

**T.C.
SÜLEYMAN DEMİREL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**KOMBİNE ANOKSİK HAREKETLİ YATAK BİYOFİLM
REAKTÖR VE AEROBİK MEMBRAN BİYOREKTÖR İLE
ÇÖP SIZINTI SULARININ ARITIMI**

Ahmet DUYAR

**Danışman
Prof. Dr. Gökhan CİVELEKOĞLU**

**II. Danışman
Prof. Dr. Kevser CIRIK**

**DOKTORA TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
ISPARTA - 2021**



© 2021 [Ahmet DUYAR]

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
İÇİNDEKİLER.....	i
ÖZET	iii
ABSTRACT	v
TEŞEKKÜR	viii
ŞEKİLLER DİZİNİ	ix
ÇİZELGELER DİZİNİ	xii
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ.....	xiv
1. GİRİŞ	1
1.1. Motivasyon ve Amaç	1
1.2. Kapsam	6
2. KAYNAK ÖZETLERİ	8
2.1. Katı Atıklar ve Özellikleri	8
2.2. Katı Atık Depolama Sahaları	14
2.3. Çöp Sızıntı Suları	15
2.4. Çöp Sızıntı Sularının Arıtımı	24
2.4.1. Çöp sızıntı sularının biyolojik arıtımı	28
2.4.1.1 Aerobik arıtma.....	29
2.4.1.2 Anaerobik ve anoksik arıtıma	31
2.5. Membran Biyoreaktör (MBR).....	35
2.6. Hareketli yatak biyofilm reaktör (HYBR)	53
3. MATERYAL VE YÖNTEM.....	63
3.1. Anoksik Hareketli Yatak Biyofilm Reaktör (AnoxHYBR).....	63
3.1.1. Taşıyıcı malzemenin (Kaldness K1) özellikleri.....	64
3.2. Aerobik Membran Biyoreaktör (AeMBR).....	65
3.2.1. Membran özellikleri ve membran demetinin hazırlanması	67
3.2.2. Membran temizliği	68
3.3. Atıksu Özellikleri ve Aşı Mikroorganizmaları	68
3.4. Deneysel Plan.....	69
3.5. Analizler.....	72
3.5.1. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ)	72
3.5.2. Anyon ve katyon tayini	73
3.5.3. Toplam organik karbon (TOK) ve inorganik karbon (İK) tayini.....	74
3.5.4. Çözünmüş mikrobiyal ürün (SMP) ve hücre dışı polimerik madde (EPS) analizi	75
3.5.5. Askıda katı madde (AKM) ve uçucu askıda katı madde (UAKM) analizi	75
3.5.6. Akı ve trans membran basıncı (TMP) ölçümü	76
3.5.7. Fourier dönüşümü kızılötesi spektroskopisi (FTIR) ölçümleri	76
3.5.8. Taramalı elektron mikroskobu (SEM) ve enerji dispersif spektroskopisi (EDS) ölçümleri	77
3.5.9. Ağır metal ölçümleri	77
3.5.10. Ftalik asit ester (FAE) analizleri	77
4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA.....	82
4.1. Anoksik ve Aerobik Mikroorganizmaların Adaptasyonu ve Akı-TMP İlişkisinin Belirlenmesi	82
4.1.1. Ardışık kesikli reaktörlerin sistem performansı.....	82

4.1.2. Sürekli AnoxHYBR ve aerobik biyoreaktörün sistem performansı	88
4.1.3. Aerobik MF modunda ve AeMBR modunda Akı-TMP ilişkisinin belirlenmesi.....	90
4.1.3.1. Aerobik MF modunda ve AeMBR modunda kirlenme stabilitesi ve geri dönüşümünün değerlendirilmesi	91
4.1.3.2. Aerobik MF modunda ve AeMBR modunda membran kirlenme hızının değerlendirilmesi.....	94
4.1.3.3. Aerobik MF modunda ve AeMBR modunda anlık TMP artışının (DP) değerlendirilmesi.....	95
4.1.3.4. Aerobik MF modunda ve AeMBR modunda membran geçirgenliğinin değerlendirilmesi	96
4.2. AnoxHYBR ve AeMBR’de Farklı İşletme Koşullarının Arıtım Performansına Etkisi	98
4.2.1. AnoxHYBR’de farklı işletme koşullarının arıtım performansına etkisi	98
4.2.2. AeMBR’de farklı işletme koşullarının arıtım performansına etkisi	108
4.2.3. Farklı işletme koşulları altında AnoxHYBR ve AeMBR’de ağır metal giderimi.....	115
4.2.4. Farklı işletme koşulları altında AnoxHYBR ve AeMBR’de zenobiyotik giderimi	117
4.2.5. Farklı işletme koşulları altında AnoxHYBR’de biyofilm oluşumu	120
4.2.6. Farklı işletme koşulları altında AnoxHYBR ve AeMBR’de SMP ve EPS ölçümleri	124
4.2.7. Farklı işletme koşulları altında AeMBR’de Akı, ve TMP Profili.....	129
4.2.8. Farklı işletme koşulları altında AnoxHYBR ve AeMBR’de FTIR ölçümleri.....	131
4.2.9. Farklı işletme koşulları altında AnoxHYBR ve AeMBR’de SEM-EDS görüntüleri	134
4.3. Farklı Geri Devir Oranlarının AnoxHYBR ve AeMBR Performansına Etkisi.....	141
4.3.1. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR ve AeMBR’de KOİ, TOK ve İK giderimi.....	141
4.3.2. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR ve AeMBR’de NH_4^+ -N ve NO_3^- -N giderimi	144
4.3.3. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR ve AeMBR’de ağır metal giderimi	146
4.3.4. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR ve AeMBR’de flitat giderimi	148
4.3.5. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR’de biyofilm oluşumu.....	149
4.3.6. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR ve AeMBR’de SMP ve EPS ölçümleri	151
4.3.7. Farklı geri devir oranlarında AeMBR’de Akı ve TMP profili	157
4.3.8. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR ve AeMBR’de FTIR ölçümleri.....	158
4.3.9. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR ve AeMBR’de SEM-EDS ölçümleri.....	164
5. SONUÇ VE ÖNERİLER	172
KAYNAKLAR.....	177
ÖZGEÇMİŞ.....	200

ÖZET

Doktora Tezi

KOMBİNE ANOKSİK HAREKETLİ YATAK BİYOFİLM REAKTÖR VE AEROBİK MEMBRAN BİYOREKTÖR İLE ÇÖP SIZINTI SULARININ ARITIMI

Ahmet DUYAR

Süleyman Demirel Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Gökhan CİVELEKOĞLU

II. Danışman: Prof. Dr. Kevser CIRIK

Günümüzde gelişen toplumlarda ve endüstrilerde en önemli çevre sorunlarından biri kentsel katı atıkların yönetimidir. Gelişmekte olan ülkelerde depolama diğer metotlarla karşılaştırıldığında ekonomik avantajlarından dolayı, katı atıkların bertafında yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Depolama sahasında yüksek miktarda sızıntı suyu oluşmaktadır. Çöp sızıntı suyu (ÇSS), bir depolama alanına düşen yağmur suyundan ve atığın düzenli depolama alanında parçalanması sonucu oluşan atıksulardır. ÇSS'deki temel kirleticiler; inorganik, organik, ağır metaller ve zenobiyotik maddelerdir. Yer altı ve yüzey sularına ÇSS'nin karışımı ciddi çevresel problemlere neden olmaktadır. Bu yüzden, birçok araştırmacı ÇSS'yi arıtmak için kimyasal, fiziksel ve biyolojik arıtım gibi farklı arıtım teknikleri üzerine odaklanmış durumdadır. Son yıllarda, biyolojik metotlar düşük işletme maliyetleri ve kolay uygulanabilirliğinden dolayı en etkili arıtım tekniği olarak kabul edilmektedir. Membran biyoreaktör (MBR) ve hareketli yatak biyofilm reaktör (HYBR) ÇSS gibi güçlü atıksuların arıtımında önemli çözümler sağlamaktadır. Literatürde MBR ve HYBR ile ÇSS'den makro kirleticilerin giderimi üzerine birçok çalışma olmasına rağmen mikro kirleticilerin giderimi üzerine çalışmalar sınırlıdır.

Bu tez kapsamında, farklı operasyonel koşullar altında anoksik hareketli yataklı biyoreaktör (AnoxHYBR) ve aerobik membran biyoreaktör (AeMBR) kullanılarak ÇSS'nin arıtımı incelenmiştir. Sistem performansı üç farklı aşamada değerlendirilmiştir. İlk iki fazda, anoksik ve aerobik biyoreaktörler, içsel azot geri devri olmaksızın ardışık bir şekilde işletilmiştir. Anoksik reaktörde elektron alıcı olarak dışarıdan nitrat (NO_3^-) ilave edilmiş ve atıksudaki mevcut organik karbon elektron verici kaynağı olarak kullanılmıştır. Daha sonra, son aşamada AnoxHYBR'ye NO_3^- , AeMBR'den içsel geri devir ile sağlanmıştır.

İlk fazda AnoxHYBR ve aerobik reaktör mikroorganizma adaptasyonu için kesikli (48 saat döngü süresi) ve sürekli (48 saat hidrolik bekletme süresi (HRT)) olarak çalıştırılmıştır. Ardışık sistemde, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve amonyum azotu

($\text{NH}_4^+\text{-N}$) giderim verimi sırasıyla %75 ve %65 olarak gözlenmiştir. AnoxHYBR’de nitrat ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) giderim verimi yaklaşık %55 olarak tespit edilmiştir. Kısmi nitrifikasyon aerobik reaktörde başarıyla gerçekleştirilmiş ve 48 saatte nitrit azotu ($\text{NO}_2^-\text{-N}$) birikimi yaklaşık 518 mg/L olarak bulunmuştur. Her iki reaktörün sürekli bir şekilde çalıştırıldığı koşullarda, AnoxHYBR’deki $\text{NO}_3^-\text{-N}$ giderimi (%40), düşük KOİ giderimi (%20) veriminden dolayı sınırlanmıştır. Aerobik reaktörde %46 KOİ ve %71 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimi elde edilmiştir. Ayrıca, aerobik reaktörde kısmi nitrifikasyon, yaklaşık 442 mg/L $\text{NO}_2^-\text{-N}$ birikimi ile sağlanmıştır. Daha sonra aerobik reaktöre membran eklenerek kritik akı belirlenmiş ve AeMBR olarak işletilmiştir. AeMBR’de kritik akı 4,3 LMH olarak gözlenmiştir. Daha sonraki fazlarda, AeMBR bu kritik akının altında işletilmiştir.

İkinci aşamada $\text{NO}_3^-\text{-N}$ konsantrasyonun (100-1000 mg/L), HRT’nin (24-48 saat), SRT’nin (30-60 gün) AnoxHYBR üzerine etkisi ve daha sonra HRT’nin (6-48 saat), SRT’nin (30 gün-sonsuz) AeMBR üzerine etkisi araştırılmıştır. En iyi sistem performansı AnoxHYBR’de 1000 mg $\text{NO}_3^-\text{-N/L}$ konsantrasyon, 90 günlük SRT ve 48 saat HRT koşullarında ve AeMBR’de 60 günlük SRT ve 48 saatlik HRT koşullarında %74,2 KOİ, >%99 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve %89,1 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ giderimi ile elde edilmiştir. AnoxHYBR’de seçilen ftalatik asit esterlerin (FAE) konsantrasyonlarında (dietil ftalat (DEP), di (2-Etilheksil) ftalat (DEHP), diisononil ftalat (DINP)) hafif bir artış tespit edilmiştir ve FAE’lerin tamamen giderimi AeMBR’de gerçekleşmiştir. AeMBR, membran kirliliği gözlenmeden uzun bir süre (76 gün) yaklaşık 1 LMH’da başarıyla çalıştırılmıştır. AnoxHYBR’deki biyofilm konsantrasyonu 11 g/L’ye ulaşılmıştır. Mg, Al, Si, Na, Fe hem AnoxHYBR biyofilminde hem de AeMBR kek tabakasında SEM-EDS analizleri ile tespit edilmiştir.

Üçüncü fazda, AeMBR’dan AnoxHYBR’ye geri dönüşüm oranının (%100-300) etkisi değerlendirilmiştir. %200 geri devir oranında etkili KOİ ve $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderimi gözlenmiştir. Bu koşullar altında AeMBR süzütüsünde 999 mg $\text{NO}_3^-\text{-N/L}$ tespit edilmiştir. Sistemin ağır metal giderim performansı Zn için %100, Pb için %100, Fe için %70, Cr için %53, Mn için %35 ve Ni için %16 olarak bulunmuştur. Ayrıca sıvı numunelerde tespit edilememesine rağmen kek tabakasında 1,424 mg/kg Cd birikimi gözlenmiştir. Ardışık sistemde DEP ve DINP konsantrasyonları tespit (dedeksiyon) limitinin (limit of detection, LOD) altında olmasına rağmen, DEHP giderim verimi ise %98,74 olarak belirlenmiştir. Sistemdeki SMP konsantrasyonu, ÇSS’deki artan Fe konsantrasyonu nedeniyle önemli ölçüde artmıştır. AnoxHYBR’deki biyofilm konsantrasyonu 8 ile 10,5 g/L arasında gözlenmiştir. Kimyasal membran temizliğinin oldukça etkili olduğu görülmüştür.

Sonuç olarak gerçek ÇSS’nin arıtımında sürekli ardışık AnoxHYBR-AeMBR sisteminin etkin bir şekilde kullanılabileceği ortaya konulmuştur. AnoxHYBR’dan sonra, çıkış kalitesinin artırılması ve organik madde, azot, FAE’ler ve ağır metallerin etkili bir şekilde giderimi için bir AeMBR gerekli olduğu görülmektedir.

Anahtar Kelimeler: Çöp sızıntı suları, Hareketli yatak biyofilm reaktör, Membran biyoreaktör, Ağır metal giderimi, Zenobiyotik giderimi.

ABSTRACT

Ph.D. Thesis

LANDFILL LEACHATE TREATMENT WITH COMBINED ANOXIC MOVING BED BIOFILM REACTOR AND AEROBIC MEMBRANE BIOREACTOR

Ahmet DUYAR

**Süleyman Demirel University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering**

Supervisor: Prof. Dr. Gökhan CİVELEKOĞLU

Co-Supervisor: Prof. Dr. Kevser CIRIK

Nowadays, one of the major environmental issues in developing societies and industrialization is the management of municipal solid waste. Landfills in the disposal of municipal solid waste in developing countries are commonly used due to economic advantage compared to other methods. A high quantity of landfill leachate (LFL) in a landfill site, is generated. The leachate is made of rain that passes through a landfill site and liquids that are generated by the breakdown of the waste within the landfill. The main important pollutants in LFL are inorganic, organic, heavy metals, and xenobiotic matter. Contamination of groundwater and surface waters with LFL causes serious environmental problems. Therefore, many researchers have been focused on different treatment techniques such as chemical, physical and biological processes to treat LFL. In recent years, biological methods have been commonly considered to be the most effective applications since they presented lower operating costs and improved applicability.

Membrane bioreactor (MBR) and moving bed bioreactor (MBBR) provide an important solution in the biological treatment of the waste streams as LFL. Many studies have found the removal of macro pollutants from LFL using MBR and MBBR in literature, but the researches on the removal of micropollutants with these methods are limited.

In this thesis, the treatment of LFL under different operational conditions by anoxic moving bed bioreactor (AnoxMBBR) and aerobic membrane bioreactor (AeMBR) was studied. System performance was evaluated in three different phases. In the first two-phase, anoxic and aerobic bioreactors were sequentially operated without internal nitrogen recycling. Nitrate (NO_3^-) was supplied as the external electron acceptor and organic compounds present in the wastewater was served as the electron donor in the anoxic reactor. Then, NO_3^- to AnoxHYBR in the last phase was supplied by internal recirculation from AeMBR.

In the first phase, AnoxMBBR and the aerobic reactor were run intermittently (48 hours cycle time) and continuously (48 hours hydraulic retention time (HRT)) for microorganism adaptation. In the sequential system, the total removal efficiency of chemical oxygen demand (COD) and ammonium nitrogen ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) was about 75% and 65%, respectively. In AnoxMBBR, also, nitrate-nitrogen ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) removal efficiency was about 55%. The partial nitrification successfully occurred in the aerobic reactor and the nitrite nitrogen ($\text{NO}_2^-\text{-N}$) accumulation at 48 hours was about 518 mg/L. When both reactors operated continuously, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ removal (40%) in AnoxMBBR was limited due to low COD removal (20%) efficiency. In the aerobic reactor, COD and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal efficiencies were obtained as 46% and 71%. Also, partial nitrification in the aerobic reactor was achieved with $\text{NO}_2^-\text{-N}$ accumulation of about 442 mg/L. Then the critical flux was then determined by adding the membrane to the aerobic reactor and operated as AeMBR. Critical flux in AeMBR was observed as 4.3 LMH. In later phases, AeMBR was operated below this critical flux.

During the second phase, the effect of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ addition (100-1000 mg/L), HRT (24-48 hours), SRT (30-60 days) on AnoxMBBR, and effect of HRT (6-48 hours), SRT (30d-infinite) on AeMBR was investigated. Best system performance was obtained with 74.2% COD, >99% $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and 89.1% $\text{NO}_3^-\text{-N}$ removal at 1000 mg $\text{NO}_3^-\text{-N/L}$ concentration, 90 days SRT, and 48 hours HRT conditions in AnoxHYBR and at 60 days SRT and 48 hours HRT conditions in AeMBR. Heavy metals removal efficiency from LFL in the AnoxMBBR was in the range of 8%-22%, while it was above 80% in the AeMBR. A slight increase in selected phthalic acid ester (PAE) concentrations (diethyl phthalate (DEP), di (2-Ethylhexyl) phthalate (DEHP), diisononyl phthalate (DINP)) was detected in the AnoxMBR, and complete removal of PAEs took place at the AeMBR. The AeMBR was successfully operated without membrane fouling at about 1 LMH for a long time (76 days). The biofilm concentration in AnoxMBBR was reached up to 11 g/L. Mg, Al, Si, Na, Fe were detected in both AnoxMBBR biofilm and AeMBR cake layers by SEM-EDX analysis.

In the third phase, the effect of the recycling ratio (100-300%) from AeMBR to AnoxMBBR was evaluated. Effective COD and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal were observed under the conditions recycling ratio of 200%. Under these conditions, 999 mg $\text{NO}_3^-\text{-N/L}$ was detected in the AeMBR permeate. The heavy metal removal performance of the whole system was found to be 100% for Zn, 100% for Pb, 70% for Fe, 53% for Cr, 35% for Mn, and 16% for Ni. In addition, there is 1.424 mg/kg Cd accumulation in the cake layer, although it cannot be detected in liquid samples. Although DEP and DINP concentrations in the sequential system were below the limit of detection (LOD), the DEHP removal efficiency was determined to be 98.74%. The SMP concentration in the system increased significantly due to the increased Fe concentration in the LFL. The biofilm concentration in AnoxMBBR was between 8 and 10.5 g/L. Chemical membrane cleaning was very effective.

As a result, the continuous sequential AnoxHYBR-AeMBR system can be used effectively used in the treatment of real medium age LFL. After AnoxMBBR, an AeMBR is required for the increasing of AnoxMBBR effluent quality and for effectively the organic matter, nitrogen compounds, PAEs, and heavy metals removal.

Keywords: Landfill leachate, Moving bed biofilm reactor, Membrane bioreactor, Heavy metal removal, Xenobiotic removal.

2021, 204 pages



TEŞEKKÜR

Tez çalışmam boyunca bilgi ve deneyimleriyle danışmanlığımı yürüten, her konuda fikir, yardım ve desteğini esirgemeyen saygıdeğer danışman hocam Prof. Dr. Gökhan CİVELEKOĞLU'na sonsuz teşekkürlerimi ve şükranlarımı sunarım. Yüksek lisans ve Doktora eğitimim boyunca birçok projede görev almamı sağlayan, Çevre Mühendisliği alanında akademik olarak gelişmemdeki önemli katkıları bulunan, tez çalışmalarım sırasında bilgi ve tecrübesiyle bana destek olan, kıymetli ikinci danışman hocam Prof. Dr. Kevser CIRIK'a sonsuz teşekkürlerimi ve şükranlarımı sunarım. Tez izleme komitesi toplantılarında görüş ve fikirleri ile tezin olgunlaşmasında katkıda bulunan değerli hocalarım Prof. Dr. Nevzat Özgü YİĞİT'e ve Doç. Dr. Bilgehan İlker HARMAN'a teşekkür ederim. Ftalatik asit ester analizlerindeki desteklerinden dolayı Prof. Dr. Serhan URUŞ ve Öğrt. Gör. Mahmut Çaylar'a teşekkür ederim. Tez çalışmalarımın yürütülmesinde her türlü laboratuvar imkanlarından faydalanmamı sağlayan Süleyman Demirel Üniversitesi ve Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümlerine teşekkür ederim. Doktora tez çalışmalarımın tüm aşamalarında yanımda yer alan, her türlü desteği esirgemeyen değerli dostlarım Vildan AKGÜL'e, Melike KOZAK'a ve Serdar GÖÇER'e teşekkür ederim.

Bu tez çalışmasının bir kısmı "Kombine Anoksik Hareketli Yatak Biyofilm Reaktör ve Aerobik Membran Biyoreaktör ile Çöp Sızıntı Sularının Arıtımının Araştırılması" başlıklı TÜBİTAK 1002 Hızlı Destek Projesi (Proje No: 119Y088) kapsamında gerçekleştirilmiştir. Tez çalışmalarını maddi olarak destekleyen TÜBİTAK'a teşekkür ederim. Ayrıca, TUBİTAK Bilim İnsanı Destek Programları Başkanlığının (BİDEB) 2211-C Öncelikli Alanlar Yurt İçi Lisanüstü Burs Programı kapsamında sunduğu burs ile doktora eğitimime desteklerinden dolayı TÜBİTAK'a teşekkür ederim. Kahramanmaraş katı atık depolama sahasından çöp sızıntı sularının toplanmasındaki katkılarından dolayı Kahramanmaraş Büyükşehir Belediyesi'ne ve Öztürk Enerji A. Ş. şirketine teşekkür ederim.

Tüm hayatım boyunca bir an olsun maddi ve manevi desteklerini esirgemeyen, eğitim hayatım boyunca sabırla yanımda yer alan ve beni yalnız bırakmayan, ilgileri ve şefkatleri ile sevgilerini hep kalbinde hissettiğim rahmetli babam Yavuz Mehmet DUYAR'a, annem Fatma Zehra DUYAR'a ve abim Yunus DUYAR'a sonsuz teşekkür ve şükranlarımı sunarım.

Bu tez rahmetli babam Yavuz Mehmet DUYAR'a ithaf edilmiştir.

Ahmet DUYAR
ISPARTA, 2021

ŞEKİLLER DİZİNİ

	Sayfa
Şekil 2.1. Klasik bir katı atık depolama sahası şematik dizaynı	14
Şekil 2.2. Sızıntı suyu oluşumu ve katı atıklardan sızıntı suyuna kirletici geçişi	16
Şekil 2.3. Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşum basamakları	17
Şekil 2.4. Sızıntı suyu arıtım prosesleri ve kombinasyonları	26
Şekil 2.5. MBR sistemi şemataik dizaynı	35
Şekil 2.6. Dahili ve harici MBR sistemleri	37
Şekil 2.7. MBR sistemlerinde membran kirlenme mekanizmaları	49
Şekil 2.8. MBR'lerde giderilebilen (removable) ve giderilemeyen (irremovable) tıkanma kirlenmenin oluşumu ve giderilmesinin şematik gösterimi	50
Şekil 2.9. MBR sistemlerinde membran kirlenmesini etkileyen faktörler	51
Şekil 2.10. Taşıyıcı materyal üzerinde biyofilm oluşum basamakları	55
Şekil 2.11. Hareketli yatak biyofilm reaktör işletim koşullarına göre karıştırma prensibi	58
Şekil 3.1. ÇSS arıtımında kullanılan ardışık AnoxHYBR-AeMBR şematik dizaynı	63
Şekil 3.2. ÇSS arıtımında kullanılan AnoxHYBR fotoğrafı	64
Şekil 3.3. Kaldness K1'e ait fotoğraf	65
Şekil 3.4. ÇSS arıtımında kullanılan AeMBR fotoğrafı	66
Şekil 3.5. AeMBR kullanılan Zena P6S MF membran ticari şekli (a), AeMBR'de kullanılan membran demeti (b), yapıştırılmış membran kesiti (c)	68
Şekil 3.6. KOİ kalibrasyon eğrisi	73
Şekil 3.7. İyon kromatografisi fotoğrafı	74
Şekil 3.8. TOK ve İK ölçüm cihazı fotoğrafı	74
Şekil 3.9. Ftalatik asit ester ölçümlerinde GC/MS kromatogram görüntüsü	80
Şekil 3.10. DEP, DEHP ve DINP SIR modları (a, b ve c) ve DEP, DEHP ve DINP kalitatif (m/z) iyon pikleri (d, e ve f)	81
Şekil 4.1. Kesikli AnoxHYBR'de KOİ, TOK (a), $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (b), İK, pH (c) profili	84
Şekil 4.2. Kesikli aerobik biyoreaktörde KOİ, TOK (a), $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (b), İK, pH (c) profili	86
Şekil 4.3. Kaldness K1 üzerine tutunan biyofilmin SEM görüntüleri (a - c) ve EDS (d) sonuçları	87
Şekil 4.4. Sürekli AnoxHYBR ve Aerobik biyoreaktörde ÇSS arıtımı	88
Şekil 4.5. Anoksik koşullarda arıtılmış gerçek ÇSS'de aerobik MF mod (a) ve AeMBR mod (b) kullanılarak kritik akının belirlenmesi	93
Şekil 4.6. Anoksik koşullarda arıtılmış gerçek ÇSS'de akının bir fonksiyonu olarak aerobik MF mod ve AeMBR mod için membran kirlenme hızı	95
Şekil 4.7. Anoksik koşullarda arıtılmış gerçek ÇSS'de akının bir fonksiyonu olarak aerobik MF ve AeMBR mod için ilk TMP artışı (DP)	96
Şekil 4.8. Akı değerlerine karşılık gelen ortalama TMP değerleri	97
Şekil 4.9. AnoxHYBR'de farklı nitrat konsantrasyonları, SRT ve HRT koşulları boyunca ÇSS, AnoxHYBR çıkış ve AeMBR süzöntüsündeki KOİ (a), TOK (b), İK (c), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (d), $\text{NO}_3^-\text{-N}$ konsantrasyonları	106
Şekil 4.10. AeMBR'de farklı SRT ve HRT koşulları boyunca ÇSS, AnoxHYBR çıkış ve AeMBR süzöntüsündeki KOİ (a), TOK (b), İK (c), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (d), $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (AeMBR'de üretilen nitrat nedeniyle nitrat giderim verimi gösterilmemiştir) konsantrasyonları	114

Şekil 4.11. AnoxHYBR'den (a), AeMBR'den (b) optimum koşullarda ve membran kek tabakasından (c) alınan numunelerde ağır metal sonuçları	117
Şekil 4.12. AnoxHYBR'nin (a), AeMBR'nin (b) optimum koşullarında alınan numunelerde DEP, DEHP, DINP ölçümleri	119
Şekil 4.13. Farklı işletme koşulları altında AnoxHYBR'de Kaldness K1 taşıyıcı materyal üzerindeki biyofilm konsantrasyonu (a) ve biyofilm fotoğrafı(b)	123
Şekil 4.14. AnoxHYBR'de ve AeMBR SMP (a) ve EPS (b) ölçümleri.....	127
Şekil 4.15. Farklı işletme koşulları altında AeMBR'de akı ve TMP profili	130
Şekil 4.16. AeMBR kek tabakası FTIR profili.....	132
Şekil 4.17. AnoxHYBR Kaldness K1 taşıyıcı materyal üzerindeki biyofilm tabakası FTIR profili	133
Şekil 4.18. Temiz membran ve kimyasal yıkanmış membran FTIR profili.....	134
Şekil 4.19. AnoxHYBR'den alınan Kaldnes K1 numunesinden elde edilen SEM görüntüleri (a-b: biyofilm tabakasının kesit görünümü, c-d: biyofilm tabakasının üstten görünümü).....	135
Şekil 4.20. AeMBR'den alınan kek numunesine ait SEM görüntüleri (a-b: kek tabakasının üstten görünümü, c-d-e: kek tabakası ve membrana ait kesitten alınmış görüntüler)	136
Şekil 4.21. AeMBR'den alınan temiz membran (a) ve kimyasal olarak yıkanmış membran (b) numunesine ait SEM görüntüleri	137
Şekil 4.22. AnoxHYBR'den alınan Kaldnes K1 numunesindeki biofilm tabakasına ait EDS spektrumları	139
Şekil 4.23. AeMBR'den alınan kek tabakasına ait EDS spektrumları	139
Şekil 4.24. Temiz (a) ve kimyasal yıkanmış (b) membranlara ait EDS spektrumları.....	140
Şekil 4.25. Giriş, AnoxHYBR çıkışı ve AeMBR süzöntüsündeki KOİ (a), TOK (b) ve İK (c) değişimleri.....	143
Şekil 4.26. Giriş, AnoxHYBR çıkışı ve AeMBR süzöntüsündeki NH_4^+ -N (a) ve NO_3^- -N (b) varyasyonları	145
Şekil 4.27. ÇSS, AnoxHYBR çıkışı, AeMBR reaktör içi ve AeMBR'nin ağır metal giderim performansı (a), AeMBR kek tabakasına ait ağır metal sonuçları (b).....	147
Şekil 4.28. AnoxHYBR ve AeMBR'de ftalat giderimi	149
Şekil 4.29. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR'de Kaldnes K1 taşıyıcı materyal üzerine biyofilm tutunması (a), biyofilm fotoğrafı (b)	151
Şekil 4.30. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR'de (a) ve AeMBR'de (b) SMP ölçümleri	154
Şekil 4.31. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR'de (a) ve AeMBR'de (b) EPS ölçümleri	155
Şekil 4.32. Farklı geri devir oranlarında AeMBR'de akı ve TMP profili.....	157
Şekil 4.33. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR'de Kaldnes K1 taşıyıcı materyal üzerine biyofilm FTIR profili.....	159
Şekil 4.34. Farklı geri devir oranlarında AeMBR'den alınan kek tabakası FTIR profili	160
Şekil 4.35. Farklı geri devir oranlarında AeMBR'den alınan temiz, fiziksel ve kimyasal yıkanmış membran numunelerinin FTIR profili.....	162

Şekil 4.36. Farklı geri devir oranlarında AeMBR'den alınan temiz, fiziksel ve kimyasal yıkanmış membran numunelerinin FTIR spektrumlarının karşılaştırılması.....	163
Şekil 4.37. 3. Fazda AnoxHYBR'den alınan biyofilm takasına ait SEM görüntüleri (a-b: biyofilm tabakasının iç yüzey görünümü, c-d: Kaldnes K1 ve biyofilm tabakasının üstten görünümü)	165
Şekil 4.38. 3. Fazda AeMBR'den alınan kek numunesine ait SEM görüntüleri (a-b: kek tabakasının üstten görünümü, c-d: kek tabakası ve membrana ait kesitten alınmış görüntüler)	166
Şekil 4.39. Temiz membran (a) ile 3. fazda fiziksel (b) ve kimyasal (c) olarak yıkanmış membran numunelerine ait SEM görüntüleri.....	167
Şekil 4.40. 3. Fazda AnoxHYBR'den alınan biyofilm tabakasına ait EDS spektrumları	169
Şekil 4.41. 3. Fazda AeMBR'den alınan kek numunesine ait EDS spektrumları	169
Şekil 4.42. Temiz membran (a) ve 3. fazda fiziksel (b) ve kimyasal (c) olarak yıkanmış membran numunelerine ait EDS spektrumları.....	171

ÇİZELGELER DİZİNİ

Sayfa

Çizelge 1.1. Tez kapsamı	7
Çizelge 2.1. Türkiye ve dünyadaki kentsel katı atıklarının ağırlıkça yüzde (%) bileşenleri.....	9
Çizelge 2.2. Ülkelerin gelir seviyelerine göre kentsel katı atıklarının ağırlıkça yüzde (%) bileşenleri.....	10
Çizelge 2.3. Bertaraf/geri kazanım yöntemleri ve belediye atık miktarı (2006 -2018)	13
Çizelge 2.4. Önemli katı atık depolama sahalarının depolama yaşına bağlı ÇSS özellikleri	18
Çizelge 2.5. ÇSS özelliklerinin yaşa göre değişimi.....	19
Çizelge 2.6. ÇSS'deki ağır metal konsantrasyonları	21
Çizelge 2.7. Bazı ülkelere göre ÇSS deşarj standartları	22
Çizelge 2.8. Sızıntı sularının ön arıtmayı müteakip şehir atıksu kanal şebekesine deşarjı için uygulanan standartlar (Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği (SKKY) Tablo 25)	23
Çizelge 2.9. Katı atık değerlendirme ve bertaraf tesislerinden kaynaklanan sızıntı sularının alıcı ortama deşarj standartları (SKYY Tablo 20.6, Değişik R.G.-13/02/2008-26786).....	24
Çizelge 2.10. Sızıntı suyu yaşına göre arıtma tiplerinin verimi	27
Çizelge 2.11. Aerobik biyolojik arıtma ile sızıntı sularındaki kirleticilerin giderimi	31
Çizelge 2.12. MBR'lerin avantaj ve dezavantajları.....	36
Çizelge 2.13. Dahili ve harici membranların karşılaştırılması	37
Çizelge 2.14. Endüstriyel atık su arıtımında MBR uygulamaları ve işletme koşulları	40
Çizelge 2.15. ÇSS'lerin MBR ile arıtımı	43
Çizelge 2.16. Mikro kirleticilerin MBR ile giderimi	48
Çizelge 2.17. Membran Biyoreaktörlerde membran kirliliğini etkileyen faktörler	52
Çizelge 2.18. HYBR sistemlerin temel avantaj ve dezavantajları.....	54
Çizelge 2.19. Bazı ticari plastik taşıyıcı materyallerin özellikleri.....	56
Çizelge 2.20. Kaldnes biyofilm taşıyıcı malzemelerin özellikleri.....	57
Çizelge 2.21. Mikrokirleticilerin HYBR ile giderimi.....	60
Çizelge 3.1. Kaldnes K1 taşıyıcı malzemenin özellikleri	65
Çizelge 3.2. ÇSS karakterizasyonu.....	69
Çizelge 3.3. AnoxHYBR-AeMBR işletilmesine ait deneysel plan	70
Çizelge 3.4. DEP, DEHP ve DNP ait bazı spesifik özellikler	79
Çizelge 4.1. AeMBR reaktör içi (R. İçi) ve süzütüsündeki (S) KOİ, TOK, İK, NH ₄ ⁺ -N ve NO ₃ ⁻ -N'nun ortalama değerleri ve membran filtrasyon kapasitesi (F)	107
Çizelge 4.2. 2.5.2. fazda AeMBR reaktör içi ve süzütüsündeki NO ₂ ⁻ -N ortalama değerleri ve membran filtrasyon kapasitesi	115
Çizelge 4.3. AnoxHYBR ve AeMBR'de SMP _K , SMP _p ve SMP'nin membran giderimi.....	128
Çizelge 4.4. AeMBR reaktör içi ve süzütüsündeki KOİ ortalama değerleri ve membran filtrasyon kapasitesi	143

Çizelge 4.5. %300 geri devir oranında AeMBR reaktör içi ve süzüntüsündeki NO_2^- -N'nun ortalama değerleri.....	145
Çizelge 4.6. 3. faz kapsamında ardışık AnoxHYBR-AeMBR'de farklı geri devir oranlarında AKM ve UAKM konantrasyonu	150
Çizelge 4.7. Faz 3 kapsamında farklı geri devir oranlarında ardışık AnoxHYBR-AeMBR'de SMP_K , SMP_p ve SMP' nin membran giderimi.....	156
Çizelge 5.1. Faz 2 ve 3 kapsamında değişen işletme koşulları altında elde edilen optimum değerler	172



SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

A/O	Anoksik/Oksik
AÇ	Aktif çamur
AKM	Askıda katı madde
AKR	Ardışık kesikli reaktör
Al	Alüminyum
As	Arsenik
AYBR	Akışkan yatak biyofilm reaktör
BDB	Dönen biyolojik diskler
BOİ	Biyolojik oksijen ihtiyacı
BPA	Bisfenol A
Ca	Kalsiyum
Cd	Kadmiyum
Co	Kobalt
Cr	Krom
Cu	Bakır
ÇO	Çözünmüş oksijen
ÇSS	Çöp sızıntı suyu
DAP	Diallil ftalat
DEHP	di-n-bütilftalat
DEP	Dietil ftalat
DINP	di-izononilftalat
EPS	Hücre dışı polimerik madde
Fe	Demir
FTIR	Fourier dönüşümü kızılötesi spektroskopisi
GC/MS	Gaz kromatografisi/Kütle spektrometresi
HL	Havalandırılmalı lagünler
HRT	Hidrolik bekletme süresi
HYBR	Hareketli yatak biyoreaktör
ICP	İndüktif eşleşmiş plazma
İK	İnorganik Karbon
KOİ	Kimyasal oksijen ihtiyacı
LOD	Tespit (dedeksiyon) limiti
MBR	Membran biyoreaktör
MF	Mikrofiltrasyon
Mg	Magnezyum
Mn	Mangan
Mo	Molibdan
NH ₄ ⁺ -N	Amonyum azotu
Ni	Nikel
NO ₂ ⁻ -N	Nitrit azotu
NO ₃ ⁻ -N	Nitrat azotu
NP	Nonilfenol
OLR	Organik yükleme oranı
ORP	İndirgenme-yükseltgenme potansiyeli
PAH	Polisiklikaromatik hidrokarbon
Pb	Kurşun

SMP	Çözünmüş mikrobiyal ürün
SKKY	Su kirliliği kontrol yönetmeliği
SO ₄ ⁻²	Sülfat
SRT	Çamur yaşı
TÇK	Toplam çözünmüş katı madde
TK	Toplam katı madde
TOK	Toplam organik karbon
UF	Ultrafiltrasyon
UAKM	Uçucu askıda katı madde



1. GİRİŞ

1.1. Motivasyon ve Amaç

Endüstriyel ve ticari büyüme, teknolojik gelişmeler ve yüksek yaşam standartları son yıllarda katı atıkların önemli miktarlarda artmasına katkıda bulunmaktadır. Kaynaklarına bağlı olarak; kentsel atıklar, endüstriyel atıklar ve biyomedikal atıklar olmak üzere üçe ayrılan katı atıklar çevre kirliliği açısından önemli bir tehdit oluşturmaktadır. Günümüzde katı atıkların bertarafı en önemli çevresel konulardan birini oluşturmaktadır ve bu atıkların çevre problemlerine yol açmayacak şekilde bertaraf edilmesi gerekmektedir. Katı atıkların bertarafı geri kazanım, geri dönüşüm, tekrar kullanım, düzenli depolama, yakma ve kompostlaştırma yöntemleri ile gerçekleştirilmektedir. Düzenli depolama, katı atık bertaraf teknikleri arasında, en ucuz yöntemlerden biri olarak tercih edilmektedir. Dünya genelinde üretilen katı atıkların yaklaşık %37'si uygun sahalarda depolanmaktadır (Kaza vd., 2018). Ülkemizde gerek yasal düzenlemeler ve gerekse çevre duyarlılığının artmasıyla birlikte, 2018 yılında 32,2 milyon ton atığın %67,2'si düzenli depo sahalarında depolanmıştır ve % 11,9'u ise geri kazanım tesislerinde işlenmiştir (TÜİK, 2018).

Düzenli depolama sahasının birçok avantajı olmasına rağmen, çöp sızıntı suyu (ÇSS) üretimi bu yöntemin en önemli problemini oluşturmaktadır (Renou vd., 2008; Butt vd., 2014). ÇSS, vahşi veya düzenli depolama sahalarında atıkların ayrışması sonucu oluşan çevre ve sucul yaşam üzerine oldukça toksik etkiye sahip atıksulardır (Yan vd., 2015; Naveen vd., 2017). ÇSS bileşenleri katı atık kompozisyonuna, depolama yöntemine, depolama alanlarının hidrolojisine, iklimine ve depolama yaşına bağlı olarak bölgeden bölgeye değişkenlik göstermektedir (Zhang vd., 2015). ÇSS karakteristik özellikleri bölgeden bölgeye değişmesine rağmen genel olarak içerdikleri çözülmüş bileşiklere göre; organik bileşikler (uçucu yağ asitleri, fulvik ve humik bileşikler), inorganik bileşikler (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^{+} , K^{+} , NH_4^{+} , Fe^{+2} , Mn^{+2} , Cl^{-} , SO_4^{-2} ve HCO^{-3}), ağır metaller (Cd^{+2} , Cr^{+3} , Cu^{+2} , Pb^{+2} , Ni^{+2} ve Zn^{+2}) ve zenobiyotik maddeler (aromatik hidrokarbonlar, fenoller, klorlanmış alifatikler, pestisitler, ve FAE) olmak üzere dört temel kirleticiden oluşmaktadır (Kjeldsen vd., 2002; Renou vd., 2008; Gao

vd, 2015; Boonnorat vd., 2019; Sanguanpak vd., 2019; Wang vd., 2020). Plastik üretiminde yaygın bir şekilde kullanılan FAE'ler, insanlar ve doğal yaşam üzerinde olumsuz etkilere neden olmaktadır. Ayrıca ÇSS depolama sahasının yaşına bağlı olarak genç (<5yıl), orta yaşlı (5-10 yıl) ve yaşlı (>10yıl) olmak üzere üçe ayrılmakta ve atıksudaki Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ), amonyum azotu ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) ve pH parametreleri bu sınıflandırmaya bağlı olarak değişkenlik göstermektedir. Sızıntı sularının biyodegradasyonu ile direkt olarak ilgili olan BOİ/KOİ oranı sızıntı suyu yaşını gösteren en belirleyici parametredir. Genç sızıntı suları yüksek BOİ/KOİ oranı (0,5-1), yaşlı sızıntı suları ise düşük BOİ/KOİ ($\leq 0,1$) fakat yüksek amonyum azotu konsantrasyonu ile temsil edilmektedir (Kjeldsen vd., 2002; Foo ve Hameed, 2009; Miao vd., 2019). Bu bağlamda yüksek konsantrasyonda organik ve inorganik maddeleri ve uzaklaştırılması zor kirleticileri bünyesinde ihtiva eden bu atıksuların doğal çevre ve insan sağlığına toksik etkilerinden dolayı arıtımı ve uzaklaştırılması oldukça önem arz etmektedir.

ÇSS arıtımı için fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtım teknolojileri sıklıkla kullanılmaktadır (Renou vd., 2008; Liu vd., 2015; Silva vd., 2017, Abuabdou vd., 2020). Biyolojik arıtma sistemleri kimyasal ve fiziksel arıtma yöntemlerine göre daha az çamur oluşturmaları, daha düşük maliyetli olması ve alıcı ortama zarar verebilecek tehlikeli yan ürünlerin meydana gelmemesi gibi avantajlarından dolayı ÇSS arıtımı için daha uygun bir çözüm olarak kabul edilmektedir (Jokela vd., 2002; Yong vd., 2018). Ancak mikroorganizmalar için oldukça toksik ve uzaklaştırılması zor kirleticiler içeren ÇSS'nin tek kademeli aerobik, anoksik ve anaerobik konvansiyonel biyolojik sistemlerle arıtımı oldukça zordur.

Son yıllarda düşük işletme maliyeti, daha az çamur üretimi ve yüksek amonyum giderme verimi nedeniyle ÇSS arıtımında anoksik/oksik (A/O) süreçlerine odaklanılmıştır (Zhang vd., 2015; Liu vd., 2020). Literatürde, tek aşamalı A/O prosesindeki mikrobiyal popülasyonun, ÇSS'deki yüksek KOİ ve $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonundan olumsuz bir şekilde etkilendiği ve arıtma performansının yetersiz olduğu bildirilmiştir (Liu vd., 2017). ÇSS'den KOİ ve $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'un giderilmesinde iki aşamalı A/O prosesinin etkili bir şekilde kullanılabileceği literatürde belirtilmiştir (Liu

vd., 2017, 2018a, 2018b, 2020; González-Cortés, 2021). Ancak çok aşamalı sistemin en önemli dezavantajları işletim sorunları ve yüksek maliyetleridir. Bu nedenle, tek aşamalı A/O işlemlerinin geliştirilmesi büyük önem kazanmıştır. Son yıllarda araştırmacılar ÇSS'lerinin biyolojik arıtım verimini artırmak amacıyla, düşük hidrolik bekletme süreleri (HRT), ve yüksek çamur yaşlarında (SRT), düşük büyüme hızına sahip toksik madde gideriminden sorumlu bakterilerin reaktörde daha fazla tutulmasına olanak tanıyan biyofilm ve membran biyorektör prosesleri üzerinde çalışmaktadırlar. Geleneksel tek aşamalı A/O'nun hareketli yatak biyofilm reaktör (HYBR) ve membran biyorektör (MBR) ile birleştirilmesi ÇSS'den KOİ, NH₄⁺ -N, ve dirençli kirleticilerin giderimi için iyi bir alternatif proses olarak düşünülmektedir.

Konvansiyonel reaktörlere taşıyıcı malzeme eklenmesiyle oluşturulan HYBR'de taşıyıcı malzemeler aktif biyokütle için bir mobil taşıyıcı görevi görmekte, böylece bağlı ve askıda büyüme ortamlarını içeren hibrit büyüme sistemi sağlamaktadır. Mikroorganizmaların taşıyıcı malzeme üzerinde tutunması reaktörlerin daha yüksek çamur yaşları ile işletilmesini mümkün kılmaktadır. Bu durum özellikle büyüme hızı düşük olan mikroorganizmaların sistemde kalmasına ve zor parçalanan kirleticilerin giderimine olanak sağlamaktadır (Rusten vd., 1995; Wang vd., 2006; Aygun vd., 2008; Flemming vd., 2016; di Biase vd., 2019). MBR ise biyolojik arıtma ve membran filtrasyonunu içeren hibrit bir proses olup, bu prosesin biyolojik olarak arıtılması zor ve dirençli bileşiklerin gideriminde kullanım alanı giderek artmaktadır. Konvansiyonel aktif çamur prosesinde iki ayrı tankta gerçekleşen biyokimyasal oksidasyon ve su/biyokütle ayrımı, MBR'de tek tankta gerçekleşmektedir. MBR, konvansiyonel aktif çamur prosesleri ile karşılaştırıldığında az yer kaplaması, biyorektör içinde çamur koşullarından bağımsız nihai arıtılmış su kalitesindeki tutarlılık, düşük çamur üretimi, nütrientlerin ve zor parçalanan organik kirleticilerin daha yüksek arıtımı gibi birçok avantaj sunmaktadır. Fakat membran tıkanması bu prosesin en büyük dezavantajını oluşturmaktadır (Liu vd., 2019). Bu biyorektörlerin oldukça toksik etkilere sahip atıksularda üstün performans gösterdikleri kanıtlanmıştır. Son zamanlarda HYBR ve MBR sistemlerinin ÇSS arıtımında kullanımı artmasına rağmen literatürde bu sistemlerin eş zamanlı, ardışık veya hibrit kombinasyonları ile ÇSS arıtımı üzerine sınırlı sayıda çalışma bulunmaktadır (Canziani vd., 2006; Chen vd., 2008; Xiong vd.,

2018; Pieus vd., 2021). Ayrıca bu sistemler ve kombinasyonları ile ÇSS içerisinde bulunan ağır metal ve zenobiyotik maddelerin giderimi ve arıtım performanslarına etkileri ile ilgili çalışmaların azlığı dikkat çekmektedir (Luo vd., 2015; Jiang vd., 2018).

Bu tez çalışmasının ana amacı; anoksik HYBR (AnoxHYBR) ve aerobik MBR (AeMBR) proses kombinasyonu ile, gerçek orta yaşlı ÇSS'den organik karbon, azot, ağır metal ve zenobiyotik maddelerin giderimini ve sistem performansını etkileyen faktörleri araştırmaktır. Tez çalışmasının her bölümü için oluşturulan ana hedefler aşağıda özetlenmiştir.

1. ÇSS biyolojik arıtım verimini olumsuz etkileyen yüksek konsantrasyonlarda karbonlu madde ve azot içermesinin yanı sıra mikroorganizmalar için toksik ve dirençli kirleticileri de bünyesinde bulundurmaktadır. Bu nedenle biyolojik olarak arıtılması oldukça zor atıksulardır. Bu bağlamda tez çalışmasının birinci aşamasının ana amaçlarını ÇSS'lerinin arıtımında anoksik ve aerobik mikroorganizmaların adaptasyonu, anoksik reaktörde biyofilm oluşumu ve aerobik reaktörde MBR işletimi için en önemli parametrelerden biri olan kritik akının belirlenmesi oluşturmaktadır. Bu aşamada anoksik ve aerobik biyoreaktörler eş zamanlı bir şekilde işletilmiştir. Taşıyıcı malzeme (K1 Kaldnes) hacimsel doluluk oranı %40 olan AnoxHYBR ÇSS arıtımında birinci basamak olarak, anoksik reaktör çıkışı ile beslenen aerobik reaktör ise ikinci basamak olarak kullanılmıştır. Anoksik reaktörde elektron alıcı olarak dışarıdan nitrat ilave edilmiş ve atıksudaki mevcut organik karbon elektron verici kaynağı olarak kullanılmıştır. Reaktörler kesikli ve sürekli olmak üzere iki farklı şekilde işletilmiştir. Aerobik reaktöre membran eklenerek AeMBR olarak işletilmeye başlamadan önce; membran özellikleri, işletme koşulları (havalandırma yoğunluğu, sıcaklık gibi) ve çamur karakteristiği gibi birçok parametreye bağlı olarak değişen kritik akının belirlenmesi gerekmektedir. Doktora tezi kapsamında reaktörler kesikli ve sürekli şekilde işletilip kararlı koşullarda toplanan verilerden aerobik reaktör mikrofiltasyon (MF) modunda ve AeMBR modunda çalıştırılarak kritik akı çalışmaları gerçekleştirilmiştir.

2. Çalışmanın ikinci aşamasında, gerçek orta yaşlı ÇSS'nin ardışık AnoxHYBR ve AeMBR kullanılarak arıtımı sırasında çeşitli işletme koşullarının reaktör performansı üzerine etkilerinin detaylı olarak incelenmesi ve sistem optimizasyonunun sağlanması amaçlanmaktadır. Bu amaç doğrultusunda, farklı nitrat konsantrasyonlarının (100-1000 mg/L), farklı SRT'lerin (45-90 gün) ve farklı HRT'lerin (24 - 48 saat) AnoxHYBR ve sistem performansı üzerine etkisi araştırılmıştır. Daha sonra AnoxHYBR optimum koşullarda işletilmiş ve AeMBR optimizasyonu için sabit oksijen konsantrasyonunda ($\text{ÇO} \geq 2 \text{ mg/L}$) farklı SRT'lerin (30 gün - sonsuz) ve farklı HRT'lerin (24 - 48 saat) reaktör ve sistem performansı üzerine etkileri araştırılmıştır. AnoxHYBR ve AeMBR performansı KOİ, toplam organik karbon (TOK), taşıyıcı malzemede biyofilm konsantrasyonu, askıda ve uçucu katı madde (AKM ve UAKM), azot ($\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$), çözünmüş mikrobiyal ürün (SMP), hücre dışı polimerik madde (EPS), ağır metal ve zenobiyotik madde analizleri yapılarak değerlendirilmiştir.

3. Harici karbon kaynağına ihtiyaç duyulmasından dolayı A/O prososelerinde azot giderim için geri devir oranları oldukça önemlidir. AeMBR'den AnoxHYBR'ye geri devredilecek çıkış suyunun yüksek ÇO konsantrasyonu içermesi durumunda azot giderim verimi düşmektedir. Ancak, anoksik/aerobik zıt çevre koşullarındaki mikroorganizmaların gelişmesine imkan sağlayan AnoxHYBR'deki taşıyıcı materyellerin ÇO etkilerini en aza indireceği düşünülmektedir. Çalışmanın bu aşamasında AeMBR'de amonyum giderimi sonucu oluşan nitrit/nitrat AnoxHYBR'e geri devrettirilmiştir. Geri devir oranlarının etkisi araştırılmak üzere farklı geri devir oranlarında AeMBR'den (%100-%300) AnoxHYBR'e verilerek, ÇSS'den organik karbon, azot, ağır metal, zenobiyotik maddelerin giderimi, biyofilm oluşumu ve membran performansına etkileri araştırılmıştır. Sistem performansı KOİ, TOK, taşıyıcı malzemede biyofilm konsantrasyonu, AKM ve UAKM, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, TN, SMP, EPS, ağır metal ve zenobiyotik madde analizleri yapılarak değerlendirilmiştir.

1.2. Kapsam

Doktora tez çalışması 3 farklı aşamayı kapsamakta ve tez kapsamında gerçekleştirilen çalışmaların ana hatları Çizelge 1.1’de özet olarak sunulmuştur.



Çizelge 1.1. Tez kapsamı

Faz No	Tez İçeriğindeki Başlık No	Amaç	Kapsam
1	4.1	Gerçek orta yaşlı ÇSS'nin arıtımı için anoksik ve aerobik mikroorganizmaların adaptasyonu ve kritik akının belirlenmesi	- Gerçek orta yaşlı ÇSS'nin arıtımı için kesikli bir şekilde işletilen AnoxHYBR ve aerobik reaktörlerde mikroorganizmaların adaptasyonu amacıyla 48 saatlik döngü süresince arıtım performansının KOİ, TOK, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ açısından değerlendirilmesi - Gerçek orta yaşlı ÇSS'nin arıtımı için sürekli bir şekilde işletilen AnoxHYBR ve aerobik reaktörde mikroorganizmaların adaptasyonu amacıyla 48 saatlik HRT'de arıtım performansının KOİ, TOK, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ açısından değerlendirilmesi - Anoksik koşullarda arıtılmış ÇSS kullanılarak aerobik MF modunda ve AeMBR modunda TMP-akı ilişkisinin incelenmesi
2	4.2	Gerçek orta yaşlı ÇSS'nin ardışık AnoxHYBR ve AeMBR kullanılarak arıtımı sırasında değişen işletme parametrelerinin arıtım performansı üzerine etkisinin belirlenmesi	Ardışık sistemde farklı işletme koşullarının gerçek orta yaşlı ÇSS arıtım verimine olan etkilerinin belirlenmesi amacıyla AnoxHYBR'de farklı nitrat konsantrasyonlarının (100-1000 mg/L), farklı SRT'lerin (45 - 90 gün) ve farklı HRT'lerin (24 - 48 saat) ve AeMBR'da sabit oksijen konsantrasyonunda ($\text{CO} \geq 2$ mg/L) farklı SRT'lerin (30 gün - sonsuz) ve farklı HRT'lerin (24 - 48 saat) reaktör ve sistem performansı üzerine etkilerinin KOİ, TOK, taşıyıcı malzemede biyofilm konsantrasyonu, AKM, UAKM, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, SMP, EPS, ağır metal ve zenobiyotik madde giderimi ve membran performansı açısından değerlendirilmesi
3	4.3	Gerçek orta yaşlı ÇSS'nin ardışık AnoxHYBR ve AeMBR kullanılarak arıtımı sırasında geri devir oranlarının arıtım performansı üzerine etkisinin belirlenmesi	Ardışık sistemde farklı geri devir oranlarının gerçek orta yaşlı ÇSS arıtım verimine olan etkilerinin belirlenmesi amacıyla optimum koşullar altında işletilen AnoxHYBR ve AeMBR'de %100, %200 ve %300 geri devir oranlarının sistem performansı üzerine etkilerinin KOİ, TOK, taşıyıcı malzemede biyofilm konsantrasyonu, AKM, UAKM, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, SMP, EPS, ağır metal ve zenobiyotik madde giderimi ve membran performansı açısından değerlendirilmesi

2. KAYNAK ÖZETLERİ

2.1. Katı Atıklar ve Özellikleri

Atık terimi, sahibinin attığı veya atmayı düşündüğü üretim/tüketim kalıntısı, kullanım tarihi dolmuş, kirlenmiş ve tatmin edici performans göstermeyen bir madde veya nesne olarak tanımlanmaktadır (Europa, 2006). Günümüzde insan faaliyetleri sonucunda, yararsız olduğu düşünüldüğünden dolayı ortamdaki uzaklaştırılmak istenen atık maddeler sıklıkla üretilmektedir. Bu atıklar sıvı ve katı atık olmak üzere iki temel gruba ayrılmaktadır. Bunlar arasında, insanoğlunun günlük faaliyetleri sonucu üretilen ve sıklıkla karşılaştığımız katı atıklar küresel çapta endişe verici bir sorun oluşturmaktadır.

Katı atık, insanoğlunun yaşamsal faaliyetleri boyunca ürettiği kullanım süresi dolan, üreticisi tarafından uzaklaştırılmak istenen, arıtma çamurları dahil olmak üzere her türlü katı malzeme olarak tanımlanmaktadır (Öztürk, 2010; Gündüzalp ve Güven 2016). Katı atıklar insanların evlerinden, ticari veya endüstriyel faaliyetlerden kaynaklanan oldukça heterojen bir içeriğe sahiptir. Bu atıklar günlük faaliyetlerimiz sonucunda ürettiğimiz paket, şişe, gazete, ekipman, cihaz, metal, deri, lastik, tekstil ürünleri, batarya ve boya vb. tüm malzemeleri içermektedir (Ekmekçioğlu vd., 2010). Bunlar atık türüne veya kaynaklarına bağlı olarak kentsel atıklar, endüstriyel atıklar ve tehlikeli atıklar olmak üzere üç kategoriye ayrılmaktadır. Kentsel katı atıklar genellikle tehlikeli olmayan atıkları ifade ederken; tehlikeli atıklar toksik atıkları, radyoaktif atıkları ve tıbbi atıkları içermektedir. Endüstriyel atıklar ise belediye veya sanayiden kaynaklı proses atıklarını, külleri, yıkım ve inşaat atıklarını, özel atıkları ve tehlikeli atıkları içermektedir. Bu atık türleri arasında kentsel katı atıklar, insanoğlu tarafından üretilen en büyük katı madde kütlelerini temsil etmektedir.

Kentsel katı atık, tüm evsel atıklar ve ticari/kurumsal atıkları gibi tehlikeli olmayan atıkları içeren katı atıklar olarak tanımlanmaktadır (Magutu vd., 2010). Kentsel katı atıklar, öncelikle evsel kökenli olmakla birlikte ofislerden, otellerden, alışveriş komplekslerinden/dükkanlardan, okullardan, kurumlardan, sokak temizliği ve eğlence

alanlarının bakımı gibi belediye hizmetlerinden kaynaklanan atıkları da içermektedir. Kentsel katı atık türleri arasında, elektrik ampulleri, piller, metaller, ilaçlar ve otomotiv parçaları gibi bazı tehlikeli evsel atıklarla birlikte cam, kağıt, plastik, ve yiyecek atıkları yer almaktadır. Gelişmekte olan ülkelerden elde edilen kentsel katı atıklar, çoğunlukla evlerden (%55-80), pazar veya ticari alanlardan (%10-30), endüstrilerden, sokaklardan, kurumlardan ve diğerlerinden elde edilen değişken miktarlardan oluşmaktadır (Nabegu ve Hum, 2010). Çizelge 2.1’de Türkiye’deki ve dünyadaki kentsel katı atıklarının tipik bileşimi sunulmaktadır. Kentsel katı atıkların bileşimi bir belediyeden diğerine ve ülkeden ülkeye önemli ölçüde değişmektedir. Türkiye, Hindistan, Kore, Tayvan ve Japonya’da atık türlerine bağlı olarak endüstriyel kaynaklardan gelen atığın bir bölümü, Hong Kong’da ise endüstriyel atıkların tamamı kentsel katı atıklar içerisinde yer almaktadır.

Çizelge 2.1. Türkiye ve dünyadaki kentsel katı atıklarının ağırlıkça yüzde (%) bileşenleri (Turan vd., 2009; Kaza vd., 2018)

Bileşenler	Türkiye	Dünya
Organikler	% 40-65	% 44
Kağıt/Karton	% 7-18	% 17
Plastikler	% 5-14	% 12
Metal	% 1-6	% 4
Cam	% 2-6	% 5
Diğerleri	% 7-24	% 18

Kentsel katı atıkların bileşimi tüketim alışkanlıklarına, gelir seviyelerine ve yaşam standartlarına göre değişmektedir (Rana vd., 2018). Genel olarak kentsel katı atıkların bileşimi toplumun ekonomik yaşam standardına bağlı olarak özetlenebilmektedir. Çizelge 2.2’de görüldüğü üzere, ülkede kentsel nüfus artıkça ve zenginleştikçe düşük organik madde ve yüksek inorganik madde (plastikler, kağıtlar vb.) tüketimi gözlenmektedir (Kaza vd., 2018). Örneğin, düşük gelirli ülkelerde %64’lük oranla organik madde tüketimi yüksek olmasına rağmen, yüksek gelirli ülkelerde bu oran %28’e kadar düşmektedir (Hoornweg ve Bhada-Tata, 2012). Düşük ve orta gelirli ülkelerin %40 - 85 arasında değişen yüksek miktarda organik madde ürettikleri de bilinmektedir. Orta ve yüksek gelirli ülkelerin atıklarında kâğıt, plastik, cam ve

metaller daha belirgin olarak gözlenmektedir. Çizelge 2.1’de görüldüğü üzere, ülkemizdeki organik atıklar (%40-65) kentsel atıkların ana bileşenini oluşturmaktadır. Diğer atıklar (%7-24) ise, esas olarak inşaat ve yıkım enkazı, kömür külü ve tehlikeli atıkları içermektedir. Kaza vd. (2018), ülkemizi katı atık yönetim raporunda yüksek orta gelirli ülke olarak değerlendirilmiştir. Bu gerçeğe uygun olarak, Türkiye’nin atık bileşim yüzdeleri, bu gelir düzeyindeki ülkelerinin yüzdeleri ile aynı aralıkta yer almaktadır.

Çizelge 2.2. Ülkelerin gelir seviyelerine göre kentsel katı atıklarının ağırlıkça yüzde (%) bileşenleri (Kaza vd., 2018)

Bileşenler	Ekonomik Seviye			
	Düşük Gelirli	Düşük orta Gelirli	Yüksek orta gelirli	Yüksek Gelirli
Organikler (%)	56	53	54	32
Kağıt/Karton (%)	7	12,5	12	25
Plastikler (%)	6,4	11	11	13
Metal (%)	2	2	2	6
Cam (%)	1	3	4	5
Diğerleri (%)	27,6	18,5	17	19

Kentsel katı atıkların miktarı nüfus artışı, hızlı kentleşme, gelişen ekonomi ve gelişmekte olan ülkelerde yaşam standardındaki artışa bağlı olarak önemli derecede artmıştır (Minghua vd., 2009). 2002 yılında 2,9 milyar kent sakini, kişi başına günlük 0,64 kg (0,69 milyar ton/yıl) üretirken; 2012’de 3 milyar kent sakini, kişi başına 1,2 kg/gün (1,3 milyar ton/yıl) atık üretmiştir (Hoornweg ve Bhada-Tata 2012). Dünyada üretilen tahmini kentsel katı atık miktarı yaklaşık 1,7-2.01 milyar ton/yıl’dır (Kaza vd., 2018). 2025 yılına gelindiğinde, 4,3 milyar kent sakininin kişi başına günlük 1,42 kg (2,2 milyar ton/yıl) atık üreteceği öngörülmektedir (Hoornweg ve Bhada-Tata, 2012). 2050 yılında ise, Dünya çapında 3,4 milyar ton atık üretileceği tahmin edilmektedir (Kaza vd., 2018).

Atıkların miktarları insanların ekonomik durumu ve kullanım alışkanlıklarını da içeren faktörlere göre ülkeden ülkeye ve bölgeden bölgeye değişmektedir (Khan vd., 2016).

Gelişmiş ülkeler ortalama olarak kişi başına yıllık 521,95-759,2 kg katı atık üretirken, gelişmekte olan ülkeler tarafından ise kişi başına yıllık 109,5-525,6 kg katı atık üretilmektedir (Kaza vd., 2018). Dünyadaki kentleşme oranındaki hızlı artış ile birlikte 2050 yılında, gelişmekte olan ülkelerde nüfusun yüzde 64'ünün ve gelişmiş ülkelerde 84'ünden fazlasının kentlerde yaşayacağı tahmin edilmektedir. Bu durum kentsel katı atıkların hızla artmasına sebep olacak ve önemli problemler oluşturacaktır. Bu nedenle, kentsel katı atıkların bertarafı ve yönetimi günümüzde ve gelecekte de çevrenin korunmasında kilit konulardan biri olarak görünmektedir.

Hızla artan kentleşme ve katı atık miktarları katı atıkların toplanması, depolanması, taşınması ve nihai olarak bertarafı, kentlerde ve bölgelerde büyük bir problem oluşturmaktadır (Minghua vd., 2009; Okot-Okumu ve Nyenje, 2011). Yüksek gelirli ülkelerde ve Kuzey Amerika'da atık toplama oranları %100'e yakındır. Düşük-orta gelirli ülkelerde ve düşük gelirli ülkelerde ise atık toplama oranları sırasıyla %51 ve %39 civarındadır (Kaza vd., 2018). Bu malzemeler özellikle su temini, kanalizasyon sistemi, atık toplama ve depolama alanlarına bırakıldıklarında çevre kirliliği açısından önemli bir tehdit oluşturmaktadır. Bu bağlamda canlılar ve çevre üzerinde ciddi hasara neden olabilmektedir. Bu nedenle gelişmekte olan ülkelerde belediye bütçesinin yaklaşık %20-%50'si kentsel katı atıkların yönetimine harcanmaktadır. Ancak atıkların %30-%60'ı toplanamamakta ve nüfusun %50'sinden daha az bir kısmına hizmet sağlanabilmektedir (Kaza vd., 2018). Bu bağlamda katı atıkların bertarafı özellikle gelişmekte olan ülkelerde en önemli çevresel konulardan birini oluşturmakta ve bu atıkların çevre problemlerine yol açmayacak şekilde bertaraf edilmesi gerekmektedir (Muşdal, 2007). Kentsel katı atıkların yönetimi ve bertarafı için en yaygın ve etkili yöntemler arasında sırasıyla geri kazanım, geri dönüşüm, tekrar kullanım, geri kazanım, bertaraf (düzenli depolama, yakma ve kompostlaştırma) yöntemleri yer almaktadır. Dünyada katı atıkların yaklaşık %37'si katı atık depolama sahalarında bertaraf edilmektedir. Bu depolama alanlarının sadece %8'i atık gaz toplama sistemleri olan düzenli atık depolama alanlarıdır. Dünya çapındaki katı atıkların %19'u ise geri dönüşüm ve kompostlama ile geri kazanılmakta ve %11'i nihai bertaraf için yakılmaktadır. Ayrıca Dünya genelinde katı atık bertaraf yöntemleri, gelir seviyesi ve bölgeye göre önemli ölçüde değişmektedir. Vahşi depolama, depolama

alanlarının henüz bulunmadığı düşük gelirli ülkelerde yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Atıkların yaklaşık %93'ü düşük gelirli ülkelerde karayollarında, açık arazilerde veya su yollarında yakılır veya atılırken, yüksek gelirli ülkelerde atıkların yalnızca %2'si dökülmektedir (Kaza vd., 2018).

Katı atık bertaraf teknolojisinin seçimi birçok kalitatif ve kantitatif kriterden oluşan karmaşık bir sorun oluşturmaktadır. Bu durum, katı atık bertaraf yönetiminin sadece sosyal bir problem değil, aynı zamanda politik, sosyo-kültürel, teknik, finansal ve çevresel faktörlerden oluşan çok kriterli bir karar problemi olmasından kaynaklanmaktadır (Balaban ve Baki, 2010). Katı atıkların depolama alanlarında bertarafı çoğu durumda en ekonomik atık bertaraf yöntemi olarak kabul edilmektedir (Renou vd., 2008; Abuabdou vd., 2020). Bu nedenle, gelişmekte olan ülkelerde katı atıklar için düzenli depolama sahaları en dikkat çekici bertaraf yöntemi olmaya devam etmektedir. Dünya genelinde üretilen katı atıkların yaklaşık %37'si uygun sahalarda depolanmaktadır (Kaza vd., 2018). Ülkemizde 2006 yılında atıkların sadece %38'i düzenli olarak depolanmakta, diğer atıklar ise 14.03.1991 tarih ve 20814 sayılı Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'nde verilen esaslara uyulmadan düzensiz bir şekilde gelişigüzel depolanmaktadır (TÜİK, 2019). Ancak son yıllarda gerek yasal düzenlemeler ve gerekse çevre duyarlılığının artması sebebiyle, düzenli depo sahaları yaygınlaşmaktadır. Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK) verilerine göre 2018 yılı itibarı ile toplanan kentsel katı atık miktarı 32,2 milyon ton/yıl olup belediye nüfusunun %98,8'i atık toplama hizmetinden yararlanmaktadır (Çizelge 2.3). Belediyelerden toplanan atığın %67,2'si düzenli depolama ve % 11,9'u ise geri kazanım gibi atık yönetimi mevzuatına uygun yöntemlerle bertaraf edilmektedir (TÜİK, 2019).

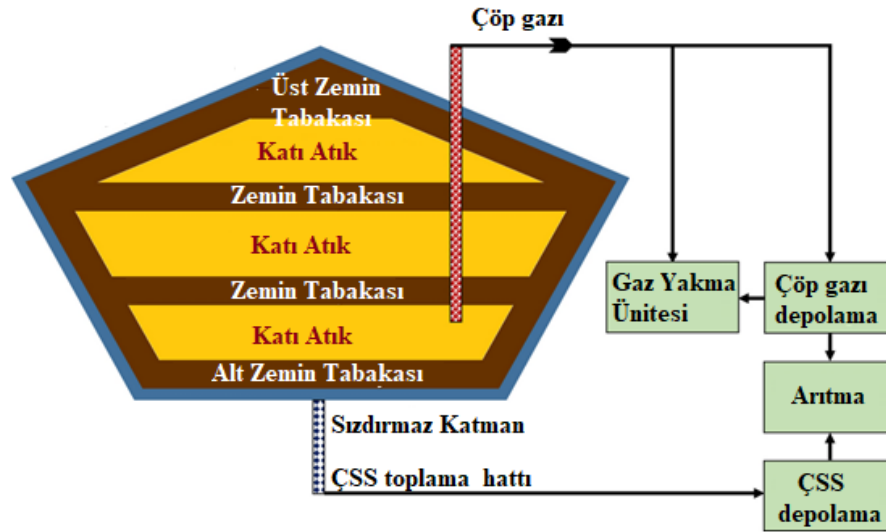
Çizelge 2.3. Bertaraf/geri kazanım yöntemleri ve belediye atık miktarı (2006 -2018) (TÜİK, 2019)

Bertaraf ve geri kazanım yöntemi	2006		2008		2010		2012		2014		2016		2018	
	Miktar*	%	Miktar*	%	Miktar*	%	Miktar*	%	Miktar*	%	Miktar*	%	Miktar*	%
Toplanan belediye atık miktarı	25280	100,0	24361	100,0	25277	100,0	25845	100,0	28011	100,0	31584	100,0	32209	100,0
Belediye çöplüğüne gönderilen	14941	59,1	12 678	52,0	11001	43,5	9771	37,8	9 936	35,5	9095	28,8	6521	20,2
Düzenli depolama tesisine gönderilen	9428	37,3	10 947	44,9	13747	54,4	15484	59,9	17807	63,6	19338	61,2	21644	67,2
Açıkta yakılan	247	1,0	239	1,0	134	0,5	105	0,4	4	0,01	10	0,032	6	0,019
Dereye ve göle dökülen	70	0,3	48	0,2	44	0,2	33	0,1	16	0,06	0,5	0,002	0,5	0,002
Gömülen	144	0,6	100	0,4	34	0,1	94	0,4	7	0,02	7	0,021	2	0,006
Diğer bertaraf yöntemleri	195	0,8	73	0,3	122	0,5	202	0,8	114	0,41	41	0,130	65	0,20
Kompost tesisine gönderilen	255	1,0	276	1,1	194	0,8	155	0,6	126	0,4	146	0,5	123	0,38
Diğer geri kazanım tesislerine gönderilen	-	-	-	-	-	-	193	0,7	164	0,5	2 946	9,3	3848	11,9

* Miktarlar bin ton olarak verilmiştir

2.2. Katı Atık Depolama Sahaları

Katı atık depolama sahaları, katı atık bertarafı için kullanılan en eski ve en yaygın bir yöntem olarak bilinmektedir. Düzenli depolama, katı atık bertaraf teknikleri arasında, düşük maliyetli ve kolay işletimi nedeniyle gelişmekte olan ülkeler tarafından yaygın bir şekilde tercih edilmektedir (Bashir vd, 2010). Dünya çapında üretilen katı atıkların %37 kadarı atık depolama alanlarına atılmaktadır (Kaza vd., 2018). Düzenli katı atık depolama sahaları, atık toplama sahasının seçiminden atık depolama alanının kapatılmasına kadar uygun ve dikkatli bir planlama sonucu inşa edilmektedir. Düzenli depolama sahası inşaatı ülkeden ülkeye değişkenlik göstermesine rağmen, tipik bir depolama sahası Şekil 2.1’de gösterilmektedir. Bu sahalar genel olarak katı atık sahası temeli, astar, bariyer kapağı, sızıntı suyu toplama sistemi, çöp gazı toplama sistemi, gaz yakma sistemi ve toprak örtüsü gibi atık depolama alanlarını kontrol etmek için gerekli tüm olanaklara sahiptir (Nanda ve Berruti, 2020).



Şekil 2.1. Klasik bir katı atık depolama sahası şematik dizaynı (Nanda ve Berruti, 2020)

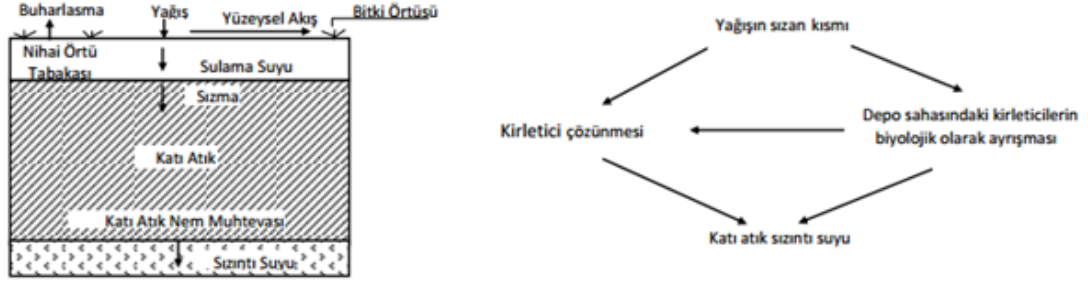
Düzenli katı atık depolama sahalarında atıkların ayrışma oranları büyük ölçüde atık özelliklerine bağlı olarak değişmektedir. Ancak düzenli depolama sahasında bozunma, genel olarak fiziksel, kimyasal ve biyolojik ayrışma olmak üzere üç kategoriye ayrılmaktadır (Samadder vd., 2017). Fiziksel ayrışma; ayrışma ve mekanik olarak

boyut küçültme sırasında meydana gelirken, kimyasal ayrışma; yanma, piroliz ve gazlaştırma gibi süreçleri içermektedir. Biyolojik ayrışmada ise; atık içeriğinde bulunan organik maddeler mikroorganizma faaliyetleri sonucunda oksijen tükenene kadar aerobik olarak ayrışmakta, daha sonra ise anaerobik olarak ayrışarak, önemli miktarda CO₂ ve CH₄ içeren bir gaz karışımı oluşmaktadır (Top, 2011). Biyolojik ayrışma, atığın düzenli depolama alanına aktarılmasının hemen ardından başlamaktadır (Kamaruddin vd., 2017). Bu ayrışmalar sonucunda yüksek derecede kirlenmiş tehlikeli sızıntı suyu ve gazlar üretilmektedir (Regadio vd., 2015; Liu vd., 2018c). Bu süreç hem aerobik hem de anaerobik ayrışma tarafından yönetilen çözündürme ve gazlaştırma işlemini içermektedir (Erses vd., 2008). Çözündürme işlemi sırasında çözünür organik asitler, amonyak ve CO₂ üretilmekte, ardından sızıntı suyundaki biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) seviyesi artmakta ve pH seviyesi düşmektedir. Gazlaştırma işlemi sırasında ise organik asitten gaz üretilmekte, BOİ seviyesi düşmekte ve pH yükselmektedir. Düzenli depolama sahaları katı atıklarının depolanması için en basit ve en uygun maliyetli yöntem olmasına rağmen, en büyük dezavantajı gaz ve ÇSS üretimidir. ÇSS'ler insan sağlığı, tarım ve ekolojik sistem için ciddi riskler oluşturmaktadır (Renou vd., 2008).

2.3. Çöp Sızıntı Suları

Katı atık depolama alanlarında oluşan sızıntı suları genel olarak, çöp içindeki nemin ve çöp depolama alanına düşen yağmur sularının sızması sonucu ve atıkların aerobik/anaerobik ayrışması sırasında oluşan atıksu olarak tanımlanmaktadır (Şekil 2.2) (Mor vd., 2006). Açık ve kontrolsüz depolamadan, yüksek mühendislik kullanılarak inşaa edilmiş tesislere kadar, tüm depolama alanlarında sızıntı suyu oluşumu, bu bertaraf uygulamasının en önemli problemlerinden birini oluşturmaktadır. Atıkların çevre üzerindeki potansiyel olumsuz etkilerini ortadan kaldırmak veya en aza indirmek üzere tasarlanmış düzenli depolama alanları sızıntı suyunun miktarını ve kirlenici konsantrasyonunu önemli derecede azaltmasına rağmen sızıntı suyu oluşumu tam olarak engellenememektedir. Depolama tesisindeki sızıntı suyu, atık kütlesi içindeki gözeneklerden çözünmüş veya askıya alınmış materyalleri

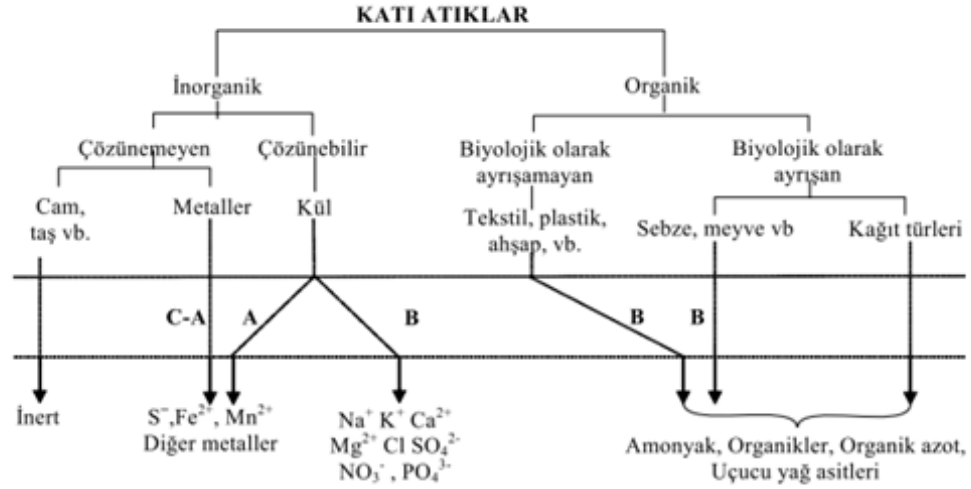
aşağı doğru hareket ettirmekte ve depolama rezervuarındaki drenaj tabakasına akmaktadır (Öztürk, 2010).



Şekil 2.2. Sızıntı suyu oluşumu ve katı atıklardan sızıntı suyuna kirletici geçişi (Öztürk, 2010)

Katı atık depolama tesisindeki sızıntı suyu miktarı atığın türüne, yağmur suyu sızmasına, mevsimsel değişimlere, biyokimyasal süreçlere, nem içeriğine ve sıkıştırılma derecesine bağlı olarak değişmektedir (Frost ve Griffin, 1977). Sızıntı suyunun miktarını etkileyen en önemli faktörlerden biri depolama sahasının iklim koşullarıdır. Örneğin, yüksek miktarda yağış alan bölgelerde, depolama alanlarına daha fazla su girişi olduğu için daha fazla sızıntı suyu oluşmaktadır. Bunun yanı sıra atıklar daha az sıkıştırıldığında daha fazla sızıntı suyu üretimi gözlenmektedir (Deng 2006).

ÇSS karakteristik özellikleri ise; depolama sahası yaşına, atık kompozisyonuna, işletme prosedürlerine, endüstriyel atıklarla birlikte uzaklaştırmaya, hidrojeolojik faktörlere, bölgenin iklimsel şartlarına, çöp derinliği ve geçirgenliğine, depolama metoduna ve toplama sistemindeki değişimlere dayanmaktadır. Atık kompozisyonuna bağlı olarak sızıntı sularının kirletici parametrelerinin ve konsantrasyonlarının artmasında etkili olan katı atık bileşenleri ile ayrışma safhaları Şekil 2.3'de gösterilmektedir.



A: Doğrudan çözünme, B: Biyolojik ayrışma, C: Kimyasal çözünme

Şekil 2.3. Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşum basamakları (Yıldız, 2000)

Şekil 2.3’de görüldüğü üzere sızıntı suları KOİ, TOK, uçucu yağ asitleri (UYA), fulvik ve humik asitler, 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^-), bakır (Cu), çinko (Zn), kadmiyum (Cd), krom (Cr), kurşun (Pb) ve nikel (Ni) gibi pek çok kirletici madde içermektedir. Sızıntı suları katı atıkların türü ve özelliklerinden kaynaklanan çok sayıda element ve bileşegi içermesine rağmen, genel olarak çözünmüş organik madde, inorganik makro bileşenler, ağır metaller ve zenobiyotikler olmak üzere dört temel kirletici parametre ile karakterize edilmektedir (Akkaya ve Demir, 2009). Bu kirleticilerin sızıntı sularındaki konsantrasyonu atık türüne, katı atık stabilizasyonunun derecesine, saha hidrolojisine, nem içeriğine, mevsimsel hava değişimlerine, depolama alanındaki ayrışma aşamasına ve depolama alanının yaşına bağlı olarak değişmektedir (Baig vd., 1999; Renou vd., 2008). Özellikle, ÇSS konsantrasyonları depolama alanının yaşına bağlı olarak büyük ölçüde değişmektedir (Baig vd., 1999; Renou vd., 2008). ÇSS bileşimi, atık stabilizasyon aşamalarına bağlı olarak atık depolama yaşına göre genç, orta ve yaşlı sızıntı suları olmak üzere üç kategoriye ayrılmaktadır (Renou vd., 2008). Bu bağlamda bazı önemli bölgelerdeki katı atık depolama sahalarının depolama yaşına bağlı olarak ÇSS özelliklerindeki değişimler Çizelge 2.4’de sunulmaktadır.

Çizelge 2.4. Önemli katı atık depolama sahalarının depolama yaşına bağlı ÇSS özellikleri (Beova vd., 2015)

Yaş	Ülke	KOİ (mg/L)	BOİ (mg/L)	BOİ/KOİ	pH	TN (mg/L)	NH ₄ ⁺ -N (mg/L)
Genç sızıntı suları	Kanada	13800	9660	0,70	5,8	212	42
	Çin	15700	4200	0,27	7,7	–	2260
		8528	5669	0,66	8,0	1384	1154
	Yunanistan	70900	26800	0,38	6,2	3400	3100
	İtalya	19900	4000	0,20	8,0	–	3917
	Türkiye	20000	11000	0,55	7,8	–	2500
Orta yaş sızıntı suları	Çin	5800	430	0,07	7,6	–	–
	Almanya	3180	1060	0,33	–	1135	840
	Yunanistan	5350	1050	0,20	7,9	1100	940
	Hong Kong	6610	1600	0,24	6,4	2000	1500
	İtalya	5050	1270	0,25	8,4	–	1130
	Polonya	1180	331	0,28	8,0	–	743
	Türkiye	9500	-	-	8,1	1450	1270
Yaşlı sızıntı suları	Brezilya	3460	150	0,04	8,2	-	800
		5414	813	0,15	8,2	2036	1811
	Çin	1703	-	-	8,5	2117	1972
		1819	-	-	8,8	1055	1040
		2200	100	0,05	8,0	2030	2000
	Finlandiya	556	62	0,11		192	159
	Fransa	500	7.1	0,01	7,7	540	430
	Almanya	1225	290	0,26	-	-	445
	Yunanistan	2456	-	-	8,4	357	238
	İtalya	1759	301	0,17	8,0	1191	1061
	Polonya	757	132	0,17		397	362
		732	51	0,07	8,1	420	340
	Vietnam	3621	425	0,12	8,4	3868	3449

ÇSS konsantrasyonu ve bileşimi pek çok parametreye göre değişmesine rağmen, depolama sahasının yaşının ve dolayısıyla katı atık stabilizasyon derecesinin ÇSS özellikleri üzerinde önemli bir etkiye sahip olduğunu görülmektedir. ÇSS'nın yaşına göre pH, KOİ, BOİ/KOİ, organik madde, ağır metal, biyolojik bozunabilirlik açısından tipik aralıkları mevcuttur (Çizelge 2.5). Genç sızıntı suları (3-12 ay); çöpte yer alan anaerobik bozunmanın ara ürünleri olan uçucu yağ asitleri, KOİ içeriklerinin 10.000mg/L'den büyük olması ve düşük azot konsantrasyonu (< 400 mg/L), yüksek kalıcı bileşik içeriği ve yüksek biyolojik olarak bozunabilir organik kısım (BOİ₅/KOİ

> 0,5) ile karakterize edilmektedir (Klikowska ve Klimiuk, 2008). Genç sızıntı suları 120 Da'dan daha düşük moleküler ağırlığa sahip uçucu yağ asitlerinin yüksek konsantrasyonlarını içerdiği için bu kirleticiler sızıntı suyundaki organik maddenin büyük çoğunluğunu oluşturmakta ve kolayca biyolojik olarak parçalanabilmektedir (Ehrig, 1984; Kurniawan vd., 2006). Depolama yaşı arttıkça biyolojik ayrışma tamamlandığından kolay ayrışabilen organik maddelerin konsantrasyonu azalmaktadır. Bu nedenle, genç depo alanlarındaki sızıntı sularında $BOİ_5/KOİ > 0,5$ iken yaşı depo alanlarındaki sızıntı sularında $BOİ_5/KOİ < 0,1$ 'dir. 2-3 yıllık depolama alanlarında özellikle organik maddeler, mikroorganizma türleri ve organik kirlilik yükleri en yüksek seviyeye ulaşmaktadır (Öztürk, 2010). Yaşlı çöplerdeki sızıntı suyu (> 10yıl), biyolojik olarak bozunabilen substratların azotlu kısımlarının fermentasyon ve hidrolizinden dolayı amonyak azotuna (3000-5000 mg/L) zengin atıksulardır. Yaşlı sızıntı sularındaki organik karbon, temel olarak yüksek moleküler ağırlıklı ve kalıcı karakteristikli maddelere dayanmaktadır. Yaşlı çöplerdeki sızıntı suyu, anaerobik bozunmada kalıcı humik ve fulvik bileşiklerin oluştuğu metan fermentasyonu kademesinden etkilenmektedir. Yaşlı çöplerde, humik maddeler olarak kategorize edilen humik ve fulvik asit oranları yüksektir (Tatsi ve Zouboulis, 2002; Foo ve Hameed, 2009). Nispeten yüksek karboksil ve aromatik hidroksil grubu yoğunluğuna sahip fulvik bileşiklerin artan depolama yaşıyla birlikte en kararlı organik bileşikler olduğu görülmektedir. Bunlar, doğal olarak oluşan organik bileşiklerin bir karışımıdır (Nordin, 2006).

Çizelge 2.5. ÇSS özelliklerinin yaşa göre değişimi (Renou vd., 2008; Aziz vd., 2015)

	Genç	Orta Yaş	Yaşlı
Yaş (yıl)	<5	5-10	>10
pH	6.5	6.5-7.5	>7.5
KOİ (mg/L)	>10.000	4.000-10.000	<4000
BOİ/KOİ	>0.3	0.1-0.3	<0.1
Organik Bileşikler	%80 UYA	%5-30 UYA+HFA	HFA
Ağır Metaller	Düşük-Orta	-	Düşük
Biyoparçalanabilirlik	Yüksek	Orta	Düşük

UYA:Uçucu Yağ Asidi, HFA: Humik ve Fulvik Asit

Katı atık depolama sahalarında depolanan lambalar, piller, boyalar, kimyasallar ve farmasötikler için kullanılan ambalajlar gibi farklı atıkların bir sonucu olarak sızıntı sularında ağır metaller bulunmaktadır. ÇSS'deki metal konsantrasyonları genel olarak Cd (0,0001-0,13 mg/L), Cr (0,0005-1,6 mg/L), Fe (0,08 -2100 mg/L), Mn (0,01-65 mg/L), Ni (0,03-3,2 mg/L), Pb (0,0005-1,5 mg/L) ve Zn (0,00005-120 mg/L) ağır metallerini içermektedir (Baun ve Christensen, 2004; Öman ve Junestedt, 2008; Renou vd., 2008). Çizelge 2.6'da farklı ülkelerdeki katı atık depolama sahalarının ÇSS'da depolama yaşına bağlı olarak değişen metal konsantrasyonları görülmektedir. Genç sızıntı sularındaki metal konsantrasyonlarının genellikle yaşlı ÇSS'deki konsantrasyonlardan daha yüksek olduğu bilinmektedir (Kjeldsen vd., 2002, Öman ve Junestedt, 2008).

ÇSS içerdiği organik karbon, amonyum ve ağır metaller gibi kirleticilerin yanı sıra benzen, toluen, etilbenzen ve ksilen (BTEX)), klorlanmış hidrokarbonlar, polisiklikaromatik hidrokarbonlar (PAH) ve organoklorlu pestisitler (Brown ve Donnelly, 1988; Öman ve Hynning, 1993), farmasötikler (Andrews vd., 2012), florlu surfaktanlar (Busch vd., 2010), ftalatik asit ester (Duyar vd., 2021), bizfenol a (Yamamoto vd., 2001), kişisel bakım ürünleri (Eggen vd., 2010), polibromine edilmiş difenil eter (Öman ve Junestedt, 2008), klorlu dioksin/furan (Öman ve Junestedt, 2008) ve organotin bileşikleri (Pinel - Raffaitin vd., 2008) gibi mikro düzeydeki kirleticileri de bünyesinde bulundurmaktadır. Bu kirleticiler çok düşük konsantrasyonlarda olmalarına rağmen doğal çevre ve insanlar üzerine toksik ve kanserojen etkiye sebep olduğu bilinmektedir. Ayrıca bu maddeler oldukça kalıcı kirleticilerdir ve biyolojik arıtım verimini olumsuz etkilemektedir.

Çizelge 2.6. ÇSS'deki ağır metal konsantrasyonları (Renou vd., 2008)

Yaş	Depolama Sahası	Fe	Mn	Ba	Cu	Al	Si
G	İtalya	2,7	0,04	-	-	-	-
O	Kanada	1,28-4,90	0,028-1,541	0,0006-0,164	-	<0,02-0,92	3,72-10,48
O	Hong-Kong	3,81	0,182	-	0,12	-	-
O	Güney Kore	76	16,4	-	0,78	-	-
O	İspanya	7,45	0,17	-	0,26	-	-
Y	Brezilya	5,5	0,2	-	0,08	<1	-
Y	Fransa	26	0,13	0,15	0,005-0,04	2	<5
Y	Malezya	4,1-19,5	15,5	-	-	-	-
Y	Güney Kore	-	0,298	-	0,031	-	-

G: Genç, O: Orta, Y: Yaşlı

ÇSS'nin içerdiği yüksek organik madde miktarı, azotlu maddeler, ağır metaller ve zenobiyotik maddelerden dolayı toprak ve yüzey suları için önemli bir kirletici kaynağı haline gelmektedir (Öztürk, 2010). Nispeten, heterojen bir ÇSS (aromatik bileşikler, halojenli bileşikler, fenoller, pestisitler, ağır metaller ve amonyum) (Jensen vd., 1999; Foo ve Hameed, 2009) sudaki canlıların hayatta kalması için tehdit edici ve zararlı etki gösteren tehlikeli bileşikler içermektedir. Yüzey sularına karışan sızıntı suları biyolojik olarak çözünebilen madde ayrışması ve oksijenin tükenmesine neden olmaktadır. Ayrıca sızıntı suyundaki bazı organik maddeler suda yaşayan organizmalar üzerinde toksik etki göstermektedir. İnorganik elementlerin bazıları ise sucul ekosistem üzerinde kümülatif etkilere sahiptir. Bununla birlikte, sızıntı sularının ayrışma işleminden kaynaklanan amonyak azotu, uzun süreli ana toksik madde olarak gösterilmektedir (Kjeldsen vd., 2002). Amonyak, balıklar ve diğer suda yaşayan organizmalar için toksiktir ve ötrofikasyona neden olmaktadır. Amonyagin yüzey suyunda nitrifikasyonu sırasında, oksijen tükenmektedir ve sucul ekosistemi olumsuz bir şekilde etkilenmektedir (Guo vd., 2010). Bu kirletici maddelerin çoğu, suda yaşayan organizmalar, ekoloji ve besin zincirleri üzerinde kümülatif olarak biriken, tehdit edici ve zararlı etkilere sahip olduğu bilinmektedir. Bu nedenle, ÇSS sularının yer altı ve yüzey sularına karışması sonucunda kanserojen etkiler, akut toksisite ve

genotoksisite gibi insan üzerinde önemli sağlık sorunlara yol açmaktadır (Luo vd., 2020). Bu nedenle Amerika, Almanya, Fransa, Hong Kong ve Güney Kore ÇSS için KOİ, BOİ, azot ve ağır metal konsantrasyonları açısından sıkı deşarj standartları belirlemiştir (Çizelge 2.7). Ancak ÇSS'daki zenobiyotik maddeler için henüz yasal bir deşarj standardı bulunmamaktadır.

Çizelge 2.7. Bazı ülkelere göre ÇSS deşarj standartları (Kurniawan vd., 2006)

Parametreler	Deşarj Standartları (mg/L)				
	Amerika	Almanya	Fransa	Hong Kong	Güney Kore
KOİ	-	200	120	200	50
BOİ	-	20	30	800	-
NH₃⁻-N	-	-	-	5	50
Toplam Azot (TN)	-	70	30	100	150
Fosfor	-	3	-	25	-
Cd(II)	0,1	0,1	-	0,1	-
Cr(III)	-	0,5	-	0,1	-
Cr(VI)	0,05	0,1	-	-	-
Ni(II)	0,013	1	-	0,6	-
Pb(II)	0,03	0,5	-	1	-
Cu(II)	0,07	0,5	-	-	-
Zn(II)	0,3	2	-	0,6	-
Ag(I)	0,05	-	-	0,6	-

Ülkemizde sızıntı sularının deşarjı için şehir atıksu kanal şebekesine (kanalizasyona) deşarj standardı ve alıcı su ortama deşarj standardı olmak üzere iki farklı standart bulunmaktadır. Sızıntı sularının ön arıtmadan sonra şehir atıksu kanal şebekesine deşarjı için Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (2004, Değişik R.G.-13/2/2008-26786) Tablo 25'de belirtilen “Atıksuların atıksu altyapı tesislerine deşarjında öngörülen atıksu standartları” uygulanmaktadır. Bu değerler Çizelge 2.8’de verilmektedir.

Çizelge 2.8. Sızıntı sularının ön arıtmayı müteakip şehir atıksu kanal şebekesine deşarjı için uygulanan standartlar (Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği (SKKY) Tablo 25)

PARAMETRE	KANALİZASYON SİSTEMLERİ TAM ARITMA İLE SONUÇLANAN ATIKSU ALTYAPI TESİSLERİNDE	KANALİZASYON SİSTEMLERİ DERİN DENİZ DEŞARJI İLE SONUÇLANAN ATIKSU ALTYAPI TESİSLERİNDE
Sıcaklık (°C)	40	40
pH	6,5-10,0	6,0-10,0
Askıda katı madde (mg/L)	500	350
Yağ ve gres (mg/L)	250	50
Katran ve petrol kökenli yağlar (mg/L)	50	10
Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) (mg/L)	4000	600
Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ) (mg/L)	-	400
Sülfat (SO ₄ ²⁻) (mg/L)	1700	1700
Toplam sülfür (S) (mg/L)	2	2
Fenol (mg/L)	20	10
Serbest klor (mg/L)	5	5
Toplam azot (N) (mg/L)	- (a)	40
Toplam fosfor (P) (mg/L)	- (a)	10
Arsenik (As) (mg/L)	3	10
Toplam siyanür (Toplam CN ⁻) (mg/L)	10	10
Toplam kurşun (Pb) (mg/L)	3	3
Toplam kadmiyum (Cd) (mg/L)	2	2
Toplam krom (Cr) (mg/L)	5	5
Toplam civa (Hg) (mg/L)	0,2	0,2
Toplam bakır (Cu) (mg/L)	2	2
Toplam nikel (Ni) (mg/L)	5	5
Toplam çinko (Zn) (mg/L)	10	10
Toplam kalay (Sn) (mg/L)	5	5
Toplam gümüş (Ag) (mg/L)	5	5
Cl ⁻ (Klorür) (mg/L)	10000	-
Metilen mavisi ile reaksiyon veren yüzey aktif maddeleri(MBAS) (mg/L)	Biyolojik olarak parçalanması Türk Standartları Enstitüsü standartlarına uygun olmayan maddelerin boşaltımı prensip olarak yasaktır.	

a) Bu parametrelere atıksu değerlendirilmesinde bakılmayacaktır.

b) Bünyesinde %2'den fazla inert KOİ içeren ve toplam KOİ değeri 5000 mg/L den fazla olan kuvvetli organik atıksular için KOİ yerine BOİ değeri esas alınır.

Katı atık depo sahası sızıntı sularının alıcı ortama (yüzeysel sularına) deşarjı için Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (Değişik R.G.-13/02/2008-26786) Tablo 20.6'da "Katı atık değerlendirme ve bertaraf tesisleri" için öngörülen limitler uygulanmaktadır. Bu değerler Çizelge 2.9'da sunulmaktadır.

Çizelge 2.9. Katı atık değerlendirme ve bertaraf tesislerinden kaynaklanan sızıntı sularının alıcı ortama deşarj standartları (SKYY Tablo 20.6, Değişik R.G.-13/02/2008-26786)

PARAMETRE	BİRİM	KOMPOZİT NUMUNE 2 SAATLİK	KOMPOZİT NUMUNE 24 SAATLİK
KİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI (KOİ)	(mg/L)	700	500
TOPLAM KJELDAHL-AZOTU	(mg/L)	20	15
ASKIDA KATI MADDE (AKM)	(mg/L)	200	100
YAĞ VE GRES	(mg/L)	20	10
TOPLAM FOSFOR (P)	(mg/L)	2	1
TOPLAM KROM	(mg/L)	2	1
KROM (Cr ⁺⁶)	(mg/L)	0,5	0,5
KURŞUN (Pb)	(mg/L)	2	1
TOPLAM SİYANÜR (CN ⁻)	(mg/L)	1	0,5
KADMIYUM (Cd)	(mg/L)	0.1	-
DEMİR (Fe)	(mg/L)	10	-
FLORÜR (F ⁻)	(mg/L)	15	-
BAKIR (Cu)	(mg/L)	3	-
ÇİNKO (Zn)	(mg/L)	5	-
BALIK BİYODENEYİ (ZSF)	-	10	-
pH	-	6-9	6-9
(Ek satır:RG-24/4/2011-27914) Renk	(Pt-Co)	280	260

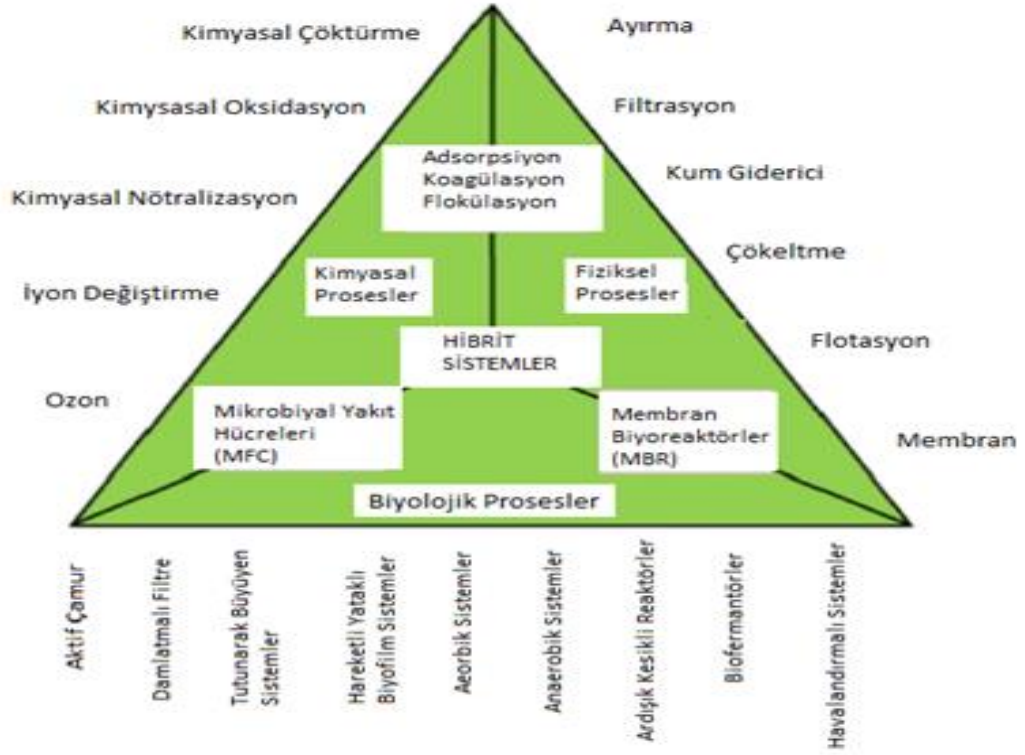
ÇSS'den kaynaklanan toksik kirleticileri gidermek ve deşarj standartlarını sağlamak için biyolojik arıtma, fiziko-kimyasal arıtma, ileri oksidasyon prosesleri, sulak alanlar ve sızıntı suyu sirkülasyonu gibi arıtma prosesleri sıklıkla kullanılmaktadır (Wiszniewski vd., 2006; Chys vd., 2015; Hassan vd., 2017; Silva vd., 2017; Torretta vd., 2017; Pastore vd., 2018; Miao vd., 2019; Aftab vd., 2019; Gomes vd., 2019).

2.4. Çöp Sızıntı Sularının Arıtımı

ÇSS yüksek konsantrasyonda KOİ, BOİ, NH₄⁺-N, halojenli hidrokarbonlar, askıda katı madde, önemli ağır metal konsantrasyonu, inorganik tuzlar ve zenobiyotik maddeler içermektedir (Uygur ve Kargi, 2004; Aziz vd., 2010; Bashir vd., 2012; Aziz, 2013). Bu bağlamda katı atık depolama sahalarında oluşan ÇSS, düzenli depolama sahaları ile ilgili temel olumsuz özelliklerden birini oluşturmaktadır. Son derece yüksek kirlilik yüküne sahip ÇSS zeminden sızması sonucu yer altı/yüzeysel sularının kirlenmesine

ve toprak kirliliğine sebep olmaktadır (Bashir vd., 2012). Bu nedenle, oldukça tehlikeli ve toksik sızıntı sularının alıcı ortama deşarjından önce arıtılması su kaynaklarının kirlenmesini, akut ve kronik toksisiteleri önlemek için yasal bir gereklilik haline gelmektedir (Aziz vd., 2011).

Alıcı ortama deşarj edilen sızıntı suyunun çevre üzerindeki olumsuz etkilerini azaltmak için, aerobik, anoksik ve anaerobik biyolojik arıtım, kimyasal ve elektrokimyasal oksidasyon işlemleri, kimyasal çöktürme, çeşitli adsorban kullanılarak adsorpsiyon, ters osmoz, koagülasyon-flokülasyon, membran işlemleri ve iyon değışimi gibi çeşitli arıtımın teknikler kullanılmaktadır (Renou vd., 2008; Abbas vd., 2009; Aziz vd., 2011; Bashir vd., 2012; Aziz vd., 2013). Şekil 2.4’de sızıntı suyu arıtımı için kullanılan çeşitli arıtım teknikleri ve kombinasyonları gösterilmektedir. Üçgenin dışında kalan kısım, atık suyun arıtılması için fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemlerin farklı süreçlerini gösterirken, hibrit işlem kombinasyonları üçgenin ortasında sunulmuştur (Tee vd, 2016). Sızıntı suyunun özellikleri, arıtım tekniklerinin seçimi için önemli bir faktördür (Abuabdou vd., 2020). Genel olarak, biyolojik arıtma işlemleri genç veya taze (< 5 yıl) üretilen sızıntı suyu için etkilidir, ancak yaşlı depolama alanlarındaki sızıntı suyu için etkisizdir (> 10 yıl). Bu durumun aksine, genç sızıntı suyu arıtımı için tercih edilmeyen fiziksel-kimyasal yöntemler, yaşlı sızıntı suyu arıtımı için önerilmektedir (Ghafari vd., 2009). Farklı depolama süreleri için fiziksel, kimyasal ve biyolojik tekniklerin karşılaştırılması Çizelge 2.10’da gösterilmektedir.



Şekil 2.4. Sızıntı suyu arıtım prosesleri ve kombinasyonları (Tee vd., 2016)

Çizelge 2.10. Sızıntı suyu yaşına göre arıtma tiplerinin verimi (Renou vd., 2008; Costa vd., 2019)

Arıtma Tipi	Sızıntı Suyu Yaşı (Yıl)			Ortalama Giderim Verimi (%)		
	Genç (<5)	Orta(5-10)	Yaşlı(>10)	BOİ	KOİ	TKN
Evsel+Kanalizasyon	İyi	Orta	Kötü	Evsel atıksu arıtma tesisine bağlı olarak değişmektedir		
Geri devir	İyi	Orta	Kötü	60-80	-	-
Aerobik proses	İyi	Orta	Kötü	>80	60-90	>80
Anaerobik proses	İyi	Orta	Kötü	>80	60-80	>80
Koagülasyon/Flokülasyon	Kötü	Orta	Orta	-	40-60	<30
Kimyasal çöktürme	Kötü	Orta	Kötü	-	<30	<30
Adsorpsiyon	Kötü	Orta	İyi	>80	70-90	-
Oksidasyon	Kötü	Orta	Orta	-	30-90	-
Sıyırma	Kötü	Orta	Orta	-	<30	>80
Ultrafiltrasyon	Kötü-Orta	-	-	-	50	60-80
Nanofiltrasyon	İyi	İyi	İyi	80	60-80	60-80
Ters ozmoz	İyi	İyi	İyi	>90	>90	>90

Her geçen gün yenilenen teknolojilerle birlikte üretilen mamüllerin farklılıkları sonucu oluşan katı atıkların bileşimine yansımaktadır bu nedenle oluşan ÇSS genel olarak miktar ve bileşim yönünden oldukça değişkenlik göstermektedir. ÇSS’de KOİ, azot, pH, BOİ, ve ağır metal gibi birçok kirlilik parametresi yüksek değerler göstermekte ve endüstrideki farklı teknolojiler paralelinde uygulanan her işlem, açığa çıkan ÇSS’lerin standart bir arıtma yöntemi ile arıtılmasını olanaksız hale getirmektedir. Genel olarak, ÇSS’leri arıtmak için fiziko-kimyasal ve biyolojik arıtma olmak üzere iki proses yaygın olarak kullanılmaktadır (Renou vd., 2008). Fiziko-kimyasal yöntemler esas olarak hava sıyırma, koagülasyon-flokülasyon, absorpsiyon, kimyasal oksidasyon ve membran proseslerini içermektedir (Wiszniewski vd., 2006). Bu prosesler, birçok kirlenici için nispeten istikrarlı bir performansa sahiptir ve özellikle dirençli organiklerin giderimi için etkili prosesler olarak bilinmektedir (Silva vd., 2017). Ancak fiziko-kimyasal prosesler oldukça pahalı olup, ikincil kirleniciler oluşturmaktadır Bundan dolayı ekonomik ve çevre dostu teknolojiler olarak bilinen biyolojik arıtma yöntemleri, ÇSS arıtımında en çok tercih edilen arıtma prosesleridir (Jokela vd., 2002).

2.4.1. Çöp sızıntı sularının biyolojik arıtımı

Biyolojik arıtma, mikroorganizmaların optimum büyümesi için gereken ortamın kontrol edilmesi ile birlikte koloidal, çözünmüş organik madde ve N, P, S, K, Ca ve Mg gibi inorganik elementleri hücre dokusuna (çamura) ve/veya çeşitli gazlara dönüştürmek için kullanılmaktadır (Wiszniewski vd., 2006). Biyolojik arıtmada kirlenicilerin uzaklaştırılmasında birbiriyle ilişkili karışık biyolojik popülasyonlar görev yapmaktadır. Biyolojik arıtım yöntemleri ortamdaki elektron alıcı kaynaklarına göre oksijenli (aerobik), nitrat/nitrit (anoksik) ve oksijensiz (anaerobik) olarak kategorize edilmektedir. Biyolojik arıtma, aerobik koşullar altında organik bileşikleri karbondioksit (CO₂) ve çamura, anaerobik koşullar altında ise biyogaza (CO₂ ve CH₄) indirgeyebilen mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilmektedir (Luo vd., 2020). Biyolojik arıtım basit, güvenilir ve düşük maliyetinden dolayı yüksek konsantrasyonda BOİ içeren ÇSS’lerin arıtılmasında kullanılmaktadır (Renou vd., 2008). BOİ/KOİ oranı yüksek olduğu (> 0,5) genç sızıntı suyu arıtımında biyolojik arıtma tekniklerinin çok etkili olduğu bilinmektedir. Bununla birlikte, depolama sahasının yaşı arttıkça

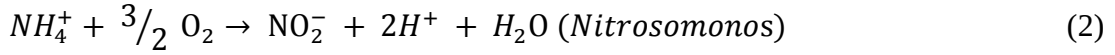
biyolojik arıtım verimi, biyokütle aktivitesini azaltan ve/veya biyolojik süreçlere dirençli olan kirleticilerin varlığına bağlı olarak düşmektedir (Renou vd., 2008). Yaşlı sızıntı sularının ana fraksiyonunu ise biyolojik arıtma yoluyla kolayca uzaklaştırılamayan organik bileşikler oluşturmaktadır. Bu nedenle, sızıntı sularının alıcı ortama deşarj standartlarını karşılamak için biyolojik, fiziksel ve bu arıtım yöntemlerinin bir kombinasyonu ile geliştirilmesi gerekmektedir (Tauchert vd., 2006). ÇSS'den organik madde ve amonyum azotunu uzaklaştırmak için uygulanan biyolojik yöntemler arasında aerobik, anaerobik ve anoksik prosesler yer almaktadır (Canziani vd., 2006; Bohdziewicz vd., 2008; Trabelsi vd., 2009).

2.4.1.1 Aerobik arıtma

Aerobik arıtmada, biyolojik olarak kirleticilerin giderimi havalandırma yoluyla gerçekleşmektedir. Aerobik biyolojik yöntemler, askıda ve tutunarak biyokütle büyüme süreçlerinden oluşmaktadır. Bu sistemler atıksuların ve ÇSS'lerin arıtımında yaygın bir şekilde kullanılmaktadır (Renou vd., 2008; Abbas vd., 2009). Bu yöntemler ile amonyum azotunun nitrifikasyon aracılığıyla nitrit/nitrat azotuna dönüşümünü ve biyolojik olarak parçalanabilen organik kirleticilerin bir kısmının uzaklaştırılmasını sağlamaktadır (Luo vd., 2020). Aerobik arıtmada organik maddenin (C-H-O-N-S) parçalanması sonucunda, son ürünler (CO₂, H₂O ve mineraller) ve yeni mikrobiyal biyokütlenin (C₅H₇O₂N) sentezi gerçekleşmektedir (Denklem 1), (Gaur ve Suthar, 2017).



Aerobik arıtmada nitrifikasyon prosesi, atıksuda mevcut amonyum (NH₄⁺) iyonlarının amonyum oksitleyen bakteriler (AOB, *Nitrosomonas*) tarafından alkali koşullarda nitrite (NO₂⁻) (Denklem 2) ve daha sonra nitritin, nitrat oksitleyen bakteriler (NOB, *Nitrobacter*) tarafından nitrat iyonlarına (NO₃⁻) dönüştürülmesidir (Denklem 3). Denklem 2 ve 3'e göre AOB'ler tarafından 1 mol NH₄⁺ ün 1 mol NO₂⁻ ye oksitlenmesi için 1,5 mol oksijen tüketilirken, 1 mol NO₂⁻ NOB'ler tarafından 0,5 mol oksijen kullanılarak 1 mol NO₃⁻ e okside edilmektedir.



Denklem 2 ve 3'e bağı olarak toplam reaksiyon sırasında 1 mol NH_4^+ 2 mol oksijen kullanılarak 1 mol NO_3^- e oksitlenmektedir (Denklem 4).



Konvansiyonel nitrifikasyon prosesinde elektron alıcı oksijen ve karbon kaynağı ise inorganik karbondur. Nitrifikasyon prosesi alkalinite tüketen bir proses olarak bilinmektedir. Bu proses sırasında stokiyometrik olarak 1 g amonyum azotunu (NH_4^+ -N) nitrat azotuna (NO_3^- -N) dönüştürmek için 4,57 g O_2 ve 7,14g $CaCO_3$ ihtiyaç duyulmaktadır (Denklem 4).

ÇSS'den organik madde ve amonyum giderimi için havalandırılmış lagünler (HL), aerobik aktif çamur (AÇ), ardışık kesikli reaktörler (AKR), dönen biyolojik diskler (DBD), damlatmalı filtreler, hareketli yatak biyofilm reaktör (HYBR), akışkan yatak biyofilm reaktör (AYBR), membran biyoreaktör (MBR) ve sulak alanlar gibi çeşitli aerobik biyolojik prosesler başarılı bir şekilde kullanılmıştır (Kamaruddin vd., 2015; Torretta vd., 2017). AÇ prosesleri, evsel atıksuların arıtılmasında veya sızıntı suyu ve evsel atıksuların birlikte arıtılmasında yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu sistem, aerobik koşullarda organik maddeleri tüketirken kısmen yeni mikrobiyal biyokütleye ve kısmen de CO_2 , su ve minerallere dönüştürebilen mikroorganizmaların karışımı olarak bilinmektedir (Luo vd, 2014a). Organik karbon, nütrient ve amonyum gideriminde AÇ sistemleri iyi bir teknik olmasına rağmen fazla çamur üretimi, düşük çamur çökebilirliği, yüksek enerji gereksinimleri, uzun hidrolik bekletme süresi ve yüksek amonyum azotu konsantrasyonunda mikrobiyal inhibisyon gibi dezavantajlarından dolayı, yüksek KOI ve nitrojen giderimi sağlamak için alternatif teknikler kullanılmaktadır (Renou vd., 2008; Torretta vd., 2017). MBR sistemleri, AÇ sistemleri ile karşılaştırıldığında yüksek arıtma performansı ve daha düşük çamur

üretimi nedeniyle düzenli depolama sızıntı suyu arıtımı için umut verici bir potansiyele sahiptir. Ahmed ve Lan (2012), sızıntı suyunun yaşından bağımsız olarak MBR ile %90'ın üzerinde BOİ ve $\text{NH}_4^+\text{-N}$ arıtım verimi elde etmişlerdir. Ayrıca, MBR sistemlerinde giriş sızıntı suyunun konsantrasyonları ve bileşimindeki değişikliklere rağmen çıkış suyu kalitesi nispeten yüksek kaliteye sahiptir (Sanguanpak vd., 2019). Yukarıda bahsedilen aerobik biyolojik prosesler kullanılarak ÇSS'den KOİ, BOİ ve $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimleri Çizelge 2.11'de sunulmaktadır. AKR, MBR, HYBR ve AYBR sistemlerinin ÇSS'lerin arıtımında KOİ giderim verimi (>%70) açısından oldukça etkin olduğu görülmektedir. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimi açısından ise havalandırılmış lagünler, AÇ, DBD, HYBR ve AYBR sistemlerinin etkin performans gösterdiği gözlenmektedir.

Çizelge 2.11. Aerobik biyolojik arıtma ile sızıntı sularındaki kirleticilerin giderimi (Luo vd., 2020)

Reaktör Tipi	Kirletici Giderimi (%)		
	KOİ	BOİ	$\text{NH}_4^+\text{-N}$
Havalandırılmış Lagünler	40	64	77
AÇ	50	61	75
AKR	76	84	65
DBD	38	80	98
Damlatmalı Filtreler	49	77	59,5
HYBR	60-81	-	92-95
AYBR	85	-	80
MBR	79	99	60
Sulak Alanlar	50	59	51

2.4.1.2 Anaerobik ve anoksik arıtıma

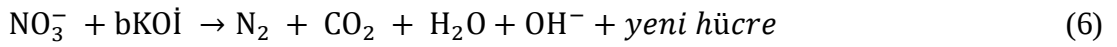
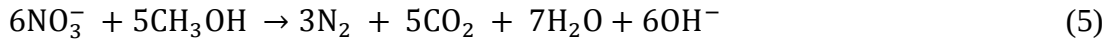
Anaerobik ve anoksik süreçler, ortamdaki organik maddeyi çözünmüş oksijen olmadan parçalayabilen mikroorganizmaların aktivitesine dayanmaktadır (Torretta vd., 2017). Anaerobik arıtma, oksijenin yokluğunda organik ve inorganik maddelerin mikroorganizmalar aracılığıyla parçalanarak CO_2 , CH_4 , H_2S ve NH_3 vb. ürünlere

dönüşmesi olarak açıklanmaktadır (Tchobanoglous vd., 2003). Aerobik arıtmayla karşılaştırıldığında daha az enerji gerektirmesi ve anaerobik proses sonucu oluşan metanın enerjiye dönüştürülebilmesi anaerobik arıtmanın yaygın bir şekilde kullanılmasına neden olmaktadır. Anaerobik arıtmada, atıksulardaki organik madde iki temel aşamada ayrışmaktadır. Birinci aşamada (hidroliz ve asit fermentasyonu), organik maddelerin asidojen bakteriler tarafından organik asitlere, alkollere ve CO₂'e dönüşümü gerçekleşmektedir. İkinci aşamada (metan oluşumu) ise asidojen bakterilerin oluşturduğu ürünler, metanojenler tarafından metan, CO₂ ve suya dönüştürülmektedir (Wisniewski vd., 2006).

Anaerobik arıtma ilk olarak çamurların çürütülmesi amacıyla kullanılmaya başlanmış, ancak atıksu arıtımındaki avantajlarının keşfedilmesinden ardından evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımında yaygın bir şekilde kullanılmaya başlanmıştır. Bu bağlamda, anaerobik arıtım yüksek konsantrasyonlarda organik kirletici içeren sızıntı suları gibi atıksuların arıtımı için etkili bir yöntem olarak değerlendirilmektedir (Renou vd., 2008). Anaerobik proses, askıda büyüme sistemleri (anaerobik AKR ve yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktör, YAÇYR) ve tutunarak büyüyen sistemleri (anaerobik filtre, karma filtre ve akışkan yatak filtresi) içermektedir. Bu süreçler havalandırma sistemleri gerektirmez ve bu nedenle arıtma maliyetleri kontrol edilebilmektedir. Ayrıca biyogaz toplama ve kullanma yoluyla enerji geri kazanımı sağlamaktadır. Anaerobik arıtmanın bu avantajlarına karşın, temel olarak anaerobik mikroorganizmaların düşük büyüme oranı, etkisiz NH₄⁺-N giderimi ve biyokütlenin zayıf tutulması gibi dezavantajları mevcuttur (Ma vd., 2013). Anaerobik sistemler, aerobik sistemlere kıyasla düşük reaksiyon kinetiği ve düşük biyokütle büyümesi ile karakterize edilmektedir.

Nitrifikasyon işleminde azot sadece form değiştirerek nitrata dönüşmektedir. Azot, denitrifikasyon yöntemi ile gaz formuna dönüştürülerek giderilmektedir. Anoksik koşullarda nitrat ve nitrit bileşiklerinin mikroorganizmalar tarafından elementel azota dönüştürülmesi denitrifikasyon olarak tanımlanmaktadır (Schlegel, 1986). Denitrifikasyon prosesi konvansiyonel azot gideriminde heterotrofik olarak gerçekleşmektedir. Nitratın elementel azota kadar indirgenmesi (denitrifikasyon) dört

basamakta ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2(\text{g})$) gerçekleşmektedir ve bu basamakların her biri ayrı bir enzim sistemi tarafından katalizlenmektedir (Rodríguez vd., 2011). Denitrifikasyon prosesinde oluşan azot gazı, sistemdeki karışım ve havalandırma ile kolay bir şekilde uzaklaşabilmektedir (Ebeling vd., 1995). Proseste elektron alıcı kaynağı nitrat elektron verici kaynağı ise organik karbondur. Denklem 5 ve 6'da heterotrofik denitrifikasyon reaksiyonu gösterilmiştir.



Denklem 6'da görüldüğü üzere, denitrifikasyonda yaklaşık 1g NO_3^- -N giderebilmek için yaklaşık 3,7 g bKOİ tüketilmektedir (Chiu ve Chung, 2003). Giderilen her bir g NO_3^- -N başına 0,45 g yeni hücre ve 3,57 g alkalinite üretilmektedir (Eckenfelder ve Musterman 1995). Denitrifikasyon, *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Acinetobacter*, *Hyphomicrobium* ve *Thiobacillus*, *Lactobacillus* ve *Spirillum* gibi çok çeşitli bakteriler tarafından sağlanmaktadır (Metcalf ve Eddy, 1991). Etkili denitrifikasyon için çevresel faktörler aşağıda yer almaktadır:

- ❖ Denitrifikasyon 5-60°C sıcaklık aralığında gerçekleşebilmektedir.
- ❖ pH 6-8 aralığında tutulmalıdır. pH 6'nın altında nitrit iyonu birikmektedir.
- ❖ Denitrifikasyon sırasında çözünmüş oksijen (ÇO) sınırlı olmalıdır. Biyolojik reaktördeki ÇO 0,5 mgO₂/L değerinin altında tutulmalıdır.
- ❖ Uygun bir elektron vericisinin bulunması gerekmektedir.
- ❖ Elektron alıcısı olarak nitrat konsantrasyonu önemlidir (Wiszniewski vd., 2006).

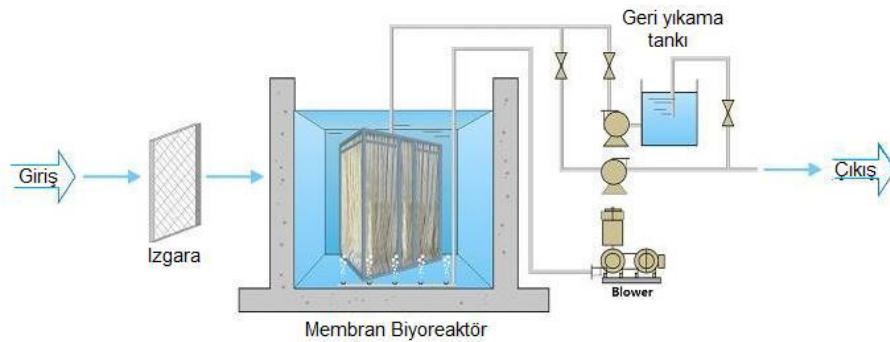
Konvansiyonel nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesinde en yaygın sorunlardan biri, denitrifikasyon sürecini gerçekleştirecek organik karbon eksikliğidir. Özellikle, düşük KOİ/Azot (KOİ/N) oranlarına sahip atıksuların arıtımında organik karbon eksikliğinden dolayı azot giderimi açısından zorluklar meydana gelmektedir (Pitman, 1991). Bu nedenle azot giderimi için çeşitli biyolojik süreçler önerilmiştir. Modifiye

edilmiş Ludzack-Ettinger (MLE) işlemi, azotun biyolojik olarak uzaklaştırılması için yaygın bir geleneksel teknoloji olarak görülmektedir (Metcalf ve Eddy, 2003). Bu işlem, aerobik reaktörün başına bir anoksik reaktörün yerleştirildiği geleneksel bir aktif çamur işleminin modifikasyonudur. Ön anoksik konfigürasyona sahip bu işlem genellikle A/O işlemi olarak adlandırılmaktadır. İlk reaktörde, atıksulardaki organik karbon kullanılarak denitrifikasyon gerçekleşmektedir. Bunun için nitrifikasyon işlemiyle (aerobik reaktör) amonyum giderimi sonucu üretilen nitratı anoksik reaktöre taşıyan bir dahili geri devir gerekmektedir. Anoksik reaktörde giderilen nitrat miktarı, hem geri devir akışına hem de reaktöre devredilen organik karbonun miktarına bağlı olarak değişmektedir. Bu bağlamda geri devredilecek nitrit/nitrat konsantrasyonu ve atıksudaki çözünmüş oksijen konsantrasyonu bu prosesler işletimi için büyük önem arz etmektedir. Pek çok çalışma, A/O prosesinin ÇSS'nın biyolojik olarak parçalanabilirliğini artırdığını ve düşük ekipman maliyeti, daha az çamur üretimi ve ÇSS'den yüksek amonyum giderim verimi gibi avantajlara sahip olduğunu göstermektedir (Zhang vd., 2015; Liu vd., 2018a, b; Liu vd., 2020). Ancak yüksek $KOİ$ ve $NH_4^+ -N$ konsantrasyonlarıyla bağlantılı olarak mikrobiyal aktivasyon üzerindeki olumsuz etkiler nedeniyle tek aşamalı A/O süreçlerinin sızıntı suyu arıtımı için yetersiz olduğu belirtilmiştir (Liu vd., 2017). Bazı çalışmalar, ÇSS'da $KOİ$ ve azot giderimi için iki aşamalı A/O işlemlerinin etkili bir şekilde kullanılabileceğini göstermektedir. Liu vd. (2018a), tek aşamalı proseslerin ÇSS'lerin arıtımında başarısız olacağını bu nedenle MBR ile birleştirilmiş iki aşamalı A/O proseslerini tercih ettiklerini belirtmişlerdir. Ancak iki aşamalı proseslerin işletimi oldukça zor olmasının yanı sıra arıtma maliyetleri yüksektir. Bu nedenle tek aşamalı A/O işlemlerinin iyileştirilmesi gerekmektedir. Bu bağlamda, hibrit proses olarak adlandırılan farklı prensiplere dayanan arıtma proseslerinin birlikte kullanılmasıyla etkin azot ve karbon giderme verimleri elde edilmektedir. Biyofilm ve membran proseslerini içeren hibrit prosesler sadece yüksek azot ve karbon giderimini değil aynı zamanda arıtım performansını etkileyecek çevresel ve işletimsel zorlukları elemine etmeyi mümkün kılmaktadır (Yang vd., 2009). Bu bağlamda geleneksel tek aşamalı A/O'nun hareketli yatak biyofilm reaktör ve membran biyoreaktör (AnoxHYBR/AeMBR) ile birleştirilmesi ÇSS'lerin arıtımı için iyi bir alternatif olarak düşünülmektedir.

2.5. Membran Biyoreaktör (MBR)

Atık su arıtımı amacıyla kullanılan membran biyoreaktörler (MBR) ilk olarak 1970'lerde tıbbi atık suların arıtılması için geliştirilmiştir ve bu dönemde tıbbi ve endüstriyel uygulamalarda kullanılmak üzere 39 harici MBR sistemi rapor edilmiştir (Kraume ve Drews, 2010). Gelişmekte olan teknoloji ile birlikte yılda yaklaşık %10,9'luk büyüme oranına sahip MBR sistemleri artan bir hızla kullanılmaya devam etmektedir (Kraume ve Drews, 2010). Küresel pazarda MBR'lerin yıllık büyüme oranı, yaklaşık %15 olarak tahmin edilmektedir (Judd, 2016). Günümüze kadar, MBR sistemlerinin araştırma ve pratik uygulamaları konusunda büyük ilerleme kaydedilmiştir. Bu ilerlemelerle birlikte, uygulama alanı kentsel atık su arıtımından ve bazı özel alanlardan endüstriyel (ilaç, yiyecek ve içecek, kağıt ve tekstil vb. endüstriler) atık su arıtım sektörüne genişlemiştir. Son zamanlarda daha sıkı çevre düzenlemeleri ve artan su yeniden kullanım girişimleri nedeniyle MBR sistemleri hızla popülerlik kazanmaktadır.

MBR'ler, atık su arıtımı ve geri dönüşümü için aktif çamur işlemi ve membran filtrasyonunu birleştiren kompakt bir teknolojidir. Bu sistem esas olarak atıksuların biyolojik arıtımından sorumlu bir biyoreaktör ve biyokütlenin atıksudan ayrılmasından sorumlu bir membran modülünden oluşmaktadır (Ivanovic ve Leiknes, 2012). Dolayısıyla, MBR sisteminde atıksu arıtımını tek bir reaktörde gerçekleştirmek ve aktif çamur sistemindeki çöktürme tankı ortadan kalkmaktadır (Şekil 2.5).



Şekil 2.5. MBR sistemi şemataik dizaynı (Yurtsever, 2016a)

MBR sistemleri konvensiyonel sistemlere göre daha yüksek yükleme oranlarında çalışabilme, daha düşük hidrolik bekletme sürelerinde (HRT) işletilebilme, sistem performansı çamur çökme özelliğinden bağımsız olabilme, daha yüksek askıda katı konsantrasyonunda (AKM) işletilme, yüksek çamur yaşlarında (SRT) işletilebilme, daha az çamur oluşumu, daha yüksek nitrifikasyon performansı, HRT ve SRT sürelerinin ayrılması nedeniyle daha küçük reaktör hacimlerinde çalışabilme, düşük çıkış askıda katı madde konsantrasyonu, dirençli kirleticileri gideren mikroorganizmaların büyümesi ve gelişebilmesi, yüksek toksik organik madde giderim performansı, yüksek BOİ ve KOİ giderim performansı vb. gibi avantajlara sahiptir. MBR sistemlerinin bazı avantaj ve dezavantajları Çizelge 2.12’de özetlenmektedir. MBR’lerin üstün avantajları, bu teknolojiye olan ilginin her geçen gün artmasına sebep olmaktadır (Xiao vd., 2014). Bu nedenle birçok konvensiyonel atık su arıtma tesisinin, sistemlerini ilerleyen yıllarda MBR’lere dönüştüreceği tahmin edilmektedir.

Çizelge 2.12. MBR’lerin avantaj ve dezavantajları (Judd, 2006)

Avantajları	Dezavantajları
Çıkış suyu kalitesi	Membran kirliliği
HRT ve SRT arasında bağımsızlık	Yüksek maliyet
Yüksek yükleme oranı	Karışık kontrol sistemi
Küçük ayak izi	Düşük oksijen transfer verimi
Çamur kabarma riski yok	
Düşük çamur üretimi	
Spesifik mikroorganizmaların büyümesi	
Ekstra koşullar altında atıksu arıtımı	
Sabit modüler dizayn	

MBR’ler, membran ünitesinin konumuna bağlı olarak batık (dahili) MBR’ler ve harici MBR’ler olmak üzere iki konfigürasyonda kategorize edilmektedir. Batık MBR’lerde membran modülü direkt olarak biyoreaktör içerisinde yer alırken, harici MBR’lerde membran modülü biyoreaktör dışında ayrı bir tank içerisinde de bulunmaktadır (Şekil 2.6).



Şekil 2.6. Dahili ve harici MBR sistemleri (Alturki vd., 2013)

Harici MBR’de çamur biyoreaktöre geri devir pompası yardımıyla devridaim ettirilmektedir. Batık bir MBR’de devridaim pompasının olmaması daha kompakt, düşük maliyetli ve enerji tasarruflu bir sistem olduğunu göstermektedir. Harici ve dahili MBR sistemlerinin diğer avantaj ve dezavantajları Çizelge 2.13’de sunulmuştur.

Çizelge 2.13. Dahili ve harici membranların karşılaştırılması (Yiğit, 2007)

Dahili MBR	Harici MBR
Yüksek havalandırma ihtiyacı	Düşük havalandırma ihtiyacı
Düşük pompa maliyeti	Yüksek pompa maliyeti
Düşük akı	Yüksek Akı (az alan gereksinimi)
Nadir temizleme ihtiyacı	Çok fazla temizleme ihtiyacı
Az işletme maliyeti	Yüksek işletme maliyeti
İlk yatırım maliyeti yüksek	İlk yatırım maliyeti düşük

Atık suların MBR kullanılarak arıtılması esas olarak; çamur yaşı (SRT), hidrolik bekletme süresi (HRT), biyokütle konsantrasyonu, çözünebilir mikrobiyal ürünler (SMP), hücre dışı mikrobiyal ürünler (EPS) ve sıcaklık vb. koşullara bağlıdır (Le-Clech vd., 2006). Bu faktörler sadece atıksu arıtım verimliliğinden sorumlu değildir, aynı zamanda membran kirlenmesine neden olan ana faktörlerdir (Johir vd., 2012). MBR işletimi sırasında yüksek SRT’ler çamur miktarını azaltarak çamur taşıma ve bertaraf etme maliyetini düşürmek vb. gibi birçok avantaj sağlamaktadır (Ouyang ve Junxin, 2009). Ayrıca yüksek SRT, belirgin bir arıtım ve membran filtrasyon performansından dolayı sistem maliyetine katkıda bulunmaktadır. SRT spesifik olarak

biyokütle konsantrasyonu (AKM), çözünmüş mikrobiyal ürünlerin (SMP) üretimi ve oksijen transfer verimliliği üzerinde etkili olduğu bilinmektedir. SRT'yi artırmak, katı madde konsantrasyonunu arttırmakta ve bu nedenle gerekli biyoreaktör hacmi azalmaktadır. Ayrıca, uzun SRT'ler düşük büyüme hızlarına sahip mikroorganizmaların (özellikle nitrifikasyon bakterilerinin) büyümesi ve gelişmesine olanak sağlamaktadır. Bu nedenle daha iyi bir arıtım performansı elde edilebilmektedir. Ouyang ve Junxin (2009), uzun SRT'deki daha yüksek çamur konsantrasyonunun daha iyi organik uzaklaştırma etkinliği gösterdiğini ve nitrifikasyon bakterilerinin büyümesi için uygun olduğunu bildirmiştir. Ancak uzun SRT'de ölü veya aktif olmayan mikroorganizmaların birikiminden dolayı mikroorganizma aktivitesi olumsuz bir şekilde etkilenebilmektedir (Han vd., 2005). Ayrıca, araştırmacılar tarafından genel olarak MBR'deki düşük SRT değerlerinde yüksek kirlenme oranı ve SRT'nin sonsuz olduğu işletme koşullarında düşük membran kirliliği bildirilmiştir. Bunlara ek olarak, membran tıkanmasını etkileyen SMP ve EPS oluşumu üzerine SRT'nin etkileri birçok araştırmacı tarafından incelenmiştir (Cho vd., 2005; Masse vd., 2006). Yüksek SRT değerlerinin SMP üretimini azaltarak membran geçirgenliğini artırdığı rapor edilmiştir (Trussel vd., 2006). Ng vd. (2006), MBR'leri 3, 5, 10 ve 20 d SRT'lerde çalıştırmış ve azalan SRT değerlerinde çamurun süpernatandaki toplam organik karbon, protein ve karbonhidrat konsantrasyonlarının arttığını belirtmişlerdir. Literatürdeki bazı çalışmalar ise, uzun SRT değerlerinin membran tıkanma oranını artıracaklarını belirtmektedir. Han vd. (2005), uzun süre SRT değerlerinde membranın daha çok kirlendiğini ve bu kirliliğin hava sıyırma ile giderilmesinin oldukça zor olduğunu bildirmişlerdir. Başka bir çalışmada ise MBR'lerde SRT arttıkça genel kirlenme eğiliminin arttığı gözlenmiştir (Al-Halbouni vd., 2008). Bu bağlamda birçok literatür çalışması optimum olarak 20-50 günlük bir SRT değerlerini önermektedir (Meng vd., 2009).

HRT diğer çalışma parametreleriyle birlikte atıksu kalitesi ve membran tıkanması açısından MBR performansı üzerine önemli bir etkiye sahiptir. Düşük bir HRT değeri KOİ giderimini ve biyokütle aktivitesini olumsuz bir şekilde etkilemektedir (Ren vd., 2005). Düşük HRT'de çalıştırılan bir MBR'nin daha düşük atık su kalitesi ve daha hızlı bir membran tıkanması ile sonuçlandığı birçok araştırmacı tarafından rapor

edilmiştir (Meng vd., 2007a; Yuzir vd., 2011). HRT MBR'lerin arıtım verimliliğini (Ren vd., 2005) ve MBR'lerdeki biyokütlenin özelliklerini de etkilemektedir (Yoon vd., 2004). HRT azaldıkça MBR'lerde, çamur viskozitesindeki ve EPS konsantrasyonlarındaki artış nedeniyle membran tıkanma hızı artmaktadır (Meng vd., 2009). Ayrıca, EPS konsantrasyonunun artmasıyla birlikte filamentli bakterilerde önemli bir artış gözlenmektedir (Meng vd., 2007b).

Organik yükleme oranları (OLR), SRT ve HRT'ye benzer şekilde, atık suyun bir MBR tarafından arıtılmasında önemli bir rol oynamaktadır. Artan OLR, MBR'nin filtrelenebilirliğini azaltmaktadır. Ayrıca bazı araştırmacılar OLR'nin artmasıyla birlikte çıkış KOİ, BOİ ve $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'de artış tespit etmişlerdir (Kornboonraksa ve Lee 2009). Trussell vd. (2006), daha yüksek OLR ile membran tıkanmasının arttığını bildirmiştir. Kararlı durumlarda F/M'in dört kat artması sonucu membran tıkanma oranının 20 kat arttığı belirtilmiştir. MBR sisteminin geleneksel biyolojik arıtma süreçlerine göre avantajları, su ve atık su arıtımı için MBR teknolojisine ilgiyi her geçen gün artırmaktadır. Farklı endüstriyel atıksuların arıtımında MBR kullanımı ve çalışma koşulları Çizelge 2.14'de özetlenmiştir.

Çizelge 2.14. Endüstriyel atık su arıtımında MBR uygulamaları ve işletme koşulları (Ahmed ve Lan, 2012)

Atıksu Kaynağı	Ölçek	Reaktör Tipi	Atıksu İçeriği		Hacim	Membran Konfigürasyonu	İşletim Koşulları			Giderim Verimi (%)	
			KOİ (mg/L)	BOİ/KOİ			OLR (gKOİ/L.gün)	HRT	SRT	KOİ	BOİ
Tekstil, Polyester bitirme Fabrikası	Lab	Aerobik karıştırmalı	1380-6033	~0,14	20 L	Harici (UF/Tub)	0,35–3,6	0,7-4 gün	-	%60-95	-
İlaç	Pilot	Biyolojik seri reaktör (aerobik + MBR)	800-11800	-	2×10 m ³	Dahili (HF)	0,011–0,408	24 saat	>40 gün	>%95	>%99
Peynir Altı Suyu	Lab	Aşağı akış jet döngüsü biyoreaktör	73,000 - 86,000	-	32 L	Harici (UF)	3-33	0,82-2,8 gün	1,1-2,8 gün	%84-99	-
Karışık kanalizasyon (% 60 endüstriyel, % 40 yerli)	Pilot	Anoksik reaktör + AeMBR	87-800	~0,26 -0,37	7000 L (Anox) 8000 L (Ae)	Dahili (MF/HF)	-	7,8, 9, 15 saat	22 gün	%68- >%90	%80- %95
Geleneksel çin ilaçları	Pilot	2 aşamada ön işlemden sonra anaerobik çürütücü	259–12,777	~0,3	3,2 m ³	Dahili (MF/HF)	2,46–29,01	3,2; 5, 8 saat	50, 100 gün	~>%85	-

Çizelge 2.14. Endüstriyel atık su arıtımında MBR uygulamaları ve işletme koşulları (Ahmed ve Lan, 2012) (devam)

Deniz ürünleri işleme	Lab	Aerobik karıştırmalı	943-1923	-	35 L	Dahili (düz tabaka)	0,28	6,25 gün	-	>%85	~%99
Şarap	Tam	Aerobik karıştırmalı	4728	-	325 m ³	Dahili (MF)	0,77 gBOİ/L.gün	-	~60 gün	~%95	-
Akrilonitril, butadien, stiren (ABS) reçinesi	Lab	Biyolojik seri reaktör (aerobik + MBR)	2950-4410	~0,36	6,3 L	Dahili (HF)	~2,0 gBOİ/L.gün	12, 18, 24, 30 saat	30 gün	%87- %96	%91- %98
Petrol ve Fenolik	Lab	Aerobik karıştırmalı	616-1010	-	4,4 L	Dahili (HF)	0,74–2,65	~10 saat	-	%58- %67	-
Gıda Endüstrisi	Lab	AnMBR	2000-15,000	-	0,4 m ³	Harici (UF/düz tabaka)	2,0–4,5	60 saat	50 gün	>%90 >%80	-
Kağıt Endüstrisi	Lab	AnMBR	2600-10,000	-	3,5 L	Dahili (MF/düz tabaka)	1-24	11–26 saat	-	%93- %99	-

MBR sistemleri üstün arıtım performanlarından dolayı hem evsel hem de endüstriyel atık suların arıtılmasında yaygın olarak uygulanmıştır (Wang ve Menon, 2011; Judd, 2016) ve önemli bir sızıntı suyu arıtma seçeneği haline gelmiştir. MBR'ler kullanılarak ÇSS arıtımı ile ilgili yayınlanan çalışmaların çoğu, esas olarak reaktörün farklı çalışma koşullarında sızıntı suyundan organik madde ve azot giderimi açısından performansına odaklanan laboratuvar veya pilot ölçekli çalışmalardır. ÇSS arıtılmasında MBR'lerin performansını incelemek için, organik madde giderimi ve amonyum giderimi ile ilgili gerçekleştirilen çalışmalar Çizelge 2.15'te sunulmaktadır.



Çizelge 2.15. ÇSS'lerin MBR ile arıtımı (Sanguanpak vd., 2019)

İşletim Tipi	Reaktör Tipi	İşletim Koşulları		ÇSS karakteristiği			Giderim Performansı (%)		
		HRT (gün)	SRT (gün)	KOİ (mg/L)	BOİ/KOİ (yaş) (Y)	NH ₃ -N (mg/L)	KOİ	BOİ	NH ₃ -N
Lab	Anoksik +MBR*	4,17	5	5010-6900	0,08-0,22 (Y)	2200-3200	15,3	51,2	27,3
-	-	-	10	-	-	-	17,8	61,8	28,6
-	-	-	15	-	-	-	18,6	72,3	29,7
-	-	-	20	-	-	-	42,9	90,0	36,0
Lab	Termofilik reaktör + AnMBR	35-45	-	7900-21,00	0,31-0,37 (O)	1900-2300	40-70	-	-

Çizelge 2.15. ÇSS'lerin MBR ile arıtımı (Sanguanpak vd., 2019) (devam)

Lab	Anoksik +MBR	0,5	Uzun	9000-9846	0,71 (G)	112-128	96	99	90
Pilot	Bakteriyel çamur ile aşılınmış MBR	2	60	3533-4835	(Y)	1216-1736	27	-	27
Lab	MAP + Anoksik + MBR	50	30	1800-4100	-	900-1400	69	-	34
Lab	Anoksik +MBR(geri devirli) (geri devirsiz)	4,2	30	3900-7800	0,12 (Y)	1770-4410	71,4	-	97-98
Lab	Anoksik +MBR(geri devirli) (geri devirsiz)	5	Uzun	37,800-45,970	0,50-0,54 (G)	2170-2690	92,2	99,1	87,3
	Anoksik +MBR	2,5	-	-	-	-	90,4	99,0	87,1
Pilot	MBR	5	-	1514-1918	0,24 (O)	601-815	81,0	92,1	80,8

Çizelge 2.15. ÇSS'lerin MBR ile arıtımı (Sanguanpak vd., 2019) (devam)

Pilot	MBR (sentetik sızıntı suyu)	0,5	70	2200	-	250	78,6	89,7	77,4
	MBR (sentetik sızıntı suyu)+EOP	1,33	80	1550-2122	0,08-0,11 (Y)	228-667	57,8	94	93-95
Pilot	Anoksik +MBR	0,83	Uzun	43,286- 53,314	0,7 (G)	318-412	98,4	99,8	99,7
	Anoksik +MBR+R O	-	-	-	-	-	99,9	100	100
Lab	MBR (karışık sıvı pH 5.5)	1,5	Uzun	4545-6345	0,67 (G)	-	98,10	98,55	-
-	MBR (karışık sıvı pH 6.5)	-	-	-	-	-	99,25	99,51	-
-	MBR (karışık sıvı pH 7.5)	-	-	-	-	-	98,91	99,37	-

Çizelge 2.15. ÇSS'lerin MBR ile arıtımı (Sanguanpak vd., 2019) (devam)

Lab	MBR*	-	-	700-1000	0,32-0,39 (O)	30-50	93,61	-	97,66
Lab	Anoksik +MBR	0.83	-	9000- 11,000	0,4-0,5 (O)	1800-4000	70	99.5	96
Pilot	Anoksik +MBR	2	40	3135	0,14 (Y)	435	81,5	-	93,2
-	Anoksik + GAC-MBR	-	-	-	-	-	89,5	-	80,9
	Anoksik + GAC-MBR + NF + RO						99,6	-	99,4
Lab	MBR (kompost ÇSS)	-	-	116,000	(G)	2720	>99	-	100
Lab	MBR	-	30	18,685	0,49 (G)	1245	90	-	84
-	MBR+NF	-	-	-	-	-	98	-	90

Çizelge 2.15. ÇSS'lerin MBR ile arıtımı (Sanguanpak vd., 2019) (devam)

-	MBR+ RO	-	-	-	-	-	99	-	99
Lab	MBR	0,61	30	1200-1400	-	14-20	96	-	80
Lab	Anoksik+ MBR**	4,17	5	5010-6900	0,08-0,22 (Y)	2200-3200	14,2	55,1	31,6
Lab	İki aşamalı A/O MBR	5	14	4269-9826	-	1674-2495	7,2	-	>99

* Batık içi boşluklu membran

** Batık düz tabaka membran

G: Genç; O: Orta; Y: Yaşlı

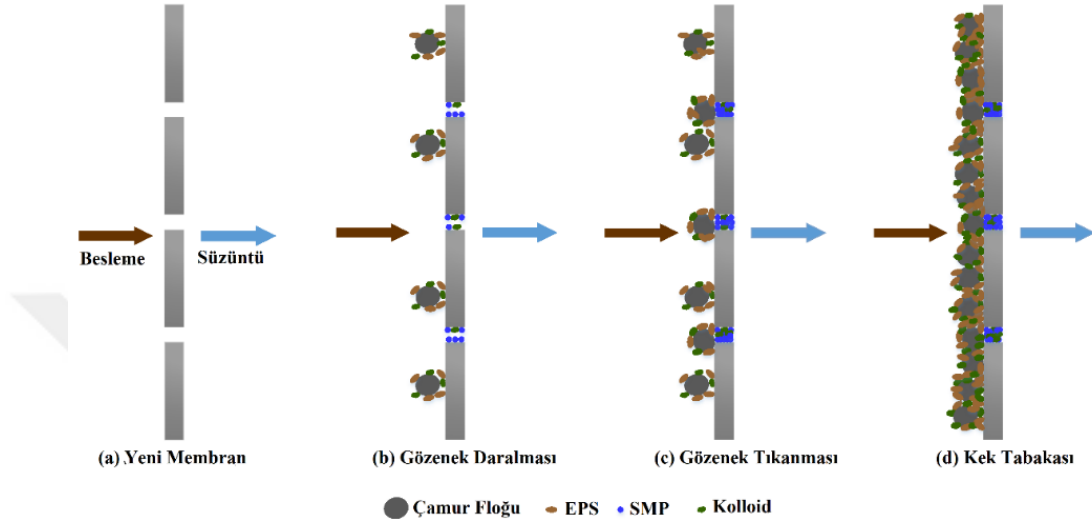
MBR ile ÇSS'den mikro kirleticilerin giderimi üzerine yapılan bazı çalışmalar Çizelge 2.16'da verilmektedir. Ancak Hashisho ve El-Fadel (2016), ÇSS'de bulunan ağır metal ve mikro kirleticilerin MBR işletme koşulları ve membran tıkanıklığı üzerine etkileri ile ilgili literatürde büyük eksiklikler bulunduğunu belirtmişlerdir.

Çizelge 2.16. Mikro kirleticilerin MBR ile giderimi

Mikrokirletici Türü	Konsantrasyon (µg/L)	Giderim verimi (%)	Referans
Bisphenol A (BPA)	600-7000	95	Wintgens vd., (2003)
Nonylphenol (NP)	9-300	85	
Organo Klor pestisitler	0,203	6	Yiping vd., (2008)
PAH	485,2-1188,2	1	
Nonilfenol	92-482,98	98	
BPA	2,10	99,99	Svojitka vd., (2009)
Diaseton sorbozu	1420-2570	30	Matosic vd., (2008)
Diaseton alfa-ketogulonik asit	80-430	69	
Propifenazon	85-130	16	
PAH, fenolik bileşikler ve ftalik asit esterler	16,1-11,412	50-76	Boonyaroj vd., (2012)

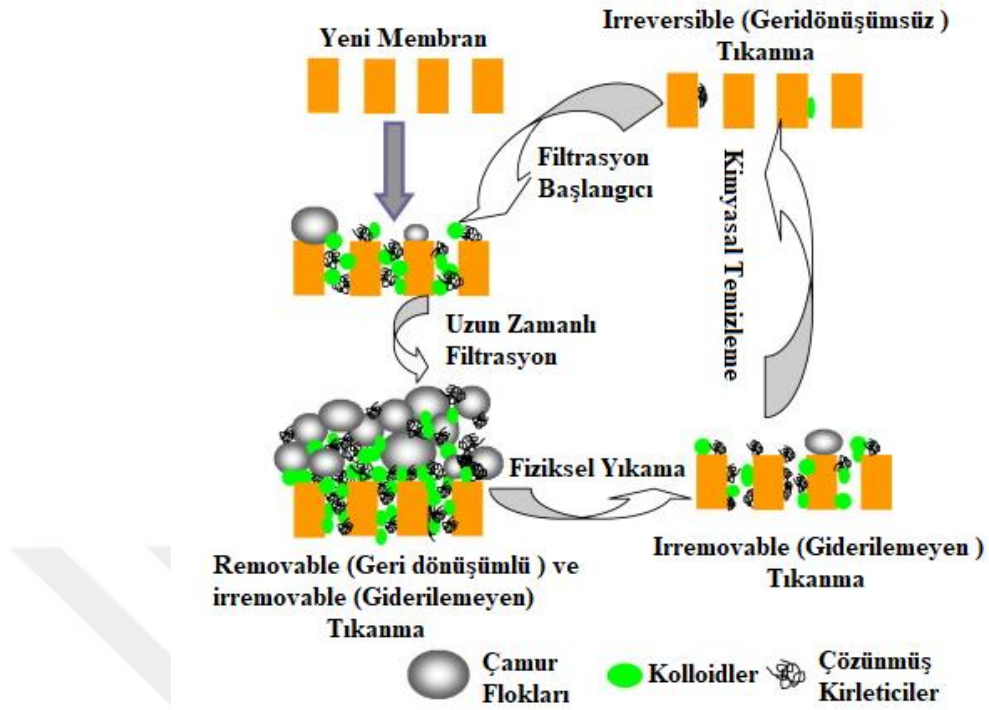
MBR proseslerinin yukarıda bahsedilen birçok avantajının yanı sıra en büyük dezavantajı membran performansını ve membran ömrünü azaltan membran tıkanma problemi (Chang vd., 2002; Wei vd., 2011). Membranlarda tıkanma, gözenek daralması, gözenek tıkanması ve kek tabakası oluşumundan meydana gelmektedir. Gözenek tıkanması, membran mikro gözeneklerinin kirletici maddeler ile tıkanması anlamına gelmektedir. Gözenek tıkanması büyük ölçüde partikül boyutuna ve membran gözenek boyutuna bağlı olarak değişmektedir. Kirleticilerin gözeneklere tutunması, çözeltideki yapışkan maddeler ile desteklenmektedir. Ayrıca kek tabakası oluşumu, bakteriler, biyopolimerler ve inorganik madde birikimi sonucu meydana gelmektedir. Bunun sonucu olarak membran üzerinde bir kek tabakası oluşmaktadır (Meng vd., 2007b). MBR'lerde membran tıkanma mekanizmaları, Şekil 2.7'de şematik olarak gösterilmektedir. Şekil 2.7'de görüldüğü üzere membran tıkanması eş zamanlı bir şekilde gözeneklerin tıkanması ve kek tabakası oluşumundan kaynaklanmaktadır. Ayrıca membran üzerinde oluşan kek tabakası neticesinde MF membranın gözenek boyutundaki değişimden dolayı UF membran özelliği

gösterebilmektedir (LaPara vd., 2006). Bu nedenle kek tabakası oluşumun dezavantajlarının yanı sıra atıksu kalitesi üzerine olumlu bir etkisi olduğu düşünülmektedir. Membran tıkanmasının sonucu olarak süzöntü akısı azalmakta ve filtrasyon basıncı (TMP) artmaktadır.



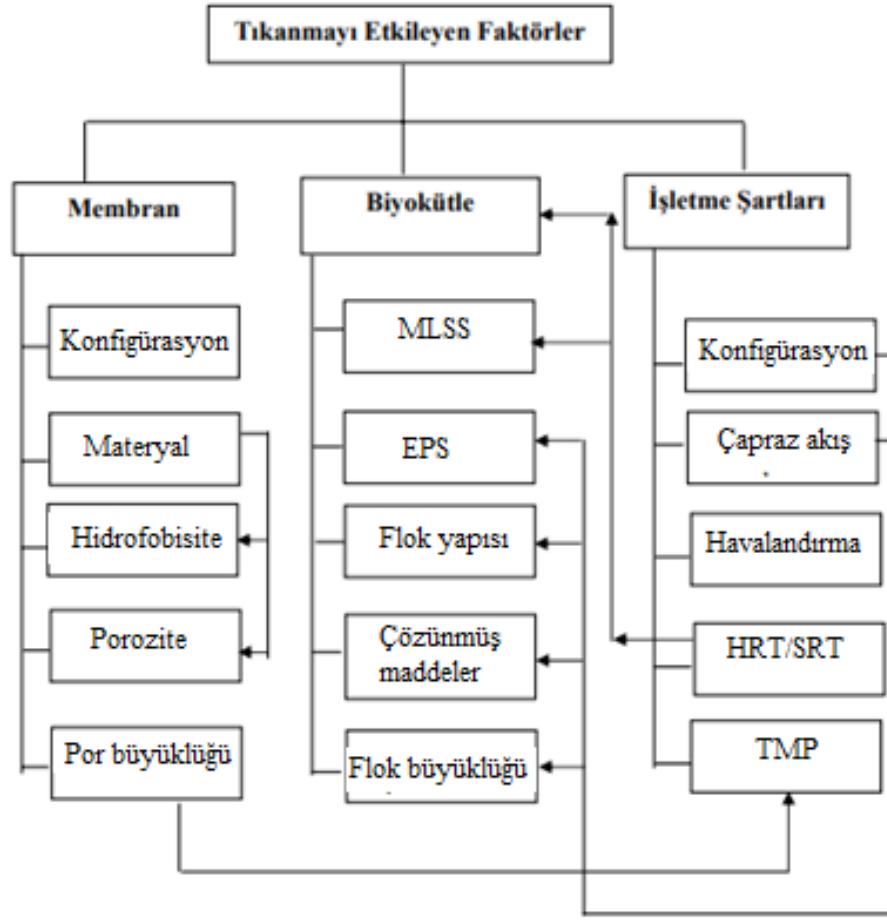
Şekil 2.7. MBR sistemlerinde membran kirlenme mekanizmaları (Iorhemen vd., 2016)

Yukarıda bahsedilen tıkanma mekanizmalarına bağlı olarak membranlarda geri dönüşümlü (reversible) ve geri dönüşümsüz (irreversible) kirlenme meydana gelmektedir. Geri dönüşümlü tıkanma giderilebilen (removable) ve giderilemeyen (irremovable) tıkanma olmak üzere ikiye ayrılmaktadır. Giderilebilen tıkanma kek tabakasının sebep olduğu ve fiziksel temizleme ile giderilebilen tıkanma türü olarak adlandırılmaktadır. Giderilemeyen tıkanma ise gözenek tıkanması ve sıkı bağlanan organikler nedeniyle oluşan tıkanmadır ve kimyasal yıkama ile giderilebilmektedir. Fiziksel ve/veya kimyasal temizleme yöntemleri ile giderilemeyen tıkanma ise geri dönüşümsüz tıkanma olarak adlandırılmaktadır.



Şekil 2.8. MBR’lerde giderilebilen (removable) ve giderilemeyen (irremovable) tıkanma kirlenmenin oluşumu ve giderilmesinin şematik gösterimi. (Meng vd., 2009)

MBR’lerde membran tıkanmasını, atıksu karakterizasyonu, atıksu bileşenlerinin konsantrasyonu, pH, iyonik kuvvet ve iki değerlikli katyon yoğunluğu, membran yüzey morfolojisi, hidrofobiklik, sıcaklık, çalışma şekli ve hidrodinamik koşullar vb. gibi çeşitli faktörler etkilemektedir (Li ve Elimelech, 2004). Literatürde bu faktörler genel olarak membran özellikleri, çalışma koşulları ve biyokütle özellikleri adı altında üç kategoride incelenmektedir (Chang vd., 2002). Membran özellikleri ve aktif çamur karakteristiğinin membran tıkanmasına doğrudan etkisi olduğu bilinmektedir. Ancak SRT ve HRT gibi işletme koşullarının membran tıkanması üzerine direkt olarak etkisi olmamasına rağmen aktif çamur yapısını değiştirerek membran tıkanmasına sebep olmaktadır (Şekil 2.9). Çizelge 2.17’de, membran tıkanmasına neden olan diğer bazı faktörler ve bunların etkileri özetlenmiştir.



Şekil 2.9. MBR sistemlerinde membran kirlenmesini etkileyen faktörler (Chang, vd., 2002; Yiğit, 2007)

Çizelge 2.17. Membran Biyoreaktörlerde membran kirliliğini etkileyen faktörler (Iorhemen vd., 2016)

	Faktörler	Membran Kirliliğine Etkisi
Membran Özellikleri	Membran yüzey pürüzü	Pürüzlü yüzey, atık sudaki koloidal parçacıkların birikmesi için bir vadi oluşturduğundan, membran kirlenmesi yüzey pürüzlülüğünü artırma eğilimindedir. Bununla birlikte, membran yüzeyindeki daha yüksek çıkıntılar, daha yüksek kirlenme önleyici özelliği ve geri yıkamadan sonra daha iyi geçirgenlik geri kazanımı ve ardından yumuşak pürüzlülük sergiler.
	Membran yüzey yükü	Membran üzerinde biriken koloidal partiküller onları negatif yüklü hale getirir, dolayısıyla MLSS' deki Ca ve Al gibi katyonları çekerek inorganik kirlenmeye neden olabilir.
	Membran gözenek boyutu	Membran gözenek boyutunun artması, gözenek tıkayıcı mekanizma eğilimini artırır
	İşletim yöntemi	Çapraz akışlı filtreleme modunda çalışma, membran yüzeyinde kek tabakası oluşumunu azaltır.
	Havalandırma	Havalandırmanın artması membran kirliliğini azaltır.
İşletme Koşulları	SRT	Yüksek SRT de işletme EPS üretimini azaltır bu yüzden membran kirliliği azalır, ancak yüksek SRT AKM birikimi ve çamur viskozitesini artırır.
	HRT	HRT 'nin azalması membran kirliliğinin artmasına neden olur, fakat çok yüksek HRT birikime neden olmaktadır.
	F/M oranı	F/M oranının artması membran kirliliğinin artmasına neden olur aynı zamanda EPS üretimini artırır.
	OLR	OLR arttıkça membran kirliliği artmaktadır.
	KOİ/N oranı	Daha yüksek bir KOİ/N oranında çalışmak, membran kirlenme oranını, iyileştirilmiş membran performansını ve membran temizlemeden önceki daha uzun çalışma süresini azaltır. Aksine, diğer çalışmalar EPS' de düşük KOİ / N oranının daha düşük AKM konsantrasyonu, daha düşük SMP üretimi, daha düşük karbonhidrat, proteinler ve humik asitlerle sonuçlandığını bulmuştur; dolayısıyla düşük membran kirliliği tespit etmişlerdir.
Biyokütle Karakteristiği	Sıcaklık	Bakteriler tarafından daha fazla EPS salındığından ve filamentli bakteri sayısı arttıkça, düşük sıcaklıklar membran kirlenmesi eğilimini artırır.
	AKM	Membran kirliliğinin artmasıyla AKM konsantrasyonu artma eğilimi gösterir.
	Çamur Viskozitesi	Membran kirliliğinin artmasıyla viskozite artar.
	EPS	EPS konsantrasyonun artması membran kirliliğini arttırmaktadır.
	Flok boyutu	Membran kirliliğinin artması flok boyutunu azaltır.
	Tuzluluk	Tuzluluk oranının artırılması, EPS ve SMP flok boyutu ve zeta potansiyeli gibi biyokütle özelliklerini değiştirerek membran kirlenmesini artırır.

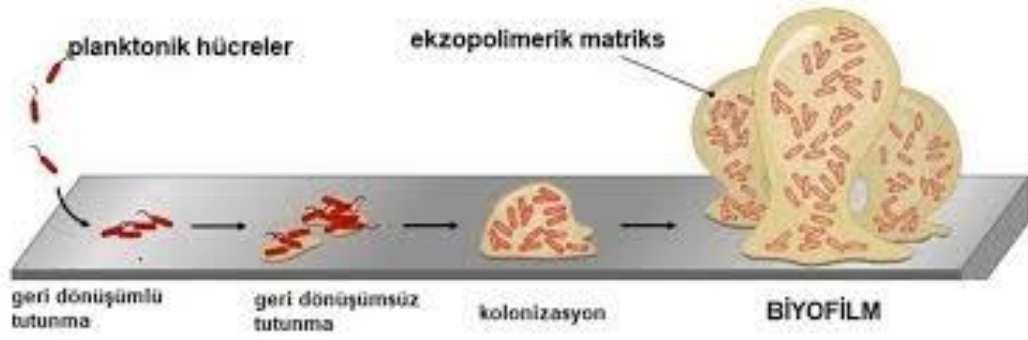
2.6. Hareketli yatak biyofilm reaktör (HYBR)

Konvansiyonel reaktörlere taşıyıcı malzeme eklenmesiyle oluşturulan hareketli yatak biyofilm reaktörler (HYBR) 1980'li yıllarda Norveçte geliştirilmiştir ve Kaldnes hareketli yatak biyofilm prosesi adı altında patent almıştır (European Patent no. 0,575,314, US Patent no. 5,458,779) (Ødegaard vd, 1999). Günümüzde HYBR basit, sağlam, esnek ve kompakt bir teknoloji olarak 22 farklı ülkede toplam 400 büyük ölçekli atıksu arıtma prosesinde uygulanmaktadır (Barwal ve Chaudhary, 2014). HYBR, aktif çamur ve sabit yatak biyofilm sistemi arasında yer almaktadır (Maurer vd., 2001). Taşıyıcı malzemeler aktif biyokütle için bir mobil taşıyıcı görevi görmekte, böylece bağlı ve askıda büyüme ortamlarını içeren hibrit büyüme sistemi sağlamaktadır. Mikroorganizmaların taşıyıcı malzeme üzerinde tutulması reaktörlerin daha yüksek SRT ile işletilmesini mümkün kılmaktadır (Chu ve Wang, 2011). Bu durum özellikle büyüme hızı düşük olan mikroorganizmaların sistemde kalmasına ve zor parçalanan kirleticilerin giderimine olanak sağlamaktadır. Çizelge 2.18'de, HYBR teknolojisiyle ilişkili bazı temel avantaj ve dezavantajları özetlemektedir. Mevcut sabit yataklı biyofilm reaktörler ile karşılaştırıldığında, HYBR'ler düşük yük kayıpları, filtre yatağı kanallaması olmaması ve periyodik geri yıkama ihtiyacı olmamasından dolayı tercih edilmektedir. Ayrıca, askıda büyüme yöntemlerine kıyasla bu prosesin başlıca avantajları: Daha yüksek biyokütle konsantrasyonları, toksik bileşiklere karşı daha düşük hassasiyet, daha düşük çamur çöktürme süreleri ve hem organik hem de yüksek $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderimleridir (Luo vd., 2020). Ayrıca HYBR'ler yeni tank inşasına gerek kalmadan aşırı yüklü aktif çamur tesislerini iyileştirmek için kullanılabilmektedir (Rusten vd., 2006).

Çizelge 2.18. HYBR sistemlerin temel avantaj ve dezavantajları (Bassin vd., 2018)

Mevcut arıtma tesislerinde uygulanabilirler ve genellikle performanslarını iyileştirmek için kullanılırlar.	Yalnızca mikroorganizmalar için oksijen sağlamakla kalmayıp aynı zamanda taşıyıcıların reaktör içindeki hareketinden de sorumlu olan havalandırma ile ilgili yüksek enerji maliyetleri.
Konvansiyonel aktif çamur tesislerinin aksine, biyokütle taşıyıcılara bağlı olarak büyüdüğüden, çamurun sistemler aracılığıyla yeniden sirküle edilmesine gerek yoktur.	Eğer sistem iyi bir şekilde dizayn edilmezse, hidrodinamik ile ilgili problemler meydana gelebilir.
Konvansiyonel proseslerde bazı aşamalara olan ihtiyacı ortadan kaldırdıkları için kurulum maliyetini düşürürler.	Reaktörü inşa etmek ve patentli taşıyıcıları edinmek için gereken ilk yatırım, bu tür sistemlerin gelişimini engelleyebilir.
Sabit yataklı reaktörlerin aksine, çamur yataklarında tıkanma olmadığı için temizliğe ihtiyaç duyulmaz.	
Sistem ayak izi azaltılabilir ve bundan dolayı arıtım tesisleri çok daha fazla kompakt inşa edilebilir.	
Taşıyıcılara yapışan biyofilm, içeri giren konsantrasyondaki değişikliklere ve organik ve hidrolik yüklere, pH, sıcaklık ve toksisiteye karşı daha dirençlidir.	

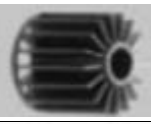
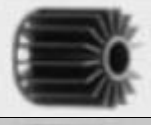
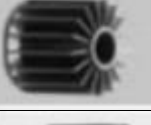
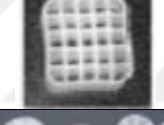
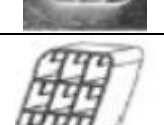
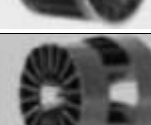
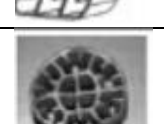
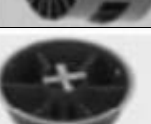
HYBR, askıda ve tutunarak büyüyen sistemlerin kombinasyonundan oluşmakta ve taşıyıcı materyal üzerinde biyofilm oluşmasına olanak sağlamaktadır. Biyofilm, bir yüzeye tutunan mikroorganizmalardan ve organik/inorganik malzemelerden oluşan polimerik matris olarak tanımlanmaktadır (Takriff vd., 2014). Mikroorganizmalar tarafından üretilen hücre dışı polimerik maddeler (Extracellular Polymeric Substances, EPS) biyofilmin oluşmasına ve olgunlaşmasına katkıda bulunduğu bilinmektedir (Baranitharan vd., 2015). Şekil 2.10'da görüldüğü üzere biyofilm oluşumu, makromoleküllerin ve besin maddelerinin geri dönüşümlü tutunma (yüzeye adsorpsiyonu, hücre taşınması, yapışma) ve geri döndürülemez tutunma ile başlayan birkaç aşamada gerçekleşmektedir (Zhu vd., 2015).



Şekil 2.10. Taşıyıcı materyal üzerinde biyofilm oluşum basamakları (Turhan ve Erginkaya, 2019)

HYBR sistemlerde, taşıyıcı maddeler üzerinde bioyofilm oluşumu için farklı sentetik taşıyıcı materyaller kullanılabilmektedir. Kullanılan sentetik taşıyıcı materyallerin şekilleri, ebatları, doluluk oranları, yüzey alanları, yoğunlukları, reaktör içindeki konumları sistem performansını doğrudan etkilemektedir (Çizelge 2.19).

Çizelge 2.19. Bazı ticari plastik taşıyıcı materyallerin özellikleri (di Biase vd., 2019)

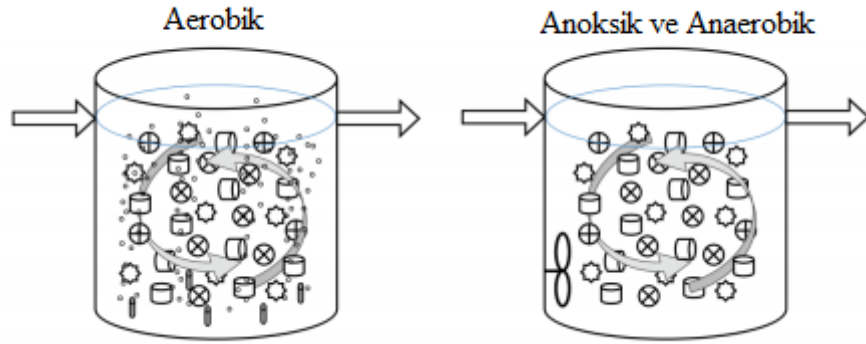
Taşıyıcının ticari adı	Yüzey Alanı (m ² /m ³)	Şekil	Taşıyıcının ticari adı	Yüzey Alanı (m ² /m ³)	Korumalı Yüzey Alanı (m ² /m ³)	Şekil
Headworks AC450	402		BNC 011	790	520	
Headworks AC515	485		BCP 750-0,93	750	635	
Headworks AC920	680		BCP 750-1,00	750	635	
Aqwise	650		BCP 750-1,2	750	635	
Nexom biopertz	589		BCN 020	610	400	
Biowater Technology BWT 15	828		BCN 040	340	272	
Bioprocess H ₂ O BioFAS™ B-585	515		BCP 100	100	-	
Bioprocess H ₂ O BioFAS™ B-460	402		BCP 115	115	-	
Biowater Technology BWT X	650		BCN 030	320	259	
Biowater Technology BWT S	650		BCN 060	229	189	
EVOQUA CM-10D™	750		BCP 175	175	-	

Günümüzde en çok tercih edilen taşıyıcı materyaller Anox Kaldnes tarafından geliştirilen polietilenden üretilmiş malzemelerdir. Malzemenin uzunluğu, çapı ve yoğunluğuna bağlı olarak alınarak 5 tip Kaldnes taşıyıcı materyal geliştirilmiştir (Çizelge 2.20). Birçok atıksu arıtma tesisinde K1 tip malzeme kullanılmaktadır.

Çizelge 2.20. Kaldnes biyofilm taşıyıcı malzemelerin özellikleri (Rusten vd., 2006; di Biase vd., 2019)

Anox Kaldness	Yüzey Alanı (m ² /m ³)	Çap	Yükseklik	Şekil
K1	500	7,1	7,2	
K2	350	15	15	
K3	500	25	10	
K5	800	25	3,5	
C2	220	36	30	-
F3	200	46	37	
Biofilm Chip M	1,200	48	2,2	
Biofilm Chip P	900	45	3	
Z-200	-	30	-	
Z-400	-	30	-	

Aerobik proseslerde taşıyıcı malzemeler havalandırma ile sirküle edilirken anaerobik ve anoksik proseslerde mekanik karıştırıcılar kullanılmaktadır (Şekil 2.11). HYBR prosesinin en önemli iki tasarım parametresi doluluk oranı ve spesifik yüzey alanıdır. Doluluk oranının taşıyıcı materyallerin reaktörde serbest hareket edebilmesi için %70'den az olması önerilmektedir (toplam reaktör hacminin %30-70 aralığında) (Ødegaard, 2000).



Şekil 2.11. Hareketli yatak biyofilm reaktör işletim koşullarına göre karıştırma prensibi (Kawan vd., 2016)

HYBR'deki biyofilm yapısı şok organik ve hidrolik yükleme ile ani değişen pH, toksisite ve sıcaklık değerlerine karşı dayanıklıdır. HYBR sistemleri çevresel koşullardaki, metabolik ürünlerdeki ve toksik maddelerdeki değişikliklere daha az duyarlı olduğu bilinmektedir (Mutamim vd., 2012). Bu nedenle HYBR sistemleri evsel ve endüstriyel atık suların arıtılması için etkili bir şekilde kullanılmıştır (Borghei ve Hosseini, 2004). Araştırmacılar, HYBR'nin yüksek biyokütle, yüksek KOİ yükü, yükleme etkisine karşı güçlü tolerans, nispeten daha küçük reaktör hacmi ve çamur kabarma sorunu olmaması gibi birçok üstün avantaja sahip olduğunu belirtmişlerdir (Chen vd., 2008). Bu nedenle, HYBR, üstün performansı nedeniyle ÇSS arıtımı için potansiyel bir alternatif olarak kullanılabilir (Kulikowska vd., 2009; Robinson vd., 2012; Bella vd., 2014; Luo vd., 2015). Literatürde HYBR kullanılarak ÇSS arıtımında yaklaşık olarak %60-81 KOİ ve %85-90 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimi elde edildiği rapor edilmiştir (Loukidou ve Zouboulis, 2001). Welandar vd. (1998), yüksek konsantrasyonda amonyum içeren ÇSS arıtımında HYBR'nin yaklaşık %90 azot ve %20 KOİ giderim verimi sağladığı ve nitrifikasyon prosesinin inhibe olmadığını bildirmiştir. Chen vd. (2008), anaerobik-aerobik HYBR sisteminin kullanılarak ÇSS'den eş zamanlı KOİ ve amonyum giderimini araştırmışlardır. Organik yükleme oranının değiştiği koşullarda anaerobik-aerobik HYBR sistemin, şok yüklemelere karşı güçlü bir toleransa sahip olduğunu ve %90'ının üzerinde KOİ ve amonyum giderimi gerçekleştirdiğini bildirmişlerdir.

Biyolojik proseslerde birçok reaktör tipi kullanılsa da MBR ve konvansiyonel reaktörlere taşıyıcı malzeme eklenmesiyle oluşturulan HYBR yenilikçi reaktör tipleri arasında yer almaktadır. Dünya çapında HYBR teknolojisini kullanan çok sayıda tesis bulunmaktadır (Barwal ve Chaudhary, 2014). Ayrıca literatürde HYBR sistemi kullanılarak organik madde ve nütrient giderimi üzerine çok sayıda çalışma bulunmaktadır (Dezotti vd., 2011). Ancak bu çalışmaların birçoğu evsel atıksuların arıtımı üzerine gerçekleştirilmiştir. Biyofilm temelli HYBR sistemi konvansansiyonel sistemelere göre daha yüksek SRT ile işletilmesinden dolayı büyüme hızı düşük olan mikroorganizmaların sistemde kalmasına ve mikro kirleticiler gibi zor parçalanan maddelerin giderimine olanak tanımaktadır. Bu nedenle HYBR sistemi, ÇSS gibi güçlü atıksuların arıtımında önemli çözümler sağlamaktadır. HYBR ile mikro kirleticilerin giderimi üzerine yapılan bazı çalışmalar Çizelge 2.21’de verilmiştir. Bu çalışmaların çoğu sentetik atıksu ile gerçekleştirilmiş olup gerçek ÇSS arıtımı üzerine sınırlı sayıda çalışma bulunmaktadır.

Çizelge 2.21. Mikrokirleticilerin HYBR ile giderimi

Mikrokirletici Türü	Atıksu Tipi	Reaktör	Taşıyıcı Materyal	Konsantrasyon	Giderim verimi (%)	Referans
Polisiklik aromatik hidrokarbon (PAH)	ÇSS	Ardışık Anox-Aerobik HYBR (AeHYBR)	-	-	-	Plósz vd., (2010)
DEP Diallil ftalat (DAP)	Sentetik atıksu	AeHYBR	HDPE'den yapılmış taşıyıcı materyal (%50 doluluk oranı)	100-300 mg/L	%84-94 %76-92	Ahmadi vd., (2015)
Aromatik amin (1-naphthylamine-4-sulfonate)	Sentetik atıksu	Üç ardışık AnAKR-AeHYBR	-	40-405 mg/L	%98	Koupaie vd., (2011)
Benzotriyazol (BTR) 4-methyl-1H-benzotriazol (4TTR) 5-methy-1H-lbenzotriazol (5TTR) 5-klorabenzotriazol (CBTR) Ksiltriazol (XTR) 2-hidroksibenzotiazol (OHBTH) Benzotiyazol(BTH)	Sentetik atıksu	Aerobik Aktif çamur-AeHYBR-AeHYBR (4 mg/L>ÇO)	K3 Kaldnes (%30 doluluk oranı)	30 µg/L	%43-76 %8-69 %0-53 %42-79 %9-43 %80-97	Mazioti vd., (2015)

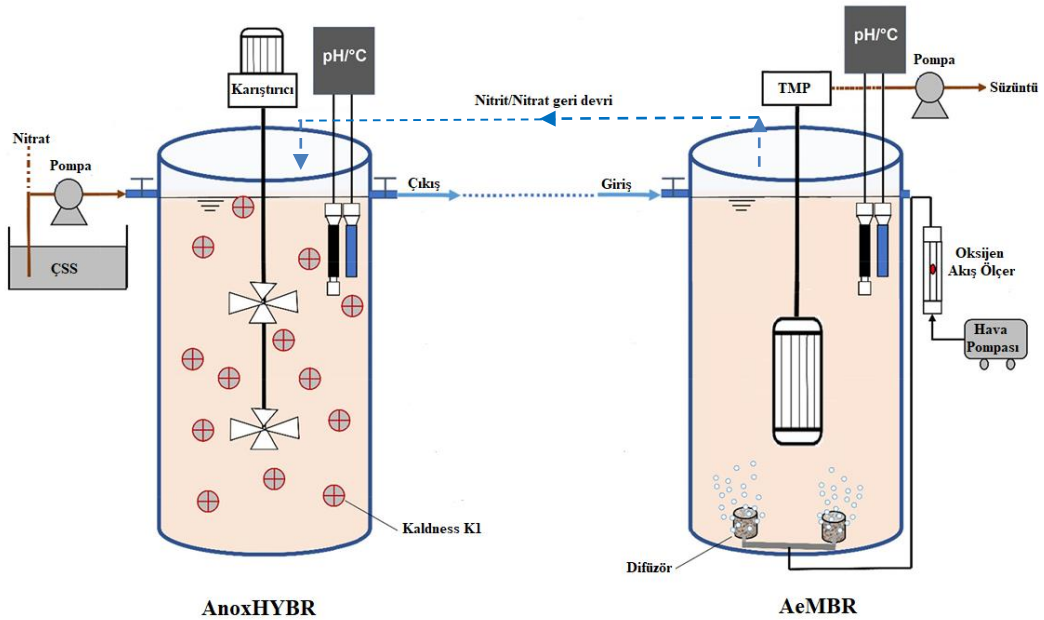
Çizelge 2.21. Mikrokirleticilerin HYBR ile giderimi (devam)

Bizfenol A Atrazin	-	-	-	-	%27 %8	Accinelli vd., 2012
Karbamazepin Ketoprofen Primidone Estriol Bizfenol A	Sentetik atıksu	Hibrit HYBR– MBR sistem	Poliüretan köpük taşıyıcı materyal (%70 doluluk oranı)	-	%25,5-99,5	Luo vd., 2015
İbuprofen Salisilik asit Primidon Naproksen Karbamazepin Diklofenak	Sentetik atıksu	AeHYBR	Poliüretan köpük taşıyıcı materyal (%20 doluluk oranı)	100 mg/L	%93,7 % 91,1 % 83,5 % 81,1 %25,9 %45,7	Luo vd., 2014b
Diklofenak Atenolol	Atıksu arıtma tesisi çıkışı	AeHYBR (ÇO=2 mg/L)	K5 kaldnes (%50 doluluk oranı)	-	%50>	Tang vd., 2017
BTR 4TTR 5TTR XTR CBTR OHBTH	Evsel Atıksu	Hibrit AeHYBR- AeHYBR	K3 kaldnes (%50 doluluk oranı)	30 µg/L	- %41 - - - %88	Mazioti vd., 2017
İbuprofen	Sentetik atıksu	AeHYBR	2H-BCN 018 KK3	-	%72,03	Hoseinzadeh vd., 2016
Atrazin	Sentetik atıksu	AnHYBR	-	0,1 mg/L	%60,5	Derakhshan vd., (2018)

Literatürde MBR ve HYBR kullanılarak ÇSS'den makro kirleticilerin giderimi üzerine çalışmalar olmasına rağmen mikro kirleticilerin DEP, DEHP vb.) giderimi üzerine çalışmalar oldukça sınırlıdır. Bu nedenle literatürde uygulanan biyolojik reaktör konfigürasyonlarından farklı olarak kombine anoksik HYBR (AnoxHYBR) - aerobik MBR (AeMBR) prosesleri ile ÇSS'den organik karbon, azot, ağır metal ve zenobiyotiklerin arıtımı araştırılması büyük önem arz etmektedir. Bu bağlamda, farklı işletme koşullarının AnoxHYBR, AeMBR ve kombine sistem performansı üzerine etkileri organik karbon, azot, ağır metal ve zenobiyotik madde giderimi açısından değerlendirilmiştir. Ayrıca, fourier dönüşümü kızılötesi spektroskopisi (FTIR), taramalı elektron mikroskobu (SEM), enerji dispersif spektroskopisi ile birleştirilmiş SEM (SEM-EDS) ve indüktif eşleşmiş plazma (ICP) analizleri membran, membran kek tabakası, taşıyıcı malzeme ve biyofilm tabakasındaki organik ve inorganik içeriğin değerlendirilmesinde kullanılmıştır.

3. MATERİYAL VE YÖNTEM

Tez kapsamında, orta yaşlı gerçek ÇSS'den azot, organik karbon, ağır metal ve zenobiyotik maddelerin biyolojik arıtım performansını araştırmak amacıyla hibrit bir sistem dizayn edilmiştir. Taşıyıcı malzeme (K1 Kaldnes) hacimsel oranı %40 olan AnoxHYBR ÇSS arıtımında birinci basamak, AeMBR ise ikinci basamak olarak kullanılmıştır. AnoxHYBR çıkışı bir huni içerisinde çöktürülerek 5L'lik bidonlara alındıktan sonra ikinci sisteme yüklenmiştir. Şekil 3.1'de ardışık AnoxHYBR-AeMBR şematik dizaynı sunulmaktadır. Bu hibrit sistemde yer alan ünitelerin kurulumu ve temel kullanım amaçları ayrıntılı olarak aşağıda tanımlanmıştır.



Şekil 3.1. ÇSS arıtımında kullanılan ardışık AnoxHYBR-AeMBR şematik dizaynı

3.1. Anoksik Hareketli Yatak Biyofilm Reaktör (AnoxHYBR)

ÇSS'de anoksik arıtılabilirlik çalışmaları kapsamında kontrol reaktörü ve çalışma reaktörü olarak Modular BioFlo 115 Fermentör (New Brunswick, NJ, ABD) kullanılmıştır (Şekil 3.2). Sistemde bakterilerin herhangi bir sebepten dolayı aktivitelerini kaybetme riskini azaltmak amacıyla, çalışma reaktörüne ek olarak bir kontrol reaktörü çalıştırılmıştır. Bu kontrol reaktörü 48 saat döngü süresi, 100 mg NO₃⁻-N/L konsantrasyonunda pH kontrolsüz bir şekilde işletilmiştir. Arıtım performansının

değerlendirildiği reaktörün çalışma hacmi 5L olarak seçilmiş olup mikroorganizma ve taşıyıcı materyalin karışımı 50 rpm’de sağlanmıştır. Reaktöre yerleştirilen pH probu ile eş zamanlı olarak pH ölçümü gerçekleştirilmiştir. Reaktör etrafında sarılı olan ısı ceketini ile reaktörde sıcaklık 30-35°C arasında tutulmuştur. Sıcaklık fermentörde yer alan sıcaklık ölçer ile takip edilmiştir. Reaktör %40 ($V_{K1}/V_{\text{reaktör}}$) (K1 Kaldnes) taşıyıcı materyal doluluk oranında işletilmiştir. Anoksik koşulların tam sağlanması ve sisteme dışarıdan girebilecek muhtemel oksijen sızıntılarını önlemek amacıyla reaktöre sürekli olarak argon gazı verilmiştir.



Şekil 3.2. ÇSS arıtımında kullanılan AnoxHYBR fotoğrafı

3.1.1. Taşıyıcı malzemenin (Kaldness K1) özellikleri

Çalışmada AnoxHYBR’de taşıyıcı malzeme olarak %40 doluluk oranında ($V_{K1}/V_{\text{reaktör}}$) Kaldness K1 kullanılmıştır. Taşıyıcı malzeme silindirik yapıda 10 mm çapında ve 0,5-0,8 mm kalınlığındadır (Şekil 3.3). Toplam yüzey alanı 500m²/m³ olup 1,23 gr/cm³ yoğunluğa sahiptir (Çizelge 3.1). Taşıyıcı malzemeler reaktöre eklenmeden önce çeşme suyunda ve daha sonra saf suda yıkanmıştır.



Şekil 3.3. Kaldnes K1'e ait fotoğraf

Çizelge 3.1. Kaldnes K1 taşıyıcı malzemenin özellikleri

Özellikler	Değer
Materyal	Plastik (Polietilen)
Çap	10 mm
Kalınlık	0,4 - 0,5 mm
Şekil	Silindirik
Yoğunluk	1,23 g/cm ³
Yüzey alanı	500 m ² /m ³

3.2. Aerobik Membran Biyoreaktör (AeMBR)

Tez çalışması kapsamında işletilen aerobik reaktör 11x14x37 cm boyutlarında olup pleksiglas malzemeden imal edilmiştir (Şekil 3.4). Reaktörün toplam hacmi 6 L olup, aktif hacmi 5 L olacak şekilde işletilmiştir. Reaktör sökülüp takılabilen üst kapağa sahiptir. Seviye sensörü, reaktör içi numune portu, besleme portu, süzüntü hattı portu, oksijen için gaz verme portu bu kapağa monte edilmiştir. Reaktörde sıcaklık laboratuvarındaki klima sistemi ve karıştırıcıda yer alan ısıtıcı ile 25°C'de tutulmuştur. Reaktör sıcaklığı günde 3 kez bir termometre aracılığıyla takip edilmiştir. Reaktöre ÇO hava pompası (ACO-6604, Hailea, Çin) kullanılarak sağlanmış ve reaktör içerisinde yerleştirilen difüzörler ile hem tam karışımli şartlar hem de aerobik koşullar ($\text{ÇO} \geq 2$

mg/L) sağlanmıştır. ÇO konsantrasyonu bir ÇO probu kullanılarak takip edilmiştir. Aerobik reaktör mikroorganizma adaptasyonu için önce kesikli olarak (yaklaşık 80 gün) sonrasında sürekli (yaklaşık 35 gün) olarak işletilmiştir. Daha sonra aerobik reaktörün merkezine mikrofiltrasyon (MF) membran demeti yerleştirilerek reaktör batık AeMBR olarak işletilmiştir. MF membran özellikleri ve membran demetinin hazırlanmasına ilişkin detaylar aşağıda belirtilmiştir. AeMBR 1 L/m².saat (LMH) sabit akıda (2.5.2. Faz hariç; 1,75 LMH), sürekli filtrasyon modunda çalıştırılmış olup, 9,5 dakika filtrasyon ve 0,5 dakika geri yıkama modunda işletilmiştir. Transmembran basıncı (TMP) sürekli olarak gözlenmiş ve TMP 500-600 mbar basınca ulaştığında sistem durdurularak membran temizliği gerçekleştirilmiştir. Membranı temizlemek için fiziksel ve kimyasal yöntemler uygulanmıştır. Membran temizliği aşağıda ayrıntılı bir şekilde açıklanmıştır.

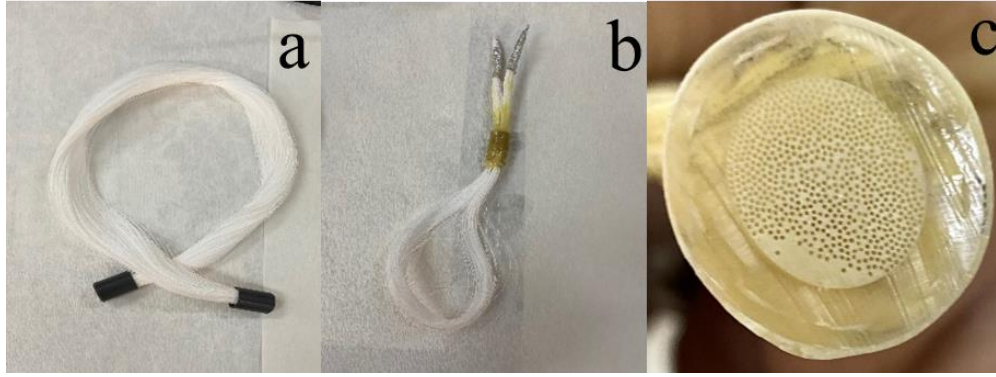


Şekil 3.4. ÇSS arıtımında kullanılan AeMBR fotoğrafı

3.2.1. Membran özellikleri ve membran demetinin hazırlanması

Deneyisel çalışmalar boyunca Çek Cumhuriyeti Zena firmasından temin edilen P6S MF membranı kullanılmıştır. Polipropilen maddeden imal edilmiş olan hollow fiber (içi boşluklu fiber) membranın iç çapı 0,24 mm ve dış çapı 0,31 mm'dir. Ticari olarak 75 cm uzunlukta hazırlanan fiberlerin gözenek çapı 0,1x0,5 μm 'dir (Şekil 3.4a).

Reaktörde toplam 324 adet fiber bulunacak şekilde (yüzey alanı $\sim 0,09 \text{ m}^2$) düzenleme yapılmıştır (Şekil 3.4b). İlk olarak 40 cm uzunluğunda kesilen 324 adet membran telinin uçları mümkün olduğu kadar bir araya getirilmeye çalışılmıştır. U oluşturacak şekilde membranlar ikiye katlanmış ve uç kısımları alüminyum folyo ile birleştirilmiştir. Hepsinin aynı boyda olmasını sağlamak için fazla kısımlar kesilmiştir. Poliüretan esaslı yapıştırıcı olarak çift komponentli Henkel Macroplast UK 5400 ve 8103 kullanılmıştır. Her bir membran demetini yapıştırmak için 4 ölçü UK 8103 ve 1 ölçü UK 5400 homojen bir şekilde plastik kap içerisinde karıştırılmıştır. U şekline getirilmiş membran demetinin kullanılabilir kısmı 18 cm olacak şekilde ayarlanarak, geri kalan kısmı yapıştırıcıya bulanıp, yapıştırıcının tüm liflere nüfus etmesi sağlanmıştır. Daha sonra yapışkanlı kısım, 10 mm çapında 3 cm uzunluğunda pnömatik hortumun içinden dikkatli bir şekilde geçirilmiştir. Tüm membran lifleri hortumun diğer ucundan çıkana kadar çekilmiştir. Hortumun içinin tamamının yapıştırıcı ile dolması için bir şırınga vasıtasıyla yapıştırıcı hortuma üst kısımdan alttan taşıncaya kadar enjekte edilmiştir. Daha sonra membranlar oda sıcaklığında iki gün kurumaya bırakılmıştır. Membranlar kuruduktan sonra hortumun üst ucundan itibaren 1 cm'lik kısım kesilerek atılmıştır. Kesilen kısım incelenerek, membranların yapıştırıldığı bölümde hiç hava kabarcığı kalmadığı, yapıştırıcının bu bölümün tamamına nüfuz ettiği teyit edilmiştir (Şekil 3.4c). Membranları sistemde kullanmaya başlamadan önce, yüzeylerini hidrofilik hale getirmek amacıyla şırınga yardımıyla içlerinden 20 dakika boyunca 1/1 oranında etil alkol-distile su karışımı, takip eden 10 dakika boyunca da distile su sirküle edilmiştir.



Şekil 3.5. AeMBR kullanılan Zena P6S MF membran ticari şekli (a), AeMBR’de kullanılan membran demeti (b), yapılandırılmış membran kesiti (c)

3.2.2. Membran temizliği

Membranın işletiminde, süzüntü hattına vakum uygulanarak sabit akı çekilmesi ve buna bağlı olarak da basınç değişiminin izlenmesi prensibi kullanılmıştır. Bu bağlamda vakum sırasında basınç değişimi filtrasyon sırasında kaydedilmiştir. Membranlar, 0-600 mbar arasında işletilmiş olup, kullanılan membranların tıkanması durumunda ise fiziksel ve/veya kimyasal temizleme uygulanmıştır. Fiziksel temizleme işlemi; MF membran demetinin reaktörden çıkartılarak, çeşme suyu ile sünger yardımıyla membran yüzeyinin yavaş bir şekilde ovulması ve yüzeyde oluşan kirliliğin giderilmesi şeklinde uygulanmıştır. Fiziksel temizleme ile sadece kek/jel tabakası membran yüzeyinden temizlenmiş olup, membranlarda artan basıncın düşürülmesi ve akının geri kazanılması amaçlanmıştır. Kimyasal temizleme işlemi; MF membran demetinin reaktörden çıkartılarak, sırasıyla %2’lik hidroklorik asit (HCl) çözeltisinde 2 saat, 1 N sodyum hidroksit (NaOH) çözeltisinde 1 gün ve %0,4’lük sodyum hipoklorit (NaOCl) çözeltisinde 2 saat bekletilmesi şeklinde uygulanmıştır. Her bir çözelti değişiminde ve reaktöre konulmadan önce membranlardan 10 dakika boyunca distile su sirküle edilmiştir.

3.3. Atıksu Özellikleri ve Aşı Mikroorganizmaları

Çalışmada Kahramanmaraş katı atık depolama sahasından alınan orta yaştaki ÇSS kullanılmıştır. Çalışmada kullanılan ÇSS’nin karakterizasyonu aşağıdaki tabloda verilmiştir (Çizelge 3.2). AnoxHYBR tam ölçekli bir atıksu arıtma tesisi anaerobik

çamur çürütücüden alınan tam karışım çamur ile AeMBR ise tam ölçekli bir evsel atıksu arıtma tesisinden alınan aktif çamur ile aşılanmıştır. Çamurun mevcut işletim koşullarına ve atıksu içeriğine adaptasyonu için reaktör, kararlı koşullara ulaşana kadar çalıştırılmıştır. Her iki reaktördeki SRT, Garrett yöntemi ile ayarlanmıştır (Cırık, 2010).

Çizelge 3.2. ÇSS karakterizasyonu

Parametr eler	Konsantras yon (mg/L)	Parametr eler	Konsantras yon (mg/L)	Parametr eler	Konsantras yon (mg/L)
KOİ	7.000- 14.000	Fe	3-24	DEP	0,004-0,006
TOK	4.000- 11.000	Cd	0,01-0,03	DEHP	0,34-0,36
İK	700-2.500	Cr	0,5-0,9	DINP	0,034-0,039
NH₄⁺ -N	1.700-3.600	Pb	0,05-0,2	pH	7,5-8,2
NO₃⁻ -N	2-50 mg/L	Mn	0,4-1	Renk	5.000- 15.000Pt-Co

3.4. Deneysel Plan

Tez kapsamında ÇSS'lerin AnoxHYBR-AeMBR ile arıtılmasında kullanılan deneysel plan Çizelge 3.3'de verilmiştir.

Çizelge 3.3. AnoxHYBR-AeMBR işletilmesine ait deneysel plan

Faz No		Gün	AnoxHYBR			AeMBR		AnoxHYBR-AeMBR
			Nitrat (mg/L)	SRT (gün)	HRT (saat)	HRT (saat)	SRT (gün)	Geri Devir Oranı (%)
1	1.1	80*	100	90	48**	48**	Sonsuz	-
	1.2	35*			48	48		
	1.3	5*			48	48	Sonsuz***	
2	2.1	2.1.1	0-41	90	48	48	Sonsuz	-
		2.1.2	43-63					
		2.1.3	69-93					
		2.1.4	97-117					
	2.2	2.2.1	119-137	Opt.	60	48	Sonsuz	-
		2.2.2	139-157		45			
		2.2.3	159-179		30			
	2.3	2.3.1	181-191	Opt.	Opt.	48	Sonsuz	-
		2.3.2	193-211			36		
		2.3.3	213-233			24		
	2.4	2.4.1	235-245	Opt.	Opt.	Opt.	Sonsuz	-
		2.4.2	250-264				60	
		2.4.3	268-294				30	
	2.5	2.5.1	300-312	Opt.	Opt.	Opt.	48	-
		2.5.2	318-328				36	
		2.5.3	334-348				60	
3	3.1	354-370	-----	Opt.	Opt.	Opt.	Opt.	%100
	3.2	372-390						%200
	3.3	392-402						%300

*Faz 1’den sonra ardışık AeMBR-AnoxHYBR kurulduğu için Faz 2’de gün değeri sıfır olarak kabul edilmiştir. Faz 2 ve Faz 3, Faz 1’in devamı niteliğindedir ve deneysel çalışmalar yaklaşık olarak 522 gün yürütülmüştür.

**Kesikli işletim sırasında döngü süresi kullanılmıştır.

**Kritik akı çalışması sırasında aerobik MF modunda 0 gAKM/L ile çalışılmıştır.

1. Faz

Bu faz kapsamında gerçek orta yaşlı ÇSS’nin arıtımı için kesikli bir şekilde işletilen AnoxHYBR ve aerobik reaktörlerde mikroorganizmaların adaptasyonu amacıyla 48 saatlik döngü süresince arıtım performansı değerlendirilmiştir. Kesikli işletim sırasında her iki reaktör, yükleme (doldurma), 48 saat reaksiyon, 30 dakika çökeltme ve boşaltma (1:1, v/v) basamakları ile işletilmiştir. Bu koşullar altında (1.1. Faz) reaktörler pH kontrolsüz bir şekilde işletilmiştir. Daha sonra her iki reaktör peristaltik pompa kullanılarak (Masterflex L/S 7524-45, Cole-Parmer Instrument, IL, ABD) sürekli bir şekilde işletilmiştir (1.2. Faz). AnoxHYBR ve aerobik reaktörde 48 saat

HRT’de arıtım performansı araştırılmıştır. Son olarak aerobik reaktör anoksik koşullarda arıtılmış ÇSS ile beslenirken aerobik mikofiltrasyon (MF) modunda (0 gAKM/L) ve AeMBR (10 gAKM/L) modunda çalıştırılarak TMP-akı ilişkisi incelenmiştir.

2. Faz

Tez çalışmasının 2. fazında ardışık şekilde işletilen AnoxHYBR ve AeMBR değişen işletme koşullarında çalıştırılmıştır. AnoxHYBR performansı, farklı nitrat konsantrasyonlarında (100-1.000 mg/L, 2.1. Faz), SRT’lerde (45-60 gün, 2.2. Faz) ve HRT’lerde (24-48 saat, 2.3. Faz) test edilmiştir. Bu aşamada AeMBR işletme koşulları 48 saat HRT, sonsuz SRT ve $\text{ÇO} \geq 2$ mg/L olarak sabit tutulmuştur.

AeMBR optimizasyon çalışmalarında farklı SRT’lerin (30 gün- sonsuz, 2.4. Faz) ve HRT’lerin (24-48 saat, 2.5. Faz) arıtım ve membran performansına etkisi araştırılmıştır. Bu aşamada AnoxHYBR işletme koşulları (1000 mg NO_3^- -N /L konsantrasyonunda 90 gün SRT ve 48 saat HRT) sabit tutulmuştur. AnoxHYBR’de ve AeMBR’de pH pompalar tarafından 0,1 M HCl ve 0,1 M NaOH dozlanarak, sırasıyla 7,4-7,6 ve 7,2-7,4 arasında otomatik olarak kontrol edilmiştir.

Optimizasyon çalışmalarında AnoxHYBR ve AeMBR performansı KOİ, TOK, taşıyıcı malzemede biyofilm konsantrasyonu, AKM, UAKM, NH_4^+ -N, NO_2^- -N, NO_3^- -N, SMP, EPS, ağır metal ve zenobiyotik madde giderimi ve membran performansı açısından değerlendirilmiştir.

3. Faz

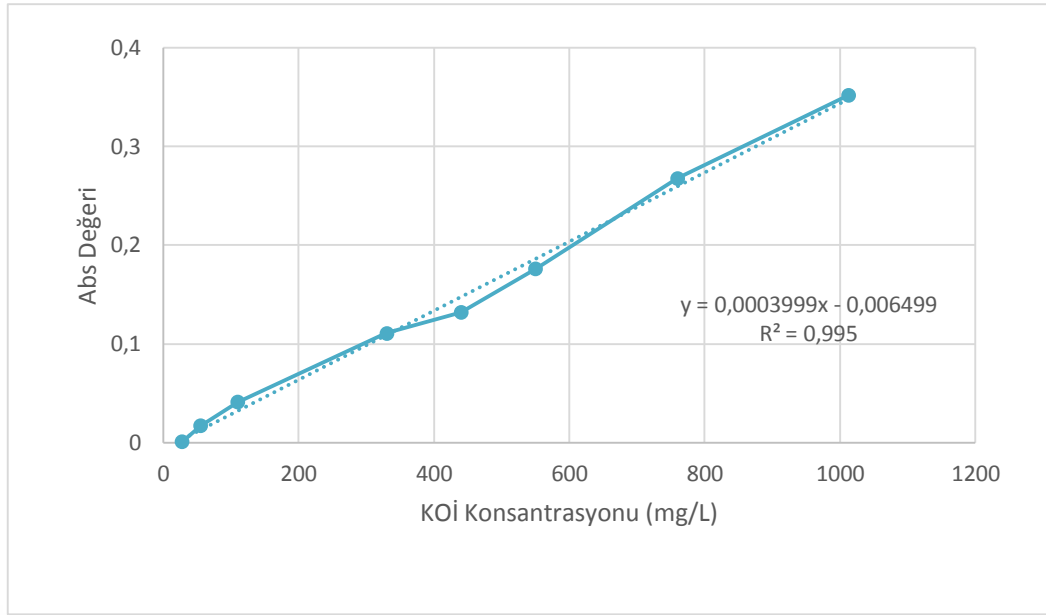
Anoksik koşullarda nitrat geri devir oranı ile denitrifikasyon verimi arasında doğru orantı olduğu bilinmektedir. Fakat yüksek nitrat geri devir oranlarının anoksik reaktördeki oksijen konsantrasyonunu arttırıcı etkisi, anoksik reaktör verimini etkilemekte ve nitrat giderme verimleri düşmektedir. Bu fazda, taşıyıcı malzeme üzerindeki biofilm katmanlarının, oksijenin olumsuz etkisini azaltabileceği ve konvansiyonel sistemlere kıyasla daha yüksek geri devirlerde işletilebileceği hipotezlenerek nitrat geri devir oranının (%100-300) AnoxHYBR performansına

etkileri araştırılmıştır. Bu amaçla AeMBR'den %100-300 oranlarında AnoxHYBR'ye içsel nitrat geri devir sağlanmıştır. Reaktör pH ve sıcaklığı 2. Faz ile benzer olarak işletilmiştir. Sistem performansı organik karbon, azot, ağır metal ve zenobiyotik maddelerin giderimi ile biyofilm oluşumu ve membran akı ve TMP parametreleri ile değerlendirilmiştir. Bu amaçla, KOİ, TOK, taşıyıcı malzemede biyofilm konsantrasyonu, AKM, UAKM, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, SMP, EPS, ağır metal ve zenobiyotik madde, TMP ve akı parametreleri izlenmiştir.

3.5. Analizler

3.5.1. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ)

Ham ÇSS, AnoxHYBR çıkışı, AeMBR süpernatant ve süzöntüsünden alınan numunelerde KOİ analizleri APHA Standart Method (2012) 5220 D'ye göre gerçekleştirilmiştir. Bu metotta 2,5 mL numune üzerine 1,5 mL parçalama çözeltisi (15,324 gK₂Cr₂O₇/L, 49,95 g HgSO₄/L ve 250,5 gH₂SO₄/L) ve 3,5 mL civa sülfat çözeltisi (10,12 gAg₂SO₄/L) eklenerek cam bir tüpte karıştırılmıştır. Daha sonra tüpler termoreaktör içerisinde (ECO 16 Thermoreaktör, VelpScientifica, Milano, İtalya) 150°C'de 2 saat bekletilmiştir. Numune tüpleri oda koşullarında soğutulduktan sonra HACH-DR 5000 marka spektrometresi kullanılarak (Hach-Lange, Dusseldorf, Almanya) 0-100 mg/L için 420 nm ve 100-1000 mg/L için 600 nm'de absorbans değerleri okunmuştur. Bu yöntem ile numunelerin KOİ konsantrasyonları belirlemek için 0-1.000 mg/L KOİ konsantrasyonu içeren çözeltilerin absorbans değerleri ile kalibrasyon eğrisi oluşturulmuştur (Şekil 3.6). Bu eğriden elde edilen denkleme göre numunelerdeki KOİ sonuçları hesaplanmıştır.



Şekil 3.6. KOİ kalibrasyon eğrisi

3.5.2. Anyon ve katyon tayini

Giriş ÇSS, AnoxHYBR çıkışı, AeMBR reaktör içi ve AeMBR süzöntüsünden alınan numunelerde nitrat, nitrit ve amonyum analizleri, ICS-5000 model İyon Kromatografisi Cihazında (Dionex, Sunnyvale, CA, ABD) gerçekleştirilmiştir (Şekil 3.7).

Cihaz, ASRS-300 (4mm) supresör, iletkenlik dedektörü, IonPac® AG9-HC (4X50mm) guard kolon, IonPac™ CS12A (katyon analitik kolon) ve IonPac AS9-HC (anyon analitik kolon) (Dionex, ABD) ile donanımlı olup katyon ve anyonları tek bir analizde eşzamanlı ölçme yeteneğine sahiptir. Katyon analizleri için 20 mM metan sülfonik asit ve anyon analizleri için 9 mM sodyum karbonat (Na_2CO_3) elüentler kullanılmıştır. Cihazda enjeksiyon hacmi 500µL akış hızı 1 ml/dk olarak belirlenmiştir. Analizlerde sertifikalı kalibrasyon çözeltileri kullanılmıştır. Analizler için en düşük tespit limiti (Limit of detection, LOD) NO_3^- -N için 0,25 mg/L, NO_2^- -N için 0,1 mg/L ve NH_4^+ -N için 0,25 mg/L olarak belirlenmiştir.



Şekil 3.7. İyon kromatografisi fotoğrafı

3.5.3. Toplam organik karbon (TOK) ve inorganik karbon (İK) tayini

TOK analizleri için numuneler 5000 rpm’de santrifuj edilmiş ve daha sonra 0,45 μm ’lik şırınga filtreden geçirilmiştir. Numunelerdeki TOK konsantrasyonları Shimadzu TOC-VCPN (Kyoto, Japonya) cihazı kullanılarak ölçülmüştür (Şekil 3.8). Cihaz kalibrasyonu TOK için potasyum hidrojen fitalat ($\text{KHC}_8\text{H}_4\text{O}_4$) standartı (0-100 mg TOK/L), İK için sodyum hidrojen karbonat (NaHCO_3) ve sodyum karbonat (Na_2CO_3) standartları (0-100 mg İK/L) kullanılarak hazırlanmıştır. Bu cihazda TOK konsantrasyonu toplam karbondan İK’nın çıkartılması ile ölçülmektedir.



Şekil 3.8. TOK ve İK ölçüm cihazı fotoğrafı

3.5.4. Çözünmüş mikrobiyal ürün (SMP) ve hücre dışı polimerik madde (EPS) analizi

SMP analizi için AnoxHYBR ve AeMBR'den alınan numuneler 4.000 rpm'de 10 dakika santrifüjlenmiş ve daha sonra süpernatant 0,45 µm şırınga filtre kullanılarak filtrelenmiştir. Filtrelenen numunelerde protein ve karbonhidrat ölçülerek SMP konsantrasyonları belirlenmiştir. EPS analizi için ise reaktörlerden alınan numuneler santrifüj edilerek, biyokütlede bulunan EPS ekstrakte edilmiştir. EPS ekstraksiyon işlemi Judd (2006)'da belirtildiği gibi ısıtma yöntemi ile gerçekleştirilmiştir. Elde edilen ekstrakte protein ve karbonhidrat ölçülerek EPS konsantrasyonu belirlenmiştir. Protein ve karbonhidrat analizleri sırasıyla, Bradford (Bradford, 1976) ve Dubois (Dubois vd., 1956) metotları kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

3.5.5. Askıda katı madde (AKM) ve uçucu askıda katı madde (UAKM) analizi

AnoxHYBR ve AeMBR'den alınan numunelerde askıda katı madde (AKM) ve uçucu askıda katı madde (UAKM) analizleri gerçekleştirilmiştir. Bu analizlerin gerçekleştirilmesinde Standart Metotlar'da belirtilen yöntemler kullanılmıştır (APHA, 2012). AnoxHYBR'deki biyofilm konsantrasyonu Mannina vd., (2011) tarafından belirtilen prosedür modifiye edilerek ölçülmüştür. AnoxHYBR'den alınan 20 adet Kaldnes K1 taşıyıcı materyal 105 °C'de 2 saat kurutulmuş ve sabit tartıma geldiğinde ilk tartım sonucu not edilmiştir. Daha sonra taşıyıcı malzemeler, ultra saf su (500 mL) içeren bir behere yerleştirilmiş ve ultrasonik su banyosunda (40 kHz, 150 W) 60dk boyunca biyofilmin uzaklaştırılması sağlanmıştır. Kalıntı biyokütlenin uzaklaştırılması için her bir taşıyıcı materyal ultra saf su (2x10 mL) ile temizlenmiştir. Temizlenen taşıyıcı malzemeler benzer şekilde kurutulmuş ve sabit tartıma geldiğinde son tartım sonucu not edilmiştir. AnoxHYBR'deki biyofilm konsantrasyonu denklem 7'ye göre hesaplanmıştır.

$$\text{Biyofilm Konsantrasyonu (g/L)} = \frac{\text{İlk Tartım} - \text{Son Tartım}}{\frac{20}{L}} \times 1598 \quad (7)$$

3.5.6. Akı ve trans membran basıncı (TMP) ölçümü

AeMBR’de kullanılan içi boşluklu fiber membranada süzüntü akısı Denklem 8 ile hesaplanmıştır.

$$\text{Süzüntü akısı } \left(\frac{L}{m^2 \text{ saat}} \right) = \frac{\text{Süzüntü hacmi (L)}}{\text{Membran yüzey alanı (m}^2\text{) x zaman (saat)}} \quad (8)$$

Süzüntü akısı ($L \cdot m^{-2} \cdot sa^{-1}$): Birim zamanda birim membran yüzey alanından geçen süzüntü hacmini vermekte etmekte olup birimi LMH olarak da ifade edilebilmektedir.

Süzüntü hacmi (L): Belirli bir basınç altında membandan süzülen arıtılmış suyun hacmini ifade etmektedir.

Membran yüzey alanı (m^2): Çalışmada aktif membran yüzey alanı $0,09 \text{ m}^2$ olarak hesaplanmıştır.

AeMBR’de TMP ölçümleri üç dijital bir basınç ölçer (GMH 3100, Greisinger, Almanya) aracılığıyla dijital olarak sürekli bir şekilde gözlenmiştir.

3.5.7. Fourier dönüşümü kızılötesi spektroskopisi (FTIR) ölçümleri

Metabolitlere ait önemli fonksiyonel grupların karakterizasyonu FTIR (Perkin Elmer Spektrum 400, Almanya) ölçümleri ile gerçekleştirilmiştir. Reaktör içerisinden alınan membran ve Kaldnes K1 numuneleri kullanılmıştır. AeMBR kek tabakasındaki organik kirleticilerin karakterizasyonu için kirlenmiş membran üzerindeki kek tabakası membran yüzeyinden sıyrılarak, alınmıştır. Toplanan kek tabakası, FTIR ölçümlerinden önce 24 saat 50°C ’de kurutulmuştur. Karakterizasyon çalışmaları Şahinkaya vd. (2018) tarafından verilen prosedür kullanılarak gerçekleştirilmiştir. AnoxHYBR’den alınan K1 Kaldnes numuneleri önce 24 saat 50°C ’de kurutulmuştur. Daha sonra taşıyıcı materyaldeki biyofilm sıyrılmış, toz haline getirilmiş ve FTIR ölçümleri gerçekleştirilmiştir.

3.5.8. Taramalı elektron mikroskobu (SEM) ve enerji dispersif spektroskopisi (EDS) ölçümleri

SEM-EDS analizleri, AnoxHYBR’de Kaldnes K1 taşıyıcı materyal üzerinde tutanan biyofilm ve AeMBR’da membran üzerinde gelişen kek tabakası morfolojisini değerlendirmek için yapılmıştır. Ayrıca temiz, fiziksel ve kimyasal olarak yıkanmış membranlara ait numunelerde SEM-EDS analizleri gerçekleştirilmiştir. Numuneler oda koşullarında kurutulduktan sonra Altın (Au) ile kaplanmış ve daha sonra SEM (Zeiss, EVO LS10, Oberkochen, Almanya) cihazı kullanılarak görüntülenmiştir Şahinkaya vd. (2018). Numunelerdeki organikleri ve inorganikleri tespit etmek için SEM ile birleştirilmiş EDS kullanılarak yarı kantitatif bir şekilde elementel analizler gerçekleştirilmiştir.

3.5.9. Ağır metal ölçümleri

Ham atıksuda, HYBR çıkış atıksuyunda, AeMBR süzöntüsünde ve kek tabakasında ağır metal (Al, As, Cd, Ca, Cr, Co, Cu, Fe, Pb, Mg, Mo, Ni vb.) analizleri yapılmıştır (ICP-OES Optima 2100 DV; Perkin ElmerInc. USA). Kirli membran kek tabakasından alınan numunler 50mL sitrik asit çözeltisi (2000mg/L) ile 2 saat süreyle yavaşça karıştırılmıştır. Asit ekstraktları, 0,45 µm gözenekli şırınga filtrelerden geçirilerek filtrelenmiş ve ağır metal analizleri yapılmıştır (Şahinkaya vd., 2018).

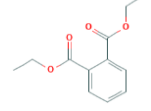
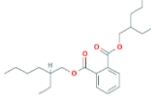
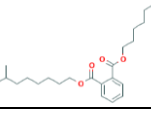
3.5.10. Ftalatik asit ester (FAE) analizleri

Yapılan ön çalışmalarda, Kahramanmaraş düzenli depolama sahasından alınan ÇSS numunelerinde yüksek konsantrasyonlarda DEP, DEHP ve DINP mikrokirleticileri tespit edilmiştir. Bu nedenle bu tez çalışmasında bu mikrokirleticiler araştırılmıştır. Çizelge 3.4’de DEP, DEHP ve DINP ait bazı spesifik özellikler sunulmaktadır.

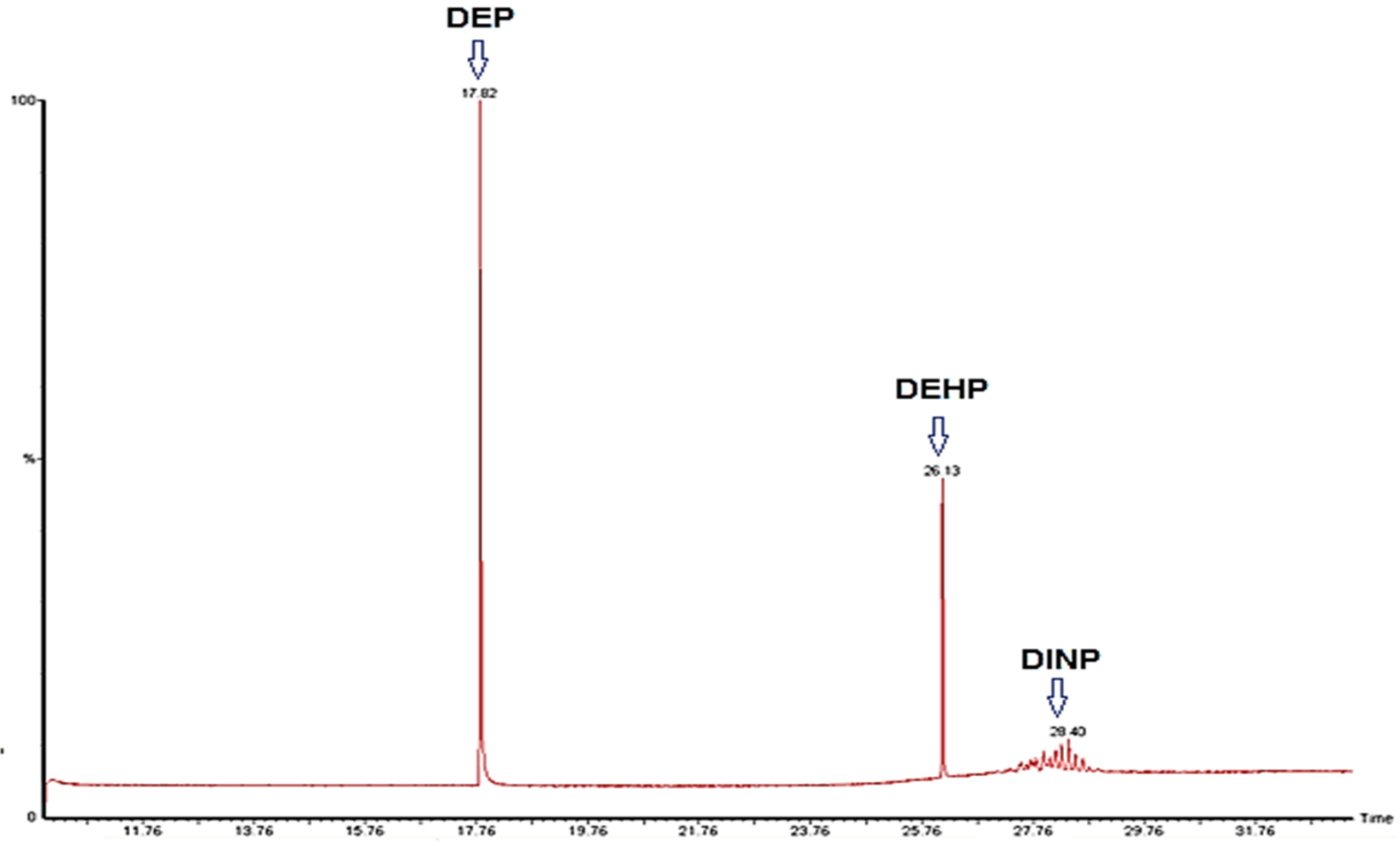
Mikro kirletici analizlerinde, numunler sıvı-sıvı ekstraksiyon metodu kullanılarak diklorometan (HPLC dereceli) ile ekstrakte edilmiştir. Sıvı numunelerin (1000 mL) ektrasyonu iki kez 70 mL diklorometan ile gerçekleştirilmiştir. Bu aşamadan sonra ekstraktlar ayırma hunisi ile ayrılmış ve anhidrit Na₂SO₄ ile susuzlaştırılmıştır.

Ekstrakte edilen numune hacmi döner evaporatör ile 45°C’de 5 mL’ye indirilmiş ve daha sonra yüksek saflıkta bir azot gazı akışı altında 2 mL’ye indirilmiştir. ÇSS’deki mikro kirleticilerin belirlenmesi için kütle spektrometresi (Shimadzu, GCMS QP2010 plus) ile birleştirilmiş bir gaz kromatografi cihazı kullanılmıştır. Cihazda, %100 Dimetilpolisilokon ile kaplanmış Elite -5MS (60 m x 0.25 mm İ.D.) kapiler kolon kullanılmıştır. Yüksek saflıktaki helyum taşıyıcı gaz (1,2 mL/dk) olarak kullanılmıştır. GC/MS cihazına 1µm numune otomatik olarak enjekte edilmiştir. Bu çalışmada kirletici maddenin kalitatif analizi için Boonnorat vd. (2014) tarafından uygulanan yöntem modifiye edilmiştir. Mikro kirleticilerin belirlenmesi için GC fırın sıcaklığı, başlangıçta 50°C’de 1 dakika tutulmuş, daha sonra 250 °C’ye 8 °C/dakika hızla ve 300°C’ye 3°C/dakika hızla çıkarılmış ve bu sıcaklıkta (300°C) 8 dakika sabit tutulmuştur. GC/MS splitsiz moda ayarlanmış ve injeksiyon hacmi 1 µL olarak belirlenmiştir. Enjektör sıcaklığı, transfer hattı sıcaklığı ve iyon kaynağı sıcaklıkları sırasıyla, 250°C, 290°C ve 270°C olarak ayarlanmıştır. Cihaz elektron etkisi 70 eV, iyon kaynağı sıcaklığı 200°C ve arayüz sıcaklığı 250°C’dir. Kromatogram sonuçlarındaki pikleri tanımlamak için Wiley kütüphanesi MS spektrumları referans alınmıştır. Kalibrasyon eğrileri sertifikalı standart çözeltiler kullanılarak hazırlanmıştır. Numuneler 3 tekrarlı analiz edilmiştir. Analizler için LOD 1,0 µg/L olarak belirlenmiş ve analiz sonuçları Milli-Q su (moleküler dereceli saf su) kullanan boş numunelerle karşılaştırılmıştır. Şekil 3.9’da seçilen FAE’lere ait GC/MS kromatogram görüntüsü sunulmuştur. Şekil 3.10’da ise seçilen FAE’lere ait SIR modları ve m/z iyonları sunulmaktadır.

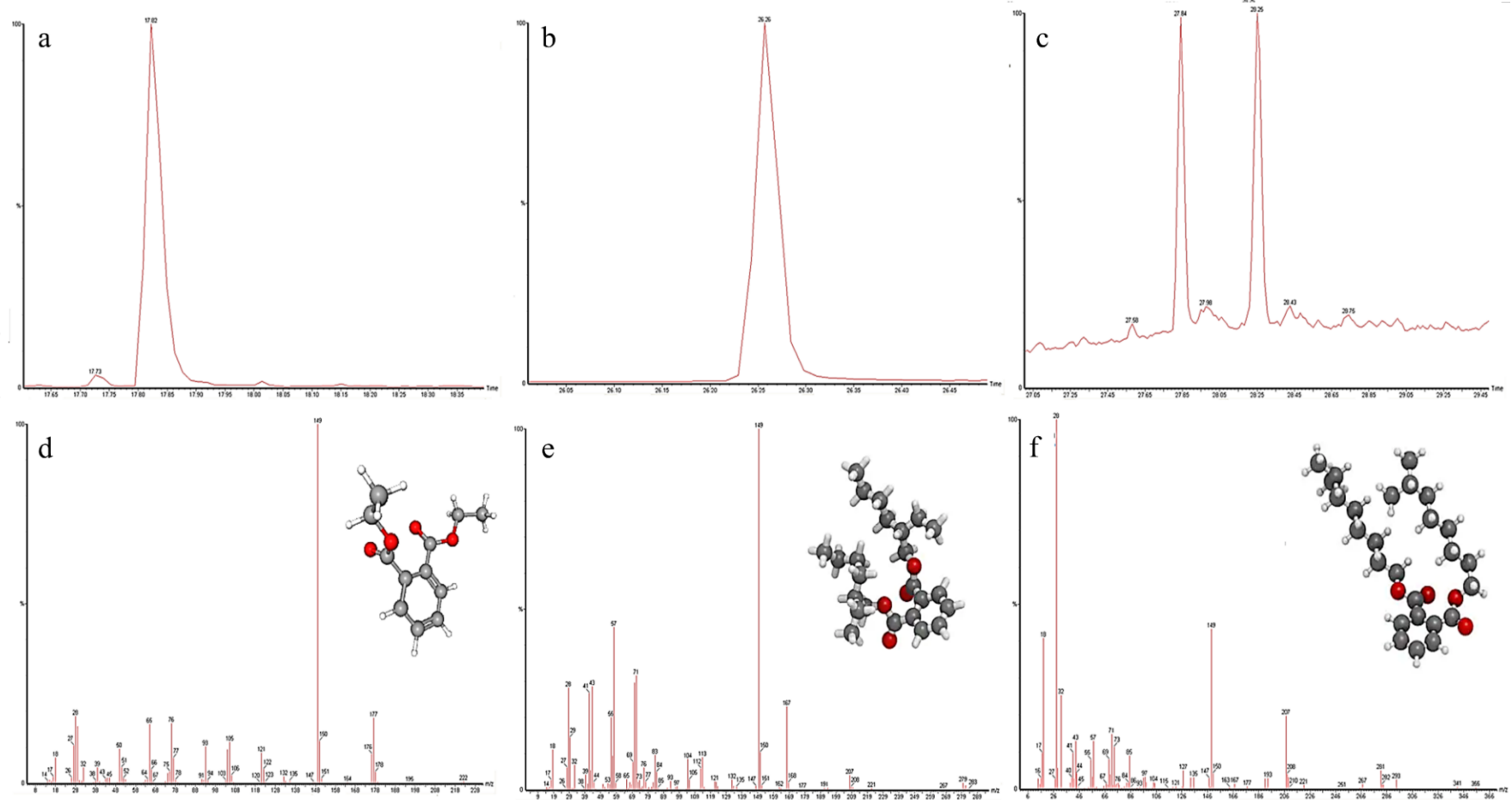
Çizelge 3.4. DEP, DEHP ve DINP ait bazı spesifik özellikler

PAEs	MA	Alkali Zincir uzunluğu	Suda Çözünürlüğü (mg/L)	log K _{ow}	Erime Noktası (°C)	Özgül Ağırlık (20°C)	Nitel İyonları (m/z)	Formül	Kimyasal Yapısı	Cas Numarası
DEP	222,24	2	1000	2,38	-40	1,12	121, 149, 177	C ₁₂ H ₁₄ O ₄		84-66-2
DEHP	390,57	8	0,003	7,50	-40	0,99	149, 167, 279	C ₂₄ H ₃₈ O ₄		117-81-7
DINP	418,69	9	0,0006	9,40	-48	0,97	127, 149, 293	C ₂₆ H ₄₂ O ₄		20548-62-3

MA: Moleküler ağırlık, K_{ow}: Oktanol-su dağılım katsayıları



Şekil 3.9. Ftalatik asit ester ölçümlerinde GC/MS kromotogram görüntüsü



Şekil 3.10. DEP, DEHP ve DINP SIR modları (a, b ve c) ve DEP, DEHP ve DINP kalitatif (m/z) iyon pikleri (d, e ve f)

4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

4.1. Anoksik ve Aerobik Mikroorganizmaların Adaptasyonu ve Akı-TMP İlişkisinin Belirlenmesi

Ardışık kesikli AnoxHYBR'nin ve aerobik reaktörün (1.1. faz) performansı başlangıçtan kararlı koşullara ulaşıncaya kadar $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, KOİ ve TOK giderimi açısından gözlenmiştir. Sistem performansı giriş, 6 saat, 12 saat, 24 saat, 30 saat, 36 saat ve 48 saat sonunda elde edilen sonuçlara göre değerlendirilmiştir. Her iki reaktör kesikli olarak işletildikten sonra 1.2. fazda 48 saat HRT'de sürekli bir şekilde işletilmiştir (Bkz. 3.2). Son olarak 1.3. fazda anoksik koşullarda arıtılmış gerçek ÇSS ile beslenen aerobik reaktör, aerobik MF modunda (0 gAKM/L) ve AeMBR modunda (10 g AKM/L) çalıştırılarak kritik akı tayini sırasında membran kirlenmenin durumunu değerlendirmek için, kademeli akı artış deneyleri gerçekleştirilmiştir. Çalışmalardan elde edilen bulgular aşağıda ayrıntılı bir şekilde sunulmuştur.

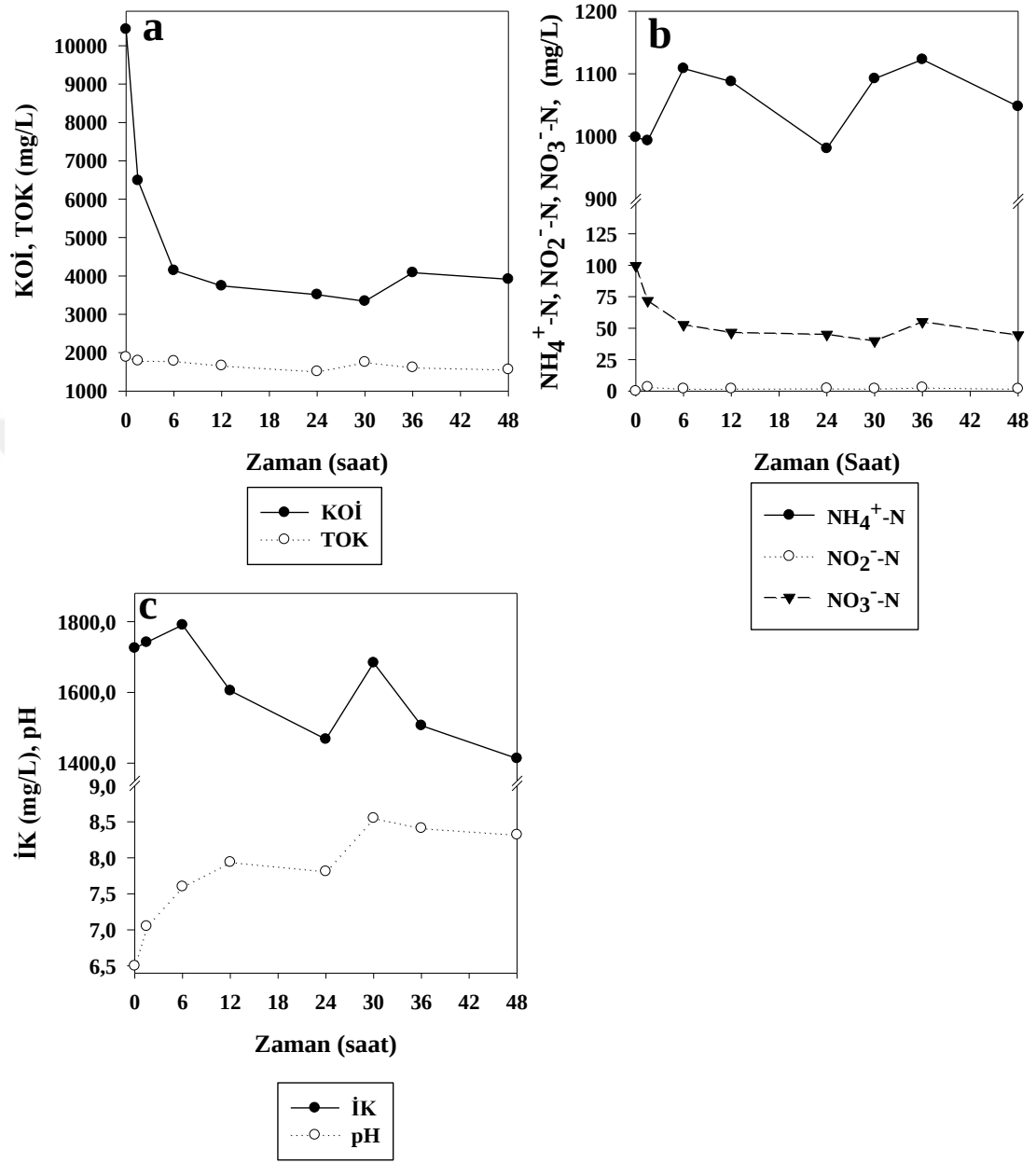
4.1.1. Ardışık kesikli reaktörlerin sistem performansı

Anoksik koşullarda mikroorganizmaların zenginleştirilmesi için kullanılan reaktörün kararlı koşullardaki profili Şekil 4.1'de sunulmuştur. Denitrifikasyon prosesinde elektron alıcısı olarak görev yapan nitratın heterotrofik mikroorganizmalar ile azot gazına dönüşmesi sağlanmıştır (Bkz. denklem 6). Proseste elektron verici kaynağı ise ham ÇSS'deki organik karbondur. Denitrifikasyon prosesinin gerçekleşmesi için gereken karbonun atıksuda yetersiz olması durumunda sisteme çoğunlukla metanol, asetat, etanol, laktat ve glikoz gibi çeşitli elektron vericileri ilave edilmektedir (Khin ve Annachhatre, 2004). Ancak ÇSS yüksek KOİ ve amonyum azotu ile karakterize edildiği için sisteme organik karbon ilavesine gerek duyulmamıştır. AnoxHYBR'de elektron verici olarak organik madde (ÇSS'de bulunan organik karbon) ve elektron alıcı olarak nitrat (harici 100 $\text{mgNO}_3^-\text{-N/L}$) bulunmaktadır. İlk 6 saatte %60'lık bir KOİ giderimi gözlenmiştir ve 10428 mg/L olan giriş KOİ değeri çıkışta 4170 mg/L olarak ölçülmüştür. İlk 6 saatten sonra KOİ giderim hızı yavaşlamış ve 48 saatlik reaksiyon sonunda yaklaşık %62'lik KOİ

giderim verimi elde edilmiştir (Şekil 4.1a). Sistemdeki 1887 mg/L'lik TOK konsantrasyonu ise 48 saatlik reaksiyon süresi sonunda 1560 mg/L olarak gözlenmiştir (Şekil 4.1a). KOİ kaba bir parametre olup atıksudaki yükseltgenebilen tüm organik ve inorganik maddeleri ölçmektedir. KOİ giderimin TOK giderimine kıyasla daha yüksek olması, atıksudaki sülfür (S^{2-}) gibi yükseltgenebilir inorganik maddelerin daha yüksek oranda giderildiğinin göstergesidir.

AnoxHYBR çıkışından alınan numunelerde 48 saatlik reaksiyon süresi sonunda NH_4^+-N konsantrasyonun 40-100 mg/L arttığı ve 1047 mg/L'ye ulaştığı gözlenmiştir (Şekil 4.1b). Bu muhtemelen organik azotun amonifikasyonundan kaynaklanmaktadır. Sistemdeki KOİ giderimine benzer olarak, AnoxHYBR'de 100 mg/L $NO_3^- -N$ 'nin (440 mg NO_3^- /L) yaklaşık %47'si ilk 6 saat içerisinde giderilmiştir. İlk 6 saatten sonra AnoxHYBR'de nitrat giderim hızı düşmüştür ve 48 saatlik reaksiyon sonunda yaklaşık %55'lik giderim verimi elde edilmiştir (Şekil 4.1b). AnoxHYBR'nin kesikli bir şekilde işletilmesi sırasında nitrit oluşumu gözlenmemiştir.

Nitratın (NO_3^-) azot gazına (N_2) indirgenmesi için stokiyometrik olarak gerekli metanol ihtiyacı 0,43 g CH_3OH/g NO_3^- ve alkalinite üretimi 0,8 g $CaCO_3/g$ NO_3^- 'dir. Denitrifikasyon prosesi alkalinite üreten bir proses olup pH:5-9 arasında denitrifikasyon bakterileri aktif kalmaktadır. Bu bağlamda AnoxHYBR'deki nitrat giderimi ile eşzamanlı gerçekleşen organik karbon giderimi, hızlı bir İK üretimi gerçekleştirmiştir. Ancak daha sonra biyolojik olarak giderilebilecek organik karbonun azalması ile birlikte sistemde mikroorganizmaların İK karbonu tüketmeye başladığı düşünülmektedir (Şekil 4.1c). Anox HYBR'de İlk 6 saat sonunda oluşan İK konsantrasyonu yaklaşık 65 mg/L iken 48 saatlik reaksiyon sonunda tüketilen toplam İK miktarı 377 mg/L'dir. Denitrifikasyon prosesinde organik karbonun giderimi sonucu alkalinite üretildiği için pH değerlerinde artış gözlenmiştir (Şekil 4.1c). Reaktörün giriş pH'sı ortalama 6,5 civarında tutulmuştur. İlk 6 saat boyunca gerçekleşen hızlı nitrat ve KOİ giderimi sonucunda pH değeri hızlı bir şekilde artarak pH 7,6'ya ulaşmıştır. Reaktörde 48 saatlik reaksiyon süresi sonunda ki pH değeri 8,32 olarak gözlenmiştir.

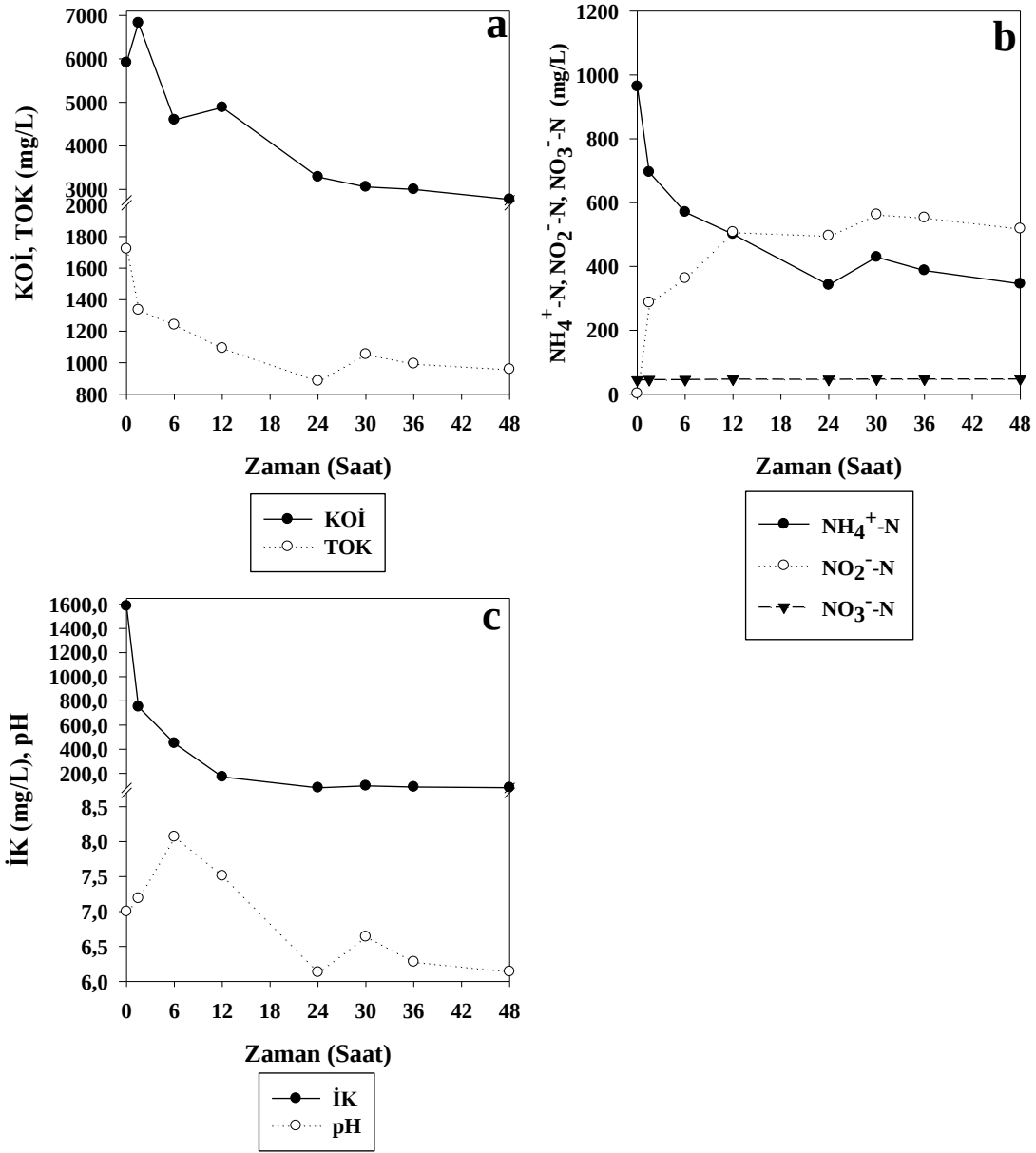


Şekil 4.1. Kesikli AnoxHYBR’de KOİ, TOK (a), $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (b), İK, pH (c) profili

Aerobik biyorektör AnoxHYBR çıkışı ile beslenmiştir. Aerobik reaktör ($\text{Ç.O} \geq 2 \text{ mg/L}$) sonsuz SRT, 48 saat döngü süresi ve 10 g AKM /L’de işletilmiştir. Aerobik kesikli biyoreaktörün arıtım performansını belirlemek amacıyla girişten (AnoxHYBR çıkışı), 6, 12, 24, 30 ve 48 saatlik reaksiyon süreleri sonunda reaktörlerden numuneler alınarak

$\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, KOİ , TOK , İK ve pH ölçümleri gerçekleştirilmiş ve giderim yüzdeleri hesaplanmıştır (Şekil 4.2).

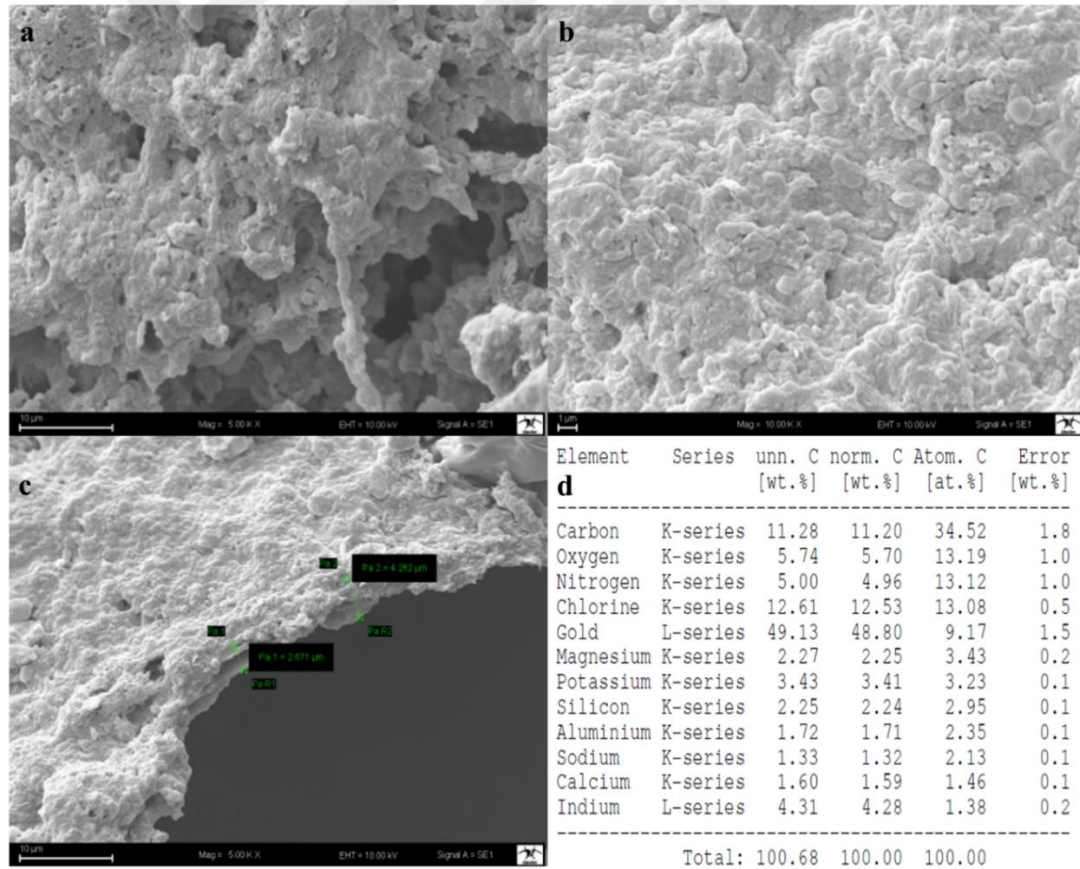
Mikroorganizmaların zenginleştirilmesi için kurulan kesikli aerobik biyoreaktörde KOİ ve amonyumun eş zamanlı bir şekilde giderildiği gözlenmiştir. Aerobik biyoreaktörde kararlı koşullara ulaşan sistemden alınan numunelerde 5913 mgKOİ/L ve 1722 mg/L TOK 'nun sırasıyla yaklaşık %45 ve %49'u ilk 24 saat içerisinde giderilmiştir. 48 saatlik reaksiyon sonunda çıkış KOİ ve TOK konsantrasyonları sırasıyla 2770 ve 970 mg/L olarak gözlenmiştir (Şekil 4.2a). Girişteki 1238 mg/L $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'nin yaklaşık %65'i ilk 24 saat içerisinde giderilmiştir. İlk 24 saatten sonra önemli bir $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderimi gözlenmemiştir (Şekil 4.2b). Bunun nedeni sistemdeki İK 'nın 24 saatte hızlı bir şekilde tüketilmesi olarak düşünülmektedir (Şekil 4.2c). Bilindiği üzere stokiometrik olarak $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'in NO_3^- 'e oksitlenmesi için oksijen ihtiyacı 4,57 $\text{gO}_2/\text{gNH}_4^+\text{-N}$ ve alkalinite ihtiyacı 7,14 $\text{g CaCO}_3/\text{gNH}_4^+\text{-N}$ 'dir. Ortamda nitrifikasyon bakterilerinin zenginleşmesi için yeterli inorganik karbon bulunmadığı için nitrifikasyon prosesi sınırlanmıştır. Sistemdeki 1586 mg/L İK konsantrasyonunun amonyum giderimine benzer olarak 24 saat sonunda yaklaşık %95'i tüketilerek 80 mg/L 'ye düşmüştür (Şekil 4.2c). 30. saatte İK ve amonyum konsantrasyonundaki 17 mg/L İK ve 120 mg/L $\text{NH}_4^+\text{-N}$ artış miktarı, nitrifikasyon bakterilerin endojen faza geçtiğini göstermektedir (Şekil 4.2b, 2c). 48 saatlik reaksiyon süresi sonunda İK konsantrasyonu 81,73 mg/L olarak gözlenmiştir (Şekil 4.2c). Aerobik reaktörde pH profili ise başlangıçta artmış ancak 6 saatin sonunda azalma eğilimi göstermiştir (Şekil 4.2c). Bu durum, ilk 6 saat boyunca aerobik reaktörde KOİ gideriminin gerçekleştiğini ve daha sonraki 6-48 saat arasında nitrifikasyon prosesinin gerçekleştiğini göstermektedir (Şekil 4.2a,b). Aerobik biyoreaktörde 2,06 mg/L $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ilk 12 saat içerisinde 507,34 mg/L $\text{NO}_2^-\text{-N}$ değerine ulaşmıştır. İlk 12 saatten sonraki zamanlarda yüksek bir nitrit oluşumu gözlenmemiştir ve 48 saatlik reaksiyon sonunda oluşan $\text{NO}_2^-\text{-N}$ konsantrasyonu 518,25 mg/L olarak gözlenmiştir. Aerobik biyoreaktörün kesikli bir şekilde işletilmesi sırasında nitrat oluşumu gözlenmemiş olup, kısmi nitrifikasyon prosesinin gerçekleştiği görülmektedir (Şekil 4.2b).



Şekil 4.2. Kesikli aerobik biyoreaktörde KOİ, TOK (a), $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (b), İK, pH (c) profili

Biyofilmin kalınlığı ve taşıyıcı malzeme üzerine tutunan biyofilmin morfolojisi SEM görüntüleri ile belirlenmiştir (Şekil 3). Taşıyıcı malzeme üzerinde gelişen biyofilmin SEM görüntüleri Şekil 4.3’de gösterilmektedir. Kaldnes K1 taşıyıcı malzemenin iç yüzeyinin yoğun biyofilm tabakasıyla kaplandığı görülmektedir. Wang vd. (2017), taşıyıcı materyal üzerinde benzer etkili biyofilm oluşumunu gözlediklerini bildirmişlerdir. SEM görüntüleri, mikroorganizmaların taşıyıcı malzeme üzerinde çubuk ve filamentli hücreler

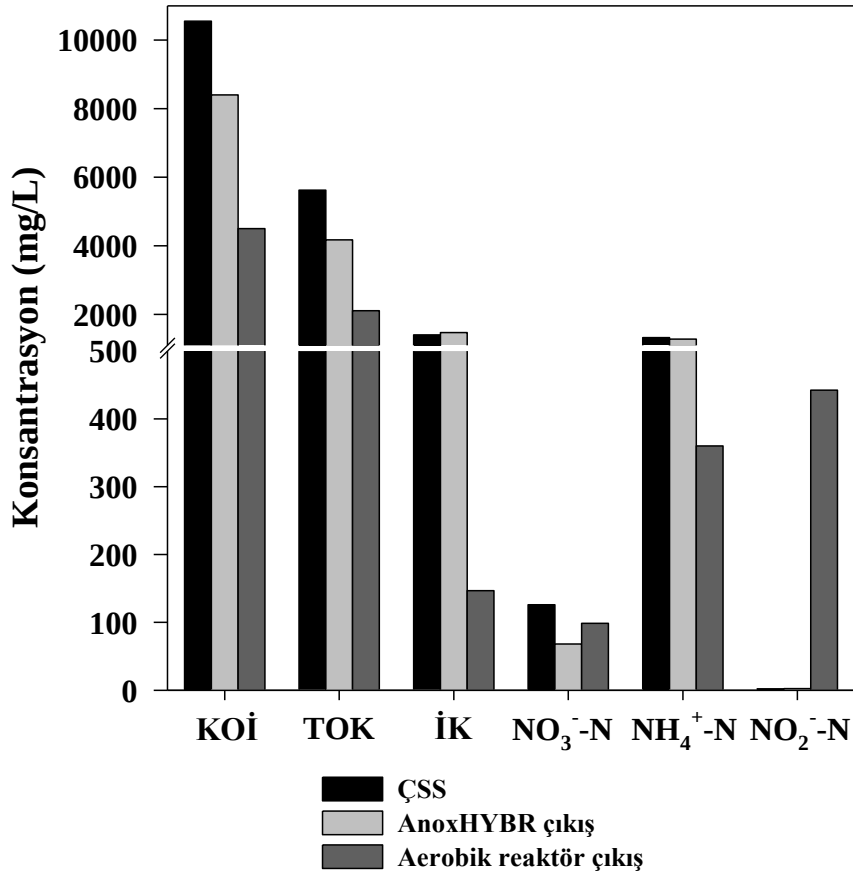
içerdiğini göstermektedir (Şekil 4.3b). Sonuçlar, filamentli hücrelerin varlığının taşıyıcı malzeme ile biyofilm arasında köprü görevi görebileceğini doğrulayabilir. Ayrıca, taşıyıcı malzemenin enine kesitindeki SEM görüntülerinden, biyofilm kalınlığının yaklaşık 2.671-4.262 μm olduğu görülmektedir (Şekil 4.3c). Buna ek olarak, taşıyıcı malzeme üzerindeki elementler yarı kantitatif olarak SEM ile birleştirilmiş EDS kullanılarak ölçülmüştür. EDS spekturumunda belirlenen C, N ve O esas olarak mikobiyal yapıdan kaynaklanmaktadır. Ayrıca, biyofilm üzerinde Mg, Al, Si, Na, In, K ve Ca gibi inorganiklerin tutunduğu görülmektedir (Şekil 4.3d). Taşıyıcı malzeme üzerindeki benzer inorganik elementler (Mg, Al ve Ca) Vilchez vd., (2007) tarafından da tespit edilmiştir. Bu, inorganik elementlerin hücreler ve biyofilm arasında köprü oluşturabileceğini ve biyofilm oluşumuna katkıda bulunduğunu göstermektedir.



Şekil 4.3. Kaldnes K1 üzerine tutunan biyofilmin SEM görüntüleri (a - c) ve EDS (d) sonuçları

4.1.2. Sürekli AnoxHYBR ve aerobik biyoreaktörün sistem performansı

Doktora tezinin 1.1 fazı kapsamında kesikli olarak işletilen AnoxHYBR ve aerobik biyoreaktör bu bölümde sürekli bir şekilde işletilmiş ve arıtım performansları değerlendirilmiştir. AnoxHYBR ve Aerobik biyoreaktörler sürekli ve eş zamanlı olarak işletilmiştir. AnoxHYBR sırasıyla 5-6g/L AKM konsantrasyonunda, 48 saat HRT ve 100 mg/L nitrat konsantrasyonunda işletilmiştir. Aerobik biyoreaktör ise ($\text{Ç.O} \geq 2 \text{ mg/L}$) sonsuz SRT, 48 saat HRT ve 10 g/L AKM konsantrasyonunda işletilmiştir. Reaktör performansı $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, KOİ ve TOK giderimi açısından gözlenmiştir. Analizler haftada 3 kez olacak şekilde 3 tekrarlı gerçekleştirilmiştir. Sürekli sistemdeki kararlı koşullarda elde edilen değerlerinin ortalamaları Şekil 4.4’de sunulmaktadır.



Şekil 4.4. Sürekli AnoxHYBR ve Aerobik biyoreaktörde ÇSS arıtımı

Bu çalışma boyunca giriş KOİ konsantrasyonu ortalama 10550 mg/L olarak gözlenmiştir. Her iki reaktörün KOİ giderim verimi oldukça karardır. AnoxHYBR’de KOİ giderimi (%20) nispeten düşük ve çıkış KOİ konsantrasyonu yaklaşık 8400 mg KOİ/L olarak tespit edilmiştir. AnoxHYBR’deki düşük KOİ giderim veriminin, mikrobiyal aktiviteler üzerine inhibisyonlara neden olan çok yüksek giriş KOİ konsantrasyonundan kaynaklandığı düşünülmektedir (Liang vd., 2015). Bununla birlikte, aerobik reaktörde KOİ konsantrasyonu hızlı bir şekilde azalarak, çıkış KOİ konsantrasyonu 4500 mg/L’ye düşmüştür. KOİ giderim veriminin artması, aerobik reaktörde mikrobiyal aktivitenin artmasıyla açıklanabilmektedir. Bu sistemin toplam KOİ giderim verimi yaklaşık % 58 olarak gözlenmiştir. Liu vd. (2017), ÇSS’den eşzamanlı KOİ ve azot giderimi için iki aşamalı A/O kombine membran biyoreaktörünün performansını araştırmışlardır. Tez çalışmasının sonuçlarına benzer şekilde, birinci aşama A/O’nun Anoksik bölgesindeki mikroorganizmanın düşük KOİ giderme performansı gösterdiğini ve aerobik bölgesinde mikrobiyal aktivitenin arttığını belirtmişlerdir. KOİ giderimine benzer olarak AnoxHYBR’de yaklaşık olarak %25 TOK giderim verimi ve aerobik reaktörde ise %62 TOK giderim verimi elde edilmiştir.

Faz 1.2’de, giriş NO_3^- -N konsantrasyonu 100 mg/L’de sabit tutulmuştur. KOİ giderim verimine benzer şekilde, AnoxHYBR’de NO_3^- -N giderim verimi oldukça stabil olup, yaklaşık % 40 olarak gözlenmiştir. AnoxHYBR’deki çıkış NO_3^- -N konsantrasyonu ise yaklaşık 60,98 mg/L olarak tespit edilmiştir. AnoxHYBR’nin çıkışında nitrit birikimi gözlenmemiştir. AnoxHYBR’de amonyumun giderimi, yaklaşık 55 mg/L olarak gözlenmiştir. Bu durum, amonyum azotunun mikrobiyal büyüme için kullanılması ve/veya sisteme ÇO girişi ile açıklanabilmektedir. Aerobik reaktördeki giriş NH_4^+ -N konsantrasyonu ise yaklaşık 1322 mg/L olarak tespit edilmiştir. Aerobik reaktörde NH_4^+ -N giderim verimi %72 ve çıkış NH_4^+ -N konsantrasyonu 360 mg/L olarak gözlenmiştir. Aerobik koşullar altında nitrit ve nitrat birikimi gözlenmiş ve reaktördeki nitrit ve nitrat konsantrasyonları sırasıyla 442,4 mg/L NO_2^- -N ve 98 mg/L NO_3^- -N olarak tespit edilmiştir. Bu durum reaktörde kısmi nitrifikasyonun gerçekleştiğini göstermektedir. Bu sonuç, yüksek NH_4^+ -N oksidasyonu sırasında amonyum oksitleyen bakterilerin baskın olduğu göstermektedir (Fitzgerald vd., 2015). Heterotrofik denitrifikasyon prosesi

alkalinite üreten bir proses olduğu için AnoxHYBR’de 70 mg/L İK artışı gözlenmiştir. Aerobik reaktörde ise nitrifikasyon prosesindeki alkalinite tüketiminden dolayı çıkış İK konsantrasyonu yaklaşık 146,7 mg/L olarak gözlenmiştir.

4.1.3. Aerobik MF modunda ve AeMBR modunda Akı-TMP ilişkisinin belirlenmesi

Doktora tezinin 1.3. fazı kapsamında, reaktörler kesikli ve sürekli bir şekilde işletildikten sonra aerobik reaktöre membran eklenerek AeMBR olarak işletilmeye başlanmıştır. Bölüm 1’de belirtildiği üzere membran teknolojilerinin avantajı oldukça fazladır. Ancak bu teknolojilerin en büyük dezavantajı membran tıkanmasıdır. Makromoleküllerin adsorpsiyonu, gözenek tıkanması veya kek tabakası oluşması gibi farklı kirlenme mekanizmaları, membran yüzeyinde meydana gelmektedir. Bu bağlamda membran tıkanması, hidrolik dirençte önemli bir artışa neden olmaktadır. Membran tıkanması, sabit transmembran basıncında (TMP) veya sabit akı koşulları altında MBR’lerin süzüntü akısında azalma veya TMP’de artışa sebep olmaktadır. MBR’lerin işletilmesinde kirlenmenin belirlenmesi ve kontrol edilmesi oldukça zordur. Bu nedenle, MBR’lar için uygun işletim koşullarının belirlenmesi gerekmektedir. Uygun çalışma koşullarının belirlenmesinde en önemli faktör “kritik akı” (J_k) kavramıdır (Field vd., 1995). Belirli bir süzüntü akısının üzerinde zamanla akıda önemli bir azalma meydana geliyorsa bu akıya kritik akı denmektedir (Le-Clech vd., 2003; Pollice vd., 2005; Yiğit, 2007). Kritik akının belirlenmesinde yaygın bir şekilde uygulanan metot kademeli TMP artış yöntemidir. Bu yöntem sabit bir süre boyunca akıyı aşamalı olarak arttırma prensibine dayanmaktadır. Kademeli TMP artış yöntemi ile düşük akıda kararlı bir TMP gözlenir, ancak J_k ’nin üzerindeki akılarda sürekli artan bir TMP artışı görülmektedir (Le-Clech vd., 2003). Bu metot, membran yüzeyindeki kek tabakası oluşumunu daha iyi kontrol edilmesini sağlamaktadır (Defrance ve Jaffrin, 1999). Kritik akının üzerinde membranların çalıştırılması durumunda TMP’de hızlı bir artış, daha sık kimyasal yıkama ve daha kısa membran ömrü gözlenmektedir. Membranların kritik akı altında işletilmesi, yüksek akılara kıyasla geri dönüşü mümkün olmayan kirlenmenin daha uzun bir zamanda gözlenmesine ve daha az kimyasal yıkama gerektirmesine neden olmaktadır (Meng vd., 2009). Bu çalışmanın amacı, tez çalışmasında kullanılan membran demeti için kritik

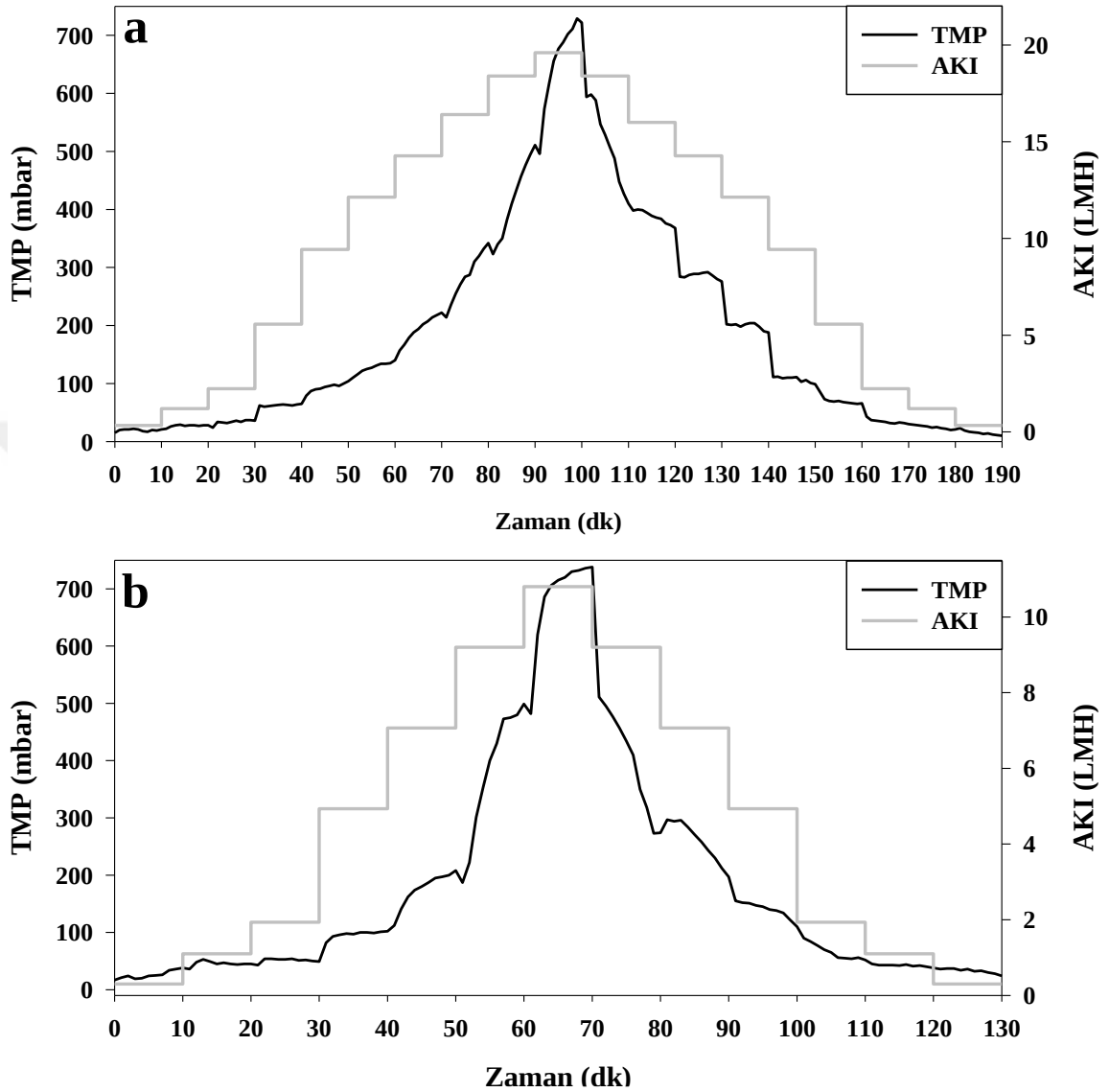
akının aerobik MF modunda ve AeMBR modunda belirlenmesidir. Çalışma iki farklı aşamadan oluşmaktadır. Birinci aşamada anoksik koşullarda arıtılmış ÇSS ile fiziksel olarak membran ayırımının (aerobik MF modunda) akı-TMP ilişkisi değerlendirilmiştir. İkinci aşamada, anoksik koşullarda arıtılmış ÇSS ile adapte olmuş 10 gAKM/L konsantrasyonu aerobik MF'e ilave edilerek reaktör AeMBR olarak işletilmiş ve kritik akıdaki değişim incelenmiştir. Her iki çalışma koşulları için temiz membran demeti kullanılmıştır.

Bu laboratuvar çalışmasında, Le Clech ve ark., (2003) tarafından önerilen kademeli akı artışı metoduna göre belirli zaman aralıklarında akı arttırılarak TMP'de meydana gelen artışın gözlenmesi ile kritik akı belirlenmiştir. Membran süzüntü akısı, her 10 dakikada peristaltik pompanın hızının 2 rpm artırılması ile kontrol edilmiştir. Her kademe artışı sonunda geri dönüşümlü tıkanmanın, kademe artışına yansımaları minimize etmek için 30 saniye boyunca membran demetine geri yıkama uygulanmıştır. Her akı adımındaki ilgili TMP, dakikada bir online olarak kaydedilmiştir. Kritik akının belirlenmesinde, her bir akı adımı için akının artışını takiben filtrasyon direncindeki ilk ani artmadan sonra elde edilen TMP olarak ilk TMP (TMP_i) ve akı adımının sonundaki son TMP (TMP_s) değerleri kullanılmıştır. Pratik olarak TMP_i , akı adımının başlangıcından 20 saniye sonraki TMP değeri kullanılmıştır. Bu TMP_i ve TMP_s değerinden, kirlenme ile ilgili parametreler tanımlanabilmektedir. Bunlar, ilk TMP artışı; $DP = TMP_i^n - TMP_s^{n-1}$, TMP artış hızı; $dp/dt = (TMP_s^n - TMP_i^n)/(t_s^n - t_i^n)$ ve ortalama TMP; $P_{ort} = (TMP_s^n + TMP_i^n)/2$ 'dir.

4.1.3.1. Aerobik MF modunda ve AeMBR modunda kirlenme stabilitesi ve geri dönüşümünün değerlendirilmesi

Kritik akı deneylerinde elde edilen TMP ve akı sonuçlarının değerlendirilmesi Şekil 4.5'de gösterilmektedir. Kademeli akı artışı, 10 dakikalık periyotlarda akının yükseltilmesi ile gerçekleştirilmiştir (Şekil 4.5a,b). Reaktör başlangıçta AKM konsantrasyonu olmaksızın MF modunda işletilmiş ve anoksik koşullarda arıtılmış ÇSS'nin aerobik membran reaktörde fiziksel olarak ayırımı ile kritik akı değerlendirilmiştir. Daha sonra reaktöre mikroorganizma ilavesi ile MBR'ye

dönüştürülmüştür. Bu aşamada reaktöre ilave edilen 10 g/L AKM konsantrasyonun kritik akı üzerine etkisi değerlendirilmiştir. AKM konsantrasyonu olmaksızın işletilen reaktörde, 0,33-12,13 LMH akı aralığında TMP değerlerinin sabit bir şekilde arttığı görülürken, 14,26 LMH ve üzerindeki akı değerlerinde TMP’de hızlı artışlar gözlenmiştir. Bu koşullar altında maksimum TMP değerine 729 mbar ile 19,6 LMH’da ulaşılmıştır. Le-Clech vd. (2003), yüksek akılarda membran kirlenmesinden dolayı TMP artışının belirgin hale geldiğini belirtmişlerdir. Reaktöre 10 g/L AKM konsantrasyonu eklendiği zaman 1,93 LMH değerine kadar TMP’de stabil bir artış elde edilmiştir. Ancak 4,93- 10,8 LMH’da TMP’de ani artış gözlenmiş ve 10,8 LMH’da 738 mbar değeriyle maksimum TMP değerine ulaşılmıştır (Şekil 4.5b). 10 g/L AKM konsantrasyonunda en yüksek 10,8 LMH değerine kadar akı artırılabilmiştir. Reaktördeki mikroorganizmalar membran yüzeyine tutunmasından dolayı peristaltik pompanın hızı artırılmasına rağmen bu akı değerinin üstüne çıkılamamıştır.



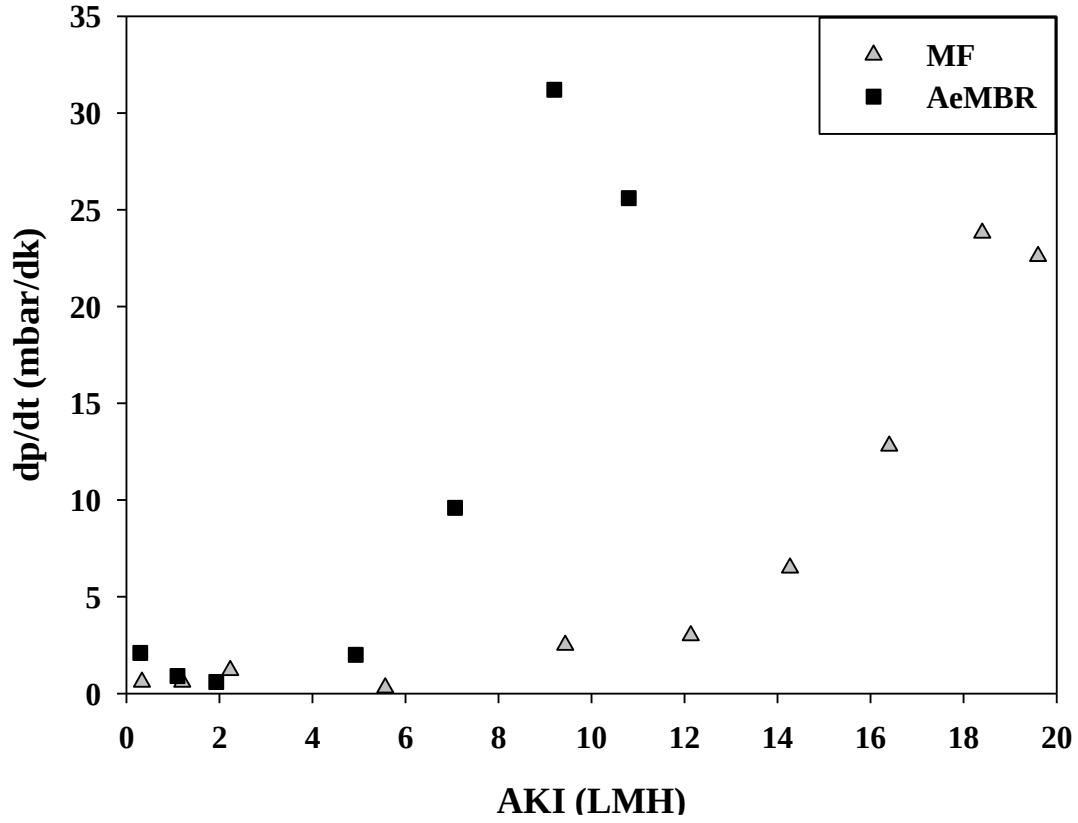
Şekil 4.5. Anoksik koşullarda arıtılmış gerçek ÇSS’de aerobik MF mod (a) ve AeMBR mod (b) kullanılarak kritik akının belirlenmesi

AeMBR sistemlerinde akı artırma ve azaltma testleri sırasında, akının azaltıldığı fazda elde edilen TMP değerlerinin, akının arttırıldığı fazda karşılık gelen değerlerden daha büyük olduğu gözlenmiştir. Örneğin, anoksik koşullarda arıtılmış ÇSS’nin aerobik MF modu ile fiziksel ayırımında, 0,33 LMH başlangıç akı adımında, P_{ort} sırasıyla artan ve azalan akı fazları için 15,5 ve 18 mbar ölçülmüştür (Şekil 4.5a). AeMBR’de (10g/L AKM) ise bu durum benzerlik göstermektedir ve 0,30 LMH başlangıç akı adımında, P_{ort} artan ve azalan akı fazları için sırasıyla 18 ve 18,5 mbar olarak gözlenmiştir (Şekil 4.5b). Bu

bulgular akının artırıldığı döngüden sonra bazı geri dönüşümlü kirlenme formlarının geri dönüşü olmayan kirlenmeye neden olduğunu göstermektedir.

4.1.3.2. Aerobik MF modunda ve AeMBR modunda membran kirlenme hızının değerlendirilmesi

Laboratuvar ölçekli çalışmanın bu kısmında, AKM konsantrasyonun membran kirlenme hızına etkileri değerlendirilmiştir. Bu amaç doğrultusunda, reaktör AKM konsantrasyonu olmaksızın MF modunda ve 10 g/L AKM konsantrasyonu ile AeMBR olarak işletilmiştir. Şekil 4.6'da anoksik koşullarda ön arıtımı gerçekleştirilmiş ÇSS'nin MF modunda ve AeMBR modunda membran kirlenme hızı sunulmuştur. Şekil 4.6'da görüldüğü üzere TMP ham verilerinden aerobik MF modu ve AeMBR modunda kritik akı değerleri sırasıyla 12,13 LMH ve 7,06 LMH olarak gözlenmesine rağmen akı adımlarının daha yakından incelenmesi, TMP'nin deneyler sırasında herhangi bir noktada kesinlikle sabit olmadığını ortaya koymaktadır. Bu nedenle kritik akının belirlenmesinde her bir akı adımı için zamana bağlı olarak basınçtaki değişimlerinin incelenmesi ve membran tıkanma hızının belirlenmesi gerekmektedir (Şekil 4.6). Şekil 4.6'da, kullanılan iki tip reaktör sistemi için elde edilen dP/dt (zamana bağlı basınç değişimi) ve düşük akı değerleri (yaklaşık 5 LMH'a kadar) arasındaki benzer ilişki ortaya konulmaktadır. Düşük akılar için elde edilen dP/dt 'nin sıfır olmamasına rağmen, belirli bir akı değerine kadar minimal değişimlerim olması mümkündür. Bu, aerobik MF modu ve AeMBR modunda sırasıyla 12,13 ve 4,93 LMH' dır. Harada vd. (1994), 3,6-8,4 g/L ve Le-Clech vd., (2003) 4-8 g/L AKM konsantrasyonunun kadar membran tıkanıklığı üzerine etkisi olmadığını rapor etmişlerdir. Ancak bu değerlerin üzerindeki konsantrasyonlarda tıkanmanın artacağını belirtmişlerdir. Tez çalışmasında kullanılan 10 g/L AKM konsantrasyonun tıkanmayı artırdığı gözlenmiştir ve bu sonuç literatürdeki çalışmalar ile benzerlik göstermektedir.

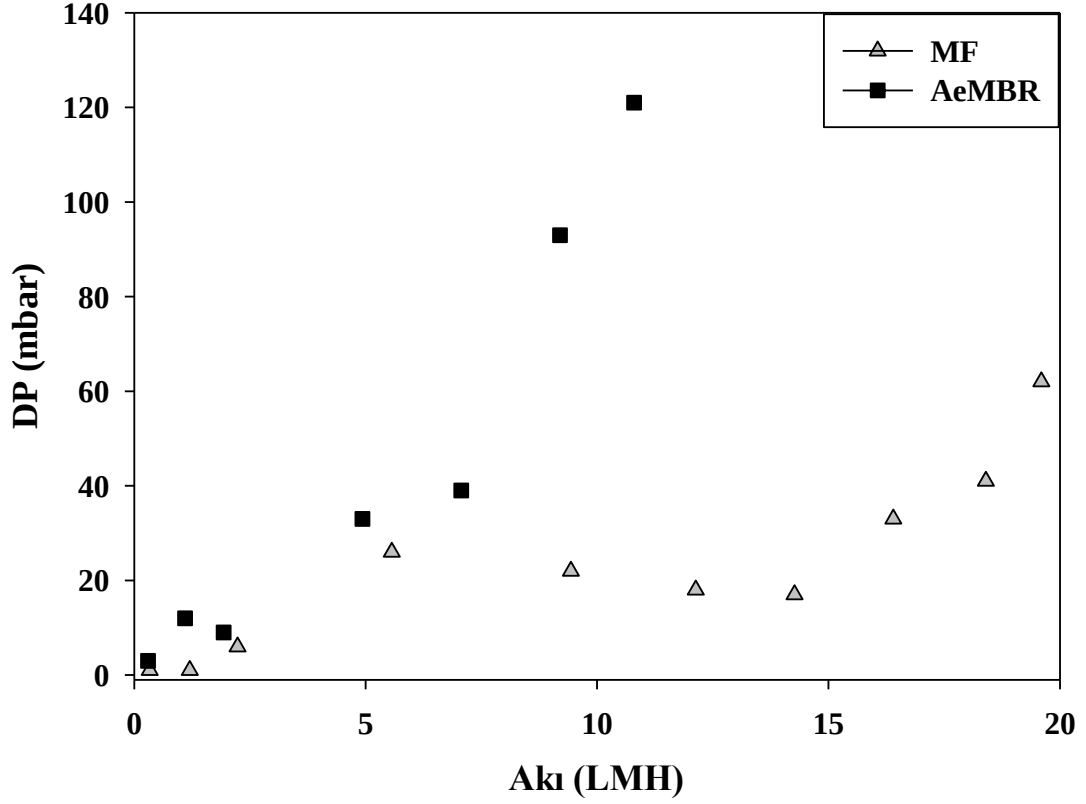


Şekil 4.6. Anoksik koşullarda arıtılmış gerçek ÇSS’de akının bir fonksiyonu olarak aeobik MF mod ve AeMBR mod için membran kirlenme hızı

4.1.3.3. Aerobik MF modunda ve AeMBR modunda anlık TMP artışının (DP) değerlendirilmesi

Aerobik MF modu ve AeMBR modu kullanılarak kritik akının belirlenmesi sırasında her bir akı adımından sonra TMP’deki anlık artış Şekil 4.7’de sunulmaktadır. DP değeri 10 dakikalık her bir akı adımından sonraki anlık TMP artışını temsil etmektedir. MF ve AeMBR için en düşük akı değerlerinde (0,3-7 LMH) DP’nin minimal (2-10 mbar) olduğunu görülmektedir. Bu bağlamda deneysel hatalar ihmal edildiğinde düşük akı değerlerinde kararlı bir TMP artışının olduğu gözlenmektedir (Le-Clech vd., 2003). Ancak, 4 LMH üzerindeki akılarda her iki işletim modu için, DP artan akı ile artmaktadır. Aerobik MF modu için en yüksek akı (19,6 LMH) değerinde, DP 62 mbar’a ulaşırken,

AeMBR’de ise ulaşılan en yüksek akı değeri olan 10,8 LMH akı değerinde DP 121 mbar olarak gözlenmiştir.

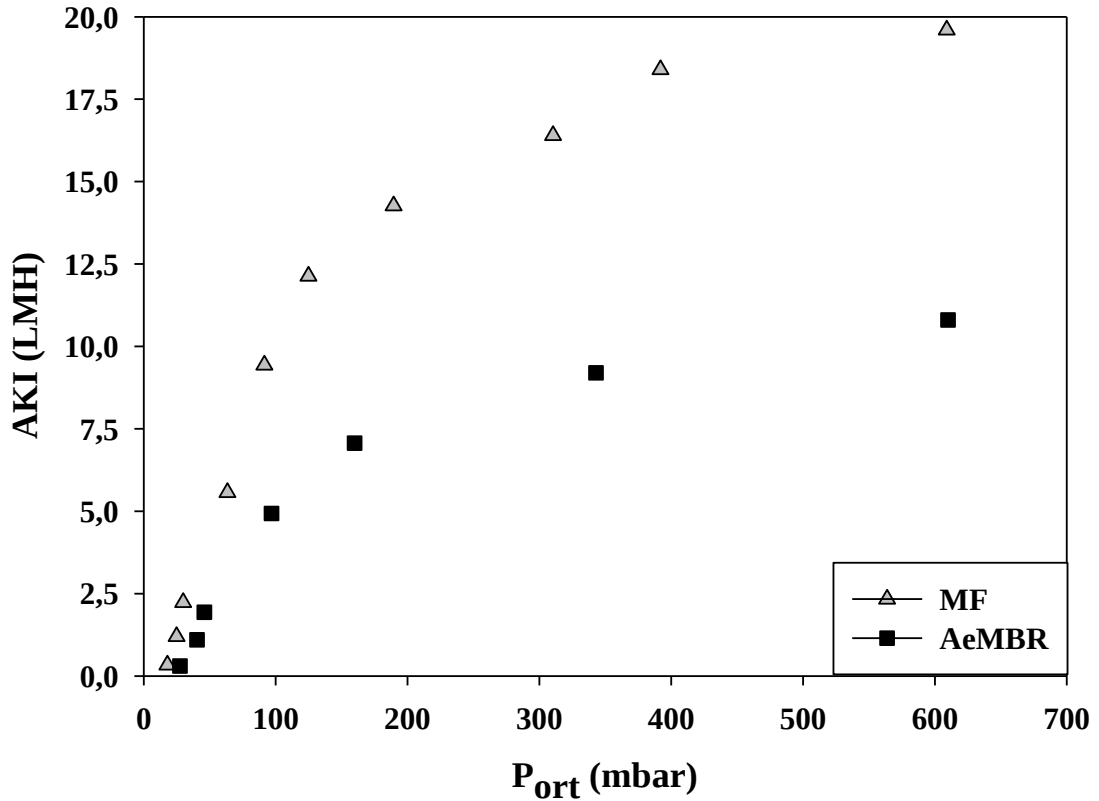


şekil 4.7. Anoksik koşullarda artırılmış gerçek SS’de akının bir fonksiyonu olarak aerobik MF ve AeMBR mod için ilk TMP artışı (DP)

4.1.3.4. Aerobik MF modunda ve AeMBR modunda membran geçirgenliğinin değerlendirilmesi

Kritik akı (J_k) değeri, TMP’ye bağımlı ve TMP’den bağımsız akı arasındaki geçiş olarak, P_{ort} eğrisine karşı akıştan tanımlanabilmektedir (Le-Clech vd., 2003). Ayrıca sistem geçirgenliği (permeabilitesi) $Akı/Port$ ’dan elde edilmektedir. Her iki sistemde akı değerlerine karşılık gelen ortalama TMP değerleri şekil 4.8’de sunulmaktadır. Ortalama TMP’ye karşılık gelen akı, aerobik MF modu için 12,13 LMH’a kadar doğrusal bir şekilde artmaktadır ve dolayısıyla membran geçirgenliği 0,01 L/m².saat.mbar’dan 0,105

L/m².saat.mbar'a neredeyse stabil bir şekilde artmaktadır (Şekil 4.8). Daha sonraki adımlarda en yüksek akı değerine (19,6 LMH) ulaşmaya kadar geçirgenlik değeri 0,07 L/m².saat.mbar'dan 0,03 L/m².saat.mbar'a azalmaktadır. Bu durum AeMBR modu içinde benzerlik göstermekle birlikte, ilave edilen mikroorganizma konsantrasyonundan dolayı membran tıkanıklığı artmıştır. AeMBR modunda 4,93 LMH'a kadar geçirgenlik değeri 0,01 L/m².saat.mbar'dan 0,05 L/m².saat.mbar'a artışı gözlenmiş ve daha sonra azalma eğilimine (0,04 L/m².saat.mbar'dan 0,01 L/m².saat.mbar'a) girmiştir. Sonuçlar, kritik akı belirleme kullanılan dp/dt, DP gibi diğer parametreleri desteklemektedir. Bu bağlamda MF modunda için 12,13 LMH ve AeMBR modunda 4,93 LMH kritik akı değeri olarak belirlenmiştir.



Şekil 4.8. Akı değerlerine karşılık gelen ortalama TMP değerleri

4.2. AnoxHYBR ve AeMBR’de Farklı İşletme Koşullarının Arıtım Performansına Etkisi

Doktora tezinin 1. fazı tamamlandıktan sonra 2. fazı kapsamında gerçek ÇSS’nin sürekli ardışık AnoxHYBR-AeMBR kullanılarak arıtımı değerlendirilmiştir. Tez çalışmasının bu bölümü 16 aşamadan oluşmaktadır. İlk olarak AnoxHYBR sırasıyla farklı NO_3^- -N konsantrasyonlarında 100-1000 mg/L (2.1. Faz), farklı SRT’lerde 60 gün- 30 gün (2.2. Faz) ve farklı HRT’lerde 48-24 sa (2.3. Faz) işletilmiştir. ÇSS’den organik karbon ağır metal, zenobiyotik maddelerin giderimi ve sistem performansına etkileri araştırılmıştır. AnoxHYBR’de optimum koşullar belirlendikten sonra AeMBR’nin optimizasyonu amacıyla AeMBR sırasıyla farklı SRT’lerde sonsuz-30 gün (2.4. Faz), farklı HRT’lerde 48sa-24sa (2.5. Faz) işletilmiştir. Sistem performansı KOİ, TOK, İK, NH_4^+ -N ve NO_3^- -N giderim verimi açısından gözlenmiştir. Analizler haftada 3 kez olacak şekilde gerçekleştirilmiştir. Ayrıca ağır metal giderimi, zenobiyotik madde giderimi, taşıyıcı materyal üzerine tutunan biyokütle, SMP, EPS analizleri ve Akı-TMP ölçümleri gerçekleştirilmiştir.

4.2.1. AnoxHYBR’de farklı işletme koşullarının arıtım performansına etkisi

Sürekli ardışık AnoxHYBR-AeMBR’deki KOİ, TOK, İK, NH_4^+ -N ve NO_3^- -N değerlerinin AnoxHYBR’de farklı nitrat, SRT ve HRT koşulları boyunca değişimi Şekil 4.9’da sunulmuştur. AnoxHYBR ve AeMBR 146 gün içinde 2 günlük HRT ile işletilmiştir. Her iki reaktöre ön çalışmalarla adaptasyonu gerçekleştirilen mikroorganizmalar ilave edildiği için kısa bir süre içinde KOİ giderimi kararlı koşullara ulaşmıştır (Şekil 4.9a). İlk 33 gün boyunca AnoxHYBR’de yaklaşık %10 KOİ giderim verimi elde edilirken AeMBR’de KOİ giderim verimi %65 olarak gözlemlenmiştir. Bu durumun denitrifikasyonda elektron alıcısı olarak kullanılan nitratın eksikliğinden kaynaklandığı düşünülmektedir. AnoxHYBR, depolama sahasında karşılaşılan bir sorun nedeniyle 35 günden sonra yüksek KOİ, TOK, İK ve NH_4^+ -N konsantrasyonuna maruz kalmıştır. 35. günden sonra katı atık depolama sahasından alınan atıksuyun giriş özellikleri değişmesine rağmen AnoxHYBR’de KOİ giderim verimi değişmemiş (%10)

ve AeMBR’de çıkış KOİ konsantrasyonu stabil olarak gözlenmiştir (Şekil 4.9a). TOK/KOİ oranının, kirletici maddelerin biyolojik olarak parçalanabilirliği ile ilişkili olduğu bilinmektedir. Birçok çalışmada, yüksek TOK/KOİ oranının, biyolojik olarak parçalanabilir organik maddeye dayalı biyolojik arıtma verimini artırabileceği rapor edilmiştir (Dubber ve Gray 2010). İlk 35 günden sonra TOK/KOİ oranı 0,5’ten 0,8 civarına yükselmiştir. Bu dönemlerde, biyolojik olarak parçalanabilir organik madde konsantrasyonunun artması nedeniyle daha yüksek KOİ ve TOK giderimi gözlenmiştir (Şekil 4.9a, b). Nitrat konsantrasyonun 250 mg NO₃⁻-N/L olduğu 2.1.2. aşamada anoksik reaktörün KOİ giderimi verimi minimal olarak artmış ve yaklaşık %18 olarak bulunmuştur. Sistemin toplam KOİ giderim verimi %88’dir. AnoxHYBR ve AeMBR’deki çıkış KOİ konsantrasyonları ise sırasıyla 9361 ve 1421 olarak tespit edilmiştir. Burada çıkış KOİ konsantrasyonu süzöntüdeki değer ölçülerek verilmiştir (Şekil 4.9a). AeMBR’nin reaktör içerisinde alınan numunedeki KOİ konsantrasyonu ise 8441 mg/L olup, membran filtrasyonu ile %84 KOİ giderimi gerçekleşmiştir (Çizelge 4.1). Nitrat konsantrasyonun 500 mg NO₃⁻-N/L (2.1.3) olduğu koşullarda anoksik reaktörde KOİ yaklaşık %40 giderilmiş ve AnoxHYBR çıkışında elde edilen KOİ değeri yaklaşık olarak 7125 mg/L olarak bulunmuştur. Sistemin toplam KOİ giderim verimi %87 olup, çıkış KOİ konsantrasyonu 1521 mg/L olarak bulunmuştur (Şekil 4.9a). Reaktörün içerisinde alınan numunedeki konsantrasyon ise 2896 mg/L olup, filtrasyonun %48 oranında KOİ giderdiği gözlenmiştir (Çizelge 4.2). Nitrat azotu konsantrasyonun 1000 mg NO₃⁻-N/L’ye artırıldığı 2.1.4. aşamada ise AnoxHYBR’de KOİ’nin büyük bir kısmı (%61,4) denitrikasyon mikroorganizmaları tarafından büyüme ve enerji kaynağı olarak kullanılmıştır. Bu koşullarda AnoxHYBR’nin çıkışındaki KOİ konsantrasyonu yaklaşık olarak 5670 mg/L olarak tespit edilmiştir. Sistemin toplam KOİ giderim verimi ise %88 olup, süzöntüden alınan çıkış KOİ konsantrasyonu 1618 mg/L olarak ölçülmüştür (Şekil 4.9a). Reaktörün içerisinde alınan numunedeki konsantrasyon 4932 mg/L olup, filtrasyonun KOİ’yi %67 oranında giderdiği görülmüştür (Çizelge 4.2). AeMBR’de KOİ gideriminin azalması, AnoxHYBR’de biyolojik olarak parçalanabilir KOİ’nin büyük bir kısmının giderilmiş olması ile açıklanabilir. Çalışmada KOİ ve aşağıda incelenen diğer parametrelerdeki arıtım verimleri göz önüne alındığında 1000 mg/L NO₃⁻-N konsantrasyonu optimum olarak seçilmiştir. AnoxHYBR’de SRT’nin 60 güne

düşürüldüğü 2.2.1. aşamada, başlangıçta ardışık sistemden elde edilen KOİ giderim verimi önemli derecede azalmıştır. Sistem değişen işletme parametresinde kararlı koşullara ulaştığında AnoxHYBR’de KOİ giderim verimi değişmez iken (%48), AeMBR’de çıkış KOİ konsantrasyonu stabil (2339 mg KOİ/L) olarak gözlenmiştir (Şekil 4.9a). Ardışık sistemdeki toplam KOİ giderim verimi %67 olarak gözlenmiştir. SRT’nin 45 gün olduğu 2.2.2. fazda AnoxHYBR ve AeMBR’deki çıkış KOİ konsantrasyonları ise sırasıyla 4150 ve 2056 mg/L’dir. Reaktörün içerisinden alınan numunedeki konsantrasyon ise 3013 mg/L olup, filtrasyonun %32 kadar KOİ’yi tuttuğu gözlenmiştir (Şekil 4.9a). 2.2. fazın 3. aşaması olan SRT’nin 30 gün olduğu koşullarda AnoxHYBR’de KOİ giderim verimi minimal olarak azalmış ve yaklaşık %40 olarak bulunmuştur. AnoxHYBR çıkışındaki KOİ konsantrasyonu yaklaşık 4543 mg/L olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.9a). AeMBR’deki KOİ giderim performansı ise %48’e ulaşmıştır. Bu durum MBR’lerin şok ve yüksek yükleme oranlarına karşı duyarlı olması ile açıklanabilmektedir (Şekil 4.9a). Sistemin toplam KOİ giderim verimi %69 olup, çıkış KOİ konsantrasyonu 2372 mg/L olarak bulunmuştur. AeMBR’de reaktör içerisinden alınan numune ve süzöntü arasındaki fark ise 751 mgKOİ/L olup, filtrasyonun %24 kadar KOİ giderdiği gözlenmiştir (Çizelge 4.2). Bu bağlamda KOİ giderim verimi ve aşağıda incelenecek olan diğer arıtım verimleri göz önüne alındığında 90 günlük SRT değeri optimum olarak belirlenmiştir. Tez çalışmasının 2.3. fazın 1. aşamasında AnoxHYBR 48 saat HRT ve 90 günlük SRT koşullarında işletilmiş ve faz 2.2.4 ile benzer KOİ giderim verimleri elde edilmiştir. AnoxHYBR’deki KOİ giderim verimi % 67’ye yükselirken, ortalama giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonları sırasıyla 8047 mg/L ve 2619 mg/L olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.9a). Ayrıca AeMBR süzöntüsündeki KOİ konsantrasyonu 2038 mg /L olarak tespit edilmiştir. Sistemin toplam KOİ giderimi ise %74 olarak gözlenmiştir. AeMBR’deki düşük KOİ gideriminin nedeni, yaklaşık 0,15 ile düşük TOK/KOİ oranı içeren ÇSS’deki yüksek inert KOİ konsantrasyonundan kaynaklandığı tahmin edilmektedir (Şekil 4.9a, b). AnoxHYBR’de HRT’nin 36 saate düşürüldüğü 2.3.2. aşamada, anoksik reaktörden elde edilen KOİ giderim verimi önemli derecede azalmıştır. AeMBR elde edilen toplam KOİ giderim verimi %42’den %49’a ulaşmıştır. Bu koşullar altında giriş KOİ konsantrasyonu 5378 mg/L iken AnoxHYBR’deki KOİ giderme verimi yaklaşık %27 olup KOİ çıkış konsantrasyonu 3939 mg/L’dir (Şekil 4.9a). AeMBR süzöntüsünden alınan numune

KOİ konsantrasyonu 1999 mg/L olup KOİ giderim verimi %49 olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.9a). Reaktörün içerisinden alınan numunedeki konsantrasyon 3253 mg/L olup, membran filtrasyonu ile %39 kadar KOİ giderildiği gözlenmiştir (Çizelge 4.2). Bu fazda AeMBR’de artan KOİ giderimi, AnoxHYBR’de azalan KOİ giderimi nedeniyle AeMBR’deki organik yükleme oranının artması ve biyolojik olarak parçalanabilen KOİ’nin AeMBR’ye yüklenmesinden kaynaklanmaktadır. Ayrıca MBR sistemlerinin şok ve ani yüklemelere karşı oldukça etkili olduğu bilinmektedir. HRT’nin 24 saat olduğu 2.3.3. fazda anoksik reaktörün KOİ giderim verimi başlangıçta keskin bir şekilde azalmış ve yaklaşık %27 olarak bulunmuştur. Sistemin kararlı koşullara ulaşması diğer fazları ile karşılaştırıldığında biraz daha uzun zaman almıştır. Bu aşamada AnoxHYBR KOİ giderim verimi ortalama %35 olup çıkış KOİ konsantrasyonu 5440 mg/L olarak elde edilmiştir (Şekil 4.1a). AeMBR’de reaktör içerisinden ve süzütüsünden alınan numunelerdeki KOİ konsantrasyonu sırasıyla 3219 ve 2387 olup, KOİ’nin yaklaşık %25’i membran tarafından tutulmuştur (Çizelge 4.1). Süzütüdeki KOİ konsantrasyonun, reaktör içindeki KOİ konsantrasyonuna kıyasla daha düşük olmasının nedeni sadece membranın nominal gözenek boyutu değil, aynı zamanda AeMBR’de oluşan kek tabakasının ön filtre etkisinden kaynaklandığı düşünülmektedir (Hocaoğlu ve Orhon 2010; Yurtsever vd., 2016b; Sahinkaya vd., 2018).

Ardışık AnoxHYBR-AeMBR’deki TOK giderimi, KOİ giderimi ile benzerlik göstermektedir (Şekil 4b). AnoxHYBR’de ortalama 2800 mg/L giriş TOK konsantrasyonunun yaklaşık %17 si giderilmiştir ve 35. günden sonra bu verim değişmemiştir. AeMBR’de ise ilk 35 gün ve 35-41. günler arasında giderim verimleri sırasıyla %45 ve %75 olarak gözlenmiştir (Şekil 4.9b). Nitrat konsantrasyonun artırıldığı 2.1.2.; 2.1.3. ve 2.1.4. aşamalarda AnoxHYBR’de gözlenen TOK giderim verimleri sırasıyla %45, %57 ve %67; AeMBR çıkışındaki toplam TOK giderim verimleri sırasıyla %88, %92 ve %92’dir. Sistemdeki giriş TOK karbon konsantrasyonu 2.2.1, 2.2.2 ve 2.2.3’de sırasıyla 2204, 1940 ve 1398 mg/L olarak gözlenmiştir. Bu koşullar altında anoksik reaktörde SRT’nin azaltıldığı 2.2.1.; 2.2.2. ve 2.2.3. aşamalarda AnoxHYBR’de gözlenen TOK giderim verimleri sırasıyla %45, %52 ve %51; AeMBR çıkışındaki toplam TOK giderim verimleri sırasıyla %52, %52 ve %61 olarak tespit edilmiştir. Bu aşamalarda

sistemin toplam TOK giderme verimleri ise sırasıyla % 74, % 77 ve % 82 olup, çıkış TOK konsantrasyonlarında 580, 451 ve 246 mg/L olarak bulunmuştur. 2.3. fazın 1. aşaması kapsamında AnoxHYBR daha önceki giderim performansına ulaşması için 2.2.4'deki çalışma koşullarında (48 saat HRT ve 90 günlük SRT) işletilmiş ve faz 2.2.4 ile benzer TOK giderim verimleri elde edilmiştir. HRT'nin 36 saate düşürüldüğü 2.3.2. aşamada, AnoxHYBR ve AeMBR çıkışındaki toplam TOK giderme verimi sırasıyla %55 ve %74 olarak gözlenmiştir (Şekil 4.9b). Anoksik reaktörde HRT'nin 24 saat olduğu koşullar altında (2.3.3. Faz) AnoxHYBR ve AeMBR'de gözlenen TOK giderim verimleri sırasıyla %63 ve %42 olarak gözlemlenmiştir. Bu aşamada sistemin toplam TOK giderim verimi %79 olup, çıkış TOK konsantrasyonu ise 312 mg/L olarak bulunmuştur (Şekil 4.9b).

Denitrifikasyon prosesi alkalinite üreten (Denklem 5 ve 6) bir proses iken nitrifikasyon prosesi alkalinite tüketen (denklem 2-4) bir prosestir. Denitrifikasyon prosesi sırasında nitratın (NO_3^-) azot gazına (N_2) indirgenmesi için stokiyometrik olarak gerekli metanol ihtiyacı $0,43\text{gCH}_3\text{OH/gNO}_3^-$ ve alkalinite üretimi $0,8\text{ g CaCO}_3/\text{g NO}_3^-$ 'dir (Denklem 5). Nitrifikasyon prosesinde ise, stokiyometrik olarak amonyum azotunun (NH_4^+-N) nitrata (NO_3^-) oksitlenmesi için gerekli oksijen ihtiyacı $4,57\text{gO}_2/\text{gNH}_4^+-\text{N}$ ve alkalinite ihtiyacı $7,14\text{ gCaCO}_3/\text{g NO}_3^-$ 'dir (Denklem 4). A/O sistemleri konvansiyonel nitrifikasyon/denitrifikasyon prosesinde denitrifikasyon için ihtiyaç duyulan ilave karbon ihtiyacını azaltmasının yanı sıra denitrifikasyonda üretilen alkalitenin nitrifikasyon prosesinde kullanılmasına olanak tanımaktadır. Bu bağlamda inorganik karbonun (İK) sistemde değişen işletme koşullarında nasıl değiştiğinin bilinmesi, ÇSS'nin ardışık anoksik-aerobik reaktörlerde arıtımında sistem performansının belirlenmesinde önemlidir. İlk 4 aşamada literatürün aksine AnoxHYBR'de İK tüketimi gözlenmiş ve işletme parametreleri değişmesine rağmen İK karbon değerlerinde stabil (yaklaşık %20) azalma gözlenmiştir (Şekil 4.9c). Bu durum ototrofik denitrifikasyon bakterilerinin taşıyıcı materyal üzerine tutunan biyokütlerde gelişmesi ile açıklanabilmektedir. Ayrıca alkalinite kaynağı olan CaCO_3 'nın ve Mg gibi +2 değerlikli inorganik maddelerin biyokütlerin flok oluşturmada köprü görevi gördüğü bilinmektedir. Bu durum AnoxHYBR'de biyofilm oluşumu (4.3) kısmında ayrıntılı bir şekilde ele alınacaktır. AeMBR'de ise literatüre benzer olarak İK tüketimi gözlenmiştir. İlk 4 aşamada

AeMBR'deki İK giderme verimleri sırasıyla %84, %92, %91 ve %89 olarak elde edilmiştir (Şekil 4.9c). Ancak SRT'nin azaltıldığı 2.2. fazda literatüre benzer olarak AnoxHYBR'de İK üretimi gözlenmiş ve işletme parametreleri değiştirildiğinde sistemde üretilen İK karbon değerleri de değişkenlik göstermiştir. Bu durum heterotrofik denitrifikasyon prosesinin etkili bir şekilde gerçekleştiğini göstermektedir. Sistemde ki giriş İK karbon konsantrasyonu 2.2. faz kapsamında ortalama olarak 1140 mg/L'dir. SRT'nin azaltıldığı 2.2.1., 2.2.2. ve 2.2.3. aşamalarda AnoxHYBR'de gözlenen çıkış İK konsantrasyonu sırasıyla 2039, 2146 ve 2331 mg/L olarak gözlenmiştir. AeMBR'deki İK tüketimi ise sırasıyla %59, %52 ve %60 olarak elde edilmiştir (Şekil 4.9c). Literatüre benzer olarak AnoxHYBR'de İK üretimi gözlenmiş ve işletme parametreleri değiştirildiğinde sistemde üretilen İK karbon değerleri de değişkenlik göstermiştir (Şekil 4.9c). Bu durum heterotrofik denitrifikasyon prosesinin etkili bir şekilde gerçekleştiğini göstermektedir. Sistemdeki giriş İK karbon konsantrasyonu HRT'nin etkisinin araştırıldığı 2.3.1., 2.3.2. ve 2.3.3. fazları kapsamında sırasıyla ortalama olarak 986 mg/L, 711 mg/L ve 816 mg/L'dir (Şekil 4.9c). Bu 3 fazda AnoxHYBR'de gözlenen çıkış İK konsantrasyonu sırasıyla 2025 mg/L, 1215 mg/L ve 1419 mg/L olarak gözlenmiştir. AeMBR'deki 2.3.1., 2.3.2. ve 2.3.3. fazlarında çıkış İK konsantrasyonu sırasıyla 874, 560 ve 564 olarak elde edilmiştir (Şekil 4.9c). AnoxHYBR'de üretilen İK konsantrasyonun azalması ve AeMBR'deki İK karbon gideriminin düşmesi anoksik koşullarda KOİ gideriminin azalması ile açıklanmaktadır. Bu bağlamda aerobik reaktörlerde ortamda organik karbon mevcut ise öncelikli olarak organik karbon giderimi gerçekleşmesi ile açıklanabilmektedir. Aerobik koşullarda organik karbon giderimi sırasında alkalinite üretimi gözlenmektedir. Bu nedenle AeMBR'nin yüksek organik karbonla yüklenmesi sonucu İK karbon giderim verimi düşmüştür (Şekil 4.9c).

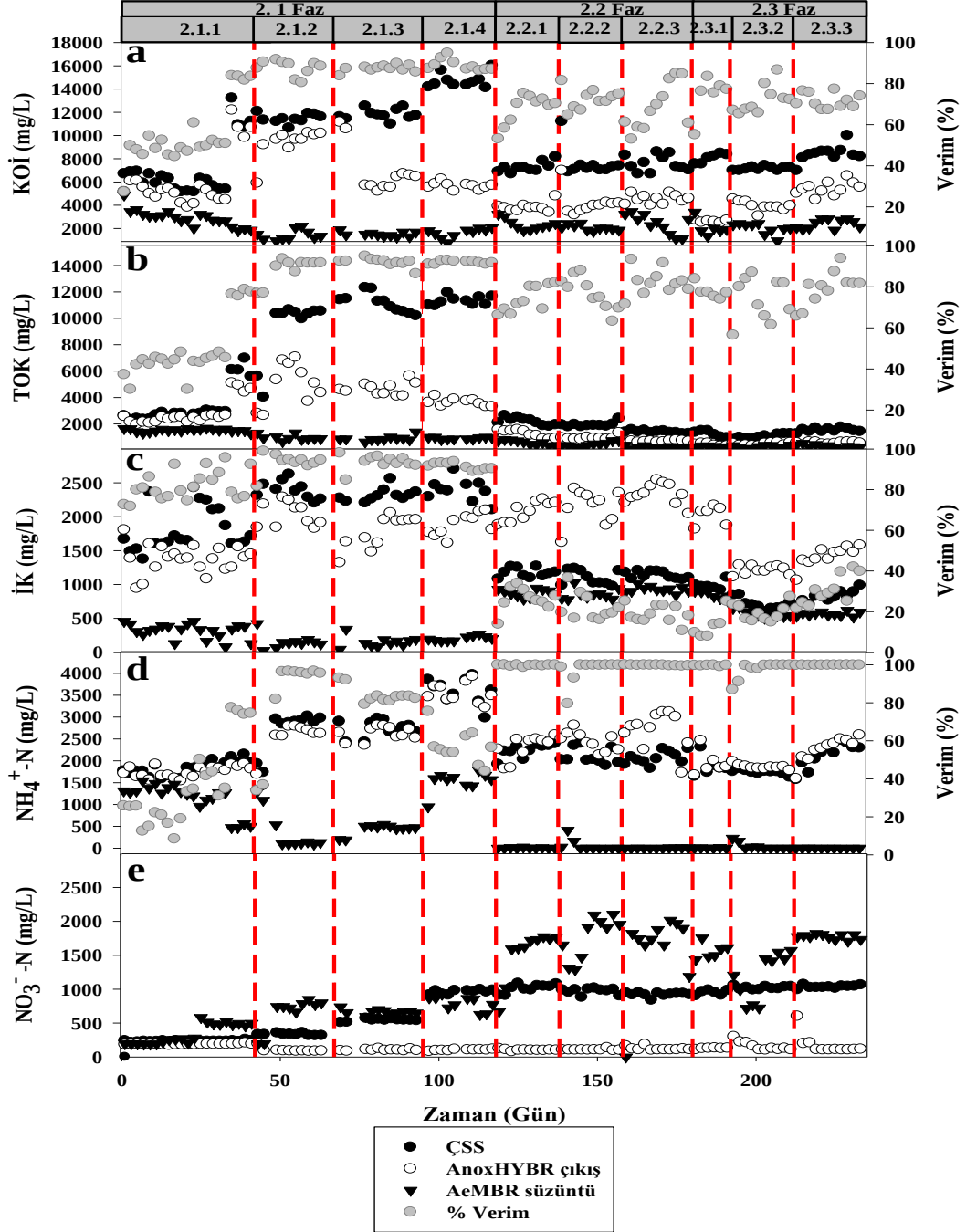
Şekil 4.9d'de sürekli ardışık AnoxHYBR -AeMBR prosesinde ÇSS'nin arıtımı sırasında NH_4^+ -N değişimi gösterilmektedir. AnoxHYBR'de ilk 17 günden sonra amonyum konsantrasyonunun azalmaya başladığı görülmüştür (Şekil 4.9d). Bu, anoksik bakteriler tarafından azotunun mikroorganizma büyümesine için kullanılması ile açıklanabilmektedir (Warith, 2002). Anoksik koşullarda ortalama NH_4^+ -N konsantrasyonu 2.1.1 ve 2.1.2'de yaklaşık olarak 50-250 mg/L NH_4^+ -N tüketimi gözlemlenmiştir. Daha

sonra değişen bütün işletme koşulları altında, AnoxHYBR’de 100-350 mg/L arasında NH_4^+ -N konsantrasyonu artışı gözlenmiştir. Bu, organik azotun anoksik bölgede amonifikasyon aracılığıyla inorganik amonyuma dönüştüğünü göstermektedir (Liu vd., 2020; Yang vd., 2020). Aerobik koşullarda mikroorganizmalar önce ortamdaki karbonlu maddeleri parçalamakta, sonra amonyumu oksitlemektedir. Bu nedenle nitrifikasyon bakterilerinin gelişimi zaman almaktadır. AeMBR’de toplam ilk 17 gün amonyum giderimde azalma gözlenmiştir (Şekil 4.9d). 17-35. günler arasında yaklaşık %35-40 amonyum giderimi elde edilirken oluşan nitrat konsantrasyonu 1700 mg/L’dir (Şekil 4.9d). 2.1.1. fazın 35-45. günleri arasında nitrifikasyon verimi bakteriyel aktivitelerdeki artışa bağlı olarak hızla artmış ve AeMBR’de NH_4^+ -N giderim verimi yaklaşık %80 olarak elde edilmiştir (Şekil 4.9d). 2.1.2 ve 2.1.3 fazlarında AeMBR’deki NH_4^+ -N giderim verimi %80’nin üzerinde gözlenmiş olup, bu fazlarda çıkış NH_4^+ -N konsantrasyonu 100-500 mg/L olarak tespit edilmiştir. Faz 2.1.4 kapsamında AeMBR’deki nitrifikasyon verimi ÇSS’deki artan KOİ ve NH_4^+ -N konsantrasyonuna bağlı olarak önemli bir şekilde azalmış ve %62 olarak gözlenmiştir (Şekil 4.9a ve 4.9d). Bu durum, KOİ konsantrasyonlarındaki dalgalanmaların nitrifikasyon verimini olumsuz etkilediğini göstermektedir. İki aşamalı A/O prosesi kullanarak ÇSS arıtımı gerçekleştiren çalışmalarda benzer bulgular elde edilmiştir (Liu vd., 2017). 2.2.1-2.3.1 arasındaki fazlarda, AeMBR’de NH_4^+ -N giderim verimi % 99’un üzerine çıkmıştır (Şekil 4.9d). Ancak, AnoxHYBR’de HRT’nin 36 saat olduğu işletme koşullarında (2.3.2. Faz), AeMBR’den elde edilen amonyum giderimi başlangıçta %96-97’e düşerken sistem kararlı koşullara ulaştığında tekrar >%99 olarak gözlenmiştir. Buna ek olarak, HRT’nin azaltıldığı 2.3.2 ve 2.3.3 fazlarında AeMBR’deki NH_4^+ -N giderim verimi AnoxHYBR’de üretilen İK konsantrasyonunun azalmasından olumsuz bir şekilde etkilenmemiştir (Şekil 4.9c ve 4.9d). Bu durum AeMBR’deki nitrifikasyon prosesinin yalnızca AnoxHYBR’de üretilen İK’u değil, aynı zamanda AeMBR’de KOİ giderimi sonucunda üretilen içsel İK’unu da bir alkalinite kaynağı olarak kullanmasıyla açıklanabilmektedir.

Denitrifikasyon prosesinde nitrat elektron alıcı ve organik karbon elektron verici olarak görev yapmaktadır. Bu bağlamda AnoxHYBR’de nitrat giderimi KOİ giderim profili ile bağlantılı bir şekilde yorumlamak gerekmektedir. İlk 4 fazda artan nitrat konsantrasyonun

anoksik süreçte elde edilen nitrat giderim verimini arttırdığı gözlenmiştir. AnoxHYBR’de nitrat giderim verimi başlangıçta ($100 \text{ mgNO}_3^- \text{-N/L}$) %10 iken $250 \text{ mgNO}_3^- \text{-N/L}$, $500 \text{ mgNO}_3^- \text{-N/L}$ ve $1000 \text{ mgNO}_3^- \text{-N/L}$ konsantrasyonlarda nitrat giderim verimi sırasıyla %70, %82 ve %89 olarak bulunmuştur (Şekil 4.9e). Şekil 4.9e’de AeMBR’de üretilen $\text{NO}_3^- \text{-N}$ nedeniyle $\text{NO}_3^- \text{-N}$ giderim verimi gösterilmemiştir. İlk dört fazda AeMBR’de giderilen amonyum azotu başına oluşan nitrat azotu konsantrasyonu teorik orandan ($\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{oluşan}}/\text{NH}_4^+ \text{-N}_{\text{giderilen}}:1$) çok daha düşük (ilk 17 gün hariç $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{oluşan}}/\text{NH}_4^+ \text{-N}_{\text{giderilen}}:0,3-0,6$) olduğu gözlenmiştir. Bunun nedeni muhtemelen düzensiz havalandırma sonucu reaktörde ölü bölgelerin oluşması ve böylece AeMBR’de eşzamanlı nitrifikasyon ve denitrifikasyonun gerçekleşmesinden kaynaklanmaktadır (F. Zhang vd., 2015). SRT’nin değiştirildiği 2.2 fazda azalan SRT’nin anoksik süreçte elde edilen nitrat giderme verimini minimum düzeyde etkilediği (yaklaşık %3) gözlenmiştir (Şekil 4.9e). AnoxHYBR’de nitrat giderim verimi başlangıçta (60 gün SRT) %90 iken 45gün, ve 30 günde nitrat giderim verimi sırasıyla %89 ve %87 olarak bulunmuştur (Şekil 4.9e). Azalan SRT ile biyoreaktördeki biyokütle konsantrasyonunun azalmasına rağmen nitrat giderim veriminin değişmemesinin nedeni, daha sonra tartışılacak olan Kladness K1 taşıyıcı malzeme üzerindeki biyofilm konsantrasyonundaki hızlı artıştan kaynaklandığı düşünülmektedir. HRT’nin azaltıldığı 2.3.2. ve 2.3.3. fazlarda başlangıçta nitrat giderimini olumsuz bir şekilde etkilenmiş ve nitrat giderim verimi %84’e gerilemiştir. Ancak AnoxHYBR’de $\text{NO}_3^- \text{-N}$ giderim verimii kısa sürede kararlı ($>\%89$) koşullara ulaşmıştır (Şekil 4.9e). Mevcut çalışma boyunca (2.1 faz hariç) AnoxHYBR’de $\text{KOİ}_{\text{giderilen}}/\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{giderilen}}$ oranı, denitrifikasyon için teorik orana (2,86) yakın olarak 2,7 ile 4,7 arasında bulunmuştur. Bu durum, aş mikroorganizmasındaki fakültatif anaerobik bakterilerin aktivitesinin azaldığını ve KOİ gideriminin büyük kısmının denitrifikasyondan kaynaklandığını göstermektedir (Liu vd., 2017). AeMBR’de ise 2.2.1., 2.2.2., ve 2.2.3 nitrifikasyon prosesi sonucu oluşan $\text{NO}_3^- \text{-N}$ konsantrasyonları sırasıyla 1565, 1770 ve 1596 olarak gözlenmiştir. Ancak HRT’nin azaltılması sonucu AnoxHYBR’de KOİ giderim verimi önemli bir şekilde azaldığı için AeMBR yüksek organik madde ile yüklenmiştir. Bunun sonucu olarak nitrifikasyon bakterileri olumsuz etkilenmiş ve bir önceki çalışma fazına göre oluşan nitrat konsantrasyonu azalmıştır.

Ancak kısa sürede reaktör karalı koşullara ulaşmış ve AeMBR'nin çıkışındaki nitrat konsantrasyonu ise 1445-1580 mgNO₃⁻-N/L olarak gözlenmiştir (Şekil 4.9e).



Şekil 4.9. AnoxHYBR’de farklı nitrat konsantrasyonları, SRT ve HRT koşulları boyunca ÇSS, AnoxHYBR çıkış ve AeMBR süzüntüsündeki KOİ (a), TOK (b), İK (c), NH₄⁺-N (d), NO₃⁻-N konsantrasyonları

Çizelge 4.1. AeMBR reaktör içi (R. İçi) ve süzüntüsündeki (S) KOİ, TOK, İK, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 'nin ortalama değerleri ve membran filtrasyon kapasitesi (F)

Faz	KOİ (mg/L)			TOK (mg/L)			İK (mg/L)			$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L)			$\text{NO}_3^-\text{-N}$ (mg/L)		
	R.İçi	S	F	R.İçi	S	F	R.İçi	S	F	R.İçi	S	F	R.İçi	S	F
2.1.1	9909	2367	7542	4010	1515	2495	364	251	113	955	884	71	472	442	30
2.1.2	8441	1421	7020	1763	959	804	289	155	134	456	371	85	659	646	12
2.1.3	2896	1496	1400	1538	884	654	245	149	96	530	435	96	681	666	15
2.1.4	4932	1623	3309	1547	952	595	252	202	50	1432	1390	42	834	791	43
2.2.1	3327	2339	988	954	580	374	851	850	1	12	6	6	1565	1528	37
2.2.2	3013	2056	957	784	451	333	889	853	36	74	61	13	1770	1711	59
2.2.3	3104	2372	732	569	246	323	936	926	10	28	4	24	1763	1596	167
2.3.1	3014	2043	971	613	279	334	854	846	8	15	6	9	1591	1561	30
2.3.2	3253	1999	1254	553	254	300	574	573	1	82	51	30	1199	1184	16
2.3.3	3219	2387	831	458	312	146	576	564	13	4	2	2	1912	1773	139

4.2.2. AeMBR’de farklı işletme koşullarının arıtım performansına etkisi

Faz 2.1-2.3 kapsamında, gerçek orta yaşlı ÇSS’nin sürekli ardışık AnoxHYBR-AeMBR arıtımı sırasında AnoxHYBR’de farklı nitrat, SRT ve HRT koşullarının etkisi incelenmiştir. Bu fazlar sırasında 1000 mg NO₃⁻-N/L, 90 gün SRT ve 48 sa HRT optimum olarak bulunmuştur. Faz 2.4 ve 2.5 kapsamında AnoxHYBR optimum koşullar altında işletilirken AeMBR’de farklı SRT ve HRT’nin ÇSS’den organik karbon, ağır metal, zenobiyotik maddelerin giderimi ve membran performansı üzerine etkileri araştırılmıştır. Sürekli ardışık AnoxHYBR-AeMBR’deki KOİ, TOK, İK, amonyum ve nitrat değerlerinin AeMBR’de farklı SRT ve HRT koşulları boyunca değişimi aşağıda ayrıntılı bir şekilde değerlendirilmiştir.

Şekil 4.10’da AeMBR’de farklı SRT ve HRT koşulları altında AnoxHYBR -AeMBR’deki KOİ, TOK, İK, NH₄⁺-N ve NO₃⁻-N parametrelerindeki değişimler sunulmaktadır. AnoxHYBR’de çıkış KOİ konsantrasyonu bir önceki 2.3.1 faz sonuçlarına benzer olarak 4391 mgKOİ/L iken, KOİ giderim verimi %47 olarak gözlenmiştir. Bu AnoxHYBR’nin optimum koşullarda işletilmesinden (48 sa HRT ve 90 gün SRT) kaynaklanmaktadır. AeMBR’nin sonsuz SRT’de işletildiği 2.4.1. fazda kararlı koşullara ulaştığında AnoxHYBR’de çıkış KOİ konsantrasyonu stabil iken, AeMBR’de KOİ giderim verimi %49,2 olarak gözlenmiştir (Şekil 4.10a). Ardışık sistemdeki toplam KOİ giderim verimi ise %75 olarak bulunmuştur. SRT’nin 60 gün olduğu fazda (2.4.2) AeMBR’nin reaktör içerisindeki KOİ konsantrasyonu 1991,6 mg/L olarak gözlenmiştir. AeMBR süzöntüsünden alınan numunedeki KOİ konsantrasyonu ise 1532,8 mg/L olup, filtrasyonun %30 kadar KOİ’yi tuttuğu gözlenmiştir. 2.2. fazın 3. aşaması olan SRT’nin 30 gün olduğu koşullarda başlangıçta AeMBR’deki KOİ giderimi (%83) olumsuz bir şekilde etkilenmemiştir. Ancak 284. günden sonra KOİ giderim verimi (%66) oldukça azalmış ve çıkış KOİ konsantrasyonu 2572,8 mg/L olarak elde edilmiştir. Bu koşullarda reaktör içerisinden alınan numunedeki KOİ konsantrasyonu 3369 mg/L olup, filtrasyonun %31 kadar KOİ’yi tuttuğu gözlenmiştir. Burada AeMBR’nin reaktör içerisinden alınan numunedeki KOİ giderimin düşmesi SRT’nin azalmasının reaktör performansını olumsuz bir şekilde etkilemesi ile açıklanabilmektedir. Ayrıca, AeMBR’deki KOİ giderimin

düşmesi, biyolojik olarak parçalanması zor olan maddelerin gideriminden sorumlu mikroorganizmaların düşük SRT değerlerinde sistemden uzaklaştırılmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Setiadi ve Fairus (2003), ÇSS'lerinin MBR ile arıtımı sırasında SRT'nin (16-32 gün) etkisini araştırmışlardır. Tez çalışmasına benzer olarak 32 günden (16 ve 24 gün) daha düşük SRT'lerin biyokütle ve substrat arasında yeterli temas süresi sağlayamadığını ve sonuç olarak süzüntüdeki KOİ konsantrasyonun zamanla arttığını bildirmişlerdir (Setiadi ve Fairus, 2003). Genel olarak, bir biyoreaktördeki uzun SRT koşullarında, daha iyi bir çıkış atıksuyu kalitesi elde edilmektedir. SRT değeri 30 günden az olduğunda, KOİ gideriminde bir azalma gözlenmektedir (Hasar vd., 2009). El-Fadel vd. (2018), MBR'nin çeşitli SRT koşulları altında (5-20 gün) yaşlı ÇSS arıtma performansını araştırmışlar ve benzer şekilde SRT kısaltıldıkça KOİ ve $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderimlerinde önemli bir düşüş rapor etmişlerdir. Uzun SRT koşulları ise, yavaş büyüyen mikroorganizmaların uyum sağlamasına ve sistemdeki nitrifikasyon bakterileri de dahil olmak üzere çok çeşitli mikrobiyal toplulukların büyümesine olanak tanımaktadır (Boonnorat vd., 2014). Ancak sonsuz SRT, MBR'de inert partikül madde birikimi nedeniyle muhtemelen spesifik biyokütle aktivitesi düşmektedir (Li vd., 2006; Pollice vd., 2008). Tsilogorgis vd. (2008), yaşlı ÇSS'lerinin MBR ile arıtımı sırasında sonsuz SRT koşulları altında sadece %50'lik bir KOİ giderimi elde etmişlerdir ve MBR'leri sonsuz SRT'de çalıştırmanın olası olumsuz etkisini göstermişlerdir. Ancak, daha kısa SRT'ler, çamur deşarjı ile birlikte nitrifikasyon bakterilerinin kaybıyla sonuçlanabilmekte ve sonuç olarak AeMBR'de nitrifikasyon prosesi olumsuz bir şekilde etkilenmektedir (Wang vd., 2005). Bu nedenle, MBR'nin başarılı bir şekilde çalışması için optimum SRT koşullarının belirlenmesi yüksek biyokütle aktivitesinin sağlanması için oldukça önem arz etmektedir (Ahmed ve Lan, 2012). Bu bağlamda, tez çalışmada KOİ ve aşağıda incelenen diğer parametrelerdeki arıtım verimleri göz önüne alındığında AeMBR için 60 gün SRT optimum olarak belirlenmiştir. Bu nedenle çalışmanın 2.5. faz kapsamında AeMBR 60 gün SRT koşullarında işletilmiş ve farklı HRT'lerin KOİ giderim verimleri üzerine etkileri araştırılmıştır. AeMBR işletme performansının eski koşullara ulaşması için 2.5.1. fazda 48 sa HRT ve 60 gün SRT'de işletilmiştir (Şekil 4.10a). AeMBR'de KOİ giderim verimi %62 ve çıkış KOİ konsantrasyonu 1847 mg/L olarak elde edilmiştir. Ardışık sistemin toplam KOİ giderim verimi ise %77 olarak bulunmuştur (Şekil 4.10a). 2.5.2. fazda

(AeMBR: 60 gün SRT ve 36 sa HRT) AnoxHYBR'den elde edilen toplam KOİ giderim veriminin minimal düzeyde arttığı gözlenmiştir. Bu koşullar altında giriş KOİ konsantrasyonu 8389 mg/L iken AnoxHYBR'deki KOİ giderim verimi yaklaşık %47 olarak gözlenmiş olup, çıkış KOİ konsantrasyonu ise 4418 mg/L olarak tespit edilmiştir. AeMBR'de elde edilen çıkış KOİ giderim verimi %28, süzüntüden alınan çıkış KOİ konsantrasyonu 3147 mg/L'dir. Reaktörün içerisinde alınan numunedeki KOİ konsantrasyonu 3902,8 mg/L olup, filtrasyonun ise %24 kadar KOİ'yi tuttuğu gözlenmiştir. HRT'nin 36 saate düşürüldüğü 2.5.2. fazda, aerobik reaktörden elde edilen KOİ giderim verimi (%28) önemli derecede azaldığı gözlenmiştir. Bunun nedeni düşük HRT değerlerinde ÇSS'deki biyolojik olarak parçalanması zor olan kirleticilerin aşırı yüklenmesi ile açıklanabilmektedir. AeMBR'de 60 sa HRT değerinde (2.5.3. faz) ise, aerobik reaktörden elde edilen KOİ giderim verimi %58 olarak gözlenmiştir (Şekil 4.10a). Bunun nedeni yüksek HRT değerlerinde ÇSS'deki biyolojik olarak parçalanması zor olan kirleticilerin etkili giderimi ile açıklanabilmektedir. Buna ek olarak kısa HRT ve yüksek amonyum konsantrasyonunun MBR işletimi sırasında olumsuz etkilere sahip olduğu bilinmektedir (Ahmed ve Lan., 2012). AnoxHYBR'den elde edilen toplam KOİ giderim veriminde önemli derece bir değişiklik gözlenmemiştir. Faz 2.5.3'de giriş KOİ konsantrasyonu 8906 mg/L iken AnoxHYBR'de çıkış KOİ konsantrasyonu ise 5168,2 mg/L'dir. AnoxHYBR'deki KOİ giderim verimi yaklaşık %41 olarak hesaplanmıştır. AeMBR'de elde edilen KOİ giderim verimi %58, süzüntüden alınan çıkış KOİ konsantrasyonu 2147,3 mg/L'dir. Reaktörün içerisinde alınan numunedeki konsantrasyon 2748,5 mg/L olup, filtrasyonun ise %28 kadar KOİ'yi tuttuğu gözlenmiştir. Sistemin toplam KOİ giderim verimi ise %74 olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.10a). Aloui vd. (2009), bizim çalışmamıza benzer HRT (2-3 günlük) değerinde yaşlı ÇSS'nin arıtımı sırasında yaklaşık % 76 KOİ giderimi elde ettiklerini bildirmişlerdir. Liu vd. (2018a), ÇSS'lerin arıtımı için MBR ile kombine edilmiş iki aşamalı A/O prosesini kullanmışlardır. Tez çalışmasından farklı olarak daha yüksek HRT (5, 7 ve 9 gün) koşullarının arıtım performansı üzerine etkisini araştırmışlardır ve 7 gün HRT değerinde en yüksek KOİ ve NH_4^+ -N giderimi elde ettiklerini belirtmişlerdir. Ayrıca 5 günlük HRT'nin biyolojik bozunmaya dirençli maddeleri ayrıştırmak için yetersiz olduğunu belirtmişlerdir. Biyoreaktörlerin hacim dizaynında HRT temel parametre olduğu için

düşük HRT gereksinimi gerekli havuz hacmini düşürüp, ilk yatırım maliyetini azaltmaktadır. Ayrıca HRT, MBR'lerin hem performansını hem de boyutunu etkileyen önemli bir operasyonel parametre olarak kabul edilmektedir (He vd., 2005; Judd, 2006; Sözüdoğru, 2020). Ancak MBR'nin çok düşük HRT'lerde işletilmesi, atıksu ile aktif biyokütle arasındaki kısa temas süresi nedeniyle besinlerin ve organik maddelerin giderim verimlerinin düşmesine neden olmaktadır. Literatürdeki MBR çalışmaları, etkili KOİ giderimini sağlamak için gerekli bakteri büyümesinin, optimum HRT uygulandıktan sonra sağlandığını göstermektedir (Poh ve Chong 2014; Boonnorat vd., 2016). Bu bağlamda KOİ ve aşağıda incelenen diğer parametrelerdeki arıtım verimleri göz önüne alındığında AeMBR için 48 saatlik HRT optimum olarak belirlenmiştir (Şekil 4.10a).

ÇSS'lerin karakteristiği mevsime ve depolama sahasındaki alıkonma süresine göre değişkenlik gösterdiği bilinmektedir (Zolfaghari vd., 2016). Bu bağlamda ÇSS'deki TOK karbon değerleri farklılık göstermiştir. Ardışık AnoxHYBR-AeMBR'deki TOK giderimi, KOİ giderimi ile benzerlik göstermektedir. 2.4 ve 2.5 fazlarında sistemdeki giriş TOK konsantrasyonu 1325-1510 mg/L arasında değişmektedir (Şekil 4.10b). AeMBR'de SRT ve HRT'nin değiştirildiği aşamalarda AnoxHYBR'de gözlenen TOK giderim %43-%55 arasında gözlenmiştir. AnoxHYBR optimum koşullar altında işletilmesine rağmen anoksik reaktördeki TOK giderim verimindeki değişkenlik giriş TOK değişmesi ile açıklanabilir. AeMBR'de SRT'nin etkisinin incelendiği koşullarda membran çıkışındaki TOK giderim verimleri sırasıyla %44, %56 ve %49 olarak tespit edilmiştir. HRT'nin değiştirildiği koşullarda ise AeMBR'deki TOK giderim verimleri sırasıyla %53, %37 ve %62 olarak gözlenmiştir. Bu aşamalarda sistemin toplam TOK giderme verimleri ise sırasıyla %79 (2.4.1. Faz), %79 (2.4.2. Faz), %70 (2.4.3. Faz), % 78 (2.5.1. Faz), %62 (2.5.2. Faz) ve %83 (2.5.3 Faz) olup, çıkış TOK konsantrasyonları sırasıya 263,3 mg/L; 270,4 mg/L; 307,9 mg/L; 258,3 mg/L; 584,9 mg/L ve 245,9 mg/L olarak bulunmuştur (Şekil 4.10b). Zolfaghari vd. (2016), ardışık MBR ve elektro-oksidasyon prosesleri ile yaşlı ÇSS arıtımını araştırmışlardır. MBR'de TOK giderimini 32 sa HRT ve 160 gün SRT'de %33 olarak bulmuşlardır. Ayrıca 18 sa HRT'de MBR performansının oldukça düştüğünü bildirmişlerdir. Sonsuz SRT ve 60 gün SRT sonuçları karşılaştırıldığında 60 günlük SRT'nin mikroorganizmaların büyüüp gelişebilmesi için sonsuz SRT'ye göre

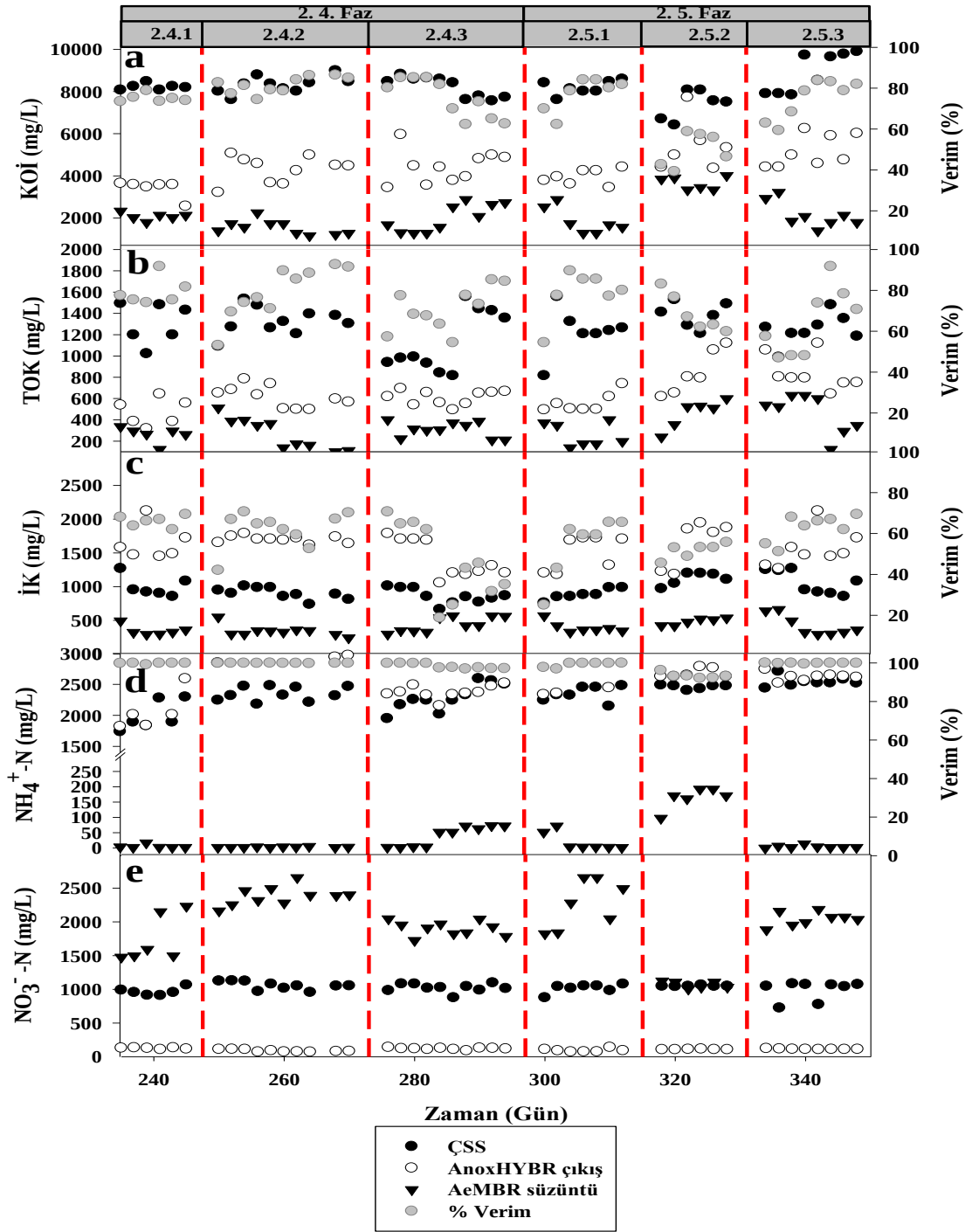
daha etkili olduğu gözlenmiştir. Ek olarak 48 sa ve 60 sa HRT değeri karşılaştırıldığında ise TOK gideriminin benzer olduğu gözlenmiştir (Şekil 4.10b).

Sistemdeki giriş İK karbon konsantrasyonu 2.4.1.; 2.4.2. ve 2.4.3. faz kapsamında sırasıyla ortalama olarak 969 mg/L, 900 mg/L ve 746 mg/L olarak gözlenmiştir (Şekil 4.10c). AnoxHYBR’de denitrifikasyon sonucu üretilen İK karbon konsantrasyonu 2.4.1.; 2.4.2. ve 2.4.3. faz kapsamında sırasıyla 643mg/L, 802 mg/L ve 470 mg/L olarak tespit edilmiştir. AeMBR’de gerçekleşen nitrifikasyon prosesinin bir sonucu olarak İK tüketimi elde edilmiştir. AeMBR’de farklı SRT koşullar altında 2.4.1.; 2.4.2. ve 2.4.3. aşamalarında çıkış İK konsantrasyonu sırasıyla 347 mg/L, 355 mg/L ve 547 mg/L olarak gözlenmiştir (Şekil 4.10c). Bu fazlarda AeMBR’deki İK giderme verimleri sırasıyla %66, %69 ve %52 olarak elde edilmiştir (Şekil 4.10c). Sistemde SRT’nin 60 güne indirilmesi hem aerobik reaktörün hem de tüm sistemin İK ve KOİ giderme verimini olumlu bir şekilde etkilediği gözlenmiştir. Ancak 30 günlük daha düşük SRT değeri sistemin performansını olumsuz bir şekilde etkilediği gözlenmiştir. AeMBR’de HRT’nin etkisinin araştırıldığı 2.5.1.; 2.5.2. ve 2.5.3. fazda AeMBR’deki İK karbon giderme verimi ise sırasıyla %67, %59 ve %68 olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.10c). AeMBR’de HRT’nin azaltılması ile İK karbon gideriminin düşmesi KOİ giderimi ile bağlantılı bir şekilde açıklanabilmektedir. Aerobik koşullarda organik karbon giderimi sırasında alkalitine üretimi gözlenmektedir. Bu nedenle AeMBR’nin yüksek organik karbonla yüklenmesi sonucu İK karbon giderim verimi azalmıştır. AeMBR’de HRT değeri azaltılması sonucu aerobik süreçte elde edilen İK ve KOİ giderme verimi olumsuz bir şekilde etkilerken, 60 sa HRT değeri İK ve KOİ giderim verimlerini minimal düzeyde etkilediği görülmüştür.

AnoxHYBR’deki bütün işletme koşulları altında, anoksik bölgede amonifikasyon sonucu organik azotun $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ’na dönüşümü gözlenmiştir (Tian vd, 2015). 2.4 ve 2.5. fazlar sırasında AnoxHYBR’de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonundaki artışın yaklaşık olarak 150-400 mg/L arasında olduğu gözlenmiştir (Şekil 4.10d). AeMBR’de nitrifikasyon prosesi sonucu $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimi 60 gün SRT’de olumsuz bir şekilde etkilenmemiş ve $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimi $>\%99$ ve çıkış $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonu 0,85 ile 2,2 mg/L arasında

gözlenmiştir. SRT'nin 30 güne düşürüldüğü koşullarda $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimi başlangıçta %99 üzerinde iken zamanla %97'ye kadar gerilemiş ve çıkış $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonu yaklaşık olarak 51-72 mg/L arasında gözlenmiştir. SRT'nin 30 güne düşürülmesi AeMBR'de nitrifikasyon prosesi olumsuz bir şekilde etkilenmiştir. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verimindeki azalma muhtemelen SRT'nin azaltılmasına bağlı olarak nitrifikasyondan sorumlu bakterilerin sistemden uzaklaştırılması ile açıklanabilir. Ayrıca bu SRT koşullarında reaktörün uzun süreli işletiminin mümkün olmadığı görülmektedir. AKM ve UAKM konsantrasyonlarındaki azalmasından kaynaklanmaktadır. Ayrıca HRT'nin azaltılması $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderimini olumsuz bir şekilde etkilemiş ve $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimi %92'e düşmüştür. Artan HRT değerinde (60 saat) ise 48 saatlik HRT değerine benzer olarak >%99 amonyum giderimi gözlenmiştir (Şekil 4.10d). Sun vd. (2010), ÇSS'yi arıtmak için iki aşamalı bir sistem kullanmışlar ve tez çalışmasına benzer olarak %99,7 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimi elde etmişlerdir. Chiemchaisri vd. (2011), iki aşamalı A/O MBR'de ÇSS arıtımı sırasında yaklaşık olarak %89 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimi elde etmişlerdir. Doktora tez çalışmasının bulguları her iki çalışma ile karşılaştırıldığında tek aşamalı ardışık AnoxHYBR- AeMBR sisteminin ÇSS'den $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderimi için etkili bir proses olduğunu göstermektedir.

2.4-2.5. fazlarda AnoxHYBR'de $\text{NO}_3^-\text{-N}$ giderim verimi yaklaşık %90 olarak gözlenmiştir. AeMBR'de ise 2.4.1,2.4.2 ve 2.4.3 aşamalarındaki nitrifikasyon prosesi sonucu oluşan nitrat konsantrasyonları sırasıyla 1868,5 mg/L, 2380 mg/L, 1925 mg/L olarak gözlenmiştir (Şekil 4.10e). Bu durum sonucunda oluşan nitrat konsantrasyonları 2.4. faz boyunca benzer olarak gözlenmiştir. Ancak HRT'nin azaltılması sonucu AeMBR'de amonyum giderim verimi önemli bir şekilde azaldığı için AeMBR'de 1211 mg $\text{NO}_3^-\text{-N/L}$ ile düşük $\text{NO}_3^-\text{-N}$ oluşumu gözlenmiştir. Ayrıca AeMBR reaktör içi ve süzöntüsünde sırasıyla 924,5 mg/L ve 852,6 mg/L $\text{NO}_2^-\text{-N}$ gözlenmiştir (Çizelge 4.2). Ancak HRT'nin 60 saate artırılması ile nitrat oluşumunda (2050 mg $\text{NO}_3^-\text{-N/L}$) önemli bir değişme tespit edilmemiştir (Şekil 4.10e). Ayrıca 60 sa HRT koşullarında nitrit oluşumu gözlenmemiştir.



Şekil 4.10. AeMBR’de farklı SRT ve HRT koşulları boyunca ÇSS, AnoxHYBR çıkış ve AeMBR süzöntüsündeki KOİ (a), TOK (b), İK (c), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (d), $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (AeMBR’de üretilen nitrat nedeniyle nitrat giderim verimi gösterilmemiştir) konsantrasyonları

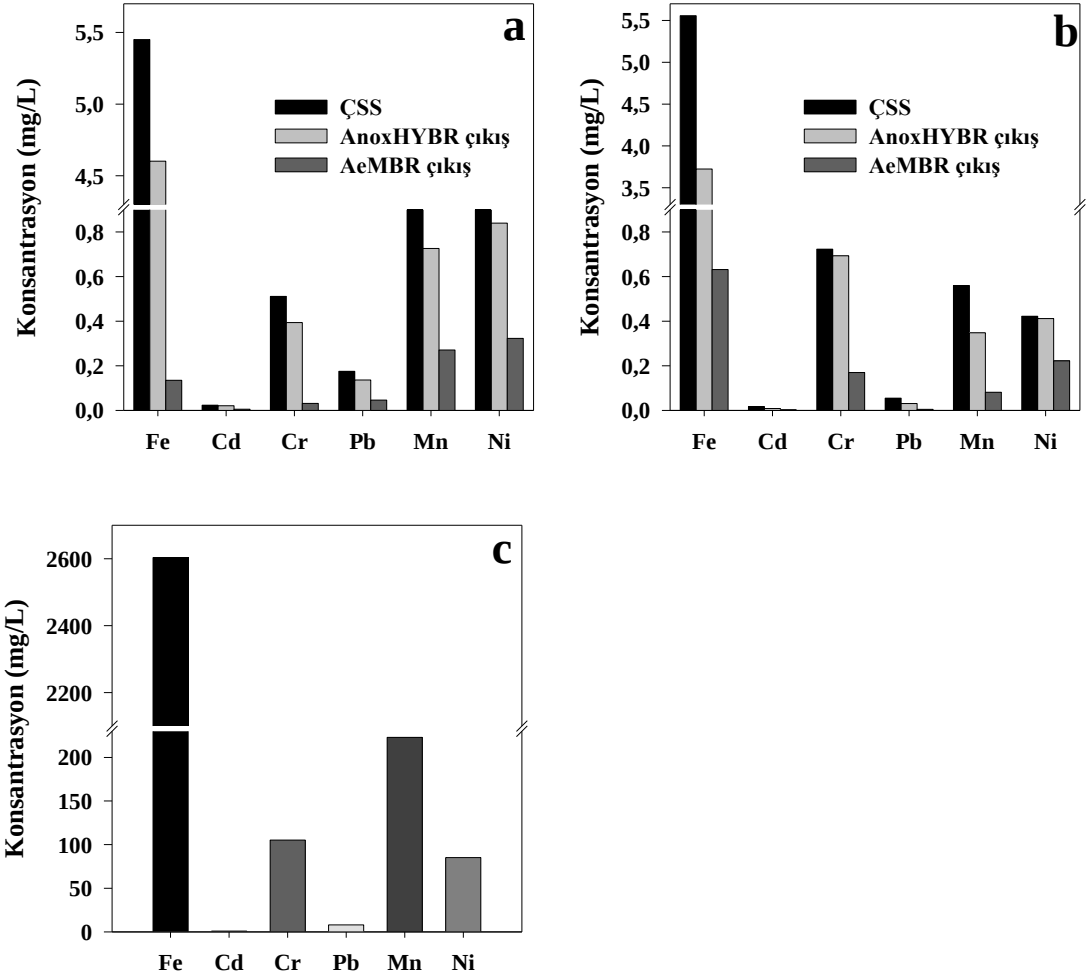
Çizelge 4.2. 2.5.2. fazda AeMBR reaktör içi ve süzöntüsündeki NO_2^- -N ortalama değerleri ve membran filtrasyon kapasitesi

AeMBR	NO_2^- -N (mg/L)		
	Ortalama	Minimum	Maksimum
Reaktör İçi	624,5	574,9	668,1
Süzüntü	572,6	549,4	582,4

4.2.3. Farklı işletme koşulları altında AnoxHYBR ve AeMBR’de ağır metal giderimi

Faz 2 kapsamında ÇSS, AnoxHYBR çıkışı, AeMBR süzöntüsü ve membran kek tabakasından alınan numunelerde ağır metal ölçümleri gerçekleştirilmiştir. Çalışmada elde edilen ağır metal konsantrasyonları Şekil 4.11’de sunulmuştur. Kahramanmaraş düzenli katı atık depolama sahasından alınan ÇSS’deki Fe, Cd, Cr, Pb, Mn ve Ni konsantrasyonları sırasıyla 5,5-6,1 mg/L; 0,01-0,02 mg/L; 0,5-0,8 mg/L; 0,05-0,2 mg/L; 0,5-1 mg/L ve 0,4-1 mg/L aralığında ölçülmüştür (Şekil 11a, b). AnoxHYBR’nin optimum koşullarından alınan numunelerde (1000 mg NO_3^- -N/L, 90 gün SRT ve 48 saat HRT), Fe, Cd, Cr, Pb, Mn ve Ni giderim verimleri sırasıyla %15, %8, %22, %22, %27 ve %13 olarak gözlenmişken kombine sistem çıkışında sırasıyla %97, %78, %93, %73, %72 ve %66 olarak elde edilmiştir (Şekil 4.11a). AeMBR’nin optimum koşullarından alınan numunelerde (60 gün SRT ve 48 sa HRT), ÇSS’deki Fe, Cd, Cr, Pb, Mn ve Ni konsantrasyonları 6,016; 0,0187; 0,7953; 0,0599; 0,616 ve 0,462 olarak tespit edilmiştir. Bu koşullarda AnoxHYBR’de en yüksek giderim verimi Cd (%52) elementinde gözlenirken en düşük giderim Ni (%11) ve Cr (%12)’da tespit edilmiştir. AnoxHYBR çıkışında Fe konsantrasyonu ise yaklaşık 3,72 mg/L olarak bulunmuştur. AeMBR’de Ni (%46) elementi hariç %75’nin üzerinde ağır metal giderimi gözlenmiştir (Şekil 4.11b). Kombine sistemde giderim verimleri sırasıyla Pb(%92)> Fe (%88)=Cd (%88)> Mn (%86)> Cr (%78)> Ni (%52) olarak belirlenmiştir. Tüm numunelerde AnoxHYBR’de ağır metal giderimi %11-%54 arasında iken AeMBR’de %46-%97 olarak gözlenmiştir (Şekil 4.11a,b). AnoxHYBR’de, AeMBR’ye göre daha düşük ağır metal giderim verimleri elde edilmiştir. Ancak, tüm sistemdeki Fe, Cd, Cr, Pb, Mn ve Ni giderim verimleri ise sırasıyla %87-89, %63-%89, %48-%78, %73-%92, %72-%86 ve %37-%52 olarak elde edilmiştir. ÇSS’deki metal iyonları genellikle çözünmüş ve çözünmemiş

formlarda bulunmaktadır. Çözünmemiş metaller, membran filtrasyonu ile çöktürülebilir veya uzaklaştırılabilirken, çözünmüş metaller aktif çamur üzerinde biyosorpsiyonla uzaklaştırılabilmektedir (Wang vd., 2014). Askıda katıların membran filtrasyonu sırasında fiziksel ayırma nedeniyle MBR'nin ÇSS'den ağır metalleri uzaklaştırmada oldukça etkili olduğunu göstermektedir. Argun vd.,(2020), ağır metal giderme mekanizmasının, tez çalışmasına benzer olarak membran filtrasyonu ile kolloidlerin ayrılmasına bağlı olabileceğini bildirmiştir. Ayrıca Santos ve Judd 2010, aktif çamur ile karşılaştırıldığında MBR'nin ağır metall giderimi açısından daha yüksek kapasiteye sahip olduğunu rapor etmişlerdir. Ek olarak kek tabakasında yüksek konsantrasyonlarda Fe, Cr, Mn ve Ni birikimi gözlenmiştir. Özellikle, atıksudaki konsantrasyonu Cr, Pb, Mn ve Ni'den daha yüksek olduğu için 2603 mg/kg ile en yüksek birikim Fe'de elde edilmiştir (Şekil 4.11c). Yüksek konsantrasyondaki Fe iyonu membranda oluşan kek tabakası tarafından tutunduğundan, süzüntüde düşük Fe konsantrasyonları tespit edilmiştir. Benzer şekilde, Zhou vd. (2015), membran yüzeyinde gelişen kek tabakası tarafından önemli miktarda Fe'nin tutulduğunu bildirilmiştir. Ayrıca, Cd ve Pb'nin ÇSS'deki konsantrasyonları düşük olmasına rağmen kek tabakasında önemli miktarda Cd (0,68 mg/kg) ve Pb (7,98 mg/kg) birikmesi tespit edilmiştir. Bu durum, Pb ve Cd'nin membran yüzeyinde gelişen kek tabakası tarafından büyük ölçüde tutunduğunu göstermektedir (Şekil 4.11c).

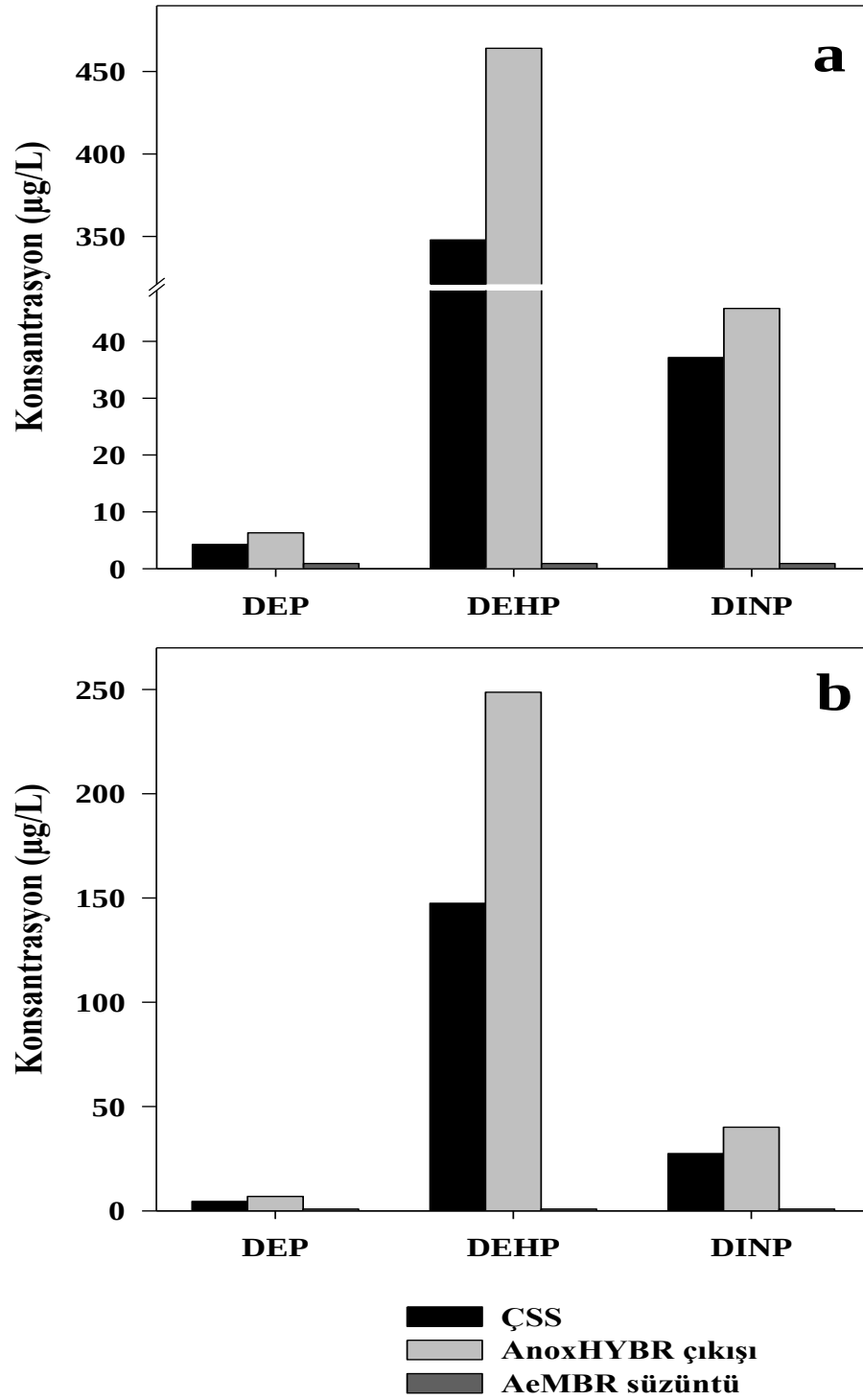


Şekil 4.11. AnoxHYBR’den (a), AeMBR’den (b) optimum koşullarda ve membran kek tabakasından (c) alınan numunelerde ağır metal sonuçları

4.2.4. Farklı işletme koşulları altında AnoxHYBR ve AeMBR’de zenobiyotik giderimi

AnoxHYBR ve AeMBR’nin optimum koşullarında ham ÇSS’den, AnoxHYBR çıkışı ve AeMBR süzüntüsünden alınan numulere ait FAE sonuçları Şekil 4.12’de sunulmuştur. AnoxHYBR (1000 mg NO₃⁻-N/L, 90 gün SRT ve 48 saat HRT) ve AeMBR’nin (60 gün SRT ve 48 saat HRT) optimum koşullarında Kahramanmaraş düzenli katı atık depolama sahasından alınan ÇSS’deki DEP, DEHP ve DINP konsantrasyonları sırasıyla 4-6 µg/L;

140-360 µg/L ve 15-27 µg/L olarak ölçülmüştür (Şekil 4.12 a, b). Her iki optimum koşulda alınan numunelerde AnoxHYBR'deki DEP, DEHP ve DINP konsantrasyonlarında önemli bir artış gözlenmiştir (Şekil 4.12 a, b). Bu durum, depolama sahasında parçalanamayan bileşiklerin, anoksik koşullarda bulunan fakültatif bakteriler tarafından parçalanmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Ancak AeMBR'nin süzöntüsündeki DEP, DEHP ve DINP konsantrasyonlarının LOD (1µg/L) değerinin altında olduğu gözlenmiştir. Bu sonuçlar AeMBR'nin ftalat giderimi için oldukça etkili olduğunu göstermektedir (Şekil 4.12 a, b). Tez çalışmasına benzer olarak, Pirsahab vd., (2009) ve Balabanic vd., (2012), MBR'lerin ftalat gideriminde yüksek verimliliğe sahip olduğunu belirtmişlerdir. Başka bir çalışmada, Boonyaraj vd., (2012), iki aşamalı bir MBR'de (Anoksik + aerobik) depolama sahası sızıntı suyunun arıtılması sırasında DEHP'nin %96'sının, giderildiğini bildirmişlerdir. Ayrıca ftalat gideriminin hem biyolojik ayrışma hem de adsorpsiyon yoluyla gerçekleştirildiğini belirtmişlerdir (Boonyaraj vd., 2012). Tez çalışmasının aksine, Camacho-Munoz vd., (2012), MBR sistemlerinin DEHP'nin giderilmesinde önemli bir etkisi olmadığını belirtmişlerdir.



Şekil 4.12. AnoxHYBR'nin (a), AeMBR'nin (b) optimum koşullarında alınan numunelerde DEP, DEHP, DINP ölçümleri

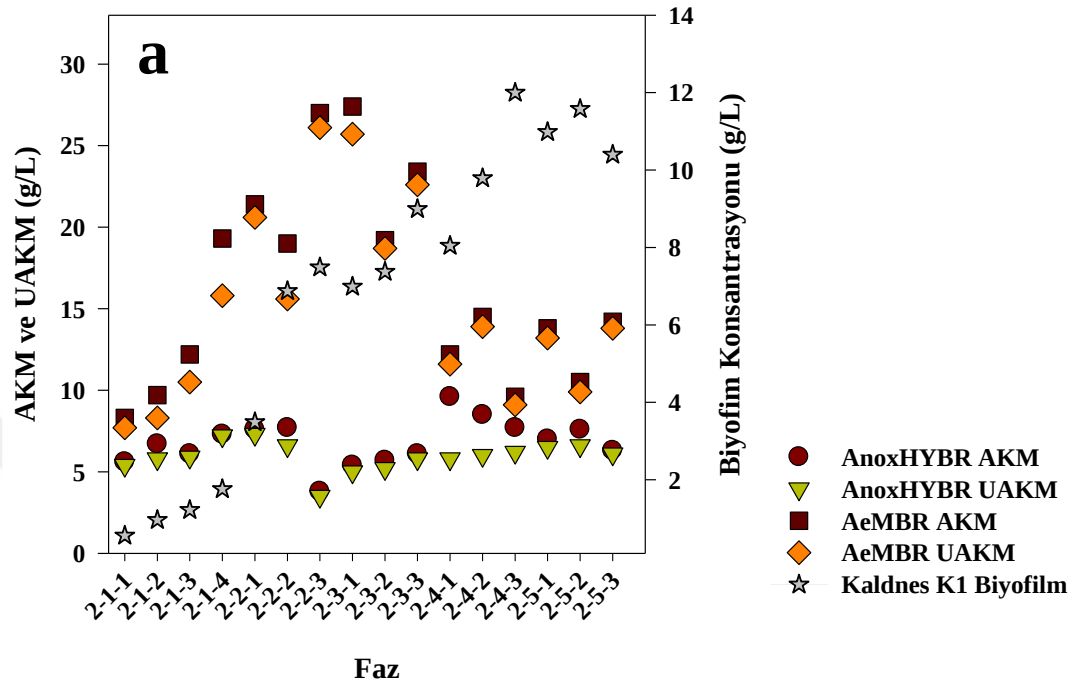
4.2.5. Farklı işletme koşulları altında AnoxHYBR’de biyofilm oluşumu

Biyolojik arıtımda AKM ve UAKM değerleri arıtım verimleri için oldukça önem arz etmektedir. 2.1.1. fazda, AKM ve UAKM konsantrasyonları sırasıyla AnoxHYBR için ortalama 5,6 g/L ve 5,4 g/L ve AeMBR için 8,3 g/L ve 7,7 g/L olarak gözlenmiştir. AnoxHYBR ve AeMBR’deki AKM/UAKM oranı ise sırasıyla %96 ve %92 olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.13). AnoxHYBR ve AeMBR’de, AKM ve UAKM konsantrasyonları ilk beş aşamada sürekli artmış ve AKM/UAKM oranı %80’in üzerinde gözlenmiştir. 2.2.2. faz kapsamında AKM ve UAKM konsantrasyonları bir miktar düşerek AnoxHYBR için 6,7 g/L ve 5,6 g/L ve AeMBR için 19g/L ve 15,6 g/L olarak gözlenmiştir. AnoxHYBR’de, AKM ve UAKM konsantrasyonları, SRT 30 güne (2.2.3) düştüğünde keskin bir şekilde azaldığı gözlenmiştir (Şekil 4.13). Ancak AeMBR’deki AKM ve UAKM konsantrasyonları hızlı bir şekilde artmıştır. Bu durum, AnoxHYBR KOİ gideriminin azalmasına bağlı olarak aerobik bölgede artan KOİ yükleme oranı açıklanabilmektedir. AnoxHYBR’deki SRT tekrar 90 güne yükseltildiğinde, AKM ve UAKM konsantrasyonları, önceki değerlere yaklaşmıştır. Daha sonra, HRT değeri 36 saate ve 24 saate düşürüldüğünde AKM konsantrasyonlarının sırasıyla 5,7 ve 6,1 g/L hafif bir artış gözlenmiştir (Şekil 4.13). Bu artış AnoxHYBR’de organik karbon yükleme oranının artmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Ancak çok yüksek bir artış gözlenmesinin nedeni ÇSS’lerin mikroorganizmalar için oldukça toksik etki göstermesinden kaynaklanmaktadır. AnoxHYBR optimum koşullarda işletildiği 2.4. ve 2.5. fazlarda zamanla AKM ve UAKM konsantrasyonlarında artış gözlenmiştir. Bu fazlarda AKM ve UAKM konsantrasyonları sırasıyla 6,3-9,6 ve 5,8-6,1 arasında gözlenmiştir ve AKM/UAKM oranı %60-80 arasında bulunmuştur. AeMBR’de değişen işletme koşulları çalışmaları başlamadan önce reaktörde karşılaşılan problemten dolayı AKM ve UAKM konsantrasyonu önemli derecede azalmıştır. 2.2.1 Faz’da AeMBR’deki AKM ve UAKM konsantrasyonları sırasıyla 12,2 ve 11,60 olarak gözlenmiş olup AKM/UAKM oranı yaklaşık olarak %95 olarak tespit edilmiştir. AeMBR’deki AKM/UAKM oranının yüksek olmasının nedeni AnoxHYBR’de parçalanması oldukça zor birleşenlerin degradasyonu ile açıklanabilir. AeMBR’de SRT’nin düşürüldüğü koşullarda AKM ve UAKM konsantrasyonları azalmıştır. SRT’nin 60 gün (2.4.2 faz) olduğu koşullarda AKM ve

UAKM konsantrasyonları sırasıyla 14,5 ve 13,9 mg/L iken 30 gün SRT’de (2.4.3 faz) AKM ve UAKM konsantrasyonları sırasıyla 9,6 ve 9,1 mg/L olarak gözlenmiştir. SRT’nin 60 güne düşürüldüğü koşullarda AKM ve UAKM konsantrasyonunun artması muhtemelen bakteriyel aktivasyonun artmasından kaynaklanmaktadır. Ancak SRT değerinin 30 güne düşürüldüğünde AKM ve UAKM konsantrasyonunun azalması literatürle karşılaştırıldığında benzer özellik göstermektedir. Yurtsever vd. (2017), 30 günlük SRT değerinde reaktördeki biyokütle konsantrasyonunun önemli derecede azaldığını bildirmişlerdir. Bu nedenle 30 günlük SRT’de biyokütle konsantrasyonundaki hızlı azalmanın MBR sisteminin uzun süreli işletimini zorlaştırdığını ifade etmişlerdir. 2.5.1. faz kapsamında AeMBR’deki AKM ve UAKM konsantrasyonu sırasıyla 13,8 mg/L ve 13,2 mg/L iken HRT’nin 36 saat olduğu faz 2.5.2’de AKM ve UAKM konsantrasyonu hızlı bir şekilde azalmıştır ve sırasıyla 10,5 mg/L ve 9,9 mg/L olarak gözlenmiştir. Bu durum muhtemelen organik yükleme oranının artması ile ÇSS’deki toksik maddelerin reaktöre aşırı yüklenmesinden kaynaklanmaktadır. HRT değerinin 60 saate çıkarıldığı 2.5.3. fazda AKM ve UAKM konsantrasyonu yavaş bir şekilde artarak sırasıyla 14,2 mg/L ve 13,3 mg/L olarak gözlenmiştir.

Son zamanlarda, reaktördeki atıksu ile birlikte hareket eden taşıyıcı materyal üzerinde biyokütlenin büyüdüğü HYBR sistemleri, sızıntı suyu arıtımı için kullanılmıştır (Ciesielski vd., 2010). Ancak literatürde HYBR reaktörler kullanılarak ÇSS’nin arıtım çalışmalarının birçoğu aerobik koşullarda gerçekleştirilmiş olup, anoksik koşullardaki çalışmalar sınırlıdır. Tez çalışması kapsamında AnoxHYBR’de taşıyıcı materyal üzerine biyofilm tutunması haftalık olarak ölçülmüş ve sonuçlar Şekil 4.13’de sunulmuştur. 1. fazda Kaldnes K1 taşıyıcı materyal üzerindeki biyofilm konsantrasyonu yaklaşık 0,5 g/L’ye ulaşmıştır (Şekil 4.13). 2. fazın ilk beş aşamasında, Kaldnes K1 taşıyıcı materyaldeki biyofilm konsantrasyonu 0,85 g/L’den 3,4 g/L’ye yükselmiştir (Şekil 4.13). SRT 90 günden 60 gün ve 30 güne düştüğünde, biyofilm konsantrasyonu keskin bir şekilde 6,8 g/L ve 7,4 g/L’ye artmış, ancak AKM konsantrasyonu azalmıştır. Bu durum düşük SRT koşullarında artan biyofilm oluşumuna bağlı olduğu düşünülmektedir. 2.3. fazda HRT’nin artmasına bağlı olarak biyofilm konsantrasyonu hızlı bir şekilde artmış ve biyofilm konsantrasyonu son aşamada ortalama 9 g/L (5,63 mg/taşıyıcı materyal)’ ye ulaşmıştır

(Şekil 4.13). Mannina vd. (2010) farklı SRT/HRT oranının etkisini araştırdıkları çalışmada anoksik koşullar altında biyofilm tutunmasını 0,83 g/L olarak bildirmişlerdir. Literatür çalışmalarına göre ÇSS arıtımı sırasında AnoxHYBR’de değişen işletme koşullarında etkili bir biyofilm konsantrasyonu elde edilmiştir. Daha sonraki fazlarda AnoxHYBR optimum koşullarda işletilirken biyofilm konsantrasyonu artmaya devam etmiştir. Bir tane taşıyıcı materyal üzerindeki biyofilm konsantrasyonu 7,24 mg/taşıyıcı materyal olarak gözlenmiş iken AnoxHYBR’deki toplam biyofilm konsantrasyonu yaklaşık 11,57 g/L olarak bulunmuştur. Biyofilm konsantrasyonundaki artış muhtemelen uzun süreli HYBR işletiminden kaynaklanmaktadır. Literatürde HYBR sistemlerinin uzun süreli işletimi sırasında benzer artışlar gözlenmiştir. Zekker vd. (2012), anaerobik amonyum oksidasyon prosesi (Anommox) bakterilerini zenginleştirmek için uzun süreli HYBR sistemi işletmişlerdir. Çalışmada Anommox bakterileri ile aşılınmış Bioflow 9 taşıyıcı materyal kullanılmış ve başlangıçta biyofilm konsantrasyonunu 2,47 mg/taşıyıcı materyal olarak tespit etmişlerdir. 180 ve 450 günlük uzun süreli HYBR sistemi işletimi sırasında biyofilm konsantrasyonları sırasıyla 3,05 mg/taşıyıcı materyal ve 5,96 mg/taşıyıcı materyal olarak rapor etmişlerdir (Zekker vd., 2012). Yüksek biyofilm konsantrasyonunun, farklı miktar ve sayıda toksik bileşen içeren ÇSS arıtımı için büyük avantaj sağlayacağı düşünülmektedir. Mikroorganizmaların taşıyıcı malzeme üzerinde tutulması reaktörlerin yüksek SRT ile işletilmesine olanak tanımaktadır (Chu ve Wang, 2011). Bu durum özellikle büyüme hızı düşük olan mikroorganizmaların sistemde kalmasına ve mikro kirleticiler gibi zor parçalanana maddelerin giderilmesini sağlamaktadır.



Şekil 4.13. Farklı işletme koşulları altında AnoxHYBR’de Kaldness K1 taşıyıcı materyal üzerindeki biyofilm konsantrasyonu (a) ve biyofilm fotoğrafı(b)

4.2.6. Farklı işletme koşulları altında AnoxHYBR ve AeMBR'de SMP ve EPS ölçümleri

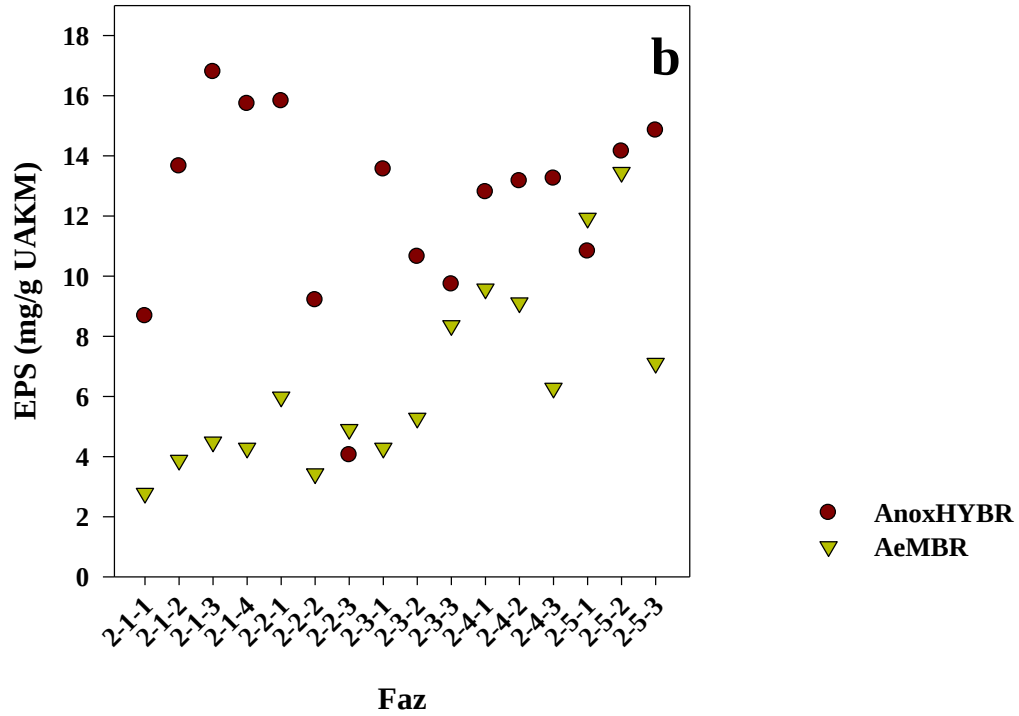
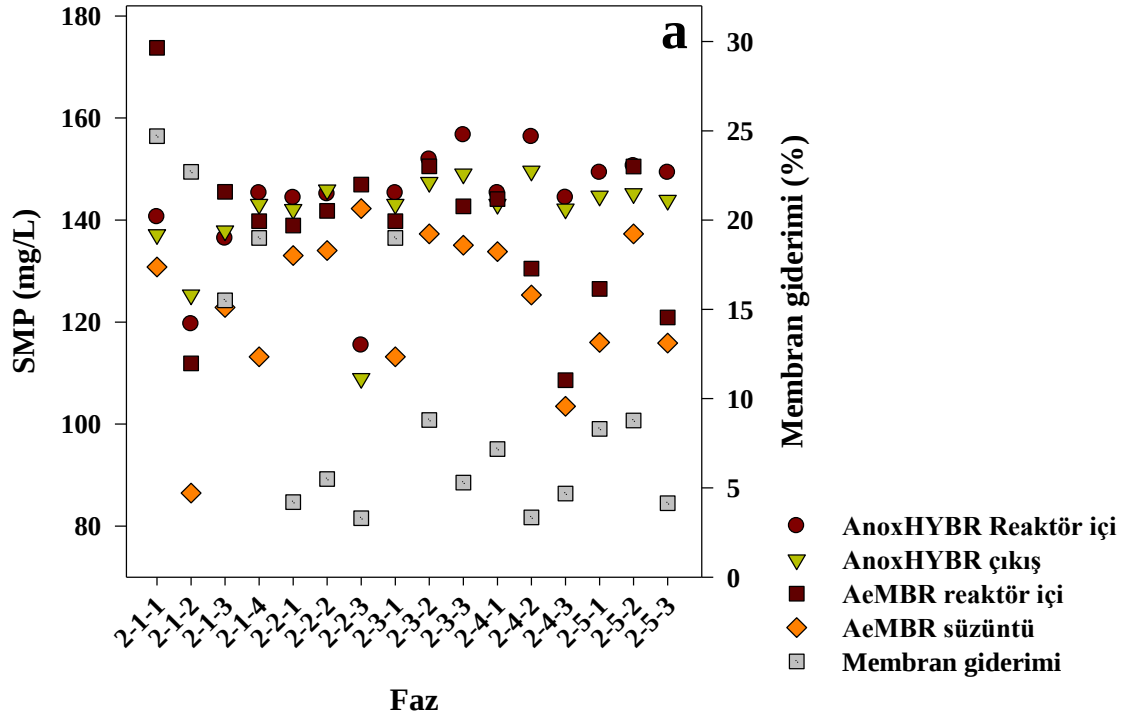
Tez çalışmasının 2. fazı kapsamında AnoxHYBR ve AeMBR'deki SMP konsantrasyonları Şekil 4.14a'de sunulmuştur. Ayrıca, AnoxHYBR ve AeMBR işlemi sırasında her bir fazda SMP_P ve SMP_K 'nin ortalama konsantrasyonları ve SMP'nin membran tarafından giderim yüzdesi Çizelge 4.4'te kapsamlı bir şekilde gösterilmektedir. İlk dört aşamada, SMP konsantrasyonu nispeten her iki reaktörde stabil olarak gözlenmiştir. 90 gün (2.2.1 faz) ve 60 günlük (2.2.2 faz) SRT'lerde AnoxHYBR reaktör içi SMP konsantrasyonları, sırasıyla 145 mg/L ve 144 mg/L olarak gözlenmiştir (Şekil 4. 14a). Ancak 30 günlük SRT'de AnoxHYBR reaktör içi SMP konsantrasyonu önemli ölçüde düşmüştür ve ortalama 115,45 mg/L olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.14a). Ucar vd. (2019), SRT azaldığında çözünür ve partikül mikrobiyal ürünlerin azalabileceği bildirilmiştir. Son üç fazda reaktör içi SMP konsantrasyonu 48 saat HRT'de ortalama 145,29 mg/L iken, HRT değerleri 36 ve 24 saate düşürüldüğünde organik ve toksik madde yükleme hızının artması nedeniyle SMP konsantrasyonları 151,88 mg/L ve 156,66 mg/L olarak gözlenmiştir (Şekil 4.14a). 2.3 faz tamamlandıktan sonra 2.4. ve 2.5. fazda AnoxHYBR optimum koşullarda (NO_3^- -N: 1000 mg/L, SRT:90 gün ve HRT: 48 saat) işletilmiştir. Burada AnoxHYBR reaktör içi ve çıkışından alınan SMP numuneleri sırasıyla 145-155 mg/L ve 143-149 mg/L arasında gözlenmiştir. Mevcut çalışma boyunca AnoxHYBR'deki çıkış SMP konsantrasyonları reaktör içi konsantrasyonlarına oldukça yakın olduğu görülmektedir (Şekil 4. 14a).

AeMBR'deki reaktör içi SMP konsantrasyonları 2.1-2.3 arasındaki fazlar boyunca nispeten sabit kalmasına rağmen, AeMBR'de değişen işletme koşulları altında AnoxHYBR'de değişen işletme koşullarına benzer sonuçlar elde edilmiştir. SRT'nin değiştirildiği koşullar altında SMP konsantrasyonu 14 mg/L (2.4.2 faz)-36 mg/L (2.4.3) arasında önemli miktarda azalmıştır. HRT'nin 36 saat olduğu koşullarda ise AeMBR'de en yüksek SMP konsantrasyonu (150,5 mg/L) elde edilmiştir. Huang vd. (2010), tez çalışmalarında elde edilen sonuçlara benzer olarak HRT'deki azalmanın, biyokütle büyümesini ve SMP birikimini artırdığını bildirmişlerdir. Buna ek olarak 2.1.1- 2.1.4

arasındaki fazdan sonra süzöntüdeki SMP konsantrasyonunda keskin bir artış gözlenmiştir (Şekil 4.14b) ve membran giderim verimi %20'den %5'e düşmüştür (Çizelge 4.3). Bu durum membran tarafından giderilen KOİ konsantrasyonundaki düşüş ve/veya üretilen SMP'lerin farklı moleküler ağırlıklarından kaynaklandığı düşünülmektedir. Shen vd. (2012), gerçekleştirdikleri bir çalışmada MBR sıvı fazındaki proteinlerin membran tarafından yüksek giderim oranını (%68) açıklayabilecek olan moleküler ağırlığa (>10 kDa) sahip büyük moleküllerin var olduğunu ve polisakkaritlerin ve hümitik maddelerin membran tarafından giderim oranlarının sırasıyla %36 ve %20 olduğunu bildirmişlerdir. Deng vd. (2016), düşük C/N oranında SMP'nin daha yüksek SMP_K , daha yüksek SMP_K/SMP_P oranı ve daha küçük moleküler ağırlığa sahip olduğunu bildirmişlerdir. Mevcut çalışmada 2.1. fazda SMP_K/SMP_P oranı yaklaşık 6 iken daha sonraki fazda SMP_K/SMP_P oranı 7-8 civarında gözlenmiştir (Çizelge 4.3). Ayrıca hem AnoxHYBR hemde AeMBR'den elde edilen SMP sonuçları, literatür ile uyumlu olarak yüksek HRT ve düşük SRT'de SMP'nin azalacağını göstermektedir.

AnoxHYBR ve AeMBR'deki EPS konsantrasyonlarındaki değişimler Şekil 4.14b'de sunulmuştur. AnoxHYBR ve AeMBR'de EPS konsantrasyonu sırasıyla 2.1.-2.3. fazda 15 mg/g UAKM ve 4 mg/g UAKM olarak gözlenmiştir (Şekil 4.14b). SMP'ye benzer şekilde, AnoxHYBR'deki EPS konsantrasyonu, 30 günlük SRT'de yaklaşık 4 mg/g UAKM ile keskin bir şekilde azalmıştır (Şekil 3c). HRT'nin 36 saat ve 24 saat olduğu koşullarda, EPS konsantrasyonu sırasıyla 13,55 mg/g UAKM'den 10,64 mg/g UAKM ve 9,72 mg/g UAKM'ye düşmüştür. Bu durum, yüksek mikrobiyal büyüme oranlarına ve/veya mikrobiyal hücrelerden sıvı faza protein ve karbonhidrat salınmasına bağlı olduğu düşünülmektedir (Shariati vd., 2011). Daha sonraki fazda AnoxHYBR'deki EPS konsantrasyonu 10-14 mg/g UAKM arasında gözlenmiştir. AnoxHYBR'deki EPS konsantrasyonundaki bu dalgalanma ÇSS'daki KOİ ve amonyum konsantrasyonundaki değişimler ile açıklanabilir. AeMBR'de SRT değiştirildiği 2.4. fazda SRT'nin azalmasına bağlı olarak EPS konsantrasyonu azalmıştır. Ancak SRT'nin sonsuzdan 60 güne düşürüldüğü koşullar altında (2.4.2. faz) EPS konsantrasyonundaki azalma mikrobiyal aktivasyonun artmasına bağlı olarak minimal düzeyde (yaklaşık 0,4 mg/g UAKM) gözlenmiştir. 30 gün SRT'de (2.4.2. faz) EPS hızla azalarak 6,2 mg/g UAKM olarak

gözlenmiştir. 48 saat HRT'nin 36 saate azaltıldığı 2.5.2. fazda EPS konsantrasyonu 11,9 mg/gUAKM'den 13,45 mg/gUAKM'e ulaşmıştır. Benzer olarak Meng vd. (2007a), düşük HRT değerlerinin EPS konsantrasyonun artmasıyla sonuçlandığını bildirmişlerdir. 60 saat HRT değerinde ise EPS konsantrasyonu 7,1 mg/gUAKM olarak gözlenmiştir. AnoxHYBR'de EPS konsantrasyonu, reaktör çalışması boyunca (2.5.1. Faz hariç) AeMBR'den daha yüksek olduğu gözlenmektedir. Bu durum muhtemelen AnoxHYBR'nin ilk basamak olarak kullanılmasından dolayı yüksek KOİ ve toksik madde ile beslenmesinden kaynaklanmaktadır. AnoxHYBR'nin sonraki AeMBR'de membran kirlenmesinin azaltılmasına katkıda bulunabileceğini göstermektedir. Ayrıca, her iki reaktördeki SMP konsantrasyonu EPS'den daha yüksektir. Bunun nedeni EPS'nin yapısındaki protein ve karbonhidratın sıvı fazına geçişi olabilir. Bu nedenle SMP konsantrasyonu membran kirlenmesine üzerine daha fazla etki göstereceği düşünülmektedir.



Şekil 4.14. AnoxHYBR’de ve AeMBR SMP (a) ve EPS (b) ölçümleri

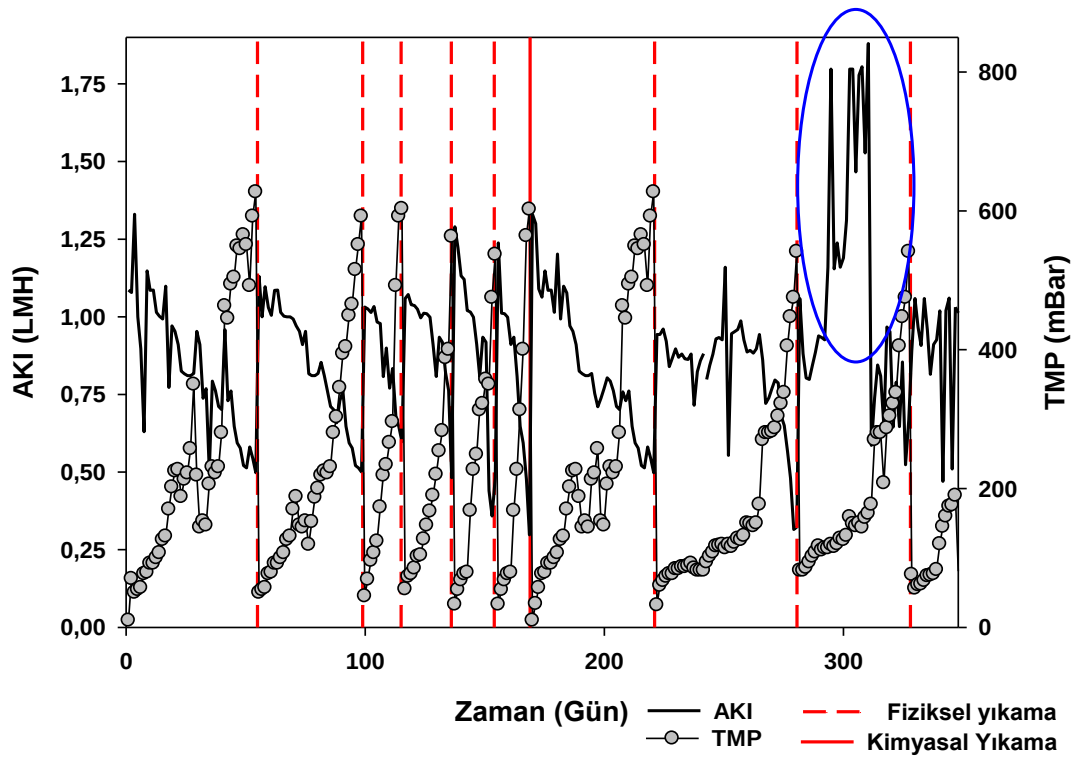
Çizelge 4.3. AnoxHYBR ve AeMBR’de SMP_K , SMP_P ve SMP ’nin membran giderimi

Faz	AnoxHYBR Reaktör İçi			AnoxHYBR Çıkış			AeMBR Reaktör İçi			AeMBR Süzöntü			SMP Membran Giderimi (%)
	SMP_K (mg/L)	SMP_P (mg/L)	SMP_T (mg/L)	SMP_K (mg/L)	SMP_P (mg/L)	SMP_T (mg/L)	SMP_K (mg/L)	SMP_P (mg/L)	SMP_T (mg/L)	SMP_K (mg/L)	SMP_P (mg/L)	SMP_T (mg/L)	
2.1.1	116,7	23,9	140,6	113,4	23,8	137,2	150,0	23,8	173,8	111,9	18,9	130,8	24,7
2.1.2	97,2	22,4	119,6	102,6	22,8	125,3	96,5	15,4	111,9	70,8	15,6	86,5	22,7
2.1.3	112,8	23,6	136,4	114,2	23,7	137,9	124,4	21,1	145,5	105,2	17,6	122,9	15,5
2.1.4	122,2	23,1	145,3	128,5	14,6	143,1	129,8	10,0	139,8	105,7	7,5	113,2	19,0
2.2.1	120,9	23,5	144,4	118,6	23,4	142,1	122,7	16,3	138,9	123,5	9,5	133,1	4,2
2.2.2	120,9	14,2	135,1	85,1	23,8	109,0	123,5	18,2	141,8	122,7	11,4	134,0	5,5
2.2.3	91,8	23,6	115,5	123,1	21,8	144,9	127,6	19,4	147,0	129,8	12,4	142,2	3,3
2.3.1	122,2	23,1	145,3	128,5	14,6	143,1	129,8	10,0	139,8	105,7	7,5	113,2	5,2
2.3.2	128,5	23,4	151,9	124,0	23,4	147,4	130,7	19,8	150,5	129,8	7,5	137,3	8,8
2.3.3	112,8	23,8	136,7	105,2	23,8	129,0	124,0	18,7	142,7	119,5	15,5	135,1	5,3
2.4.1	122,2	23,1	145,3	128,5	14,6	143,1	123,8	20,3	144,1	121,6	12,2	133,8	7,2
2.4.2	132,5	23,8	156,3	125,8	23,8	149,6	113,7	16,8	130,5	110,8	10,5	121,3	3,3
2.4.3	130,2	14,2	144,4	129,8	12,4	142,2	104,2	4,4	108,6	100,5	3,0	103,5	4,7
2.5.1	128,3	21,1	149,3	126,2	18,5	144,7	111,2	15,3	126,5	108,9	7,1	116,0	8,3
2.5.2	130,6	20,9	150,6	123,6	21,6	145,2	130,7	19,8	150,5	129,8	7,5	137,3	8,8
2.5.3	125,8	23,5	149,3	123,5	20,3	143,9	108,9	11,9	120,9	107,1	8,7	115,9	4,1

4.2.7. Farklı işletme koşulları altında AeMBR’de Akı, ve TMP Profili

Bu tez çalışması kapsamında akı değeri sabit tutularak TMP’deki değişim izlenmiştir. AeMBR’de TMP ve akı değerleri günlük not edilmiştir. AeMBR 9,5 dakika çekme 0,5 dk geri yıkama modunda çalıştırılmıştır. Reaktör işletimi sırasında akı ve TMP’nin zaman ile değişimi, Şekil 4.15’de sunulmuştur. AeMBR işletimi sırasında TMP değerleri ilk 30 gün boyunca yavaş bir şekilde artmıştır. Daha sonra TMP ve akı değerlerinde bir dalgalanma olmuştur. Bu durumun askıda katıların membran yüzeyine yapışmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. 40. günden sonra TMP hızlı bir şekilde artmış ve 52. günün sonunda TMP değeri 600 mbar’ı aştığında akı değeri 1,2 LMH’tan 0,3 LMH’a kadar azalmıştır (Şekil 4.15). Bu nedenle membran reaktörden çıkarılarak çeşme suyu altında bir sünger yardımıyla fiziksel olarak temizlenmiştir. Fiziksel yıkamadan sonra tekrar eski akı değerlerine ulaşılmıştır. İlk fiziksel yıkamadan sonra başlangıç TMP değeri 50 mbar seviyelerinde gözlenmiştir. Daha sonra TMP değeri stabil bir şekilde artmış ve yaklaşık 40 gün boyunca herhangi bir fiziksel kimyasal yıkama yapılmadan işletilmiştir. Tekrar TMP değeri 600 mbar’ı aştığında akı değeri 0,3-0,4 LMH’a düşmüştür. Tekrar çeşme suyu altında fiziksel temizlik yapılmıştır. 100. günden sonra akı değerleri hızlı bir şekilde düşmeye başlarken TMP değerleri de hızlı bir şekilde artmaya başlamıştır. Membran bu dönemden sonra üç kere fiziksel bir şekilde temizlenmiştir. Ancak membran hızlı bir şekilde kirlenmiş ve akı 0,3 LMH altına düşmüştür. Fiziksel yıkamadan sonra akı tekrar eski seviyelerine çıkmasına rağmen fiziksel yıkama sıklığı artmıştır. Bu durum membranın gözeneklerindeki inorganik kirlenme ile açıklanabilir. Bu nedenle 178. günden sonra membran hem fiziksel hem de kimyasal olarak temizlenmiştir (Şekil 4.15). Kimyasal yıkamadan sonra eski akı değerlerinden daha yüksek bir akı değeri (< 1,3 LMH) elde edilmiştir (Şekil 4.15). Bu durum, etkili bir kimyasal yıkama gerçekleştirilerek inorganik membran kirliliğinin giderildiğini göstermektedir. Kimyasal yıkama işleminden sonra membran kirlenme hızı düşmüştür. Kimyasal yıkamadan sonra başlangıç TMP değeri 10 mbar olup daha sonraki günlerde yavaş bir şekilde artış göstermiştir. Kimyasal yıkamadan sonra gerçekleştirilen ilk fiziksel yıkamada başlangıç akı değeri 0,9 LMH civarında gözlenmiş ve yaklaşık 40 gün boyunca bu akı değerleri neredeyse stabil olarak devam etmiştir. Akı değeri 260.

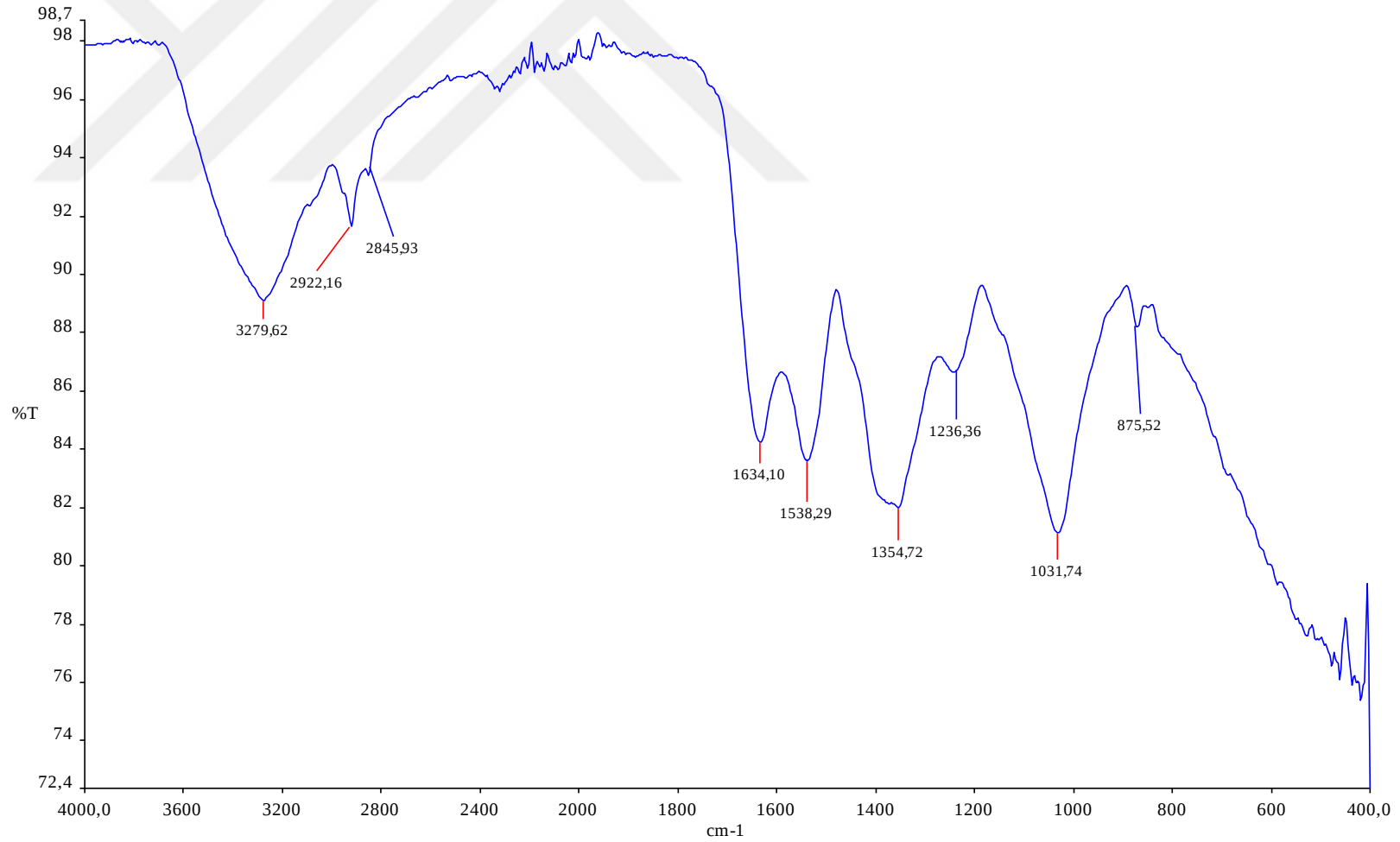
günden sonra TMP'deki hızlı artışa bağlı olarak azalmış ve 0,3 LMH değerine inmiştir. 280. günde membran bir kez daha fiziksel olarak temizlenmiştir. 295. günde AeMBR'de HRT'nin 36 saat azaltıldığı 2.5.2. fazda akı değerinde hızlı bir artış gözlenmiş ve yaklaşık 15 gün boyunca 1,7 LMH civarında ölçülmüştür. 310. Günden sonra akı değeri sert bir şekilde düşerek kısa sürede 0,3 LMH altına inmiştir. Son fiziksel yıkama işleminden sonra akı neredeyse stabil kalırken TMP yavaş bir şekilde artmıştır (Şekil 4.15). Ayrıca 2. fazda AeMBR 1. fazda elde edilen kritik akının altında (4,93 LMH) işletilmiştir. Bu nedenle membran yüzeyindeki geri dönüşebilir kirlenme eğilimi sıklıkla gözlenmiş ve fiziksel yıkama ile uzaklaştırılmıştır. Ancak membranda geri dönüştürülemeyen kirlenme (gözenek kirlenmesi) eğilimi daha az gözlenmiş ve kimyasal yıkama işlemine sadece bir kez ihtiyaç duyulmuştur.



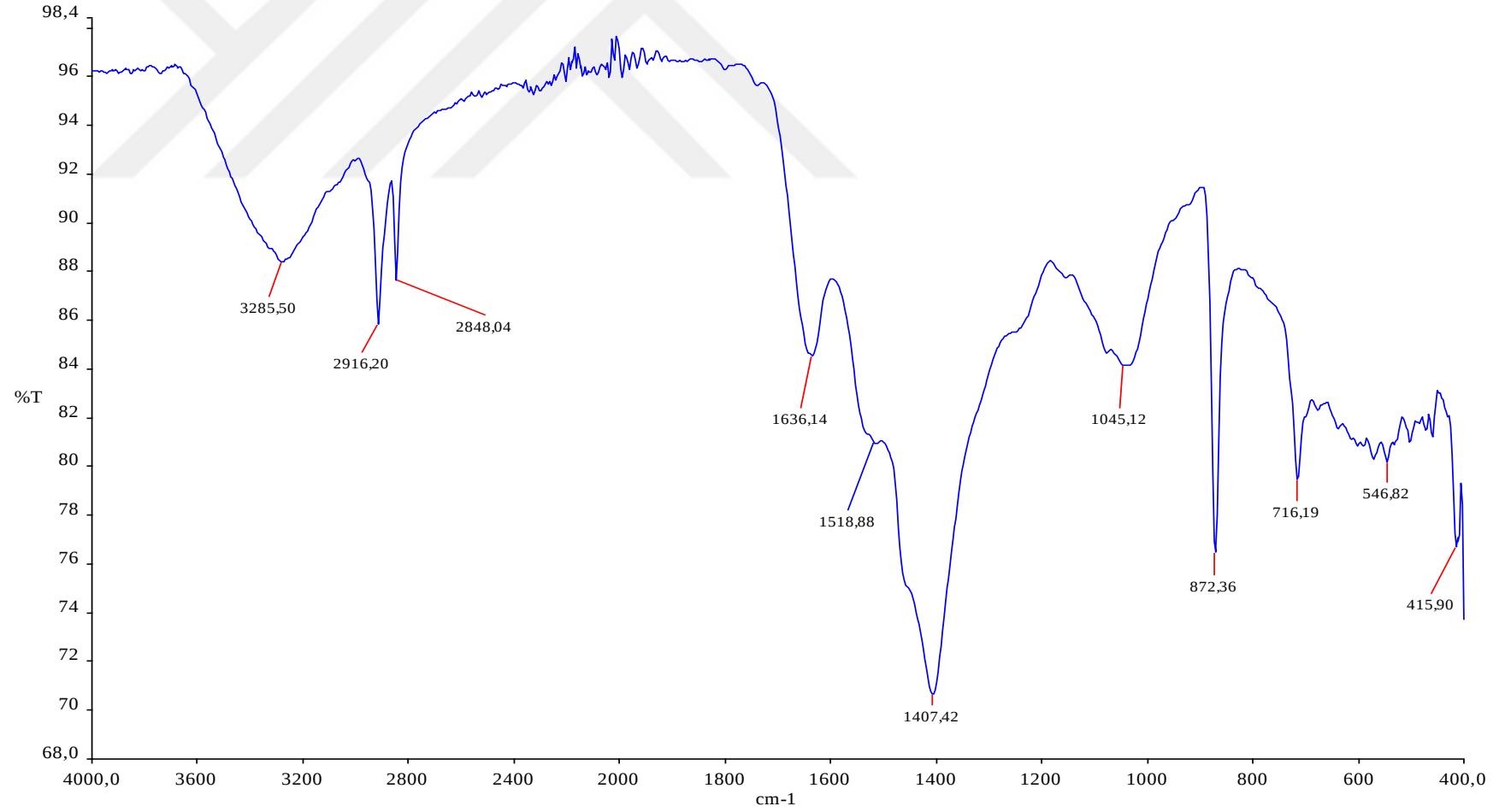
Şekil 4.15. Farklı işletme koşulları altında AeMBR'de akı ve TMP profili

4.2.8. Farklı işletme koşulları altında AnoxHYBR ve AeMBR’de FTIR ölçümleri

AeMBR’nin kek tabakasından alınan numuneden FTIR analizleri gerçekleştirilmiş olup, membran üzerinde gelişen kek tabakasının FTIR spektrumları, Şekil 4.16’de gösterilmektedir. Yapılan çalışmalarda genel olarak 800 cm^{-1} ve 464 cm^{-1} bölgeleri parmak izi (finger print) bölgesi olarak adlandırılmaktadır (Zhu vd, 2011). Yaklaşık olarak 900 cm^{-1} ’de gözlenen pik ise (875 cm^{-1}), fosfat gerilmelerini (P-OH) karakterize etmektedir (Liu vd, 2015). AeMBR’nin kek tabakası numunelerinde 1031 cm^{-1} ’de gözlenen pik, genel olarak $1000\text{-}1200\text{ cm}^{-1}$ arasında gözlenen, simetrik ve asimetrik C=O gerilmelerini içeren polisakaritler veya polisakarit benzeri maddelerden kaynaklanmaktadır (Wang vd, 2013a). Kek tabakasından yapılan ölçümlerde 1236 cm^{-1} ’deki pik, karboksilat grubunun varlığını gösteren C = O bağından kaynaklanmaktadır (Kaya vd, 2013). AeMBR’nin kek numunesinde gözlenen 1354 cm^{-1} , 1538 cm^{-1} ve 1634 cm^{-1} dalga boylarındaki pikler, membran kirliliğine sebep olan proteinleri gösteren sırasıyla Amit III, II ve I varlığından kaynaklanmaktadır (Jin vd, 2013). Kek numunesinde gözlenen yaklaşık 2922 cm^{-1} ’deki pik, EPS’nin ana bileşeni olan hücresel lipidlerden kaynaklanmaktadır (Liu vd, 2015). 2854 cm^{-1} ’deki pik, alifatik C-H gerilmelerinden kaynaklanmıştır (An vd., 2009). Kek tabakasından alınan numunede gözlenen 3282 cm^{-1} ’deki pik, O-H gerilmesi veya amit gruplarının N-H gerilmesi ile ilişkilendirilebilmektedir (Liu vd, 2015) (Şekil 4.16). AnoxHYBR’deki Kaldness K1 taşıyıcı numuneden FTIR analizleri gerçekleştirilmiş olup, taşıyıcı materyal üzerinde gelişen biyofilm tabakasının FTIR spektrumları, Şekil 4.17’de gösterilmektedir. Taşıyıcı materyal üzerindeki biyofilm tabakasının FTIR sonuçları AeMBR’deki kek tabakasının sonuçları ile benzerlik göstermektedir. Ancak bu sonuçlar arasındaki fark, biyofilm numunesinde gözlenen yaklaşık 1407 cm^{-1} ’deki güçlü pik, biyofilmdeki proteinin varlığını gösteren ikincil yapı Amit II’den kaynaklanmaktadır (Şekil 4.17).

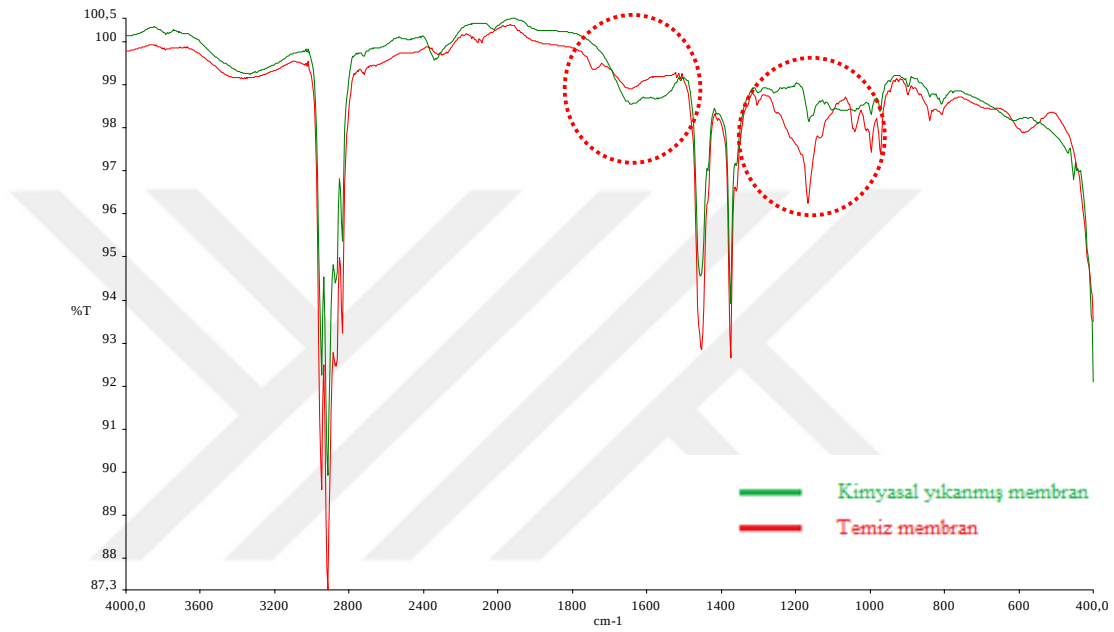


Şekil 4.16. AeMBR kek tabakası FTIR profili



Şekil 4.17. AnoxHYBR Kaldness K1 taşıyıcı materyal üzerindeki biyofilm tabakası FTIR profili

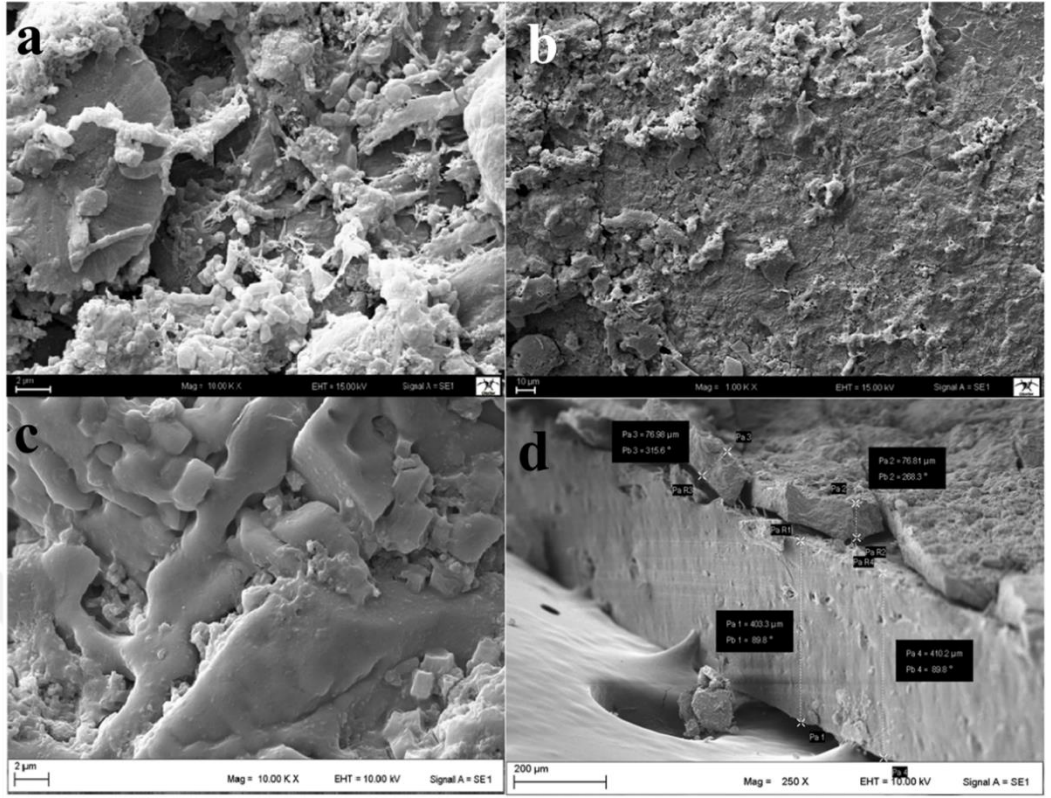
Temiz membran ve kimyasal olarak temizlenmiş membranın FTIR spektrum sonuçları Şekil 4.18’de karşılaştırılmıştır. Sonuçlar, kirlenici maddelerin etkili bir şekilde uzaklaştırıldığını ve kimyasal olarak temizlenmiş membranların FTIR spektrumlarının neredeyse benzer olduğunu göstermektedir. Ancak kimyasal yıkanmış membrana ait yaklaşık 1640 cm^{-1} ve 1163 cm^{-1} ’deki pikler muhtemelen mikrobiyal yapıda bulunan protein yapısının varlığını göstermektedir.



Şekil 4.18. Temiz membran ve kimyasal yıkanmış membran FTIR profili

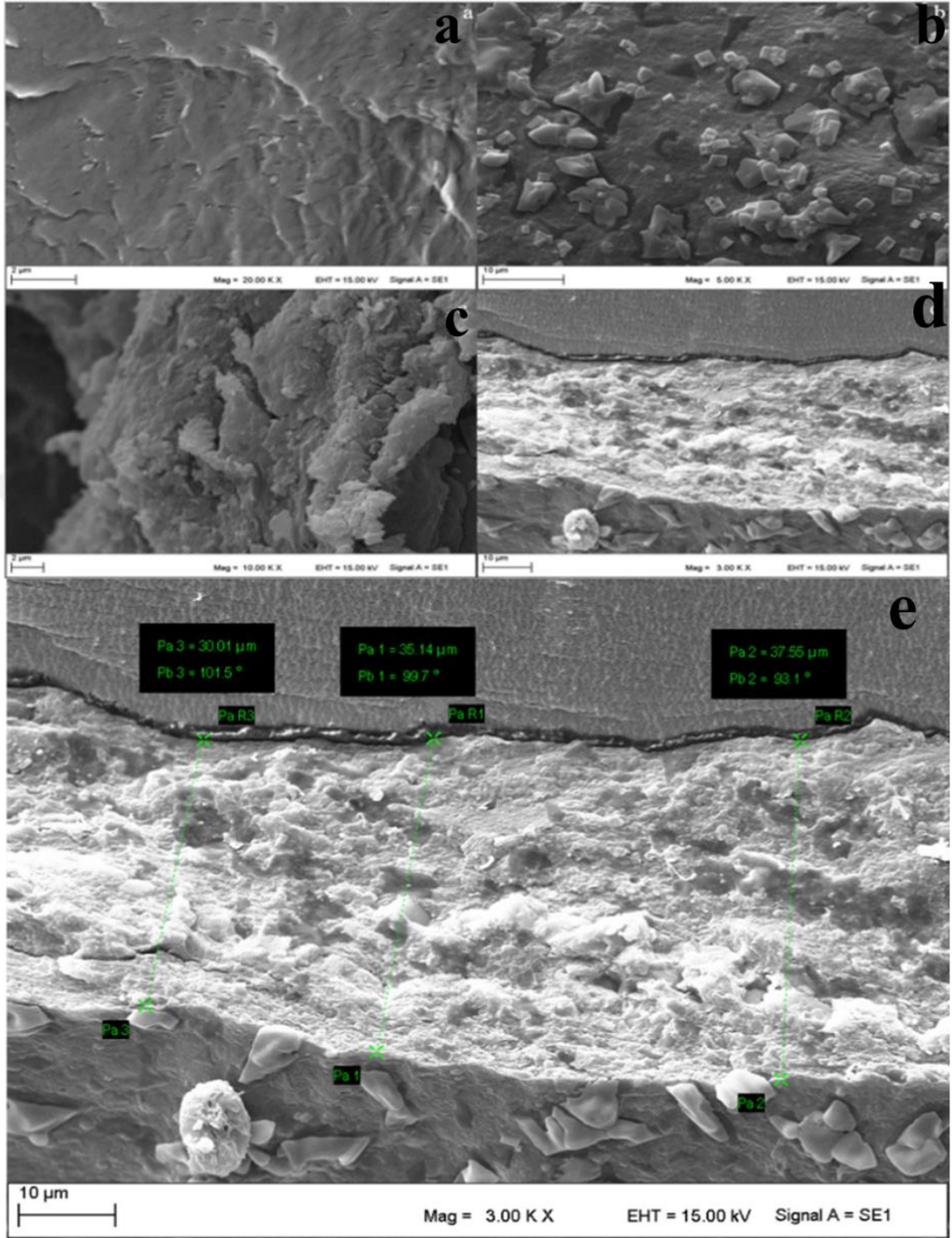
4.2.9. Farklı işletme koşulları altında AnoxHYBR ve AeMBR’de SEM–EDS görüntüleri

AnoxHYBR ve AeMBR’den alınan Kaldness K1 üzerindeki biyofilm ve membran yüzeyindeki kek tabakasından alınan numunelere ait SEM görüntüleri sırasıyla Şekil 4.19 ve Şekil 4.20’de sunulmuştur. AnoxHYBR biyofilm SEM görüntülerinde (Şekil 4.19) literatürle uyumlu olarak (Aygün vd., 2014); kok, kısa çubuk ve filamentli bakteri tiplerinin yaygın olarak bulunduğu görülmüştür. Şekil 4.19’den görülebileceği gibi AnoxHYBR’den alınan kaldnes K1 üzerinde oldukça kalın ve dağınık bir biyofilm tabakası oluşumu gözlenmiş olup, taşıyıcı materyal üzerinde tutunan biyofilmin ortalama kalınlığı $76\text{ }\mu\text{m}$ olarak ölçülmüştür.



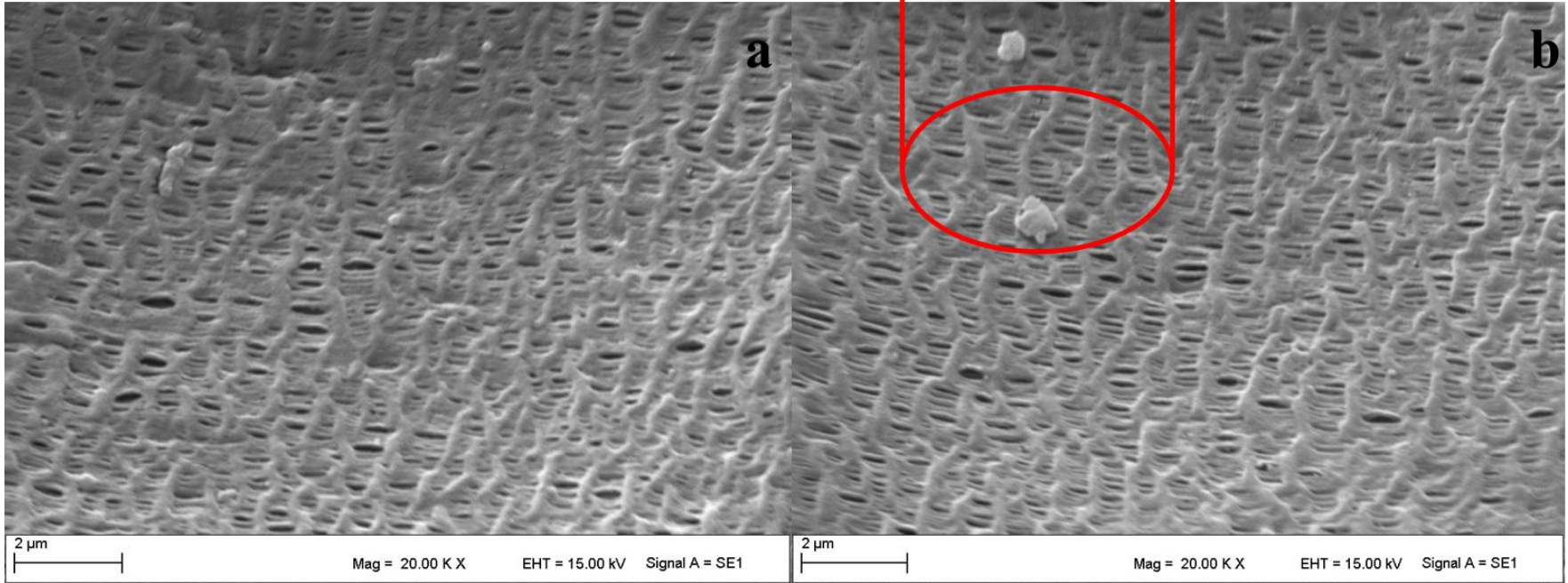
Şekil 4.19. AnoxHYBR’den alınan Kaldnes K1 numunesinden elde edilen SEM görüntüleri (a-b: biyofilm tabakasının kesit görünümü, c-d: biyofilm tabakasının üstten görünümü)

Şekil 4.20’de görüldüğü üzere AeMBR’den alınan kek tabakası numunesinde membran üzerinde oldukça kalın ve sıkı bir kek tabakası oluşumu gözlenmiştir. AeMBR’de gelişen kek tabakasının kalınlığı ortalama 34 μm olarak ölçülmüştür. Yoğun ve gözeneksiz kek tabakasının, Bölüm 4.2.7’de tartışılmış olan TMP değerindeki artışların ana nedenlerinden biri olduğu bilinmektedir. TMP artışıdaki diğer bir neden ise inorganik maddelerin membran gözeneklerinde birikmesinden kaynaklanan inorganik membran kirlenmesidir. Membran yüzeyini kaplayan kek tabakası, TMP’de artışa neden olmaktadır. Bununla birlikte, inorganik maddenin kek tabakasına tutunması nedeniyle geri dönüşü olmayan membran gözenek kirliliğinin (inorganik membran kirliliğinin) azaltılmasına katkıda bulunabilmektedir. Bu nedenle membran üzerinde kek tabakası oluşumu nedeniyle oluşan kirlenmenin, fiziksel yıkama işlemi ile yeterli seviyede giderilebileceği ve kimyasal yıkama işlem sıklığının azaltılabileceği düşünülmektedir.



Şekil 4.20. AeMBR'den alınan kek numunesine ait SEM görüntüleri (a-b: kek tabakasının üstten görünümü, c-d-e: kek tabakası ve membrana ait kesitten alınmış görüntüler)

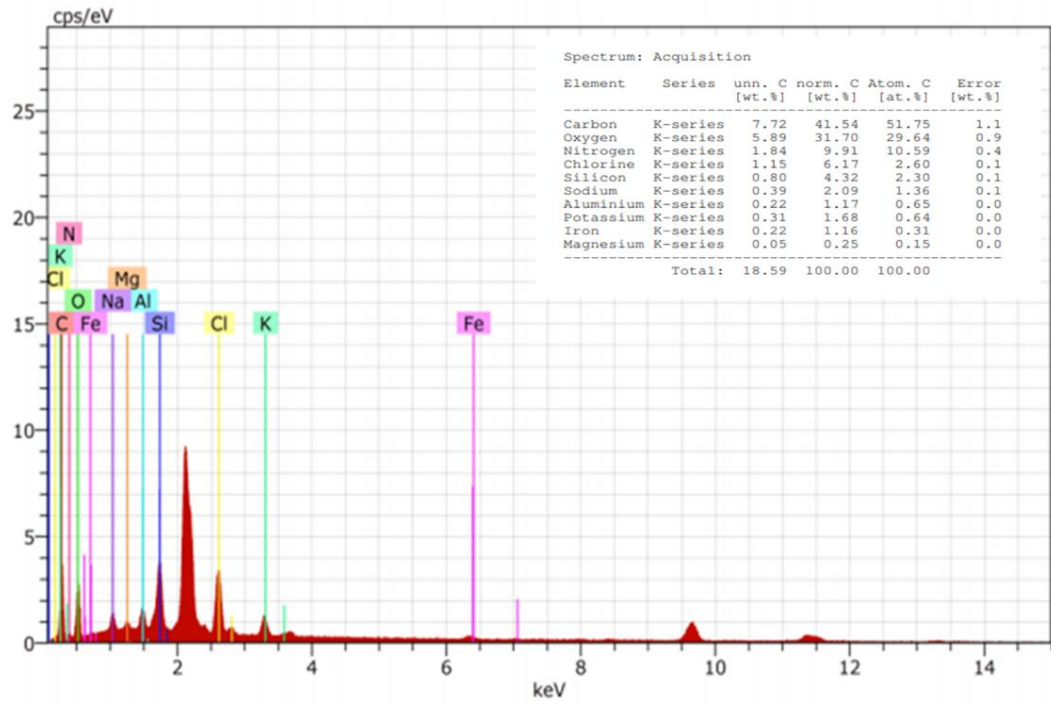
Temiz membran ve kimyasal olarak yıkanmış membran numunelerine ait SEM görüntüleri Şekil 4.21'de sunulmuştur.



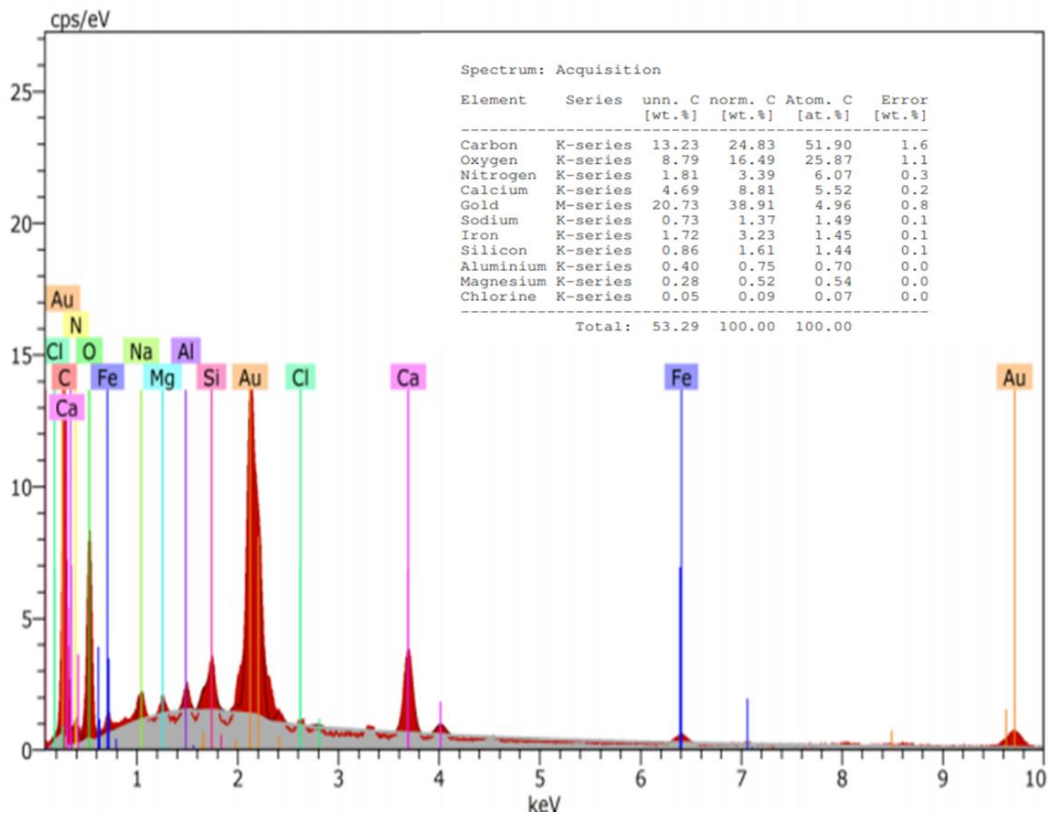
Şekil 4.21. AeMBR'den alınan temiz membran (a) ve kimyasal olarak yıkanmış membran (b) numunesine ait SEM görüntüleri

Şekil 4.21’de görüldüğü üzere kimyasal yıkama membran temizliği için etkilidir. Ancak kimyasal olarak yıkanmış membrana ait SEM görüntüleri incelendiğinde bazı bölgelerde mikrobiyal kalıntılara rastlanmaktadır. Bu durum temiz ve kimyasal yıkamış membrana ait FTIR sonuçların karşılaştırıldığı Bölüm 4.2.8’deki sonuçları doğrular niteliktedir.

Kaldnes K1 üzerindeki biyofilm ve membran üzerinde gelişen kek tabakasının daha belirgin olarak tanımlanabilmesi için SEM görüntüleri alınan numuneler ait yarı kantitatif elementel analizler SEM ile birleştirilmiş EDS cihazı kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Bu ölçümlere ait sonuçlar sırasıyla Şekil 4.22 ve Şekil 4.23’de sunulmuştur. Bu diyagramdaki Au elementine ait keskin pik, numune üzerindeki kaplanmış Au’dan kaynaklanmakta ve numunelere ile ilgisi bulunmamaktadır (Şekil 4.22 ve Şekil 4.23). AnoxHYBR’de Kaldnes K1 üzerindeki biyofilm ve AeMBR’de membran üzerinde gelişen kek tabakasına ait EDS spektrumlarında gözlenen karbon (C), oksijen (O) ve N genel olarak mikrobiyal yapıdan kaynaklanmaktadır (Şekil 4.21 ve Şekil 4.22). Biyofilm ve kek tabakası, hücreler ve biyopolimer arasında köprü oluşturarak biyofilm ve kek tabakasının oluşumuna katkıda bulunabilecek Mg, Al, Si, Na, Fe, Cl gibi önemli miktarda inorganik elementler içermektedir (Vílchez vd., 2007; Zhou ve diğerleri, 2015). Ek olarak, kek tabakasında Ca pikleri tespit edilmiştir. (Şekil 4.23). Bu sonuçlar CaCO_3 , SiO_2 , Al_2O_3 , $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ve Mg-silikatların kek tabakasına ve biyofilm oluşumuna katkıda bulunan en önemli inorganik bileşenler olabileceğini göstermektedir (Joss vd., 2011). Buna ek olarak NaCl bileşiği ve Ca^{+2} elementinin kek tabakasının yoğunluğunu arttırdığı bilinmektedir (Hong vd., 1997). Ayrıca artı iki değerlikli elementlerin biyofilm tabakası oluşumu için köprü görevi gördüğü bilinmektedir. Buna ek olarak çoğu çalışmada MBR’lerin kek tabakasında Fe ve Al çökelmeleri tespit edilmiştir (Meng vd., 2007b; Yang vd., 2011; Sahinkaya vd., 2017; Sahinkaya vd., 2018). Mikroorganizma biyopolimerleri, COO^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , OH^- gibi iyonize olabilen gruplar içermektedir. Metal iyonları bu negatif iyonlar tarafından yakalandığında biyolojik çökeltme meydana gelmektedir (Meng vd., 2007b; Pendashteh vd., 2011).

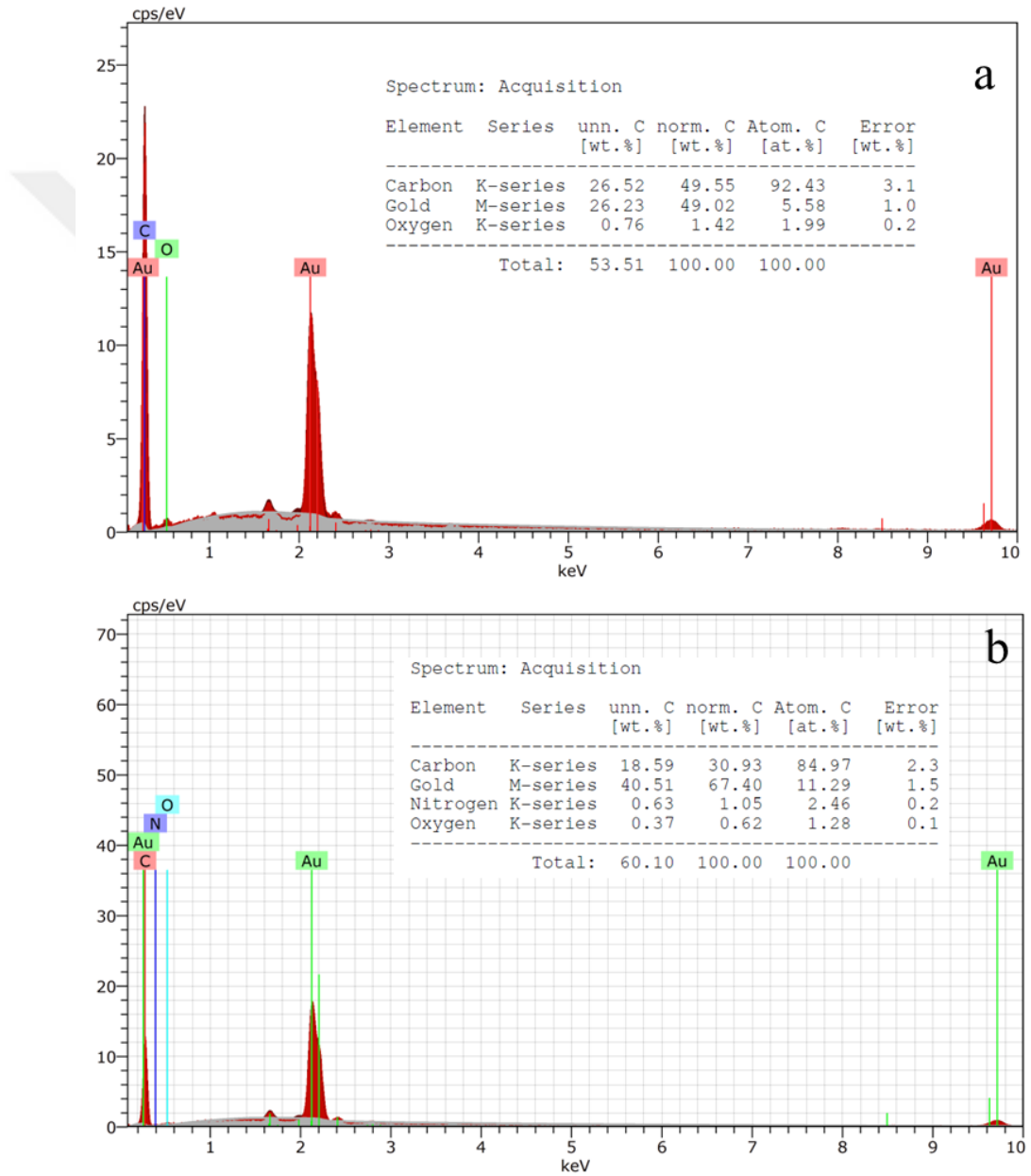


Şekil 4.22. AnoxHYBR'den alınan Kaldnes K1 numunesindeki biofilm tabakasına ait EDS spektrumları



Şekil 4.23. AeMBR'den alınan kek tabakasına ait EDS spektrumları

Temiz membran ve kimyasal olarak yıkanmış membran numunelerine ait EDS sonuçları Şekil 4.24’de sunulmaktadır. Temiz membrandaki C ve O pikleri polipropilen membran materyalinden kaynaklanmaktadır (Şekil 4.24a). Kimyasal yıkanmış membrandaki N pikinin kalıntı mikrobiyal ürünlerden kaynaklandığı düşünülmektedir (Şekil 4.24b). Temiz ve kimyasal olarak yıkanmış membranlara ait EDS spektrumları, FTIR sonuçları ve SEM görüntülerini doğrulamaktadır.



Şekil 4.24. Temiz (a) ve kimyasal yıkanmış (b) membranlara ait EDS spektrumları

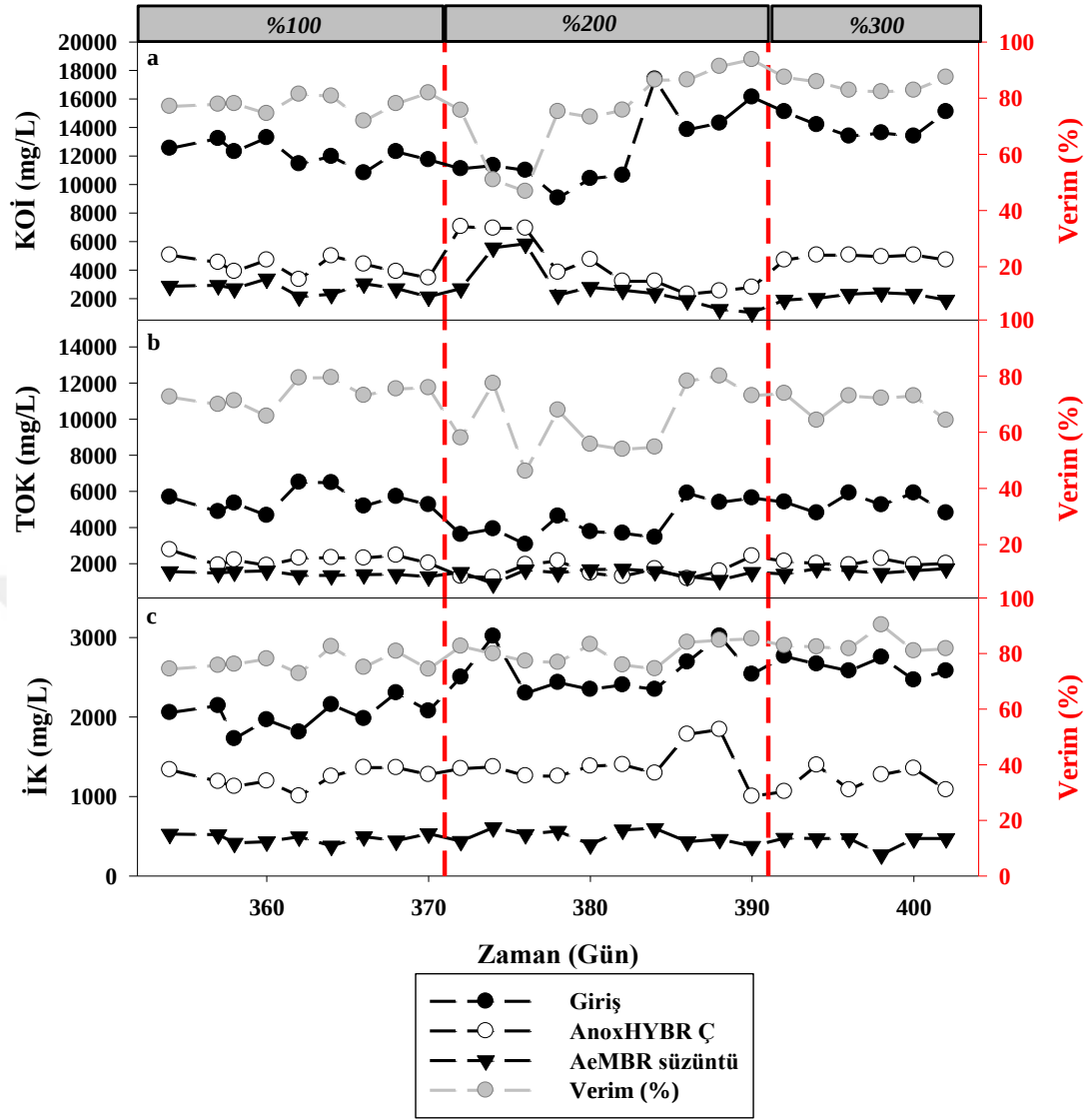
4.3. Farklı Geri Devir Oranlarının AnoxHYBR ve AeMBR Performansına Etkisi

Doktora tezinin 1. ve 2. fazı tamamlandıktan sonra 3. faz kapsamında sürekli AnoxHYBR ve AeMBR geri devir oranlarının etkisi değerlendirilmiştir. MLE sisteminde, nitrat geri devri anoksik reaktördeki azot giderme verimini sınırlayabilmektedir (Tchobanoglous vd., 2014). Yüksek geri devir oranı ÇO konsantrasyonunu artırmasından dolayı, düşük geri devir oranı ise nitrat yetersizliğinden dolayı denitrifikasyonu sınırlandırabilmektedir. Bu bağlamda optimum geri devir oranının belirlenmesi gerekmektedir. Doktora tezinin 3. fazı kapsamında farklı geri devir oranlarında (%100, %200 ve %300) işletilen ve gerçek ÇSS ile beslenen ardışık sürekli AnoxHYBR-AeMBR performansı değerlendirilmiştir. Sistem performansı; KOİ, TOK, İK, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, NO_2^-N ve NO_3^-N giderim verimi açısından gözlenmiştir. Analizler haftada 3 kez olacak şekilde gerçekleştirilmiştir. Ayrıca taşıyıcı materyal üzerine tutunan biyokütle, SMP ve EPS analizleri gerçekleştirilmiştir.

4.3.1. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR ve AeMBR'de KOİ, TOK ve İK giderimi

Tez çalışmasının bu fazında; AnoxHYBR'de ÇSS'deki organik karbonun elektron verici olarak kullanılarak, 90 gün SRT ve 48 saat HRT'de farklı geri devir oranlarının etkisi (%100, %200 ve %300) incelenmiştir. Ayrıca AeMBR reaktör içeresinden ve süzüntüden alınan numunelerdeki KOİ, TOK ve İK ortalama değerleri ve membran filtrasyon kapasitesi Çizelge 4.5'de sunulmuştur. Şekil 4. 25'de sürekli ardışık AnoxHYBR-AeMBR'deki KOİ, TOK ve İK parametrelerinin farklı geri devir oranlarında değişimleri sunulmuştur. Ardışık reaktörün %100 geri devir oranında işletildiği 3.1. fazda, ÇSS'deki KOİ konsantrasyonu 12177 mg/L olarak tespit edilmiştir. Başlangıçta ardışık sistemden elde edilen KOİ giderimi verimi önemli derecede düşmüştür (Şekil 4.25a). Sistem %100 geri devir oranında (3.1. faz) kararlı koşullara ulaştığında AnoxHYBR'de KOİ giderim verimi %65 iken, AeMBR'de çıkış KOİ giderim verimi %36 olarak gözlenmiştir (Şekil 4.25a). Ardışık sistemdeki toplam KOİ konsantrasyonu ve giderim verimi sırasıyla 2691 m/L ve %79 olarak

gözlenmiştir. Geri devir oranının %200 olduğu 3.2. fazda AnoxHYBR’de KOİ giderimi verimi başlangıçta azalmıştır (%44), ancak sistem kararlı koşullara ulaştığında artarak, yaklaşık %74’e ulaşmıştır (Şekil 4.25a). AnoxHYBR’deki giderim veriminin artmasına bağlı olarak AeMBR’deki KOİ giderim verimi de artarak %36’ya (2018 mg/L) ulaşmıştır. Bu aşamada sistem kararlı koşullara ulaştığında toplam KOİ giderim verimi ise %83 olarak gözlenmiştir. Ardışık reaktörün %300 geri devir oranında işletildiği 3.3. fazda, ÇSS KOİ konsantrasyonu 14135 mg/L ölçülmüştür. %300 geri devir oranında AnoxHYBR ve AeMBR’deki çıkış KOİ konsantrasyonları sırasıyla 4913 mg/L ve 2142 iken KOİ giderim verimleri sırasıyla %65 ve %56’dır. Bu aşamada toplam KOİ giderim verimi ise %84 olarak gözlenmiştir (Şekil 4.25a). Ardışık sistemdeki %100, %200 ve %300 geri devir oranlarında giderilen KOİ konsantrasyonu sırasıyla 9485 mg/L, 9700 mg/L ve 11990 mg/L olarak hesaplanmıştır. 3.1, 3.2 ve 3.3 fazlarında AeMBR’deki filtrasyon performansı ise sırasıyla 692 mgKOİ/L, 590 mgKOİ/L ve 800 mgKOİ/L olarak gözlenmiştir (Çizelge 4.4). Liu vd. (2018b), ÇSS arıtımı için MBR ile birleştirilmiş iki aşamalı A/O prosesler üzerine geri devir oranlarının etkisini araştırmışlardır. Çalışmada, %150 geri devir oranında en yüksek KOİ giderimi (%85,6) elde etmişlerdir. Ayrıca geri devir oranlarının %200 ve %250 olduğu koşullar altında KOİ çıkış konsantrasyonun önemli bir şekilde değişmediğini ve tez çalışmasına benzer olarak 2374 mg/L civarında olduğunu bildirmişlerdir.



Şekil 4.25. Giriş, AnoxHYBR çıkışı ve AeMBR süzöntüsündeki KOİ (a), TOK (b) ve İK (c) değişimleri

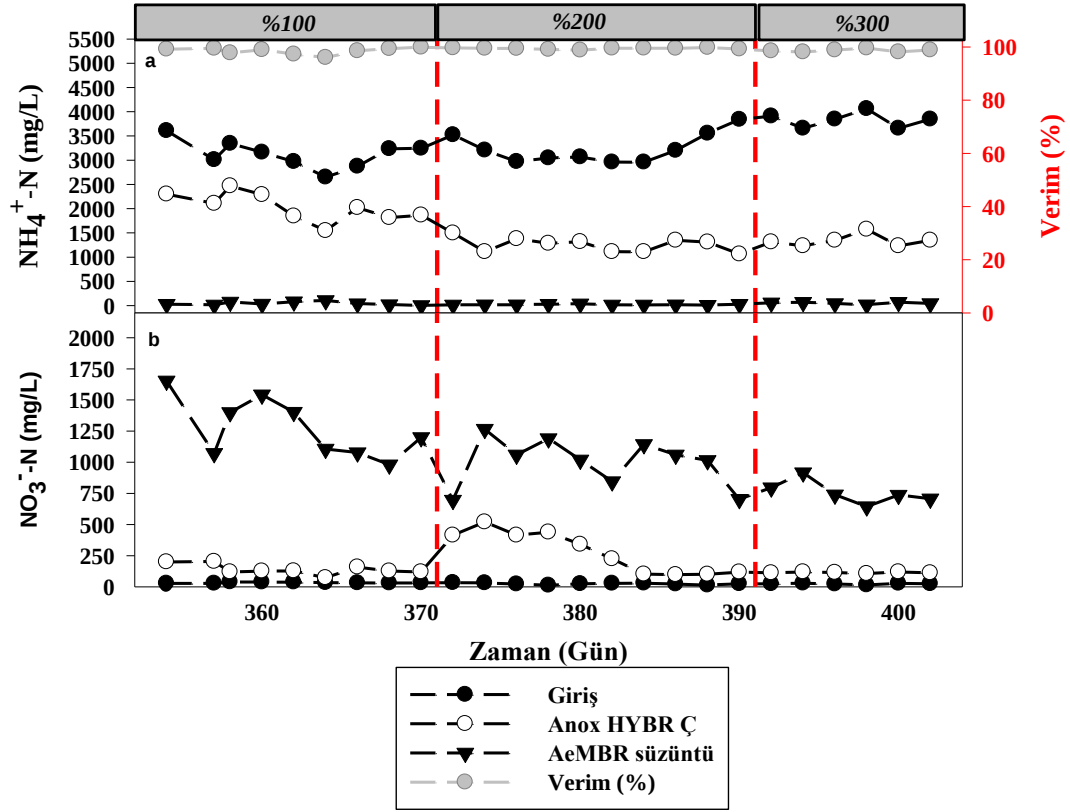
Çizelge 4.4. AeMBR reaktör içi ve süzöntüsündeki KOİ ortalama değerleri ve membran filtrasyon kapasitesi

Faz	AeMBR		Membran KOİ (mg/L)Filtrasyonu
	Reaktör İçi KOİ (mg/L)	Süzöntü KOİ (mg/L)	
3.1	3384	2692	692
3.2	3238	2647	590
3.3	2925	2125	800

4.3.2. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR ve AeMBR’de NH_4^+ -N ve NO_3^- -N giderimi

AnoxHYBR’de 3. fazda amonyum konsantrasyonunda azalış gözlenmiştir (Şekil 4.26). Bunun nedeni geri devredilen atıksudaki amonyum konsantrasyonunun oldukça düşük olmasından kaynaklanmaktadır. Denitrifikasyondan sonraki aerobik basamakta yüksek amonyum giderimi ile birlikte tüm fazlarda ortalama olarak yaklaşık %99 amonyum giderim verimi elde edilmiştir (4.26a). Geri devir oranlarının artması NH_4^+ -N giderim verimini önemli derecede değiştirmemiştir. Liu vd. (2018a), geri devir oranının (%100-%250) etkisini araştırdıkları çalışmada %150 geri devir oranının nitrifikasyon verimini azalttığı ve %200 ve %250 geri devir oranında NH_4^+ -N ve TN giderim veriminin önemli bir şekilde artmadığını belirtmişlerdir. Çalışmada geri devir oranının artırılmasının, anoksik bölümdeki denitrifikasyon bakterileri için elektron alıcısı olarak daha fazla nitrat sağlasa da, aerobik aşamadan daha yüksek ÇO devredilmesinin anoksik ortamı olumsuz etkileyebileceğini bildirmişlerdir (Liu vd., 2018b). Tez çalışmasının 3. fazı kapsamında geri devir oranlarının artırılmasının denitrifikasyon ve nitrifikasyon verimini olumsuz bir şekilde etkilemediği gözlenmektedir. Bunun nedeni, AnoxHYBR’deki Kaldnes K1 taşıyıcı materyal üzerindeki biyofilm konsantrasyonunun yüksek olması ve biyofilmlerin yapısı gereği zıt çevre şartlarına uyumunun kolay olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Geri devir oranının araştırıldığı 3. faz boyunca ÇSS’ye harici NO_3^- eklenmemiştir (Şekil 4.26b). Geri devir oranlarının %100 olduğu koşullarda AnoxHYBR çıkış NO_3^- -N konsantrasyonu ortalama olarak 139 mg/L olarak tespit edilmiştir. Geri devir oranı %200’e artırıldığında başlangıçta NO_3^- -N giderimi olumsuz bir şekilde etkilenmiştir ve ortalama çıkış nitrat konsantrasyonu 391 mg NO_3^- -N /L olarak tespit edilmiştir. Ancak reaktör kararlı koşullara ulaştığında çıkış NO_3^- -N konsantrasyonu ortalama olarak 104 mg NO_3^- -N/L gözlenmiştir. %300 geri devir oranında ise çıkış NO_3^- -N konsantrasyonu yaklaşık olarak 110 mg NO_3^- -N/L olarak belirlenmiştir. AeMBR’de ki NO_3^- -N oluşumu ise başlangıçta (%100 geri devir oranı) 1270,2 mg NO_3^- -N/L olarak tespit edilmiştir. Geri devir sonucu azalan amonyum konsantrasyonuna bağlı olarak çıkış NO_3^- -N konsantrasyonları %200 için 999 mg NO_3^- -N/L ve %300 için 756 mg NO_3^- -N/L olarak gözlenmiştir (4.26b). Geri devir oranlarının %100 (Faz 3.1) ve

%200 (Faz 3.2) olduğu koşullarda AeMBR’de NO_2^- -N gözlenmez iken, % 300 (Faz 3.3) olduğu koşullarda AeMBR’nin reaktör içi ve süzöntüsünde sırasıyla 210,3 mg NO_2^- -N /L ve 179,5 mg NO_2^- -N/L gözlenmiştir (Çizelge 4.5). AnoxHYBR çıkışında ise 3. fazda NO_2^- -N gözlenmemiştir.



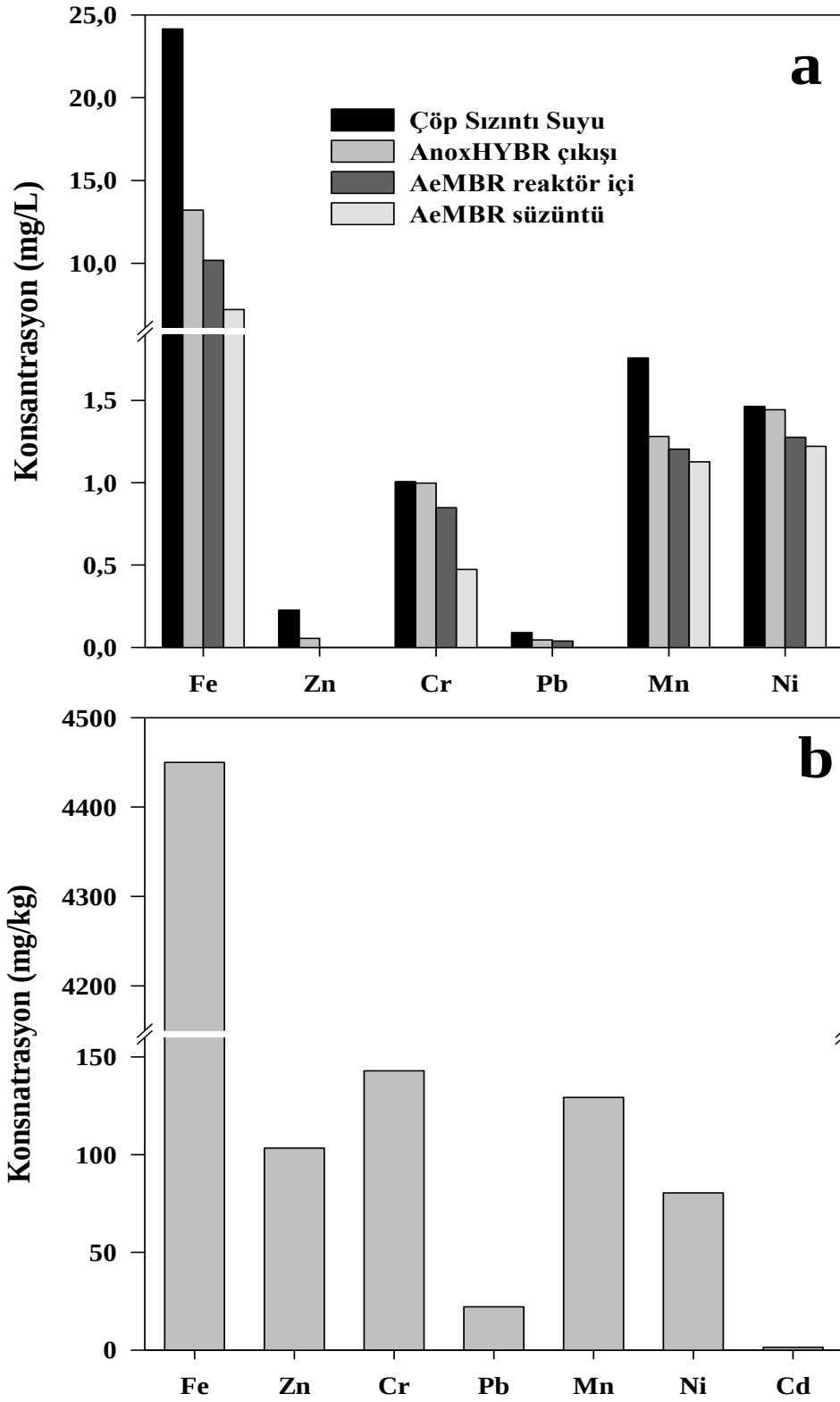
Şekil 4.26. Giriş, AnoxHYBR çıkışı ve AeMBR süzöntüsündeki NH_4^+ -N (a) ve NO_3^- -N (b) varyasyonları

Çizelge 4.5. %300 geri devir oranında AeMBR reaktör içi ve süzöntüsündeki NO_2^- -N’nun ortalama değerleri

AeMBR	NO_2^- -N (mg/L)		
	Ortalama	Minimum	Maksimum
Reaktör İçi	210,3	190,8	218,2
Süzöntü	179,5	173,2	181,5

4.3.3. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR ve AeMBR’de ağır metal giderimi

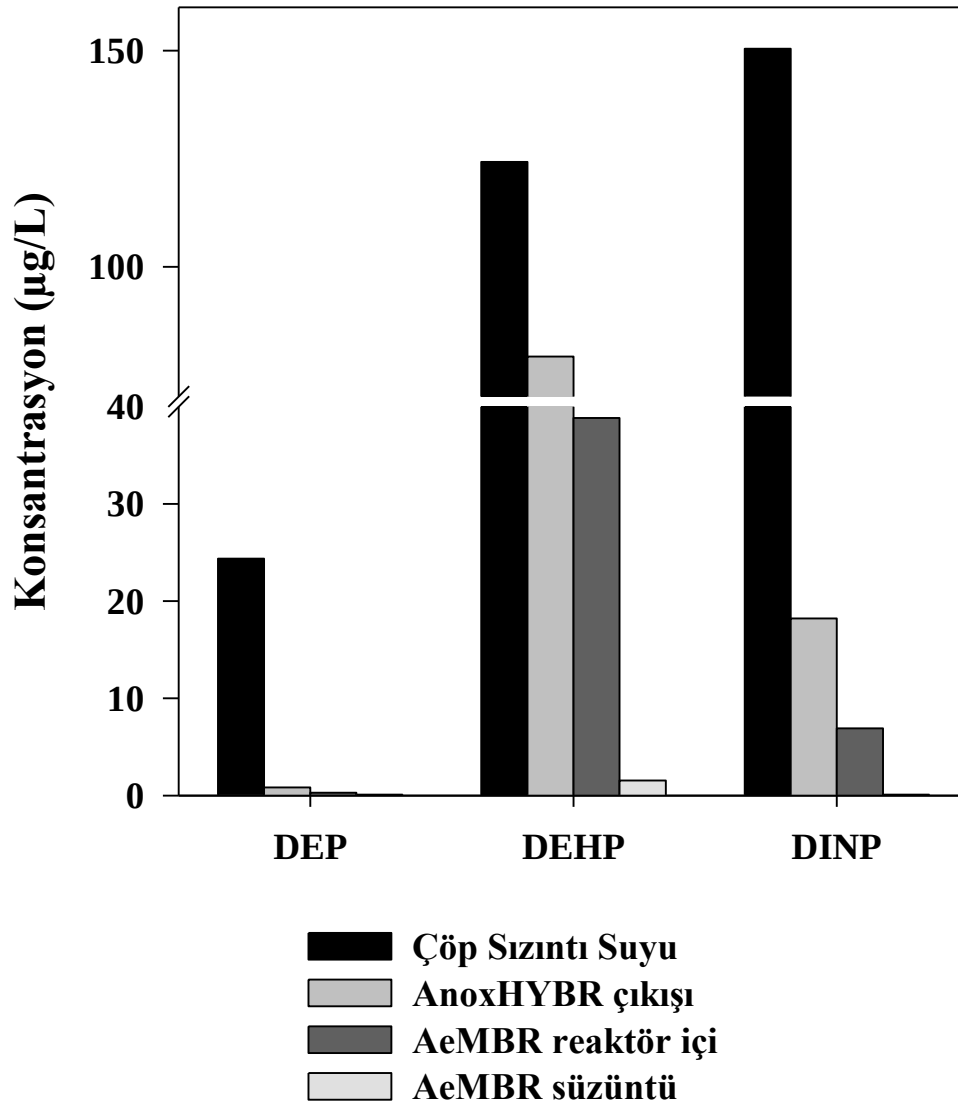
Geri devir oranlarının etkisinin araştırıldığı tez çalışmasının 3. fazda, AnoxHYBR-AeMBR kullanılarak ÇSS arıtımı sırasında optimum koşullar altında ağır metal giderimi araştırılmıştır. Şekil 4.27a’da ham ÇSS, AnoxHYBR çıkışı, AeMBR reaktör içi ve AeMBR süzöntüdeki Fe, Zn, Cr, Pb, Mn, Ni iyon konsantrasyonlarının değişimini gösterilmektedir. AnoxHYBR’de ağır metal giderim verimleri Fe için % 45, Zn için % 75, Pb için % 49 ve Mn için % 27 iken Ni ve Cr giderimi %1’in altında olduğu tespit edilmiştir. AeMBR reaktör içi numunelerindeki Fe için % 23, Zn için % 100, Cr için % 15, Pb için % 13, Mn için % 6 ve Ni için % 12 ortalama giderim verimi elde edilmiştir (Şekil 4.27). AeMBR filtrasyon performansı Fe için % 29, Cr için % 44, Pb için % 100, Mn için % 6 ve Ni için % 4 olarak elde edilmiştir (Şekil 4.27). Literatürde ağır metallerin membran filtrasyonu sırasında fiziksel ayırma nedeniyle MBR ile ÇSS’den ağır metal giderimi için MBR kullanımının oldukça etkili olduğunu göstermiştir (Santos ve Judd 2010). Tüm sistemin ağır metal giderim performansı ise Zn için % 100, Pb için % 100, Fe için %70, Cr için % 53, Mn için % 35 ve Ni için % 16 olarak bulunmuştur. ÇSS’deki yüksek Fe konsantrasyonundan dolayı AeMBR membran yüzeyinde gelişen kek tabakasından alınan numunede yüksek konsantrasyonda Fe (4450 mg/kg) birikimi gözlenmiştir (Şekil 4.27b). Buna ek olarak atıksudaki konsantrasyonu düşük olmasına rağmen oldukça yüksek Zn (103,3 mg/kg) ve Pb (22,19 mg/kg) birikimi görülmüştür. Buna ilaveten sıvı numunelerde tespit edilememesine rağmen kek tabakasında 1,424 mg/kg Cd birikimi mevcuttur. Kek tabakasında biriken Cd, ÇSS’lerin arıtılmadan deşarj edilmesi sonucu, iz miktarda olan elementlerin çevresel ortamlarda birikebileceğini göstermektedir. Bu nedenle ÇSS arıtımı sırasında sadece yüksek konsantrasyondaki kirleticilerin değil aynı zamanda düşük konsantrasyondaki kirleticilerin araştırılması ve giderimi, insan sağlığı ve doğal çevre için büyük önem arz etmektedir. Kek tabakasından alınan numunelerde tespit edilen diğer ağır metaller ise Cr (142,9 mg/kg), Mn (129,3 mg/kg), ve Ni (80,40 mg/kg) olarak tespit edilmiştir.



Şekil 4.27. ÇSS, AnoxHYBR çıkışı, AeMBR reaktör içi ve AeMBR’ın ağır metal giderim performansı (a), AeMBR keke tabakasına ait ağır metal sonuçları (b)

4.3.4. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR ve AeMBR’de ftalat giderimi

Geri devir oranlarının etkisinin araştırıldığı tez çalışmasının 3. fazında, AnoxHYBR-AeMBR kullanılarak ÇSS arıtımı sırasında giriş DEP, DEHP ve DINP konsantrasyonları sırasıyla 24,36 µg/L; 124,21 µg/L ve 150,38 µg/L olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.28). AnoxHYBR çıkışında, seçilen FAE konsantrasyonları DEP <1 µg/L, DEHP için %36,3 giderim verimi ile 79,2 µg/L’ye ve DINP için %87,8 giderim verimi ile 18,22 µg/L’ye düşmüştür (Şekil 4.28). 2. faz ve 3. faz FAE sonuçları karşılaştırıldığında geri devir oranı AnoxHYBR’de mikro kirletici giderimini etkili bir şekilde artırmıştır. Daha düşük moleküler ağırlığa sahip FAE bileşiklerinin (DEP) parçalanması, daha yüksek moleküler ağırlıklı FAE’lere (DEHP) göre daha kolay olduğu bilinmektedir (Jianlong vd., 2000; Alatrıste-Mondragon vd., 2003; Xu vd., 2005). AnoxHYBR’deki DEHP gideriminin düşük olmasının sebebi DEHP’nin biyolojik olarak zor parçalanmasından kaynaklanmaktadır. AeMBR’de reaktör içerisinden alınan numunelerde, DEP konsantrasyonu <LOD (1 µg/L), DEHP konsantrasyonu 38,82 µg/L (%51 giderim verimi) ve DINP konsantrasyonu 6,9 µg/L (%62,1 giderim verimi) olarak tespit edilmiştir. AeMBR süzöntüsünde ise, DINP konsantrasyonları tespit limitinin (LOD: 1 µg/L) altındadır. Dolayısıyla AeMBR’nin FAE’lerin uzaklaştırılması için etkin bir arıtım prosesi olduğu görülmektedir. AeMBR süzöntüsündeki DEHP konsantrasyonu ise 1,05 µg/L olarak tespit edilmiştir. Ardışık sistemdeki toplam DEHP giderim verimi ise %98,74 olarak belirlenmiştir. DEHP’nin %68,74’u biyolojik olarak parçalanırken yaklaşık, %30’u membran tarafından giderilmiştir.



Şekil 4.28. AnoxHYBR ve AeMBR’de ftalat giderimi

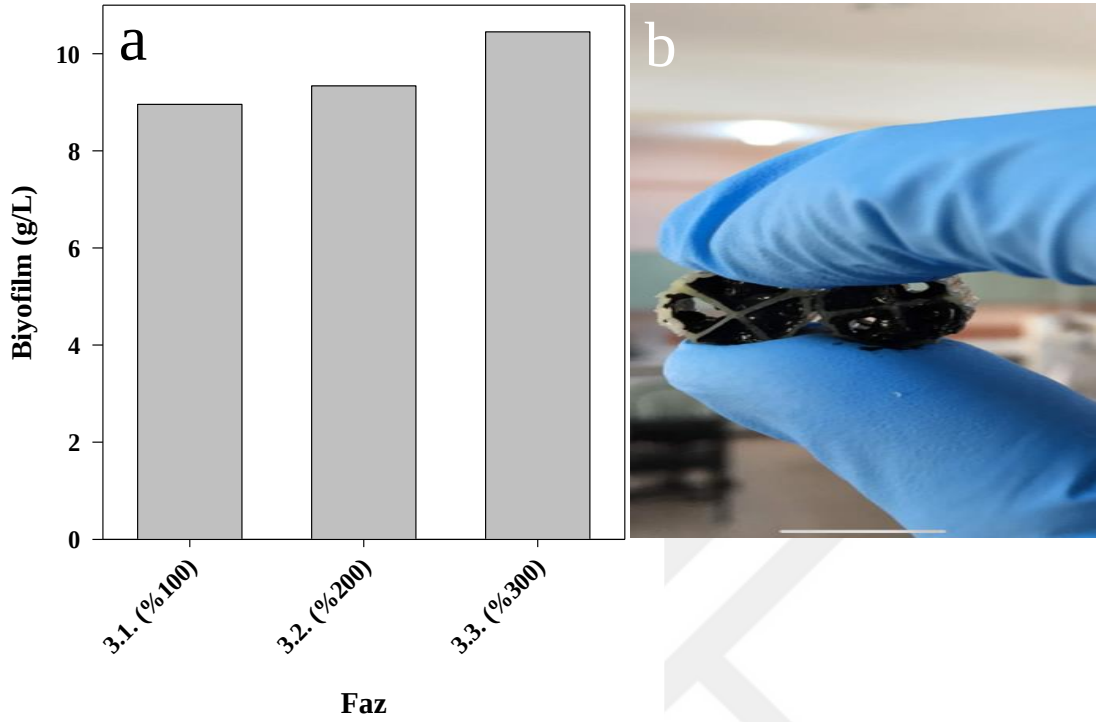
4.3.5. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR’de biyofilm oluşumu

Doktora tez çalışmasında AnoxHYBR ve AeMBR’deki AKM ve UAKM konsantrasyonlarındaki değişimler Çizelge 4.6’da sunulmuştur. AnoxHYBR ve AeMBR’de artan geri devir oranlarında AKM ve UAKM konsantrasyonları azalmıştır. AnoxHYBR’de AKM/UAKM oranı %70-77 arasında iken AeMBR’de %65-70 civarındadır.

Çizelge 4.6. 3. faz kapsamında ardışık AnoxHYBR-AeMBR’de farklı geri devir oranlarında AKM ve UAKM konantrasyonu

Faz	AnoxHYBR		AeMBR	
	AKM (g/L)	UAKM (g/L)	AKM (g/L)	UAKM (g/L)
3.1	6,7	4,75	14,35	9,35
3.2	6,45	5	12,1	7,8
3.3	5,95	4,45	9,85	7,25

3. faz kapsamında AnoxHYBR’de taşıyıcı materyal üzerine biyofilm tutunması haftalık olarak ölçülmüş ve ortalama sonuçlar Şekil 4.29’de sunulmuştur. Geri devir oranlarının artmasına bağlı olarak AnoxHYBR’deki taşıyıcı materyal üzerinde biyofilm konsantrasyonu artmıştır. Kaldnes K1 taşıyıcı materyal üzerindeki biyofilm konsantrasyonu 3.1.; 3.2. ve 3.3. aşamalarda sırasıyla ortalama 8,95; 9,33 ve 10,44 g AKM/L olarak gözlenmiştir. Di Trapani vd. (2015), kuvvetli atıksuların arıtımı için pilot ölçekli hareketli yatak membran biyoreaktör üzerine C/N oranlarının etkisini araştırmışlardır. Bu çalışmada, adaptasyon aşamasında (C/N:10) taşıyıcı materyal üzerindeki biyofilm oluşumunu 4 g AKM/L olarak rapor etmişlerdir. C/N oranının 10’dan 2,5’a azaltıldığı koşullarda ise biyofilm konsantrasyonunu 2 g AKM/L olarak bulmuşlardır (Di Trapani vd., 2015). Literatür verileri ile karşılaştırıldığında Kaldnes K1 materyali üzerinde etkili bir biyofilm oluşumu gözlenmiştir. HYBR sistemlerindeki plastik taşıyıcılarda tutunan biyofilmler, farmasötik vb. mikro kirleticilerin giderilmesi için etkili bir şekilde kullanabilmektedir (Ooi vd., 2017). Zhu vd. (2010), taşıyıcı materyal üzerindeki biyofilm tabakasının organik kirleticilerin uzaklaştırılmasında anahtar rol oynadığını bildirilmiştir. HYBR’lerin yüksek biyofilm konsantrasyonunda, toksik bileşenler içeren ÇSS’nin arıtımı için büyük avantaj sağlayacağı düşünülmektedir.



Şekil 4.29. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR’de Kaldnes K1 taşıyıcı materyal üzerine biyofilm tutunması (a), biyofilm fotoğrafı (b)

4.3.6 Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR ve AeMBR’de SMP ve EPS ölçümleri

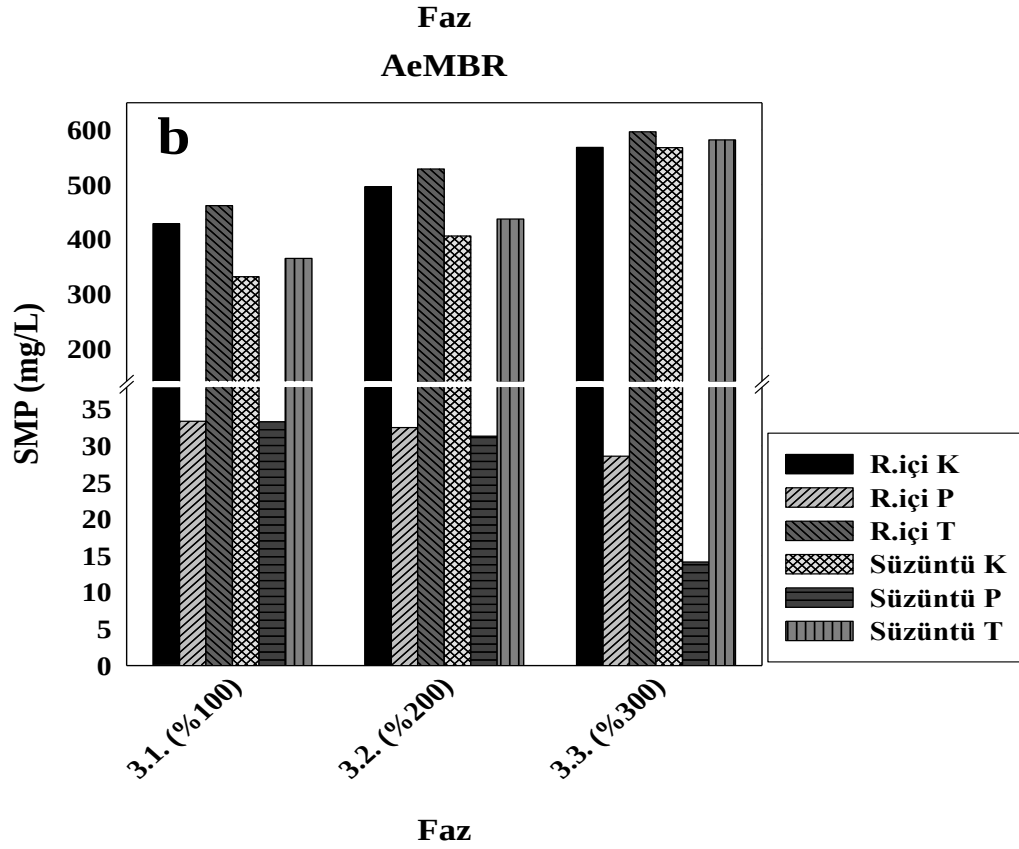
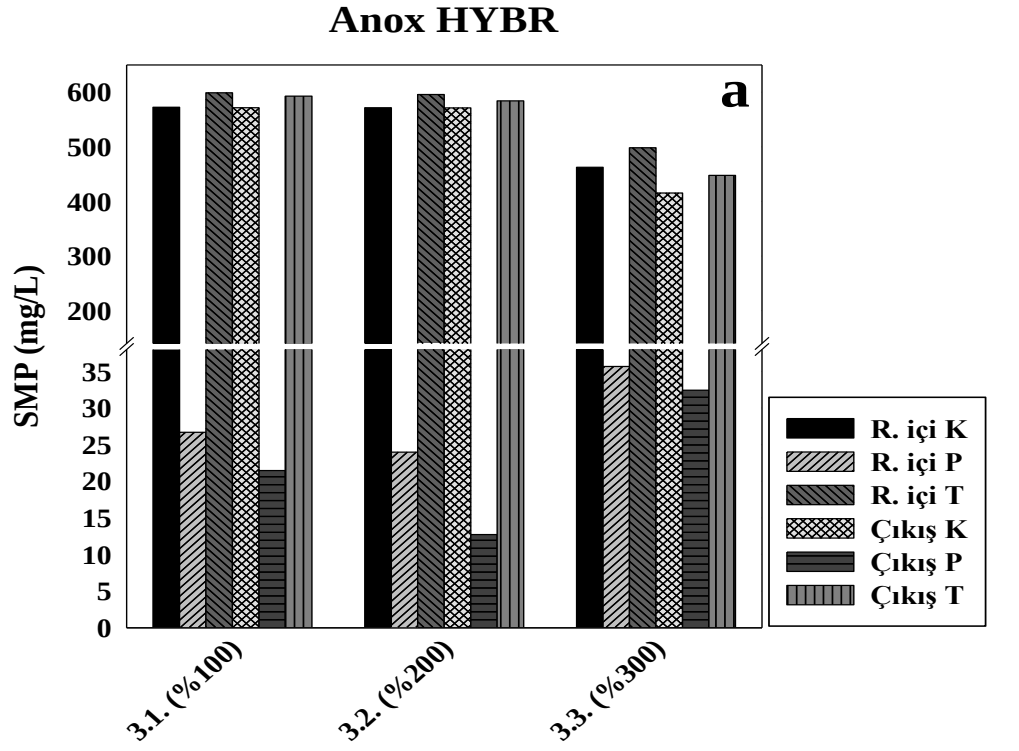
SMP ve EPS genel olarak değişen işletme koşulları sırasında mikrobiyal aktiviteden kaynaklanmaktadır (Wu vd., 2010). Bu bağlamda gerçek orta yaşlı ÇSS’lerin sürekli ardışık AnoxHYBR-AeMBR’de arıtımı sırasında farklı geri devir oranlarının etkisinin araştırıldığı 3. fazda SMP ve EPS konsantrasyonundaki değişimler Şekil 4.30 ve 4.31’de sunulmuştur. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR ve AeMBR’de üretilen SMP_p ve SMP_K ’nin ortalama konsantrasyonları ve SMP’nin membran tarafından giderim yüzdesi Çizelge 4.7’de gösterilmektedir. Farklı geri devir oranlarının araştırıldığı 3. faz SMP sonuçları 2. faz sonuçları ile karşılaştırıldığında, AnoxHYBR ve AeMBR’de SMP konsantrasyonlarının önemli derecede arttığı görülmektedir. Bu durum geri devir oranlarının araştırıldığı 3. fazda ÇSS’deki KOİ konsantrasyonunun ve/veya Fe konsantrasyonunun yüksek olması ile açıklanabilmektedir. Genel olarak aşırı yüksek SMP konsantrasyonunun biyolojik reaktördeki uzun süreli

açlık fazında ve/veya olumsuz çevre koşullarında ortaya çıktığı bilinmektedir (More vd, 2014; Corsino vd., 2016). Ayrıca, toksik madde konsantrasyonunun artmasının (örn. Fe) SMP konsantrasyonunu arttırdığı pek çok çalışma tarafından belirtilmiştir. 3.1. fazında AnoxHYBR'nin reaktör içi ve çıkış SMP konsantrasyonu sırasıyla 599 mg/L ve 592 mg/L olarak ölçülmüştür (Şekil 4.30). Geri devir oranının %100'den %200'e çıkarıldığı 3.2. fazda AnoxHYBR'nin reaktör içi (595,6 mg/L) ve çıkış (583,9 mg/L) konsantrasyonları önemli derecede değişmemiştir (Şekil 4.30). Ancak geri devir oranının %300'e çıkarıldığı koşullarda SMP konsantrasyonu hızlı bir şekilde azalmış ve AnoxHYBR reaktör içi ve çıkış konsantrasyonu sırasıyla 498,2 mg/L ve 447,9 mg/L olarak tespit edilmiştir. AeMBR'de ise artan geri devir oranlarında SMP konsantrasyonunun stabil bir şekilde arttığı görülmektedir (Şekil 4.30). Ayrıca, artan geri devir oranlarında AeMBR'de SMP_K/SMP_P oranının artmasına bağlı olarak, membran tarafından giderilen SMP konsantrasyonu (%100 için %21, %200 için %17,3 ve %300 için %2,5) azalmıştır (Çizelge 4.6). Membran tarafından giderilen SMP konsantrasyonundaki azalma, yüksek SMP_K/SMP_P oranı nedeniyle SMP'nin daha küçük moleküler ağırlığa sahip olmasından kaynaklanmaktadır (Deng vd., 2016). Kim vd. (2006), yaptıkları bir çalışmada SMP_P 'nin büyük bir kısmının 10.000 Da'dan yüksek moleküler ağırlığa sahip olduğunu, SMP_K 'nin % 50'den fazlasının 1000 Da'nın altında düşük moleküler ağırlığa sahip olduğunu bildirmişlerdir. Bu durumun aksine AnoxHYBR'de ise SMP_K/SMP_P oranı azaldıkça giderilen SMP konsantrasyonu artmıştır (Çizelge 4.7).

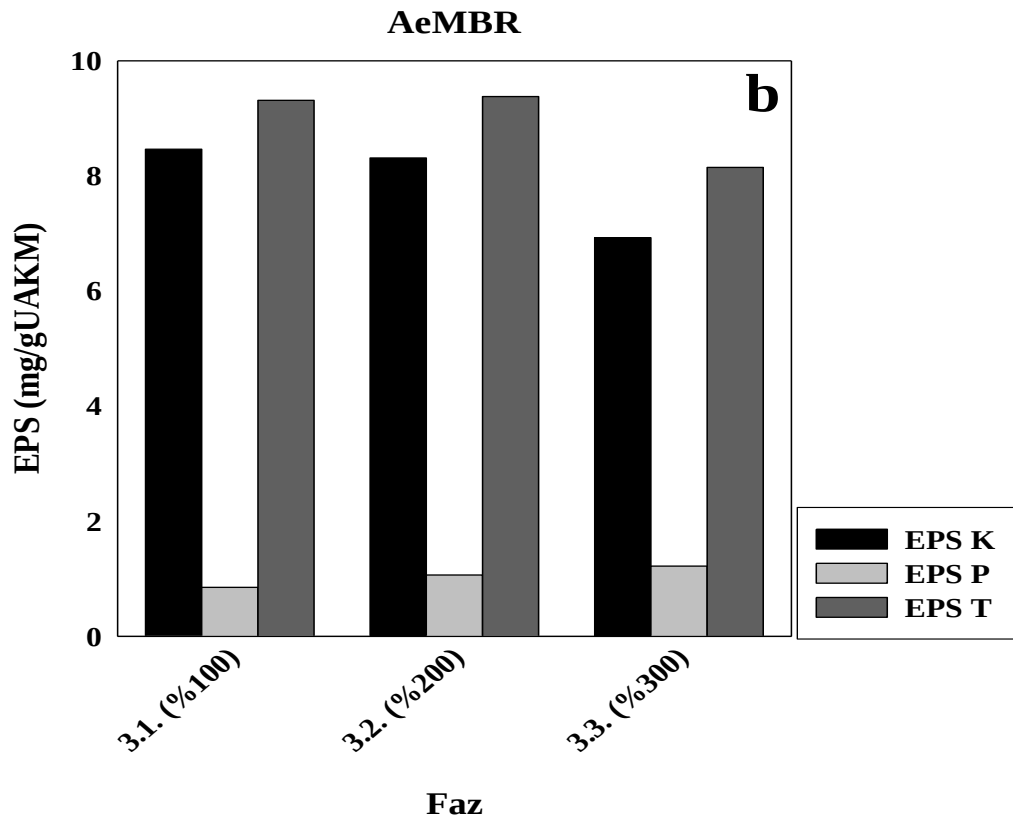
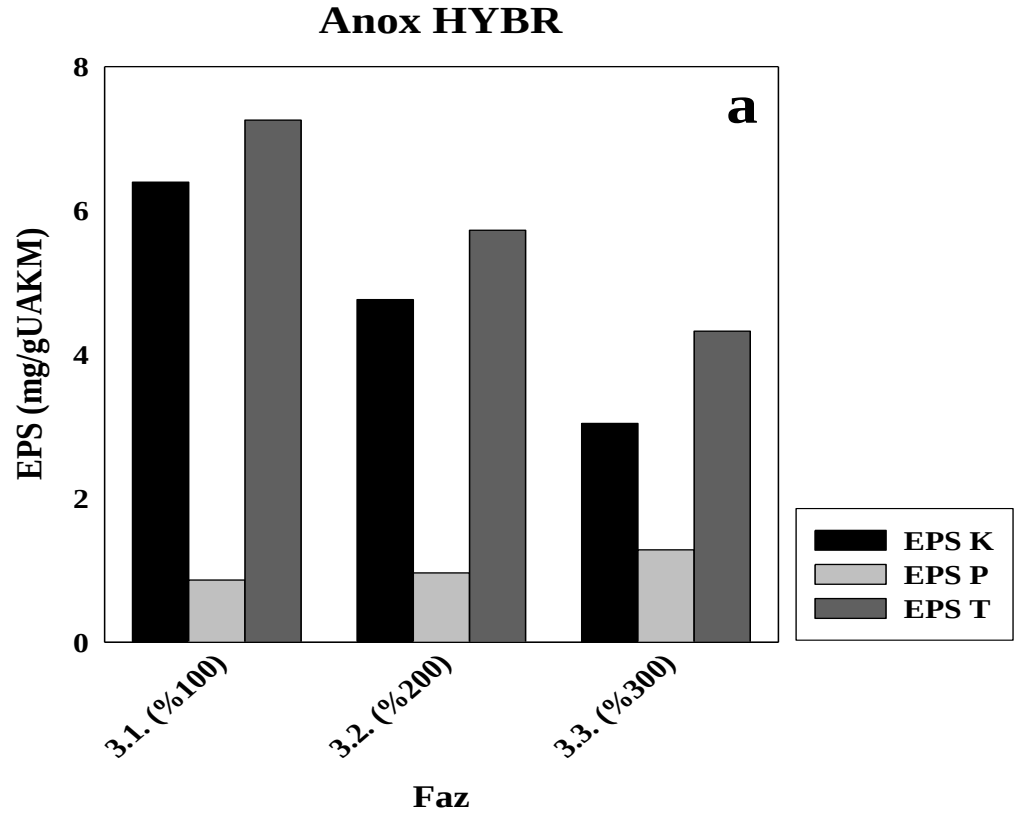
AnoxHYBR ve AeMBR EPS konsantrasyonlarındaki değişimler Şekil 4.31'de sunulmuştur. AnoxHYBR'deki EPS konsantrasyonu artan geri devir oranları ile hızlı bir şekilde azalırken AeMBR'deki EPS konsantrasyonu minimal düzeyde etkilenmiştir (Şekil 4.31). Geri devir oranlarının araştırıldığı 3. fazda SMP konsantrasyonunun EPS konsantrasyonundan oldukça yüksek olduğu görülmektedir. Bu durumun, toksik madde varlığında mikrobiyal hücrelerden sıvı faza protein ve karbonhidrat geçişine bağlı olduğu düşünülmektedir (Shariati vd., 2011). SMP'nin baskın fraksiyonu olan polisakkaritlerin, makromoleküler özelliklerinden dolayı membran kirlenmesinde anahtar bir rol oynadığı bilinmektedir (Wang vd., 2013a). SMP'deki polisakkaritlerin, proteinlere kıyasla kirlenmeden daha fazla sorumlu olan

majör kirletici göstergesi olarak kabul edildiği birçok çalışma tarafından ortaya konulmuştur (Rosenberger vd., 2005; Grelier vd., 2006, Yiğit vd., 2008; Drews vd., 2008; Shi vd., 2018). Mevcut çalışmada literatürle uyumlu bir şekilde SMP'nin EPS'den yüksek olması ve özellikle SMP'deki karbonhidrat farksiyonun yüksek olması membran kirlenmesinde SMP'nin daha etkili olduğunun bir göstergesidir.





Şekil 4.30. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR’de (a) ve AeMBR’de (b) SMP ölçümleri



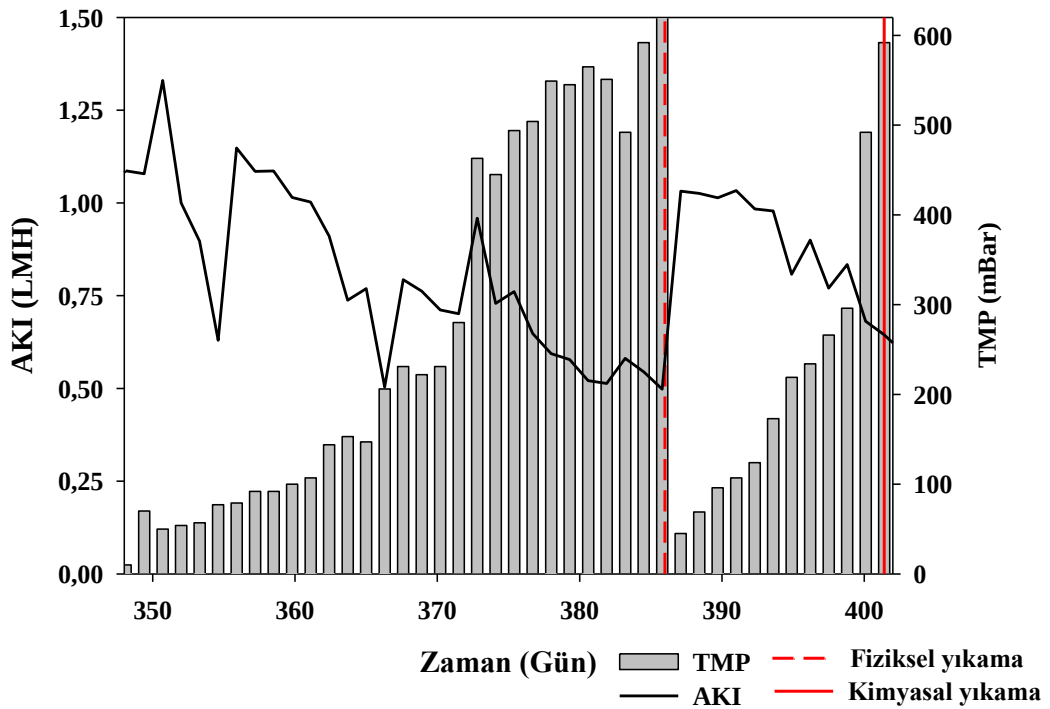
Şekil 4.31. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR’de (a) ve AeMBR’de (b) EPS ölçümleri

Çizelge 4.7. Faz 3 kapsamında farklı geri devir oranlarında ardışık AnoxHYBR-AeMBR’de SMP_K , SMP_P ve SMP_T ’nin membran giderimi

Faz	AnoxHYBR Reaktör İçi			AnoxHYBR Çıkış			AeMBR Reaktör İçi			AeMBR Süzüntü			Membran SMP Giderimi (%)
	SMP_K (mg/L)	SMP_P (mg/L)	SMP_T (mg/L)	SMP_K (mg/L)	SMP_P (mg/L)	SMP_T (mg/L)	SMP_K (mg/L)	SMP_P (mg/L)	SMP_T (mg/L)	SMP_K (mg/L)	SMP_P (mg/L)	SMP_T (mg/L)	
3.1	572,4	26,7	599,1	571,5	21,5	592,9	428,1	33,3	461,4	331,4	33,3	364,7	21
3.2	571,6	24,0	595,6	571,3	12,7	584,0	495,9	32,5	528,4	405,7	31,3	437,0	17,3
3.3	462,6	35,7	498,2	415,3	32,4	447,8	568,0	28,6	596,6	567,6	14,1	581,8	2,5

4.3.7. Farklı geri devir oranlarında AeMBR’de Akı ve TMP profili

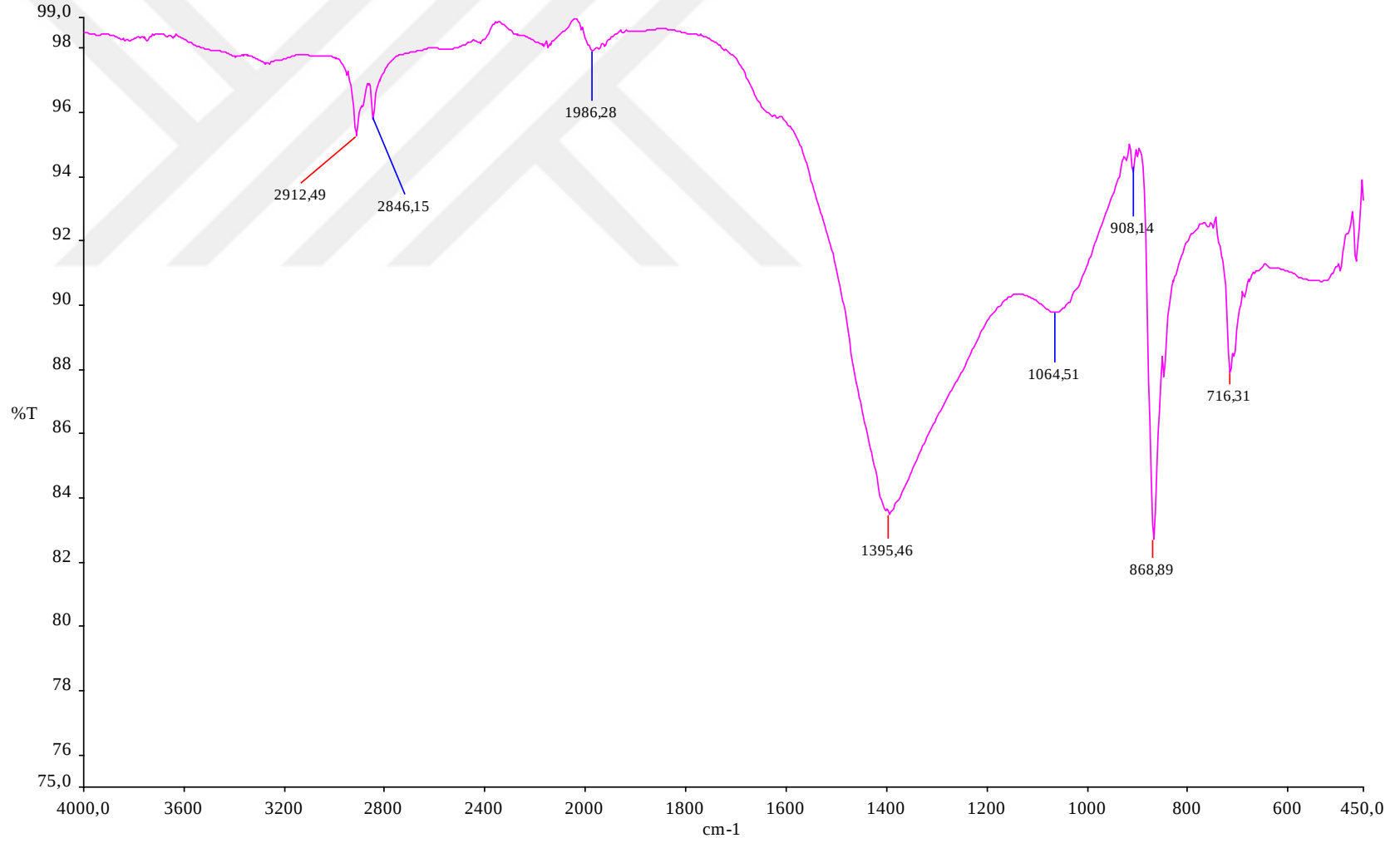
3. fazda AeMBR’deki Akı ve TMP’deki değişimleri Şekil 4.32’de sunulmuştur. Bu fazda membran demeti tekrar hazırlanarak, temiz membran ile AeMBR işletimine başlanmıştır. AeMBR işletimi sırasında TMP değerleri ilk 11 gün boyunca yavaş bir şekilde artmıştır. Bu günler arasında akı değerindeki dalgalanmalar muhtemelen askıda katıların membran yüzeyine yapışması ve düşmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. 359. günden sonra TMP hızlı bir şekilde artmış ve 386. günün sonunda TMP değeri 600 mbar’ı aştığında akı değeri 1,2 LMH’tan 0,4 LMH’a kadar ciddi bir şekilde düşmüştür (Şekil 4.32). Fiziksel yıkamadan sonra akı tekrar eski seviyelerine çıkmasına rağmen hızlı bir şekilde azalmıştır. Ayrıca TMP 12 gün gibi kısa bir sürede 600 mbar seviyelerine yaklaşmıştır. Bu durum Fe ve diğer ağır metallerin membranın gözeneklerinde tutunması ve inorganik kirlenme ile açıklanabilir. Bu nedenle membran hem fiziksel hem de kimyasal olarak temizlenmiştir (Şekil 4.32).



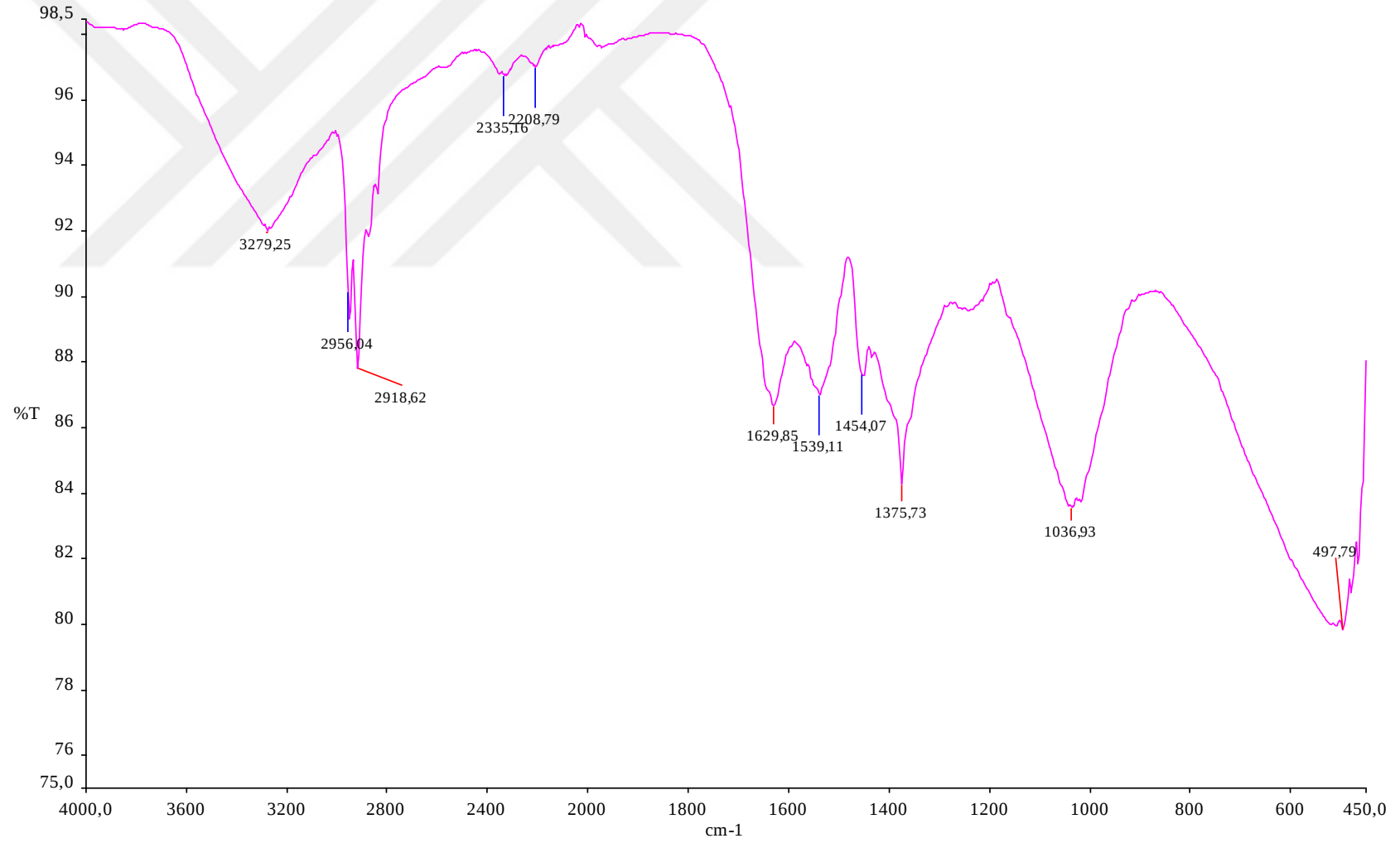
Şekil 4.32. Farklı geri devir oranlarında AeMBR’de akı ve TMP profili

4.3.8. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR ve AeMBR’de FTIR ölçümleri

Geri devir oranlarında AnoxHYBR’de Kaldnes K1 üzerine tutunan biyofilm tabakasından ve AeMBR’de membran üzerinde gelişen kek tabakasından alınan numunelerin FTIR spektrumları sırasıyla Şekil 4.33 ve 4.34’de gösterilmektedir. Literatürde genel olarak 800 cm^{-1} ve 464 cm^{-1} bölgeleri parmak izi bölgesi olarak tanımlanmaktadır (Zhu vd, 2011). Ayrıca, AnoxHYBR’de 868 cm^{-1} gözlenen pik, fosfat gerilmelerini (P-OH) karakterize etmektedir (Liu vd, 2015). AnoxHYBR biyofilm ve AeMBR kek tabakası numunelerinde sırasıyla 1065 ve 1036 cm^{-1} ’de gözlenen pik, genel olarak $1000\text{-}1200\text{ cm}^{-1}$ arasında gözlenen, simetrik ve asimetrik C=O gerilmelerini içeren polisakaritler veya polisakarit benzeri maddelerden kaynaklanmaktadır (Wang vd, 2013a). Kek tabakasından yapılan ölçümlerde 1229 cm^{-1} ’deki pik, karboksilat grubunun varlığını gösteren C = O bağından kaynaklanmaktadır (Kaya vd, 2013). AnoxHYBR FTIR spektrumunda bu pik gözlenmemiştir. AnoxHYBR’de 1396 cm^{-1} ve AeMBR’de 1376 cm^{-1} dalga boylarında gözlenen yoğun pik biyofilm ve kek tabakasındaki proteinlerin varlığını göstermektedir. Ayrıca Membran kirliliğine sebep olan proteinleri gösteren sırasıyla Amit III, II ve I pikleri AeMBR’nin kek tabakasından literatüre (Jin vd, 2013) benzer olarak 1454 cm^{-1} , 1538 cm^{-1} ve 1634 cm^{-1} dalga boylarında gözlenmiştir. AnoxHYBR’nin biyofilm tabakasından gözlenen 2846 cm^{-1} ve 2912 cm^{-1} ’deki pikler; lipidlerin, proteinlerin, fenoliklerin, PAH ve FAE’lerin varlığını gösteren CH bağının asimetrik ve simetrik gerilmesine bağlı olabilir (Şekil 4.33) (An vd., 2009; Liu vd, 2015). Benzer pikler kek numunesinde gözlenen yaklaşık 2918 cm^{-1} ve 2956 cm^{-1} dalga boylarında gözlenmiştir (Şekil 4.34). Ek olarak, kek tabakasından alınan numunede 3279 cm^{-1} ’deki pik, O-H gerilmesi veya amit gruplarının N-H gerilmesi ile ilişkilendirilmektedir (Liu vd, 2015). An vd (2009), 3279 cm^{-1} ’de gözlenen pikin O-H gerilmeleri ile oluşmuş, hidroksil grubu içeren foksiyonel grupların varlığını gösterdiğini rapor etmişlerdir.

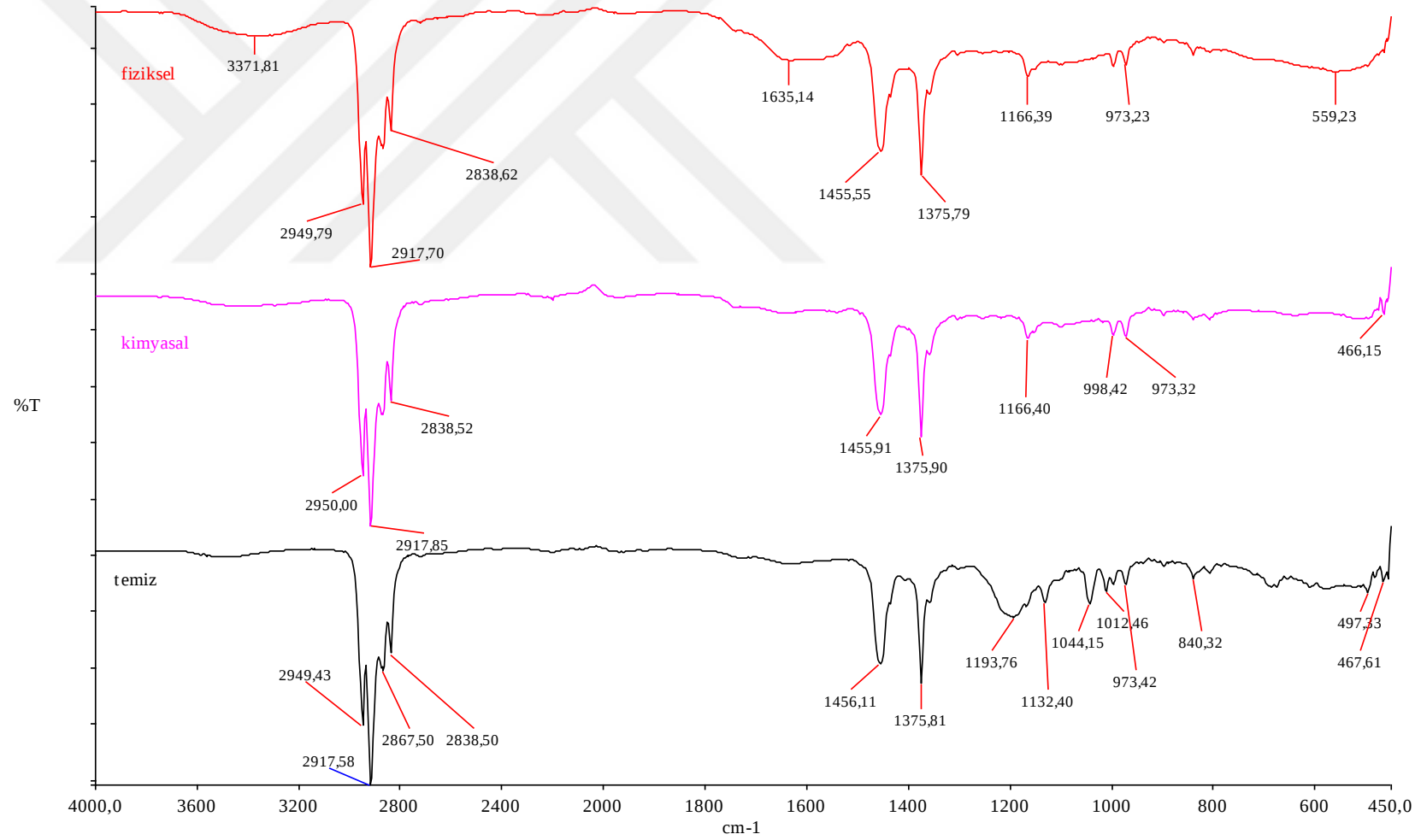


Şekil 4.33. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR’de Kaldnes K1 taşıyıcı materyal üzerine biyofilm FTIR profili

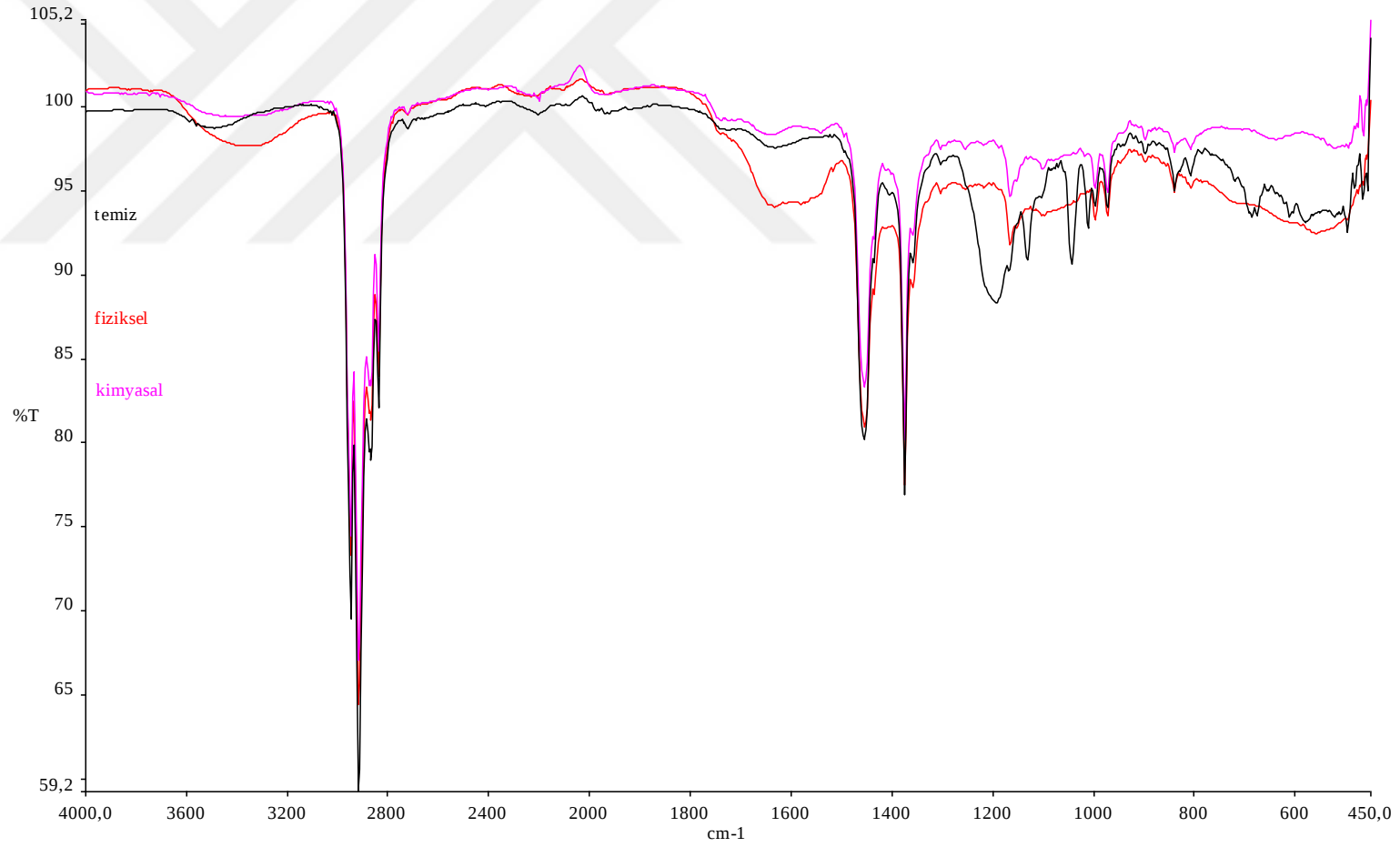


Şekil 4.34. Farklı geri devir oranlarında AeMBR'den alınan kek tabakası FTIR profili

Temiz membran ile fiziksel ve kimyasal olarak temizlenmiş membranın FTIR spektrum sonuçları Şekil 4.35 ve 4.36'da karşılaştırılmıştır. Sonuçlar, kimyasal yıkamanın kirletici maddelerin uzaklaştırılmasında daha etkili olduğunu göstermektedir. Kimyasal olarak yıkanmış membranın temiz membran sonuçlarına oldukça benzer olduğu görülmektedir (Şekil 4.35, 36). Ancak, fiziksel yıkama sonuçları incelendiğinde 3371 cm^{-1} de gözlenen pik O-H gerilmesi veya amit gruplarının N-H gerilmesi ile ilişkilendirilen ve 1635 cm^{-1} 'de gözlenen pik mikroorganizmanın yapısındaki proteinden kaynaklanan Amit I grubunun tam olarak uzaklaştırılamadığı tespit edilmiştir (Şekil 4.35). Membranın yapısından kaynaklanan 1193 cm^{-1} 'deki yoğun pik hem fiziksel hem de kimyasal yıkama sonuçlarına göre 1166 cm^{-1} 'de daha az yoğunluktadır. Ayrıca temiz membranda gözlenen 1132 cm^{-1} , 1044 cm^{-1} ve 1012 cm^{-1} 'deki pikler fiziksel ve kimyasal yıkanmış membranlarda bulunmamaktadır (Şekil 4.35).



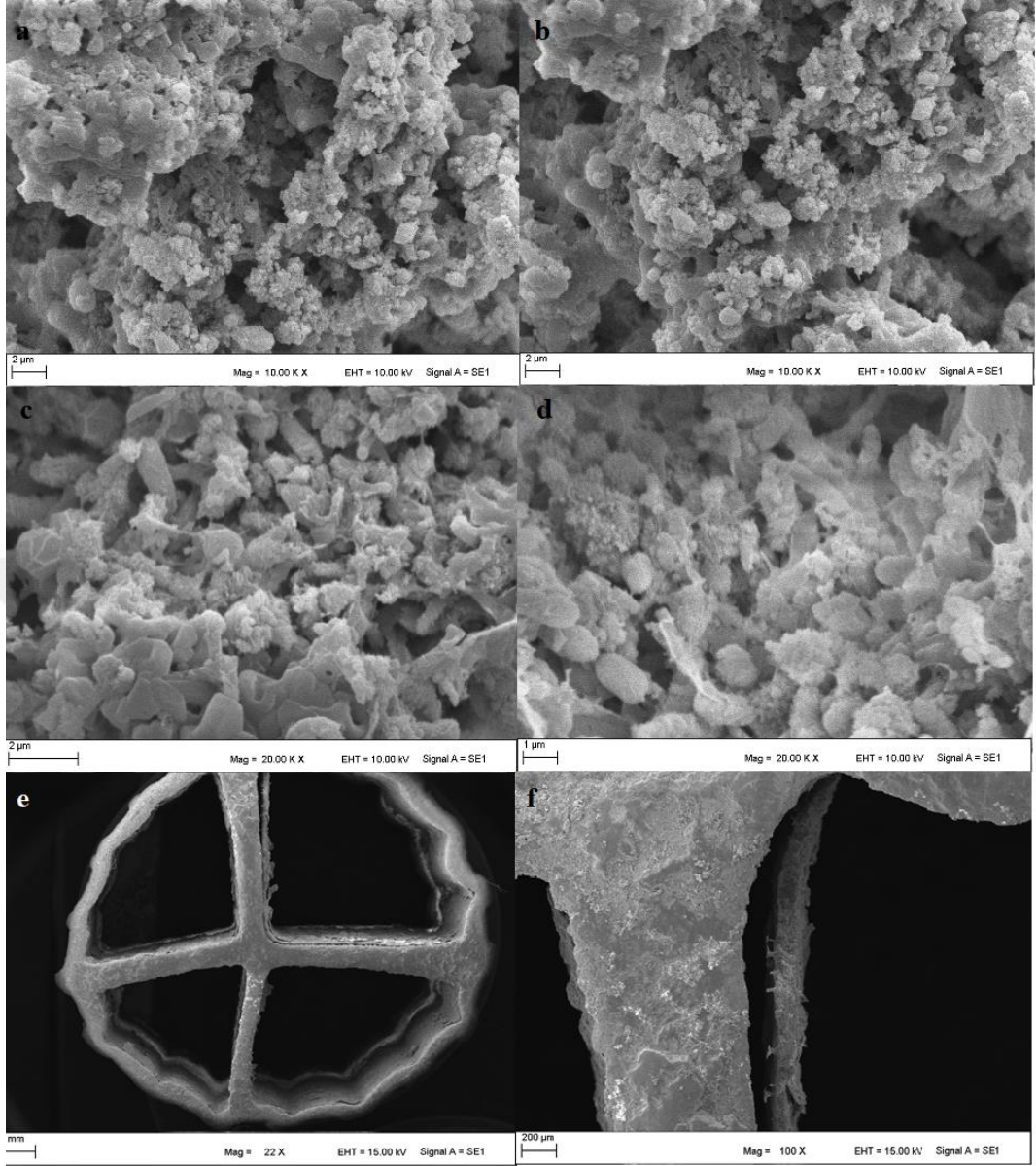
Şekil 4.35. Farklı geri devir oranlarında AeMBR'den alınan temiz, fiziksel ve kimyasal yıkanmış membran numunelerinin FTIR profili



Şekil 4.36. Farklı geri devir oranlarında AeMBR'den alınan temiz, fiziksel ve kimyasal yıkanmış membran numunelerinin FTIR spektrumlarının karşılaştırılması

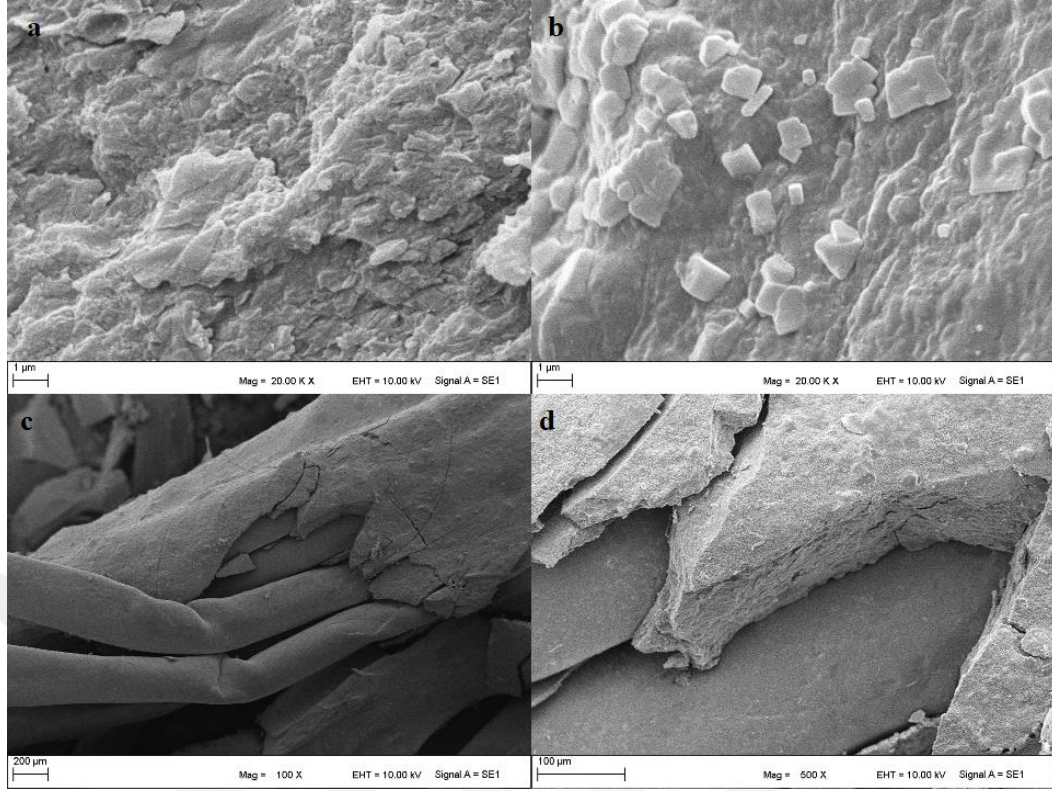
4.3.9. Farklı geri devir oranlarında AnoxHYBR ve AeMBR’de SEM-EDS ölçümleri

AnoxHYBR’deki Kaldnes K1 biyofilm tabakası ve AeMBR’de membran üzerinde oluşan kek tabakasından alınan numunelere ait SEM görüntüleri Şekil 4.36 ve Şekil 4.37’de sunulmuştur. Ayrıca temiz membran, fiziksel ve kimyasal olarak yıkanmış membranlara ait SEM görüntüleri Şekil 4.38’de sunulmuştur. AnoxHYBR’de Kaldnes K1 üzerine tutunan biyofilm tabakasının SEM görüntüleri incelendiğinde kok bakteriler ve kısa çubuk bakterilerin varlığı görülmektedir (Şekil 4.37 a-d). Benzer şekilde Yuan vd. (2015), yaptıkları bir çalışmada biyofilm tabakasında kok ve kısa çubuk bakterileri SEM görüntüleri aracılığıyla tespit etmişlerdir. Ayrıca Kaldnes K1 taşıyıcı materyalin üstten görünümünde oldukça sıkı bir biyofilm tabakası oluştuğu görülmektedir (Şekil 4. 37 e,f).



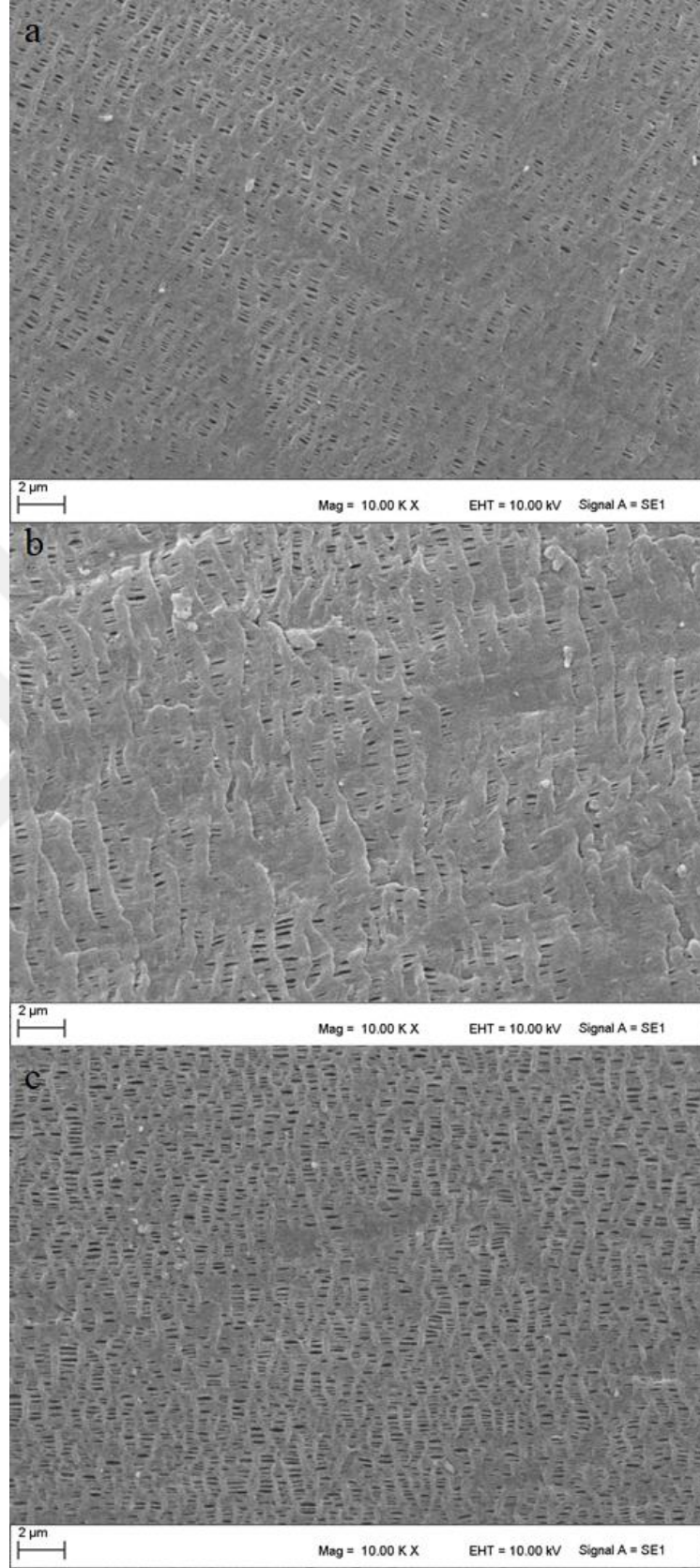
Şekil 4.37. 3. Fazda AnoxHYBR'den alınan biyofilm takasına ait SEM görüntüleri (a-b: biyofilm tabakasının iç yüzey görünümü, c-d: Kaldnes K1 ve biyofilm tabakasının üstten görünümü)

AeMBR'de membran yüzeyinde gelişen kek tabakasının oldukça sıkı ve gözeneksiz bir yapıya sahip olduğu Şekil 4.38'de görülmektedir. 2. Faz SEM görüntüleri ile karşılaştırıldığında 3. Faz çalışmalarında membran yüzeyinde oluşan kek tabakasının daha kalın (ortalama 116 μm) olduğu belirlenmiştir (Şekil 4.38c,d).



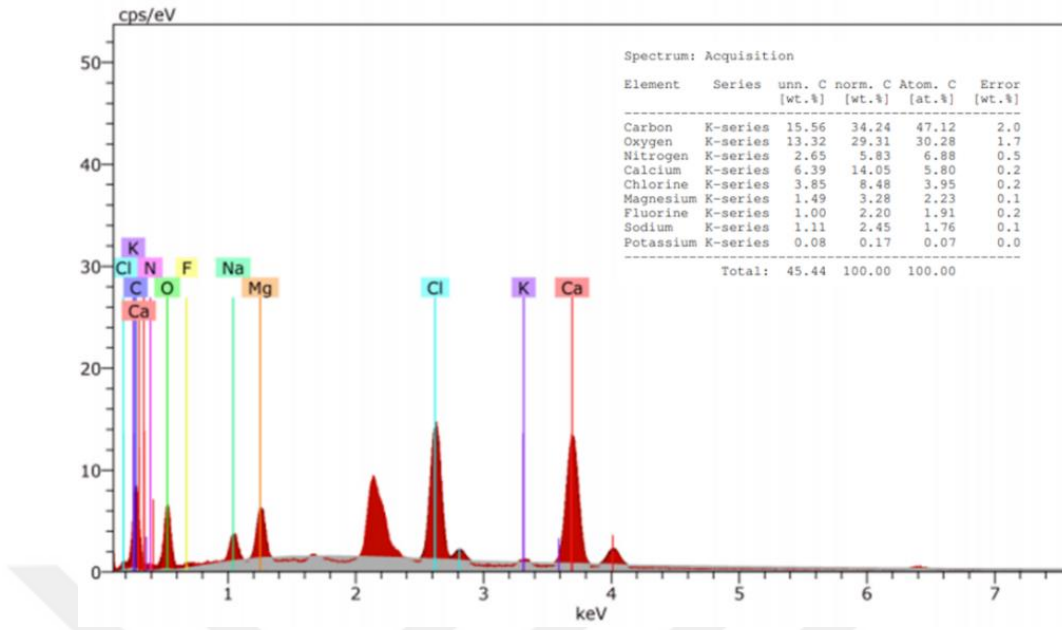
Şekil 4.38. 3. Fazda AeMBR'den alınan kek numunesine ait SEM görüntüleri (a-b: kek tabakasının üstten görünümü, c-d: kek tabakası ve membrana ait kesitten alınmış görüntüler)

Şekil 4.38'de temiz membran ile fiziksel ve kimyasal olarak yıkanmış membran numunelerine ait SEM görüntüleri sunulmuştur. Fiziksel yıkama ve kimyasal yıkama karşılaştırıldığında kimyasal yıkamanın membran temizliği için daha etkili olduğu görülmektedir (Şekil 4.39b,c). Fiziksel olarak yıkanmış membrana ait SEM görüntüleri incelendiğinde mikrobiyal metabolitlerin tam olarak uzaklaştırılmadığı görülmektedir (Şekil 4.38b). Bu durum fiziksel olarak yıkanmış membrana ait bölüm 4.3.7'deki FTIR sonuçlarını doğrulamaktadır.

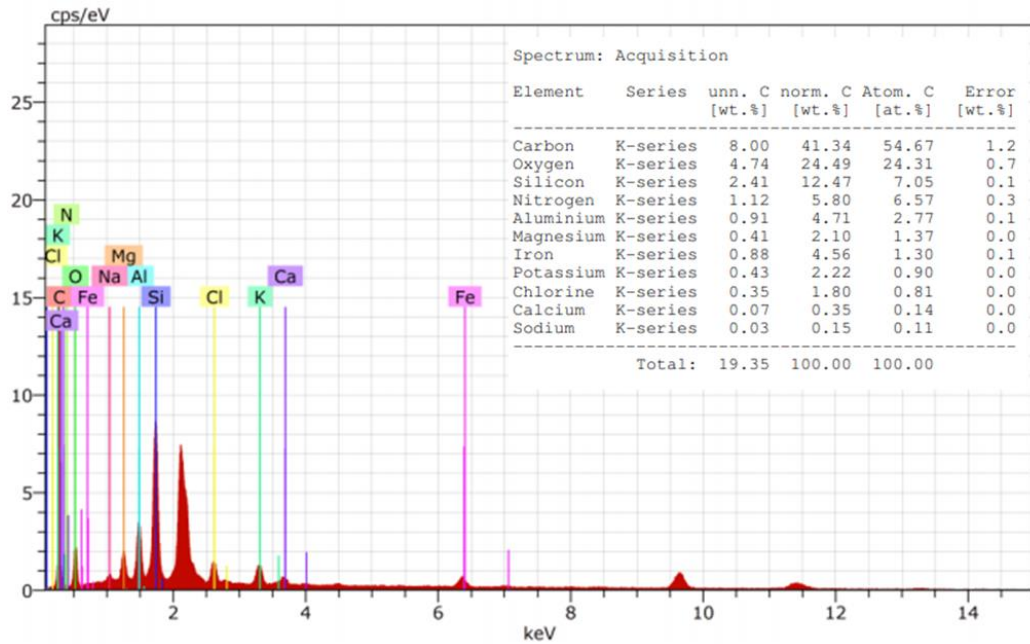


Şekil 4.39. Temiz membran (a) ile 3. fazda fiziksel (b) ve kimyasal (c) olarak yıkanmış membran numunlerine ait SEM görüntüleri

SEM ile birleştirilmiş EDS cihazı kullanılarak AnoxHYBR'den alınan biyofilm ve AeMBR'den alınan kek tabakasına ait numunelerde yarı kantitatif elementel analizler gerçekleştirilmiştir. Bu analizler ile biyofilm ve kek tabakasının elementel yapısı hakkında ayrıntılı bilgi elde edilmiştir. Faz 3'de biyofilm ve kek tabakasına ait EDS spektrumları Şekil 4.39 ve Şekil 4.40'da sunulmuştur. Biyofilm ve kek tabakası EDS spektrumları, 2. faz çalışmalarından elde edilen sonuçlar ile benzerlik göstermektedir. AnoxHYBR'de gelişen biyofilm ve AeMBR'de gelişen kek tabakasına ait EDS spektrumlarında gözlenen C, O ve N elementleri genel olarak mikroorganizmanın yapısından kaynaklanmaktadır (Şekil 4.40 ve Şekil 4.41). AnoxHYBR'de tespit edilen diğer elementler ise Ca, Cl, Mg, Fl, Na ve K olarak tespit edilmiştir. Özellikle biyofilm tabakasındaki ağırlıkça %14'e yakın Ca dikkat çekmektedir (Şekil 4.39). Yüksek Ca yüzdesi, biyofilm tabakasında inorganik maddenin tutunması ve biyofilm tabakasının oluşumu için köprü görevi görmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. AeMBR'de bir önceki çalışma fazına (2. faz) benzer olarak kek tabakasına ait EDS spektrumunda Ca, Na Fe, Si Al, Mg ve Cl tespit edilmiştir. Bu inorganik elementlerin kek tabakasının oluşumu ve yoğunluğundan artmasında oldukça etkili olduğu literatrdaki birçok çalışmada belirtilmiştir (Hong vd., 1997; Joss vd., 2011; Sahinkaya vd., 2018). Ayrıca 3. faz çalışmaları sırasında kek tabakasındaki Fe elementindeki artışın ÇSS'daki Fe konsantrasyonunun artmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.



Şekil 4.40. 3. Fazda AnoxHYBR’den alınan biyofilm tabakasına ait EDS spektrumları

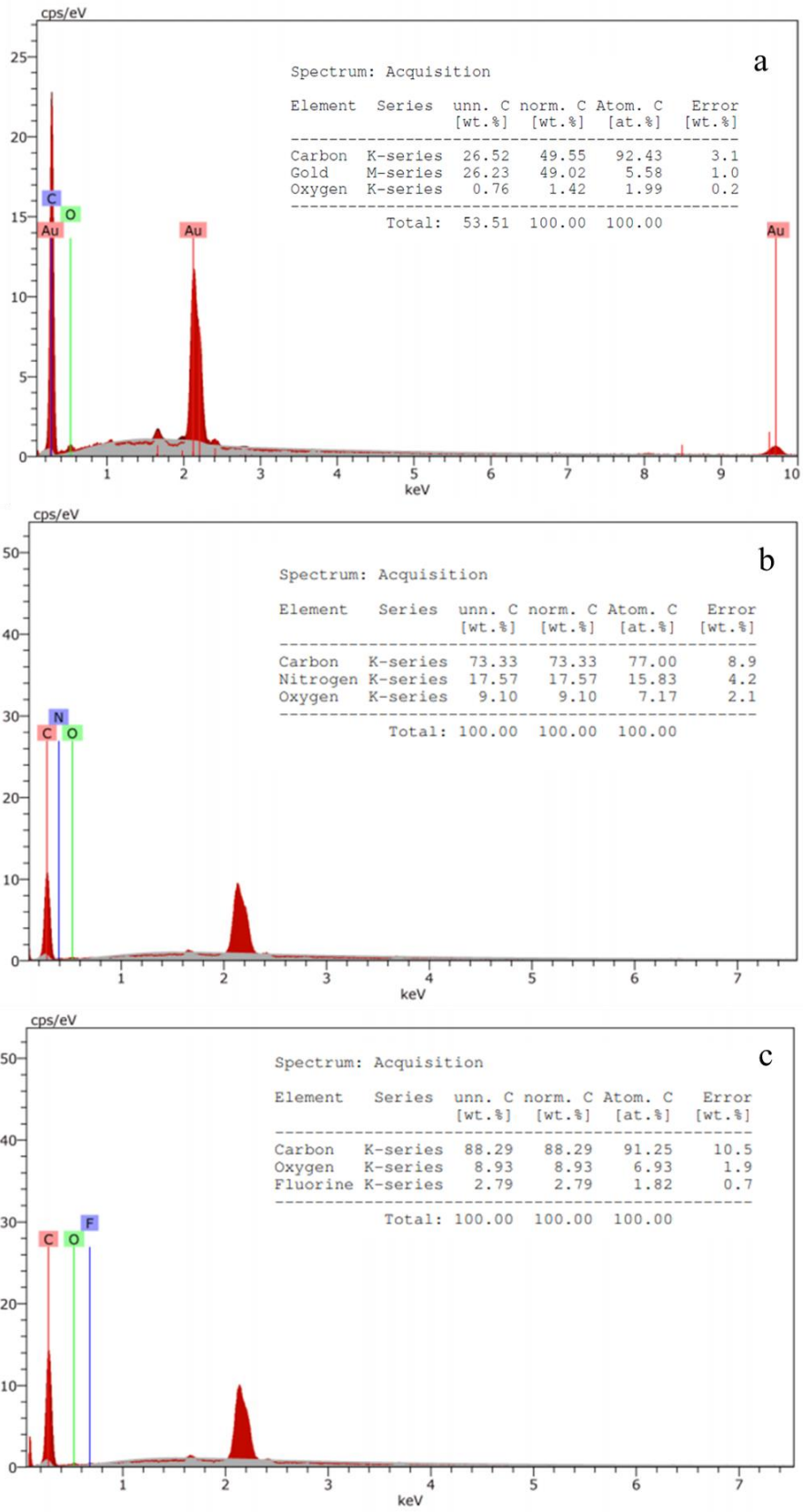


Şekil 4.41. 3. Fazda AeMBR’den alınan kek numunesine ait EDS spektrumları

Şekil 4.41’de temiz membran ile fiziksel ve kimyasal olarak yıkanmış membranlara ait EDS sonuçları sunulmuştur. Temiz membran ile fiziksel yıkanmış membran numunelerine ait EDS spektrumları incelendiğinde mikroorganizmaların yapısından kaynaklanan C, O ve N tespit edilmiştir (Şekil 4.42b). Ancak temiz ve kimyasal olarak yıkanmış membrana ait spektrumların birbirine oldukça benzer olduğu görülmektedir

(Şekil 4.42a,c). Temiz membran, fiziksel ve kimyasal olarak yıkanmış membranlara ait FTIR, SEM ve EDS sonuçları birbirini doğrular niteliktedir. Bu bulgular kimyasal membran temizliğinin mikrobiyal metabolitleri uzaklaştırmada etkili bir şekilde kullanılabilceğini göstermektedir.





Şekil 4.42. Temiz membran (a) ve 3. fazda fiziksel (b) ve kimyasal (c) olarak yıkanmış membran numunlerine ait EDS spektrumları

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Tez çalışmasında orta yaşlı ÇSS'nin ardışık sürekli anoksik hareketli yatak biofilm reaktör ve aerobik membran biyoreaktörde arıtılabilirliği araştırılmıştır. Çalışmanın ana amacı, tasarlanan bu sistem ile orta yaşlı ÇSS'den organik madde, azot, ağır metal ve zenobiyotik madde gideriminin optimizasyonunu yapmaktır. 1. Fazda kesikli ve sürekli işletim koşulları altında mikroorganizmaların adaptasyonu amaçlanmıştır. Bu bağlamda değişen işletme koşullarının etkisi araştırılmamıştır. 1. Fazın son aşamasında ise kritik akı değerleri MF mod ve AeMBR mod için sırasıyla 12,13 ve 493 LMH değerleri optimum olarak belirlenmiştir. Çalışmada değişen işletme parametrelerinin reaktör ve arıtım performansına etkilerinin araştırıldığı 2. ve 3. Fazlara ait optimum koşullar ise Çizelge 5.1'de sunulmuştur.

Çizelge 5.1. Faz 2 ve 3 kapsamında değişen işletme koşulları altında elde edilen optimum değerler

Faz No	AnoxHYBR			AeMBR		AnoxHYBR-AeMBR
	Nitrat (mg/L)	SRT (gün)	HRT (saat)	HRT (saat)	SRT (gün)	Geri Devir Oranı (%)
<u>2</u>	1.000	90	48	48	60	-
<u>3</u>	-----	Opt.	Opt.	Opt.	Opt.	%200

Çalışmanın birinci aşamasında mikroorganizma adaptasyonu için her iki reaktör ardışık bir şekilde sürekli ve kesikli olarak işletilmiş ve organik madde ve azot giderimi açısından değerlendirilmiştir. Bu aşamanın son bölümünde AeMBR için en önemli parametreler arasında yer alan akı-TMP ilişkisi değerlendirilmiştir. Çalışmanın birinci aşamasından elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

- ⊕ 48sa döngü süresi ve %40 hacimsel taşıyıcı malzeme oranına sahip kesikli AnoxHYBR'de, 6g/L AKM ve 0,5 gr/L biyofilm konsantrasyonuna ulaşılmış olup

%62 KOİ giderimi ve %55 nitrat giderimi yapabilen popülasyon elde edilmiştir. Biofilm oluşumu için yaklaşık 100 günlük bir biyoreaktör işletimi gerçekleştirilmiştir.

- ⊕ 48sa döngü süresi, sonsuz SRT ve $\text{Ç.O} \geq 2\text{mg/L}$ koşullarında kesikli aerobik reaktörde 10g/L AKM konsantrasyonunda nitrifikasyon yapabilen popülasyon elde edilmiştir. Kullanılan işletme koşulları amonyum oksitleyen bakterilerin zenginleştirilmesine ve kısmi nitrifikasyonun gerçekleşmesine neden olmuştur. Amonyum giderimi %65 olup kısmi nitrifikasyon sonucunda nitrit birikimi gözlenmiştir.
- ⊕ Kritik akı çalışmalarında aerobik MF modu için 12,13 LMH ve AeMBR modu için 4,93 LMH kritik akı değeri elde edilmiş olup, en yüksek tıkanma hızı 10 g/L AKM ile işletilen koşullarda 33 mbar/dk olarak ölçülmüştür.

Çalışmanın ikinci aşamasında farklı nitrat konsantrasyonları, SRT ve HRT gibi işletme parametrelerinin ardışık AnoxHYBR ve AeMBR sistem performansı üzerine etkisi değerlendirilmiştir. Çalışmanın ikinci aşamasından elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

- ⊕ AnoxHYBR’de KOİ giderim verimi %60 ile %70 arasında iken nitrat giderim verimi 48 saatlik HRT’de yaklaşık %90 olarak tespit edilmiştir.
- ⊕ Düşük (30 gün SRT) ve yüksek (sonsuz SRT) SRT’de işletilen AeMBR’de oldukça yüksek $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimi ($>99\%$) elde edilmiştir. SRT’nin azaltılması AeMBR’de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderimini olumsuz bir şekilde etkilememiştir.
- ⊕ AeMBR mikrokirletici gideriminde başarılı olmuştur. AeMBR süzöntüsünde FAE’ler (DEP, DEHP ve DNP) neredeyse tamamen giderilirken, AnoxHYBR’nin çıkışında FAE artma eğilimi göstermiştir.

- ⊕ Ağır metal gideriminde AeMBR daha başarılı olmuştur. AnoxHYBR’de ağır metal giderim verimi %10-%50 arasında kalırken, AeMBR’de %50-97 arasında ağır metal giderimi elde edilmiştir.
- ⊕ AnoxHYBR’de ÇSS arıtımı için başarılı biyofilm oluşumu (11 g/L) gerçekleştirilmiştir.
- ⊕ AnoxHYBR’de ve AeMBR’de sırasıyla yoğun-gözeneksiz biyofilm tabakası (76 μm) ve kek tabakası (34 μm) oluşumu mevcuttur.
- ⊕ FTIR analizleri, biyofilm ve kek tabakasında hem protein hem de polisakkaritlerin bulunduğunu göstermektedir.
- ⊕ Mg ve Ca gibi +2 değerlikteki iyonların biyofilm oluşumunda önemli rol oynadığı tespit edilmiştir.
- ⊕ Kek tabakasının oluşumunda organiklerin yanı sıra Mg, Al, Si, Na, Fe gibi inorganiklerin rol oynadığı SEM-EDS analizleri ile tespit edilmiştir.

Çalışmanın üçüncü aşamasında farklı geri devir oranlarının ardışık AnoxHYBR ve AeMBR sistem performansı üzerine etkisi değerlendirilmiştir. Çalışmanın üçüncü aşamasından elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

- ⊕ AnoxHYBR’de en yüksek KOİ giderim verimi %74 ile %200 geri devir oranında elde edilmiştir.
- ⊕ Artan geri devir oranları ile birlikte AeMBR’den yüksek konsantrasyonlarda nitrat geri devri sağlanmasına rağmen AnoxHYBR çıkışında nitrat konsantrasyonu oldukça düşüktür. Bu AnoxHYBR’de etkili bir denitrifikasyonun gerçekleştiğini göstermektedir. Konvansiyonel anoksik reaktörlerin yüksek geri devirlerde maruz kaldığı oksijenin olumsuz etkisi, AnoxHYBR’de elimine edilmiştir.

- ⊕ Artan geri devir oranları nitrifikasyon verimini olumsuz bir şekilde etkilememiş ve AeMBR’de amonyum neredeyse tamamen giderilmiştir (>%99).
- ⊕ %200 geri devir oranında yüksek FAE giderimi elde edilmiştir. Bu koşullarda DINP ve DEP neredeyse tamamen giderilirken (<LOD), AeMBR süzüntüsünde kalıntı DEHP görülmüştür. Ayrıca DEHP konsantrasyonunun önemli bir kısmı biyolojik reaktörlerde (%68) giderilirken %30 kadarı membran filtrasyonu tarafından uzaklaştırılmıştır.
- ⊕ ÇSS’deki yüksek Fe konsantrasyonu SMP konsantrasyonunda önemli bir artışa neden olmuştur.

Biyolojik aerobik veya anoksik arıtma işlemleri, çok daha basit ve daha ucuz olan kimyasal-fiziksel arıtma yöntemlerine göre daha yüksek ve güvenilir amonyum ve KOİ giderme verimleri sağlamaktadır. Biyofilm arıtma sistemleri askıda büyüyen biyolojik arıtma sistemlerine kıyasla çok uzun çamur yaşlarında çalıştırılabilir. Özellikle ÇSS gibi konsantre atıksulardaki kirleticilerin arıtımında biyolojik proseslerin uygulama alanını büyük ölçüde genişletebilmektedir. Biyofilm oluşumu yavaş büyüyen bakteri türlerinin sistemde kalmasını ve mikrokirleticiler gibi arıtmaya dirençli bileşikler parçalanmasını sağlamaktadır. Tez çalışmasında işletilen reaktör konfigürasyonları biyofilm büyümenin sağladığı avantajlarla ÇSS’lerin arıtımında başarılı bir şekilde kullanılmıştır. Ancak ardışık AnoxHYBR- AeMBR sistemi, literatürdeki birçok biyolojik proses ve onların kombinasyonlarına benzer olarak SKKY deşarj standartlarını tek başına karşılamakta yetersizdir. Bir ön, ara veya son arıtım teknolojilerinin kullanılması durumunda istenilen çıkış su kalitesi elde edilebilir. Örneğin, ağır metal ve amonyumun eş zamanlı giderilebileceği bir proses seçimi (ozonlama, hidroksit çökmesi, amonyak sıyrma kulesi vb.,) tez kapsamında önerilen ardışık sistemin biyolojik aktivasyonunu önemli derecede artıracaktır.

Mevcut anoksik sistemlerin AnoxHYBR’ye dönüşümü, yeterli miktarda taşıyıcı malzemenin reaktör içerisine eklenmesi ile kolayca gerçekleştirilebilir. Ancak biyofilm oluşum süreci uzun sürmektedir. Biyofilm oluşumunda mikroorganizmalar ve taşıyıcı

ortam arasındaki hidrofobik ve elektrostatik etkileşimlerin büyük önem taşıdığı bilinmektedir. Ayrıca, taşıyıcı malzeme yüzey özelliklerinin modifikasyonu mikrobiyal bağlanmaya ve biyofilm büyümesine yardımcı olabilmekte ve başlangıç biyofilm oluşumunu ve reaktör start-up süresini hızlandırarak veya yüzey alanındaki spesifik mikrobiyal aktiviteyi arttırarak HYBR performansını modüle edebilmektedir. Sonraki çalışmaların, taşıyıcı maddelerin daha işlevsel hale getirilmesi ve biyofilm gelişiminin kolaylaştırılması için HYBR yüzey pürüzlülüğünü artırmak veya polimerik plastik taşıyıcıların yüzeyindeki fonksiyonel grupların kimyasal yapısı ve kalınes yüzeyindeki yerine yönelik olması önerilmektedir.



KAYNAKLAR

- Abbas, A.A., Jingsong, G., Ping, L.Z., Ya, P.Y., Al-Rekabi, W.S., 2009. Review on Landfill Leachate Treatments. *Journal of Applied Sciences Research*, 5(5), 534-545.
- Abuabdou, S.M., Ahmad, W., Aun, N.C., Bashir, M.J., 2020. A review of anaerobic membrane bioreactors (AnMBR) for the treatment of highly contaminated landfill leachate and biogas production: effectiveness, limitations and future perspectives. *Journal of Cleaner Production*, 255, 120215.
- Accinelli, C. Saccà, M.L. Mencarelli, M. Vicari, A., 2012. Application of bioplastic moving bed biofilm carriers for the removal of synthetic pollutants from wastewater. *Bioresource technology*, 120, 180-186.
- Aftab, B., Ok, Y.S., Cho, J., Hur, J. 2019. Targeted removal of organic foulants in landfill leachate in forward osmosis system integrated with biochar/activated carbon treatment. *Water research*, 160, 217-227.
- Ahmadi, E. Gholami, M. Farzadkia, M. Nabizadeh, R. Azari, A., 2015. Study of moving bed biofilm reactor in diethyl phthalate and diallyl phthalate removal from synthetic wastewater. *Bioresource technology*, 183, 129-135.
- Ahmed, F.N, Lan, C.Q., 2012. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactor a review. *Desalination*, 287, 41-54.
- Akkaya, E., Demir, A., Karadag, D., Varank, G., Bilgili, M.S., Ozkaya, B., 2010. Post-treatment of anaerobically treated medium age landfill leachate. *Environmental progress sustainable energy*, 291, 78-84.
- Al-Halbouni, D., Traber, J., Lyko, S., Wintgens, T., Melin, T., Tacke, D., Hollender, J., 2008. Correlation of EPS content in activated sludge at different sludge retention times with membrane fouling phenomena. *Water research*, 42(6-7), 1475-1488.
- 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 Science and Technology*, 60(3), 605-614.
- Alturki, A., 2013. Removal of trace organic contaminants by integrated membrane processes for indirect potable water reuse applications. University of Wollongong, School of Civil, Mining and Environmental Engineering, Doctor of Philosophy thesis, 153s, Australia
- An, Y., Wang, Z., Wu, Z., Yang, D., Zhou, Q., 2009. Characterization of membrane foulants in an anaerobic non-woven fabric membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 155(3), 709-715.

- Andrews, W.J., Masoner, J.R., Cozzarelli, I.M., 2012. Emerging contaminants at a closed and an operating landfill in Oklahoma. *Groundwater Monitorin and Remediation*, 32, 120–130.
- APHA, 2012. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th Edition. APHA American Public Health Association, 1216, Washington.
- Argun, M.E., Akkuş, M., Ateş, H., 2020. Investigation of micropollutants removal from landfill leachate in a full-scale advanced treatment plant in Istanbul city,Turkey. *Science of The Total Environment*, 748, 141423.
- Aygun, A., Nas, B., Berktaş, A., 2008. Influence of high organic loading rates on COD removal and sludge production in moving bed biofilm reactor. *Environmental Engineering Science*, 25(9), 1311-1316.
- Aygun, A., Nas, B., Berktaş, A., Ates, H., 2014. Application of sequencing batch biofilm reactor for treatment of sewage wastewater treatment: effect of power failure. *Desalination and Water Treatment*, 52, 6956–6965.
- Aziz, S.Q., Aziz, H. A., Yusoff, M.S., Bashir, M.J., Umar, M., 2010. Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: A comparative study. *Journal of Environmental Management*, 91(12), 2608-2614.
- Aziz, S.Q., Aziz, H.A., Yusoff, M.S., Bashir, M.J., 2011. Landfill leachate treatment using powdered activated carbon augmented sequencing batch reactor (SBR) process: Optimization by response surface methodology. *Journal of Hazardous Materials*, 189(1-2), 404-413.
- Aziz, S.Q., Aziz, H.A., Mojiri, A., Bashir, M.J., Amr, S.S A., 2013. Landfill leachate treatment using sequencing batch reactor (SBR) process: limitation of operational parameters and performance. *International Journal of Scientific Research in Knowledge*, 1(3), 34-43.
- Aziz, S.Q., Aziz, H.A., Bashir, M.J.K., Mojiri, A., 2015. Assessment of various tropical municipal landfill leachate characteristics and treatment opportunities. *Global NEST Journal*, 17, 439-450.
- Baig, S. C. I. C. P. L. P., Coulomb, I., Courant, P., Liechti, P., 1999. Treatment of landfill leachates: Lapeyrouse and Satrod case studies.
- Bassin J.P., Dezotti M., 2018. Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR). In: *Advanced Biological Processes for Wastewater Treatment*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-58835-3_3
- Balaban, Y., Birdoğan, B., 2010. Analitik Ağ Süreci Yaklaşımıyla En Uygun Katı Atık Bertaraf Sisteminin Belirlenmesi: Trabzon İli Örneği. *Atatürk Üniversitesi İktisadi ve İdari Bilimler Dergisi*, 24(3), 183-197.

- Balabanič, D., Hermosilla, D., Merayo, N., Klemenčič, A.K., Blanco, Á., 2012. Comparison of different wastewater treatments for removal of selected endocrine-disruptors from paper mill wastewaters. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 47(10), 1350-1363.
- Baranitharan, E., Khan, M.R., Prasad, D.M.R., Teo, W.F.A., Tan, G.Y.A., Jose, R., 2015. Effect of biofilm formation on the performance of microbial fuel cell for the treatment of palm oil mill effluent. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 38(1), 15-24.
- Barwal A., Chaudhary R., 2014. To study the performance of biocarriers in moving bed biofilm reactor (MBBR) technology and kinetics of biofilm for retrofitting the existing aerobic treatment systems: A review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 13, 285-299.
- Bashir, M.J., Aziz, H.A., Aziz, S.Q., Abu Amr, S.S., 2013. An overview of electro-oxidation processes performance in stabilized landfill leachate treatment. *Desalination and water treatment*, 51(10-12), 2170-2184.
- Baun, A., Ledin, A., Reitzel, L.A., Bjerg, P.L., Christensen, T.H., 2004. Xenobiotic organic compounds in leachates from ten danish MSW landfills-chemical analysis and toxicity tests. *Water Research*, 38, 3845–3858.
- Baun, D.L., Christensen, T.H., 2004. Speciation of heavy metals in landfill leachate: a review. *Waste Management & Research*, 22(1), 3-23.
- Bella, G.D., Trapani, D.D., Freni, G., Torregross, M., Viviani, G., 2014. Analysis of biomass characteristics in MBR and MB-MBR systems fed with synthetic wastewater: influence of a gradual salinity increase. *Chemical Engineering Transactions*, 38, 445- 450.
- Boeva, B., 2015. Corporate Governance and Global Supply Chains: How Self - regulation Replaces the Lack of Regulatory Initiatives or Do Regulatory Initiatives Add Value to Corporate Governance. *Economic Alternatives*, Issue 4.
- Bohdziewicz, J., Neczaj, E., Kwarciak, A., 2008. Landfill leachate treatment by means of anaerobic membrane bioreactor. *Desalination*, 221, 559-565.
- Bohdziewicz, J., Neczaj, E., Kwarciak, A., 2008. Landfill leachate treatment by means of anaerobic membrane bioreactor. *Desalination*, 221(1-3), 559-565.
- Boonnorat, J., Chiemchaisri, C., Chiemchaisri, W., Yamamoto, K., 2014. Removals of phenolic compounds and phthalic acid esters in landfill leachate by microbial sludge of two-stage membrane bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, 277, 93-101.

- Boonnorat, J., Techkarnjanaruk, S., Honda, R., 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.
- Boonnorat, J., Kanyatrakul, A., Prakhongsak, A., Honda, R., Panichnumsin, P., Boonapatcharoen, N., 2019. Effect of hydraulic retention time on micropollutant biodegradation in activated sludge system augmented with acclimatized sludge treating low-micropollutants wastewater. *Chemosphere*, 230, 606-615.
- Boonyaroj, V., Chiemchaisri, C., Chiemchaisri, W., Yamamoto, K., 2012. Removal of organic micro pollutants from solid waste landfill leachate in membrane bioreactor operated without excess sludge discharge. *Water Science and Technology*, (66), 1774–1780.
- Borghei, S.M., Hosseini, S.H., 2004. The treatment of phenolic wastewater using a moving bed biofilm reactor. *Process Biochemistry*, 39(10), 1177-1181.
- Bradford, M.M., 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry*, 72, 248-254.
- Brown, K.W., Donnelly, K.C., 1988. An estimation of the risk associated with the organic constituents of hazardous and municipal waste landfill leachates. *Hazardous Waste and Hazardous Materials*, 5, 1–30.
- Busch, J., Ahrens, L., Sturm, R., Ebinghaus, R., 2010. Polyfluoroalkyl compounds in landfill leachates. *Environmental Pollution*, 158, 1467–1471.
- Butt, T.E., Alam, A., Gouda, H.M., Paul, P., Mair, N., 2017. Baseline study and risk analysis of landfill leachate-Current state-of-the-science of computer aided approaches. *Science of The Total Environment*, 580, 130-135.
- Camacho-Munoz, D., Martin, J., Santos, J.L., Alonso, E., Aparicio, I., De la Torre, T., 2012. Effectiveness of three configurations of membrane bioreactors on the removal of priority and emergent organic compounds from wastewater: comparison with conventional wastewater treatments. *Journal of Environmental Monitoring*, 14(5), 1428–1436.
- Canziani, R., Emondi, V., Garavaglia, M., Malpei, F., Pasinetti, E., 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(1-2), 202-212.

- Chang, I.S., Le Clech, P., Jefferson, B., Judd, S., 2002. Membrane fouling in membrane bioreactors for wastewater treatment. *Journal of Environmental Engineering*, 128(11), 1018-1029.
- Chen, S., Sun, D., Chung, J.S., 2008. Simultaneous removal of COD and ammonium from landfill leachate using an anaerobic–aerobic moving-bed biofilm reactor system. *Waste Management*, 28(2), 339-346.
- Chiemchaisri, C., Chiemchaisri, W., Nindee, P., Chang, C.Y., Yamamoto, K., 2011. Treatment performance and microbial characteristics in two-stage membrane bioreactor applied to partially stabilized leachate. *Water Science and Technology*, 64(5), 1064-1072.
- Chiu, Y.C., Chung, M.S., 2003. Determination of optimal COD/nitrate ratio for biological denitrification. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 51(1), 43-49.
- Cho, J., Song, K. G., Ahn, K.H., 2005. The activated sludge and microbial substances influences on membrane fouling in submerged membrane bioreactor: unstirred batch cell test. *Desalination*, 183(1-3), 425-429.
- Chu, L., Wang, J., 2011. Comparison of polyurethane foam and biodegradable polymer as carriers in moving bed biofilm reactor for treating wastewater with a low C/N ratio. *Chemosphere*, (83), 63–68.
- Chys, M., Oloibiri, V.A., Audenaert, W.T., Demeestere, K., Van Hulle, S.W., 2015. Ozonation of biologically treated landfill leachate: efficiency and insights in organic conversions. *Chemical Engineering Journal*, 277, 104-111.
- Ciesielski, S., Kulikowska, D., Kaczowka, E., Kowal, P., 2010. Characterization of bacterial structures in two-stage moving-bed biofilm reactor (MBBR) during nitrification of the landfill leachate. *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 20, 1140-1151.
- Corsino, S.F., di Biase, A., Devlin, T.R., Munz, G., Torregrossa, M., Oleszkiewicz, J.A., 2017. Effect of extended famine conditions on aerobic granular sludge stability in the treatment of brewery wastewater. *Bioresource Technology*, 226, 150-157.
- Costa, A. M., Alfaia, R.G.D.S.M., Campos, J.C., 2019. Landfill leachate treatment in Brazil—An overview. *Journal of Environmental Management*, 232, 110-116.
- Crab, R., Avnimelech, Y., Defoirdt, T., Bossier, P., Verstraete, W. 2007. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. *Aquaculture*, 270(1-4), 1-14.

- Defrance, L., Jaffrin, M.Y., 1999. Comparison between filtrations at fixed transmembrane pressure and fixed permeate flux: application to a membrane bioreactor used for wastewater treatment. *Journal of Membrane Science*, 152(2), 203-210.
- Deng, L., Guo, W., Ngo, H.H., Zhang, H., Wang, J., Li, J., Wu, Y., 2016. Biofouling and control approaches in membrane bioreactors. *Bioresource Technology*, 221, 656-665.
- Derakhshan, Z., Mahvi, A.H., Ghaneian, M.T., Mazloomi, S.M., Faramarzian, M., Dehghani, M., Bahrani, S., 2018. Simultaneous removal of atrazine and organic matter from wastewater using anaerobic moving bed biofilm reactor A performance analysis. *Journal of environmental management*, 209, 515-524.
- di Biase, A., Kowalski, M.S., Devlin, T.R., Oleszkiewicz, J.A., 2019. Moving bed biofilm reactor technology in municipal wastewater treatment: A review. *Journal of environmental management*, 247, 849-866.
- Di Trapani, D., Di Bella, G., Mannina, G., Torregrossa, M., Viviani, G., 2015. Effect of C/N shock variation on the performances of a moving bed membrane bioreactor. *Bioresource technology*, 189, 250-257.
- Drews, A., Vocks, M., Bracklow, U., Iversen, V., Kraume, M., 2008. Does fouling in MBRs depend on SMP. *Desalination*, 231(1-3), 141-149.
- Dubber, D., Gray, N.F., 2010. Replacement of chemical oxygen demand (COD) with total organic carbon (TOC) for monitoring wastewater treatment performance to minimize disposal of toxic analytical waste. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 45(12), 1595-1600.
- DuBois, M., Gilles, K.A., Hamilton, J.K., Rebers, P.T., Smith, F., 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*, 28(3), 350-356.
- Duyar, A., Ciftcioglu, V., Cirik, K., Civelekoğlu, G., Uruş, S., 2021. Treatment of landfill leachate using single-stage anoxic moving bed biofilm reactor and aerobic membrane reactor. *Science of The Total Environment*, 776, 145919.
- Ebeling, C., McMurchie, L., Hauck, S.A., Burns, S., 1995. Placement and routing tools for the Triptych FPGA. *IEEE Transactions on Very Large Scale Integration (VLSI) Systems*, 3(4), 473-482.
- Eggen, T., Moeder, M., Arukwe, A., 2010. Municipal landfill leachates: a significant source for new and emerging pollutants. *Science of The Total Environment*, 408, 5147-5157.

- Ehrig, H.J., 1984. Treatment of sanitary landfill leachate: biological treatment. *Waste Management & Research*, 2(2), 131-152.
- Ekmekçioğlu, M., Kaya, T., Kahraman, C., 2010. Fuzzy multicriteria disposal method and site selection for municipal solid waste. *Waste management*, 30(8-9), 1729-1736.
- El-Fadel, M., Sleem, F., Hashisho, J., Saikaly, P.E., Alameddine, I., Ghanimeh, S., 2018. Impact of SRT on the performance of MBRs for the treatment of high strength landfill leachate. *Waste Management*, 73, 165-180.
- Erses, A.S., Onay, T.T., Yenigun, O., 2008. Comparison of aerobic and anaerobic degradation of municipal solid waste in bioreactor landfills. *Bioresource Technology*, 99(13), 5418-5426.
- Field, R.W., Wu, D., Howell, J.A., Gupta, B.B., 1995. Critical flux concept for microfiltration fouling. *Journal of Membrane Science*, 100(3), 259-272.
- Fitzgerald, C.M., Camejo, P., Oshlag, J.Z., Noguera, D.R., 2015. Ammonia-oxidizing microbial communities in reactors with efficient nitrification at low-dissolved oxygen. *Water Research*, 70, 38-51.
- Flemming, H.C., Wingender, J., Szewzyk, U., Steinberg, P., Rice, S.A., Kjelleberg, S., 2016. Biofilms: an emergent form of bacterial life. *Nature Reviews Microbiology*, 14(9), 563.
- Foo, K.Y., Hameed, B.H., 2009. An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1-3), 54-60.
- Frost, R.R., Griffin, R.A., 1977. Effect of pH on adsorption of arsenic and selenium from landfill leachate by clay minerals. *Soil Science Society of America Journal*, 41(1), 53-57.
- Gao, J., Oloibiri, V., Chys, M., Audenaert, W., Decostere, B., He, Y., Van Langenhove H., Demeestere, K., Van Hulle, S.W., 2015. The present status of landfill leachate treatment and its development trend from a technological point of view. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 14(1), 93-122.
- Gaur, R.Z., Suthar, S., 2017. Anaerobic digestion of activated sludge, anaerobic granular sludge and cow dung with food waste for enhanced methane production. *Journal of Cleaner Production*, 164, 557-566.
- Ghafari, S., Aziz, H.A., Isa, M.H., Zinatizadeh, A.A., 2009. Application of response surface methodology (RSM) to optimize coagulation–flocculation treatment of leachate using poly-aluminum chloride (PAC) and alum. *Journal of Hazardous Materials*, 163(2-3), 650-656.

- Gikas, P., 2008. Single and combined effects of nickel (Ni (II)) and cobalt (Co (II)) ions on activated sludge and on other aerobic microorganisms: a review. *Journal of Hazardous Materials*, 159(2-3), 187-203.
- Gomes, A.I., Santos, S.G., Silva, T.F., Boaventura, R.A., Vilar, V.J., 2019. Treatment train for mature landfill leachates: Optimization studies. *Science of The Total Environment*, 673, 470-479.
- González-Cortés, J.J., Almenglo, F., Ramírez, M., Cantero, D., 2021. Simultaneous removal of ammonium from landfill leachate and hydrogen sulfide from biogas using a novel two-stage oxic-anoxic system. *Science of The Total Environment*, 750, 141664.
- Grelier, P., Rosenberger, S., Tazi-Pain, A., 2006. Influence of sludge retention time on membrane bioreactor hydraulic performance. *Desalination*, 192(1-3), 10-17.
- Guo, W., Ngo, H.H., Dharmawan, F., Palmer, C.G., 2010. Roles of polyurethane foam in aerobic moving and fixed bed bioreactors. *Bioresource technology*, 101(5), 1435-1439.
- Gündüzalp, A.A., Güven, S., 2016. Atık, çeşitleri, atık yönetimi, geri dönüşüm ve tüketici: Çankaya belediyesi ve semt tüketicileri örneği. *Hacettepe Üniversitesi Sosyolojik Araştırmalar E-Dergisi*, 9.
- Han, S.S., Bae, T.H., Jang, G.G., Tak, T.M., 2005. Influence of sludge retention time on membrane fouling and bioactivities in membrane bioreactor system. *Process Biochemistry*, 40(7), 2393-2400.
- Harada, H., Momonoi, K., Yamazaki, S., Takizawa, S., 1994. Application of anaerobic-UF membrane reactor for treatment of a wastewater containing high strength particulate organics. *Water Science and Technology*, 30(12), 307.
- Hasar, H., Unsal, S.A., Ipek, U., Karatas, S., Cınar, O., Yaman, C., Kınacı, C., 2009. Stripping/flocculation/membrane bioreactor/reverse osmosis treatment of municipal landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1-3), 309-317.
- Hashisho, J., El-Fadel, M., 2016. Membrane bioreactor technology for leachate treatment at solid waste landfills. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, (15), 441-463.
- Hassan, M., Wang, X., Wang, F., Wu, D., Hussain, A., Xie, B., 2017. Coupling ARB-based biological and photochemical (UV/TiO₂ and UV/S₂O₈²⁻) techniques to deal with sanitary landfill leachate. *Waste Management*, 63, 292-298.
- He, Y., Xu, P., Li, C., Zhang, B., 2005. High-concentration food wastewater treatment by an anaerobic membrane bioreactor. *Water Research*, 39(17), 4110-4118.

- Hocaoglu, S.M., Orhon, D., 2010. Fate of soluble residual organics in membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*, 364(1-2), 65-74.
- Hong, S., Elimelech, M., 1997. Chemical and physical aspects of natural organic matter (NOM) fouling of nanofiltration membranes. *Journal of Membrane Science*, 132(2), 159-181.
- Hoornweg, Daniel, and Perinaz Bhada-Tata., 2012. *What a Waste. A Global Review of Solid Waste Management*. Washington, DC: World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/17388>.
- Hoseinzadeh, E. Rezaee, A. Hossini, H., 2016. Biological nitrogen removal in moving bed biofilm reactor using ibuprofen as carbon source *Water, Air, Soil Pollution*, 227(2), 46.
- Huang, Z., Ong, S.L., Ng, H.Y., 2011. Submerged anaerobic membrane bioreactor for low-strength wastewater treatment: effect of HRT and SRT on treatment performance and membrane fouling. *Water Research*, 45(2), 705-713.
- Iorhemen, O.T., Hamza, R.A., Tay, J.H., 2016. Membrane bioreactor (MBR) technology for wastewater treatment and reclamation: membrane fouling. *Membranes*, 6(2), 33.
- Ivanovic, I., Leiknes, T.O., 2012. The Biofilm Membrane Bioreactor (BFMBR)-a Review. *Desalination and Water Treatment*, 37(1-3), 288-295.
- Jang, N., Ren, X., Choi, K., Kim, I.S., 2006. Comparison of membrane biofouling in nitrification and denitrification for the membrane bioreactor (MBR). *Water Science and Technology*, 53(6), 43-49.
- Jensen, D.L., Ledin, A., Christensen, T.H., 1999. Speciation of heavy metals in landfill-leachate polluted groundwater. *Water Research*, 33(11), 2642-2650.
- Jiang, Q., Ngo, H.H., Nghiem, L.D., Hai, F.I., Price, W.E., Zhang, J., Guo, W., 2018. Effect of hydraulic retention time on the performance of a hybrid moving bed biofilm reactor-membrane bioreactor system for micropollutants removal from municipal wastewater. *Bioresource Technology*, 247, 1228-1232.
- Jin, L., Ong, S.L., Ng, H.Y., 2013. Fouling control mechanism by suspended biofilm carriers addition in submerged ceramic membrane bioreactors. *Journal of membrane science*, 427, 250-258.
- Johir, M.A., Vigneswaran, S., Sathasivan, A., Kandasamy, J., Chang, C.Y., 2012. Effect of organic loading rate on organic matter and foulant characteristics in membrane bio-reactor. *Bioresource Technology*, 113, 154-160.

- Jokela, J.P.Y., Kettunen, R.H., Sormunen, K.M., Rintala, J.A., 2002. Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale in-situ denitrification. *Water Research*, 36(16), 4079-4087.
- Joss, A., Baenninger, C., Foa, P., Koepke, S., Krauss, M., McArdell, C.S., Rottermann, K., Wei, Y., Zapata, A., Siegrist, H., 2011. Water reuse: >90% water yield in MBR/RO through concentrate recycling and CO₂ addition as scaling control. *Water Research*, 45, 6141–6151.
- Judd, S., Alvarez- Vazquez, H., Jefferson, B., 2006. The impact of intermittent aeration on the operation of Air- Lift tubular membrane bioreactors under sub- critical conditions. *Separation Science and Technology*, 41(7), 1293-1302.
- Judd, S.J., 2016. The status of industrial and municipal effluent treatment with membrane bioreactor technology. *Chemical Engineering Journal*, 305, 37-45.
- Kamaruddin, M.A., Yusoff, M.S., Rui, L.M., Isa, A.M., Zawawi, M.H., Alrozi, R., 2017. An overview of municipal solid waste management and landfill leachate treatment: Malaysia and Asian perspectives. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(35), 26988-27020.
- Kawan, J.A., Hasan, H.A., Suja, F., Jaafar, O.B., Abd-Rahman, R., 2016. A review on sewage treatment and polishing using moving bed bioreactor (MBBR). *Journal of Engineering Science and Technology*, 11(8), 1098-1120.
- Kaya, Y., Ersan, G., Vergili, I., Gönder, Z.B., Yilmaz, G., Dizge, N., Aydiner, C., 2013. The treatment of pharmaceutical wastewater using in a submerged membrane bioreactor under different sludge retention times. *Journal of Membrane Science*, 442, 72-82.
- Kaza, Silpa., Yao, Lisa C., Bhada-Tata, Perinaz., Van Woerden, Frank., 2018. What a Waste 2.0 : A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Urban Development; Washington, DC: World Bank. © World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317> License: CC BY 3.0 IGO.
- Khan, D., Kumar, A., Samadder, S.R., 2016. Impact of socioeconomic status on municipal solid waste generation rate. *Waste Management*, 49, 15-25.
- Khin, T., Annachhatre, A.P., 2004. Novel microbial nitrogen removal processes. *Biotechnology Advances*, 22(7), 519-532.
- Kim, I.S., Jang, N., 2006. The effect of calcium on the membrane biofouling in the membrane bioreactor (MBR). *Water Research*, 40(14), 2756-2764.

- Kiriş, A., Saltabaş, F., 2011. The landfill gas management at sanitary landfill site and istanbul case study. *Sigma*,3, 209-218.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H., 2002. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297-336.
- Kornboonraksa, T., Lee, S.H., 2009. Factors affecting the performance of membrane bioreactor for piggery wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 100(12), 2926-2932.
- Koupaie, E.H. Moghaddam, M.A. Hashemi, S.H., 2011. Post-treatment of anaerobically degraded azo dye Acid Red 18 using aerobic moving bed biofilm process: enhanced removal of aromatic amines. *Journal of Hazardous Materials*, 195, 147-154.
- Kraume, M., Drews, A., 2010. Membrane bioreactors in waste water treatment—status and trends. *Chemical engineering & technology*, 33(8), 1251-1259.
- Kulikowska, D., Klimiuk, E., 2008. The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, 99(13), 5981-5985.
- Kulikowska, D., Kaczówka, E., Pokój, T., Gusiatin, Z., 2009. Application of moving bed biofilm reactor (MBBR) for high-ammonium landfill leachate nitrification. *New Biotechnology*, 25, S351-S352.
- Kurniawan, T.A., Lo, W.H., Chan, G.Y., 2006. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 129(1-3), 80-100.
- LaPara, T.M., Klatt, C.G., Chen, R., 2006. Adaptations in bacterial catabolic enzyme activity and community structure in membrane-coupled bioreactors fed simple synthetic wastewater. *Journal of Biotechnology*, 121(3), 368-380.
- Le-Clech, P., Chen, V., Fane, T.A., 2006. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. *Journal of Membrane Science*, 284(1-2), 17-53.
- Leiknes, T., Ødegaard, H., 2007. The development of a biofilm membrane bioreactor. *Desalination*, 202(1-3), 135-143.
- Li, H., Yang, M., Zhang, Y., Yu, T., Kamagata, Y., 2006. Nitrification performance and microbial community dynamics in a submerged membrane bioreactor with complete sludge retention. *Journal of Biotechnology*, 123(1), 60-70.
- Li, Q., Elimelech, M., 2004. Organic fouling and chemical cleaning of nanofiltration membranes: measurements and mechanisms. *Environmental Science and Technology*, 38 (17), 4683–4693.

- Liang, Y., Li, D., Zhang, X., Zeng, H., Yang, Z., Cui, S., Zhang, J., 2015. Stability and nitrite-oxidizing bacteria community structure in different high-rate CANON reactors. *Bioresource Technology*, 175, 189-194.
- Liu, Z., Wu, W., Shi, P., Guo, J., 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.
- Liu, J., Zhang, H., Zhang, P., Wu, Y., Gou, X., Song, Y., Tian, Z., Zeng, G., 2017. Two-stage anoxic/oxic combined membrane bioreactor system for landfill leachate treatment: pollutant removal performances and microbial community. *Bioresource Technology*, 243, 738-746.
- Liu J., Zhang P., Li H., Tian Y., Wang S., Song Y., Zeng G., Sun C., Tian Z., 2018a. Denitrification of landfill leachate under different hydraulic retention time in a two-stage anoxic/oxic combined membrane bioreactor process: Performances and bacterial community. *Bioresour Technology*, 250, 110-116.
- Liu, J., Tian, Z., Zhang, P., Qiu, G., Wu, Y., Zhang, H., Zeng, G., 2018b. Influence of reflux ratio on two-stage anoxic/oxic with MBR for leachate treatment: Performance and microbial community structure. *Bioresource Technology*, 256, 69-76.
- Liu, W., Long, Y., Fang, Y., Ying, L., Shen, D., 2018c. A novel aerobic sulfate reduction process in landfill mineralized refuse. *Science of The Total Environment*, 637, 174-181.
- Liu, Z., Zhou, L., Liu, F., Gao, M., Wang, J., Zhang, A., Liu, Y., 2019. Impact of Al-based coagulants on the formation of aerobic granules: Comparison between poly aluminum chloride (PAC) and aluminum sulfate (AS). *Science of The Total Environment*, 685, 74-84.
- Liu, J., Zhang, P., Tian, Z., Xu, R., Wu, Y., Song, Y., 2020. Pollutant removal from landfill leachate via two-stage anoxic/oxic combined membrane bioreactor: Insight in organic characteristics and predictive function analysis of nitrogen-removal bacteria. *Bioresource Technology*, 317, 124037.
- Loukidou, M.X., Zouboulis, A.I., 2001. Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. *Environmental pollution*, 111(2), 273-281.
- Luo, H.W., Chen, J.J., Sheng, G.P., Su, J.H., Wei, S.Q., Yu, H.Q., 2014a. Experimental and theoretical approaches for the surface interaction between copper and activated sludge microorganisms at molecular scale. *Scientific Reports*, 4, 7078.

- Luo, Y., Guo, W., Ngo, H.H., Nghiem, L.D., Hai, F.I., Kang, J., Price, W.E., 2014b. Removal and fate of micropollutants in a sponge-based moving bed bioreactor. *Bioresource Technology*, 159, 311-319.
- Luo, Y., Jiang, Q., Ngo, H.H., Nghiem, L.D., Hai, F.I., Price, W.E., Wang, J., Guo, W., 2015. Evaluation of micropollutant removal and fouling reduction in a hybrid moving bed biofilm reactor–membrane bioreactor system. *Bioresource Technology*, 191, 355-359.
- Luo, H., Zeng, Y., Cheng, Y., He, D., Pan, X., 2020. Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. *Science of The Total Environment*, 703, 135468.
- Ma, J., Wang, Z., Zou, X., Feng, J., Wu, Z., 2013. Microbial communities in an anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for municipal wastewater treatment: Comparison of bulk sludge and cake layer. *Process Biochemistry*, 48(3), 510-516.
- Magutu, P.O., Mbeche, I.M., Nyamwange, O., Mwove, M.N., Ndubai, R.E., Nyaanga, R.O., 2010. Formulation and implementation of operation strategies used in solid waste management: case study of City Council of Nairobi. *Journal of African Research in Business and Technology*, 2010, 1-21.
- Massé, A., Spérandio, M., 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(12), 2405-2415.
- Matošić, M., Vuković, M., Čurlin, M., Mijatović, I., 2008. Fouling of a hollow fibre submerged membrane during longterm filtration of activated sludge. *Desalination*, 219(1-3), 57-65.
- Matošić, M., Terzić, S., Korajlija Jakopović, H., Mijatović, I., Ahel, M., 2008. Treatment of a landfill leachate containing compounds of pharmaceutical origin. *Water Science and Technology*, 58(3), 597-602.
- Maurer, M., Fux, C., Graff, M., Siegrist, H., 2001. Moving-bed biological treatment (MBBT) of municipal wastewater: denitrification. *Water Science and Technology*, 43(11), 337-344.
- Mazioti, A.A., Stasinakis, A.S., Pantazi, Y., Andersen, H.R., 2015. Biodegradation of benzotriazoles and hydroxy-benzothiazole in wastewater by activated sludge and moving bed biofilm reactor systems. *Bioresource Technology*, 192, 627-635.

- Mazioti, A.A. Stasinakis, A.S. Psoma, A.K. Thomaidis, N.S. Andersen, H.R., 2017. Hybrid Moving Bed Biofilm Reactor for the biodegradation of benzotriazoles and hydroxy-benzothiazole in wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 323, 299-310.
- Meng, F., Shi, B., Yang, F., Zhang, H., 2007a. Effect of hydraulic retention time on membrane fouling and biomass characteristics in submerged membrane bioreactors. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 30(5), 359-367.
- Meng, F., Zhang, H., Yang, F., Liu, L., 2007b. Characterization of cake layer in submerged membrane bioreactor. *Environmental Science & Technology*, 41(11), 4065-4070.
- Meng, F., Chae, S.R., Drews, A., Kraume, M., Shin, H.S., Yang, F., 2009. Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): membrane fouling and membrane material. *Water Research*, 43(6), 1489-1512.
- Metcalf, Eddy, 2003. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse* (fourth ed.), McGraw-Hill, NY, USA.
- Miao, L., Yang, G., Tao, T., Peng, Y., 2019. Recent advances in nitrogen removal from landfill leachate using biological treatments—A review. *Journal of Environmental Management*, 235, 178-185.
- Minghua, Z., Xiumin, F., Rovetta, A., Qichang, H., Vicentini, F., Bingkai, L., Guisti, A., Yi, L., 2009. Municipal solid waste management in Pudong new area, China. *Waste Management*, 29(3), 1227-1233.
- Mor, S., Ravindra, K., Dahiya, R.P., Chandra, A., 2006. Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. *Environmental Monitoring and Assessment*, 118(1), 435-456.
- More, T.T., Yadav, J.S.S., Yan, S., Tyagi, R.D., Surampalli, R.Y., 2014. Extracellular polymeric substances of bacteria and their potential environmental applications. *Journal of Environmental Management*, 144, 1-25.
- Muşdal, H. (2007). Tıbbi atıkları işleme ve bertaraf etme teknolojisi seçme problemine bulanık analitik hiyerarşi prosesi ve bulanık analitik ağ prosesi yaklaşımı. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Endüstri Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, 138s, İstanbul.
- Mutamim, N.S.A., Noor, Z.Z., Hassan, M.A.A., Olsson, G., 2012. Application of membrane bioreactor technology in treating high strength industrial wastewater: a performance review. *Desalination*, 305, 1-11.
- Nabegu, A.B., 2010. An analysis of municipal solid waste in Kano metropolis, Nigeria. *Journal of Human Ecology*, 31(2), 111-119.

- Nanda, S., Berruti, F., 2020. Municipal solid waste management and landfilling technologies: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 1-24.
- Naveen, B.P., Mahapatra, D.M., Sitharam, T.G., Sivapullaiah, P.V., Ramachandra, T.V., 2017. Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. *Environmental Pollution*, 220, 1-12.
- Ng, H.Y., Tan, T.W., Ong, S.L., 2006. Membrane fouling of submerged membrane bioreactors: impact of mean cell residence time and the contributing factors. *Environmental science & technology*, 40(8), 2706-2713.
- Nordin, N.I.A.B.A., 2006. Leachate Treatment Using Constructed Wetland with Magnetic Field, Master Thesis. Universiti Teknologi Malaysia. 88p.
- Ødegaard, H., 1999. The moving bed biofilm reactor. *Water Environmental Engineering and Reuse of Water*, 250-305.
- Okot-Okumu, J., Nyenje, R., 2011. Municipal solid waste management under decentralisation in Uganda. *Habitat International*, 35(4), 537-543.
- Ooi, G.T., Casas, M.E., Andersen, H.R., Bester, K., 2017. Transformation products of clindamycin in moving bed biofilm reactor (MBBR). *Water Research*, 113, 139-148.
- Ouyang, K., Junxin, L.I.U., 2009. Effect of sludge retention time on sludge characteristics and membrane fouling of membrane bioreactor. *Journal of Environmental Sciences*, 21(10), 1329-1335.
- Öman, C., Hynning, P.A., 1993. Identification of organic compounds in municipal landfill leachates. *Environmental Pollution*, 80, 265–271.
- Öman, C.B., Junestedt, C., 2008. Chemical characterization of landfill leachates—400 parameters and compounds. *Waste Management*, 28(10), 1876-1891.
- Öztürk, İ., Çevre, T. C., Müdürlüğü, O. B. Ç. Y. G., 2010. Atık Sektörü Mevcut Durum Değerlendirmesi Raporu. TC. Çevre ve Orman Bakanlığı Çevre Yönetimi Genel Müdürlüğü, Ankara, Türkiye.
- Pastore, C., Barca, E., Del Moro, G., Di Iaconi, C., Loos, M., Singer, H.P., Mascolo, G., 2018. Comparison of different types of landfill leachate treatments by employment of nontarget screening to identify residual refractory organics and principal component analysis. *Science of The Total Environment*, 635, 984-994.
- Pendashteh, A.R., Fakhru'l-Razi, A., Madaeni, S.S., Abdullah, L.C., Abidin, Z.Z., Biak, D.R.A., 2011. Membrane foulants characterization in a membrane bioreactor (MBR) treating hypersaline oily wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 168, 140–150.

- Pieus Thanikkal, M., Pooppana Antony, S., 2021. Integrated Electro-Fenton and Membrane Bioreactor System for Matured Landfill Leachate Treatment. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 25(1), 04020058.
- Pinel-Raffaitin, P., Amouroux, D., LeHecho, I., Rodriguez-Gonzalez, P., Potin-Gautier, M., 2008. Occurrence and distribution of organotin compounds in leachates and biogases from municipal landfills. *Water Research*, 42(4-5), 987-996.
- Pirsaheb, M., Mesdaghinia, A.R., Shahtaheri, S.J., Zinatizadeh, A.A., 2009. Kinetic evaluation and process performance of a fixed film bioreactor removing phthalic acid and dimethyl phthalate. *Journal of Hazardous Materials*, 167 (1–3), 500–506.
- Pitman, A.R., 1991. Design considerations for nutrient removal activated sludge plants. *Water Science and Technology*, 23(4-6), 781-790.
- Plósz, B.G. Vogelsang, C. Macrae, K. Heiaas, H.H. Lopez, A. Liltved, H. Langford, K.H., 2010. The BIOZO process—a biofilm system combined with ozonation: occurrence of xenobiotic organic micro-pollutants in and removal of polycyclic aromatic hydrocarbons and nitrogen from landfill leachate. *Water Science and Technology*, 61(12), 3188-3197.
- Poh, P.E., Chong, M.F., 2014. Upflow anaerobic sludge blanket-hollow centered packed bed (UASB-HCPB) reactor for thermophilic palm oil mill effluent (POME) treatment. *Biomass and Bioenergy*, 67, 231-242.
- Pollice, A., Laera, G., Saturno, D., Giordano, C., 2008. Effects of sludge retention time on the performance of a membrane bioreactor treating municipal sewage. *Journal of Membrane Science*, 317(1-2), 65-70.
- Rana, R., Ganguly, R., Gupta, A.K., 2018. Physico-chemical characterization of municipal solid waste from Tricity region of Northern India: a case study. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 20(1), 678-689.
- Regadío, M., Ruiz, A. I., Rodríguez-Rastrero, M., Cuevas, J., 2015. Containment and attenuating layers: An affordable strategy that preserves soil and water from landfill pollution. *Waste Management*, 46, 408-419.
- Ren, N., Chen, Z., Wang, X., Hu, D., Wang, A., 2005. Optimized operational parameters of a pilot scale membrane bioreactor for high-strength organic wastewater treatment. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 56(4), 216-223.
- Renou, S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P., 2008. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150(3), 468-493.

- Robinson, J.M., Bowman, W.J., Palmer, M., Vogel, E., 2012. MBBR Process Proves Highly Effective for Treating Variable Strength Landfill Leachate. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2012(12), 3926-3935.
- Rodríguez, D.C., Ramírez, O., Mesa, G.P., 2011. Behavior of nitrifying and denitrifying bacteria in a sequencing batch reactor for the removal of ammoniacal nitrogen and organic matter. *Desalination*, 273(2-3), 447-452.
- Rosenberger, S., Evenblij, H., Te Poele, S., Wintgens, T., Laabs, C., 2005. The importance of liquid phase analyses to understand fouling in membrane assisted activated sludge processes-six case studies of different European research groups. *Journal of Membrane Science*, 263(1-2), 113-126.
- Rusten, B., Hem, L.J., Ødegaard, H., 1995. Nitrogen removal from dilute wastewater in cold climate using moving-bed biofilm reactors. *Water Environment Research*, 67(1), 65-74.
- Sahinkaya, E., Yurtsever, A., Çınar, Ö., 2017. Treatment of textile industry wastewater using dynamic membrane bioreactor: Impact of intermittent aeration on process performance. *Separation and Purification Technology*, 174, 445-454.
- Sahinkaya, E., Yurtsever, A., Isler, E., Coban, I., Aktaş, Ö., 2018. Sulfate reduction and filtration performances of an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR). *Chemical Engineering Journal*, 349, 47-55.
- Samadder, S.R., Prabhakar, R., Khan, D., Kishan, D., Chauhan, M.S., 2017. Analysis of the contaminants released from municipal solid waste landfill site: A case study. *Science of The Total Environment*, 580, 593-601.
- Sanguanpak, S., Chiemchaisri, W., Chiemchaisri, C., 2019. Membrane fouling and micro-pollutant removal of membrane bioreactor treating landfill leachate. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 18(4), 715-740.
- Santos, A., Judd, S., 2010. The fate of metals in wastewater treated by the activated sludge process and membrane bioreactors: a brief review. *Journal of Environmental Monitoring*, 12(1), 110-118.
- Schlegel, S., 1988. The use of submerged biological filters for nitrification. *Water Science and Technology*, 20(4-5), 177-187.
- Setiadi, T., Fairus, S., 2003. Hazardous waste landfill leachate treatment using an activated sludge-membrane system. *Water Science and Technology*, 48(8), 111-117.

- Shariati, S.R.P., Bonakdarpour, B., Zare, N., Ashtiani, F.Z., 2011. The effect of hydraulic retention time on the performance and fouling characteristics of membrane sequencing batch reactors used for the treatment of synthetic petroleum refinery wastewater. *Bioresource Technology*, 102(17), 7692-7699.
- Shi, Y., Huang, J., Zeng, G., Gu, Y., Hu, Y., Tang, B., Shi, L., 2018. Evaluation of soluble microbial products (SMP) on membrane fouling in membrane bioreactors (MBRs) at the fractional and overall level: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 17(1), 71-85.
- Silva, T.F., Soares, P.A., Manenti, D.R., Fonseca, A., Saraiva, I., Boaventura, R.A., Vilar, V.J., 2017. An innovative multistage treatment system for sanitary landfill leachate depuration: Studies at pilot-scale. *Science of The Total Environment*, 576, 99-117.
- Sözüdoğru, O., Massara, T.M., Çalık, S., Yılmaz, A.E., Bakirdere, S., Katsou, E., Komesli, O.T., 2020. Influence of Hydraulic Retention Time (HRT) upon the Treatment of Wastewater by a Laboratory-Scale Membrane Bioreactor (MBR). *Analytical Letters*, 1-10.
- Sun, F.Y., Yang, Y.J., Dong, W.Y., Li, J., 2012. Granulation of nitrifying bacteria in a sequencing batch reactor for biological stabilisation of source-separated urine. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 166, 2114–2126.
- Svojitka, J. Wintgens, T. Melin, T., 2009. Treatment of landfill leachate in a bench scale MBR. *Desalination and Water Treatment*, 9(1-3), 136-141.
- Takriff, M.S., Jaafar, N.L., Abdullah, S.R.S., 2014. A review of biofilm treatment systems in treating downstream Palm Oil Mill Effluent (POME). *Journal of Applied Sciences*, 14(12), 1334-1338.
- Tang, K. Ooi, G.T. Litty, K. Sundmark, K. Kaarsholm, K.M. Sund, C. Andersen, H.R., 2017. Removal of pharmaceuticals in conventionally treated wastewater by a polishing moving bed biofilm reactor (MBBR) with intermittent feeding. *Bioresource Technology*, (236), 77-86.
- Tatsi, A.A., Zouboulis, A.I., 2002. A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece). *Advances in Environmental Research*, 6(3), 207-219.
- Tauchert, E., Schneider, S., de Morais, J.L., Peralta-Zamora, P., 2006. Photochemically-assisted electrochemical degradation of landfill leachate. *Chemosphere*, 64(9), 1458-1463.
- Tchobanoglous, G.; Abu-Orf, M.; Burton, F. L., 2014. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery. Volume 2*. New York: McGraw-Hill Education, USA.

- Tchobanoglous, G.; Burton, F.L.; Stensel, H.D., 2003. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse; McGraw Hill: New York, NY, USA.
- Tee, P.F., Abdullah, M.O., Tan, I.A.W., Rashid, N.K.A., Amin, M.A.M., Nolasco-Hipolito, C., Bujang, K., 2016. Review on hybrid energy systems for wastewater treatment and bio-energy production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 235-246.
- Tian, M., Zhao, F., Shen, X., Chu, K., Wang, J., Chen, S., Liu, H., 2015. The first metagenome of activated sludge from full-scale anaerobic/anoxic/oxic (A2O) nitrogen and phosphorus removal reactor using Illumina sequencing. *Journal of Environmental Sciences*, 35, 181-190.
- Top, S., Sekman, E., Yazıcı, R., Demir, A., Bilgili, M.S., 2011. Investigation of anaerobic and aerobic degradation processes in sanitary landfill. *Sigma*, 3, 99-108.
- Torretta, V., Ferronato, N., Katsoyiannis, I.A., Tolkou, A.K., Airolidi, M., 2017. Novel and conventional technologies for landfill leachates treatment: A review. *Sustainability*, 9(1), 9.
- Trabelsi, I., Sellami, I., Dhifallah, T., Medhioub, K., Bousselmi, L., Ghrabi, A., 2009. Coupling of anoxic and aerobic biological treatment of landfill leachate. *Desalination*, 246(1-3), 506-513.
- Trussell, R.S., Merlo, R.P., Hermanowicz, S.W., Jenkins, D., 2006. The effect of organic loading on process performance and membrane fouling in a submerged membrane bioreactor treating municipal wastewater. *Water research*, 40(14), 2675-2683.
- Tsilogeorgis, J., Zouboulis, A., Samaras, P., Zamboulis, D., 2008. Application of a membrane sequencing batch reactor for landfill leachate treatment. *Desalination*, 221(1-3), 483-493.
- Turan, N.G., Çoruh, S., Akdemir, A., Ergun, O.N., 2009. Municipal solid waste management strategies in Turkey. *Waste Management*, 29(1), 465-469.
- Turhan, E.Ü., Erginkaya, Z., 2019. Bakteriyel Biyofilmlerdeki Antimikrobiyel Direnç Mekanizması. *Akademik Gıda*, 17(1), 131-139.
- Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK)., 2019. "Türkiye Katı Atık İstatistikî Veriler", Erişim Tarihi: 22.01.2021. <https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Istatistiklerle-Cevre-2018-33675>.
- Ucar, D., Sahinkaya, E., Yilmaz, T., Cakmak, Y., 2019. Simultaneous nitrate and perchlorate reduction in an elemental sulfur-based denitrifying membrane bioreactor. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 144, 104741.

- Uygur, A., Kargı, F., 2004. Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor. *Journal of environmental management*, 71(1), 9-14.
- Vílchez, R., Pozo, C., Gómez, M.A., Rodelas, B., González-López, J., 2007. Dominance of sphingomonads in a copper-exposed biofilm community for groundwater water treatment. *Microbiology* 153, 325–337.
- Wang, Y., Huang, X., Yuan, Q., 2005. Nitrogen and carbon removals from food processing wastewater by an anoxic/aerobic membrane bioreactor. *Process Biochemistry*, 40(5), 1733-1739.
- Wang, X.J., Xia, S.Q., Chen, L., Zhao, J.F., Renault, N.J., Chovelon, J.M., 2006. Nutrients removal from municipal wastewater by chemical precipitation in a moving bed biofilm reactor. *Process Biochemistry*, 41(4), 824-828.
- Wang, L.K., Menon, R., 2011. Treatment of industrial effluents, municipal wastes, and potable water by membrane bioreactors. In *Membrane and Desalination Technologies*, 201-236. Humana Press, Totowa, NJ.
- Wang, Q., Wang, Z., Zhu, C., Mei, X., Wu, Z., 2013. Assessment of SMP fouling by foulant–membrane interaction energy analysis. *Journal of Membrane Science*, 446, 154-163.
- Wang, Z., Gao, M., Wang, S., Xin, Y., Ma, D., She, Z., ... Ren, Y., 2014. Effect of hexavalent chromium on extracellular polymeric substances of granular sludge from an aerobic granular sequencing batch reactor. *Chemical Engineering Journal*, 251, 165-174.
- Wang S, Li Z, Gao M, She Z, Guo L, Zheng D, Zhao Y, Ma B, Gao F, Wang X., 2017. Long-term effects of nickel oxide nanoparticles on performance, microbial enzymatic activity, and microbial community of a sequencing batch reactor. *Chemosphere*, 169, 387-395.
- Wang, Q., Jiang, L., Fang, C., Mao, H., Zhuang, H., 2020. Transformation of phthalic acid diesters in an anaerobic/anoxic/oxic leachate treatment process. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 28(1), 249-253.
- Wei, Y., Li, G., Wang, B., 2011. Application of granular sludge membrane bioreactor in the treatment of wastewater. *Procedia Environmental Sciences*, 10, 108-111.
- Welander, U., Henrysson, T., Welander, T., 1998. Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate in a pilot scale suspended carrier biofilm process. *Water Research*, 32(5), 1564-1570.

- Wintgens, T., Gallenkemper, M., Melin, T., 2003. Occurrence and removal of endocrine disrupters in landfill leachate treatment plants. *Water Science and Technology*, 48(3), 127-134.
- Wiszniewski, J., Robert, D., Surmacz-Gorska, J., Miksch, K., Weber, J.V., 2006. Landfill leachate treatment methods: A review. *Environmental chemistry letters*, 4(1), 51-61.
- Wu, J., Zhuang, Y., Li, H., Huang, X., 2010. pH adjusting to reduce fouling propensity of activated sludge mixed liquor in membrane bioreactors. *Separation Science and Technology*, 45(7), 890-895.
- Xiao, K., Xu, Y., Liang, S., Lei, T., Sun, J., Wen, X., ... Huang, X., 2014. Engineering application of membrane bioreactor for wastewater treatment in China: current state and future prospect. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 8(6), 805-819.
- Xiong, J., Zheng, Z., Yang, X., He, J., Luo, X., Gao, B., 2018. Mature landfill leachate treatment by the MBBR inoculated with biocarriers from a municipal wastewater treatment plant. *Process Safety and Environmental Protection*, 119, 304-310.
- Yamamoto, T., Yasuhara, A., Shiraishi, H., Nakasugi, O., 2001. Bisphenol A in hazardous waste landfill leachates. *Chemosphere*, 42, 415–418.
- Yan, H., Cousins, I.T., Zhang, C., Zhou, Q., 2015. Perfluoroalkyl acids in municipal landfill leachates from China: Occurrence, fate during leachate treatment and potential impact on groundwater. *Science of The Total Environment*, 524, 23-31.
- Yang, S., Yang, F., Fu, Z., Lei, R., 2009. Comparison between a moving bed membrane bioreactor and a conventional membrane bioreactor on membrane fouling. *Bioresource Technology*, 100(24), 6655-6657.
- Yang, X.L., Song, H.L., Chen, M., Cheng, B., 2011. Characterizing membrane foulants in MBR with addition of polyferric chloride to enhance phosphorus removal. *Bioresource Technology*, 102, 9490–9496.
- Yang, Y., Wu, R., Hu, J., Xing, S., Huang, C., Mi, J., Liao, X., 2020. Dominant denitrifying bacteria are important hosts of antibiotic resistance genes in pig farm anoxic-oxic wastewater treatment processes. *Environment International*, 143, 105897.
- Yıldız, Ş., 2000. Katı Atık Düzenli Depolama Sahalarında Oluşan Çöp Sızıntı Suları ve Arıtılması. Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Y.Lisans Tezi, 79s, Gebze.

- Yiğit, N.Ö., 2007. Membran Biyoreaktörü ile (MBR) Evsel Atıksu Arıtımı. Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Doktora Tezi, 172s, Isparta.
- Yiping, X., Yiqi, Z., Donghong, W., Shaohua, C., Junxin, L., Zijian, W., 2008. Occurrence and removal of organic micropollutants in the treatment of landfill leachate by combined anaerobic-membrane bioreactor technology. *Journal of Environmental Sciences*, 20(11), 1281-1287.
- Yong, Z.J., Bashir, M.J., Ng, C.A., Sethupathi, S., Lim, J.W., 2018. A sequential treatment of intermediate tropical landfill leachate using a sequencing batch reactor (SBR) and coagulation. *Journal of Environmental Management*, 205, 244-252.
- Yoon, S.H., Kim, H.S., Yeom, I.T., 2004. The optimum operational condition of membrane bioreactor (MBR): cost estimation of aeration and sludge treatment. *Water Research*, 38(1), 37-46.
- Yuan, Q., Wang, H., Hang, Q., Deng, Y., Liu, K., Li, C., Zheng, S., 2015. Comparison of the MBBR denitrification carriers for advanced nitrogen removal of wastewater treatment plant effluent. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(18), 13970-13979.
- Yurtsever, A., 2016a. Tekstil Endüstrisi Atıksularının Anaerobik Ve Aerobik Membran Biyoreaktörlerle Arıtılabilirliği ve Tıkanma Özelliklerinin İncelenmesi. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Doktora Tezi, 202s, İstanbul.
- Yurtsever, A., Calimlioglu, B., Görür, M., Çınar, Ö., Sahinkaya, E., 2016b. Effect of NaCl concentration on the performance of sequential anaerobic and aerobic membrane bioreactors treating textile wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 287, 456-465.
- Yurtsever, A., Calimlioglu, B., Sahinkaya, E., 2017. Impact of SRT on the efficiency and microbial community of sequential anaerobic and aerobic membrane bioreactors for the treatment of textile industry wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 314, 378-387.
- Yuzir, A., Chelliapan, S., Sallis, P.J., 2011. Influence of step increases in hydraulic retention time on (RS)-MCPP degradation using an anaerobic membrane bioreactor. *Bioresource technology*, 102(20), 9456-9461.
- Zekker, I., Rikmann, E., Tenno, T., Vabamäe, P., Tomingas, M., Menert, A., Tenno, T., 2012. Anammox bacteria enrichment and phylogenetic analysis in moving bed biofilm reactors. *Environmental Engineering Science*, 29(10), 946-950.

- Zhang, J., Yang, T., Wang, H., Yang, K., Fang, C., Lv, B., Yang, X., 2015. Study on treating old landfill leachate by Ultrasound–Fenton oxidation combined with MAP chemical precipitation. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 27(4), 175-182.
- Zhou, L., Xia, S., Alvarez-Cohen, L., 2015. Structure and distribution of inorganic components in the cake layer of a membrane bioreactor treating municipal wastewater. *Bioresource Technology*, 196, 586–591.
- Zhu, G.F., Wu, P., Wei, Q.S., Lin, J.Y., Gao, Y.L., Liu, H.N., 2010. Biohydrogen production from purified terephthalic acid (PTA) processing wastewater by anaerobic fermentation using mixed microbial communities. *International Journal of Hydrogen Energy*, 35(15), 8350-8356.
- Zhu, X.Wang, Z.Wu, Z., 2011. Characterization of membrane foulants in a full-scale membrane bioreactor for supermarket wastewater treatment. *Process Biochemistry*, 46(4), 1001-1009.
- Zhu, Y., Zhang, Y., Ren, H.Q., Geng, J.J., Xu, K., Huang, H., Ding, L.L., 2015. Physicochemical characteristics and microbial community evolution of biofilms during the start-up period in a moving bed biofilm reactor. *Bioresource Technology*, 180, 345-351.
- Zolfaghari, M., Jardak, K., Drogui, P., Brar, S.K., Buelna, G., Dubé, R., 2016. Landfill leachate treatment by sequential membrane bioreactor and electro-oxidation processes. *Journal of Environmental Management*, 184, 318-326.

Duyar, A., Akgul, V., Cirik, K., Civelekoglu, G., Urus, S., 2021. Treatment of landfill leachate using single-stage anoxic moving bed biofilm reactor and aerobic membrane reactor. *Science of The Total Environment*, 776, 145919.

Duyar, A., Ozdemir, S., Akman, D., Akgul, V., Sahinkaya, E., Cirik, K., 2018. Optimization of sulfide- based autotrophic denitrification process in an anaerobic baffled reactor. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 93(3), 754-760.

SCI, SSCI ve AHCI dışındaki indeks ve özler tarafından taranan dergilerde yayımlanan teknik not, editöre mektup, tartışma, vaka takdimi ve özet türünden yayınlar dışındaki makale

Duyar, A., Akgul, V., Civelekoglu, G., Cirik, K., 2021. Performances of Sequential Denitrification and Partial Nitrification Process for Treatment of Landfill Leachate. *Pamukkale University Journal of Engineering Sciences*, **Basımda**.

Eskikaya, B. O., Kozak, M., Göçer, S., Akgül, V., Duyar, A., Akman, D., Cırık, K., 2017. Treatment of Olive Mill Wastewater with Coagulation Process Using Different Concentrations Of Iron Sulfate. *International Journal of Advances in Science Engineering and Technology*, 5(3-2), 4-7.

Göçer, S., Duyar, A., Cırık, K., 2021. Treatment of Landfill Leachate by Anaerobic Baffled Reactor. *Environmental Research and Technology*, **Hakemlerde**.

Göçer, S., Eskikaya, B. O., Kozak, M., Duyar, A., Akgül, V., Akman, D., Cırık, K., 2017. Optimization of Acid Cracking Method for Olive Mill Wastewater Pre-Treatment Acid Cracking Method for Olive Mill Wastewater. *International Journal of Advances in Science Engineering and Technology*, 5(3-2), 1-4.

Kirmaci, A., Duyar, A., Akgul, V., Akman, D., Cirik, K., 2018. Optimization of Combined Ozone/Fenton Process on Olive Mill Wastewater Treatment. *Aksaray University Journal of Science and Engineering*, 2(1), 52-62.

Kozak, M., Göçer, S., Eskikaya, B. O., Duyar, A., Akgül, V., Akman, D., Cırık, K., 2017. Investigation Of Olive Mill Wastewater Treatability with Combined Acid Cracking and Coagulation flocculation. *International Journal of Advances in Science Engineering and Technology*, 5(3-2), 1-4.

Hakemli dergilerde yayımlanan teknik not, editöre mektup, tartışma, vak'a takdimi ve özet türünden yayınlar dışındaki makaleler

Ağır Z., Akgul V., Duyar A., Cirik Kevser., 2018. Evaluation of Heterotrophic, Autotrophic and Mixotrophic Processes in Bioreactors Used For Removal of Nitrate. *KSU. Journal of Engineering Sciences*, 21 (3), 217-225.

Duyar A., Cirik K., 2016. Textile wastewater treatment with Ozone/Fenton process: Effect of pH. *KSU. University Journal of Engineering Sciences*, 19(3), 76-81

Duyar, A., Akgül, V., Göçer, S., Kozak, M., Civelekoğlu, G., Cırık, K., 2019. Landfill Leachate Treatment Using Sequential Anoxic Moving Bed Bioreactor/Aerobic Continuous Stirred Tank Reactor. KSU. Journal of Engineering Sciences, 22, 132-138.

Oztekin, M., Akgul, V., Duyar, A., Gocer, S., Cırık, K., 2020. Design Of Ammonium Stripping Tower and Optimization of Ammonium Removal from Landfill Leachate. KSU. Journal of Engineering Sciences, 23(4), 188-196.

Uluslararası toplantıda sunulurak tam metin olarak yayımlanan bildiriler

Akgul, V., Duyar, A., Göçer, S., Kozak, M., Cırık, K., 2019. Highly Efficient Advanced Treatment of Biologically Pretreated Landfill Leachate by Coagulation Flocculation/PAC, ISADET 2019, International Symposium on Advanced Engineering Technologies, 1, 02-04 May, 2019 KSU University, Congress Center, Kahramanmaraş, Turkey.

Can M. M., Ozdemir S., Duyar A., Akman D., Cırık K., 2017. Application of Ozone/Fenton on biologically treated real textile wastewater as post treatment to remove residual color and COD, 2nd IWA Regional Symposium, 22-24 March, İzmir.

Göçer, S., Eskikaya, O., Kozak, M., Duyar, A., Akgül, V., Cırık, K., 2018. Optimization of Ammonium Stripping as Pre-Treatment for Landfill Leachate Treatment, IMSEC 2018, 3rd International Mediterranean Science and Engineering Congress, 1, October 24-26, 2018 Çukurova University, Congress Center, Adana, Turkey. 684-688.

Göçer, S., Kozak, M., Duyar, A., Akgül, V., Zaimoğlu, Z., Cırık, K., 2019. Synthesis of Nanoscale Zero-Valent Iron (nZVI), ISADET 2019, International Symposium on Advanced Engineering Technologies, 1, May 02-04, 2019 KSU University, Congress Center, Kahramanmaraş, Turkey.

Kozak, M., Eskikaya, O., Göçer, S., Akgül, V., Duyar, A., Cırık, K., 2018. Ozonation as Post-Treatment of Biologically Treated Landfill Leachate, IMSEC 2018, 3rd International Mediterranean Science and Engineering Congress, 1, October 24-26, 2018 Çukurova University, Congress Center, Adana, Turkey, 695- 700.

Kozak, M., Göçer, S., Duyar, A., Akgül, V., Cırık, K., 2019. Post-Treatment of Biologically Treated Textile Industry Wastewater Using Ozonation Process, ISADET 2019, International Symposium on Advanced Engineering Technologies, 1, 02-04, May 2019 KSU University, Congress Center, Kahramanmaraş, Turkey.

Ulusal toplantıda sunularak tam metin olarak yayımlanan bildiriler

- Akgül V., Duyar A., Efe G., Baltacı N., Albayrak E., Akman D., Özdemir Ş., Cırık K., 2015. Farklı işletim koşulları altında tiyosülfat bazlı ototrofik denitrifikasyon performansının değerlendirilmesi, 11. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi. 15-17 Ekim, Bursa.
- Akman D., Özdemir Ş., Zülkadiroğlu V., Duyar A., Cırık K., 2015. Farklı döngü sürelerinin nitrifikasyon prosesine etkisi, 11. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi. 15-17 Ekim, Bursa.
- Duyar A., Akgül V., Yardımcıel D., Taşdemir K., Onar S., Özdemir Ş., Akman D., Cırık K., 2015. Döngü süresi ve organik karbon içeriğinin amonyum oksitleyen bakteriler üzerine etkisi. 11. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, 15-17 Ekim, Bursa.
- Özdemir Ş., Akman D., Duyar A., Akgül V., Cırık K., Çınar Ö., 2015. Aerobik dinamik beslemeli sistemlerde PHB depolama yeteneğinin değerlendirilmesi: Döngü süresi ve C/N oranı, 11. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi. 15-17 Ekim, Bursa.

Uluslararası toplantıda özeti yayımlanan posterler

- Duyar A., Ozdemir S., Akman D., Cırık K., Cinar O., 2013. Effect of temperature on sulfidogenic anaerobic baffled reactor performance. 6th International Conference on Chemistry and Environment (ICCE), 28. 08-10 July, Antwerp, Belgium.

Yurtiçi Kaynaklı Projelerde Görevler

- Aerobik Metan Oksidasyonu İle Denitrifikasyon (Ame-D) Performansını Etkileyen Faktörlerin Membran Biyofilm Reaktörde (Mbfr) Araştırılması, 113Y336 TÜBİTAK 3501 - Kariyer Geliştirme Programı, Bursiyer, Nisan 2015-Temmuz 2015.
- Azo boya içeren sentetik tekstil atıksularının anaerobik ve aerobik membran biyoreaktörler kullanılarak arıtılması, 113Y336 TÜBİTAK 1003-Öncelikli Alanlar ArGe Projeleri Destekleme Programı, Bursiyer, Eylül 2015-Haziran 2016.
- Boyarmadde içeren atıksular için deşarj renk standardının belirlenmesi ve arıtım teknolojilerinin araştırılması, 109G083 TÜBİTAK-KAMAG Projesi, Bursiyer, Ağustos 2012 - Ekim 2013.
- Kombine anoksik hareketli yatak biyofilm reaktör ve anaerobik membran biyoreaktör ile çöp sızıntı sularının arıtımı, 119Y088 TÜBİTAK 1002-Hızlı Destek Ar-Ge Projeleri Destekleme Programı, Bursiyer, Ekim 2019- Ekim 2020.

Yüksek sülfat ve azot içeren atıksuların anaerobik perdeli reaktörde arıtımı, Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Anabilim dalı, Fen Bilimleri Enstitüsü, Lisansüstü bilimsel araştırma projesi (2013/7-3YLS), araştırmacı, Temmuz 2013 - Temmuz 2015.

Yüksek Lisans Tezi

Duyar A., 2015. Yüksek Sülfat ve Azot İçeren Atıksuların Anaerobik Perdeli Reaktörde Arıtımı. Tez Danışmanı: Prof. Dr. Kevser CIRIK, Çevre Mühendisliği ABD, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi.

