T.C.
YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

KATI ATIK SIZINTI SULARININ BATIK ELEKTRO-MEMBRAN BİYOREAKTÖR SİSTEMİ İLE ARITILABİLİRLİĞİNİN ARAŞTIRILMASI

GÜLİZAR KURTOĞLU AKKAYA

DOKTORA TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ PROGRAMI

DANIŞMAN
PROF. DR. MEHMET SİNAN BİLGİLİ

İSTANBUL, 2018

T.C.

YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

KATI ATIK SIZINTI SULARININ BATIK ELEKTRO-MEMBRAN BİYOREAKTÖR SİSTEMİ İLE ARITILABİLİRLİĞİNİN ARAŞTIRILMASI

Gülizar KURTOĞLU AKKAYA tarafından hazırlanan tez çalışması 08.05.2018 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda **DOKTORA TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Tez Danışmanı

Prof. Dr. Mehmet Sinan BİLGİLİ

Yıldız Teknik Üniversitesi

Jüri Üyeleri

Prof. Dr. Mehmet Sinan BİLGİLİ

Yıldız Teknik Üniversitesi _____

Prof. Dr. İbrahim DEMİR

İstanbul Teknik Üniversitesi _____

Doç. Dr. Mahir İNCE

Gebze Teknik Üniversitesi _____

Prof. Dr. Güleda ENGİN

Yıldız Teknik Üniversitesi _____

Prof. Dr. Eyüp DEBİK

Yıldız Teknik Üniversitesi _____

Bu çalışma, TÜBİTAK tarafından 115Y038 numaralı araştırma projesi ile desteklenmiştir.

ÖNSÖZ

Katı atık depo sahası sızıntı suları farklı birçok kirleticiyi içeren ve arıtımı güç atıksulardır. Sızıntı suyunun arıtımı konusunda yapılan araştırmalar ve uygulamalar, bu atıksuların arıtılabilmesi için tek kademeli arıtım proseslerinin yeterli olmadığı yönündedir. Bu sebeple, katı atık depo sahalarından oluşan sızıntı sularının, yeni bir sistem olan ve biyolojik proses, membran filtrasyon prosesi ve elektrokinetik prosesin birleşiminden oluşan batık elektro-membran biyoreaktör sistemi (bEMBR) ile arıtım etkinliği laboratuvar ölçekli olarak araştırılmıştır.

Bu tezin hazırlanması sırasında gösterdiği ilgi, destek ve yardımlarından dolayı sevgili hocam Prof. Dr. Mehmet Sinan Bilgili'ye en içten dileklerimle teşekkür ederim. Ayrıca, Tez İzleme Komitesi'nin değerli üyesi Doç. Dr. Mahir İnce'ye ve Tez İzleme Komitesi'nin değerli üyesi Doç. Dr. İbrahim Demir'e ilgi ve destekleri için çok teşekkür ederim.

Tez çalışmam boyunca hem deneysel hem de teorik açıdan karşılaştığım her türlü zorluk karşısındaki çözüm arayışlarında yaşadıkları tüm zorluklara rağmen, desteklerini asla esirgemeyen, kısıtlı zamanlarını bana ayıran, manevi olarak her zaman bana güç veren çok sevgili arkadaşlarım Dr. Selin Top'a ve Dr. Elif Sekman'a çok teşekkür ederim. YTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü'nde çalışmaya başladığımdan bu yana hem manevi destek sağlayan hem de ağır metal analizlerimi yapan canım arkadaşım Uzman H. Melda Akbin'e çok teşekkür ederim. Tezimin son döneminde herhangi bir sıkıntıda çözüm arayışlarında yanımda bulunan ve aynı zamanda TOK analizlerimi gerçekleştiren, sevgili oda arkadaşım Arş. Gör. Gamze Dalgıç Bozyiğit'e ayrıca teşekkürü borç bilirim. Ayrıca, hiçbir beklentisi olmadan hem laboratuvar hem de manevi olarak bana destek olan canım öğrencilerim/meslektaşlarım Çevre Müh. Hatice Karaman, Tuğba Özeren ve İlker Çevirgel'e, çalışmamın belli bir döneminde bana yardımcı olan Çevre Müh. Ece Sağır'a çok teşekkür ederim.

Çalışmalarda kullandığım sızıntı sularının temininde her türlü desteği ve bilgiyi veren İSTAÇ A.Ş. Odayeri Katı Atık Depolama Tesisi, Çöp Suyu Arıtma Tesisi çalışanları Abdulkerim Baskın ve Musa Baltacı başta olmak üzere tüm yönetici ve çalışanlarına teşekkür ederim. Çalışmam içerisinde yapmış olduğum EPS ve SMP analizlerinde bana yol gösteren arkadaşım Arş. Gör. Dr. Hanife Sarı Erkan'a çok teşekkür ederim. TOK ölçümleri için tereddütsüz bize olanak sağlayan Sayın Hocam Prof. Dr. Mesut Akgün'e çok teşekkür ederim. Alüminyum tayini için yardımlarını esirgemeyen GTÜ Öğretim üyelerinden Doç. Dr. M. Salim Öncel ve Arş. Gör. Emin Ender Çelebi'ye ve bu imkanı bana sağlayan Doç. Dr. Elif İnce hocam'a teşekkür ederim. FTIR ölçümlerini gerçekleştiren YTÜ Malzeme ve Metalürji Öğretim üyesi Yrd. Doç. Dr. Kaan Özdemir Hocam'a yardımlarından dolayı çok teşekkür ederim.

Ayrıca karşılaştığım ulaşım ve teknik sorunlarda her türlü desteği veren üniversitemiz destek hizmetleri, araç birimi ve demir atölyesi çalışanlarına ve İnşaat Fakültesi hizmetlilerinden Ömer Yıldız başta olmak üzere tüm ekibe bu tez kapsamında benimle birlikte çözüm aradıkları için çok teşekkür ederim.

Çalışmalarımı gerçekleştirmeme olanak sağlayan YTÜ İnşaat Fakültesi Dekanlığına ve YTÜ Çevre Mühendisliği Bölümüne ayrıca teşekkür ederim.

Son olarak bu günlere gelmemde büyük katkıları olan canım annem, babam ve kardeşim'e, doktoram boyunca ihmal ettiğim, çalışmalarım yoğunluğu nedeniyle güzel günlerini kaçırdığım 5 yaşındaki kızım Amine Azra Akkaya'ya ve bu süreçte desteğini hiç eksik etmeyen sevgili eşim Ömer Akkaya'ya çok teşekkür ederim.

Mayıs 2018

Gülizar KURTOĞLU AKKAYA

İÇİNDEKİLER

Sayfa

SİMGE LİSTESİ ix

KISALTMA LİSTESİ xi

ŞEKİL LİSTESİ xiii

ÇİZELGE LİSTESİ xv

ÖZET xvi

ABSTRACT xviii

BÖLÜM 1

GİRİŞ 1

1.1 Literatür Özeti 1
1.2 Tezin Amacı 3
1.3 Hipotez 3

BÖLÜM 2

KATI ATIK DEPO TESİSİ SIZINTI SULARI 5

2.1 Düzenli Depolama 5
2.2 Sızıntı Suyu 6
2.2.1 Sızıntı Suyu Üretimi ve Miktarı 6
2.2.2 Sızıntı Suyu Özellikleri 8
2.2.2.1 Sızıntı Suyundaki Kirleticiler 9
2.3 Sızıntı Sularının Arıtılması 16
2.3.1 Türkiye'de Sızıntı Sularının Arıtılması 17

BÖLÜM 3

SIZINTI SUYU ARITMA YÖNTEMLERİ 20

3.1 Depo İçi Arıtım 21

3.2 Depo Dışı Arıtım 21
3.2.1 Biyolojik Arıtım 21
3.2.1.1 Aerobik Biyolojik Arıtım 22
3.2.1.2 Anaerobik Biyolojik Arıtım 24
3.2.2 Membran Prosesler 25
3.2.3 Membran Biyoreaktörler (MBR) 26
3.2.3.1 Avantaj ve Dezavantajları 28
3.2.3.2 Membran Tıkanması 28
3.2.3.3 Membran Temizliği 31
3.2.3.4 Sızıntı Suyunun MBR ile Arıtımı ile İlgili Yapılmış Çalışmalar 32
3.2.4 Elektrokoagülasyon 36
3.2.4.1 EC Prosesinin Avantajları ve Dezavantajları 38
3.2.4.2 EC ile İlgili Yapılmış Çalışmalar 39
3.2.5 Batık Elektro-Membran Biyoreaktör 40
3.2.5.1 bEMBR ile İlgili Yapılmış Çalışmalar 43

BÖLÜM 4

MATERYAL VE METOT 53

4.1 İSTAÇ A.Ş. Katı Atık Depolama Tesisi ve Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi 53
4.2 Çalışmada Kullanılan Sızıntı Sularının Karakterizasyonu 55
4.3 Çalışmada Kullanılan Sızıntı Suyu Aktif Çamuru 56
4.4 Analitik Yöntemler ve Cihazlar 57
4.5 Deneysel Çalışmalar 58
4.5.1 Ön Çalışmalar 58
4.5.1.1 Optimum Elektrik Alanı ve Maruziyet Süresinin Belirlenmesi 58
4.5.1.2 Sürekli İşletme Modunun Belirlenmesi 60
4.5.2 bEMBR ve Konvansiyonel bMBR 61
4.5.2.1 Deney Düzeneği 61
4.5.2.2 Reaktörlerin İşletilmesi 67
4.5.2.3 Membran Tıkanma ve Kritik Akı Özelliklerinin Belirlenmesi 70

BÖLÜM 5

DENEYSEL SONUÇLAR 71

5.1 Karakterizasyon Çalışmaları 71
5.1.1 Sızıntı Suyu 71
5.1.2 Aktif Çamur 74
5.2 Optimum Elektrik Alanı ve Maruziyet Süresinin Belirlenmesi 75
5.2.1 Fizikokimyasal ve Biyokimyasal Parametreler 75
5.2.1.1 pH ve Sıcaklık 75
5.2.1.2 Oksidasyon-Redüksiyon Potansiyeli 78
5.2.1.3 KOİ, TP, NH_3-N 79
5.2.1.4 Fizikokimyasal ve Biyokimyasal Sonuçların Değerlendirilmesi 82
5.2.1.5 SRF, Partikül Boyutu, CST ve Zeta Potansiyeli 84
5.3 Sürekli İşletme Modunun Belirlenmesi 87

5.3.1 bEMBR İşletme Parametrelerinin Belirlenmesi 88
5.4 bEMBR ve bMBR ile Sızıntı Suyu Arıtım Çalışmaları 89
5.4.1 Reaktörlerin İşletmeye Alınması 89
5.4.1.1 Çamur kabarması, köpük oluşumu 89
5.4.1.2 İşletme Parametrelerinin Belirlenmesi 93
5.4.2 Sızıntı Suyunun bEMBR ile Arıtılması 98
5.4.2.1 pH, Sıcaklık ve İletkenlik Değişimi 99
5.4.2.2 KOİ ve TOK değişimi 102
5.4.2.3 NH_3-N, TN ve TP Değişimi 105
5.4.2.4 MLSS konsantrasyonu ve MLVSS/MLSS değişimi 107
5.4.2.5 Çözünmüş Oksijen (ÇO) ve Oksijen Alım Hızı (OUR) 109
5.4.2.6 Renk Değişimi 112
5.4.2.7 Ağır Metal Giderimi 113
5.4.3 Membran Tıkanması ve Aktif Çamur Özellikleri 115
5.4.3.1 EPS ve SMP 115
5.4.3.2 CST, Partikül Boyutu ve Zeta Potansiyeli 117
5.4.3.3 Kritik akı ve TMP değişimi 120
5.4.3.4 FTIR spektrumu 123
5.4.4 bEMBR'de Al Elektrot 125
5.4.4.1 Elektrot Pasivasyonu 126
5.4.4.2 bEMBR ve bMBR'de Al İçeriği 127
5.4.4.3 Enerji ve Elektrot Tüketimi 129
5.4.5 Deşarj Standartları ile Karşılaştırma 133

BÖLÜM 6

SONUÇ VE ÖNERİLER 135

6.1 Sonuçlar 135
6.2 Öneriler 138

KAYNAKLAR 140

EK-A

ÇALIŞMAYA AİT GÖRÜNTÜLER 158

ÖZGEÇMİŞ 163

SİMGE LİSTESİ

A	Amper
Al	Aluminum
Ca	Kalsiyum
Cd	Kadmiyum
Cl^-	Klorür
CO_2	Karbondioksit
Cr	Krom
Cu	Bakır
Da	Dalton
F	Faraday Sabiti
Fe	Demir
Gr	Grafen
H_2	Hidrojen
H_2O	Su
HCO_3^-	Bikarbonat
HOCl	Hipoklorit
K	Potasyum
kW	Kilovat
LMH	Litre/metreküp.saat
mA	Miliamper
Mg	Magnezyum
Mn	Mangan
mS	Millisiemens
N_2	Azot gazı
Na	Sodyum
NH_3-N	Amonyak Azotu
NH_4^+	Amonyum
Ni	Nikel
NO_2	Nitrit
NO_3	Nitrat
Pb	Kurşun
PO_4-P	Ortofosfat
ppm	Parts per Million
rpm	Revolutions Per Minute
Si	Silisyum

SO_4^{-2}	Sülfat
V	Volt
Zn	Çinko

KISALTMA LİSTESİ

A	Amper
ABD	Amerika Birleşik Devletleri
AKM	Askıda Katı Madde
AKR	Ardışık Kesikli Reaktör
ANN	Artificial Neural Network
bEMBR	Batık Elektro Membran Biyoreaktör
bMBR	Batık Membran Biyoreaktör
BOİ	Biyolojik Oksijen İhtiyacı
CBZ	Carbamazepine
CLSM	Confocal Laser Scanning Microscopy
CST	Capiller Suction Time
ÇO	Çözünmüş Oksijen
DC	Direct Current
DCF	Diclofenac
DEET	N,N-diethl-m-toluamide
DSVI	Dissolved Sludge Volume Index
EC	Electrocoagulation
EDX	Enerji Dağılımlı X-Işını Spektrometresi
EF	Elektroflotasyon
EPS	Extracellular Polimeric Substances
FA	Fülvik Asit
FS	Flat Sheet
FTIR	Fourier-Transform Infrared Spectroscopy
GC-MS	Gas Chromatography–Mass Spectrometry
HA	Hümik Asit
HEMBR	Hibrit Elektro Membran Biyoreaktör
HF	Hollow Fiber
hMBR	Harici Membran Biyoreaktör
HRT	Hydraulic Retention Time
IC	Inorganic Carbon
ICP	Inductively Coupled Plasma
İSKİ	İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi
İSTAÇ	İstanbul Büyükşehir Belediyesi Çevre Koruma ve Atık Maddeleri Değerlendirme Sanayi ve Ticaret
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MBR	Membran Biyoreaktör

MBBR	Moving Bed Biofilm Reactor
Mem-Tek	Ulusal Membran Teknolojileri Araştırma Merkezi
MF	Mikrofiltrasyon
MLSS	Mixed Liquor Suspended Solids
MLVSS	Mixed Liquor Volatile Suspended Solids
mS	Millisiemens
MSBR	Membrane Sequencing Batch Reactor
MWCO	Molecular Weight Cut Off
NF	Nanofiltrasyon
OLR	Organic Loading Rate
ORP	Oksidasyon Redüksiyon Potansiyeli
OUR	Oxygen Uptake Rate
PDS	Peroksidisülfat
PE	Polietilen
PES	Polietil Sülfon
PMR	Photocatalytic Membrane Reactor
PO-MBR	Pure Oxygen Membrane Bioreactor
PP	Polipropilen
ppm	Milyonda Bir
PPy	Polimerize Pirol
PS	Polisülfon
PVDF	Poliviniliden Florür
RO	Reverse Osmosis
SKKY	Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği
SMP	Soluable Microbial Products
SRF	Specific Resistance to Filtration
SRT	Sludge Retention Time
SVI	Sludge Volume Index
TC	Total Carbon
TDS	Total Dissolved Solids
TKM	Toplam Katı Madde
TKN	Total Kjeldahl Nitrogen
TMP	Transmembrane Pressure
TN	Total Nitrogen
TOK	Toplam Organik Karbon
TP	Total Phosphorous
TUKM	Toplam Uçucu Katı Madde
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Reactors
UF	Ultrafiltrasyon
UKM	Uçucu Katı Madde
UYA	Uçucu Yağ Asitleri
XOC	Xenobiotic Organic Compounds
YTÜ	Yıldız Teknik Üniversitesi

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 2.1 Bir düzenli depolama sahasının şematik görünümü 6
Şekil 2.2 Düzenli depo sahalarında sızıntı suyu oluşumu 8
Şekil 2.3 Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyuna geçme durumları 9
Şekil 2.4 Türkiye'deki sızıntı suyu arıtma tesislerinin dağılımı 18
Şekil 3.1 Sızıntı suyu arıtım yöntemleri 20
Şekil 3.2 Sızıntı sularının arıtımı için aerobik arıtma sistemi örneği 22
Şekil 3.3 Membran çeşitleri ve uygulama alanları 26
Şekil 3.4 Membran tipleri ve geçirgenlik değerleri 26
Şekil 3.5 Batık ve harici membran biyoreaktör konfigürasyonları 27
Şekil 3.6 MBR'lerde tıkanmayı etkileyen faktörler 29
Şekil 3.7 Elektrokogülasyon reaktörü 36
Şekil 3.8 bEMBR prosesi 41
Şekil 3.9 bEMBR sisteminin şematik gösterimi 42
Şekil 3.10 bEMBR'de su taşınım hareketleri 43
Şekil 4.1 İSTAÇ Odayeri Katı Atık Depolama Tesisi 54
Şekil 4.2 Odayeri sızıntı suyu arıtma tesisi proses akım şeması 55
Şekil 4.3 Ön çalışmalarda kullanılan deney düzeneğinin ve reaktörün üstten görünüşü 59
Şekil 4.4 Ön çalışmalarda kullanılan deney düzeneğinin şematik gösterimi 60
Şekil 4.5 Deney düzeneğinin şematik gösterimi 62
Şekil 4.6 bEMBR ve bMBR sistemlerinin görünüşü 63
Şekil 4.7 Difüzörlerin görünümü 65
Şekil 4.8 Delikli anot (a) ve katot (b) elektrotların görünümü 66
Şekil 5.1 Sızıntı suyunun partikül boyut dağılımı 73
Şekil 5.2 Farklı DC elektrik alanı ve maruziyet sürelerinde anot ve katottaki pH değişimi 76
Şekil 5.3 Farklı DC elektrik alanı ve maruziyet sürelerinde ortalama sıcaklık değişimi 77
Şekil 5.4 Farklı DC elektrik alanı ve maruziyet zamanları uygulandığında anot ve katottaki ORP değişimi 78
Şekil 5.5 Farklı DC elektrik alanı ve maruziyet sürelerinde KOİ giderimi 80
Şekil 5.6 Farklı DC elektrik alanı ve maruziyet sürelerinde TP giderimi 81
Şekil 5.7 Farklı DC elektrik alanı ve maruziyet sürelerinde NH_3-N giderimi 82
Şekil 5.8 dp90, CST ve SRF'ye elektrik akımı ve maruziyet süresinin etkisi 85

Şekil 5.9 Zeta potansiyeli, partikül boyutu ve Al-elektrokoagülant miktarı arasındaki ilişki..... 86
Şekil 5.10 bMBR aktif çamuru mikroskop görüntüleri 90
Şekil 5.11 bMBR'da köpüklenme a) Biyokütle artışından kaynaklı köpüklenme b) Aşırı organik yüklemeden kaynaklı köpüklenme 92
Şekil 5.12 pH değişimi..... 94
Şekil 5.13 Sıcaklık değişimi 95
Şekil 5.14 ÇO değişimi 96
Şekil 5.15 MLSS ve MLVSS/MLSS değişimi 97
Şekil 5.16 KOİ giderimi..... 98
Şekil 5.17 bEMBR'deki alüminyum elektrotlar..... 99
Şekil 5.18 bEMBR ve bMBR'de pH değişimi 100
Şekil 5.19 bEMBR ve bMBR'de sıcaklık değişimi 101
Şekil 5.20 bEMBR ve bMBR'de iletkenlik değişimi 102
Şekil 5.21 bEMBR ve bMBR'de KOİ giderimi 103
Şekil 5.22 bEMBR ve bMBR'de TOK giderimi 104
Şekil 5.23 bEMBR ve bMBR'de NH_4-N giderimi..... 106
Şekil 5.24 bEMBR ve bMBR'de TN giderimi..... 106
Şekil 5.25 bEMBR ve bMBR'de MLSS ve MLVSS/MLSS değişimi 108
Şekil 5.26 bEMBR'ye ait resimler..... 109
Şekil 5.27 bEMBR ve bMBR'da ÇO konsantrasyonunun değişimi 110
Şekil 5.28 bEMBR ve bMBR için OUR 111
Şekil 5.29 bEMBR ve bMBR'da Renk Giderimi 112
Şekil 5.30 bEMBR ve bMBR çıkış atıksuları (a: Periyot I, b: Periyot II) 113
Şekil 5.31 bEMBR ve bMBR'da CST değişimi 118
Şekil 5.32 bEMBR ve bMBR'da PB ve ZP değişimi 120
Şekil 5.33 bEMBR ve bMBR'de Akı değişimi..... 121
Şekil 5.34 bEMBR ve bMBR'da TMP değişimi..... 122
Şekil 5.35 bEMBR ve bMBR batık membranlar 123
Şekil 5.36 Temiz membran (a) ve tıkanmış membranların (b) FTIR spektrumları..... 125
Şekil 5.37 Pasivize Katot 127
Şekil 5.38 bEMBR ve bMBR'den atılan çamurdaki Al değerleri 128
Şekil 5.39 Periyot I ve Periyot II'de giderilen ortalama KOİ 132

ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 2.1 Depo sahası yaşına bağlı olarak sızıntı suyu kompozisyonunun değişimi..11
Çizelge 2.2 Çeşitli Ülkelerde Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Suyu Özellikleri.....12
Çizelge 2.3 Türkiye'nin bazı illerinde sızıntı suyu karakterizasyonu..... 13
Çizelge 2.4 Sızıntı suyu arıtımında kullanılan fiziksel, kimyasal ve biyolojik işlemler... 16
Çizelge 2.5 Türkiye'de uygulanan arıtma teknikleri ve tasarım parametreleri..... 18
Çizelge 4.1 Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği Tablo 20.6..... 56
Çizelge 4.2 Analiz yöntemleri ve kullanılan cihazlar..... 57
Çizelge 4.3 Ön çalışmalardaki çalışma setleri.....59
Çizelge 4.4 bEMBR ve bMBR sisteminin işletilmesinde izlenen parametrelerin ölçüm sıklığı ve ölçüm noktaları..... 69
Çizelge 5.1 Sızıntı suyu karakterizasyonu..... 72
Çizelge 5.2 Ham aktif çamur özellikleri.....74
Çizelge 5.3 Elimine edilen deney setleri..... 83
Çizelge 5.4 Ön çalışma ve bEMBR sistemi için reaktör özellikleri ve işletme parametreleri..... 88
Çizelge 5.5 Sızıntı suyu, bEMBR ve bMBR çıkış atıksuyu metal analiz sonuçları.....115
Çizelge 5.6 bEMBR ve bMBR EPS ve SMP değerleri.....116
Çizelge 5.7 Periyotlara göre Elektrot Ağırlıkları.....130
Çizelge 5.8 Periyot I ve II'de Elektrot, Enerji ve Toplam Maliyet..... 131
Çizelge 5.9 bEMBR ve bMBR çıkış suyunun deşarj standarları ile karşılaştırılması ... 134

ÖZET

KATI ATIK SIZINTI SULARININ BATIK ELEKTRO-MEMBRAN BİYOREAKTÖR SİSTEMİ İLE ARITILABİLİRLİĞİNİN ARAŞTIRILMASI

Gülizar KURTOĞLU AKKAYA

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Doktora Tezi

Tez Danışmanı: Prof. Dr. Mehmet Sinan BİLGİLİ

Bu tez çalışması ile, katı atık depo sahalarından oluşan sızıntı sularının, yeni bir sistem olan ve biyolojik proses, membran filtrasyon prosesi ve elektrokinetik prosesin birleşiminden oluşan batık elektro-membran biyoreaktör sistemi (bEMBR) ile arıtım etkinliğinin araştırılması hedeflenmiştir. Bu amaç doğrultusunda, çalışmalar üç kademe de gerçekleştirilmiştir.

Çalışmanın ilk kademesinde; İSTAÇ A.Ş. Odayeri Katı Atık Depolama Tesisi'nden alınan sızıntı suyunun kapsamlı karakterizasyonu gerçekleştirilmiştir.

İkinci kademede uygun akım ve sürenin belirlenmesi için İSTAÇ Odayeri Katı Atık Depolama Sahası'ndaki sızıntı suyu biyolojik arıtma tesisi havalandırma havuzundan alınan çamur kullanılarak optimizasyon çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Farklı akım ve sürelerde gerçekleştirilen elektrokinetik çalışmaların sonucunda optimum akım 2A (akım yoğunluğu 24 mA/cm^2) ve süre 15 dakika olarak belirlenmiştir.

Üçüncü ve son aşamada reaktörlerin kurulumu, işletmeye alınması ve optimizasyon çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Elektrik akımının biyolojik arıtım üzerindeki etkilerinin araştırılabilmesi için çalışmalar konvansiyonel batık membran biyoreaktör (bMBR) sistemi ile paralel yürütülmüştür. Bu amaçla İSTAÇ Odayeri Katı Atık Depolama Sahası'ndaki sızıntı suyu arıtma tesisinin havalandırma havuzundan aşı çamuru getirilmiştir. Reaktörler kararlı hale geldikten sonra, bEMBR sistemine farklı boşluk oranlarına sahip alüminyum elektrotlar yerleştirilmiştir. 24 mA/cm^2 AY ve 15 dakikalık

maruziyet süresi kararlı halde belirlenen 5 günlük hidrolik bekletme süresine (HRT) bölünmüştür. bEMBR sistemine iki farklı kombinasyon ile akım verilmiştir: Periyot I'de 24 mA/cm^2 akım yoğunluğunda günde 3 dakika, Periyot II'de 24 mA/cm^2 akım yoğunluğunda günde 6 dakika akım uygulanmıştır. bEMBR sistemi her iki periyotta 25 gün, toplam 50 gün boyunca işletilmiştir. Sıcaklık, pH, iletkenlik, çözünmüş oksijen (ÇO), renk, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), toplam organik karbon (TOK), amonyak azotu (NH_3-N), toplam azot (TN) ve ağır metal giderimi parametreleri ile bEMBR sisteminin düzenli depo sahalarından oluşan sızıntı sularının arıtımdaki performansı hem iki periyot birbiriyle, hem de bMBR sistemiyle mukayese edilerek değerlendirilmiştir.

Periyot I ve II'de verilen elektrik akımı bakterilerin faaliyetlerini olumsuz etkileyecek hiçbir fiziksel sonuç doğurmamakla birlikte sistemin etkinliği sızıntı suyundaki kirletici giderim parametreleri, çamurun karakteristiğindeki değişiklikler (EPS, SMP, CST, Partikül Boyutu, Zeta Potansiyeli) ve membran akı sonuçları değerlendirilerek belirlenmiştir. 50 gün süren çalışma sonucunda kirlilik giderim parametrelerinde dalgalanmalar olmakla birlikte genel trend, her iki periyotta da Periyot II daha etkin olmakla birlikte bEMBR ile arıtımın konvansiyonel bMBR'ye göre daha etkin olduğu görülmüştür. Çamurda gerçekleştirilen EPS analizleri, elektrik akımına maruz kalan bakterilerin stres altında kaldığını ve biyolojik sistemlerde membran tıkanmasına neden olan EPS değerinde konvansiyonel sisteme göre hafif bir artış olduğunu göstermiştir. Konvansiyonel bMBR ile karşılaştırıldığında bEMBR'de membran tıkanması daha geç gerçekleşmiştir. bEMBR ve bMBR'de, EPS sonuçları arasında büyük bir fark gözlenmemiştir. Ancak, bMBR'e göre bEMBR'de SMPp değeri daha düşük bulunmuştur. Elektrik akımı sayesinde bEMBR'de çamurun filtre edilebilirliği artmış ve Zeta Potansiyeli değerleri iki sistemde, birbirine yakın ve -50 mV ila -10 mV arasında değişiklik göstermiştir.

bEMBR ve bMBR membranlarının yüzeyindeki kimyasal özellikler FTIR spektroskopisiyle karakterize edilmiştir. Her iki sistemde benzer FTIR spektrumları gözlenmiştir.

İşletme süresince elektrotlarda pasivasyon veya presipitasyon meydana gelmiştir. bEMBR'de çözünen Al elektrotun, atık çamurda günlük birikimi değerlendirilmiştir. Ayrıca, sızıntı suyunun bEMBR ile arıtılmasında maliyet analizi yapılmış, Periyot II'de bEMBR ve bMBR'ye göre yaklaşık 4000 mg/L'lik daha fazla KOİ giderimi elde edilmiş ve bunun için toplam maliyet 0,175 €/m^3 olmuştur.

bEMBR çıkış suyu, İSKİ ve SKKY'deki Deşarj Standartları ile karşılaştırılmış ve KOİ dışında tüm parametreler, her iki deşarj standartlarına uygun ve bu değerlerden oldukça düşük bulunmuştur. Yapılan tüm deneysel çalışmalar değerlendirildiğinde, yeni bir sistem olan bEMBR ile sızıntı sularının verimli bir şekilde arıtılabildiği ortaya konmuştur.

Anahtar Kelimeler: Sızıntı suyu, elektro membran biyoreaktör, elektrik akımı, pasivasyon, Al birikimi

ABSTRACT

INVESTIGATION OF SOLID WASTE LEACHATE TREATABILITY BY SUBMERGED MEMBRANE ELECTRO-BIOREACTOR SYSTEM

Gulizar KURTOGLU AKKAYA

Department of Environmental Engineering

Ph.D. Thesis

Adviser: Prof. Dr. Mehmet Sinan BILGILI

Membrane electro-bioreactor system (SMEBR) is a new system composed of biological process, membrane filtration process and electrokinetic process for the treatment of leachate from landfill. The main purpose of this thesis is to investigate this new technology which was carried out in three stages.

In the first stage of work; an extensive characterization of leachate from the Sanitary Landfill "ISTAC" in Istanbul - Turkey has been carried ouAt the second stage, optimization studies were carried out to determine the appropriate currents and exposure time. For this purpose, different currents and exposure time was run in the activated sludge where the optimum current is determined as 2A (current density is 24 mA/cm^2) and exposure time is 15 minutes. Activated sludge was provided from taken the aerobic tank of the leachate biological treatment plant at the ISTAC Odayeri Sanitary Landfill. As a result of the studies carried out at.

In the last stage, the installation, operation and optimization of the reactors have been carried out. In order to investigate the effects of the electric current on the biological treatment, the studies were performed in parallel with the conventional submerged membrane bioreactor (SMBR) systemwas inoculated with the same activated sludge mentioned above. After the reactors reach the steady-state condition, aluminum electrodes with different perforated rates were placed in the SMEBR system. 24 mA/cm^2 CD and the 15-minute exposure time divided by the steady-state 5-day hydraulic retention time (HRT). The SMEBR system was supplied with two different

combinations. Period I; 3 minutes per day at a current density of 24 mA/cm^2, Period II; 6 minutes per day at a current density of 24 mA/cm^2. The SMEBR system was operated for 25 days in both periods for a total of 50 days. The performance of SMEBR system for leachate treatment was evaluated by comparing the performance of the two periods with each other and with the SMBR system, following parameters such as temperature, pH, conductivity, dissolved oxygen (DO), color, chemical oxygen demand (COD), total organic carbon (TOC), ammonia nitrogen (NH_3-N), total nitrogen (TN).

The electric current applied in Periods I and II didn't show any negative effect on the bacterial life. In addition, system efficiency was evaluated based on pollutants removal parameters in the effluent water such as the changes in the activated sludge characteristics (EPS, SMP, CST, Particle Size, Zeta Potential) and the membrane flux results. The general trend of the pollutantsremoval parameters efficiency was variable during all the 50 days of study. However, SMEBR was found to be more effective than the conventional SMBR treatment especially with the application of Period II conditions. EPS analysis in sludge showed that electrical current expose bacteria to stress and induce a slight increase in EPS value resulting in membrane fouling in comparison to the conventional system. Compared with conventional SMBR, membrane fouling occurred in SMEBR later. There was no significant difference between SMEBR and SMBR regarding EPS results. However, according to the SMBR, the SMP_P value was lower in SMEBR. During the electric current, the sludge filterability in the SMEBR was increased and zeta potential values varied from -50 mV to -10 mV in close proximity to each other in the two systems.

The chemical properties of surfaces of the SMEBR and SMBR membranes were characterized by FTIR spectroscopy. The FTIR of both systems showed similar FTIR spectra.

Passivation or precipitation occurred on the electrodes during operation. The SMEBR dissolved Al electrode was used to assess the daily accumulation in waste sludge. In addition, a cost analysis was carried out for the treatment of leachate with SMEBR. In Period II, SMEBR system COD removal efficiency was higher than SMBR for for about 4000 mg/L which is equal to a total cost of 0,175 €/m^3.

SMEBR effluent quality was evaluated based on the discharge standards in ISKI and SKKY. All parameters except COD were found to be in accordance with the discharge standards noting that study results were considerably lower than these values. The evaluation of the xperimental work shows that the new system SMEBR is able to treat leachate from landfill.

Keywords: Leachate, electro membrane bioreactor, electric current, pasivation, Al accumulation

BÖLÜM 1

GİRİŞ

1.1 Literatür Özeti

Düzenli depolama, birçok ülkede atıkların bertarafı konusunda ortak bir unsur olmaya devam etmekte ve ekonomik faktörler nedeniyle sıklıkla diğer katı atık bertaraf sistemlerinden daha fazla öne çıkmaktadır. Düzenli depolama sahasına dışarıdan gelen yağış ve yeraltı sularının atık içerisinden süzülmesi ve atıkların ayrışması sonucu sızıntı suyu oluşumu gerçekleşmektedir. Sızıntı suyu özellikleri; depo yaşı, yağış, mevsimsel değişimler ve atık kompozisyonu gibi faktörlere bağlı olarak değişiklik gösteren ve kirlilik yükü diğer atıksulara göre fazla olan kompleks bir atıksu olup arıtımı oldukça zordur [1], [2], [3]. Sızıntı sularının yeterli düzeyde arıtılamaması alıcı ortamı olumsuz derecede etkilemektedir [4], [5]. Bu sebeple, yüzeysel ve yeraltı su kaynaklarını korumak amacıyla sızıntı sularının etkili bir şekilde arıtımının sağlanması giderek daha büyük önem kazanmaktadır [1].

Sızıntı suları, evsel atıksularla birlikte kanalizasyon sistemlerine deşarj, düzenli depolama sahalarında geri devir ve yerinde arıtma yapılarak bertaraf edilebilmektedir [6]. Çeşitli biyolojik, fiziksel ve kimyasal prosesler sızıntı suyu arıtımında kullanılmaktadır [7]. Fiziksel ve kimyasal metotlar genellikle ön ve/veya son arıtma olarak ya da spesifik kirleticileri gidermek için tercih edilmektedir [1]. Bunun yanısıra, biyolojik arıtma yöntemleri de, sızıntı suyu arıtımında yaygın bir şekilde kullanılmaktadır [1].

Membran biyoreaktör (MBR), biyobozunma ve membran filtrasyonunun kombinasyonu ile geliştirilmiş bir yöntem olup, kompleks ve refrakter bileşenleri ihtiva

eden yüksek organik içerikli atıksuların arıtımı için uygun bir proses olarak tanımlanmaktadır [8], [9]. Deşarj standartlarının limit değerlerinin düşmesi ve kapsamının arttırılması sonucu konvansiyonel arıtma metotları standart deşarj limitlerini sağlamak için yeterli olamamaktadır. Biyolojik ve fiziksel arıtma proseslerinin kombinasyonuyla, MBR teknolojisi genç, yaşlı ve stabilize sızıntı sularının arıtımında yüksek giderim verimleri ile memnun edici sonuçlar göstermektedir [10]. MBR ile sızıntı suyu arıtımında yüksek biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) (%90-99) giderimleri sağlanmaktadır. Bunun aksine, bazı çalışmalarda sızıntı suyunun MBR ile arıtımında kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) giderim veriminin BOİ giderim verimine %25 oranında daha az olduğu [11], bazı çalışmalarda ise %90 gibi yüksek oranlarda olabildiği bildirilmiştir [12], [13], [14].

MBR teknolojisinin tam ölçekli işletmelerde kullanımı tıkanma problemleri sebebiyle sınırlanmaktadır. Membran gözeneklerinde ve yüzeyinde çamur partikülleri ve kolloidlerin birikimi süzüntü (filtrat, permeat) akısının ciddi bir şekilde azalmasına sebep olmakta ve stabil işletme performansı önemli bir şekilde etkilenmektedir [15]. Membran tıkanmasını azaltmaya yönelik çok sayıda araştırma yapılmış olmakla birlikte [16], [17], membranın sık sık temizlenmesi ve reaktör içerisinde aşırı havalandırma en yaygın kullanılan yöntemlerdir. Ancak bu yöntemler, membran ömrünü azaltmanın yanısıra enerji ihtiyacı ve işletme maliyetini de arttırmaktadır [18], [19], [20].

Son yıllarda biyolojik proses, membran filtrasyon ve elektrokinetik proseslerin etkileşimine dayalı olarak işletilen Batık Elektro Membran Biyoreaktör (bEMBR) sistemi, tek bir ünitede birden çok prosesi ihtiva eden bir arıtma yöntemi olarak geliştirilmiştir [21]. Bu metot, elektrokoagülasyon (EC), elektroosmosis ve elektroforesis gibi elektrokimyasal olayları kapsamakta, bu sayede kirlilik giderimine büyük ölçüde katkı sağlamakta ve membran yüzeylerinde partiküllerin birikimini engellemektedir [22]. Ayrıca, MBR sistemlerine elektrik alanının uygulanmasının membran tıkanmasını etkili bir şekilde azalttığı da literatürdeki çalışmalarla belirlenmiştir [23], [24], [25]. bEMBR, yüksek çamur bekletme süresi (SRT) ve çeşitli mikrobiyal kültürlerin kullanımı ile içme suyu ve atıksuda bulunan kirleticilerin biyolojik olarak parçalanması için uygun bir ortam da sağlayabilmektedir. Bu özellikleri sebebiyle birçok atıksuyun arıtımında kullanılabilirliği araştırılmaya başlanmıştır [26], [27], [28], [29]. Bu sistem ile yapılan

araştırmalar sınırlı olmakla birlikte, literatürde sızıntı suyu, gıda işleme proses atıksuları gibi yüksek kirlilik içeriğine sahip atıksuların arıtım uygulamaları bulunmamaktadır.

1.2 Tezin Amacı

Bu tez çalışmasının amacı, farklı atıksuların arıtımında etkili ve yeni bir yöntem olan bEMBR sistemi ile kirletici konsantrasyonu yüksek ve kompleks bir yapıya sahip olan katı atık depo sahası sızıntı sularının arıtımının araştırılmasıdır. Sızıntı sularını arıtmada, tek bir arıtma yöntemiyle yüksek verimliliğe sahip bir arıtım gerçekleştirilememektedir. Literatürde yapılan çalışmalarda sızıntı suyu arıtımında fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma yöntemlerinin tek başlarına yeterli olmadığı ve hibrit sistemlerin gerekliliği belirtilmiştir [1]. bEMBR sistemi ile atıksu arıtımında normal koagülasyona göre daha fazla flok oluşumunun sağlandığı, biyolojik arıtma veriminin arttığı ve membran tıkanma sorunlarının azaltıldığı ifade edilmiştir. Yeni bir metot olan bEMBR sistemi ile son yıllarda farklı atıksuların arıtımı üzerine çalışmalar yoğunlaşmış ve başarılı sonuçlar elde edilmiş olmasına rağmen sızıntı suyunun bEMBR ile arıtımı konusunda literatürde herhangi bir çalışmaya rastlanmamıştır. Bu bakımdan, bEMBR sistemiyle katı atık depo sahası sızıntı sularının arıtımının araştırılması literatürde bir ilk olma özelliği taşımaktadır. Elektrik alanının uygulanması ile, kompleks ve arıtımı oldukça zor olan sızıntı suyunun yüksek verimlilikte arıtımının sağlanması, konvansiyonel batık membran biyoreaktöre (bMBR) göre flok çapının arttırılması, çamur filtre edilebilirliğinin geliştirilmesi ve membran tıkanmalarının azaltılması amaçlanmıştır. Bu hedef doğrultusunda, aktif çamur üzerinde zararsız olacak en iyi elektriksel şartların (optimum elektrik alanı ve maruziyet süresi) belirlenmesi, elektrik alanının aktif çamur üzerindeki fiziksel etkilerinin araştırılması ve bMBR sistemine göre bEMBR sisteminin performasının değerlendirilmesi amaçlanmıştır.

1.3 Hipotez

Katı atık depo sahası sızıntı suları farklı birçok kirleticiyi içeren ve arıtımı güç atıksulardır. Sızıntı suyunun arıtımı konusunda yapılan araştırmalar ve uygulamalar, bu atıksuların arıtılabilmesi için tek kademeli arıtım proseslerinin yeterli olmadığı yönündedir. Sızıntı sularını deşarj standartlarına uygun etkili ve verimli bir şekilde

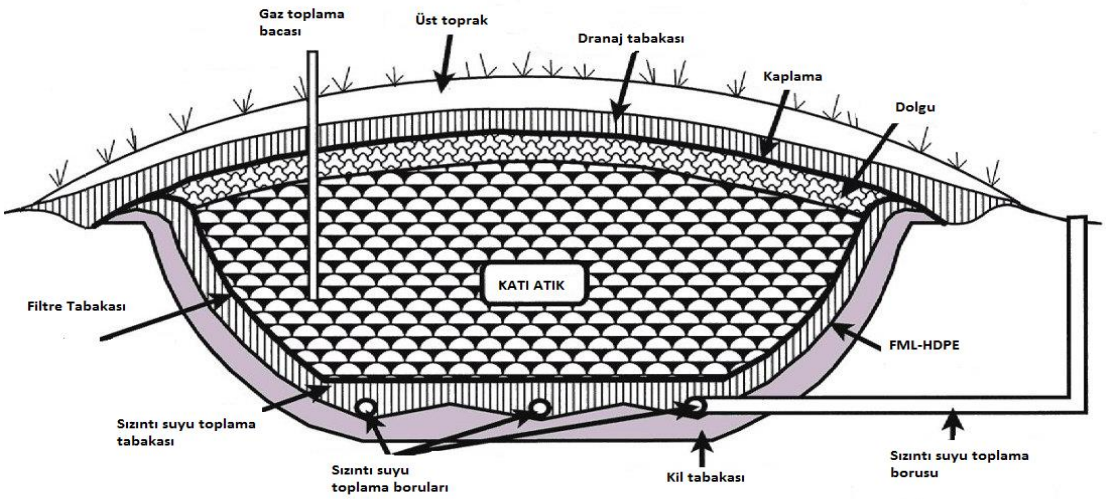
arıtabilmek için araştırmalar devam etmektedir. Son zamanlarda biyolojik proses, membran filtrasyon ve elektrokogülasyonun tek sistemde yer aldığı yeni bir hibrit arıtma sistemi bEMBR geliştirilmiştir. Bu sistem ile farklı atıksuların arıtımı verimli ve etkili bir şekilde gerçekleşmektedir. Ancak, bEMBR ile sızıntı sularının arıtılması konusunda herhangi bir çalışma yapılmamıştır. Bu tez çalışmasında bEMBR ile sızıntı sularının arıtımının araştırılması planlanmaktadır. Aktif çamur ortamına zarar vermeden DC elektrik alanı uygulanarak çamurun fiziksel özelliklerinin geliştirilmesi ve membran tıkanmasının azaltılması hedeflenmektedir. Ayrıca bEMBR sistemi ile sızıntı sularının arıtılması ile diğer arıtma metotlarına göre daha iyi çıkış suyu elde edilmesi planlanmaktadır.

BÖLÜM 2

KATI ATIK DEPO TESİSİ SIZINTI SULARI

2.1 Düzenli Depolama

Katı ve tehlikeli atıklar, nüfusun ve şehirleşmenin artması, artan ekonomik gelişmeler ve endüstrileşme ile birlikte artan bir çevre problemi oluşturmaktadır. Sürdürülebilir ve verimli katı atık yönetimi için gelişmiş ve gelişmekte olan ülkeler çeşitli yöntemler geliştirmektedir. Düzenli depolama, katı atık yönetim sistemlerinde kullanılan başlıca bertaraf metotudur. Katı atıkların %80'i herhangi bir ön arıtıma ihtiyaç duyulmadan düzenli depolama sahalarında depolanmaktadır. Kolay bertaraf şekli, düşük maliyet ve kullanılmış maden arazilerinin peyzajı gibi avantajları sebebiyle katı atık bertarafı için tercih edilen bir metot olmakla birlikte en önemli dezavantajları sızıntı suyu ve depo gazı oluşumu ve inert kalıntılardır. Şekil 2.1'de düzenli depolama sahasının şematik diyagramı gösterilmiştir.



Şekil 2.1 Bir düzenli depolama sahasının şematik görünümü [30]

2.2 Sızıntı Suyu

Depo alanına yağışlar nedeniyle suyun girmesi ve atıkların biyokimyasal ve fiziksel parçalanması sonucu organik ve inorganik olarak yüksek kirlilik yüküne sahip, sızıntı suyu olarak adlandırılan bir atıksu oluşmakta ve evsel atıksulardan çok daha fazla kirletici içeriğine sahip olup her türlü kirleticiyi ihtiva edebilmektedir. Çoğunlukla katı atık depo alanının aktif bölümüne yağan ve atık tarafından emilen yağmur sularından kaynaklanmaktadır [31]. Atık doyma kapasitesine (fazla nemi dışarı salmadan önce emdiği maksimum nem miktarı) ulaştığında, su beraberinde katı atık içerisindeki organik maddeleri, çözünmüş tuzları, ağır metalleri v.b. kirletici maddeleri taşıyarak dışarı sızar. Sızıntı suyu bileşenlerini üç temel grupta toplamak mümkündür. Bunlar; (1) depo sahalarında aerobik ve anaerobik ayrışma sırasında oluşan, (2) depo sahasına dökülen ve sıkıştırılan katı atığın su içeren bileşiklerinin sıkıştırılmasından oluşan ve (3) depo sahası yüzeyine düşen kontrol altına alınmamış yağışların depo sahası içerisinden geçerek oluşturduğu sızıntı suyudur [32]. İlave olarak, yüzeysel akışlar, yeraltı suyunun karışması, atığın bozunma reaksiyonları, evapotranspirasyon, nem tutma kapasitesi, infiltrasyon, geçirgenlik vb. faktörler de sızıntı suyu oluşumunu etkilemektedir.

2.2.1 Sızıntı Suyu Üretimi ve Miktarı

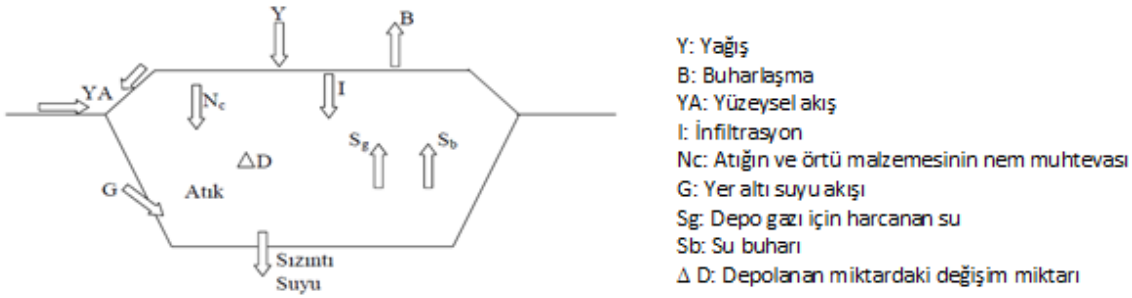
Düzenli depolama alanının uygun tasarımı ve işletilmesi sızıntı suyunun miktarını ve kirletici özelliklerini önemli derecede azaltmakla beraber sızıntı suyu oluşumu tam

olarak engellenememektedir. Sızıntı suyu oluşumu, atıktaki sıvı içeriğine ve katı atık depolanırken depo sahası hücresine giren yağış miktarına bağlıdır. Atıklar depo sahalarına ilk depolandıklarında %20-40 arasında nem içerirler (ıslak ağırlık). Yüzeysel ya da yeraltı sularının depolama alanına girmesi veya yağışların infiltrasyonu ile birlikte sahadaki su miktarı artar. Atıkların sıkışması ile sızan sular depo tabanına doğru serbest akış ile hareket eder ve drenaj tabakasına sızıntı suyu toplanır [33].

Depo sahalarında oluşacak sızıntı suyunun önceden tahmini için basit su dengesi eşitliğinden faydalanılabilir. Bu eşitliğe göre, depo sahasına giren su miktarı çıkan su miktarına eşittir. Sızıntı suyu oluşumuna neden olan en önemli faktör, yağışların atık içerisine infiltrasyonudur (I). Infiltrasyon oranı depo sahasının yüzeysel şartlarına, üst örtü tabakasının mevcudiyetine ve eğer mevcutsa bu tabakanın permeabilitesine ve sahanın iklimsel şartlarına bağlı olarak değişmektedir. Yüzeysel akış (YA) ve buharlaşma (B) miktarları, yağış (Y) miktarından çıkarıldığında infiltrasyon değeri hesaplanabilir (I=Y-YA-B). Sızıntı suyu oluşumuna sebep olan diğer kaynaklar akiferlerden kaynaklanan yeraltı suyu akışı (G) ve katı atık ve örtü malzemesinin mevcut su muhtevaları (N_c)'dır. Atığın nem muhtevası, depolama alanına giren suyun miktarı, atık tipi ve depolamanın yapıldığı mevsime göre değişiklik göstermektedir. Depo sahasında depo gazı üretimi için bir miktar su tüketilirken (S_g) bir miktar da depo gazı içerisinde su buharı (S_b) olarak buharlaşır. Su dengesini ifade eden eşitlik aşağıdaki şekildedir:

$$SS = I + YA + G + N_c - S_g - S_b \pm \Delta D \quad (2.1)$$

SS oluşan sızıntı suyu miktarını ve ΔD sahanın su tutma kapasitesinde meydana gelen değişimi ifade eder. Katı atık düzenli depo sahaları su dengesi Şekil 2.2'de verilmiştir.



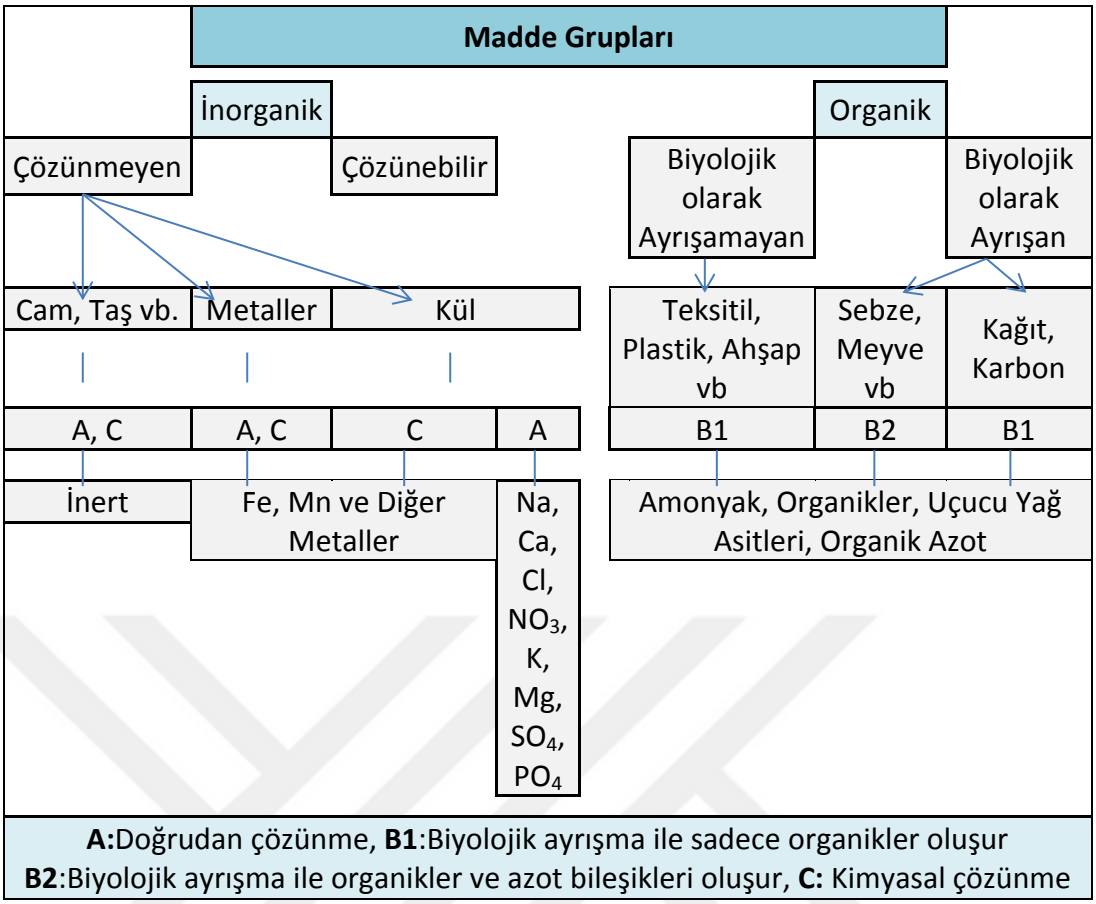
Şekil 2.2 Düzenli depo sahalarında sızıntı suyu oluşumu [34]

Depolanan atığın su içeriği ve birçok atık bileşeni sızıntı suyu oluşumunu etkilemekte ve atık bileşenleri sızıntı suyu karakterinin de değişimine sebep olmaktadır. Farklı özelliklerdeki sızıntı sularının yönetimi de büyük ölçüde farklı olacağından dolayı, sızıntı suyu oluşum mekanizmalarının iyi bilinmesi ve arıtılabilirliğinin belirlenmesi, uygun yöntemlerin seçimi açısından büyük önem taşımaktadır.

2.2.2 Sızıntı Suyu Özellikleri

Depo sahası içinde gerçekleşen fiziksel, kimyasal ya da biyolojik proseslerle sızıntı suyundaki kirletici içeriği zamanla azalabilmektedir. Meydana gelen bu proseslerden, filtrasyon, seyrelme ve dispersiyon işlemi fiziksel; hidroliz, adsorbsiyon/desorbsiyon, asit-baz etkileşimi, oksidasyon, redüksiyon, çökme, iyon değişimi ve kompleks oluşumu kimyasal, aerobik ve anaerobik ayrışma ise biyolojik prosesler olarak tanımlanabilir.

Katı atıklar, depo sahasına depolandığında, saha içerisinde çözünen bileşenler difüzyon ve basınç gradyanının etkisiyle akışa geçerler. Ayrıca katı atığın su muhtevasının artması atıklardaki bozunmayı artırır. Katı atık bileşimine bağlı olarak meydana gelen sızıntı suyu bileşenleri Şekil 2.3'te şematik olarak gösterilmiştir.



Şekil 2.3 Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyuna geçme durumları [35]

2.2.2.1 Sızıntı Suyundaki Kirleticiler

Sızıntı suyu birçok farklı kirletici içeriğine sahip bir atıksudur. Bu kirleticilerin 4 grup altında toplanması mümkündür;

1. *Çözünmüş organik maddeler*; KOİ veya TOK, uçucu yağ asitleri (UYA) ve daha dirençli bileşikler (hümik asit (HA) ve fülvik asit (FA) gibi) ile ifade edilir.
2. *İnorganik bileşikler;* kalsiyum (Ca^{+2}), magnezyum (Mg^{+2}), sodyum (Na^{+}) potasyum (K^{+}), amonyum (NH_4^{+}), demir (Fe^{+2}), mangan (Mn^{+2}), klorür (Cl^{-}), sülfat (SO_4^{-2}) ve hidrojen karbonat (HCO_3^{-}) gibi bileşiklerden oluşur.
3. *Ağır metaller;* kadmiyum (Cd^{+2}), krom (Cr^{+3}), bakır (Cu^{+2}), kurşun (Pb^{+2}), nikel (Ni^{+2}) ve çinko (Zn^{+2}) gibi metalleri ihtiva eder.
4. *Ksenobiyotik organik bileşikler (XOC)*; evsel ve endüstriyel kimyasallardan kaynaklanmakta olup genellikle düşük konsantrasyonlardadırlar (genellikle 1 mg/L

den düşük). Bu bileşikler aromatik hidrokarbonlar, fenoller, klorlu alifatikler ve pestisitlerden oluşmaktadırlar [36].

Sızıntı suyunda bunların dışında borat, sülfit, arsenat, selenat, baryum, lityum, cıva ve kobalt gibi maddeler de bulunabilir. Ancak genellikle bu bileşikler çok düşük konsantrasyonlarda olup ikinci derecede öneme sahiptirler.

Sızıntı suyunu karakterize eden ana parametreler ise şu şekilde sıralanabilir:

1. *TOK:* Organik bileşiklerin yakılması sonucu oluşan karbondioksiti ölçmek suretiyle elde edilen karbonlu organik madde konsantrasyonunu ifade eder.
2. *BOİ:* Mikroorganizmaların biyolojik olarak ayrışabilen organik maddeleri ayrıştırması için gereken oksijen ihtiyacını ifade eder. Sızıntı suyundaki bazı yüksek konsantrasyonlu bileşikler mikroorganizmaların aktivitesini inhibe ettiğinden dolayı BOİ değeri düşük çıkabilir.
3. *KOİ:* Tüm karbonlu bileşiklerin (ve okside olabilir inorganik bileşiklerin) kuvvetli bir oksitleyici ile reaksiyona girmesi sonucu ölçülen oksijen ihtiyacını ifade eder.
4. *Azot Bileşikleri:* Giderimi en zor olan parametrelerden biridir. Oldukça yüksek konsantrasyonlarda bulunması, azot giderimini daha da zorlaştırmaktadır.
5. *Uçucu Yağ Asitleri:* Zayıf organik asitlerin konsantrasyonunu ifade eder. Bu asitler katı atıkların içindeki organik bileşiklerin anaerobik ayrışması sonucu ortaya çıkar. Anaerobik şartlarda bu bileşikler uygun sıcaklık ve pH da kolaylıkla biyolojik olarak parçalanarak metan gazına dönüşebilmektedir [37].
6. *Metaller ve Ametaller:* Sızıntı suyu; alkali ve toprak alkali metaller (Na, Mg, K, Ca), zehirli olmayan metaller (Mn, Fe), zehirli ağır metaller (Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg, Co) ihtiva eder. Ağır metaller, enzimlerin aktif yüzeylerini kapatarak enzim faaliyetlerine engel olmakta bunun sonucunda reaksiyon hızını düşürerek inhibisyona neden olmaktadırlar [38].

Sızıntı suyu karakterizasyon ve kirlilik potansiyelini ortaya koyabilmek için KOİ/TOK, BOİ/TOK ve SO_4^{-2}/Cl^- gibi oranlar kullanılmaktadır. SO_4^{-2}/Cl^- oranı ile oksidasyon redüksiyon potansiyeli (ORP) ters orantılı olup, depo sahasında anaerobik ayrışmanın gerçekleştiği safhada ORP -200 mV ve altındaki seviyelerdedir. Sızıntı suyu depo yaşı

arttıkça KOİ/TOK oranı azalmaktadır. Genç sızıntı suyunda KOİ/TOK oranı 3,3 iken yaşlı sızıntı suyunda bu oran 1,16'ya kadar düşmektedir [35], [39]. Bu durum sızıntı suyunda zamanla karbonlu maddelerin değiştiği ve kirlilik türlerinde farklılıklar olduğunu göstermektedir. BOİ/TOK oranı da KOİ/TOK oranı ile benzer şekilde depo yaşı arttıkça azalmaktadır. Sızıntı suyunu başlıca karakterize eden parametrelerin dışında yukarıda sayılan oransal parametreler ile de sızıntı suyu kompozisyonunda değişimler görülmektedir. Bu değişimler dikkate alınarak depo sahası yaşına göre sızıntı suyu kompozisyonu parametre aralıkları Çizelge 2.1' de verilmiştir.

Çizelge 2.1 Depo sahası yaşına bağlı olarak sızıntı suyu kompozisyonunun değişimi [1]

Parametre	**Genç**	**Orta**	**Yaşlı**
Yıl	<5	5-10	>10
pH	<6,5	6,5-7,5	>7,5
KOİ (mg/L)	>10.000	4.000-10.000	<4.000
$BOİ_5$/KOİ	0,5-1	0,1-0,5	<0,1
Organik Bileşenler	%80 UYA	%5-30 UYA+HA+FA	HA+FA
Amonyak Azotu (NH_3-N) (mg/L)	<400	400	>400
Ağır Metaller (mg/L)	>2	<2	<2
Biyolojik Bozunabilirlik	Yüksek	Orta	Düşük

Sızıntı suyu özellikleri bölgelere göre değişim gösterebilmektedir. Bu çerçevede dünyanın çeşitli ülkelerindeki sızıntı suyu karakterizasyonları Çizelge 2.2'de, Türkiye'de çeşitli bölgelerde yapılan sızıntı suyu karakterizasyon çalışmalarından elde edilen veriler ise Çizelge 2.3'te verilmiştir.

Çizelge 2.2 Çeşitli Ülkelerde Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Suyu Özellikleri [1]

Tesis Yaşı	**Depo Sahası**	**KOİ (mg/L)**	**BOİ (mg/L)**	**BOİ/KOİ**	**pH**	**AKM (mg/L)**	**TKN (mg/L)**	**NH_3 (mg/L)**
Genç	Çin, Hong Kong	1.300-50.000	4.200-22.000	0,27-0,44	6,8-9,1	2.000->5.000	3.200-13.000	2.260-13.000
	Çin Mainland	1.900-3.180	3.700-8.890	0,36-0.51	7,4-8,5	-	-	630-1.800
	Güney Kore	24.400	10.800	0,44	7,3	2.400	1.766	1.682
	İtalya	1.990-10.540	2.300-4.000	0,2-0,22	8-8,2	1.666	-	3.917-5.210
	Kanada	1.870-13.800	90-9.660	0,05-0,7	5,8-6,58	-	75-212	10-42
	Türkiye	16.200-50.000	6.380-25.000	0,5-0,67	5,6-8,2	1.013-1.540	-	1.120-2.500
	Yunanistan	70.900	26.800	0,38	6,2	950	3400	3.100
Orta	Almanya	3.180-4.000	800-1.060	0,2-0,33	-	-	1.135	800-884
	Çin, Hong Kong	5.800-7.439	430-1.436	0,07-0,19	7.6-8,22	784	-	-
	İtalya	3.840-5.050	1.200-1.270	0,25-0,31	8-8,38	-	1.670	1.330
	Kanada	3.210-9.190	-	-	6,9-9	-	-	-
	Polonya	1.180	331	0,28	8	-	-	743
	Tayvan	6.500	500	0,08	8,1	-	-	5.500
	Türkiye	9.500	-	-	8,15	-	1.450	1.270
	Yunanistan	5.350	1.050	0,20	7,9	480	1.100	940
Yaşlı	Brezilya	3.460	150	0,04	8,2	-	-	800
	Estonya	2.170	800	0,37	11,5	-	-	-
	Finlandiya	340-920	62-84	0,09-0,25	7,1-7,6	-	192	330-560
	Fransa	100-1.930	3	0,01-0,03	7-7,7	13-1.480	5-960	0,2-430
	Güney Kore	1.409	62	0,04	8,57	404	141	1.522
	Malezya	1.533-2.580	48-105	0,03-0,04	7,5-9,4	159-233	-	-
	Türkiye	10.000	-	-	8,6	1.600	1.680	1.590

Çizelge 2.3 Türkiye'nin bazı illerinde sızıntı suyu karakterizasyonu [40]

		Parametre					
Tarih		**UKM (mg/L)**	**AKM (mg/L)**	**TDS (mg/L)**	**Toplam Alkalinite (mg/L)**	**İletkenlik (µS/cm)**	**pH**
Kasım 2009	**İstanbul Kömürcüoda**	2.100	3.440	16.480	10.100	27.700	7,8
Mart 2010		755	1.235	16.160	10.900	27.200	7,5
Nisan 2010	**İstanbul Odayeri**	615	880	12.390	8.400	21.370	8,1
Temmuz 2010		1.720	2.640	16.660	10.600	27.900	7,9
Nisan 2010	**Samsun**	115	155	6.670	4.900	12.090	8,0
Haziran 2010		135	225	8.620	6.000	15.350	8,0
Şubat 2010	**Trabzon**	840	1.555	15.390	5.000	26.000	7,7
Mayıs 2010		1.435	2.265	18.150	12.850	30.200	7,3
Kasım 2009	**Ankara Şereflikoçhisar**	340	633	13.730	3.000	23.500	8,6
Şubat 2010		90	200	6.700	1.750	12.140	8,1
Şubat 2010	**Antalya Kızıllı**	400	740	7.730	5.000	13.870	7,6
Mayıs 2010		540	850	12.860	8.450	22.100	8,0
Nisan 2010	**Bursa Hamitler**	480	855	19.870	11.500	32.800	8,4
Haziran 2010		740	1.540	26.000	11.700	42.000	8,2
Şubat 2010	**Gaziantep**	925	1.340	14.620	10.400	24.800	7,9
Nisan 2010		840	1.290	16.620	12.300	27.900	8,3

Çizelge 2.3 Türkiye'nin bazı illerinde sızıntı suyu karakterizasyonu (devamı)

Tarih		Paramtere						
		NH_3-N (mg/L)	TKN (mg/L)	TOK (mg/L)	$BOİ_5$ (mg/L)	KOİ (mg/L)	TUKM (mg/L)	TKM (mg/L)
Kasım 2009	İstanbul Kömürcüoda	2.560	2.670	10.774	17.230	28.716	10.010	24.200
Mart 2010		1.830	2.115	9.760	27.465	37.760	13.470	29.395
Nisan 2010	İstanbul Odayeri	1.480	1.890	2.215	5.925	9.105	5.150	14.870
Temmuz 2010		2.000	2.220	-	-	24.515	7.060	23.805
Nisan 2010	Samsun	890	975	520	535	1.140	2.140	10.760
Haziran 2010		1.150	1.290	375	780	1.315	3.410	8.900
Şubat 2010	Trabzon	2.825	3.780	5.369	10.335	15.928	6.170	16.370
Mayıs 2010		1.775	2.300	8.065	29.360	42.880	15.350	34.130
Kasım 2009	Ankara Şereflikoçhisar	91	163	623	140	1.480	2.690	16.840
Şubat 2010		820	1.060	223	73	555	1.290	7.590
Şubat 2010	Antalya Kızıllı	850	1.400	2.543	4.810	7.670	3.100	8.910
Mayıs 2010		1.520	1.675	1.735	4.275	8.780	7.480	14.240
Nisan 2010	Bursa Hamitler	2.200	2.590	2.115	3.465	9.100	4.550	21.650
Haziran 2010		2.550	2.790	2.300	6.770	10.900	6.285	28.065
Şubat 2010	Gaziantep	2.030	2.180	3.760	5.275	9.845	4.560	15.870
Nisan 2010		2.580	2.710	1.505	2.875	7.035	3.090	15.340

Çizelge 2.3 Türkiye'nin bazı illerinde sızıntı suyu karakterizasyonu (devamı)

Tarih		Parametre				
		BOi_5/KOİ	**TKN/NH_3-N**	**TP (mg/L)**	**Cl^- (mg/L)**	**Renk (Pt-Co)**
Kasım 2009	**İstanbul Kömürcüoda**	0,60	1,1	27	5.950	31.700
Mart 2010		0,73	1,16	20,4	2.600	45.000
Nisan 2010	**İstanbul Odayeri**	0,65	1,28	68	2.200	12.100
Temmuz 2010		-	1,11	32,5	5.100	20.900
Nisan 2010	**Samsun**	0,47	1,10	7,8	1.400	5.950
Haziran 2010		0,59	1,12	24	2.100	5.050
Şubat 2010	**Trabzon**	0,65	1,34	23,13	3.500	133,5
Mayıs 2010		0,68	1,30	20	4.400	23.300
Kasım 2009	**Ankara Şereflikoçhisar**	0,09	1,79	5,07	8.750	6.420
Şubat 2010		0,13	1,29	8,4	5.150	1.640
Şubat 2010	**Antalya Kızılı**	0,63	1,65	14,43	1.100	7.900
Mayıs 2010		0,49	1,10	23,9	3.700	8.200
Nisan 2010	**Bursa Hamitler**	0,38	1,18	63,3	5.900	18.200
Haziran 2010		0,62	1,09	33	7.800	16.200
Şubat 2010	**Gaziantep**	0,54	1,07	40,3	5.500	19.600
Nisan 2010		0,41	1,05	43.5	3.000	21.200

2.3 Sızıntı Sularının Arıtılması

Sızıntı suları, kompleks yapıları sebebiyle tek bir arıtma metodu ile yüksek giderim verimliliğinde arıtılamamaktadır. Deşarj standartları, yasal mevzuat, tesisin işletme maliyetleri ve özellikle sızıntı suyu karakteristiği arıtma proseslerinin seçiminde büyük önem arzetmektedir. Örneğin yaşlı sızıntı sularında biyolojik olarak parçalanabilirlik düşük olduğu için kimyasal arıtım tercih edilmektedir. Öte yandan genç bir sızıntı suyuna göre tesis tasarımı yapıldığında, ilerleyen yıllarda biyolojik parçalanabilirliğinin azalmasından dolayı arıtma verimi büyük ölçüde azalacak, bu tesise ilave bir arıtım kademesi eklenecek ve önceden kurulmuş biyolojik arıtma prosesi devre dışı kalacaktır. Dolayısıyla sızıntı suları için bir arıtma tesisi inşa edilirken çok dikkatli davranılarak gelecek yıllardaki atıksu karakterizasyonu göz önüne alınarak tasarım yapılmalıdır.

Sızıntı sularının arıtılmasında biyolojik (aerobik ve anaerobik), kimyasal (çöktürme, oksitleme, koagülasyon) ve fiziksel (membran, adsorpsiyon) arıtma yöntemleri kullanılmaktadır. Ancak bu yöntemlerin tek başına kullanılmasıyla atıksu deşarj limitleri sağlanamamaktadır. Bu nedenle, uygun proseslerin arka arkaya kullanıldığı kombine sistemler mevcuttur [41]. Örneğin, organik maddelerin arıtılması amacıyla biyolojik arıtım, daha çok inorganik maddelerin giderilebilmesi amacıyla kimyasal ve fiziksel arıtım uygulanmaktadır. Çizelge 2.4'te sızıntı suyu arıtımında kullanılan fiziksel, kimyasal ve biyolojik metotlar gösterilmiştir.

Çizelge 2.4 Sızıntı suyu arıtımında kullanılan fiziksel, kimyasal ve biyolojik işlemler [42]

Yöntemler		Amaç
Fiziksel	Çöktürme/flotasyon, filtrasyon	AKM giderimi
	Hava ile sıyırma	Amonyak ve UKM giderimi
	Adsorpsiyon	Organik madde giderimi
	İyon değiştirme	Çözünmüş inorganik madde giderimi
	Ters Osmoz (RO)	Organik ve inorganik madde giderimi
	Buharlaştırma/yakma	RO konsantresi bertarafı
	Nötralizasyon	pH kontrolü

Çizelge 2.4 Sızıntı suyu arıtımında kullanılan fiziksel, kimyasal ve biyolojik işlemler (devamı)

Yöntemler		Amaç
Kimyasal	Kimyasal çöktürme	Ağır metal ve bazı anyonların giderimi
	Koagülasyon/flokülasyon	Çökelmeyen AKM giderimi
	Kimyasal oksidasyon	TOK giderimi, detoksifikasyon
	Aktif çamur	Organik karbon giderimi
Biyolojik	Ardışık kesikli reaktör (AKR)	Organik karbon giderimi Azot giderimi
	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	

2.3.1 Türkiye'de Sızıntı Sularının Arıtılması

Ülkemizde, son 30 yıldaki çalışmalar ve yatırımlarla bir katı atık bertaraf yöntemi olarak vahşi depolama büyük ölçüde terkedilmiştir ve katı atıkların düzenli depolanması konusunda çalışmalar hızla devam etmektedir. 1995 yılında İstanbul Avrupa Yakası'nda ilk katı atık düzenli depo sahası olan Odayeri Düzenli Depo Sahası açılmıştır. 2003 yılında ülke genelinde sadece 15 adet olan katı atık düzenli depolama saha sayısı, 2012 yılında 80 ve 2014 yılı itibariyle 113'e yükselmiştir [40]. Ancak sızıntı suyu arıtımında aynı ivme görülmemekte, günümüzde bu düzenli depolama tesislerinden sadece 9 tanesinde faal sızıntı suyu arıtma tesisi bulunmaktadır. Diğer depolama sahalarında oluşan sızıntı suları ise kanalizasyon sistemine deşarj edilmektedir. Çizelge 2.5'de bu tesislerde uygulanan arıtma yöntemleri ve tasarım parametreleri verilmiştir.

Şekil 2.4'te ise halihazırda sızıntı suyu tesisi olan veya sızıntı suyu arıtma tesisi inşaa ya da ihale aşamasında olan iller görülmektedir.

Çizelge 2.5 Türkiye'de uygulanan arıtma teknikleri ve tasarım parametreleri [42]

Bulunduğu İl	Arıtma Metodu	Tasarım Parametresi				
		Debi (m^3/gün)	KOİ (mg/L)	BOİ (mg/L)	Azot (mg/L)	AKM (mg/L)
Erzurum*	RO	24.950	-	-	1.065[1]	1.380
Aydın*	RO	600	-	34.000	3.000[2]	-
Samsun**	RO	28.000	-	15.000	2.800[1]	2.000
İstanbul*	MBR + NF	2.000	2.0000	13.000	3.000[3]	1.500
Trabzon*	MBR + NF	50	20.000	13.000	3.000[1]	1.500
Bitlis**	MBR + NF	-	-	-	-	-
Antalya*	Anaerobik + aerobik	200	50.000	40.000	3.000[1]	-
Çanakkale*	Anaerobik + aerobik	45	8.137	-	-	-
Bursa*	Aerobik + fakültatif lagün + AKR	500	30.000	15.000	-	-
Sinop***	Aerobik + fakültatif lagün + AKR	22	26.000	10.500	823[1]	3.790
Muğla, Aydın, Kocaeli*	Kimyasal arıtım	-	-	-	-	-
Gaziantep*	EC + RO	250	-	-	-	-

*Faal; **İnşaa; *** Tamamlandı; [1] TKN; [2] NH_3-N; [3] TN



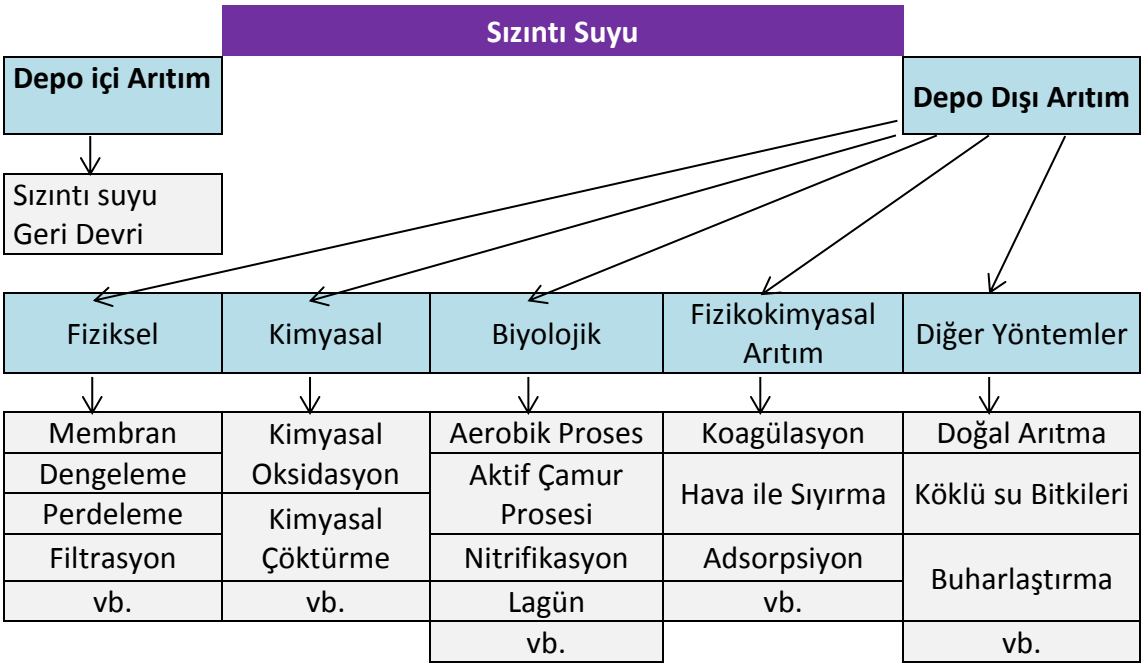
Şekil 2.4 Türkiye'deki sızıntı suyu arıtma tesislerinin dağılımı

Sızıntı suyunun merkezi atıksu arıtma tesisi ve iletim hatlarında oluşturacağı problemler, bununla birlikte taşıma bedeli ile arıtma maliyetleri dikkate alındığında, sızıntı sularının yerinde arıtımının çevresel ve ekonomik açıdan daha avantajlı olduğu görülmektedir. Ülkemizde sızıntı suyu arıtımına büyük önem verilmektedir. Buna yönelik çalışmalar hızlı bir şekilde artmakta ve yapılmaya devam etmektedir.

BÖLÜM 3

SIZINTI SUYU ARITMA YÖNTEMLERİ

Düzenli depolama sahalarında oluşan sızıntı suları için literatürde ve uygulamada birçok arıtma yöntemi mevcuttur. Ancak bu yöntemler tek başına nihai çözüm olmayıp ancak entegre arıtma prosesleri ile istenen verimde arıtım gerçekleştirilebilmektedir. Biyolojik arıtma prosesleri, genç depolama alanlarında oluşan ve biyolojik olarak ayrışabilir organik madde içeriği yüksek sızıntı sularının arıtımında etkilidir. Ancak, yaşlı sızıntı sularının arıtımında aynı etkiye sahip değildir. Yaşlı sızıntı sularının daha ziyade fiziksel ve kimyasal arıtma işlemleri ile bertaraf edilmesi mümkündür. Sızıntı suyu arıtma yöntemleri genel olarak Şekil 3.1'de gösterildiği gibi sınıflandırılabilir.



Şekil 3.1 Sızıntı suyu arıtım yöntemleri [43]

3.1 Depo İçi Arıtım

Depo içi arıtım çok ekonomik ve kolay uygulanabilir olması nedeniyle sıklıkla küçük yerleşim bölgelerinde kullanılan bir yöntemdir. Depo içi arıtımda, düzenli depo sahalarında toplanan sızıntı suyu çeşitli yöntemlerle deponi alanına geri devrettirilir. Bu sayede sahaya verilen sızıntı suyu atıkların hızlı bir şekilde parçalanmasına yardımcı olur. Sızıntı suyu kirletici konsantrasyonlarının, miktarının, toplama ve arıtma maliyetlerinin azaltılması, depo gazı oluşumunun hızlandırılması, daha etkili bir ayrışmanın sonucu olarak atıkların daha fazla sıkışmasının sağlanması, depo sahasında meydana gelecek çökmelerin daha hızlı gerçekleşmesi, depolamanın tamamlanmasından sonraki izleme süresi ve izleme maliyetinin azaltılması, gibi avantajları bulunmaktadır [35]. Birçok avantajının yanında nihayetinde tekrar sızıntı suyu elde edilmesi depo içi arıtımın en büyük dezavantajıdır.

3.2 Depo Dışı Arıtım

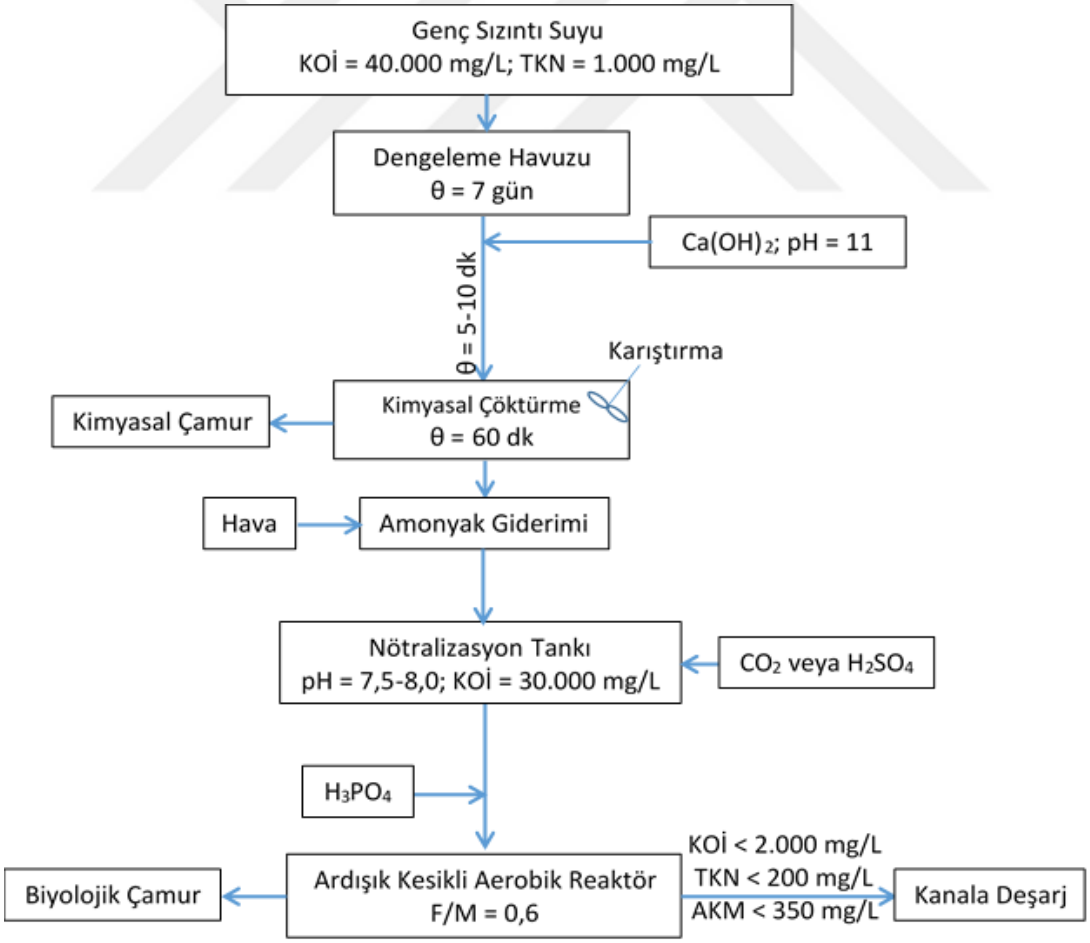
Sızıntı suyu arıtma yöntemleri arasında depo dışı arıtım en çok kullanılan yöntemdir. Toplama sistemleriyle toplanan sızıntı suları fiziksel kimyasal ve biyolojik proseslerin uygulandığı arıtma tesislerine verilir. Genellikle sızıntı suyu arıtımında biyolojik arıtma uygulanmaktadır. Ancak yaşlı sızıntı suyu için bu yöntem çok verimli olamamakta bu yüzden kimyasal arıtma gerekebilmektedir.

3.2.1 Biyolojik Arıtım

Arıtma tesisi tasarımı yapmadan önce bazı parametrelerin iyi incelenmesi gerekmektedir. Bu parametrelerden bir tanesi BOİ/KOİ oranıdır. Sızıntı suları ilk yıllarda çok yüksek organik kirliliğe sahip olup daha sonraki yıllarda atıklar stabilize oldukça organik kirlilik azalmaktadır. Buna karşılık inorganik kirlilik uzun süreler boyunca yüksek konsantrasyonlarda kalmaktadır. Bu durum zaman içinde sızıntı sularının BOİ/KOİ oranının giderek azalmasına sebep olmaktadır. Azalan BOİ/KOİ oranı, yüksek KOİ, NH_3-N ve ağır metal içerikleri gibi faktörler, sızıntı sularının biyolojik arıtılabilirliğini zorlaştırmaktadır. Sızıntı suyunun biyolojik arıtımı aerobik ve anaerobik olarak ikiye ayrılmaktadır.

3.2.1.1 Aerobik Biyolojik Arıtım

Sızıntı suyu arıtımında aerobik arıtma metotlarından en yaygın kullanılanları aktif çamur, havalandırmalı lagünler, damlatmalı filtre ve döner disklerdir. Aerobik arıtma sistemleri genç depo sahası sızıntı sularında BOİ/KOİ oranı >0,5 olduğunda etkilidir [10]. Düşük sıcaklıklarda arıtma veriminin düşmesi, havalandırma esnasında köpük probleminin oluşması, oksijen gereksinimini karşılamak için enerji ihtiyacının yüksek olması, ağır metaller nedeniyle inhibasyon aerobik sistemlerin belli başlı dezavantajlarıdır. Aerobik sistemlerde özellikle amonyak giderimi büyük sorunlar oluşturmaktadır. Literatürde yaygın şekilde uygulanan yöntem amonyak sıyırmadır. Ancak bu yöntemle gerek pH ayarlama ve gerekse havalandırma maliyetleri çok üst düzeye çıkmakta, ekonomik anlamda büyük kayıp oluşmaktadır. Amonyak sıyırma ve pH ayarının yapıldığı genç sızıntı suyu biyolojik arıtma tesisi akım şeması Şekil 3.2'de verilmiştir.



Şekil 3.2 Sızıntı sularının arıtımı için aerobik arıtma sistemi örneği [44].

Bununla birlikte, yüksek organik madde ihtiva eden sızıntı suları, besi maddesi ilave etmeden ve yüksek miktarda havalandırma yapılmadan düşük hidrolik bekleme süresine (HRT) sahip aerobik arıtma tesislerinde arıtılamamaktadır. Ancak son yıllarda MBR sistemleri ile sızıntı suyu arıtımında elde edilen KOİ giderim verimleri kaydadeğer ölçülerde olmuştur [10]. Ayrıca yapılan küçük ölçekli, sürekli ve kesikli aerobik biyolojik arıtılabilirlik deneylerinde BOİ ve KOİ'de önemli giderimler de gözlenmiştir. Amonyak sıyırma yöntemine alternatif olarak biyolojik bir proses olan nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesi de sızıntı suyu arıtımında kullanılmaktadır [1].

Aerobik arıtım sistemlerine havalandırmalı lagünler de örnek olarak verilebilir. Havalandırmalı lagünlerde sızıntı suyu arıtımı yaygın olarak kullanılan bir metot değildir. Çünkü havalandırmalı lagünlerde hem bekleme süresi çok uzun hem de organik yükleme hızı düşük seviyelerdedir. Sıcaklığın yüksek olduğu bölgelerde belli oranda organik madde giderimi sağlanabilir. Bunun yanı sıra bu lagünlerde nitrifikasyon da sağlanabilmektedir [44].

Çok sık olmamakla birlikte damlatmalı filtreler ve biyodiskler de sızıntı suyu arıtımı amacıyla kullanılmaktadır. Bu sistemlerde organik maddenin giderilebildiği uygun şartlar altında nitrifikasyon da gerçekleşmektedir. Ancak böyle bir tesiste sık sık karşılaşılacak tıkanma problemlerinden ötürü proses kontrolünün iyi yapılması gerekmektedir [44].

Sızıntı sularındaki bir diğer önemli kirletici grubu ise ağır metallerdir. Biyolojik arıtımı gerçekleştiren mikroorganizmalar üzerinde oluşan toksik etkinin kaynağı genellikle ağır metallerden ileri gelmektedir. Literatür incelendiğinde aerobik biyolojik arıtma ile kısmen ağır metal gideriminin sağlanabildiği görülmektedir. Yapılan araştırmalarda Zn, Fe, Cd ve Mn metallerinin aerobik arıtım proseslerinde daha fazla; Cr, Pb ve Ni metallerinin ise daha az giderildiği görülmüştür [45].

3.2.1.2 Anaerobik Biyolojik Arıtım

Biyobozunur özelliğe sahip maddelerin havasız ortamda bozunmasıyla CH_4, CO_2 ve NH_4 gibi inorganik son ürünlere dönüştürülmesine anaerobik arıtma adı verilmektedir. Anaerobik arıtma 3 aşamada gerçekleşir. Bunlar;

1. Hidroliz: Çözünmeyen yüksek moleküllü maddelerin (polisakkaritler, yağlar) hücre dışı enzimler yardımıyla çözünebilen enerji ve karbon kaynağı organik maddelere (monosakkaritler, şekerler, aminoasitler ve serbest yağ asitleri) dönüştürüldüğü aşamadır. Hidroliz safhasını gerçekleştiren hücre dışı enzimler için uygun şartlar sağlanamadığı takdirde çözünebilen organik madde miktarı azalır ve diğer safhaların da etkilenmesine neden olur.
2. Asit Üretimi: Hidroliz safhasında üretilen ürünler asitojen bakterileri tarafından propiyonik, bütirik, valerik ve izovalerik asit gibi ikiden fazla karbonlu yağ asitlerine dönüştürülür. Bu safhada iki farklı asitojen grubu görev yapar. Birinci grup bakteriler fermantasyon veya asidojenik bakteriler olarak adlandırılmakta olup organik polimerlerin hidrolizinde ve akabinde de açığa çıkan oligomer ve monomerler gibi hidroliz ürünlerinin organik asit ve solventlere dönüştürülmesinde rol alırlar. İkinci grup asetik asit bakterileri de bu organik asit ve solventleri asetik asit, CO_2 ve H_2'ye parçalayarak ihtiyaç duyduğu enerjiyi sağlar.
3. Metan Oluşumu: Metan üretimi yavaş bir süreç olup genellikle anaerobik şartlarda arıtmada hız sınırlayıcı safha olarak kabul edilir. Burada asetat, CH_4 ve CO_2'e fermente olur. Bu ve diğer safhalarda oluşan ürünler ise H_2 ile birleşerek CH_4 ve H_2O'yu oluşturur. Anaerobik arıtmada üretilen metanın yaklaşık olarak %28'i H_2 ve CO_2'in; %72'si ise asetatın parçalanmasından meydana gelir. Metan bakterileri pH'a karşı oldukça hassasiyet gösterirler. pH'ın 8,4'ten yüksek ve 6,0'dan düşük olması durumunda metan üretimi durmaktadır.

Anaerobik arıtma yöntemi sızıntı sularının arıtımı için yaygın bir şekilde kullanılan bir yöntemdir ve yüksek oranda organik madde giderimi sağlamaktadır. Anaerobik arıtımda hava kullanılmaması maliyeti azaltmakta ve arıtım sonucu oluşan metan gazı da ekonomik açıdan üstünlük sağlamaktadır ve gaz üretimi genellikle 0,4–0,6 m^3/kg $KOİ_{giderilen}$ seviyelerindedir [46]. Ayrıca ağır metalleri büyük oranda gidermesi nedeniyle

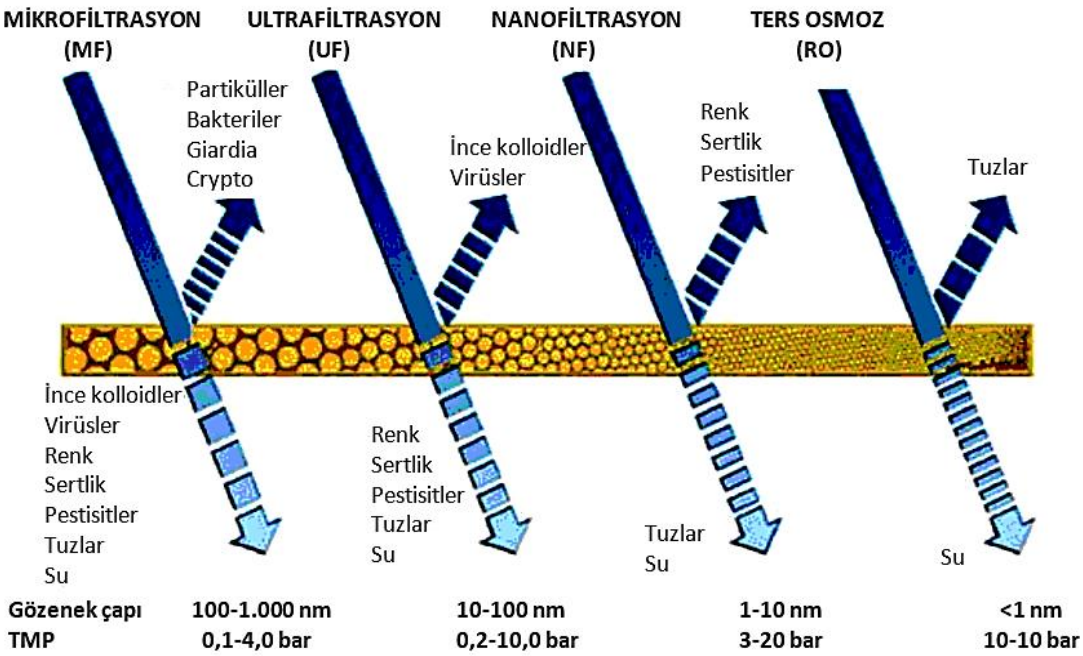
de anaerobik arıtım aerobik arıtıma göre sızıntı suyunun biyolojik proseslerle arıtımında daha üstün görünmektedir. Ancak organik madde giderimi aerobik arıtmaya göre daha düşüktür. Sıcaklık 37^0C civarında tutulursa %70 oranında KOİ giderimi elde edilebilmektedir. Çamur yaşı 10 gün olarak seçildiğinde %90'a varan BOİ giderimi sağlanabilmektedir. Zn, Cr ve Fe gibi metallerin gideriminde %90 civarında; Cu, Pb, Cd ve Ni için ise %50-90 aralığında giderim verimi elde edilmektedir. Metanojik safhadan sonra elde edilen çıkış suyu direkt kanalizasyona verilerek kentsel atıksu arıtma tesisinde arıtılabilmekle birlikte genelde alıcı ortam deşarj limitlerini sağlamak amacıyla metanojik safhadan sonra uygun proseslerin ilave edilmesi gerekmektedir.

3.2.2 Membran Prosesler

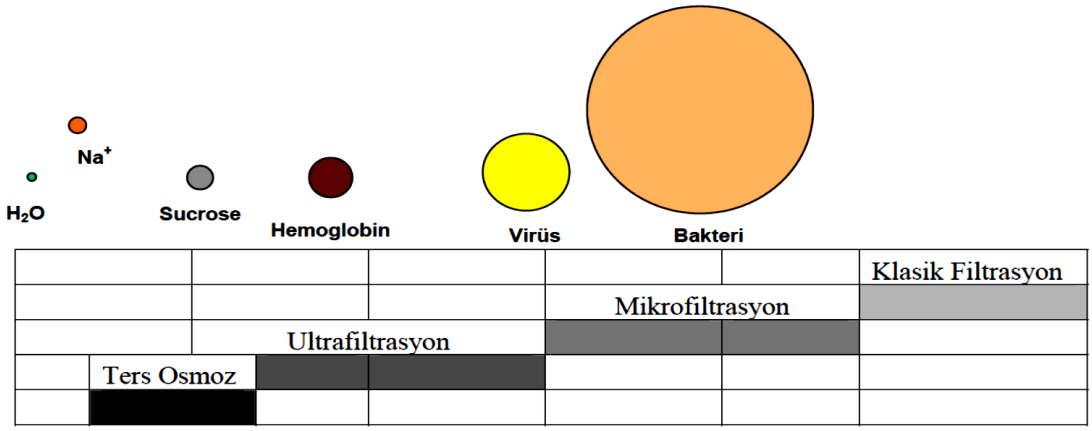
Membran prosesler, yeni teknolojilerden biri olmasının yanı sıra etkin verim ve kullanım alanlarının geniş olması nedeniyle arıtım dünyasında hızla yerini almıştır. Membran filtrasyonu bir akışkanın yarı geçirgen bir bariyer (membran) tarafından biri daha konsantre (konsentrat, retentat), diğeri ise daha seyreltik (filtrat, permeat, süzüntü) olan iki ayrı akıma ayrılmasıdır. Membranın bir tarafından diğerine akışın oluşmasını sağlayan belli itici kuvvetler vardır. Bunlar basınç, konsantrasyon, sıcaklık ve elektriksel potansiyel farkı olarak sıralanabilir.

Membranların en büyük avantajlarından biri de çok farklı amaçlar için kullanabilmek üzere farklı çaplarda üretiliyor olmalarıdır. Membranlar gözenek çaplarına ve uygulanabilir basınca göre dörde ayrılırlar (Şekil 3.3):

Şekil 3.4'te ise membranların tipleri ve sudaki bazı bilindik kirleticilerin boyutlarına göre geçirgenlik değerleri gösterilmiştir.



Şekil 3.3 Membran çeşitleri ve uygulama alanları [47]



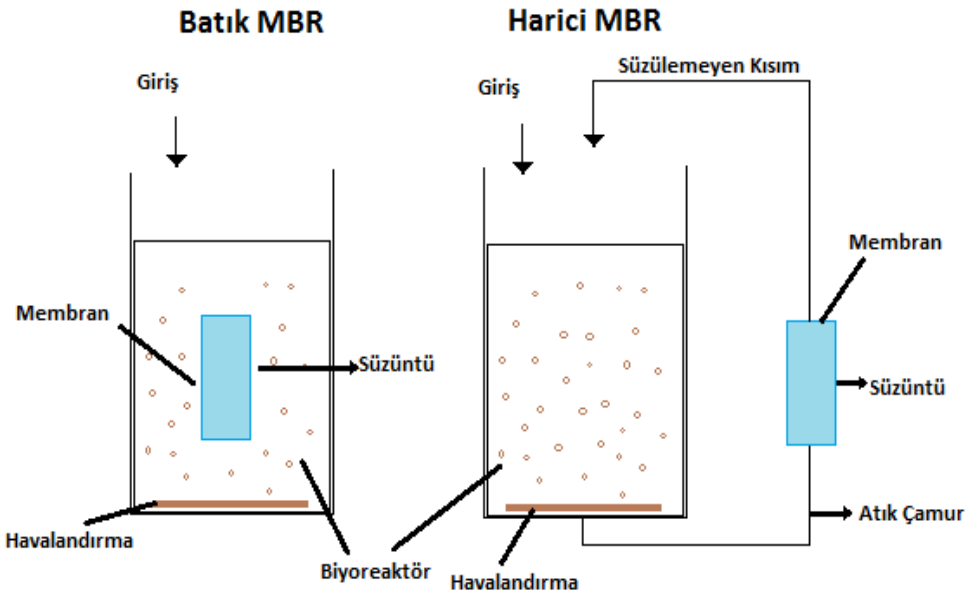
Şekil 3.4 Membran tipleri ve geçirgenlik değerleri [47]

3.2.3 Membran Biyoreaktörler (MBR)

Membran biyoreaktörler, membran ve aktif çamur sistemlerinin kombinasyonundan meydana gelmektedir. MBR sistemlerinde kabaca ilk önce havalandırma bölümünde atıksudaki biyolojik olarak parçalanabilen organik maddeler ve indirgenmiş azot bileşikleri okside edilerek arıtılmaktadır. Biyolojik arıtmadan sonra, çöktürme havuzu yerine basit membranlar olan MF (gözenek çapı 0,05 – 5 µm) veya UF (gözenek çapı 0,005 – 0,1 µm) membranlar kullanılarak fiziksel ayırma işlemi gerçekleştirilmektedir.

Bu şekilde, yüksek oranda askıda katı maddeler ve mikroorganizmalar tutulmakta ve yüksek oranda organik karbon ve nütrient giderimi sağlanmaktadır. MBR'lerin, HRT kontrolü, yüksek arıtım kalitesi, yüksek biyokütle konsantrasyonu ve sistemin az yer kaplaması gibi klasik biyolojik sistemlere göre önemli avantajları vardır. MBR'lerde aktif çamur sisteminden farklı olarak atıksuyun membran içindeki akış hızı, çıkış suyu kalitesini etkilememektedir. Öte yandan şok organik yüklemeler MBR'lerin işletilmesinde sorunlar çıkarabilmektedir.

Batık (dalgıç) ve harici olmak üzere iki temel MBR konfigürasyonu mevcuttur (Şekil 3.5). Çamur üretiminin nispeten az olması, son çöktürme havuzu gerektirmemesi, mikroorganizmaları reaktör içerisinde tutması, yüksek arıtım kapasitesi sağlaması ve az yer kaplaması bMBR'lerin avantajları olarak sayılabilir. Ayrıca bMBR'ler üretilen birim süzüntü başına harcanan enerji açısından harici membran biyorektörlere (hMBR) göre daha avantajlıdır. Ancak birim akı başına kullanılan membran alanı açısından hMBR'ler avantajlıdır. Membran tıkanması ise hMBR'lerde daha yüksek oranda gerçekleşmektedir.



Şekil 3.5 Batık ve harici membran biyoreaktör konfigürasyonları

MBR sistemleri NF, RO, yukarı akışlı biyofiltre ve ön arıtma sistemleri gibi birçok biyo-fiziko-kimyasal proseslerle birlikte kullanılmaktadır.

3.2.3.1 Avantaj ve Dezavantajları

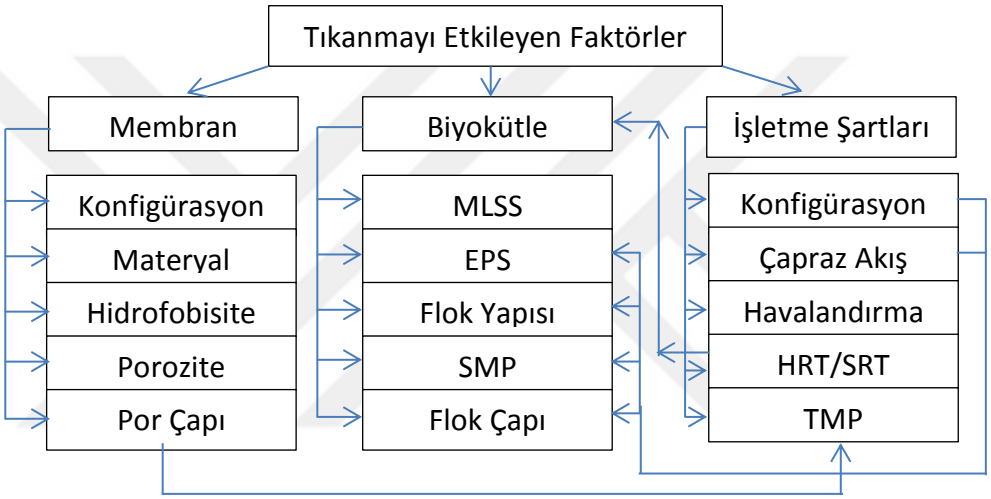
MBR'lerin konvansiyonel aktif çamur sistemlerine göre birçok avantajı bulunmaktadır. Konvansiyonel aktif çamurda karışık sıvı askıda katı madde (MLSS) konsantrasyonu yaklaşık 2.000–4.000 mg/L olurken MBR'lerde MLSS konsantrasyonları 12.000–15.000 mg/L değerlerine kadar ulaşabilmektedir ve bu da biyolojik sistemlerde hacim dizaynında temel parametre olan HRT değerinin MBR sistemlerinde daha düşük olacağı anlamına gelmektedir. Düşük HRT ile reaktör hacmi düşmekte, ilk yatırım maliyeti azalmakta ve işletme kolaylığı da artmaktadır [48], [49]. MBR'lerde son çökeltim tankının olmaması da ilk yatırım ve işletme maliyetini azaltmaktadır. Yüksek MLSS konsantrasyonlarından dolayı yüksek çamur yaşı ile işletilebilmektedirler. MBR'lerin en önemli avantajlarından birisi de biyokütlenin çökebilme özelliğinin biyokütle su ayrımına etki etmemesidir. Sistemde kullanılan membranların gözenek çapları çok küçük olduğu için bulanıklık ve diğer parametreler açısından çıkış suyu kalitesi yüksek olmaktadır [50]. AKM değerleri konvansiyonel aktif çamur sistemlerine göre oldukça düşük ve bulanıklık değerleri de 0,5 NTU değerinden düşük olmaktadır [51].

MBR'lerin en büyük dezavantajı zamanla membran gözeneklerinin tıkanmasıdır. Bununla birlikte arıtmanın tek bir sistemde gerçekleşiyor olması sistemin kontrolünü zorlaştırmaktadır.

3.2.3.2 Membran Tıkanması

MBR sistemlerinde membranlarda zamanla kirlenmeler meydana gelmekte ve bu durum membranlarda tıkanmalara sebep olup MBR uygulamalarının en önemli dezavantajı olarak karşımıza çıkmaktadır. Membranlardaki tıkanma membran permeabilitesini sınırlandırır ve birim membran alanı başına arıtılmış temiz su üretiminin azalmasına neden olmaktadır [48], [52], [53], [54], [55], [56], [57], [58]. Membran tıkanmaları mekanik anlamda geri dönüşümlü (yüzeyde oluşan jel ve kek tabakasının havalandırma veya fiziksel geri yıkama ile giderilmesi) ve geri dönüşümsüz (çözünmüş veya kolloidal maddelerin adsorbsiyon sonucu gözenek içinde birikimi ve gözeneği tıkamasının kimyasal temizleme ile giderilmesi) olmak üzere ikiye ayrılır.

Membran tıkanmaları inorganik, organik veya biyolojik maddelerden dolayı meydana gelebilmektedir. Genellikle kolloidal partiküller fiziksel tıkanmalara sebep olmakta, membran yüzeyini bir film gibi kaplayıp membranın çalışmasını engelleyebilmektedir. İnorganik tıkanmanın ise aerobik sistemlerde kalsiyum karbonat tortusundan, anaerobik sistemlerde ise sütrivitden dolayı olduğu tespit edilmiştir [48], [56], [57], [59], [60], [61], [62]. Tıkanma üzerine etkili olan üç ana faktör vardır [48], [53], [56], [63]. Şekil 3.6'da MBR'lerde tıkanmayı etkileyen faktörler şematik olarak gösterilmiş ve şu faktörler aşağıda kısaca açıklanmıştır.



Şekil 3.6 MBR'lerde tıkanmayı etkileyen faktörler [48], [63]

1. Membran özellikleri: Membran özellikleri tıkanmayı etkileyen faktörlerin başında gelmektedir. Membranların gözenek boyutu, porozitesi, yüzey enerjisi, yüzey yükü, pürüzlülüğü, hidrofilik/hidrofobik tıkanmayı etkiler. Hidrofilik özelliğe sahip maddelerin membranlarda tıkanma yapmaması için MBR sistemlerinde kullanılan bir çok membranlar hidrofilik yapıda üretilir [64].

2. Biyokütle konsantrasyonu ve kompozisyonu: Biyokütle, substrat bileşenlerini, hücreleri, ölü hücreleri, çözünebilir mikrobiyal ürünler (SMP) ve hücre dışı polimerik yapıları (EPS) içerir [65]. Membran sistemlerinde meydana gelen tıkanmalar büyük oranda biyofilmlerden kaynaklanmaktadır. Biyokütle konsantrasyonunun 8.000-18.000 mg/L olduğu sistemlerdeki membranların yüzeyinde kolayca biyofilm oluşabilmektedir [48], [53], [63], [66]. Bu biyofilmler

bMBR sistemlerinde membranların yüzeyinde koruyucu tabaka olarak görev yaparak daha geniş bir spektrumdaki kirleticilerin membrandan geçişini engellemektedir.

EPS'ler mikroorganizmalar tarafından üretilir ve genel olarak membranların organik tıkanmasına neden olduğu kabul edilmektedir [56], [65], [66]. Bu yapılar, sulu ortamda, partiküler maddelerde ve çözünmüş organik maddenin bir kısmında ortaya çıkmaktadırlar [67]. EPS'lerin baskın bileşenleri; karbonhidrat, protein, yağ, nükleik asitler ve çeşitli heterobileşenlerdir [68], [69], [70]. EPS'ler flok ve biyofilmlerin yapı maddeleridir. EPS'de karbonhidrat ve proteinler, MBR'lerdeki akı azalmasına neden olan ve membranın tıkanmasına neden olan başlıca bileşenlerdir [71], [72].

SMP, mikrobiyal aktivite sonucu üretilen organik bileşenler olarak tanımlanmakta ve büyük çoğunluğu karbonhidrat ve proteinlerden oluşmaktadır [73]. Biyolojik atıksu arıtma proseslerinde çıkış kalitesi ve arıtma verimliliği üzerinde önemli bir etkisi olmasından dolayı SMP seviyeleri kritik önem taşımaktadır [74]. Biyolojik arıtma sistemlerinde çözünebilir maddelerin çoğunluğu SMP'den kaynaklanmaktadır. SMP konsantrasyonu, çıkıştaki KOİ ve TOK deşarj limitlerini belirlemektedir [74]. Bunun dışında bazı SMP'ler metalik ve toksisite gibi belli karaktere sahiptir. Bu tür SMP'ler, sudaki mikroorganizmaların metabolik faaliyetlerini etkilemektedir. Bu yüzden arıtma sistemlerinin daha verimli işletilebilmesi için SMP konsantrasyonlarının düşük olması istenmektedir [74].

3. <u>İşletme şartları (sistem hidrodinamiği):</u> Membran sistemlerinde işletme şartları membran tıkanmalarını büyük ölçüde etkilemektedir. MBR'lerdeki tıkanma, akı arttıkça artacağından uygun bir işletme akısı seçilmelidir. Minimum membran yüzey alanı ile maksimum süzüntü eldesi ile birlikte membrandaki geri yıkama ve temizleme ihtiyacının minimum olması istenmektedir. Kritik akı değeri, sürdürülebilir membran permeabilitesindeki (sabit akı ve TMP) operasyon limitini temsil etmektedir. Kritik akının üzerindeki akı değerlerinde çalışmak, TMP'yi ve dolayısıyla membranın geri yıkama ve temizleme gereksinimini arttıracaktır [56], [65]. bMBR'lerde çapraz akış hızı terimi havalandırma ile membran yüzeyine

uygulanan hava hızıdır. Havalandırma biyokütle için gereken oksijeni sağlamakla birlikte, membran yüzeyinde biriken kek tabakasının sıyrılmasını da sağlamaktadır. Bunlara ilave olarak, membran konfigürasyonu, HRT ve SRT de membran tıkanmasını etkileyen diğer işletme parametreleridir [57], [63], [75].

3.2.3.3 Membran Temizliği

Membran kirlenmesinin kontrolü ve azaltılması konusunda membran temizliği önemli bir konu olarak ortaya çıkmaktadır. Membran yüzeylerinde genellikle kek tabakası veya jel halinde bulunan partiküllerin oluşturduğu geri dönüşümlü tıkanma fiziksel yıkamayla giderilebilmektedir. Çözünmüş maddeler ve kolloidlerin adsorpsiyonu ile porların iç kısmında oluşan geri dönüşümsüz tıkanma ise oldukça problemlidir ve sadece kimyasal temizleme ile giderilebilmektedir [56], [63], [65], [76].

- ✓ **Fiziksel Yıkama**

Fiziksel yıkamanın membranlarda dönüşümlü (geçici) kirlenmeyi giderdiği kabul edilmektedir. Fiziksel yıkama sırasında, membran filtrasyonu durdurulup süzüntünün membrana doğru ters yönden pompalanması ile geri yıkama yapılır ve membran porları içinde ve membran yüzeyindeki geri dönüşümlü tıkayıcı maddeler sıyrılmaktadır. Ayrıca geri yıkama, hava kabarcıklarının membranı ovması devam ederken sadece filtrasyonun durması (gevşeme) ile birlikte kullanılmaktadır [77]. Fiziksel yıkama, kimyasal yıkama kadar etkili değildir ancak, herhangi bir kimyasala ihtiyaç olmadığı için bazı sert mekanik yıkama işlemleri dışında membrana daha az zarar veren bir metottur [78].

- ✓ **Kimyasal Yıkama**

Membranların işletimi sırasında artan geri dönüşümsüz tıkanma, fiziksel temizlemenin verimliliğini azaltmakta ve bu yüzden kimyasal temizleme gerekmektedir. Dönüşümsüz (kalıcı) kirlenmenin giderimi için membrana, baz (kostik soda), asit (sülfürik, sitrik, hidroklorik, vb.) ve oksidantlar (hipoklorit ve hidrojen peroksit) ile kimyasal yıkama yapılmaktadır [78]. Ancak, çok sık, çok geç, zararlı veya uygunsuz yapılan kimyasal temizleme membranların ömrünü azaltabilmekte ve membran değiştirme maliyetlerinin artmasına yol açabilmektedir [79].

3.2.3.4 Sızıntı Suyunun MBR ile Arıtımı ile İlgili Yapılmış Çalışmalar

Bu bölümde sızıntı sularının membran biyoreaktör ile arıtımı konusunda yapılan çalışmalara yer verilmiş ve bu çalışmalardan elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

Tsilogeorgis vd. [80] tarafından yapılan çalışmada, ardışık kesikli membran reaktör (MSBR) ile yaşlı sızıntı sularının arıtımı araştırılmıştır. Ham sızıntı suyunun KOİ değeri 2.456 mg/L, TN değeri 375 mg/L ve ortosfat değeri (PO_4-P) değeri 8,2 mg/L'dir. Sonsuz çamur yaşı işletme şartlarında işletilen MSBR sisteminin çalışma hacmi 5 litre, kullanılan UF membranın yüzey alanı 0,047 m^2 ve HRT 10 gündür. Yapılan çalışma sonunda yüksek SRT değerlerinden dolayı düşük KOİ giderimi gözlenmiş, %40 ile %60 aralığında giderim verimi elde edilmiştir. Sık çamur atımının etkili biyokütle aktivitesi için önemli bir anahtar olduğu belirtilmiştir. Yüksek nitrifikasyon/denitrifikasyon kapasitesi sağlanmıştır. Ayrıca C:N:P oranını sağlamak amacıyla KH_2PO_4 ve K_2HPO_4 ilave edilmiş ve fosfor giderim verimi %45 civarında olmuştur.

Chiemchaisri vd. [81] tarafından gerçekleştirilen çalışmada, Tayland'da stabilize bir sızıntı suyunun arıtımı iki aşamalı MBR sistemi ile gerçekleştirilmiştir. Anoksik ve batık hollow fiber bir membran modülü olan bir aerobik tankı içeren bir sistem kullanılmıştır. 200 günlük düzenli işletme sırasında, BOİ, KOİ, NH_3-N ve TKN giderimleri sırasıyla %99,6, %68, %89 ve %86 bulunmuştur. Floresan in situ hibridizasyon (FISH) metoduyla aerobik tankta yüksek oranda nitrifiye bakterileri ve anoksik tankta yüksek oranda denitrifiye bakterileri gözlemlenmiştir.

Bui Thanh vd. [82] tarafından yapılan bir çalışmada, katı atık tesisinden gelen sızıntı suyunun MBR ile arıtımında 4 düşük akıda MBR'nin tıkanması ve arıtma performansı araştırılmıştır. bMBR, 1,2; 2,4; 3,8 ve 5,1 LMH (L/m^3.sa) olan düşük akılarda işletilmiştir. 2,4 LMH'lik akıda %97'lik bir KOİ giderim verimi elde edilmiştir. NH_3-N ve TN parametrelerinde en yüksek giderim verimi 3,8 LMH akıda sırasıyla yaklaşık %92 ve %88 olmuştur. En yavaş membran tıkanması en düşük akıda gözlenmiştir. Sonuç olarak, 2,4 LMH'den daha düşük akıların, sızıntı suyunun bMBR ile arıtımında sürdürülebilir olduğu belirtilmiştir.

Rizkallah vd. [83] tarafından yapılan bir çalışmada, yüksek kirlilik derecesine sahip sızıntı sularının (KOİ 9.000-11.000 mg/L) MBR ile arıtımının uygunluğu üzerine

araştırma yapılmıştır. Giriş atıksuyu önce anoksik ardından havalandırma tankına ve daha sonrasında MBR'den geçirilerek arıtılmış ve sadece MBR performansı gözlenmiştir. 0,929 $m^{2'}$lik membran yüzey alanına sahip Zenon-10 UF membran kullanılmıştır. Yapılan çalışmanın sonunda $BOİ_5$'de %99,5, KOİ'de %70, UKM'de %95, TN'de %95 ve NH_3-N'de %96'lık bir giderim sağlanmıştır.

Ying Dong vd. [84] tarafından yapılan bir çalışmada MBR ile arıtılan sızıntı suyunun ileri arıtımı için RO membran sistemi kullanılmıştır. Çalışmada membran davranışlarının izlenmesi, membran tıkanması ve temizlenmesi araştırılmıştır. Çalışma esnasında, membran yüzeyini tıkayan maddeler taramalı elektron mikroskobu (SEM) ile gözlemlenmiş ve elementel analiz enerji dağılımlı X-Işını spektrometresi (EDX) kullanılarak yapılmıştır. Membran içyapısını incelemek için ise tabaka tabaka lazer taramalı konfokal mikroskop (CLSM) tarama yapılmıştır. Sonuçlara göre, tıkanmaya organik ve inorganik kirleticiler ile inorganik presipitatların sebep olduğu kanısına varılmıştır. EDX sonuçlarına göre, Ca, Na, Mg, K, Si, Fe ve Al'nin, membranda tıkanmaya sebep olan ana inorganik maddeler olduğu ve özellikle kalsiyumun membran performansı üzerine olumsuz bir etkiye sahip olduğu şeklinde yorumlanmıştır. Membran temizlemesi ile ilgili olarak, temiz membran ile hidrolik temizleme ve kimyasal temizleme yapılan membranların geçirgenlikleri arasında karşılaştırma yapılmış ve kimyasal temizleme yapılmış membranın geçirgenlik geri dönüşümünün daha etkili olduğu görülmüştür.

Vahdani vd. [85] tarafından yapılan bir çalışmada, MBR sistemi kullanılarak Tahran'ın yüksek organik yüklü sızıntı sularının arıtımı üzerine çalışmalar yapılmıştır. Ortalama giriş KOİ değerleri 60.000-75.000 mg/L olan sızıntı suyunun MBR çıkış konsantrasyonları çalışma boyunca 1.935 mg/L'nin altında ölçülmüştür. Ayrıca ağır metallerde %82'lik giderim sağlanmıştır. Dolayısıyla, MBR sistemlerinin sızıntı suyu arıtımı için uygun ve verimli olduğu belirtilmiştir.

Visvanathan vd. [86] tarafından yapılan bir çalışmada, Tayland'daki farklı iki düzenli depolama sahasından temin edilen sızıntı sularının aerobik termofilik MBR'de arıtım performansı değerlendirilmiştir. Bu sahalardan alınan sızıntı suları BOİ/KOİ oranı sırasıyla 0,39; 0,57 ve 0,65 olacak şekilde karıştırılmış ve birbirini takip eden 3 tane

deneysel çalışma yürütülmüştür. Organik yükleme oranı (OLR) 4,9-8,45 aralığındadır. Su ceketli çelik reaktör tasarlanmış ve MBR sıcaklığı 45°C olması için sıcak su sürekli su ceketinden sirküle edilmiştir. 0,39-0,65 BOİ fraksiyonunda, KOİ giderim verimi %62'den %79'a yükselmiş ve yüksek BOİ giderimi gözlenmiştir (%97-99). Ancak BOİ/KOİ oranının artmasıyla amonyak giderimi azalmıştır (%75'den %60'a). Termofilik MBR'de bulunan EPS konsantrasyonları mezofilik MBR'ye göre daha yüksek olmuştur. Bu sebeple termofilik MBR'de mezofilik MBR'ye göre daha sık membran tıkanması meydana gelmiştir.

Brown vd. [87] tarafından yapılan bir çalışmada, kompost prosesinden elde edilen sızıntı sularının MBR ile arıtımı çalışılmıştır. MBR sistemi yaklaşık 39 gün işletilmiştir. Sızıntı suyunun giriş KOİ değer 116 g/L ve HRT 95 gündür. KOİ giderim verimi %99 ve bakır dışında ağır metal giderimi %82'nin üzerinde olmuştur.

Samunya vd. [88] tarafından yapılan bir çalışmada, düzenli depolama sahalarından elde edilen sızıntı sularının MBR ile arıtımında biyobozunma performansı ve tıkanma eğilimleri üzerine işletme pH'sının etkisi araştırılmıştır. Farklı pH seviyelerinde (5,5, 6,5, 7,5; 8,5) çalışılmıştır. Tıkanma davranışlarının yanısıra, organik giderim, çözünmüş organik madde dönüşümü, mikrobiyal topluluk ve aktif çamur özellikleri izlenmiş ve analizlenmiştir. pH 5,5 ve 8,5 değerlerinde organik giderim açısından önemli bir fark gözlenmemiştir. Ancak, aktif çamurun pH'ının artması ile inorganik madde gideriminde önemli bir artış gözlenmiştir. MBR'lerde baskın olan proteobakter, pH 8,5'da pH 5,5'dan daha fazla bulunmuştur. Membran tıkanması pH 5,5'de daha çok gözlenmiş, bunu takiben pH 8,5; 6,5 ve 7,5 da ise benzer ve daha az tıkanma gözlenmiştir.

Hashisho vd. [89] tarafından yapılan çalışmada, pilot ve tam ölçekli MBR tesislerine rehber olması açısından, stabil sızıntı sularının arıtımında hallow fiber (HF) ve düz levha (FS) membranların performansları karşılaştırılmıştır. Çalışma için kullanılan sızıntı suyu KOİ değerleri 3.800-7.800 mg/L arasındadır. Her iki membran konfigürasyonunda da (HF ve FS) yüksek ve benzer BOİ (%92,2 ve %93,2) ve TP (%79,4 ve %78,5) giderimi gözlenmiştir. Ancak ortafosfat giderim verimi farklılık göstermiş ve FS membranlarda %81,3, HF membranlarda %87,3 olarak bulunmuştur. FS membranlar, HF'ye göre

önemli ölçüde TN ve NH_4^+ giderimi sağlamıştır (sırasıyla TN için %61,2 ve %49,4, NH_4^+ için %63,4 ve %47,8).

Canziani vd. [90] tarafından yapılan çalışma, sızıntı suyunun, saf oksijen membran biyoreaktör (PO-MBR) ve hareketli yatak biyofilm reaktör (MBBR)-ardışık denitrifikasyon prosesi ile biyolojik nitrifikasyon üzerine etkisi araştırılmıştır. Çalışmada, MBR'deki çözünmüş oksijen konsantrasyonu 0,2-0,5 mg/L arasında tutulduğunda, yüksek SRT'lerde, nitrit oksitleyen bakterilerin inhibasyonu ile amonyumun nitrite oksidasyonu sağlanmıştır.

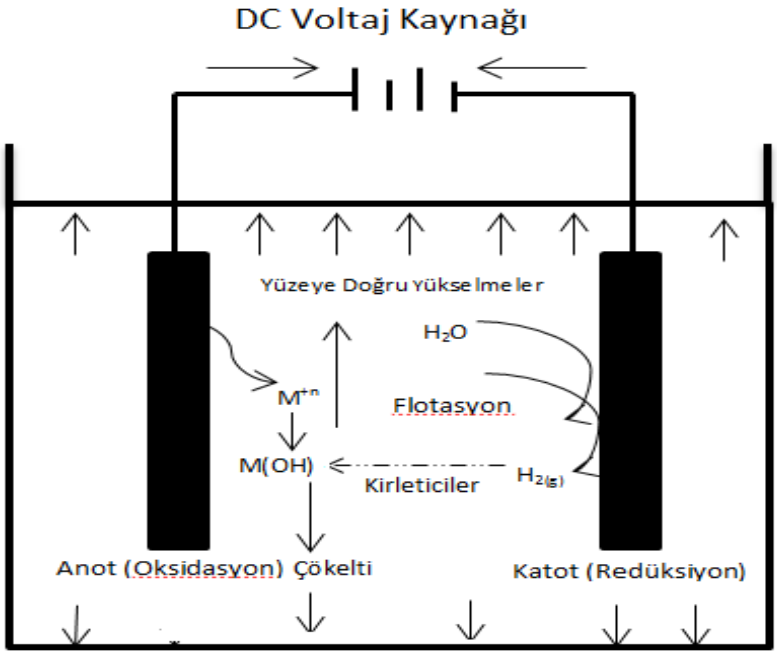
El-Fedel ve Hashisno [91] yapmış oldukları çalışmada, yüksek organik yüke sahip sızıntı sularının MBR ve ardışık kesikli reaktör (AKR) ile arıtım performansları karşılaştırılmıştır. Sonuç olarak, MBR'de AKR'ye göre daha yüksek giderim verimi elde edilmiştir. MBR ve AKR'de sırasıyla %99,5 ve %82 BOİ giderimi, %70 ve %47 KOİ giderimi, %95 ve %73 TN, %96 ve %71,4 NH_3-N giderimi meydana gelmiştir. KOİ gideriminin deşarj standartlarını sağlaması için her iki sistem sonrası ek arıtma prosesleri gerektiği belirtilmiştir. Sızıntı suyu arıtımında iyi bir çıkış suyu kalitesi sağlayan MBR'nin sızıntı suyu arıtımında uygulanabilirliği için ekonomik değerlendirmelerin yapılması tavsiye edilmiştir.

Boonnorat vd. [92] tarafından yapılan bir çalışmada, sızıntı suyunun MBR ile arıtımında çeşitli HRT (6, 12, 24 sa) ve C/N (6, 10) oranlarının etkisi araştırılmıştır. Deneysel sonuçlar, C/N oranının 6 olmasının diğer C/N oranlarına göre bakteri büyümesi açısından daha uygun olduğunu göstermiştir. Ayrıca, fenol ve fitalatların bozunmasından sorumlu bakterilerin en fazla büyüdüğü koşulun 12 saatlik HRT değerinde olduğu görülmüştür. Carbamazepine (CBZ), N,N-diethl-m-toluamide (DEET) ve diklofenak (DCF) gibi mikrokirleticilerin bozunması için daha uzun HRT'lerin gerektiği gözlemlenmiştir.

Abu Bakar ve Ujang [93] sızıntı suyunun MBR ile arıtımı üzerine çalışmışlardır. Sentetik sızıntı suyu ile yapılan çalışmada, MF HF membranlar kullanılmıştır. Sonuç olarak %98'in üzerinde KOİ ve sırasıyla %94, %92, %42 ve %75 Pb, Cd, Cu ve Zn gibi ağır metallerin giderimi elde edilmiştir.

3.2.4 Elektrokoagülasyon

Elektrokoagülasyon (EC), elektrik akımı ve metal elektrot kullanılarak atıksudan ağır metal, askıda katı maddeler ve emülsiye organik maddeler gibi birçok kirleticinin aynı anda uzaklaştırılmasını sağlayan en yaygın elektrokimyasal prosestir. Elektrokoagülasyon prosesinin genel mekanizmasında koagülasyon, adsorbsiyon, absorbsiyon, çöktürme ve flotasyon prosesleri bulunmaktadır [94]. Doğru akım (DC) güç kaynağına bağlı ve atıksuya daldırılmış elektrotların bulunduğu bir anot ve bir katottan oluşan basit bir EC reaktöründe (Şekil 3.7) eş zamanlı olarak anotta yükseltgenme (oksidasyon) katotta ise indirgenme (redüksiyon) reaksiyonları gerçekleşmektedir [95]. Yaygın olarak alüminyum (Al^{+3}) ve demir (Fe^{+3}, Fe^{+2}) elektrotlar kullanılmaktadır. Bu elektrotlar, prosesin işletme aşamasında suda çözünebilir hidroksitler üreterek kirleticiler ile elektrokimyasal reaksiyona girmektedir. Metal hidroksitlerin adsorpsiyon kapasitesi çok yüksektir ve bu özellikleri ile metal hidroksitler, sudaki değişik kirletici parametreleri adsorbe ederek koagülantları oluşturmakta ve oluşan koagülantlar çökelerek sudan uzaklaştırılmaktadır.



Şekil 3.7 Elektrokogülasyon reaktörü

EC prosesinde genellikle 3 temel işlem söz konusudur. Bunlar:

1. Elektrotların yüzeyinde oluşan elektrolitik reaksiyonlar,

2. Sıvı fazda koagülantların (metalik iyonların) oluşumu,
3. Çözünebilir ya da koloidal kirleticilerin adsorpsiyon, koagülasyon, sedimantasyon veya flotasyon mekanizmaları ile giderilmesi,

olarak sıralanabilmektedir. EC prosesinde kirleticiler kararlı hale getirilmekte ve farklı partiküller büyük bir flok oluşturmaktadır. Adsorpsiyon kapasiteleri yüksek olduğu için iyi bir koagülant olan metalik iyonlardan dolayı, EC'de yaygın olarak Al ve Fe elektrot kullanılmaktadır ve elektrotlarda gerçekleşen reaksiyonlar şu şekildedir:

Alüminyum Anot için;

$$Al \rightarrow Al^{+3} + 3e^{-} \quad (3.1)$$

Alkali şartlarda; $Al^{+3} + 3OH^{-} \rightarrow Al(OH)_3$ (3.2)

Asidik şartlarda; $\mathrm{Al^{+3} + 3H_2O \rightarrow Al(OH)_3 + 3H^{+}}$ (3.3)

Demir anot için; $\mathrm{Fe \rightarrow Fe^{+2} + 2e^{-}}$ (3.4)

Anottaki ana reaksiyon sonucu ise oksijen;

$$4OH^{-} \leftrightarrow O_2 + 2H_2O + 4e^{-} \quad (3.5)$$

Katottaki genel reaksiyon;

$$2H_2O + 2e^{-} \rightarrow H_2 + 2OH^{-} \quad (3.6)$$

EC'de, anot yeterli potansiyele sahip olduğunda, atıksuda bulunan klor iyonları ya da organik bileşiklerin oksidasyonu gibi ikincil reaksiyonlar da oluşturabilmektedir [96].

$$2Cl^{-} \rightarrow Cl + 2e^{-} \quad (3.7)$$

$$Cl_2 + H_2O \rightarrow HOCl + H^{+} + Cl^{-} \quad (3.8)$$

$$HOCl \rightarrow H^{+} + OCl^{-} \quad (3.9)$$

(3.8 ve (3.9 reaksiyonlarında su içerisindeki klorür, klora dönüşerek hipoklorit oluşturmakta ve böylece amonyak giderimine katkı sağlamaktadır [97]. Ayrıca elektrokimyasal redüksiyon sonucu nitrat iyonları N_2 ve amonyuma dönüşerek EC'de nitrit giderimi de sağlanmaktadır:

$$NO^- + H_2O + 2e^- \leftrightarrow NO^- + 2OH^- \quad (3.10)$$

$$NO_3{}^- + 3H_2O + 5e^- \leftrightarrow 0{,}5N_2 + 6OH^- \quad (3.11)$$

$$NO_2{}^- + 6H_2O + 8e^- \leftrightarrow NH_3 + 9OH^- \quad (3.12)$$

$$NO_2{}^- + 2H_2O + 3e^- \leftrightarrow 0{,}5N_2 + 4OH^- \quad (3.13)$$

$$NO_2{}^- + 5H_2O + 6e^- \leftrightarrow NH_3 + 7OH^- \quad (3.14)$$

$$NO_2{}^- + 4H_2O + 4e^- \leftrightarrow NH_2OH + 5OH^- \quad (3.15)$$

EC prosesini etkileyen sulu ortamın kimyası, suyun iletkenliği, pH, partikül büyüklüğü, ortamın kimyası, elektrot tipi, reaksiyon süresi, etkin elektrot yüzey alanı gibi birçok faktör vardır [98].

3.2.4.1 EC Prosesinin Avantajları ve Dezavantajları

EC sayesinde kararlı bir çamur oluşumu gözlenmekte ve kimyasal arıtmaya kıyasla daha hızlı bir flok oluşumu sağlanmaktadır [99]. EC yöntemi geleneksel koagülasyona benzemekle birlikte birçok avantajı vardır [100]. Bu avantajlar;

a) Küçük kolloidal partiküllerin kararlı hale getirilip giderilmesinde konvansiyonel koagülasyona oranla daha etkili olması,

b) Daha az ve daha kararlı çamur oluşması,

c) Ekipmanlarının kullanım ve işletilmesinin kolay olması,

d) Kimyasal madde ilavesine gerek olmaması ve bu sebeple işletme ve bakımının daha kolay olması.

Şeklinde sıralanabilmektedir. Etkin verim ve kolay işletme şartları nedeniyle elektrokimyasal arıtım yöntemleri içerisinde en yaygın kullanım alanı bulunan yöntem elektrokoagülasyondur. Ancak EC'nin avantajlarının yanısıra bazı dezavantajları da mevcuttur ve bunlar aşağıda sıralanmıştır [98]:

- ✓ Elektrotların hızlı korozyonu sebebiyle düzenli olarak değiştirilme gerekliliği,
- ✓ Katot üzerinde oksitlenmiş yapıların proses verimliliğini büyük ölçüde etkilemesi,

- ✓ Arıtımın gerçekleşebilmesi için atıksudaki süspanse maddelerin yüksek iletkenliğe sahip olmasının gerekliliği,
- ✓ Elektrik kullanımının pahalı olduğu yerlerde EC kullanılmasının uygun olmayışı.

3.2.4.2 EC ile İlgili Yapılmış Çalışmalar

EC atıksuların arıtımında yaygın birşekilde kullanıldığı gibi sızıntı suyu arıtımında da kullanılmaktadır. Bu tez kapsamında EC'nin aktif çamur ortamına etkisi de araştırılmış ve bu bakımdan EC ile ilgili yapılmış çalışmalar aşağıda özetlenmiştir.

İlhan vd. tarafından [101], EC yöntemiyle sızıntı sularının arıtılabilirliği ile ilgili yapılan bir çalışmada, 500 ml'lik bir reaktör (cam beher) kullanılmış olup bu reaktörde kesikli olarak çalışılmıştır. Elektrot olarak demir ve alüminyum elektrotlar kullanılmış ve çalışma boyunca arıtım süresi 1, 5, 15 ve 30 dakika olarak uygulanmıştır. Daha sonra reaktörler 1 saat çökelmeye bırakılıp bu süre sonunda duru fazda KOİ, NH_3-N ve TP analizleri yapılmıştır. Sızıntı suları için alüminyum elektrotların demir elektroda oranla daha iyi sonuçlar verdiği belirlenmiştir. Sonuçlar incelendiğinde sızıntı suyunun EC ile ön arıtılabilirliğinin mümkün olduğu görülmüştür. Yapılan araştırmalar sonucunda, KOİ değeri 12.800 mg/L olan orta yaşlı bir sızıntı suyunda 30 dakika gibi kısa bir sürede %59,1'lik giderim verimi elde edilmiş ve %14,6 oranında da amonyak azotu giderimi sağlanmıştır.

Xiangdong vd. [102] yaptığı çalışmada ise sızıntı suyundan KOİ ve NH_3-N giderimi için, EC'nin verimliliğini araştırmıştır. Elektrot cinsi, akım yoğunluğu, elektroliz zamanı, Cl^- konsantrasyonu ve çözeltinin pH'sı gibi faktörlerin KOİ ve NH_3-N giderimindeki etkinliği araştırılmıştır. Arıtım kesikli bir sistemde yapılmış ve sonuçlar sızıntı suyunun ön arıtımında EC'nin uygulanabildiğini göstermiştir. Optimum işletme şartları; Fe elektrot ile akım yoğunluğu 4,96 mA/cm^2, giriş pH değerleri (6,7-7,5), Cl^- konsantrasyonu 2.319 mg/L, işletme zamanı 90 dk olarak bulunmuş ve bu şartlar altında en yüksek KOİ ve NH_3-N giderim verimleri sırasıyla %49,8 ve %38,6 olmuştur.

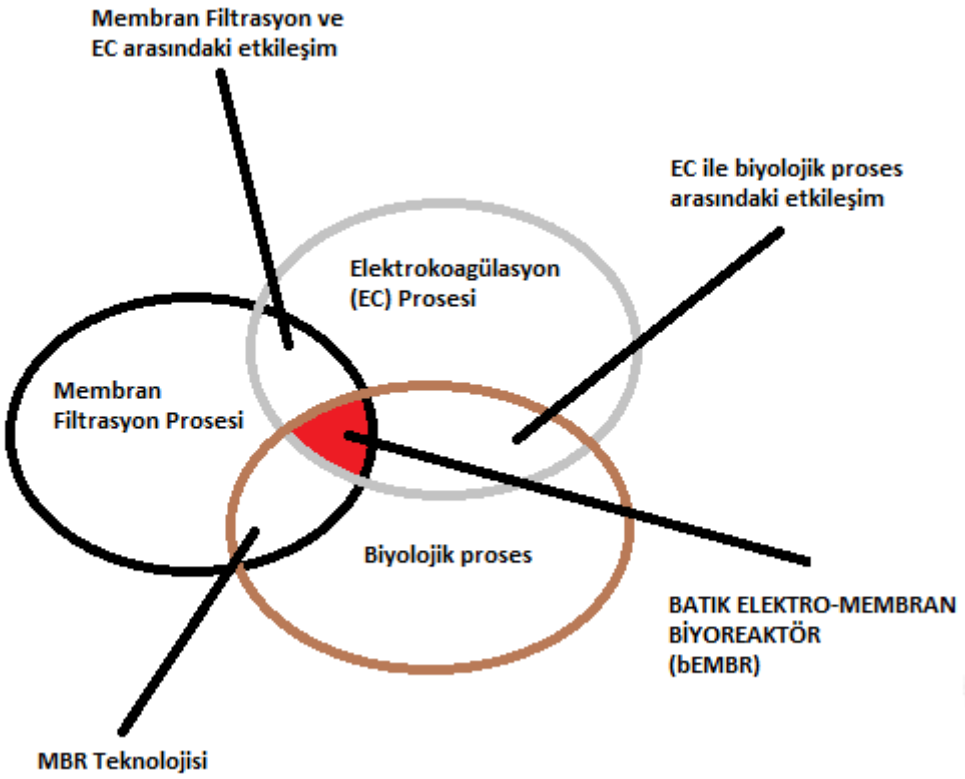
Ricardel ve Djelal [103], Fransa'da yüksek seviyede inorganik bileşen içeren ve biyobozunurluğu düşük olan sızıntı sularını arıtmada, EC'nin etkinliği araştırmıştır. Fransa da henüz iki yıllık işletimde olan düzenli depolama tesisinden toplanan sızıntı

suyu ile deneysel çalışmalar yapılmıştır. Tüm elektrokimyasal deneyler iki paralel elektrot plakasına teçhiz edilmiş 5 L tel bölgeli elektrolitik hücresinde 4 L çözelti ile yapılmıştır. EC prosesinde alüminyum ve grafit elektrotlar kullanılmış ve akım yoğunluğu (23-95 A/m^2), elektrot boşluğu (2-4 cm) ve katot cinsi gibi EC parametrelerinin optimum işletme şartlarını bulmak için KOİ, bulanıklık, renk, NH_4^+, NO_3^- giderimleri ve elektriksel enerji tüketimi değerlendirilmiştir. Optimum işletme şartları alüminyum elektrot ile; akım yoğunluğu 95 A/m^2 ve 2 cm elektrot boşluğu olarak belirlenmiş ve 135 dakika EC sonrasında 120 mg/L'den daha az çıkış KOİ'si elde edilmiştir. Ayrıca, bulanıklık 5 NTU olarak ölçülmüş ve %80'lik bir renk giderim oranı gözlenmiştir. Nitrat giderimi %40 seviyelerinde kalmış ve NH_4^+ giderimi için EC prosesinin uygun olmadığı sonucuna varılmıştır.

Hui Zhang vd. [104] sızıntı suyundan KOİ giderimi için elektrokimyasal arıtma kullanmışlardır. Demir iyon ile aktifleştirilmiş peroksidisülfat (PDS) prosesiyle sızıntı suyundan KOİ gideriminin geliştirilmesi hedeflenmiştir. PDS ve demir iyon dozajı, akım yoğunluğu ve başlangıç pH'sının, KOİ giderimine etkisi araştırılmıştır. Oksidasyonla KOİ gideriminde, PDS konsantrasyonu ve akım yoğunluğu artmış, başlangıç pH'sı ise azalmıştır. Koagülasyon ile KOİ giderimi, demir dozajına bağlı olarak artmış fakat akım yoğunluğu ile azalmıştır. Karşılaştırmalı çalışmalar yapılmış ve Fe/PDS prosesi, koagülasyon ile KOİ giderimine katkı sağlamıştır. Fe/PDS prosesi elektrokimyasal metot ile birleştirildiğinde KOİ gideriminde oksidasyonun yanısıra koagülasyonun katkısının önemli olduğu görülmüştür.

3.2.5 Batık Elektro-Membran Biyoreaktör

Biyolojik proses, membran filtrasyon prosesi ve elektrokinetik proseslerin her biri ayrı olarak atıksu arıtımında kullanılmakla birlikte, birbirlerinin etkileşimlerinden yeni etkili arıtım sistemleri ortaya çıkmıştır. Örneğin biyolojik arıtma ve membran filtrasyonunun kombinasyonu ile MBR teknolojisi bulunmuştur. bEMBR sistemi evsel atıksuların arıtımı için Elektrowicz vd. [105] tarafından 2009 yılında geliştirilmiş ve bu sistem ile tek bir ünitede biyolojik proses, membran filtrasyon prosesi ve elektrokinetik prosesi içeren üç temel prosesten oluşan hibrit bir sistem geliştirilmiştir (Şekil 3.8).



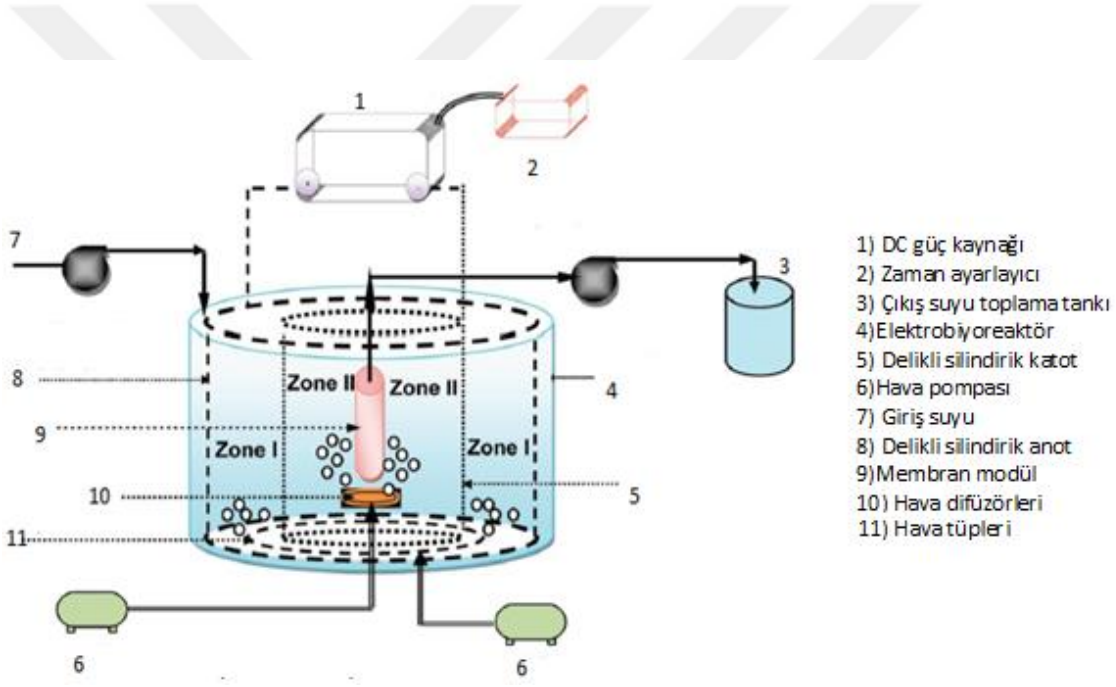
Şekil 3.8 bEMBR prosesi

Elektrowicz vd. [105] tarafından ilk kez uygulanan bEMBR sistemi, silindirik bir reaktörden meydana gelmektedir. Burada, membran modülü membran filtrasyonunu sağlamak için reaktörün merkezine yerleştirilmiştir. Elektrotlar membran modülüne uygun mesafede yerleştirilmiş ve DC güç kaynağına bağlanmıştır. Reaktöre yapılan beslemeyi ve membran modülüne gelen akışı engellememesi açısından delikli elektrotlar kullanılmıştır. Hava difüzörleri reaktör tabanına yerleştirilmiş, tabandan yukarıya doğru homojen bir şekilde dağılımı sağlanmıştır. Sistemin içerisine yerleştirilen elektrotların dizaynının, reaktördeki aktif çamura uygulanan DC elektrik alanının üniform bir şekilde dağılımını gerçekleştirecek şekilde olması gerekmektedir. Elektrotların dizaynı yapılırken dikkat edilmesi gereken hususlar aşağıda listelenmiştir:

- ✓ Elektrotlar membran modülünün etrafını saracak şekilde yerleştirilmelidir. Membran modülü elektrotlar arasındaki akım yoğunluğunu etkilememelidir.
- ✓ bEMBR'deki elektrotlar, reaktöre atıksu beslemenmesini ve membran filtrasyonu için membran modülüne doğru akışı engellememelidir.

- ✓ Uygun elektrot materyali kullanılmalıdır.
- ✓ Elektrotlar membran modülünün yapısına zarar vermemelidir.
- ✓ Elektrotlar arasındaki akım yoğunluğunun verimini azaltmayacak şekilde dizayn edilmelidir.

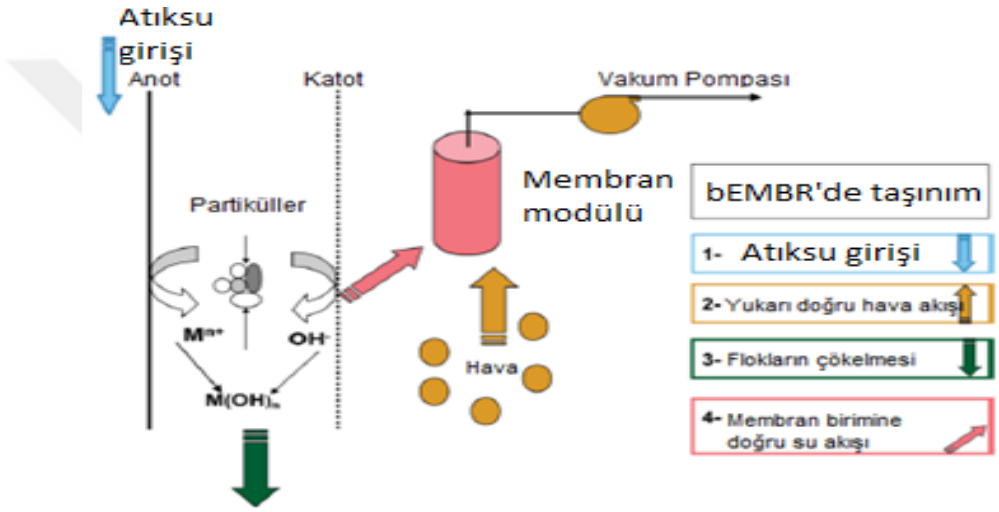
bEMBR sisteminde reaktör iki bölgeye ayrılır. Birinci bölge, katot ile reaktör duvarı arasını, ikinci bölge ise katot ile membran modülünün arasını temsil etmektedir. Bölge I'de biyodegredasyon, elektrokoagülasyon ve elektrosedimantasyon olayları meydana gelmektedir. Bölge II'de ise daha fazla biyodegredasyon ve membran filtrasyonu gerçekleşmektedir. Şekil 3.9'da bEMBR sistemi şematik olarak gösterilmiştir.



Şekil 3.9 bEMBR sisteminin şematik gösterimi [21]

bEMBR sisteminde elektrotlar kadar elektriksel parametreler de önem arz etmektedir. Aktif çamur ortamına DC elektrik alanı uygulamasında seçilen DC elektrik alanı ve işletme modu bEMBR işletiminde oldukça önemlidir. Ortama verilen DC elektrik alanı en iyi elektrokinetik şartları sağlamalıdır. Aktif çamurdaki mikrobiyal faunaya zarar vermemek için ortama belirli aralıklarla DC elektrik alanı uygulanmalıdır. Bu yüzden, biyolojik arıtmayı engellemeyecek, DC elektrik alanı ve işletme modu belirlenerek bEMBR sistemi işletilmelidir.

Şekil 3.10'da bEMBR sistemindeki su akışı gösterilmiştir. İyi havalandırılan bir atıksuda ilk olarak biyolojik arıtım meydana gelmektedir. DC elektrik alanı uygulandığında, elektrik alanı iki delikli elektrot arasında meydana gelmekte ve kullanılan elektrotlar su ile reaksiyona girmektedir. Elektrotların çözünmesiyle metal iyonları oluşmakta ve karışık sıvıda floklar meydana gelmektedir. Böylece, organik ve inorganik kirleticilerin giderimi ve çökelmesi hızlandırılır. En nihayetinde, arıtılmış su, emme pompasıyla delikli katot arasından geçerek membran modülüne gelmekte ve ortamdan uzaklaştırılmaktadır.



Şekil 3.10 bEMBR'de su taşınım hareketleri [21]

Yeni bir metot olan bEMBR sisteminin MLSS flok boyutunu arttıran ve membran tıkanma sorunlarını en aza indiren etkili bir arıtım yöntemi olduğu kanıtlanmıştır [106]. Ancak, sızıntı suyunun bu metot ile arıtımı konusunda literatürde yapılmış herhangi bir çalışmaya rastlanmamıştır. Bu nedenle, bEMBR sistemi ile ilgili farklı atıksuların arıtımı konusunda yapılmış çalışmalar aşağıda özetlenmiştir.

3.2.5.1 bEMBR ile İlgili Yapılmış Çalışmalar

bEMBR sistemi son zamanlarda su ve atıksu arıtımında sıklıkla kullanılmaya başlanmıştır. Aktif çamur ortamına elektrik alanının etkisi ve bEMBR sistemi ile gerçekleştirilen çalışmalar aşağıda özetlenmiştir.

Ibeid vd. [107] yapmış oldukları çalışmada, mikrobiyal yaşamı etkilemeden, SMP, kolloidal organikler, hümik yapılar, zeta potansiyeli (ZP), flok boyutu gibi aktif çamur özellikleri üzerine elektrik alanının etkisini araştırmışlardır. Üç farklı MLSS konsantrasyonunda (5.000, 10.000 ve 15.000 mg/L), 5-60 A/m^2 aralığındaki akım yoğunluğunda ve beş farklı işletme modunda (5'açık/5'kapalı, 5'açık/10'kapalı, 5'açık/15'kapalı, 5'açık/20'kapalı) 9 ayrı çalışma yapılmıştır. Her bir çalışma beş reaktörden oluşmaktadır. Çalışma sonunda, 15-35 A/m^2 akım yoğunluğunda 3.000-10.000 mg/L MLSS konsantrasyonlarında 5'açık/5'kapalı ve 5'açık/10'kapalı işletme modunda, SMP, spesifik kek direnci (SRF), hümik yapılar ve organik kolloidlerde önemli derecede azalma gözlenmiştir. 15.000 mg/L üzerindeki MLSS konsantrasyonları için 5'açık/5'kapalı ve 5'açık/10'kapalı işletme modunda da çamur özelliklerinin iyileştiği görülmüştür. Sonuç olarak, DC elektrik alanının uygulanması, elektro membran biyoreaktörlerde (eMBR) membran tıkanmasına sebep olan SMP'lerin yüksek oranda giderimleri ile çamur susuzlaştırmaya olumlu katkı sağladığı görülmüştür.

Chen vd. [23] yaptıkları çalışmada membran tıkanmasını önlemek için membran akısı üzerine elektrik alanı uygulanmasının etkisini araştırmışlardır. Uygulanan elektrik alanının membran akısına önemli derecede etkisinin olduğu, elektrik alanı sayesinde membran yüzeyinden partiküllerin uzaklaştırıldığı belirtilmiştir.

Wei vd. [108] tarafından yapılmış olan çalışmada, MBR'den alınan aktif çamur örneklerine DC uygulanmasının bakteri yaşamına etkisi araştırılmıştır. Bakteri yaşamı üzerindeki etkileri, farklı akım yoğunluğu (0; 3,7; 6,2; 12,3 ve 24,7 A/m^2) ve maruziyet süresinde, elektrotlara yakın bölgelerden alınan örneklerle analizlenip değerlendirilmiştir. Sonuç olarak, 12,3 ve 24,7 A/m^2 akım yoğunluğu %15 ve 29 oranında canlı ölümlerine sebep olurken, 6,2 A/m^2 akım yoğunluğu uygulandıktan 4 saat sonra bakteriyel yaşamın çok az (<%10) etkilendiği belirlenmiştir. Ayrıca katot yüzeylerinde bakteri ölümleri çok fazla olurken, elektrotların dışında ise oldukça az olduğu yapılan bu çalışma ile gözlemlenmiştir.

Giwa ve Hasan [109] yaptıkları bir araştırmada orta-güçlü atıksuların bEMBR ile arıtımında sayısal bir model geliştirmişlerdir. Model dizaynının değerlendirilmesi organik, nütrient ve metal giderim verimliliği ve son konsantrasyonları, çeşitli giriş

komposizyonları kullanılarak yapılmıştır. Laboratuvar ölçekli EMBR'nin 60 gün çalışmasından elde edilen veriler kalibre edilmiş ve model doğrulanmıştır. Model sonuçları deneysel sonuçlarla uyumlu bulunmuş ve 15 A/m^2 ve 5'açık/15'kapalı işletme modunda TP, KOİ, TN, Ni, Fe, Cr parametrelerinde sırasıyla %99; 99,9; 91; 79; 89; 80 giderim verimleri elde edilmiştir.

Bani-Melhem [110] tarafından yapılan bir başka çalışmada bEMBR teknolojisi sentetik atıksuların arıtımında kullanılmıştır. İlk olarak küçük bir reaktörde en iyi elektrokinetik şartlar belirlenmiştir. 1 V/cm doğru akımla 15 dakika açık ve 45 dakika kapalı olarak çalıştırmanın en uygun elektriksel şartlar olduğu bulunmuştur. Deneylerde demir ve alüminyum elektrotlar kullanılmış ve membrandan filtre edilebilirliğini sırasıyla %16,6 ve %21,3 arttırdığı belirtilmiştir. Çalışmaların sonucunda KOİ gideriminin %96'dan fazla, fosfor gideriminin % 98'den fazla ve NH_3-N gideriminin ise ortalama %70 civarında olduğu belirlenmiştir. bEMBR sisteminde anot olarak alüminyum elektrot ve katot olarak demir elektrot kullanılmıştır. Reaktör hacmi 13,43 L ve prosesin işletme süresi 66 gündür. Reaktör içerisindeki çözünmüş oksijen konsantrasyonu 5–8 mg/L arasında tutulmuştur. bEMBR sisteminin toplam KOİ gideriminin %93 gibi yüksek bir giderim verimine ulaştığı belirtilmiştir. Amonyak gideriminin %80–95 arasında olduğu ve fosfor gideriminin %97'ye ulaştığı bildirilmiştir. Ayrıca bu sistemin, oluşan çamurun susuzlaştırma şartlarını iyileştirdiği de ifade edilmiştir.

Shadi Hasan [28], çıkış suyu kalitesi, membran tıkanmasındaki azalma ve çamur özelliklerindeki iyileşmeden dolayı evsel atıksuyun arıtımında bEMBR sistemi ile çalışmıştır. Kararlı halde bEMBR'de KOİ, amonyak ve fosfor giderimi sırasıyla %92, %99 ve %99 olarak belirlenmiş ve transmembran basıncının önemli bir artış göstermediği gözlenmiştir. Çamur floklarının ortalama partikül boyut çapları 69 µm'den 17.5 µm'ye düşerken, çamurun filtre edilebilirliği ve susuzlaştırılabilirliğinin %78 gibi önemli bir oranda iyileşme kaydettiği belirtilmiştir. Ayrıca sistemden çıkan çamurun çamur hacim indeksi (SVI) 170 mL/gr'dan 119 mL/gr değerlerine gerileyerek çamurun çökelebilirliğinin %30 arttığı saptanmıştır. Bunun yanında bEMBR sisteminin önemli ölçüde ağır metal giderimine de katkıda bulunduğu, en yüksek giderimlerin Pb için %100, Ni için %98,1, Cu için %100 ve Cd için %94,6 olduğu bildirilmiştir. Enerji ihtiyacının ise saatte 1 kW/m^3'den daha az olduğu, toplamda ise her bir m^3 atıksu için

0,052 $olduğu belirlenmiştir. Sonuç olarak bEMBR arıtım teknolojisinin hem maliyet hem de çıkış suyu kalitesi bakımından oldukça başarılı olduğu ve küçük ve büyük ölçekli arıtma tesislerine uygulanabileceği bildirilmiştir.

Shadi Hasan vd. [111], yaptığı bir diğer çalışmada membran tıkanması üzerine konvansiyonel MBR ile bEMBR'deki çamur özelliklerinin etkisi araştırılmıştır. TMP, tıkanma için bir indikatör olarak seçilmiş ve bMBR ve bEMBR'deki çamur özellikleri ve TMP arasındaki ilişki araştırılmıştır. bEMBR ve bMBR'deki çamurun biyolojik ve fiziko-kimyasal özellikleri arasında ters etkileşimin yanısıra TMP'nin çamur özellikleri üzerindeki etkisini değerlendirmek için istatistiksel bir yaklaşım yapılmıştır. Pilot tesis, ham evsel atıksuyun karakteristiklerindeki günlük ve mevsimsel değişimlere göre işletilmiştir. Yapılan karşılaştırmalı çalışma sonucunda, bEMBR'deki elektrik alanı uygulamasının MLSS'nin fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerinde değişimlere neden olduğu sonucuna varılmıştır. Bu değişimler TMP'yi olumsuz etkilememiş ve TMP stabil kalmış ve dolayısıyla membran tıkanması azalmıştır.

Maria, Zohreh ve Sharif [112] yapmış oldukları çalışmada su geri kazanımı için yeni bir sistem olan bEMBR etkinliğini araştırmıştır. Dikdörtgen bir tank dizaynı yapılmış ve içerisine, 3 çift elektrot (GE Environment Inc., ZeeWeed 1) ve 3 hollow fiber membran modülü yerleştirilmiştir. Delikli alüminyum levhalar anot olarak ve paslanmaz delikli çelik tel katot olarak uygulanmıştır. Akım yoğunluğu 20 A/m^2 altında seçilmiştir. Elektrik seviyesinin optimum işletme modu, 5'açık/10'dakika kapalı şeklindedir. SRT 15 gün ve hidrolik bekleme süresi 12 saattir. Bu deneysel çalışma için sentetik atıksu kullanılmış ve kirletici değerleri gerçek atıksuya yakın olarak seçilmiştir. Çevresel şartlara sistemin vereceği tepkileri incelemek için deneyler 6 aylık bir periyotta gerçekleştirilmiştir. Sistem dengeye ulaştığında amonyak, nitrat, fosfor ve KOİ parametrelerinde sırasıyla %99,9, %100, %99,7 ve %97,8'lik bir giderim verimleri sağlanmıştır. Sisteme herhangi bir kimyasal eklenti olmadan bir hibrit reaktör ile iyi çıkış suyu kalitesi elde edildiği görülmüştür. Ayrıca, sistemin su geri kazanımı için kullanılabileceği değerlendirilmiştir.

Hasan vd. tarafından [29], Kanada'da bir atıksu arıtma tesisinde pilot ölçekli bEMBR sistemi kurulmuştur. Bu hibrit sistem, MF membran ile 0,5 m çap ve 1,6 m yükseklikte

silindirik PVC reaktörden oluşmaktadır. DC güç kaynağına bağlanan alüminyum anot ve çelik katot merkezi olarak yerleştirilmiştir. Hava, reaktörün tabanından yukarıya verilecek şekilde yerleştirilmiştir. Atıksu, reaktör duvarı ile elektrot arasından verilmiştir. SRT ve HRT değerleri 10 gün ve 11 saat olarak belirlenmiştir. Sistem 12 A/m^{2}'lik dâimi akım ile 5'açık/10'kapalı olarak işletilmiştir. Çalışmalar 7 hafta boyunca sürdürülmüştür. MLVSS değeri 2,2 g/L'den 3,3 g/L'ye yükselmiştir. bEMBR'nin konvansiyonel bir MBR sisteminde gerçekleşen membran tıkanması olayını 8 kat daha azalttığı yapılan çalışmada bildirilmiştir.

Taghipour vd. [113] yaptıkları bir çalışmada, konvensiyonel MBR ile anaerobik ön arıtmalı eMBR sisteminin performansı karşılaştırmışlardır. Çalışma iki aşamaya bölünmüş ilk aşamada 24 gün konvansiyonel MBR, ikinci aşamada ise anaerobik-eMBR (iki kısımlı tek reaktör; ilk kısım anaerobik, ikinci kısım eMBR) olarak 24 gün çalıştırılmıştır. Aktif çamur, anaerobik bölgeden eMBR'ye iletilmektedir. Anaerobik kısımda Al anot, eMBR'de ise iki eş Al katot membran modülü etrafına yerleştirilmiştir. DC güç kaynağı ile aktif çamura sabit 1,4 V akım 2'açık/4'kapalı işletme modu ile uygulanmıştır. Anaerobik kısımda üretilen Al^{3+} ve eMBR'de üretilen OH^{-} iyonları reaksiyona girerek $Al(OH)_3$ oluşturmuş ve membran tıkanmasını %22,02 oranında azaltmıştır. Birinci ve ikinci aşamada KOİ, NH_3 ve PO_4-P giderimleri sırasıyla, %96, %83, %61 ve %98, %90 ve %76 olmuştur. Yapılan bu çalışmada, anaerobik kısma Al elektrot eklenmesi ile ön arıtma gerçekleşmiş ve eMBR'de nitrifikasyon bakterilerinin minimum düzeyde etkilenmesi sağlandığından amonyak gideriminin diğer çalışmalara göre daha yüksek olduğu belirlenmiştir.

Giwa ve Hasan [114] tarafından işletme şartlarının eMBR'nin arıtma performansına etkisi üzerine teorik bir araştırma yapılmıştır. KOİ, TN, TP, Fe, Ni, Cr, MLVSS üzerine akım yoğunluğu, HRT, SRT, anotun gözenek çapı gibi proses parametrelerinin değişiminin etkisi matematiksel modelleme yapılarak araştırılmıştır. Modelleme için akım yoğunluğu 5, 10, 15 ve 20 A/m^{2}, HRT giren debinin değişimi ile 20, 30, 40, 50 L/gün, SRT 5, 10, 15, 20 gün ve anotun gözenek çapı 0,2, 0,3, 0,4, 0,5 cm değerleri ile çalışılmıştır. Sonuç olarak, akım yoğunluğu ve HRT süresinin artmasıyla ve anotun gözeneğinin azalmasıyla kirlilik parametrelerinin daha iyi giderilebildiği teorik olarak sağlanmıştır.

Benny vd. [115] yaptıkları bir çalışmada, diklofenak, karbamazephin ve amoksilisin gibi bileşenler içeren sentetik atıksuyun bEMBR ile arıtımını çalışmışlardır. Ayrıca, farmasötik mikrokirleticilerin ve konvansiyonel kirlilik parametrelerinin giderimi, membran tıkanması üzerine elektrik alanının etkisi değerlendirilmiştir. Reaktör iki aşamalı olarak ilk aşamada kontrol reaktörü ve ikinci aşama bEMBR olarak işletilmiştir. 0,5 mA/cm^2 elektrik alanı uygulandığında bEMBR'de konvansiyonel MBR'ye göre membran tıkanması %44 daha azalmıştır. Ayrıca bEMBR'de farmasötik bileşenlerin giderimi MBR'ye göre diklofenak, karbamazephin ve amoksilisin için sırasıyla %25,16, 25,26 ve 27,58 daha yüksek elde edilmiştir.

Yan Feng vd. [116] yapmış oldukları çalışmada, üç boyutlu partikül elektrotlu biyolojik havalandırmalı filtreli reaktör (TDE-BAF) ile elektrik akım yoğunluğunun mikrobiyal topluluk üzerine etkisi araştırılmıştır. Bu çalışmada, 7 TDE-BAF'de 7 farklı elektrik akım yoğunluğu (Kontrol, 4,08; 6,12; 12,20; 14,25; 16,30 ve 20,20 A/m^2) uygulanarak, elektrik akım yoğunluğunun giderim performansı, biyokütle ve biyofilm aktivitesi, mikrobiyal topluluk üzerindeki etkilerini belirlemek için yapılmıştır. Reaktörler iki aşamalı olarak; ilk 30 gün akım yoğunluğu uygulanmadan ve ikinci 30 gün akım yoğunluğu uygulanarak karşılaştırılmıştır. Çalışma sonunda, TDE-BAF ile 14,25 A/m^2 akım yoğunluğunda en yüksek KOİ, TOK ve NH_4^+-N giderim verimi elde edilmiştir. Ayrıca, optimum akım yoğunluğunda (14,25 A/m^2) mikrobiyel topluluğun çeşitliliği ve zenginliğinin kirletici giderimi ile ilişkili olduğu ancak, optimum akım yoğunluğu altında verimi çok fazla etkilemediği görülmüştür.

Wang vd. [117] tarafından yapılmış olan çalışmada, atıksuda yüksek konsantrasyonlarda bulunan ve zor bozunan fenol bileşiklerinin EMBR, MBR ve elektrokataliz proseslerinde başlangıç konsantrasyonu, voltaj, pH, sıcaklık ve MLSS gibi faktörlerin etkisi araştırılmıştır. Ayrıca fenol bozunma reaksiyon kinetikleri de araştırılmıştır. EMBR'de elde edilen giderim verimi, diğer iki prosese göre daha yüksek bulunmuştur. Ayrıca, eMBR'de en fazla bozunan fenol ürünü, 2,6 ditert-butyl-p-benzoquinon olduğu tespit edilmiştir.

Lifen Liu vd. [25], membran tıkanmasını azaltmada minimum enerji tüketimi için bir çalışma yapmışlardır. Bunun için, bEMBR'de membran modülü ve elektrot yerleşimi

diğer çalışmalardan farklı olarak, düz tabaka (FS) membran modülü etrafına anot için bakır tel ve katot için iki paslanmaz çelik ağ/tel kullanılmıştır. 0,2 V ve 0,4 V elektrik alanları 1 dakika süresince uygulanmıştır. Sonuç olarak, elektrik alanının uygulanmasıyla, süzüntü akısının önemli derecede geliştiği ve EPS konsantrasyonlarını azalttığı belirtilmiştir. Ayrıca geri dönüşümsüz tıkanmanın da etkili bir şekilde azaltıldığı bildirilmiştir.

Akamatsu vd. [24] tarafından, bEMBR sistemi ile aktif çamurda membran tıkanmasına neden olan tıkayıcı bileşenleri (foulant) önlemek için bir çalışma yapılmıştır. Ayrıca, membran por boyutu (0,1 µm ve 0,22 µm), uygulama zamanı, işletme modu (devamlı açık, 90"açık/90"kapalı, 60"açık/90"kapalı, 30"açık/90"kapalı) ve elektrik alanının şiddetinin etkisi (0, 4, 6 V/cm) de araştırılmıştır. Deneysel sonuçlara göre, 6 V/cm elektrik alanında, 90"açık/90"kapalı işletme modunda membran yüzeyinden aktif çamur daha iyi uzaklaştırılmış ve süzüntü akısı önemli derecede iyileştirilmiştir.

Lifen Liu vd. [118] tarafından yapılan bir çalışmada, membranlar daha ucuz ve yüksek akı sağlaması sebebiyle polimerize polipirol (PPy) filtre bezi ile modifiye edilerek PPy membranlarla ve düşük elektrik alanında (0,2 V/cm) membran tıkanmasının azaltılması ve yüksek çıkış kalitesi hedeflenmiştir. bEMBR'de anot olarak çelik tel ve katot olarak iletken PPy membranlar kullanılmıştır. PPy membranlar sıvı ve buhar fazda modifiye edilmiş ve çalışma esnasında karşılaştırma yapılmıştır. Sonuç olarak, buhar fazdaki PPy'lerin bEMBR'de kullanımlarının daha uygun olduğu belirlenmiştir. Uygulanan düşük akım ile modifiye membranlarda tıkanma azalmıştır. bEMBR'de elektrokogülasyonun gerçekleşmesi ile daha yüksek akı elde edilmiş, KOİ ve TP azaltılmıştır.

Jiao Zhang vd. [119] tarafından yapılan bir çalışmada, düşük enerji tüketimi ile membran tıkanmasını önlemek amacıyla konvansiyonel MBR ile kıyaslamalı olarak iki bEMBR dizayn edilmiş ve performansları karşılaştırılmıştır. bEMBR'lerden bir tanesi demir ve diğeri de titanyum çubuk olan membran modülü içine yerleştirilmiş ve katot olarak işlev gören membran modülü kullanılmıştır (Fe-EMBR, Ti-EMBR). Her iki bEMBR ve kontol MBR'de KOİ giderim yüzdesi yaklaşık %95 olarak belirlenmiştir. TP giderimi en yüksek Fe-EMBR'de elde edilirken elektrik alanının nitrifiye bakterilerine negatif etkisinden dolayı en yüksek NH_3-N giderimi kontrol MBR'de sağlanmıştır. TMP

EMBR'lerde daha düşük gözlenmiş ve demir iyonlarının negatif yüklü iyonlarla reaksiyon göstermesi ile Fe-EMBR'de en düşük TMP sağlanmıştır. SMP konsantrasyonları Ti-EMBR'de daha fazla gözlenirken diğer çamur özelliklerinde her üç reaktörde önemli bir değişiklik gözlenmemiştir. Fe-EMBR'de, kontrol MBR'ye göre elektrik tüketimi %10 fazla olmuş ancak TMP'de %30'luk bir azalma meydana gelmiştir. Bu durum Fe-EMBR'nin umut vadeden bir uygulama olacağı şeklinde yorumlanmıştır.

Akamatsu vd. [120] yılında yaptıkları bir çalışmada, elektrot olarak karbon kumaş (carbon cloth) kullanarak bEMBR'lerde tıkanmanın önlenmesini araştırmışlardır. Membran-karbon kumaş düzeneğinin yeni bir kavram/konsept olduğu bildirilmiştir. Karbon kumaş anot ve katot olarak kullanılmıştır. İki katot arasına anot yerleştirilmiştir. Membran tıkanmasını önlemek amacıyla elektrik alanı sisteme sürekli ve kesik kesik verilmiştir. Sonuç olarak, uygulanan elektrik alanının yoğunluğu ile membran tıkanmasının önlenmesinin yakın ilişkili olduğu ve güçlü elektrik alanı uygulanması ile süzüntü akısının iyileştiği belirtilmiştir.

Sharif Ibead vd. [121] tarafından yapılan çalışmada, farklı proses şartlarında bEMBR'de membran tıkanması değerlendirilmiştir. Farklı giriş SMP değerlerinde ve farklı işletme modlarında beş farklı çalışma gerçekleştirilmiştir. Laboratuvar ölçekli çalışmada, bMBR'de SMP konsantrasyonunun 6 kat daha fazla olduğu görülmüştür. Pilot ölçekli çalışmada ise, bEMBR'deki tıkanma oranı bMBR'den üç kat daha azdır. Membran tıkanmasının azalması, tıkanmaya sebep olan SMP ve organik kolloidlerin giderimi bEMBR'de meydana gelen elektrokinetik olaylar sonucu sağlanmıştır.

Bei Jiang vd. [122], fenol, pridin ve kuinolin içeren kok endüstrisi atıksularının bEMBR ile arıtma performansı ve membran tıkanması üzerindeki etkilerini araştırmışlardır. bEMBR'de daha önceki çalışmalardan farklı olarak iki çelik elektrot, FS membrana ve membran modülü dışına yerleştirilmiştir. Elektrik alanı ilavesiyle bEMBR'deki (reaktör A) KOİ, fenol, pridin ve kuinolinin bozunma oranları kontrol MBR'den (reaktör B) oldukça yüksek bulunmuştur. Reaktör A'daki bakteriyel topluluk daha zengin ve çeşitliliğin daha fazla olduğu, her iki reaktörde de Comamonas türünün baskın olduğu ve reaktör A'daki elektrik alanının, Comamonas artışını daha fazla teşvik ettiği ve membran tıkanmasını azalttığı gözlenmiştir.

Hosseinzadeh vd. [26] tarafından yapılan çalışmada, hibrit elektro membran biyoreaktör (HEMBR) ile endüstriyel atıksuların arıtımı değerlendirilmiştir. HEMBR ve konvansiyonel MBR, arıtma sisteminde çöktürme tankı ve klorlama ünitesi arasına kurulmuştur. HEMBR, konvansiyonel MBR ile birlikte işletilmiş ve çıkış suyu kalitesi, membran tıkanması ve RO ön arıtımının etkisi açısından karşılaştırılmıştır. HEMBR'nin, membran tıkanmasını önemli derecede azalttığı ve biyokütlenin çökelme karakteristiklerini ve arıtma verimini geliştirdiği belirlenmiştir.

Na Li vd. [123] yapmış oldukları çalışmada, farklı membran modifikasyonlarının EMBR'deki performansları karşılaştırılmıştır. Polyester filtre bezi üzerine fitik asitle (PA) kaplanmış polianilin (PANi) ve grafen kaplamalı (Gr) iletken membran (Gr/PANi-PA) hazırlanmıştır. Bu modifiye membranın iletkenliği nötral şartlarda oldukça yüksek ve elektrik direnci hidroklorik asit ile kaplanmış polianiline (PANi-HA) göre %93 ve PANi-PA'ya göre de %13 daha azdır. bEMBR'ye 0,2 V/cm elektrik alanı uygulanmış ve membranların yüksek iletkenliğinin tıkanmayı önlemede etkili olduğu görülmüştür. Ayrıca elektrik alanı uygulandıktan sonra PANi-PA'da kısa vadeli süzüntü hacmi %10 olurken, Gr/PANi-PA membranda %58'e kadar artmıştır.

Giwa vd. [124] tarafından yapılan çalışmada, elektriksel olarak geliştirilmiş membran biyoreaktör ile Abu Dhabi'nin Mastar şehrindeki orta şiddetteki atıksuların arıtımı üzerine çalışılmış ve KOİ, PO_4-P ve NH_4-N giderimi sırasıyla %98, 99 ve 98 elde edilmiştir. Ayrıca, verilen giriş atıksu bileşenleri ile çıkış KOİ, PO_4-P ve NH_4-N konsantrasyonlarını tahmin edebilen yapay sinir ağı modeli (ANN) kullanılarak bir model oluşturulmuştur. Model sonuçları ve deney veri seti arasında kıyaslama yapılmış ve tüm parametreler için için yüksek korelasyon katsayıları (KOİ ($r = 0.9942$), PO_4-P($r = 0.9998$) ve NH_4-N($r = 0.9955$)) elde edilmiştir.

Sharif İbeid vd. [125] yapmış oldukları çalışmada, DC elektrik alanının, aktif çamur yapısı ve morfolojisine ve atık aktif çamur özelliklerine etkisini araştırmışlardır. Ayrıca, araştırmada, çamur susuzlaştırma işlemine etki eden işletme parametrelerinin (işletme modu, voltaj gradyeni ve akım yoğunluğu) tanımlanması hedeflenmiştir. Kesikli ve sürekli sistem olarak iki ayrı fazda çalışılmıştır. Faz 1'de, kesikli olarak beş farklı işletme modu, MLSS konsantrasyonu ve akım yoğunluklarında deneysel çalışmalar yapılmıştır

ve Zeta Potansiyeli, Partikül Boyutu ve SRF açısından elde edilen en iyi sonuçlar (15 A/m^2 akım yoğunluğu ve 5'açık/20'kapalı) ile bEMBR sistemi (Faz 2) ile çalışmalar sürdürülmüştür. Sonuç olarak, MBR'ye göre SRF yaklaşık 86 kat ve membran tıkanma oranı 6 kat azaltılmıştır.

Giwa vd. [126] tarafından yapılan bir çalışmada, bEMBR ile evsel atıksuların arıtılmasında atılan çamurun fizikokimyasal ve biyolojik karakteristikleri üzerine elektrik alanının etkisi araştırılmıştır. bEMBR'de iletkenlik, ÇO ve MLSS gibi çamur özellikleri incelenmiştir. bEMBR sisteminde çamurda ve elektrotlarda biriken ağır metaller tespit edilmiştir. Yapılan bu çalışma ile askıda katı madde ve metallerdeki kimyasal dağılımının yeni bir bilimsel yorumlanması yapılmıştır.

Tafti vd. [127] yapmış oldukları bir çalışmada, alternatif elektrik alanının farklı işletme modlarında ve farklı akım yoğunluklarında, DC elektrik alanının aktif çamur özelliklerine etkisi araştırılmıştır. Araştırma sonunda, 20 A/m^2'den az akım yoğunluğunda çamur aktivitesinin geliştirildiği ifade edilmiştir.

Zeyoudi vd. [128] yapmış oldukları bir çalışmada, atıksuların arıtılmasında elektrobiyoreaktörlerin kullanılması ile elektrik alanının sürekli ve aralıklı uygulanmasının mikrobiyal topluluk ve yapısı üzerine etkilerini araştırmışlardır. Sonuç olarak; Faz 1'de 5 A/m^2 akım yoğunluğunda mikroorganizma büyümelerinin arttığı, Faz 2'de elektrik alanının aralıklı uygulanması ile elektrik alanı en uzun KAPALI zamanında (5'açık/30'kapalı) en yüksek çKOİ gideriminin (%99) olduğu gözlenmiştir. Ayrıca, sürekli uygulanan elektrik alanının mikrobiyal topluluk üzerine etkisinin olmadığı, aralıklı uygulanan elektrik akımının mikrobiyal topluluk yapısının değişmesine sebep olduğu belirtilmiştir.

BÖLÜM 4

MATERYAL VE METOT

Bu çalışmada, katı atık sızıntı sularının hibrit bir sistem olan bEMBR sistemi ve konvansiyel bMBR sistemi ile arıtımı araştırılmıştır. Çalışma kapsamında, ilk olarak İSTAÇ A. Ş. Odayeri Katı Atık Düzenli Depolama Tesisinden sızıntı suyu temin edilmiş ve karakterizasyon çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Daha sonra, bEMBR sistemine uygulanacak optimum akım ve maruz kalma süresi belirlenmiştir. Elde edilen parametreler doğrultusunda DC güç kaynağının işletme modu belirlenmiştir. Bu çalışmalarla birlikte, laboratuvar ölçekli batık MBR sistemi kurulmuştur. Sistem işletmeye alınmadan önce aynı tesiste bulunan sızıntı suyu arıtma tesisinin aerobik havuzundan alınan aktif çamur ile sisteme aşılama yapılmış ve sistem işletmeye alınmıştır. Sızıntı suyu özelliklerine ve otomasyon sisteminin şartlarına göre optimum işletme şartları belirlenerek, konvansiyonel bMBR ve bEMBR sistemi ile sızıntı suyunun arıtımı gerçekleştirilmiş ve elde edilen veriler karşılaştırılmıştır.

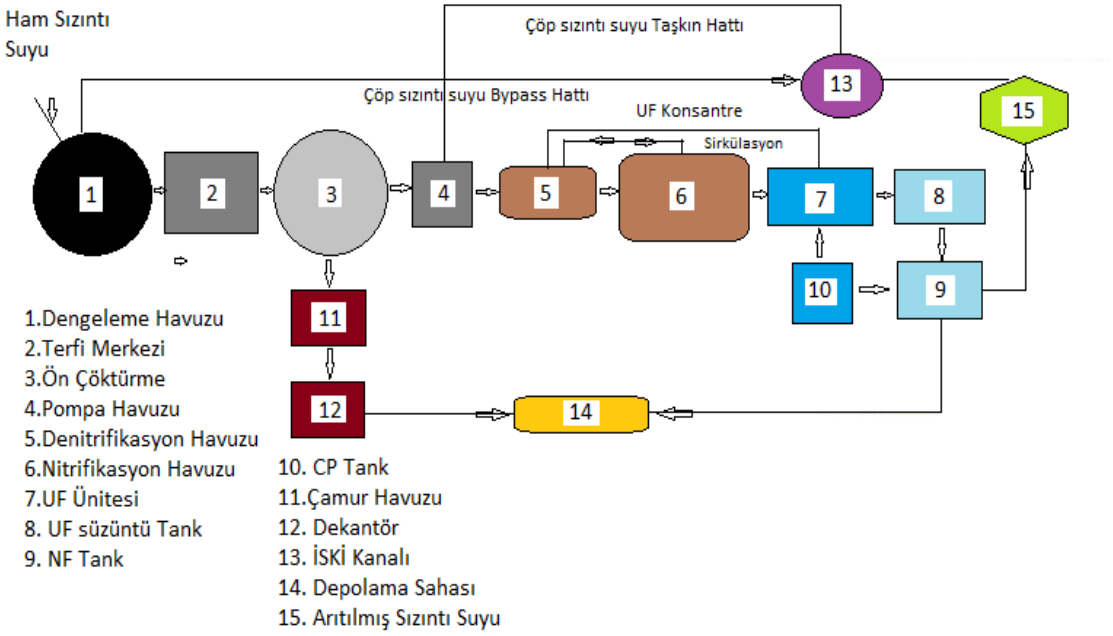
4.1 İSTAÇ A.Ş. Katı Atık Depolama Tesisi ve Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi

Çalışmada kullanılan genç sızıntı suları İSTAÇ A.Ş. Odayeri Katı Atık Düzenli Depolama Sahası'ndan temin edilmiştir (Şekil 4.1). Tesis, yüzey yapısı tahrip edilmiş, kısmen veya tamamen terkedilmiş eski maden ocağı alanına inşa edilmiş, 1995 yılında işletmeye alınmıştır ve günümüzde halen kullanılmaya devam etmektedir. Yıllık depolanan katı atık miktarından hareketle sızıntı suyu miktarı 2.100 m^3/gün olmaktadır [129].



Şekil 4.1 İSTAÇ Odayeri Katı Atık Depolama Tesisi

Odayeri Katı Atık Depolama Tesisi içerisinde bulunan sızıntı suyu arıtma tesisi dengeleme havuzu, ön çöktürme, MBR (nitrifikasyon-denitrifikasyon-UF membranları), NF ünitesi ve çamur susuzlaştırma ünitelerinden (dekantör ünitesi) oluşmaktadır. Depo sahalarının tabanında bulunan drenaj borularıyla sızıntı suyu toplanarak dengeleme havuzuna iletilmekte, buradan pompa yardımıyla arıtma tesisine aktarılmaktadır. Gelen sızıntı suyu ilk olarak çöktürme işlemine tabi tutulmaktadır. Burada bir miktar AKM, KOİ ve sertlik giderimi sağlanmaktadır. Sonrasında sızıntı suyu aerobik ve anoksik olmak üzere iki kısımdan oluşan biyoreaktör ünitesine iletilmektedir. Biyolojik ünitede arıtılan sızıntı suyu NF ünitesinden geçerek İSKİ kanalına deşarj edilmektedir. Şekil 4.2'de Odayeri Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi proses akım şeması gösterilmiştir.



Şekil 4.2 Odayeri sızıntı suyu arıtma tesisi proses akım şeması

4.2 Çalışmada Kullanılan Sızıntı Sularının Karakterizasyonu

Sızıntı suyu, İSTAÇ A.Ş. Odayeri Katı Atık Düzenli Depolama Tesisi'nden temin edilmiştir. Numuneler katı atık sızıntı suyu arıtma tesisi ön çöktürme ünitesinden aylık olarak alınmış ve çalışmalardan hemen önce karakterizasyon çalışmaları Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği Tablo 20.6'da (Çizelge 4.1) verilen parametrelerden pH, AKM, KOİ, TP, TKN, ağır metaller (Cd, Cr, Hg, Pb, Cu, Fe, Zn) analizleri gerçekleştirilerek yapılmıştır.

Sızıntı suları kompleks atıksular olmalarından dolayı birçok kirleticiyi içermektedir. Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği Tablo 20.6'da BOİ, TOK ve ortofosfat parametreleri yer almamaktadır. Ancak çalışma için bu parametrelerin tayin edilmesi önem taşıdığından analizler gerçekleştirilmiştir. Ayrıca alınan numunelerde partikül boyut analizi de gerçekleştirilmiştir.

Çizelge 4.1 Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği Tablo 20.6

Parametre	Birim	Kompozit Numune 2 Saatlik	Kompozit Numune 24 Saatlik
KOİ	(mg/l)	700	500
BOİ*	-	-	-
TOK	-	-	-
TKN	(mg/l)	20	15
AKM	(mg/l)	200	100
Yağ ve Gres	(mg/l)	20	10
TP	(mg/l)	2	1
Cr	(mg/l)	2	1
Pb	(mg/l)	2	1
CN^-	(mg/l)	1	0.5
Cd	(mg/l)	0.1	-
Fe	(mg/l)	10	-
F^-	(mg/l)	15	-
Cu	(mg/l)	3	-
Zn	(mg/l)	5	-
Balık Biyodeneyi (Zsf)	-	10	
pH	-	6-9	6-9
Renk	(Pt-Co)	280	260
*Yönetmelikte belirtilmemiştir.			

4.3 Çalışmada Kullanılan Sızıntı Suyu Aktif Çamuru

Ön çalışmalar için kullanılan aktif çamur ve MBR sisteminde kullanılan aşı çamuru İSTAÇ A.Ş. Odayeri Katı Atık Depolama Tesisinde bulunan Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi havalandırma ünitesinden temin edilmiştir. Ham aktif çamurun özellikleri, aktif çamurda, pH, sıcaklık, iletkenlik, ORP, MLSS, Klorür, CST, ZP ve dp90 analizleri ve süpernatantta KOİ, TP ve NH_3-N analizleri yapılarak belirlenmiştir.

4.4 Analitik Yöntemler ve Cihazlar

Sızıntı suyu karakterizasyon çalışmalarında 27, EC optimizasyon çalışmalarında ve aktif çamurun filtre edilebilirlik çalışmalarında 9 farklı analiz gerçekleştirilmiştir. Membran tıkanma boyutlarının anlaşılabilmesi için fourier dönüşümlü infrared spektrofotometre (FTIR) analizi gerçekleştirilmiştir. Bütün bu ölçümlerde kullanılan yöntemler ve cihazlar Çizelge 4.2'de özetlenmiştir.

Çizelge 4.2 Analiz yöntemleri ve kullanılan cihazlar

Parametre	Analiz Yöntemleri	Cihaz
KOİ	APHA (2005) 5220 – D	-
$BOİ_5$	APHA (2005) – 5210 B	-
TOK, IC, TN	-	HACH IL 550 TOC – TN Cihazı
İletkenlik	-	Termoscientific Orion 5 star
TKN	APHA (2005) 4500 – Norg – B	-
AKM	APHA (2005) 2540 – D	-
TP	APHA (2005) 4500 – B/D	Spectroquant NOVA60
Renk	Spektrofotometrik	Spectroquant NOVA60
pH	Elektrometrik	Eutech Instruments pH 510
Ağır Metaller	APHA (2005) 3500–B	Velp Scientifica Dk6 Heating Digester Perkin Elmer Analyst 400 Atomic Absorption Spectrometer
ORP	Elektrometrik	WTW Electrode Sentix
Partikül Boyutu	-	Malvern Mastersizer Hydro 2000MU
Zeta Potansiyeli		Malvern Zen 3600, Zetasizer Nano ZS
Kapiler Emme Süresi (CST)	-	Triton Electronica
EPS-SMP	Lowry Metod	Hettich Santrifüj
Oksijen Alım Hızı (OUR)	-	WTW Oxi 325
SRF	Sanin vd. [130] metodu	-
MLSS, MLVSS	APHA (2005)-2540 D APHA (2005)-2540 E	-
FTIR	-	Agilent-Cary 630

4.5 Deneysel Çalışmalar

Katı atık sızıntı sularının bEMBR ve bMBR ile arıtımı çalışmalarında öncelikle bEMBR'e uygulanacak elektrik alanı ve maruziyet süresini belirlemek için ön çalışmalar yapılmıştır. Ön çalışmalar sonucu elde edilen sonuçlarla birlikte uygulanacak işletme modu belirlenmiştir. bMBR sistemi kurularak işletme şartları belirlendikten sonra bMBR ile kıyaslamalı olarak işletilerek bEMBR sisteminin arıtım performansı değerlendirilmiştir.

4.5.1 Ön Çalışmalar

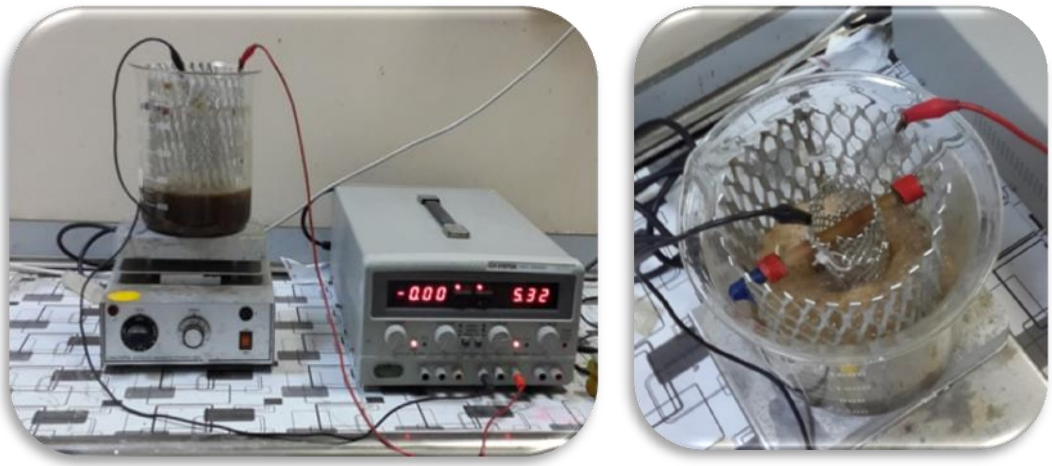
4.5.1.1 Optimum Elektrik Alanı ve Maruziyet Süresinin Belirlenmesi

bEMBR'de kullanılacak olan EC ünitesinin amacı çamur floklarını büyütürek filtrasyonun kolaylaşmasını sağlamaktır. Bu amaçla biyoreaktöre verilecek olan DC'nin bakterilere zarar vermeyecek şiddette olması gerekmektedir. Çalışmalarda kullanılmak üzere, İSTAÇ A.Ş. Odayeri Katı Atık Düzenli Depolama Tesisi'ndeki sızıntı suyu arıtma tesisi havalandırma havuzundan aktif çamur temin edilmiştir. Bu çamura, Bani-Melhem [110] tarafından yapılmış olan çalışmada açıklandığı şekilde, farklı sürelerde farklı DC yoğunlukları uygulanarak, çamurun fizikokimyasal ve biyokimyasal özelliklerindeki değişimlere göre optimum şartlar belirlenmiştir. Gerçekleştirilen ön çalışmalarda, biri kontrol seti olmak üzere, her bir set 500 mL'lik aktif çamur örneği kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Kullanılan reaktör 18 cm yükseklik, 13 cm çap ve 2.388 mL hacme sahiptir. DC elektrik alanını aktif çamura uygulamak için anot ve katot olarak delikli Al elektrot kullanılmıştır (Bölüm 4.5.2.1). Katot elektrot 41,4 cm^2 (%15,6 delikli), anot ise 41,7 cm^2 (%73,3 delikli) yüzey alanına sahiptir. Anot ve katot çapı sırasıyla 11 ve 3,5 cm'dir. Çalışma kapsamında, beş farklı DC akımı (1, 2, 3, 4, 5 amper) ve beş farklı reaksiyon süresi (2, 5, 10, 15, 30 dk) için çalışma setleri oluşturulmuş, havalandırmalı ortamda EC çalışmaları gerçekleştirilmiştir (Çizelge 4.3).

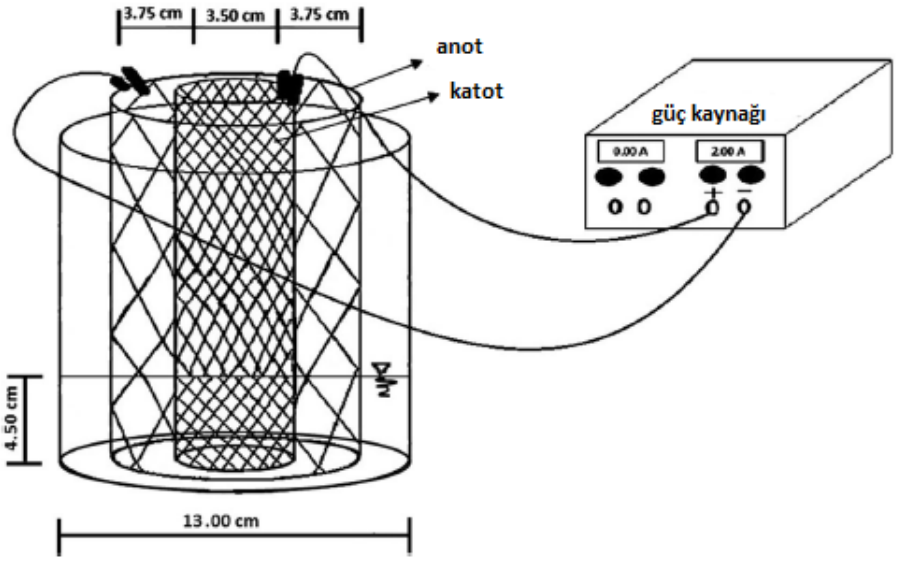
Çizelge 4.3 Ön çalışmalardaki çalışma setleri

Set	DC (A)	Maruziyet Süresi (dk)	Set	DC (A)	Maruziyet Süresi (dk)	Set	DC (A)	Maruziyet Süresi (dk)
1	0	0						
2	1	2	**12**	3	2	**22**	5	2
3	1	5	**13**	3	5	**23**	5	5
4	1	10	**14**	3	10	**24**	5	10
5	1	15	**15**	3	15	**25**	5	15
6	1	30	**16**	3	30	**26**	5	30
7	2	2	**17**	4	2			
8	2	5	**18**	4	5			
9	2	10	**19**	4	10			
10	2	15	**20**	4	15			
11	2	30	**21**	4	30			

Çalışma sonrasında pH, ORP, sıcaklık ve KOİ, TP ve NH_3-N, çamur özelliklerini yansıtan CST, SRF, Partikül boyut dağılımı ve Zeta Potansiyeli analizleri gerçekleştirilerek optimum elektrik alanı ve maruziyet süresi belirlenmiştir. Deneysel çalışmalarda kullanılan düzenek ve reaktörün üstten görünüşü Şekil 4.3'te ve düzeneğin şematik gösterimi Şekil 4.4'te verilmiştir.



Şekil 4.3 Ön çalışmalarda kullanılan deney düzeneğinin ve reaktörün üstten görünüşü



Şekil 4.4 Ön çalışmalarda kullanılan deney düzeneğinin şematik gösterimi

Yapılan çalışmalarda her bir set sonunda bakteriyel yaşam için en kritik noktalar olan elektrotlara yakın noktalarda anlık olarak pH, sıcaklık ve ORP ölçümleri gerçekleştirilmiştir. Her bir set sonunda analizler için gerekli numuneler alınmış ve bir sonraki sete başlamadan önce elektrotlar reaktörden çıkartılıp temizlenmiştir. Alınan aktif çamur numuneleri Beckman Coulter Allegra X-12 Centrifuge marka santrifüj ile 20 dakika 3.000 rpm hızda santrifüj edilerek, elde edilen süpernatantta KOİ, TP ve NH_3-N analizleri gerçekleştirilmiştir. CST, partikül dağılımı, zeta potansiyeli ve SRF ölçümleri reaktörden alınan homojen aktif çamur örnekleri üzerinde yapılmıştır. Tüm analizler iki tekrarlı olarak yürütülmüştür.

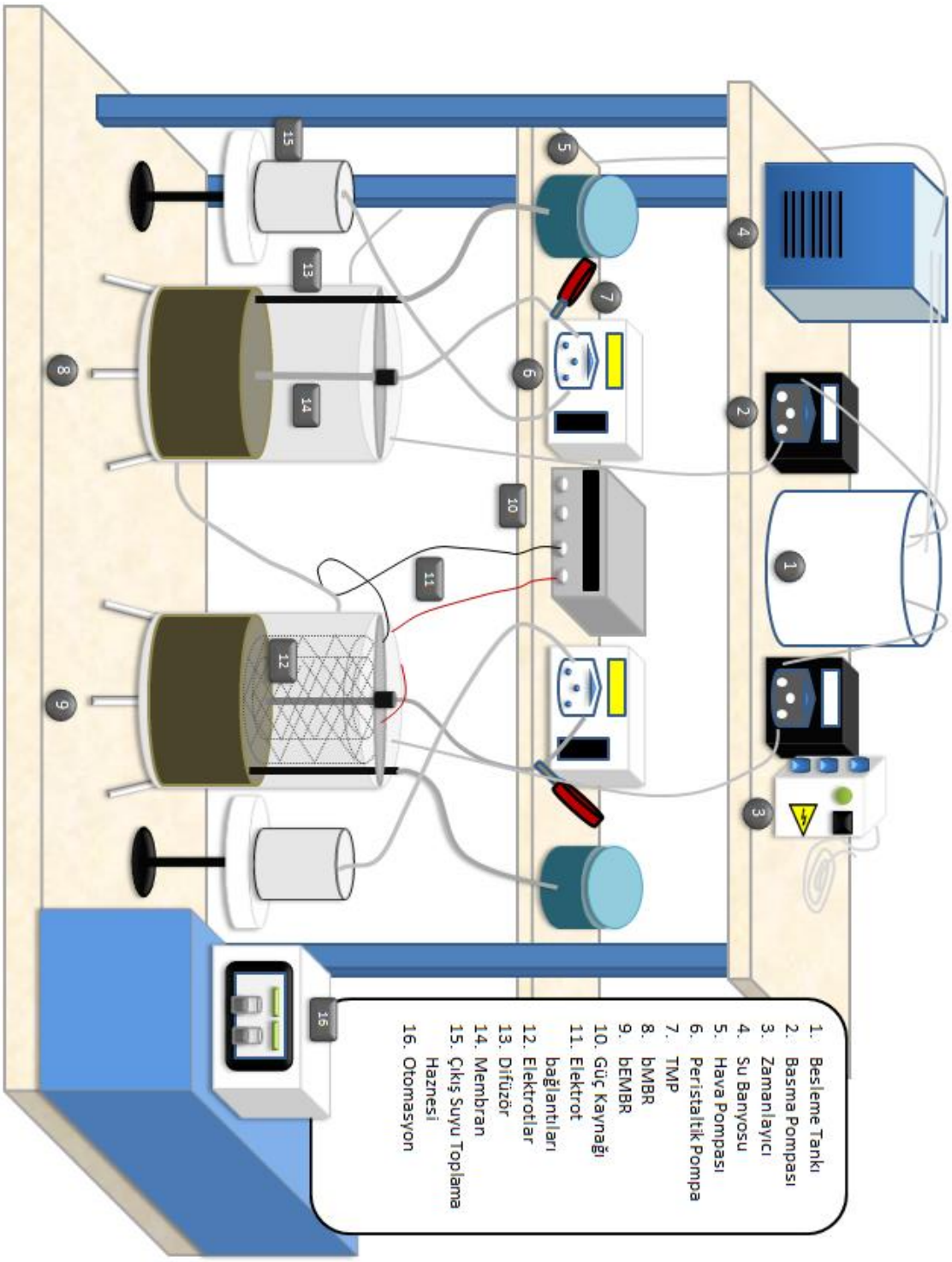
4.5.1.2 Sürekli İşletme Modunun Belirlenmesi

Optimum EC şartlarının belirlenmesi çalışmasında, ön çalışmadan elde edilen optimum elektrik akımı ve maruziyet süresi ile sürekli çalışan bMBR sistemlerinde uygulanacak işletme modu bEMBR'ye farklı modlar denenerek araştırılmıştır.

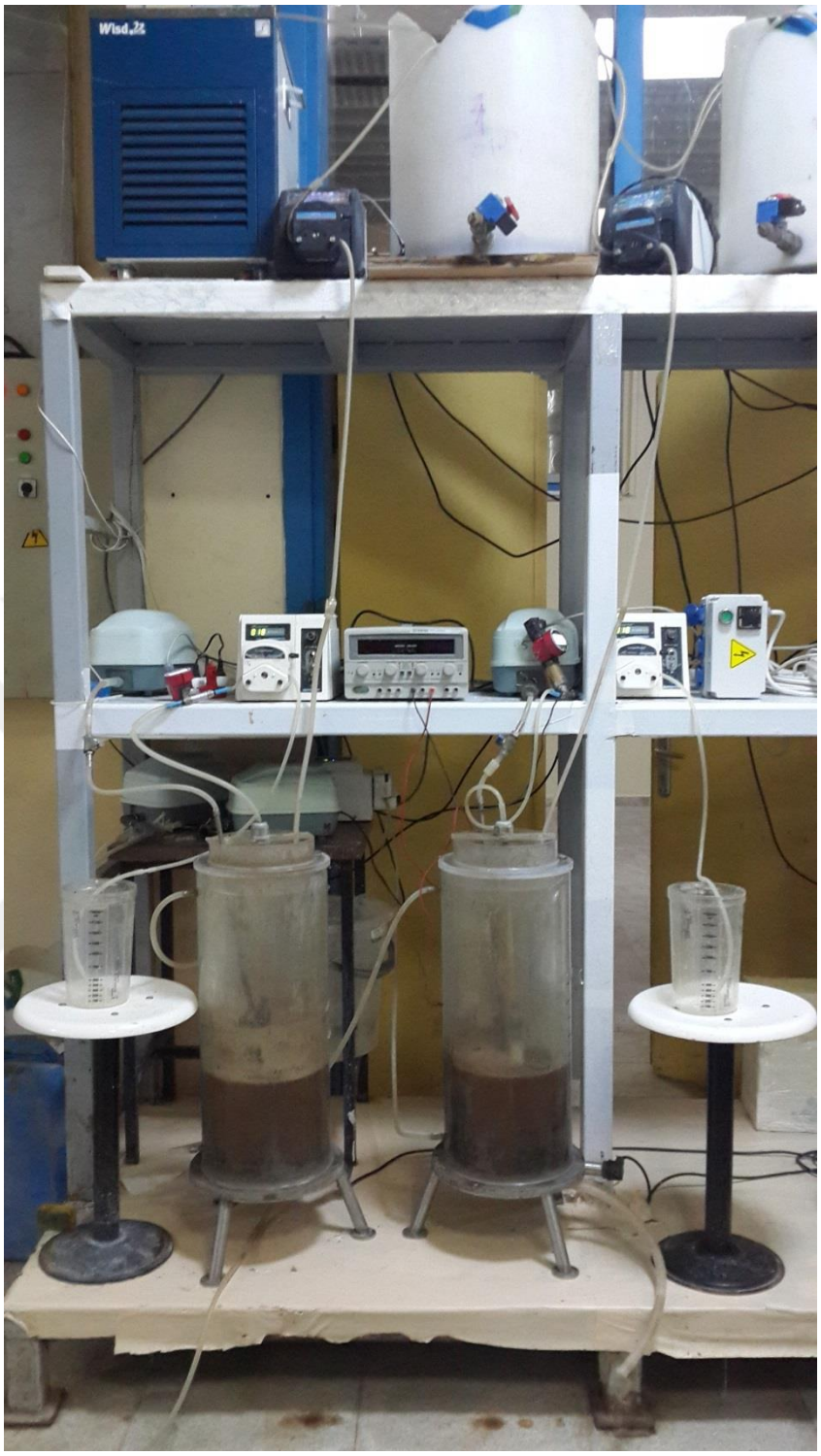
4.5.2 bEMBR ve Konvansiyonel bMBR

4.5.2.1 Deney Düzeneği

Bu tez kapsamında, sızıntı suyunun bEMBR sistemiyle arıtımı için, otomasyona sahip bEMBR ve konvansiyonel bMBR sistemini barındıran MBR sistemleri kurulmuştur. Şekil 4.5'te sistemin şematik çizimi ve Şekil 4.6'da sistemlerin görseli verilmiştir. Reaktörler pleksiglastan imal edilmiş olup toplam hacmi yaklaşık 12 litre, aktif çalışma hacmi ise 5 litredir ve kullanılan otomasyon sistemi basınç sensörüne bağlıdır. Sistem, 1 adet DC güç kaynağı, 4 adet (2 tanesi yedek) difüzör, 4 adet peristaltik pompa, 2 adet TMP ölçer, 4 adet (2 tanesi yedek) hava pompası, 1 adet besleme tankından oluşmaktadır. Arıtılmış su çıkışını sağlamak için hollow fiber membranlar kullanılmıştır. bEMBR çalışmalarında ise alüminyum elektrotlar reaktörün içine daldırılarak sisteme dâhil edilmiştir.



Şekil 4.5 Deney düzeneğinin şematik gösterimi



Şekil 4.6 bEMBR ve bMBR sistemlerinin görünüşü

✓ **Reaktörler**

19,5 cm çap ve 63 cm yüksekliğe sahip bir tanesi bEMBR ve diğeri konvansiyonel bMBR olmak üzere 2 adet pleksiglastan imal edilmiş reaktör tasarlanmıştır. Sıcaklığı 22-

24^0C'de tutabilmek için reaktörlerin dışına 2 cm kalınlığında su ceketleri yaptırılmıştır. Yaz-kış sıcaklık değişimlerine göre su banyosu sıcaklığı ayarlanarak reaktör sıcaklığı sabit tutulmuştur.

✓ **Membranlar**

bEMBR ve bMBR'de arıtılmış su çıkışını sağlamak için Ulusal Membran Teknolojileri Araştırma Merkezi (Mem-Tek) tarafından üretilen gözenek çapı 0,4 µm olan polietil sülfon (PES) MF hollow fiber membranlar kullanılmıştır. Literatürde sızıntı suyunun bMBR ile arıtımı çalışmalarından yararlanılarak bu çalışma için yaklaşık 500 cm^2 membran yüzey alanına sahip bir membran modülü hazırlanmıştır [80], [82], [86]. Membran yapıştırma işleminde sıcak silikon kullanılmıştır. Membranın işletme tipi dıştan içe doğrudur. Saf su geçirgenliği 450 L/m^2.sa.bar ve geri yıkama basıncı 2 bar'dır.

Sistemde besleme ve emme pompası olarak Longerpump BT100-2J marka pompalar kullanılmıştır. Süzüntü suyu pompaları sayesinde membrana vakum sağlanarak arıtılmış suyun deşarj edilmesi sağlanmıştır. Ayrıca geri yıkama yapılmak istenildiği zaman, pompalar ters yönde çalıştırılarak süzüntü veya saf su pozitif basınçla membrana basılmaktadır. Besleme, süzüntü ve geri yıkama işlemleri otomasyona girilen veriler vasıtasıyla otomatik olarak gerçekleştirilmiştir. TMP ölçer ile sistemin anlık TMP'si izlenmiş ve otomasyon sisteminde saniyelik mertebede kaydedilmiştir. Böylelikle meydana gelen akı değişimleri anlık olarak gözlenmiş ve membran tıkanmaları sırasında gerekli müdahale yapılmıştır.

✓ **Besleme Tankı**

bEMBR ve bMBR sistemine aynı özellikte ve şartlarda sızıntı suyu beslemek maksadıyla ≈13,2 L'lik bir adet besleme tankı kullanılmıştır. Besleme tankı içerisine paslanmaz çelik borular spiral şekilde yerleştirilmiş ve soğutmalı su banyosuna silikon borular ile bağlanmıştır. Sızıntı suyu özelliklerinin değişmesini önlemek için besleme tankının sıcaklığının $+4^0$C'de tutulması maksadıyla su banyosu kullanılmıştır.

✓ **Havalandırma**

Havalandırma için 2 tanesi yedek olmak üzere 4 adet hava pompası kullanılmıştır. Havalandırma işlemi, hava pompasıyla reaktördeki difüzörlere iletilerek sağlanmıştır.

Difüzörler, reaktör tabanına havasız hiçbir nokta kalmayacak şekilde yerleştirilmiştir (Şekil 4.7). Ortama verilen hava miktarı, ÇO 4,5-5 mg/L arasında olacak şekilde ayarlanmıştır. Hava miktarının yetersiz olması durumunda yedek difüzör ve hava pompası kullanılmıştır.

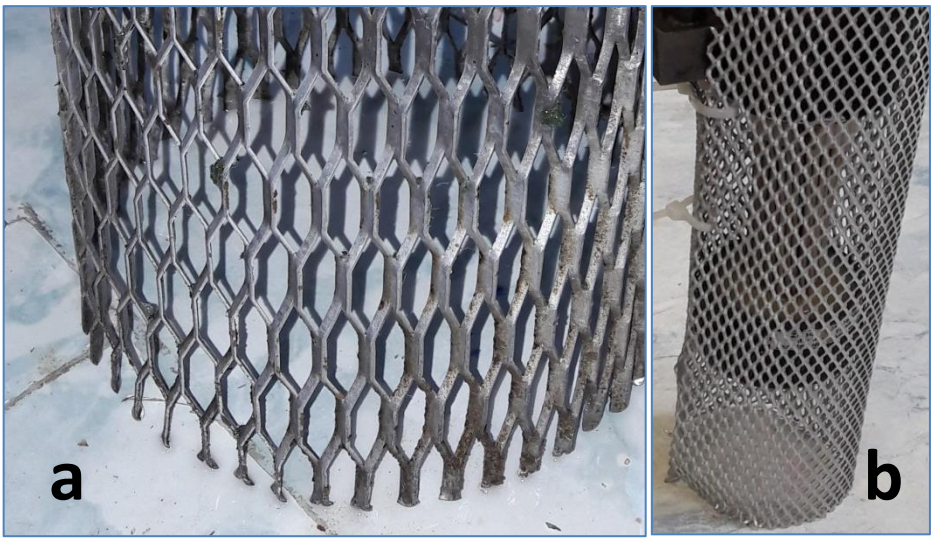


Şekil 4.7 Difüzörlerin görünümü

✓ **Elektrotlar**

EC çalışmalarında demir ve alüminyum elektrotlar sıklıkla kullanılmaktadır ve bu çalışmalarda alüminyum elektrotların demir elektrotlara göre yüksek arıtma verimliliği sağladığı belirtilmiştir [131], [132]. Ayrıca demir elektrotla yapılan EC çalışmalarında, EC sonrası çamur renginin değiştiği gözlemlenmiştir [110]. Bu sebeple, bu çalışma kapsamında alüminyum elektrotlar tercih edilmiştir.

Anot ve katotta reaktör içerisinde homojen bir karışım sağlamak amacıyla silindirik, delikli alüminyum elektrotlar kullanılmıştır (Şekil 4.8). Bütün çalışma boyunca kullanılan elektrotlar aynı boşluk oranına sahiptir.



Şekil 4.8 Delikli anot (a) ve katot (b) elektrotların görünümü

Ön çalışmalarda ve bEMBR sisteminde elektrik akımını sağlamak için GW Instek GPC 30600 marka DC güç kaynağı kullanılmıştır. bEMBR reaktörüne verilen DC akımı, zaman ayarlayıcı kullanılarak ön çalışmalarda belirlenen modlara göre belli aralıklarla aktif çamur ortamına verilmiştir.

bEMBR sisteminde, atıksuyun bütün alana homojen bir şekilde dağılması için perforeli elektrotlar tercih edilmiştir. Anot için kullanılan iri boşluklu elektrotun boşluk oranı aşağıda verildiği gibi hesaplanmıştır:

1. 47,4 x 30,1 cm'lik bir alan baz alınmıştır.
2. 1426,74 cm^2'lik alandaki boşluk adedi 559 olarak bulunmuştur.
3. 1 boşluğun alanı 1,87 cm^2 olarak bulunmuştur.
4. Toplam boşluk alanı 559 x 1,87 = 1045,33 cm^2 olarak hesaplanmıştır.
5. Toplam elektrot alanı ise 1426,74 - 1045,33 = 381,41 cm^2 olarak hesaplanmıştır.
6. Boşluk oranı % 73,3'dür.

Katot için kullanılan küçük boşluklu elektrotun boşluk oranı aşağıdaki şekilde hesaplanmıştır:

1. 5 x 5 cm'lik bir alan baz alınmıştır.
2. 25 cm^2'lik alandaki boşluk adedi 50 olarak bulunmuştur.

3. 1 boşluğun alanı 0,078 cm^2 olarak bulunmuştur.

4. Toplam boşluk alanı 50 x 0,078 = 3,9 cm^2 olarak hesaplanmıştır.

5. Toplam elektrot alanı ise 25 - 3,9 = 21,1 cm^2 olarak hesaplanmıştır.

6. Boşluk oranı ise % 15,6'dır

bEMBR sisteminde uygulanan optimum EC şartlarının belirlenmesi için ayrı bir reaktörde optimizasyon çalışması gerçekleştrilmiştir. Optimizasyon çalışmalarında kullanılan elektrotlar farklı boşluk oranına sahip olmasına rağmen elektrot çapları, eş yüzey alanına sahip olacak şekilde belirlenmiştir. Anot ve katot çapı sırasıyla 11 ve 3,5 cm, yüzey alanı anot için 41,5 cm^2 ve katot için 41,7 cm^2 olarak belirlenmiştir. Elektrotlar reaktör tabanından 4,5 cm yüksekliğe kadar aktif çamura batmış halde ve elektrotlar arası mesafe 3,75 cm olacak şekilde yerleştirilmiştir. MBR çalışmalarının gerçekleştirildiği bEMBR sistemindeki anot ve katot çapı ise sırasıyla 15,8 ve 5 cm'dir. Elektrotların yüzey alanları anot için 238,5 cm^2 ve katot için 238, 5 cm^2 ve reaktör tabanından 4 cm yükseklikte, elektrotların 18 cm'lik kısmı aktif çamura batmış haldedir. Elektrotlar arası mesafe 5,4 cm olup DC elektrik akımı harici bir güç kaynağı ile sisteme verilmektedir (Şekil 4.6).

4.5.2.2 Reaktörlerin İşletilmesi

bMBR sistemi sürekli akışlı olarak, Şubat 2015'te Arshimet prensibine dayalı olarak işletmeye alınmış, yaklaşık 3 ay çalıştırıldıktan sonra otomasyon sisteminin kurulmasıyla çalışmalara başlanmıştır. Otomasyon sistemindeki aksaklıklar, teknik problemler, sızıntı suyu besleme ve bMBR'deki problemlerden dolayı deneme olarak çalışmalarda süreklilik sağlanamamıştır. Elde edilen tecrübe ve kapsamlı literatür araştırmasından sonra kararlı hal şartlarını sağlayana kadar sistem tek reaktör olarak çalıştırılmış, sonrasında reaktörler bMBR ve bEMBR olarak ikiye ayrılmıştır. Konvansiyonel bMBR sistemi bEMBR sistemi ile karşılaştırma yapmak amacıyla kurulmuştur. MBR sistemi, ilk işletmeye alındığında İSTAÇ A.Ş. Odayeri Katı Atık Depo Sahası sızıntı suyu arıtma tesisi havalandırma ünitesinden alınan aktif çamur ile beşte bir oranında seyreltilerek doldurulmuş ve bakterilerin aklimasyonu sağlanmıştır.

bMBR sisteminin işletme şartları pH, sıcaklık, ÇO, MLSS, MLVSS/MLSS ve KOİ parametreleri takip edilerek belirlenmiştir. İşletme şartları belirlendikten sonra, sızıntı suyunun bEMBR ve konvansiyonel bMBR ile arıtımı çalışmalarının performansını belirlemek için giriş ve çıkıştan alınan numunelerde kirletici parametre analizleri gerçekleştirilmiştir. Biyolojik aktivite kontrolü için pH, sıcaklık, çözünmüş oksijen, MLSS, MLVSS ölçümleri günlük olarak yapılmıştır. Düzenli olarak mikroskobik inceleme de yapılarak aktif çamur faunası incelenmiştir. Sistemin işletme parametreleri; giriş ve çıkış debileri, günlük besleme ve süzüntü miktarları ve TMP kayıt altına alınmış, süzüntü akısı ve hidrolik bekletme süresi hesaplanmıştır. Ayrıca, atılan çamur hacmi, geri yıkama sıklığı ve süresi, reaktörlerde meydana gelen biyokütle kaybı ve yaklaşık miktarı da kaydedilmiştir. Çizelge 4.4'te bMBR sisteminin işletilmesi sırasında yapılan analizler ve analizlerin hangi sıklıkla ve sistemin hangi noktasında yapıldığı verilmiştir. Ayrıca, F/M oranı, HRT, SRT, L_{org} ve spesifik substrat giderim hızı ($\mathcal{U}$) Denklem 4.1 ve 4.2'ye göre her hafta hesaplanmıştır.

$$\frac{F}{M} = \frac{KO\dot{I}_g * Q_g}{MLSS * V} \text{ (kg KOİ/kgMLSS.gün)*} \quad (4.1)$$

$$U = \frac{KO\dot{I}_g - KO\dot{I}_ç}{MLSS * HRT} \text{ (mg }_{\text{giderilen}}\text{KOİ/m}^3\text{-gün)*} \quad (4.2)$$

*Bağıntıların orijinalinde $BO\dot{I}_5$ değeri kullanılmaktadır.

Çizelge 4.4 bEMBR ve bMBR sisteminin işletilmesinde izlenen parametrelerin ölçüm sıklığı ve ölçüm noktaları

Ölçümler	Ölçüm Sıklığı	Ölçüm Noktası
pH	Günlük	Besleme Tankı, Reaktör
Sıcaklık	Günlük	Besleme Tankı, Reaktör
ÇO	Günlük	Reaktör
İletkenlik*	Günlük	Reaktör
Süzüntü, Besleme Debisi	Günlük	Sistem giriş ve çıkış
TMP*	Günlük	Membran Ünitesi
KOİ	Günlük	Sistem Giriş ve Çıkış
$BOİ_5$	Ayda bir	Sistem Giriş ve çıkış
AKM	Kararlı Halde	Sistem Giriş ve çıkış
MLSS	Günlük	Reaktör
MLVSS	Günlük	Reaktör
NH_3	Günlük	Sistem Giriş ve Çıkış
TP*	Günlük	Sistem Giriş ve Çıkış
TOK*	Günlük	Sistem Giriş ve Çıkış
TN*	Günlük	Sistem Giriş ve Çıkış
EPS protein, karbonhidrat*	10 günde bir	Reaktör ve Çıkış
SMP protein, karbonhidrat*	10 günde bir	Reaktör ve Çıkış
Ortalama partikül boyutu*	10 günde bir	Reaktör
CST*	10 günde bir	Reaktör
Zeta Potansiyeli*	10 günde bir	Reaktör

*bEMBR sistemi işletmeye alındıktan sonra her iki sistemde yapılmıştır.

bEMBR ve bMBR çalışmaları sırasında çamurun filtre edilebilirliğinin tayin edilmesi ortalama Partikül Boyutu, CST ve Zeta Potansiyeli analizleri yapılmıştır. Ayrıca membranlarda organik tıkanmanın belirlenmesi amacıyla EPS ve SMP analizleri gerçekleştirilmiş, membran yüzey kirliliğinin belirlenmesi için FTIR ölçümleri yapılmıştır.

4.5.2.3 Membran Tıkanma ve Kritik Akı Özelliklerinin Belirlenmesi

Yapılan çalışmalarda MBR'lerin kritik akı değerinin altında işletilmeleri durumunda tıkanma probleminin önemli ölçüde azalacağı belirtilmiştir [51]. Bu tez çalışmasında da öncelikle kritik akı belirlenmiş, sonrasında reaktörler kritik akı altında işletilmiştir. Kritik akı tayini, en çok kullanılan metot olan kademeli akı artırımı modeline göre gerçekleştirilmiştir [76], [133], [134]. Akı tayini kademeli olarak 5 L/m^2-saat'den 45 L/m^2-saat'e kadar her seferinde 5 L/m^2-saat arttırılarak gerçekleştirilmiştir. Ayrıca, geri dönüşümsüz tıkanmanın gerçekleşip gerçekleşmediğini belirlemek amacıyla sistem 45 L/m^2-saat akıdan 5 L/m^2-saat akıya doğru tersine kademelerle akı 5 L/m^2-saat'lik kademelerde azaltılmıştır. Her bir akı kademesi için pompa hızları belirlenmiş ve her bir kademe 15 dakika sürdürülmüştür. Her kademe sonunda 1 dakika geri yıkama yapılmıştır. Yapılan TMP ölçümleri otomasyon sisteminde kayıt altına alınmıştır. Sistemlerde sürekli olarak TMP takip edilerek membran tıkanması izlenmiş ve membranın fiziksel/kimyasal yıkama zamanları belirlenmiştir.

Temiz membran direnci ve kritik akısı için ayrı membran modülleri kullanılmıştır. Temiz membran direnci ve temiz su permeabiletisi çeşme suyu ile yine kademeli akı metoduna göre belirlenmiş ve akabinde kritik akı deneyleri yapılmıştır.

BÖLÜM 5

DENEYSEL SONUÇLAR

Sızıntı suyu arıtımında hibrit sistemlerin kullanılabilirliğinin araştırıldığı bu çalışmada, öncelikle sızıntı suyu karakterizasyon çalışması gerçekleştirilmiştir. Ardından bEMBR sisteminde kullanılacak işletme modunun belirlenmesi için gerçekleştirilen ön çalışmada optimum akım yoğunluğu ve maruziyet süresi tespit edilmiştir. Daha sonra arıtım çalışmalarına geçilmiş ve öncelikle tek bir reaktörde bMBR sistemi ile kararlı hal şartları oluşturulmuş, akabinde bEMBR ve bMBR reaktörlerinde karşılaştırmalı olarak sızıntı suyu arıtım çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Bu bölümde yapılan tüm bu çalışmalardan elde edilen sonuçlar verilmiş ve değerlendirilmiştir.

5.1 Karakterizasyon Çalışmaları

5.1.1 Sızıntı Suyu

Çalışma kapsamında kullanılan sızıntı suyu numuneleri İSTAÇ Odayeri Katı Atık Depolama Sahasından temin edilmiştir. Çalışma süresince alınan sızıntı suyu numunelerinde gerçekleştirilen karakterizasyon çalışmalarından elde edilen sonuçlar Çizelge 5.1'de verilmiştir. Çalışmanın başlangıcında sızıntı suyunun aylık olarak alınması planlanmıştır. Ancak ilk 3 aylık çalışmaların ardından sahadaki işletme şartlarının ve iklim koşullarının değişmesi ve yeni atık hücrelerinin açılmasıyla birlikte sızıntı suyu özelliklerinde önemli değişimler gözlenmiştir. Sonraki aylarda sızıntı suyunun organik içeriği artmış karakterizasyonu değişmiş ve bu sebeple, bMBR sisteminde işletme problemleri ortaya çıkmıştır. Çalışma süresince aynı özellikteki ham sızıntı suyunun kullanılabilmesi amacıyla tesisten yaklaşık 1 m^3 sızıntı suyu alınmış ve karakterizasyonu

yapılmıştır. Sızıntı suyu özelliklerinin bozulmaması için +4°C'de muhafaza edilmiştir. Bekletilen sızıntı suyu numunelerinin özelliklerindeki değişikliklerin kontrol edilmesi amacıyla farklı zamanlarda analizler gerçekleştirilmiş ve çalışma süresince sızıntı suyu özelliklerinin önemli ölçüde değişmediği belirlenmiştir.

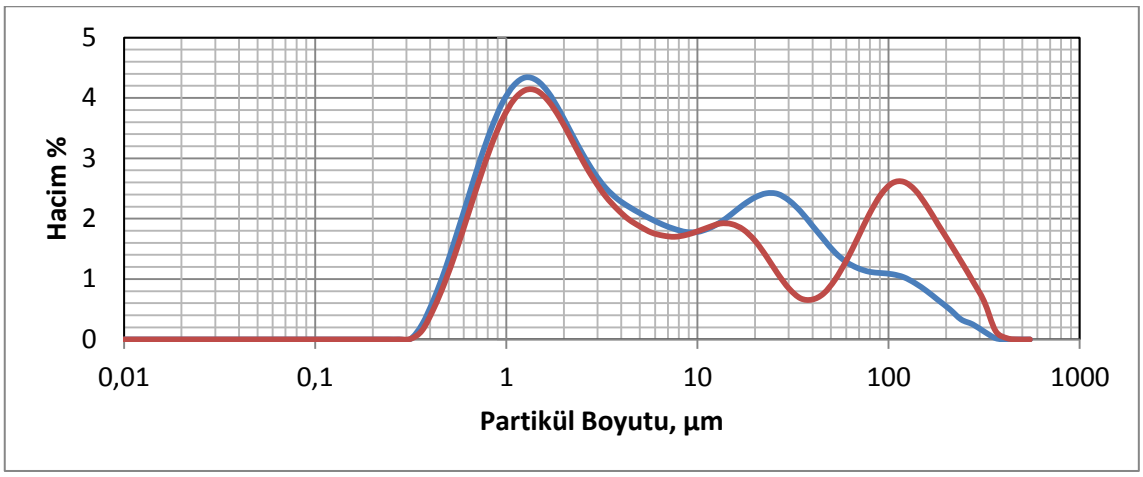
Çizelge 5.1 Sızıntı suyu karakterizasyonu

	Numune Alma Tarihi			
PARAMETRE	**01.07.2015**	**01.08.2015**	**09.09.2015**	**07.10.2015-1.8.2017***
pH	7,90	7,98	7,49	7,00-7,58
Sıcaklık (°C)	23,0	24,1	24,8	24,1-24,5
Alkalinite (mg/L)	12.360	14.560	12.272	12.000-12.200
KOİ (mg/L)	11.000	14.500	37.000	54.260-65.000
BOİ (mg/L)	3.500	4.250	15.200	26.600-33.000
TOK (mg/L)	200	250	570	17.000-23.000
BOİ/KOİ	0,32	0,29	0,41	0,49-0,55
TKN (mg/L)	2.350	2.600	3.030	2.800-3.680
N_{org} (mg/L)	250	280	252	250-400
NH_3-N (mg/L)	2.100	2.320	2.778	1.815-3.250
AKM (mg/L)	1.200	1.000	1.900	5.400-6.000
UAKM (mg/L)	500	450	670	1.000-1.300
TP (mg/L)	1,63	2,10	15,6	10,20-12,00
TÇM (mg/L)	16.000	11.000	29.420	48.800-50.000
Klorür (mg/L)	2.100	2.450	4.842	4.574-4.700
Cr (mg/L)	<0,10	<0,10	1,00	1,25-1,93
Pb (mg/L)	<0,10	<0,10	0,10	0,96-1,00
Ca (mg/L)	100	150	1.500	2.723-3.044
Cd (mg/L)	0	0	0	<0,1
Fe (mg/L)	55	62	75	80-88
Cu (mg/L)	<0,1	<0,1	<0,1	0,1-0,7
Zn (mg/L)	0,2	0,8	0,9	0,8-0,9
Ni (mg/L)	<0,10	0,70	1,00	1,59-2,53
İletkenlik (mS/cm)	22,1	25	30	20,2-28,3

- 1 m^3'lük sızıntı suyunda 15 günde bir analizler yapılmıştır ve değişim aralığı verilmiştir.

Sızıntı suyu türleri genellikle BOİ/KOİ oranı referans alınarak karakterize edilmektedir. BOİ/KOİ oranı <0,1 olan sızıntı suları yaşlı, 0,1-0,5 olan orta yaşlı ve 0,5-1 olan ise genç sızıntı suyu olarak tanımlanmaktadır [1]. Bu çalışmanın bir ve ikinci aylarında kullanılan sızıntı suyu giriş KOİ konsantrasyonu 11.000 ve 14.500 mg/L olarak belirlenmiş ve BOİ/KOİ oranı sırasıyla 0,32 ile 0,29 olarak bulunmuştur. Sonraki aylarda sızıntı suyunun KOİ konsantrasyonu 37.000 mg/L'den 65.000 mg/L'ye kadar çıkmıştır. BOİ/KOİ oranı ise 0,41-0,55 aralığında değişmiştir. Buna göre; bu çalışmanın bir ve ikinci aylarında orta yaşlı sızıntı suyu kullanılmış, devamında yeni hücrelerin açılması ile genç sızıntı suyu ile çalışmalar yürütülmüştür [135], [136], [137], [138], [139], [140], [141].

Partikül boyut dağılımı biyolojik arıtma ve membran filtrasyon sistemlerinde dikkate alınması gereken önemli bir faktördür. Büyük boyutlu partikül içeren atıksular, arıtma proseslerinde ve borularda tıkanma problemleri oluşturmaktadır. Bu yüzden partikül boyut dağılımı ile ilgili bilgiler ön arıtma, koagülasyon/flokülasyon ve membran filtrasyon proseslerinin değerlendirilmesinde önem arz etmektedir [142]. Sızıntı suyu karakterizasyonu gerçekleştirildikten sonra, sızıntı suyunun partikül boyutunu tespit etmek amacıyla iki tekrarlı 0,01-1.000 µm aralığında partikül boyut analizi gerçekleştirilmiştir (Şekil 5.1).



Şekil 5.1 Sızıntı suyunun partikül boyut dağılımı

Sızıntı suyunda gerçekleştirilen partikül boyut dağılım analiz sonuçlarına göre sızıntı suyundaki partiküllerin ortalama %80'inin 1 µm'den büyük olduğu belirlenmiş ve dp90

maximum 145,575 µm olarak bulunmuştur. Sızıntı suyunda partikül boyutunun, ön arıtma proseslerinin tutabileceğinden küçük olduğu tespit edilmiş ve dolasıyla herhangi bir ön arıtmaya gerek duyulmamıştır [143].

5.1.2 Aktif Çamur

Ön çalışmalar ve bMBR sistemi aşı çamuru için İSTAÇ A.Ş. Odayeri Katı Atık Depolama Tesisi'nde bulunan sızıntı suyu arıtma tesisi havalandırma ünitesinden aktif çamur temin edilmiştir. Aktif çamur, herhangi bir değişim olmadan tesisten laboratuvar ortamına ivedi bir şekilde getirilmiş ve sürekli havalandırılmıştır. Ham aktif çamur özelliklerini belirlemek için pH, sıcaklık, iletkenlik, ORP, MLSS, Cl^-, CST, zeta potansiyeli, dp90, KOİ, TP ve NH_3-N analizleri yapılmıştır. Tüm analizler iki tekrarlı yapılmış ve ortalama değerler Çizelge 5.2'de verilmiştir.

Çizelge 5.2 Ham aktif çamur özellikleri

Parametre	Ortalama Değer
pH	7,5
Sıcaklık (^{0}C)	20,3
ORP (mV)	118
İletkenlik (mS/cm)	33,3
KOİ (mg/L)	3.388
TP (mg/L)	1,08
NH_3-N (mg/L)	13,86
MLSS (mg/L)	12.500
Cl^- (mg/L)	10.500
SRF (m/kg)	$4,71*10^{12}$
CST (sn)	380
Zeta Potansiyeli (mV)	-24,5
dp90 (µm)	58,8

Çalışmada sızıntı suyu aktif çamurunun pH'sı literatürdeki çalışmalara benzer [144] olarak 7,5 ölçülmüştür. Ayrıca literatürde ham sızıntı suyu aktif çamurunun ZP değerleri −21,5 ile −31,5 mV arasında değişmiş [145] ve bu çalışmada da benzer sonuçlar bulunmuştur.

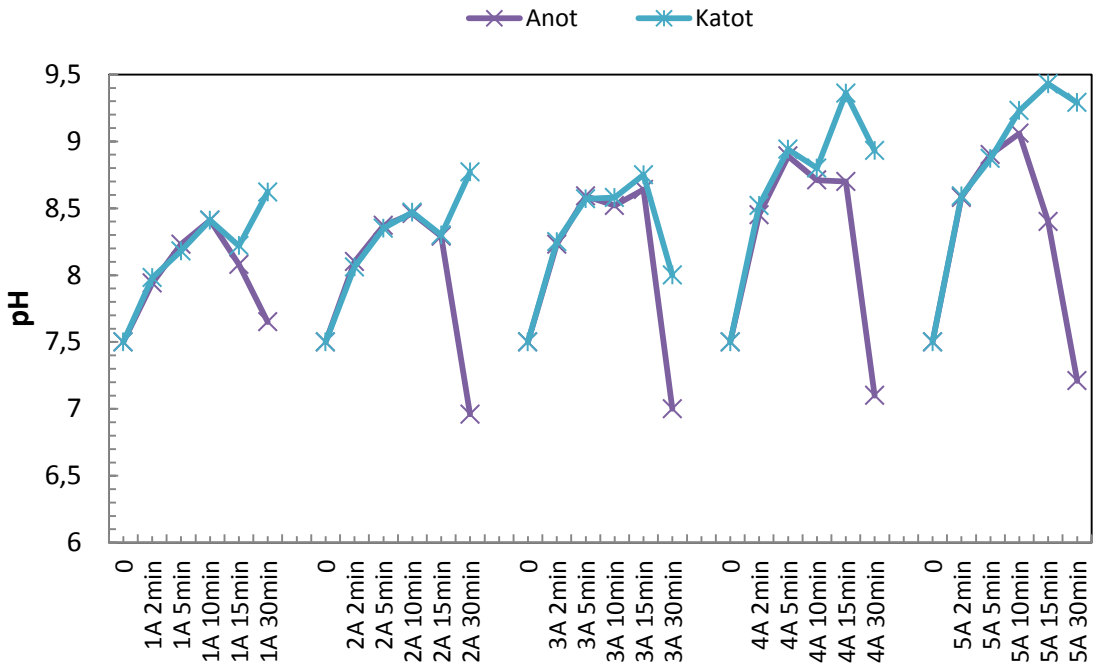
5.2 Optimum Elektrik Alanı ve Maruziyet Süresinin Belirlenmesi

bEMBR sisteminde uygulanacak akımın reaktördeki mikroorganizmalara zarar vermemesi ve mikrobiyel faaliyeti olumsuz yönde etkilememesi gerekmektedir. Bu sebeple yapılan ön çalışmalarla, farklı akım (1, 2, 3, 4, 5A) ve reaksiyon sürelerinde (2, 5, 10, 15, 30 dk) çalışmalar gerçekleştirilerek mikrobiyal yaşam üzerinde en az olumsuz etkiye sahip optimum elektrik alanı ve maruziyet süresi belirlenmeye çalışılmıştır.

5.2.1 Fizikokimyasal ve Biyokimyasal Parametreler

5.2.1.1 pH ve Sıcaklık

pH, mikrobiyal faaliyetler için en önemli parametrelerden biridir. Aktif çamur prosesinde Pseudomonas, Zooglena, Achromobacter, Flavobacterium, Nocordia, Bdellovibrio, Mycobacterium cinsine ait bakteriler ve nitrifikasyondan sorumlu Nitrosomonas ve Nitrobakter bulunmaktadır [146]. Nitrifikasyon bakterileri, aktif çamur sistemlerinde atıksuyun yüksek oranda arıtılmasında önemli rol oynamaktadır. Bu bakteriler oldukça hassas olup pH ve sıcaklık başta olmak üzere birçok çevresel faktörden etkilenmektedir. Biyolojik arıtma esnasında uygun pH ve sıcaklık değerlerinin olmaması ile ortamda farklı türler çoğalabilmekte ve bunun sonucunda işletme problemleri meydana gelebilmektedir. Bu sebeple aktif çamur proseslerinin pH ve sıcaklık değerleri takip edilmelidir. Yapılan ön çalışmalarda pH değişimi, anot ve katota yakın noktalarda pH probu ile ölçülerek takip edilmiş ve sonuçlar Şekil 5.2'de özetlenmiştir.



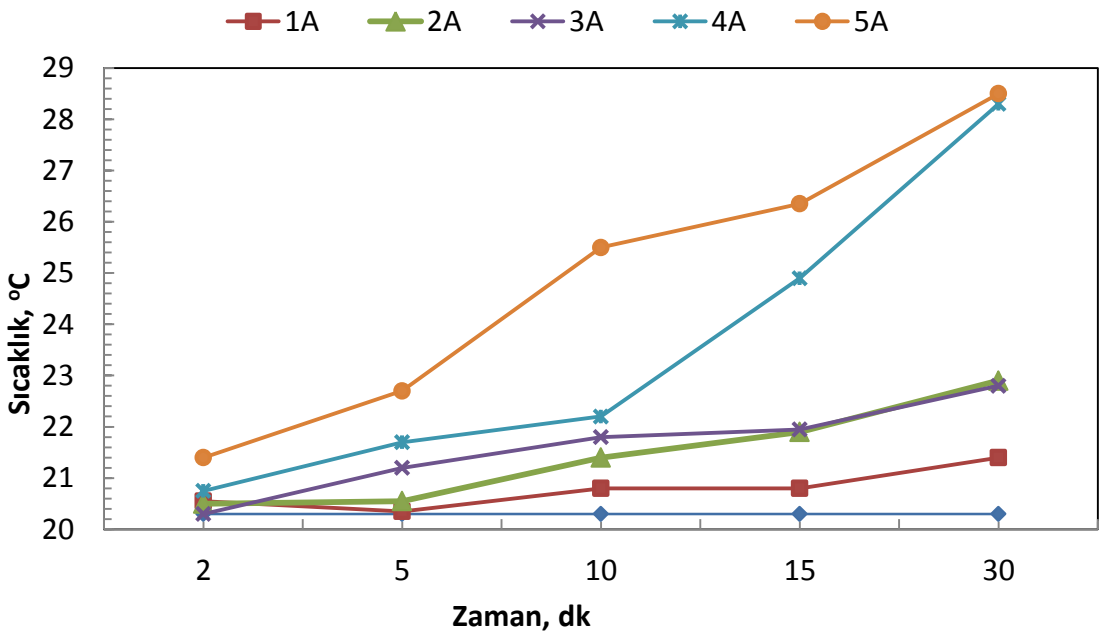
Şekil 5.2 Farklı DC elektrik alanı ve maruziyet sürelerinde anot ve katottaki pH değişimi

Anotta artan akım ve maruziyet süresince pH değeri 7,50 ile 9,43 aralığında değişim gösterirken; katotta ise 7,50 ile 9,06 aralığında değişmiştir. Bunun dışında birkaç deneysel çalışma hariç havalandırma sayesinde sağlanan homojen karışım ile anot ve katot arasında pH değerlerinde önemli farklılıklar gözlenmemiştir (Şekil 5.2). Sonuçlar incelendiğinde, farklı akım ve maruziyet sürelerinde gerçekleştirilen çalışmalarda DC uygulaması ile pH'nın artış gösterdiği açıkça görülmektedir. Elektrotlar vasıtasıyla elektriksel akım oluşmuş bununla birlikte su içinde çeşitli reaksiyonlar meydana gelmiştir: Katotta hidrojen tepkimesi, anotta ise ortam şartlarına bağlı olarak farklı tepkimeler meydana gelmektedir [43] [98]. Bunun dışında hem anot hem katotta uzun maruziyet sürelerinde ve yüksek DC'de (4A 30dk ve 5A 30dk) pH düşüşü gözlenmiştir. Bunun sebebi sudaki elektrooksidasyonun daha baskın olmasıdır [43]. Bu nedenle optimum akım ve maruziyet süresi belirlenirken bakteri faaliyetleri için gerekli olan optimum pH değer aralığı 6,5-8,5 olarak dikkate alınmıştır [147], [148].

Sıcaklık mikrobiyel faaliyetler üzerinde büyük bir etkiye sahiptir. Sınır değerler dışında gerçekleşecek en küçük sıcaklık değişikliği bile aktif çamurda baskın bakteri türlerinin değişmesine sebep olabilmekte ve bu durum doğrudan proses aktivitesini

etkilemektedir. Karbon ve azotlu maddeler için oksidasyon hızı da sıcaklıkla büyük ölçüde etkilenmektedir. Biyolojik reaksiyon hızı belirli limitler içinde sıcaklık ile artmaktadır. Normal koşullar altında 5–30°C arasındaki her 10°C'lik sıcaklık artışı biyolojik aktiviteyi iki katına çıkarmaktadır. Ayrıca aktif çamurda birçok mikroorganizma türü 10-25°C arasındaki sıcaklıklarda iyi performans gösterebilmektedir [149], [150].

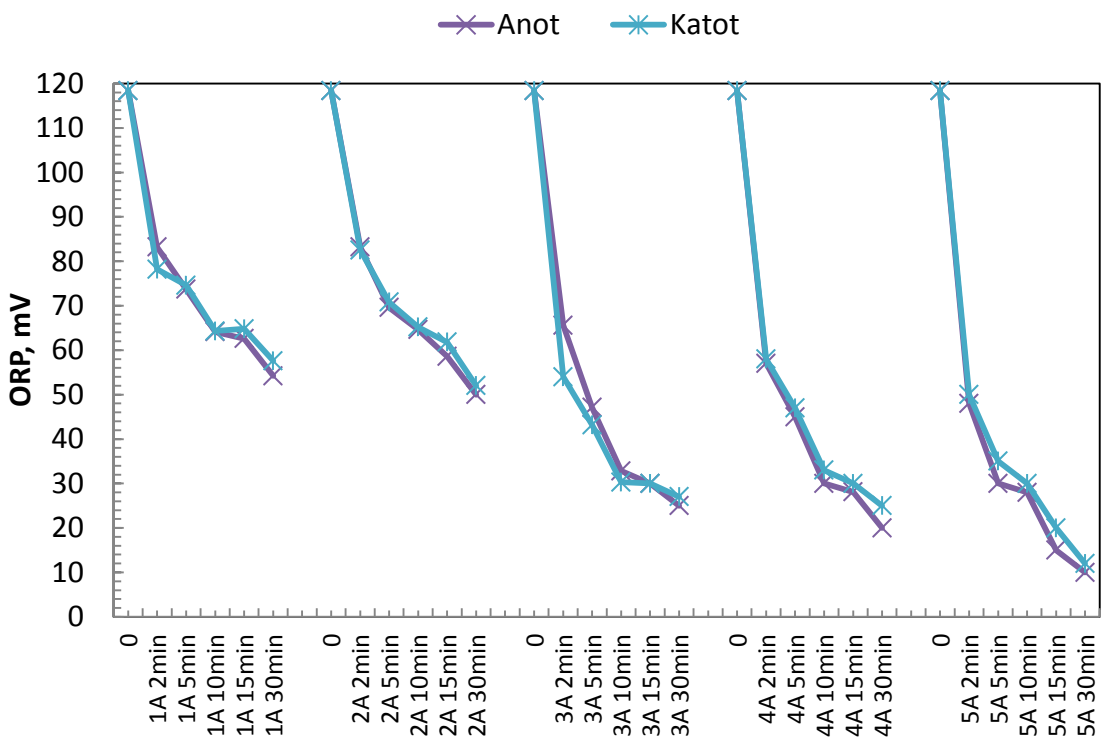
Yapılan kesikli deneylerde sıcaklık değişimleri incelendiğinde; sıcaklığın DC elektrik alanı ve maruziyet süresindeki artış ile paralel bir şekilde arttığı belirlenmiştir (Şekil 5.3). Zamana bağlı sıcaklık artışı EC proseslerinde elektrolitik reaksiyonlardan kaynaklanan beklenen bir durumdur [43]. Wang vd [151] ve İlhan [43] yapmış oldukları çalışmada da EC'de zamana bağlı olarak sıcaklık artışı meydana geldiği görülmüştür. Tüm deney setlerinde literatürdeki verilere paralel olarak sıcaklık 20-28°C arasında değişiklik göstermiştir. Sıcaklık değerleri sadece yüksek DC ve maruziyet süresinde (4A, 5A ve 15, 30dk) 27-28°C'ye kadar yükselmiş, diğer tüm deney setlerinde 20-22°C arasında kalmıştır.



Şekil 5.3 Farklı DC elektrik alanı ve maruziyet sürelerinde ortalama sıcaklık değişimi

5.2.1.2 Oksidasyon-Redüksiyon Potansiyeli

ORP, bir çözeltideki oksidasyon redüksiyon reaksiyonlarını içeren elektronların aktivitesinin bir ölçüsüdür. Biyolojik arıtma proseslerinde proses kontrol parametresi olarak kullanılmaktadır. Anaerobik ve anoksik koşullar arasında oluşan biyolojik reaksiyonlar ve nitrifikasyon hızı ile ORP'nin iyi bir korelasyonu bulunmaktadır [152], [153]. Ancak herhangi bir ortamda ORP anlık değişimler göstermektedir. Dolayısıyla pH, sıcaklık gibi birçok proses parametrelerinden etkilenmektedir [154]. ORP, aerobik sistemlerde +50 mV ve üzerinde iken anaerobik sistemlerde ise +50 ve -400 mV arasında değişim göstermektedir [155], [156]. DC elektrik alanının aktif çamur ortamına uygulanması ile anot ve katot yakınındaki ORP değişimleri Şekil 5.4'te gösterilmiştir.



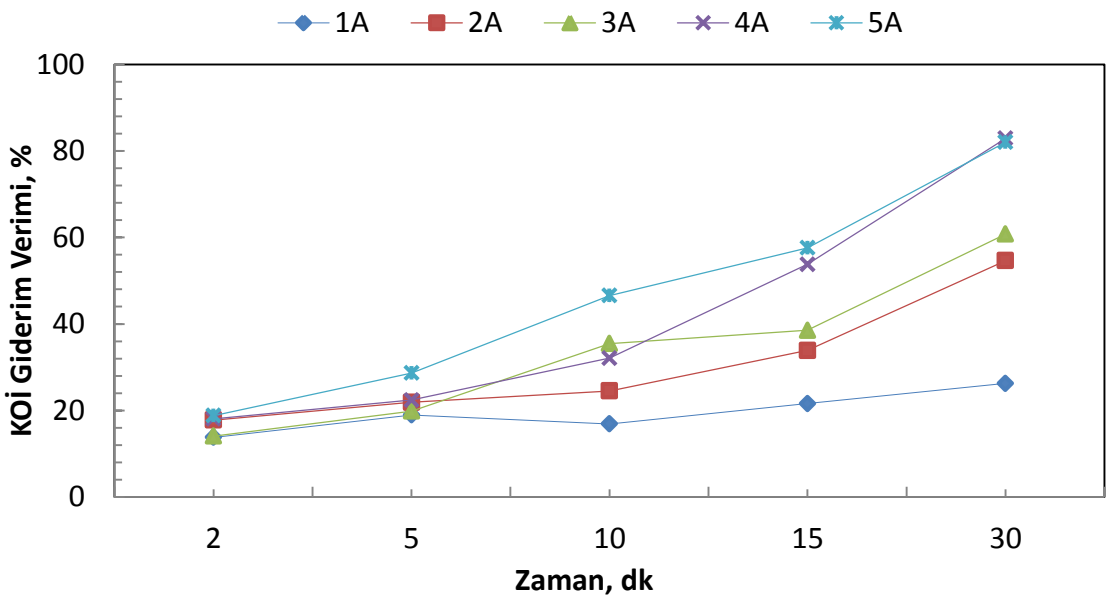
Şekil 5.4 Farklı DC elektrik alanı ve maruziyet zamanları uygulandığında anot ve katottaki ORP değişimi

Sonuçlar incelendiğinde, reaktöre DC uygulamasından sonra ORP değerlerinde azalma meydana geldiği görülmektedir. Kontrol çalışmasında kullanılan ham sızıntı suyu aktif çamurunun ORP değeri 118 mV iken akım ve maruziyet süresi arttıkça ORP değeri azalmıştır. Bu durum akım verildiğinde oluşan reaksiyonlarda oksijenin tüketilmesiyle

açıklanmaktadır [157]. Aynı sonuçlar Kurt vd. [157] ve Bani Melhem [110] yapmış oldukları çalışmalarda da rapor edilmiştir. Ayrıca Şekil 5.2'deki pH verileri ve Şekil 5.4'teki ORP verileri arasında bir ilişki olduğu gözlenmiştir. pH değerlerinin artması ile ORP değerlerinin azaldığı görülmektedir. Ancak literatürde yapılan bazı çalışmalarda, biyolojik proseslerde pH ve ORP aynı yönde eğilim göstermiştir [154], [158], [159]. Bu farklılığa DC elektrik alanının sebep olduğu söylenebilir.

5.2.1.3 KOİ, TP, NH_3-N

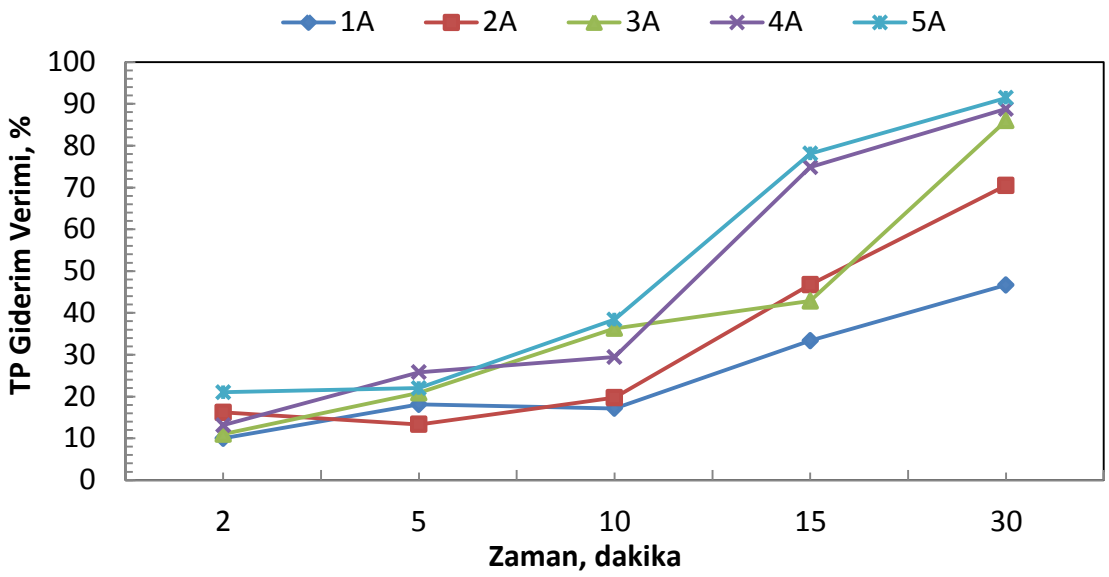
EC ile atıksu arıtımı, destabilizasyon ve yumaklaşmayı içermektedir. Destabilizasyon kısmı kısa bir süreçken yumaklaşma uzun süreli bir süreçtir [160]. Destabilizasyon ve yumaklaşma, DC maruziyet süresine ve potansiyel elektrolize bağlı olarak gerçekleşmektedir [161]. Ancak, bu çalışmalardaki EC akımının asıl amacı çamurun filtre edilebilme özelliklerinin arttırılmasıdır. Bu bakımdan nütrient giderimi mikrobiyal yaşam üzerinde olumsuz bir indikatör olarak kabul edilmiştir [110]. Literatürdeki çalışmalarda da, aktif çamur ortamına yüksek DC elektrik alanının uygulanması bakteri metabolizmasını negatif yönde etkilediği belirtilmiştir [162], [163], [164]. Ayrıca, çözünen elektrotun reaktör tabanında birikmesi ile nitrifikasyon bakterilerini inhibe ettiği yapılan çalışmalarda belirtilmiştir [165], [166]. Dolayısıyla sızıntı suyu aktif çamuruna uygulanan elektrik akımı ve maruziyet süresi büyük önem taşımaktadır. Bu nedenle ön çalışma kapsamında yapılan tüm deney setleri sonunda farklı DC elektrik alanı ve maruziyet sürelerinin KOİ giderim verimleri üzerindeki etkisi Şekil 5.5'de gösterilmiştir.



Şekil 5.5 Farklı DC elektrik alanı ve maruziyet sürelerinde KOİ giderimi

En düşük maruziyet süresinde uygulanan 1, 2, 3, 4, 5A elektrik akımında KOİ giderim verimleri sırasıyla %14, 19, 14, 19 ve 19 olarak tespit edilmiş, maruziyet süresi ve sisteme verilen DC elektrik alanı arttıkça giderim veriminin arttığı gözlenmiştir. En yüksek KOİ giderimi 5A 30dk'da en uzun maruziyet süresinde ve yüksek akımda %82 olarak bulunmuştur. Sekman'ın [167] evsel aktif çamurda yapmış olduğu çalışmada benzer sonuçlar elde edilmiş, en yüksek KOİ giderimi 1 V/cm ve 30dk ile en yüksek akım ve maruziyet süresinde meydana gelmiştir.

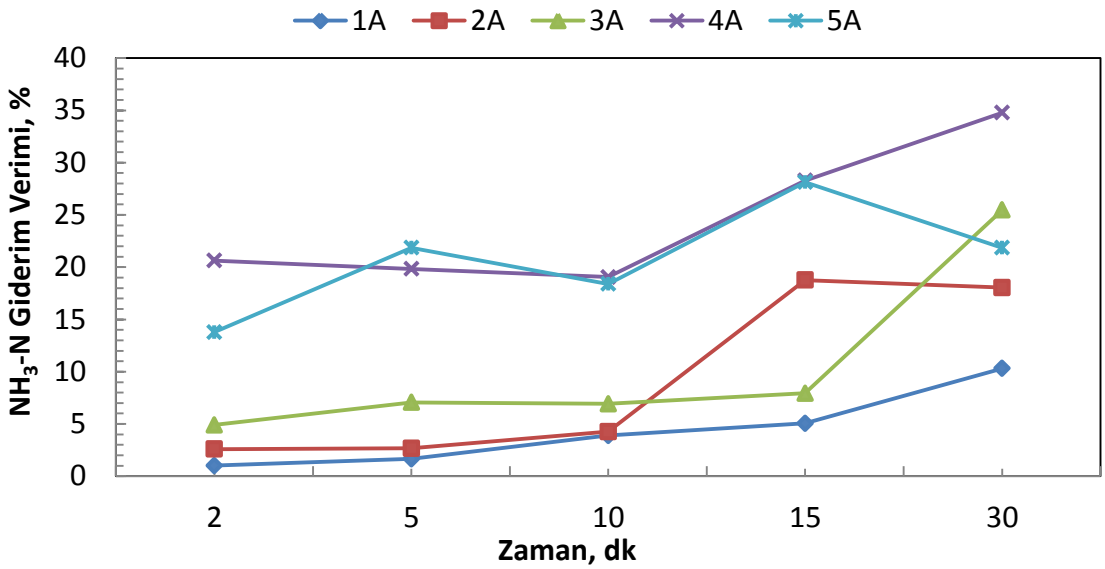
Ön çalışma kapsamında KOİ'nin yanısıra mikrobiyal yaşam açısından diğer iki önemli nütrient olan TP ve NH_3-N giderim verimleri de incelenmiştir. EC prosesi ile atıksulardan yüksek oranda TP giderimi gerçekleşmektedir [168], [169]. Sulu çözeltide üretilmiş Al iyonları fosfat tuzları ile reaksiyona girmesi ile $AlPO_4$ çökeleklerini oluşturarak ortamdan fosforu uzaklaştırmaktadır. Ancak NH_3-N giderimi EC sistemlerinde pH'ya bağlı olarak gerçekleşmektedir. DC ve maruziyet süresi arttıkça artan pH nedeniyle aktif çamurda NH_4^+, NH_3 gazına dönüşerek ortamdan uzaklaşmaktadır [143]. Şekil 5.6'da TP'nin ve Şekil 5.7'de amonyak azotunun farklı DC elektrik alanı ve maruziyet sürelerinde giderim verimleri verilmiştir.



Şekil 5.6 Farklı DC elektrik alanı ve maruziyet sürelerinde TP giderimi

KOİ gideriminde olduğu gibi TP giderimi de DC ve maruziyet süresi arttıkça artmıştır. Kontrol numunesinin TP değeri 1,08 mg/L'dir. En yüksek giderim verimi 5A 30dk'da % 91,4 ve en düşük TP giderimi verimi ise %10 ile 1A 2dk'da tespit edilmiştir ve literatürdeki çalışmalar ile benzer sonuçlar bulunmuştur [170], [171].

KOİ ve TP giderim verimleri artan elektrik akımı ve maruziyet süresi ile yüksek oranda artış göstermiştir. NH_3-N giderim verimleri ise artan elektrik akımı ve maruziyet süresi ile artmış fakat %35'in üzerinde NH_3-N giderim verimleri elde edilememiştir (Şekil 5.7). En yüksek NH_3-N giderim verimi 4A 30dk'da %35 olurken en az giderim verimi 1A 2dk'da %1 olarak elde edilmiştir.



Şekil 5.7 Farklı DC elektrik alanı ve maruziyet sürelerinde NH_3-N giderimi

5.2.1.4 Fizikokimyasal ve Biyokimyasal Sonuçların Değerlendirilmesi

bEMBR sistemine uygulanacak optimum maruziyet süresi ve akımı bulmak için ön çalışma kapsamında yapılan tüm analiz sonuçları değerlendirilmiştir ve mikrobiyal yaşam üzerinde etkisi en düşük, çamur filtre edilebilirliği üzerinde en yüksek etkiye sahip değerler belirlenmiştir.

DC şiddeti ya da maruziyet süresi düşük olduğunda kirlilik giderimi yüksek olmamakta [110], bununla birlikte uygulanan yüksek maruziyet süresi ve yüksek akım aktif çamurda bulunan mikroorganizmalar üzerinde negatif etki yaratmaktadır [162]. Bu sebeple, %40 ya da daha yüksek KOİ, NH_3-N ve/veya TP giderim verimleri sızıntı suyu aktif çamuru üzerindeki inhibasyon etkisinden ötürü sınır değer olarak kabul edilmiştir.

NH_3-N giderimi hiçbir deney setinde %40 üzerine çıkmamıştır (Şekil 5.7). KOİ ve TP gideriminin %40'dan fazla olduğu deney setleri elimine edilip kalan setler tekrar değerlendirilmiştir. Mikrobiyal aktivite için gerekli ORP ve pH sınır değerlerinin dışında kalan deney setleri de elimine edilmiş ve sınır değerleri dışında kalan parametreler Çizelge 5.3'te eksi işareti ile gösterilmiştir.

Çizelge 5.3 Elimine edilen deney setleri

Deney Setleri	ORP	pH	KOİ	TP
1A 30 min	+	-	+	-
2A 30 min	+	-	-	-
3A 5 min	-	-	+	+
3A 10 min	-	-	+	+
3A 15 min	-	-	+	-
3A 30 min	-	+	-	-
4A 2 min	+	+	-	-
4A 5 min	-	-	+	+
4A 10 min	-	-	+	+
4A 15 min	-	-	-	-
4A 30 min	-	-	-	-
5A 2 min	+	-	-	+
5A 5 min	-	-	+	+
5A 10 min	-	-	-	+
5A 15 min	-	-	-	-
5A 30 min	-	-	-	-

* Eksi (-) işareti literatüre göre mikrobiyal aktivite üzerine negatif sonuçları göstermektedir.

Çizelge 5.3'te verilen deney setlerinin dışında kalan setler (1A 2dk, 1A 5dk, 1A 10dk, 1A 15dk, 2A 2dk, 2A 5dk, 2A 10dk, 2A 15dk, 3A 2dk) sızıntı suyu aktif çamuruna DC elektrik alanının ve maruziyet süresinin etkisini belirlemek amacıyla farklı çamur analizleri (SRF, partikül boyut ve zeta potansiyeli) yapılmış ve optimum şartlar tespit edilmiştir.

5.2.1. Çamur Filtre Edilebilirlik Parametreleri

Aktif çamura elektrik akımının uygulanmasındaki öncelikli hedef flok boyutunu artırmak ve filtre edilebilirliği geliştirmektir ve çamurun filtre edilebilirliğinin değerlendirilmesinde CST, SRF, partikül boyutu ve zeta potansiyeli yaygın bir şekilde kullanılmaktadır.

5.2.1.5 SRF, Partikül Boyutu, CST ve Zeta Potansiyeli

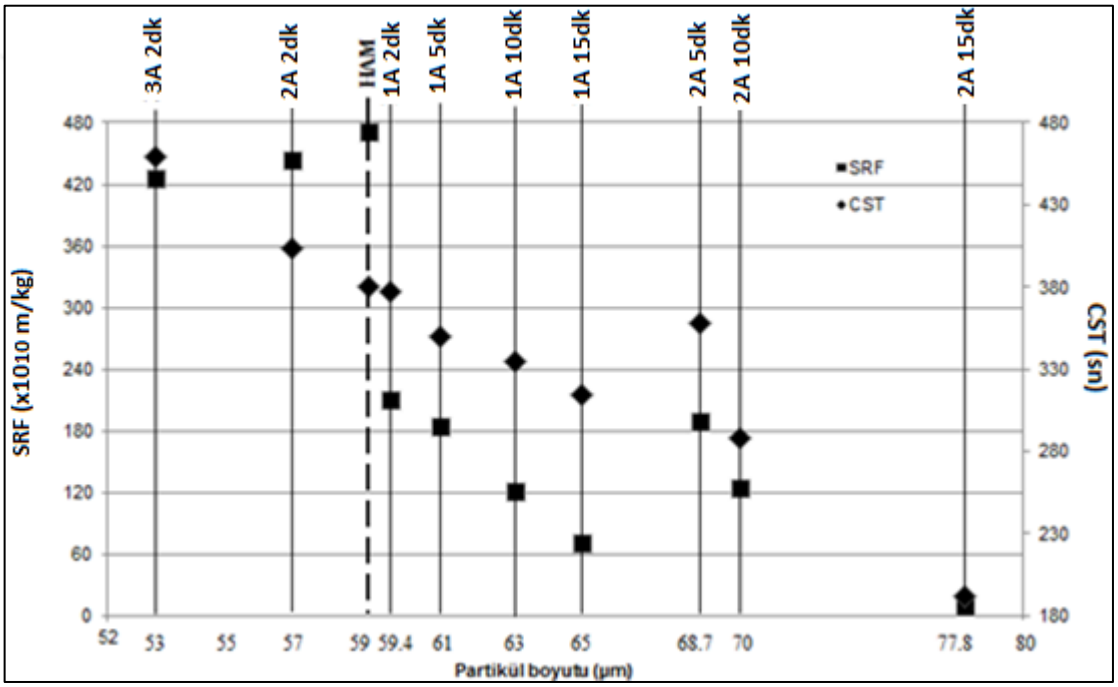
SRF (m/kg) parametresi gözenekli ortamdan geçen sıvının akışı olarak tanımlanır ve Darcy eşitliğine dayanır. SRF parametresi filtre edilebilirliği geliştirmek amacıyla kullanılacak optimum kimyasal dozajlarını belirlemek için yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Susuzlaştırılması zor çamurun SRF değeri 10^{14}-10^{15} m/kg civarındayken, susuzlaştırılması kolay olan çamur 10^{10}-10^{11} m/kg'a kadar düşük SRF değerlerine sahiptir [130].

CST, hem çamur susuzlaştırmada hem de çamur filtre edilebilirliği hakkında kimyasalların (şartlandırıcılar, flokülantlar ve koagülantlar) etkisinin belirlenmesinde kullanılan bir metot olarak geliştirilmiştir [172]. Çamurun karakteristiğinin ve bMBR'de membran tıkanmasının değerlendirilmesinde anahtar bir parametre olduğu literatürde belirtilmektedir [173]. CST değerinin düşük olması, aktif çamurun su verme özelliklerinin iyi, filtre edilebilirliğinin yüksek olduğu şeklinde değerlendirilmektedir [174]. Konvansiyonel aktif çamur için CST değeri 200-400 saniye aralığındadır ve iyi bir susuzlaştırma için çamurun CST değerinin 50-100 saniye aralığında olması önerilir.

Şekil 5.8'de sızıntı suyu aktif çamuruna uygulanan elektrik akımı ve maruziyet süresinin dp90, CST ve SRF'ye etkisi gösterilmiştir. Ham çamurun CST, SRF ve partikül boyutu (dp90) değerleri sırasıyla 380 saniye; $4{,}71*10^{12}$ m/kg ve 58,8 µm'dir. Tıpkı fizikokimyasal ve biyokimyasal parametrelerde olduğu gibi elektrik akımının su ile ilk buluşması olumsuz etki göstermiş ve 1, 2 ve 3A akımlarda en düşük maruziyet süresinde (2dk) CST, SRF ve dp90 değerleri negatif yönde gelişmiştir. Ancak uygulanan akımın ve maruziyet süresinin artmasıyla çamurun SRF ve CST değerleri azalmış ve partikül boyutu değeri artmıştır. Dolayısıyla 3A 2dk'da çamurun filtre edilebilirliği en düşük, 2A 15dk'da en yüksek olduğu görülmüştür. 2A akım ve 15dk maruziyet

süresinde elde edilen CST, SRF ve dp90 değerleri sırasıyla 192 sn, 8,8*10^{10} m/kg ve 77,8 µm olarak bulunmuş ve bu değerlerin çamurun filtre edilebilirlik/susuzlaştırma özelliklerinin iyileştirilmesi bakımından en uygun işletme şartları olduğu belirlenmiştir.

Maruziyet süresinin artmasıyla flok boyutunun arttığı ve filtre edilebilirliğin geliştirildiği gözlenmiştir. Tüm deney setleri arasında 2A akım ve 15dk maruziyet süresinde en düşük CST ve SRF ve en büyük dp90 değerleri elde edilmiş; sırasıyla 192 sn, 8,8*10^{10} m/kg ve 77,8 µm olarak belirlenmiştir. Buna göre 2A 15dk; çamurun filtre edilebilirlik/susuzlaştırma özelliklerinin iyileştirilmesi bakımından en uygun işletme şartları olduğu belirlenmiştir.



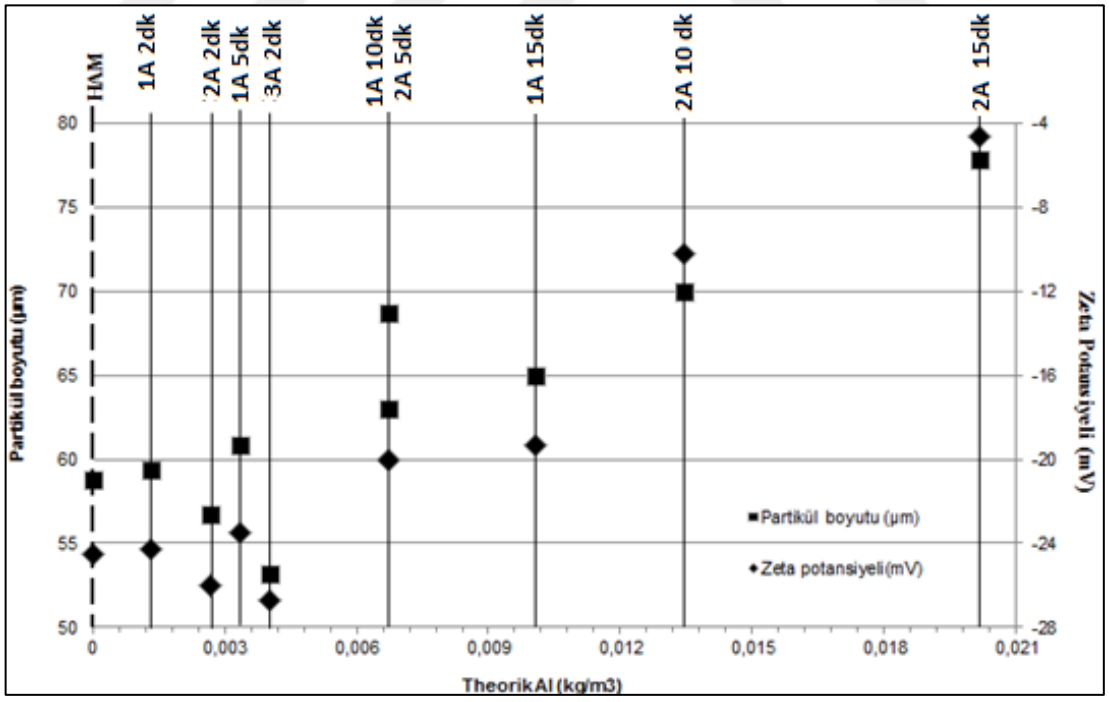
Şekil 5.8 dp90, CST ve SRF'ye elektrik akımı ve maruziyet süresinin etkisi

Zeta potansiyeli (mV) partikül yükünü belirlemekte kullanılan etkin bir deneysel ölçümdür. Zeta potansiyeli değeri düşük kolloidler yumaklaşma ya da pıhtılaşma eğilimindedir. Zeta potansiyelinin yüksek olması durumunda ise (pozitif ya da negatif) kolloidler bulundukları çözeltiye doğru taşınır [175]. EC uygulamasında zeta potansiyeli, elektrokoagülant dozunun yanısıra farklı değişkenlere bağlıdır [176]. Şekil 5.9'da zeta potansiyeli, partikül boyutu ve Al-elektrokoagülant miktarı arasındaki ilişki gösterilmiştir. Teorik çözünmüş elektrot miktarı Faraday kanununa göre Denklem 5.1 kullanılarak hesaplanmıştır [177].

$$w = \frac{J*t*M}{n*F} \; E = \frac{U*I*t}{V} \tag{5.1}$$

Burada “w” (g/cm^2) teorik olarak elektrot yüzey alanı başına çözünmüş alüminyum elektrot miktarını, “J” akım yoğunluğunu (A/cm^2), “t” EC süresini (dakika), “M” alüminyumun moleküler ağırlığını (g/mol), “n” kimyasal eşdeğerlik değerini (alüminyum elektrot için z=3), “F” Farday sabitini (96485 C/mol) temsil etmektedir.

Ham sızıntı suyu aktif çamur partikülleri negatif yüklüdür ve ZP değeri -24,5 mV’tur. Bu değer literatürdeki aktif çamurla yapılan çalışmalarla uyumluluk göstermektedir (evsel atıksu çamuru zeta potansiyeli değeri -15,4 mV [178] ve sızıntı suyu aktif çamuru zeta potansiyeli değeri -21,5 mV [145]). Literatürdeki çalışmalarda, zeta potansiyeli değerinin sıfıra yakın olması ile filtre edilebilirliğin geliştiği ve partikül/flok boyutunda artışa sebep olduğu ve böylelikle optimum flokülasyonun meydana geldiği belirtilmiştir [178], [179], [180]. Bu çalışmada da benzer durumlar görülmüş ve gerçekleştirilen 10 deney seti arasında en yüksek partikül boyutu ve en düşük zeta potansiyeli değerinin 2A 15dk akım ve maruziyet süresinde elde edildiği belirlenmiştir.



Şekil 5.9 Zeta potansiyeli, partikül boyutu ve Al-elektrokoagülant miktarı arasındaki ilişki

Tüm sonuçlar dikkate alındığında bEMBR için optimum elektrik alanının 2A ve maruziyet süresinin 15dk olarak uygulanmasına karar verilmiştir.

5.3 Sürekli İşletme Modunun Belirlenmesi

bEMBR'in işletme modunun belirlenmesi 2 aşamada gerçekleşmiştir. İlk aşamada konu ile ilgili sınırlı sayıdaki literatür çalışmaları dikkate alınarak (Bani Melhem [110]; Tafti vd. [127]; Zeyoudi vd. [128]) bir mod belirlenmiş ve evsel atıksuda uygulanan bu işletme modunun sızıntı suyundaki etkisi gözlemlenmiştir. Bani Melhem [110] yapmış olduğu çalışmada, bMBR sistemine HRT süresince 15' açık/15' kapalı, 15' açık/30' kapalı, 30' açık/30' kapalı olacak şekilde 3 farklı kombinasyonda akım vermiş, bEMBR sisteminin daha uzun HRT'de işletilebileceğini göz önünde tutarak işletme modunu 15' açık/45' kapalı olarak belirlemiştir. Sızıntı sularının bMBR ile işletilmesinde de uzun HRT sürelerinin olduğu bilinmesi ile ([87], [80], [85]) Bani Melhem tarafından belirlenen optimum şartların bu çalışmadaki atıksuyun karakterine daha uygun olacağı ve 24 mA/cm^2 akım yoğunluğu ve optimum maruziyet süresi 15'açık/45'kapalı işletme modunda bEMBR'ye elektrik alanı uygulanmıştır. Akım uygulanmaya başlandıktan sonraki günde reaktördeki giderim veriminin kayda değer şekilde azaldığı görülmüştür. Yoğun elektrik alanının etkisi ve sızıntı suyu aktif çamurunun özelliği ile birlikte reaktörde aşırı köpük meydana gelmiş ve yüksek oranda kütle kaybı oluşmuştur. Literatürdeki evsel atıksularla gerçekleştirilen çalışmaların sonuçlarının yeterli olamayacağı gözlemlenmiştir.

Elektrik alanı maruziyet süresinin uzun olması bEMBR'yi olumsuz etkilemiştir. Bu sebeple takip eden ikinci aşamada 5 gün olarak belirlenen HRT'ye göre HRT süresince 24 mA/cm^2 akım yoğunluğu 2,5 günde 7,5 dk, günde 3 dk, 12 saatte 1,5 dk, 8 saatte 1 dk ve 6 saatte 0,75 dk olmak üzere 5 farklı modda verilmiştir. Elektrik alanının kısa maruziyet sürelerinde sızıntı suyu aktif çamuruna uygulanmasının bEMBR giderim verimini dolayısı ile mikrobiyal aktiviteyi olumsuz yönde etkilemediği ancak güç kaynağının daha uzun süre 'kapalı' olmasının filtre edilebilirlik özelliklerinde olumlu etki yarattığı belirlenmiştir. Ancak 2 günde 7,5 dk verilmesi çalışmanın birinci aşamasında görülen problemlerin benzerine yol açmış, köpürme ve kütle kayıpları oluşmuştur. Bu

bakımdan en uygun işletme modunun HRT:5 gün olması durumunda günde 3 dk olmasına karar verilmiştir.

5.3.1 bEMBR İşletme Parametrelerinin Belirlenmesi

bEMBR sisteminin boyutları, optimizasyon çalışmalarındaki elektrot ve reaktör boyutlarından farklı olduğu için sisteme verilecek akım, akım yoğunluğu sabit tutularak daha büyük hacim ve daha büyük elektrot alanına göre hesaplanmıştır. Bu durumda küçük ve büyük sistemlerde hacim başına ortama verilen teorik Al miktarı eşit olacaktır. Ön çalışmalarda birim alüminyum elektrot alanı (83,25 cm^2) başına geçen akım yoğunluğu 24 mA/cm^2 olarak hesaplanmıştır. Denklem 5.1 kullanılarak 0,5 L çalışma hacminde ortama verilen Al miktarı 0,002 g/cm^2 olarak hesaplanmıştır:

$$w = \frac{24 * 15 * 60 * 27}{3 * 96485} = 0{,}002\ g/cm^2$$

Bu durumda, 5 L'lik bEMBR çalışma hacminde ise aktif çamura 11,5 A elektrik akımı uygulanması gerektiği hesaplanmış ve bu elektrik akımı HRT değeri 5 gün olan reaktöre işletme modu çalışmaları neticesinde günde 3 dk şeklinde verilmiştir. Çizelge 5.4'te tüm sistem özellikleri özetlenmiştir.

Çizelge 5.4 Ön çalışma ve bEMBR sistemi için reaktör özellikleri ve işletme parametreleri

	Ön Çalışma	**bEMBR**
Hacim	500 ml	5.000 ml
Optimum Al dozajı	0,002 g/cm^2	0,002 g/cm^2
İşletme Süresi	15 dakika	15 dakika
Akım Yoğunluğu	24 mA/cm^2	24 mA/cm^2
Reaktör Boyutu	Çap: 13 cm Yükseklik: 18 cm	Çap: 19 cm Yükseklik: 63 cm
Reaktör Hacmi	≈2.400 ml	≈17.900 ml
Anot Boyutu	Çap: 11,0 cm Yükseklik: 4,5 cm	Çap: 15,8 cm Yükseklik: 18,0 cm
Katot Boyutu	Çap: 3,5 cm Yükseklik: 4,5 cm	Çap:5,0 cm Yükseklik: 18,0 cm
Toplam Elektrot Yüzey Alanı	83,25 cm^2	476 cm^2
Akım	2,0 A	11,5 A

5.4 bEMBR ve bMBR ile Sızıntı Suyu Arıtım Çalışmaları

Katı atık sızıntı sularının bEMBR sistemi ile arıtımının araştırılması çalışmalarında öncelikle konvansiyonel bMBR sistemi kararlı hale getirilmiş sonrasında kıyaslama yapmak amacıyla bEMBR ve konvansiyonel bMBR olarak iki ayrı reaktör sistemi işletilmiştir. Ön çalışmalarla belirlenen optimum işletme şartları altında; kirletici parametrelerinin giderim performansı, çamur özellikleri ve membran analizleri gerçekleştirilerek bunlar üzerinde elektrik alanının etkisi araştırılmıştır.

5.4.1 Reaktörlerin İşletmeye Alınması

Çalışmanın başlangıcında Odayeri Katı Atık Depolama Tesisi'nden sızıntı suyu alınmış ve karakterizasyon çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Sızıntı sularının özellikleri zamana bağlı olarak değişiklik gösterdiğinden sabit giriş KOİ değerinde çalışmak amacıyla büyük hacimlerde sızıntı suyu alınarak çalışmalar sürdürülmüştür.

Aerobik biyolojik arıtma sistemlerinde biyolojik arıtmanın verimliliğini etkileyen en önemli parametrelerden bir tanesi giriş atıksuyunun BOİ/KOİ oranıdır. Çalışmada kullanılan sızıntı suyunun BOİ/KOİ oranı 0,49-0,55 aralığındadır. Alvarez [10] tarafından genç sızıntı sularının BOİ/KOİ oranı >0,5 olduğunda aerobik arıtmanın etkili olduğu bildirilmiştir. Dolayısıyla kullanılan sızıntı suyu BOİ/KOİ oranı göz önüne alındığında aerobik arıtma açısından uygun olduğu bulunmuştur.

5.4.1.1 Çamur kabarması, köpük oluşumu

bMBR'nin işletmeye alınmasından kısa bir süre sonra MLSS konsantrasyonu, yüksek karbon ve nütrientlerden dolayı hızlıca artmış ve aktif çamurun SVI değeri düşmüştür. Bu hızlı bakteri kütle artışına bağlı olarak bMBR'de köpük oluşumu gerçekleşmiştir. Sumanaweera [138] tarafından yapılan çalışmada da sızıntı suyunun bMBR ile arıtımında çamurun iyi çökelme göstermediği ve yüksek MLSS'nin bu duruma katkısının olduğu belirtilmiştir. Seyreltilmiş çamur hacim indeksinde (DSVI) çökelmenin az ve süpernatantın bulanık olmasına bağlı olarak çamurun zayıf flok yapısında (pinpoint) olduğu belirtilmiştir [138]. Pinpoint flok çamurunda mikroskobik inceleme yapılan bir çalışmada birkaç filamentli bakteri, az sayıda protozoa ve küçük floklar gözlenmiştir.

Yüksek MLSS konsantrasyonlarında (23.200 mg/L) yapılan mikroskobik inceleme sonucunda da yoğun çamur partiküllerin arasında silikat tipi protozoalar görülmüştür [138], [181]. Bu çalışmada gerçeleştirilen mikroskobik incelemelerde (Şekil 5.10) çamur içerisinde protozoalar, bakteriler, kurtlar vb. organizmalar ile karşılaşılmış ve çamurun pinpoint flok yapısına uyduğu görülmüştür.



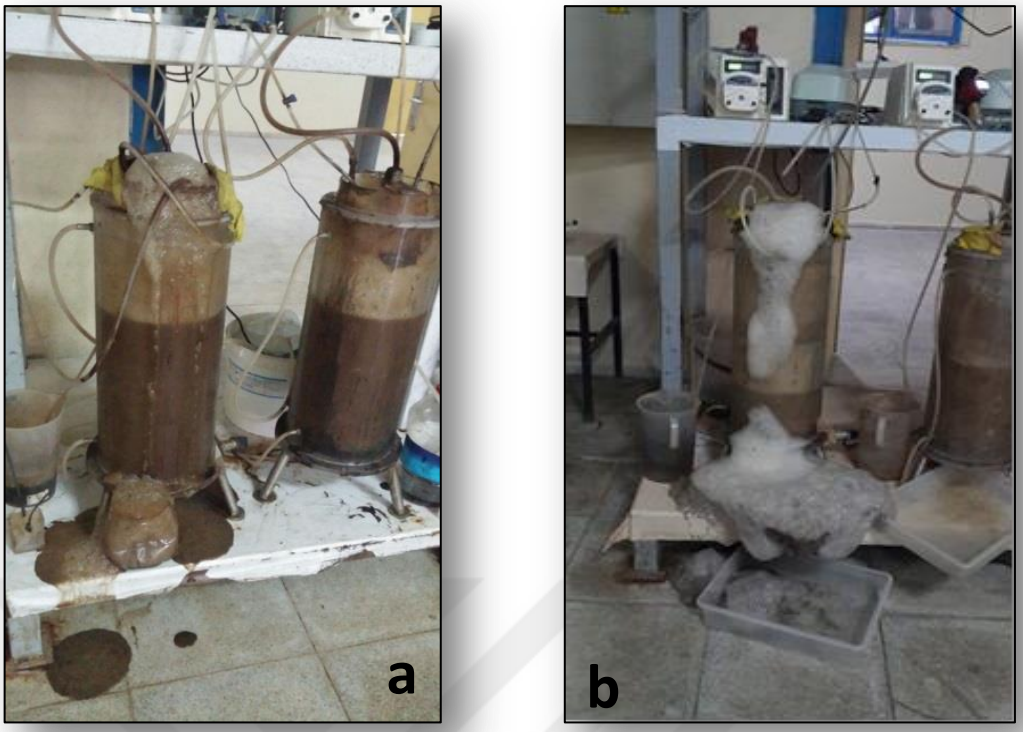
Şekil 5.10 bMBR aktif çamuru mikroskop görüntüleri

Çamur yaşı bakteri büyümesinde ve substrat gideriminde önemli rol oynamaktadır. Düşük çamur yaşı substratı etkin bir şekilde giderirken aktif çamurdaki fazla organizma türlerini azaltmaya yardımcı olmaktadır [181]. Kurtlar aktif çamur proseslerindeki en büyük organizmalardır ve tüm çamur floklarını ve çamur parçalarını tüketmektedirler. Yapılan bir çalışmada çamur yaşının düşük tutulması ile reaktördeki kurt çoğalması kontrol altında tutulmuştur [138]. Buna göre yapılan bu tez çalışmasında çamur yaşı işletme şartlarından dolayı düşük tutularak (SRT:10-12 gün) kurt çoğalması engellenmiştir.

Aktif çamur sistemlerinde çamur kabarması ve köpük oluşumu yüksek çamur yaşından, sıcaklık artışından, düşük F/M oranından, yüksek MLSS seviyesinden veya yağ-gres içeriğinden kaynaklanabilmektedir. Organik yüklemenin değişmesi ile Nocardia ya da Microthrix gibi aktinomisetlerin çoğalması [182] ve klor konsantrasyonunun yüksek olması [143] da bMBR'lerde köpüklenmeye yol açabilmektedir. Ayrıca çamurda hücre dışı polimerik protein konsantrasyonunun da köpük oluşumuna etki ettiği belirlenmiştir [49]. Chang ve Lee [183] tarafından yapılan çalışmada belirtildiği üzere köpüren aktif çamurun hidrofobisitesi yüksek olduğu için membran geçirgenliği köpüklenme ile azalarak membran tıkanmasına neden olmaktadır.

bMBR'ler yüksek MLSS/MLVSS ile işletilebilmesine rağmen bMBR'de MLSS değeri 20.000 mg/L'den fazla olması ve bMBR'ye ince ve kaba kabarcıklı difüzör gibi geleneksel havalandırma yöntemleri ile ÇO sağlanması halinde reaktör içerisindeki oksijen tranfer hızı sınırlanmaktadır [184]. Yüksek biyokütle membran permeabilitesini de sınırlandırmakta ve membran tıkanmasını artırmaktadır [185]. ÇO seviyesi aktif çamurda yaşayan hetetrofik ve ototrofik mikroorganizmaların aktivitelerinde önemli bir etkiye sahip olması ve özellikle aktif çamur sistemlerinde çamurda yeterince oksijen olması ile nitrikasyon gerçekleşmekte ve sistem verimliliği olumlu yönde etkilenmektedir. ÇO konsantrasyonunun 2 mg/L'nin altına düşmesi; bakteri aktivitesinin düşmesine ve anaerobik şartların meydana gelmesine neden olmaktadır [143]. bMBR'de biyokütle konsantrasyonunda aşırı artışlar nedeniyle işletmeye alma aşamasında zaman zaman ÇO seviyesi 2 mg/L'nin altına düşmüştür. Bu sebeple reaktör içerisine ek difüzör ve sisteme ek pompa ilavesi yapılmıştır.

İşletmeye alma sürecinde bMBR'ye verilen havanın arttırılması ve biyokütlenin artmaya devam etmesi reaktörde aşırı köpüklenme oluşmasına neden olmuştur (Şekil 5.11) Sızıntı suyu içerisinde bulunan toksik bileşenler, protozoaların ölümüne neden olabilmektedir. Buna bağlı olarak hücre lizisi ve hücre içeriğinin serbest bırakılması ile protozoa içeren beyaz köpükler oluşmaktadır [181]. Bu yüzden bMBR'deki aşırı beyaz köpüklenmenin toksisiteden kaynaklandığı söylenebilir (Şekil 5.11b).



Şekil 5.11 bMBR'da köpüklenme a) Biyokütle artışından kaynaklı köpüklenme b) Aşırı organik yüklemeden kaynaklı köpüklenme

Otomasyon sisteminin çalışma prensibine bağlı olarak su seviyesi azaldıkça reaktörlere atıksu beslemesi gerçekleşmektedir. Çamurun köpürerek taşması neticesinde su seviyesi düştüğü için reaktöre fazladan atıksu beslenmiştir. Buna bağlı olarak organik yükleme artmış ve sistemin mikrobiyal aktivitesinin bozulmasına neden olunmuştur. Ayrıca MLSS konsantrasyonunda azalma (≥5.000 mg/L) ve ÇO konsantrasyonunda ise artış gözlenmiştir (3-5 mg/L).

Köpük oluşumunu engellemek amacı ile bMBR'ye arıtma tesislerinde sıklıkla kullanılan silikon bazlı köpük kırıcı ilave edilerek köpürmenin önüne geçilmiştir. Ancak köpük kırıcı membran yüzeyinde tabaka oluşturarak membran filtrasyonunu engellemiş ardından birkaç gün içerisinde membrandan süzüntü alınamamaya başlanmıştır. Aynı zamanda çamur yüzeyinde yağlanmalar gözlenmiştir.

bMBR sırayla 60, 45 ve 30 günlük çamur yaşlarında işletilmeye çalışılmıştır. Ancak her bir çamur yaşında çamur kabarması ve köpürme meydana gelmiştir. İnce [186]

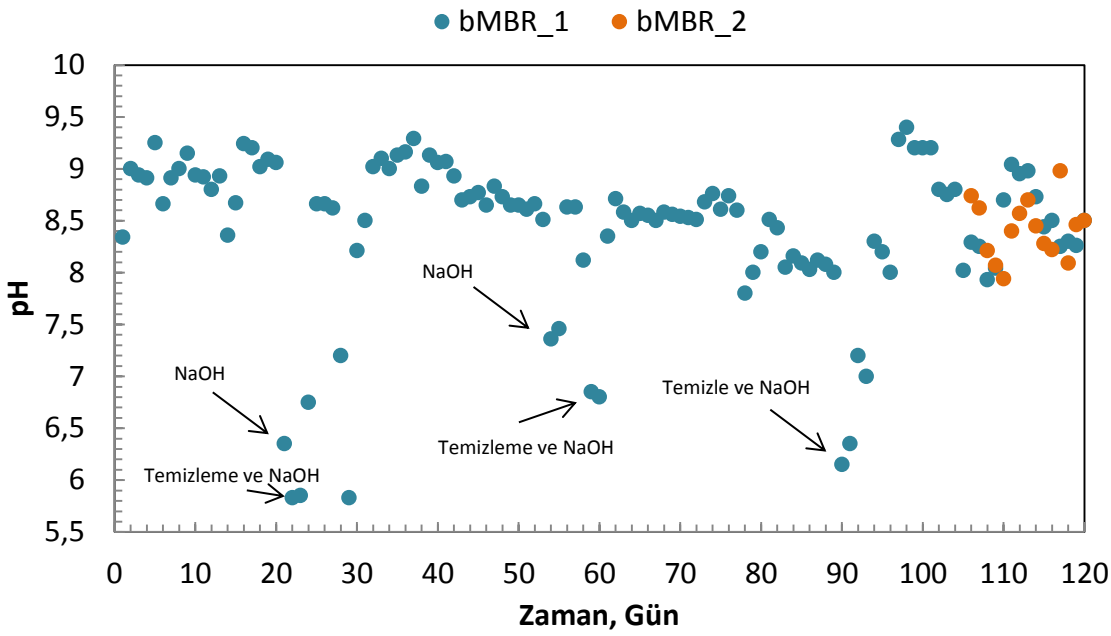
tarafından yapılan doktora tez çalışmasında da çamur kabarması ve köpürme meydana geldiği bu nedenle çamur yaşının 2-3 günlük seviyelere kadar çekildiği bildirilmiştir. Köpüklenmenin daha az rastlandığı ve en yüksek KOİ giderim veriminin elde edildiği HRT=4,5-5 gün ve SRT=10-12 günde reaktörler işletilmiştir. Dolayısıyla günlük debi 1,0-1,5 L/gün ve MLSS konsantrasyonu 11000-13000 mg/L olarak belirlenmiştir.

5.4.1.2 İşletme Parametrelerinin Belirlenmesi

Odayeri Katı Atık Depolama Tesisi Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi havalandırma havuzundan alınan 10.000 mg/L MLSS değerine sahip aktif çamur 1/5 oranında seyreltilerek reaktöre aşılama yapılmıştır. Yaklaşık 105 gün sürekli çalıştırılan bMBR'de kararlı hal şartları biyolojik aktiviteyi doğrudan etkileyen işletme parametreleri pH, sıcaklık, ÇO ve MLSS günlük olarak analiz edilerek belirlenmiştir. 105. günün sonunda kararlı hal şartları sağlanan reaktör 2 eş reaktöre bölünmüş eksik kalan hacim saf su ile tamamlanmış ve kararlı şart halleri 15 gün süresince takip edilmiştir.

pH ve Sıcaklık

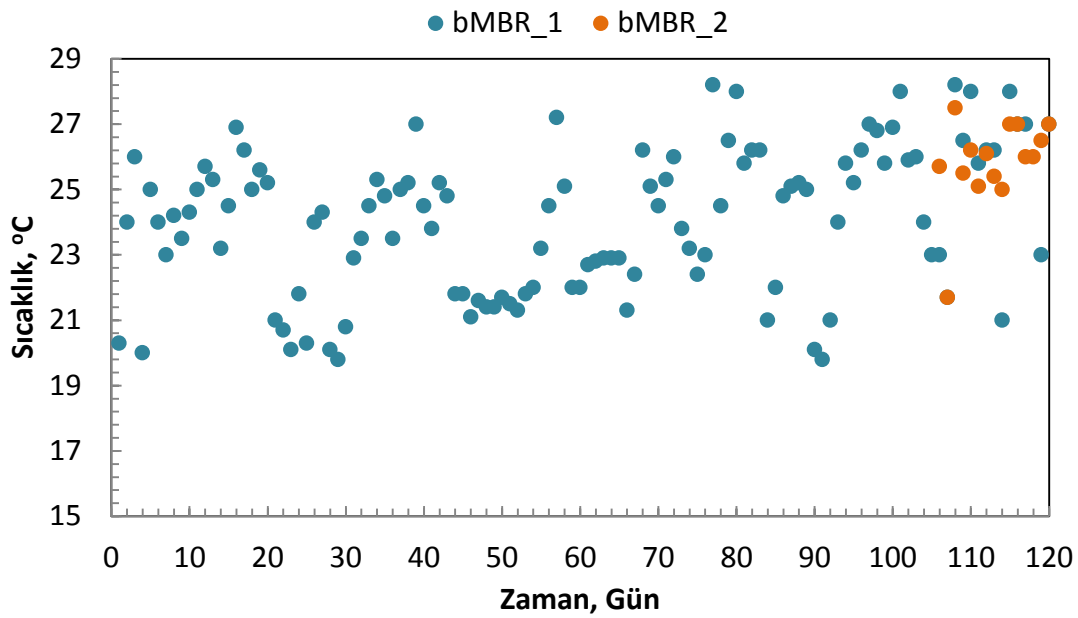
Sızıntı suyunun pH değeri 7-7,5 aralığında olmasına rağmen konvansiyonel bMBR'nin 120 günlük işletimi sırasında reaktördeki pH değerinin 8 ile 9 arasında değiştiği görülmektedir (Şekil 5.12). 20. günden sonra pH değerinde düşme gözlenmiştir. pH değerinin asidik şartlarda (5,5-6,5) seyretmesi bakteri aktivitesini etkilemiş ve sistem kirlilik giderim verimliliğini azaltmıştır. Mikroorganizma faaliyetleri için 6,5-8,5 olan optimum pH aralığını [147], [148] sağlamak için 0,01 N NaOH ilavesi ile pH metre vasıtasıyla kontrol edilerek optimum pH değerine kadar yükseltilmiştir. Ancak 21. ve 22. günlerde pH'daki düşüş devam etmiş bu duruma reaktör tabanında oluşan çökeleklerin neden olduğu belirlenmiştir. Reaktör tabanının temizlenmesi ve 0,01 N NaOH ilavesi ile reaktör pH'sı yükselmiştir. Böylece pH'nın optimum çalışma aralığında kalması sağlanmıştır.



Şekil 5.12 pH değişimi

Bazı mikroorganizmalar asidik veya bazik ortamda ve sakrofilik, mezofilik ve termofilik olmak üzere farklı ortam sıcaklıklarında yaşayabilirler. Örneğin harici MBR'lerde işletme sırasında çamurun sıcaklığını arttırabilmesi mikroorganizmaların performansı açısından avantaj sağlar. Çünkü sıcaklık arttığında hem mikroorganizmaların performansı artar hem de suyun vizkositesi düşer [187].

Şekil 5.13'te bMBR işletimi sırasındaki sıcaklık değişimi verilmiştir. Reaktör sıcaklığı ortalama 24±2°C'de seyretmiştir. Ortam koşullarına bağlı olarak sıcaklık düşüşleri ve artışları yaşanmıştır. Bu durumlarda su ceketlerinde su sıcaklığı ayarlanarak sıcaklık sabit tutulmaya çalışılmıştır.

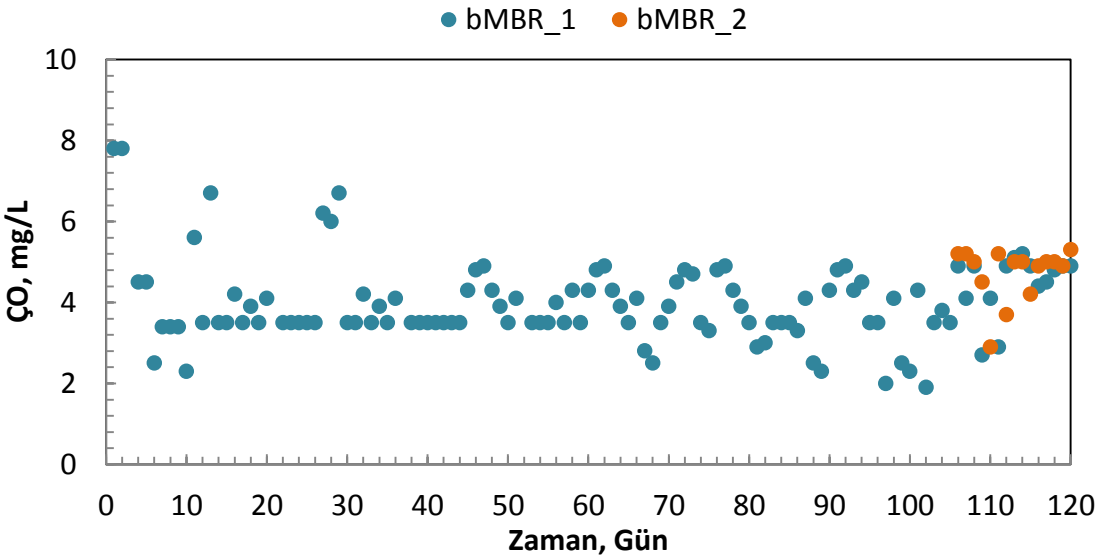


Şekil 5.13 Sıcaklık değişimi

Tüm çalışma boyunca bMBR pH değeri 8,5'in üzerinde olduğunda sıcaklık artmıştır. Literatürde belirtilenin aksine bu çalışmada 8,5-9,10 pH aralığı ve 25-27 ^{0}C sıcaklıklarda bMBR'de KOİ giderimi yüksek oranlarda elde edilmiştir (%90-92). Çalışmanın ilk günlerinde pH optimum aralıkta (pH=6,5-8,5) baz yardımı ile sabit tutulmaya çalışılmış ve KOİ giderim verimlerinde düşüşler gözlenmiştir. Bu sebeple reaktör pH'sı 8 ila 9 aralığında tutulmuş ve 8,5'in altına düşmemesine dikkat edilmiştir.

Çözünmüş oksijen (ÇO)

Biyolojik aktivitede önem arz eden bir diğer parametre ortamdaki ÇO konsantrasyonudur. Reaktördeki ÇO değeri bMBR ilk işletmeye alındığında 7,8 mg/L olarak ölçülmüş biyokütle konsantrasyonunun zamanla artması ile ortamdaki ÇO miktarı azalmıştır (Şekil 5.14). ÇO 2,0 mg/L seviyesine düştüğünde hem biyolojik aktivite hem de EC'nin oksijeni tüketmesi dikkate alınarak [95] reaktöre verilen hava miktarı arttırılarak 3-5 mg/L aralığında tutulmaya çalışılmıştır.

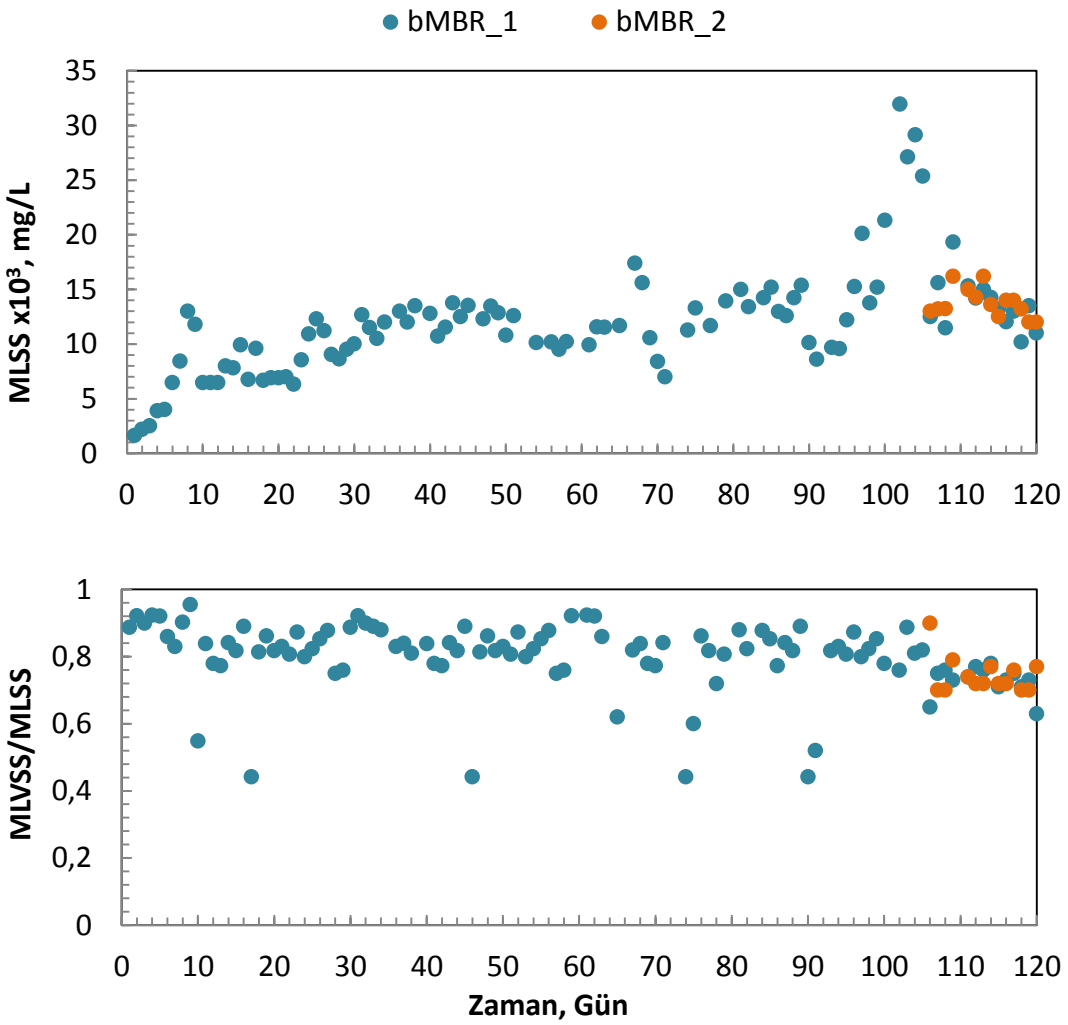


Şekil 5.14 ÇO değişimi

MLSS ve MLVSS/MLSS değişimi

Şekil 5.15'de bMBR işletiminde MLSS ve MLVSS/MLSS değişimi verilmiştir. Aşı çamuru seyreltilerek reaktörler işletmeye alınmış ve MLSS konsantrasyonu bu yüzden ilk günlerde çok düşük bulunmuştur. Kısa bir sürede (3 gün) MLSS değeri 10.000 mg/L'nin üzerine çıkmıştır. Çamur kabarması, köpük oluşumu, taşma olayları ve biyofilmlerden dolayı MLSS konsantrasyonlarında kararlı hal şartları sağlanana kadar dalgalanmalar meydana gelmiştir. 102. günden sonra 3 gün çamur atılmamış ve 105. günün sonunda reaktörler iki eş reaktöre ayrılmıştır. İki reaktör 15 gün izlenmiş ve bMBR'lerin MLSS konsantrasyonları birbirine paralel bulunmuştur.

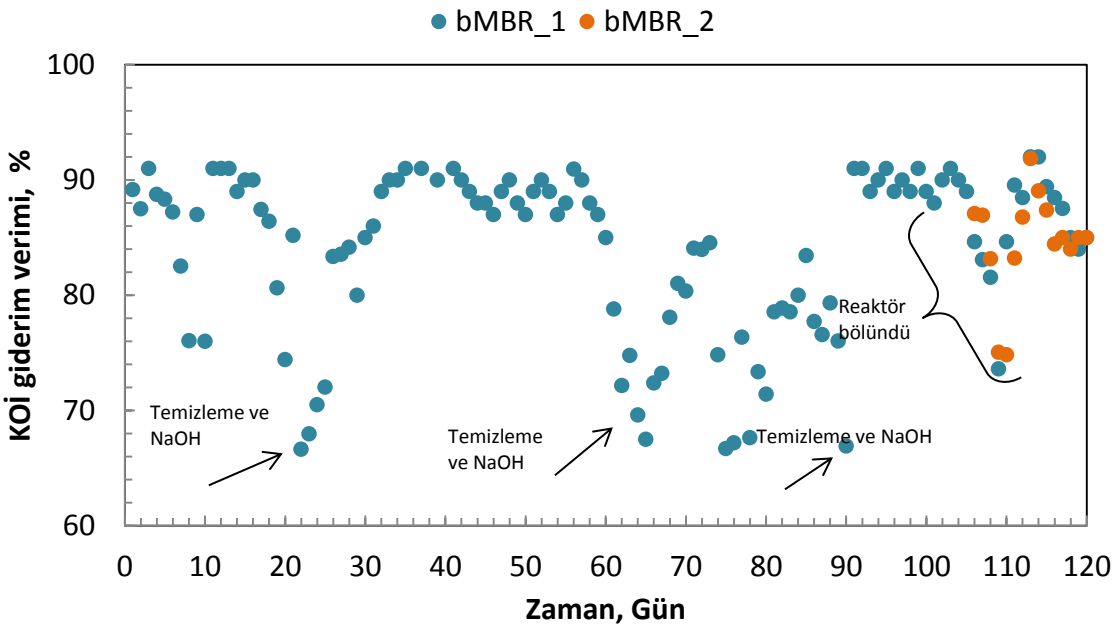
Çamur içerisindeki organik kısmın değeri MLVSS tayini yapılarak takip edilmiştir. Literatürde aktif çamur sistemlerinde MLVSS/MLSS oranının en az 0,75 olması gerektiği belirtilmiştir [188]. Genel olarak sistem işletildiği sürece MLVSS/MLSS oranı 0,7-0,9 arasında tespit edilmiştir. İşletme parametrelerinin belirlenmesi çalışmaları boyunca MLVSS/MLSS oranı 0,7-0,9 arasında tespit edilmiştir (Şekil 5.15).



Şekil 5.15 MLSS ve MLVSS/MLSS değişimi

KOİ giderimi

Aktif çamur proseslerinin verimliliğinin kontrol edilmesinde kullanılan ana parametrelerden biri F/M oranıdır. Eikelbooma [181] göre düşük F/M oranı (<0,025 kgBOİ/kg.MLSS.gün) flokların dağılmasına sebep olmaktadır. Bu yüzden düşük F/M oranı MBR'lerde gözlenen dağınık floklaşmanın nedeni olabilmektedir. Bu çalışma kapsamında F/M oranı 0,5-1 kgBOİ/kg.MLSS.gün arasında değişim göstermiştir. Biyolojik proseslerin başarılı işletilebilmesi için maksimum F/M oranı 1,5 kg BOİ/kg MLSS.gün olmalıdır [138]. Şekil 5.16'da bMBR işletimi süresince KOİ giderim verimleri gösterilmiştir. Sürekli işletmede sisteme ilk 5 gün dışında 10-13 kg/m^3.gün aralığında organik yükleme yapılmıştır.



Şekil 5.16 KOİ giderimi

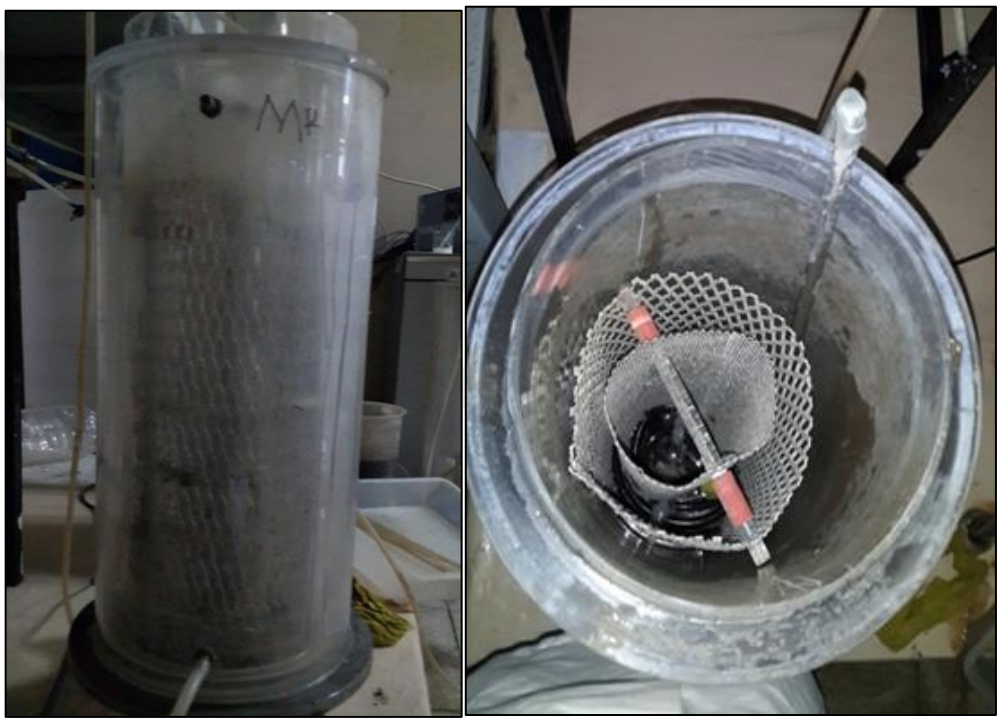
MBR'lerin önemli özelliklerinden biri de yüksek organik yükleme oranlarını karşılayabilmesidir (10 kg KOİ/m^3.gün'e kadar) [189]. Bazı çalışmalarda farklı atıksularda 68 kg KOİ/m^3gün gibi organik yüklemelerde %97 KOİ giderim verimi elde edilmiştir [190], [191]. Genç sızıntı sularının organik içeriği oldukça yüksek olması ve bozunamayan inert ve refrakter bileşenler nedeniyle verim %95'in üzerine çıkamamaktadır. Literatürde sızıntı suyunun bMBR ile arıtımı üzerine yapılan çalışmalarda %90-95 arasında verim sağlandığı belirtilmiştir [87], [82], [192]. Bu çalışmada maksimum bMBR'deki KOİ giderimi %92 olarak belirlenmiştir. Ortalama KOİ giderim verimi ise %80-85 aralığında olmuştur.

5.4.2 Sızıntı Suyunun bEMBR ile Arıtılması

bMBR sisteminin işletme şartları belirlendikten sonra reaktör ikiye bölünmüş; bEMBR ve bMBR olarak adlandırılmıştır. Reaktörler kararlı hale geldikten sonra, bEMBR sistemine farklı boşluk oranlarına sahip alüminyum elektrotlar yerleştirilmiştir (Şekil 5.17). 24 mA/cm^2 AY ve 15 dakikalık maruziyet süresi kararlı halde belirlenen 5 günlük hidrolik bekletme süresine (HRT) bölünmüştür. bEMBR sistemine iki farklı kombinasyon ile akım verilmiştir: Periyot I 24 mA/cm^2 akım yoğunluğunda günde 3 dakika, Periyot II 24 mA/cm^2 akım yoğunluğunda günde 6 dakika olacak şekilde işletilmiştir. bEMBR

sistemi birinci periyotta 22 gün, iki periyotta ise 25 gün akım verilmiştir. I. Periyot bittikten sonra elektrotlar temizlenmek için çıkartılmış bEMBR konvansiyonel bMBR olarak çalıştırılmıştır. bEMBR ve bMBR toplam 50 gün boyunca işletilmiştir.

Sıcaklık, pH, iletkenlik, ÇO, renk, KOİ, TOK, NH_3-N, TN ve ağır metal giderimi parametreleri ile bEMBR sisteminin düzenli depo sahalarından oluşan sızıntı sularının arıtımındaki performansı hem iki periyot birbiriyle, hem de bMBR sistemiyle mukayese edilerek değerlendirilmiştir. Periyot I ve Periyot II'de gerçekleştirilen deneysel çalışmaların sonuçları bu bölümde verilmiştir.

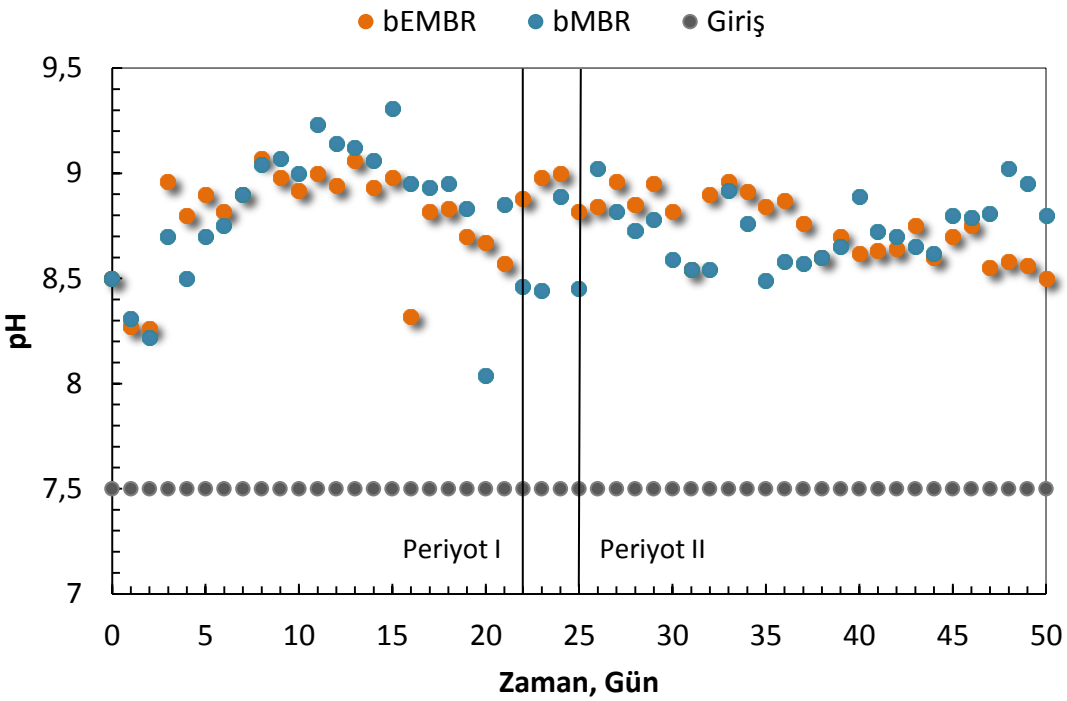


Şekil 5.17 bEMBR'deki alüminyum elektrotlar

5.4.2.1 pH, Sıcaklık ve İletkenlik Değişimi

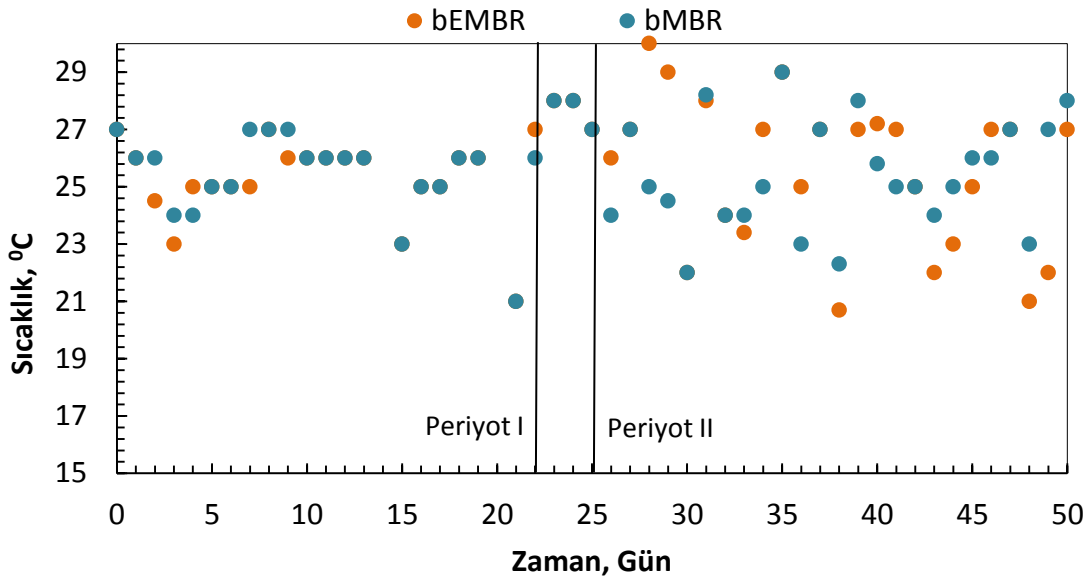
DC elektrik alanı anot ve katota eşit oranlarda uygulanmıştır. Şekil 5.18'de bEMBR ve bMBR'de pH değişimi gösterilmiştir. Sızıntı suyu giriş pH değeri 7,5±0,2 olarak ölçülmüştür. Elektrik alanının pH üzerinde önemli bir etkisinin olmadığı gözlemlenmiştir. Akımın uygulandığı ilk gün akım öncesi ve akım sonrası pH değerleri ölçülmüş ve sırasıyla 8,27 ve 8,30 olmuştur. Uygulanan elektrik alanının uygulanma süresinin kısa olması (3 dk) pH'da önemli bir etki yaratmamıştır. Periyot II'de bEMBR ve

bMBR pH'larında farklılık gözlenmiş; bu durumun ortam koşullarından kaynaklandığı belirtilmiştir. bEMBR ve bMBR'nin pH değerleri 8-9 arasında değişiklik göstermiştir.



Şekil 5.18 bEMBR ve bMBR'de pH değişimi

Şekil 5.19'da bEMBR ve bMBR'de sıcaklık değişimi verilmiştir. Reaktör sıcaklığı su ceketlerinden geçen suyun sıcaklığı 24-25 ^{0}C olacak şekilde ayarlanması ile sabit tutulmaya çalışılmıştır. EC uygulamalarında ortama akım verilmesi su sıcaklığını artırmaktadır. Hem bEMBR hem de bMBR'de elektrik alanının uygulanması ile Periyot I'de ortalama reaktör sıcaklığı 24^{0}C tespit edilmiştir. bMBR'ye göre bEMBR'de sıcaklık 1 ya da 2^{0}C'lik artış göstermiştir. Periyot II'de de sıcaklıkta farklılık olmamıştır.



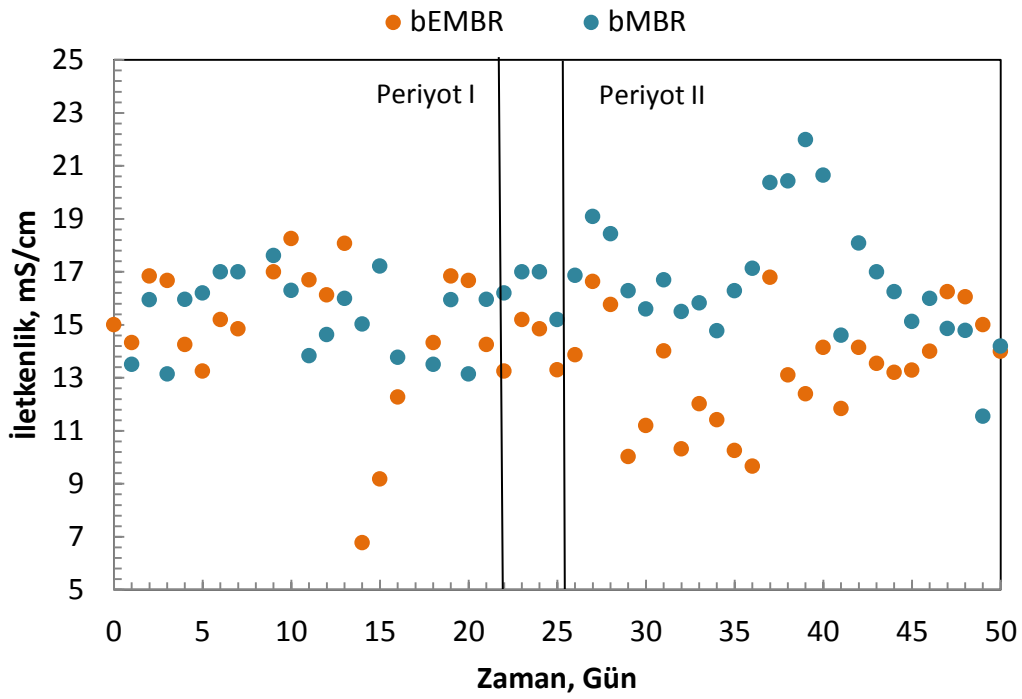
Şekil 5.19 bEMBR ve bMBR'de sıcaklık değişimi

Bir çözeltinin iletkenliği, çözeltide kimyasal tepkimeler yoluyla iyon türlerinde ve miktarında meydana gelecek değişimlere bağlı olarak değişebilmektedir. Biyolojik arıtmada yüksek iletkenlikte çalışılabilmektedir. Ayrıca sıcaklık ve pH'da iletkenliğe etki etmektedir. Sıcaklıktaki her 1 ^{0}C'lik artış iletkenliği %1,9 oranında arttırmakta ve pH'sı düşük numunelerin iletkenliği artırdığı literatür çalışmalarında bildirilmektedir [193]

Sızıntı suyu yüksek iletkenliğe sahip bir atıksudur. Bu çalışmada kullanılan sızıntı suyu genç sızıntı suyu olması ile iletkenlik değeri yüksek bulunmuştur. Sızıntı suyunun bEMBR ve bMBR çalışmalarında aktif çamur iletkenlik değeri 20 mS'den daha az tespit edilmiştir.

Şekil 5.20'de bEMBR ve bMBR'de iletkenlik değerleri verilmiştir. EC'de uygulanan elektrik alanı iletkenliği azaltmaktadır [194]. Bu azalma yük nötralizasyonuyla açıklanmaktadır. Yani aktif çamurdaki iletkenlik azalması toplam çözünmüş katıların iyonik türlerinin etkili koagülasyonunu arttırabilir. Bu çalışmada 14.-16. günler dışında bMBR'de bEMBR'ye göre iletkenlik değeri yüksek bulunmuştur. Özellikle Periyot II'de bu fark açıkça gözlemlenebilmektedir. 46.-50. günler arasında elektrotlara yapışan biyokütle nedeniyle akım su ortamına iletilememiş bu nedenle iletkenlik artmıştır. Bunun dışında reaktör içerisinde sızıntı suyunda yüksek miktarda bulunan Ca^{+2} ve Na^{+} gibi tuzların birikmesi de iletkenliği arttırabilmektedir.

.

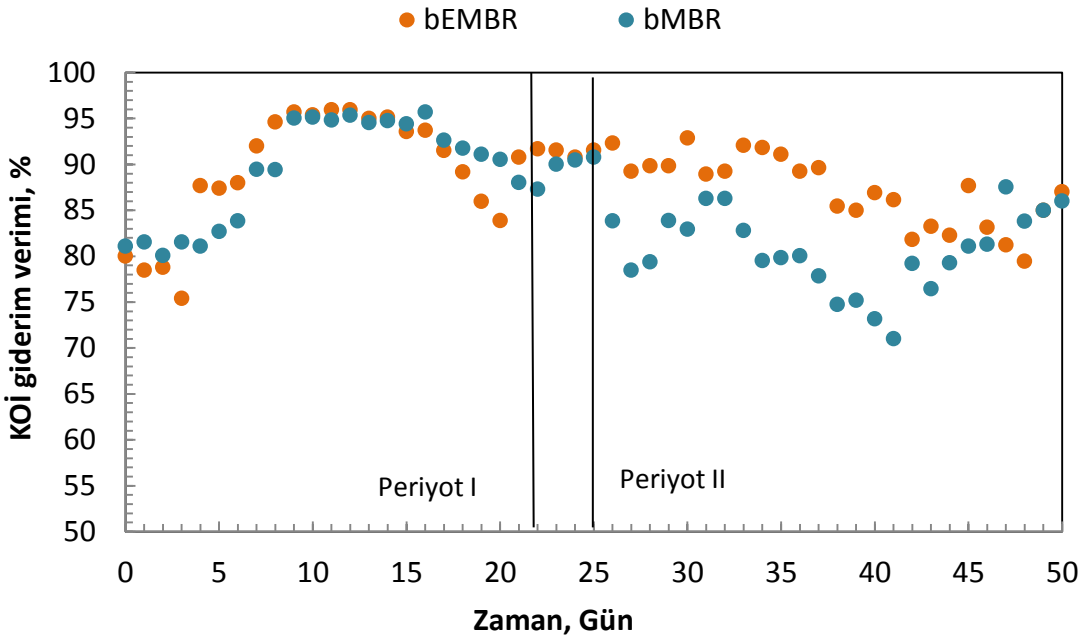


Şekil 5.20 bEMBR ve bMBR'de iletkenlik değişimi

5.4.2.2 KOİ ve TOK değişimi

Sızıntı suyunun bMBR'lerde arıtımında BOİ gideriminin aksine KOİ giderim verimliliği farklılık göstermektedir. Sızıntı suyu yaşı ve işletme şartlarına bakılmaksızın sızıntı suyunun bMBR ile arıtımında BOİ giderim verimi %90-99 aralığında değişmektedir [195]. Bu çalışmada bEMBR ve bMBR'de BOİ giderimi ortalama %97-98 olarak belirlenmiştir (her periyot için bir defa yapılmıştır). bEMBR ve bMBR'de organik madde giderimini değerlendirmek için bEMBR ve bMBR çıkış sularının günlük KOİ ve TOK analizi gerçekleştirilmiştir.

Şekil 5.21'de bEMBR ve bMBR KOİ giderim verimleri gösterilmiştir. Periyot I de 1., 2. ve 3. gün KOİ giderim verimlerinde değişim gözlenmemiştir. 4., 5. ve 6. günlerde bEMBR'de bMBR'ye göre KOİ giderim verimleri artmış; bEMBR ve bMBR'de ortalama sırasıyla %87 ile %82 olmuştur. 6. günden itibaren her iki sistemde verimler artış göstermiştir.



Şekil 5.21 bEMBR ve bMBR'de KOİ giderimi

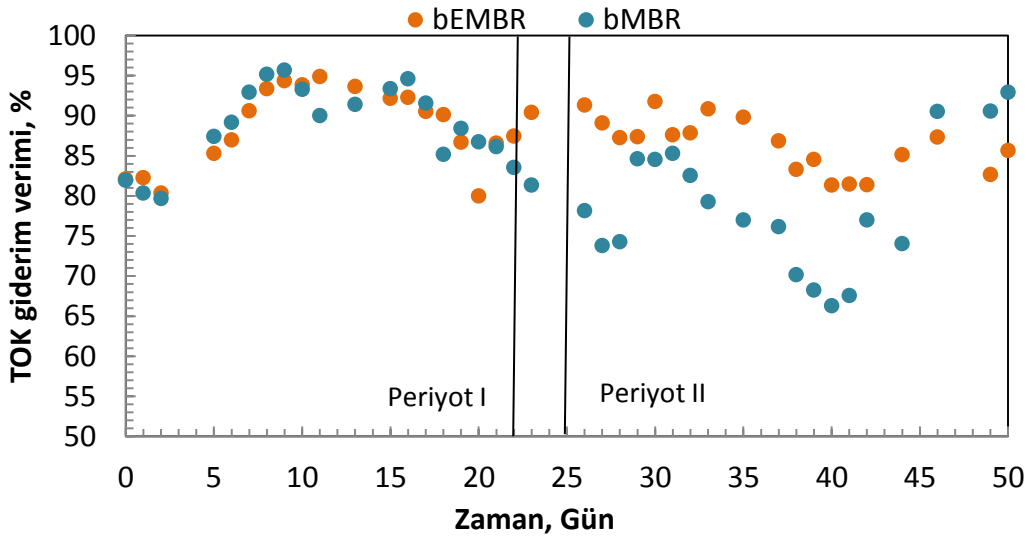
Giderim veriminin arttığı günlerde sıcaklık ve pH'da da artışlar olduğu görülmektedir. Yapılan bir çalışmada sızıntı suyu arıtımında 18 ^{0}C'de 0,9 ile 1,6 kg/m^{3}g NH_4-N yüklemesi değerlerinde ortalama %50 nitrifikasyonun gerçekleştiği yaklaşık 28 ^{0}C sıcaklık 1,5 kg/m^{3}g NH_4-N yüklemesi ile %100 nitrifikasyonun gerçekleştiği belirtilmektedir [196]. Bu çalışma da bahsi geçen çalışmaya benzer bir değerde (1,8 kg/m^{3}g NH_4-N) yüklemesi yapılmıştır ve buna bağlı olarak yüksek KOİ giderim veriminin bir sebebi olarak sıcaklığın nitrifikasyona etkisi şeklinde açıklanabilir. Bunun dışında HRT'nin uzun olması da KOİ giderimini artırmıştır. Wichitsahian vd [197], yapmış oldukları çalışmada, BOİ/KOİ oranı yüksek olan genç sızıntı suları için KOİ gideriminin HRT'nin artışı ile arttığı belirtilmiştir.

bEMBR'de bMBR'ye göre KOİ giderim verimleri en fazla %12 artmıştır. DC seviyesi ya da maruziyet süresi düşük olduğunda metal iyonları askıda katı maddelerin destabilize olması için yetersiz kaldığı ve bu yüzden kolloidal ve kirlilik gideriminin yüksek olmadığı Bani Melhem'in yapmış olduğu çalışmada belirtilmiştir [110]. Periyot I'in sonunda bEMBR ve bMBR KOİ giderim verimleri sırasıyla %92 ve %87 olarak belirlenmiştir.

Periyot I'in sonunda elektrotlar çıkarılmış 3 gün ortama akım verilememiştir. Bu süre boyunca hem bEMBR hem de bMBR giderim verimleri ortalama %90 olarak tespit edilmiştir.

İşletmenin 45. ve 46. günlerinde bEMBR'de köpüklenmeler artmış ve elektrik alanı olması gereken miktarda uygulanamamıştır. Ayrıca elektrot pasivasyonu meydana gelmiş ve KOİ giderim verimi %88'den %81'e düşüş göstermiştir. Bununla birlikte KOİ giderim verimleri bMBR'ye göre azalmıştır. Elektrot uçları temizlenmesine rağmen akımın iletilemediği gözlenmiş, 50. gün sonunda bEMBR ve bMBR'de KOİ giderim verimleri sırasıyla %87 ve %86 olmuştur. Elektrotlar reaktörden çıkartılmış aktif çamura batık kısmın aşırı pasivize olduğu tespit edilmiştir.

Şekil 5.22'de bEMBR ve bMBR'de TOK giderim verim grafiği verilmiştir. Sızıntı suyunun TOK/KOİ değeri 0,37 olarak bulunmuştur. Her iki sistem içinde çıkış TOK/KOİ oranı ortalama 0,41 olarak belirlenmiştir. TOK giderim verimleri KOİ giderim verimleri ile benzer bulunmuştur. Periyot I'de bEMBR ve bMBR'de TOK giderim verimleri birbirine yakındır. Periyot I'de, bEMBR'de en yüksek TOK giderim verimi %95, bMBR'de ise %90 olmuştur. Periyot II'de ise akımın arttırılması ile iki sistem arasındaki giderim verimi farklılığı artmış ve 26. gün bEMBR ve bMBR'de TOK giderim verimleri sırasıyla %91 ve %78 olarak tespit edilmiştir. Bunun dışında Periyot I ve Periyot II'de ortalama TOK giderim verimleri sırasıyla, %89, %88 ve %86, %79 olarak belirlenmiştir.



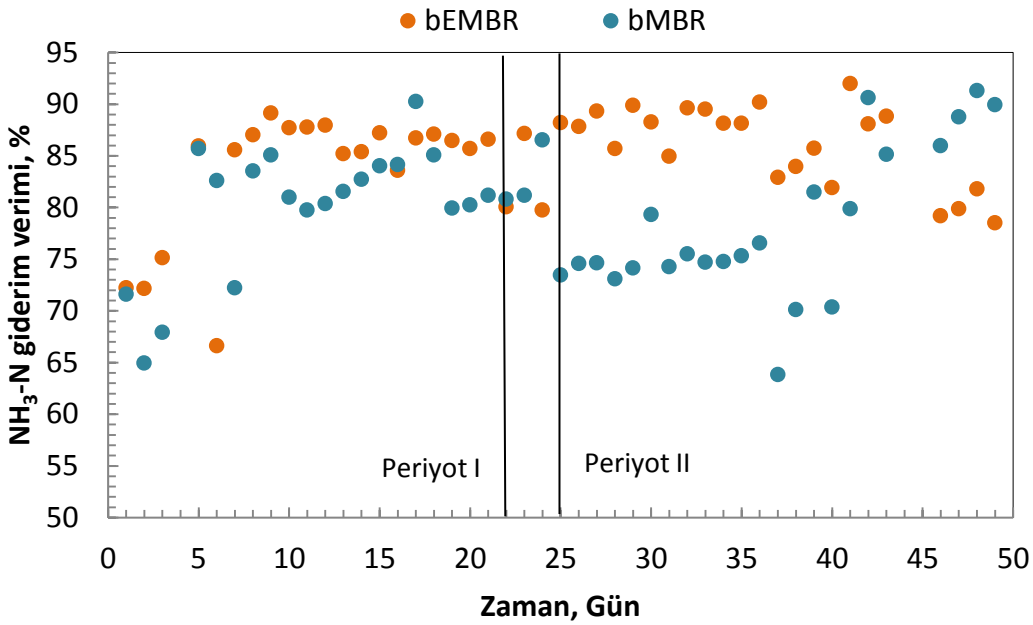
Şekil 5.22 bEMBR ve bMBR'de TOK giderimi

Sızıntı suyunun bEMBR ile arıtımı çalışmalarında bMBR'ye göre %6-15 daha fazla KOİ giderim verimi elde edildiği belirlenmiştir. Farklı atıksuların bEMBR ile arıtımının gerçekleştirildiği bazı çalışmalarda konvansiyonel bMBR'ye göre %5-10 [22], [26] daha fazla KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Ayrıca Taghipour [113] tarafından yapılan çalışmada evsel atıksuyun bMBR ve bEMBR ile arıtımında sırasıyla %96 ve %98 KOİ giderim verimi sağlanmıştır. Öte yandan Zhang vd. [119] tarafından yapılmış olan çalışmada bEMBR'de katot olarak Fe ve Ti olmak üzere iki ayrı elektrot kullanılmış sonuç olarak kontrol bMBR, Fe-EMBR ve Ti-EMBR'de farklılık gözlenmemiş ve KOİ giderim verimlerinin tüm reaktörlerde %95 olduğu belirtilmiştir.

5.4.2.3 NH_3-N, TN ve TP Değişimi

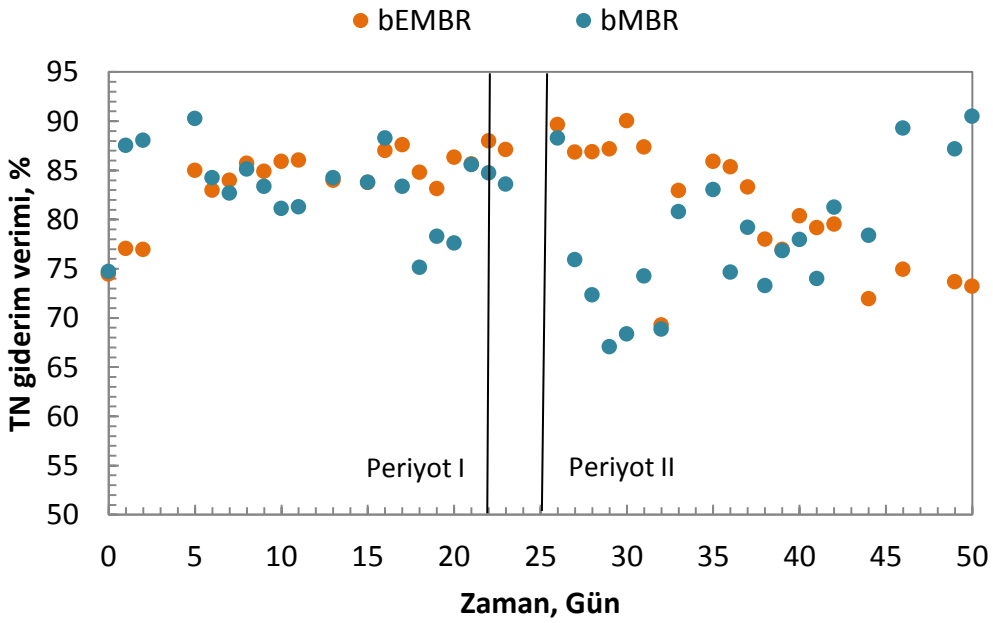
Sızıntı suyundan NH_3-N giderimi deşarj standartları açısından diğer atıksulara göre ayrıca önem taşımaktadır. Bu çalışmada kullanılan sızıntı suyu NH_3-N ve TN değerleri 1.815 mg/L ve 2.136 mg/L olarak belirlenmiştir. Aloui vd. [198], yapmış oldukları çalışmada yaşlı ve NH_3-N içeriği yüksek sızıntı sularının (1.000-2.800 mg/L NH_3-N) bMBR ile arıtımında %90 oranında NH_3-N giderimi sağladığı bildirilmiştir. Ayrıca, S. Hasan [28] yaptığı çalışmada, EMBR'de HRT'nin yüksek olması, yüksek oranda oksidasyon sağlaması ile NH_3-N ve TN giderimini artırdığı belirtilmiştir. Bu çalışmada bEMBR ve bMBR'de 50 günlük işletme sonucunda ortalama NH_3-N ve TN giderimi sırasıyla %85, %79 ve %83, %79 olmuştur.

Şekil 5.23'te sızıntı suyunun bEMBR ve bMBR ile arıtılmasında NH_3-N giderim verimleri, Şekil 5.24'te ise TN giderim verimleri verilmiştir. EC'de NH_3-N giderimi pH'ya bağlı olarak gerçekleşmektedir [29]. Dolayısıyla sistem pH'sı arttığı esnada NH_3-N gideriminin arttığı görülmektedir. bEMBR sisteminde hem EC'den kaynaklı hem de biyolojik arıtmadan dolayı bMBR'ye göre NH_3-N giderimi daha yüksektir. Elektrik alanı uygulanmadan önce her iki reaktörün pH'sı 8,5 ve NH_3-N giderim verimleri %72 olarak tespit edilmiştir. Ancak Periyot 1'de 8. gün pH=9,0'a yükselmiştir. Buna bağlı olarak bEMBR ve bMBR'de NH_3-N giderimi %89 ve %84 olmuştur. Periyot II'de ise 25. günde bEMBR ve bMBR'de NH_3-N giderim verimleri sırasıyla %88 ve %73 olarak belirlenmiştir.



Şekil 5.23 bEMBR ve bMBR'de NH_4-N giderimi

bEMBR ve bMBR'de Periyot 1'de 22 gün boyunca bEMBR ve bMBR TN giderim verimlerinde önemli bir fark meydana gelmemiştir. Ancak Periyot II'de 26. gün TN giderim verimleri bEMBR'de %88 iken bMBR'de %72 olarak tespit edilmiştir.



Şekil 5.24 bEMBR ve bMBR'de TN giderimi

bEMBR ile sızıntı suyunun arıtımında TN ve NH_3-N giderim sonuçları, farklı atıksuların bEMBR ile arıtım çalışmaları ile benzer bulunmuştur. Hasan vd. [28] yapmış oldukları

çalışmada evsel atıksuyun bEMBR ve bMBR ile arıtımı sonucunda sırasıyla % 99 ve %97 NH_3-N giderim verimi elde etmişlerdir. Giwa ve Hasan ise [114] evsel atıksuyun bEMBR ile arıtımı sonucu TN giderim verimi %91 olarak belirlemişlerdir. Sentetik atıksuyun bEMBR ile arıtımı üzerine yapılan çalışmalarda ise TN ve NH_3-N giderim verimi sırasıyla %77 ve %100 olarak elde edilmiştir [199]. Zhang vd. [119], Fe-MBR ve Ti-MBR ile sentetik atıksuyunun arıtımı çalışmalarında da NH_3-N giderim verimleri sırasıyla % 81,9 ve %52,4 olarak belirlenmiştir.

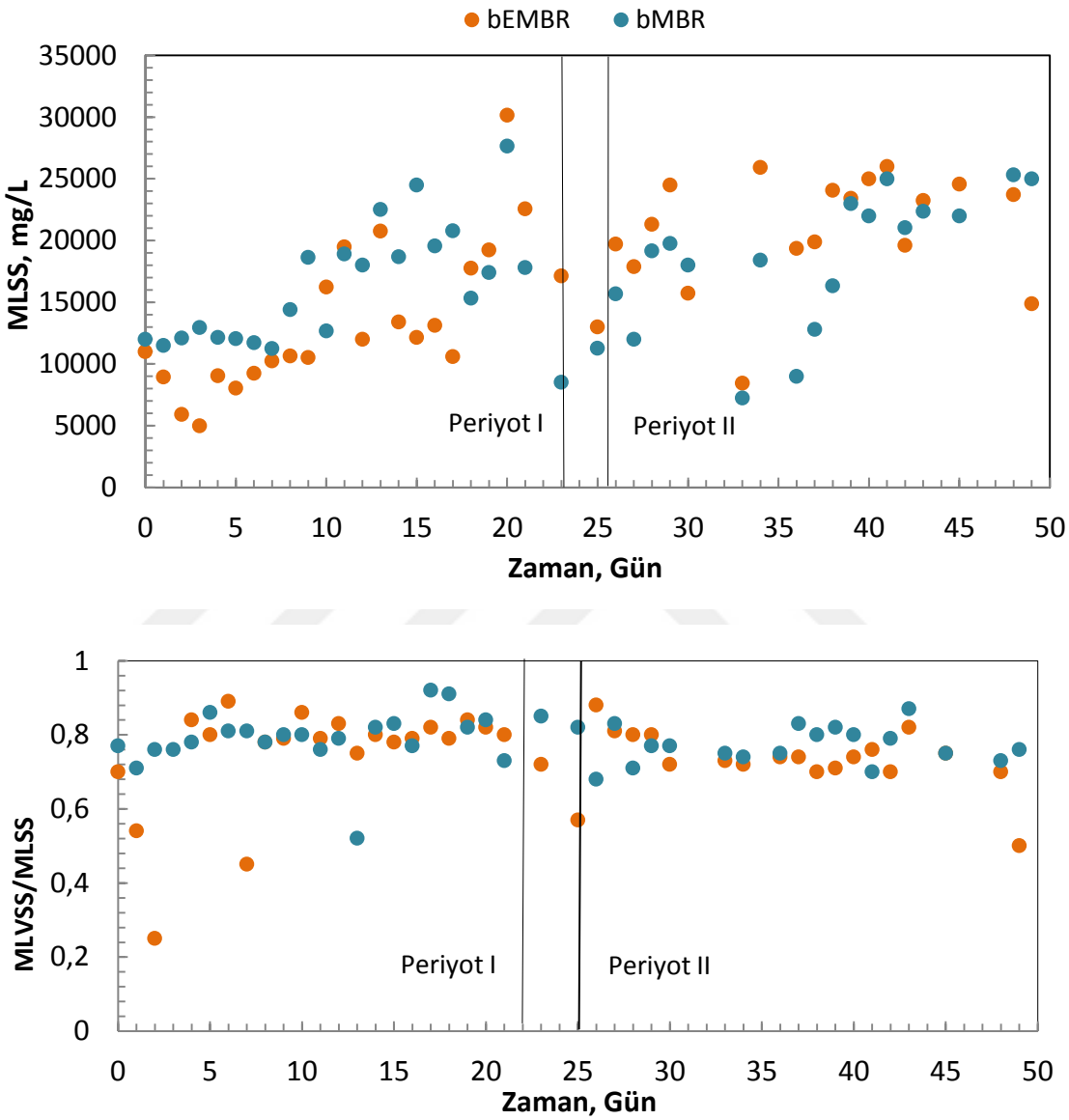
TP sızıntı sularında genellikle düşük konsantrasyonlarda bulunur ve bMBR sistemlerinde %90'nın üzerinde verimle arıtılmaktadır. bMBR ve bEMBR çalışmaları boyunca sızıntı suyu ve reaktör çıkışından alınan numunelerde TP analizleri gerçekleştirilmiştir. bMBR ve bEMBR çıkışında TP konsantrasyonları <0,1 mg/L'den düşük olduğu belirlenmiş ve %90-99 giderim verimi elde edilmiştir. Bu nedenle bEMBR ve bMBR arasında kıyaslama yapılamamıştır. bEMBR ile atıksuların arıtımı çalışmalarında da %90 üzerinde TP giderim verimi elde edilmiştir [119], [28], [29], [200].

5.4.2.4 MLSS konsantrasyonu ve MLVSS/MLSS değişimi

Sızıntı suyu organik içeriği oldukça fazla olduğundan hem bMBR hem de bEMBR sistemlerinde günlük MLSS artışı yüksek olmuştur. Şekil 5.25'de iki sistemdeki MLSS değişimleri verilmiştir. MLSS analizleri günlük iki tekrarlı olacak şekilde yapılmıştır. Gün içerisinde gerektiği durumlarda MLSS ve MLVSS analizleri gerçekleştirilmiştir. bEMBR sisteminde MLSS ve MLVSS analizleri elektrik alanı uygulandıktan hemen sonra reaktörden alınan numune üzerinde gerçekleştirilmiştir. Böylece ortama verilen elektrik akımının mikroorganizmalara etkisi değerlendirilmiştir.

SRT≅10-12 gün ve 11.000-13.000 mg/L MLSS konsantrasyonu ile reaktörler işletilmiştir. Elektrik alanının uygulanmasıyla MLSS konsantrasyonunda azalma meydana gelmiştir. MLVSS değeri oldukça düşmüş; Periyot I'de 1. gün MLVSS/MLSS oranı bEMBR'de 0,54 olurken bMBR'de 0,71 olarak ölçülmüştür. Bu durum elektrotlara yapışan biyokütleden kaynaklanmaktadır. 2. ve 3. günlerde bEMBR'de aktif çamur yoğunluğu azalmıştır. Uygulanan elektrik alanı kesilmiş ve reaktörden çamur atılmamıştır. bEMBR'de elektrotlara yapışan biyokütle MLSS konsantrasyonunun

düşmesine ve mikrobiyal çoğalmanın azalmasına sebep olmuştur. Dolayısıyla sızıntı suyunun bEMBR ile arıtımında düşük çamur yaşı ve düşük MLSS işletme şartları nagatif etki yaratmıştır. Bu yüzden SRT arttırılmış ve SRT≅15 gün olarak belirlenmiştir. MLSS konsantrasyonu her iki sistemde 18.000-20.000 mg/L olarak tespit edilmiştir.



Şekil 5.25 bEMBR ve bMBR'de MLSS ve MLVSS/MLSS değişimi

bEMBR ve bMBR'de MLSS konsantrasyonlarında dalgalanmalar meydana gelmiştir. SRT'nin artmasıyla köpüklenme ve taşma olayları artmaya başlamış buna bağlı olarak MLSS'de düşüş ve reaktör duvarlarında meydana gelen biyofilmler nedeniyle de MLSS değerinde artış meydana gelmiştir. bMBR'de taşmalar yaşanmasıyla çamur yaşının stabilitesi korunamamıştır. bEMBR'de ise elektrik alanının uygulanması ile

köpüklenmelerin artacağı öngörülmüş ancak elektrotlara yapışan yapıların biyokütle konsantrasyonunu azaltması ile taşmalar yaşanmamıştır (Şekil 5.26). Dolayısıyla konvansiyonel bMBR'ye göre daha uzun çamur yaşı ile çalışılmıştır.

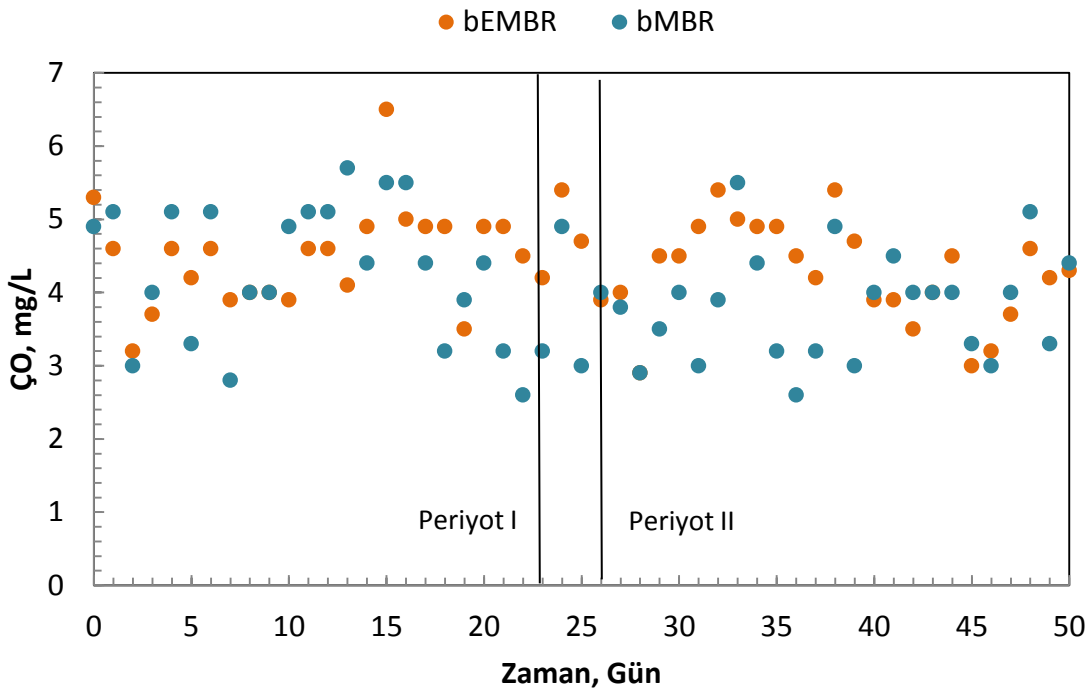


Şekil 5.26 bEMBR'ye ait resimler

5.4.2.5 Çözünmüş Oksijen (ÇO) ve Oksijen Alım Hızı (OUR)

Çözünmüş Oksijen (ÇO)

Yüksek ÇO konsantrasyonu çamurdaki mikrobiyal içeriğin etkinliğini arttırılması için kullanılmaktadır. Ayrıca bMBR sistemlerinde membran üzerinde biriken partikülleri engellemek ve uzaklaştırmak için kullanılmaktadır [201]. Ancak hızlı türbülans ortamda oluşan flokları parçalayabilmektedir. Konvansiyonel sistemlerde ve hali hazırda çalışan arıtma tesislerinde maliyet açısından ÇO konsantrasyonu 2-3 mg/L olacak şekilde çalıştırılmaktadır. Bu çalışmada elektrik alanının uygulanmasıyla salınan H^+ iyonları ile ortamda bulunan oksijen reaksiyona girebildiği göz önüne alınarak [157], bEMBR'de ÇO yetersizliği olmaması ve bMBR ile kıyaslama yapılabilmesi için reaktörlerin ÇO değeri 3-5 mg/L olacak şekilde ayarlanmıştır. bEMBR ve bMBR'nin ÇO konsantrasyonu günlük takip edilmiştir. Şekil 5.27'de bEMBR ve bMBR'de ÇO konsantrasyonunun değişimi verilmiştir. bEMBR'de ortama akım verildikten hemen sonra ÇO ölçülmüştür.



Şekil 5.27 bEMBR ve bMBR'da ÇO konsantrasyonunun değişimi

50 günlük işletme süresinde ÇO konsantrasyonu her iki reaktörde 2,6 ile 6,5 mg/L arasında değişiklik göstermiştir. Bakteri faaliyetlerinin artması ile gereken ÇO miktarı artmakta ve ÇO konsantrasyonu buna bağlı olarak değişmektedir. Daha önce de bahsedildiği gibi aktif çamur sistemlerinde ÇO konsantrasyonunun 2 mg/L'nin altına düşmemesi gereklidir [143]. Çözünmüş oksijen konsantrasyonu 2 mg/L'nin altına düştüğü gözlendiğinde difüzörlerin temizlenmesi veya ek hava verilmesi gibi uygulamalarla müdahale edilerek ÇO değerleri 3-5 mg/L arasında tutulmuştur.

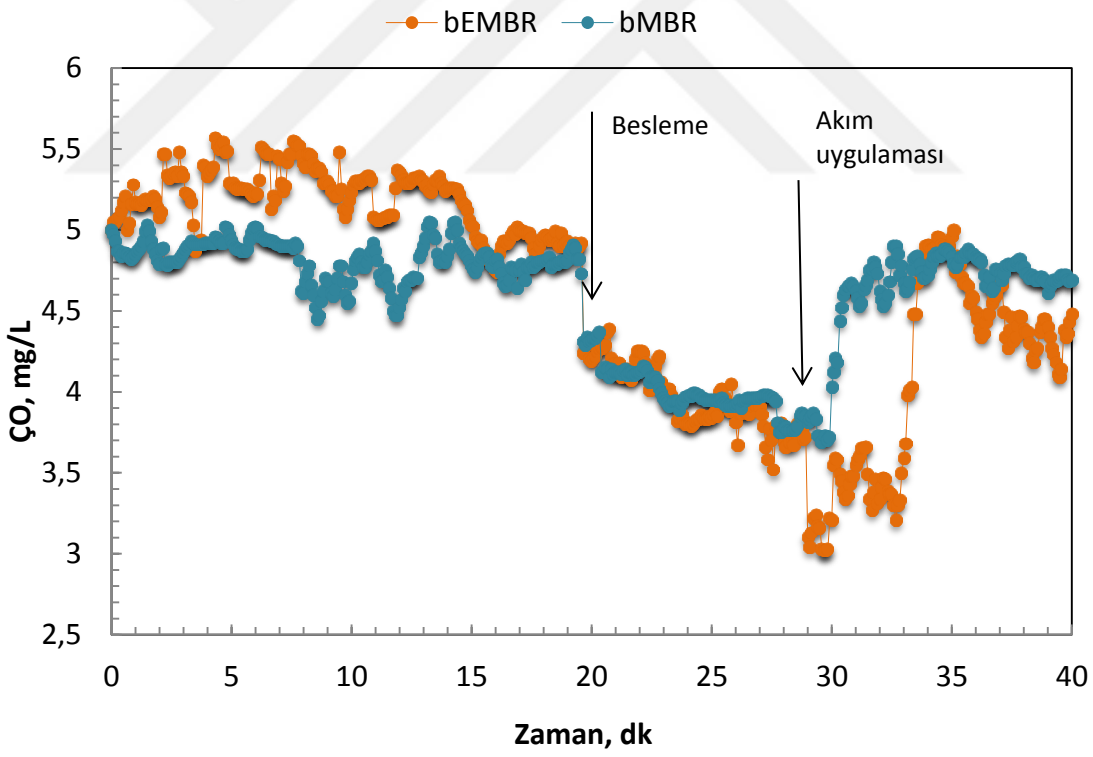
Oksijen Alım Hızı (OUR)

DC elektrik alanının aktif çamura uygulanması mikrobiyal aktivite üzerine olumsuz etki yapabilmektedir. Bu yüzden mikrobiyal aktiviteye DC elektrik alanının etkisini ortaya koyabilmek için aktif çamurun spesifik OUR belirlenmiştir. OUR, WTW Oxi 325 ÇO probu ile uyumlu Multi/ACAT II Programı ile tespit edilmiştir. Program her beş saniyede ÇO konsantrasyonunu ölçecek şekilde ayarlanmış ve veriler otomatik olarak kayıt altına alınmıştır.

OUR, bEMBR ve bMBR'nin rutin çalışma periyodunu (20 dk bekleme; 10 dk besleme) kapsayacak şekilde 40 dk boyunca izlenmiştir (Şekil 5.28). İlk 20 dk boyunca ÇO konsantrasyonları 4,5-5 mg/L olarak ölçülmüş 20. dk'nın sonunda organik yükleme

yapılmasıyla ÇO konsantrasyonu azalmıştır. Ortama verilen substrat mikroorganizmalar tarafından tüketilirken oksijen kullanılmaktadır. Bu sebeple bEMBR ve bMBR'de besleme esnasında ÇO konsantrasyonu azalmaktadır. bEMBR'de ise 29. dk'da elektrik alanının uygulanması ile bMBR'ye göre ÇO'da azalma tespit edilmiştir. ÇO'daki azalma çamurdaki çözünmüş KOİ'nin artan elektrooksidasyonunun yanısıra çoğunlukla havalandırma destekli oksidasyondan kaynaklanmaktadır [126]. Shadi H. [28], yapmış olduğu çalışmada da bu çalışmaya benzer bulgular elde edilmiştir.

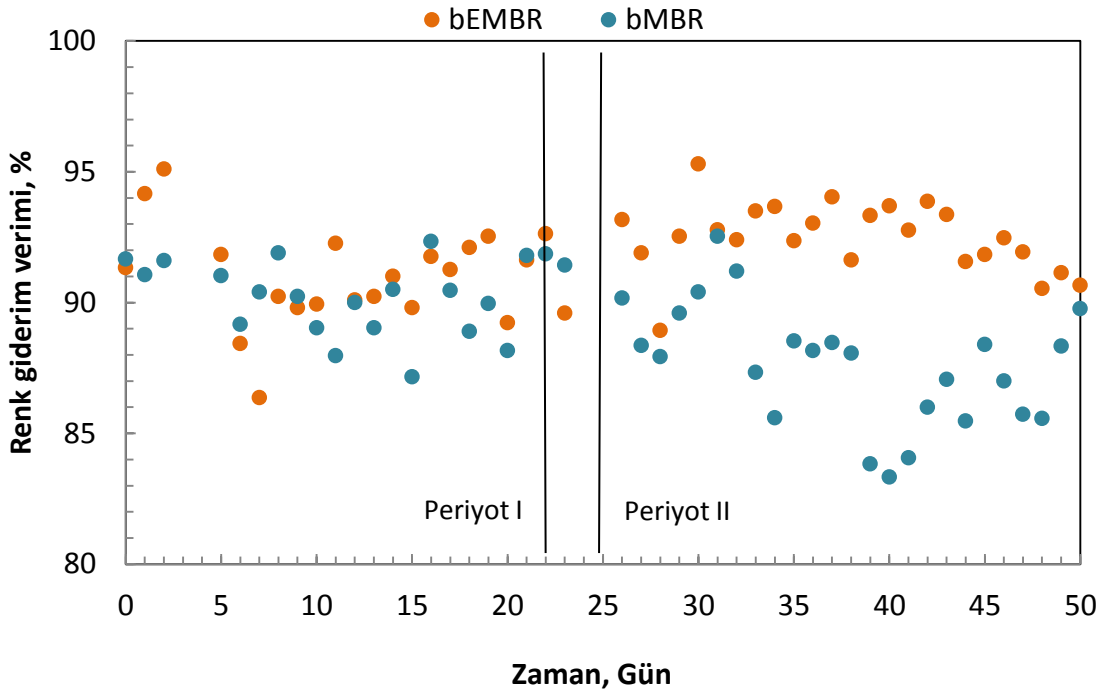
bEMBR'de ÇO konsantrasyonu geçici olarak azalmış ancak besleme ve elektrik alanının kesilmesiyle yeniden yükselmiştir. Aynı şekilde bMBR'de de besleme sonrasında ÇO konsantrasyonu artmıştır. DC elektrik alanının aktif çamur ortamına uygulanmasının mikroorganizmaları (özellikle nitrifikasyon prosesinden sorumlu mikroorganizmalar) inhibe ettiği belirtilmiştir [162], [163], [164]. Ancak bu çalışmada negatif bir durum gözlenmemiştir.



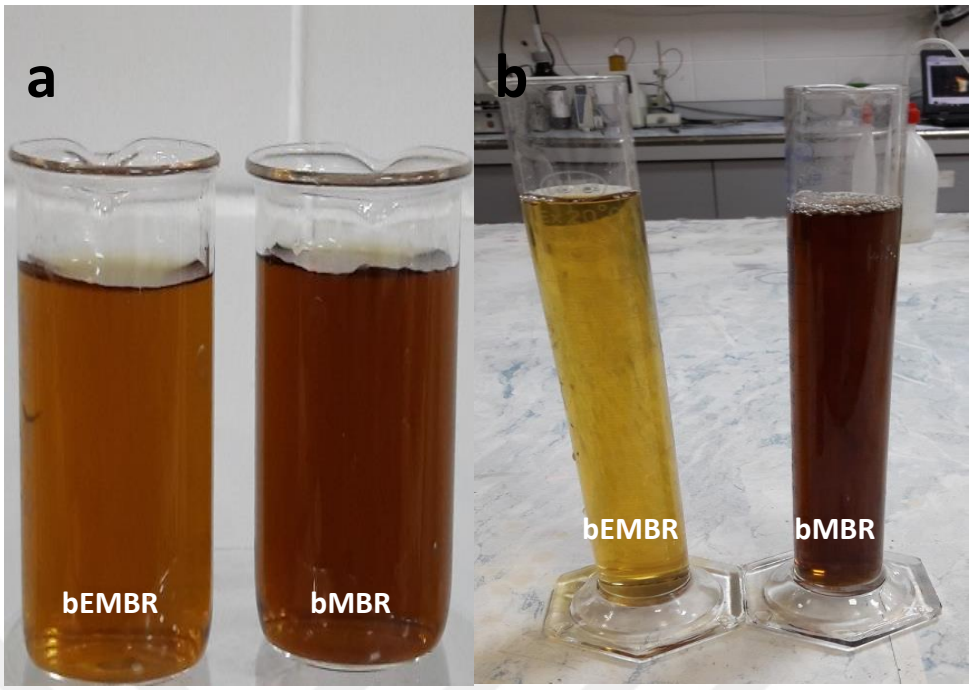
Şekil 5.28 bEMBR ve bMBR için OUR

5.4.2.6 Renk Değişimi

Şekil 5.29'da bMBR ve bEMBR'de renk giderimi gösterilmiştir. bEMBR'de konvansiyonel bMBR'ye göre renk giderim veriminin arttığı görülmüştür. Periyot I'de maksimum renk giderim verimi 11. gün elde edilmiş ve bMBR ile bEMBR'de renk giderim verimleri sırasıyla %88 ve %92'dir. Periyot II'de ise maksimum renk giderim verimi 40. günün sonunda, bMBR ve bEMBR'de sırasıyla %83 ile %94 olarak belirlenmiştir. Periyot I ve Periyot II'de ortalama renk giderim verimleri ise bEMBR ve bMBR'de sırasıyla %91; %90 ve %92; %88 olarak elde edilmiştir. Şekil 5.30'da bEMBR ve bMBR çıkış sularına ait resimler gösterilmiştir. Elektrik alanının etkisi açıkça görülmektedir. bEMBR'de çıkış suyunun rengi bMBR'ye göre çok açıktır. Söz konusu elektrik alanı membrandan geçebilen çözünmüş organik maddelerin aktif çamur içerisinde destabilize olmasından dolayı membrandan geçişi engellenmiş ve çıkış suyunun rengini etkilemiştir.



Şekil 5.29 bEMBR ve bMBR'da Renk Giderimi



Şekil 5.30 bEMBR ve bMBR çıkış atıksuları (a: Periyot I, b: Periyot II)

5.4.2.7 Ağır Metal Giderimi

Bu çalışma kapsamında 8'i ağır metal (Cr, Mn, As, Hg, Ni, Cd, Pb, Zn) olmak üzere toplam 16 metal tayini hem sızıntı suyu hem de bEMBR ve bMBR çıkış atıksu numunelerinde yapılmıştır.

Organik içeriği yüksek sızıntı suyunda düşük orta derecede ağır metal bulunduğu belirtilmiştir [1]. Çalışmada kullanılan yüksek organik içerikli sızıntı suyunun ağır metal içeriği literatürle benzer bulunmuştur. Çizelge 5.5'de metal giderim verimleri verilmiştir. Sızıntı suyunun Ca^{+2} ve Na^{+} içeriği oldukça yüksek olmaktadır. Ca içeriğinin yüksek bulunması (≈3.000 mg/L) reaktör içerisinde $CaCO_3$ birikmelerine sebebiyet verebilmektedir. Ayrıca sızıntı suyundaki yüksek Na^{+} konsantrasyonu da (≈1.200 mg/L) aktif çamurda çökelebilirliğe etki etmektedir [202], [203]. bEMBR ve bMBR'de Ca, Na, K ve Mg giderim verimleri sırasıyla %99, 55, 49,71 ve % 99, 31, 36, 49 olarak tespit edilmiştir. Görüldüğü üzere bEMBR'de metallerin giderimi bMBR'ye göre daha yüksektir. Elektrik alanının uygulanması metallerin giderimine katkı sağlamıştır. Bu durumun iki ayrı yolla gerçekleştiği düşünülmektedir. Oluşan $Al(OH)_3$ floklarının yüzeyinde metal iyonların adsorpsiyonu ve metal iyon hidroksitlerinin çökelmesi yoluyla metal giderimi gerçekleşebilmektedir [204].

Aktif çamur prosesinde mikrobiyal popülasyona Cd, Cu, Pb, Zn, Cr metalleri daha fazla etki etmektedir. Yapılan bir çalışmada ağır metallerin mikrobiyal popülasyona toksik etki yapma sırası Cd, Cu>Pb>Zn>Cr olarak belirtilmiştir [205]. Ağır metallerin nitrifikasyon ve denitrifikasyon bakterilerini etkilediği ve organik bileşenlerin mikrobiyal oksidasyonunu azalttığı bazı çalışmalarda rapor edilmiştir [206], [207], [208], [209], [205]. Yapılan bu çalışmada bEMBR ve bMBR'de Cd, Cu, Pb, Zn konsantrasyonları <0,1 mg/L'den düşük bulunmuştur. Cr için bEMBR ve bMBR'de sırasıyla %85 ve %67 giderim verimleri elde edilmiştir. Sonuçlar incelendiğinde elektrik alanının Cr gideriminde etkili olduğu görülmektedir.

Sızıntı suyunda düşük konsantrasyonlarda Al bulunmuktadır (2,58 mg/L). bEMBR ve bMBR çıkış Al değerlerine bakıldığında bMBR'de Al giderim veriminin fazla olduğu görülmektedir (Çizelge 5.4). bEMBR ve bMBR'de sırasıyla Al giderim verimleri %77 ve %87 olarak tespit edilmiştir. bEMBR'de elektrik alanının uygulanması ile reaktör içerisinde Al iyonları artmaktadır. Bu iyonlardan bazıları koagüle olarak çökelek oluşturmakta ve ortamdan uzaklaşmaktadırlar. Diğerleri ise membrandan geçerek alıcı ortama verilmektedir. bEMBR'de Al elektrotun çözünmesiyle Al konsantrasyonu artmış ve bu nedenle bMBR'den Al giderim verimi düşük bulunmuştur. bEMBR çıkış Al konsantrasyonu 0,59 mg/L olarak belirlenmiş ve alıcı ortama herhangi bir negatif etkisinin bulunmadığı görülmüştür.

Çizelge 5.5 Sızıntı suyu, bEMBR ve bMBR çıkış atıksuyu metal analiz sonuçları

Metaller (mg/L)	Sızıntı Suyu (mg/L)	$bEMBR_{çıkış}$ (mg/L)	bEMBR % giderim verimi	$bMBR_{çıkış}$ (mg/L)	bMBR% giderim verimi
Mg	362	106,01	**71**	183,89	**49**
K	1.016	521,57	**49**	648,83	**36**
Na	1.227,35	551,28	**55**	841,2	**31**
Ca	3.044	17,73	**99**	29,56	**99**
Mn	19,18	0,37	**98**	0,66	**97**
Co	0,089	0,021	**76**	0,037	**58**
Fe	71	1,242	**98**	3,96	**94**
Cu	0,168	<0,1	**-**	<0,1	**-**
Cr	1,25	0,19	**85**	0,41	**67**
Ni	2,537	<0,1	**-**	<0,1	**-**
Cd	0,081	<0,1	**-**	<0,1	-
Pb	0,968	<0,1	**-**	<0,1	-
As	0,097	<0,1	**-**	<0,1	-
Hg	0,028	<0,1	**-**	<0,1	-
Zn	0,827	<0,1	**-**	<0,1	-
Al	2,58	0,59	**77**	0,35	**87**

5.4.3 Membran Tıkanması ve Aktif Çamur Özellikleri

5.4.3.1 EPS ve SMP

EPS, MBR'lerde bağlı ve çözünmüş formlarda tıkanmaya sebep olurlar. Çizelge 5.6'da bEMBR ve bMBR reaktörlerinde farklı zamanlarda alınan aktif çamur ve çıkış atıksu numunelerinde elde edilen EPS ve SMP değerleri verilmiştir. bEMBR ve bMBR EPS sonuçları arasında büyük bir fark gözlenmemiştir. Periyot I'de 7. gün bEMBR ve bMBR'nin EPS_c değerleri sırasıyla 10 ve 43 mg/gMLSS olarak belirlenmiştir. bEMBR'de 20. ve 40. EPS_c değerleri eşit (35 mg/gMLSS) bulunmuş, 50. gün ise 44 mg/gMLSS'e yükselmiştir. Ancak bMBR'de 20. gün EPS_c değeri iki katına çıkmış, 40. ve 50. günlerde

ise ortalama 35 mg/gMLSS olarak tespit edilmiştir. EPS konsantrasyonları birçok etkenden etkilenebilmektedir. SRT, MLSS konsantrasyonları, düzensiz çamur atımı ve ÇO değişimi gibi birçok faktör EPS miktarını etkilemektedir [63], [58], [210], [211], [212]. bEMBR ve bMBR sistemlerindeki düzensiz çamur atılımı, MLSS konsantrasyonundaki dalgalanmalar EPS ve SMP yi oldukça etkilemiştir.

Çizelge 5.6 bEMBR ve bMBR EPS ve SMP değerleri

	EPS_c (mg/gMLSS)		**EPS_p(mg/gMLSS)**		**EPS_T(mg/gMLSS)**	
Zaman, Gün	**bEMBR**	**bMBR**	**bEMBR**	**bMBR**	**bEMBR**	**bMBR**
7	40	43	115	103	155	146
20	35	96	52	65	87	161
40	35	37	79	55	114	92
50	44	34	80	64	124	98
	SMP_c (mg/L)		**SMP_p (mg/L)**		**SMP_T (mg/L)**	
Zaman, Gün	**bEMBR**	**bMBR**	**bEMBR**	**bMBR**	**bEMBR**	**bMBR**
7	24	19	108	97	133	116
20	73	59	186	194	259	253
40	173	89	461	280	634	369
50	111	171	323	432	434	603
	SMP_c (mg/L)		**SMP_p (mg/L)**		**SMP_T (mg/L)**	
Zaman, Gün	**$bEMBR_{çıkış}$**	**$bMBR_{çıkış}$**	**$bEMBR_{çıkış}$**	**$bMBR_{çıkış}$**	**$bEMBR_{çıkış}$**	**$bMBR_{çıkış}$**
7	115	144	307	339	422	483
20	90	96	446	339	536	435
40	110	221	265	378	375	599
50	133	146	358	613	491	759

MBR'lerde çamurun sınırlı EPS değerleri genellikle 20-250 mg/gMLSS aralığındadır [213], [214]. Ayrıca Moreau vd. [215] tarafından yapılan bir çalışmada yüksek KOİ

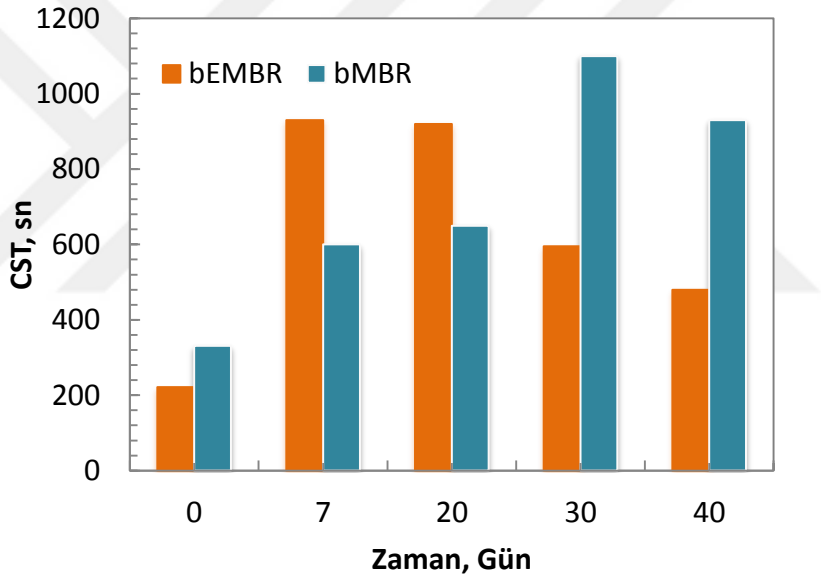
içeriğine sahip suların arıtımı sırasında EPS konsantrasyonunun 100-200 mg/gUAKM değerlerinde olabileceği bildirilmiştir. Bu çalışmada iki reaktörden elde edilen bEMBR ve bMBR EPS değerleri (EPS_c ve EPS) 35-115 mg/gMLSS aralığında ölçülmüş ve literatürle oldukça uyumlu olduğu görülmüştür.

Çözünebilir EPS yani SMP sınırlı EPS'ye göre her iki reaktörde de yüksek bulunmuştur. Buna göre bEMBR ve bMBR'de membran tıkanmasında EPS'den ziyade SMP'lerin etkili olduğu görülmektedir. bEMBR'de SMP değerleri genel olarak yüksek bulunmuştur. 7. gün bEMBR ve bMBR'de SMP c değerleri sırasıyla 24 mg/L ve 19 mg/L olurken, 40. gün 173 ve 89 mg/L, 50. gün sonunda ise sırasıyla 111 mg/L ve 171 mg/L olarak tespit edilmiştir. Visvanathan vd. [86] yapmış oldukları çalışmada termofilik bMBR'de mezofilik bMBR'lere göre daha yüksek SMP değerlerine sahip olduğunu belirtmişlerdir. Buna göre bEMBR'de zaman zaman SMP'nin yüksek olmasının, bEMBR'nin sıcaklığının fazla olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Her iki reaktördeki aktif çamur ve çıkış atıksu numunelerinin SMPp değerlerine bakıldığında, aktif çamur ve çıkış atıksuyu SMPp değerleri birbirine oldukça yakındır. 40 ve 50. günlerde bEMBR ve bMBR SMP_p çıkış değerleri sırasıyla 265; 378 mg/L ve 358; 613 mg/L bulunmuştur. Buna göre, bEMBR'de SMP_p değeri daha düşüktür. Bu duruma SMP etkileyen faktörler ya da elektrik alanının etkisinin sebep olduğu söylenebilir.

5.4.3.2 CST, Partikül Boyutu ve Zeta Potansiyeli

bEMBR ve bMBR sisteminde aktif çamur özelliklerini belirlemek amacıyla reaktörlerden alınan çamur numunelerine CST, partikül boyutu ve zeta potansiyeli analizleri gerçekleştirilmiştir. Analizler her analizde olduğu gibi en az iki tekrarlı yapılmıştır. Tüm çamur analizleri aynı gün yapılmıştır. Şekil 5.31'de bEMBR ve bMBR'de CST değişimi verilmiştir. DC elektrik alanı uygulanmadan önce bEMBR ve bMBR'nin CST değerleri sırasıyla 221 ve 331 sn olarak belirlenmiştir. Konvansiyonel aktif çamurlarda da CST değeri 200-400 sn aralığında bulunmuştur. 7. gün alınan numunelerin CST değerleri 930 sn ve 600 sn bulunmuştur. Bruus vd. [216] ve Nowak [202] yapmış oldukları çalışmada aktif çamur sisteminde aşırı sodyumun aktif çamurun çökelme ve susuzlaştırma özelliklerinde bozulmaya sebep olduğunu belirtmişlerdir. Sızıntı suyunun Na konsantrasyonunun yüksek olmasının çamur çökelme özelliklerine etki ettiği

görülmektedir. Ayrıca çamurun pinpoint flok olması da CST değerinin yüksek olmasının bir nedeni olarak açıklanabilir. Buna rağmen 30. ve 40. günlerde yapılan analizlerde bEMBR'nin CST değerlerinin (sırasıyla 595 ve 480 sn) bMBR'ye (sırasıyla 1.100s n ve 930 sn) göre daha düşük olduğu gözlenmiştir. Bu sonuçlara bakıldığında Periyot II'de artan elektrik alanı ile pin point flok yapısında aktif çamurun filtre edilebilirliğinin arttığı belirlenmiştir. Sumanevare'nin yapmış olduğu tez çalışmasında [138], sızıntı suyunun bMBR ile arıtımında EPS ve CST değerleri sırasıyla 85-139 mg/gMLSS ve 113-4.525 sn aralığında bulunmuştur. Bu çalışmada da benzer sonuçlar bulunmuş ve bEMBR ve bMBR'de EPS ve CST değerleri 34-114 mg/gMLSS ve 221,2-1.100 sn aralığında değişmektedir.

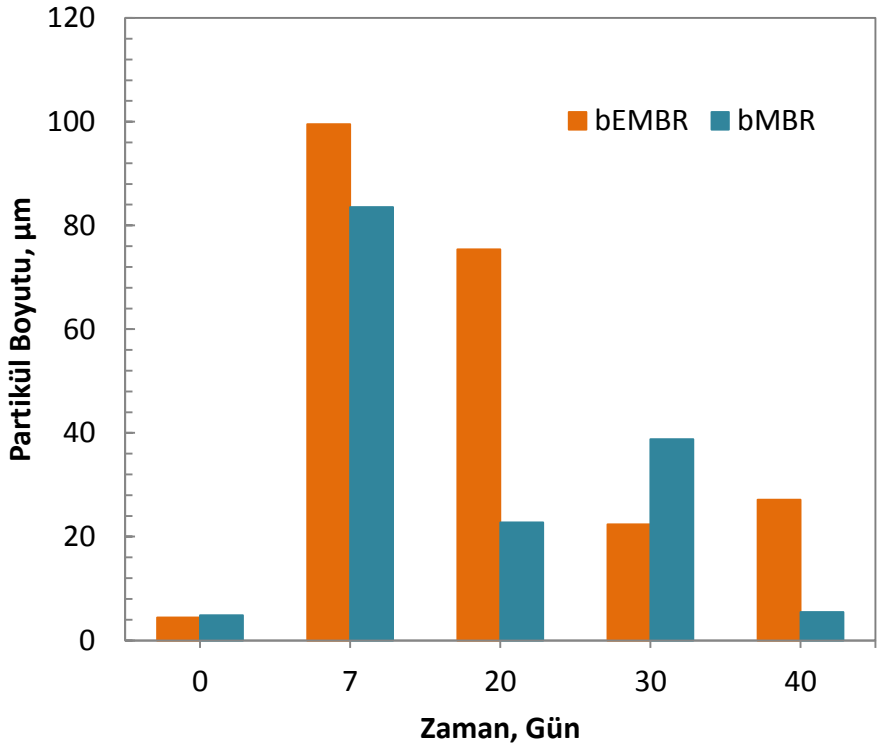


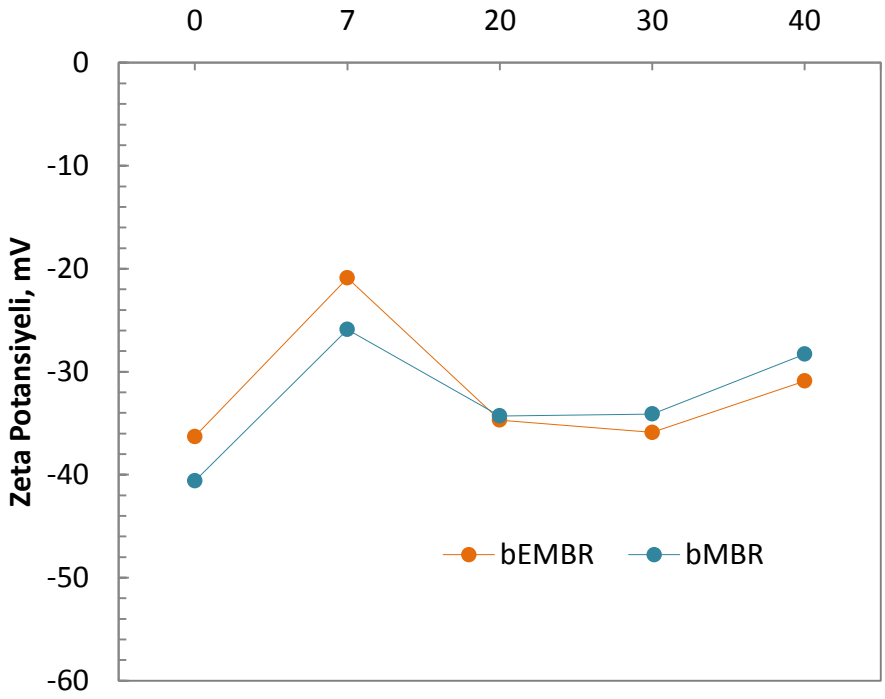
Şekil 5.31 bEMBR ve bMBR'da CST değişimi

Partikül boyutunda 7. gün her iki reaktörde ciddi oranda artma gözlenmiştir. 20. gün yapılan analizde ise partikül boyutu değerlerinde düşüş gözlense de bEMBR'de partikül boyutu bMBR'ye göre oldukça yüksek bulunmuştur (sırasıyla 75,414 ve 22,419 µm). Periyot II'de partikül boyutu, hem bEMBR'de hem de bMBR'de partikül boyutu değerleri azalma eğilimindedir. Elektrik alanının artması partikül boyutunu artırdığı birçok çalışmada görülmüştür [107], [125]. Bu çalışmada partikül boyutunda her iki reaktörde düşüş gözlenmiştir. Bu durum sızıntı suyu aktif çamurunun pinpoint flok yapıda bir çamur özelliğine sahip olması veya havalandırmanın yarattığı türbülansdan

dolayı ortamdaki flokların kırılmasından kaynaklanmaktadır. Ayrıca EC prosesinde çamurdan bağlı suyun serbest bırakılması olayı ile (daha ileri uygulamalar için çamur kalınlığını artırmak) elektroosmosisden dolayı da partikül boyutunda azalma gözlenmektedir [121]. bEMBR'de akım arttıkça partikül boyutunda azalma bu nedenle olmaktadır. Koagülasyon ve flokülasyon üzerine elektroosmosisin baskın hale gelmesi partikül boyutunun artışını negatif yönde etkileyebilmektedir. Giwa vd. [126] yapmış oldukları çalışmada bu çalışma ile benzer durumlarla karşılaşılmıştır.

Şekil 5.32'de bEMBR ve bMBR'nin zeta potansiyeli değerleri gösterilmiştir. İşletme boyunca her iki reaktörün zeta potansiyeli değerleri birbirine yakın ve -50 mV ila -10 mV arasında değişiklik göstermiştir.





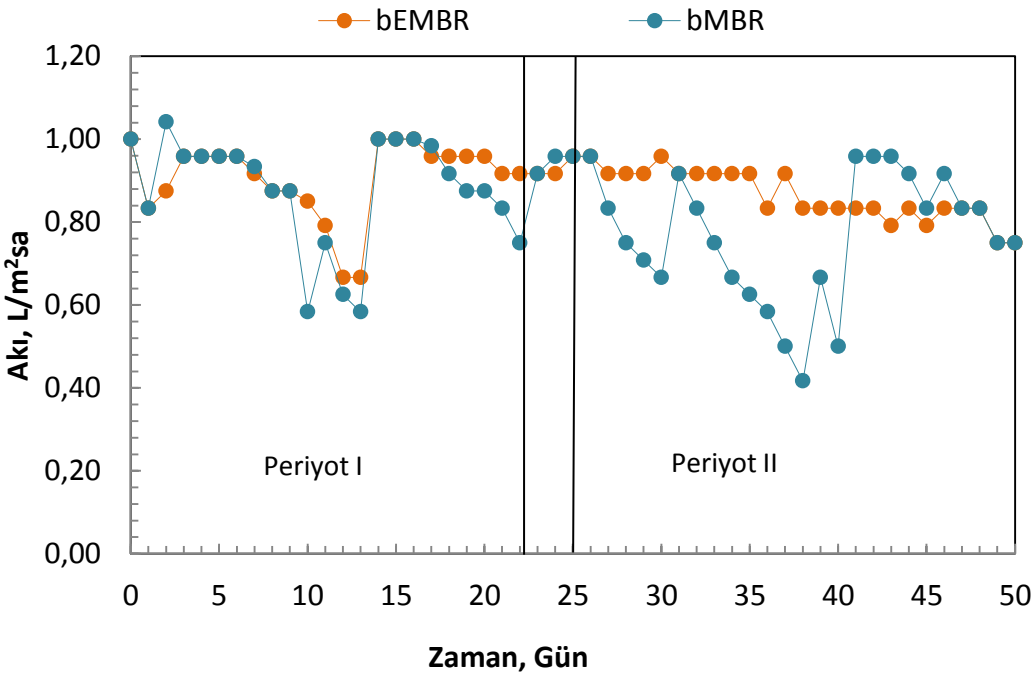
Şekil 5.32 bEMBR ve bMBR'da partikül boyutu ve zeta potansiyeli değişimi

5.4.3.3 Kritik akı ve TMP değişimi

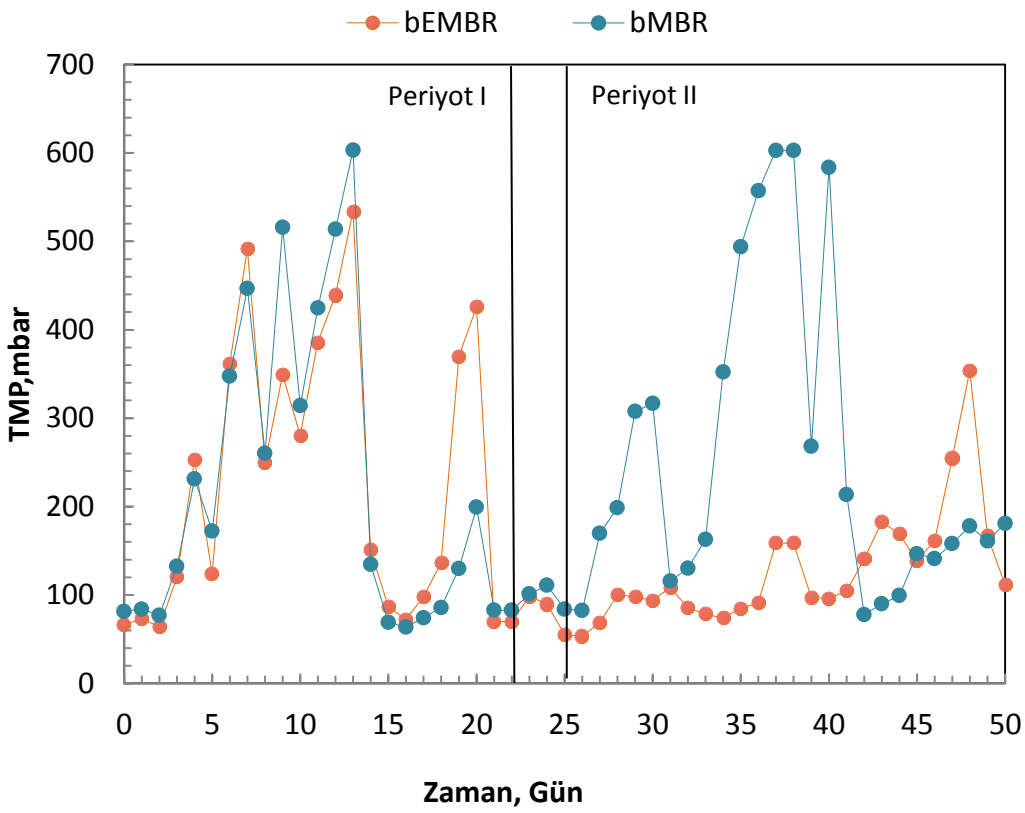
Kritik akı ölçümleri kademeli akı metodu ile gerçekleştirilmiştir. Reaktörler bEMBR ve bMBR olarak ayrıldıktan sonra kritik akı çalışmaları yapılmıştır. Ancak MLSS konsantrasyonlarının kritik akıya etkisi nedeniyle [51], yüksek MLSS konsantrasyonunda kritik akı çalışmaları tekrar edilmiş ve bEMBR ve bMBR için kritik akı 10 LMH olarak belirlenmiştir. bEMBR ve bMBR sistemlerinin uzun HRT değerleri sebebiyle 1 LMH akıda reaktörler işletilmiştir. Dolayısıyla kritik akının altında düşük bir akıda çalışılmıştır. Brown vd. ve Bui vd.'nin yaptıkları araştırmada da benzer şekilde düşük akılarda çalışılmıştır. Brown vd. 0.756 mL/cm^{2}dk (0,126 LMH) gibi düşük akılarda sızıntı suyunun bMBR ile arıtımını gerçekleştirmişlerdir [87]. Bui vd. ise düşük akılarda sızıntı suyunun bMBR ile arıtımı üzerine yaptıkları araştırmada 2,4 LMH'den daha düşük akılarda daha yavaş tıkanma olduğunu gözlemlemişlerdir [82].

Membran tıkanması TMP'de artışa ve süzüntü akısında azalmaya neden olmaktadır. Bu çalışmada membran tıkanmasının önemli anahtar indikatörleri olarak TMP ve günlük akı izlenmiştir. Şekil 5.33 ve Şekil 5.34'de bEMBR ve bMBR'de günlük akı ve TMP

değişimi verilmiştir. Reaktörlerdeki MLSS konsantrasyonlarındaki artış TMP değerlerinde de artışa sebep olmuştur. İşletmenin 7. gününde bEMBR ve bMBR'de akıda herhangi bir değişim olmamasına rağmen TMP yükselmiştir. Bunun nedeni reaktörlerde meydana gelen köpüklenmedir ve köpüklenme reaktördeki aktif çamur seviyesinin azalmasına; membranda ekstra negatif basınç oluşmasına sebep olmuştur. Köpüklenmenin azalmasıyla TMP değerinin hızlı bir şekilde tekrar düşerek 0,25 bar seviyelerine geldiği gözlenmiştir. Bu çalışmada membrandan süzüntü almak için kullanılan peristaltik pompanın hızının düşük olması ve süzüntü miktarının az olması sebebiyle geri yıkama işlemi hergün uygulanmamıştır. Akı ve TMP değerleri izlenerek ani artış olması halinde 1 dk geri yıkama yapılmıştır. Geri yıkama için reaktör çıkış atıksuyu kullanılmıştır. Sızıntı suyundaki partiküller zaman zaman membranın etrafında toplanarak membranın TMP'sini etkilemiştir. Bu durumda membrana geri yıkama işlemi uygulanmış etkili olmaması halinde reaktör dışına alınarak çeşme suyu ile temizlemiştir. Reaktörlerin akısı izlenerek ani akı düşüşlerinde ve membranların çevresini saran biyofilm ve/veya sızıntı suyu partikülleri ile kaplanması durumunda fiziksel yıkama yapılmıştır.



Şekil 5.33 bEMBR ve bMBR'de Akı değişimi



Şekil 5.34 bEMBR ve bMBR'da TMP değişimi

Akının 0,60 LMH'a düşmesi halinde de membranlar kimyasal olarak yıkanmıştır. bEMBR ve bMBR'de 13. günde TMP değerleri 0,53 ve 0,60 bar olarak ölçülmüş buna göre önce fiziksel yıkama sonrasında kimyasal yıkama yapılmıştır.

bEMBR sisteminde 20. gün köpüklenme sonucu reaktörün taşması ile TMP değeri 0,13'den 0,37 bar'a hızlı bir şekilde artmıştır. 21. gün devam eden köpüklenme aynı şekilde TMP'nin artmasına yol açmıştır. 22. gün TMP değeri 0,083 bar değerine düşmüştür. Periyot I çalışmalarında bEMBR ve bMBR'nin TMP değerleri benzer özelliklerdedir. Fakat Periyot II çalışmalarında elektrik alanının arttırılması membran permeabilitesi üzerinde önemli bir gelişme kaydetmiştir. Konvansiyonel bMBR ile karşılaştırıldığında (köpüklenme ve taşma durumları hariç) bEMBR'de membran tıkanması daha geç gerçekleşmiştir. İşletimdeki 37. gün bEMBR'de TMP değeri 0,159 bar olurken bMBR'de 0,603 bar olarak belirlenmiştir. Yüksek TMP değeri nedeniyle önce fiziksel temizleme yapılmış ancak bir sonraki gün değişmeyen TMP değeri göz önüne alınarak kimyasal temizleme gerçekleştirilmiştir.

50. günün sonunda bEMBR'de akı da çok fazla düşüş gözlenmemiş bu nedenle herhangi bir temizlemeye ihtiyaç duyulmamıştır. Ancak bMBR'de akının 0,60 LMH'ın altına düşmesi ve TMPnin yüksek olması ile membran temizliğine ihtiyaç duyulmuştur.

Sonuç olarak elektrik alanının arttırılması ile bEMBR'de membran tıkanması bMBR'ye göre önemli derecede azalmıştır. Ayrıca işletme sonunda bEMBR ve bMBR'ler reaktör dışına alındığında bEMBR'de membranın katot içerisinde bulunması sebebiyle biyofilm daha az oluşmuştur (Şekil 5.35).

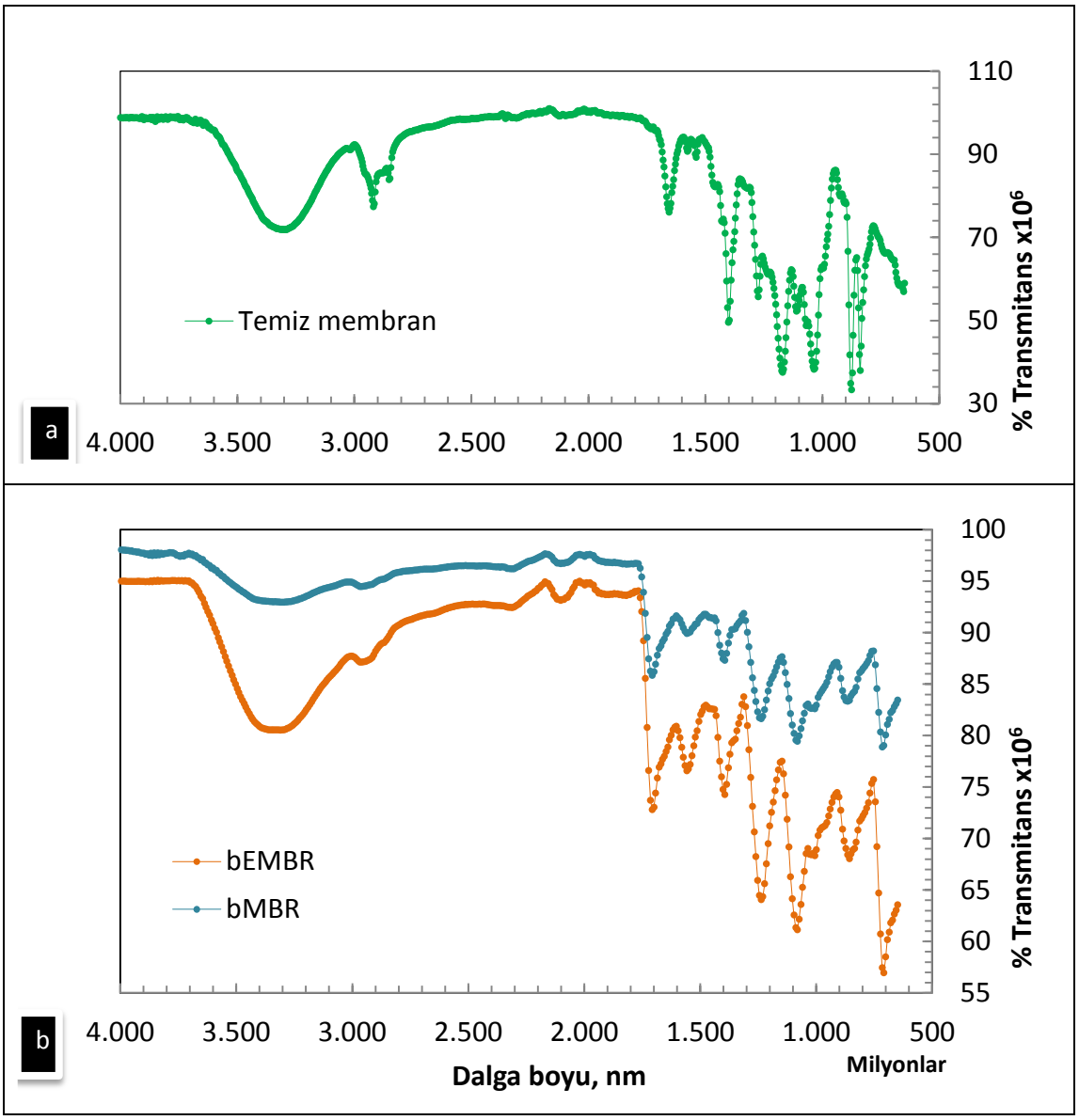


Şekil 5.35 bEMBR ve bMBR batık membranlar

5.4.3.4 FTIR spektrumu

bEMBR ve bMBR, 50 gün işletildikten sonra membranların FTIR analizi gerçekleştirilmiştir. Membran örnekleri çalışma sonrasında, membran yüzeyi saf su ile yıkanarak elde edilmiştir. bEMBR ve bMBR membranlarının yüzeyindeki kimyasal özellikler FTIR spektroskopisiyle karakterize edilmiştir. Membran yüzeyinde kek veya çamur yoktur. Temiz membran ve tıkanmış membranların FTIR spektrumları Şekil 5.37'de gösterilmiştir. Temiz membranın FTIR spektrumlarında (Şekil 5.37a), membran

malzemesinden dolayı bazı tipik polisakkarit absorpsiyon pikleri vardır. 3301 cm^{-1} daki bant –OH grubunun karakteristik bandıdır. 2800-3600 cm^{-1} geniş bant aralığı O–H and C–H gerilimini göstermektedir. Bu bant aralığındaki temiz membran, bMBR ve bEMBR pikleri sırasıyla 2917, 2962 ve 2963 cm^{-1} dir. Bu pikler büyük tıkanma bileşenleri polisakkaritler, silikat kolloitler ve organik sülfonik asitleri içermektedir. Bunun dışında, bMBR membranında, 2313, 2102, 1817, 1706, 1556, 1396, 1239, 1083, 865, 712 cm^{-1} FTIR spektrumları gözlenmiştir. bEMBR membranında ise, 2323, 2102, 1704, 1556, 1395, 1236, 1083, 857, 710 cm^{-1} FTIR spektrumları gözlenmiştir. 1400-1600 $cm^{-1,}$de gözlenen absorpsiyon bandları, amid absorpsiyon bandlarıyla tutulmuş olan aromatik bileşenler ile ilişkilidir. Tüm tıkanmış membranlar karboksil ve ester grup COOH ve primer (NH_2) ve sekonder (NH) amidler olarak adlandırılan ikincil protein yapıları sunan 1556 ve 1236 daki geniş absorpsiyon bantlarını göstermiştir [217]. Buna göre, kek tabakasında proteinlerin varlığı görülmektedir. 1400-870 cm^{-1} 'deki keskin pikler $CaCO_3$ oluşumunun varlığı ve karbonatın bir göstergesidir [218]. Başlıca pikler 1050 cm^{-1} yakınındaki bölgelerde gözlenmiştir. Bu durumda 1050 cm^{1} de, C–O dayalı, tıkanmadaki polisakkaritlerin varlığını göstermektedir. Tıkanmış membranlar asit ile kimyasal temizleme yapılsa dahi organik maddenin önemli kısmı uzaklaştırılamamaktadır [219]. Bu nedenle her iki reaktörün membranlarında aynı yapılar görülebilmektedir.



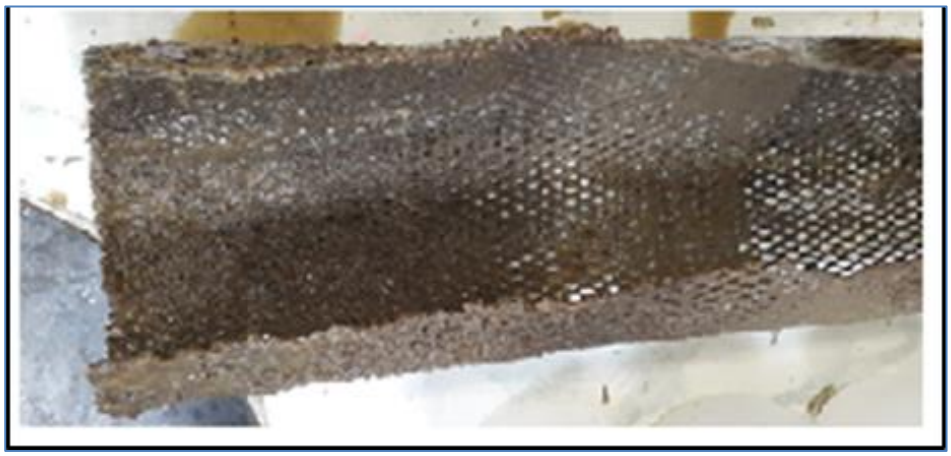
Şekil 5.36 Temiz membran (a) ve tıkanmış membranların (b) FTIR spektrumları

5.4.4 bEMBR'de Al Elektrot

bEMBR'de Al elektrot ile ortama elektrik akımı verilmiştir. İşletme süresince elektrotlarda pasivasyon veya presipitasyon meydana gelmiştir. Ayrıca Al elektrotun çözünmesiyle Al iyonları aktif çamura dağılmış ve atık çamurda Al artışına neden olmuştur. Bu durumlar aşağıda bölümlerde olarak incelenmiştir.

5.4.4.1 Elektrot Pasivasyonu

Elektrot pasivasyonu, elektrot yüzeyinde çökelme veya presipitasyondan meydana gelir. Bu durum EC gibi elektrokinetik uygulamaların büyük ölçekli çalışmalarda büyük problem oluşturmaktadır [204], [220]. Elektrot pasivasyonu ile sulu ortama anodik metal katyonlarının salınımı ile elektrotların iletkenliği ve atıksu arıtma verimliliği azalmaktadır. Yapılan bu çalışma kapsamında da elektrot pasivasyonu ile zaman zaman karşılaşılmıştır (Şekil 5.26) (Çalışmanın 8. 22. ve 31. günleri, 31. ve 46. günlerde köpükten dolayı elektrot uçları pasivize olmuştur). Pasivasyonu önlemek için bazı stratejiler geliştirilmiştir. Bu stratejiler arasında; sulu çözeltiyi türbülanslı karıştırma çözüm olarak gösterilmektedir. Ancak aktif çamurda fazla türbülans flokların kırılmasına sebebiyet verdiği için tercih edilmemiştir. Bir başka strateji, elektriksel polaritenin periyodik olarak tersine çevrilmesidir. bEMBR'de ilk pasivasyon gerçekleştiğinde bu strateji uygulanmıştır. Bu yöntem çökelen skalayı elektrot yüzeyinden itebilen katodik olarak üretilen hidrojen gazı kullanılması prensibine dayanır. Bu uygulama Periyot I'de 8. gün elektrotun pasivize olması ile denenmiştir. Anot-katot, katot-anot uçları güç kaynağında değiştirilmiş ve birkaç gün gözlem yapılmıştır. Presipitatlarda görünür bir uzaklaşma olmamış aksine membranın etrafında bulunan boşluk oranı düşük elektrotlarda birikme olduğu gözlenmiştir (Şekil 5.37). Boşluk oranı düşük olduğu için birikinti yüzünden gözenek çapı küçülmüş suyun membrana akışı zorlaşmıştır. Bu durum membranın TMP'sinin artmasına sebep olmuştur. Ayrıca yüksek akımlarda sık sık ters polarite elektrot pasivasyonunda zararlı olabilmektedir. Bunun sebebi Al iyonlarının sulu çözeltiye yayılmadan önce hidroksil gruplarıyla reaksiyona girmesidir.



Şekil 5.37 Pasivize Katot

Ters polaritenin görünür bir etkisinin olmaması sebebiyle elektrotlara belli aralıklarla fiziksel yıkama (çeşme suyu altında süngerle temizleme, sonrasında hava ile kurutma) yapılmıştır. Presipitatların uzaklaştırılamaması durumunda kimyasal yıkamaya başvurulmuştur (%3'lük HCl de elektrotlar 1 sa bekletilmiş sonrasında fiziksel yıkama işlemi uygulanmıştır).

5.4.4.2 bEMBR ve bMBR'de Al İçeriği

EC prosesinde elektrotlara uygulanan elektrik akımı ile elektrotların çözünmesiyle sulu ortama pozitif iyonlar verilerek negatif iyonlarla birleşmesi sonucu kirletici giderimi sağlanmaktadır. Elektrokimyasal olarak üretilen metal iyonları hidroksil grupları ve fosfat ile reaksiyona girer ve metal hidroksit ve fosfat tuzları oluşturularak çökelirler;

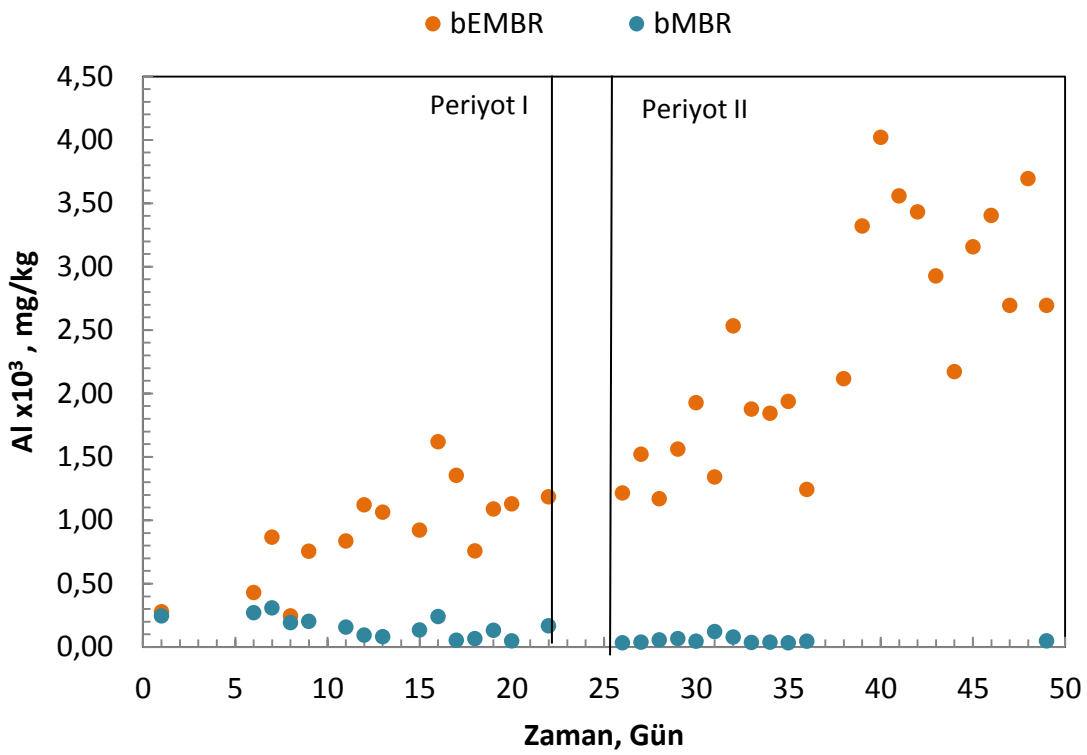
$Al_3^+ + 3OH^- \rightarrow Al(OH)_3 \downarrow$

$Al_3^+ + PO_4^{-3}- \rightarrow AlPO_4 \downarrow$

$Al_3^+ + 3H_2O \rightarrow Al(OH)_3 + 3H^+$

Ayrıca düşük konsantrasyonlarda fosfat bEMBR'de de verilen Al her ne kadar sızıntı suyunun giderimine ve membran tıkanmasına katkı sağlasa da aktif çamurda birikebilmektedir. Ortama verilen akım ile Al'nin aktif çamurdaki içeriğini gözlemlemek amacıyla bEMBR ve bMBR'in 50 günlük işletim süresince hemen hemen hergün atılan çamurdan numune alınmıştır. Bu numuneler 105^0C etüvde 24 saat kurutulmuştur. Sonrasında kuvvetli asitlerle parçalama yapılarak elde edilen numunenin ICP-MS ile Al tayini gerçekleştirilmiştir.

Şekil 5.38'de bEMBR ve bMBR'den atılan çamurdaki Al değerleri verilmiştir. Görüldüğü üzere ilk gün atık çamurdaki Al miktarı iki reaktördede neredeyse eşittir. Sonraki birkaç gün MLSS konsantrasyonunun düşük olmasından dolayı çamur atılmamıştır. Ayrıca çamur köpüklenmesinden dolayı çamur hacmindeki azalma da göz önünde bulundurularak çamur atımı yapılmamış dolayısıyla Al tayini için numune alınamamıştır. Periyot I'de 6 ila 22. günler arasına bakıldığında bEMBR'de linear olmayan ama giderek artan Al artışı görülmektedir.



Şekil 5.38 bEMBR ve bMBR'den atılan çamurdaki Al değerleri

Periyot II'de ortama verilen elektrik alanının 2 katına çıkarılmasıyla atık çamurdaki Al miktarı gün geçtikçe artmıştır. Gün içerisinde çözünen Al miktarının eşit olduğu kabul edilirse bu artışın reaktör ieçrisindeki Al presipitatlarından kaynaklandığı söylenebilir.

EC ile atıksu arıtımında ve aktif çamurda floklaşmayı artırmak için eklenen Al koagülantlı çamurda Al içeren presipitatlar veya Al birikmesi karşılaşılması olağan bir durumdur [221]. Çökelme problemi olan daha iyi çıkış suyu kalitesi elde edilmek istenen tesislerde ve membran tıkanmasını önlemek için bMBR'lerde Al içerikli koagülantlar kullanılmaktadır [222], [223], [224]. Dolayısıyla atık çamurda Al birikmesi

muhtemeldir. Al fazlası canlılar üzerinde toksik etkilere sebep olmaktadır. Yapılan bir çalışmada aerobik sisteme alum dozlamasının nitrifikasyon bakterilerini inhibe ettiği ve NH_3-N giderim verimini azalttığı bildirilmiştir [225]. Bu çalışmada ortama verilen Al kirlilik parametrelerinin giderim verimlerine negatif etki yapmadığı görülmektedir. bEMBR'nin membran tıkanmasını önlemesi ve konvansiyonel sistemlere göre daha verimli çalışması konvansiyonel sistemlere göre avantajlı olsada atık çamurda biriken Al dezavantaj olabilir. Al birikmesinin etkileri hususunda bEMBR ile farklı atıksuların arıtımı çalışmalarında kapsamlı olarak ele alınmamıştır. Ancak kullanılan elektrot materyalinin birikiminin muhtemel olduğu belirtilmiştir [22]. EC ve biyolojik proseslerde atık çamurdaki Al içeriğine göre bu çalışmada bEMBR atık çamurundaki Al içeriği fazla bulunmuştur [226], [227].

5.4.4.3 Enerji ve Elektrot Tüketimi

EMBR sistemi ekonomik performansını etkileyen bir parametre elektrot tüketimidir. Teorik çözünmüş elektrot miktarı Faraday kanunu kullanılarak hesaplanmıştır.

$$m = \frac{I*t*M}{n*F} \tag{5.2}$$

Burada; "m" (g), teorik çözünmüş alüminyum elektrot materyali, "I" akım yoğunluğu (A), "t" elektrokoagülasyon zamanı (dakika), "M" alüminyumun moleküler ağırlığı (g/mol), "n" kimyasal eşdeğerlik (alüminyum elektrot için z=3), "F" Farday sabitidir (96485 C/mol). Buna göre çözünen elektrot miktarları teorik olarak aşağıdaki şekilde hesaplanmıştır;

Periyot I	Periyot II
$m = \frac{11{,}5 * 3 * 60 * 27}{3 * 96485}$	$m = \frac{11{,}5 * 6 * 60 * 27}{3 * 96485}$
m=0,193 gr	m=0,386 gr

Sürekli işletmede akım uygulanan aktif çamur miktarı günlük 5 L'dir. Buna göre; atıksuyun birim hacmi için elektrot tüketimi teorik olarak Periyot I için 0,0386 g/L

Periyot II için 0,0772 g/L olarak hesaplanmıştır. Sızıntı suyunun bEMBR ile arıtımı sırasında elektrotlar işletme süresi boyunca sürekli olarak kullanılmamıştır. Gerçek elektrot tüketimini belirlemek için elektrot polarizasyonu ve Periyot I'den Periyot II'ye geçişte elektrotlar, reaktör dışına alınmış ve elektrotlara fiziksel ve kimyasal temizleme yapılmıştır. İşletme öncesinde periyotlar arasında ve temizleme sonrasında elektrotlar tartılmıştır. Fiziksel temizlemede elektrotun ağırlığında herhangi bir kayıp olmamıştır. Ancak kimyasal temizlemenin elektrotların ağırlığının azalmasında küçük bir etkisinin olduğu gözlemlenmiştir. Hesaplamalarda bu etki ihmal edilmiştir. Buna göre; elektrot tüketimi aşağıdaki eşitlikten hesaplanmıştır.

$$m=A-B \qquad 5.3$$

Burada, A; deneysel çalışmaların başındaki toplam elektrot ağırlığı, B ise deneysel çalışmaların sonundaki toplam ağırlıktır. Çizelge 5.7'de elektrot ağırlıkları verilmiştir. Bu çalışmada; A ve B Periyot I için 343,1 ve 336,8; Periyot II için 336,8 ve 327,2 dir.

Çizelge 5.7 Periyotlara göre Elektrot Ağırlıkları

Al Elektrot	Anot (gr)	Katot (gr)	Toplam
İlk Ağırlık	279,2	63,6	343,1
Periyot I sonu*	276	60,8	336,8
Periyot II sonu*	273,6	53,6	327,2

*Kimyasal temizleme sonrası çeşme suyu altında yıkanıp kurultulduktan sonraki ağırlık

	Periyot I	Periyot II
Tüm periyot boyunca	M=343,1-336,8= 6,3 gr	M=336,8-327,2= 9,6 gr
Günlük	0,286 gr	0,384 gr

Bu sonuçlara göre; elektrot tüketimi günlük arıtılmış atıksu başına Periyot I için 0,0572 g/L, Periyot II için 0,0772 g/L olarak hesaplanmıştır. Teorik ve gerçek elektrot tüketimi arasındaki fark sudaki klor konsantrasyonlarının yüksek çözünme hızlarının gerçekleşmesinden kaynaklanmakltadır [228]. Periyot II için teorik ve gerçek elektrot

tüketimi aynı bulunmuştur. Elektrot materyali için Türkiye piyasasındaki 2017 Ekim ayı fiyatı 1,940 €/kg dır. Her m^3 atıksu başına alüminyum tüketimi Periyot I ve II için 0,110 €/m^3 ve 0,149 €/m^3 olarak hesaplanmıştır.

bEMBR'ın maliyetinin hesaplanmasında dikkate alınan bir başka parametre, enerji tüketimidir. Elektrik tüketimi aşağıdaki eşitlikten hesaplanabilir.

$$E = \frac{U*I*t}{V} \quad (5.4)$$

Burada E, enerji tüketimi (kWsa/m^3), U; uygulanan potansiyel fark (V), I; uygulanan akım (A), t; zaman ve V arıtılmış atıksu hacmidir (L).

Uygulanan akım yoğunluğunda elektrotlar arsındaki potansiyel fark 1,2 V olarak belirlenmiştir. Günlük 11,5 A akım altında 5 L aktif çamura 24mA/cm^2 akım yoğunluğu uygulanmıştır. Buna göre Enerji tüketimi;

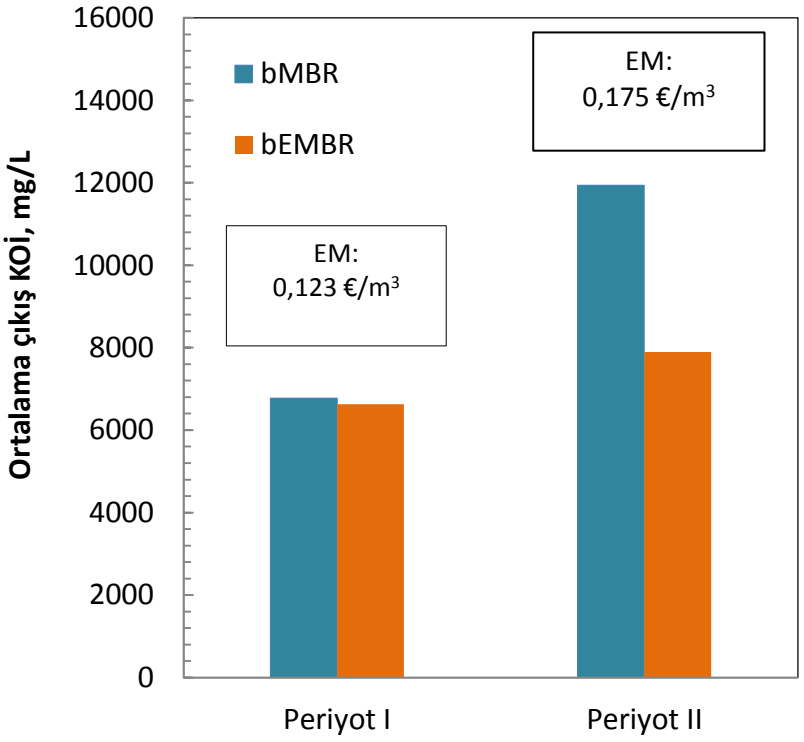
Periyot I	Periyot II
$E = \frac{1{,}2 * 11{,}5 * 3/60}{5}$	$E = \frac{1{,}2 * 11{,}5 * 6/60}{5}$
$E = 0{,}138\ kWsa/m^3$	$E = 0{,}276\ kWsa/m^3$

Türkiye piyasasındaki kullanılan elektriğin Ekim 2017 fiyatı 0,094 €/kWsa'dır. Buna göre bEMBR prosesi ile arıtılan atıksudaki enerji tüketimi Periyot I ve II için 0,013 €/m^3 ve 0,026 €/m^3'dir. Çizelge 5.8'de bu sonuçlar hem TL hemde € cinsinden özetlenmiştir.

Çizelge 5.8 Periyot I ve II'de Elektrot, Enerji ve Toplam Maliyet

Maliyet	Periyot I		Periyot II	
	TL	€	TL	€
Elektrot Tüketimi	0,486 TL/m^3	0,11 €/m^3	0,656 TL/m^3	0,149 €/m^3
Enerji Tüketimi	0,057 TL/m^3	0,013 €/m^3	0,114 TL/m^3	0,026 €/m^3
Toplam Maliyet	0,543 TL/m^3	0,123 €/m^3	0,77 TL/m^3	0,175 €/m^3

Sızıntı suyunun bEMBR ile arıtılmasında Periyot I'de 22 günlük toplam maliyet 0,123 €/m^3 (0,105 $/$m^3$) olarak belirlenmiştir. Periyot II'de ise 25 günlük toplam maliyet 0,175 €/m^3 (0,148 $/$m^3$) olmuştur. Literatürde arıtılmış su başına toplam işletme maliyetleri 0,480 and 6,320 $/$m^3$ arasında değişmektedir [160], [229], [230]. Bu çalışmada toplam maliyet oldukça düşük bulunmuştur. Ayrıca Periyot I ve Periyot II'de bMBR'ye göre giderilen ortalama KOİ miktarı hesaplanmıştır. Periyot I'de bEMBR ve bMBR ortalama KOİ giderimi sırasıyla yaklaşık 6.620 mg/L ve 6.775 mg/L olarak elde edilmiştir. Bunun için toplam maliyet 0,123 €/m^3 olarak hesaplanmıştır. Periyot II'de ise arttırılan akım KOİ giderimine büyük katkı sağlamış ve bEMBR ve bMBR'de sırasıyla ortalama KOİ değerleri yaklaşık 7.900 mg/L ve 12.000 mg/L olarak tespit edilmiştir. Yaklaşık 4.000 mg/L'lik KOİ giderimi için toplam maliyet 0,175 €/m^3 olarak belirlenmiştir (Şekil 5.39). Elde edilen bu değerlere göre ekonomik açıdan bEMBR sistemi ile önemli oranda KOİ giderimi sağlanmıştır.



Şekil 5.39 Periyot I ve Periyot II'de giderilen ortalama KOİ

Sızıntı suyunun etkili ve ekonomik arıtımı çoğu araştırmacılar için konu olmuştur. Di Laconi vd. [231] yapmış oldukları çalışmada orta yaşlı sızıntı suyunun arıtıldıktan sonra kanalizasyon sistemine deşarj edilmesi için ozonlama ile geliştirilmiş ardışık kesikli

biyofiltre granüler reaktör ile arıtım gerçekleştirmişlerdir. Sonuç olarak % 15 daha az maliyet (0,7 €/m^3) ile 1.000 mg/L daha düşük çıkış KOİ'si elde etmişlerdir. Siva vd. [232] yapmış oldukları çalışmada SBR ile sızıntı suyu arıtımında çıkış KOİ değeri 1.000 mg/L'den düşük olması için 11,5 ve 150 mg/L olması için 14,7 €/m^3 gerekmektedir. Buna göre yaklaşık 850 mg/L KOİ giderimi için 3,2 €/m^3 ek maliyet gerekmektedir. Literatürdeki diğer çalışmalarla kıyaslandığında yapılan bu çalışmada bEMBR sistemi ile sızıntı suyunun arıtımı bMBR'e göre tek proseste yüksek KOİ giderimi elde edilmiş ve ek maliyeti düşük bulunmuştur. Bunun dışında bEMBR işletme parametrelerinin de daha detaylı değerlendirmesi yapılarak maliyet ile ilgili bir değerlendirme yapılması daha sağlıklı olacaktır.

5.4.5 Deşarj Standartları ile Karşılaştırma

Sızıntı suyu arıtıldıktan sonra çıkış suyu karakterine bağlı olarak ya atıksu kanalizasyon sistemine ya da alıcı ortama deşarj edilmektedir. Çizelge 5.8'de bEMBR çıkış suyu özellikleri, İSKİ Kanalı Standartları ve SKKY'de Tablo 1'deki Deşarj Standartları ile karşılaştırılmıştır (Çizelge 5.9). pH, sıcaklık, KOİ ve TP parametreleri Periyot II için elde edilen sonuçların aralığı verilmiştir.

KOİ dışında tüm parametreler her iki deşarj standartlarına uygun ve bu değerlerin oldukça altında olduğu tespit edilmiştir. KOİ'deki bu dalgalanma sistem işletme ve ortam koşullarından kaynaklanmaktadır. bEMBR ve bMBR sistemlerinin ortalama KOİ değerleri yaklaşık 7.900 mg/L ve 12000 mg/L tespit edilmiştir. Elektrik alanının uygulanmasıyla yaklaşık 4000 mg/L daha fazla KOİ giderimi sağlanmıştır. Buna rağmen bEMBR çıkış suyu KOİ konsantrasyonu İSKİ (max. 1.000 mg/L) ve SKKY (max. 4.000 mg/L) deşarj standartlarını sağlamamaktadır. Bu nedenle bEMBR çıkış suyunun KOİ değerini azaltmak için ek bir işlem uygulanması gerekmektedir. Bu işlemler; adsorpsiyon, membran filtrasyon veya koagülasyon gibi fiziko-kimyasal yöntemler olabilir. Ancak bEMBR sisteminin işletme şartları daha iyi olursa ek prosese gerek kalmadan tek bir sistemde arıtılabileceği yapılan bu çalışma ile görülmüştür.

Çizelge 5.9 bEMBR ve bMBR çıkış suyunun deşarj standarları ile karşılaştırılması

Parametre	**İSKİ Kanalı Standartları**	**SKKY**	**$bEMBR_{çıkış}$**	**$bMBR_{çıkış}$**
Sıcaklık (˚C)	50	40	21-30	21-30
pH	6 - 12	6,5-10	8-9	8-9
AKM (mg/L)*	500	500	-	-
Yağ ve gres (mg/L)*	150	50	<0,1	<0,1
KOİ (mg/L)	1.000	4.000	7900	12000
Fenol (mg/L)*	10	20	<0,1	<0,1
TP (mg/L)	-	-	<0,1	<0,1
As (mg/L)*	3	3	<0,1	<0,1
CN^-(mg/L)	10	10	-	-
Pb (mg/L)*	3	3	<0,1	<0,1
Cd (mg/L)*	2	2	<0,1	<0,1
Cr (mg/L)*	5	5	0,19	0,41
Hg (mg/L)*	0.2	0,2	<0,1	<0,1
Cu (mg/L)*	5	2	<0,1	<0,1
Ni (mg/L)*	5	5	<0,1	<0,1
Zn (mg/L)*	10	10	<0,1	<0,1
Cl^- (mg/L)*	15000	10000	2500	3200
*: Periyot II'de 36. gün analizlemiştir.				

BÖLÜM 6

SONUÇ VE ÖNERİLER

6.1 Sonuçlar

Yapılan bu çalışmada, sızıntı sularının yeni bir sistem olan batık elektro-membran biyoreaktör (bEMBR) ile arıtımının performansı araştırılmıştır. bEMBR ve konvansiyonel batık membran biyoreaktör (bMBR) sistemi olmak üzere iki reaktör dizayn edilmiş ve laboratuvar ölçekli otomasyonlu bir sistem kurulmuştur. Çalışma başında İSTAÇ A.Ş.'den sızıntı suyu temin edilmiş ve çalışmanın ilk basamağı olan karakterizasyon çalışması gerçekleştirilmiştir. bEMBR sisteminde en uygun elektrokinetik şartları belirlemek amacıyla ön çalışmalar yapılmıştır. Yapılan ön çalışmalar sonucunda, 24 mA/cm^2 akım yoğunluğu ve 15 dakika maruziyet süresi en uygun elektrokinetik şartlar olarak belirlenmiştir. Literatür ve farklı deneysel çalışmalarla birlikte bEMBR sisteminin işletme modu belirlenmiştir. Bu çalışmalarla eş zamanlı olarak, bMBR sistemi de işletmeye alınmış ve işletme koşulları belirlenmiştir. Kararlı şart halleri belirlendikten sonra (HRT:5 gün, SRT:10 gün, OLR: 1-1,5 L/g, F/M: 0,5-1 kgBOD/kg.MLSS.gün), bMBR sistemi ikiye bölünmüş, bEMBR ve bMBR sistemleri oluşturulmuştur. 15 gün reaktörler konvansiyonel bMBR olarak çalıştırılmış, sistem karakterinde herhangi bir değişim olmamıştır. bEMBR sistemine farklı boşluk oranlarına sahip elektrotlar yerleştirilmiş ve sızıntı suyunun bEMBR sistemi ile arıtımı değerlendirilmiştir.

bEMBR ve bMBR çalışmalarının sonuçları aşağıda özetlenmiştir:

- Sızıntı sularının yeni bir sistem olan bEMBR sistemi ve bMBR ile arıtımı iki ayrı Periyotta (Periyot I: 24 mA/cm^2 akım yoğunluğunda günde 3 dakika, Periyot II: 24 mA/cm^2 akım yoğunluğunda günde 6 (3+3) dakika) ortama akım verilmiştir.

- bEMBR ve bMBR'de pH, sıcaklık ve iletkenlik izlenmiştir. Reaktör pH'larında önemli bir farklılık görülmemiş, bEMBR ve bMBR pH'ları 8-9 arasında değişmiştir. bEMBR sıcaklığı, ortama verilen akım sayesinde bMBR'e göre 1-2 ^{0}C'lik artış göstermiştir. Ancak, bEMBR iletkenliği elektrokoagülasyondan (EC) kaynaklı olarak konvansiyonel sistemden daha düşük bulunmuştur.
- Sızıntı suyunun bEMBR ile arıtımı sonucunda bMBR'ye göre, Periyot I sonunda %3-7, Periyot II sonunda ise %6-15 daha fazla KOİ giderimi sağlandığı görülmüştür. TOK gideriminde de benzer sonuçlar elde edilmiştir.
- bEMBR ve bMBR'de 50 günlük işletme sonucunda ortalama NH_3-N ve TN giderimi, sırasıyla %85, %79 ve %83, %79 olmuştur. bEMBR ve bMBR çıkışında TP konsantrasyonlarının büyük çoğunluğu <0,1 mg/L'den düşük olduğu belirlenmiş ve %90-99 giderim verimi elde edilmiştir.
- bEMBR ve bMBR'de MLSS değeri 18000-20000 mg/L olarak tespit edilmiştir. bMBR'de köpürmeler sebebiyle zaman zaman çamur kaybı olmuş MLSS azalmıştır. Bu nedenle çamur bekletme süresi (SRT) stabil tutulamamıştır. bEMBR'de ise çamurda köpük oluşumu gözlense de SRT değişmemiştir.
- bEMBR ve bMBR'de çözünmüş oksijen (ÇO) 3-5 mg/L arasında tutulmuştur. ÇO elektrik akımı verildikten sonra ölçülmüştür. DC elektrik akımının mikrobiyal aktiviteye etkisini ortaya koyabilmek için oksijen alım hızı izlenmiş ve besleme ve elektrik akımının ÇO'yu azalttığı görülmüştür.
- Aktif çamura uygulanan elektrik akımı renk giderimine katkı sağlamıştır. bEMBR ve bMBR'de Periyot I'de 11. gün sırasıyla %92 ve 88, Periyot II'de ise 40. gün %94 ve 83 giderim verimi elde edilmiştir.
- bEMBR'de metallerin giderimi bMBR'ye göre daha yüksek bulunmuştur. bEMBR ve bMBR'de Ca, Na, K ve Mg giderim verimleri sırasıyla % 99, 55, 49,71 ve % 99, 31, 36, 49'dur. Ayrıca, bEMBR ve bMBR'de Cd, Cu, Pb, Zn konsantrasyonları <0,1 mg/L'den düşük bulunmuştur. Cr gideriminde ise bEMBR ve bMBR'de sırasıyla %85, %67 verim elde edilmiştir.
- bEMBR ve bMBR, EPS sonuçları arasında fark gözlenmemiştir. Periyot I'de 7. gün bEMBR ve bMBR'nin EPSc değerleri sırasıyla 40 ve 43 mg/gMLSS olmuştur. bEMBR'de 20. ve 40. günde EPSc değerleri eşit (35 mg/gMLSS) bulunmuş, 50. gün

ise 44 mg/gMLSS'e yükselmiştir. Ancak bMBR'de 20. gün EPSc değeri iki katına çıkmış (96 mg/gMLSS), 40. ve 50. günlerde ise bEMBR ve bMBR'de sırasıyla 44 ve 34 mg/gMLSS olmuştur. Bu çalışmada iki reaktörden elde edilen bEMBR ve bMBR EPS değerleri (EPSc ve EPS) 35-115 mg/gMLSS aralığında ölçülmüş ve literatürle oldukça uyumlu olduğu görülmüştür. SMP, sınırlı EPS'ye göre her iki reaktörde de yüksek bulunmuştur. 40 ve 50. günlerde bEMBR ve bMBR SMPp çıkış değerleri sırasıyla 265mg/L; 378 mg/L ve 358mg/L; 613 mg/L olmuştur. Buna göre, bEMBR'de SMPp değeri daha düşüktür.

- bEMBR ve bMBR sisteminde aktif çamur özelliklerini belirlemek amacıyla reaktörlerden alınan çamur numunelerine CST, partikül boyutu ve zeta potansiyeli analizleri gerçekleştirilmiştir. bEMBR ve bMBR'de CST değerleri 221,2-1100 sn aralığında değişmektedir. 30. ve 40. günlerde, bEMBR'nin CST değerlerinin (sırasıyla 595 ve 480 sn) bMBR'ye (sırasıyla 1100s n ve 930 sn) göre daha düşük olduğu gözlenmiştir. Periyot II'de artan elektrik alanı ile pin point flok yapısında aktif çamurun filtre edilebilirliğinin arttığı belirlenmiştir. Partikül boyutu Periyot I'in ilk günlerinde artmış sonraki günlerde ve Periyot II'de hem bEMBR'de hem de bMBR'de partikül boyutu değerlerinde azalma meydana gelmiştir. İşletme boyunca her iki reaktörün zeta potansiyeli değerleri birbirine yakın ve -50 mV ila -10 mV arasında değişiklik göstermiştir.
- bEMBR ve bMBR'de kritik akı 10 L/m^2.saat (LMH) olarak belirlenmiştir. bEMBR ve bMBR sistemlerinin uzun HRT değerleri sebebiyle 1 LMH akıda reaktörler işletilmiştir. Akının 0,60 LMH'a düşmesi halinde de membranlar kimyasal olarak yıkanmıştır. Periyot I çalışmalarında bEMBR ve bMBR'nin TMP değerleri benzer özelliklerdedir. Fakat, Periyot II çalışmalarında elektrik akımının arttırılması membran permeabilitesi üzerinde önemli bir gelişme kaydetmiştir. Konvansiyonel bMBR ile karşılaştırıldığında bEMBR'de membran tıkanması daha geç gerçekleşmiştir. Sonuç olarak elektrik akımının arttırılması ile bEMBR'de membran tıkanması bMBR'ye göre önemli derecede azalmıştır. Ayrıca işletme sonunda bEMBR ve bMBR'ler reaktör dışına alındığında bEMBR'de membranın katot içerisinde bulunması sebebiyle biyofilm daha az oluşmuştur.

- bEMBR ve bMBR membranlarının FTIR analizi yapılmıştır. bMBR membranında, 2313, 2102, 1817, 1706, 1556, 1396, 1239, 1083, 865, 712 cm-1 FTIR spektrumları gözlenmiştir. bEMBR membranında ise, 2323, 2102, 1704, 1556, 1395, 1236, 1083, 857, 710 cm^{-1} FTIR spektrumları gözlenmiştir.
- İşletme süresince elektrotlarda pasivasyon veya presipitasyon meydana gelmiştir. Ayrıca, Al elektrotun çözünmesiyle Al iyonları aktif çamura dağılmış ve atık çamurda Al artışına neden olmuştur.
- Sızıntı suyunun bEMBR ile arıtılmasında Periyot I'de 22 günlük toplam maliyet 0,123 €/m^3 (0,105 $/$m^3$) olmuştur. Periyot II'de ise 25 günlük toplam maliyet 0,175 €/m^3 (0,148 $/$m^3$) olmuştur. Periyot II'de bEMBR ve bMBR'ye göre yaklaşık 4000 mg/L'lik daha fazla KOİ giderimi elde edilmiş ve bunun için toplam maliyet 0,175 €/m^3 olmuştur.
- bEMBR ve bMBR çıkış suyu, İSKİ ve SKKY'deki Deşarj Standartları ile karşılaştırılmıştır. ve KOİ dışında tüm parametreler, her iki deşarj standartlarına uygun ve bu değerlerden oldukça düşük bulunmuştur. bEMBR, bMBR'ye göre daha fazla KOİ giderimi sağlanmış olsa da deşarj standartlarını sağlamamıştır. Ancak, bEMBR'nin daha iyi şartlarda çalıştırılması halinde tek bir sistemde deşarj standartlarını sağlayabileceği görülmüştür.

Yapılan tüm deneysel çalışmalar değerlendirildiğinde, yeni bir sistem olan bEMBR ile sızıntı sularının arıtılabilirliği belirlenmiştir. Çalışmada kullanılan organik içeriği yüksek sızıntı suyu sebebiyle sistemde olumsuzluklar ile karşılaşılmış buna rağmen konvansiyel bMBR'ye göre bEMBR daha iyi performans sergilemiştir. bEMBR'de uygulanan elektrik akımı, aktif çamur özelliklerini beklenen ve hedeflenen seviyede geliştirmemiştir. Ancak negatif bir etkisi de gözlenmemiştir. bEMBR sistemini etkileyen faktörlerin minimize edilmesiyle sızıntı suyunun bEMBR ile arıtımının diğer arıtma sistemlerine göre daha iyi olacağı öngörülmektedir.

6.2 Öneriler

Yapılan bu çalışmada, genç sızıntı sularının bEMBR sistemi ile arıtılması değerlendirilmiştir. Gelecekteki yapılacak çalışmalara yol göstermesi açısından aşağıda bazı hususlar verilmiştir.

- Laboratuvar ya da pilot ölçekli çalışmalarda kullanılan teçhizat, yazılım ve otomasyon sistemi arıtılacak atıksuyun karakterine uygun olmalı ve buna göre dizayn edilmelidir.
- Bu çalışmada, genç sızıntı suyu (KOİ≈60000 mg/L) kullanılmıştır. Farklı karakterdeki sızıntı suları ile bEMBR çalışmaları yapılarak bEMBR sisteminin etkinliği araştırılmalıdır.
- bEMBR'de genç sızıntı sularının arıtımı organik içeriğin yüksek olmasından dolayı zor olmuştur. bEMBR öncesinde, anoksik tank veya ön arıtma proseslerinden birisi eklenmesiyle, bEMBR daha kısa HRT'lerde işletilerek daha fazla su arıtımı sağlanabilir. Böylece, bEMBR çıkışı da tüm deşarj standartlarını sağlayabilir.
- Sızıntı suyunun bEMBR ve bMBR ile arıtımı çalışmalarında zaman zaman reaktör pH'sının düşmesi akabinde verim düşüşü gözlenmiş olup bunun sebebinin reaktör tabanındaki birikintiler olduğu düşünülmektedir. Literatür çalışmalarında, aktif çamur sistemlerinde ağır metal birikmesinin mikrobiyal faunaya etki ettiği belirtilmektedir. Dolayısıyla bEMBR ve bMBR'deki verim düşüşünün birikintide bulunan ağır metallerden kaynaklanıp kaynaklanmadığı araştırılmalıdır.
- bEMBR ve bMBR'de mikrobiyal tür tayini yapılarak elektrik akımının bakteriler üzerine etkisi araştırılmalıdır.
- bEMBR'de katottaki polarizasyon nedeniyle membrana su iletilmesi güçleşmiş ve TMP değerinin artmasına neden olmuştur. Bu nedenle daha kalın ve boşluk oranı yüksek elektrotların kullanılabilirliği araştırılmalıdır.
- Bu çalışmada kullanılan laboratuvar ölçekli sistem deşarj standartları ve maliyet açısından başarılı performans göstermiştir. Ancak atıksu arıtmada yeni bir sistemin başarılı olmasında en önemli faktör maliyet analizidir. Bu yüzden pilot ölçekli bir çalışmada elektrot maliyetinin yanında diğer maliyetlerde irdelenerek kapsamlı bir çalışma ile sızıntı suyunun bEMBR ile arıtımının uygulanabilirliği değerlendirilmelidir.

KAYNAKLAR

[1] Renou, S., Givaudan, J., Poulain, S., Dirassouyan, F. and Moulin, P., (2008). "Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity", Journal of Hazardous Materials, 150: 468-493.

[2] Kulikowska, D., Klimiuk, E., (2008.). "The Effect of Landfill Age on Municipal Leachate Composition", Bioresource. Technol., 99 (13): 5981-5985.

[3] Tatsi, A. A., Zouboulis, A.I., (2002). "A Field İnvestigation of The Quantity and Quality of Leachate from a Municipal Solid Waste Landfill in a Mediterranean Climate (Thessaloniki, Greece) ", Adv. Environ. Res., 6 (3): 207-219.

[4] Kurniawan, T. A., Lo, W. H., Chan, G. Y. S., (2006). "Physico-chemical Treatments for Removal of Recalcitrant Contaminants from Landfill Leachate", J. Hazard. Mater, 129 (121-123): 180-100.

[5] El-Fadel, M., Findikakis, A., Leckie, J., (1997). "Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling", J. Environ. Manage., 50 (51): 51-25.

[6] Çeçen, F., Çakiroglu, D., (2001). "Impact of Landfill Leachate on The Co-Treatment of Domestic Wastewater", Biotechnol. Lett., 23 (10): 821-826.

[7] Liu, Z., Wu, W., Shi, P., Guo, J. and Cheng, J., (2015). "Characterization of Dissolved Organic Matter in Landfill Leachate during The Combined Treatment Process of Air Stripping, Fenton, SBR and Coagulation", Waste Management, 41: 111-118.

[8] Sutherland, K., (2010). "The Rise of Membrane Bioreactors", Filtr. Separat, 47 (45): 14-16.

[9] Bilad, M. R., Declerck, P., Piasecka, A., Vanysacker, L., Yan, X., Vankelecom, I. F. J. (2011). "Treatment of Molasses Wastewater in a Membrane Bioreactor: İnfluence of Membrane Pore Size", Sep. Purif. Technol, 78 (72): 105-112.

[10] Alvarez-Vazquez, H., Jefferson, B. and Judd, S.J., (2004). "Membrane Bioreactors vs Conventional Biological Treatment of Landfill Leachate: A Brief Review", Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 79: 1043-1049.

[11] Jakopovic´, H.K., Matošic´, M., Muftic´, M., C˘urlin, M., Mijatovic´, I., (2008). "Treatment of Landfill Leachate by Ozonation, Ultrafiltration, Nanofiltration and Membrane Bioreactor", Fresen. Environ. Bull., 17 (16): 687-695.

[12] Chen, S., Liu, J., (2006). " Landfill Leachate Treatment by MBR: Performance and Molecular Weight Distribution of Organic Contaminant", Chin. Sci. Bull., 51 (23): 2831-2838.

[13] Puszczało, E., Bohdziewicz, J., S´wierczyn´ ska, A., (2010). "The İnfluence of Percentage Share of Municipal Landfil Leachates in a Mixture with Synthetic Wastewater on The Effectiveness of a Treatment Process with Use of Membrane Bioreactor", Desalin. Water Treat., 14 (11-13): 16-20.

[14] Aloui, F., Fki, F., Loukil, S., Sayadi, S., (2009). "Application of Combined Membrane Biological Reactor and Electro-Oxidation Processes for The Treatment of Landfill Leachates", Water Sci. Technol., 60 (63): 605-614.

[15] Kimura, K., Yamato, N., Yamamura, H. and Watanabe, Y., (2005). "Membrane Fouling in Pilot-Scale Membrane Bioreactors (MBRs) Treating Municipal Wastewater", Environ. Sci. Technol., 39: 6293-6299.

[16] Naddeo, V., Belgiorno, V., Borea, L., Secondes, M. F. N. and Ballesteros, F. Jr., (2015a)."Control of Fouling Formation in Membrane Ultrafiltration by Ultra Sound Irradiation", Environ.Technol., 36: 1299-1307.

[17] Naddeo, V., Borea, L. and Belgiorno, V., (2015b). "Sono Chemical Control of Fouling Formation in Membrane Ultrafiltration of Wastewater: Effect of Ultrasonic Frequency", J. Water Process Eng., 8: e92-e97.

[18] Wei, C. H., Huang, X., Ben Aim, R., Yamamoto, K. and Amy, G., (2011). "Critical Flux and Chemical Cleaning-in-Place during The Long-Term Operation of a Pilot-Scale Submerged Membrane Bioreactor for Municipal Wastewater Treatment", Water Research, 45: 863-871.

[19] Zhang, K., Wei, P., Yao, M., Field, R.W. and Cui, Z., (2011). "Effect of The Bubbling Regimes on The Performance and Energy Cost of Flat Sheet MBRs", Desalination, 283: 221-226.

[20] Shi, X., Tal, G., Hankins, N.P. and Gitis, V., (2014). "Fouling and Cleaning of Ultrafiltration Membranes: A Review", Journal of Water Process Engineering, 1: 121-138.

[21] Bani-Melhem, K. and Elektorowicz, M., (2010). "Development of a Novel Submerged Membrane Electro-Bioreactor (SMEBR): Performance for Fouling Reduction", Environmental Science & Technology, 44: 3298-3304.

[22] Bani-Melhem, K. and Elektorowicz, M., (2011). "Performance of The Submerged Membrane Electro-Bioreactor (SMEBR) with Iron Electrodes for Wastewater Treatment and Fouling Reduction", Journal of Membrane Science, 379: 434-439.

[23] Chen, J.-P. Yang, C.-Z. Zhou, J.-H. and Wang, X.-Y., (2007). "Study of The Influence of The Electric Field on Membrane Flux of a New Type of Membrane Bioreactor", Chemical Engineering Journal, 128: 177-180.

[24] Akamatsu, K. Lu, W. Sugawara, T. and Nakao, S.-i., (2010). "Development of A Novel Fouling Suppression System in Membrane Bioreactors Using an Intermittent Electric Field", Water Research, 44: 825-830.

[25] Liu, L. Liu, J. Gao, B. and Yang, F., (2012). "Minute Electric Field Reduced Membrane Fouling and Improved Performance of Membrane Bioreactor", Separation and Purification Technology, 86: 106-112.

[26] Hosseinzadeh, M., Bidhendi, G.N., Torabian, A., Mehrdadi, N. and Pourabdullah, M., (2015). "A New Flat Sheet Membrane Bioreactor Hybrid System for Advanced Treatment of Effluent, Reverse Osmosis Pretreatment and Fouling Mitigation", Bioresource Technology, 192: 177-184.

[27] Suganthi, V., Mahalakshmi, M. and Balasubramanian, N., (2013). "Development of Hybrid Membrane Bioreactor for Tannery Effluent Treatment", Desalination, 309: 231-236.

[28] Hasan, S., (2012). "Design and Performance of a Pilot Submerged Membrane Electro-Bioreactor (SMEBR) for Wastewater Treatment", Phd Thesis, Concordia University, Faculty of Engineering and Computer Science, Canada.

[29] Hasan, S.W., Elektorowicz, M. and Oleszkiewicz, J.A., (2014). "Start-up Period Investigation of Pilot-Scale Submerged Membrane Electro-Bioreactor (SMEBR) Treating Raw Municipal Wastewater", Chemosphere, 97: 71-77.

[30] https://thetrashblog.com/2013/05/25/landfill-liner-lowdown/, 27 Eylül 2017.

[31] Ebin, G.C., (2004). "Katı Atık Depo Sahalarının Rehabilitasyonu, Yüksek Lisans Tezi, YTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

[32] Heyer, K., Erdin, E., ve Tokgöz, S., (1999). "Deponi Sızıntı Sularının Arıtma Teknikleri ve Örnek tesisler", III. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, İzmir.

[33] Yuen, S., Wang, Q., Styles, J. and McMahon, T., (1997). "The Role of Water in Landfills: A Full-Scale Hydrological Study", Magnesium, 1000: 1500.

[34] Nastev, M., (1998). Modeling Landfill Gas Generation and Migration in Sanitary Landfills and Geological Formations, Ph.D. Thesis, Université Laval, Canada.

[35] Bilgili, M.S., (2006). Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Atıkların Aerobik ve Anaerobik Ayrışması Üzerine Sızıntı Suyu Geri Devrinin Etkileri, Doktora Tezi, YTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

[36] Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H.J. and Heron, G., (2001). "Biogeochemistry of Landfill Leachate Plumes", Applied Geochemistry, 16: 659-718.

[37] Yıldız, Ş., (2005). Sızıntı Suyu Yonetimi, Seminer, Yıldız Teknik Üniversitesi, İstanbul.

[38] Keser, S., (2008). Katı Atık Düzenli Depolama Sahalarında Oluşan Çöp Sızıntı Suları ve Arıtılması Üzerine İncelemeler, Yüksek Lisans Tezi, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.

[39] Lisk, D.J., (1991). "Environmental Effects of Landfills", Science of The Total Environment, 100: 415-468.

[40] Sızıntı Suyu Yönetimi İhtisas Komisyonu Taslak Çalışma Raporu, https://www.csb.gov.tr/db/cygm/editordosya/sizintisuyuyontaslak.pdf, 10 Ağustos 2010.

[41] Kurt, U., (2000). Sızıntı Sularının Demir Katalizli Hidrojenperoksit Oksidasyonu ile Arıtılabilirliğinin Araştırılması, Yüksek Lisans Te, YTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

[42] Balahorli, V., (2011). Düzenli Depolama Sahalarında Oluşan Sızıntı Sularının Membran Biyoreaktör ve Nanofiltrasyon Teknolojisi ile Arıtımı, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

[43] İlhan, F., (2006). Sızıntı Sularının Elektrokoagülasyon Yöntemiyle Arıtılması, Yüksek Lisans Tezi, YTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

[44] Yıldız, Ş., (2000). Katı Atık Düzenli Depolama Sahalarında Olusan Çöp Sızıntı Suları ve Arıtılması, Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Gebze.

[45] Demir A., (1997). "Sızıntı Suyu Arıtım Yöntemleri ve Kömürcüoda Katı Atık Depo Sahası Anaerobik Arıtma Deney Çalışması", Türkiye'de Çevre Kirlenmesi Öncelikleri Sempozyumu, 22-23 Mayıs 1997, Kocaeli.

[46] Tekin U.F., (2000). İzaydaş Deponi Alanlarında Oluşan Sızıntı Sularının İncelenmesi ve arıtımı, GYTE-MFBE, Kocaeli

[47] Akbaş İ., (2006). "Membran Teknolojisi ile Tekstil Atıksuyunun Geri Kazanımı", İTÜ 10. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, 7-9 Haziran 2006, İstanbul.

[48] Judd S., (2001). A Review of Fouling of Membrane Bioreactors in Sewage Treatment, School of Water Sciences, Cranfield University, UK.

[49] Judd, S., (2006). The MBR BOOK Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment, Elsevier, ABD.

[50] Ortiz, M., Raluy, R. G., Serra, L., Uche, J., (2007). "Life Cycle Assessment of Water Treatment Technologies: Wastewater and Water-Reuse in a Small Town.", Desalination, 204: 121-131.

[51] Yiğit, N.Ö., (2007). Membran Biyoreaktörü ile (MBR) Evsel Atıksu Arıtımı", Doktora Tezi, SDÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Isparta.

[52] Stephenson, T., Brindle, K., Judd, S. and Jefferson, B., (2000). "Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment", IWA Publishing, UK.

[53] Chang, I.-S., Bag, S.-O. and Lee, C.-H., (2001). "Effects of Membrane Fouling on Solute Rejection during Membrane Filtration of Activated Sludge", Process Biochemistry, 36: 855-860.

[54] Cho, B. and Fane, A., (2002). "Fouling Transients in Nominally Sub-Critical Flux Operation of a Membrane Bioreactor", Journal of Membrane Science, 209: 391-403.

[55] Hong, S., Bae, T., Tak, T., Hong, S. and Randall, A., (2002). "Fouling Control in Activated Sludge Submerged Hollow Fiber Membrane Bioreactors", Desalination, 143: 219-228.

[56] Le-Clech, P., Chen, V. and Fane, T. A., (2006). "Fouling in Membrane Bioreactors Used in Wastewater Treatment", Journal of Membrane Science, 284: 17-53.

[57] Yang, W., Cicek, N. and Ilg, J., (2006). "State-of-the-art of Membrane Bioreactors: Worldwide Research and Commercial Applications in North America", Journal of Membrane Science, 270: 201-211.

[58] Yun, M.-A., Yeon, K.-M., Park, J.-S., Lee, C.-H., Chun, J. and Lim, D. J., (2006). "Characterization of Biofilm Structure and its Effect on Membrane Permeability in MBR for Dye Wastewater Treatment", Water Research, 40: 45-52.

[59] Choo, K.-H. and Lee, C.-H., (1996). "Effect of Anaerobic Digestion Broth Composition on Membrane Permeability", Water Science and Technology, 34: 173-179.

[60] Cicek, N., Dionysiou, D., Suidan, M., Ginestet, P., and Audic, J., (1999). "Performance Deterioration and Structural Changes of a Ceramic Membrane Bioreactor due to Inorganic Abrasion", Journal of Membrane Science, 163: 19-28.

[61] Yoon, S., Kang, I. and Lee, C., (1999). "Fouling of Inorganic Membrane and Flux Enhancement in Membrane-Coupled Anaerobic Bioreactor", Separation Science and Technology, 34: 709-724.

[62] Chua, H., Arnot, T. and Howell, J., (2002). "Controlling Fouling in Membrane Bioreactors Operated with a Variable Throughput", Desalination, 149: 225-229.

[63] Chang, I.-S., Le Clech, P., Jefferson, B. and Judd, S., (2002). "Membrane Fouling in Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment", Journal of Environmental Engineering, 128: 1018-1029.

[64] Judd S., (2002a). "The Development of The Membrane Bioreactor Technology for Sewage Treatment in The UK", School of Water Sciences, Cranfield University, UK.

[65] Germain, E., Stephenson, T. and Pearce, P., (2005). "Biomass Characteristics and Membrane Aeration: Toward a Better Understanding of Membrane Fouling in Submerged Membrane Bioreactors (MBRs)", Biotechnology and Bioengineering, 90: 316-322.

[66] Drews, A., Lee, C.-H. and Kraume, M., (2006). "Membrane Fouling a Review on The Role of EPS", Desalination, 200: 186-188.

[67] Bin, Z., Baosheng, S., Min, J., Taishi, G. and Zhenghong, G., (2008). "Extraction and Analysis of Extracellular Polymeric Substances in Membrane Fouling İn Submerged MBR", Desalination, 227: 286-294.

[68] Horan, N. and Eccles, C., (1986). "Purification and Characterization of Extracellular Polysaccharide from Activated Sludges", Water Research, 20: 1427-1432.

[69] Urbain, V., Block, J. and Manem, J., (1993). "Bioflocculation in Activated Sludge: an Analytic Approach", Water Research, 27: 829-838.

[70] Dignac, M.-F., Urbain, V., Rybacki, D., Bruchet, A., Snidaro, D. and Scribe, P., (1998). "Chemical Description of Extracellular Polymers: Implication in Activated Sludge Floc Structure", Water Science and Technology, 38: 45-53.

[71] Meng, F., Zhang, H., Yang, F., Zhang, S., Li, Y. and Zhang, X., (2006). "Identification of Activated Sludge Properties Affecting Membrane Fouling in Submerged Membrane Bioreactors", Separation and Purification Technology, 51: 95-103.

[72] Nagaoka, H., Yamanishi, S. and Miya, A., (1998). "Modeling of Biofouling by Extracellular Polymers in a Membrane Separation Activated Sludge System", Water Science and Technology, 38: 497-504.

[73] Barker, D.J. and Stuckey, D. C., (1999). "A Review of Soluble Microbial Products (SMP) in Wastewater Treatment Systems", Water Research, 33: 3063-3082.

[74] Liang, S., Liu, C. and Song, L., (2007). "Soluble Microbial Products in Membrane Bioreactor Operation: Behaviors, Characteristics and Fouling Potential", Water Research, 41: 95-101.

[75] Zhang, J., Chua, H. C., Zhou, J. and Fane, A., (2006). "Factors Affecting The Membrane Performance in Submerged Membrane Bioreactors", Journal of Membrane Science, 284: 54-66.

[76] Le-Clech, P., Jefferson, B. and Judd, S., (2003). "Impact of Aeration, Solids Concentration and Membrane Characteristics on The Hydraulic Performance of a Membrane Bioreactor", Journal of Membrane Science, 218: 117-129.

[77] Judd, S., (2010). "The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment", Elsevier, ABD.

[78] Wang, Z., Ma, J., Tang, C.Y., Kimura, K., Wang, Q. and Han, X., (2014). "Membrane Cleaning in Membrane Bioreactors: A Review", Journal of Membrane Science, 468: 276-307.

[79] Drews, A., (2010). "Membrane Fouling in Membrane Bioreactors—Characterisation, Contradictions, Cause and Cures", Journal of Membrane Science, 363: 1-28.

[80] Tsilogeorgis, J., Zouboulis, A., Samaras, P. and Zamboulis, D., (2008). "Application of a Membrane Sequencing Batch Reactor for Landfill Leachate Treatment", Desalination, 221: 483-493.

[81] Chiemchaisri, C., Chiemchaisri, W., Nindee, P., Chang, C. and Yamamoto, K., (2011). "Treatment Performance and Microbial Characteristics in Two-Stage Membrane Bioreactor Applied to Partially Stabilized Leachate", Water Science and Technology, 64: 1064-1072.

[82] Thanh, B.X., Dan, N.P. and Visvanathan, C., (2013). "Low Flux Submerged Membrane Bioreactor Treating High Strength Leachate from a Solid Waste Transfer Station", Bioresource technology, 141: 25-28.

[83] Rizkallah, M., El-Fadel, M., Saikaly, P.E., Ayoub, G.M., Darwiche, N. and Hashisho, J., (2013). "Hollow-Fiber Membrane Bioreactor for The Treatment of High-Strength Landfill Leachate", Waste Management & Research, 31: 1041-1051.

[84] Dong, Y., Wang, Z., Zhu, C., Wang, Q., Tang, J. and Wu, Z., (2014). "A Forward Osmosis Membrane System for The Post-Treatment of MBR-Treated Landfill Leachate", Journal of Membrane Science, 471: 192-200.

[85] Sa'dat Vahdani, M.R., Sajad Rahimi, Mohammad Ahmadian, (2015). "Treated Leachate Analysis of Tehran Using Membrane Bioreactor (MBR)", Der Pharma Chemica, 7: 189-195.

[86] Visvanathan, C., Choudhary, M., Montalbo, M. and Jegatheesan, V., (2007). "Landfill Leachate Treatment Using Thermophilic Membrane Bioreactor", Desalination, 204: 8-16.

[87] Brown, K., Ghoshdastidar, A.J., Hanmore, J., Frazee, J. and Tong, A. Z., (2013). "Membrane Bioreactor Technology: A Novel Approach to The Treatment of Compost Leachate", Waste Management, 33: 2188-2194.

[88] Sanguanpak, S., Chiemchaisri, C., Chiemchaisri, W. and Yamamoto, K., (2015). "Influence Of Operating pH on Biodegradation Performance and Fouling Propensity in Membrane Bioreactors for Landfill Leachate Treatment", International Biodeterioration & Biodegradation, 102: 64-72.

[89] Hashisho, J., El-Fadel, M., Al-Hindi, M., Salam, D. and Alameddine, I., (2016). "Hollow Fiber vs. Flat Sheet MBR for The Treatment of High Strength Stabilized Landfill Leachate", Waste Management, 55: 249-256.

[90] Canziani, R., Emondi, V., Garavaglia, M., Malpei, F., Pasinetti, E. and Buttiglieri, G., (2006). "Effect of Oxygen Concentration on Biological Nitrification and Microbial Kinetics in a Cross-Flow Membrane Bioreactor (MBR) and Moving-Bed Biofilm Reactor (MBBR) Treating Old Landfill Leachate", Journal of Membrane Science, 286: 202-212.

[91] El-Fadel, M. and Hashisho, J., (2014). "A Comparative Examination of MBR and SBR Performance for The Treatment of High-Strength Landfill Leachate", Journal of the Air & Waste Management Association, 64: 1073-1084.

[92] Boonnorat, J., Techkarnjanaruk, S., Honda, R. and Prachanurak, P., (2016). "Effects of Hydraulic Retention Time and Carbon to Nitrogen Ratio on Micro-Pollutant Biodegradation in Membrane Bioreactor for Leachate Treatment", Bioresource Technology, 219: 53-63.

[93] Bakar, N.F.A. and Ujang, Z., (2001). Membrane Bioreactor for Leachate Treatment, Faculty of Chemical Engineering, Universiti Teknologi MARA, Malaysia.

[94] Rajeshwar, K., Ibanez, J. and Swain, G., (1994). "Electrochemistry and The Environment", Journal of Applied Electrochemistry, 24: 1077-1091.

[95] Chen, G., (2004). "Electrochemical Technologies in Wastewater Treatment", Separation and Purification Technology, 38: 11-41.

[96] Chen, X., Chen, G. and Yue, P. L., (2000). "Separation of Pollutants from Restaurant Wastewater by Electrocoagulation", Separation and Purification Technology, 19: 65-76.

[97] Cossu, R., Polcaro, A. M., Lavagnolo, M. C., Mascia, M., Palmas, S. and Renoldi, F., (1998). "Electrochemical Treatment of Landfill Leachate: Oxidation at Ti/PbO_2 and Ti/SnO_2 Anodes", Environmental Science & Technology, 32: 3570-3573.

[98] Mollah, M.Y.A., Schennach, R., Parga, J.R. and Cocke, D.L., (2001). "Electrocoagulation (EC)—Science and Applications", Journal of Hazardous Materials, 84: 29-41.

[99] Larue, O., Vorobiev, E., Vu, C. and Durand, B., (2003). "Electrocoagulation and Coagulation by Iron of Latex Particles in Aqueous Suspensions", Separation and Purification Technology, 31: 177-192.

[100] Alinsafi, A., Khemis, M., Pons, M., Leclerc, J., Yaacoubi, A., Benhammou, A. and Nejmeddine, A., (2005). "Electro-coagulation of Reactive Textile Dyes and Textile Wastewater", Chemical Engineering and Processing: Process İntensification, 44: 461-470.

[101] İlhan, F., Kurt, U., Apaydin, Ö., Arslankaya, E. ve Gönüllü, M.T., (2007). "Elektrokimyasal Aritim ve Uygulamalari: Katı Atık Sızıntı Suyu Çalışması",29-31 Mayıs 2007, Türkay-2007, İstanbul.

[102] Li, X., Song, J., Guo, J., Wang, Z. and Feng, Q., (2011). "Landfill Leachate Treatment Using Electrocoagulation", Procedia Environmental Sciences, 10: 1159-1164.

[103] Ricordel, C. and Djelal, H., (2014). "Treatment of Landfill Leachate with High Proportion of Refractory Materials by Electrocoagulation: System Performances and Sludge Settling Characteristics", Journal of Environmental Chemical Engineering, 2: 1551-1557.

[104] Zhang, H., Wang, Z., Liu, C., Guo, Y., Shan, N., Meng, C. and Sun, L., (2014). "Removal of COD from Landfill Leachate by an Electro/Fe^{2+}/Peroxydisulfate Process", Chemical Engineering Journal, 250: 76-82.

[105] Elektorowicz, M., Bani-Melhem, K. and Oleszkiewicz, J., (2009). "Submerged Membrane Electro-Bioreactor-SMEBR", Patent No: US 8,147,700 B2, US.

[106] Wu, J. and Huang, X., (2008). "Effect of Dosing Polymeric Ferric Sulfate on Fouling Characteristics, Mixed Liquor Properties and Performance in a Long-term Running Membrane Bioreactor", Separation and Purification Technology, 63: 45-52.

[107] Ibeid, S., Elektorowicz, M. and Oleszkiewicz, J., (2013). "Modification of Activated Sludge Properties Caused by Application of Continuous and Intermittent Current", Water Research, 47: 903-910.

[108] Wei, V., Elektorowicz, M. and Oleszkiewicz, J., (2011). "Influence of Electric Current on Bacterial Viability in Wastewater Treatment", Water Research, 45: 5058-5062.

[109] Giwa, A. and Hasan, S.W., (2015). "Numerical Modeling of an Electrically Enhanced Membrane Bioreactor (MBER) Treating Medium-strength Wastewater", Journal of Environmental Management, 164: 1-9.

[110] Bani-Melhem, K.Q., (2008). Development of a Novel Submerged Membrane Electro-Bioreactor for Wastewater Treatment, PhD Thesis, Concordia University Faculty of Engineering and Computer Science, Canada.

[111] Hasan, S.W., Elektorowicz, M. and Oleszkiewicz, J.A., (2012). "Correlations Between Trans-Membrane Pressure (TMP) and Sludge Properties in Submerged Membrane Electro-Bioreactor (SMEBR) and Conventional Membrane Bioreactor (MBR)", Bioresource Technology, 120: 199-205.

[112] Elektorowicz, M., Arian, Z. and Ibeid, S., (2014). "Submerged Membrane Electro-Bioreactor for Water Recovery", Membranes and Membrane Processes in Environmental Protection, 119: 93-98.

[113] Taghipour, N., Mosaferi, M., Shakerkhatibi, M., Jaafarzadeh, N., Dehghanzadeh, R. and HosseinNia, H., (2017). "Optimized Coupling of a Submerged Membrane Electro-Bioreactor with Pre-Anaerobic Reactors Containing Anode Electrodes for Wastewater Treatment and Fouling Reduction", Journal of Water Reuse and Desalination, 7: 353-364.

[114] Giwa, A. and Hasan, S., (2015). "Theoretical İnvestigation of The Influence of Operating Conditions on The Treatment Performance of an Electrically-induced Membrane Bioreactor", Journal of Water Process Engineering, 6: 72-82.

[115] Ensano, B.M.B., Borea, L., Naddeo, V., Luna, M.D.G. and Belgiorno, V., (2017). "Control of Emerging Contaminants by The Combination of Electrochemical Processes and Membrane Bioreactors", Environmental Science and Pollution Research, 1-10.

[116] Feng Y, L.X., Song T, Yu Y, Qi J., (2017). "Stimulation Effect of Electric Current Density (ECD) on Microbial Community of a Three Dimensional Particle Electrode Coupled with Biological Aerated Filter Reactor (TDE-BAF).", Bioresour Technol., 243: 667-675.

[117] Wang, T., Zhao, H., Wang, H., Liu, B. and Li,C., (2016). "Research on Degradation Product and Reaction Kinetics of Membrane Electro-bioreactor (MEBR) with Catalytic Electrodes for High Concentration Phenol Wastewater Treatment", Chemosphere, 155: 94-99.

[118] Liu, L., Liu, J., Gao, B., Yang, F. and Chellam, S., (2012). "Fouling Reductions in a Membrane Bioreactor Using an Intermittent ELectric Field and Cathodic Membrane Modified by Vapor Phase Polymerized Pyrrole", Journal of Membrane Science, 394: 202-208.

[119] Zhang, J., Satti, A., Chen, X., Xiao, K., Sun, J., Yan, X., Liang, P., Zhang, X. and Huang, X., (2015). "Low-voltage Electric Field Applied into MBR for Fouling Suppression: Performance and Mechanisms", Chemical Engineering Journal, 273: 223-230.

[120] Akamatsu, K., Yoshida, Y., Suzaki, T., Sakai, Y., Nagamoto, H. and Nakao, S.-i., (2012). "Development of a Membrane–Carbon Cloth Assembly for Submerged Membrane Bioreactors to Apply an Intermittent Electric Field for Fouling Suppression", Separation and Purification Technology, 88: 202-207.

[121] Ibeid, S., Elektorowicz, M. and Oleszkiewicz, J.A., (2013). "Novel Electrokinetic Approach Reduces Membrane Fouling", Water Research, 47: 6358-6366.

[122] Jiang, B., Du, C., Shi, S., Tan, L., Li, M., Liu, J., Xue, L. and Ji, X., (2017). "Enhanced treatment Performance of Coking Wastewater and Reduced Membrane Fouling Using a Novel EMBR", Bioresource Technology, 229: 39-45.

[123] Li, N., Liu, L. and Yang, F., (2014). "Highly Conductive Graphene/PANi-Phytic acid Modified Cathodic Filter Membrane and its Antifouling Property in EMBR in Neutral Conditions", Desalination, 338: 10-16.

[124] Giwa, A., Daer, S., Ahmed, I., Marpu, P. and Hasan, S., (2016). "Experimental İnvestigation and Artificial Neural Networks ANNs Modeling of Electrically-Enhanced Membrane Bioreactor for Wastewater Treatment", Journal of Water Process Engineering, 11: 88-97.

[125] Ibeid, S., Elektorowicz, M. and Oleszkiewicz, J.A., (2015). "Electro-Conditioning of Activated Sludge in a Membrane Electro-Bioreactor for İmproved Dewatering and Reduced Membrane Fouling", Journal of Membrane Science, 494: 136-142.

[126] Giwa, A., Ahmed, I. and Hasan, S.W., (2015). "Enhanced Sludge Properties and Distribution Study of Sludge Components in Electrically-Enhanced Membrane Bioreactor", Journal of Environmental Management, 159: 78-85.

[127] Tafti, A.D., Mirzaii, S.M.S., Andalibi, M.R. and Vossoughi, M., (2015). "Optimized Coupling of an Intermittent DC Electric Field with a Membrane Bioreactor for Enhanced Effluent Quality and Hindered Membrane Fouling", Separation and Purification Technology, 152: 7-13.

[128] Zeyoudi, M., Altenaiji, E., Ozer, L.Y., Ahmed, I., Yousef, A.F. and Hasan, S.W., (2015). "Impact of Continuous and Intermittent Supply of Electric Field on The Function and Microbial Community of Wastewater Treatment Electro-Bioreactors", Electrochimica Acta, 181: 271-279.

[129] ISTAC_2016_Faaliyet Raporları, http://www.istac.istanbul/tr/kurumsal/faaliyet-raporlari, 25 Ekim 2017.

[130] Sanin, D.F., (2002). "Effect of Solution Physical Chemistry on The Rheological Properties of Activated Sludge", Water Sa, 28: 207-212.

[131] Lai, C.L. and Lin, S.H., (2003). "Electrocoagulation of Chemical Mechanical Polishing (CMP) Wastewater from Semiconductor Fabrication", Chemical Engineering Journal, 95: 205-211.

[132] Inan, H., Dimoglo, A., Şimşek, H. and Karpuzcu, M., (2004). "Olive Oil Mill Wastewater Treatment by Means of Electro-Coagulation", Separation and Purification Technology, 36: 23-31.

[133] Le Clech, P., Jefferson, B., Chang, I.S. and Judd, S.J., (2003). "Critical flux Determination by The Flux-Step Method in a Submerged Membrane Bioreactor", Journal of Membrane Science, 227: 81-93.

[134] Field, R., Wu, D., Howell, J. and Gupta, B., (1995). "Critical Flux Concept for Microfiltration Fouling", Journal of Membrane Science, 100: 259-272.

[135] Lopez, A., Pagano, M., Volpe, A. and Di Pinto, A.C., (2004). "Fenton's pre-Treatment of Mature Landfill Leachate", Chemosphere, 54: 1005-1010.

[136] Di Palma, L., Ferrantelli, P., Merli, C. and Petrucci, E., (2002). "Treatment of Industrial Landfill Leachate by Means of Evaporation and Reverse Osmosis", Waste Management, 22: 951-955.

[137] Lo, I.M.-C., (1996). "Characteristics and Treatment of Leachates from Domestic Landfills", Environment International, 22: 433-442.

[138] Sumanaweera, S., (2004). Advanced Oxidation Combined with a Membrane Bio-Reactor for Landfill Leachate Treatment, Master of Engineering Thesis, Asian Institute of Technology, School of Environment, Resources and Development, Thailand.

[139] Wang, B. and Shen, Y., (2000). "Performance of an Anaerobic Baffled Reactor (ABR) as a Hydrolysis-Acidogenesis Unit in Treating Landfill Leachate Mixed with Municipal Sewage", Water Science and Technology, 42: 115-121.

[140] Tatsi, A., Zouboulis, A., Matis, K. and Samaras, P., (2003). "Coagulation–Flocculation Pretreatment of Sanitary Landfill Leachates", Chemosphere, 53: 737-744.

[141] Ozturk, I., Altinbas, M., Koyuncu, I., Arikan, O., Gomec-Yangin, C., (2003). "Advanced Physico-Chemical Treatment Experiences on Young Municipal Landfill Leachates", Waste Management, 23: 441-446.

[142] Pirbazari, M., Ravindran, V., Badriyha, B.N. and Kim, S.-H., (1996). "Hybrid Membrane Filtration Process for Leachate Treatment", Water Research, 30: 2691-2706.

[143] Eddy, M., (1991). Inc., Wastewater Engineering:Treatment, Disposal and Reuse, McGraw-Hill, New York.

[144] Chen, Z., Wang, X., Yang, Y., Mirino Jr, M.W. and Yuan, Y., (2016). "Partial Nitrification and Denitrification of Mature Landfill Leachate Using a Pilot-Scale Continuous Activated Sludge Process at Low Dissolved Oxygen", Bioresource Technology, 218: 580-588.

[145] Zhang, G., Qin, L., Meng, Q., Fan, Z. and Wu, D., (2013)."Aerobic SMBR/Reverse Osmosis System Enhanced by Fenton Oxidation for Advanced Treatment of Old Municipal Landfill Leachate", Bioresource Technology, 142: 261-268.

[146] Horan, N., Bu'Ali, A. and Eccles, C., (1988). "Isolation, identification And Characterisation of Filamentous and Floc-Forming Bacteria from Activated Sludge Flocs", Environmental Technology, 9: 449-457.

[147] Gerardi, M.H., (2003). Settleability Problems and Loss of Solids in The Activated Sludge Process, A. John Wiley & Sons, Inc, Publication, United State of America.

[148] Seviour, R. and Nielsen, P.H., (2010). Microbial Ecology of Activated Sludge, IWA Publishing, UK.

[149] Mara, D. and Horan, N.J., (2003). Handbook of Water and Wastewater Microbiology", Academic Press, USA.

[150] Von Sperling, M., (2007). Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors, IWA Publishing, India.

[151] Wang, C.-T., Chou, W.-L., and Kuo, Y.-M., (2009). "Removal of COD from Laundry Wastewater by Electrocoagulation/Electroflotation", Journal of Hazardous Materials, 164: 81-86.

[152] Peddie, C.C., Mavinic, D.S. and Jenkins, C.J., (1990). "Use of ORP for Monitoring and Control of Aerobic Sludge Digestion", Journal of Environmental Engineering, 116: 461-471.

[153] Wareham, D.G., Mavinic, D.S. and Hall, K.J., (1994). "Sludge Digestion Using ORP-Regulated Aerobic-Anoxic Cycles", Water Research, 28: 373-384.

[154] Chang, C.H. and Hao, O.J., (1996). "Sequencing Batch Reactor System for Nutrient Removal: ORP and pH Profiles", Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 67: 27-38.

[155] Stumm, W., James J. M. and James I. D., (1996). "Aquatic Chemistry", Journal of Environmental Quality: 25.25 1162.

[156] Byl, T.D. and Williams, S.D., (2000). "Biodegradation of Chlorinated Ethenes at a Karst Site in Middle Tennessee", US Department of the Interior, US Geological Survey; Branch of Information Services [distributor].

[157] Kurt, U., Gonullu, M.T., Ilhan, F. and Varinca, K., (2008). "Treatment of Domestic Wastewater by Electrocoagulation in a Cell with Fe–Fe Electrodes", Environmental Engineering Science, 25: 153-162.

[158] Tanwar, P., Nandy, T., Ukey, P. and Manekar, P., (2008). "Correlating on-Line Monitoring Parameters, pH, DO and ORP with Nutrient Removal in an Intermittent Cyclic Process Bioreactor System", Bioresource Technology, 99: 7630-7635.

[159] Lee, D.S., Jeon, C.O. and Park, J.M., (2001). "Biological Nitrogen Removal with Enhanced Phosphate Uptake in a Sequencing Batch Reactor Using Single Sludge System", Water Research, 35: 3968-3976.

[160] Kobya, M., Hiz, H., Senturk, E., Aydiner, C. and Demirbas, E., (2006). "Treatment of Potato Chips Manufacturing Wastewater by Electrocoagulation", Desalination, 190: 201-211.

[161] Zaroual, Z., Azzi, M., Saib, N. and Chaînet, E., (2006). "Contribution to The Study of Electrocoagulation Mechanism in Basic Textile Effluent", Journal of Hazardous Materials, 131: 73-78.

[162] Li, X.-G., Cao, H.-B. Wu, J.-C. ve Yu, K.-T., (2001). "Inhibition of The Metabolism of Nitrifying Bacteria by Direct Electric Current", Biotechnology Letters, 23: 705-709.

[163] Jackman, S.A., Maini, G., Sharman, A.K. and Knowles, C.J., (1999). "The Effects of Direct Electric Current on The Viability and Metabolism of Acidophilic Bacteria", Enzyme and Microbial Technology, 24: 316-324.

[164] Mizuno, A. and Hori, Y., (1988). "Destruction of Living Cells by Pulsed High-Voltage Application", IEEE Transactions on Industry Applications, 24: 387-394.

[165] Lees, E., Noble, B., Hewitt, R. and Parsons, S., (2001). "The İmpact of Residual Coagulant on Downstream Treatment Processes", Environmental Technology, 22: 113-122.

[166] Clark, T. and Stephenson, T., (1998). "Effects of Chemical Addition on Aerobic Biological Treatment of Municipal Wastewater", Environmental Technology, 19: 579-590.

[167] Sekman, E., (2017). "Enhancing Filterability of Activated Sludge by DC Electric Field", Journal of Engineering Research, Vol 5, No 1.

[168] Irdemez, Ş., Yildiz, Y.Ş. and Tosunoğlu, V., (2006). "Optimization of Phosphate Removal from Wastewater by Electrocoagulation with Aluminum Plate Electrodes", Separation and Purification Technology, 52: 394-401.

[169] Drogui, P., Asselin, M., Brar, S.K., Benmoussa, H. and Blais, J.-F., (2008). "Electrochemical Removal of Pollutants from Agro-Industry Wastewaters", Separation and Purification Technology, 61: 301-310.

[170] Al-Shannag, M., Bani-Melhem, K., Al-Anber, Z. and Al-Qodah, Z., (2013). "Enhancement of COD-Nutrients Removals and Filterability of Secondary Clarifier Municipal Wastewater Influent Using Electrocoagulation Technique", Separation Science and Technology, 48: 673-680.

[171] Bektaş, N., Akbulut, H., Inan, H. and Dimoglo, A., (2004). "Removal of Phosphate from Aqueous Solutions by Electro-Coagulation", Journal of Hazardous Materials, 106: 101-105.

[172] Gale, R. and Baskerville, R., (1967). "Capillary Suction Method for Determination of Filtration Properties of A Solid/Liquid Suspension",Wıley Perıodıcals, Inc One Montgomery St, Suıte 1200, San Francısco, Ca 94104 USA, 355.

[173] Lyko, S., Wintgens, T., Al-Halbouni, D., Baumgarten, S., Tacke, D., Drensla, K., Janot, A., Dott, W., Pinnekamp, J. and Melin, T., (2008). "Long-Term Monitoring of A Full-Scale Municipal Membrane Bioreactor—Characterisation of Foulants and Operational Performance", Journal of Membrane Science, 317: 78-87.

[174] Brenner, R. and Convery, J., (1980). "Status of Deep Shaft wastewater treatment technology in North America" In: Seventh United States/Japan Conference on Sewage Treatment Technology. Tokyo, pp 777–824.

[175] Shim, H.Y., Lee, K.S., Lee, D.S., Jeon, D.S., Park, M.S., Shin, J.S., Lee, Y.K., Goo, J.W., Kim, S.B. and Chung, D.Y., (2014). "Application of Electrocoagulation and Electrolysis on The Precipitation of Heavy Metals and Particulate Solids in Washwater from The Soil Washing", Journal of Agricultural Chemistry and Environment, 3: 130.

[176] Smoczyński, L., Muńska, K.T., Pierożyński, B. and Kosobucka, M., (2012). "Electrocoagulation of Model Wastewater Using Aluminum Electrodes", Polish Journal of Chemical Technology, 14: 66-70.

[177] Marriaga-Cabrales, N. and Machuca-Martínez, F., (2014). "Fundamentals of Electrocoagulation", Evaluation of Electrochemical Reactors as a New Way to Environmental Protection, 1-16.

[178] Chen, C., Zhang, P., Zeng, G., Deng, J., Zhou, Y. and Lu, H., (2010). "Sewage Sludge Conditioning with Coal Fly Ash Modified by Sulfuric Acid", Chemical Engineering Journal, 158: 616-622.

[179] Thapa, K., Qi, Y. and Hoadley, A., (2009). "Interaction of Polyelectrolyte with Digested Sewage Sludge And Lignite in Sludge Dewatering", Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 334: 66-73.

[180] Hennebert, P., Avellan, A., Yan, J. and Aguerre-Chariol, O., (2013). "Experimental Evidence of Colloids and Nanoparticles Presence from 25 Waste Leachates", Waste Management, 33: 1870-1881.

[181] Eikelboom, D.H., (2000). Process Control of Activated Sludge Plants by Microscopic Investigation, IWA Publishing, UK.

[182] Smith, R., (2006). "The MBR at Buxton Wastewater Plant, Presented at The Use and Practice of Membranes in Water and Wastewater in the UK", Meeting of the Chartered Inst. of Water Envir. Management (CIWEM), Glasgow.

[183] Chang, I.S.L., C.H., (1998)."Membrane Filtration Characteristics in Membrane Coupled Activated Sludge System-The Effect of Physiological States of Actvated Sludge on Membrane Fouling", Desalination, 120: 221-233.

[184] Germain, E., Nelles, F., Drews, A., Pearce, P., Kraume, M., Reid, E., Judd, S.J. and Stephenson, T., (2007). "Biomass Effects on Oxygen Transfer in Membrane Bioreactors", Water Research, 41: 1038-1044.

[185] Trussell, R.S., Merlo, R.P., Hermanowicz, S.W. and Jenkins, D., (2007). "Influence of Mixed Liquor Properties and Aeration Intensity on Membrane Fouling in a Submerged Membrane Bioreactor at High Mixed Liquor Suspended Solids Concentrations", Water Research, 41: 947-958.

[186] Liu, Q., Zhou, Y., Chen, L. and Zheng, X., (2010). "Application of MBR for Hospital Wastewater Treatment in China", Desalination, 250: 605-608.

[187] Van Dijk, L. and Roncken, G., (1997). "Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment: The State of The Art and New Developments", Water Science and Technology, 35: 35-41.

[188] Toprak, H., (2006). Arıtma Çamur Sürecinin Tasarım Uygulamaları, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Yayınları No:321, İzmir.

[189] Özkaya, B., (2001). Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Sızıntı Suyu Geri Devir Etkilerinin Tam Ölçekli Bir Sahada (Odayeri) Araştırılması, Doktora Tezi, YTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

[190] Yildiz, E., Keskinler, B., Pekdemir, T., Akay, G. and Nuhoglu, A., (2005). "High Strength Wastewater Treatment in a Jet Loop Membrane Bioreactor: Kinetics and Performance Evaluation", Chemical Engineering Science, 60: 1103-1116.

[191] Farizoglu, B., Keskinler, B., Yildiz, E. and Nuhoglu, A., (2004). "Cheese Whey Treatment Performance of an Aerobic Jet Loop Membrane Bioreactor", Process Biochemistry, 39: 2283-2291.

[192] Sihao, L., Jinguo, D., Fang, Y., Yanyan, Z., Hui, C. and Hongbo, F., (2012). "Study on Treatment of Landfill Leachate with Aerobic Submerged Membrane Bioreactor", In Digital Manufacturing and Automation (ICDMA), 2012 Third International Conference on IEEE, 31 July-2 Aug. 2012, GuiLin, China, 867-871.

[193] Ma, R., McBratney, A., Whelan, B., Minasny, B. and Short, M., (2011). "Comparing Temperature Correction Models for Soil Electrical Conductivity Measurement", Precision Agriculture, 12: 55-66.

[194] Kobya, M., Can, O.T. and Bayramoglu, M., (2003). "Treatment of Textile Wastewaters by Electrocoagulation Using Iron and Aluminum Electrodes", Journal of Hazardous Materials, 100: 163-178.

[195] Ahmed, F.N. and Lan, C.Q., (2012). "Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review", Desalination, 287: 41-54.

[196] Kim, D.-J. Lee, D.-I. and Keller, J., (2006). "Effect of Temperature and Free Ammonia on Nitrification and Nitrite Accumulation in Landfill Leachate and Analysis of its Nitrifying Bacterial Community by FISH", Bioresource Technology, 97: 459-468.

[197] Wichitsathian, B., Sindhuja, S., Visvanathan, C. and Ahn, K., (2004). "Landfill Leachate Treatment by Yeast and Bacteria Based Membrane Bioreactors", Journal of Environmental Science and Health, Part A, 39: 2391-2404.

[198] Aloui, F., Fki, F., Loukil, S. and Sayadi, S., (2009). "Application of Combined Membrane Biological Reactor and Electro-Oxidation Processes for The Treatment of Landfill Leachates", Water Science and Technology, 60: 605-614.

[199] Wei, V., Oleszkiewicz, J. and Elektorowicz, M., (2009). "Nutrient Removal in an Electrically Enhanced Membrane Bioreactor", Water Science and Technology, 60: 3159-3163.

[200] Giwa, A. and Hasan, S.W., (2015). "Theoretical Investigation of The Influence of Operating Conditions on The Treatment Performance of an Electrically-Induced Membrane Bioreactor", Journal of Water Process Engineering, 6: 72-82.

[201] Li, X.-y. and Wang, X.-m., (2006). "Modelling of Membrane Fouling in a Submerged Membrane Bioreactor", Journal of Membrane Science, 278: 151-161.

[202] Nowak, O., (2006). "Optimizing The Use of Sludge Treatment Facilities at Municipal WWTPs", Journal of Environmental Science and Health Part A, 41: 1807-1817.

[203] Rosenberger, S., (2003). Characterisation of Activated Sludge in Membrane Bioreactors for Sewage Treatment.(published in German, Charakterisierung von belebtem Schlamm in Membranbelebungsreaktoren zur Abwasserreinigung), Ph.D. Thesis, TU Berlin, Fortschr.-Ber. VDI Reihe 3 Nr. 769, VDI–Verlag, Düsseldorf.

[204] Mollah, M.Y., Morkovsky, P., Gomes, J.A., Kesmez, M., Parga, J. and Cocke, D.L., (2004). "Fundamentals, Present and Future Perspectives of Electrocoagulation", Journal of Hazardous Materials, 114: 199-210.

[205] Madoni, P., Davoli, D., Gorbi, G. and Vescovi, L., (1996). "Toxic Effect of Heavy Metals on The Activated Sludge Protozoan Community", Water Research, 30: 135-141.

[206] Braam, F. and Klapwijk, A., (1981). "Effect of Copper on Nitrification in Activated Sludge", Water Research, 15: 1093-1098.

[207] Waara, K.-O., (1992). "Effects of copper, Cadmium, Lead and Zinc on Nitrate Reduction in a Synthetic Water Medium and Lake Water from Northern Sweden", Water Research, 26: 355-364.

[208] Ajmal, M., Ahmad, A. and Nomani, A.A., (1983). "Influence of Toxic Metals on The Repression of Carbonaceous Oxygen Demand", Water Research, 17: 799-802.

[209] Ajmal, M., Ahmad, A. and Nomani, A.A., (1982). "Microbial Uptake of Cadmium and its Effects on The Biochemical Oxygen Demand at Various Temperatures", Water Research, 16: 1611-1614.

[210] Trussell, R.S., Merlo, R.P., Hermanowicz, S.W. and Jenkins, D., (2004). "The Effect of Organic Loading on Membrane Fouling in a Submerged Membrane Bioreactor Treating Municipal Wastewater", Proceedings of The Water Environment Federation, 2004: 696-716.

[211] Chang, I.-S. and Lee, C.-H., (1998). "Membrane Filtration Characteristics in Membrane-Coupled Activated Sludge System—The Effect Of Physiological States of Activated Sludge on Membrane Fouling", Desalination, 120: 221-233.

[212] Drews, A., Vocks, M., Iversen, V., Lesjean, B. and Kraume, M., (2006). "Influence of Unsteady Membrane Bioreactor Operation on EPS Formation and Filtration Resistance", Desalination, 192: 1-9.

[213] Zuriaga-Agustí, E., Bes-Piá, A., Mendoza-Roca, J. and Alonso-Molina, J., (2013). "Influence of Extraction Methods on Proteins and Carbohydrates Analysis from MBR Activated Sludge Flocs in View of İmproving EPS Determination", Separation and Purification Technology, 112: 1-10.

[214] Massé, A., Spérandio, M. and Cabassud, C., (2006). "Comparison of Sludge Characteristics and Performance of a Submerged Membrane Bioreactor and an Activated Sludge Process at High Solids Retention Time", Water Research, 40: 2405-2415.

[215] Moreau, A.A., Ratkovich, N., Nopens, I. and van der Graaf, J.H., (2009). "The (in) Significance of Apparent Viscosity in Full-Scale Municipal Membrane Bioreactors", Journal of Membrane Science, 340: 249-256.

[216] Bruus, J.H., Nielsen, P.H. and Keiding, K., (1992). "On the Stability Of Activated Sludge Flocs with Implications to Dewatering", Water Research, 26: 1597-1604.

[217] Croué, J.-P., Benedetti, M., Violleau, D. and Leenheer, J., (2003). "Characterization and Copper Binding of Humic and Nonhumic Organic Matter Isolated from The South Platte River: Evidence for The Presence of Nitrogenous Binding Site", Environmental Science & Technology, 37: 328-336.

[218] Lee, M. and Kim, J., (2009). "Membrane Autopsy to İnvestigate $CaCO_3$ Scale Formation in Pilot-Scale, Submerged Membrane Bioreactor Treating Calcium-Rich Wastewater", Journal Of Chemical Technology And Biotechnology, 84: 1397-1404.

[219] Kimura, K., Hane, Y., Watanabe, Y., Amy, G. and Ohkuma, N., (2004). "Irreversible membrane fouling during ultrafiltration of surface water", Water Research, 38: 3431-3441.

[220] Vik, E.A., Carlson, D.A., Eikum, A.S. and Gjessing, E.T., (1984). "Electrocoagulation of Potable Water", Water Research, 18: 1355-1360.

[221] Lee, J., Kim, J., Kang, I., Cho, M., Park, P. and Lee, C., (2001). "Potential and Limitations of Alum or Zeolite Addition to Improve The Performance of a Submerged Membrane Bioreactor", Water Science and Technology, 43: 59-66.

[222] Song, K.-G., Kim, Y. and Ahn, K.-H., (2008). "Effect of coagulant Addition on Membrane Fouling and Nutrient Removal in a Submerged Membrane Bioreactor", Desalination, 221: 467-474.

[223] Chinnaraj, S., Jeganathan, S. and Jothilingam, M., (2014). "Recital of Bioflim: MBR with Addition of Different Additives", The International Journal of Science and Technoledge, 2: 24.

[224] Jiang, J.-Q. and Graham, N.J., (1998). "Pre-polymerised Inorganic Coagulants and Phosphorus Removal by Coagulation- A Review", Water Sa, 24: 237-244.

[225] Banu, J.R., Do, K.-U., Kaliappan, S. and Yeom, I.-T., (2009). "Effect of Alum on Nitrification during Simultaneous Phosphorous Removal in Anoxic/Oxic Reactor", Biotechnology and Bioprocess Engineering, 14: 543-548.

[226] Yang, Y., Zhao, Y., Babatunde, A., Wang, L., Ren, Y. and Han, Y., (2006). "Characteristics and Mechanisms of Phosphate Adsorption on Dewatered Alum Sludge", Separation and Purification Technology, 51: 193-200.

[227] Babatunde, A. and Zhao, Y., (2010). "Equilibrium and Kinetic Analysis of Phosphorus Adsorption from Aqueous Solution Using Waste Alum Sludge", Journal of Hazardous Materials, 184: 746-752.

[228] Bilgili, M.S., Ince, M., Tari, G.T., Adar, E., Balahorli, V. and Yildiz, S., (2016). "Batch and Continuous Treatability of Oily Wastewaters from Port Waste Reception Facilities: A Pilot Scale Study", Journal of Electroanalytical Chemistry, 760: 119-126.

[229] Eyvaz, M., (2016). "Treatment of Brewery Wastewater with Electrocoagulation: Improving The Process Performance by Using Alternating Pulse Current", Int J Electrochem Sci, 11: 4988-5008.

[230] Demirbas, E. and Kobya, M., (2017). "Operating Cost And Treatment of Metalworking Fluid Wastewater by Chemical Coagulation and Electrocoagulation Processes", Process Safety and Environmental Protection, 105: 79-90.

[231] Di Iaconi, C., De Sanctis, M., Rossetti, S. and Mancini, A., (2011). "Bio-chemical Treatment of Medium-Age Sanitary Landfill Leachates in a High Synergy System", Process Biochemistry, 46: 2322-2329.

[232] Silva, T.F., Fonseca, A., Saraiva, I., Boaventura, R.A. and Vilar, V.J., (2016). "Scale-up and Cost Analysis of a Photo-Fenton System for Sanitary Landfill Leachate Treatment", Chemical Engineering Journal, 283: 76-88.

EK-A

ÇALIŞMAYA AİT GÖRÜNTÜLER



Besleme Tankı içerisindeki metal spiral çubuklar



Kritik akı ölçümleri



bMBR sistemi kurulduktan sonraki ilk görüntü



Sıcak silikonla yapılan membran modülü



bEMBR ve bMBR aktif çamurları



Reaktör dibi çökelekler



bEMBR’de katot ve membran





bEMBR'de köpüklenme

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı : Gülizar Kurtoğlu Akkaya

Doğum Tarihi ve Yeri : 30.09.1988 Isparta/Gelendost

Yabancı Dili : İngilizce

E-posta : ka.gulizar@gmail.com

ÖĞRENİM DURUMU

Derece	**Alan**	**Okul/Üniversite**	**Mezuniyet Yılı**
Y. Lisans	Çevre Mühendisliği	Süleyman Demirel	2011
Lisans	Çevre Mühendisliği	Süleyman Demirel	2009
Lise	Fen Bilimleri	Isparta Gazi Lisesi	2005

İŞ TECRÜBESİ

Yıl	**Firma/Kurum**	**Görevi**
2018-…	Necmettin Erbakan Üniversitesi	Araştırma Görevlisi
2013-2017	Yıldız Teknik Üniversitesi	Araştırma Görevlisi
2011-2013	Necmettin Erbakan Üniversitesi	Araştırma Görevlisi
2011-2011	AYÇEM Çevre Danışmanlık	Çevre Görevlisi

2010-2011 Süleyman Demirel Üniversitesi Öğretim Görevlisi

YAYINLARI

Makale

1. Akkaya, G. K., Sekman, E., Top, S., Sagir, E., Bilgili, M. S., & Guvenc, S. Y. (2017). "Enhancing filterability of activated sludge from landfill leachate treatment plant by applying electrical field ineffective on bacterial life", Environmental Science and Pollution Research, 24(11): 10364-10372.
2. Kurtoglu, G., Yildiz, S. (2011). "Extraction of fructo-oligosaccaride components from banana peels", Gazi University Journal of Science, 24(4): 877-882.

Bildiri

1. Kurtoglu Akkaya G., Bilgili M. S. (2017). "Effect on Transmembrane Pleasure (TMP) of Electric Field during Treatment with SEMBR of High Leachate", Oral Presentation, ISER Conference, 06-07 July 2017, Tokyo/Japan.
2. Kurtoglu Akkaya G., Top S., Bilgili M. S. (2017). "Fate Of Wastes Containing Boron And Boron Plants In Turkey And The World", Poster Presentation, Cappodocia 2017, 08-10 May 2017, Nevşehir/Turkey.
3. Kurtoglu Akkaya G., Sekman E., Top S., Bilgili M. S. (2017). "Problems Encountered during Treatment with MBR of High Strength Landfill Leachate", Oral Presentation, Cappodocia 2017, 08-10 May 2017, Nevşehir/Turkey.
4. Kurtoglu Akkaya G., Sekman E., Top S., Yazıcı Guvenc S., Sagir E., Ince M., Bilgili M. S. (2016). "Change of pH and ORP with Applied DC on Leachate Activated Sludge", Poster Presentation, The International Conference on Environmental Science and Technology, Houston, 06-10 June 2017, Teksas/USA.
5. Kurtoglu Akkaya G., Top S., Bilgili M. S., Sagir E. (2016). "Alternative Methods for Leachate Treatment", Oral Presentation, Eurasia Waste Management Symposium, 02-04 May 2017, Istanbul/Turkey.
6. Top, S., Kurtoglu Akkaya G., Sekman E., Bilgili M. S., (2016). "Hospital Solid and Liquid Waste Management", Oral Presentation, Eurasia Waste Management Symposium, 02-04 May 2017, Istanbul/Turkey.
7. Kurtoglu Akkaya G., Bilgili M. S. (2015). "Dünyada ve Ülkemizde Katı Atık Sızıntı Sularının Yönetimi", Sözlü Sunum, Ukay 2015, 14-16 Ekim 2015, Gaziantep/Türkiye.
8. Kurtoglu Akkaya G., Akbin H. M., Bilgili M. S., Kılıc H., (2015). "Characterization of Waste Sludge Cointaining Boron", Oral Presentation, International Congress of Energy And Environment Engineering And Management, 22-24 July 2015, Paris, France.

9. Kurtoglu Akkaya G., Bilgili M. S. (2015). “Applications of Hybrid System in Water and wastewater- Review”, Cappadocia 2015, 20-23 May 2015, Nevşehir/Turkey.
10. Kurtoğlu G., Yiğitarslan S., (2010). “Muz Kabuklarından Frükto-oligosakkarit karışımlarının Özütlenmesi”, Sözlü Sunum, 9. Kimya Mühendisliği Kongresi, 22-25 Haziran 2010, Ankara/Türkiye.

Proje

1. Katı Atık Sızıntı sularının Hibrit Sistemlerle Arıtılabilirliğinin Araştırılması, TUBİTAK Projesi, Yürütücü, 2017.
2. Muz Kabuklarından Frükto-oligosakkarit Karışımlarının Özütlenmesinin Optimizasyonu, Bilimsel Araştırma Projesi, Araştırmacı, 2011.
3. Biyogazın (Hematit Taşı ile) Saflaştırılması, TUBİTAK Projesi, Araştırmacı, 2009.

Ödül

1. Süleyman Demirel Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Bölüm Üçüncüsü, 2009.