



**HALOALKALİ ŞARTLARDA ANAEROBİK
MEMBRAN REAKTÖRDE MEMBRAN
KİRLENMESİNİN İNCELENMESİ**

Burçin YILDIZ

**Doktora Tezi
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Danışman: Doç. Dr. Özge HANAY
ARALIK-2019**

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

**HALOALKALİ ŞARTLARDA ANAEROBİK MEMBRAN REAKTÖRDE
MEMBRAN KİRLENMESİNİN İNCELENMESİ**

DOKTORA TEZİ

Burçin YILDIZ

(141112202)

Anabilim Dalı: Çevre Mühendisliği

Programı: Çevre Bilimleri

Danışman: Doç. Dr. Özge HANAY

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih: 18 Kasım 2019

ARALIK-2019

T.C
FIRAT ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

HALOALKALİ ŞARTLARDA ANAEROBİK MEMBRAN REAKTÖRDE
MEMBRAN KİRLENMESİNİN İNCELENMESİ

DOKTORA TEZİ

Burçin YILDIZ

(141112202)

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih: 18 Kasım 2019

Tezin Savunulduğu Tarih : 20 Aralık 2019

Danışman : Doç. Dr. Özge HANAY (F.Ü)



Diğer Jüri Üyeleri : Prof. Dr. Halil HASAR (F.Ü)



Doç. Dr. Mehmet KALENDER (F.Ü)



Doç.Dr. Mustafa ASLAN (Harran Üniv.)



Dr.Öğr.Üye. Hilal ARSLANOĞLU IŞIK (Munzur Üniv.)



ARALIK-2019

ÖNSÖZ

Doktora eğitimim boyunca gerek konu tespitinde gerekse çalışma sırasında kısacası tezin her aşamasında bilgi, deneyim ve tecrübesiyle fikir, yardım ve desteğini hiçbir zaman esirgemeyen ve akademik anlamda gelişmemde çok büyük katkı sağlayan, yeri geldiğinde ablalık yapan, çok sevdiğim değerli danışman hocam Doç. Dr. Özge HANAY'a,

Proje çalışmalarımızda yer alan, sistemin kurulmasına ve membran modüllerinin yapılmasına yardım eden, değerli fikirleriyle ve yorumlarıyla çalışmaya yol gösteren, bilgi ve deneyimlerinden faydalandığım kıymetli hocam Doç. Dr. Ergin TAŞKAN'a,

Çalışmaya olan katkılarından ötürü değerli hocalarım, Doç. Dr. Gülşad USLU ŞENEL'e ve Doç. Dr. Mustafa ASLAN'a,

Gerek lisans gerekse yüksek lisans eğitimim boyunca her daim yanımda olan, proje çalışmamızın ortaya çıkmasında fikirleri ile katkıda bulunan, laboratuvar çalışmalarına başlamadan önce kaybettiğimiz fakat varlığını her daim yanımda hissettiğim çok değerli hocam Doç. Dr. Yusuf SAATÇİ'ye,

Lisans, yüksek lisans, doktora eğitimim boyunca bilgi, beceri ve deneyimlerinden faydalandığım bütün bölüm hocalarıma ve çalışanlarıma,

Laboratuvar çalışmalarım süresince yanımda yer alıp hiçbir zaman yardımını esirgemeyen, her zaman destek olan yakın arkadaşım, psikolojik destekçim ve oda arkadaşım Arş. Gör. Hatice ERDEM'e,

Tez çalışmalarımızı eş zamanlı yürüttüğümüz Hande TÜRK'e ve Irak'tan gelip yüksek lisansını bölümümüzde tamamlayan ama bir öğrenciden ziyade daha çok bir kardeş olan, güzel kalpli, düşünceli, yardımsever Şhaymaa ALSAADAWI'ya,

Lise sıra arkadaşlığımdan başlayıp kardeşliğe kadar uzanan on yedi yıllık uzunca süreçte her daim yanımda yer alan, beni anlayan, destek olan, güzel kalpli hemşirem Cevriye GÜNGÖR'e

teşekkür ederim...

Son olarak, tüm hayatım boyunca sağladıkları maddi ve manevi destekleriyle yanımda olan, sevgilerini daima kalbimde hissettiğim başta ANNEM olmak üzere değerli AİLEM'e sonsuz teşekkürlerimi ve minnettarlığımı sunarım. Bu tezin, onların destekleri, yol göstermeleri, tavsiyeleri, varlıkları ve hayatımdaki güzellikleri sayesinde ortaya çıktığını belirtmek isterim.

Bu tez çalışması TÜBİTAK'ın 116Y133 numaralı projesi ile desteklenmiş olup, TÜBİTAK'a sağlamış olduğu mali destekten dolayı teşekkür ederim.

Burçin YILDIZ
ELAZIĞ-2019

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa No</u>
ÖNSÖZ	II
İÇİNDEKİLER	III
ÖZET	V
SUMMARY	VII
ŞEKİLLER LİSTESİ	IX
TABLolar LİSTESİ	XII
KISALTMALAR LİSTESİ	XIII
1. GİRİŞ	XIV
1.1. Tez Çalışmasının Amacı.....	3
2. MEMBRAN TEKNOLOJİSİ	5
2.1. Anaerobik Membran Biyoreaktörlerin Temelleri	5
2.2. AnMBR'lerin Avantaj ve Dezavantajları ile Diğer Atıksu Arıtma Teknolojileriyle Karşılaştırılması	7
2.3. Membran Biyoreaktör Konfigürasyonları	10
2.4. Batık Anaerobik Membran Biyoreaktörler	13
2.5. Anaerobik Membran Proseslerinin İşletilmesini Etkileyen Faktörler	14
2.5.1. Hidrodinamik Koşullar	15
2.5.2. HBS	16
2.5.3. KAS	16
2.5.4. pH	17
2.5.5. Sıcaklık	17
2.5.6. Akı	18
2.5.7. Transmembran basıncı.....	18
2.5.8. Direnç	19
2.5.9. Kritik akı.....	19
2.5.10. Çapraz Akış Hızı	20
2.5.11. Konsantrasyon polarizasyonu	20
2.5.12. Hücre Dışı polimerik maddeler	20
2.6. Membran Kirlenmesi	20
2.6.1. Membran Kirlenmesinin Sınıflandırılması	22
2.6.2. Membran Kirlenmesinin Aşamaları ve Mekanizmaları	25
2.6.3. Membran Kirlenmesini Etkileyen Faktörler	28
2.7. Membran Kirlenme Kontrolü ve Kirlenme Azaltma Yöntemleri	36
2.7.1. Atıksu Ön Arıtımı	36
2.7.2. Kesme Hızının Arttırılması	37
2.7.2.1. Çapraz Akımlı İşletim	37
2.7.2.2. Biyogaz Dağıtımı.....	37
2.7.2.3. Taşıyıcıların Eklenmesi	38
2.7.2.4. Dönen Membran	39
2.7.3. Çamur Modifikasyonu	39
2.7.4. İşletme Koşullarının Optimizasyonu	40
2.8. Membran Temizlenmesi	42
2.9. Haloalkalifilik Koşullarda Membranların Kullanımı ve Kirlenmesi.....	44

2.9.1.	Mikroorganizmaların Tuz Konsantrasyonlarına Göre Sınıflandırılması.....	46
2.9.2.	Haloalkalifilik Koşullarda Membran Biyoreaktör Uygulama Potansiyeli	48
2.9.3.	Tuzluluğun Membran Kirlenmesi Üzerindeki Etkisi	55
2.10.	Literatür Özeti.....	57
3.	MATERYAL VE METOT	66
3.1.	Ön Hazırlıklar	66
3.2.	Bakteri Zenginleştirme Çalışmaları	66
3.2.1.	Sediment Örneklerinin Toplanması.....	66
3.2.2.	Bakteriyel Türlerin Zenginleştirilmesi	69
3.3.	Anaerobik Batık Membran Biyoreaktör ve İşletimi	72
3.4.	Batık Anaerobik Biyoreaktör İşletimindeki Analitik Ölçümler	75
3.5.	Membran Kirlenmesi İle İlgili Yapılan Çalışmalar	78
3.5.1.	Akı-TMP-Membran Direnci Takibi	78
3.5.2.	Biyokütle İçeriğinde Yapılan Analizler.....	82
3.5.2.1.	Hücre Dışı Polimerik Maddeler ve Çözünmüş Mikrobiyal Ürünler	82
3.5.2.2.	Partikül Boyut Dağılımı.....	83
3.6.	Mikrobiyal Analizler	84
3.6.1.	Nükleik Asit Ekstraksiyonu.....	85
3.6.2.	Polimeraz Zincir Reaksiyonu	85
3.6.3.	Agaroz Jel Elektroforezi	85
3.6.4.	Denatüre Gradyan Jel Elektroforezi (DGGE)	85
3.6.5.	Filojenik Ağaç	86
4.	BULGULAR VE TARTIŞMA	87
4.1.	Membran Kirlenmesi İle İlgili Çalışmalar.....	87
4.1.1.	Akı, TMP ve Membran Dirençleri	90
4.1.2.	Hücre Dışı Polimerik Maddeler ve Çözünmüş Mikrobiyal Ürünler	99
4.2.	Membran Karakterizasyon Çalışmaları	109
4.2.1.	SEM ve EDX Sonuçları.....	109
4.2.2.	FTIR Sonuçları	125
4.2.3.	Partikül Boyut Dağılımı Sonuçları	134
4.3.	Mikrobiyal Ekoloji	137
4.3.1.	Kesikli Deneysel Çalışmalara Ait Mikrobiyal Ekoloji Sonuçları	137
4.3.2.	SAnMBR İşletimine Ait Mikrobiyal Ekoloji Sonuçları	138
5.	SONUÇLAR ve ÖNERİLER.....	157
	KAYNAKLAR.....	162
	ÖZGEÇMİŞ	189

ÖZET

Bu tez çalışmasında, haloalkali koşullarda batık anaerobik membran biyoreaktörde eş zamanlı sülfat ve organik madde giderimi esnasında meydana gelebilecek membran kirlenmesi incelenmiştir. Bu amaçla, öncelikle Van Gölü'nden alınan çamurda bulunan tuzlu ve alkali koşullara toleranslı mikroorganizmaların zenginleştirme işlemi gerçekleştirilmiştir. Elde edilen sıvı besiyerindeki mikroorganizmalar ile aşılana reaktörde farklı kimyasal oksijen ihtiyacı/sülfat ($KOİ/SO_4^{2-}$) oranlarının, hidrolik bekleme sürelerinin (HBS), organik yükleme oranı (OLR) ve sülfat yükleme oranının (SLR), elektron vericilerinin ve tuzluluk oranlarının, membrandaki akı, transmembran basıncı, membran direnci, çözünür mikrobiyal ürün (SMP) ve hücre dışı polimerik madde (EPS) konsantrasyonu üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Reaktör, yaklaşık 409 gün ile 12 farklı periyotta işletilmiştir. İşletme süresince sisteme 1-12 aralığında değişen farklı $KOİ/SO_4^{2-}$ oranları; 7, 10 ve 15 günlük HBS değerleri; 0,01-0,0417 g/Lgün aralığındaki OLR, 0,001-0,01 g/Lgün aralığındaki SLR değerleri ve 10 ile 20 g/L'lik NaCl konsantrasyonları uygulanmıştır. Membranın aşırı kirlendiği gözlemlendiğinde yeni membran modülü kullanılmış, işletim süresince toplamda 8 modülle çalışılmıştır. Her membran değişiminde reaktörden ve membran modülünden alınan numunelerde, SEM, EDX, FTIR, PBD ve bakteriyel analizler gerçekleştirilmiş, elde edilen sonuçlar işletme şartlarının membran kirlenmesi üzerindeki etkisi bakımından değerlendirilmiştir.

Tüm çalışma boyunca membran kirlenmesi por tıkanmasından ziyade kek oluşumu sebebiyle meydana gelmiştir. Kek dirençleri por tıkanması sebebiyle oluşan dirençlerin yaklaşık 4,2 ile 242 katı olarak hesap edilmiştir. Kek oluşumu OLR'nin yüksek (0,04 g/Lgün) HBS'nin ise düşük olması (7 gün) ve karbon kaynağı olarak etanolün kullanılması nedeniyle elde edilen yüksek SMP ve EPS konsantrasyonları sebebiyle en çok Periyot 7'de ($KOİ:6000$ mg/L; $SO_4^{2-}:1000$ mg/L; $KOİ/SO_4^{2-}:6$; NaCl:10 g/L; SLR:0,006 g/Lgün) meydana gelmiştir. Sistemde iki elektron verici birlikte kullanıldığında membran kirlenmesi artmış, gözenek tıkanmasından kaynaklanan kirlenme azalmıştır. Membran gözenekleri daha çok organik kökenli kirlenme göstermiştir. En yüksek SMP ve EPS konsantrasyonları kirlenmenin en yüksek olduğu periyotlardan biri olan Periyot 8'de ($KOİ:3000$ mg/L; $SO_4^{2-}:3000$ mg/L; $KOİ/SO_4^{2-}:1$; HBS:10 gün; NaCl:10 g/L; OLR:0,01 g/Lgün; SLR:0,013 g/Lgün) gözlenmiştir.

SEM ve EDX sonuçlarından membran gözeneklerinin daha çok organik kirlenmeye maruz kaldığı ve FTIR spektrumlarından da membran yüzeylerinde hidroksil fonksiyonel gruplarının, amid I grubunun, EPS ile bağlantılı grupların mevcut olduğu belirlenmiştir. Kek tabakası partikül boyut dağılımı daha çok 10-100 µm aralığında iken ikili organik karbon kaynağının kullanılması ile PBD'de 100-1000 µm aralığındaki daha büyük yapıli moleküller gözlenmiştir. Mikrobiyal analiz sonuçlarına göre elektron verici olarak asetatın kullanılması durumunda mikrobiyal çeşitliliğin daha az olduğu görülmüştür. $KOİ/SO_4^{2-}$ oranının 1'e kadar düşürülmesi baskın tür sayısının azalmasına neden

olmuştur. *g-proteobacteria* grubuna ait bakterilerin 6-12. işletme periyotları boyunca reaktördeki baskın türler (%50) olduğu belirlenmiştir.

Anahtar kelimeler: Membran Kirlenmesi, Transmembran Basıncı, Membran Akısı, Çözünür Mikrobiyal Ürün, Hücre Dışı Polimerik Madde, Batık Anaerobik Membran Biyoreaktör



SUMMARY

Investigation of Membrane Pollution in the Anaerobic Membrane Reactor under Haloalkaline Conditions

In this thesis, membrane fouling during simultaneous sulphate and organic matter removal in a submerged anaerobic membrane bioreactor under haloalkaline conditions was investigated. For this purpose, the enrichment process of microorganisms that survived under salty and alkaline conditions in the sludge taken from Lake Van was carried out. The effect of different chemical oxygen demand/sulfate ($\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$) ratios, hydraulic retention times (HRT), organic loading ratio (OLR) and sulfate loading ratio (SLR), electron donors and salinity on flux, transmembrane pressure, membrane resistance, SMP and EPS concentration in the reactor inoculated by microorganisms in liquid medium were investigated. The reactor was operated for approximately 409 days with 12 periods depending on the operating conditions. Different $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$ ratios ranging from 1-12, HRT values of 7, 10 and 15 days; OLR values in the range of 0.01-0,0417 g/Lday, SLR values in the range of 0.001-0.01 g/Lday and NaCl concentrations of 10-20 g/L to the system during operation were applied. Observing that the membrane was fouled, a new membrane module was used, hence a total of 8 membrane modules were used during the reactor operation. Samples were taken from the reactor and membrane module at each membrane change, SEM, EDX, FTIR, PBD and bacterial analysis were performed and the results were evaluated in terms of the effect of operating conditions on membrane fouling.

Throughout the study, membrane fouling was caused by cake formation rather than pore blocking. The cake resistances were calculated to be approximately 4.2 to 242 times the resistances caused by pore blocking. Cake formation occurred mostly in the 7th period (P7) (COD :6000 mg/L; SO_4^{2-} :1000 mg/L; $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$:6; NaCl:10 g/L; SLR: 0.006 g/L) due to high concentrations of SMP and EPS as a result of high OLR (0.04 g/Lday) and low HRT (7 days) and the usage of ethanol as a carbon source. When two electron donors are used together, membrane fouling is increased and membrane fouling caused by pore blockage is decreased. Membrane pores showed mostly organic origin fouling. The highest concentrations of SMP and EPS were found in 8th period (P8) (COD :3000 mg/L; SO_4^{2-} : 3000 mg/L; $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$:1; HRT: 10 days; NaCl: 10 g/L; OLR: 0.01 g/Lday; SLR: 0.013 g/L) one of the periods with the highest fouling.

According to SEM and EDX results, membrane pores were exposed to organic contamination and FTIR spectra showed that hydroxyl functional groups, amide I group, EPS related groups were present on membrane surfaces. Molecules having a larger PBD in the range of 100-1000 μm were observed with the use of the dual organic carbon source, while the particle size distribution of the cake layer was in the range of 10-100 μm . According to the results of microbial analysis, it was observed that the microbial

diversity was less when acetate was used as electron donor. Decreasing the COD/SO₄²⁻ ratio to 1 resulted in a decrease in the number of dominant species. The bacteria belonging to the *g-proteobacteria* group were determined to be the predominant species (50%) in the reactor during the 6-12th operating periods.

Key Words: Membrane Fouling, Transmembrane Pressure, Membrane Flux, Soluble Microbial Product, Extracellular Polymeric Substances, Submerged Anaerobic Membrane Bioreactor



ŞEKİLLER LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Şekil 2.1. Tipik anaerobik biyoreaktörler	11
Şekil 2.2. AnMBR konfigürasyonlarının şematik diyagramı	13
Şekil 2.3. AnMBR'lerin işletim performansını etkileyen faktörler	15
Şekil 2.4. Anaerobik membran biyoreaktörlerinde zamanla kek katmanı ve karşılık gelen TMP gelişimi	21
Şekil 2.5. Üç aşamalı TMP profilinin ve kirlenme mekanizmalarının şematik gösterimi	27
Şekil 2.6. Membran kirlenmesini etkileyen faktörler ve kirlenmeyi azaltan önlemler ..	29
Şekil 2.7. Atıksu arıtımı ve kaynak geri kazanımı için AnMBR'nin geliştirilmesinde temel zorluklar ve potansiyel stratejiler	45
Şekil 2.8. Bakteriyel topluluk yapısı için tuzluluk bakımından şematik diyagram	47
Şekil 2.9. Tuzlu atıksu arıtımı için uygun metotlar	57
Şekil 3.1. Van Gölü sediment örnekleme yerlerinin haritadaki gösterimi	67
Şekil 3.2. Van Gölü'nden sediment alımı	68
Şekil 3.3. Anaerobik kabinde gerçekleştirilen zenginleştirme çalışmaları.....	70
Şekil 3.4. Katı besiyerine alınan bakterilerin görüntüleri.....	71
Şekil 3.5. Anaerobik batık membran biyoreaktör:	73
Şekil 3.6. Sıvı ortamdaki aşının reaktöre verilmesi aşamasındaki (a) ve sonrasındaki (b) reaktörün görünümü	74
Şekil 3.7. Anaerobik membran reaktöründe kullanılan membran modülü.....	75
Şekil 3.8. Gaz kromatografisi cihazı	78
Şekil 3.9. Kirlili membran görüntüleri	80
Şekil 3.10. Sıyrılmış membran görüntüleri	80
Şekil 3.11. Spesifik kek direnci dışındaki direnç hesaplandıktan sonraki membran görüntüleri	81
Şekil 3.12. Moleküler analiz yöntemlerinin uygulama akış şeması	84
Şekil 3.13. Mikrobiyal analiz	86
Şekil 4.1. P1-P4 periyotlarına ait OLR ve SLR değerleriyle birlikte TOK ve KOİ giderim verimleri	89

Şekil 4.2.	P5-P8 periyotlarına ait OLR ve SLR değerleriyle birlikte TOK, KOİ ve sülfat giderim verimleri.....	89
Şekil 4.3.	P9-P12 periyotlarına ait OLR ve SLR değerleriyle birlikte TOK, KOİ ve sülfat giderim verimleri.....	90
Şekil 4.4.	P1-P4 arasında kullanılan membranlardaki zamana bağlı akı değişimi.....	91
Şekil 4.5.	P5-P8 arasında kullanılan membranlardaki zamana bağlı akı değişimi.....	92
Şekil 4.6.	P9-P12 arasında kullanılan membranlardaki zamana bağlı akı değişimi.....	92
Şekil 4.7.	P1-P4’de kullanılan membranlardaki zamana bağlı toplam direnç değişimi	93
Şekil 4.8.	P5-P8’de kullanılan membranlardaki zamana bağlı toplam direnç değişimi	93
Şekil 4.9.	P9-P12’de kullanılan membranlardaki zamana bağlı toplam direnç değişimi	93
Şekil 4.10.	P1-P4 süresince SMP ve EPS değişimi a) SMPk, b) SMPp, c) EPSk, d) EPSp, e) EPSk/UAKM.....	102
Şekil 4.11.	P5-P8 süresince SMP ve EPS değişimi a) SMPk, b) SMPp, c) EPSk, d) EPSp, e) EPSk/UAKM.....	106
Şekil 4.12.	P9-P12 süresince SMP ve EPS değişimi a) SMPk, b) SMPp, c) EPSk, d) EPSp, e) EPSk/UAKM.....	109
Şekil 4.13.	P3’e ait membran SEM görüntüleri	110
Şekil 4.14.	P3’e ait membran EDX sonuçları.....	111
Şekil 4.15.	P5’e ait membran SEM görüntüleri	112
Şekil 4.16.	P5’e ait membran EDX sonuçları.....	113
Şekil 4.17.	P6’ya ait membran SEM görüntüsü	114
Şekil 4.18.	P6’ya ait membran EDX sonuçları.....	115
Şekil 4.19.	P7’ye ait membran SEM görüntüsü	116
Şekil 4.20.	P7’ye ait membran EDX sonuçları.....	117
Şekil 4.21.	P9’a ait SEM görüntüsü	118
Şekil 4.22.	P9’a ait membran EDX sonuçları.....	119
Şekil 4.23.	P10’a ait membran SEM görüntüleri	120
Şekil 4.24.	P10’a ait membran EDX sonuçları.....	121
Şekil 4.25.	P11’e ait membran görüntüsü	122
Şekil 4.26.	P11’e ait membran EDX sonuçları.....	123

Şekil 4.27. P12'ye ait membran görüntüsü	124
Şekil 4.28. P12'ye ait membran EDX sonuçları.....	125
Şekil 4.29. Temiz membrana ait membran FTIR sonuçları	126
Şekil 4.30. P3'e ait membran yüzeyi sıyrılmamış FTIR sonuçları.....	126
Şekil 4.31. P5'e ait membran yüzeyi sıyrılmamış FTIR sonuçları.....	127
Şekil 4.32. P6'ya ait FTIR sonuçları a) Membran yüzeyi sıyrılmamış b) Membran yüzeyi sıyrılmış	128
Şekil 4.33. P7'ye ait FTIR sonuçları a) Membran yüzeyi sıyrılmamış b) Membran yüzeyi sıyrılmış	129
Şekil 4.34. P9'a ait FTIR sonuçları a) Membran yüzeyi sıyrılmamış b) Membran yüzeyi sıyrılmış	130
Şekil 4.35. P10'a ait FTIR sonuçları a) Membran yüzeyi sıyrılmamış b) Membran yüzeyi sıyrılmış	131
Şekil 4.36. P11'e ait FTIR sonuçları a) Membran yüzeyi sıyrılmamış b) Membran yüzeyi sıyrılmış	132
Şekil 4.37. P12'e ait FTIR sonuçları a) Membran yüzeyi sıyrılmamış b) Membran yüzeyi sıyrılmış	133
Şekil 4.38. Farklı periyotlardaki reaktör içeriği partikül boyut dağılımı.....	137
Şekil 4.39. P3 ve P5'e ait örneklerle uygulanan PCR işlemi sonucu elde edilen jel görüntüsü.....	138
Şekil 4.40. P3 ve P5'e ait örneklerin DGGE bantlarına uygulanan PCR işlemi sonucu elde edilen jel görüntüsü	139
Şekil 4.41. P3 ve P5'e ait örneklerin DGGE bantları.....	140
Şekil 4.42. P3 ve P5 işletme periyotlarına ait örneklerde tespit edilen türlerin filogenetik ağacı	145
Şekil 4.43. P3 ve P5 işletme periyotlarına ait örneklerde tespit edilen türlerin ait olduğu tür sınıfları	145
Şekil 4.44. P6-P12 işletme periyotlarına ait örneklerle uygulanan PCR işlemi sonucu elde edilen jel görüntüsü	146
Şekil 4.45. P6-P12'e ait örneklerin DGGE bantlarına uygulanan PCR işlemi sonucu elde edilen jel görüntüsü	147
Şekil 4.46. P6-P12'e ait örneklerin DGGE bantları	147
Şekil 4.47. P6-P12 işletme periyotlarına ait örneklerde tespit edilen türlerin filogenetik ağacı	154
Şekil 4.48. P6-P12'e ait örneklerde tespit edilen türlerin ait olduğu tür sınıfları.....	154

TABLULAR LİSTESİ

Sayfa No

Tablo 2.1. Konvensiyonel aerobik arıtmanın, anaerobik arıtmanın, aerobik MBR ve AnMBR'nin karşılaştırılması	8
Tablo 2.2. Atıksu arıtımı için AnMBR ve MBR arasındaki karşılaştırma	9
Tablo 2.3. AnMBR'lerde kirlenme parametrelerinin membran kirlenmesi üzerindeki etkilerinin açıklaması	31
Tablo 2.4. Aerobik MBR'lerde ve AnMBR'lerde membran kirlenme eğilimlerinin bazı yönleri	32
Tablo 2.5. Membran kirlenme kontrolü için kullanılan bazı protokollerin durumları	41
Tablo 2.6. NaCl'de optimum büyüme aralığına göre mikroorganizma kategorileri.....	46
Tablo 2.7. Yüksek tuz seviyesi altında çalışan MBR sistemlerinin tanımı	50
Tablo 2.8. Tuzlu atıksuları arıtmak için kullanılan MBR sistemleri	53
Tablo 3.1 Van Gölü sediment örnekleme yerlerinin koordinatları.....	67
Tablo 3.2 Biyoreaktörde kullanılan membran özellikleri.....	75
Tablo 3.3. SAnMBR işletim şartları.....	76
Tablo 3.4. Çalışmada izlenen süzöntü suyu parametreleri	77
Tablo 4.1. 3. ve 5. işletme periyotlarında AnMBR'da tespit edilen türlere ait bilgiler	141
Tablo 4.2. P6-P12 periyotlarında AnMBR'da tespit edilen türlere ait bilgiler	148

KISALTMALAR LİSTESİ

A	: Asetat
AAT	: Atıksu arıtma tesisi
AeMBR	: Aerobik membran biyoreaktör
AFBR	: Anaerobik akışkan yataklı biyoreaktör
AFM	: Atomik kuvvet mikroskopisi
AF-MBMBR	: Anoksik biyofiltre ile birleştirilmiş hareketli yataklı membran biyoreaktör
AKM	: Askıda katı madde
AnMBR	: Anaerobik membran biyoreaktör
B-AnMBR	: Biyo-güçlendirilmiş anaerobik membran biyoreaktör
BCOR	: Biyolojik temas oksidasyon reaktörü
BEMR	: Biyotutulmalı membran reaktör
BESMSMR	: Biyotutulmalı tuzlu bataklık sedimenti membran reaktörü
BMP	: Biyokimyasal metan potansiyeli
BPC	: Biyopolimer kümeleri
C-AnMBR	: Kontrol anaerobik membran biyoreaktörü
CFV	: Çapraz akış hızı
CLSM	: Konfokal lazer tarama mikroskobu
CSTR	: Tam karışım tank reaktör
ÇO	: Çözünmüş oksijen
ÇOK	: Çözünmüş organik karbon
DGGE	: Denatüre gradyan jel elektroforezi
DS	: Alınan çözelti
E	: Etanol
EDX	: Enerji dağılımlı x-ışını analizi
EGSB	: Geniş taneli çamur yatağı reaktörü
EPS	: Hücre dışı polimerik madde
F/M	: Besin mikroorganizma oranı
FO	: İleri osmoz
FTIR	: Fourier dönüşümü kızılötesi
GAC	: Granüler aktif karbon
HBS	: Hidrolik bekleme süresi
HRMBR	: Yüksek alıkonmalı membran biyoreaktör
ICP	: Endüktif eşleşmiş plazma
KAS	: Katı alıkonma süresi
k_d	: Endojen bozulma veya ölüm oranı katsayısı
KOİ	: Kimyasal oksijen ihtiyacı
MB-MBR	: Hareketli yataklı membranlı biyoreaktör
MBR	: Membran biyoreaktör
MD	: Membran damıtma
MF	: Mikrofiltrasyon
MVC	: Mekanik buhar sıkıştırma

O&G	: Yağ ve gres
OLR	: Organik yükleme oranı
PAC	: Toz aktif karbon
PBD	: Partikül büyüklüğü dağılımı
PCR	: Polimeraz zincir reaksiyonu
PTFE	: Politetrafloroetilen
SAnMBR	: Batık anaerobik membran biyoreaktör
SB	: Sodyum bikarbonat
SEM	: Taramalı elektron mikroskobu
SLR	: Sülfat yükleme oranı
SMBR	: Batık membran biyoreaktör
SMP	: Çözünür mikrobiyal ürün
SMSMBR	: Tuzlu bataklık sedimenti membran biyoreaktörü
SO₄²⁻	: Sülfat
SVI	: Çamur hacim indeksi
TÇKM	: Toplam çözünmüş katı madde
tKOİ	: Toplam kimyasal oksijen talebi
TMP	: Transmembran basıncı
UAKM	: Karışık sıvı uçucu askıda katı
UASB	: Yukarı akışlı anaerobik çamur örtüsü
VFA	: Uçucu yağ asidi
X	: Mikroorganizma konsantrasyonu
Y	: Büyüme verim katsayısı

SEMBOLLER LİSTESİ

J	: Membrandan geçen süzüntü akısı (L/m ² .sa)
η	: Dinamik viskozite (Pa.s)
R_c	: Kek direnci (1/m)
R_m	: Temiz membran direnci (1/m)
R_p	: Gözenek tıkanması ve adsorpsiyondan kaynaklanan, kek direnci dışındaki direnç (1/m)
R_t	: Toplam membran direnci (1/m)

1. GİRİŞ

Ekonomik gelişim sürecinde meydana gelen değişikliklerden dolayı, atıksular artık çevre kirliliğinin sebepleri olarak değil, temiz su temini için yenilenebilir enerjiyi ve nütrientleri içeren değerli bir kaynak olarak görülmeye başlanmıştır. Atıksulardaki temel içeriklerin ekonomik değeri, atıksu arıtma maliyetinin dengelenmesine yardımcı olabilmektedir (Burn vd., 2014). Nitekim, geri kazanılmış su, temiz su tedarikini arttırmak ve su kıtlığının yol açtığı sorunları gidermek için alternatif bir kaynak olarak kabul edilmektedir (Shannon vd., 2008). Dünya çapında su ve enerji kıtlığı, geri kazanabilecek sürdürülebilir atıksu arıtma işlemlerine duyulan ihtiyacı öne çıkarmıştır. İhtiyaç için çözümler sunmak amacıyla çeşitli stratejiler önerilmektedir (McCarty vd., 2011; Rittmann, 2013; Gu vd., 2017).

Geçtiğimiz yüzyıl boyunca, en ekonomik, verimli ve çevre dostu atıksu arıtma teknolojileri üzerine birçok çalışma yapılmıştır. Klasik aerobik yöntemler, bir asırdan fazla süredir var olmakla birlikte, çamur üretimi, havalandırma için yüksek enerji kullanımı, büyük çalışma alanı ve diğer sistemlere nazaran daha yüksek bakım maliyeti gibi önemli dezavantajlara sahiptir. Özellikle gelişmiş ülkelerde aerobik proseslerde farklı düzenleyici kurumlar tarafından belirlenen standart sınırlarına uygun olarak kaliteli çıkış suları üretilmesine rağmen, sistemler, çevrenin bozulmasına büyük ölçüde neden olan, metan (CH₄), karbon dioksit (CO₂) ve di azot monoksit (N₂O) gibi potansiyel atmosferik sera gazlarının kontrolsüz salınımı ile karakterize edilirler (Tock vd., 2010). Bununla birlikte, belirgin bir dezavantaj, materyal ve enerji geri kazanımının olmamasıdır (Verstraete vd., 2009; Martinez-Sosa vd., 2011). Dolayısıyla, en iyi alternatifi bulmak konusundaki ilgi artmaya devam etmektedir (Musa vd., 2018).

Atıksu arıtımı için kullanılan prosesler arasında anaerobik prosesler, aynı zamanda enerji üreterek kentsel ve endüstriyel atıksuların organik maddesini azaltma gibi avantaja sahiptir; bununla birlikte, CH₄ üretimi ısınma gereksinimlerini karşılayamadığı için kentsel atıksulara uygulanması daha sınırlı görünmektedir (An vd., 2009), bu nedenle daha sıcak iklimlere sahip ülkelere kolaylıkla uygulanmaktadır (Choo ve Lee, 1998; Kim vd., 2011). Anaerobik arıtım, atıksu arıtımının yanı sıra çeşitli endüstriyel atıksular için kullanılan en önemli proseslerden biridir, çünkü kirliliği azaltma ile enerji üretimini birleştirir. Ayrıca, aerobik emsallerine kıyasla, oksijen gerekmediğinden ve çamur üretimi daha düşük olduğundan, anaerobik arıtımdaki havalandırma ve çamur işleme

maliyetleri daha azdır. Bu avantajlara rağmen, klasik anaerobik biyolojik sistemlerin yaygın kullanımı sınırlanmaktadır. Bu çoğunlukla biyokütle tutmanın güç olmasından kaynaklanmaktadır (Lin vd., 2013).

Membran biyoreaktörler (MBR), atıksu arıtımını ilerletmek ve suyu küresel ölçekte yeniden kullanmak için artan bir hızda kullanılmaktadır (Hai vd., 2014). MBR, konvensiyonel aktif çamur arıtımı ile membran filtrasyonunun bir entegrasyonudur. Konvensiyonel aktif çamur arıtımı ile karşılaştırıldığında MBR, daha yüksek çıkış suyu kalitesi ve daha az yer kaplamanın yanı sıra daha kolay işletme ve idare etmeyi içeren çeşitli avantajlar sunmaktadır (Judd, 2016). Aktif çamurun büyümesi ve aktivitesi için havalandırma gerektiğinden MBR'nin enerji yoğunluklu olması dikkat çekicidir. Ayrıca, atıksudaki enerji ve nütrientler, MBR arıtımında salınan gazlar (örneğin, karbon dioksit ve azot gazı) olarak ortaya çıkmaktadır (Song vd., 2018a).

Membranlar aerobik proseslerle iyi çalıştığından, anaerobik prosesler için de onları geliştirmek mümkün olmalıdır (Lin vd., 2013). Sürdürülebilir teknolojiler kullanılarak atıksuların arıtılmasına artan ilgi ışığında, kaynakların ve biyoenerjinin geri kazanımının yanı sıra enerji tüketimini ve çevresel etkiyi azaltmak için enerji yoğunluklu arıtma prosesleri yeniden gözden geçirilmektedir (Hu vd., 2018). Bu sebeple enerji nötr atıksu arıtımı için alternatif bir MBR konfigürasyonu, yani anaerobik membran biyoreaktör (AnMBR) araştırılmaktadır (Gao ve vd., 2008; Verstraete vd., 2009). AnMBR, anaerobik çürüme arıtımını membran filtrasyonu ile birleştirir. AnMBR arıtma işlemi sırasında, atıksudaki organik maddeler metan bakımından zengin biyogaza biyolojik olarak dönüştürülür. Üretilen biyogaz, atıksu arıtımı için enerji talebini karşılayabilir (McCarty vd., 2011). Anaerobik arıtma, nütrienti kimyasal olarak mevcut formlara (örneğin, amonyak ve fosfat) dönüştürdüğünden, AnMBR ayrıca sonraki çökeltme yoluyla besin geri kazanımını kolaylaştırabilir (Song vd., 2018a).

Son on yılda, AnMBR'nin laboratuvar ölçekli çalışmalarla uygulanabilirliğini değerlendirmek için birçok girişimde bulunulmuştur. Laboratuvar ölçekli AnMBR'ler, klasik aerobik arıtma prosesleriyle karşılaştırılabilir çıkış suyu kalitelerine ulaşmıştır (Smith vd., 2012; Skouteris vd., 2012; Lin vd., 2013; Özgün vd., 2013). İlave olarak, AnMBR'lerin klasik aerobik arıtma proseslerine kıyasla ekonomik ve çevresel avantajlara sahip olduğu tespit edilmiştir (Smith vd., 2014; Pretel vd., 2016).

MBR'lerin özellikleri, anaerobik koşullarda çalışarak geliştirilebilir (Liao vd., 2006; Chan vd., 2009). Bu nedenle, bu teknoloji hem araştırmacılar hem de sanayiciler

tarafından önemli oranda ilgi görmektedir (Le-Clech, 2010). Aerobik ve anaerobik her iki tip MBR'nin, temel dezavantajı membran kirlenmesidir, bu da membran süzütü akılarının azalmasına ve dolayısıyla maliyetlerin artmasına ve MBR'lerin daha hızlı bir şekilde ticarileşmesinin engellenmesine neden olur (Aquino vd., 2006). Ayrıca, membran maliyeti son yıllarda önemli ölçüde azalmış olmasına rağmen, anaerobik membran biyoreaktörlerin (AnMBR'lar) tam ölçekte uygulanması ile ilgili hala önemli bir maliyet söz konusudur (Jeison vd., 2008a). Pretel vd. (2014)'nin raporuna göre, AnMBR'deki enerji tüketiminin %85–90'ı filtrasyon ve membran kirlenmesi kontrol işlemleriyle ilişkilidir (Cheng vd., 2018).

Diğer bir açıdan, tuzlu atıksu, tarımsal gıda, deri ve petrokimya üreten endüstriyel tesislerden yıllar boyunca büyük miktarlarda deşarj edilmiştir (Lefebvre ve Moletta, 2006; Artiga vd., 2008). Yüksek konsantrasyonlarda tuz ve diğer toksik kimyasallar içermesi nedeniyle, tatlı suda sona eren tuzlu atıksu, sucul türlerin ölümü, ekosistemlerin tahrip olması ve içecek üretim maliyetinin artması gibi birçok etkiye neden olmaktadır. Karada, tuzlu su toprak mikroorganizmalarını öldürebilir ve mineral dengesini bozabilir, böylece değerli tarım alanlarını azaltabilir. Bu nedenle, kirlenmeyi azaltmak için tuzlu atıksuyun deşarj edilmeden önce yeterli şekilde arıtılması zorunludur. Tuzlu atıksuların arıtılması için yıllar boyunca sayısız fiziksel, kimyasal ve/veya biyolojik teknik tasarlanmıştır. Mesela, mekanik buhar sıkıştırma, membran damıtma ve ileri osmoz (FO) teknolojileri, tuzlu atıksuların tekrar kullanılması için suyun tuzdan arındırılması amacıyla kullanılmıştır (Shaffer vd., 2013). Ancak yüksek tuzluluk oranının biyolojik arıtma için gerekli olan mikroorganizmaların fiziksel ve biyokimyasal özelliklerini etkilediği bilinmektedir ve ayrıca membran performansını da etkilemesi muhtemeldir (Reid vd., 2006; Lay vd., 2010). Ancak yine de MBR, tuzlu atıksu arıtımında kullanılan değerli standart biyoreaktörlerden biri olmaya devam etmektedir (Sun vd., 2010; Pendashteh vd., 2011; Li vd., 2013).

1.1. Tez Çalışmasının Amacı

Bu tez çalışmasının amacı, yüksek tuzlu ve alkali koşulda batık bir anaerobik membran biyoreaktörde eş zamanlı sülfat ve organik madde giderimi esnasında meydana gelebilecek membran kirlenmesini incelemektir. Bu amaçla, Van Gölün'den alınan çamurla aşılana reaktörde farklı kimyasal oksijen ihtiyacı/sülfat (KOI/SO_4^{2-}) oranlarının, hidrolik bekleme sürelerinin (HBS), organik yükleme oranı (OLR) ve sülfat yükleme

oranının (SLR), elektron vericilerinin ve tuzluluk oranlarının, membrandaki akı, transmembran basıncı ve membran direnci üzerine etkisi araştırılmıştır. Her membran değişiminde hafif alkali olarak işletilen reaktörden ve membran modülünden numuneler alınarak bakteriyel analiz, PBD (partikül büyüklüğü dağılımı), FTIR (fourier dönüşümü kızılötesi), SEM (taramalı elektron mikroskobu) ve EDX (enerji dağılımlı x-ışını analizi) analizleri gerçekleştirilerek sonuçlar membran kirlenmesi açısından değerlendirilmiştir.



2. MEMBRAN TEKNOLOJİSİ

Konvensiyonel MBR, membran filtrasyon ile donatılmış ve aktif çamur ile doldurulmuş olan biyoreaktördür (Tan vd., 2019). Membran biyoreaktör teknolojisi, kolay işletimi, daha yüksek katı-sıvı ayırma verimliliği, az yer kaplaması, yüksek çamur konsantrasyonu, düşük miktarda çamur üretimi ve yüksek çıkış suyu kalitesi nedeniyle atıksu arıtımında ve ıslahında uzun bir süredir kullanılmaktadır (Tan vd., 2015; Song vd., 2018a). Membran biyoreaktörler endüstriyel ve kentsel kullanılmış suyun arıtımı konusunda giderek artan bir uygulama alanı bulmaktadır. Konvensiyonel MBR işletiminde, biyoreaktörün karışık sıvısını tutmak için mikro gözenekli mikrofiltrasyon (MF) veya ultrafiltrasyon (UF) membranları kullanılır ve partikül içermeyen arıtılmış çıkış suyu sağlanır (Lay vd., 2010).

Son yıllarda, daha katı olan deşarj standartları ve atıksuyun yeniden kullanımı için artan talepler nedeniyle MBR teknolojisinde önemli iyileşmeler sağlanmıştır. MBR teknolojisi, klasik aktif çamur prosesinin ve membran ayırmanın avantajlarını birleştirerek, katı alıkonma süresinin (KAS) ve hidrolik bekleme süresinin (HBS) bağımsız olarak kontrolünü sağlar (Yurtsever vd., 2016b).

2.1. Anaerobik Membran Biyoreaktörlerin Temelleri

Su kıtlığı, uygun arıtma yöntemlerinden sonra atıksuların tekrar kullanılmasıyla hafifletilebilen, gittikçe ağırlaşan küresel bir sorundur (Verstraete vd., 2009; Vyrides ve Stuckey, 2009). Atıksu arıtımı için kullanılan prosesler arasında yer alan anaerobik prosesler, atıksulardaki organik maddeyi azaltma avantajına sahiptir (An vd., 2009).

Hidrolik, asidojenik, asetojenik ve metanojenik bakteriler olarak adlandırılan dört farklı bakteri metabolik grubunun etkileşimini içeren, kompleks organik maddenin CH_4 'e ve CO_2 'ye anaerobik parçalanması (Kataoka vd., 1992); aerobik arıtım ile karşılaştırıldığında genel olarak önemli avantajlar sunmaktadır. Bunlar, az çamur üretimi, düşük besin gereksinimleri, yüksek organik yüklerde çalışılabilmesi, düşük maliyet ve son olarak biyogaz (CH_4) üretimidir (Kappell vd., 2005; Saadoud vd., 2007). Bununla birlikte, yüksek yatırım maliyetleri ve karmaşık olan işletimlerinden ötürü anaerobik işlemler her zaman uygulanmamaktadır. Dahası, atıksuyun tipi ve değişkenliği, organik kirleticilerin türü, pH vb. bir dizi faktörden önemli ölçüde etkilenmektedirler (Jane Gao

vd., 2010). Ayrıca, konvensiyonel anaerobik biyolojik sistemlerin yaygın kullanımı sınırlanmaktadır. Bu durum, çoğunlukla biyokütle tutmanın güç olmasından kaynaklanmaktadır. Metanojenler yavaş büyüyen mikroorganizmalardır ve konvensiyonel anaerobik biyoreaktörlerden kolayca kaçabilirler. Biyokütle tutma, metanojenler için yeterli KAS sağlayan anaerobik teknolojinin en önemli yönlerinden biridir. Bir taraftan, net biyokütle üretimi düşüktür, aerobik arıtmadakinden on kat daha azdır. Diğer taraftan, konvensiyonel anaerobik biyolojik arıtma sistemlerinde biyokütlenin nispeten zayıf çökeltme özellikleri, çıkış suyuna biyokütlenin geçmesine neden olur. Bu durum, konvensiyonel anaerobik biyolojik sistemdeki zayıf biyokütle tutulmasına karşılık gelir (Lin vd., 2013, Song vd., 2018a). Bu nedenle, AnMBR olarak adlandırılan anaerobik arıtma prosesi ve membran filtrasyon teknolojisinin kombinasyonu, anaerobik mikroorganizmaları korumak için çeşitli ölçeklerde başarıyla uygulanmıştır (Liao vd., 2006; Smith vd., 2012; Visvanathan ve Abeynayaka, 2012). AnMBR'lerde HBS ve KAS, endüstrilerden (Liao vd., 2010; Dereli vd., 2012) ve belediyelerden (örneğin; çöp sahası sızıntı suyu) (Ho vd., 2007; Kim vd., 2011; Bohdziewicz vd., 2008; Xie vd., 2014; Nie vd., 2017a) ve ayrıca katı atıklardan (gıda atıkları ve fazla aktif çamur gibi) (Meabe vd., 2013; Li vd., 2015; Tang vd., 2017) kaynaklanan farklı kirlilikteki atıksuların arıtılması için proses uygulanabilirliğini arttırmak üzere bağımsız olarak kontrol edilebilir. Böylece, HBS büyük ölçüde azaltılabilir (3 sa gibi) (Hu ve Stuckey, 2006), ancak reaktör içinde yavaş bozunabilen organik maddelerin tutulmasından kaynaklanan yüksek KOİ gideriminin sağlandığı, katı madde içermeyen bir çıkış suyu üretmek için KAS nispeten yüksek bir değerde (50-700 gün) tutulabilir (Stuckey, 2012; Ozgun vd., 2013).

Aerobik MBR teknolojisi, 1990'lı yılların başında endüstriyel uygulama için yaygın olarak tanıtılmıştır. Reaktörlerin hızlı bir şekilde işletmeye alınması (Ferrais vd., 2009; Di Bella vd., 2010), az yer kaplamaları, yüksek verimlilikleri (yüksek KOİ ve toplam askıda katı madde giderimi; bu yüzden yüksek kalitede arıtılmış su üretimi), herhangi bir biyolojik kütle kaybı olmaksızın yüksek organik yükleme oranlarında çalışabilmeleri, KAS ve HBS üzerinden kontrol edilmeleri, yüksek karışık sıvı AKM konsantrasyonlarının korunması şeklinde konvensiyonel aktif çamur proseslerine kıyasla çok sayıda avantaj ile karakterize edilirler (Aquino vd., 2006; Domínguez vd., 2012). Dahası, en eski ve en basit biyofiltrasyon teknolojisi olan biyolojik filtrelere kıyasla, MBR'ler daha verimli olup, biyokütle birikimi ile uğraşılabilir ve daha yüksek giriş

yoğunluklarında çalışabilirler. Ayrıca, işletmeye alma süresi daha azdır ve tam arıtım veya ön arıtım olarak uygulanabilir (Skouteris vd., 2012; Velasco vd., 2018). MBR'lerin avantajları, anaerobik koşullarda çalışılarak geliştirilebilir (Liao vd., 2006; Chan vd., 2009). Bu, yavaş büyüyen mikroorganizmanın geniş popülasyonunun tutulmasına bağlı olan anaerobik prosesler için özellikle ilgi çekicidir (Lin vd., 2013). Bu nedenle, bu teknoloji hem araştırmacılar hem de sanayiciler tarafından önemli oranda ilgi görmektedir (Le-Clech, 2010).

2.2. AnMBR'lerin Avantaj ve Dezavantajları ile Diğer Atıksu Arıtma

Teknolojileriyle Karşılaştırılması

Bir AnMBR, oksijensiz işletilen ve katı-sıvı ayrımı sağlamak için bir membran kullanan biyolojik bir arıtma işlemi olarak basit bir şekilde tanımlanabilir. Konvansiyonel anaerobik sistemler ve aerobik MBR'ye kıyasla bu proses tarafından sunulan avantajlar yaygın olarak kabul edilmektedir (Liao vd., 2006; Aquino vd., 2006; Lin vd., 2009; He vd., 2015). Tablo 2.1, konvansiyonel aerobik arıtmanın, anaerobik arıtmanın, aerobik MBR'nin ve AnMBR'nin karşılaştırmasını sunmaktadır. Tablo 2.1'den anlaşıldığı üzere AnMBR teknolojisi, anaerobik arıtma ve MBR teknolojisinin avantajlarını birleştirmektedir (Lin vd., 2013; Musa vd., 2018).

Tablo 2.1. Konvensiyonel aerobik arıtmanın, anaerobik arıtmanın, aerobik MBR ve AnMBR'nin karşılaştırılması (Lin vd., 2013)

Özellik	Konvensiyonel aerobik arıtma	Konvensiyonel anaerobik arıtma	Aerobik MBR	AnMBR
Organik giderim verimi	Yüksek	Yüksek	Yüksek	Yüksek
Çıkış suyu kalitesi	Yüksek	Orta ile kötü	Mükemmel	Yüksek
Organik yükleme oranı	Orta	Yüksek	Orta ile yüksek	Yüksek
Çamur üretimi	Yüksek	Düşük	Orta ile yüksek	Düşük
Gerekli alan	Yüksek	Orta ila yüksek	Düşük	Düşük
Biyokütle tutulması	Orta ile düşük	Düşük	Toplam	Toplam
Besin gereksinimi	Yüksek	Düşük	Yüksek	Düşük
Alkalinite gereksinimi	Düşük	Bazı endüstriyel akışlar için yüksek	Düşük	Orta ile yüksek
Enerji gereksinimi	Yüksek	Düşük	Yüksek	Düşük
Sıcaklık hassasiyeti	Düşük	Orta ile düşük	Düşük	Orta ile düşük
İşletmeye alma zamanı	2-4 hafta	2-4 ay	<1 hafta	<2 hafta
Biyoenjerji geri kazanımı	Yok	Var	Yok	Var
Arıtım modu	Genel	Temel olarak ön arıtım	Genel	Genel veya ön arıtım

Anaerobik mikroorganizmaların aerobik olanlardan daha yavaş çoğaldığı ve büyüdüğü bilinmektedir (Chan vd., 2009). Düşük büyüme hızlarına bağlı olarak, biyolojik kütle alıkonması, atıksuların yüksek oranda anaerobik arıtımında kritik önem taşır. Granül ve biyofilm esaslı teknolojiler biyoreaktörlerin yüksek biyokütle konsantrasyonlarında, dolayısıyla yüksek organik yükleme oranlarında çalışmasını sağlamak için gerekli olan biyokütle alıkonmasının elde edilmesini sağlamaktadır. Bununla birlikte, yüksek tuzluluk veya termofilik sıcaklıklar gibi belirli koşullar altında, biyofilm ve granül iyi oluşmamakta ve hatta olumsuz etkilenmektedir. AnMBR'ler, konvensiyonel olmayan koşullarda gerekli çamur alıkonmasını sağlamak için kullanılabilir (Jeison vd., 2008a). Daha uzun KAS ile başarılı bir şekilde çalışabilirler (Fucks vd., 2003), bu da sadece tüm mikroorganizmaları tutma potansiyelini değil aynı zamanda tam ölçekte büyüme şansı sunma kapasitesini ve anaerobik arıtımı önemli ölçüde geliştirmeyi ifade eder (Meng vd., 2007a).

Tablo 2.2'de gösterildiği gibi AnMBR, aerobik MBR'den birçok yönden (örneğin, enerji tüketimi, kirletici madde giderme verimliliği ve hacim verisi) oldukça farklıdır. Her ne kadar aynı membran modülü, aerobik MBR ve AnMBR sistemlerinde kullanılsa da AnMBR'de genellikle daha ciddi membran kirlenme problemleriyle karşılaşılır. AnMBR'lerde sadece daha yüksek biyokütle konsantrasyonları ve daha uzun biyokütle

tutma süreleri gerekli olmakla kalmaz, aynı zamanda aerobik MBR'lerden daha düşük membran akılarında çalışırlar (Lin vd., 2013). Dolayısıyla, AnMBR'nin bildirilen akısı genel olarak 5 ila 12 L/m²sa arasındadır; bu değer, tipik olarak tam ölçekli aerobik MBR için 20 ila 30 L/m²sa arasında olan akıdan oldukça düşüktür (Wang vd., 2018). Elektron alıcısı olarak oksijen olmadığından, anaerobik çürütücüler mikrobiyal büyüme için elektronları metan (CH₄) üzerine salgırlar. Böylece, AnMBR, aerobik MBR'den daha az çamur üretir (Liao vd., 2006). Anaerobik parçalanma yavaş bir proses olduğundan, AnMBR, aerobik MBR'den daha düşük bir kirletici giderme verimine ve hacim verimine (yani işletme kabiliyetine) sahiptir (Song vd., 2018a). Örneğin, Di Bella vd. (2007) tarafından rapor edildiği gibi, AnMBR'lerdeki membran kirleticilerinin, farklı çamur özelliklerinden dolayı aerobik bölmedekine kıyasla giderilmesi daha zordur (Cheng vd., 2018).

Tablo 2.2. Atıksu arıtımı için AnMBR ve MBR arasındaki karşılaştırma (Song vd., 2018a)

Özellik	AnMBR	MBR
Enerji tüketimi (kWsa/m ³)	0,03-5,7 ^a	~2 ^b
Biyokütle konsantrasyonu (g/L) ^c	10-40	5-20
Organik yükleme oranı (kg KOİ/L)	0,17-35,5	0,25-0,8
Organik giderim verimi (%)	>90	>95
Hidrolik bekleme süresi (saat)	>8	4-8
Su akısı (L/m ² h)	5-12	20-30
Çamur alıkonma süresi (gün)	>100	5-20
İşletme sıcaklığı (°C)	20-50	20-30

^aEnerji tüketimi, 0,27 ila 10 g KOİ/L arasında olan atıksuyun arıtımını yapan batık AnMBR için hesaplanmıştır.

^bEnerji tüketimi, 0,3 ve 1,0 g KOİ/L arasında olan atıksuyun arıtımını yapan batık MBR için hesaplanmıştır.

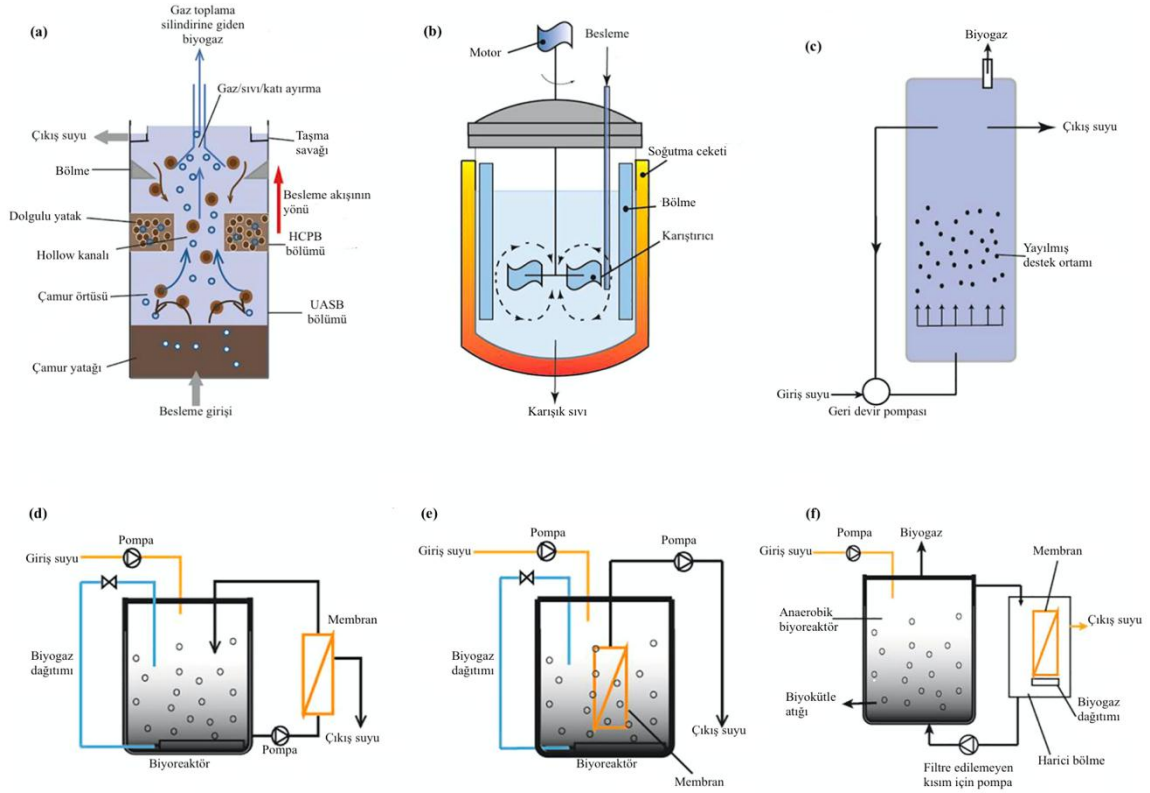
^cBiyokütle konsantrasyonu, karışık sıvı askıda katı madde içeriği temelindedir.

Cornelissen vd., (2001) yaptıkları çalışma ile AnMBR'lerin gelecek vaat eden bir teknoloji olacağını öngörmüştür (Cornelissen vd., 2001). Bununla birlikte, günümüzde, halen tam ölçekli AAT sistemlerinde yaygın olarak kullanılan aerobik MBR'lerle karşılaştırıldığında hala gelişme aşamasındadır (Jane Gao vd., 2010). Sınırlı gelişimi ve kullanımı (Spagni vd., 2010), anaerobik çürümenin karmaşık bir proses olduğu gerçeğine dayandırılmaktadır (Jane Gao vd., 2010). Geçmişte, genel olarak 12 saat ila 1 hafta arasında değişen çoğalma süresine sahip olan yavaş büyüyen bakteriler şeklindeki büyük dezavantajlarından dolayı anaerobik çürümeden kaçınılmıştır (Zayen vd., 2010). AnMBR ile tanklardaki mikroorganizmaların tamamen alıkonması nedeniyle bu sorun çözülmüş; bununla birlikte, tüm MBR'lerin en büyük dezavantajı olan membran kirlenmesi,

AnMBR'lerde aerobiklere kıyasla daha yoğun bir şekilde görülmüştür (Spagni vd., 2010). Son olarak, atıksu toksisitesi anaerobik çürümenin kullanımının yaygınlaşmamasının başlıca nedenlerinden biri olarak düşünülmüştür çünkü metanojenik mikroorganizmalar toksinler tarafından kolaylıkla inhibe olabileceği için bu prosesler bunu tolere etme kapasitesinde değildir (De Lemos Chernicharo, 2007). Aerobik sistemler, anaerobik olanlardan daha kolay ve daha hızlı geliştirilmiştir, çünkü daha esnektir ve daha kısa KAS'larda net bakteri gelişme hızını sağlayabilir ve daha düşük sıcaklıklarda verimli bir şekilde çalıştırılabilirler (Santos vd., 2011; Chang, 2011).

2.3. Membran Biyoreaktör Konfigürasyonları

AnMBR'lerin fizibilite ve arıtma etkinlikleri üzerine araştırmalar, özellikle de düşük, orta ve yüksek şiddetli kirliliğe sahip atıksuların arıtılması için malzeme ve konfigürasyon tipleri konusunda araştırmalar devam etmektedir (Aquino vd., 2006; Yuan vd., 2008). Anaerobik arıtma işlemine bağlı olarak çeşitli AnMBR konfigürasyonları vardır. Bu konfigürasyonlar Şekil 2.1'de gösterilmiştir. AnMBR için anaerobik biyoreaktörlerin incelemeleri literatürde mevcuttur (Skouteris vd., 2012; Özgün vd., 2013; C. Chen vd., 2016). AnMBR için yaygın olan anaerobik biyoreaktör konfigürasyonları, yukarı akışlı anaerobik çamur örtüsünü (UASB), tam karışım tank reaktörünü (CSTR) ve anaerobik akışkan yataklı biyoreaktörü (AFBR) içerir (Şekil 2.1a-c). Bu reaktörlerden CSTR, yapım ve işletim kolaylığı nedeniyle AnMBR için en sık kullanılan konfigürasyondur. UASB, biyokütleyle çoğunlukla biyoreaktörün alt bölgesinde tutulabilir, bu nedenle, membran ünitesinden geçen atıksu, membran kirlenmesini hafifletmeye yardımcı olabilecek düşük süspanse katı madde konsantrasyonuna sahiptir. UASB'de üretilen biyogaz bir gaz/sıvı/katı ayırıcıda ayrılabilir. AFBR, arıtılan akışkanın artan hızı ile reaktörde süspanse hale gelen granüler ortam (örneğin aktif karbon veya sünger) içerir (Kim vd., 2011).



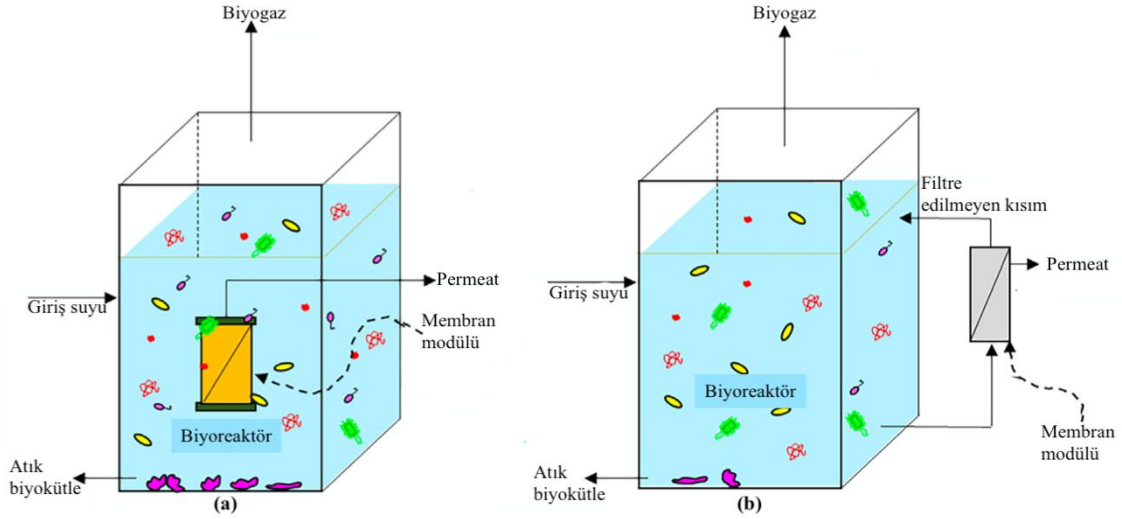
Şekil 2.1. Tipik anaerobik biyoreaktörler (a: yukarı akışlı anaerobik çamur reaktörü; b: sürekli karıştırılmalı tank reaktörü; c: anaerobik akışkan yataklı reaktör) ve (d) yan akış (e) batık ve (f) dış bölme modlarında membran ayırma prosesleri ile entegrasyonları (Song vd., 2018a)

Bir MBR, yan akışlı veya batık modda çalıştırılabilir (Şekil 2.1d–f). Yan akımlı konfigürasyonda, sıvı filtrasyon membranı, reaktöre bir ara pompalama basamağı gerektiren ayrı bir ünite dışarıdan bağlanır. Biyoreaktördeki karışık sıvı, temiz su ekstraksiyonu için membran ünitesine aktarılır. Her şema olumlu ve olumsuz yönlere sahiptir ve ulaşılabilir transmembran basıncının değeri (TMP) farklıdır ve akış yönü tersinirdir. Yan akım düzenindeki daha yüksek TMP, belirli bir permeat akışı için gereken değişim alanını azaltmaya ve işletme enerjisi talebini artırmaya neden olur. Diğer taraftan, membranların temizlenmesi ve değiştirilmesi bu konfigürasyonda kolaydır. Batık AnMBR'de, membran ünitesi membrandan arıtılmış suyu ekstrakte etmek için doğrudan biyoreaktöre (Şekil 2.1e) batırılabilir. Batık AnMBR'ler daha az enerji yoğunluktadır, ancak yüksek permeat akılarıyla uğraşmak için daha geniş membran yüzey alanı gerekir (Aslam vd., 2017a; Bakonyi vd., 2014; Khan vd., 2016; Singhanian vd., 2012).

Batık AnMBR, çalışan biyoreaktörden ayrılan bir bölmeye membran modülünü batırarak iki aşamalı bir sistem şeklinde yerleştirilebilir (Şekil 2.1f). İki aşamalı AnMBR

konfigürasyonu, yoğun kesme kuvveti sağlar ve kimyasallarla membran bakımını ve temizliğini kolaylaştırır. Membrandan reddedilen membran tankındaki akış, daha fazla kirleticinin biyolojik olarak parçalanması için anaerobik reaktöre devridaim de ettirilebilir. Bu nedenle, iki aşamalı konfigürasyon tam ölçekli AnMBR uygulamaları için potansiyel olarak kullanılabilir. Nitekim, Shin ve Bae (2018), on bir pilot ölçekli AnMBR çalışmasının on tanesi için iki aşamalı konfigürasyonu benimsemiş olduklarını bildirmiştir. Önemli bir istisna olarak, Gouveia vd. (2015), UASB reaktörünün üst kısmına batık bir membran yerleştirilmiş olan tek kademeli bir AnMBR sistemini geliştirmiştir. Çalışmalarında, katı çökebilirliğini arttırmak için üç fazlı (yani gaz/sıvı/katı) ayırıcı kullanmışlar ve UF membranı arasına iki bölme yerleştirmişlerdir (Song vd., 2018a).

Uygulamalardan bağımsız olarak, AnMBR yapılandırmaları, Şekil 2.2a ve b'deki gibi batık/suya daldırılmış ve harici/yan akışlı olarak sınıflandırılabilir (Aslam vd., 2018a). Genel olarak, harici konfigürasyon kirlenmenin daha doğrudan hidrodinamik kontrolünü sağlar ve daha kolay membran değişimi ve yüksek akı avantajları sunar, ancak temizleme sıklığı ve yüksek enerji tüketimi konusunda (yaklaşık 10 kWh/m³) dezavantajlara sahiptir (Le-Clech vd., 2006). Ayrıca, AnMBR sistemlerinde yüksek çapraz akış hızının biyokütle aktiviteleri üzerinde olumsuz bir etkisi olduğu bildirilmiştir (Brockmann ve Seyfried, 1996; Choo ve Lee, 1996; Ghyoot ve Verstraete, 1997). Harici konfigürasyona kıyasla, batık konfigürasyonda, membran doğrudan sıvıya yerleştirilir. Permeatı membrandan çekmek için bir pompa veya yerçekimi kullanılır. Batık konfigürasyonun bazı belirgin avantajları, daha düşük teğetsel hızlar nedeniyle daha ılımlı işletimsel koşulların yanı sıra çok daha düşük enerji tüketimi ve daha az dikkatli temizlik prosedürlerinin olmasıdır (Lin vd., 2013; Chen vd., 2017). Bununla birlikte, batık veya harici konfigürasyonlara sahip olan MBR işlemlerinin çoğunda kek gelişimi, havalandırma, gaz kabarcıkları, akışkanlaştırılmış katı ortam ve/veya yığın sıvının devridaimi tarafından oluşturulan membran yüzeyi çevresindeki kesme kuvvetleri tarafından kontrol edilir. Ölü sonlu yerine çapraz akışlı filtreleme modu, AnMBR'ler için daha uygundur çünkü kesme kuvvetlerine bağlı olan kek kopma etkisi, kek kütlesi tahmini için ilave edilebilir (Charfi vd., 2015).



Şekil 2.2. AnMBR konfigürasyonlarının şematik diyagramı (A) batık, (B) harici (yan akımlı) (Aslam vd., 2018a)

2.4. Batık Anaerobik Membran Biyoreaktörler

Son yıllarda, batık anaerobik membran biyoreaktör (SAnMBR), konvensiyonel atıksu arıtma sistemlerine kıyasla birçok avantaj sağladığı için sürdürülebilir atıksu arıtımı amacıyla yeni bir teknoloji olarak düşünülmektedir. Katı maddelerin ayrıştırılması için anaerobik bir biyoreaktörde batık bir membran kullanılır, böylece mükemmel bir çıkış suyu kalitesi, düşük çamur üretimi, daha yüksek arıtım performansı, küçük bir alan ihtiyacı, biyogaz üretimi ve daha düşük enerji tüketimi sağlanır (Liao vd., 2006; Lin vd., 2012; Fox ve Stuckey, 2015; Estrada-Arriaga vd., 2015). Membran ayırma uygulaması ayrıca, istenmeyen çamur yıkanmasını ve KAS'ın HBS'den bağımsız olmasını ortadan kaldırarak kısa KAS ve HBS ile yavaş büyüyen anaerobik mikroorganizmaların alıkonulması zorluğunu çözmektedir. KAS'ı kontrol ederek, yüksek bir biyokütle konsantrasyonu elde etmek mümkün olmaktadır bu da SAnMBR'de endüstriyel atıksu arıtımını cazip hale getirmektedir (Lin vd., 2012; Wu vd., 2008; Monclus vd., 2010; Huang vd., 2011; Chang, 2014, Mahmoud ve Liao, 2017). Gıda ve meşrubat endüstrisi atıksuyu ve domuz gübresi gibi yüksek oranda dirençli atıksuların arıtımı için başarılı bir şekilde çalışılmıştır (Ng vd., 2015; H. Chen vd., 2016; He vd., 2005). Son zamanlarda, atıksu arıtımı için SAnMBR kullanılmaya başlanmış ve sıcaklık, HBS, organik yükleme oranı (OLR) ile membran özelliklerinin arıtma verimi üzerindeki etkisi ayrıntılı olarak araştırılmıştır (Nie vd., 2017b).

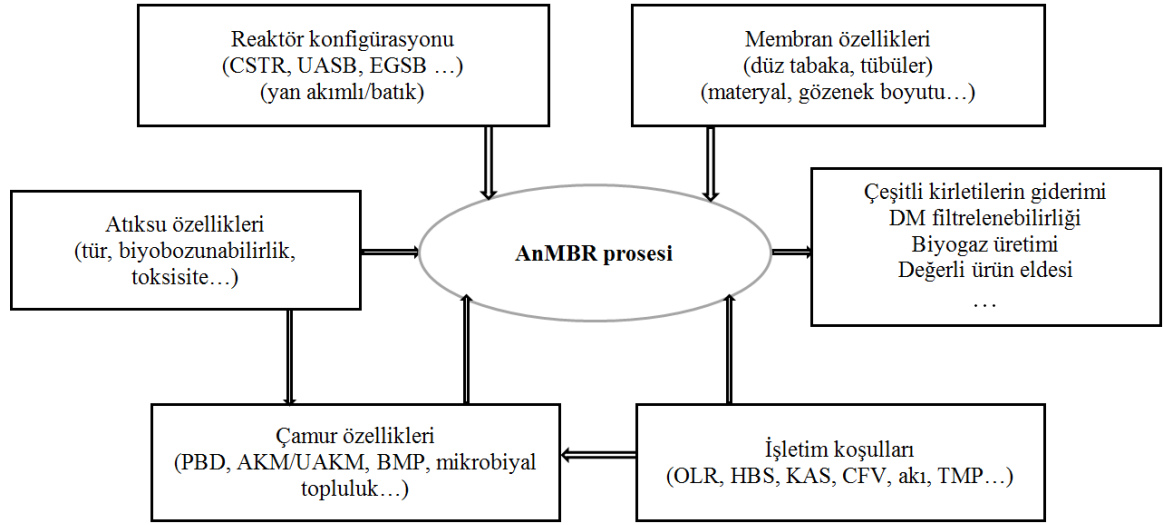
SAnMBR, sojunun (içki türü) distilasyon kalıntısı gibi yüksek kirliliğe sahip organik atıksuların arıtılmasına pratik bir şekilde uygulanmaktadır (Spagni vd., 2012; Dereli vd.,

2012), fakat kanalizasyon gibi düşük kirlilikteki ve yüksek hacimli atıksu arıtımında henüz pratik olarak kullanıma girmemiştir. SAnMBR kullanımı ile kanalizasyon arıtımı laboratuvar ölçeğinde çalışılmıştır, ancak bu çalışmaların çoğu mezofilik koşullar altında gerçekleştirilmiştir (Huang vd., 2011). Ayrıca, gerçek atıksuda yaklaşık 200 mg/L AKM bulunduğu (Yonemoto ve Li, 2008) ve bunun SAnMBR sistemi üzerinde olumsuz bir etkisinin olabileceği söylenmektedir. Bu nedenle, SAnMBR'nin oda sıcaklığındaki kanalizasyon arıtma performansı üzerine AKM'nin etkisini araştırmak gerekir (Watanabe vd., 2016).

Günümüzde, SAnMBR'deki mikrobiyal toplulukların, farmasötik atıksuyunu (Ng vd., 2015), depolama sahası sızıntılarını (Xie vd., 2014), kentsel atıksuyu ve diğerlerini içeren farklı türdeki atıksuların arıtılması için kullanılmakta olduğuna dair bilgiler literatürde yer almaktadır. SAnMBR işletimi sırasında sıcaklığın (Smith vd., 2013), organik yükleme oranının (Win vd., 2016) ve reaktör konfigürasyonunun (Harb vd., 2015), mikrobiyal topluluk üzerindeki etkisi çeşitli çalışmalarda ayrıntılı olarak incelenmiştir. SAnMBR reaktöründe baskın türler olarak farklı *Methanogenic archaea*'nın (*Metanosaeta* ve *Methanolobus*) ve bakterilerin (örn., *Smithella propionica*) bulunduğu bildirilmiştir (Ng vd., 2015; Harb vd., 2015). Bununla birlikte kanalizasyonda AKM mevcut olduğunda, mikrobiyal topluluk farklılıkları ve SAnMBR performansı ile ilgili olarak AKM'nin akıbeti hakkında çok az şey bilinmektedir (Watanabe vd., 2016).

2.5. Anaerobik Membran Proseslerinin İşletilmesini Etkileyen Faktörler

Reaktör konfigürasyonu, membran özellikleri, atıksu özellikleri, çamur özellikleri ve işletme koşulları gibi bazı önemli faktörlerin, AnMBR'lerin proses performansını etkilediği gözlenmiştir. Bu faktörler arasında işletim koşulları, çoğu araştırmacı tarafından en sık araştırılan konular arasındadır. Bu konuyu çamur özellikleri ve diğer faktörler takip etmektedir (Alibardi vd., 2014; Xie vd., 2014; Yu vd., 2015; Erşahin vd., 2016, 2017). Şekil 2.3, AnMBR performansını etkileyen çeşitli faktörler arasındaki etkileşimi göstermektedir (Hu vd., 2018).



Şekil 2.3. AnMBR'lerin işletim performansını etkileyen faktörler

AnMBR uygulamalarıyla ilgili temel işletme koşulları, hidrodinamik koşulları, HBS'yi, KAS'ı, pH'ı ve sıcaklığı içerir (Lin vd., 2013).

2.5.1. Hidrodinamik Koşullar

Harici konfigürasyonlu AnMBR'ler için, membran yüzeyi boyunca yüksek sıvı çapraz akış hızının (CFV) kullanılması, membran yüzeyi üzerinde partikül birikmesini azaltmak için yaygın bir işlemdir. Bununla birlikte, yüksek kayma koşullarının anaerobik biyokütle aktivitesi için zararlı olduğu ve/veya organik maddenin anaerobik bozunmasında anahtar faktör olan sinerjistik ilişkilerin fiziksel olarak kesilmesinden sorumlu olduğu bildirilmiştir (Choo ve Lee, 1996). Tipik olarak, 2-3 m/s'lik CFV değerleri, harici konfigürasyonda mikrobiyal aktivite üzerinde belirgin bir etkisi olmamasına rağmen geri dönüşümlü kirlenme oluşumunu önlemek için yeterlidir (Lin vd., 2012). Batık konfigürasyon için, biyogaz dağıtımı, kesme koşullarını sağlamanın en yaygın yoludur (Lin vd., 2009; Z. Huang vd., 2008a; Hu ve Stuckey, 2006; Akram ve Stuckey, 2008; Jeison ve van Lier, 2007a). Bununla birlikte, hiçbir çalışma, biyogaz dağıtma hızının, AnMBR'lerdeki mikrobiyal aktivite veya organik giderim performansı üzerindeki etkilerini değerlendirmemiştir (Lin vd., 2013).

2.5.2. Hidrolik Bekleme Süresi (HBS)

AnMBR'de uygulanan HBS değerleri, birkaç saat (2 sa) ile birkaç gün (20 gün) arasında değişirken (Skouteris vd., 2012), yüksek kirliliğe sahip atıksu arıtımı ve seyreltik atıksu arıtımı için tipik HBS sırasıyla 1-10 gün ve 0,25-2 gündür. HBS'nin uzatılması genel olarak kirletici maddelerin giderimini yalnızca sınırlı bir ölçüde iyileştirebilir. Örneğin, Hu ve Stuckey (2006), simüle edilmiş seyreltik atıksuyun arıtılması sırasında HBS'yi 48 saatten 24, 12, 6 ve 3 saate düşürdüğünde KOİ gideriminde dikkate değer bir düşüş (yaklaşık %5) gözlemlenmiştir (Lin vd., 2013).

2.5.3. Katı Alınma Süresi (KAS)

KAS, hem arıtım performansını hem de membran kirlenmesini belirleyen temel işletimsel parametrelerden biridir. UASB reaktörünün aksine, AnMBR biyokütlenin tamamen tutulmasını sağlar ve böylece KAS daha kolay kontrol edilir (Lin vd., 2013). Araştırmacıların çoğu 150 günden daha yüksek KAS değerlerinde çalışmıştır. Genel bir kural olarak, daha uzun KAS'larda AnMBR'lerin çalışması, daha büyük miktarlarda biyogaz üretir (Zhou vd., 2012), çünkü KAS'daki herhangi bir düşüş reaksiyonların boyutunu azaltır ve bu nedenle, kısa KAS stabil bir çürüme için yetersizdir (Appels vd., 2008). Trzcinski ve Stuckey (2010), sırasıyla 300 ve 30 günlük KAS ile psikrofilik sıcaklıkta kentsel katı atık sızıntı suyunu arıtan iki SAnMBR'in performansını araştırmıştır. Daha uzun KAS'ın daha yüksek çözünür KOİ giderimi ile ilişkili olduğunu bulmuştur (Trzcinski ve Stuckey, 2010). Aksine, Baek vd. (2010), KAS'da 213'ten 40 güne olan düşmenin arıtım performansını veya membran kirlenmesini etkilemediğini bulmuşlardır (Baek vd., 2010). Bu, KAS ile arıtım performansı veya membran kirlenmesi arasındaki ilişkinin karmaşık olduğunu ve uygulanan HBS'ye ve besleme özelliklerine büyük ölçüde bağlı olduğunu göstermektedir. Genel olarak, nispeten uzun HBS'ler ve KAS'larda yapılan AnMBR işletimi, metan geri kazanımını ve arıtma performansını arttırmak ve çamur üretimini azaltmak için uygundur (Ho ve Sung, 2009). Şimdiye kadar HBS'nin ve KAS'ın etkileri üzerine yapılan çalışmalara dayanarak, uzun süreli HBS'nin AnMBR'lerin hacminin yetersiz kullanılmasına neden olabileceği ve HBS'nin azalmasının metanojenik aktiviteleri engelleyebilecek hızlı uçucu yağ asidi (VFA) birikimine yol açabileceği görülebilir. Uzun süreli KAS ayrıca membran kirlenmesine neden olabilir. Aynı zamanda, çözünür mikrobiyal ürünlerin (SMP) salınmasının yanı sıra hızlı kek oluşumuna ve akıdaki aşırı düşüşe de yol açabilir (Musa vd., 2018).

2.5.4. pH

Çoğu AnMBR sistemi, nötr pH'da çalışır, çünkü anaerobik arıtım, pH 6,5-8,5 dahilinde, 7 ve 8 arasındaki optimum bir aralıkta gerçekleşir (Weiland, 2010). Bu tür bir pH aralığı, kimyasalların aşırı kullanımını gerektiren nötrleştirme yoluyla elde edilir, çünkü bazı akışlar aşırı pH değerlerine ve hidrolizlere sahiptir, asitojenez fazları pH değerlerini düşürür. Bu bakımdan, AnMBR sistemlerinde ilgili araştırmalar çok sınırlı olmasına rağmen, istenen bir pH'ta dengeleme muhtemel bir çözüm gibi görünmektedir (Lin vd., 2013).

2.5.5. Sıcaklık

Anaerobik çürüme, sıcaklıktan kuvvetli bir şekilde etkilenir ve psikrofilik (0-20 °C), mezofilik (20-42 °C) ve termofilik (42-75 °C) şeklindeki kategorilerden biri altında gruplandırılabilir (Rajeshwari vd., 2000). Psikrofilik sıcaklıklar 20 °C civarında (Trzcinski ve Stuckey, 2010) test edilmiş olmasına rağmen AnMBR'lerin çoğu mezofilik aralıkta (Lin vd., 2009; Jeison vd., 2008b) yaklaşık 35 °C'de veya termofilik aralıkta yaklaşık 55 °C'de (Lin vd., 2009; Kim vd., 2007; Jeison ve van Lier, 2007a) çalıştırılmıştır. Karışık sıvının sıcaklığı KOİ giderme verimliliğini etkiler; daha yüksek sıcaklıklar daha iyi KOİ giderme verimliliğine yol açar. Örneğin, Ho ve Sung (2010)'da 25 °C'de ve 15 °C'de olmak üzere iki AnMBR'yi işletmişler ve elde edilen toplam KOİ giderme verimliliği sırasıyla %95'in ve %85'in üzerinde olmuştur (Ho ve Sung, 2010). Daha yüksek sıcaklıkların metanojen safhasını arttırdığı, ayrıca kağıt hamuru ve kâğıt ve tekstil endüstrilerini içeren birçok sektörde yüksek sıcaklığa sahip atıksular üretildiği bilinmektedir. Bu nedenle, termofilik sıcaklıklarda işletim çok önemlidir, çünkü arıtılmış çıkış suyunun tekrar kullanılması için mezofilik arıtımda kullanılan ön soğutma ve son ısıtma işlemlerinden kaçınılabilir. Termofilik sıcaklıklarda işletilen birçok uygulama literatürde mevcuttur (Lin vd., 2009; Wijekoon vd., 2011; Hogetsu vd., 1992; Jeison ve van Lier, 2006). Bununla birlikte, her zaman yüksek sıcaklıktan kaynaklanan çamur floglarının parçalanması ve hücre dışı polimerik maddelerin (EPS) salınımı nedeniyle membran akışının bozulması meydana gelmiştir (Lin vd., 2009). Bu nedenle, işletimsel sıcaklığın gerekçelendirilmesi ve seçilmesi, optimum performansın elde edilmesi için önemlidir. Bununla birlikte, kentsel atıksuları da dahil olmak üzere çoğu akış için, ortam sıcaklığındaki veya düşük sıcaklıktaki işletimler, bunları arıtan AnMBR'lerin ekonomik olarak uygulanması için gereklidir (Lin vd., 2013). Buna ek olarak, termofilik sıcaklık

aralığında çalışan AnMBR'lerin mezofilik aralıkta çalışan AnMBR'lerden daha yüksek hacimsel yükleme oranları ile çalışabildiği bulunmuştur. Jeison vd. (2008)'de, bir termofilik AnMBR ile 14 g KOİ/Lgün değerinin muhafaza edilebileceğini oysa mezofilik olan bir reaktörün 10 g KOİ/Lgün'den yüksek değerleri koruyamadığını ileri sürmüşlerdir (Jeison vd., 2008b). Genel olarak, organik yükleme oranı arttıkça, VFA birikimi nedeniyle performans bozulması riski ortaya çıkabilir ve mikrobiyal aktivitenin engellenmesi nedeniyle düşük KOİ giderme verimliliği elde edilir (Wong vd., 2009; Bohdziewicz vd., 2008; Wijekoon vd., 2011). Psikrofilik AnMBR arıtımı son zamanlarda önemli şekilde dikkat çekmiştir (Trzcinski ve Stuckey, 2010; Martinez-Sosa vd., 2011). Hem psikrofilik hem de mezofilik arıtımın, %90'a yakın karşılaştırılabilir KOİ giderim etkinliği sağladığı bulunmuştur, ancak ilki, VFA birikimine bağlı olarak biraz daha yüksek membran kirlenme oranına karşılık gelmiştir (Martinez-Sosa vd., 2011). Bu sonuç, sıcaklık değişimlerinin, membran filtrasyonunun performans stabilitesindeki olası rolünü vurgulamaktadır. AnMBR teknolojisini yaygın olarak uygulamak için, önemli olan zorluklardan biri, yaklaşık 0-25 °C'deki yerel iklim değişikliği koşullarının neden olduğu sorunların üstesinden gelmektir (Lin vd., 2013).

2.5.6. Akı

Akı (normalde J ile gösterilen) birim zamanda birim membran alanından geçen madde miktarıdır. Bu m^3/m^2s SI birimleri ile ya da basitçe m/s ve bazen de süzüntü ya da filtrasyon hızı olarak ifade edilir. Diğer kullanılan SI olmayan birimler, birim zaman başına birim alandan geçen litre (LMH) ve m/gün'dür. ABD'de hala kullanılan bir günde birim alandan geçen galon İngiliz ölçü birimine (GPD) rağmen, MBR için en yaygın kullanılan birim m/gün'dür. MBR'ler genellikle 10 ve 150 LMH akılarda işletilir; akı, doğrudan sürücü kuvvet (diğer bir deyişle transmembran basıncı ya da TMP, konvensiyonel MBR'ler için), membran ve ona bitişik yüzeyler arasındaki bölgenin sunduğu toplam hidrolik dirençle ilişkilidir (Judd ve Judd, 2015).

2.5.7. Transmembran basıncı

Sıvı filtrasyonunu sağlamak için gerekli basınçtır. Ayrıca membran arasındaki basınç farkı veya TMP olarak da adlandırılır. Bir membran filtrasyon prosesinin işletilmesinde en önemli durum sabit bir trans-membran basıncı sağlamaktır. Sabit TMP ve besleme konsantrasyonu ile işletme sürecinde, membran süzüntü akısı genellikle zamanla azalır.

Basınç ile akı veya süzüntü arasında büyük bir ilişki vardır. Basınç artışında akının da artacağı beklenir (Aslan, 2016).

Membran prosesler ya sabit trans membran basıncı değişken akı, ya da sabit akı değişken TMP basıncı ya da hem değişken TMP hem de değişken akı koşullarında işletilebilir. Sabit TMP durumunda akı zamanla azalır. Sabit akı durumunda ise TMP zamanla artar. Sabit akı durumunda, TMP'nın artışı ile akıyı sabit tutan işletme koşulundan kritik akı oluşur. Prosesler bu artışın belli bir oranda olmasını sağlamak için kritik akı koşullarında işletilebilir (Aslan, 2016).

Bir AnMBR'deki permeat akısı, düşük veya yüksek TMP'lerde çalışıldığında farklı parametrelere tabidir. Tipik olarak batık membran sistemlerinde kullanılanlar gibi nispeten düşük TMP'lerde, permeat akısı TMP tarafından yönetilir. Bu gibi sınırlı koşullar altında, permeat akısı uygulanan TMP ile doğrusal olarak artar ve permeat akısı çapraz akış hızından önemli ölçüde etkilenmez (Beaubien vd., 1996; Berube vd., 2006).

2.5.8. Direnç

Direnç, $R(m)$ basınç farkı ΔP 'nin, akı ve vizkozite (η) çarpımına oranıdır ve dolayısıyla $\Delta P/(\eta J)$ ile verilir ve normalinde LMH (bar olan en uygun birim alan K geçirgenlik katsayısı) ile ters orantılıdır. ABD'de geçirgenlik katsayısı sıklıkla "spesifik akı" olarak adlandırılır ve GFD/psi İngiliz birimi ile gösterilir. ΔP , ya TMP'yi (ΔP_m) ya da basınç düşüşüne katkıda bulunan ve böylece direnç oluşturan bireysel bileşenleri ifade etmektedir. R direnci; membran direncini, kirlenme tabakası direncini (membran yüzeyine adsorpsiyon) ve membran tarafından sağlanan direnci: çözelti ara yüzeyini içerir (Judd ve Judd, 2015).

2.5.9. Kritik akı

Kritik akı kavramı, kirlenme katmanının zamanla artmasının ötesinde akıyı tanımlamak için kullanılır. Kritik akı altında, kirlenme tabakası derinliği, partikül çapraz akış kayması ile eşleşen partikül birikme oranı ile sabittir. Bu ifade, kararlı işletmeyi sağlamak için en uygun çalışma koşullarını tanımlamaya yardımcı olur. Kirlenme, esasen gözenek kirlenmesinden ve kek sıkışmasından (kek heterojenliği ile sonuçlanır) dolayı kritik akı altında gerçekleşir. Kirlenme, iki adımda meydana gelir; ilki, hafif ve yavaş bir TMP artışı ile ortaya çıkar ve bunu takiben kirlenme tabakası homojensizliği nedeniyle

ani bir TMP sıçraması meydana gelir, bu da membran yüzeyinde akının yeniden dağılımına yol açar (Robles vd., 2018).

2.5.10. Çapraz Akış Hızı

Çapraz akış filtrasyonundaki teğetsel akış hızı, kirlenme tabakasının derinliğinde bir düşüşle sonuçlanan, membran üzerinde hidrolik bir temizleme etkisine neden olur. Çapraz akış altında, konsantrasyon polarizasyon katmanı membran yüzeyinden uzağa yığın süspansiyona doğru dağılır. Çapraz akış filtrasyonunda, partikül taşınması, iki mekanizmaya bağlıdır bunlar; çapraz akıştan kaynaklanan dispersiyon ve konvektif akı ve yüzey etkileşimlerinden kaynaklanan membrana doğru harekettir. Membrandan uzağa (veya membrandan) yayılma, Brownian difüzyondan (1 µm'lik partiküller için), kaymaya bağlı difüzyondan ve yanal taşınmadan oluşur (Choo ve Lee, 1998). Brownian difüzyonu çok küçük partiküllerin geri taşınımını baskımlarken, kayma kaynaklı dispersiyon büyük partiküllerin taşınımını baskımlar (Robles vd., 2018).

2.5.11. Konsantrasyon Polarizasyonu

Konsantrasyon polarizasyonu, çapraz akışlı işletme sırasında konsantrasyon sınır tabakası içerisinde ya da sıvı filmde membran: çözültü ara yüzeyindeki çözülmüş madde birikim eğilimini tanımlar. Membran yüzeyinde sıvı hızı sıfır olması gerektiğinden bu tabaka durgun sıvıyı içerir (Judd ve Judd, 2015).

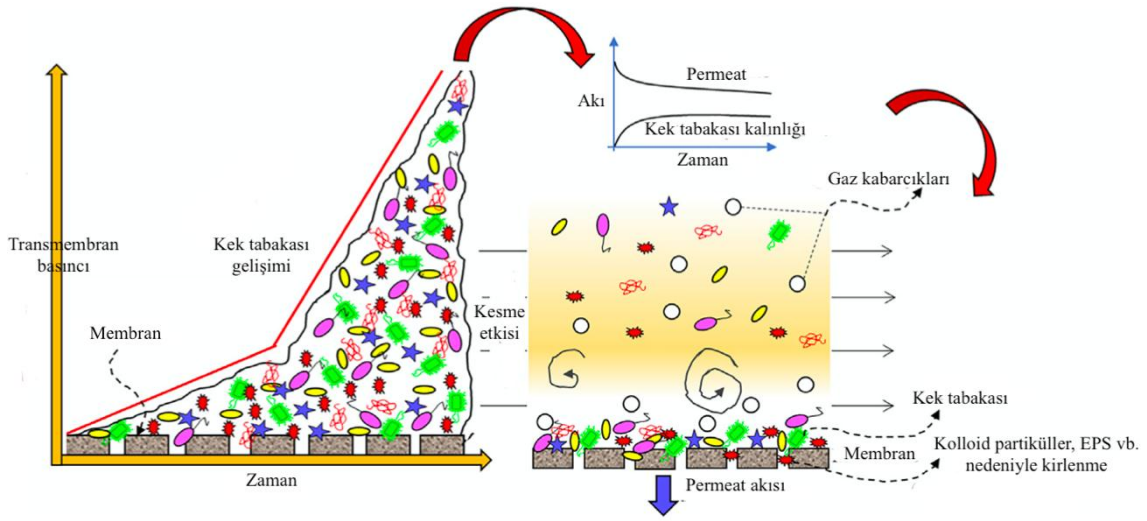
2.5.12. Hücre Dışı Polimerik Maddeler

EPS, genellikle farklı kimyasal ve fiziksel yöntemlerle ekstrakte edilen hücre yüzeyine bağlı polimerik malzeme olarak tanımlanır. SMP, mikroorganizmanın çevresi ile etkileşiminin yanı sıra hücre lizisi, EPS'nin hidrolizi sonucunda yığın çözültüye salınan mikrobiyal ürünler olarak tanımlanır. Bu nedenle, EPS, tanım olarak, ekstraselüler kökenliken, SMP, hücre lizisi ve çürümeye dayalıdır (Aquino vd., 2006).

2.6. Membran Kirlenmesi

Koros vd., (1996) tarafından tanımlandığı gibi kirlenme, askıda veya çözülmüş maddelerin dış yüzeyler üzerinde, gözenek açıklıklarında veya gözenekler içinde birikmesinden dolayı bir membranın performans kaybının genel durumunu ifade eder (Koros vd., 1996). Kirlenme, prosesin işletimi ve ekonomisindeki önemi nedeniyle su ve kullanılmış su uygulamaları için kullanılan tüm membran proseslerinde her zaman

merkezi bir konudur. Kirlenme derecesi, gerçek işletimde ulaşılabilecek sürdürülebilir akıyı belirler (Lay vd., 2010). EPS ve SMP'deki ekstraselüler karbonhidratlar, proteinler, lipitler ve nükleik asitlerin yanı sıra süspansiyon katı maddeler, koloidal materyaller, bağlı hücreler gibi farklı kirlenme materyalleri, membran yüzeyinde ve/veya membran gözeneklerinde birikebilir ve böylece akıyı azaltabilir ve sonuçta transmembran basıncını (TMP) artırır (Gao vd., 2011; Smith vd., 2012). Şekil 2.4, AnMBR'lerde kek tabakası ve TMP gelişimi durumunu ortaya koymaktadır (Aslam vd., 2018a).



Şekil 2.4. Anaerobik membran biyoreaktörlerinde zamanla kek katmanı ve karşılık gelen TMP gelişimi (Aslam vd., 2018a)

Membran kirlenmesi, süspansiyon halindeki katı maddelerin ve çözülmüş katı maddelerin, çoğunlukla membran yüzeyine yağ, yağ ve gres şeklinde birikmesi sonucu ortaya çıkmaktadır (Cho vd., 2005). Membran kirlenmesi, atıksu arıtımında AnMBR'nin daha yaygın uygulanmasını sınırlandıran en önemli faktördür. Membran kirlenmesi, sistem verimliliğini azaltabilir, membran ömrünü azaltabilecek ve daha yüksek değiştirme maliyetleri ile sonuçlanabilecek sık temizleme işlemlerine neden olabilir ve çamur devirdaimi veya gazla temizleme için enerji gereksinimini artırabilir. Membran kirlenmesi, membran materyali ile çamur süspansiyonunun bileşenleri arasındaki etkileşimin sonucudur (Lin vd., 2013).

Membran kirlenmesi, MBR'lerin ana dezavantajlarından biridir, çünkü sistemlerin sabit, güvenilir bir şekilde çalışmasını engellemektedir. AnMBR membran yüzeyleri üzerindeki katıların birikimi aerobik MBR'deki membran yüzeylerine göre daha düşük olmasına rağmen, AnMBR'ler genellikle daha düşük membran permeate akılarında çalıştırıldığından (Baek ve Pagilla, 2006), membran kirlenmesini kolaylaştıran düşük

çamur filtreleme özellikleri ile karakterize edilirler (Spagni vd., 2010). Ayrıca aerobik MBR'de kullanılan membran genellikle AnMBR sisteminde de kullanılabilmesine rağmen, AnMBR sistemindeki çamur süspansiyonu, aerobik bölmedekinden önemli ölçüde farklıdır bu da membran kirlenme özellikleri üzerinde benzersiz etkiler gösterir (Lin vd., 2013).

Membran kirlenmesi, kirlenme direncini artırarak ulaşılabilir permeabiliteyi azaltır. Pratik açıdan, bu, sürekli itme kuvvetinin çalışma modunda akının zaman içinde azalacağı ya da sürekli akının sürdürülmesi için itme kuvvetinin zaman içinde sabit bir şekilde artırılması gerektiği anlamına gelir. İşletme sınırına ulaşıldığında, kirlenme şiddetli ise ve membran ömrü bitmişse kirli membran, kimyasal olarak temizlenir veya değiştirilir (Lay vd., 2010).

2.6.1. Membran Kirlenmesinin Sınıflandırılması

Membran kirlenmesi, temizleme işlemine ve kirlenme özelliklerine bağlı olarak iki şekilde sınıflandırılabilir:

a. Uygulanan Temizleme İşlemine Göre Sınıflandırma

Membran kirlenmesi, temizleme uygulamasına dayanılarak geri dönüşümlü ve geri dönüşümsüz kirlilik olarak sınıflandırılabilir. Meng vd. (2009), membran kirlenmesinde tersinir kirlenmeyi giderilebilir kirlenme ve giderilemeyen kirlenme şeklinde tanımlamıştır (Meng vd., 2009). Buna göre, giderilebilir kirlenme, çapraz akı koşulları altında geri yıkama veya dinlenme gibi fiziksel yollarla giderilebilen kirliliği belirtirken, giderilemeyen kirlenme kimyasal temizlik ile giderilmesi gereken kirlenmeyi ifade eder. Geri dönüşümsüz kirlenme, herhangi bir temizleme yaklaşımı ile elimine edilemeyen kalıcı bir kirlenmedir. Genel olarak, giderilebilir kirlenme, dış kısımda materyalin gevşek bir şekilde birikmesinden dolayı meydana gelir. Giderilemez kirlenme, membran filtrasyonu sırasında gözenek blokajından ve kuvvetli bir şekilde bağlanmış kirlenmelerden kaynaklanır. Sürekli bir filtrasyon prosesi sırasında çözünen ile güçlü bir kirlenme tabakası matrisinin oluşması, giderilebilir kirlenmenin giderilemez bir kirlenme tabakasına dönüşmesiyle sonuçlanacaktır. Giderilemeyen kirlenmenin doğası ve nedenleri göz önüne alındığında, kek tabakasının araştırılması için birçok çaba gösterilmiştir. SANMBR'nin uzun süreli işletimi sırasında, Jeison ve van Lier (2007a) ve Gao vd. (2011), geri yıkama çevrimleri veya dinlenme ile giderilemeyen kek oluşumu ve sıkışmanın, iç gözenek tıkanmasına kıyasla baskın membran kirlenme mekanizmasını

oluşturduğunu gözlemlemiştir. Di Bella vd. (2007), bir aerobik MBR'de oluşan kek katmanının, esasen giderilebilir bir yapıya sahip olduğunu bildirmiştir (Di Bella vd., 2007). Kek oluşumu karmaşık bir işlem olmasına ve birçok etkileyen faktöre sahip olmasına rağmen, ortalama olarak, AnMBR'de oluşan kek katmanının, farklı çamur özelliklerinden dolayı aerobik bölmedekine kıyasla nispeten daha düşük giderilebilirliğe sahip olduğu sonucuna varılabilir (Lin vd., 2013).

Membran kirlenmesi, ya membran gözenek tıkanması/bloke olması şeklinde internal olarak ya da dış yüzey üzerinde istenmeyen gözenekli tabakalar olarak adlandırılan kek katmanları şeklinde kek oluşumu sebebiyle meydana gelebilir (Meng vd., 2007a). İnternal kirlenme, genelde geri dönüşümlü olan kek oluşumuna kıyasla geri döndürülemezdir (Jeison vd., 2009a). Bununla birlikte, geri dönüşümlü kirlenme bile asla tamamen uzaklaştırılmaz (Calderón vd., 2011).

b. Kirletici Özelliklerine Göre Sınıflandırma

Membran kirlenmesi, partiküller, organikler, kolloidler, bakteriler ve mikrobiyal yan ürünler, inorganikler ve bunların kombinasyonları gibi çeşitli farklı kirleticilerden kaynaklanabilir (Charfi vd., 2017). Membran kirlenmesi, kirletici bileşenlerinin özelliklerine göre biyolojik, organik ve inorganik kirlenme olarak sınıflandırılabilir (Liao vd., 2006; Meng vd., 2009).

AnMBR'lerde biyo-kirlenme, gözenek tıkanmasının yanı sıra membran yüzeyinde mikroorganizmaların ve EPS/SMP birikiminin yol açtığı, membran yüzeyindeki biyomateryallerin birikmesidir (Lin vd., 2013). Biyolojik kirlenme, biyokütlenin membranla etkileşimi ile spesifik olarak ilgilidir. Membran kirlenmesinin, hücre debrisleri ve kolloidal partiküllerin neden olduğu gözenek tıkanmasından kaynaklandığı görülmektedir. Biyokütle birikimi başlamadan önce sıfır akı işletimi için bile kolloidlerin ve organiklerin pasif adsorpsiyonu gözlenmiştir (Di Bella vd., 2007). Gao vd. (2011), bir SAnMBR'de üst kek katmanındaki sayıya dayanarak partiküllerin yaklaşık %65'inin, kullanılan membranın gözenek boyutuyla aynı olduğunu yani 0,3 µm'den daha küçük bir boyuta sahip olduğunu belirtmiştir. Bu partiküller/floglar membran gözeneklerine kolayca nüfuz eder ve bloke eder. Biyokirlenme ayrıca hücre dışı polimerik maddelerin (EPS) ve çözünür mikrobiyal ürünlerin (SMP) membran ve gözenek yüzeylerine adsorpsiyonunu ve birikimini de içerir çünkü bu maddeler, biyolojik olarak salgılanır. Bu arada, AnMBR'lerdeki mikrobiyal topluluk ve membran kirlenmesindeki rolünü araştırmak için bazı çalışmalar yapılmıştır. Gao vd. (2010b) ve Lin vd. (2011), bazı

bakterilerin seçici olarak yapışıp membran yüzeyinde büyüdüğünü öne sürerek, sırasıyla harici ve batık bir AnMBR'de membran yüzeylerindeki çamur ve reaktör içeriğindeki çamur arasındaki mikrobiyal topluluklarda önemli farklılıklar olduğunu bulmuşlardır (Gao vd., 2010; Lin vd., 2011a). AnMBR sistemlerinde, tüm kirlenme türleri aynı anda meydana gelmesine rağmen, biyokirlenme en büyük problemdir (Flemming vd., 1997; Lin vd., 2009).

Organik ve inorganik kirlenme, genellikle sırasıyla makromoleküler türleri (biyopolimerler) ve çökeltileri işaret eder. Lin vd. (2009) ayrıca bir SAnMBR için süpernatant KOİ'sinin, çıkış KOİ'sinden tutarlı şekilde daha yüksek olduğunu gözlemlemiştir. Süpernatant içinde daha yüksek oranda bulunan organik kısmın, bir kek tabakası oluşumunu kolaylaştıran, "yapıştırıcı" olarak hareket edebilen biyopolimer maddeler olduğu düşünülmüştür. FTIR spektroskopisi ve konfokal lazer tarama mikroskobu (CLSM) ile yapılan analizler, SAnMBR'de membran yüzeyindeki kirleticilerin protein ve polisakkaritler bakımından zengin olduğunu ve dolayısıyla organik kirlenmenin orijinal olarak SMP veya EPS'den kaynaklandığını göstermektedir (Lin vd., 2009; Gao vd., 2011; Mahendran vd., 2011). İnorganik kirlenmeye gelince, struvit ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$), AnMBR sistemlerinde en erken tespit edilen ana inorganik kirleticilerden biri olarak görünmektedir (Choo ve Lee, 1996; Kim vd., 2007; Yoon vd., 1999; Choo vd., 2000). Diğer inorganik kirleticiler, $K_2NH_4PO_4$ ve $CaCO_3$ 'ü içerebilir (Nagata vd., 1989). İnorganik kirleticilerin çökmesi, kek katmanındaki inorganik elementlerin kaynağı olan, giriş suyundaki ve çamur süspansiyonundaki katyonların varlığına bağlıdır. Yük nötralizasyonu ve köprüleme etkisi sayesinde, giriş suyundaki metal kümeleri ve metal iyonları, floglar veya biyopolimerler tarafından yakalanabilir ve daha sonra filtrasyon direncini arttırabilir (Seidel ve Elimelech, 2002). Lin vd. (2011b) bir SAnMBR içindeki kek katmanının, organik maddeler ve Ca (%4,45 kuru ağırlık içeriği), Mg (%1,94), Al (%1,72), Si (%1,46), K (%0,15) gibi inorganik elementler tarafından oluştuğunu bildirmiştir (Lin vd., 2011b). Herrera-Robledo vd. (2010), AnMBR'deki kek çamurunun esas olarak uçucu katı maddelerden (%85) oluştuğunu ve geri kalanının mineral madde ile ilişkili olduğunu bulmuşlardır (Herrera-Robledo vd., 2010). Benzer sonuçlar, diğer araştırmacılar tarafından da bildirilmiştir (Zhang vd., 2007; An vd., 2009). Son olarak, yüksek molekül ağırlıklı protein ve karbonhidrat bileşikleriyle EPS, internal membran kirlenmesine neden olsa da membranların iç gözeneklerinde

sadece inorganik materyalin biriktiği görülmüştür (Vyrides ve Stuckey, 2009; Aquino vd., 2006; Zhang vd., 2007).

Biyolojik, organik ve inorganik kirlenmenin eşzamanlı olarak gerçekleştiği ve bunların etkileşiminin genellikle filtrasyon direncini arttırdığı unutulmamalıdır. Örneğin, Choo ve Lee (1996), struvit ile birlikte mikrobiyal hücrelerin birikmesinin, membran geçirgenliğini sınırlayan kuvvetlice bağlanmış kek tabakası oluşumunda önemli bir rol oynadığını bildirmiştir (Choo ve Lee, 1996). Membran kirlenmesi genellikle aerobik ve anaerobik MBR olmasına bakılmaksızın ilk önce gözenek tıkanması, ardından biyokek oluşumu ve sıkışma ile karakterize edilir. Bununla birlikte, AnMBR'de membran kirlenmesinin oluşumunda ve öneminde bazı farklılıklar olacaktır. Örnek olarak, Gao vd. (2011), bir SAnMBR'deki kek kalınlığının, aerobik MBR sistemlerinde bildirilen 20–200 µm'den çok daha yüksek olacak şekilde 1900–2100 µm olabileceğini tespit etmiştir (Sun vd., 2010; Meng ve Yang, 2007b). Aynı membran için, kentsel atıksu arıtımı sırasında maksimum sürdürülebilir membran akısının, SAnMBR (Lin vd., 2011c) ve aerobik SAnMBR (batık membran biyoreaktör) (Lin vd., 2011d) için sırasıyla 11 ve 25-30 LMH olduğu bulunmuştur. Ayrıca, nispeten yüksek karbonat ve bikarbonat konsantrasyonu ve anaerobik arıtımda yüksek amonyak ve fosfat konsantrasyonlarının oluşumu göz önüne alındığında, AnMBR'ler aerobik MBR'lere kıyasla inorganik kirlenmeye karşı daha duyarlı olabilir (You vd., 2005; Lin vd., 2013).

2.6.2. Membran Kirlenmesinin Aşamaları ve Mekanizmaları

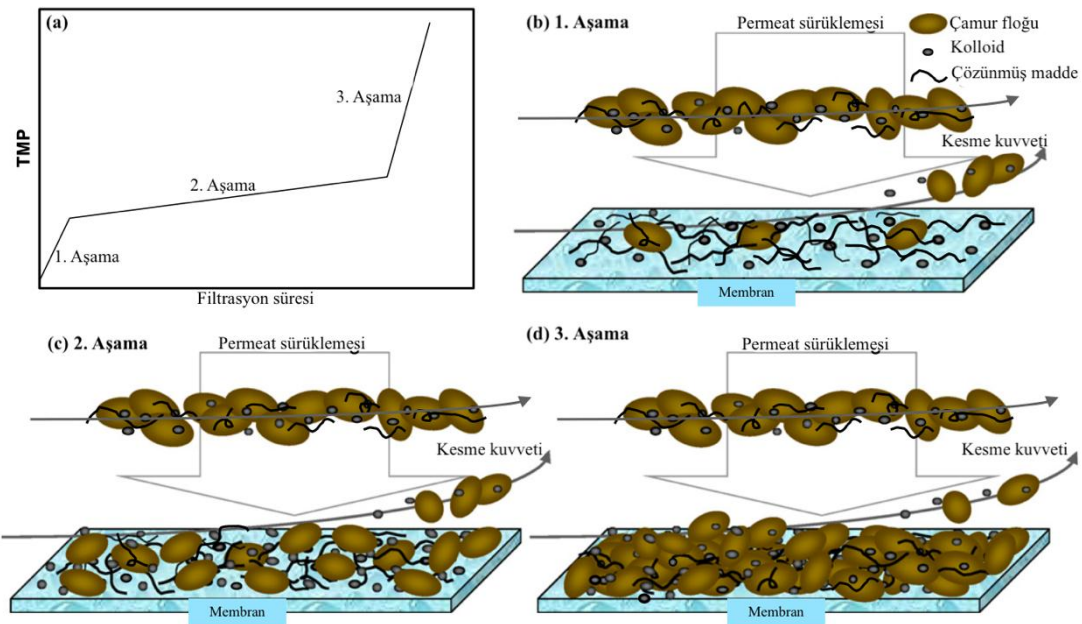
Membran kirlenmesi, kolloidal partiküller tarafından gözenek tıkanmasından, çözülebilir bileşiklerin adsorpsiyonundan, katının bir kek katmanı olarak birikmesi ve kek katmanı sıkışmasından (Ma vd., 2018) ve membran yüzeyi, çözünebilen mikrobiyal ürünler (SMP'ler) ve hücre dışı polimerik maddeler (EPS) arasındaki kesme kuvvetinden (Colleran, 1995) kaynaklanır. Membran kirlenmesi ilk olarak gözenek tıkanmasından ve ardından kek oluşumundan meydana gelir. Membran gözeneklerinin büyüklüğüne yakın veya daha küçük olan çamur flogları, gözeneklerin içine nüfuz eder ve gözenekleri kolayca tıkar (Gao vd., 2011). Önceki çalışmalarda küçük gözenekli flogların daha büyük olanlara kıyasla tıkanmaya daha fazla katkı sağladığı sonucuna varılmıştır (Lin vd., 2009; Lin vd., 2011a). Kek tabakasının oluşum hızı, daha küçük boyutlu partiküllerin fraksiyonuyla ilişkilidir (Lin vd., 2010). Muhtemel bir sebep, düşük geri taşıma kuvvetleri ve kek tabakasının sıkışması nedeniyle küçük flogların membran yüzeyinde

birikme eğiliminde olmalarıdır. Diğer bir sebep, daha küçük flogların, biyopolimerler arasında daha fazla köprü oluşturan daha büyük floglardan daha yüksek bir yoğunluğa sahip olmasıdır (Gao vd., 2011; Jeison ve van Lier, 2007a; Lin vd., 2010).

Kirletici bileşenlerinin toplam membran kirlenmesine nispi katkılarına dayanarak, uzun süreli işletim sırasında koloidal partiküller tarafından gözenek tıkanmasını/dolmasını, çözünebilir bileşiklerin adsorpsiyonunu ve biyokirlenmeyi, katıların bir kek tabakası olarak birikmesini, kek tabakası sıkışmasını içeren birkaç membran kirlenme mekanizması ve kirletici bileşiminin mekansal ve zamansal değişiklikleri önerilmektedir (Jeison ve van Lier, 2007a; Hwang vd., 2008).

AnMBR tasarımıdaki mevcut eğilim, sürekli akıda işletmektir. Bu modda çalıştırıldığında, aerobik MBR işletiminde tipik olarak (Zhang vd., 2006) meydana gelen başlangıçta kısa vadeli hızlı TMP artışı (aşama 1) ve ardından geniş bir şekilde yavaş TMP artış periyodu (aşama 2) ve hızlı TMP artışına geçiş (aşama 3) ile karakterize edilen Şekil 2.5a'da gösterilen üç aşamalı bir transmembran basıncı (TMP) profili, AnMBR'lerde de gözlemlenebilir (Lin vd., 2009; Vallero vd., 2005; Lin vd., 2001b; Cho ve Fane, 2002; Charfi vd., 2012). Her aşama için olası mekanizmalar, önceki çalışmalara göre Şekil 2.5b, c ve d'de gösterilmektedir (Yoon vd., 1999; Cho ve Fane, 2002). SAnMBR'de emme direnci ve gazla temizleme altında, çamur bileşenlerinin membran yüzeyine çökmesini kontrol eden iki zıt kuvvet vardır, bunlar; işletim TMP'si ile artan permeat akısı ile meydana gelen süzüntü direnci ve Brownian difüzyonundan, atalet yükselmesinden ve kaymaya bağlı difüzyondan oluşan geri taşımadır (Belfort vd., 1994). İlk olarak, kolloidler ve çözünebilir ürünler, permeasyon sürüklemesi ile membran yüzeylerinde kolayca birikebilir ve düşük geri taşım hızından dolayı kesme kuvveti ile kolayca ayrılmaz (Bae ve Tak, 2005). SAnMBR sistemlerinde, büyük flogların üzerinde daha yüksek birikme eğilimleri doğrulanmıştır (Lin vd., 2009). Bu kolloidler ve çözünebilir ürünler, genellikle kullanılan membranın gözenek boyutundan daha küçük boyuttadır ve membran gözeneklerine kolayca nüfuz eder ve bunları bloke eder. Bu nedenle, Şekil 2.5a'daki birinci TMP sıçramasından sorumlu olan önemli membran kirlenmesine neden olur (Şekil 2.5b). Biriken kolloidlerin ve çözünebilir ürünlerin, kek oluşumu için membran yüzeyini alıştırma rolü oynadığı ve ardından kek oluşumunu kolaylaştırdığı düşünülmüştür (Le-Clech vd., 2006). Gradyan gelişen çamur keki, kolloidlerin ve çözünebilir ürünlerin membran gözeneklerine daha fazla nüfuz etmesini ve bloke etmesini önler ve bu da yavaş TMP artışına karşılık gelir (aşama 2, Şekil 2.5c).

Bugüne kadar, ikinci TMP sıçramasına neden olan faktörler hala tartışılmaktadır. En kabul edilen yorum, ilk olarak Cho ve Fane (2002) tarafından AnMBR sisteminde kullanılan yerel akı teorisidir. Bu teoride, ikinci TMP sıçraması, lokal akının kritik akıdan daha yüksek olmasına yol açan EPS ve kirleticilerin dengesiz dağılımından dolayı yerel akıdaki değişikliklere bağlanmıştır (Cho ve Fane, 2002). Bununla birlikte, kirleticilerin nispeten üniform dağıldığı membran için bile, ikinci TMP sıçraması SAnMBR'de de gözlenmiştir (Lin vd., 2009; Lin vd., 2010). Hwang vd. (2008) son zamanlarda, TMP'nin ani sıçramasının, kek tabakasının iç kısmındaki bakteri ölümü nedeniyle kek tabakasının altındaki EPS konsantrasyonundaki ani artışla yakından ilgili olduğunu bildirmiştir (Hwang vd., 2008). Membran kirlenmesi gerçekten karmaşık bir işlem olduğundan, yalnız başına tek yorum yapılmasına kıyasla yukarıda belirtilen iki açıklamanın birlikte kullanılması daha kapsamlı ve uygun görünmektedir.



Şekil 2.5. Üç aşamalı TMP profilinin ve kirlenme mekanizmalarının şematik gösterimi (Lin vd., 2013)

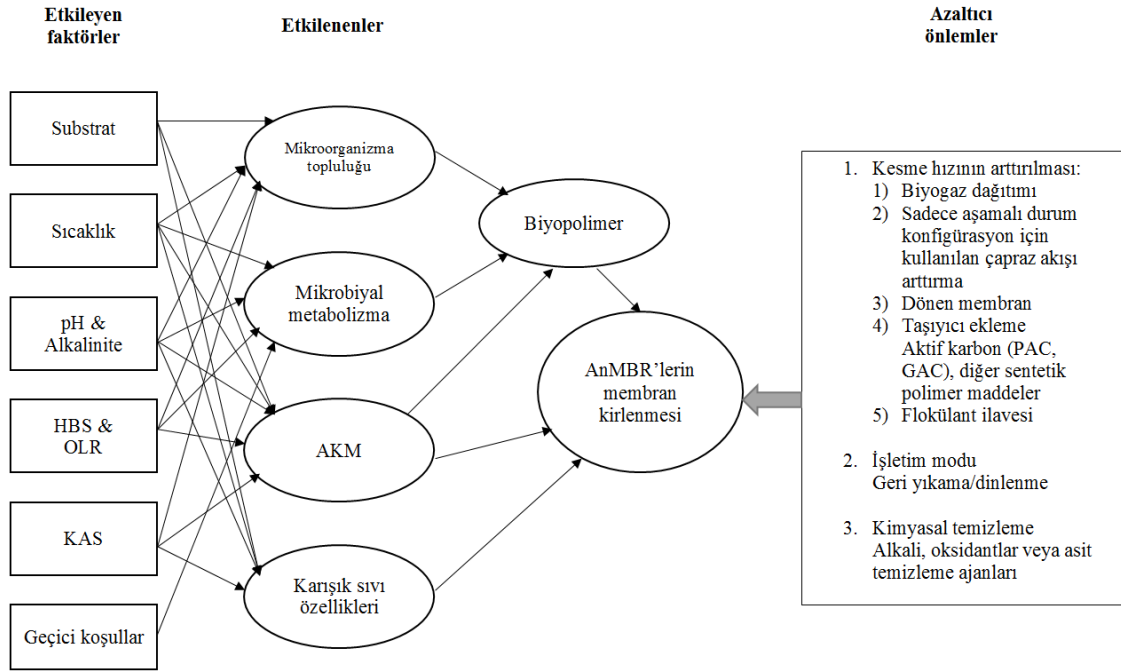
Çamur kekinin sıkışması, TMP arttıkça kaçınılmazdır. Membran yüzeyinde kek oluşuktan sonra, kek sıkışması bir çeşit çamur susuzlaşma işlemidir (Lin vd., 2013). Aktif çamur, elektro-nötrallite nedenlerinden dolayı EPS matrisi içinde büyük miktarlarda karşı iyonların varlığına yol açan karboksil, hidroksil ve fosforik gruplar dahil olmak üzere yüklü fonksiyonel gruplar taşıyan EPS matrisi içerisinde yerleşmiş olan mikrobiyal organizmalar ve kolonilerden oluşur (Bruus vd., 1992). Kek katmanındaki EPS matrisi ile yakından ilişkili olan bu karşıt iyonlar membrandan kolayca geçmeyecektir, dolayısıyla

membranın iki tarafı arasındaki tuz konsantrasyonundaki fark, osmotik bir gradyanla sonuçlanacaktır (Lin vd., 2013). Chen vd. (2012), son zamanlarda, kek katmanı filtrasyonu sırasında osmotik basıncın toplam işletme basıncının en büyük kısmını oluşturduğunu bildirmiş bu da tutulan iyonlar tarafından üretilen osmotik basıncın, bir kek katmanı oluşturulduktan sonra SAnMBR'deki membran kirlenmesinden sorumlu ana mekanizmalardan biri olduğunu göstermiştir (Chen vd., 2012).

Kek oluşumunun, hem uygun membran süzöntü akılarını hem de kritik akıları kontrol eden ana etken olduğu bulunmuştur (Jeison vd., 2007a; Jeison ve Van Lier, 2007b). Kritik akılarla ilgili olarak, karışık sıvıdaki küçük boyutlu partikül konsantrasyonunun, düşük kritik akı değerlerini indükleyen temel parametre olduğu düşünülmektedir (Jeison ve Van Lier, 2007b). AnMBR'yi kısa vadede kritik değere yakın membran süzöntü akısı ile çalıştırmak, membranın yıkanmasıyla kolaylıkla giderilebilen geri dönüşümlü kek oluşumuna (Jeison vd., 2007a; Jeison ve Van Lier, 2007b) yol açar (Zhang vd., 2007); bununla birlikte, uzun vadede, kek sıkışması gerçekleşir; geri yıkamalar bu oluşumu gidermek için yeterli olmaz. Küçük flogların membran yüzeylerinde birikme eğilimi daha yüksek olmasına rağmen, sıkışmış kek genellikle büyük floglardan kaynaklanır ve çoğunlukla alt kek katmanlarında bulunur. Ek olarak, bağlı EPS yoğunluğu üstten alttaki kek katmanlarına doğru artmaktadır (Gao vd., 2011). Kritik değerden daha yüksek membran süzöntü akıları uygulandığında, kek oluşumu hızla ilerlemektedir (Jeison vd., 2007a; Jeison ve Van Lier, 2007b).

2.6.3. Membran Kirlenmesini Etkileyen Faktörler

Bugüne kadar, membran kirlenmesi, membran kirlenmesini etkileyen faktörler ve membran kirlenme mekanizmaları hakkında birçok araştırma yapılmış ve Şekil 2.6'da gösterildiği gibi bazı kirlenme azaltıcı önlemler önerilmiştir (Lei vd., 2018).



Şekil 2.6. Membran kirlenmesini etkileyen faktörler ve kirlenmeyi azaltan önlemler (Lei vd., 2018)

Membran kirlenmesi, membran ve çamur süspansiyonu arasındaki etkileşimden kaynaklanır. Bu bağlamda, membran ve çamur süspansiyonu ile ilgili tüm parametrelerin membran kirlenmesi üzerinde etkisi olacaktır. Bu parametreler genel olarak; besleme özellikleri, sıvı besiyeri özellikleri (bakteriyel/karışık sıvı özellikleri, AKM, SMP/EPS, hidrofobiklik, flog yapısı, çözünmüş madde, iyonik kuvvet, yük, popülasyon yoğunluğu, tür, büyüme fazı ve biyolojik tepkiler vb.), membran özellikleri (hidrofiliklik/hidrofobiklik, membran gözenek büyüklüğü, pürüzlülük, yüzey yükü, materyal ve bileşim, gözeneklilik, konfigürasyon vb.) ve işletme koşulları (örneğin su akışı, çapraz akış hızı, sıcaklık, HBS ve KAS, pH, transmembran basıncı, membran yüzeyinde kayma hızı gibi hidrodinamikler) şeklinde dört kategoriye ayrılabilir (Lin vd., 2013; Song vd., 2018a; Aslam vd., 2018a; Musa vd., 2018). Bu parametrelerin membran kirlenmesi üzerindeki etkileri, çoğunlukla AnMBR ile ilgili son literatüre dayanarak Tablo 2.3'de özetlenmiştir. Bunlar arasında, SMP, EPS, PBD ve hidrodinamik koşullar gibi bazı parametrelerin membran kirlenmesi üzerinde doğrudan etkileri vardır ve bu nedenle membran kirlenmesini etkileyen ana parametreler olarak kabul edilmiştir. Buna karşılık, HBS, OLR, KAS ve pH gibi diğer parametreler ise besiyeri özelliklerinde meydana gelen değişiklik nedeniyle membran kirlenmesini dolaylı olarak etkiler (Lin vd., 2013). Huang vd. (2011), HBS'deki bir azalmanın biyokütle büyümesini ve SMP birikimini arttırdığını, daha uzun KAS'ın partiküllerin flokülasyonunu ve partikül

büyükliğini azalttığını ve böylece membran kirlenmesini ağırlaştırdığını bildirmiştir. AnMBR'deki ana parametrelerin ve dolaylı olarak etkileyen parametrelerin kapsamlı bir değerlendirmesi gerekli değildir, çünkü membran kirlenme mekanizmaları MBR sistemlerinde genellikle benzerdir ve MBR kirlenmesinin önceki incelemeleri ayrı sunular yapılmasını sağlamıştır (Le-Clech vd., 2006; Meng vd., 2009). Bununla birlikte, AnMBR arıtımı için, spesifik koşullar altında bu şartların göreceli öneminin olacağı belirtilmelidir. Tablo 2.4'de, aerobik MBR ve AnMBR işletiminde bu ana parametrelerin bazı yönleri karşılaştırılmıştır (Lin vd., 2013).



Tablo 2.3. AnMBR'lerde kirlenme parametrelerinin membran kirlenmesi üzerindeki etkilerinin açıklaması (Lin vd., 2013)

Kirlenme	Membran kirlenmesi üzerine etkilerin açıklaması	Atıksu
İşletme koşulları		
HBS	HBS↓→biyokütle konsantrasyonu↑, SMP'deki PN/PS↑→dTMP/dt↑	Sentetik düşük kirliliğe sahip atıksu
	HBS↓→EPS↑, SMP↑→kek direnci↑	Asitleştirilmiş atıksu
	HBS↓→biyopolimerler↑, flog büyüklüğü↓→spesifik kek direnci↑	Sentetik kentsel atıksu
OLR	OLR↑→VFA konsantrasyonu↑, baskın VFA tipi değişti	Sentetik kok atıksuyu
KAS	KAS↑→çamur aktivitesi↓, SMP↑→dTMP/dt↑	Sentetik düşük kirliliğe sahip atıksu
	KAS↑→UAKM↑, flog büyüklüğü↓→tersinmez kirlenme↑	Sentetik düşük kirliliğe sahip atıksu
Hidrodinamik koşullar	Gaz dağıtma oranı↑→kritik akı↑	Kraft evaporatör yoğuşması
	Gaz dağıtma süresi↓→TMP↑	Tuzlu atıksu
	CFV↑→kayma kuvveti↑, flog büyüklüğü↓→önce kritik akı↑ sonra↓	Asitli sentetik atıksu
	Kritik akıyı arttırmada gaz dağıtımı etkisiz olmuştur	Asitleştirilmiş atıksu
Permeate akısı	CFV↑→SMP↑, flog büyüklüğü↓→akı↓	Seyreltilmiş anaerobik çamur
	Permeate akısı↑→uzun süreli işletme süresi↓	Domuz atıksuyu
	Permeate akısı↑→kek oluşum oranı↑	Kraft evaporatör yoğuşması
Sıcaklık	Permeate akısı↑→kirlenme oranı↑	Evsel atıksu
	Sıcaklık↓→KOİ _{sup} ↑→stabil akı↓	Kentsel katı atık sızıntı suyu
	Sıcaklık↑→KOİ _{sup} ↑, flog büyüklüğü↓, EPS'nin PN/PS'si↑→filtrasyon direnci↑	Kraft evaporatör yoğuşması
	Sıcaklık↑→viskozite↓, KOİ giderimi↑→akı↑	Gıda atıksuları
Biyokütle özellikleri		
AKM	AKM↑→başlangıç ve stabilize akı↓, optimum AKM:15–18 g/L	Seyreltilmiş anaerobik çamur
	AKM↑→TMP↑	Gıda endüstrisi atıksuyu
PBD	AKM↓→katı biriktirme oranı↓	Seyreltik kentsel atıksu
	Küçük flogların miktarı↑→filtrasyon direnci↑	Kraft evaporatör yoğuşması
SMP	Flog boyutu↓→spesifik kek direnci↑	Sentetik kentsel atıksu
	D _{0,1} ↑→kek oluşum oranı↓	Kraft evaporatör yoğuşması
	SMP↑→filtrasyon direnci↑	Kraft evaporatör yoğuşması
EPS	Yüksek MW'li protein ve karbonhidrat materyali↑→iç kirlenme↑	Düşük kirliliğe sahip sentetik besleme
	Düşük akı, yüksek miktarlarda SMP'ye bağlanmıştır.	Orta derecede kirli atıksu
Mikrobiyal topluluk	PN/PS oranı↑→kirlenme oranı↓	TMP beyaz suyu
	EPS↑→kek direnci↑	Asitleştirilmiş atıksu
Membran özellikleri	EPS katman tabakası membran tıkanmasına katkıda bulunmuştur.	Parçacıklı yapay kanalizasyon
	Bazı bakteriler kek oluşumunda öncü rol oynar	TMP beyaz suyu
	Kek katmanında ve süspansiyonda bakteri bolluğu farklıdır	Yapay kanalizasyon
	MWCO↑, yüzey pürüzlülüğü↑→akı düşüşü↑, geri kazanılabilir akı oranı↓	Gıda atıksuları
	Gözenek boyutu↑→ulaşılabilir akı↓	Sentetik atıksu

Tablo 2.4. Aerobik MBR'lerde ve AnMBR'lerde membran kirlenme eğilimlerinin bazı yönleri (Lin vd., 2013)

Parametreler	Aerobik MBR	AnMBR	Membran kirlenmesi üzerine potansiyel etkiler
AKM	Biyoreaktörde muhafaza edilen daha düşük AKM	Biyoreaktörde tutulan benzer veya daha yüksek AKM	AKM, membran kirlenmesi ile pozitif korelasyon gösterir.
OLR	Düşük	Yüksek	Filtrasyon direnci organik yüklemeye ile artar.
SMP	Bağılıdır	Floküle AnMBR süpernatanı, Aerobik MBR'den yaklaşık %500 daha yüksek bir SMP konsantrasyonu ile karakterize edilir.	Yüksek SMP içeriği ciddi membran kirlenmesine neden olur. Karışık sıvıdaki çözünür SMP miktarı, çamurun kirlenme eğilimini etkileyen en önemli özelliktir.
PBD	Çoğunlukla, kentsel atıksu arıtımında aerobik MBR'ler kullanılmıştır. Kentsel atıksuyun ılımlı yapısı, flogların büyümesini desteklemiştir.	Çoğunlukla endüstriyel atıksu arıtımı için AnMBR'ler uygulanmıştır. Dağınık floglara neden olacak ekstrem endüstriyel atıksu koşullarına sıkça rastlanılmıştır.	Flogların büyüklüğü, kek oluşumunu, filtrasyon direncini önemli ölçüde etkilemiştir.

a. Substrat özellikleri, SMP, EPS, Partikül Boyut Dağılımı, HBS, KAS

AnMBR'lerdeki potansiyel kirleticiler, inorganik çökeltiler veya SMP gibi biyolojik-organik materyaller (özellikle anaerobik SMP'nin aerobik olanlardan daha kompleks olduğu bulunmuştur), hücre dışı polimerik maddeler (EPS) özellikle de protein bazlı EPS, biyopolimer kümeleri (BPC) ve biyokütle bileşimi, membran kirlenmesinde önemli rol oynayan mikrobiyal hücrelerdir (An vd., 2009; Jane Gao vd., 2010; Z. Huang vd., 2008a; Lin vd., 2009). Özel mikroorganizma toplulukları için C/N oranı, spesifik organik materyaller (örneğin doğrusal alkilbenzen sülfonatlar) ve $KOİ/SO_4^{2-}$ oranı gibi substrat özelliklerinin mikroorganizma dağılımları üzerinde önemli bir etkisi vardır ve bu nedenle farklı hücre dışı polimerik madde (EPS) ve çözünür mikrobiyal ürün (SMP) konsantrasyonlarına yol açar (Sarti vd., 2010; Chen vd., 2018). AnMBR'deki daha yüksek AKM, OLR, kalıntı $KOİ$ ve SMP üretiminin daha ciddi membran kirlenmesine neden olması beklenir (Lin vd., 2013). EPS, genellikle, farklı kimyasal ve fiziksel yöntemlerle ekstrakte edilen hücre yüzeyine bağlı polimerik malzeme olarak tanımlanır. SMP, mikroorganizmanın çevresi ile etkileşiminin yanı sıra hücre lizisi, EPS'nin hidrolizi sonucunda yığın çözeltiye salınan mikrobiyal ürünler olarak tanımlanır. Bu nedenle, EPS, tanım olarak, hücre dışı kökenliken, SMP, hücre lizisi ve çürümeye dayalıdır (Aquino vd., 2006). BPC, biyokütleden bağımsız bir çözünmüş maddedir ve çamur süspansiyonunda SMP'den çok daha büyüktür (Wang ve Li, 2008). Membran

kirlenmesindeki organik maddenin ana bileşenleri, FTIR spektroskopisi ile proteinler, polisakaritler ve humik asitler olarak tanımlanmıştır (Jane Gao vd., 2010).

Kek oluşum sürecinde küçük floglar, bağlı-EPS ve inorganik maddeler önemli bir rol oynamıştır; kek tabakasının oldukça heterojen bir yapıya sahip olduğu bulunmuştur. Kek çamurunun daha küçük partikül boyut dağılımına, çok daha yüksek yani bağlı-EPS'nin 1,5 katı olan spesifik filtrasyon direncine ve yağın çamurdan önemli derecede farklı mikrobiyal topluluğa sahip olduğu bulunmuştur (Lin vd., 2011b; Mei vd., 2017) tarafından yapılan bir çalışmada, membran kirlenmesi, daha kısa HBS ve sonsuz KAS'ın bir sonucu olarak meydana gelmiştir. Ayrıca, daha uzun KAS'ın daha yüksek SMP üretiminin ana nedeni olduğu görülmüştür. SMP'nin varlığı daha sonra, gözeneklerin tıkanmasına ve artan biyo-kek oluşumuna neden olarak membran yüzeyi üzerine daha fazla besin maddesi getirmiştir (Mei vd., 2017).

b. AKM

AKM'nin membran kirlenmesi üzerindeki etkisi de birçok çalışmada bildirilmiştir (Dagnev vd., 2011). AKM, girişteki AKM, sıcaklık, pH ve alkalilik, HBS, OLR ve KAS dahil olmak üzere, Şekil 2.6'da listelendiği gibi tüm faktörlerden etkilenir. Örneğin, giriş suyundaki yüksek bir AKM konsantrasyonu, düşük hidroliz oranı nedeniyle AnMBR'lerdeki karışık sıvıda her zaman nispeten yüksek bir AKM'ye yol açar. Anyonik ve iyonik olmayan yüzey aktif maddeler gibi bazı spesifik materyaller de mikrobiyal büyümeyi etkileyecek şekilde AKM ile yakından ilişkilidir (Nie vd., 2017a). Ek olarak, diğer işletme parametreleri de AKM konsantrasyonunu büyük ölçüde etkiler. Nispeten düşük bir sıcaklık genellikle, giriş suyunda düşük bir AKM hidroliz oranı ve mikroorganizma büyüme hızı ile sonuçlanırken, mikroorganizmanın pH'a duyarlılığı nedeniyle pH genellikle mikroorganizma büyümesini etkiler. Ayrıca, AnMBR'lerdeki AKM konsantrasyonu genellikle KAS ile kontrol edilir; yani, uzun bir KAS her zaman yüksek bir AKM ile sonuçlanır ve bu nedenle membran kirlenmesini artırır (Lei vd., 2018).

c. Sıcaklık ve pH

Sıcaklık ve pH parametresi mikroorganizma topluluklarında önemli rol oynar (Lei vd., 2018). AnMBR arıtımıyla ilgili ekstrem koşullar (pH ve sıcaklık), çamur sıvısının PBD'sinin azalmasına neden olacak ve bu da membran kirlenmesini olumsuz yönde etkileyecektir. Örneğin, Martin-Garcia vd. (2011), benzer işletimsel koşullar altında,

AnMBR süpernatantındaki SMP'nin, aerobik MBR süpernatantındakinden %500 daha yüksek olduğunu bulmuştur. Düşük sıcaklıkta bir AnMBR işletimi, ciddi membran kirlenmesine, kirleticinin yavaş biyolojik parçalanmasına ve çıkış suyu içinde yüksek CH₄ çözünürlüğünü içeren birçok olumsuz soruna yol açabilir. Partiküler maddenin çözülmüş moleküllere hidrolizi, düşük sıcaklıkta sınırlıdır ki bu durum reaktörde askıda katı maddelerin birikmesine ve metanojenik aktivitede bir azalmaya neden olur. Martinez-Sosa vd. (2011), AnMBR işletiminde sıcaklığı 35 °C'den 20 °C'ye düşürdüklerinde biyoreaktörde toplam askıda katı madde konsantrasyonunda ve çözünür KOİ'de bir artış olduğunu gözlemlemişler ve bunun ciddi membran kirlenmesine ve CH₄ üretiminin düşmesine neden olduğunu belirlemişlerdir. Lin vd. (2009), termofilik AnMBR'deki filtrasyon direncinin, benzer hidrodinamik koşullar altında işletilen mezofilik sisteminkinden yaklaşık 5-10 kat daha yüksek olduğunu tespit etmişlerdir. Bu gözlem, termofilik koşullar altındaki daha fazla SMP'den, biyopolimer kümesinden ve ince flogdan (<15 mm) kaynaklanmaktadır (Song vd., 2018a). Benzer hidrodinamik koşullar altında, termofilik SAnMBR'lerin, mezofilik AnMBR'lerinkinden 5-10 kat daha yüksek bir filtrasyon direncine sahip olduğu bulunmuştur (Lin vd., 2009). Termofilik SAnMBR'lerin daha fazla BPC, daha fazla SMP ve daha fazla iyi flog partiküllerinin oluşumuna yol açmasının yanı sıra termofilik çamurun EPS'de daha yüksek bir protein/polisakkarit oranına sahip olduğu; böylece filtrasyon direncinin arttığı bulunmuştur (Lin vd., 2011b; Lin vd., 2009). Buna ek olarak, bir termofilik SAnMBR'deki çamur kek tabakalarının daha sıkışık ve daha az gözenekli olduğu bulunmuştur (Lin vd., 2009). Son olarak, 20 °C'den daha düşük sıcaklıklarda, karışık sıvıda daha yüksek konsantrasyonlarda SMP bulunur ve bu da membran süzöntü akılarında azalmaya neden olur (Trzcinski ve Stuckey, 2010; Berube vd., 2006).

Sıcaklığın, çamur viskozitesindeki bir artış nedeniyle karışık sıvı özelliklerine etkisi de bildirilmiştir yani membrana doğru daha yüksek bir sürüklenme kuvveti oluşturur; bu nedenle membran kirlenmesine neden olur (Altmann ve Ripperger, 1997). Shin vd. (2014) ayrıca, AnMBR yığın sıvısının 10 °C'de ölçülen viskozitesinin 1,9 mPa s olduğunu, fakat yığın sıvı sıcaklığı 20 °C'ye yükseldiğinde 1,5 mPa s'ye düştüğü sonucunu tespit etmiştir. Ayrıca, düşük sıcaklıkta ölçülen daha yüksek kirlenme oranı, çözünür KOİ ile indüklenmiş bir membran akışının söz konusu olduğu bazı çalışmalar tarafından da açıklanmıştır (Harada vd., 1994; Trzcinski ve Stuckey, 2010).

pH parametresinin ayrıca membran kirlenmesi ile ilgili olduğu da gözlenmiştir. Sweity vd. (2011), benzer EPS ile birlikte pH 6,3 ve 8,3'teki membran kirlenmesini karşılaştırmıştır, sonuçlar, pH 6,3'teki UF membranının kirlenme oranının, 8,3'ünkinden anlamlı derecede düşük olduğunu göstermiştir. Çünkü düşük pH seviyeleri, EPS'nin düşük bağlanma ve kirlenme eğilimine yol açmıştır (Sweity vd., 2011). Gao vd. (2010a) de düşük pH'ın, doğrudan biyolojik kirlenme, yani kolloidler, çözünen maddeler veya biyopolimerler ile ilgili alt ürün oluşumuna neden olan çamur floglarının azalan dispersiyonu nedeniyle düşük kirlenme eğilimi anlamına gelebileceğini belirtmiştir. Bu durumun tam tersi olarak özellikle, düşük pH'da EPS oluşumu, doğrusal (gerilmiş) yapıya kıyasla daha yüksek kirlenme eğilimine sahip olan sıkışık bir yapıya neden olma eğilimindedir (Sweity vd., 2011). Ayrıca ekstrem koşulların (düşük pH ve düşük sıcaklık) AnMBR'lerde çamur sıvısındaki partikül boyutlarının azalmasına ve uzun süreli KAS'ın da UAKM konsantrasyonundaki önemli bir artışla daha yüksek bir karışık sıvı viskozitesine neden olduğu ve bu durumların membran kirlenmesini olumsuz yönde etkilediği bildirilmiştir (Lin vd., 2013).

Tuzlu atıksu biyolojik arıtma için bir zorluktur. Nitekim, biyogaz üretimi ve organik giderim bakımından AnMBR performansı, deniz mahsulleri işleme ve peynir üretiminden kaynaklanan atıksu gibi yüksek oranda tuzlu beslemelerin arıtımı söz konusu olduğunda azalmaktadır (Dereli vd., 2012). Munoz Sierra vd. (2018), çalışmalarında tuzluluğun çamur partikül büyüklüğünü azaltarak membran kirlenmesini arttırdığını bulmuşlardır (Munoz Sierra vd., 2018).

d. İyonlar

Karışık sıvıdaki Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} ve Al^{3+} gibi metal iyonları ve CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} ve OH^- gibi anyonlar, membran yüzeylerinde veya diğer spesifik bölgelerde doygunluk konsantrasyonlarının üzerinde olursa reaksiyona girebilir ve kimyasal çökelmeye neden olabilir bu durum membran üzerinde inorganik kirlenme ile sonuçlanır (Wang vd., 2014).

e. Geçici Koşullar

Geçici koşullar (besin kısıtlamalarını, toksik maddeleri içeren veya besleme akışı veya kompozisyon kökten değiştiğinde) mikrobiyal metabolizmaya etki ederek membran kirlenmesi üzerinde büyük etkiye sahiptir. Çıkış suyu SMP'leri, geçici koşullar altında giriş KOİ'sinin %17'si kadar yüksek olabilir ki bu, stabil koşullar altındakinden yaklaşık yedi kat daha yüksektir (Schiener vd., 1998; Barker ve Stuckey, 1999; Kunacheva vd.,

2017a). Mikroorganizmalar, sıcaklık artışı, pH dalgalanmaları ve geçici yük koşulları gibi çevresel stres ile başa çıkarken, karbonhidratın proteine oranının artması gibi kendini koruma davranışı göstermektedir (Watanabe vd., 2017; Kunacheva vd., 2017a,b). Bu davranış, reaktörde hücre metabolizmasına ve/veya artan hücre lizisine neden olarak daha yüksek SMP ile sonuçlanmaktadır (Lei vd., 2018).

Farklı besiyeri özellikleri ve çalışma koşulları göz önüne alındığında, ortalama olarak, AnMBR arıtımının daha ciddi membran kirlenme sorunlarına neden olacağı sonucuna varmak şaşırtıcı olmayabilir. Bu karşılaştırma, AnMBR'lerde membran kirlenmesi kontrolüne daha fazla dikkat edilmesi gerektiğini göstermektedir (Lin vd., 2013).

2.7. Membran Kirlenme Kontrolü ve Kirlenme Azaltma Yöntemleri

Bugüne kadar, kirlenme ile başa çıkmak için kirlenme sebeplerine ve mevcut stratejilere odaklanan membran kirlenmesi üzerine birkaç araştırma makalesi yayınlanmıştır (Aslam vd., 2017a; Deng vd., 2016; Drews, 2010; Iorhemen vd., 2017; Le-Clech vd., 2006; Meng vd., 2017; Wang vd., 2014). Kirlenme doğal olarak proses ekonomisini etkiler (sermaye/işletme maliyetini artırır) ve mümkün olduğunca sınırlandırılması gerekir. Kirlenme kaçınılmaz bir olaydır ve mekanizması ile sorumlu maddeler biliniyorsa kontrol edilebilir (Aslam vd., 2018a).

Membran kirlenme çalışmasının amacı, membran kirlenme kontrolü ve membran temizliği için stratejiler geliştirmektir. Membran kirlenmesini etkileyen parametrelere dayanarak, AnMBR sistemlerinde bu stratejiler beş gruba ayrılabilir. Bu stratejiler; (1) beslemenin ön arıtımı, (2) işletme koşullarının optimizasyonu, (3) aktif çamurun değiştirilmesi, (4) membranın modifikasyonu ve optimal membran modülünün tasarımı ve (5) membran temizliğidir (Lin vd., 2013). Membran kirlenmesinin önemi nedeniyle birçok kirlilik azaltıcı önlem önerilmiştir. Bu öneriler, kesme hızını artırmak, işletme modunu optimize etmek ve kimyasal temizlik şeklinde üç kısma ayrılır. Kesme hızının artırılması da genellikle dört yolla gerçekleştirilir, bunlar; biyogaz dağıtma, çapraz akışı arttırma, dönen membran ve taşıyıcı eklemesidir (Lei vd., 2018).

2.7.1. Atıksu Ön Arıtımı

Membran kirlenmesini azaltmak için farklı önlemler uygulanabilir, örneğin, beslemenin ince partiküllerinin bir kısmını atmak için işletmeye alma sırasında bir konvensiyonel anaerobik reaktör olarak AnMBR'nin kısa süreli çalıştırılması, membran

kirlenmesini azaltmak için etkili bir strateji olabilir (Liao vd., 2010). Besleme özellikleri membran kirlenmesi üzerinde önemli etkiler yapabilir. Bazı endüstriyel atıksular, membranları temizlemek için kullanılan kaba kabarcıklı difüzörleri tıkayan atıkları içerir. Bazı endüstriyel atıksulardaki ekstrem pH koşulları yalnızca biyolojik performansa zarar vermekle kalmaz, aynı zamanda membran geçirgenliğini ve ömrünü de etkiler. Membran yüzeyindeki kek katmanının Mg, Al, Ca, Si ve Fe elementleri bakımından zengin olduğu bildirilmiştir (Lin vd., 2011b). Bu bileşenler beslemedeki inorganik maddelerden kaynaklanmaktadır. Biyopolimer maddelerin ve bu elementlerin etkileşiminin, kek tabakasının oluşumu ve yoğunluğu üzerinde önemli etkileri olduğu bildirilmiştir (Choo ve Lee, 1996; Lin vd., 2011b). Bu materyallerin fazla miktarları filtrasyon, pH ayarı, lokal atıksu sınırlarının oluşturulması gibi atıksu ön arıtma metotları ile giderilmelidir (Lin vd., 2013).

2.7.2. Kesme Hızının Arttırılması

2.7.2.1. Çapraz Akımlı İşletim

Çamur devirdaimi ile ilişkili çapraz akış hızı (CFV), yan akışlı AnMBR'lerde kirlenme kontrolü uygulamaları için önemli parametrelerden biridir (Smith vd., 2012; Skouteris vd., 2012; Lin vd., 2013). AnMBR membranlarının çapraz akımlı işletimi, membranlardaki partikül çökmesini de azaltabilir, çapraz akış hızlarında her artış meydana geldiğinde membran performansı olumlu olarak etkilenmektedir (Jeison ve Van Lier, 2007a; Padmasiri vd., 2007). Bununla birlikte, konsantrasyon polarizasyonu ve kek oluşumundan kaynaklanan direnç, çapraz akış hızının arttırılmasıyla önemli ölçüde azaltılabildiği halde, yaklaşık 2000'lik bir Reynolds sayısında maksimum duruma ulaşılır; artık çapraz akış hızında meydana gelen her artış, dirençte daha fazla azalma sağlayamaz. Ayrıca, çapraz akış hızındaki artış maliyetlidir. Öte yandan, yüksek kesme gerilmelerinin uygulanması da AnMBR'da membran süzünü akılarını olumsuz etkileyebilir (Berube vd., 2006).

2.7.2.2. Biyogaz Dağıtımı

Kirlenme kontrolü tipik olarak, batık konfigürasyon için biyogaz dağıtımı yoluyla gerçekleştirilir (Song vd., 2018a). Biyogaz dağıtma, AnMBR'lerde membran kirlenmesini kontrol etmenin en yaygın yöntemidir. Biyogaz dağıtma sistemlerinde, membran modülünün altına yerleştirilen yükselen gaz kabarcıkları, kirleticinin membran

yüzeyinden geri taşınımını artırarak membran yüzeyini temizlemek üzere sıvıda türbülans yaratır (Shin ve Bae, 2018). Bu tekniğin etkinliği, uygulanan biyogaz dağılım hızına bağlı olacaktır, çünkü biyogaz dağılım hızı arttıkça kritik akı artar ve membran kirlenme oranı azalır (Xie vd., 2010). Bununla birlikte, gazla yapılan membran temizleme yüksek değerlerde çok verimli olmayabileceğinden membran süzöntü akılarının düşük değerlerde tutulması daha fazla tercih edilebilir (Jeison vd., 2008b). Ek olarak, gaz yayılımı sürekli bir moddan kesikli bir moda çevrildiğinde membran kirlenmesi artabilir. Tablo 2.5'de gösterildiği gibi, biyogaz dağıtımı membran kirlenme ölçüsü olarak kullanıldığında membran kirlenme oranı, 0,25 kPa/d'ye önemli ölçüde azaltılır. Membran kirlenme önlemleri alınmadığında bu değer, 1,16 kPa/gün olan kirlenme oranından çok daha düşüktür (Lei vd., 2018). Bununla birlikte, biyogaz dağıtımı, AnMBR sisteminde tüketilen toplam enerjinin yaklaşık %50-70'ine kadarını oluşturan çok fazla enerji gerektirmiştir (Aslam vd., 2017a). Bu nedenle, biyogaz dağıtımı için daha yüksek enerji ihtiyacı AnMBR'lerin potansiyel avantajlarını azaltabilir (Aslam vd., 2018a).

2.7.2.3. Katkı Maddelerinin Eklenmesi

Adsorban ajanlar, koagülantlar, taşıyıcılar, süspansiyon halindeki partiküller ve diğer kimyasal ajanlar gibi katkı maddelerinin eklenmesi, AnMBR'lerde besiyeri özelliklerini değiştirebilir. Kirlenme azaltma için uygun olan katkı maddeleri, SMP'nin adsorpsiyonu, koagülasyon, floglar arasında çapraz bağlanma ve bunların bir kombinasyonu gibi bir dizi farklı şekilde hareket edebilir (Drews, 2010). Yani reaktördeki taşıyıcı, çamur partiküllerinin yapısını, büyüklüğünü, floglaşabilirliğini ve çöktülebilirliğini geliştirebilir (Kim vd., 2010; Zhang vd., 2017). Biyofilm taşıyıcıları tarafından adsorbe edilen karışık sıvıdaki EPS/SMP, konvensiyonel AnMBR'de gözlemlenenden daha düşük konsantrasyonlara neden olur (Aslam vd., 2018b). Ayrıca, MBR'lerdeki bu taşıyıcılar, bazı mikro kirleticileri giderebilecek yavaş büyüyen mikroorganizmaların büyümesini kolaylaştırabilir (Guo vd., 2010) ve bu özellik kritik derecede önemlidir (Cheng vd., 2018).

Stuckey (2012), toz veya granüler aktif karbonun eklenmesinin, AnMBR'de membran kirlenmesini etkili bir şekilde azaltabileceğini, ancak bunların membran bütünlüğü üzerindeki uzun vadeli etkilerinin araştırıldığını bildirmiştir. Granüler aktif karbonun (GAC) membran kirlenmesi üzerindeki temizleme etkisine ek olarak, GAC sadece çözüldüden ince kolloidleri adsorbe etmez, aynı zamanda reaktör sıvısındaki SMP ve EPS

seviyelerini de azaltabilir (Aslam vd., 2017a). Yığın sıvıdaki SMP ve EPS'nin azalmasının yanı sıra genel partikül boyutunun artması, membran kirlenmesinin azaltılmasına yardımcı olabilir (Aslam vd., 2017b; Bae vd., 2014). Ayrıca atıksuya kimyasal koagülantların eklenmesi, yan ürünler üreterek ve/veya reaktördeki çamur hacmini artırarak olumsuz etkilere neden olabilir (Clark ve Stephenson, 1998). AnMBR'lerde membran kirlenmesini azaltmak için zeolit, bentonit, vermikülit ve Moringa oleifera gibi diğer adsorban ajanlar da kullanılmıştır (Malamis vd., 2009; Damayanti vd., 2011). Bu katkı maddeleri yüksek adsorpsiyon ve iyon değişim kapasitesine sahiptir. Bu çalışmalarda daha iyi çıkış suyu kalitesi ve membran performansı gözlenmiştir. Chae vd. (2009), membran biyo-kirlenmesinin kontrolü için fulleren C60 nanopartikül ilavesinin potansiyel kullanımını araştırmışlardır. C60'ın, bakteriyel yüzey bağlanmasını önemli ölçüde engellediği bulunmuştur (Chae vd., 2009). Magnezyum veya titanyum oksit ve bakır bazlı nanopartiküller kirlenmeyi azaltmak için başka potansiyel katkı maddeleri olabilir (Lin vd., 2013).

2.7.2.4. Dönen Membran

Pilot ölçekli AnMBR için uygulanan son kirlenme kontrol yaklaşımı dönen membrandır. Bu sistemde, membran modülünün bir dönme motoruyla döndürülmesiyle oluşan türbülans, membran yüzeyleri üzerinde kirleticilerin birikmesini azaltır (Shin ve Bae, 2018). 20 yıl önce Belfort vd. (1993) tarafından önerilmiş olmasına rağmen, enerji etkili kirlenme kontrol yöntemi olarak son zamanlarda dikkat çekmiştir (Jiang vd., 2012; Ruigómez vd., 2016; Ruigómez vd., 2017).

2.7.3. Çamur Modifikasyonu

Dikkat çeken bir diğer yeni önlem ise, çamur modifikasyonu için ozon kullanımınıdır. Ozonlamanın, zeta potansiyelini azaltarak ve hidrofobikliği artırarak, askıda kalan flogları genişlettiği, böylece karışık sıvı içindeki flogların floküle olabilirliliğini arttırdığı ve membran kirlenmesini azalttığı bulunmuştur (X. Huang vd., 2008b; Wu ve Huang, 2010). Bu önlem için, optimum doz önemlidir çünkü aşırı doz, flogları parçalar ve kolloidal ve çözülebilir organik maddeleri serbest bırakır ve bu nedenle kirlenmeyi şiddetlendirir (X. Huang vd., 2008b).

2.7.4. İşletme Koşullarının Optimizasyonu

Bu fiziksel önlemlerin yanı sıra, çalışma modunu optimize etmek, membran kirlenmesini kontrol etmeye de yardımcı olabilir (Lei vd., 2018). Ana işletimsel parametreler hidrodinamik koşulları, akıyı, HBS'yi, KAS'ı, biyokütle konsantrasyonunu, pH'ı ve sıcaklığı içerir. SAnMBR'lerde gaz dağıtma yoğunluğunu ve süresini ve yan akışlı AnMBR'lerde karışık sıvının akış hızını arttırmak, membran kirlenme kontrolü için kesinlikle daha iyi hidrodinamik koşullar sağlayabilir. Bununla birlikte, bu durum çamur floglarını da parçalayabilir, küçük boyutlu partiküller üretebilir ve membran kirlenmesini olumsuz yönde etkileyen daha fazla EPS salınabilir (Lin vd., 2009; Jeison vd., 2009b). Optimum hidrolik koşulları bulmak için pilot test gereklidir. Membran kirlenme kontrolü için iyi bilinen bir strateji, membranın sürdürülebilir akıda çalıştırılmasıdır.

Yukarıda bahsedilen membran kirlenmesinin önlenmesinde kullanılan bazı protokollerin özet hali Tablo 2.5'de sunulmuştur.

Tablo 2.5. Membran kirlenme kontrolü için kullanılan bazı protokollerin durumları (Lei vd., 2018)

Konfigü rasyon	Membran özellikleri	Akı (L/m ² /sa)	Hacim (L)	Su kaynağı	İşletme koşulu	Giriş suyu KOİ'si ve giderim verimliliği	SMP ve EPS (mg/L)	Kirlenme kaynağı bileşimi	Kirlenme kontrolü	Membran kirlenme oranı (KPa/gün)
UAGB + M (-)	HFM PVDF	5,3	3	SDWW	T: 20 °C HBS: 12 sa	330–370 %90,8 ± 1,4	SMP: 47,3 ± 7,6; EPS: 24,5 ± 11,0	R _{Kek} : %94,9 R _{por} : %4,8	-	1,2
CSTR + M (ES)	FSM PS	4,24	5	DWW	T: 25–30 °C HBS: 10 sa	426,8 ± 59,4; %85 ± 3	EPS: 342,6 SMP: 58,5	-	-	1,11
CSTR + M (Sub)	FSM PVDF	6,47	6	DWW	T: 25 ± 1°C HBS: 8 sa	700 ± 100 %96 ± 1,5	-	R _{por} : %25,6 R _{Kek} : %74,4	Gas dağıtımı: 2,58 Nm ³ sa/m ²	0,32
UAGB + M (-)	HFM PVDF 0,22 µm	5,3	3	DWW	T: 20 °C HBS: 12 sa	330–370 %93,7 ± 1,7	SMP: 15,9 ± 3,5; EPS: 17,0 ± 6,2	R _{Kek} : %94,8 R _{por} : %4,7	%10 sünger Küpler 2mm×2mm×2mm	0,5
CSTR + M (ES)	HFM PVDF	17	550	DWW	T: 23 ± 1°C HBS: 8,5 sa	252 ± 59 %79,9 ± 7,7	SMP: 156,0 EPS: 64,0	-	Bir CFV'ye bağlı gaz dağıtımı (0,15 Nm ³ /sa/m ²)	0,17
SAF + M (ES)	HFM	10,1	1720	MWW	T: 9–25 °C HBS: 4,8 sa	198–285 %90–94	-	-	75 m/sa'lık bir akış hızı ile akışkanlaştırılmış GAC	0,1
FBR + M (ES)	Seramik 0,05 µm	7,4	3,3	SDWW	T: 10/25 °C HBS: 6–8 sa	480 ± 50 >%94	-	-	%50 GAC (0,6 mmx1,7 mm); 0,3 m/s CFV	0,20
CSTR + M (ES)	HFM PVDF 0,04 µm	17	550	DWW	T: 23±1°C HBS: 8,5 sa	383 ± 113 %93,7 ± 2,0	SMP: 112,0 EPS: 132,0	-	Bir CFV'ye bağlı gaz dağıtımı (0,15 Nm ³ /sa/m ²); Flokülant (26 mg/L FeCl ₃)	0,078
CSTR + M (ES)	FSM -	10-14	459	MWW	T: 18±2°C HBS: 12,8–14,2 sa	978 ± 210 %90 ± 0,9	-	-	Devam eden biyogaz dağıtımı (9–16 m/sa) ile birlikte her 7,5 dakikada bir 30 s geri yıkama	Kimyasal temizlik olmadan uzun süre işletme (3a)
UASB + M (-)	FSM - 0,045 µm	22,8–30,5	284	MWW	T: 18 ± 2 °C HBS: 10–13,4 sa	892 ± 271; %88,5 ± 2,7	-	-	Sürekli biyogaz dağıtımı (10–14 L/m ² /sa) ile birlikte her 7,5 dakikada bir filtreleme 15 s geri yıkama	Kimyasal temizlik olmadan uzun süre çalışma

Not: UAGB: yukarı akışlı anaerobik granüler çamur örtüsü; CSTR: sürekli karıştırılmış tank reaktörü; FBR: akışkan yataklı biyoreaktör; Sub: batık; ES: harici batık; M: membran; HFM: hollow fiber membran; FSM: düz plaka membran; SDWW: sentetik evsel atıksu; SMWW: sentetik kentsel atıksu; MWW: kentsel atıksu; SDWW: sentetik evsel atıksu; DWW: evsel atıksu; MWW: kentsel atıksu; PS: polietersülfon; Membran özelliği, membran materyalini, membran formunu ve gözenek boyutunu içerir. “-” tarih alınmadığı anlamına gelir.

2.8. Membran Temizlenmesi

Membran kirlenmesi, kompleks bir olaydır ve dinlenme, geri yıkama, aralıklı filtrasyon döngüleri, koagülantların eklenmesi ve çapraz akış hızı, ayar noktası akısı gibi membran işletim koşullarının ayarlanması veya herhangi bir ön arıtım teknolojisi gibi konvansiyonel kirlilik azaltma stratejileri, kirlenme ile başa çıkmak için yeterli olmayabilir (Aslam vd., 2018a). Membran temizliği fiziksel, kimyasal ve biyolojik şemaları içerir (Song vd., 2018a). Membran kirlenmesi asla tamamen önlenemezken, kirli membranlar fiziksel, kimyasal ve biyolojik tasarımlarla rejenere edilebilirler (Lin vd., 2013).

Fiziksel membran temizliği geri yıkama, dinlenme ve ultrasonikasyon ile sağlanabilir (Lin vd., 2013). Süzme işlevinin olmadığı bir periyot olan dinlenme, membranların kirlenmesini kontrol altına almak için yaygın olarak uygulanan bir yöntemdir (Judd, 2010; Zsirai vd., 2012). Aralıklı filtrasyon döngüsünde geri yıkama, süzüntü akısını tersine çevirerek membran yüzeyindeki kirlenmelerin giderilmesi için uygulanabilir (Shin ve Bae, 2018). Ultrasonik ışın uygulaması, membran kirliliğini kontrol etmek için etkili bir şekilde kullanılabilir (Xu vd., 2011; Sui vd., 2008; Pendashteh vd., 2011), toplam filtreleme direnci, ultrasonik ışın uygulanmadan meydana gelen filtreleme direncinin yalnızca %30'u olur (Sui vd., 2008). Yüksek çamur konsantrasyonları, membran kirlenmesini başarıyla gidermek için daha uzun ultrason ışınlama süreleri veya daha yüksek miktarda ultrason enerjisi gerektirir (Xu vd., 2011; Sui vd., 2008). Son yıllarda, yeni bir on-line fiziksel temizleme yöntemi olan ultrasonizasyon, MBR'lerde, özellikle de AnMBR'lerde geliştirilmiş ve kapsamlı bir şekilde araştırılmıştır (Xu vd., 2010; Sui vd., 2007; Sui vd., 2008; Wen vd., 2008). Wen vd. (2008), ultrasonun membran yüzeyinde kek oluşumunu etkin bir şekilde kontrol edebildiğini göstermiştir. Membran kirlenme kontrolü için ultrasonikasyon mekanizmasının kek oluşumunu önleyen ve membran filtrasyon oranlarını arttıran ultrasonik dalgalar tarafından indüklenen kaviteasyon ve akustik akım olduğu düşünülmüştür (Lamminen vd., 2004). Bunun yanı sıra ultrasonik ışınlamanın anaerobik bakteriyel aktiviteyi olumsuz yönde etkileyebileceği ve membran hasarına neden olabileceği bulunmuştur (Sui vd., 2008; Wen vd., 2008). Bununla birlikte, bu etkiler ultrasonik yoğunluğun ve çalışma süresinin uygun şekilde seçilmesi ve membran yüzeyinde belirli bir kalınlıkta kek tabakası tutulması ile önemli ölçüde azaltılabilir (Wen vd., 2008).

Membran filtrasyonu sırasında gözenek daralması veya tıkanması ve kuvvetli bir şekilde bağlanmış tabakaların (örneğin jel veya yoğun kekler) neden olduğu iç kalıntı kirliliğini gidermek için kimyasal temizlik gereklidir (Lei vd., 2018). Yani yukarıda belirtilen temizleme yöntemleri kirlenmeyi kabul edilebilir bir seviyeye düşürecek kadar etkili olmadığında, membranların kimyasal olarak temizlenmesi gerekir. Hedef kirleticilere göre sodyum hipoklorit (NaClO), hidroklorik asit (HCl), nitrik asit, sitrik asit, sodyum hidroksit (NaOH) ve EDTA gibi birçok kimyasal temizlik ajanı, AnMBR'lerde membran temizliği için sıklıkla kullanılmaktadır (Lin vd., 2011c; Zhang vd., 2007; Jeison ve van Lier, 2007a; Mahendran vd., 2011). Bu temizleme ajanlarına ilave olarak ozon veya CO₂ temizlemesi de membran performansını geri kazanmak için kullanılan bazı diğer yöntemlerdir (Aslam vd., 2018a). Kimyasal temizlik, membran performansını iyileştirmek için kullanılan konvansiyonel bir stratejidir. Bakım temizliği, membran geçirgenliğini korumak için koruyucu bir önlem olarak periyodik şekilde gerçekleştirilirken, membran geçirgenliğini geri kazanmak için geri kazanım temizliği gerçekleştirilir (Shin ve Bae, 2018). Etkili kimyasal temizlik, kirlenmeden sorumlu baskın bileşikleri hedef alan ve membranın kendisini olumsuz yönde etkilemeyen temizlik ajanlarının seçilmesini gerektirir. Genel olarak, NaClO ve NaOH gibi oksitleyici ve alkali maddeler, mikroorganizmaları ve organik kirleticileri içeren çözünür mikrokirlenici maddeleri gidermek için kullanılır. Asidik ajanlar, metal organik kirlenici kompleksini ve inorganik öleşmeleri içeren, metal ile ilişkili yapıların parçalanmasında etkilidir. Sitrik asit ve EDTA gibi koordinasyon ajanları, metal iyonlarıyla birlikte önemli bağlanma yeteneklerinden dolayı metalik kirlenici de giderebilir ve temel olarak inorganik maddeyi, özellikle de membran gözeneklerindeki iyonları temizlemek için kullanılır (Wang vd., 2014). NaClO ve NaOH gibi temizlik ajanlarının bir kombinasyonunun, tek başına kullanıldıklarından daha fazla etkili olduğu açıktır (Mohammadi vd., 2003). AnMBR'lerde kullanılan tipik temizlik protokolü, 500 mg/L NaClO ve 2000 mg/L sitrik asit ile yapılan haftalık bir temizliği ve 1000 mg/L NaClO ve 2000 mg/L sitrik asit ile yılda iki kez yapılan yerinde temizlemeyi içerir (Lin vd., 2011c). Yukarıda belirtilen temizlik maddeleri genellikle aşındırıcıdır ve membranlara zarar verebilir. Bu bağlamda, saflaştırılmış enzimler ve sürfaktanlar gibi hafif ve çevre dostu temizleme ajanları, biyolojik olarak türetilmiş kirlenici polimer membranından ekstrakte etmek için kullanılmaktadır (Lin vd., 2013). Allie vd. (2003), mezbahe çıkış suyu ile kirlenmiş UF membranlarını temizlemek için hem proteaz hem de lipaz kullanım

potansiyelini belirlemişlerdir. Te Poele ve van der Graaf (2005), yeni bir enzimatik temizleme protokolü kullanarak UF membranları için %100 akı geri kazanımı elde etmiştir.

2.9. Haloalkalifilik Koşullarda Membranların Kullanımı ve Kirlenmesi

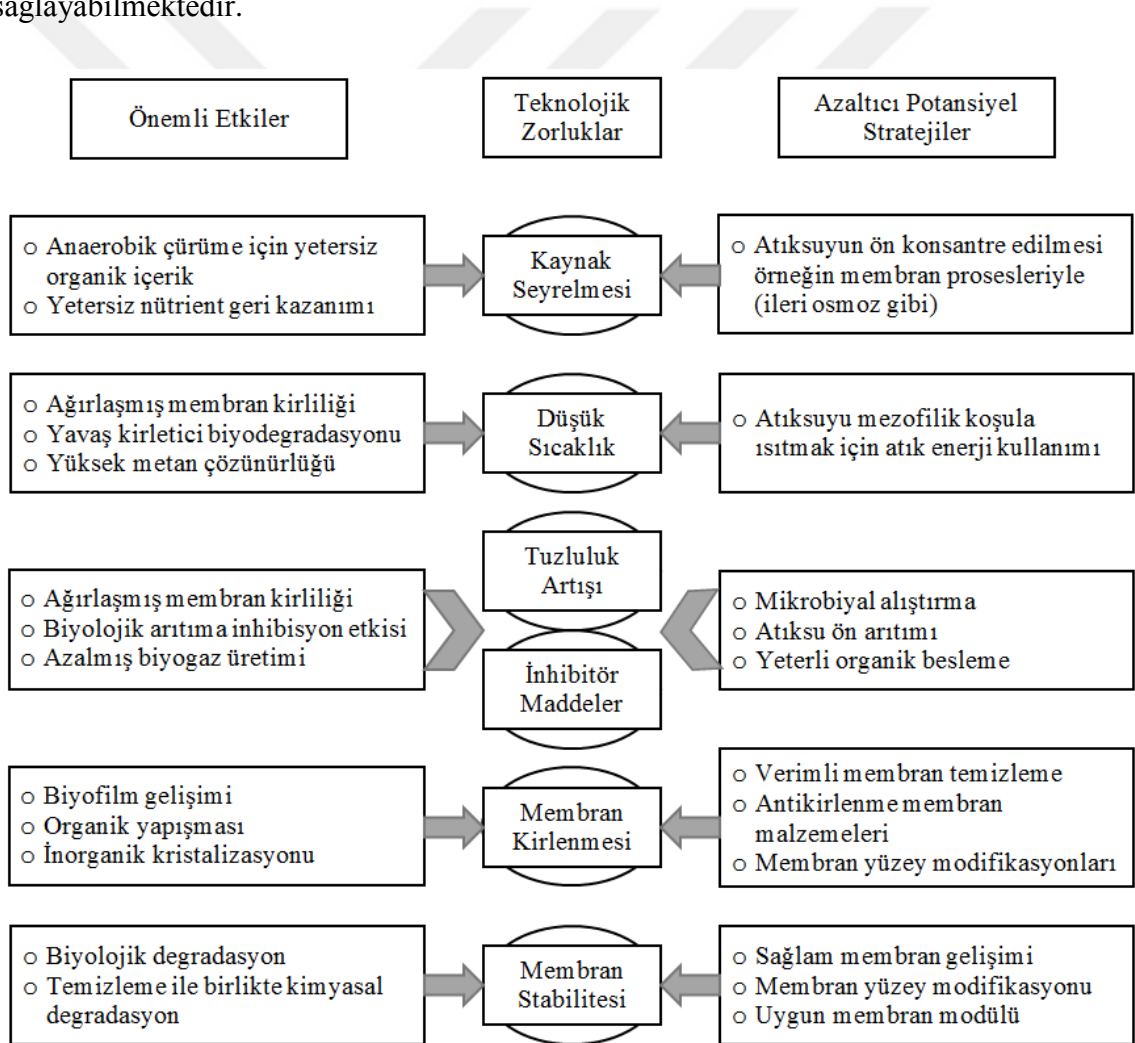
Atıksuların geri kazanımı konusunda AnMBR'nin yüksek bir potansiyeli olmasına rağmen özellikle kentsel atıksuların arıtılması için bazı zorluklar devam etmektedir. Bu zorluklar, kentsel atıksuyun seyreltik doğasını ve sıcaklık farkını, seyreltilmiş atıksuyun ön konsantre olmasını, tuz birikimini, membran kirlenmesini ve stabilitesini, inhibitör maddeleri (örneğin, serbest amonyak ve sülfid) içerir ve bunlar Şekil 2.7'de özetlenmiştir. Bu nedenle, AnMBR'nin daha da geliştirilmesi amacıyla bu zorlukların üstesinden gelecek etkili stratejilerin geliştirilmesi için gelecekteki çalışmalara ihtiyaç vardır (Song vd., 2018a).

Endüstriyel atıksu, atıksu geri dönüşümü ve deniz suyu kullanımı çoğu zaman deşarj edilen atıksularda yüksek tuzluluğa neden olur. Genel olarak, aşırı derecede tuzlu ve alkali sulu matriksler, gıda işleme, konserve, deri, tekstil, yağ ve ilaç üretimi, petrol rafinerisi, mineral cevheri, kağıt hamuru, süt ürünleri ve balık işleme, kalsiyum karbonat fırınları ve deterjan imalatı gibi NaOH, Ca(OH)₂ vb. içeren atıkları üreten endüstriyel işlemlerden kaynaklanmaktadır (Sudarno vd., 2011; Lefebvre ve Moletta, 2006; Lefebvre vd., 2007). Ayrıca, temiz su bulunmayan bölgelerde, deniz suyu, tatlı su tasarrufu için tuvalet temizliğinde kullanılabilir ve bu da atıksu arıtma tesisinde daha yüksek tuzluluğa neden olur (Tam vd., 2006). Bu atıksular uygun miktarda arıtılmadan deşarj edildiğinde yüzey ve yeraltı sularının su kalitesini bozabilir (Jang vd., 2013).

Tuzlu atıksu biyolojik arıtma için bir zorluktur. Nitekim, biyogaz üretimi ve organik giderim bakımından AnMBR performansı, deniz mahsulleri işleme ve peynir üretiminden kaynaklanan atıksu gibi yüksek oranda tuzlu beslemelerin arıtımı söz konusu olduğunda azalmaktadır (Dereli vd., 2012). Tuzluluğun çamur üzerinde birçok etkisi vardır. Tuzlu su yoğunluğu tatlı sudan daha yüksektir, bu da daha yüksek kaldırma kuvvetleri sayesinde bozulmaya karşı daha fazla direnç sağlar. Yüksek tuz konsantrasyonları, hücre plazmolizine ve kanalizasyonda genellikle bulunan ozmotik basıncın artmasına bağlı olarak mikroorganizmaların ölümüne neden olur ve bu da parçacık boyutunda ve yoğunluğunda bir azalmaya neden olur. Ayrıca tuzluluk duyarlılığı, parçaların mekanik bütünlüğünde ve yapısında önemli bir rol oynayan filamentli bakteri miktarını azaltır.

Son olarak, protozoa eksikliği de çıkış suyu bulanıklığını artırabilir. Yani, yüksek tuzluluk, enzim inhibisyonu, hücre aktivitesinde düşüş ve anaerobik mikroorganizmalara plazmoliz ile sonuçlanabilir, böylece anaerobik arıtım işlemini olumsuz yönde etkiler (Chen vd., 2008).

Bu tip atıksuların arıtımında etkin bir şekilde kullanılan SAnMBR'de sıvı-katı ayırımı filtrasyon ile gerçekleştiğinden çamurun agrega olup olmaması veya bir başka deyişle çamur çökme problemlerinden bağımsız olduğundan haloalkali şartlarda agregasyonun oluşmaması, sistem performansını olumsuz etkilemeyecek bir durumdur. Bu nedenle yüksek alkali ve tuzluluk konsantrasyonlarına sahip atıksuların biyolojik arıtımı için haloalkali şartlara uyum sağlayan mikrobiyal toplulukla çalışmak avantaj sağlayabilmektedir.



Şekil 2.7. Atıksu arıtımı ve kaynak geri kazanımı için AnMBR'nin geliştirilmesinde temel zorluklar ve potansiyel stratejiler (Song vd., 2018a)

2.9.1. Mikroorganizmaların Tuz Konsantrasyonlarına Göre Sınıflandırılması

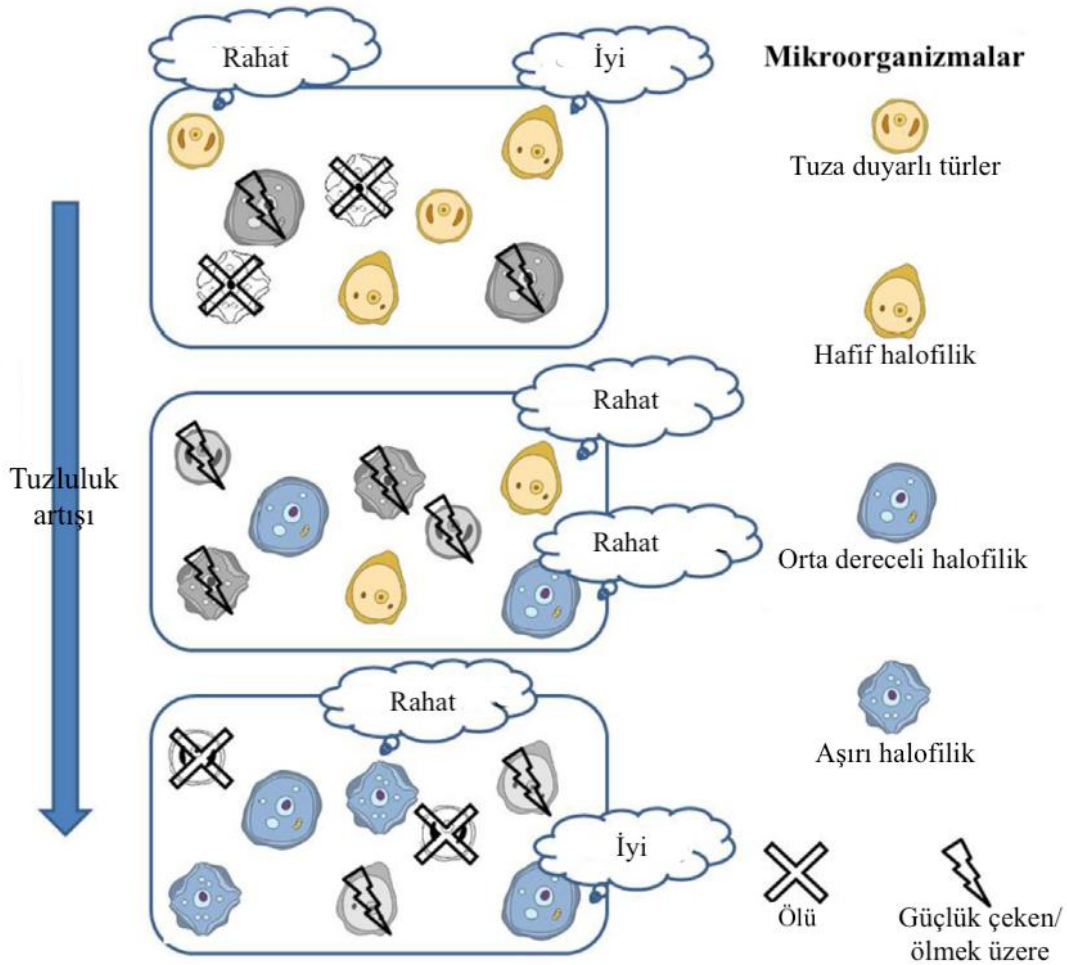
Çevresel biyoteknoloji alanında, arıtımın başarısı, karışık kültürlerde sık sık bulunan mikroorganizmaların, kompleks ekosistemlerde istenen fonksiyonlara ne kadar iyi dayanabileceğine ve nasıl uygulanabildiğine bağlıdır (Rittmann ve McCarty, 2001). Bu kapsamda, arıtmanın başarısı, esas olarak, mikroorganizmaların yüksek tuz koşullarında büyümeyi sürdürme kabiliyetine ve kullanılmış suda bulunan biyolojik olarak parçalanabilen kirletici maddeler için fonksiyonlarını yerine getirme kabiliyetlerine bağlıdır. Bu durum önemlidir çünkü mikroorganizmalar belirli büyüme gereksinimlerine sahiptir ve normal olarak konvensiyonel kullanılmış su arıtımına dahil olanlar daha yüksek tuz seviyesine alışkın değildir (Woolard ve Irvine, 1995). Bu nedenle mikroorganizmaların tuz konsantrasyonu bakımından büyüme aralığı, biyolojik işlemin yüksek tuz koşulları altında uygulanabilirliğini değerlendirmede önemli bir kriterdir. Çalışma ortamındaki gerçek tuz konsantrasyonunu kapsamayan büyüme aralığına sahip mikroorganizmalar, arıtımı gerçekleştiremez. Literatürde, halofilik mikroorganizmalar ve halotolerant mikroorganizmalar arasında bir ayrım vardır, ancak bu ayrım kesin değildir. Gerçek halofilik mikroorganizmalar veya halofiller tuzlu ortamda büyüyen ve hayatta kalmak için belirli bir minimum tuz seviyesine ihtiyaç duyanlardır. Halotolerant mikroorganizmalar ise tatlı su ortamında daha iyi büyüyen, ancak daha yüksek tuz konsantrasyonlarını tolere edebilen ve tuzlu ortamda da bulunabilenlerdir (Rodriguez-Valera vd., 1981). Daha ayrıntılı bir sınıflandırma, büyüme için en uygun olan tuz konsantrasyonuna göre mikroorganizmaları kategorize etmektir. Bu sınıflandırma altında, Tablo 2.6'da gösterildiği gibi dört ana mikroorganizma kategorisi vardır (Ventosa ve Nieto, 1995; Woolard ve Irvine, 1995).

Tablo 2.6. NaCl'de optimum büyüme aralığına göre mikroorganizma kategorileri (Ventosa ve Nieto, 1995; Woolard ve Irvine, 1995)

Kategori	Optimal büyüme için NaCl aralığı (g/L)
Halofilik olmayan	<10
Denizel veya hafif halofilik	10-30
Orta derecede halofilik	30-150
Aşırı derece halofilik	>150

Farklı tuzlu atıksularda baskın olan birçok farklı halofilik mikroorganizma vardır. Türler bölgeye, tuz seviyesine, sıcaklığa, ekolojik çevreye, mikrobiyal evrimsel proseslere ve benzerlerine bağlıdır. Şekil 2.8'de gösterildiği gibi, genel olarak, baskın phyla ve bakteri topluluk yapısı, tuzluluğa göre değişir. Tuza duyarlı türler düşük

tuzlulukları tercih ederken, halofiller yüksek tuzlulukları tercih eder. Bu mikroorganizmalar ekstrem tuzlu koşullarda (aşırı halofiller için düşük tuzluluklar) ölürler. Tablo 2.6'daki gibi ve Lay vd. (2010)'ne göre, halofilik (yani halotolerant) mikroorganizmaların sınıflandırılması, tuz konsantrasyonuna dayanır: 10 g/L NaCl'den daha az için halofilik olmayan (tuza duyarlı); 10-30 g/L NaCl (düşük tuzluluk) için deniz veya hafif halofilik; 30-150 g/L NaCl (orta tuzluluk) için orta halofilik; 150 g/L NaCl'den daha yüksek için (yüksek tuzluluk) aşırı halofiliktir. Her mikroorganizma belirli bir büyüme gereksinimine sahiptir ve genellikle tuzlu olmayan veya az tuzlu sularda bulunanlar yüksek tuzlu ortamlara alışkan değildir (Tan vd., 2019).



Şekil 2.8. Bakteriyel topluluk yapısı için tuzluluk bakımından şematik diyagram (Tan vd., 2019)

Halofilik ve halotolerant mikroorganizmaların büyük mikrobiyal çeşitliliğidir. Bu mikroorganizmalar, tuz göllerinden ve tuzlu topraklardan tuzlu yiyeceklere ve olağandışı habitatlara kadar her yerde doğal olarak bulunabilir (Oren vd., 1992; Ventosa vd., 1998; Oren, 2002). Bu mikroorganizmaların bazıları aşırı sıcaklıklar ve aşırı pH gibi diğer aşırı

şartlara maruz kalır ve bu şartlar için tolerans gösterir. Sonuç olarak, termofilik veya termotolerant olan halofilik veya halo-tolerant mikroorganizmalar vardır (Madigan ve Oren, 1999). Benzer şekilde, alkalifili veya alkalitolerant olan halofilik veya halo-tolerant mikroorganizmalar da vardır (Horikoshi, 1999). Aynı zamanda yüksek tuz, pH ve sıcaklık koşullarına dayanabilen haloalkalitermofiller gibi polikstremofiller de bulunmaktadır (Rothschild ve Mancinelli, 2001).

10 g/L'nin üstündeki daha yüksek tuz konsantrasyonları, ortamın osmotik basıncı ile mikroorganizmalar üzerinde oluşturulan önemli miktarda osmotik strese yol açmaktadır. Osmotik stres dış hücre içi su akışına neden olur ve bu da hücre dehidratasyonuna ve sonunda plazmolize ve bu mikroorganizmalar için hücrelerin aktivite kaybına neden olur (Peyton vd., 2002; Uygur, 2006). Bu nedenle, sitoplazmanın hücre içi ortamı ile yükseltilmiş tuz ortamı arasındaki osmotik dengeyi koruyarak osmotik stres ile başa çıkma yeteneği, halofilik ve halotolerant mikroorganizmaların temel bir özelliğidir (Lay vd., 2010).

2.9.2.Haloalkalifilik Koşullarda Membran Biyoreaktör Uygulama Potansiyeli

Tuzlu atıksuların arıtılması için yıllar boyunca sayısız fiziksel, kimyasal ve/veya biyolojik proses tasarlanmıştır. Mesela, MVC (mekanik buhar sıkıştırma), MD (membran damıtma) ve FO (ileri osmoz) teknolojileri, tuzlu atıksuların tekrar kullanılması için tuzdan arındırma amacıyla uygulanmıştır (Shaffer vd., 2013). Fiziko-kimyasal arıtmalar için yüksek maliyetler söz konusu olduğunda, biyolojik teknikler endüstriyel uygulamalarda uygulanacak alternatif yöntemlerdir. Tuzlu atıksu arıtımının ana kısmı, biyoreaktörlerde C, N ve P giderimi (biyobozunumu) için aerobik ve anaerobik arıtım prosesleri olup, mikrobiyal ortam ayarlaması için ön arıtma ve tuz giderimi için son arıtma da gerekli olabilir (Lefebvre ve Moletta, 2006). Membran biyoreaktör (MBR), tuzlu atıksu arıtımında kullanılan önemli standart biyoreaktörlerden biri olmaya devam etmektedir (Sun vd., 2010; Pendashteh vd., 2011; Li vd., 2013). Konvansiyonel MBR, 10 g/L NaCl'nin altında tuzluluğa sahip olan tuzlu atıksuyun arıtımı için aktif çamurla birlikte doğrudan kullanılabilir, bu konu ile ilgili olarak aktif çamurdaki mikroorganizmaların çoğu, aklimasyon olmadan sadece 10 g/L NaCl'nin altındaki tuzlulukta hayatta kalabilen non-halofiliktir (Woolard ve Irvine, 1995). Konvansiyonel MBR sistemi, düşük tuzlu (<10 g/L NaCl) atıksuların verimli bir şekilde arıtılması için

doğrudan kullanılabilir. Daha yüksek tuzluluklar için MBR sistemlerinde ön arıtım uygulanabilir.

Tablo 2.7, yüksek tuzluluk altında işletilen MBR sistemlerinin bazı yeni örneklerini özetlemektedir. Tuz seviyesi, sodyum klorür (NaCl) konsantrasyonuna ilişkin olarak g/L olarak sunulmuştur. Listelenen MBR sistemlerinde, çeşitli kaynaklardan elde edilen kullanılmış tuzlu suların arıtılmasında çoğunlukla konvensiyonel batık gözenekli MF/UF membranları kullanılmıştır. Çalışmalarda, 50 g/L'ye kadar toplam çözünmüş katı seviyesi ele alınmıştır. Fizikokimyasal yönleriyle ilgili olarak, yüksek tuz koşullarının etkisi genellikle zarar vericidir. Artan tuz konsantrasyonu, oksijen transferi, yoğunluk, bulanıklık, viskozite, tuz çökmesi, çözünen etkileşimi ve kolloid kimyası için olumsuz fizikokimyasal parametreler oluşturma eğilimindedir. Bir diğer yönden tuz konsantrasyonunun artırılması, tuzluluk seçimine bağlı olarak mikrobiyal topluluğu değiştirir. Halotolerant veya halofilik mikroorganizmaların aklimasyonu ve ortama girişi, artan bir tuz ortamı için uygulanabilir stratejilerdir. Membran yönleriyle ilgili olarak da artan tuz konsantrasyonu, etkili itme kuvvetini azaltır, kirlenmeyi artırır, su akısını azaltır ve çıkış su kalitesini bozar. Bazı kirletici hafifletme ve proses geliştirme stratejileri mümkündür, ancak bunlar maliyetsiz değildir. Kimyasallar eklendiğinde, daha yüksek kimyasal maliyeti ve uzaklaştırılması gereken ilave kimyasal atık çamur şeklindeki sorunları dikkate almak gerekir (Lay vd., 2010).

Tablo 2.7. Yüksek tuz seviyesi altında çalışan MBR sistemlerinin tanımı (Lay vd., 2010)

Kullanılan su (UW) türü	MBR işleminin türü	Tuz kons. (g/L)	KOİ giderimi (%)	Nütrient giderimi	J (L/m ² sa)	KAS (gün)	HBS (sa)	OLR (kg KOİ/m ³ gün)	F/M (kg KOİ/kg (U)AKM gün)
(1) Balık konserve fabrikası UW	Biyofilm süspanse (batık)	84	92	Nitrifikasyon; inhibe	4,6	73	120	1,4	0,35
	Biyofilm süspanse (yan akımlı)	15	99	Nitrifikasyon; denitrifikasyon	27,8	-	120	4	0,48
(2) Su ürünleri sisteminden geri yıkama	Konvensiyonel (batık)	32	>99	Nitrifikasyon; denitrifikasyon; fosfor	7,1	64	40,8	0,55	0,029
(3) Kentsel kanalizasyon	Konvensiyonel	5	88	Nitrifikasyon; denitrifikasyon	8	64	72	0,36	0,021
	(batık)	5	88		16	64	36	0,72	0,042
(4) Kentsel kanalizasyon (deniz suyu tuvalet temizliği)	Konvensiyonel	7,9	90-93	Nitrifikasyon; denitrifikasyon	-	19	6,8	1,93	0,23
	(batık)	7,9	90-93		-	38	6,8	1,72	0,14
(5) Sentetik UW (ton balığı işleme UW'sine benzer)	Maya MBR	32	85	-	3,7	15	36	3,4	0,30
	Bakteriyel MBR	32	91	-	1,9	15	13,7	2,1	0,19

Tuza yüksek toleransı nedeniyle, sistemin biyolojik çeşitliliğini arttırmak ve tuzlu atıksu arıtımı için biyolojik bozunma verimini arttırmak için MBR'de halofilik/halotolerant ve deniz mikroorganizmaları aşılabilir. Halofilik aşı kullanımıyla birlikte, tuzlu atıksuların arıtılmasında MBR'nin performansı önemli ölçüde geliştirilebilir (Dan vd., 2002; Lefebvre ve Moletta, 2006). Hollanda'da orta dereceli bir tuzlu atıksuyun (50 g/L NaCl) arıtılması için batık bir anaerobik MBR'de *Desulfobacter halotolerans* (halofilik), biyoreaktör aşısı maddesi olarak kullanılmıştır (Vallero vd., 2005). Karbon kaynağı olarak asetat ve etanol kullanılarak sistemin yükleme hızı her gün 14 g KOİ/L'ye ve SO_4^{2-} (Na_2SO_4) redüksiyon oranı her gün 6,6 g/L'ye ulaşmıştır. Tuzluluk, biyolojik bozunma verimliliğini, mikroorganizmaların metabolik yollarını ve biyogaz üretimini (yani H_2S , CH_4 ve CO_2) etkileyerek anaerobik MBR'nin biyolojik performansında kilit bir rol oynar. Anaerobik atıkların parçalanmasıyla ilgili başka bir çalışmada 35 mS/cm tuz konsantrasyonunun CH_4 üretimini azalttığı, buna karşılık 80 mS/cm'lik daha yüksek tuz konsantrasyonunun hem CH_4 hem de CO_2 üretimini sınırladığı tespit edilmiştir (Ogata vd., 2016). Aşılama tekniğine benzer bir yöntem olarak, aktif çamur, Çin Weihai'deki deniz sedimentinden zenginleştirilerek kullanılmış ve tuzlu atıksuların (30 g/L NaCl) arıtılması için MBR'de uygulanmıştır (Tan vd., 2017). KOİ ve NH_4-N giderim oranları sırasıyla %86-95 ve %73-83 olarak yüksek bulunmuştur. %80'lik bir flokülasyon etkinliğine sahip *Arthrobacter sp.*'nin aşılmasından sonra, giderim oranlarının sırasıyla %87-97 ve %75-86'ya yükseldiği bulunmuştur (Tan vd., 2019).

Bazı deniz (halofilik/halo-tolerant) mikroorganizmaların zayıflığı, daha az biyolojik olarak aktif olmaları veya hatta tuzlu olmayan veya düşük tuzlu ortamlarda hayatta kalamamaları sebebiyledir. Düşük tuzlu atıksu arıtımı için tuza duyarlı bakteriler kullanıldığında (0-3 g/L NaCl), düşük tuzluluktan kaynaklanan tuzluluk şokları, hücre dışı polimerik maddeleri ve çözünür mikrobiyal ürünleri içeren gözeneklere absorbe olan kirlenme ile ilgili bileşenlerin yüksek konsantrasyonlarına neden olur (Tan ve Li, 2016). Tuzluluk şokları hücrelerin agregasyonuna neden olabilir ve endojen solunumları artırır (Hamoda ve Al-Attar, 1995; Kincannon ve Gaudy, 1968). Bu olaylar, hücrelerin lizisine ve daha fazla EPS ve SMP molekülünün salgılanmasına yol açar ki bu da daha yüksek konsantrasyonlarda fulvik asit ve humik asit benzeri biyomoleküllerin oluşumuna neden olur. Aktif çamurdaki mikrobiyal türler, çevresel değişime (örneğin, tuzluluk şokuna) cevap olarak daha fazla çözünür mikrobiyal yan ürün benzeri moleküller üretir. Yüksek tuzlulukta sistemlerdeki daha yüksek biyobozunurluk, daha büyük protein benzeri

makromoleküllerin (deniz bakterilerinin yüksek tuzlulukta uyarlanabilirliği nedeniyle) çözünür mikrobiyal yan ürün benzeri moleküller gibi daha küçük moleküllere ayrışmasıyla sonuçlanır. Sonuç olarak, protein benzeri bileşenlerin konsantrasyonu yüksek tuzlulukta düşük kalabilir (Tan vd., 2019).

Daha yüksek tuzluluklar (> 50 g/L NaCl) sadece atıksu arıtımı için MBR kullanılan çalışmalarda hücre ölümü, yüksek bulanıklık, çamur özelliklerinde değişiklik, artan osmotik basınç ve benzeri gibi olası zorluklarla ilgili olarak rapor edilmiştir. 100 g/L NaCl tuzluluğuna sahip bir sentetik atıksuyun arıtılmasında, *Pseudomonas putida* (BCRC 14365), MBR sisteminde bir halofilik aşısı maddesi olarak kullanılmıştır (Juang vd., 2009).

Tuzluluk şoku, hücrelerin etrafında tuz konsantrasyonlarındaki ani bir değişiklik sebebiyle mikroorganizmalar için genellikle toksiktir. Birçok çalışma, tuzluluğun aktif çamur üzerindeki etkilerini incelemiştir (Kargi ve Dincer, 1996; Campos vd., 2002). Bu etkiler, aktif çamurun dekantasyona karşı direncini değiştirmek, partikül büyüklüğünü ve aktif çamurun yoğunluğunu azaltmak, flogların özelliklerini değiştirmek ve diğerleri şeklindedir. Tuzlu mikrobiyal ortamın neden olduğu bu sorunların üstesinden gelmek için, ayarlanmış çalışma koşullarına sahip konvensiyonel MBR (düşük tuzluluk için), modifiye ve hibrit MBR sistemleri (düşük ve orta tuzluluk için) ve halofilik aşılama (yüksek tuzluluk için), giriş suyunun tuzluluğuna göre kullanılmaktadır (Tan vd., 2019). Mikrobiyal ortama alıştırma, AnMBR performansını iyileştirmek için halotolerant ve hatta halofilik bakterilerin birbirini izlemesine yol açabilir (Dereli vd., 2012). Tuzlu atıksu arıtımı için MBR teknikleri üzerine tipik çalışmalar Tablo 2.8'de listelenmiştir (Tan vd., 2019).

Tablo 2.8. Tuzlu atıksuları arıtmak için kullanılan MBR sistemleri (Tan vd., 2019)

Tuzluluk	Ana besin bileşenleri	Giderim	Bölge	İşletim koşulu
1,6-3,2 g/L NaCl	Yerleşim yeri (C, N, P) ve endüstriyel (organik bileşikler, serbest yağ ve gres, toplam petrol hidrokarbonları ve inorganik kirleticiler) atıksu	Kİ: %90-80, NH ₄ -N: %88-24	Denver, Birleşik Devletler	Havalandırma hızı: 9 L/dak, AKM: ~4 g/L, HBS: 12 saat, KAS: 12 gün
3,5 g/L NaCl	Petrol sahasındaki zayıf alkali kanalizasyon (yağ ve organik polimerler)	KOİ: %55-70	Panjin, Çin	Havalandırma, HBS: 12 saat
2-5 g/L NaCl	Tabakhane atıksuyu (Fenoller), evsel (C, N, P) atıksu	KOİ: %80, NH ₄ -N: %99	Pisa, İtalya	HBS: 70 saat (22 saat anoksik ve 48 saat aerobik), KAS: 50 gün, filtrasyon akış hızı: 10,5 L/m ² /sa
0-10 g/L NaCl	Kentsel atıksu (C, N, P)	KOİ: %95, NH ₄ -N: ~%100	Palermo, İtalya	Havalandırma, AKM: 1,4-4,4 g/L, HBS: 14-17 saat, KAS: 28-32 gün, membran akışı: 15 L/m ² /sa
10 g/L NaCl veya MgCl ₂	Sodyum asetat, NH ₄ Cl, KH ₂ PO ₄	NA	Singapur	Hava akış hızı: 150 L/sa, AKM: 7,8-8,3 g/L, HBS: 14-17 saat, KAS: 28-32 gün, DS osmotik basınç: 5,0 MPa
0-15 g/L NaCl	Sentetik atıksu (C, N)	KOİ: %81, N: %63	Enna, İtalya	DO: 3-5 mg/L, AKM: 3,5-10 g/L, KAS: 25 gün, membran akışı: 15 L/m ² /sa
0-16,5 g/L NaCl	Glikoz, pepton, KH ₂ PO ₄ , CH ₃ COONa, (NH ₂) ₂ CO	TOK: > %98, NH ₄ -N: > %98	Wollongong, Avustralya	DO: 5 mg/L, AKM: 5 g/L, HBS: 24 saat, KAS: 50 gün
5-20 g/L NaCl	Glikoz, (NH ₄) ₂ SO ₄ , KH ₂ PO ₄	DOC: > %95, NH ₄ -N: %87-46	Daejeon, Güney Kore	Hava akış hızı: 5 L/dak, AKM: 5 g/L, HBS: 18 saat, KAS: 50 gün, membran akışı: 3,5 L/m ² /sa
23 g/L (NaCl+KCl)	Farmasötik atıksuları (penisilin ailesinin antibiyotikleri, ilave fosforik asit)	KOİ: %82, TN: %20	Singapur	DO: 3-4 mg/L, AKM: 4-10 g/L, HBS: 40-120 saat, KAS: 14 gün, membran akışı: 0,7-2,2 L/m ² /sa
24 g/L (NaCl+KCl)	Farmasötik atıksuyu (trietilamin)	KOİ: %95, TN: %51	Singapur	Anaerobik UASB, MBR'deki DO: 3 mg/L, AKM: 4-10 g/L, HBS: 36-96 saat, KAS: 20 gün, membran akışı: 0,98 L/m ² /sa
0-30 g/L NaCl	Nişasta, NH ₄ Cl K ₂ HPO ₄	KOİ: %86-95 NH ₄ -N: %73-83	Weihai, Çin	DO: 2,5 mg/L, SVI: 125 mL/g, UAKM: 3,1 g/L, HBS: 12 saat, KAS: 69 gün, membran akışı: 5 L/m ² /sa
0,30 g/L NaCl	Nişasta, NH ₄ Cl, K ₂ HPO ₄	KOİ: %90-96 NH ₄ -N: %80-87	Weihai, Çin	DO: 2,5 mg/L, SVI: 125 mL/g, UAKM: 3,1 g/L, HBS: 12 saat, KAS: 68 gün, membran akışı: 5 L/m ² /sa
0-35 g/L NaCl	Etanol, pepton, sığır özü, NH ₄ Cl, KH ₂ PO ₄	DOC: %77-10; NH ₄ -N: %93-0	Sidney, Avustralya	Hava akış hızı: 200 L/sa, AKM: 4,5 g/L, HBS: 8 saat, KAS: 40 gün, membran akışı: 2,5 L/m ² /sa

Tablo 2.8. (Devam)

Tuzluluk	Ana besin bileşenleri	Giderim	Bölge	İşletim koşulu
0-35 g/L NaCl, aklımasyondan sonra 40 g/L	Pepton, et özü, üre, K ₂ HPO ₄	DOC: %99	Mogden, İngiltere	Anaerobik, dağıtma hızı: 5 L/dak, UKM: 2-3 g/L, HBS: 8-20 saat, KAS: 250 gün, membran akışı: 5-8 L/m ² /sa
35 g/L NaCl	Fenol, mineral tuzları	Fenol: ~ %100	Singapur	Hava akış hızı: 1 L/dak, DS akış hızı: 1,5-7,5 mL/dak, HBS: 4,2 saat
18 mS/cm (Tuz birikiminin ardından iletkenlik)	Glukoz, NH ₄ Cl, KH ₂ PO ₄	TOK: > %98; NH ₄ -N: %95	Singapur	DO: 7,6-8,7 mg/L (aerobik) ve 0,03-0,35 mg/L (anoksik), DS akış hızı: 0,2 L/dak, AKM: 7 g/L, HBS: 15-23 saat, KAS: 50 gün
50 g/L NaCl	Asetat, etanol, Na ₂ SO ₄	KOİ: 14 g/ L.day SO ₄ ²⁻ : 6,6 g/ L.day	Wageningen, Hollanda	Anaerobik, HBS: 8-36 saat, KAS: 92 gün, membran akışı: 5-17 L/m ² /sa
84 g/L NaCl	Balık tarama atıksuları (proteinler, yağlar)	KOİ: %92 TN: %99	Santiago de Compostela, İspanya	DO: 2-6 mg/L, HBS: 5 gün
100 g/L NaCl	Fenol, (NH ₄) ₂ SO ₄ , KH ₂ PO ₄ , K ₂ HPO ₄	Fenol: > %95	Taoyuan, Tayvan	Hücre konsantrasyonu: 0,092-0,23 g/L, hücre ortamının akış hızı: 2,0-5,6 mL/dak, atıksu akış hızı: 2,0-5,6 mL/dak
NA	Tekstil atıksuyu (inorganik tuzlar, organik bileşikler)	KOİ: %93 N: ~ %100	Prato, İtalya	Aktif çamurun hacmi: 2500 L, membran akışı: 35-65 L/m ² /sa

2.9.3. Tuzluluğun Membran Kirlenmesi Üzerindeki Etkisi

Tuzlu atıksu arıtımında, tuzluluk, sadece tuza toleranslı mikroorganizmaların çoğalmasını değil aynı zamanda partiküllerin kültür ortamındaki yüzey yükünü, hidrofobikliği, flokülasyonu ve sedimentasyonu da etkileyen önemli bir faktördür (Reid vd. 2006; Guo vd, 2015) (Tan vd., 2019). Genel olarak, pratikte gözlemlendiği gibi, artan tuzluluk kirlenmeyi arttırmakta ve bir membran prosesi için daha fazla temizleme gerektirmektedir (Tam vd., 2006). Tuzluluğun neden olabileceği kirlenmenin ilave etkisini ölçmek zordur. Ancak, birkaç gözlem yapılabilir. Daha yüksek tuz konsantrasyonu, öncelikle daha yüksek süper doyma indeksi ve ardından meydana gelen çift katmanlı sıkıştırma nedeniyle daha yüksek kirlenme eğilimine ve önemli kolloidal kirlenmeye neden olacaktır.

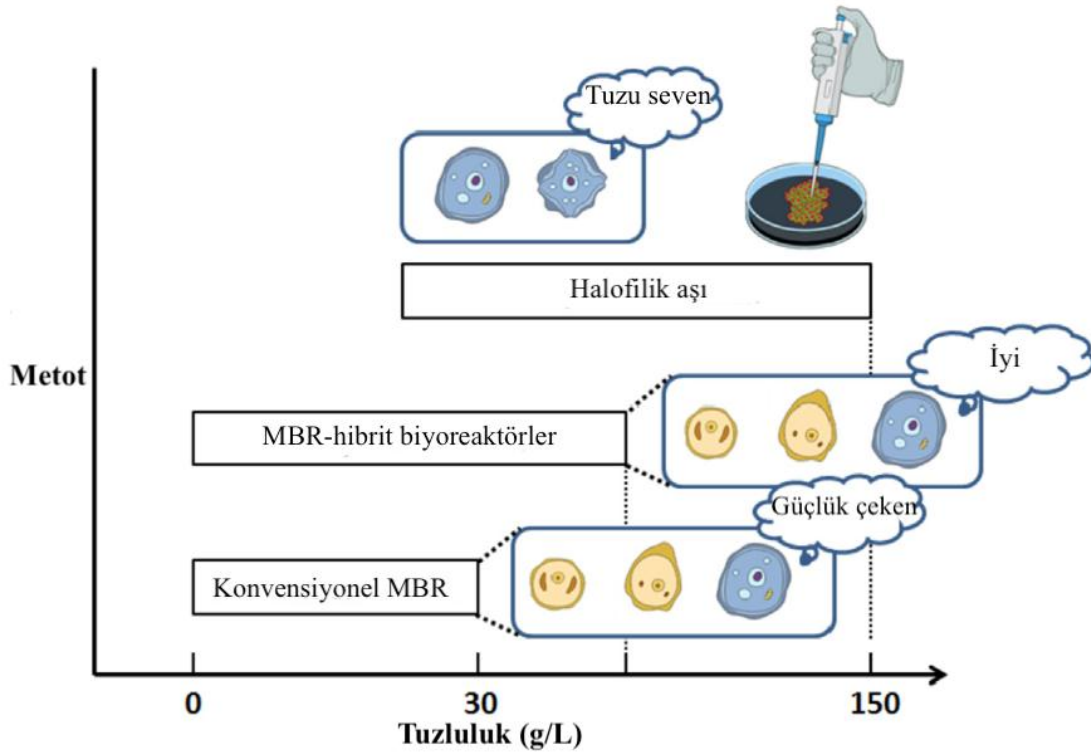
Serbestçe hareket eden EPS ve SMP materyalleri MBR'de temel membran biyo-kirlenme kaynaklarıdır, membran gözeneklerini bloke ederler ve transmembran basıncını arttırırlar (Nagaoka vd., 1998; Chang vd., 2002). EPS ve SMP'nin üretimi, tuzlu ortamlarda halofilik olmayan mikroorganizmaların daha fazla EPS ve SMP üretmesine, ancak halofilik mikroorganizmaların daha az EPS ve SMP üretmesine dayanmaktadır. Birikmiş hidrofobik EPS moleküllerinin, tuzlu atıksu arıtımı için membran kirlenme oranını önemli ölçüde arttırdığı bulunmuştur (Qiu ve Ting, 2014). SMP, nispeten küçük moleküler ağırlıklara sahiptir, membrandaki küçük gözenekleri bloke eder ve diğer kirleticiler için köprüleme ajanı görevi görür. Metabolik mekanizmalarındaki farka göre halofilik olmayan mikroorganizmalar (veya tuza toleranssız) ile karşılaştırıldığında halofilik (veya tuza toleranslı) mikroorganizmaların, farklı davranış gösterdiği MBR sisteminde üretilen EPS ve SMP miktarları, farklı metabolik mekanizmalar için tuzluluk şoku koşulları altındaki mikrobiyal topluluk yapısına dayanır. Halofilik olmayan (veya tuza toleranssız) mikroorganizmalar için, EPS ve SMP, başka hiçbir çevresel şokun olmadığı durumlarda, tuzlu olmayan atıksuyun biyolojik parçalanması sırasında genellikle minimum seviyelerde üretilir. EPS ve SMP seviyelerinin, aşağıdaki nedenden dolayı tuz konsantrasyonunun artmasıyla artması muhtemeldir. Sodyum toksisitesi altında, mikroorganizmalar, hücre dışı mikro-ortamı ayarlayan ve hücre duvarı ile ekstrem ortamlar arasında bir difüzyon bariyeri görevi gören organik hücre sel bileşenleri (özellikle EPS ve SMP) üretirler (Meng vd., 2016). Halofilik (veya tuza toleranslı) mikroorganizmalar için, EPS ve SMP, belirli tuzluluklardaki tuzlu atıksuyun biyolojik

olarak ayrışması sırasında minimum seviyelerde üretilir, bu da tuzlu olmayan ve aşırı tuzlu ortamların tercih edilmediği anlamına gelir. Bu durum genel olarak %3,5'e yakın (deniz suyu) veya daha da yüksek bir tuzluluğa sahip olan deniz mikroorganizmaları için gözlemlenmiştir (Tan vd., 2016). Mikroorganizmalar farklı optimum tuz konsantrasyonlarına sahip olduklarından, mikrobiyal topluluk yapısı, EPS ve SMP üretimi ve membran biyokirlenmesi için çok önemlidir. Bu nedenle, sadece rapor edilen çalışmalarda mikroorganizma türlerini tanımlamak yerine, tuzluluk şokları üzerine EPS ve SMP'deki değişim için tahmin modelini önermek amacıyla izole edilmiş mikroorganizmaların optimal tuz konsantrasyonları için test edilmesi tavsiye edilir. Muhtemelen evrime bağlı olarak, aynı türden olsalar bile mikroorganizmalar *Escherichia coli* gibi çok farklı tuz toleranslarına sahip olabilir (Cheville vd., 1996; Metris vd, 2014).

EPS ve SMP, daha küçük maddeler ve hatta daha önce belirtilen metabolik biyolojik parçalanma sırasında su, CO₂, CH₄, N₂ ve H₂S gibi inorganik moleküller halinde mikroorganizmalar tarafından biyolojik olarak parçalanabilen organik bileşenlerdir. MBR'de anti-membran kirlenmesi için iyi bir biyoparçalanma gereklidir. Tuzluluk şoklarına cevap olarak önemli ölçüde azalan biyolojik olarak parçalanabilirlik, organik bileşenlerin (KOİ ve NH₄-N) düşük giderim verimleriyle sonuçlanır (Tan vd., 2016). Farklı mikroorganizmalar belirli tuz konsantrasyonlarını tercih edebildiğinden, MBR'deki bir mikrobiyal topluluk yapısının biyolojik çeşitliliği, anti-membran kirlenmesi için önemli bir parametredir (Tan vd., 2019).

Yukarıdaki yaklaşımlar, Şekil 2.9'daki gibi genellikle tuzluluğun 30 g/L'den daha düşük olması durumunda tercih edilen konvensiyonel MBR için göz önünde bulundurulur (Tan vd., 2019). Bu yaklaşımlar ortaya çıkmasına rağmen, kirlenmeyi en aza indiren başka bir mantıklı strateji, işletmelerini optimize etmek için MBR sistemlerinin modifikasyonu ve/veya entegrasyonudur. Baskın phyla ve bakteriyel topluluğun yapısı önemli ölçüde değişirse de MBR sistemlerinin modifikasyonu ve/veya entegrasyonu ile biyolojik parçalanma performansı geliştirilebilir. Tuzluluk şokları mikroorganizmalar için çok şiddetli ise, daha iyi bir atıksu arıtımı için MBR sistemlerine ön ve son arıtmalar eklenebilir, bununla birlikte bu ilaveler, kaçınılmaz olarak toplam işletim ve arıtma maliyetini artıracaktır. Bu konuda bazı araştırmalar bildirilmiştir ancak ayrıntılı değildir. MBR sistemlerinin değiştirilmesi ve entegrasyonu üzerinde daha fazla araştırma yapılabilir, ancak mevcut kombinasyon rotalarının %100'ünün kullanılması gerekli değildir. Örneğin, koagülasyon-flokülasyon ön-arıtım tekniği, biyolojik parçalanmayı

arttırmak için ve kirlenmeyi önlemek için doğrudan MBR batık tankta kullanılabilir (Zhang vd., 2014). Ek olarak, tuzlu ortamlardan (örneğin deniz suyu, deniz çamuru ve tuzlu göl) izole edilen denizel ve diğer halofilik/halo-toleranslı mikroorganizmalar, tuzlu organik atıksuların artan biyolojik parçalanması için MBR sistemlerine aşılabilir. Halofilik aşı kullanılarak, MBR sisteminin tuz toleransı, 150 g/L'ye kadar olan aşırı tuzlulukta bile (aktif çamur sistemleri için geçerli üst limit) önemli ölçüde iyileştirilebilir. Bu bakteri suşları filamentli olmayan basillerdir ve düşük kirlenme etkileri göstermesi beklenir. Yavaş yavaş artan tuzluluk ile birlikte yapılan aklımasyon, aynı zamanda optimum biyoaktivite elde etmenin etkili bir yoludur (Tan vd., 2019).



Şekil 2.9. Tuzlu atıksu arıtımı için uygun metotlar (Tan vd., 2019)

2.10. Literatür Özeti

Ng vd. (2015), farmasötik atıksularının arıtılması için bir kontrol anaerobik membran biyoreaktörünü (C-AnMBR) ve bir biyo-güçlendirilmiş anaerobik membran biyoreaktörünü (B-AnMBR) 210 gün boyunca işletmişlerdir. C-AnMBR'nin, AnMBR'ye kıyasla daha düşük organik giderim verimine ve metan verimine sahip olduğunu, bu durumun da daha yüksek tuzlu bir ortamda bulunan mikroorganizmaların, farmasötik atıksulardaki toksik ve dirençli bileşiklerin varlığında inhibe olmasından kaynaklanabileceğini ayrıca daha küçük PBD ve daha düşük EPS ve SMP

konsantrasyonlarına sahip olan B-AnMBR'nin, C-AnMBR'den biraz daha uzun membran işletme süresine sahip olduğunu bulmuşlardır. B-AnMBR'de aşırı tuzlu ortamlar altında kompleks ve dirençli organik maddeleri parçalayabilen deniz bakteri türlerini (*Oliophilus sp.*) ve halofilik bakteri türlerini (*Thermohalobacter sp.*), tespit etmiştir (Ng vd., 2015).

Yang vd. (2014), anaerobik membran biyoreaktörlerde membran kirlenmesini azaltmak için NaCl kullanım fizibilitesini incelemiş ve yüksek tuzluluk koşullarında AnMBR'nin kirlenmesini kontrol etmek için muhtemel bir koagülant olarak atıksuda doğal olarak oluşan Na^+ iyonlarının uygulanabilirliğini değerlendirmiştir. Reaktöre, koagülasyonu başlatmak için iyi bir karıştırma koşulu sağlamayı amaçlayan çok kanatlı bir karıştırıcı yerleştirilmiştir. Çamur, 13 g/L kadar yüksek sodyum konsantrasyonuna sahip bir tuzlu ortamda kültürlenmiş ve uygulanan koşulların iyi filtre edilebilirliğe sahip yüksek tuzlu bir çamur sağlayamadığı görülmüştür. Uygulanan düşük kesme koşulları, yüksek tuzluluğuna rağmen tuzlu çamurda önemli koagülasyonu destekleyememiştir. Zayıf koagülasyona bağlı olarak, düşük kesme koşullarının tuzlu çamurda uygulanmasıyla membran kirlenmesinin azalması sağlanamamıştır. Ek olarak, Fourier dönüşümlü kızılötesi spektroskopisinin sonuçları, tuzlu çamurun oluşturduğu kek tabakasının fonksiyonel gruplarının, tuzlu olmayan çamurunkine benzer olduğunu, bu nedenle yüksek tuzluluğun, bir jel tabakasının oluşumunu desteklemesi gerektiğini göstermiştir (Yang vd., 2014).

Yurtsever vd. (2016a), sentetik tekstil atıksularını arıtmak için ardışık sülfat indirgeyici anaerobik (AnMBR) ve sülfür oksitleyici aerobik membran biyoreaktörlerini (AeMBR) kullanmışlardır. Proses performansı, değişen KOİ (1000-2000 mg/L), NaCl (500-1000 mg/L) ve sülfat (500-1500 mg/L) konsantrasyonlarında, boya konsantrasyonu 200 mg/L'de (Remazol Brilliant Violet 5R) sabit tutularak değerlendirilmiştir. Sülfat indirgeyen AnMBR'de KOİ giderimi %80 ile %85 arasında kalmıştır ve sülfat indirgeme verimleri sırasıyla 0,67 ve 2,0 KOİ/sülfat oranlarında %55 ve %95 olmuştur. AnMBR'de gelişen kek tabakası daha düzgün olarak görülmüş, bu da AnMBR'deki kek tabakasının daha fazla sıkışmasına bağlanmıştır ayrıca AnMBR çamurunun daha az filtrelenebilirliğe sahip olduğu görülmüştür. EDS analizleri, AnMBR'deki kek tabakasının, metal-sülfür çökeltilerinin oluşumuna bağlı olarak daha yüksek miktarlarda S, Fe ve Cu içerdiğini göstermiştir. Her iki MBR'nin kek tabakalarında, FTIR analizleri ile proteinlerin ve polisakkaritlerin tanımlanması ile beraber jel geçirgenlik kromatografisi analizleri ile yüksek molekül ağırlıklı çözümlenmiş organikler gözlemlenmiştir. Kimyasal olarak

temizlenen (NaOCl ve asit ile temizleme) membranların dirençleri, yeni membranlarınkine oldukça yakın bulunmuştur (Yurtsever vd., 2016a).

Pendashteh vd. (2011), sentetik aşırı tuzlu olan yağlı atıksuyun arıtımı için kullanılan bir membran biyoreaktör sisteminin işletimi sırasında kirlenme kek tabakasının karakterizasyonu üzerine odaklanmıştır. Ayrıca membran kirlenmesinin azaltılmasında ultrasonun ve dört tip flokülant (alüminyum sülfat, kitosan, demir klorür, polialüminyum klorür) ilavesinin etkilerini araştırmıştır. Çalışmada, aşırı tuzlu olan yağlı atıksuyun arıtımı için izole edilmiş mikroorganizmalarla aşılınmış bir membran ardışık kesikli reaktör kullanılmıştır. Direnç analizi, membran direncinin, kek direncinin ve gözenek blokaj direncinin, toplam direncin sırasıyla %5,5, %85,9 ve %8,6'ı olduğunu göstermiştir. UF membran yüzeyindeki kek tabakası oluşumu, ana kirletici mekanizmaya katkıda bulunmuştur ve inorganik materyaller, kek tabakasının ana katkıda bulunanları olarak belirlenmiştir. FTIR, membran kirlenme tabakasının, EPS'leri (proteinler, polisakkaritler, vb.), hidrokarbon bileşenlerini ve inorganik maddeleri içeren organik ve inorganik maddelerin birikmesiyle yönetildiğini göstermiştir. Kirli membranın AFM (atomik kuvvet mikroskopisi) görüntüleri, yüzey kaplaması fikrini bir kirlenme mekanizması olarak doğrulamıştır. SEM (taramalı elektron mikroskobu) analizi, çubuk şeklindeki bakteriyel kümelerin, membran kek tabakasına katkıda bulunanlardan biri olduğunu göstermiştir. EDX (enerji dağınımlı x-ışını analizi) ve ICP (endüktif eşleşmiş plazma) sonuçları, Mg, Al, Ca, Na, K ve Fe'nin kirlilik kekindeki ana metal elementler olduğunu göstermiştir. PBD sonuçları, membran kirleticilerinin, membran ardışık kesikli reaktördeki karışık sıvı süspansiyonlarından daha küçük bir boyuta sahip olduğunu göstermiştir. Kirlenme kontrol deneylerinden, MBR işlemi sırasında aktif çamurdaki aşırı tuzlu atıksuyun modifikasyonunun membran kirlenmesini etkili bir şekilde hafifletemeyeceği, ancak membran kimyasal temizlemesinden önce membranı uzun süre temizlemek için sonikasyonun kullanılabileceği sonucuna varılmıştır (Pendashteh vd., 2011).

Sharghi ve Bonakdarpour (2013), 0,3 ila 2,6 kg KOİ/m³gün arasında değişen OLR'lerde, sentetik olarak üretilen aşırı tuzlu suyun arıtımı için halofilik bakteri topluluğunu kullanan bir MBR'nin organik kirletici madde giderim performansını ve karışık sıvı özelliklerini incelemiştir. Sadece geçici O & G (esas olarak polisiklik aromatik hidrokarbonlar) ve çözünebilir mikrobiyal ürünlerin birikmesi gözlenirken, yağ ve gres (O & G) ve KOİ giderim verimi, sırasıyla %95-99 ve %83-93 olmuştur. 0,9-2,6

kg KOİ/m³gün aralığındaki artan OLR ile hem EPS'lerin hem de zeta potansiyelindeki değişimin bir sonucu olarak biyofloküle etme yeteneği gelişmiş, ancak çalışılan en yüksek OLR'de EPS büyümesinin sonucunda flogların sıkışabilirliği, azalmıştır. MBR işletimi sırasındaki kirlenme karakterizasyonu, TMP'ler izlenerek gerçekleştirilmiştir. Sonuçlar, OLR ≤ 1,74 kg KOİ/m³gün'deki işletim için, membran kirlenme oranının çok düşük olduğunu göstermiştir. Ancak, OLR 2,6 kg KOİ/m³gün'e çıkarıldığında, membran kirlenme oranı (TMP'deki artış oranı ile ölçüldüğü üzere) çok keskin bir artış göstermiştir. Tek başına fiziksel temizlemenin TMP'yi önemli ölçüde azaltması, bu faz sırasında membran kirlenmesinin ana mekanizmasının, kek tabakası oluşumu olduğunu ve gözenek tıkanması olmadığını göstermiştir. En yüksek OLR'de membran kirlenmesinin nedeninin, göreceli olarak yüksek EPS ve viskoz hacmin büyümesi olduğu görülmüştür (Sharghi ve Bonakdarpour, 2013).

Yogalakshmi ve Joseph (2010), ani sodyum klorür şok yüklerinin batık membran biyoreaktörünün performansına etkisini ve 5–60 g/L sodyum klorür şok yükü koşulları altında MBR'nin dayanıklılığını incelemiştir. Polietilen hollow fiber membran modülüne sahip (gözenek boyutu 0,4 µm) aerobik batık MBR (6 L çalışma hacmi) 3,6 gKOİ/L/gün'lük sabit OLR'de ve 8 sa HBS'de sentetik atıksu ile işletilmiştir. Tüm şok yüklerde MBR, KOİ ve TKN'nin giderilmesinde düşüş görülmüştür. 60 g/L'lik şok yükte maksimum bozulma gözlenmiş; KOİ ve TKN'nin giderilmesi, nitrifikasyonun tamamen inhibe edilmesiyle %64 ve %23'e kadar düşmüştür. 60 g/L'lik şokta biyokütle UAKM'sinde %8 oranındaki azalmaya karşılık AKM'nin giderilmesi, maksimum bozulmayı (%88) göstermiştir. Yüksek tuz stresi çamurun zayıf bir şekilde çökmesine yol açmıştır. MBR'nin kararlı hal performansını yeniden kazanması yaklaşık 4–9 gün sürmüştür. Artan sodyum klorür şok yükleri ile, bağlı EPS'de azalma ve çözünür EPS'de bir artış gözlenmiştir. Bağlı EPS'de meydana gelen azalmalar flog bozulmasına ve deflokülasyona neden olmuştur (Yogalakshmi ve Joseph, 2010).

Temmerman vd. (2014), iki paralel laboratuvar ölçekli membran biyo-reaktöründe bir tuz şokunun oluşturduğu bozulmayı çamur bileşimi ve filtrelenebilirlik açısından araştırmıştır. Tuz eklendiğinde, mikronüstü PBD, hızlıca daha küçük flog boyutlarına dönüşmüştür ve toplam kirlenme oranı hemen artmıştır. Geri dönüşümsüz membran kirlenme oranı belirli bir gecikmenin ardından artış göstermiş, mikronaltı parçacıklarda, süpernatant proteinlerde ve polisakaritlerde bir artış gözlenmiştir. Tuz şoku ile reaktörde toplam ve geri dönüşümsüz kirlenme oranları, sırasıyla yaklaşık %50 ve %100 artarak

maksimum seviyelerine yükselmiştir. Tuz şoku sırasında, SMP protein konsantrasyonu referans reaktöre kıyasla (%72) bir artış sergilemiştir. Bu etki tuz şokundan hemen sonra meydana gelmiş ve orijinal tuz seviyesini geri yükledikten sonra ortadan kaybolmuştur. Buna rağmen, tuz şoku uygulamasıyla EPS konsantrasyonları, azalmıştır. Remediasyon için kullanılan PAC ilavesini içeren benzer bir deney, aynı ya da daha az değişikliklerle sonuçlanmıştır (Temmerman vd., 2014).

Luo vd. (2016), tuzluluk artışının bir MBR'deki bakteriyel topluluk yapısı üzerindeki etkilerini araştırmıştır. HR-MBR (yüksek alıkonmalı membran biyoreaktör) işletimi sırasında biyoreaktördeki tuz birikimini simüle etmek için giriş suyu tuz yüklemesi aşamalı olarak arttırılmıştır. Sonuçlar, tuzluluk artışının biyolojik performansı düşürdüğünü ancak biyoreaktördeki mikrobiyal çeşitliliği etkilemediğini, MBR'deki bakteri topluluğunun çok çeşitli ve esnek olduğunu göstermiştir. Yüksek tuzluluk durumuna karşılık, halotolerant/halofilik mikroorganizmalar ile halofobik bakterilerin birbirini izlemesi meydana gelmiş ve böylece MBR'nin biyolojik performansı geri kazanılmıştır. Bu sonuçlar, HR-MBR işletimi sırasında tuzluluk birikiminin, halotolerant/halofilik bakterilerin çoğalmasına izin verilerek yönetilebileceğini göstermektedir (Luo vd., 2016).

Li vd. (2018), değişen tuzluluk derecesi ve politetrafloroetilen (PTFE) membran temizleme davranışı ile birlikte organik atıksuyun arıtılmasında, PTFE hollow fiber AnMBR'nin performansını araştırmıştır. AnMBR, 226 gün boyunca, sırasıyla %97,2 ve %89,9 oranında toplam ve biyolojik KOİ giderme verimi ile 35 g/L'lik bir NaCl konsantrasyonunda işletilmiştir. Yüksek tuz seviyeleri, AnMBR'nin filtrasyon performansını kötüleştirmiştir. SMP ve EPS'nin, SMP'nin moleküler ağırlık dağılımının, çamurun DSP'sinin ve membran kirletici bileşiminin tuzluluktan etkilendiği, KOİ giderim etkinliğinin etkilenmediği görülmüştür. Sistemdeki yüksek tuzluluk, membran kirlenme oranını $1,88 \times 10^{11}$ 'den $2,63 \times 10^{11}$ 1/m gün'e arttırmakla birlikte yüksek oranda *Proteobakteri*'ler (%38,2) ve *Bakteroid*'ler (%25,9) gözlenmiştir. Kirlenmiş PTFE membranlarının akı geri kazanımı, offline temizlik ile %91,6'ya ulaşmıştır (Li vd., 2018).

Jeison vd. (2008c), aşırı tuzlu koşullar altında asitli atıksulara membranla desteklenmiş anaerobik arıtımı uygulamışlardır. İki çamur yatağı anaerobik reaktörü çalıştırılmıştır. Reaktörlerden biri, tam biyokütle alıkonmasını sağlamak için bir mikrofiltrasyon membranı ile donatılmıştır. Reaktörler artan organik yükleme hızlarında ve tuzlulukta çalıştırılmıştır. 24 g/L'lik sodyum konsantrasyonunda propiyonat birikimi

şiddetli olmuştur. Sodyum konsantrasyonu 16 g/L'ye düşürüldüğünde, membran destekli reaktördeki propiyonat oksidasyonu 40 gün sonra geri kazanılmıştır. Propiyonat oksidasyon oranlarının çok düşük kaldığı çamur yatağı reaktörü için aynı durum gözlenmemiştir. Bu, membran filtrasyonu ile elde edilen artmış biyokütle alıkonmasının, aktif halotolerant bakterileri tutmada olumlu bir etkiye sahip olabileceğini göstermiştir. Membran biyoreaktörünün çalışması sırasında, membran 2 g/L'nin altında bir katı konsantrasyona maruz kalmasına rağmen, 10-15 L/m²sa aralığında akıllar elde edilmiştir. Bununla birlikte, akının kek oluşumu ile sınırlı olduğu gösterilmiştir ve kimyasal temizlik yokluğunda 200 günlük işletmeden sonra düşük seviyelerde iç gözenek tıkanması gözlenmiştir (Jeison vd., 2008c).

Jang vd. (2013), tuzlu atıksu ile beslenen membran biyoreaktörünün (MBR) performansı ve membran kirlenmesi üzerine yüksek tuzluluk oranının etkilerini araştırmıştır. 5-20 g/L tuz (NaCl) içeren sentetik atıksular, çözülmüş organik karbon (ÇOK) ve amonyağın uzaklaştırıldığı aynı laboratuvar ölçeğindeki 7 L hacme sahip MBR'de artırılmıştır. Tuz konsantrasyonlarındaki artış, MBR'lerdeki ÇOK'un giderim verimini önemli ölçüde değiştirmemiştir. Bununla birlikte, amonyak giderimi, tuz konsantrasyonları arttıkça %87'den %46'ya düşmüştür. Mikrobiyal bileşimdeki değişiklikler, MBR'lerin performansını etkilemiştir. Membran kirlenmesi, daha yüksek tuz konsantrasyonlarında artan gözenek blokaj direnci ile hızlanmıştır. Biyokütlenin fizikokimyasal ve biyolojik özelliklerinin (EPS, flog boyutu, zeta potansiyeli) analiz sonuçları, yüksek tuzluluk oranının artan membran kirliliği üzerindeki etkilerini doğrulamıştır (Jang vd., 2013).

Trapani vd. (2014), kademeli bir tuzluluk artışının sentetik kentsel atıksuları arıtan bir MBR ve bir MB-MBR (hareketli yataklı membranlı biyoreaktör) pilot tesislerine etkisini incelemiştir. İki sistem, hem karbon hem de amonyum azotu giderimi açısından yüksek giderim verimi göstermiştir. Ayrıntılı olarak, nitrifikasyon aktivitesi, ılımlı tuz şoku basamakları ile gerçekleştirilen, kademeli bir tuzluluk artışıyla sürdürülmüştür. MB-MBR tesisinde geri dönüşümsüz kek birikimini kuvvetle etkileyen bir biyofilm kopması yaşanmıştır. Bununla birlikte, böyle bir kirlenme mekanizması, dinamik membranın etkisini arttırmaya, böylece gözenek kirlenmesinin artmasını önlemeye katkıda bulunmuştur. Öte yandan, MBR tesisinde gözenek tıkanma eğiliminin, MB-MBR'ninkine kıyasla daha belirgin olduğu görülmüştür. MB-MBR, MBR'ye kıyasla performans açısından avantajlar göstermiştir (Trapani vd., 2014).

Tan ve Li (2016), biyolojik temas oksidasyon reaktörü (BCOR) ile entegre geliştirilmiş gözenekli bir MBR sisteminde tuzlu atıksu arıtımı sırasında kirlenme ile ilgili bileşenlerin davranışını incelemiştir. Transmembran basıncının izlenmesiyle, BCOR olmayan MBR sisteminde, tuzlu atıksu arıtmaları sırasında membran kirlenmesinin daha kolay meydana geldiği gözlenmiştir. Tipik olarak, toplam EPS konsantrasyonu MBR sisteminde işletme süresi boyunca kademeli olarak artarken, BCOR-MBR sisteminde önemli bir değişiklik gözlenmemiştir. MBR sistemindeki toplam SMP konsantrasyonu, BCOR-MBR sisteminden daha yüksek seviyelere ulaşmış ve bu da önemli bir membran kirlenmesine neden olmuştur. Ayrıca, basit bir MBR sisteminden farklı olarak, BCOR-MBR sistemi, tuzlu atıksu arıtımı sırasında fulvik asit benzeri veya hümik asit benzeri bileşenler (kompleks) yerine daha fazla çözünür mikrobiyal yan ürün benzeri bileşenler (basit) üretmiştir, bu da membran kirlenmesine karşı daha yüksek direnç ile sonuçlanmıştır (Tan ve Li., 2016).

Tan vd. (2017), tuzlu atıksu arıtımında membran biyoreaktöründe kirlenme ile ilgili biyo-kirleticiler üzerine biyoflokülasyonun etkisini incelemiştir. Çalışmada tuzlu atıksu arıtımı sırasında biyoflokülasyonun membran biyo-kirlenmesi üzerindeki etkisini araştırmak için deniz *Arthrobacter* hücrelerinin aşılması yapılarak ve yapılmadan iki modda çalışılmıştır. MBR-*Arthrobacter* sistemi, membran kirlenmesine karşı normal MBR sisteminden daha yüksek direnç göstermiştir. Kirlenme ile ilgili bileşenlerin düşük konsantrasyonları ve KOİ ve NH₃-N'nin daha yüksek giderim verimleri MBR-*Arthrobacter* sisteminde gözlenmiştir. *Arthrobacter*'in biyo-flokülasyonu, çözünür mikrobiyal yan ürün benzeri bileşenlerden (daha küçük biyomoleküller) ziyade, hümik asit benzeri, fulvik asit benzeri bileşenleri ve aromatik protein bileşenlerini (daha büyük biyomoleküller) salgılamayı tercih etmiştir (Tan vd., 2017).

Song vd. (2017), yeni bir AF-MBMBR (anoksik biyofiltre (4 L) ile birleştirilmiş hareketli yataklı membran biyoreaktöründe (10 L)) sisteminde yüksek tuzluluk (% 35) koşulunda membran kirlenmesinin azaltılmasını, sistematik olarak incelemiştir. Ön-arıtım olarak işlev gören ön kısma-konumlandırılmış AF, askıdaki biyokütlenin %85 oranında önemli ölçüde azalmasına ve çözülmüş organik maddelerin, sonraki MBR'de %51,7 oranında azalmasına neden olmuştur; bu, kek tabakası oluşumunun azalmasını sağlamıştır. Buna dayanarak, MBMBR'deki süngerimsi biyo-taşıyıcılar, EPS'lerin özelliklerini değiştirerek kirlenme eğilimini daha da hafifletmiştir. EPS'deki protein bileşeni 181,4'ten 116,5 mg/g AKM'ye düşerken, protein/karbonhidrat oranı 4,6'dan 3,4'e

düşüş göstermiştir. Özellikle, EPS'de aromatik protein benzeri madde gibi hidrofobik grupların eliminasyonu tespit edilmiştir. Bunlar membran yüzeyinde daha az biyokütle birikmesine neden olarak membran kirlenmesini hafifletmiştir. Özet olarak, AF-MBMBR'da membran kirlenmesinin azalması hem öne konumlandırılmış AF'nin hem de süngerimsi biyo-taşıyıcıların etkilerine atfedilmiştir (Song vd., 2017).

Jemli vd. (2015), 55 g/L tuz konsantrasyonuna sahip balık işleme atıksularının biyolojik arıtımını incelemişlerdir. Atıksu, sırasıyla 50 ve 100 gün boyunca hem sürekli karıştırılan tank reaktörü (CSTR) hem de MBR ile arıtılmıştır. Bu biyolojik prosesler, farklı OLR'lerde doğal aşırı tuzlu ortamlardaki tuza toleranslı bakterileri içermiştir. MBR sonuçları, toplam organik karbon gideriminde %97,9'dan %98,6'ya kadar olan verimle CSTR'ninkinden daha iyi bulunmuştur. Bununla birlikte, artan OLR ile birlikte tuzluluk, MBR'de bir membran için daha fazla temizlik gerektiren kirlenmeyi arttırırken, CSTR'de çamur çökeltme kabiliyetinin ve çıkış suyunun kalitesinin bozulmasına neden olmuştur (Jemli vd., 2015).

Ng vd. (2016), biyolojik olarak tutulan yeni bir biyotutulmalı tuzlu bataklık sedimenti membran reaktörünü (BESMSMR), yüksek tuzlu farmasötik atıksularının arıtılması için değerlendirmiş ve membran kirlenme davranışı da incelenmiştir. BESMSMR, bu reaktör sistemlerinde elde edilen performans özelliklerinin anlamlı bir karşılaştırmasını kolaylaştırmak için yakalanmış bir biyokütle MBR'sinin (biyotutulmalı membran reaktör, BEMR) yanısıra MBR'ye ve tuz bataklığı sedimenti membran biyoreaktörüne (SMSMBR) paralel olarak çalıştırılmıştır. 7,0 ila 11,9 kg KOİ/m³gün arasında değişen OLR'ler ile birlikte 60 ve 40 saatlik iki HBS test edilmiştir. 17931±1851 mg/L'lik ortalama toplam kimyasal oksijen talebine (tKOİ) ve 20881±2030 mg/L'lik toplam çözünmüş katı madde (TÇKM) değerine sahip olan farmasötik atıksu kullanılmıştır. Aşırı tuzlu ortamda gelişen ve farmasötik atıksularında mevcut olan dirençli organik maddeleri parçalayan deniz kıyılarından aşılana deniz sediment mikroorganizmalarının kabiliyeti nedeniyle BESMSMR'de, en yüksek tKOİ giderim verimleri (%78,4-%81,3) gözlenmiştir. Membran kirlenmesini etkileyen, HBS ile EPS ve SMP konsantrasyonları arasında ters korelasyon bulunmuştur. Membran kirlenmesi, tutulmuş biyokütle MBR'lerinde daha düşük konsantrasyonda olan AKM, EPS ve SMP ile azalmıştır bu da diğer MBR'ler için gerekenden daha az kimyasal temizleme ile işletilebilmesini sağlamıştır. Karbonhidratlardan ziyade proteinler, MBR sistemlerinde EPS ve SMP'nin ana bileşeni olarak belirlenmiştir (Ng vd., 2016).

Li vd. (2011), farklı deniz suyu içeriğine sahip olan atıksuların arıtılması için batık MBR kullanmıştır. Proses sırasında işletme koşulları; KOİ 800-1000 mg/L, amonyum-N 80-100 mg/L, pH 7,5-8,5, AKM 7000 mg/L civarında, ÇO 2-4 mg/L şeklinde belirlenmiştir. Sonuçlar, amonyum-N gideriminin, KOİ gideriminden daha iyi olduğunu göstermiştir. Çamurun çökelme özelliğinin, tuzlu atıksu arıtımında iyi olduğu görülmüş ve atıksu, %70 deniz suyu içerdiği için çamur oldukça kompakt hale gelmiştir. Membran kirlenmesi temel olarak EPS'ler nedeniyle şiddetlenmiştir. TMP, ilk 180 günlük işletme sırasında 5 kPa'dan 44 kPa'ya yükselmiş ve fiziksel ve kimyasal temizlikten sonra 8 kPa'ya düşmüştür, membranın filtrasyon kapasitesi geri kazanılmıştır (Li vd., 2011).

Vallero vd. (2005), tuz bakımından zengin atıksularda (50 g NaCl/L ve 1 g MgCl₂·6H₂O/L; iletkenlik 60–70 mScm⁻¹) sülfat indirgenmesini 6 L'lik bir SAnMBR'de incelemiş ve sadece halotolerant sülfat indirgeyici bakteri olan *Desulfobacter* halotolerantlar aşılabilir. SAnMBR aşırı sülfatta (KOİ/SO₄²⁻:0,5) 14 g KOİ/Lgün'e kadar OLR'lerde asetat ve etanol ile beslenmiş ve pH 7,2±0,2'de ve 8 ile 26 sa arasında değişen HBS'lerde işletilmiştir. 5,5 g SO₄²⁻/g UKM gün olan oldukça sabit çok yüksek spesifik sülfat indirgeme oranı, reaktörün performansının SAnMBR'de bulunan düşük miktardaki biyokütle (0,85 g UKM/L) ile sınırlı olduğunu göstermiştir. Sülfat indirgeyen SAnMBR'lerin, bu akının deneysel olarak belirlenen nominal kritik akının çok altında kalması şartıyla (18-21 L/m²sa), belli bir sabit akıda membranların kimyasal temizliği olmadan uzun süre boyunca çalıştırılabilir olduğu tespit edilmiştir (Vallero vd., 2005).

3. MATERYAL VE METOT

3.1. Ön Hazırlıklar

Tez çalışması kapsamında KOİ, sülfat, sülfid, alkalinite analizleri için UV-spektrofotometrenin (Hach-Lange DR6000) ve gaz analizleri için mevcut GC cihazına TCD dedektörünün temini sağlanmıştır. Bunun yanı sıra laboratuvarında bulunan bazı makine ve teçhizatların (ultra saf su cihazı, Shimadzu marka gaz kromatografisi, Shimadzu marka toplam organik karbon (TOK) cihazı, DGGE, TÜBİTAK 110Y043 No.lu projede kullanılan SAnMBR için gerekli olan spesifik tamamlayıcıların) alımı ve reaktörün bakımı gerçekleştirilmiştir. KOİ, sülfat, sülfid, alkalinite, TOK, EPS ve SMP analizlerinde ve sentetik besleme suyunda kullanılan kimyasallar ile cihazlarda gerçekleştirilecek analizler için standartlar temin edilmiştir.

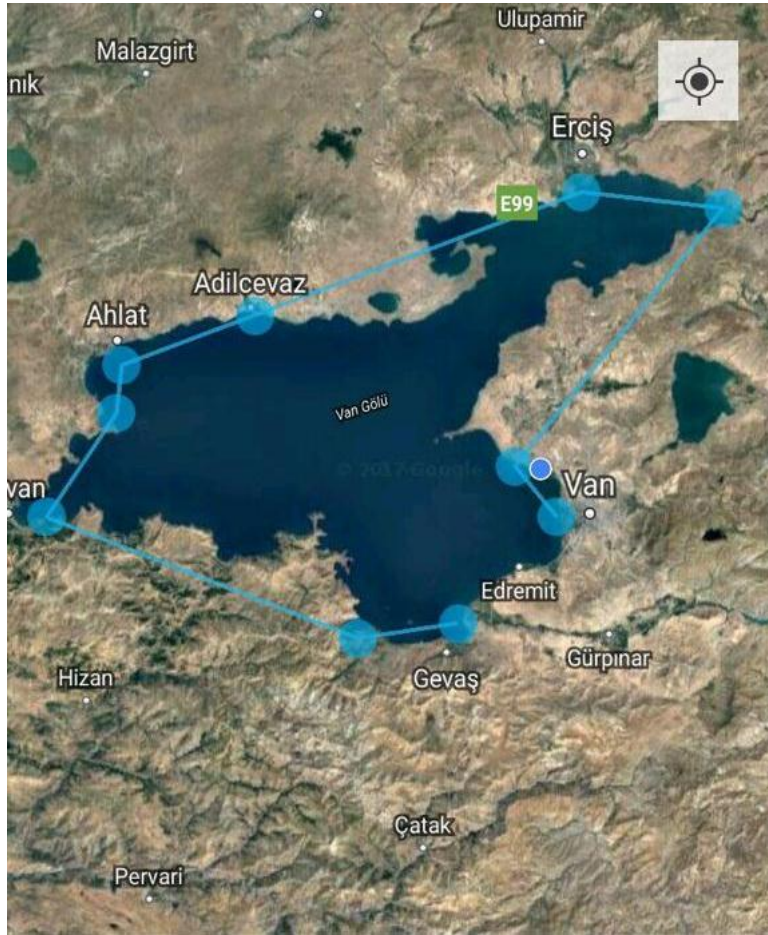
3.2. Bakteri Zenginleştirme Çalışmaları

3.2.1. Sediment Örneklerinin Toplanması

Çalışmada kullanılan haloalkalifilik bakterilerin zenginleştirilmesi Van Gölü'nden alınan sedimentlerden gerçekleştirilmiştir. Van Gölü; 1648 m rakıma sahip olup, 576 km³'lük hacmi, 3,522 km²'lik alanı ve 450 m derinliğiyle dünyanın en büyük dördüncü kapalı gölü ve aynı zamanda en büyük soda gölüdür. Göl suyunun pH'sı 9,7-9,8 arasında değişmektedir. Sodyum klorür, sodyum karbonat, sülfat, potasyum ve magnezyum içeren gölün tuzluluk oranı %2,17'dir (Kempe vd., 1991). Ancak kalsiyum konsantrasyonu 4-5 mg/l gibi oldukça düşüktür. Van Gölü'nden alınan sediment örnekleme yerlerinin koordinatları ED-1950-UTM-Zone-38 N ile Tablo 3.1'de verilmiş ve Şekil 3.1'de harita üzerinde gösterilmiştir. Toplam 11 adet istasyon belirlenmiştir. İstasyon yerleri, Van Gölü'nün genel karakteristiklerini yansıtabilecek şekilde birbirinden uzak noktalardır.

Tablo 3.1. Van Gölü sediment örnekleme yerlerinin koordinatları

İstasyon No	X	Y
1	35 ⁰ 17	42 ⁰ 63
2	33 ⁰ 57	42 ⁰ 46
3	32 ⁰ 25	42 ⁰ 45
4	31 ⁰ 01	42 ⁰ 62
5	26 ⁰ 96	42 ⁰ 65
6	27 ⁰ 79	42 ⁰ 87
7	30 ⁰ 26	42 ⁰ 95
8	35 ⁰ 74	43 ⁰ 14
9	36 ⁰ 06	43 ⁰ 17
10	38 ⁰ 15	43 ⁰ 10
11	34 ⁰ 32	42 ⁰ 71



Şekil 3.1. Van Gölü sediment örnekleme yerlerinin haritadaki gösterimi

Sediment örnekleri Blomqvist (Blomqvist, 1990) tarafından bildirilen yönteme göre, Ekman kepçesi (Hydro-Bios Bottom Sampler) yardımı ile Şekil 3.2'de gösterildiği gibi toplanmıştır. Çamur örnekleri aseptik koşullarda 1000 ml'lik steril cam kavanozlara toplanmış ve tez çalışmasının yürütüldüğü yer olan Fırat Üniversitesi Mühendislik

Fakültesi Çevre Mühendisliği Laboratuvarı'na gönderilmiştir. Örnek alınan istasyonların koordinatları yine GPS ile kaydedilmiştir.



Şekil 3.2. Van Gölü'nden sediment alımı

3.2.2. Bakteriyel Türlerin Zenginleştirilmesi

Haloalkalofilik bakterilerin zenginleştirilmesinde DSMZ 742 numaralı ortam kullanılmıştır (Hungate ve Macy, 1973). Ortam bileşenleri şu şekildedir; NaCl 10,0 g; Na₂SO₄ 3,0 g; Na₂HPO₄ 0,2 g; KCl 0,2 g; NH₄Cl 1,0 g; Metal solüsyonu (H₃BO₄, 6,0 mg; CoCl₂.6H₂O, 12,0 mg; CuCl₂.2H₂O, 1,5 mg; MnCl₂.4H₂O, 10,0 mg; NiCl₂.6H₂O, 2,5 mg; Na₂MoO₄.2H₂O, 2,5 mg; ZnCl₂, 7,0 mg) 10 ml; Resazurin 0,5 mg; NaHCO₃ 15 g; Na₂CO₃ 10 g; maya ekstratı, 1,5 g; vitamin solüsyonu 10 ml; Na-format 5,0 g; Na₂S.9H₂O 1 g; distile su 1000 ml.

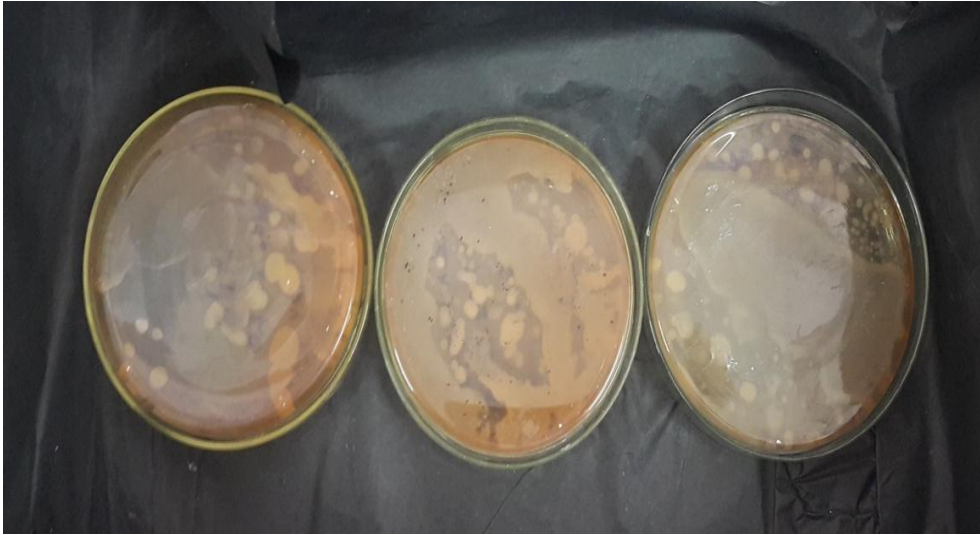
Bikarbonat, karbonat, maya ekstraktı, vitamin solüsyonu, Na-format ve Na₂S.9H₂O dışındaki tüm bileşenler distile su içerisinde çözülmüş ve ortam 30-45 dak azot gazı uygulanarak anoksik hale getirilmiştir. Sonra ortama bikarbonat ve karbonat eklenerek ortamın pH'sı 9,5-10'a ayarlanmıştır. Hazırlanan besiyeri, anoksik şartlarda (azot gazı varlığında) Hungate tipi vidalı kapaklı tüplere 9'ar ml dağıtılmış ve deneyler esnasında steril ortam sağlayabilmek, farklı mikroorganizmalar ile numunelerin kontamine olmasını önlemek amacıyla 121 °C'de 15 dakika süreyle sterilize edilmiştir. Otoklavdan çıkarılan sterilize edilmiş ortamlara maya ekstraktı, vitamin solüsyonu, Na-format ve Na₂S.9H₂O eklenmiş ve sülfat indirgeyen haloalkalifilik bakterilerin zenginleştirilmesi için Hungate tüplerine 1 gr sediment (2 ve 4 nolu sedimentler; Tablo 3.1'de verilen) anoksik koşullar altında ilave edilmiştir. Sonrasında 10⁰ ile 10⁶ oranında dilüsyon yapılmıştır. Bütün bu işlemler Fırat Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde mevcut olan Şekil 3.3'de gösterilen anaerobik kabinde gerçekleştirilmiştir.



Şekil 3.3. Anaerobik kabinde gerçekleştirilen zenginleştirme çalışmaları

Haloalkalifilik bakterilerin zenginleştirilmesi için yukarıda bahsedilen DSMZ 742 numaralı ortam aynı şekilde hazırlanıp yalnızca sterilizasyon öncesi %2 oranında bakteriyolojik agar ilave edilmiş ve sterilizasyon sonrasında hazırlanan besiyeri petri plaklarına dağıtılmıştır. Zenginleştirme için Hungate tüplerinden, anoksik şartlarda 1 g sediment içeren ve seyreltme yapılan her bir tüp için ikişer petri plaklarına 1 ml ekim yapılmıştır. Petri plakları, anaerogen kit içeren kavanozlar içerisinde 30 °C'de 48 saat süreyle inkübasyona bırakılmıştır. İnkübasyon sonucunda 10^0 ile 10^2 arasındaki dilüsyon

oranlarına sahip petri plakalarında gelişen mikroorganizmalar sıvı ortama transfer edilmiş, tekrar petri plakalarına 1'er ml ekim yapılmış ve yine 30 °C'de 48 saat süreyle inkübasyona bırakılmıştır (Şekil 3.4). Saf kültürün elde edilebilmesi için petri plakalarına çizme yöntemi ile ekim yapılmaya devam edilmiş, inkübasyon süresi tamamlanan petri plakaları sürekli dolapta saklanmıştır. Bir yandan da inkübasyon sonrasında aynı seyreltme oranına sahip olan petri plakaları içerisinde bakterilerin daha iyi bir şekilde çoğalmış olduğu seçilerek numune alınmış ve bakteriyel tür belirleme analizine ayrılmıştır. İnkübasyon sonunda petri plakalarında gelişen mikroorganizmalar sıvı ortama transfer edilmiş ve bakterilerin çoğaltılması işlemine artık sıvı ortamda devam edilmiştir. Bunun için aynı seyreltme oranına sahip olan petri plakalarındaki mikroorganizmalar öncelikle sıvı besiyeri içeren tüpe aktarılmış sonrasında ise bu karışık sıvıdan 5 ml alınarak serum şişesinde sterilize edilmiş 45 ml'lik besiyerine eklenmiştir. İşlemler gerçekleştirilirken steril pipet ucu, öze kullanılmış ve olası kontaminasyon riskini ortadan kaldırmak için anaerobik kabinde çalışılmıştır. Sıvı kültürler, 100 rpm'de ve 30 °C'de orbital inkübatörde inkübe edilmiş ve periyodik olarak sülfat ve KOİ giderimi araştırılmıştır. İnkübe edilmiş olan sıvı kültürler, daha sonra analizlerde kullanılmak üzere +4 °C'de buzdolabında saklanmıştır.



Şekil 3.4. Katı besiyerine alınan bakterilerin görüntüleri

Mikroorganizmaların organik ve inorganik bileşiklere alıştırmaları, mikrobiyal aktivitenin artırılabilmesi için yapılması gereken önemli bir işlemdir. Alıştırma süresi, kullanılan aşının niteliklerine bağlı olarak birkaç saatle birkaç hafta arasında değişir. Bu doğrultuda haloalkalifilik bakterilerin Na_2CO_3 ve NaHCO_3 'e alıştırmaları için bir dizi

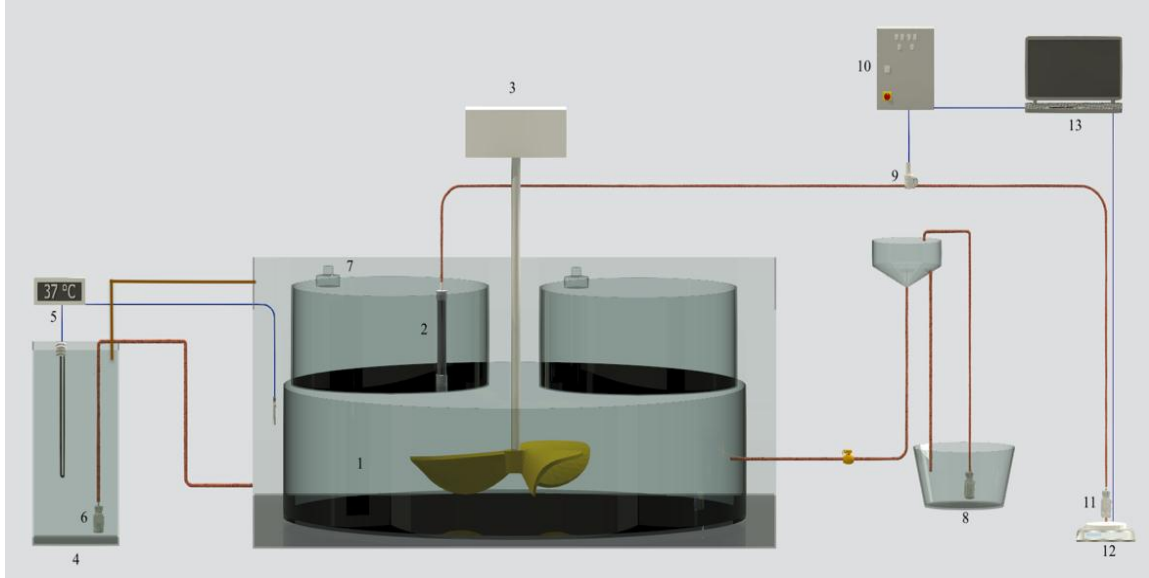
deney yapılmıştır. Ayrıca Na-Format yerine karbon kaynağı olarak glukoz, asetat, glukoz+asetat, metanol, etanol, metanol+etanol ve asetat+etanol'ün mikroorganizma üzerindeki etkisi de incelenmiştir. Zenginleştirilen bakterinin bahsedilen şartlardaki KOİ ve sülfat giderimindeki etkinliği ve optimum çalışma koşulları belirlendikten sonra reaktörde aşı olarak kullanılmıştır.

3.3. Anaerobik Batık Membran Biyoreaktör ve İşletimi

Reaktör besleme suyu olarak kullanılan sentetik atıksu bileşenleri şu şekildedir; NaCl 10 g; Na₂HPO₄ 0,2 g; KCl 0,2 g; NH₄Cl 1,0 g ; Metal solüsyonu 10ml; Resazurin 0,5 mg; NaHCO₃ 15 g; Na₂CO₃ 10 g; maya ekstratı, 1,5 g; vitamin solüsyonu 10 ml; Na₂S.9H₂O 1g (1000 mL için). Karbon kaynağı olarak asetat, sülfat kaynağı olarak Na₂SO₄ kullanılmıştır. KOİ/SO₄²⁻ oranı 4 ile 12 arasında değiştirilmiş ve bu oranlara göre ilave edilecek olan sentetik atıksudaki miktarları belirlenmiştir. Biyoreaktördeki işletimde pH yaklaşık 9,5 aralığında tutulmuştur. Reaktör 1/3 oranında aşı (zenginleştirme sonrası DSMZ)/sentetik atıksu karışımıyla beslenmiştir. Reaktör işletiminde HBS'nin 3 ile 10 gün aralığında tutulması planlanmasına rağmen işletim süresince oluşan kirlenme boyutuna göre membrandaki akı miktarı değişeceğinden HBS değerinin 7 ile 15 gün aralığında kalması sağlanmıştır.

Alıştırma devresi süresince reaktörde AKM ve UAKM ile çıkış suyunda KOİ analizleri yapılmıştır. Biyoreaktör işletiminde gaz oluşumu gözlenmemiş ve bu sebeple sadece KOİ verimi izlenerek reaktör işleme alınmıştır. AKM ve UAKM analizleri, Standart Metotlara (APHA, AWWA ve WEF, 1992) göre yapılmıştır.

Çalışmada, 110Y043 no'lu TÜBİTAK desteğiyle yapılan laboratuvar ölçekli tam karışimli anaerobik batık MBR sistemi kullanılmıştır. Reaktörün şematik görünümü Şekil 3.5'de verilmiştir. (2) numarada gösterilen kısma laboratuvarında oluşturduğumuz Şekil 3.7'deki membran modülü yerleştirilmiştir.



Şekil 3.5. Anaerobik batık membran biyoreaktör: 1) Tam karışimli anaerobik reaktör, 2) Membran 3) Mekanik karıştırıcı, 4) Isıtma tankı, 5) Termostatlı ısıtıcı, 6) Dalgıç pompalar, 7) Gaz çıkışı, 8) Atıksu besleme tankı, 9) Basınç sensörleri, 10) Bilgisayar bağlantılı kumanda tablosu, 11) Peristaltik pompa, 12) Bilgisayar bağlantılı teraziler, 13) Bilgisayar

Reaktörde; besleme tankı, proses tankı, süzüntü suyunu deşarj eden peristaltik pompa (Watson Marlow 320S), 2000 ml süzüntü suyu depolama tankı, membran modülü (hollow fiber), transformatör, sıcaklık göstergesi, manometreler, vanalar, PVC ve silikon bağlantı boruları bulunmaktadır. İki yönlü çalışan süzüntü suyu pompaları, merkezi kontrol paneli ile yarı otomatik olarak kontrol edilmektedir. Sistem bir su ceketine sahiptir ve dikdörtgen şeklindeki su ceketinin içerisinde silindirik anaerobik tank yer almaktadır. Reaktörün toplam sıvı hacmi 24,5 litredir. Reaktörde tam karışımı sağlamak için pedallı karıştırıcı (Heidolph, RZR 2041) kullanılmıştır. Karıştırıcının hızı 0-150 rpm arasında değişebilmekte ve değerler dijital ekranda görülebilmektedir. Sistemde akı basıncı için manometre (Kellgr Drugmeststedhing, PA-21-BA) kullanılmıştır. Manometre bir kontrol paneli vasıtasıyla kontrol edilmiş ve bu panel bilgisayar programıyla (DAQ factory run time) desteklenmiştir. Akı ölçümü için kullanılan terazi (AND, EK 3000i) bir bilgisayar programına (Rs multi ver. 1.10P) bağlanmış olup, anlık akı ve basınç değişimleri izlenmiştir. Aynı zamanda reaktörün besiyeri ile doldurulduğu andaki ve sonraki görüntüleri Şekil 3.6'da gösterilmiştir.



Şekil 3.6. Sıvı ortamdaki aşının reaktöre verilmesi aşamasındaki (a) ve sonrasındaki (b) reaktörün görünümü

Çalışmada kullanılan membranın özellikleri Tablo 3.2’de verilmiştir. ZENA membran (Zena Membranes, Çek) tarafından üretilen hollow fiber membranlar kullanılarak Şekil 3.7’de gösterilen bir membran modülü oluşturulmuştur. Membranlar, her bir işletim şartları değiştirildiğinde yenisi ile değiştirilmiştir. Bu durum membran yüzeyinde yapılacak analizler için de kolaylık sağlamıştır.

Tablo 3.2. Biyoreaktörde kullanılan membran özellikleri

Membran tipi	Hollow fiber – P5
Üretici Firma	Zena Membranes
Membran Modül Yüzey alanı	54 cm ²
Membran materyali	Polipropilen
Por çapı	0,1 µm
Tipik akı	150 L/m ² sa, 1 bar 15 °C
ID/OD	210/280 µm
pH direnci	2-11
Fiber parçalanma basıncı	>5,5 bar
Fiber yıkım basıncı	>3,5 bar



Şekil 3.7. Anaerobik membran reaktöründe kullanılan membran modülü

3.4. Batık Anaerobik Biyoreaktör İşletimindeki Analitik Ölçümler

409 gün boyunca çalıştırılan reaktör işletimine ait deneysel şartlar Tablo 3.3’de sunulmuştur. Başlangıç, KOİ ve sülfat konsantrasyonu ve HBS esas alınarak reaktör işletimindeki şartlar değiştirilmiştir. Ayrıca NaCl konsantrasyon etkisini belirlemek amacıyla son periyotta 10 g/L olan NaCl derişimi 20 g/L’ye çıkartılarak yaklaşık bir ayda gerçekleşen değişimler incelenmiştir.

Tablo 3.3. SAnMBR işletim şartları

Parametre	PERİYOTLAR (gün olarak)											
	1 (1-37)	2 (38-75)	3 (76-116)	4 (117-152)	5 (153-205)	6 (206-253)	7 (254-281)	8 (282-309)	9 (310-339)	10 (340-359)	11 (360-380)	12 (381-409)
KOİ	10000	8000	8000	8000	6000	6000	6000	3000	3000	3000	3000	3000
SO ₄ ²⁻	2000	2000	2000	1000	500	500	1000	3000	3000	3000	3000	3000
KOİ/SO ₄ ²⁻	5	4	4	8	12	12	6	1	1	1	1	1
HBS	10 gün	10 gün	15 gün	10 gün	15 gün	7 gün	7 gün	10 gün	10 gün	10 gün	10 gün	10 gün
Karbon Kaynağı	A	A	A	A	E	E	E	E	(E/A:1/1)	(E/A:1/2)	(E/A:1/4)	(E/A:1/1)
pH	9,5	9,5	9,3	9,2	9,8	9,8	9,7	9,8	9,7	9,7	9,8	9,8
Alkalinite mg CaCO ₃ /L	10200	10150	13350	13400	17500	17700	17000	16200	19500	18350	21000	15900
NaCl g/L	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	20
OLR g/Lgün	0,0417	0,0333	0,0222	0,0333	0,02	0,04	0,04	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
SLR g/Lgün	0,008	0,008	0,005	0,004	0,001	0,002	0,006	0,013	0,01	0,01	0,01	0,01
SMP, mg/L	-	197-714	265-425	401-635	299-958	384-694	413-1381	909-1012	726-997	588-1079	392-783	357-504
EPS, mg/L	-	116-222	121-156	113-116	95-205	147-205	170-320	248-298	312-391	272-321	259-297	230-281

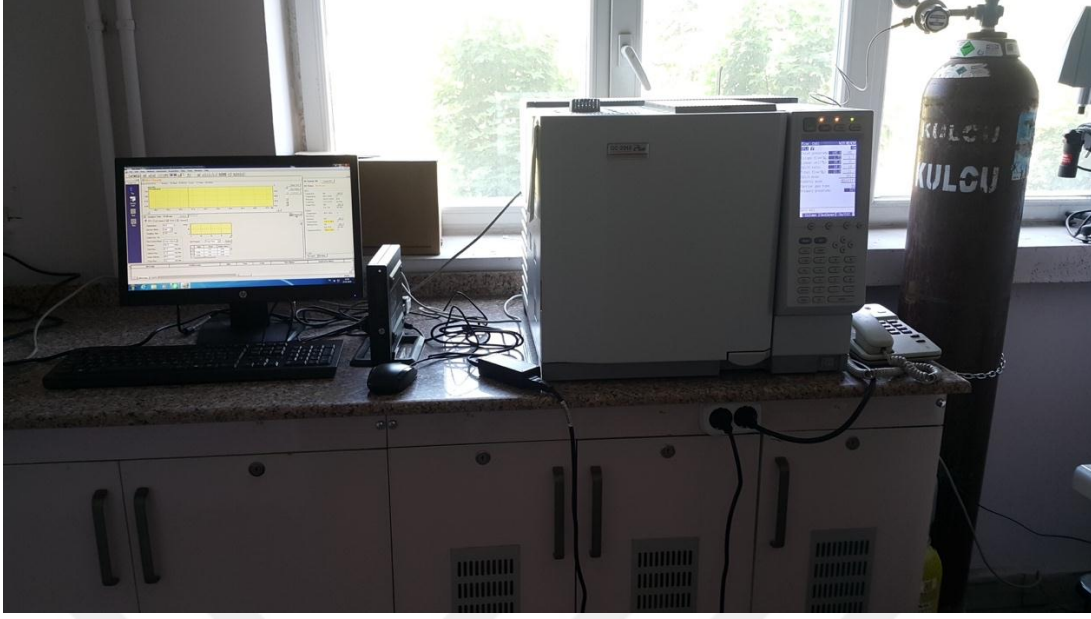
*A: Asetat, E: Etanol,E/A; Etanol-Asetat karışım oranları

Biyoreaktörden alınan numunelerde KOİ, sülfat, bisülfür (HS^-), TOK, toplam azot (TN), tam karışımli sıvıda askıda katı madde (AKM) ve tam karışımli sıvıda uçucu askıda katı madde (UAKM) analizleri yapılmıştır. Süzüntü suyunda Tablo 3.4’de belirtilen parametreler analiz edilmiştir. TOK ve TN analizleri üç tekrarlı olarak gerçekleştirilmiştir.

Tablo 3.4. Çalışmada izlenen süzüntü suyu parametreleri

Parametre	Ölçüm sıklığı	Metot
TOK	3 gün/hafta	TOK-VCPN-Shimadzu
KOİ	3 gün/hafta	UV-VIS spektrofotometre
TKM	3 gün/hafta	Standart Metotlar
AKM	3 gün/hafta	Standart Metotlar
ÇKM	3 gün/hafta	Standart Metotlar
Top.Alkalinite	4 gün/hafta	UV-VIS spektrofotometre
Sülfat	3 gün/hafta	UV-VIS spektrofotometre
Sülfid	3 gün/hafta	UV-VIS spektrofotometre
pH	Sürekli	pH metre

Reaktörde toplanan biyogazın bir balona biriktirilerek alınması sağlanmış olsa da ölçüm yapılacak düzeyde bir gaz oluşumu gerçekleşmemiştir. Yine de çalışma süresince AnMBR’de oluşan biyogazın bileşimi gaz kromatografisi cihazı (GC 2010, Shimadzu) (Şekil 3.8) ile tespit edilmiştir. Biyogaz bileşimindeki metan (CH_4), hidrojen (H_2), karbondioksit (CO_2), hidrojen sülfür (H_2S) ve oksijen (O_2) miktarları tez çalışması kapsamında alınan TCD dedektör yardımıyla ölçülmüştür. Biyogaz analizinde uygulanacak metot için gaz standartları temin edilmiş, üretici firmaların belirlediği enjektör ve dedektör sıcaklığı, kolon akış hızı, kolon sıcaklığı ve sıcaklık rampası değerleri dikkate alınarak “Kolon: RESTEK RT-Msieve 5A (0,32mm ID, 30m, 30 μm), Kolon sıcaklığı: 35 °C (sıcaklık gradyanı şu şekildedir: ilk 3 dak 35 °C, 6.dak’ya kadar 50 °C’ye çıkıyor, analiz bitene kadar 50 °C olarak devam ediyor), Taşıyıcı gaz: Helyum, Stop Time: 12 dak, Total flow: 21,6 ml/dak, Dedektör: TCD” şeklinde metot oluşturulmuştur.



Şekil 3.8. Gaz kromatografisi cihazı

3.5. Membran Kirlenmesi İle İlgili Yapılan Çalışmalar

3.5.1. Akı-TMP-Membran Direnci Takibi

Hazırlanan modüllerde herhangi bir sızdırmanın olup olmadığını belirlemek amacıyla sızdırmazlık testleri yapılmıştır. Bu test sürecinde modüllere transmembran basıncı uygulanarak, pompa çıkışında akının olup olmadığı kontrol edilmiştir. Membran modülleri hidrofobik özellik gösterdiğinden modüller 4 saat süre ile %40'lık (v/v) etil alkole maruz bırakılarak hidrofilik hale getirilmiştir. Sabit transmembran basınç koşullarında deiyonize su vakumlanarak, deiyonize suyun süzöntü akısı ve dinamik viskozitesi dikkate alınarak temiz su membran dirençleri (R_m) belirlenmiş ve hesaplamada aşağıdaki Denklem (3.1) kullanılmıştır (Lee vd., 2003).

$$J = \frac{TMP}{\eta \cdot R_m} \quad (3.1)$$

Burada;

J : Membrandan geçen süzöntü akısı ($L/m^2 \cdot sa$),

TMP: Transmembran basıncı (Pa),

η : Dinamik viskozite (Pa.s)

R_m : Membran direnci ($1/m$)'dir.

Membran modülünde temiz su membran dirençleri belirlendikten sonra modül, daha önceden hazır hale getirilmiş olan biyoreaktöre yerleştirilmiştir.

Membran biyoreaktörde sabit TMP’de filtrasyonun başlangıç aşamasında hızlı bir akı azalmasının oluşacağı beklenir. Membran kirlenme potansiyelini değerlendirmek için sabit basınçta sürekli akı ölçümü izlenmiş ve detaylı hidrolik bir analiz yapılarak Darcy kanununa dayalı olan toplam membran direnci Denklem (3.2)’ye göre tespit edilmiştir.

$$J = \frac{\text{TMP}}{\eta \cdot R_t} \quad (3.2)$$

Şekil 3.9’da gösterilen kirlenen membran modülleri sistem içerisinde alınarak oluşan kek sıyrılmış (Şekil 3.10) ve deiyonize su kullanılarak (Şekil 3.11) akı ve viskozite belirlenmiştir. Spesifik kek direnci dışındaki direnç ($R_m + R_p$) Denklem (3.3)’e göre belirlenmiştir.

$$J = \frac{\text{TMP}}{\eta \cdot (R_m + R_p)} \quad (3.3)$$



Şekil 3.9. Kirli membran görüntüleri



Şekil 3.10. Sıyrılmış membran görüntüleri



Şekil 3.11. Spesifik kek direnci dışındaki direnç hesaplandıktan sonraki membran görüntüleri

Kek direnci dışındaki dirençten ($R_m + R_p$) temiz membran için ölçülen direnç (R_m) çıkarılarak por tıkanması ve yüzeyde adsorblanma sonucu oluşan kirlenme direnci (R_p) belirlenmiştir. Aşağıdaki Denklem (3.4) kullanılarak toplam direnç ve kek direnci dışındaki direncin farkı alınarak spesifik kek direnci hesaplanmıştır.

$$R_t = R_m + R_c + R_p = \frac{TMP}{\eta \cdot J} \quad (3.4)$$

Burada;

J : Süzüntü akısı ($l/m^2.sa$),

R_t : Toplam membran direnci ($1/m$),

η : Süzüntü suyunun dinamik viskozitesi ($Pa.s$),

R_m : Temiz membran direnci ($1/m$),

R_p : Gözenek tıkanması ve adsorbsiyondan kaynaklanan kek direnci dışındaki direnç ($1/m$),

R_c : Kek direncidir ($1/m$).

3.5.2. Biyokütle İçeriğinde Yapılan Analizler

3.5.2.1. Hücre Dışı Polimerik Maddeler (EPS) ve Çözünmüş Mikrobiyal Ürünler (SMP)

EPS ve SMP analizindeki en önemli nokta bu iki bileşenin hücreyi parçalamadan birbirinden ayırabilmektir. Bunun için fiziksel-kimyasal (sodyum hidroksit-formaldehit) ekstraksiyon yöntemi kullanılmıştır (Lowry vd., 1951). Bu metotta kullanılan formaldehit, hücre zarında bulunan nükleik asit ve proteinlerin amino, hidroksil, karboksil ve sülfid grupları ile reaksiyona girerek hücrelerin parçalanmasını engellemektedir. Böylece hücrelerin formlarının korunması sağlanır. NaOH ise pH'ı arttırarak EPS'nin suda çözünürlüğünü arttırır böylece hücreden daha fazla EPS ekstrakte edilmiş olur (Dubois vd., 1956). Analizin ilk aşamasında reaktör sıvısı düşük hızda santrifüjlenecek ve bu işlem sonunda elde edilen üst sıvı yüksek hızda santrifüjlenerek hücre tarafından ortama salgılanmış olan SMP'nin fiziksel olarak sudan ayrılması sağlanmıştır. Bakteri hücrelerine yapışık olarak bulunan EPS'nin ayırımı ise yukarıda belirtilen kimyasalların ilavesi ile mümkün olmaktadır. SMP ve EPS'nin ayrımından sonra protein ve karbonhidrat analizleri ile bu bileşenler mg/L olarak bulunmuş ve EPS sonuçları mg/g UKM olarak verilmiştir. Çalışma süresince reaktör girişinden, sıvısından, çıkışından ve kirlenmiş membran yüzeyinden alınan örneklerde EPS ve SMP analizleri yapılmıştır.

Yukarıda bahsedilen numunelerden 5'er ml alınarak ve membran yüzeyindeki kek tabakasından belli miktarda su içeriği bilinen çamur tartılıp, üzerine 5 ml saf su eklenerek analize hazırlanmıştır. 5 ml'lik çamur numuneleri, Eppendorf tüplerine konularak askıda katıların giderilmesini sağlamak amacıyla $4000 \times g$ 'de $4^\circ C$ 'de 10 dakika santrifüjlenmiş daha sonra üst faz steril bir tüpe alınmış ve $13200 \times g$ ile $4^\circ C$ 'de 20 dakika tekrar

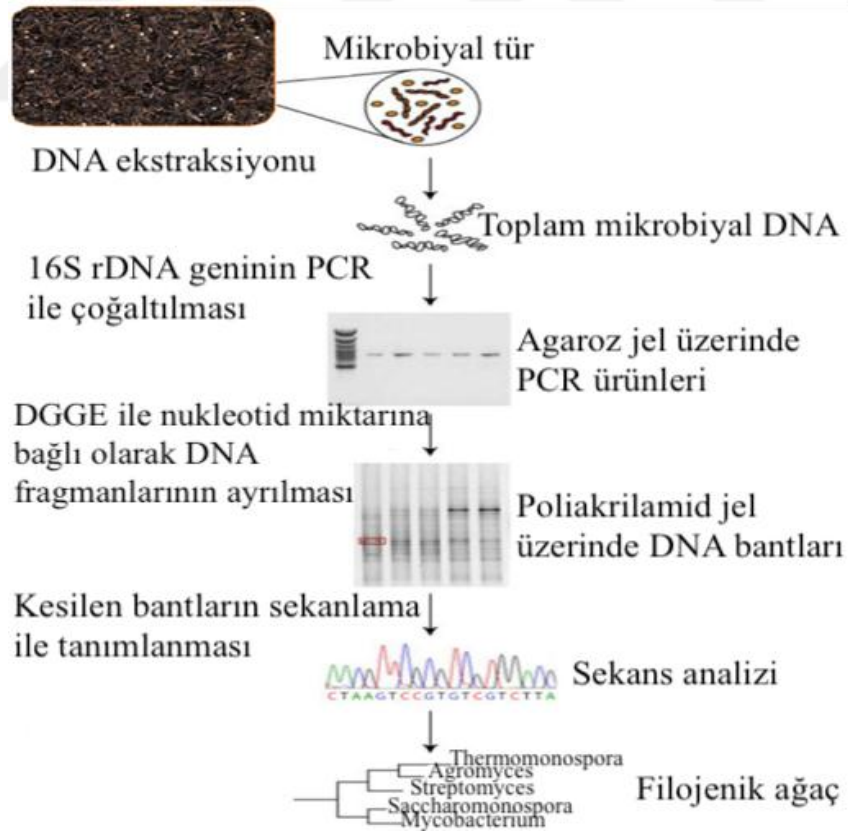
santrifülemeye devam edilmiştir. Fiziksel ekstraksiyon ile elde edilmiş bu üst fazda çözülmüş protein ve karbonhidrat analizleri yapılmıştır (Lowry vd., 1951; Dubois vd., 1956). Çözülmüş protein ve karbonhidratın toplamı ortamdaki SMP (serbest EPS)'nin değerini vermektedir. Bağlı EPS tespitinde ilk santrifülden kalan çökelti steril distile su ile tekrar 5 ml'ye tamamlanmış ve 6 µl formaldehit (%37'lik) eklenerek, karışım 4 °C'de 1 saat süre ile bekletilmiştir. İkinci aşamada 500 µl NaOH (1N) eklenerek karışım 4 °C'de 3 saat süre ile bekletilmiştir. Bu süspansiyon 13200×g, 20 dakika 4 °C'de santrifürlenmiş ve kimyasal ekstraksiyon ile elde edilen üst fazda da protein ve karbonhidrat analizi yapılmıştır. Bu değerlerin toplamı da bağlı veya ekstrakte edilmiş EPS'nin değerini vermektedir. Protein kalibrasyonunda standart protein çözeltisi olarak Bovin Serum Albumin (BSA) kullanılmıştır. Karbonhidrat analizinde ise standart çözeltiler glikoz kullanılarak hazırlanmıştır. Protein analizi için Lowry metodu ve karbonhidrat analizi için fenol sülfirik asit metodu kullanılmıştır (Lowry vd., 1951; Dubois vd., 1956). Ölçümler, UV spektrofotometre kullanılarak protein için 660 nm, karbonhidrat için 490 nm dalga boyunda aynı koşullarda hazırlanan şahide karşı yapılmıştır.

3.5.2.2. Partikül Boyut Dağılımı

Farklı KOİ/SO₄²⁻ oranlarında ve farklı HBS'lerde çalıştırılan SAnMBR sisteminde her çalışma periyodu sonunda membran modülleri çıkarılarak, membran modülünün ortasından yaklaşık 1 cm olacak şekilde bir parça kesilmiş ve %2,5 paraformaldehit çözeltisinde bekletilmiştir. Kesilen membran örnekleri 0,1 mol/L'lik fosfat tampon çözeltisi ile pH 7,2'de ve +4 °C'de üç kez yıkanmıştır. Membran tabakası sıyrılmış ve sıyrılmamış örnekler ait görüntüler Taramalı Elektron Mikroskobu'nda görüntülenmiştir. Ayrıca temiz membranın ve kirlenmiş membran kek tabakasının inorganik bileşiminin belirlenmesi için Enerji Diffüz X-Ray analiz cihazı kullanılarak inorganik kimyasal bileşim belirlenmiştir. Kirlenmiş membran modüllerinin üzerinde oluşan kek tabakası, bir sünger vasıtasıyla sıyrılmış ve kek tabakasının partikül boyutları ile reaktör sıvısının tane boyutu dağılımı, Mastersizer analizörü kullanılarak lazer difraksiyon metodu ile hacimsel dağılımlara dayalı olarak belirlenmiştir. Temiz ve kirlenmiş membranların yüzey yapısında meydana gelen değişimlerin belirlenmesinde FTIR spektrofotometresi kullanılmıştır. Tüm bu analizler İTÜ-MEMTEK Laboratuvarı'nda hizmet alımı ile gerçekleştirilmiştir.

3.6. Mikrobiyal Analizler

Çalışma süresince AnMBR reaktöründe mikrobiyal tür değişimini tespit etmek amacıyla PCR-DGGE (polimeraz zincir reaksiyonu-denatüre gradyan jel elektroforezi) analizleri gerçekleştirilmiştir. Bu amaçla AnMBR'nin işletme süresi boyunca farklı KO_2/SO_4^{2-} oranı ve HBS'lerde membran yüzeyinden numune alınarak $-20\text{ }^\circ\text{C}$ 'de muhafaza edilerek biriktirilmiştir. Mikrobiyal analizler uygulanırken ilk olarak numunelerde mevcut olan mikroorganizmalara ait DNA ekstrakte edilmiş ve daha sonra izole edilen DNA'lara PCR işlemi uygulanarak hedeflenen bölgenin çoğaltılması sağlanmıştır. Ardından elde edilen PCR ürünlerine DGGE işlemi uygulanarak her bir mikroorganizmaya ait DNA'nın gradyan jel içerisinde ayrılması sağlanmıştır. Jel içerisinde ayrılan DNA'lar jelden ekstrakte edilerek PCR işlemi ile tekrar çoğaltılmış ve DNA dizileme işlemine gönderilmiştir. Dizi analizi sonuçları BLAST programı kullanılarak gen bankasındaki (URL-1, 2019) benzerlik yüzdeleri, organizma sınıfları ve referansları belirlenmiştir. Moleküler analiz yönteminin uygulama akış şeması Şekil 3.12'de verilmiştir.



Şekil 3.12. Moleküler analiz yöntemlerinin uygulama akış şeması

3.6.1. Nükleik Asit Ekstraksiyonu

Moleküler çalışmalarda, AnMBR reaktöründen alınan numunelerde DNA ekstraksiyonu için UltraClean Soil DNA zenginleştirme kiti kullanılmıştır. DNA zenginleştirme için üretici firmanın belirlemiş olduğu prosedür uygulanarak ekstraksiyon işlemi gerçekleştirilmiştir.

3.6.2. Polimeraz Zincir Reaksiyonu

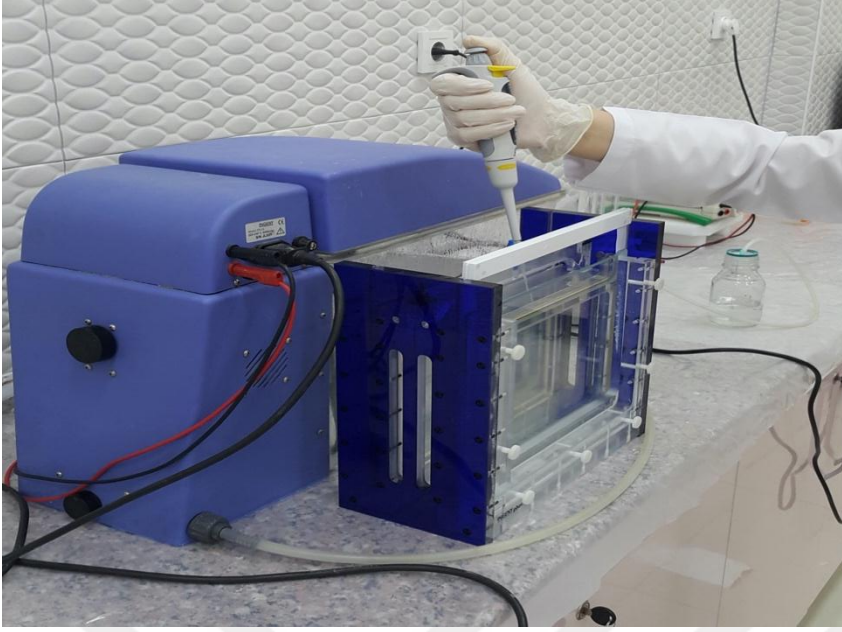
DNA zenginleştirilmesi yapılmış olan numunelerde bakteriyel 16S rRNA genleri literatürde Muzer vd.(1996) tarafından belirtilen forward ve reverse primerler kullanılarak çoğaltılmıştır. Ayrıca AnMBR içerisinde bulunan Archaea türlerini tespit etmek için Casamayor vd. (2000) tarafından belirtilen primerler kullanılmıştır. PCR işlemlerinde kullanılacak olan primere özgü olan sıcaklık döngüleri çalışmada kullanıldığı şekilde uygulanarak örneklerin amplifikasyonlarının kusursuz bir şekilde gerçekleşmesi sağlanmıştır.

3.6.3. Agaroz Jel Elektroforezi

PCR analizinden sonra işlemin başarısını görmek amacıyla elde edilen ürünler agaroz jelde yürütülmüştür. İşlem 100 Volt'ta 30 dak süre ile gerçekleştirilmiş ve ardından jel görüntüleme cihazında hedeflenen genin çoğaltılıp çoğaltılmadığı belirlenmiştir. Ardından PCR ürünlerine Denature Gradyent Jel Elektroforezi (DGGE) işlemi uygulanmıştır.

3.6.4. Denatüre Gradyan Jel Elektroforezi (DGGE)

Şekil 3.13'deki gibi PCR işlemi ile çoğaltılan DNA'lar DGGE işlemine tabi tutularak farklı mikroorganizmalara ait DNA'ların gradyan jel içerisinde ayrılması sağlanmıştır. Jel içerisinde ayrılan DNA'lar ekstrakte edilerek GC klampsiz primerler kullanılarak aynı PCR protokolü ile tekrar çoğaltılmıştır. Elde edilen PCR ürünleri DNA sekans analizine gönderilmiştir. Her bir numuneye ait A-G-C-T dizilimleri gen bankasında (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/>) değerlendirmeye alınmış ve bu veri tabanında tanımlanmış mevcut türler tespit edilmiştir.



Şekil 3.13. Mikrobiyal analiz

3.6.5. Filojenik Ağaç

Unipro UGENE v.1.9.1. software programı ile AnMBR’de elde edilen türlere ait filojenik ağaç elde edilmiştir.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

Yaklaşık 409 gün boyunca çalıştırılan reaktör işletimine ait deneysel şartlar Tablo 3.3'de sunulmuştur. Başlangıç KOİ ve sülfat konsantrasyonu, OLR, SLR ve HBS esas alınarak reaktör işletimindeki şartlar değiştirilmiştir. Ayrıca NaCl konsantrasyon etkisini araştırmak amacıyla son periyotta 10 g/L olan NaCl derişimi 20 g/L'ye çıkartılarak biyoreaktör yaklaşık olarak bir ay işletilmiştir.

409 gün boyunca elde edilen veri sayılarının fazla olmasından dolayı sonuçlar özellikle farklı karbon kaynaklarının kullanımı dikkate alınarak sunulmuştur. Buna göre tek başına asetat, etanol ve etanol/asetat (E:A) karışımlarının kullanıldığı periyotlar bir arada değerlendirilerek sonuçlar anlaşılır şekilde verilmeye çalışılmıştır.

4.1. Membran Kirlenmesi İle İlgili Çalışmalar

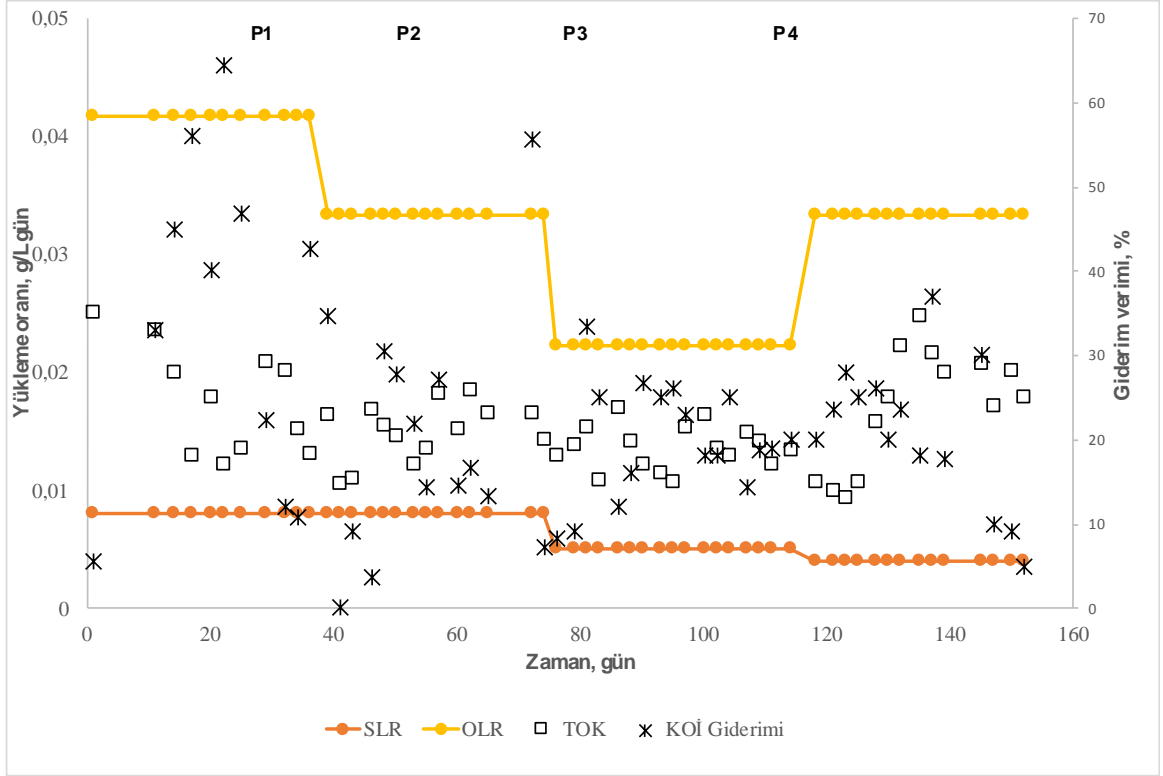
Tez çalışması boyunca 8 adet membran modülü kullanılmıştır. İlki reaktör işletmeye alındığında, ikincisi 09.08.2018 tarihinde, diğerleri ise sırasıyla 06.11.2018, 17.12.2018, 29.01.2019, 20.03.2019, 09.04.2019, 30.04.2019 tarihlerinde reaktörde kullanılmaya başlanmıştır.

Hazırlanan her bir membran modülü için temiz su membran akıları 1 saat süre ile alınmıştır. Uygun HBS'leri sağlayan transmembran basınçları uygulandığında; akılar her bir membran modülü için sırasıyla 45-60 l/m².sa, 7-8,5 l/m².sa, 25-33 l/m².sa, 20-28 l/m².sa, 54-59 l/m².sa, 105-110 l/m².sa, 85-92 l/m².sa ve 80-87 l/m².sa aralığında hemen hemen sabitlenmiştir ve temiz membran dirençlerinin ise sırasıyla 9,42.10¹¹-9,52.10¹¹ 1/m, 2,40.10¹²-2,45.10¹² 1/m, 9,89.10¹¹-9,92.10¹¹ 1/m, 2,37.10¹²-2,45.10¹² 1/m, 1,12.10¹²-1,35.10¹² 1/m, 4,8.10¹¹-5,7.10¹¹ 1/m, 5,18.10¹¹-5,22.10¹¹ 1/m ve 7,82.10¹¹-8,1.10¹¹ 1/m aralığında sabit olduğu belirlenmiştir.

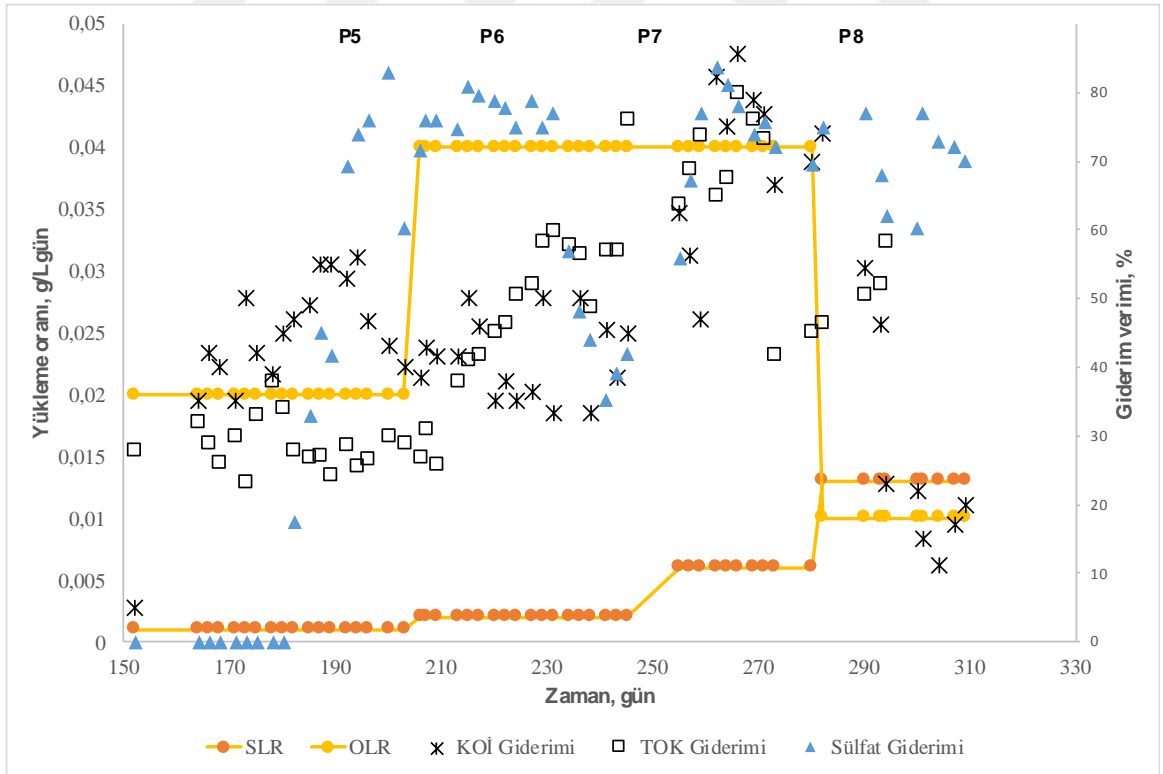
İlk membran modülü HBS:10 gün, KOİ/SO₄²⁻ oranı:5, giriş besleme suyunun KOİ değeri 10000 mg/L ve sülfat konsantrasyonu 2000 mg/L olacak şekilde kullanılmaya başlanmış daha sonra işletme süresince sırasıyla önce KOİ/SO₄²⁻ oranı:4, KOİ konsantrasyonu 8000 mg/L olacak şekilde, sonra ise HBS:15 gün şeklinde değişiklikler yapılmış ve membranın kirlendiği düşünüldüğünde modül değiştirilip sülfat konsantrasyonu 1000 mg/L olarak ayarlanmıştır. Bir süre reaktör bu şekilde işletilmiş daha sonra KOİ/SO₄²⁻: 6000/500:12 olacak şekilde işletmeye devam edilmiş ve organik

madde olarak etanol kullanılmaya başlanmıştır. 06.11.2018 tarihinde membran değişimi yapılarak HBS yaklaşık 7 güne ayarlanıp SAnMBR, yeni membran modülüyle çalıştırılmıştır. Diğer membran 17.12.2019 tarihinde reaktöre yerleştirilmiş ve reaktör $KOİ/SO_4^{2-}$:6000/1000 ile membranın değiştirildiği 22.01.2019 tarihine kadar işletilmiştir. Bu tarihteki membran modülü öncekilerden farklı olarak fiber sayısı, uzunluğu ve dolayısıyla membran alanı artırılarak hazırlanmış, SAnMBR HBS:10 gün, $KOİ/SO_4^{2-}$:3000/3000 olacak şekilde işletilmiştir. Bu periyodun ilerleyen aşamalarında yani 16.02.2019 tarihinde sisteme aşı verilmiş, membranın fiziksel-kimyasal yıkaması gerçekleştirilmiş ve 18.02.2019 tarihinde organik madde olarak hem etanol hem de asetat kullanılmaya başlanmış, $KOİ/SO_4^{2-}$:3000/3000, etanol/asetat:1500/1500 olarak ayarlanmış ve çalışmanın bitimine kadar her iki organik maddenin kullanımına devam edilmiştir. 20.03.2019, 09.04.2019 ve 30.04.2019 tarihlerinin üçünde membran değişimi yapılmasının yanı sıra 20.03.2019 tarihinde etanol/asetat:1000/2000, 09.04.2019 tarihinde etanol/asetat:600/2400 olarak ayarlanmış ve 30.04.2019 tarihinde tuz konsantrasyonu 20 g/L olarak değiştirilip tuz konsantrasyonunun membran kirlenmesi üzerindeki etkisi incelenmiştir.

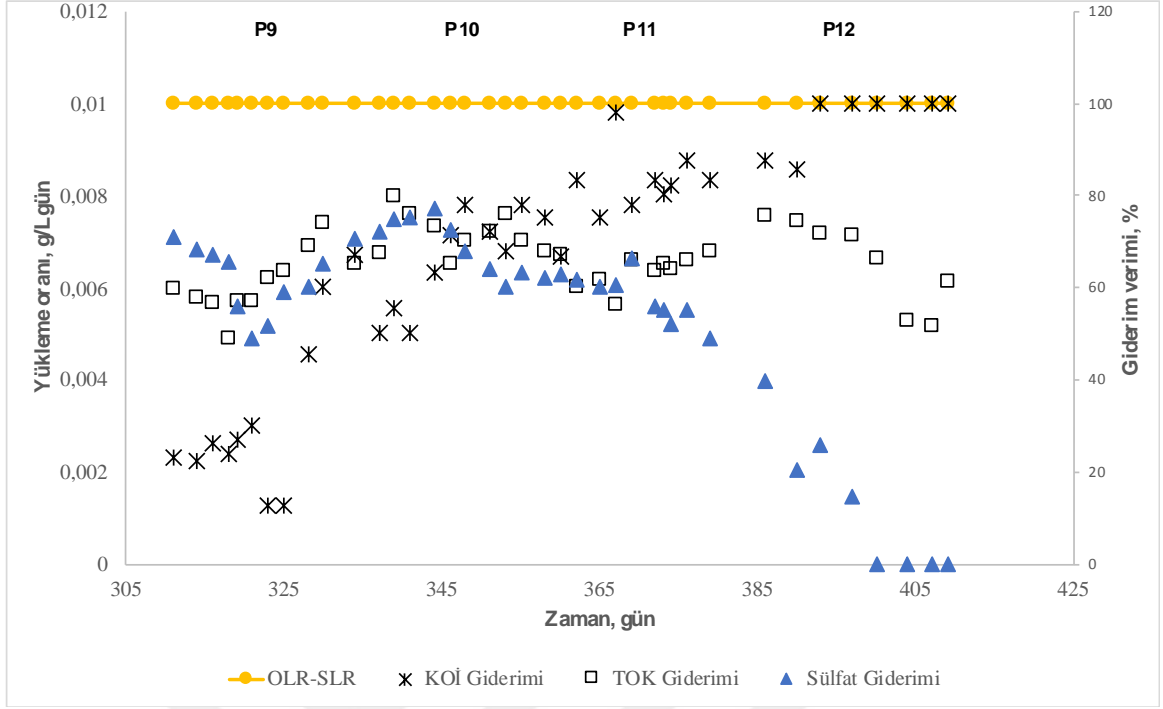
SAnMBR işletildiği süre boyunca membran tıkanmasının ve kirlenmesinin izlenmesi amacıyla akı, TMP ve membran dirençleri belirlenmiş, SEM, FTIR, SMP ve EPS analizleri yapılmıştır. Ayrıca membran kirlenme davranışının açıklanması ve yorumlanması için OLR ve SLR değerlerinin de dikkate alınması gerektiğinden tüm periyotlarda sisteme uygulanan OLR ve SLR değerleri ile birlikte bu şartlarda elde edilen $KOİ$ ve SO_4^{2-} giderim verimleri, Şekil 4.1, 4.2 ve 4.3’de sunulmuştur.



Şekil 4.1. P1-P4 periyotlarına ait OLR ve SLR değerleriyle birlikte TOK ve KOİ giderim verimleri



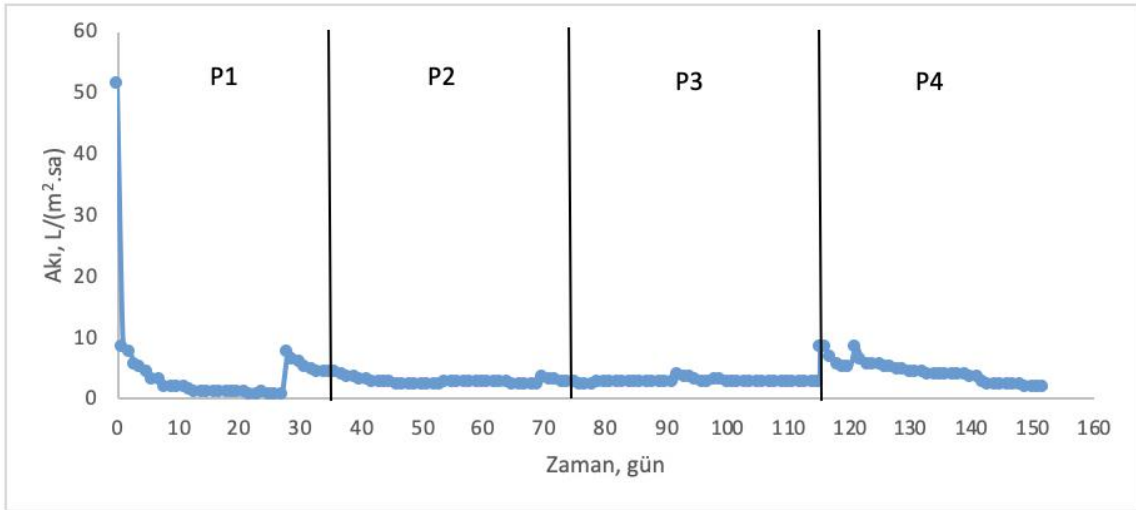
Şekil 4.2. P5-P8 periyotlarına ait OLR ve SLR değerleriyle birlikte TOK, KOİ ve sülfat giderim verimleri



Şekil 4.3. P9-P12 periyotlarına ait OLR ve SLR değerleriyle birlikte TOK, KOİ ve sülfat giderim verimleri

4.1.1. Akı, TMP ve Membran Dirençleri

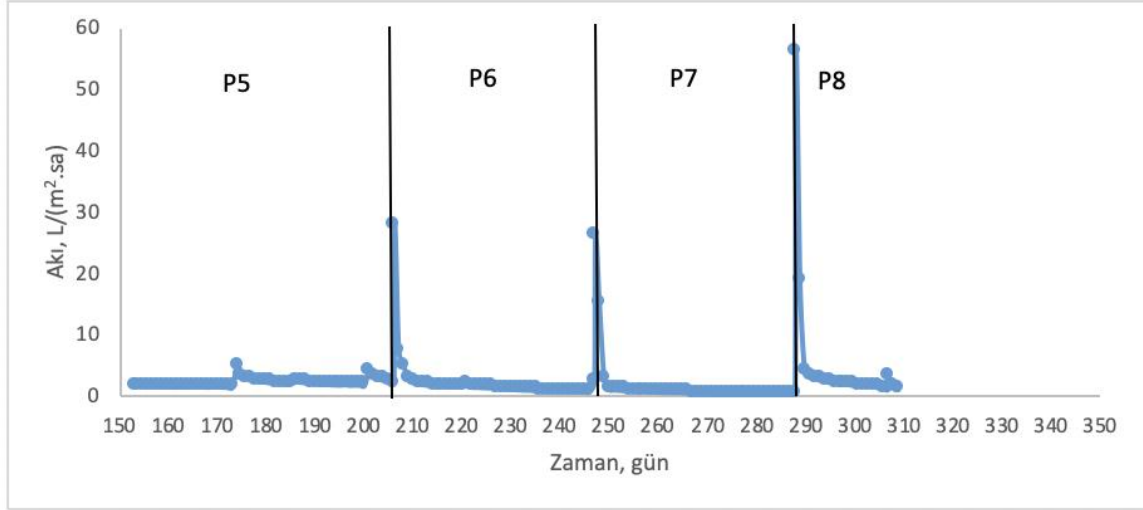
Çalışma sırasında peristaltik pompalar istenilen HBS'leri sağlayacak olan devir/dak'larda çalıştırılarak membranda süzüntü akısı izlenmiştir. Şekil 4.4, 4.5 ve 4.6'da zamana karşı membranlarda kaydedilen süzüntü akıları görülmektedir. Bu şekillere göre başlangıç membran akı değerleri giderek azalmıştır. Bir süre daha çalıştırdıktan sonra membranlar yenisi ile değiştirilmiştir. Şekillerden de görülebileceği gibi tüm membran modülleri için akı değişimi, modül reaktöre yerleştirildikten sonra çok hızlı bir şekilde meydana gelmiştir. Yani ilk anlarda çok ani akı düşüşü meydana gelmiştir. Daha sonra işleme devam edildikçe akı azalması devam etmesine rağmen bu düşüş ilk günlerdeki gibi yüksek hızlı olmamıştır. Bu durum tüm membran modülleri için aynı şekilde gerçekleşmiştir. İlk membran modülü için başlangıçta $51,267 \text{ L/m}^2 \cdot \text{sa}$ olan akı değeri ilk günün sonunda $8,265 \text{ L/m}^2 \cdot \text{sa}$ 'e, 12. günde $1,022 \text{ L/m}^2 \cdot \text{sa}$ 'e, 27. günde $0,579 \text{ L/m}^2 \cdot \text{sa}$ değerine düşmüştür. Bu günden sonra yaşanan elektrik kesintisi sonrasında akı değerinde artış meydana gelmiş ve $7,335 \text{ L/m}^2 \cdot \text{sa}$ 'lik bir akı tespit edilmiştir. Daha sonra bu değer 40. günde $2,911 \text{ L/m}^2 \cdot \text{sa}$ 'e kadar düşmüş ve membranın değiştirildiği 3. periyot sonuna kadar azalmaya devam etmiş, P3'ün sonunda $2,368 \text{ L/m}^2 \cdot \text{sa}$ 'lik akı değeri hesaplanmıştır.



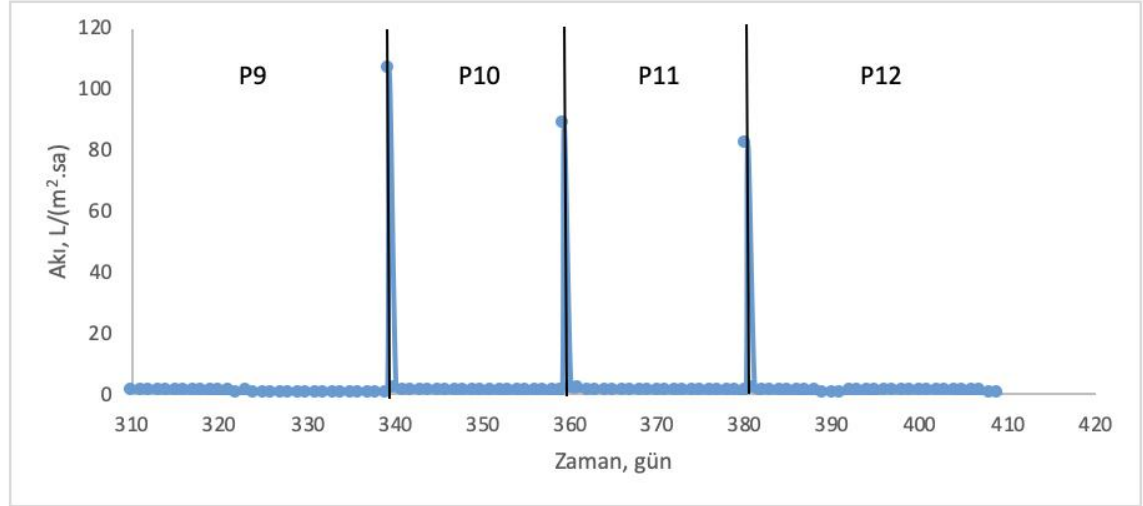
Şekil 4.4. P1-P4 arasında kullanılan membranlardaki zamana bağlı akı değişimi

P4'e yeni membran modülü ile başladığında akı değeri $8,273 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ iken, bu değer 120. günde $4,845 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'e düşmüş bu sırada yaşanan elektrik kesintisi sebebiyle akıda yine bir dalgalanma gözlenmiş, kesinti sebebiyle $8,26 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'e gerileyen akı değeri 132. günde $3,972 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ değerine 152. günde $1,757 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'e düşmüştür. P5'e yeni membran kullanılmadan başlanmış P4'te meydana gelen akı azalması bu periyotta da devam etmiş 173. günde $1,508 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'e kadar düşmüştür. Bu sırada yaşanan elektrik kesintisi sebebiyle akı yine dalgalanmış, $5,027 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'ye çıkan akı değeri 200. günde $1,804 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'e düşmüş, yeniden yaşanan elektrik kesintisi sebebiyle akı $4,259 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'e yükselmiş periyodun bittiği 206. günün sonunda $2,133 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ değerine kadar düşebilmiştir. P6'da kullanılan yeni membran modülünde akı değeri $27,870 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ iken, bu değer modülün sisteme yerleştirildiği ilk günde yani 207. günde $7,432 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'e, 212. günde $1,945 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'e, 246. günün sonunda $0,790 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'e düşmüştür. 247. gündeki elektrik kesintisinden sonra membran modülü değiştirilmiş ve temiz membran akısı $26,189 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ olan yeni modül kullanılarak P7'ye geçilmiştir. Bu değer ilk günde yani 248. günde $15,189 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'e 253. günde $0,994 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'e düşmüştür. Periyodun sonunda $0,311 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'e kadar azalmıştır. P8'in başlangıcında temiz membranın su akısı $56,196 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ iken bu değer ilk günde $18,708 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'e ikinci günde $3,896 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'e periyodun sonunda $1,183 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'e kadar düşmüştür. Daha sonra yapılan yıkama ile akı $3,134 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'e kadar yükselmişse de yıkamadan bir gün sonra $1,461 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'e düşmüş ve P9'a bu membran ile devam edilmiştir. P9'un başında $1,092 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ olan akı değeri bu periyodun sonunda $0,329 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'a kadar düşmüştür. P10'un başında $106,165 \text{ L/m}^2.\text{sa}$

olan akı değeri birinci günde $1,752 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'e kadar azalmış ve periyodun sonunda $0,598 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'e düşmüştür. P11'de başlangıçta $88,259 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ olan akı değeri bir gün sonunda yani 360. günde $1,797 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'e periyot sonunda $0,689 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ 'e düşerken bu değerler 12. periyotta sırasıyla $82,055 \text{ L/m}^2.\text{sa}$, $1,416 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ ve $0,470 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ şeklinde hesaplanmıştır.



Şekil 4.5. P5-P8 arasında kullanılan membranlardaki zamana bağlı akı değişimi

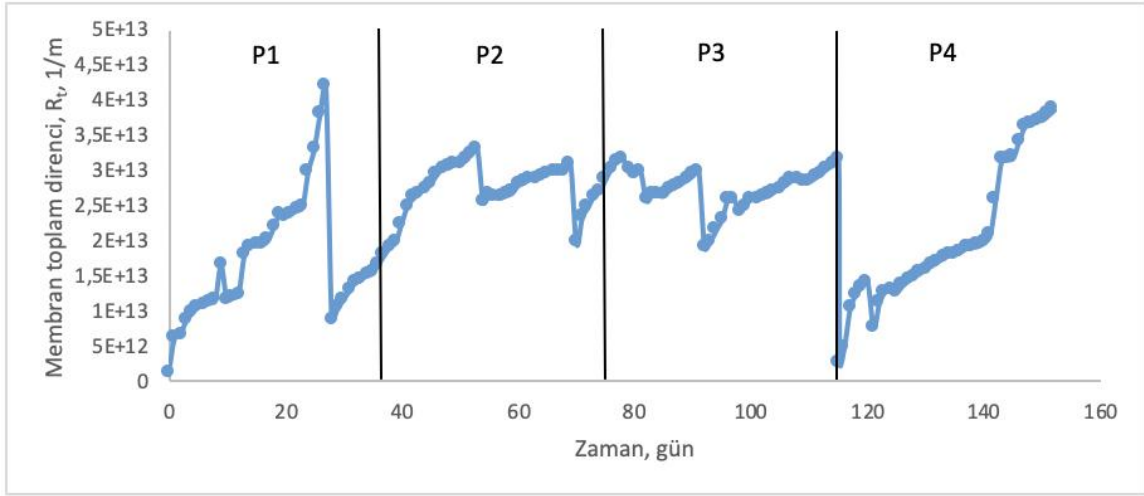


Şekil 4.6. P9-P12 arasında kullanılan membranlardaki zamana bağlı akı değişimi

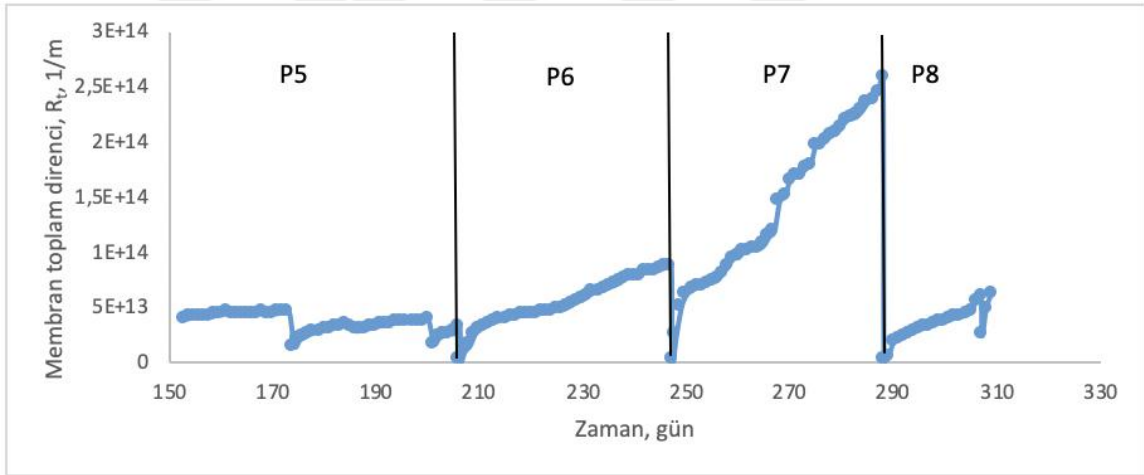
SAnMBR sisteminin işletilmesi sürecinde, toplam kirlenme dirençleri membran modülündeki süzüntü akısının tam tersi yönünde artış göstermiştir. Membran akısında başlangıçta meydana gelen akı düşüşüne karşılık TMP'de ani artış gözlenmiştir.

Hızlı TMP artışı, (1) işletme süresiyle birlikte kek tabakasına uygulanan bir sıkıştırmadan ve (2) kek tabakasının içinde hücre dışı polimerik maddelerin (EPS) içeriğinin artmasından kaynaklanan gözeneklilikteki bir azalma ile ilişkili olabilir (Ng

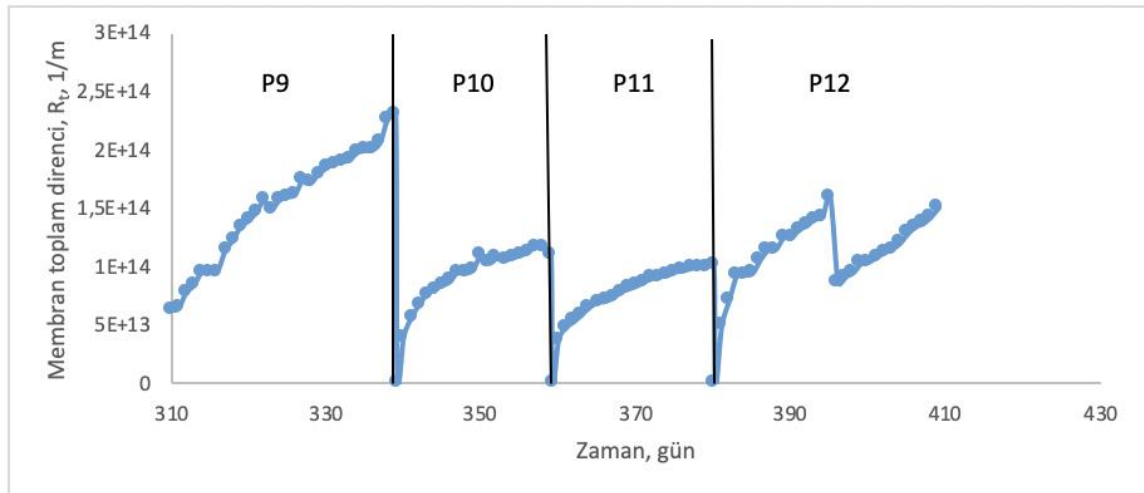
vd., 2015; Cheng vd., 2018). Şekil 4.7, 4.8 ve 4.9’da zamana bağlı olarak toplam membran direnci verilmiştir.



Şekil 4.7. P1-P4’de kullanılan membranlardaki zamana bağlı toplam direnç değişimi



Şekil 4.8. P5-P8’de kullanılan membranlardaki zamana bağlı toplam direnç değişimi



Şekil 4.9. P9-P12’de kullanılan membranlardaki zamana bağlı toplam direnç değişimi

Membran modülü için toplam kirlenme direnci içerisinde spesifik kek direnci (R_c), temiz membran direnci (R_m), gözenek tıkanması ve yüzeyde adsorplanma sonucu oluşan direnç (R_p) bulunmaktadır. Bu hesaplamaların yapılabilmesi için modül her değiştirildiğinde üzerinde bulunan kek tabakası dikkatli bir şekilde sıyrılmış ve sonrasında temiz su membran akıları 1 saat süreyle alınmış ve Denklem (3.4)'e göre hesaplamalar yapılmıştır. Sıyrılmış membranların dirençleri yani spesifik kek direnci dışındaki direnç ise tüm membran modülleri için sırasıyla $6,8.10^{12}$ - $6,9.10^{12}$, $3,5.10^{12}$ - $3,6.10^{12}$, $2,8.10^{12}$ - $2,9.10^{12}$, $9,9.10^{12}$ - $9,98.10^{12}$, $2,6.10^{12}$ - $2,7.10^{12}$, $1,1.10^{12}$ - $1,2.10^{12}$, $9,3.10^{11}$ - $9,4.10^{11}$ ve $1,69.10^{12}$ - $1,75.10^{12}$ olarak hesaplanmıştır.

Denklem (3.4) dikkate alındığında tüm membran modülleri için R_p değerleri sırasıyla, $5,88.10^{12}$ 1/m, $1,15.10^{12}$ 1/m, $1,87.10^{12}$ 1/m, $7,54.10^{12}$ 1/m, $1,47.10^{12}$ 1/m, $6,13.10^{11}$ 1/m, $4,18.10^{11}$ 1/m ve $9,14.10^{11}$ 1/m olarak hesap edilmiş ve R_c değerleri de sırasıyla, $2,47.10^{13}$ 1/m, $2,89.10^{13}$ 1/m, $8,41.10^{13}$ 1/m, $2,47.10^{14}$ 1/m, $2,27.10^{14}$ 1/m, $1,09.10^{14}$ 1/m, $1,01.10^{14}$ 1/m ve $1,49.10^{14}$ 1/m şeklinde bulunmuştur.

Tüm periyotlar boyunca direnç artışları akı azalmasını doğrulayacak şekilde meydana gelmiştir. Elde edilen akı ve direnç değerleri dikkate alındığında en yüksek membran direnci dolayısıyla en yüksek kirlenme oranı P7'de kullanılan membran modülünde meydana gelmiştir yani $KOI/SO_4^{-2}:6000/1000$ olduğunda kirlenme daha fazla gözlenmiştir. Çıkarılan membran modülüne NaOCl %0,5, w/v ve HCl %0,5, w/v ile bir saat muamele edilmiştir (Pendatesh vd., 2011). Kimyasal temizlemeden sonra membran modülü musluk suyu ile yıkanmış ve sonra tekrar reaktör içerisine yerleştirilmiştir. P8'de gerçekleştirilen bu membran yıkanması akının yalnızca yıkama öncesindeki değerinin yaklaşık 3 katına çıkmasını sağlamış bu küçük miktardaki akı geri kazanımı çok uzun sürmemiş, yeni membranın kullanıldığı duruma benzer şekilde bir gün gibi kısa süre içerisinde akı eski değerine gerilemiştir. Dolayısıyla membran yıkamasının çalışmamızda çok etkili olmadığı görülmüştür.

Tüm periyotlardaki kirlenme daha çok kek tabakası oluşumu sebebiyle gerçekleşmiştir ve kek dirençleri por tıkanması sebebiyle oluşan dirençlerin 4,2 ile 242 katı olarak hesap edilmiştir. R_t ve R_c değerleri dikkate alındığında en yüksek kirlenmenin meydana geldiği 4. membran modülünü sırasıyla 5, 8, 6, 7, 3, 2 ve 1. membran modülleri izlemiştir fakat R_p değerleri kontrol edildiğinde bu sıralamanın değiştiği görülmüştür. Por tıkanması ve yüzeyde adsorplanma sonucu meydana gelen kirlenme yine en çok 4.

membran modülünde gözlenirken bunu sırasıyla 1, 3, 5, 2, 8, 6 ve 7. membran modülleri izlemiştir.

Organik madde olarak asetatın kullanıldığı periyotlara bakıldığında; periyot 1’de membran sisteme yerleştirildiğinde $KOİ/SO_4^{2-}$ oranı 10000/2000 olarak tutulmuş, ilk gün keskin bir akı azalması ve direnç artışı meydana gelmiştir. İlk 10 gün içerisinde akı azalma hızı ve direnç artma hızı azalmış, sonrasında giderek daha düşük değişme hızına sahip olmuşlardır. 27. günde meydana gelen elektrik kesintisi akı ve dirençte dalgalanmaya sebep olmuştur. Başlangıçta meydana gelen hızlı TMP ve R_t artışı ile akı azalmasının nedeni mikroorganizmaların yüksek miktardaki organik maddeli ve sülfatlı ortama alışabilmesi sürecinde çok fazla SMP ve EPS bırakması sebebiyle membranın çok hızlı kirlenmesidir.

P2’de yeni membran modülü kullanılmamıştır. Bu periyotta akı azalması ve direnç artışı devam etmiş fakat bu azalma P1’deki gibi yüksek hızda olmamıştır. Bu değişim hızının düşük olması mikroorganizmaların artık ortama alışmış olması ve OLR değerinin düşürülmüş olması yani $KOİ$ değerinin 8000 mg/L’ye azaltılmış olması sebebiyledir.

P3’te yeni membran modülü kullanılmamıştır. Bu periyotlarda akının düşük miktarlardaki azalması devam ederken toplam direnç değerleri elektrik kesintisinden kaynaklanan dalgalanmalar dışında çok küçük artışlar göstermiştir. Bu periyotta akının azalması ve direncin artması kirlilikten ötürü devam etmiş fakat HBS’nin dolayısıyla OLR ve SLR’nin değiştirilmesi meydana gelen akı azalma ile direnç artma hızını çok etkilememiştir.

P4’e yeni membran modülü kullanılarak başlanmıştır. Bu periyotta $KOİ/SO_4^{2-}$ oranının 8000/1000 olması membran kirlenmesinin daha yavaş gerçekleşmesini sağlamıştır. Yani akı azalması ve direnç artması devam etmiş fakat P1’dekine kıyasla bu artış-azalışlar daha düşük hızlarda gerçekleşmiştir. Bunun sebebi ilk periyoda kıyasla $KOİ$ ve sülfat konsantrasyonlarının, dolayısıyla OLR ve SLR değerlerinin azaltılması ve $KOİ/SO_4^{2-}$ oranının arttırılmasıdır. P1’de birinci günde meydana gelen yaklaşık %80’lik akı azalması ve 6,5 katlık direnç artışı P4’te ilk günde %2,5’lik akı azalması ve 2 katlık direnç artışı şeklinde meydana gelmiştir. İlk periyotta olduğu gibi bu periyotta da akı azalması ve toplam direnç artışı devam etmiştir. Fakat bu periyotta zenginleştirilmiş mikroorganizmanın aşu olarak sisteme ilave edilmesi, akı azalmasını ve direnç artışını hızlandırmış, membran kirlenmesini şiddetlendirmiştir.

P4'ten sonra membran değişimi yapılmadan organik madde olarak etanol kullanılarak Periyot 5'e geçilmiştir. Bir nceki periyottan farklı olarak; organik madde değiştirilerek devam edildiği için ve membran değişimi yapılmadığı için P1 ve P4 başlangıcındaki gibi belirgin bir akı direnç değişikliği olmasa da önceki periyottaki akı azalması ve direnç artışı devam etmiştir. Fakat 3. periyot sonundaki membran dirençleri ile karşılaştırıldığında membran kirlenmesi ilk membran modülü ile yaklaşık olarak aynı oranda gerçekleşmiştir. Kek direnci de artan bir sonuç gösterirken por tıkanmasından kaynaklanan direnç daha düşük bulunmuştur. Yani P4 ve P5 genel olarak değerlendirildiğinde sırasıyla $KOİ/SO_4^{2-}$ oranının 6000/500 olması, aşı kullanılması ve organik madde olarak etanole geçilmesi kek oluşumunu arttırmış ve gözenek tıkanmasının daha az gerçekleşmesini sağlamıştır. Kek oluşumu kirlenmenin en büyük kısmını oluşturduğu için yaklaşık olarak ilk membran modülü ile aynı oranda membran kirlenmesinin meydana geldiği söylenebilir. Fakat bu periyodun sonunda elde edilen akı ve direnç değerleri dikkate alındığında P1'deki değerlere daha kısa sürede ulaşılmıştır yani etanol kullanımının membran kirlenmesini hızlandırdığı sonucuna varılmıştır. Ayrıca etanol bundan sonraki periyotlarda da bu periyotta olduğu gibi gözenek tıkanmasından kaynaklanan membran direncinin daha az olmasına sebep olmuştur.

Periyot 6'da HBS:7 gün değişikliği yapılarak dolayısıyla SLR değeri arttırılarak yeni membran modülü ile Periyot 5'deki şartlara başlanarak devam edilmiştir. P5'e kıyasla membran kirlenmesinin yaklaşık 2,8 kat arttığı gözenek tıkanmasının yaklaşık 1,5 kat, kek oluşum direncinin ise yaklaşık olarak 2,9 kat arttığı grlmştir. Yalnız asetatın kullanıldığı ilk membran modülüne kıyasladığımızda ise gözenek tıkanması yaklaşık 2,5 kat azalmış kek direnci ise yaklaşık 3,5 kat, toplam kirlenme direnci ise 2,8 kat artmıştır. Yine ilk modüle kıyasla bu periyotta sülfat miktarının azaltılmış olmasının gözenek tıkanmasının azalmasında etkili olduğu dşnlmştir. nk düşük bir SO_4^{2-} konsantrasyonu söz konusu olduğunda karışık sıvıda znr mikrobiyal rn (SMP) ve hücre dışı polimerik maddelerin (EPS) konsantrasyonunda azalma meydana gelebilir bu da gözenek tıkanmasının ve kek tabakası oluşumunun azalmasına neden olabilir (Song vd., 2018b). Genel olarak bakıldığında toplam membran direncinin dolayısıyla kirlenmenin artmış olması HBS'nin azalmasından kaynaklanmıştır. Azalan HBS'nin membran kirlenme oranını hızlandırdığı Ng vd. (2015) tarafından da belirlenmiştir.

P7'de $KOİ/SO_4^{2-}$ oranının 6000/1000 olması kek oluşum direncini ve gözenek tıkanmasından kaynaklanan direnci dolayısıyla da membran kirlenmesini arttırmıştır.

Periyot sonunda diğer periyotlara göre en düşük akı elde edilmiştir. En yüksek kirlenme P7'de gözlenmiştir.

P8'de $KOİ/SO_4^{2-}$ oranı 3000/3000 olacak şekilde ayarlanmıştır. OLR değeri en düşük uygulanan değer olan 0,01 g/Lgün'e düşürülmüş, SLR değeri ise önceki periyoda kıyasla 2 kattan daha fazla arttırılarak 0,013 g/Lgün'e çıkarılmıştır. Yani SO_4^{2-} konsantrasyonu 3000 mg/L'ye HBS değeri ise 10 gün'e ayarlanmıştır. OLR değerinin düşürülmesi ve HBS'nin arttırılması sebebiyle P7'ye kıyasla kirlenme daha düşük oranda meydana gelmiştir. Fakat bu fark çok yüksek değildir. Sistem SLR'ye kıyasla OLR'den daha fazla etkilenmiştir. Bu periyotta kirlenmenin önceki periyoda kıyasla daha az gözlenmesinin sebebi aynı zamanda membran alanının arttırılmış olması da olabilir. Yine bu periyotta gerçekleştirilen membran yıkanması akının kısa süreli olarak bir miktar geri kazanılmasını sağlamışsa da bu etki çok uzun süre devam etmemiştir. Yani sistemde giderilemeyen kirlenme daha baskın bir şekilde meydana gelmiştir.

P9'da sisteme aşı verilmesiyle birlikte organik madde olarak asetat ve etanol birlikte kullanılmaya başlanmıştır. Sisteme önceki aşamadaki gibi 3000 mg/L'lik SO_4^{2-} konsantrasyonu uygulanmıştır. $KOİ/SO_4^{2-}$ oranı 3000/3000 ve etanol/asetat:1500/1500 olacak şekilde ayarlanmıştır. OLR aynı kalmış fakat SLR değeri azalmıştır. Önceki periyottan kalan yıkanmış membran ile işletmeye devam edilmiştir. Sistem yüksek sülfat konsantrasyonuna P8 ve P9'da alıştıktan sonra P9'da P7'ye kıyasla daha az membran kirlenmesi gözlenmiştir. Fakat aradaki fark çok yüksek bulunmamıştır. Bu da por tıkanmasından kaynaklanan kirlenmenin yaklaşık 5 kat azalmasından ve kek oluşumundan kaynaklanan direncin yaklaşık olarak aynı kalmasından kaynaklanmıştır. Yani kirlenmenin en önemli kısmını kek oluşumu meydana getirmiştir. P8'de meydana gelen kirlenme membran yıkanmasından sonra daha hızlı artış göstermiş P8'e kıyasla daha fazla kirlenme meydana gelmiştir. P8 ve P9'da kirlenmenin çok fazla olması sülfatın önceki periyoda kıyasla 3 kat artmış olması sebebiyledir. Song vd. (2018b) yüksek sülfat konsantrasyonunun (> 200 mg/L), yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörün işletimi sırasında, anaerobik çürütücülerden SMP ve EPS'nin ana bileşenleri olan karbonhidrat ve proteinin salınımını önemli ölçüde arttırabildiğini bildirmiştir. Hem SMP hem de EPS, aerobik veya anaerobik MBR sistemlerinde gözenek tıkanıklığında ve membran yüzeyinde kek tabakasının oluşumunda önemli bir rol oynar.

P10'a membran değişimi yapılarak başlanmış ve etanol/asetat oranı 1000/2000 olarak ayarlanmıştır. Fakat OLR ve SLR değerleri değiştirilmemiştir. P9'a kıyasla membran

kirlenmesi, kek direnci ve por tıkanmasından kaynaklanan direnç yaklaşık 2 kat azalmıştır.

P11’de yine membran değişimi yapılmış ve etanol/asetat oranı 600/2400 olarak olarak uygulanmıştır. Membran kirlenmesi önceki P10’a kıyasla çok az bir fark göstererek daha az oranda meydana gelmiştir. Bu küçük fark ise gözenek tıkanmasının yaklaşık 1,5 kat azalmasından kaynaklanmıştır. Bu iki periyotta meydana gelen değişim, elektron kaynağının miktarında değişiklik yapılması ve bakterinin tercih ettiği organik maddeye ve sergilediği faaliyetlerine bağlı olarak SMP ve EPS fraksiyonlarının değişmesi sebebiyledir.

Son periyotta yani P12’de tuzluluğun membran kirlenmesi üzerindeki etkisi incelenmiştir. Önceki aşamada olduğu gibi membran değişimi yapılarak işletmeye devam edilmiş KOİ/SO_4^{2-} :3000/3000, etanol/asetat:1500/1500 olarak seçilmiş ve NaCl:20 g/L konsantrasyonu uygulanmıştır. Tuz konsantrasyonunun artması diğer periyotlardaki gibi akının hızla azalmasına neden olmuştur. Fakat P10 ve P11’e kıyasla toplam membran direnci daha hızlı ve daha fazla artış göstermiştir. Tuz konsantrasyonunun artması P11’e kıyasla kirlenmenin 1,5 kat, kek direncinin yaklaşık 1,5 kat ve gözenek tıkanmasından kaynaklanan direncin yaklaşık olarak 2 kat artmasına sebep olmuştur. Bu da membran gözeneklerinde inorganik maddelerin birikmesi ve membran yüzeyindeki kek tabakasında EPS ve SMP konsantrasyonlarının artmasıyla açıklanabilir. Tuz stresinin membran kirliliğini arttırdığına dair sonuçlar Temmerman vd. (2014) tarafından yapılan çalışmada da bulunmuştur. Yüksek tuzluluk veya yüksek iyonik kuvvetler, elektrostatik çift katmanlı itici kuvvetleri azaltır, böylece kirlenme kek katmanındaki partiküller arası mesafe azalır. Bu durum, daha yoğun bir şekilde meydana gelmiş olan kirlenme tabakasının oluşumuna katkıda bulunur ve biyolojik bir süspansiyonun daha yüksek iyonik kuvvetinde permeat akışına karşı direnci artırır (Pendashteh vd., 2012). P12’yi şartların aynı olduğu sadece tuzluluğun 10 g/L olduğu P9’a kıyaslırsak toplam kirlenme, por tıkanmasından kaynaklanan kirlenme ve kek oluşumundan kaynaklanan kirlenme yaklaşık 1,5 kat azalmıştır. Bir diğer yönden; flogların parçalanması, biyolojik arıtım süreci için şok yüklerin en önemli sonucudur (Henriques vd., 2005). Yüksek tuz konsantrasyonları birçok mikroorganizmayı çöktürür ve bazı mikroorganizmaların flokülasyona yardımcı olan polimerleri ve EPS üretmelerini önler (Yogalakshmi ve Joseph, 2010).

Membran değişiminin ve membran yıkamasının yapıldığı tarihler dışındaki akı ve toplam membran direnci dalgalanmaları o zamanlarda gerçekleşen elektrik kesintisinden kaynaklanmıştır.

4.1.2. Hücre Dışı Polimerik Maddeler (EPS) ve Çözünmüş Mikrobiyal Ürünler (SMP)

Membran kirlenmesinin değerlendirilmesi amacıyla tüm deneysel periyotlarda belli aralıklarda giriş, reaktör, çıkış ve membran yüzeyinden alınan numunelerde SMP ve EPS konsantrasyon değerleri ölçülmüştür. Şekil 4.10, Şekil 4.11 ve Şekil 4.12’de organik maddeye bağlı olarak toplamda 12 periyot için SMP ve EPS fraksiyonları ile UAKM'nin EPS konsantrasyonu üzerindeki etkisini ifade etmek için, g UAKM başına EPS konsantrasyonunu temsil eden spesifik EPS konsantrasyonu verilmiştir. Her iki parametre için bazı istisnalar dışında reaktör çıkışında daha düşük konsantrasyonlar tespit edilmiştir. Bu durum membran modülünün ve kek tabakasının SMP ve EPS’yi tutabilen bir ortam sağladığını göstermektedir. Genel olarak EPS (EPS_k+EPS_p) değerleri SMP (SMP_k+SMP_p) değerlerinden daha düşük olarak belirlenmiştir. Ayrıca EPS ve SMP, karbonhidratlardan daha fazla miktarda proteine sahipti, bu da birçok yeni çalışmayla iyi bir uyum içindedir (Meng vd., 2009; Huang vd., 2011; Ng vd, 2014). Ayrıca daha yavaş hidrolize olmaları sebebiyle de proteinlerin konsantrasyonu, karbonhidratlarından daha yüksektir (Ng vd., 2015; Hafuka vd., 2019).

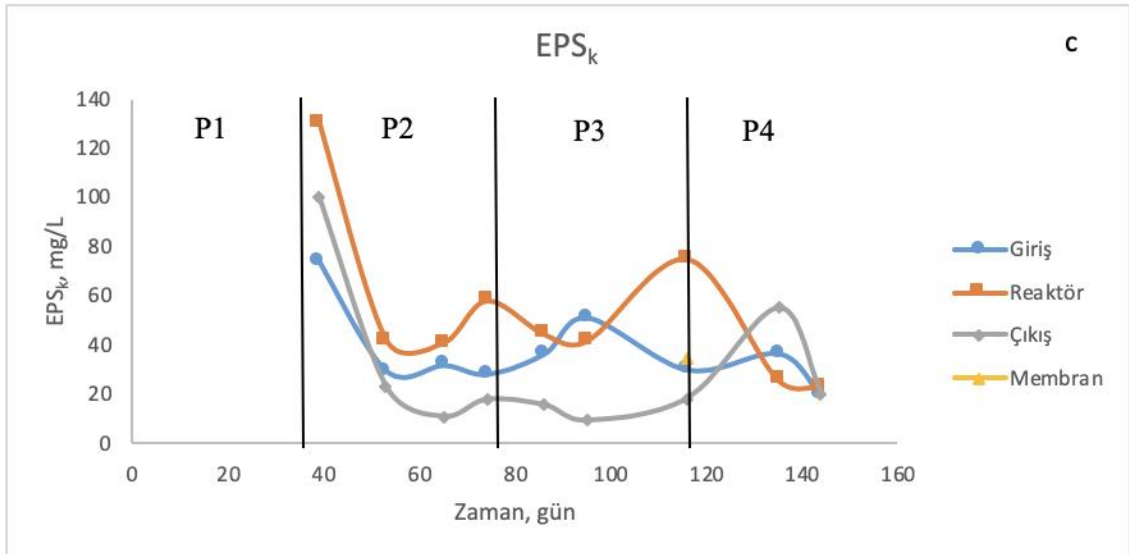
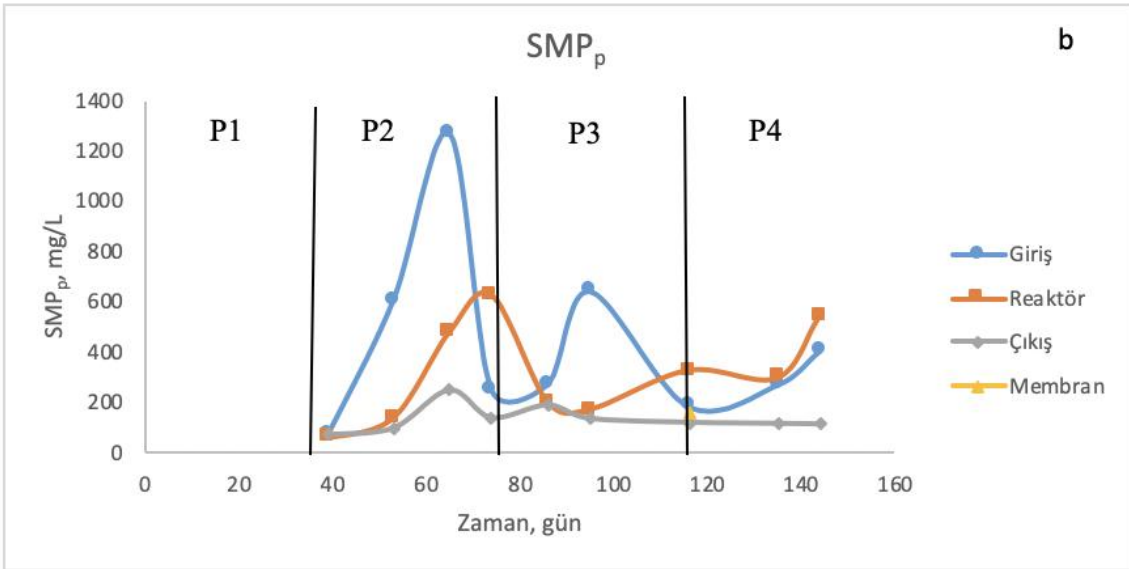
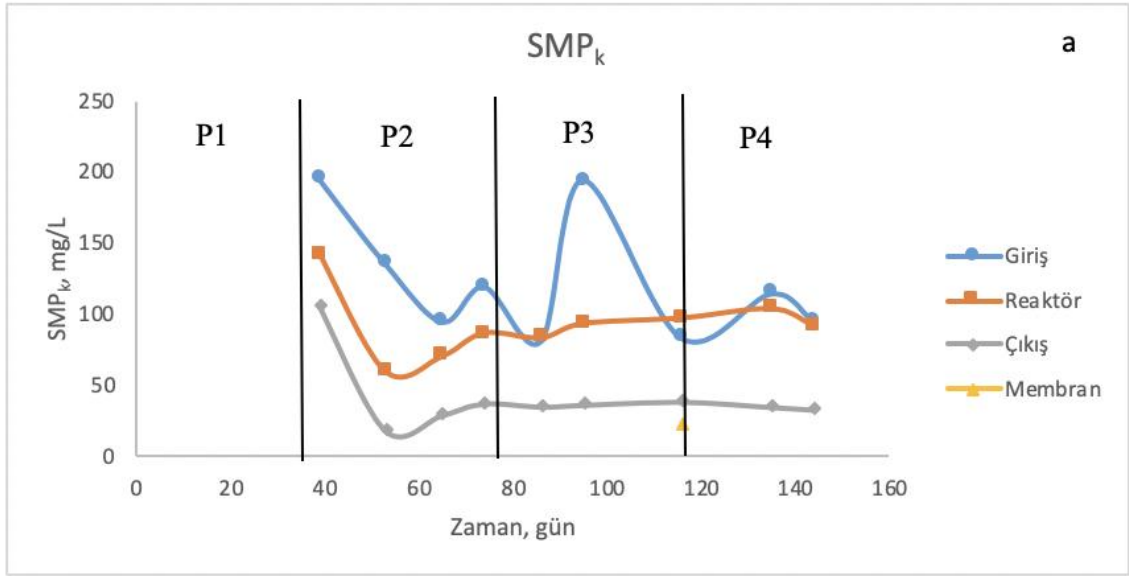
İlk periyotta sistem alışma devresinde olduğu için SMP ve EPS analizleri yapılmamıştır. Fakat bu periyotta sisteme en yüksek OLR uygulanmıştır. OLR arttıkça filtrasyon direnci (Trussell vd., 2006), biyokütle konsantrasyonu artacağından (Jeong vd., 2018) ve SMP ile EPS membran kirlenmesinde önemli rol oynadığından, bu değerlerin bu periyotta yüksek olduğu tahmin edilmiştir. Yani yüksek organik yükleme nedeniyle düşük HBS’de artan biyokütle konsantrasyonlarının olabileceği iyi bilinmektedir (Jeong vd., 2018); bu nedenle, toplam SMP konsantrasyonunun nispeten yüksek olduğu düşünülmüştür. SMP ve EPS değerleri giriş $KOİ$ ve SO_4^{2-} değerine bağlıdır.

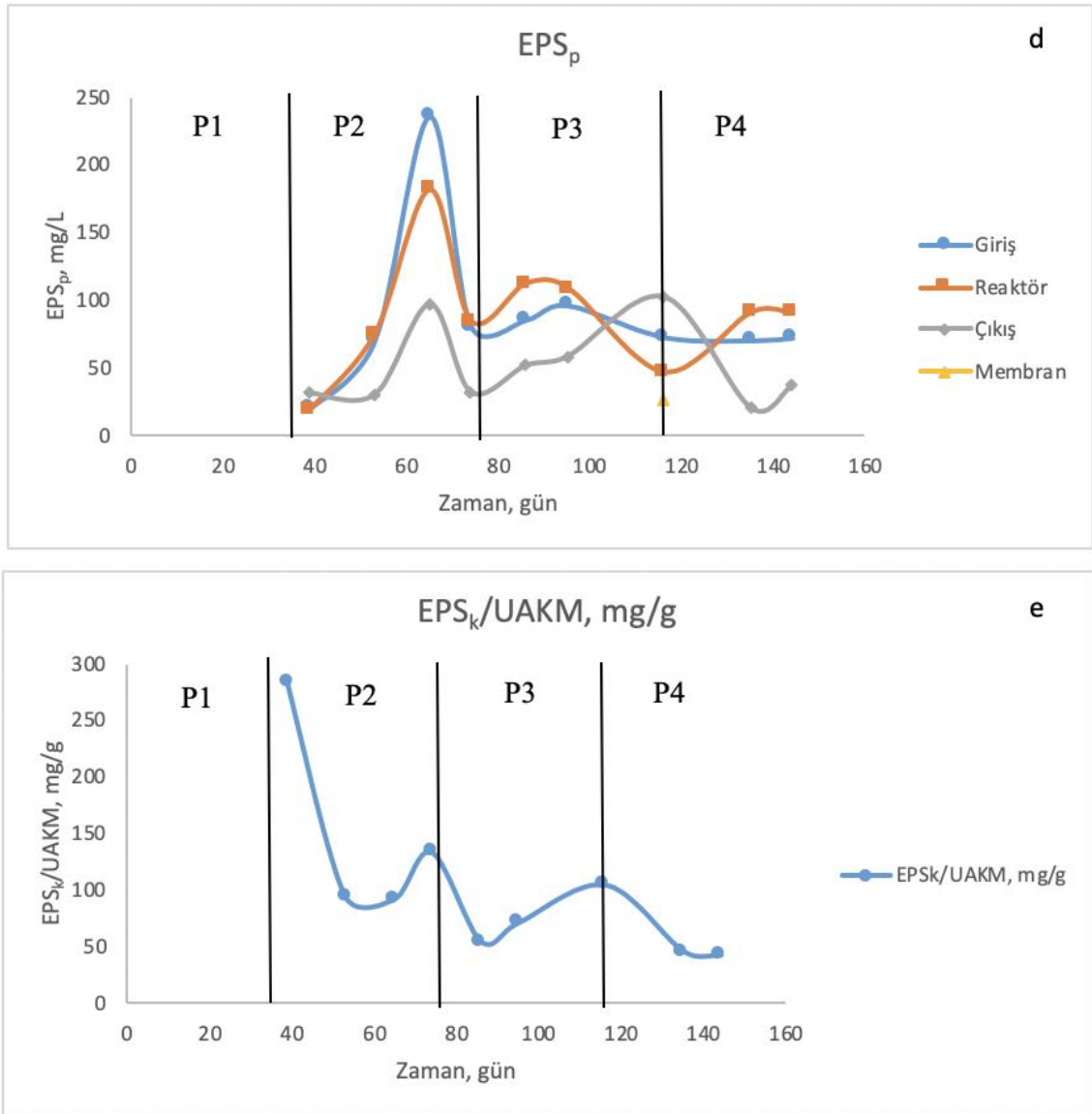
P1’den P2’ye geçiş sırasında $KOİ$ değerinin azaltılması protein konsantrasyonlarının artan yönde bir dalgalanma göstermesine sebep olurken karbonhidrat konsantrasyonlarının ise azalan bir dalgalanma göstermesine sebep olmuştur. OLR’nin azaltılmasına ve buna karşılık meydana gelen karbonhidratın azalmasına rağmen

kirlenmenin artması, asıl kirlenme bileşeni olan protein konsantrasyonunun artması sebebiyledir.

P3'de membran değiştirilmeden, P2'deki şartlarla sadece HBS değeri 15 güne çıkarılarak yani OLR ve SLR değerleri düşürülerek reaktör işletilmeye devam edilmiştir. Daha önce Ng vd. (2016) tarafından yapılan çalışmada membran kirlenmesini etkileyen, HBS ile EPS ve SMP konsantrasyonları arasında ters korelasyon olduğu bulunmuştur (Ng vd., 2016). Yeni membran modülü ile bu periyoda başlanmadığı için belirgin bir orantılı değişim gözlenememiştir. P3'te reaktör ve çıkıştaki SMP_k fazla değişiklik göstermezken SMP_p , EPS_k , EPS_p 'de belirgin dalgalanmalar meydana gelmiştir. Dolayısıyla SMP ve EPS'nin değişen konsantrasyonlarına sebep olmuştur. HBS'nin değişmesi ile birlikte SMP ve EPS'nin farklı içerikleri, mikrobiyal metabolitlerin bileşeninde önemli bir rol oynayan mikrobiyal topluluk yapısının değişmesine bağlanabilir (Ding vd., 2019). Bu aşamanın sonlarına doğru EPS_p sonuçlarına bakıldığında reaktör ve çıkış numunelerinin EPS_p değerlerinin birinin artarken diğerinin azaldığı söylenebilir. Daha önceki periyotlarda benzer değişim gösteren bu değerlerin bu aşamanın sonlarına doğru ters yönde değişmesi membranın kirlenmesiyle açıklanabilir. Çıkış numunelerinde EPS_p 'nin reaktördeki değerlerden yüksek bulunması membranın aşırı kirlendiğini ve bu sebeple çıkış suyu kalitesinin olumsuz yönde etkilendiğini düşündürmüştür. Bu sebeple bu aşamanın sonunda membran modülü değiştirilmiş, $KOİ/SO_4^{2-}$ oranı 8000/1000 yapılarak P4'e geçilmiştir. Membran yüzeyindeki kek tabakasında SMP ve EPS konsantrasyonları reaktöre kıyasla daha düşük bulunmuştur, fakat SMP_k ve EPS_p çıkışa kıyaslandığında daha düşük olarak hesaplanmıştır.

P4'te $KOİ/SO_4^{2-}$ oranının artırılması ilk başta SMP değerlerinde büyük bir değişikliğe sebep olmazken sistem kararlı hale geldikten sonra SMP_k azalmış, SMP_p artmıştır. Bu durum hücre liziz ürünlerinden (örneğin DNA, RNA, enzimler) kaynaklanmış olabilir. Ayrıca protein benzeri SMP'lerin birikmesine, çürük biyokütlenin neden olduğu ortaya konulmuştur (Jeong vd., 2018). Bu zıt yöndeki değişim bu periyotta EPS fraksiyonları için de geçerli iken P3'te başlayan reaktör ve çıkış numuneleri arasındaki zıt yöndeki değişim P4'te de devam etmiştir.





Şekil 4.10. P1-P4 süresince SMP ve EPS değişimi a) SMP_k, b) SMP_p, c) EPS_k, d) EPS_p, e) EPS_k/UAKM

Şekil 4.11’de P5-P8 süresince SMP ve EPS değişimi a) SMP_k, b) SMP_p, c) EPS_k, d) EPS_p, e) EPS_k/UAKM olarak aşağıdaki grafiklerde gösterilmiştir. P5’te KOİ/SO₄²⁻ oranı 12, HBS:15 gün olacak şekilde değişiklikler yapıldığı gibi organik madde de değiştirilerek etanol kullanılmaya başlanmıştır. OLR ve SLR değerlerinin azaltılmış olmasından ve HBS’nin artırılmasından ziyade organik madde değişimi sistemi daha çok etkilemiştir. Çünkü HBS’nin artışı ve OLR ile SLR’nin azalması sebebiyle daha düşük bir kirlenme ve dolayısıyla daha düşük bir SMP ve EPS konsantrasyonu beklenirken reaktördeki SMP_p konsantrasyonunun aşırı arttığı gözlenmiştir. Yani daha yüksek SMP değerleri söz konusu olmuştur. Bu durumun elektron vericinin değişmesi sebebiyle bakteriyel gelişimin artmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Sonuç olarak

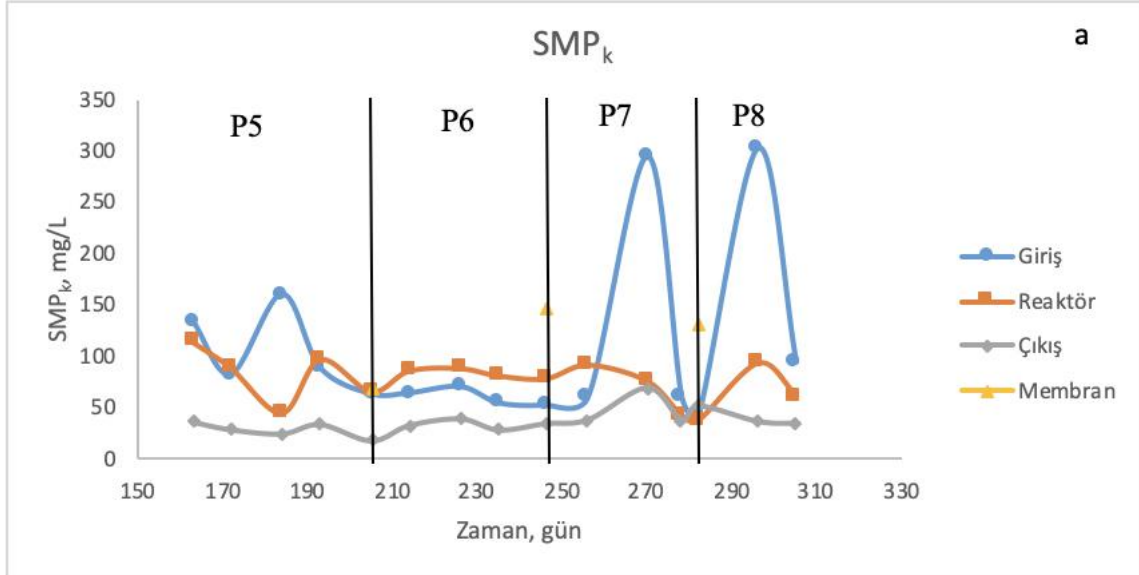
KOİ/SO₄²⁻ oranının artırılması ve organik madde olarak etanolün kullanılmaya başlanması hem SMP hem de EPS'nin artmasına sebep olmuş, özellikle SMP_p değeri yaklaşık 4,5 katına çıkmıştır. Diğer aşamalarda reaktör ve çıkış numuneleri arasında başlayan ters yöndeki değişim bu aşamada gözlenmemiştir. Kek tabakasında yapılan analizlerde SMP ve EPS'nin çıkış numunelerine kıyasla daha yüksek çıkması bu maddelerin membran yüzeyinde tutulduğunu ve bunun büyük bir kısmını SMP_p'nin oluşturduğunu göstermiştir. Kek tabakasındaki SMP_p ve EPS_k değerlerinin reaktöre kıyasla daha düşük çıkması membranın kirlenmesine ve dolayısıyla daha fazla kirliliği yüzeyine yani kek tabakasına alamamasına bağlanabilir.

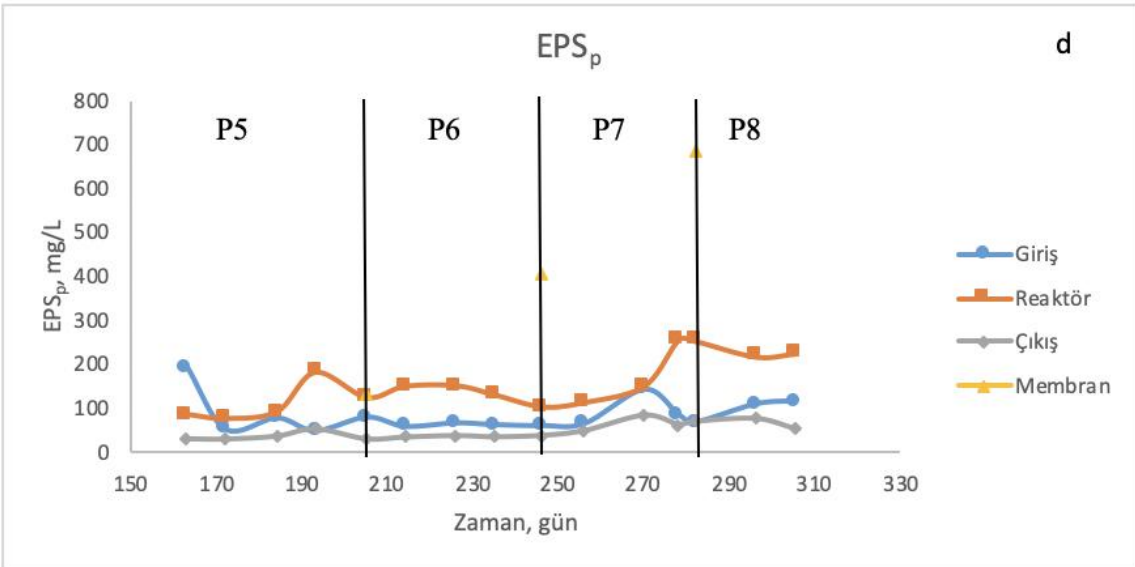
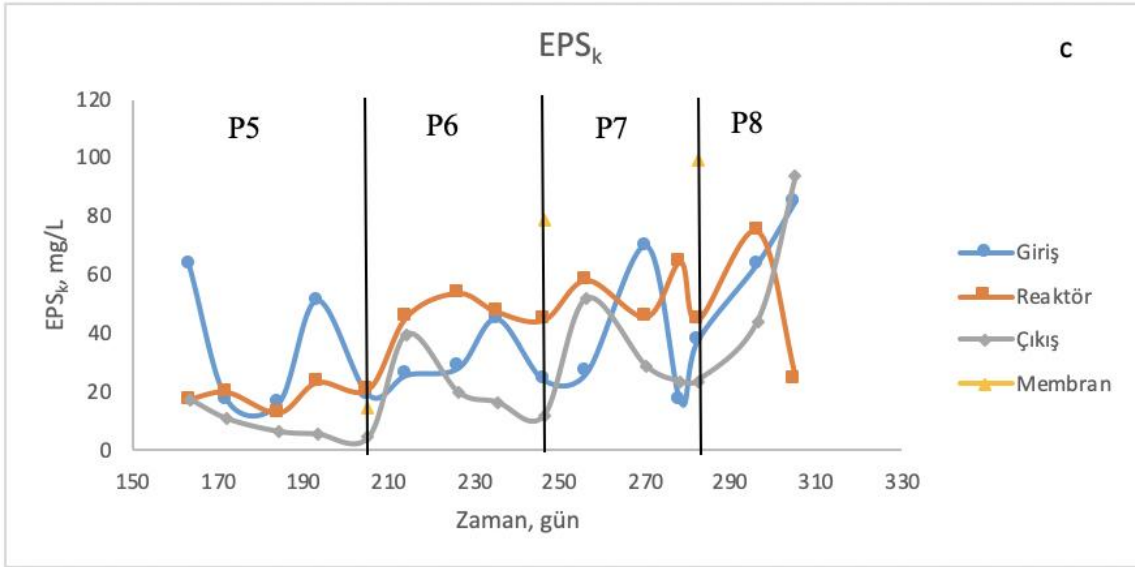
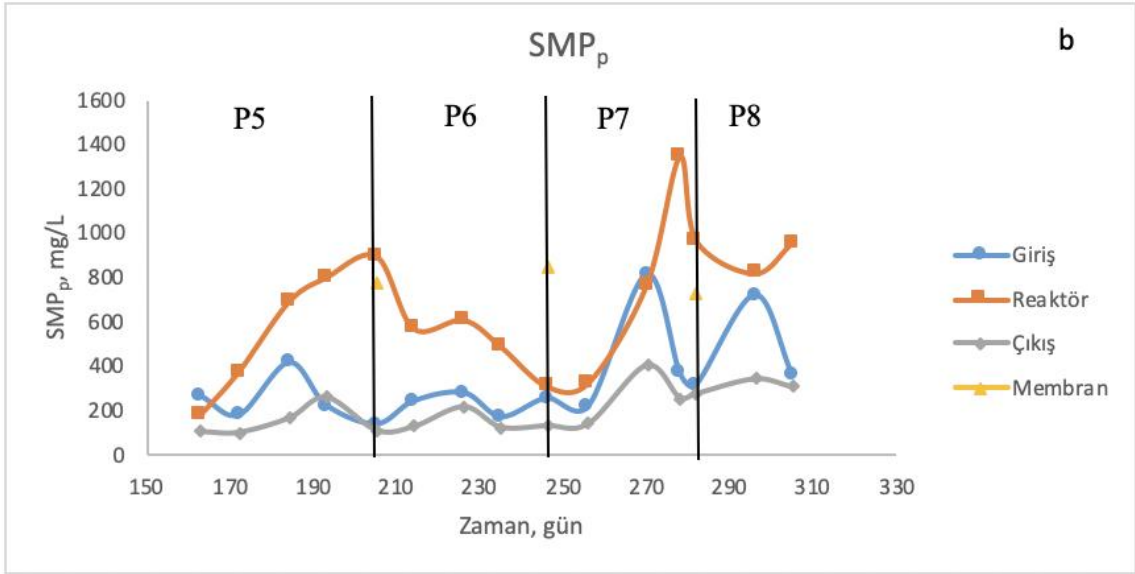
P6'da sadece HBS:7 gün değişikliği yapılarak dolayısıyla SLR değeri artırılarak P5'deki şartlara devam edilmiştir. 2. membran modülü ilk başta 1000 mg/L'lik SO₄²⁻ konsantrasyonuyla kullanıldığı için bu periyottaki modüle kıyasla daha fazla SMP ve EPS konsantrasyonunu göstermiştir. Bu periyotta ise HBS'nin azaltılması ilk başlardaki küçük dalgalanma sonrasında P5'e kıyasla SMP ve EPS değerlerinin azalmasına neden olmuştur. Bu aşamanın sonunda membran yüzeyinde kek tabakasındaki SMP ve EPS değerleri tüm numunelerden daha yüksek olarak bulunduğu gibi, P5'e kıyaslandığında kek tabakasında çok daha fazla protein ve karbonhidrat olduğu görülmüştür. Bu durumun sebebinin etanolün kullanılmasının yanı sıra SO₄²⁻ konsantrasyonunun azalması olduğu düşünülmüştür. Çünkü düşük bir SO₄²⁻ konsantrasyonu söz konusu olduğunda karışık sıvıda çözümler mikrobiyal ürün (SMP) ve hücre dışı polimerik maddelerin (EPS) konsantrasyonunda azalma meydana gelebilir bu da gözenek tıkanmasının ve kek tabakası oluşumunun azalmasına neden olabilir (Song vd., 2018b). Bu durum ayrıca azalan HBS'nin de membran kirlenmesini şiddetlendirdiğini göstermiştir. Bu sonuç HBS'nin azalması ile EPS'nin azaldığı tespit edilen diğer çalışmalara benzerdir (Ng vd., 2015).

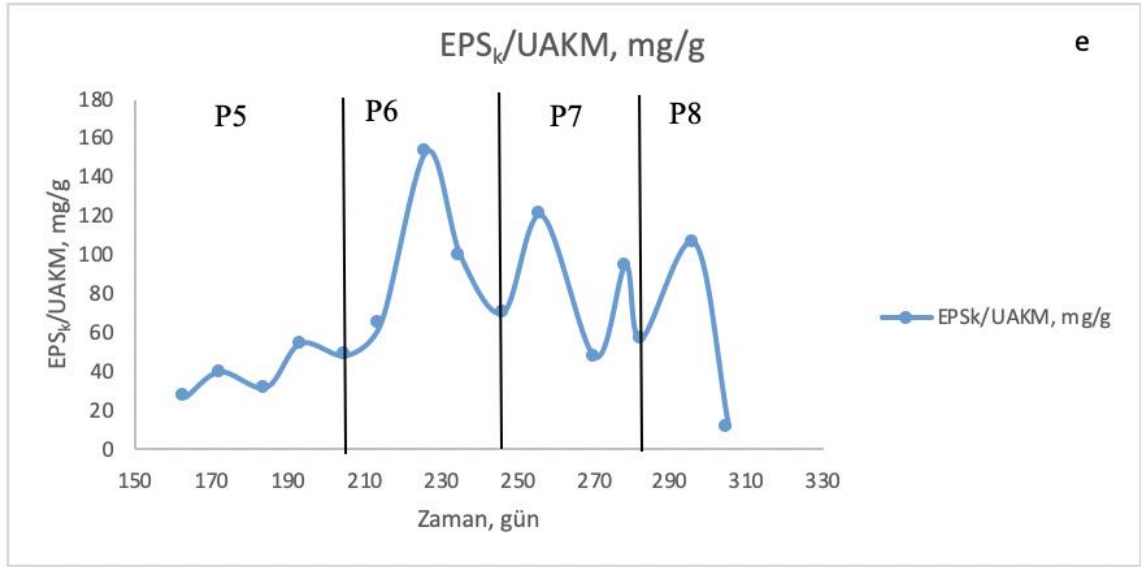
P7'de SO₄²⁻ konsantrasyonunun P6'ya kıyasla iki katına ve dolayısıyla SLR'nin 0,06 g/Lgün'e çıkarılması, ayrıca HBS'nin de düşük olması ve bu sebeple de OLR değerlerinin çalışma boyunca uygulanan en yüksek değerlerden biri olması (0,04 g/Lgün) membran kirlenmesini şiddetlendirmiştir. Tüm çalışma boyunca en düşük membran akıları, en yüksek membran dirençleri, en yüksek EPS konsantrasyonları bu periyotta elde edilmiştir. Sülfat konsantrasyonunun artırılması ilk başta bakteri üzerinde olumsuz etki yaratmış EPS ve SMP dalgalanmalarına neden olmuştur. Bakteri SO₄²⁻ konsantrasyondaki artışa protein konsantrasyonlarını artırarak cevap vermiştir. Özellikle

SMP_p değerlerinin çok yüksek olduğu gözlenmiştir. Bu durum kirlenmenin yüksek oranda gerçekleştiğini ve kirlenme tabakasının çoğunlukla proteinden kaynaklandığını göstermiştir. Kek tabakasında önceki periyottaki kek tabakasına kıyasla biraz daha küçük miktarda SMP ve daha yüksek miktarda EPS gözlenmiştir. Bu sonuç, yüksek OLR değerinin EPS büyümesini arttırdığını gözlemleyen Sharghi ve Bonakdarpour (2013) tarafından yapılmış olan çalışma ile uyumludur. Bu periyotta gözlenen daha yüksek protein konsantrasyonları ve membran yüzeyindeki EPS artışları önceki başlıkta bahsedildiği gibi P7'deki en yüksek kirlenmeyi desteklemiştir.

P8'de sülfat miktarının artırılması sistem alıştıktan sonra protein konsantrasyonlarının artmasına karbonhidrat konsantrasyonlarının azalmasına sebep olmuştur. Sistem SLR'ye kıyasla OLR'den daha fazla etkilenmiştir. SLR'nin artırılmasına bakteri alışma aşamasından sonra sadece karbonhidrat konsantrasyonunu azaltarak cevap vermiştir. Bu azalma da kirlenmenin P7'ye kıyasla daha düşük oranda gözlenmesinin sebebi olmuştur. Ayrıca reaktör ve çıkış numuneleri arasındaki zıt yöndeki değişim bu periyotta belirgin olarak gözlenmiştir. Fakat genel olarak bakıldığında ve diğer periyotlarla kıyaslandığında P8'de çok yüksek değişimler meydana gelmemiştir.







Şekil 4.11. P5-P8 süresince SMP ve EPS değişimi a) SMP_k, b) SMP_p, c) EPS_k, d) EPS_p, e) EPS_k/UAKM

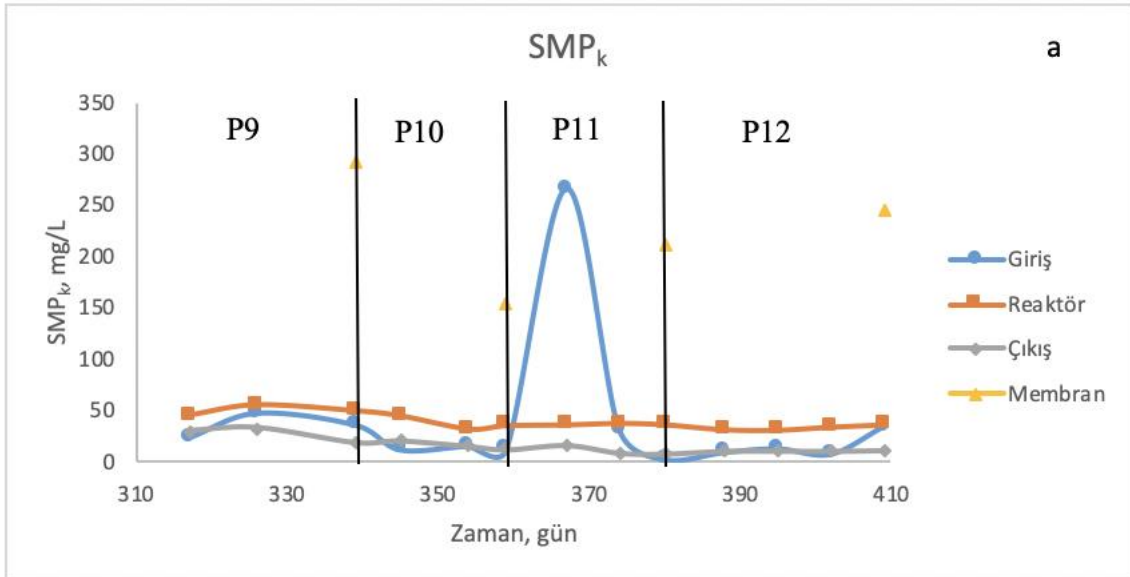
Şekil 4.12’de P9-P12 süresince SMP ve EPS değişimi a) SMP_k, b) SMP_p, c) EPS_k, d) EPS_p, e) EPS_k/UAKM olarak sunulmuştur. P9’da organik madde olarak etanol ile birlikte asetat da kullanılmaya başlanmıştır. İki elektron vericisinin kullanılması SMP_k ve EPS_k’de çok büyük değişiklikler meydana getirmese de protein de değişikliğe sebep olmuştur fakat sistem iki organik maddeye alıştıktan sonra yaklaşık olarak başlangıçtaki değerler yine elde edilmiştir. Protein de meydana gelen değişiklik ise daha önce belirtildiği gibi hücre liziz ürünlerinden (örneğin DNA, RNA, enzimler) kaynaklanmış olabilir. Kek tabakasında yapılan analizler aşırı şekilde protein ve karbonhidratın biriktiğini göstermiştir. Bu durumun bu periyotta uygulanan aşı sebebiyle meydana gelmiş olabileceği düşünülmüştür.

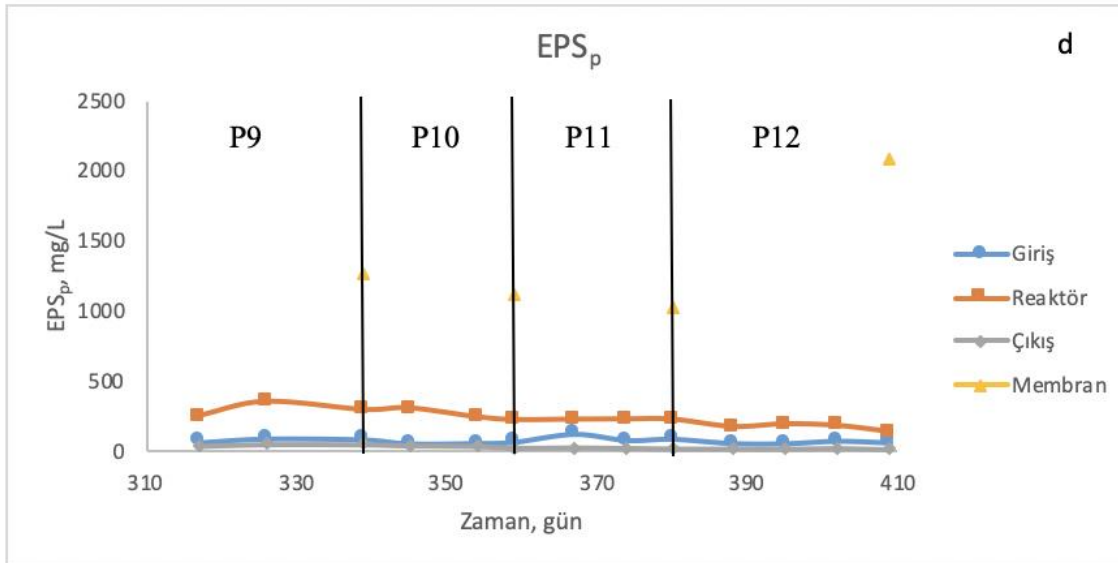
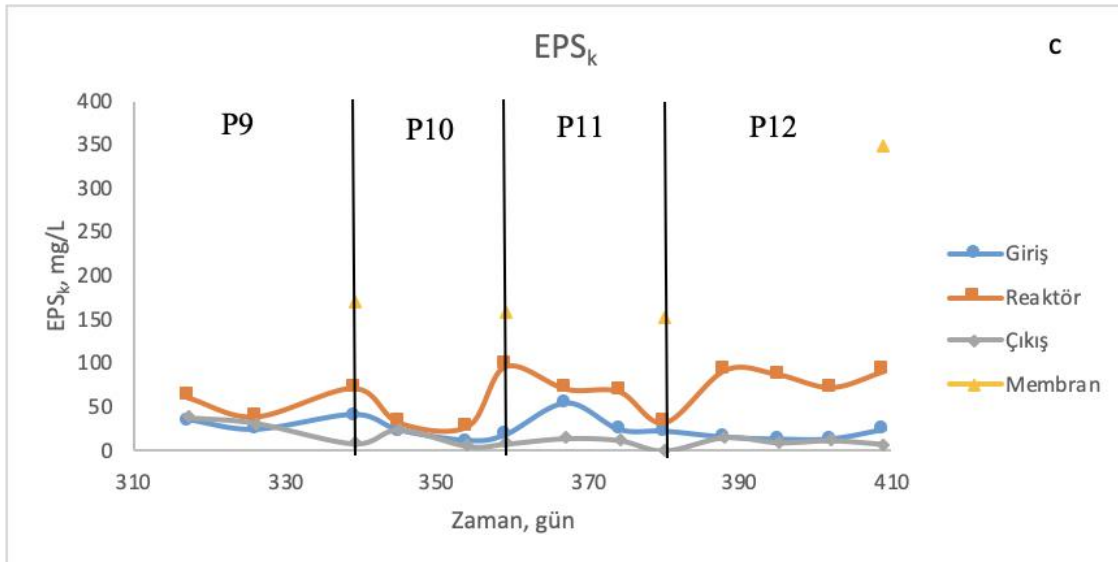
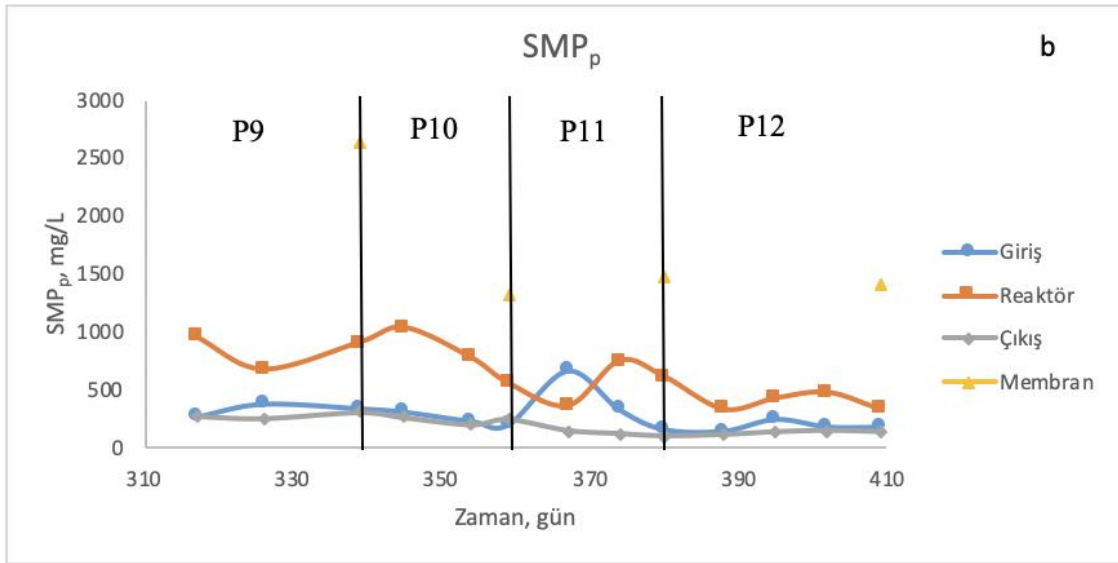
P10’da etanol/asetat oranının azaltılması tüm numuneler için SMP ve EPS değerlerinin azalmasına neden olmuştur. Özellikle membran yüzeyindeki SMP konsantrasyonu yaklaşık olarak yarıya düşmüştür. Bu durum da membran kirlenmesinin daha düşük oranda meydana gelmesini sağlamıştır.

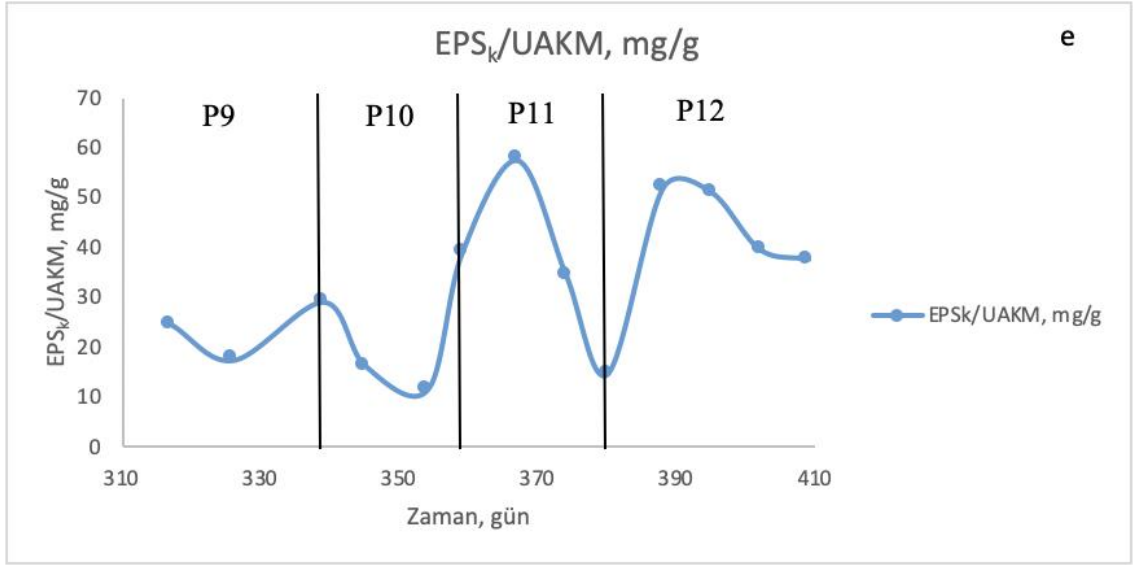
P11’de etanol/asetat oranının yine azaltılması SMP_k ve EPS_p’de belirgin bir değişiklik meydana getirmezken SMP_p’de önce bir dalgalanmaya daha sonra azalmaya, EPS_k’da ise azalmaya neden olmuştur. E/A oranının değiştirilmesi kek tabakasındaki SMP konsantrasyonunu artırırken EPS konsantrasyonunu azaltmıştır. Bu da mikroorganizmaların yüzeyinden gevşek bağlı EPS'nin ayrılmasına ve onların daha fazla çözünmesine bağlanabilir ki sonuçta aynı periyotta SMP konsantrasyonlarını arttırmıştır. Gevşek EPS'nin ayrılmasının bir sonucu olarak süpernatanta bırakılan SMP'nin, bağlı

EPS'ye kıyasla membran kirlenmesini çok daha fazla etkilemesi beklenir. Bu nedenle, SMP'deki artış, membran kirlenmesi için ana faktör olabilir (Şahinkaya vd., 2018).

P12'de tuzluluğun arttırılması SMP_k 'da bir değişiklik meydana getirmeyenken, SMP_p 'de, EPS_k 'da ve EPS_p 'de dalgalanmalara neden olmuştur. Membran yüzeyindeki EPS konsantrasyonunun çok fazla şekilde arttığı SMP konsantrasyonunun ise çok değişmediği görülmüştür. Bu periyotta önceki başlıkta belirtildiği gibi kirlenmenin artması tuzluluk artışı sebebiyle özellikle EPS'nin artması nedeniyledir. Çözünebilir EPS'deki artış esas olarak plazmolizden ve hücre içi bileşenlerin salınmasından, organik maddelerin ve mikrobiyal olarak üretilen polimerlerin tamamlanmamış bozunmasıyla metabolize edilmemiş ve ara ürünlerin birikmesinden kaynaklanmaktadır (Laspidou ve Rittmann, 2002). Bazen bazı mikroorganizmalar, toksik bileşiklere karşı kendini savunma ve kendilerini korumak için polimerler üretirler. Bu aynı zamanda sodyum klorür şok yükü sırasında çözünür EPS'deki artışın bir nedeni olabilir (Yogalakshmi ve Joseph, 2010). Ayrıca Yogalakshmi ve Joseph, (2010), yaptıkları çalışmada artan sodyum klorür şok yükleri ile bağlı EPS'de azalma ve çözünür EPS'de bir artış olduğunu, bağlı EPS'de meydana gelen azalmaların flog bozulmasına neden olduğunu bulmuşlardır (Yogalakshmi ve Joseph, 2010). Bu hususlar dikkate alındığında P12'de $EPS_k/UAKM$ 'de meydana gelen azalma beklenen bir durumdur.







Şekil 4.12. P9-P12 süresince SMP ve EPS değişimi a) SMP_k, b) SMP_p, c) EPS_k, d) EPS_p, e) EPS_k/UAKM

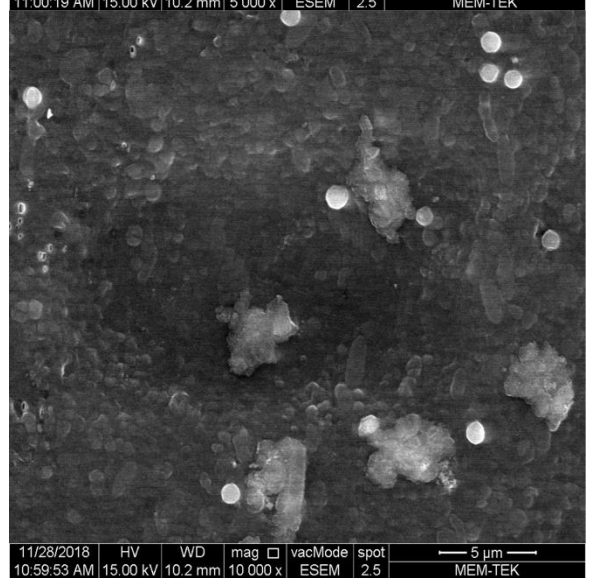
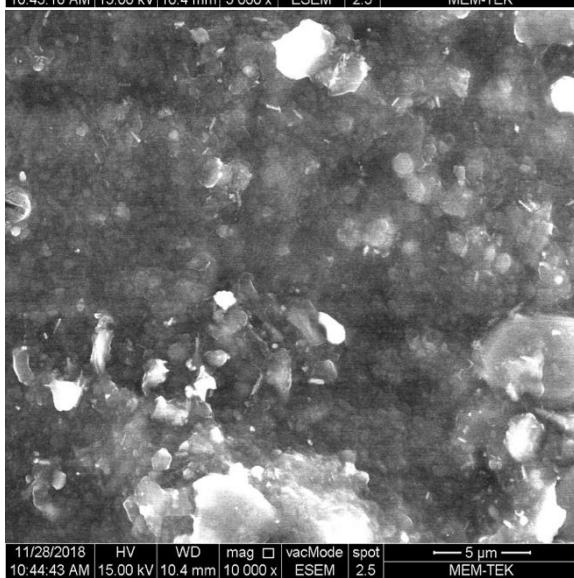
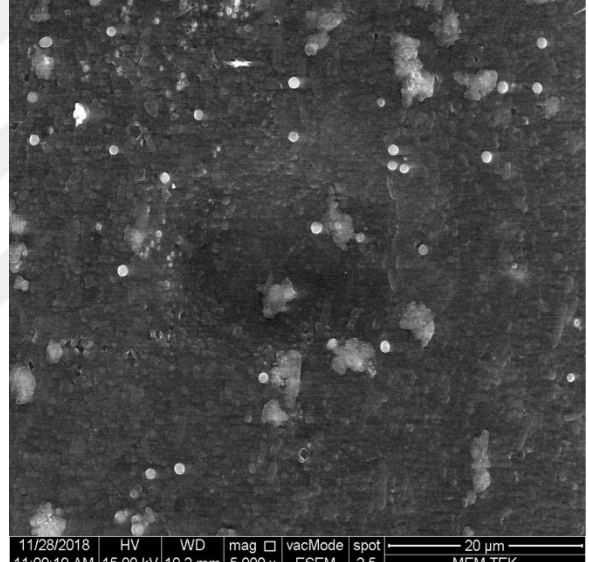
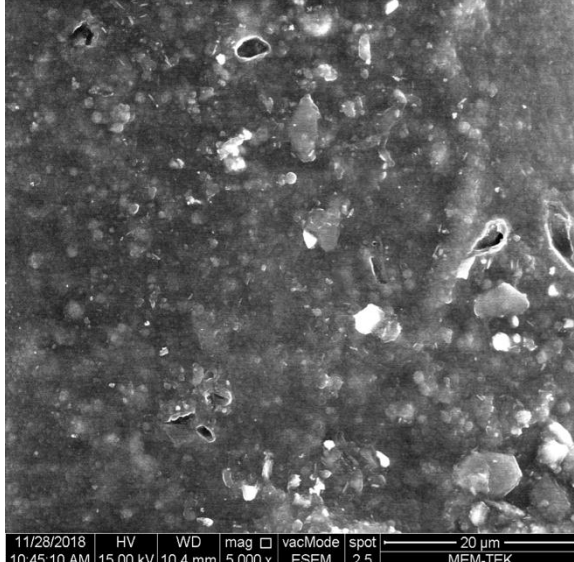
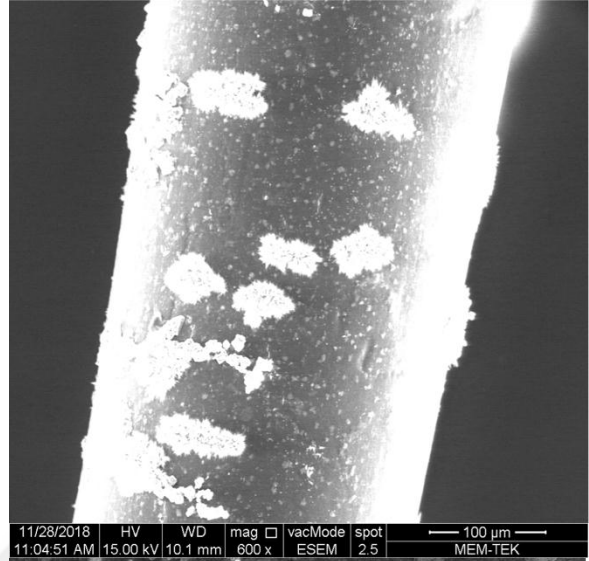
4.2. Membran Karakterizasyon Çalışmaları

4.2.1. SEM ve EDX Sonuçları

SAnMBR işletim başlangıcından bu zamana kadar sekiz adet membran modülü kullanılmıştır. Reaktörden çıkarılan membranların yüzeyleri sıyrılmış ve sıyrılmamış olarak SEM görüntüleri; Şekil 4.13, 4.15, 4.17, 4.19, 4.21, 4.23, 4.25, 4.27'de ve EDX sonuçları, Şekil 4.14, 4.16, 4.18, 4.20, 4.22, 4.24, 4.26, 4.28'de gösterilmiştir. Şekil 4.13'de P3 sürecinde kullanılan membrana ait SEM görüntüleri verilmiştir. Buna göre membran yüzeyinin sıyrılmamış olduğu görüntülerde, yüzeyde organik yapıların ve inorganik çökeleklerin oluştuğu, sıyrılmış kısımda ise daha çok bakteriyel birikimlerin olduğu düşünülmüştür. Nitekim aynı membrana ait EDX sonuçlarına bakıldığında sıyrılmamış kısımda element çeşitliliği fazladır ve ağırlıkça %43,45 C, %23,42 O, %14,77 Na ve diğer elementlerden oluşmaktadır (Şekil 4.14). Sıyrılmış kısımda ise sadece karbonun ağırlıkça yüzdesi artarken (%67,67) diğer elementlerin yüzdeleri azalmıştır. Sıyırma işlemi ile inorganik kısım daha fazla uzaklaştırıldığından, membran porlarının daha çok organik kirlenmeye bağlı olarak kirlendiği düşünülmüştür.

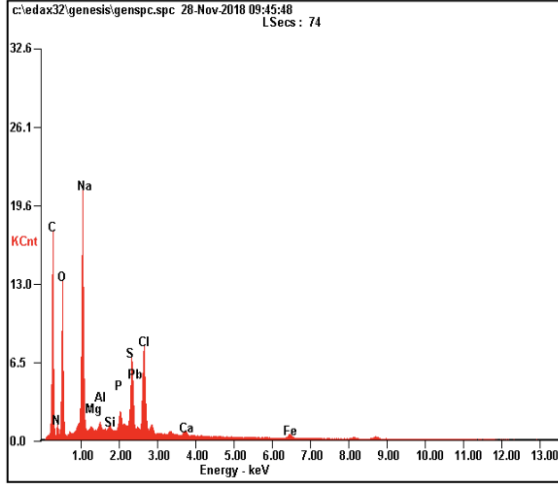
Membran yüzeyi sıyrılmamış

Membran yüzeyi sıyrılmış

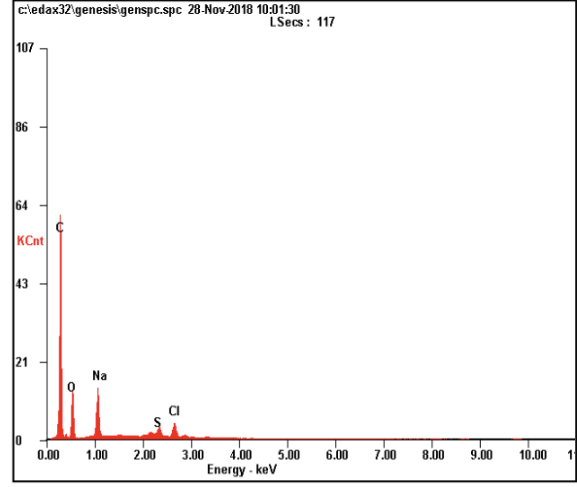


Şekil 4.13. P3'e ait membran SEM görüntüleri

Membran yüzeyi sıyrılmamış



Membran yüzeyi sıyrılmış



Element	Wt %	At %
C	43.45	56.62
N	04.67	05.22
O	23.42	22.92
Na	14.77	10.06
Mg	00.21	00.13
Al	00.39	00.23
Si	00.22	00.12
P	01.00	00.50
S	02.92	01.43
Pb	02.77	00.21
Cl	04.93	02.18
Ca	00.36	00.14
Fe	00.89	00.25

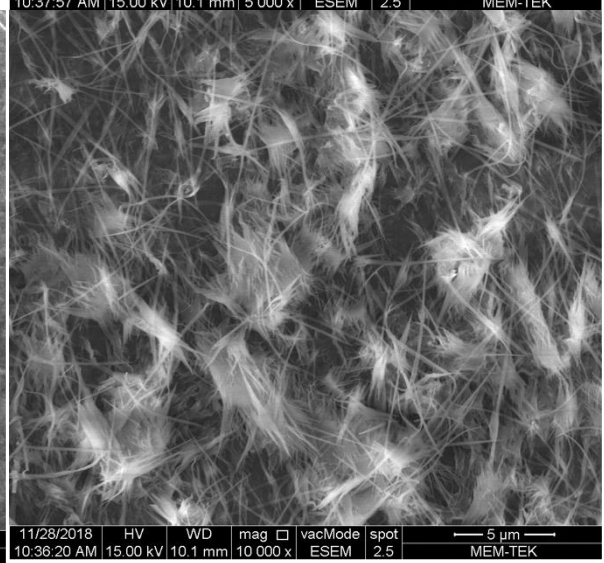
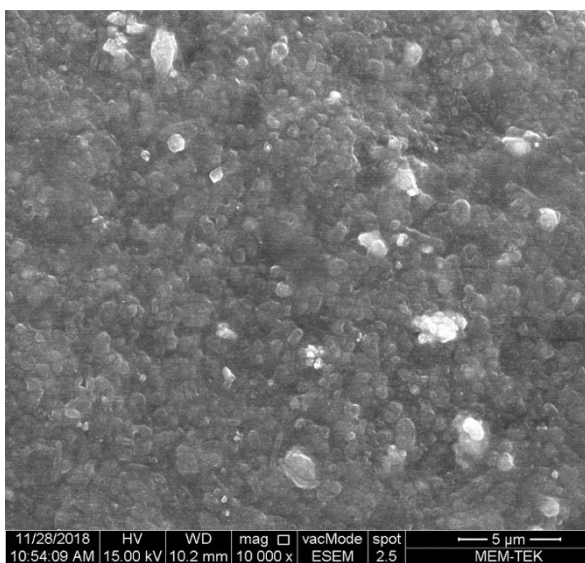
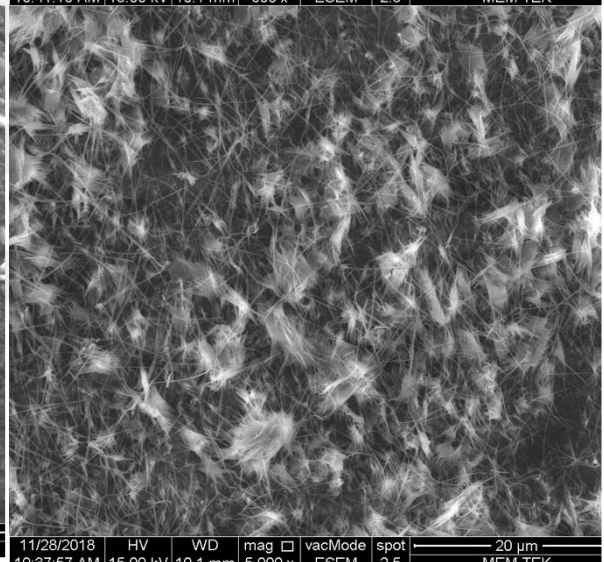
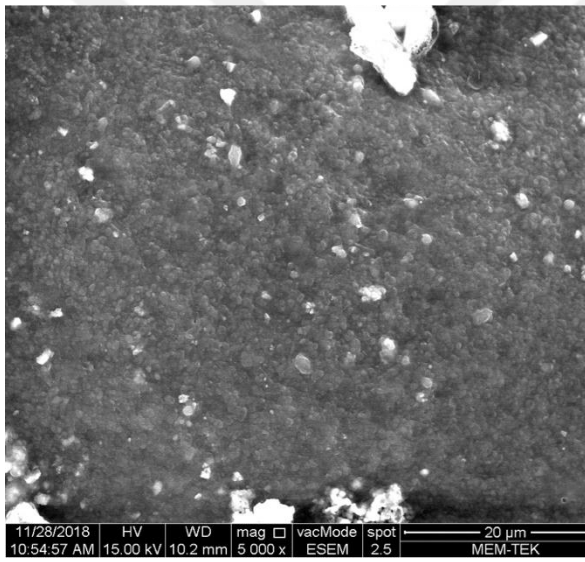
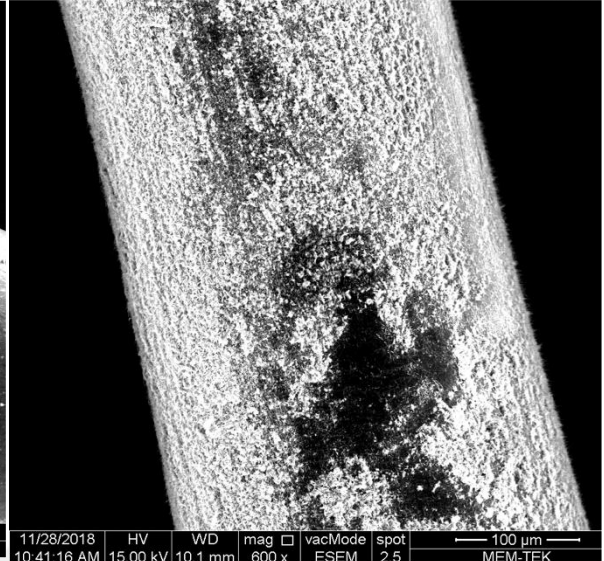
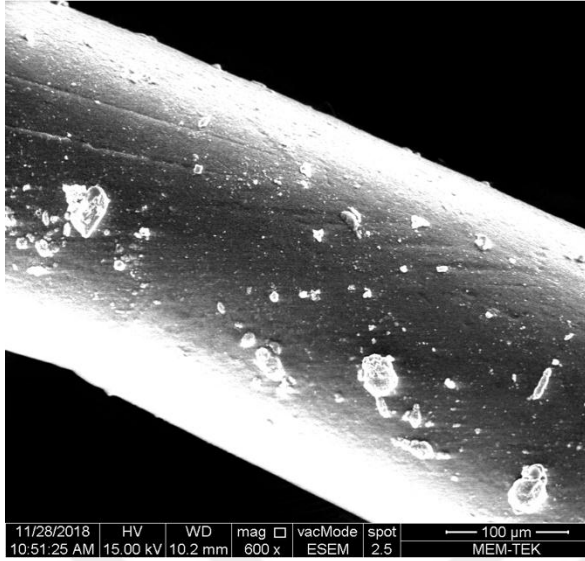
Element	Wt %	At %
C	67.67	76.09
O	21.51	18.16
Na	07.67	04.51
S	01.24	00.52
Cl	01.91	00.73

Şekil 4.14. P3'e ait membran EDX sonuçları

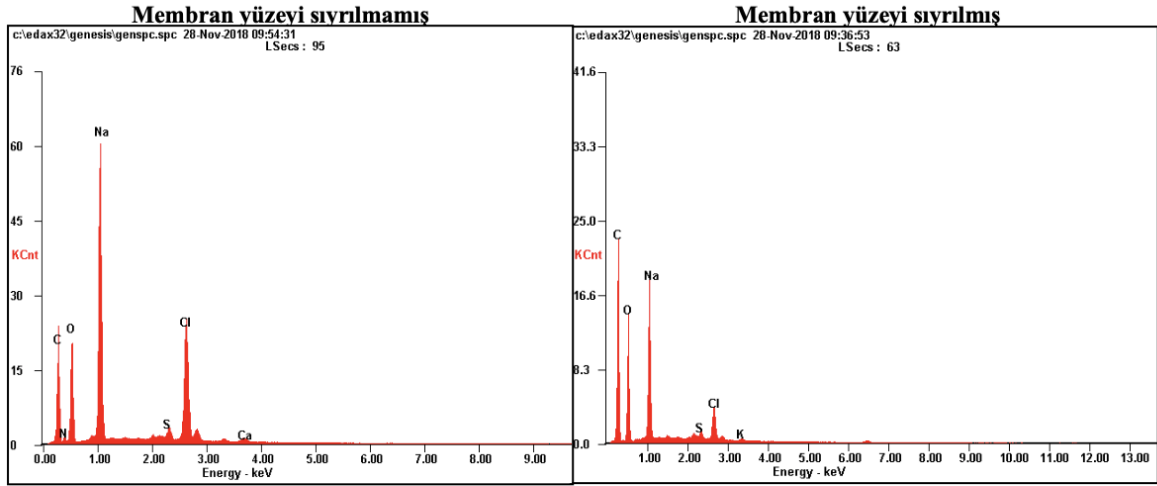
Şekil 4.15'de (P5'e ait SEM görüntüsü) sıyrılmamış kısım için ilk membranla elde edilen görüntülere benzer durumlar görülmektedir. Fakat sıyrılmış kısımda çok farklı ipliksi ve lifli yapılar görülmektedir. Böyle bir oluşumun bakteriyel kaynaklı mı ya da numune hazırlama veya analizleme sürecinden kaynaklanan bir durumdan mı olduğuna dair bir sonuca varılamamıştır. İlk membrana benzer şekilde karbon yüzdesi sıyrılmış kısımda daha fazla iken inorganik elementlerin yüzdesi sıyırmadan sonra azalmıştır (Şekil 4.16). Membran kirlenme türünün periyotlar arasında değişiklik göstermediği tespit edilmiştir.

Membran yüzeyi sıyrılmamış

Membran yüzeyi sıyrılmış



Şekil 4.15. P5'e ait membran SEM görüntüleri



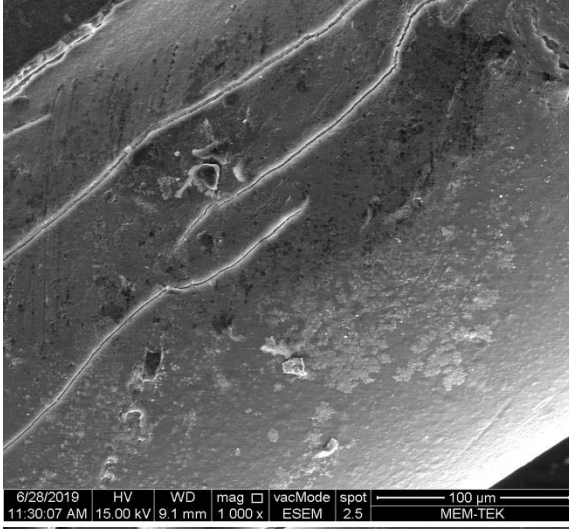
Element	Wt %	At %
C	38.33	51.32
N	02.91	03.35
O	22.78	22.89
Na	24.85	17.38
S	00.89	00.45
Cl	09.81	04.45
Ca	00.42	00.17

Element	Wt %	At %
C	51.70	62.38
O	28.97	26.24
Na	15.63	09.85
S	00.60	00.27
Cl	02.92	01.19
K	00.18	00.07

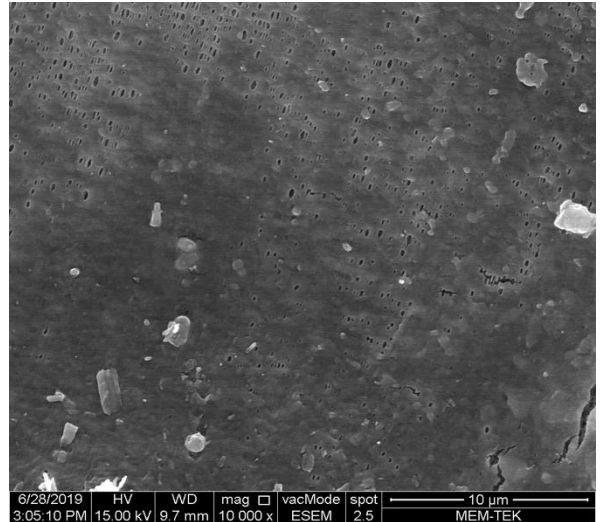
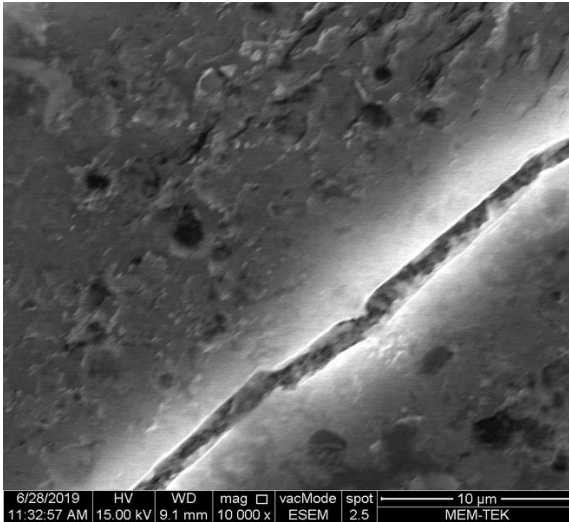
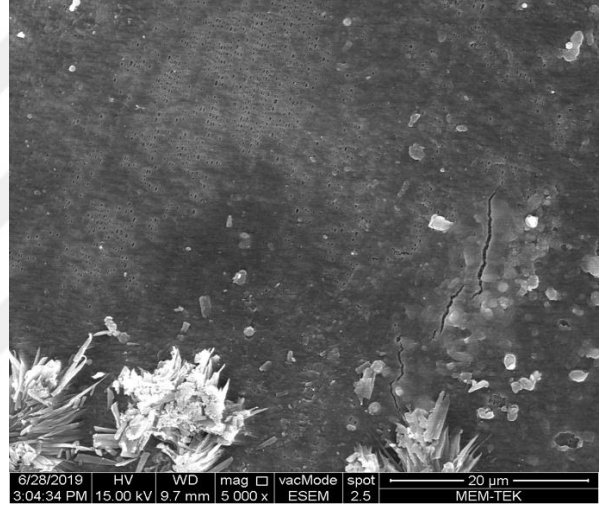
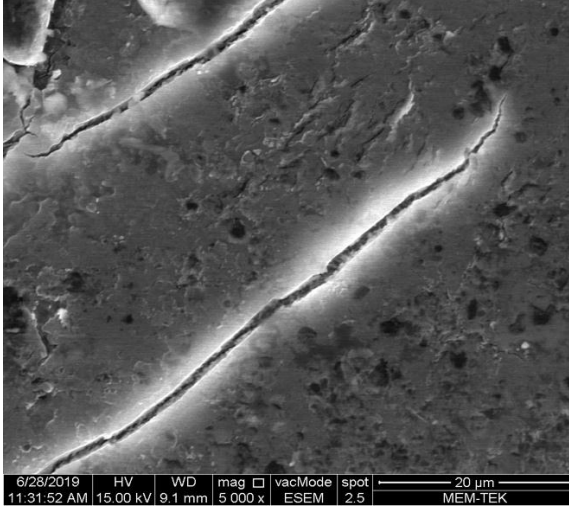
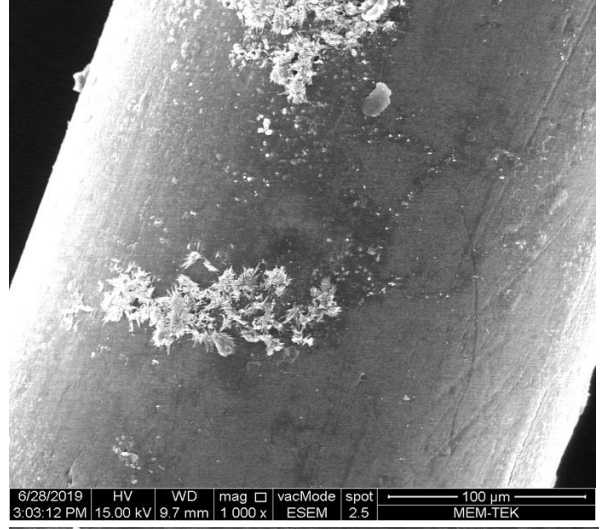
Şekil 4.16. P5'e ait membran EDX sonuçları

Şekil 4.17'deki P6'ya ait SEM görüntüleri incelendiğinde, sıyrılmış ve sıyrılmamış kısımlarda membran yüzeylerinde kristalize yapıların oluştuğu ve pürüzlü bir tabakanın organik kirlenme olabileceği görülmektedir. EDX sonuçlarına göre de (Şekil 4.18) membranın sıyrılmamış kısmında %31,84 olan karbon yüzdesi sıyrılmış kısımda %57,30'a yükselmiştir. Aynı zamanda Na ve Cl gibi iyonların yüzdesi temizlenmiş membranda azalmıştır. Bu sonuçlara göre membrandaki organik kirlenme öneme sahiptir. P7'ye ait SEM görüntülerinde ise her iki membran yüzeyi için mikrobiyal veya organik bir kirlenmenin baskın olduğu düşünülmüştür (Şekil 4.19). Sıyrılmamış kısımdaki karbon yüzdesi yaklaşık %54 iken sıyrılmış yüzeyde bu oran %66'lara kadar yükselmiştir (Şekil 4.20). Reaktör işletiminin başlangıcından bu sürece kadar en fazla karbon kaynaklı kirlenmenin P7'de gerçekleştiği düşünülmüştür.

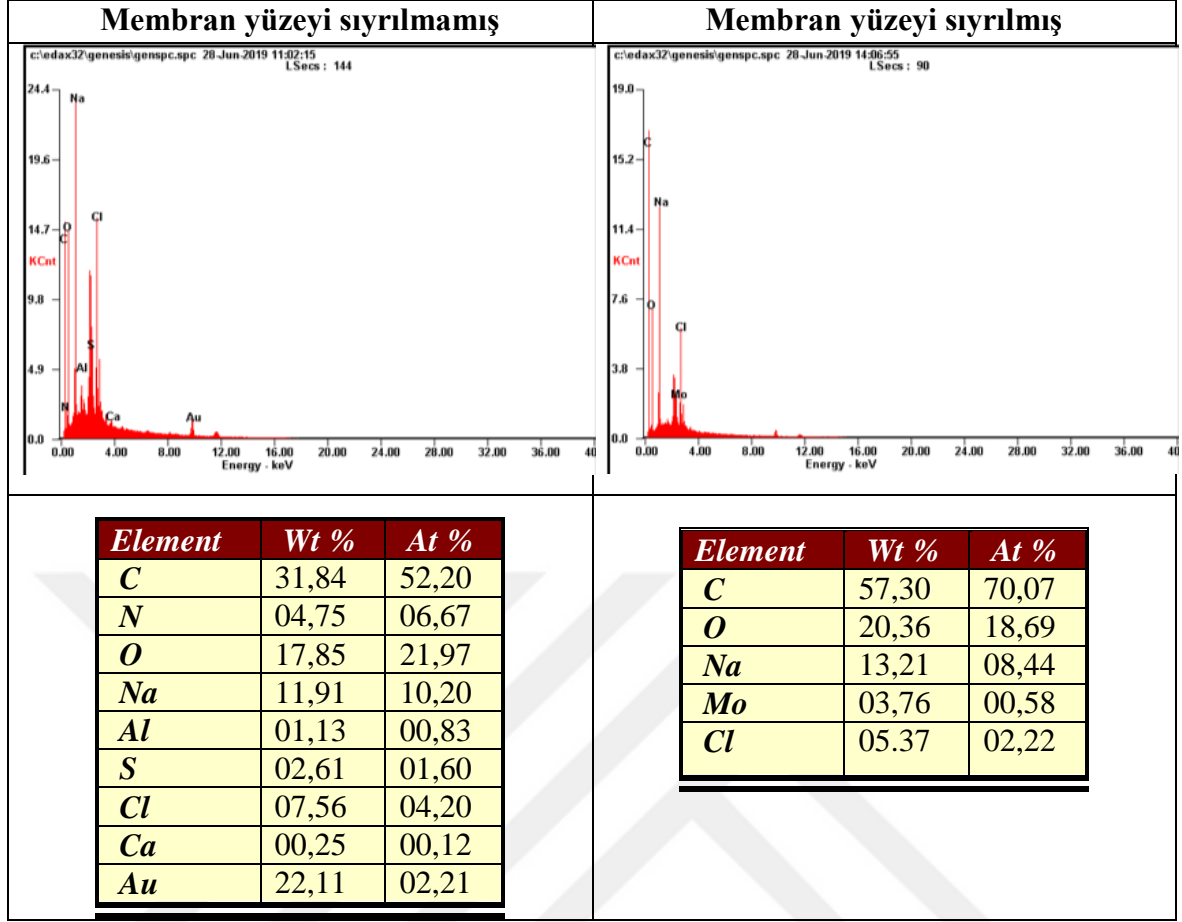
Membran yüzeyi sıyrılmamış



Membran yüzeyi sıyrılmış

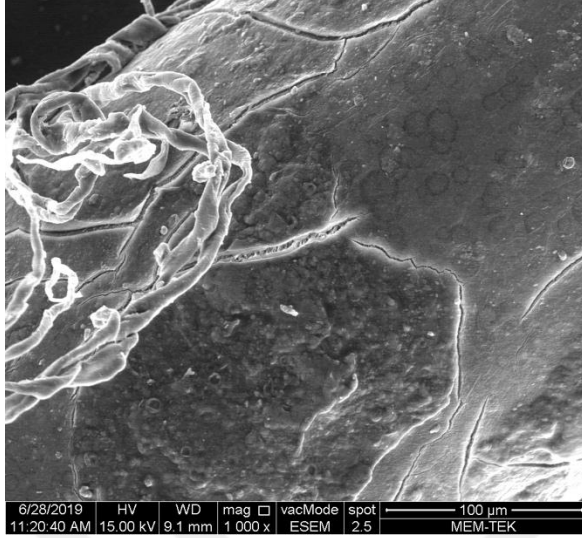


Şekil 4.17. P6'ya ait membran SEM görüntüsü

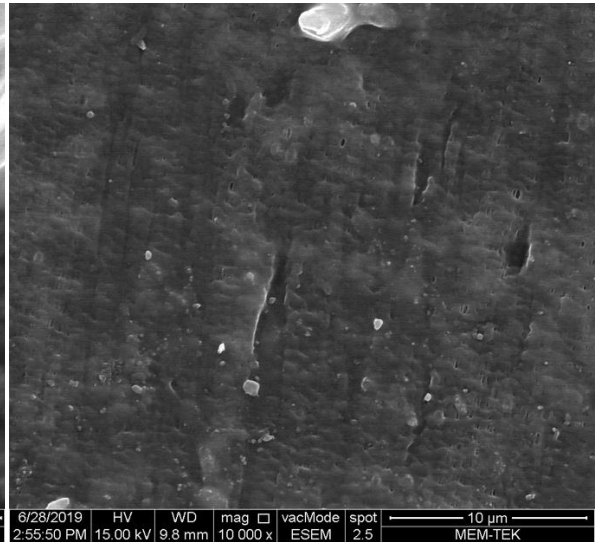
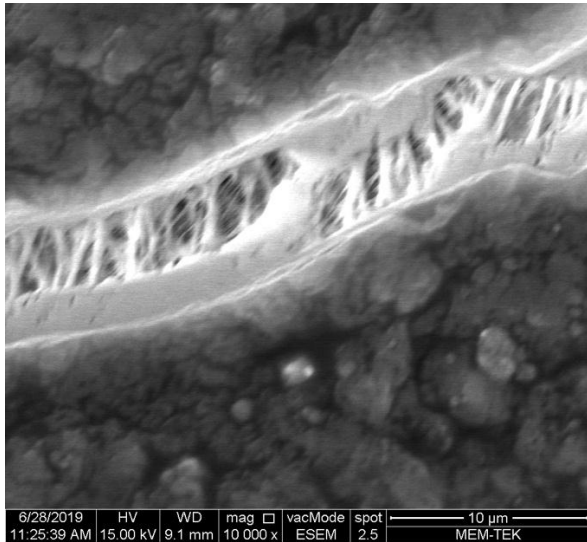
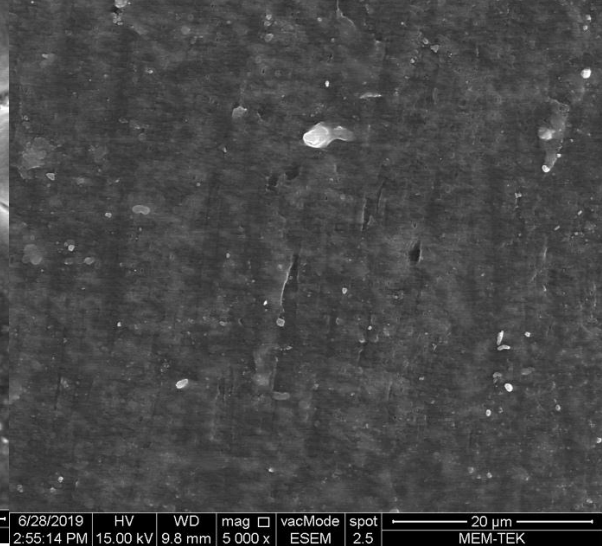
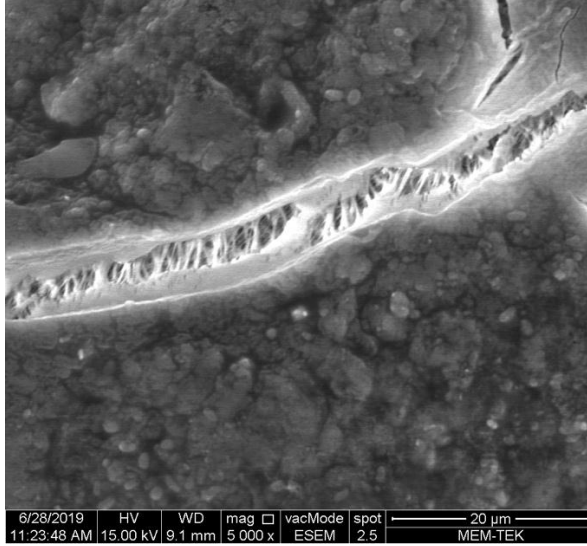
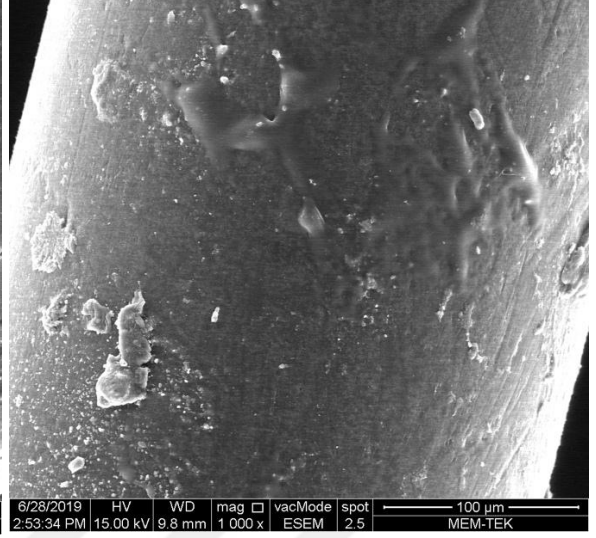


Şekil 4.18. P6'ya ait membran EDX sonuçları

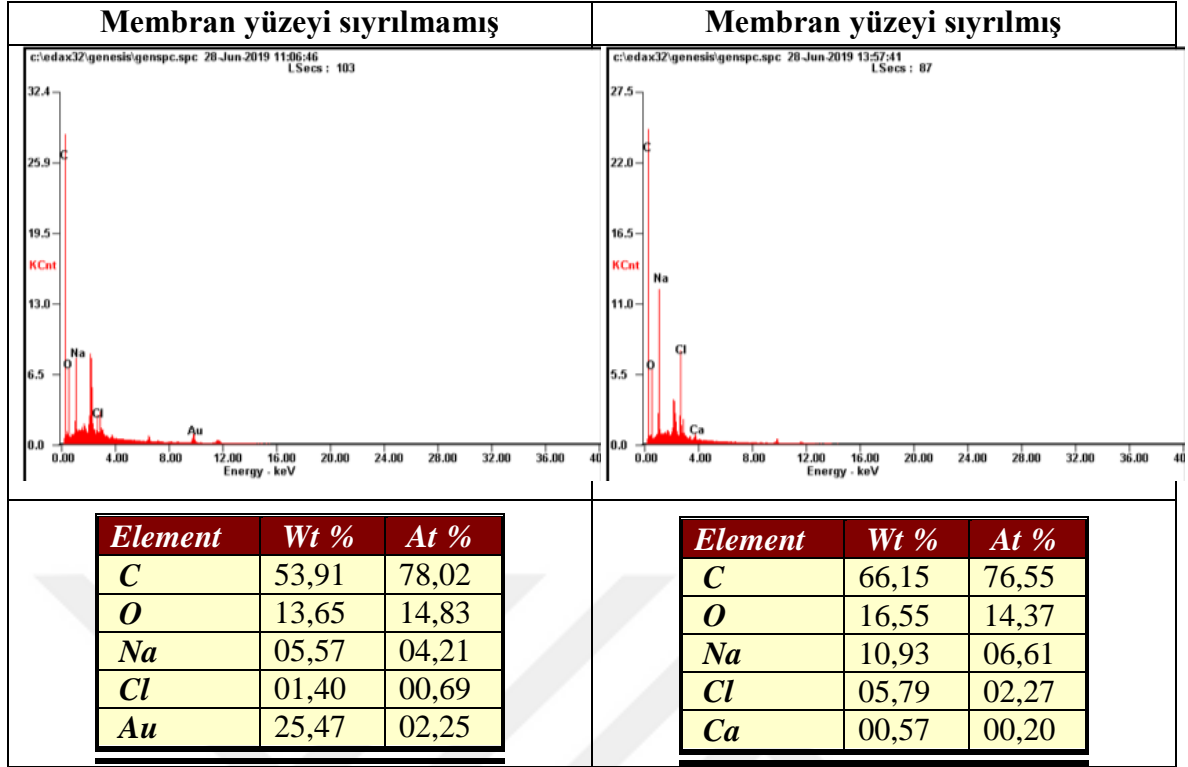
Membran yüzeyi sıyrılmamış



Membran yüzeyi sıyrılmış



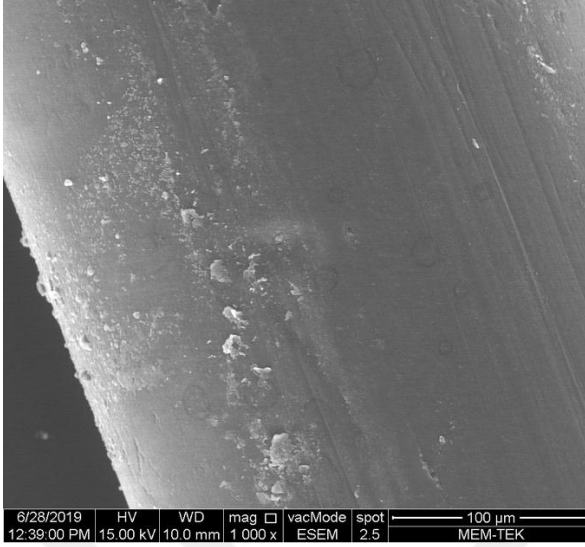
Şekil 4.19. P7'ye ait membran SEM görüntüsü



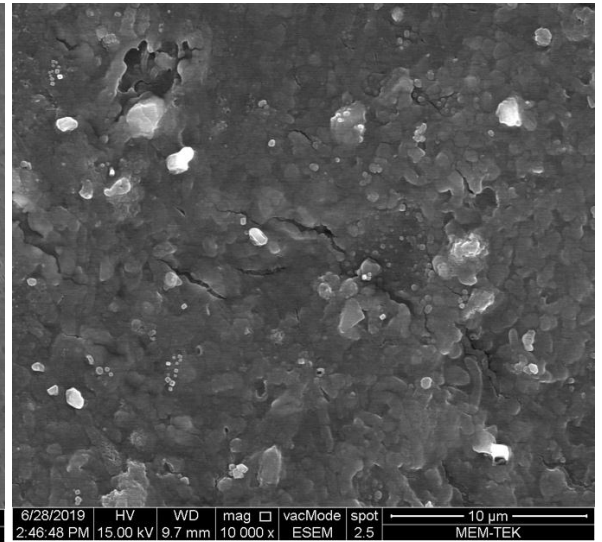
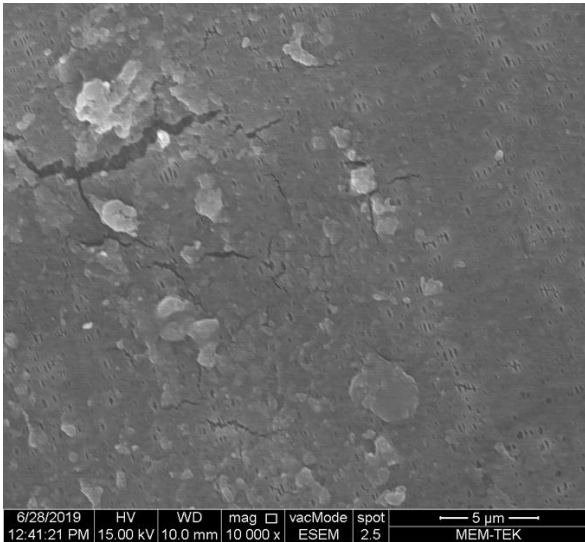
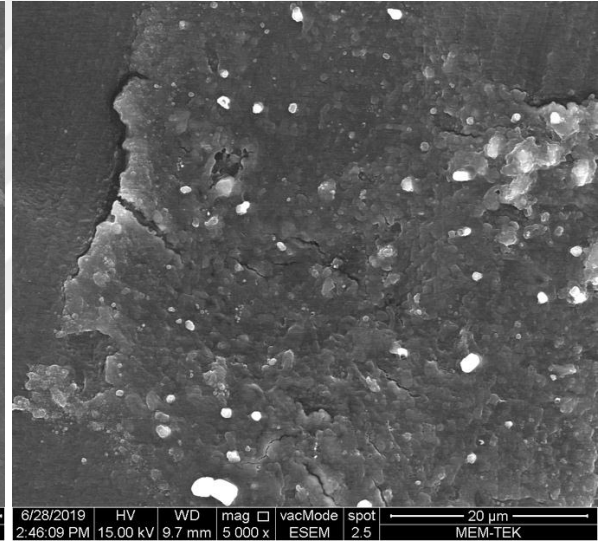
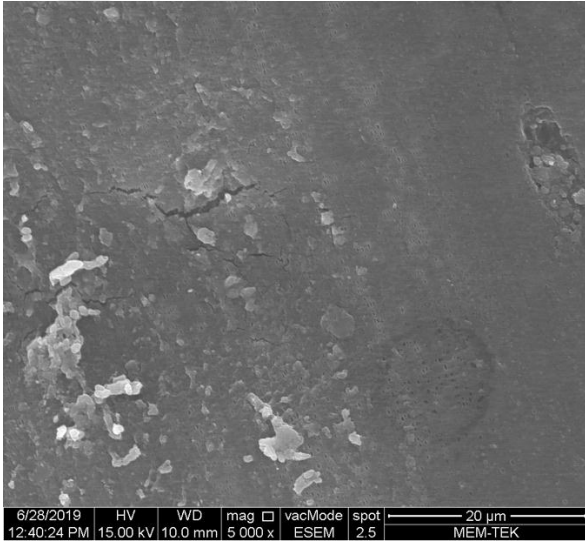
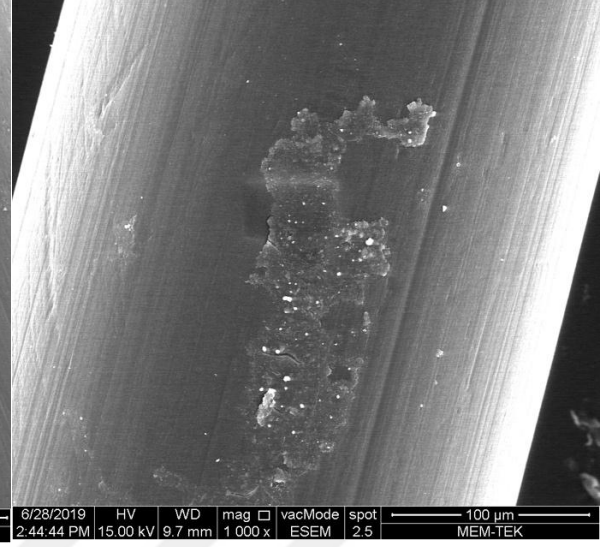
Şekil 4.20. P7'ye ait membran EDX sonuçları

P9'a ait SEM görüntüleri incelenecek olunursa; her iki yüzeyde de flog yapılarına benzer yapıların oluşumu gözlenmiştir (Şekil 4.21). Buna göre mikrobiyal bir kirlenmenin olduğu her iki yüzey için tespit edilmiştir. Bu duruma paralel olarak EDX sonuçlarında da karbon yüzdesi %80 ve %85 olarak belirlenmiştir (Şekil 4.22). Aynı şekilde P10'da da P9'a benzer yapılar tespit edilmiş, mikrobiyal toplulukların yüzeyde biriktiği belirlenmiştir (Şekil 4.23). Buna karşılık Şekil 4.24'de da görüleceği gibi daha düşük karbon yüzdeleri P10'a ait membran yüzeylerinde tespit edilmiştir (%64-%78 gibi).

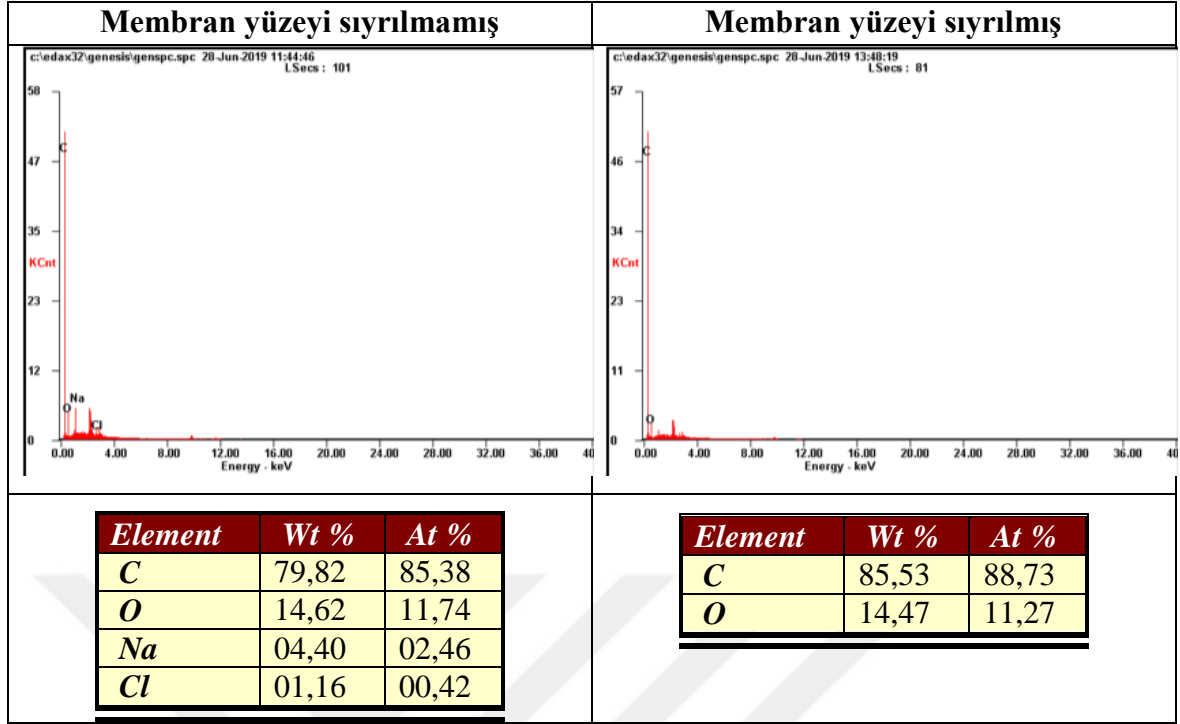
Membran yüzeyi sıyrılmamış



Membran yüzeyi sıyrılmış

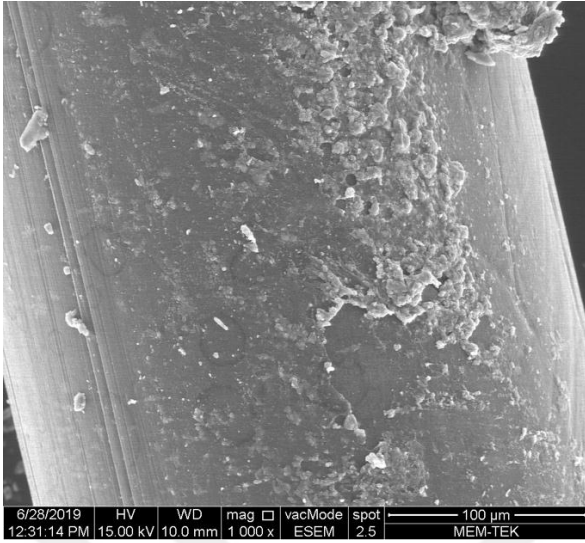


Şekil 4.21. P9'a ait SEM görüntüsü

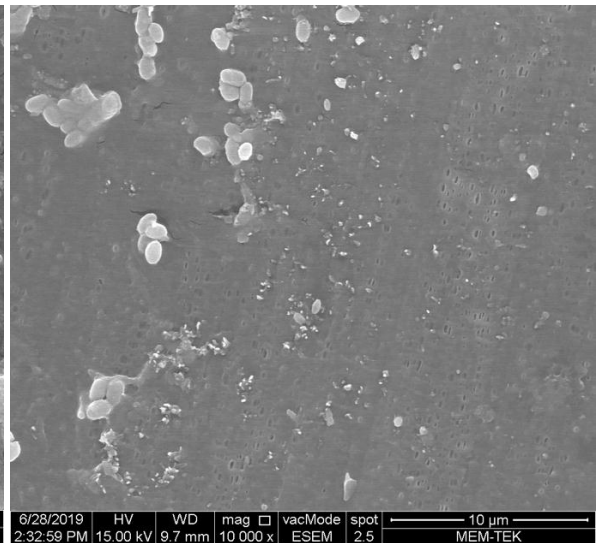
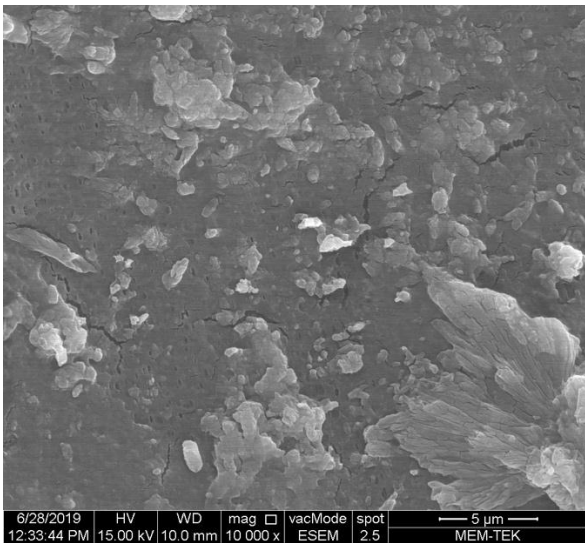
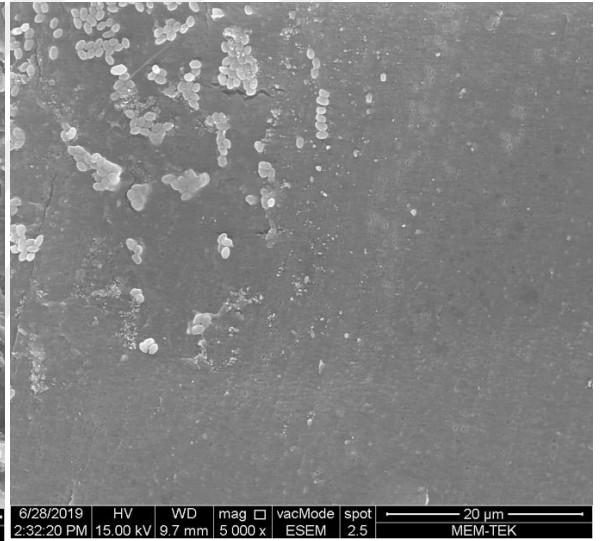
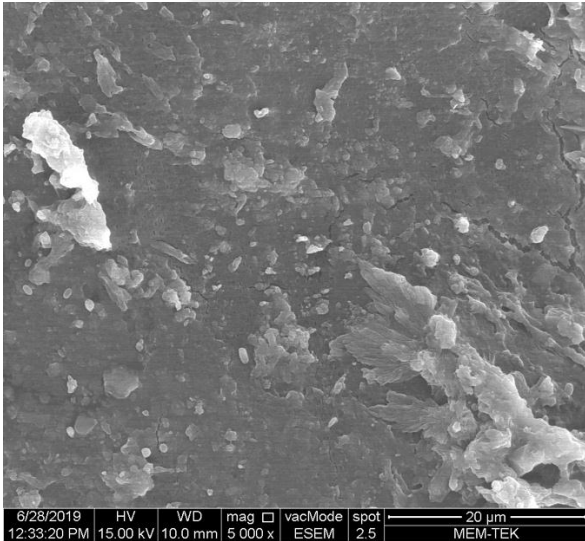
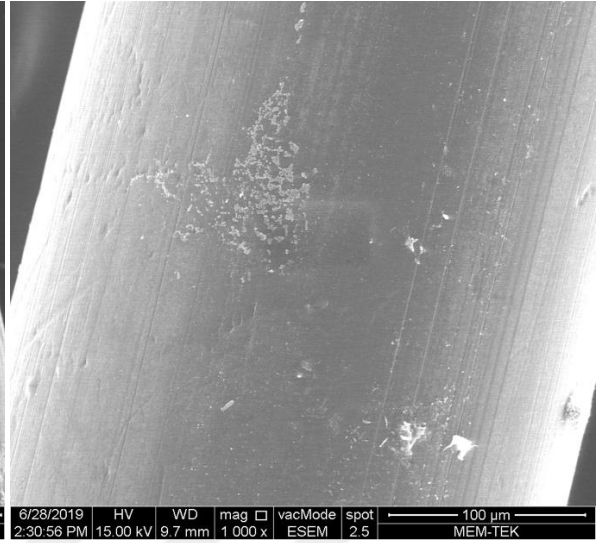


Şekil 4.22. P9'a ait membran EDX sonuçları

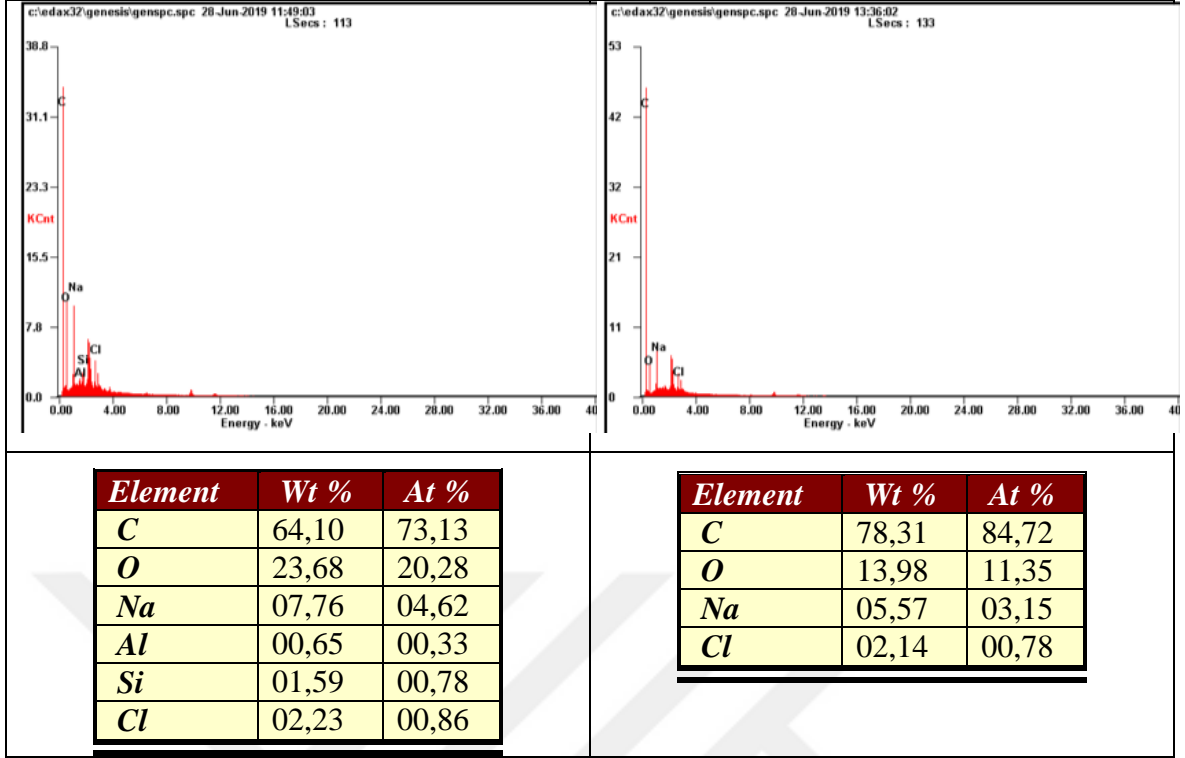
Membran yüzeyi sıyrılmamış



Membran yüzeyi sıyrılmış



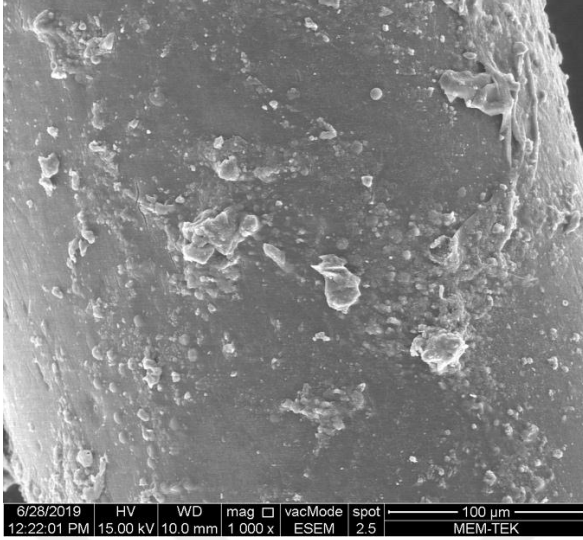
Şekil 4.23. P10'a ait membran SEM görüntüleri



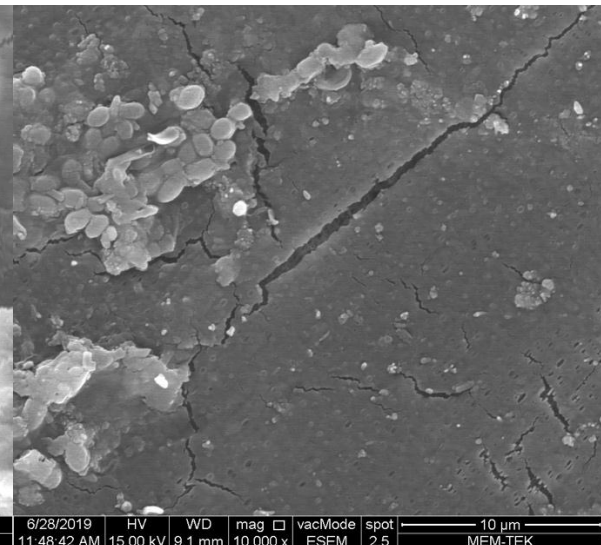
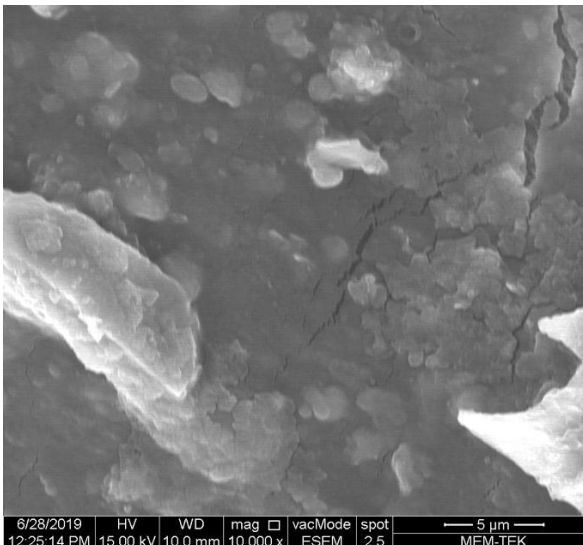
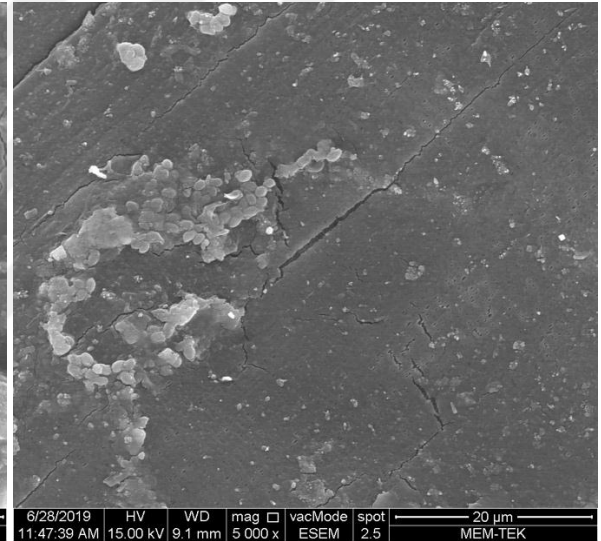
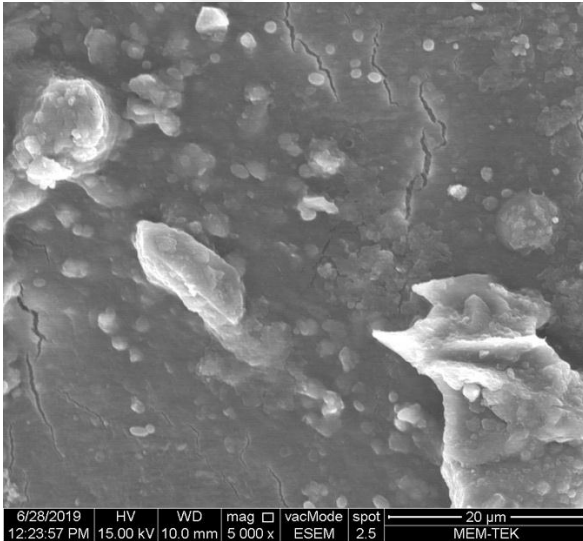
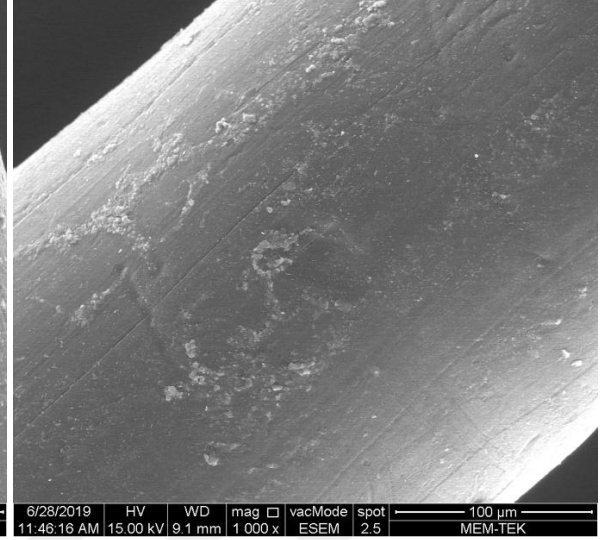
Şekil 4.24. P10'a ait membran EDX sonuçları

P11'e ait SEM ve EDX sonuçları sırasıyla Şekil 4.25 ve 4.26'de verilmiştir. Sıyrılmamış membran yüzeyinde yoğun bir mikrobiyal kirlenmenin olduğu ve sıyrılmış kısımda da yine bu yapıların uzaklaştırılmadığı tespit edilmiştir. EDX sonuçları, karbon yüzdesinin %55 oranlarda olduğunu göstermiştir.

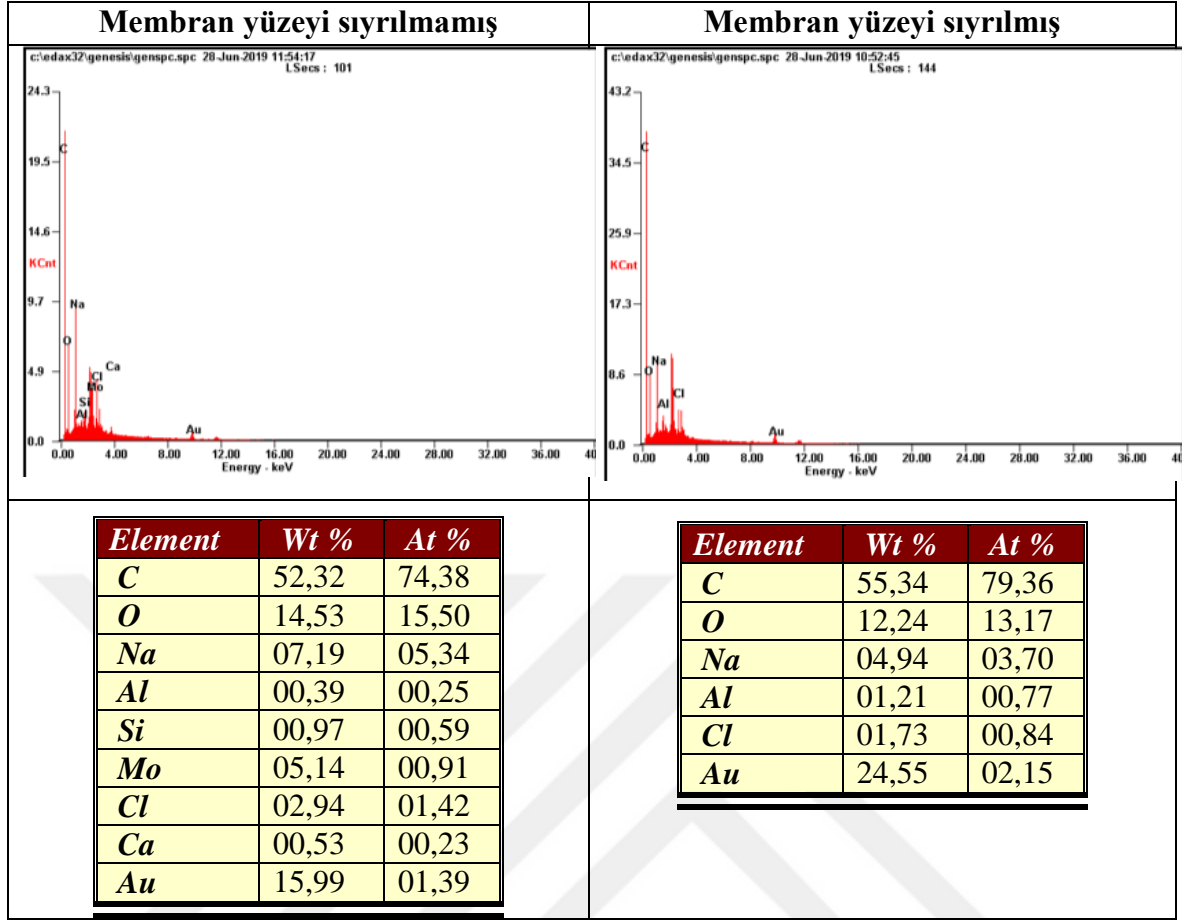
Membran yüzeyi sıyrılmamış



Membran yüzeyi sıyrılmış



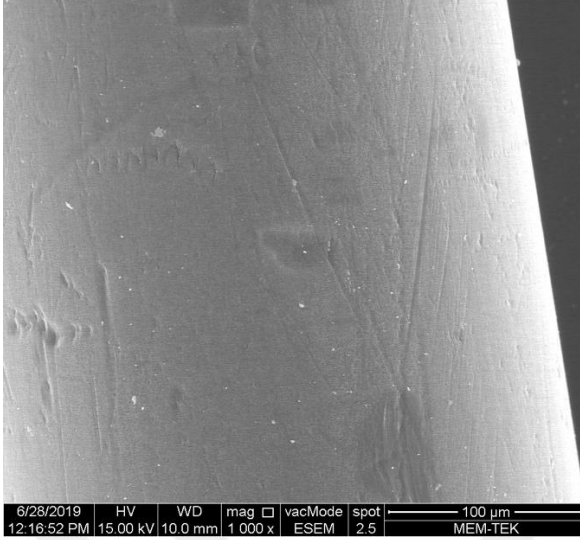
Şekil 4.25. P11'e ait membran görüntüsü



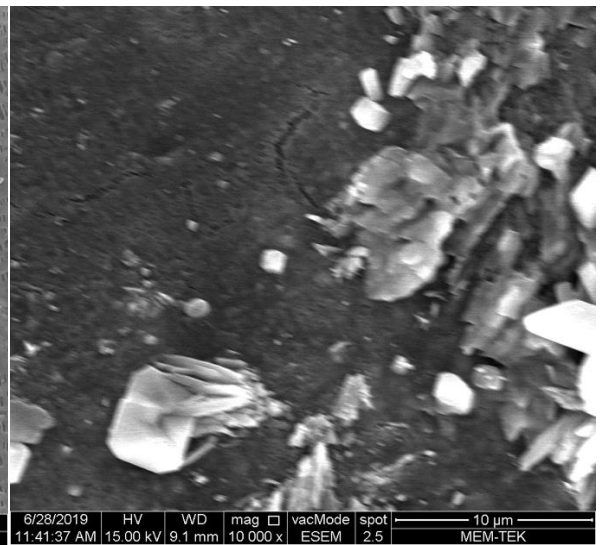
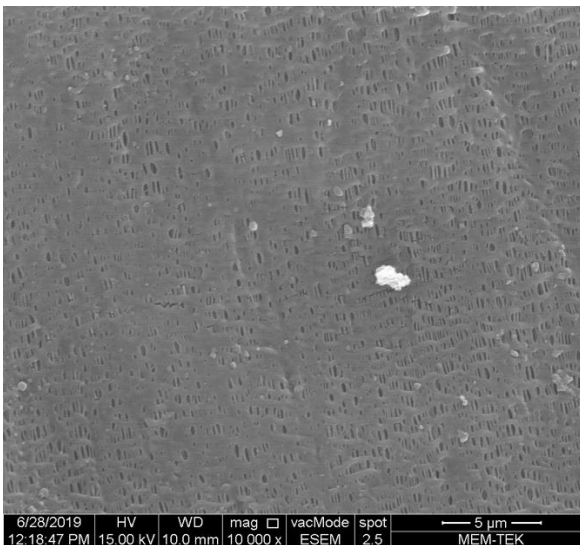
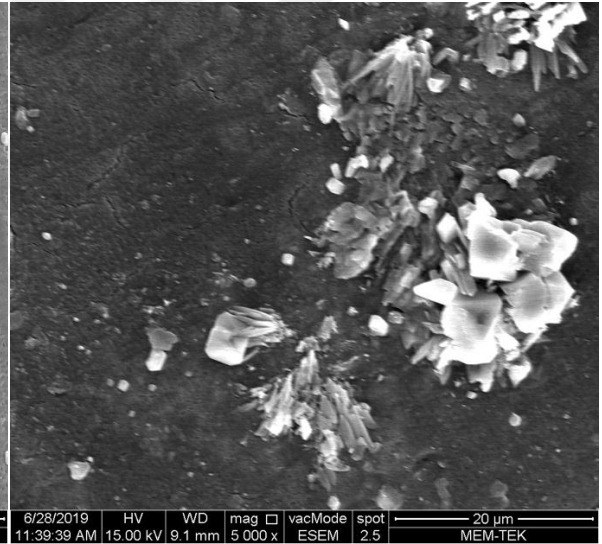
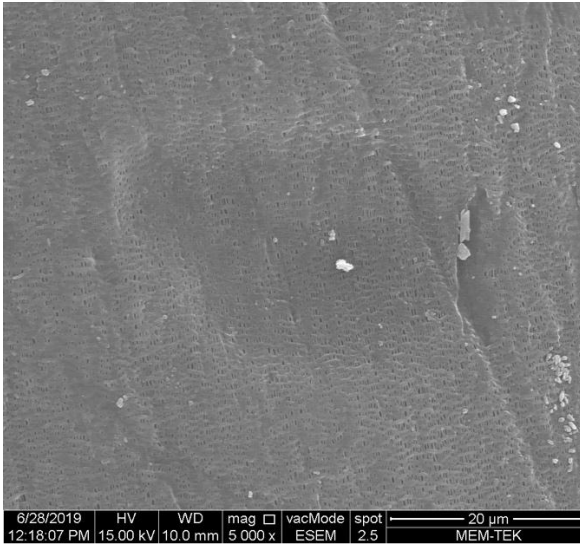
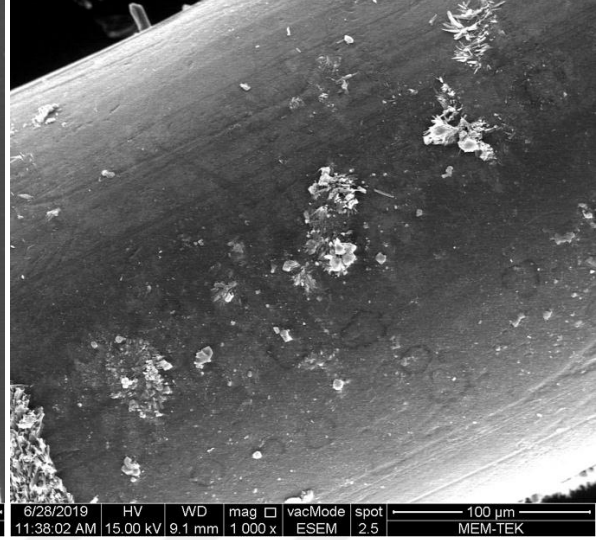
Şekil 4.26. P11'e ait membran EDX sonuçları

Şekil 4.27'de P12'ye ait SEM görüntülerinde sıyrılmamış kısımda her ne kadar kristalize yapıların mevcut olduğu düşünülse de EDX sonuçlarında farklı bir durum oluşmuştur. Karbon yüzdesi ağırlıkça %87 iken sıyrılmış kısımda bu oran %55'e düşmüştür. Aynı zamanda sıyrılmış yüzeydeki Na^+ ve Cl^- iyonlarının mevcudiyeti membran gözeneklerinin bu iyonlarla tıkalı olabileceğini düşündürmüştür (Şekil 4.28).

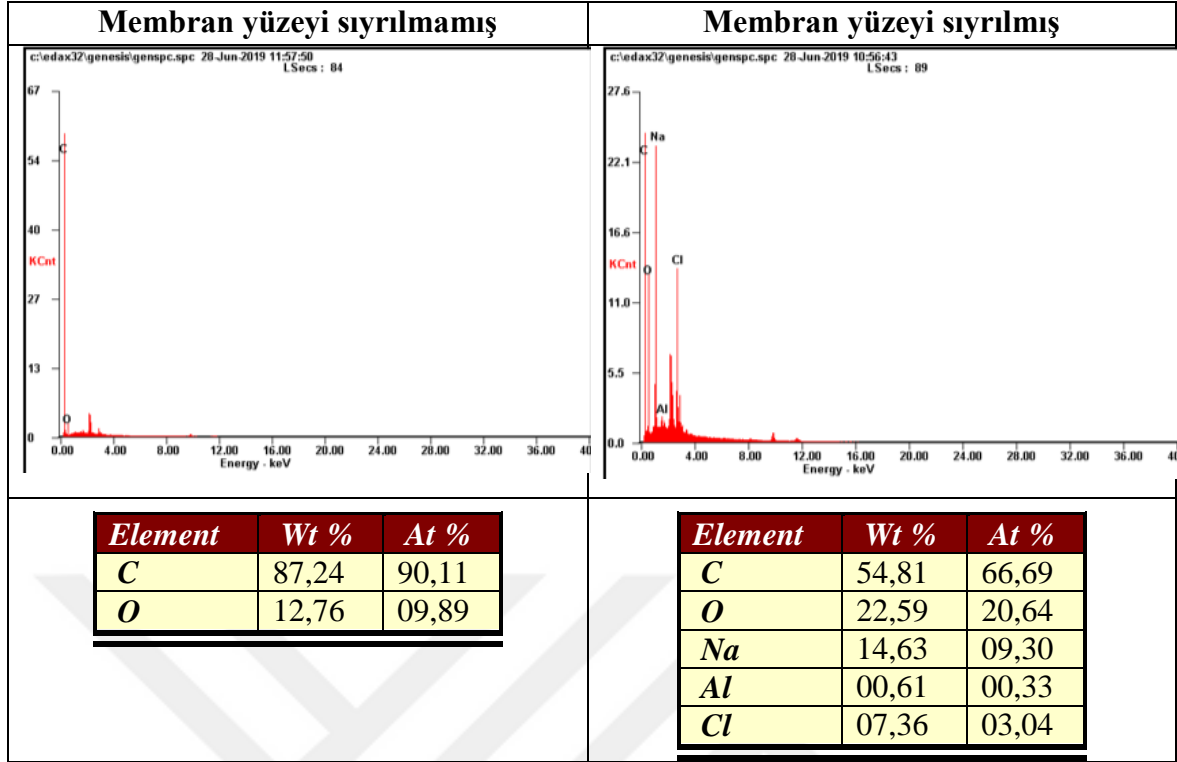
Membran yüzeyi sıyrılmamış



Membran yüzeyi sıyrılmış



Şekil 4.27. P12'ye ait membran görüntüsü

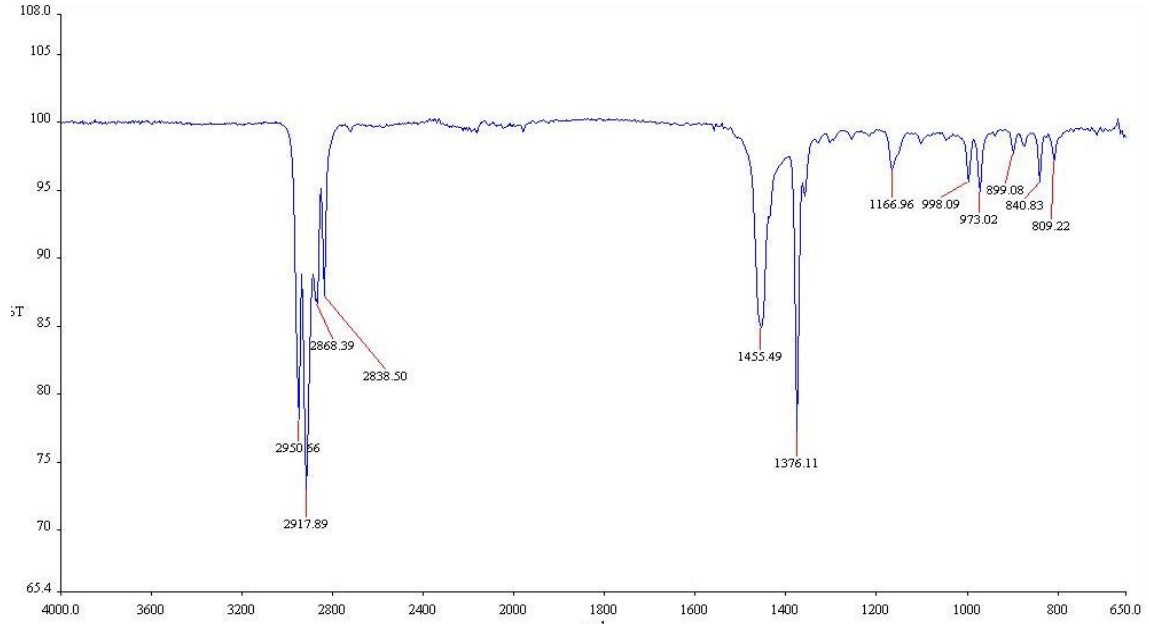


Şekil 4.28. P12'ye ait membran EDX sonuçları

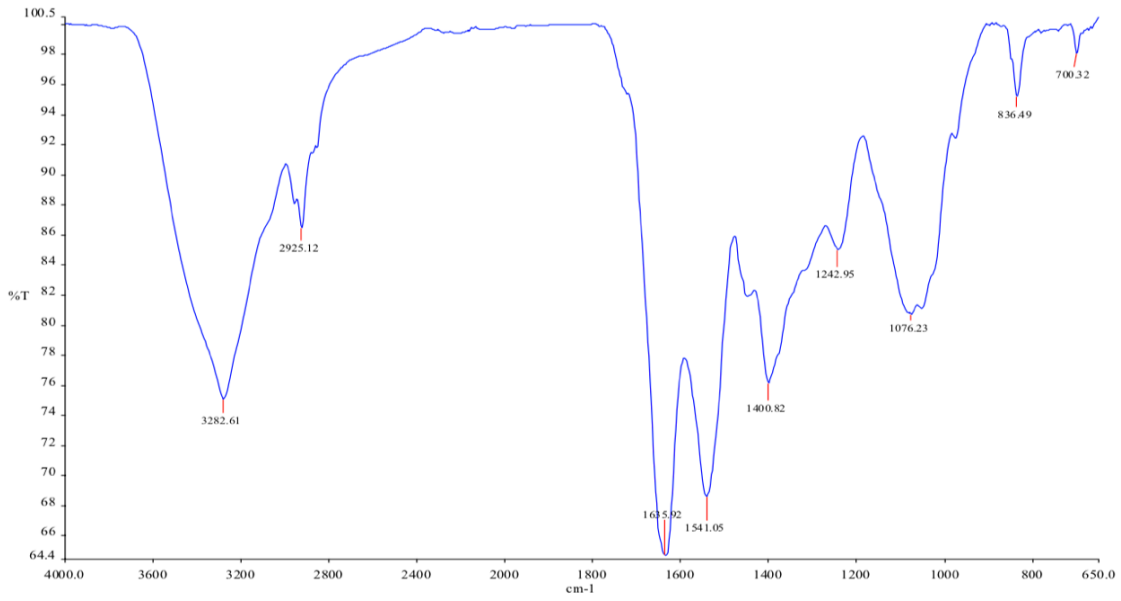
4.2.2. FTIR Sonuçları

Şekil 4.29'da temiz membrana ait FTIR sonuçları verilmiştir. Farklı periyotlarda gerçekleşen fonksiyonel gruptaki değişiklikleri belirlemek amacıyla; temiz membran FTIR sonuçları ile hem kirli membrana ait hem de yüzeyi sıyrılmış membrana ait FTIR sonuçları aşağıdaki şekillerde sunulmuştur. Şekil 4.30 ve Şekil 4.31'de P3 ve P5 membranları için sadece yüzeyi sıyrılmamış membran FTIR sonuçları verilirken geri kalan periyotlara ait membranlarda hem sıyrılmış hem de sıyrılmamış kısımda analizler gerçekleştirilmiştir. Temiz membrandan farklı olarak 3282, 1635, 1541, 1400, 1242, 1076, 836 ve 700 cm^{-1} pikleri P3 için tespit edilirken; P5 için 3292, 2839, 1647, 1552, 1053 ve 698 cm^{-1} pikleri gözlenmiştir. 1000-1200 $1/\text{cm}$ dalga sayısı aralığında olanlar simetrik ve asimetric C=O gerilmesinden dolayı polisakkarit veya polisakkarit benzeri türleri göstermektedir. Membran 1'e ait 1243 $1/\text{cm}$ 'ye ait pik karboksilat grubunu göstererek C-O bağlarından kaynaklanmaktadır. 1400 $1/\text{cm}$ Amid III, 1541 $1/\text{cm}$ Amid II ve 1635 Amid I gruplarıyla ilişkili olarak membran kirleticilerinin protein kaynaklı olduğu da gösterilmektedir. 2839 $1/\text{cm}$ piki EPS'nin esas bileşeni olan hücresel lipitleri işaret etmektedir. 3292 $1/\text{cm}$ piki ise amid gruplarının O-H gerilmesi ile N-H gerilmesini göstermektedir. Benzer sonuçlar tekstil atıksuyunun arıtımında kullanılan ardışık

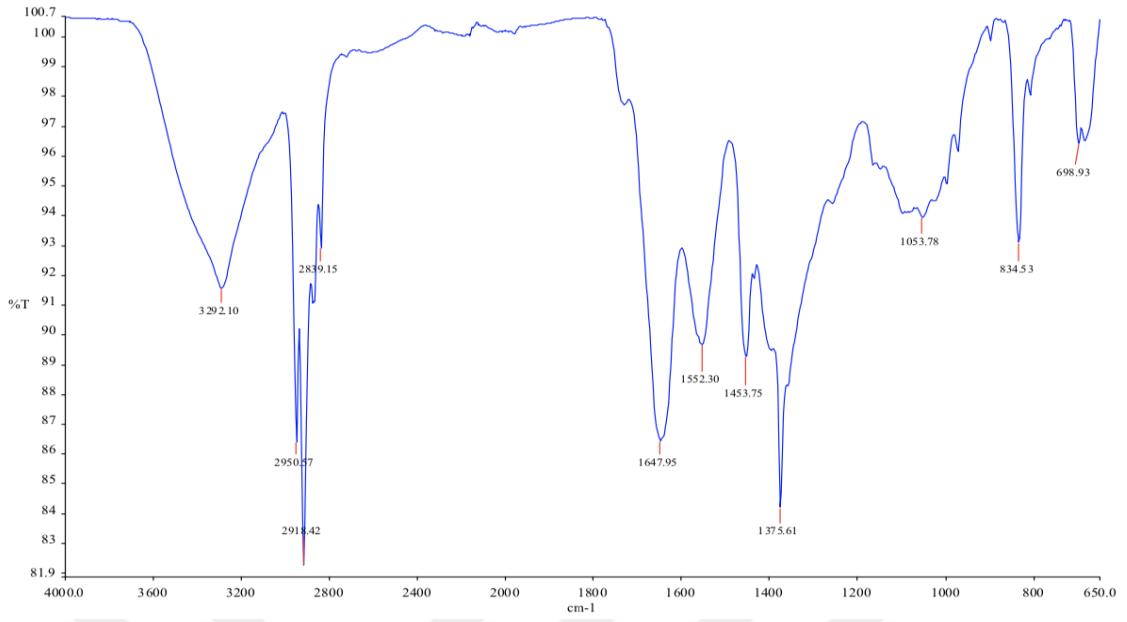
anaerobik ve aerobik membranlarda anaerobik membran kek tabakasında yapılan analizlerde de elde edilmiştir (Yurtsever vd. 2016).



Şekil 4.29. Temiz membrana ait membran FTIR sonuçları



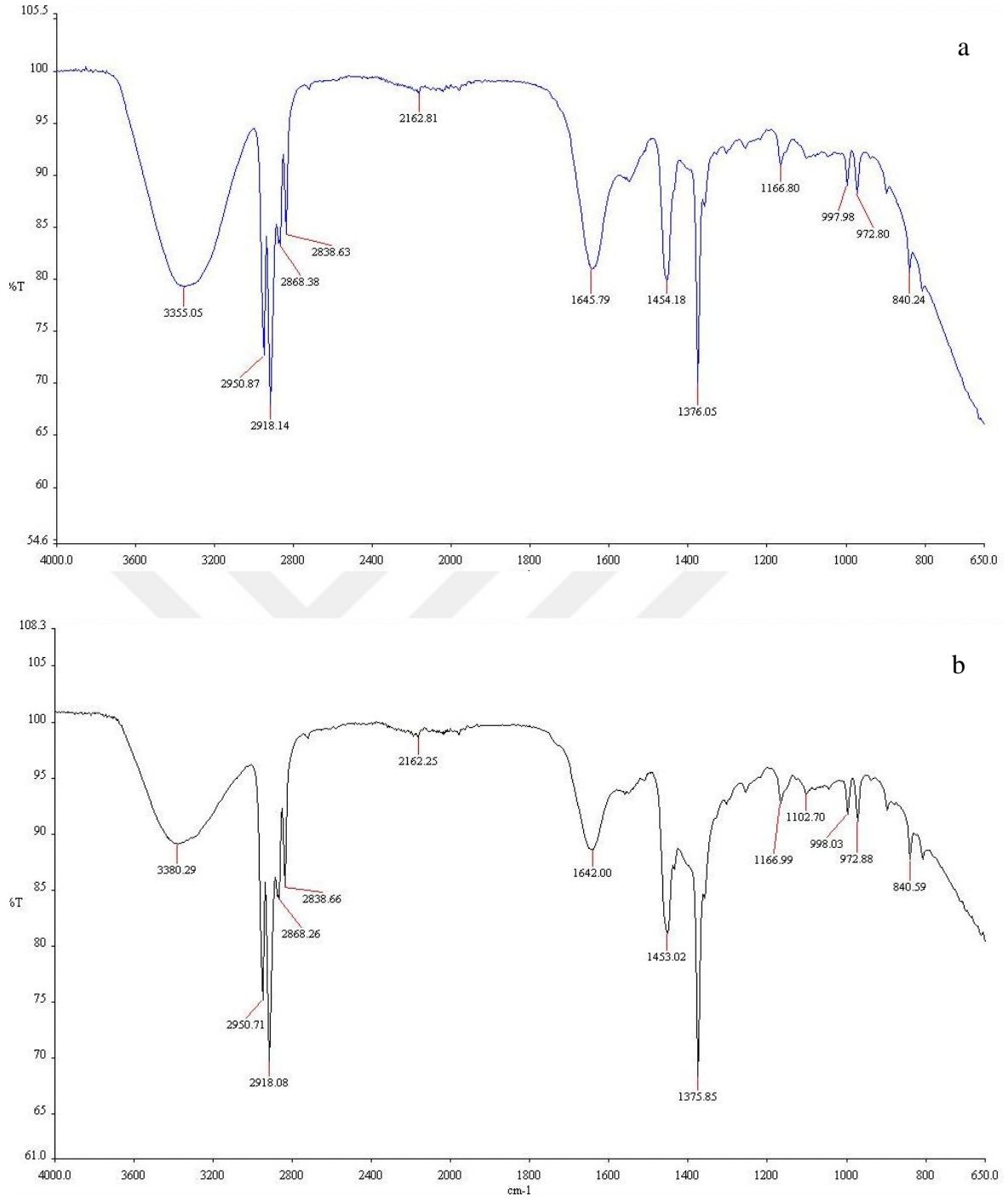
Şekil 4.30. P3'e ait membran yüzeyi sıyrılmamış FTIR sonuçları



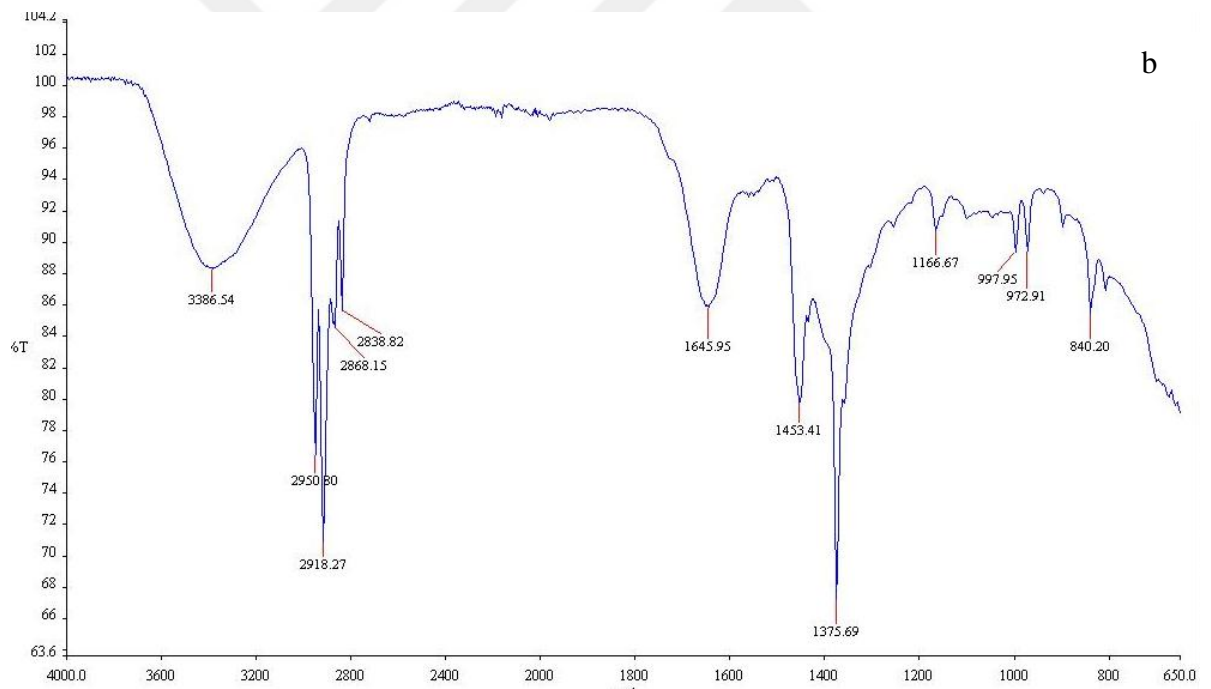
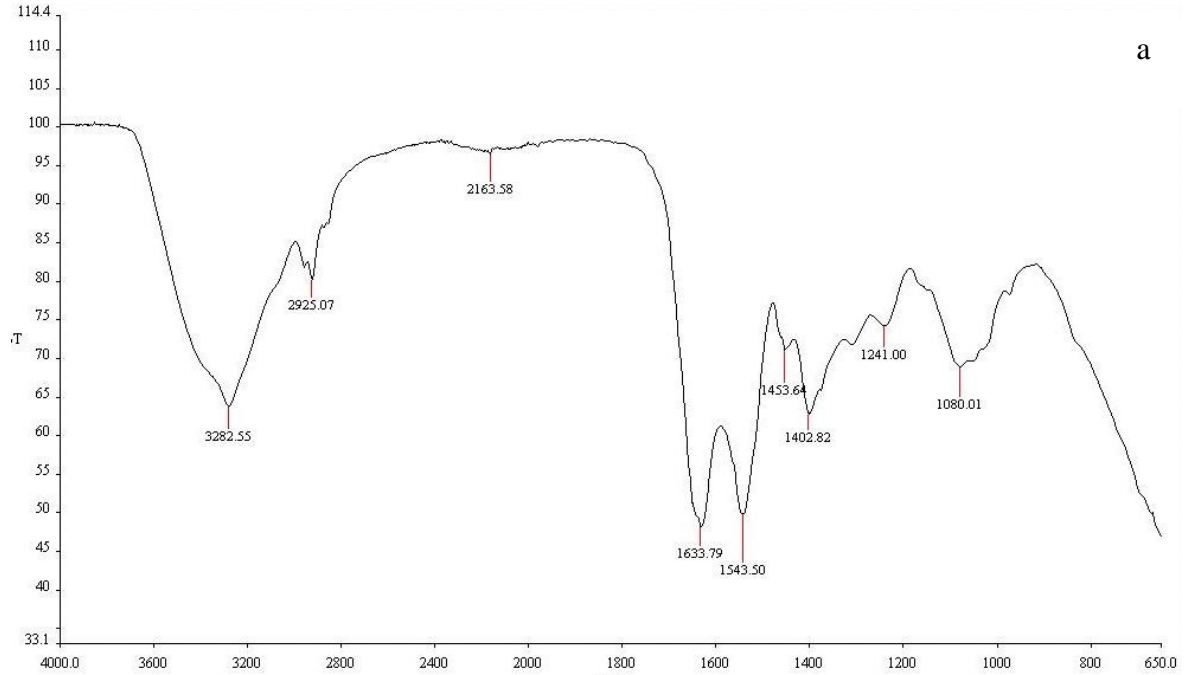
Şekil 4.31. P5'e ait membran yüzeyi sıyrılmamış FTIR sonuçları

P6 periyoduna ait FTIR spektrumları incelenecek olursa, membran yüzeyi sıyrılmış ve sıyrılmamış kısımlarda farklı pikler görülmezken, temiz membrana kıyasla 3355, 3380, 2838, 2162 ve 1645 cm^{-1} gibi farklı pikler gözlenmiştir (Şekil 4.32). 3264 ile 3685 arasındaki piklerin hidroksil fonksiyonel gruplarındaki O-H bağlarından dolayı olduğu bilinmektedir (Şahinkaya vd.,2018). 2838 piki; alifatik metilen bandalarına (2920-2850) aittir (Yang, vd., 2014). 1645 pikinin ise amid I grubuna ait olduğu tespit edilmiştir (Liang, 2014). Sıyrılmış ve sıyrılmamış membran yüzeylerinin spektrumlarındaki benzerlik protein ve polisakkaritlerin her ikisinde de mevcut olduğunu göstermiştir.

P7'e ait FTIR sonuçları ise Şekil 4.33'de verilmiştir. Buna göre temiz membrandan farklı olarak sıyrılmamış membran yüzeyinde çok daha farklı spektrumlar belirlenirken (3282, 2163, 1633, 1543, 1402, 1240, 1080 cm^{-1} gibi); sıyrılmış yüzeyde sadece 3386, 2868 ve 1645 pikleri gözlenmiştir. Bu membranda sıyırma işlemi daha etkin gerçekleşerek sadece sıyrılmış membran yüzeyinde hidroksil fonksiyonel grupları, amid I grubu ile EPS'nin selülozik lipid yapısıyla ilişkili gruplar kalmıştır (Şahinkaya vd., 2018).

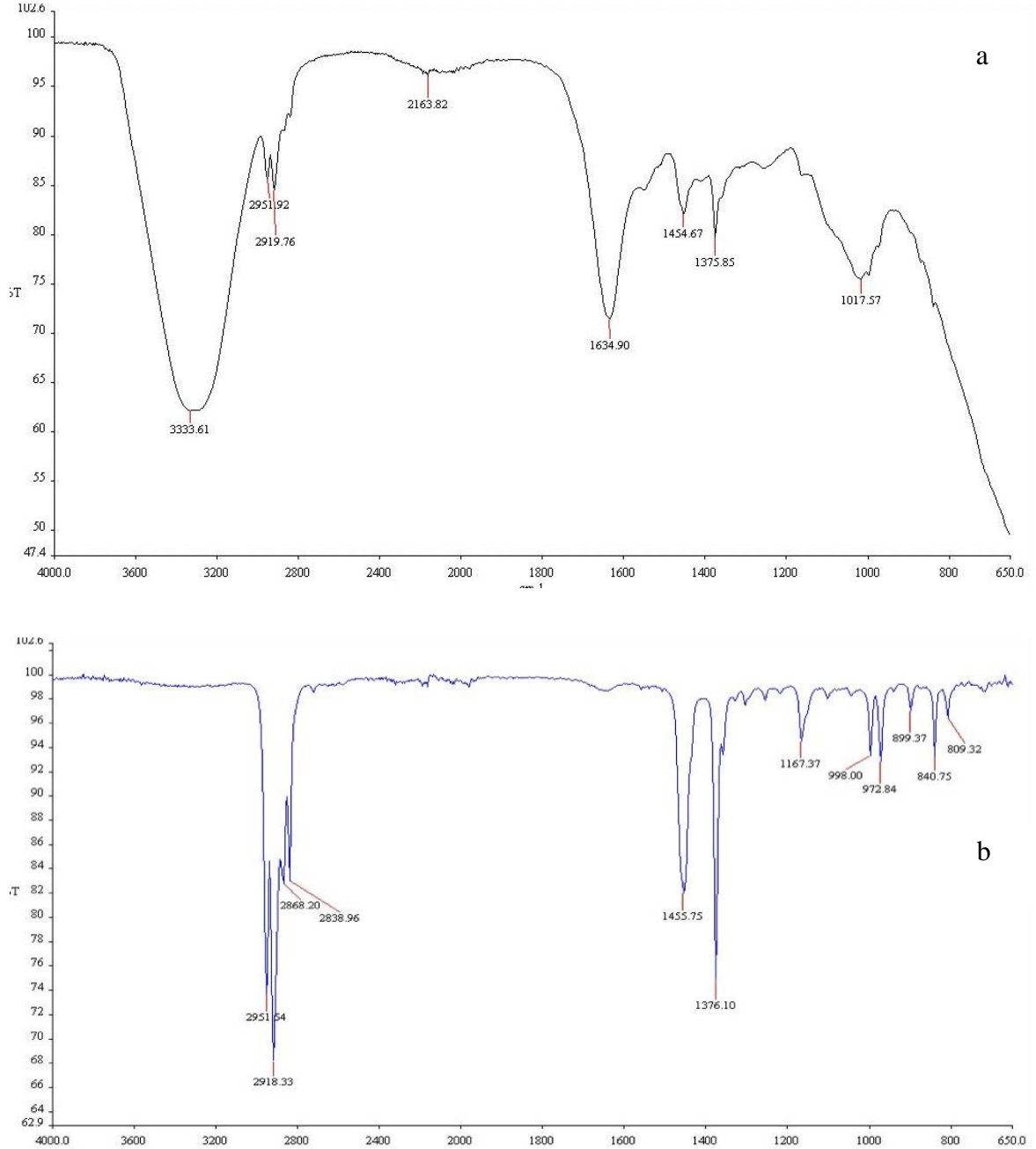


Şekil 4.32. P6'ya ait FTIR sonuçları a) Membran yüzeyi sıyrılmamış b) Membran yüzeyi sıyrılmış



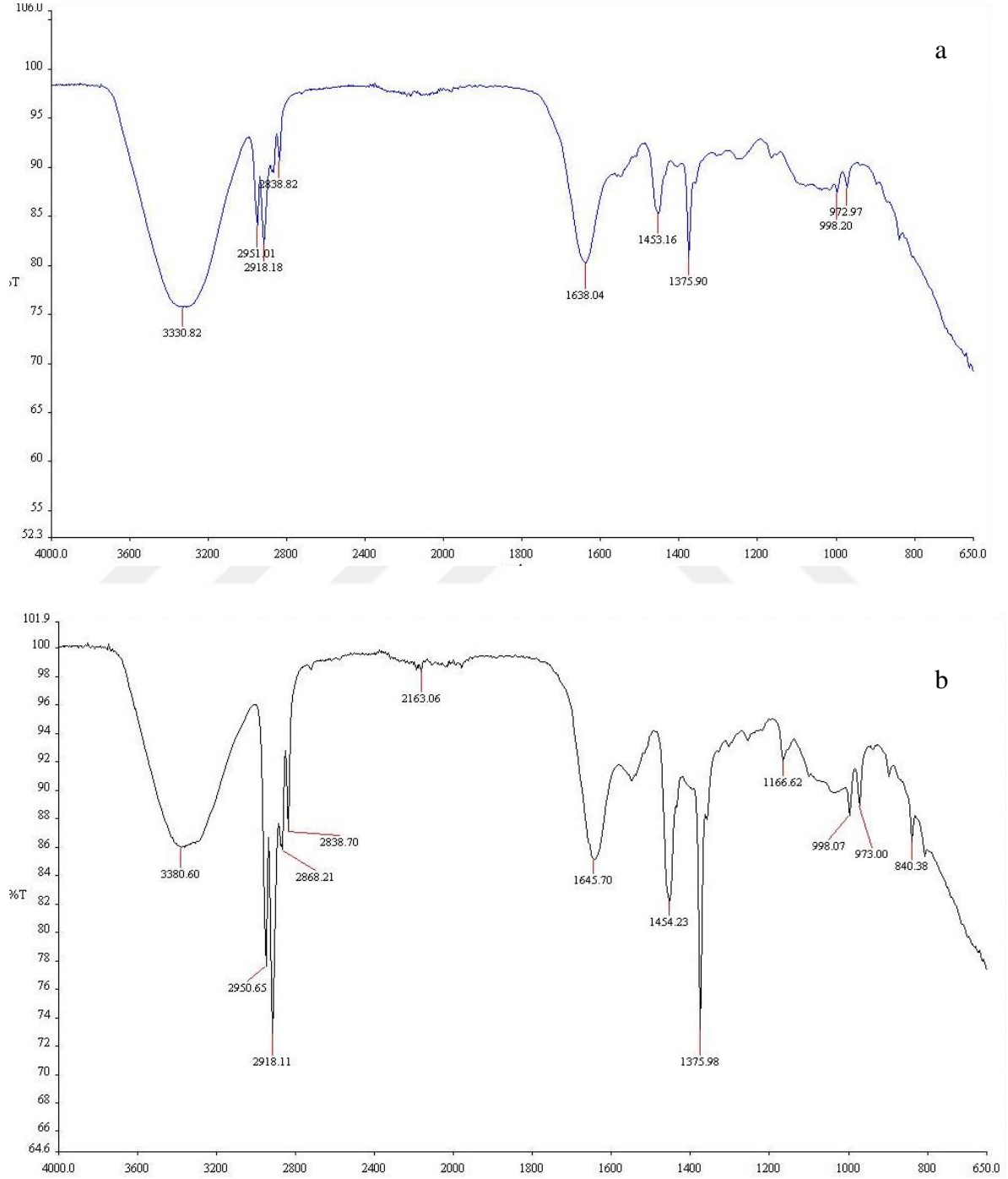
Şekil 4.33. P7'ye ait FTIR sonuçları a) Membran yüzeyi sıyrılmamış b) Membran yüzeyi sıyrılmış

Şekil 4.34'de P9'a ait membran FTIR spektrumları gösterilmiştir. P9'da diğer membranlara kıyasla sıyrılmış membran yüzeyi tamamıyla temiz membran ile aynıdır, dolayısıyla sıyırma işlemi etkin gerçekleşmiştir. Buna karşılık sıyrılmamış kısımda 3333, 2163 ve 1634 cm^{-1} spektrumları tespit edilerek; bunların hidroksil fonksiyonel gruba ve amid gruplarına ait olduğu belirlenmiştir.



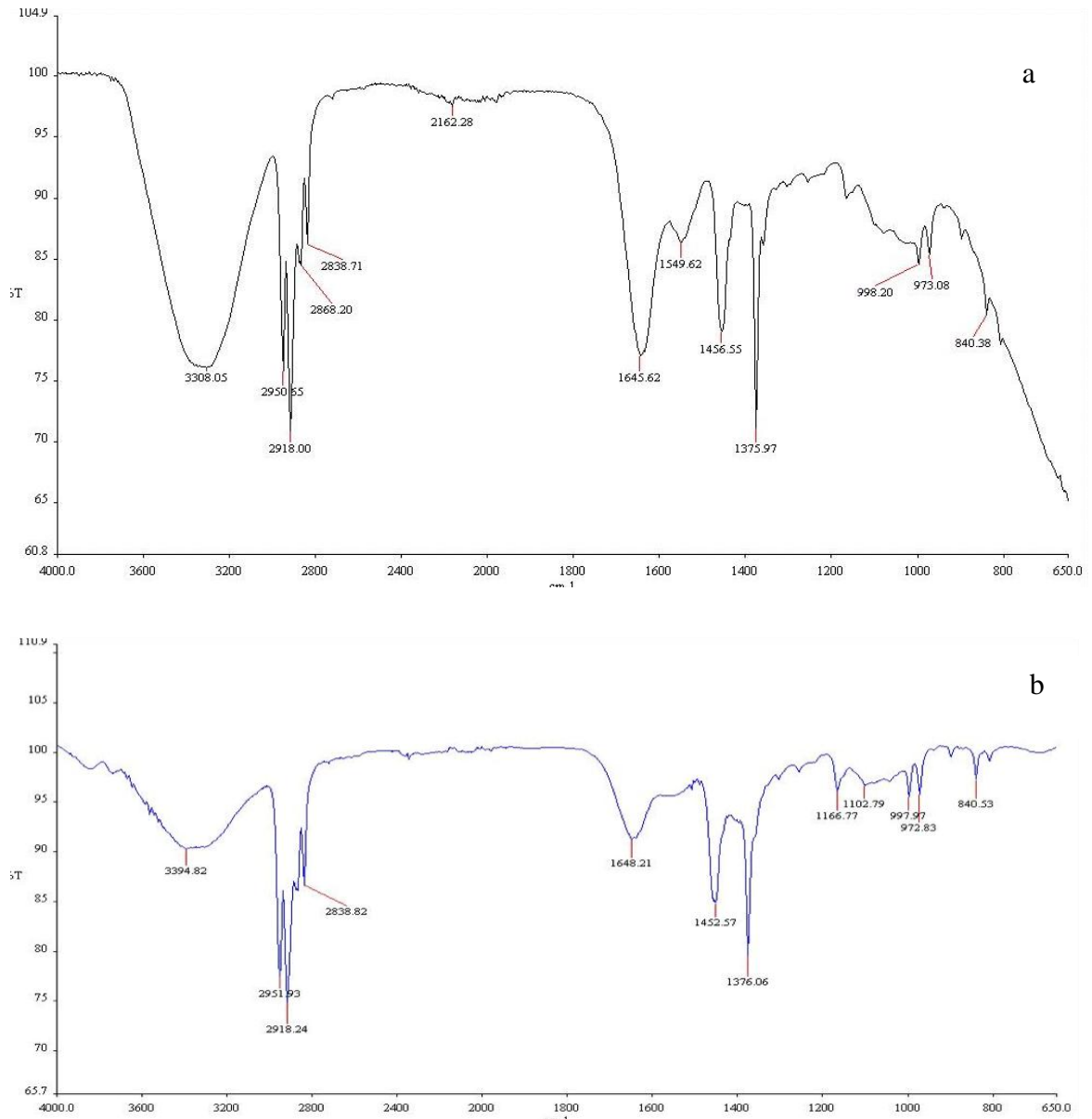
Şekil 4.34. P9'a ait FTIR sonuçları a) Membran yüzeyi sıyrılmamış b) Membran yüzeyi sıyrılmış

P10'a ait membran spektrumlarında da P9'a benzer şekilde temiz membrana kıyasla hem sıyrılmış hem de sıyrılmamış yüzeyde iki farklı pik tespit edilmiştir (Şekil 4.35). Her iki membran yüzeyinde de hidroksil grupları yer alırken, 1638 ve 1645 pikleri 2.cil protein grupları olan amid gruplarının mevcudiyetini göstermektedir.



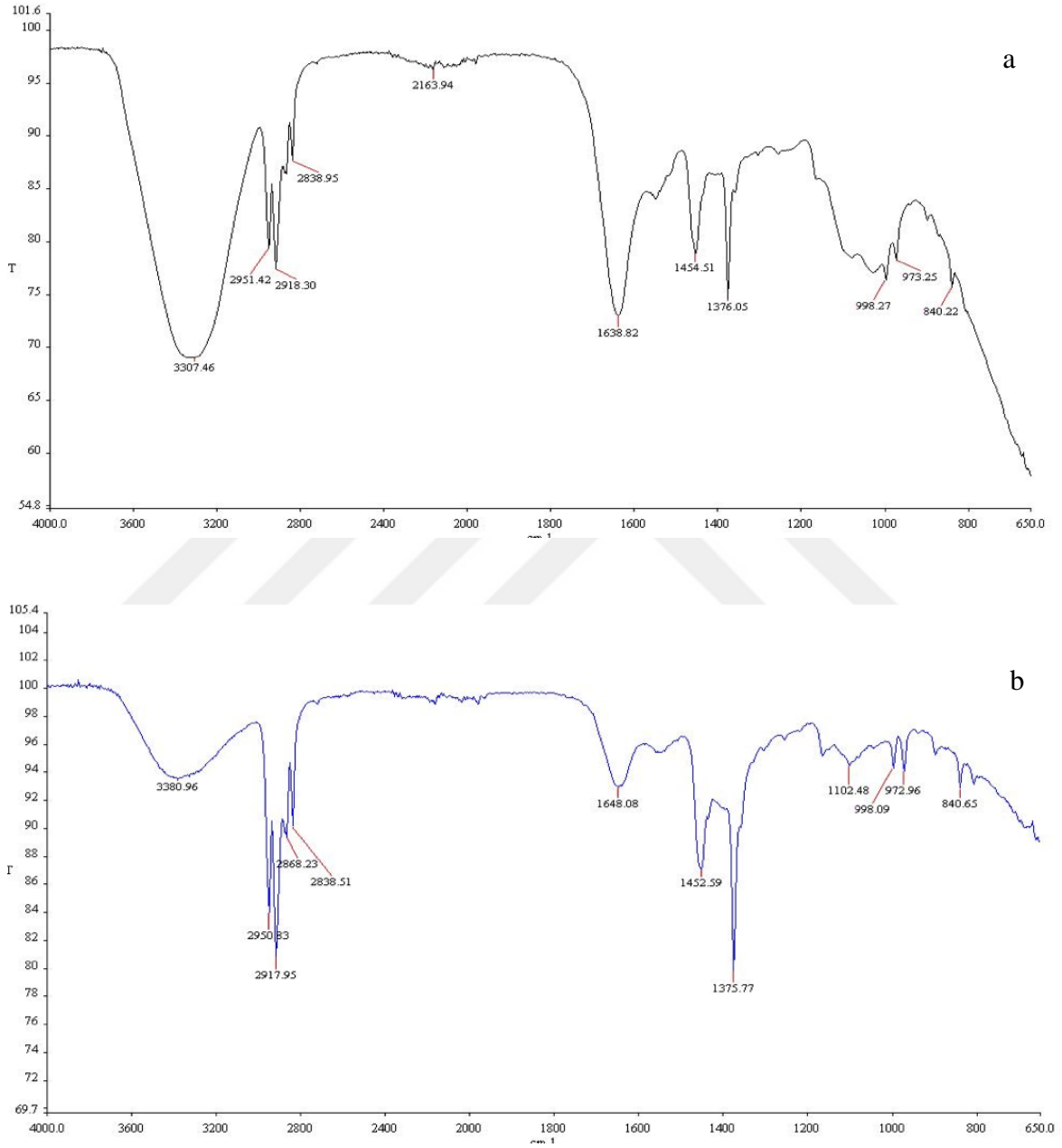
Şekil 4.35. P10'a ait FTIR sonuçları a) Membran yüzeyi sıyrılmamış b) Membran yüzeyi sıyrılmış

Diğer perityotlara kıyasla fonksiyonel gruptaki en fazla çeşitlilik P11’de membranın sıyrılmamış yüzeyinde tespit edilmiştir (Şekil 4.36). Temiz membrana kıyasla 3308, 2868, 2838, 2162, 1654 ve 1545 cm^{-1} spektrumları elde edilmiştir. Bu spektrumlar hidroksil fonksiyonel gruplarındaki O-H bağlarını, amid I ve II gruplarını göstermektedir (Liang vd., 2014). Aynı zamanda 1540 cm^{-1} spektrumuna yakın olanlar karbonhidrat yapılarını ve mikrobiyal biyokütleyi işaret ettiği belirtilmiştir (Kim ve Jang, 2006). Sıyrılmış kısımda da 3394, 2838 ve 1648 cm^{-1} spektrumları mevcut olup sıyrılmamış yüzey ile aynı fonksiyonel gruplara sahiptir.



Şekil 4.36. P11’e ait FTIR sonuçları a) Membran yüzeyi sıyrılmamış b) Membran yüzeyi sıyrılmış

P12'ye ait FTIR sonuçları ise Şekil 4.37'deki gibidir. Buna göre sıyrılmış membran yüzeyinde daha fazla fonksiyonel grup çeşitliliği gözlenmiştir. 3380, 2868, 2838, 1648, 1102 cm^{-1} , ikincil protein gruplarına ait amid grupları ile alifatik metilen bandlarını ve hidroksil gruplarını işaret etmektedir.



Şekil 4.37. P12'e ait FTIR sonuçları a) Membran yüzeyi sıyrılmamış b) Membran yüzeyi sıyrılmış

Tüm periyotlar dikkate alındığında membran yüzeyinin daha çok protein ve polisakkaritlerden oluştuğu ve membran yüzeyindeki organik kirlenmenin EPS kaynaklı olduğu sonucuna varılmıştır.

4.2.3. Partikül Boyut Dağılımı Sonuçları

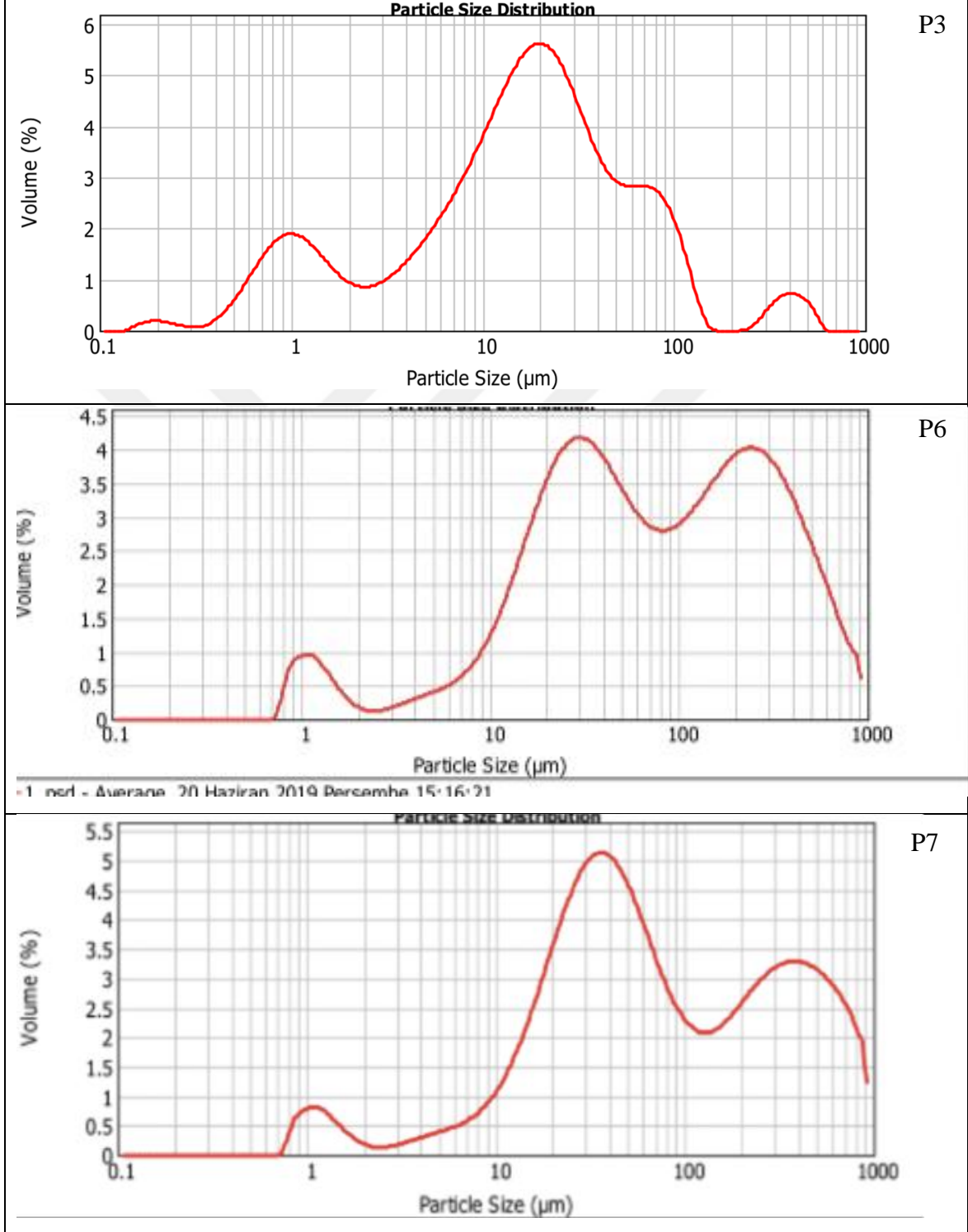
Her ne kadar partikül boyut dağılımının membran kirlenmesindeki rolünün hala belirsiz olduğu belirtilmiş olsa da (Ng vd., 2015; Hu vd., 2012) membran kirlenmesinin ortaya konulmasında membran yüzeyinin partikül boyut dağılımı analiz edilmiştir. Aynı zamanda tek başına partikül boyutunun membran kirlenmesi ile ilişkilendirilmeyeceğini, flog şekli, EPS/SMP ve AKM konsantrasyonunun önemli olduğu belirtilmiştir (Meng ve Yang, 2007b).

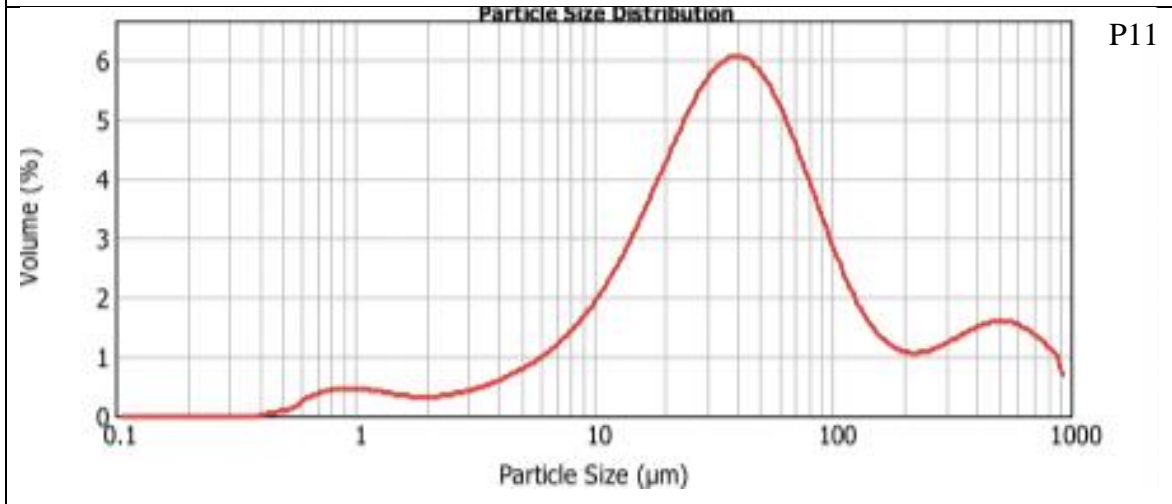
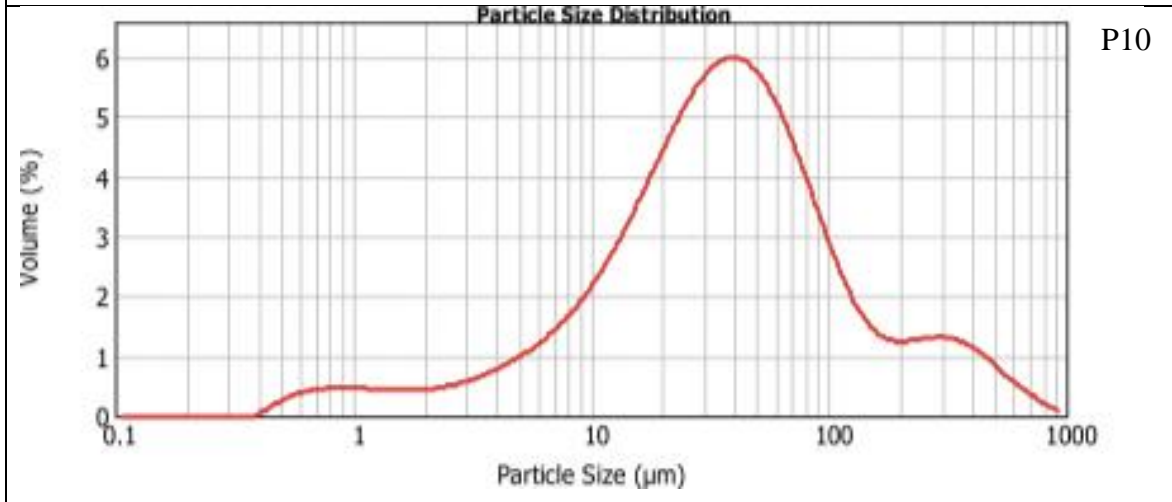
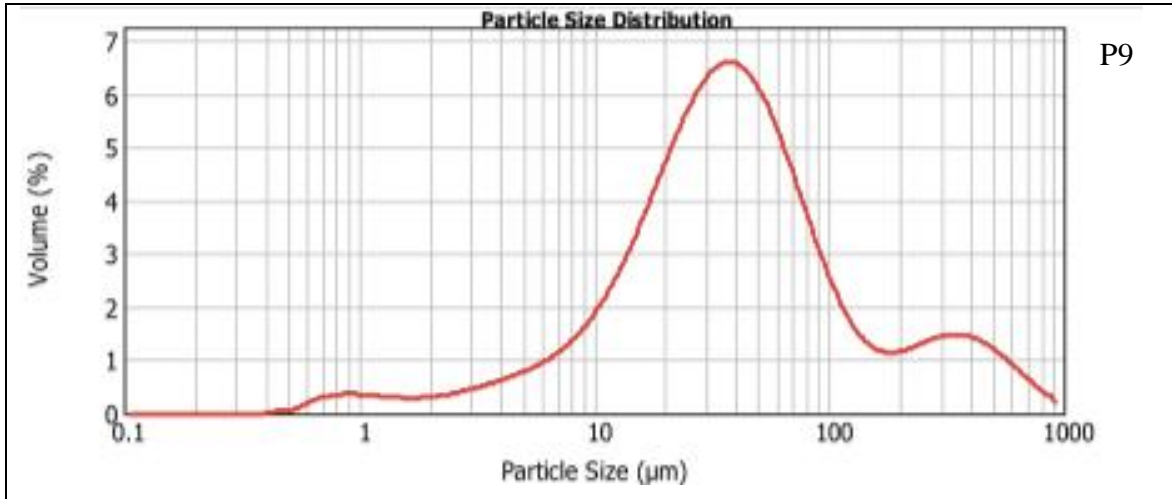
Farklı periyotlardaki membran kek tabakasına ait partikül boyut dağılımları Şekil 4.38'de gösterilmiştir. Partikül boyut dağılımına bakılacak olursa kek tabakasının çoğunlukla 1-100 µm aralıklarında (daha çok 10-100 µm) olduğu görülmektedir. Bu durum tüm periyotlarda aynıdır. Flog yapısının reaktör işletme faktörlerinin değiştirilmesiyle bir değişime uğramadığı düşünülmüştür. Ng vd. (2015) farmasötik atıksuların arıtımında kullanılan anaerobik biyoreaktördeki membran kek tabakasında 1 ile 160 µm aralıklarında değişen partikül boyutlarını tespit etmişlerdir.

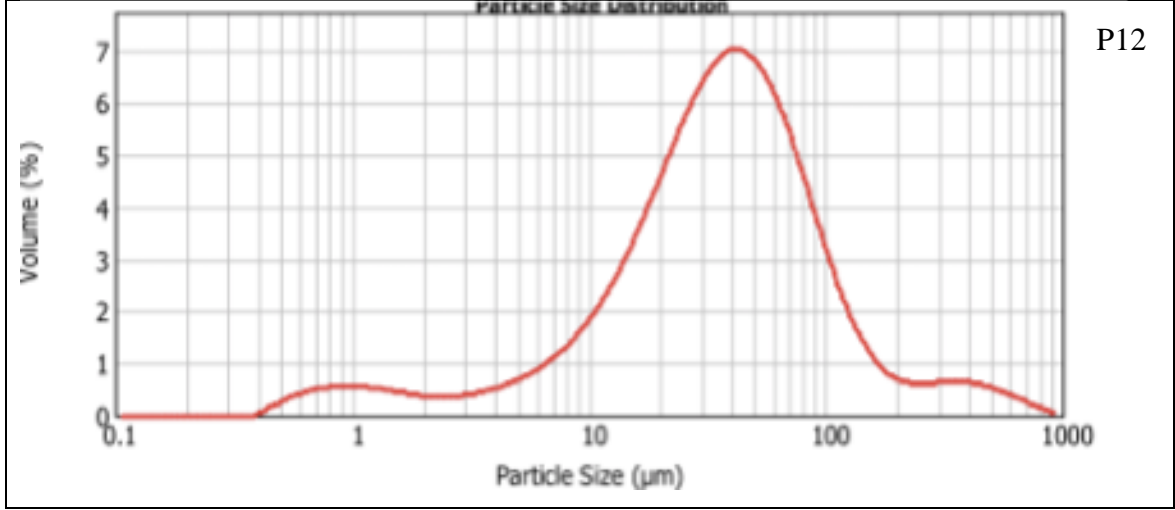
Şekil 4.38'e genel olarak bakıldığında her ne kadar 1-100 µm aralığında bir yığılma söz konusu olsa da asetat yerine etanol kullanıldıkça 100-1000 µm aralığındaki partikül miktarında da artış meydana gelmiştir. Özellikle P6'da kendini çok net bir şekilde gösteren bu durum kirlenmenin en fazla olduğu P7'de de artmaya devam etmiştir. Bu durum P6'da kirlenmenin artmasını ve P7'de en yüksek değere ulaşmasını desteklemiştir. Yani P6'da HBS'nin azaltılmasının ve SLR değerinin iki katına çıkarılmasının kirlenmeyi arttırmış olması, partikül boyut dağılımından da anlaşılacağı üzere SMP ve EPS derişimlerini artmış olması sebebiyledir. Yine aynı şekilde P7'de SO_4^{2-} derişiminin ve SLR'nin arttırılması, OLR'nin yüksek olması ve HBS'nin düşük olması bu periyotta SMP'de çok düşük bir azalmaya ve EPS'de artışa sebep olmuştur. Partikül boyut dağılımı analiz sonuçlarından P6 ve P7 arasındaki bu ufak değişiklik belirgin bir şekilde görünmektedir.

İlerleyen periyotlarda organik madde olarak etanol ile birlikte asetat kullanılmaya başlandığı ve asetat oranı arttırıldığı için 10-100 µm aralığındaki dağılım daha fazla oranda görülmüştür. Yani asetat miktarı arttıkça 100-1000 µm aralığında bir azalma meydana gelmiştir. Fakat tuzluluk derişimin arttırıldığı son periyotta EPS derişimi artmış olmasına rağmen SMP derişimi çok az miktarda azalmış, daha çok karbonhidrat derişiminde değişiklik meydana gelmiştir. P6 ile P7 arasındaki değişime benzer şekilde bu durum partikül boyut dağılımında 100-1000 µm aralığında bir değişiklik meydana

getirmemiştir. Bu durum da proteinlerin partikül boyut dağılımının daha çok 1-100 μm aralığında olduğunu, 100 ile 1000 μm aralığında olan dağılımın ise daha çok karbonhidrat kaynaklı olduğunu düşündürmüştür.







Şekil 4.38. Farklı periyotlardaki reaktör içeriği partikül boyut dağılımı

4.3. Mikrobiyal Ekoloji

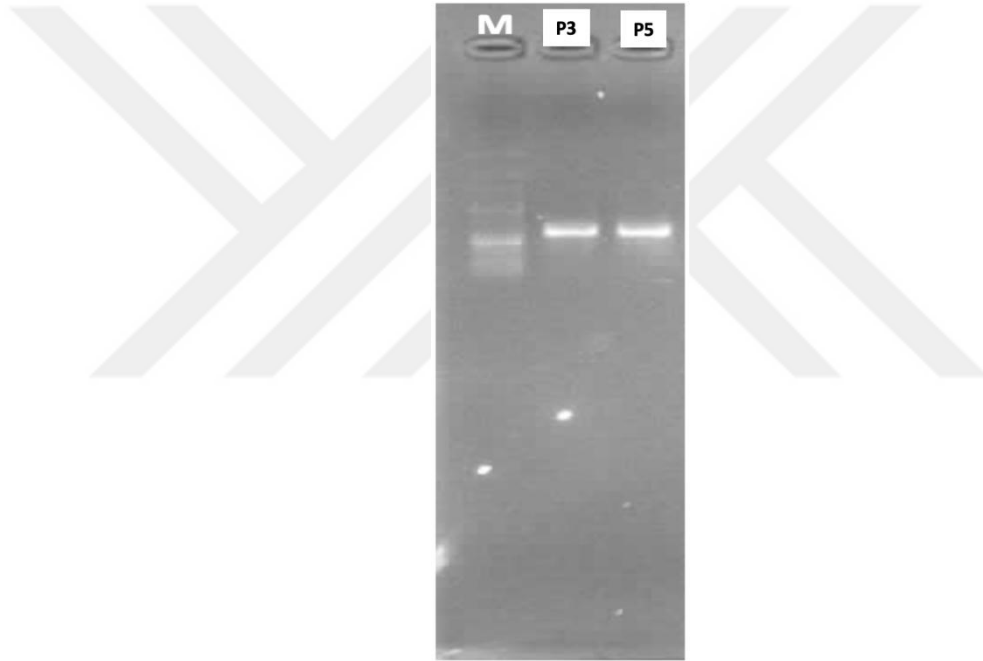
AnMBR’da her bir işletme periyodu sonunda membran yüzeyinden numune alınmış ve etkin olan mikrobiyal türleri tespit etmek amacıyla PCR ve DGGE analizleri yapılmıştır.

4.3.1. Kesikli Deneysel Çalışmalara Ait Mikrobiyal Ekoloji Sonuçları

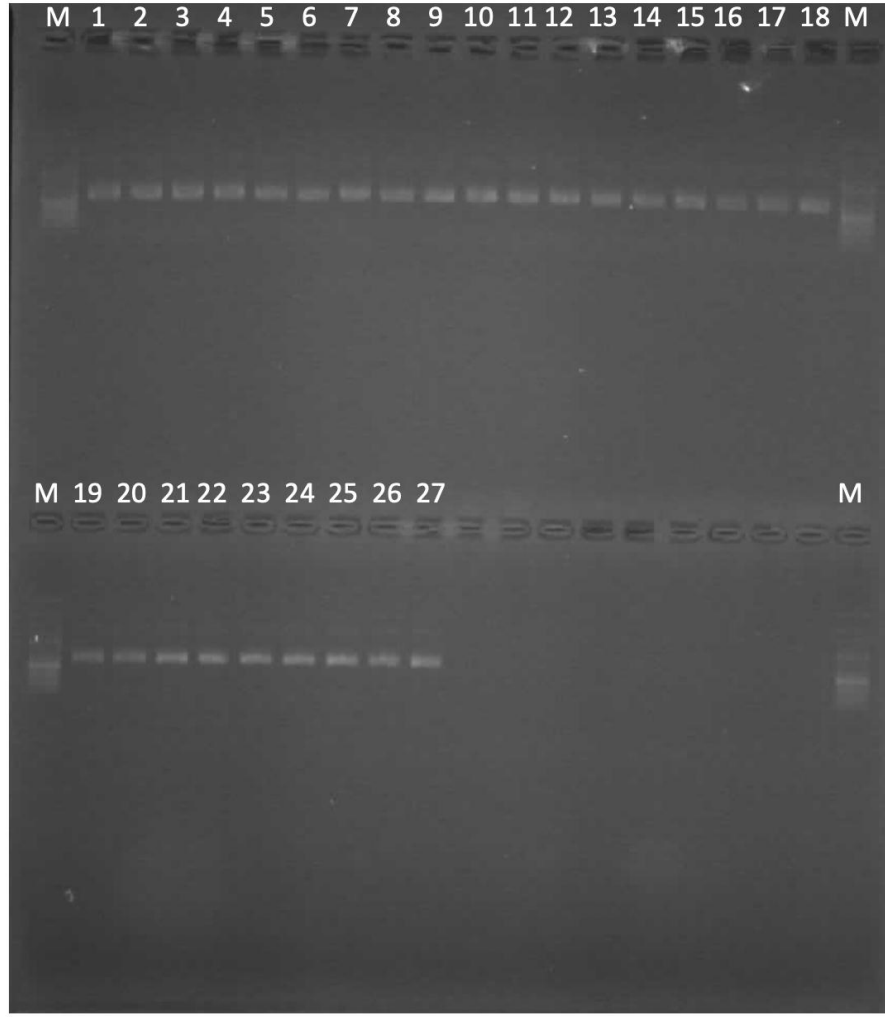
Van Gölü dip çamurundan alınan numunelerden yapılan zenginleştirme çalışmaları sonucunda besi yerinden elde edilen bakteri kolonilerinden nükleik asit zenginleştirilmesi yapılmıştır. Kolonilerde mevcut olan bakteri türlerini tespit etmek amacıyla elde edilen DNA’lara PCR ve DGGE analizleri uygulanmıştır. PCR analizi sonucunda elde edilen ürünler DGGE sisteminde akrilamid jel içerisine yüklenmiş ve elektrik akımı altında karışık DNA fragmentlerinin denatürant jel içerisinde ayrılması sağlanmıştır. Bu işlem sonucunda besi yerinden elde edilen bakteri kolonilerinde 16 farklı bakteri türünün mevcut olduğu tespit edilmiştir. Her bir türe ait DNA bantları kesilerek tekrar PCR işlemine tabi tutulmuş ve elde edilen PCR ürünleri agaroz jel elektroforezde yürütülmüş ve bütün DNA’ların sorunsuz bir şekilde çoğaltıldığı tespit edilmiştir. Elde edilen sonuçlar, yapılan zenginleştirme çalışması sonucunda yüksek tuzlu ve alkali şartlarda yaşayabilen bakteri türlerinin elde edildiğini göstermektedir. İzole edilen mikroorganizma sınıflarının önemli bir yüzdesinin Gamaproteobacteria (%50) grubundaki bakteri sınıfında yer aldığı belirlenmiştir. Bunun yanında CFB grup bakteri (%19), Betaproteobacteria (%13), Alfaproteobacteria (%6) ve Firmicutes (%6) grubuna ait bakteri türlerinin bulunduğu tespit edilmiştir.

4.3.2.SAnMBR İşletimine Ait Mikrobiyal Ekoloji Sonuçları

Çalışmada 3. ve 5. işletme periyodu sonunda membran yüzeyinden alınan numunelerin PCR işlemlerine ait agaroz jel görüntüsü Şekil 4.39’da verilmiştir. Elde edilen agaroz jel görüntüleri PCR işlemlerinin her iki numune için başarılı bir şekilde gerçekleştiğini göstermektedir. Bu işlemden sonra elde edilen PCR ürünleri DGGE sisteminde akrilamid jel içerisine yüklenmiş ve elektrik akımı altında yürütülmüştür (Şekil 4.40). Daha sonra uygulanan PCR analizi ile her bir türe ait DNA fragmenti PCR analizi ile çoğaltılmıştır. Ardından elde edilen PCR ürünlerine agaroz işlemi uygulanarak işlemin başarısı test edilmiş ve bütün numunelerin sorunsuz bir şekilde çoğaltıldığı belirlenmiştir (Şekil 4.41).

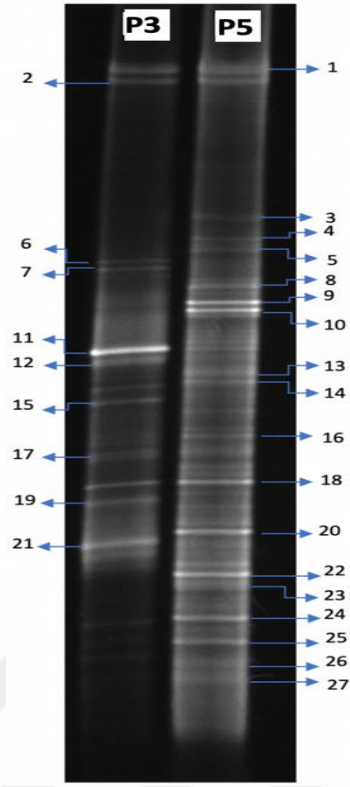


Şekil 4.39. P3 ve P5’e ait örneklere uygulanan PCR işlemi sonucu elde edilen jel görüntüsü



Şekil 4.40. P3 ve P5'e ait örneklerin DGGE bantlarına uygulanan PCR işlemi sonucu elde edilen jel görüntüsü

Her bir numuneye ait DGGE jel görüntüsünde farklı türleri temsil eden yatay yönde numaralandırılmış bantlar Şekil 4.40'da verilmiştir. Elde edilen DGGE jel görüntüsü AnMBR'den 3. ve 5. işletme periyotlarında alınan numunelerde 27 adet baskın bakteri türünün mevcut olduğu göstermektedir.



Şekil 4.41. P3 ve P5'e ait örneklerin DGGE bantları

Reaktörden alınan numunelerde tespit edilen türlere ait gen bankası erişim numaraları, bantları temsil eden mikrobiyal tür, benzerlik yüzdesi, bant numaraları ve türlere ait referans bilgileri, Tablo 4.1'de detaylı bir şekilde gösterilmiştir.

Tablo 4.1. 3. ve 5. işletme periyotlarında AnMBR’da tespit edilen türlere ait bilgiler

Bant	Mikroorganizma Türü	Benzerlik (%)	Erişim No	Referans
1	<i>Flavosolibacter sp.</i>	85	FJ177533	AUTHORS Lim, J.H., Baek, S.-H. and Lee, S.-T. TITLE Novel Flavosolibacter strains isolated from fresh water sediment JOURNAL Unpublished
2	<i>Uncultured Chloroflexi bacterium</i>	87	CU923588	AUTHORS Riviere, D., Desvignes, V., Pelletier, E., Chaussonnerie, S., Guermazi, S., Weissenbach, J., Li, T., Camacho, P. and Sghir, A. TITLE Towards the definition of a core of microorganisms involved in anaerobic digestion of sludge JOURNAL ISME J 3 (6), 700-714 (2009)
3	<i>Uncultured Trachelomonas</i>	94	JN679075	AUTHORS Fang, Y. TITLE Microbial community composition in MBR JOURNAL Unpublished
4	<i>Uncultured Chitinophagaceae bacterium</i>	86	HG973425	AUTHORS Dirren, S., Salcher, M.M., Blom, J.F., Schweikert, M. and Posch, T. TITLE Menage-a-trois: the amoeba Nuclearia sp. from Lake Zurich with its ecto- and endosymbiotic bacteria JOURNAL Protist 165 (5), 745- 758 (2014)
5	<i>Uncultured Trachelomonas</i>	92	JN679099	AUTHORS Fang, Y. TITLE Microbial community composition in MBR JOURNAL Unpublished
6	<i>Uncultured bacterium</i>	93	JX225219	AUTHORS Handley, K.M., Wrighton, K.W., Miller, C.S. and Banfield, J.F. TITLE Subsurface microbial community response to acetate amendment JOURNAL Unpublished
7	<i>Uncultured bacterium</i>	92	JX225882	AUTHORS Handley, K.M., Wrighton, K.W., Miller, C.S. and Banfield, J.F. TITLE Subsurface microbial community response to acetate amendment JOURNAL Unpublished
8	<i>Flavobacteriales bacterium</i>	86	KC295388	AUTHORS Green, D.H., Brennan, D. and Hart, M.C. TITLE Bacterial diversity associated with the coccolithophorid algae Emiliana huxleyi and Coccolithus braarudii JOURNAL Unpublished

Tablo 4.1. (Devam)

Bant	Mikroorganizma Türü	Benzerlik (%)	Erişim No	Referans
9	<i>Uncultured Saprospiraceae bacterium</i>	92	EU177726	AUTHORS Xia, Y, Kong, Y., Thomsen, T.R. and Halkjaer Nielsen, P. TITLE Identification and ecophysiological characterization of epiphytic protein-hydrolyzing saprospiraceae ('Candidatus Epiflobacter' spp.) in activated sludge JOURNAL Appl. Environ. Microbiol. 74 (7), 2229-2238 (2008)
10	<i>Saprospiraceae bacterium</i>	81	GQ902899	AUTHORS Belouqui, A., Nechitaylo, T.Y., Lopez-Cortes, N., Ghazi, A., Guazzaroni, M.E., Polaina, J., Strittmatter, A.W., Reva, O., Waliczek, A., Yakimov, M.M., Golyshina, O.V., Ferrer, M. and Golyshin, P.N. TITLE Diversity of glycosyl hydrolases from cellulose- depleting communities enriched from casts of two earthworm species JOURNAL Appl. Environ. Microbiol. 76 (17), 5934-5946 (2010)
11	<i>Uncultured bacterium</i>	98	KF956496	AUTHORS Xu, X., Xia, S. and Rittmann, B.E. TITLE Bioreduction of vanadium (V) in groundwater by autohydrogentrophic bacteria: mechanisms and microorganisms JOURNAL Unpublished
12	<i>Methanogenic prokaryote</i>	99	KC821490	AUTHORS Ding, C., Chen, L. and Zhang, H. TITLE Phylogenetic diversity of microbial communities associated with hexadecane degradation under hypothermia methanogenic condition JOURNAL Unpublished
13	<i>Uncultured bacterium</i>	91	KM999335	AUTHORS Rout, S.P., Charles, C.J., Doulgeris, C., McCarthy, A.J., Rooks, D.J., Loughnane, J.P., Laws, A.P. and Humphreys, P.N. TITLE Anoxic Biodegradation of Isosaccharinic Acids at Alkaline pH by Natural Microbial Communities JOURNAL PLoS ONE 10 (9), E0137682 (2015)
14	<i>Uncultured gamma proteobacterium</i>	82	AF441937	AUTHORS Frias-Lopez, J., Zerkle, A.L., Bonheyo, G.T. and Fouke, B.W. TITLE Partitioning of bacterial communities between seawater and healthy, black band diseased, and dead coral surfaces JOURNAL Appl. Environ. Microbiol. 68 (5), 2214-2228 (2002)

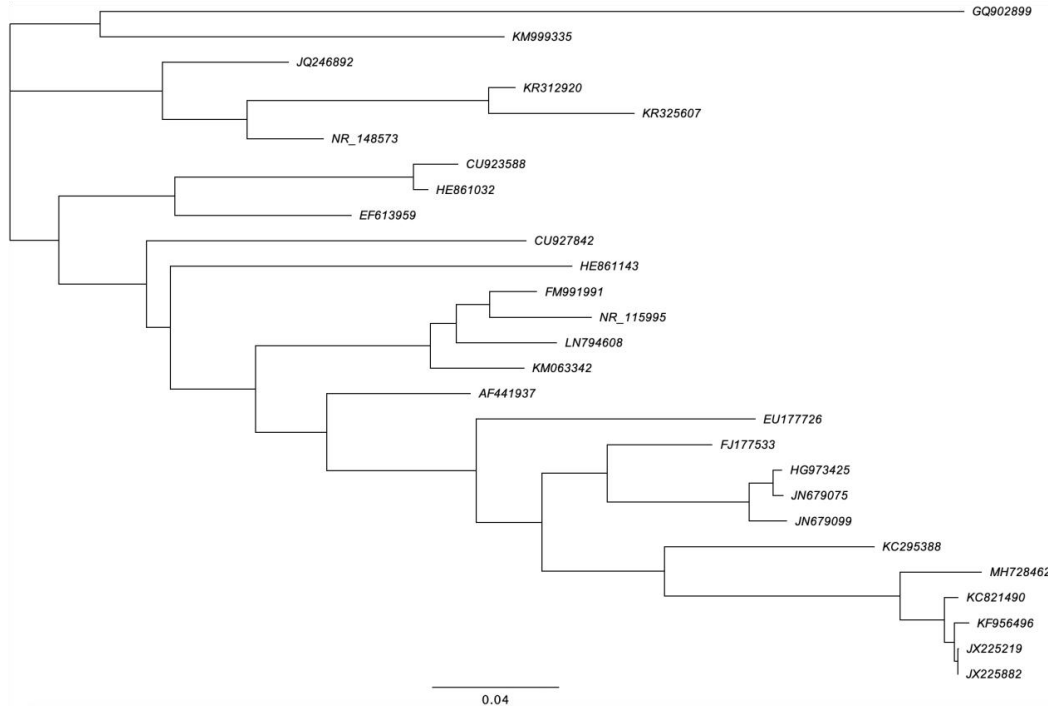
Tablo 4.1. (Devam)

Bant	Mikroorganizma Türü	Benzerlik (%)	Erişim No	Referans
15	<i>Zobellella taiwanensis</i>	99	JQ246892	AUTHORS Tao, Y. TITLE Direct Submission JOURNAL Submitted (06-DEC- 2011) Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, 9 Section 4, Renmin Nan Road, Chengdu, Sichuan 610041, P.R. China
16	<i>Uncultured Chloroflexi bacterium</i>	80	EF613959	AUTHORS Kim, M.C. and Ka, J.O. TITLE Molecular Analysis of Bacterial Community Structures in Paddy Soil Planted with Genetically-Modified Rice Varieties JOURNAL Unpublished
17	<i>Uncultured Flavobacteriaceae bacterium</i>	94	MH728462	AUTHORS Grosser, S., Sauer, J., Paijmans, A.J., Caspers, B.A., Forcada, J., Wolf, J.B. and Hoffman, J.I. TITLE Fur seal microbiomes are shaped by the social environment, Show mother-offspring similarities and are affected by host genetic quality JOURNAL Unpublished
18	<i>Thiobacillus aquaesulis</i>	92	LN794608	AUTHORS Bharath, G., Gangagni Rao, A. and Swamy, Y.V. TITLE Biodegradation JOURNAL Unpublished
19	<i>Uncultured Synergistetes bacterium</i>	90	CU927842	AUTHORS Riviere, D., Desvignes, V., Pelletier, E., Chaussonnerie, S., Guermazi, S., Weissenbach, J., Li, T., Camacho, P. and Sghir, A. TITLE Towards the definition of a core of microorganisms involved in anaerobic digestion of sludge JOURNAL ISME J 3 (6), 700-714 (2009)
20	<i>Uncultured Levilinea sp.</i>	95	HE861032	AUTHORS Mapelli, F.M., Tsiamis, G.T., Scaglia, B.S., Marasco, R.M., Rolli, E.R., Vasileiadis, S.V., Bourtzis, K.B., Daffonchio, D.D. TITLE Succession of a bacterial rhizospheric community along a chronosequence of a cold desert JOURNAL Unpublished

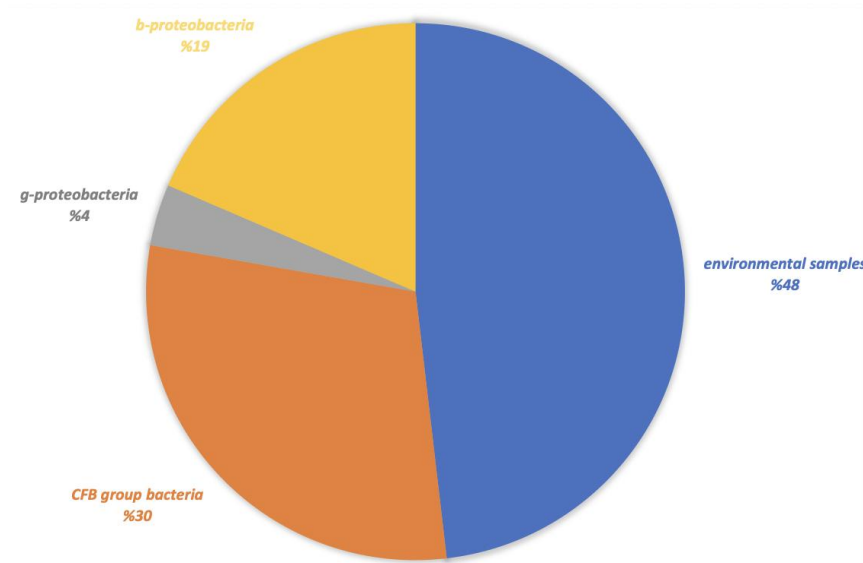
Tablo 4.1. (Devam)

Bant	Mikroorganizma Türü	Benzerlik (%)	Erişim No	Referans
21	<i>Uncultured Candidatus Nitrotoga sp.</i>	88	KM063342	AUTHORS Schmidt, B., Sanchez, L., Fretschner, T., Ferrero, M., Sineriz, F. and Szewzyk, U. TITLE Isolation of Sphaerotilus-Leptothrix-strains from iron bacteria communities in Tierra del Fuego wetlands JOURNAL Unpublished JOURNAL ISME J (2014) In press
22	<i>Uncultured beta proteobacterium</i>	96	FM991991	AUTHORS Sanchez, O., Garrido, L., Mas, J. and Becares, E. TITLE Molecular characterization of microbial communities in constructed wetlands in relation to hydraulic design and plant species JOURNAL Unpublished
23	<i>Georgfuchsia toluolica</i>	91	NR_115995	AUTHORS Weelink, S.A., van Doesburg, W., Saia, F.T., Rijpstra, W.I., Roling, W.F., Smidt, H. and Stams, A.J. TITLE A strictly anaerobic betaproteobacterium Georgfuchsia toluolica gen. nov., sp. nov. degrades aromatic compounds with Fe(III), Mn(IV) or nitrate as an electron acceptor JOURNAL FEMS Microbiol. Ecol. 70 (3), 575-585 (2009)
24	<i>Nitrospira lenta</i>	95	NR_148573	AUTHORS Nowka, B., Off, S., Daims, H. and Spieck, E. TITLE Improved isolation strategies allowed the phenotypic differentiation of two Nitrospira strains from widespread phylogenetic lineages JOURNAL FEMS Microbiol. Ecol. 91 (3), fiu031 (2015)
25	<i>Uncultured proteobacterium</i>	90	HE861143	AUTHORS Mapelli, F.M., Tsiamis, G.T., Scaglia, B.S., Marasco, R.M., Rolli, E.R., Vasileiadis, S.V., Bourtzis, K.B., Balloi, A.B., Tambone, F.T., Adani, F.A., Borin, S.B. and Daffonchio, D.D. TITLE Succession of a bacterial rhizospheric community along a chronosequence of a cold desert JOURNAL Unpublished
26	<i>Uncultured bacterium</i>	88	KR312920	AUTHORS Ding, C., Chen, L. and Zhang, H. TITLE Phylogenetic diversity of microbial communities associated with hexadecane degradation under hypothermia methanogenic condition JOURNAL Unpublished
27	<i>Uncultured bacterium</i>	87	KR325607	AUTHORS Chang, B.V. and Yang, C.W. TITLE Bacterial communities associated tetrabromobisphenol-A biodegradation with a combination of sludge-amended soil and spent mushroom compost JOURNAL Unpublished

Elde edilen sonuçlar anaerobik reaktörde P3 ve P5’de tespit edilen bakterilerin genellikle kültürlenmemiş türlerden oluştuğunu göstermiştir. Akrilamid jel içerisinde 2 ve 19 nolu bantları temsil eden DNA’ların anaerobik bir reaktörde (Riviere vd. 2009), 13 nolu bakterinin ise yüksek pH’lı alkali şartlarda yaşayan türlere ait olduğu rapor edilmiştir (Rout vd. 2015). Tespit edilen bakterilerin ait oldukları tür sınıfları ve birbiri ile yakınlıklarını gösteren filogenetik ağaç, Şekil 4.42 ve Şekil 4.43’de yer almaktadır.



Şekil 4.42. P3 ve P5 işletme periyotlarına ait örneklerde tespit edilen türlerin filogenetik ağacı

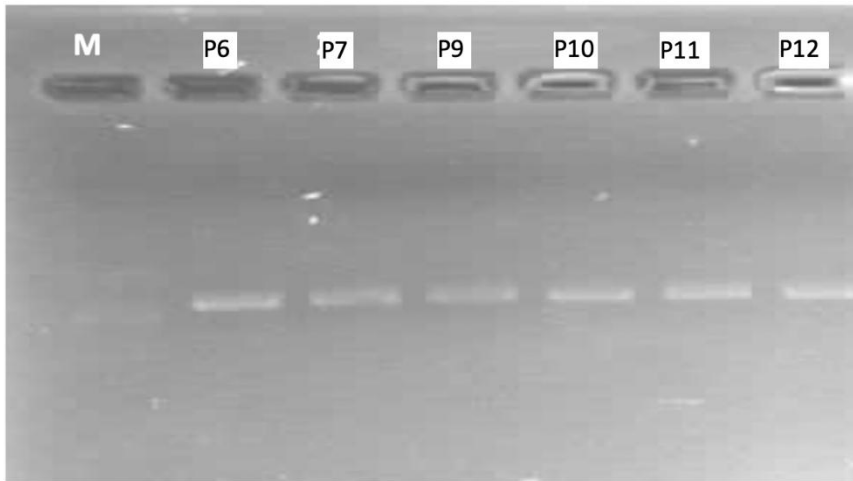


Şekil 4.43. P3 ve P5 işletme periyotlarına ait örneklerde tespit edilen türlerin ait olduğu tür sınıfları

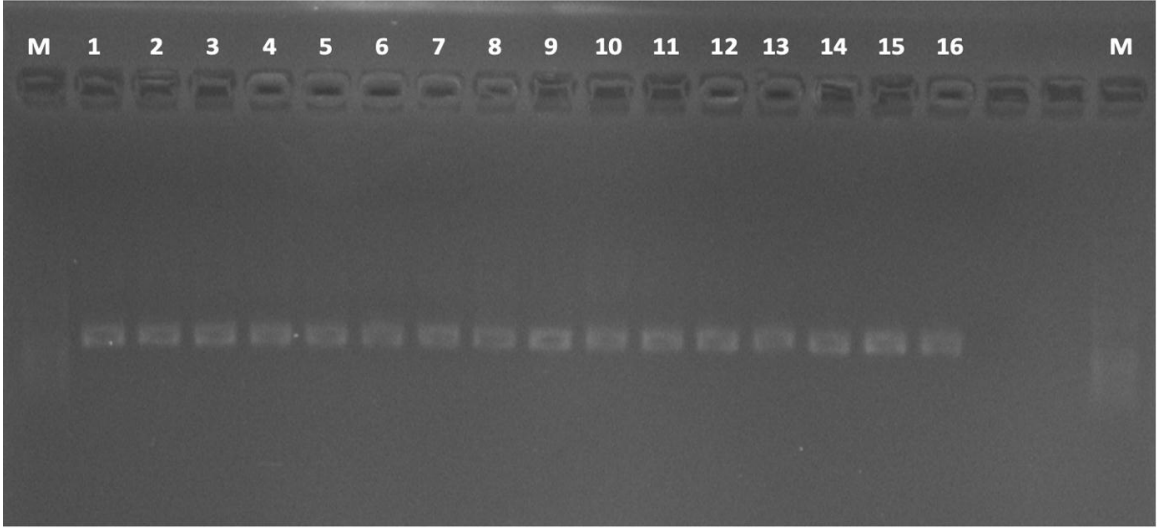
3. ve 5. işletme periyotlarında tespit edilen mikroorganizma sınıflarının önemli bir yüzdesinin Environmental samples (%48) grubundaki bakteri sınıfında yer aldığı belirlenmiştir. Bunun yanında CFB grup bakterisi (%30), b-proteobacteria (%19) ve g-proteobacteria (%4) grubuna ait bakteri türlerinin mevcut olduğu da belirlenmiştir (Şekil 4.43).

AnMBR'ın işletimi sırasında 6, 7, 9, 10, 11 ve 12. işletme periyotlarında membran yüzeyinden alınan numunelerin PCR işlemlerine ait agaroz jel görüntüsü Şekil 4.44'de verilmiştir. Elde edilen agaroz jel görüntüleri PCR işlemlerinin bütün numuneler için başarılı bir şekilde gerçekleştiğini göstermektedir. Bu işlemden sonra elde edilen PCR ürünleri, DGGE sisteminde akrilamid jel içerisine yüklenmiş ve elektrik akımı altında karışık DNA fragmentlerinin denatürant jel içerisinde ayrılması sağlanmıştır (Şekil 4.45). DGGE işlemi sonucunda söz konusu periyotlarda reaktörde 16 adet farklı mikroorganizma türünün baskın olduğu tespit edilmiştir. Akrilamid jelde tespit edilen türlere ait PCR analizi sonucunda elde edilen ürünler agaroz jelde yürütülmüş ve elde edilen görüntü Şekil 4.46'da verilmiştir. Elde edilen görüntüde PCR işleminin başarılı bir şekilde gerçekleştiği görülmüştür.

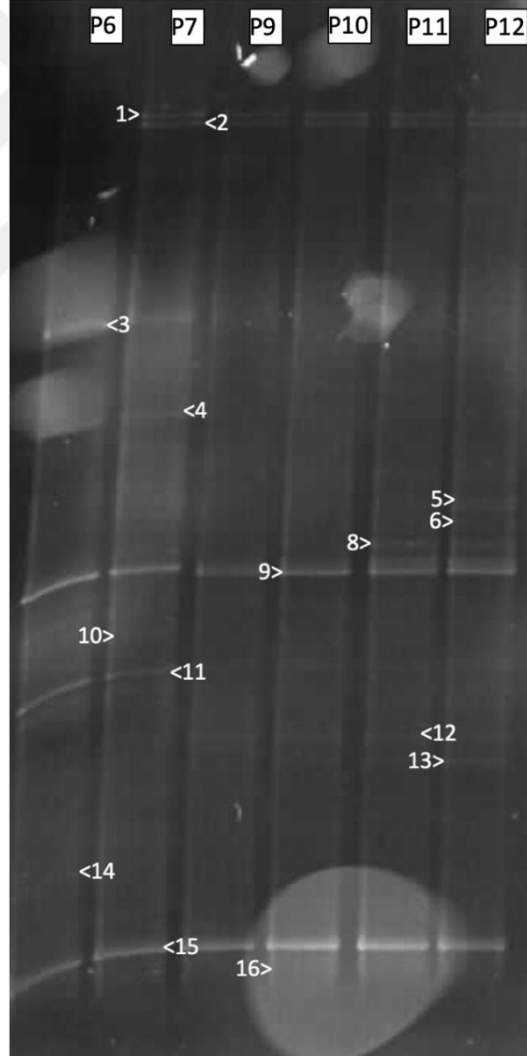
Söz konusu işletme periyodunda tespit edilen 16 adet türe ait gen bankası erişim numaraları, bantları temsil eden mikrobiyal tür, benzerlik yüzdesi, referans bilgileri ile birlikte Tablo 4.2'de verilmiştir.



Şekil 4.44. P6-P12 işletme periyotlarına ait örneklere uygulanan PCR işlemi sonucu elde edilen jel görüntüsü



Şekil 4.45. P6-P12'e ait örneklerin DGGE bantlarına uygulanan PCR işlemi sonucu elde edilen jel görüntüsü



Şekil 4.46. P6-P12'e ait örneklerin DGGE bantları

Tablo 4.2. P6-P12 periyotlarında AnMBR’da tespit edilen türlere ait bilgiler

Bant	Mikroorganizma Türü	Benzerlik (%)	Erişim No	Referans
1	<i>Erysipelothrix rhusiopathiae</i>	88	EU188793	AUTHORS Castro, M., Castelli, J., Echeverria, P., Quintana, E., Nieves, V. and Borthagaray, G. TITLE Direct Submission JOURNAL Submitted (02-OCT- 2007) Microbiology, Facultad de Quimica, Av. Gral. Flores 2124, Montevideo 11800, Uruguay
2	<i>Erysipelothrix tonsillarum</i>	92	MK063688	AUTHORS Pomaranski, E.K., Reichley, S.R., Yanong, R., Shelley, J., Pouder, D.B., Wolf, J.C., Kenelty, K.V., Van Bonn, B., Oliaro, F., Byrne, B., Clothier, K.A., Griffin, M.J., Camus, A.C. and Soto, E. TITLE Characterization of spaC-type Erysipelothrix sp. isolates causing systemic disease in ornamental fish JOURNAL J. Fish Dis. 41 (1), 49-60 (2018) PUBMED 28708262 REFERENCE 2 (bases 1 to 845) AUTHORS Griffin, M.J., Reichley, S.R., Pomaranski, E.K. and Soto, E. TITLE Direct Submission JOURNAL Submitted (17-OCT- 2018) Thad Cochran National Warmwater Aquaculture Center, Mississippi State University, 127 Experiment Station Road, Stoneville, MS 38776, USA
3	<i>Porphyromonadaceae bacterium</i>	90	HF675162	AUTHORS Wouters, K., Moors, H., Boven, P. and Leys, N. TITLE Evidence and characteristics of a diverse and metabolically active microbial community in deep subsurface clay borehole water JOURNAL FEMS Microbiol. Ecol. (2013) In press PUBMED 23802615 REMARK Publication Status: Available-Online prior to print REFERENCE 2 (bases 1 to 885) AUTHORS Wouters, K. TITLE Direct Submission JOURNAL Submitted (01-FEB- 2013) Environment, Health and Safety, SCKCEN, Boeretang 200, 2400, BELGIUM
4	<i>Uncultured Clostridia bacterium</i>	87	KX672170	AUTHORS Zhang, H., He, H., Cao, R. and Zhang, Z TITLE Direct Submission JOURNAL Submitted (07-AUG- 2016) School of Marine Science and Technology, Harbin Institute of Technology (Weihai), The 2nd West Wenhua Road, Weihai 264209, China

Tablo 4.2. (Devam)

Bant	Mikroorganizma Türü	Benzerlik (%)	Erişim No	Referans
5	<i>Gamma proteobacterium</i>	79	HQ663001	AUTHORS Martinez-Garcia, M., Swan, B.K., Poulton, N.J., Gomez, M.L., Masland, D., Sieracki, M.E. and Stepanauskas, R. TITLE High-throughput single-cell sequencing identifies photoheterotrophs and chemoautotrophs in freshwater bacterioplankton JOURNAL ISME J 6 (1), 113- 123 (2012) PUBMED 21716306 REFERENCE 2 (bases 1 to 373) AUTHORS Martinez-Garcia, M., Swan, B., Poulton, N., Lluésma-Gomez, M., Masland, D., Sieracki, M. and Stepanauskas, R. TITLE Direct Submission JOURNAL Submitted (29-NOV- 2010) Single Cell Genomics Center, Bigelow Laboratory for Ocean Sciences, 180 McKown Point Road, P.O. Box 475, West Boothbay Harbor, ME 04575-0475, USA
6	<i>Gamma proteobacterium</i>	75	HQ663065	AUTHORS Martinez-Garcia, M., Swan, B.K., Poulton, N.J., Gomez, M.L., Masland, D., Sieracki, M.E. and Stepanauskas, R. TITLE High-throughput single-cell sequencing identifies photoheterotrophs and chemoautotrophs in freshwater bacterioplankton JOURNAL ISME J 6 (1), 113- 123 (2012) PUBMED 21716306 REFERENCE 2 (bases 1 to 373) AUTHORS Martinez-Garcia, M., Swan, B., Poulton, N., Lluésma-Gomez, M., Masland, D., Sieracki, M. and Stepanauskas, R. TITLE Direct Submission JOURNAL Submitted (29-NOV- 2010) Single Cell Genomics Center, Bigelow Laboratory for Ocean Sciences, 180 McKown Point Road, P.O. Box 475, West Boothbay Harbor, ME 04575-0475, USA
7	<i>Acinetobacter calcoaceticus</i>	79	MK796034	AUTHORS Truong, X.H., Rubio, M.M.M. and Dela Cruz, A.A. TITLE Direct Submission JOURNAL Submitted (17-APR- 2019) Crop Protection Division, Philippine Rice Research Institute, Maligaya, Science City of Munoz, Nueva Ecija 3119, Philippines

Tablo 4.2. (Devam)

Bant	Mikroorganizma Türü	Benzerlik (%)	Erişim No	Referans
8	<i>Uncultured Anaerorhabdus sp.</i>	92	LN996030	AUTHORS De Vrieze, J., Raport, L., Roume, H., Vilchez-Vargas, R., Jauregui, R.J., Pieper, D.H. and Boon, N. TITLE The full-scale anaerobic digestion microbiome is represented by specific marker populations JOURNAL Unpublished REFERENCE 2 (bases 1 to 235) AUTHORS De Vrieze, J. TITLE Direct Submission JOURNAL Submitted (01-DEC- 2015) Laboratory of Microbial Ecology and Technology, Universiteit Gent, Coupure Links 653, 9000, BELGIUM
9	<i>Uncultured bacterium</i>	97	GQ133836	AUTHORS Perkins, S.D., Garcia, M.L. and Angenent, L.T. TITLE Improving Stability of Anaerobic Digesters for Animal Waste Treatment JOURNAL Unpublished REFERENCE 2 (bases 1 to 1360) AUTHORS Perkins, S.D., Garcia, M.L. and Angenent, L.T. TITLE Direct Submission JOURNAL Submitted (07-MAY- 2009) Department of Biological and Environmental Engineering, Cornell University, 214 Riley-Robb Hall, Ithaca, NY 14853, USA
10	<i>Halomonas alkalicola</i>	84	MK478810	AUTHORS Zmorrod, N. TITLE Direct Submission JOURNAL Submitted (03-FEB- 2019) Biological and Environmental Sciences, Beirut Arab University, Dibbeh, Dibbeh 11-50-20 Riad El Sol, Lebanon

Tablo 4.2. (Devam)

Bant	Mikroorganizma Türü	Benzerlik (%)	Erişim No	Referans
11	<i>Caldanaerobacter subterraneus</i>	81	NR_117591	AUTHORS Yarza, P., Sproer, C., Swiderski, J., Mrotzek, N., Spring, S., Tindall, B.J., Gronow, S., Pukall, R., Klenk, H.P., Lang, E., Verbarq, S., Crouch, A., Lilburn, T., Beck, B., Unosson, C., Cardew, S., Moore, E.R., Gomila, M., Nakagawa, Y., Janssens, D., De Vos, P., Peiren, J., Suttels, T., Clermont, D., Bizet, C., Sakamoto, M., Iida, T., Kudo, T., Kosako, Y., Oshida, Y., Ohkuma, M., R Arahal, D., Spieck, E., Pommerening Roeser, A., Figge, M., Park, D., Buchanan, P., Cifuentes, A., Munoz, R., Euzeby, J.P., Schleifer, K.H., Ludwig, W., Amann, R., Glockner, F.O. and Rossello-Mora, R. TITLE Sequencing orphan species initiative (SOS): Filling the gaps in the 16S rRNA gene sequence database for all species with validly published names JOURNAL Syst. Appl. Microbiol. 36 (1), 69-73 (2013) PUBMED 23410935 REFERENCE 2 (bases 1 to 1526) CONSRM NCBI RefSeq Targeted Loci Project TITLE Direct Submission JOURNAL Submitted (28-APR- 2014) National Center for Biotechnology Information, NIH, Bethesda, MD 20894, USA REFERENCE 3 (bases 1 to 1526) AUTHORS Sproer, C. TITLE Direct Submission JOURNAL Submitted (12-AUG- 2011) to the INSDC. D, Molecular Systematics, Inhoffenstrasse 7B, D-38124 Braunschweig, GERMANY
12	<i>Halomonas aidingensis</i>	96	KY783421	AUTHORS Nural, B., Deniz Sonmez, G., Korkmaz, F., Aytar Celik, P., Mutlu, M.B. and Cabuk, A. TITLE Isolation and determination of tolerance gene of boronotolerant bacteria from boron mine JOURNAL Unpublished REFERENCE 2 (bases 1 to 936) AUTHORS Nural, B., Deniz Sonmez, G., Korkmaz, F., Aytar Celik, P., Mutlu, M.B. and Cabuk, A. TITLE Direct Submission JOURNAL Submitted (09-NOV- 2016) Biotechnology and Biosafety, Institute of Science, Eskisehir Osmangazi University, Meselik, Eskisehir 26480, Turkey

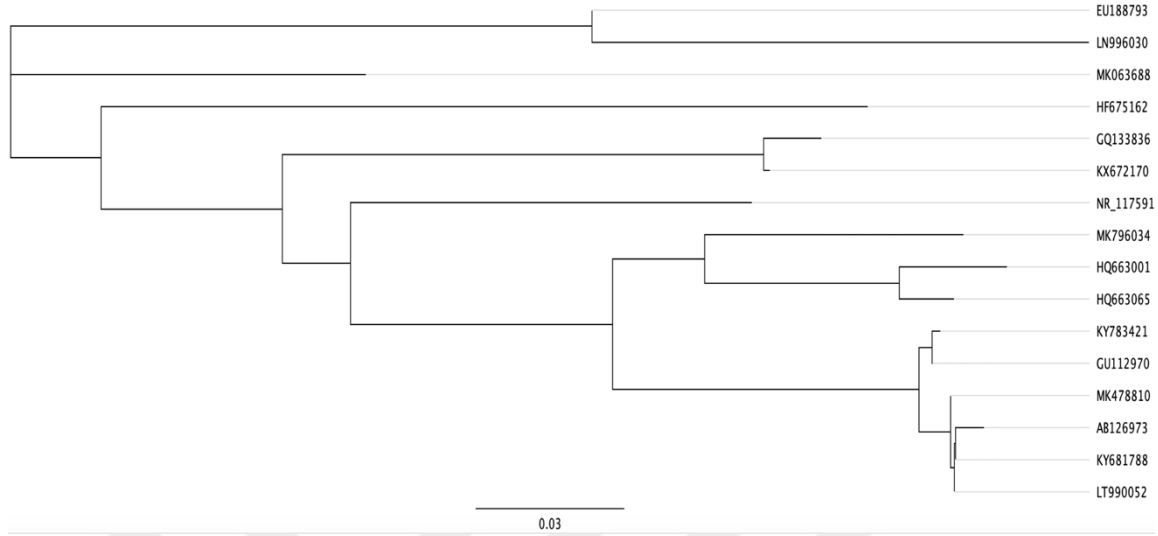
Tablo 4.2. (Devam)

Bant	Mikroorganizma Türü	Benzerlik (%)	Erişim No	Referans
13	<i>Halomonas campisalis</i>	96	KY681788	AUTHORS Ersoy Omeroglu, E. TITLE Isolation, Phenotypic and Molecular Characterization of Anaerobic Arsenate Reducing and Arsenite Oxidizing Bacteria From Lake Van and Determination of Their Arsenic Metabolism JOURNAL Unpublished REFERENCE 2 (bases 1 to 1254) AUTHORS Ersoy Omeroglu, E. TITLE Direct Submission JOURNAL Submitted (01-MAR- 2017) Biology, Ege University, Faculty of Science, Izmir, Bornova 35040, Turkey
14	<i>Halomonas sp.</i>	99	LT990052	AUTHORS Erdyneeva BAZYROVNA, E. TITLE Direct Submission JOURNAL Submitted (12-MAR- 2018) INSTITUTE OF GENERAL AND EXPERIMENTAL BIOLOGY SB RAS, microbiology, Ulan-Ude, Sahyanova 8, 670031, Russia
15	<i>Halomonas ventosae</i>	99	GU112970	AUTHORS Li, Z. TITLE Biogeography of halophilic bacterial and actinobacterial communities from mud volcanoes in Xinjiang (China) JOURNAL Unpublished REFERENCE 2 (bases 1 to 870) AUTHORS Li, Z. TITLE Direct Submission JOURNAL Submitted (20-SEP- 2009) College of Life Science and Technology of Xinjiang University, Institute of Microbiology, Xinjiang Academy of Agriculture Science, No.403, Nanchang Road, Urumqi, Xinjiang 830091, China

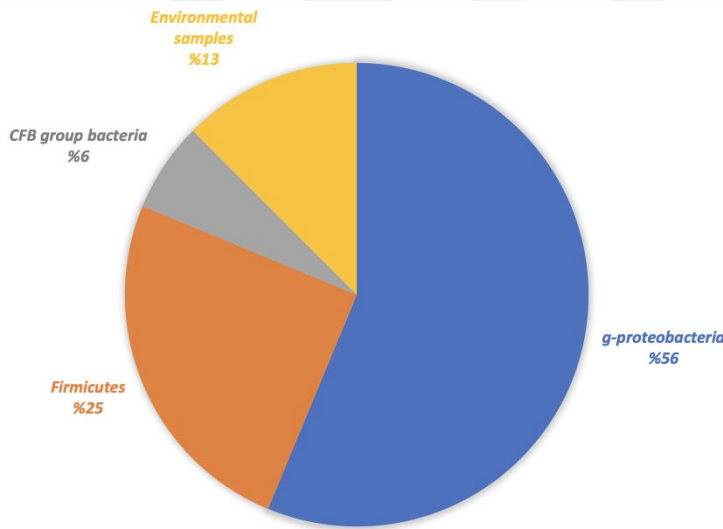
Tablo 4.2. (Devam)

Bant	Mikroorganizma Türü	Benzerlik (%)	Erişim No	Referans
16	<i>Gamma proteobacterium</i>	94	AB126973	AUTHORS Yoshie, S., Noda, N., Miyano, T., Tsuneda, S., Hirata, A. and Inamori, Y. TITLE Microbial community analysis in the denitrification process of saline-wastewater by denaturing gradient gel electrophoresis of PCR-amplified 16S rDNA and the cultivation method JOURNAL J. Biosci. Bioeng. 92 (4), 346-353 (2001) PUBMED 16233109 REFERENCE 2 AUTHORS Yoshie, S., Noda, N., Tsuneda, S., Hirata, A. and Inamori, Y. TITLE Design of 16S rRNA- targeted oligonucleotide probes and microbial community analysis in the denitrification process of a saline industrial wastewater treatment system JOURNAL FEMSMicrobiol.Lett. 235 (1), 183-189 (2004) PUBMED 15158280 REFERENCE 3 (bases 1 to 549) AUTHORS Yoshie, S., Noda, N., Tsuneda, S., Hirata, A. and Inamori, Y. TITLE Direct Submission JOURNAL Submitted (27-NOV- 2003) Sachiko Yoshie, Waseda University, Department of Chemical Engineering

Tespit edilen 16 adet türün birbirine yakınlıklarını gösteren filogenetik ağacı ve ait oldukları tür sınıfları Şekil 4.47 ve Şekil 4.48’de gösterilmiştir.



Şekil 4.47. P6-P12 işletme periyotlarına ait örneklerde tespit edilen türlerin filogenetik ağacı



Şekil 4.48. P6-P12’ e ait örneklerde tespit edilen türlerin ait olduğu tür sınıfları

Söz konusu işletme periyotlarında tespit edilen mikroorganizma sınıflarının önemli bir yüzdesinin g-proteobacteria (%56) grubundaki bakteri sınıfında yer aldığı belirlenmiştir. Bunun yanında Firmicutes (%25), Environmental samples (%13) ve CFB grup bakteri (%6) grubuna ait bakteri türlerinin mevcut olduğu da belirlenmiştir (Şekil 39).

Gerçekleştirilen tez çalışmasında Van Gölü dip çamurundan yapılan zenginleştirme çalışmaları sonucunda tespit edilen türlerin bir kısmının tuzlu ve alkali şartlarda yaşayan mikrobiyal türler olduğu belirlenmiş ve bu türler AnMBR sıvısına enjekte edilmiştir. Buna paralel olarak işletme süresi devam ederken 3. işletme periyodunda yapılan

mikrobiyal çalışmalar sonucunda yaklaşık 15 adet bakteri türünün mevcut olduğu görülürken 5. işletme periyodunda bu sayı yaklaşık olarak 27 adet olmuştur. Bu durum reaktöre besleme yapılan karbon kaynağının değişimi ile açıklanabilmektedir. 3. işletme periyodunda asetat karbon kaynağı olarak besleme yapılırken 5. işletme periyodunda etanol karbon kaynağı olarak kullanılmaya başlanmıştır. Bu değişimin reaktördeki mikrobiyal çeşitliliği ciddi ölçüde arttırdığı görülmüştür. Özellikle *Uncultured Trachelomonas* (JN679075), *Uncultured Chitinophagaceae bacterium* (HG973425), *Uncultured Trachelomonas* (JN679099), *Uncultured beta proteobacterium* (FM991991), *Georgfuchsia toluolica* (NR_115995), *Uncultured proteobacterium* (HE861143), *Uncultured bacterium* (KR312920), *Uncultured bacterium* (KR325607) türlerinin etanol ilavesi yapıldığı süreçte baskın duruma geçtiği belirlenmiştir. Bu sonuçlar, baskın türlerin etanol oksidasyonundan sorumlu olabileceğini göstermektedir. İlerleyen işletme periyotlarında (6. ve 7.) AnMBR’da *Porphyromonadaceae bacterium* (Band 3), *Uncultured Clostridia bacterium* (Band 4), *Halomonas alkalicola* (Band 10), *Caldanaerobacter subterraneus* (Band 11) ve *Halomonas sp.* (Band 14) gibi türler baskınken daha sonraki işletme periyotlarında bu türlerin reaktör ortamında kaybolduğu görülmüştür. Bu durum reaktör ortamındaki KOİ/SO₄²⁻ oranının düşmesi ile açıklanabilir. Bu türlerden *Halomonas alkalicola* ve *Halomonas sp.* türleri literatür çalışmalarında alkalifilik ve halotolerant tür olarak ifade edilmiştir (Lu vd., 2018; Zhai vd., 2018; Thomas vd., 2019). İlerleyen işletme periyotlarında (11.) *g-proteobacterium*, *Halomonas aidingensis* ve *Halomonas campisalis* türleri ortamda baskın duruma gelmiştir. Bu türlerden *Halomonas aidingensis* ve *Halomonas campisalis*’da yüksek alkali şartlarda ve tuz konsantrasyonlarında yaşayan türlerdir (*g-proteobacterium*, *Halomonas aidingensis* ve *Halomonas campisalis* türleri ortamda baskın duruma gelmiştir. Bu türlerden *Halomonas aidingensis* ve *Halomonas campisalis*’da yüksek alkali şartlarda ve tuz konsantrasyonlarında yaşayan türlerdir (Liu vd., 2011; Mormile vd., 1999). Tuzluluk değişiminin etkisinin incelendiği P12’de ise P11 ile aynı türler tespit edilmiştir. Genel olarak AnMBR’daki baskın tür sayısı KOİ/SO₄²⁻ oranının düşürülmesi ile azalmıştır.

AnMBR’da direk olarak sülfat indirgenmesinden sorumlu bir tür tespit edilememiştir. Ancak belirlenen türlerden *Uncultured gamma proteobacterium* (Dafale vd., 2010), *Thiobacillus aquaesulis* (Clarke vd., 2004; Kilic vd., 2014; Krishnani vd., 2010), *Zobellella taiwanensis* (Abdel-Rahman vd., 2017; Ibrahim ve Steinbüchel, 2010), türlerinin sülfatın mevcut olduğu ortamlarda, *Gamma proteobacterium* (Zemskaya vd.,

2010), *Acinetobacter calcoaceticus* (Palaniappan ve Toleti, 2016), *Caldanaerobacter subterraneus* (Shestakova vd., 2010) ve *Uncultured Clostridia bacterium* (Lienen vd., 2017) türlerinin ise sülfat indirgememesinin gerçekleştiği ortamlarda baskın oldukları daha önce tespit edilmiştir. Literatür verileri ortamda direkt olarak sülfat indirgenmesinden sorumlu bir mikroorganizma türünün olmaması durumunda da sülfat indirgememesinin gerçekleşebileceğini göstermektedir.

Çalışma süresince gerçekleştirilen mikrobiyal ekoloji çalışmalarında Van Gölü dip çamurundan izole edilen bakterilerin önemli bir kısmının (%50) *g-proteobacteria* grubundaki bakterilere ait olduğu belirlenmiştir. Bu sonuçlara paralel olarak reaktör ortamında 6-12. işletme periyotları arasında baskın mikrobiyal türlerin önemli bir yüzdesinin (%50) *g-proteobacteria* grubuna ait bakteriler olduğu tespit edilmiştir. 3. ve 5. işletme periyotlarında tespit edilen bakterilerin %30'u, 6-12. işletme periyotları arasında ise bakterilerin %6'sı. *Cytophaga-Flavobacterium-Bacteroides (CFB)* grubuna ait bakterilerdir. Bunun yanında 6-12. işletme periyotları arasında bakterilerin %25'i *Firimicutes* grubuna ait bakterilerdir. Literatürde yapılmış çalışmalarda söz konusu bakteri gruplarına ait bakterilerin haloalkali şartlarda işletilen reaktörlerde (Sousa vd., 2015a) veya sülfat indirgememesinin gerçekleştiği diğer ortamlarda tespit edilen bakteriyel gruplar olduğu belirtilmiştir (He vd., 2013; Kondo vd., 2012; Sherry vd., 2013).

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu tez çalışmasında haloalkali şartlarda sentetik atıksuda eş zamanlı organik madde giderimi ve sülfat indirgenmesi söz konusunda olduğunda meydana gelecek olan membran kirlenmesi araştırılmıştır. Bu amaçla anaerobik batık membran biyoreaktör 409 gün boyunca işletilmiştir. En iyi giderim performansını sağlayabilmek için farklı KOİ (10000, 8000, 6000 ve 3000 mg/L) ve sülfat (2000, 1000, 500, 3000 mg/L) konsantrasyonları, KOİ/SO₄²⁻ oranları (5, 4, 8, 12, 6, 1), HBS'ler (10, 15, 7 gün), OLR'ler (0,0417, 0,0333, 0,0222, 0,02, 0,04, 0,01 g/Lgün) ve SLR'ler (0,008, 0,005, 0,004, 0,001, 0,002, 0,006, 0,013, 0,01 g/Lgün) denenmiş, asetat ve etanol gibi farklı karbon kaynakları tekli ve ikili kullanılarak bu şartlardaki membran kirlenmesi ve tıkanması incelenmiştir. Ayrıca NaCl konsantrasyon etkisini araştırmak amacıyla son periyotta 10 g/L olan NaCl derişimi 20 g/L'e çıkartılarak biyoreaktör yaklaşık bir ay işletilmiştir. Yapılan çalışmalar sonucunda elde edilen sonuçlar aşağıdaki gibi özetlenmiştir.

- Reaktör işletiminde HBS'nin (10, 15, 7 gün) de KOİ ve sülfat giderim verimlerine olan etkisi araştırılmıştır. Sonuçlar HBS'nin giderim verimlerine olan etkisinin önemsiz olduğunu göstermiştir. Bu durumun düşük membran yüzey alanından ve membran kirlenmesinin hızlı oluşmasından kaynaklandığı düşünülmüştür.
- Tüm periyotlardaki membran kirlenmesi daha çok kek tabakası oluşumu sebebiyle gerçekleşmiştir ve kek dirençleri por tıkanması sebebiyle oluşan dirençlerin 4,2 ile 242 katı olarak hesap edilmiştir.
- SAnMBR işletimi sırasında tüm membran modülleri sisteme yerleştirildikten sonra başlangıçta membran akısında hızlı düşüşler meydana gelmiştir. TMP değerleri ise bu akı azalmalarının tam aksi yönde ani artışlar göstermiştir. Tüm periyotlardaki R_c ve R_p değerleri dikkate alındığında kek dirençleri, por tıkanması sebebiyle oluşan dirençlerin 4,2 ile 242 katı olduğundan kirlenmenin en önemli kısmının kek tabakası oluşumundan kaynaklandığı düşünülebilir. Fakat P8'de (KOİ:3000 mg/L; SO₄²⁻:3000 mg/L; KOİ/SO₄²⁻:1; HBS:10 gün; karbon kaynağı: etanol; NaCl:10 g/L; OLR:0,01 g/Lgün; SLR:0,013 g/Lgün) uygulanan membran yıkanmasının, sistemdeki TMP, akı ve R_i değerlerinde büyük değişiklikler meydana getirmemesi membran gözeneklerinin kısa süre içerisinde tıkanmış olduğunu, sonrasında ise kek tabakası oluşumu ve gelişimi ile baskılandığını göstermiştir. R_c

değerlerine göre kek oluşumu OLR'nin yüksek HBS'nin ise düşük olması ve karbon kaynağı olarak etanolün kullanılması sebebiyle en çok 4. membran modülünde yani P7'de (KOİ:6000 mg/L; SO_4^{2-} :1000 mg/L; KOİ/ SO_4^{2-} :6; HBS:7 gün; karbon kaynağı: etanol; NaCl:10 g/L; OLR:0,04 g/Lgün; SLR:0,006 g/Lgün) meydana gelmiştir. Bu modülü özellikle etanol ve tuz oranlarının değiştirilmesi sebebiyle sırasıyla 5., 8., 6., 7., 3., 2. ve 1. membran modülleri izlemiştir. R_p değerleri incelendiğinde gözenek tıkanması, kek oluşumunun en fazla olduğu 4. membran modülünde meydana gelmiş, bu modülü sırasıyla OLR:0,0417 g/Lgün olan 1., HBS:7 gün olan 3., etanol oranının en yüksek olduğu (P8'de karbon kaynağı: etanol; P9'da E/A:1/1) 5., aşının uygulandığı ve organik madde olarak asetat yerine etanolün kullanılmaya başlandığı 2., tuzluluğun 20 g/L'ye arttırıldığı 8., E/A:1/2 olan 6. ve E/A:1/4 olan 7. membran modülleri takip etmiştir. Yani R_c ve R_p değerlerini daha çok OLR, HBS ve organik madde türü etkilemiştir.

- Sistemde iki elektron vericinin beraber kullanılması durumunda toplam membran kirlenmesi daha fazla oranda meydana gelirken, gözenek tıkanmasından kaynaklanan kirlenme azalmıştır. Fakat baskın kirlenme mekanizması kek oluşumu olduğu için bu azalma etkisi çok büyük düzeyde olmamıştır. Asetatın kullanılmasının gözenek tıkanmasının daha fazla gözlenmesine sebep olduğu fakat genel olarak bakıldığında toplam kirlenmenin daha az meydana geldiği söylenebilir.
- Tuz konsantrasyonunun artması diğer periyotlardaki gibi akının hızla azalmasına neden olmuştur. Fakat P10 (KOİ:3000 mg/L; SO_4^{2-} :3000 mg/L; KOİ/ SO_4^{2-} :1; HBS:10 gün; E/A:1/2; NaCl:10 g/L; OLR:0,01 g/Lgün; SLR:0,01 g/Lgün) ve P11'e (KOİ:3000 mg/L; SO_4^{2-} :3000 mg/L; KOİ/ SO_4^{2-} :1; HBS:10 gün; E/A:1/4; NaCl:10 g/L; OLR:0,01 g/Lgün; SLR:0,01 g/Lgün) kıyasla toplam membran direnci daha hızlı ve daha fazla artış göstermiştir.
- KOİ/ SO_4^{2-} oranının arttırılması ve organik madde olarak etanolün kullanılmaya başlanması hem SMP hem de EPS'nin artmasına sebep olmuş, özellikle SMP_p değeri yaklaşık 4,5 katına çıkmıştır. Ayrıca OLR ve SLR değerlerinin değiştirilmesiyle birlikte diğer şartların değiştirilmesi de membran kirlenme hızını ve miktarını önemli ölçüde değiştirmiş, genel olarak aralarında pozitif bir kolerasyon tespit edilmiştir. P6'da OLR'nin 0,02'den 0,04 g/Lgün'e SLR'nin 0,001'den 0,002 g/Lgün'e çıkarılması ile birlikte SO_4^{2-} derişimi düşük (500 mg/L)

ve $\text{KOİ}/\text{SO}_4^{2-}$:12 olduğu için SMP ve EPS konsantrasyonları düşük bir artış göstermiştir. P7'de SLR'nin 0,002'den 0,06 g/Lgün'e, SO_4^{2-} derişiminin 1000 mg/L'ye çıkarılması, $\text{KOİ}/\text{SO}_4^{2-}$:6 olması sebebiyle ve P8'de OLR değeri 0,01 g/Lgün'e azalmasına rağmen SLR'nin 0,013'e çıkarılması ve SO_4^{2-} derişiminin 3000 mg/L, $\text{KOİ}/\text{SO}_4^{2-}$:6 olması sebebiyle SMP ve EPS derişimleri yüksek oranda artış göstermiştir.

- SMP ve EPS değerlerine bakıldığında, membran modülü ve kek tabakası SMP ve EPS'yi tutabilen bir ortam sağladığı için bazı durumlar dışında reaktör çıkışında daha düşük derişimler elde edilmiştir. Genel olarak SMP değerleri EPS değerlerinden daha yüksek ve SMP ile EPS'nin proteinleri de karbonhidratlardan daha yüksek derişimde bulunmuştur.
- SEM ve EDX sonuçları dikkate alınarak; membran yüzeyinin sıyrılması ile inorganik kısım daha fazla uzaklaştırıldığından, membran porlarının daha çok organik kirlenmeye bağlı olarak kirlendiği düşünülmüştür.
- SMP ve EPS konsantrasyonlarının da yüksek olduğu 7.periyotta EDX sonuçları da dikkate alındığında en fazla karbon kaynaklı kirlenmenin P7'de (KOİ :6000 mg/L; SO_4^{2-} :1000 mg/L; $\text{KOİ}/\text{SO}_4^{2-}$:6; HBS:7 gün; karbon kaynağı: etanol; NaCl:10 g/L; OLR:0,04 g/Lgün; SLR:0,006 g/Lgün) gerçekleştiği belirlenmiştir.
- Sıyrılmış ve sıyrılmamış membran yüzeylerinin FTIR spektrumlarında bazı benzerlikler tespit edilmiştir. Membran yüzeylerinde hidroksil fonksiyonel grupları, amid I grubu ile EPS'nin selülozik lipid yapısıyla ilişkili gruplar belirlenmiştir.
- Flog yapısının reaktör işletme faktörlerinin değiştirilmesiyle bir değişime uğramadığı düşünülmüş ve kek tabakasının partikül boyut dağılımının çoğunlukla 10-100 μm aralığında olduğu tespit edilmiştir.
- İkili organik karbon kaynağının beslemede kullanılması, PBD'lerde değişiklik meydana getirmiş ve partikül büyüklükleri sonuçlarına göre daha büyük yapılı organik maddelerin (100-1000 μm) küçük moleküllerle (10-100 μm) birlikte kirlenmeye katkıda bulunmaya başladığını göstermiştir.
- Çalışma süresince gerçekleştirilen mikrobiyal ekoloji çalışmalarında Van Gölü dip çamurundan izole edilen bakterilerin önemli bir kısmının (%50) *g-proteobacteria* grubundaki bakterilere ait olduğu belirlenmiştir. Bu sonuçlara paralel olarak reaktör ortamında 6-12. işletme periyotları arasında baskın

mikrobiyal türlerin önemli bir yüzdesinin (%50) *g-proteobacteria* grubuna ait bakteriler olduğu tespit edilmiştir. 3. ve 5. işletme periyotlarında tespit edilen bakterilerin %30'u, 6-12. işletme periyotları arasında ise bakterilerin %6'sı *Cytophaga-Flavobacterium-Bacteroides (CFB)* grubuna ait bakterilerdir. Bunun yanında 6-12. işletme periyotları arasında bakterilerin %25'i *Firimicutes* grubuna ait bakterilerdir.

- Karbon kaynağı olarak etanolün kullanılmasının mikrobiyal çeşitliliği ciddi ölçüde arttırdığı belirlenmiştir. 3. işletme periyodunda 15 adet bakteri türü baskınken 5. işletme periyodu sonunda 27 adet türün baskın olduğu görülmüştür. Etanolün kullanılmaya başlandığı 5. periyot sonunda baskın tür olarak *Uncultured Trachelomonas* (JN679075), *Uncultured Chitinophagaceae bacterium* (HG973425), *Uncultured Trachelomonas* (JN679099), *Uncultured beta proteobacterium* (FM991991), *Georgfuchsia toluolica* (NR_115995), *Uncultured proteobacterium* (HE861143), *Uncultured bacterium* (KR312920), *Uncultured bacterium* (KR325607) türleri belirlenmiştir.
- Genel olarak AnMBR'daki baskın tür sayısı, KO_2/SO_4^{2-} oranının 7. işletme periyodunda 12'den 6'ya ve daha sonraki periyotlarda ise 1'e düşürülmesi ile azalmıştır.
- Mikrobiyal analiz sonuçlarında da reaktörde metan bakterileri mevcudiyeti tespit edilmemiş ve buna paralel olarak metan gazı oluşumu gözlenmemiştir.

Bu tez çalışmasında, tuzlu ve alkali koşullarda atıksu arıtımı esnasında membran kirlenmesinin daha çok organik kökenli olduğu ve su arıtımında membran sistemlerinin kullanımını kısıtlayan en büyük dezavantajlardan biri olan membran kirlenmesinin, inorganik maddelerden çok fazla etkilenmediği görülmüştür. Bu sebeple tuzlu atıksu üretiminin gerçekleştiği konserve, ilaç, petrol rafinerisi, deterjan imalatı vb. tesislerin atıksuları arıtılırken organik madde çeşidi ve miktarı diğer parametrelerden daha önemli olacaktır.

Literatürde yapılan çalışmalara bakıldığında membran yüzeyinde oluşan kirliliği azaltmak için kullanılan yöntemlerden biri de taşıyıcıların (adsorbentlerin) ilavesidir. Bu tez çalışmasında da membran kirlenmesi fazla miktarda gözlemlendiği için gerçek ölçekli çalışmalarda kirliliği azaltmak ve dolayısıyla kirlenmeyi giderim verimini arttırmak amacıyla söz konusu bu katkı maddelerinin kullanılması önerilmektedir.

Ayrıca çalışmada membran yüzey alanının reaktör hacmine göre yetersiz kaldığı düşünülmüş ve daha fazla membran fiberinden oluşan yeni membran modülü ile reaktör işletimine devam edilmiştir. Bu nedenle aşırı derecede kirli atıksuların arıtımı söz konusu olduğunda membran modülü tipi, membran yüzey alanı ve membran biyoreaktör konfigürasyonu arıtma verimini etkileyecek en önemli faktörler olarak dikkate alınmalıdır. Bu sonuçlarla işletimin ön hazırlıklar aşamasında reaktör tasarımının uygun yapılması, konfigürasyonun ne olacağına karar verilmesi ve en iyi arıtma veriminin sağlanacağı membran modülü tipi ile yüzey alanının belirlenmesi membran kirlenmesi açısından faydalı olacaktır.



KAYNAKLAR

- Abdel-Rahman, M.A., Desouky, S.E.-S., Azab, M.S., Esmael, M.E.,** 2017. Fermentative Production of Polyhydroxyalkanoates (PHAs) from Glycerol by *Zobellella taiwanensis* Azu-IN1, *Journal of Applied Biology & Biotechnology*, **5(5)**, 16-25.
- Akram, A., Stuckey, D.C.,** 2008. Flux and performance improvement in a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR) using powdered activated carbon (PAC), *Process Biochem.*, **43**, 93–102.
- Alibardi, L., Cossu, R., Saleem, M., Spagni, A.,** 2014. Development and permeability of a dynamic membrane for anaerobic wastewater treatment, *Bioresour. Technol.*, **161 (3)**, 236–244.
- Allie, Z., Jacobs, E.P., Maartens, A., Swart, P.,** 2003. Enzymatic cleaning of ultrafiltration membranes fouled by abattoir effluent, *J. Membr. Sci.*, **218**, 107–116.
- Altmann, J., Ripperger, S.,** 1997. Particle deposition and layer formation at the crossflow microfiltration, *J. Membr. Sci.*, **124 (1)**, 119–128.
- 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, *Chem. Eng. J.*, **155**, 709–715.
- APHA, AWWA ve WEF,** 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 16 th Ed.
- Appels, L., Baeyens, J., Degèrve, J., Dewil, R.,** 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge, *Prog. Energy Combust. Sci.*, **34**, 755–781.
- Aquino, S.F., Hu, A.Y., Akram, A., Stuckey, D.C.,** 2006. Characterization of dissolved compounds in submerged anaerobic membrane bioreactors (SAMBRs), *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, **81**, 1894–1904.
- Artiga, P., García-Toriello, G., Mendez, R., Garrido, J.,** 2008. Use of a hybrid membrane bioreactor for the treatment of saline wastewater from a fish canning factory, *Desalination*, **221**, 518-525.
- Aslam, M., Charfi, A., Lesage, G., Heran, M., Kim, J.,** 2017a. Membrane bioreactors for wastewater treatment: a review of mechanical cleaning by scouring agents to control membrane fouling, *Chem. Eng. J.*, **307**, 897–913.
- Aslam, M., McCarty, P.L., Shin, C., Bae, J., Kim, J.,** 2017b. Low energy single-staged anaerobic fluidized bed ceramic membrane bioreactor (AFCMBR) for wastewater treatment, *Bioresour. Technol.*, **240**, 33–41.

- Aslam, M., Ahmad, R., Yasin, M., Khan, A.L., Shahid, M.K., Hossain, S., Khan, Z., Jamil, F., Rafiq, S., Bilad, M.R., Kim, J., Kumar, G.,** 2018a. Anaerobic membrane bioreactors for biohydrogen production: Recent developments, challenges and perspectives, *Bioresource Technology*, **269**, 452–464.
- Aslam, M., Ahmad, R., Kim, J.,** 2018b. Recent developments in biofouling control in membrane bioreactors for domestic wastewater treatment, *Sep. Purif. Technol.*, **206**, 297–315.
- Aslan, M.,** 2016. Membran Teknolojileri, Türkiye Çevre Koruma Vakfı, Ankara.
- Bae, T.H., Tak, T.-M.,** 2005. Interpretation of fouling characteristics of ultrafiltration membranes during the filtration of membrane bioreactor mixed liquor, *J. Membr. Sci.*, **264**, 151–160.
- Bae, J., Shin, C., Lee, E., Kim, J., McCarty, P.L.,** 2014. Anaerobic treatment of low-strength wastewater: a comparison between single and staged anaerobic fluidized bed membrane bioreactors, *Bioresour. Technol.*, **165**, 75–80.
- Baek, S.H., Pagilla, K.R.,** 2006. Aerobic and anaerobic membrane bioreactors for municipal wastewater treatment, *Water Environ. Res.*, **78**, 133–140.
- Baek, S.H., Pagilla, K.R., Kim, H.J.,** 2010. Lab-scale study of an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for dilute municipal wastewater treatment, *Biotechnol. Bioproc. Eng.*, **15**, 704–708.
- Bakonyi, P., Nemestóthy, N., Simon, V., Bélafi-Bakó, K.,** 2014. Fermentative hydrogen production in anaerobic membrane bioreactors: a review, *Bioresour. Technol.*, **156**, 357–363.
- Barker, D.J., Stuckey, D.C.,** 1999. A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems, *Water Res.*, **33 (14)**, 3063–3082.
- Beaubien, A., Baty, M., Jeannot, F., Francoeur, E., Manem, J.,** 1996. Design and Operation of Anaerobic Membrane Bioreactors: Development of a Filtration Testing Strategy, *J. Mem. Sci.*, **109**, 173.
- Belfort, G., Pimbley, J.M., Greiner, A., Chung, K.Y.,** 1993. Diagnosis of membrane fouling using a rotating annular filter. 1. Cell culture media, *J. Membr. Sci.*, **77 (1)**, 1–22.
- Belfort, G., Davis, R.H., Zydney, A.L.,** 1994. The behavior of suspensions and macromolecular solutions in crossflow microfiltration, *J. Membr. Sci.*, **96**, 1–58.
- Berube, P.R., Hall, E.R., Sutton, P.M.,** 2006. Parameters Governing Permeate Flux in an Anaerobic Membrane Bioreactor Treating Low-Strength Municipal Wastewaters: A Literature Review, *State of The Art Review*, **78**, 887-896.

- Blomqvist, S.**, 1990. Sampling performance of Ekman grabs-in situ observations and design improvements, *Hydrobiologia*, **206** (3), 245-254.
- Bohdziewicz, J., Neczaj, E., Kwarciak, A.**, 2008. Landfill leachate treatment by means of anaerobic membrane bioreactor, *Desalination*, **221**, 559–565.
- Brockmann, M., Seyfried, C.F.**, 1996. Sludge activity and cross-flow microfiltration—a nonbeneficial relationship, *Water Sci. Technol.*, **34**, 205–213.
- Bruus, J.H., Nielsen, P.H., Keiding, K.**, 1992. On the stability of activated sludge flocs with implications to dewatering, *Water Res.*, **26**, 1597–1604.
- Burn, S., Muster, T., Kaksonen, A., Tjandraatmadja, G.**, 2014. Resource Recovery from Wastewater: A Research Agenda, *IWA Publishing*, Volume 13.
- Calderón, K., Rodelas, B., Cabirol, N., González-López, J., Noyola, A.**, 2011. Analysis of microbial communities developed on the fouling layers of a membrane-coupled anaerobic bioreactor applied to wastewater treatment, *Bioresour. Technol.*, **102**, 4618–4627.
- Campos, J.L., Mosquera-Corral, A., Sanchez, M., Mendez, R., Lema, J.M.**, 2002. Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit, *Water Res.*, **36**, 2555-2560.
- Casamayor, E.O, Schafer, H., Baneras, L., Salio, C.P., Muyzer, G.**, 2000. Identification of and spatio-temporal differences between microbial assemblages from two neighboring sulfurous lakes: comparison by microscopy and denaturing gradient gel electrophoresis, *Applied Environmental Microbiology*, **66**, 499– 508.
- Chae, S.-R., Wang, S., Hendren, Z.D., Wiesner, M.R., Watanabe, Y., Gunsch, C.K.**, 2009. Effects of fullerene nanoparticles on Escherichia coli K12 respiratory activity in aqueous suspension and potential use for membrane biofouling control, *J. Membr. Sci.*, **329**, 68–74.
- Chan, Y.J., Chong, M.F., Law, C.L., Hasell, D.G.**, 2009. A review on anaerobic–aerobic treatment of industrial and municipal wastewater, *Chem. Eng. J.*, **155**, 1– 18.
- Chang, I.S., Clech, P.L., Jefferson, B., Judd, S.**, 2002. Membrane fouling in membrane bioreactors for wastewater treatment, *J. Environ. Eng.*, **128**, 1018-1029.
- Chang, S.**, 2011. Application of submerged hollow fiber membrane in membrane bioreactors: filtration principles, operation, and membrane fouling, *Desalination*, **283**, 31–39.
- Chang, S.**, 2014. Anaerobic membrane bioreactors (AnMBR) for wastewater treatment, *Adv. Chem. Eng. Sci.*, **4**, 56–61.

- Charfi, A., Ben Amar, N., Harmand, J.,** 2012. Analysis of fouling mechanisms in anaerobic membrane bioreactors, *Water Res.*, **46**, 2637–2650.
- Charfi, A., Yang, Y., Harmand, J., Ben Amar, N., Heran, M., Grasmick, A.,** 2015. Soluble microbial products and suspended solids influence in membrane fouling dynamics and interest of punctual relaxation and/or backwashing, *J. Memb. Sci.*, **475**, 156–166.
- Charfi, A., Thongmak, N., Benyahia, B., Aslam, M., Harmand, J., Amar, N.B., Lesage, G., Sridang, P., Kim, J., Heran, M.,** 2017. A modelling approach to study the fouling of an anaerobic membrane bioreactor for industrial wastewater treatment, *Bioresour. Technol.*, **245**, 207–215.
- Chen, Y., Cheng, J.J., Creamer, K.S.,** 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: a review, *Bioresour. Technol.*, **99** (10), 4044–4064.
- Chen, J., Zhang, M., Wang, A., Lin, H., Hong, H., Lu, X.,** 2012. Osmotic pressure effect on membrane fouling in a submerged anaerobic membrane bioreactor and its experimental verification, *Bioresour. Technol.*, **125**, 97–101.
- Chen, C., Guo, W., Ngo, H.H., Lee, D.-J., Tung, K.-L., Jin, P., Wang, J., Wu, Y.,** 2016. Challenges in biogas production from anaerobic membrane bioreactors, *Renewable Energy*, **98**, 120–134.
- Chen, H., Chang, S., Guo, Q.B., Hong, Y.S., Wu, P.,** 2016. Brewery wastewater treatment using an anaerobic membrane bioreactor, *Biochem. Eng. J.*, **105**, 321–331.
- Chen, R., Nie, Y., Ji, J., Utashiro, T., Li, Q., Komori, D., Li, Y.-Y.,** 2017. Submerged anaerobic membrane bioreactor (SAnMBR) performance on sewage treatment: removal efficiencies, biogas production and membrane fouling, *Water Science & Technology*, **76** (6), 1308-1317.
- Chen, C., Guo, W.S., Ngo, H.H., Chang, S.W., Nguyen, D.D., Zhang, J., Liang, S., Guo, J.B., Zhang, X.B.,** 2018. Effects of C/N ratio on the performance of a hybrid sponge-assisted aerobic moving bed-anaerobic granular membrane bioreactor for municipal wastewater treatment, *Bioresour. Technol.*, **247**, 340–346.
- Cheng, D., Ngo, H.H., Guo, W., Liu, Y., Chang, S.W., Nguyen, D.D., Nghiem, L.D., Zhou, J., Ni, B.,** 2018. Anaerobic membrane bioreactors for antibiotic wastewater treatment: Performance and membrane fouling issues, *Bioresour. Technol.*, **267**, 714–724.
- Cheville, A., Arnold, K., Buchrieser, C., Cheng, C., Kaspar, C.,** 1996. rpoS regulation of acid, heat, and salt tolerance in *Escherichia coli* O157:H7, *Appl. Environ. Microbiol.*, **62**, 1822-1824.

- Cho, B.D., Fane, A.G.**, 2002. Fouling transients in nominally sub-critical flux operation of a membrane bioreactor, *J. Membr. Sci.*, **209**, 391–403.
- Cho, J., Song, K.G., Yun, H., Ahn, K.H., Kim, J.Y., Chung, T.H.**, 2005. Quantitative Analysis of Biological Effect on Membrane Fouling in Submerged Membrane Bioreactor, *Water Sci. Technol.*, **51**, 9–18.
- Choo, K.H., Lee, C.H.**, 1996. Membrane fouling mechanisms in the membrane-coupled anaerobic bioreactor, *Water Res.*, **30**, 1771–1780.
- Choo, K.H., Lee, C.H.**, 1998. Hydrodynamic behaviour of anaerobic bio-solids during cross flow filtration in the membrane anaerobic bioreactor, *Water Res.*, **32**, 3387–3397.
- Choo, K.-H., Kang, I.-J., Yoon, S.-H., Park, H., Kim, J.-H., Adiya, S., Lee, C.-H.**, 2000. Approaches to membrane fouling control in anaerobic membrane bioreactors, *Water Sci. Technol.*, **41**, 363–371.
- Clark, T., Stephenson, T.**, 1998. Effects of chemical addition on aerobic biological treatment of municipal wastewater, *Environ. Technol.*, **19**, 579–590.
- Clarke, A.M., Kirby, R., Rose, P.D.**, 2004. Molecular microbial ecology of lignocellulose mobilisation as a carbon source in mine drainage wastewater treatment, *Water Sa*, **30 (5)**, 558-661.
- Colleran, E., Finnegan, S., Lens, P.**, 1995. Anaerobic Treatment of Sulfate Containing Waste Streams, *Antonie Van Leeuwenhoek Int. J. Gen. Mol. Microbiol.*, **67**, 29–46.
- Cornelissen, E.R., Buggenhout, S.V., Ermen, S.V., De Smedt, M., Van Impe, J., Koning, J.**, 2001. Anaerobic treatment of brewery wastewater with an internal membrane bioreactor, *Meded. Gent. Fak. Landbouwk. Toegep. Biol. Wet.*, **66**, 135–138.
- Dafale, N., Agrawal, L., Kapley, A., Meshram, S., Purohit, H., Wate, S.**, 2010. Selection of indicator bacteria based on screening of 16S rDNA metagenomic library from a two-stage anoxic–oxic bioreactor system degrading azo dyes, *Bioresour. Technology*, **101 (2)**, 476-484.
- Damayanti, A., Ujang, Z., Salim, M.R.**, 2011. The influenced of PAC, zeolite, and *Moringa oleifera* as biofouling reducer (BFR) on hybrid membrane bioreactor of palm oil mill effluent (POME), *Bioresour. Technol.*, **102**, 4341–4346.
- Dan, N., Visvanathan, C., Polprasert, C., Aim, R.B.**, 2002. High salinity wastewater treatment using yeast and bacterial membrane bioreactors, *Water Sci. Technol.*, **46**, 201-209.

- De Lemos Chernicharo, C.A.**, 2007. Biological Wastewater Treatment Series, Anaerobic Reactors, *IWA Publishing*, vol. 4, ISBN: 1843391643.
- Deng, L., Guo, W., Ngo, H.H., Zhang, H., Wang, J., Li, J., Xia, S., Wu, Y.**, 2016. Biofouling and control approaches in membrane bioreactors, *Bioresour. Technol.*, **221**, 656–665.
- Dereli, R.K., Ersahin, M.E., Ozgun, H., Ozturk, I., Jeison, D., van der Zee, F., van Lier, J.B.**, 2012. Potentials of anaerobic membrane bioreactors to overcome treatment limitations induced by industrial wastewaters, *Bioresour. Technol.*, **122**, 160–170.
- Di Bella, G., Durante, F., Torregrossa, M., Viviani, G., Mercurio, P., Cicala, A.**, 2007. The role of fouling mechanisms in a membrane bioreactor, *Water Sci. Technol.*, **55** (8–9), 455–464.
- Di Bella, G., Durante, F., Torregrossa, M., Viviani, G.**, 2010. Start-up with or without inoculum? Analysis of an SMBR pilot plant, *Desalination*, **260**, 79–90.
- Ding, Y., Liang, Z., Guo, Z., Li, Z., Hou, X. and Jin, C.**, 2019. The Performance and Microbial Community Identification in Mesophilic and Atmospheric Anaerobic Membrane Bioreactor for Municipal Wastewater Treatment Associated with Different Hydraulic Retention Times, *Water*, **11**, 160.
- Domínguez, L., Cases, B., Birek, C., Rodríguez, M., Prats, D.**, 2012. Influence of organic loading rate performance of ultrafiltration and microfiltration membrane bioreactors at high sludge retention time, *Chem. Eng. J.*, **181–182**, 132–143.
- Drews, A.**, 2010. Membrane fouling in membrane bioreactors—characterisation, contradictions, cause and cures, *J. Membr. Sci.*, **363**, 1–28.
- Dubois, M., Gilles, K.A., Hamilton, J.K., Rebers, P.A., Smith, F.**, 1956. Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances, *Analytical Chemistry*, **28** (3), 350–356.
- Erşahin, M.E., Gimenez, J.B., Özgün, H., Tao, Y., Spanjers, H., van Lier, J.B.**, 2016. Gas-lift anaerobic dynamic membrane bioreactors for high strength synthetic wastewater treatment: effect of biogas sparging velocity and HRT on treatment performance, *Chem. Eng. J.*, **305**, 46–53.
- Erşahin, M.E., Tao, Y., Özgün, H., Gimenez, J.B., Spanjers, H., van Lier, J.B.**, 2017. Impact of anaerobic dynamic membrane bioreactor configuration on treatment and filterability performance, *J. Membr. Sci.*, **526**, 387–394.
- Estrada-Arriaga, E.B., Mijaylova Nacheva, P., García-Sánchez, L.**, 2015. Effect of mixed liquor volatile suspended solids on membrane fouling during short and long-term operation of membrane bioreactor, *Ingeniería y Ciencia*, **11** (21), 137–155.

- Ferraris, M., Innella, C., Spagni, A.,** 2009. Start-up of a pilot-scale membrane bioreactor to treat municipal wastewater, *Desalination*, **237**, 190–213.
- Flemming, H.C., Schaule, G., Griebe, T., Schmitt, J., Tamachkiarowa, A.,** 1997. Biofouling—the Achilles heel of membrane processes, *Desalination*, **113** (2–3), 215–225.
- Fox, R.A., Stuckey, D.C.,** 2015. The effect of sparging rate on transmembrane pressure and critical flux in an AnMBR, *J. Environ. Manage.*, **151**, 280–285.
- Fucks, W., Binder, H., Mavrias, G., Braun, R.,** 2003. Anaerobic treatment of wastewater with high organic content using a stirred tank reactor coupled with a membrane filtration unit, *Water Res.*, **37**, 902–908.
- Gao, J., Liu, L., Liu, X., Lu, J., Zhou, H., Huang, S., Wang, Z., Spear, P.A.,** 2008. Occurrence and distribution of organochlorine pesticides – lindane, p, p'-DDT, and heptachlor epoxide – in surface water of China, *Environ. Int.*, **34** (8), 1097–1103.
- Gao, D.W., Zhang, T., Tang, C.Y.Y., Wu, W.M., Wong, C.Y., Lee, Y.H., Yeh, D.H., Criddle, C.S.,** 2010. Membrane fouling in an anaerobic membrane bioreactor: differences in relative abundance of bacterial species in the membrane foulant layer and in suspension, *J. Membr. Sci.*, **364**, 331–338.
- Gao, W.J., Lin, H.J., Leung, K.T., Schraft, H., Liao, B.Q.,** 2011. Structure of cake layer in a submerged anaerobic membrane bioreactor, *J. Membr. Sci.*, **374** (1–2), 110–120.
- Ghyoot, W.R., Verstraete, W.H.,** 1997. Coupling membrane filtration to anaerobic primary sludge digestion, *Environ. Technol.*, **18**, 569–580.
- Gouveia, J., Plaza, F., Garralon, G., Fdz-Polanco, F., Pena, M.,** 2015. A novel configuration for an anaerobic submerged membrane bioreactor (AnSMBR). Long-term treatment of municipal wastewater under psychrophilic conditions, *Bioresour. Technol.*, **198**, 510–519.
- Grundestam, J., Hellstrom, D.,** 2007. Wastewater treatment with anaerobic membrane bioreactor and reverse osmosis, *Water Sci. Technol.*, **56**, 211–217.
- Gu, Y., Li, Y., Li, X., Luo, P., Wang, H., Robinson, Z.P., Wang, X., Wu, J., Li, F.,** 2017. The feasibility and challenges of energy self-sufficient wastewater treatment plants, *Appl. Energy*, **204**, 1463–1475.
- Guo, W., Ngo, H.-H., Dharmawan, F., Palmer, C.G.,** 2010. Roles of polyurethane foam in aerobic moving and fixed bed bioreactors, *Bioresour. Technol.*, **101** (5), 1435–1439.

- Guo, X.Q., Wang, H., Qiao, H., Mao, X.B.**, 2015. Numerical study of the large strain behavior of extruded magnesium alloy AM30 tube by elastic viscoplastic self-consistent model, *Mater. Des.*, **79**, 99-105.
- Hafuka, A., Mashiko, R., Odashima, R., Yamamura, H., Satoh, H., Watanabe, Y.**, 2019. Digestion performance and contributions of organic and inorganic fouling in T an anaerobic membrane bioreactor treating waste activated sludge, *Bioresource Technology*, **272**, 63–69.
- Hai, F.I., Yamamoto, K., Lee, C.H.**, 2014. Membrane Biological Reactors: Theory, Modeling, Design, Management and Applications to Wastewater Reuse, *IWA Publishing*, London.
- Harada, H., Uemura, S., Momonoi, K.**, 1994. Interaction between sulfate-reducing bacteria and methane-producing bacteria in uasb reactors fed with low strength wastes containing different levels of sulfate, *Water Res.*, **28 (8)**, 355–367.
- Harb, M., Xiong, Y.H., Guest, J., Amy, G., Hong, P.Y.**, 2015. Differences in microbial communities and performance between suspended and attached growth anaerobic membrane bioreactors treating synthetic municipal wastewater, *Environ. Sci. Water Res. Technol.*, **1**, 800–813.
- He, Y., Xu, P., Li, C., Zhang, B.**, 2005. High-concentration food wastewater treatment by an anaerobic membrane bioreactor, *Water Res.*, **39**, 4110–4118.
- He, Y., Xiao, X. Wang, F.**, 2013. Metagenome reveals potential microbial degradation of hydrocarbon coupled with sulfate reduction in an oil-immersed chimney from Guaymas Basin, *Frontiers in Microbiology*, **4**, 148.
- Henriques, I.D.S., Holbrook, R.D., Kelly, R.T., Love, N.G.**, 2005. The impact of floc size on respiration inhibition by soluble toxicants—a comparative investigation, *Water Research*, **39**, 2559-2568.
- Herrera-Robledo, M., Morgan-Sagastume, J.M., Noyola, A.**, 2010. Biofouling and pollutant removal during long-term operation of an anaerobic membrane bioreactor treating municipal wastewater, *Biofouling*, **26**, 23–30.
- Ho, J.H., Khanal, S.K., Sung, S.**, 2007. Anaerobic membrane bioreactor for treatment of synthetic municipal wastewater at ambient temperature, *Water Sci. Technol.*, **55**, 79–86.
- Ho, J., Sung, S.**, 2009. Anaerobic membrane bioreactor treatment of synthetic municipal wastewater at ambient temperature, *Water Environ. Res.*, **81**, 922–928.
- Ho, J., Sung, S.**, 2010. Methanogenic activities in anaerobic membrane bioreactors (AnMBRs) treating synthetic municipal wastewater, *Bioresour. Technol.*, **101**, 2191–2196.

- Hogetsu, A., Ishikawa, T., Yoshikawa, M., Tanabe, T., Yodate, S., Sawada, J.,** 1992. High-rate anaerobic-digestion of wool scouring waste-water in a digester combined with membrane filter, *Water Sci. Technol.*, **25**, 341–350.
- Horikoshi, K.,** 1999. Alkaliphiles: some applications of their products for biotechnology, *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, **63** (4), 735.
- Hu, A.Y., Stuckey, D.C.,** 2006. Treatment of dilute wastewaters using a novel submerged anaerobic membrane bioreactor, *J. Environ. Eng.*, **132**, 190–198.
- Hu, J., Ren, H., Xu, K., Geng, J., Ding, L., Yan, X., Li, K.,** 2012. Effect of carriers on sludge characteristics and mitigation of membrane fouling in attached-growth membrane bioreactor, *Bioresource Technology*, **122**, 35-41.
- Hu, Y., Wang, X.C., Ngo, H.H., Sun, Q., Yang, Y.,** 2018. Anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for wastewater treatment: A review, *Bioresource Technology*, **247**, 1107-1118.
- Huang, Z., Ong, S.L., Ng, H.Y.,** 2008a. Feasibility of submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR) for treatment of low-strength wastewater, *Water Sci. Technol.*, **58**, 1925–1931.
- Huang, X., Wu, J.,** 2008b. Improvement of membrane filterability of the mixed liquor in a membrane bioreactor by ozonation, *J. Membr. Sci.*, **318**, 210–216.
- 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 Res.*, **45** (2), 705–713.
- Hungate, R. E., Macy, J.,** 1973. The roll-tube method for cultivation of strict anaerobes, *Bulletins from the Ecological Research Committee*, **17**, 123-126.
- Hwang, B.K., Lee, W.-N., Yeon, K.-M., Park, P.-K., Lee, C.-H., Chang, i.-S., Drews, A., Kraume, M.,** 2008. Correlating TMP increases with microbial characteristics in the bio-cake on the membrane surface in a membrane bioreactor, *Environ. Sci. Technol.*, **42**, 3963–3968.
- Ibrahim, M., Steinbüchel, A.,** 2010. *Zobellella denitrificans* strain MW1, a newly isolated bacterium suitable for poly (3-hydroxybutyrate) production from glycerol, *Journal of Applied Microbiology*, **108** (1), 214-225.
- Iorhemen, O.T., Hamza, R.A., Tay, J.H.,** 2017. Membrane fouling control in membrane bioreactors (MBRs) using granular materials, *Bioresour. Technol.*, **240**, 9–24.
- Jane Gao, W.J., Lin, H.J., Leung, K.T., Liao, B.Q.,** 2010. Influence of elevated pH shocks on the performance of a submerged anaerobic membrane bioreactor, *Process Biochem.*, **45**, 1279–1287.

- Jang, D., Hwang, Y., Shin, H., Lee, W.,** 2013. Effects of salinity on the characteristics of biomass and membrane fouling in membrane bioreactors, *Bioresource Technology*, **141**, 50–56.
- Jeison, D., Van Lier, J.B.,** 2006. Cake layer formation in anaerobic submerged membrane bioreactors (AnSMBR) for wastewater treatment, *J. Membr. Sci.*, **284**, 227–236.
- Jeison, D., Van Lier, J.B.,** 2007a. Cake formation and consolidation: main factors governing the applicable flux in anaerobic submerged membrane bioreactors (AnSMBR) treating acidified wastewaters, *Sep. Purif. Technol.*, **56**, 71–78.
- Jeison, D., Van Lier, J.B.,** 2007b. Thermophilic treatment of acidified and partially acidified wastewater using an anaerobic submerged MBR: factors affecting long-term operational flux, *Water Res.*, **41**, 3868–3879.
- Jeison, D., Diaz, I., Van Lier, J.B.,** 2008a. Anaerobic membrane bioreactors: are membranes really necessary?, *Electron J. Biotechnol.*, Vol 11, No. 4.
- Jeison, D., Van Betuw, W., Van Lier, J.B.,** 2008b. Feasibility of anaerobic membrane bioreactors for the treatment of wastewaters with particulate organic matter, *Sep. Sci. Technol.*, **43**, 3417–3431.
- Jeison, D., Kremer, B., van Lier, J.B.,** 2008c. Application of membrane enhanced biomass retention to the anaerobic treatment of acidified wastewaters under extreme saline conditions, *Separation and Purification Technology*, **64**, 198–205.
- Jeison, D., Plugge, C.M., Pereira, A., Van Lier, J.B.,** 2009a. Effects of the acidogenic biomass on the performance of an anaerobic membrane bioreactor for wastewater treatment, *Bioresour. Technol.*, **100**, 1951–1956.
- Jeison, D., Telkamp, P., van Lier, J.B.,** 2009b. Thermophilic sidestream anaerobic membrane bioreactors: the shear rate dilemma, *Water Environ. Res.*, **81**, 2372–2380.
- Jemli, M., Karray, F., Feki, F., Loukil, S., Mhiri, N., Aloui, F., Sayadi, S.,** 2015. Biological treatment of fish processing wastewater: A case study from Sfax City (Southeastern Tunisia), *Journal of Environmental Sciences*, **30**, 102–112.
- Jeong, Y., Kim, Y., Jin, Y., Hong, S. and Park, C.,** 2018. Comparison of filtration and treatment performance between polymeric and ceramic membranes in anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater, *Separation and Purification Technology*, **199**, 182–188.

- Jiang, T., Zhang, H., Gao, D., Dong, F., Gao, J., Yang, F.,** 2012. Fouling characteristics of a novel rotating tubular membrane bioreactor, *Chem. Eng. Process.: Process Intensification*, **62**, 39–46.
- Judd, S.,** 2010. *The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment*, Elsevier.
- Judd, S., Judd, C.,** 2015. *MBR Su ve Atıksu Arıtımında Membran Biyoreaktörlerin Esasları ve Uygulamaları*, Nobel Akademik Yayıncılık, Ankara.
- Judd, S.J.,** 2016. The status of industrial and municipal effluent treatment with membrane bioreactor technology, *Chem. Eng. J.*, **305**, 37–45.
- Kappell, A., Semmens, M.J., Novak, P.J., LaPara, T.M.,** 2005. Novel application of oxygen-transferring membranes to improve anaerobic wastewater treatment, *Biotechnology and Bioengineering*, **89(4)**, 373-80.
- Kargi, F., Dincer, A.R.,** 1996. Effect of salt concentration on biological treatment of saline wastewater by fed-batch operation, *Enzym. Microb. Technol.*, **19**, 529-537.
- Kataoka, N., Tokiwa, Y., Tanaka, Y., Fujiki, J., Taroda, H., Takeda, K.,** 1992. Examination of bacterial characteristics of anaerobic membrane bioreactors in three pilot- scale plants for treating low-strength waste water by application of the colony-forming-curve analysis method, *Appl. Environ. Microbiol.*, **58**, 2751–2757.
- Kempe, S., Kazmierczak, J., Landmann, G., Konuk, T., Reimer, A., Lipp, A.,** 1991. Largest known microbialites discovered in Lake Van, Turkey, *Nature*, **349 (6310)**, 605-608.
- Khan, M., Ngo, H., Guo, W., Liu, Y., Zhou, J., Zhang, J., Liang, S., Ni, B., Zhang, X., Wang, J.,** 2016. Comparing the value of bioproducts from different stages of anaerobic membrane bioreactors, *Bioresour. Technol.*, **214**, 816–825.
- Kilic, A., Sahinkaya, E., Cinar, O.,** 2014. Kinetics of autotrophic denitrification process and the impact of sulphur/limestone ratio on the process performance, *Environmental technology*, **35 (22)**, 2796-2804.
- Kim, I. S., Jang, N.,** 2006. The effect of calcium on the membrane biofouling in the membrane bioreactor (MBR), *Water Research*, **40**, 2756–2764.
- Kim, J., Lee, C.H., Choo, K.H.,** 2007. Control of struvite precipitation by selective removal of NH_4^+ with dialyzer/zeolite in an anaerobic membrane bioreactor, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **75**, 187–193.

- Kim, J., Kim, K., Ye, H., Lee, E., Shin, C., McCarty, P.L., Bae, J.,** 2010. Anaerobic fluidized bed membrane bioreactor for wastewater treatment, *Environ. Sci. Technol.*, **45** (2), 576–581.
- Kim, J., Kim, K., Ye, H., Lee, E., Shin, G., Mccarty, P., Bae, J.,** 2011. Anaerobic fluidized bed membrane bioreactor for wastewater treatment, *Environ. Sci. Technol.*, **45**, 576–581.
- Kondo, R., Mori, Y., Sakami, T.,** 2012. Comparison of Sulphate-reducing Bacterial Communities in Japanese Fish Farm Sediments with Different Levels of Organic Enrichment, *Microbes and Environments*, **27** (2), 193-199.
- Krishnani, K.K., Gopikrishna, G., Pillai, S.M., Gupta, B.P.,** 2010. Abundance of sulphur-oxidizing bacteria in coastal aquaculture using soxB gene analyses, *Aquaculture research*, **41** (9), 1290-1301.
- Kunacheva, C., Soh, Y.N.A., Stuckey, D.C.,** 2017a. Effect of feed pH on reactor performance and production of soluble microbial products (SMPs) in a submerged anaerobic membrane bioreactor, *Chem. Eng. J.*, **320**, 135–143.
- Kunacheva, C., Soh, Y.N.A., Trzcinski, A.P., Stuckey, D.C.,** 2017b. Soluble microbial products (SMPs) in the effluent from a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR) under different HRTs and transient loading conditions, *Chem. Eng. J.*, **311**, 72–81.
- Koros, W.J., Ma, Y.H., Shimizu, T.,** 1996. Terminology for membranes and membrane processes (IUPAC Recommendation 1996), *Journal of Membrane Science*, **120** (2), 149–159.
- Lamminen, M.O., Walker, H.W., Weavers, L.K.,** 2004. Mechanisms and factors influencing the ultrasonic cleaning of particle-fouled ceramic membranes, *J. Membr. Sci.*, **237**, 213–223.
- Lapidou, C.S., Rittmann, B.E,** 2002. Non-steady state modeling of extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass, *Water Research*, **36**(8), 1983-1992.
- Lay, W.C.L., Liu, Y., Fane, A.G.,** 2010. Impacts of salinity on the performance of high retention membrane bioreactors for water reclamation: A review, *Water Research*, **44**, 21–40
- Le-Clech, P., Chen, V., Fane, T.A.G.,** 2006. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment, *J. Membr. Sci.*, **284**, 17–53.
- Le-Clech, P.,** 2010. Membrane bioreactors and their uses in wastewater treatments, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **88**, 1253–1260.

- Lee W., Kang S., Shin H.**, 2003. Sludge characteristics and their contribution to microfiltration in submerged membrane bioreactors, *Journal of Membrane Science*, **216**, 217-227.
- Lefebvre, O., Moletta, R.**, 2006. Treatment of organic pollution in industrial saline wastewater: a literature review, *Water Res.*, **40**, 3671-3682.
- Lefebvre, O., Quentin, S., Torrijos, M., Godon, J.J., Delgenes, J.P., Moletta, R.**, 2007. Impact of increasing NaCl concentrations on the performance and community composition of two anaerobic reactors, *Applied Microbiology and Biotechnology*, **75** (1), 61–69.
- Lei, Z., Yang, S., Li, Y.Y., Wen, W., Wang, X.C., Chen, R.**, 2018. Application of anaerobic membrane bioreactors to municipal wastewater treatment at ambient temperature: A review of achievements, challenges, and perspectives, *Bioresour. Technol.*, **267**, 756–768.
- Li, J., Yu, D., Wang, D.**, 2011. Performance of membrane bioreactor (MBR) process treating wastewater containing different content of seawater, *Environmental Engineering and Management Journal*, **10** (7), 887-891.
- Li, J., Yu, D., Zhang, P.**, 2013. Comparison between MBR and A/O processes treating saline wastewater, *Desalin. Water Treat.*, **51**, 3821-3825.
- Li, Q., Li, Y.Y., Qiao, W., Wang, X.C., Takayanagi, K.**, 2015. Sulfate addition as an effective method to improve methane fermentation performance and propionate degradation in thermophilic anaerobic co-digestion of coffee grounds, milk and waste activated sludge with AnMBR, *Bioresour. Technol.*, **185**, 308–315.
- Li, J., Jiang, C., Shi, W., Song, F., He, D., Miao, H., Wang, T., Deng, J., Ruan, W.**, 2018. Polytetrafluoroethylene (PTFE) hollow fiber AnMBR performance in the treatment of organic wastewater with varying salinity and membrane cleaning behavior, *Bioresour. Technol.*, **267**, 363–370.
- Liang, Z., Du, P., Yang, S., Li, X., Qian, Y.**, 2014. Performance and membrane fouling characteristics of a combined biofilm and membrane bioreactor for treatment of fluorescent whitening agent wastewater, *Environmental Technology*, **35**(11), 1427-1435.
- Liao, B.Q., Kraemer, J.T., Bagley, D.M.**, 2006. Anaerobic membrane bioreactors: applications and research directions, *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, **36**, 489–530.
- Liao, B.Q., Xie, K., Lin, H.J., Bertoldo, D.**, 2010. Treatment of kraft evaporator condensate using a thermophilic submerged anaerobic membrane bioreactor, *Water Sci. Technol.*, **61**, 2177–2183.

- Lienen, T., Lüders, K., Halm, H., Westphal, A., Köber, R. and Würdemann, H.,** 2017. Effects of thermal energy storage on shallow aerobic aquifer systems: temporary increase in abundance and activity of sulfate-reducing and sulfur-oxidizing bacteria, *Environmental Earth Sciences*, 76: 261.
- Lin, H.J., Xie, K., Mahendran, B., Bagley, D.M., Leung, K.T., Liss, S.N., Liao, B.Q.,** 2009. Sludge properties and their effects on membrane fouling in submerged anaerobic membrane bioreactors (SAnMBRs), *Water Res.*, **43**, 3827–3837.
- Lin, H., Xie, K., Mahendran, B., Bagley, D., Leung, K., Liss, S., Liao, B.,** 2010. Factors affecting sludge cake formation in a submerged anaerobic membrane bioreactor, *J. Membr. Sci.*, **361** (1–2), 126–134.
- Lin, H.J., Gao, W.J., Leung, K.T., Liao, B.Q.,** 2011a. Characteristics of different fractions of microbial flocs and their role in membrane fouling, *Water Sci. Technol.*, **63**, 262–269.
- Lin, H., Liao, B.-Q., Chen, J., Gao, W., Wang, L., Wang, F., Lu, X.,** 2011b. New insights into membrane fouling in a submerged anaerobic membrane bioreactor based on characterization of cake sludge and bulk sludge, *Bioresour. Technol.*, **102**, 2373–2379.
- Lin, H., Chen, J., Wang, F., Ding, L., Hong, H.,** 2011c. Feasibility evaluation of submerged anaerobic membrane bioreactor for municipal secondary wastewater treatment, *Desalination*, **280**, 120–126.
- Lin, H., Wang, F., Ding, L., Hong, H., Chen, J., Lu, X.,** 2011d. Enhanced performance of a submerged membrane bioreactor with powdered activated carbon addition for municipal secondary effluent treatment, *J. Hazard. Mater.*, **192**, 1509–1514.
- Lin, H.J., Gao, W.J., Meng, F.G., Liao, B.Q., Leung, K.T., Zhao, L., Chen, J.R., Hong, H.C.,** 2012. Membrane bioreactors for industrial wastewater treatment: a critical review, *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, **42** (7), 677–740.
- Lin, H., Peng, W., Zhang, M., Chen, J., Hong, H., Zhang, Y.,** 2013. A review on anaerobic membrane bioreactors: applications, membrane fouling and future perspectives, *Desalination*, **314**, 169–188.
- Liu, W.Y., Wang, J., Yuan, M.,** 2011. *Halomonas aidingensis* sp. nov., a moderately halophilic bacterium isolated from Aiding salt lake in Xinjiang, China, *Antonie van Leeuwenhoek*, **99** (3), 663–670.
- Lowry O.H., Rosebrough N.J., Farr A.R., Randall R.J.,** 1951. Protein measurement with the folin phenol reagent, *J. Biol. Chem.*, **193**, 265–275.

- Lu, H., Xing, P., Zhai, L., Phurbu, D., Tang, Q. and Wu, Q.,** 2018. Halomonas tibetensis sp. nov., isolated from saline lakes on Tibetan Plateau, *Journal of Microbiology*, **56**, (7), 493–499.
- Luo, W., Phan, H.V., Hai, F.I., Price, W.E., Guo, W., Ngo, H.H., Yamamoto, K., Nghiem, L.D.,** 2016. Effects of salinity build-up on the performance and bacterial community structure of a membrane bioreactor, *Bioresource Technology*, **200**, 305–310.
- Ma, H., Guo, Y., Qin, Y., Li, Y.-Y.,** 2018. Nutrient recovery technologies integrated with energy recovery by waste biomass anaerobic digestion, *Bioresource Technology*, **269**, 520–531.
- Madigan, M.T., Oren, A.,** 1999. Thermophilic and halophilic extremophiles, *Current Opinion in Microbiology*, **2** (3), 265–269.
- Mahendran, B., Lin, H., Liao, B., Liss, S.N.,** 2011. Surface properties of biofouled membranes from a submerged anaerobic membrane bioreactor after cleaning, *J. Environ. Eng.*, **137**, 504–513.
- Mahmoud, I., Liao, B.,** 2017. Effects of sludge concentration and biogas sparging rate on critical flux in a submerged anaerobic membrane bioreactor, *Journal of Water Process Engineering*, **20**, 51–60.
- Malamis, S., Katsou, E., Chazilias, D., Loizidou, M.,** 2009. Investigation of Cr(III) removal from wastewater with the use of MBR combined with low-cost additives, *J. Membr. Sci.*, **333**, 12–19.
- Martinez-Sosa, D., Helmreich, B., Netter, T., Paris, S., Bischof, F., Horn, H.,** 2011. Anaerobic Submerged Membrane Bioreactor (AnSMBR) for Municipal Wastewater Treatment under Mesophilic and Psychrophilic Temperature Conditions, *Bioresour. Technol.*, **102**, 10377–10385.
- Martin-Garcia, I., Monsalvo, V., Pidou, M., Le-Clech, P., Judd, S.J., McAdam, E.J., Jefferson, B.,** 2011. Impact of membrane configuration on fouling in anaerobic membrane bioreactors, *J. Membr. Sci.*, **382**, 41–49.
- McCarty, P.L., Bae, J., Kim, J.,** 2011. Domestic wastewater treatment as a net energy producer—can this be achieved? *Environ. Sci. Technol.*, **45** (17), 7100–7106.
- Meabe, E., Déléris, S., Soroa, S., Sancho, L.,** 2013. Performance of anaerobic membrane bioreactor for sewage sludge treatment: mesophilic and thermophilic processes, *J. Membr. Sci.*, **446**, 26–33.
- Mei, X., Quek, P.J., Wang, Z., Ng, H.Y.,** 2017. Alkali-assisted membrane cleaning for fouling control of anaerobic ceramic membrane bioreactor, *Bioresour. Technol.*, **240**, 25–32.

- Meng, F., Zhang, H., Yang, F., Liu, L.,** 2007a. Characterisation of cake layer in submerged membrane bioreactor, *Environ. Sci. Technol.*, **41**, 4065–4070.
- Meng, F., Yang, F.,** 2007b. Fouling mechanisms of deflocculated sludge, normal sludge, and bulking sludge in membrane bioreactor, *J. Membr. Sci.*, **305**, 48–56.
- 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 Res.*, **43**, 1489–1512.
- Meng, L., Xi, J., Yeung, M.,** 2016. Degradation of extracellular polymeric substances (EPS) extracted from activated sludge by low-concentration ozonation, *Chemosphere*, **147**, 248-255.
- Meng, F., Zhang, S., Oh, Y., Zhou, Z., Shin, H.-S., Chae, S.-R.,** 2017. Fouling in membrane bioreactors: an updated review, *Water Res.*, **114**, 151–180.
- Metris, A., George, S., Mulholland, F., Carter, A., Baranyi, J.,** 2014. Metabolic shift of *Escherichia coli* under salt stress in the presence of Glycine betaine, *Appl. Environ. Microbiol.*, **80**, 4745-4756.
- Mohammadi, T., Madaeni, S.S., Moghadam, M.K.,** 2003. Investigation of membrane fouling, *Desalination*, **153**, 155–160.
- Monclus, H., Zacharias, S., Santos, A., Pidou, M., Judd, S.,** 2010. Criticality of flux and aeration for a hollow fiber membrane bioreactor, *Sep. Sci. Technol.*, **45 (7)**, 956–961.
- Mormile, M.R., Romine, M.F., Garcia, M.T., Ventosa, A., Bailey, T.J. and Peyton, B.M.,** 1999. *Halomonas campisalis* sp.nov., a Denitrifying, Moderately Haloalkaliphilic Bacterium, *Systematic and Applied Microbiology*, **22 (4)**, 551-558.
- Munoz Sierra, J.D., Oosterkamp, M.J., Wang, W., Spanjers, H., van Lier, J.B.,** 2018. Impact of long-term salinity exposure in anaerobic membrane bioreactors treating phenolic wastewater: performance robustness and endured microbial community, *Water Res.*, **141**, 172–184.
- Musa, M.A., Idrus, S., Man, H.C., Daud, N.N.N.,** 2018. Wastewater Treatment and Biogas Recovery Using Anaerobic Membrane Bioreactors (AnMBRs): Strategies and Achievements, *Energies*, **11**, 1675.
- Muyzer, G., Hottentrager, S., Teske, A., Wawer, C.,** 1996. Denaturing gradient gel electrophoresis of PCR amplified 16S rDNA e a new molecular approach to analyze the genetic diversity of mixed microbial communities. In: Akkermans, A.D.L., van Elsas, J.D., de Bruijn, F.J. (Eds.), *Molecular Microbial Ecology Manual*, vol. 3.4.4. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 1123.

- Nagaoka, H., Yamanishi, S., Miya, A.,** 1998. Modeling of biofouling by extracellular polymers in a membrane separation activated sludge system, *Water Sci. Technol.*, **38**, 497-504.
- Nagata, N., Herouvis, K.J., Dziejulski, D.M., Belfort, G.,** 1989. Cross-flow membrane microfiltration of a bacterial fermentation broth, *Biotechnol. Bioeng.*, **34**, 447–466.
- Ng, K. K., Shi, X., Tang, M. K. Y. ve Ng, H. Y.,** 2014. A novel application of anaerobic bio-entrapped membrane reactor for the treatment of chemical synthesis-based pharmaceutical wastewater, *Separation and Purification Technology*, **132**, 634- 643.
- Ng, K.K., Shi, X.Q., Ng, H.Y.,** 2015. Evaluation of system performance and microbial communities of a bioaugmented anaerobic membrane bioreactor treating pharmaceutical wastewater, *Water Res.*, **81**, 311–324.
- Ng, K.K., Shi, X., Ong, S.L., Lin, C.-F., Ng, H.Y.,** 2016. An innovative of aerobic bio-entrapped salt marsh sediment membrane reactor for the treatment of high-saline pharmaceutical wastewater, *Chemical Engineering Journal*, **295**, 317–325.
- Nie, Y., Tian, X., Zhou, Z., Li, Y.Y.,** 2017a. Impact of food to microorganism ratio and alcohol ethoxylate dosage on methane production in treatment of low-strength wastewater by a submerged anaerobic membrane bioreactor, *Front. Environ. Sci. Eng.*, **11**, 6.
- Nie, Y., Kato, H., Sugo, T., Hojo, T., Tian, X., Li, Y-Y.,** 2017b. Effect of anionic surfactant inhibition on sewage treatment by a submerged anaerobic membrane bioreactor: Efficiency, sludge activity and methane recovery, *Chemical Engineering Journal*, **315**, 83–91.
- Ogata, Y., Ishigaki, T., Nakagawa, M., Yamada, M.,** 2016. Effect of increasing salinity on biogas production in waste landfills with leachate recirculation: a lab-scale model study, *Biotechnol. Rep.*, **10**, 111-116.
- Oren, A., Gurevich, P., Azachi, M., Henis, Y.,** 1992. Microbial degradation of pollutants at high salt concentrations, *Biodegradation*, **3 (2, 3)**, 387-398.
- Oren, A.,** 2002. Diversity of halophilic microorganisms: Environments, phylogeny, physiology, and applications, *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, **28 (1)**, 56–63.
- Özgün, H., Dereli, R.K., Erşahin, M.E., Kınacı, C., Spanjers, H., van Lier, J.B.,** 2013. A review of anaerobic membrane bioreactors for municipal wastewater treatment: integration options, limitations and expectations, *Sep. Purif. Technol.*, **118**, 89–104.

- Padmasiri, I.S., Zhang, J., Fitch, M., Norddahl, B., Morgenroth, E., Raskin, L.,** 2007. Methanogenic population dynamics and performance of an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) treating swine manure under high shear conditions, *Water Res.*, **41**, 134–144.
- Palaniappan, B., Toleti, S. R.,** 2016. Characterization of microfouling and corrosive bacterial community of a firewater distribution system, *Journal of Bioscience and Bioengineering*, **121 (4)**, 435-441.
- 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, *Chem. Eng. J.*, **168**, 140-150.
- Pendashteh, A. R., Abdullah, L. C., Fakhru'l-Razi, A., Madaeni, S. S., Abidin, Z. Z., Biak, D. R. A.,** 2012. Evaluation of membrane bioreactor for hypersaline oily wastewater treatment, *Process Safety and Environmental Protection*, **90**, 45-55.
- Peyton, B.M., Wilson, T., Yonge, D.R.,** 2002. Kinetics of phenol biodegradation in high salt solutions, *Water Research*, **36 (19)**, 4811–4820.
- Pretel, R., Robles, A., Ruano, M., Seco, A., Ferrer, J.,** 2014. The operating cost of an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) treating sulphate-rich urban wastewater, *Sep. Purif. Technol.*, **126**, 30–38.
- Pretel, R., Robles, A., Ruano, M.V., Seco, A., Ferrer, J.,** 2016. A plant-wide energy model for wastewater treatment plants: application to anaerobic membrane bioreactor technology, *Environ. Technol.*, **37 (18)**, 2298–2315.
- Qiu, G., Ting, Y.P.,** 2014. Short-term fouling propensity and flux behavior in an osmotic membrane bioreactor for wastewater treatment, *Desalination*, **332**, 91-99.
- Rajeshwari, K.V., Balakrishnan, M., Kansal, A., Lata, K., Kishore, V.V.N.,** 2000. State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment, *Renew. Sustain. Energy Rev.*, **4**, 135–156.
- Reid, E., Liu, X., Judd, S.J.,** 2006. Effect of high salinity on activated sludge characteristics and membrane permeability in an immersed membrane bioreactor, *Journal of Membrane Science*, **283 (1, 2)**, 164–171.
- Rittmann, B.E., McCarty, P.L.,** 2001. *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*, McGraw-Hill.
- Rittmann, B.E.,** 2013. The energy issue in urban water management. In: Larsen, T.A., Udert, K., Lienert, J. (Eds.) *Source Separation and Decentralization for Wastewater Management*, IWA Publishing, London, UK, pp. 13–27.

- Riviere, D., Desvignes, V., Pelletier, E., Chaussonnerie, S., Guermazi, S., Weissenbach, J., Li, T., Camacho, P., Sghir, A.,** 2009. Towards the definition of a core of microorganisms involved in anaerobic digestion of sludge, *Journal Isme J*, **3** (6), 700-714.
- Robles, Á., Ruano, M.V., Charfi, A., Lesage, G., Heran, M., Harmand, J., Seco, A., Steyer, J-P., Batstone, D.J., Kim, J., Ferrer, J.,** 2018. A review on anaerobic membrane bioreactors (AnMBRs) focused on modelling and control aspects, *Bioresource Technology*, **270**, 612–626.
- Rodriguez-Valera, F., Ruiz-Berraquero, F., Ramos-Cormenzana, A.,** 1981. Characteristics of the heterotrophic bacterial populations in hypersaline environments of different salt concentrations, *Microbial Ecology*, **7** (3), 235-243.
- Rothschild, L.J., Mancinelli, R.L.,** 2001. Life in extreme environments, *Nature*, **409** (6823), 1092–1101.
- Ruigómez, I., Vera, L., González, E., González, G., Rodríguez-Sevilla, J.,** 2016. A novel rotating HF membrane to control fouling on anaerobic membrane bioreactors treating wastewater, *J. Membr. Sci.*, **501**, 45–52.
- Ruigómez, I., González, E., Guerra, S., Rodríguez-Gómez, L.E., Vera, L.,** 2017. Evaluation of a novel physical cleaning strategy based on HF membrane rotation during the backwashing/relaxation phases for anaerobic submerged MBR, *J. Membr. Sci.*, **526**, 181–190.
- Rout, S.P., Charles, C.J., Doulgeris, C., McCarthy, A.J., Rooks, D.J., Loughnane, J.P., Laws, A.P. and Humphreys, P.N.,** 2015. Anoxic Biodegradation of Isosaccharinic Acids at Alkaline pH by Natural Microbial Communities, *Journal Plos ONE*, **10** (9), E0137682.
- Saddoud, A., Hassaïri, I., Sayadi, S.,** 2007. Anaerobic membrane reactor with phase separation for the treatment of cheese whey, *Bioresour. Technol.*, **98**, 2102–2108.
- Santos, A., Ma, W., Judd, S.J.,** 2011. Membrane bioreactors: two decades of research and implementation, *Desalination*, **273**, 148–154.
- Sarti, A., Pozzi, E., Chinalia, F.A., Ono, A., Foresti, E.,** 2010. Microbial processes and bacterial populations associated to anaerobic treatment of sulfate-rich wastewater, *Process Biochem.*, **45** (2), 164–170.
- Schiener, P., Nachaiyasit, S., Stuckey, D.C.,** 1998. Production of soluble microbial products (SMP) in an anaerobic baffled reactor. Composition, biodegradability, and the effect of process parameters, *Env. Tech.*, **19** (4), 391–399.

- Seidel, A., Elimelech, M.,** 2002. Coupling between chemical and physical interactions in natural organic matter (NOM) fouling of nanofiltration membranes: implications for fouling control, *J. Membr. Sci.*, **203**, 245–255.
- Shaffer, D.L., Arias Chavez, L.H., Ben-Sasson, M., Romero-Vargas Castrillon, S., Yip, N.Y., Elimelech, M.,** 2013. Desalination and reuse of high-salinity shale gas produced water: drivers, technologies, and future directions, *Environ. Sci. Technol.*, **47**, 9569-9583.
- Shannon, M.A., Bohn, P.W., Elimelech, M., Georgiadis, J.G., Marinas, B.J., Mayes, A.M.,** 2008. Science and technology for water purification in the coming decades, *Nature*, **452 (7185)**, 301–310.
- Sharghi, E.A., Bonakdarpour, B.,** 2013. The study of organic removal efficiency and halophilic bacterial mixed liquor characteristics in a membrane bioreactor treating hypersaline produced water at varying organic loading rates, *Bioresource Technology*, **149**, 486–495.
- Sherry, A., Gray, N.D., Ditchfield, A.K., Aitken, C.M., Jones, D.M., Röling, W.F.M., Hallmann, C., Larter, S.R., Bowler, B.F.J., Head, I.M.,** 2013. Anaerobic biodegradation of crude oil under sulphate-reducing conditions leads to only modest enrichment of recognized sulphate-reducing taxa, *International Biodeterioration & Biodegradation*, **81**, 105-113.
- Shestakova, N.M., Ivoilov, V.S., Tourova, T.P., Belyaev, S.S., Poltarau, A.B., Nazina T.N.,** 2010. Which Microbial Communities Are Present? Application of Clone Libraries: Syntrophic Acetate Degradation to Methane in a High-Temperature Petroleum Reservoir – Culture-Based and 16S rRNA Genes Characterisation, *Applied Microbiology and Molecular Biology in Oilfield Systems*, 45-53.
- Shin, C., McCarty, P.L., Kim, J., Bae, J.,** 2014. Pilot-scale temperate-climate treatment of domestic wastewater with a staged anaerobic fluidized membrane bioreactor (SAF-MBR), *Bioresour. Technol.*, **159**, 95–103.
- Shin, C. and Bae, J.,** 2018. Current status of the pilot-scale anaerobic membrane bioreactor treatments of domestic wastewaters: A critical review, *Bioresource Technology*, **247**, 1038-1046.
- Singhania, R.R., Christophe, G., Perchet, G., Troquet, J., Larroche, C.,** 2012. Immersed membrane bioreactors: An overview with special emphasis on anaerobic bioprocesses, *Bioresour. Technol.*, **122**, 171–180.
- Skouteris, G., Hermosilla, D., López, P., Negro, C., Blanco, Á.,** 2012. Anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment: a review, *Chem. Eng. J.*, **198-199**, 138–148.

- Smith, A.L., Stadler, L.B., Love, N.G., Skerlos, S.J., Raskin, L.,** 2012. Perspectives on anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater: a critical review, *Bioresour. Technol.*, **122**, 149–159.
- Smith, A.L., Skerlos, S.J., Raskin, L.,** 2013. Psychrophilic anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater, *Water Res.*, **47 (4)**, 1655–1665.
- Smith, A.L., Stadler, L.B., Cao, L., Love, N.G., Raskin, L., Skerlos, S.J.,** 2014. Navigating wastewater energy recovery strategies: a life cycle comparison of anaerobic membrane bioreactor and conventional treatment systems with anaerobic digestion, *Environ. Sci. Technol.*, **48 (10)**, 5972–5981.
- Song, W., You, H., Li, Z., Liu, F., Qi, P., Wang, F., Li, Y.,** 2017. Membrane fouling mitigation in a moving bed membrane bioreactor combined with anoxic biofilter for treatment of saline wastewater from mariculture, *Bioresource Technology*, **243**, 1051–1058.
- Song, X., Luo, W., Hai, F.I., Price, W.E., Guo, W., Ngo, H.H., Nghiem, L.D.,** 2018a. Resource recovery from wastewater by anaerobic membrane bioreactors: Opportunities and challenges, *Bioresource Technology*, **270**, 669–677.
- Song, X., Luo, W., McDonald, J., Khan, S. J., Hai, F. I., Guo, W., Ngo, H. H., Nghiem, L. D.,** 2018b. Effects of sulphur on the performance of an anaerobic membrane bioreactor: Biological stability, trace organic contaminant removal, and membrane fouling, *Bioresource Technology*, **250**, 171–177.
- Sousa, J.A.B., Sorokin, D., Bjmans, M.F.M., Plugge, C.M., Stams, A.J.M.,** 2015a. Ecology and application of haloalkaliphilic anaerobic microbial communities, *Applied Microbiol Biotechnology*, **99**, 9331–9336.
- Spagni, A., Casu, S., Crispino, N.A., Farina, R., Mattioli, D.,** 2010. Filterability in a submerged anaerobic membrane bioreactor, *Desalination*, **250**, 787–792.
- Spagni, A., Casu, S., Grilli, S.,** 2012. Decolourisation of textile wastewater in a submerged anaerobic membrane bioreactor, *Bioresour. Technol.*, **117**, 180–185.
- Stuckey, D.C.,** 2012. Review: recent developments in anaerobic membrane reactors, *Bioresour. Technol.*, **122**, 137–148.
- Sudarno, U., Winter, J., Gallert, C.,** 2011. Effect of varying salinity, temperature, ammonia and nitrous acid concentrations on nitrification of saline wastewater in fixed-bed reactors, *Bioresource Technology*, **102 (10)**, 5665–5673.

- Sui, P., Wen, X., Huang, X.,** 2007. Membrane fouling control by ultrasound in an anaero- bic membrane bioreactor, *Front. Environ. Sci. Eng. Chin.*, **1**, 362–367.
- Sui, P., Wen, X., Huang, X.,** 2008. Feasibility of employing ultrasound for on-line membrane fouling control in an anaerobic membrane bioreactor, *Desalination*, **219**, 203–213.
- Sun, Y., Wang, Y., Huang, X.,** 2007. Relationship between sludge settleability and mem- brane fouling in a membrane bioreactor, *Front. Environ. Sci. Eng. Chin.*, **1**, 221–225.
- Sun, C., Leiknes, T., Weitzenbock, J., Thorstensen, B.,** 2010. Salinity effect on a biofilm-MBR process for shipboard wastewater treatment, *Separ. Purif. Technol.*, **72**, 380-387.
- Sweity, A., Ying, W., Belfer, S., Oron, G., Herzberg, M.,** 2011. pH effects on the adherence and fouling propensity of extracellular polymeric substances in a membrane bioreactor, *J. Membr. Sci.*, **378** (1–2), 186–193.
- Şahinkaya, E., Yurtsever, A., Isler, E., Coban, I. and Aktaş, Ö.,** 2018. Sulfate reduction and filtration performances of an anaerobic membrane bbioreactor (AnMBR), *Chemical Engineering Journal*, **349**, 47–55.
- Tam, L.S., Tang, T.W., Leung, W.Y., Chen, G.H., Sharma, K.R.,** 2006. A pilot study on performance of a membrane bio-reactor in treating fresh water sewage and saline sewage in Hong Kong, *Separation Science and Technology*, **41** (7), 1253–1264.
- Tan, J.M., Qiu, G., Ting, Y-P.,** 2015. Osmotic membrane bioreactor for municipal wastewater treatment and the effects of silver nanoparticles on system performance, *Journal of Cleaner Production*, **88**, 146-151.
- Tan, S., Acquah, I., Li, W.,** 2016. Cultivation of marine activated sludge to treat saline wastewater, *Fresenius Environ. Bull.*, **25**, 3134-3141.
- Tan, S., Li, W.,** 2016. Behaviour of fouling-related components in an enhanced membrane bioreactor using marine activated sludge, *Bioresour. Technol.*, **220**, 401-406.
- Tan, S., Cui, C., Chen, X., Li, W.,** 2017. Effect of bioflocculation on fouling-related biofoulants in a membrane bioreactor during saline wastewater treatments, *Bioresour. Technol.*, **224**, 285-291.
- Tan, X., Acquah, I., Liu, H., Li, W., Tan, S.,** 2019. A critical review on saline wastewater treatment by membrane bioreactor (MBR) from a microbial perspective, *Chemosphere*, **220**, 1150-1162.

- Tang, J., Wang, X.C., Hu, Y., Ngo, H.H., Li, Y.,** 2017. Dynamic membrane-assisted fermentation of food wastes for enhancing lactic acid production, *Bioresour. Technol.*, **234**, 40–47.
- Te Poele, S., van der Graaf, J.,** 2005. Enzymatic cleaning in ultrafiltration of wastewater treatment plant effluent, *Desalination*, **179**, 73–81.
- Temmerman, L.D., Maere, T., Temmink, H., Zwijnenburg, A., Nopens, I.,** 2014. Salt stress in a membrane bioreactor: Dynamics of sludge properties, membrane fouling and remediation through powdered activated carbon dosing, *Water Research*, **63**, 112-124.
- Thomas, T., Elain, A., Bazire, A. and Bruzard, S.,** 2019. Complete genome sequence of the halophilic PHA-producing bacterium *Halomonas* sp. SF2003: insights into its biotechnological potential, *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, **35(3):50**.
- Tock, J.Y., Lai, C.L., Lee, K.T., Tan, K.T., Bhatia, S.,** 2010. Banana biomass as potential renewable energy resource: a malaysian case study, *Renew. Sustain. Energy Rev.*, **14**, 798–805.
- Trapani, D.D., Bella, G.D., Mnnina, G., Torregrossa, M., Viviani, G.,** 2014. Comparison between moving bed-membrane bioreactor (MB-MBR) and membrane bioreactor (MBR) systems: Influence of wastewater salinity variation, *Bioresource Technology*, **162**, 60–69.
- 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 Res.*, **40**, 2675–2683.
- Trzcinski, A.P. and Stuckey, D.C.,** 2010. Treatment of municipal solid waste leachate using a submerged anaerobic membrane bioreactor at mesophilic and psychrophilic temperatures: analysis of recalcitrants in the permeate using GC–MS, *Water Res.*, **44**, 671–680.
- URL-1,** www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/ 1 Haziran 2019.
- Uygur, A.,** 2006. Specific nutrient removal rates in saline wastewater treatment using sequencing batch reactor, *Process Biochemistry*, **41 (1)**, 61–66.
- Vallero, M.V.G., Lettinga, G., Lens, P.N.L.,** 2005. High rate sulfate reduction in a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBaR) at high salinity, *J. Membr. Sci.*, **253**, 217–232.
- Velasco, P., Jegatheesan, V., Othman, M.,** 2018. Recovery of Dissolved Methane From Anaerobic Membrane Bioreactor Using Degassing Membrane Contactors, *Frontiers in Environmental Science*, **6**, 151.

- Ventosa, A., Nieto, J.J.**, 1995. Biotechnological applications and potentialities of halophilic microorganisms, *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, **11** (1), 85-94.
- Ventosa, A., Nieto, J.J., Oren, A.**, 1998. Biology of moderately halophilic aerobic bacteria, *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, **62** (2), 504.
- Verstraete, W., Van de Caveye, P., Diamantis, V.**, 2009. Maximum use of resources present in domestic “used water”, *Bioresour. Technol.*, **100**, 5537–5545.
- Visvanathan, C., Abeynayaka, A.**, 2012. Developments and future potentials of anaerobic membrane bioreactors (AnMBRs), *Membr. Water Treat.*, **3**, 1–23.
- Vyrides, I., Stuckey, D.C.**, 2009. Saline sewage treatment using a submerged anaerobic membrane reactor (SAMBR): effects of activated carbon addition and biogas-sparging time, *Water Res.*, **43**, 933–942.
- Wang, X.M., Li, X.Y.**, 2008. Accumulation of biopolymer clusters in a submerged membrane bioreactor and its effect on membrane fouling, *Water Res.*, **42**, 855–862.
- Wang, Z., Ma, J., Tang, C.Y., Kimura, K., Wang, Q., Han, X.**, 2014. Membrane cleaning in membrane bioreactors. A review, *J. Membr. Sci.*, **468**, 276–307.
- Wang, K.M., Jefferson, B., Soares, A., McAdam, E.J.**, 2018. Sustaining membrane permeability during unsteady-state operation of anaerobic membrane bioreactors for municipal wastewater treatment following peak-flow, *J. Membr. Sci.*, **564**, 289–297.
- Watanabe, R., Nie, Y., Takahashi, S., Wakahara, S., Li, Y.Y.**, 2016. Efficient performance and the microbial community changes of submerged anaerobic membrane bioreactor in treatment of sewage containing cellulose suspended solid at 25 °C, *Bioresource Technology*, **216**, 128–134.
- Watanabe, R., Nie, Y., Wakahara, S., Komori, D., Li, Y.Y.**, 2017. Investigation on the response of anaerobic membrane bioreactor to temperature decrease from 25°C to 10°C in sewage treatment, *Bioresour. Technol.*, **243**, 747–754.
- Weiland, P.**, 2010. Biogas production: current state and perspectives, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **85**, 849–860.
- Wen, X., Sui, P., Huang, X.**, 2008. Exerting ultrasound to control the membrane fouling in filtration of anaerobic activated sludge—mechanism and membrane damage, *Water Sci. Technol.*, **57**, 773–779.

- Wijekoon, K.C., Visvanathan, C., Abeynayaka, A.,** 2011. Effect of organic loading rate on VFA production, organic matter removal and microbial activity of a two-stage thermophilic anaerobic membrane bioreactor, *Bioresour. Technol.*, **102**, 5353–5360.
- Win, T.T., Kim, H., Cho, K., Song, K.G., Park, J.,** 2016. Monitoring the microbial community shift throughout the shock changes of hydraulic retention time in an anaerobic moving bed membrane bioreactor, *Bioresour. Technol.*, **202**, 125–132.
- Wong, K., Xagorarakis, I., Wallace, J., Bickert, W., Srinivasan, S., Rose, J.B.,** 2009. Removal of viruses and indicators by anaerobic membrane bioreactor treating animal waste, *J. Environ. Qual.*, **38**, 1694–1699.
- Woolard, C.R., Irvine, R.L.,** 1995. Treatment of hypersaline wastewater in the sequencing batch reactor, *Water Research*, **29** (4), 1159–1168.
- Wu, Z., Wang, Z.W., Huang, S., Mai, S., Yang, C., Wang, X., Zhou, Z.,** 2008. Effects of various factors on critical flux in submerged membrane bioreactors for municipal wastewater treatment, *Sep. Purif. Technol.*, **62** (1), 56–63.
- Wu, J., Huang, X.,** 2010. Use of ozonation to mitigate fouling in a long-term membrane bioreactor, *Bioresour. Technol.*, **101**, 6019–6027.
- Xie, K., Lin, H.J., Mahendran, B., Bagley, D.M., Leung, K.T., Liss, S.N., Liao, B.Q.,** 2010. Performance and fouling characteristics of a submerged anaerobic membrane bioreactor for kraft evaporator condensate treatment, *Environ. Technol.*, **31**, 511–521.
- Xie, Z., Wang, Z., Wang, Q., Zhu, C.,** 2014. An anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for landfill leachate treatment: performance and microbial community identification, *Bioresour. Technol.*, **14** (3), 29–39.
- Xu, M., Wen, X., Huang, X., Li, Y.,** 2010. Membrane fouling control in an anaerobic membrane bioreactor coupled with online ultrasound equipment for digestion of waste activated sludge, *Sep. Sci. Technol.*, **45**, 941–947.
- Xu, M., Wen, X., Yu, Z., Li, Y., Huang, X.,** 2011. A hybrid anaerobic membrane bioreactor coupled with on-line ultrasonic equipment for digestion of waste activated sludge, *Bioresour. Technol.*, **102**, 5617–5625.
- Yang, J., Tian, Z., Spanjers, H., van Lier, J.B.,** 2014. Feasibility of Using NaCl to Reduce Membrane Fouling in Anaerobic Membrane Bioreactors, *Water Environment Research*, **86** (4).
- Yogalakshmi, K.N., Joseph, K.,** 2010. Effect of transient sodium chloride shock loads on the performance of submerged membrane bioreactor, *Bioresour. Technol.*, **101**, 7054–7061.

- Yonemoto, K., Li, Y.Y.**, 2008. Statistical analysis regarding effect of treatment option and treatment capacity on energy consumption for wastewater treatment, *Jpn. Sewage Works Assoc. Res.*, **45 (544)**, 96–105.
- Yoon, S.H., Kang, I.J., Lee, C.H.**, 1999. Fouling of inorganic membrane and flux enhancement in membrane-coupled anaerobic bioreactor, *Sep. Sci. Technol.*, **34**, 709–724.
- You, H.S., Tseng, C.C., Peng, S.H. M.J., Chang, Chen, Y.C., Peng, S.H.**, 2005. A novel application of an anaerobic membrane process in wastewater treatment, *Water Sci. Technol.*, **51**, 45–50.
- Yu, H., Wang, Z., Wu, Z., Zhu, C.**, 2015. Dynamic membrane formation in anaerobic dynamic membrane bioreactors: role of extracellular polymeric substances, *PLoS One*, **10 (10)**.
- Yuan, M.L., Zhang, C.Y., Zhang, Y.Q., Ding, Y., Xi, D.L.**, 2008. Biological nutrient removal using an alternating of anoxic and anaerobic membrane bioreactor (AAAM) process, *Desalination*, **221**, 566–575.
- Yurtsever, A., Çınar, Ö., Şahinkaya, E.**, 2016a. Treatment of textile wastewater using sequential sulfate-reducing anaerobic and sulfide-oxidizing aerobic membrane bioreactors, *Journal of Membrane Science*, **511**, 228–237.
- Yurtsever, A., Calimlioglu, B., Görür, M., Çınar, Ö., Şahinkaya, 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.
- Zayen, A., Mnif, S., Aloui, F., Feki, F., Loukil, S., Bouaziz, M., Sayadi, S.**, 2010. Anaerobic membrane bioreactor for the treatment of leachates from Jebel Chakir discharge in Tunisia, *J. Hazard. Mater.*, **177**, 918–923.
- Zemskaya, T.I., Pogodaeva, T.V., Shubenkova, O.V., Chernitsina, S.M., Dagurova, O.P.**, 2010. Geochemical and microbiological characteristics of sediments near the Malenky mud volcano (Lake Baikal, Russia), with evidence of Archaea intermediate between the marine anaerobic methanotrophs ANME-2 and ANME-3, *Geo-Marine Letters*, **30 (3–4)**, 411–425.
- Zhai, L., Xie, J., Lin, Y., Cheng K., Wang, L., Yue, F., Guo, J., Liu, J. and Yao, S.**, 2018. Genome sequencing and heterologous expression of antiporters reveal alkaline response mechanisms of *Halomonas alkalicola*, *Extremophiles*, **22 (2)**, 221–231.
- Zhang, J., Chua, H.C., Zhou, J., Fane, A.G.**, 2006. Factors affecting the membrane performance in submerged membrane bioreactors, *J. Membr. Sci.*, **284**, 54–66.

- Zhang, J., Padmasiri, S.I., Fitch, M., Norddahl, B., Raskin, L., Morgenroth, E.,** 2007. Influence of cleaning frequency and membrane history on fouling in an anaerobic membrane bioreactor, *Desalination*, **207**, 153–166.
- Zhang, H., Gao, Z., Zhang, L., Song, L.,** 2014. Performance enhancement and fouling mitigation by organic flocculant addition in membrane bioreactor at high salt shock, *Bioresour. Technol.*, **164**, 34-40.
- Zhang, W., Tang, B., Bin, L.,** 2017. Research progress in biofilm-membrane bioreactor: a critical review, *Ind. Eng. Chem. Res.*, **56 (24)**, 6900–6909.
- Zhou, H., Li, H., Wang, F.,** 2012. Anaerobic digestion of different organic wastes for biogas production and its operational control performed by the modified ADM1, *J. Environ. Sci. Health, Part A: Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng.*, **47**, 84–92.
- Zsirai, T., Buzatu, P., Aerts, P., Judd, S.,** 2012. Efficacy of relaxation, backflushing, chemical cleaning and clogging removal for an immersed hollow fibre membrane bioreactor, *Water Res.*, **46 (14)**, 4499–4507.

ÖZGEÇMİŞ

Burçin YILDIZ, 1988 yılında Elazığ'da doğdu. İlk, orta ve lise öğrenimini Elazığ'da tamamladı. Lisans eğitimini 2010 yılında Fırat Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde bölüm birincisi olarak tamamlayıp, 2014 yılında Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim dalında yüksek lisans derecesini aldı. Aynı yıl yine Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim dalında doktora ve Yüzüncü Yıl Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde Araştırma Görevlisi olarak çalışmaya başladı. Ardından Orta Doğu Teknik Üniversitesi'nde 6 aylık dil eğitimi aldı. 2019 yılında Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim dalında doktora eğitimini tamamladı.