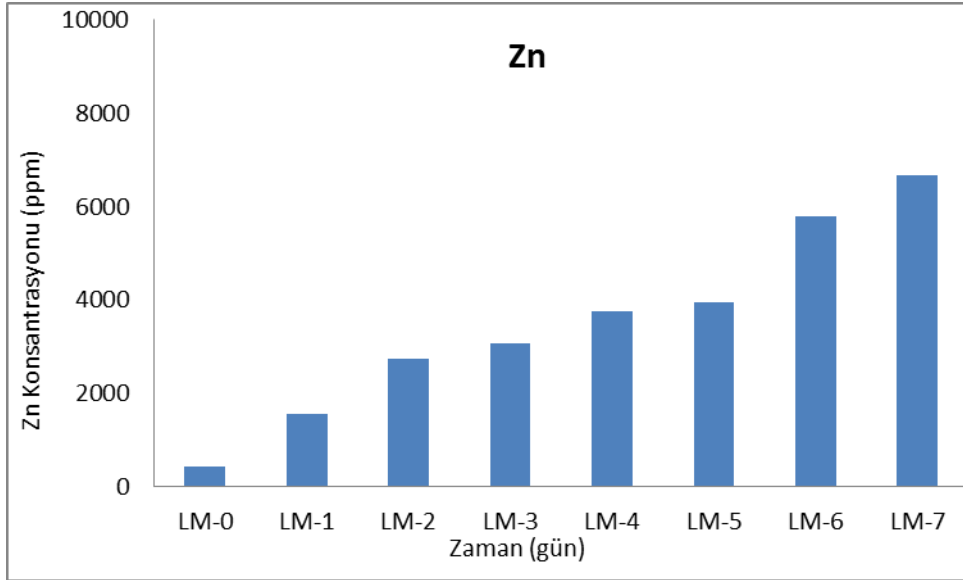
Şekil 7.7. *Lemna gibba* 'nın 7 günlük Zn akümülayonu

Zn bazı metabolik süreçlerde yer alır ve özellikle yüksek bitkiler için yaşamsal bir öneme sahiptir (Paschke vd., 2000). Öbek (2009), *Lemna gibba* kullanarak ağır metallerce kirlenmiş ikincil arıtım suyunda yer alan Zn metalinin alım kapasitesini incelemiş ve bu

bitkinin bu elementi yüksek oranda akümüle etme yeteneğine sahip olduğunu vurgulamıştır.

Khellaf ve Zerdaoui (2013), *Lemna gibba* L.'nin farklı sıcaklık ve pH şartlarında Zn alım kapasitelerini incelemişlerdir. Bu çalışmanın sonuçlarına göre *Lemna gibba* tarafından Zn akümüasyonu için pH 5 ve 6, sıcaklığın ise 21 C° 'den daha büyük olması durumunda en ideal faktörlerin ortaya çıktığını belirtmişlerdir.

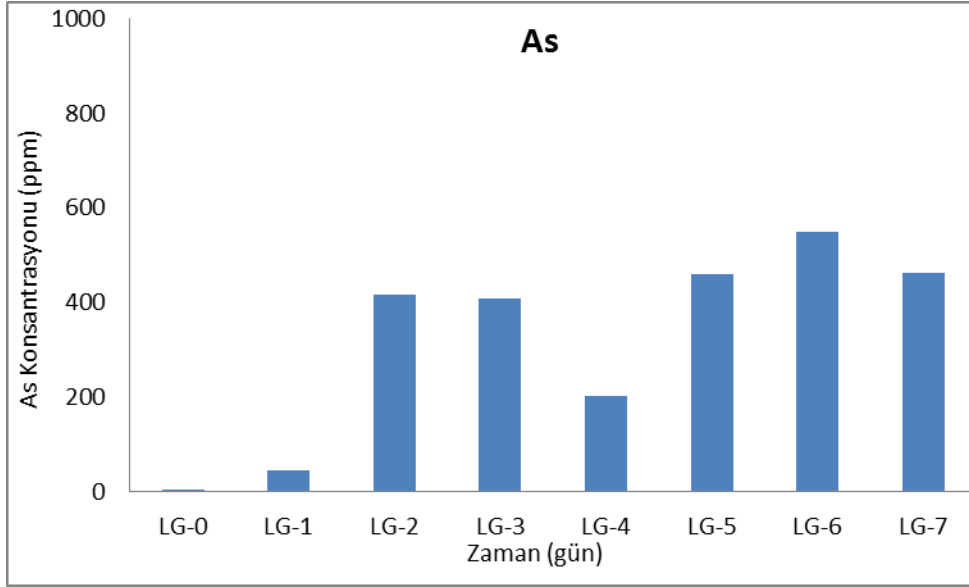
Lemna minor L. için de benzer şekilde galeri suyunda 7 gün boyunca Zn akümüasyonu izlenmiştir (Şekil 7.8). Buna göre söz konusu bitkinin başlangıçtaki Zn değeri 421,4 ppm iken, 3. gün sonunda ise Zn alım miktarı 3064,7 ppm'e yükselerek, % 627'lik (7 kat daha fazla), 7.gün sonunda ise 6672 ppm'e yükselerek % 1483'lük (yaklaşık 16 kat fazla) bir alım yapılmıştır (Şekil 7.8).



Şekil 7.8. *Lemna gibba* L. 'ün 7 günlük Zn akümüasyonu

7.2.4. Arsenik (As)

Lemna gibba L.'nin galeri suyuna konulmadan önceki analiz edilen As miktarı 2.1 ppm iken, izleyen günlerde önemli oranda artarak, ikinci günde 416,4 ppm, 6. gün sonunda ise 548.5 ppm'e yükselmiştir (Şekil 7.9). *Lemna gibba* L.'nin As değerleri incelendiğinde 2.günde başlangıca göre % 19728 (198 kat daha fazla), 6.günde ise % 26019 (261 kat daha fazla) artış gösterdiği belirlenmiştir. Dolayısıyla bu bitki As bakımından kirlenmiş suların temizlenmesinde oldukça yüksek bir performans sergilemiştir.

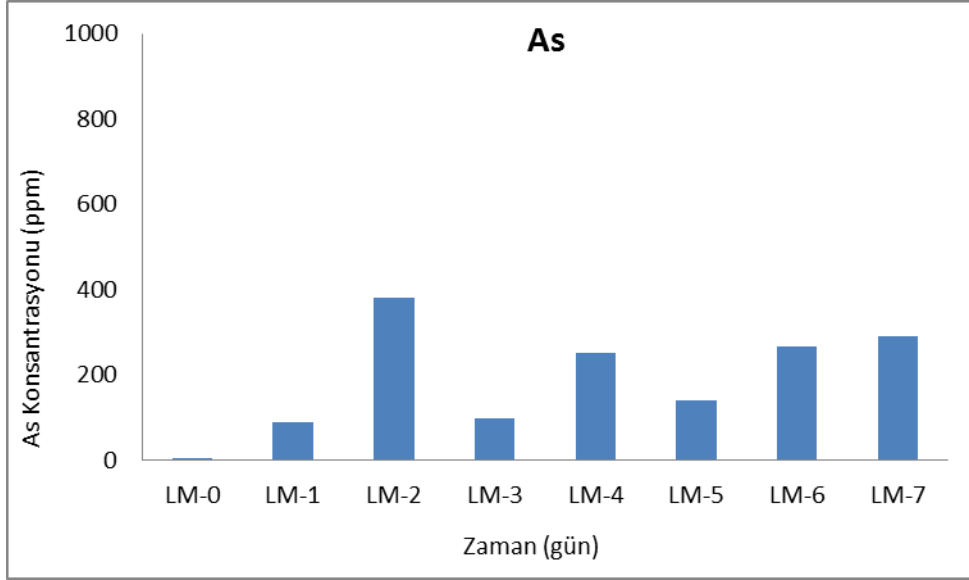


Şekil 7.9. *Lemna gibba* 'nın 7 günlük As akümülayonu

Şaşmaz ve Öbek (2009), *Lemna gibba* L. kullanarak, ikincil arıtım havuzlarındaki As' in akümülayonunu araştırmak için bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışmaya göre *Lemna gibba* L.'nin As için 7 gün boyunca alım kapasitesi incelenmiş ve As için en yüksek alım kapasitesine % 133 artış ile 2.günde ulaşıldığı belirlenmiştir. *L. gibba* L.'daki akümülayon miktarı 2. günde 380 ppm'e çıkarken, 3.günde ise 98 ppm' e düşmüştür. Akümülayon miktarındaki böyle ani düşüşlerin *L.gibba* L.'nin As'e olan doyumluk düzeyinden kaynaklanabileceği açıklanmıştır (Öbek, 2009; Şaşmaz ve Öbek, 2009). Söz konusu çalışmada bildirilen en yüksek As alım kapasitesi olan %133 değerindeki artış, bu tez çalışmasında elde edilen en yüksek As alım kapasitesinden (hasatlama süresi olarak belirlenen 2. günde başlangıca göre %7077' lik artış) düşük bir değerdir.

Lemna minor L. için de benzer şekilde galeri suyunda 7 gün boyunca As akümülayonu izlenmiştir (Şekil 7.10). Buna göre söz konusu bitkinin başlangıçtaki As değeri 5.3 ppm iken, 2. gün sonunda ise As alım miktarı 380.4 ppm'e yükselerek, kontrole göre % 7077'lik (72 kat daha fazla) artış göstermiştir. İzleyen günlerde As değerlerinde yeniden bir düşüş gözlenmiş ancak 7.gün sonunda ise 290.8 ppm'e yükselerek kontrole göre % 5387 'lik (55 kat daha fazla) daha fazla bir alım olmuştur. Bu durumda *Lemna minor* L. bitkisinin, özellikle ikinci günde hasat edilmesi halinde ilk güne göre 72 kat As akümülayonunun gerçekleştirilmesi mümkün olacaktır (Şekil 7.10).

Lemna minor L.'in en yüksek As alım konsantrasyonu dikkate alınırsa, galeri suyundakine göre, bitkide 3963 kat fazla As bulunduğu görölür.



Şekil 7.10. *Lemna minor* L. ' ün 7 günlük As akümülayonu

Alvarado vd. (2008), *Eichhornia crassipes* ve *Lemna minor* L. ' ün arseniğı akümüle etme potansiyellerini karşılaştırdıkları çalışmalarında, her iki tür için de biyoakümülayon kapasiteleri arasında önemli bir fark olmadığını ancak *Lemna minor* L. ' ün % 5'lik daha düşük bir giderim potansiyeline sahip olduğunu belirtmişlerdir.

8. SONUÇLAR

Bu çalışmada *L.gibba* L. ve *L.minor* L. bitkilerinin Keban Pb-Zn madenine ait galeri suyundaki Mo, Cu, Pb, Zn ve As metallerini akümüle etmek için kullanım potansiyelleri incelenmiştir. Hem *L.gibba* L. hem *L.minor* L. sözkonusu bu metalleri önemli oranda akümüle etmişlerdir. Her iki bitki de özellikle Pb ve As akümülyasyonunda olağanüstü bir verim ile çalışmışlardır. *L.gibba* L. ilk iki veya üçüncü gün dikkate alındığında, akümülyasyon kapasitesi açısından As>Pb>Zn> Mo>Cu şeklinde bir sıralama göstermiştir. *L. minor* L.'de ise As>Pb>Zn>Cu>Mo şeklinde bir sıralama elde edilmiştir. Bu iki bitkinin performansları karşılaştırıldığında ise; *L.gibba* L., As için *L.minor* L. 'den daha etkili akümülyasyon yeteneği göstermektedir. Zn için ise *L.minor* L. bitkisinin, *L.gibba* L.'dan daha verimli çalıştığı görülmüştür. Pb için her iki bitki de benzer bir performans sergilemiştir. Hem Cu hem de Mo için ise *L.minor* L.'ün performansı *L.gibba* L.'dan daha yüksektir.

L.gibba L. için Mo,Cu,Pb,As,Zn metallerinin en yüksek alım değerleri sırasıyla %7, %36, %1530, %26019, %746 iken; *L.minor* L. için ise Mo,Cu,Pb,As,Zn metallerinin en yüksek alım değerleri, %15, %87, %1259, %7077, %1483'dir.

Bu bitkilerin hasat edilme süreleri değerlendirilirse, Mo akümülyasyonun yeterli kapasiteye ulaşması *L.gibba* L. için 3.gün, *L.minor* L. için 4.gün; Cu akümülyasyonu *L.gibba* L. için 3.gün, *L.minor* L. için 2.gün; Pb ve As akümülyasyonları *L.gibba* L. ve *L.minor* L. için 2.gün ; Zn için ise hasat süresi 3.gün olarak belirlenmiştir.

Bu sonuçlardan da görüldüğü gibi galeri suları içindeki sözkonusu ağır metallerin *L.gibba* L. ve *L.minor* L. tarafından ve toksik elementlerin giderimini oldukça ucuz maliyet ve doğal çevreye zarar vermeden yapılabilmesi mümkündür.

Galeri çıkış sularında incelenen ağır metaller her ne kadar ppb düzeyinde ise de çalışılan bitkilerde Mo 4.5 ppb, Cu 67 ppb, Pb 7.5ppb, As 96 ppb ve Zn 7230 ppb birikimi sucul ekosistemdeki canlılarda da bir birikime yol açarak canlı sağlığını tehdit edebileceğinin bir göstergesidir.

Bu nedenle, çıkış sularının bitkisel arıtıma tabi tutularak deşarj edilmesi uygun görülmüştür.

9. YARARLANILAN KAYNAKLAR

- Abdallah, M.A. 2012. Phytoremediation of heavy metals from aqueous solutions by two aquatic macrophytes, *Ceratophyllum demersum* and *Lemna gibba* L. *Environ Technol.* 33(13-15):1609-14.
- Ahluwalia, S.S., Goyal, D., 2007. Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater, *Bioresource Technology*, 98, 2243-2257.
- Akbıyık F., Felent çayı'nda mikro ve makro elementlerin biyotik ve abiyotik öğelerde birikimlerinin araştırılması Yüksek Lisans Tezi Anadolu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı 2012, 116 sayfa
- Akgul, B. 1987. Petrography of metamorphic rocks in the vicinity of Keban-Elazig. Master Thesis, F.U. Fen Bilimleri Ens., 60 p. Elazig (in Turkish with English abstract).
- Albers, P.H., Camardese, M.B. 1993. Effects of acidification on metal accumulation by aquatic plants and invertebrates 1.constructed wetlands *Environ. Toxicol. Chem.*, 12: 959-76
- Alvarado, S. Guédez, M. Lué-Merú, M.P. Graterol, N. Anzalone, A. Arroyo, C.J. Záray, G., 2008. Arsenic removal from water by bioremediation with the aquatic plants water hyacinth (*Eichornia crassipes*) and Lesser Duckweed (*Lemna minor*). *Bioresource Technology*, 99; 8436-8440.
- Antunes, A.P.M., Watkins, G.M.N., Duncan, J.R., 2001. Batch studies on removal of gold (III) from aqueous solution by *Azolla filiculoides*. *Biotechnology* 23,249-251.
- Artan, R.O. 2007. Ağır Metal içeren atık suların ileri arıtımında su mercimeği (*Lemna Sp.*) bitkisinin kullanılması. Yüksek lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana
- Atay, D., 1984, Bitkisel Su Ürünleri ve Üretim Tekniği. Ankara Üniv. Ziraat Fak. Su Ürünleri Bölümü Ankara, 203 s.
- Bailey, S.E., Olin, T.J., Bricka, R.M., Adrian, D.D. 1999. A review of potentially low-cost sorbents for heavy metals. *Water Res.* 33: 2469-79.
- Balcıgil, M. 2013, Nutrient and heavy metal removal from domestic wastewater by using duckweed, M.Ü Fen Bilimleri Enst. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul.
- Baker, A.J.M., Revees, R.D., Hajar, A.S.M. 1994. Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J. & C. Presl. (Brassicaceae). *New Phytol.* 127: 61-8.
- Banks, M.K., Kulakow, P., Schwab, A.P., Chen, Z. ve Rathbone, K., 2003. Degradation of Crude Oil in the Rhizosphere of *Sorghum bicolor*. *International Journal of Phytoremediation* 5; 225-234.
- Bayhan, H, Akça, L., Altay, A., Şakar, S. 1996. Yüzen Su Bitkileri ile Atıksulardan Nutrient Giderimi, Tarım-Çevre İlişkileri Sempozyumu, S: 589- 598, Mersin, 13-15.
- Bergman, H.L., Kimerle, R.A. Maki, A.W. 1986. Environmental hazard assesment of effluents, Pergamon Press, New York.
- Bharti, S., Banerjee, T.M. 2013. Bioassay analysis of efficacy of phytoremediation in decontamination of coal mine effluent. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 92; 312-319.
- Brankovic, S., Pavlovic-Muratspahic, D., Topuzovic, M., Glisic, R., Milivojevic, J., Dekic, V. 2012. Metals concentration and accumulation in several aquatic macrophytes. *Biotechnology and Biotechnological Equipment* 26: 2731-2736.
- Bigersson B. Sterner O, Zimerson, E. 1988. Chemie und gesundheit, Eine Verst 2nd liche einführung in die toxikologie. VCH Verlagsgesellschaft.

- Blaylock, N.A., Shah, A., Wilson, V.G. 2000. Pharmacological evidence for pre- and post-junctional α_2 -adrenoceptors in the porcine isolated rectal artery. *Br. J. Pharmacol.* 131: 80p.
- Cardwell, A.J., Hawker, D.W., Greenway, M. 2002. Metal accumulation in aquatic macrophytes from Southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*, 48:653-663.
- Chen, Y.C., Chen, M.H. 2001. "Heavy metal concentrations in nine species of fishes caught in coastal waters of Ann-Ping," S.W. Taiwan. *Journal of Food and Drug Analysis*, 9 (2): 107-114.
- Cirik, S., Cirik, Ş., Conk-Dalay, M. 2001. Su Bitkileri II. (İçsu Bitkilerinin Biyolojisi, Ekolojisi, Yetiştirme Teknikleri) Su Ürünleri Fak. Yay. No:61, 159 say. ISBN:975.483.476
- Cossu, R., Haarstad, K., Lavagnolo, M.C., Littarru, P. 2001. Removal of municipal solid waste COD and NH₄-N by phyto-reduction: a laboratory-scale comparison of terrestrial and aquatic species at different organic loads. *Ecol. Eng.* 16, 459–470.
- Davis, P.H. 1988. *Flora of Turkey and The East Aegean Island*. Edinb. Univ. Press.
- Dinges, R., 1982. *Aquatic Plant Systems. An Unconventional Approach to Removal of Toxic Materials*, Presented of The Tenth Water Resource Symposium, 'Toxic Materials-Methods of Control' University of Texas, Austin, Texas
- DSİ, 2001. Gala Gölü ve Çevresindeki Sulak Alanların Islahı ve Yönetim Planlaması Raporu, Edirne
- Dushenkov, V., Kumar, P.B.A.N., Motto, H., Raskin, I. 1995. Rhizofiltration: The use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environ Sci Technol* 29: 1239-45.
- Doğan, M. 2011. Akuatik Makrofitlerde Ağır Metal Akümülayonu. *Türk Bilimsel Derlemeler Dergisi* 4 (2):33-36.
- Duffus, J.H., Worth, H.G.J. 1996. *Fundamental toxicology for chemists*. UK: Royal Society of Chemistry Information Services.
- EPA. 2000. Environmental Protection Agency, Introduction of Phytoremediation. epa/600/R-99/107, Cincinnati, Ohio, U.S.A., 72.
- Erkoç, Ö.B. 2011. Su Mercimeği (*Lemna minor*) Bitkisi ile ağır metal içeren Gala Gölü sularının ileri arıtımının değerlendirilmesi. Namık Kemal Üniv. Fen Bilimleri Ens. Yüksek Lisans Tezi, 88 s.
- Ernst, W.H.O. 1996. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Appl. Geochem.* 11, 163–167.
- Evangelou, M.W.H., Ebel, M., Schaeffer, A. 2007. Chelate assisted phytoextraction of heavy metals from soil: Effect, mechanism, toxicity and fate of chelating agents. *Chemosphere*, 68: 989-1003.
- Farooq, M., Anwar, F. and Rashid, U., 2008. Appraisal of Heavy Metal Contents in Different Vegetables Grown in the Vicinity of an Industrial Area" *Pak. J. Bot.*, 40 (5), 2099-2106.
- Förstner, U., Wittmann, G.T.W. 1983. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*, second revised ed. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg et New York.
- Gabor TS, North AK, Ross, LCM, Murkin HR, Anderson JS, Turner MA. *Beyond The Pipe: The Importance of Wetlands and Upland Conservation Practises in Watershed Management: Function and Values for Water Quality and Quantity*. Ducks Unlimited Canada, 2001: 52.
- Ghaedi, M., Asadpour, E., Vafaie, A. 2006. Sensitized spectrophotometric determination of Cr (III) ion for speciation of chromium ion in surfactant media using Alpha-Benzoin Oxime. *spectrochim. Acta*,; 63: 182-88.

- Ghosh, M. ve Singh, S.P., 2005. A Review on Phytoremediation of Heavy Metals and Utilization of its Byproducts. *Applied Ecology and Environmental Research*, 3, 1-18
- Hamutoğlu, R., Dinçsoy, A.B., Cansaran-Duman, D. Aras, S, 2012; Biyosorpsiyon, adsorpsiyon ve fitoremediasyon yöntemleri ve uygulamaları, *Türk Hij. Den. Biyoloji Dergisi*, 235-253.
- Hasar, H. and Obek, E. 2001. Removal of Toxic Metals from Aqueous Solution by Duckweed (*Lemna minor* L):Role of Harvesting and Adsorbition Isotherms. *Arabian Journal for Science and Engineering* 26(2C), pp.47-54.
- Henderson-Sellers, B., Markland, H.R. (1987), "Decaying lakes," The origins and control of cultural eutrophication, John Wiley and Sons Publication.
- Hou, W., Chen, X., Song, G., Wang, Q. and Chi Chang, C., 2007. Effects of copper and cadmium on heavy metal polluted waterbody restoration by duckweed (*L. minor*), *Plant Physiology and Biochemistry* 45, 62-69.
- Horsfall MJ, Spiff AI. Effects of temperature on the sorption of Pb^{+2} and Cd^{+2} from aqueous solution by *Caladium bicolor* (Wild Cocoyam) biomass. *Electron J Biotechn*, 2005; 8: 143–50.
- Huang, J.W., Chen, J., Berti, W.R. ve Cunningham, S.D., 1997. Phytoremediation of Lead Contaminated Soil: Role of Synthetic Chelates in Lead Phytoextraction. *Environmental Science and Technology*, 31, 800-805.
- İleri, R. 2000. Çevre Biyoteknolojisi. 1. Baskı. Adapazarı: Değişim Yayınları 501-22.
- Juwarkar, A.A., Jambhulkar, H.P. 2008. Restoration of fly ash dump through biological interventions. *Environ Monit Assess*. 139 (1-3); 355-65.
- Kahvecioglu, Ö., Kartal, G., Güven, A. Timur, S. 2003. Metallerin Çevresel Etkileri-I. *Metalurji* 136: 47-53.
- Kabata-Pendias A, Pendias H, 2001. Trace Elements in Soils and Plants, 3rd edition, CRC Press 397p.
- Kara, Y., Basaran D., Kara, İ., Zeytunluoglu, A. and Genç, H. 2003. Bioaccumulation of Nickel by Aquatic Macrophyta *Lemna minor* (Duckweed). *International Journal of Agriculture & Biology*, 281–283.
- Kalender, L., 2000. Keban Dere (Keban-Elazığ) Doğu Fırat bölgesi Cu cevherleşmelerinin jeolojisi, kökeni ve ekonomik önemi. Fırat Üniversitesi. Fen Bilimleri Enstitüsü,. Doktora Tezi, 110s. (Yayımlanmamış).
- Khellaf, N., Zerdaoui, M. 2013. Phytoaccumulation of zinc using the duckweed *Lemna gibba* L.: effect of temperature, pH and metal source. *Desalination and Water Treatment* 51 (28-30); 5755-5760.
- Khellaf, N., Zerdaoui, M. 2009. Growth response of The Duckweed *Lemna minor* to heavy metal pollution, Laboratory of Environmental Engineering, Faculty of Engineering, Vadjı Mokhtar University, Annaba, Algeria. *Bioresource Technology* 100; 6137–6140.
- Kocataş, A. 1996. Ekoloji ve Çevre Biyolojisi, Ege Üniv. Su Ürünleri Fak. Yayınları No: 51, Ege Üniv. Basımevi, İzmir. 564 s.
- Krebs, W., Brombacher, C., Bosshard, P. P., Bachofen, R., Brandi, H., 1997. Microbial Recovery of Metals from Solids. *FEMS Microbiology Reviews*. 20: 605-617.

- Langille W.M. ve MacLean K.S. 1976. Some essential nutrient elements in forest plants as related to species, plant part, season and location. *Plant Soil*, 45: 17–26.
- Lee, M. ve Yang, M., 2010. Rhizofiltration Using Sunflower (*Helianthus annuus* L.) and Bean (*Phaseolus vulgaris* L. var. *vulgaris*) to Remediate Uranium Contaminated Groundwater, *Journal of Hazardous Materials*, 173, 589-596.
- Leveille, S. A., 2000. Identification of Bacteria Recovered from Acide Mine Environments by Reverse Sample Genom Probing (*Thiobacillus acidophilus*, *Thiobacillus thiooxidans*, *Leptospirillum ferrooxidans*, *Thiobacillus ferrooxidans*). MSc Thesis, Laurentian Univ. of Sudbury, Canada. 154.
- Liang Y, Zhao ZH, Li QM, Cui FL, Liu GG. Study on preconcentration of trace copper using microcrystalline triphenyl-methane loaded with Malachite Gren Chin J Chem, 2007; 25: 521-26.
- Maine, M.A., Suñe, N., Hadad, H., Sanchez, G., Bonetto, C., 2006. Nutrient and metal removal in a constructed wetland for wastewater treatment from a metallurgic industry. *Ecol. Eng.* 26, 341–347.
- Malik, A., 2004. Metal Bioremediation Through Growing Cells. *Environment International*, 30, 261–278.
- Manny, B.A., Nichols, G.J., Schloesser, D.W. 1991. Heavy metals in aquatic macrophytes in drifting in a large river. *Hydrobiologia*, 219:333-344.
- Matagi, S.V., Swai, D. and Mugabe, R.A., 1998. Review Of Heavy Metal Removal Mechanisms In Wetlands , *Afr. J. Trop. Hydrobiol. Fish.*, 8, 23-35.
- Meers E, Ruttens A, Hopgood MJ, Samson D, Tack FM. Comparison of EDTA and EDDS as potential soil amendments for enhanced phytoextraction of heavy metals. *Chemosphere*, 2005; 58: 1011 22.
- Megateli, S., Semsari, S., Couderchet, M. 2009. Toxicity and removal of heavy metals (cadmium, copper, and zinc) by *Lemna gibba*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 72 1774–1780.
- Memon AR, Aktopraklıgil D, Özdemir A, Vertii A. Heavy Metal Accumulation and Detoxification Mechanisms in Plants. Tübitak MAM, Institute for Genetic Engineering and Biotechnology, Kocaeli-Turkey, 2000.
- Miranda, M.G., Sobrino, A.S., Alvarez, C., Quiroz, A. 2010. Bio-accumulation and toxicity of lead (Pb) in *Lemna gibba* L (duckweed). *Journal of Environmental Science and Health* 45/1; 107-110.
- Mkandawire, M., Dudel, E.G., 2005. Accumulation of arsenic in *Lemna gibba* L. (duckweed) in tailing waters of two abandoned uranium mining sites in Saxony, Germany. *Sci. Total Environ.* 336 (1–3), 81–89.
- Mkandawire, M., Taubert, B., Dudel, E.G., 2006. Limitations of growth-parameters in *Lemna gibba* bioassays for arsenic and uranium under variable phosphate availability. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 65 (1), 118–128.
- Miretzky, P., Saralegui, A. and Cirelli, A.F. 2004. Aquatic Macrophytes Potential for the Simultaneous Removal of Heavy Metals (Buenos Aires, Argentina). *Chemosphere*, Vol:57, pp. 997–1005. Mohan
- Negri, M.C., Hinchman, R.R., 1996. Plants that remove contaminations from the Environment. *Laboratory Medicine* 27; 36-40.
- Newman, L.A., Reynolds, C.M. 2004. Phytodegradation of Organic Compounds. *Current Opinion in Biotechnology* 15; 225-230.
- Nicolau, P. B., Johnson, D. B., 1999. Leaching of Pyrite by Acidophilic Heterotrophic Iron-Oxidizing Bacteria in Pure and Mixed Cultures. *Applied and Environmental Microbiology*. 65(2): 585-590.

- Novotny, V., 1995. Diffuse Source of Pollution by Toxic Metals and Impact on Waters, Heavy Metals Problems and Solutions, Salamons, W., Förstner, U and Mader, P. (Eds.). Springer Verlag, 412s.
- Obek, E. 2009. Bioaccumulation of heavy metals from the secondary treated municipal wastewater by *Lemna gibba*. Fres. Environ. Bull., 18 (11a); 2159–2164.
- Obek, E. and Sasmaz, A. 2011. Bioaccumulation of aluminum by *Lemna gibba* L. from secondary treated municipal wastewater effluents. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 86: 217–220.
- Öztunalı, Ö., 1989. Keban maden sahaları durum tespit raporları. 1985-89 (yayınlanmamış). Etibank Maden Arama Müdürlüğü 30 s. Ankara.
- Pahlsson, A.M.B. 1989. Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants. Water Air Soil Pollut. 47; 287-319.
- Pais, I., Jones, J.B., 2000. The Handbook of Trace Elements. St. Luice Press, Florida, p. 222.
- Paschke M.W., Redente E.F., Levy D.B. 2000. Zinc toxicity thresholds for important reclamation grass species of the Western United States, Environ. Toxicol. Chem. 19: 2751–2756.
- Philips D.H., Rainbow P.S. (1994), Biomonitoring of trace aquatic contaminants, Fenviron, 87 s, London.
- Prasad, M.N.V., Malec, P., Waloszek, A., Bojko, M. and Strzałka, K. 2001. Physiological Responses of *Lemna trisulca* L. (duckweed) to Cadmium and Copper Bioaccumulation. Plant Science 161(5), 881-889.
- Rahmani, G.N.H., Sternberg, S.P.K. 1999. Bioremoval of lead from water using *Lemna minor*. Bioresour Technol, 70; 225–230.
- Rai, U.N., Tripathi, R.D., Vajpayee, P., Vidyanath, Jha. and Ali, M.B., 2002. Bioaccumulation of toxic metals (Cr, Cd, Pb and Cu) by seeds of *Euryale ferox* Salisb (Makhana). Chemosphere, 46, 267–272.
- Rainbow, P.S., 1995. Biomonitoring of Heavy Metal Availability in the Marine Environment, Marine Pollution Bulletin, 31, 183-192.
- Raskin I, Ensley DE. Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean up the environment. New York: Wiley, 2000: 352.
- Reddy, K.R. and DeBusk, T.A. 1987. State-of-the art utilization of aquatic plants in water pollution control. Wat. Sci. Tech., 19, 61-79.
- Rich, G. and Cherry, K., 1987. Hazardous Waste Treatment Technologies, In: Pudvan Publ. Co. (Ed.), 169, Newyork.
- Rizzi L, Petruzzelli G, Poggio G, Vigna Guidi G. Soil physical changes and plant availability of Zn and Pb in a treatability test of phytostabilization. Chemosphere, 2004; 57: 1039-46.
- Salt, D.E., Blaylock, M., Kumar, N.P.A., Dushenkov, V., Ensley, B.D., Chet, I., Raskin, I. 1995. Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. Biotechnology, 13:468-472.
- Samecka-Cymerman, A., Kempers, A.J. 1996. Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macrophytes around Wroclaw, Poland. Ecotoxicology and Environmental Safety 35: 242-247.
- Sarı, A.M. 1993. Gala Gölü Acil Su İhtiyacı ve Taşkın Koruması. Enez Çevre Sempozyumu, Edirne Valiliği Çevre Vakfı Yayınları No:1.
- Sarı, B. 2005. Metal sanayi atık çamurlarından ağır metal gideriminde biyoliç yönteminin kullanılması. Ç.Ü. Fen Bilimleri Ens. Doktora Tezi. 99 s. Adana.

- Sarıyüboğlu, M., Say, H. 1991. "Elazığ Şehir Kanalizasyonunun Baraj Gölüne Döküldüğü Bölgeden Yakalanan *Barbus Capito Pectoralis* de Ağır Metal Birikimlerinin Araştırılması," Su Ürünleri Sempozyumu, 121-130.
- Schnoor, J.L. 2000. Phytostabilization of metals using hybrid poplar trees. In: Raskin, I. and Ensley, B.D., eds. Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean-up the environment. New York, John Wiley & Sons, Inc., 133- 150.
- Seeliger, T.C., Pernicka, E., Wagner, G.A., Begemann, F. Schmitt-Strecker, S. Eibner, C. Öztunalı, Ö. Baranyi, I. 1985. Archäometallurgische Untersuchungen in Nord- und Ostanatolien. *Jahrbuch des Römisch-Germanisches Zentralmuseum* 32:597-659.
- Sekhar, K.C., Kamala, C.T., Chary, N.S. and Anjaneyulu, Y., 2003. Removal of heavy metals using a plant biomass with reference to environmental control, *The International Journal of Mineral Processing*, 68, 37-45.
- Serfor-Armah, Y., Nyarko, B.J.B., Osae, E.K., Carboo, D., Anim-Sampong and Seku, F., 2001. Rhodophyta Seaweed Species as Bioindicators for Monitoring Toxic Element Pollutants in the Marine Ecosystem of Ghana, *Water, Air, and Soil Pollution*, 127, 243-253.
- Skillicorn P., Spira W. and Jouney W., 1993. Duckweed Aquaculture, a new aquatic farming system for developing countries. The World Bank, Washington, USA.
- Soltan, M.E., Rashed, M.N., 2003. Laboratory study on the survival of water hyacinth under several conditions of heavy metal concentrations, *Adv. Environ. Res.*, 7, 321-334.
- Söğüt, Z., Zaimoğlu, Z., Erdoğan, R.K., Doğan, S. 2004. Su kalitesinin artırılmasında bitki kullanımı (yeşil islah-Phytoremediation). Adana: Çukurova Üniversitesi.
- Srivastav, R.K., Gupta, S.K., Nigam, K.D.P. and Vasudevan, P., 1994. Treatment of chromium and nickel in waste-water by using aquatic plants, *Water Research*, 28 (7), 1631-1638.
- Sasmaz A and Öbek E, 2009. The accumulation of arsenic, uranium, and boron in *Lemna gibba* L. exposed to secondary effluents. *Ecological Engineering* 35, 1564-1567.
- Sasmaz, A., Obek, E. 2012. The accumulation of silver and gold in *Lemna gibba* L. exposed to secondary effluents. *Chem. der Erde*, 72; 149-152.
- Şengül, F.1991. Endüstriyel atık suların özellikleri ve arıtılması, Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik ve Mimarlık Fakültesi Basımevi Ünitesi (İzmir),1-365
- Smedley P.L., Kinniburgh, D.G. 2002. A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry* 17; 517-568.
- Taylan, Z.S. ve Özkoç, H.B., 2007. Potansiyel ağır metal kirliliğinin belirlenmesinde akuatik organizmaların biokullanılabilirliği. *BAÜ FBE Dergisi*, 9 (2), 17-33.
- Tatar, Ş., Öbek, E. 2014. Potential of *Lemna gibba* L. and *Lemna minor* L. for accumulation of Boron from secondary effluents. *Ecological Engineering* 70; 332-336.
- Üçüncü, E. 2011 Su mercimeği kullanarak farklı konsantrasyonlardaki ağır metal karışımlarının laboratuvar ortamında biyoremediasyonu. A.Ü. Fen Bilimleri Ens. Yüksek Lisans Tezi. Ankara.
- Upadhyay, A.R., Mishra, V.K., Pandey Sudhir, K. and Tripathi, B.D., 2007. Biofiltration of secondary treated municipal wastewater in a tropical city, *Ecological Engineering*, 30, 9-15.
- Uysal, Y., Taner, F.2007. The Effect of Cadmium Ions on The Growth Rate of The Freshwater Macrophyte duckweed *Lemna minor*. *Ekoloji*, 6: 62, 9-15.
- Uysal, Y., Zeren O (1998). Yüzen su bitkisi (*Lemna minor* L.)" nin atık su arıtım sistemlerinde kullanımı. Kayseri I. Atık su Semp., 22-24 Haziran 1998, s:242-248.

- Vanlı, Ö., Yazgan, M. 2008. Ağır Metallerle Kirlenmiş Toprakların Temizlenmesinde Fitoremediasyon Tekniği. <http://www.tarimsal.com> (erişim tarihi 15.05.2008).
- Vymazal, J., 1995. Algae and element cycling in wetlands. Lewis Publishers, Boca Raton.
- WHO, 1993. Guidelines for drinking – water quality, recommendations. World Health Organization, 2nd ed., 188, Genova.
- Wichlacz, P. L., Unz, R. F., 1981. Acidophilic Heterotrophic Bacteria of Acidic Mine Waters. *Applied and Environmental Microbiology* 41 (8): 1254-1261.
- Yılmaz, A., Ünlü, T. ve Sayılı, S., 1992. Keban (Elazığ) kurşun-çinko cevherleşmelerine bir yaklaşım; ön çalışma; MTA Dergisi. 114,47-70

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı: Merve ŞAŞMAZ

Doğum Yeri: Yozgat

Doğum Tarihi: 07.05.1991

Medeni Hali: Bekar

Yabancı Dil: İngilizce

Eğitim Durumu

Lise: Doğa Koleji (2008)

Lisans: Fırat Üniversitesi Çevre Mühendisliği (2008-2012)

Yüksek Lisans: Fırat Üniversitesi Çevre Mühendisliği Çevre Teknolojisi Anabilim Dalı