

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

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**MEZBAHA ATIK SULARININ
VESICULARIA DUBYANA (BROTHERUS) İLE İSLAHI**

Şeyda Gül TELİNGÜN

BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

ADYAMAN, 2019

Şeyda Gül TELİNGÜN

BIYOLOJİ ANABİLİM DALI

ADİYAMAN, 2019

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

**MEZBAHA ATIK SULARININ
Vesicularia dubyana(Brotherus) İLE ISLAHI**

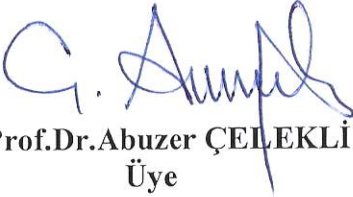
Şeyda Gül TELİNGÜN

Yüksek Lisans Tezi


Biyoloji Anabilim Dalı

Bu tez 22/11/2019 tarihinde aşağıdaki jüri üyeleri tarafından oybirliği/oyçokluğu ile kabul edilmiştir.

Prof. Dr. Erdal Rıdyan SIVACI
Danışman


Prof. Dr. Abuzer ÇELEKLİ
Üye




Prof. Dr. Yusuf SEVGİLER
Üye

Prof. Dr. Murat KOCA
Enstitü Müdürü

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

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

MEZBAHA ATIK SULARININ *VESICULARIA DUBYANA* (BROTHERUS) İLE ISLAHI

Şeyda Gül TELİNGÜN

Adıyaman Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Biyoloji Anabilim Dalı

Danışman : Prof. Dr. Erdal Rıdvan SIVACI
Yıl : 2019, Sayfa sayısı: 82+XII

Jüri : Prof. Dr. Erdal Rıdvan SIVACI
Prof. Dr. Abuzer ÇELEKLİ
Prof. Dr. Yusuf SEVGİLER

Sucul bir makrofit türü olan *Vesicularia dubyana* (Brotherus) ile mezbaha atık suyunun farklı konsantrasyon değerlerinde (%10, %25, %40) kurulan deney düzeneğinde, makrofit türünün mezbaha atık suyundaki bazı parametrelere etkisi araştırılmıştır. Ekim 2018–Aralık 2018 tarihleri arasında, atık su ile yapılan çalışmada sırasıyla %10, %25 ve %40 konsantrasyondaki çözeltiler için, uygulama gruplarına bağlı olarak bazı parametrelerin ortalama değerleri; bulanıklık (4,27, 11,22 ve 48,93 ntu), alkalinite (88,48, 93,27 ve 134,69 mg/L), fosfat (2,01, 24,98 ve 2,38 mg/L), kalsiyum (81,1, 78,20 ve 30,87 mg/L), sülfat (33, 78,20 ve 30,87 mg/L), silika (14,38, 2,63 ve 19,74 mg/L), nitrit (7,70, 18,70 ve 14,90 mg/L), nitrat (2,86, 5,17 ve 5,73 mg/L), amonyak (0,56, 0,56 ve 1,40 mg/L), organofosfat (80,20, 130,45 ve 151,20 mg/L) olacak şekilde değişim gösterdiği görülmüştür. Bulgularımızdan yola çıkarak kimyasal kirliliği yüksek olan sularda *V. dubyana* (Brotherus) gibi makrofit türlerinin biyolojik arıtmalarda biyorestoratör tür olarak kullanılabilirliği saptanmıştır.

Anahtar Kelimeler: Arıtma, Atık su, Makrofit, Mezbaha, *Vesicularia dubyana*.

ABSTRACT

Master of Science Thesis

IMPROVEMENT OF SLAUGHTERHOUSE WASTEWATERS WITH *VESICULARIA DUBYANA* (BROTHERUS)

Şeyda Gül TELİNGÜN

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

Supervisor : Prof. Dr. Erdal Rıdvan SIVACI
Year : 2019 , Number of pages: 82+XII

Jury : Prof. Dr. Erdal Rıdvan SIVACI
Prof. Dr. Abuzer ÇELEKLİ
Prof. Dr. Yusuf SEVGİLER

The effect of *Vesicularia dubyana* (Brotherus), a macrophyte on some parameters of slaughter house wastewater was investigated. In order to achieve this goal, the macrophyte was left into the slaughter wast water that was experimentally arranged to have different concentration (10%, 25% and 40%) values. Between October 2018 and December 2018, the average values of some parameters, depending on the application groups, for the solutions in 10%, 25% and 40% concentration, respectively; turbidity (4,27, 11,22 and 48,93 ntu), alkalinity (8,48, 93,27 and 134,69 mg/L), the phosphate (2,01, 24,98 and 2,38 mg/L), calcium (81,10, 78,20 and 30,87 mg/L), the silica (14,38, 2,63 and 19,74 mg/L), the nitrite (7,70, 18,70 and 14,90 mg/L), nitrate (2,86, 5,17 and 5,73 mg/L), ammonia (0,56, 0,56 and 1,40 mg/L) and the organophosphate (80,20, 130,45 and 151,20 mg/L) were changed. As a result, it has been determined that macrophyte species such as *V. dubyana* (Brotherus) can be used as biorestorator in biological treatment inland waters with extremely chemical pollution.

Key Words: Treatment, Wastewater, Macrophyta, Slaughterhouse, *Vesicularia dubyana*.

BEYAN

“Mezbaha Atık Sularının *Vesicularia dubyana* (Brotherus) ile Islahı” başlıklı tezimde çalışmaların tamamen akademik kurallara ve etik değerlere sadık kalınarak yürütüldüğünü ve yazımda yararlandığım eserlerin kaynakçada gösterilenlerden oluştuğunu ayrıca alıntılardan bilimsel etiğe uygun atıf yaparak yararlanmış olduğumu beyan ederim.

Şeyda Gül TELİNGÜN

imza

TEŞEKKÜR

Bu çalıőmanın yűrűtűlmesinde yardım ve katkılarını esirgemeyen tez danıőmanım Sayın Prof. Dr. E. Rıdvan SIVACI'ya sonsuz saygı ve teőekkűrlerimi sunarım. Tez çalıőmalarım sırasında baőından sonuna kadar maddi ve manevi desteklerini gűrdűğűm aileme, deneysel sűrecin her aőamasında yanımda olan kardeőim İ. Furkan ŬSTŬNOL'a ve her konuda bana yardımcı olan eőim Selami TELİNGŬN'e, ayrıca çalıőmamın tűm aőamalarında emeđi geçen herkese teőekkűr ederim.

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	I
ABSTRACT	II
BEYAN	III
TEŞEKKÜR.....	IV
ÇİZELGELER DİZİNİ	VI
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	VII
RESİMLER DİZİNİ.....	VIII
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	IX
1. GİRİŞ	1
1.1. Türkiye’de Mezbaha ve Et Endüstrileri Durumu	6
2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....	16
3. MATERYAL ve YÖNTEM.....	25
3.1. Numune Alma	25
3.2. Fiziksel ve Kimyasal Parametrelerin Ölçümü.....	28
4. BULGULAR ve TARTIŞMA.....	33
4.1. Bulgular	33
4.1.1. %10 Konsantrasyon İçin Amonyak Azotu Değeri.....	35
4.1.2. %10 Konsantrasyon İçin Bulanıklık Değeri.....	36
4.1.3. %10 Konsantrasyon İçin Fosfat Değeri	38
4.1.4. %10 Konsantrasyon İçin Nitrat Azotu Değeri	39
4.1.5. %25 Konsantrasyon İçin Amonyak Azotu Değeri.....	40
4.1.6. %25 Konsantrasyon İçin Bulanıklık Değeri.....	42
4.1.7. %25 Konsantrasyon İçin Fosfat Değeri	43
4.1.8. %25 Konsantrasyon İçin Nitrat Azotu Değeri	45
4.1.9. %40 Konsantrasyon İçin Amonyak Azotu Değeri.....	46
4.1.10. %40 Konsantrasyon İçin Amonyak Bulanıklık Değeri.....	48
4.1.11. %40 Konsantrasyon İçin Fosfat Değeri	50
4.1.12. %40 Konsantrasyon İçin Nitrat Azotu Değeri	51
4.2. Tartışma.....	53
5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER.....	64
KAYNAKLAR	66
KİŞİSEL BİLGİLER	82

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 1.1 Bazı araştırmacılara göre mezbaha atık sularının karakteristiği	7
Çizelge 1.2 Gıda sanayii kirlilik yükü çıkış değeri	8
Çizelge 1.3 Mezbahalarda oluşan birim kirlilik yükleri.....	8
Çizelge 1.4 Su kalite parametreleri	9
Çizelge 4.1 %10, %25 ve %40 konsantrasyondaki mezbaha atık suyu için parametreler	34
Çizelge 4.2 Bazı araştırmaların makrofitler ile ağır metal giderim yüzdeleri.....	59

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 4.1 %10 konsantrasyonda <i>V. dubyana</i> bitkisi varlığında kontrole karşı amonyak azotu değişimi	36
Şekil 4.2 %10 konsantrasyonda <i>V. dubyana</i> bitkisi varlığında kontrole karşı bulanıklık değişimi.....	37
Şekil 4.3 %10 konsantrasyonda <i>V. dubyana</i> bitkisi varlığında kontrole karşı fosfat değişimi.....	39
Şekil 4.4 %10 konsantrasyonda <i>V. dubyana</i> bitkisi varlığında kontrole karşı nitrat azotu değişimi	40
Şekil 4.5 %25 konsantrasyonda <i>V. dubyana</i> bitkisi varlığında kontrole karşı amonyak azotu değişimi	42
Şekil 4.6 %25 konsantrasyonda <i>V. dubyana</i> bitkisi varlığında kontrole karşı bulanıklık değişimi.....	43
Şekil 4.7 %25 konsantrasyonda <i>V. dubyana</i> bitkisi varlığında kontrole karşı fosfat değişimi.....	45
Şekil 4.8 %25 konsantrasyonda <i>V. dubyana</i> bitkisi varlığında kontrole karşı nitrat azotu değişimi	46
Şekil 4.9 %40 konsantrasyonda <i>V. dubyana</i> bitkisi varlığında kontrole karşı amonyak azotu değişimi	48
Şekil 4.10 %40 konsantrasyonda <i>V. dubyana</i> bitkisi varlığında kontrole karşı bulanıklık değişimi.....	49
Şekil 4.11 %40 konsantrasyonda <i>V. dubyana</i> bitkisi varlığında kontrole karşı fosfat değişimi.....	51
Şekil 4.12 %40 konsantrasyonda <i>V. dubyana</i> bitkisi varlığında kontrole karşı nitrat azotu değişimi	52

RESİMLER DİZİNİ

Resim 1.1 Türkiye’de toplam et üretim kapasitesi dağılımı	7
Resim 3.1 Malatya/ Doğanşehir mezbahası	25
Resim 3.2 Yeni kesilmiş hayvandan alınan mezbaha atık suyu.....	26
Resim 3.3 Mezbaha atık suyunun kaba filtreleme işlemi	26
Resim 3.4 %25’lik çözelti için etiketleme yapılan 1000 mL beherler.....	27
Resim 3.5 Tüm çözeltiler için etiketleme yapılan 1000 mL beherler	27
Resim 3.6 <i>Vesicularia dubyana</i> (Genel görüntü).....	28
Resim 3.7 <i>Vesicularia dubyana</i> (Yakın görüntü)	28
Resim 3.8 Makrofit ekimi yapılmış mezbaha atık suyu.....	29
Resim 3.9 Palintest test kitleri ve ölçüm cihazı	29
Resim 5.1 Mezbaha atık suyunda yüzeyde oluşan yağsı-mumsu tabaka.....	64

SİMGELER VE KISALTMALAR

Simgeler

$^{\circ}\text{C}$: Santigrat derece
μg	: Mikrogram
μL	: Mikrolitre
CaCO_3	: Kalsiyum karbonat/Kalsit
g	: Gram
kg	: Kilogram
L	: Litre
mL	: Mililitre
mg	: Miligram

Kısaltmalar

NH_3	: Amonyak
N-NO_3^-	: Nitrat azotu
N-NH_4^+	: Amonyum azotu
N-NO_2^-	: Nitrit azotu
N-NH_3	: Amonyak azotu
nm	: Nanometre
NaNO_2	: Sodyum nitrit
O_2	: Moleküler oksijen
PO_4^{3-}	: Fosfat
SO_4	: Sülfat
SiO_2	: Silisyum dioksit
OP	: Organofosfat
AKM	: Askıda katı madde
AKR	: Anaerobik ardışık kesikli reaktör
BOI	: Biyokimyasal oksijen ihtiyacı
KHGM	: Köy Hizmetleri Genel Müdürlüğü
KOI	: Kimyasal oksijen ihtiyacı
ntu	: Nefelometrik Bulanıklık Ünitesi
OYS	: Organik yükleme hızı
ppb	: Milyarda bir (μg çözünen/kg veya litre çözelti)
ppm	: Milyonda bir (mg çözünen/kg veya litre çözelti)
spp	: Alt tür
SYS	: Serbest yüzey akışlı sulak alan
TDS	: Toplam çözünmüş katı madde
TKN	: Toplam katı azot
TN	: Toplam azot
TP	: Toplam fosfor
TUBİTAK	: Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu
UNESCO	: Birleşmiş Milletler Eğitim, Bilim ve Kültür Örgütü
U. S. EPA	: Birleşik Devletler Çevre Koruma Kurumu

1. GİRİŞ

Dünyada ve ülkemizde nüfusun hızla artmasına paralel olarak gıda endüstrisinde, gıda maddelerine olan ihtiyaç ve talebin aynı oranda artması bu endüstrinin gelişimini hızlandırmıştır. Bundan dolayı, gıda endüstrilerinden kaynaklanan ve çevreye deşarj edilen atık suların karasal ve özellikle sucul sistemler üzerinde yarattığı olumsuz etkiler artış göstermiştir [1]. Bu olumsuz etkiler, doğal koşulların kendini onarabilme kabiliyetinden çok daha yüksektir [2]. UNESCO'nun 2018 Birleşmiş Milletler Dünya Su Geliştirme Raporunda dikkat çeken en önemli konu başlıklarından bazıları, su ihtiyacı, kalitesi ve su uygunluğudur. Günümüzde, yaklaşık 2,1 milyar insan güvenli su tüketememektedir. Bununla birlikte dünya nüfusunun artışına bağlı olarak 2050'li yıllarda insanların su ihtiyacı bugünküne göre yaklaşık %30 artacaktır. Buna bağlı olarak, su kirliliği de hızlı bir şekilde artacaktır. On dokuzuncu yüzyıldan günümüze kadar atık suların arıtımı olmadan deşarjı, arazi kayıplarını hızla artırmaktadır. Doğal sulak alanların da %70'inin kaybolmasına sebep olmuştur [3]. Bu olumsuz tablo karşısında TÜBİTAK Ulusal Bilim ve Teknoloji Politikaları 2003-2023 Strateji Belgesi'ne göre 2023 yılına kadar suyun geri kazanımı ve yeniden kullanılması için biyolojik yöntemlerin geliştirilmesi, yaygınlaştırılması, sürdürülebilirliğinin sağlanması hedef olarak belirlenmiştir [4]. Tüm bu tespitlerin sonucu olarak, karasal ve sucul ekosistemin döngüsel anlamda kendini restore etmesini engelleyen bu olumsuz faktörler büyük bir kirlilik yükü meydana getirmektedir [5].

Özellikle insanların beslenmesinde temel besin maddelerinden biri olan et ve et ürünlerinin üretimi hızlı bir şekilde artmıştır. Bunun kaçınılmaz sonucu olarak, mevcut doğal kaynakların ve en önemli kaynak olan suyun kullanımı artmaktadır. Bu endüstrilerde kullanılan sular kalite özelliklerini kaybetmiş, yapısı değişmiş ve kirlenmiş olarak tekrar alıcı su ortamlarına genellikle bir arıtım gerçekleştirilmeden geri verilmektedir [6]. Her ne kadar tükenmeyeceği düşünülse de kullanılabilir haldeki su kaynaklarının ve arazilerin sınırlı olduğu göz önünde bulundurulduğunda, atık suların arıtımsız çevreye deşarjı uygun bir seçenek değildir [7-9]. Gıda kaynaklı atıklarının çoğu, genel anlamda çevreyi olumsuz yönde etkileyecek geleneksel yöntemlerle ortadan kaldırılmaktadır. Bu yöntemler sürdürülebilirlik, ekonomiklik

açısından değerlendirildiğinde, günümüz şartlarında, kirlilik gideriminde kullanılması tavsiye edilmeyen yöntemlerdir [10].

Entegre et ve mezbaha tesisleri atık suları alıcı ortama herhangi bir arıtma olmadan deşarj edildiğinde, temel olarak alıcı ortamın çözünmüş oksijeninin tüketilmesine, su ortamının bozulmasına ve suyun özelliklerini yitirmesine neden olmaktadır [11]. Alıcı ortamda biriken ve organik, inorganik partikül içeren çamurun yavaş bozunumu ile bu olay daha da hızlanmaktadır [12]. Çözünmüş oksijenin tükenmesi, sudaki aerobik yaşamı özellikle balıkları, fitoplanktonları, zooplanktonları ve makrofitleri kısaca sudaki canlı hayatı etkilemektedir [11]. Oksijen tamamen tükendiğinde anaerobik ayrışma oluşur ve metan, hidrojen sülfür gibi istenmeyen ayrışma ürünleri meydana gelir. Deşarj edilen atık sulardaki toplam askıdaki maddeler, sularda dıpsel birikimlere sebep olmakta ve bulanıklığa yol açmaktadır. Oluşan bulanıklık, temel basamak olan fotosentez olayının yetersiz cereyan etmesine sebep olmaktadır. Yağ-gres, su yüzeyinde film oluşturarak suda ışık ve oksijen transferini engellemekte, fotosentez olaylarında ve sudaki aerobik yaşam üzerinde olumsuzluğa yol açmaktadır [12, 13].

Et işleme ve kesim yöntemlerinin uygun olarak gerçekleştirildiği endüstrilerde, kan önemli bir kirlilik bileşenidir. Kanın biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) yaklaşık olarak 100.000 mg/L' dir [14, 15]. Kan çabuk koagüle olan bir yapı olduğu için, kesim yapılan tesislerde çok sık yıkama yapılmaktadır ve bu işlem atık su miktarını artırmaktadır. Son yıllarda kan yan ürün olarak elde edilmekte ve ilk yıkamada kesim yapılan yerde ısı koagülasyonu ile kanın geri kazanımı gerçekleştirilebilmektedir. Et işleme ve mezbaha yöntemlerinde işkembelerin dışarı atılması esnasında da fazla su kullanılmakta ve bu işlem atık suya ek kirlilik yükü getirmektedir. Bu tip işlemlerin atık su üzerine etkisi, bunların ayrı toplanması veya katıların elimine edilmesi ile azaltılabilmektedir. Bu endüstride temizlik işlemleri suyun fazlaca kullanımından dolayı önemli bir kirlilik kaynağı oluşturmaktadır. Bu tip yoğun su kullanımının yapıldığı işlemler nedeniyle kirlilik bileşeninin ve dolayısıyla kirlilik yükünün fazla olduğu görülmüştür [12]. Et endüstrisinde ve mezbahalarda ortaya çıkan atık sular, paradoklardan, kesimhaneden ve rendering (çevirici/değiştirici), (mezbaha yan ürünlerinin jelatin, kemik unu ve kan unu vb. maddelere dönüştüren alt birimi),

tesislerinden kaynaklanır. Mezbaha atık sularının içeriğindeki kan, yağ ve etten kaynaklanan protein, yağ ve karbohidrat içeriği ile biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) ve kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) değerlerinde yükselmeye neden olmaktadır. Et endüstrisi ve mezbaha atık su arıtmasında genel olarak flotasyon (yüzdürme) yöntemi kullanılmaktadır. Flotasyondan sonra damlatmalı filtre işlemine tabi tutulan mezbaha atık suyunun BOİ değerinde etkin şekilde bir düşüş gözlenebilir. Kanatlı hayvan (özellikle tavuk) atık suyunun arıtım işlemi ise; eleklenme, filtrasyon, ozonlama ve klorlama aşamalarından oluşmaktadır. Atık suların etkisi ile doğal su kaynaklarında oluşan kirliliğe; kan, BOİ, KOİ, yağ-gres, ağır metaller, organik ve inorganik kökenli bileşikler, çeşitli kimyasallar, endüstriyel atıklar mikroorganizmalar (bakteriler, algler ve protozoalar) vb. etkenler başlıca nedenler arasında sayılabilir [5].

Bazı çalışmalarda entegre et ve mezbaha endüstrisi atık sularının farklı konsantrasyon değerleri göz önüne alınarak, biyo-ekonomik bir değerlendirme yapılmış, KOİ, BOİ, turbidite ve yağ-gres giderimi ile çevreye deşarjının uygunluk prosesleri arasındaki ilişkiler ortaya konulmuştur. Özellikle sulak alanlardaki bitki köklerinin ortamın oksijen içeriğini zenginleştirmesi KOİ gideriminde önemli bir etki göstermiştir. Atık suyun KOİ değeri, su yataklarının tasarımı, işletme koşulları ve oksijen difüzyonu KOİ giderimini etkileyen başlıca parametrelerdendir [16]. BOİ, kısaca atık sudaki organik maddelerin biyokimyasal oksidasyonu sırasında mikroorganizmalar tarafından kullanılan çözünmüş oksijen miktarını ifade etmektedir. Mikroorganizmalar canlılık faaliyetlerini gerçekleştirirken, aynı zamanda BOİ5 giderimi sağlarlar. Bilimsel çalışmalarda genel anlamda ağırlıklı olarak BOİ5 değeri kullanılır. BOİ5, 5 günlük mevcut çözünmüş oksijen kullanımını ifade eder. Teorik anlamda (20 gün içinde) %95 oranda oksidasyon olayı tamamlanmış olur ve yaklaşık %60-70 civarında oksitlenme gerçekleşir [17]. BOİ, çevre kirliliğinde önemli bilimsel ölçütlerden biridir.

Atık sulardaki organik maddeler, mikroorganizmalar tarafından parçalanırken tüketilen oksijen doğal olarak havadan veya sudan alınır.

Günümüzde yerleşim merkezlerine yakın yerlerde, yoğunlaşan hayvancılık işletmelerinde oluşan atık suların dağıtılabileceği arıtma tesisi bulunmamaktadır. Bu duruma paralel olarak insan ve çevre sağlığı tehdit altındadır [17-19]. Atık suların

içeriğindeki yağ ve gres fiziksel özellik bakımından birbirine benzeyen maddelerdir [20]. Genelde birlikte anılan, kimyasal anlamda birbirine çok benzeyen maddeler olmalarına karşın gres yağa göre akmayan ve damlamayan bir yapıya sahiptir [21]. Evsel ve endüstriyel alanlardan oluşan atık suların ve çamurların yağ ve gres içeriği, bunların arıtılmasında oldukça önemlidir. Yağ ve gres suda az çözünen özellikte olması nedeni ile su yüzeyinde bir film meydana getirir ve beraberinde su sisteminde bazen geri dönüşü olmayan sorunlara neden olur [22]. Sulak alanlarda organik ve inorganik maddelerin yanı sıra ağır metaller de suda çözünmüş katı maddeler (AKM) ile ilgilidir. Besin zincirindeki trofik düzeyler göz önünde bulundurulduğunda, ağır metaller canlılar arasında artan oranlı olarak birikmektedir. Ağır metaller yüksek kirlilik yükü meydana getirirken ve sulardan çökeltme yoluyla giderilir [17]. Ağır metaller (Fe, Mn, Ca, Co, Mg, K, Hg, Ag, Pb, Zn, Cr, Cu, Zn vb.) farklı kaynaklardan gelebilirler. Bu maddeler canlı sistemlerde etki göstermesi, ekosistemde yaygın olarak bulunması, organizmaların yapısına kolay girebilmesi ve besin zincirinde üretici canlıdan tüketiciye doğru dokularda artarak birikmesi gibi özelliklerinden dolayı kimyasal kirleticiler içinde ilk sıralarda yer almaktadır [23]. Ağır metallerin birçoğu canlıların hayatında; moleküllerin stabilizasyonu, enzimlerin yapısına kofaktör olarak katılma, osmotik basıncın düzenlenmesi, sinirsel iletimin gerçekleşmesi vb. kısaca metabolik olayların gerçekleşmesi için önemli bir yere sahiptir. Bu etkilerin yanı sıra gerekli olan miktardan fazla bulunması durumunda toksik etki gösterebilmektedirler. Ağır metaller insan vücuduna gıda, içme suyu (örneğin; arıtılmamış atık suların sucul sisteme deşarjı ile) veya havadan girebilir ve toksik etki gösterecek düzeyde ise ağır metal zehirlenmelerine sebep olabilir [24]. Atık su deşarjları başta olmak üzere insan faaliyeti sonucu toksik etkiye sahip ağır metaller, su, hava ve karasal sistemler arasında doğal dolanım mekanizması ile taşınmaktadır [25].

Organik ve inorganik kökenli bileşikler sucul ekosistemlerde asıl kirliliği oluşturan etmenlerdir [5]. Temel olarak et endüstrisinde meydana gelen besin tuzları (nütrient) miktarı diğer atık sulardan daha yüksektir. Azot, organik ve amonyak formunda olacak şekilde bu atık sularda yüksek seviyededir. Proteinin yapısındaki azot, anaerobik bakteriyel bozunma sonucunda amonyum iyonuna dönüşerek farklı alkalinite değerleri üretir [26]. Ayrıca azot canlıların temel yapı maddesi olan proteinin

yapısında bulunmasından dolayı önemli bir besin maddesidir. Atık suların arıtımı için azot konsantrasyonunun belli bir değerde olması gerekir [17]. Atık sularda yaşayan canlı organizmaların temel besin maddesi fosfordur ve suda polifosfat, ortofosfat ve organik fosfat şeklinde bulunabilir. Sucul sistemlerde büyümeyi sınırlayıcı nütrient olarak görev yapar ve ötrofikasyonun temel sebebidir [27]. Normal şartlarda sularda bulunan fosfor konsantrasyonu canlıların tolere edebileceği seviyededir. Bu değer canlıların özümleme yeteneğinden yüksek olursa sistemdeki aşırı fosfat, sucul sistemi ötrofik düzeye getirir [28]. Sulak alanlarda fosfor giderimi sedimentteki absorpsiyon olayları, çökme reaksiyonları, suda oluşan biyofilm tabakası reaksiyonları, sucul bitkilerin fosforu metabolik reaksiyonlarında kullanması ile gerçekleşmektedir. Fosforun bir kısmı bakterilerin oluşturduğu biyofilm tabakası ile büyük bir kısmı ise köke sahip sucul bitkilerin absorpsiyon özellikleri ile giderilmektedir [29].

Fosfat suya yerkabuğundan, atık suların arıtımın deşarjı vb. şekilde karışabilir [27]. Çeşitli nedenlerle oluşmuş atık sudan fosfatın giderilmesi veya konsantrasyonunun düşürülmesi için; fiziksel (ultrafiltrasyon, ters osmoz ve iyon değiştirme sistemleri), kimyasal, biyolojik, biyokimyasal yöntemler ve stabilizasyon havuzları, arazide arıtım gibi çeşitli yöntem ve teknikler kullanılabilir. Fiziksel ve kimyasal yöntemler genel anlamda yüksek giderim sağlarken, ek bir sistem ihtiyacı olan ve maliyeti yüksek olan yöntemlerdir. Gerek işletmeler açısından gerekse ekolojik denge ve döngünün korunması, sürdürülebilirliği açısından arıtım için kolay elde edilebilecek malzemelerle, maliyeti düşük, tekrar tekrar kullanılacak ve yüksek kirlilik giderimine sahip özellikte arıtım yöntemleri kullanılmak istenir [30]. İspirli [31] yaptığı çalışmada bunun mümkün olabileceğini göstermiştir. Özel olarak dizayn edilen, yapay sulak alan yataklarında, sucul bitkiler kullanılarak, ekolojik bir işleyiş gösteren, maliyeti düşük, tek başına çalışabilen, evsel atık sulardan endüstriyel atık suların arıtımında dahi kullanılacak, doğal bir arıtım sistemi oluşturulabileceğini gösteren bir çalışma yürütmüştür. Bütün bu sorunlar ve konuyla ilgili dünyada birçok çalışma bulunurken ülkemizde bu çalışmalar ancak doksanlı yıllarda başlayabilmiştir. Şengül [15] yaptığı çalışmada, mezbaha, entegre et ve tavuk tesislerindeki atık sularının içeriği ve kesimden gelen kirlilik yüklerini araştırmıştır. Bu atık suların hem çözünmüş hem de katı madde bakımından zenginliğinden

bahsetmiştir. Mezbahalarda oluşan atık suyun özelliklerini araştırmış ve bu tesislerde oluşan atık suyun geri kazanımındaki yöntemleri birbiriyle karşılaştırmıştır. Fakat bu işlemlerin tümü suyun iyileştirilmesi, tam anlamıyla rehabilite edilmesi için tam anlamı ile yeterli olmamıştır.

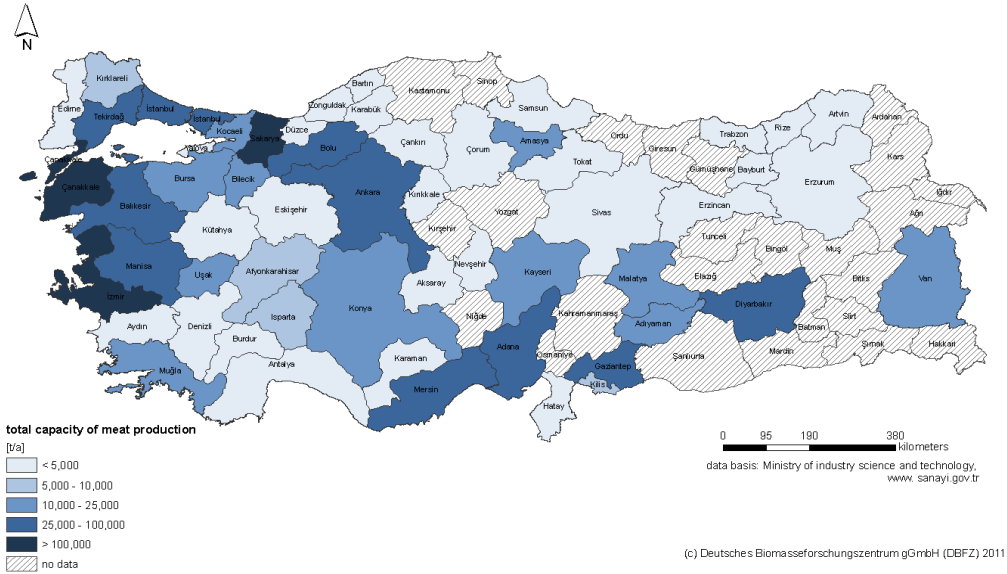
1.1. Türkiye’de Mezbaha ve Et Endüstrileri Durumu

İnsanların beslenmesinde et ihtiyaçlarının doğrudan ya da dolaylı karşılamak için büyükbaş ve küçükbaş hayvanların kesildiği yerlere mezbaha, etlerin ve diğer yan ürünlerin işlendiği yerlere ise entegre et tesisi ya da et işleme tesisleri denir [32]. Bir başka deyişle et ürünleri endüstrisi ve mezbahalar; büyük ve küçükbaş hayvanların kesildiği, parçalandığı, çeşitli et ve et ürünlerinin üretildiği, kesim sonucu ortaya çıkan ürünlerin değerlendirilerek çeşitli yan ürünlerin elde edildiği tesislerdir [33].

Kullanılan yöntemlere göre et ürünleri endüstrisi: Basit mezbahalar, kompleks mezbahalar, et kombinaları (az işlemlerli et kombinaları, çok işlemlerli et kombinaları), küçük et işleme tesisleri, et parçalayıcı işlemler, sucuk, salam ve hazır et üreten işlemler, jambon işletmeleri, et konserve tesisleri, rendering tesisleri vb. şekilde belirli gruplara ayrılır [12,33]. Bu sınıflandırmaya göre genel olarak mezbahalar; kesme, deri yüzme, sakatat ayırma ve işleme, rendering ve et işleme gibi işlemlerin yürütüldüğü tesislerdir [33]. Mezbahalarda gerçekleştirilen tüm bu işlemler kirlilik yükü yüksek düzeyde atık suyu meydana getirmektedir. Bu atık suyun, karasal ve sucul sistemlere arıtımı olmadan verilmesi ise özellikle sucul sisteme, burada yaşayan canlılara ve suyu kullanan insan sağlığına büyük bir tehdit oluşturmaktadır.

Türkiye’deki mezbahaların %40’ının kayıtlı olmadığı ya da kontrol edilmediği tespit edilmiştir. Kontrolsüz kesim yalnızca evlerde kullanım için yasak değildir. Her yıl düzenlenen Kurban Bayramı süresince 2-3 günlük süre zarfında yaklaşık 1.000.000 (toplam koyunların %40’ı) koyun kamu sağlığı yetkililerinin kontrolü olmadan kesilmektedir. Bu denli çok sayıda hayvanın işlem görmesi ve kesimi için var olan mezbahalar oldukça küçük ölçeklidir, bu nedenle büyük şehirlerde geçici kesimhaneler açılmaktadır. Buna rağmen çoğu insan belki de çevreye verdiği zararın farkında bile olmadan arka bahçelerinde kesim yapmaya devam etmektedir. Kurban

Bayramı haricinde özellikle kırsal kesimlerde yıl boyunca, ekonomik getiri veya başka sebeplerden dolayı bilinçsizce yapılan kesimler devam etmektedir ve herhangi bir kaydı bulunmayan pek çok mezbaha bulunmaktadır. Sonuçta, düşündürücü bir tabloyla karşı karşıya kalmak kaçınılmazdır [34].



Resim 1.1 Türkiye’de toplam et üretim kapasitesi dağılımı [35]

Bazı araştırmacılar farklı entegre et tesisi ve mezbahada yaptıkları atık su karakterizasyon çalışmalarında çizelgede verilen değerleri elde etmişler ve mezbaha atık sularının karakterini ortaya koymuşlardır (Çizelge 1. 1) [36-38].

Çizelge 1.1 Bazı araştırmacılara göre mezbaha atık sularının karakteristiği [36-38]

Parametre	Li ve ark. (1986)	Manjunath ve ark. (2000)	Norcross ve ark. (1987)
BOI ₅ (mg/L)	399- 1037	600- 3900	10000
KOI (mg /L)	628-1437	1100- 7250	---
Yağ ve Gres (mg/L)	97- 452	125- 400	13000
TKN (mg/L)	44- 126	90- 150	---
NH ₃ -N (mg/L)	25- 105	---	---
AKM (mg/L)	92- 430	300- 2300	150
pH	6.3- 7.2	6.5- 7.3	4.5- 11

Türkiye’de genel olarak mezbaha ve bütünleşmiş et tesislerinde izin verilen kirlilik yükü çıkış değerleri belirli ölçülere bağlı olmasına rağmen genel olarak

ülkemizde meydana gelen ve kabul edilen değerler aşağıdaki tablolarda verilmiştir (Çizelge 1.2 ve 1.3) [14,15]:

Çizelge 1.2 Gıda sanayii kirlilik yükü çıkış değeri [14,15]

Parametre	Birim	Kompozit numune (2 saatlik)	Kompozit numune (24 saatlik)
KOI	mg/L	250	160
Yağ ve gres	mg/L	30	20
pH	-	6- 9	6- 9

Çizelge 1.3 Mezbahalarda oluşan birim kirlilik yükleri [14,15]

Kesilen hayvan cinsi	BOI	Askıda katı madde	Azot	Yağ ve gres
Büyükbaş	9,40	6,70	1	0,31
Küçükbaş	4,53	5	0,49	0,25
Ortalama	6,97	5,85	0,75	0,28

Su, organik maddeler sentezlenirken kullanılması, iyi bir çözücü olması, metabolik olaylar için ortam oluşturması, buharlaşma özelliği ile vücut ısısını dengede tutması özellikleri nedeni ile canlılar için önemlidir. Bu nedenlerle su ekosistemin son derece önemli bir bileşenidir. Su ve sucul sistemler bu kadar önemli ve gerekli iken, sanayi, tekstil, endüstri ve tarımsal faaliyetler, termik ve nükleer santraller ve evsel ve kentsel atıklar/atık sular büyük oranda kirliliğe yol açmaktadır. Mezbaha atık sularının özellikleri ve sucul sisteme atılmadan deşarjı bu şekilde özetlenirken, Orman ve Su İşleri Bakanlığı 2015 yılında Yüzeysel Su Kalitesi Yönetmeliği'nde yüzeysel sularının kalitesinin olması gereken değerleri Resmî Gazete'de yayınlamıştır (Çizelge 1. 4) [39].

Yüzeysel suların kalite özellikleri tablodaki gibi olması gerekirken, farklı endüstrilerden çeşitli uygulama ve işlemler sonucu oluşan ve arıtım gerçekleştirilmeden deşarj edildikleri su ortamında olumsuz etkilere neden olan atık sular, alıcı ortamlarda kirlenmelere/kirlilik yükünün artmasına, ekolojik dengenin ve döngünün bozulmasına, sistemin kendini onarabilme yeteneğinin bozulmasına, bazı durumlarda geri dönüşümsüz olan etkilere sebep olmaktadır, kısacası denge bozulmaktadır. Atık suların alıcı ortama deşarj edildiğinde vereceği zarar, atık suların yapısı, içeriği, hacimleri ve konsantrasyonuna bağlı olarak değişmektedir. Gıda sanayinde önemli

yeri olan mezbaha endüstrisi kirletici konsantrasyonu bakımından önemli bir kirlilik kaynağı olarak karşımıza çıkmaktadır.

Çizelge 1.4 Su kalite parametreleri [39]

Su Kalite Parametreleri	Su Kalite Sınıfları ^(a)			
	I	II	III	IV
Genel Şartlar				
Sıcaklık (°C)	≤ 25	≤ 25	≤ 30	> 30
Renk (m ⁻¹)	RES 436 nm: ≤ 1,5	RES 436 nm: 3	RES 436 nm: 4,3	RES 436 nm: >4,3
	RES 525 nm: ≤ 1,2	RES 525 nm: 2,4	RES 525 nm: 3,7	RES 525 nm: >3,7
	RES 620 nm: ≤ 0,8	RES 620 nm: 1,7	RES 620 nm: 2,5	RES 620 nm: >2,5
pH	6-9	6-9	6-9	< 6,0 veya > 9,0
İletkenlik (µS/cm)	< 400	1000	3000	> 3000
Yağ ve Gres	<0,2	0,3	0,5	>0,5
(A) Oksijenlendirme Parametreleri				
Oksijen doygunluğu (%) ^(b)	>90	70	40	< 40
Çözünmüş oksijen (mg O ₂ /L) ^(b)	> 8	8-6	6-3	< 3
Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) (mg/L)	< 25	50	70	> 70
Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ ₅) (mg/L)	< 4	8	20	> 20
B) Nutrient (Besin Elementleri) Parametreleri				
Amonyum azotu (mg NH ₄ ⁺ -N/L) ^(c)	< 0,2	1	2	> 2
Nitrat azotu (mg NO ₃ ⁻ -N/L)	< 3	10	20	> 20
Nitrit azotu (mg NO ₂ ⁻ -N/L)	< 0,01	0,06	0,12	> 0,3
Toplam kjeldahl-azotu (mg N/L)	< 0,5	1,5	5	> 5
Toplam fosfor (mg P/L)	< 0,08	0,2	0,8	> 0,8
C) İz Elementler (Metaller) ve İnorganik Kirlilik Parametreleri ^(d)				
Alüminyum (mg Al/L)	≤ 0,3	≤ 0,3	1	> 1
Arsenik (µg As/L)	≤ 20	50	100	> 100
Bakır (µg Cu/L)	≤ 20	50	200	> 200
Bor (µg B/L)	≤ 1000	≤ 1000	≤ 1000	> 1000
Civa (µg Hg/L)	≤ 0,1	0,5	2	> 2
Çinko (µg Zn/L)	≤ 200	500	2000	> 2000
Demir (µg Fe/L)	≤ 300	1000	5000	> 5000
Krom (toplam) (µg Cr/L)	≤ 20	50	200	> 200
Kurşun (µg Pb/L)	≤ 10	20	50	> 50
Siyanür (toplam) (µg CN/L)	≤ 10	50	100	> 100
Sülfür (µg S=/L)	≤ 2	≤ 2	10	> 10
D) Bakteriyolojik Parametreler				
Fekal koliform (Membran)	≤10	200	2000	> 2000
Toplam koliform (Membran)	≤100	20000	100000	> 100000

Mezbaha ve entegre et tesislerinden gelen atık sular kimyasal olarak evsel atık suya benzemektedir; fakat bunlara göre oldukça konsantre yapı sergilemektedir [40]. Bu atık suların sucul sisteme etkileri ve sonuçları, 1998 yılında Çevre Bakanlığı tarafından [41] RAMSAR koruma bölgesi olarak belirlenmiş olan Uluabat Gölü'nde incelenmiştir.

Nüfus, sanayi, yerleşim ve tarım alanları, gıda işleme tesisleri ve mezbahalar bu gölde kirletici kaynaklardır [42]. Ayrıca göl suyuna bu kirletici atık suların deşarjının toplam koliform bakteri sayısını da önemli ölçüde artırdığı düşünülmektedir [43].

Ötrofikasyon, aşırı bakteri ve alg artışı, herhangi bir etkenden dolayı su yüzeyinde oluşan film ile fotosentez reaksiyonları bu atık sulardan etkilenmektedir. Dolayısıyla öncelikle karasal ve sucul sistemler daha sonra doğrudan ilişkili olduğu tüm sistemler olumsuz etkilenmektedir. Atık suların arıtımı kesinlikle gerekmektedir. Bu arıtım uzun süren, verimliliği düşük, maliyeti yüksek, bir yandan arıtım gerçekleştirip diğer yandan başka bir sistemi bozabilecek olan fiziksel veya kimyasal pek çok yöntemle gerçekleştirilebilir. Arıtım yapılırken esas olarak ekosistem işleyişinin en az şekilde etkilenmesi hatta mümkünse arıtımın bu işleyişe katkı sağlaması istenilmektedir. Sucul bitkilerin arıtım kapasitesine göre değişen oranlarda olmak üzere, bitkinin aldığı oksijeni kökleriyle atık suya ilettiğinden, bazı ağır metalleri tükettiğinden, bununla beraber sudaki kirletici maddeleri (özellikle azot, fosfor, karbon gibi) besin olarak kullanıp atık suyu arıttığından İspirli çalışmasında bahsetmektedir [31].

Su ekosistemlerinin biyoremediasyonuna ilgi, düşük maliyetli çalışma koşulları sağlaması, bir taraftan arıtım gerçekleştirirken bir taraftan sistemin kendini onarma kabiliyetine destek sağlamaktadır. Kimyasal veya toksik maddeler kullanılmadan restorasyon imkânı tanınması gibi pek çok sebepten dolayı sucul makrofitler gittikçe önem kazanmış ve daha fazla kullanılmaya başlamıştır. Bu tip çalışmalar giderek artmaktadır [44, 45].

Latince bitki anlamına gelen “phyto” kelimesi ile ıslah, rehabilitasyon anlamına gelen “remediation” kelimelerinin birlikte kullanılması ile “phytoremediation” (farklı kaynaklarda “botanical remediation/ green remediation”

olarak da anılır) terimi ortaya çıkmıştır. Bu terim ilk kez 1990' lı yıllarda karasal veya sucul sistemleri bitkiler kullanarak rehabilite etmek veya bitkiler yardımıyla kirlenen, bozulan çevreyi ıslah etmek anlamında kullanılmıştır [46]. Türkçe karşılığında ise "bitkisel arıtım" teriminin kullanılması önerilmektedir [47]. Bitkisel arıtım yani fitoremediyasyon, kısaca toprak ve sudaki algler, bitkiler gibi fotosentetik özellikteki canlılar vasıtasıyla sistemden ağır metaller, radyoaktif elementler, pestisit, herbisit, petrol ve endüstrilerde oluşan atıkların kirletici ve toksik özelliklerinin giderimini sağlamaktır [48]. Sucul makrofitlerin literatürdeki kaynaklar ve araştırmalarda radyoaktif elementler, sülfadimetoksin gibi ilaçların toksik özelliklerinin gideriminde kullanıldığı çalışmalar mevcuttur [49-51]. Yine önemli bir alg türü olan *Spirogyra majuscula* alg türünü kullanılarak Çelekli ve ark. [52] yaptıkları çalışmanın sonuçlarında, *S. majuscula*'nın etkili, doğal sistemlerin yapısına uygun, düşük maliyetli bir biyosorbent (sulu ortamlardan metal iyonlarının biyokütle tarafından alınması) özelliği göstererek tekstil endüstrisi atık sularının arıtımında kullanılabilir nitelikte olabileceğini çalışmalarında göstermişlerdir.

En genel ve kabul gören anlamına göre gözle görülebilen, habitatu sucul ekosistemler olan, fotosentez yapma kabiliyetine sahip yaşayan organizmalar makrofit olarak adlandırılmaktadır. Başta algler olmak üzere, tohumlu bitkiler, eğrelti otları ve sucul kara yosunları gibi pek çok taksonomik grup makrofit tanımına uymaktadır. Su yüzeyindeki bulunma durumlarına göre; yarı batık (emergent) makrofitler, su içi (submersed) makrofitler ve yüzücü (free floating) makrofitler olmak üzere 3 farklı grup altında incelenmektedir [53]. Sucul makrofitler hızlı ve yüksek orandaki büyüme, biyokütle üretimi ve absorpsiyon özelliğinde organizmalar olduklarından dolayı karasal bitkilerden daha avantajlıdırlar [54]. Kirletici etkenlerin yoğun bulunduğu koşullarda sucul makrofitlerin toleransı çok yüksektir ve bu kirletici etkenleri yapılarında biriktirebilirler. Bu özelliklerinden dolayı hiperakümülatör olarak da bilinmektedirler [55]. Ayrıca, fosfor ve azot gibi organik besin yükünün gideriminde etkilidirler [56,57]. Sucul makrofit *V. dubyana* (Brotherus)'nın habitatu Asya'dır. Uzunluğu 5 cm, genişliği 10 cm civarındadır. Sürünerek büyüme alışkanlığına sahiptir. Optimum sıcaklık koşulları 15-28 °C olmakla beraber 15 °C'den soğuk, 30 °C'den sıcak sularda ± 5 toleransla yaşayabilir fakat gelişemez [58]. Karbondioksit ihtiyacı 3–

5 mg/L, ışık ihtiyacı ise 0.25 watt/litre'dir [59]. Işık şiddetindeki artışla büyüme hızı artabilir. Gün içinde ihtiyaç duyduğu hava nemi %60-90 aralığında geceleri ise %70-90 değerindedir. Orta sertlikte suda ve 5-9 arası pH'da gelişir (optimum pH 7'dir). Bakım ihtiyacı çok azdır ve gelişim hızı yavaştır [60,61]. Dünyada ticari öneme sahip olmakla birlikte çok miktarda üretilen ve yetiştirilen bir türdür. Geçmişteki çalışmalarda *Taxiphyllum barbieri* olarak anılmakta iken; günümüzde *V. dubyana* şeklinde sınıflandırılmaktadır [62]. Hafif acılıktaki sular başta olmak üzere tüm su tiplerinde büyüme ve gelişme gösterir. Ekolojik toleransı çok yüksektir [58]. İnce yaprakları arasında tek hücreli canlıları barındırır. Balıklar için saklanma ve beslenme mekânı oluşturmasının yanı sıra, balık yumurtlaması ve yavru balık gelişimi için uygun ortam sağlar [63]. Kütük ve kayalara tutunabilir. Yayıldıkça şeklinin korunması istendiğinde budanabilir. Karmaşık yapısının içinde pislikleri toplar ve hapseder. Gelişimi takip edilirken rengi kahverengine dönüyorsa ışık yetmiyor, açık yeşil filiz veriyorsa yetiştirme optimum koşullarda demektir. Türkiye'de İspanyol yosunu olarak bilinir [64].

V. dubyana, endüstriyel alanda oluşan atık sulardan boyar maddelerin giderimi ve verimli bir şekilde uzaklaştırma sağlar. Bundan dolayı biyolojik absorpsiyon istenilen çalışmalarda, kolay elde edilebilmesi kendini yenileyebilmesi, çevre dostu olması nedeniyle bilimsel çalışmalarda kullanılır [65, 66]. Tüm bu araştırmalarla ilişkili olarak araştırmamızdaki öncelik hipotezi, bazı kirlilik parametrelerinin sucul bir makrofit türü olan *V. dubyana*'ya etkilerini ortaya koymak ve mezbaha atık sularının *V. dubyana* ile ıslahını araştırmaktır. Yapılan çalışmaların, atık mezbaha sularının deşarjı gerçekleşmeden makrofit ekimi ile biyolojik arıtımının mümkün olduğunu göstermesi, çalışmamızın temel hipotezini oluşturmuştur. Böylece araştırmamızdaki amaç, mezbaha atık sularının yapısı, bileşenleri ve etkilerini incelemek, bu atık suların *V. dubyana* ile rehabilite edilip edilemeyeceğini araştırmak olmuştur. Yaptığımız çalışmada mezbaha atık sularının; bulanıklığı, alkalitesi, fosfat ve organofosfat değeri, kalsiyum sertliği, sülfat oranı, silika oranı ve ayrıca nitrit, nitrat, amonyak oranı (mg/L olarak) parametreleri araştırılmıştır.

2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

Torkian, Eqbali ve Hashemian [67] mezbaha atık sularının direkt olarak aerobik yöntemlerde arıtılması; havalandırmadan dolayı yüksek enerji gereksinimi, oksijen transfer hızlarında sınırlamalar ve büyük miktarda çamur üretiminin oluşacağı gibi önemli problemlerin oluşacağı sonucuna varmışlardır.

Özyonar [6] entegre et ve et ürünleri tesisleri ve mezbaha atık suları içeriğindeki maddelerden dolayı yüksek miktarda organik madde (BOİ, KOİ), toplam askıdaki katı (TAKM), toplam fosfor (TP), toplam azot (TN), yağ ve gres içerdiğini belirtmiş. Bu nedenle çok kirlilik oluşturan bir atık su özelliğine sahip olduğundan dolayı önemli bir çevre kirletici kaynağı olarak, çevreyi ve beraberinde ekosistemi etkilediği ve entegre et ve mezbaha tesisleri atık sularının arıtılmadan alıcı ortama verilmesi alıcı ortamında çözünmüş oksijenin tüketilmesine, su ortamının ve bu ortamda bulunan bitkilerin (örneğin; makrofitler), hayvanların (örneğin; balıklar) yapısının bozulmasına neden olduğu belirtilmiştir. Bu nedenle entegre et ve et ürünleri, mezbaha tesisleri çıkış sularının alıcı ortama deşarj edilmeden arıtılması gerektiğini vurgulamıştır.

Anonymous [68] kesimhane atıklarının bir su kaynağına, belediye kanalizasyonuna veya araziye boşaltılması uygulanan basit, masrafsız ve en kolay yöntem olduğunu vurgulayarak tasfiye edilmemiş, işlem görmemiş, arıtılmamış suyun alıcı ortama direk deşarjının; Atık derişiminin yükselmesine, yüzen köpük ve çamur birikintilerine, ötrofikasyon nedeniyle estetik olarak istenmeyen görüntülere, kötü koku oluşumuna, suyun kalitesinde bozulmalara, su ortamında yaşayan canlıların yaşamsal aktivitelerinin gerilemesine ya da azalmasına ve suda çözünmüş oksijenin hızla azalmasına neden olacağını ön görmüştür. Anthrax, hayvan tüberkülozu, salmonella enfeksiyonları, E. coli enfeksiyonları, helminthic ve mantar enfeksiyonları çiftlik hayvanlarında yaygın hastalıklar olduğundan mezbaha atık sularının alıcı ortama direkt deşarjı insan, hayvan, bitki sağlığını kısacası tüm ekosistemi tehdit etmektedir.

Demirer [69] çalışmasında atık suların arıtımında dikkate alınması gereken önemli kirleticiler ve arıtılmadığı koşullarda oluşabilecek tehlikelere dikkat çekmiştir.

Tekeli, Şenyapılı ve Güvenç [70] tarafından hazırlanan “Ankara’ da Tarih İçinde Sanayinin Gelişimi ve Mekânsal Farklılaşması, Ankara’ da Sanayi Üretiminin Tarihsel Gelişim Süreci” isimli raporda; ayrı kanalizasyon sistemi kurup yerleşim yerlerine uygun uzaklıkta bir arıtma tesisi yapılması, mezbaha atıklarının arıtılmadan sucul sisteme dökülmemesi ve ön arıtmaya tabi tutulması önerilmiştir. Şengül [15] mezbaha atık sularının arıtılmasının ilk aşamasını ızgara ve elekten geçirme işlemleri oluşturduğunu vurgulamıştır. Bu işlemleri takiben de kıl, et, gübre, yüzen katı maddelerin ve askıdaki katı maddelerin tutulması (Yağ tutucular yardımıyla yağ ve gresin atık sudan uzaklaştırılması) işleminin gerektiğini belirtmişlerdir. Daha sonra kullanılacak olan biyolojik arıtma sisteminin tipine, kirlilik giderimi kapasitesine bağlı olacak şekilde, belirlenen ön çökeltme ve ön arıtma işlemlerinin mutlak suretle yapılması gerektiğini belirtmiştir.

Özyonar [6] entegre et endüstrisi ve mezbaha atık sularının, içerdikleri yoğun ve konsantre kirleticiler nedeniyle arıtılmasının oldukça güç, maliyeti yüksek ve uzun süren bir işlem araştırmış, bu atık suların ise en önemli kirlilik bileşeninin kan olduğunu ortaya koymuştur. Kanın 20 günlük yaklaşık BOİ değerinin 405.000 mg/L, 5 günlük yaklaşık BOİ değerinin, 150.000-200.000 mg/L, pıhtılaşmış kanın ise yaklaşık BOİ değerinin 470.000 mg/L olduğunu incelemiştir. Bu atık sulardaki BOİ değeri bu şekilde özellik gösterirken, örnek olarak büyükbaş bir hayvanın kesilmesiyle oluşan kanlı atık suyun, kanalizasyona, toprağa veya yüzey sularına direkt deşarjıyla, kirlilik yükünün büyük ölçüde artış göstereceğini ortaya koymuştur. Bundan dolayı mezbahalarda kesim ve sonrasında ortaya çıkan atık suyun geri kazanımının veya arıtımının önemini çalışmasında vurgulamıştır. Bu atık suların arıtılması için çeşitli fiziksel, mekanik ve kimyasal teknikler kullanıldığını, birçok ülkede ise deşarj öncesi atık suya uygulanan metodların yetersiz kaldığına dikkat çekmiştir. Fiziksel yöntemde; atık sudaki çökebilir ve yüzebilir yabancı maddeler genel olarak kaba temizlenme işlemine tabii tutulurken, mekanik yöntemde; süzme, yüzdürme ve çökeltme gibi işlemler gerçekleştirilir. Kimyasal yöntemde ise; suya kimyasal madde eklenir, suda bulunan askıda ve çözünmüş maddelerin kimyasal yapıları değiştirilip, bu farklılıktan yararlanarak atık sudan uzaklaştırılma amaçlanır. Bu şekilde yapılan fiziksel, mekanik

ve kimyasal metodlar ise atık suda ancak az miktar da olsa çözülmüş madde miktarının azaltılabileceğini göstermiştir.

Yıldız ve ark. [71] ise; ileri teknolojiye gereksinim duyulmaması, pahalı ekipmanlara gerek olmaması, yenilenebilir olması, kolay uygulanabilmesi, basit işletim ve işletim kararlılığı sağlaması, sürdürülebilir olması, ekolojik denge ve döngüye katkı sağlaması, düşük miktarda çamur oluşumu, düşük enerji ihtiyacı gerektirmesi, düşük maliyetle gerçekleştirilebilmesi, flora ve fauna habitatlarını desteklemesi, biyoçeşitlilikte artış sağlaması, hasat edilen sucul bitkilerin çeşitli amaçlarla kullanılması (biyogaz, hayvan yemi- gübre üretimi, bitki gövdesinin çatı, çit, mat yapımında kullanımı vb.) gibi yapay sulak alanların mekanik, fiziksel, kimyasal kısaca geleneksel arıtma yöntemlerine göre çok daha avantaj sağlamasından dolayı, yapay sulak alan sistemleri oluşturmuşlardır. Bu yapay sulak alanları ise doğal sistemler/ekilmiş sulak alanlar olarak nitelendirmiştir.

Köy Hizmetleri Genel Müdürlüğü (KHGM) [72], yapay sulak alanları doğal arıtmanın bir türü, birçok sucul canlının görev yaptığı, kendini onarabilen ve yenileyebilen özellikte havuzlar olarak tanımlamıştır. Sulak alanların ana bileşenleri; bitki (yıllık, mevsimlik, su altı veya su yüzeyindeki bitkiler), toprak (mineraller veya organik sedimentler) ve su olduğunu ifade etmiştir.

Anonymous [73] yapay sulak alanları, bir ya da daha fazla arıtma bölümlerinin, biyotik ve abiyotik faktörlerle birlikte, tek bir yapıda birleştiği arıtma sistemleri olarak tanımlamıştır.

İspirli [31] bu doğal arıtma sistemlerini, atık suyun özelliklerine uygun olarak yetiştirilmiş sucul bitkilerle arıtım sağlayan, özel olarak tasarlanmış yataklar olarak açıklamıştır. Bu sistemler tek başına görev yapabilme özelliğine sahipken, bazı durumlarda da başka bir arıtım teknolojisiyle birlikte kullanılabilir özellikte olduğunu söylemiştir. Arıtım için oluşturulacak yapay sulak alanlar oluşturulurken de doğal sulak alanların ekolojik işleyişinin esas alınması gerektiğine dikkat çekerken, aynı zamanda arıtım olayında en önemli faktörün sucul bitkinin arıtma kapasitesi olduğu ve bu duruma dikkat edilmesi gerektiğini vurgulamıştır. Sucul bitkiler atık suyun arıtımını sağlarken bu bitkilerin habitatı olan yapay sulak alan da arıtımda filtre görevini üstleneceğine değinmiştir. Sucul bitkiler vasıtasıyla arıtımın

gerçekleşebileceği bu yapay sulak alanların küçük işletmelerden büyük fabrikalara, basit yerleşim yerlerinden kompleks şehirlere kadar her alanda kullanılabilir olacağını söylemiştir.

Korkusuz ve ark. [74] atık suların arıtımı için oluşturulan yapay sulak alanlarda birden fazla fiziksel, kimyasal ve biyolojik ve biyokimyasal olayın arıtımı etkilediğini, oluşturulan doğal arıtım sisteminin ise atık sulardaki BOİ5, AKM, amonyak azotu (NH₃-N) ve toplam fosfor (TP) vb. parametreleri yadsınamayacak kadar yüksek bir verimle rehabilite ettiğini çalışmasında incelemiştir.

Arıkan [75] çalışmasında yapay sulak alanların arıtım oranlarını ve kirlilik giderimindeki başarısını incelemek üzere, sulak alan yatak giriş ve çıkışlarından haftada 1 kez olacak şekilde su numuneleri almış ve AKM, KOI, NH₄- N, TN, TP, fosfat fosforu (PO₄-P) gibi parametreleri analiz etmiştir. Yapay sulak alan yataklarının, organik kirleticiler, azot ve fosfor gibi besin maddelerinin meydana getirdiği kirlilik gideriminin de etkili olduğunu ve atık su arıtımında etkin bir şekilde kullanılabileceğini işaret etmiştir.

U.S.EPA (Birleşik Devletler Çevre Koruma Kurumu) [76] yapay sulak alanlarda organik ve inorganik bileşiklerin birbirine dönüşümünü ve bu bileşenlerin belli konsantrasyonlarda oluşturabileceği kirlilik yükünün giderimini işaret etmiştir. U.S.EPA [76, 77] yaptığı çalışmada sucul bitki populasyonlarının, azotu ve farklı formlarını metabolik olaylarda kullanılmak üzere su veya sedimentten aldığını, fakat olması gerekenden yüksek orandaki azot içeriği ise suda istenmeyen olumsuz sonuçları ortaya çıkardığını söylemiştir. Ekolojik sistemlerde azot giderimi ancak nitrifikasyon ve denitrikasyon olayları ile sağlanmaktayken, azot fiksasyonunu (azot gazının organik azota dönüşmesi) sadece belli organizmaların gerçekleştirebildiğini ifade etmiştir. Bu nedenle çeşitli nedenlerle kirlilik oranı yüksek sucul sistemdeki aşırı azotun burada yaşayan bitkiler ile fikse edilebileceğini incelemiştir.

Çelekli ve ark. [52] sucul bir makro alg türü olan *S. majuscula* ile tekstil endüstrisinden kaynaklanan atık suların arıtımının mümkün olduğunu fakat arıtımda kullanılan organizma türünün biyosorbsiyon potansiyelinin ve kendine ait özelliklerinin ayrıca atık suyun da kendine has yapısının atık su arıtım sonuçlarında önemli olduğunu yaptıkları çalışmalarla işaret etmiştir.

Kadlec ve Knight [78] çalışmalarında sulak alanlarda azot fiksasyonu için oksijen gerektiğini ve bu oksijen gereksiniminin büyük bir bölümünün de makroskobik damarlı bitkilerle sağlandığına değinmiştir. Bir sulak alanda olumsuzluk oluşturabilecek seviyedeki azotun en temel gideriminin amonyaklaşma, nitrifikasyon ve denitrifikasyon ile gerçekleşebileceğini, bu olayların gerçekleşmesi için de sucul bitkilerin önemli olduğunu vurgulamıştır.

Çiftçi ve ark. [79] yaptıkları çalışma alglerin SYS (serbest yüzey akışlı sulak alan) sistemlerinde, arıtma performansına yadsınamaz şekilde etki gösterdiğini vurgulamış, bu olumlu özelliklerinin yanında suya güneş ışığı geçişini engellediği, havalanmayı engelleyen canlı bir film tabakası oluşturduğunu, kısaca sucul sisteme ışık ve oksijen girdisinin azalmasına sebebiyet verdiğine de dikkat çekmiştir.

Sohsalam ve Sirianuntapiboon [80] Tayland'da melas (şeker üretiminde billurlaşan şeker alındıktan sonra geri kalan, hayvan yemi, gübre vb. olarak kullanılan posa) SYS sisteminden faydalanarak; bu atık suyu arıtmak, optimum OYH değerini ölçmek (organik yükleme hızı), atık sudaki besin ve renk arıtma verimliliğini incelemek için araştırmalar yapmışlardır. Çalışmalarının sonucuna geldiklerinde ise yüksek organik bileşen içeren, suyun oksijen kaybına neden olan, farklı oran ve derişimlerde nitrojen/fosfor/potasyum ihtiva eden besin içerikli melas atık suyunu sucul bitkiler kullanarak biyolojik bir arıtım gerçekleştirmeyi hedeflemişlerdir. Melas atık suyunun koyu renkli olması sebebi ile sucul sisteme ışık girişini azalttığı ve canlı hayatı için önemli olan fotosentetik tepkimelerin engellenip tehlike oluşturacağını ifade etmişlerdir. Bu atık suyun arıtımı için *Cyperus involucratus*, *Typha auguttifolia* ve *Thalia dealbata* sucul bitkilerini kullanmış ve çalışmalarının sonunda yaklaşık %89-92 oranda AKM ve TP, %15 oranda BOİ, %10-81 oranda amonyum azotu, %95-99 oranda nitrat azotu arıtımının gerçekleştiğini saptamışlardır.

Brix ve Arias ile Vymazal [81, 82] farklı çalışmalarda aynı konu üzerine yoğunlaşarak, atık su arıtma tesisine bağlı bir SYS sistemini incelemişlerdir. *Acorus* ve *Typha* sucul bitkileri kullanarak organikbileşikler, metaller, metalimsiler ve anyonların yapay sulak alanlardaki kirlilik giderimi verimliliklerini araştırmışlardır. Sonuç olarak bu sucul bitkilerin, KOİ ve BOİ5 açısından bir değerlendirme yaptıklarında, yaklaşık %60-99 oranda organik bileşik yüksek arıtım verimliliği, orta

ve düşük verimlilik seviyesinde olacak şekilde de amonyak, nitrat ve fosfor giderimi sağladığını ortaya koymuşlardır.

Park ve ark. [83] yaptıkları araştırmalarda istatistiksel olarak sulak alanların doğal işleyiş prosesine uygun şekilde inşa edilmesi ve verimi yüksek şekilde çalışması sağlandığında çoğu kirletici etken bakımından göz ardı edilemeyecek şekilde arıtım verimi elde edilebileceği sonucunu ortaya koymuşlardır. *Acorus* ve *Typha* sucul bitkileri ile sulak alanlarda özellikle *Typha* bitkisi varlığında yüksek oranda O_3^- arıtım başarısı elde etmiş ve bazı ağır metallerin belli bir derecede arıtıldığını ortaya koymuşlardır.

Martin ve Johnson [84] herhangi bir nedenle oluşmuş sızıntı atık suyun arıtımında, köke sahip sucul makrofitler kullanarak yaklaşık %64-99 oranda amonyak, AKM, TP ve KOI giderimi elde etmişlerdir.

Pevery ve ark. [85] sızıntı atık suyun arıtımında sucul bitkilerden biri olan *Phragmites australis* kullanmışlar ve bu organizmanın köklerinden oksijen çıkışı ile atık suda bulunan demirin çökeldiğini, ayrıca köklerin filtre görevi üstlenip metalleri rizomlara taşıdığı sonucuna çalışmalarında ulaşmışlardır.

Bulc ve ark. [86] çalışmalarında sızıntı atık suyunun arıtımı için yapay bir sulak alan oluşturmuş ve atık suda yaklaşık %85 bakteri giderimi, %80 demir giderimi, %81 NH_3-N giderimi, %46 BO_5 ve %68 KO_5 giderimi sağlamışlardır.

Krishnan [87] çalışmasında *Scleria sumantrensis* ve *Scleria mucronatus* sucul bitkileri kullanılarak arıtımı yapılmış sızıntı atık suyunda bu bitkilerin arıtım verimliliği ve başarısını kıyaslamıştır. Sonuçta *S. sumantrensis* köklerinde, *S. mucronatus*'dan daha az oranlarda ağır metal biriktirebildiğini gözlemlemiş ve *S. mucronatus*'un yüksek düzeyde metal absorbe edebildiğini ispatlamaya çalışmıştır.

Rafidah binti Hamdan [88] *Scleria sumantrensis* sucul bitkisi ile arıtılmış sızıntı suyunda BO_5 ve KO_5 parametrelerinin yanı sıra Fe, Zn, Mn gibi ağır metallerin kirlilik anlamında giderimlerini sırasıyla yaklaşık; %94, %92, %89, %90 ve %89 olarak, *S. mucronatus* sucul bitkisi ile arıtılmış sızıntı suyunda ise BO_5 ve KO_5 parametrelerinin yanı sıra Fe, Zn, Mn için giderim verimlerinin ise sırasıyla; %98, %95, %95, %90 ve %91 olarak saptanmıştır.

Muna Mohamed [89] *Scirpus globulosus* ve *Ericaulon sexangulare* sucul bitkileri ile arıtılmış sızıntı suyunda incelediğinde bu iki bitki türünü birbiriyle kıyaslamış ve *S. globulosus*'un *E. sexangulare*'den daha yüksek, ayrıca yapraklarının da köklerinden daha yüksek oranda Zn ve Ni gibi ağır metal absorbe ettiğini ve biyolojik bir arıtım gerçekleştirdiğini söylemiştir.

El-Gendy ve ark. [90] atık sızıntı suyunda arıtım gerçekleştirmek için su sümbülü ve *Salvinia* bitkilerini kullanmış, sonuçta su sümbülünün yaklaşık %80 TKN, %100 amonyak, %97 reaktif fosfor ve %84 toplam demir gireimi sağladığını tespit etmiştir. *Salvinia* ise deneyin ilk gününde bu konsantre atık suda yaşamını sürdüremeyip, ölmüştür.

Lee [91] araştırmasında arıtılmış sızıntı suyunda, %91, 7 Cr ve %81, 8 Cd alınımının *Typha angustifolia* sucul bitkisi ile sağlandığını göstermiştir. Ayrıca sulak alanın diğer parametrik ölçümlerinde BOİ %65, KOİ %81, 8, NH₃-N %84,4, ve NO₃-N %47,2 kirlilik giderim verimi tespit etmiştir.

Bastviken ve ark. [92] *Typha latifolia*, *Phragmites australis* ve *Elodea canadensis* bitkileri ile atık sızıntı suyunda biyolojik bir arıtım amaçlamışlardır. *E. canadensis*'in denitrifikasyon olayında yaklaşık 3 kat daha fazla oranda başarı sağladığını bildirmişlerdir.

Bloor ve Banks [93] *Juncus effusus* sucul bitkisi kullanarak atık suyun arıtımında KOİ değerini gözlemlemiştir. *Juncus effusus* arıtım giderimi %60'lı değerlerde seyrederken kontrol gruplarında ise bu değeri %25 olarak ölçmüşlerdir. Atık suyun arıtımında bu sucul bitkinin yaklaşık olarak 2 kattan daha fazla oranda kirlilik giderimi sağladığını göstermişlerdir.

El-Gendy ve ark. [94] aynı konudaki önceki çalışmalardan faydalanarak su sümbülü bitkisiyle sızıntı atık suda arıtım gerçekleştirmeyi azot, potasyum, fosfor, klorit ve TKM vb. parametrik değerlerinde biyolojik arıtım anlamında başarılı kabul edilebileceğini ve daha elverişli şartlarda, daha kompleks sistemler kullanılarak ve bitki büyümesinin daha fazla olduğu durumlarda bu atık sulardaki kirlilik giderim başarısının artacağını söylemişlerdir.

Bulc [95] yapay bir sulak alan oluşturarak atık sızıntı suyundaki çalışmasında KOİ, BOİ5, amonyak azotu, toplam fosfor, sülfid, klorit ve demir gideriminin sırasıyla yaklaşık; %50, %59, %51, %53, %49, %35 ve %84 oranında seyrettiğini belirlemiştir.

Nivala ve ark. [96] yüzey altı akışlı olan yapay bir sulak alan sistemi kurmuş ve pek çok nedenle oluşmuş sızıntı atık suyunun arıtımında BOİ5, KOİ ve NH₄⁺-N kirlilik yükü giderimi verimlerinin havalandırma yapıldığı şartlarda az ve kararsız olduğunu, havalandırma yapıldığı şartlarda ise bu giderim başarısının göz ardı edilemeyecek kadar yüksek oranda arttığını göstermişlerdir.

Sawaitayothin ve Polprasert [97] yaptıkları çalışmada *Typha angustifolia* sucul bitkisi ile atık sızıntı suyunu arıtmada etkili fotosentetik bir organizma olduğunu ve bu suyun *T. angustifolia* ile arıtımından sonra; %96 toplam azot, %91 BOİ5 ve %99 oranda fekal koliformları giderimini gözlemleyip, tarımsal alanlarda kullanabileceğini önermişlerdir.

Ekmekçi [98] Adana'da (Sofulu) çöp sızıntı suyunda bulunan kirletici parametrelerin *Typha latifolia* gibi sucul bir bitki ile rehabilite edilmesi konusundaki çalışmasında ortalama %68, 49 oranda BOİ5, %64, 54 oranda KOİ, %82,58 oranda AKM, %93,79 oranda TKN ve %61,99 oranda TP derişimi gözlemlemiş ve çöp sızıntı suyunda sucul bitkiler kullanılarak yüksek arıtım başarısı sağlanacağını öne sürmüştür.

Chiemchaisri ve ark. [99] *Typpha angustifolia* sucul bitkisiyle TKN giderimini %43-46 arasında bir değer bularak, sızıntı atık suyunun arıtımında bu bitkinin kullanılabilceğini ve bu atık sudaki yüksek konsantrasyon değeri olan azotun sucul bitkileri dolayısıyla arıtımın aksayıp kirlilik giderim başarısının istenmeyen şekilde etkilendiğini söylemişlerdir.

Yalcuk ve Uğurlu [100] *Typha latifolia* kullanarak atık su arıttıklarında %38,3-62,3 arasında bir değerde NH₄⁺-N, %27, 3- 35, 7 arasında bir değerde KOİ, %46,7-52,6 arasında bir değerde PO₄³⁻-P ve %17-40 arasında bir değerde Fe(III) giderimi sağlamışlardır.

Kadlec ve Zmarthie [101] sızıntı atık suyunun amonyak kütle azalışının son 9 yılda ortalama %99,5 gibi bir değere sulak alanda arıtım yapılarak gelinebileceği ve pestisitlerin ortamdan giderildiğini çalışmalarında incelemişlerdir.

Lavrova ve Koumanova [102] çalışmalarında düşey akışlı yapay sulak alan oluşturup *Phragmites australis* ile sızıntı suyunun arıtılmasında KOİ, BOİ5, NH₃ ve TP kirlilik yükü giderimlerini araştırmış ve bu parametrelerde sırasıyla; %96, %92, %100 ve %100 olacak şekilde bir rehabilitasyon başarısı elde etmişlerdir.

3. MATERYAL ve YÖNTEM**3.1. Numune Alma**

Numuneler Malatya Doğanşehir ilçe merkezine yaklaşık 5 km uzaklıkta bulunan bir mezbahadan alınmıştır (Resim 3.1). Bu bölge kuzey 38° 05' 07.0" ve güney 37° 52' 44.1" koordinatlarında yer almaktadır. Doğanşehir ilçesi ve Malatya'nın nüfus yoğunluğu nedeni ile yüksek oranda kesim yapılan mezbaha seçilmiştir.



Resim 3.1 Malatya/ Doğanşehir mezbahası

Numune alınırken hayvanın yeni kesilmiş olmasına dikkat edilmiş ve numunenin başka bir etken ile kontamine olmadan alınmasına, mezbaha çıkışı kirlilik yükünün değişmeden alınmasına özen gösterilmiştir (Resim 3.2). Önce plastik şişeler yardımıyla alınan örnekler daha sonra cam kaplara huni yardımıyla transfer edilerek numunelerin normal şartlardaki özelliklerinde kayıp yaşanmaması için, ağzı hava teması olmayacak şekilde kapatılmış ve ışık görmeyecek biçimde alüminyum folyo ile sarılarak Adıyaman Üniversitesi Hidrobiyoloji Laboratuvarı'na götürülmüştür.



Resim 3.2 Yeni kesilmiş hayvandan alınan mezbaha atık suyu

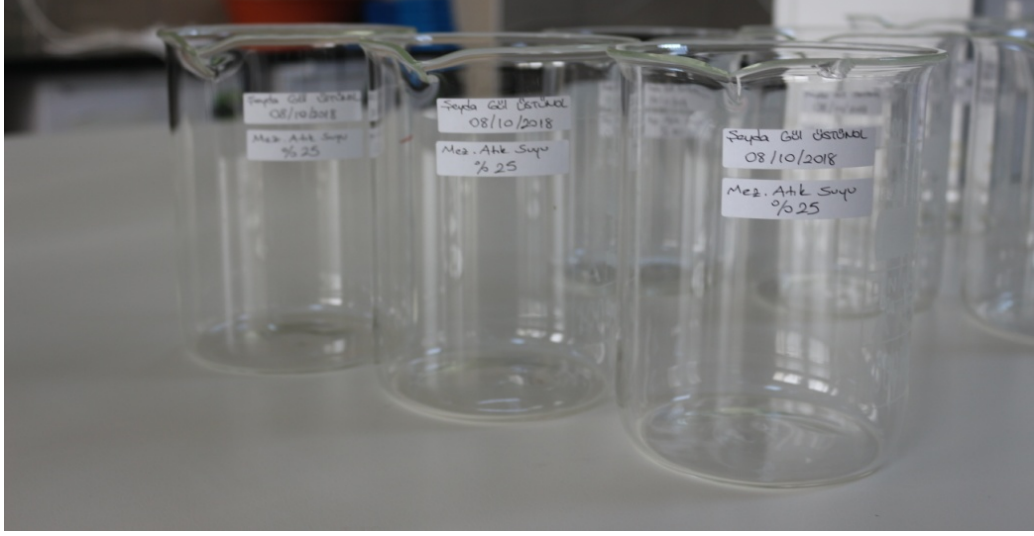
Ekim 2018- Aralık 2018 tarihleri arasında düzenli ve periyodik olacak şekilde haftalık ölçüm yapılmıştır. Mezbaha atık suyunun arıtımı için kullanılan makrofit (*V. dubyana*) herhangi bir kontaminasyon olmadan, eldiven ve pens yardımı ile, distile sudan geçirilmiştir.

Vesicularia dubyana, doğal habitatındaki ekolojik istek ve şartlarının değişmemesi için 20 günlük bir süre akvaryum ortamına adaptasyonu sağlanmıştır. Bu sürede *V. dubyana* için suyun normal şartlardaki ekolojik değişim ve gelişimin dengeli olması için optimum koşullar sağlanmıştır.

Mezbahadan alınan atık su, laboratuvar ortamına cam kaplarda getirilmiş ve kaba filtreleme işlemine tabi tutulmuştur (Resim 3.3).



Resim 3.3 Mezbaaha atık suyunun kaba filtreleme işlemi



Resim 3.4 %25'lik çözelti için etiketleme yapılan 1000 mL beherler



Resim 3.5 Tüm çözeltiler için etiketleme yapılan 1000 mL beherler

Filtrelenen 600 mL mezbaha atık suyu; 1. beher kontrol olmak üzere, 2. beher %10, 3. beher %25 ve 4. beher ise %40 oranda olacak şekilde distile su ile seyreltme işlemi yapılmıştır.

Deney düzeneği aynı koşullar altında 3 kez tekrarlı olacak şekilde kurulmuş ve elde edilen tüm parametre değerleri kayıt altına alınmıştır.

3.2. Fiziksel ve Kimyasal Parametrelerin Ölçümü

Beharlere alınan seyreltik haldeki 600 mL mezbaha atık suyu 24 saat, ağzı açık ve güneş alacak şekilde bekletmeye alınmıştır. 24 saat sonra 3'er g *V. dubyana* (Pioneer Ohaus S.N: 8728365627) bir hassas terazi ile tartılarak %10, %25 ve %40 oranında seyreltik mezbaha atık suyuna ve kontrol grubuna aktarılmıştır (Resim 3. 8).



Resim 3.6 *Vesicularia dubyana* (Genel görüntü)



Resim 3.7 *Vesicularia dubyana* (Yakın görüntü)



Resim 3.8 Makrofit ekimi yapılmış mezbaha atık suyu

Bulanıklık (Turbidimeter Aqua Lytic AI250T-IR S.N: 13/43908) turbidimetre cihazı ile, alkalinite, fosfat, kalsiyum, sülfat, silika, nitrit, nitrat, amonyak ve organofosfat Palintest marka test kitleri ile ölçülmüştür (Resim 3.9). 1 hafta arayla ölçüm yapılmak üzere beherlerin ağzı parafilm ile kapatılıp, cam kenarına tekrar yerleştirilmiştir.



Resim 3.9 Palintest test kitleri ve ölçüm cihazı

Palintest test kitleri ile ölçüm yapılırken alkaliniteyi ölçmek için, test tüpüne 10 mL numune alınmış, 1 adet alchaphot tablet eklenip tüm parçacıklar çözünene kadar ezilmiş ve karıştırılmıştır. Devamında kronometre ile 1 dakika tutulup tablet ve numune çözeltisi tekrar karıştırılmıştır. Fotometrede alkalinite değeri seçilerek önce saf su değeri kontrol amacı ile cihazda okutulmuş daha sonra da toplam alkalinite değeri mg/L cinsinden CaCO₃ olarak görüntülenmiş ve değer not edilmiştir. Fosfat içinse test tüpüne 10 mL örnek alınmış, 1 adet phosphate LR no: 1 tablet eklenip, ezilmiş ve karıştırılmıştır. Hemen ardından zaman kaybı olmaksızın 1 adet phosphate LR no: 2 tablet aynı şekilde ezilip erimesi için karıştırılmıştır. Tam renk değişimine izin vermek için kronometre ile 10 dakika beklenilmiş ve fotometrede fosfat değerini ölçmek üzere önce saf su daha sonra örnek çözelti okutularak PO₄ mg/L olarak değeri ölçülmüştür.

Kalsiyum ölçümünde berrak bir çözelti elde etmek için gerekli durumlarda özellikle derişik numunelerde çözelti filtre edilmiştir. Test tüpüne 10 mL numune alınıp 1 adet calcicol no:1 tablet eklenip ezilmiş ve karıştırılmış, hemen ardından 1 adet de calcicol no: 2 tablet eklenip ezilmiş ve karıştırılmıştır. Benç üzerine alınan karışım 2 dakika süre bekletilmiş ve tam renk değişimi gözlenmiştir. Fotometrede ilgili değer seçilip saf suyun okunmasının ardından mg/L olarak CaCO₃ değerinin okunması yapılmış ve not edilmiştir. Mezbaha atık suyundaki sülfat varlığını saptamak için 10 mL örnek test tüpüne alınmış, 1 tane sulphateturb tablet eklenmiş ezilmiş ve homojen bir karışım elde etmek için karıştırılmıştır. Tüp benç üzerinde hareket ettirilmeden 5 dakika bekletilmiş tam homojen bir karışım elde edebilmek için tekrar çalkalama yapılmış ve bu şekilde fotometrede sülfat değeri seçilerek saf su ile kontrol okumasından sonra sülfat değeri için okuma yapılmıştır. Test tüpünün üst kısmında oluşan bulanık faz sülfat varlığını gösteren fiziksel bir gösterge olmuştur. Sonuç mg/L cinsinden SO₄ olarak ölçülmüş ve not edilmiştir. Silika değeri için 10 ml numuneye test tüpünde 1 tane silica no:1 tablet eklenmiş ezilmiş ve karıştırılmıştır. Silikanın tepkimeye girme sürecine izin vermek için benç üzerinde test tüpü 5 dakika süre tutularak bekletilmiştir. Geçen sürenin ardından 1 tane silica PR tablet çözeltiye eklenmiş ezilip karışması sağlanmıştır. Numunenin fosfat içermediği kesin olarak biliniyorsa bu aşama atlanabilir fakat hem mezbaha suyundaki fosfat varlığının tespit

edilmesi hem de sonuçlarda hata payını en asgari düzeyde tutabilmek için bu aşama da gerçekleştirilmiştir. Sonraki aşamada 1 tane silica no:2 tablet eklenip karıştırılan çözelti tam renk değişiminin gözlenmesi için 1 dakika daha bekletilmiş ve fotometrede kontrol amaçlı saf su okutulup sonrasında mg/L olarak SiO₂ cinsinden silika değeri ölçülüp not edilmiştir. Nitratest tüpüne 20 ml olarak alınan mezbaha atık suyuna test kaşığı dolusu nitratest powder eklenmiş, süre geçmeden ve karıştırılmadan 1 adet nitratest tablet eklenmiş ve çözelti karıştırılmadan nitratest tüpünün kapağı kapatılıp 1 dakika boyunca çalkalama yapılmıştır. Ardından karışım benç üzerinde 1 bekletilmiş, flokülasyona yardımcı olmak için tüp 3- 4 kez yavaşça ters çevrilmiş ve tekrar reaksiyonların tam anlamıyla gerçekleşebilmesi için en az 2 dakika daha benç üzerinde bekletilmeye alınmıştır. Ardından 1 tane nitricol tablet eklenmiş ezilmiş ve karıştırılmış sonra yine 10 dakika bekletilmiştir. Tüm bu işlemlerin ardından saf su cihaza okutulup not edilmek üzere fotometrede nitrat ölçüm değeri seçilmiş nitrat için mg/L olarak NO₃ değeri ölçülmüştür. Nitrit parametresinde ölçüm yapmak için numune berrak bir çözelti halinde değilse tekrar filtre edilmiş ve ölçüm şırıngası ile numuneden 1 ml alınmıştır. Alınan 1 mL numune test tüpünde saf su ile 10 mL'ye kadar tamamlanmıştır. Elde edilen çözeltiye 1 adet nitriphot no: 1 tablet eklenip karıştırılmış, 1 adet de nitriphot no: 2 tablet eklenip karıştırılmış ve zaman kaybetmeden test tüpünün ağzı kapatılmıştır. Tam renk değişimine izin vermek ve gözlemleyebilmek için test tüpü benç üzerinde 2 dakika bekletilmiş, 2 dakikadan sonraki oluşan renk değişimleri göz ardı edilmiştir. Fotometrede nitrit için ilgili değer seçilip saf su okuması ile kontrol sağlandıktan sonra NaNO₂ değeri mg/L cinsinden ölçülüp not edilmiş ve diğer parametrelerin ölçümlerine geçilmiştir. Amonyak okuması için 10 mL test tüpüne alınan örnek 1 tane amonia no: 1 tablet ve 1 tane de amonia no: 2 tablet ile karıştırılmış ve benç üzerinde 10 dakika bekletilmiştir. Fotometrede amonyak değerinin seçilmesi ile saf su okutulmuş daha sonra sonuçlar mg/L cinsinden not edilmiştir. Organofosfat için plastik test tüpü 20 mL'ye kadar doldurulmuş üzerine 1 adet oxidising-OP tablet eklenmiş kapak kapatılmış ve tablet eriyene kadar test tüpü çalkalanmıştır. Bence alınan tüp 5 dakika bekletilip, 1 adet OP-A tablet eklenmiş ve aynı şekilde tüpün kapağı kapatılıp tablet eriyene kadar tüp çalkalanmıştır. Bence tekrar bırakılan test tüpü 2 dakika bekletilip çözeltinin 10 mL'si

cam test tüpüne filtre edilmiştir. Cam tüpe filtre edilmiş çözeltiye 1 adet OP-B tablet eklenmiş ezilip karıştırılmıştır. Tam renk değişimi ve tepkimelerin gerçekleşmesi için 5 dakika beklenmiştir. Süre sonunda fotometrede iligisi değer seçilip saf suyun okutulması ve kontrol sağlanmasının ardından test tüpü cihaza yerleştirilmiş ve mg/L cinsinden PO4 sonucu ölçülmüş not edilmiştir.

Mezbaha suyundaki parametre ölçümlerinde alkalinite için Kuyucak [103], fosfat ve azot için Tripathy ve Upadhyay [56], Nahlik ve Mitsch [57], sülfat için Moyo ve ark. [104], amonyak için Sohsalam ve Sirianuntapiboon [80], İspirli [31] çalışmalarından faydalanılmıştır.

Bulanıklık Turbidimeter Aqua Lytic AI250T-IR marka cihaz ile ölçülürken, kontrol olarak sırasıyla <0.1, 20, 200 ve 800 değerlerindeki hazır tüp çözeltiler cihaza okutulmuştur. Sonrasında 10 mL alınan numunelerde bulanıklık için ntu cinsinden ölçüm yapılmış ve ölçüm sonuçları not edilmiştir. Bulanıklık ölçümünde Canfield [105], Duarte [106], Sheffer [107], Donk ve Bund [108], Jeppesen [109], Tanyolaç ve Karabatak [110], Lewis ve Wang [111], Hering ve Schuhmacher [112] çalışmalarından yararlanılmıştır.

Araştırmada elde edilen veriler SPSS 22.0 istatistik programı yardımı ile analiz edilmiştir. Araştırmamız ve biyolojik açıdan önemli yer tutan parametreler özellikle bulanıklık, nitrat, fosfat, amonyak gibi su ekosistemini direkt etkisi altına alan parametrelerinin sırasıyla %10, %25, %40 konsantrasyonlarının uygulama ve kontrol değerleri kıyaslanmıştır. Uygulama ve kontrol yüzde konsantrasyon değerlerinin normal dağılım gösterip göstermediğini saptamak için Shapiro-Wilk analizi kullanılmıştır. Normal dağılım gösteren verilerde parametrik test, normal dağılıma sahip olmayan verilerde ise parametrik olmayan test uygulanmıştır. Öncelikle veri setlerinde hangi test yönteminin kullanılacağına belirlenmesi amacıyla değerlerin normal dağılıma uyup uymadığı test edilmiştir. Değerlerin varyanslarının homojenliği incelenmiştir. Normal dağılıma uyan ve varyansları homojen dağılan gruplar Tek Yönlü Varyans Analizi ile değerlendirilmiştir. Dağılım ve homojenlik varsayımına uymayan gruplar ise Tek Yönlü Varyans Analizinin karşılığı olan parametrik olmayan Kruskal Wallis Analizi uygulanmıştır.

4. BULGULAR ve TARTIŞMA**4.1. Bulgular**

Çalışma süresince mezbaha atık suyundan alınan örneklerin bazı fizikokimyasal parametreleri ölçülmüştür. Bununla beraber mezbaha atık suyunun karakteristik özelliklerinin farklı olmasının nedeni kesilen hayvanın beslenme koşulları, yaşadığı ortam ve kesim yöntemlerine bağlı olarak değişmesidir.

Mezbaha atık suyunda 08.10.2018 tarihinde çeşitli parametreler için ölçümlerine başlanılan deney düzeneğinde, alkalinitenin hem uygulama hem de kontrol grubunda deney sonuna kadar bir artış gözlenmiştir. Ayrıca deney grubunda ve kontrol grubunda (konsantrasyon artışına bağlı olarak) bu artış önceki ölçüm sonucuna göre kademeli olacak şekilde ilerlemiştir. Uygulamada en düşük konsantrasyon için, ilgili ölçüm sonuçları 9,1 ile 194 mg/L arasında bir değişim gösterirken, kontrolde ise 169-295 mg/L arasında seyreden alkalinite değerlerine ulaşılmıştır. Ölçülen parametrelerden biri olan kalsiyum içinse en yüksek konsantrasyonda uygulama ve kontrolde okunamayacak kadar küçük bir değerde olan kalsiyum 9–53 mg/L aralığında seyrederken, kontrolde ise bu değer 5– 34 mg/L arasında olduğu gözlemlenmiştir. Konsantrasyon artışına bağlı olarak kalsiyum değerinde düşüş görülmüştür. Çalışmamızdaki sülfat değeri ise uygulamada en düşük konsantrasyon için 49 ile 18 mg/L arasında bir düşüş göstermekte iken, deneyin kıyas yapılacağı kontrol grubunda ise bu değer 38 mg/L'den 9 mg/L'ye gerilemiştir. Ekim başında yaptığımız ilk ölçümde silisyum değeri en düşük konsantrasyonda kontrole göre belirli oranda artarken uygulama konsantrasyonu artıkça bu değer yükselmiştir. Bu değerler genel olarak 19,2- 9,1 mg/L arasında değişim göstermiştir. Fakat kontrol grubunda ise bu miktarlar 3-11 mg/L arasında değişmiştir. Deney boyunca zamana bağlı olarak uygulama yapılmış deney düzeneklerindeki silisyum konsantrasyon artışı kontrole göre temel olarak yükseliş olarak seyir göstermiştir. 2018 ekim ve aralık ayı arasındaki nitrit değeri, birbirine yakın değerler içermenin yanı sıra uygulamada en düşük ve en yüksek konsantrasyonlarda azalış gösterirken, %25 konsantrasyonda bir artış göstermiştir. Kontrol de ise en düşük konsantrasyon için bir artış %25 ve %40

konsantrasyondaki çözeltiler için tam tersine azalış söz konusudur. Organofosfat ise tüm konsantrasyonlarda zamana bağlı olarak genel anlamda azalmaktadır. Organofosfat parametresi için temelde uygulamada kontrole daha fazla oranda azalma saptanmıştır (Çizelge 4. 1).

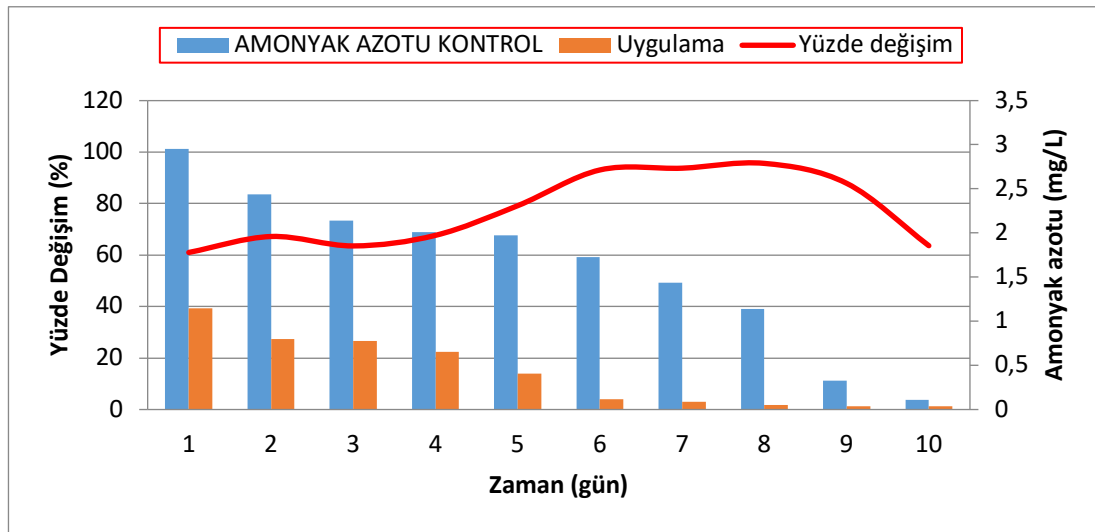
Çizelge 4.1 %10, %25 ve %40 konsantrasyondaki mezbaha atık suyu için parametreler

Kısaltmalar	%10, %25 VE %40 KONSANTRASYONDAKİ MEZBAHA ATIK SUYU İÇİN PARAMETRELER										
	Parametre/ % Konsan- trasyon	Bulanıklık (NTU)	Alkalinite (mg/L)	Fosfat (mg/L)	Kalsiyum (mg/L)	Sülfat (mg/L)	Silika (mg/L)	Nitrit (mg/L)	Nitrat (mg/L)	Amonyak (mg/L)	O.P (mg/L)
08 Ekim 2018	% 10 U.	13,13	9,1	1,42	30	49	19,2	13	6,01	1,47	150
	% 10 K.	16,1	169	2,61	29	38	12,01	8	14,92	0,13	160
	% 25 U.	28,13	24	2,82	38	51	6,03	9	9,11	1,47	174
	% 25 K.	31,8	293,3	3,01	21	65	20	15	13,14	3,71	133
	% 40 U.	50,2	29,1	3,29	<<	72	37,12	25	10,01	2,95	198
	% 40 K.	91	339	4,11	<<	87	27,21	17	16,72	3,94	172
15 Ekim 2018	% 10 U.	7,48	11	1,68	42	48	19,01	12	5,4	1,3	131
	% 10 K.	9,98	175	2,54	38	34	10,2	10	13,04	0,61	157
	% 25 U.	15,47	26	2,74	44	47	3,08	11	8,3	1,3	158
	% 25 K.	19,8	329	2,98	29	59	18,07	15	10,91	3,14	124
	% 40 U.	62,12	38	3,22	<<	67	36,8	23	8,2	2,8	195
	% 40 K.	87,03	350	7,5	<<	80	27	13	12,12	2,97	168
22 Ekim 2018	% 10 U.	4,48	25,45	1,73	53	45	18,57	10	4,28	1,24	112
	% 10 K.	6,48	182	2,51	44	32	8,32	17	12	0,94	151
	% 25 U.	12,84	36,2	2,54	52	46	3,72	14	7,47	1,24	146
	% 25 K.	16,83	372	2,81	33	55	15,72	11	9,91	2,45	118
	% 40 U.	72,9	39,52	2,84	9	64	31,1	20	7,81	2,51	182
	% 40 K.	81,33	403,9	6,92	<<	77	26,1	12	10,95	2,71	147
29 Ekim 2018	% 10 U.	3,09	35,2	1,95	61	45	17,04	9	3,95	0,34	95
	% 10 K.	4,53	195,3	2,47	51	27	7,21	24	10,5	1,55	143
	% 25 U.	9,63	45,03	2,35	64	40	2,45	19	7	0,34	145
	% 25 K.	13,46	450	2,41	42	48	14,46	9	7,67	2,14	109
	% 40 U.	56,86	40	2,43	14	59	22,02	17	7,46	1,91	178
	% 40 K.	69,13	480	5,36	5	63	24	12	8,15	2,14	131
05 Kasım 2018	% 10 U.	2,41	59,73	2,13	70	33	16,08	9	3,13	0,31	72
	% 10 K.	3,71	234	2,45	67	23	6,93	29	9,72	1,7	141
	% 25 U.	8,47	66,11	2,23	72	36	2,12	20	5,14	0,31	143
	% 25 K.	12,11	461,3	2,31	44	43	12	8	6,2	1,95	83
	% 40 U.	56,29	71	2,33	19	58	17,92	16	7,04	1,55	159
	% 40 K.	68,43	513,1	3,75	7	59	22,93	9	7,95	1,85	102
12 Kasım 2018	% 10 U.	1,87	77	2,19	82	27	13,44	7	2,67	0,27	69
	% 10 K.	3,63	258,8	2,5	89	19	3,55	37	8,87	1,95	132
	% 25 U.	7,88	81,73	2,31	81	29	1,95	21	4,5	0,27	130
	% 25 K.	11,39	492,7	2,21	57	41	12,11	7	5,44	1,7	74
	% 40 U.	52,91	103,1	2,29	26	55	9,01	13	5,17	1,13	137
	% 40 K.	65,7	584,7	3,54	11	54	19,12	6	7,14	1,34	85
19 Kasım 2018	% 10 U.	7,81	105	2,27	93	25	11,02	6	1,72	0,25	51
	% 10 K.	3,55	271,04	2,51	117	16	1,03	46	6,1	2,14	117
	% 25 U.	7,72	114,32	2,41	85	23	0,94	21	3,04	0,25	119
	% 25 K.	11,16	501	2,02	63	37	10,44	7	3,12	1,55	50
	% 40 U.	46,03	195,01	1,87	35	52	3,75	13	4,33	0,62	120
	% 40 K.	60,44	623	3,38	18	53	17	5	4,95	0,97	67
26 Kasım 2018	% 10 U.	1,57	181	2,28	110	21	10,47	4	0,87	0,21	43
	% 10 K.	3,19	284	2,35	148	14	<<	55	5,3	2,45	91
	% 25 U.	7,49	162	2,81	90	19	0,79	23	2,85	0,21	98,5
	% 25 K.	10,93	535,1	1,94	74	35	9,06	7	2,97	0,94	34
	% 40 U.	39,13	249	1,87	43	51	0,21	10	3,14	0,27	120
	% 40 K.	52,58	630	2,81	27	51	16,92	3	3,88	0,44	50
03 Aralık 2018	% 10 U.	0,47	189,31	2,19	128	19	9,46	4	0,44	0,17	40
	% 10 K.	1,59	292,1	2,45	153	11	<<	56	5,05	3,14	87
	% 25 U.	7,33	184,3	2,98	124	15	<<	24	2,21	0,17	97
	% 25 K.	10,83	547	1,91	81	29	9,01	4	2,35	0,61	30
	% 40 U.	27	287,2	1,85	48	49	<<	8	2,71	0,12	113
	% 40 K.	36,81	643,11	2,75	32	48	16,75	2	3,11	0,19	32
10 Aralık 2018	% 10 U.	0,44	192,04	2,35	142	18	9,51	3	0,21	0,07	39
	% 10 K.	1,43	295	2,45	161	9	<<	61	0,04	3,71	85
	% 25 U.	7,26	193,03	1,79	132	14	<<	25	2,14	0,07	94
	% 25 K.	10,72	554	1,81	84	22	8,9	3	2,24	0,07	25
	% 40 U.	25,92	295	1,82	53	38	<<	4	1,44	0,18	110
	% 40 K.	36,07	656	2,59	34	45	14	2	1,75	<<	17

4.1.1. %10 Konsantrasyon İçin Amonyak Azotu Değeri

08.10.2018 tarihinde ölçümüne başlanılan deney düzeneği için amonyak azotu değeri kontrol grubunda 2,95 mg/L olarak belirlenirken, makrofit uygulaması sonucunda ölçülen bu değer 1,15 mg/L'ye düşmüştür. Bu uygulama sonucunda kontrole göre %61,01'lik bir başarı elde edilmiştir. 15.10.2018 tarihinde ise amonyak azotu derişimi 2,44 mg/L, uygulama yapılmış deney düzeneğinde değerin 0,8 mg/L'e düştüğü gözlemlenmiştir. Uygulama başarısı yaklaşık %67,21 olarak belirlenmiştir. 22.10.2018 tarihinde ise kontrol grubunda amonyak azotu değeri 2,14 mg/L ölçülürken sucul makrofit ekimi sonucunda meydana gelen değer 0,78 mg/L olarak kaydedilmiştir. Bu tarihte kontrole göre makrofit başarı oranı ise %63,55 olarak kaydedilmiştir. Deney düzeneğinin 4. örnek ifadesi olan 29.10.2018 tarihinde ise amonyak azotu 2,01 mg/L'den makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 0,65 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı %67,66 olduğu görülmektedir. 05.11.2018'de ölçülen amonyak azotu 1,97 mg/L değerini gösterirken makrofit uygulanması ile amonyak azotu değeri ise 0,41 mg/L olduğu belirlenmiştir. Bu ölçüm sonucunda ise makrofit başarısı %79,18 olarak bulunmuştur. 12.11.2018 tarihinde 1,73 mg/L olarak kaydedilen amonyak azotu, makrofit uygulaması sonucu 0,12 mg/L'ye düşen bir değer göstermiştir. Kontrole göre %93,03'lük bir başarı oranı kaydedilmiştir. 19.11.2018 tarihine gelindiğinde amonyak azotu 1,44 mg/L değerinde olup, uygulama yapılan deney grubunda 0,09 mg/L amonyak azotu değeri saptanmıştır. Bu tarihte de önceki haftaya yakın bir seyir göstermiş ve %93,75'lik başarı oranı gözlenmiştir. Kasım ayının son ölçüm sonucuna gelindiğinde yani 26.11.2018 tarihinde amonyak azotu derişimi 1,14 mg/L ölçülmekteyken, makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 0,05 mg/L'ye gerilemiştir. Bu tarihte makrofit başarısı oranı önceki 2 haftaya göre düşüş göstermekle beraber ise %75,69 olarak kaydedilmiştir. Deney düzeneğinde örnek ifadesi 9 olan 03.12.2018 tarihinde ise amonyak azotu 0,33 mg/L'ye denk gelirken, makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 0,04 mg/L olarak belirlenmiştir. Ölçüm tarihinde ise makrofit başarı oranı %87,87 olarak ölçülmüştür. 10.12.2018 tarihinde ise amonyak azotunun derişimi 0,11 mg/L olarak ölçülmekte, makrofit uygulaması sonucu oluşan değer ise

0,04 mg/L olarak kaydedilmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %63,63 olarak kaydedilmiştir. Örnek ifadesi 4'ten sonra 6'ya kadar başarı oranı artan, 6 ile 8 arasında dalgalanma şeklinde kendini gösteren ve örnek ifadesi olarak 8, 9, 10 şeklinde gösterilen aralık ayı ölçümlerinde makrofit uygulama başarısı giderek düşüş göstermiştir ($p < 0,05$) (Şekil 4. 1).

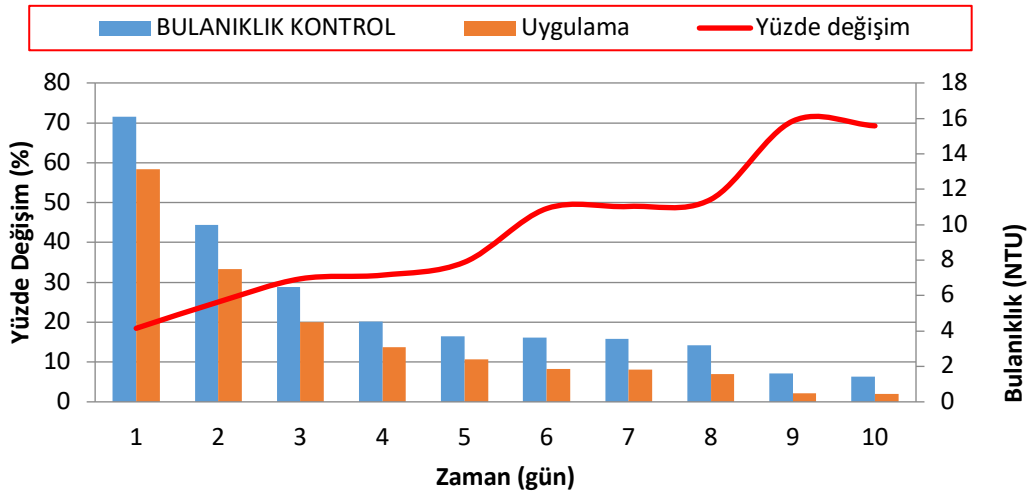


Şekil 4.1 %10 konsantrasyonda *V. dubyana* bitkisi varlığında kontrole karşı amonyak azotu değişimi

4.1.2. %10 Konsantrasyon İçin Bulanıklık Değeri

Bulanıklık değeri %10 konsantrasyon için giderek azalan bir sonuç göstermektedir (Şekil 4.2). Deney düzeneğinde 08.10.2018 tarihinde yapılan ölçümde bulanıklık değeri 16,1 ntu olarak belirlenirken makrofit uygulaması sonucunda bu değer 13,13 ntu değerine düşmüştür. Bu uygulama sonucunda kontrole göre %18,44'lük bir başarı elde edilmiştir. 2 numaralı örnek ifadesi olan 15.10.2018 tarihindeki ölçümünde 9,98 ntu olarak bulunan bulanıklık değeri, makrofit uygulaması yapıldığında bu değer 7,48 ntu'ya düştüğü gözlemlenmiştir. Uygulama başarısı yaklaşık %25,05 olarak belirlenmiştir. 22 Ekim tarihindeki bulanıklık ise 6,48 ntu olarak kaydedilirken makrofit uygulaması sonucu meydana gelen değer ise 4,48 ntu olarak saptanmış ver ilgili tarihte makrofit başarı oranı ise %30,86 olmuştur. 29. 10. 2018 tarihinde ise bulanıklık ölçüm sonucu 4,53 ntu'dan makrofit uygulaması sonucu

3,09 ntu olarak kaydedilmiştir. Kontrole göre başarı oranının %31,78 olduğu görülmektedir. 05.11.2018’de tarihinde bulanıklık 3,71 ntu iken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer 2,41 ntu olarak saptanmıştır. Bu ölçümde ise makrofit başarısı %35,04 olarak bulunmuştur. 12.11’de bulanıklık 3,63 ntu olarak kaydedilirken makrofit uygulaması ile kaydedilen değer ise 1,87 ntu’ya kadar gerilemiştir. Makrofit başarısı %48,48 olarak kaydedilmiştir. 19.11.2018 tarihinde kontrol grubunda bulanıklık 3,55 ntu değerinde, uygulama sonucunda makrofit ile oluşan değer 1, 81 ntu olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %49, 01 gözlenmiştir. 26 Kasım’ daki ölçümde ise bulanıklık 3,19 ntu ölçülmekteyken, makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer 1,57 ntu’ ya gerilemiştir. Bu tarihte makrofit başarısı ise %50,78’dir. Aralık ayının ilk ölçüm değeri 03.12.2018 tarihinde bulanıklık 1,59 ntu, makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 0,47 ntu olarak belirlenmiştir. Ölçüm tarihinde ise makrofit başarı oranı %70,44 olarak ölçülmüştür. Son ölçüm değeri olan 10.12.2018 tarihinde ise bulanıklığın 1, 43 ntu olarak kaydedilirken, makrofit uygulaması sonucu oluşan değer 0,44 ntu olduğu saptanmış ve makrofit başarı oranı ise %69,23 olarak kaydedilmiştir.

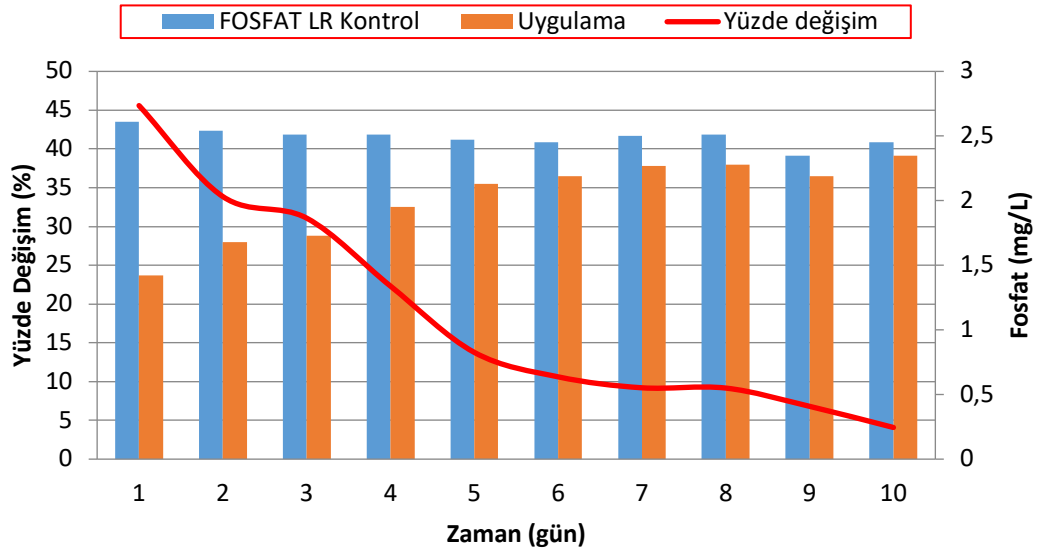


Şekil 4.2 %10 konsantrasyonda *V. dubyana* bitkisi varlığında kontrole karşı bulanıklık değişimi

4.1.3. %10 Konsantrasyon İçin Fosfat Değeri

Deney aşaması boyunca dalgalı bir seyir izleyen fosfat miktarları, deney sonuçlandırılmaya yakın daha anlamlı ve düşük değerlerde seyretmiştir. Bununla birlikte ölçümlere bakıldığında 8 Kasım 2019'da fosfat 2,61 mg/L olarak belirlenirken makrofit uygulaması sonucunda bu değer 1,42 mg/L'ye düşmüştür. Bu uygulama sonucunda kontrole göre %45,59'lik bir başarı elde edilmiştir. Bir hafta sonraki ölçümümüzde ise fosfat derişimi 2,54 mg/L olarak ölçülürken uygulama yapılmış deney düzeneğinde bu değer 1,68 mg/L'ye gerilemiştir. Uygulama başarısı yaklaşık %33,85 olarak tespit edilmiştir. 22 Ekim tarihinde yapmış olduğumuz deney sonucunda ise fosfat 2,51 mg/L'ye gerilerken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 1,73 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %31,07 olarak kaydedilmiştir. Ekim sonunda yapılan ölçümde ise fosfat 2,51 mg/L'ye gerilerken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 1,95 mg/L'ye gerilemiştir. Bu tarihte makrofit değişim oranı ise %22,31 olarak kaydedilmiştir. 05.11.2018 tarihinde ise fosfat 2,47 mg/L'ye gerilerken uygulama sonucunda meydana gelen değer ise 2,13 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu ölçümde makrofit başarı oranı ise %13,76 olarak kaydedilmiştir. Kasım ayının ilk ölçüm aralığında fosfat 2,45 mg/L'ye gerilerken uygulaması sonucunda meydana gelen değerde büyük bir değişim olmayarak 2,19 mg/L olarak kaydedilmiştir. Her iki ölçüm arasındaki değişim oranı da %10,61 olarak kaydedilmiştir. 19.11.2018 tarihine gelindiğinde ise fosfat 2,5 mg/L'ye gerilerken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 2,27 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı belirli bir oranda gerileyerek %9,2 olarak kaydedilmiştir. Kasım ayının son ölçümünde ise fosfat 2,51 mg/L'ye gerilerken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 2,28 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %9,16 olarak kaydedilmiştir. Aralık başında yapılan ölçümlerde fosfat miktarı 2,35 mg/L'ye gerilerken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 2,19 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu ölçüm skalaları arasında ki en düşük başarı oranlarından biri olan %6,8'lik bir oran kaydedilmiştir. Son ölçüm tarihimiz olan 10.12.2018'de fosfat 2,45 mg/L' ye gerilerken uygulama sonucunda meydana gelen

değer hemen hemen aynı kalarak ise 2,35 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı en düşük değer olan %4,08'e gerilemiştir (Şekil 4. 3). Fakat genel ve istatistiksel anlamda %10 konsantrasyon için anlamlı bir farklılık saptanmaktadır ($p<0,05$).

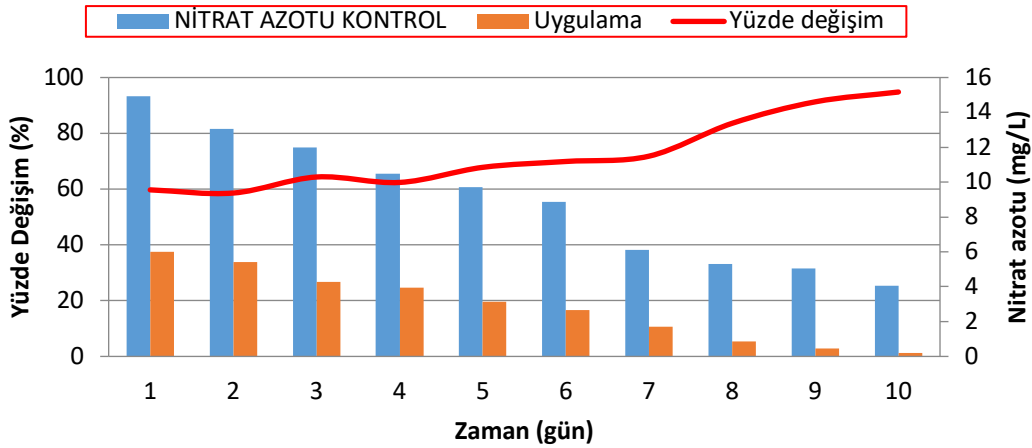


Şekil 4.3 %10 konsantrasyonda *V. dubyana* bitkisi varlığında kontrole karşı fosfat değişimi

4.1.4. %10 Konsantrasyon İçin Nitrat Azotu Değeri

08.10.2018 tarihinde nitrat azotu 14,92 mg/L olarak belirlenirken makrofit uygulaması sonucunda bu değer 6,01 mg/L'ye düşmüştür. Bu uygulama sonucunda kontrole göre %59,71'lik bir başarı elde edilmiştir. Ekim 15'te 13,04 mg/L olarak ölçülürken uygulama yapılmış deney düzeneğinde bu değer 5,4 mg/L'ye düştüğü gözlemlenmiştir ve kirlilik yükü giderim başarısı yaklaşık olarak %58,58 belirlenmiştir. Nitrat azotunun bir sonraki ölçümde makrofit uygulaması olmadan 12 mg/L ölçülürken, makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 4,28 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %64,33 olarak not edilmiştir. 29.10.2018'de ise 10,5 mg/L'den makrofit uygulaması ile ilgili ölçüm değeri 3,95 mg/L'ye kadar gerilemiş ve sonuç not edilmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranının %62,38 olduğu görülmektedir. Bir sonraki ölçüm gününe gelindiğinde 05.11.2018

nitrat azotu 9,72 mg/L iken makrofit uygulaması ile ilgili değer 3,13 mg/L olarak belirlenmiş ve makrofit kirlilik giderim başarısı %67,79 olarak bulunmuştur. 12.11.2018'de makrofit ekimi olmadan 8,87 mg/L olarak kaydedilen ölçüm sonucu, makrofit uygulaması ile 2,67 mg/L'ye düşmekte olduğu gözlenmiştir. Arıtım oranı ise ortalama %69,89 olarak kaydedilmiştir. Sonraki ölçüm gününe gelindiğinde nitrat azotu 6,1 mg/L değerinde, uygulama sonucunda makrofit ile oluşan değer ise 1,72 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %71,8 gözlenmiştir. Kasım ayı içerisinde sıradaki ölçüm değeri kontrolde 5,3 mg/L iken, uygulaması sonucunda 0,87 mg/L'ye gerilemiştir ve makrofit başarısı ise %83,98 olarak kaydedilmiştir. 03.12.2018 tarihinde nitrat azotu ölçümü 5,05 mg/L'ye denk gelirken, makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 0,44 mg/L olarak belirlenmiştir ve ilgili ölçüm tarihindeki giderim %92 olarak saptanmıştır. 10.12.2018 tarihinde ise nitrat azotu 4,04 mg/L olarak kaydedilirken, makrofit uygulaması sonucu oluşan değer 0,21 mg/L olarak kaydedilmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %94,8 olarak kaydedilmiştir ($p < 0,05$).

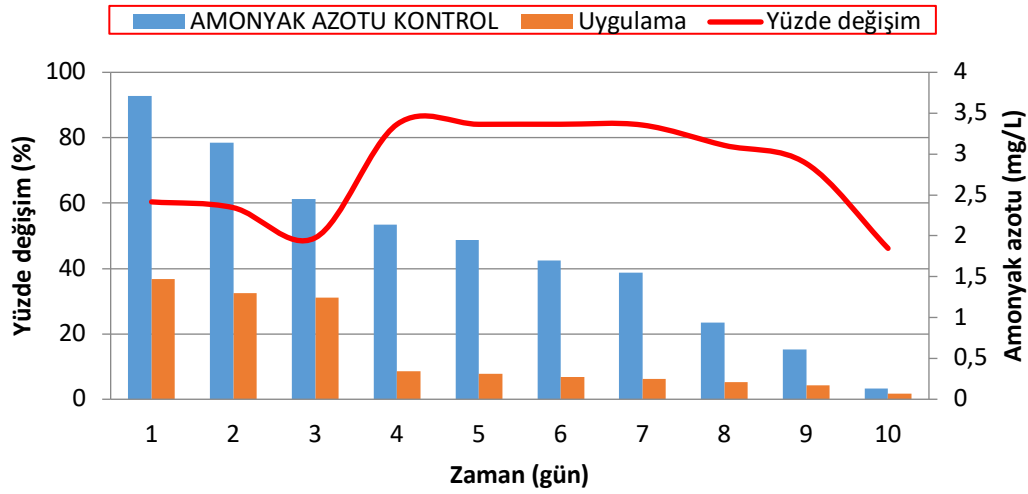


Şekil 4.4 %10 konsantrasyonda *V. dubyana* bitkisi varlığında kontrole karşı nitrat azotu değişimi

4.1.5. %25 Konsantrasyon İçin Amonyak Azotu Değeri

%25 konsantrasyonda görülen amonyak azotu derişimlerine göre 08.10.2018 tarihinde kontrol grubunda 3,71 mg/L olarak belirlenirken makrofit uygulaması

sonucunda bu değer 1,47 mg/L'ye düşmüştür. Bu uygulama sonucunda kontrole göre %61,01'lik bir başarı elde edilmiştir. 15 Ekim tarihinde amonyak azotu derişimi 3,14 mg/L olarak ölçülürken uygulama yapılmış deney düzeneğinde bu değer 1,3 mg/L'e düştüğü gözlemlenmiştir. Uygulama başarısı yaklaşık %67,21 olarak belirlenmiştir. 22.10.2018 tarihinde ise kontrolde amonyak azotu değeri 2,45 mg/L ölçülürken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 1,24 mg/L olarak belirlenmiştir. İlgili tarihteki kontrole göre makrofit başarı oranı ise %63,55 olarak kaydedilmiştir. 4. örnek ifadesine denk gelen 29.10.2018 tarihinde ise amonyak azotu 2,14 mg/L'den makrofit uygulaması ile bu değer 0,34 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranının %67,66 olduğu görülmektedir. Kasım ayı için ilk ölçüm tarihi olan 05.11.2018'de amonyak azotu 1,95 mg/L iken makrofit uygulaması sonucunda oluşan değer ise 0,31 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu ölçümde ise makrofit başarısı %79,18 olarak bulunmuştur. 12.11.2018 tarihinde ise amonyak azotu 1,7 mg/L olarak kaydedilirken makrofit uygulaması sonucunda kaydedilen değer ise 0,27 mg/L olarak belirlenmiştir. Makrofit başarı oranı bu tarihte ani bir yükselmeye birlikte %93,03 olarak kaydedilmiştir. 19.11.2018 tarihinde amonyak azotu 1,55 mg/L değerinde, uygulama sonucunda makrofit ile oluşan değer ise 0,25 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %93,75 gözlenmiştir. 26.11.2018 tarihinde ise amonyak azotu kontrol grubunda 0,94 mg/L ölçülmekteyken, makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 0,21 mg/L'ye gerilemiştir. Bu tarihte önceki 2 haftaya göre makrofit başarısı düşmüş fakat ilk ölçüm tarihlerine ve kontrole göre makrofit anlamlı bir başarı sonucu vermiştir. İlgili değer ise %75,69 olarak kaydedilmiştir. 03.12.2018 tarihinde ise amonyak azotu değeri 0,61 mg/L' e denk gelirken, makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 0,17 mg/L olarak belirlenmiştir. Ölçüm tarihinde ise makrofit başarı oranı %87,87 olarak ölçülmüştür. 10.12.2018 tarihinde ise amonyak azotunun derişimi 0,13 mg/L olarak ölçülmekte, makrofit uygulaması sonucu oluşan değer ise 0,07 mg/L olarak kaydedilmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %63,63 olarak kaydedilmiştir. Deney aşaması boyunca dalgalı bir seyir izleyen amonyak azotu ölçüm sonuçları, deney sonuçlandırılmaya yakın başlangıçtaki durumuna değerlerde seyretmiştir ($p < 0,05$) (Şekil 4. 5).

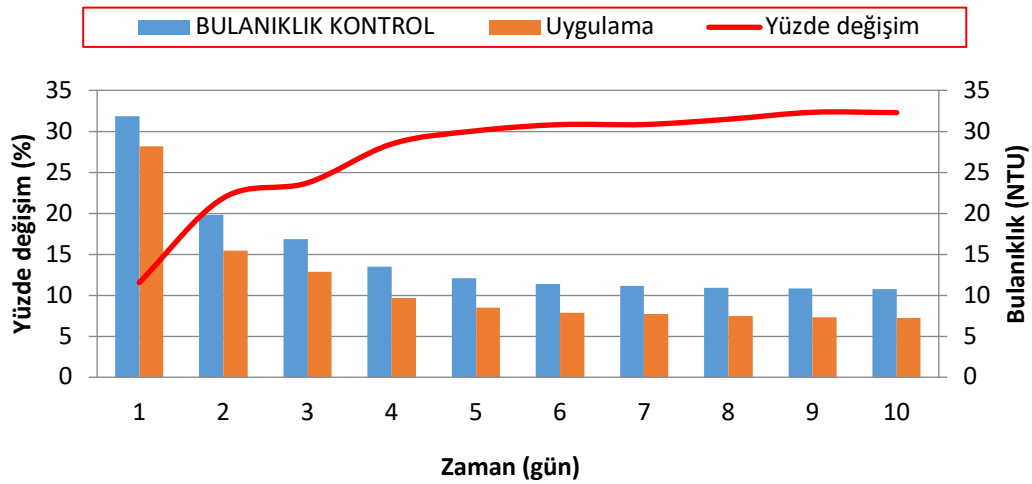


Şekil 4.5 %25 konsantrasyonda *V. dubyana* bitkisi varlığında kontrole karşı amonyak azotu değişimi

4.1.6. %25 Konsantrasyon İçin Bulanıklık Değeri

İlk ölçüm tarihi olan 08.10.2018'de %25 oranında seyreltilmiş mezbaha atık suyunda bulanıklık değeri 31,8 ntu olarak belirlenirken makrofit uygulaması sonucunda bu değer 28,13 ntu değerine düşmüştür. Bu uygulama sonucunda kontrole göre %11,54'lük bir başarı elde edilmiş ve istatistiksel olarak anlamlı bir farklılık saptanmıştır. 15.10.2018 tarihinde bulanıklık değeri 19,8 ntu olarak ölçülürken uygulama yapılmış deney düzeneğinde bu değer 15,47 ntu'ya düştüğü gözlemlenmiştir. Uygulama başarısı yaklaşık %21,86 olarak belirlenmiştir. 22.10.2018 tarihinde bulanıklık ise 16,83 ntu olarak ölçülürken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 12,84 ntu olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %23,7 olarak kaydedilmiştir. 29.10.2018 tarihinde ise bulanıklık ölçüm sonucunun 13,46 ntu'dan makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 9,63 ntu olarak kaydedilmiş ve tarihte makrofit başarı oranının %28,45 olduğu görülmektedir. 05.11.2018 tarihinde kontrol grubunda bulanıklık değerinin 12,11 ntu iken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer 8,47 ntu olarak belirlenmiştir. Bu ölçümde ise makrofit başarısı %30,05 olarak bulunmuştur. 12.11.2018 tarihinde ise bulanıklık 11,39 ntu olarak kaydedilirken makrofit

uygulaması sonucunda kaydedilen değer ise 7,88 ntu ya gerilemiştir. Makrofit başarı oranı ise %30,81 olarak kaydedilmiştir. Kasım 11’de bulanıklık 11,16 ntu değerinde, uygulama sonucunda makrofit ile oluşan değer 7, 72 ntu olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %30, 82 gözlenmiştir. 7. örnek ifadesi olan 26.11.2018 tarihinde ise bulanıklık 10,93 ntu ölçülmekteyken, makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 7,49 ntu’ ya gerilemiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %31,47 olarak kaydedilmiştir. Aralık ayının ilk ölçümü olan 03.12.2018 tarihinde bulanıklık 10,83 ntu, makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 7,33 ntu olarak belirlenmiştir. Ölçüm tarihinde ise makrofit başarı oranı %32,31 olarak ölçülmüştür. 10.12.2018 tarihinde ise bulanıklığın 10,72 ntu olarak kaydedilirken, makrofit uygulaması sonucu oluşan değer 7,26 ntu olarak kaydedilmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %32,27 olarak kaydedilmiştir. Bulanıklık değeri için % anlamında deney süresince artan makrofit başarı oranı kaydedilmiştir ($p<0,05$) (Şekil 4.6).

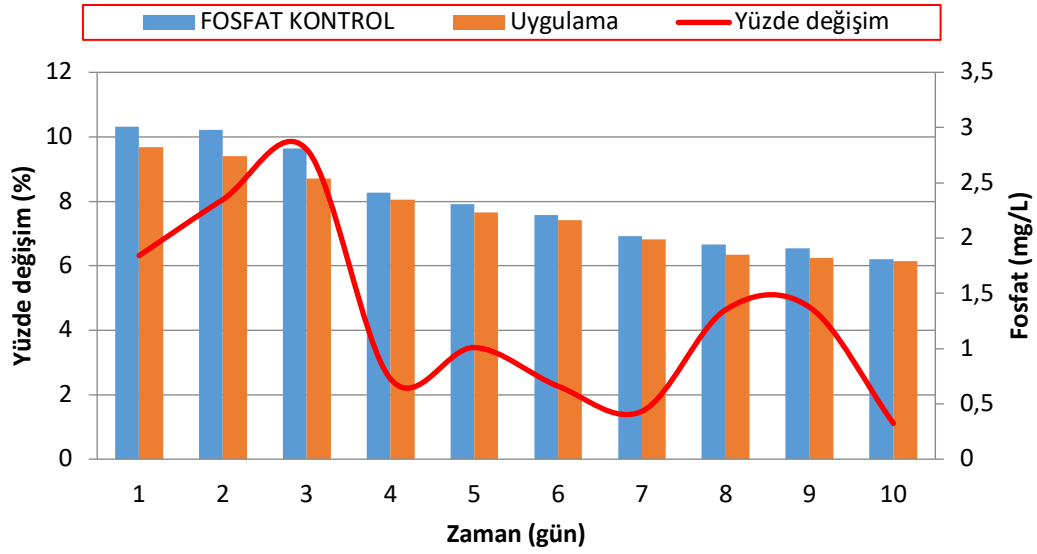


Şekil 4.6 %25 konsantrasyonda *V. dubyana* bitkisi varlığında kontrole karşı bulanıklık değişimi

4.1.7. %25 Konsantrasyon İçin Fosfat Değeri

Artış azalış şeklinde dalgalı bir seyir izleyen fosfat derişimi için 08 Ekim 2018 tarihinde kontrolde 3,01 mg/L olarak belirlenirken makrofit uygulaması sonucunda bu değer 2,82 mg/L’ye düşmüştür. Bu uygulama sonucunda kontrole göre %6,31’lik bir

başarı elde edilmiştir. 2. örnek ifadesi olan Ekim 15'deki fosfat derişimi 2,98 mg/L olarak ölçülürken uygulama yapılmış deney düzeneğinde bu değer 2,74 mg/L'ye düşmüştür. Uygulama başarısı yaklaşık %8,05 olarak belirlenmiştir. 22.10.2018 tarihinde ise fosfat 2,81 mg/L'ye gerilerken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 2,54 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %9,6 olarak kaydedilmiştir. Kontrol grubunda 29.10.2018 tarihinde ise fosfat 2,41 mg/L'ye gerilerken makrofit uygulaması ile 2,35 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %2,48 olarak kaydedilmiştir. 05.11.2018 tarihinde ise fosfat 2,31 mg/L'ye gerilerken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 2,23 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %3,46 olarak kaydedilmiştir. 12.11.2018 tarihinde ise fosfat 2,21 mg/L'ye gerilerken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 2,16 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %2,26 olarak kaydedilmiştir. 19.11.2018'de fosfat 2,02 mg/L'ye gerilerken makrofit uygulaması sonucunda deney grubunda meydana gelen değer ise 1,99 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %1,48 olarak kaydedilmiştir. Kasım ayının son ölçüm değeri 26.11.2018 tarihinde ise fosfat 1,94 mg/L'ye gerilerken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 1,85 mg/L olarak belirlenmiştir. Makrofit başarı oranı kontrole göre %4,63'tür. 03.12.2018 tarihinde ise fosfat 1,91 mg/L'ye gerilerken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 1,82 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %4,71 olarak kaydedilmiştir. 10.12.2018 tarihinde ise fosfat 1,81 mg/L'ye gerilerken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 1,79 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %1,1 olarak kaydedilmiştir. Fosfat için dalgalanma şeklinde gözlenen % değişimler için başlangıçtaki makrofit başarısı yaklaşık 1/6 oranında düşüş göstermiştir (Şekil 4. 7).

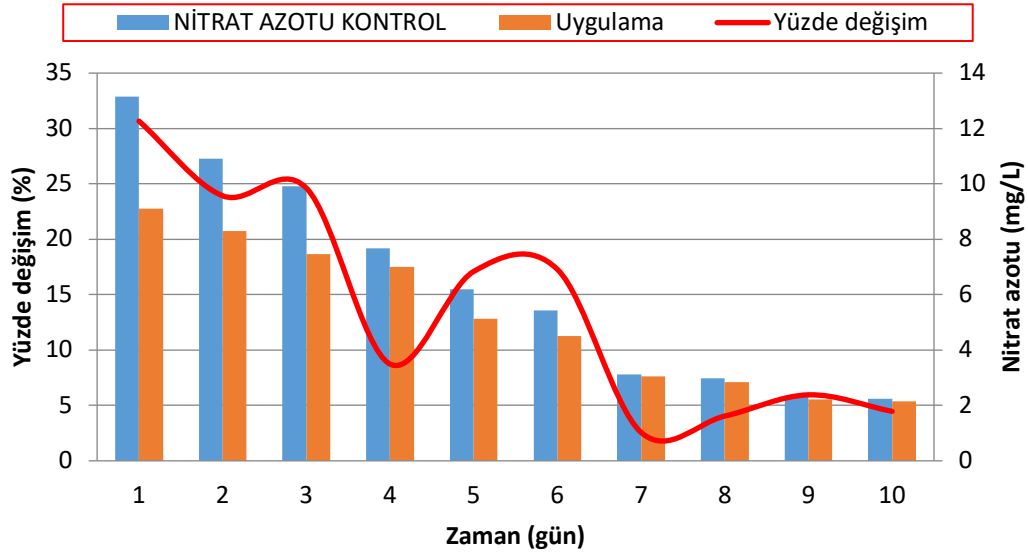


Şekil 4.7 %25 konsantrasyonda *V. dubyana* bitkisi varlığında kontrole karşı fosfat değişimi

4.1.8. %25 Konsantrasyon İçin Nitrat Azotu Değeri

Yüzde başarısı dalgalanma hareketi şeklinde, giderek düşüş gösteren (Şekil 4.8) nitrat azotu için 08.10.2018 tarihinde kontrol grubunda yapılan ölçümde 13,14 mg/L olarak belirlenirken makrofit uygulaması sonucunda bu değer 9,11 mg/L'ye düşmüştür. Bu uygulama sonucunda kontrole göre %30,66'lık bir başarı elde edilmiştir. 2. örnek ifadesine denk gelen 15.10.2018 tarihinde nitrat azotu değeri 10,91 mg/L olarak ölçülürken uygulama yapılmış deney düzeneğinde bu değer 8,3 mg/L'ye düştüğü gözlemlenmiştir. Uygulama başarısı yaklaşık olarak %23,92 belirlenmiştir. Nitrat azotu 22.10.2018 tarihinde 9,91 mg/L ölçülürken, deney grubunda makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 7,47 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %24,62 olarak kaydedilmiştir. Ekim 29'da ise nitrat azotu 7,67 mg/L'den makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 7 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranının %8,73 olduğu görülmektedir. 05.11.2018 tarihinde nitrat azotu 6,2 mg/L iken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 5,14 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu ölçümde ise makrofit başarısı %17,09 olarak bulunmuştur. 12.11.2018 tarihinde ise nitrat azotu değeri 5,44 mg/L olarak kaydedilirken makrofit uygulaması sonucunda

kaydedilen değer ise 4,5 mg/L olarak belirlenmiştir. Makrofit başarı oranı ise %17,27 olarak kaydedilmiştir. 19.11.2018 tarihinde ise nitrat azotunun 3,12 mg/L değerinde, uygulama sonucunda makrofit ile oluşan değer ise 3,04 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %2,56 gözlenmiştir. 26.11.2018 tarihinde 2,97 mg/L nitrat azotu değeri ölçülmekteyken, makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 2, 85 mg/L' ye gerilemiştir. Bu tarihte makrofit başarısı ise %4,04 olarak kaydedilmiştir. 03.12.2018 tarihinde ise nitrat azotu 2,35 mg/L'ye denk gelirken, makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 2,21 mg/L olarak belirlenmiştir. Ölçüm tarihinde ise makrofit başarı oranı %5,95 olarak ölçülmüştür. Deney düzeneği için son ölçüm değerinde yani 10.12.2018 tarihinde kontrolde yapılan ölçümde ise nitrat azotu derişimi 2,24 mg/L olarak kaydedilirken, makrofit uygulaması sonucu oluşan değer 2,14 mg/L olarak kaydedilmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %0,46 olarak kaydedilmiştir.

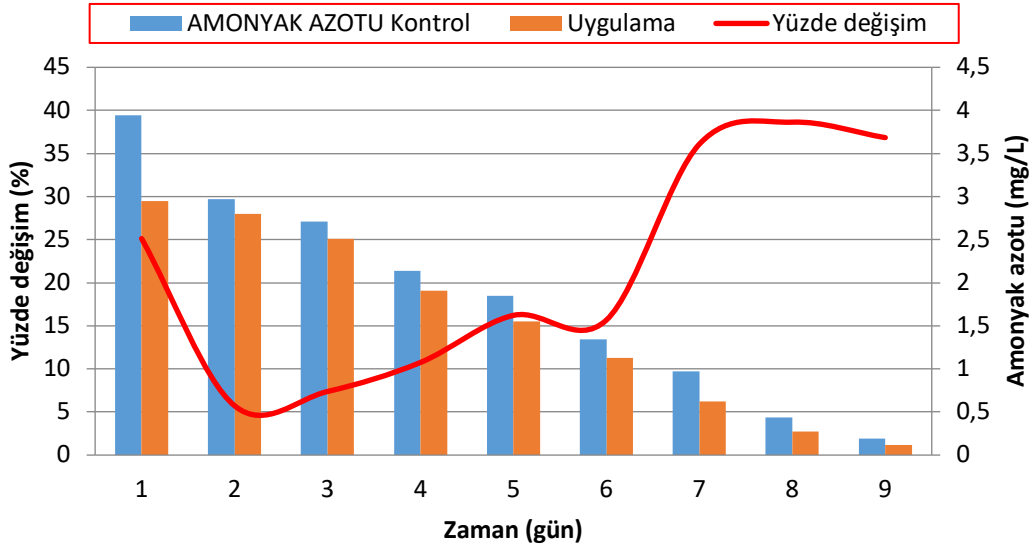


Şekil 4.8 %25 konsantrasyonda *V. dubyana* bitkisi varlığında kontrole karşı nitrat azotu değışimi

4.1.9. %40 Konsantrasyon İçin Amonyak Azotu Değeri

Deney düzeneğinde 8 Ekim'de kontrol grubuna yapılan ölçümde 3,94 mg/L olarak belirlenen amonyak azotu, makrofit uygulaması ile bu değer 1,15 mg/L'ye

düşmüştür. Bu uygulama sonucunda kontrole göre %29,12'lik bir başarı elde edilmiştir. 15.10.2018 tarihinde amonyak azotu derişimi 2,97 mg/L olarak ölçülürken uygulama yapılmış deney düzeneğinde bu değerin 0,8 mg/L'e düştüğü gözlemlenmiştir. Uygulama başarısı yaklaşık %9,72 olarak belirlenmiştir. 22.10.2018 tarihinde ise amonyak azotu değeri 2,71 mg/L ölçülürken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 0,78 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %7,38 olarak kaydedilmiştir. 29. 10. 2018 tarihinde ise amonyak azotu 2,14 mg/L'den makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 0,65 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranının %10,74 olduğu görülmektedir. 05 Ekim 2018 tarihinde amonyak azotu 1,85 mg/L iken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 0,41 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu ölçümde ise makrofit başarısı %16,21 olarak bulunmuştur. 6. örnek ifadesi olan 12.11'de ise amonyak azotu 1,34 mg/L olarak kaydedilirken makrofit uygulaması sonucunda kaydedilen değer ise 0,12 mg/L olarak belirlenmiştir. Makrofit başarı oranı ise %15,67 olarak kaydedilmiştir. 19.11.2018 tarihinde amonyak azotu 0,97 mg/L değerinde, uygulama sonucunda makrofit ile oluşan değer ise 0,09 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %36,08 gözlenmiştir. 26.11.2018 tarihinde ise amonyak azotu derişimi 0,44 mg/L ölçülmekteyken, makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 0,05 mg/L'ye gerilemiştir. Bu tarihte makrofit başarısı ise %38,63 olarak kaydedilmiştir. 03.12.2018 tarihinde ise amonyak azotu değeri 0,19 mg/L'ye denk gelirken, makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 0,04 mg/L olarak belirlenmiştir. Ölçüm tarihinde ise makrofit başarı oranı %36,84 olarak ölçülmüştür. İlk ölçümlerde % başarı olarak azalış gösteren amonyak azotu değeri 3. örnek ifadesinden sonraki ölçümlerde artış göstermektedir (Şekil 4. 9).

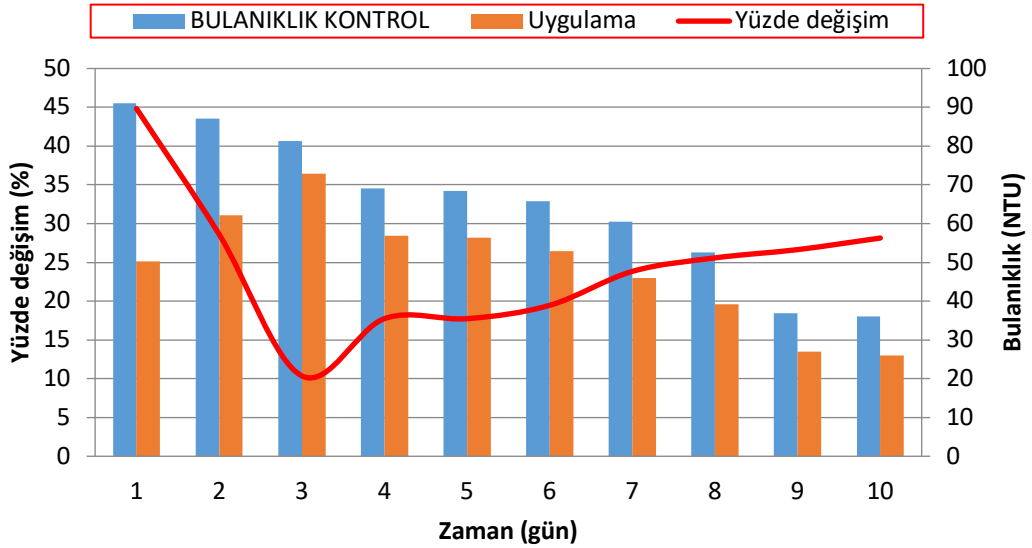


Şekil 4.9 %40 konsantrasyonda *V. dubyana* bitkisi varlığında kontrole karşı amonyak azotu değişimi

4.1.10. %40 Konsantrasyon İçin Amonyak Bulanıklık Değeri

08.10.2018 tarihinde ölçümüne başlanılan %40 konsantrasyondaki kontrol grubunda bulanıklık 91 ntu olarak belirlenirken makrofit uygulaması sonucunda deney grubunda bu değer 50,2 ntu değerine düşmüştür. Bu uygulama sonucunda kontrole göre %44,83'lük bir başarı elde edilmiştir. 15.10.2018'de bulanıklık 87,03 ntu olarak ölçülürken uygulama yapılmış deney düzeneğinde bu değer 62,12 ntu'ya düştüğü gözlemlenmiş ve uygulama başarısı yaklaşık %28,62 olarak not edilmiştir. 3. örnek ifadesi olan 22.10.2018 tarihinde bulanıklık ise 81,33 ntu olarak ölçülürken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 72,9 ntu olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %10,36 olarak kaydedilmiştir. İlgili tarihten sonra bulanıklık gideriminde % başarının giderek arttığı saptanmıştır (Şekil 4. 10). Ekim ayının bulanıklık için son ölçümü olan 29.10.2018 tarihinde bulanıklık ölçüm sonucunun 69,13 ntu'dan makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 56,86 ntu olarak kaydedilmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranının %17,74 olduğu görülmektedir. 05.11.2018 tarihinde bulanıklık değerinin 68,43 ntu iken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer 56,29 ntu olarak belirlenmiştir. Bu

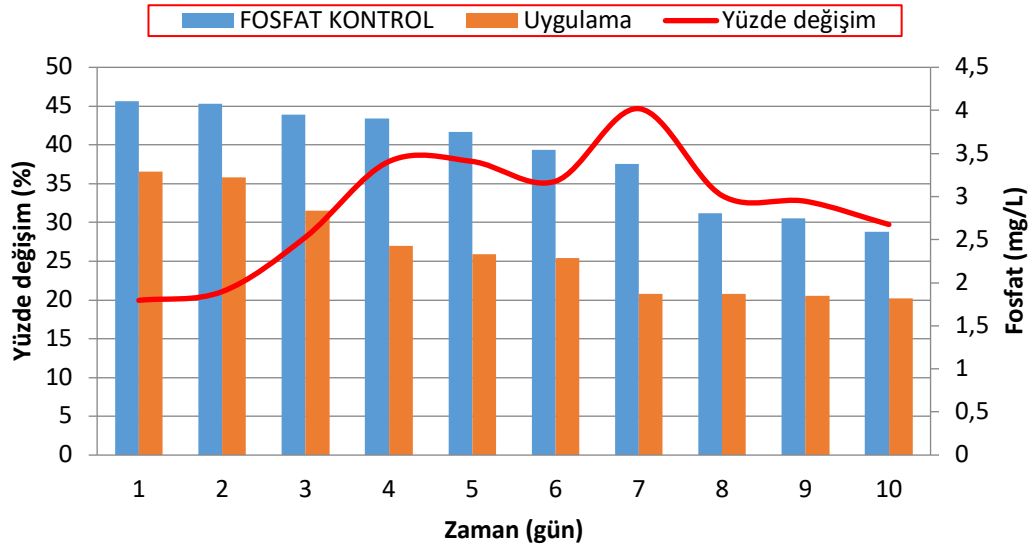
ölçümde ise makrofit başarıları %17,74 olarak bulunmuştur. 12. 11. 2018 tarihinde ise bulanıklık 65,7 ntu olarak kaydedilirken makrofit uygulaması sonucunda kaydedilen değer ise 52,91 ntu ya gerilemiştir. Makrofit başarı oranı ise %19,46 olarak kaydedilmiştir. 19.11.2018 tarihinde bulanıklık 60,44 ntu değerinde, uygulama sonucunda makrofit ile oluşan değer 46,03 ntu olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %23,84 gözlenmiştir. 26.11.2018 tarihinde ise bulanıklık 52,58 ntu ölçülmekteyken, makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 39,13 ntu'ya gerilemiştir. Bu tarihte makrofit başarıları ise %25,58 olarak kaydedilmiştir. 03.12.2018 tarihinde bulanıklık 36,81 ntu, makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 27 ntu olarak belirlenmiştir. Ölçüm tarihinde ise makrofit başarı oranı %26,65 olarak ölçülmüştür. 10.12.2018 tarihinde ise bulanıklığın 36,07 ntu olarak kaydedilirken, makrofit uygulaması sonucu oluşan değer 25,92 ntu olarak kaydedilmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %28,13 olarak kaydedilmiştir.



Şekil 4.10 %40 konsantrasyonda *V. dubyana* bitkisi varlığında kontrole karşı bulanıklık değişimi

4.1.11. %40 Konsantrasyon İçin Fosfat Değeri

08.10.2018 tarihinde fosfat 4,11 mg/L olarak belirlenirken makrofit uygulaması sonucunda bu değer 3,29 mg/L'ye düşmüştür. Bu uygulama sonucunda kontrole göre %19,95'lik bir başarı elde edilmiştir. 15.10.2018 tarihinde fosfat derişimi 4,08 mg/L olarak ölçülürken uygulama yapılmış deney düzeneğinde bu değer 3,22 mg/L'ye düşmüştür. Uygulama başarısı yaklaşık %32,91 olarak belirlenmiştir. 22 Ekim 2018 tarihinde ise fosfat 3,95 mg/L'ye gerilerken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 2,84 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %28,1 olarak kaydedilmiştir. 29.10.2018 tarihinde ise fosfat 3,91 mg/L' ye gerilerken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 2,43 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %37,85 olarak kaydedilmiştir. 5. örnek ifadesi olarak belirtilen 5 Kasım tarihinde ise fosfat 3,75 mg/L'ye gerilerken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 2,33 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %37,86 olarak kaydedilmiştir. 12.11.2018 tarihinde ise fosfat 3,54 mg/L'ye gerilerken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 2,29 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %35,31 olarak kaydedilmiştir. 19.11.2018 tarihinde ise fosfat 3,38 mg/L'ye gerilerken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 1,87 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %44,67 olarak kaydedilmiştir. 26.11.2018 tarihinde ise fosfat 2,81 mg/L'ye gerilerken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 1,87 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %33,45 olarak kaydedilmiştir. 03.12.2018 tarihinde ise fosfat 2,75 mg/L'ye gerilerken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 1,85 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %3,27 olarak kaydedilmiştir. 10.12.2018 tarihinde ise fosfat 2,59 mg/L'ye gerilerken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 1,82 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %29,72 olarak kaydedilmiştir ($p < 0,05$).

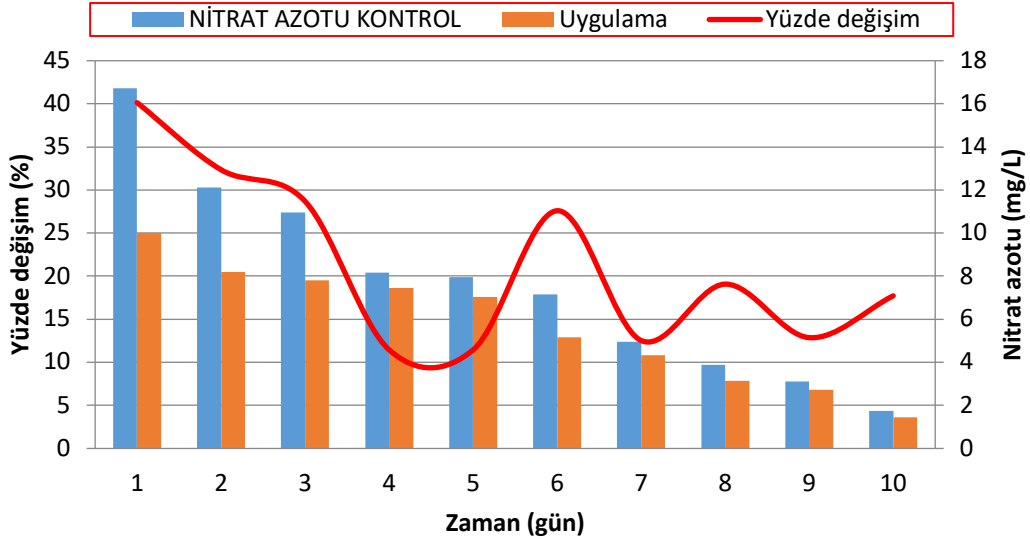


Şekil 4.11 %40 konsantrasyonda *V. dubyana* bitkisi varlığında kontrole karşı fosfat değişimi

4.1.12. %40 Konsantrasyon İçin Nitrat Azotu Değeri

08.10.2018 tarihinde mezbaha atık sularının arıtımı için kurulan deney düzeneğinde nitrat azotu derişimi 16,72 mg/L olarak ölçülürken, makrofit uygulaması sonucunda bu değer 10,01 mg/L'ye düşmüştür. Bu uygulama sonucunda kontrole göre %40,13'lik bir başarı elde edilmiştir. Kontrol grubunda 15.10.2018 tarihinde nitrat azotu 12,12 mg/L olarak ölçülürken uygulama yapılmış deney düzeneğinde bu değer 8,2 mg/L'ye düştüğü gözlemlenmiş ve uygulama başarısı yaklaşık olarak %32,34 kaydedilmiştir. Ekim 22' de ise kontrolde nitrat azotunun 10,95 mg/L ölçülürken, deney grubunda bu değer makrofit uygulaması ile 7,81 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %28,67 olarak kaydedilmiştir. 29.10.2018 tarihinde ise nitrat azotu değerinin 8,15 mg/L'den makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 7,46 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranının %8,46 olduğu görülmektedir. 05.11.2018 tarihinde nitrat azotu 7,95 mg/L iken makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 7,04 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu ölçümde ise makrofit başarısı %11,44 olarak bulunmuştur. 12.11.2018 tarihinde ise nitrat azotu 7,14 mg/L olarak kaydedilirken makrofit

uygulaması sonucunda kaydedilen değer ise 5,17 mg/L olarak belirlenmiştir. Makrofit başarı oranı ise %27,59 olarak kaydedilmiştir. 19.11.2018 tarihinde ise nitrat azotu 4,95 mg/L değerinde, uygulama sonucunda makrofit ile oluşan değer ise 4,33 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %12,52 gözlenmiştir. Nitrat azotu 26.11.2018 tarihinde kontrolde 3,88 mg/L ölçülmekteyken, makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 3,14 mg/L'ye gerilemiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %19,07 olarak kaydedilmiştir. 03.12.2018 tarihinde ise nitrat azotu ölçümü 3,11 mg/L'ye denk gelirken, makrofit uygulaması sonucunda meydana gelen değer ise 2,71 mg/L olarak belirlenmiştir. Ölçüm tarihinde ise makrofit başarı oranı %1,28 olarak ölçülmüştür. 10.12.2018 tarihinde ise nitrat azotu 1,75 mg/L olarak kaydedilirken, makrofit uygulaması sonucu oluşan değer 1,44 mg/L olarak kaydedilmiştir. Bu tarihte makrofit başarı oranı ise %17,71 olarak kaydedilmiştir. Mezbaha atık sularının arıtımında makrofit uygulaması ile kontrole göre daha fazla oranda olmakla beraber, nitrat azotunda 4. örnek ifadesine kadar düzenli bir azalış, daha sonraki ölçüm değerlerinde ise artış azalış şeklinde bir değişim söz konusu olmuştur (Şekil 4. 12)



Şekil 4.12 %40 konsantrasyonda *V. dubyana* bitkisi varlığında kontrole karşı nitrat azotu değişimi

Genel anlamda %10, %25 ve %40 konsantrasyonlarda bulanıklık, fosfat, amonyak ve nitrat parametrelerinin uygulama değerlerinin birbiri arasında anlamlı bir şekilde farklılaşp farklılaşmadığını test etmek amacıyla istatistiksel test tekniklerinden parametrik bir test olan Tek Yönlü Varyans Analizi kullanıldı. Varyans Analizi sonucunda $F_{(2,27)} = 61,607$, $p < 0,05$ olarak istatistiksel olarak anlamlı farklılık hesaplanmıştır. Farklılığın kaynağını tespit etmek amacıyla Post Hoc testlerinden Games-Howel testi kullanılmış ve %10-%25, %10-%40, %25-%40 konsantrasyonları arasında bulanıklık için anlamlı farklılıklar bulunmuştur. %10, %25 ve %40 konsantrasyondaki fosfat için uygulama değerlerinin Varyans Analizi sonucunda istatistiksel olarak anlamlı farklılık hesaplandı ve farklılığın kaynağını tespit etmek amacıyla Post Hoc testlerinden Tukey testi kullanılmış ve %10-%25 arasında anlamlı bir farklılık bulunmuştur. %10-%40 ve %25-%40 arasında anlamlı bir farklılık bulunamamıştır ($F_{(2,27)} = 3,452$; $p < 0,05$). Nitrat uygulama değerlerinin %10, %25 ve %40 konsantrasyon için istatistiksel olarak anlamlı farklılık hesaplanmıştır. Farklılığın kaynağını tespit etmek amacıyla Post Hoc testlerinden Tukey testi kullanılmış ve %10-%40 arasında anlamlı farklılık bulunmuştur. %10- %25 ve %25-%40 arasında anlamlı bir farklılık bulunamamıştır ($F_{(2,27)} = 3,660$; $p < 0,05$). Amonyak değerinin %10, %25 ve %40 uygulama değerlerinin test etmek amacıyla istatistiksel test tekniklerinden parametrik olmayan test yönteminden Kruskal-Wallis Testi kullanılmış ve test sonucunda $X^2 = 3,589$; $p > 0,05$ olarak istatistiksel olarak anlamlı farklılık bulunmuştur. Bununla birlikte gruplar arasında farklılık yoktur.

4.2. Tartışma

Genel olarak birçok mezbahada olduğu gibi arıtımı güç ve maddi açıdan zorlayıcı olan mezbaha atık suyunun karasal veya sucul herhangi bir sisteme deşarjı özellikle ileriye dönük anlamda geriye dönüşümsüz bozulmalara sebebiyet verecektir. Bu durumun özellikle de hidrobiyolojik bir bakış açısıyla restorasyon oranı düşük veya imkânsız sonuçlara neden olacaktır. Bu durumun temel nedenleri arasında nüfusun artışı, gıda gereksiniminin artması gibi süreçler sıralanabilirken, tüm bu nedenlere paralel olarak insanların kaynakları bilinçsiz kullanması, ileriye dönük olarak

ekosistemi düşünmemesi, ucuz ve kolay olan seçenekleri tercih etmesi de kirlilik etkenlerini daha da güçlendirmektedir.

Nüfusun artması, gıda ihtiyacını artırmış, gıda ihtiyacı beraberinde gıda çeşitliliğini meydana getirmiş, gıdaların çeşitlenmesiyle de et ve ürünlerine olan rağbet artmıştır. Et ve ürünleri ise et işleme tesislerinde elde edilirken kirlilik yükü yüksek olan mezbaha atık suları ortaya çıkmıştır. Mezbaha atık suyu genel anlamda protein, yağ, kan, katı madde ve çözünmüş maddelerden oluşan karakteristik bir yapı sergilemektedir. Manjunath ve ark. [113] yaptıkları çalışmalarda mezbaha atık suyunda bulunan proteinin yapısındaki N, anaerobik bakteriyel bozunma sonucunda amonyuma dönüştüğünü ve bunun sonucunda alkalilik meydana geldiğini söylemişlerdir. Alkalilik ise suyun asidi nötralize etme kabiliyeti olarak tanımlamışlardır. Yani asitliğin azalıp suyun nötrüye yakın veya bazik değere ulaşması anlamını taşımaktadır. Bilindiği gibi asitli bir ortamda canlı organizmaların hayati faaliyetleri ya duracak ya da tamamen sona erecektir. Çalışmamızdaki atık suyun alkalilik değerinin %10, %25 ve %40 konsantrasyondaki çözeltilerde artan bir değer sergilemesi hem de deney ölçümü boyunca bu değer artarak seyretmesi, mezbaha atık suyunun aşındırıcı özelliğinin azalmasına neden olabilmekle birlikte, mezbaha atık suyunun makrofit ile arıtımı gerçekleştirildiğinde zararlı etkisinin de azalabileceğine işaret etmektedir. İpek ve ark. [32] tarafından yapılmış olan çalışmada olduğu gibi, atık sularda asitten alkaliye doğru geçişin atık suyu kullanılabilir ve P miktarı açısından oldukça verimli bir hale geldiğini tespit etmişlerdir. Özcan [12] mezbaha endüstrisi atık sularında magnezyum amonyum fosfat çöktürmesi ile azot giderimini araştırmış ve ham atık suya uygulanmasında, çıkış amonyak konsantrasyonunun 22-45 mg/L, fosfor konsantrasyonu ise 25-42 mg/L arasında değiştiğini ve %40 civarında KOI giderimi elde etmiştir.

Mezbaha atık suyuna ekimi yapılan makrofitin (*V. dubyana*) hücre çeperi ve hücrenin savunma mekanizması virüs ve bakterilerin girişine engel olduğu için (seçici geçirgen) mikroorganizmalar membrandan geçemez. Ters osmoz; suyun bir dış kuvvet olmadan yarı geçirgen zardan, az yoğun ortamdan çok yoğun ortama geçişidir. Ters osmozda konsantrasyonu fazla olan sıvı, basınçla ters akış oluşturur. Yoğunluğu fazla olan sıvı içerisindeki mineraller, tuzlar ve organik maddeler membranın bir tarafına

bırakılır, diğer tarafa ise; yoğunluğu daha az ve arındırılmış olarak geçebilir. Bu şekilde makrofitin ters osmoz özelliği ile mezbaha suyunun arıtımı gerçekleştirilebilir ve arıtımı gerçekleştirildikten sonra deşarjının sağlanması hem sucul ekosistemlerdeki su kalitesinde hem de burada yaşayan canlı hayatı için tehdit olmaktan uzaklaşabilir.

Suda fotosentetik görev üstlenen makrofitler bu üstün özelliklerinin yanı sıra ağır metal gibi kirletici parametreleri değil aynı zamanda fosfor ve azot gibi besleyici nutrientlerin ve elementlerin oluşturacağı muhtemel kirliliğin gideriminde de başarıyla kullanılmıştır [56,57]. Son yıllarda ağır metallerin sudaki kirlilik kaynağı üzerindeki etkileri ve kirlilik giderimleri ile alakalı çalışmalarda sucul makrofit çeşitlerinin kullanıldığı ve elde edilen çalışmalar çalışmamıza paralel olarak şu şekilde özetlenebilir:

Jayaweera ve ark. [114] yaptıkları çalışma ile benzer içerikli bir çalışmada Moyo ve ark. [104] türkçe su sümbülü olarak geçen ve literatürde *Eichhornia crassipes* olarak bilinen ve suda yüzebilen istilacı bir tür özelliğindeki bu canlıyı arıtımda kullanmışlardır. Hızlı büyüme, üreme ve ekstrem koşullardaki tolerans aralığının yüksek olmasından dolayı son yıllarda gündemde olan, biyoremediasyon alanında ayrıca biyo arıtımda ve kirletici etkenlerin sucul ortamdan kimyasal veya makine gücü kullanmadan uzaklaştırılmasında bilim adamlarının ve bu anlamda bilimsel çalışmalarının ilgi odağı olmuştur. Liao ve Chang [115] ise çalışmalarında bu canlının yüksek toleransından yola çıkarak bakır, çinko, kadminyum, kurşun, nikel vb. elementlere karşı canlının fitoremediasyon potansiyelini araştırıp ve bu elementlerin var olduğu su sistemlerinde arıtım veya biyoremediasyonda kullanılabileceğini ortaya koymuşlardır. Hasan ve ark. [116] su sümbülü ile çalışmalarında yüksek oranlarda çinko ve kadminyum gibi ağır metallerin dahi absorbe edildiğini ve arıtım olayının biyolojik olarak gerçekleştirebildiğini göstermişlerdir. Mishra ve Tripathi [117] ise su sümbülünü yaklaşık olarak 1,2 ve 5 ppm bakıra maruz bırakmış ve 15 günlük bir deney sonucunda 1,2 ppm bakırda; %96,8, 7,5 ppm bakırda ise; %88 gibi göz ardı edilemeyecek oranlarda arıtım gerçekleştirmişlerdir. Jayaweera ve ark. [114] atık sularda ağır metallerden biri olan demirin sudan uzaklaştırılmasında su sümbülünü kullanarak bir deney düzeneği kurmuşlar ve arıtım başarısı anlamında %47 oranında bir düşüş elde etmişlerdir. Alvarado ve ark. [118] As biyoremediasyonunda *E.*

Crassipes'in *Lemna minor*'e alternatif olup olamayacağını araştırmış ve iki türün As remediasyonunun, ağır metal gideriminde bu türün bir alternatif olarak kullanılabileceğini ortaya koymuşlardır. Yaptığımız çalışma sonuçlarına dayanarak *E. Crassipes* ve *L. minor* gibi bitkilere *V. dubyana* bitkisinin de bu şekilde biyolojik arıtımda alternatif bir canlı olabileceği söylenebilir.

Roberts ve ark. [119] ile Arora [120,121] *Azolla*'nın absorpsiyon potansiyelini kadmiyum için: *A. microphylla* > *A. filiculoides* > *A. pinnata*; Ni için: *A. pinnata* > *A. microphylla* > *A. filiculoides* ve Cr için: *A. pinnata* > *A. filiculoides* > *A. microphylla* şeklinde sıralamıştır. Khosravi ve ark. [122] yaptıkları çalışmada *A. filiculoides* bitkisini ortamdaki tuz konsantrasyonunun artması ile birlikte ağır metal emiliminin de azaldığını göstermişlerdir. Dai ve ark. [123] *A. imbricata* dokularında 183 mg/kg oranında kadmiyum biriktirdiğini tespit etmişlerdir. Pandey [124] *A. caroliniana* sürgünlerindeki birikimi demir> çinko> nikel> mangan> krom> bakır> kurşun> kadmiyum şeklinde bitkinin arıtım potansiyelini göstermişlerdir. Shafi ve ark. [125] çalışmalarında *A. pinnata*'yı ağır metal karışımına bırakıp birikimini çinko> bakır> kurşun> krom> kadmiyum şeklinde sıralamışlardır. Noorjahan ve Jamuna [126] *A. microphylla* ağır metal ve suyun kirlenmesini sağlayan fiziksel parametrelerinde azalma tespit etmişlerdir. Khellaf ve Zerdaoui [127] çalışmalarında *Lemna minor*' un yüksek oranda cıva ve demir absorpsiyonu sağlayıp biriktirebildiği sonucuna ulaşmışlardır. Üçüncü ve ark. [128] *L. minor* tarafından bakır, kurşun ve krom fitoremediasyonunu araştırmışlar kurşun ve krom için remediasyon kapasitesini başarılı bulurken, bakır için düşük bulmuşlardır. Török ve ark. [129] aynı bitkiyi kadmiyum, bakır ve çinko karışımına bırakmış ve en yüksek oranda absorpsiyonu kadmiyum için 1,25 mg/g olacak şekilde saptamışlardır. Gür ve ark. [130] *L. minor* bor elementinin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakarak fitoremediasyon başarısı potansiyellerinin en yüksek birikim değerini 128 ppm'lik konsantrasyondaki çözeltide gözlemiştir. Hou ve ark. [131] *L. minor* kullanılarak bakır ve kadmiyum giderimi ve suyun biyolojik anlamda rehabilitasyonuna yönelik bir çalışma yapmışlar ve bitkinin bu iki element açısından fitoremediasyon olarak giderim potansiyelinin zayıf olduğunu bildirmişlerdir. Odjegba ve Fasidi [132] *P. Stratiotes*' in çinkoya karşı yüksek tolerans, civaya ise çok düşük tolerans değerinde olduğunu bulmuşlardır. Gupta ve ark. [133]

deneylerinde su marulunun özellikle kökünün yüksek oranda magnezyum, potasyum, kalsiyum, demir, mangan, kadmiyum, kobalt giderim potansiyeline sahip olduğunu ortaya koymuşlardır. Das ve ark. [134] yaptıkları çalışmada farklı kadmiyum konsantrasyonunda *P. Stratiotes*' in fitoremediasyon giderim potansiyelini kadmiyuma karşı tolerans değerinin yüksek olduğu tespit etmişlerdir. Keskinan [135] düşük konsantrasyonlarda ağır metal içeren atık suların fitoremediasyonu için bu makrofit türünün kullanılabileceğini öne sürmektedir. El-Khatib ve ark. [136] *C. demersum* bitkisinin fitoremediasyon anlamında giderim başarısını en yüksek oranda absorpsiyon oranını, 1 gün boyunca 75 ppm kurşuna maruz kalan grupta 164, 26 mg/g şeklinde sonuç veren bir araştırma yapmıştır. Ahmad ve ark. [137] yaptıkları atık sulardan ağır metal giderim çalışmasında *C. demersum* bitkisinin ağır metal birikim emilimini alüminyum> mangan> çinko> kobalt> bakır> kurşun> krom> nikel> kadmiyum şeklinde olduğunu ortaya koymuşlardır. Keskinan ve ark. [138] yaptıkları başka bir çalışmada ise *M. spicatum*'un adsorpsiyon kapasitesinin *C. demersum*'a kıyasla daha yüksek giderim potansiyeline sahip olduğunu göstermişlerdir. Lesage ve ark. [139] bakır ve çinkonun, kobalt ve nikle oranla daha fazla ve hızlı oranda absorpsiyon kapasitesi gösterdiğini gözlemlemişlerdir. Yabancı ve ark. [140] yaptıkları çalışmada *M. spicatum*' da kökte absorpsiyonun yüksek fakat gövdede düşük olduğu sonucuna varmışlardır. Bu durum ise çalışmada kullanılan bu sucul bitki türünün, basit ve kolay hasat edilen bölgelerinde ağır metal absorbe edebilme kapasitesinin düşük oranda olması, bu bitkinin fitoremediasyon ile arıtımda kullanımını sınırlandırabilir bir unsur olarak karşımıza çıkmaktadır. Tüm bu atık sulardaki kirletici etken olan ağır metal giderimlerine paralel olarak biz de yaptığımız çalışma sonucunda uygulama ve kontrol grupları kıyas edildiğinde; %10'luk çözeltide silisyumda %50,46, %25'lik çözeltide %55,5 ve %40'luk çözeltide ise %48,54 oranında giderim sağlandığı tespit edilmiştir. Tüm bu çalışmalara ek olarak bilim adamlarının makrofitlerle ağır metal giderimi ile çalışmaları aşağıdaki tablo ile özetlenebilir (Çizelge 4. 2. 1).

Moyo ve ark. [104] tarafından *E. crassipes* türünün, remediasyon amacıyla kullanımı araştırmış ve elektriksel iletkenlikte %25, toplam çözünmüş katı maddelerde (TDS) %26, sülfatlarda %45, fosfatlarda %33 ve toplam sertlikte %37 oranında düşüş tespit etmişlerdir. Bizim çalışmamızda da Moyo ve ark. araştırmalarına benzer olarak,

%25 ve %40 konsantrasyondaki çözeltilerde sırasıyla %36,5 ve %44 olacak şekilde fosfat oranında düşüş gözlenmiştir. Garnczarska ve Ratajczlak [156] ve Kara ve ark. [157] birçok çalışmada *Lemna spp.* türlerinin ağır metallerin sudan uzaklaştırılmasında başarılı sonuçlar verdiği gösterilmiştir. Su mercimekleri arasında remediasyon çalışmalarında çok yüksek oranda kullanılan ve en iyi bilineni *L. minor* adlı türdür ve sadece ağır metallerin giderimi için değil azot ve fosfor içeren besleyici elementlerin gideriminde de kullanılabilirler gösterilmiştir. Biz de araştırmamız sonucunda azot giderim başarısını; %10'luk çözeltide %96,52, %25'lik çözeltide %95,23, %40'lık çözeltide %95,93 bulurken, fosfor giderimini ise %25'lik çözeltide %36,5, %40'lık çözeltide %44 olarak saptayarak 2000 ve 2003 yıllarında yapılan bu çalışmaları kanıtlar nitelikte sonuçlar elde etmiş olduk.

Aurangzeb ve ark. [145] yaptıkları çalışmada *Azolla* bitkisini kullanmışlardır. Bu bitki sucul bir eğrelti otudur, *azollaceae* familyasına ait olmakla beraber 7 kadar tür içeren bir cinstir. Ayrıca dünyanın çoğu bölgesinde geniş bir coğrafik yayılım alanına sahip olmakla birlikte sulama kanallarında, durgun su kütlelerinde, bataklık ve genelde pirinç tarlalarında gelişim gösteren bir türdür. *Azolla* sporla üreme veya kopan kök parçalarından çoğalabilme özelliğindedir. Olumsuz çevresel koşullarına, yüksek alkalinite ve ağır metal gibi kirliliklere karşı toleransı gayet yüksek bir canlıdır. İdeal koşullarda hızlı gelişir, yüzücü bir bitki olması nedeniyle hasadı kolaydır. Bu gibi bu ve bunun gibi özellikleri nedeniyle arıtım, fitoremediasyon veya restorasyon açısından oldukça uygun bir organizma olarak değerlendirilmektedir. Yaptığımız çalışmada %10, %25 ve %40 konsantrasyondaki çözeltiler içinse alkaliliğin biyorestorasyon anlamında *Vesicularia dubyana* bitkisi kullanıldığında en uygun konsantrasyon değerini %25 ve %40 için tespit ettik.

Hurd ve Strenberg [158] su mercimekleri geniş bir pH (3,5- 10,5) ve sıcaklık (7-35 °C) aralığında gelişim gösterebilir. Hızlı bir şekilde gelişim gösterir ve vejetatif olarak çoğalmaktadır. Laboratuvar koşullarına kolaylıkla adapte olabildiği için üretimi oldukça kolaydır. Tıpkı *Azolla* gibi su mercimeklerinin de hasadı oldukça kolaydır. Bu gibi özellikleri nedeniyle ekotoksikoloji çalışmaları için uygun bir model olarak değerlendirilmektedir. Das ve ark. [134]; Galal ve Farhat [159] marulu esasen asidik ortamlarda daha iyi gelişim göstermekle birlikte geniş bir sıcaklık ve pH aralığında

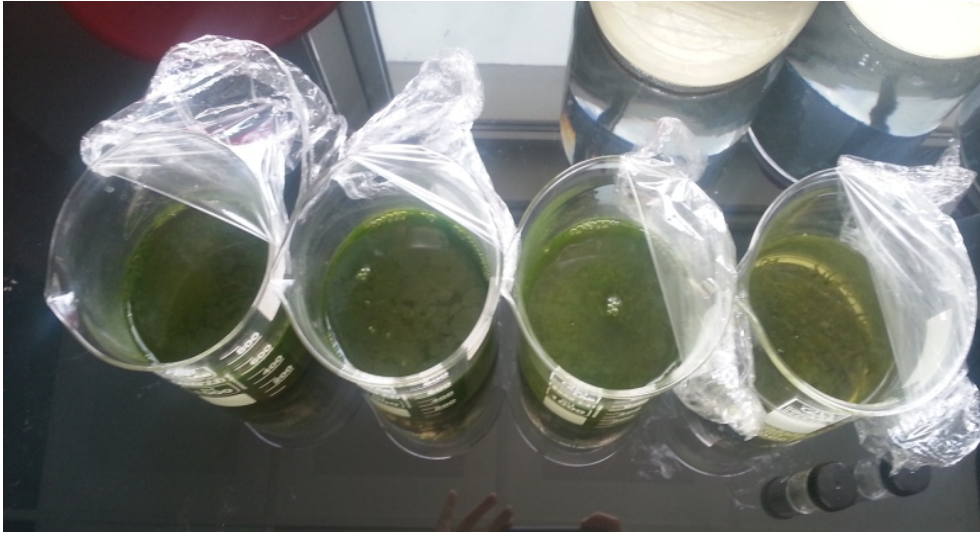
gelişebilir. Yüzücü olduğu, hızlı büyüme gösterdiği, kolay hasat edilebildiği ve bünyesinde yüksek oranda kirletici biriktirebildiği için atık sularda kirletici maddelerin gideriminde sıklıkla kullanılmaktadır. Kullandığımız V. dubyana sucul bitkisi, Hurd ve Strenberg'in [158] çalışmasında kullandığı su mercimeği ve Das ile ark. [134] çalışmasındaki su marulu gibi tolerans aralığı geniş, kolay yetiştirilen ve stres koşullarında dayanıklı olmasından dolayı biyoremediasyonda kullanılabileceğini çalışmamızda göz önüne sermiştir. Ayrıca sucul bir istilacı makrofit türü olan V. dubyana ile E. crassipes ile yapılan arıtım çalışmalarına ve araştırmalarına da paralel olarak biyorestorasyonda kullanılabileceği söylenebilir.

Çizelge 4.2 Bazı araştırmaların makrofitler ile ağır metal giderim yüzdeleri[118], [127], [141], [142], [143], [144],[145], [146], [147], [148], [149], [150], [151], [152], [153], [154], [155].

Araştırmacılar	Yıl	Araştırmada kullanılan makrofit	Ağır metaller							
			Zn	As	Pb	Kd	Cu	Fe	Cr	Hg
Mishra ve Tripathi	2009	<i>E.crassipes</i>	%95	-	-	-	-	-	%84	-
Lissy ve Madhu	2011	<i>E.crassipes</i>	-	-	-	-	%65	-	%65	-
Mokhtar ve ark.	2011	<i>E. crassipes</i>	-	-	-	-	%97,3	-	-	-
Ajayi ve Ogunbayo	2012	<i>E. crassipes</i>	-	-	-	%95.6	-	-	-	-
	2008			%18						
Alvarado ve ark.		<i>E.crassipes</i> ve <i>L.minor</i>	-	ve %5	-	-	-	-	-	-
Ajayi ve Ogunbayo	2012	<i>E.crassipes</i>	-	-	-	%82,8	%78.6	-	-	-
Rai	2008	<i>A. pinnata</i>	-	-	-	%70	-	-	-	%94
Mishra	2009	<i>A. pinnata</i>	-	-	-	-	-	-	-	%68
Axtell ve ark.	2003	<i>L. minor</i>	-	-	%76	-	-	-	-	-
Goswami ve ark.	2014	<i>L. minor</i>	-	%70	-	-	-	-	-	-
Khellaf ve Zerdaoui	2009	<i>L. gibba</i>	%61.3 - 71.3	-	-	-	-	-	-	-
Abdallah	2012	<i>L. gibba</i>	-	-	%96	-	-	-	%91.8	-
Verma ve Suthar	2015	<i>L. gibba</i>	-	-	%98	%84.8	-	-	-	-
Mishra	2009	<i>P. stratoites</i>	-	-	-	-	-	-	-	%80
Vesely	2011	<i>P. stratoites</i>	-	-	%97	-	-	-	-	-
Lu ve ark.	2011	<i>P. stratoites</i>	-	-	-	-	%20	-	-	-
Aurangzeb ve ark.	2014	<i>P. stratiotes</i>	-	-	%70,7	-	%66,6	-	-	-
Stankovic vd. Keskinan vd. Rai vd.	2000-2003-1995	<i>P. stratiotes</i>	-	-	%70	-	-	-	-	-
Abdallah	2012	<i>C. demersum</i>	-	-	%95	-	-	-	%84,3	-
Keskinan	2003	<i>C. demersum</i>	-	-	-	%89	-	-	-	-

5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER

Deney ve ölçümlerin sonucunda mezbaha atık suyu fiziksel özellik olarak incelendiğinde renginin berraklaştığı (Saydama yakın renk oluştuğu), kötü kokunun yok olduğu ve yüzeyde %40'lık derişimden %10 a doğru, azalan yağsı mumsu tabaka tespit edilmiştir (Resim 5.1):



Resim 5.1 Mezbaha atık suyunda yüzeyde oluşan yağsı-mumsu tabaka

Mezbaha atık suyunda fiziksel anlamda ilk olarak göze çarpan karakteristik özellik olan renk, koyu kırmızı kahverengi bir yapı sergilemekte iken ve atık suda kötü koku varlığı tespit edilmiştir. Mezbaha atık sularının renginin koyu kahve-kırmızı olması ve çevreye verdiği kötü koku oldukça rahatsız edici durumdadır. Yapılan makrofit ekimi ile bulanıklığın azalmasının yanı sıra kötü kokunun yok olduğu ve sudaki koyu kahve-kırmızı rengin berraklaşıp saydama yakın bir renk aldığı tespit edilmiştir. Bu çalışmada da örnek verilen parametrik değişimlere bağlı olarak hem atık su tekrar kullanılabilir hale gelmiş hem de bu çalışmaya ek olarak bulanıklık giderilmesine katkı sağlayıp, fotosentez hızını artırır yönde ve atık suyu rehabilite etme yönünde değişim gözlenmiştir.

İnsan beslenmesi ve sağlığı açısından hayvansal yiyeceklerin önemi yaşam boyunca her zaman önemli bir yer teşkil eder. Artan nüfusa bağlı olarak hayvan sayısı

ve hayvansal ürün artışı kaçınılmaz bir sonuç olarak önümüze çıkmaktadır. Ancak insanların, hayvanların ve bitkilerin yaşaması, canlılığını koruması, hayatsal faaliyetlerini gerektiği gibi yerine getirebilmesi, doğanın ve ekosistemin korunması da yiyecek kaynaklarının çoğaltılması kadar büyük önem taşır. Bu bakımdan gösterilecek titizlikle, dikkatle bir alanda kazanılan ilerleme, diğer alanda yerini başarısızlığa ve olumsuzluğa bırakmamış olur [160].

Hayvancılık işletmelerinde çevresel sorunlara ve tehlikelere neden olan atıklar, aynı zamanda önemli ekonomik potansiyele sahiptir. Hayvansal kaynaklı atıkların çoğu gübre ve yem üretimi gibi alanlarda kullanılmaktadır. Bu nedenle hayvancılığa bağlı atıkların değerlendirilmesi üzerine olan çalışmalar ile çevre kirliliği tehdidinin azaltıldığı gibi ekonomik potansiyele de destek sağlanmış olacaktır [58].

Bu anlatılan nedenlerden dolayı, mezbaha atık sularının ön arıtımı kesinlikle gerekmekte ve tavsiye edilmektedir. Bu amaç için yaptığımız çalışmada, mezbaha atık sularının yapısı, bileşenleri ve sucul/ karasal ekosisteme etkileri incelenmiş ve karakteristik bir yapı sergileyen bu atık suyun arıtımında sucul makrofitlerin rolü irdelenmiştir.

Mezbaha tesisleri atık sularının hiçbir arıtma işlemine tabi tutulmadan alıcı ortama verilmesi alıcı ortamında çözünmüş oksijenin tüketilmesine ve su ortamının bozulmasına neden olmaktadır. Bu nedenle mezbaha çıkış sularının arıtılması gereklidir ve Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği' ne göre zorunlu kılınmıştır. Fakat bu atık suların içerdiği kirletici birleşenleri nedeniyle arıtılması oldukça güç ve pahalıdır.

Teorik olarak düşünüldüğünde 600 mL mezbaha atık suyunda 3 g makrofit (*V. dubyana*) kullanıldığında bu sonuçlar elde ediliyor ise, 1 saatteki debisi 3 ton olan bir akarsuda 15 kg makrofit kullanıldığında toplam biyomasın dengede olacağı ve mezbaha atık sularının rehabilite ve arıtımda kullanılabileceği sonucuna varılabilir.

KAYNAKLAR

- [1] Ş.S. Kılınç ve A. Bekar, “Küresel Bir Sorun “Gıda Atıkları”: Otel İşletmelerindeki Boyutları”, *Journal of Tourism and Gastronomy Studies*, vol.6, no.4, pp.1039-1061, 2018.
- [2] S. Tyagi, N. Garg, R. Paudel, “Environmental degradation: Causes and consequences”, *European Researcher*, vol.81, no.8-2, pp.1491-1498, 2014.
- [3] UNESCO, “Nature Based Solutions For Water”, *The United Nations World Water Development Report*, Paris, 2018.
- [4] TUBİTAK, “Ulusal Su Ar-Ge ve Yenilik Stratejisi”, *TUBİTAK Bilim, Teknoloji ve Yenilik Politikaları Daire Başkanlığı*, Ankara, 2011.
- [5] P.B. Tchounwou, C.G. Yedjou, A.K. Patlolla ve D.J. Sutton, “Heavy Metals Toxicity and the Environment”, *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*, vol. 101, pp. 133-164, 2012.
- [6] F. ÖZYONAR, “Entegre Et ve Et Ürünleri Tesisleri Atık Sularının Kimyasal Koagülasyon ve Elektrokoagülasyon Yöntemleriyle Arıtılabilirliğinin İncelenmesi”, Yüksek Lisans Tezi, Sivas Üniversitesi, 2007.
- [7] K. Koch, B. Helmreich ve J.E. Drewes, “Co-digestion of food waste in municipal wastewater treatment plants: effect of different mixtures on methane yield and hydrolysis rate constant”, *Appl. Energy*, vol. 137, pp. 250–255, 2015.
- [8] Y.Q. Ma, W.W. Cai ve Y. Liu, “An integrated engineering system for maximizing bioenergy production from food waste”, *Appl. Energy*, vol. 206, pp. 83–89, 2017.
- [9] F. Nicholson, A. Bhogal, L. Cardenas, D. Chadwick, T. Misselbrook, A. Rollett, M. Taylor, R. Thorman ve J. Williams, “Nitrogen losses to the environment following food-based digestate and compost applications to agricultural land”, *Environment Pollution*, vol. 228, pp. 504–516, 2017.
- [10] A.Ş. Erenler ve E.N. Ülke, “Mikrobiyal Yakıt Hücre Teknolojisini Kullanarak Gıda Endüstrisi Atıklarından Elektrik Enerjisi Üretimi”, Doktora tezi, İnönü Üniversitesi, 2018.

- [11] S. Alrumman, A. El-kott ve K. Sherif, “Water pollution: source and treatment”, *American Journal of Environmental Engineering*, vol. 6, pp. 88-89, 2016.
- [12] P. Özcan, “Mezbaha Endüstrisi Atık Sularında Magnezyum Amonyum Fosfat Çöktürmesi ile Azot Giderimi”, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul, 2001.
- [13] M. Oğuz ve M. Oğuz, “Characterization Of Ankara Meat Packing Plant Wastewater And Treatment With A Rotating Biological Contactor”, *International Journal of Environmental Studies*, vol. 44, pp. 39- 44, 1993.
- [14] A. Öztan, *Et Bilimi ve Teknolojisi*. Ankara: Gıda Teknolojisi Derneği, 2003.
- [15] F. Şengül, *Endüstriyel Atık suların Özellikleri ve Arıtılması*. İzmir: Dokuz Eylül Üniversitesi Yayınları, 1991.
- [16] J. Vymazal, H. Brix, P.F. Cooper, M.B. Green ve R. Haberl, *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Leiden: Europe Backhuys Publishers, 1998.
- [17] H. Erkaya, “Ege Bölgesinde Belediye Evsel Atıksu Arıtımı için Yapay Sulakalanlar”, Yüksek Lisans Tezi (yayınlanmamış), Dokuz Eylül Üniversitesi, İzmir, 2005.
- [18] T. Gündüz, “Su Kirlenmesi”, *Bilim ve Teknik Dergisi*, cilt.24, sf. 289, 1991.
- [19] A. Mutlu, “Adana İli Çevresindeki Hayvancılık Tesislerinde Ortaya Çıkan Atıkların Yarattığı Çevre Kirliliği Üzerinde Bir Araştırma”, Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi, 1999.
- [20] P. O’neill, *Environmental Chemistry*. UK: Blackie Academic & Professional, 1998.
- [21] C.N. Sawyer, L.M. Perry ve F.P. Gene, *Çevre Mühendisliği ve Bilimi İçin Kimya*. Ankara: Nobel Akademik, 2013.
- [22] G. Hanrahan, *Key Concepts In Environmental Chemistry*. USA: Academic Press, 2012.
- [23] G. Özbolat ve A.Tuli, “Ağır Metal Toksisitesinin İnsan Sağlığına Etkileri”, *Arşiv Kaynak Tarama Dergisi*, cilt 25, no. 4, sf. 502-521, 2016.

- [24] O. Muter, I. Lubinya, D. Miller, L. Grigorjeva, E. Ventiya, ve A. Rapoport, “Cr (VI) Sorption By Inact And Dehydrated Candida Utulis Cells İn The Presence Of The Other Metals”, *Process Biochemistry*, vol. 38, pp. 123-131, 2001.
- [25] H. Ucuñ, “Sarı Çam (*Pinus Sylvestris*) Kozalağı Biyoması Kullanılarak Atıksulardaki Ağır Metallerin Biyosorpsiyonu”, Yüksek Lisans Tezi, Atatürk Üniversitesi, 2001.
- [26] G.Vidal, A. Carvalho, R. Mendez ve J.M. Lema, “Influence of The Content in Fats And Proteins on The Anaerobic Biodegradability of Dairy Wastewaters”, *Bioresource Technology*, vol. 74, pp. 231- 239, 2000.
- [27] C.J. Hurst, G.R. Knudsen, M.J. McInerney, L.D. Stetzenbach, ve M.V. Walter, *Manuel of Enviromental Microbiology*. Washington: ASM Press, 1997.
- [28] D. Harper, *Eutrophication of freshwaters, principles, problems and restoration*. London: Chapman and Hall, 1992.
- [29] S. Dağı, “Atıksulardan Sulakalan Sistemleriyle Fosfor Giderimi”, Doktora Tezi (yayınlanmamış), İstanbul Teknik Üniversitesi, 2004.
- [30] F. Divrikoğlu, “Azotlu Atıksuların Arıtılması”, Yüksek Lisans Tezi, Osmangazi Üniversitesi, 1994.
- [31] Y. İspirli, “Atıksu Arıtmada Kullanılan Doğal Arıtma Yöntemleri ve Sucul Yabancı Otların Rolü”, Yüksek Lisans Semineri, Gaziosmanpaşa Üniversitesi, 2006.
- [32] U. İpek, Yüksek Lisans Tezi, Fırat Üniversitesi, Diyarbakır, 1997.
- [33] Çevre Bakanlığı ÇED ve Planlama Genel Müdürlüğü Çevre Envanteri Daire Başkanlığı, “Çevreyi Etkileyen Bazı Sanayiler ve Temel Sektör Faaliyetleri Raporu ”, Ankara, 1996.
- [34] USDA Foreign Agricultural Service, “Global Agricultural Information Network”, *Turkey Livestock Products Report*, 2010.
- [35] Bilim, Sanayi ve Teknoloji Bakanlığı, “Yatırım Programında Yer Alacak Organize Sanayi Bölgeleri ve Küçük Sanayi Siteleri Alt Projelerinin Seçimi ve Ödenek Tahsisinde Uyulacak Usul ve Esasları Bildirisi”, 2011.

- [36] C.T. Li, W.K. Shich, A.M, Asce, C.S. Wu ve J.S. Huang, “Chemical/bio fluidized bed treatment of slaughterhouse wastewater”, *Journal of civil Engineerring*, vol.4, pp. 112-118, 1986.
- [37] K.L. Norcross, S. Petrie, R. Bair ve G. Beaushaw, *42 Purdue Industrial Waste Conference Proceedings*, pp. 475- 482, 1987.
- [38] N.T. Manjunath, L. Mehrotra ve R.P. Mathur, “1930- 1936, Treatment Of Wastewater From Slaughterhouse by DAF-UASB system”, *Water Research*, vol.34, no. 6, pp. 34,2000.
- [39] Orman ve Su İşleri Bakanlığı, Yüzeysel Su Kalitesi Yönetimi Yönetmeliğinde Değişiklik Yapılmasına Dair Yönetmelik, *Resmi Gazete*, Sayı: 29327, 2015.
- [40] F. Özyonar, “Mezbahane Atıksularından KOI, Yağ- Gres ve Bulanıklık Giderimi Üzerine Bir Çalışma: Kimyasal Koagülasyon Yöntemiyle Ön Arıtımı”, *Fen Bilimleri Dergisi*, cilt 32, no. 1, 2011.
- [41] E. Aksoy ve G. Özsoy, “Investigation of multi-temporal land use/cover and shoreline changes of the Uluabat Lake Ramsar Site using RS and GIS”, *International Conference on Sustainable Land Use and Management*, vol. 19, no. 1, pp.318-325, 2014.
- [42] Anonim, “Gölbaşı yerel gündem 21. Mevcut durum raporu”, Ankara, 1999, sf.83.
- [43] A. Elmacı, A. Teksoy, F.O. Topaç, N. Özengin ve H. S. Başkaya, “Uluabat Gölünün Mikrobiyolojik Özelliklerinin Mevsimsel Değişiminin İzlenmesi”, *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, cilt;13, no.1, sf. 94, 2008.
- [44] D. Nassouhi, M.B. Ergönül, Ş. Fikirdeşici, P. Karacakaya, S. Atasağun, “Ağır Metal Kirliliğinin Biyoremediasyonunda Bazı Su içi ve Yüzücü Sucul Makrofitlerin Kullanımı”, *Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, cilt.14, no.2, sf.148-165, 2018.
- [45] R. Razzaq, “Phytoremediation: An environmental friendly technique- A review”, *Journal of Environmental Analytical Chemistry*, vol.4, no.2, pp.195, 2017.

- [46] US EPA. (Environmental Protection Agency), “Introduction To Phytoremediation”, EPA/600/r– 99/107, Ohio, U.S.A, pp: 72, 2013.
- [47] V. Yalçın, “Bazı Ağır Metallerin (Pb, Cd, Ni) Sucul Bitkiler (*Salvinia natans* L.), *Lemna minor* L.) Üzerinde Yaptığı Stres ve Biyolojik Yanıtlar”, Yüksek Lisans Tezi, Nevşehir Hacı Bektaş Veli Üniversitesi 2014.
- [48] A. Vasavi, R. Usha, ve P.M. Swamy, “Phytoremediation – An overview review”, *Journal of Industrial Pollution Control*, vol.26, no.1, pp.83-88, 2010.
- [49] S.Sharma, B. Singh, ve V. K. Manchanda, “Phytoremediation: role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water”, *Environ Sci Pollut Res Int.*, vol.22, no.2, pp.946-962, 2015.
- [50] C. Forni, J. Chen, L. Tancioni ve M. Caiola, “Evaluation of the fern *Azolla* for growth, nitrogen and phosphorus removal from wastewater”, *Water Research*, vol.35, no.6, pp.1592-1598, 2001.
- [51] M.A. Maine, N. Sune ve H. Hadad, “Nutrient and metal removal in a constructed wetland for wastewater treatment from a metallurgic industry”, *Ecological Engineering*, vol.26, pp.341-347, 2006.
- [52] A. Çelekli, M. Yavuzatmaca ve H. Bozkurt, “Reaktif sarı 81 boyasının sulu ortamdan *Spirogyra majuscula* ile uzaklaştırılması; kinetik ve denge modellemesi”, *Biyoloji Bilimleri Araştırma Dergisi*, cilt.2, no.2, sf.59-69, 2009.
- [53] R. G. Wetzel, *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Alabama, U.S.A: Elsevier Academic Press, 2001.
- [54] B. Dhir, *Phytoremediation: Role of Aquatic Plants in Environmental Clean-Up*. India: Springer-Nature, 2013.
- [55] R.S. Boyd, “Ecology of Metal Hyperaccumulation” *The New Phytologist*, vol. 162, no. 3, pp. 563-567, 2004.
- [56] B.D. Tripathy ve A.R. Upadhyay, “Dairy effluent polishing by aquatic macrophytes”, *Water. Air. Soil. Pollut.*, vol. 9, pp. 377-385, 2003.
- [57] A. Nahlik ve W. J. Mitsch, “Tropical treatment wetlands dominated by free-floating macrophytes for water quality improvement in Costa Rica”, *Ecological Engineering*, vol. 28, no. 3, pp. 246-257, 2006.

- [58] S. Karaman, “Hayvansal Üretimden Kaynaklanan Çevre Sorunları ve Çözüm Olanakları”, *Fen ve Mühendislik Dergisi*, vol. 9, no. 2, 2006.
- [59] Anonim, T.C. Bilim, Sanayi ve Teknoloji Bakanlığı, Geri Dönüşüm Strateji Belgesi ve Eylem Planı Atık Yönetimi, İstanbul, 2014.
- [60] *Vesicularia dubyana* özellikleri, <https://aquaanimania.com> , [Erişim tarihi: 13-Nisan- 2018].
- [61] *Vesicularia dubyana*, <https://www.araflorea.com>, [Erişim tarihi: 20- Ağustos-2018].
- [62] A. Ebihara, J.H. Nitta ve K. Iwatsuki, “The Hymenophyllaceae of the Pacific Area. 2. Hymenophyllum (Excluding Subgen. Hymenophyllum)”, *Bull. Natl. Mus. Nat. Sci. Ser. B*, vol.36, no.2, pp. 43–59, 2010.
- [63] A. Tan, “Atık sularda bazı kirlilik parametrelerinin incelenmesi”, Yüksek lisans tezi, Trakya Üniversitesi, 2006.
- [64] Akvaryum makrofitleri, <http://www.aquascaping.ro>, [Erişim tarihi: 17- Eylül-2017].
- [65] H. Soran, “Bitkilerin Atıksu Arıtımında Kullanılması”, *Hacettepe Üniversitesi Eğitim Fakültesi Dergisi*, no. 7, sf. 261-267, 1992.
- [66] I. Kapdan ve F. Kargı, “Atıksulardan tekstil boyar maddelerinin adsorpsiyonlu biyolojik arıtım ile giderimi”, *Turkish Journal Of Engineering and Environmental Sciences*, no. 24, sf. 161-169, 1998.
- [67] A. Torkian, A. Eqbali ve S.J. Hashemian, “The effect of organic loading rate on the performance of UASB reactor treating slaughterhouse effluent”, *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 40, pp. 1-11, 2003.
- [68] Anonymous, “Code of practice for the agricultural use of sewage sludge department of the environment”, *Consultans In Engineering And Environmental Science*, 1978, pp.9.
- [69] G.N. Demirer, “Endüstriyel Tesislerden Kaynaklanan Atık Suların Karakterizasyonu, Kirlilik Yüklerinin Tahmini ve İzlenmesi”, *Endüstriyel Atık Su İzleme ve Kontrolü Eğitim Semineri*, Ankara, 2005, sf. 6.
- [70] İ. Tekeli, T. Şenyapılı, ve M. Güvenç, *Ankara'da Sanayi Üretiminin Tarihsel Gelişim Süreci*, Ankara: Milli Prodüktivite Merkezi, 1991.

- [71] C. Yıldız, E.A. Korkusuz, Y. Arıkan ve G.N. Demirer, “Evsel Atıksu Arıtımı İçin Ekilmiş Sulakalan Tesisi: Viranşehir Örneği”. *V. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi*, Ankara,2003, sf. 623–625.
- [72] Yapay Sulak Alanlar, Köy Hizmetleri Genel Müdürlüğü, <http://www.khgm.gov.tr> , [Erişim tarihi: 21- Şubat- 2018].
- [73] Anonymous, “Manuel, Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater”, EPA/625/R-99/010, 1999.
- [74] E.A. Korkusuz, N.G. Demirer, M. Beklioğlu, “Atıksuların Arıtımında Ekilmiş Sulakalanlar”, *Çevre Mühendisleri Odası. IV. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi*, Mersin, 2001.
- [75] Y. Arıkan, *Viranşehir Ekilmiş Sulakalan Projesi, Arıtılmış Evsel Atıksuların Tarımsal Sulamada Kullanılması Çalışması*. Ankara: TMMOB Çevre Mühendisleri Odası, 2005.
- [76] U.S. EPA, “Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters”, EPA/625/R99/010, *Office of Research and Development*, Ohio, USA, 2000.
- [77] U.S. EPA, “Free Water Surface Wetlands for Wastewater Treatment”, *Office of Water*, Ohio, USA, 1999.
- [78] R.H. Kadlec ve R.L. Knight, *Treatment Wetlands*. USA: Lewis Publishers, 1996.
- [79] H. Çiftçi, Ş.S. Kaplan, H. Köseoğlu, E. Karadağ ve M. Kitiş, “Yapay Sulakalanlarda Atıksu Arıtımı ve Ekolojik Yaşam”, *Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, no. 23, sf.149-160, 2007.
- [80] P. Sohsalam ve S. Sirianuntapiboon, “Feasibility of Using Constructed Wetland Treatment for Molasses Wastewater Treatment”, *Bioresour Technol.*, vol.99, no. 13, pp. 1-7, 2007.
- [81] B. Brix ve C.A. Arias, “The Use of Vertical Flow Constructed Wetlands for on-Site Treatment of Domestic Wastewater: New Danish Quidelines”, *Ecological Engineering*, vol. 25, pp. 491-500, 2005.
- [82] J. Vymazal, “Horizontal Sub-Surface Flow and Hybrid Constructed Wetlands Systems for Wastewater Treatment”, *Ecol. Eng.*, vol. 25, pp. 478-490, 2005.

- [83] N. Park, H.J. Kim ve J. Cho, "Organic Matter, Anion and Metal Wastewater Treatment in Damyang Surface-flow Constructed Wetlands in Korea", *Ecological Engineering*, vol.32, pp. 68-71, 2007.
- [84] C.D. Martin ve K.D. Johnson, "The use of extended aeration and in-series surface flow wetlands for landfill leachate treatment", *Wat. Sci. Tec.*, vol. 12, pp.119-128, 1995.
- [85] J.H. Peverly, J.M. Surface ve T. Wang, "Growth and trace metal absorption by *Phragmites australis* in wetlands constructed for landfill leachate treatment", *Ecological Engineering*, vol. 5, pp.21-35, 1995.
- [86] T. Bulc, D. Vrhovsek ve V. Kukanja, "The use of constructed wetland for landfill leachate treatment", *Water Sci. Technol.*, vol. 35, pp.301-306, 1997.
- [87] V.G. Krishnan, "Kajian Peyerapan Logan- Logan Berat oleh Dua Spesies Tumbuhan Separuh Tenggelam Dalam Tanah Bencah Buatan Jenis SubPermukaan Bagi Olahan Air Larut Lesap", Master Thesis, Universiti Teknologi Malaysia, 2002.
- [88] R.B. Hamdan, "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, 2002.
- [89] M. Mohamed, "Pengolahan Air Larut Lesap Melalui Tanah Bencah Buatan Aliran Subpermukaan Dengan *Skirpus Globulosus* dan *Ericaulon sexangulare* bagi Penyingkiran Logan Berat", Master Thesis, Univesiti Teknologi Malaysia, 2003.
- [90] A.S. El-Gendy, N. Biswas ve J.K. Bewtra, "Growth of water hyacinth in municipal landfill leachate with different pH", *Environmental Tech.*, vol. 8, pp.833-840, 2004.
- [91] Y.F. Lee, "Rainfall Effects to the Performance of Subsurface Flow Constructed Wetland in Leachate Treatment", Master Thesis, Universiti Teknologi, Malaysia, 2004.

- [92] S.K. Bastviken, P.G. Eriksson, P. Premrov ve K. Tonderski, “Potential denitrification in wetland sediments with different plant species detritus”, *Ecological Engineering*, vol. 25, pp.183-190, 2005.
- [93] M.C. Bloor ve C.J. Banks, “Acute and sub-lethal toxicity of landfill leachate towards two macroinvertebrates”, *Proc.Saf. and Env. Pro.*, vol. 83, pp.185-190, 2005.
- [94] A.S. El-Gendy, N. Biswas ve J.K. Bewtra, “A floating aquatic system employing water hyacinth for municipal landfill leachate treatment: effect of leachate characteristics on the plant growth”, *Journal of Env. Eng. Sci.*, vol. 14, pp. 227-240, 2005.
- [95] G.T. Bulc, “Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment”, *Ecological Engineering*, vol. 26, pp. 365-374, 2006.
- [96] J. Nivala, M.B. Hoos, C. Cross, S. Wallace, G. Parkin, “Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland”, *Sci.of the to. Env.*, vol. 380, pp. 19-27, 2007.
- [97] V. Sawaitayothin, C. Polprasert, “Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate”, *Bioresorce Technology*, vol. 98, pp. 565-570, 2007.
- [98] F. Ekmekçi, “Adana Sofulu, Düzensiz Çöp Depolama Sahasından Alınan Çöp Sızıntı Sularının Laboratuvar Ölçekli Ortamda Bitkisel Yolla Azot-Fosfor ve Ağır Metal Gideriminin Araştırılması”, Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi, 2007.
- [99] C. Chiemchaisri, J.J. Chiemchaisri, S. Threedeach and P.N. Wicranarachchi, “Leachate treatment and greenhouse gas emission in subsurface horizontal flow constructed wetland”, *Bioresource Technology*, vol. 100, pp. 3808-3814, 2009.
- [100] A. Yalcuk, A. Uğurlu, “Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment”, *Bioresource Technology*, vol. 100, pp. 2521-2526, 2009.
- [101] R.H. Kadlec ve L.A. Zmarthie, “Wetland treatment of leachate from a closed landfill”, *Ecological Engineering*, vol. 36, pp. 946-957, 2010.

- [102] S. Lavrova and B. Koumanova, "Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate", *Bioresorce Technology*, vol. 101, pp. 1756-1761, 2010.
- [103] N. Kuyucak, "Role of Microorganisms in Mining: Generation of Acid Rock Drainage and its Mitigation and Treatment", *The European Journal of Mineral Processing and Environmental Protection*, vol. 2, no. 3, pp. 179-196, 2002.
- [104] P. Moyo, L. Chapungu ve B. Mudzengi, "Effectiveness of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in remediating polluted water: The case of Shagashe river in Masvingo", *Zimbabwe, Advances in Applied Science Research*, vol. 4, no. 4, pp. 55-62, 2013.
- [105] D.E. Canfield, J.V. Jr., D.E. Shireman, W.T. Colle, C.E. Haller, I.I. Watkins ve M.J. Maceina, "Prediction of chlorophyll a concentrations in Florida Lakes: importance of aquatic macrophytes", *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, vol. 41, pp. 497-501, 1984.
- [106] C.M. Duarte, J. Kalf ve R.H. Peters, "Patterns in biomass and cover of aquatic macrophytes in lakes", *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, vol.43, pp.1900-1908, 1986.
- [107] M. Sheffer, "Ecology of Shallow Lakes. First Edition. Kluwer Academic Publishers", *The Netherland*, pp. 1-357, 1998.
- [108] E. Van Donk ve W.J. Van de Bund, "Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto and zooplankton communities: allelopaty versus other mechanisms" *Aquatic Botany*, vol. 72, pp. 261-274, 2002.
- [109] E. Jeppesen, I. Sammalkorpi, T.L. Lauridsen, J.P. Jensen ve M. Sondergaard, "İlman iklim kuşağındaki tatlı su sığ göllerinin özellikle biyomanipilyasyonla restorasyonu (çeviri M. Beklioğlu)", *Sığ göl sulak alanları: ekoloji, ötrofikasyon ve restorasyon*, sf. 7-22, 2004.
- [110] J. Tanyolaç ve M. Karabatak, *Mogan Gölünün Biyolojik ve Hidrobiyolojik Özellikleri*. Ankara: Tübitak Yay., 1974.
- [111] M.A. Lewis ve W. Wang, *Plants for Environmental Studies*. New York, ABD: Lewis Publishers, 1997.

- [112] P.D. Hering ve P.D. Schuhmacher, “Review of European assessment methods for rivers and streams using Benthic Invertebrates, Aquatic Flora, Fish and Hydromorphology”, Diploma thesis, University of Duisburg-Essen, 2003.
- [113] N.T. Manjunath, I. Mehrotra ve R.P. Mathur, “Treatment Of Wastewater From Slaughterhouse By Daf-Uasb System”, *Wat. Res.*, vol. 34, no. 6, pp. 1930-1936, 2000.
- [114] M.W. Jayaweera, J.C. Kasturiarachchia, R.K.A. Kularatnea ve S.L.J. Wijeyekoonb, “Contribution of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) grown under different nutrient conditions to Fe-removal mechanisms in constructed wetlands”, *J. Environ. Manage*, vol. 87, no. 3, pp. 450–460, 2008.
- [115] S.W. Liao ve W.L. Chang, “Heavy metal phytoremediation by water hyacinth at constructed wetlands in Taiwan”, *Journal of Aquatic Plant Management*, vol. 42, no. 60, pp. 68, 2004.
- [116] S.H. Hasan, M. Talat ve S. Rai, “Sorption of cadmium and zinc from aqueous solutions by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*)”, *Bioresource Technology*, vol. 98, no. 4, pp. 918-928, 2007.
- [117] V.K. Mishra ve B.D. Tripathi, “Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes”, *Bioresource Technology*, vol. 99, no. 15, pp. 7091-7097, 2008.
- [118] S. Alvarado, M. Guédez, M.P. Lué-Merú, G. Nelson, A. Alvaro, A.C. Jesús ve Z. Gyula, “Arsenic removal from waters by bioremediation with the aquatic plants Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and lesser duckweed (*Lemna minor*)”, *Bioresource Technology*, vol. 99, pp. 8436-8440, 2008.
- [119] A.E. Roberts, C.W. Boylen and S.A. Nierzwicki-Bauer, “Effects of lead accumulation on the *Azolla caroliniana*-*Anabaena* association”, *Ecotoxicol Environ*, vol.100, pp.4-100 2014.
- [120] A. Arora, A. Sood ve P.K. Singh, “Hyperaccumulation of cadmium and nickel by *Azolla* species”, *Indian Journal of Plant Physiology*, vol. 3, pp. 302-304, 2004.

- [121] A. Arora, S. Saxena ve D.K. Sharma, “Tolerance and phytoaccumulation of chromium by three *Azolla* species”, *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, vol. 22, pp. 97-100, 2006.
- [122] M. Khosravi, R. Rakhshae ve M.T. Ganji, “Pre-treatment processes of *Azolla filiculoides* to remove Pb (II), Cd (II), Ni (II) and Zn (II) from aqueous solution in the batch and fixed-bed reactors”, *Journal of Hazardous Materials*, pp. 228-237, 2005.
- [123] L.P. Dai, Z.T. Xiong, Y. Huang ve M.J. Li, “Cadmium-İnduced Changes İn Pigments, Total Phenolics, And Phenylalanine Ammonia-Lyase Activity İn Fronds Of *Azolla imbricata*”, *Environmental Toxicology*, vol. 21, pp.505–512, 2006.
- [124] V.C. Pandey, “Phytoremediation of heavy metals from fly ash pond by *Azolla caroliniana*”, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 82, no. 1, pp. 8-12, 2012.
- [125] N. Shafi, A.K. Pandit, A.N. Kamili ve B. Mushtaq, “Heavy metal accumulation by *Azolla pinnata* of Dal Lake ecosystem”, *Journal of Environment Protection and Sustainable Development*, vol. 1, no. 1, pp. 8-12, 2015.
- [126] C.M. Noorjahan ve S. Jamuna, “Biodegradation of sewage waste water using *Azolla microphylla* and its reuse for aquaculture of fish *Tilapia mossambica*”, *Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology*, vol. 9, no. 3, pp. 75-80, 2015.
- [127] N. Khellaf and M. Zerdaoui, “Phytoaccumulation of zinc by the aquatic plant, *Lemna gibba* L.” *Bioresource Technology*, vol. 100, pp. 6137–6140, 2009.
- [128] E. Üçüncü, E. Tunca, Ş. Fikirdeşici, A.D. Özkan ve A. Altındağ, “Phytoremediation of Cu, Cr and Pb Mixtures by *Lemna minor*”, *Bull Environ Contam Toxicol.*, vol. 91, pp. 600-604, 2013.
- [129] A. Török, Z. Gulyás, G. Szalai, G. Kocsy ve C. Majdik, “Phytoremediation capacity of aquatic plants is associated with the degree of phytochelatin polymerization”, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 299, pp. 371-378, 2015.
- [130] N. Gür, O.C. Türker ve H. Böcük, “Toxicity assessment of boron (B) by *Lemna minor* L. and *Lemna gibba* L. and their possible use as model plants for

- ecological risk assessment of aquatic ecosystems with boron pollution”, *Chemosphere*, vol. 157, 2016.
- [131] W. Hou, X. Chen, G. Song, Q. Wang ve C.C. Chang, “Effects of copper and cadmium on heavy metal polluted waterbody restoration by duckweed (*Lemna minor*)”, *Plant Physiology and Biochemistry*, vol. 45, pp. 62-69, 2007.
- [132] V.J. Odjegba ve I.O. Fasidi, “Accumulation of trace elements by *Pistia stratiotes*: implications for phytoremediation”, *Ecotoxicology*, vol. 13, no. 97, pp. 637-646, 2004.
- [133] P. Gupta, S. Roy ve A.B. Mahindrakar, “Treatment of water using water hyacinth, water lettuce and vetiver grass- A review”, *Resources and Environment*, vol.2, no.5, pp.202-215, 2012.
- [134] S. Das, S. Goswami ve A.D. Talukdar, “A study on cadmium phytoremediation potential of water lettuce, *Pistia stratiotes* L.” *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 92, no. 2, pp. 169-174, 2014.
- [135] O. Keskinan, M.Z.L. Goksu, M. Basibuyuk ve C.F. Forster, “Heavy metal adsorption properties of a submerged aquatic plant (*Ceratophyllum demersum*)”, *Bioresour Technol.*, vol. 92, no. 2, pp. 197-200, 2004.
- [136] A.A. El-Khatib, A.K. Hegazy ve A.M. Abo-El-Kassem, “Bioaccumulation potential and physiological responses of aquatic macrophytes to Pb pollution” *International Journal of Phytoremediation*, vol. 16, pp. 29-45, 2014.
- [137] S.S. Ahmad, Z.A. Reshi, M.A. Shah, I. Rashid, R. Ara ve S.M.A. Andarabi, “Heavy metal accumulation in the leaves of *Potamogeton natans* and *Ceratophyllum demersum* in a Himalayan RAMSAR site: management implications”, *Wetlands Ecol Manage*, vol. 24, pp. 469–475, 2016.
- [138] O. Keskinan, M.Z.L. Goksu, A. Yuceer ve M. Basibuyuk, “Comparison of the adsorption capabilities of *Myriophyllum spicatum* and *Ceratophyllum demersum* for zinc, copper and lead”. *Eng Life Sci.*, vol. 7, pp. 192-196, 2007.
- [139] E. Lesage, C. Mundia, D.P.L. Rousseau, A. Van de Moortel UGent, G. Du Laing UGent, F. Tack UGent, N. De Pauw ve M. Verloo, “Removal of heavy metals from industrial effluents by the submerged aquatic plant *Myriophyllum*

- spicatum* L. Wastewater treatment”, *Plant dynamics and management in constructed and natural wetlands*, pp. 211-221, 2008.
- [140] M. Yabanlı, “Bioaccumulation of heavy metals in tissues of the gibel carp *Carassius gibelio*: Example of Marmara Lake”, *Turkey, Russian Journal of Biological Invasions*, vol. 5, no. 3, pp. 217-224, 2014.
- [141] V.K. Mishra, B.D. Tripathi ve K.H. Kim, “Accumulation of chromium and zinc from aqueous solutions using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*)”, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 164, no. 2-3, pp. 1059-1063, 2009.
- [142] P.N.M. Lissy and G. Madhu, “Removal of heavy metals from waste water using water hyacinth”, *ACEE International Journal On Transportation And Urban Development*, vol. 1, pp. 48-52, 2011.
- [143] H. Mokhtar, N. Morad ve F.F.A. Fizri, “Hyperaccumulation of copper by two species of aquatic plants”, *Intern. Conf. Environ. Sci. Eng. IPCBEE 8. IACSIT Press*, 2011.
- [144] T.O. Ajayi ve A.O. Ogunbayo, “Achieving environmental sustainability in wastewater treatment by phytoremediation with water hyacinth (*Eichhornia crassipes*)”, *J. Sustain. Develop.*, vol. 5, no. 7, pp. 80–90, 2012.
- [145] N. Aurangzeb, S. Nisa, Y. Bibi, F. Javed, ve F. Hussain, “Phytoremediation potential of aquatic herbs from steel foundry effluent”, *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, vol. 31, pp. 881-886, 2014.
- [146] U.N. Rai, S. Sinha, R.D. Tripathi ve P. Chandra, “Wastewater treatability potential of some aquatic macrophytes: removal of heavy metals”, *Ecol. Eng.*, vol. 5, pp. 5-12, 1995.
- [147] P.K. Rai, “Phytoremediation of Hg and Cd from industrial effluents using an aquatic free floating macrophyte *Azolla pinnata*” *Int. J. Phytorem*, vol. 10, pp. 430–439, 2008.
- [148] N.R. Axtell, S.P.K. Sternberg ve K. Claussen, “Lead and nickel removal using *Microspora* and *Lemna minör*”, *Bioresource Technology*, vol. 89, no. 1, pp. 41-48, 2003.

- [149] C. Goswami, A. Majumder, A.K. Mishra ve K. Bandyopadhyay, “Arsenic uptake by *Lemna minor* in hydroponic system”, *Int. J. Phytorem.*, vol. 16, pp. 1221-1227, 2014.
- [150] M.A.M. Abdallah, “Phytoremediation of heavy metals from aqueous solutions by two aquatic macrophytes, *Ceratophyllum demersum* and *Lemna gibba* L.” *Environ. Technol.*, vol. 33, pp. 1609–1614, 2012.
- [151] R. Verma ve S. Suthar, “Lead and cadmium removal from water using duckweed—*Lemna gibba* L.: impact of pH and initial metal load”, *Alex. Eng. J.*, vol. 54, pp. 1297–1304, 2015.
- [152] T. Vesely, P. Tlustos and J. Szakova, “The use of water lettuce (*Pistia Stratiotes* L.) for rhizofiltration of a highly polluted solution by cadmium and lead”, *International Journal of Phytoremediation*, vol. 13, no. 9, pp. 859-872, 2011.
- [153] Q. Lu, Z.L. He ve D.A. Graetz, “Uptake and distribution of metals by water lettuce (*Pistia stratiotes* L.)”, *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 18, pp. 978-86, 2011.
- [154] Z. Stankovic, S. Pajevic ve M. Vuckovic, “Concentrations of trace metals in dominant aquatic plants of the Lake Provala (Vojvodina, Yugoslavia)” *Biologia Plantarum*, vol. 43, no. 4, pp. 583-585, 2000.
- [155] O. Keskinan, M.Z.L. Göksu, A. Yüceer, M. Başıbüyük ve C.F. Forster, “Heavy metal adsorption characteristics of a submerged aquatic plant (*Myriophyllum spicatum*)”, *Process Biochemistry*, pp. 1-5, 2003.
- [156] M. Garnczarska ve L. Ratajczak, “Metabolic responses of *Lemna minor* to lead ions I. Growth, chlorophyll level and activity of fermentative enzymes”, *Acta Physiol Plant*, vol. 22, no. 4, pp. 423–7, 2000.
- [157] Y. Kara, D. Basaran, I. Kara, A. Zeytunluoglu ve H. Genc, “Bioaccumulation of nickel by aquatic macrophyta *Lemna minor* (duckweed)”, *Int. J. Agr. Biol.*, vol. 5, no. 3, pp. 281-283, 2003.
- [158] N.A. Hurd ve S.P.K. Sternberg, “Bioremoval of aqueous lead using *Lemna minör*”, *International Journal of Phytoremediation*, vol. 10, pp. 278-288, 2008.

- [159] T.M. Galal ve E.A. Farahat, “The invasive macrophyte *Pistia stratiotes* L. as a bioindicator for water pollution in Lake Mariut”, *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 187, no. 11, pp. 701, 2015.
- [160] M. Ergül, “Hayvansal Üretim ve Çevre Kirliliği”, *Yem Sanayi Derg.*, sayı.64, sf. 20- 25,1989.

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı : Şeyda Gül TELİNGÜN
Doğum Yeri : Malatya
Doğum Tarihi : 01.03.1990
Medeni Hali : Evli
Yabancı Dili : İngilizce
E-posta : seydagulustunol@hotmail.com

Eğitim Durumu

Derece	Alan	Üniversite	Mezuniyet Yılı
Yüksek Lisans	Biyoloji	Adıyaman Üniversitesi	2019
Lisans	Biyoloji	Adıyaman Üniversitesi	2015
Lise	Fen bilimleri	Malatya Cumhuriyet A.L.	2007