

T.C.
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



MUNZUR
ÜNİVERSİTESİ
2008

**BİNGÖL KATI ATIK DEPOLAMA SAHASINDAN ALINAN SIZINTI
SULARININ ARITIMINDA *Phanerochaete chrysosporium* (ME446)'UN
ETKİNLİĞİNİN BELİRLENMESİ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
Elif KARDAŞ**

Anabilim Dalı: Çevre Mühendisliği

**DANIŞMAN
Doç. Dr. Numan YILDIRIM**

TUNCELİ – 2018

T.C.
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BİNGÖL KATI ATIK DEPOLAMA SAHASINDAN ALINAN SIZINTI
SULARININ ARITIMINDA *Phanerochaete chrysosporium* (ME446)'UN
ETKİNLİĞİNİN BELİRLENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Elif KARDAŞ

(151102101)

Anabilim Dalı: Çevre Mühendisliği

DANIŞMAN

Doç. Dr. Numan YILDIRIM

TUNCELİ – 2018

T.C.
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

BİNGÖL KATI ATIK DEPOLAMA SAHASINDAN ALINAN SIZINTI
SULARININ ARITIMINDA *Phanerochaete chrysosporium* (ME446)'UN
ETKİNLİĞİNİN BELİRLENMESİ

Elif KARDAŞ
YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

Bu tez 29/01/2018 tarihinde aşağıdaki jüri üyeleri tarafından **oybirliği/oyçokluğu** ile kabul edilmiştir.

İmza:.....

İmza:.....

İmza:.....

Doç. Dr. Numan YILDIRIM
(Munzur Üniversitesi)

Yrd. Doç. Dr. E. Işıl
ARSLAN TOPAL
(Fırat Üniversitesi)

Yrd. Doç. Dr. Gökhan Önder
ERGÜVEN
(Munzur Üniversitesi)

DANIŞMAN

ÜYE

ÜYE

Bu tez, Enstitümüz Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda hazırlanmıştır.

Doç. Dr. Numan YILDIRIM
Enstitü Müdürü
İmza ve Mühür

Bu çalışma, Munzur Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi tarafından desteklenmiştir.

Proje No: YLMÜB016-25

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

ÖZET

Katı atık depolama sahalarında oluşan sızıntı suları, atık bileşiminden kaynaklanan kirletici ve nütrientleri bünyesinde bulundurması nedeniyle, toprak aracılığıyla yeraltı ve yer üstü sularına ulaşabilmekte ve ulaştığı alıcı ortama yüksek miktarda kirlilik yükü taşıyabilmektedir.

Çalışmamızda sızıntı suyu içeren farklı 4 statik sıvı gelişim ortamında *P. chrysosporium* tarafından gerçekleştirilen inkübasyonun 5, 10 ve 20. günlerindeki; pH, iletkenlik, toplam fosfat değerlerindeki değişimler ile 20. günün sonundaki gelişim ortamlarına ait KOİ (Kimyasal oksijen ihtiyacı) azalışı, metal (Fe^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} ve Cu^{2+}) uzaklaştırma yüzdesi ve toplam kuru misel ağırlıkları belirlenmiştir.

Özellikle X uygulama grubunda kullandığımız mantar ile inkübasyonun 20. gününün sonunda %84 oranında Mn^{2+} ve Zn^{2+} uzaklaştırılması sağlanabilmiştir. Yine aynı X uygulama ortamında 20. günün sonunda %90.88 oranında KOİ azalışı da elde edilmiştir. Diğer uygulama gruplarında da aynı şekilde hem metal uzaklaştırma açısından ve hem de KOİ azalışı yönüyle belli oranlarda iyileştirmeler tespit edilmiştir.

Sonuç olarak çalışmamızdan elde edilen bulgular, beyaz çürükçül mantar *P. chrysosporium*'un sızıntı suyu bulunduran tüm uygulama gruplarında sergilediği gerek metal uzaklaştırma etkinliği ve gerekse de KOİ azaltma kapasitesi yönüyle sızıntı sularının iyileştirilmesi çalışmalarında alternatif biyolojik bir kaynak olarak kullanılabilceğini göstermektedir.

Anahtar Kelimeler: *Phanerochaete chrysosporium*, sızıntı suyu, KOİ azalışı, metal giderimi, beyaz çürükçül fungus

ABSTRACT

Determination of the Efficacy of *Phanerochaete chrysosporium* (ME446) in the Treatment of Leachate from Bingöl Solid Waste Storage Area

Since leachate formed in solid waste storage areas contain pollutants and nitrites originating from the waste compound, they can reach underground and surface waters through the soil and can convey a high amount of pollution load to the area they reach.

In this study in which an incubation was carried out by *P. chrysosporium* in 4 different static liquids containing leachate, on the 5th, 10th and 20th days; pH, conductivity, changes in total phosphate values as well as COD (Chemical oxygen demand) reduction in the development environments at the end of the 20th day, removal percentage of metal (Fe^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} and Cu^{2+}) and total dry micelle weights were determined.

At the end of the 20th day of incubation 84% Mn^{2+} and Zn^{2+} removal were achieved especially through the fungus we use in the X application environment. And at the end of the 20th day in the same X application environment, a 90.88% reduction in COD was also obtained. In the same way in other application groups some improvements have been identified both in terms of metal removal and declining of COD.

In conclusion, findings of this study indicate the fact that white rot fungus *P. chrysosporium* can be used as an alternative biological source in the treatment of leachate in all application groups containing leachate not only in terms of its metal removal efficiency but also COD reduction capacity.

Keywords: *Phanerochaete chrysosporium*, leachate, COD reduction, metal removal, white rot fungus

TEŞEKKÜR

Bu tez alıŐmamn planlama, yürütülme, kontrol ve baskı aŐamalarında göstermiş olduğu ilgi, sabır, yardım ve katkılarından dolayı hocam sayın Doç. Dr. Numan YILDIRIM'a,

Manevi destek ve ilgisinden dolayı sevgili eŐi sayın hocam Doç. Dr. Nuran CIKCIKOĞLU YILDIRIM'a,

Sonsuz desteği ve sabrından dolayı lisans ve yüksek lisans dönemim boyunca deneyim, bilgi ve yardımlarını esirgemeyen sayın hocam Prof. Dr. Nihat TOSUN'a,

Arazi ve laboratuvar çalıŐmalarımnda desteğinden ve bilgilerinden faydalandığım sayın hocam ArŐ. Gör. AyŐenur ŐĐEDEY'e,

Lisans ve yüksek lisans eğitimim boyunca bilgi, beceri ve tecrübelerinden yararlandığım bütün bölüm hocalarıma,

EĞitimim ve hayatım boyunca her türlü desteklerini benden esirgemeyen aileme teşekkür ederim.

Elif KARDAŞ

TUNCELİ – 2018

İÇİNDEKİLER

ÖZET	III
ABSTRACT	IV
TEŞEKKÜR	V
ŞEKİLLER LİSTESİ	VIII
TABLolar LİSTESİ	IX
1. GİRİŞ	1
2. GENEL BİLGİLER	1
2.1. Katı Atıklar	1
2.2. Katı Atıkların Sınıflandırılması	1
2.2.1. Evsel Nitelikli Atıklar (Çöpler)	2
2.2.2. Endüstriyel Katı Atıklar	2
2.2.3. Tehlikeli Atıklar	3
2.2.4. Tıbbi Atık	3
2.2.5. Diğer atıklar	3
2.3. Katı Atıkların Çevre ve İnsan Sağlığına Etkileri.....	3
2.4. Sızıntı Suyu	5
2.4.1. Sızıntı Suyu Oluşumu	6
2.4.2. Sızıntı Suyu Kompozisyonunu Etkileyen Faktörler	6
2.4.3. Mevsimsel Değişim	7
2.4.4. Deponi Alanının Yaşı	7
2.4.5. Toplanan Atığın Kompozisyonu	8
2.4.6. Jeolojik Özellikler	8
2.4.7. Doldurma Tekniği	9
2.4.8. Sızıntı Suyu Oluşumunda Biyolojik Süreçler.....	9
2.4.9. Sızıntı Suyu Arıtma Yöntemleri	13
2.4.9.1. Fizikokimyasal Arıtma	14
2.4.9.2. Pıhtılaştırma-Yumaklaştırma-Çökeltim İşlemi	15
2.4.9.3. Membran Prosesler.....	15
2.4.9.3.1. Aktif Karbon Adsorpsiyonu.....	16
2.4.9.3.2. Kimyasal Oksidasyon	16
2.4.9.4. Biyolojik Arıtım	17

2.4.9.4.1.	Aerobik Lagünler	17
2.4.9.4.2.	Aktif Çamur Prosesi.....	18
2.4.9.4.3.	Damlatmalı Filtreler.....	18
2.4.9.4.4.	Anaerobik Lagün, Çürütücü ve Filtreler	19
2.5.	Mantarlar (Funguslar).....	20
2.5.1.	Beyaz Çürükçül Mantarlar	20
3.	MATERYAL VE METOT	22
3.1.	Çalışmada Kullanılan Kimyasallar	22
3.2.	Sızıntı Suyunun Eldesi ve Karakterizasyonu	22
3.3.	Çalışmada Kullanılan Fungus.....	23
3.4.	Stok Kültürün Pasajlanması	24
3.5.	Uygulama Ortamlarının Hazırlanması, Fungus İnokülasyonu ve Örnekleme	24
3.5.1.	Uygulama Ortamlarının Hazırlanması.....	24
3.5.2.	Uygulama Ortamlarına Fungus İnokülasyonu.....	25
3.5.3.	İnkübasyon sonrası örnekleme	25
3.6.	Analizler	26
3.6.1.	pH analizi.....	26
3.6.2.	İletkenlik Tayini	26
3.6.3.	Toplam Fosfat Tayini	26
3.6.4.	KOİ Tayini.....	27
3.6.5.	Ağır Metal Analizi.....	27
3.6.6.	Kuru Misel Ağırlıklarının Tespiti.....	29
3.7.	İstatistiksel Analiz	29
4.	BULGULAR VE TARTIŞMA	30
4.1.	Uygulama Gruplarında pH ve İletkenlik Değişimleri	30
4.2.	Uygulama Gruplarında Toplam Fosfat (g/L) Değişimleri.....	32
4.3.	Uygulama Sonrası Fe, Mn, Zn ve Cu Giderim Oranları	33
4.4.	Uygulama Sonrası Kimyasal Oksijen İhtiyacı Azalışları	35
4.5.	Uygulama Sonrası Ortamlara Ait Kuru Misel Ağırlıkları.....	37
5.	SONUÇ VE ÖNERİLER	39
6.	KAYNAKLAR.....	40
	ÖZGEÇMİŞ	51

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 2.1. Bingöl ili katı atık depo sahası araziye taşınmış katı atıklar	1
Şekil 2.2. Katı atığın atmosfere etkisi.....	5
Şekil 2.3. Katı atık ve çevreye etkisi	5
Şekil 2.4. Deponi alanı	8
Şekil 2.5. Katı atık bozunmasının 4 fazı.....	11
Şekil 3.1. Sızıntı suyunun alındığı yere ait Google haritası	23
Şekil 3.2. Fe (II) tayini için kullanılan standart eğri grafik	28
Şekil 3.3. Mn (II) tayini için kullanılan standart eğri grafik.....	28
Şekil 3.4. Cu (II) tayini için kullanılan standart eğri grafik	29
Şekil 4.1. Uygulama gruplarında örnekleme periyotlarındaki pH değişimleri.....	31
Şekil 4.2. Uygulama gruplarında örnekleme periyotlarındaki toplam fosfat (g/L) değerleri	33
Şekil 4.3. Gruplarda 20. günün sonunda elde edilen metal giderim oranları (%)	35
Şekil 4.4. Gruplarda 20. günün sonunda elde edilen KOİ azalış oranları (%)	37
Şekil 4.5. Uygulama sonrası ortamlara ait kuru misel ağırlıkları	38

TABLolar LİSTESİ

Tablo 2.1. Sızıntı suyu literatür değerleri	12
Tablo 2.2. Sızıntı suyu arıtımında kullanılan fiziksel, kimyasal ve biyolojik işlemler	14
Tablo 3.1. Sızıntı suyu karakterizasyon değerleri	23
Tablo 3.2. Deneysel uygulama ortamları.....	24
Tablo 4.1. Uygulama gruplarında örnekleme periyotlarındaki pH değişimleri	31
Tablo 4.2. Uygulama gruplarında farklı periyotlardaki iletkenlik (mS/cm) değişimleri.....	32
Tablo 4.3. Uygulama gruplarında örnekleme periyotlarındaki toplam fosfat (g/L) değerleri	33
Tablo 4.4. Gruplarda 20. günün sonunda elde edilen metal giderim oranları (%)	35
Tablo 4.5. Gruplarda 20. günün sonunda elde edilen KOİ azalış oranları (%)	36
Tablo 4.6. Uygulama sonrası ortamlara ait kuru misel ağırlıkları.....	37

1. GİRİŞ

Standart dışı üretilmiş ürünler, hatalı kullanılmış veya niteliği bozulmuş maddeler, sağlıklı kullanım süresi geçmiş ürünler, kirlenmiş veya aktiviteler sonucu kontamine olmuş maddeler, katalizörler ve atık piller, verimli performans gösteremeyen veya değerini kaybetmiş maddeler, kirliliğin önlenmesi amacı ile uygulanan proses kalıntıları, talaşlı imalat atıkları, hammadde işleme proses kalıntıları, ihracat yapan ülkelerin yasal olmayan kanunlarına göre getirilen maddeler tekrar kullanım ya da geri kazanım gayesi ile getirilen maddeler, kontaminasyona uğramış sahanın iyileştirme çalışmalarından kaynaklanan maddeler atık olarak tanımlanmaktadır.

Nüfus artışı ile birlikte artan insan aktiviteleri sonucunda meydana gelen evsel, endüstriyel, tarımsal ve daha pek çok alan faaliyetlerindeki üretim ve tüketim oranının artması sonucundan kaynaklanan atıkların miktarı ve çeşitliliği gün geçtikçe artış göstermektedir. Bu nedenle evsel atıklar çevre kirliliği üzerindeki etkilerinin kontrol altına alınması ve yönetilmesi zorunlu bir ihtiyaç haline gelen bir atık türüdür. Katı atık bertarafı için ileri teknolojik yöntemler kullanılmasına rağmen, bu atık türlerinin bertarafı için düzenli depolama sahalarına gereksinim duyulmaktadır. Ülkemizde evsel atıkların bertarafında yaygın olarak depolama yöntemi tercih edilmektedir. 2008 yılı itibarı ile Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK, 2010) istatistik verilerine göre toplanan kentsel katı atık miktarı 24.360.863 ton/yıldır. Ülke nüfusunun yaklaşık % 82'si, belediye nüfusunun ise yaklaşık olarak % 99'u atık toplama uygulamalarından faydalanmaktadır. Belediyeler tarafından toplanan atığın yaklaşık % 46'sı düzenli depolama ve kompostlaştırma gibi atık yönetimi mevzuatına uygun yöntemler kullanılarak bertarafı sağlanmakta olup belediye nüfusunun ~% 46'sı bu tür tesislerden yararlanmaktadır. Geri kalan nüfusun % 54'ünün atıkları ise düzensiz (kontROLSÜZ) depolama ve diğer yöntemlerle (kompostlama, yakma, piroliz veya arazi doldurma) uzaklaştırılmaktadır. ÇOB (Çevre ve Orman Bakanlığı) Atık Yönetimi Eylem Planı'nda (2008-2012), 2012 yılında belediye nüfusunun yaklaşık % 70'inin atıklarının düzenli depolama tesislerinde bertarafı, yapılan düzenlemelerle öngörülmektedir (EEA, 2005; Öztürk ve ark., 2010).

Katı atıkların yığınlar halinde depolanmaları ve bu alanlara düşen yağmur sularının atık yığınları arasından sızmasıyla oluşan sızıntı suları nicel ve nitel olarak son derece

çeşitli kirlilik yüküne sahip atık sulardır. Yüksek konsantrasyonlarda organik, inorganik madde ve ağır metal türlerini ihtiva edebilmesinden dolayı evsel ve endüstriyel bir çok atıksuya göre daha konsantre bir kirlilik yüküne sahiptir. Oluşan sızıntı suyu atık bileşiminden kaynaklanan kirletici ve besin öğelerini bünyesinde bulundurması nedeniyle, toprak aracılığıyla yeraltı ve yer üstü sularına ulaşmaktadır ve ulaştığı alıcı ortama yüksek miktarda kirlilik yükü taşımaktadır. Bu nedenle bir bölgedeki katı atık sızıntı suyu miktarı o alandaki yeraltı ve yer üstü sularının kalitesini olumsuz yönde etkileyebilmektedir. Sızıntı suyu içerisindeki çözünmüş halde bulunan bu maddelerin taşınımı yeraltı ve yüzey suları için önemli bir tehlikedir (Trebouet ve ark., 2001; ShuJun ve ark., 2008).

Çöp sızıntı sularının su ekosistemini, çevre ve halk sağlığını etkilemesi sebebiyle alıcı ortamlara deşarj edilmeden önce arıtılması gerekmektedir. Sızıntı sularının arıtımı için çeşitli metotlar geliştirilmiştir. Bu arıtımı gerçekleştirecek metotlar fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtma yöntemleridir. Sızıntı suyunun karmaşık yapısından dolayı geliştirilmiş bu metotlar tek başına kullanılarak etkili bir arıtım verimi gerçekleştirilmesine olanak tanımamaktadır. Bundan dolayı sızıntı sularının arıtımında genellikle biyolojik, fiziksel-kimyasal ve kimyasal proseslerin bir kombinasyonu önerilmektedir (Cossu ve ark., 2001; Topal ve ark., 2011). Sızıntı sularının arıtımı için fiziksel arıtma yöntemleri yalnız başına yeterli değildir. Bunun yerine fiziko-kimyasal metodlar sızıntı suyundan biyolojik yöntemlerle giderilemeyen maddeleri gidermek amacıyla biyolojik yöntemlerle birlikte kullanılmaktadır. Arıtım metodu olarak kullanılan kimyasal metotlar kimyasal çöktürme, kimyasal-elektrokimyasal oksidasyon ve koagülasyon-flokülasyondur (Cossu ve ark., 2001; Topal ve ark., 2011). Çeşitli biyolojik arıtma yöntemleri sızıntı sularının arıtımında kullanılmaktadır, bu arıtım şekline örnek olarak: ardışık kesikli reaktörler, uzun havalandırmalı sistemler, havalandırmalı lagünler verilebilir (Taşkan, 2009). İleri arıtma yöntemlerinde membran teknolojileri ve adsorbsiyon kullanılmaktadır. Yaygın olarak kullanımı sınırlıdır. Bunun nedeni maliyet açısından yüksek olmasının beraberinde yönetiminin de karmaşıklığıdır. Aynı zamanda sudaki değerli enerji ve besinlerin tekrar kullanımına olanak tanımamaktadır. Bütün bunlar göz önünde bulundurularak ucuz olmasının yanısıra etkili arıtım metotları araştırılmıştır (Gijzen, 2002; Topal ve ark., 2011).

Biyoteknolojik amaçlı yürütülen pek çok çalışmaya konu olan beyaz çürükçül mantarlarla yapılan çok sayıda çalışma mevcuttur. Bu çalışmalarından bazıları, beyaz çürükçül fungusların alkol fabrikası atıksularının arıtımında kullanımı (Kahraman ve Yesilada, 2001), beyaz çürükçül fungusların zeytinyağı fabrikası atıksuyunun arıtımında

kullanımı (Kahraman ve Yesilada, 1999; Kahraman ve Yesilada, 2001), Boyar maddelerin ve tekstil fabrikası atıksularının renginin gideriminde kullanımı (Banat ve ark., 1996), beyaz çürükçül fungusların kağıt hamurundan lignin gideriminde kullanımı (Reid ve Paice, 1990), ağır metallerin biyolojik adsorbsiyonda kullanımı (Dhawale ve ark., 1996; Gabriel ve ark., 1996), poliaromatik hidrokarbonların yıkımında kullanımı (Çagatay, 1997), hormon üretiminde kullanımı (Yesilada ve ark., 1990), peyniraltı suyunun değerlendirilmesi (Feijoo ve ark., 1999), lignoselülozik atıklardan (saman, odun, sap, kağıt gibi) lignin gideriminde (Hatakka,1994; Yang ve ark., 2001), kömürün biyolojik olarak sıvılaştırılmasında (Aytar, 2007) kullanılması şeklinde sıralayabiliriz.

Thabeta ve ark. (2009) tarafından yapılan çalışmada yukarı akışlı anaerobik akışkan yataklı reaktörde depo sızıntı suyunun bozunabilirliği ve sülfat indirgemenin bir fonksiyonu olan $KOİ/SO_4^{-2}$ oranı değerlendirilmiştir. Reaktör karışık bir konsorsiyum ile aşılınmış ve sabit bir hidrolik bekletme süresinde 5 gün boyunca çalıştırılmıştır. Bu çalışmada $KOİ/SO_4^{-2}$ oranı sülfatın etkileri, hidrojen sülfür üretimi (H_2S), $KOİ$ giderim verimi, iletkenlik, pH gibi parametrelerin etkileri araştırılmıştır. En iyi reaktör performansı ile önemli oranda sülfat redüksiyon verimliliği ve $KOİ$ giderimi sırasıyla % 91 ve % 87, $KOİ/SO_4^{-2}$ oranı 1.17 değerine ulaşmıştır.

Tyrrel ve ark. (2008) türetilmiş atık materyallerinin kullanıldığı kompost sızıntı suyunun biyofiltrasyon ile arıtımını tanımlayarak değerlendirmişlerdir. Sistem dokuz adet yüksek yoğunluklu polietilen biyofiltre kullanılarak inşaa edilmiştir. Üç adet konteynır sızıntı suyu ile doldurulup üç tip filtre ortamında sıkıştırılmıştır. Atık türetilmiş filtre ortamından granit cipsler ile mineral kontrol karşılaştırılması yapılmıştır. Filtreler ile kompost sızıntı suyundan atık kompostlaştırma tesisinde hidrolik yükleme değişimi $0.05 m^3/gün$ 'den $0.5 m^3/gün$ 'e periyodik olarak 12 ayda ulaşmıştır ve % 95'in üzerinde bir giderim gerçekleştirmiştir. Kompost sızıntı suyundaki organik bileşenler baskın bileşiklerin biyolojik yıkımlara dirençli olduklarını ispatlamaktadır.

Xie ve ark. (2012) olgun depo sızıntı suyu arıtımında bakteriyel kompozisyon ve reaktör performansının araştırıldığı çalışmada simule yaşlı depo sızıntı suyu kullanılarak bir biyoreaktör inşaa etmişlerdir. Simule sızıntı suyu karakteristikleri: $KOİ \sim 2200 mg/L$; toplam azot $\sim 2030 mg/L$ ve $NH_3 \sim 1900 mg/L$ 'dir. Sonuçlar bu reaktörün sızıntı suyundaki kirletici maddelerin etkili bir biçimde uzaklaştırıldığını göstermiştir. Bu giderim oranını arttırmak, hidrolik yükleme miktarını veya sıcaklığı azaltarak mümkün

olabilmektedir. Analizler sonucu sızıntı suyu örneklerinde bol miktarda *Pseudomonas*, *Lysobacter*, *Flexibacteraceae* bakterilerinin olduğu belirtilmiştir.

Kalcikova ve ark. (2014) beyaz çürükçül mantarların hücre dışı enzimlerini kullanarak belediye düzenli depolama alanından alınan olgun sızıntı sularının arıtımını gerçekleştirmişlerdir. Çalışmada kullanılan sızıntı suyu belediye düzenli depolama sahasından biri aktif diğeri ise kapalı olan iki bölgeden toplanmıştır. Beyaz çürükçül mantarı olan *Dichomitus squalens* kapalı bölgeden alınan yaşlı sızıntı suyunda büyüme göstermiş ve başlangıç organik madde kaynağı olarak karbon kullandığı tespit edilmiştir. Genç sızıntı suyunda gelişim gösteren *Allivibrio fischeri* bakterisi, sızıntı suyunun toksik etkisini azaltmıştır. Öte yandan genç sızıntı suyunda büyüyen bakteriler bu sudaki mantar varlığını inhibe etmiştir. Sonuçlar % 60 oranında BOİ ve KOİ gideriminin gerçekleştiğini ifade etmektedir. Sızıntı suyu içerisindeki beyaz çürükçül mantarlar tarafından üretilen hücre dışı enzimlerin sırasıyla % 61 KOİ ve % 44 BOİ giderimi sağladığı belirlenmiştir. Sızıntı suyunda mantarlarla yapılan bu enzimatik arıtım benzer uygulamalarda sızıntı suyu arıtımında biyolojik arıtımın umut verici olduğunu göstermektedir.

Razarinah ve ark. (2014) Sızıntı suyu arıtımında beyaz çürükçül bir mantar türü olan *Ganoderma australe*'yi kullanarak BOİ₅, KOİ ve NH₃-N giderimi sağlamayı amaçlamışlardır. *G. australe* sızıntı suyundan sırasıyla %50 BOİ₅ ve %32 KOİ giderimi gerçekleştirmiştir. Toplamda *G. australe*'nin ham enzimleri kullanılarak %58, %57 ve %62 oranlarında BOİ, KOİ ve NH₃-N giderimi başarılı bir şekilde sağlanmıştır.

Kalcikova ve ark. (2016) olgun depo sahasından alınan sızıntı suyu örneğinin aerobik ve anaerobik olarak biyolojik yıkım potansiyelini araştırmışlardır. Yaptıkları çalışmada, pH, BOİ₅, KOİ, çözünmüş organik karbon, TOC, NH₄-N konsantrasyonunu belirlemişlerdir. Bu çalışmada; olgun sızıntı sularının aerobik ve anaerobik yıkımlarının gerçekleştirilmesinde kullanılan biyoarıtım prosesinin gelişimi değerlendirilmiştir. Olgun sızıntı suyunun düşük toksiditeye sahip olduğu gözlemlenmiştir. Biyolojik çözünebilirlik testleri boyunca, anaerobik biyolojik arıtımın ölçülebilir biyogaz üretimine yol açmadığı belirlenmiştir. Sızıntı suyu biyoçözünürlük testlerinde aerobik şartlar altında % 66 ve doğal şartlarda % 78 oranında iyi bir giderim göstermiştir. Pilot olarak kullanılan simüle sızıntı suyunun başarılı bir şekilde arıtılabileceği ve kanalizasyon sistemlerine verilerek, bu atıksuların arıtımında iyi bir arıtım sağladığını göstermişlerdir.

Kumari ve ark. (2016) tarafından yapılan çalışmada, bakto-algal co-kültürü ile sızıntı suyu arıtımına ve bu yöntemin uygulanabilirliğine eleştirel bir yaklaşımı

değerlendirilmiştir. Kuzey Hindistan depo sahasından alınan sızıntı suyunda çeşitli organik kirleticiler, naftalin, benzen, fenol ve türevleri olan pestisitler, ftalatlar, halojenler gibi organik bileşiklerin varlığı gözlemlenmiştir. ICP-AES’de yüksek konsantrasyonlardaki Zn, Cr, Fe, Ni, ve Pb analizi max deşarj izin sınırına uygun olarak değerlendirilmiştir. Bakto-algal co-kültüründe toksik kirletici ve ağır metal gideriminin etkili bir şekilde sağlandığı belirlenmiştir. Etkin bir detoksifikasyonun gerçekleşmesine yardımcı olan Hepatoma HepG2 hücreleri kullanılmıştır. Çalışmanın sonunda gösterilen biyoremediasyon ve detoksifikasyonda bakto-algal co-kültürü gücünün sızıntı suyu arıtımındaki etkisi belirlenmiştir.

Mojiri ve ark. (2016) yaptıkları çalışmada farklı fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtım yöntemlerini kullanarak ağır metal ve kirlilik formlarının sızıntı suyudan arıtımını amaçlamışlardır. Ardışık kesikli reaktör bu çalışma için tercih edilen biyolojik bir arıtma modelidir. Ardışık kesikli reaktör ile bu suların içerdiği ağır metallerin giderimini sağlamak çalışmanın ana hedefidir. Çalışma dört farklı faktöre bağlı olarak anaerobik proses kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Giderimi amaçlanan ağır metaller Fe, Mn, Ni ve Cd’dur. Uygulanan bu reaktör PZ (powered Zeliac) çimento, kalker, prinç kabuğu külü, aktif karbon ve sentetik iyon değiştirici reçineden oluşmuş ve deneysel plan optimum ayarlara bağlı olarak dizayn edilmiştir. Optimum temas süresi 11.7 sa ve havalandırma süresi 2.87 L/dak olarak belirlenmiş ve Fe, Mn, Ni, Cd için sırasıyla; %79.57, %73.38, %79.29 ve % 76.96 olarak etkin bir ağır metal giderimi sağlanmıştır.

Bu çalışmada, Bingöl ili düzenli katı atık sahasından alınan sızıntı suyundan beyaz çürükçül bir mantar türü olan *Phanerochaete chrysosporium* (ME446) kullanılarak pH, iletkenlik değişimleri ve KOİ, toplam fosfat ve ağır metal giderim potansiyeli araştırılmıştır.

2. GENEL BİLGİLER

2.1. Katı Atıklar

Günümüzde sosyo-ekonomik aktiviteler sonucunda ortaya çıkan ve kullanılamaz hale gelen , akıcı özelliklere de sahip olabilecek kadar sıvı içermeyen türdeki her madde katı atık olarak tanımlanabilmektedir. Atık yönetimi yönetmeliğine göre atıklar; üreticisi veya fiilen elinde bulunduran gerçek veya tüzel kişi tarafından çevreye atılan veya bırakılan ya da atılması zorunlu olan herhangi bir madde veya materyal olarak tanımlanmaktadır (Atık yönetimi yönetmeliği, 2015). Şekil 2.1’de araziye terkedilmiş katı atıklar görülmektedir (Güler ve Çobanoğlu, 1994).



Şekil 2.1. Bingöl ili katı atık depo sahası araziye taşınmış katı atıklar (orjinal)

2.2. Katı Atıkların Sınıflandırılması

Kaynağına bileşimine ve özelliklerine göre sınıflandırılan katı atıklar; toplama, taşıma, bertaraf sistemlerinin tasarımı, kurulan tesislerin işletilmesi, geri dönüşüm ile

kullanıma kazandırılabilen maddelerin ekonomiye tekrar kazandırılması ve bu atık türlerinden enerji eldesi bakımından faydalanılması açısından son derece önemlidir. Sınıflandırma işleminde farklı yaklaşımlardan yararlanılmaktadır. Buna karşın yaygın olarak katı atıklar iki şekilde sınıflandırılmaktadır. Bu sınıflandırma:

- a) Bileşimine ve özelliklerine göre katı atıklar
 - Organik 1: yanabilir ve kompostlanabilir organik maddeler (hayvansal, bitkisel, tekstil atıkları, kağıt ...)
 - Organik 2: biyokimyasal ayrışması gerçekleştirilemeyen veya ayrışması çok yavaş olan organikler (kağıt, deri, odun, lastik, kemik, plastik atıklar ...)
 - İnert maddeler: yanmayan maddelerdir (cam, porselen, taş, kil atıkları)
- b) Kaynaklarına göre katı atıklar
 - Evsel nitelikli atıklar,
 - Endüstriyel atıklar,
 - Tehlikeli atıklar,
 - Tıbbi atıklar,
 - Diğer atıklar.

2.2.1. Evsel Nitelikli Atıklar (Çöpler)

Ayrışabilen ve ayrışma özelliğine sahip olmayan evsel kökenli maddelerdir. Günlük tüketim faaliyeti sonucunda ev ortamında üretilebilecek zararlı ve tehlikeli özellik taşımayan her çeşit atık evsel katı atıklar grubuna aittir (Megep, 2011). Yiyecek parçacıkları, ev eşyası atıkları, mobilya, ambalaj malzemeleri (cam şişeler ve cam parçacıkları, kâğıt, karton, teneke kutular ...), yakacak atıkları (kül) bunlardan bazılarıdır (Taşkan, 2009).

2.2.2. Endüstriyel Katı Atıklar

Endüstriyel işlemler sonucu oluşan atıklar olarak tanımlanabilen atıklardır.

2.2.3. Tehlikeli Atıklar

Radyoaktif maddeler içeren veya içermeyen maddelerdir. Teknolojik gelişmeler neticesinde ortaya çıkan, çevre ve insan sağlığına zarar verebilen veya çevre ve insan sağlığını tehdit eder nitelikte olan endüstriyel atıklardır. Rafineriler, enerji santralleri, oyuncak, yiyecek-içecek endüstrileri ve ilaç endüstrisi bunlardan birkaçıdır (Megep, 2011). Bu atık türü katı, sıvı, gaz ya da çamur fazında bulunabilirler (Cossu ve ark., 1992).

2.2.4. Tıbbi Atık

Sağlık kuruluşları ve hastanelerden kaynaklanan aynı zamanda çokça hastalığa sebebiyet verebilen atıklardır (Megep, 2011). Bu atıklara örnek olarak patolojik ve patolojik olmayan ünitelerden kaynaklanan enfekte kimyasallar bulunduran, farmasötik atıklar ile ilaç, serum, aşılar, vücut sıvısı, kan gibi maddeler verilebilir.

2.2.5. Diğer atıklar

Evsel nitelikli, endüstriyel, tehlikeli ve tıbbi atık sınıfları haricinde farklı yöntemler kullanılarak toplanması, taşınması, işlenmesi ve nihai olarak bertaraf edilmesi gerekli olan atıklardır. Bu atık türü; arıtma çamurları, atık yağ ve gresler, pestisitler, cips ve çeşitli yakma fırınlarından yakılma işlemleri sonucu oluşan küller olarak sınıflandırılabilir (Özbay, 2006; Megep, 2011).

2.3. Katı Atıkların Çevre ve İnsan Sağlığına Etkileri

Katı atıkların toplanarak ve toplandıktan sonra nihai olarak bertarafı çevre kirliliğinin önlenmesi ve insan sağlığı bakımından mecburidir. Bu zorunluluk, haşerat ve mikrop ve kemirici hayvanların üremelerinin engellenerek çevre ve insan sağlığının korunmasından ileri gelmektedir (Güler ve Çobanoğlu, 1994). Atık türlerinin uzaklaştırılma tekniğine uygun olarak uzaklaştırılamayan ve depolanamayan katı atıklar ciddi oranda çevre kirliliğine neden olmakla birlikte halk sağlığını da olumsuz yönde etkilemektedir. Atıkların düzenli olarak toplanması, geri kazanılması ve bertaraf edilmesi günümüzde hala önemli bir problem olmaya devam etmektedir.

Atıkların yeteri kadar iyi bir biçimde yönetilmemesi çevre ve insan sağlığını koruma açısından yetersiz kalınan bir durumun ortaya çıkmasına neden olmaktadır. Tehlikeli atıklardan kaynaklanan eser gazlar bu atıklara yakın bölgelerde yaşayan canlılar üzerinde ciddi etkilere sebep olmaktadır. Katı atık sahalarında oluşan ve kontrollü bir biçimde serbest bırakılan gazların bu alanlar dışına çevresel faktörlerin etkisiyle sürüklenmesi muhtemel potansiyel tehlikeler oluşturmaktadır (Sormunen ve ark., 2008). Kontrol altına alınamayan katı atıklar bulaşıcı birçok hastalığa sebep olurlar. Ciddi sağlık problemlerine neden olan bu atıklar buldukları bölgelerde çeşitli haşerat, mikrop ve hayvanların üremesi sonucu bu zararlı canlılar aracılığıyla çevreye yayılır. Düzensiz depolama alanlarında üreyen fareler veba, leprosirosis, sıçan tifüsü, fare ısırığı hastalığı, salmonellosis ve diğer birçok bulaşıcı hastalık kaynağı olabilirler. Bu atıklar aynı zamanda sivrisinekler ve diğer haşaratların da üreme ortamı haline alırlar. Sivrisineklerin çok hızlı üreyen canlılar olduğu yapılan çalışmalarla ortaya konmuştur. Bu çalışmalar sonucu bir desimetre küp içerisinde yaklaşık olarak 2500 civarında sinek üreyebildiği belirtilmiştir. Sinekler dizanteri gibi pek çok salgın hastalığı taşıyabilir ve hastalıkları çeşitli yollarla insanlara nakledebilir (Güler ve Çobanoğlu., 1994; Özbay, 2006).

Atık sahalarına yağışlar sonucu sızan sular atık yığınlarından geçerek toprak ve yeraltı sularını kirletmektedir. Kontrolsüz olarak bırakılan bu sızıntı sularının, yeraltı ve yüzey suları için tehdit edici bir durum olduğu herkes tarafından bilinmektedir (Taşkan, 2009). Şekil 2.2. ve Şekil 2.3 katı atıkların atmosfere ve çevreye etkisini göstermektedir.



Şekil 2.2. Katı atığın atmosfere etkisi (www.cevreonline.com)



Şekil 2.3. Katı atık ve çevreye etkisi (www.cevreonline.com)

Katı atıkların çevreye olan zararları genel olarak aşağıdaki şekilde özetlenebilir:

- Sızıntı sularının yer altı ve yüzey sularına geçmesi,
- Depo gazlarının atmosfere yayılması,
- Yakılan katı atık küllerinden kaynaklanan tozların rüzgar aracılığı ile atmosfere karışması,
- Zararlı maddelerin toprak aracılığıyla bitki ve gıda maddelerine geçmesi,
- Bulaşıcı hastalıkların yayılması,
- Kötü kokuların yayılması,
- Sinek, fare, çeşitli mikrop ve haşerelerin çoğalması,

2.4. Sızıntı Suyu

Katı atığın bünyesinde bulundurduğu organik maddenin birçoğu biyolojik olarak ayrışabilmekte ve mikroorganizmalar tarafından daha basit bileşiklerine kadar parçalanabilmektedir (El-Fadel ve ark., 1997; Tokmakkaya, 1998). Yağmur sularının etkisiyle su tutma kapasitesinin üzerinde suya maruz kalan katı atık yığınları, bu fazla suyu barındıramazlar. Atık içerisinde salınan bu fazla su, sızıntı suyu olarak tanımlanır.

Yığınlar arasından süzülen sızıntı suyu daha basit bileşenlerine ayrılmış olan katı atık içerisindeki bileşenlerle bir araya gelerek fiziksel, kimyasal ve biyolojik olaylara maruz kalırlar. Sızıntı suları yüksek kuvvetli ve hem nicel hem de nitel olarak aşırı miktarda değişkenlik gösteren atıksulardır (Gülşen, 2009). Sızıntı suları biyodegradasyona dirençli yüksek miktarda organik madde, klorlu organik ve inorganik tuzlar ile birlikte manganez, demir, kadminyum, kurşun gibi ağır metal içerir (Razman ve ark., 1993; Slack ve ark., 2005; Nordin, 2006). Sızıntı suyu bu nedenle yüzeysel ve yeraltı suları için potansiyel kirletici kaynağı özelliği taşımaktayken aynı zamanda insan sağlığı açısından da oldukça zararlı olup böbrek hastalıkları, sindirim hastalıkları, kanserojen etkiler gibi olumsuz etkilere sebep olabilmektedir (Albaiges ve ark., 1986; Nordin, 2006).

2.4.1. Sızıntı Suyu Oluşumu

Katı atık içeriğindeki biyolojik olarak degradasyona uğrayabilen organiklerin mikrobiyal aktiviteler sonucu bozulması durumunda meydana getirdiği sular, sızıntı suyu oluşumu için atık nemine katkıda bulunur. Söz konusu su oluşumu hem aerobik hem de anaerobik reaksiyonlardan oluşur (Hui, 2005). Bu reaksiyonlar katı atık depolama alanlarında depo gövdesinde gerçekleşir. Meydana gelen bu karmaşık reaksiyonların son ürünleri, depo gazı ve sızıntı suyu ile birlikte taşınır. Bu maddelerin iletimi esnasında gerçekleşen kimyasal reaksiyonların yanısıra adsorbsiyon ve düfüzyon gibi fiziksel olaylar da gerçekleşmektedir (Öztürk ve ark., 2010). Çok sayıda ve yüksek konsantrasyonlarda organik bileşen içeren sızıntı suyu, kalitesi bakımından da oldukça değişkendir. İçerisinde bulundurduğu ağır metal, amonyak, KOİ ve BOİ olarak ölçülen organik kirleticiler sızıntı suyunun toksik özellikte olduğunu göstermektedir (Wichitsathian, 2004). BOİ₅/KOİ değerine göre sızıntı suyunun biyolojik olarak parçalanabilirliği ve depolama alanındaki atığın yaşı, stabilizasyon durumu ile ilgili bilgiler elde edilmektedir (Alvarez- Vazquez ve ark., 2004).

2.4.2. Sızıntı Suyu Kompozisyonunu Etkileyen Faktörler

Uygun bir arıtma prosesine ulaşabilmek açısından sızıntı suyu bileşenlerini belirlemek ve onu etkileyen etmenleri belirlemek son derece önemlidir. Sızıntı suyu miktarı depo alanına giren su miktarı ile doğrudan ilişkilidir. Sızıntı suyu tanımında;

yağmur ve kar suları, yeraltı sularının bir kısmı, yüzeysel sular ve katı atıkların biyolojik olarak parçalanması sonucu oluşan sular olarak ifade edilmektedir.

2.4.3. Mevsimsel Değişim

Sızıntı suyu miktarı depo sahasına giren yağış miktarlarıyla doğrudan ilişkilidir. Sızıntı suyu oluşumuna neden olan unsurlar yağış çeşitleri (yağmur, kar, vb.), yeraltı suyu girişi, organik atıkların bozulması, sıvı atıklar, arıtma çamurları, infiltrasyon, buharlaşma, nem tutma ve geçirgenlik olarak sıralanabilir (Visvanathan ve ark., 2003). Nemli ve sıcak iklimlerde, sızıntı suyu oluşumu mikrobiyal aktiviteden dolayı kurak ve soğuk iklimlere göre daha hızlı değişmektedir. Sızıntı suyu kalitesi ve miktarı, iklim koşulları ve mikrobiyal faaliyet etmenleri göz önünde bulundurularak sızıntı suyu arıtımı için planlanan arıtma konfigürasyonu belirlenmelidir (Trankler ve ark., 2005).

2.4.4. Deponi Alanının Yaşı

Sızıntı suyu kalitesindeki değişimleri zamana bağlı olarak değerlendirmek ve sızıntı suyundan numune alarak bu suyu analiz etmek depo sahasının yaşını öğrenme açısından büyük ölçüde öneme sahiptir (Şekil 2.4). Azot konsantrasyonu depolama alanının yaşının belirlenmesinde göz önünde bulundurulmuş diğer bir belirleyici parametredir. Amonyak konsantrasyonu başlangıç olarak parçalanma ve hidroliz olaylarından dolayı oldukça yüksektir. Deponi sahalarında anaerobik şartlar hakim olduğundan nitrit ve nitrat konsantrasyonları düşüktür. Alan yaşı ilerledikçe amonyak konsantrasyonu azalma eğilimine girmektedir ve bu sebepten sızıntı suyu karakteristiklerine bakarak deponi sahasının yaşını belirlemek uygun olacaktır (Hasar ve ark., 2008).



Şekil 2.4. Deponi alanı (orjinal)

2.4.5. Toplanan Atığın Kompozisyonu

Sızıntı suyu içeriği toplanan ve depo sahasında biriktirilen atığın karakterizasyonu ile doğrudan alakalıdır. Evsel nitelikli atıklardan oluşan sızıntı suyu sadece miktar olarak değil organik kirletici yükü bakımından da yüksektir (Fairweather ve Barlaz, 1988). Bunun sebebi sızıntı suyundaki organik kirleticilerin, katı atıkta mevcut olarak bulunan mikroorganizma gruplarının daha yüksek molekül ağırlığına sahip organik bileşiklere parçalamaya öncelik tanınması ve bunların hidrolizi sonucunda oluşmaktadır (Gurijala ve Sufliya, 1993; Taşkan, 2009).

2.4.6. Jeolojik Özellikler

Sızıntı suyu toprak yüzeyinden derine süzülürken toprak ve yer katmanları ile temas geçer. Bu temas sonucu sızıntı suyu ve toprakta bulunan çok sayıda kimyasal ve biyolojik kirleticiler bu yüzeylerin filtre ve adsorbsiyon yeteneğine bağlı olarak sızıntı suyundan ayrılabilir. Su tutma kapasitesi, kil ya da toprak tabakasının fiziksel ve kimyasal yapısıyla doğrudan alakalıdır.

2.4.7. Doldurma Tekniği

Atık depolama hücrelerini derinleştirmek ya da yoğunluğunu arttırmak bu hücrelere su girişini önleyeceği için daha geniş zamana yayılan fakat düşük BOİ konsantrasyonuna sahip bir sızıntı suyu elde edilir (Crawford ve Smith., 1985). Katı atıklar depolama alanına getirildikten sonra evsel atıkların depo alanına dökülmesi esnasında, çeşitli unsurlar sızıntı suyu kalitesi ve miktarını büyük ölçüde etkilemektedir. Bu faktörler aşağıda sıralanmıştır;

Doldurma Yüksekliği: Depolanan atığın depo hücresi doluluk miktarı ve atığın sahip olduğu sıvı ortamın derine akması, ısı transferi ve gaz oluşumunu yüksek oranda etkilemektedir. Depo alanının yüksekliğinin artırılması sızıntı içeriğindeki üzerindeki mevsimler değişimleri etkileyebilir. Sıcaklık artışındaki azalama ve yavaşlama mikrobiyal etkinliği sınırlandırarak parçalanmayı hızlandırabilir.

Yoğunluk: Sızıntı suyu karakteristiklerini etkileyen faktörler arasında yoğunluk da önemli bir yere sahiptir. Düşük yoğunluğa sahip atıklar, depo sahası boyunca yüksek yoğunluğa karşın daha fazla hava sirkülasyonu sağlayacağından aerobik şartların oluşmasına yol açar. Kolay parçalanabilir atık kısmının ve parçalanması hızlanan kompleks organiklerin ortam sıcaklığını yükseltirken, sızıntı suyu inorganik içeriğini de arttırmaktadır.

Ön Stabilizasyon: Sızıntı sularının arıtım sürelerinin azaltılması için ön stabilizasyon yapılması mecburidir. Stabilizasyon işlemi katı atıkların boyutlarının küçültülmesi ile başlamakta ve ön kompostlama işlemi ile sona ermektedir. Kullanılan bir diğer yöntem ise sızıntı suyunun veya depo gazlarının defalarca geri devrinin sağlanması sonucu depolama sahasını bir biyoreaktör gibi kullanmaktır. Bunun sonucunda, sızıntı suyunun nütrient ve organik içeriği büyük ölçüde azalmaktadır.

Alt Katmanlar ve Üst Kaplama: Alt katmanlar sızıntı suyunun yeraltı sularına sızmasını ve bu ortamları kirletmesini engelleyecek şekilde planlanmalıdır. Üst kaplama ise belirli ölçüde ve istenilen oranda yağışın depo alanına sızarak ihtiyaç duyulan nem içeriğini sağlayacak şekilde oluşturulmalıdır.

2.4.8. Sızıntı Suyu Oluşumunda Biyolojik Süreçler

Sızıntı suyu oluşumundaki biyolojik süreçler genel olarak aerobik ve anerobik olarak ana iki kademede gerçekteşir.

I. Aşama – Aerobik: Bu ilk aşama, depo sahasına getirilen atıkların depo hücresine doldurulması esnasında geçen ilk birkaç günü kapsayan süreçtir. Bu süre boyunca, büyük moleküllü ve kompleks parçalar temel bileşenlerine ayrılır; cereyan eden bu işlemler esnasında sıcaklık artarken pH değeri düşer (Andreottola ve ark., 1989; Arıkan ve ark., 2003).

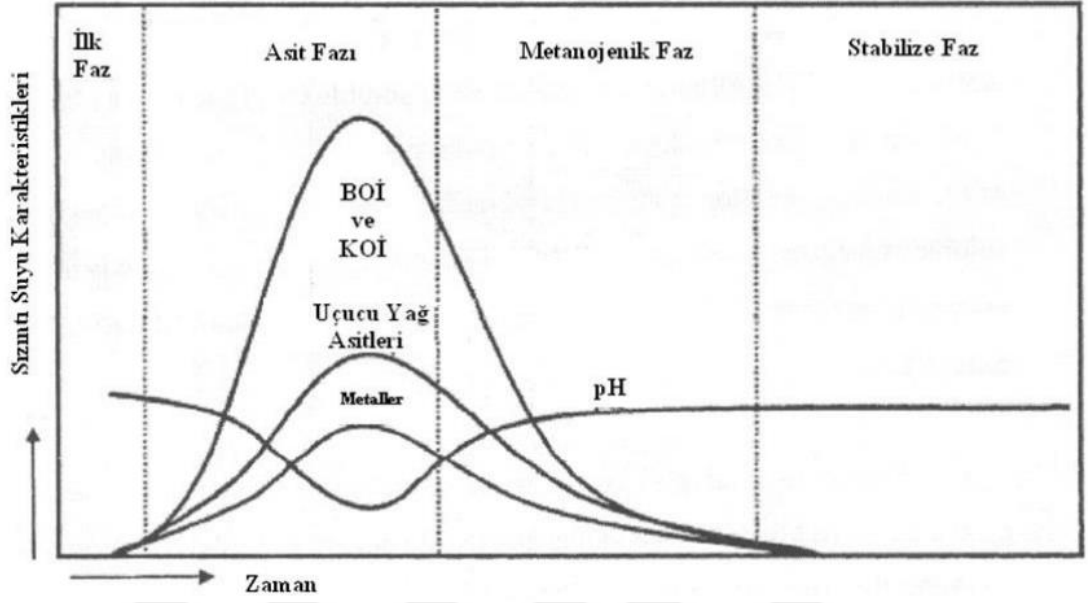
II. Aşama-Anaerobik/Asit Özümseme Devresi: Bu aşamada, anaerobik mikroorganizma aktiviteleri sonucu uçucu organik asitler azalır. pH ve redoks potansiyelinin düşmesinin yanısıra inorganik iyon konsantrasyonları da bu aşamada azalım gösterir. Meydana gelen sülfidler ve asitlerin fermantasyonu sonucu oluşan ağır metalleri (Fe, Mn vb.) çöktürür. İlk aşama olan aerobik evreden daha uzun olan bu aşamada, BOİ, BOİ/KOİ oranında ve amonyak konsantrasyonunda artma görülür (Ehrig, 1989; Christensen, 1997; Kjeldsen, 2002; Munasinghe, 1997).

III. Aşama - Anaerobik / Ara anaerobiosis (Başlangıç Metan Üretim Fazı): Gerçekleşen diğer aşamalara göre nispeten uzun süren bu basamak metanojen bakterilerin çok daha yavaş üremesi ile bilinir. Bakterilerin yavaş üremesi metan gazı üretimini artırır, uçucu asit yoğunluğunun düşmesine neden olurken pH değerini yükseltir. Ağır metal konsantrasyonu yavaşça azalmaya başlar. Metanojen bakterilerinin üremesi yavaşlaşsa da amonyak üretimi artmaya devam eder (Arıkan ve ark., 2003).

IV. Aşama-Anaerobik /Metanojen: Metanojen bakterilerinin baskın olarak bulunduğu bu evrede, ana organik maddelerin biyolojik olarak parçalanmaları tamamlanmasına rağmen metan üretilmeye devam etmektedir. pH değeri nötrale yakın değerlere ulaşır. Düşük ağır metal konsantrasyonu ve BOİ/KOİ oranı gözlemlenir (Arıkan ve ark., 2003).

V. Aşama – Aerobik / Olgunluk Dönemi: Olgunluk dönemi evresi yaşlı depolama sahalarında görülmektedir. Bu aşama eski depolama sahalarında görülür. Metan oluşum hızının düşmesi nedeniyle havanın kimyasal bileşenleri, karışan yeni maddelerin etkisiyle artar. Devam eden bu aşamada yaşanan tepkimeler için metal iyonlarının hareketliliği ayrı bir önem taşımaktadır (Martensson ve ark., 1999). Gaz difüzyonu sonrasında, degradasyon sonucu geride kalan organik maddenin CO₂'e dönüşmesi ve pH değerinde azalma gözlemlenmektedir. Oksidasyon potansiyelinin artmasına neden olan bu olay metaller ve toksik maddelerin sızıntı suyuna karışmasını tetikler. Buna karşın, laboratuvar ölçekli gerçekleştirilen çalışmalarda, havalandırma yapılan eski depolama alanlarındaki sızıntı suyunun düşük pH değerinde olduğu ve eski değerinin yaklaşık iki katı değerinde de ağır

metal yoğunluğuna sahip oldukları tespit edilmiştir (Arıkan ve ark., 2003). Şekil 2.5'te söz konusu süreç grafik üzerinde verilmiştir (Topal ve ark., 2011). Sızıntı suyu literatür değerleri Tablo 2.1'de verilmiştir.



Şekil 2.5. Katı atık bozunmasının 4 fazı (Tchobonoglous ve ark., 1993; Hui, 2005; Topal ve ark., 2011)

Tablo 2.1. Sızıntı suyu literatür değerleri (Crawford ve Smith, 1985; Tchobanoglous ve ark., 1993; Williams, 1998; Tabasaran, 1999)

	Tchobanoglous, 1993		Tabasaran, 1999				Williams, 1998				Crawford,1985		
	Yeni		Eski	Yeni		Eski		Yeni		Eski		<2 yıl	>10 yıl
	Aralık	Tipik	Aralık	Aralık	Tipik	Aralık	Tipik	Aralık	Tipik	Aralık	Tipik	Aralık	Aralık
pH	4,5-7,5	6	6,5-7,5					5,12-7,8	6,73	6,8-8,2	7,52	5,0-6,5	6,5-7,5
KOİ	3000 – 60000	18000	100-500	6000-60000	22000	500-4500	3000	2740-152000	36817	622-8000	2307	10000-60000	50-500
BOİ	2000 – 30000	10.000	100– 200	4000-40000	13000	20-550	180	2000-68000	18632	97-1770	374	4000-30000	<100
TOK	1500 – 20000	6000	80-160					1010-29000	12217	184-2270	733	1000-20000	<100
Alkalinite	1000-10000	3.000	200-1.000					2720-15870	7251	3000-9130	5376		
NH ₃ -N	10-800	200	20-40					194-3610	922	283-2040	889		
TKN												100-1000	<100
SO ₄	50-1000	300	20-50	70-1750	500	10-420	80	<5-1560	676	<5-322	67	50-1000	<10
PO ₄ -P	5-100	30	5-10	0,1-30	6	0,1-30	6					5-100	<5
Cl-	200-3000	500	100-400					659-4670	1805	570-4710	2074	500-2000	100-500
Fe	50-1200	60	20-200					48,3-2300	653,8	1,6-160	27,4		
Hg (□g Hg/lt)								<0,1-1,5	0,4	0,1-0,8	0,2		
Cd				0,5-140	6	0,5-140	6	<0,01-0,1	0,02	<0,01-0,08	0,015		
Pb				8-1020	90	8-1020	90	<0,04-0,65	0,28	<0,04-1,9	0,2		
Cu				4-1400	80	4-1400	80	0,02-1,1	0,13	<0,02-0,62	0,17		
Cr (toplam)				30-1600	300	30-1600	300						
Ni								<0,03-1,87	0,42	<0,03-0,6	0,17		
Zi				0,1-1	5	0,03-4	0,6	0,09-140	17,37	0,03-6,7	1,14		

2.4.9. Sızıntı Suyu Arıtma Yöntemleri

Sızıntı suyunu normal yöntemler kullanarak alıcı su ortamlarına iletmek ekolojik ve insan sağlığı bakımından oldukça tehlikelidir. Söz konusu sular içeriğinde bulundurduğu birçok kirletici maddeden dolayı toksik özelliktedir. Bu nedenle sızıntı suyu arıtımı katı atık yönetim sisteminin en önemli konusudur (Saetang, 2009). Yüksek organik madde, ağır metal, sülfat, klorür ve toksik madde içeren sızıntı suları, katı atıklardan taşınarak yüzey ve yeraltı sularını kirletir (Dölgen, 1996; Paredes, 2003). Bu nedenle sızıntı suyu arıtımı alıcı ortam deşarj standartlarını sağlamak ve flora ve fauna kirletilmesinin önlenmesinin yanı sıra insan sağlığını tehdit etmesi açısından da zorunlu bir arıttır (Sui ve ark., 2008). Sızıntı suyu arıtımı, arıtma için kullanılacak prosese sızıntı suyu girişı, sistemin gereksinimleri ve deşarj limitleri, sızıntı suyu kalitesi ve miktarı gibi etmenlere bağılıdır. Sızıntı suyu biyolojik, fiziksel ve kimyasal yöntemlerle veya bunların kombinasyonları olan metotlarla arıtılabilir (Tablo 2.2). Sızıntı suyu karakteristiğı açısından tek bir yöntem kullanılarak arıtımının gerçekleştirilmesi yeterli olmamaktadır. Bu yüzden etkili bir arıtım gerçekleştirebilmek ve maliyet açısından uygun metodu belirlemek büyük önem taşımaktadır (Saetang, 2009).

Sızıntı suyunun deşarj edildiğı alıcı ortamlarda tahribat yaratmadan uzaklaştırılması amacıyla birden fazla arıtım prosesi uygulanarak sızıntı suyu arıtımı gerçekleştirilebilmektedir. Uygulanan bu yöntemler genellikle biyolojik (aerobik veya anaerobik) ve fiziko-kimyasal arıtma yöntemleri (aktif karbon adsorbsiyonu, membran prosesler, pıhtılaştırma, yumaklaştırma ve kimyasal oksidasyon vb.)'dir. Çeşitli ülkelerde depolama alanlarında oluşan sızıntı suyu farklı arıtım uygulamalarına rastlanmaktadır. Çoğu ülkede ortak olarak uygulanan sızıntı sularının kentsel atıksular ile arıtımı mevcuttur. Sızıntı sularının kentsel atıksularla arıtımı ülkemizde uygulanmış ve çalışılmış bir konudur (Yalılı ve ark., 2006; Kurt ve ark., 2009). Sızıntı suyunun, deponi alanına geri devri yapılarak belirli bir oranda arıtımını gerçekleştirmek mümkündür. Bu uygulamanın işleyiş prensibi depolama alanına geri döndürülen sızıntı suyunun depolama sahasını bir kapalı reaktör gibi kullanmasıdır. Reaktör görevi üstlenen alanda buharlaşma yoluyla sızıntı suyu miktarı azalırken belirli bir oranda da arıtım sağlanmaktadır. Alıcı ortam deşarj standartlarının ciddi oranda arttırılarak sıkılaştırılması gibi unsurların da etkisiyle yukarıda adı geçen arıtma yöntemlerinin yalnız başlarına uygulanması yetersiz

geleceğinden bu arıtım proseslerinin birkaçının (ör. anaerobik arıtma+aerobik arıtma veya anaerobik arıtma+fizikokimyasal arıtma vb.) birlikte kullanılması önerilmektedir (Dölgen, 1996; Topal ve ark., 2011). Kanalizasyon sistemlerinin mevcut olduğu bölgelerde Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nde belirtilen sızıntı suyu deşarj değerlerini sağlamak şartıyla, sızıntı suları kanalizasyon sistemlerine deşarj edilebilmektedir. Bu sistemlere deşarj edilen sızıntı suları nihai olarak merkezi bir arıtma tesisinde işlem görmektedir. Bu işlemin ardından alıcı ortama deşarj edilecek veya arıtma yapılmaksızın derin deniz deşarj koşullarını sağlayacak şekilde alıcı ortama verilmektedir (Dölgen, 1998; Topal ve ark., 2011).

Tablo 2.2. Sızıntı suyu arıtımında kullanılan fiziksel, kimyasal ve biyolojik işlemler (Tchobanoglous ark., 1993)

Arıtma Prosesleri	Amaç	
Fiziksel	Çöktürme/flotasyon	Askıda katı madde giderimi
	Filtrasyon	Amonyak ve uçucu organik madde giderimi
	Hava ile sıyırma	Organik madde giderimi
	Adsorpsiyon	Çözülmüş inorganik madde giderimi
	İyon değiştirme	Organik ve inorganik madde giderimi
	Ters Ozmoz	Ters ozmoz konsantrisi bertarafı
	Buharlaştırma/yakma	
Kimyasal	Nötralizasyon	pH kontrolü
	Kimyasal çöktürme	Ağır metal ve bazı anyonların giderimi
	Koagülasyon/flokülasyon	Çökelmeyen askıda katı madde giderimi
	Kimyasal oksidasyon	Organik madde giderimi, detoksifikasyon
Biyolojik	Aktif çamur	Organik karbon giderimi
	Ardışık kesikli reaktörler	
	Havalandırmalı lagün/stabilizasyon havuzu	
	Biyofilm sistemleri (damlatmalı filtre, döner biyolojik diskler)	
	Havasız lagün ve temas tankları	
	Havasız (yukarı akışlı çamur yatağı, filtre veya hibrit) reaktörler	
Nitrifikasyon/denitrifikasyon	Azot giderimi	

2.4.9.1. Fizikokimyasal Arıtma

Fizikokimyasal arıtma yöntemleri, atıksu içerisinde bulunan koloidal maddeler ile birlikte kendiliğinden çökebilen katı partikül maddelerin su ortamından uzaklaştırılması amacıyla yapılmaktadır. Ters osmoz, aktif karbon adsorpsiyonu, kimyasal oksidasyon ve

pihtılaştırma-yumaklaştırma-çökeltim en yaygın olarak kullanılan süreçlerdir (Dölgen, 1998).

Kimyasal ve biyolojik arıtma tesislerinin başında inşa edilen fiziksel arıtma tesisleri, ana arıtma sistemine gelebilecek kirlilik yükünü azaltmak amacıyla yapılmaktadır. Aynı zamanda ana arıtma içerisindeki arıtma ekipmanlarının (borular, vanalar vb.) zarar görmemesi için inşa edilmektedir.

2.4.9.2. Pihılaştırma-Yumaklaştırma-Çökeltim İşlemi

Pihılaştırma-yumaklaştırma-çökeltim prosesleri su ve atıksularda bulunan kolloidal veya çözünmüş halde bulunan kirliliklerin azaltılması amacıyla kullanılan temel işlem basamaklarından biridir. Atıksu ortamına eklenen bazı kimyasallar yardımıyla su moleküllerinin taşıdıkları yükler parçalanarak destabilizasyon sağlanmaktadır. Böylelikle daha kolay bir araya gelebilen parçacıklar yumak oluşturmakta ve bu yumaklar yerçekimi hareketinden yararlanılarak atıksudan uzaklaştırılmaktadır. Suda çözünmüş olarak bulunan organik madde ve ağır metaller, renk, bulanıklığa neden olan kolloidal maddeler vb. çökeltilebilir yumaklar sudan uzaklaştırılmaktadır. Bu işlemin gerçekleştirilmesi için kullanılan koagülant maddeler çoğunlukla Al ve Fe(+3) tuzları, polielektrolitler ve kil, kireç gibi flok oluşumuna yardımcı maddelerdir. Fe ve Al tuzları sızıntı suyu uygulamalarında yüksek ve verimli sonuçlar elde edilmesine yardımcı olamamıştır. Kullanıldıkları arıtma verimi yaklaşık olarak % 40 değerinde bulunmuştur (Ehrig, 1989).

2.4.9.3. Membran Prosesler

Sızıntı suyu arıtımında kullanılan yöntemlerden biri de membran proseslerdir. Bu proseslerin başlıcaları ultrafiltrasyon ve ters osmozdur. Ters osmoz molekül ağırlığı düşük olan bileşikler için uygulanırken; ultrafiltrasyon fazla molekül ağırlığına sahip bileşikler için kullanılmaktadır. Bu yöntemin çalışma prensibi; atıksuyun yarı geçirgen özellikte bir membrandan geçirilerek, içerisinde çözünmüş olarak bulunan katı madde, organik ve inorganik kirleticiler ile birlikte istenmeyen çeşitli maddelerin membran üzerinde tutularak uzaklaştırılması esasına dayanmaktadır. Uygulanan bu proses sonrası oluşan konsantre kirlilik, arıtım bakımından oldukça büyük bir problemdir (Hasar ve ark., 2008). Oluşan bu atık çoğu kez depolama alanına geri verilmektedir. Fakat bu atık tehlikeli atık grubunda

değerlendirilmeli ve tehlikeli katı atık bertaraf yöntemleri uygulanarak bertaraf edilmelidir (Dölgen, 1996). Membran prosesler çoğunlukla biyolojik olan bir diğer proses kullanılarak oluşturulmaktadır. Bu konu ile ilgili bugüne kadar pek çok yapılmış çalışma mevcuttur. Bu uygulama kullanılarak çeşitli konfigürasyonlar denenmiştir (Bozdek ve ark., 1997). Bugüne kadar yapılan membran proses kullanılan sızıntı suyu arıtımından oldukça yüksek verim alınmıştır. Özellikle seri olarak kullanılması ile % 97 KOİ, BOİ₅, % 99 TKN ve % 90'dan fazla ağır metal giderim verimi elde edilmiştir (Cossu ve ark.,1992, Dölgen, 1996; Hasar ve ark., 2008).

2.4.9.3.1. Aktif Karbon Adsorpsiyonu

Adsorpsiyon yöntemi; atıksuda çözülmüş formlarda bulunan organik ve inorganik bileşiklerin, metal iyonları ve klorlu bileşiklerin adsorban bir ara madde kullanılarak, bu maddelerin ara yüzeyleri arasına tutunarak biriktirilmesi esasına dayanır. Seçilen adsorban madde, tutma kapasitesi sona erdiği zaman rejenerasyona uğrayarak (yenilenme) tekrar kullanılabilir. Aktif karbon en sık kullanılan adsorban maddedir. Gerekli adsorban miktarı 800-1200 g aktif karbon/m³ sızıntı suyu olarak verilmektedir (Aalbers ve Krückberg, 1988; Dölgen, 1996). Sızıntı suyu için kullanılan aktif karbon miktarının bir birim m³ için 3 kg'dan fazla olması halinde yatırımın maliyet açısından ekonomik olmayacağı belirtilmektedir (Doodens ve Theilen, 1989; Dölgen, 1996). Sızıntı suyu kalitesinden olumsuz yönde etkilenebilecek işletme adsorpsiyon ünitesinin tek başına kullanılması uygun görülmemekte; bunun yerine diğer yöntemler ile kombine sistemler oluşturularak etkili arıtım verimi sağlanması gerçekleştirilmektedir (Diamadopoulou, 1994).

2.4.9.3.2. Kimyasal Oksidasyon

Kimyasal oksidasyon süreci olarak ifade edilen arıtım yöntemi suda bulunan bütün kirlilikleri tamamen yok etmeyi amaçlar. Fiziko kimyasal süreçler ile karşılaştırıldığında suda bulunan çözülmüş bileşiklerden daha dirençli bileşikler oluşturmak yerine organik maddeleri oksitleyerek CO₂ ve H₂O'ya dönüştüren süreçler olarak tanımlanmaktadır. Kimyasal oksidasyonun gerçekleştirilebilmesi için kullanılan oksidantlar; permanganat, hidrojen peroksit, ozon ve klor bileşikleridir. Dezenfeksiyon amacıyla su ve atıksuda

kullanılan bu oksidasyon maddelerin, organik madde giderimi için kullanılması yüksek kimyasal madde kullanımı gerektirdiğinden, ekonomik bakımdan uygun olmamaktadır. Yalnızca sızıntı suyu miktarının düşük olduğu durumlarda önerilebilecek bir yöntemdir (Webber ve Smith, 1986; Dölgen, 1996).

Sızıntı suyu kullanılarak uygulanan kimyasal oksidasyon yöntemli çalışmalarda ozon hariç, kalsiyum hipoklorit, klor ve potasyum permanganat gibi kimyasal maddelerin atıksuda sertlik oluşturması ve çıkış suyundaki klor miktarını arttırması gibi bazı işletim problemlerine neden olduğu tespit edilmiştir. Ozon kullanımı neticesinde arıtılmış suda kalıntı bileşik maddeye rastlanmadığı ve arıtma veriminin KOİ bazında % 50 değerinde olduğu ifade edilmiştir (Thomanetz, 1989; Venkatadri ve Peters, 1993).

2.4.9.4. Biyolojik Arıtım

En genel anlamıyla biyolojik arıtım, atıksu ortamında çözünmüş ve çözünmemiş halde bulunan bileşiklerin, oksijenli (aerobik) ya da oksijensiz (anaerobik) şartlar altında mikroorganizma faaliyetleri gerçekleşirken oluşan reaksiyonlar sonucunda bu bileşiklerin son ürünlere dönüşmesi işlemidir. Bu arıtma prosesinde aerobik ve anaerobik lagünler, aktif çamur prosesi, anaerobik çamur çürütücü, biodiskler ve anaerobik filtreler kullanılmaktadır (Cossu ve ark., 1992).

Biyolojik prosesler, uçucu yağ asitlerini muhteva eden genç sızıntı suları için etkiliyken, yaşlı sızıntı suları (stabilize) için daha az giderim sağlamaktadırlar.

2.4.9.4.1. Aerobik Lagünler

Alıkonma sürelerinin fazla olması (>10 gün) nedeniyle sızıntı suyu miktarının az olduğu durumlarda tercih edilen bir arıtma prosesidir. Yüksek hidrolik alıkonma süresinden dolayı aerobik lagünlerde bakteri gelişimi fazladır. Bunun sonucunda oluşan toksik ortam, sistemin yüksek toksiditeye karşı olan direncini olumsuz yönde etkilemektedir. Aerobik ortamın sağlanabilmesi için sistem yüzeysel havalandırıcılar kullanılarak havalandırılmaktadır. Havalandırılmalı lagünler kısa alıkonma süreleri ve düşük sıcaklık uygulanarak çalıştırıldıklarında bu sistemlerin başarısız oldukları belirtilmektedir. Geri devir kullanılmadan uygulanan bu sistemlerin öncesinde ön çökeltim ünitesinin bulundurulması sistemin işleyiş ve arıtma verimini arttıracaktır. Hidrolik bekletme

süresinin on günden daha fazla olması durumunda BOİ₅/KOİ değerinin 0,4'den büyük olması halinde yaklaşık olarak %90'dan fazla BOİ₅ gideriminin gerçekleştirilmesi mümkündür (Dölgen, 1996).

2.4.9.4.2. Aktif Çamur Prosesi

Aktif çamur prosesinde de aerobik lagün sistemi işleyişi mevcuttur. Mikroorganizmaların aerobik koşullarda organik maddeleri zararsız son ürünlere dönüştürdüğü bir diğer procestir. Havalandırmalı lagünlerden farkı aktif çamur sürecinde sistemin çamur geri devri söz konusudur. Bu nedenle hidrolik alıkonma süresi daha kısa tutularak dizayn edilebilmektedir. Sistem verimi sıcaklık ve organik madde yükleme miktarına göre değişim göstermektedir. Laboratuvar, pilot ve tam ölçekli aktif çamur uygulamalarında BOİ₅/KOİ>0,4; F/M<0,05 kgBOİ₅/kgMLSS.gün koşullarında BOİ₅ giderimi %99 değerinde gerçekleşmiştir (Andreottola ve ark., 1989; Dölgen, 1996).

2.4.9.4.3. Damlatmalı Filtreler

Damlatmalı filtre sentetik ya da taş malzemelerin dolgu malzemesi olarak kullanıldığı ve birkaç metre yüksekliğinde inşaa edilen arıtma ünitesidir. Damlatmalı filtrelerin işleyiş prensibi; atıksu yüzeyden püskürtme (sprey) şeklinde bu dolgu malzemelerinin üzerine verilmektedir ve su hareketleri sonucu oluşan tepkimelerle arıtma işlemi gerçekleşmektedir. Bu sistemlerde havalandırma ünitesi yoktur, sistem hava ihtiyacını doğal yollardan sağlamaktadır. Filtreler üzerinde serbest yüzeylerin bulunması hava sirkülasyonunu sağlayacağından sistem için oldukça önemlidir. Çok sayıda örnek çalışma literatürde yer almamasına rağmen sızıntı suyunun yüksek oranda kirlilik içermesi bu arıtma çeşidinin filtelerde oluşabilecek tıkanmalardan dolayı sızıntı sularının arıtımına uygun olmadığı belirtilmektedir. Damlatmalı filtrelerde azot gideriminin yüksek olması nedeniyle yaşlı sızıntı sularının arıtımında kullanılması önerilebilir, ayrıca bu filtrelerin birleşik tesislerin bir ünitesi olarak uygulanması da önerilebilir.

2.4.9.4.4. Anaerobik Lagün, Çürütücü ve Filtreler

Anaerobik arıtma, atıksuda bulunan organik kirletici bileşiklerin asit indirgeyen bakteriler tarafından anaerobik şartlarda ara ürün olan kısa zincirli organik asitlere (butirik asit, propiyonik, asetik asit vb.) ve daha sonra metan bakterileri aracılığıyla H_2S , CH_4 , CO_2 ve NH_3 gibi son ürünlere ayrıştırılmasıdır. Anaerobik arıtmanın çeşitli avantajları vardır. Bunlar; (Khanal, 2008)

- Daha az enerji ihtiyacına gereksinim duyarlar
- Daha az çamur (biyokütle) oluşumu gözlenir
- Daha az alan ihtiyacı
- Zor ayrışabilen dirençli organik bileşikleri parçalama yeteneği'dir.

Sızıntı suyu arıtımında yaygın olarak kullanılan anaerobik arıtma sistemleri; anaerobik lagünler, çürütücüler ve anaerobik filtrelerdir.

Anaerobik lagünler çoğunlukla arıtma tesisinin ilk üniteleri arasında yer almaktadır. Sızıntı suyu kalitesindeki piklerin daha düşük seviyelere çekilmek istenmesi ve daha homojen bir sızıntı suyu içeriğinin eldesi hedeflenmektedir. Bu şekilde sızıntı suyu kalitesindeki piklerin aşağı çekilmesi ve daha homojen bir sızıntı suyu karakteristiğinin elde edilmesi amaçlanmaktadır.

Anaerobik çürütücüler lagünler ile aynı çalışma prensibine sahiptir. Aralarındaki fark; çürütücülerin sürekli karıştırılan ve kapalı sistemler olmasıdır. Bu karışım işlemi mekanik olarak ya da oluşan biogazın sisteme geri devri ile sağlanmaktadır (Dölgen, 1996).

Anaerobik çürütücünün içerisine dolgu yatağı teşkil edilerek biyolojik arıtma veriminin artması, büyük hacimleri küçültmesi gibi avantajlar sağlamasından dolayı anaerobik filtreler oluşturulmuştur. Anaerobik çeşitli şekilde işletilebilen ve modifiye edilerek yeni arıtım dizaynı oluşturularak geliştirilmektedir. Bunlardan bazıları; sabit ve akışkan yataklı, aşağı veya yukarı akımlı anaerobik çürütücülerdir. Anaerobik yukarı akımlı çamur yatağı olarak bilinen UASB reaktörler, aerobik sistemlere oranla daha yüksek organik yüklerde çalışabilmektedir. Hidrolik bekletme süresinin kısa tutulması, alan ihtiyacının az olması gibi avantajlara da sahiptir. Ayrıca çamur üretiminin ve nütrient ihtiyacının az olmasından dolayı enerji tasarrufu sağlamaktadır. Bu sistemlerin olumsuz yönü ilk yatırım maliyetinin yüksek olmasıdır. Fakat bu durum düşük işletme gideri ve

biogazdan elde edilen enerjiden sağlanacak tasarruf ile dengelenebilmektedir (Dölgen, 1996).

2.5. Mantarlar (Funguslar)

Doğada oldukça yaygın olarak bulunan funguslar fotosentetik pigmentlerden yoksun olduklarından dolayı karbon ve enerji kaynağı olarak organik maddeyi kullanmak zorundadırlar (Demir ve ark., 2004). Yaklaşık 400.000 çeşidi olduğu bilinen oldukça gelişmiş hücresel yapıya sahip ökaryot canlılardır (Murray 1990; Kim ve ark., 2003). Çok hücreli bütün hayvanlar ve bitkilerin yanısıra algler, protozoalar ve funguslar da ökaryotik hücrelerden oluşmaktadır. Ökaryotik hücreler de diğer tüm hücreler gibi bir plazma membranıyla çevrili olmalarına ek olarak ekstra bir membranla çevrili farklı hücresel görevler için özelleşmiş organellere sahiptir. Bu organellerin her biri spesifik görevini kendileri yerine getirir (Purves, 2003).

Fungusların hücre duvarlarında kitin ve selüloz özelliği barındıran maddelerin bulunması bu türlerin sürekli değişen çevre koşullarına uyum sağlamada oldukça dirençli olmasını sağlarlar (Dizge, 2007). Mantarlar çoğunlukla düşük pH değerlerinde bile kolayca üreyebilir ve böyle ortamlara uyum sağlayabilirler. Bu sebeple fungusların minimum ve maksimum pH limitleri 2-11 arasında değişebilir. Mantarların üreme ısısı limitleri oldukça geniştir ve bu ısı değerleri türler arasında farklılıklar gösterir. Bu sınırlar 0-60°C arasında değişmektedir. Hifler maksimum ısı limitinin dışında kolayca ölmelerine karşın, sporları yüksek ısıya ve değişik çevre koşullarına çok fazla dayanıklılık gösterir (Arda, 2000; Kim ve ark., 2003).

2.5.1. Beyaz Çürükçül Mantarlar

Beyaz çürükçül funguslar, fungusların basidiomycetes (topuzlu, bazitli mantarlar) sınıfının üyesi olup, odunun bileşenlerini parçalar ve odunda beyaz renkli bir kalıntı oluşumuna neden olmasıyla tanınırlar. Doğal şartlar altında ölü veya canlı odun üzerinde lignini etkin bir şekilde yıktığı ifade edilen canlıların sadece beyaz çürükçül funguslar olduğu rapor edilmiştir (Eriksson ve ark., 1990; Eaton ve Hale, 1993). Beyaz çürükçül funguslar odunun lignin bileşenlerine saldırırlar, selüloz ve hemiselüloz üzerinde çok az etkiye sahiptirler ve onları artık olarak bırakırlar. Selülozdan ziyade lignini yıkan beyaz

çürükçül funguslar seçici yıkıcı olarak adlandırılırlar. Seçici lignin yıkıcılarına karşı olan ilginin temel sebebi özellikle biyoteknolojik kullanım alanlarından dolayıdır (Hatakka, 1994; Hofrichter, 2002). Söz konusu fungusların, odunda bulunan karbonhidrat ve proteinlerdeki karbon ve azot kaynaklarına daha kolay ulaşabilmek için lignini yıktıkları bildirilmiştir (Hadar ve ark., 1993). Bu funguslar arasında *Pleurotus eryngii*, *Coriolus versicolor*, *Funalia trogii*, *Phanerochaete chrysosporium*, *Pleurotus ostreatus* ve *Pleurotus sajor-caju* *Chrysosporium lignorum*, *Trametes versicolor*, *Stereum hirsutum*, *Hebeloma crustuliniform*, *Armillaria luteobubalina*, *Schizophyllum commune* ve *Daldinia concentrica* sayılabilir (Kirk ve ark., 1978; Hattaka, 1994).

Beyaz çürükçül funguslar olarak ifade edilen gruba ait olan *P. Chrysosporium* çeşitli biyosorpsiyon çalışmalarında model organizma olarak kullanılmaktadır (Yetiş ve ark., 1998). Ayrıca oksidasyon enzimlerini kullanmak sureti ile organik kirleticilerin parçalanması yönünde de *P.chrysosporium* kullanılarak birçok çalışma yürütülmüştür (Gadd, 2000). *P.chrysosporium*'un metal bağlama kinetikleri detaylı bir biçimde incelenmiştir (Baldiran ve Gabriel, 2003). *P. chrysosporium* katı ve sıvı ortamlarda yaşayabilir. Ayrıca sınırlı besin varlığında bile ksenobiyotikleri etkili şekilde parçalama yeteneği sergilerler. Bu özelliklerinden dolayı kompleks çevre kirliliği mevcut olan ortamlara adapte olabilir ve inoküle (aşılındıkları) edildikleri toprakta diğer mikroorganizmalardan daha etkili şekilde gelişim gösterir. Beyaz çürükçül fungusların sahip oldukları bu üstünlük metal ile kirlenmiş toprakların bioremediasyonu (iyileştirme) için önemli bir avantajdır (Swamy ve Ramsay, 1999; Mester ve Tien., 2000; Yu, 2006).

3. MATERYAL VE METOT

3.1. Çalışmada Kullanılan Kimyasallar

Deneysel çalışmalarda kullanılan kimyasal malzemeler aşağıda belirtilmiştir;

- Sabouraud Dektrose Agar (SRL)
- Sabouraud Dektrose Brouth (Sigma-aldrich)
- Vanadamolibdat çözeltisi (Fluka)
- Etanol % 96 (Merck)
- KOİ Kiti (Hach)
- Amonyum metavanadat (Merck)
- Amonyum molibdat (Merck)
- Dipotasyum fosfat (KH_2PO_4) (Sigma-Aldrich)
- Hidroklorik asit (H_2S) (Sigma-Aldrich)

3.2. Sızıntı Suyunun Eldesi ve Karakterizasyonu

Çalışmada kullanılan sızıntı suyu örnekleri 2,5 litrelik plastik ışık geçirmez şişelere, su ve atıksu numune alma esaslarına uygun olacak şekilde Ocak-2017 tarihinde Şekil 3.1'deki haritada belirtilen Bingöl ili katı atık düzenli depolama sahasından alınmıştır. Soğutucu taşıma çantaları aracılığıyla 4 saat içerisinde Munzur Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Laboratuvarlarına getirilerek su ve atıksu analizlerinde kullanılan standart yöntemlere uygun biçimde karakterizasyonu yapılmıştır Tablo3.2'de karakterizasyon değerleri verilmiştir. Bu sızıntı suyu $+4^\circ\text{C}$ 'te buzdolabında deney yapılmak üzere muhafaza edilmiştir.

Tablo 3.1. Sızıntı suyu karakterizasyon değerleri

Parametreler	Değerleri
pH	8.28
İletkenlik (mS/cm)	46.2
Toplam Fosfat (g/L)	5
KOI (mg/l)	187



Şekil 3.1. Sızıntı suyunun alındığı yere ait Google haritası

3.3. Çalışmada Kullanılan Fungus

Çalışmamızda Üniversitemiz Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Çevre Mikrobiyoloji Laboratuvarı Kültür koleksiyonunda mevcut olan *Phanerochaete chrysosporium* (ME446) kullanılacaktır.

3.4. Stok Kültürün Pasajlanması

Petri kapları içerisindeki %2'lik Sabouraud Dextros Agar ortamında bulunan *P. chrysosporium* ana stok kültürü aylık peryotlarla pasajlanarak deneysel çalışmanın uygulama ortamlarında kullanılmak üzere +4°C'de buzdolabında bekletilerek muhafaza edilmiştir.

3.5. Uygulama Ortamlarının Hazırlanması, Fungus İnokülasyonu ve Örnekleme

3.5.1. Uygulama Ortamlarının Hazırlanması

Çalışmada 4 farklı uygulama grubu oluşturulmuştur (Tablo 3.1). Her bir uygulama grubunda deneysel çalışmalar 3 tekrarlı olarak yürütülmüştür.

Tablo 3.2. Deneysel uygulama ortamları

Grup Adı	Ortam
X	1/10 (v/v) sızıntı suyu + SDB + <i>P. chrysosporium</i>
Y	1/10 (v/v) sızıntı suyu + <i>P. chrysosporium</i>
Z	1/10 (v/v) sızıntı suyu + SDB + %2 pamuk sapı + <i>P. chrysosporium</i>
T	1/10 (v/v) sızıntı suyu + %2 pamuk sapı + <i>P. chrysosporium</i>

X grubu, 1/10 oranında seyreltilmiş sızıntı suyundan 10'ar ml alınarak 250 ml'lik erlenlere konuldu. Daha sonra 2 g SDB tartılarak erlenlere ilave edildi, ortam çeşme suyu ile 100 ml'ye tamamlandı.

Y grubu, 1/10 oranında seyreltilmiş sızıntı suyundan 10'ar ml alınarak 250 ml'lik erlenlere konuldu. 90 ml musluk suyu eklenerek 100 ml'ye tamamlandı.

Z grubu, 1/10 oranında seyreltilmiş sızıntı suyu numunesinden 10'ar ml alınarak 250 ml'lik erlenlere konuldu. % 2 pamuk sapı tartılarak hazırlanan sıvı besiyeri ortamına eklendi.

T grubu, 1/10 oranında seyreltilmiş sızıntı suyu numunesinden 10 'ar ml alınarak 250 ml'lik erlenlere konuldu. %2 pamuk sapı tartılarak sıvı besiyeri ortamına ilave edildi.

Z ve T uygulama ortamları için; destek materyal olarak kullanılan pamuk sapsarı Diyarbakır yöresinden toplanmıştır. Toplanan bu pamuk sapsarı, yeterince oda sıcaklığında kurutuldu. Kurutulmuş pamuk sapsarı Munzur Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Jeoloji Mühendisliği Bölümü Laboratuvarlarında bulunan Fritsch marka SK 90 LH/4 model öğütücüde öğütülerek 1-2 cm büyüklüğündeki parçalar haline getirildi. Daha sonra 425-250 mesh'lik eleklerden geçirilerek üzerindeki küçük partiküllerden ayrıldı. Elekte kalan pamuk sapsarı hava girişi olmayacak şekilde alüminyum folyo ile kaplandı. Daha sonra 121°C'de 15 dakika boyunca JSR marka JSAT-80 model otoklav kullanılarak steril hale getirildi. Oda sıcaklığına gelinceye kadar soğuduktan sonra, pamuk sapsarı Heal force marka HF-safe 1200 model laminar flowda 30 dakika boyunca steril edilerek kontaminasyonun önlenmesi sağlandı.

3.5.2. Uygulama Ortamlarına Fungus İnokülasyonu

Hazırlanan deney ortamları sterilizasyon amaçlı olarak 1.5 atm basınç altında 121°C'de 15 dakika boyunca otoklavlandı. Yaklaşık olarak oda sıcaklığına kadar soğutulan besiyeri ortamları steril kabine transfer edildi. Daha önceden buzdolabından alınarak 27°C'de iki saat boyunca Gemo marka DT107 model inkübatöre bırakılmış olan *P.chrysosporium* stok kültürden steril şartlarda cam tüp yardımı ile 1 cm çapında 2'şer plak alınarak uygulama ortamına ekim yapılmıştır. İnokülasyon sonrası inkübasyon için ortamlar 27°C'de statik inkübatöre alınmıştır.

3.5.3. İnkübasyon sonrası örnekleme

İnkübasyonun 5, 10 ve 20. günlerinin sonunda gerçekleştirilecek olan analizlerin ölçümü amaçlı olarak uygulama ortamından steril şartlarda steril kabin içerisinde yaklaşık olarak 50 ml ortam sıvısı steril cam pipet kullanılarak falkon tüplere alınmıştır. Falkon tüp içerisindeki numuneler analiz işlemi gerçekleştirilinceye kadar -20 °C de muhafaza edilmiştir.

3.6. Analizler

Örnekleme yapılan numunelerde; pH, iletkenlik, toplam fosfat, KOİ ve bakır (Cu²⁺), demir (Fe²⁺), mangan (Mn²⁺), çinko (Zn²⁺) ağır metal analizleri gerçekleştirilmiştir. Ayrıca 20. günün sonunda tüm erlen içeriği süzülerek biyokütle ağırlığı ölçümü gerçekleştirilmiştir.

3.6.1. pH analizi

5, 10 ve 20. gün sonunda X, Y, Z ve T uygulama gruplarından alınan örneklerde pH analizi Thermo Orion420A model pH metre cihazı kullanılarak yapıldı.

3.6.2. İletkenlik Tayini

5 10 ve 20. günlerin sonunda X, Y, Z ve T uygulama gruplarından alınan örneklerde multimetre cihazı kullanılarak iletkenlik analizi yapılmıştır.

3.6.3. Toplam Fosfat Tayini

Fosfat tayini standart metot olan 4500 PC metoduna göre yapılmıştır.

Vanadomolibdat reaktifi (Renk Geliştirici) : (A Çözeltisi + B çözeltisi + 70 mL safsu)

A çözeltisi:25 gram amonyum molibdat 300 mL suda çözüldü.

B çözeltisi:1,25 gram amonyum metavanadat 300 mL suda ısıtılarak çözüldü ve soğuduktan sonra 330 mL derişik hidroklorik asit eklendi.

Stok fosfat çözeltisi: 219,5 mg susuz KH₂PO₄ 1 L saf suda çözüldü (Bu çözelti 50 mg/L PO₄⁻ P eşittir).

Bu doğrultuda 50 mL'lik erlenler içerisine 7 mL sızıntı suyu numunesi, 2 mL vanadamolibdat reaktifi (renk geliştirici) ve 1 mL saf su eklendi. Şahit numune olarak 8 mL saf suya 2 mL renk geliştirici eklenerek hazırlandı. Renk geliştiricinin sızıntı suyu ile tam reaksiyon vermesi için 15 dakika bekletildi. Daha sonra Shimadzu marka JJ-1800 spektrofotometre kullanılarak 470 nm'de önce standart çözeltiler okutuldu. Sırasıyla 1, 2, 4

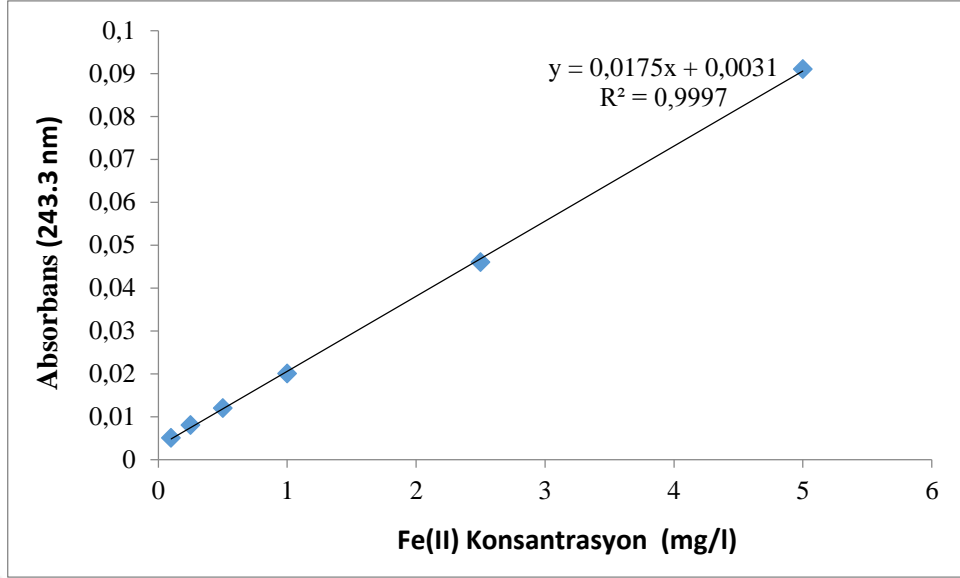
ve 8 mg/L konsantrasyonlarda okumalar yapıldı. Bu standart fosfat çözeltileri kullanılarak standart eğri grafik çizilmiştir ve grafiğin verdiği formülden yola çıkarak numunelerdeki absorpsiyon değerleri kalibrasyon eğrisinde yerine yazılarak fosfat konsantrasyonu belirlendi.

3.6.4. KOİ Tayini

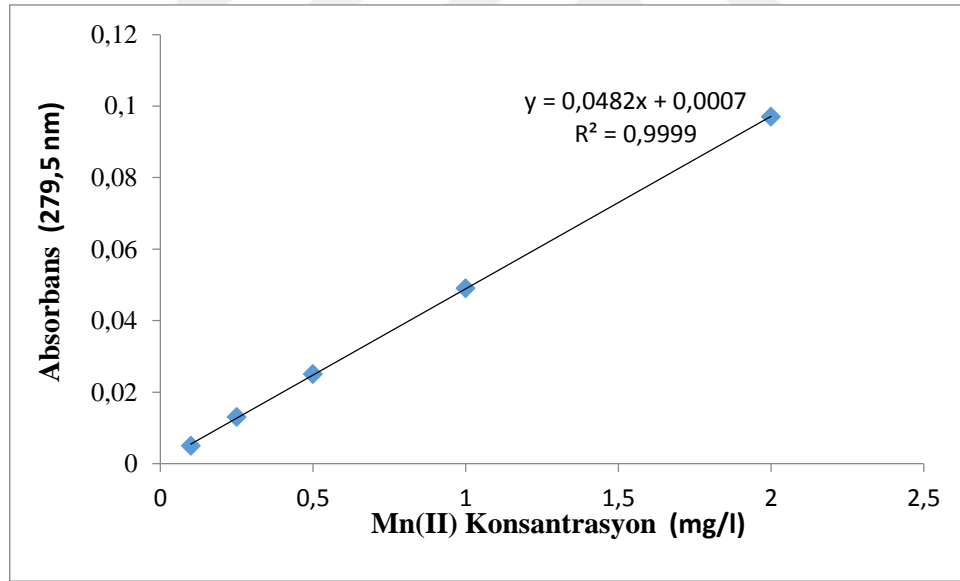
Sızıntı suyunun karakterizasyonunda ve deneysel uygulamalar sonundaki numunelerden KOİ tespiti için kapalı reflux metodu ile 0-1500 mg/L'lik Hach marka test kiti kullanılmıştır. Sıvı ortamların her birinden alınan 0.02 µl örnekler 1.98 mL saf su ile tamamlanarak KOİ kitlerine enjekte edildi. Hach marka DRB 200 model termostat kullanılarak 2.5 saat boyunca inkübasyona bırakıldı. İnkübasyon süresi tamamlanan örnekler oda sıcaklığına eriştikten sonra DR/890 kalorimetre cihazı ile ölçümler alındı.

3.6.5. Ağır Metal Analizi

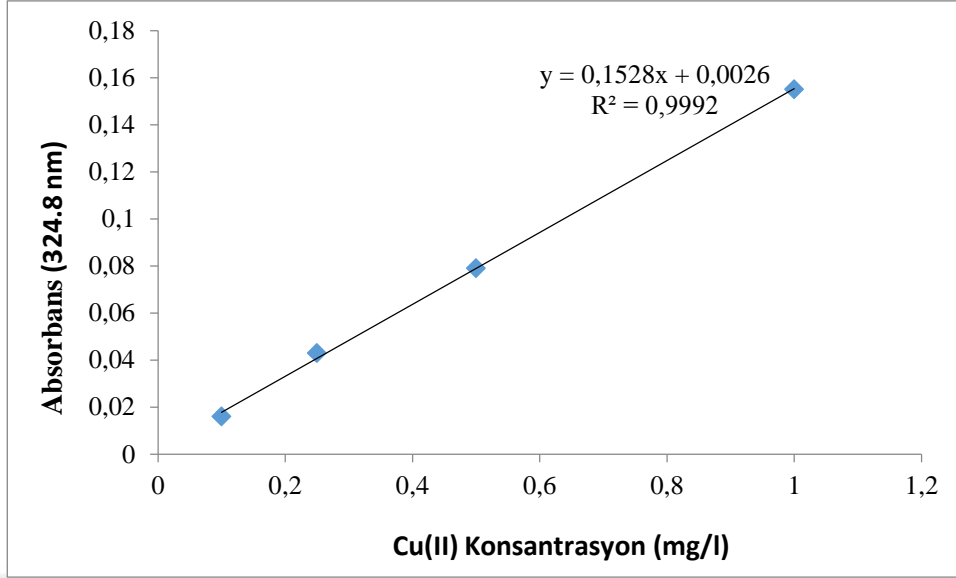
20. gün sonunda grupların üçüncü periyot örneklerinin her birinden alınan 50'şer mL'lik numuneler 1500 rpm'de 15 dakika boyunca Nüve marka NF 200 model santrifüj cihazında santrifüjlendikten sonra Perkin Elmer marka Analyst 800 model Atomik Absorpsiyon Spektrofotometre cihazı kullanılarak bakır (Cu^{2+}), demir (Fe^{2+}), mangan (Mn^{2+}), çinko (Zn^{2+}) ağır metal analizleri yapıldı. Ortamlara ait metal tayinleri aşağıdaki standart eğri grafikler kullanılarak gerçekleştirilmiştir (Şekil 3.2, Şekil 3.3, Şekil 3.4 ve Şekil 3.5).



Şekil 3.2. Fe (II) tayini için kullanılan standart eğri grafik



Şekil 3.3. Mn (II) tayini için kullanılan standart eğri grafik



Şekil 3.4. Cu (II) tayini için kullanılan standart eğri grafik

3.6.6. Kuru Misel Ağırlıklarının Tespiti

Herbir uygulama ortamının fungus gelişimini hangi yönde etkilediğinin tespiti amaçlı olarak kuru misel ağırlığı analizi yapılmıştır. Kuru misel ağırlığı analizleri, 20. günün sonunda erlen içeriği filtre kağıdıyla süzildükten sonra filtre kağıdının üzerinde kalan misellerin etüvde 80 °C’de, 20. günün sonunda kurutulması neticesinde hassas terazide tartılmasıyla gerçekleştirilmiştir.

3.7. İstatistiksel Analiz

Tüm verilerin istatistiksel analizinde PASW Statistics 18.0 (SPSS Inc., Chicago, IL, USA) kullanılmıştır. Verilerin analizinde ANOVA ile Duncan çoklu karşılaştırma testlerine başvurulmuştur. Aynı periyotta uygulama grupları arasındaki istatistiksel farklılıklar farklı harflerle (^{abc}P<0.05) ifade edilmiştir.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

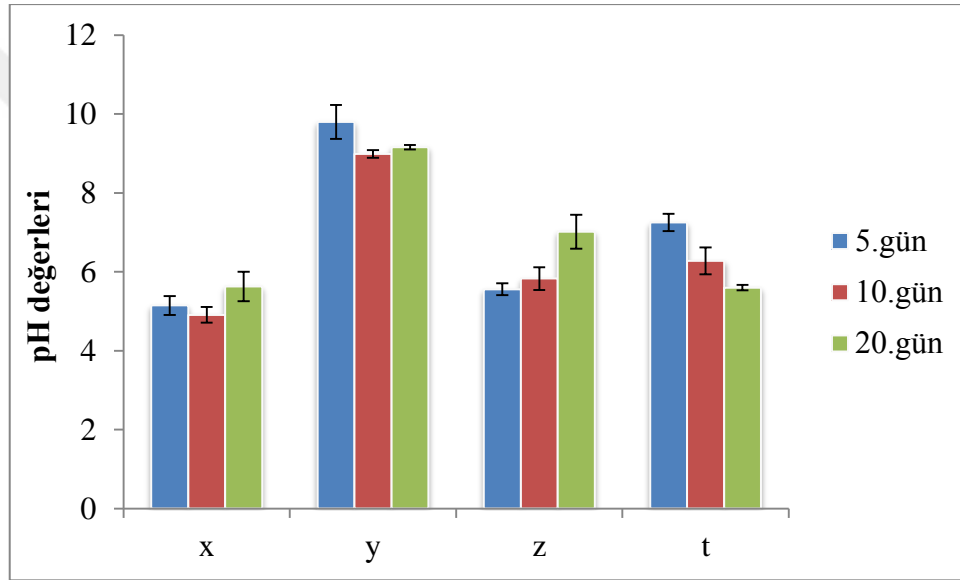
4.1. Uygulama Gruplarında pH ve İletkenlik Değişimleri

Her bir uygulama grubunda örnekleme periyotlarında kaydedilen pH değişimleri Tablo 4.1’de verilmiştir. Ölçüm değerlerine bakıldığında 5. günde en yüksek pH değerinin 9.8 ile Y grubunda, en düşük pH değerinin ise 5.15 ile X grubunda olduğu belirlenmiştir. Uygulamanın 10. gününde en yüksek pH değerinin 8.99 ile Y grubunda en düşük pH değerinin ise 4.91 ile X grubunda olduğu tespit edilmiştir. Uygulamanın 20. gününde ise en yüksek pH değerinin 9.16 ile Y grubunda en düşük pH değerinin ise 5.60 ile T grubunda olduğu görülmüştür (Tablo 4.1 ve Şekil 4.1). Her bir uygulama periyodu için gruplar arası pH değerleri karşılaştırıldığında oluşan farklılıkların istatistiksel olarak anlamlı olduğu tespit edilmiştir ($P < 0.05$). Literatüre bakıldığında, beyaz çürükçül mantarların, ligninolitik enzimlerin düşük pH değerlerinde ($pH=4.5-5$) daha aktif olduğu (Kapdan ve Kargı, 2000; Kapdan ve ark., 2000) ifade edilmiştir. Bu hususta özellikle pH değerlerinin nispeten X grubunda daha düşük seyretmesi bu grubun degradasyon çalışmaları için daha uygun olabileceği sonucuna varılabilir. Pamuk sapı bulunduran ortamlar olan T ve Z gruplarındaki pH değişimlerine bakıldığında, özellikle Z grubunda inkübasyona bağlı olarak pH’nın artma yönünde, T grubunda ise azalma yönünde olduğu gözlemlenmiştir. Agosin ve Odier (1985), fungus ile muamele sırasında oluşan lignin yıkım ürünlerinin pH üzerinde değişikliklere neden olabileceğini belirtmiştir. Aynı şekilde Hai ve ark., (2008) ortam pH değerindeki değişimlerin direkt fungal enzim sistemini etkilediği için KO_2 giderimi de doğrudan etkilediğini vurgulamışlardır.

Tablo 4.1. Uygulama gruplarında örnekleme periyotlarındaki pH değişimleri

Gruplar	5.gün	10.gün	20.gün
X	5.15±0.24 ^c	4.91±0.20 ^c	5.63±0.37 ^c
Y	9.80±0.43 ^a	8.99±0.10 ^a	9.16±0.06 ^a
Z	5.56±0.15 ^c	5.83±0.29 ^b	7.02±0.43 ^b
T	7.25±0.22 ^b	6.28±0.34 ^b	5.60±0.07 ^c

Ortalama±standart hata, n=3, ortalamalar üzerindeki harfler (abc) Duncan çoklu karşılaştırma testine göre her bir periyot içinde uygulama grupları arasındaki farkı ifade eder



Şekil 4.1. Uygulama gruplarında örnekleme periyotlarındaki pH değişimleri

Her bir uygulama grubunda örnekleme periyotlarında kaydedilen iletkenlik değişimleri Tablo 4.2’de verilmiştir. Ölçüm değerlerine bakıldığında 5. günde en yüksek iletkenlik değerinin 60.86 ile T grubunda en düşük değer ise 41.2 ile X grubunda olduğu belirlenmiştir. Uygulamanın 10. gününde en yüksek iletkenlik değerinin 91.00 ile Z grubunda en düşük değer ise 43.63 ile Y grubunda olduğu belirlenmiştir. Uygulamanın 20. gününde ise en yüksek iletkenlik değerinin 107.13 ile Z grubunda en düşük değer ise 29.38 ile X grubunda olduğu tespit edilmiştir (Tablo 4.2 ve Şekil 4.2). Her bir uygulama periyodu için gruplar arası iletkenlik değerleri karşılaştırıldığında oluşan farklılıkların istatistiksel olarak anlamlı olduğu tespit edilmiştir ($P<0.05$). Y, Z ve T gruplarında

özellikle mikroorganizma üremesine bağlı olarak inkübasyon ilerledikçe iletkenlik değerinde artış olduğu görülmüştür.

Tablo 4.2. Uygulama gruplarında farklı periyotlardaki iletkenlik (mS/cm) değişimleri

G	5. gün	10.gün	20.gün
X	41.2±5.56 ^b	58.40±1.64 ^c	29.38±7.43 ^d
Y	44.53 ±0.61 ^b	43.63±0.11 ^d	47.70±1.95 ^c
Z	58.86±1.03 ^a	91.00±2.44 ^a	107.13±4.33 ^a
T	60.86±3.19 ^a	68.76±0.32 ^b	72.76±0.90 ^b

Ortalama±standart hata, n=3, ortalamalar üzerindeki harfler (abc) Duncan çoklu karşılaştırma testine göre her bir periyot içinde uygulama grupları arasındaki farkı ifade eder

4.2. Uygulama Gruplarında Toplam Fosfat (g/L) Değişimleri

Her bir uygulama grubunda örnekleme periyotlarında kaydedilen toplam fosfat değerleri Tablo 4.3'te verilmiştir. Ölçüm değerlerine bakıldığında 5. günde en yüksek toplam fosfat değerinin 6.67 ile X grubunda en düşük değer ise 2.63 ile T grubunda olduğu belirlenmiştir. Uygulamanın 10. gününde en yüksek toplam fosfat değerinin 4.43 ile X grubunda en düşük değer ise 2.70 ile Z grubunda olduğu belirlenmiştir. Uygulamanın 20. gününde ise en yüksek toplam fosfat değerinin 3.50 ile Y grubunda en düşük değer ise 3.10 ile X grubunda olduğu tespit edilmiştir (Tablo 4.3 ve Şekil 4.3). Her bir uygulama periyodu için gruplara arası toplam fosfat değerlerinin karşılaştırıldığında 20. gün hariç oluşan farklılıkların istatistiksel olarak anlamlı olduğu tespit edilmiştir (P<0.05). X gruplarında özellikle inkübasyon süresinin ilerlemesine bağlı olarak toplam fosfat değerinde azalış olduğu görülmüştür. Pamuk sapı bulduran Z grubunda ise önce bir azalış ve daha sonra tekrar bir artış kaydedilmiştir.

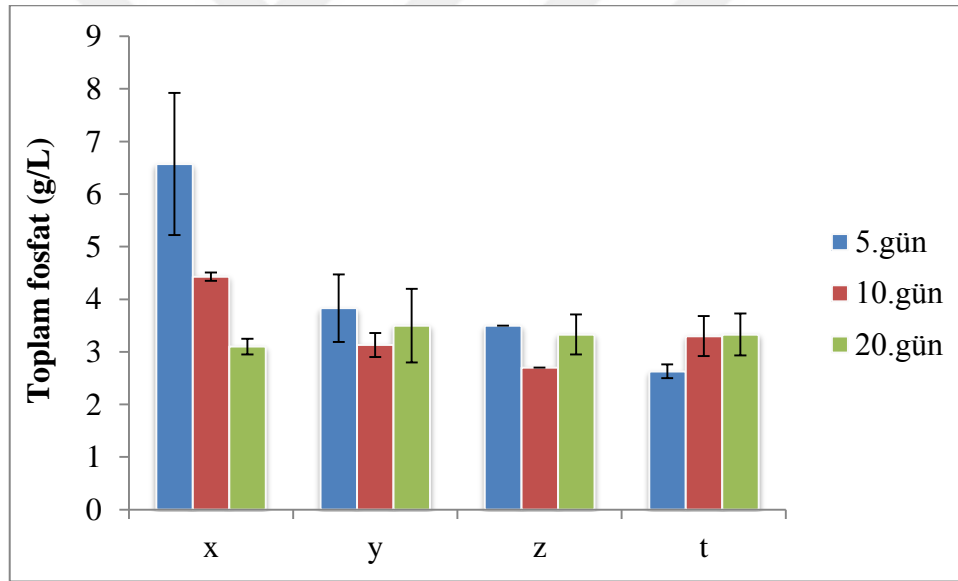
Adelani-Akande ve ark. (2014) yaptıkları bir çalışmada Fungus olarak *Aspergillus niger*'i kullanmışlardır ve bu mantarın gelişim ortamında farklı oranlarda fosfat azalışı sağladığını tespit etmişlerdir. Bizim çalışmamızda da uygulama ortamlarında düşük oranlarda fosfat azalışları gözlemlenmiştir. Price ve ark. (2001), A. Niger ile yaptıkları çalışmada bu mantarın evsel atıksulardan azot, fosfat ve metal uzaklaştırma amaçlı kullanılabileceğini vurgulamışlardır. Momba ve Clote, (1996) yaptıkları çalışmada karışık

bakteriyel kültürle (*Pseudomonas fluorescens*, *Escherichia coli* ve *Acinetobacter radioresistens*) ortamdan fosfat alınımının arttırılabileceğini bildirmişlerdir.

Tablo 4.3. Uygulama gruplarında örnekleme periyotlarındaki toplam fosfat (g/L) değerleri

Gruplar	Periyot		
	5.gün	10.gün	20.gün
X	6.67±1.35 ^a	4.43±0.08 ^a	3.10±0.15 ^a
Y	3.83±0.64 ^b	3.13±0.23 ^b	3.50±0.70 ^a
Z	3.50±0.00 ^b	2.70±0.00 ^b	3.33±0.38 ^a
T	2.63±0.13 ^b	3.30±0.38 ^b	3.33±0.40 ^a

Ortalama±standart hata, n=3, ortalamalar üzerindeki harfler (abc) Duncan çoklu karşılaştırma testine göre her bir periyot içinde uygulama grupları arasındaki farkı ifade eder



Şekil 4.2. Uygulama gruplarında örnekleme periyotlarındaki toplam fosfat (g/L) değerleri

4.3. Uygulama Sonrası Fe, Mn, Zn ve Cu Giderim Oranları

Her bir uygulama grubunda 20. günün sonunda kaydedilen Fe^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} ve Cu^{2+} giderim değerleri Tablo 4.4. de verilmiştir. Giderim değerlerine bakıldığında en yüksek Fe^{2+} giderim değerinin %79.28 ile Z grubunda, en düşük giderimin ise 58.17 değeriyle Y grubunda olduğu tespit edilmiştir. Giderim değerlerine bakıldığında en yüksek

Mn²⁺ gideriminin %84.38 değeriyle X grubunda, en düşük giderimin ise 35.47 değeriyle Z grubunda olduğu tespit edilmiştir. Zn²⁺ giderim değerleri açısından en yüksek giderimin %84.33 değeriyle X grubunda, en düşük giderimin ise 65.90 değeriyle Z grubunda olduğu tespit edilmiştir. Cu²⁺ için ise en yüksek giderimin %31.49 değeriyle Z grubunda, en düşük giderimin ise 16.66 değeriyle Y grubunda olduğu tespit edilmiştir. T grubunda ise giderim değerleri, işlem öncesi sızıntı suyu metal miktarı seviyesiyle 20. gün sonunda tespit edilen metal değerleri arasında fark bulunamaması sebebiyle tespit edilememiştir (Tablo 4.4 ve Şekil 4.4). Her bir uygulama periyodu için gruplar arası tüm metaller açısından yüzde giderim değer farklılıklarının istatistiksel olarak anlamlı olduğu tespit edilmiştir (P<0.05).

Çalışmamızda *P. chryso sporium* tarafından statik sıvı kültür şartlarında inkübasyon sırasında sızıntı suyu içeren uygulama ortamlarından metal uzaklaştırma etkinliği tespit edilmiştir. Mantarın uygulama şartlarında canlı olması nedeniyle; metal uzaklaştırmanın hem biyosorpsiyon mekanizmasıyla yüzeye tutunma şeklinde hemde biyoakümülyasyon mekanizmasıyla hücre içerisine alınıp tutuklanması şeklinde olabileceği tahmin edilmektedir. Yüzeye tutunma mekanizmasıyla ilgili olarak bazı araştırmacılar aşağıda sıralanan önemli bazı bilgiler rapor etmişlerdir. Funguslara ağır metal biyosorpsiyonu, fungal hücre yüzeyinde bulunan fonksiyonel gruplar ile metal iyonları arasındaki iyonik etkileşimler ve kompleks oluşumunun bir sonucu olarak meydana gelmektedir. Ağır metal biyosorpsiyonu ile ilgili fonksiyonel gruplar fosfat, karboksil, amin ve amid gruplarıdır (Volesky, 1990; Tobin ve ark., 1990; Zhou, 1999). Aynı şekilde Kapoor ve Viraraghavan, (1997) ağır metallerin biyosorpsiyonunda amin ve karboksil gruplarının önemli fonksiyonel gruplar olduğunu ileri sürmüşlerdir. Gupta ve ark. (2005) ise yaptıkları çalışmada, mikroorganizmalar arasında fungus hücre duvarının, özelliği nedeniyle, mükemmel metal biyosorpsiyon özelliği gösterdiğini vurgulamışlardır. Bizim çalışmamızda da kullandığımız organizmanın bir fungus olması sebebiyle özellikle Mn ve Zn açısından önemli giderim yüzdelerinin elde edilmesinde fungus kullanmamızın büyük katkısı olduğu düşünülebilir.

Jianlong, (2002) yılında *Saccharomyces cerevisiae* kullanarak elde ettiği biyokütleleri Cu(II) biyosorpsiyonu amacıyla kullanmıştır ve 6 mg/g oranında etkin bir biyosorpsiyon kapasitesi tespit etmiştir. Buna karşın Cu giderimi açısından diğer metallere kıyasla bizim kullandığımız fungus *P. chryso sporium*'un nispeten daha az giderim sağladığı görülmüştür. Bunun sebebinin farklı tür mantar oluşları nedeniyle hem yüzey

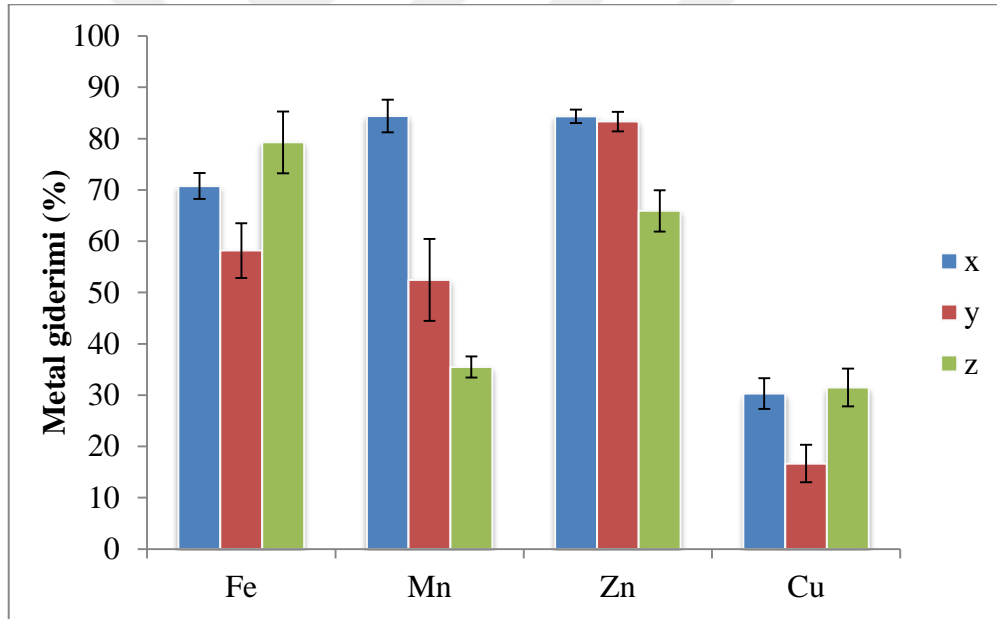
aktif bileşen kompozisyonlarının farklı oluşu ve hemde metal akümülyasyon yeteneklerinin farklı oluşu şeklinde yorumlanabilir.

Tablo 4.4. Gruplarda 20. günün sonunda elde edilen metal giderim oranları (%)

Gruplar	Fe ²⁺	Mn ²⁺	Zn ²⁺	Cu ²⁺
X	70.74±2.53 ^{ab}	84.38±3.19 ^a	84.33±1.33 ^a	30.30±3.02 ^a
Y	58.17±5.31 ^b	52.43±7.99 ^b	83.32±1.92 ^a	16.66±3.66 ^a
Z	79.28 ±6.02 ^a	35.47 ±2.07 ^b	65.90 ±4.04 ^b	31.49 ±3.70 ^a
T	GTE*	GTE	GTE	GTE

Ortalama±standart hata, n=3, ortalamalar üzerindeki harfler (abc) Duncan çoklu karşılaştırma testine göre her bir periyot içinde uygulama grupları arasındaki farkı ifade eder.

*GTE: Giderim tespit edilemedi.



Şekil 4.3. Gruplarda 20. günün sonunda elde edilen metal giderim oranları (%)

4.4. Uygulama Sonrası Kimyasal Oksijen İhtiyacı Azalışları

Her bir uygulama grubunda 20. günün sonunda kaydedilen KOİ azalış değerleri Tablo 4.5 ve Şekil 4.5'te verilmiştir. Çizelge incelendiğinde, en yüksek KOİ azalış değerinin X grubunda % 90.88 olarak tespit edildiği görülmektedir. 20 gün boyunca

uygulama ortamlarından elde edilen en düşük KOİ azalış değeri ise %8.24 olarak Y grubunda ölçülmüştür.

Literatür incelendiğinde beyaz çürükçül mantarlarla çeşitli sentetik kirletici çözeltilerinden veya doğal atıksu ortamlarından KOİ azalışına yönelik çalışmalar yapıldığı görülmektedir. Özellikle tekstil atıksuyu veya tekstil endüstrisi boyar maddelerin, bisfenol A gibi mikrokirleticilerin, bazı antibiyotiklerin veya pestisitlerin uzaklaştırılmasında KOİ azalışı yönüyle iyileştirmenin ifade edildiği literatüre rastlanmıştır (Mercimek 2007; Yıldırım ve ark., 2012, Yönten ve ark., 2017; Ergüven ve ark., 2017).

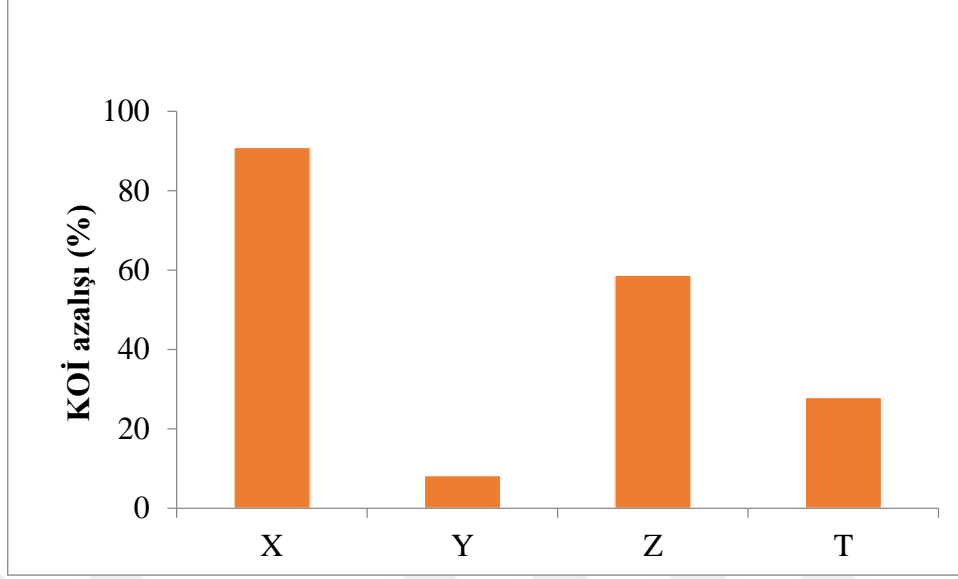
Kalcikova ve ark., (2014) beyaz çürükçül mantar *Dichomitus squalens* ile gerçekleştirdikleri uygulama işleminde fungusun olgun sızıntı suyunda bulunan organik kirletici unsurları karbon kaynağı olarak kullandığı ve % 60 oranında KOİ azalışı tespit ettiklerini rapor etmişlerdir. Bizim çalışmamızda da *P. cryosporium*'un özellikle X uygulama grubunda sızıntı suyu içerisindeki organik unsurları karbon kaynağı olarak yoğun bir şekilde kullandığı ve bu şekliyle KOİ değerinde % 90.88 oranında bir iyileştirme oluşturduğunu söyleyebiliriz.

Noorlidah ve ark., (2013) gerçekleştirdikleri çalışmalar sonrasında *G. australe* beyaz çürükçül mantarının sızıntı suyu arıtımı için çok yüksek potansiyele sahip bir tür olduğunu ileri sürmüşlerdir. Yaptığımız çalışmadan elde edilen bulgular özellikle X uygulama grubu şartlarında *P. cryosporium*'un sızıntı suyu iyileştirilmesinde yüksek etkinliğe sahip olduğunu ifade edebiliriz.

Uygulama ortamında pamuk sapı bulduran Z ve T ortamlarından elde edilen KOİ azalış verim değerlerinde bakıldığında pamuk sapı varlığının KOİ azalışını arttırma yönünde bir katkı sağlamadığı sonucuna varılabilir.

Tablo 4.5. Gruplarda 20. günün sonunda elde edilen KOİ azalış oranları (%)

Gruplar	KOİ azalışı (%)
X	90.88
Y	8.24
Z	58.74
T	27.87



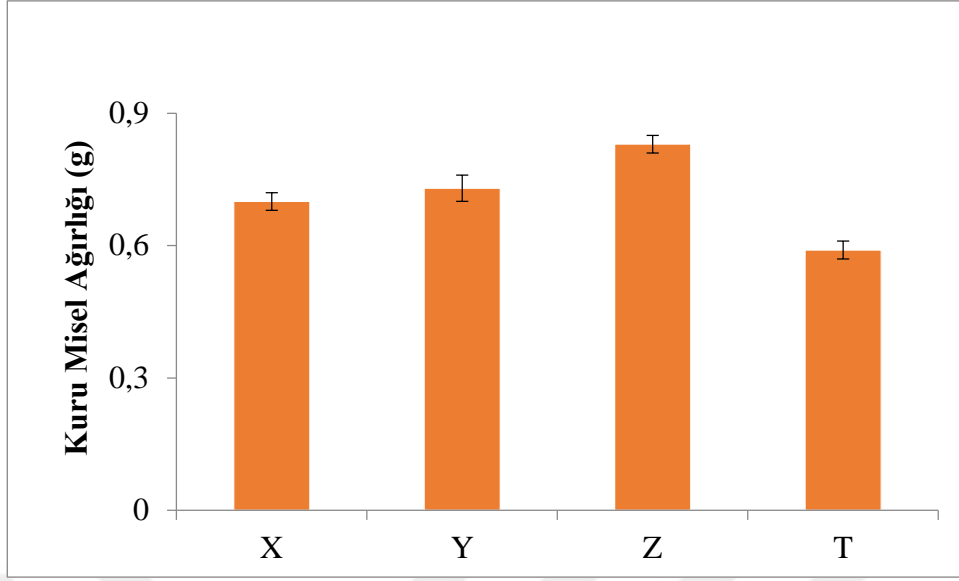
Şekil 4.4. Gruplarda 20. günün sonunda elde edilen KOİ azalış oranları (%)

4.5. Uygulama Sonrası Ortamlara Ait Kuru Misel Ağırlıkları

Her bir uygulama grubunda 20. günün sonunda elde edilen kuru misel ağırlıkları Tablo 4.6 ve Şekil 4.6’da verilmiştir. İnkübasyon sonunda en fazla kuru misel ağırlığı Z uygulama grubunda 0.83 g ve en düşük kuru misel ağırlığı ise X uygulama grubunda 0.70 g olarak elde edilmiştir. Her bir uygulama periyodu için gruplar arası tüm kuru misel ağırlığı değer farklılıklarının istatistiksel olarak anlamlı olduğu tespit edilmiştir ($P < 0.05$).

Tablo 4.6. Uygulama sonrası ortamlara ait kuru misel ağırlıkları

Gruplar	Kuru misel ağırlığı (g)
X	0.70±0.02 ^a
Y	0.73±0.03 ^a
Z	0.83±0.02 ^c
T	0.59±0.02 ^b



Şekil 4.5. Uygulama sonrası ortamlara ait kuru misel ağırlıkları

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu çalışmada; katı atık depolama sahalarında oluşan ve birçok çevresel risk taşıyan sızıntı sularının biyolojik olarak iyileştirilebilirliği hususunda beyaz çürükçül mantar *P. chrysosporium*'un etkinliği ortaya konmuştur. Statik sıvı gelişim ortamında *P. chrysosporium* ile elde edilen etkin metal uzaklaştırma ve KOİ azalışı değerleri bu mantarın sızıntı sularını biyo-iyileştirme hususundaki veriminin en somut bulguları olarak ortaya konmuştur.

Bununla beraber olası planlanabilecek olan giderim ortamlarına fungusun besinsel öğelerinin eklenmesi veya enzim sistemini uyarabilecek pamuk sapı gibi bazı lignoselülozik bileşilerin ilave edilmesinin ne tarz etkiler oluşturabileceği de ortaya konmuştur.

Bu çalışmada, uygulama ortamlarında kullanılan ticari besiyeri pahalı oluşu sebebiyle bu tarz giderim çalışmalarının önündeki en büyük maliyet engelidir. Bu engelin ortadan kaldırılması için ucuz ve kolay erişilebilir yeni besinsel ortamların kullanıldığı farklı çalışmalarda ortaya konulması gerekmektedir. Böylece hem etkin ve hem de düşük maliyetli sızıntı suyu biyo-giderimi ortamları oluşturulabilecektir. Sızıntı suyu biyo iyileştirme çalışmaları için sahaya uygulanma aşamasında mantar üretimi için bir takım gıda sanayi atıklarının kullanılması da ekonomik bir yaklaşım olabilecektir.

Ayrıca diğer başka beyaz çürükçül mantar türleri de sızıntı sularının artımı ile ilgili olarak ileri çalışmalarda denenebilir ve böylece belki de çok daha verimli türlerin tespiti sağlanabilir.

Sonuç olarak çalışmamızda kullanılan *P. chrysosporium*, tarımsal artık materyallerle hem kolay üretilebilir oluşu ve sızıntı suyu gibi toksisitesi yüksek olan bir ortamı belli bir dereceye kadar tolere edebilmesi gibi özelliklerinin yanında bu çalışmada ortaya konan metal uzaklaştırma ve KOİ azalışı etkinliği gibi yönleriyle sızıntı sularının biyolojik iyileştirmesinde gelecek vaad etmektedir.

Bu çalışmada kullanılan *Phanerochaete chrysosporium* (ME446) mantar suşu, sızıntı sularının arıtımında ilk defa kullanılması nedeniyle yapılan çalışma büyük önem taşımakta ve yapılabilecek benzer çalışmalara kaynak olabilecek niteliktedir.

6. KAYNAKLAR

Aalbers, H., Krückberg, G., 1988. Combined Biological and Physical/Chemical Treatment of Sanitary Landfill Leachate. In ISWA 88, *5th International Solid Wastes Conference*, Vol. 1, Academic Pres, London, s.123-31.

Adelani-Akande, T. A, Akpor O.B. and Aderiye. B. I., 2014. Investigation of the role of selected fugal strains in the removal of phosphate and nitrate in synthetic wastewater. *Annual Research and Reviews in Biology* 4 (7): 1045-1058

Agosin, E., Odier, E., 1985. Solid-state fermentation, lignin degradation and resulting digestibility of wheat straw fermented by selected white-rot fungi. *Apply Microbiology Biotechnology*, 21:397-403.

Albaiges, J., Casado, F., Ventura, F., 1986. Organic indicators of groundwater pollution by a sanitary landfill. *Water Reserch.*, 20:1153-1159

Alvarez-Vazquez, H., Jefferson, B., Judd, S.J., 2004. Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review. *J. Chem. Tech. & Biotech.*, 79 (10):1043-1049.

Andreottola, G., Cannas, P. and Cossu, R., 1989. Overwiev on biological treatment of leachate. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Technical note, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 21:397– 403.

Arda, M., 2000. Temel Mikrobiyoloji, *Medisan Yayın Serisi* No:46.

Arıkan, Y., Uzal, N., Oğuz, M., Demirer, G.N., 2003. Mamak Kentsel Katı Atık Vahşi Depolama Sahası Yüzey Sızıntı Suyunun Karakterizasyonu ve İmrahor Çayı'na Etkileri, *V. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi*, Ankara, Ekim, s.225-246.

Arslanoğlu, H., Koçer, N.N., 2002. Elazığ Katı Atık Depolama Alanında Oluşan Sızıntı Suyunun Kirlilik Yükünün Belirlenmesi. *Anadolu Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 3(2):241-250.

Aytar, F., 2007. Description, distribution and hosts of *Blastopsylla occidentalis* (Homoptera: Psyllidae), a new pest of *Eucalyptus* spp. in Turkey. Poster Presented at the *2nd Plant Protection Congress of Turkey*, Isparta, Turkey, 27–29 August 2007.

Baldrian, P., and Gabriel., 2003. Lignocellulose degradation by *Pleurotus ostreatus* in the presence of cadmium. *FEMS microbiology letters*, 220(2): 235-40.

Banat, I. M., Nigam, P., Singh, D., Marchant, R., 1996. Microbial Decolorization of Textile-dye Containing Effluents: *a Review*, *Bioresource Tecnology*, 58, 217-227.

Christensen, J.B., Jensen, D.L., Gron, C., Filip, Z. and Christensen, T.H., 1997. Characterization of the dissolved organic carbon in leachate-polluted groundwater, *Water Research*, 32:125-135.

Cossu, R., Haarstad, K., Lavagnolo, M .C., Littarru, P., 2001. Removal of municipal solid waste COD and NH₄-N by phyto-reduction: A laboratory–scale comparison of terrestrial and aquatic species at different organic loads, *Ecological Engineering*, 16:459–470.

Cossu, R., Serra, R., Muntoni, A., 1992. Physico-chemical treatment of landfill leachate, In Cristensen, T.H., Cosu R., Stegman, R., editör *Landfilling Waste Leachate*, 1992, Elsevier Applied Science, 265-304.

Crawford, J.F., Smith, P.G., 1985. *Landfill Technology*, Butterworths, London.

Çağatay, I. T., 1997. Bazı Poli Aromatik Bileşenlerin Biodegradasyonunda Beyaz Çürükçül Fungusun Katalaz, Süperoksit Dismutaz, Lignin Peroksidaz Aktivitelerinin Rolü, *Yüksek Lisans Tezi*, Hacettepe Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Bölümü, Ankara.

Demir, G., Borat, M., Bayat, C., 2004. Decolorization of Remazol Red RR Gran by the white rot fungus *Phanerochaete chrysosporium*. *Fresenius Environ Bull* 13 (10):979–984.

Dhawale, S. S., Lane, A. C., Dhawale, S. W., 1996. Effects of Mercury on White Rot Fungus *Phanerochaete chrysosporium*, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 56, 835-832.

Diamadopoulos, E., 1994. Characterization and treatment of recirculation-stabilized leachate. *Water Research*, 28: 2439–2445.

Doodens, G., Theilen, U., 1989. Comparison of Leachate Treatment Concepts Fulfilling the Stringent Requirements in the FRG. *Sardinia 89:2nd International Landfill Symposium*, 9-13 October 1989, Porto Conte, Italy.

Dölgen, D., 1996. Sızıntı Suyu Arıtma Yöntemleri. *Katı Atık ve Çevre*, 23:15-24.

Dölgen, D., 1998. Sızıntı Suyu Kalite Kestirimi. *Katı Atık ve Çevre*, 31:12-18.

Eaton, D.C., Chang, H.M., Joyce, T., Jeffries, T., and Kirk, T. K., 1982. Method obtains fungal reduction of the color of extraction stage kraft bleach effluents. *Tappi*, 65 (6): 89-92.

EEA., 2005. EEA Multilingual Environmental Glossary: Landfill Leachate.

Ehrig, H. K., 1989. Leachate Quality, In: Christensen, T. H., Cossu, R. and Stegmann, R. *Sanitary Landfilling*. San Diego, Academic Press Inc., 285-297.

El-Fadel, M., Findikakis, A.N. and Leckie, J.O., 1997. Environmental impacts of solid waste landfilling, *Journal of Environmental Management*, 50:1-25.

Ergüven, G.O., Yildirim, N., Adar, E., 2017. The COD removal from synthetic malathion solutions by *Armillaria Tabescens* under Submerged Culture conditions, 2. *International Energy an Engineering Conference*, 12-13 October 2017, Gaziantep University, Turkey

Eriksson, K.E., Kolar, M.C., Ljungquist, P.O., Kringstad, K.P., 1985. Studies on microbial and chemical conversions of chlorolignins. *Environ. Sci. Technol.*, 19: 1219-1224.

Fairweather, R.J., Barlaz M.A., 1998, Hydrogen sulfide production during decomposition of landfill inputs. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, 124:353 – 361

Feijoo, G., Moreira, M. T., Roca, E., Lema, J. M., 1999. Use of Cheese Whey as a Substrate to Produce Manganese Peroxidase by *Bjerkandera* sp. BOS55, *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 23, 86-90

Gabriel, J., Kofronova, O., Rychlovsky, P., Krenzelok, M., 1996. Accumulation and Effect of Cadmium in The Wood-rotting Basidiomycete *Daedalea quercina*, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 57, 383-390.

Gijzen, H. J., 2002. Anaerobic digestion for sustainable development: a natural approach. *Wat. Sci. Tech.*, 45:321-328.

Gupta, V.K., Rastogi, A., Saini, V.K., Jain, N., 2005. Biosorption of copper (II) from aqueous solutions by *spirogyra* species. *Journal of Colloid and Interface Science*, 296:59- 63.

Gurijala, K.R., Suflita, J.M., 1993, Environmental factors influencing methanogenesis from refuse in landfill samples. *Environ. Sci. Technol.*, 27:1176-1181

Güler, Ç., Çobanoğlu, Z., 1994. Katı Atıklar, Aydoğdu Ofset, Ankara.

Gülşen, H., 2009. Katı Atık Depolama Alanı Sızıntı Sularının Anaerobik Akışkan Yataklı Reaktörde Arıtılabilirliği. *Doktora Tezi*, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.

Hai, F.I., Yamamotoa, K., Nakajima, F., Fukushi, K., 2008. Removal of structurally different dyes in submerged membrane fungi reactor-biosorption/PAC-adsorption, membrane retention and biodegradation, *Journal of Membrane Science*, 325:395–403.

Hadar, Y., Kerem, Z., Gorodecki, B., 1993. Biodegradation of Lignocellulosic Agricultural Wastes by *Pleurotus ostreatus*, *Journal of Biotechnology*, 30, 133-139.

Hasar, H., Kınacı, C., İpek, U., Çınar, Ö., Arslan, E.I., Çakmakçı, M., 2008. Çöp sızıntı sularının arıtımında batık membran biyoreaktörünün etkinliğinin araştırılması. *TUBITAK Projesi*, 105Y345.

Hasar, H., Kinaci, C., 2004. Comparison of a sMBR with a CASP system for wastewater reclamation and re-use, *Filtration and Separation*, 41: 35-39.

Hatakka, A., 1994. Lignin-modifying enzymes from selected whiterot fungi: production and role in lignin degradation. *FEMS Microbiol. Rev.*, 13:125–135.

Hatakka, A., 2004. Effect of Lignocellulose-containing Substrate on Production of Lignolytic Peroxidases in Submerged Cultures of *Phanerochaete chrysosporium* ME-446, *Enzyme Microb. Technol.*, 34, 187-195.

Hofrichter, M., 2002. Review: Lignin Conversion by Manganese Peroxidase (MnP). *Enzyme Microb. Technol.*, 30, 454-466.

Hui, T.S., 2005. Leachate Treatment By Floating Plants In Constructed Wetland, *Master Thesis*, Universiti Teknologi Malaysia. pp. 83.

Jianlong, W., 2002. Biosorption of Copper(II) by Chemically Modified Biomass of *Saccharomyces cerevisiae*. *Process Biochem.*, 37:847-850.

Kahraman, S., Yesilada, Ö., 1999. Effects of Spent Cotton on Colour Removal and Chemical Oxygen Demand Lowering in Olive Mill Wastewater by White Rot Fungi, *Folia Microbiologica*, 44, 6, 673-676.

Kahraman, S., Yesilada, Ö., 2001. Industrial and Agricultural Wastes as Substrates for Laccase Production by White Rot Fungi, *Folia Microbiologica*, 46, 133-136.

Kalcikova, G., Babic, J., Pavko, A., Gotvajn, A.Z., 2014. Fungal And Enzymatic Treatment of Mature Municipal Landfill Leachate. *Waste Management*, 34:798-803.

Kalcikova, G., Babic, J., Pavko, A., Gotvajn, A.Z., 2016. Aerobic and Anaerobic Biodegradation Potential of Leachate From Old Active Landfill. *Desalination and Water Treatment*, 57:8619-8625.

Kapdan, I.K., Kargi, F., McMullan, G., Marchant, R., 2000. Effect of Environmental Conditions on Biological Decolorization of Textile Dye stuff by *C.versicolor*. *Enzyme and Microbial Technology*, 26: 381-387.

Kapdan, İ.K., Kargı, F., 2000. Adsorpsiyonlu Biyolojik Artım İle Giderimi. *Turk J Engin Environ. Sci.*, 24:161-169.

Kapoor, A., Viraraghavan, T., 1997. Heavy metal biosorption sites in *Aspergillus niger*. *Biotesoutce Technology*, 61:221-227.

Khanal SK, 2008. Anaerobik biotechnology for bioenergy production: Principles and applications. Blackweel Publishing. John Willey and Sons. Iowa, USA

Kim, Y.K, Park, S.K, Kim, S.D., 2003. Treatment of landfill leachate by white rot fungus in combination with zeolite filters. *J. Environ. Sci. Health A Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.*, 38(4): 671-683.

Kjeldsen, P. Barlaz, MA. Rooker, AP., 2002, Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Critical Rev. Env. Sci and Technol.*, 32(4):297-336

Kumari, M., Ghosh, P., Thakurn, I.S., 2016. Landfill Leachate Treatment Using Bacto-Algal Co-Culture: An İntegrated Approach using Chemical Analyses and Toxicological. Assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*,128:44-51.

Martensson, A.M., Aulin, C., Wahlberg, O., Agren, S., 1999. Effect of Humic Substances on the Mobility of Toxic Metals in a Mature Landfill. *Waste Management and Research*, 17:296-304.

Mayer, A.M., Staples, R.C., 2002. Laccase: new functions for an old enzyme. *Phytochemistry*, 60: 551-65.

Megep, 2011. Katı Atıklar. Milli Eğitim Bakanlığı, Ankara.

Mercimek, H.A., 2007. *Trametes Versicolor*'un tekstil boyalarının gideriminde kullanım olanakları. *Yüksek Lisans Tezi*, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana.

Mester, T., Tien, M., 2000. Oxidation mechanism of ligninolytic enzymes involved in the degradation of environmental pollutants. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 46: 51-59.

Mojiri, A., Aziz, H.A., Zaman, N.Q., Aziz, S.Q., Zahed, M.A., 2016. Metals Removal from Municipal Landfill Leachate and Wastewater Using Adsorbents Combined with Biological Method. *Desalination and Water Treatment*, 57:2819-2833.

Momba MNB, Cloete TE., 1996. Biomass relationship to growth and phosphate uptake of *Pseudomonas fluorescens*, *Escherichia coli* and *Acinetobacter radioresistens* in mixed liquor medium. *Journal of Industrial Microbiology*. 16:364–369.

Munashinge, R., 1997. Effect of hydraulic retention time on landfill leachate and gas characteristics, *Phd Thesis*, The University of British Columbia, p.20-38.

Murray, D., S., Wharton, D.A., 1990. Capture and penetration processes of the free-living juveniles of *Trichostrongylus colubriformis* (Nematoda) by the nematophagous fungus, *Arthrobotrys oligospora*. *Parasitology* 101, 93–100.

Noorlidah, A., Wan Razarinah, W.A.R., Noor, Z.M., Rosna, M.T., 2013. Treatment of Landfill Leachate Using *Ganoderma Australe* Mycelia Immobilized on Ecomat. *International Journal of Environmental Science and Development*, 4(5):483-487.

Nordin, N.I.A.B.A., 2006. Leachate Treatment Using Constructed Wetland with Magnetic Field, *Master Thesis*, Universiti Teknologi Malaysia, p. 88.

Özbay M., 2006. *Katı Atık Yönetiminde Mühendislik Sistemleri*. Türkiye Belediyeler Birliği, Ankara.

Öztürk İ, Onat T.T., Çallı B., Mertoğlu B., Yıldız Ş., 2010. *Sızıntı Suyu Yönetimi İhtisas Komisyonu Taslak Çalışma Raporu*, T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, Çevre Yönetimi Genel Müdürlüğü, Ankara.

Öztürk İ., 2010. Katı Atık Yönetimi ve AB Uyumlu Uygulamaları, *İSTAÇ AŞ. Teknik Kitaplar Serisi-2*, İstanbul.

Paredes, D., 2003. Landfill Leachate Treatment In Constructed Wetlands: Removal of High Nitrogen Loads. *Center of Environmental Research*, Germany.

Peters, T., 1997. Treatment of Landfill Leachate by Reverse Osmosis. *Proceedings Sardinia, 6th International Landfill Symposium*, 13-17 October, Cagliari, Italy.

Price MS, Classen JJ, Payne GA., 2001. *Aspergillus niger* absorbs copper and zinc from swine wastewater. *Bioresource Technology*. 2001;77:41-49

Purves, W. K., Orians, G. H., and Heller, H. C. 2003. *Life: The Science of Biology*, 4th Edition. Sinauer Associates, Inc., W. H. *Freeman and Company*, Sunderland, Mass.

Razarinah, W., Zalina, MN., Abdullah, N., 2014. Treatment of landfill leachate by immobilized *Ganoderma australe* and crude enzyme *Science Asia* 40, 335-339.

Razman, S., Othman, F.H. and Sabarinah., 1993. The challenges of solid waste management: a case study in South Johore, *Kongres Sains and Teknologi Malaysia*, KL, 11-14 August.

Reid, D. I., Paice, G. M., 1990. Biological Bleaching of Kraft Pulps by White-rot Fungi and Their Enzymes, *FEMS Microbiology Reviews*, 13, 369-376

Saetang, J., 2009. Landfill Leachate Treatment By White Rot Fungi. *PhD Thesis*, Sirindhorn International Institute of Technology, Thammasat University, 2009.

Shujun Z., ShuYing, W., XinWei, M., 2008. Highly effective biological nitrogen removal from high ammonia landfill leachate. *China Environmental Science*, 28 (3):225-228

Slack RJ, Gronow JR, Voulvoulis N., 2005, Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate. *Sci. of Total Environ.* 337:119-137

Smith G, Calam C., 1980. Variations in inocula and their influence on the productivity of antibiotic fermentations. *Biotechnol Lett.*, 2: 261-266.

Sormunen, K., Einola, J., Ettala, M., 2008. Leachate and gaseous emissions from initial phases of landfilling mechanically and mechanically-biologically treated municipal solid waste residuals. *Bioresource Technology* 99 (7): 2399-2409

Sui, P. Wen, X. Huang, X., 2008, Feasibility of employing ultrasound for on-line membrane fouling control in an anaerobic membrane bioreactor, *Desalination*, 219: 203-213

Swamy, J. and Ramsay, J.A., 1999. Effect of Mn^{2+} and ammonium concentration on laccase and manganese peroxidase production and amaranth decoloration by *trametes versicolor*. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 51: 391-396.

Swamy, J., 1998. The biodecoloration of textiles dyes by the white rot fungus *Trametes versicolor*. *Master thesis*. Queen's university, Kingston, Ontario, Canada.

Taşkan, E., 2009. Çöp Sızıntı Sularının Anaerobik Membran Biyoreaktöründe Arıtımı. *Yüksek lisans tezi*, Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Elazığ.

Tchobanoglous, G. and Burton, F.L., 1991. *Wastewater Engineering Treatment, Disposal, and Reuse*, McGraw-Hill, Inc., p.1334.

Tchobanoglous, G., Theisen, H. and Vigil, S., 1993. *Integrated Solid Waste Management, Engineering Principles and Management Issues*. New York: McGraw-Hill.

Thabeta O.B.D., Bouallagui H., Cayol J., Ollivier B., Fardeaub M., Hamdi M., 2009. Anaerobic Degradation of Landfill Leachate Using an Upflow Anaerobic Fixed-Bed Reactor with Microbial Sulfate Reduction. *Journal of Hazardous Materials*, 167:1133-1140.

Thomanetz, E., 1989. Elimination Grundwasser-und Bodenfahrden-der Chlororganika aus hochkontaminierten Abwasser. Aufgezeigt am beispiel des Sickerwassers der Sonderabfall-Deponie Malsch. *Vertiefungs Seminar-Zeitgemabe Deponietechnik III*. Stuttgart, Germany

Tobin, I.M., Cooper, D.G. ve Neufeld, R.J., 1990. Investigation of the mechanism of metal uptake by denaturated *Rhizopus arrhizus* biomass. *Enzyme Microb. Technol.* 12:591-595.

Tokmakkaya, P., 1998. Katı Atıkların Düzenli Depolanmasında Jeolojinin Yeri. *İller Bankası Dergisi*, Ekim: 9-18.

Topal M, Karagözoğlu B., Öbek E., 2011. Sızıntı Sularının Doğal Arıtımı. *Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 11:1-16.

TÜİK., 2010. Population of provinces by years, 2000-2017.

Trankler, J., Visvanathan, C., Kuruparan, P., 2005. Influence of tropical seasonal variations on landfill leachate characteristics - Results from lysimeter studies. *Waste Management* 25 (10): 1013-1020

Trebouet, D., Schlumpf, J.P., Jaouen, P., Quemeneur, F., 2001. Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical-nanofiltration processes. *Water Res.*, 35: 2935–2942

Tyrrel S.F., Seymour I., Harris J.A., 2008. Bioremediation of Leachate a Green Waste Composting Facility Using Waste-Derived Filter Media. *Bioresource Technology*, 99:7657-7664.

Venkatadri, R., Irvine, R.L., 1993. Cultivation of *Phanerochaete chrysosporium* and production of lignin peroxidase in novel biofilm reactor systems: hollow fiber reactor and silicone membrane reactor. *Water Res.*, 27: 591–596.

Venkatadri, R., Peters, R.V., 1993. Chemical oxidation technologies: ultraviolet light/hydrogen peroxide, Fenton's reagent and titanium dioxide assisted photocatalysis. *Hazard. Waste Hazard. Mater.*, 10: 107.

Visvanathan, C., Trankler, J., Kuruparan, P., And Xiaoning, Q., 2003. Effects of monsooning conditions on the generation and composition of landfill leachate- lysimeter experiments with various input and design features. *Proceeding sardinia'03, 9th international waste management and landfill symposium*, Cagliari, Italy

Volesky, B., 1990. Removal and recovery of heavy metals by biosorption. *Biosorption of Heavy Metals*. Ed: B. Volesky, ss. 7-43. CRC Press, Boca Raton, FL.

Webber, W.J., Smith, E.H., 1986. Removing Dissolved Organic Contaminants from Water. *Environmental Science and Technology*, 20(10): 970-979.

Wichitsathian, 2004. Application of Membrane Bioreactor Systems for Landfill Leachate Treatment. *Asian Institute of Technology Dissertation* no.EV-04-3.

Williams, P., 1998. *Waste Treatment and Disposal*, John Wiley and Sons, UK.

Xie B., Xiong S., Liang S., Hu C., Zhang X., Lu J., 2012. Performance and Bacterial Compositions of Aged Refuse Reactors Treating Mature Landfill Leachate. *Bioresource Technology*, 103:71-77.

Yahlı, M., Kestiöglu, K., Mert, B.K., 2006. Sızıntı Sularının Evsel Atıksularla Birlikte Arıtılabilirliğinin Respirometrik Yöntemle İzlenmesi. *Uludağ Üniversitesi, Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 11(1):65-73.

Yang, L., Chang, H. and Huang, M.L., 2001. Nutrient removal in gravel- and soil- based wetland microcosms with and without vegetation, *Ecol. Eng.*, 18:91.

Yeşilada, Ö., Topçuoğlu, F.S., Ünyayar, A., Ünyayar, S., Fıskın, K., Bozcuk, S., 1990. Slempe İçeren İnkübasyon Ortamlarında Bazı Çürükçül Funguslarda Absisik Asit Üretimi, *X.Ulusal Biyoloji Kongresi*, Erzurum.

Yetis, U., Özcengiz, G., Dilek, F.B., Ergen, N., Dölek, A., 1998. Heavy metal biosorption by white-rot fungi. *Water Sci Technol.*, 38: 323–30.

Yildirim, N., Tanyol, M., Dere, T., Cumurcu, A., Yildiz, A., 2012. The investigation on Physico-chemical Parameters of The Textile Effluents After Treatment by White Rot Fungus *Pleurotus djamor*, *New Biotechnology Volume 29, Supplement, Pages S184, Abstracts of the 15th European Congress on Biotechnology, 23–26 September 2012, İstanbul*

Yonten, V., Alp, H., Yildirim, N., Yildirim, N.C., Ogedey A., 2017. Investigation of Optimum Conditions for Efficient COD Reduction in Synthetic Sulfamethazine Solutions by *Pleurotus eryngii* var. *ferulae* using Response Surface Methodology, *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 80:340-355.

Zhou, IL., 1999. Zn biosorption by *Rhizopus arrhizus* and other fungi. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 51,686-693.

ÖZGEÇMİŞ

1990 yılında Diyarbakır'da doğdum. Mesut Yılmaz ilk öğretim okulunda ilk ve ortaöğrenimimi, Malatya Lisesinde ise lise öğrenimimi tamamladım. 2010 yılında girmiş olduğum Fırat Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünden 2015 yılında mezun oldum. 2015 yılında Munzur Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda Yüksek Lisans eğitimine başladım.

