

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

**ÖN ARITIMDAN GEÇEN ÇÖP SIZINTI SULARININ BATIK
MEMBRAN BİYOREAKTÖRÜNDE ARITIMI**

Hazırlayan

Sezahat Aynur ÜNSAL

Danışman

Doç. Dr. Ubeyde İpek

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
ELAZIĞ, 2008**

Bu tez çalışması 105Y345 nolu TÜBİTAK projesi bünyesinde yürütülmüştür.

T.C.
FIRAT ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÖN ARITIMDAN GEÇEN ÇÖP SIZINTI SULARININ BATIK MEMBRAN BİYOREAKTÖRÜNDE ARITIMI

Sezahat Aynur ÜNSAL

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

Bu tez, tarihinde aşağıda belirtilen jüri tarafından oybirliği / oyçokluğu ile başarılı / başarısız olarak değerlendirilmiştir.

Danışman: Doç. Dr. Ubeyde İPEK

Üye: Doç. Dr. Halil HASAR

Üye: Doç. Dr. Ahmet BAYLAR

Bu tezin kabulü, Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun/...../..... tarih ve sayılı kararıyla onaylanmıştır.

TEŐEKKÖR

Bu tez çalıřmasının yűrűtűlmesi sırasında bűyűk yardımlarını gűrdűğűm danıřman hocam, Sayın Doç. Dr. Ubeyde İPEK'e, deneylerin yapılması ve tezin hazırlanmasında bűyűk emeğİ olan evre Műhendisliğİ Bűlűmű Őğretim Ŭyesi Sayın Doç. Dr. Halil HASAR'a teőekkűrlerimi ve saygılarımı sunarım. Ayrıca 105Y345 proje numarasıyla bu teze destek veren TŬBİTAK'a teőekkűr ederim.

Sezahat Aynur ŬNSAL

İÇİNDEKİLER

TEŞEKKÜR

İÇİNDEKİLER.....	I
ŞEKİLLER LİSTESİ	II
TABLolar LİSTESİ.....	III
ÖZET.....	IV
ABSTRACT.....	V
1. GİRİŞ.....	1
2. GENEL BİLGİLER.....	3
2.1 Sızıntı Suyu.....	3
2.1.1 Sızıntı Suyunun Oluşumu.....	3
2.1.2 Sızıntı Suyunun Karakteristik Özellikleri.....	4
2.1.3 Sızıntı Suyu Miktarı.....	6
2.1.4 Sızıntı Suyu Hesabı.....	7
2.2 Arıtma Yöntemleri.....	8
2.2.1 Merkezi Atıksu Arıtma Tesislerine Nakil ve Arıtma.....	9
2.2.2 Saha İçinde Arıtım.....	10
2.2.3 Biyolojik Arıtma.....	16
2.2.4 Fiziksel / Kimyasal Arıtma.....	17
2.2.5 Sızıntı Sularının Membran Teknolojisi İle Arıtımı.....	18
2.2.6 Arıtma Alternatifleri.....	19
3. MATERYAL VE METOT.....	21
3.1 Materyal.....	21
3.2. Metot.....	21
4. BULGULAR VE TARTIŞMA.....	24
5. SONUÇLAR.....	38
KAYNAKLAR.....	40
ÖZGEÇMİŞ	

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 2.1 Sızıntı suyu oluşumu ve katı atıklardan sızıntı suyuna kirletici geçişi.....	4
Şekil 2.2 Katı atık sızıntı sularına uygulanabilecek arıtma sistemleri ve arıtılmış su deşarj ortamlar.....	15
Şekil 2.3. a-d Alıcı ortama deşarj için arıtma alternatifleri.....	21
Şekil 3.1 Batık membran biyoreaktör düzeneği.....	23
Şekil 4.1 Giriş ve çıkış sızıntı suyunun işletim süresince çamur yaşına bağlı olarak KOI değerleri.....	24
Şekil 4.2 Giriş ve çıkış sızıntı suyunun işletim süresince çamur yaşına bağlı olarak KOI giderim.....	25
Şekil 4.3 Giriş ve çıkış sızıntı suyunun işletim süresince çamur yaşına bağlı olarak KOI giderim verimi ve SRT değerleri.....	26
Şekil 4.4 Giriş ve çıkış sızıntı suyunun işletim süresince çamur yaşına bağlı olarak toplam fosfor değerleri.....	27
Şekil 4.5 Giriş ve çıkış sızıntı suyunun işletim süresince çamur yaşına bağlı olarak orto-fosfat değerleri.....	27
Şekil 4.6 Giriş ve çıkış sızıntı suyunun işletim süresince çamur yaşına bağlı olarak nitrit azotu değerleri.....	29
Şekil 4.7 Giriş ve çıkış sızıntı suyunun işletim süresince çamur yaşına bağlı olarak nitrat azotu değerleri.....	29
Şekil 4.8 Giriş ve çıkış sızıntı suyunun işletim süresince çamur yaşına bağlı olarak toplam azot değerleri.....	30
Şekil 4.9 Giriş ve çıkış sızıntı suyunun işletim süresince çamur yaşına bağlı olarak NH_4^+ -N değerleri ve giderim verimi.....	32
Şekil 4.10 Reaktörde işletim süresine bağlı olarak MLSS ve MLVSS değerleri.....	33
Şekil 4.11 Reaktörde işletim süresine bağlı olarak MLSS / MLVSS değerleri.....	33
Şekil 4.12 Ön artıma sonrası sızıntı suyunu arıtan MBR'daki spesifik oksijen hızının MLVSS/MLSS.....	35
Şekil 4.13. Ön artıma sonrası sızıntı suyunu arıtan MBR'daki Akının biyoreaktördeki toplam askıdaki katı madde miktarı ile değişimi.....	36
Şekil 4.14. Ön artıma sonrası sızıntı suyunu arıtan MBR'daki Membranın toplam direncinin biyoreaktördeki toplam askıdaki katı madde miktarı ile değişimi.....	37

TABLÖLAR LİSTESİ

Tablo 1. Sızıntı Suyu Kirletici Özellikleri.....	4
Tablo 2. Avrupa Ülkelerinde Kaydedilmiş Sızıntı Suyu Miktarları.....	6
Tablo 3. Kullanılan Sızıntı Suyunun Özellikleri.....	22

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

ÖN ARITIMDAN GEÇEN ÇÖP SIZINTI SULARININ BATIK MEMBRAN BİYOREAKTÖRÜNDE ARITIMI

Sezahat Aynur ÜNSAL

Fırat Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

2008, Sayfa: 42

Karmaşık yapısı ve karakteristik özelliklerinin depo yasına bağlı olarak değişimleri nedeniyle sızıntı suları, arıtımı zor atıksuların basında gelmektedir. Genç depolama alanları ile yaşlı depolama alanlarında oluşan sızıntı suları farklı karakteristikler gösterebilir. Örneğin genç depolama alanlarındaki sızıntı suları yüksek konsantrasyonda biyolojik olarak parçalanabilir organikler içerir. Bu karakteristikler sızıntı sularının arıtımında da farklı metotların ve proseslerin kullanımını ön plana çıkarabilir.

Bu çalışmada genç sızıntı sularında koagülasyon ve amonyak sıyırmadan oluşan ön arıtmadan geçirilmiş çöp sızıntı suyunun batık membran biyoreaktöründe arıtılması incelenmiştir. Yapılan çalışma sonucunda batık membran biyoreaktörünün sızıntı sularının arıtılmasında çok etkili ve verimli bir sistem olduğu gözlemlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Çöp Sızıntı Suyu Arıtımı, Membran Biyoreaktörü, Arıtma

ABSTRACT

Master Thesis

THE TREATMENT OF PRE-TREATED LEACHATES IN SUBMERGED MEMBRANE BIOREACTOR

Sezahat Aynur ÜNSAL

Firat University

Graduate School Of Natural and Applied Sciences

Department of Environmental Engineering

2008, Page: 42

Having complex structure and characteristics dependent on the age of landfill leachate is one of those wastewater difficult to treat. Leachate from young and old landfill can show different characteristics. For example, leachate from young landfill is high in biodegradable organics. The characteristics can be effective of the treatment of leachate and is important of the selection of treatment process.

In this study the treatment of pre-treatment leachates in submerged membrane bioreactor investigated. It was observed from this study that submerged membrane bioreactor was very effective and productive system to treat the leachates.

Keywords: Leachate Treatment, Membrane Bioreactor, Treatment

1. GİRİŞ

Dünya nüfusunun son yıllarda şehirlerde yoğunlaşması ve tüketim toplumu zihniyetinin yaygınlaşması neticesinde, miktarı hızlı bir artış gösteren katı atıkların uzaklaştırılması ve bertarafı bilhassa şehirlerimizde büyük bir problem oluşturmaya başlamıştır. Üretim ve dolayısıyla tüketimin artması sonucunda her geçen gün yeni ürünler keşfedilmekte ve en ufak ürünlerin dahi paketlenmesi yoluna gidilmektedir. Bu durum ise mevcut çöp sorununu zorlaştırmaktadır. Sanayileşmekte olan ülkelerde çevre bilincinin artmasıyla birlikte çöplerin bertarafında daha sıkı standartlar uygulanmaya başlanmıştır. Günümüzde geliştirilen teknolojilere rağmen birçok atık türünün yeniden üretime kazandırılması, öncelikle ekonomik olarak mümkün olmamaktadır. Çöplerin bertarafında da yakma, kompostlaştırma gibi yeni teknolojik işlemler uygulanmakta fakat sonuçta yine de bir miktar çöpün son uzaklaştırma işlemi için depolanması gerekmektedir. Dünyada tahmini hesaplarla yıllık olarak 450-500 milyon ton evsel katı atık meydana gelmektedir. Bu miktarın 320 ila 350 milyon tonu ise katı atık depo sahalarına gömülmektedir (Nozhevnikova ve diğ., 1993).

Düzenli katı atık depolarından kaynaklanan sorunlardan biri katı atıkların içinden sızarak tabana ulaşan yüksek kirlilik derecesine sahip sızıntı sularıdır. Sızıntı suları çöpün içindeki su muhtevassından kaynaklanabileceği gibi depo üzerine yağın yağmurdan, saha civarından gelebilecek taşkın sularından veya depoya sızabilecek yeraltı sularından da kaynaklanabilir. Sızıntı suyunun karakteri ise sahaya göre, hatta saha içindeki alanlara göre büyük değişiklikler gösterebilmektedir. Ülkemizde sayılı bir kaç istisna dışında evsel (bazı durumlarda sanayi atıklarını da ihtiva eden) atıklar, depolama olarak isimlendirilen ve hiçbir mühendislik işleminin uygulanmadığı yöntemlerle uzaklaştırılmaktadır. Bu tür depolama yöntemleri bilhassa sanayileşmiş bölgelerimizde, değişik maksatlarla kullanılan kısıtlı sayıdaki su kaynaklarını tehdit etmektedir (Öztürk 1999).

Katı atıkların içinden süzülen sızıntı suyu, katı atıkların muhtevassından kaynaklanan çok sayıdaki element ve bileşiği içerir. Sızıntı sularının ilerlemesini önlemek çeşitli tabakaların konulmasıyla sağlanabilmektedir. Aynı zamanda sızıntı suyu oluşturacak landfillere giren suyun miktarını minimize etmek için gerekli tedbirler alınmalıdır. Sızıntı suyu toplanır toplanmaz landfillerden uzaklaştırılmalı, depolanmalı, arıtılmalı ve yönetilmelidir. Katı atık depolama sahalarında oluşan sızıntı suyunun arıtma işlemlerine tabi tutulmadan deşarj edilmesi halinde, alıcı ortamda çevresel kirliliğin oluşması ve ekolojik dengenin bozulması kaçınılmaz olacaktır (Reinhart ve Townsend, 1998).

Son zamanlarda sızıntı suyunun çevreye ve diğer canlılara zarar vermeden toplanması, depolanması ve arıtılması ile ilgili birçok çalışma yapılmıştır. Bu çalışmada yukarıda bahsedilen konular açısından sızıntı suyunun batık membran biyoreaktöründe arıtılması araştırılmıştır.

Bu tez çalışması 105Y345 nolu TÜBİTAK projesi bünyesinde yürütülmüştür.

2. GENEL BİLGİLER

2.1 Sızıntı Suyu

2.1.1 Sızıntı Suyunun Oluşumu

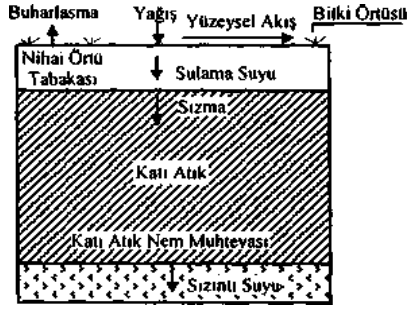
Katı atıkların depolandığı sahanın yağmur, yüzey suları ve yeraltı sularıyla teması sonucunda katı atık bünyesinde depolanan maddeler, depo koşullarındaki çözünürlüklerine bağlı olarak az veya çok miktarlarda su fazına geçip sızıntı suyunu oluştururlar. Sızıntı sularını, katı atıkların bünyesinde bulunan sular da oluşturmaktadır. Düzenli depolarda, kapatılmış depo yerine su girişi engellenmiş olduğundan, katı atığın su içeriği, kütlenin sıkışmasıyla sızıntı suyuna dönüşmektedir. Sızıntı suları, organik ve inorganik her türlü kirleticiyi konsantre olarak içerdikleri için, çevrede doğurabilecekleri zararlar bakımından çok büyük bir öneme sahiptirler.

Katı atık depolama tesislerinde oluşan ve sızıntı suyu olarak adlandırılan sıvı atıkların karakteristiği ve miktarı çürüme safhasına, mevsimlere ve değişik depolama tesislerine göre önemli farklılıklar gösterir. Birçok kimyasal ve biyolojik reaksiyonun gerçekleştiği depo ortamında, çöplerin içerisinden yağış sularının ve ayrışmanın nihai ürünü olan suların süzülmesi sonucu katı atıkların organik ve inorganik bileşimleri çözünerek sızıntı suyuna karışır. Kimyasal ve biyolojik reaksiyonlara ek olarak, depo kütlelerinde difüzyon ve adsorpsiyon gibi fiziksel prosesler de gerçekleşir (Öztürk 1999).

Sızıntı suyunun yüksek organik içeriği, karıştığı alıcı su ortamlarında hızlı bir şekilde anoksik şartların oluşmasına sebep olabilmektedir. Çok büyük seyreilmelerde dahi sızıntı sularının, yüzeysel sulardaki canlılar için toksisite doğurabileceği görülmektedir (Öztürk 1999).

Katı atık depolama sahalarındaki sızıntı suyu miktarı; depolanan katı atığın nem içeriği, nihai üst örtü tabakasının geçirimsizlik derecesi, iklim şartları, yüzey suyu denetimi ve depo yaşı gibi faktörlere bağlı olarak değişir (Apaydın ve diğ., 2007).

Sızıntı suyu çok sayıda bileşen içerir ve kalitesi çok değişkendir. Sızıntı suyu kalitesi izlenerek bir depolama sahasındaki çöpün yaşı ya da durumu hakkında önemli bilgiler elde edilebilir. Atık ayrışmasının temel prosesleri, biyogazın özelliklerini ve sızıntı suyu kalitesini etkiler. Bu bilgi, mevcut şartlarda sızıntı suyu arıtma sistemi tasarımında ve olabilecek değişikliklerin tahmininde oldukça önemlidir. Sızıntı suyu oluşumu ve katı atıklardan sızıntı suyuna kirletici geçişi Şekil 2.1’de gösterilmektedir (Öztürk, 1999).



Şekil 2.1 Sızıntı Suyu Oluşumu ve Katı Atıklardan Sızıntı Suyuna Kirlenici Geçiş (Öztürk, 1999)

2.1.2 Sızıntı Suyunun Karakteristik Özellikleri

Sızıntı suyu kalitesi oldukça değişken olup birçok endüstriyel atıksuya, göre daha geniş aralıkta bir kirlilik yüküne sahiptir. Sızıntı suları, katı atıkların ve bileşenlerinden kaynaklanan birçok element ve bileşiği ihtiva etmektedir. Sızıntı suyu kirlenici özellikleri tablo 1’de verilmektedir.

Tablo 1. Sızıntı Suyu Kirlenici Özellikleri(Bursa Çevre Merkezi, 2004)

Parametreler	Tipik Değer	Genel
KOİ, (mg/L)	18000	3000-45000
BOİ ₅ , (mg/L)	10000	2000-30000
TOK, (mg/L)	6000	1500-20000
AKM, (mg/L)	500	200-1000
Organik Azot, (mg/L)	200	10-600
Amonyak Azotu, (mg/L)	200	10-800
Nitrat, (mg/L)	25	5-40
Top. Fosfor, (mg/L)	30	1-70
Orto Fosfat Fosforu, (mg/L)	20	1-50
Alkalinite, (mg CaCO ₃ /L)	3000	1000-10000
pH	6,0	5,3-8,5
Top. Sertlik, (mg CaCO ₃ /L)	3500	300-10000
Kalsiyum, (mg/L)	1000	200-3000
Magnezyum, (mg/L)	250	50-1500
Potasyum, (mg/L)	300	200-2000
Sodyum, (mg/L)	500	200-2000
Klorür, (mg/L)	500	100-3000
Sülfat, (mg/L)	300	100-1500
Top. Demir, (mg/L)	60	50-600
ZSF (96 saat), %v/v (Zehirlilik Seyreltme Faktörü)	5	100-0,062

Sızıntı suyu kalitesi depolama alanındaki katı atığın derinliği ve türü, depolama yaşı, geri devreden sızıntı suyunun oranı, depolama alanı tasarımı ve işletilmesi, sızıntı suyunun çevresel etkileşimi gibi birbirine tesir eden pek çok faktöre bağlı olarak değişmektedir (Öztürk, 1999).

Sızıntı suyunun bileşimi; katı atık muhtevası, pH, redoks potansiyeli, iklim şartları ve depo yaşına göre farklılıklar gösterir. Katı atık muhtevası, sızıntı suyu bileşimi ve dolayısıyla sızıntı suyunun arıtılabilirliğini etkiler.

Ortamın pH' ısı atık ile sızıntı suyu arasındaki çözünme, çökelme, redoks ve tutma reaksiyonları gibi kimyasal prosesleri etkiler. Redoks potansiyeli ise sızıntı suyundaki nütrientlerin ve metallerin çözünürlüğünü etkilemektedir (Öztürk, 1999).

Depo yaşı, depo sahasındaki havasız arıtma kademesine bağlı olarak, sızıntı suyu karakterini etkileyen en önemli faktörlerden biridir. Genç depo alanlarında oluşan sızıntı sularında biyolojik olarak kolay ayrışabilen uçucu yağ asitleri oranı yüksektir. Depo yaşı arttıkça biyolojik ayrışma tamamlandığından kolay ayrışabilen organik maddelerin oranı düşer. Bu sebeple genç depo alanlarındaki sızıntı sularında BOİ/KOİ >0.5 iken yaşlı depo alanlarındaki sızıntı sularında BOİ/KOİ<0.2'dir. 2-3 yıllık depolama alanlarında özellikle organik maddeler, mikroorganizma türleri ve inorganik kirlilik yükler maksimuma ulaşır. Sızıntı suyu, organik ve inorganik iyonlar ile metaller dışında mikrokirleticileri de içerebilmektedir (Öztürk, 1999).

Sızıntı suyunda ve/veya landfillle ilişkisi olmuş kirlenmiş yeraltı suyunda alınan örneklerde belirlenen organik bileşikler şunlardır: organik asitler, ketonlar, aromatik bileşikler, klorlanmış aromatik bileşikler, eterler, halojenler, alifatik bileşikler, alkoller amino aromatik bileşikler, nitro aromatik bileşenler, fenoller, pestisitler, sülfürlü aromatik bileşikler, poli aromatik hidrokarbonlar, poliklorlanmış bifeniller, organo fosfatlar vb.'dir. Sızıntı sularında en yüksek konsantrasyonda bulunan organik bileşik sınıfı lipidlerin, proteinlerin ve karbonhidratların parçalanması sırasında üretilen VOİ uçucu organik asitlerdir. Benzen, çeşitli ksilenler ve toluen gibi aromatik hidrokarbonlar daha düşük konsantrasyonda bulunur. Bu bileşik benzin ve fuel oilin bileşenleri olarak söylenir (Reinhart ve Townsend, 1998).

Sızıntı suyundaki dominant organik sınıf, landfill yaşına bağlı olarak değişir. Landfill sızıntı sularında bulunan ağır metaller ise Zn, Cu, Cd, Pb, Ni, Cr, ve Hg'dir. Bu metaller ya çöplerin çözünmüş bileşenleridir veya korozyon gibi fiziksel proseslerin ürünleridir. Sızıntı suyundaki ağır metal konsantrasyonları KOİ, BOİ, nütrient veya önemli iyonları gibi organik indikatörlerin kaderi ile aynı şekilde cereyan etmemektedir. Ağır metallerin serbest kalışı, pH, akış hızı, kompleks oluşturan madde konsantrasyonu gibi sızıntı suyu karakteristiklerinin bir fonksiyonudur.

2.1.3 Sızıntı Suyu Miktarı

Katı atık düzenli depolama tesisi sızıntı suyu miktarı; nihai üst örtü tabakasının geçirimsizlik derecesi, iklim şartları, katı atık bileşimi, depo yaşı vb. faktörlere bağlı olarak değişir. Avrupa'nın çeşitli ülkelerinde kaydedilen sızıntı suyu miktarları Tablo 2'de verilmiştir. Tablolardan görüldüğü üzere sızıntı suyu miktarı kurak ve sıcak iklimli yerlerde düşük, yağışlı bölgelerde ise yüksektir. Ayrıca nihai örtü tabakasının teşkil edilip edilmediği ve geçirimsizlik derecesi de sızıntı suyu miktarını önemli oranda etkilemektedir. İstanbul'daki düzenli depolama alanlarından açığa çıkması beklenen sızıntı suyu miktarı için ilk 5 yılda 2 m³/ha-gün, daha sonraki yıllarda ise 5 m³/ha-gün değerleri esas alınmıştır. Bu alanlara gelen aylık katı atık miktarı ise ortalama 140000 ton'dur. Sızıntı suyu miktarı (Öztürk, 1999),

- işletme safhasında, depolanan katı atıklar tarafından tutulma veya
- geçirimsiz ve eğimli nihai örtü tabakası teşkil edilmek suretiyle azaltılabilir (Öztürk, 1999).

Tablo 2. Avrupa Ülkelerinde Kaydedilmiş Sızıntı Suyu Miktarları (Öztürk, 1999)

Ülke	Sızıntı Suyu Miktarları
İsveç	Ülke ortalaması 250-300 mm/yıl. Kil nihai örtü tabakası ile kaplı tesislerde 10-40 mm/yıl
Danimarka	350 mm/yıl- işletme sırasında (yıllık yağış yüksekliği 714 mm/yıl) Nihai örtü teşkilinden sonra 75 mm/yıl
Almanya	Yıllık yağışın % 4-35' i (yıllık yağış yüksekliği 510-1160 mm). Düşük değerler genç, yüksek değerler ise yaşlı tesisler için.
İspanya	7 mm/yıl (400 mm/yıl yağış için)
İtalya	82 mm/yıl
Yunanistan	40-60 mm/yıl (387 mm/yıl yağış için)
İngiltere	Yıllık yağışın % 24-60' ı (Yıllık yağış yüksekliği 650-1010 mm)

2.1.4 Sızıntı Suyu Hesabı

Yağan yağmur suyunun deponilerdeki etkisi deponinin işletme durumuna göre değişmektedir. Uzun süredir kullanılan deponinin bitmiş toprakla örtülenmiş kısımları olacağı gibi, çimlendirilmiş ve yeşillendirilmiş kısımları da olacaktır. Ayrıca işletme binaları ve işletme sahası içinde kullanılan yollar ve alanlar da halen kullanılan çöp depolama alanları ve henüz kapatılmış alanlar söz konusudur. Tüm bu farklılıkları göz önünde tutarak bir deponi sahasından oluşabilecek sızıntı su miktarını hesaplamak mümkündür. Ayrıca çöpün bileşimine bağlı olarak da biyokimyasal ayrışma sonucunda ayrışma veya sıkışma (presleme etkisi) suyu açığa çıkacaktır. Buharlaşıma değerleri, çöp kütlelerinin su tutma yeteneği gibi özellikler de çok önemlidir. Bütün bu durumlar deponi su bilançosunu etkileyen parametrelerdir (Öztürk, 1999).

Ampirik hesaplarda deponideki inşaa halindeki çöp yığınları (su içeriği açısından tarla kapasitesine kadar doymun olmayan) için açık kısma gelen yağmur suyunun %25'nin sızıntı suyuna geçtiği kabul edilir. Doymun olanlar da %50 -60'lara ulaşır. Genelde ölçümlere göre de bu değerin %4 ile %22 arasında olduğu bulunmuştur. Buradan hareketle;

$q = 0,8 - 6,0 \text{ m}^3/\text{ha.gün}$ yaklaşık olarak bulunur.

Bazı katı atık yönetmeliklerinde bu değer $q = 0,9 - 8,6 \text{ m}^3/\text{ha.gün}$

olarak verilmektedir. Genelde hesaplar için de ortalama bir değer olarak;

$q = 5,0 \text{ m}^3/\text{ha.gün}$ değeri alınmaktadır.

Eğer yağışlar 4mm/gün'den az ise o günler sızıntı su hesaplamalarından çıkarılabilir, hiç dikkate alınmaz.

Deponi yüzeyi otlarla kaplı olsa ve bitkilendirilmiş olsa bile, bunlardan da suyun sızdığı ve yaklaşık olarak yağışın sızıntıya geçen oranının da, ortamdaki tarla kapasitesi sağlandıktan sonra, %35-40 civarında olduğu kabul edilir. Çünkü yeşil örtü suyu tutmakta ve yüzeysel akışa geçmesini engellemektedir. Dolayısıyla de sızan oranı artmaktadır.

Deponi inşaa halinde iken açık kısma gelen yağmurun %24'i sızıntı suyunu oluşturur. Arazi çalışmalarında yapılan çok sayıdaki ölçümlere göre bu değer % 3.3 ile 21.6 arasındadır. Bu da;

$q_s = 0.7 - 5.9 \text{ m}^3/\text{ha.gün'dür. } q_s = \text{Birim alan debisi}$

Avrupa Topluluğu'nda yönetmeliklerde $q_s = 0.9-8.6 \text{ m}^3/\text{ha.gün}$ olarak verilmektedir.

Hesaplar için ortalama olarak;

$q_s = 5 \text{ m}^3/\text{ha.gün}$ alınmaktadır.

$r = 4 \text{ mm/gün}$ küçük olan yağışların sızıntı su oluşmasına neden olamadığı pratik mühendislik çalışmaları için kabul edilmektedir.

Otlarla bağlı, bitki ile örtülen deponi yüzeyinde tarla kapasitesi değerine ulaştıktan sonra %35-40 sızıntı suyu olarak oluşur ($q_{s,ab} = \text{Sızan ve akışa geçen su miktarı} = \text{m}^3/\text{ha.yıl}$).

2.2 Arıtma Yöntemleri

Katı atıklardan sızacak sızıntı sularının hidrojeolojik olarak güvenli depolarda tutulması çevreye vereceği zararları sona erdirmeyecektir. Sızıntı suyunun deşarjı sonucu yüzey suları hatta kısmen yeraltı suları kirlenebilir. Bu yüzden özellikle yağışların yıl boyunca buharlaşmadan daha fazla olduğu yağışlı bölgelerde sızıntı sularının sıkı kontrolü gerekir (Kanat ve Demir, 2005).

Sızıntı sularının arıtımı için uygun arıtma tesisleri yapılmalıdır. Arıtma tesisi ve arıtma derecesi depo sahalarına özgü faktörlere bağlı olacaktır. Sistem seçiminde sızıntı suyunun bileşimi ve kirlilik derecesi, arıtım sonrası verilecek alıcı ortamın özelliği, enerji temini, elemanların deneyimi gibi faktörler de göz önüne alınmalıdır (Kanat ve Demir, 2005).

Katı atık depo sahası sızıntı sularının arıtımında birçok faktör etkili olmaktadır. Bugüne kadar yapılan çok sayıda çalışmaya rağmen sözkonusu faktörlerin çoğu henüz tam olarak anlaşılmış değildir. Dolayısıyla tasarım, inşaat ve işletme kriterleri standardize edilememiştir. Arıtma maliyeti, seçilen arıtma çeşidine ve istenilen çıkış suyu kalitesine göre değişiklik göstermektedir. Sızıntı suyunun arıtımındaki bütün yöntemler ekonomik olarak büyük bir yük getirmektedir. Bilhassa, yeni depo sahalarında sızıntı suyunun kalite ve miktarı tam belirgin olmadığı için ilk yıllarda kompleks arıtma tesislerinin kurulması tavsiye edilmemektedir. Eğer mümkünse, depo sahasından çıkan sızıntı sularını mevcut evsel atıksu arıtma tesislerine iletmek bu suların arıtımı için en uygun alternatif olmaktadır. Ancak, bu durumda arıtma tesisine iletmenden önce yapılması gereken ön arıtma işlemlerinin çok iyi tespit edilmesi gereklidir. Yapılan birçok sızıntı suyu analizinde özellikle ağır metal açısından sızıntı sularının ön arıtımının yapılması gerektiği görülmüştür (Corbitt R.A., 1990).

Sızıntı sularının arıtımı merkezi bir atıksu arıtma tesisine naklederek veya mevcut depo sahasında kurulacak tesislerde gerçekleştirilebilir. Bahsedilen alternatifler takip eden kısımlarda detaylı olarak açıklanmaktadır (Kanat ve Demir, 2005).

2.2.3 Merkezi Atıksu Arıtma Tesislerine Nakil ve Arıtma

Sızıntı suyunun saha dışında arıtımı, merkezi arıtma tesislerine nakli ile gerçekleştirilebilir. Ancak, bu durumun kanalizasyon ve arıtma tesisinde meydana getireceği olumsuz şartlar ve

sağlanması gereken tedbirler önceden gözden geçirilip planlanmalıdır. Sızıntı suyunun evsel atıksu arıtma tesisine nakli birkaç yolla yapılabilir. Bunlar (Kanat ve Demir, 2005):

a) Ana Kanal Sistemine Verme: Bu yöntemin en önemli faydası evsel atıksuyun sızıntı suyunu seyrelterek meydana gelebilecek zararları ve aşırı yüklemeleri önlemesidir (Kanat ve Demir, 2005).

b) Arıtma Tesisine Doğrudan İletim: Bu yöntem evsel atıksu arıtma tesisinin katı atık depo sahasına makul ölçülerde yakın olması durumunda gerçekleştirilebilir. İletim hattı yapılması gereken bu yöntemin maliyetinin, lagün inşa edip tankerlerle taşıma yönteminin maliyetiyle kıyas edilmesi gereklidir. Bir bekletme havuzu inşa edip sızıntı suyunun pik saatler dışında arıtım prosesine verilmesi daha uygun sonuçlar temin edecektir. Ancak, depolama süresinin sülfür oluşumuna mücadele etmeyecek kadar kısa olmasına dikkat edilmelidir (Kanat ve Demir, 2005).

c) Depolama Havuzları İnşası ve Tankerlerle Arıtma Tesisine Taşıma: Depolama havuzları, sızıntı suyu problemlerinin başladığı sahalarda hızlı bir şekilde inşa edilip acil olarak meydana gelebilecek kirlenmeyi önlemekte kullanılabilir. Bu tip havuzlar inşa edildiğinde sağlık ve estetik şartlara dikkat edilmelidir. Havuzların kapasiteleri hesaplanırken ortalamanın üzerindeki yağış miktarları hesaba katılmalıdır. Bu tip havuzların yapıldığı yerlerde önemli derecede koku problemiyle karşılaşmaktadır. Bu durumda kimyasal arıtma ile sorun kısmen önlenebilmektedir. Depolama havuzları uygun zeminlerde basit bir çukur açarak ve membran döşeyerek yada daha masraflı bir beton yapı inşa ederek kurulabilir. Eğer, sızıntı suyu yüksek miktarda katı madde içerirse, havuzlarda çökelme oluşacağından zeminin aralıklarla çamurlardan temizlenmesi gerekecektir. Ancak, genellikle sızıntı suları düşük miktarda katı madde içerdiğinden bu sorunla ender olarak karşılaşılır (Kanat ve Demir, 2005).

Sızıntı suları tehlikeli miktarlarda kirlilik içerebileceğinden depolama havuzlarının otomatik kontrolü gerekmektedir. Mesela, elektrik arızası, pompa arızası, yedek pompa arızaları veya atıksu seviyesinin planlanandan daha fazla yükselmesi gibi arızalarda otomatik ikaz sistemleri ile görevliler uyarılmalıdır (Kanat ve Demir, 2005).

d) Arazide Yağmurlama Sulaması: Sızıntı suyunun, biyolojik aktifliğini devam ettirdiği çöp sahalarında veya saha yakınında hazırlanan özel bir arazide havalandırılması etkili bir arıtım temin edebilmektedir. Depo sahasından süzülen ve arıtılması gereken sızıntı suları toplanıp, pompa ile araziye püskürtülerek buharlaşma, absorpsiyon ve filtrasyon ile atıksu hacmi önemli miktarlarda azaltılabilir. Araziden taşan ve sızan sular test edilerek gerekirse yeni bir işleme tabi tutulur. Arazide arıtma işleminin uygulanması için basit delikli borulardan karmaşık yağmurlama ağzlarına uzanan çeşitli sistemler kullanılabilir. Uygulamada dikkat edilmesi gereken en önemli hususlardan biri sızıntı suyunun araziye uygun bir şekilde verilmesidir. Ayrıca, pompa seçiminde itina gösterilmeli, katı

parçacıklar tıkanma veya basınç azalmasına yol açabileceğinden yedek pompa teçhizatı bulundurulmalıdır. Arıtma verimi sıcaklıkla doğrudan ilişkilidir. Ayrıca, toprak cinsi, yetiştirilen bitki türü gibi faktörlerde arıtmada rol oynamaktadır.

Tyrrel ve dig., (2002) sızıntı sularından arazide $\text{NH}_3\text{-N}$ giderimi ile ilgili bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışmada sızıntı suları arazide arıtma metodu kapsamında *Agrostis stolonifera* türü çim bitki örtüsü üzerine verilmiş ve $\text{NH}_3\text{-N}$ giderimi sağlanmaya çalışılmıştır. Çalışma sonucunda $\text{NH}_3\text{-N}$ gideriminin % 85-90 düzeyinde olduğu belirlenmiştir.

İngiltere'de bu yöntemin başarılı bir uygulaması (Cornwall, Gloucester ve Somerset Counties) yapılmış ve %80'i Nisan-Eylül ayları arasında olmak üzere yıllık 400-500 mm/yıl civarında buharlaşma tespit edilmiştir. Yörenin iklim koşullarında 56.000 litre/ha-gün, diğer bir ifadeyle 5.6 mm/gün yükleme değerleri elde edilmiştir. Ancak uygulamada birçok problem ile de karşılaşılabilirdiği unutulmamalıdır. Bunlardan bazıları; sıcaklık değişimleri, rüzgar koşulları, aşırı yağış ve seyrelmedir.

2.2.4 Saha İçinde Arıtım

Endüstriyel atıksuların arıtımında yaygın olarak kullanılan birçok arıtım prosesi, çöp döküm sahaları sızıntı suyunun arıtımında test edilmiştir. Bunların başlıcaları, klasik havalı, havasız biyolojik arıtım ve fiziksel-kimyasal işlemlerdir. Biyolojik arıtım organik kirleticilerin, diğer arıtım türleri ise inorganik kirleticilerin arıtımında kullanılmaktadır. Ancak, arıtım verimliliği, daha önce bahsedilen, depo sahasının yaşına bağlı olarak değişme gösteren sızıntı suyunun kimyasal yapısına bağlı olacaktır (Kanat ve Demir, 2005).

Sızıntı sularının arıtımında ön işlemler hariç tutulursa en mantıklı ilk adım biyolojik arıtım kademesi olarak görülmektedir. Eğer yeterli alan mevcut ise stabilizasyon havuzu veya havalandırılmalı lagünler; alan yetersiz ise havasız veya havalı aktif çamur prosesi kullanılabilir. Biyolojik arıtma en azından organik maddelerin ve azotun giderilmesini temin ederek daha sonra uygulanacak fiziko-kimyasal yöntemlerin yükünü azaltacaktır.

Ham sızıntı suyunun biyolojik olarak ayrışabilen kısmının arıtımı için biyolojik arıtım alternatifleri, fiziksel-kimyasal arıtmaya göre çok daha verimlidir. Eğer yeterli bekletme süreleri sağlanırsa, biyolojik arıtım, organik kirliliği %90-99 verimle giderebilmekte ve 500 mg/l'den daha küçük KOI çıkış konsantrasyonları temin edebilmektedir (Kanat ve Demir, 2005).

Aerobik arıtım, genellikle %90 $\text{NH}_3\text{-N}$ giderimi sağlamakta ve $Q_c < 10$ gün için 10 mg $\text{NH}_3\text{-N/L}$ den küçük çıkış konsantrasyonları temin etmektedir. Karbonlu maddelerin havalı ayrışımı esnasında ($q_c = 6-10$ günlük sınırlarda %60-80 oranında nitrifikasyon da gerçekleşmektedir).

Hoilijoki ve diğ., (2000) anaerobik ön arıtmadan geçmiş katı atık depolama alanı sızıntı sularının laboratuvar ölçekli aktif çamur reaktöründe nitrifikasyonunu çalışmışlardır. Aerobik safhadan sonra

çıkış suyu KOİ konsantrasyonu 150-500 mg/l, BOİ₅ 7 mg/l'den daha düşük, NH₄⁺-N konsantrasyonunun ise 13 mg/l olduğu gözlenmiştir.

Havasız arıtım da ham sızıntı suyunun arıtımı için başarıyla kullanılabilir. 10 günden fazla bekletme sürelerinde %90'a varan BOİ ve KOİ giderimi sağlanmaktadır. Bu şartlarda, havasız işlemlerden 0.4-0.6 m³/kg giderilen KOİ veya 0.8-0.9 m³/kg- giderilen BOİ değerlerinde gaz üretimi gerçekleşmektedir.

İnanç ve diğerleri, (2000) sızıntı sularını anaerobik arıtmak amacıyla YAÇY (yukarı akışlı çamur yatağı), yukarı akışlı anaerobik filtre ve hibrit reaktörler kullanmışlardır. Organik yükleme hızları 1.3 kg KOİ/m³.gün'den 8.2 kg KOİ/m³.gün'e çıkarılmış, hidrolik bekleme süresi 2.4 -2 gün mertebelerinde çalışılmıştır. Kullanılan tüm reaktörlerde yaklaşık % 80-90 civarında KOİ giderme verimi elde edilmiştir.

Kettunen ve Rintala, (1998) sızıntı sularının YAÇY reaktörlerde düşük sıcaklıklarda arıtılabilirliği üzerine bir çalışma yapmışlardır. Pilot ölçekli tesiste yapılan çalışmada 13-23 °C sıcaklıkta %65-75 KOİ, % 95'in üzerinde de BOİ₅ giderme verimi elde edilmiştir.

Boyle ve Ham (1974), sıcaklığın, anaerobik sızıntı suyu arıtımına etkisini araştırmışlardır. Söz konusu çalışmada ham sızıntı suyunun anaerobik arıtımında, 1.07-2.16 kg KOİ/m .gün'lük yüklemde %90'ın üstünde bir giderme verimi sağlanmıştır. Hidrolik bekletme süresi 5-20 gün, sıcaklık 23-30 °C aralığında ve biogaz üretimi 0.27-0.31 m³ CH₄/kg giderilen KOİ (NŞA)'dır. 11 °C'de KOİ gideriminin %22'ye ve biogaz üretiminin 0.16 m³ CH₄/kg giderilen KOİ (NŞA) değerine düştüğü gözlenmiştir.

Kettunen ve diğ., (1996) tarafından yapılan buna benzer bir çalışmada, sızıntı sularının anaerobik ve ardışık anaerobik-aerobik arıtımı gerçekleştirilmiş ve çıkış suyunda 380 mg/l KOİ ve 22 mg/l BOİ₅ değerleri gözlenmiştir.

Lin ve diğ., (2000) tarafından yapılan bir çalışmada sızıntı suları ile evsel atıksuların birlikte YAÇY reaktörlerde anaerobik arıtımı denenmiştir. Evsel atıksu/sızıntı suyu karışım oranları 3:1, 2:1, ve 1:1 olarak belirlenmiştir. Çalışma sonucunda sızıntı suları ile evsel atıksuların YAÇY reaktörlerde anaerobik arıtılmalarının başarılı sonuçlar verdiği gözlenmiştir.

Frigon ve diğ., (2003) tarafından yapılan bir diğer çalışmada da sızıntı sularının anaerobik YAÇY reaktörü takiben iki paralel aerobik aktif çamur reaktörde arıtılabilirliği incelenmiştir. Anaerobik reaktörde 4, aerobik reaktörlerde 1 günlük hidrolik bekleme süreleri sonucunda % 96-98 KOİ giderme verimi sağlanmıştır.

Im ve diğ., (2001) sızıntı sularından organik madde giderimi ve denitrifikasyon için anaerobik biyofilm reaktör ve aktif çamur reaktörü kullanmışlardır.

Ilies ve Mavinic, (2001) yüksek amonyum içeren sızıntı sularında nitrifikasyon ve denitrifikasyon için 4 kademeli Bardenpho prosesi kullanmışlardır.

Kennedy ve Lentz, (2000) YAÇY reaktör kullanmışlar ve 19 kg.KOİm³.g⁻¹'lük organik yüklemelerde yaklaşık % 90'ın üzerinde KOİ giderimi sağlamışlardır.

Suidan ve diğ. (1993), uçucu ve yarı uçucu sentetik organik kimyasallar ile doyurulmuş evsel katı atık düzenli depolama alanı sızıntı suyunun artımı için iki paralel anaerobik granüler aktif karbon dolgulu genişletilmiş yataklı bioreaktör kullanmışlardır. Zayıf sızıntı suyunu arıtan birinci reaktör, sülfat indirgeyen modda, oldukça kuvvetli sızıntı suyunu arıtan ikinci reaktör ise mutlak metanojenik bir ortamda işletilmiştir. 1. reaktörde toplam KOİ giderimi %26 iken 2. Reaktörde %82 olarak bildirilmektedir. Aromatik uçucu bileşiklerin giderimi 1. reaktör de daha fazla olmasına rağmen organik karbonların giderim oranları iki reaktörde de oldukça yüksek seviyelerdedir(%80-99).

Nedwell ve Reynolds (1996), metanojenik ve sülfat indirgeyen şartlardaki 22 litrelik yukarı akışlı anaerobik hibrid reaktörlerde sızıntı suyunun arıtılabilirliğini araştırmışlardır. Metanojenik ayrışmada, 3,75 KOİ/m³.gün'e kadar yükleme oranlarında %81-97'lik KOİ giderme verimleri elde edilmiştir. Düşük organik yükleme hızlarında (<1 KOİ/m³.gün) sülfat indirgeyen şartlardaki reaktörlerdeki KOİ giderme verimleri metanojenik reaktörlerle karşılaştırılabilecek düzeydedir. İki tür reaktörde de, girişte 100 mg/l'ye kadar Cu, Mn, Ni ve Zn'nin tamamı giderilebilmektedir.

Ön arıtma uygulanmış sızıntı suyu yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktör ve aşağı akışlı sabit film reaktörlerde başarılı bir şekilde arıtılmıştır. Aşağı akışlı sabit film reaktör 14.7 kg KOİ/m³.gün'lük yükleme oranında ve 1.5 günlük hidrolik bekletme süresinde %94'lük giderme verimi sağlanmıştır (Kennedy ve diğ., 1988). Aynı şartlarda işletilen yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktör ise %97'lik giderme verimi sağlamıştır. İki reaktörde de inorganik bir ağır metal çökeltisi oluşmuştur. Çökelti, aşağı akışlı sabit film reaktörde biofilm üzerini kaplamış, yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörde ise çamur yatağı ve filtre ortamı üzerinde yoğunlaşmıştır. İki reaktörde de biofilm ve çamur granülleri %80 sabit katılardır. Aklıme olmuş biyokütle ile ön arıtma uygulanmamış ham sızıntı suyu, 42 kg KOİ/m³.gün'lük yükleme oranına kadar ve 10 saatten az hidrolik bekletme süresinde arıtılmıştır ve %80'lik bir KOİ giderimi elde edilmiştir. Bu atıksu için biyokütlenin maksimum özgül giderim hızı 1.2 kg KOİ/UAKM.gün'dür.

Timur ve Öztürk (1997), yüksek oranda organik madde içeren (TOK=5000 mg/l, KOİ=19000 mg/l) sızıntı suyunun, laboratuvar ölçekli olarak 35 °C'de 1 litre hacmindeki anaerobik ardışık kesikli reaktörde ve 2.75 litre hacmindeki anaerobik hibrid yataklı filtrede anaerobik arıtımını incelemişlerdir. Anaerobik ardışık kesikli reaktör, 1.5 günlük hidrolik bekletme süresi ve 2.8 kg TOK/m³.gün organik yükleme oranında %73.9'luk TOK giderimi sağlanmıştır. Aynı sürede, 0.561 kg TOK/kg UAKM. Günlük maksimum özgül yükleme oranında elde edilen TOK giderme verimi %65,2'tür. Ortalama metan dönüşüm oranı, 0.742 m³ CFU/kg giderilen TOK (NŞA), maksimum inorganik yükleme sonucunda elde edilen maksimum metan üretim oranı ise 1.79 CH₄/m³.gün'dür. Anaerobik hibrid yataklı filtre ise 2.4 günlük hidrolik bekleme süresi ve 1.08 kg TOK/m³.gün organik yüklemede %74.7'lik TOK giderimi sağlanmıştır. Maksimum organik yüklemede (3 kg TOK/m³.gün) TOK giderme verimi %39.6'dır. Sonuçlar, başlıca hidrolik bekletme süresi ve giriş TOK konsantrasyonunun, anaerobik ardışık kesikli reaktörün ve anaerobik hibrid yataklı filtrenin

performanslarını etkilediğini göstermiştir. İki reaktör karşılaştırıldığında, anaerobik ardışık kesikli reaktörün daha iyi arıtma performansına sahip olduğu belirlenmiştir.

Havalı biyolojik arıtım, ağır metallerin arıtımında çok az verim temin edebilmektedir. Arıtım derecesinde bir sıralama yapmak gerekirse Zn, Fe, Cd ve Mn daha fazla; Cr, Pb ve Ni daha az giderilmektedir. Havasız arıtımda Zn, Cr, ve Fe %90 civarında; Cu, Pb, Cd ve Ni ise %50-90 aralığında arıtılabilmektedir. Yapılan çalışmalarda aktif çamurla arıtımda kalsiyum %64-99 aralığında giderilebileceği rapor edilmişse de toprak alkali metaller, havalı ve havasız arıtım proseslerinde oldukça az arıtılabilmektedir (Pohland, 1985).

Aktif karbon haricindeki fiziko-kimyasal arıtım işlemlerinin, ham sızıntı suyunun organik kirleticilerini gidermek için kullanılamayacağı görülmüştür. Fakat, literatürde ters osmoz, aktif karbon ve iyon değiştiricilerin biyolojik arıtım çıkışında başarıyla kullanıldığı görülmektedir. Ters osmoz işlemi, ham sızıntı suları arıtımında tıkanmaya maruz kalmasına rağmen ham veya arıtılmış sızıntı suyunun organik kirleticilerini gidermek amacıyla kullanıldığında yüksek verimde arıtım sağlamaktadır (Kanat ve Demir, 2005).

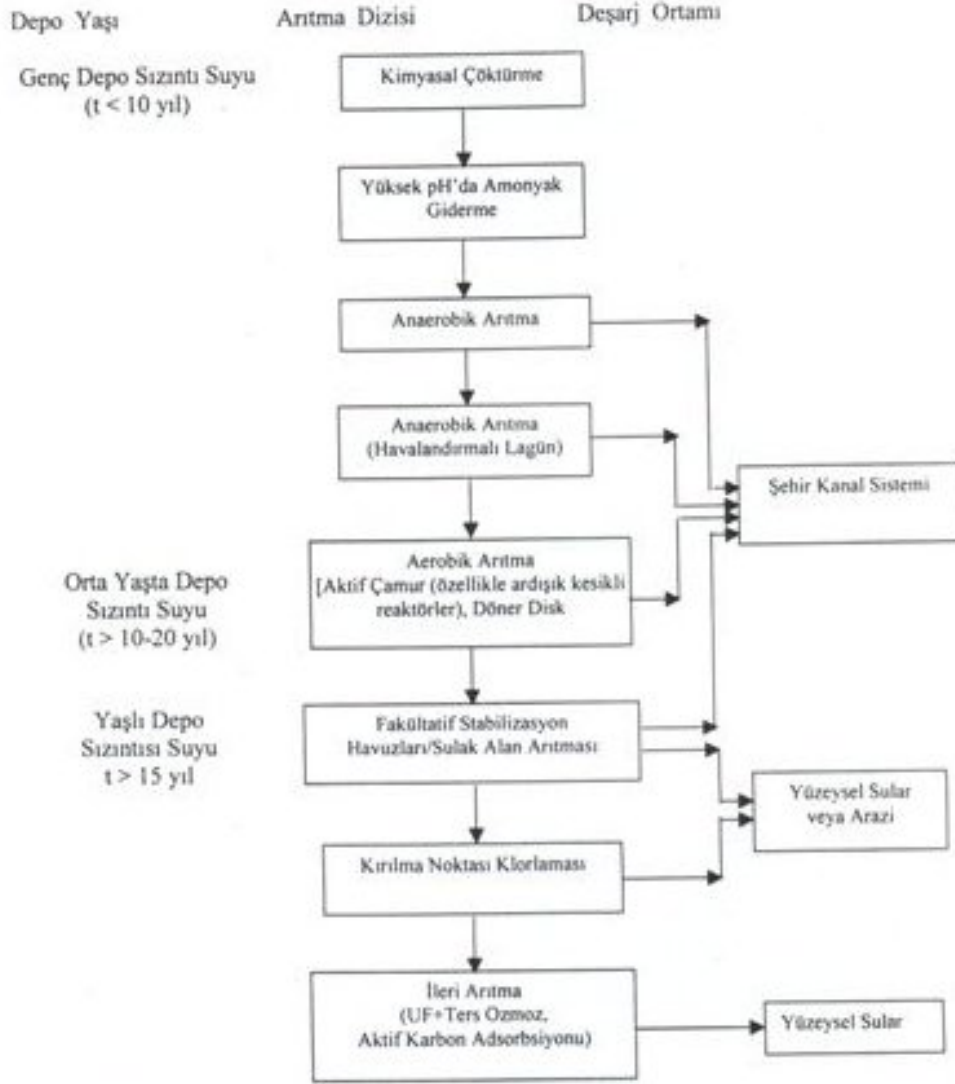
Sızıntı suyunun tekrar depo sahasına geri devrettirilerek arıtılması literatürdeki pilot ve arazi uygulamalarında başarıyla sonuçlanmıştır. Bu metodun uygulandığı alanlarda sızıntı suyu çıkış değerleri, tipik olarak 30-350 mg BOI/L, 70-500 mg KOI/L, 4-40 mg Fe/L ve çinko <1 mg Zn/L değerlerinde olmaktadır. Sızıntı suyunun geri çevrimi ayrıca biyolojik olarak parçalanabilen maddelerin stabilizasyon süresini oldukça azaltmaktadır. Geri çevrimin yapılmadığı çöp sahalarında stabilizasyon için 15-20 yıl gerekirken geri çevrimin yapıldığı sahalarda bu süre 2-3 yıla düşmektedir (Kanat ve Demir, 2005).

Arıtım için havasız mı yoksa havalı arıtımın mı seçileceği kolaylıkla saptanamaz. Her iki proseste de bekletme süreleri yaklaşık eşittir. Havasız işlemler, metan üretimi vasıtasıyla enerji geri kazanımı ve ayrıca havalandırıcı kullanılmaması üstünlüğüne sahiptir. Fakat sonuç olarak hangi arıtım yönteminin seçilebileceği en iyi şekilde, pilot (ve hatta tam) ölçekli çalışmalar yapılarak ve sızıntı sularında meydana gelebilecek kalite ve miktar değişimlerine bağlı olarak saptanabilir (Kanat ve Demir, 2005).

Sızıntı sularında depo içinde veya dışında arıtılması sonucunda dahi önemli miktarlarda organik ve inorganik kalıntı mevcut olacağından çıkış sularının alıcı ortama veya merkezi arıtım sistemlerine verilmeden önce aktif karbon, iyon değiştirme veya ters osmoz gibi yöntemlerle arıtılması da gerekecektir. Çöktürme ve koagülasyon işlemleri de bu maksatla kullanılabilir. Ancak arıtım yöntemleri genellikle kontrolü çok iyi yapabilen pilot tesislerde test edildiği için arazideki tam ölçekli arıtlarda hangi sonuçların alınabileceği kesin olarak saptanamamaktadır (Kanat ve Demir, 2005).

Katı atık düzenli depo sızıntı sularına uygulanabilecek arıtma prosesleri dizisi ve muhtemel deşarj ortamlar, depo yaşı da dikkate alınmak suretiyle Şekil 2.2'de verilmiştir. Şekilden de görüleceği üzere, genç depo sızıntı sularının şehir kanal şebekesine deşarjı için bile bir dizi ön arıtma

uygulanması gerekmekte ve çoğu kez kanalizasyona deşarj limitlerinin sızıntı sularını için özel protokolle belirlenmesi zarureti ile karşılaşılmaktadır (Kanat ve Demir, 2005).



Şekil 2.2 Katı Atık Sızıntı Sularına Uygulanabilecek Arıtma Sistemleri Ve Arıtılmış Su Deşarj Ortamları (Öztürk, 1999)

2.2.3 Biyolojik Arıtma

a) Aerobik Biyolojik Arıtma: Sızıntı suyu arıtımında aerobik biyolojik arıtma metotlarından en yaygın kullanılanları aktif çamur, havalandırmalı lagünler, damlatmalı filtre ve döner disklerdir. Aerobik arıtma sistemleri genç depo sızıntı sularında BOI/KOI >0.5 olduğunda etkilidir. Yüksek organik madde ihtiva eden sızıntı suları, besi maddesi ilave etmeden ve yüksek havalandırma yapılmadan düşük hidrolik beklemeli aerobik arıtma tesislerinde arıtılamamaktadır (Kanat ve Demir, 2005).

Aktif çamur prosesi, sızıntı suyu arıtımında başarıyla kullanılmış ve 1-10 günlük hidrolik bekleme süresi sonunda BOI ve KOI gideriminin %90-99, metal gideriminin %80-99 olduğu görülmüştür. Bunun yanında bu yöntemle arıtımda sızıntı suyundaki organik maddelerin büyük bir kısmı hemen oksitlenmemekte ve stabilizasyon için uzun süreli biyolojik aktivite gerekmektedir. Bu da havalandırma süresinin artmasına neden olmakta ve havalandırmadan kaynaklanan bazı olumsuzlukları beraberinde getirmektedir. Hava temininin mekanik karıştırıcılar veya aeratörlerle sağlandığı havalandırmalı lagünlerde ise 10 günlük hidrolik bekletme süresi için %95' in üzerinde BOİ₅ giderme verimi elde edilmiştir (Kanat ve Demir, 2005).

Düşük sıcaklıklarda yeterli arıtma veriminin sağlanamaması, havalandırma esnasında köpük probleminin oluşması, oksijen üretimini sağlamak için enerji ihtiyacının yüksek olması gibi dezavantajlarına rağmen yapılan küçük ölçekli sürekli ve kesikli aerobik biyolojik arıtılabilirlik deneylerinde BOİ ve KOİ' de önemli giderimler gözlenmiş, özellikle beş yıldan daha az yaşlı depo yeri sızıntı sularında, biyolojik olarak kolay ayrışan organik madde miktarı daha yüksek olduğundan aerobik arıtmanın daha kolay olduğu görülmüştür. Biyolojik arıtma sırasında N ve P gibi besi elementlerinin ilavesi gerekmekte sızıntı suyunda bulunan ağır metaller nedeniyle inhibisyon da söz konusu olmaktadır. Ancak buna rağmen aerobik biyolojik arıtma çalışmalarından çok iyi sonuçlar elde edilmiştir. Beş günlük çamur yaşında %95' in üzerinde BOİ₅ giderme verimi sağlanmıştır. Bu çalışmalarda ağır metallerin biyolojik olarak değil çökmeye giderildiği ve biyolojik arıtma öncesi ağır metal giderilmesi için bir ön arıtma uygulanabileceği tavsiye edilmektedir (Kanat ve Demir, 2005).

Sızıntı sularının, Su Kirliliği Kontrolü Kanalizasyona Deşarj standartlarını sağlayacak derecede arıtımı için aşağıdaki arıtma işlemlerinden oluşan bir ön arıtma uygulanması gerekmektedir. Bu ön arıtma işlemleri arasında; dengeleme, kimyasal çöktürme (kireç/kostik), amonyak giderme(pH=10-11), biyolojik arıtma (yüksek hızlı anaerobik veya aerobik sistemler) yer almaktadır (Kanat ve Demir, 2005).

Yüksek hızlı aerobik sistem olarak ise genellikle ardışık kesikli reaktörler (AKR) kullanılmaktadır. Seri bağlı AKR sistemi ile de $F/M = 0.3 \text{ gün}^{-1}$ civarında tutulmakla anaerobik arıtmaya yakın giderimler elde edilebilmekte, istenildiği takdirde biyolojik nütrient giderimi de

mümkün olmaktadır. Aerobik sistemin en büyük mahzuru yüksek seviyelerde havalandırma enerjisi sarfiyatı ve büyük hacim ihtiyacıdır (Kanat ve Demir, 2005).

Kimyasal ön arıtmada, kireçle ve/veya kostikle kimyasal çöktürme uygulanmakta ve müteakiben pH=10,5-11 de basınçlı hava ile ince kabarcıklı difüzörler yardımıyla amonyak giderimi sağlanmaktadır. Kimyasal ön arıtmada ~% 25 KOİ ve > %90 NH₃-N giderimi sağlanmaktadır. Ayrıca metal iyonları ve fosforun tamamına yakını hidroksil çöktürmesi sonucu çamur fazına geçirilmektedir (Kanat ve Demir, 2005).

b) Anaerobik Biyolojik Arıtma: Anaerobik arıtma; hidroliz, asit oluşumu ve gaz oluşumu olmak üzere üç kademede meydana gelir. Hidroliz kademesinde, çözünemeyen yüksek moleküllü organik maddeler (polisakkaritler, lipitler, proteinler), çözünebilir enerji ve karbon kaynağı organik maddelere (monosakkaritler, şekerler, aminoasitler ve serbest yağ asitleri) dönüşürler. Asit oluşumu kademesinde; hidroliz kademesinde oluşan ürünler düşük moleküllü ara ürünlere, asetik aside, CO₂ ve H₂'e dönüşür. Metan oluşumu kademesinde ise asit oluşumu safhasında oluşan ürünler CH₄ ve CO₂'e dönüşür. Yüksek miktarda organik madde ihtiva eden suların arıtılmasında etkili olan bu yöntemde havalandırmaya ihtiyaç olmadığı gibi tesis komple kapalı olduğu için koku problemi de yoktur. Ayrıca ekonomik değeri olan metan gazının üretilmesi de avantajlarından (Kanat ve Demir, 2005).

Yapılan çalışmalar 10 gün ya da daha fazla hidrolik bekletme süreli anaerobik sistemlerde %90' dan daha fazla BOİ gideriminin elde edilebileceğini göstermiştir. 10-60 gün gibi yüksek çamur yaşındaki sistemlerde KOİ' de %97' ye varan arıtımın sağlanabildiği ve iz metallerin giderilebildikleri de görülmüştür (Kanat ve Demir, 2005).

Yüksek hızlı biyolojik arıtma öncesi nötralizasyon ve H₃PO₄ ile P ilavesi yapılmaktadır. Bu kademede anaerobik arıtma prosesi olarak genelde havasız çamur yataklı reaktör, havasız filtre veya çamur yataklı filtre kullanılmaktadır. Söz konusu reaktörlerde L_v=12-15 kg KOİ/m³gün lük hacimsel yüklerde ve mezofilik şartlarda %95-98 KOİ giderimi elde edilebilmektedir. Anaerobik arıtma esnasında giderilen kg KOİ başına 0.35 m³ CH₄ üretilmektedir. Oluşan biyogazdaki CH₄ oranı %75-80 aralığında kalmaktadır.

2.2.4 Fiziksel / Kimyasal Arıtma

Fiziksel/kimyasal arıtma prosesleri; biyolojik arıtmadan önce bir ön kademe olarak biyolojik arıtmayı inhibe eden ağır metalleri önemli miktarlarda gidermede ve yaşlı depo yeri sızıntı sularının arıtımında etkili olarak kullanılmaktadır. Fiziksel/kimyasal arıtma proseslerinden filtrasyon, adsorbsiyon, iyon değiştirme, ters osmoz vb. teknikleri kimyasal çöktürme ya da biyolojik arıtma çıkışlarında denemesiyle uygun sonuçlar elde edilmiştir. Çeşitli kimyasal maddelerin kullanıldığı pıhtılaştırma-yumaklaştırma deneylerinde organik maddelerin yeterince giderilmediği fakat metallerin

çok iyi giderildiği görülmüştür. Fiziksel/kimyasal arıtma sonucu çıkan çamurlar zararlı atık olarak uzaklaştırılmalıdır (Kanat ve Demir, 2005).

Lopez ve dig. (2004), Koh ve dig. (2004), Wang ve dig. (2002) ve Rivas ve dig. (2003) sızıntı sularının arıtımına yönelik olarak sırasıyla fenton prosesini, fotooksidasyon + aktif çamur arıtma sistemini, demir(III) klorür + fotooksidasyon prosesini ve ozonlama + adsorpsiyon yöntemlerini uygulayarak KOI değerini deşarj limitlerine indirmişlerdir.

Kargi ve Pamukoglu (2003), yüksek KOI içeriğine sahip sızıntı sularında koagülasyon flokülasyonun ardından pH = 12'de amonyak sıyırma ile ön arıtım gerçekleştirmişler, daha sonra toz aktif karbon (PAC) kullanarak yaptıkları biyolojik arıtmada 2 g/L PAC ile KOI ve NH₄-N'da sırasıyla yaklaşık olarak %86 ve %26 oranlarında giderme verimi elde etmişlerdir.

2.2.5 Sızıntı Sularının Membran Teknolojisi İle Arıtımı

Membran proseslerde besleme ve süzüntü akımları olmak üzere iki faz vardır. Arıtma işlemi 1. fazdaki bir bileşenin, membran tarafından belli bir oranda tutulması esasına dayanır. membrandan geçen akım iki kısma ayrılır. Bunlar membrandan geçen ve membrandan geçemeyen akımlardır. Membrandan geçen akım süzüntü, geçemeyen akım ise konsantre akım olarak adlandırılır. Membran proseslerinin en çok kullanılanı basınç uygulamalı olanlarıdır. Bunlar basınca göre, ters osmoz (RO), nano filtrasyon (NF), ultra filtrasyon (UF) ve mikrofiltrasyondan oluşmaktadır. Kullanımları her alanda son 30 yıl içerisinde çok artmıştır. Membran proseslerinin avantajları sürekli işletme halinde olabilmesi, çok az yer ihtiyacının olması, modüler olarak kullanılabilmesi, çok yüksek konsantrasyonlarda uygulanabilmesi, taşınabilir olması, herhangi bir inşaat gerektirmemesi ve maliyetinin gün geçtikçe daha da aşağılara çekilmesidir.

Membran proseslerin düzenli depo alanlarında sızıntı sularının arıtılmasında kullanılmasının birçok avantajları vardır. Membran prosesler yüksek basınç uygulanarak çalıştırılmaktadır. Bu da yüksek oranda enerji kullanımını gerektirmektedir. Kullanılacak olan enerji, düzenli depo alanlarında toplanan gaz, elektrik enerjisine dönüştürülerek temin edilebilir. Bununla beraber, oluşan konsantre akımın uzaklaştırılması problem teşkil etmektedir. Oluşan bu konsantre akımı, düzenli depo alanına geri devrettirilerek, uzaklaştırma problemi ortadan kalkmaktadır.

Sızıntı sularının arıtımında en çok kullanılan metod, ters osmoz membranlarıdır. Yüksek oranda giderme verimlerinden dolayı, elde edilen süzüntü suyunun kalitesi oldukça iyidir. Ham sızıntı suyunda yer alan katı koloidal partiküller ve demir hidroksitlerin varlığından kaynaklanan tıkanmadan dolayı ters osmoz ünitesinin biyolojik arıtım, aktif karbon veya iyon değişirme proseslerinden sonra kullanılması daha uygun olmaktadır

Trebet ve dig. (2001), stabil hale gelmiş olan sızıntı sularında demir (III) klorür ile kimyasal arıtmadan sonra iki organik membran içeren nanofiltrasyon yöntemini uygulamış, KOI değerini deşarj limitinin altına düşürmüşlerdir.

Hasar ve diğ. (2002) ve Hasar ve Kınacı (2004) aralıklı havalandırma ile hem nitrifikasyon hem de denitrifikasyonu aynı reaktörde başarı ile gerçekleştirmişlerdir.

2.2.6 Arıtma Alternatifleri

Sızıntı suyu arıtımında istenen verimliliği sağlamak, fiyat optimizasyonu, tesis kullanılabilirliği ve artık madde problemlerindeki minimizasyonun sağlanması gibi hedeflere ulaşmak için son yıllarda yapılan çalışmalarda birkaç yöntemin bir arada kullanıldığı görülmektedir. Bunlardan bazıları:

- Biyolojik arıtma + Adsorpsiyon + Floklaştırma/Çöktürme
- Biyolojik arıtma + Membran filtre (+ Buharlaştırma)
- Biyolojik arıtma + Kimyasal oksidasyon (+Biyolojik arıtma)
- Biyolojik arıtma + Kimyasal oksidasyon (+Ters osmoz+Buharlaştırma)
- İki kademeli ters osmoz + Buharlaştırma
- Üç kademeli ters osmoz + Buharlaştırma
- Sıyırma + Buharlaştırma

Tatsi ve diğ. (2003) yaptıkları çalışmada koagülasyon-flokülasyon çalışmalarının jar testte performansları gözlenmiştir. Bu deneylerde 200 rpm de 5 dk hızlı karıştırma, 60 rpm de 55 dk yavaş karıştırma yapılarak 1 saatlik çökelmeye bırakılmıştır. pH değerlerini ayarlamak için Ca(OH)_2 ve NaOH çözeltilerinin ilavesi yapılmıştır. Koagülant olarak $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve Ca(OH)_2 ilave edilmiştir. pH kireç ilavesiyle 12'ye yükseltildiğinde 7 mg/L Ca(OH)_2 dozlamasıyla KOİ giderimi %30 - %45 arasındadır. Özellikle ağır metal gideriminde (Fe,Cd,Cr) % 90 verimlere ulaşılmıştır. Hava ile sıyırma, sızıntı sularında amonyak ve uçucu organik maddelerin gideriminde kullanılan bir yöntemdir.

Kabdaşlı ve diğ. (2000) azot giderimi amacıyla yürüttükleri çalışmalarında giriş amonyak konsantrasyonu 1030 mg/L olan sızıntı suyunda pH 12'de 2 saatlik havalandırma sonucu % 72'lik amonyak giderimi elde edilmiştir.

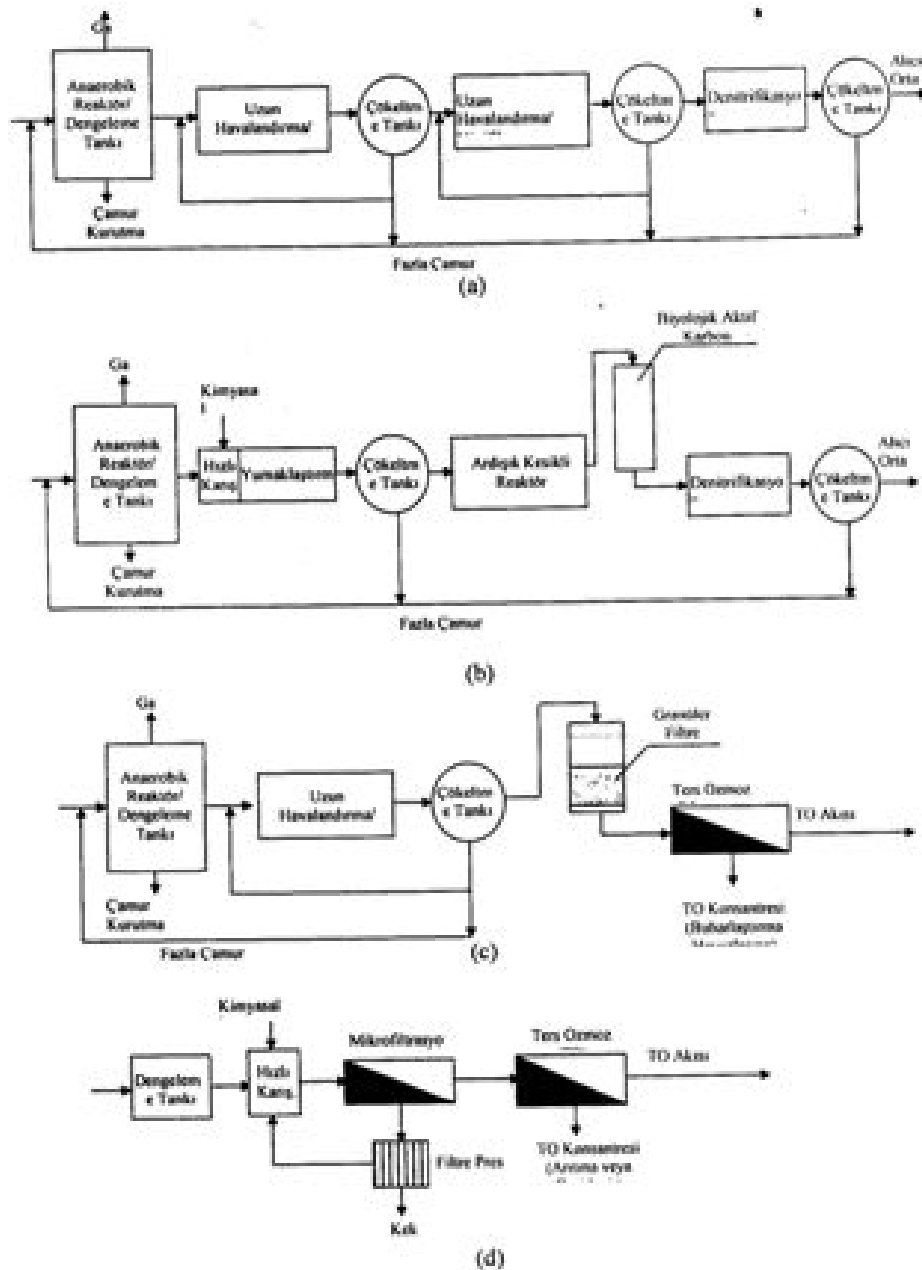
Collivignarelli ve diğ. (1998) 2100 mg/L amonyak içeren çöp sızıntı suyunda 70°C sıcaklık ve pH 11'de yürüttükleri hava ile sıyırma uygulamasında ise % 90 amonyak giderimi elde etmişlerdir.

Diamadopoulos ve diğ. (1997) sızıntı suyu ile evsel atıksuyu ardışık kesikli reaktörde hacimsel olarak 9/1 oranında karıştırmışlar ve BOİ'yi % 95, nitrati % 99 oranında gidermişlerdir.

Carley ve Mavinic (1991), düşük BOİ/KOI (0.08) oranına ve yüksek amonyak konsantrasyonuna (200 mg/1 $\text{NH}_3\text{-N}$) sahip yaşlı bir sızıntı suyunun, ilave C kaynağı kullanmak suretiyle, tek kademede nitrifikasyon ve denitrifikasyonu üzerine çalışmışlardır. İlave C kaynağı olarak metanol, glikoz, asetat ve maya atıkları kullanılmıştır. Tüm karbon kaynakları için amonyak azotu giderimi nitrifikasyon tamamıyla gerçekleştikten sonra % 98'ten büyük olarak bulunmuştur.

Chang (1988), laboratuvar ölçekli hibrid bioreaktör kullanarak $13 \text{ kg KOI/m}^3\text{.gün}$ den büyük organik yükleme oranlarında bile %92'lik bir KOİ giderimi elde edildiğini belirtmektedir. Hacimsel organik yükleme $21.79 \text{ KOI/m}^3\text{.gün'e}$ yükseltildiğinde giderme verimi %70'e düşmektedir. Girişte sülfat ve çözünmüş demir konsantrasyonları $300\text{--}680 \text{ mg/l}$ ve $106\text{--}485 \text{ mg/l}$ iken giderme verimleri sırasıyla %92 ve %95 olarak elde edilmiştir. Giderilen demirin çamurun biriktiği ve ayrıca sülfatın enerji geri kazanımı (biyogaz üretimi) etkilediği belirtilmektedir.

Arıtma alternatiflerine ait şekiller aşağıda gösterilmiştir (Şekil 2.3 a-d).



3. MATERİYAL VE METOT

3.1 Materyal

Bu tez çalışması 105Y345 nolu TÜBİTAK projesi kapsamında gerçekleştirilmiştir. Proje ekiplerinden bir grup ön arıtma çalışmalarını yürütmüştür. Ön arıtma çalışmalarında koagülasyon ve amonyak sıyırma yapılmıştır. Bu tez çalışmasında ön arıtmadan elde edilen sızıntı suyunun Membran Biyoreaktörü(MBR) de farklı çamur yaşlarına bağlı olarak arıtılması incelenmiştir. Bu çalışma yapılırken membran, numune giriş ve çıkış tankı, havalandırma için blower, peristaltik pompa, karıştırıcı, pH metre, oksijenmetre, yüksek ısıya dayanıklı fırın, performans parametrelerinin ölçümü için gerekli kitler, spektrofotometre, termo reaktör, hassas terazi, vakumlu filtrasyon cihazı, etüv kullanılmıştır. Çalışmada kullanılan sızıntı suyunun özellikleri tablo 3'te verilmiştir.

Tablo 3. Kullanılan Sızıntı Suyunun Özellikleri

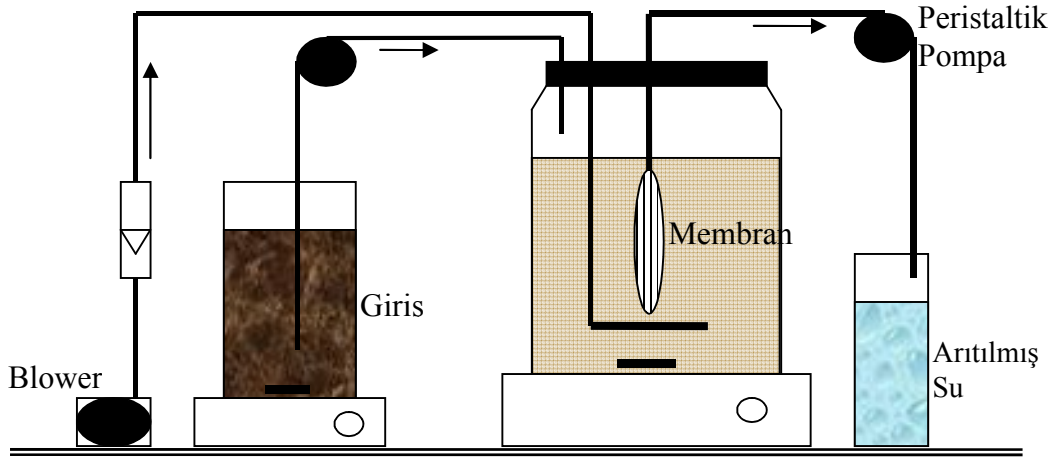
Parametre	Konsantrasyon, mg/l
pH	6.45-7.50
BOI ₅	5700-10800
KOI	8500 – 19200
BOI/KOI	0.4 – 0.7
NO ₃ ⁻ - N	5 – 47
NO ₂ ⁻ - N	0.16 – 3
NH ₄ ⁺ - N	1100 – 2150
Toplam P	17 – 24
Orto-P	8 – 18
Inert KOİ/Toplam KOİ	3 – 10%
Cu ⁺²	2 – 3.5
Mn ⁺²	35 – 42
Fe ⁺²	600 -720
Cd ⁺²	ND
Co ⁺²	1 – 1.6
Cr ⁺⁶	ND
Zn ⁺²	10 – 12

ND = Tayin sınırları altında

3.2. Metot

Bu tez çalışmasındaki deneylerin yapılması için bir batık membran biyoreaktör düzeneği kullanılmıştır. Bu düzenek aşağıda şekil 3.1'de gösterildiği gibidir. Membran biyoreaktörü 2 litre hacmindedir. Etkin hacim 1,5 litre olarak tasarlanmıştır. Ön arıtmadan geçen çöp sızıntı suyu bir peristaltik pompa yardımıyla biyoreaktöre iletilmektedir. Membran tıkanmasına bağlı olarak

oluşabilecek akının azalmasını tolere edebilmek için giriş pompası bir sensör ile kontrol edilmiştir. Havalandırma için bir adet blower kullanılmaktadır. Aralıklı havalandırma yapabilmek amacıyla zaman rölesi kullanılmıştır. Hava difüzörü ise membran modülünün hemen alt kısmına yerleştirilmiştir. Böylece membran yüzeyindeki kek oluşumu engellenmiştir. Katı sıvı ayırımını gerçekleştirmek amacıyla peristaltik pompa kullanılmış ve böylece reaktörden arıtılmış su membrandan vakumlanarak çıkış suyu tankına alınmıştır. Günlük olarak membranlar fiziksel yıkamaya tabi tutulmuştur.



Şekil 3.1 Batık membran biyoreaktör düzeneği

Çalışma dört farklı periyotta yürütülmüştür. Birinci periyotta çamur yaşı 10 gün, ikinci periyotta çamur yaşı 15 gün, üçüncü periyotta çamur yaşı 20 gün, dördüncü periyotta çamur yaşı 30 gün ve beşinci periyotta ise çamur yaşı 50 gün tutulmuştur. Her bir periyot 30 gün şeklinde planlanarak çalışma 150 günlük bir işletim süresi sonunda tamamlanmıştır.

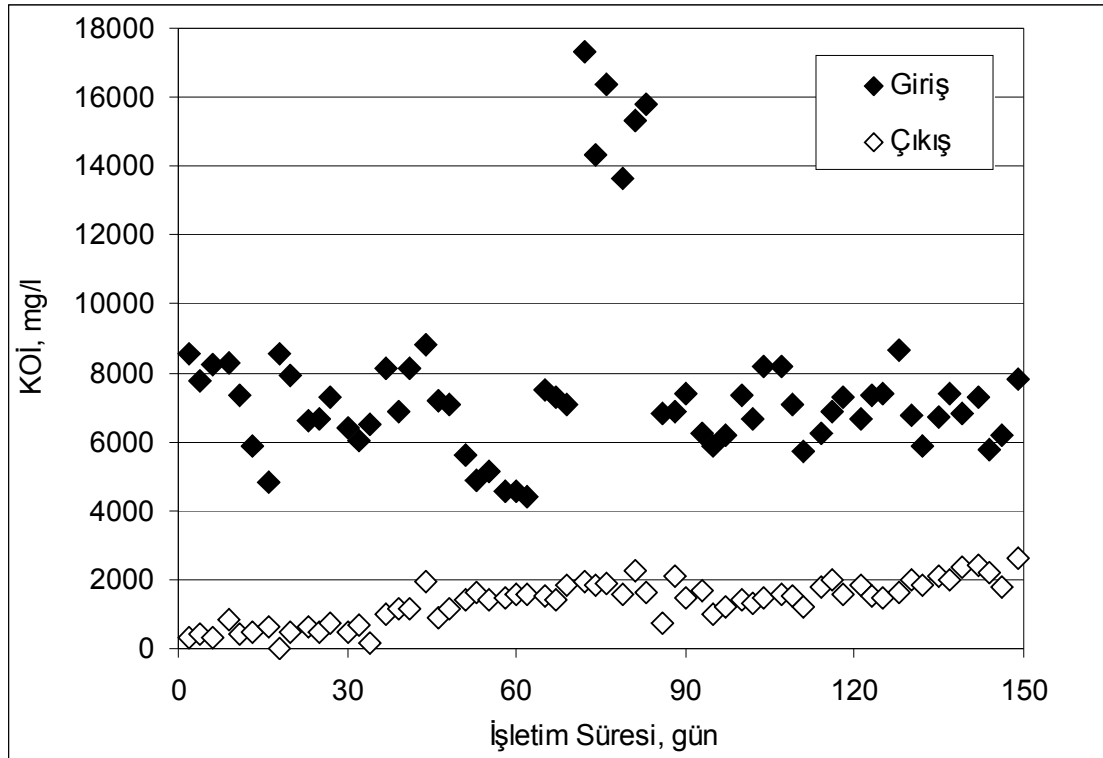
Her periyotta önce giriş suyundan sonrada çıkış suyundan numuneler alınarak işleme tabi tutulmuştur. Bu numunelerin KOI, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, NO_3^-N , NO_2^-N , TP ve Orto-P gibi performans parametreleri yanında biyoreaktördeki süspanse katı madde (MLSS), uçucu katı madde (MLVSS) değerleri ve spesifik oksijen tüketim hızları incelenmiştir.

Giriş ve çıkış suyundan alınan numunelerin performans parametrelerini belirlemek amacıyla hazır kitler kullanılmıştır. Her parametrenin ölçüm şeklinin farklılığı göz önünde bulundurularak spektrofotometre yardımıyla bu parametrelerin ölçümleri gerçekleştirilmiştir. Elde edilen değerler kullanılarak sistemin çöp sızıntı suyu arıtımı üzerindeki etkisi ve verimini belirlemek amacıyla gerekli grafikler çizilmiştir.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

Bu bölümde deneyler sonucu elde edilen değerler kullanılarak grafikler çizilmiş ve bu grafiklere ait yorumlar yapılmıştır.

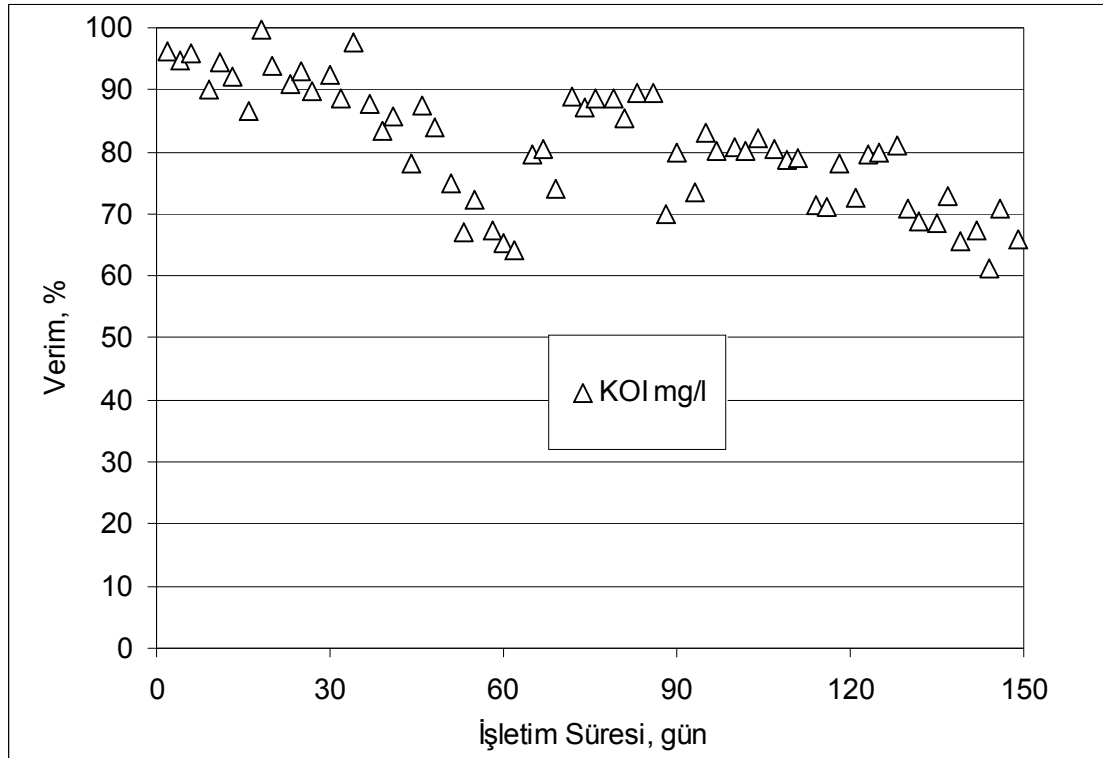
Bütün çalışma süresince yapılan sızıntı suyu karakterizasyonu göstermiştir ki bu çalışmada kullanılan sızıntı suyu genç sızıntı suyudur. Bu nedenle, organik madde içeriği yüksek ve kolayca parçalanabilir fraksiyona sahiptir. Koagülasyon ve amonyak sıyırmaya tabii tutulan sızıntı suyu farklı çamur yaşlarında işletilen batık membran biyoreaktörüne alınmıştır. Membran biyoreaktörü projenin bu aşamasında 150 gün işletilmiştir. Şekil 4.1 batık membran biyoreaktörünün farklı çamur yaşlarında kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ)'nı nasıl etkilediğini göstermektedir.



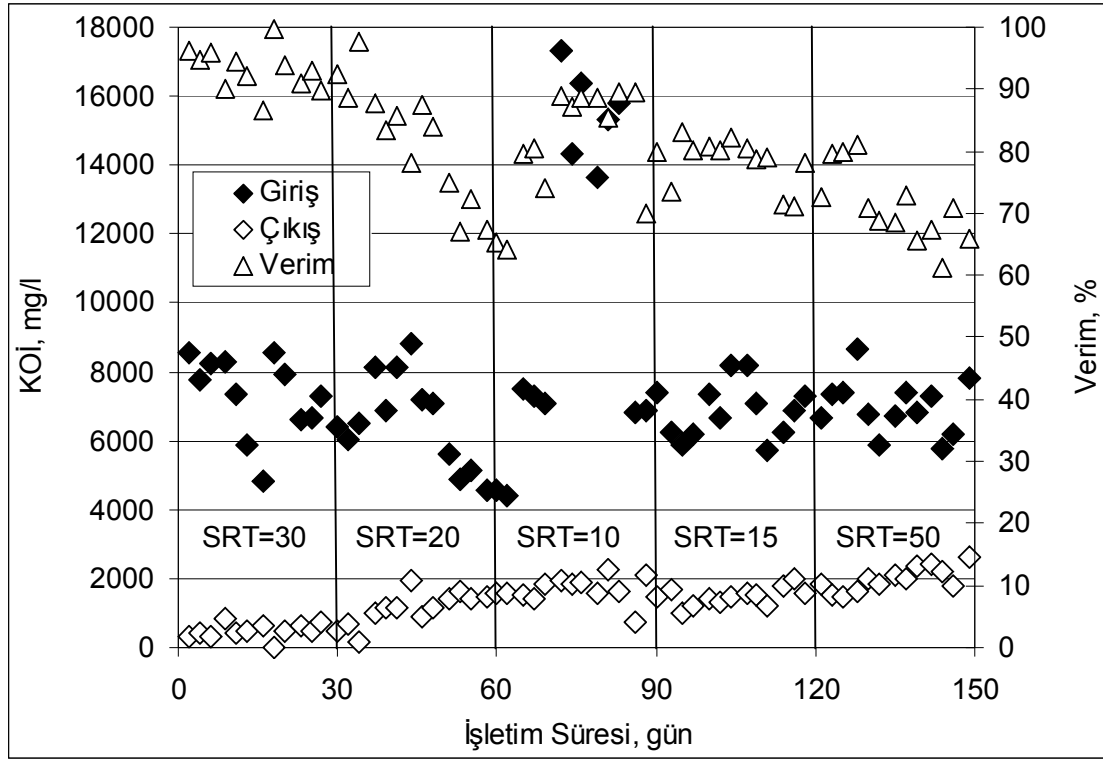
Şekil 4.1 Giriş ve çıkış sızıntı suyunun işletim süresince çamur yaşına bağlı olarak KOİ değerleri

Çalışmanın I. periyodunda çamur yaşı 30 gün tutulduğunda KOİ giderim veriminin oldukça yüksek olduğu belirlenmiştir. Bu süreçte KOİ giderim verimi genellikle % 90'nın üzerinde seyrettiği tespit edilmiştir. Ön arıtmadan geçirilen sızıntı suyunun KOİ değeri ortalama 7300 mg/l iken membran biyoreaktörünün çıkış suyu KOİ değeri ortalama 450 mg/l olmuştur. Çalışmanın II. periyodunda, çamur yaşı 20 güne indirilmiştir. Bu süreçte, çıkış suyu KOİ değerleri artış göstermiştir. Şekil 4.2 ve

şekil 4.3'ten da görüldüğü gibi, KOİ verimi % 90'dan % 60'a kadara hızlı bir şekilde düşmüştür. Ön arıtmadan çıkan sızıntı suyunun ortalama KOİ değeri ortalama 6300 mg/l iken membran biyoreaktörü çıkışında KOİ değeri ortalama olarak 1230 mg/l olarak izlenmiştir. III. periyotta, çamur yaşı 10 güne düşürüldüğünde ön arıtma çıkışında ortalama KOİ değeri ortalama 10300 mg/l iken biyoreaktör çıkışında ortalama 1600 mg/l olarak seyretmiştir. IV. periyotta ise, membran biyoreaktörü girişindeki KOİ değeri ortalama 7100 mg/l, çıkış KOİ değeri de ortalama olarak 1550 mg/l olarak tespit edilmiştir. Bu süreçte KOİ verimi % 70-80 aralığında izlenmiştir. Çalışmanın son periyodunda ise MBR girişindeki KOİ ortalama olarak 7000 mg/l, çıkış KOİ değeri de ortalama olarak 2100 mg/l ve KOİ giderim verimi ise ortalama % 68 olarak belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlar, MBR'daki çamur yaşının 30 gün olduğu durumda KOİ giderimi bakımından optimum arıtmaya ulaştığını göstermektedir.

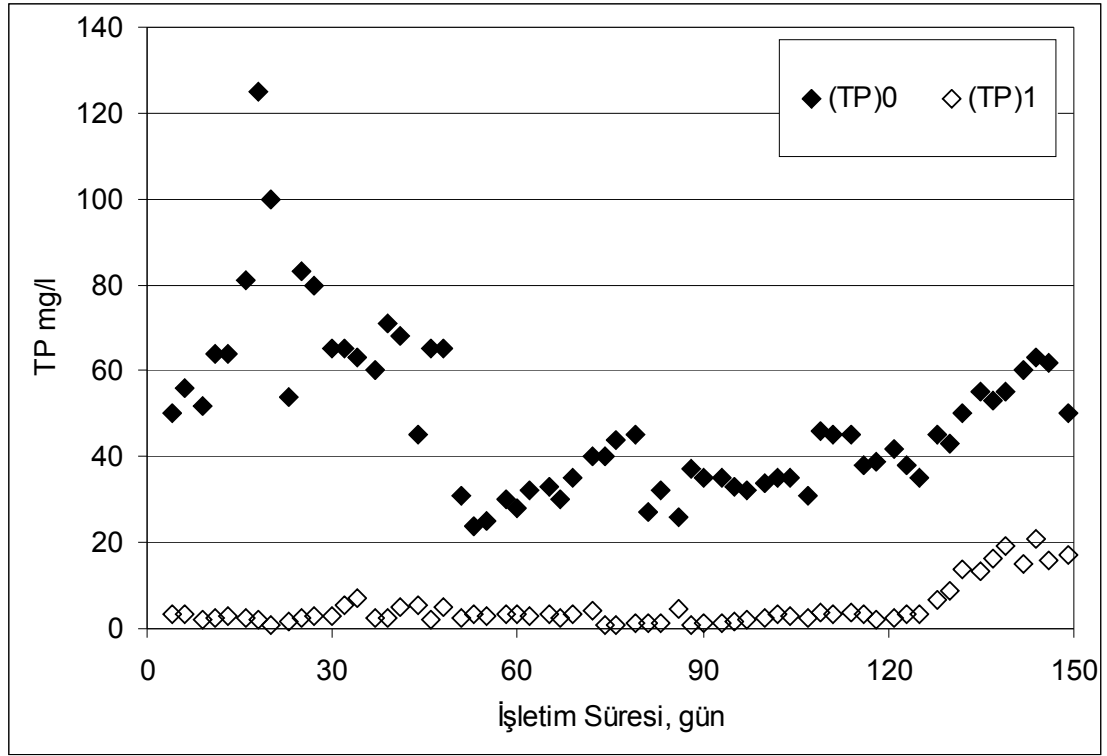


Şekil 4.2 Giriş ve çıkış sızıntı suyunun işletim süresince çamur yaşına bağlı olarak KOİ giderim verimi

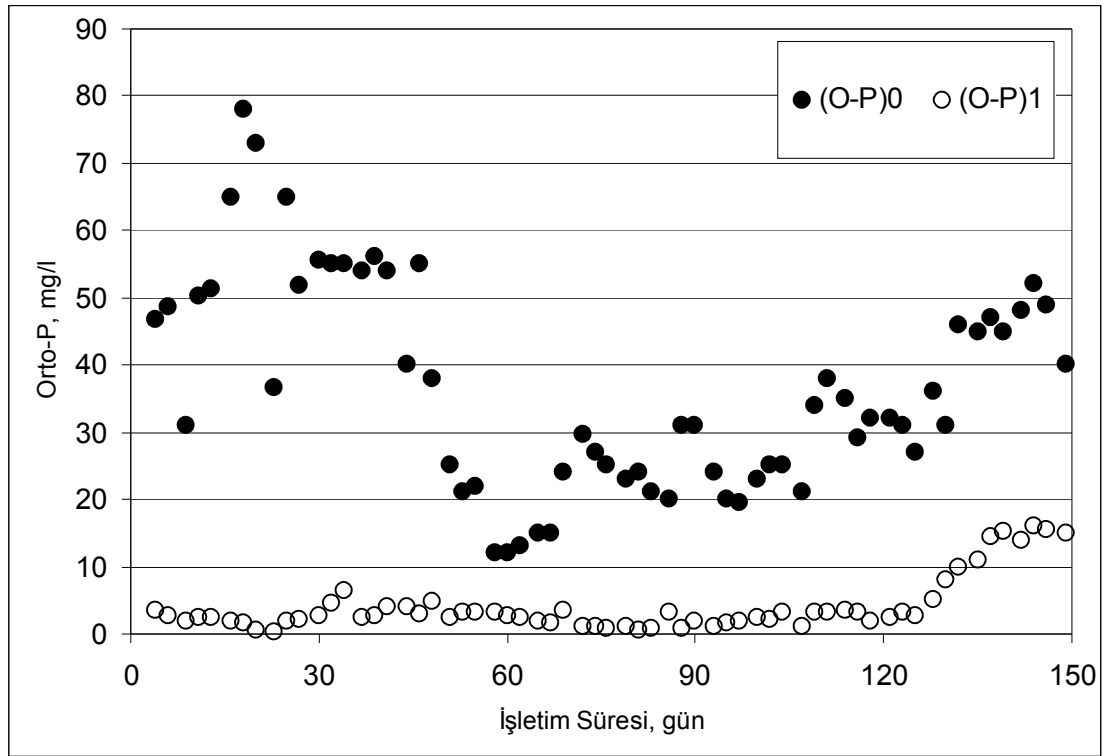


Şekil 4.3 Giriş ve çıkış sızıntı suyunun işletim süresince çamur yaşına bağlı olarak KOI giderim verimi ve SRT değerleri

Sızıntı suyu toplam fosfor ve ortofosfat bakımından oldukça zayıf olduğundan dolayı MBR çalışmaları için sızıntı suyuna fosfor ilavesi yapılmıştır. Şekil 4.4 ve şekil 4.5 MBR sisteminin toplam fosfor ve ortofosfat bakımından davranışını göstermektedir. Sistem aerobik+anoksik (~anaerobik) olduğundan dolayı çıkış suyu fosfor değerleri 3 mg/l'nin altında seyretmiştir. Çalışmanın I ve II periyodunda giderilen fosfor miktarı diğer periyotlara göre daha yüksek olarak belirlenmiştir. Biyolojik fosfor giderim mekanizmasının temelinde sistemden atılan çamur miktarı önem taşır ve sistemden atılan çamur miktarı ne kadar yüksekse o kadar fazla fosfor giderildiği bilinmektedir. Çamur yaşının 30 gün olduğu durumda giriş fosfor değerleri diğer şartlara göre yüksek olmasına rağmen çıkış suyu fosfor miktarı 3 mg/l'nin altında tespit edilmiştir. Çamur yaşının 10 gün olduğu (en fazla çamur atımının yapıldığı durum) periyotta çıkış suyu fosfor miktarı genellikle 1.5 mg/l'nin altında tayin edilmiştir. Çamur yaşının 50 gün olduğu son periyotta ise sistem çıkışında fosfor giderimi hızlı bir şekilde artmıştır. Organik madde ve azot giderimi de göz önünde tutulduğunda 30 günlük çamur yaşında membran biyoreaktörünün işletilmesi fosfor giderimi bakımından da kabul edilebilir aralıktadır.

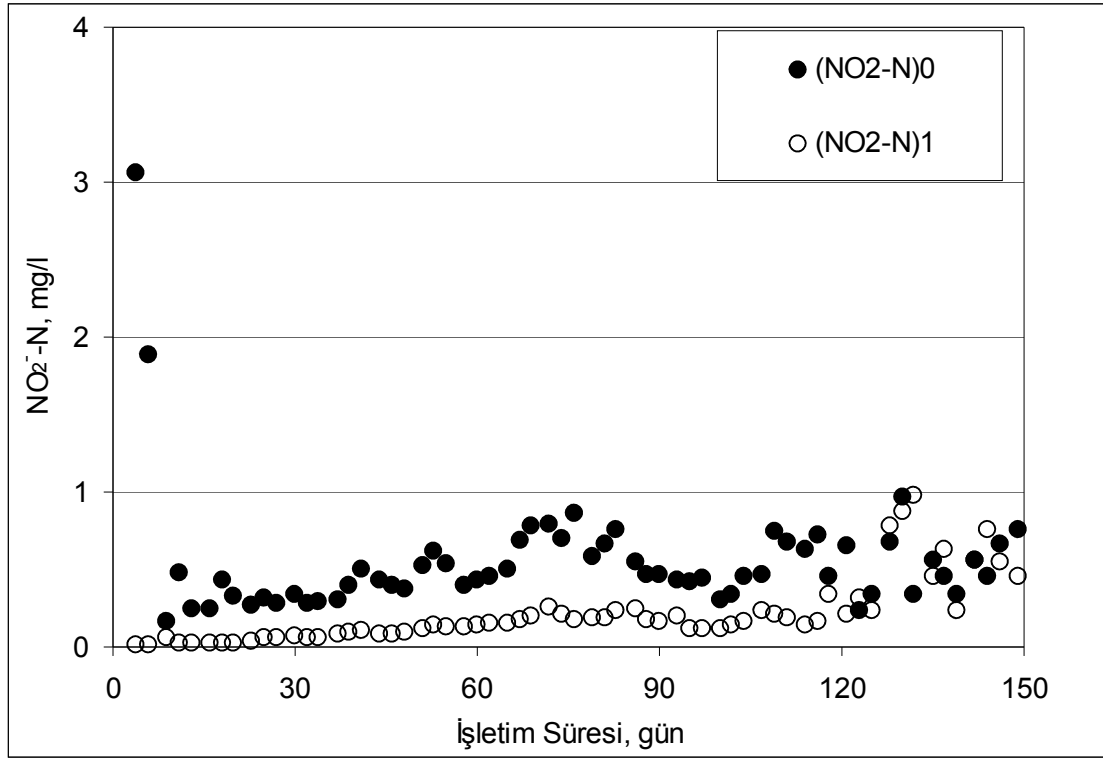


Şekil 4.4 Giriş ve çıkış sızıntı suyunun işletim süresince çamur yaşına bağlı olarak toplam fosfor değerleri

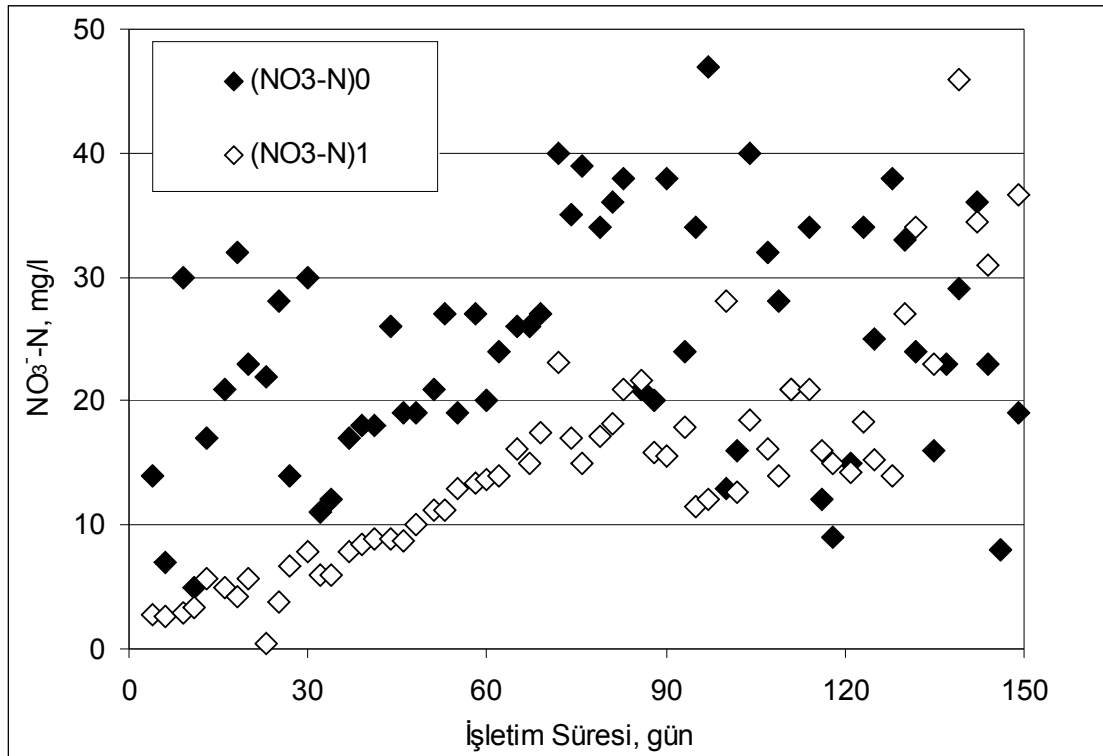


Şekil 4.5 Giriş ve çıkış sızıntı suyunun işletim süresince çamur yaşına bağlı olarak orto-fosfat değerleri

Sızıntı suyunda nitrit konsantrasyonu 0.8 mg/l'nin altında tayin edilmiştir. MBR çıkışında ise 0.2 mg/l'nin altında tespit edilmiştir. Diğer taraftan, sızıntı suyunda nitrat konsantrasyonu 5-47 mg/l aralığında değişmiştir. Aslında sızıntı suyu normalde nitrat içermez, fakat sızıntı suyunun temin edildiği katı atık depolama alanı düzgün bir depolama alanı olmayıp mühendislik kriterlerine göre dizayn edilmemiştir. Sızıntı suyu alanda daha çok küçük göletler şeklinde atmosfere açık halde bulunmaktadır. Oluşan sızıntı suyu, miktarına bağlı olarak alanda akışa geçmektedir. Sızıntı suyunun atmosfere açık bir alanda uzun süre beklemesinden dolayı olsa gerek kısmi nitrifikasyona uğramakta ve böylece bir miktar nitrat oluştuğu düşünülmektedir. Şekil 4.6 ve şekil 4.7'de de görüldüğü gibi, ön arıtmadan geçirilen sızıntı suyundaki nitrat konsantrasyonu oldukça kararsız bir dağılım gösterirken MBR çıkışında özellikle çamur yaşlarının 30, 20 ve 10 gün tutulduğu periyotlarda kararlı bir davranış sergilemiştir. MBR çıkış suyu nitrat konsantrasyonu, I. periyotta 0.5-7.9 mg/l, II. periyotta 6-13.9 mg/l, III. periyotta 11.5-23.1 mg/l, IV. periyotta 12.6-28.0 mg/l ve V. periyotta 14.0-73.0 mg/l aralığında değişmiştir.



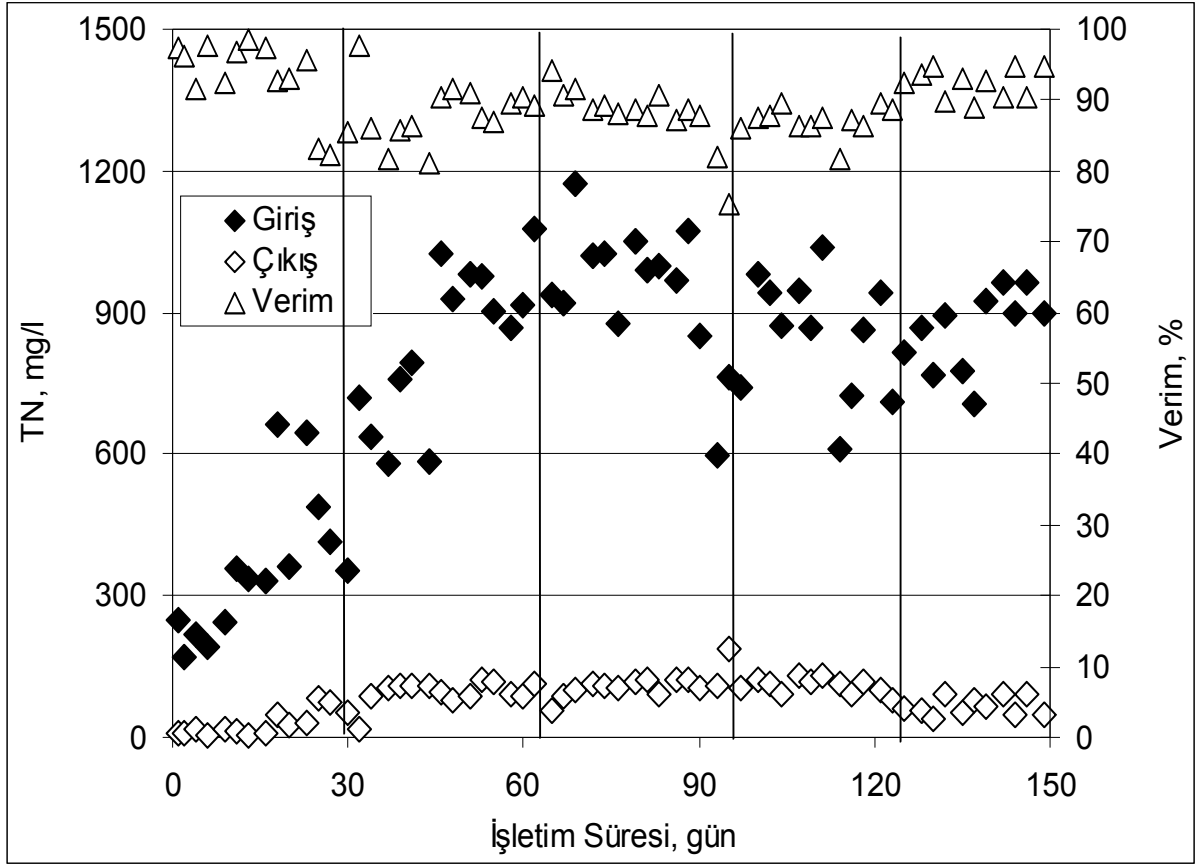
Şekil 4.6 Giriş ve çıkış sızıntı suyunun işletim süresince çamur yaşına bağlı olarak nitrit azotu değerleri



Şekil 4.7 Giriş ve çıkış sızıntı suyunun işletim süresince çamur yaşına bağlı olarak nitrat azotu değerleri

Membran biyoreaktöründe zaman rolesi yardımıyla 45 dakika havalandırma yapılırken 15 dakika havalandırma yapılmayıp sadece karıştırma yapılmıştır. Böylece tek reaktörde hem aerobik

hem de anoksik şartlar sağlanmıştır. Havalandırma yapılırken biyoreaktördeki çözünmüş oksijen konsantrasyonu 1.5-3.0 mg/l aralığında ölçülürken havalandırmanın yapılmadığı durumlarda çözünmüş oksijen konsantrasyonu hızlı bir düşüşle devamlı 0.3 mg/l altında tespit edilmiştir. Sistemin hem nitrifikasyon hem de denitrifikasyon safhalarını tek reaktörde gerçekleştiklerinden ayrı ayrı incelemek mümkün değildir. Bu nedenle, her iki prosesin potansiyelini belirlemek için sistemin toplam azot (TN) davranışını incelemek gereklidir. Bu çalışmada, TN parametresi amonyum, nitrat ve nitrit azot değerlerinin toplamından tespit edilmiştir. Aralıklı havalandırılan MBR'ın TN giderimi Şekil 4.8'de gösterilmiştir.

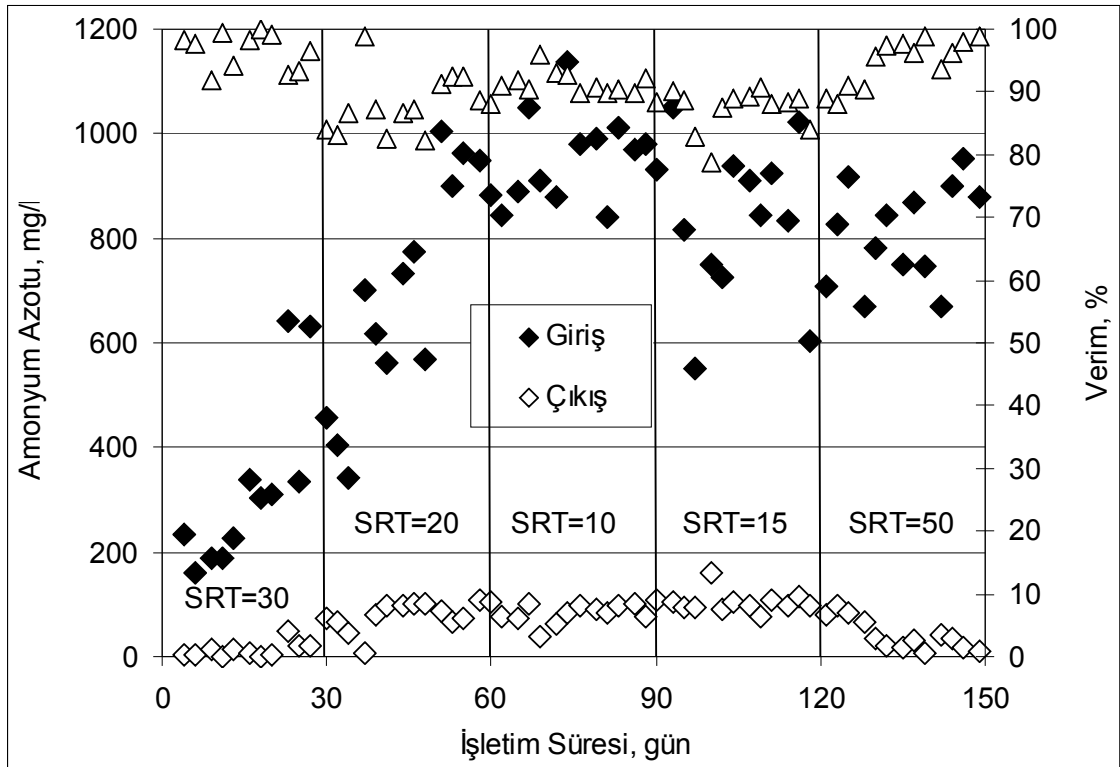


Şekil 4.8 Giriş ve çıkış sızıntı suyunun işletim süresince çamur yaşına bağlı olarak toplam azot değerleri

Şekil 4.9, ön arıtma (koagülasyon + amonyak sıyırma) sonrası sızıntı suyunun farklı çamur yaşlarında işletilen MBR'a verildiği durumda nitrifikasyon performansını göstermektedir.

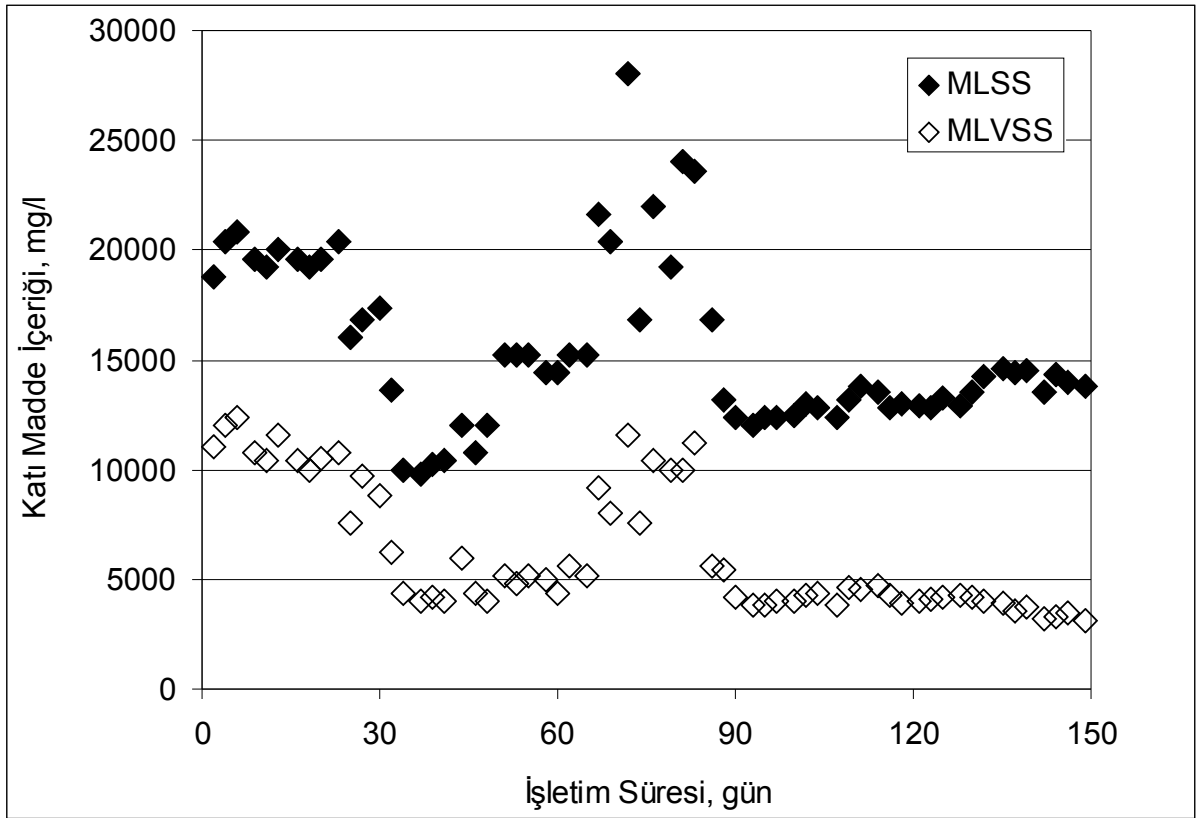
Çalışmanın I. periyodunda (SRT=30 gün), amonyak sıyırma ile amonyum konsantrasyonu 200-600 mg/l seviyesine kadar azalmıştır. MBR çıkışında ise sızıntı suyunun amonyum

konsantrasyonu genellikle 15 mg/l'den daha düşük seviyede izlenmiştir. Bu süreçte % 90'nın üzerinde nitrifikasyon tespit edilmiştir. Çalışmanın II. periyodunda (SRT=20 gün), nitrifikasyon kapasitesi yüzde olarak azalmış görünse de MBR girişinde amonyum konsantrasyonunun yüksek olmasından dolayı spesifik nitrifikasyon oranı da artmıştır. MBR girişinde amonyum konsantrasyonu ortalama 730 mg/l iken çıkış suyundaki amonyum konsantrasyonu ortalama olarak 85 mg/l olarak belirlenmiştir. Çalışmanın III. periyodunda (SRT=10 gün), ön arıtma ile amonyum konsantrasyonu ortalama 1700 mg/l'den 930 mg/l'ye düşürülmüştür. MBR çıkışındaki amonyum konsantrasyonu ise bir önceki periyotta olduğu gibi ortalama 85 mg/l olarak belirlenmiştir. Bu süreçte nitrifikasyon oranı ortalama olarak % 91 oranında gerçekleşmiştir. Çalışmanın IV. periyodunda (SRT=15 gün), ön arıtma ile sızıntı suyunun amonyum konsantrasyonu ortalama olarak 830 mg/l'ye kadar düşürülmüştür. Mevcut amonyum ise MBR ile ortalama 100 mg/l'e kadar azalmıştır. Ortalama nitrifikasyon oranı % 87 olarak gerçekleşmiştir. Çalışmanın V. periyodunda (SRT=50 gün), nitrifikasyon artmaya başlamış ve % 98'in üzerinde kararlı hale geçmiştir. MBR girişindeki amonyum konsantrasyonu ortalama olarak 800 mg/l iken çıkışında amonyum konsantrasyonu 30 mg/l'nin altında seyretmiştir. Nitrifikasyon kapasitesi bakımından çamur yaşının 50 gün olduğu V. periyodunda oldukça tatmin edici sonuçlara ulaşılmıştır. Fakat bu çalışma periyodundaki KOİ giderim performansı yüksek bekletme sürelerine rağmen diğer periyotlara göre oldukça düşüktür.

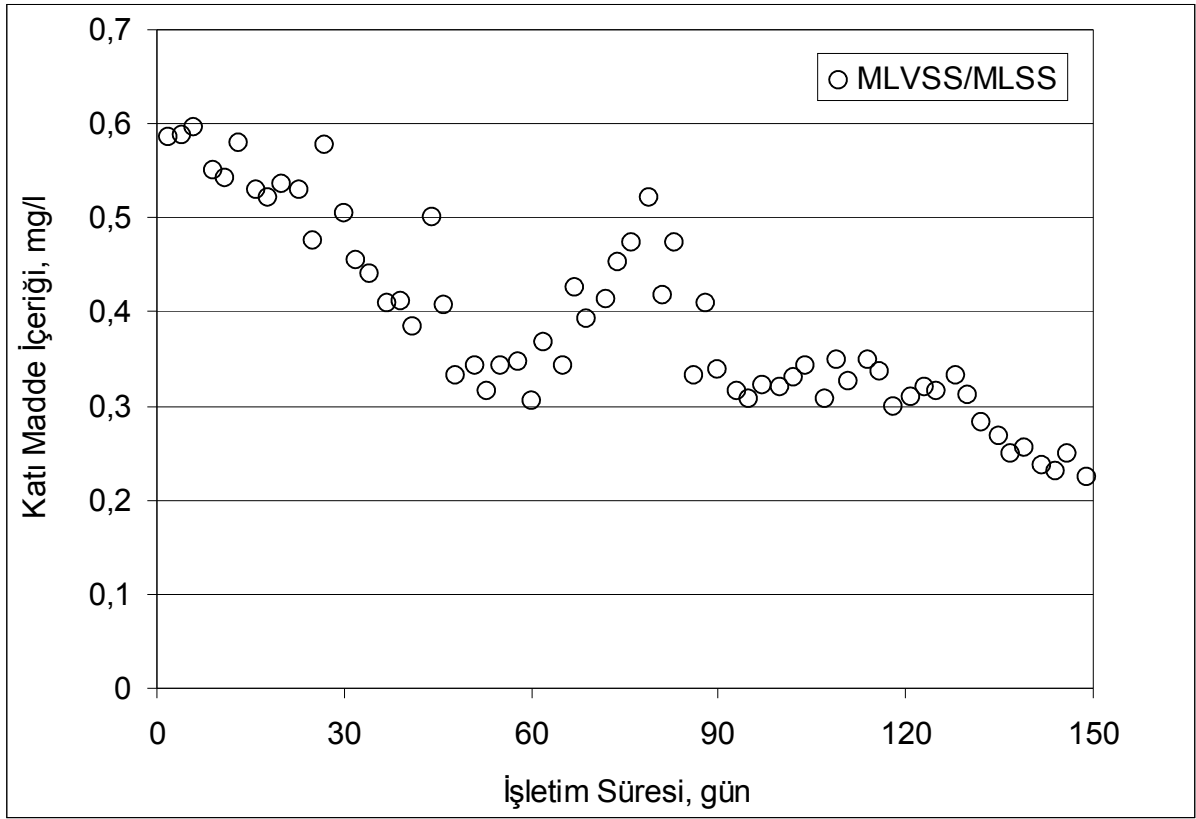


Şekil 4.9 Giriş ve çıkış sızıntı suyunun işletim süresince çamur yaşına bağlı olarak $\text{NH}_4^+\text{-N}$ değerleri ve giderim verimi

Şekil 4.10 ve şekil 4.11’de işletim boyunca ön arıtmadan geçen sızıntı sularının arıtıldığı membran biyoreaktöründeki toplam askıda katı madde ve uçucu askıda katı madde değişimini göstermektedir. 30 günlük çamur yaşının çalışıldığı periyodun bittiği gün membrandaki aşırı kirlenmeyi izlemek için biyoreaktörde çamur atımı olağan değerden daha yüksek oranda yapılarak MLSS değeri ortalama 18000 mg/l’den 10000 mg/l ye kadar düşürülmüştür. III periyotta da MLVSS/MLSS oranı hızlı bir şekilde 0.50’den 0.30’a düştüğünden dolayı MLVSS konsantrasyonu yüksek ve sızıntı suyuna alıştırılmış yeni çamur biyoreaktöre ilave edilerek MLSS konsantrasyonu ortalama 22000 mg/l’ye ve MLVSS/MLSS oranı da 0.45’e yükseltilmiştir. IV ve V periyotta ise biyoreaktördeki katı madde miktarına olağan dışı bir müdahalede bulunulmamıştır. Çamur yaşının 15 gün olduğu IV. periyotta MLVSS/MLSS oranı ortalama 0.33 değerinde seyrederken çamur yaşı 50 güne yükseltildiğinde bu oranın hızlı bir biçimde 0.2’ye kadar düştüğü belirlenmiştir. Sistemde ki inert madde birikimi üzerinde sadece çamur yaşının etkisi tespit edilmemiştir aynı zamanda biyoreaktörün işletim sürecinin artması ile biyoreaktörde inert madde artışının olduğu tespit edilmiştir.

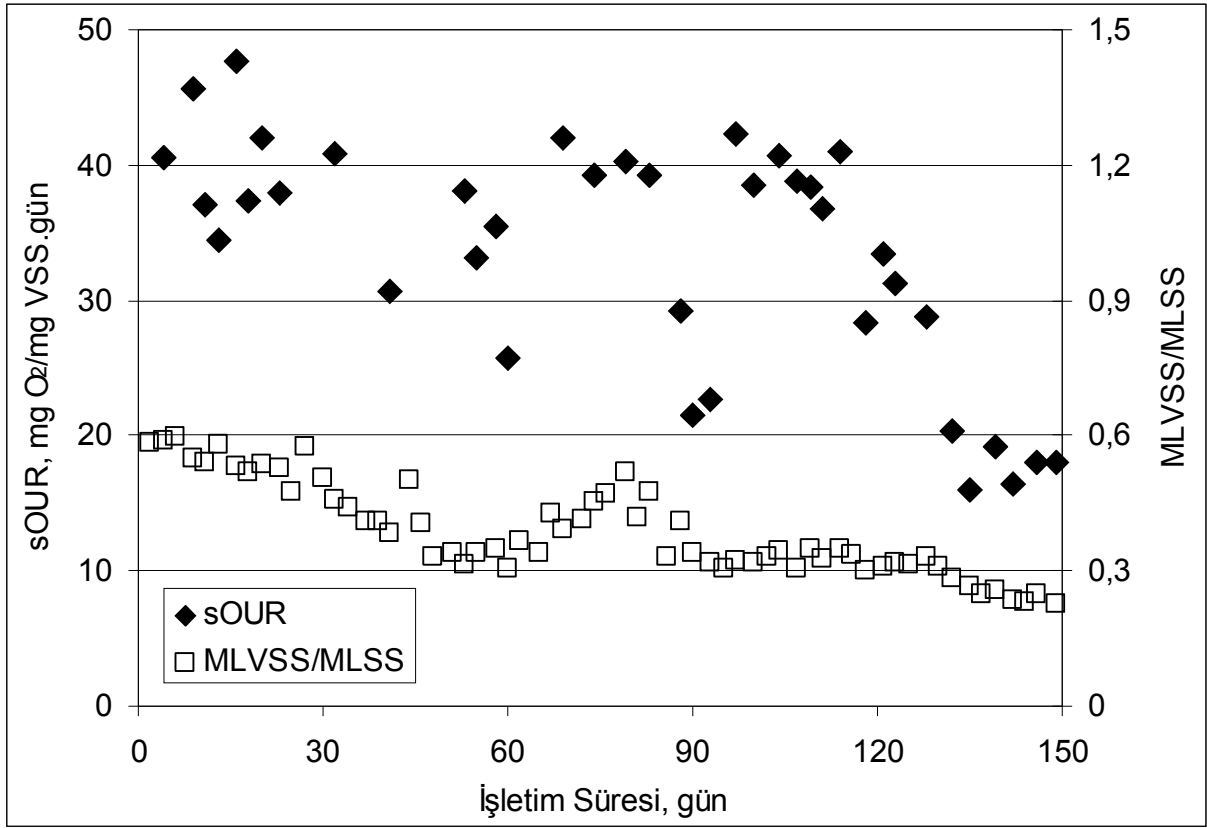


Şekil 4.10 Reaktörde işletim süresine bağlı olarak MLSS ve MLVSS değerleri



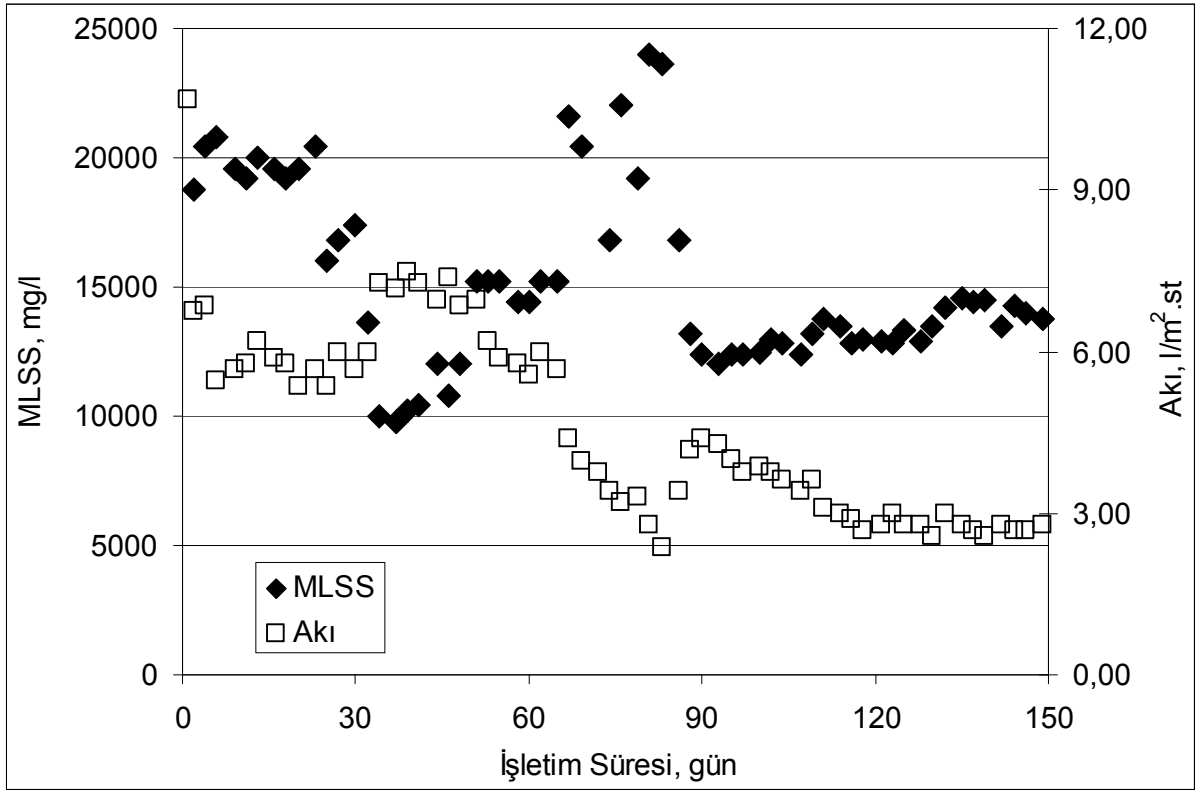
Şekil 4.11 Reaktörde işletim süresine bağlı olarak MLSS / MLVSS değerleri

Şekil 4.12, membran biyoreaktöründeki mikroorganizmaların aktivitesini göstermektedir. Bilindiği gibi, biyolojik arıtmada MLVSS (uçucu askıda katı madde) reaktör içerisindeki mikroorganizma konsantrasyonunu ifade etmek için ve model çalışmalarında kullanılan bir işletim parametresidir. MLVSS/MLSS oranı ise bu yaklaşımdan yola çıkarak sistemdeki kütlenin mikroorganizma oranını vermektedir. Maalesef MLVSS parametresi de sistem içerisindeki mikroorganizma yoğunluğu için sağlıklı sonuçlar vermemektedir. Özellikle membran biyoreaktörleri gibi çok kompleks biyolojik arıtma sistemlerinde yüksek çamur yaşından dolayı canlı ve aktif mikroorganizma yoğunluğunu ifade etmek için yeterli kalmamaktadır. MLVSS ölü mikroorganizmayı da kapsadığından dolayı bu parametre değişimine paralel olarak oksijen tüketim hızı da izlenmiştir. Sistemde tüketilen oksijen hızının uçucu askıda katı maddeye bölünmesi ile spesifik oksijen tüketim hızı (sOUR) veya birim MLVSS başına tüketilen oksijen miktarı kolaylıkla belirlenebilmektedir. Böylece, işletim boyunca sistemdeki mikroorganizma canlılığı belirlenmiş olmaktadır. Bu çalışmada, sistemde anoksik mikroorganizmalar bulunduğu için sOUR ile MLVSS arasında çok net sonuçlar elde edilmemiştir. Fakat çalışmanın son aşamasında (SRT=50 gün) hem MLVSS/MLSS oranı düşmüş hem de spesifik oksijen tüketim oranı diğer periyotlara göre yaklaşık olarak % 50 oranında azalmıştır. Diğer taraftan optimum arıtma şartlarının sağlandığı 30 günlük çamur yaşında MLVSS/MLSS oranı 0.60 iken sOUR ise 1.2 mg O₂/mg VSS.gün olarak tespit edilmiştir.



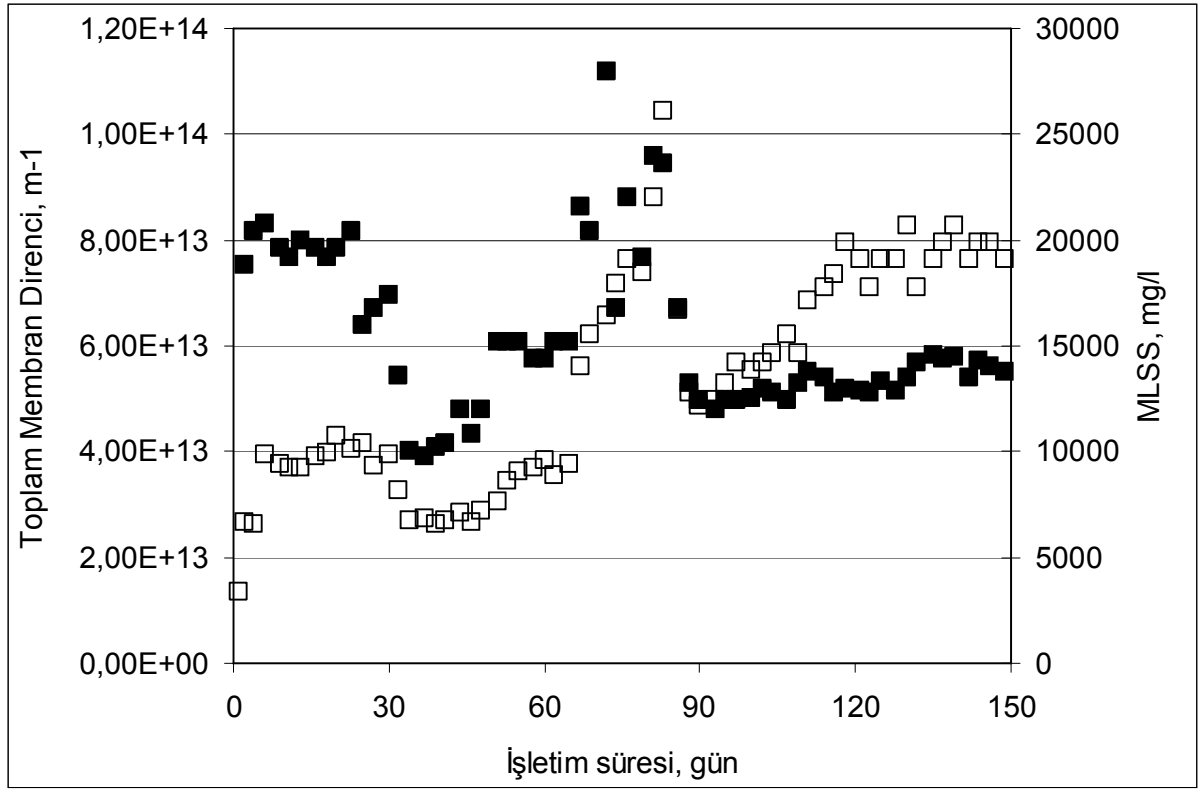
Şekil 4.12 Ön artıma sonrası sızıntı suyunu arıtan MBR'daki spesifik oksijen hızının MLVSS/MLSS oranıyla değişimi

Şekil 4.13, işletim süresince sistemdeki akı değişiminin biyoreaktör içindeki askıda katı madde miktarı ile nasıl değiştiğini göstermektedir. Sonuçlar, akı miktarının hem işletim süresi ile hem de çamur yoğunluğu ile belirgin bir şekilde azaldığını göstermektedir. İşletimin 1. gününde membran akısı 10,7 l/m².st iken 2.günde yaklaşık 7 l/m².st değerine hızlı bir şekilde düşmüş ve daha sonraki günler daha yavaş bir oranda düşmeye başlamıştır. Çalışmanın son periyodunda (125 -150. gün) akı yaklaşık olarak 3 l/m².st değerinde kararlı hale geçmiştir. Membran işletim modunu taşısın diye günlük olarak el ve musluk suyu yardımıyla yaklaşık olarak 5 dakika temizlenmiştir. I ve III. Periyotta biyoreaktördeki MLSS konsantrasyonu yüksek tutulduğunda akı miktarının belirgin bir şekilde azaldığı tespit edilmiştir. II. periyotta biyoreaktördeki MLSS konsantrasyonu azaltıldığında akının arttığı gözlenmiştir.



Şekil 4.13. Ön artıma sonrası sızıntı suyunu arıtan MBR'daki Akının biyoreaktördeki toplam askıdaki katı madde miktarı ile değişimi

Şekil 4.14 biyoreaktörde kullanılan membranın işletim boyunca göstermiş olduğu direncin MLSS ile nasıl değiştiğini göstermektedir. Elde edilen sonuçlar, hem membranın işletim süresinin artmasına hem de biyoreaktördeki askıda katı madde miktarının artmasına bağlı olarak önemli düzeyde arttığını göstermektedir. İlk periyotta ortalama membran direnci $4 \times 10^{13} \text{ m}^{-1}$ iken ikinci periyotta MLSS konsantrasyonundaki düşüşe bağlı olarak $2.5 \times 10^{13} \text{ m}^{-1}$ 'e kadar düştüğü tespit edilmiştir. III. Periyotta MLSS artışıyla membran direncinin aniden arttığı ve $1 \times 10^{14} \text{ m}^{-1}$ 'e ulaştığı belirlenmiştir. IV. periyotta MLSS konsantrasyonu tekrar düşürülmüş ve membran direncinin de azaldığı gözlenmiştir. IV ve V. periyotlarda, MLSS konsantrasyonu sabit tutulduğu halde membran direncinin artmaya devam ederek $8 \times 10^{13} \text{ m}^{-1}$ 'de sabitlendiği tespit edilmiştir. Günlük membranların yüzeyi temizlendiği halde membran gözeneklerine sızan kirleticiler membran direncini arttırdığı düşünülmektedir.



Şekil 4.14. Ön artıma sonrası sızıntı suyunu arıtan MBR'daki Membranın toplam direncinin biyoreaktördeki toplam askıdaki katı madde miktarı ile değişimi

5. SONUÇLAR

Bu tez çalışmasında ön arıtmadan geçen çöp sızıntı sularının batık membran biyoreaktöründe arıtımı üzerine araştırma yapılmıştır. Yapılan bu araştırma sonucunda aşağıdaki veriler elde edilmiştir.

- Bu sistem KOİ giderimi çamur yaşına bağlı olarak değişim göstermiştir. Çamur yaşı 30 gün tutulduğunda KOİ giderim veriminin oldukça yüksek ve genellikle % 90'nın üzerinde seyrettiği tespit edilmiştir. Çamur yaşı 20 güne indirildiğinde KOİ verimi % 90'dan % 60'a kadara hızlı bir şekilde düşmüştür. Çamur yaşı 10 günde ise KOİ verimi yaklaşık % 90 olduğu görülmektedir. SRT değeri 15'de KOİ verimi % 70-80 aralığında izlenmiştir. Çamur yaşı 50 güne yükselttiğimizde KOİ giderim verimi ise ortalama % 68 olarak belirlenmiştir.
- Batık membran biyoreaktörü SRT'ye bağlı olarak genellikle toplam fosfor ve orto-fosfat gideriminde oldukça etkili bir arıtım gerçekleştirmiştir. Çamur yaşı 30 ve 20 gün tutulduğunda giderilen fosfor miktarı diğer periyotlara göre daha yüksek olarak belirlenmiştir. Çamur yaşının 10 gün olduğu (en fazla çamur atımının yapıldığı durum) periyotta çıkış suyu fosfor miktarı daha da düşmüştür. Çamur yaşının 50 gün olduğu son periyotta ise sistem çıkışında fosfor giderimi hızlı bir şekilde artmıştır.
- MBR çıkışındaki TN giderimi SRT=30 gün'de ortalama % 92, SRT= 10-20 gün'de ortalama % 85, SRT=50 gün'de % 90 seviyesinde gerçekleşmiştir. son periyotta nitrifikasyon prosesi oldukça başarılı bir şekilde vuku bulmasına rağmen, denitrifikasyondaki eksiklikten dolayı % 90 seviyesinde gerçekleşmiştir. Bütün periyotlardaki sonuçlar azot bakımından değerlendirildiğinde sızıntı sularını arıtmak için kullanılan MBR sisteminin oldukça başarılı olduğu görülmektedir.
- Reaktördeki MLVSS ve MLSS değerleri işletim süresinin artışıyla birlikte düşüş göstermişlerdir. MLVSS/MLSS oranı da benzer şekilde işletim süresinin artışıyla ters orantılı olarak büyük bir düşüş göstermiştir.

- Sistemde anoksik mikroorganizmalar bulunduğundan dolayı sOUR ile MLVSS arasında çok net sonuçlar elde edilmemiştir. Fakat çalışmanın son aşamasında SRT=50 gün'de hem MLVSS/MLSS oranı düşmüş hem de spesifik oksijen tüketim oranı diğer periyotlara göre yaklaşık olarak % 50 oranında azalmıştır. Yapılan inert KOİ çalışmaları sonucunda, spesifik oksijen tüketim hızının en yüksek olduğu 30 günlük SRT değerlerinde çıkış suyunda elde edilen inert KOİ değeri de en düşük seviyede tespit edilmiştir. Optimum arıtma şartlarının sağlandığı 30 günlük çamur yaşında MBR biyolojik olarak parçalanan KOİ'nin tamamına yakını gidermiştir. İnert KOİ'nin toplam KOİ değerine oranı % 93 olarak bulunmuştur.
- SRT=30-10 günde biyoreaktördeki MLSS konsantrasyonu yüksek tutulduğunda akı miktarının belirgin bir şekilde azaldığı tespit edilmiştir. SRT=20 günde biyoreaktördeki MLSS konsantrasyonu azaltıldığında akının arttığı gözlenmiştir.
- Elde edilen sonuçlar, hem membranın işletim süresinin artmasına hem de biyoreaktördeki askıda katı madde miktarının artmasına bağlı olarak önemli düzeyde arttığını göstermektedir.

Tüm bu sonuçlar dikkate alındığında sızıntı sularının arıtımında membran biyoreaktörleri oldukça yüksek verime sahip iyi bir arıtma sistemi alternatifi olmuştur.

KAYNAKLAR

- 1- Apaydin, H., Ozturk, F. and Merdun, H. 2007. Evaluation of Flow and Water Quality Monitoring Network Design by Using Digital Elevation Model (DEM) in the GAP Region of Turkey.
- 2- Boyle WC., and Ham RK., 1974, Biological Treatability Of Landfill Leachate, Journal Of The Water Pollution Control Federation, Vol 46, No 5, P 860-872
- 3- Carley BN. and Mavinic DS., 1991, The effects of external carbon loading on nitrification and denitrification of a high-ammonia landfill leachate, Research Journal of the Water Pollution Control Federation. Vol. 63, no. 1, pp. 51-59.
- 4- Chang JE., 1988, Treatment of landfill leachate with an upflow anaerobic reactor combining a sludge bed and a filter, Water Science and Technology, 21, 133-143
- 5- Collivignarelli, C., Bertanza, G., Baldi, M., and Avezzu, F., 1998, Ammonia Stripping from MSW Landfill Leachate in Bubble Reactors: Process Modeling and Optimization, Waste Research 16(5), 455-466.
- 6- Corbitt, RA., 1990, Standart Handbook of Environmental Engineering, McGraw-Hill, Inc., New York.
- 7- Diamadopoulos, E., Samaras, P., Dabou X. and Sakellaropoulos, G. P. 1997, Combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor, Water Science and Technology, 36(2-3), 61-68.
- 8- Frigon JC, Cimpola R, and Guiot SR., 2003, Sequential anaerobic/aerobic biotreatment of bark leachate, Water Science and Technology, 48, 6, 203-209.
- 9- Hasar H and Kınacı C., 2004, Comparison of a SBR with a CASP System for Wastewater Reclamation and Re-Use, Filtration & Separation, 41(1), 35-39
- 10- Hasar H, Kınacı C, Unlu A and Ipek U., 2002, Role of Intermittent Aeration in Domestic Wastewater Treatment By Submerged Membrane Activated Sludge System, Desalination 143, 287-293

- 11-** Hoilijoki TH, Kettunen RH and Rintala JA., 2000, Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature, *Water Research*, 34, 5, 1435-1446.
- 12-** Ilies P, and Mavinic DS., 2001, The effect of decreased ambient temperature on the biological nitrification and denitrification of a high ammonia landfill leachate, *Water Research*, 35, 8, 2065-2072.
- 13-** Im JH., Woo HJ., Choi MW., Han KB., and Kim CW., 2001, Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system, *Water Research*, 35, 10, 2403-2410.
- 14-** İnanç B., Çallı B., ve Saatçi A., 2000, Characterisation and anaerobic treatment of the sanitary landfill leachate in İstanbul, *Water Science and Technology*, 41, 3, 223-30.
- 15-** Kabdaslı, I., Tünay, O., Öztürk, D., Yılmaz, S., and Arıkan, O., 2000, Ammonia Removal from Young Landfill Leachate by Magnesium Ammonium Phosphate Precipitation and Air Stripping, *Water Science and Tecnology*, 41(1), 237-240.
- 16-** Kanat G. ve Demir A., 2005, Sızıntı Suyu Arıtım Yöntemleri ve Kömürcüoda Katı Atık Depo Sahası İçin Havasız Arıtma Deney Çalışması
- 17-** Kargı, F. and Pamukoğlu, M. Y. 2003, Powdered activated carbon added biological treatment of pre-treated landfill leachate in a fed-batch reactor, *Biotechnology Letters*, 25(9), 695-699.
- 18-** Kennedy KJ, Hamoda MF, and Guiot SR. 1988, Anaerobic treatment of leachate using fixed film and sludge bed systems, *J. Water Pollut. Control Fed*, 60, 1675.
- 19-** Kennedy KJ, and Lentz EM., 2000, Treatment of landfill leachate using sequenching batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors, *Water Research*, 34, 14, 3640-3656.
- 20-** Kettunen RH., Hoilijoki TH., and Rintala JA., 1996, Anaerobic and sequential anaerobic-aerobic treatments of municipal landfill leachate at low temperatures, *Bioresource Technology*, 58, 31- 40.
- 21-** Kettunen RH, and Rintala JA., 1998, Performance of an on-site UASB reactor treating leachate at low temperature, *Water Research*, 32, 3, 537-546.

- 22-** Koh, I., Chen-Hamacher, X., Hicke, K. and Thiemann, W. 2004, Leachate treatment by the combination of photochemical oxidation with biological process, *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 162(2-3), 261-271.
- 23-** Lin CY, Chang FY, and Chang CH., (2000). Codigestion of leachate with septage using a UASB reactor, *Bioresource Technology*, 73, 175-178.
- 24-** Lopez, A., Pagano, M., Volpe, A. and Di Pinto, A. C. 2004, Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate, *Chemosphere*, 54(7), 1005-1010.
- 25-** Nedwell DB and Reynolds PJ., 1996, Treatment of landfill leachate by methanogenic and sulfate-reducing digestion. *Water Res.* **30** (1) 21-28.
- 26-** Nozhernikova, A.N., Nekrasova, V.K., Lebedev, V.S., and Lifshits, A.B., 1993, "Microbiological Process in Landfills" *WST, Fresenius Environmental Bulletin* 16(3):272-277.
- 27-** Öztürk İ., 1999, *Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları*, Su Vakfı Yayınları
- 28-** Öztürk İ., Arıkan OA., Baştürk A., Tüylüoğlu BS. ve Öztürk M., 1997, *İstanbul'da Katı Atık Yönetimi, İGDAŞ Çevre ve Toplum Sempozyumu*
- 30-** Pohland, FG., 1985, Critical review and summaries of leachate and gas production from landfills, *EPA 600/2-86/073*.
- 31-** Reinhart DR. and Townsend TG., 1998, *Landfill Bioreactor Design & Operation*, Lewis Publishers
- 32-** Rivas, F. J., Beltran, F., Gimeno, O., Acedo, B. and Carvalho, F. 2003, Stabilized leachates: ozone-activated carbon treatment and kinetics, *Water Research*, 37(20), 4823-4834.
- 33-** Rüzgar Enerjisi, 2004, *Bursa Çevre Merkezi, Aylık Bülten*
- 34-** Suidan, M.T., Schoeder, A.T., Nath R., Krishnan E.R. and Brenner R.C 1993, Treatment of CERCLA (Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act) leachates by carbon-assisted anaerobic fluidized beds, *Water Sci. Technol.*, 27 (2), 273-282.

- 35-** Tatsi, A.A., Zouboulis, A.I., Matis, K.A., and Samaras, P., 2003, Coagulation-Flocculation Pretreatment of Sanitary Landfill Leachates, *Chemosphere* 53,737-744.
- 36-** Timur H. ve Öztürk İ., 1997, Anaerobic Treatment of Leachate Using Sequencing Batch Reactor and Hybrid Bed Filter, *Water Science and Technology*, Vol:36, No:7-8, 501-508
- 37-** Trebuet, D., Schlumpf, J. P., Jaouen, P. and Quemenur, F. 2001, Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical-nanofiltration process, *Water Research*, 35(12), 2935-2942.
- 38-** Tyrrel SF, Harrison PBL, and Harrison KS., 2002, Removal of ammonical nitrogen from landfill leachate by irrigation onto vegetated treatment planes, *Water Research*, 36, 291-299.
- 39-** Wang, Z., Zhang, Z., Lin, Y., Deng, N., Tao, T. and Zhuo, K. 2002, Landfill leachate treatment by a coagulationphotooxidation process, *Journal of Hazardous Materials*, 95(1-2), 153-159.

ÖZGEÇMİŞ

1982 yılında Kastamonu’da doğdu. Ünsal Tülbentçi İlköğretim Okulu’nda ilk ve orta öğrenimini, Safranbolu Süper Lisesi’nde ise lise öğrenimi tamamladı. 2000 yılında girmiş olduğum Fırat Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünü 2006 yılında bitirdi. 2006 yılında Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda yüksek lisans eğitimine başladı. Orta derecede İngilizce ve bilgisayar bilmektedir. Evli ve bir çocuk annesidir.