

**SIZINTI SUYUNDAKİ NUTRIENTLERİN BİTKİLİ
KESİKLİ BİR SİSTEMDE GİDERİMİ**

MURAT TOPAL

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
2010**

CUMHURİYET ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

SIZINTI SUYUNDAKİ NUTRİENTLERİN BİTKİLİ KESİKLİ BİR
SİSTEMDE GİDERİMİ

MURAT TOPAL

YÜKSEK LİSANS TEZİ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

TEZ DANIŞMANI

YRD. DOÇ. DR. BÜNYAMİN KARAGÖZOĞLU

SİVAS

2010

Bu çalışma Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanmış ve jürimiz tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda yüksek lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Başkan Yrd. Doç. Dr. Nevcihan GÜRSOY _____

Üye Yrd. Doç. Dr. Bünyamin KARAGÖZOĞLU _____

Üye Yrd. Doç. Dr. Ergün PEHLİVAN _____

ONAY

Bu tez çalışması, .../.../2010 tarihinde Enstitü Yönetim Kurulu tarafından belirlenen ve yukarıda imzaları bulunan jüri üyeleri tarafından kabul edilmiştir.

Prof. Dr. Sezai ELAGÖZ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ MÜDÜRÜ

Bu tez Cumhuriyet Üniversitesi Senatosu'nun 24.09.2008 tarihli ve 7 sayılı toplantısında kabul edilen Fen Bilimleri Enstitüsü Lisansüstü Tez Yazım Kılavuzu adlı yönergeye göre hazırlanmıştır.

ÖZET

SIZINTI SUYUNDAKİ NUTRİENTLERİN BİTKİLİ KESİKLİ BİR SİSTEMDE GİDERİMİ

Murat TOPAL

Yüksek Lisans Tezi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Yrd. Doç. Dr. Bünyamin KARAGÖZOĞLU

Yardımcı Danışman: Yrd. Doç. Dr. Erdal ÖBEK

2010, 114 sayfa

Bu çalışmanın amacı *Lemnaceae* türlerinin nutrient giderim kapasitelerinin araştırılmasıdır. Çalışmada sızıntı suyu kullanılarak *Lemna gibba* L. bitkisinin ve karışık su mercimeklerinin $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, O-PO_4^{3-} ve KOİ giderim potansiyeli belirlenmeye çalışılmıştır. Aynı zamanda bu bitkilerin hidrolik alıkonma süresi ile derinliğe bağlı olarak $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, O-PO_4^{3-} ve KOİ giderimine olan etkisi araştırılmıştır. Doğal ortamdan suyu ile birlikte temin edilen *Lemna gibba* L. bitkisi ve İstanbul Üniversitesi Herbarium ve Botanik Bahçesinden suyu ile birlikte temin edilen karışık su mercimekleri laboratuvar şartlarında büyütülmeye çalışılmıştır. Deneysel çalışmalar 2 farklı derinlikteki (5 cm ve 10 cm) ve ayrı hacimdeki kesikli sistemlerde yürütülmüştür. 0,54 mg/l $\text{NH}_4^+\text{-N}$; 0,79 mg/l $\text{NO}_2^-\text{-N}$, 18 mg/l $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 13 mg/l O-PO_4^{3-} , 610 mg/l KOİ, 90 mg/l BOI_5 konsantrasyonlarına sahip sızıntı suyunun *Lemna gibba* L.'li reaktörlerdeki ve karışık bitkili reaktörlerdeki artımından elde edilen deneysel sonuçlar şu şekildedir; $\text{NH}_4^+\text{-N}$, O-PO_4^{3-} ve KOİ için, 5 cm derinlikteki kesikli reaktörlerde sırasıyla %40,4-75,3; %18,8-44,6 ve %52-62,2 arasında; 10 cm derinlikteki kesikli reaktörlerde ise sırasıyla %39,8-71,0; %18,2-40,2 ve %51,1-60,1 arasında giderim verimleri elde edilmiştir. Çıkıştaki $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ konsantrasyonları giriştekilerden yüksek olmuştur. Başlangıç pH değeri 7,91 olan sızıntı suyunun pH değeri en yüksek 8,49 değerine ulaşmıştır. Başlangıçta 5,59 mS/cm olan iletkenlik değeri en yüksek 9,46 mS/cm değerine ulaşmıştır.

Anahtar kelimeler: Giderim, *Lemnaceae* türleri, nutrient, sızıntı suyu, sucul bitkiler

ABSTRACT

REMOVAL OF NUTRIENTS FROM LEACHATE IN A PLANTED BATCH SYSTEM

Murat TOPAL

Master of Science Thesis, Department of Environmental Engineering

Supervisor: Assist. Prof. Dr. Bünyamin KARAGÖZOĞLU

Co-Supervisor: Assist. Prof. Dr. Erdal ÖBEK

2010, 114 pages

The aim of this study is investigation of nutrient removal capacity of *Lemnaceae* species. In the study it was tried to determine the $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, O-PO_4^{3-} and COD removal potentials of the plant of *Lemna gibba* L. and mixture of duckweed by using leachate. At the same time, it was investigated the effect of these plants on removal of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, O-PO_4^{3-} and COD due to hydrolic retention time and depth. For this aim, it was tried to raise the plant of *Lemna gibba* L. which obtained from its natural environment with its water and the mixture of duckweed which obtained from the Herbarium and Botanic Garden of Istanbul University with its water, at laboratory conditions, Experimental studies were established in batch systems with two various depths (5 cm and 10 cm) and various volumes. The experimental results which obtained from the treatment of leachate that had 0.54 mg/l $\text{NH}_4^+\text{-N}$; 0.79 mg/l $\text{NO}_2^-\text{-N}$, 18 mg/l $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 13 mg/l O-PO_4^{3-} , 610 mg/l COD, 90 mg/l BOD_5 in the reactors with *Lemna gibba* L. and mixture of duckweed are as follows: removal efficiencies which were obtained for $\text{NH}_4^+\text{-N}$, O-PO_4^{3-} and COD in the batch reactors with depth of 5 cm were between 40.4-75.3%; 18.8-44.6% and 52-62.2%, respectively and in the batch reactors with depth of 10 cm were between 39.8-71.0%; 18.2-40.2% and 51.1-60.1%, respectively. The $\text{NO}_2^-\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ concentrations of effluents were higher than the initials. pH value of the leachate which had an initial value of 7.91 reached to a maximum of 8.49. Conductivity value which had an initial value of 5.59 mS/cm reached to a maximum of 9.46 mS/cm.

Key words: Removal, *Lemnaceae* species, nutrient, leachate, aquatic plants

TEŞEKKÜR

İdealimin gerçekleşmesine katkıda bulunan ve tez konumun seçimi, yürütülmesi ve sonuçlandırılmasına kadar geçen süre içerisinde her zaman yakın ilgi ve desteğini veren, anlayış ve sabırla, değerli öneri ve eleştirileriyle beni yönlendiren, manevi katkılarını ve hoşgörüsünü esirgemeyen, Danışman Hocam Sayın Yrd. Doç. Dr. Bünyamin KARAGÖZOĞLU'na ve Yardımcı Danışman Hocam Sayın Yrd. Doç. Dr. Erdal ÖBEK'e teşekkürü bir borç bilirim.

Cumhuriyet Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölüm Başkanı Sayın Prof. Dr. Mustafa DEĞİRMENCİ'ye, katı atık deponi sahası hakkında bilgilerini esirgemeyen Sivas İl Çevre ve Orman Müdürlüğü'nde görev yapan Çevre Yüksek Mühendisi Sayın Semanur KORUÇ'a, bazı materyallerin temininde yardımcı olan İstanbul Üniversitesi Fen Fakültesi Biyoloji Bölümü Öğretim Elemanlarından Araş. Gör. Sayın Aysun BAKACAK'a, numunelerin alınmasında yardımlarını esirgemeyen Babam Halis TOPAL ve Arkadaşım Çevre Mühendisi Sayın Erdal ŞİMŞEK'e, Kıymetli Arkadaşım Araş. Gör. Ferhat KILINÇ'a, bitkileri büyütmemde yardımcı olan Kayınpederim Prof. Dr. İ. Nadi ARSLAN'a, gerek materyal aramamda gerekse araştırmamda yardımcı olan Kayınvalidem Tülay ARSLAN'a, ayrıca beni bugünlere getiren en değerli ve kıymetli insanlar olan saygıdeğer Babam Halis TOPAL'a ve Annem Beyhan TOPAL'a, manevi desteklerini esirgemeyen Ablalarım Semiha BATAR'a, Yasemin KARAARSLAN'a, Zülal VURAL'a ve Mimar Nihal TOPAL'a teşekkür ederim.

Hayat arkadaşım ve çok iyi bir anne olacak eşim Yrd. Doç. Dr. E.İşıl ARSLAN TOPAL'a bana göstermiş olduğu ilgi ve sabrı için sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	iv
ABSTRACT.....	v
TEŞEKKÜR.....	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	ix
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	xiii
1 GİRİŞ.....	1
1.1 Sızıntı Suyu.....	2
1.1.1 Sızıntı Suyu Oluşumu.....	3
1.1.2 Sızıntı Suyu Bileşimi.....	3
1.1.3 Sızıntı Suyu Arıtma Yöntemleri.....	8
1.1.3.1 Fizikokimyasal Arıtma.....	9
1.1.3.1.1 Pıhtılaştırma-Yumaklaştırma-Çökeltim İşlemi.....	9
1.1.3.1.2 Membran Prosesler.....	10
1.1.3.1.3 Aktif Karbon Adsorpsiyonu.....	10
1.1.3.1.4 Kimyasal Oksidasyon.....	11
1.1.3.2 Biyolojik Arıtma.....	11
1.1.3.2.1 Aerobik Lagünler.....	12
1.1.3.2.2 Aktif Çamur Süreci.....	12
1.1.3.2.3 Damlatmalı Filtre.....	13
1.1.3.2.4 Anaerobik Lagün, Çürütücü ve Filtreler.....	13
1.1.3.3 Sızıntı Sularının Kentsel Atıksular İle Birlikte Arıtımı.....	14
1.1.3.4 Doğal Sistemlerin Kullanımı.....	15
1.2 Doğal Arıtma Sistemleri.....	15
1.2.1 Doğal Arıtma Sistemlerinin Uygulanmasında Dikkat Edilmesi Gerekli Hususlar.....	16
1.2.1.1 Azot.....	16
1.2.1.1.1 Organik Azot.....	16
1.2.1.1.2 Amonyak Azotu.....	17
1.2.1.1.3 Nitrat Azotu.....	17
1.2.1.1.4 Biyolojik Denitrifikasyon.....	18
1.2.1.2 Fosfor.....	18
1.2.2 Arazide Arıtma Sistemleri.....	19
1.2.2.1 Sulama.....	19
1.2.2.2 Hızlı İnfiltrasyon.....	19
1.2.2.3 Arazi Üzerinde Akıtma.....	19
1.2.3 Sulakalanlar.....	20
1.2.3.1 Doğal Sulakalanlar.....	20
1.2.3.2 Yapay Sulakalanlar.....	21
1.2.3.2.1 Serbest Yüzey Akışlı Sistemler.....	22
1.2.3.2.2 Yüzeyaltı Akışlı Sistemler.....	26
1.2.4 Sucul Arıtma Sistemlerinde Tasarım Parametreleri.....	27
1.2.5 Bitki Hasatlama ve İşleme.....	29
1.2.6 Su Mercimekleri.....	30
1.2.6.1 <i>Lemna gibba L.</i>	33
1.2.6.2 Karışık Su Mercimekleri.....	35
1.3 Nutrient Giderimi.....	37

1.3.1 Azot Giderimi.....	37
1.3.2 Fosfor Giderimi.....	40
2 LİTERATÜR ÖZETİ.....	43
3 SİVAS BELEDİYESİ VAHŞİ DEPOLAMA ALANININ GENEL ÖZELLİKLERİ.....	46
4 MATERYAL VE METOT.....	49
4.1 Materyal.....	49
4.1.1 Deneylerde Kullanılan Sızıntı Suyunun Analizlere Hazırlanması.....	49
4.1.2 Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Deneysel Düzenek.....	49
4.1.3 Sızıntı Suyunun Özellikleri.....	51
4.1.4 Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Bitkiler.....	51
4.2 Metot.....	52
4.2.1 Sızıntı Suyunda Yapılan Analizler.....	52
5 DENEYSEL ÇALIŞMALARDA ELDE EDİLEN VERİLER.....	54
6 SONUÇ VE TARTIŞMA.....	56
6.1 Amonyum (NH ₄ ⁺ -N) Giderimiyle İlgili Denemelerden Elde Edilen Veriler.....	56
6.2 Nitrit (NO ₂ ⁻ -N) Giderimiyle İlgili Denemelerden Elde Edilen Veriler.....	63
6.3 Nitrat (NO ₃ ⁻ -N) Giderimiyle İlgili Denemelerden Elde Edilen Veriler.....	69
6.4 Ortofosfat (O-PO ₄ ⁻³) Giderimiyle İlgili Denemelerden Elde Edilen Veriler.....	76
6.5 Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) Giderimiyle İlgili Denemelerden Elde Edilen Veriler.....	83
6.6 pH İle İlgili Elde Edilen Veriler.....	89
6.7 Elektriksel İletkenlik İle İlgili Elde Edilen Veriler.....	95
7 ÖNERİLER.....	102
KAYNAKLAR.....	104
ÖZGEÇMİŞ.....	114

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1.1 Katı atık bozunmasının 4 fazı (Tchobanoglous vd., 1993; Hui, 2005).....	4
Şekil 1.2 Köklü, batık ve yüzen bitkileri içeren serbest yüzey akışlı bir sulakalan (Akça, 2005).....	23
Şekil 1.3 Yapay sulakalanlarda kullanılan bazı köklü bitkiler (Ling, 2006).....	23
Şekil 1.4 Yapay sulakalanlarda kullanılan bazı batık bitkiler (Nordin, 2006).....	24
Şekil 1.5 Yapay sulakalanlarda kullanılan bazı yüzen bitkiler (Ferdoushi vd., 2008).	26
Şekil 1.6 Yatay yüzeyaltı akış sistemi (Anonim, 2010)	27
Şekil 1.7 Düşey yüzeyaltı akış sistemi. (Anonim, 2010).....	27
Şekil 1.8aMalatya atıksu arıtma tesisi havalandırma havuzunu kaplayan su mercimekleri.....	32
Şekil 1.8bMalatya atıksu arıtma tesisi havalandırma havuzunu kaplayan su mercimekleri.....	32
Şekil 1.9 <i>Lemna gibba</i> L.....	34
Şekil 1.10 Doğal ortamında <i>Lemna gibba</i> L.....	34
Şekil 1.11 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> L., <i>Spirodela polyrrhiza</i> ve <i>Wolffia arrhiza</i> karışımı.....	35
Şekil 1.12 <i>Lemna minor</i> L.....	36
Şekil 1.13 <i>Spirodela polyrrhiza</i>	36
Şekil 1.14 <i>Wolffia arrhiza</i>	37
Şekil 1.15 Azot döngüsü (Korkusuz vd., 2005; Özen ve Beklioğlu, 2007).....	39
Şekil 1.16 Fosfor döngüsü (Özen ve Beklioğlu, 2007).....	42
Şekil 3.1 Sivas ili katı atık vahşi depolama sahası.....	47
Şekil 3.2 Sivas ili katı atık sızıntı suyu havuzu.....	47
Şekil 4.1 Deneyleerde kullanılan reaktörün şematik gösterimi.....	50
Şekil 3.4 Çalışmanın hazırlık aşamaları	50
Şekil 6.1 <i>Lemna gibba</i> L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundan NH_4^+ -N giderim verimleri.....	58
Şekil 6.2 <i>Lemna gibba</i> L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan NH_4^+ -N giderim verimleri.....	58
Şekil 6.3 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundan NH_4^+ -N giderim verimleri.....	59
Şekil 6.4 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan NH_4^+ -N giderim verimleri.....	59
Şekil 6.5 <i>Lemna gibba</i> L. kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundan NH_4^+ - N giderim verimleri.....	61
Şekil 6.6 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , karışımı kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundan NH_4^+ -N giderim verimleri.....	61
Şekil 6.7 Farklı su mercimekleri (tek başına <i>Lemna gibba</i> L. ve <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> karışımı) kullanarak, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundan NH_4^+ -N giderim verimleri.....	62
Şekil 6.8 Farklı su mercimekleri (tek başına <i>Lemna gibba</i> L. ve <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> karışımı) kullanarak, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan NH_4^+ -N giderim verimleri.....	62

Şekil 6.9 <i>Lemna gibba</i> L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO ₂ ⁻ -N konsantrasyonlarının değişimi.....	65
Şekil 6.10 <i>Lemna gibba</i> L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO ₂ ⁻ -N konsantrasyonlarının değişimi.....	65
Şekil 6.11 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO ₂ ⁻ -N konsantrasyonlarının değişimi.....	66
Şekil 6.12 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO ₂ ⁻ -N konsantrasyonlarının değişimi.....	66
Şekil 6.13 <i>Lemna gibba</i> L. kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki NO ₂ ⁻ -N konsantrasyonlarının değişimi.....	67
Şekil 6.14 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , karışımı kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki NO ₂ ⁻ -N konsantrasyonlarının değişimi.....	67
Şekil 6.15 Farklı su mercimekleri (tek başına <i>Lemna gibba</i> L. ve <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> karışımı) kullanarak, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO ₂ ⁻ -N konsantrasyonlarının değişimi.....	68
Şekil 6.16 Farklı su mercimekleri (tek başına <i>Lemna gibba</i> L. ve <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> karışımı) kullanarak, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO ₂ ⁻ -N konsantrasyonlarının değişimi.....	68
Şekil 6.17 <i>Lemna gibba</i> L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO ₃ ⁻ -N konsantrasyonlarının değişimi.....	71
Şekil 6.18 <i>Lemna gibba</i> L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO ₃ ⁻ -N konsantrasyonlarının değişimi.....	71
Şekil 6.19 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO ₃ ⁻ -N konsantrasyonlarının değişimi.....	72
Şekil 6.20 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO ₃ ⁻ -N konsantrasyonlarının değişimi.....	72
Şekil 6.21 <i>Lemna gibba</i> L. kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki NO ₃ ⁻ -N konsantrasyonlarının değişimi.....	73
Şekil 6.22 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , karışımı kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki NO ₃ ⁻ -N konsantrasyonlarının değişimi.....	73
Şekil 6.23 Farklı su mercimekleri (tek başına <i>Lemna gibba</i> L. ve <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> karışımı) kullanarak, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO ₃ ⁻ -N konsantrasyonlarının değişimi.....	74
Şekil 6.24 Farklı su mercimekleri (tek başına <i>Lemna gibba</i> L. ve <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> karışımı) kullanarak, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO ₃ ⁻ -N konsantrasyonlarının değişimi.....	74
Şekil 6.25 Hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundan ortofosfat giderim verimleri.....	78
Şekil 6.26 Hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan ortofosfat giderim verimleri.....	78

Şekil 6.27 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundan ortofosfat giderim verimleri.....	79
Şekil 6.28 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan ortofosfat giderim verimleri.....	79
Şekil 6.29 <i>Lemna gibba</i> L. kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundan ortofosfat giderim verimleri.....	80
Şekil 6.30 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , karışımı kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundan ortofosfat giderim verimleri.....	80
Şekil 6.31 Farklı su mercimekleri (tek başına <i>Lemna gibba</i> L. ve <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> karışımı) kullanarak, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundan ortofosfat giderim verimleri.....	81
Şekil 6.32 Farklı su mercimekleri (tek başına <i>Lemna gibba</i> L. ve <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> karışımı) kullanarak, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan ortofosfat giderim verimleri.....	81
Şekil 6.33 <i>Lemna gibba</i> L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundan KOİ giderim verimleri.....	84
Şekil 6.34 <i>Lemna gibba</i> L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan KOİ giderim verimleri.....	85
Şekil 6.35 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundan KOİ giderim verimleri.....	85
Şekil 6.36 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan KOİ giderim verimleri.....	86
Şekil 6.37 <i>Lemna gibba</i> L. kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundan KOİ giderim verimleri.....	87
Şekil 6.38 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , karışımı kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundan KOİ giderim verimleri.....	87
Şekil 6.39 Farklı su mercimekleri (tek başına <i>Lemna gibba</i> L. ve <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> karışımı) kullanarak, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundan KOİ giderim verimleri.....	88
Şekil 6.40 Farklı su mercimekleri (tek başına <i>Lemna gibba</i> L. ve <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> karışımı) kullanarak, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan KOİ giderim verimleri.....	88
Şekil 6.41 <i>Lemna gibba</i> L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki pH değişimi.....	91
Şekil 6.42 <i>Lemna gibba</i> L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki pH değişimi.....	91
Şekil 6.43 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki pH değişimi.....	92
Şekil 6.44 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki pH değişimi.....	92
Şekil 6.45 <i>Lemna gibba</i> L. kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki pH değişimi.....	93

Şekil 6.46 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , karışımı kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki pH değişimi.....	93
Şekil 6.47 Farklı su mercimekleri (tek başına <i>Lemna gibba</i> L. ve <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> karışımı) kullanarak, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki pH değişimi.....	94
Şekil 6.48 Farklı su mercimekleri (tek başına <i>Lemna gibba</i> L. ve <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> karışımı) kullanarak, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki pH değişimi	94
Şekil 6.49 <i>Lemna gibba</i> L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki iletkenlik değişimi.....	97
Şekil 6.50 <i>Lemna gibba</i> L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki iletkenlik değişimi.....	97
Şekil 6.51 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki iletkenlik değişimi.....	98
Şekil 6.52 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki iletkenlik değişimi.....	98
Şekil 6.53 <i>Lemna gibba</i> L. kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki iletkenlik değişimi	99
Şekil 6.54 <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , karışımı kullanarak farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki iletkenlik değişimi.....	100
Şekil 6.55 Farklı su mercimekleri (tek başına <i>Lemna gibba</i> L. ve <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> karışımı) kullanarak, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki iletkenlik değişimi.....	100
Şekil 6.56 Farklı su mercimekleri (tek başına <i>Lemna gibba</i> L. ve <i>Lemna gibba</i> L., <i>Lemna minor</i> , <i>Wolffia arrhiza</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> karışımı) kullanarak, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki iletkenlik değişimi.....	101

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 1.1 Yeni ve olgun deponilerden çıkan sızıntı suyunun tipik bileşimi (Tchobanglous vd., 1993; Hui, 2005).....	8
Çizelge 1.2 Yüzen sucul bitkili arıtma sistemlerinden beklenen çıkış suyu kalitesi ve tipik tasarım kriterleri.....	28
Çizelge 3.1 Sivas ilinin katı atık (çöp) özellikleri ve miktarları (FR, 2009).....	48
Çizelge 3.2 2005 yılına ait Sivas belediyesi katı atıklarının ayrıştırma sonrası yüzdeleri (FR, 2005).....	48
Çizelge 4.1 Sızıntı suyunun özellikleri.....	51
Çizelge 6.1 NH_4^+ -N konsantrasyonlarının giriş ve çıkış değerleri ve giderim verimleri.....	56
Çizelge 6.2 NO_2^- -N konsantrasyonlarının giriş ve çıkış değerleri.....	64
Çizelge 6.3 NO_3^- -N konsantrasyonlarının giriş ve çıkış değerleri.....	70
Çizelge 6.4 O-PO_4^{3-} konsantrasyonlarının giriş ve çıkış değerleri ve giderim verimleri.....	77
Çizelge 6.5 KOİ konsantrasyonlarının giriş ve çıkış değerleri ve giderim verimleri...	83
Çizelge 6.6 pH değişimlerinin giriş ve çıkış değerleri.....	90
Çizelge 6.7 Elektriksel iletkenlik değişimlerinin giriş ve çıkış değerleri.....	96

1. GİRİŞ

Nüfus artışı paralelinde gelişen evsel, endüstriyel, tarımsal ve daha birçok alan faaliyetlerindeki üretim ve tüketim alışkanlığı sonucu oluşan atıkların miktar ve çeşidi her geçen gün alabildiğine artış göstermektedir. Bu atıkların toplanması, taşınması ve çevreye zarar vermeden bertaraf edilmesi veya azaltılması için değişik yöntemler kullanılmaktadır. Dünyada uygulanan yöntemler yakma, kompostlama, piroliz, düzenli depolama veya arazi doldurma şeklindedir.

Arazi doldurma katı atık miktarının azaltılmasında kullanılan en yaygın yoldur. Fakat arazi doldurma metodu katı atık sızıntı suyu oluşumuna neden olmaktadır. Katı atık sızıntı suyu; katı atıktan çıkan sıvı ve çözülmüş maddelerdir. Diğer bir ifadeyle katı atık içinde bulunan büyük yoğunluktaki organik maddelerin aerobik ve anaerobik mikroorganizmalarca daha küçük parçalara ayrılmasıyla oluşan çözülmüş haldeki maddeler veya sıvıdır (EEA, 2005).

Katı atık maddelerinin özelliğine bağlı olarak ortaya çıkan sızıntı suları yüksek miktarda organik madde, inorganik madde (sodyum klorür, karbonat) ve ağır metal içerebildiğinden bir çok evsel ve endüstriyel atıksuya göre daha konsantre (fiziksel, kimyasal ve biyolojik olarak) bir kirlilik yüküne sahiptir. Oluşan sızıntı suyu topraktan yeraltı ve yer üstü sularına hareket edebilir (Paredes, 2003). Bu nedenle bir yerdeki katı atık sızıntı suyu miktarı o yerdeki yeraltı ve yer üstü sularının kalitesini etkiler (Schwartz vd., 2005). Çözülmüş madde taşınması; yüzey ve yeraltı suları için önemli bir kirlenici tehlikedir (Trebouet vd., 2001).

Sızıntı suyu su ekosistemini ve insan sağlığını etkilediğinden depolama sahası içinde tutulması veya su ekosistemine verilmeden önce arıtılması gerekmektedir (Paredes, 2003).

Sızıntı sularının arıtımı için geliştirilen metotlar fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtma metotları olup bu metotlardan herhangi birini tek başına kullanarak yüksek oranda arıtma verimi ve çıkış suyu kalitesi elde etmek zordur. Bunun için sızıntı sularının arıtımında genellikle biyolojik, fiziksel-kimyasal ve kimyasal proseslerin bir kombinasyonu önerilmektedir. Sızıntı sularının arıtımında kullanılan kimyasal metotlar koagülasyon-flokülasyon, kimyasal çöktürme ve kimyasal-elektrokimyasal

oksidasyondur. Biyolojik metotlar ise aerobik, anaerobik ve anoksik proseslerin bir kombinasyonudur. Fiziko-kimyasal metotlar da genellikle sızıntı suyundan biyolojik olarak giderilemeyen maddeleri gidermek için biyolojik metotlarla beraber kullanılırlar. İleri arıtma metotlarında ise adsorpsiyon ve membran teknolojileri kullanılmaktadır. Bu teknolojilerin (ters osmoza dayandırılanlar gibi) ana problemleri, yüksek maliyet ve yönetimin karmaşıklığıdır. Çünkü bu sistemler, sınırlı ekonomik şartlar altında sık sık kullanılamaz ve yüksek özellikte laboratuvar şartları ve yüksek fiyat gerektirir (Cossu vd., 2001). Bu teknolojiler genellikle önemli derecede dış enerji gereksinimi duyan karmaşık ve pahalı sistemler olduğu gibi sudaki kıymetli enerji ve besinlerin yeniden kullanımına izin vermemektedir. Ucuz fakat etkili arıtım teknolojileri bu nedenle araştırılmıştır (Gijzen, 2002). Sonuç olarak atıksu gideriminde olduğu gibi bu kompleks suların arıtımı için de maliyeti düşük, minimum insan gücü gerektiren ve enerji tüketimi çok az olan alternatif teknoloji olarak kabul edilen sucul bitkili sistemlerin kullanılabilceği belirtilmiştir (Cossu vd., 2001).

Bu çalışmada, sızıntı suyu kullanılarak *Lemna gibba* L. bitkisinin ve karışık su mercimeklerinin $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, O-PO_4^{3-} ve KOİ giderim potansiyeli belirlenmeye çalışılmıştır. Aynı zamanda hidrolik alıkonma süresi ile derinliğine bağlı olarak $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, O-PO_4^{3-} ve KOİ giderimine olan etkisi araştırılmıştır.

1.1 Sızıntı Suyu

Katı atık içerisindeki çoğu organik madde biyolojik olarak bozunabilir olup anaerobik ve aerobik mikroorganizmalarca daha basit bileşiklere parçalanabilir. Böylece sızıntı suyu oluşur (El-Fadel vd., 1997; Hui, 2005).

Sızıntı suyu, katı atıktan süzölmüş ve çözülmüş ve askıda maddelerin ekstrakte olan kısmı olarak tanımlanabilir. Katı atıkların depolandığı deponi alanlarında sızıntı suyu; yüzey drenajı ile atıkların bozunmasından oluşan sıvı ile yağmur, yeraltı suyu, yeraltındaki kaynaktan giren su gibi dış kaynaklardan deponiye giren sıvılardan meydana gelir (Nordin, 2006).

Sızıntı suyu özelliği; manganez, demir, kadmiyum ve kurşun gibi ağır metal içeriğine bağlı olarak toksik atığa benzer olabilir (Razman vd., 1993; Nordin, 2006). Sızıntı suyu, flora ve fauna üzerindeki ters etkiler kadar, insan sağlığı üzerinde

kanserojen etkiler, nöro toksidite, böbrek hasarı, bağışıklık hasarı, sindirim hastalıkları gibi ters etkilere sahiptir (Nordin, 2006).

1.1.1 Sızıntı Suyu Oluşumu

Çöpteki biyolojik olarak bozunabilir organiklerin mikrobiyal bozunması su meydana getirir. Bu da, sızıntı suyu üretimi için çöp nemine katkıda bulunur. Biyokimyasal su, hem aerobik hem de anaerobik su reaksiyonundan oluşur. Genel olarak, aerobik şartta bozunma anaerobik şarttakinden daha hızlıdır (Hui, 2005).

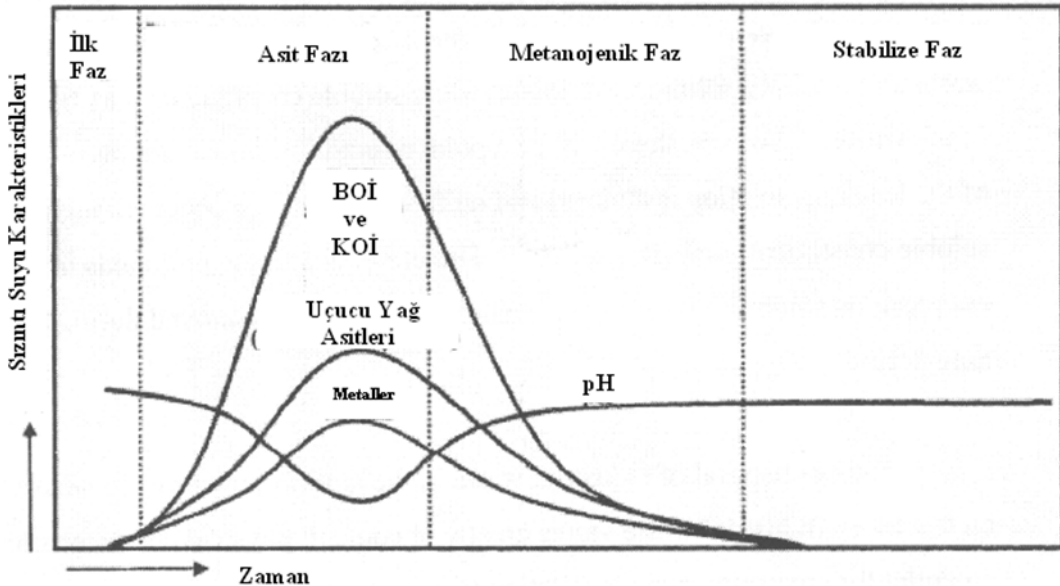
Sızıntı suyu oluşumu; su mevcudiyeti, doğrudan çökelme, yüzey akış, çöp bozunması ve sıvı atıkla beraber uzaklaştırılmayı içermektedir (Lu vd., 1985; Hui, 2005). Çökelme, yüzey akış, suyun deponi örtüsünden çöp tabakaları içerisine süzülmesine yol açar. Sızıntı suyu oluşumunu etkileyen; miktar, yoğunluk, sıklık ve süre gibi 4 yağmur karakteristiği vardır (Hui, 2005). Yağmur suyu miktarı; yıllık ortalama, sezonluk ortalama, aylık ortalama ve haftalık ortalama yağmur verileriyle analizlenir. Yüzey toprak partikülleri üzerinde yağmur damlalarının etkisini, yağmur yoğunluğu etkilemektedir (Lu vd., 1985; Hui, 2005). Böyle bir etki, sızıntı suyunun süzülme oranlarını değiştirerek üretilen sızıntı suyu miktarını değiştirebilir. Yağmur sıklığı ve süresi de, süzülme ve yüzey akış üzerindeki etkileriyle sızıntı suyu oluşumunu etkiler (Hui, 2005). Yüzey akışını etkileyen temel arazi yüzey şartları; yüzey topografyası (boyut, şekil ve eğim), örtü malzemesi, bitki, toprak geçirgenliği ve önceki toprak nemidir. Yüzey topografyası, yüzeydeki akımı kontrol eder. Örneğin, eğim açısından deponi yüzeyi düz olduğunda yüzey akışı daha düşüktür ve suyun çöpe doğru süzülmesi fazladır. Suyun çöpe doğru süzülme miktarı, bitkisiz bir deponide fazladır. Çünkü, bitkiyle suyun daha az buharlaşması sağlanır (Lu vd., 1985; Hui, 2005).

1.1.2 Sızıntı Suyu Bileşimi

Genel olarak sızıntı suyu, KOİ ve BOİ olarak ölçülen organik kirleticiler, halojenleştirilmiş hidrokarbonlar, ağır metaller ve amonyak tarafından yüksek oranda kirletilmiştir (Trebouet vd., 2001). Azot, sızıntı suyundaki önemli kirleticilerden birisidir. Sızıntı suyundaki Toplam Kjeldahl Azotu (TKN) konsantrasyonu yapılan

çalışmalarda 10-800 mg/l (Tchobanoglous vd., 1993) ve 50-5000 mg/l aralığında gerçekleştiği belirtilmiş olup ortalama 1350 mg/l düzeylerinde olduğu bildirilmiştir. NH₃, TKN'nin önemli bir kısımdır. NH₃ içeriği, sızıntı suyunun yapısıyla birlikte artma eğilimindedir. Sızıntı suyu ayrıca genellikle yüksek konsantrasyonlarda sodyumklorit ve karbonatlar gibi inorganik tuzları içermektedir. Bazı araştırmacılar, humik tipte maddelerin sızıntı suyu organik maddesinin önemli bir grubunu oluşturduğunu bildirmişlerdir (Trebouet vd., 2001). Deponideki endüstriyel atığın birlikte uzaklaştırılması sızıntı suyu üzerinde ters etki yapabilir. Endüstriyel atığın içeriği, fiziksel karakteriştiği ve çevresel bozunma potansiyeli oldukça değişkendir (Lu vd., 1985; Hui, 2005). Endüstriyel atığın eklenmesi, sızıntı suyunda, evsel çöp sızıntı suyunun başlangıç içeriğinden fazla değişik toksik elementlerin oluşmasına yol açabilir. İz metaller ve ağır metallerce yüksek olan endüstriyel çamurun eklenmesi, sızıntı suyunda, yüksek metal konsantrasyonlarına yol açar (Hui, 2005).

Katı atık bozunmasının 4 temel fazı vardır (Tchobanoglous vd., 1993; Hui, 2005). Her kademe farklı kompozisyonlarda sızıntı suyu oluşturur. Şekil 1.1 katı atık bozunmasının 4 fazını göstermektedir.



Şekil 1.1 Katı atık bozunmasının 4 fazı (Tchobanoglous vd., 1993; Hui, 2005)

Faz 1’de (hidroliz ve asidifikasyon fazı) oksijen, gömülü çöpün içine hapsolür ve organik maddenin bozundurulması için aerobik mikroorganizmalarca kullanılır (Galbrand, 2003; Hui, 2005). Bu faz genellikle büyük oranda karbondioksit üretimi ve atıkta sıcaklık artışıyla karakterize edilir. Asidojenik fazda taze (genç) bir sızıntı suyu, yüksek bir organik içerikle $BOİ_5/KOİ > 0,4$ değerine sahiptir (Pouliot, 1999; Hui, 2005). Sızıntı suyu kolaylıkla biyolojik olarak bozunabilir bir özellik gösterir ve zayıf asidiktir. Bu nedenle ağır metalleri hareketlileştirir. Aerobik bozunma tipik olarak kısa olup bir aydan daha az sürede gerçekleşir (Paredes, 2003; Hui, 2005). Atıktaki mevcut oksijen kullanıldığında aerobik bozunma sonlanır ve deponi sahası anaerobik sisteme döner (Barlaz, 1996; Hui, 2005).

Faz 2 (başlangıç metan üretim fazı), anaerobik ve fakültatif organizmaların aktivitelerinin başlamasıyla başlar. Mikroorganizmalar; selüloz ve diğer çürüyebilen maddeleri, uçucu yağ asitleri (yüksek $BOİ$ değerine yol açar) ve amonyak gibi daha basit ve çözünebilir bileşiklere hidroliz ve fermente eder (McBean ve Rovers, 1999; Hui, 2005). Üretilen uçucu yağ asitleri; asetat, propiyonat ve bütrat gibi karboksilik asitlerdir. Bu organik asitler sızıntı suyunun asidik olmasına (tipik olarak $pH: 4,5-5,5$) yol açar. Sızıntı suyunun asidik yapısı toprak metallerinin ayrışmasına bağlı olarak yüksek metal konsantrasyonlarına sebep olur (Galbrand, 2003; Hui, 2005).

Deponi sızıntı suyunda mevcut en yaygın metaller yüksek konsantrasyonda indirgenmiş formdaki demir ve manganezdür (Fe^{+2} , Mn^{+2}). Deponi olgunlaşmaya devam ettikçe, biriken karboksilik asitler, yavaş büyüyen metanojenik bakterilerce CH_4 ve CO_2 gazına dönüştürürler. Bu gazlar deponi gazlarıdır (Paredes, 2003; Hui, 2005). Karboksilik asitler harcandıkça, $KOİ$ ve $BOİ$ değerleri azalır ve pH artmaya başlar. Bu sebeple bu fazdaki sızıntı suyu; dayanıklı organik bileşik ve yüksek amonyak konsantrasyonu içeren daha yaşlı sızıntı suyu olup yüksek pH değerleriyle karakterize edilir (Pouliot, 1999; Hui, 2005). Bozunmanın bu fazının 30-200 yılda sona ermesi beklenebilir (Robinson, 1995; Hui, 2005).

Faz 3’de (stabilize olmuş kademe) bakteriler, büyük oranda Faz 2 sızıntı suyunun karakteristiklerinden sorumlu, temel olarak yağ asitleri olan çözünebilir organik bileşikleri uzaklaştırırlar (Galbrand, 2003; Hui, 2005). Sonunda Asetojenik ve metanojenik bakteriler arasında dinamik bir denge oluşur ve atık aktif olarak bozunmaya devam eder. Hem $KOİ$ hem de $BOİ$, bu fazda zamanla azalır. Bu fazda

oluşan sızıntı suyu sıklıkla stabilize sızıntı suyu olarak adlandırılır. Bu fazda üretilen sızıntı suyu düşük BOİ ve düşük BOİ/KOİ oranı ile karakterize edilir. Amonyak azotu, asetojenik prosesin birinci kademesinde bırakılmaya devam eder ve böylece sızıntı suyunda yüksek seviyede amonyak azotu mevcut olur (Paredes, 2003; Hui, 2005). Bu fazda sızıntı suyunun pH değeri nötrdür ve uçucu yağ asitleri konsantrasyonu düşüktür. Fakat dayanıklı organik madde konsantrasyonu yüksektir.

Sızıntı suları, deponide kalan sürelerine göre genç ve yaşlı sızıntı suları olarak sınıflandırılırlar. Genç sızıntı suları; deponide yer alan anaerobik bozunmanın ara ürünleri olan uçucu yağ asitleri, KOİ içeriklerinin 5 g/l'den büyük olması ve düşük azot konsantrasyonu (<400 mg/l) ile karakterize edilirler. Amonyak azotu, organik bileşiklerin parçalanması esnasında aminoasitlerin deaminasyonu sonucu genç deponilerdeki sızıntı suyunda mevcuttur (Crawford ve Smith, 1985; Tatsi ve Zouboulis, 2002; Klikowska ve Klimiuk, 2008). Genç ve yeni deponi, anaerobik bozunmanın serbest uçucu yağ asitleri varlığına neden olan asit fermantasyon kademesinden yüksek oranda etkilenir. Üretilen sızıntı suyu, biyolojik arıtma için uygundur (Nordin, 2006). Yaşlı sızıntı suları; NH_3 >400 mg/l, yüksek kalıcı bileşik içeriği ve düşük biyolojik olarak bozunabilir organik kısım ($\text{BOİ}_5/\text{KOİ}=0,1$) ile karakterize edilirler. Sivas Belediyesi katı atık vahşi depolama sahası sızıntı suyu havuzunun $\text{BOİ}_5/\text{KOİ}$ oranı 0,147 olduğundan depolama sahasının yaşlı bir deponi olduğu görülmektedir. Yaşlı deponilerdeki sızıntı suyu, biyolojik olarak bozunabilen substratların azotlu kısımlarının fermentasyon ve hidrolizinden dolayı amonyak azotunca zengindir (Carley ve Mavinic, 1991; Kulikowska ve Klimiuk, 2008). Yaşlı sızıntı sularındaki organik karbon, temel olarak yüksek moleküler ağırlıklı ve kalıcı karakteristikli maddelere dayanmaktadır. Eski deponilerdeki sızıntı suyu, anaerobik bozunmada kalıcı humik ve fulvik bileşiklerin oluştuğu metan fermantasyonu kademesinden etkilenir (Christensen vd., 1997; Nordin, 2006). Humik maddeler olarak kategorize edilen humik ve fulvik asit, yaşlı deponilerde yüksektir. Bunlar doğal olarak oluşan organik bileşiklerin bir karışımıdır (Nordin, 2006).

Çözünabilir çöpün toplam kütlesi, çöp yüzey alanı ve çöp ile liçleme çözültisi arasındaki bağlantıdan etkilenebilir (Lu vd., 1985; Hui, 2005). Suda çözünabilir bileşenler içeren katı atıklar, başlangıçtaki su teması boyunca atık yüzeyinden (atık içinden değil) bileşenlerin çözünmesini ortaya koyabilir (Paredes, 2003; Hui, 2005). Sızıntı suları hem içerik hem de hacimsel akı olarak oldukça değişken, karmaşık

atıksulardır ve evsel atıksularla karşılaştırıldığında 500-1000 kat daha fazla kirlilik yüküne sahiptir (Ehrig, 1989; Trebouet vd., 2001). Deponi sızıntı suyunun kalitesi; yüksek oranda, fermentasyon kademesine (deponi yaşına), atık kompozisyonuna, işletme prosedürlerine, endüstriyel atıklarla birlikte uzaklaştırmaya (Paredes, 2003; Hui, 2005) ve hidrojeolojik faktörlere (Ehrig, 1989; Trebouet vd., 2001), bölgenin iklimsel şartlarına, çöp derinliği ve geçirgenliğine, depolama metoduna, toplama sistemindeki değişimlere dayanmaktadır (Boothe vd., 2001; Kang vd., 2002; Tatsi ve Zouboulis, 2002; Nordin, 2006).

Atık ve liçleme çözeltisi arasındaki temas süresinin artmasıyla, ilave suda çözünebilir bileşenler liçlenebilir. Bununla beraber, liçleme çözeltisinin çözünürlük limitinin erişildiği bir denge noktası vardır. Bu denge noktasında suda çözünebilir bileşenler olsa dahi daha fazla değişim meydana gelmez. Bu sebeple çöpteki kirleticiler sızıntı suyunda çözünebilirlik sınırlarına ulaşmadıkça verilen bir zaman aralığında bu kirleticilerin daha fazlası uzaklaştırılır (Hui, 2005). Çizelge 1.1 yeni ve olgun deponilerden çıkan sızıntı sularının kompozisyonunu özetlemektedir (Tchobanglous vd., 1993; Hui, 2005).

Çizelge 1.1 Yeni ve olgun deponilerden çıkan sızıntı suyunun tipik ortalama bileşimi
(Tchobanglous vd., 1993; Hui, 2005)

Bileşen	Değer (mg/L) (pH hariç)	
	Yeni deponi (2 yıldan az)	Olgun deponi (10 yıldan fazla)
BOİ ₅	2000-30000	100-200
KOİ	3000-60000	100-500
TOK	1500-20000	80-160
AKM	200-2000	100-400
Organik N	10-800	80-120
Amonyak azotu	10-800	20-40
Nitrat	5-40	5-10
Toplam P	5-100	5-10
Ortofosfat	4-80	4-8
Alkalinite (CaCO ₃ olarak)	1000-10000	200-1000
pH	4,5-7,5	6,6-7,5
Toplam Sertlik (CaCO ₃ olarak)	300-10000	200-500
Kalsiyum	200-3000	100-400
Magnezyum	50-1500	50-200
Potasyum	200-1000	50-400
Sodyum	200-2500	100-200
Klorit	200-3000	100-400
Sülfat	50-1000	20-50
Toplam demir	50-1200	20-200

1.1.3 Sızıntı Suyu Arıtma Yöntemleri

Düzenli depolama tesislerinin tasarımında karşılaşılan en önemli sorunlardan birisi sızıntı suyudur. Sızıntı suyunun miktar ve kompozisyonu; depolanan katı atığın özellikleri, depolama tekniği, yörenin sıcaklık ve nem koşulları gibi faktörlere bağlı olarak önemli farklılıklar göstermektedir. Yüksek organik madde, azot, ağır metal, sülfat, klorür, toksik madde vb. içeren sızıntı suları (Dölgen, 1996), çöpten taşınarak yüzey sularını ve yeraltı sularını kirletir (Paredes, 2003; Hui, 2005). Bu kirletme, sızıntı sularının toplanması ve farklı prosedürlerle arıtımıyla engellenmektedir (Zamora, 2000).

Sızıntı sularının alıcı ortama zarar vermeden uzaklaştırılması amacıyla genel olarak biyolojik (aerobik veya anaerobik) ve fizikokimyasal arıtma yöntemleri (kimyasal oksidasyon, membran prosesler, aktif karbon adsorpsiyonu, pıhtılaştırma-yumaklaştırma vb.) kullanılmaktadır. Birçok ülkede ise depolama alanlarında oluşan

sızıntı suları ile kentsel atık suların birlikte arıtılması tercih edilmektedir. Ayrıca sızıntı suyunun depolama alanına geri döndürülmesi; böylelikle hem buharlaşma yoluyla miktarının azaltılması hem de depolama alanının kapalı bir reaktör gibi davranarak belli oranda arıtma yapması sağlanmaktadır. Alıcı ortam deşarj standartlarının sıkılaştırılması gibi faktörlerin de etkisiyle, belirtilen arıtma yöntemlerinin tek başlarına uygulanması yerine (örn; anaerobik arıtma+aerobik arıtma veya anaerobik arıtma+fizikokimyasal arıtma vb.) birkaçının beraberce kullanılması önerilmektedir (Dölgen, 1996). Sızıntı suları, kanalizasyon sisteminin mevcut olduğu yerlerde Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nde belirtilen deşarj değerlerini sağlamak koşuluyla bu sistemlere deşarj edilebilir. Kanalizasyon sistemine deşarj edilen sızıntı suları sonuçta merkezi bir arıtma tesisinde işlem gördükten sonra alıcı ortama deşarj edilerek veya herhangi bir arıtma yapılmaksızın derin deniz deşarjı sistemini takiben alıcı ortama verilir (Dölgen, 1998).

1.1.3.1 Fizikokimyasal Arıtma

Fizikokimyasal yöntemler, organik kirliliği yüksek olmayan sızıntı suları için (eski depolama alanlarından oluşan) tek kademeli; biyolojik arıtılabilirliği yüksek sızıntı suları (yeni depolama alanlarından oluşan) için biyolojik ön arıtma işleminin ardından kullanılmaktadır. Aktif karbon adsorpsiyonu, ters osmoz, pıhtılaştırma-yumaklaştırma-çökeltim ve kimyasal oksidasyon en uygun olarak kullanılan süreçlerdir (Dölgen, 1996).

1.1.3.1.1 Pıhtılaştırma-Yumaklaştırma-Çökeltim İşlemi

Pıhtılaştırma-yumaklaştırma-çökeltim işlemleri su ve atıksuda bulunan süspans ve/veya çözünmüş formdaki kirliliklerin uzaklaştırılması amacıyla kullanılan temel işlemlerdir. Bu süreçte atıksuya ilave edilen bazı kimyasal maddeler ile taneciklerin taşıdıkları yükler kırılarak destabilizasyon sağlanmakta, böylece daha kolay bir araya gelerek yumak oluşturmaları temin edilmekte ve oluşan yumaklar graviteyle çökelti olarak atıksudan uzaklaştırılmaktadır. Bu şekilde suda çözünmüş formda bulunan organik maddeler, renk ve bulanıklığa sebep olan kolloidal maddeler, ağır metal vb. çökeltile floklar (çamur) formunda sudan uzaklaştırılmaktadır. Sızıntı suyu ile yapılan çalışmalarda koagülant olarak çoğunlukla Al ve Fe (+3) tuzları, kireç gibi maddeler, bunların yanı sıra çeşitli polielektrolitler, silika ve kil gibi floklaşmaya yardımcı

maddeler kullanılmaktadır. Ancak, kireç, Al ve Fe tuzları kullanılarak yapılan çalışmalardan elde edilen sonuçlar fazla verimli olmamış, arıtma verimi %40 mertebesinde bulunmuştur. Düşük BOİ₅ konsantrasyonlarında ve BOİ₅/KOİ oranlarında, uygun pH koşulları sağlandığında arıtma verimi %50 mertebesine yükselmiştir (Ehrig, 1989; Dölgen, 1996).

1.1.3.1.2 Membran Prosesler

Sızıntı suyu arıtımında kullanılan membran proseslerin başlıcaları; ters osmoz ve ultrafiltrasyondur. Ultrafiltrasyon molekül ağırlığı fazla olan bileşikler için, ters osmoz ise düşük molekül ağırlıkları için uygulanmaktadır. Yöntem, atıksuyun yarı geçirgen bir membrandan (zar) geçişi sırasında içerisinde bulunan, çözünmüş katı madde, organik ve inorganik kirleticiler gibi bazı istenmeyen maddelerin membran üzerinde tutulması ve konsantre olarak uzaklaştırılması esasına dayanmaktadır. Bu işlemlerde oluşan konsantre kirliliğin arıtımı ise çok önemli bir problemdir. Bu atık çoğu kez tekrar depolama alanına geri verilmektedir ancak bunun tehlikeli atık olarak değerlendirilmesi ve buna göre bertaraf edilmesi gereklidir (Dölgen, 1996). Bugüne kadar yapılan çalışmalar sızıntı sularının membran prosesler ile arıtımından yüksek verim elde edildiğini, özellikle seri olarak kullanılması durumunda KOİ, BOİ₅, TKN giderme verimlerinin yüksek olduğunu, ağır metal gideriminde %90'dan fazla verim elde edildiğini göstermektedir (Cossu vd., 1995; Dölgen, 1996).

1.1.3.1.3 Aktif Karbon Adsorpsiyonu

Adsorpsiyon yöntemi; atıksuda bulunan çözünmüş formdaki (organik/inorganik) bileşiklerin, metal iyonlarının, klorlu bileşiklerin vb. kirliliklerin adsorban bir maddenin ara yüzeyindeki gözeneklerde tutularak biriktirilmesidir. Adsorban madde, tutma kapasitesi tükendiği zaman yenilenmekte (rejenerasyon) ve tekrar kullanılmaktadır. Adsorban madde olarak genellikle aktif karbon kullanılmaktadır. Gereken adsorban miktarı 800-1200 gr aktif karbon/m³ sızıntı suyu olarak verilmektedir (Aalbers ve Krückberg, 1988; Dölgen, 1996). Ayrıca kullanılan aktif karbon miktarının birim m³ sızıntı suyu için 3 kg'dan büyük olması durumunda yatırımın ekonomik olmayacağı belirtilmektedir (Doodens ve Theilen, 1989; Dölgen, 1996). İşletmede

adsorpsiyon ünitesinin, sızıntı suyu kalitesindeki değişmelerden olumsuz yönde etkileneceği düşünülerek tek başlarına kullanılması yerine diğer yöntemler ile kombine olarak düşünülmesi (örneğin; biyolojik arıtma sisteminin ardından veya yumaklaştırma ve çökeltim süreçlerinden sonra) önerilmektedir (Dölgen, 1996). Ayrıca, granüler malzemenin kullanıldığı aktif karbon filtreleri yerine biyolojik havalandırma havuzlarının içerisine toz aktif karbon ilave edilmesi şeklindeki uygulamaları da görülmektedir (Ehrig, 1989; Dölgen, 1996).

1.1.3.1.4 Kimyasal Oksidasyon

Kimyasal oksidasyon süreci suda bulunan kirlilikleri tamamen yok etmeyi amaçlayan, diğer fizikokimyasal süreçlerle kıyaslandığında kirliliklerin konsantrasyonu olduğu atıklar oluşturmak yerine organik maddelerin oksitlenerek CO₂, H₂O gibi ürünlere dönüştürüldüğü süreçlerdir. Bu amaçla ozon, permanganat, klor bileşikleri ve hidrojen peroksit gibi kuvvetli oksidantlar kullanılmaktadır. Su ve atıksu arıtımında dezenfeksiyon amacıyla kullanılan bu maddelerin, organik maddelerin giderimi amacıyla da kullanılması, gereken kimyasal madde miktarının yüksek olması nedeniyle ekonomik değildir; ancak sızıntı suyu miktarlarının az olduğu koşullarda bu yöntem önerilebilir (Dölgen, 1996).

Sızıntı suyu ile yapılan çalışmalarda klor, kalsiyum hipoklorit, potasyum permanganat ve ozon gibi bileşikler kullanılmıştır. Kullanılan kimyasal maddelerin çoğu için (ozon hariç) gereken dozlar yüksek bulunmuş; ayrıca sertlik oluşturması, çıkışta klor miktarını arttırması gibi ilave bazı sorunlara sebep olmuştur. Ozon kullanılması durumunda arıtılmış suda kalıntı bileşik kalmamış; ancak KOİ bazında %50 mertebesinde arıtma verimi elde edilmiştir (Dölgen, 1996). Ancak klor ve bileşiklerinin toksik etkisi düşünülüğünde hidrojen peroksit ve ozon, en uygun kimyasallar olarak ortaya çıkmaktadır (Thomanetz, 1989; Dölgen, 1996).

1.1.3.2 Biyolojik Arıtma

Biyolojik arıtma en genel anlamıyla, atıksuda bulunan çözünmüş ve çözünmemiş bileşiklerin, aerobik veya anaerobik koşullar altında mikroorganizmaların

gerçekleştirdikleri tepkimeler sonucunda zararsız son ürünlere dönüştürülmesi işlemidir (Dölgen, 1996). Literatür incelendiğinde biyolojik süreçler arasında aerobik ve anaerobik lagün, aktif çamur, biodisk, anaerobik çürütücü, anaerobik filtre gibi süreçlerin kullanıldığı görülmektedir (Cossu, 1995; Dölgen, 1998). Arıtma işleminden mikroorganizmaların sorumlu olması nedeniyle sızıntı suyunda bulunabilen bazı metaller, karbon bileşikleri, amonyak, klor ve sülfid bileşiklerinin, yüksek organik yüklerin arıtma verimini olumsuz yönde etkilemesi mümkündür. Bu etkilenme aerobik biyolojik yöntemlerde daha fazla, anaerobik biyolojik proseslerde daha az olmaktadır. Bu nedenden ötürü biyolojik arıtma sistemlerinin sızıntı suyu arıtımı amacıyla fizikokimyasal yöntemlerle birlikte kullanılması önerilmektedir (Dölgen, 1996).

Biyolojik prosesler, temel olarak uçucu yağ asitlerini içeren yakın zamanlı sızıntı suları için etkiliyken, stabilize sızıntı suları için daha az etkilidirler (Trebouet vd., 2001).

1.1.3.2.1 Aerobik Lagünler

Aerobik lagünler alıkonma sürelerinin fazla olması nedeniyle özellikle sızıntı suyu miktarının az olduğu durumlarda uygundur. Yüksek hidrolik alıkonma süresi nedeniyle (>10gün) lagünlerde gelişen bakteri sayısı fazla olmakta ve sistem toksik yüklere karşı direnç göstermektedir. Havalandırma genellikle yüzeysel havalandırıcılar kullanılarak temin edilmektedir. Havalandırılmalı lagünlerin çok kısa alıkonma sürelerinde ve düşük sıcaklıklarda başarısız oldukları belirtilmektedir. Hidrolik alıkonma süresinin 10 günden büyük ve BOI_5/KOI oranının 0,4'den büyük olduğu koşullarda %90'ın üzerinde BOI_5 giderimi elde edilebilmektedir. Geri dönüşsüz olarak işletilen bu sistemlerin öncesinde çökeltim ünitesinin bulunmasında yarar vardır (Dölgen, 1996).

1.1.3.2.2 Aktif Çamur Süreci

Aktif çamur sistemleri aynı havalandırılmalı lagün sisteminde olduğu gibi organik maddelerin aerobik koşullarda mikroorganizma faaliyetleri neticesinde zararsız son ürünlere dönüştürüldüğü süreçlerdir. Havalandırılmalı lagünlerden farklı olarak aktif çamur süreçlerinde çamur geri döngüsü uygulanmaktadır. Bu nedenle hidrolik alıkonma

süresi daha kısa alınabilmektedir. Sistem verimi organik madde yüklemesine, sıcaklığa göre değişim göstermektedir. Laboratuvar, pilot ve tam ölçekli uygulamalarda $BOI_5/KOI_5 > 0,4$; $F/M < 0,05$ $kgBOI_5/kgMLSS.gün$ koşullarında BOI_5 giderimi %99 mertebesinde gerçekleşmiştir (Andreottola vd., 1989; Dölgen, 1996).

1.1.3.2.3 Damlatmalı Filtre

Damlatmalı filtre birkaç metre yüksekliğinde, sentetik veya taş vb. malzemenin doldurulduğu bir ünite olup; atıksu yüzeyden spreyci şekilde bu malzemenin üzerine verilmektedir. Suyun aşağı doğru hareketi sırasında gerçekleşen reaksiyonlar neticesinde arıtma gerçekleşmektedir. Havalandırma doğal olarak sağlandığı için filtre içerisinde serbest yüzeylerin bulunması önemli olmaktadır. Literatürde fazla örneği bulunmamakla birlikte yüksek kirlilik içeren sızıntı sularının bu sistemlerde tıkanma problemlerine sebep olabileceği belirtilmektedir. Ancak damlatmalı filtrede azot gideriminin yüksek olması gibi nedenlerden ötürü damlatmalı filtrenin sızıntı suyu arıtımı amacıyla birleşik tesislerin bir bölümü olarak düşünülmesi veya stabilize sızıntı suyunun arıtımı amacıyla kullanılması önerilebilir (Dölgen, 1996).

1.1.3.2.4 Anaerobik Lagün, Çürütücü ve Filtreler

Anaerobik arıtma süreci, atıksudaki organik bileşiklerin asit bakterileri aracılığıyla anaerobik koşullar altında önce kısa zincirli organik asitlere (asetik asit, propiyonik ve butirik asit gibi), ardından metan bakterileri tarafından CH_4 , CO_2 , H_2S , NH_3 gibi son ürünlere dönüştürülmesidir. Enerji değeri yüksek biogaz üretimi, çok az çamur oluşumu, düşük enerji gereksinimi (havalandırıcı kullanılmaması nedeniyle) gibi avantajlara sahiptir. Sızıntı suyu arıtımında yaygın olarak kullanılan anaerobik arıtma sistemleri; anaerobik lagünler, çürütücüler ve anaerobik filtrelerdir (Dölgen, 1996).

Anaerobik lagünler genelde arıtma tesisinin başında yer almaktadır. Bu şekilde sızıntı suyu kalitesindeki piklerin aşağı çekilmesi ve daha homojen bir sızıntı suyu karakteristiğinin elde edilmesi amaçlanmaktadır. Anaerobik havuzda organik azotun amonyak azotuna hidrolizi neticesinde çıkışta ham sızıntı suyuna oranla daha yüksek amonyak konsantrasyonu elde edilmektedir. Ancak bu artış anaerobik lagünden sonra

yer alan aerobik süreçte işletme koşulları ayarlanarak nitrifikasyon/denitrifikasyon reaksiyonu sonucunda azaltılabilmektedir (Dölgen, 1996).

Anaerobik çürütücülerin arıtma mekanizması lagünler ile aynıdır. Anaerobik lagünlerden farkı, kapalı ve sürekli karıştırılan sistemler olmasıdır. Çürütücü içerisinde karışım mekanik veya uygulamada genellikle yapıldığı üzere biogazın geri döndürülmesi ile sağlanmaktadır (Dölgen, 1996).

Anaerobik çürütücünün içerisinde dolgu yatağı teşkil edilerek biyolojik arıtma veriminin artması, büyük hacimleri küçültmesi gibi avantajlarının görülmesi üzerine çeşitli anaerobik filtreler ortaya çıkmıştır. Sabit veya akışkan yataklı, aşağı veya yukarı akımlı olarak işletilebilen filtreler modifiye edilerek yeni düzenekler geliştirilmektedir. Bunlardan bir tanesi anaerobik yukarı akımlı çamur yatağı olarak isimlendirilen UASB reaktörlerdir. Bu sistemlerin aerobik sistemlere oranla yüksek organik yüklerde çalışabilmesi, hidrolik alıkonma süresinin kısa olması bu nedenle arıtma tesisi için gerekli alan ihtiyacının az olması gibi avantajları bulunmaktadır. Bunlara ek olarak, çamur üretimi ve nutrient gereksinimi düşük olup, biogaz nedeniyle enerji kazanımı sağlamaktadır. Bu sistemlerin olumsuz yanı başlangıçta yüksek yatırım maliyetine gerek duymasıdır. Ancak bunun düşük işletme gideri ve biogazdan elde edilen enerjiyle sağlanacak tasarruf ile dengelenmesi mümkündür (Dölgen, 1996).

1.1.3.3 Sızıntı Sularının Kentsel Atıksular İle Birlikte Arıtımı

Pek çok ülkede depolama alanlarında oluşan sızıntı suları, kanalizasyon sistemiyle toplanarak atıksularla (kentsel atıksu) birlikte arıtılmaktadır. Ancak, literatürde bu tür merkezi arıtma tesislerine ait tasarım, işletme parametreleri, arıtma verimi gibi bilgilerin yeterince bulunmaması nedeniyle bazı konularda halen tartışmalar devam etmektedir. Özellikle kentsel atıksu/sızıntı suyu karışım oranı, çıkış suyu kalitesinin ne oranda etkileneceği, ağır metal, organik mikrokirleticiler gibi sızıntı suyunda bulunabilen tehlikeli maddelerin arıtma tesisine yapabileceği potansiyel toksik etkiler nelerdir gibi soruların yanıtları araştırılmaktadır (Dölgen, 1996).

1.1.3.4 Doğal Sistemlerin Kullanımı

Sızıntı sularının doğal sistemler ile arıtılması, çoğu bileşenin arıtımı için çevresel olarak uygun gözükmektedir. Hem yüzeyaltı akış hem de serbest su yüzeyi sistemleri, deponi sızıntı suyunu arıtma potansiyeli olan ekoteknolojilerdir (Nordin, 2006).

Sızıntı suyu yönetimi için uygun bir düşük maliyetli çözüm, yapay sulakalan sistemleridir. Sulakalan sistemleri, immobilize veya birleşik organik maddeleri ve kirlenmiş sulardaki diğer kirleticileri parçalamak için anaerobik ve aerobik reaksiyonlar kullanır (Wojciechowska ve Obarska-Pempkowiak, 2008; Lavrova ve Koumanova, 2010). Martin ve Moshiri (1994) ve Bulc vd. (1997) yapay sulakalanların, deponi sızıntı suyundan nutrientlerin ve organik bileşenlerin azaltılmasında etkili olduğunu bulmuşlardır. Mathewson ve Mathewson (1998), bir sulakalanın deponi sızıntı suyunu arıtmak için çevresel olarak uygun bir teknik olduğunu tespit etmişlerdir.

1.2 Doğal Arıtma Sistemleri

Doğal çevrede; su, toprak, bitkiler, mikroorganizmalar ve atmosfer etkileşerek fiziksel, kimyasal ve biyolojik prosesler meydana gelir. Doğal arıtma sistemleri atıksuların arıtımı için bu proseslerin avantajlarını kullanırlar. Doğal sistemlerdeki prosesler, doğal sistemler için benzersiz olan fotosentez, fotooksidasyon ve bitki alımı gibi yollara ek olarak sedimentasyon, filtrasyon, gaz transferi, adsorpsiyon, iyon değiştirme, kimyasal çökeltme, kimyasal oksidasyon ve redüksiyon, biyolojik dönüşüm ve bozunma gibi mekanik veya bitkili arıtma sistemlerinin çoğunu içermektedir. Doğal sistemlerde prosesler, ayrı reaktörde veya tanklarda enerji girişinin bir sonucu olarak, proseslerin artırılmış hızlarda ardışık olarak meydana geldiği mekanik sistemlerin tersine, doğal hızlarla meydana gelirler ve tek bir ekosistem reaktöründe aynı zamanda meydana gelmeye eğilimlidirler. Doğal arıtma sistemleri;

1-Yavaş hızlı, hızlı infiltrasyon ve yüzeyüstü akışlı sistemlerdir.

2-Yapay ve doğal sulakalanlardır (Tchobanoglous ve Burton, 1991).

1.2.1 Doğal Arıtma Sistemlerinin Uygulanmasında Dikkat Edilmesi Gerekli Hususlar

Doğal arıtma sistemlerinin başarılı tasarımı ve işletimi için, atıksu karakteristiklerinin, arıtım mekanizmasının, halk sağlığı konularının ve yasal isteklerin bilinmesi esastır (Tchobanoglous ve Burton, 1991).

Doğal sistemler ile atıksuyun arıtımı; toprak-su-bitki ekositeminde meydana gelen doğal fiziksel, kimyasal ve biyolojik proseslerle sağlanmaktadır. Doğal sistemler, atıksudaki kirleticileri (AKM, organik madde, N, P, iz element, iz organik bileşikler ve mikroorganizmalar) en azından belirli derecede uzaklaştırma verimindedir. Verimli bir arıtma için atıksu yeterli miktarda nutrient içermelidir. Arıtılacak suda azot ve fosfor içeriğinin yüksek olması istenir. Çünkü azot, organizmalarda RNA ve DNA'nın sentezlenmesi için gerekli nukleik asitlerin sentezlenmesinde kullanılmaktadır (Tchobanoglous ve Burton, 1991).

1.2.1.1 Azot

Doğal sistemlerde azotun dönüşümü ve giderimi karmaşık bir prosesler serisini ve reaksiyonlarını içermektedir. Atıksudan azot uzaklaştırılmasındaki mekanizmalar, azotun; bulunduğu formlarına (nitrat, amonyak veya organik azot) dayanır. Azot genellikle, ileri atıksu arıtımının bir sonucu olarak nitrifikasyona maruz kalan atıksular hariç, amonyak ve organik azot formundadır (Tchobanoglous ve Burton, 1991).

1.2.1.1.1 Organik Azot

Atıksudaki organik azot, sedimentasyon veya filtrasyonla uzaklaştırılır. Katı fazlı organik azot doğrudan, kompleks karbonhidrat, protein, protein benzeri maddeler ve ligninleri içeren çok geniş, kompleks organik moleküllerden oluşan toprak humusuyla birleşebilir. Bir kısım organik azot daha sonra, iyonize amonyumun (NH_4^+) açığa çıkması için bozunabilir ve çözünebilir aminoasitlere hidrolizlenir (Tchobanoglous ve Burton, 1991).

1.2.1.1.2 Amonyak Azotu

Amonyak, ortamın pH'sına bağlı olarak şu reaksiyona göre Amonyak veya Amonyum iyonu şeklinde bulunur.



Yüksek pH'larda NH_3 formu daha fazla bulunurken, düşük pH'larda NH_4^+ formu daha fazladır. Amonyak azotu doğal sistemlerde birkaç yol izler. Çözünebilir NH_4^+ atmosfere NH_3 gazı olarak doğrudan buharlaşmayla uzaklaştırılabilir. Bu giderim verimi, NH_3 'ün buharlaşmasını sağlamak için uzun bekleme zamanlarının ve geniş pH salınımlarının olduğu stabilizasyon havuzları hariç, oldukça küçüktür (<%10). Doğal bir sistemde dönüştürülen NH_3 'ün ve girişteki NH_3 'ün çoğu, toprak partikülleri ve yüklenmiş organik partiküllerdeki iyon değiştirme reaksiyonlarına doğru adsorplanır. Adsorplanan NH_3 , bitki ve mikroorganizmalarca alınır veya aerobik şartlarda biyolojik nitrifikasyonla NO_3^- -N'una dönüşür. Çünkü doğal sistemlerin NH_3 adsorplama kapasitesi sınırlıdır. Nitrifikasyon, adsorplanan NH_3 'ün bırakılması için önemlidir. Bu adsorpsiyon-salıverme döngüsü, adsorpsiyonun eğim yüzeyine hapsediği ve adsorpsiyon kapasitesinin daha sınırlı olduğu, özellikle yüzeyüstü akış sistemlerinde önemlidir (Tchobanoglous ve Burton, 1991).

1.2.1.1.3 Nitrat Azotu

Negatif olarak yüklenmiş nitrat azotu, değiştirme reaksiyonlarıyla tutulmaz. Çözeltide kalır ve süzüntüde taşınır. Bitki alımı veya denitrifikasyonla uzaklaştırılmazsa nitrat öncelikle yeraltı sularına liçlenir veya süzülür. Suyun süzülmesini karakterize eden yavaş hızlı, hızlı infiltrasyon gibi sistemler için süzüntüdeki nitrat, halk sağlığı riskleri oluşturabilir. Bu nedenle bu sistemler, yeraltısularını korumak için azot giderimini başarmak amacıyla tasarlanarak işletilmelidir. Nitrat, bitkiyle alınabilir fakat alımın sadece aktif büyüme periyotları esnasında kök bölgesinin çevresinde meydana gelir. Bitki alımıyla sistemden azot giderimini başarmak için, bitki hasatlanmalı ve sistemden uzaklaştırılmalıdır. Eğer bitki sistemde bırakılırsa bitkideki azot tekrar geri çevrilir ve

sisteme organik azot olarak tekrar giriş yapar. Bitki alımı ve hasatlanması yavaş hızlı sistemlerde temel azot giderim mekanizmasıdır (Tchobanoglous ve Burton, 1991).

1.2.1.1.4 Biyolojik Denitrifikasyon

Nitrat, biyolojik denitrifikasyon ve gaz halindeki azotoksitin salınımı ve moleküler azotun atmosfere salınımıyla da uzaklaştırılır. Biyolojik denitrifikasyon; yüzeyüstü akış, hızlı infiltrasyon ve sucul sistemlerde temel azot giderme mekanizmasıdır. Denitrifikasyon anoksik şartlarda fakültatif bakterilerce yapılır. Denitrifikasyonun olması için tüm sistemin anoksik olması gerekmez. Denitrifikasyon, aerobik kısımlara yakın anoksik mikro kısımlarda meydana gelir. Bununla beraber maksimum denitrifikasyonu başarmak için, denitrifikasyon için ihtiyaç duyulan şartlar optimize edilmelidir (Tchobanoglous ve Burton, 1991).

1.2.1.2 Fosfor

Doğal arıtma sistemlerinde temel fosfor giderim prosesleri, her ne kadar bitkiler bir miktarı alsın da, kimyasal çökeltme ve adsorpsiyondur. Temel olarak ortofosfat formunda meydana gelen fosfor topraktaki kil mineralleri ve organik toprak kısımlarınca adsorplanır. Kalsiyum (nötralden alkali pH değerlerine kadar) ve demir veya alüminyum (asidik pH değerlerinde) ile kimyasal çökeltim, adsorpsiyondan daha yavaş bir hızda meydana gelir fakat aynı derecede önemlidir. Adsorplanan fosfor sıkıca tutulabilir ve genellikle liçlemeye dayanıklıdır. Toprakların fosfor adsorplama kapasitesi her ne kadar sınırlı olsada kumlu topraklar için daha fazladır. Doğal bir arıtma sisteminde başarılabilecek fosfor giderim derecesi, toprakla temastaki atıksuyun derecesine dayanmaktadır. Toprak yüzeyi üzerine akımı karakterize eden yüzey üstü akış ve sucul sistemler gibi sistemler, fosfor giderimi için sınırlı bir potansiyele sahiptir (Tchobanoglous ve Burton, 1991).

1.2.2 Arazide Arıtma Sistemleri

Kullanılmış suların araziye verilmesinde 3 temel işlem; sulama, hızlı infiltrasyon ve arazi üzerinde akıtmadır. Su altında bırakma ve suları yüzey altından zemine sızdırma metotları, bunlara göre daha az uygulanır (Muslu, 1985).

1.2.2.1 Sulama

Bu sistem, bitki ihtiyaçlarını karşılamak için kullanılmış suların araziye uygulanmasını gerektirir. Bu amaçla kullanılacak su, bir ön çökeltme işleminden geçirilmiş olmalıdır. Zemin içine sızan sular, fiziksel, kimyasal ve biyolojik yollardan temizlenir. Su, ya serpilmek veya yüzeyden araziye uygulamak yoluyla bitkilere verilir (Muslu, 1985).

1.2.2.2 Hızlı İnfiltrasyon

Bu sistemlerde, ilk çökeltme işleminden geçmiş atıksular, yüksek hızlarda olmak üzere zemine uygulanır. Bunun için ya sızdırma havuzları ya da yağmurlama metodu kullanılır. Su zemin içinden geçerken arıtma meydana gelir. Bu sistemle gerçekleştirilmek istenen hedefler şunlardır; yeraltısuyunu beslemek, pompajla veya drenlerle yeraltından su alındığında bu suların doğal yoldan arıtımını sağlamak, zeminde yatay ve düşey olarak akıp, bir yüzeysel su yatağına veya akarsuya karıştığında dolaylı olarak suların tekrar kullanılmasını sağlamak (Muslu, 1985).

1.2.2.3 Arazi Üzerinde Akıtma

Izgara ve kum tutucudan geçirilmiş atıksular bir yamaçtan aşağı akıtılır. Bu eğimli arazi üzerindeki bitki örtüsünü geçen sular, alt taraftaki hendeklerde toplanır. Zemin nispeten geçirimsiz olup, fiziksel, kimyasal ve biyolojik yollardan, atıksu temizlenmiş ve tazelenmiş olur (Muslu, 1985).

1.2.3 Sulakalanlar

Sulakalanlar; su kamışı ve sazlık gibi bitkilerin büyümesini destekleyen, 0,6 m'den daha az su derinliğine sahip fazla sulu alanlardır. Bitkiler, bakteri filmlerinin bağlanması için yüzey sağlar, atıksu bileşenlerinin adsorpsiyonuna ve filtrasyonuna yardım eder, su kolonuna oksijen transfer eder ve güneş ışığının geçişini sınırlayarak alg büyümesini kontrol eder. Her ne kadar doğal sulakalanlar ikincil veya ileri arıtma yapılmış atıksuların arıtımında veya iyileştirilmesinde sınırlı kapasiteye sahip olsa da, hem doğal hem de yapay sulakalanlar atıksu arıtımında kullanılmaktadır (Tchobanoglous ve Burton, 1991).

Sulakalan ekosistemlerin birincil üretimi; yeterli ışık, su ve nutrient temininin bir sonucu olarak tipik olarak yüksektir (Brix, 1993). Sulakalanlar, birincil üretimin yüksek oranına bağlı olarak yüksek organik madde biriktirmeleriyle karakterize edilirler (Hammer ve Bastian, 1989). Sulakalana gelen nutrientler inorganik maddeleri organik maddelere dönüştüren bitkinin büyümesini destekler. Sulakalan sistemleri, sudan organik madde, inorganik madde, iz organikler ve patojenler gibi kirleticileri azaltır veya uzaklaştırır. Mikroorganizmalar nutrientlerin dönüşümlerinde temel bir rol oynar (Hoppe vd., 1988; Madigan vd., 1997; Kivaisi, 2001).

1.2.3.1 Doğal Sulakalanlar

Sulakalanlar, gerçek karasal ve sucul sistemler arasındaki dünya yüzeyinin parçalarıdır. Bu nedenle, sığ göller, bataklıklar, nehir yatakları, sulak alanlardır. Sulakalanlar genel olarak sığdır ve bu nedenle derin su kütlelerinden ayrılırlar. Sulakalanlar, sıklıkla üç temel bileşen içerir. Bunlar; suyun varlığı, özgün topraklar ve ıslak koşullara adapte bitkilerdir (Aalbers, 1999).

Doğal sulakalanlar, çoğu gelişmekte olan ülkelerde evsel ve hatta endüstriyel atıksuların arıtımında kullanılmaktadır. Diğer atıksu arıtma teknolojileriyle karşılaştırıldığında su kirliliğine karşı ucuz ve uygun bir çözümdür. Bununla beraber su kirliliğini engellemek için doğal sulakalanların kontrollü kullanımı, özellikle temiz bir su kaynağı olarak kullanım gibi diğer amaçlar isteniyorsa, bir problem olabilir. Bu sebeple atıksu arıtımı için doğal sulakalanların kullanımı, doğal kaynakların sürdürülebilir gelişimi gibi önemli konularla çelişebilir (Denny, 1997; Aalbers, 1999).

1.2.3.2 Yapay Sulakalanlar

Yapay sulakalanlar, kirletilmiş sulardan kirleticileri uzaklaştırmak için inşa edilmiş sistemlerdir. Bu sistemlerin kullanımı, son çeyrek yüzyılı aşkın sürede hızlı şekilde gelişmiştir ve atıksu arıtımı için dünya genelinde kullanılmaktadır. Yapay sulakalanlar neredeyse her olası kirletici kaynaktan gelen farklı kirleticileri uzaklaştırmak için başarılı şekilde kullanılmaktadır (Faulwetter vd., 2009). Sulakalan sistemleri bakteri, askıda katı, BOİ, NH₃ ve NO₃⁻, metaller, enterik virüsler ve fosforu uzaklaştırabilir. Mevcut sulakalanlar genellikle 2-20 gün aralığındaki hidrolik bekleme sürelerinde tasarlanmışlardır. Daha uzun süreler, genellikle BOİ giderimi ve nitrifikasyon için atmosferden difüzyon yoluyla havalandırma sağlamak için kullanılır. Sulakalan daha yüksek kalitede arıtılmış atıksu (örneğin denitrifiye olmuş) alıyorsa ve sulakalan, habitat geliştirilmesi, kirleticilerin daha iyi duruma getirilmesi gibi diğer tasarım amaçları için kullanılacaksa daha kısa hidrolik bekleme süreleri seçilir. Yapay sulakalanlar, temel arıtımda (Davido ve Conway, 1989), birleşik ikincil ve ileri arıtımda (Gersberg vd., 1985), azot giderimi gibi spesifik bir ileri arıtımda (Wittgren ve Tobiason, 1995) veya fosfor gideriminde (Bavor ve Andel, 1994; Spieles ve Mitsch, 2000) kullanılırlar.

Gelişmiş ülkelerde yapay sulakalanlar farklı atıksuların arıtımında kullanılmışlardır. Evsel atıksuyun (Cooper vd., 1997; Schreijer vd., 1997), asidik maden drenajının (Kleinmann ve Girts, 1987; Brodie vd., 1989; Howard vd., 1989; Wenerick vd., 1989), tarımsal atıksuların (DuBowry ve Reaves, 1994; Rivera vd., 1997), düzenli deponi sızıntı suyunun, kentsel yağış suyunun (EPA, 1993), ötrofik göl sularının arıtılmasında (D'Angelo ve Reddy, 1994), doğanın korunmasında (Worrall vd., 1997) ve ileri arıtılmış atıksu çıkış sularını tatlı su kaynaklarına döndürmek için daha iyi duruma getirmede (Schwartz vd., 1994; Gschlöbl vd., 1998), nitratla kirletilmiş akiferlerin ve nitriye kanalizasyon çıkış sularının denitrifikasyonunda kullanılmışlardır (Kivaisi, 2001). Sulakalanlar, yakın zamanda belediye atıksularının ileri arıtımında popüler bir araç haline gelmiştir. Sulakalanların nutrient azaltıcı veya dönüştürücüleri olarak davranabildikleri bilinmektedir. Böylece yakın sucul sistemin ötrofikasyonunu azaltırlar (Spieles ve Mitsch, 2000).

Bu arıtma sistemleri diğer arıtma sistemlerinden daha ekonomik olup işletimi kolaydır ve habitat geliştirilmesi gibi ikincil fayda sağlarlar.

Doğal sulakalanlar, atıksu arıtımı için kullanılabilirken (Nichols, 1983; Brodrick vd., 1988; Hosomi vd., 1994), bu kaynakları korumak için istenmeleri yapay sulakalanları etkili bir alternatif yapmaktadır (Spieles ve Mitsch, 2000). Yapay sulakalanlar, doğal bir ekosisteme deşarjla bağlantılı sınırlamalar olmadan doğal sulakalanların tüm arıtma kapasitelerini sağlarlar. Atıksuların arıtımı için 2 tip yapay sulakalan sistemi geliştirilmiştir. Bunlar;

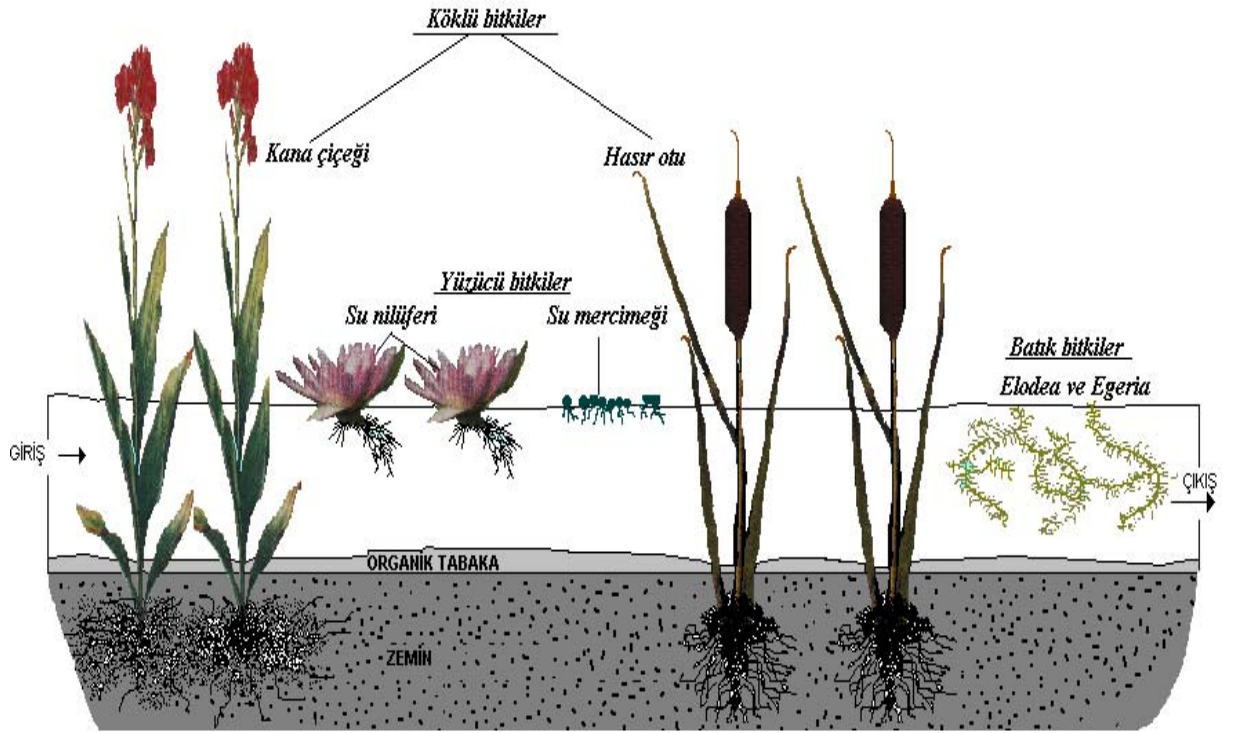
1-Serbest yüzey akışlı sistemler,

2-Yüzeyaltı akışlı sistemlerdir (Tchobanoglous ve Burton, 1991).

1.2.3.2.1 Serbest Yüzey Akışlı Sistemler

İkincil bir arıtım veya ileri arıtım sağlamak için kullanıldığında serbest yüzey akışlı sistemler nispeten geçirimsiz taban topraklı veya yüzeyaltı bariyerli, bitkili ve 0,1-0,6 m'lik sığ su derinlikli paralel havuzlardan veya kanallardan meydana gelirler. Serbest yüzey akışlı sistemler, yeni doğal hayat habitatlarını oluşturmada veya mevcut doğal sulakalanların geliştirilmesinde de kullanılabilir. Bu tür sistemler normal olarak habitatların yetiştirilmesini sağlamak için, uygun bitkilerle bitkili veya açık su alanlı arazilerin bir bileşimini içerir (Tchobanoglous ve Burton, 1991).

Serbest yüzey akışlı sulakalanlar, daha çok doğal bataklık gibi görünür ve davranır. Sulakalanlarda yakın yüzey tabaka aerobik iken daha derin tabaka genellikle anaerobiktir (Ling, 2006). Sucul bitkiler; köklü, batık ve yüzen bitkiler olmak üzere 3 gruba ayrılabilir (Aalbers, 1999; Nordin, 2006). Köklü, batık ve yüzen bitkileri içeren serbest yüzey akışlı bir sulakalan Şekil 1.2'de verilmiştir.



Şekil 1.2 Köklü, batık ve yüzen bitkileri içeren serbest yüzey akışlı bir sulakalan (Akça, 2005)

i) Yapay Sulakalanda Kullanılan Köklü Bitkiler

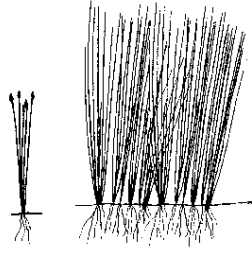
Köklü bitki tiplerinin filizi belirgin bir şekilde su yüzeyinden yukarıdadır ve kökleriyle toprağa bağlanmışlardır (ör. kamış ve hasır otu). Bu bitkiler, mikrobiyal bir habitat ve filtreleme malzemesi olarak hizmet edebildiklerinden atıksu arıtımında daha yüksek bir potansiyele eğilimlidir (Nordin, 2006).

Köklü bitkiler, toprakta, tipik olarak su yüzeyinin altında da büyüyen temel kısımları ile köklüdür. Fakat yaprakları, gövdeleri (fotosentetik kısımlar) ve çoğalma organları aerobtur (Cronk ve Fennessy, 2001). Bu gruptaki bitkilerin çoğu otsudur fakat sulakalan bitkilerinin odunsu türleri de bunlardandır. Doymuş toprakların olduğu yerlerde, bitkilerin yer üstü kısımlarının tümü havalıdır. Sulakalan bitkilerinin tüm tipleri arasında, köklü tipler karasal türlere en benzer olanlardır. Köklü bitkiler; bataklıklarda, sığ sularda, göl kıyıları veya akarsu sahillerinde, suyun yüzeyine ulaşmadan önce güneş ışığını tutma kabiliyetleri nedeniyle baskındırlar (Ling, 2006).

Scirpus spp., *Eleocharis spp.*, *Cyperus spp.*, *Carex spp.*, *Juncus spp.*, *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea*, *Glyceria maxima* ve *Typha spp.*, gibi köklü bitkiler yapay sulakalanlarda en sık kullanılanlardır (Ling, 2006). Yapay sulakalanlarda kullanılan bazı köklü bitkiler Şekil 1.3a, b, c’de verilmiştir.



a) *Scirpus spp.*



b) *Eleocharis spp.*



c) *Cyperus spp.*

Şekil 1.3 Yapay sulakalanlarda kullanılan bazı köklü bitkiler (Ling, 2006)

ii) Yapay Sulakalanda Kullanılan Batık Bitkiler

Batık bitkiler, *hydrilla* ve *coontail* gibi su yüzeyinin altında büyüyenlerdir (Nordin, 2006). *Elodea spp.*, *Myriophyllum spp.* ve *Najas spp.* gibi batık sucul bitkiler atıksu arıtımında kullanılmışlardır. Bu batık bitkiler, su kolonunda yüzer ve askıdadır ve taban sedimentlerinde köklü veya köksüz olabilir. Tipik olarak fotosentetik bitki dokusunun çoğu, su kolonunda asılıdır fakat birçok batık bitki, çiçeklenme ve ışık için su yüzeyinin üzerinde kısımlara sahiptir (Ling, 2006). Batık bitkiler, heterotrofik mikroorganizmaları desteklemek için daha fazla organik madde sağlar. Batık bitkinin yüzeylerinin bakteri büyümesi için daha uygun yüzeyler sunması nedeniyle bakteriyal popülasyonu arttırması mümkündür (Bastviken vd., 2005; Nordin, 2006). Yapay sulakalanlarda kullanılan bazı batık bitkiler Şekil 1.4a ve b’de verilmiştir.



a) *Hydrilla verticillata*



b) *Coontail*

Şekil 1.4 Yapay sulakalanlarda kullanılan bazı batık bitkiler (Nordin, 2006)

Çeşitli deneyler, minerallerin batmış bitkilerin dokularıyla alınabilirliğini kanıtlamıştır. Ayrıca, bu bitkilerin kökleriyle nutrientlerin alım kabiliyeti hakkında da herhangi bir sorun yoktur. Birincil veya ikincil çıkış suyunun artırılması için batık sucul bitkilerin kullanım potansiyeli, anaerobik şartlara hassas olmaları ve köklü veya yüzen bitkilerle gölgelenme ihtimalleri nedeniyle sınırlıdır. Suyun bulanıklılığı, fotosentetik aktivitelerini desteklemek için bitkilere gerekli ışık geçirgenliğini engelleyecek kadar yüksek olmamalıdır (Ling, 2006).

Geceleri bu bitkiler solunumda (oksijeni kullanmada) sucul faunayla rekabet halindedir. Yapay serbest su yüzeyli sulakalanın bu kategorisi, yaygın kullanımda değildir. Fakat batık bitki türlerinin çoğu doğal arıtma sulakalanlarında mevcuttur (Ling, 2006).

iii) Yapay Sulakalanda Kullanılan Serbest Yüzen Bitkiler

Serbest yüzen makrofit sistemleri, yüzen sucul bitkilerin içerisinde büyüdüğü genellikle sığ havuzlardır (Aalbers, 1999). Serbest yüzen makrofitli yapay sulakalanlar, su sümbülü gibi iyi gelişmiş batık köklü geniş bitkileri veya su mercimeği gibi küçük köklü veya köksüz küçük yüzeyli yüzen bitkileri içermektedir (Kivaisi, 2001). Su sümbülü ve su marulu gibi yüzen bitkilerin kök kısımları batmıştır fakat toprağa bağlanmamıştır. Yüzen tip, su stabilizasyonundan sorumlu bakteriler için iyi bir habitat olarak hizmet verebilir ve atıksuyu daha iyi duruma getirmede kullanılabilir

(Nordin, 2006). Su mercimeği, soğuğa su sümbülünden daha az duyarlıdır, yaklaşık 7°C'de de büyüebilir (Reed vd., 1988; EPA, 1988; WPCF, 1990; Tchobanoglous ve Burton, 1991). Daha büyük iklim değişikliği olan alanlarda, birkaç sucul bitkinin (su mercimeği ve su sümbülü gibi) birleşik sistemi uygun olabilir.

Sucul makrofitler su kalitesini sağlamakta önemli bir rol oynarlar. Nutrientlerin aşırı yüklerini adsorplama kabiliyetleri nedeniyle su kalitesini artırabilirler. Sudan N ve P'ü gidermede yüzen sucul makrofitler kullanılmaktadır (Ferdoushi vd., 2008). Yüzen sucul makrofitler, inorganik nutrientleri, her ne kadar yapraklarla alım da belirgin olabilese de, temel olarak kökleri ile alırlar. *Lemna minör*, *Lemna gibba* L., *Wolffia arrhiza*, ve *Azolla pinnata*'dan oluşan serbest yüzen su mercimekleri (*Lemnaceae*) ötrofik su sistemlerinin arıtımında potansiyel olarak fayda göstermişlerdir (Ferdoushi vd., 2008). Yapay sulakalanlarda kullanılan bazı yüzen bitkiler Şekil 1.5a, b ve c'de verilmiştir.



a) *Azolla Pinnata*



b) *Lemna gibba* L.



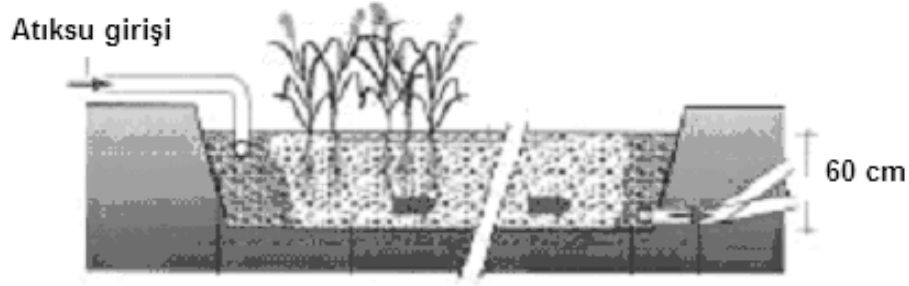
c) *Lemna ve Wolffia*

Şekil 1.5 Yapay sulakalanlarda kullanılan bazı yüzen bitkiler (Ferdoushi vd., 2008)

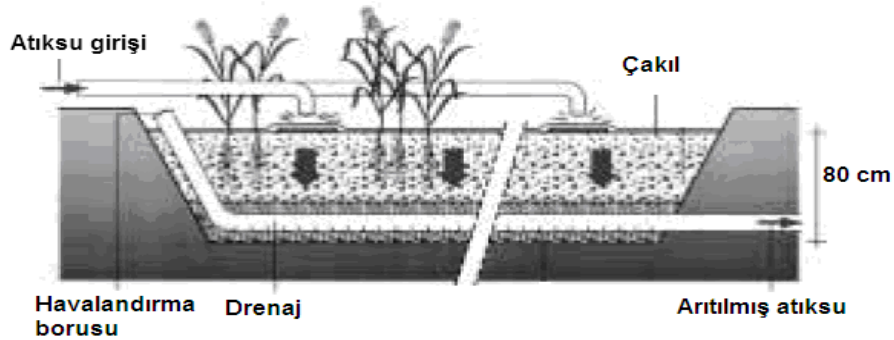
1.2.3.2.2 Yüzeyaltı Akışlı Sistemler

Yüzeyaltı akışlı sistemleri ikincil veya ileri arıtım amaçları için tasarlanır. Bu sistemler kök bölgesi veya çakıl-kamış filtreler olarak da adlandırılır ve köklü bitkiyi desteklemek için kum veya çakıl malzemeli, sızdırmaz tabanlı hendek veya kanallardan meydana gelir (Tchobanoglous ve Burton, 1991). Yüzeyaltı akışlı sulakalanlar sabit film biyoreaktör olarak hareket ederler (EPA, 2000).

Yüzeyaltı akışlı sistemler 2 tiptir. Bunlar; Yatay ve düşey tiplerdir (Şekil 1.6 ve 1.7) (Anonim, 2010). Düşey akış yapılı sulakalanlar (bitkili yüzeyaltı yataklar) yatay akış sistemlerinden fazla oksijen taşımını yeteneğine sahiptir. Atıksulardan amonyak azotu ve organik maddelerin gideriminde çok etkilidirler (Yalcuk ve Uğurlu, 2009).



Şekil 1.6 Yatay yüzeyaltı akış sistemi (Anonim, 2010)



Şekil 1.7 Düşey yüzeyaltı akış sistemi (Anonim, 2010)

1.2.4 Sucul Arıtma Sistemlerinde Tasarım Parametreleri

Sucul arıtma sistemlerinde temel tasarım parametreleri şunlardır; hidrolik alıkonma süresi, su derinliği, havuz geometrisi, organik yükleme hızı ve hidrolik yükleme hızı. Su sümbüllü ve su mercimekli sistemler için tipik tasarım değerleri farklı seviyelerdeki arıtma için Çizelge 1.2’de verilmiştir (Tchobanoglous ve Burton, 1991).

Çizelge 1.2 Yüzen sucul bitkili arıtma sistemlerinden beklenen çıkış suyu kalitesi ve tipik tasarım kriterleri (De Busk ve Reedy, 1987; Tchobanoglous ve Burton, 1991), (a) Parantez içindeki değerler nutrient giderimi içindir.

Su Sümbülü Arıtma Sistemi Tipi				
Parametre	İkincil aerobik (havalandırılmamış)	İkincil aerobik (havalandırılmış)	Aerobik nutrient giderimi (havalandırılmamış)	Su mercimeği arıtma sistemi
Tipik tasarım kriteri				
Giriş atıksuyu	Izgaradan geçirilmiş veya çökeltilmiş	Izgaradan geçirilmiş veya çökeltilmiş	veya İkincil	Fakültatif havuz çıkış suyu
Giriş BOİ ₅ (mg/l)	130-180	130-180	30	40
BOİ ₅ yükleme (kg/ha.gün)	45-90	170-340	11-45	17-23
Su derinliği (m)	0,5-1,0	1,0-1,2	0,6-1,0	1,2-2,0
Bekleme zamanı(gün)	10-36	4-8	6-18	20-25
Hid.Yük. Oranı (m ³ /m ² .gün)	0,02-0,06	0,1-0,3	0,04-0,16	0,06-0,09
Su sıcaklığı (°C)	>10	>10	>10	>7
Hasatlama	Yıllık-Sezonluk	Ayda iki kez-devamlı	Ayda iki kez-devamlı	Nutrient giderimi için haftalık, İkincil arıtma için aylık
Beklenen Çıkış Suyu Kalitesi				
BOİ ₅ (mg/l)	<20	<15	<10	<30(<10)a
AKM (mg/l)	<20	<15	<10	<30(<10)
TN (mg/l)	<15	<15	<5	<15(<5)
TP (mg/l)	<6	<1-2	<2-4	<6(<1-2)

Hidrolik alıkonma süresi; organik ve hidrolik yükleme hızları ile sistemin derinliğine bağlıdır. Çoğu durumda organik yükleme hızı kontrol edici faktördür. Su derinliği seçiminde; havuzdaki düşey karışım kontrol edilerek, arıtılacak atıksuyun arıtmayı yapacak bakterinin bulunduğu bitki kökleriyle temasa getirilmesi sağlanır. Su mercimeği sistemleri, rüzgarın etkilerini kontrol etme ihtiyacı haricinde klasik stabilizasyon havuzları gibi tasarlanmalıdır. Yüzen setler, doğrudan rüzgar hareketine maruz kalan yüzey alanı miktarını en aza indirmede kullanılırlar. Bu kontrol olmadan su mercimeği rüzgarla savrulurken istenen arıtma verimi sağlanamaz. Havalandırmazsız bitki sistemleri için ortalama organik yükleme hızları 100-110 kg/ha.gün değerini geçmemelidir. Hidrolik yükleme hızı; günde uygulanan atıksu hacminin sucul sistemin yüzey alanına bölünmesidir (Tchobanoglous ve Burton, 1991).

1.2.5 Bitki Hasatlama ve İşleme

Bitki hasatlama ihtiyacı; su kalite amaçlarına, bitkilerin büyüme hızlarına ve kurtçuklar gibi canlıların etkilerine bağlıdır. Sucul bitkilerin hasatlanması, yüksek nutrient alımlı bitkiyi sağlamak için ihtiyaç duyulur. Örneğin su sümbüllerinin her 3-4 haftada bir hasatlanması nutrient giderimi için yapılır. Belirgin fosfor giderimi yalnız sık hasatlamayla başarılır. Sağlıklı su sümbülü popülasyonu için tehdit oluşturan kurtçukların olduğu alanlarda bitkileri enfekte olmaktan korumak için sıklıkla hasatlama yapılır. Nutrient giderimi için su mercimeğinin hasatlanmasına sıcak mevsimlerde haftada bir sıklıkta ihtiyaç duyulabilir (Tchobanoglous ve Burton, 1991). Bitkiler düzenli olarak hasatlanır ve kurutulduktan, kompostlaştırıldıktan veya fermente edildikten sonra yem olarak veya toprak şartlandırıcısı ve gübre olarak kullanılabilir (Tchobanoglous ve Burton, 1991; Polprasert vd., 1994; Aalbers, 1999). İdeal şartlar altında büyüyen ve düzenli olarak hasatlanan su mercimeği düşük bir lif içeriğine %5-15 ve %35-45 değerinde yüksek bir protein içeriğine sahiptir. Bu onu, iyi bir hayvan yemi yapmaktadır. Diğer sucul bitkilerle karşılaştırıldığında su mercimeği yüksek bir besin değerine ve kolay hasatlanabilirliğe sahiptir (Aalbers, 1999).

1.2.6 Su mercimekleri

Lemnaceae ailesi; taze sulara geniş yayılımıyla *Lemna*, *Spirodela*, *Landolita*, *Wolffia* ve *Wolffiella* cinslerini kapsar (Al Nozaily vd., 2000; Morales vd., 2006). *Lemnaceae* ailesinin üyeleri Kuzey kutbu ve Antarktika bölgesi hariç tüm dünyanın üzerinde yavaşça ve sabit akan sulara bulunur (Landolt, 1986; Scheer vd., 2008). Çoğunlukla genetik olarak düzenli klonlar şeklinde vejetatif çoğalmaları, onları bitki fizyolojisi, genetik, ekoloji ve çevre kontrolü çalışmalarında değerli araştırma organizmaları yapmaktadır (Mader, 2004; Mkandawire ve Dudel, 2005; Scheer vd., 2008).

Su mercimekleri; *Lemnaceae* ailesine has, çok küçük, yüzebilen (Dalu ve Ndamba, 2003), yaprakları birkaç mm genişliğinde olan (Tchobanoglous ve Burton, 1991), sucul makrofitlerdir. *Lemna* ve *Spirodela*, genellikle 12 mm'den daha az uzunluğunda kısa köklere sahiptirler. Su mercimekleri, en küçük ve en basit çiçekli bitkiler olup en hızlı çoğalma hızlarından birine sahiptirler. Yapraktaki küçük bir hücre bölünerek yeni bir yaprak üretir. Her bir yaprak yaşama süresince en az 10-20 kez üretim yapabilir. Su mercimeklerinin su sümbüllerinden %30 daha hızlı büyüebildiği saptanmıştır (Tchobanoglous ve Burton, 1991). Bitki, esasen çok küçük lifli yapıda olan ve tamamı metabolik olarak aktif hücrelidir (Reed vd., 1988; EPA, 1988; Tchobanoglous ve Burton, 1991). Su mercimeği kolaylıkla hasat edilebilir. Soğuğa toleranslıdır (Hammouda et al., 1995; Körner vd., 1998).

Lemna türleri organik ve inorganik maddelere yüksek duyarlılıklarından dolayı, su kalitesi değerlendirilmesine ek olarak herbisit, eczacılık ve sucul bitkiler üzerinde ağır metaller gibi olumsuz etkiden söz edilen ekzotoksikolojik çalışmalarda test organizmaları olarak kullanılırlar (Wang, 1990; Fenske vd., 2006; Scheer vd., 2008). *Lemna gibba* L. ve *Lemna minor* L. türlerinin ikisi su mercimeği büyüme inhibisyon testleriyle kimyasalların denenmesi veya su kalitesi denemelerinde ulusal ve uluslararası yönergelerde kullanılır (ASTM, 2004; OECD, 2006; Scheer vd., 2008). Su mercimeği, yaşayan tüm organizmalar gibi kontrol altına alınmış laboratuvar şartları altında, büyümesinde ve metabolik aktivitesinde önemli değişimler gösterir (Scheer vd., 2008).

Lemna türleri için en iyi gelişme şartları ve tolerans değerlerine bakıldığında pH=4,5-7,5; sıcaklık 20-30 °C ve ışık şiddeti olduğunda en iyi gelişim sağladıkları ancak pH=3,5-8,5; sıcaklık 1-32°C'ye kadar tolerans gösterdikleri ifade edilmiştir (Saygıdeğer, 1996).

Su mercimekli atıksu arıtma sistemleri; süt ürünleri atığı lagünlerinde, ham ve seyreltik evsel atıksuyunda, ikincil çökelmede ve septik yüklü havuzların arıtılmasında kullanılmaktadır. Bazı tam ölçekli sistemler Tayvan, Çin, Bangladeş, Belçika ve ABD’de işletilmektedir (Körner vd., 1998). Makrofitte dayalı atıksu arıtma sistemleri klasik arıtma sistemleri ile karşılaştırıldığında bazı avantajlara sahiptir (Brix and Schierup, 1989; Körner vd., 1998). Su mercimeğinin kullanımı; hızlı büyüme oranıyla, yüksek seviyede nutrient giderimi elde edildiğinden ve düşük lif ve yüksek protein içeriğinden dolayı tercih edilir (Landolt, 1986; Körner vd., 1998). Sucul makrofitler arasında *Lemnaceae*; azot, fosfor, potasyum, kalsiyum, sodyum ve magnezyum vb. makro elementleri absorplamada çok büyük kapasiteye sahiptir (Landolt ve Kandeler, 1987; Dalu ve Ndamba, 2003). Su mercimeği, temel olarak alg konsantrasyonunu azaltarak fakültatif lagünlerden veya stabilizasyon havuzlarından çıkan suyun kalitesini arttırmakta kullanılmaktadır (Tchobanoglous ve Burton, 1991). Çalışmaların çoğu nutrient giderim verimi üzerine odaklanmıştır. %50-95 arasında BOİ₅ ve KOİ giderme oranı su mercimeği ile kaplı sistemlerde bulunmuştur. Brix ve Schierup (1989)’un çalışmasında, su mercimeği su sümbülü ile karşılaştırıldığında, arıtma işlemlerinde az bir rol oynadığını, gerçekte geniş kök sistemlere ihtiyaç olduğunu ve bağlı mikrobiyal büyüme için çok küçük substrat yüzey alanı sağladığını iddia etmişlerdir. Su yüzeyinde su mercimeğinin yoğun bir şekilde kaplı olması, hem havadan difüzyonla suya oksijen girişini hem de az ışık nüfuz etmesinden dolayı planktonlarla oksijenin fotosentetik üretimini engelleyebilmesi olumsuz yanlarını oluşturmaktadır. Zirschky ve Reed (1988), su içinde sınırlı oksijen transferinden dolayı su mercimeği ile kaplı havuzlarda BOİ gideriminin azaldığını ifade etmişlerdir. Bununla beraber Alaerts (1996), su mercimeğiyle kaplı atıksu lagün sistemlerinde her zaman aerobik kalan bir su sütununun bulunduğunu bildirmiştir (Körner vd., 1998).

Bir atıksu arıtma tesisinde tesisin havalandırma havuzlarını kaplayan su mercimekleri Şekil 1.8a, b’de görülmektedir.



Şekil 1.8a Malatya atıksu arıtma tesisi havalandırma havuzunu kaplayan su mercimekleri

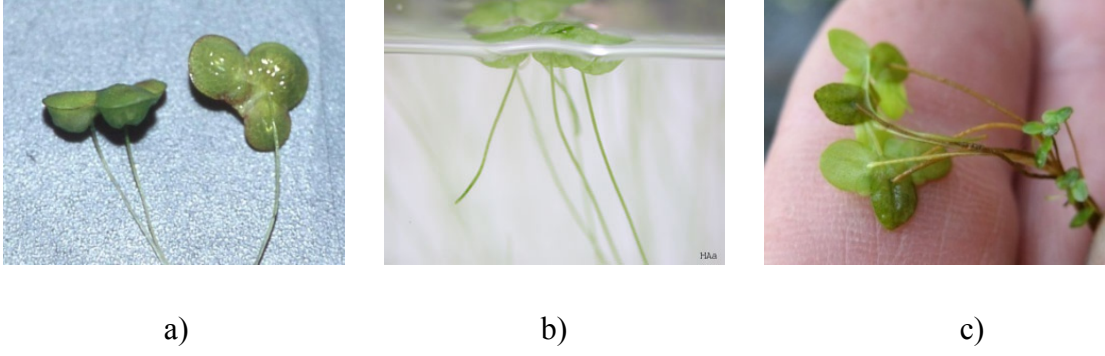


Şekil 1.8b Malatya atıksu arıtma tesisi havalandırma havuzunu kaplayan su mercimekleri

Su mercimeği havuzları, genel olarak su mercimeği olarak adlandırılan küçük bitkilerin yüzen bir yığını ile kaplı stabilizasyon havuzlarının modifikasyonlarıdır (Van der Steen, 1998). En yaygın kullanılan türler *Lemna sp.*'dir (Aalbers, 1999). Yüzen küçük bitkiler, rüzgara duyarlı olup setler olmadıkça havuzun rüzgar yönündeki tarafına doğru sürüklenir. Bitkilerin yeniden dağıtılması el işçiliği gerektirmektedir. Sürüklenenler yeniden dağıtılmazsa havuz yüzeyinin tamamen kaplanmamasına bağlı olarak düşük arıtma verimine yol açabilir. Ayrıca bitkilerin anaerobik bozunmaya uğrayarak kokuya sebep olabilir (Tchobanoglous ve Burton, 1991). Havuzu kaplayan su mercimeği, havuzun karışımını önler ve katıların çökeltimi için iyi şartlara yol açar. Su mercimeği güneş ışığı girişini de azaltır ve alg büyümesini durdurur. Bununla beraber, azaltılmış güneş ışığı girişi oldukça az patojen giderimine yol açar (Aalbers, 1999). Su mercimeğine dayanan atık stabilizasyon havuzu esasen atık stabilizasyon havuzlarından daha yüksek nutrient ve BOİ gideriminden dolayı daha iyidir (Robson, 1991; Dalu ve Ndamba, 2003). Bu gerçekte hasatlanmış su mercimeğinin kabiliyetinden dolayıdır. Su mercimekli sisteme dayanan atık stabilizasyon havuzu, uygun şekilde yönetilirse, üçüncül arıtma standartlarına eşit çıkış suyu üretilebilir (Dalu ve Ndamba, 2003).

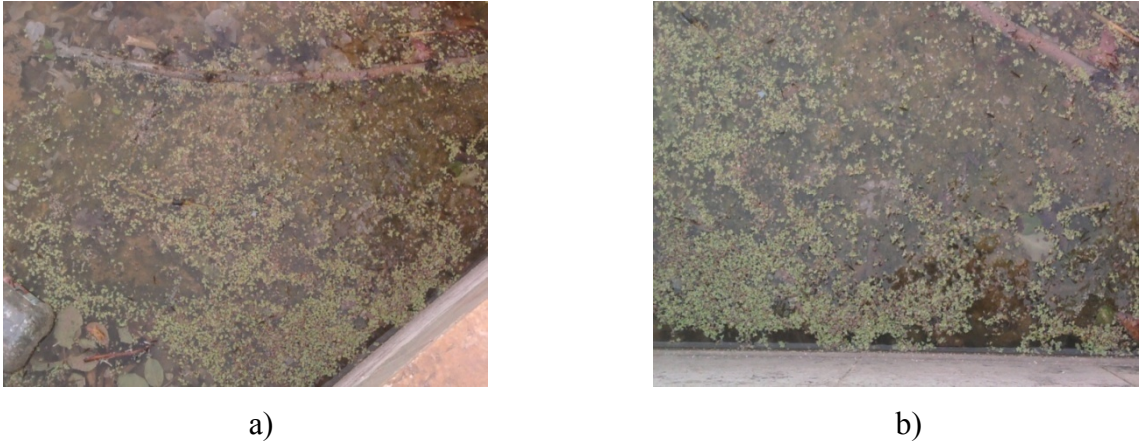
1.2.6.1 *Lemna gibba* L.

Lemna gibba L., özellikle nutrientce zengin suların yüzeyinde dünya çapında bulunabilen *Lemnaceae* ailesine ait yüzen sucul bir makrofittir (Şekil 1.9a, b, c) (Zimmo, 2003; El-Kheir vd., 2007). *Lemna gibba* L. sucul bir bitkidir ve göllerde, akarsularda ve çıkış sularını içeren pek çok sucul ortamda bulunur. Damarlı çiçekli bir bitkidir. Laboratuvar şartları altında, biyokütlenin en uygun nutrient temini altında, 24-48 saatte, uygun aydınlatma ve 25-29⁰C'de iki kat arttığı bilinmektedir (Wang, 1990; Sanchez Villavicencio, 2007). *Lemna gibba* L. ile alınan nutrientler bitki proteinine asimile olur. İdeal büyüme şartları altında kuru ağırlık esas alındığında protein içeriğinin %40'ından fazlasına ulaşılabilir (Skillikorn, 1993; El-Kheir vd., 2007). *Lemna gibba* L. diğer çoğu bitkiyle karşılaştırıldığında düşük lif içeriğine sahiptir (yaklaşık %5).



Şekil 1.9 *Lemna gibba* L.

Lemna gibba L. Elazığ İli İçme İlçesi mevkiinde bulunan bir sulakalandan toplanarak temin edilmiştir. Doğal ortamdan temin edilen *Lemna gibba* L. Şekil 1.10a, b'de verilmiştir.



Şekil 1.10 Doğal ortamında *Lemna gibba* L.

Atıksu arıtımında *Lemna gibba* L.'nin, nütrientlerin, çözülmüş tuzların, organik maddelerin, ağır metallerin gideriminde ve askıda katıların elimine edilmesinde, alg çokluğunda ve toplam ve fekal koliform yoğunluğunda çok etkili olduğu bulunmuştur (El-Kheir vd., 2007). *Lemna gibba* L. kadmiyum ve kurşuna benzer ağır metallere toleranslıdır (Miranda, 2000; Sanchez Villavicencio, 2007). Adsorpsiyon ve biyoakümülyasyon yeteneği, bazı toksik bileşiklerin gideriminde kullanılabilir (Wang, 1990; Lemnatest, 2000; Sanchez Villavicencio, 2007). Belirli organik bileşikleri

parçalayabilir ve sulu çözeltilerde radyoaktif iyonları alıkoyabilir (Stomp, 1993; Sanchez Villavicencio, 2007). Sığ küçük göletlerde (20 ve 30 cm derinlik), evsel atıksuyun arıtımında *Lemna gibba* L.'nin performansını değerlendirmek için yapılan açık havadaki deneyler, meydana gelen ikincil çıkış suyunun kalitesinin yeniden kullanılan sulama suyu kriterlerini karşıladığını göstermektedir (Oron, 1994; El-Kheir vd., 2007). *Lemna gibba* L.'nin kimyasal içeriğine bakıldığında 5 mg/g Klorofil a+b, %3,84 N içeriğine ve %24,06 protein muhtevasına sahiptir.

1.2.6.2 Karışık Su Mercimekleri

Lemna gibba L., *Lemna minor* L., *Spirodela polyrrhiza* ve *Wolffia arrhiza* karışımı İstanbul Üniversitesi Botanik ve Herbarium Bahçesi'nden temin edilmiştir. Botanik bahçesinden temin edilen *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Spirodela polyrrhiza* ve *Wolffia arrhiza* karışımı Şekil 1.11'de verilmiştir.



Şekil 1.11 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Spirodela polyrrhiza* ve *Wolffia arrhiza* karışımı

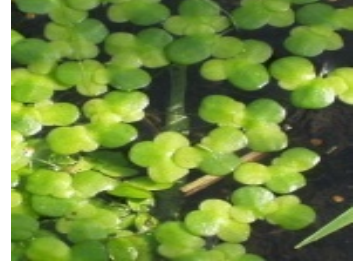
i) *Lemna minor* L.

Su mercimeği *Lemna minor* L.; *Lemnaceaea* ailesine ait, küçük boyutlu, hızlı büyüyen vejetatif olarak çoğalan damarlı yüzen makrofitlerdir (Şekil 1.12a, b). *Lemna minor* L. pH=4,5-7,5 aralığında ve sıcaklık 20-30 °C'de iyi gelişim gösterir. Klorofil a+b içeriği

5,02 mg/g'dır. %5,02 oranında N içeriğine sahip olan *Lemna minor* L. %24,40 oranında protein muhtevasına sahiptir.



a)



b)

Şekil 1.12 *Lemna minor* L.

ii) *Spirodela polyrrhiza*

Su mercimeği (*Spirodela polyrrhiza*); hızlı büyüyen, geniş dağılımlı, kısa yaşam süreli ve geniş çevresel değişikliklere stabil bitkilerdir (Şekil 1.13a, b) (Landolt ve Kandeler, 1987).



a)



b)

Şekil 1.13 *Spirodela polyrrhiza*

iii) *Wolffia arrhiza*

Lemnaceae ailesinden olan *Wolffia arrhiza*, yaygın olan ve tomurcuklanmayla yoğun olarak çoğalan, en küçük damarlı bitkidir (Şekil 1.14a, b). Yaprak olarak ifade edilen, tipik olmayan yaprağa benzer vücut yalnızca küçük farklılıkla dokuların bir karışımıdır. Bu sebeple *W.arrhiza*'nın organizması damarlı bitkilerdence daha çok tallofitik alge benzer. Özellikle kış ve sonbahar gibi uygun olmayan çevre şartlarında yaprak turion olarak adlandırılan bekleyen bir forma geçebilir. Bitki, sıcaklık ve pH dalgalanmaları, ksenobiyotik kirlenme gibi çeşitli stres ve toksik faktörlerin etkisine oldukça dayanıklıdır. Bu özellikleri nedeniyle bitki özellikle, aminoasitler, proteinler, şekerler, organik azot ve fosfor bileşiklerince zengin kentsel, tarımsal ve süt ürünleri kaynaklı atıksuların arıtma biyoteknolojisinde giderek daha çok kullanılmaktadır. *W.arrhiza* biyokütlesi, vejetatif formdaki (yaprak) proteinlerin yüksek birikimi (%40-50) ve mineral bileşiklerin çeşitleri ile karakterize edilir. Protein, nişasta, vitamin, hormon ve mineral tuzlarca zengin sığır yemi olarak kullanılabilir (Czerpark ve Piotrowska, 2005).



a)



b)

Şekil 1.14 *Wolffia arrhiza*

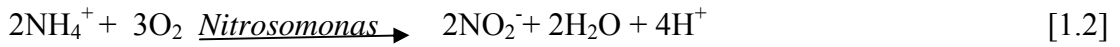
1.3 Nutrient Giderimi

1.3.1 Azot Giderimi

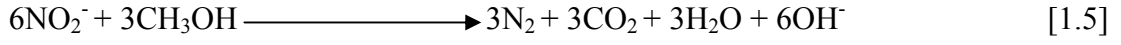
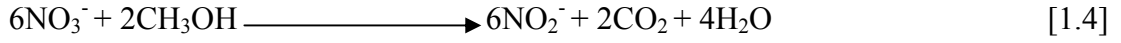
Gübre kullanımı, azot sabitleyen ürünler, fosil yakıtların kullanımı gibi nedenlerle insan kaynaklı etkiler sonucu azot miktarı artmaktadır (Özen ve Beklioğlu, 2007). Nitrikoksit,

nitrit veya amonyak/amonyum formundaki azot suda çözünebilir olup sulara noktasal olmayan kaynaklardan (tarımsal akış) ve noktasal kaynaklardan (atıksu arıtma tesisi deşarjları) ulaşabilir. Azot, su kalitesi problemlerine sebep olduğundan katı atık sızıntı suyundan azotun giderimi önemlidir. Yapay bir sulakalan sisteminde azot giderimi; bitkilerce ve diğere yaşıyan organizmalarca alım, nitrifikasyon, denitrifikasyon, çökeltme, NH₃ buharlaşması ve NH₄⁺ için katyon değışimini içermektedir (Majernevman vd., 1999; Yang vd., 2001; Yalcuk ve Uğurlu, 2009).

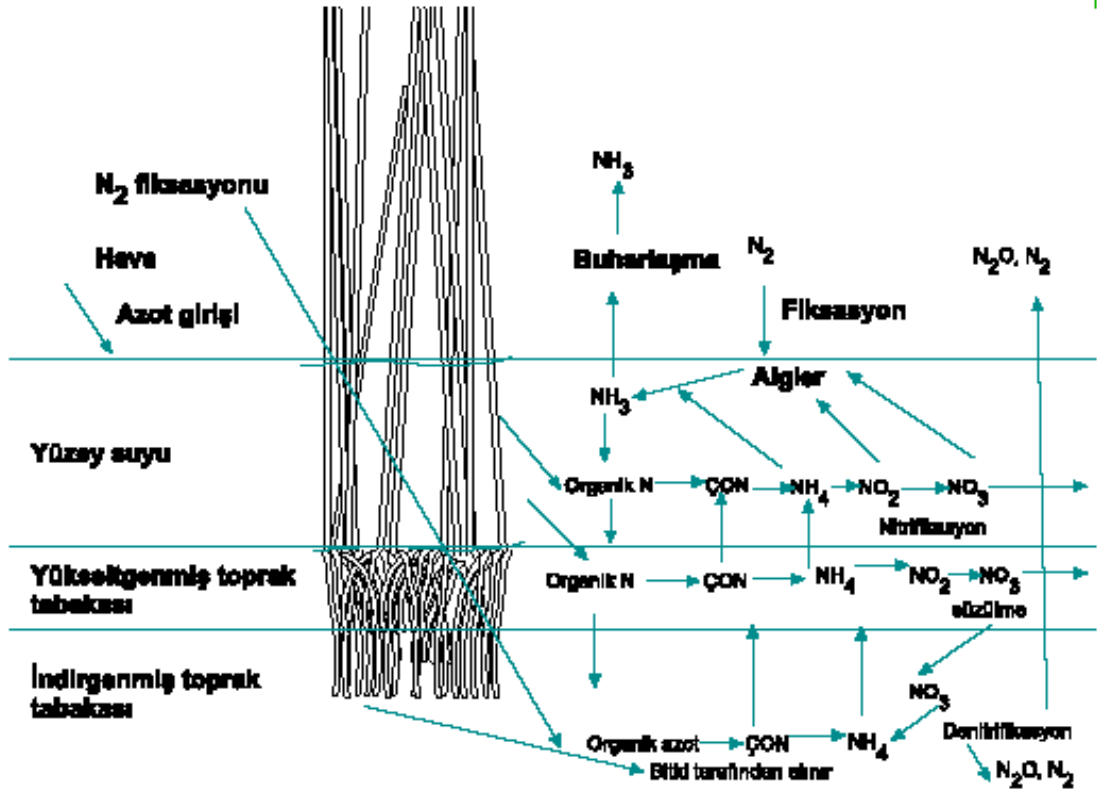
Azot gideriminin en yaygın kullanılan metodu, biyolojik nitrifikasyon /denitrifikasyon olarak adlandırılır. İlk önce amonyum azotu mikroorganizmalarca inorganik nitrat azotuna dönüştürür. İlk önce BOİ kullanılır ve yalnızca kolaylıkla okside olan karbon bileşikleri tükendiğinde nitrifikasyon yapıcılar azot içeren bileşiklerin oksidasyonuna başlarlar. Bu meydana gelirse son ürün nitrat azotudur. Proses, farklı kademelerde görev yapan farklı mikroorganizma gruplarınca 2 kademe gerçekleştirilir. Bu prosesi tanımlayan basitleştirilmiş denklemler şunlardır;



Bu reaksiyonlar yavaş olup uygun havalandırma tanklarında uygun çözülmüş oksijen kadar suyun bekleme zamanını da gerektirir. Reaksiyonların kinetik sabitleri düşük olup çok düşük ürün verir. Bu nedenle çamur üretimi sınırlıdır. Çıkış suyu, göllere veya nehirlere giriş yapmayacaksa nitrat azotunun üretimi uygundur. Çoğu durumda bununla beraber azot uzaklaştırılmalıdır (Weiner ve Matthews, 2003). Amonyak ilk önce nitrata oksitlendikten sonra *Pseudomonas* gibi fakültatif ve anaerobik bakteriler tarafından indirgenebilir. Denitrifikasyon bir karbon kaynağına ihtiyaç duyar ve metanol (CH₃OH) sıklıkla bu amaç için kullanılır. Reaksiyonlar şunlardır;



Sulakalanlardaki azot döngüsü Şekil 1.15’de verilmiştir (Korkusuz vd., 2005; Özen ve Beklioğlu, 2007).



Şekil 1.15 Azot döngüsü (ÇON: Çözünebilir organik azot) (Korkusuz vd., 2005; Özen ve Beklioğlu, 2007)

Yapay sulakalanlarda azot dönüşümleri çok karmaşık ve dinamik bir prosestir ve birçok faktör dolaylı ya da dolaysız yönden performanslar üzerine etkili olabilir (Tunçsiper ve Akça, 2006). Sulakalan sistemlerinde, azot dönüşümleri, toprağın okside olmuş ve indirgenmiş tabakalarında, kök-toprak ara yüzeyinde ve köklü bitkilerin batmış kısımlarında yer alır (Nordin, 2006). Organik azot, hem oksitlenmiş hem de

indirgenmiş toprak tabakalarında NH_4^+ 'a mineralize olur. Bitkilerin oksitlenmiş tabakası ve batmış kısımları, NH_4^+ 'un *Nitrosomonas* ile NO_2^- 'e sonra *Nitrobacter* ile NO_3^- 'a dönüştürdüğü nitrifikasyon için önemli kısımlardır. Yüksek pH'da NH_4^+ 'un bir kısmı, NH_3 formundadır ve buharlaşma prosesiyle atmosferde kaybolur. İndirgenmiş bölgedeki nitrat; denitrifikasyon, liçleme ve bazı bitki alımı ile tüketilir (Eng, 2002; Nordin, 2006).

Kök-toprak ara yüzeyinde atmosferden oksijen; sulakalan bitkilerinin yaprakları, gövdeleri, rizomları ve kökleri yoluyla rizosfere difüzenir ve toprak-su ara kesitine benzer anoksik tabaka oluşturur (Maehlum, 1999; Johnson vd., 1999; Nordin, 2006). Amonyumun nitrata okside olduğu aerobik rizosferde nitrifikasyon yer alır. Bitkilerce alınmayan nitrat, denitrifikasyon prosesiyle N_2 ve N_2O 'e indirgendiği anoksik bölgeye difüzenir. Rizosferdeki amonyum, difüzyonla anoksik bölgedeki amonyumla yeniden dolar (Nordin, 2006).

Nitrifikasyon prosesi hidrojen iyonları ürettiğinden pH'da belirgin düşüslere sebep olabilir. Eğer pH yeteri kadar düşükse nitrifikasyonu tamamen engelleyebilir. Denitrifikasyon, çözülmüş oksijen yokluğunda özellikle *Pseudomonas spp.* gibi fakültatif aerob hetetrofların nitratı terminal bir elektron alıcısı olarak kullanabildiği prosestir. İyi nitriye olmuş düşük BOİ'li çıkış suyunda tam denitrifikasyonu etkileyen temel problem, elektronları nitrata vermede mümkün solunum ile ilgili substratların azlığındandır (Lester ve Birkett, 1999).

1.3.2 Fosfor Giderimi

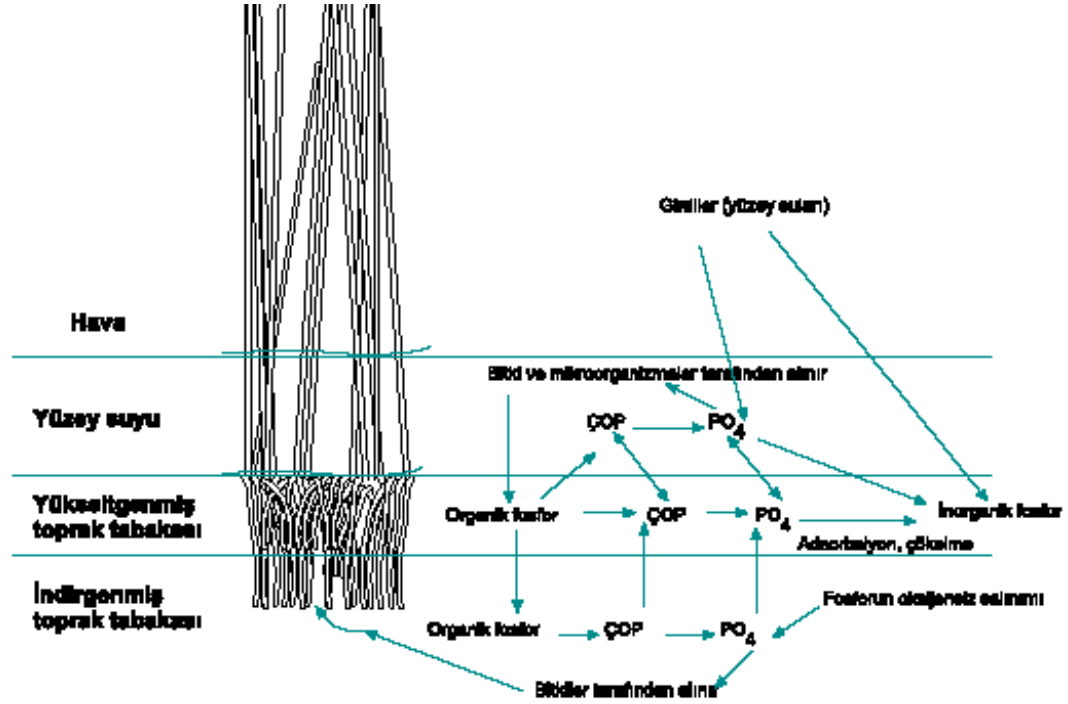
Fosfor, kimyasal veya biyolojik olarak uzaklaştırılabilir. En popüler kimyasal metotlar kireç, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ve alum $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ kullanımındır. Alkali şartlar altında kalsiyum, kalsiyum hidroksiapatit oluşturmak için fosfat ile birleşir. Çözünmeyen CaCO_3 'da oluşur ve uzaklaştırılır ve bir fırında yakılarak geri döndürülebilir. Fosfor biyolojik olarak da uzaklaştırılabilir. Bir atıksu arıtma tesisindeki tipik bir fosfor uzaklaştırma sisteminde havalandırma tankının ilk kademesindeki karıştırılmış sıvı karıştırılır fakat havalandırılmaz. Mikroorganizmalar fosforu hücrelerinde kullanarak bu oksijen yokluğuna tepki gösterir. Böylece hayatı sürdürmek için enerji sağlarlar. Sonra mikroorganizmalar aerobik kademeye hareket ettiğinde çözünebilir fosforu alır ve

mikroorganizmaların enerji içeren organik maddeyi hızlı şekilde asimile etmeye çabaladığı bir şart oluşur. Bu noktada mikroorganizmalar fazla fosforu kendileriyle birlikte alarak son çökeltimde çöktürülerek uzaklaştırılır (Weiner ve Matthews., 2003).

Fosfor diğer ekosistemlerde de olduğu gibi sulakalanlarda da biyolojik üretimi sınırlayıcı bir faktördür. Fosfor sulakalanlarda çözünebilir ya da çözünemez halde hem organik hem de inorganik olarak bulunur. Fosfor aynı zamanda demir, kalsiyum ve alüminyumla kompleks yapılar oluşturma eğilimine sahiptir. Fosfor döngüsü dip çamurunda gerçekleşir. Fosforun inorganik hali ortofosfat ya da çözülebilir reaktif fosfor olarak adlandırılır ve fosforun biyolojik olarak kullanılabilir miktarının belirtecidir. Çözünmüş organik fosfor yada çözünemeyen organik formlar ve inorganik fosfor, çözünmüş inorganik form haline gelene kadar biyolojik olarak kullanılmaya hazır değildir (Özen ve Beklioğlu, 2007). Sulakalanlarda asidik topraklarda fosfor, alüminyum ve demir ile, alkalin topraklarda ise kalsiyum ve magnezyumla bağ yapmış halde bulunur. Kil parçacıklarına yapışık bulunan fosfor ise sulakalanlara dışardan gelen suyla taşınabildiğinden önemlidir. Kimyasallar ve besin tuzları hidrolojik olarak sulakalanlara, yağış, yüzey akışı ve yeraltısuyu ile taşınırlar. Sadece yağışlarla beslenen sulakalanlar besin açısından fakir iken diğer yollarla bu maddelerin taşındığı sulakalanlar besin açısından daha zengindir. Sulakalanlar besin tuzları ve kimyasallar için kaynak, yutak ya da dönüşümlerin gerçekleştiği yerler olabilirler ve bu özellik sezondan sezona ve yıldan yıla değişebilir. Sulakalanlarda insan etkisiyle (erozyon, baraj ve kanal açma, hidrolojik değişimler ve kirlilik gibi) kimyasal döngülerde değişmelerin meydana gelmesine neden olunmaktadır. Fosforun ana kaynağının kayaçlar olmasına karşın, ticari gübrelerle döngüye daha fazla fosfor katılır. Fosforun döngüde fazla miktarda bulunması çevresel sorunlara yol açar. Örneğin, tarım alanlarında gübre olarak kullanılan fazla fosfor sığ kıyusal alanlara taşındığında, fotosentetik bakteri ve alglerin sayılarının birden bire artmasına neden olur. Bu durum, su yüzeyinin fitoplanktonlarla kaplanmasına neden olur ve güneş ışığının su altındaki bitkilere ulaşmasına engel olur. Bu bitkiler ve yüzeydeki bakteri ve algler öldüğünde diğer bakteriler tarafından tüketilir. Bu bakteriler beslenme sırasında sudaki çözünmüş oksijeni kullanırlar. Oksijen miktarının düşmesiyle trofik seviyenin üst kısmındaki canlılar olumsuz etkilenir ki bu durum ölümle sonuçlanabilir (örneğin balık ölümleri). Bu olay ötrofikasyon olarak adlandırılır. Sulakalanlar karasal ve sucul ekosistemler gibi besin açısından zengin ya da fakir olarak sınıflandırılabilmesine rağmen besin tuzlarının

dip çamurunda depolanması ve bitkilerin döngüdeki rolleri bakımından farklılık göstermektedir (Özen ve Beklioğlu, 2007).

Sulak alanlardaki fosfor döngüsü Şekil 1.16'da gösterilmektedir (Özen ve Beklioğlu, 2007).



Şekil 1.16 Fosfor döngüsü (ÇOP: Çözünebilir organik fosfor) (Özen ve Beklioğlu, 2007)

Sulakalanlarda fosfor giderim mekanizmaları; bitki alımı (Fraser vd., 2004; Huett vd., 2005), mikrobiyal asimilasyon, toprak ve organik maddeyle adsorpsiyon ve Ca^{+2} , Mg^{+2} , Fe^{+3} ve Mn^{+2} ile çökeltimi içerir. Adsorpsiyon ve çökeltme reaksiyonları, hidrolik bekleme zamanı daha uygun olduğunda ve iyileştirici yapıllı topraklar kullanıldığında fosfor sorpsiyonu için daha büyük fırsattır ve toprak reaksiyonlarının meydana gelmesi sağlandığından temel giderme yollarıdır. Adsorpsiyon ve çökeltme reaksiyonları sulakalan toprağında fosforu yakalar (Nordin, 2006).

2. LİTERATÜR ÖZETİ

Martin ve Moshiri (1994), arıtılmış sızıntı suyunda yaptıkları çalışmada, değişik sucul bitkilerin TKN ve toplam fosforu sırasıyla; %58 ve %53 oranında 4 aylık sürede giderdiğini bildirmişlerdir.

Urbanc Bercic (1994), kamışın sızıntı suyundan BOİ'yi %33 ve AKM'yi ise %73 oranında giderdiğini bildirmiştir.

Martin ve Johnson (1995), köklü makrofitlerle sızıntı suyu artımında amonyak, AKM, toplam fosfat ve KOİ giderim oranlarının %64-99 arasında olduğunu belirtmişlerdir.

Pevery vd. (1995), *Phragmites australis* ile sızıntı suyunun arıtımında demirin köklerden oksijeni açığa çıkarmasının bir sonucu olarak çökeldiğini ve köklerin metalleri rizomlara taşımada etkili filtreler gibi davrandıklarını belirtmişlerdir. Çalışmalarında $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (300 mg/l), BOİ (300 mg/l), Fe (30 mg/l), Mn (1,5 mg/l) ve K (500 mg/l) olduğunda kamışın iyi şekilde büyüdüğünü tespit etmişlerdir.

Bulc vd. (1997), yapay bir sulakalanda sızıntı suyunun arıtımında KOİ, BOİ₅, $\text{NH}_3\text{-N}$, Fe ve bakteri giderimlerinin sırasıyla; %68, %46, %81, %80 ve %85 olduğunu bildirmiştir.

Krishnan (2002), arıtılmış sızıntı suyunda yaptığı çalışmada *Scleria sumantrensis* Retz.'in *S. mucronatus*'dan daha az Zn, Mn, Fe'i köklerinde biriktirdiğini ve *S. mucronatus*'un *Scleria sumantrensis* Retz.'den daha yüksek metal absorplama kapasitesine sahip olduğunu tespit etmişlerdir. Fe, Mn, Zn konsantrasyonları gövde bölgelerinden daha çok kök bölgelerinde olmuştur.

Rafidah binti Hamdan (2002), arıtılmış sızıntı suyunda yaptığı çalışmada *S. sumantrensis* ile BOİ, KOİ, Fe, Zn, Mn için giderim verimlerini sırasıyla; %94, %92, %89, %90 ve %89 olduğunu, *S.mucronatus* ile BOİ, KOİ, Fe, Zn, Mn için giderim verimlerini sırasıyla; %98, %95, %95, %90 ve %91 olduğunu tespit etmişlerdir.

Muna Mohamed (2003), *Scirpus globulosus* ve *Ericaulon sexangulare* ile arıtılmış sızıntı suyunda yaptığı çalışmada *Ericaulon sexangulare* ile mukayese edildiğinde *Scirpus globulosus* yapraklarının köklerden daha fazla Zn ve Ni biriktirdiğini ifade etmiştir.

El-Gendy vd. (2004), su sümbülü ve salvinia ile sızıntı suyunun arıtımını çalıştıklarında *salvinia*'nın deneylerin ilk gününde öldüğünü, su sümbülünün %80'den fazla TKN giderdiğini, toplam amonyakın %100 giderildiğini, toplam reaktif fosforun %97 ve toplam demirin %84 giderildiğini tespit etmişlerdir.

Lee (2004), arıtılmış sızıntı suyunda yaptığı çalışmada, *Typha angustifolia*'nın Cr ve Cd alımını sırasıyla %91,7 ve %81,8 olarak bildirmişlerdir. Sulakalanın BOİ, KOİ, NH₃-N, PO₄⁻³ ve NO₃⁻-N giderim verimlerinin sırasıyla; %65, %81,8, %84,4, %67,1 ve %47,2 olduğunu tespit etmişlerdir.

Bastviken vd. (2005), *Typha latifolia*, *Phragmites austrails* ve *Elodea canadensis* ile sızıntı suyu arıtımını çalışmışlardır. *Elodea canadensis*'in denitrifikasyon kapasitesinin diğerlerinden 3 kat daha fazla olduğunu bildirmişlerdir.

Bloor ve Banks (2005), *Juncus effusus* ile sızıntı suyunun arıtımında KOİ gideriminin %60 olduğunu, kontrollerde ise %25 olduğunu bildirmişlerdir.

El-Gendy vd. (2005), su sümbülü ile sızıntı suyunun arıtımını çalıştıklarında su sümbülünün azot, potasyum, fosfor, toplam katı ve klorit gibi parametreleri giderme yeteneğinde olduğunu ve daha yüksek bitki büyümesi ile daha yüksek giderim oranlarının elde edildiğini bildirmişlerdir.

Bulc (2006), Yapay bir sulakalanda sızıntı suyunun arıtımında KOİ, BOİ₅, amonyak azotu, toplam fosfor, sülfid, klorit ve demir giderimini sırasıyla; %50, %59, %51, %53, %49, %35, %84 olarak tespit etmiştir.

Nivala vd. (2007), sızıntı suyunun yüzeyaltı akışlı yapay sulak alanda arıtımında havalandırma olmadan BOİ₅, KOİ ve NH₄⁺-N giderim verimlerinin az ve kararsız olduğunu, havalandırma yapıldığında giderim verimlerinin büyük oranda arttığını belirtmişlerdir.

Sawaitayothin ve Polprasert (2007), *Typha angustifolia*'nın sızıntı suyunu arıtmada etkili olduğunu ve arıtılmış sızıntı suyunun tarımda kullanıma uygun olduğunu

belirlemişlerdir. Sulakalanın toplam azot, BOİ₅ ve fekal koliformları sırasıyla; %96, %91 ve >%99 oranında giderdiğini bildirmişlerdir.

Chiemchaisri vd. (2009), *Typpha augustifolia* ile sızıntı suyu arıtımında TKN giderim verimlerinin %43-46 arasında olduğunu ve stabilize sızıntı suyundaki yüksek azotun arıtma performansını ve bitkileri olumsuz yönde etkilediğini bildirmişlerdir.

Yalcuk ve Uğurlu (2009), *Typpha latifolia* ile sızıntı suyunu arıttıklarında NH₄⁺-N, KOİ, PO₄⁻³-P ve Fe(III) giderim verimlerinin sırasıyla %38,3-62,3; %27,3-35,7; %46,7-52,6 ve %17-40 olduğunu tespit etmişlerdir.

Kadlec ve Zmarthie (2010), sızıntı suyunun sulak alanda arıtımında amonyak kütle azalımının son 9 yılda ortalama %99,5 olduğunu, pestisitlerin giderildiğini bildirmişlerdir.

Lavrova ve Koumanova (2010), sızıntı suyunun düşey akışlı yapay bir sulakalanda *Phragmites australis* ile arıtımında KOİ, BOİ₅, NH₃ ve toplam fosfor giderimlerini sırasıyla; %96, %92, %100 ve %100 olarak tespit etmişlerdir.

3. SİVAS BELEDİYESİ VAHŞİ DEPOLAMA ALANININ GENEL ÖZELLİKLERİ

Sivas ili mevcut katı atık depolama sahası Erzincan Karayolunun 15. kilometresinde Seyfebeli Hacin Deresi mevkiinde 89 hektarlık arazi üzerinde tüm ilgili kurum ve kuruluşların olumlu görüşleri alınarak 1999 yılında işletmeye başlanılmıştır. Depolama kapasitesi yaklaşık 40 yıldır. Atık çöp depolama sahasının girişinde idari bina mevcut olup sahanın etrafı önemli ölçüde tel örgü ile çevrilidir. Ayrıca gerekli ikaz ve uyarı levhaları bulunmaktadır. 1 adet paletli dozer günlük düzenleme ve tesviye işlemleri yapmaktadır. Ayrıca tıbbi atıklar için saha içerisinde özel bir bölüm ayrılmış olup yönetmeliklere uygun şekilde depolanması ve bertarafı yapılmaktadır. Depolama arazisinin bu amaçla kullanılması için tahsis işlemleri tamamlanmış ve 25.11.2005 tarih ve 1056 karar no ile Çevresel Etki Değerlendirilmesi (ÇED) olumlu belgesi alınmıştır. 2006 yılında mevcut vahşi depolama sahasının entegre katı atık düzenli depolama tesisine dönüştürülmesi çalışmaları başlatılarak uygulama projeleri ve yapım ihaleleri aşamasına gelinmiştir. 2007 yılında yapım ihalesi yapılmış olup 2007 yılı sonu itibariyle katı atık düzenli depolama sahasının %40'ı tamamlanmıştır. 2008 yılında çalışmalar devam ederek katı atık düzenleme sahasının %70'i; 2009 yılında ise tesisin %90'lık bölümü bitmiştir (FR, 2009).

Sivas belediyesi katı atık vahşi depolama sahası ve sızıntı suyu havuzu sırasıyla Şekil 3.1 ve 3.2'de verilmiştir.



Şekil 3.1 Sivas ili katı atık vahşi depolama sahası



Şekil 3.2 Sivas ili katı atık sızıntı suyu havuzu

Sivas ilinin 2006-2009 yılları arasındaki katı atık özellikleri ve miktarları Çizelge 3.1’de (FR, 2009), 2005 yılına ait katı atıkların ayrıştırma sonrası yüzdeleri Çizelge 3.2’de (FR, 2005) verilmiştir.

Çizelge 3.1 Sivas ilinin katı atık (çöp) özellikleri ve miktarları (FR, 2009)

Atık Cinsi (ton/gün)	2006		2007		2008		2009	
	Yaz	Kış	Yaz	Kış	Yaz	Kış	Yaz	Kış
Evsel katı atık	300	350	350	400	310	360	310	340
Ticari, endüstriyel ve kurumsal atık	50	50	50	50	50	50	50	50
Tarımsal atık	50	-	50	-	50	-	50	-
Tıbbi atık	2	2	2	2	2	2	1,625	1,625

Çizelge 3.2 2005 yılına ait Sivas belediyesi katı atıklarının ayrıştırma sonrası yüzdeleri (FR, 2005)

Malzeme	% Oran
Kağıt	1,70
Karton	1,80
Karışık ambalaj	0,10
Plastik	3,50
Plastik şişe	0,20
Organik atık	30,70
Demir olmayan metal	0,60
Cam	1,30
Tekstil	1,00
Tahta deri lastik	1,00
Kemik	0,70
İnert malzeme	3,20
Kömür külü, kum	53,40
Diğer	0,80
TOPLAM	100,00

4. MATERYAL VE METOT

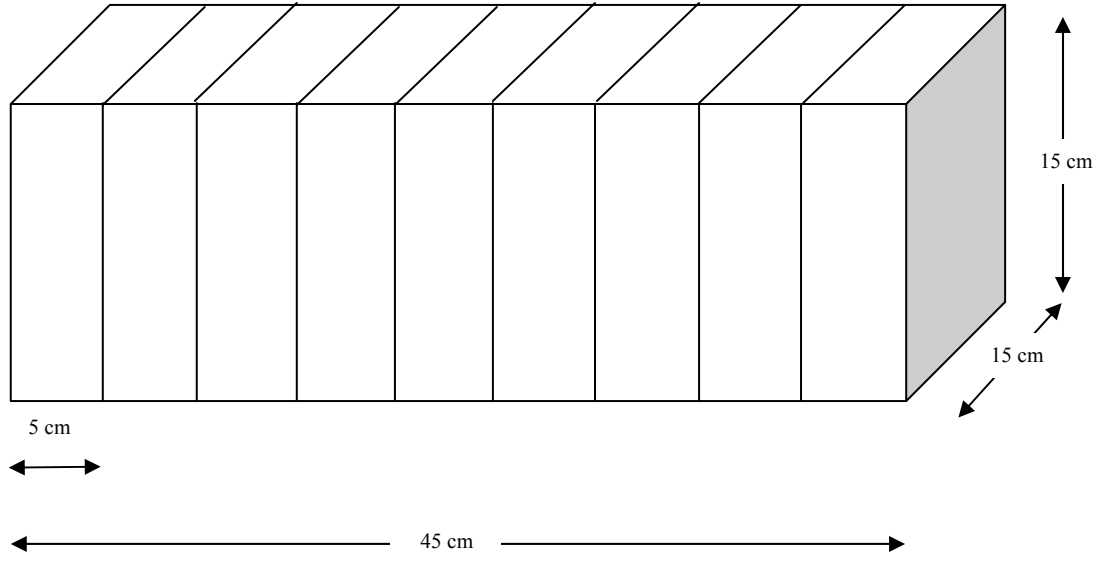
4.1 Materyal

4.1.1 Deneyslerde Kullanılan Sızıntı Suyunun Analizlere Hazırlanması

Araştırmamızda materyal olarak kullanılan sızıntı suyu örnekleri Sivas Belediyesi katı atık vahşi deponi sahası sızıntı suyu havuzundan Aralık 2009 tarihinde 2 L'lik numune kaplarıyla 15 farklı noktadan anlık numune olarak alınmıştır. Alınan numuneler ağzı kapalı plastik 30 L'lik numune kaplarına konularak +4⁰C sıcaklıkta tutulmuştur. Numune kapları Fırat Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü Araştırma Laboratuvarına getirildikten sonra gerekli analizlere tabi tutularak deneysel düzenek kurulmuştur.

4.1.2 Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Deneysel Düzenek

Araştırmamızda kullanılan reaktörler cam malzemedendir yapılmış olup 15x45x15 cm boyutlarında ve 9 bölmeden oluşmaktadır. Çalışmamızda hidrolik bekleme süresi 9 gün olduğu için reaktörler 9 bölmeye ayrıldı. Örnekler Sivas Belediyesi katı atık vahşi depolama sahası sızıntı suyundan alınarak daha önce hazırlanmış olan reaktörlere derinlikleri 5 ve 10 cm olacak şekilde aktarıldı (Şekil 4.1). Daha sonra laboratuvar ortamında sızıntı sularının bulunduğu reaktörlerden 2 tanesine *Lemna gibba* L., 2 tanesine *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımı, yaş ağırlıkça 15,5 gr olacak şekilde yerleştirildi. Diğer 2 tane bitki eklenmemiş reaktörler ise kontrol grubu olarak kullanıldı. Deneysler kesikli sistem prensiplerine göre oda sıcaklığında yürütüldü ve deneysel çalışmalar 6 adet reaktörde gerçekleştirildi. Kullanılan reaktörlerin tabanına yerleştirilen difüzörler vasıtasıyla çözünmüş oksijen 3 mg/l olacak şekilde oksijen metre ile ölçüm yapıp ayarlanarak hava verildi. Reaktörlerdeki çözünmüş hava miktarları hergün aynı saatte kontrol edilerek ayarlandı. Laboratuvar çalışmasında reaktörleri gündüzleri aydınlatmak için 60 wattlık flüoresan lamba kullanıldı. Aydınlatma periyodu 12 saat aydınlık 12 saat karanlık olarak ayarlandı.



Şekil 4.1 Deneilerde kullanılan reaktörün şematik gösterimi

Çalışmanın hazırlık aşamaları Şekil 4.2a, b,c'de görülmektedir.



a)



b)



c)

Şekil 4.2 Çalışmanın hazırlık aşamaları

4.1.3 Sızıntı Suyunun Özellikleri

Deneyleerde kullanılan sızıntı suyu, Sivas Belediyesi katı atık vahşi depolama sahasından Aralık 2009'da alınmıştır ve deneyleerde ölçülmesi gereken ilgili parametrelere bakılmış olup kullanılan sızıntı suyunun özellikleri Çizelge 4.1'de verilmiştir.

Çizelge 4.1 Sızıntı suyu özellikleri

Parametre	Değer
pH	7,91
Elektriksel İletkenlik (mS/cm)	5,59
KOİ (mg/l)	610
BOİ ₅ (mg/l)	90
BOİ ₅ /KOİ	0,147
NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	0,54
NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	0,79
NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	18
O-PO ₄ ⁻³ (mg/l)	13

Çizelge 4.1'e göre sızıntı suyumuzun BOİ₅/KOİ oranı 0,147 olarak hesaplanmış olup Sivas belediyesi katı atık vahşi depolama sahasının yaşlı bir deponi olduğunu göstermektedir.

4.1.4 Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Bitkiler

Deneysel çalışmada kullanılan *Lemna gibba* L., özellikle nutrientce zengin suların yüzeyinde dünya çapında bulunabilen *Lemnaceae* ailesine ait yüzen, damarlı, çiçekli bir bitkidir (Zimmo, 2003; El-Kheir vd., 2007). Laboratuvar şartları altında, biyokütlenin en uygun nutrient temini altında, 24-48 saatte, uygun aydınlatma ve 25-29⁰C'de iki kat arttığı bilinmektedir (Wang, 1990; Sanchez Villavicencio, 2007). *Lemna gibba* L. diğer çoğu bitkiyle karşılaştırıldığında düşük lif içeriğine sahiptir (yaklaşık %5). Deneyleerde

kullanılan *Lemna gibba* L. Elazığ İli İçme ilçesinde bulunan bir sulakalandan doğal suyu ile beraber toplanarak ağzı kapalı numune kaplarına konulmuş ve laboratuara getirilip yaş ağırlıkça 15,5 gr olacak şekilde reaktör derinliği 5 ve 10 cm olan reaktörlere konulmuştur. Deneysel çalışmalarda kullanılan *Lemna minor* L. ise *Lemnaceaea* ailesine ait, küçük boyutlu, hızlı büyüyen vejetatif olarak çoğalan damarlı yüzen makrofitlerdir. *Spirodela polyrrhiza*; hızlı büyüyen, geniş dağılımlı, kısa yaşam süreli ve geniş çevresel değişikliklere stabil bitkiler (Landolt ve Kandeler, 1987) iken *Wolffia arrhiza*; *Lemnaceaea* ailesine ait, yaygın olan ve tomurcuklanmayla yoğun olarak çoğalan, en küçük damarlı bitkilerdir (Czerpark ve Piotrowska, 2005). Deneysel çalışmada kullanılan *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Spirodela polyrrhiza* ve *Wolffia arrhiza*' karışımı İstanbul Üniversitesi Botanik ve Herbaryum Bahçesi'nden 2 L'lik numune kabına konularak bitkilerin ölmemesi için doğal suyu ile beraber hemen laboratuara getirilerek yaş ağırlıkça 15,5 gr olacak şekilde tartılmış ve reaktör derinliği 5 ve 10 cm olan reaktörlere konulmuştur.

4.2 Metot

4.2.1 Sızıntı Suyunda Yapılan Analizler

Deneysel çalışmada sızıntı suyu örneklerinde NH_4^+ -N, NO_2^- -N, NO_3^- -N, O-PO_4^{-3} ve KOİ analizleri Standart Metotlara (AWWA vd., 1989) göre yapılmıştır. Amonyum analizleri, standart metotlarda belirtilen Nessler yöntemine göre yapılmış olup 410 nm'de UV-vis. Spektrofotometrede okunmuştur. Nitrit analizleri ise, standart metotlarda belirtilen Kolorimetrik yöntemine göre yapılmış olup 520 nm'de UV-vis. Spektrofotometrede okunmuştur. Nitrat analizleri standart metotlarda belirtilen fenoldisülfonik asit metoduna göre 410 nm'de UV-vis. Spektrofotometrede okunarak hesaplanmıştır. Ortofosfat analizleri, standart metotlarda belirtilen Vanadomolibdofosforik asit kolorimetrik metodu kullanılarak 470 nm'de UV-vis. Spektrofotometrede okunarak hesaplanmıştır. KOİ analizleri standart metotlarda belirtilen Dikromat yöntemi kullanılarak harcanan sarfiyattan KOİ konsantrasyonları hesaplanmıştır. pH, Eİ (Elektriksel İletkenlik) ve Ç.O (Çözünmüş Oksijen) değerleri ise sırasıyla Hanna pH211 Instruments Microprocessor pH Meter ve Hach Lange HQ40d İletkenlik ve Çözünmüş oksijen ölçer ile ölçülmüştür.

Ölçülen tüm parametrelerin farklı hidrolik bekleme süreleri (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 ve 9 gün) ve farklı derinliklerdeki (5 ve 10 cm) değişimleri tespit edilmiştir.

5. DENEYSEL ÇALIŞMALARDA ELDE EDİLEN VERİLER

Deneysel çalışmalarda *Lemna gibba* L.'li ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza* ve *Spirodela polyrrhiza*'lı karışımlar kullanılarak, farklı hidrolik bekletme süreleri (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 ve 9 gün) ve farklı derinlikler için (5 ve 10 cm), pH, Elektriksel iletkenlik, KOİ, NH₄⁺-N, NO₂⁻-N, NO₃⁻-N ve O-PO₄⁻³ analizleri yapılmıştır. Bu analiz sonuçlarına göre; 5 cm *Lemna gibba* L., 5 cm kontrol ve 5 cm Karışık su mercimeklide (*Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza* ve *Spirodela polyrrhiza* karışımı) giriş pH değerleri 7,91 iken 9 gün hidrolik bekletme süresi sonunda çıkış pH değerleri sırasıyla 8,48; 8,04 ve 8,46 olmuştur. 10 cm *Lemna gibba* L., 10cm kontrol ve 10 cm Karışık su mercimeklide giriş pH değerleri 7,91 iken 9 gün hidrolik bekletme süresi sonunda çıkış pH değerleri sırasıyla 8,42; 8,01 ve 8,45 olarak ölçülmüştür. 5 cm *Lemna gibba* L., 5 cm kontrol ve 5 cm Karışık su mercimeklide giriş elektriksel iletkenlik değerleri 5,59 iken 9 gün hidrolik bekletme süresi sonunda çıkış elektriksel iletkenlik değerleri sırasıyla 7,79; 7,99 ve 8,98 olmuştur. 10 cm *Lemna gibba* L., 10 cm kontrol ve 10 cm Karışık su mercimeklide giriş elektriksel iletkenlik değerleri 5,59 iken 9 gün hidrolik bekletme süresi sonunda çıkış elektriksel iletkenlik değerleri sırasıyla 8,04; 7,94 ve 9,46 olmuştur. 5 cm *Lemna gibba* L., 5 cm kontrol ve 5 cm Karışık su mercimeklide giriş KOİ değerleri 610 mg/l iken 9 gün hidrolik bekletme süresi sonunda çıkış KOİ değerleri sırasıyla 256,2; 292,8 ve 230,6 mg/l olarak hesaplanmış olup maksimum giderim verimi %62,2'dir. 10 cm *Lemna gibba* L., 10 cm kontrol ve 10 cm Karışık su mercimeklide giriş KOİ değerleri 610 mg/l iken 9 gün hidrolik bekletme süresi sonunda çıkış KOİ değerleri sırasıyla 272; 298,3 ve 243,4 mg/l olarak hesaplanmıştır. Maksimum giderim verimi %60,1'dir. 5 cm *Lemna gibba* L., 5 cm kontrol ve 5 cm Karışık su mercimeklide giriş NH₄⁺-N değerleri 0,54 mg/l iken 9 gün hidrolik bekletme süresi sonunda çıkış NH₄⁺-N değerleri sırasıyla 0,16; 0,32 ve 0,13 mg/l olarak hesaplanmış olup maksimum giderim verimi %75,3'dür. 10 cm *Lemna gibba* L., 10 cm kontrol ve 10 cm Karışık su mercimeklide giriş NH₄⁺-N değerleri 0,54 mg/l iken 9 gün hidrolik bekletme süresi sonunda çıkış NH₄⁺-N değerleri sırasıyla 0,17; 0,32 ve 0,15 mg/l olarak hesaplanmış ve maksimum giderim verimi %71 olmuştur. 5 cm *Lemna gibba* L., 5 cm kontrol ve 5 cm Karışık su mercimeklide giriş NO₂⁻-N değerleri 0,79 mg/l iken 9 gün hidrolik bekletme süresi sonunda çıkış NO₂⁻-N değerleri sırasıyla 4,02; 1,7 ve 5,2 mg/l olarak hesaplanmıştır. 10 cm *Lemna gibba* L., 10 cm

kontrol ve 10 cm Karışık su mercimeklide giriş NO_2^- -N değerleri 0,79 mg/l iken 9 gün hidrolik bekletme süresi sonunda çıkış NO_2^- -N değerleri sırasıyla 3,9; 1,5 ve 4,8 mg/l olarak hesaplanmış olup NO_2^- -N giderim verimi görülmemiştir. 5 cm *Lemna gibba* L., 5 cm kontrol ve 5 cm Karışık su mercimeklide giriş NO_3^- -N değerleri 18 mg/l iken 9 gün hidrolik bekletme süresi sonunda çıkış NO_3^- -N değerleri sırasıyla 35,3; 5,2 ve 40,2 mg/l olarak hesaplanmıştır. 10 cm *Lemna gibba* L., 10 cm kontrol ve 10 cm Karışık su mercimeklide giriş NO_3^- -N değerleri 18 mg/l iken 9 gün hidrolik bekletme süresi sonunda çıkış NO_3^- -N değerleri sırasıyla 33,8; 4,8 ve 42,9 mg/l olarak hesaplanmış olup NO_3^- -N giderim verimi görülmemiştir. 5 cm *Lemna gibba* L., 5 cm kontrol ve 5 cm Karışık su mercimeklide giriş O-PO_4^{-3} değerleri 13 mg/l iken 9 gün hidrolik bekletme süresi sonunda çıkış O-PO_4^{-3} değerleri sırasıyla 8,84; 10,56 ve 7,2 mg/l olarak hesaplanmıştır. Maksimum giderim verimi %44,6 olmuştur. 10 cm *Lemna gibba* L., 10 cm kontrol ve 10 cm Karışık su mercimeklide giriş O-PO_4^{-3} değerleri 13 mg/l iken 9 gün hidrolik bekletme süresi sonunda çıkış O-PO_4^{-3} değerleri sırasıyla 9,46; 10,63 ve 7,77 mg/l olarak hesaplanmış olup O-PO_4^{-3} giderim verimi maksimum %40,2 olduğu görülmüştür.

6. SONUÇ VE TARTIŞMA

Çalışmamızda *Lemna gibba* L.'li ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza* ve *Spirodela polyrrhiza*'lı karışımlar kullanılarak, farklı hidrolik bekletme süreleri (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 ve 9 gün) ve farklı derinlikler için (5 ve 10 cm), pH, Elektriksel iletkenlik, KOİ, NH₄⁺-N, NO₂⁻-N, NO₃⁻-N, O-PO₄⁻³ parametrelerine bakılmak suretiyle sızıntı suyu karakterizasyonu yapılmış olup analiz sonuçları çizelgeler ve grafikler halinde aşağıda verilmiştir.

6.1 Amonyum (NH₄⁺-N) Giderimiyle İlgili Denemelerden Elde Edilen Veriler

Çalışmamızda amonyum giderimi için tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza* ve *Spirodela polyrrhiza*'lı karışık su mercimekleri ile pH=7,91-8,50 aralığında çalışılmıştır. Elektriksel iletkenlik değerleri 5,59-9,46 mS/cm aralığında ve başlangıç NH₄⁺-N konsantrasyonu 0,54 mg/l olacak şekilde deneyler gerçekleştirilmiş ve yapılan çalışma sonucunda 9 günlük hidrolik bekletme süresinde maksimum giderim verimi 5 cm Karışık su mercimekli reaktörde %75,3 olarak hesaplanmıştır. NH₄⁺-N'unda giderim veriminin olmasının nedeni bitkiler için gerekli olan azotun amonyum şeklinde bünyelerine almasından kaynaklanmaktadır. Çizelge 6.1'de NH₄⁺-N konsantrasyonlarının 1, 5 ve 9. günlerdeki giriş ve çıkış değerleri ve giderim verimleri verilmiştir.

Çizelge 6.1 NH₄⁺-N konsantrasyonlarının giriş ve çıkış değerleri ve giderim verimleri

	1. Gün			5. Gün		9.Gün	
	Giriş (mg/l)	Çıkış (mg/l)	Giderim (%)	Çıkış (mg/l)	Giderim (%)	Çıkış (mg/l)	Giderim (%)
5 cm <i>Lemna gibba</i> L.	0,54	0,34	35,6	0,22	58,4	0,16	70,2
5 cm Karışık Su Mercimekleri	0,54	0,32	39,7	0,21	60,2	0,13	75,3
5 cm Kontrol	0,54	0,50	7,1	0,41	23,4	0,32	40,4
10 cm <i>Lemna gibba</i> L.	0,54	0,35	34,5	0,24	54,7	0,17	68,1
10 cm Karışık Su Mercimekleri	0,54	0,34	36,6	0,21	59,8	0,15	71
10 cm Kontrol	0,54	0,51	6,9	0,41	22,9	0,32	39,8

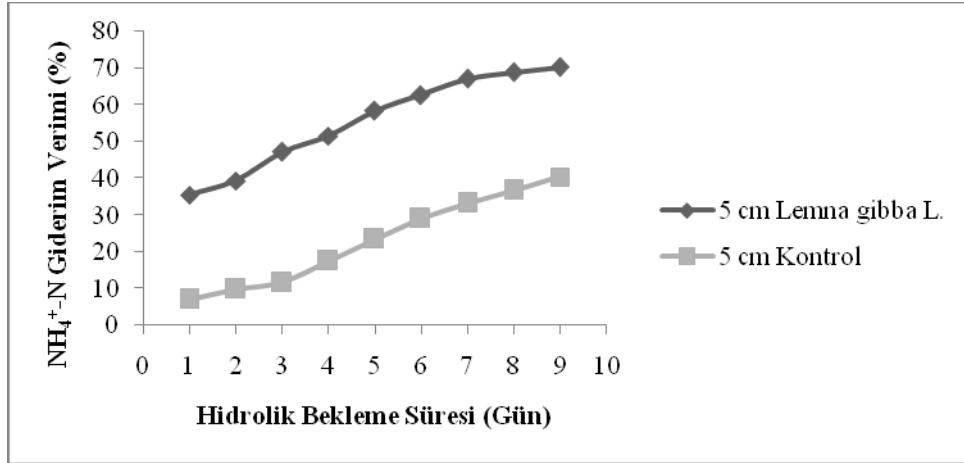
Çizelge 6.1'e göre 0,54 mg/l giriş NH_4^+ -N konsantrasyonu 5 cm *Lemna gibba* L.'lide 1. gün %35,6; 5. gün %58,4 ve 9. gün %70,2 oranında giderilmiştir. 5 cm Karışık su mercimeklide 1, 5 ve 9. günlerde NH_4^+ -N giderim verimleri sırasıyla %39,7; %60,2 ve %75,3 olmuştur. 5 cm kontrollerde NH_4^+ -N giderim verimleri 1, 5 ve 9. günlerde sırasıyla %7,1; %23,4 ve %40,4 artmıştır. 10 cm *Lemna gibba* L.'lide 1. gün %34,5; 5. gün %54,7 ve 9. gün %68,1 giderim verimleri sağlanmıştır. 10 cm Karışık su mercimeklide 1, 5 ve 9. günlerde NH_4^+ -N giderim verimleri sırasıyla %36,6; %59,8 ve %71 olmuştur. 10 cm kontrollerde NH_4^+ -N giderim verimleri 1, 5 ve 9. günlerde sırasıyla %6,9; %22,9 ve %39,8 olmuştur. Elde edilen veriler literatürdeki çalışmalarla karşılaştırıldığında şu sonuçlar ortaya çıkmıştır. Wildschut (1984) çalışmasında, 46 ve 50 mg/l NH_4^+ -N değerlerinin sağlıklı su mercimeği üretmeye başlayan konsantrasyonlar olduğunu bildirmiştir. NH_4^+ -N konsantrasyonu 50-100 mg/l olduğunda su mercimeğinin kurumasına yol açar iken 200 mg/l değeri ise toksiktir. Das (1998), 25-50 mg/l NH_4^+ -N konsantrasyonlarının 10 mg/l'ye göre %20 daha az biyokütle oluşumu sağladığını, bitki yapraklarının sayısının etkilenmediğini, fakat bitki boyutunun daha küçük olduğunu bildirmiştir. Al-Nozaily vd. (2000)'nin çalışmasında su mercimeğinin azot alımı, sudaki daha düşük NH_4^+ konsantrasyonu ile önemli derecede yüksek olmuştur. Bu durum NH_4^+ konsantrasyonunun engelleyici bir faktör olduğunu göstermektedir (Al-Nozaily vd., 2000).

Tunçsiper ve Akça (2006), 0,5 mg/l'nin üzerindeki NH_4^+ -N'ü giriş konsantrasyonlarında serbest yüzey akışlı sulakalan sistemlerinde verimlerin fazla artmadığını ve yaklaşık %70'lerde kararlı hale geçtiğini bildirmişlerdir. Çalışmamızda kullandığımız sızıntı suyu 0,54 mg/l giriş NH_4^+ -N konsantrasyonuna sahip olup elde edilen en yüksek giderim verimleri yaklaşık %70-75 aralığında olmuştur.

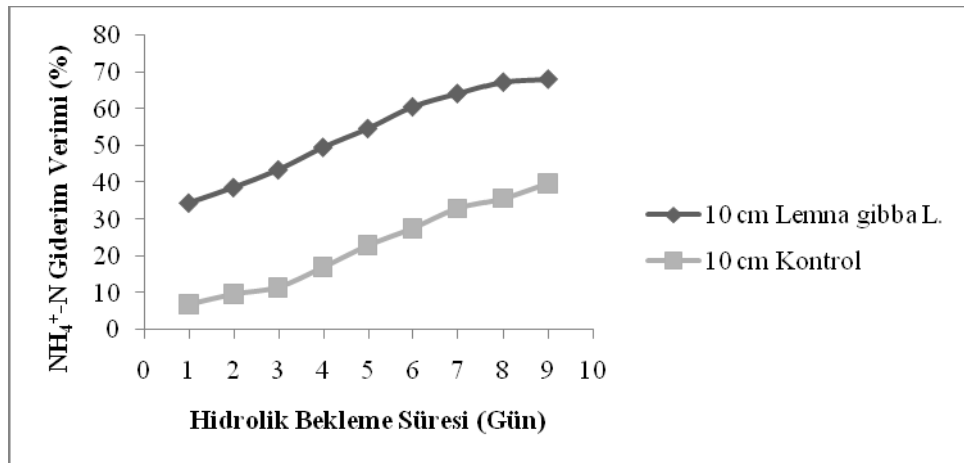
Amonyum formundaki azot doğrudan bitki proteinine dönüşmeye, asimile olmaktan daha meyilli olduğundan, su mercimeği nitrata göre amonyum alımını tercih eder (El-Shafai vd., 2007). Literatürde su mercimeklerinin, NO_3^- tansa NH_4^+ u tercih ettiği (Ullrich vd., 1984; Landolt, 1986;) bildirilmiştir (Al-Nozaily vd., 2000). Çalışmamızda da bu durumla uyumlu olarak NH_4^+ -N gideriminin olduğu tespit edilmiştir.

Nivala vd. (2007) yaptıkları çalışmada, NH_4^+ -N verimlerinin havalandırma olmadan %14-40 iken havalandırma olduğunda %93-98 olduğunu bulmuşlardır

(Nivala vd., 2007). Elde ettikleri verim tarafımızdan elde edilenden yüksektir. *Lemna gibba* L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan NH_4^+ -N giderim verimleri sırasıyla Şekil 6.1 ve 6.2’de verilmiştir.

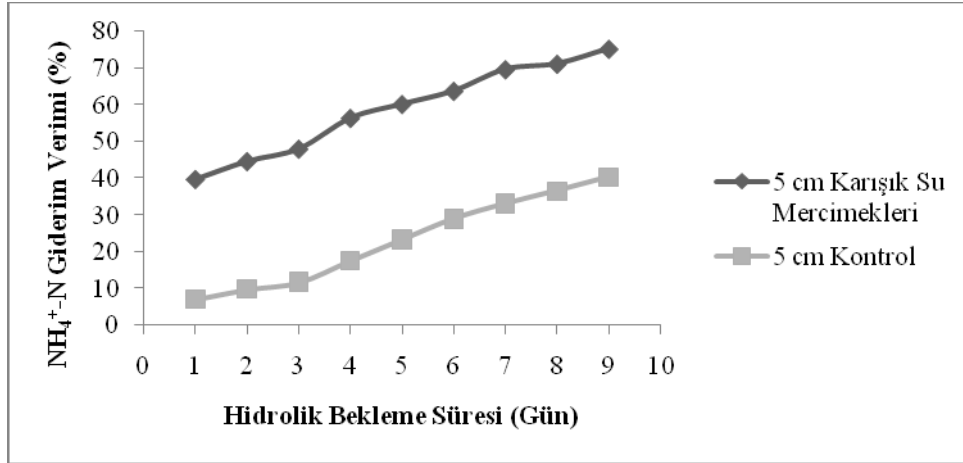


Şekil 6.1 *Lemna gibba* L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundan NH_4^+ -N giderim verimleri

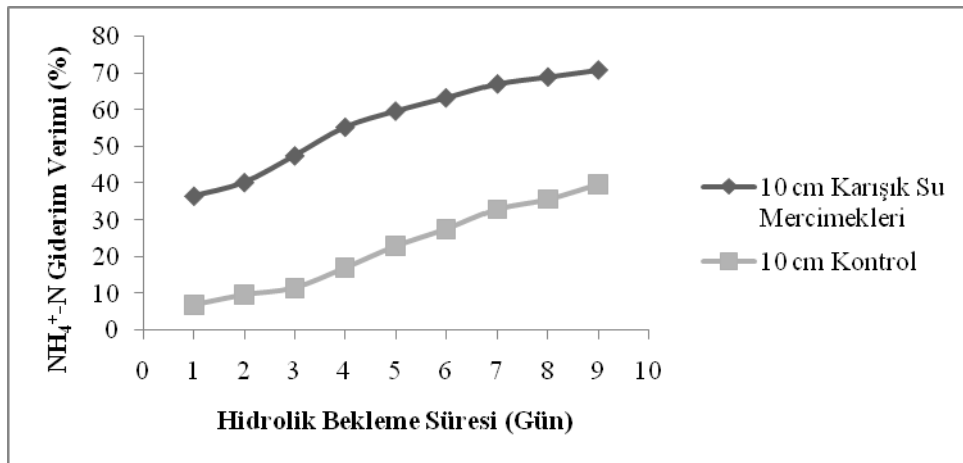


Şekil 6.2 *Lemna gibba* L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan NH_4^+ -N giderim verimleri

Su mercimeği karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 ve 10 cm derinlikte sızıntı suyundan NH_4^+ -N giderim verimleri sırasıyla Şekil 6.3 ve 6.4'de verilmiştir.



Şekil 6.3 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundan NH_4^+ -N giderim verimleri



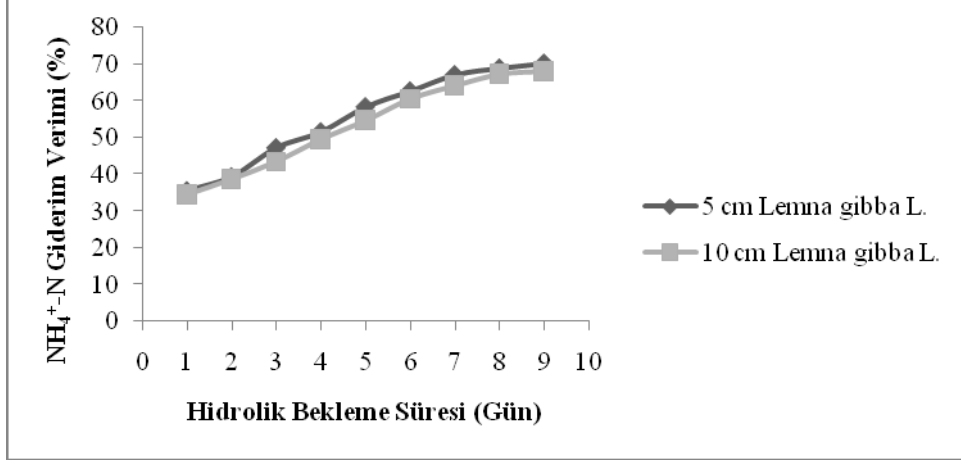
Şekil 6.4 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan NH_4^+ -N giderim verimleri

Şekil 6.1-6.4'den NH_4^+ -N giderim verimlerinin; 5 cm *Lemna gibba* L., 10 cm *Lemna gibba* L., 5 cm karışık su mercimekleri, 10 cm karışık su mercimekleri, 5 cm kontrol ve 10 cm kontrol için sırasıyla %70,2; 68,1; 75,3; 71,0; 40,4 ve 39,8 olduğu görülmektedir. Çalışmamızda elde ettiğimiz sonuçlara benzer olarak, Al-Nozaily vd. (2000), bitkili sistemde NH_4^+ -N giderimi olduğunu, ancak elde ettiğimiz sonuçların aksine kontrolde herhangi bir NH_4^+ -N gideriminin olmadığını tespit etmişlerdir. 5. günde 10 cm derinlikteki su mercimekli reaktörlerde 1,99 mg/l NH_4^+ -N konsantrasyonuna ulaşılırken, kontrol reaktörünün başlangıç değeri olan 25 mg/l NH_4^+ -N değerinde kaldığını bildirmişlerdir. Bu durum NH_4^+ için su mercimeğinin yüksek alım hızını ifade etmektedir. Çalışmamızda da NH_4^+ -N giderim verimlerinin bitkili sistemlerde (%68,1-75,3 arasında) kontrollerden (%39,8-40,4) çok daha yüksek olması bunu desteklemektedir. Çalışmamızdaki benzer olarak, Tunçsiper ve Akça (2006)'nın çalışmasında bitkisiz sistemlerdeki giderimlerin oldukça düşük olduğu bildirilmiştir. Serbest yüzey akışlı sistemlerde, NH_4^+ -N giderim verimleri %34-57 olarak bildirilmiştir. Bu giderim verimleri elde ettiğimiz verimlerden daha düşüktür.

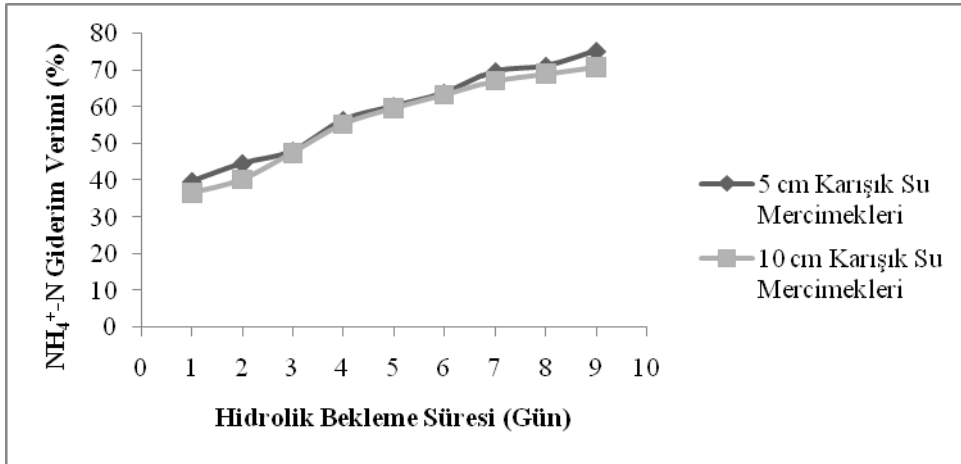
Tunçsiper ve Akça (2006)'nın çalışmasında, tarafımızdan da tespit edildiği gibi, hidrolik bekleme sürelerindeki artışla giderim verimlerinin başlangıçta arttığı, ancak elde ettiğimiz aksine, daha sonra sabit bir değere düştüğü bildirilmiştir. Çalışmamızda seçilen hidrolik bekleme süreleri 1-9 gün arasında olmuştur. Çalışmamızdaki benzer olarak, Tunçsiper ve Akça (2006)'nın çalışmasında, serbest yüzey akışlı sistemlerde hidrolik bekleme süresi 1,4-7,5 gün arasında değişmiştir. Bu değerler literatürde verilen 5-14 gün değer aralıklarının neredeyse alt sınırlarına yakındır. Literatürde hidrolik bekleme süresinin belirli bir dereceye kadar uzatılmasıyla (serbest yüzey akışlı sistemler için 10 gün) NH_4^+ ve NO_3^- dolayısıyla da toplam azot gideriminin de belirli bir noktaya artırıldığı kaydedilmiştir.

Su mercimeği karışımı kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundan NH_4^+ -N giderim verimleri sırasıyla Şekil 4.5 ve 4.6'da verilmiştir. Şekil 6.5 ve 6.6'da görüldüğü gibi farklı derinliklerde giderim verimlerinin çok fazla değişmediği, ancak yine de 5 cm *Lemna gibba* L.'nin 10 cm *Lemna gibba* L.'den ve 5 cm karışık su mercimeklinin 10 cm karışık su mercimekliden daha yüksek giderim verimlerine sahip olduğu tespit edilmiştir. Çalışmamızla benzer durumlar Vroon ve Weller (1995) ve Oron vd. (1988) tarafından da bildirilmiştir. Vroon ve Weller (1995)'in çalışmasında, reaktör derinliği 15 cm'den 60 cm'ye arttığında giderim verimi azalmıştır. Bu durumu

yalnızca her bir m³ reaktör başına azalan su mercimeği miktarına bağlamışlardır. Ayrıca, Oron vd. (1988), 30 cm'lik derinlikteki havuza göre 20 cm'lik derinlikteki havuz için daha iyi bir NH₄⁺ giderimi bildirmişlerdir (Al-Nozaily vd., 2000).

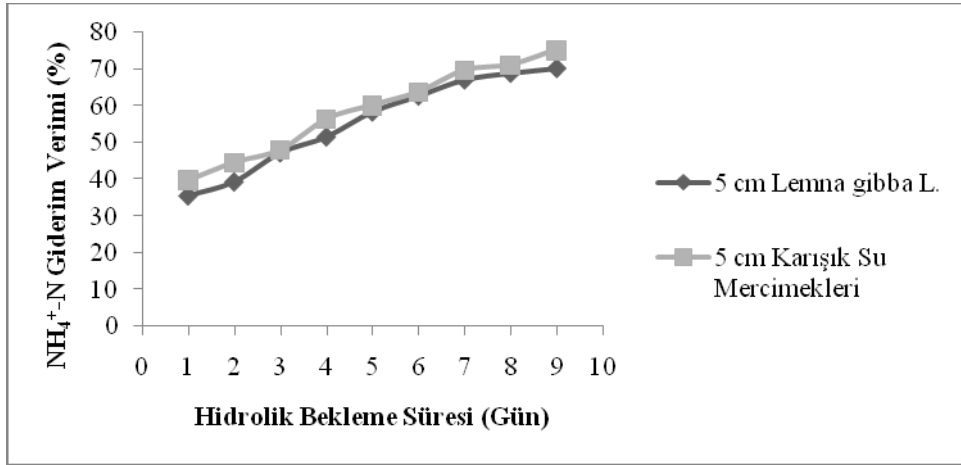


Şekil 6.5 *Lemna gibba* L. kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundan NH₄⁺-N giderim verimleri

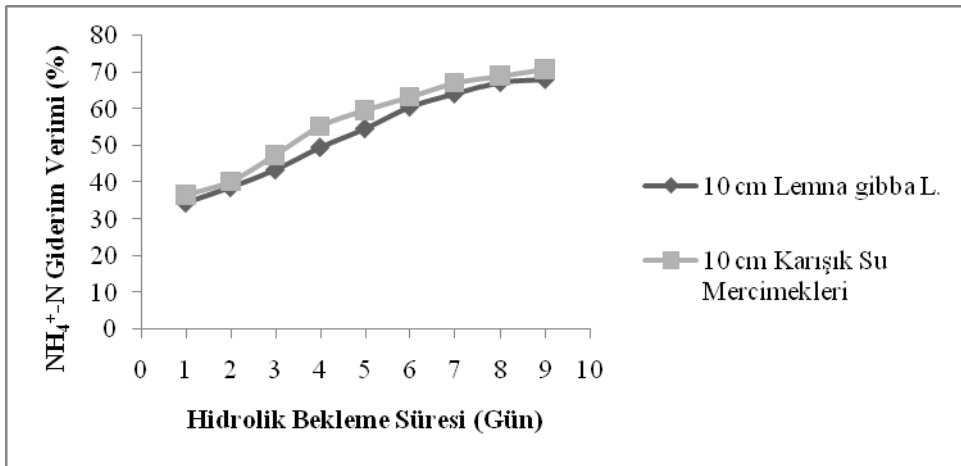


Şekil 6.6 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundan NH₄⁺-N giderim verimleri

Farklı su mercimekleri (tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımı) kullanarak, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimleri sırasıyla Şekil 6.7 ve 6.8'de verilmiştir.



Şekil 6.7 Farklı su mercimekleri (tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımı) kullanarak, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundan $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimleri



Şekil 6.8 Farklı su mercimekleri (tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımı) kullanarak, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimleri

Şekil 6.7 ve 6.8'den görüleceği gibi *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımının tek başına *Lemna gibba* L. kullanılması durumundan daha yüksek giderim verimleri sağladığı (yaklaşık %3-5 arası) belirlenmiştir.

Elde ettiğimiz sonuçlara benzer olarak, Reddy ve De Busk (1985), küçük yapraklı yüzen bitki içeren sistemlerde amonyum gideriminin çoğunun nitrifikasyona bağlı olduğunu bulmuşlardır. Çalışmaları esnasında buharlaşma ile azot kaybının hızlı nitrifikasyonla engellendiğini bildirmişlerdir (Körner ve Vermaat, 1998).

Çalışmamızdakiyle benzer olarak, Yalcuk ve Uğurlu (2009)'nun çalışmasında, girişteki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'nin bir kısmı uzaklaştırılmış fakat diğer kısmı ve nitrat sistemden açığa çıkmıştır. NH_4^+ 'un tam olarak uzaklaştırılmamasının sebebi, çalışmalarında kullandıkları klinoptiolitdeki iyon değiştirme bölgeleri için rekabet edebilecek ve NH_4^+ 'un adsorpsiyonunu engelleyebilecek K^+ , Na^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} gibi diğer rekabet edici katyonların çok küçük konsantrasyonlarda (seyreltme nedeniyle) bile var olabilmesine bağlanmıştır (Yalcuk ve Uğurlu, 2009).

Connolly (2003), yapay bir deponi sızıntı suyunu arıtmak için laboratuvar ölçekli aşağı akışlı sazlık yatak sisteminde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'u durumunu çalışmıştır. Sızıntı suyunun $\text{NH}_4^+\text{-N}$ seviyesinin azalması, kamış yataklar doyduğunda gözlenmiştir. Kullandığımız sızıntı suyunun $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'u seviyesinden oldukça yüksek olan, 150 ± 5 mg/l $\text{NH}_4^+\text{-N}$ seviyesiyle yapay sızıntı suları için 3 saatlik bir arıtmada %44'lük bir ortalama giderim oranı olduğunu bildirmiştir (Lavrova ve Koumanova, 2010).

6.2 Nitrit ($\text{NO}_2^-\text{-N}$) Giderimiyle İlgili Denemelerden Elde Edilen Veriler

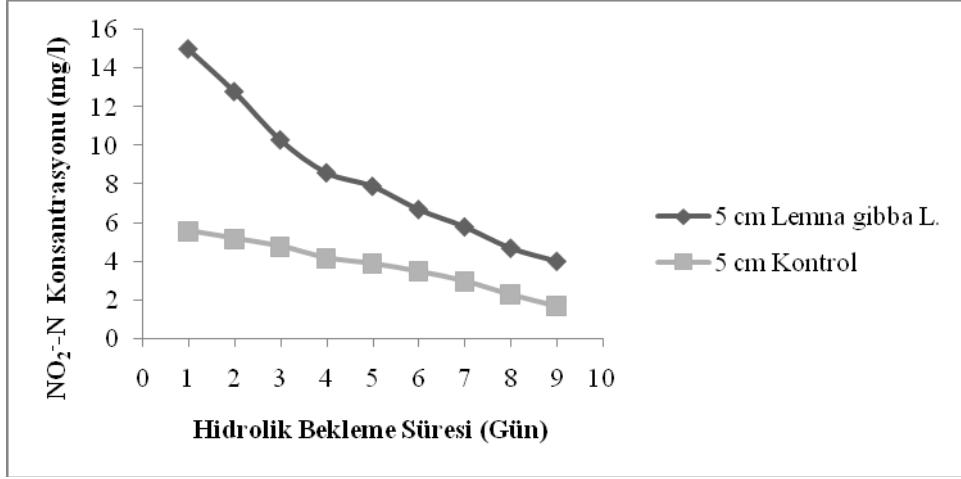
Çalışmamızda nitrit giderimi için tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza* ve *Spirodela polyrrhiza*'lı karışık su mercimekleri ile $\text{pH}=7,91\text{-}8,50$ aralığında çalışılmıştır. Elektriksel iletkenlik değerleri $5,59\text{-}9,46$ mS/cm aralığında ve başlangıç $\text{NO}_2^-\text{-N}$ konsantrasyonu $0,79$ mg/l olacak şekilde gerçekleştirilmiş ve yapılan çalışma sonucunda 9 günlük hidrolik bekletme süresinde giderim verimi elde edilmemiş olup $\text{NO}_2^-\text{-N}$ konsantrasyonunda bir artış meydana gelmiştir. Çizelge 6.2'de $\text{NO}_2^-\text{-N}$ konsantrasyonlarının 1, 5 ve 9. günlerdeki giriş ve çıkış değerleri verilmiştir.

Çizelge 6.2 NO₂⁻-N konsantrasyonlarının giriş ve çıkış değerleri

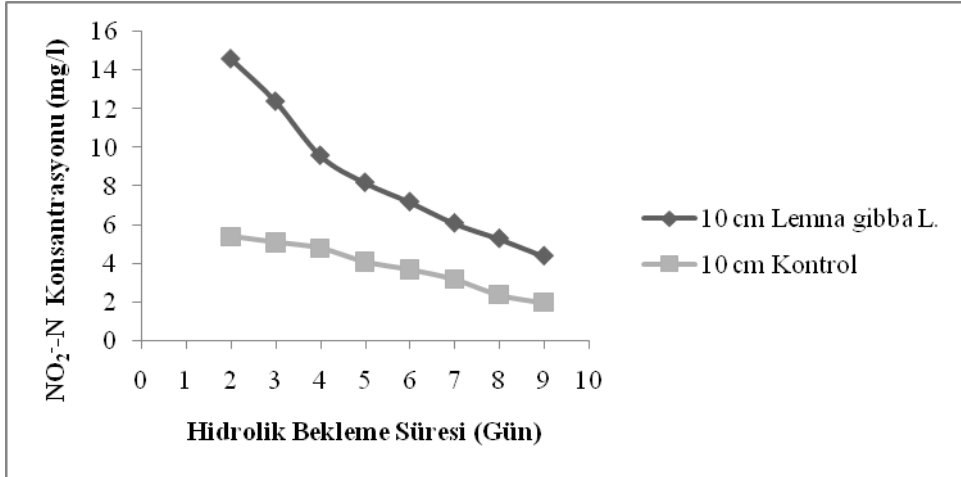
	1. Gün		5. Gün	9. Gün
	Giriş (mg/l)	Çıkış (mg/l)	Çıkış (mg/l)	Çıkış (mg/l)
5 cm Lemna gibba L.	0,79	15	7,9	4,02
5 cm Karışık Su Mercimekleri	0,79	17	12,1	5,2
5 cm Kontrol	0,79	5,6	3,9	1,7
10 cm Lemna gibba L.	0,79	14,6	7,2	3,9
10 cm Karışık Su Mercimekleri	0,79	16,8	10,3	4,8
10 cm Kontrol	0,79	5,4	3,7	1,5

Çizelge 6.2'ye göre 0,79 mg/l giriş NO₂⁻-N konsantrasyonu 5 cm *Lemna gibba* L.'lide 1. gün 15 mg/l'ye; 5. gün 7,9 mg/l'ye ve 9. gün 4,02 mg/l'ye azalmasına rağmen giriş konsantrasyonumuz 0,79 mg/l olduğundan bir giderim verimi elde edilmemiştir. Bu durum nitrifikasyonun meydana geldiğini göstermektedir. Çünkü başlangıçta bir amonyum giderim verimi olduğu görülmüş ve sistemde nitritin biriktiği elde edilen verilerle desteklenmiştir. 5 cm Karışık su mercimeklide 1, 5 ve 9. günlerde çıkış NO₂⁻-N konsantrasyonları sırasıyla 17 mg/l; 12,1 mg/l ve 5,2 mg/l olduğu görülmektedir. 5 cm kontrollerde çıkış NO₂⁻-N konsantrasyonları 1, 5 ve 9. günlerde sırasıyla 5,6; 3,9 ve 1,7 mg/l olmuştur. 10 cm *Lemna gibba* L.'lide 1. gün 14,6 mg/l, 5. gün 7,2 mg/l ve 9. gün 3,9 mg/l olarak çıkış NO₂⁻-N konsantrasyonları azalmıştır. 10 cm Karışık su mercimeklide 1, 5 ve 9. günlerde çıkış NO₂⁻-N konsantrasyonları sırasıyla 16,8 mg/l; 10,3 mg/l ve 4,8 mg/l olmuştur. 10 cm kontrollerde çıkış NO₂⁻-N konsantrasyonları 1, 5 ve 9. günlerde sırasıyla 5,4 mg/l; 3,7 mg/l ve 1,5 mg/l olmuştur.

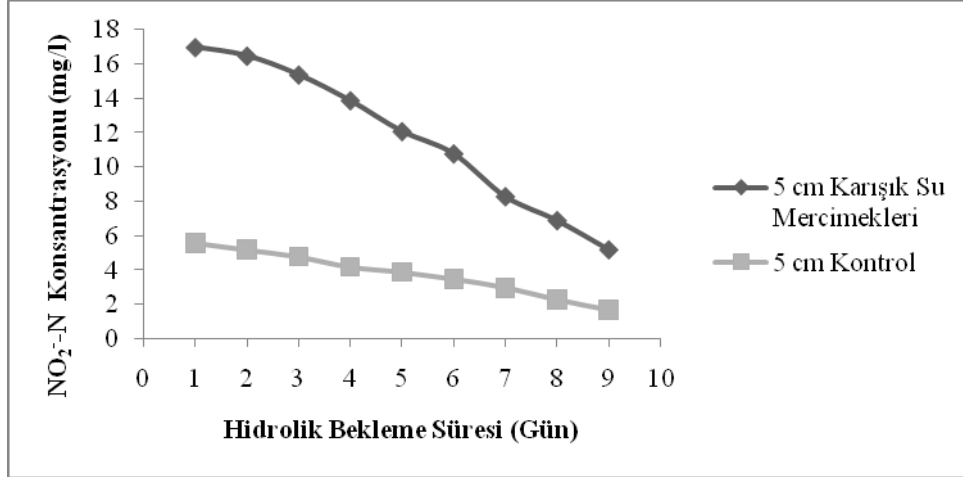
Lemna gibba L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO₂⁻-N konsantrasyonlarının değişimi sırasıyla Şekil 6.9 ve 6.10'da verilmiştir. *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO₂⁻-N konsantrasyonlarının değişimi Şekil 6.11 ve 6.12'de verilmiştir. Şekillerden, bitkili sistemlerin kontrollere göre daha yüksek NO₂⁻-N konsantrasyonlarına yol açtığı görülmektedir. Ayrıca hidrolik bekleme süresi arttıkça NO₂⁻-N konsantrasyonlarında düşüş görülmektedir.



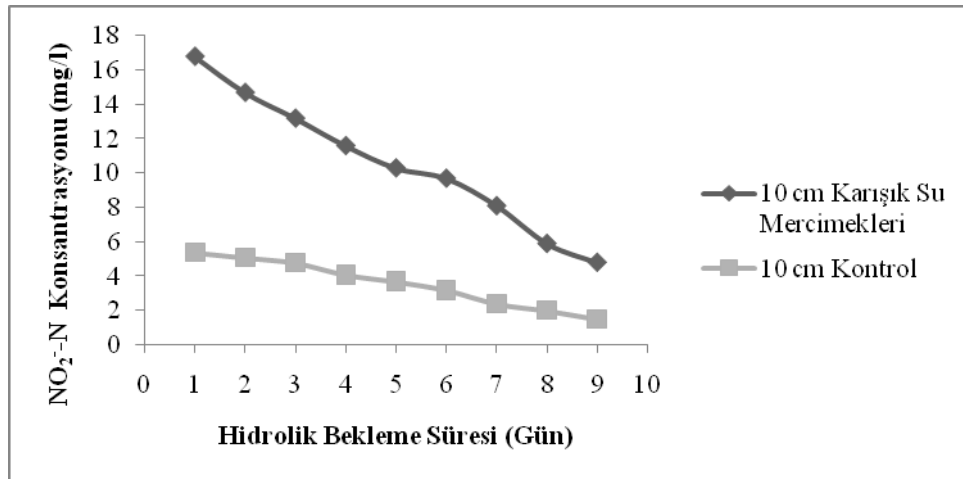
Şekil 6.9 *Lemna gibba* L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO_2^- -N konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 6.10 *Lemna gibba* L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO_2^- -N konsantrasyonlarının değişimi



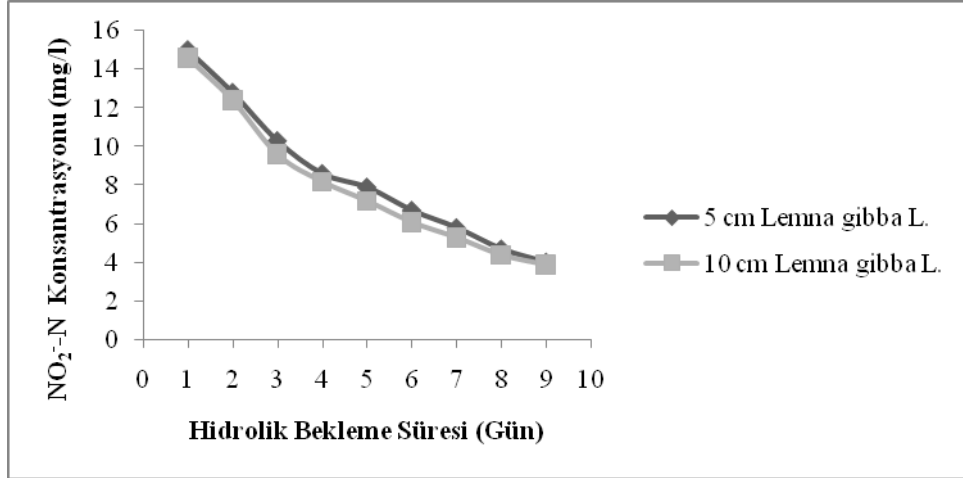
Şekil 6.11 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO₂⁻-N konsantrasyonlarının değişimi



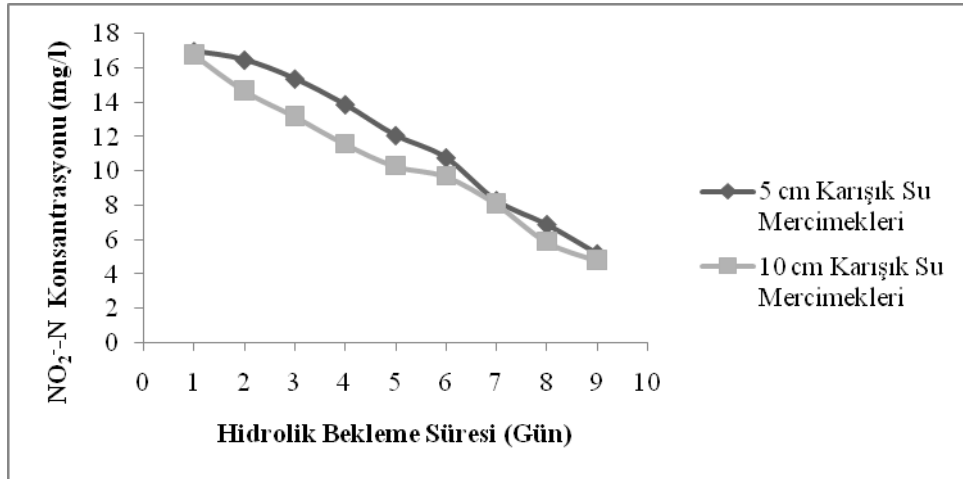
Şekil 6.12 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO₂⁻-N konsantrasyonlarının değişimi

Lemna gibba L. kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki NO₂⁻-N konsantrasyonlarının değişimi Şekil 6.13’de verilmiştir. *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki NO₂⁻-N konsantrasyonlarının değişimi Şekil 6.14’de verilmiştir. 5 cm

derinlikler ile 10 cm derinliklerdeki sistemlerin birbirine yakın NO_2^- -N konsantrasyonlarına yol açtığı şekillerden görülmektedir. 5 cm'lik derinliklerin çıkış NO_2^- -N konsantrasyonları 10 cm derinliklerin NO_2^- -N konsantrasyonlarından biraz daha yüksek olmuştur.

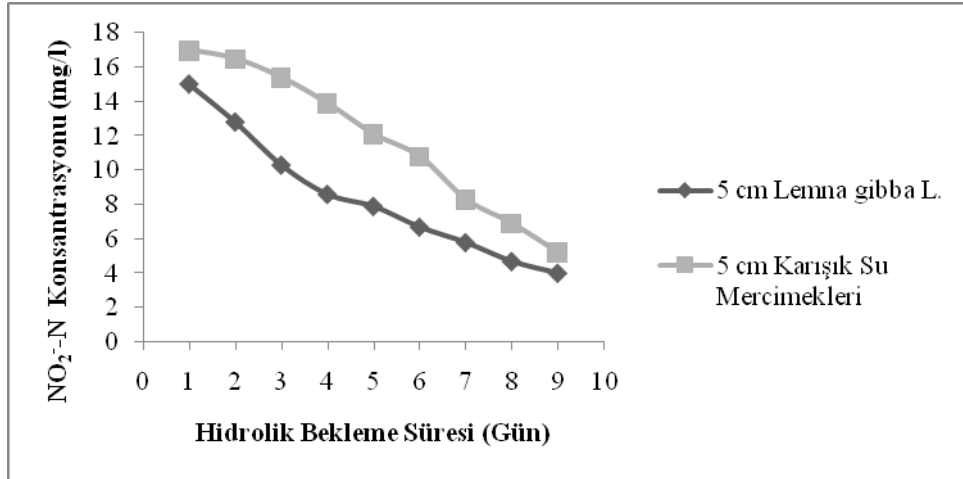


Şekil 6.13 *Lemna gibba* L. kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki NO_2^- -N konsantrasyonlarının değişimi

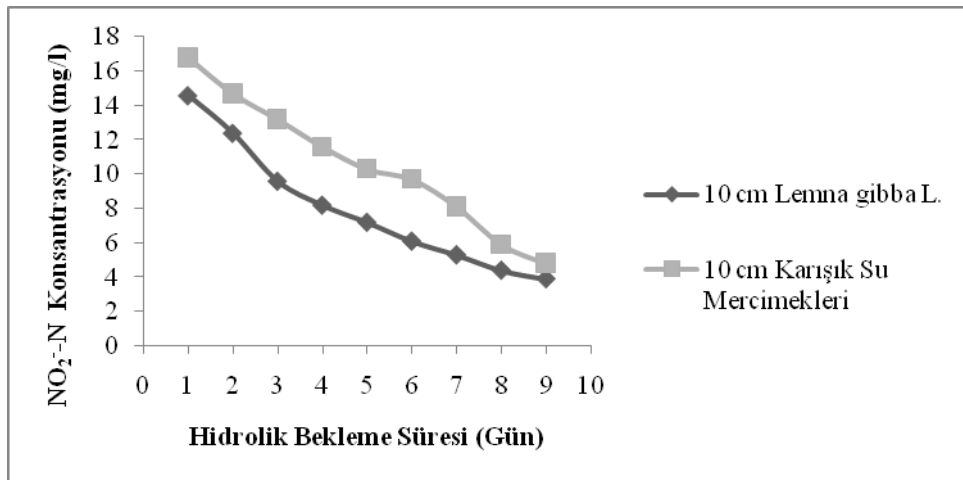


Şekil 6.14 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki NO_2^- -N konsantrasyonlarının değişimi

Farklı su mercimekleri kullanarak, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO_2^- -N konsantrasyonlarının değişimi sırasıyla Şekil 6.15 ve 6.16'da verilmiştir. Karışık su mercimekli sistemlerinin tek başına *Lemna gibba* L.'li sistemlerden daha yüksek NO_2^- -N konsantrasyonlarına yol açtığı gözlenmiştir.



Şekil 6.15 Farklı su mercimekleri (tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımı) kullanarak, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO_2^- -N konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 6.16 Farklı su mercimekleri (tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımı) kullanarak, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO_2^- -N konsantrasyonlarının değişimi

Elde edilen veriler literatürdeki çalışmalarla karşılaştırıldığında şu sonuçlar ortaya çıkmıştır. Çalışmamızdaki sonuçlara benzer olarak Chiemchaisri vd. (2009), NO_2^- -N konsantrasyonlarının çıkışta arttığını tespit etmişlerdir. Chiemchaisri vd. (2009), stabilize sızıntı suyundan NO_2^- -N konsantrasyonlarının 5 günlük hidrolik bekleme süresinde 2,7 mg/l'den 17,1 mg/l'ye ulaştığını, 10 günlük hidrolik bekleme süresinde 1,0 mg/l'den 4,9 mg/l'ye ulaştığını, 28 günlük hidrolik bekleme süresinde 3,0-3,3 mg/l'den 54 mg/l'ye ulaştığını, bildirmişlerdir. Çalışmamızda elde ettiğimiz sonuçların aksine literatürde NO_2^- -N'u giderimini bildiren çalışmalar da mevcuttur. Martinez Cruz vd. (2006)'nin çalışmasında nitrit giderimi *Lemna gibba* L. ile %90,23 olmuştur. Bu durum nitritlerin, makrofitler tarafından bir azot kaynağı olarak alınan nitrate hızlı şekilde okside olduğunu göstermiştir. Shutes vd. (2005), *Typia* ve *Phragmites*'in birlikte bulunduğu sistem ile 5 yılda NO_2^- -N giderimini %65,5 olarak; Uhi ve Dittmer (2005), sazlık ile 10 yıllık arıtmada NO_2^- -N giderimini %95,9 olarak bildirmişlerdir. Lin vd. (2005) yaptıkları çalışmada serbest yüzey akışlı sistemi takip eden yüzeyaltı akışlı sistemde NO_2^- -N giderimini %83-94 olarak bildirmişlerdir.

6.3 Nitrat (NO_3^- -N) Giderimiyle İlgili Denemelerden Elde Edilen Veriler

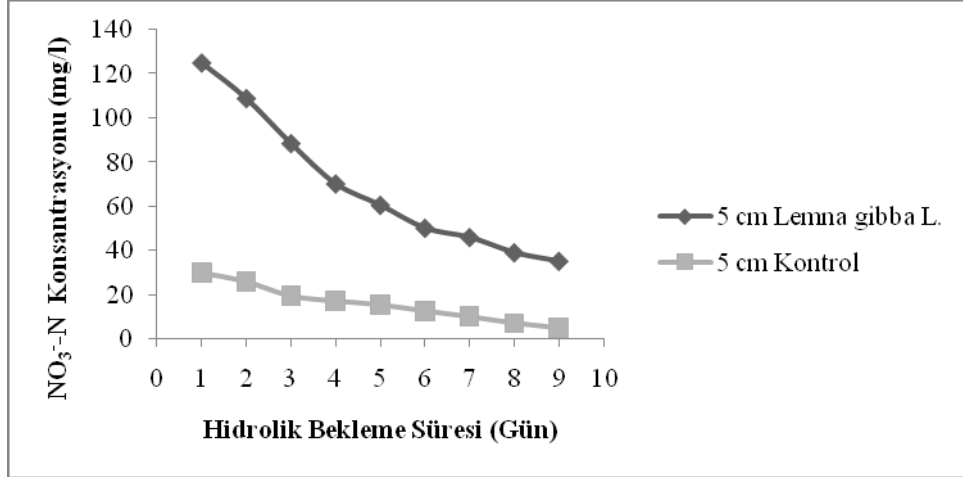
Çalışmamızda nitrat giderimi için tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza* ve *Spirodela polyrrhiza*'lı karışık su mercimekleri ile pH=7,91-8,50 aralığında çalışılmıştır. Elektriksel iletkenlik değerleri 5,59-9,46 mS/cm aralığında ve başlangıç NO_3^- -N konsantrasyonu 18 mg/l olacak şekilde gerçekleştirilmiş ve yapılan çalışma sonucunda 9 günlük hidrolik bekletme süresinde giderim verimi elde edilmemiş olup NO_3^- -N konsantrasyonunda bir artış meydana gelmiştir. Çizelge 6.3'de NO_3^- -N konsantrasyonlarının 1, 5 ve 9. günlerdeki giriş ve çıkış değerleri verilmiştir.

Çizelge 6.3 NO₃⁻-N konsantrasyonlarının giriş ve çıkış değerleri

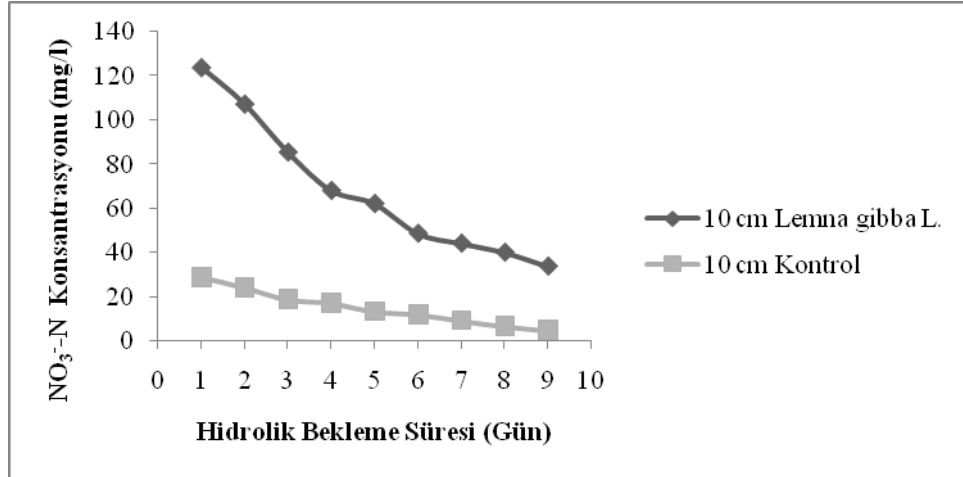
	1. Gün		5. Gün	9. Gün
	Giriş (mg/l)	Çıkış (mg/l)	Çıkış (mg/l)	Çıkış (mg/l)
5 cm Lemna gibba L.	18	125,2	60,7	35,3
5 cm Karışık Su Mercimekleri	18	130,3	70,1	40,2
5 cm Kontrol	18	30,2	15,7	5,2
10 cm Lemna gibba L.	18	124	62,2	33,8
10 cm Karışık Su Mercimekleri	18	127,3	67,3	42,9
10 cm Kontrol	18	28,8	13,3	4,8

Çizelge 6.3'e göre 18 mg/l giriş NO₃⁻-N konsantrasyonu 5 cm *Lemna gibba* L.'lide 1. gün 125,2 mg/l'ye; 5. gün 60,7 mg/l'ye ve 9. gün 35,3 mg/l'ye azalmıştır. Ancak giriş konsantrasyonumuz 18 mg/l olduğundan bir giderim verimi elde edilmemiştir. Bu durum nitrifikasyonun meydana geldiğini, ortamdaki nitritin nitrata dönüştüğünü göstermektedir. Çünkü başlangıçta bir amonyum giderim verimi olduğu görülmüş ve sistemde nitrit birikmiştir. 5 cm Karışık su mercimeklide 1, 5 ve 9. günlerde çıkış NO₃⁻-N konsantrasyonları sırasıyla 130,3 mg/l; 70,1 mg/l ve 40,2 mg/l olduğu görülmektedir. 5 cm kontrollerde çıkış NO₃⁻-N konsantrasyonları 1, 5 ve 9. günde sırasıyla 30,2 mg/l; 15,7 mg/l ve 5,2 mg/l'ye azalmıştır. 10 cm *Lemna gibba* L.'lide 1. gün 124 mg/l, 5. gün 62,2 mg/l ve 9. gün 33,8 mg/l olarak ölçülmüş ve çıkış NO₃⁻-N konsantrasyonları azalmıştır. 10 cm Karışık su mercimeklide 1, 5 ve 9. günlerde çıkış NO₃⁻-N konsantrasyonları sırasıyla 127,3 mg/l; 67,3 mg/l ve 42,9 mg/l'ye azalmıştır. 10 cm kontrollerde çıkış NO₃⁻-N konsantrasyonları 1, 5 ve 9. günlerde sırasıyla 28,8 mg/l; 13,3 mg/l ve 4,8 mg/l olmuştur.

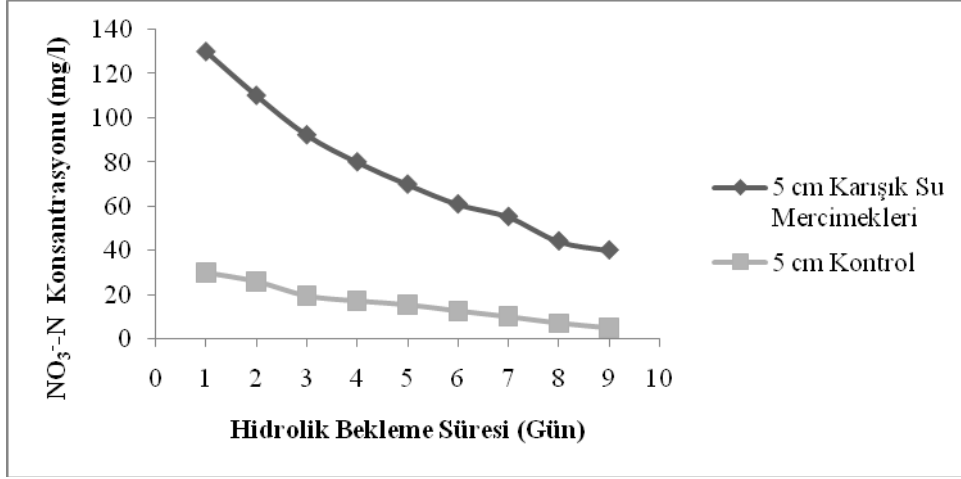
Lemna gibba L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO₃⁻-N konsantrasyonlarının değişimi sırasıyla Şekil 6.17 ve 6.18'de verilmiştir. *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO₃⁻-N konsantrasyonlarının değişimi sırasıyla Şekil 6.19 ve 6.20'de verilmiştir. Bitkili sistemlerin belirgin şekilde kontrollerden daha yüksek NO₃⁻-N konsantrasyonlarına yol açtığı şekillerden görülmektedir.



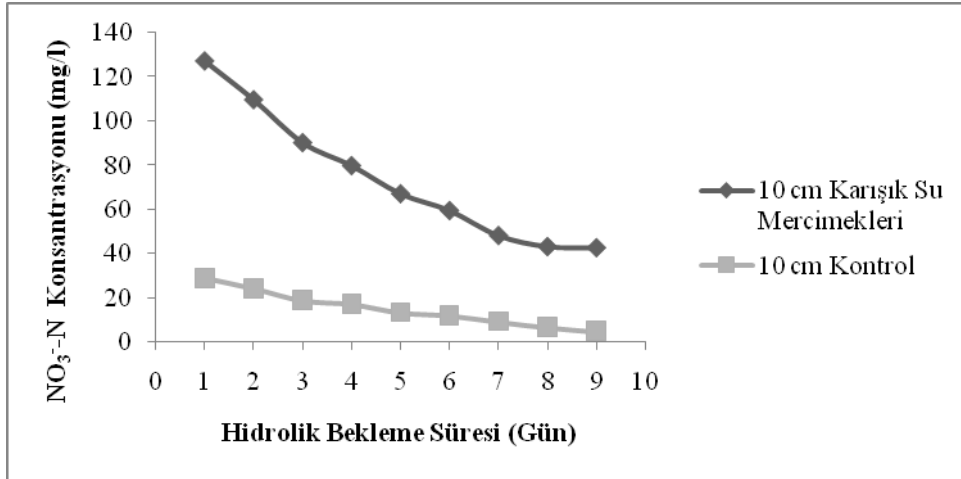
Şekil 6.17 *Lemna gibba* L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO_3^- -N konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 6.18 *Lemna gibba* L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO_3^- -N konsantrasyonlarının değişimi



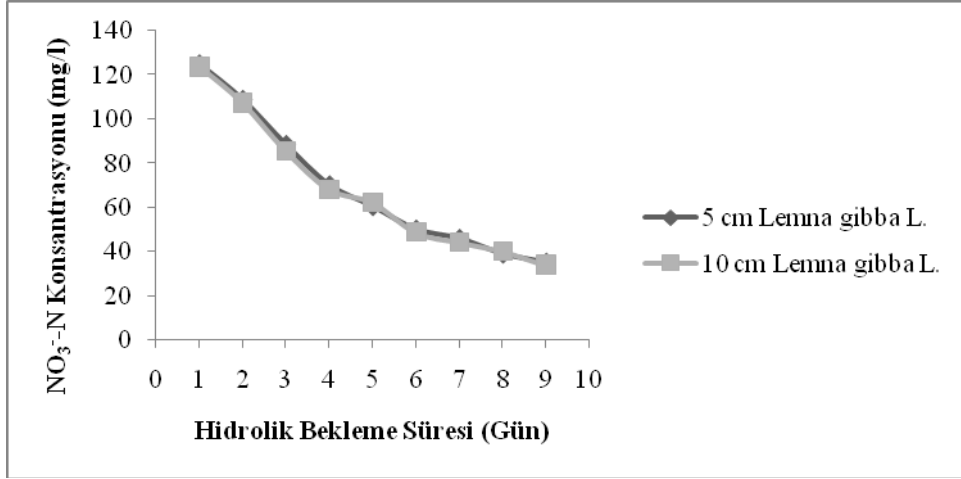
Şekil 6.19 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO₃⁻-N konsantrasyonlarının değişimi



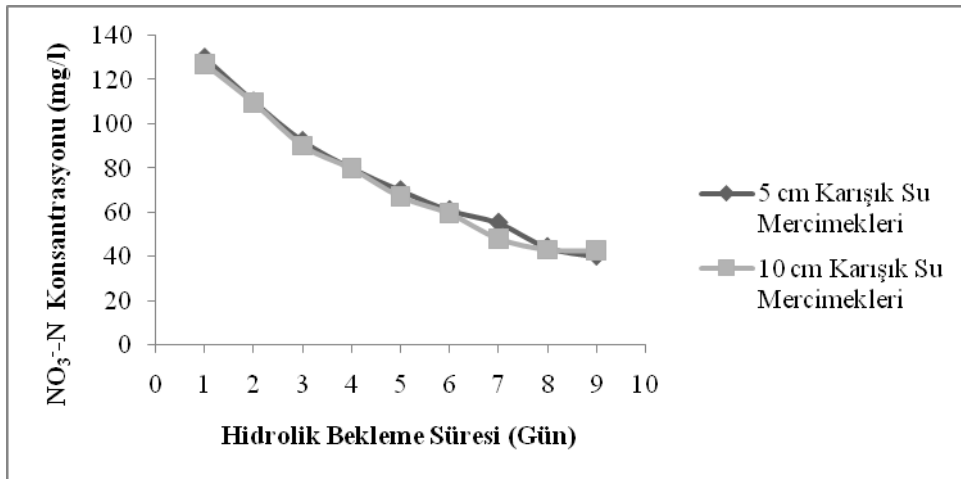
Şekil 6.20 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO₃⁻-N konsantrasyonlarının değişimi

Lemna gibba L. kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki NO₃⁻-N konsantrasyonlarının değişimi Şekil 6.21’de verilmiştir. *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, farklı derinliklere göre,

sızıntı suyundaki NO_3^- -N konsantrasyonlarının değişimi Şekil 6.22’de verilmiştir. Farklı derinliklerin NO_3^- -N konsantrasyonlarını etkilemediği belirgin şekilde görülmektedir.

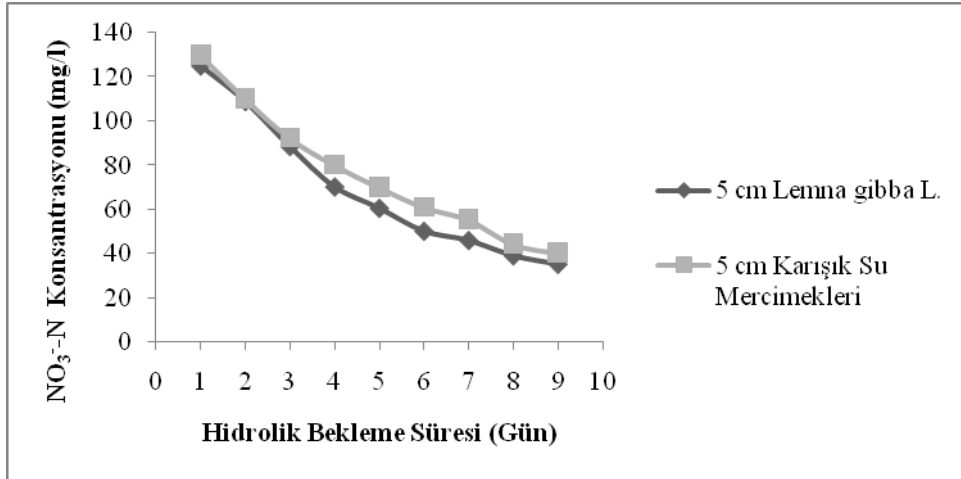


Şekil 6.21 *Lemna gibba* L. kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki NO_3^- -N konsantrasyonlarının değişimi

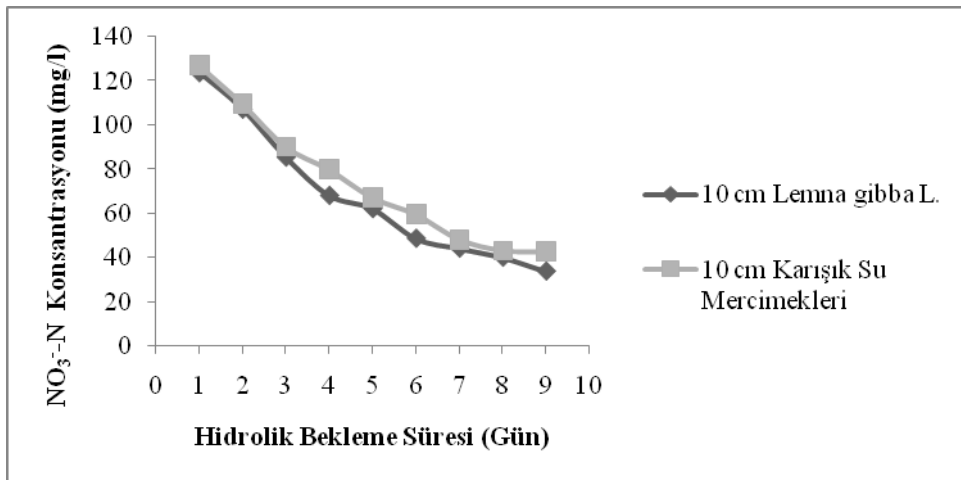


Şekil 6.22 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki NO_3^- -N konsantrasyonlarının değişimi

Farklı su mercimekleri kullanarak, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO_3^- -N konsantrasyonlarının değişimi sırasıyla Şekil 6.23 ve 6.24’de verilmiştir. Her ne kadar farklı su mercimekleri NO_3^- -N konsantrasyonlarını fazla etkilemesede yine de karışık su mercimeklerinin daha yüksek konsantrasyonlara yol açtığı söylenebilir.



Şekil 6.23 Farklı su mercimekleri (tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımı) kullanarak, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO_3^- -N konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 6.24 Farklı su mercimekleri (tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımı) kullanarak, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO_3^- -N konsantrasyonlarının değişimi

Elde edilen derysel veriler değerlendirildiğinde deneylerde kullandığımız sızıntı suyunun BOİ ve KOİ iğeriği dūşük olup, yüksek organik madde iğermemektedir. Bu nedenle ęalıřmada nitrifikasyon geręekleřmiřtir. Baskın heterotrofik metabolizma ve yeterli heterotroflar tarafından hızlı oksijen tūketiminin yol ağtığı sudaki anoksik şartlar, havuzlarda nitrifikasyonu sınırlandırır (Alaerts vd., 1996; Al-Nozaily vd., 2000). ęalıřmamızda ise yeterli oksijen nedeniyle nitrifikasyonun sınırlanmadığı gōr÷lmektedir.

ęalıřmamızla benzer sonuğlar bazı araştırmacılar tarafından da bildirilmiştir. Masbough vd. (2005) ęalıřmasında, $\text{NO}_2^- \text{-N} + \text{NO}_3^- \text{-N}$ 'u 0,21 mg/l'den kontrolde de 0,25 mg/l'ye ve bitkililerde 0,24 mg/l'ye artmıştır. Nivala vd. (2007)'nin ęalıřmasında, sulakalarda, yeterli nitrifikasyonun meydana gelmesine izin veren oksijence zengin şartlar nedeniyle $\text{NO}_3^- \text{-N}$ oluşumu artmıştır. $\text{NO}_3^- \text{-N}$ üretimi havalandırma yokken oluşmamış, havalandırma varken belirgin bir şekilde oluşmuştur. Bulc (2006)'un ęalıřmasında, nitratta giderim verimi gōr÷lmemiştir. Nitrat konsantrasyonu 1,83 mg/l'den 25,4 mg/l'ye artmıştır. Elde ettiğimiz sonuğlara benzer olarak Yalcuk ve Uęurlu (2009)'nun ęalıřmasında, ęıkıřtaki $\text{NO}_3^- \text{-N}$ konsantrasyonları daima giriştekinden yüksek olup nitrifikasyonun gōstergesi olmuştur. Bu durum NH_4^+ 'un NO_3^- 'a dōnūřt÷ę÷n÷ gōsterir. ęalıřmamızla benzer olarak Chiemchaisri vd. (2009)'nin ęalıřmasında, sızıntı suyundaki organik azot, amonifikasyon ve nitrifikasyon reaksiyonlarıyla okside olmuş formlara (NO_2^- ve NO_3^-) dōnūřmūř ancak ęalıřmamızdan farklı olarak, sonra ya denitrifikasyon ya bitki alımıyla uzaklaştırılmıştır.

Elde ettiğimiz sonuğların aksine bazı araştırmacılar nitratın giderildiğini bildirmişlerdir. Kōrner ve Vermaat (1998)'in ęalıřmasında, azot giderimi tespit edilmiştir. Su mercimeği ile kaplanmamış kontrollere gōre kaplanmış olanlarda daha hızlı azot giderimi bildirilmiştir. Su mercimeği ile azot alınımı; su mercimeği ve sistem duvarları ÷zerine bağlı biyofilm tarafından azot alınımına ve biyofilm tarafından birlikte nitrifikasyon-denitrifikasyona bağlanmıştır. Asılı yumaklar ÷zerinde bakteriler tarafından nitrifikasyon-denitrifikasyonun artan derinlikle önemli hale gelebileceği ve artan bekleme zamanı ile NH_3 buharlaşmasının önemli olabileceği belirtilmiştir. Su mercimeğince azot alınımının başlangığtaki azot girişinin %42'sini oluşturduğu ve nitrifikasyon-denitrifikasyonla, buharlaşma ve ęökeltmeyle azot gideriminin yalnızca %16 olduğunu bildirmişlerdir. Al-Nozaily vd. (2000), kontrol reaktōründe dūřük organik y÷k varlığında, nitrifikasyonun $11,3 \pm 0,4$ mg/l $\text{NO}_3^- \text{-N}$ son sınır değeriyle

meydana geldiğini ancak su mercimekli reaktörde NO_2^- -N veya NO_3^- -N'nun tespit edilmediğini ve yüksek organik yükleme olduğunda sürekli anoksidite meydana geldiğinden nitrifikasyonun mümkün olmadığını bildirmişlerdir. Tunçsiper ve Akça (2006)'nın çalışmasında serbest yüzey akışlı sistemlerde, NO_3^- -N giderimleri %22-58 olarak bulunmuştur. Bitkisiz sistemlerdeki giderimlerin oldukça düşük olduğu bildirilmiştir. El-Shafai vd. (2007), bazı durumlarda NO_3^- -N ve NO_2^- -N'nun azalma eğiliminde olduğunu tespit etmişlerdir. Bu durum, su mercimeğinin sadece amonyak düşük konsantrasyonlara ulaştıktan sonra azot kaynakları olarak NO_2^- ve NO_3^- 'ı kullanmaya eğilimli olduğundan, muhtemelen bu havuzlardaki amonyağın tüketimine bağlanmıştır (Porath ve Pollock, 1982; Nelson vd., 1981; El-Shafai vd., 2007).

6.4 Ortofosfat (O-PO_4^{-3}) Giderimiyle İlgili Denemelerden Elde Edilen Veriler

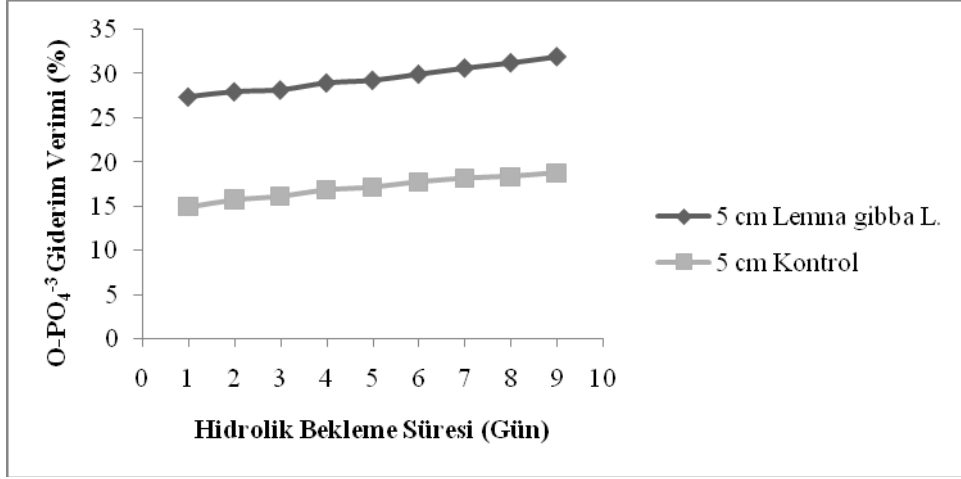
Çalışmamızda ortofosfat giderimi için tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza* ve *Spirodela polyrrhiza*'lı karışık su mercimekleri ile pH=7,91-8,50 aralığında çalışılmıştır. Elektriksel iletkenlik değerleri 5,59-9,46 mS/cm aralığında ve başlangıç O-PO_4^{-3} konsantrasyonu 13 mg/l olacak şekilde gerçekleştirilmiş ve yapılan çalışma sonucunda 9 günlük hidroluk bekletme süresinde maksimum giderim verimi 5 cm Karışık su mercimekli reaktörde %44,6 olarak hesaplanmıştır. Reaktörlerde fosfat gideriminin olması adsorpsiyona, çökelmeye, mikrobiyal asimilasyona ve bitkiler tarafından fosfatın alınımına yorumlanabilir. Çizelge 6.4'de O-PO_4^{-3} konsantrasyonlarının 1, 5 ve 9. günlerdeki giriş ve çıkış değerleri ve giderim verimleri verilmiştir.

Çizelge 6.4 O-PO₄⁻³ konsantrasyonlarının giriş ve çıkış değerleri ve giderim verimleri

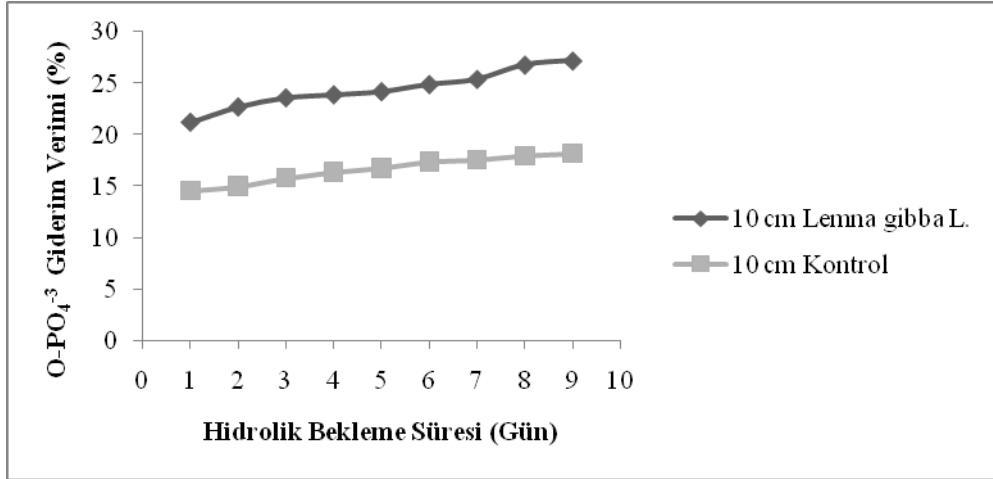
	1. Gün			5. Gün		9.Gün	
	Giriş (mg/l)	Çıkış (mg/l)	Giderim (%)	Çıkış (mg/l)	Giderim (%)	Çıkış (mg/l)	Giderim (%)
5 cm Lemna gibba L.	13	9,43	27,4	9,19	29,3	8,84	32
5 cm Karışık Su Mercimekleri	13	8,52	34,4	7,78	40,1	7,21	44,6
5 cm Kontrol	13	11,05	15	10,76	17,2	10,55	18,8
10 cm Lemna gibba L.	13	10,24	21,2	9,85	24,2	9,46	27,2
10 cm Karışık Su Mercimekleri	13	9,32	28,3	8,42	35,2	7,77	40,2
10 cm Kontrol	13	11,1	14,6	10,81	16,8	10,63	18,2

Çizelge 6.4'e göre 13 mg/l giriş O-PO₄⁻³ verimleri 5 cm *Lemna gibba* L.'lide 1. gün %27,4; 5. gün %29,3 ve 9. gün %32 olarak sağlanmıştır. 5 cm Karışık su mercimeklide 1, 5 ve 9. günlerde O-PO₄⁻³ giderim verimleri sırasıyla %34,4; %40,1 ve %44,6 olmuştur. 5 cm kontrollerde O-PO₄⁻³ giderim verimleri 1, 5 ve 9. günlerde sırasıyla %15; %17,2 ve %18,8'e artmıştır. 10 cm *Lemna gibba* L.'lide 1. gün %21,2; 5. gün %24,2 ve 9. gün %27,2 oranında giderim verimleri sağlanmıştır. 10 cm Karışık su mercimeklide 1, 5 ve 9. günlerde O-PO₄⁻³ giderim verimleri sırasıyla %28,3; %35,2 ve %40,2'ye artmıştır. 10 cm kontrollerde O-PO₄⁻³ giderim verimleri 1, 5 ve 9. günlerde sırasıyla %14,6; %16,8 ve %18,2 olmuştur.

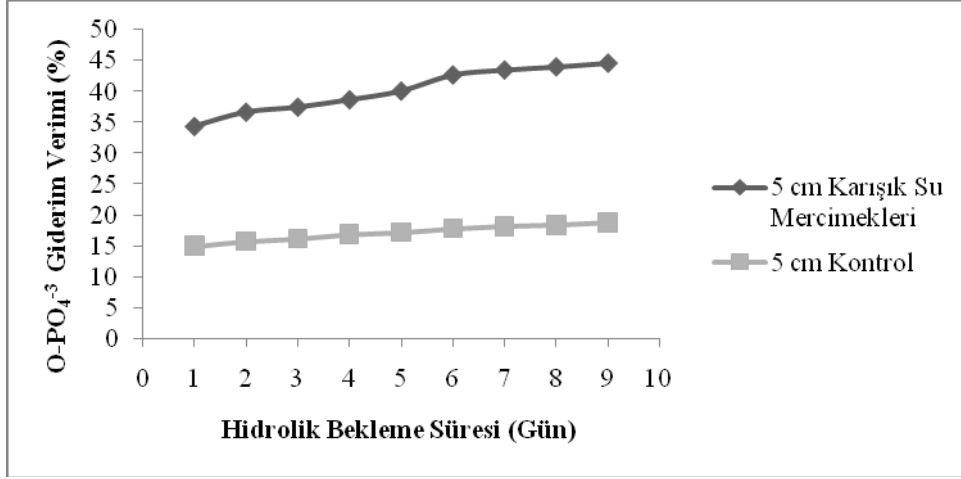
Lemna gibba L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan O-PO₄⁻³ giderim verimleri sırasıyla Şekil 6.25 ve 6.26'da verilmiştir. *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan O-PO₄⁻³ giderim verimleri Şekil 6.27 ve 6.28'de verilmiştir. Şekillerden, farklı hidrolik bekleme sürelerinin O-PO₄⁻³ giderim verimlerini fazla etkilemediği görülmektedir.



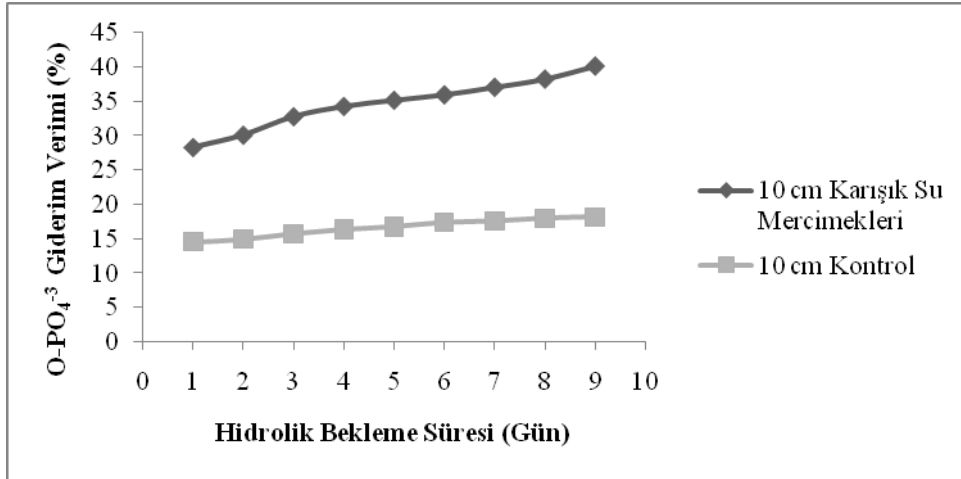
Şekil 6.25 *Lemna gibba* L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundan O-PO₄⁻³ giderim verimleri



Şekil 6.26 *Lemna gibba* L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan O-PO₄⁻³ giderim verimleri



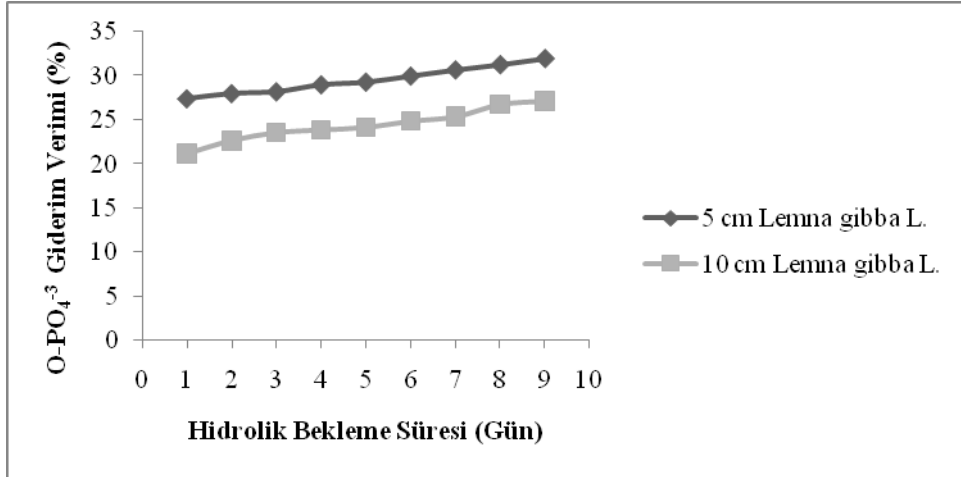
Şekil 6.27 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundan O-PO₄⁻³ giderim verimleri



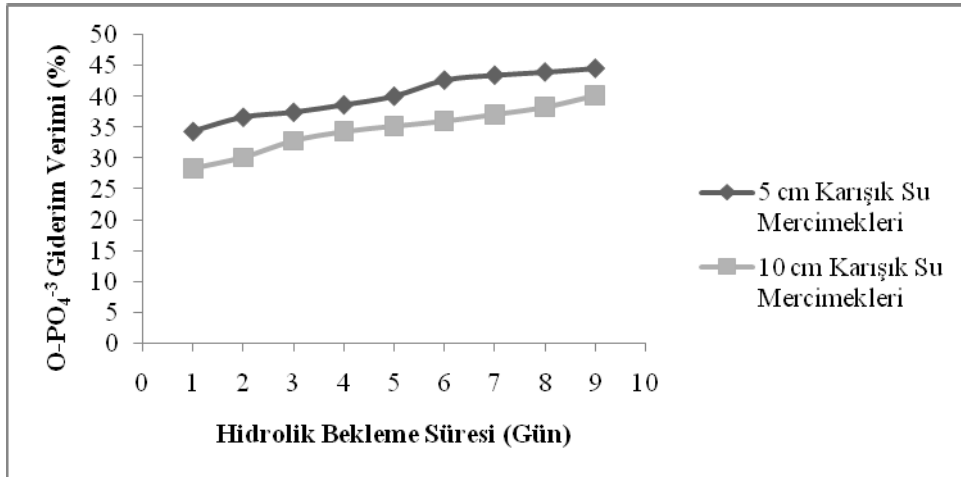
Şekil 6.28 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan O-PO₄⁻³ giderim verimleri

Lemna gibba L. kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundan O-PO₄⁻³ giderim verimleri Şekil 6.29’da verilmiştir. *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundan O-PO₄⁻³ giderim verimleri Şekil 6.30’da verilmiştir.

Çalışmamızda farklı derinliklerin ortofosfat giderim verimlerini yaklaşık %5 oranında etkilediği görülmüştür. Bu sonuç, Vroon ve Weller (1995) tarafından da belirlenmiştir. Vroon ve Weller (1995), reaktör derinliği 15 cm'den 60 cm'ye arttığında fosfor alım yüzdelерinin azaldığını bulmuşlardır (Al-Nozaily vd., 2000). Elde ettiğimiz sonucun tersine, Al-Nozaily vd. (2000)'nin çalışmasında ise fosfor alımının, reaktör derinliğinden etkilenmediği görülmüştür.

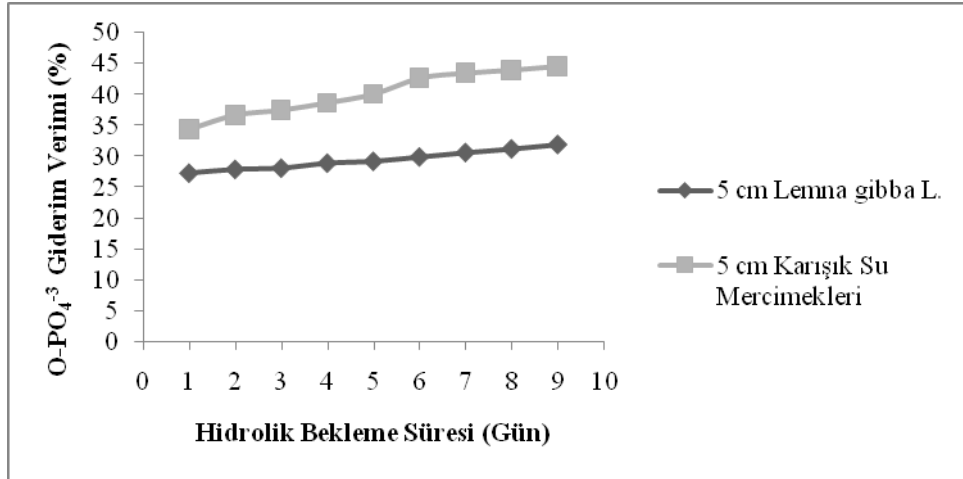


Şekil 6.29 *Lemna gibba* L. kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundan $O-PO_4^{-3}$ giderim verimleri

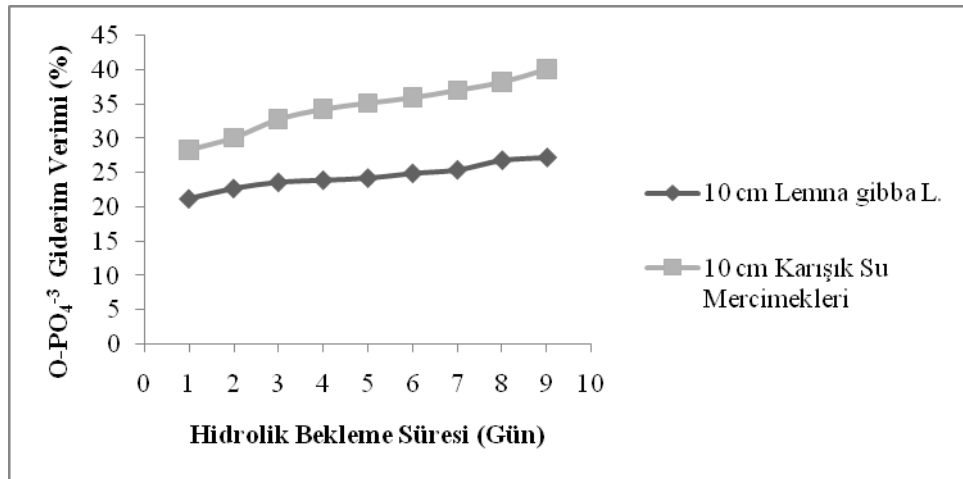


Şekil 6.30 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundan $O-PO_4^{-3}$ giderim verimleri

Farklı su mercimekleri (tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımı) kullanarak, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan O-PO₄⁻³ giderim verimleri Şekil 6.31 ve 6.32’de verilmiştir.



Şekil 6.31 Farklı su mercimekleri (tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımı) kullanarak, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundan O-PO₄⁻³ giderim verimleri



Şekil 6.32 Farklı su mercimekleri (tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımı) kullanarak, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan O-PO₄⁻³ giderim verimleri

Elde edilen veriler literatürdeki çalışmalarla karşılaştırıldığında şu sonuçlar ortaya çıkmıştır. Farklı su mercimeklerinin O-PO₄⁻³ giderim verimlerini etkilediği, karışık su mercimeklerinin tek başına *Lemna gibba* L. kullanımına göre yaklaşık %12-13 daha fazla etkili olduğu görülmüştür.

Yapılan deneyler sonucunda en yüksek O-PO₄⁻³ giderim veriminin %44,6 ile 5 cm'lik karışık su mercimekleri reaktöründe olduğu, 5 cm'lik *Lemna gibba* L. reaktörünün %32 ile bunu izlediği ve kontrollerin ise belirgin şekilde daha düşük giderim verimlerine (%18,2-18,8) sahip olduğu tespit edilmiştir. Çalışmamızdaki gibi, Körner ve Vermaat (1998)'in çalışmasında da fosfor, su mercimeği ile kaplı arıtmada su mercimeksiz kontrollerindekinden belirgin olarak daha hızlı giderilmiştir.

Çalışmamızda elde ettiğimiz sonuçlarla benzer olarak bazı araştırmacılar da O-PO₄⁻³'in giderildiğini bildirmişlerdir. Yalcuk ve Uğurlu (2009)'nun çalışmasında ortofosfat konsantrasyonları, mikroorganizmalar ve bitkilerce alınarak çıkışta düşük olmuştur. Martinez Cruz vd. (2006) tarafından yağışlı aylarda yağmurun seyreltme etkisine bağlı olarak fosfatın azaldığı ve *Lemna gibba* L. ile maksimum giderim veriminin %50 olduğu bildirilmiştir. Çalışmamızda ise *Lemna gibba* L. ile maksimum giderim veriminin %32 olduğu, karışık su mercimekleri ile ise %44,6 olduğu tespit edilmiştir. Fosfor giderimi; malzemenin adsorplama kapasitesi, bağlanma veya gelen fosforun çökeltimi ile sınırlanmaktadır (Arias ve Brix, 2005). Martin ve Moshiri (1994), bitkilerce fosfor absorpsiyonunun yavaşça meydana gelebileceğini ve sadece çözünebilir fosfat bileşikleri için olacağını bildirmişlerdir. Sakadevan ve Bavor (1998), yapay sulak alan sistemlerde temel uzun dönem fosfor giderme mekanizmasının; taban ve Al/Fe bileşeni yoluyla olduğunu, bitki alımının daha küçük olduğunu bildirmişlerdir (Yalcuk ve Uğurlu, 2009). Fosfor; su mercimeği alımı, mikrobiyal asimilasyon, katyonların çökeltimi, kil ve organik madde üzerine adsorpsiyon yoluyla uzaklaştırabilir (Al-Nozaily vd., 2000). Martinez Cruz (2006), makrofitlerin fosfor bileşiklerini biyolojik olarak biriktireceğini ve bu durumun onların toprak şartlandırıcıları, büyüme destekleyicileri veya yem olarak kullanımlarını sağlayacağını bildirmişlerdir.

Su mercimeğinin fosfor alımı, girişteki NH₄⁺ konsantrasyonuna ters orantılı olarak bildirilmiştir. Bu durum NH₄⁺ konsantrasyonu>40 mg N/l olduğunda toksik bir etki meydana getirdiği görüşü ile uyumludur (Al-Nozaily vd., 2000). Deneylerde

kullandığımız sızıntı suyunun NH_4^+ konsantrasyonu düşük olup herhangi bir toksik etki meydana getirecek düzeyde olmadığından fosfor alımı engellenmemiştir.

6.5 Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) Giderimiyle İlgili Denemelerden Elde Edilen Veriler

Çalışmamızda KOİ giderimi için tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza* ve *Spirodela polyrrhiza*'lı karışık su mercimekleri ile pH=7,91-8,50 aralığında çalışılmıştır. Elektriksel iletkenlik değerleri 5,59-9,46 mS/cm aralığında ve başlangıç KOİ konsantrasyonu 610 mg/l olacak şekilde gerçekleştirilmiş ve yapılan çalışma sonucunda 9 günlük hidrolik bekletme süresinde maksimum giderim verimi 5 cm Karışık su mercimekli reaktörde %62,2 olarak hesaplanmıştır. Çizelge 6.5'de KOİ konsantrasyonlarının 1, 5 ve 9. günlerdeki giriş ve çıkış değerleri ve giderim verimleri verilmiştir.

Çizelge 6.5 KOİ konsantrasyonlarının giriş ve çıkış değerleri ve giderim verimleri

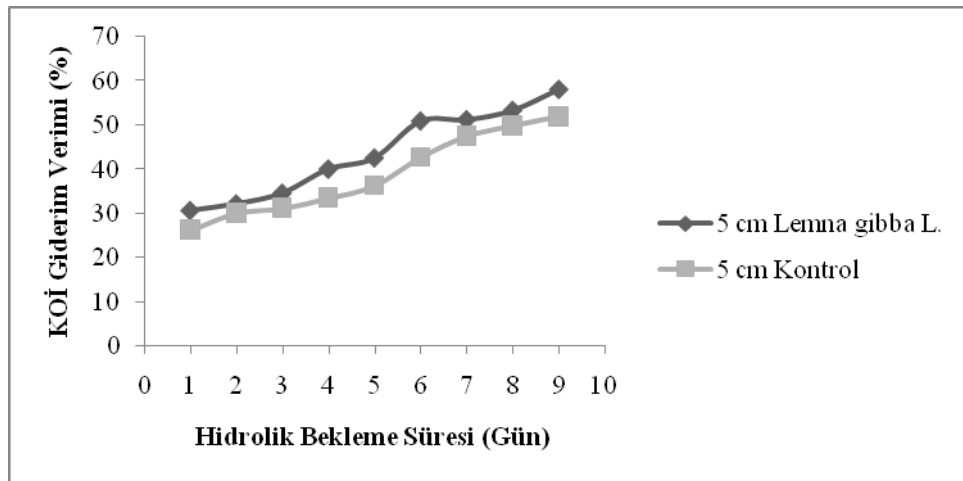
	1. Gün			5. Gün		9.Gün	
	Giriş (mg/l)	Çıkış (mg/l)	Giderim (%)	Çıkış (mg/l)	Giderim (%)	Çıkış (mg/l)	Giderim (%)
5 cm <i>Lemna gibba</i> L.	610	422,1	30,8	350,1	42,6	256,3	58
5 cm Karışık Su Mercimekleri	610	401,4	34,2	337,3	44,7	230,6	62,2
5 cm Kontrol	610	450,10	26,2	388,6	36,3	292,8	52
10 cm <i>Lemna gibba</i> L.	610	437,4	28,3	372,7	38,9	272,1	55,4
10 cm Karışık Su Mercimekleri	610	408,1	33,1	345,9	43,3	243,39	60,1
10 cm Kontrol	610	452,1	25,9	390,4	36	298,3	51,1

Çizelge 6.5'e göre 610 mg/l giriş KOİ konsantrasyonu 5 cm *Lemna gibba* L.'lide 1. gün %30,8; 5. gün %42,6 ve 9. gün %58 olarak giderim verimleri sağlanmıştır. 5 cm Karışık su mercimeklide 1, 5 ve 9. günde KOİ giderim verimleri sırasıyla %34,2; %44,7 ve %62,2 olmuştur. 5 cm kontrollerde KOİ giderim verimleri 1, 5 ve 9. günlerde

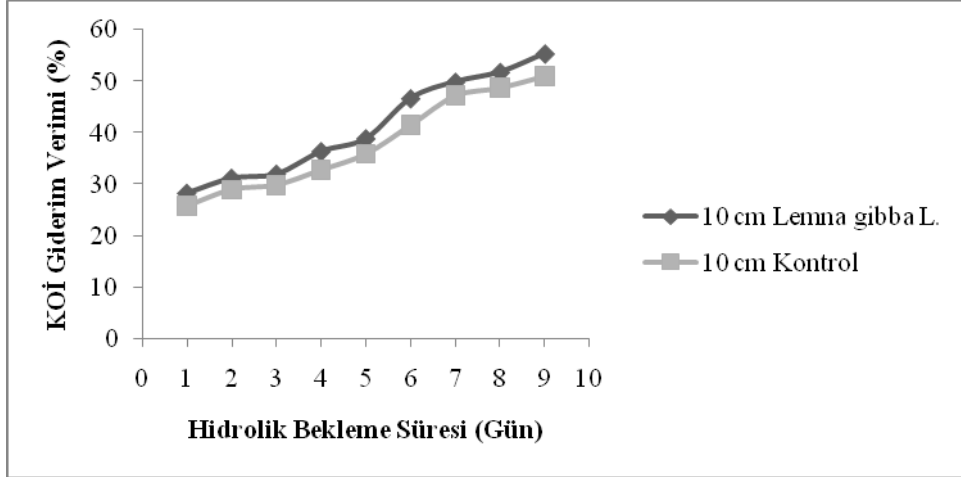
sırasıyla %26,2; %36,3 ve %52'ye ulaşmıştır. 10 cm *Lemna gibba* L.'lide 1. gün %28,3; 5. gün %38,9 ve 9. gün %55,4 oranında giderim verimleri elde edilmiştir. 10 cm Karışık su mercimeklide 1, 5 ve 9. günlerde KOİ giderim verimleri sırasıyla %33,1; %43,3 ve %60,1'e ulaşmıştır. 10 cm kontrollerde KOİ giderim verimleri 1, 5 ve 9. günde sırasıyla %25,9; %36 ve %51,1 değerinde olmuştur.

Lemna gibba L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan KOİ giderim verimleri sırasıyla Şekil 6.33 ve 6.34'de verilmiştir. *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan KOİ giderim verimleri sırasıyla Şekil 6.35 ve 6.36'da verilmiştir.

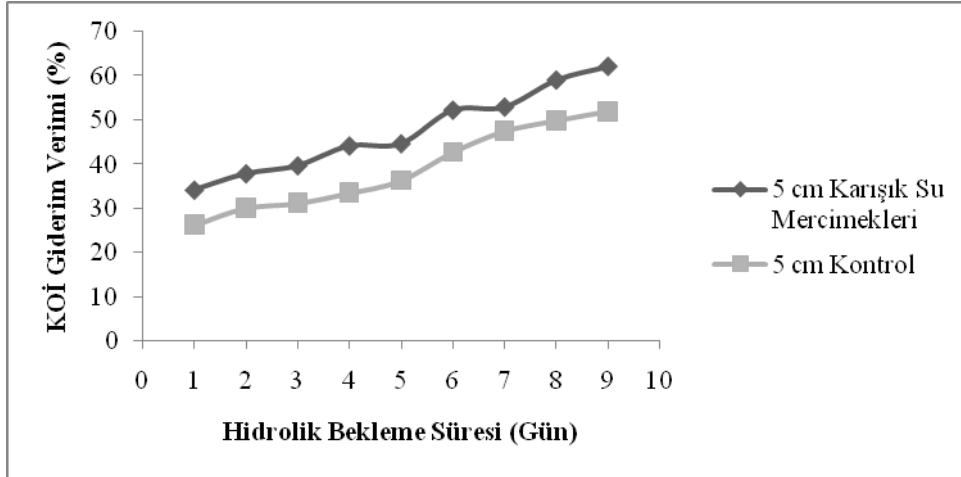
Çalışmamızda elde edilen veriler değerlendirildiğinde hidrolik bekleme süresi arttıkça KOİ giderim verimlerinin arttığı belirlenmiştir. Çalışmamızdaki sonuçlara benzer olarak Krishna ve Polprasert (2008), yaptıkları çalışmada organiklerin giderilme verimlerinin, mikroorganizmaların organik maddeleri parçalaması için daha fazla zamana sahip olduklarından, zamanın artışıyla arttığını bildirmişlerdir. 10 günlük bekleme süresinin en uygun olduğunu tespit etmişlerdir. 15 günlük bekleme süresinin arıtma verimini arttırmadığını bildirmişlerdir.



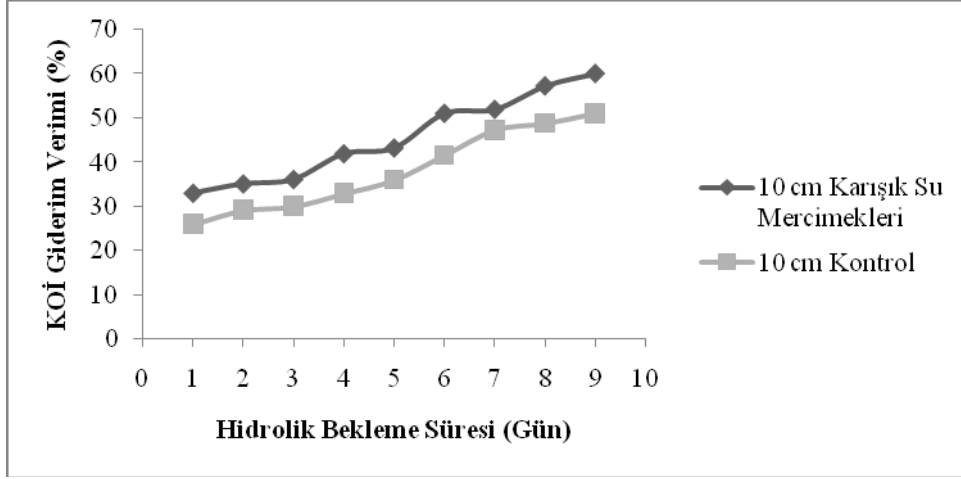
Şekil 6.33 *Lemna gibba* L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundan KOİ giderim verimleri



Şekil 6.34 *Lemna gibba* L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan KOİ giderim verimleri

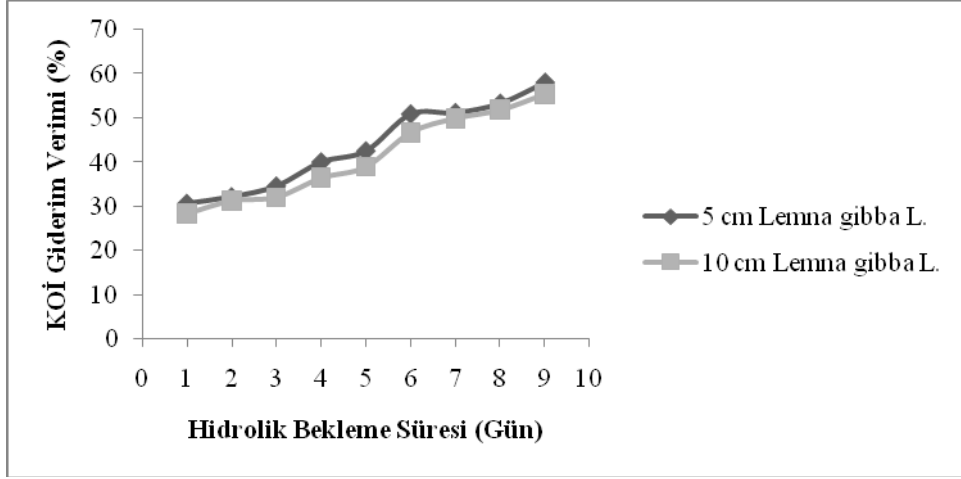


Şekil 6.35 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundan KOİ giderim verimleri

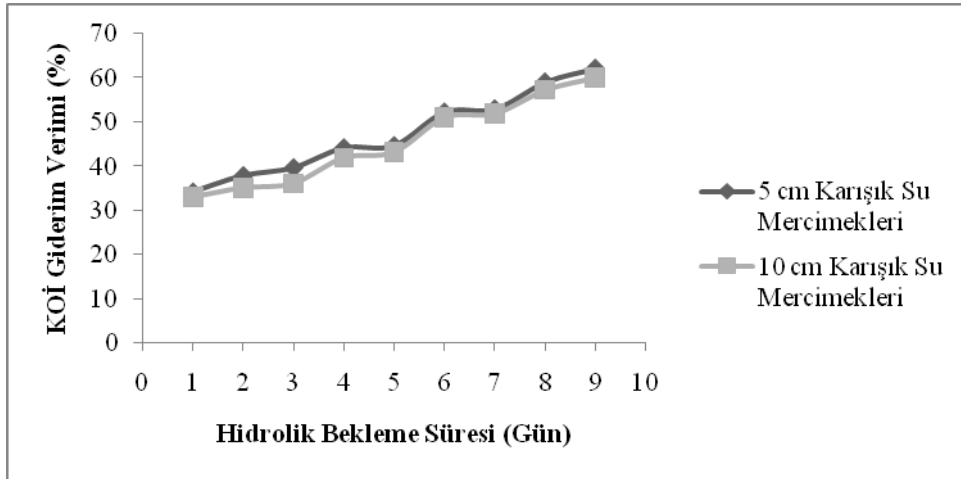


Şekil 6.36 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan KOİ giderim verimleri

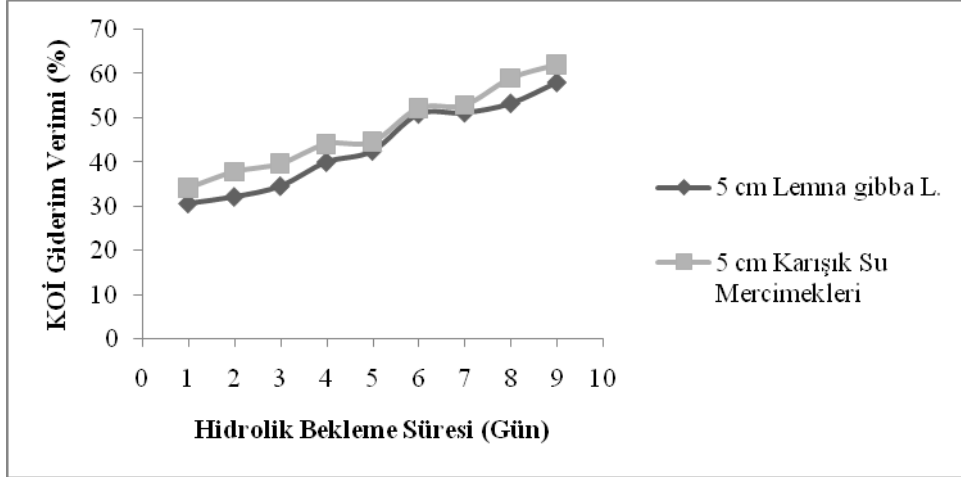
Lemna gibba L. ve karışık su mercimekleri kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundan KOİ giderim verimleri sırasıyla Şekil 6.37 ve 6.38’de verilmiştir. Farklı derinliklerin KOİ giderim verimlerini yaklaşık %3 oranında etkilediği görülmüştür. Farklı su mercimekleri (tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımı) kullanarak, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan KOİ giderim verimleri sırasıyla Şekil 6.39 ve 6.40’da verilmiştir. Karışık su mercimeklerinin, tek başına *Lemna gibba* L. kullanımından yaklaşık %5 daha etkili olduğu görülmektedir.



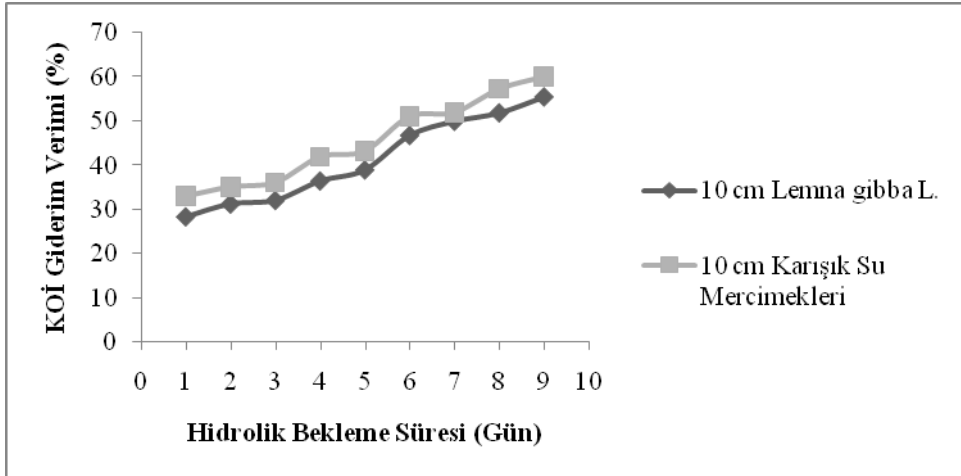
Şekil 6.37 *Lemna gibba* L. kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundan KOİ giderim verimleri



Şekil 6.38 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundan KOİ giderim verimleri



Şekil 6.39 Farklı su mercimekleri (tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımı) kullanarak, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundan KOİ giderim verimleri



Şekil 6.40 Farklı su mercimekleri (tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımı) kullanarak, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan KOİ giderim verimleri

Çalışmamızda en yüksek KOİ giderim veriminin (%62,2) 5 cm karışık su mercimekleri ile olduğu belirlenmiştir. Literatürde elde ettiğimiz KOİ verimlerinden düşük veya yakın değerler bildirilmiştir. Masbough vd. (2005)'nin çalışmasında KOİ giderim veriminin düşük (yıllara göre %25-34 ve %40-51 arası) olmasının sebebi,

sudaki kalıcı maddelerin (lignin ve tanin) bozundurulması için mikrobiyal toplulukların daha uzun zamana ihtiyaç duymasına bağlanmıştır. Optimum giderimi sağlamak için yaklaşık 1 haftalık hidrolik bekleme zamanı artırılmış (hidrolik yükleme hızı azaltılmış) veya kütle yüklemesi (girişin seyreltilmesi) azaltılmıştır. Bulc (2006)'ın çalışmasında, KOİ verimi %50 olarak bildirilmiştir. Nivala vd. (2007) çalışmalarında kullandıkları sızıntı suyunun yaşlı olması nedeniyle sızıntı suyundaki KOİ'nin belirgin bir kısmının kolaylıkla biyolojik olarak bozunabilir olmayan organikler içerdiğini bildirmişlerdir. Ayrıca havalandırma olmadan KOİ gideriminin az (mevsimlere göre; %0, %2, %13 ve %53) olduğunu ancak havalandırma yapılıncaya verimin arttığını (mevsimlere göre; %48, %60, %35 ve %44) ve kararlı hale geldiğini belirtmişlerdir. Chiemchaisri vd. (2009)'nin çalışmasında elde edilen düşük KOİ giderim verimleri (%42-58), stabilize sızıntı suyundaki güçlkle biyolojik olarak bozunabilir organiklere bağlanmıştır. Aynı şekilde, Yalcuk ve Uğurlu (2009)'nun çalışmasında KOİ giderim verimlerinin düşük olması (aylara göre ve deney düzeneğinin tipine göre %11-61 arası) biyolojik olarak bozunur olmayan organik bileşiklerin yüksek konsantrasyonuna bağlanmıştır. Ayrıca düşük organik yükleme hızının da buna yol açabileceği belirtilmiştir. 85 gün sonra girişteki KOİ konsantrasyonunun artışı daha yüksek KOİ giderimlerine yol açmıştır.

Çalışmamızda elde ettiğimiz sonuçların tersine, Sawaittayothin ve Polprasert (2007)'in yaptıkları çalışmada, yüzeyaltı akımlı yapay sulakalanda KOİ gideriminin kontroldekinden daha az olduğu bildirilmiştir.

6.6 pH İle İlgili Elde Edilen Veriler

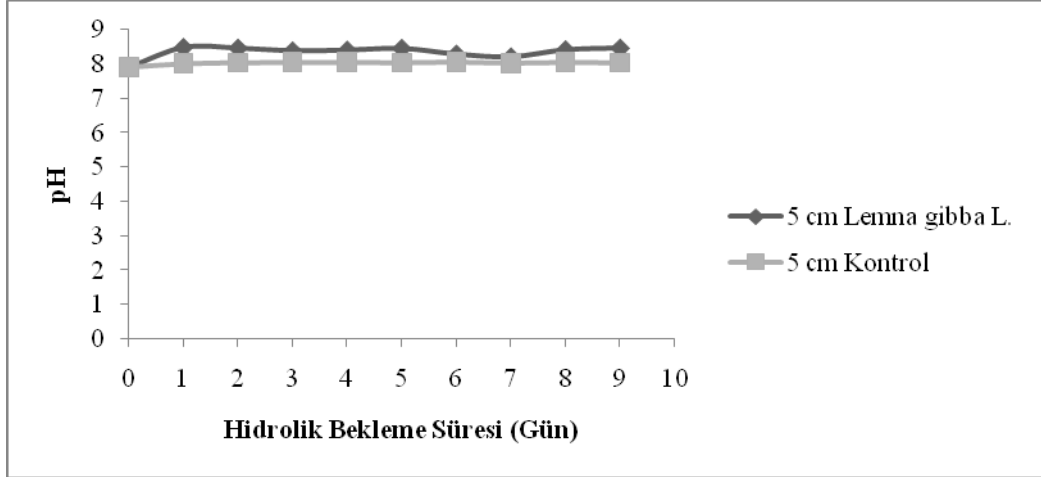
Çalışmamızda tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza* ve *Spirodela polyrrhiza*'lı karışık su mercimeklerinin pH'sı 7,91-8,50 aralığında olmuştur. Başlangıç pH değeri 7,91 olarak çalışılmış ve yapılan çalışma sonucunda 9 günlük hidrolik bekletme süresinde maksimum pH, 5 cm *Lemna gibba* L.'li reaktörde 8,50 olarak ölçülmüştür. Çizelge 6.6'da pH değerlerinin 1, 5 ve 9. günlerdeki değişimleri verilmiştir.

Çizelge 6.6 pH değişimlerinin giriş ve çıkış değerleri

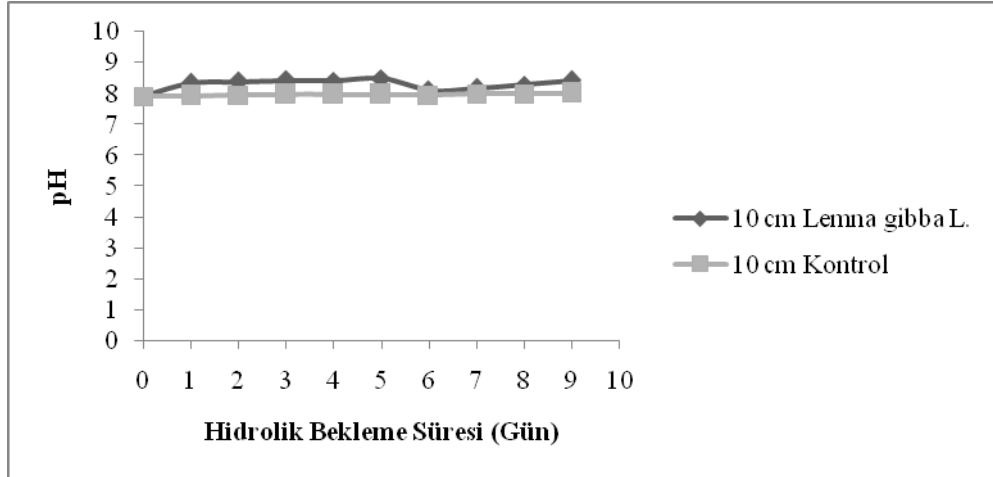
	1. Gün		5. Gün	9. Gün
	Giriş	Çıkış	Çıkış	Çıkış
5 cm <i>Lemna gibba</i> L.	7,91	8,50	8,47	8,48
5 cm Karışık Su Mercimekleri	7,91	8,21	8,31	8,46
5 cm Kontrol	7,91	8,01	8,04	8,04
10 cm <i>Lemna gibba</i> L.	7,91	8,34	8,49	8,42
10 cm Karışık Su Mercimekleri	7,91	7,88	8,30	8,49
10 cm Kontrol	7,91	7,94	7,97	8,01

Çizelge 6.6'ya göre 7,91 giriş pH değerleri 5 cm *Lemna gibba* L.'lide 1. gün sonunda 8,50; 5. gün sonunda 8,47 ve 9. gün sonunda 8,48 olarak ölçülmüştür. 5 cm Karışık su mercimeklide 1, 5 ve 9. günlerde çıkış pH değişimleri sırasıyla 8,21; 8,31 ve 8,46 olmuştur. 5 cm kontrollerde çıkış pH değişimleri 1, 5 ve 9. günlerde sırasıyla 8,01; 8,04 ve 8,04 olarak bulunmuştur. 10 cm *Lemna gibba* L.'lide 1. gün 8,34; 5. gün 8,49 ve 9. gün 8,42 aralıklarında değişmiştir. 10 cm Karışık su mercimeklide 1, 5 ve 9. günlerde çıkış pH değişimleri sırasıyla 7,88; 8,30 ve 8,49'a artmıştır. 10 cm kontrollerde çıkış pH değişimleri 1, 5 ve 9. günlerde sırasıyla 7,94; 7,97 ve 8,01 değerinde olmuştur. Deneysel çalışmalarda elde ettiğimiz pH değerlerinin artmasının nedeni bitkili sistemlerdeki su mercimeklerinin fotosentetik aktivitelerinden dolayı göstermiş oldukları tamponlama kapasitesinden kaynaklanabilir.

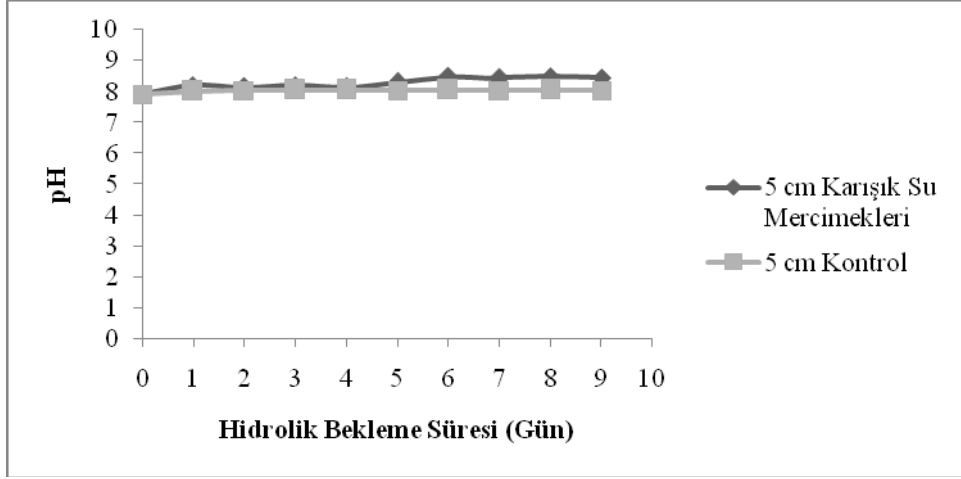
Lemna gibba L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki pH değişimi sırasıyla Şekil 6.41 ve 6.42'de verilmiştir. *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki pH değişimi sırasıyla Şekil 6.43 ve 6.44'de verilmiştir. Farklı hidrolik bekleme sürelerinin pH değerlerini çok fazla etkilemediği belirlenmiştir.



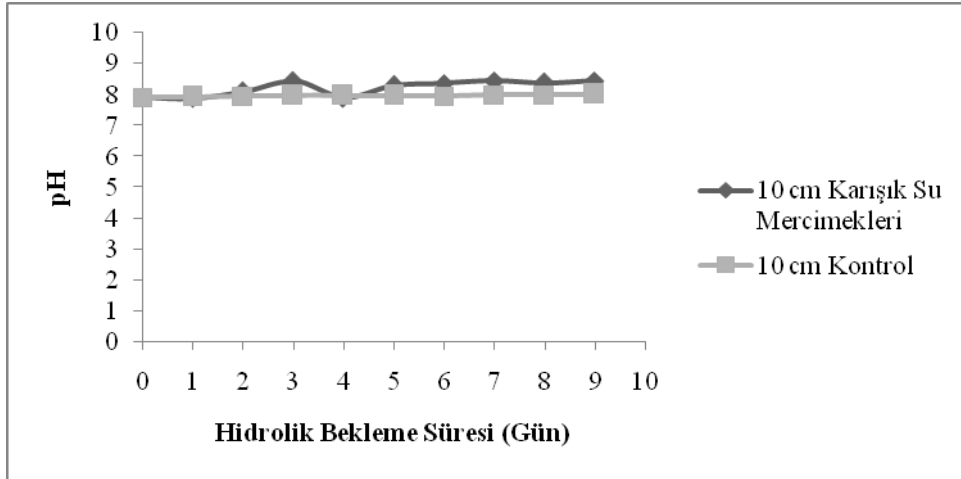
Şekil 6.41 *Lemna gibba* L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki pH değişimi



Şekil 6.42 *Lemna gibba* L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki pH değişimi

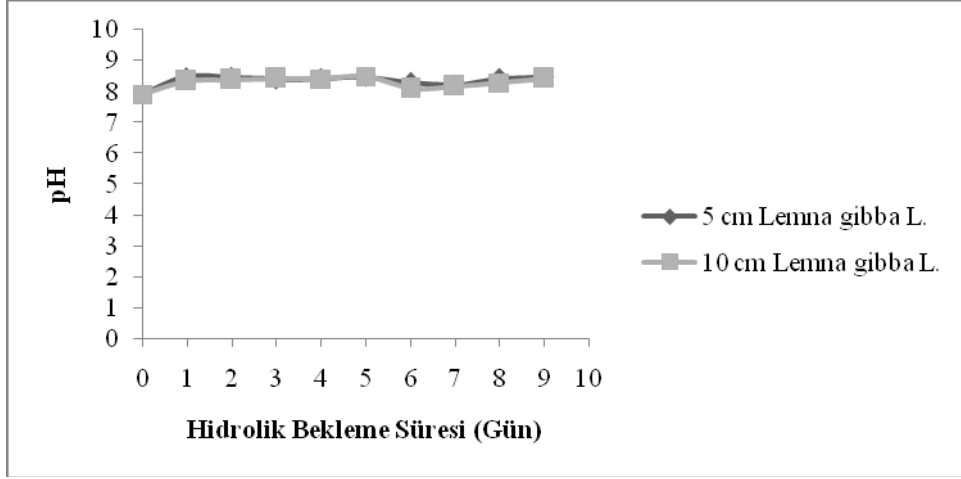


Şekil 6.43 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki pH değişimi

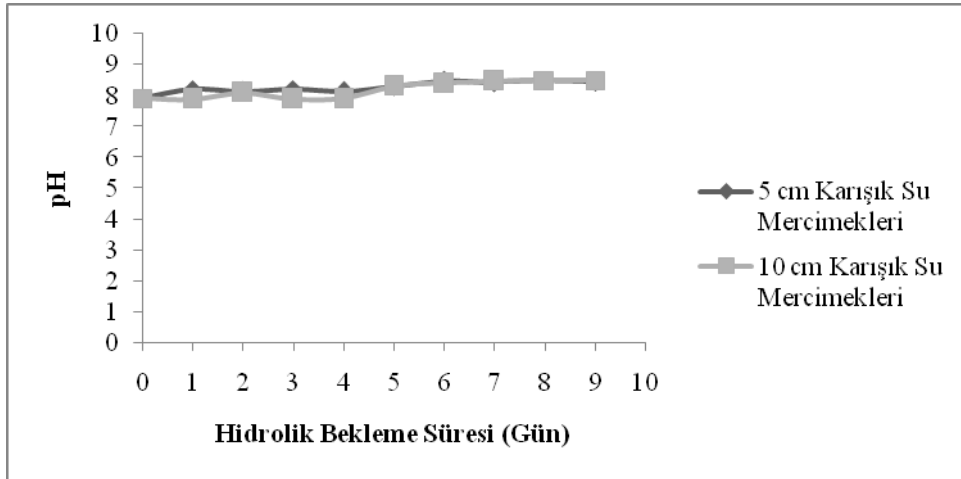


Şekil 6.44 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki pH değişimi

Lemna gibba L. kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki pH değişimi Şekil 6.45’de verilmiştir. Farklı su mercimekleri karışımı kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki pH değişimi Şekil 6.46’da verilmiştir. Farklı derinliklerin pH değişimi üzerinde fazla etkili olmadığı söylenebilir.

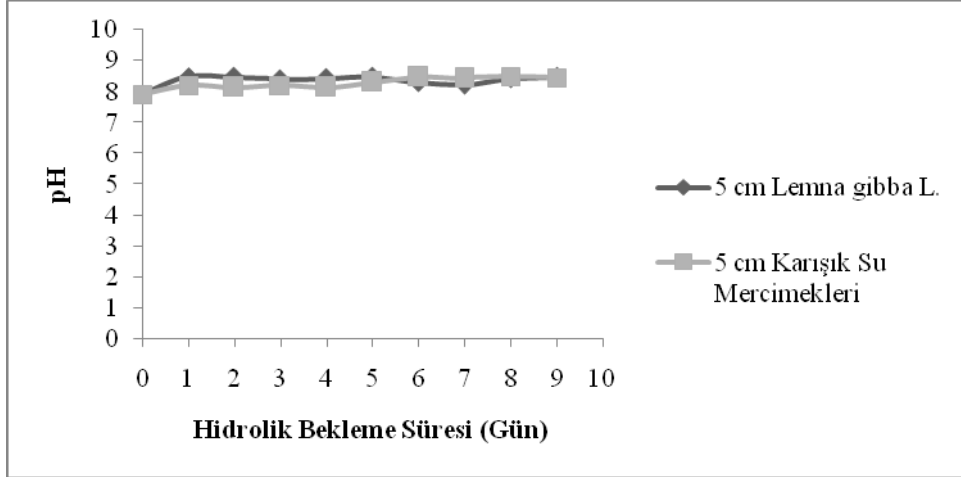


Şekil 6.45 *Lemna gibba* L. kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki pH değişimi

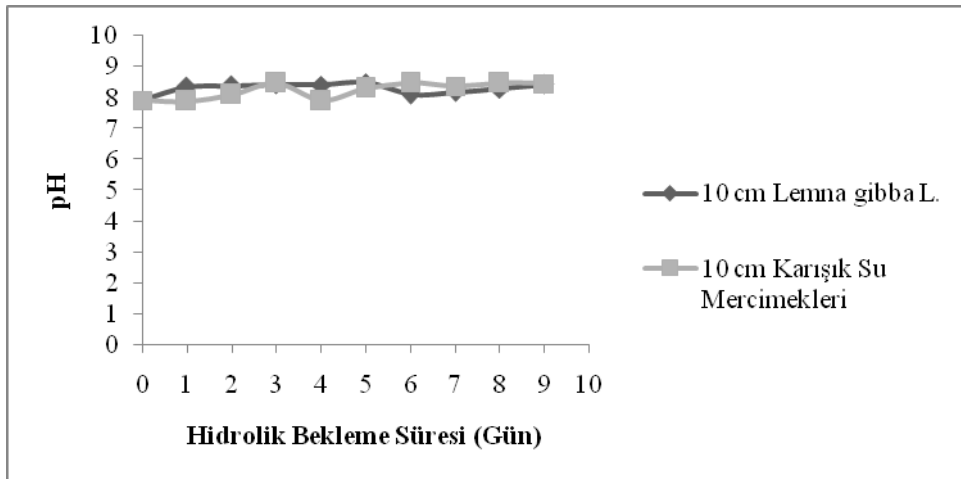


Şekil 6.46 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki pH değişimi

Farklı su mercimekleri (tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımı) kullanarak, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki pH değişimi sırasıyla Şekil 6.47 ve 6.48’de verilmiştir. Farklı su mercimekleri kullanımının pH değişimi üzerinde fazla etkili olmadığı görülmektedir.



Şekil 6.47 Farklı su mercimekleri (tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımı) kullanarak, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki pH değişimi



Şekil 6.48 Farklı su mercimekleri (tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımı) kullanarak, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki pH değişimi

Elde edilen veriler değerlendirildiğinde; çalışmamızda başlangıç pH değeri 7,91 olan sızıntı suyunun, pH değerlerinin yaklaşık 8,50 aralığındaki değerlere arttığı görülmüştür. Elde ettiğimiz bu sonuca benzer olarak, Krishna ve Polprasert (2008)'in çalışmasında, su mercimeğince karbondioksitin kullanımı, atıksuda karbonik asit

miktarını azaltarak pH'ı arttırmaya yardımcı olmuştur. Fotosentetik olarak aktif makrofitler, oksijen üretir ve sudan karbondioksiti uzaklaştırır. Böylece suyun pH değerini artırır (Woods, 1995; Masbough vd. 2005). Çalışmamızda bitkili sistemlerde pH değerlerinin kontroldekilerden yüksek olduğu belirlenmiştir. Bu durum, Masbough vd. (2005)'nin ve Martinez ve Cruz (2006)'un çalışmalarında da görülmüştür. Masbough vd. (2005)'nin çalışmasında bitkili sistemlerin kontrol sistemlerinden daha fazla pH değerini arttırdığı bildirilmiştir. Bu durum, bitkilerin fotosentetik aktivitesinin suyun pH değeri üzerindeki etkisinden dolayı, beklenen bir durumdur. Martinez ve Cruz (2006), deneysel ve kontrol sistemleri arasındaki pH farklılıklarının belirgin olduğunu bildirmişlerdir.

Körner vd. (2001), *Lemna gibba* kullanarak atıksuyun arıtılmasının yaklaşık 9,8 değerinden büyük pH sınırlarında imkansız hale gelebildiğini bildirmişlerdir. Çalışmamızda görülen pH değerlerinin bu değerin çok altında kaldığı belirlenmiştir.

Çalışmamızdaki pH değerlerinden oldukça düşük olarak, ancak çalışmamızdaki gibi artış göstererek, Masbough vd. (2005)'nin çalışmasında 2000 ve 2001 yıllarında sırasıyla 3,91 ve 4,33'den kontrolde 4,60 ve 4,77'ye, bitkilide 4,78 ve 4,89'a, nutrient eklemesi yapılan bitkilide 5,51 ve 5,10'a yükselmiştir.

Çalışmamızdakiyle benzer olarak, Bulc (2006)'un çalışmasında, pH değerlerinin nitrifikasyon için uygun olduğunu bildirmiştir. Nitrifikasyon, optimum 7,5-8,5 pH aralığında meydana gelmektedir (Platzer, 1996).

Çalışmamızda görülen pH değerlerinin aksine, Vermaat ve Hanif (1998), pH değerinin yüksek olan 9,6 değerine arttığını bildirmişlerdir. Bu durum alg ve perifitonun yüksek konsantrasyonlarının mevcut olmasına bağlamıştır. Yüksek pH değeri amonyak buharlaşmasını da artırır. Bu durumda su mercimeği havuzu bir alg havuzu ile benzer olarak işlev gösterir (El-Shafi vd., 2007).

6.7 Elektriksel İletkenlik İle İlgili Elde Edilen Veriler

Çalışmamızda tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza* ve *Spirodela polyrrhiza*'lı karışık su mercimeklerinin elektriksel iletkenlik değerleri 5,59- 9,46 mS/cm aralığında olmuştur. Başlangıç elektriksel iletkenlik değeri

5,59 olarak çalışılmış ve yapılan çalışma sonucunda 9 günlük hidrolik bekleme süresinde maksimum elektriksel iletkenlik değeri 10 cm Karışık su mercimekli reaktörde 9,46 mS/cm olarak ölçülmüştür. Çizelge 6.7’de elektriksel iletkenlik değerlerinin 1, 5 ve 9. günlerdeki değişimleri verilmiştir.

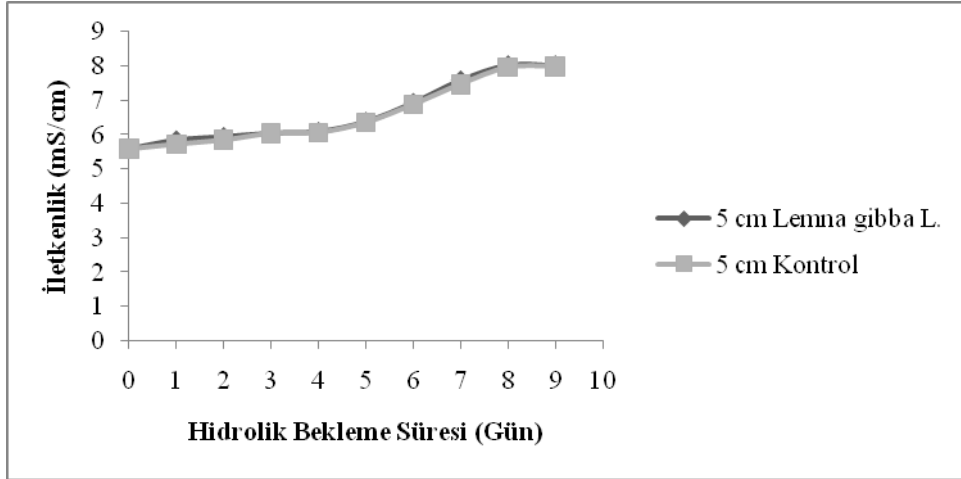
Çizelge 6.7 Elektriksel iletkenlik değişimlerinin giriş ve çıkış değerleri

	1. Gün		5. Gün	9.Gün
	Giriş (mS/cm)	Çıkış (mS/cm)	Çıkış (mS/cm)	Çıkış (mS/cm)
5 cm Lemna gibba L.	5,59	5,67	5,73	7,79
5 cm Karışık Su Mercimekleri	5,59	5,88	6,76	8,98
5 cm Kontrol	5,59	5,70	6,36	7,99
10 cm Lemna gibba L.	5,59	5,85	6,39	8,04
10 cm Karışık Su Mercimekleri	5,59	6,88	7,92	9,46
10 cm Kontrol	5,59	5,71	6,11	7,94

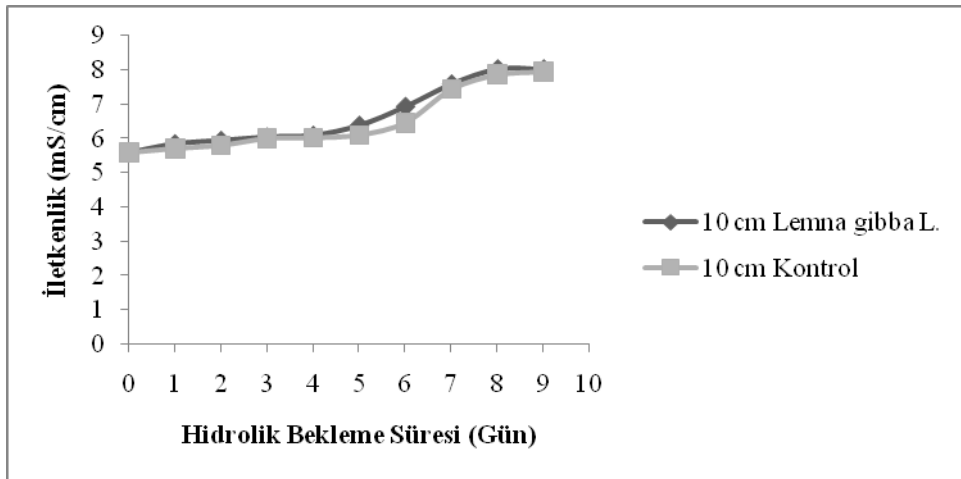
Çizelge 6.7’ye göre 5,59 mS/cm giriş elektriksel iletkenlik değerleri 5 cm *Lemna gibba* L.’lide 1. gün sonunda 5,67 mS/cm; 5. gün sonunda 5,73 mS/cm ve 9. gün sonunda 7,97 mS/cm olarak ölçülmüştür. 5 cm Karışık su mercimeklide 1, 5 ve 9. günlerde çıkış elektriksel iletkenlik değişimleri sırasıyla 5,88 mS/cm; 6,76 mS/cm ve 8,98 mS/cm olmuştur. 5 cm kontrollerde çıkış elektriksel iletkenlik değerleri 1, 5 ve 9. günlerde sırasıyla 5,70 mS/cm; 6,36 mS/cm ve 7,99 mS/cm olarak bulunmuştur. 10 cm *Lemna gibba* L.’lide 1. gün 5,85 mS/cm; 5. gün 6,39 mS/cm ve 9. gün 8,04 mS/cm’ye artmıştır. 10 cm Karışık su mercimeklide 1, 5 ve 9. günlerde çıkış elektriksel iletkenlik değerleri sırasıyla 6,88 mS/cm; 7,92 mS/cm ve 9,46 mS/cm değerlerine ulaşmıştır. 10 cm kontrollerde çıkış elektriksel iletkenlik değerleri 1, 5 ve 9. günlerde sırasıyla 5,71 mS/cm; 6,11 mS/cm ve 7,94 mS/cm olarak bulunmuştur.

Lemna gibba L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki iletkenlik değişimi sırasıyla Şekil 6.49 ve 6.50’de verilmiştir. *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki iletkenlik değişimi sırasıyla Şekil 6.51 ve 6.52’de verilmiştir. Hidrolik

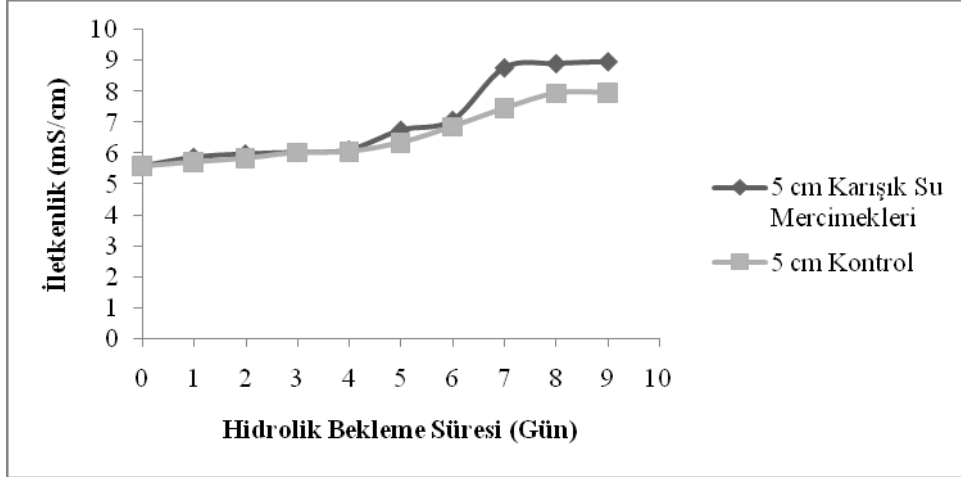
bekleme sürelerinin artışının iletkenlik değerlerini arttırdığı belirlenmiştir. Çalışmamızdakiyle benzer olarak, Schulz vd. (2003)'nin çalışmasında iletkenlik değerleri artmıştır. Schulz vd. (2003)'nin çalışmasında iletkenlik değerleri; 677 mikroS/cm'den 1,5 saatlik, 2,5 saatlik ve 7,5 saatlik hidrolik bekleme sürelerinde sırasıyla 683, 681 ve 681 mikroS/cm'ye artmıştır.



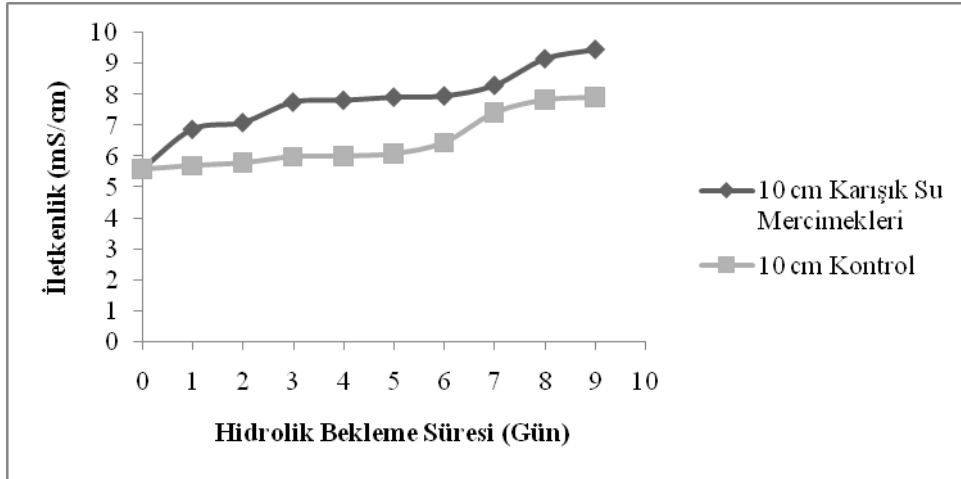
Şekil 6.49 *Lemna gibba* L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki iletkenlik değişimi



Şekil 6.50 *Lemna gibba* L. kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki iletkenlik değişimi



Şekil 6.51 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki iletkenlik değişimi

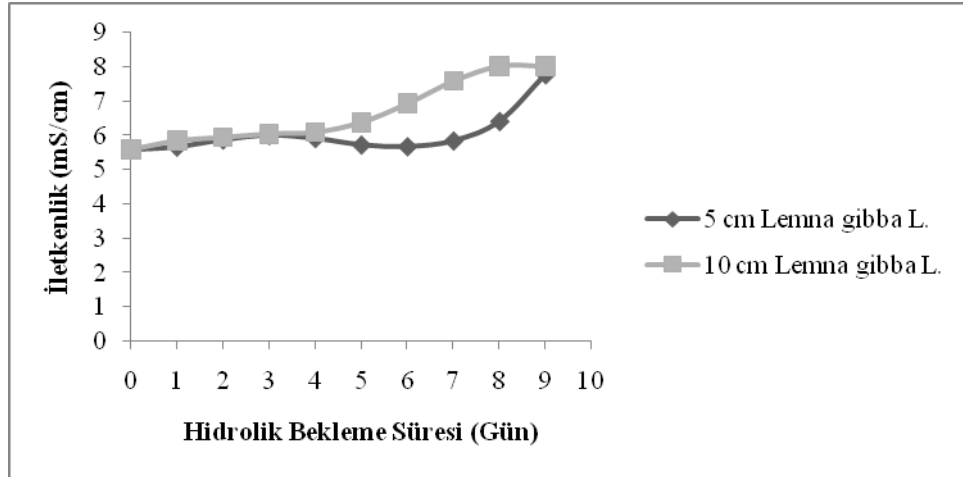


Şekil 6.52 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki iletkenlik değişimi

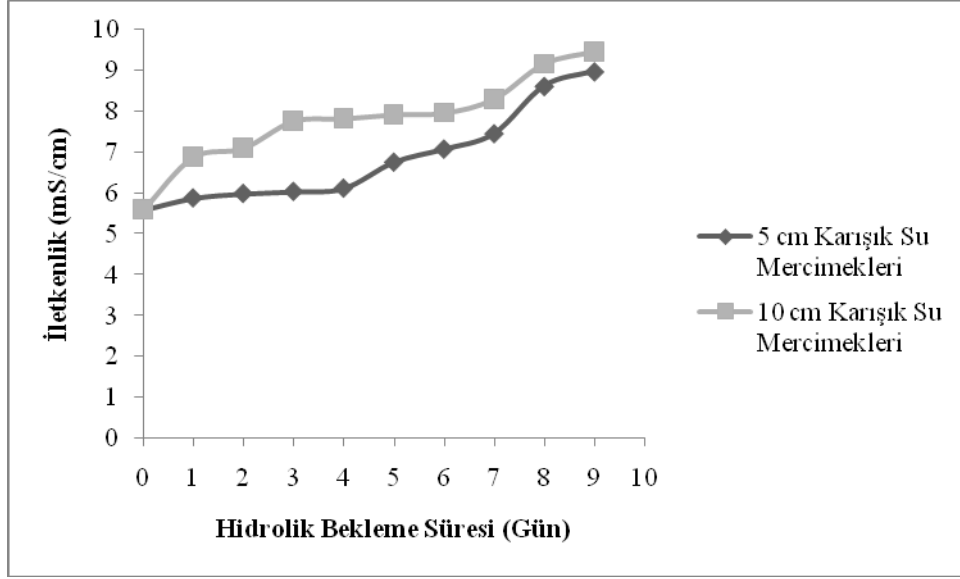
Lemna gibba L. kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki iletkenlik değişimi Şekil 6.53’de verilmiştir. Farklı su mercimekleri, karışımı kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki iletkenlik değişimi Şekil 6.54’de verilmiştir. Farklı derinliklerin genel olarak iletkenlik değerlerini etkilediği görülmektedir. 10 cm’lik

derinliğin 5 cm derinlikten daha yüksek iletkenlik değerlerine yol açtığı belirlenmiştir. Başlangıçta 5,59 mS/cm olan iletkenlik değeri 5 ve 10 cm *Lemna gibba* L. sistemlerinde sırasıyla 7,79 ve 8,04 mS/cm'ye; 5 ve 10 cm karışık su mercimekli sistemlerde sırasıyla 8,98 ve 9,46 mS/cm'ye arttığı görülmüştür.

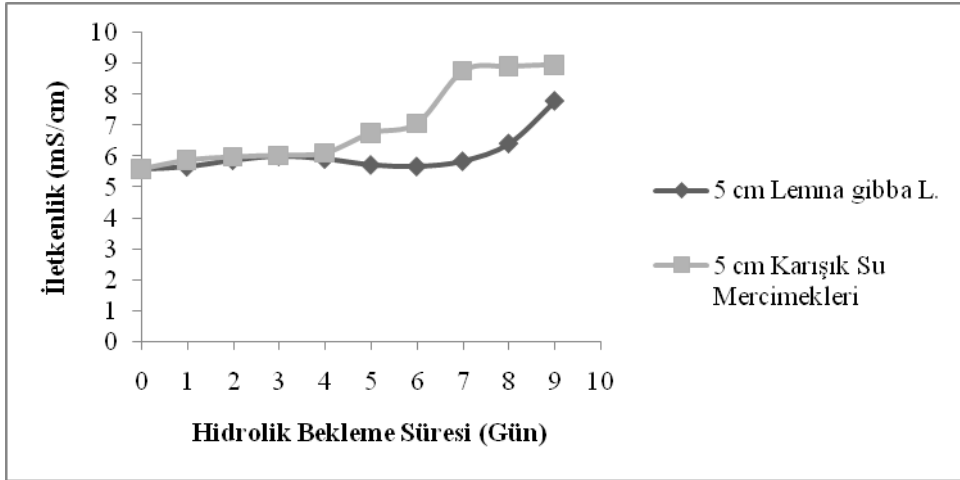
Farklı su mercimekleri (tek başına *Lemna gibba* L. ve *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımı) kullanarak, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki iletkenlik değişimi sırasıyla Şekil 6.55 ve 6.56'da verilmiştir. Farklı su mercimekleri kullanımının iletkenlik değerlerini etkilediği belirlenmiştir. Karışık su mercimeklerinin tek başına *Lemna gibba* L. kullanılan sistemden daha yüksek iletkenliklere neden olduğu görülmektedir.



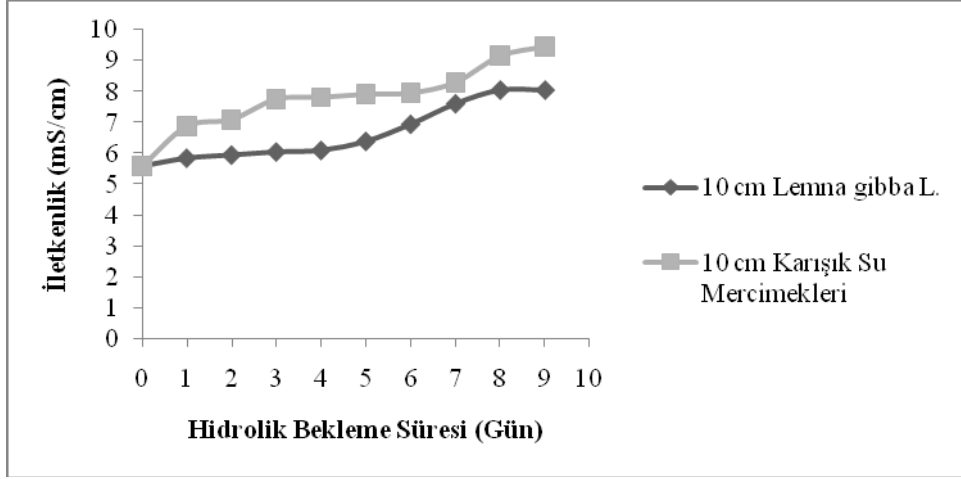
Şekil 6.53 *Lemna gibba* L. kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki iletkenlik değişimi



Şekil 6.54 *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza*, karışımı kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki iletkenlik değişimi



Şekil 6.55 Farklı su mercimekleri kullanarak, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki iletkenlik değişimi



Şekil 6.56 Farklı su mercimekleri kullanarak, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki iletkenlik değişimi

Çalışmamızdakine benzer olarak, Yalcuk ve Uğurlu (2009)'nun çalışmasında çıkış elektriksel iletkenlik değerleri giriştekenden yüksek olmuştur.

Çalışmamızdaki iletkenlik değerlerinin artışının aksine, Masbough vd. (2005)'in çalışmasında iletkenlik değerleri 2000 ve 2001 yıllarında sırasıyla 582 ve 692 mikroS/cm'den kontrollerde 415 ve 593'e, bitkilide 466 ve 605'e, nutrient eklemeli bitkililerde 425 ve 597 mikroS/cm'ye değişmiştir.

7. ÖNERİLER

Bu çalışmada kullanılan *Lemna gibba* L. ve karışık su mercimeklerinin (*Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımı) Sivas belediyesi katı atık vahşi depolama sahası sızıntı suyu havuzundaki nutrientleri giderebileceği ve nitrifikasyonun sağlanabileceği tespit edilmiştir.

En yüksek $\text{NH}_4^+\text{-N}$, O-PO_4^{-3} ve KOİ giderimlerinin bitkili sistemlerde sırasıyla %75,3, %44,6 ve %62,2 olduğu belirlenmiştir. Bitkili sistemlerde $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ konsantrasyonları çıkışlarda artarak nitrifikasyon olayının gerçekleştiğinin göstergesi olmuştur.

Nitrifikasyon meydana geldiği için sistemde biriken nitrat daha sonra anoksik şartlar altında olan bir reaktöre verilerek denitrifikasyon sağlanabilir. Böylece ortamda biriken nitrat denitrifikasyonla giderilebilir.

Bitkili sistemlerin kontrollerden her zaman daha yüksek giderim verimleri sağladığı görülerek bitki kullanımının sızıntı suyu arıtımı için uygun olduğu belirlenmiştir.

Yapılan çalışma sonucunda, birden fazla tipte bitki kullanımının arıtma veriminde artış sağladığı tespit edilmiştir. Bu nedenle yapay sulakalanlarda serbest yüzeyli kesikli sistemlerde karışık bitki kullanımı önerilebilir.

Yapay sulakalan sistemleri atıksu arıtma sistemleri ile karşılaştırıldığında enerji ihtiyacının düşük olması, ucuz ve işletiminin kolay olması nedeniyle tercih edilebilir.

Çalışmamızda kullanılan su mercimeklerinin seçilme nedenleri; oldukça hızlı büyümeleri, ülkemizde kolay bulunmaları, ekonomik olmaları, yüksek arıtım potansiyellerinin bulunması, akümülyasyon kapasitelerinin yüksek olması, olumsuz koşullara dayanıklı olmaları, hasatlandıktan sonra hayvan yemi ve toprak iyileştiricileri olarak kullanılabilme leridir.

Çalışmamızda kullandığımız bitkilerin hasatlandıktan sonra gerekli işlemler yapılarak biyoyakıt olarak kullanılabilme imkanları araştırılabilir.

Gelecekteki çalışmalarda farklı tip sızıntı suları için çalışmamızda kullanılan bitki tiplerinin seçimiyle arıtma verimlerinin incelenmesi, farklı tipte bitkilerin seçimi ile çalışmamızda kullandığımız sızıntı suyunun arıtımının çalışılması, bir bitki tipinin arıtımından çıkan suyun başka bitkili sisteme verilerek arıtımının incelenmesi önerilebilir.

KAYNAKLAR

- Aalbers, H. and Krückberg, G. (1988). Combined Biological and Physical/Chemical Treatment of Sanitary Landfill Leachate. In ISWA 88, 5th International Solid Wastes Conference, Proc., Vol. 1, Academic Pres, London, pp. 123-31.
- Aalbers, H. (1999). Resource Recovery from Faecal Sludge Using Constructed Wetlands, A Survey of the Litrerature, UWEP Working Document, The Netherlands.
- Akça, L. (2005). Atıksu Arıtımında Doğal Sistemler, Seminer notları, Elazığ.
- Alaerts, G.J., Mahbubar Rahman, M. and Kelderman, P. (1996). Performance analysis of a full-scale duckweed covered lagoon, Water Res., Vol. 30, 843-852.
- Al-Nozaily, F., Alaerts, G. and Veenstra, S. (2000). Performance of duckweed -covered sewage lagoons-II. Nitrogen and phosphorus balance and plant productivity, Water Research, Vol. 34, 2734-2741.
- Andreottola, G., Cannas, P. and Cossu, R. (1989). Overwiev on biological treatment of leachate. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Technical note, No. 1.
- Anonim. (2010). Atıksu Arıtma Tesisi Teknik Usuller Tebliği (27527 sayı) , TC Resmi Gazete, 20 Mart.
- Arias, C.A. and Brix, H. (2005). Phosphorous removal in constructed wetlands: Can suitable alternative media be identified?, Water Science and Technology, Vol. 51, 267-273.
- ASTM. (2004). Standard Guide for Conducting Static Toxicity Test with *Lemna gibba* G3.E 1415-91(Reapproved, 2004), West Conshohocken , PA, USA: ASTM International.
- AWWA, APHA and WPCF. (1989). Standard Metots for the Examination of Water and Wastewater. Washington.
- Barlaz, M.A. (1996). Microbiology of Solid Waste Landfills. In: Palmisano, A.C. and Barlaz, M.A. Microbiology of Solid Waste, Florida, CRC Press.
- Bastviken, S.K., Eriksson, P.G., Premrov, P. and Tonderski, K. (2005). Potential denitrification in wetland sediments with different plant species detritus, Ecological Engineering, Vol. 25, 183-190.
- Bavor, H.J., Roser, D.J. and Adcock, P.W. (1998). Challenges for the development of the advanced constructed wetland technology, Water Sci. Technol., Vol. 22, 13-20.
- Bloor, M.C. and Banks, C.J. (2005). Acute and sub-lethal toxicity of landfill leachate towards two macro-invertebrates, Proc.Saf. and Env. Pro., Vol. 83, 185-190.
- Boothe, D.D.H., Smith, M.C., Gattie, D.K. and Das, K.C. (2001). Characterization of microbial populations in landfil leachate and bulk samples during aerobic bioreduction, Advances in Environmental Research, Vol. 5, 285-294.
- campbellBrix, H. and Schierup, H.H. (1989). The use of aquatic macrofits in water pollution control, Ambio, Vol. 18, 101-107.
- Brix, H. (1993). Wastewater Treatment in Constructed Wetlands. System Design, Removal Processes, and Treatment Performance. In: Moshiri, G.A. (Ed)., Constructed Wetlands for Water Quality Improvement, Lewis, 9-22.
- Brodie, G.A., Hammer, D.A. and Tomljanovich, D.A. (1989). Treatment of Acid Drainage with Constructed Wetland at Tennessee Valley Authority 950 Coal

- Mine. In: Hammer, D.A. Jr. (Ed), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, Lewis Publishers, Chelsea, MI, 211-219.
- Brodrick, S.J., Cullen, P. and Maher, W. (1988). Denitrification in a natural wetland receiving secondary treated effluent, *Water Res.*, Vol. 22, 431-439.
- Bulc, T., Vrhovsek, D. and Kukanja, V. (1997). The use of constructed wetland for landfill leachate treatment, *Water Sci. Technol.*, Vol. 35, 301-306.
- Bulc, G.T. (2006). Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment, *Ecological Engineering*, Vol. 26, 365-374.
- Carley, B.N. and Mavinic, D.S. (1991). The effects of external carbon loading on nitrification and denitrification of a high-ammonia landfill leachate, *Res. J. Water Pollut. Control Fed.*, Vol. 63, 51-58.
- Christensen, J.B., Jensen, D.L., Gron, C., Filip, Z. and Christensen, T.H. (1997). Characterization of the dissolved organic carbon in leachate-polluted groundwater, *Water Research*, Vol. 32, 125-135.
- Chiemchaisri, C., Chiemchaisri, J.J., Threedeach, S. and Wicranarachchi, P.N. (2009). Leachate treatment and greenhouse gas emission in subsurface horizontal flow constructed wetland, *Bioresource Technology*, Vol. 100, 3808-3814.
- Cossu, R., Serra, R. and Muntoni, A. (1995). Physicochemical treatment of leachate. *Solid Waste Management and Research Network Training Course on Integrated Approach to Sanitary Landfilling*, Istanbul.
- Cossu, R., Haarstad, K., Lavagnolo, M .C. and 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, *Ecological Engineering*, Vol. 16, 459-470.
- Connolly, R., Zhao, Y., Sun, G. and Allen, A. (2003). Removal of ammoniacal-nitrogen from an artificial landfill leachate in downflow reed beds, *Process Biochem.*, Vol. 39, 1971-1976.
- Cooper, P., Smith, M. and Maynard, H. (1997). The design and performance of a nitrifying vertical-low reed bed treatment system. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 35, 215-221.
- Crawford, J.F. and Smith, P.G. (1985). *Landfill Technology*, Butterworths, London, 84-85.
- Cronk, J.K. and Fennessy, M.S. (2001). *Wetland Plants: Biology and Ecology*, Lewis Publishers, USA.
- Czerpark, R. and Piotrowska, A. (2005). *Wolffia arrhiza*- The smallest plant with the highest adaptation ability and applications, *Kosmos*, Vol. 54, 267-268.
- Dalu, J.M. and Ndamba, J. (2003). Duckweed based wastewater stabilization ponds for waste water treatment (a low cost technology for small urban areas in Zimbabwe), *Physics and Chemistry of the Earth*, Vol. 28, 1147-1160.
- D'Angelo, E.M. and Reddy, K.R. (1994). Diagenesis of organic matter in a wetland receiving hypereutrophic lake water: Role of inorganic electron acceptors in nutrient release, *J. Environ. Qual.*, Vol. 23, 937-943.
- Das, S.K. (1998). Ammonia Toxicity of *Lemna gibba*. Adapted to and Grown in Settled Domestic Wastewater. MSc. Thesis, IHE, Delft.
- Davido, R.L. and Conway, T.E. (1989). Nitrification and Denitrification at the Iselin Marsh/Pond/Meadow Facility. In: Hammer, D.A. Jr. (Ed), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, Lewis Publishers, Chelsea, MI, 477-483.
- De Busk, W.F. and Reedy, K.R. (1987). *Wastewater Treatment Using Floating Aquatic Macrofits: Contaminant Removal Processes and Management Strategies*, In:

- Reddy, K.R. and Smith, W.H. (Ed), Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery, Magnolia Publishing, 27-48.
- Denny, P. (1997). Implementation of constructed wetlands in developing countries, Water Science and Technology, Vol. 35, 27-34.
- Doodens, G. and Theilen, U. (1989). Comparison of Leachate Treatment Concepts Fulfilling the Stringent Requirements in the FRG. In Sardinia 89-2nd International Landfill Symposium, Porto Conte, Proc., vol.2, CIPA, Milan, Italy.
- Dölgen, D. (1996). Sızıntı Suyu Arıtma Yöntemleri, Katı Atık ve Çevre, 23, 15-24.
- Dölgen, D. (1998). Sızıntı Suyu Kalite Kestirimi, Katı Atık ve Çevre, 31, 12-18.
- DuBowry, P.L. and Reaves, R.P. (1994). Constructed Wetlands for Animal Waste Management. In: Proceedings of a Workshop, 4-6 April, Purdue University, West Lafayette IN.
- EEA. (2005). EEA Multilingual Environmental Glossary: Landfill Leachate.
- Ehrig, H. K. (1989). Leachate Quality, In: Christensen, T. H., Cossu, R. and Stegmann, R. Sanitary Landfilling. San Diego, Academic Press Inc., 285-297.
- El-Fadel, M., Findikakis, A.N. and Leckie, J.O. (1997). Environmental impacts of solid waste landfilling, Journal of Environmental Management, Vol. 50, 1-25.
- El-Gendy, A.S., Biswas, N. and Bewtra, J.K. (2004). Growth of water hyacinth in municipal landfill leachate with different pH. Environmental Tech., Vol. 8, 833-840.
- El-Gendy, A.S., Biswas, N. and Bewtra, J.K. (2005). A floating aquatic system employing water hyacinth for municipal landfill leachate treatment: effect of leached characteristics on the plant growth, Journal of Env. Eng. Sci., Vol. 14, 227-240.
- El-Kheir, W.A., İsmail, G., El-Nour, F.A., Tawfik, T. and Hammad, D. (2007). Assessment of the efficiency of duckweed (*Lemna gibba*) in wastewater treatment, International Journal of Agriculture and Biology, Vol. 9, 681-687.
- El-Shafai, S.A., El-Gohary, F.A., Nasr, F.A., Van der Steen, N.P. and Gijzen, H.J. (2007). Nutrient recovery from domestic wastewater using a UASB-duckweed pond system, Bioresource Technology, Vol. 98, 798-807.
- Eng, L.P. (2002). Constructed Wetlands: Mechanisms of Treatment Processes and Design Models. In: Mansor, M., Eng, L.P. and Shutes, R.B.E. (Ed), Constructed Wetlands: Design, Management and Education, Universiti Sains Malaysia Publisher, Malaysia.
- EPA. (1988). Design Manual for Constructed Wetland and Floating Aquatic Plants Systems for Municipal Wastewater Treatment, EPA625/1-88-022, Cincinnati, OH.
- EPA. (1993). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Wild Life Habitat: 17 Case Studies, EPA832-R-93-005.
- EPA. (2000). Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters., EPA/625/R-99-010.
- Faulwetter, J.L., Gagnon, V., Sundberg, C., Chazarenc, F., Burr, M.D., Brisson, J., Camper, A.K. and Stein, O.R. (2009). Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review, Ecological Engineering, Vol. 35, 987-1004.
- Fenske, C., Daeschlin, G., Gundher, B., Knauer, A. and Rudolph, P. (2006). Comparison of different biological methods for the assessment of ecotoxicological risks, Int. J. Hyg. Environ. Health, Vol. 209, 275-284.

- Ferdoushi, Z., Haque, F., Khan, S. and Haque, M. (2008). The effects of two aquatic floating macrofits (*Lemna* and *Azolla*) as biofilters of nitrogen and phosphate in fish ponds, Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, Vol. 8, 253-258.
- FR. (2005). Sivas İli 2005 Yılı Faaliyet Raporu.
- FR. (2009). Sivas İli 2009 Yılı Faaliyet Raporu.
- Fraser, L.H., Carti, S.M. and Steer, D. (2004). A test of four plant species to reduce total nitrogen and total phosphorus from soil leachate in subsurface wetland microcosms, Bioresour. Technology, Vol. 2, 185-192.
- Galbrand, C. C. (2003). Naturalized Treatment Wetlands for Contaminant Removal: A Case Study of the Burnside Engineered Wetland for Treatment of Landfill Leachate, Master Thesis, Dalhousie University.
- Gersberg, R.M., Elkins, B.V. and Goldman, C.R. (1985). Wastewater treatment by artificial wetlands, Water Sci. Technol. Vol. 17, 443-450.
- Gijzen, H. J. (2002). Anaerobic digestion for sustainable development: a natural approach, Wat. Sci. Tech., Vol. 45, 321-328.
- Gschlößl, T., Steinmann, C., Schleypen, P. and Melzer, A. (1998). Constructed wetlands for effluent polishing of lagoons, Wat. Res., Vol. 32, 2639-2645.
- Hammer, D.A. and Bastian, R.X. (1989). Wetlands Ecosystems: Natural Water Purifiers, In: Hammer, D.A. (Ed.), Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Chelsea, Lewis, 5-19.
- Hoppe, H.G., Kim, S.J. and Gocke, K. (1988). Microbial decomposition in aquatic environments: combined processes of extra cellular activity and substrate uptake. Appl. Environ. Microbiol., Vol. 54, 784-790.
- Hosomi, M., Murakami, A. and Sudo, R. (1994). A four- year mass balance for a natural wetland system receiving domestic wastewater. Water Sci. Technol., Vol. 30, 235-244.
- Howard, E.A., Emerick, L.C. and Wildeman, T.R. (1989). Design and Construction of a Research Site for Passive Mine Drainage Treatment in Idaho Springs, Colorado. In: Hammer, D.A. Jr. (Ed), Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, Lewis Publishers, Chelsea, MI, 761-764.
- Huett, D.O, Morris, S.G., Smith, G. and Hunt, N. (2005). Nitrogen and phosphorus removal from plant nursery runoff in vegetated and unvegetated subsurface flow wetlands, Water Research, Vol. 39, 3259-3272.
- Hui, T.S. (2005). Leachate Treatment By Floating Plants In Constructed Wetland, Master Thesis, Universiti Teknologi Malaysia. 83p.
- Johnson, K.D., Martin, C.D., Moshiri, G.A. and McCrory, W.C. (1999). Performance of a Constructed Wetlands Leachate Treatment System at the Chonchula Landfill, Mobile County, Alabama, In: Mulamootil, G., McBean, E.A. and Rovers, F. (Ed), Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates, Lewis Publisher, USA.
- Kadlec, R.H. and Zmarthie, L.A. (2010). Wetland treatment of leachate from a closed landfill, Ecological Engineering, Vol. 36, 946-957.
- Kang, K.H., Shin, H.S. and Park, H. (2002). Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications, Water Research, Vol. 36, 4023-4032.
- Kivaisi, A.K. (2001). The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review, Ecological Engineering, Vol. 16, 545-560.

- Kleinmann, R.L.P. and Girts, M.A. (1987). Acid Mine Water Treatment: An Overview of an Emergent Technology. In: Reddy, K.R. and Smith, W.H. (Ed), Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery, Magnolia, Orlando, 255-261.
- Klikowska, D. and Klimiuk, E. (2008). The effect of landfill age on municipal leachate composition, *Bioresource Technology*, Vol. 94, 5981-5985.
- Korkusuz, E.A., Beklioglu, M. and Demirer, G.N. (2005). Comparison of the treatment performances of blast furnace slag-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for domestic wastewater treatment in Turkey, *Ecological Engineering*, Vol. 24, 187-200.
- Körner, S., Lyatuu, G.B. and Vermaat, J.E. (1998). The influence of *Lemna gibba* L. on the degradation of organic material in duckweed-covered domestic wastewater, *Wat. Res.* Vol. 32, 3092-3098.
- Körner, S., Das, S.K., Veenstra, S. and Vermatt, J.E. (2001). The effect of pH variation at the ammonium / ammonia equilibrium in wastewater and its toxicity to *Lemna gibba*, *Aquatic Botany*, Vol. 71, 71-78.
- Krishna, K.C.B. and Polprasert, C. (2008). An integrated kinetic model for organic and nutrient removal by duckweed-based wastewater treatment (DUBWAT) system, *Ecological Engineering*, Vol. 34, 243-250.
- Krishnan, V.G. (2002). Kajian Peyerapan Logan- Logan Berat oleh Dua Spesies Tumbuhan Separuh Tenggelam Dalam Tanah Bencah Buatan Jenis Sub-Permukaan Bagi Olahan Air Larut Lesap. Master Thesis, Universiti Teknologi Malaysia.
- Landolt, E. (1986). The family of Lemnaceae- a monographic study, Vol. 1, 566p. Veröffentlichungen des geobotanischen Institutes der ETH Zuerich, Stiftung Ruebel, 71.
- Landolt, E. and Kandeler, R. (1987). The family of Lemnaceae- a monographic study. Verö. entlichugen des Geobotanisches institutes der Edg. Tech. Hochschule, Stiftung Ruebel, Zuerich, p638.
- Lavrova, S. and Koumanova, B. (2010). Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate, *Bioresorce Technology*, Vol. 101, 1756-1761.
- Lee, Y.F. (2004). Rainfall Effects to the Performance of Subsurface Flow Constructed Wetland in Leachate Treatment, Master Thesis, Universiti Teknologi, Malaysia.
- Lemnatest. (2000). Duckweed growth inhibition test. Determination of the nonpoisonous effect of water constituents and wastewater to duckweed (*Lemna minor* L., *Lemna gibba*). Würselen, Germany, Lemna Norm E. Oberabilted, 200p.
- Lester, J.N. and Birkett, J.W. (1999). Microbiology and Chemistry for Environmental Scientists and Engineers, Second Edition, Spon Press, 276-277.
- Lin, Y-F., Jing, S.R., Lee, D.Y, Chang Y.F, Chen, Y.M and Shih,K.C. (2005), Performance of a conctructed wetland treating intensive shrimp aquaculture waste water under high hydrolic loading rate, *Enviromental Pollution*, Vol. 134, 411-421
- Ling, C.A. (2006). Nutrient Removal from Leachate Using Horizontal Subsurface Constructed Wetlands, Master Thesis, Universiti Teknologi Malaysia.
- Lu, J. C. S., Eichenberger, B. and Stearns, R. J. (1985). Leachate from Municipal Landfills: Prduction and Management. US: Noyes Publications.
- Mader, J.C. (2004). Differential in vitro development of in florescences in long and short day *Lemna* spp.:involvement of ethylene and polyamines, *J. Plant Physiol.*, Vol. 161, 653-663.
- Madigan, M.T., Martinko, L.M. and Parker, J. (1997). Brock Biology of Microorganisms, 8.th ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, p986.

- Maehlum, T. (1999). Wetlands for Treatment of Landfill Leachates in Cold Climates, In: Mulamootil, G., McBean, E.A. and Rovers, F. (Ed), Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates, Lewis Publisher, USA.
- Majernevman, J., Clausen, J.C. and Neafsey, J.A. (1999). Seasonal performance of a wetland constructed to process dairy milk house wastewater in Connecticut, *Ecol. Eng.*, Vol. 14, 181.
- Martin, C.D. and Moshiri, G.A. (1994). Nutrient reduction in an in-series constructed wetland system treating landfill leachate, *Water Science Technology*, Vol. 29, 267-272.
- Martin, C.D. and Johnson K.D. (1995). The use of extended aeration and in-series surface flow wetlands for landfill leachate treatment, *Wat. Sci. Tec.*, Vol. 12, 119-128.
- Martinez Cruz, P., Hernandez Martinez, A., Soto Castor, R., Esquivel Herrera, A. and Rangel Levauro, J. (2006). Use of constructed wetlands for the treatment of water from an experimental channel at Xochimilco, Mexico, *Hidrobiologica*, Vol. 16-211-219.
- Masbough, A., Frankowski, K., Hall, K.J. and Duff, S.J.B. (2005). The Effectiveness of Constructed Wetland for Treatment of Woodwaste Leachate, *Ecological Engineering*, Vol. 25, 552-566.
- Mathewson, C.C. and Mathewson, H.A. (1998). Designing a Wetland for a Wastewater Treatment-A Truly Interdisciplinary Effort., *International Association for Engineering Geology and the Environment, International Congress*, Vol. 5, No.8, Vancouver.
- McBean, E. and Rovers, F. (1999). Landfill Leachate Characteristics as Inputs for the Design of Wetlands Used as Treatment Systems. In: Mulamootil, G., McBean, E. and Rovers, F. *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates*, Florida, Lewis Publishers.
- Miranda, G., Quiroz, A. and Salazar, M. (2000). Cadmium and lead removal from water by the duckweed. *Lemna gibba* L. (Lemnaceae), *Hidrobiologica*, Vol. 10, 7-12.
- Mkandawire, M. and Dudel, E.G. (2005). Assignment of *Lemna gibba* L. (duckweed) bioassay for *in situ* ecotoxicity assessment, *Aquat. Ecol.*, Vol. 39, 151-165.
- Morales, N., Arevalo, K., Ortega, J., Briceno, B., Anderade, C. and Morales, E. (2006). pH and nitrogen source as modulators of growth macrofit *Lemna* sp., *Rev. Fac. Agron. (LUZ)*, 65-77.
- Muna Mohamed. (2003). Pengulahan Air Larut Lesap Melalui Tanah Bencah Bu Atan Aliran Subpermukaan Dengan Skirpus Globulosus dan *Ericaulon sexangulare* bagi Penyigkiran Logan Berat. Master Thesis, Universiti Teknologi Malaysia.
- Muslu, Y., (1985). Su Temini ve Çevre Sağlığı, İstanbul Teknik Üniversitesi Kütüphanesi, Cilt III., 790s.
- Nelson, S.G., Smith, B. and Best, B.R. (1981). Kinetics of nitrate and ammonia uptake by the tropical fresh water macrofit *Pista stratiotes* L., *Aquaculture*, Vol. 24, 11-19.
- Nichols, D.S. (1983). Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater, *J. Water Pollut. Control Fed.*, Vol. 55, 501-505.
- Nivala, J., Hoos, M.B., Cross, C., Wallace, S. and Parkin, G. (2007). Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland, *Sci. of the to. Env.* Vol. 380, 19-27.
- Nordin, N.I.A.B.A. (2006). Leachate Treatment Using Constructed Wetland with Magnetic Field, Master Thesis, Universiti Teknologi Malaysia. 88p.

- OECD. (2006). *Lemna* sp.growth inhibition test. Guideline 221, Paris, France: Organisation for Economic Co-operation and Development.
- Oron, G., De Vegt, A. and Porath, D. (1988). Nitrogen removal and conversion by duckweed grown on wastewater, *J. Wat. Res.*, Vol. 22, 179-184.
- Oron, D. (1994). Duckweed culture for wastewater renovation and biomass production, *Agric. Wat. Man.*, Vol. 26, 27-40.
- Özen, A. ve Beklioğlu, M. (2007). Sulakalanlarla İlgili Temel Bilgiler, Sulakalan Yönetim Planlaması Rehberi, Ankara, 176s.
- Paredes, D. (2003). Landfill Leachate Treatment In Constructed Wetlands: Removal of High Nitrogen Loads. Center of Environmental Research, Germany. Unpublished.
- Peeverly, J.H., Surface, J.M. and Wang, T. (1995). Growth and trace metal absorption by *Phragmites australis* in wetlands constructed for landfill leachate treatment, *Ecological Engineering*, Vol. 5, 21-35.
- Platzer, C. (1996). Enhanced Nitrogen Elimination in Subsurface Flow Artificial Wetlands-A Multi Stage Concept., *Proceedings of the Fifth International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Vienna, Austria, September 15-19, I/7-1-I/7-9.
- Polprasert, C., Kongsricharoern, N. and Kanjanaprapin, W. (1994). Production of feed and fertiliser from water hyacinth plants in the tropics, *Waste Management and Research*, 3-11.
- Porath, D. and Pollock, J. (1982). Ammonia stripping by duckweed and its feasibility in circulating aquaculture, *Aquat. Bot.*, Vol. 13, 125-131.
- Pouliot, J.M. (1999). Biological Treatment of Landfill Leachate. The University of Western Ontario, Master Thesis.
- Rafidah binti Hamdan. (2002). Kajian Pengaruh Konfigurasi Tumbuhan Di Dalam Sistem Tanah Bencah Buatan Jenis Aliran Sub-Permukaan Terhadap Penyingkiran Bahan Organik dan Logan Berat di dalam Air Larut Lesap. Master Thesis, Universiti Teknologi Malaysia.
- Razman, S., Othman, F.H. and Sabarinah. (1993). The challenges of solid waste management: a case study in South johore, *Kongres Sains and Teknologi Malaysia*, KL 11-14 August Vol. V-Social sciences.
- Reed, S. C., Middlebrooks, E.J. and Crites, R.W. (1988). *Natural Systems for Waste Management and Treatment*, McGraw-Hill, New York.
- Reddy, K. R. and DeBusk, W. F. (1985). Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes, *Journal of Environmental Quality*, Vol. 14, 459-462.
- Rivera, R., Warren, A., Curds, C.R., Robles, E., Gutierrez, A., Gallegos, E. and Caldeffin, A. (1997). The application of the root zone method for the treatment and reuse of high-strength abattoir waste in Mexico, *Water, Science and Technology*, Vol. 35, 271-278.
- Robinson, H.D. (1995). *A Review of the Composition of Leachates from Domestic Wastes in Landfill Sites*. UK: Department of the Environment.
- Robson, E. (1991). Duckweed: A lowly plant a richer role in cleansing waste and creating protein, *UNDP*, Vol. 3, 22-26.
- Sakadevan, K. and Bavor, H. (1998). Phosphate adsorption characteristics of soils, Slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems, *Water Research*, Vol. 32, 393-399.
- Sanchez Villavicencio, M., Alvares Silva, C. and Arce, G.M. (2007). Boron toxicity in *Lemna gibba*, *Hidrobiologica*, Vol. 17, 1-6.

- Sawaitayothin, V. and Polprasert, C. (2007). Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate, *Bioresource Technology*, Vol. 98, 565-570.
- Saygıdeğer, S. (1996). *Lemna gibba L. ve Lemna Minör L.'nin Morfolojik Anatomik, Ekolojik ve Fizyolojik Özellikleri*, Sayı 18, 1-11.
- Scheer, C., Simon, M., Spranger, J. and Baungartner, S. (2008). Test system stability and natural variability of a *Lemna gibba L.* bioassay. *PlusOne*, Vol. 3, 1-7.
- Schreijer, M., Xampf, R., Toet, S. and Verhoeven, J. (1997). The use of constructed wetland to upgrade treated sewage effluents before discharge to natural surface water in Texel island, The Netherlands: pilot study, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 35, 231-237.
- Schulz, C., Gelbrecht, J. and Rennert, B. (2003). Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow, *Aquaculture*, Vol. 217, 207-221.
- Schwartz, L.X., Wallace, P.M., Gale, P.M., Smith, W.X., Wittig, J.T. and McCarty, S.L. (1994). Orange country Florida eastern service area reclaimed water wetland reuse system, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 29, 273-281.
- Schwartz, E., DeBuhr, L. and Addelson, B. (2005). *Water Pollution*. Missouri Botanical Garden. Unpublished.
- Shutes, B., Ellis, J.B., Revitt, D.M. and Acholes, L.N.L. (2005). Constructed wetlands in UK urban surface drainage systems, *Water Science Technology*, Vol. 51, 31-37.
- Skillikorn, P., Spira, W. and Journey, W. (1993). *Duckweed Aquaculture a New Aquatic Farming System for Developing Countries*, The World Bank, Washington, DC, p68.
- Spieles, D.J. and Mitsch, W.J. (2000). The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low-and high-nutrient riverine systems, *Ecological Engineering*, Vol. 14, 77-91.
- Stomp, A.M., Han, K.H., Wilberd, S. and Gordon, M.P. (1993), Genetic improvement of three species for remediation of hazardous wastes, *In Vitro Cell Development Biology Plant*, Vol. 29, 227-232.
- Tatsi, A.A. and Zouboulis, A.I. (2002). A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a mediterranean climate thessaloniki, Greece, *Advances in Environmental Research*, Vol. 6, 207-219.
- Tchobanoglous, G. and Burton, F.L. (1991). *Wastewater Engineering Treatment, Disposal, and Reuse*, McGraw-Hill, Inc., 1334p.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H. and Vigil, S. (1993). *Integrated Solid Waste Management, Engineering Principles and Management Issues*, New York: McGraw-Hill.
- Thomanetz, E. (1989). Elimination Grundwasser-und Bodenfahrden-der Chlororganika aus hochkontaminierten Abwasser. Aufgezeigt am beispiel des Sickerwassers der Sonderabfall-Deponie Malsch. Vertiefungs Seminar-Zeitgemabe Deponietechnik III. Stuttgart, Germany.
- Trebouet, D., Schlumpf, J. P., Jaouen, P. and Quemeneur, F. (2001). Stabilized Landfill Leachate Treatment by Combined Physicochemical-Nanofiltration Processes. *Water Resource*, Vol. 35, 2935-2942.
- Tunçsiper, B. ve Akça, L. (2006). Pilot Ölçekli Bir Yapay Sulakalan Sisteminin Arıtma Performansının incelenmesi, *İTÜ dergisi*, Cilt 5, 13-22.
- Uhi, M. and Dittmer, U. (2005). Constructed wetlands for CSO treatment: An overview of practice and research in Germany, *Water Science Technology*, Vol. 51, 23-30.

- Ulrich, R.W., Larsson, M., Larsson, C.M., Lesch, S. and Novacki, A. (1984). Ammonium uptake in *Lemna gibba* G1, related membran potential changes, and inhibition of anion uptake. *Physiol. Plant*, Vol. 61, 369-376.
- Urbanc Bersic, O. (1994). Investigation in to the Use of Constructed Reedbeds for Municipal Waste Dump Leachate Treatment. In: Lim, P. E. and Polprasert, C. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Resource Recovery*. Thailand: Environmental Systems Information Center.
- Van der Steen, P., Brenner, A., Shabtai, Y. and Oron, G. (1998). Duckweed systems for wastewater treatment, nutrinet recovery and effluent reuse, conference paper small and medium domestic water conservation, wastewater treatment and reuse, 12-14 February, WEDO, Palestine.
- Vermaat, J.E. and Hanif, M.K. (1998). Performance of common duckweed species (*Lemna gibba*) and the water fern *Azolla filiculoides* on different tips of wastewater, *Wat. Res.*, Vol. 32, 2569-2576.
- Vroon, R. and Weller, B. (1995). Treatment of Domestic Wastewater in a Combined UASB-Reactör Duckweed Pond System, Doctoraal Verslagen, Series Nr. 95-07, Depth. Env. Thch. Agric. University Wageningen.
- Wang, W. (1990). Literature review on duckweed toxicity testing, *Environ. Res.*, Vol. 52, 7-22.
- Weiner, R.F. and Matthews, R. (2003). *Environmental Engineering*, Fourth Edition, Butterworth Heinemann, USA, 197-199.
- Wenerick Jr, S.E., Webster, H.J., Stark, L.R. and DeVeau, E. (1989). Tolerance of Three Wetland Plant Species to Acid Mine Drainage: A Greenhouse Study. In: Hammer, D.A. Jr. (Ed), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, Lewis Publishers, Chelsea, MI, 801-807.
- Wildschut, L.R. (1984). Introductory Study on the Performance of Lemnaceae on Fresh Municipal Wastewater with Emphasis on the growth of the Lemnaceae, The Ammonium-Removal from the Wastewater. Wageningen, Doctoraal Verslagen, Serie, Faculty Water Pollution Control, No: 3, Agric. Univ. Wageningen.
- Wittgren, H.B and Tobiasson, S. (1995). Nitrogen removal from pretreated wastewater in surface flow wetlands, *Water Sci. Technol.* Vol. 32, 69-78.
- Wojciechowska, E. and Obarska- Pempkowiak, H. (2008). Landfill Leachate Treatment at a Plot Plant Using Hydrophyte Systems. In: Pawlowska, M. and Pawlowski, L. (Ed), *Management of Pollutants from Landfills and Sludge*. Taylor and Francis, London, UK, 205-210.
- Woods, A. (1995). Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding, *Water Sci. Technol.* Vol. 32, 21-29.
- Worrall, P., Peberdy, K.J. and Millet, M.C. (1997). Constructed wetlands and nature conservation, *Water Sci. Technol.* Vol. 35, 205-213.
- WPCF. (1990). *Natural Systems for Wastewater Treatment, Manual of Practice*. FD-16, Alexandria, VA.
- Yalcuk, A. and Uğurlu, A. (2009). Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment, *Bioresource Technology*, Vol. 100, 2521-2526.
- Yang, L., Chang, H. and Huang, M.L. (2001). Nutrient removal in gravel- and soil-based wetland microcosms with and without vegetation, *Ecol. Eng.*, Vol. 18, 91.
- Zimmo, O. (2003). *Nitrogen Transformations and Removal Mechanisms in Algal and Duckweed Waste Stabilisation Ponds*, Doctoral Thesis, Academic Board of Wageningen University and the Academic Board of the International Institute for

Infrastructural, Hydraulic and Environmental Engineering at Delft, The Netherlands.

Zirschky, J. and Reed, S.C. (1988). The use of duckweed for wastewater treatment, J. WPCF, Vol. 60, 1253-1258.

ÖZGEÇMİŞ

Kişisel bilgiler

Adı Soyadı	Murat TOPAL
Doğum Yeri ve Tarihi	Sivas, 27/09/1984
Medeni Hali	Evli
Yabancı Dil	İngilizce
İletişim Adresi	Cumhuriyet Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 58140-Sivas
E-posta Adresi	mtopal@cumhuriyet.edu.tr

Eğitim ve Akademik Durumu

Lise	Kongre Lisesi, 2001
Lisans	Fırat Üniversitesi, 2006

İş Tecrübesi

Cumhuriyet Üniversitesi	Araştırma görevlisi, 2007-2010
İl Çevre ve Orman Müd.	Çevre Mühendisi, 2010-

Ödüller, Teşvikler ve Üyelikler

Bölüm Birincisi	Plaket, 2006
3. Kol. Kom. 52. Z.T.	Hizmet Plaketi, 2007
TMMOB/ÇMO	Üye, 2006-