



**T.C.
İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ-CERRAHPAŞA
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ**



DOKTORA TEZİ

**YUKARI AKIŞLI ANAEROBİK ÇAMUR YATAKLI MİKROFİLTRASYON
OSMOTİK MEMBRAN BİYOREAKTÖR İLE MEZBAHA ATIKSULARININ
ARITIMI**

Sümeyye HASANOĞLU

**DANIŞMAN
Prof. Dr. Z. Beril ÖZÇELEP**

**II. DANIŞMAN
Prof. Dr. İlda VERGİLİ**

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Mühendisliği Programı

Haziran, 2024

TEZ KABUL VE ONAYI

Sümeyye HASANOĞLU tarafından, Prof. Dr. Z. Beril ÖZÇELEP danışmanlığında hazırlanan "YUKARI AKIŞLI ANAEROBİK ÇAMUR YATAKLI MİKROFİLTRASYON OSMOTİK MEMBRAN BİYOREAKTÖR ile MEZBAHA ATIKSULARININ ARITIMI" başlıklı bu çalışma, jürimiz tarafından 12/06/2024 tarihinde yapılan sınav sonucunda oy birliği ile başarılı bulunarak **Doktora Tezi** olarak kabul edilmiştir.

Tez Jürisi

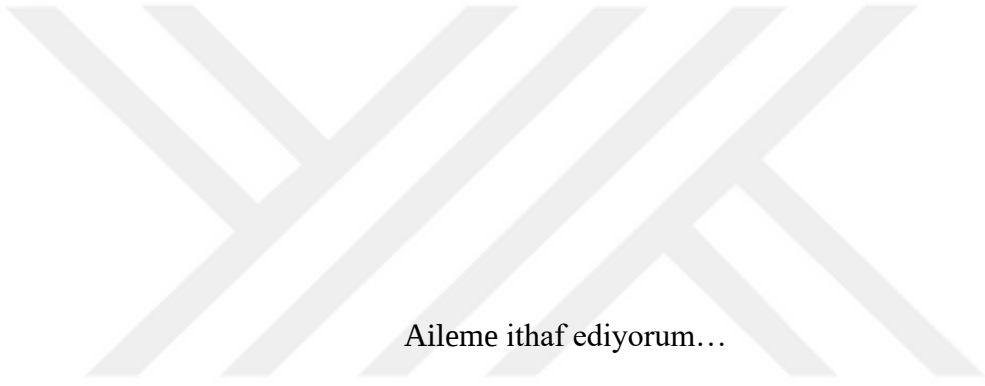
	İmza	Sonuç
DANIŞMAN	Prof. Dr. Z.Beril ÖZÇELEP	☒
	İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa	Kabul
	Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı	☐ Ret
ÜYE	Prof. Dr. Gülsüm YILMAZ	☒
	İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa	Kabul
	Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı	☐ Ret
ÜYE	Prof. Dr. Yasemin KAYA	☒
	İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa	Kabul
	Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı	☐ Ret
ÜYE	Prof. Dr. Güleda ENGİN	☒
	Yıldız Teknik Üniversitesi	Kabul
	Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı	☐ Ret
ÜYE	Doç. Dr. Mustafa Evren ERŞAHİN	☒
	İstanbul Teknik Üniversitesi	Kabul
	Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı	☐ Ret

BEYAN

Bu tez çalışmasının kendi çalışmam olduğunu, tezin planlanmasından yazımına kadar bütün aşamalarda etik dışı davranışımın olmadığını, bu tezdeki bütün bilgileri akademik ve bilimsel etik kuralları içinde elde ettiğimi, bu tez çalışmasıyla elde edilmeyen bütün bilgi ve yorumlara kaynak gösterdiğimi ve bu kaynakları da kaynaklar listesine aldığımı, yine bu tezin çalışılması ve yazımı sırasında patent ve telif haklarını ihlal edici bir davranışımın olmadığını ve her türlü hukuki sorumluluğu aldığımı kabul ederim.

Sümeyye HASANOĞLU

(İmza)



Aileme ithaf ediyorum...

BÜTÇE DESTEKLERİ

YUKARI AKIŞLI ANAEROBİK ÇAMUR YATAKLI MİKROFİLTRASYON OSMOTİK MEMBRAN BİYOREAKTÖR ile MEZBAHA ATIKSULARININ ARITIMI

Bu çalışma İstanbul Üniversitesi - Cerrahpaşa Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon

Birimi tarafından desteklenmiştir. Proje numarası: 36717

Bu tez çalışması, Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu'nun (TÜBİTAK)

119Y413 numaralı projesi ile desteklenmiştir.

TEŞEKKÜR

Doktora Eğitimim boyunca deneyim ve bilgisi ile akademik kariyerimin temellerini atmamda yol gösterici olan ve çalışma azmimi artırarak bilim ve insanlığa değer katmanın verdiği hazzı tatmama yardımcı olan değerli danışmanım Prof.Dr. Zeren Beril ÖZÇELEP'e tüm içtenliğimle teşekkür ederim. Doktora çalışmalarım boyunca deneyimi, bilgisi ve çok değerli tavsiyeleriyle beni daima destekleyen II. tez danışmanım Prof.Dr. İlda VERGİLİ'ye teşekkürlerimi sunarım. Tez danışmanlarıma ek olarak, Doktora Eğitimim boyunca deneyim ve bilgi birikimleriyle karşılaştığım problemlerde yardımlarını esirgemeyerek yol gösterici danışmanlarım olan Prof.Dr. Gülsüm YILMAZ ve Prof.Dr. Yasemin KAYA'ya çok teşekkür ederim. Çok değerli Hocalarıma, 119Y413 numaralı TÜBİTAK projesinde çalışma fırsatı verdikleri için bir kez daha teşekkürlerimi sunarım. 119Y413 numaralı TÜBİTAK projesinde yer alan, deneyim ve bilgisinden faydalanma fırsatı yakaladığım Prof.Dr. Coşkun AYDINER'e çok teşekkür ederim.

Tezime, 119Y413 numaralı projeyle maddi destek sağlayan TÜBİTAK'a ve İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimi'ne (Proje Numarası: 36717) teşekkür ederim.

İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa'da akademik kariyerime başladığım günden beri çalışma arkadaşım olan, Doktora Eğitimim boyunca her yeni deneyim ve zorlukta yanımda olan arkadaşım Araş.Gör. İlknur YALÇIN GÜNEY'e, deneyim ve bilgileriyle çalışmalarına destek veren Dr. Gökhan BALCIOĞLU ve Dr. Ahmet Murat BACAKSIZ'a çok teşekkür ederim.

Lisans Eğitimimin başından itibaren beni motive ederek akademik kariyerime adım atmamı sağlayan, hayatım boyunca maddi manevi desteğini esirgmeden koşulsuzca yanımda olan ve deneyimleriyle yoluma ışık tutan kuzenim Prof.Dr. Kerem KÜÇÜK'e teşekkür ederim.

Bu doktora tez çalışmasını gerçekleştirmemde ilk ve de en büyük katkı ailemeindir. Anne ve babama layık bir evlat olduğumu umarak, destek, düşünce, sabır ve sevgilerini esirgemeyen aileme, babam Rıdvan HASANOĞLU, annem Ülviye HASANOĞLU, kardeşlerim Zeynep İMAMOĞLU, Hatice KONYALI ve Zehra HASANOĞLU'na teşekkür ederim.

Doktora tez çalışmamın başlangıcından itibaren bir fiil yanımda olan, edindiğim her yeni deneyimde yanımda olup benimle deneyimleyen, sonsuz sabrı ve sevgisi ile maddi manevi desteklerini esirgemeyen, birlikte öğrenmek ve deneyimlemekten daima keyif alacağım çok kıymetli hayat arkadaşım Oğuzhan ÇEKİM'e çok teşekkür ederim.

Çalışmama yaptıkları teknik destekleri için çok değerli İlhan ÇAVUŞOĞLU ve Hüsnü TUNCEL'e teşekkür ederim. Çalışmalarım boyunca, maddi manevi destekleriyle yardımcı olan arkadaşlarım, ağabeylerim, ablalarım ve öğrencilerime de katkılarından dolayı teşekkür ederim.

İÇİNDEKİLER

Sayfa No

TEZ KABUL VE ONAYI.....	ii
BEYAN	iii
BÜTÇE DESTEKLERİ	v
TEŞEKKÜR.....	vi
İÇİNDEKİLER.....	vii
ŞEKİL LİSTESİ	x
TABLO LİSTESİ.....	xii
SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ.....	xiii
ÖZET	xv
ABSTRACT	xviii
1. GİRİŞ.....	1
2. KAVRAMSAL ÇERÇEVE	5
2.1. MEZBAHA ENDÜSTRİSİ	5
2.1.1. Mezbaha Endüstrisine Ait Atıksuların Özellikleri	6
2.1.2. Mezbaha Endüstrisine Ait Atıksuların Arıtımı	8
2.2. OSMOTİK MEMBRAN BİYOREAKTÖR (OMBR)	14
2.3. ANAEROBİK OSMOTİK MEMBRAN BİYOREAKTÖR (AnOMBR).....	17
2.3.1. Anaerobik Mikrofiltrasyon Osmotik Membran Biyoreaktör (AnMF-OMBR).....	23
2.3.2. Yukarı Akışlı Anaerobik Çamur Yataklı Mikrofiltrasyon Osmotik Membran Biyoreaktör (UASB MF-OMBR)	26
2.1. NÜTRİYENT GERİ KAZANIMI	27
3. YÖNTEM	31
3.1. ATIKSU VE ÇAMUR KARAKTERİZASYONU.....	31
3.1.1. Sentetik Mezbaha Atıksuyu Karakterizasyonu	31
3.1.2. Aşı Çamuru Karakterizasyonu	32
3.2. ÇALIŞMADA KULLANILAN BİYOREAKTÖR SİSTEMLERİ VE İŞLETME KOŞULLARI.....	32
3.2.1. İO Membranında Su, Ters Tuz Akısı, Ters Tuz Akısı Seçiciliğinin Hesaplanması.....	39
3.2.2. MF Membranında Su Akısının Hesaplanması	40
3.2.3. Kirlenici Madde Giderimlerinin Hesaplanması	40

3.3. ANALİTİK HİYERARŞİ PROSESİ (AHP)	41
3.4. ÇALIŞMADA KULLANILAN DENEYSEL YÖNTEMLER	43
3.4.1. pH.....	43
3.4.2. Alkalinite Tayini	43
3.4.3. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) Tayini.....	43
3.4.4. Toplam Kjeldal Azotu (TKN) Tayini.....	43
3.4.5. Amonyum Azotu (NH ₄ -N) Tayini	43
3.4.6. Ortofosfat (PO ₄ ⁻³ -P) Tayini	43
3.4.7. Askıda Katı Madde (AKM) Tayini	44
3.4.8. Uçucu Askıda Katı Madde (UAKM) Tayini.....	44
3.4.9. Viskozite Tayini	44
3.4.10. Göreceli Hidrofobisite Tayini	44
3.4.11. Yeni Nesil Dizileme (NGS) Analizi.....	44
3.5. MEMBRAN OTOPSİ ANALİZLERİ	46
3.5.1. Fourier Dönüşümlü Kızılötesi Spektroskopisi (FTIR) Analizi	46
3.5.2. Atomik Kuvvet Mikroskopisi (AFM) Analizi	46
3.5.3. Taramalı Elektron Mikroskobu (SEM-EDX) Analizi	47
3.5.4. Konfokal Lazer Taramalı Mikroskop (CLSM) Analizi	47
3.6. BİYOREAKTÖRLERDE KİMYASAL ÇÖKELMENİN DEĞERLENDİRİLMESİ ..	47
4. BULGULAR	49
4.1. ANMF-OMBR VE UASB MF-OMBR SİSTEMLERİNİN FARKLI ÇÇ KONSANTRASYONLARINDA İŞLETİLMESİ.....	49
4.1.1. Aklimasyon Aşaması Sonuçları	49
4.1.2. Arıtma Performanslarının Değerlendirilmesi.....	52
4.1.3. Akı Değişimlerinin Değerlendirilmesi	58
4.1.4. AHP Analizi ile Kritik ÇÇ Konsantrasyonun Belirlenmesi.....	61
4.1.5. Membran Otopsi Analizlerinin Değerlendirilmesi.....	63
4.1.5.1. FTIR Analizi Sonuçları	63
4.1.5.2. AFM Analizi Sonuçları	65
4.1.5.3. SEM-EDX Analizi Sonuçları	67
4.1.5.4. CLSM Analizi Sonuçları	70
4.1.6. Mikrobiyal Topluluk Değişimlerinin Değerlendirilmesi	71
4.1.7. Biyoreaktörlerde Kimyasal Çökelpmenin Değerlendirilmesi	76
4.2. ANMF-OMBR VE UASB MF-OMBR SİSTEMLERİNİN FARKLI KOİ KONSANTRASYONLARINDA İŞLETİLMESİ.....	78
4.2.1. Arıtma Performanslarının Karşılaştırılması	78
4.2.2. Akı Değişimlerinin Karşılaştırılması	85

4.2.3. Membran Otopsi Analizlerinin Karşılaştırılması	88
4.2.3.1. FTIR Analizi Sonuçları	88
4.2.3.2. AFM Analizi Sonuçları	90
4.2.3.3. SEM-EDX Analizi Sonuçları	91
4.2.4. Mikrobiyal Topluluk Değişimlerinin Karşılaştırılması	93
4.2.5. Biyoreaktörlerde Kimyasal Çökelmenin Karşılaştırılması	101
5. TARTIŞMA VE SONUÇ	103
KAYNAKLAR	116
ETİK KURUL İZİN YAZISI	132
KURUM İZNİ YAZILARI	133
ÖZGEÇMİŞ	134



ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa No

Şekil 2.1: Mezbaha endüstrisi akım şeması örneği	5
Şekil 2.2: İleri osmoz prosesi (Ali ve diğ., 2020).	14
Şekil 2.3: OMBR sistemlerinin şematik diyagramı. (a) Atıksuların geri kazanımı için batık OMBR, aerobik koşul; (b) Atıksu arıtımı için batık OMBR, aerobik koşul; (c) Biyogaz geri kazanımı için batık OMBR, anaerobik koşul; (d) Harici OMBR, aerobik koşul; (e) Hibrit OMBR, aerobik koşul.....	16
Şekil 3.1: UASB MF-OMBR sisteminin (a) Şematik gösterimi, (b) Fotoğrafi.	34
Şekil 3.2: AnMF-OMBR sisteminin (a) Şematik gösterimi, (b) Fotoğrafi.	35
Şekil 3.3: Düz tabaka (a) MF membran modülü ve (b) İO membran modülü.	36
Şekil 4.1: Aklımasyon aşamasında AnMBR ve UASB MBR sistemlerinde, süpernatantta ve MF süzöntüsünde konsantrasyonların ve giderim veriminin değişimi (a), (b) KOİ; (c), (d) NH_4^+ -N ve (e), (f) PO_4^{3-} -P.....	52
Şekil 4.2: Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinin arıtma performansları: (a), (b) KOİ; (c), (d) $\text{L CH}_4/\text{g KOİ}_{\text{giderilen}}$; (e), (f) NH_4^+ -N ve (g), (h) PO_4^{3-} -P.	54
Şekil 4.3: Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde, süpernatantta, İO ve MF süzöntüsünde (a), (b) alkalinitenin ve (c), (d) AKM, UAKM, UAKM/AKM oranının değişimi.	57
Şekil 4.4: Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde (a), (b) J_w ; (c), (d) J_s ve (e), (f) RSFS değişimleri.	59
Şekil 4.5: AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde ÇÇ konsantrasyonu ile başlangıç J_w değerleri arasındaki ilişki.	60
Şekil 4.6: Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında (a) AnMF-OMBR ve (b) UASB MF-OMBR sistemlerinde iletkenlik değişimleri.	61
Şekil 4.7: Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında AnMF-OMBR (a) ve UASB MF-OMBR (b) sistemleri için AHP skorları ve performans değerleri.	62
Şekil 4.8: Temiz ve farklı ÇÇ Konsantrasyonlarında işletilen kirli İO membranlarına ait FTIR spektrumları (a) AnMF-OMBR ve (b) UASB MF-OMBR.....	64
Şekil 4.9: Temiz İO membranı ve farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kullanılan kirli İO membranlarına ait AFM görüntüleri ve R_{rms} değerleri.	66
Şekil 4.10: Temiz İO membranı ve farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kullanılan kirli İO membranlarına ait SEM görüntüleri.	67

Şekil 4.11: Temiz ve farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kullanılan kirli İO membranlarına ait EDX spektrumları.....	69
Şekil 4.12: Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kullanılan kirli İO membranlarına ait CLSM görüntüleri.	70
Şekil 4.13: Aşı çamurunda, AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR’de aklımasyon aşaması ve farklı ÇÇ konsantrasyonlarıyla işletim dönemlerine ait çamur numunelerinde bakteriyel topluluğun şube bazında değişimi.	71
Şekil 4.14: Aşı çamurunda, AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR’de aklımasyon aşaması ve farklı ÇÇ konsantrasyonlarıyla işletim dönemlerine ait çamur numunelerinde arkeal topluluğun cins bazında değişimi.	75
Şekil 4.15: Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında (a) AnMF-OMBR ve (b) UASB MF-OMBR sistemlerinde strüvit ve $MgPO_4^-$ çökmesi.	77
Şekil 4.16: Farklı KOİ değerlerinde işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinin arıtma performansları: (a), (b) KOİ; (c), (d) $L CH_4/g KOİ_{giderilen}$ değişimi.	80
Şekil 4.17: Farklı KOİ değerlerinde işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinin arıtma performansları: (a), (b) NH_4^+-N ; (c), (d) $PO_4^{-3}-P$ değişimi.	82
Şekil 4.18: Farklı KOİ değerlerinde işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde, süpernatantta, İO ve MF süzöntülerinde (a),(b) alkalinite, (c),(d) pH, ORP ve (e), (f) AKM, UAKM değişimi.....	84
Şekil 4.19: Farklı KOİ değerlerinde işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde (a), (b) J_w ; (c), (d) J_s ve (e), (f) RSFS değişimleri.	85
Şekil 4.20: Farklı KOİ konsantrasyonlarında işletilen (a) AnMF-OMBR ve (b) UASB MF-OMBR sistemlerinde iletkenlik değişimleri.	88
Şekil 4.21: Temiz İO membranı ve farklı KOİ değerlerinde işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerine ait kirli İO membranlarının FTIR spektrumları.....	89
Şekil 4.22: Temiz İO membranı ile farklı KOİ değerlerinde işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerine ait kirli İO membranlarının AFM görüntüleri.	90
Şekil 4.23: Temiz İO membranı ve farklı KOİ değerlerinde işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kullanılan kirli İO membranlarının SEM görüntüleri.....	91
Şekil 4.24: Temiz ve farklı KOİ değerlerinde işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kullanılan kirli İO membranlarının EDX spektrumları.	92
Şekil 4.25: Aşı çamurunda, AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR’de farklı KOİ konsantrasyonlarıyla işletim dönemlerine ait çamur numunelerinde bakteriyel topluluğun şube bazında değişimi.	93
Şekil 4.26: Aşı çamurunda, AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR’de farklı KOİ konsantrasyonlarıyla işletim dönemlerine ait çamur numunelerinde arkeal topluluğun cins bazında değişimi.	100
Şekil 4.27: Farklı KOİ konsantrasyonları ile işletimde (a) AnMF-OMBR ve (b) UASB MF-OMBR sistemlerinde strüvit ve $MgPO_4^-$ çökmesi.	102

TABLO LİSTESİ

Sayfa No

Tablo 2.1: Mezbaha endüstrisi atıksuyu karakterizasyonları.	7
Tablo 2.2: Gıda Sanayii (Mezbahalar ve Entegre Et Tesisleri).	8
Tablo 2.3: Mezbaha endüstrisi atıksularının arıtımı üzerine yapılmış çalışmalar.	9
Tablo 2.4: AnOMBR prosesi ile yapılan çalışmalar.	19
Tablo 2.5: AnMF-OMBR prosesi ile yapılan çalışmalar.	24
Tablo 2.6: AnMF-OMBR sistemlerinde membran kirlenmesinin incelendiği çalışmalar.	25
Tablo 3.1: Sentetik mezbaha atıksuyu kompozisyonu (Stephenson ve Lester, 1985).	31
Tablo 3.2: İz element çözeltisinin kompozisyonu (Stephenson ve Lester, 1985).	31
Tablo 3.3: Sentetik mezbaha atıksuyu karakterizasyonu.	32
Tablo 3.4: Çalışmada kullanılan anaerobik aşı çamuru karakterizasyonu.	32
Tablo 3.5: Düz tabaka İO membranının teknik özellikleri.	36
Tablo 3.6: Düz tabaka MF membranının teknik özellikleri.	36
Tablo 3.7: Sistemlere ait işletme koşulları.	38
Tablo 3.8: Tez çalışması süresi boyunca uygulanan deney programı.	39
Tablo 3.9: AHP önem dereceleri.	41
Tablo 3.10: AHP kriter matrisi.	41
Tablo 3.11: AHP birim normalizasyonu.	42
Tablo 3.12: AHP analizinde ana ve alt kriterlerin önem dereceleri.	43
Tablo 4.1: Kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi çalışmasında yapılan AHP analizinde kriterlerin birbirine göre matrisi.	62
Tablo 4.2: Temiz ve farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen kirli İO membranlarının FTIR spektrumlarına ait fonksiyonel gruplar.	63
Tablo 4.3: Temiz ve farklı KOİ değerlerinde işletilen kirli İO membranlarının FTIR spektrumlarına ait fonksiyonel gruplar.	88

SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ

Simgeler	Açıklama
A	: Etkin membran alanı (cm^2)
J_o	: Döngü başındaki akı değeri
J_w	: Akı ($\text{L}/\text{m}^2 \cdot \text{saat}$)
J_s	: Ters tuz akısı ($\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{saat}$)
OD_{ilk}	: İlk optik yoğunluk (nm)
OD_{son}	: Son optik yoğunluk (nm)
p	: Membran yüzey alanında ölçüm yapılan noktanın sayısı
P_{so}	: Mg^{+2} , NH_4^+ ve PO_4^{-3} iyonlarının molar konsantrasyon çarpımı
P_s	: Çözünürlük sabiti
R_a	: Membran yüzeyinde ortalama pürüzlülük değeri (nm)
R_{rms}	: Membran yüzeyindeki ortalama pürüzlülüğün standart sapması (nm)
R_z	: Membran yüzeyindeki en yüksek ve en düşük beş noktanın ortalama pürüzlülük değeri (nm)
S_c	: Kritik doygunluk derecesi
Z_{cu}	: Membran yüzeyinde belli bir noktadaki yükseklik (nm)
Z_{av}	: Membran yüzeyinde belli bir noktadaki yüksekliklerin ortalaması (nm)

Kısaltmalar	Açıklama
AFM	: Atomik Kuvvet Mikroskopisi
AHP	: Analitik Hiyerarşi Prosesi
AKM	: Askıda Katı Madde
AnMBR	: Anaerobik Membran Biyoreaktör
AnMF-OMBR	: Anaerobik Mikrofiltrasyon Osmotik Membran Biyoreaktör
AnOMBR	: Anaerobik Osmotik Membran Biyoreaktör
AnOMBR-MEC	: Anaerobik Osmotik Membran Biyoreaktör-Mikrobiyal Elektroliz Hücresi
BOİ	: Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
BMP	: Biyokimyasal Metan Potansiyeli
CLSM	: Konfokal Lazer Taramalı Mikroskop

CTA	: Selüloz Triasetat
ÇÇ	: Çekme Çözeltisi
ÇY	: Çamur Yaşı
EDX	: Enerji Yayılımlı X-Işını
FEEM	: Floresan Uyarma-Emisyon Matrisi
FESEM	: Alan Emisyonlu Taramalı Elektron Mikroskobu
FTIR	: Fourier Dönüşümlü Kızılötesi Spektroskopisi
HBS	: Hidrolik Bekletme Süresi
İO	: İleri Osmoz
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MEC	: Mikrobiyal Elektroliz Hücresi
MBR	: Membran Biyoreaktör
MF	: Mikrofiltrasyon
MD	: Membran Distilasyonu
NGS	: Yeni Nesil Dizileme
OMBR	: Osmotik Membran Biyoreaktör
OYH	: Organik Yükleme Hızı
ORP	: İndirgenme Yükseltgenme Potansiyeli
PLC	: Programlanabilir Lojik Kontrol
PVDF	: Polivinilidin Florür
RSFS	: Ters Tuz Akısı Seçiciliği
SEM	: Taramalı Elektron Mikroskobu
TÇM	: Toplam çözünmüş madde
TFC	: İnce film kompozit
TKN	: Toplam Kjheldal Azotu
TMP	: Trans Membran Basıncı
TN	: Toplam Azot
TO	: Ters Osmoz
TOK	: Toplam Organik Karbon
TP	: Toplam Fosfor
UAKM	: Uçucu Askıda Katı Madde
UASB MF-OMBR	: Yukarı Akışlı Anaerobik Çamur Yataklı Mikrofiltrasyon Osmotik Membran Biyoreaktör
UF	: Ultrafiltrasyon
XRD	: X-ışını kırınımı

ÖZET

DOKTORA TEZİ

YUKARI AKIŞLI ANAEROBİK ÇAMUR YATAKLI MİKROFİLTRASYON OSMOTİK MEMBRAN BİYOREAKTÖR İLE MEZBAHA ATIKSULARININ ARITIMI

Sümeyye HASANOĞLU

İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa

Lisansüstü Eğitim Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Mühendisliği Programı

Danışman : Prof. Dr. Z. Beril ÖZÇELEP

II. Danışman : Prof. Dr. İlda VERGİLİ

Bu doktora tez çalışmasında, mezbaha atıksularının arıtılmasında yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı mikrofiltrasyon osmotik membran biyoreaktör (UASB MF-OMBR) sisteminin performansının araştırılarak; elde edilen arıtma performansı, akı değişimi, mikrobiyal topluluk değişimleri ve membran kirlenmesi sonuçlarının bir anaerobik mikrofiltrasyon osmotik membran biyoreaktörü (AnMF-OMBR) ile karşılaştırılması amaçlanmıştır. Çalışmanın ilk aşamasında sistemler farklı çekme çözeltisi (ÇÇ) konsantrasyonlarında (0,47 M, 1 M ve 1,5 M) işletilerek; artan ÇÇ konsantrasyonunun sistem performansı üzerindeki etkileri araştırılmış ve kritik ÇÇ konsantrasyonu belirlenmiştir. Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen sistemlerde, artan ÇÇ konsantrasyonu ile arıtma performansının azalarak; kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) giderim veriminin 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ÇÇ konsantrasyonları için AnMF-OMBR’de %41–23; UASB MF-OMBR’de %43–26 aralığında olduğu belirlenmiştir. 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ÇÇ konsantrasyonu ile işletilen sistemlerde metan üretiminin de AnMF-OMBR’de 0,19–0,14 L CH₄/g KOİ_{giderilen} aralığında; UASB MF-OMBR’de 0,24–0,19 L CH₄/g KOİ_{giderilen} aralığında olmak üzere artan ÇÇ konsantrasyonu ile azaldığı görülmüştür. KOİ rejeksiyonunun her iki biyoreaktörde de ÇÇ konsantrasyonu artışından etkilenmediği belirlenmiş ve tüm işletim süresi boyunca yüksek KOİ rejeksiyonları (>%93) elde edilmiştir. NH₄⁺-N rejeksiyonları artan ÇÇ konsantrasyonu ile azalış gösterirken (AnMF-OMBR’de %87–79; UASB MF-OMBR’de %91–81); PO₄³⁻-P rejeksiyonu önemli bir değişim sergilememiştir (her iki sistem için de >%91). Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen sistemlerde işletim sonunda sistemlerden çıkarılan

kirli ileri osmoz (İO) membranlarında gerçekleştirilen Fourier dönüşümlü kızılötesi spektroskopisi (FTIR), atomik kuvvet mikroskopisi (AFM), taramalı elektron mikroskopu-enerji yayımlı X-Işını (SEM-EDX) ve konfokal lazer taramalı mikroskop (CLSM) analizleri sonucunda membran kirlenmesinin artan ÇÇ konsantrasyonu ile daha şiddetli hale geldiği belirlenmiştir. Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen sistemlerde ÇÇ konsantrasyonunun akı değerlerine etkisi incelenmiştir. 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ÇÇ ile işletilen sistemlerde başlangıç akı değerleri AnMF-OMBR'de sırasıyla 8,7 L/m².saat, 9,0 L/m².saat ve 10,6 L/m².saat; UASB MF-OMBR'de sırasıyla 10,63 L/m².saat, 11,20 L/m².saat ve 11,74 L/m².saat olarak belirlenmiştir. ÇÇ konsantrasyonu artışı ile sistemlerde başlangıç akı değerlerinin yükseldiği bununla birlikte işletim süresince akı düşüşünün daha fazla olduğu görülmüştür. İO performansı, anaerobik performans, su geri kazanımı, mikrobiyal inhibisyon ve işletim süresi parametreleri esas alınarak yapılan analitik hiyerarşi prosesi (AHP) analizi sonucuna göre, 0,47 M ÇÇ konsantrasyonu kritik ÇÇ konsantrasyonu olarak belirlenmiştir. Ayrıca, sistemlerdeki mikrobiyal topluluğun tuzluluk birikiminden, yüksek serbest amonyaktan ve düşük organik yükleme hızından (OYH) etkilendiği tespit edilmiştir. Çalışmanın ikinci aşamasında, çalışmanın ilk aşamasında belirlenen 0,47 M ÇÇ konsantrasyonunda işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde, KOİ konsantrasyonu artışının (5000 mg/L ve 7500 mg/L) sistemlerin performansları üzerindeki etkisi araştırılmıştır. KOİ konsantrasyonunun 5000 mg/L'den 7500 mg/L'ye çıkarılması ile atıksuda toplam Kjeldahl azotu (TKN) konsantrasyonunun 780 mg/L'den 1300 mg/L'ye yükseldiği tespit edilmiştir. Atıksuyun KOİ konsantrasyonunun artırılması ile artan NH₄⁺-N ile özellikle AnMF-OMBR'de arıtma performansında azalma gözlenmiştir (%54–67). UASB MF-OMBR'de ise, proses performansının KOİ artışına bağlı NH₄⁺-N artışından daha az etkilendiği tespit edilmiştir (%70). KOİ rejeksiyonu KOİ konsantrasyonu artışından etkilenmemiş ve her iki sistemde de >%92 olarak elde edilmiştir. Metan üretimi de artan NH₄⁺-N konsantrasyonundan etkilenecek azalmış ve çalışma sonunda AnMF-OMBR'de 0,16 L CH₄/g KOİ_{giderilen}; UASB MF-OMBR'de 0,18 L CH₄/g KOİ_{giderilen} olarak belirlenmiştir. Artan KOİ konsantrasyonları ile süpernatant NH₄⁺-N konsantrasyonları da artış göstermiş ve bu durum biyoreaktörlerde anaerobik aktivitede inhibisyona sebep olmuştur. NH₄⁺-N rejeksiyonları 5000 mg/L ve 7500 mg/L KOİ konsantrasyonlarında AnMF-OMBR'de sırasıyla %66 ve %64; UASB MF-OMBR'de %69 ve %72 olarak elde edilmiştir. Her iki sistemde de benzer yüksek PO₄³⁻-P rejeksiyonları (>%89) elde edilmiştir. Başlangıç akı değerleri, 5000 mg/L ve 7500 mg/L KOİ konsantrasyonları ile işletimde AnMF-OMBR'de 9,61–5,99 L/m².saat; UASB MF-OMBR'de 9,96–6,79 L/m².saat olarak tespit edilmiştir. Kirli İO membranlarında gerçekleştirilen otopsi analizleri (FTIR, AFM, SEM-EDX) sonucunda, daha iyi arıtım performansı ve akı eldesinin gerçekleştiği UASB MF-OMBR'de membran kirlenmesinin AnMF-OMBR'ye göre daha az olduğu belirlenmiştir. NGS analizi sonucunda, artan KOİ konsantrasyonları ile işletim koşullarından (düşük OYH ve yüksek NH₄⁺-N konsantrasyonu) mikrobiyal topluluğun etkilenecek metan üretiminin hidrojen ve karbondioksitten çok asetat yoluyla üretildiği tespit edilmiştir. Ayrıca, hem farklı ÇÇ konsantrasyonlarında hem de farklı KOİ konsantrasyonlarında işletilen sistemlerde strüvit ve MgPO₄⁻ çökmesi meydana gelmiştir. Sonuç olarak, bu doktora tezi çalışmasında, mezbaha endüstrisi atıksularının yenilikçi UASB MF-OMBR sistemi ile etkili bir şekilde arıtılabileceği belirlenmiştir. UASB MF-OMBR sistemi AnMF-OMBR ile karşılaştırıldığında, konfigürasyonu sebebiyle özellikle akı performansı ve membran kirlenmesi açısından daha iyi bir performans sergilediği, tuz ve amonyak inhibisyonlarına karşı daha az duyarlı olduğu belirlenmiştir. |

Haziran 2024, |156| sayfa.

Anahtar kelimeler: [Anaerobik mikrofiltrasyon osmotik membran biyoreaktör, Kimyasal çökelme, Membran kirlenmesi, Mezbaha atıksuyu, Mikrobiyal inhibisyon, Yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı mikrofiltrasyon osmotik membran biyoreaktör]



ABSTRACT

[Ph.D. THESIS]

TREATMENT OF SLAUGHTERHOUSE WASTEWATER BY UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET MICROFILTRATION OSMOTIC MEMBRANE BIOREACTOR

[Sümeyye HASANOĞLU]

Istanbul University-Cerrahpaşa

Institute of Graduate Studies

Department of Environmental Engineering

Environmental Engineering Programme

[Supervisor : Prof. Dr. Z. Beril ÖZÇELEP

Co-Supervisor: Prof. Dr. İlda VERGİLİ]

In this study, it was aimed to investigate the performance of the upflow anaerobic sludge blanket microfiltration osmotic membrane bioreactor (UASB MF-OMBR) system in the treatment of slaughterhouse wastewater and to compare the results of treatment performance, flux variation, microbial community shift, and membrane fouling with an anaerobic microfiltration osmotic membrane bioreactor (AnMF-OMBR). In the first stage of the study, the effects of increasing draw solution (DS) concentration on system performance were determined by operating the systems at different DS concentrations (0,47 M, 1 M, and 1,5 M) and the critical DS concentration was determined. In the systems operated at different DS concentrations, treatment performance decreased with increasing DS concentration, resulting in chemical oxygen demand (COD) removal efficiency of 41–23% in the AnMF-OMBR and 43–26% in the UASB MF-OMBR for 0,47 M, 1 M, and 1,5 M DS concentrations. In the systems operated at 0,47 M, 1 M, and 1,5 M DS concentration, the methane production decreased with increasing DS concentration and was in the range of 0,19–0,14 L CH₄/g COD_{removed} in the AnMF-OMBR and 0,24–0,19 L CH₄/g COD_{removed} in the UASB MF-OMBR. It was determined that COD rejection was not affected by the increasing DS concentration in both bioreactors and high COD rejections (>93%) were obtained throughout the entire operating period. While NH₄⁺-N rejections decreased with increasing DS concentration (87–79% in the AnMF-OMBR; 91–81% in the UASB MF-OMBR), PO₄³⁻-P rejections did not show a significant change (for both systems >91%). As a result of Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR), atomic force

microscopy (AFM), scanning electron microscopy-energy diffusive X-ray (SEM-EDX), and confocal laser scanning microscopy (CLSM) analyses performed on the fouled forward osmosis (FO) membranes operated at different DS concentrations, it was determined that the membrane fouling became more severe with increasing DS concentration. The effect of DS concentration on flux values was examined in the systems operated at different DS concentrations. Initial flux values (J_w) in the systems operated at 0,47 M, 1 M, and 1,5 M DS were 8,7 L/m².h, 9,0 L/m².h and 10,6 L/m².h in the AnMF-OMBR, respectively, and 10,63 L/m².h, 11,20 L/m².h and 11,74 L/m².h in the UASB MF-OMBR, respectively. It was observed that with the increasing DS concentration, J_w values in the systems increased, but the flux decrease was greater during the operation. According to the results of the analytical hierarchy process (AHP) analysis based on FO performance, anaerobic performance, water recovery, microbial inhibition, and operation time parameters, 0,47 M DS concentration was determined as the critical DS concentration. Additionally, it was found that the microbial community in the systems was affected by salinity build-up, high free ammonia, and low organic loading rate (OLR). In the second stage of the study, the effect of COD concentration increase (5000 mg/L and 7500 mg/L) on the performance of the AnMF-OMBR and UASB MF-OMBR systems operated at 0,47 M DS concentration was investigated. It was determined that by increasing the COD concentration from 5000 mg/L to 7500 mg/L, the total Kjeldahl nitrogen (TKN) concentration in the wastewater increased from 780 mg/L to 1300 mg/L. It was observed that the treatment performance deteriorated (54–67%), especially in the AnMF-OMBR, by increasing NH_4^+ -N due to the increasing COD concentration of wastewater. In the UASB MF-OMBR, it was determined that anaerobic activity was less affected (70%) by the increase in the COD. The COD rejection was not affected by the increase in the COD concentration and was >92% in both systems. Methane production also decreased as a result of the increasing NH_4^+ -N concentration. It was determined as 0,16 L CH_4 /g $\text{COD}_{\text{removed}}$ in the AnMF-OMBR and 0,18 L CH_4 /g $\text{COD}_{\text{removed}}$ in the UASB MF-OMBR at the end of the study. With increasing COD concentrations, supernatant NH_4^+ -N concentrations also increased, and this caused inhibition of anaerobic activity in the bioreactors. NH_4^+ -N rejections were achieved as 66% and 64% in the AnMF-OMBR and 69% and 72% in the UASB MF-OMBR, respectively, at 5000 mg/L and 7500 mg/L COD concentrations. Similar high PO_4^{3-} -P rejections (>89%) were obtained in both systems. Initial flux values were determined as 9,61–5,99 L/m².h in the AnMF-OMBR and 9,96–6,79 L/m².h in the UASB MF-OMBR in operation with COD concentrations of 5000 mg/L and 7500 mg/L. As a result of autopsy analyses (FTIR, AFM, SEM-EDX) performed on the fouled FO membranes, it was determined that membrane fouling was less in the UASB MF-OMBR, where better treatment performance and flux were obtained than in the AnMF-OMBR. As a result of NGS analysis, it has been determined that the microbial community was affected by increasing COD concentrations and operating conditions (low OLR and high NH_4^+ -N concentration), and the methane production was produced through acetate rather than hydrogen and carbon dioxide. Additionally, struvite and MgPO_4 precipitation occurred in the systems operated at both different DS and COD concentrations. As a result, in this study, it was determined that slaughterhouse industry wastewater can be effectively treated with the innovative UASB MF-OMBR system. Compared to the AnMF-OMBR system, it was determined that the UASB MF-OMBR system showed better performance due to its configuration, especially in terms of flux performance and membrane fouling, and was less sensitive to salt and ammonia inhibitions.]

Keywords: [Anaerobic microfiltration osmotic membrane bioreactor, Chemical precipitation, Membrane fouling, Slaughterhouse wastewater, Microbial inhibition, Upflow anaerobic sludge blanket microfiltration osmotic membrane bioreactor]



1. GİRİŞ

Anaerobik membran biyoreaktörler (AnMBR'ler); atıksu arıtımında, atıksudan enerji ve nütrient geri kazanımında kullanılan ve geleneksel biyolojik arıtma proseslerine göre daha avantajlı olan bir anaerobik arıtma teknolojisidir. AnMBR'lerde arıtma verimliliği, mikrofiltrasyon (MF) veya ultrafiltrasyon (UF) gibi bir membran prosesini içermesi nedeniyle biyokütlenin çökmesinden veya büyüme özelliklerinden bağımsızdır (Munoz Sierra ve diğ., 2019). AnMBR'ler, yüksek kirletici konsantrasyonuna sahip endüstriyel atıksular ile evsel atıksuları verimli bir şekilde arıtarak düşük miktarda çamur oluşumu, yüksek çıkış suyu kalitesi, kaynak geri kazanımı, düşük enerji kullanımı ve minimum karbon ayak izi oluşumu gibi avantajlara sahiptir (Liu ve diğ., 2024). Bununla birlikte, AnMBR'lerin uygulanmasının önündeki ana engel membran kirlenmesidir. Membran kirlenmesi, transmembran basıncının (TMP) artmasına ve akının azalmasına yol açmaktadır. Bu durumda, uygulanması gereken basınç da artmakta ve bu da işletme maliyetlerini etkilemektedir (Liu ve diğ., 2024). Son yıllarda, düşük hidrolik basınç ile membranın kirlenme eğilimini azaltmak, enerji verimliliği ve yüksek kalitede çıkış suyu eldesi sağlamak amacıyla anaerobik osmotik membran biyoreaktörler (AnOMBR'ler) geliştirilmiştir.

AnOMBR'ler, ileri osmoz (İO) membranını AnMBR'ye entegre eden bir atıksu arıtma ve kaynak geri kazanım teknolojisidir. İO membranının yüksek iyon rejeksiyonu sayesinde çözünmüş ve kolloidal katıların çoğunluğu tutularak daha kaliteli bir çıkış suyu elde edilmektedir. AnOMBR sistemlerinin atıksuların arıtılmasında yüksek kalitede çıkış suyu ve düşük enerji tüketimi gibi pek çok avantajı bulunmasına rağmen, AnOMBR sistemleriyle arıtımda en büyük sorun biyoreaktörde zaman içerisinde meydana gelen tuzluluk artışıdır. Tuzluluk artışı, anaerobik mikroorganizmalar üzerinde olumsuz etkiler oluşturabilmektedir. Tuzluluğun giderilmesi için yapılan çalışmalardan biri sisteme MF membranı eklenmesidir. Böylece geliştirilen anaerobik mikrofiltrasyon osmotik membran biyoreaktör (AnMF-OMBR) sistemleri ile AnOMBR sistemlerine göre etkili tuzluluk giderimi sağlanmasına rağmen, İO membranında meydana gelen kirlenme ve buna bağlı akı azalmasının yanı sıra anaerobik mikrobiyal topluluk üzerindeki inhibisyon etkisinin önüne geçilememiştir. AnMF-OMBR sistemlerinde meydana gelen problemleri gidermek amacıyla, yukarı akışlı anaerobik çamur

yataklı mikrofiltrasyon osmotik membran biyoreaktör (UASB MF-OMBR) sisteminin kullanımı önerilmiştir. Literatürde, bu sistemin kullanıldığı sınırlı sayıda çalışmaya rastlanmış olup (Chang ve diğ., 2019b, Chang ve diğ., 2022), söz konusu sistemin endüstriyel atıksularda uygulanabilirliğine ilişkin yapılacak olan çalışmalara ihtiyaç duyulmaktadır.

Ülkemizde ve dünyada gıda endüstrisi artan nüfusa bağlı olarak gelişmekte olup, mezbaha endüstrisi de buna bağlı olarak gelişmektedir. Mezbaha tesisleri ve dolayısıyla yetiştirilen ve kesilen hayvan sayısı da artmaktadır. Mezbaha tesislerinin sayılarındaki bu artış, arıtılacak ve alıcı ortama deşarj edilecek atıksu miktarını da artırmaktadır. Mezbahalarda kesim sırası ve sonrasında oluşan atıksu biyolojik olarak kolay parçalanabilecek nitelikte olup yüksek organik kirlilik içermektedir. Mezbaha endüstrisinin kümes hayvanları, büyükbaş/küçükbaş ve domuz gibi alt sektörleri mevcuttur. Ülkemizde ise genellikle kümes hayvanları ile büyükbaş/küçükbaş hayvanlarının kesimine ait mezbaha tesisleri bulunmaktadır. Mezbaha endüstrisi atıksuları kan, protein, hayvansal gübre, kemik, et, yağ, gres, tüy, sindirilmemiş yem ve biyolojik büyümeyi sağlayan besin maddeleri bakımından oldukça yüksek ve zengin organik madde içermektedir. Özellikle, kan yüksek biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) ve kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) sebebiyle en önemli kirletici maddelerden biridir. Hayvan kesimiyle birlikte ortaya çıkan kanın atıksuya karışması, kanalizasyona deşarj edilecek atıksuyun kirlilik yükünü büyük oranda artırmaktadır. Günümüzde mezbaha tesislerinde kan ve atıksuyun ayrılmasına dair çalışmalar yapılmaktadır. Ancak yine de kan yüksek oranda atıksu ile karışmaktadır. Bu sebeple, mezbaha atıksularının uygun bir arıtma teknolojisi ile arıtılması gerekmektedir. Büyükbaş/küçükbaş hayvan mezbaha tesislerinin atıksularının arıtımı ile ilgili yapılan çalışmalar, bu atıksuların arıtımında genellikle anaerobik arıtmanın kullanıldığını göstermektedir. Mezbaha atıksularının arıtımında anaerobik arıtma teknolojisi, UASB reaktör ve anaerobik filtre (AF) (Ruiz ve diğ., 1997), anaerobik tam karışimli reaktör (CSTR) ve anaerobik akışkan yataklı reaktör (AFBR) (Stephenson ve Lester, 1985; Sunder ve Satyanarayan, 2013), UASB reaktörü (Manjunath ve diğ., 2000), anaerobik perdeli reaktör (ABR)+UV/H₂O₂ (Cao ve Mehrvar, 2011), ABR+aktif çamur (AS)+UV/H₂O₂ (Bustillo-Lecompte ve diğ., 2013), UASB reaktörü+fotoelektrofenton (SPEF) (Vidal ve diğ., 2019) gibi farklı teknolojilerle hibrit olarak kullanılmıştır. Literatürde, mezbaha atıksularının, AnMBR sistemleriyle arıtımı ile ilgili olarak sınırlı sayıda çalışmaya rastlanmıştır (Jensen ve diğ., 2015; Aslan, 2017; Viet ve diğ., 2023). UASB MF-OMBR sistemi ile mezbaha atıksularının arıtımına ilişkin ise bir çalışma bilğimiz dahilinde bulunmamaktadır.

Bu doktora tez çalışmasında, mezbaha atıksularının UASB MF-OMBR sistemi ile arıtım performansının AnMF-OMBR sistemi ile karşılaştırmalı olarak araştırılması amaçlanmıştır. Sistemler, arıtım performansının yanında akı değişimi, membran kirlenmesi ve mikrobiyal topluluğun değişimi açısından da değerlendirilmiştir. Ayrıca, işletim sırasında biyoreaktörlerde meydana gelebilecek kimyasal çökeltme de araştırılmıştır. Çalışma, mezbaha endüstrisi atıksularının yenilikçi UASB MF-OMBR ile arıtımında laboratuvar ölçekli ilk çalışma olup, elde edilen sonuçların literatüre önemli katkılar sağlaması hedeflenmektedir.

Bu doktora tez çalışması, yukarıda verilen amaç ve hedefler kapsamında aşağıda verilen çalışmalar çerçevesinde yürütülmüştür;

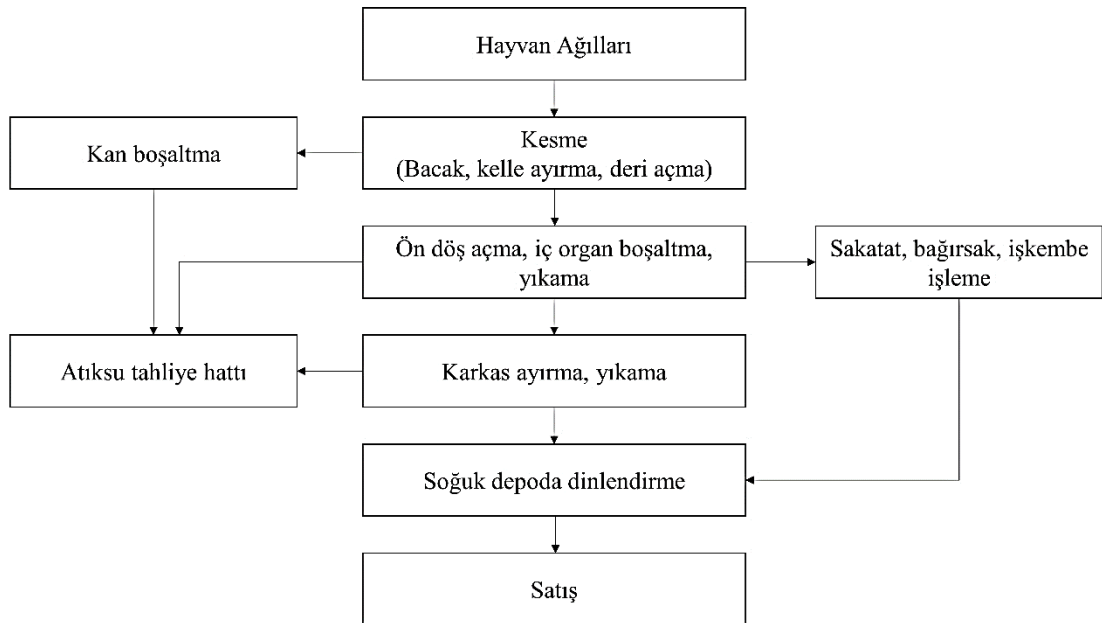
Tez çalışmasının birinci aşamasında, UASB MF-OMBR ve AnMF-OMBR sistemleri farklı çekme çözeltisi (ÇÇ) ($MgCl_2$) konsantrasyonlarında (0,47 M, 1 M, 1,5 M) sentetik mezbaha atıksuyu ile işletilerek sistemler için kritik ÇÇ konsantrasyonu belirlenmiştir. ÇÇ konsantrasyonunun sistemlerin arıtma performansları, akı değişimleri, mikrobiyal topluluk değişimleri ve membran kirlenmesi üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Arıtma performanslarının değerlendirilmesinde, KOİ, alkalinite, amonyum azotu (NH_4^+-N), ortofosfat ($PO_4^{3-}-P$), askıda katı madde (AKM) ve uçucu askıda katı madde (UAKM) parametreleri izlenmiştir. Membran filtrasyon performansının değerlendirilmesi için İO membranı su akısı (J_w), ters tuz akısı (J_s) ve ters tuz akısı seçiciliği (RSFS) değişimleri belirlenmiştir. Membran kirlenmesinin karakterizasyonu için Fourier dönüşümlü kızılötesi spektroskopisi (FTIR), atomik kuvvet mikroskopisi (AFM), taramalı elektron mikroskobu (SEM) ve enerji yayımlı X-Işını (EDX) spektroskopisi (SEM-EDX) ve konfokal lazer taramalı mikroskop (CLSM) analizleri kullanılmıştır. Mikrobiyal topluluk değişiminin izlenmesinde bakteriler için şube ve arkeler için cins bazlı bir değerlendirme yapılmıştır. Sistemlerin işletimi sırasında, İO membranının çalıştığı dönemlerde ÇÇ olarak $MgCl_2$ kullanımı ve İO membranının NH_4^+ ve PO_4^{3-} rejeksiyonu nedeniyle biyoreaktörlerde meydana gelebilecek strüvit ve $MgPO_4^-$ çökeltmesi araştırılmıştır. Bu kapsamda, artan ÇÇ konsantrasyonları (0,47 M, 1 M ve 1,5 M) ile işletimde, İO membranının çalıştığı dönemlerde, Mg^{+2} , NH_4^+ ve PO_4^{3-} iyonlarının oluşturduğu strüvit ve $MgPO_4^-$ 'ün kritik doygunluk derecesi (S_c) PHREEQC programı kullanılarak hesaplanmıştır. 0,47 M, 1 M ve 1,5 M'da işletilen sistemlerden elde edilen sonuçlar kullanılarak her iki sistem için de ayrı ayrı AHP analizi uygulanmıştır. AHP analizinde İO performansı, anaerobik performans, su geri kazanımı, işletim süresi ve mikrobiyal inhibisyon parametreleri esas alınmıştır. Çalışmanın birinci aşamasının sonunda, kritik ÇÇ konsantrasyonu belirlenmiştir.

Tez çalışmasının ikinci aşamasında, sistemler, belirlenen kritik ÇÇ konsantrasyonunda sentetik mezbaha atıksuyu kullanılarak farklı KOİ konsantrasyonları (5000 mg/L ve 7500 mg/L) ile 203 gün süre ile işletilmiştir. Sistemlerin arıtma performansları, akı değişimleri ve mikrobiyal topluluk değişimleri karşılaştırmalı olarak değerlendirilmiştir. Arıtma performanslarını, KOİ, alkalinite, toplam Kjeldahl azotu (TKN), NH_4^+ -N, PO_4^{3-} -P, AKM ve UAKM parametreleri ile izlenmiştir. Membran filtrasyon performansları, J_w , J_s ve RSFS değişimleri ile belirlenmiştir. Mikrobiyal toplulukta meydana gelen değişimler bakteri ve arkeler için sırasıyla şube ve cins bazında incelenmiştir. Ayrıca, 7500 mg/L KOİ konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu ile işletim sonunda sistemlerden çıkarılan kirli İO membranlarında otopsi analizleri yapılarak membran kirlenmesi araştırılmıştır. Membran kirlenmesinin değerlendirilmesinde FTIR, AFM ve SEM-EDX analizleri kullanılmıştır. Artan KOİ konsantrasyonları ile gerçekleştirilen çalışmada biyoreaktörlerde meydana gelebilecek strüvit ve MgPO_4^- çökmesi araştırılmıştır. Bu kapsamda, İO membranının çalıştığı dönemlerde, Mg^{+2} , NH_4^+ ve PO_4^{3-} iyonlarının oluşturduğu strüvit ve MgPO_4^- 'ün S_c değeri PHREEQC programı kullanılarak hesaplanmıştır.

2. KAVRAMSAL ÇERÇEVE

2.1. MEZBAHA ENDÜSTRİSİ

Mezbaha endüstrisi bünyesinde, büyükbaş ve küçükbaş hayvanların kesimi yani insanların beslenmesinde ana besin maddelerinden birisi olan et ve et ürünlerinin temininin ilk basamağı gerçekleştirilmektedir. Mezbaha tesisleri ve et işleme tesisleri genellikle birlikte anılmakta, ancak mezbaha tesislerinde sadece hayvan kesimi gerçekleştirilmektedir. Et işleme tesislerinde ise mezbaha tesislerindeki kesim sonucunda elde edilen etler işlenmektedir. Mezbaha tesislerinde, kesimden sonra, kesilen büyükbaş veya küçükbaş hayvanların derisi yüzülmekte, sakatatlar ayıklanmakta ve daha sonra karkas elde edilmektedir. Yüzülen hayvan derisi sırasıyla yıkanmakta, tuzlanmakta ve derinin işlenmesi için deri endüstrisine iletilmektedir. Sakatatlar ise temizlenerek yıkanmakta ve sonrasında satılmaktadır. Yenilemeyecek olan sakatatlar, kemik, yağ, kan ve diğer atıklarsa işleme tesislerine (mezbaha tesislerinde kesimden sonra meydana gelen ürünlerin, kemik unu, jelatin ve kan unu gibi maddelere dönüştürüldüğü tesis) gönderilmektedir (Metin, 2019). Şekil 2.1’de mezbaha endüstrisine ait örnek bir akım şeması bulunmaktadır.



Şekil 2.1: Mezbaha endüstrisi akım şeması örneği (Öztürk, 2019).

Kesim işleminde, hayvanlar mekanik olarak kelleden ayrılır ve öldürülür. Kesimden sonra kanın tamamen akması için bir süre beklenir. Kesim işlemi aralarında yıkama yapılmaktadır (Öztürk, 2019).

Kesimden sonraki aşama döş açmadır. Hayvanın parçalanması öncesinde derisi karkasından ayrılmaktadır. Sonrasında karkas yarılmakta, tüm iç organlar alınmakta ve bunların yenilebilir/yenilemez olarak ayrılması işlemi uygulanmaktadır. Temizlenen karkas ve iç organlar soğutmaya gönderilmeden önce yıkanmaktadır. İşkembe ve bağırsak içlerinin temizlenmesi de burada gerçekleşmektedir. Yenilemeyecek sakatatlar, bağırsakların içinden çıkan dışkılar ve çeşitli atıklar susuzlaştırılmak amacıyla sıkıştırılmakta, üzerlerine sönmemiş kireç serpilme ve sonra katı atık depolama sahalarına gönderilmektedir (Öztürk, 2019).

Bir sonraki işlem olan karkas ayırmada, karkas satış için parçalanıp kemikler ayrılmaktadır. Hayvanlar; tüm karkas, yarım ya da çeyrek karkas olarak satışa çıkarılmaktadır. Parçalama işlemi sonunda oluşan et kırpıntıları ve kemikler susuzlaştırılmak amacıyla sıkıştırılmakta, mikrobiyolojik faaliyetleri ve kirliliği engellemek için üzerlerine sönmemiş kireç serpilerek katı atık depolama sahalarına gönderilmektedir. Son aşamada ise temizlenmiş ve parçalanmış karkas basınçlı suyla yıkanarak satışa sunulmak üzere soğuk hava depolarında dinlendirilmektedirler (Öztürk, 2019).

2.1.1. Mezbaha Endüstrisine Ait Atıksuların Özellikleri

Mezbaha endüstrisinde, kullanılan su ve oluşan atıksu miktarları oldukça yüksektir. Oluşan atıksuyun karakteristiği, yapılan işleme, kesilen hayvan sayısına ve cinsine bağlı olarak farklılık göstermektedir (Özdemir, 2020). Kesim, döş açma ve karkas ayırma adımlarının her birinden çıkan atıksuyun kirlilik yükü birbirinden farklıdır. Kan, kanal suyu, bağırsakların yıkanması ve sindirim atıklarından oluşan atıksuyun, BOİ ve KOİ konsantrasyonları yüksek olabilmektedir. Kesim işleminden sonra ortaya çıkan kan ve yıkama suyunun BOİ konsantrasyonu 32000–44800 mg/L, sindirim atıkları ve bağırsak yıkama sonucu oluşan atıksuyun BOİ konsantrasyonu ise 13000–28000 mg/L aralığında değişmektedir. Yağ ve gres de bağırsak yıkama prosesi nedeniyle oluşan atıksuda önemli konsantrasyonlarda (~5000 mg/L) bulunabilmektedir. Dolayısıyla, mezbaha endüstrisi atıksuları çevreye vereceği yüksek organik kirlilik nedeniyle arıtılmalıdır (Öztürk, 2019).

Mezbaha endüstrisinde oluşan atıksular; genellikle protein, yağ ve liflerin kompleks karışımını içermektedir. Kan, hayvansal gübre, yağ, gres, saç, tüy, et, kemik, sindirilmemiş yem

ve biyolojik büyümeyi sağlayan besin maddeleri bakımından oldukça yüksek ve zengin organik madde içeriğine sahiptir. Özellikle, kesim aşamasında oluşan kan en önemli kirletici maddelerden bir tanesidir. Literatürde, kanın BOİ₅ konsantrasyonu 150000–200000 mg/L, BOİ₂₀ konsantrasyonu 405000 mg/L; pıhtılaşmış kanın BOİ₂₀ konsantrasyonu ise 470000 mg/L olarak verilmiştir (Balık, 2019). Hayvan kesimiyle ortaya çıkan kanın direkt olarak kanalizasyona deşarj edilmesi kirlilik yükünü büyük oranda artırmaktadır. Bu nedenle direkt deşarj edilememektedirler. Önemli miktarda biyolojik olarak parçalanabilir organik madde içeriğine sahip olduklarından, deşarj edilmeden önce biyolojik olarak arıtılmaları gerekmektedir (Aziz ve diğ., 2019). Literatürde mezbaha atıksuyu ile ilgili yapılan çalışmalardaki atıksu karakterizasyonları Tablo 2.1’de verilmektedir.

Tablo 2.1: Mezbaha endüstrisi atıksuyu karakterizasyonları.

BOİ ₅ (mg/L)	KOİ (mg/L)	AKM (mg/L)	Yağ–Gres (mg/L)	TKN (mg/L)	NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/L)	pH	Kaynak
399–1037	628–1437	92–430	97–452	44–126	25–105	10–16	6,3–7,2	Li ve diğ., 1986
600–3900	1100–7250	300–2300	125–400	90–150	-	8–15	6,5–7,3	Manjunath ve diğ., 2000
1300–2300	2000–6200	850–6300	40–600	-	20–30	-	6,3–6,6	Caixeta ve diğ., 2002
3180	7230	910	250	690	67	1	7,5	Pozo ve diğ., 2003
1950–2640	3337–4150	-	275–376	-	-	-	6,72–7,27	Özyonar, 2007
-	4000–5000	1500–2200	-	-	-	-	7–8,5	Yıldız, 2013
200–8231	527–15256	3092	-	-	-	30–77	6,0–6,9	Bustillo-Lecompte ve Mehrvar, 2015
10173	16910	7267	-	-	-	-	7,28	Loganath ve Mazumder, 2018
-	2432	-	-	-	-	-	5,92	Metin, 2019
325–5145	626–6691	35–520	21–388	-	2,3–144	-	5,9–7,8	Hekim, 2019
2810–3743	17600–23000	475–1800	50–407	-	20–38	72–191	7,03–8,23	Öztürk ve Yılmaz, 2019
-	3450	1200	910	167	-	-	7,25	Molla Moustafa, 2019
-	2475	-	105	148,8	49	263	7,47	Tevkur, 2019
1730	4605	1872	306	-	104	-	6,89	Prazeres ve diğ., 2019
6750	11931	-	-	-	684	-	6,86	Adou ve diğ., 2020
-	3800	188	-	-	-	-	7,11	Özdemir, 2020
-	13765	-	-	-	243	5	6,36	Özman, 2020
-	43675	45	-	-	-	-	9,17	Ünal, 2021

Literatürde yapılan çalışmalarda, mezbaha endüstrisi atıksularının karakterizasyonunda BOI_5 , KOİ , AKM, yağ ve gres, TKN, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve pH parametrelerinin kullanıldığı ve bu parametrelerin değerlerinin çalışmalara göre farklılık gösterdiği görülmektedir (Tablo 2.1). Özellikle KOİ ve BOI_5 değerlerinin geniş bir aralıkta olduğu ve bu değerlerin sırasıyla 20000 mg/L ve 10000 mg/L değerlerine kadar çıkabildiği görülmektedir. Ayrıca, yapılan çalışmalarda mezbaha atıksuyunun AKM (35–7267 mg/L), TKN (44–690 mg/L) ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ (1–263 mg/L) konsantrasyonlarının da yüksek olduğu dikkati çekmektedir. Çalışmalarda kullanılan atıksuların pH değerleri genellikle 6–8 aralığındadır.

Mezbaha atıksuları alıcı ortama herhangi bir arıtma yapılmaksızın deşarj edildiğinde, alıcı ortamın çözünmüş oksijen konsantrasyonunda azalmaya ve su kalitesinin bozulmasına sebep olmaktadır. Ülkemizde mezbaha endüstrisi atıksuları için alıcı ortama deşarj limitleri, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nde (2022) mezbaha tesisleri ve gıda sanayii (mezbahalar ve entegre et tesisleri) bölümünde verilmektedir (Tablo 2.2).

Tablo 2.2: Gıda Sanayii (Mezbahalar ve Entegre Et Tesisleri).

Parametre	Birim	Kompozit Numune 2 Saatlik
KOİ	mg/L	160
YAĞ VE GRES	mg/L	30
RENK	Pt-Co	280
pH	-	6–9

2.1.2. Mezbaha Endüstrisine Ait Atıksuların Arıtımı

Mezbaha endüstrisi atıksuları, önemli miktarlarda KOİ , BOİ , toplam azot (TN), toplam fosfor (TP), AKM, ağır metal, yağ ve gres değerleri ile karakterize edilen organik kirlilikler (karbonhidrat, protein, lipit) içermektedir (Bustillo-Lecompte ve Mehrvar, 2015). Bu tür atıksuların klasik aerobik aktif çamur sistemleri ile arıtımı oldukça güçtür. Bunun yanında, organik madde konsantrasyonunun yüksek olması, mezbaha atıksuları için anaerobik arıtma teknolojisini uygun bir alternatif haline getirmektedir (Agabo-Garcia ve diğ., 2020).

Mezbaha endüstrisi atıksularının arıtımıyla ilgili olarak literatürde yapılan çalışmalar; kümes hayvanları, büyükbaş ve küçükbaş hayvanlar ve domuz olmak üzere üç başlık altında toplanabilir. Son yıllarda, büyükbaş/küçükbaş hayvan mezbaha tesislerinde oluşan atıksuların arıtımı üzerine yapılan çalışmalar artmakta olup, kümes hayvanları ve domuz çiftliği atıksuları

üzerine yapılan çalışmalara kıyasla daha azdır. Bu konuda yapılan çalışmaların çoğunda ise anaerobik arıtma teknolojisi kullanılmıştır. Bununla birlikte, ileri oksidasyon prosesleri ve anaerobik arıtma ile ileri oksidasyon proseslerinin kombinasyonu da uygulanmıştır. Bu tez çalışmasında, mezbaha endüstrisi kapsamında büyükbaş ve küçükbaş hayvanların kesiminden oluşan atıksuların arıtımı ele alınacaktır. Bu nedenle, büyükbaş ve küçükbaş hayvanların kesiminden oluşan atıksuların arıtımına ilişkin literatürde yapılmış olan çalışmalar Tablo 2.3'te özetlenmektedir.

Tablo 2.3: Mezbaha endüstrisi atıksularının arıtımı üzerine yapılmış çalışmalar.

Atıksu Türü	Atıksu Karakteristiği	Arıtma Prosesi	İşletme Koşulları	Giderim Verimi (%)	Kaynak
Sentetik	KOİ: 5000 mg/L	CSTR AFBR CSTR-AFBR AFBR-AFBR	T: 35±2 °C AFBR CSTR V: 2 L V: 0,5 L	CSTR (9) AFBR (76) CSTR-AFBR (85) AFBR-AFBR (85)	Stephenson ve Lester, 1985
Gerçek	-	UASB AF	V: 2 L T: 37 °C OYH: 1-6,5 kg KOİ/m ³ .gün (UASB)	KOİ: 90 (OYH: <5 kg KOİ/m ³ .gün) KOİ: 60 (OYH: >5 kg KOİ/m ³ .gün)	Ruiz ve diğ., 1997
Gerçek (DAF ünitesinden gelen ve ham atıksu)	KOİ: 1100-7250 mg/L BOİ ₅ : 600-3900 mg/L TKN: 90-150 mg/L Fosfat: 8-15 mg/L AKM: 300-2300 mg/L Yağ: 125-400 mg/L pH: 6,7-7,3	UASB	HBS: 24 saat OYH: 1,2 kg KOİ/m ³ .gün	KOİ: 70 (ham atıksu) KOİ: 90 (DAF ünitesinden gelen atıksu)	Majunath ve diğ., 2000
Gerçek	KOİ: 12150 mg/L AKM: 2300 mg/L Yağ ve gres: 90 mg/L pH: 7,2	Koagülasyon / flokülasyon AKR	HBS: 1-3 gün	KOİ: 87 (HBS: 1 gün) KOİ: 90 (HBS: 2 gün) KOİ: 80 (HBS: 3 gün)	Gürtekin, 2009
Sentetik	TOK: 973,3 mg/L	ABR UV/H ₂ O ₂ ABR+UV/H ₂ O ₂	HBS: 3,8 gün (ABR) HBS: 3,6 saat (UV/H ₂ O ₂)	TOK: 95 (ABR+UV/H ₂ O ₂) TOK: 64,3 (UV/H ₂ O ₂)	Cao ve Mehrvar, 2011
Biyolojik olarak arıtılmış mezbaha atıksuyu	TOK: 22, 140, 230 mg/L	VUV UV-C UV-C/VUV VUV/UV-C	2,5 saat kesikli çalışma 27,6 saatlik sürekli çalışma	TOK: 55,4 (VUV, kesikli) TOK: 48,1 (UV-C, kesikli) TOK: 6,2 (VUV, sürekli) TOK: 5,5 (UV-C, sürekli) TOK: 57,6 (UV-C/VUV, kesikli) TOK: 5,5 (VUV/UV-C, kesikli) TOK: 5,8 (UV-C/VUV, sürekli) TOK: 6,1 (VUV/UV-C, sürekli)	Barrera ve diğ., 2012
Sentetik	BOİ ₅ : 640 mg/L TOK: 669 mg/L TN: 167 mg/L	ABR AS UV/H ₂ O ₂ ABR + AS AS + ABR, ABR+AS +UV/H ₂ O ₂	HBS: 4 gün	BOİ ₅ : 99,69 TOK: 99,8 TN: 82,84 (ABR+AS +UV/H ₂ O ₂)	Bustillo-Lecompte ve diğ., 2013
Gerçek	KOİ: 22000-27500 mg/L BOİ ₅ : 10800-14600 mg/L AKM: 1280-1500 mg/L	Akışkan yataklı anaerobik reaktör	HBS: 1-2 gün OYH: 1,0-6,0 kg KOİ/m ³ .gün	KOİ: 93,58 (HBS: 1 gün) BOİ: 95,71 (HBS: 1 gün) KOİ: 94,8 (HBS: 2 gün) BOİ: 96,24 (HBS: 2 gün)	Sunder ve Satyanarayan, 2013

HBS: Hidrolik bekleme süresi

TOK: Toplam organik karbon

VUV: Vakum ultraviyole

Tablo 2.3 (devam): Mezbaha endüstrisi atıksularının arıtımı üzerine yapılmış çalışmalar.

Gerçek	KOİ: 3163-31600 mg/L TKN: 130-1163,2 mg/L NH ₃ -N: 8-274 mg/L TP: 16,8-172,8 mg/L PO ₄ -P: 3-76 mg/L AKM: 2036-15485 mg/L Yağ ve gres: 11-5540 mg/L	AnMBR	V= 200 L (pilot tesis) T = 37°C HBS: 2 gün OYH: 3-3,5 kg KOİ/m ³ .gün	KOİ: 95	Jensen ve diğ., 2015
Gerçek	KOİ: 4000 - 5000 mg/L TN: 150 mg/L TP: 5 mg/L Alkalinite: 1500-1800 mg CaCO ₃ /L	AnMBR	V= 3 L 70 gün T = 35°C	KOİ: 90-95 AKM: 98 Yağ ve gres: 95	Aslan, 2017
Gerçek	KOİ: 1653-3423 mg/L	UASB reaktörü ve SPEF prosesi	OYH: 8,15 g KOİ/Lgün	KOİ: 91 Bulanıklık: 80	Vidal ve diğ., 2019
Gerçek	KOİ: 910±171 mg/L AKM: 273±139 mg/L TN: 115±31 mg/L	AnMBR	V: 5 L HBS: 8, 12, 24, 36, 48 saat OYH: 2,85, 1,91, 1,10, 0,5, 0,29 kg KOİ/m ³ .gün	KOİ: >90 AKM: 99	Viet ve diğ., 2023

Stephenson ve Lester (1985) tarafından yapılan çalışmada, sentetik mezbaha atıksularının arıtımını incelemek için anaerobik CSTR ve AFBR kullanılmıştır. Bu kapsamda, dört farklı konfigürasyon üzerine çalışılmıştır; tek kademeli CSTR ve AFBR, iki kademeli CSTR-AFBR ve iki kademeli AFBR. İki kademeli reaktörler ile %85 KOİ giderim verimi elde edilirken, tek kademeli AFBR ve CSTR ile sırasıyla %76 ve %9 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Çalışma sonunda, anaerobik arıtma sistemlerinin mezbaha endüstrisi atıksularına uygulanabilir olduğu ve iki kademeli bir anaerobik arıtma sisteminin daha kaliteli bir çıkış suyu ürettiği sonucuna varılmıştır.

Ruiz ve diğ. (1997) tarafından yapılan çalışmada, laboratuvar ölçekli UASB ile AF kullanılmıştır. Her iki reaktör de 2 L çalışma hacmine sahip olup, reaktörlerde sıcaklık 37°C’de sabit tutulmuştur. UASB sistemi organik yükleme hızı (OYH): 1–6,5 kg KOİ/m³.gün aralığında işletilmiştir. UASB sisteminde OYH 5 kg KOİ/m³.gün’e kadar olan değerlerde sistemde %90 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. OYH: 6,5 kg KOİ/m³.gün iken KOİ giderim verimi %60’a düşmüştür. Benzer organik yükleme oranları için, AF ile daha düşük KOİ giderim verimi (%50) elde edilmiştir. Çalışma ile anaerobik arıtma sistemlerinin mezbaha atıksularına uygulanabilir olduğu ve UASB reaktörünün AF’den daha yüksek KOİ giderim verimi sağlayarak daha iyi bir performans gösterdiği belirlenmiştir.

Manjunath ve diğ. (2000), ön arıtma olarak çözünmüş hava flotasyonu (DAF) ünitesinin kullanılması ve kullanılmaması durumlarında mezbaha atıksularının arıtılması için UASB prosesinin performansını değerlendirmişlerdir. Çalışmada ayrıca, ham atıksu ve DAF ünitesinden gelen atıksuyun biyokimyasal metan potansiyeli (BMP) de değerlendirilmiştir. OYH 1,2 kg KOİ/m³.gün ve HBS 24 saat olarak alınmıştır. BMP sonuçları; DAF ünitesinden gelen atıksudan ham mezbaha atıksuyuna göre daha yüksek oranda metan üretildiğini göstermiştir. Ham atıksu ile çalıştırılan UASB sisteminde, KOİ giderim verimi %70, DAF ünitesinden gelen atıksu ile beslenen UASB sisteminde ise KOİ giderim verimi %90 olarak belirlenmiştir.

Gürtekin (2009) tarafından yapılan çalışmada, mezbaha atıksularının arıtılmasında koagülasyon/flokülasyon ve ardışık kesikli reaktörden (AKR) oluşan bir arıtım prosesinin kullanımı araştırılmıştır. Büyükbaş/küçükbaş hayvan kesimlerinin yapıldığı bir mezbaha tesisinden alınan atıksu kullanılmıştır. Atıksu ilk olarak 2 saatlik çöktürme prosesine tabi tutulmuş olup sonrasında koagülasyon/flokülasyon işlemi uygulanmıştır. Arıtma sonucunda AKM 35 mg/L'ye ve yağ ve gres 9 mg/L'ye düşmüştür. AKR'de farklı HBS'ler (1, 2 ve 3 günlük) ile çalışılmıştır. İşletim süresi sonunda, 1, 2 ve 3 günlük HBS'lerde sırasıyla %87, %90 ve %93 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Çalışma sonunda, uygulana arıtım prosesinin, kuvvetli atıksu karakterizasyonuna sahip mezbaha atıksularının arıtımında etkili olduğu belirtilmiştir.

Cao ve Mehrvar (2011), laboratuvar ölçekli ABR ve UV/H₂O₂ prosesi kullanarak sentetik mezbaha atıksuyunun arıtımı üzerine çalışmışlardır. ABR'de HBS 3,8 gün, UV/H₂O₂ prosesinde HBS 3,6 saat olarak alındığında iki prosesin birlikte kullanılması ile %95'e varan toplam organik karbon (TOK) giderim verimi elde edilmiştir. UV/H₂O₂ prosesinin tek başına kullanılması durumunda ise %64'lük bir TOK giderim verimi elde edilmiştir. Çalışmanın sonuçları, hibrit ardışık arıtma proseslerinin sentetik mezbaha atıksuyunun arıtılmasında daha yüksek verimliliğe sahip olduğunu göstermiştir.

Barrera ve diğ. (2012) yaptıkları çalışmada, biyolojik olarak arıtılmış mezbaha atıksuyunun vakum-ultraviyole (VUV), ultraviyole-C (UV-C) ve bu iki prosesin kombinasyonlarını (UV-C/VUV ve VUV/UV-C) kullanarak giderimini araştırmışlardır. Aynı ayrı VUV ve UV-C proseslerinde, 2,5 saatlik kesikli çalışma sonucunda sırasıyla %55,4 ve %48,1 TOK giderim verimi elde edilmiştir. 27,6 saniyelik sürekli çalışma sonucunda ise VUV ve UV-C prosesleri için TOK giderim verimleri sırasıyla %6,2 ve %5,5 olarak belirtilmiştir.

Sürekli işletimde, her iki prosese de H_2O_2 ilavesi yapılmış ve TOK giderme verimlerinin sırasıyla UV-C/ H_2O_2 için %10,8'e VUV/ H_2O_2 için %12,2'ye yükseldiği raporlanmıştır. Hibrit UV-C/VUV ve VUV/UV-C proseslerinde ise, kesikli çalışma sonucunda TOK giderim verimleri sırasıyla %57,6 ve %55,1 olarak belirtilirken sürekli çalışma sonunda giderim verimleri %5,8 ve %6,1 olarak belirtilmiştir.

Bustillo-Lecompte ve diğ. (2013) çalışmalarında, sentetik mezbaha atıksuyunun ABR, AS, UV/ H_2O_2 proseslerinin tek başına ve ABR-AS; AS-ABR ve ABR-AS-UV/ H_2O_2 proseslerinin kombinasyonları ile arıtılabilirliğini araştırmışlardır. Çalışmalarında, farklı kirletici konsantrasyonlarına sahip sentetik atıksu ile farklı atıksu besleme debilerinde denemeler yapılmıştır. En yüksek giderim verimleri (%99,7 BOI_5 , %99,8 TOK ve %82,8 TN) ABR-AS-UV/ H_2O_2 proseslerinin kombinasyonu ile elde edilmiştir.

Sunder ve Satyanarayan (2013) tarafından AFBR sistemi ile mezbaha endüstrisi atıksuyunun arıtılabilirliği araştırılmıştır. Sistem, HBS 1–2 gün ile OYH: 1,0–6,0 kg $KOI/m^3.gün$ aralığında işletilmiştir. OYH:1,0 kg $KOI/m^3.gün$ ve HBS:1 gün koşulları altında KOI ve BOI_5 giderim verimlerinin sırasıyla %94 ve %96 olduğu belirlenmiştir. HBS 2 güne çıkarıldığında %95 KOI ve %96 BOI_5 giderim verimi elde edilmiştir. Çalışma sonucunda, akışkan yataklı anaerobik reaktörün iyi bir arıtma verimine sahip olduğu belirtilmiştir.

Jensen ve diğ. (2015) tarafından yapılan çalışmada, büyükbaş hayvan kesimi yapılan bir mezbaha tesisin atıksularının arıtılabilirliği AnMBR pilot tesisinde araştırılmıştır. Boşluklu elyaf membran modülü kullanılmıştır. Reaktörde sıcaklık 37 °C'de sabit tutulmuştur. Çalışma sonucunda, HBS: 2 gün ve OYH 3–3,5 g $KOI/L.gün$ koşulları altında %95'in üzerinde KOI giderim verimi elde edilmiş ve gaz üretim miktarı 0,365 L CH_4/g $KOI_{giderilen}$ olarak bulunmuştur. AnMBR'lerin, mezbaha atıksularının arıtımında etkili bir teknoloji olduğu belirtilmiştir.

Aslan (2017) yaptığı çalışmada, mezbaha atıksularının AnMBR'lerle arıtımında arıtım performansını ve membranda meydana gelen kirlenmeyi incelemiştir. 35°C'de 70 gün işletme süresi sonunda; %90–95 KOI , %98'in üzerinde AKM ve %95 yağ ve gres giderimi sağlanmıştır. Bunun yanında, yüksek KOI , AKM ve yağ ve gres giderimleri sebebiyle kullanılan boşluklu elyaf MF membranının hızlıca kirlendiği gözlenmiştir. Membran kirlenmesinin değerlendirilmesinde SEM ve EDX spektroskopisi analizleri kullanılmıştır. SEM görüntüleri incelendiği zaman, kirlenmenin yoğun kek tabakası oluşumu sebebiyle

gerçekleştirdiği belirlenmiştir. EDX spektrumu incelendiği zaman, kek tabakasında C, O, K, N, Na, Ca, Mg ve S elementlerinin yer aldığı belirlenmiştir. Bulgular, mezbaha atıksularının AnMBR'lerle yüksek giderim verimleri ile arıtılabileceğini, ancak membran kirlenmesi sorununun çözülmesi gerekliliğini göstermiştir.

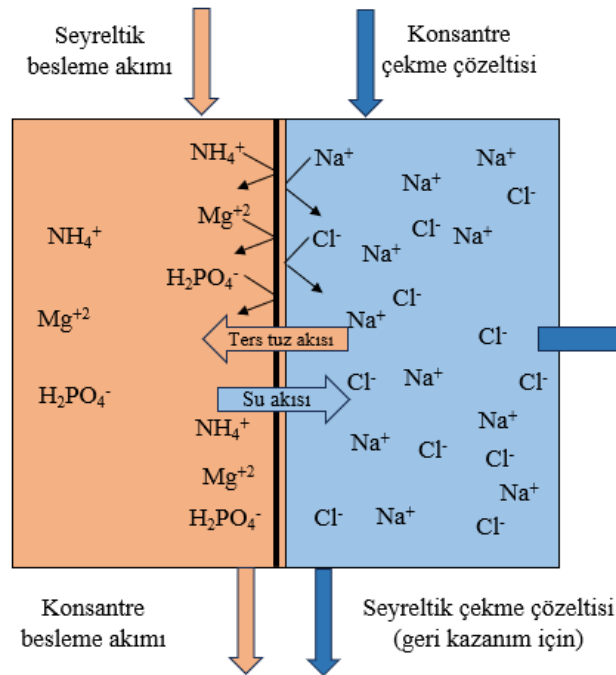
Vidal ve diğ. (2019) yaptıkları çalışmada, mezbaha atıksularının arıtımında iki kademeli arıtma (anaerobik arıtma+SPEF) prosesi uygulanmıştır. Anaerobik arıtma kullanılan UASB reaktörü ile OYH: 8,15 g KOİ/L.gün değeri için %70'e varan KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Anaerobik arıtmadan çıkan su, SPEF işlemi ile arıtıma tabi tutulmuş ve %72 KOİ giderimi sağlanmıştır. Ayrıca, bulanıklık parametresi için de yaklaşık %80 giderim verimi elde edilmiştir. Önerilen arıtma sistemi ile %91 KOİ giderim verimi sağlanarak, mezbaha atıksuyunun arıtımı için yeni bir arıtma alternatifi sunulmuştur.

Viet ve diğ. (2023) yaptıkları çalışmada, gerçek mezbaha atıksuyunun arıtımında bir AnMBR sistemi kullanmışlardır. AnMBR'de farklı HBS (8, 12, 24, 36, 48 saat) ve OYH (2,85, 1,91, 1,10, 0,5, 0,29 kg KOİ/m³.gün) değerleri ile çalışılmıştır. Sonuçları, mezbaha atıksularının AnMBR'lerle arıtımında %90'dan yüksek KOİ giderimi ve %99'a varan AKM giderimi elde edilebileceğini göstermiştir.

Yukarıda özetlenen çalışmalardan görüldüğü üzere mezbaha endüstrisinin arıtımında, anaerobik arıtma teknolojisinin kullanılması halinde %95'lere varan TOK ve %90–95 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. UV/H₂O₂ veya fotoelektrofenton gibi ileri oksidasyon proseslerinin tek başına kullanılması durumunda ise çok daha düşük (%64) TOK giderim verimleri gözlemlenmiştir. Çalışmalarda, anaerobik arıtma proseslerinde çoğunlukla UASB sisteminin kullanıldığı görülmektedir (Majunath ve diğ., 2000; Ruiz ve diğ., 1997; Vidal ve diğ., 2017). Ayrıca, anaerobik arıtma ve membran proseslerinin kombinasyonundan oluşan bir arıtma prosesi olan AnMBRlerin kullanılmaya başlandığı dikkati çekmektedir (Jensen ve diğ., 2015; Aslan, 2017; Viet ve diğ., 2023). Ancak, son yıllarda AnMBR sistemlerinin dezavantajlarını ortadan kaldırmak için İO prosesinin AnMBR prosesine entegre edilmesiyle geliştirilen AnOMBR'lerin, mezbaha atıksularının arıtımında kullanılması ile ilgili literatürde herhangi bir çalışmaya rastlanılmamıştır.

2.2. OSMOTİK MEMBRAN BİYOREAKTÖR (OMBR)

Osmoz prosesi, osmotik basınç farkına bağlı olmak üzere suyun yarı/seçici geçirgen membrandan geçişi olarak tanımlanır. Seçici geçirgen yapıda bir membran, membranın diğer tarafına su geçmesine izin verirken çözünmüş iyon veya moleküllerin geçmesine izin vermemektedir. Günümüzde, osmoz prosesi temel alınarak atıksu arıtımı gerçekleştirilmektedir. İO olarak isimlendirilen bu proses, oldukça yüksek tuz konsantrasyonuna sahip bir konsantre akımının (ÇÇ) seyrelmesi ve böylece besleme akımının (atıksuyun) konsantre duruma gelmesiyle neticelenen bir prosestir (Şekil 2.2). İO prosesinde, osmotik basınç kütle taşınımında etkin güçtür. Osmotik basınç, belli bir çözücü hacmi içerisinde çözünmüş olan madde moleküllerinin konsantrasyonu ile doğru orantılı olarak değişmektedir. Su moleküllerinin membrandan geçişi ile beraber düşük konsantrasyondaki (tuz içeriği düşük) çözeltinin (atıksuyun) tuz konsantrasyonu artarken, yüksek konsantrasyondaki (tuz içeriği yüksek) çözelti (ÇÇ) seyrelmektedir. Sonuç itibariyle, membranın yüzeyinde etkin rol oynayan osmotik basıncın azalmasıyla suyun taşınımı da azalacaktır. Suyun taşınımı devam ettikçe membranın her iki tarafında bulunan çözeltilerin konsantrasyon farkı da azalacaktır. Sonuçta, membranın her iki tarafında bulunan çözeltilerin konsantrasyonları eşit seviyeye gelecek ve böylece su akışı durmuş olacaktır (Bacaksız, 2019; Ali ve diğ., 2020; Suwaileh ve diğ., 2020).



Şekil 2.2: İleri osmoz prosesi (Ali ve diğ., 2020).

Atıksu arıtımında İO prosesinin kullanımı; yüksek organik madde giderim verimi, düşük membran kirlenme eğilimi, besleme çözeltilerinin geniş aralıkta olması, yüksek osmotik basınç sağlayan ÇÇ türleriyle yüksek akı elde edilebilmesi, düşük maliyet ve nütrient geri kazanım olasılığı gibi avantajlara sahiptir (Wu ve diğ., 2017; Bacaksız, 2019).

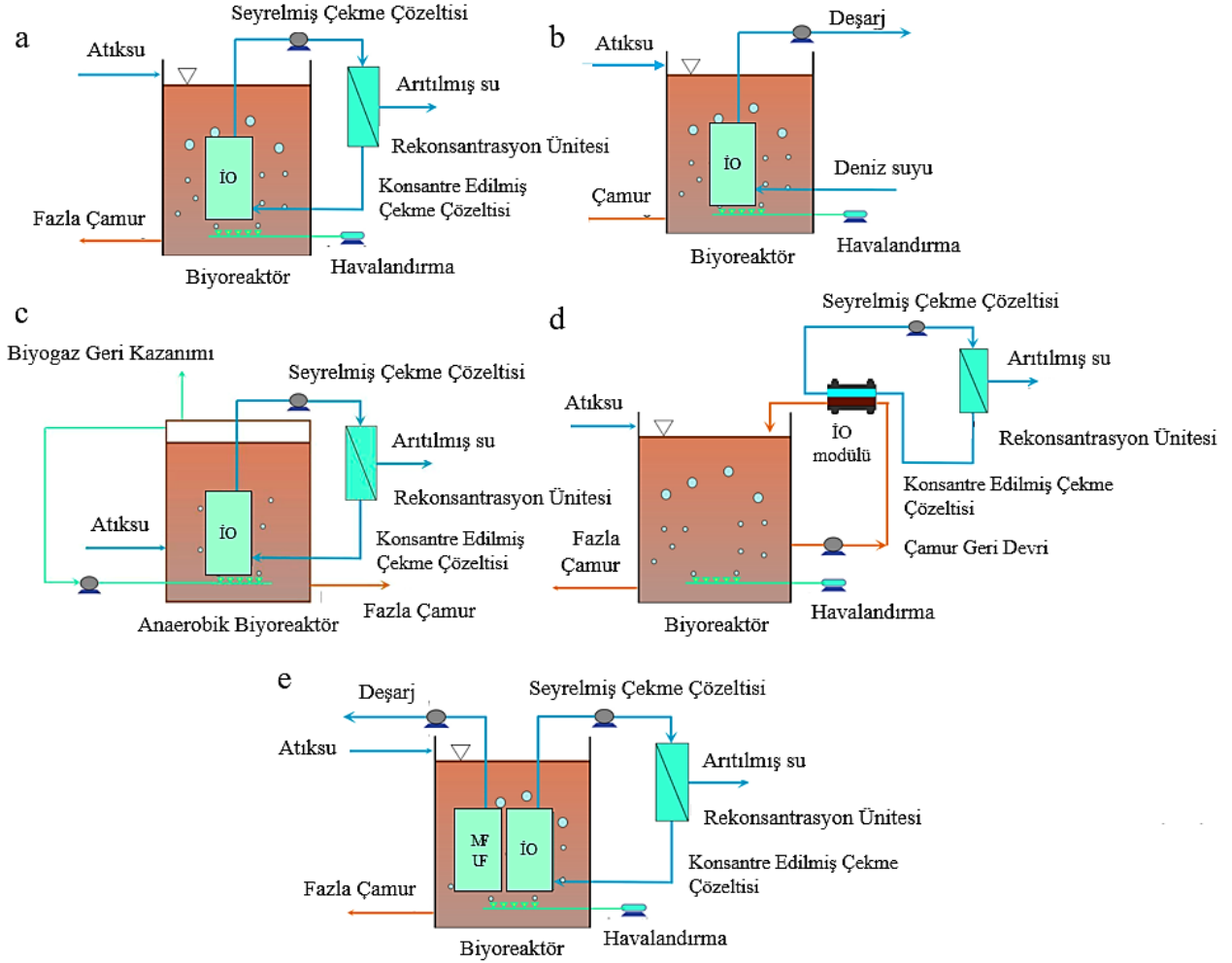
Osmotik membran biyoreaktörler (OMBR) ise, İO prosesini bir membran biyoreaktörüne (MBR) entegre eden yeni bir teknolojidir. OMBR'ler, atıksu arıtımı ve yüksek kalitede süzüntü elde etmeyi amaçlayan fiziksel ve biyolojik süreçleri birleştirmektedir (Lebron ve diğ., 2021). Bu teknoloji, yüksek su kalitesi, daha düşük kirlenme eğilimi ve geleneksel MBR'lere göre yüksek akı geri kazanımı sebebiyle atıksu arıtımı ve geri kazanımında giderek artan bir popülerlik kazanmaktadır (Wang ve diğ., 2016).

Bir OMBR'de su; karışık sıvı (mixed liquor) ve ÇÇ arasındaki osmotik basınç farkı altında bir İO membranından geçmektedir. MBR'lere benzer şekilde, tipik OMBR'ler temel olarak aktif çamur prosesi ve bir membran ayırma ünitesinden oluşmaktadır. Basınç sürücülü porlu MF ve UF membranları yerine OMBR'lerde, porsuz osmotik basınç ile çalışan İO membranı kullanılmaktadır. Hidrolik basıncın etkin güç olduğu ve porlu MF veya UF membranlarının kullanıldığı geleneksel MBR'lere kıyasla, OMBR'ler daha düşük kirlenme eğilimine ve potansiyel olarak daha az enerji tüketimine sahiptir (ÇÇ rejenerasyonunun gerekli olmadığı durumlar için). Bunun yanı sıra, İO membranının gözeneksiz olması ve yüksek giderim kapasitesi nedeniyle OMBR'lerde daha kaliteli çıkış suyu elde edilebilmektedir (Qin ve diğ., 2018).

OMBR sistemlerinde önemli bir konu ÇÇ türünün seçimidir. ÇÇ, İO membranının ve biyoreaktörün performansını etkilemektedir. ÇÇ, İO sistemlerinde itici güçtür. Su akışının membrandan geçmesini sağlamak için ÇÇ'nin osmotik basıncı, besleme çözeltisinin osmotik basıncından daha büyük olmalıdır. En iyi performans gösteren ÇÇ'ler, ucuz, düşük moleküler ağırlıklı, yüksek çözünürlük, düşük viskozite ve toksik olmayan özelliklere sahip olmalıdır (Bacaksız, 2019). Literatürde yaygın olarak çalışılan organik ve inorganik ÇÇ'ler şunlardır: NaCl, MgCl₂, Na₂SO₄, CaCl₂, Ca(NO₃)₂, KCl, MgSO₄, KNO₃, K₂SO₄, NH₄HCO₃, (NH₄)₂SO₄. Bunların yanı sıra Na₃PO₄/EDTA-2Na karışımı (Nguyen ve diğ., 2020), manyetik partiküllü ÇÇ (Hafız ve diğ., 2022) ve ZnSO₄ (Khan ve diğ., 2024) gibi sistemlerde tuz birikimini önlemek için üretilen veya daha kolay rejenere olabilecek ÇÇ'ler de bulunmaktadır. ÇÇ'nin rejenerasyonu ya da tekrardan konsantre hale getirilmesi gereksinimi, kimyasal maliyeti ve ters tuz difüzyonu gibi konuların ÇÇ seçiminde göz önünde bulundurulması gerekmektedir.

(Bacaksız, 2019).

OMBR'ler; arıtma hedefleri (örn., atıksu arıtma ve/veya biyogaz geri kazanımı), biyolojik arıtma koşulu (örn., aerobik, anaerobik), ÇÇ sistemi konfigürasyonu ve İO membran konfigürasyonları (harici ve dahili) esas alınarak sınıflandırılabilir (Şekil 2.3).



Şekil 2.3: OMBR sistemlerinin şematik diyagramı. (a) Atıksuların geri kazanımı için batık OMBR, aerobik koşul; (b) Atıksu arıtımı için batık OMBR, aerobik koşul; (c) Biyogaz geri kazanımı için batık OMBR, anaerobik koşul; (d) Harici OMBR, aerobik koşul; (e) Hibrit OMBR, aerobik koşul (Wang ve diğ., 2016).

Şekil 2.3'ten görüldüğü gibi tipik bir OMBR; bir biyoreaktör, İO membranı ve bir ÇÇ sistemini (tuzluluk kontrolü ve ÇÇ rejenerasyonu dahil olabilir) içermektedir. Oksijen temini ve membran kirlenmesinin kontrolü için genellikle bir havalandırma sistemi de dahil edilmektedir (Şekil 2.3 (a), (b), (d), (e)). Su, karışık sıvıdan İO membranı boyunca daha yüksek tuzluluğa (veya yüksek osmotik basınca) sahip ÇÇ'ye geçiş yapmaktadır. İO işleminden sonra arıtmış su, seyreltilmiş ÇÇ içerisinden, ters osmoz (TO) veya membran distilasyonu (MD) ile geri

kazanılabilmektedir (Şekil 2.3 (a), (c), (d), (e)). Bu sırada ÇÇ de yeniden konsantre edilmiş olmaktadır. Atıksuyun seyrelmiş ÇÇ içerisinde eldesinin hedeflenmediği durumlarda, ÇÇ için deniz suyunun veya diğer konsantre tuzlu suların kullanılabileceği açık bir döngü de benimsenebilmektedir (Şekil 2.3 (b)). Bu durumda atıksu arıtımı, yoğun enerji gerektiren ÇÇ'nin yeniden konsantrasyonu adımıyla kaçınılarak büyük ölçüde azaltılmış enerji tüketimiyle gerçekleştirilebilmektedir. Atıksu arıtma tesisinin bir desalinasyon tesisi ile birlikte konumlandırıldığı durumlarda, desalinasyon sonunda elde edilen tuzlu suyun OMBR'de ÇÇ olarak kullanılarak İO işlemi sırasında seyreltilmesi ile tuzlu su deşarjının çevresel etkileri etkili bir şekilde en aza ineabilmektedir. Chen ve diğ. (2014), İO membranını anaerobik çürütücülerle birleştirerek bir AnOMBR geliştirmiş ve düşük kirlilikteki atıksuların arıtımı için uygun bir teknoloji olduğunu göstermiştir. AnOMBR'de OMBR'den ayrı olarak bir biyogaz geri devir sistemi kullanılmaktadır (Şekil 2.3 (c)). Sistem konfigürasyonunun başka bir türü, MF/UF işlemlerini tipik OMBR ile birleştiren hibrit bir OMBR'dir (Şekil 2.3 (e)). Bu hibrit konfigürasyonda MF/UF, OMBR'lerde tuz birikimini önlemek için kullanılmaktadır. Bu konfigürasyon ile biyoreaktördeki tuzluluğu etkili bir şekilde azaltarak, göreceli olarak yüksek su akısı ve düşük kirlenme eğilimi elde edebilmektedir.

2.3. ANAEROBİK OSMOTİK MEMBRAN BİYOREAKTÖR (AnOMBR)

AnOMBR'ler, OMBR'lerde de olduğu gibi, İO membranının bir AnMBR ile entegre edilmesi sonucu oluşan bir arıtım prosesidir. OMBR'lere kıyasla AnOMBR'lerin, yüksek kaliteli çıkış suyu elde edilmesi, düşük çamur üretimi, biyokütlenin yüksek oranda korunması ve buna bağlı olarak yüksek miktarda enerji eldesi, yüksek organik kirliliğe sahip atıksularla çalışabilme, nütrient giderimi (%100'e yakın fosfor ve orta seviyede amonyak giderimi), tasarım ve kurulum maliyetlerinin düşük olması ve havalandırma ihtiyacı bulunmaması sebebiyle düşük enerji gereksinimi gibi avantajları bulunmaktadır. AnMBR'lere kıyasla ise membrandan süzüntü alma işlemini yürütmek için herhangi bir enerji girişi gerektirmemektedir. Ayrıca, daha düşük hidrolik basınç sebebi ile İO membranında daha az kirlenme eğilimi görülmektedir (Bacaksız, 2019; Maaz ve diğ., 2019; An ve diğ., 2023). Bununla birlikte, su akısında azalmaya sebep olarak membran kirlenmesi, AnOMBR'lerde kaçınılmaz bir sorun olmaya devam etmektedir. Ayrıca, zamanla AnOMBR'de meydana gelen tuzluluk birikimi, metanojenlerin biyoaktivitesi üzerinde olumsuz bir etkiye sahip olabilmektedir. AnOMBR'lerdeki membran kirlenmesi, düşük su akısı ve tuzluluk birikimi gibi sorunlara çözüm getirmek amacıyla literatürde, AnOMBR-mikrobiyal elektroliz hücresi (MEC)

(AnOMBR-MEC ya da AnOMEBR) (Hou ve diğ., 2017; Zhang ve diğ., 2017; Xu ve diğ., 2020; Gao ve diğ., 2021) sistemleri geliştirilmiştir. Ayrıca, ÇÇ'nin geri kazanımını sağlamak amacıyla geliştirilmiş hibrit AnOMBR-MD sistemleri de bulunmaktadır (Arcanjo ve diğ., 2021; Ricci ve diğ., 2021; Santos ve diğ., 2023).

AnOMBR sistemleri ile literatürde yapılan çalışmalar sınırlı sayıda olup tüm çalışmalar son 10 sene içinde gerçekleştirilmiştir. AnOMBR prosesi ile yapılan çalışmalara ait literatür özeti Tablo 2.4'te verilmektedir. Tablodaki çalışmalar, atıksu türü, kullanılan sistem/hibrit sistem, ÇÇ türü ve konsantrasyonu, kullanılan İO membranı özellikleri, işletme süresi ve şartları, su akışı, iletkenlik, kirletici maddenin giderim verimi ve biyogaz üretimi esas alınarak karşılaştırılmıştır.

Tablo 2.4: AnOMBR prosesi ile yapılan çalışmalar.

Atıksu Türü	Atıksu ve Çamur Karakteristiği	Hibrit Sistem	ÇÇ Türü/ Kons.	Membran Özellikleri	İşletme Süresi	İşletim Şartları	Akı (L/m ² .saat)	İletkenlik (mS/cm)	Giderim Verimi (%)	Biyogaz Üretimi (LCH ₄ /g KOİ)	Kaynak
Sentetik kentsel atıksu (ilaç aktif madde ilaveli)	PO ₄ ⁻³ : 29,9±1,5 mg/L NH ₄ -N: 6,4±1,9 mg/L ÇOK: 122,6 ± 4,5 mg/L pH: 8,4±0,2; Cl ⁻ : 194±10,8 mg/L İletkenlik: 1182±68,7 µS/cm Alkalinite: 184,5±14,7 mgCaCO ₃ /L; Mg ⁺² : 4,7±2 mg/L	AnOMBR-MD	MgCl ₂ /2,1 M	CTA-İÖ PTFE-MD	32 gün	-	J ₀ : 2,8 J: 0,5	1,1–4,4	ÇOK: 92	-	Santos ve diğ., 2023
Bira atıksuyu	PO ₄ ⁻³ : 9 mg/L; NH ₄ -N: 88 mg/L KOİ: 3100 mg/L; pH: 7,0 İletkenlik: 4,1 mS/cm AKM:47 g/L; UAKM:31,3 g/L	-	HCOONa/0,72 M CaCl ₂ /0,45 M	CTA-İÖ (100 cm ²)	HCOONa: 20,18,15,9 gün CaCl ₂ : 15,8,9,10,11 gün	ÇY: sonsuz T: 35±0,5°C pH:7	HCOONa: J ₀ : 3,8 J: 1,9 CaCl ₂ : J ₀ : 3,4 J: 1,9	30	KOİ:78 PO ₄ ⁻³ : 98,3 NH ₄ -N: 44	HCOONa:0,6-0,22 L/gün CaCl ₂ :0,5–0,2 L/gün	Bacaksız ve diğ., 2022
Sentetik kentsel atıksu	PO ₄ ⁻³ : 5 mg/L; NH ₄ -N: 45 mg/L TOK: 165 mg/L; AKM:3,47 g/L UAKM:2,84 g/L İletkenlik: 1,1 mS/cm; pH: 7,20	-	MgCl ₂ /0,9 M NaCl/1 M	CTA- İÖ (40 cm ²)	28 gün	ÇY: sonsuz T: 35±0,5°C	J ₀ : 8,5 J: 2–3	MgCl ₂ : 3,07–21,05 NaCl: 2,43–29,30	PO ₄ ⁻³ : 98 TOK: 98	-	Zhu ve diğ., 2022a
Sentetik ve gerçek bira atıksuyu	<u>Sentetik atıksu:</u> KOİ: 5670 mg/L; pH: 6,64 TKN: 1112,37±2,28 mg/L <u>Gerçek atıksu:</u> KOİ: 4900 mg/L; pH: 5,50 TKN: 218,78±9,13 mg/L	-	NaCl	TFC-İÖ	110 gün	T: 37±1°C OYH, sentetik: 0,28, 0,57, 1,13, 2,26 g KOİ/L OYH, gerçek: 0,24, 0,49, 0,98, 1,96 g KOİ/L	Sentetik: J: 0,60 (OYH: 0,57) J: 1,19 (OYH: 1,13) J:2,38 (OYH: 2,26) Gerçek: J: 0,60 (OYH: 0,49) J: 1,19 (OYH: 0,98) J:2,38 (OYH: 1,96)	-	-	0,04–0,13	Schneider ve diğ., 2021
Kentsel atıksu	PO ₄ ⁻³ :6,2 mg/L; NH ₄ -N:25,5 mg/L KOİ: 306 mg/L; ÇOK: 56 mg/L pH: 8,2; İletkenlik: 1,608 mS/cm	AnOMBR-MD	NaCl/2 M	İÖ (132 cm ²)	50 gün	ÇY: 45 gün T: 37,7±3,3 °C	J ₀ : 3,33 J: 0,71	60	PO ₄ ⁻³ : 98 NH ₄ -N: 77,8 ÇOK: 97,2	-	Arcanjo ve diğ., 2021
Kentsel atıksu	PO ₄ ⁻³ : 6,2 mg/L; pH: 8,20 NH ₄ -N: 33,3 mg/L KOİ: 272 mg/L; ÇOK: 56 mg/L İletkenlik: 1,608 mS/cm UAKM: 5,9 g/L	AnOMBR-MD	NaCl/2 M	CTA-İÖ PTFE-MD (0,2 µm)	54 gün	-	-	-	ÇOK: 97,1	-	Ricci ve diğ., 2021

Tablo 2.4 (devam): AnOMBR prosesi ile yapılan çalışmalar.

Sentetik kentsel atıksu	TP: 4,9 mg/L; NH ₄ -N: 42 mg/L TN: 47 mg/L; AKM:3,33 g/L UAKM:2,73 g/L TOK: 150-166 mg/L	-	NaCl/1 M	TFC-İO	28 gün (1 döngü süresi: 7 gün)	T: 35±0,5°C	J ₀ :11 J: 3,5	3,3–23,6	TP: >98 TN: 56–78 NH ₄ -N: 60–78 TOK: 93	0,19	Lee ve diğ., 2021
Kentsel atıksu	AKM: 9,3 g/L UAKM: 6,6 g/L	AnOMBR-MEC	NaCl/0,5, 0,75, 1,0, 1,5 M	CTA-İO (70 cm ²)	60 gün (AnOMBR) 24 gün (AnOMBR-MEC)	OYH: 0,58, 0,92, 1,14, 1,79 g KOİ/L.gün T: 15-35°C	J: 0,04 (0,5 M) J: 0,067 (0,75 M) J:0,167 (1 M) J: 0,38 (1,5 M)	3,53 (0,5 M) 4,12 (0,75 M) 6,38 (1 M) 7,72 (1,5 M)	-	0,13–0,24	Gao ve diğ., 2021
Kentsel atıksu	AKM: 3,55 g/L UAKM: 3,07 g/L	-	NaCl/0,5, 1,0, 1,5 M	CTA-İO (56 cm ²)	10 gün	T: 36–38°C	-	3,75 (0,5 M) 4,5 (1 M) 7,72 (1,5 M)	PO ₄ ³⁻ : 100 TN: 89 NH ₄ -N: 88 KOİ: 96	0,15–0,25	Gao ve diğ., 2020
Sentetik kentsel atıksu	TOK: 500 mg/L AKM: 9,88 g/L UAKM: 9,52 g/L	AnOMEBR	NaCl/1 M	TFN-İO (10,6 cm ²)	10 gün	ÇY:10 gün T: 25°C	(AnOMBR) J ₀ :9,6 J: 1,15 (AnOMEBR) J ₀ :10,88 J: 2,41	6,8 (AnOMBR) 7,3 (AnOMEBR)	TOK: >95	-	Xu ve diğ., 2020
Sentetik atıksu	KOİ: 3000, 6000, 9000 mg/L AKM: 18,81, 16,32, 15,22 g/L UAKM: 10,23, 9,11, 8,77 g/L	-	Mg(CH ₃ COO) ₂ 2M	CTA-İO (76 cm ²)	10 gün	T: 35°C	-	7,42	KOİ: 93 (6000 mg/L)	0,256	Zhang ve diğ., 2019
Sentetik tekstil boya atıksuyu	KOİ: 2000 mg/L AKM: 6 g/L	-	MgCl ₂ /1 M	CTA-İO (44,5 cm ²)	60 gün (1 döngü süresi: 15 gün)	ÇY: sonsuz HBS: 48 saat T: 35°C	1. Döngü: J ₀ :9,6-J: 3,7 4. döngü: J ₀ :7-J: 2	6,8	KOİ:99,4 Renk:100	-	Li ve diğ., 2018
Sentetik evsel atıksu	TP: 5,3 mg/L; TN: 40,3 mg/L NH ₄ -N: 15,3 mg/L TOK: 127,5 mg/L AKM:3,2 g/L; UAKM:2,8 g/L	-	NaCl/0,5 M	TFC-İO (250 cm ²)	87 gün	ÇY: 60 gün HBS: 15-40 sa T: 25°C	0,31	21	-	0,18–0,23 0,16 (ilaç aktif maddesi ilavesi ile)	Wang ve diğ., 2018a
Sentetik atıksu	-	-	KCl, KNO ₃ , KH ₂ PO ₄ /1 M	CTA-İO (20 cm ²)	20 saat	T: 35°C	J ₀ : 4,0 J: 2,0	-	-	-	Li ve diğ., 2017
İlaç aktif madde içeren sentetik atıksu	AKM: 5 g/L	-	NaCl/0,5 M	-	90 gün (1 döngü süresi: 22–26 gün)	ÇY: 60 gün HBS: 15–40 sa	-	21	-	0,15–0,23	Wu ve diğ., 2017

Tablo 2.4 (devam): AnOMBR prosesi ile yapılan çalışmalar.

Sentetik atıksu	-	AnOMBR-MEC	NaCl/0,5 M	İO (272 cm ²)	70 gün (1 döngü süresi: 11 gün) (AnOMBR-MEC:36 gün, AnOMBR-MRC: 34 gün)	T: 25±0,5°C	J ₀ : 8,7 J: 4	17 (AnOMBR-MEC) 12,7 (AnOMBR-MRC)	TP:>99 KOİ:>93 NH ₄ ⁺ -N:28-45	0,19	Hou ve diğ., 2017
Sentetik atıksu	KOİ: 2000 mg/L; TN: 50 mg/L TP: 10 mg/L AKM: 28,9 g/L UAKM: 16,3 g/L	AnOMEBR	Mg(CH ₃ COO) ₂ 2M	CTA-NW-İO (150 cm ²)	42 gün	T: 35±1°C	(AnOMBR) J ₀ : 3,5 J: 1 (AnOMEBR) J ₀ : 3,7 J: 1	13,31 (AnOMBR) 12,57 (AnOMEBR)	KOİ:96 PO ₄ ³⁻ -P:73 NH ₄ ⁺ -N:51 (AnOMBR) KOİ:98 PO ₄ ³⁻ -P:77 NH ₄ ⁺ -N:58 (AnOMEBR)	0,25 (AnOMBR) 0,28 (AnOMEBR)	Zhang ve diğ., 2017
Sentetik Kentsel atıksu	-	UF-AnOMBR (An-FDFO-UF-MBR)	MAP, KH ₂ PO ₄ , (MKP) KCl	CTA-İO (100 cm ²)	55 gün	ÇY: 160 gün HBS: 20-24 sa T: 35±1°C	J ₀ : 9,82 J: 9	0,81 (An-FD-UF-MBR) 5,39 (KCl) 2,44 (MAP) (An-FDFO-UF-MBR)	-	0,301 (KCl) 0,084 (MAP) 0,05 (MKP) (An-FDFO-UF-MBR)	Kim ve diğ., 2017
Kentsel atıksu	-	AnOMBR (AnFDFOMB R)	NH ₄ Cl, DAP, NaNO ₃ , KCl, KH ₂ PO ₄ , SOA (amonyum sülfat), ÜRE, NH ₄ NO ₃ , MAP, KNO ₃ , Ca(NO ₃) ₂ / 1 M	CTA-İO (20,02 cm ²)	10 gün	ÇY: 10 gün T: 25°C	J ₀ : 11,13 J 2,0	-	-	66-500 mL	Kim ve diğ., 2016
Sentetik seyreltik atıksu	KOİ: 460 mg/L; TN: 46 mg/L TP: 4,6 mg/L; pH: 7 İletkenlik: 1,1 mS/cm AKM: 3 g/L; UAKM: 2,5 g/L	-	NaCl/0,5 M	CTA-İO	120 gün (1 döngü süresi: 14 gün)	ÇY: 90 gün HBS: 15-40 sa T: 35°C	J ₀ :10 J: 3	20	KOİ:>95 TP:100 NH ₄ ⁺ -N:70-80	0,25-0,3	Gu ve diğ., 2015
Sentetik kentsel atıksu	-	-	NaCl/0,5 M	CTA-İO (250 cm ²)	155 gün (1 döngü süresi: 22 gün)	ÇY: 90 gün HBS: 15-40 sa T: 25°C	J ₀ :9,5 J: 3,5	20,5	TOK:96 TP:100 NH ₄ ⁺ -N: 62	0,21	Chen ve diğ., 2014

*J₀: Döngü başındaki akı değeri, J: Döngü sonundaki akı değeri

* AKM: Biyoreaktör içerisindeki AKM konsantrasyonu, UAKM: Biyoreaktör içerisindeki UAKM konsantrasyonu

Tablo 2.4'ten görüldüğü gibi AnOMBR sisteminin farklı proseslerle hibrit olarak kullanıldığı çalışmalar da bulunmaktadır. Çalışmalardan bazıları batık AnOMBR (Chen ve diğ., 2014; Gu ve diğ., 2015; Hou ve diğ., 2017; Wu ve diğ., 2017; Zhang ve diğ., 2017; Li ve diğ., 2018; Wang ve diğ., 2018a; Zhang ve diğ., 2019; Xu ve diğ., 2020; Arcanjo ve diğ., 2021; Lee ve diğ., 2021; Ricci ve diğ., 2021; Bacaksiz ve diğ., 2022; Zhu ve diğ., 2022a; Santos ve diğ., 2023) ile bazıları ise harici AnOMBR (Kim ve diğ., 2016; Kim ve diğ., 2017; Li ve diğ., 2017; Gao ve diğ., 2020; Gao ve diğ., 2021; Schneider ve diğ., 2021) ile gerçekleştirilmiştir. Çalışmalar genellikle sentetik atıksuyla gerçekleştirilmiş olup gerçek kentsel atıksuyla yapılan çalışmalar da (Gao ve diğ., 2020; Arcanjo ve diğ., 2021; Gao ve diğ., 2021; Ricci ve diğ., 2021) mevcuttur. Sentetik atıksular; evsel (Gu ve diğ., 2015; Wang ve diğ., 2018a) ve kentsel (Chen ve diğ., 2014; Kim ve diğ., 2016; Hou ve diğ., 2017; Kim ve diğ., 2017; Zhang ve diğ., 2017; Zhang ve diğ., 2019; Xu ve diğ., 2020; Lee ve diğ., 2021; Zhu ve diğ., 2022a) nitelikli, boyar madde (Li ve diğ., 2018) ile ilaç aktif madde (Wu ve diğ., 2017; Santos ve diğ., 2023) içeren ve bira (Schneider ve diğ., 2021) atıksularından oluşmaktadır. Ayrıca, Schneider ve diğ. (2021) ile Bacaksiz ve diğ. (2022) tarafından gerçek bira atıksuyunun kullanıldığı çalışmalar da bulunmaktadır. Tablo 2.4'te yer alan çalışmalardan 5 tanesinde harici (Kim ve diğ., 2016; Kim ve diğ., 2017; Li ve diğ., 2017) ve dahili (Wu ve diğ., 2017; Gao ve diğ., 2021) İO membran konfigürasyonları ile ÇÇ'lerin İO prosesi üzerindeki performansları ve anaerobik ortama etkilerinin araştırıldığı görülmektedir. Diğer 16 çalışma ise, farklı AnOMBR sistemleri (AnOMBR, AnOMEBR, AnOMBR-MEC, AnOMBR-MD gibi) ile evsel/kentsel/endüstriyel nitelikli atıksuların arıtılabilirliği üzerine çalışmıştır. Çalışmalarda genellikle NaCl'nin ÇÇ olarak kullanıldığı görülmektedir. AnOMBR'lerde, yüksek iyon tutma kapasitesine sahip İO membranının kullanılmasıyla tek değerlikli tuzlar da dâhil çözünmüş ve kolloidal haldeki katıların büyük kısmı tutulmaktadır. Böylece, daha iyi kalitede çıkış suyu elde edilmekte olup %100'e varan oranlarda organik madde ve TP giderimleri söz konusudur (Tablo 2.4). Bununla birlikte, azot giderimleri ise organik madde ve TP'ye göre daha düşüktür. Çalışmalarda NH_4^+-N 'in en fazla %88 oranında giderildiği görülmektedir. Literatürde evsel atıksuyun anaerobik arıtımında UASB (11–32°C) ile 0,16–0,2 L $\text{CH}_4/\text{g KOİ}_{\text{giderilen}}$ ve AnMBR ile (20–35°C) 0,23–0,27 L $\text{CH}_4/\text{g KOİ}_{\text{giderilen}}$ metan üretimleri rapor edilmiştir (Singh ve Viraraghavan, 2003; Martinez-Sosa ve diğ., 2011). Tablo 2.4'ten görüldüğü üzere, arıtılabilirlik üzerine yapılmış AnOMBR sistemleri (25–35°C) ile her iki sistemden daha yüksek miktarda metan üretimi (0,15–0,3 L $\text{CH}_4/\text{g KOİ}_{\text{giderilen}}$) elde edilmiştir. Bu avantajlarına rağmen, AnOMBR ile yapılan çalışmalarda (0,71–4 L/m².saat) AnMBR sistemlerine (5–12 L/m².saat) (Wang ve diğ., 2018b)

göre çok düşük su akıları elde edilmektedir. Ayrıca, arıtılabilirlik üzerine yapılmış AnOMBR sistemleriyle yapılan çalışmalarda, biyoreaktördeki iletkenlik değerlerinin 2,43–60 mS/cm arasında değiştiği görülmektedir (Tablo 2.4).

AnOMBR teknolojisinin tuz birikimi ve membran tıkanması gibi iyileştirilmesi gereken yönleri vardır. İO membranının yüksek giderme kapasitesi sebebiyle besleme atıksuyundaki iyonlar reaktörde birikmekte ve ÇÇ'den biyoreaktöre tuz geçişi olmaktadır. Bunun sonucunda meydana gelen tuzluluktaki artış, biyoreaktördeki çamurun mikrobiyal aktivitesi üzerinde toksik etki oluşturmaktadır (Chang ve diğ., 2019b). Bu da arıtma veriminde azalmaya yol açmaktadır. Tuzluluk artışı ayrıca membrana uygulanan sürücü kuvvetin (ÇÇ'nin) miktarını azaltarak su akısında önemli ölçüde azalmaya neden olmaktadır. Bu durum, AnOMBR teknolojisinin sürekli olarak işletilememesi sorununu ortaya çıkarmaktadır.

2.3.1. Anaerobik Mikrofiltrasyon Osmotik Membran Biyoreaktör (AnMF-OMBR)

Literatürde, AnOMBR'lerde biyoreaktördeki iletkenlik artışının mikrobiyal topluluk üzerindeki inhibisyon etkisinin engellenmesi için literatürde çeşitli çalışmalar yapılmıştır. Chen ve diğ. (2014) tarafından yapılan çalışmada biyoreaktörde iletkenlik 20 mS/cm'e ulaştığında sistem durdurulup çamur yaşına (ÇY) göre belirlenen miktarda çamur biyoreaktörden atılmıştır. Gu ve diğ. (2015) ve Li ve diğ. (2018) de aynı yöntemi uygulayarak biyoreaktör içinde iletkenlik artışının yarattığı inhibisyon etkisini engellenmeye çalışmışlardır. Ancak bu yöntem, sistemlerin kesikli çalıştırılmasını gerektirmektedir. Bununla birlikte, ilerleyen dönemlerde, iletkenlik artışını (tuz birikimini) kontrol etmek amacıyla AnOMBR sistemlerine bir MEC cihazı entegre eden çalışmalar yapılmıştır (Hou ve diğ., 2017; Zhang ve diğ., 2017; Xu ve diğ., 2020; Gao ve diğ., 2021). MEC cihazının entegre edildiği sistemlerde elektrik alan oluşturularak iletkenlik artışının azaltılması hedeflenmiştir. Bu sistemler ile iletkenlik ancak 7,3–7,72 mS/cm seviyelerinde tutulabilmiştir (Tablo 2.4). Biyoreaktördeki iletkenlik artışının kontrol edilmesi için literatürde kullanılan diğer bir yöntem de AnOMBR sistemine MF membranının dahil edilmesidir. AnMF-OMBR çalışmalarına ait literatür özeti Tablo 2.5'te verilmektedir.

Tablo 2.5: AnMF-OMBR prosesi ile yapılan çalışmalar.

Atıksu Türü	Atıksu ve Çamur Karakterizasyonu	ÇÇ Türü /Kons.	Membran Özellikleri	İşletme Süresi (gün)	İşletme Parametreleri	Akı (L/m ² .saat)	İletkenlik (mS/cm) TÇM (g/L)	Giderim Verimi (%)	Biyogaz Üretimi (LCH ₄ /gKOİ)	Kaynak
Gerçek evsel atıksu	KOİ: 880 mg/L PO ₄ ³⁻ : 16,32 mg/L NH ₄ -N: 47,25 mg/L TDS: 825 mg/L Mg ²⁺ : 25,4 mg/L pH: 7,3; AKM: 10 g/L	0,2 M Na ₃ PO ₄ /0,25 M EDTA-2Na	CTA-İÖ (120 cm ²) PVDF-MF (0,45 µm)	45	HBS: 40-50 saat T: 45±2°C	4,55–3,19	0,72–5,12 g/L	KOİ: > 99 PO ₄ ³⁻ : >95 NH ₄ -N: >98	0,16	Nguyen ve diğ., 2020
Sentetik kentsel atıksu	AKM: 2,8 g/L UAKM: 1,68 g/L	NaCl/0,5 M	CTA-İÖ (250 cm ²)	30 (1 döngü süresi:5)	ÇY: 100 gün	J _w : 3,5 (AnOMBR) J _w : 2 (AnOMBR-TO)	2–5	-	0,30 (AnOMBR) 0,25 (AnOMBR-TO)	Wang ve diğ., 2020
Sentetik evsel atıksu	TP: 2,2 mg/L TN: 31,7 mg/L NH ₄ -N: 28,1 mg/L TOK: 146,3 mg/L AKM: 3,8 g/L UAKM: 2,8 g/L	NaCl/0,25–2 M	TFC-İÖ (250 cm ²) (0,3 nm) PVDF-MF (250 cm ²) (0,45 µm)	60	HBS: değişken ÇY: 100 gün T: 25±5°C	7,5–5,35	2,67–4,60	TOK: 98–100 TP: 89–100 NH ₄ -N: 0	-	Wang ve diğ., 2019
Sentetik atıksu	KOİ: 3500 mg/L PO ₄ ³⁻ : 61 mg/L NH ₄ -N: 64 mg/L pH: 7; AKM: 8 g/L UAKM: 5 g/L	MgSO ₄ /1,5 M	CTA-NW-İÖ (0,37 nm) PVDF-MF (0,45 µm)	40	HBS: 2 saat ÇY: 43 gün T: 30°C	1,46–1,21	3,45–7,58	KOİ: 99,9 PO ₄ ³⁻ : 98 NH ₄ -N: 96	0,24	Chang ve diğ., 2019a
Sentetik evsel atıksu	KOİ: 372,6 mg/L TP: 3,35 mg/L TN: 35,17 mg/L NH ₄ -N: 28,96 mg/L AKM: 3,8 g/L UAKM: 2,8 g/L	NaCl/0,5 M	TFC-İÖ (250 cm ²) PVDF-MF (250 cm ²) (0,20 µm)	31	HBS: 12,5–90 saat ÇY: 90 gün T: 25±0,5°C	9,22–2,0	2–3	TOK: 98 TP: 100 NH ₄ -N: 0	-	Wang ve diğ., 2017b
Sentetik evsel atıksu	KOİ: 372,6 mg/L TP: 2,97 mg/L TN: 42,42 mg/L NH ₄ -N: 28,26 mg/L; TOK: 123,97 mg/L UAKM: 2,6 g/L	NaCl/0,5 M	CTA-İÖ (250 cm ²) PVDF-MF (250 cm ²) (0,20 µm)	100	HBS: 35–60 saat ÇY: 80 gün T: 25±0,5°C	6,0–1,5	2,5–4,0	TOK: 96 TP: 89–100 NH ₄ -N: 39–50	0,25–0,28	Wang ve diğ., 2017a
Sentetik evsel atıksu	KOİ: 366,7 mg/L TP: 3,35 mg/L TN: 35,2 mg/L NH ₄ -N: 29 mg/L TOK: 152,9 mg/L AKM: 3,8 g/L UAKM: 2,8 g/L	MgCl ₂ /0,36 M NaCl/0,5 M	TFC-İÖ (250 cm ²) (0,3 nm) PVDF-MF (250 cm ²) (0,20 µm)	19 (MgCl ₂) 37 (NaCl)	HBS: 12,5–90 saat ÇY: 90 gün T: 25±0,5°C	MgCl ₂ : 7,77–2,06 NaCl: 7,99–2,02	3	TOK: 97,7–98 TP: 99 NH ₄ -N: 0 (NaCl) 57,5–87,6 (MgCl ₂)	-	Hu ve diğ., 2017

AnMF-OMBR sistemleri ile yapılan çalışmalar, bir çalışma hariç (Nguyen ve diğ., 2020) sentetik atıksu ile gerçekleştirilmiştir (Hu ve diğ., 2017; Wang ve diğ., 2017a; Wang ve diğ., 2017b; Chang ve diğ., 2019a; Wang ve diğ., 2019; Wang ve diğ., 2020). Çalışmalar sonucunda, tuzluluğun 2–7,5 mS/cm gibi düşük bir aralıkta etkin bir şekilde kontrol edilebildiği gösterilmiştir. Böylece, AnMF-OMBR sistemleri ile AnOMBR'lere göre daha uzun süreli (100 güne kadar) ve sürekli bir işletim sağlanmıştır (Wang ve diğ., 2017a). Wang ve diğ. (2017a), İÖ ve MF membranını aynı anda çalıştırarak 100 güne kadar süren bir işletim sağlamıştır. AnOMBR-MEC sistemleri ile ise daha kısa süreli (45 güne kadar) işletim yapıldığı Tablo 2.4'ten görülmektedir. Aynı zamanda AnMF-OMBR sistemlerinde elde edilen akı değerlerinde, AnOMBR-MEC sistemlerine göre (kararlı akı: 0,38–4 L/m².saat), artış görülmüştür (kararlı akı: 1,21–5,35 L/m².saat). Dolayısıyla, AnMF-OMBR sistem alternatif, tuzluluk birikmesinin önlenmesinde öne çıkmıştır. Ancak, bu sistemlerde de daha yüksek ve

kompleks yapıda membran kirlenmesi meydana geldiği de rapor edilmiştir (Wang ve diğ., 2017b). Literatürde AnMF-OMBR sistemi ile yapılan çalışmalarda, membran kirlenmesinin değerlendirilmesinde kullanılan analizler ve elde edilen sonuçlar Tablo 2.6’da özetlenmektedir.

Tablo 2.6: AnMF-OMBR sistemlerinde membran kirlenmesinin incelendiği çalışmalar.

Atıksu türü/karakterizasyonu	Kirlenmenin değerlendirilmesinde kullanılan analizler	Analiz sonuçları	Kaynak
<u>Gerçek evsel atıksu</u> KOİ: 880 mg/L PO ₄ ³⁻ :16,32 mg/L NH ₄ -N: 47,25 mg/L TDS: 825 mg/L Mg ²⁺ 25,4 mg/L pH: 7,3 AKM: 10 g/L	SEM-EDX	EDX taraması sonuçlarına göre kirli İO membranı (ÇÇ: 0,2 M Na ₃ PO ₄ /0,25 M EDTA-2Na) yüzeyinde birikimin ağırlıkça %17,4’nü fosforun oluşturduğu belirlenmiştir.	Nguyen ve diğ., 2020
<u>Sentetik kentsel atıksu</u> AKM: 2,8 g/L; UAKM: 1,68 g/L	SEM-EDX CLSM	TO üniteli AnOMBR hibrit sistemi, TO ünitesi olmayan AnOMBR sisteminden daha fazla membran kirlenmesine uğramıştır. ÇÇ'ye EDTA eklenen TO üniteli AnOMBR hibrit sistemi membran kirlenmesinin azaltması için kullanılmasına karşı daha kalın bir biyofilm tabakası oluşmuştur.	Wang ve diğ., 2020
<u>Sentetik evsel atıksu</u> TP: 2,2 mg/L TN: 31,7 mg/L NH ₄ -N: 28,1 mg/L TOK:146,3 mg/L AKM:3,8 g/L UAKM: 2,8 g/L	FESEM CLSM	Biyokirletici tabakası kalınlığının ÇÇ konsantrasyonunun artması ile arttığı görülmüştür. Kirletici bileşenlerinin proteinler, β-D-glukopiranoz polisakkaritleri ve mikroorganizmalar olduğu belirlenmiştir.	Wang ve diğ., 2019
<u>Sentetik atıksu</u> KOİ: 3500 mg/L PO ₄ ³⁻ :61 mg/L NH ₄ -N: 64 mg/L pH: 7; AKM: 8 g/L UAKM: 5 g/L	FEEM	Çözünür mikrobiyal yan ürün benzeri, fulvik asit benzeri ve hümitik asit benzeri maddelerin aktif tabaka üzerinde membran kirlenmesinin ana bileşenlerini oluşturduğu belirlenmiştir.	Chang ve diğ., 2019a
<u>Sentetik evsel atıksu</u> KOİ: 372,6 mg/L TP:3,35 mg/L TN: 35,17 mg/L NH ₄ -N: 28,96 mg/L AKM: 3,8 g/L UAKM: 2,8 g/L	SEM-EDX CLSM	SEM görüntüleri, membran yüzeyinde bir kirlenme tabakası varlığını doğrulamaktadır. EDX sonuçları, membran yüzeyindeki kirlilik tabakasının esas olarak C, N, O, S ve N elementlerinden oluştuğunu göstermektedir. N ve Ca ve Fe gibi metal katyonlarının varlığı da, membran yüzeyindeki kirlenmenin inorganik ve biyokirlenme kaynaklı olduğunu işaret etmektedir. CLSM sonuçlarına göre, membran yüzeyinde yoğun bir biyokirlilik vardır ve baskın kirleticilerin mikroorganizma, proteinler ve α-D-glukopiranoz olduğu belirlenmiştir.	Wang ve diğ., 2017b
<u>Sentetik evsel atıksu</u> KOİ: 372,6 mg/L TP: 2,97 mg/L TN: 42,42 mg/L NH ₄ -N: 28,26 mg/L TOK: 123,97 mg/L AKM: 3,2 g/L UAKM: 2,6 g/L	SEM-EDX CLSM	CLSM sonuçlarına göre, biyokirletici tabakasının oluşumu ve gelişimi sırasında polisakkaritler ve mikroorganizmaların proteinlerden daha etkili olduğu belirtilmiştir. SEM-EDX sonuçlarına göre İO membranı üzerinde biyokirlilik ve inorganik çökelmeyi birleştiren kalın bir kirlenme tabakasının olduğu belirlenmiştir.	Wang ve diğ., 2017a
<u>Sentetik evsel atıksu</u> KOİ: 366,7 mg/L TP: 3,35 mg/L TN: 35,2 mg/L NH ₄ -N: 29 mg/L TOK: 152,9 mg/L AKM: 3,8 g/L UAKM: 2,8 g/L	SEM-EDX CLSM	Membranların aktif tabakasında daha yoğun biyokirlenme gözlenmiştir. Destek tabakasında ise inorganik kirlenmenin etkili olduğu belirlenmiştir.	Hu ve diğ., 2017

Tablo 2.6'dan görüldüğü gibi çalışmalarda İO membranı kirlenmesinin değerlendirilmesinde daha çok SEM-EDX ve CLSM analizleri kullanılmıştır. Çalışmaların hemen hepsinde biyokirlenmenin fazla olduğu ve aktif tabakada önemli bir rol oynadığı görülmektedir. Bunun yanında, floresan uyarma emisyon matrisi (FEEM) ve alan emisyonlu taramalı elektron mikroskobu (FESEM) analizleri de kirli İO membranları üzerinde biriken kirletici bileşenlerinin (proteinler, β -D-glukopiranoz polisakaritleri, fulvik asit ve hümik asit benzeri maddeler, mikroorganizmalar, çözünür mikrobiyal yan ürün benzeri, vb.) tespiti için kullanılmıştır.

2.3.2. Yukarı Akışlı Anaerobik Çamur Yataklı Mikrofiltrasyon Osmotik Membran Biyoreaktör (UASB MF-OMBR)

Literatürde, AnOMBR sistemlerinde, akı azalmasına ve anaerobik prosesin inhibe olmasıyla birlikte sistem performansının kötüleşmesine sebep olan faktörlerin temel nedeni tuzluluk birikmesi, membran kirlenmesi, dahili konsantrasyon polarizasyonu olarak belirtilmektedir. Bu faktörlerin etkilerini azaltmak üzere ÇÇ'lerin tür ve konsantrasyonlarının optimizasyonu, membran materyalinde değişiklik, kimyasal temizleme yöntemlerinin uygulanması ve AnOMBR sistemlere MEC veya MF'nin entegre edilmesi araştırılmıştır. Literatürde, AnOMBR konusunda yapılan güncel çalışmalar olan AnMF-OMBR sistemleriyle daha düşük tuzluluk birikimi, daha iyi akı ve daha iyi giderim verimleri (Tablo 2.5) sağlanmasına rağmen, bu sistemler dahi düşük akı sorununu çözmekte yeterince etkili olamamıştır. Bu nedenle, bir AnOMBR sistemini UASB biyoreaktör tasarımıyla birleştiren, içerisine MF modülünün de daldırıldığı UASB MF-OMBR geliştirilmiştir (Chang ve diğ., 2019b). UASB'nin, çamur yatak bölgesi ve İO, MF membran modülünün bulunduğu bölgeyi birbirinden ayıran özel konfigürasyonu sayesinde, biyoreaktördeki çamur İO membranı ile temas halinde değildir ve membran kirlenmesinin azaltılması hedeflenmiştir.

Literatürde, UASB MF-OMBR sistemiyle yapılan sadece 2 çalışma bulunmaktadır (Chang ve diğ., 2019b; Chang ve diğ., 2022). Chang ve diğ. (2019b) tarafından gerçekleştirilen çalışmada UASB MF-OMBR sistemiyle kentsel nitelikli sentetik atıksuyun arıtılması ve membran kirlenmesinin azaltılması amaçlanmıştır. Çalışma kapsamında arıtma performansı; su akısı, biyogaz miktarı ve kirletici giderim verimi esas alınarak değerlendirilmiştir. Çalışmada MF süzütüsünden fosfor geri kazanımı da araştırılmıştır. Deneysel çalışmalarda, karakterizasyonu KOİ 5000 mg/L, PO₄-P 84,4 mg/L, NH₄-N 85 mg/L olan sentetik atıksu kullanılmıştır. ÇÇ olarak MgSO₄, İO membranı olarak boru tipi ince film kompozit (TFC)

membran modülü ve MF membranı olarak polivinilidinden florür (PVDF) boşluklu elyaf membran modülü kullanılmıştır. İO modülü için aktif membran yüzey alanı 331 cm²'dir. Çalışmada kullanılan biyoreaktör 0,5 L etkili hacme sahip olup sıcaklık 35°C'de sabit tutulmuştur. İO membranı ile 40 günlük işletme süresince hidrolik bekletme süresi (HBS) 2,2 gün alınmış olup J_w 'nin 0,78–0,26 L/m²·saat aralığında değişim gösterdiği raporlanmıştır. İşletim süreleri sonunda biyoreaktörde toplam çözünmüş madde (TÇM) 12 g/L ve metan miktarı 0,2 L CH₄/g KOİ_{giderilen} olarak belirlenmiştir. Sistemde giderim verimleri KOİ, PO₄-P, NH₄-N sırasıyla %99,9, >%95 ve >%95 olarak belirlenmiştir. Ayrıca, sistemin işletim süresi sonunda kirli İO membranında yapılan FEEM analizi neticesinde, paralel olarak işletilen AnOMBR sistemine kıyasla, bu sistem ile membran kirlenmesinin azaldığı doğrulanmıştır. Çalışma sonunda, UASB-OMBR sisteminin kullanılmasıyla, membran kirlenmesinin etkin bir şekilde kontrol edilebildiği ve fosforun strüvit formunda geri kazanılabildiği rapor edilmiştir.

Chang ve diğ. (2022) tarafından yapılan diğer çalışmada ise karakterizasyonu KOİ 500 mg/L, AKM<10 mg/L ve NH₄⁺-N 2–15 mg/L olan yarı iletken endüstrisine ait tetrametilamonyum hidroksit (TMAH) içeren atıksu ve ÇÇ olarak MgSO₄ kullanılmıştır. ÇÇ'nin geri kazanımı için MD sistemi UASB MF-OMBR sistemine entegre edilmiştir. Çalışmada arıtım performansları; TMAH, NH₄⁺-N, PO₄⁻³-P rejeksiyonları ve biyogaz miktarı esas alınarak değerlendirilmiştir. Sistemin işletimi sırasında farklı zamanlarda alınan numunelerde mikrobiyal topluluk analizleri gerçekleştirilmiştir. MF süzöntüsünden nütrient geri kazanımı çalışmaları yapılmıştır. Ayrıca İO membranında meydana gelen kirlenmenin araştırılması için SEM-EDX ve FEEM analizleri gerçekleştirilmiştir. Çalışmada kullanılan hibrit sistem ile >%99,9 TMAH giderimi elde edilmiştir. Sistemde *Methanosaeta* türünün baskın tür olduğu belirlenmiştir. Membran kirlenmesine hümik asit benzeri malzemelerin katkıda bulunduğu belirlenmiştir.

2.1. NÜTRİENT GERİ KAZANIMI

Literatürde azot ve fosforun geri kazanımı için kimyasal çöktürme (Huang ve diğ., 2016), kristalizasyon (Crutchik ve diğ., 2017) ve adsorpsiyon (Joshiba ve diğ., 2021) gibi yöntemler uygulanmaktadır. Bu yöntemlerin uygulanabilirliği, maliyet ve işletme şartlarına bağlı olarak bazı kısıtlamalarla sınırlıdır. Bu kısıtlamaları ortadan kaldırmak için, azot ve fosforun kimyasal çökelme yoluyla strüvit şeklinde geri kazanımı, uygun maliyetli ve yönetilebilir nütrient geri kazanım yöntemi olarak ortaya çıkmıştır (Ramaswamy ve diğ., 2022).

Anaerobik arıtma sırasında, atıksu içerisindeki organik azot ve fosfor içeren kirletici maddeler bozunarak $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ve $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'ye dönüşmektedir. Atıksu arıtımında strüvit eldesi, atıksulardan $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ve $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'yi uzaklaştırarak atıksudan nütrient giderimi ile yenilenebilir ve yavaş salınımlı bir gübre üretimini mümkün kılmaktadır (Pavez-Jara ve diğ., 2024). Strüvit ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$); magnezyum, amonyum ve fosfattan oluşan kristalimsi bir mineral olup strüvit eldesi ile fosfor ve azot etkin bir şekilde geri kazanılabilmektedir. Strüvit, nütrient kaynağı (özellikle fosfor kaynağı) ve gübre üretimi için hammadde olarak kullanılabilmektedir. Günümüzde, Amerika Birleşik Devletleri, Hollanda ve Kanada gibi bazı ülkelerde strüvit ticari gübre olarak başarılı bir şekilde üretilmektedir (Pavez-Jara ve diğ., 2024). Stokiyometrik strüvit oluşum tepkimesi Denklem 2.1'de gösterilmektedir (Le ve diğ., 2024a; Pavez-Jara ve diğ., 2024).



Burada n; 0, 1, 2, 3 değerlerini alabilmektedir.

Denklem 2.1'den de görüldüğü gibi strüvit çökmesi çift yönlü bir tepkime olup hem ileri hem de geri yönde eşzamanlı olarak meydana gelebilmektedir. Bu nedenle, tepkime şartlarına bağlı olarak çöken strüvit çözünabilmektedir. Mg^{+2} , NH_4^+ ve PO_4^{3-} iyonlarının molar konsantrasyonu çarpımı, strüvitin çözünürlük çarpımından ($K_{sp}=10^{-13,26}$) daha yüksekse Denklem 2.1'de gösterildiği gibi strüvit çökmesi meydana gelmektedir. Strüvit çökmesini Mg^{+2} , NH_4^+ , PO_4^{3-} iyonlarının molar oranları, pH, sıcaklık, ortamda potasyum (K^+), kalsiyum (Ca^{+2}), sodyum (Na^+) gibi rekabet eden iyonlarının varlığı ve Mg^{+2} kaynağı gibi faktörler etkilemektedir. Strüvit çökmesi için $\text{Mg}^{+2}:\text{NH}_4^+:\text{PO}_4^{3-}$ oranının 1:1:1/1,2:1:1/1,5:1:1 olması gerekmektedir (Guan ve diğ., 2023). pH da strüvit çökmesini etkileyen önemli bir faktördür. Literatürde strüvit çökmesi için 7–11,5 gibi geniş bir pH aralığı belirtilmiş olmasına rağmen optimum pH aralığı genellikle 8–9,5'tur (Aguilar-Pozo ve diğ., 2023; Guan ve diğ., 2023).

Strüvit çökmesinde önemli faktörlerden biri de atıksuda bulunan Mg^{+2} , NH_4^+ , PO_4^{3-} iyonlarının konsantrasyonları ve molar oranlarıdır. Genellikle, evsel/kentsel/endüstriyel atıksuların çoğunda Mg^{+2} konsantrasyonlarının NH_4^+ ve PO_4^{3-} konsantrasyonlarına kıyasla düşük olduğu bilinmektedir (Guan ve diğ., 2023). Örneğin, mezbaha atıksuları, sırasıyla NH_4^+ ve PO_4^{3-} 'a biyolojik olarak parçalanabilen yüksek miktarda organik azot ve orta düzeyde organik fosfor içeriğine sahiptir. Mezbaha atıksularından strüvit geri kazanımının araştırılması amacıyla yapılan çalışmalarda ilave Mg^{+2} kullanımına ihtiyaç duyulduğu belirtilmektedir. Bu

nedenle, mezbaha atıksuları gibi Mg^{+2} içeriği olmayan ya da sınırlı olan atıksulardan strüvit geri kazanımı yapabilmek için atıksuya $MgCl_2$, $MgSO_4$, MgO ve $Mg(OH)_2$ gibi harici bir Mg^{+2} kaynağı eklenmesi gerekmektedir. İlave Mg^{+2} 'nin, strüvit üretim maliyetinin %10–75'ini oluşturduğu literatürde belirtilmiştir (Bradford-Hartke ve diğ., 2021; Rodrigues ve diğ., 2022).

Strüvit çökmesinde, yukarıda da belirtildiği gibi atıksu sistemlerinde Mg^{+2} içeriğinin düşük olması nedeniyle uygun Mg^{+2} kaynağının seçimi önemlidir. Kullanılacak olan Mg^{+2} kaynağı yüksek çözünürlüğe ve düşük maliyete sahip olmalıdır. $MgCl_2$ ve $MgSO_4$ gibi Mg^{+2} tuzları yüksek çözünürlüklü olarak kategorize edilirken MgO , $Mg(OH)_2$ ve $MgCO_3$ gibi Mg^{+2} tuzları ise düşük çözünürlüklü olarak kategorize edilmektedir. Literatürde, strüvit geri kazanımı için Mg^{+2} tuzlarının kullanım sıralaması $MgCl_2 > MgSO_4 > MgO > Mg(OH)_2 > MgCO_3$ şeklinde verilmiştir. Çözünürlüğü düşük Mg^{+2} tuzlarının Mg^{+2} kaynağı olarak kullanılması durumunda, çözünme için sisteme asit ilavesi (HCl ve HNO_3 gibi) gerekmekte, bu da sistem pH'sinde değişikliğe yol açmaktadır (Gunay ve diğ., 2008; Guan ve diğ., 2023). Bununla birlikte, bir sistemde strüviti oluşturan iyonlar dışında başka iyonların bulunması da strüvit çökmesi verimini olumsuz yönde etkilemektedir. Örneğin, sistemde bulunan K^+ ve Na^+ iyonlarının fosforla tepkimeye girmesiyle $MgKPO_4$ (K-strüvit) ve $MgNaPO_4$ oluşmakta ve böylece strüvit çökmesi engellenmektedir. Sıcaklık da strüvit kristallerinin çözünürlüğünün, oluşum hızının ve morfolojisinin belirlenmesinde önemli bir rol oynamaktadır. Strüvit oluşumu için en uygun sıcaklığın 25–35°C aralığında olduğu bununla birlikte 30°C'nin strüvitin minimum çözünürlüğe ulaştığı sıcaklık olduğu belirtilmiştir (Nagarajan ve diğ., 2023).

Atıksulardan strüvit geri kazanımında, $MgCl_2$ ve $MgSO_4$ gibi Mg^{+2} içeren ÇÇ'lerin kullanıldığı İO tabanlı arıtma proseslerinin uygulanması, harici Mg^{+2} ilavesi ihtiyacını ortadan kaldırmaktadır. İO prosesinde ters tuz akısı ile ÇÇ içerisindeki iyonlar ÇÇ'den biyoreaktöre geçmektedir. ÇÇ olarak $MgCl_2$ veya $MgSO_4$ kullanıldığında da ters tuz akısıyla Mg^{+2} biyoreaktöre geçmekte ve böylece strüvit oluşumu için gerekli Mg^{+2} kaynağı sağlanmaktadır. Son yıllarda farklı arıtım proseslerinin uygulandığı atıksulardan strüvit geri kazanımını araştıran birçok çalışma yapılmıştır (Li ve diğ., 2020; Company ve diğ., 2022; Lavudya ve diğ., 2023). Chang ve diğ. (2019b) ve Chang ve diğ. (2022) ÇÇ olarak $MgSO_4$ kullandıkları UASB MF-OMBR sisteminde elde edilen MF süzöntülerinden strüvit çökmesi ile fosfor geri kazanımını araştırmışlardır. Chang ve diğ. (2019b), arıtım sırasında elde edilen MF süzöntüsünden kimyasal çöktürme ile strüvit eldesini çalışmışlardır. Farklı pH değerlerinde (9, 10, 11, 12) yapılan çalışmada pH=11'de strüvit çökmesinin meydana geldiğini X-ışını

kırınımı (XRD) analizi ile belirlemişlerdir. Ayrıca, yaptıkları çökelme hesapları sonucunda, strüvitin yanısıra $Mg(OH)_2$ 'nin de çökebileceğini belirtmişlerdir. Bununla birlikte, $Mg(OH)_2$ 'nin çözünürlük çarpımının ($K_{sp}=7,2 \times 10^{-11}$, 25°C'de) strüvite göre daha yüksek olması ($K_{sp}=7,1 \times 10^{-14}$, 25°C'de) nedeniyle strüvitin $Mg(OH)_2$ 'den önce çökeceğini belirtmişlerdir. Ayrıca, işletim sırasında biyoreaktör tabanında da beyaz strüvit çökeleklerinin görüldüğü raporlanmıştır. Sonuç olarak, fosforun UASB MF-OMBR sisteminden strüvit formunda geri kazanılabileceği gösterilmiştir. Chang ve diğ. (2022) de bir UASB MF-OMBR sisteminden elde ettikleri MF süzütüsünde 9, 10, 11, 12 pH değerlerinde strüvit çökmesini araştırmışlardır. Çalışmada, fosforun strüvit formunda geri kazanılması için optimum pH değeri 9 olarak belirlenmiştir. Strüvitin yanısıra, $Mg(OH)_2$ 'nin ($K_{sp}=7,2 \times 10^{-11}$, 25°C'de) ve $Mg_3(PO_4)_2$ 'nin ($K_{sp}=1,04 \times 10^{-24}$, 25°C'de) de çökebileceğini belirtmişlerdir.

3. YÖNTEM

3.1. ATIKSU VE ÇAMUR KARAKTERİZASYONU

3.1.1. Sentetik Mezbaha Atıksuyu Karakterizasyonu

Çalışmada sentetik mezbaha atıksuyu kullanılmıştır. Sentetik mezbaha atıksuyu Stephenson ve Lester (1985)'de verilen reçete (KOİ 2500 mg/L) esas alınarak hazırlanmıştır. Sentetik atıksu ve iz element çözeltisinin kompozisyonu Tablo 3.1 ve Tablo 3.2'de verilmektedir.

Tablo 3.1: Sentetik mezbaha atıksuyu kompozisyonu (Stephenson ve Lester, 1985).

Parametre	Birim	Değer
Et özütü	mg/L	1950
C ₃ H ₈ O ₃	mg/L	200
NH ₄ Cl	mg/L	360
NaCl	mg/L	50
KH ₂ PO ₄	mg/L	30
CaCl ₂	mg/L	24
MgSO ₄ .7H ₂ O	mg/L	7,5

Tablo 3.2: İz element çözeltisinin kompozisyonu (Stephenson ve Lester, 1985).

Parametre	Birim	Değer
Co(NO ₃) ₂ .6H ₂ O	g/L	2,00
FeCl ₂ .4H ₂ O	g/L	2,00
C ₁₀ H ₁₆ N ₂ O ₈	g/L	1,00
MnCl ₂ .4H ₂ O	g/L	0,50
Na ₂ SeO ₄	g/L	0,10
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	g/L	0,09
H ₃ BO ₃	g/L	0,05
NiCl ₂ .6H ₂ O	g/L	0,05
ZnCl ₂	g/L	0,05
Cu(NO ₃) ₂ .3H ₂ O	g/L	0,03
HCl	g/L	1,00

Sentetik mezbaha atıksuyu, bir mezbaha tesisinden temin edilen gerçek mezbaha atıksuyunun ortalama KOİ konsantrasyon değeri dikkate alınarak, KOİ konsantrasyon değeri 5000 mg/L olacak şekilde hazırlanmıştır. Sentetik mezbaha atıksuyu karakterizasyonu Tablo 3.3'te verilmektedir.

Tablo 3.3: Sentetik mezbaha atıksuyu karakterizasyonu.

Parametre	Birim	Değer
pH	-	8,5
KOİ	mg/L	5000
TKN	mg/L	780
NH ₄ ⁺ -N	mg/L	155
TP	mg/L	15
PO ₄ ⁻³ -P	mg/L	13
Cl ⁻	mg/L	180
AKM	mg/L	900
Toplam alkalinite	mg CaCO ₃ /L	1125
İletkenlik	μS/cm	4900

3.1.2. Aşı Çamuru Karakterizasyonu

Çalışma kapsamında, AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinin işletiminde kullanılan aşı çamuru, İstanbul İli sınırları içerisinde bulunan bir şekerleme endüstrisine ait anaerobik arıtma tesisinden alınmıştır. Aşı çamurunda AKM, UAKM, viskozite ve hidrofobisite analizleri gerçekleştirilmiş olup analiz sonuçları Tablo 3.4'te verilmektedir.

Tablo 3.4: Çalışmada kullanılan anaerobik aşı çamuru karakterizasyonu.

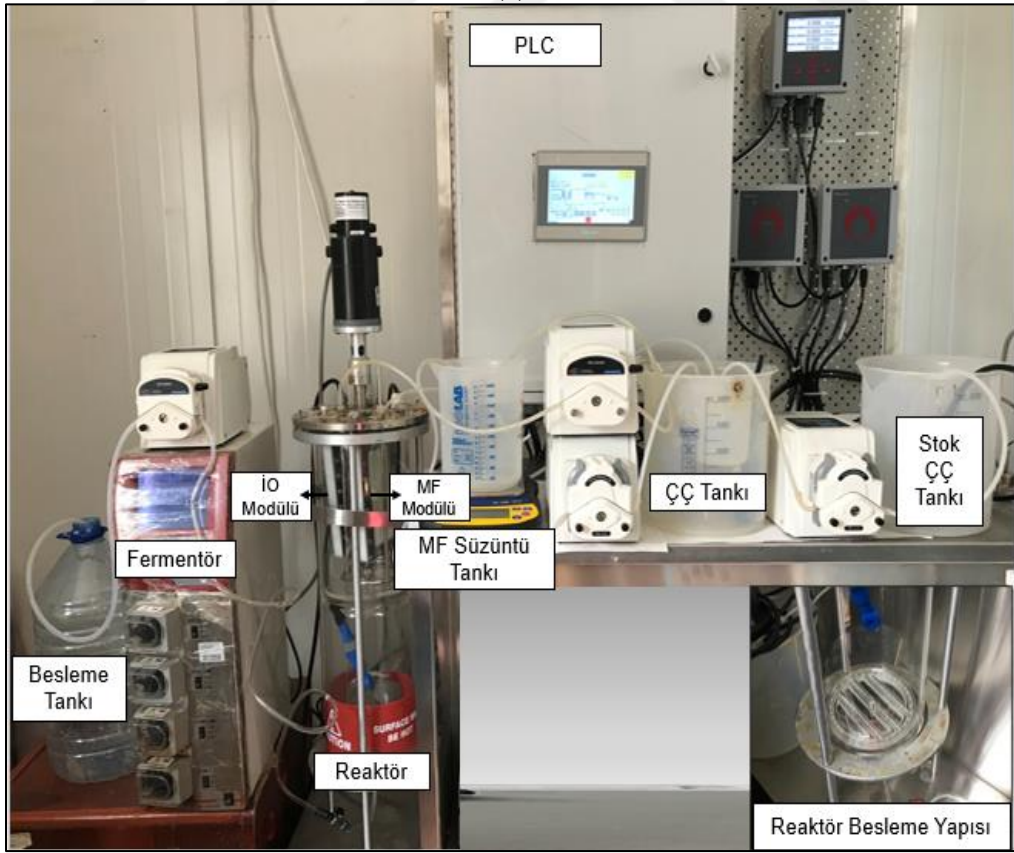
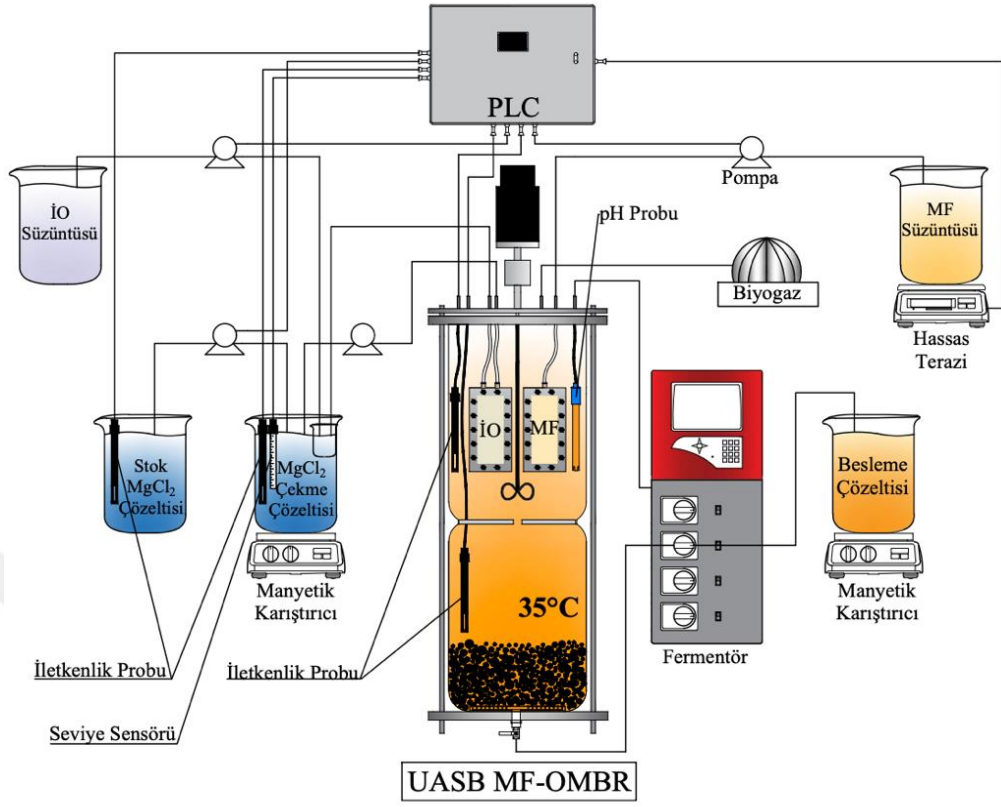
Parametre	Birim	Değer
AKM	g/L	40
UAKM	g/L	37
UAKM/AKM	%	91
Hidrofobisite	%	57
Viskozite	cP	152

3.2. ÇALIŞMADA KULLANILAN BİYOREAKTÖR SİSTEMLERİ VE İŞLETME KOŞULLARI

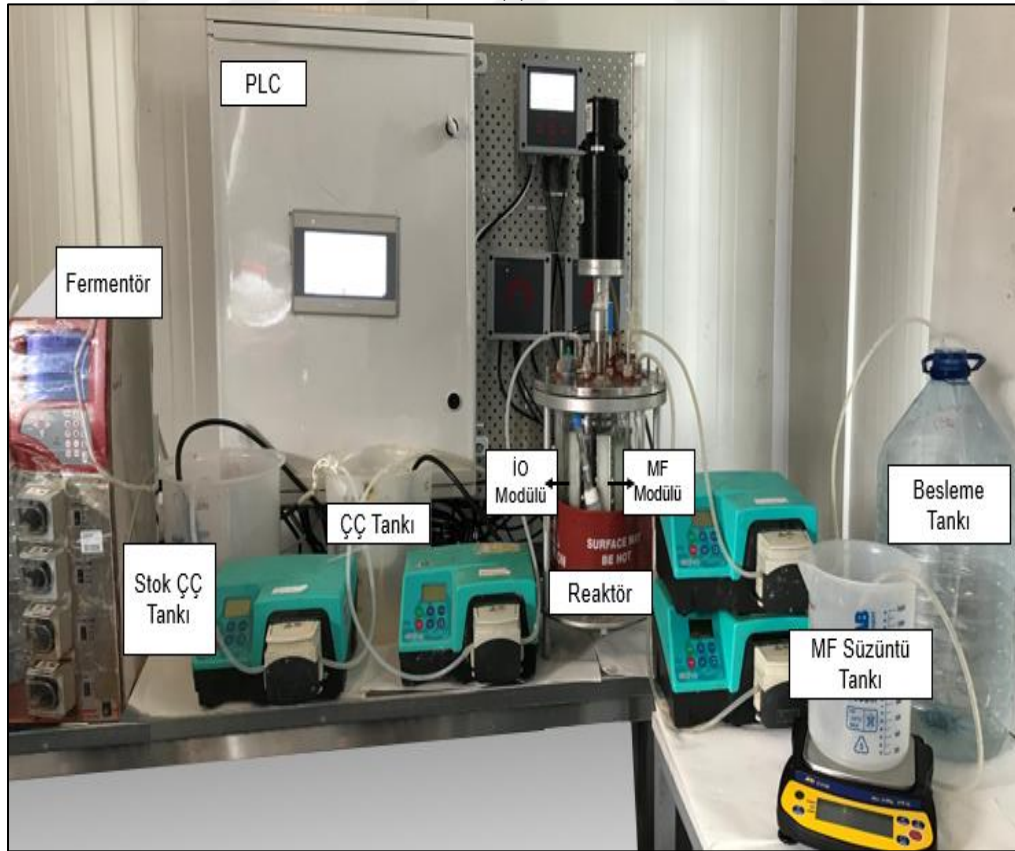
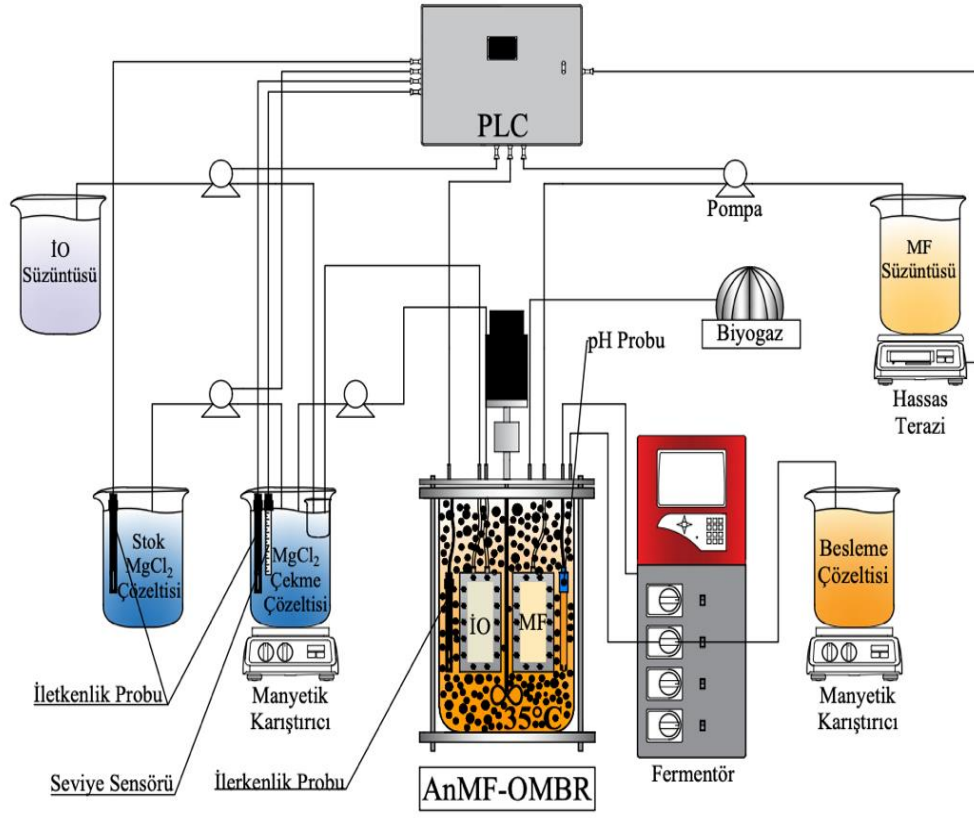
Çalışmada kullanılan UASB MF-OMBR ve AnMF-OMBR sistemlerinde ELECTROLAB firmasından temin edilen FERMAC 320 model fermentör kontrol ünitesi kullanılmaktadır. UASB MF-OMBR sisteminde 1 adet cam biyoreaktör, 1 adet ÇÇ tankı, 1 adet stok ÇÇ tankı, 1 adet MF süzöntü tankı ve programlanabilir lojik kontrol (PLC) sistemi

bulunmaktadır. Biyoreaktörün kapak kısmı sızdırmaz özellikte olup biyoreaktörde 1 adet pH probu, 1 adet ORP probu, 1 adet termometre, 1 adet seviye sensörü, 2 adet iletkenlik probu, sıcaklık ceketi ve mekanik karıştırıcı mevcuttur. Biyoreaktöre entegre edilmiş fermentör kontrol ünitesinde pH, sıcaklık ve karıştırma hızı parametrelerinin ayarlanabildiği bir ekran ve 4 adet dahili pompa bulunmaktadır. Bu pompalardan ikisi biyoreaktörde pH değerinin sabit tutulması amacıyla asit-baz dozajlarını yapmaktadır. Bir diğer pompa ile de biyoreaktöre atıksu beslemesi yapılmaktadır. Sistemde ayrıca 4 adet peristaltik pompa bulunmaktadır. Bu pompalar ile ÇÇ tankından İO membran modülüne ÇÇ sirkülasyonu yapılması, stok ÇÇ tankından ÇÇ tankına ÇÇ sirkülasyonu yapılması, ÇÇ tankında seviye kontrolünü sağlamak amacıyla seyrelmiş ÇÇ tankından süzüntü alınması ve MF modülünden süzüntü alınması işlemleri gerçekleştirilmektedir. Sistemde bulunan PLC sistemi ile süzüntü alma, dinlenme/bekleme ve geri yıkama periyotları istenilen süreler için ayarlanabilmektedir. ORP ölçümleri ise yalnızca Tethys üzerinden kayıt altına alınmaktadır. UASB MF-OMBR, 70 cm yüksekliğe sahiptir. Biyoreaktör 11 L iç hacme sahip olup 9,7 L hacmi aktif olarak kullanılmaktadır. Biyoreaktörün, biyolojik parçalanmanın gerçekleştiği çamur yatak bölgesi (UASB reaktör, biyotik bölge) ile İO ve MF membran modüllerinin bulunduğu abiyotik bölgesi, gaz-sıvı-katı ayrımı yapan bir aparatla ayrılmıştır. Biyoreaktörün abiyotik bölgesi tam karışımli olup, karıştırma işlemi pedallı mekanik karıştırıcıyla 150 rpm'de gerçekleştirilmektedir. Atıksu, biyoreaktörün tabanından beslenmektedir. Biyoreaktör içerisinde oluşan biyogaz, biyoreaktör dışına yerleştirilen sızdırmaz gaz toplama torbalarında toplanmaktadır. Toplanan biyogazın bileşimi Advance Optima AO2020 Gaz Analizörü cihazı ile ölçülmüştür. Şekil 3.1'de UASB MF-OMBR sisteminin şematik gösterimi ve fotoğrafı verilmektedir.

AnMF-OMBR sisteminde de yukarıda UASB MF-OMBR sistemi için belirtilen fermentör kontrol ünitesi, ÇÇ tankı, stok ÇÇ tankı, MF süzüntü tankı ve PLC sistemi kullanılmaktadır. AnMF-OMBR sisteminde kullanılan cam biyoreaktör, 30 cm yüksekliğe, 5 L iç hacme ve 4,5 L aktif hacme sahiptir. AnMF-OMBR sisteminde atıksu, biyoreaktörün üst kısmından beslenmektedir. Biyoreaktör içerisinde oluşan biyogaz, biyoreaktör dışına yerleştirilen sızdırmaz gaz toplama torbalarında toplanmaktadır. Şekil 3.2'de AnMF-OMBR sisteminin şematik gösterimi ve fotoğrafı verilmektedir.

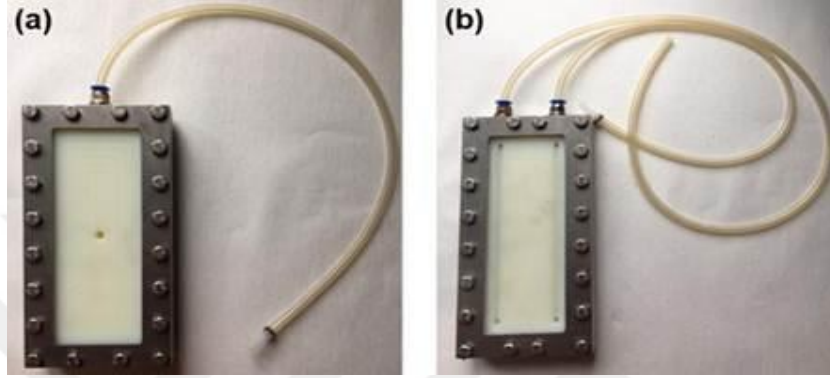


Şekil 3.1: UASB MF-OMBR sisteminin (a) Şematik gösterimi, (b) Fotoğrafı.



Şekil 3.2: AnMF-OMBR sisteminin (a) Şematik gösterimi, (b) Fotoğrafı.

Biyoreaktörlerde, kestamit ve çelik malzemeden üretilmiş düz tabaka İO ve MF membran modülleri kullanılmıştır. Her iki membran modülü de 20x10x3 cm ebatlarındadır. Bir modül için aktif membran yüzey alanı yaklaşık 100 cm²'dir (16,5 x 6 cm). İO modülünde 4 mm'lik bir giriş ve çıkış hattı bulunmakta, MF modülünde ise 4 mm'lik tek bir süzüntü çıkış hattı yer almaktadır. İO ve MF membran modülleri Şekil 3.3'te gösterilmekte ve teknik özellikleri sırasıyla Tablo 3.5 ve Tablo 3.6'da verilmektedir.



Şekil 3.3: Düz tabaka (a) MF membran modülü ve (b) İO membran modülü.

Tablo 3.5: Düz tabaka İO membranının teknik özellikleri.

Ticari İsmi	CTA-İO
Membran malzemesi	Selüloz triasetat
Maksimum sıcaklık, °C	50
pH aralığı	3-7
Maks. iç basınç, bar	5,20
Min. TMP, bar	0,35

Tablo 3.6: Düz tabaka MF membranının teknik özellikleri.

Ticari İsmi	FM MP005
Membran malzemesi	Hidrofilik polietersülfon
Saf su akışı, L/m².saat	> 800
Nominal por çapı, µm	0,05
pH aralığı	0-14
Maks. sıcaklık, °C	95

AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemleri, biyoreaktör içindeki AKM konsantrasyonu 10 g/L olacak şekilde aşı çamuru ile işletmeye alınmıştır. Sistemler; 35°C'lik mezofilik sıcaklıkta, 7,5±0,5 pH'de ve 150 rpm karıştırma hızında işletilmiştir.

Aşı çamuru eklenen sistemler kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi çalışmalarına başlamadan önce ilk olarak 75 gün süre ile sentetik mezbaha atıksuyu ile aklime edilmiştir. Aklimasyon aşaması, sistemlere sadece MF membranı daldırılarak gerçekleştirilmiş olup

sistemler KOİ giderim verimi açısından kararlı hale ulaşana kadar sürdürülmüştür. Aklımasyon aşaması sisteme sadece MF membranı daldırılarak gerçekleştirildiğinden bu aşamada sistemler AnMBR ve UASB MBR olarak adlandırılmıştır. Aklımasyon aşamasında sistemler 2 farklı işletme koşulunda işletilmiştir. AnMBR, OYH: 1,3 kg KOİ/m³.gün ve 0,7 kg KOİ/m³.gün'e karşılık gelen HBS: 3,8 gün (I. Periyot) ve 6,7 gün (II. Periyot) ile işletilmiştir. UASB MBR ise OYH: 0,6 kg KOİ/m³.gün ve 0,7 kg KOİ/m³.gün'e karşılık gelen HBS: 8,1 gün (I. Periyot) ve 6,7 gün (II. Periyot) ile işletilmiştir. Sistemler, 13 dk süzöntü alma ve 2 dk süzöntü ile geri yıkamadan oluşan toplam 15'er dk'lık döngüler halinde işletilmiştir. Aklımasyon aşaması bittikten sonra sistemlere İO membranları da daldırılarak kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi çalışmalarına başlanmıştır. ÇÇ olarak MgCl₂ kullanılmıştır. Sistemler, farklı ÇÇ konsantrasyonlarında (0,47 M, 1 M ve 1,5 M) yaklaşık 120 gün süre ile işletilmiştir. En düşük ÇÇ konsantrasyonu olarak deniz suyunun osmotik basıncı olan 30 bar osmotik basınca karşılık gelen 0,47 M MgCl₂ seçilmiştir. 1 ve 1,5 M ÇÇ konsantrasyonları ise literatürde biyoreaktörlerde inhibisyon etkisini değerlendirmek için yaygın olarak kullanılan konsantrasyonlar olduğu için seçilmiştir. 0,47 M, 1 M ve 1,5 M MgCl₂ ile sırasıyla AnMF-OMBR'de 1–50, 51–75, 76–117 gün; UASB MF-OMBR'de 1–45, 46–77 ve 77–118 gün aralığında çalışılmıştır. Her üç ÇÇ konsantrasyonu ile işletim sırasında ÇÇ tanklarındaki ÇÇ konsantrasyonu, iletkenlik ölçerler ile anlık olarak takip edilmiş, stok ÇÇ tankından (4 M MgCl₂) ÇÇ tankına besleme yapılarak ÇÇ konsantrasyonu sabit tutulmuştur. ÇÇ tankının hacmi de bir seviye sensörü kullanılarak izlenmiştir. İO membranından alınan süzöntü, ÇÇ tankındaki seyreltilmiş ÇÇ bölmesinde toplanmış, ardından analizlerde kullanılmak üzere alınmıştır. Biyoreaktörlerde de iletkenlikler anlık olarak ölçülerek biyoreaktör içi iletkenlik değerlerinin 10 mS/cm değerine yükselmesi durumunda MF modülü otomatik olarak devreye girmiş ve iletkenlik değeri 8 mS/cm'ye düşene kadar çalışmaya devam etmiştir. Sonrasında İO modülü devreye girmiş ve iletkenlik 10 mS/cm'ye yükselene kadar çalışmaya devam etmiştir. MF modülü devredeyken sistemlerden alınan MF akıları AnMF-OMBR ve UASB MF OMBR'de sırasıyla 3 ve 6 L/m²saattir. Bu akılara karşılık gelen HBS'ler ise her iki sistem için de 6,7 gündür. İO modülü devredeyken sistemlerden alınan İO akıları değişiklik gösterdiğinden hesaplanan İO akılarına karşılık gelen HBS'ler AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR için sırasıyla 1,9–6,2 gün ve 3,5–9,7 gün aralığındadır. Tüm çalışma boyunca biyoreaktörler teorik olarak sonsuz ÇY'de işletilmiştir.

Her iki sistem için de kritik ÇÇ konsantrasyonu belirlendikten sonra sistemler farklı KOİ (5000 mg/L, 7500 mg/L) değerlerinde işletilmiştir. Bu aşamada sistemlere yeni aşı çamuru eklenmiştir. Aşı çamuru eklenen sistemler 50 gün süre ile sentetik mezbaha atıksuyuna aklime edilmiştir. Aklimasyon aşamasından sonra sistemler 0,47 M $MgCl_2$ ÇÇ ile I. periyotta 5000 mg/L giriş KOİ'si ve II. periyotta 7500 mg/L giriş KOİ'si ile sırasıyla 78 ve 75 gün işletilmiştir.

Kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi ve farklı KOİ değerleri ile gerçekleştirilen çalışmalara ait işletme koşulları Tablo 3.7'de verilmektedir.

Tablo 3.7: Sistemlere ait işletme koşulları.

Aklimasyon						
Parametre	AnMBR			UASB MBR		
I. Periyot						
MF Akısı (L/m ² .sa)	5			5		
HBS (gün)	3,8			8,1		
OYH (kg KOİ/m ³ .gün)	1,3			0,6		
Başlangıç KOİ konsantrasyonu (S ₀ , mg/L)	5000			5000		
II. Periyot						
MF Akısı (L/m ² .sa)	3			6		
HBS (gün)	6,7			6,7		
OYH (kg KOİ/m ³ .gün)	0,7			0,7		
Başlangıç KOİ konsantrasyonu (S ₀ , mg/L)	5000			5000		
Kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi						
Parametre	AnMF-OMBR			UASB MF-OMBR		
ÇÇ konsantrasyonu (M)	0,47	1	1,5	0,47	1	1,5
İşletme süresi (gün)	50	25	42	45	32	41
MF akısı (L/m ² .sa)	3			6		
Sistemlerin farklı KOİ değerlerinde işletilmesi						
I. Periyot						
ÇÇ konsantrasyonu (M)				0,47		
Başlangıç KOİ konsantrasyonu (S ₀ , mg/L)				5000		
OYH (kg KOİ/m ³ .gün)				0,7		
İşletme süresi (gün)				78		
MF akısı (L/m ² .sa)	AnMF-OMBR: 3; UASB MF-OMBR: 6					
II. Periyot						
ÇÇ konsantrasyonu (M)				0,47		
Başlangıç KOİ konsantrasyonu (S ₀ , mg/L)				7500		
OYH (kg KOİ/m ³ .gün)				1,1		
İşletme süresi (gün)				75		
MF akısı (L/m ² .sa)	AnMF-OMBR: 3; UASB MF-OMBR: 6					

Tez çalışması süresi boyunca AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinin performanslarının izlenmesinde uygulanan deney programı Tablo 3.8'de verilmiştir. AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinden biyoreaktör içlerinden alınan numuneler 3000 rpm'de 15 dakika boyunca santrifüjlenerek elde edilen süpernatant numunelerine belirlenen analizler yapılmıştır.

Tablo 3.8: Tez çalışması süresi boyunca uygulanan deney programı.

Parametre	AnMF-OMBR/ UASB MF-OMBR süpernatantları	İÖ süzüntüsü	MF süzüntüsü	Membran
Sıcaklık	Haftada 7 gün	-	-	-
pH	Haftada 7 gün	-	Haftada 7 gün	-
İletkenlik	Haftada 7 gün	Haftada 7 gün	Haftada 7 gün	-
KOİ	Haftada 3 gün	Haftada 3 gün	Haftada 3 gün	-
Toplam Alkalinite	Haftada 3 gün	Haftada 3 gün	Haftada 3 gün	-
TKN	Ayda 2 gün	Ayda 2 gün	Ayda 2 gün	-
NH ₄ -N	Haftada 3 gün	Haftada 3 gün	Haftada 3 gün	-
PO ₄ -P	Haftada 3 gün	Haftada 3 gün	Haftada 3 gün	-
Biyogaz kompozisyonu	Haftada 3 gün	-	-	-
AKM	Haftada 1 gün	-	-	-
UAKM	Haftada 1 gün	-	-	-
FTIR	-	-	-	Çalışma döngüsü tamamlandığında
SEM-EDX	-	-	-	Çalışma döngüsü tamamlandığında
AFM	-	-	-	Çalışma döngüsü tamamlandığında
CLSM	-	-	-	Çalışma döngüsü tamamlandığında
Yeni Nesil Dizileme (Next-generation sequencing, NGS)	Ham çamur, yarı kararlı hallerde seçilen numunelerde	-	-	-

3.2.1. İÖ Membranında Su, Ters Tuz Akısı, Ters Tuz Akısı Seçiciliğinin Hesaplanması

AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinin İÖ membranı su akıları (J_w , L/m².saat), işletme boyunca belirli zaman aralıklarında biyoreaktör ve ÇÇ tankında ölçülen TÇM değerleri kullanılarak kütle dengesi yoluyla belirlenmiştir. J_w , ÇÇ tankında TÇM'nin konsantrasyon değişimine bağlı hacim değişikliklerinin hesaplanmasıyla elde edilmiştir (Denklem 3.1).

$$J_w = \frac{1}{A} \frac{dV}{dt} \quad (3.1)$$

Denklem 3.1'de J_w İÖ membranı su akısı (L/m².saat), A etkili membran alanı (m²), dV ÇÇ tankındaki hacim değişimi (L) ve dt zaman aralığıdır (saat). Ters tuz akısı (J_s , g/m².saat), ÇÇ tankından biyoreaktöre geçen tuz akısını ifade etmekte olup biyoreaktörden ÇÇ tankına geçen su akısının ΔC (Biyoreaktördeki TÇM konsantrasyonunun zamana karşı değişim) ile çarpılmasıyla elde edilmiştir (Denklem 3.2).

$$J_s = J_w \times \Delta C \quad (3.2)$$

Denklem 3.2’de J_s ters tuz akısı ($\text{g/m}^2.\text{saat}$) ve ΔC biyoreaktörde zamana karşı TÇM konsantrasyonundaki değişimi göstermektedir (g/L). İO membranının performansını belirlemek amacıyla ters tuz akısı seçiciliği de (RSFS, L/g) hesaplanmıştır (Denklem 3.3). RSFS, J_w 'nin J_s 'ye oranını ifade etmektedir.

$$\text{RSFS} = J_w/J_s \quad (3.3)$$

3.2.2. MF Membranında Su Akısının Hesaplanması

AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde, MF membranları çalışırken dakika başına toplanan MF süzüntüsü miktarı, PLC sistemine entegre edilmiş terazi ile gram cinsinden kaydedilmiştir. 24 saatte toplanan MF süzüntüsü miktarı, L biriminde ifade edilerek ve MF membranının aktif membran alanı göz önüne alınarak MF membranı akısı ($\text{L/m}^2.\text{saat}$) hesaplanmıştır (Denklem 3.4).

$$Akı, J \left(\frac{\text{L}}{\text{m}^2.\text{saat}} \right) = \frac{\text{L/gün}}{(0,01 \text{ m}^2)(24 \text{ saat})} \quad (3.4)$$

3.2.3. Kirletici Madde Giderimlerinin Hesaplanması

Sistemlerde arıtma performansları değerlendirilirken elde edilen giderimler, İO membranının ya da MF membranının kullanılması durumunda farklı terimler ile ifade edilmiştir. İO membranı ile arıtma performansı değerlendirilirken rejeksiyon ifadesi kullanılmıştır. Rejeksiyon, besleme atıksuyundaki ve İO süzüntüsündeki kirletici konsantrasyonları esas alınarak hesaplanmıştır. Bununla birlikte MF membranının kullanılması durumunda ve biyolojik aktiviteye bağlı olarak arıtma performansı değerlendirilirken giderim verimi ifadesi kullanılmıştır. MF membranının kullanılması durumunda giderim verimi besleme atıksuyundaki ve biyoreaktöre ait MF süzüntüsündeki kirletici konsantrasyonları; biyolojik aktiviteye bağlı giderim verimi besleme atıksuyundaki ve biyoreaktöre ait süpernatanttaki kirletici konsantrasyonları esas alınarak hesaplanmıştır. NH_4^+-N ve $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ rejeksiyon ya da giderim verimi hesaplarında, besleme atıksuyundaki konsantrasyon olarak süpernatanttaki NH_4^+-N ve $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ konsantrasyonları dikkate alınmıştır. Bunun sebebi, sentetik atıksuda bulunan organik azot ve fosfor bileşiklerinin biyoreaktörde gerçekleşen anaerobik arıtma sırasında hidrolizi ve biyolojik parçalanması sonucunda NH_4^+-N ve $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 'ye dönüşerek biyoreaktör içinde besleme atıksuyuna göre daha yüksek konsantrasyonda bulunmasıdır (Chang ve diğ., 2017; Hu ve diğ., 2017).

3.3. ANALİTİK HİYERARŞİ PROSESİ (AHP)

Thomas Saaty tarafından geliştirilen AHP analizi, birden fazla alternatifin çoklu kriterlere göre rakamsal değerlerle sıralanarak organize ve analiz edilmesini ele almaktadır (Saaty, 2008). Saaty yönteminde AHP analizi, 4 aşamadan oluşmaktadır. Birinci aşamada problem tanımı yapılır. İkinci aşamada karar hiyerarşi yapısı oluşturulur. Bu yapı en yukarıda verilen karar, en aşağıdaysa alternatifler yer alacak şekilde oluşturulur. Üçüncü aşamada karşılaştırma matrisleri hazırlanır ve her bir matristeki elementin bir üst seviyedeki kritere göre kıyaslaması yapılır. Dördüncü aşamada ise her bir elementin karşılaştırmadan gelen öncelik değerleri alınarak bir üst seviyedeki karşılaştırma işlemi yapılır. Karşılaştırma işlemi tüm elementler ve kriterler için tekrarlanır. Sonrasında ise kriterler ve kriterlere göre sıralanmış öncelik değerleri yeni bir matris oluşturularak belirlenen kriterler için en yüksek skor alan alternatif seçilir.

AHP analizinde rakamsal değerler, her bir kriter için matris kurularak ve bu matriste bulunan tüm kriterlere birer önem seviyesi verilerek tamamlanmaktadır. Birim değerlere karşılık gelen önem dereceleri Tablo 3.9'da verilmiştir. Bu önem derecelerine göre oluşturulacak matris Tablo 3.10'da yer almaktadır.

Tablo 3.9: AHP önem dereceleri.

Önem Derecesi	Tanım
1	Eşit Önem
2	Düşük Derecede Önem
3	Orta Derecede Önem
4	Orta Üstü Derecede Önem
5	Yüksek Derecede Önem
6	Yüksek Üstü Derecede Önem
7	Çok Yüksek Derecede Önem
8	Çok Yüksek Üstü Derecede Önem
9	En Yüksek Derecede Önem

Tablo 3.10: AHP kriter matrisi.

	v_1	v_2	
v_1	v_1/v_1	v_1/v_2	v_1
v_2	v_2/v_1	v_2/v_2	v_2
	v_1	v_2	

Her bir kriter için belirlenen önem dereceleriyle oluşturulan matriste yer almakta olan birim değerlerin aralarındaki kıyaslarını sağlamak adına normalizasyon yapılır. Normalizasyon, matriste yer alan birim değerlerin ilgili birim değer kümesinin toplamına bölünmesiyle gerçekleştirilir. Normalizasyon hesabı Tablo 3.11’de verilmektedir.

Tablo 3.11: AHP birim normalizasyonu.

v₁	v₂
$v_1/((v_1/v_1)+(v_2/v_1))$	$v_1/((v_1/v_2)+(v_2/v_2))$
$v_2/((v_1/v_1)+(v_2/v_1))$	$v_2/((v_1/v_2)+(v_2/v_2))$

Normalizasyon yapıldıktan sonra elde edilen birim ağırlık katsayılarının tek bir katsayı olarak ifade edilmeleri için bu birim katsayılarının geometrik ortalaması alınarak hesaplanan öz vektörleri kullanılmaktadır (Denklem 3.5). Yapılan hesaplamalar neticesinde ağırlıklı katsayıların normalize edilmiş tüm birim değerleri, her birim için hesaplanan öz vektör katsayıları ile çarpılarak tüm katsayılar ortak kümede hesaplanır. Denklem 3.6’da ağırlıklı birim katsayı puanı hesabı verilmektedir.

$$\text{Birim değer geometrik ortalaması (x)} = \sqrt[n]{V_1 + V_2 + V_3 + \dots + V_n} \quad (3.5)$$

$$\text{Birim katsayı puanı} = \frac{(x_1 v_1^2 + x_2 v_2^2 + x_3 v_3^2 + \dots + x_8 v_8^2)}{(x_1 v_1 + x_2 v_2 + x_3 v_3 + \dots + x_8 v_8)} \quad (3.6)$$

ÇÇ’ye ait kritik konsantrasyonun belirlenmesi için AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde 0,47, 1 ve 1,5 M’da deneysel çalışmalardan veriler kullanılarak her iki biyoreaktör için de birer AHP analizi uygulanmıştır. AHP analizi kapsamında İO performansı (J_w , J_s ve RSFS), anaerobik performans (CH_4 hacmi), mikrobiyal inhibisyon (KOİ giderim verimi), su geri kazanımı (İO ve MF süzüntülerinin hacmi) ve işletim süresi (İO ve MF işletim süreleri) ana kriter olarak seçilmiştir. Belirlenen kriterler 5 ile 9 arasındaki önem derecesine göre sıralanmıştır. Önem dereceleri İO performansı (9), su geri kazanımı (9), anaerobik performans (7), mikrobiyal inhibisyon (6) ve işletim süresi (5) olarak belirlenmiştir. Bu ana kriterlere göre 9 adet alt kriter belirlenmiş olup, alt kriterlerin önem dereceleri Tablo 3.12’de gösterilmektedir.

Tablo 3.12: AHP analizinde ana ve alt kriterlerin önem dereceleri.

Ana kriter	Alt kriter	Önem derecesi
İO performansı	J_w	8
	J_s	7
	RSFS	9
Anaerobik performans	CH ₄ hacmi	8
Su geri kazanımı	İO süzüntü hacmi	8
	MF süzüntü hacmi	6
İşletim süresi	İO işletim süresi	7
	MF işletim süresi	6
Mikrobiyal inhibisyon	KOİ giderim verimi	6

3.4. ÇALIŞMADA KULLANILAN DENEYSEL YÖNTEMLER

3.4.1. pH

pH ölçümleri, Standard Metot Bölüm 4500–H⁺'de verilen yönteme göre (APHA, AWWA, WEF, 1999) Thermo Orion marka 3–Star cihazı kullanılarak yapılmıştır.

3.4.2. Alkalinite Tayini

Alkalinite tayini, Standard Metot Bölüm 2320–A, titrimetrik metot (APHA, AWWA, WEF, 1999) kullanılarak yapılmıştır.

3.4.3. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) Tayini

KOİ tayini, Standard Metot Bölüm 5220–D, kolorimetrik Closed Reflux metoduyla (APHA, AWWA, WEF, 1999) yapılmıştır.

3.4.4. Toplam Kjeldal Azotu (TKN) Tayini

TKN tayini, Standart Metot Bölüm 4500–Norg–B'de verilen yöntem (APHA, AWWA, WEF, 1999) kullanılarak yapılmıştır.

3.4.5. Amonyum Azotu (NH₄-N) Tayini

NH₄⁺–N tayini, Standart Metot Bölüm 4500–C, titrimetrik metot (APHA, AWWA, WEF, 1999) kullanılarak yapılmıştır.

3.4.6. Ortofosfat (PO₄³-P) Tayini

Ortofosfat tayini, Standart Metot Bölüm 4500–P, kolorimetrik metot (APHA, AWWA, WEF, 1999) kullanılarak yapılmıştır.

3.4.7. Askıda Katı Madde (AKM) Tayini

AKM tayini, Standart Metot Bölüm 2540–D’de yer alan yöntem (APHA–AWWA–WEF, 1999) göre yapılmıştır.

3.4.8. Uçucu Askıda Katı Madde (UAKM) Tayini

UAKM tayini, Standart Metot Bölüm 2540–E’de yer alan yöntem (APHA–AWWA–WEF, 1999) göre yapılmıştır.

3.4.9. Viskozite Tayini

Viskozite tayini, Brookfield marka DV–E VISCOSIMETER cihazı kullanılarak ASTM D445–12–Kinematic Viscosity of Transparent and Opaque Liquids’te yer alan standartlar esas alınarak gerçekleştirilmiştir.

3.4.10. Göreceli Hidrofobisite Tayini

Göreceli hidrofobisite tayininde Rosenberg ve diğ. (1991) tarafından geliştirilen MATH (Microbial Adhesion To Hydrocarbons) yöntemi kullanılmıştır. Bu yöntemde mikroorganizmaların yüzey hidrofobisitesi n–hexadecan ile tespit edilmiştir. Elektrostatik etkilerden kaynaklanan hataları minimize etmek için bakteri süspansiyonu Tris–HCl tamponu (0,05 M, pH=7,1) ile üç kere yıkanmış olup 600 nm’de ilk optik yoğunluğu (OD) okunmuş sonrasında n–hexadecan eklenmiş bakteri süspansiyonunun 15 dk sonunda 600 nm’de son OD değeri okunmuştur. Hidrofobisite değeri yüzde cinsinden Denklem 3.7’ye göre hesaplanmıştır.

$$\text{Göreceli hidrofobisite (\%)} = 1 - \frac{OD_{\text{son}}}{OD_{\text{ilk}}} \times 100 \quad (3.7)$$

3.4.11. Yeni Nesil Dizileme (NGS) Analizi

DNA İzolasyonu: DNA izolasyonları DNeasy PowerSoil Pro Kit (QIAGEN) kullanılarak gerçekleştirilmiştir (Peck ve diğ., 2022; Botnen ve diğ., 2023). Kit protokolü şu şekildedir: 250 mg çamur örneği ve 800 µL CD1 çözeltisi, içinde cam boncuk bulunan PowerBead Pro tüplerine aktarılıp 2000 rpm’de 1 dakika boyunca homojenize edilmiştir. Daha sonra, PowerBead Pro tüpleri 15000 rpm’de 1 dakika boyunca santrifüjlenmiştir. Süpernatant, 2 mL’lik temiz bir mikrosantrifüj tüpüne transfer edilmiştir. Transfer edilen numunelerin üzerine 200 µL CD2 çözeltisi eklenerek 5 saniye vortekslenmiştir. Daha sonra numuneler, 15000 rpm’de 1 dakika boyunca santrifüjlenmiştir. Yaklaşık 700 µL süpernatant tekrar 2 mL’lik

temiz bir mikrosantrifüj tüpüne transfer edilmiştir. Transfer edilen numunelerin üzerine 600 µL CD3 çözeltisi eklenerek 5 saniye vortekslenmiştir. 650 µL lizat, bir MB döndürme kolonuna yüklenerek 15000 rpm’de 1 dakika boyunca santrifüjlenmiştir. MB döndürme kolonu temiz bir 2 mL’lik toplama tüpüne dikkatlice yerleştirilmiştir. MB döndürme kolonuna 500 µL EA çözeltisi eklenerek 15000 rpm’de 1 dakika boyunca santrifüjlenmiştir. MB döndürme kolonu tekrar aynı 2 mL’lik toplama tüpüne yerleştirilmiştir. 500 µL C5 çözeltisi eklenerek 15000 rpm’de 1 dakika boyunca santrifüjlenmiştir. Döndürme kolonu yeni bir 2 mL’lik toplama tüpüne yerleştirilerek 16000 rpm’de 2 dakika boyunca santrifüjlenmiştir. Daha sonra MB döndürme kolonu yeni bir 1,5 mL’lik elüsyon tüpüne dikkatlice yerleştirilmiştir. Beyaz filtre membranının merkezine 50–100 µL C6 çözeltisi eklenmiştir. Son olarak 1 dakika boyunca 15000 rpm’de santrifüjlendikten sonra DNA izolasyonu tamamlanmıştır.

16S amplicon dizileme ve biyoinformatik analizler: İzole edilmiş DNA örnekleri, bakteriyel 16S rRNA geni V3-V4 bölgesini, arkeal 16S rRNA geni ise V6-V8 bölgelerini hedefleyen primerlerle çoğaltılarak amplicon dizileme kütüphaneleri hazırlanmıştır. Hazırlanan kütüphaneler, saflaştırılmış, miktar ölçümü yapılmış ve normalize edilerek MiSeq (Illumina) cihazında 300bp PE kimyasıyla dizilenmiştir. Elde edilen dizileme verisinden, adaptor dizileri kesilerek çıkarılmış, sonrasında CASAVA (Illumina, USA) yazılımı kullanılarak okumalar barkod dizilerine göre ayrılarak analize hazır hale getirilmiştir. Devamında PCR primer dizileri QIIME2 v2021.2 programı içerisindeki cutadapt (Martin, 2011) eklentisiyle okumalardan çıkarılmış, primer dizilerinde %100 eşleşme olmaması durumunda ilgili okuma analizden çıkarılmıştır. Tüm amplicon dizileme akışı QIIME2 programı kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Çift yönlü okumalar birleştirilmiş (vsearch join-pairs), kalite filtrelemesi gerçekleştirilmiş (quality-filter q-score-joined), devamında denoising işlemi deblur (deblur denoise-16S) program ile gerçekleştirilmiştir (Amir ve diğ., 2017). Elde edilen amplicon dizi varyantlarının (ASV) taksonomik sınıflandırması ‘feature-classifier classify-sklearn’ eklentisiyle (daha önce eğitilmiş SILVA veritabanı verisi) gerçekleştirilmiştir. Alfa çeşitlilik metrikleri, en düşük okuma sayısına indirgenmiş ASV tablosu kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

3.5. MEMBRAN OTOPSİ ANALİZLERİ

3.5.1. Fourier Dönüşümlü Kızılötesi Spektroskopisi (FTIR) Analizi

FTIR analizi, temiz İO membranında ve AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kullanılan kirli İO membranlarında membran yüzeylerinde kimyasal bağ değişiminin gözlemlenmesi için uygulanmıştır. Bu analiz, İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa İleri Analizler Laboratuvarında Perkin Elmer Precisely Spectrum One FTIR Spektrum Cihazı (ölçüm aralığı 4000–600 cm⁻¹) ile gerçekleştirilmiştir.

3.5.2. Atomik Kuvvet Mikroskopisi (AFM) Analizi

AFM analizi, temiz ve AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi çalışmalarında kullanılan kirli İO membranlarında (0,47 M, 1 M, 1,5 M), membran yüzeyinde meydana gelen pürüzlülüğünün değerlendirilmesi amacıyla uygulanmıştır. Analiz, Gebze Teknik Üniversitesi bünyesinde yer alan NanoScope IV model (Digital Instruments, USA) AFM cihazı kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

AFM ölçümlerinde yüzey pürüzlülüğü R_{rms} (nm), R_a (nm) ve R_z (nm) değerleri ile tanımlanmaktadır (Denklem 3.8–3.9) (Kaya, 2007).

$$R_a = \frac{1}{p} \sum_{i=0}^p |z_{cu} - z_{av}| \quad (3.8)$$

Burada;

R_a : membran yüzeyinde ortalama pürüzlülük değeri (nm)

p : membran yüzey alanında ölçüm yapılan noktanın sayısı

z_{cu} : membran yüzeyinde belli bir noktadaki yükseklik (nm)

z_{av} : membran yüzeyinde belli bir noktadaki yüksekliklerin ortalaması (nm)

$$R_{rms} = \sqrt{\frac{\sum (z_{cu} - z_{av})^2}{p}} \quad (3.9)$$

Burada;

R_{rms} : membran yüzeyindeki ortalama pürüzlülüğün standart sapması (nm)

R_z : membran yüzeyindeki en yüksek ve en düşük beş noktanın ortalama pürüzlülük değeri (nm)

3.5.3. Taramalı Elektron Mikroskobu (SEM-EDX) Analizi

SEM analizi, temiz İO membranında ve AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kullanılan kirli İO membranlarının yüzey ve porlarında meydana gelen kirlenmenin incelenmesi amacıyla İstanbul Teknik Üniversitesi, Membran Teknolojileri Araştırma Merkezi (MEMTEK) laboratuvarlarında yer alan Quanta FEG250 cihazı kullanılarak gerçekleştirilmiştir. EDX analizi ile de membran yüzeyleri taranarak yüzeydeki spektrumlar tespit edilmiştir.

3.5.4. Konfokal Lazer Taramalı Mikroskop (CLSM) Analizi

CLSM analizi, temiz İO membranında ve AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kullanılan kirli İO membranlarının yüzeylerinde oluşan biyofilm tabakalarının kalınlığının ve canlılık aktivitesinin görüntülenmesi amacıyla İTÜ MEMTEK bünyesinde yer alan Nikon marka konfokal mikroskop ile Live/Dead BacLight™ metodu kullanılarak ölçümler gerçekleştirilmiştir.

3.6. BİYOREAKTÖRLERDE KİMYASAL ÇÖKELMENİN DEĞERLENDİRİLMESİ

AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinin işletimi sırasında, İO membranının çalıştığı dönemlerde ÇÇ olarak $MgCl_2$ kullanımı ve İO membranının NH_4^+ ve PO_4^{3-} rejeksiyonu nedeniyle biyoreaktörlerde Mg^{+2} , NH_4^+ ve PO_4^{3-} konsantrasyonlarında zamanla artış meydana gelmiştir. Bu durumun, biyoreaktörlerde belirli dönemlerde strüvit çökmesi meydana getirebileceği düşünülmektedir. Strüvit çökmesi, sistemin pH'ından, sıcaklığından ve Mg^{+2} , NH_4^+ ve PO_4^{3-} iyonlarının konsantrasyonlarından etkilenmektedir. Bunun yanında, Mg^{+2} ve PO_4^{3-} iyonlarının bir araya gelerek oluşturduğu $MgPO_4$ bileşiği strüvit çökme reaksiyonu ile rekabet etmektedir. Literatürde atıksularda Mg^{+2} ve PO_4^{3-} iyonlarının $MgHPO_4$, $MgPO_4$ ve $H_nPO_4^{n-3}$ gibi birçok farklı çöktisinin oluşabileceği bilinmektedir (Battaz ve diğ., 2024). Bu türler strüvit çökme reaksiyonu ile rekabet edebilmektedir. Bununla birlikte, literatürde atıksuyun koşullarına göre (örneğin pH, sıcaklık), $H_nPO_4^{n-3}$ ve $MgHPO_4$ formundaki fosforun dolaylı yoldan, $MgPO_4$ 'ye dönüştürülebildiği belirtilmiştir (Ohlinger ve diğ., 1998) (Denklem 3.10–3.15). Ohlinger ve diğ. (1998), strüvit çökmesi üzerine yaptıkları çalışmada, bileşiklerin

ilgili pH aralıklarında denge koşulları üzerinde güçlü bir etkiye sahip olduğundan MgPO_4^- 'ü de çalışmalarına dahil etmiştir. Bu nedenle çalışmamızda da strüvit çökmesi dışında sadece MgPO_4^- dahil edilmiştir.



Sistemlerde strüvit ve MgPO_4^- çökelmelerinin meydana gelip gelmediğinin araştırılması için PHREEQC programı kullanılmıştır. PHREEQC, çok çeşitli jeokimyasal hesaplamaları gerçekleştirmek için C++ programlama dilinde yazılmış bir modelleme programıdır. Programda, belirlenen kimyasal türlerin çökme eğilimini gösteren S_c değeri Denklem 3.16'ya (Yılmaz ve diğ., 2008) göre yapılmaktadır.

$$S_c = (P_{so}/P_s)^{1/3} \quad (3.16)$$

Burada, P_{so} ; Mg^{+2} , NH_4^+ ve PO_4^{-3} iyonlarının molar konsantrasyon çarpımlarını, P_s ise çözünürlük sabitini ifade etmektedir. P_s 'in belirlenmesinde K_{sp} çözünürlük çarpımı sabiti kullanılmaktadır (Ohlinger ve diğ., 1998). $S_c > 1$ olması çökelmenin gerçekleştiğini göstermektedir.

NH_4^+ ve PO_4^{-3} konsantrasyonları periyodik olarak alınan numunelerde yapılan amonyak ve orta fosfat tayini ile belirlenmiş, Mg^{+2} konsantrasyonları ise ters tuz akısı değerleri kullanılarak hesaplanmıştır. Mg^{+2} , NH_4^+ ve PO_4^{-3} konsantrasyonları ve biyoreaktörlerin işletme koşullarının (örneğin, pH, sıcaklık) programa girilmesiyle biyoreaktörlerde çökme durumları belirlenmiştir.

4. BULGULAR

4.1. ANMF-OMBR VE UASB MF-OMBR SİSTEMLERİNİN FARKLI ÇÇ KONSANTRASYONLARINDA İŞLETİLMESİ

AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinin farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletimine başlamadan önce sistemlere eklenen aşı çamuru her bir biyoreaktörde ayrı olacak şekilde 75 gün boyunca sentetik mezbaha atıksuyu ile aklime edilmiştir. Aklimesyon, sisteme sadece MF membranı daldırılarak gerçekleştirilmiş, sistemler KOİ giderim verimi açısından kararlı hale ulaşana kadar sürdürülmüştür. AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde aklimesyon çalışması tamamlandıktan sonra, sistemlere İO membran modülleri daldırılarak kritik ÇÇ konsantrasyonu belirleme çalışmalarına başlanmıştır. Bu kapsamda biyoreaktörler; 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ÇÇ (MgCl_2) konsantrasyonlarında sentetik mezbaha atıksuyu ile çalıştırılmıştır. Biyoreaktörler içerisindeki iletkenlik değeri 10 mS/cm'e çıktığı zaman MF modülü devreye girmiş ve iletkenlik değeri 8 mS/cm'e düşürülene kadar çalışmaya devam etmiştir. Arıtma performanslarının değerlendirilmesi için biyoreaktörlerde, İO ve MF süzöntülerinde KOİ, alkalinite, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, AKM ve UAKM analizleri yapılmıştır. Membran filtrasyon performansının değerlendirilmesi için ise J_w , J_s ve RSFS değişimleri belirlenmiştir. Membran otopileri için FTIR, AFM, SEM-EDX ve CLSM analizleri yapılmıştır. Ayrıca, ham çamur, aklimesyon sonu ve reaktörlerden kritik ÇÇ konsantrasyonu belirleme çalışmalarında alınan çamur numunelerine NGS analizi uygulanmıştır. Her bir ÇÇ konsantrasyonu ile çalışma döneminde elde edilen analiz sonuçlarından J_w , J_s , RSFS, metan üretimleri, İO ve MF süzöntü hacimleri, İO ve MF işletim süreleri, KOİ giderim verimleri dikkate alınarak bir AHP analizi gerçekleştirilmiş ve kritik ÇÇ (MgCl_2) konsantrasyonu belirlenmiştir. Kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi çalışmaları her iki biyoreaktörde de yaklaşık 120 gün sürmüştür.

4.1.1. Aklimesyon Aşaması Sonuçları

75 günlük aklimesyon boyunca sistemlere ait süpernatantta ve MF süzöntüsünde KOİ, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 'nin değişimi Şekil 4.1'de verilmektedir. AnMBR ve UASB MBR sistemleri için aklimesyon aşaması I. periyot boyunca 5000 mg/L KOİ ve buna karşılık gelen 1,3 kg KOİ/m³.gün OYH ve 0,6 kg KOİ/m³.gün OYH ile sırasıyla 61 gün ve 44 gün işletilmiştir. Bu

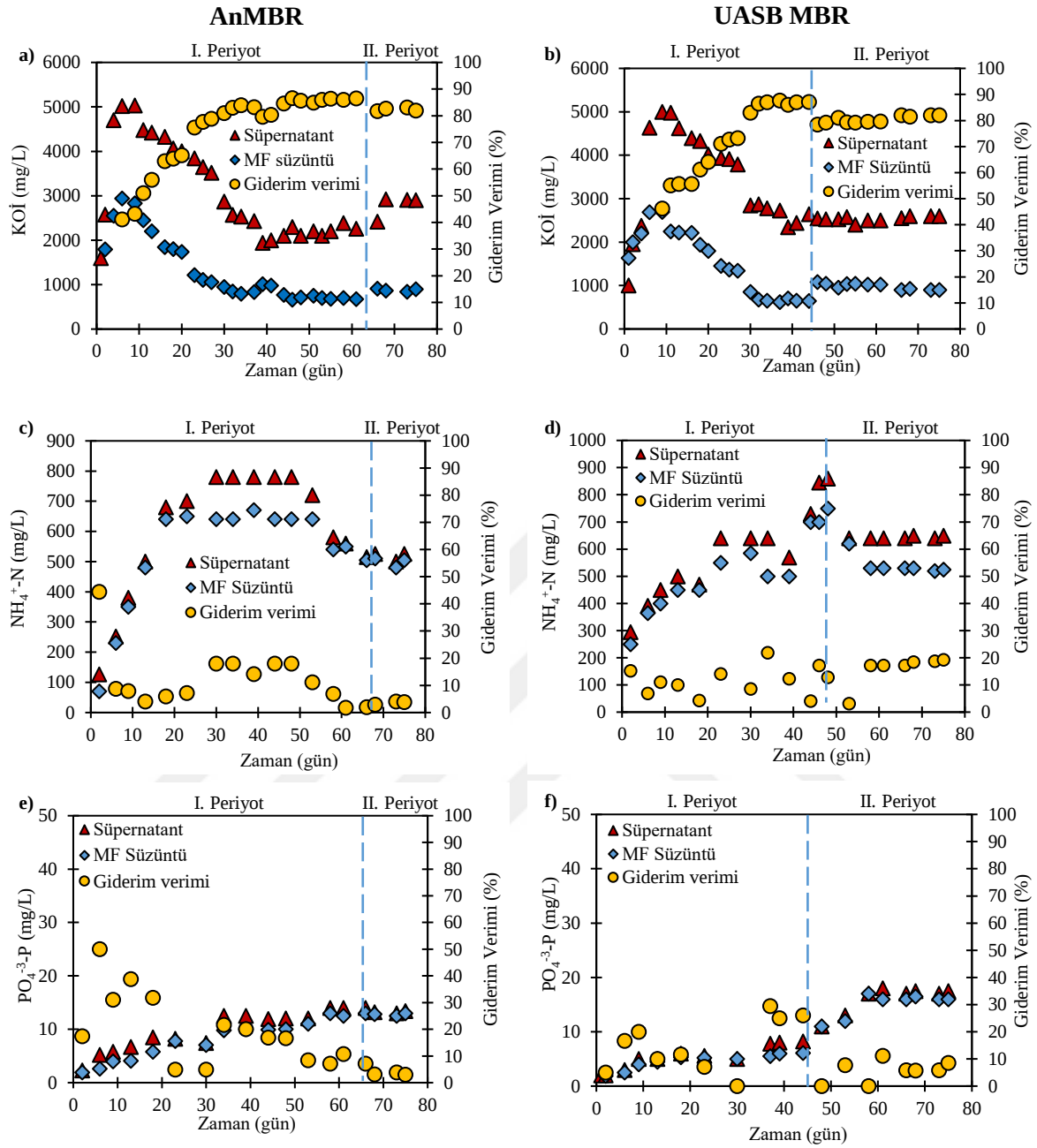
koşullar altında her iki biyoreaktör sistemine ait MF süzüntüsü numunelerinde KOİ konsantrasyonları 30. günden sonra stabil hale gelerek I. periyot sonunda AnMBR için 675 mg/L; UASB MBR için 645 mg/L olarak belirlenmiştir (Şekil 4.1 (a) ve (b)). AnMBR ve UASB MBR sistemleri II. periyotta ise aynı işletim koşulları ile (5000 mg/L KOİ, 0,7 kg KOİ/m³.gün OYH) sırasıyla 14 gün ve 31 gün işletilmiştir. Çalışmanın II. periyodunda her iki sistemde de aynı işletim şartlarının sağlanması için akı AnMBR’de 3 L/m².saat ve UASB MBR’de 6 L/m².saat seviyesine getirilmiştir. Bununla birlikte, UASB MBR’de II. periyotta (45. günde) hedeflenen akı değerine 61. günde ulaşılmıştır. Bu sebeple, AnMBR’de de II. periyoda 61. günde başlanmıştır. AnMRB’de II. periyotta süpernatant ve MF süzüntüsünde KOİ konsantrasyonları bir miktar artış göstermiştir. Bunun sebebinin, II. periyotta azalan OYH’ye bağlı olarak biyokütlenin aktivitesinin azalması olduğu düşünülmektedir. II. periyotta UASB MBR’de de MF süzüntüsü KOİ konsantrasyonları bir miktar artış göstermesine rağmen, süpernatant KOİ konsantrasyonlarının I. periyottaki seviyelerde olduğu görülmektedir. Bunun sebebinin, OYH’nin, UASB MBR’de I. ve II. periyotta (sırasıyla 0,6 kg KOİ/m³.gün ve 0,7 kg KOİ/m³.gün) hemen hemen aynı kalması olduğu düşünülmektedir.

Bununla birlikte, aklımasyon aşaması boyunca her iki sistemde de süpernatanttaki NH₄⁺-N konsantrasyonlarının 155 mg/L’lik giriş atıksuyundaki NH₄⁺-N ile karşılaştırıldığında çok daha yüksek olduğu görülmektedir (Şekil 4.1 (c) ve (d)). Bunun nedeninin, sentetik mezbaha atıksuyunda bulunan organik azotlu maddelerin parçalanarak NH₄⁺-N’ye dönüşmesi olduğu düşünülmektedir. Süpernatantta NH₄⁺-N konsantrasyonlarının I. periyot sonunda AnMBR’de ve UASB MBR’de sırasıyla 530 mg/L ve 730 mg/L seviyelerinde olduğu görülmektedir. II. periyotta ise NH₄⁺-N konsantrasyonları AnMBR’de OYH 0,7 kg KOİ/m³.gün koşulları altında aklımasyon sonuna kadar olan süreçte ortalama 500 mg/L seviyelerinde sabit kalmıştır. UASB MBR’de ise süpernatantta NH₄⁺-N konsantrasyonları II. periyodun başlangıcında 845 mg/L seviyelerinde iken zamanla 640 mg/L seviyesine inmiş ve çalışmanın bitişine kadar stabil NH₄⁺-N konsantrasyonları elde edilmiştir. MF membranının NH₄⁺-N giderimi çok düşük olduğundan, her iki sistemde de I. ve II. periyotta MF süzüntüsü NH₄⁺-N konsantrasyonları ile süpernatant NH₄⁺-N konsantrasyonları benzerlik göstermektedir.

Şekil 4.1 (e)’den görüleceği üzere AnMBR’de süpernatantta ve MF süzüntüsünde PO₄³⁻-P konsantrasyonu I. periyot boyunca kademeli olarak artmaktadır. OYH 1,3 kg KOİ/m³.gün koşulları altında, çalışmanın ilk gününden 30. güne kadar olan süreçte süpernatant PO₄³⁻-P konsantrasyonu başlangıçta 2 mg/L seviyelerinde iken sonrasında 7,5 mg/L seviyelerine

yükselmiştir. Bu aşamadan sonra da süpernatant $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonu II. periyoda kadar kademeli olarak artarak 14 mg/L seviyelerine gelmiştir. II. periyoda geçildiğinde ise süpernatantta $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonu çalışmanın bitişine kadar 13–14 mg/L seviyelerinde sabit kalmıştır. UASB MBR’de de süpernatantta ve MF süzöntüsünde $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonu I. periyot boyunca kademeli olarak artmaktadır (Şekil 4.1 (f)). OYH 0,6 kg KOİ/m³·gün koşulları altında çalışmanın ilk gününden 30. güne kadar olan süreçte süpernatant $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonu başlangıçta 2 mg/L seviyelerinde iken sonrasında 5 mg/L seviyelerine yükselmiştir. Bu aşamadan sonra da süpernatant $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonu II. periyoda kadar kademeli olarak artarak 8 mg/L seviyelerine gelmiştir. II. periyoda geçildiğinde ise süpernatant $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonu daha da artarak 61. günde 18 mg/L seviyesine gelmiştir. Süpernatant $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonu 61. günden çalışmanın bitişine kadar olan süreçte 17–18 mg/L seviyelerinde sabit kalmıştır. MF membranının düşük $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderimi nedeniyle, her iki sisteme ait süpernatant $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonlarıyla MF süzöntüsündeki $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonu değerlerinin benzerlik gösterdiği görülmektedir.

Şekil 4.1’den de görüldüğü gibi 75 günlük aklimasyon aşamasının sonunda AnMBR’de MF süzöntüsünde KOİ, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim verimleri, sırasıyla, %82, %4 ve %3 olarak; UASB MBR’de ise yine sırasıyla %82, %19 ve %9 olarak belirlenmiştir. Her iki sistemde de KOİ’ye göre düşük $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim verimleri elde edilmiştir. Bunun sebebinin MF membranının düşük $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderimine sahip olması olduğu düşünülmektedir. Aklimasyon aşaması sonunda biyoreaktörlerdeki KOİ konsantrasyonları AnMBR ve UASB MBR için, sırasıyla, 2900 mg/L ve 2600 mg/L seviyelerine gelmiştir. Buna göre aklimasyon aşaması sonunda KOİ giderim verimi AnMBR ve UASB MBR’de, sırasıyla, %42 ve %48 olarak hesaplanmıştır. Her iki sistem KOİ giderim verimi açısından karşılaştırıldığında, UASB MBR’de KOİ giderim verimlerinin daha yüksek olduğu görülmüştür. Literatürde UASB-MBR ve AnMBR kullanılarak yapılan bir arıtılabilirlik çalışmasında, UASB-MBR ile daha yüksek organik madde giderim verimlerinin elde edildiği görülmüştür (Basset ve diğ., 2016).



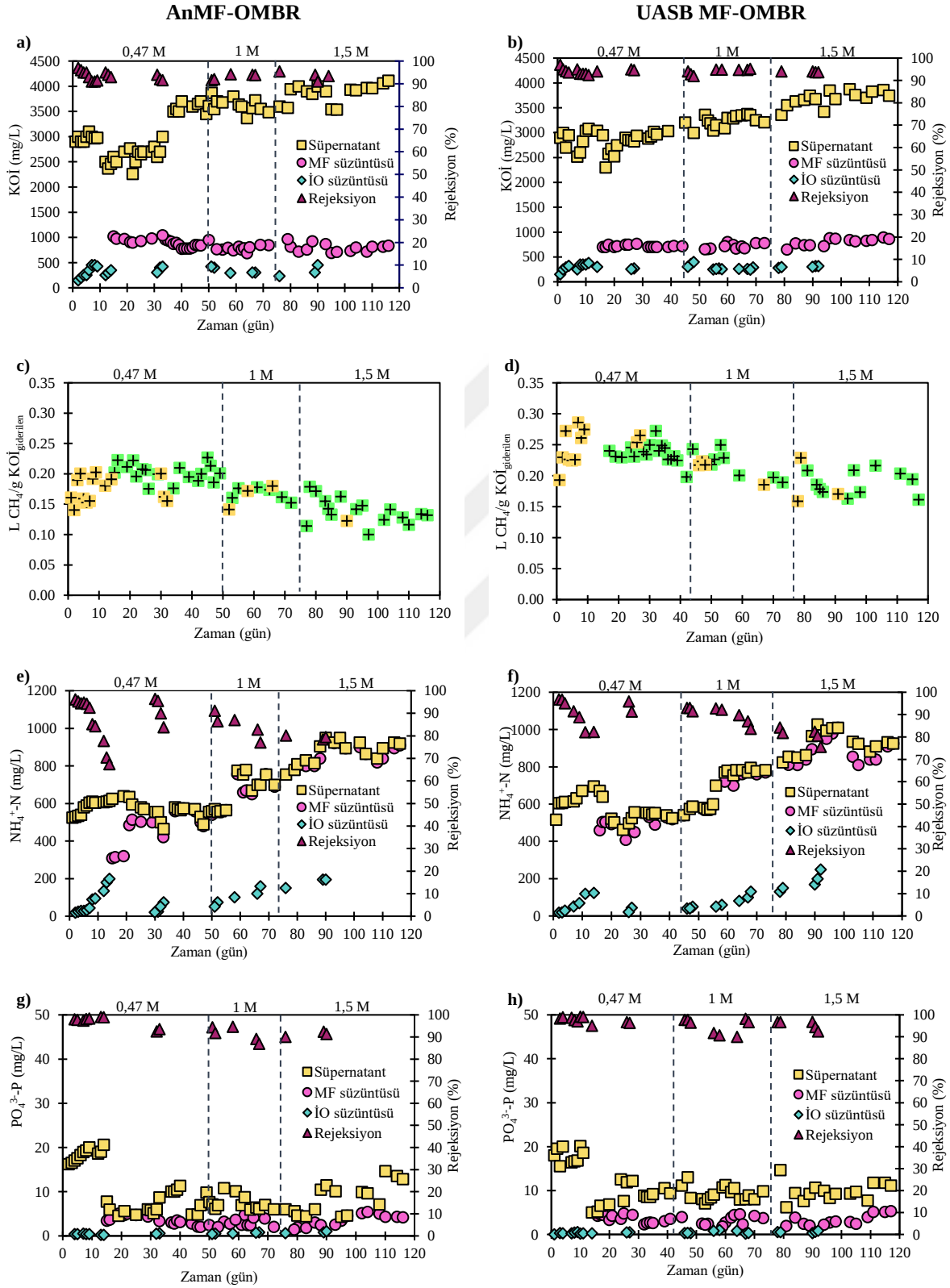
Şekil 4.1: Aklımasyon aşamasında AnMBR ve UASB MBR sistemlerinde, süpernatantta ve MF süzüntüsünde konsantrasyonların ve giderim veriminin değişimi (a), (b) KOİ; (c), (d) NH_4^+-N ve (e), (f) $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$.

4.1.2. Arıtma Performanslarının Değerlendirilmesi

Aklımasyon aşaması tamamlandıktan sonra, AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerine İO membran modülleri de daldırılarak kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi çalışmalarına başlanmıştır. Bu kapsamda biyoreaktörler; 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ÇÇ (MgCl_2) konsantrasyonlarında sentetik mezhiba atıksuyu ile çalıştırılmıştır. AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'nin farklı ÇÇ konsantrasyonlarındaki işletimleri sırasındaki sistem performansları Şekil 4.2'de verilmektedir.

Sistemler, KOİ değeri 5000 mg/L olan sentetik mezbaha atıksuyu ile çalıştırılmıştır. Her iki biyoreaktör için İO süzüntüsündeki KOİ konsantrasyonları esas alınarak rejeksiyon değerleri hesaplandığında, KOİ rejeksiyonunun her iki biyoreaktörde de tuzluluk artışından etkilenmediği görülmüştür (Şekil 4.2 (a) ve (b)). İO süzüntüsü esas alınarak hesaplanan KOİ rejeksiyonları, tüm işletim süresi boyunca, AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR için sırasıyla ortalama %93 ($\pm 1,7$) ve %94 ($\pm 1,1$) olarak belirlenmiştir. Bu durumun İO membranının yüksek oranda organik madde rejeksiyonu sağlamasından kaynaklandığı düşünülmektedir (Chang ve diğ., 2019b). Ayrıca, bu değerlerin literatürdeki AnOMBR ve AnMF-OMBR çalışmalarından elde edilen rejeksiyon değerleri ile de tutarlı olduğu görülmüştür (Chen ve diğ., 2014; Gu ve diğ., 2015; Wang ve diğ., 2017a; Zhang ve diğ., 2017; Zhang ve diğ., 2019; Gao ve diğ., 2020). Aklimasyon aşamasından sonra 0,47 M ile yapılan çalışmada AnMF-OMBR’de süpernatantın KOİ konsantrasyonu, ilk döngüde 2900 mg/L’den 3100 mg/L’ye yükselmiştir. Süpernatant KOİ konsantrasyonu, ikinci İO döngüsünde 3500 mg/L’ye yükselmiş ve ardından çalışmanın sonuna kadar kademeli olarak artarak 4000 mg/L’ye seviyelerine gelmiştir. UASB MF-OMBR ise, tüm çalışma boyunca ÇÇ konsantrasyonu artışından AnMF-OMBR’a göre daha az etkilenmiştir. UASB MF-OMBR’de süpernatantın KOİ konsantrasyonu 0,47 ve 1 M ÇÇ ile işletim süreleri sonunda sırasıyla 3050 ve 3300 mg/L civarında iken, 1,5 M ÇÇ ile işletim süresi sonunda 3750 mg/L’ye yükselmiştir (Şekil 4.2 (a) ve (b)). ÇÇ konsantrasyonunun artmasıyla, her iki biyoreaktördeki süpernatant KOİ konsantrasyonunun yükselmesi, ÇÇ’nin mikrobiyal topluluk üzerinde inhibisyona yol açtığını düşündürmektedir (Li ve diğ., 2018; Chang ve diğ., 2019b; Chen ve diğ., 2019; Gao ve diğ., 2020; Gao ve diğ., 2021). Bununla beraber, özellikle 0,47 M ve 1 M ÇÇ konsantrasyonlarında UASB MF-OMBR’de KOİ konsantrasyonunun AnMF-OMBR’ye göre daha az artması UASB MF-OMBR’deki biyokütle üzerinde ÇÇ konsantrasyonunun AnMF-OMBR’ye göre daha az etkili olduğunu göstermektedir. Bu durumun, UASB MF-OMBR’de, İO membranının çamurla temas etmeyen üst kısımda olması sayesinde, alt kısımdaki biyolojik aktivitenin inhibe olmasının engellenmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Süpernatant KOİ konsantrasyonları göz önüne alınarak hesaplanan KOİ giderim verimleri 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ile işletim dönemlerinde, AnMF-OMBR’de sırasıyla, %41, %27 ve %23; UASB MF-OMBR’de ise, sırasıyla %43, %35 ve %26 olarak belirlenmiştir. Bunun yanında, MF süzüntüsünde KOİ konsantrasyonları her iki biyoreaktörde de önemli bir değişim göstermeyerek AnMF-OMBR’de 0,47 M ile 50, 1 M ile 25 ve 1,5 M ile 42 günlük olmak üzere toplamda 117 günlük işletim dönemi boyunca 690–1040 mg/L aralığında (ort. 840 (± 88) mg/L); UASB MF-OMBR’de 0,47 M ile 45, 1 M ile 32 ve 1,5

M ile 41 günlük olmak üzere toplamda 118 günlük işletim dönemi boyunca 645–895 mg/L aralığında (ort. 745 (± 66) mg/L) seyretmiştir.



Şekil 4.2: Farklı CH_4 konsantrasyonlarında AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinin arıtma performansları: (a), (b) KOI ; (c), (d) $\text{L CH}_4/\text{g KOI}_{\text{giderilen}}$; (e), (f) NH_4^+-N ve (g), (h) $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$.

Farklı ÇÇ konsantrasyonları ile işletim dönemleri boyunca AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de üretilen metan miktarları Şekil 4.2 (c) ve (d)'de verilmektedir (Şekilde sarı renkli göstergeler İO membranının çalıştığı günlerdeki metan üretimlerini göstermektedir). Metan üretiminin AnMF-OMBR'de, 0,47 M, 1 M ve 1,5 M işletim dönemlerinde, sırasıyla, ortalama 0,19 ($\pm 0,02$), 0,17 ($\pm 0,01$), ve 0,14 ($\pm 0,02$) L CH₄/g KOİ_{giderilen} olduğu belirlenmiştir. UASB MF-OMBR'de ise, 0,47 M, 1 M ve 1,5 M işletim dönemlerinde, sırasıyla, ortalama 0,24 ($\pm 0,02$), 0,21 ($\pm 0,02$) ve 0,19 ($\pm 0,02$) L CH₄/g KOİ_{giderilen} elde edilmiştir. Her iki biyoreaktörde de ÇÇ konsantrasyonu artışı ile L CH₄/g KOİ_{giderilen} değerlerinin azaldığı ve en yüksek metan miktarının 0,47 M ÇÇ konsantrasyonunda elde edildiği gözlenmiştir. Bu durumun, artan ÇÇ konsantrasyonu ile biyoreaktörde tuz birikimi sonucu mikrobiyal aktivitenin düşmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir (Chang ve diğ., 2019b; Gao ve diğ., 2020; Nguyen ve diğ., 2020). ÇÇ konsantrasyonunun artmasıyla, ters tuz difüzyonunun etkisi artmakta ve bu da biyoreaktörde yüksek oranda tuz birikmesine yol açmaktadır (Gao ve diğ., 2020). Li ve diğ. (2017) yaptıkları çalışmada, ters tuz difüzyonu ne kadar yüksekse, metan üretiminin o ölçüde az olduğunu belirtmiştir. Bunun yanında, UASB MF-OMBR'de L CH₄/g KOİ_{giderilen} değerlerinin AnMF-OMBR'ye göre daha yüksek olduğu görülmektedir. Bunun sebebinin, yenilikçi UASB MF-OMBR hibrit sisteminin konfigürasyonu sayesinde, ÇÇ'nin direkt çamurla temas etmemesi ve böylece metan üreten arkelerin tuzdan etkilenmemesi ya da daha az etkilenmesi olduğu düşünülmektedir (Chang ve diğ., 2019b).

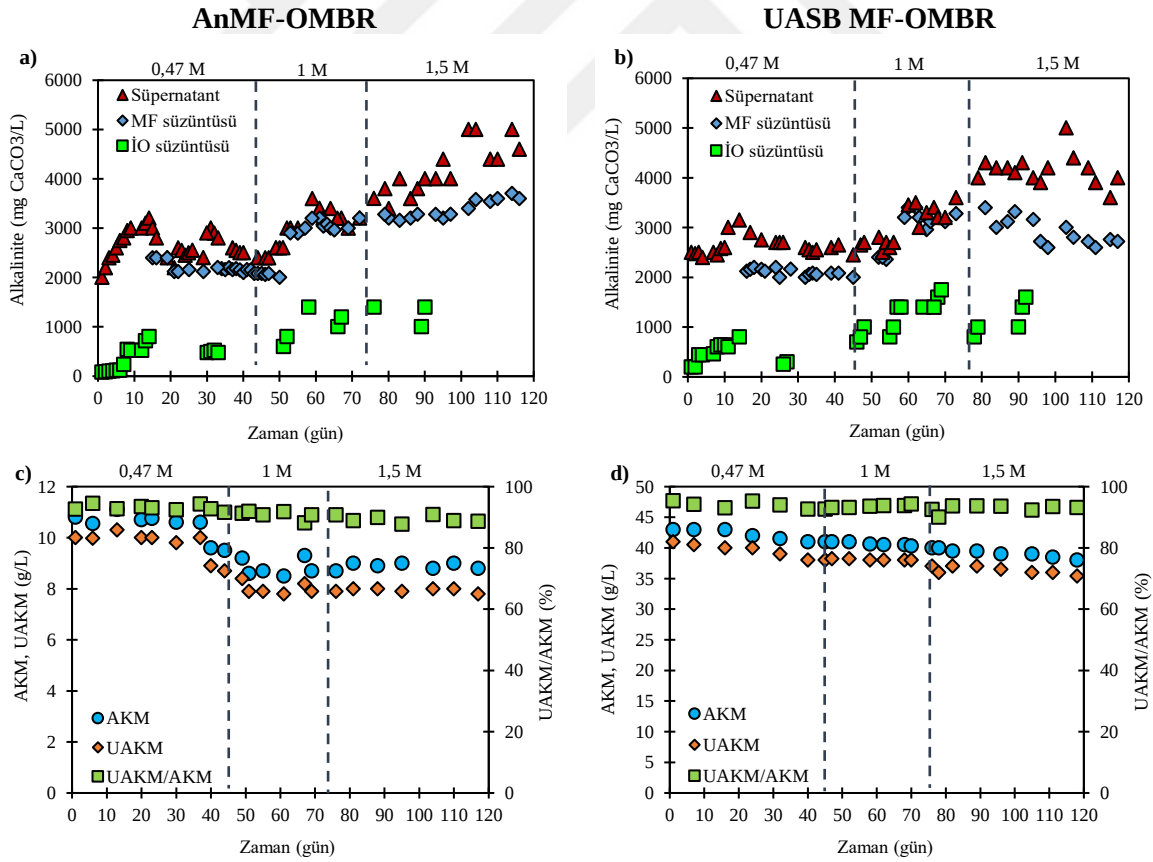
Şekil 4.2 (e) ve (f), farklı ÇÇ konsantrasyonları ile işletimde süpernatantta, İO ve MF süzütüsünde NH₄⁺-N konsantrasyonunun değişimini göstermektedir. 150 mg/L'lik giriş atıksuyundaki NH₄⁺-N ile karşılaştırıldığında süpernatantta NH₄⁺-N'nin çok daha yüksek değerlerde olduğu görülmektedir. Süpernatanttaki NH₄⁺-N konsantrasyonları tüm çalışma boyunca AnMF-OMBR'de 465–950 mg/L ve UASB MF-OMBR'de 465–1030 mg/L arasında değişmiştir. Bunun sebebinin, sentetik atıksuda bulunan organik azotlu maddelerin anaerobik koşullar altında parçalanarak NH₄⁺-N'ye dönüşmesi olduğu düşünülmektedir. Böylece her iki biyoreaktörde de süpernatantta NH₄⁺-N artmıştır. MF membranının NH₄⁺-N rejeksiyonu çok düşük olduğundan, süpernatanttaki NH₄⁺-N ile MF süzütüsündeki NH₄⁺-N konsantrasyonları benzerlik göstermektedir (Şekil 4.2 (e) ve (f)). Bununla birlikte, İO membranının yüksek NH₄⁺-N rejeksiyonu nedeniyle biyoreaktörlerde önemli miktarda NH₄⁺-N birikimi meydana gelmiştir. 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ÇÇ konsantrasyonları ile işletimde ortalama NH₄⁺-N rejeksiyonları, AnMF-OMBR'de %87 (± 9), %85 (± 5), %79 (± 1); UASB MF-OMBR'de %91 (± 5), %90 (± 3) ve %81 (± 3) olarak belirlenmiştir. Her iki biyoreaktör için de elde edilen NH₄⁺-N rejeksiyonu

değerlerinin, literatürdeki AnOMBR çalışmalarıdan daha yüksek olduğu görülmüştür (Chen ve diğ., 2014; Lee ve diğ., 2021). NH_4^+ -N rejeksiyonu artan ÇÇ konsantrasyonu ile azalma göstermiştir. NH_4^+ -N rejeksiyonundaki bu azalmanın biyoreaktörde artan Mg^{+2} ve PO_4^{-3} konsantrasyonlarının etkisiyle, strüvitin biyoreaktörde veya membran kek tabakasında çökmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir.

Şekil 4.2 (g) ve (h)'den de görüldüğü gibi her iki biyoreaktör sisteminde İO süzöntülerinde PO_4^{-3} -P konsantrasyonu, İO membranının yüksek rejeksiyonu nedeniyle 1 mg/L'den düşük bulunmuştur. 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ÇÇ konsantrasyonları ile işletimde ortalama PO_4^{-3} -P rejeksiyonları, AnMF-OMBR'de %97 (± 2), %91 (± 3), %91 (± 1) ve UASB MF-OMBR'de, %98 (± 1), %95 (± 3), %95 ($\pm$) olarak belirlenmiştir. İO membranları yüksek PO_4^{-3} -P rejeksiyonuna sahip olduğundan, ÇÇ konsantrasyonundaki artış PO_4^{-3} -P rejeksiyonunda önemli bir değişikliğe neden olmamıştır (Wang ve diğ., 2019). Literatürde gerçekleştirilen AnOMBR (Arcanjo ve diğ., 2021; Zhu ve diğ., 2022a) ve AnMF-OMBR (Chang ve diğ., 2019a; Nguyen ve diğ., 2020) çalışmalarında da %95'in üzerinde PO_4^{-3} -P rejeksiyonları gözlenmiştir. Chang ve diğ. (2019b), UASB MF-OMBR'de sentetik atıksu ile gerçekleştirdikleri arıtılabilirlik çalışmalarında yaklaşık %95'lik PO_4^{-3} -P rejeksiyonu elde ettiklerini belirtmişlerdir. Her iki biyoreaktör sisteminde MF süzöntülerindeki PO_4^{-3} -P konsantrasyonlarının süpernatanttaki PO_4^{-3} -P konsantrasyonlarına göre daha düşük olduğu görülmektedir. Bunun sebebinin, PO_4^{-3} -P'nin MF membranı üzerinde zamanla biriken kirlilik tabakasına tutunarak süzöntüye geçememesi olduğu düşünülmektedir.

Kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi çalışmaları sistemlerde alkalinitedeki değişimler Şekil 4.3 (a) ve (b)'de verilmektedir. AnMF-OMBR'de biyoreaktörde alkalinite 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ile işletim dönemlerinde sırasıyla ortalama 2630 mg CaCO_3/L , 3150 mg CaCO_3/L ve 4190 mg CaCO_3/L olarak belirlenmiştir. UASB MF-OMBR'de ise alkalinite 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ile işletim dönemlerinde sırasıyla ortalama 2625 mg CaCO_3/L , 3020 mg CaCO_3/L ve 4150 mg CaCO_3/L olarak belirlenmiştir. ÇÇ konsantrasyonu arttıkça her iki biyoreaktörde de alkalitenin arttığı görülmüştür. Sistemlerde ÇÇ konsantrasyonu arttıkça alkalitenin artışının, KOİ (Şekil 4.2 (a) ve (b)) ve NH_4^+ -N (Şekil 4.2 (c) ve (d)) artışı ile beraber gözlemlendiği dikkati çekmektedir. Bunun yanında, AnMF-OMBR'ye kıyasla UASB MF-OMBR'de alkalinite değerlerinin genel olarak bir miktar daha düşük olduğu görülmüştür. AnMF-OMBR'de İO süzöntüsünde alkalitenin 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ile işletim dönemlerinde sırasıyla 80–800 mg CaCO_3/L , 600–1400 mg CaCO_3/L ve 1000–1400 mg CaCO_3/L aralığında

değiştirdiği görülmektedir. UASB MF-OMBR’de ise İO süzuntüsünde alkalinitenin 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ile işletim dönemleri için sırasıyla 200–800 mg CaCO₃/L, 700–1750 mg CaCO₃/L ve 800–1600 mg CaCO₃/L aralığında değiştiği belirlenmiştir. Her iki sistemde de İO süzuntülerinde ölçülen alkalinite değerlerinin, ÇÇ konsantrasyonu 0,47 M’den 1 ve 1,5 M’a arttıkça artma eğiliminde olduğu görülmektedir. MF süzuntülerinde alkaliniteye bakıldığında ise AnMF-OMBR’de MF süzuntüsünde alkalinite değerlerinin 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ile işletim dönemleri için sırasıyla 2000–2400 mg CaCO₃/L, 2900–3200 mg CaCO₃/L ve 3160–3700 mg CaCO₃/L aralığında değiştiği görülmektedir. UASB MF-OMBR’de ise MF süzuntüsünde alkalinitenin 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ile işletim dönemleri için sırasıyla 2000–2200 mg CaCO₃/L, 2400–3280 mg CaCO₃/L ve 2600–3400 mg CaCO₃/L aralığında değiştiği görülmektedir. Her iki sistemde de MF süzuntülerinde ölçülen alkalinite değerlerinin, biyoreaktörlerde ölçülen alkalinite değerlerinden daha düşük olduğu görülmektedir. Bunun sebebinin, alkaliniteye sebep olan iyonların MF membranı yüzeyinde zamanla meydana gelen kirlenici tabakada tutunması olduğu düşünülmektedir.



Şekil 4.3: Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde, süpernatantta, İO ve MF süzuntüsünde (a), (b) alkalinitenin ve (c), (d) AKM, UAKM, UAKM/AKM oranının değişimi.

Sistemlerde AKM, UAKM konsantrasyonlarının ve UAKM/AKM oranının değişimi Şekil 4.3 (c) ve (d)'de verilmektedir. Her iki biyoreaktörde de ÇÇ konsantrasyonu arttıkça AKM ve UAKM konsantrasyonlarında azalma meydana gelmiştir. AKM ve UAKM konsantrasyonları AnMF-OMBR'de biyoreaktörde başlangıçta sırasıyla 10,8 g/L ve 10 g/L'den çalışmanın sonunda 8,8 g/L ve 7,8 g/L'ye; UASB MF-OMBR'de ise çamur yatağında başlangıçta 43 g/L ve 42 g/L'den çalışma sonunda 38 g/L ve 35,4 g/L seviyelerine düşmüştür. Sistemlerin 0,47 M ile işleme alındığı ilk günlerde UAKM/AKM oranı AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de sırasıyla %93 ve %95 seviyelerinde seyretmiştir. UAKM/AKM oranı 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ile işletim dönemleri sonunda, AnMF-OMBR'de, sırasıyla, %91, %91 ve %89 olarak; UASB MF-OMBR'de, sırasıyla, %94, %93 ve %93 olarak tespit edilmiştir.

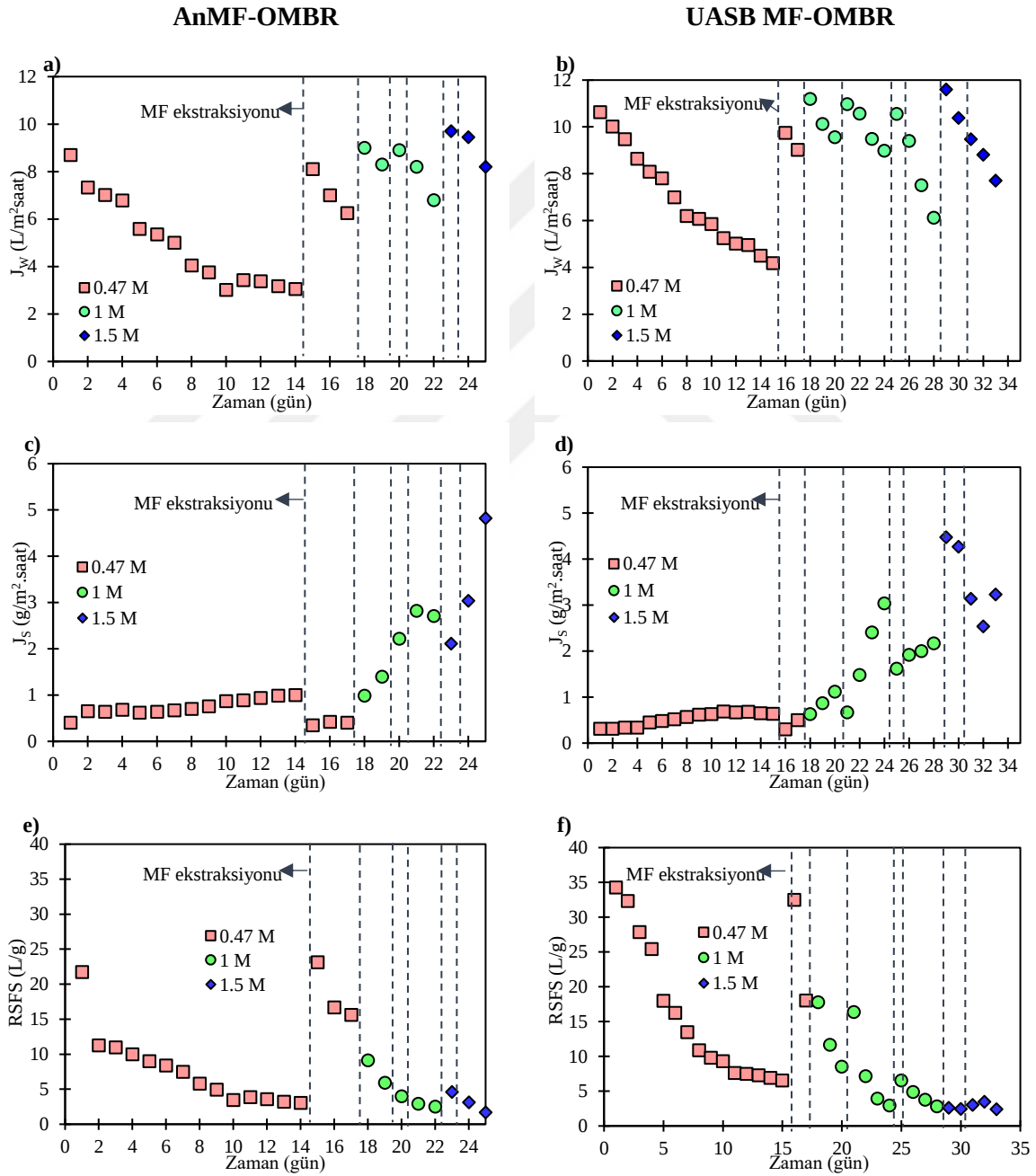
4.1.3. Akı Değişimlerinin Değerlendirilmesi

Kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi çalışmalarında AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde J_w , J_s ve RSFS değişimleri Şekil 4.4'te verilmektedir. Şekil 4.4 (a) ve (b)'den de görüldüğü gibi başlangıç J_w değerleri, her iki biyoreaktörde de artan ÇÇ konsantrasyonu ile artmıştır. AnMF-OMBR sisteminde 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ile işletim dönemlerinde başlangıç J_w değerlerinin sırasıyla 8,7 L/m².saat, 9,0 L/m².saat ve 9,7 L/m².saat olduğu görülmüştür. UASB MF-OMBR sisteminde 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ile işletim dönemlerinde ise başlangıç J_w değerlerinin sırasıyla 10,63 L/m².saat, 11,2 L/m².saat ve 11,6 L/m².saat olduğu belirlenmiştir. UASB MF-OMBR sisteminde AnMF-OMBR sistemine göre daha yüksek başlangıç J_w değerleri elde edilmiştir.

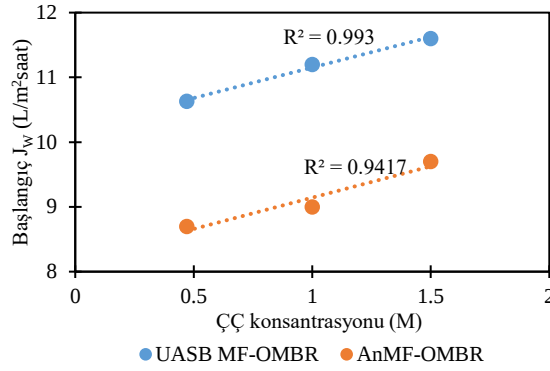
Her iki sistem için de ÇÇ konsantrasyonu ve başlangıç J_w değerleri arasında doğrusal bir korelasyon olduğu belirlenmiştir (AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR için, sırasıyla, $R^2 = 0,94$ ve $R^2 = 0,99$) (Şekil 4.5). Bu durumun literatürdeki çalışmalarla da uyumlu olduğu görülmüştür (Gao ve diğ., 2018; Gao ve diğ., 2020).

Şekil 4.4 (c) ve (d)'den de görüldüğü gibi J_s değerleri, her iki biyoreaktörde de artan ÇÇ konsantrasyonu ile artmıştır. AnMF-OMBR sisteminde 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ile işletim dönemlerinde J_s değerleri sırasıyla 0,40–1,0 g/m².saat, 0,99–2,82 g/m².saat ve 2,11–4,82 g/m².saat aralığında değişim göstermiştir. (Şekil 4.4 (c)). UASB MF-OMBR sisteminde ise 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ile işletim dönemlerinde ise J_s değerleri sırasıyla 0,30–0,69 g/m².saat, 0,63–3,04 g/m².saat ve 2,54–4,48 g/m².saat aralığında belirlenmiştir (Şekil 4.4 (d)). AnMF-OMBR'de UASB MF-OMBR'ye göre daha yüksek J_s değerleri elde edildiği görülmektedir.

RSFS değerlerinin de her iki biyoreaktörde artan ÇÇ konsantrasyonu ile azaldığı görülmüştür. RSFS değerlerinin AnMF-OMBR sisteminde 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ile işletim dönemlerinde sırasıyla 23,14–3,05 L/g, 9,11–2,51 L/g ve 4,60–1,70 L/g aralığında olduğu görülmektedir (Şekil 4.4 (e)). UASB MF-OMBR sisteminde ise 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ile işletim dönemlerinde ise RSFS değerleri sırasıyla 34,29–6,53 L/g, 17,8–2,8 L/g ve 3,5–2,4 L/g aralığında belirlenmiştir (Şekil 4.4 (f)). Sistemler RSFS açısından karşılaştırıldığında, UASB MF-OMBR’de daha yüksek RSFS değerleri elde edildiği görülmektedir.



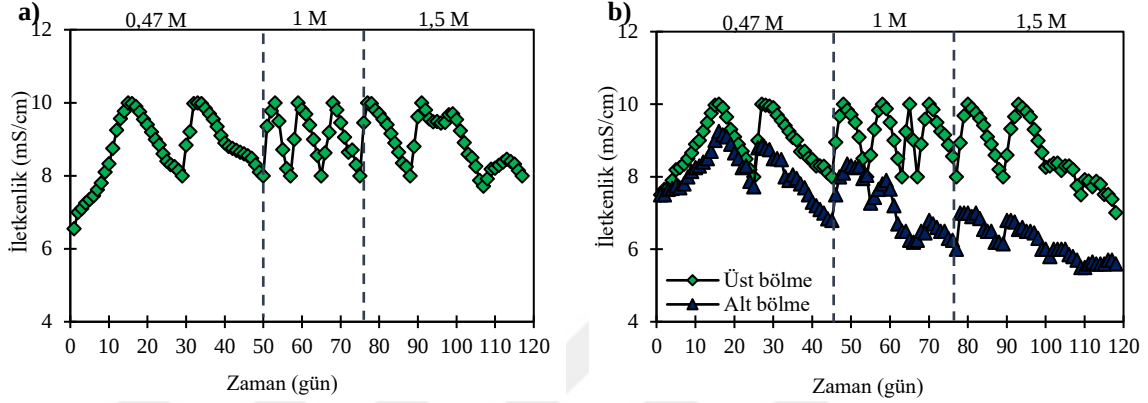
Şekil 4.4: Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde (a), (b) J_w ; (c), (d) J_s ve (e), (f) RSFS değişimleri.



Şekil 4.5: AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde ÇÇ konsantrasyonu ile başlangıç J_w değerleri arasındaki ilişki.

Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde iletkenlik değişimleri Şekil 4.6'da verilmektedir. Kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi çalışması başlangıcında, her iki biyoreaktörde de iletkenlik değeri 6,5–7 mS/cm olarak belirlenmiştir. Biyoreaktör içerisindeki iletkenlik değeri 10 mS/cm'e çıktığı zaman MF modülü devreye girmiş ve iletkenlik değeri 8 mS/cm'e düşürülene kadar çalışmaya devam etmiştir. Biyoreaktörlerin başlangıçtaki iletkenlikleri 6,5–7 mS/cm civarında olduğu için 0,47 M ÇÇ konsantrasyonu ile işletimde biyoreaktör iletkenliğinin 10 mS/cm'e ulaşması daha uzun sürmüştür (Şekil 4.6). Şekil 4.4 (a) ve (b)'den de görüldüğü üzere 0,47 M ÇÇ konsantrasyonunda, AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'deki ilk İÖ döngülerinin sırasıyla 14 ve 15 gün olduğu görülmüştür. 1 M ve 1,5 M ÇÇ konsantrasyonu ile işletimlerde ise tüm İÖ döngülerinde biyoreaktörlerin başlangıç iletkenlik değerleri 8 mS/cm olduğu için, İÖ döngüleri daha kısa sürmüştür. Başlangıç J_w değerlerinin ÇÇ konsantrasyonu arttıkça artmasına rağmen, yüksek ÇÇ konsantrasyonlarında artan J_s değerleri İÖ döngülerinin uzun süreli çalışmasını engellemiştir. AnMF-OMBR'de, 0,47 M (50 gün), 1 M (25 gün) ve 1,5 M (42 gün) ÇÇ konsantrasyonları ile işletimde, sırasıyla, 2 adet İÖ döngüsü (14 ve 3 günlük), 3 adet İÖ döngüsü (2, 1 ve 2 günlük), 2 adet İÖ döngüsü (1 ve 2 günlük) ile çalışılmıştır. UASB MF-OMBR'de ise 0,47 M (45 gün), 1 M (32 gün) ve 1,5 M (41 gün) ÇÇ konsantrasyonları ile işletimde, sırasıyla, 2 adet İÖ döngüsü (15 ve 2 günlük), 4 adet İÖ döngüsü (3, 4, 1 ve 3 günlük), 2 adet İÖ döngüsü (2 ve 3 günlük) ile çalışılmıştır. Her iki sistemde de 1,5 M ile kesikli işletimde biyoreaktör içerisindeki iletkenlik artışı çok kısa sürede (1–2 gün) gerçekleşmiş olup bunun inhibisyona sebep olmaması için 1,5 M ile kesikli işletim 2 adet İÖ döngüsü ile sınırlandırılmıştır. Farklı ÇÇ konsantrasyonunun etkisinin belirlenmesi çalışması boyunca İÖ membranının devreye girdiği döngü uzunlukları açısından iki biyoreaktör karşılaştırıldığında,

UASB MF-OMBR sisteminde (33 gün) İO membranının AnMF-OMBR sistemine göre (25 gün) daha uzun çalıştırılabildiği görülmüştür. Bu durumun UASB MF-OMBR sisteminde biyoreaktördeki iletkenliğin MF membranıyla daha hızlı düşürülmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir.



Şekil 4.6: Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında (a) AnMF-OMBR ve (b) UASB MF-OMBR sistemlerinde iletkenlik değişimleri.

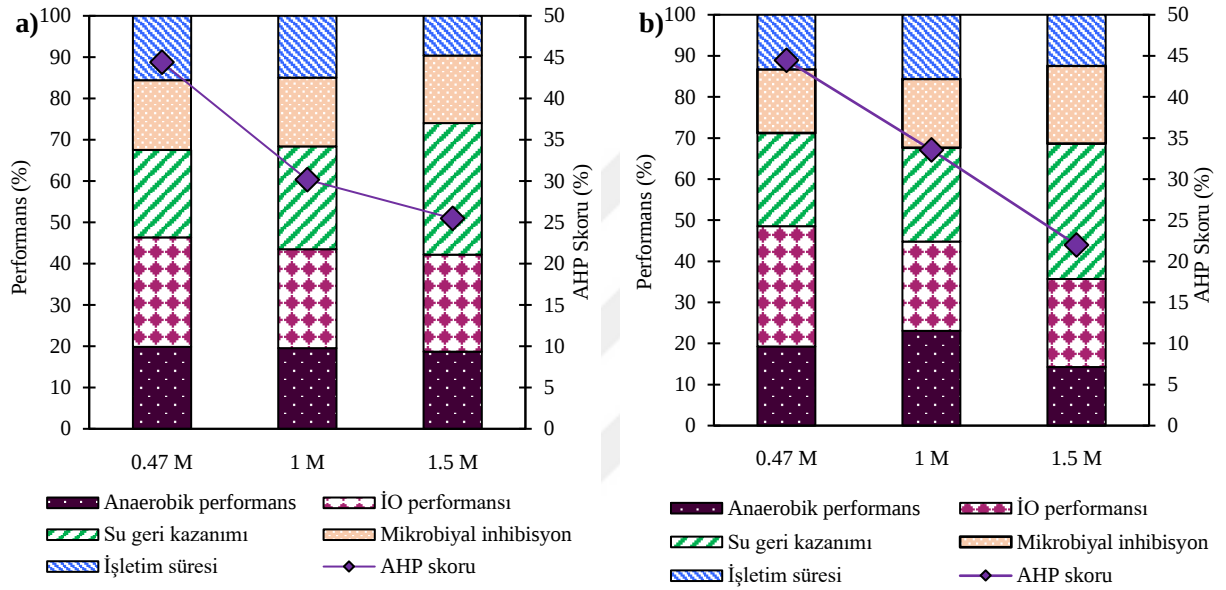
UASB MF-OMBR sisteminde, kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi çalışması boyunca üst ve alt bölmelerde iletkenlik değerlerinin farklı olduğu; alt bölmede iletkenlik değerlerinin üst bölmeyle kıyasla daha düşük olduğu görülmektedir (Şekil 4.6). Bu durum, UASB MF-OMBR sisteminde İO membranının üst bölmede bulunması ile birlikte sistemde üst ve alt bölgeyi birbirinden ayıran bir ünitenin bulunmasından kaynaklanmaktadır. Bu sayede, alt bölmeyle tuzluluğun geçişi daha az olmaktadır. Bununla birlikte, ÇÇ konsantrasyonu arttıkça, üst ve alt bölme arasındaki iletkenlik farkının da arttığı görülmüştür. Bu durumun ÇÇ konsantrasyonunun artması ile İO döngüsü süresinin kısılmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Böylece, iletkenlik artışına sebebiyet veren ÇÇ iyonları alt bölmeyle geçmeden MF membranı ile sistemden çekilmeye başlanmaktadır.

4.1.4. AHP Analizi ile Kritik ÇÇ Konsantrasyonunun Belirlenmesi

AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi amacıyla 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ÇÇ konsantrasyonları ile yapılan çalışmaların verileri kullanılarak AHP analizi yapılmıştır. AHP analizi için kullanılan ana kriterlerin matrisi Tablo 4.1'de AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemleri için AHP analizi skorları Şekil 4.7'de verilmektedir.

Tablo 4.1: Kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi çalışmasında yapılan AHP analizinde kriterlerin birbirine göre matrisi.

	Anaerobik Performans	İO Performansı	Su Geri Kazanımı	Mikrobiyal İnhibisyon	İşletim Süresi
Anaerobik Performans	1,0	0,8	0,8	1,2	1,4
İO Performansı	1,3	1,0	1,0	1,5	1,8
Su Geri Kazanımı	1,3	1,0	1,0	1,5	1,8
Mikrobiyal İnhibisyon	0,9	0,7	0,7	1,0	1,2
İşletim Süresi	0,7	0,6	0,6	0,8	1,0



Şekil 4.7: Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında AnMF-OMBR (a) ve UASB MF-OMBR (b) sistemleri için AHP skorları ve performans değerleri.

AHP analizinde, belirlenen kriterleri en iyi karşılayabilecek deneysel koşullar seçilmektedir. AHP skoru, her bir deneysel şartı ilgili kriterleri karşılama düzeylerine bağlı olarak sıralamak için kullanılan sayısal puanı ifade etmektedir. Yani yüksek AHP skorunu alan deneysel koşul, ilgili kriterleri en yüksek düzeyde karşılayan koşulu göstermektedir. Şekil 4.7'den de görüldüğü gibi her iki biyoreaktörde de ÇÇ konsantrasyonu arttıkça AHP skoru azalmıştır. AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de 0,47 M ÇÇ'nin, sırasıyla, 44,4 ve 44,5 ile en iyi AHP skoruna sahip olduğu görülmektedir. Şekil 4.7'de AHP skurunun yanı sıra performans değerleri de verilmektedir. Performans değerleri, belirlenen kriterlerin AHP skoruna yaptıkları katkıyı ifade etmektedir. 0,47 M ÇÇ konsantrasyonunda, AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemleri için İO performansı kriterinin performans değeri, AHP skorunda en yüksek yüzdeye sahip olmuştur (sırasıyla, %26,6 ve %29,3). AnMF-OMBR için yapılan AHP analizinde, 1 M ve 1,5 M ÇÇ konsantrasyonlarında geri kazanım kriteri AHP skorunda

en yüksek katkıya sahip olurken (sırasıyla, %24,9 ve 31,9), UASB MF-OMBR için 1 M ÇÇ konsantrasyonunda anaerobik performans (%23,1), 1,5 M ÇÇ konsantrasyonunda ise geri kazanım kriteri (%32,9) en yüksek yüzdeye sahip olmuştur. Elde edilen sonuçlara göre 0,47 M konsantrasyonu İO performansının 1 M ve 1,5 M ÇÇ konsantrasyonları İO performanslarına (J_w ve J_s değerleri) göre daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Çalışmamızda yüksek İO performansı elde etmek oldukça önemli olduğu için en uygun ÇÇ konsantrasyonu olarak 0,47 M seçilmiştir. Sonuç olarak, hem UASB MF-OMBR hem de AnMF-OMBR sistemleri için kritik ÇÇ konsantrasyonu, AHP analizi de esas alındığında 0,47 M olarak belirlenmiştir.

4.1.5. Membran Otopsi Analizlerinin Değerlendirilmesi

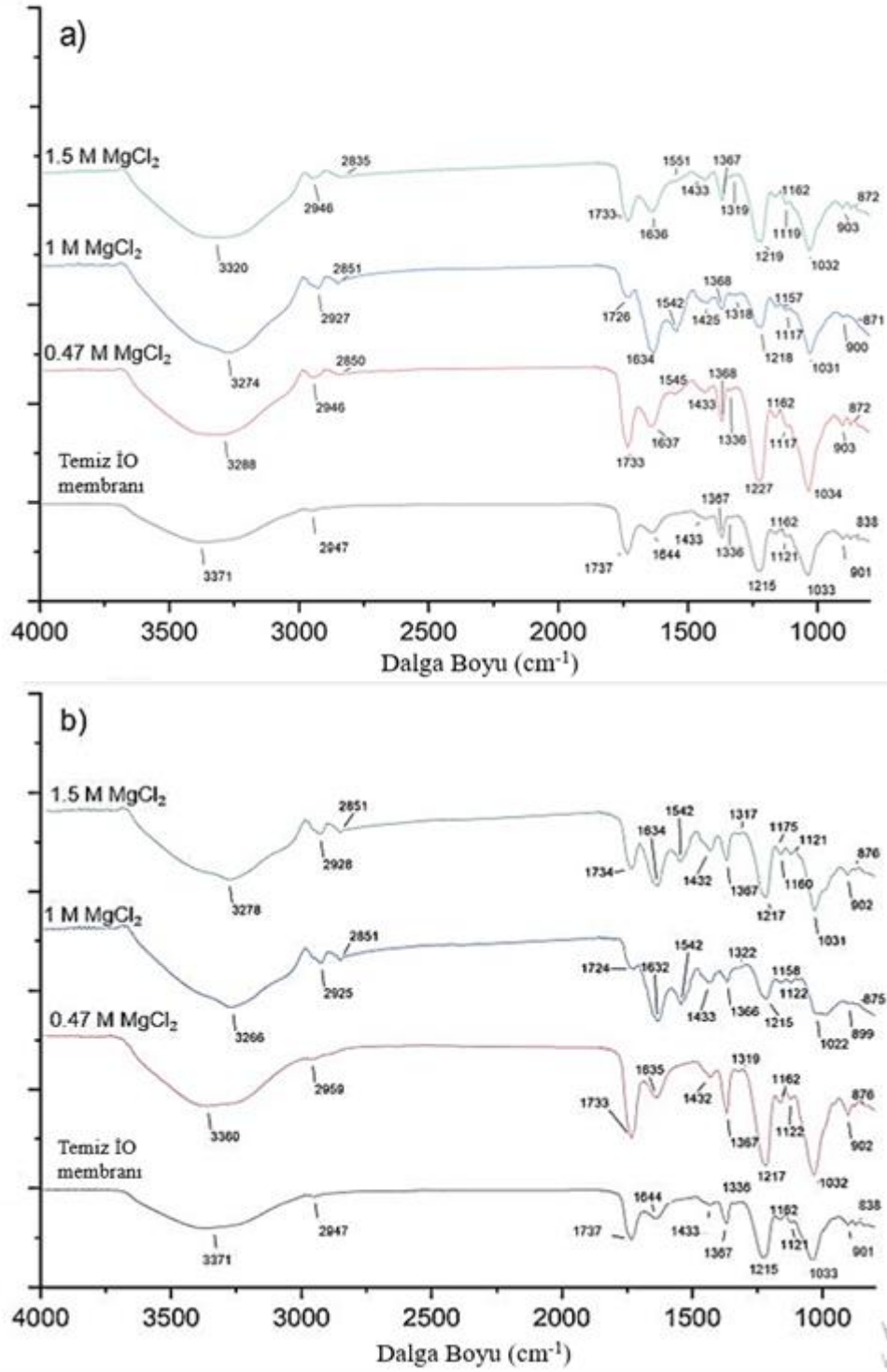
4.1.5.1. FTIR Analizi Sonuçları

Temiz İO membranı, farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen sistemlerde kullanılan kirli İO membranların aktif tabakasında gerçekleştirilen FTIR analizi sonunda elde edilen FTIR spektrumlarına ait fonksiyonel gruplar sırasıyla Tablo 4.2 ve Şekil 4.8’de yer almaktadır.

Tablo 4.2: Temiz ve farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen kirli İO membranlarının FTIR spektrumlarına ait fonksiyonel gruplar.

Temiz İO Membranı	Kirli İO Membranı						Aralık (Dalga Boyu, cm ⁻¹)	Fonksiyonel Gruplar
	AnMF-OMBR			UASB MF-OMBR				
	0,47 M	1 M	1,5 M	0,47 M	1 M	1,5 M		
3371	3288	3274	3320	3360	3266	3278	3200–3600	O-H bandı
2947	2946	2927	2946	2959	2925	2928	2900–3000	C-H gerilim bandı
-	2850	2851	2835	-	2851	2851	3000–2800	CH ₂ simetrik gerilimi
1737	1733	1726	1733	1733	1724	1734	1650–1830	Karbonil gerilimi C=O bağı
1644	1637	1634	1636	1635	1632	1634	1650–1700	C=C gerilimi
-	1545	1542	1551	-	1542	1542	1520–1565	Protein Amid II
1433	1433	1425	1433	1432	1433	1432	1300–1500	C-H bükülme bandı
1367	1368	1368	1367	1367	1366	1367	1300–1500	C-H bükülme bandı
1336	1336	1318	1319	1319	1322	1317	1300–1500	CH ₂ burkulma bandı
1215	1227	1218	1219	1217	1215	1217	1100–1250	C-H gerilimi
1162	1162	1157	1162	1162	1158	1175	1100–1300	C-O-C bağları
1121	1117	1117	1119	1122	1122	1160	1100–1300	C-O bağları
1033	1034	1031	1032	1032	1022	1031	950–1100	C-O eter gerilme bandı
901	903	900	903	902	899	902	600–900	C-H düzlem dışı gerilimi
838	872	871	872	876	875	876	838	C=CH bükülmesi

*Stuart, 2004.



Şekil 4.8: Temiz ve farklı ÇÇ Konsantrasyonlarında işletilen kirli İO membranlarına ait FTIR spektrumları (a) AnMF-OMBR ve (b) UASB MF-OMBR.

Temiz İO membranına uygulanan FTIR analizi sonucunda elde edilen 3371 cm^{-1} bandı O-H bandını ifade etmektedir. 1737 cm^{-1} (C=O gerilim bandı), 1367 cm^{-1} (C-H bükülme bandı), 1215 cm^{-1} (C-H gerilimi) ve 1033 cm^{-1} (C-O eter gerilme bandı) bantları CTA-İO membranının karakteristik bantlarıdır (Sun ve diğ., 2016). Bunların yanında, 2947 cm^{-1} C-H gerilim bandını;

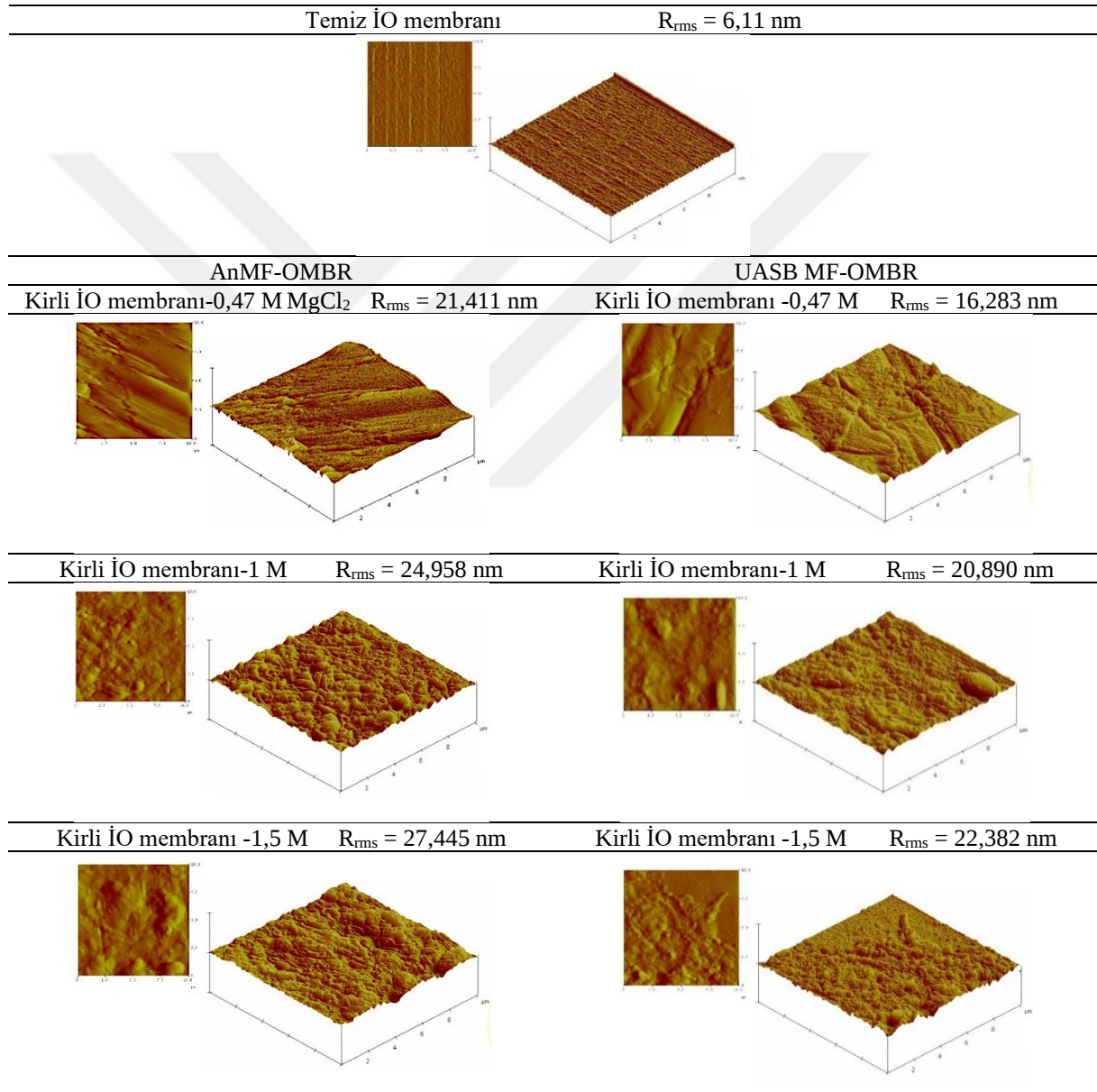
1644 cm^{-1} C=C gerilimini; 1433 cm^{-1} C-H bükülme bandını; 1336 cm^{-1} CH_2 burkulma bandını ifade etmekte olup bu bantların, CTA-İO membranının yapısındaki selüloz kaynaklı bantlar olduğu bilinmektedir. 1737 cm^{-1} (C=O gerilim bandı) CTA-İO membranının yapısındaki asetatlı yapıları; 1121 cm^{-1} (C-O bağları) karboksilik asitli yapıları; 1162 cm^{-1} (C-O-C bağları) ise eterli yapıları ifade etmektedir. 901 cm^{-1} ve 838 cm^{-1} bantları ise sırasıyla C-H düzlem dışı gerilimi ve C=CH bükülmesine karşılık gelmektedir (Stuart, 2004). Her iki biyoreaktöre ait kirli İO membranlarının FTIR spektrumları değerlendirildiğinde; spektrumlarda herhangi bir bandın kaybolmadığı ve bantların temiz İO membranı spektrumunda elde edilen bantlarla benzer olduğu görülmüştür. Bununla birlikte, her iki sistemde de artan ÇÇ konsantrasyonu ile 2835–2851 cm^{-1} ve 1520–1565 cm^{-1} aralığında yeni bantların oluştuğu görülmüştür. AnMF-OMBR’de 2850 cm^{-1} (0,47 M), 2581 cm^{-1} (1 M), 2835 cm^{-1} (1,5 M) ve UASB MF-OMBR’de 2851 cm^{-1} (1 ve 1,5 M) bantları selülozik olmayan bantlar olup metil grupları içeren bileşiklerin selüloz zincirlerine girdiğini göstermektedir (Turki ve diğ., 2018). 1520–1565 cm^{-1} aralığında saptanan AnMF-OMBR’de 1545 cm^{-1} (0,47 M), 1542 cm^{-1} (1 M), 1551 cm^{-1} (1,5 M) ve UASB MF-OMBR’de 1542 cm^{-1} (1 M ve 1,5 M) bantları azot içeren bileşiklerin varlığını işaret eden Protein Amid II bağı için karakteristik piklerdir. Bu da protein içeren biyolojik makromoleküllerin kirli İO membranlarının yüzeylerinde varlığını ortaya koymaktadır (Gu ve diğ., 2015).

4.1.5.2. AFM Analizi Sonuçları

AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kullanılan kirli İO membranlarının yüzey pürüzlülüğünü değerlendirmek için AFM analizi uygulanmıştır. Temiz İO membranı ve farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kullanılan kirli İO membranlarına ait AFM analizi sonuç görüntüleri ve görüntülerden elde edilen R_{rms} (nm) değerleri Şekil 4.9’da yer almaktadır.

Temiz İO membranında R_{rms} değeri 6,11 nm olarak belirlenmiştir. Şekil 4.9’dan da görüldüğü üzere, 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ÇÇ konsantrasyonları ile çalıştıktan sonra her iki sisteme ait kirli İO membranlarının yüzeylerinde çökeleklerin oluştuğu; membran yüzeylerinde kek tabakası kalınlığının arttığı ve bu nedenle de kirli İO membran yüzeylerinin daha pürüzlü hale geldiği görülmüştür. Her iki sistemde de ÇÇ konsantrasyonu arttıkça kirli membranların R_{rms} değerlerinde artış gözlenmiştir. AnMF-OMBR’de kirli İO membranlarında, R_{rms} değerinin 0,47 M MgCl_2 ile gerçekleştirilen çalışmada 21,411 nm, 1 M MgCl_2 ile gerçekleştirilen çalışmada 24,958 nm ve 1,5 M MgCl_2 ile gerçekleştirilen çalışmada 27,445 nm olduğu

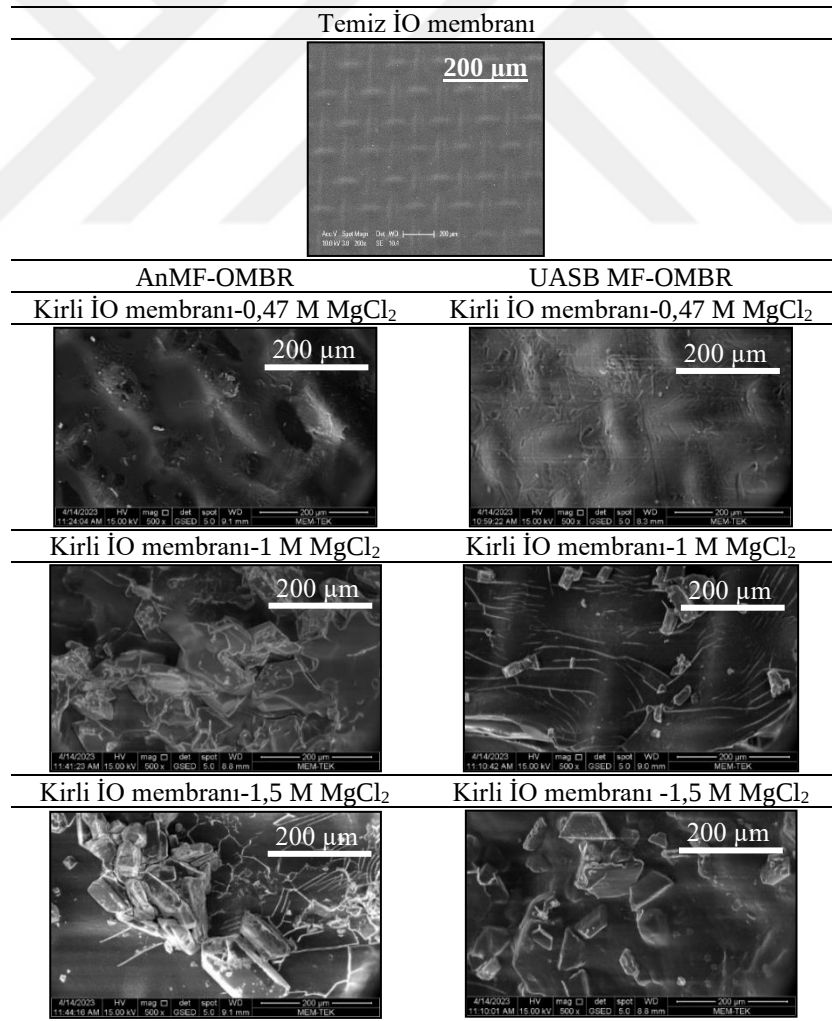
görülmüştür. UASB MF-OMBR’de kirli İO membranlarında, R_{rms} değerinin 0,47 M $MgCl_2$ ile gerçekleştirilen çalışmada 16,283 nm, 1 M $MgCl_2$ ile gerçekleştirilen çalışmada 20,890 nm ve 1,5 M $MgCl_2$ ile gerçekleştirilen çalışmada 22,382 nm olduğu görülmüştür. Sonuçlar, UASB MF-OMBR’de kullanılan kirli İO membranlarının yüzey pürüzlülüğünün, tüm ÇÇ konsantrasyonlarında AnMF-OMBR’inkilerden daha düşük olduğunu göstermiştir. Bu sonuç, UASB MF-OMBR’de kirli İO membran yüzeylerindeki kirlenme tabakasının daha az olduğunu göstermektedir.



Şekil 4.9: Temiz İO membranı ve farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kullanılan kirli İO membranlarına ait AFM görüntüleri ve R_{rms} değerleri.

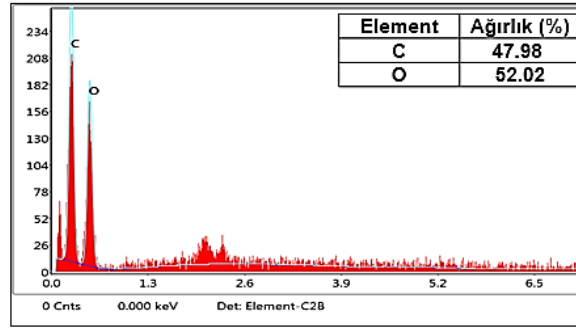
4.1.5.3. SEM-EDX Analizi Sonuçları

Temiz İO membranı ile farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kullanılan kirli İO membranlarında SEM analizleri gerçekleştirilmiştir. Temiz ve kirli İO membranlarına ait yüzey görüntüleri Şekil 4.10'da verilmiştir. Şekil 4.10'dan da görüldüğü üzere, temiz İO membranı sarmal yapıda olup membranda herhangi bir kirlilik mevcut değildir. Her iki biyoreaktörde 0,47 M'da kirli İO membranlarının SEM görüntüleri, kirli İO membran yüzeylerinde az bir miktar birikmenin olduğunu, bunun yanında membranların sarmal yapısının kaybolmadığı göstermektedir. ÇÇ konsantrasyonunun 1 M ve 1,5 M'e artırılması kirli İO membran yüzeylerinde belirgin bir kimyasal çökelmeye neden olmuştur. Gao ve diğ. (2021) de artan ÇÇ konsantrasyonunun, İO membran yüzeyleri üzerinde kirletici maddelerin birikimini arttırdığını belirtmiştir. Bununla birlikte, UASB MF-OMBR'de kullanılan kirli İO membranlarında, AnMF-OMBR'de kullanılan kirli İO membranlarına kıyasla daha az bir birikme gözlemlenmiştir.



Şekil 4.10: Temiz İO membranı ve farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kullanılan kirli İO membranlarına ait SEM görüntüleri.

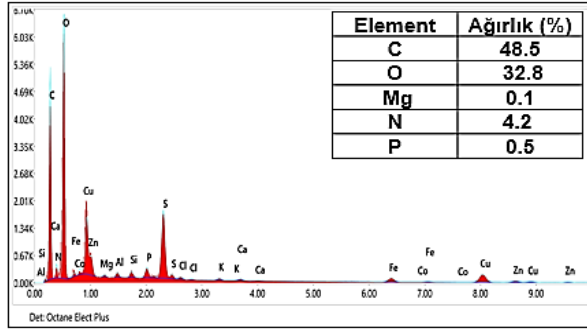
SEM görüntüleri gerçekleştirilen temiz ve kirli İO membranlarının yüzeylerinde EDX analizi gerçekleştirilmiştir. EDX analizi sonucu elde edilen elementlerin ağırlıkça yüzdeleri içeren EDX görüntüleri Şekil 4.11'de verilmektedir. Şekil 4.11'den görüldüğü üzere, temiz İO membranın yapısında %47,98 oranında C ve %52,02 oranında O olduğu belirlenmiştir. Literatürde de temiz CTA İO membran yüzeylerinin ağırlıkça C ve O elementlerinden oluştuğu belirtilmektedir (Sun ve diğ., 2016; Wang ve diğ., 2020; Bacaksız ve diğ., 2022). EDX spektrumları incelendiğinde, temiz membran yüzeyinde sadece C ve O elementlerinin bulunduğu görülürken, 0,47 M ile gerçekleştirilen çalışmaya ait kirli İO membranlarında N, S, P, Mg, Cl, Ca, K, Fe, Al, Si, Au, Cu, Zn gibi farklı elementler tespit edilmiştir. Bununla birlikte ağırlık yüzdelere bakıldığında (Şekil 4.11), ÇÇ konsantrasyonu arttığında, Mg, N ve P'nin baskın elementler olduğu görülmektedir. Her iki biyoreaktöre ait kirli İO membranlarında (0,47 M hariç) gözlenen Mg birikiminin, ÇÇ konsantrasyonu ile artan J_s 'ye bağlı olarak arttığı düşünülmektedir. 0,47 M $MgCl_2$ ile gerçekleştirilen çalışmaya ait kirli İO membranlarında Mg birikimi gözlenmemesinin 0,47 M'da 1 M ve 1,5 M'a göre daha düşük J_s değerleri elde edilmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Dolayısıyla 0,47 M'da daha düşük J_s değerleri elde edilmesinin, sistemlere ait kirli İO membran yüzeylerinde Mg birikiminin önlenmesinde etkili olduğu düşünülmektedir. 1 M ve 1,5 M $MgCl_2$ ile gerçekleştirilen çalışmalara ait İO membranlarında gözlenen Mg birikimi, inorganik bileşiklerin kirli İO membran yüzeylerinde çökelediğini göstermektedir. Kirli İO membranlarının EDX spektrumlarında eser miktarda görülen diğer elementlerin de sentetik mezbaha atıksuyu ve atıksuya eklenen iz element çözeltisinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Buna ek olarak, kirli İO membranlarının EDX spektrumlarında N ve P'nin saptanmasının sentetik mezbaha atıksuyu içeriğinin yanı sıra membranlardaki biyokirlenmeden kaynaklandığı düşünülmektedir (Sun ve diğ., 2016; Zhu ve diğ., 2018).



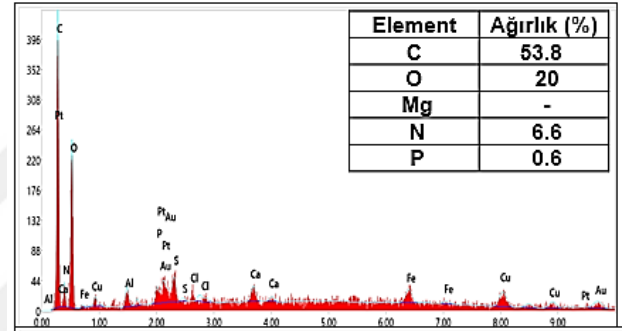
Temiz İO membranı

AnMF-OMBR

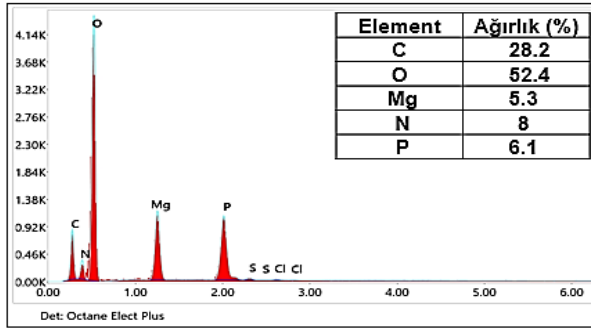
UASB MF-OMBR



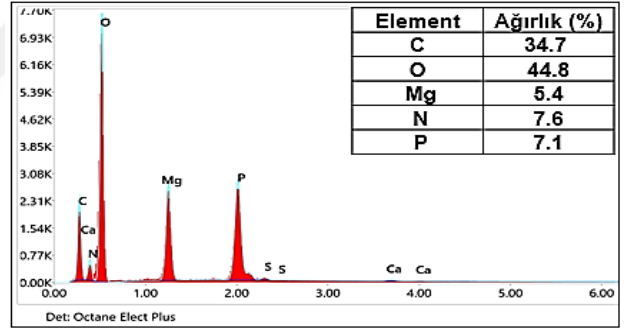
0,47 M



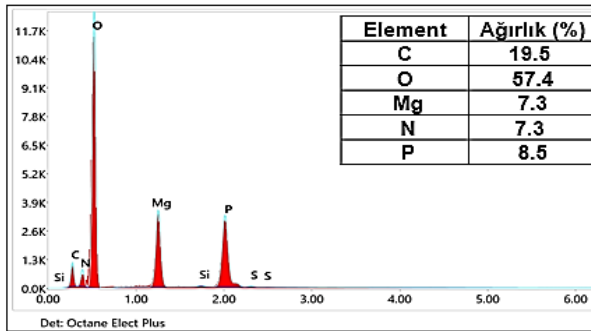
0,47 M



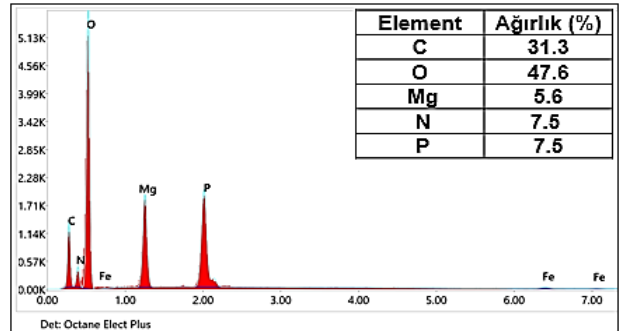
1 M



1 M



1,5 M

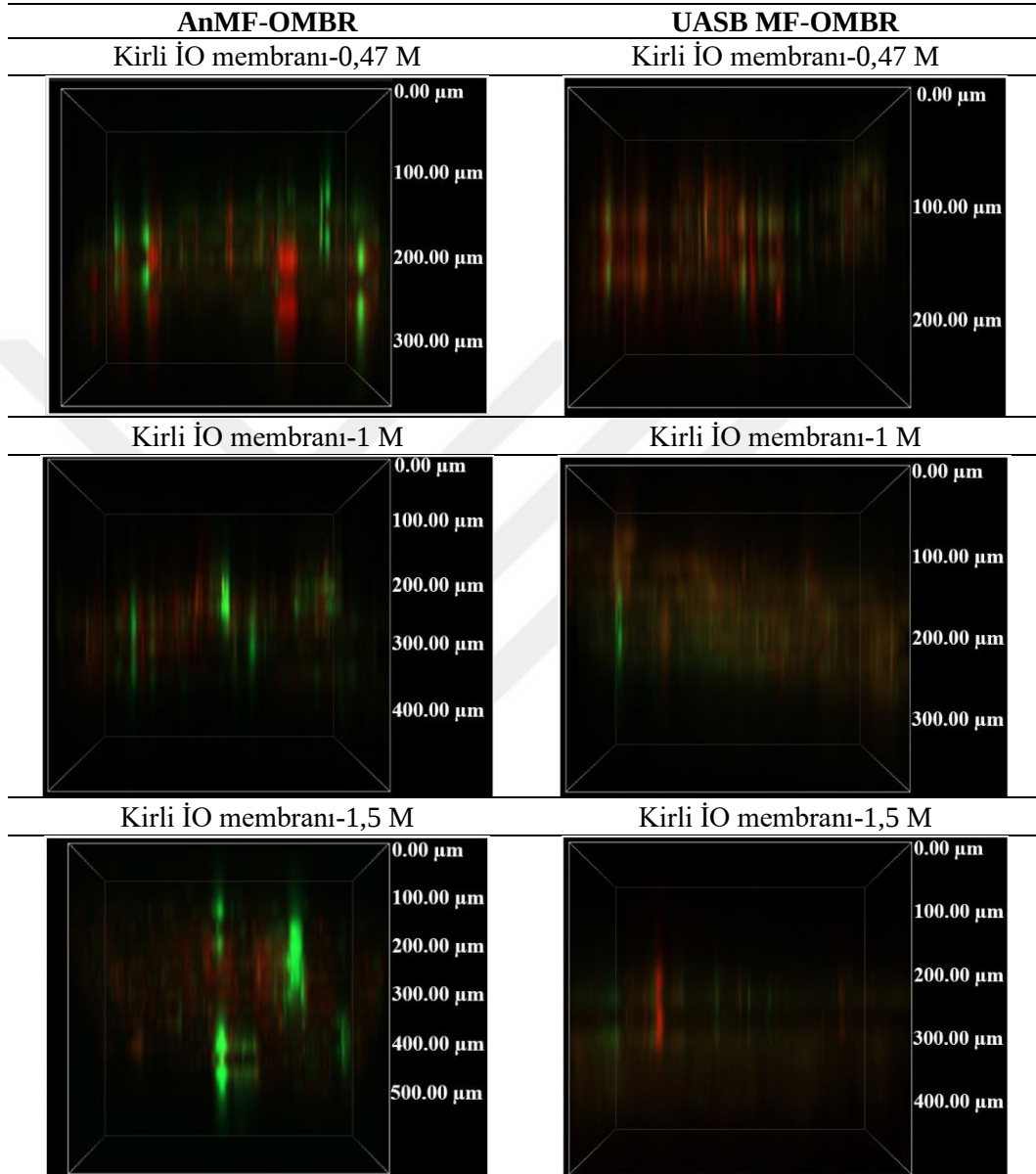


1,5 M

Şekil 4.11: Temiz ve farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kullanılan kirli İO membranlarına ait EDX spektrumları.

4.1.5.4. CLSM Analizi Sonuçları

Kirli İO membranlarında membran yüzeyinde oluşan biyofilm tabakasının kalınlığının tespit edilmesi amacıyla yapılan CLSM analizi sonuçları AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR için Şekil 4.12’de verilmektedir.



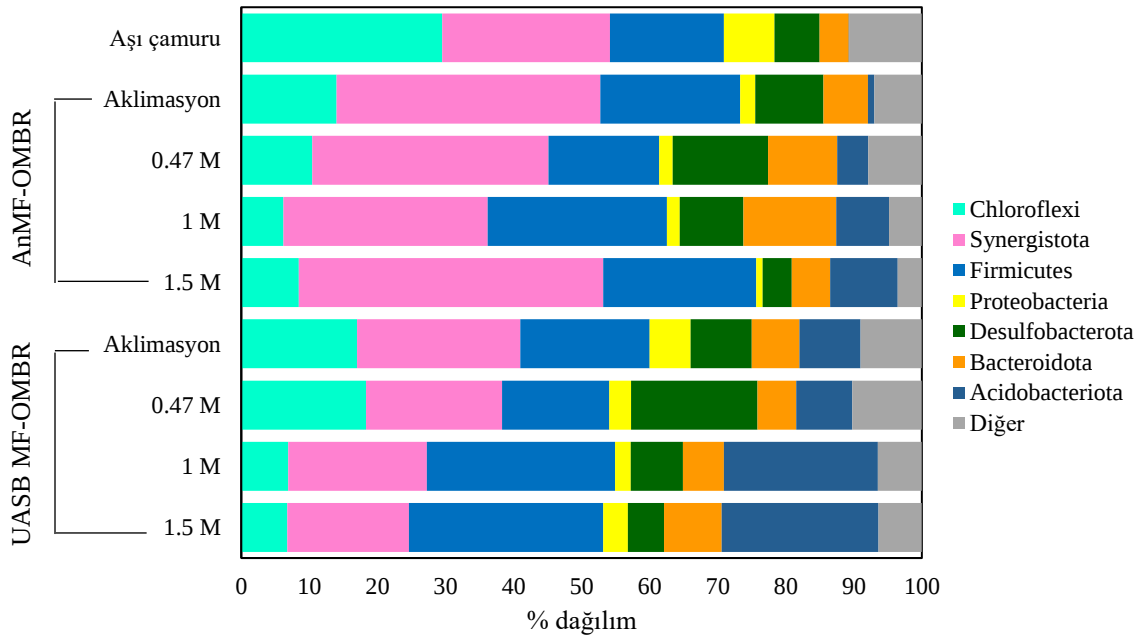
Şekil 4.12: Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kullanılan kirli İO membranlarına ait CLSM görüntüleri.

Şekil 4.12’den, AnMF-OMBR’ye ait kirli İO membranlarının yüzeylerindeki biyofilm tabakası kalınlıklarının, 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ÇÇ konsantrasyonları için sırasıyla 300, 400 ve 500 µm olduğu görülmektedir. UASB MF-OMBR’de ise biyofilm tabakası kalınlıklarının, 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ÇÇ ile işletimlerde kullanılan kirli İO membranlarında sırasıyla 200, 300 ve 400 µm olduğu görülmektedir. Literatürde ÇÇ konsantrasyonunun artmasıyla birlikte İO

membranları üzerinde daha şiddetli bir biyofilm tabakasının meydana geldiği belirtilmiştir (Wang ve diğ., 2019). CLSM analizi sonuçları, AnMF-OMBR sistemindeki kirli İO membranlarının biyofilm kalınlıklarının tüm ÇÇ konsantrasyonlarında UASB MF-OMBR sistemine ait kirli İO membranlarda görülenlerden daha yüksek olduğunu göstermiştir. UASB MF-OMBR'nin kirli İO membranları üzerinde daha ince biyofilm katmanlarının görülmesinin, kirlenici birikimini etkin bir şekilde kontrol edebilen biyoreaktör sisteminin konfigürasyonundan kaynaklandığı düşünülmektedir.

4.1.6. Mikrobiyal Topluluk Değişimlerinin Değerlendirilmesi

Aşı çamurunda ve sistemlerde farklı ÇÇ konsantrasyonları ile işletim süresi sonlarında alınan çamur numunelerinde sistemlerin mikrobiyal topluluk yapısını araştırmak için bakteriyel ve arkeal topluluk analizleri yapılmıştır. Aşı çamuru ile sistemlerden aklımasyon aşaması sonunda alınan çamur numuneleri, 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ÇÇ ile işletim dönemleri sonunda alınan çamur numunelerine ait bakteriyel topluluğun şube bazında değişimi Şekil 4.13'te verilmektedir.



Şekil 4.13: Aşı çamurunda, AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de aklımasyon aşaması ve farklı ÇÇ konsantrasyonlarıyla işletim dönemlerine ait çamur numunelerinde bakteriyel topluluğun şube bazında değişimi.

Numunelerde bakterilerin analizi şube bazında yapılmıştır. Aşı çamurunda şube bazında, *Chloroflexi*, *Synergistota*, *Firmicutes*, *Proteobacteria*, *Desulfobacterota* ve *Bacteroidota* sırasıyla %30, %25, %17, %7, %7 ve %4 oranında bulunmuştur. *Chloroflexi*,

anaerobik arıtmada önemli bir rol oynamakta olup; anaerobik ortamda çoğalmak için substrat olarak karbonhidrat ve amino asitleri kullanarak, metan üretiminde kullanılan asetatı ve hidrojeni üretmektedir. Aşı çamurunda %30 oranda bulunan *Chloroflexi* şubesi, AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR’de aklımasyon sonunda sırasıyla %14 ve %17’ye düşmüştür. Sentetik atıksuyla aklımasyon sürecinde başka bir etken olmadığı için, *Chloroflexi* oranındaki bu azalışın, düşük yükleme oranı ve mikrobiyal rekabete bağlı olarak meydana gelmiş olabileceği düşünülmektedir. *Synergistota* şubesi aşı çamurunda %25’ten aklımasyon sonunda AnMF-OMBR’de %39’a yükselmiş, UASB MF-OMBR’de ise önemli bir değişim göstermeyerek hemen hemen aynı oranda kalmıştır. *Synergistota*, aynı zamanda *Synergistetes* olarak da bilinmektedir. Kısa zincirli yağ asitleri üretmekte ve sentrofik asetat oksitleyici olarak işlev görmektedir. *Synergistota* şubesiinden *Synergistaceae* ailesinin iki üyesi, asetatı hidrojen ve karbondioksite oksitleyebilen asetat oksitleyici bakteriler olarak bilinmektedir (Zhu ve diğ., 2022b). Ayrıca, *Synergistota*’nın, propiyonik ve bütirik asitlerin tüketimini etkilemekte olduğu; anaerobik ortamda yüksek oranda bulunan *Synergistota*’nın propiyonik ve bütirik asitlerin birikimini azaltarak sistem stabilitesini koruduğu raporlanmıştır (Deng ve diğ., 2018).

Literatürde, *Synergistaceae* ailesinden *Lactivibrio* cinsinin şeker endüstrisi atıksularını arıtan bir UASB biyoreaktöründe mezofilik koşullarda, laktat, alkol, karbonhidrat ve amino asitleri parçalayabildiği belirtilmiştir (Qiu ve diğ., 2014). Aşı çamurunda %0,1 oranında bulunan *Lactivibrio*, AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR’de aklımasyon sonunda sırasıyla %6 ve %8’e yükselmiştir. Bu artışta atıksuyun protein içerikli olmasının etkili olduğu düşünülmektedir. *Firmicutes* şubesi, çeşitli substratları kullanarak uçucu yağ asidi üreten bir bakteri şubesi olup düşük OYH’de baskındır. Aynı zamanda, protein ve aminoasit degradasyonundan sorumlu bakteri şubesidir (Rincón ve diğ., 2006; Rincón ve diğ., 2008; Balcıoğlu ve diğ., 2021; Chen ve diğ., 2023). *Firmicutes* şubesi aşı çamurunda %17 oranında olup, OYH’nin 0,7 kg KOİ/m³.gün olduğu aklımasyon sonunda bir miktar yükselerek AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR için sırasıyla %21 ve %19 seviyelerine gelmiştir. *Firmicutes* şubesinin aklımasyon sonunda artış göstermiş olmasının sebebinin sistemlerin düşük OYH’de işletiminden kaynaklanabileceği düşünülmektedir. *Proteobacteria* ve *Bacteroidota* anaerobik mezofilik biyoreaktörlerde sıklıkla ve yüksek oranlarda görülen baskın mikroorganizma şubeleridir. Her iki bakteri şubesi de aşı çamurunda düşük oranlarda (sırasıyla %7 ve %4) saptanmış olup, aklımasyon sonunda önemli bir değişim göstermemiştir. *Proteobacteria* şubesinin organik atıkların bozunmasında rol oynadığı; glikozu ve çeşitli uçucu yağ asidi

türlerini önemli derecede tükettiği bilinmektedir (Ariesyady ve diğ., 2007; Liu ve diğ., 2016; Qin ve diğ., 2021; Zhao ve diğ., 2022). Çalışmada *Synergistota*'dan sonra en dikkati çeken iki şube *Desulfobacterota* ve *Acidobacteriota*'dır. *Desulfobacterota*, sülfat indirgeyen bakteri şubesidir ve aşı çamurunda %7'den aklimasyon sonunda AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de sırasıyla %10 ve %9'a yükselmiştir. *Acidobacteriota* şubesinin ise, düşük organik karbonlu ortamlarda yüksek oranda bulunmalarından dolayı oligotrofik bakteriler oldukları düşünülmektedir (Kielak ve diğ., 2016). *Acidobacteriota* aşı çamurunda %1'in altında bulunmasına rağmen, AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de aklimasyon sonunda sırasıyla %1 ve %9'a artmıştır. Bu artışın da düşük OYH'den kaynaklandığı düşünülmektedir.

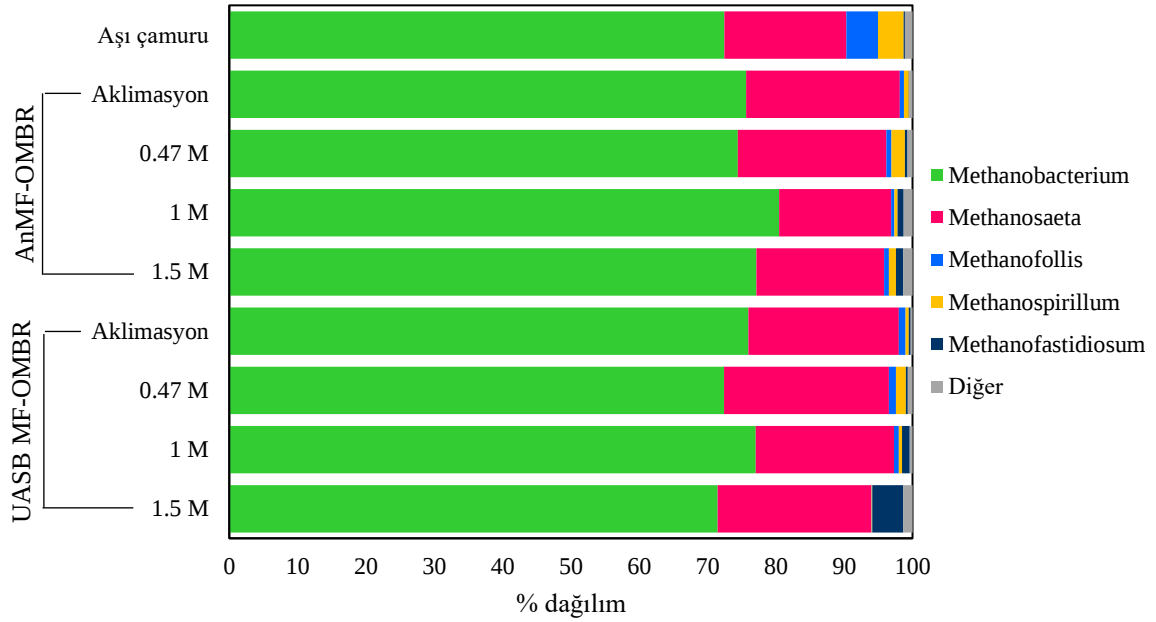
Kritik ÇÇ belirleme çalışmasında, düşük organik yüklemelerde baskın olduğu bilinen *Firmicutes*'in 0,47 M ÇÇ konsantrasyonunda işletim sonunda çamurda aşı çamuruna göre hemen hemen aynı seviyede kaldığı görülmüştür. Çalışmanın devamında, ÇÇ konsantrasyonunun artmasıyla, *Firmicutes*'in AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de çalışma sonunda sırasıyla %22 ve %29 oranına kadar arttığı görülmüştür. UASB MF-OMBR'de çamur yatağının artan ÇÇ konsantrasyonundan daha az etkilenmesi sayesinde *Firmicutes* oranındaki artışın daha fazla olduğu düşünülmektedir. Literatürde, *Firmicutes* şubesinin aşırı koşullara direnmek için endospor üretebileceği bu sayede yüksek tuzluluğa sahip ortamlarda da gelişebileceği belirtilmiştir (Park ve diğ., 2014; Chen ve diğ., 2018; Zhang ve diğ., 2022a). Literatürde ayrıca, NH_4^+ -N konsantrasyonu arttıkça, *Firmicutes* yüzdesinin de arttığını raporlayan çalışmalar mevcuttur (Chen ve diğ., 2016; Müller ve diğ., 2016). Kritik ÇÇ konsantrasyonu belirleme çalışmaları boyunca her iki sistemde de NH_4^+ -N konsantrasyonu İO membranının NH_4^+ -N rejeksiyonu sebebiyle artış göstermiştir. Artan NH_4^+ -N konsantrasyonu ile *Firmicutes* şubesindeki artış, literatürle paralellik göstermektedir. Düşük organik yük ve artan tuz konsantrasyonu nedeniyle, anaerobik arıtmada en sık rastlanan *Chloroflexi* ve *Proteobacteria* şubeleri her iki biyoreaktörde de tüm çalışma boyunca azalarak %8'in altında kalmıştır. *Chloroflexi*'de bu azalış daha belirgindir ve hem düşük OYH hem de artan tuz konsantrasyonundan daha fazla etkilenmiştir. Bununla birlikte literatürde, *Chloroflexi* şubesindeki bakterilerin, NH_4^+ -N konsantrasyonu düşük olduğunda anaerobik bir sistemde baskın olabileceği belirtilmiştir (Zamanzadeh ve diğ., 2016; Greses ve diğ., 2017). Dolayısıyla her iki sistemdeki yüksek NH_3 konsantrasyonları, *Chloroflexi*'nin azalmasına neden olduğu düşünülmektedir. Literatürde bir AnOMBR sisteminde ÇÇ olarak kullanılan NaCl ve MgCl_2 'ün sistemdeki mikrobiyal topluluğa etkileri üzerine yapılan bir çalışmada, 1 M MgCl_2 'de

Chloroflexi oranının artış gösterdiği rapor edilmiş olup (Zhu ve diğ., 2022a), çalışmamızda yüksek NH_3 konsantrasyonlarının bu artışı baskıladığı düşünülmektedir.

Literatürde, tuz konsantrasyonu arttıkça mikrobiyal topluluk üzerinde oluşan tuz inhibisyonu nedeniyle *Proteobacteria* şubesinin azaldığı raporlanmıştır (Wang ve diğ., 2017c; Chen ve diğ., 2018; Luján-Facundo ve diğ., 2018). Bununla birlikte, Zhu ve diğ. (2022a), mikrobiyal türlerin çeşitliliklerinin ve aktivitelerinin çeşitli tuz konsantrasyonlarına göre değişebileceğini belirtmiştir. Yaptıkları çalışmada NaCl ve MgCl_2 'nin ÇÇ olarak kullanıldığı iki farklı AnOMBR sisteminde mikrobiyal topluluk değişimini karşılaştırmış ve *Proteobacteria* şubesinin AnOMBR- NaCl 'de daha baskın olduğunu raporlamışlardır. Literatürde ayrıca, tuz konsantrasyonu arttıkça *Proteobacteria* şubesinin azalırken, başka bir şube olan *Bacteroidota*'nın arttığı raporlanmıştır (Wang ve diğ., 2017c; Chen ve diğ., 2018; Luján-Facundo ve diğ., 2018). Çalışmada, *Bacteroidota* şubesinin aşı çamurunda %4 oranında bulunduğu AnMF-OMBR'de 0,47 M ve 1 M ile işletim sonunda kademeli olarak artarak sırası ile %10 ve %14 seviyelerine yükseldiği görülmüştür. *Bacteroidota* şubesi, 0,47 M ve 1 M ÇÇ konsantrasyonlarında literatüre benzer bir eğilim göstermiş olup, ancak düşük organik yüklemenin ve artan tuz konsantrasyonunun etkisiyle 1,5 M ile işletim döneminde olumsuz etkilenerek bir miktar azalmıştır. Bu sonuçlar, *Proteobacteria* şubesi ile karşılaştırıldığında, *Bacteroidota* şubesinin tuz stresine daha kolay uyum sağlayabileceğini göstermektedir (Chen ve diğ., 2018). UASB MF-OMBR'de ise *Bacteroidota*, ÇÇ konsantrasyonu artışıyla birlikte önemli bir değişim göstermeyerek 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ile işletim sonunda sırasıyla %6, %6 ve %8 oranında tespit edilmiştir. Bu da UASB MF-OMBR'de mikrobiyal topluluğun çamur yatağında tuz konsantrasyonundan daha az etkilendiğini göstermektedir. Literatürde, *Bacteroidota* şubesinin organik bozunmada önemli rol oynayan mikrobiyal topluluklardan biri olduğu belirtilmektedir (Díez-Vives ve diğ., 2012). Çalışmada, artan tuz konsantrasyonu ile en fazla artış gösteren *Synergistota* ve *Acidobacteriota* şubeleridir. *Synergistota*, aşı çamurunda %25'ten, tuzluluğun etkili olduğu AnMF-OMBR'de 1,5 M ÇÇ ile işletim sonunda %45'e yükselmiştir. Bunun yanısıra, UASB MF-OMBR'de çamur yatağında biyoreaktör konfigürasyonu sebebiyle tuz etkisi daha az olduğundan *Synergistota*'nın azalarak 1,5 M ile işletim sonunda %18 seviyelerine düştüğü görülmüştür. Aşı çamurunda %1'in altında bulunan *Acidobacteriota* ise AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de düşük organik yüklemde 1,5 M ÇÇ ile işletim sonunda sırasıyla %10 ve %23'e yükselmiştir. Aşı çamurunda %7 oranında bulunan *Desulfobacterota* ise, AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de 0,47 M ÇÇ

konsantrasyonunda sırasıyla %14 ve %19 değerine ulaşmış daha sonra artan ÇÇ konsantrasyonu ile azalmıştır.

Şekil 4.14'te AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde aşı çamuru, aklimasyon aşaması sonunda, 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ÇÇ ile işletim dönemleri sonunda alınan çamur numunelerine ait arkeal toplulukların cins bazında değişimi verilmektedir.



Şekil 4.14: Aşı çamurunda, AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR’de aklimasyon aşaması ve farklı ÇÇ konsantrasyonlarıyla işletim dönemlerine ait çamur numunelerinde arkeal topluluğun cins bazında değişimi.

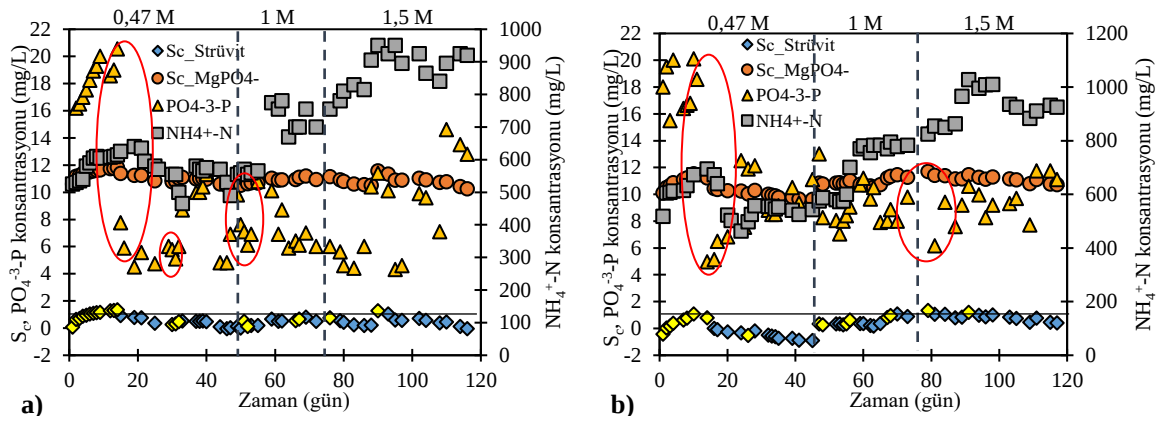
Aşı çamurundan başlayarak hem AnMF-OMBR hem de UASB MF-OMBR’de tüm çalışma boyunca baskın olan metanojen türünün *Methanobacterium* olduğu görülmektedir. Bu metanojen cinsi, metan üretmek için hidrojen ve karbondioksit kullanmaktadır (Gonzalez-Fernandez ve diğ., 2015; Wang ve diğ., 2015; Tian ve diğ., 2018; Zabranska ve Pokorna, 2018). Bununla birlikte, bazı türleri format kullanmakta olup, yüksek NH_3 seviyelerinde de gözlemlenebilmektedir (Tian ve diğ., 2018; Perman ve diğ., 2022). Bu cinsin baskın olmasının nedeninin, asidojen ve asetojen fazlarında asetik asit üretimi yapan bakterilerin sistemde az olmasından; bununla beraber hidrojen ve karbondioksit üreten bakteriler ile asetik asit oksitleyen bakterilerin baskın olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. AnMF-OMBR’de artan tuzluluğa rağmen bu cins baskın kalmıştır. Sistemlerde göreceli olarak yüksek NH_3 konsantrasyonları da bu cins için uygun koşul oluşturmaktadır. *Methanosaeta* (*Methanothrix* olarak da bilinir), asetattan metan üreten ve düşük asetat konsantrasyonlarında baskın olan

metanojen cinsidir (Chang ve diğ., 2019b; Zhang ve diğ., 2022b). Aşı çamurunda %18 oranında bulunan *Methanosaeta*, tüm çalışma boyunca bir miktar artarak AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR için sırasıyla %19 ve %22 seviyelerine gelmiştir. Aşı çamurunda %5 oranında bulunan *Methanofollis* cinsi her iki biyoreaktörde de aklimasyon sonunda %1'e düşmüş ve çalışmanın sonuna kadar bu oranda seyretmiştir. Bu cins; metanojen, hidrojen/karbondioksit, format, 2-propanol/karbondioksit ve 2-bütanol/karbondioksit kullanmaktadır (Dengler ve diğ., 2022). *Methanospirillum* cinsi ise aşı çamurunda %4'ten aklimasyon sonunda %1 ve altına düşmüştür. *Methanospirillum* cinsi de hidrojen/karbondioksit kullanmaktadır (Gunsalus ve diğ., 2016).

4.1.7. Biyoreaktörlerde Kimyasal Çökelmenin Değerlendirilmesi

Çalışma boyunca periyodik olarak ölçülen $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonları ve hesaplanan Mg^{+2} değerleri kullanılarak strüvit ve MgPO_4^- çökelmeleri belirlenmiştir. Şekil 4.15, kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi sırasında AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de strüvit ve MgPO_4^- çökmesini göstermektedir. Sistemlerde ÇÇ olarak MgCl_2 kullanıldığından, İO döngüleri sırasında belirli miktarda Mg^{+2} ters tuz akısıyla biyoreaktörlere giriş sağlamıştır. ÇÇ konsantrasyonu arttıkça, sistemlere tuz girişi de artmış ve bu da biyoreaktörlere daha fazla Mg^{+2} girişine sebep olmuştur. 0,47 M ÇÇ konsantrasyonu ile çalışmaya başlandığında, İO membranının yüksek $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ve $\text{NH}_4^+\text{-N}$ rejeksiyon özelliği sebebiyle, sistemlerde $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ve $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonlarının artmaya başladığı görülmektedir (1–15. gün). Buna bağlı olarak AnMF-OMBR'de 6. günden itibaren strüvit çökmesinin meydana geldiği ($1,03 < S_c < 1,34$) ve 1. İO döngüsü sonuna kadar devam ettiği görülmektedir (şekilde sarı renkli göstergeler İO membranının çalıştığı günlerdeki S_c değerlerini göstermektedir). UASB MF-OMBR'de ise S_c değerinin kademeli olarak artarak 10. günde doygunluk değerine ulaştığı ($S_c=1,08$) görülmektedir. Her iki sistemde de 0,47 M ile işletimde 1. İO döngüsü tamamlandıktan sonra Mg^{+2} konsantrasyonlarının, MF membranının çalışmasıyla düştüğü ve 0,47 M ile çalışma sonuna kadar $S_c < 1$ olarak kaldığı görülmektedir. $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ve $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonlarının ise strüvit çökmesinden hemen sonra düşmeye başladığı ancak strüvitin çözünmesiyle birlikte artma eğiliminde olduğu görülmektedir. Şekil 4.15'te yer alan kırmızı daireler süpernatant $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonlarının azaldığı bölgeleri göstermektedir. Strüvit çökmesinin hemen ardından $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonlarında azalmanın meydana geldiği dikkat çekmektedir. 1 M ÇÇ konsantrasyonu ile çalışmaya başlandığında, her iki sistemde de S_c değerinin artma eğiliminde olduğu bununla birlikte strüvit çökmesinin ($S_c=1,08$) sadece UASB MF-OMBR'de 4. İO döngüsünden hemen sonra olduğu görülmüştür.

1,5 M ile çalışmaya geçildiğinde ise UASB MF-OMBR'de ilk İO döngüsünden hemen sonra yüksek J_s değerleri etkisiyle strüvitin çökeldiği ve 2. İO döngüsüne kadar da (90. gün) doygunluk durumunun korunduğu görülmüştür. Strüvit çökmesinin olduğu dönemlerde daha düşük $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonları görülürken 90. günden sonra $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonlarının arttığı görülmektedir. 90. günden sonra meydana gelen bu artışın strüvitin çözünmesi sonucu NH_4^+ 'ın süpernetanta geçişinden kaynaklandığı düşünülmektedir. AnMF-OMBR'de ise 2. İO döngüsünden sonra strüvit çökmesinin meydana geldiği görülmüştür. Bununla birlikte, MgPO_4^- için S_c değerinin 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ÇÇ ile yapılan çalışmalarda AnMF-OMBR'de 10,3–11,8 ve UASB MF-OMBR'de 9,6–11,7 aralığında olduğu görülmüştür. Bu durumda her iki sistemde de strüvitten çok MgPO_4^- çökeleklerinin oluştuğu söylenebilir. Genel olarak, MgPO_4^- için elde edilen S_c değerlerinin strüvit için elde edilen S_c değerlerinden 10 kat daha fazla olduğu görülmektedir. Strüvitin K_{sp} değeri ($10^{-13,26}$), MgPO_4^- 'ın K_{sp} değerinden ($10^{-23,38}$) daha yüksek olduğu için MgPO_4^- strüvite göre çok daha düşük çözünürlüğe sahiptir. UASB MF-OMBR'de artan ÇÇ konsantrasyonuyla S_c değerlerinin arttığı ve 1,5 M ile işletimde en yüksek S_c değerine (1,33) ulaşıldığı görülmektedir. AnMF-OMBR'de ise en yüksek S_c değeri 0,47 M ile işletimde görülmüştür. Bunun sebebinin, UASB MF-OMBR'de daha uzun İO döngüleri ile çalışılması olduğu düşünülmektedir.



Şekil 4.15: Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında (a) AnMF-OMBR ve (b) UASB MF-OMBR sistemlerinde strüvit ve MgPO_4^- çökmesi.

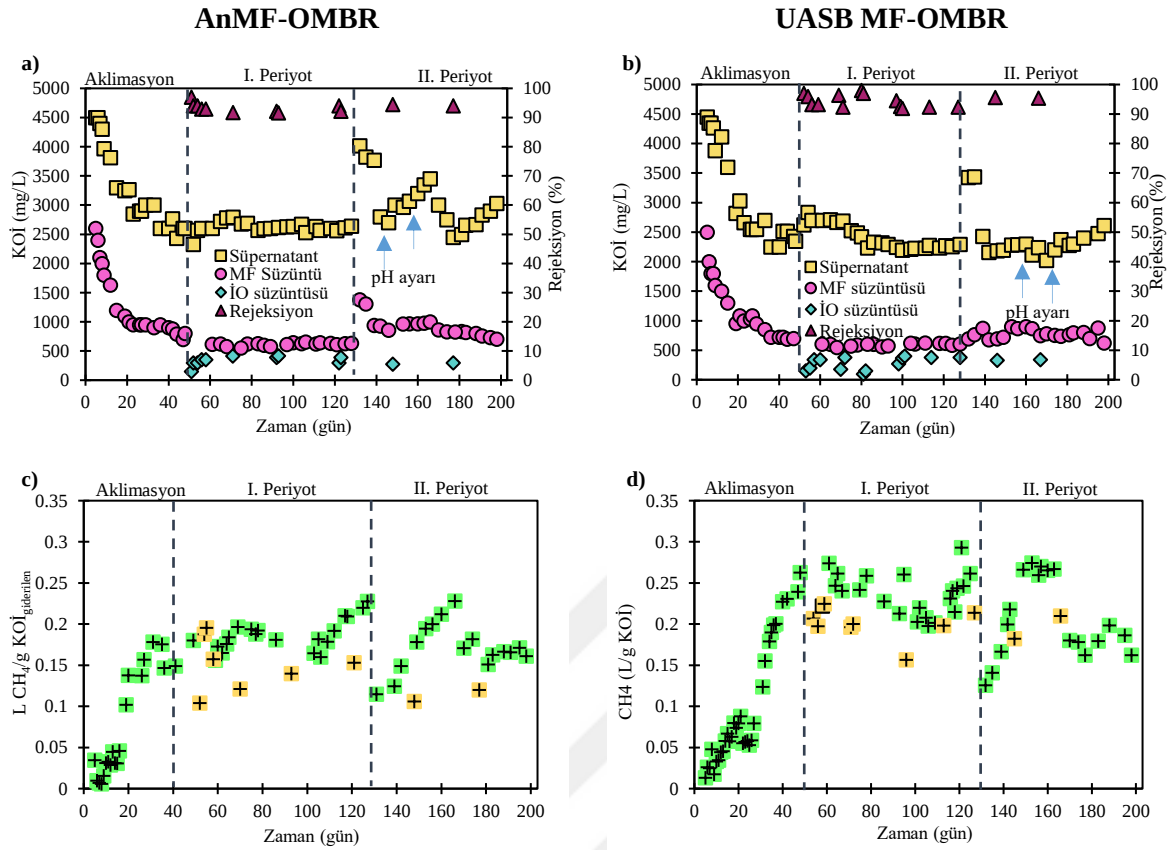
4.2. ANMF-OMBR VE UASB MF-OMBR SİSTEMLERİNİN FARKLI KOİ KONSANTRASYONLARINDA İŞLETİLMESİ

Kritik ÇÇ konsantrasyonu belirlendikten sonra, belirlenen ÇÇ konsantrasyonu (0,47 M) ile sistemler farklı KOİ konsantrasyonlarında işletilmiştir. Sentetik mezbaha atıksuyu ile farklı KOİ konsantrasyonlarında işleme başlamadan önce her iki biyoreaktörde kullanılacak çamur 50 gün boyunca sentetik mezbaha atıksuyuyla aktime edilmiştir. Aklimasyon, sistemlere sadece MF membranı daldırılarak gerçekleştirilmiş, sistemler KOİ giderimi açısından kararlı hale ulaşana kadar sürdürülmüştür. Aklimasyondan sonra, sistemler, 0,47 M $MgCl_2$ ÇÇ ile I. periyotta 5000 mg/L giriş KOİ'si ve II. periyotta 7500 mg/L giriş KOİ'si ile işletilmiştir. Çalışmalar toplam 203 gün sürmüştür.

4.2.1. Arıtma Performanslarının Karşılaştırılması

Farklı KOİ konsantrasyonlarında işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde süpernatantta, İO ve MF süzöntülerinde KOİ konsantrasyonu, İO süzöntüsü esas alınarak hesaplanan KOİ rejeksiyonları ve üretilen metan miktarları değişimi Şekil 4.15'te verilmektedir. Şekil 4.16 (a) ve (b)'den de görüldüğü gibi her iki sistemde de yüksek KOİ rejeksiyonları elde edilmiştir. KOİ rejeksiyonları, I. ve II. periyotta AnMF-OMBR'de sırasıyla %93 (± 2) ve %94 ($\pm 0,3$); UASB MF-OMBR'de sırasıyla %94 (± 2) ve %96 olarak elde edilmiştir. Sistemlerde %92'nin üzerinde KOİ rejeksiyonu elde edildiği, sistemlerin KOİ rejeksiyonları arasında ise önemli bir fark olmadığı görülmektedir. Bununla birlikte, özellikle AnMF-OMBR'nin II. periyottaki süpernatant KOİ konsantrasyonlarının KOİ rejeksiyonlarına göre kararsız olduğu görülmektedir (Şekil 4.16 (a)). Aklimasyon süresinin sonunda AnMF-OMBR'nin süpernatant KOİ konsantrasyonunun 2600 mg/L, UASB MF-OMBR'nin süpernatant KOİ konsantrasyonunun ise 2350 mg/L olduğu görülmektedir. Aklimasyonda sadece MF membran kullanıldığı için aklimasyon süresinin sonunda sistemler arasında sadece %5'lik bir KOİ giderim verimi farkı gözlenmiştir. Aklimasyon sonunda MF süzöntüsünde ise AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de elde edilen KOİ değerleri sırasıyla 837 (± 83) mg/L ve 710 (± 13) mg/L'dir. I. periyotta ÇÇ'nin sistem performansları üzerinde olumsuz bir etkisinin gözlenmediği ve kısa sürede süpernatant KOİ konsantrasyonlarında kararlı durum koşullarına ulaşıldığı görülmektedir. Bu periyotta ortalama süpernatant KOİ konsantrasyonları AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de sırasıyla 2620 (± 90) mg/L ve 2415 (± 203) mg/L olarak belirlenmiştir. Bu periyotta MF süzöntülerinde ulaşılan KOİ değerleri AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de sırasıyla ortalama 615 (± 26) mg/L ve 595 (± 22) mg/L olup; aklimasyon aşamasındaki MF süzöntüsü KOİ değerlerine göre daha düşük değerler elde edilmiştir.

Süpernatant KOİ konsantrasyonları benzer olmasına rağmen, MF süzütüsünde gözlenen bu iyileşmenin, zamanla membran yüzeyinde oluşan kek tabakasının etkisinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Kek tabakası, kirleticilerin membran yüzeyinde tutunmasına katkıda bulunarak daha iyi kalitede süzütü elde edilmesine sebep olmuştur (Mahat ve diğ., 2021; Aslam ve diğ., 2022). II. periyotta, her iki biyoreaktörde de süpernatant KOİ konsantrasyonları, giriş KOİ konsantrasyonunun 7500 mg/L'ye çıkarılmasının etkisiyle artmıştır. UASB MF-OMBR'de süpernatant KOİ konsantrasyonu daha stabil olup periyot sonuna doğru bir miktar yükselerek 2600 mg/L seviyelerine gelmiştir. AnMF-OMBR'de ise II. periyotta süpernatant KOİ konsantrasyonunun (2450–3450 mg/L) kararlı duruma ulaşamadığı görülmektedir. Bu duruma, biyoreaktör konfigürasyonu kaynaklı tam karışım ve tuzluluk oluşumu gibi faktörlerin neden olduğu düşünülmektedir. II. periyotta UASB MF-OMBR sisteminin kısa sürede kararlı hale ulaşp, AnMF-OMBR'de kararsız işletme koşullarının oluşması; UASB MF-OMBR'deki mikrobiyal topluluğun tuz inhibisyonundan çok fazla etkilenmediğini göstermektedir. Bu periyotta süpernatantlardaki KOİ artışı, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, alkalinite ve pH artışlarına da sebep olmuştur (Detaylı açıklaması ilerleyen bölümlerde verilmiştir). Bu sebeple, süpernatantta meydana gelen alkalinite ve pH artışını azaltmak için, her iki biyoreaktörde seyreltik H_2SO_4 ile pH ayarlaması yapılmıştır (şekillerde oklarla gösterilmiştir) (Şekil 4.16 (a) ve (b)). II. periyotta MF süzütüsünde ulaşılan KOİ değerleri AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de sırasıyla ortalama 857 (± 89) mg/L ve 777 (± 80) mg/L olup; I. periyottaki MF süzütüsü KOİ değerlerine göre daha yüksek değerler elde edilmiştir. Bunun sebebinin, giriş KOİ konsantrasyonunun 7500 mg/L'ye çıkarılması olduğu düşünülmektedir. Sentetik mezbaha atıksuyunun başlangıç KOİ konsantrasyonunun I. periyotta 5000 mg/L'den II. periyotta 7500 mg/L'ye yükselmesiyle ve buna bağlı olarak $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonlarının yükselmesiyle sistemlerin KOİ giderim verimleri, özellikle AnMF-OMBR'de, geniş bir aralıkta değişiklik göstermiştir. I. ve II. periyottaki KOİ giderim verimleri, AnMF-OMBR'de sırasıyla %46–50 ve %54–67; UASB MF-OMBR'de sırasıyla ortalama %52 (± 4) ve %70 (± 1) olarak belirlenmiştir.



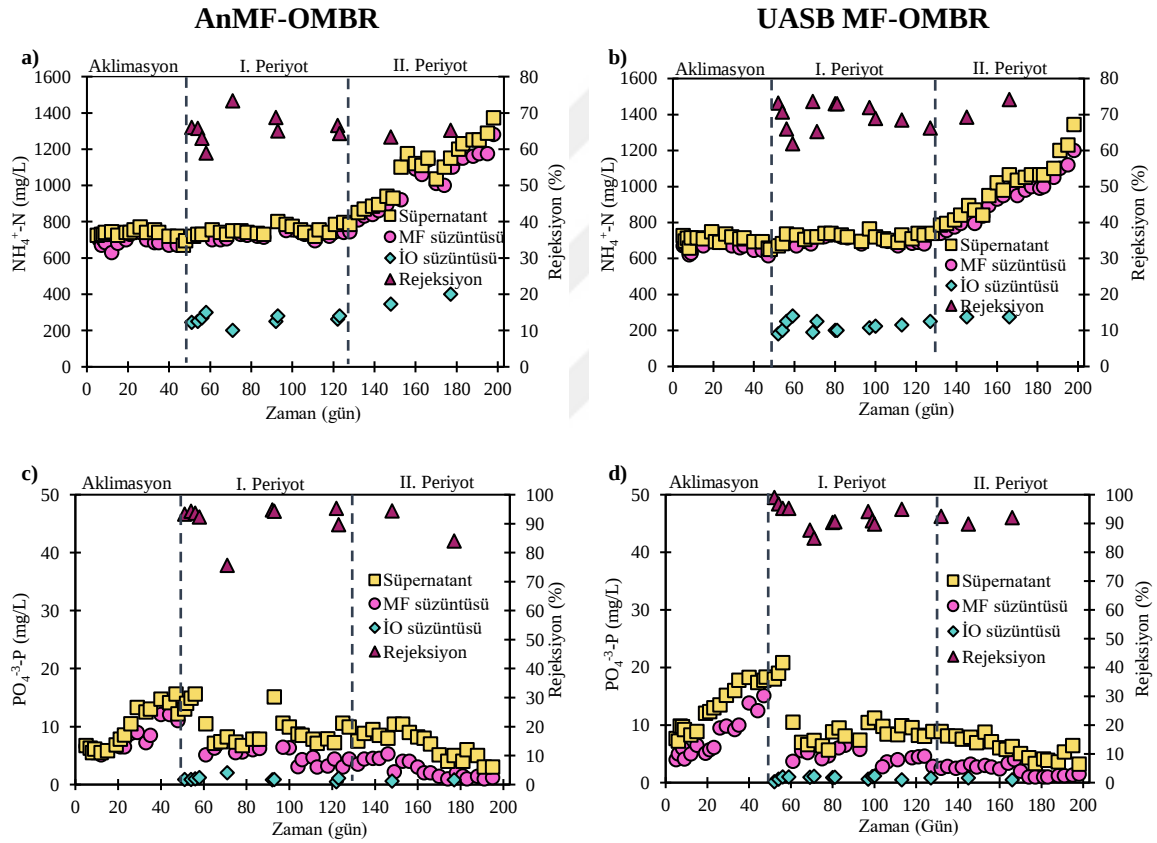
Şekil 4.16: Farklı KOİ değerlerinde işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinin arıtma performansları: (a), (b) KOİ; (c), (d) L CH₄/g KOİ_{giderilen} değişimi.

Sistemlerde meydana gelen metan üretimleri Şekil 4.16 (c) ve (d)'de verilmiştir. Atıksuyun anaerobik çamura aklime olmaya başlamasıyla metan üretimleri artmaya başlamış ve aklımasyon aşamasının sonunda AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR için sırasıyla 0,18 L CH₄/g KOİ_{giderilen} ve 0,26 L CH₄/g KOİ_{giderilen} seviyelerine gelmiştir. I. periyotta, 0,47 M MgCl₂ ile çalışırken tuzluluk birikimi az olduğundan metan üretimlerinin de daha kararlı olduğu görülmektedir. I. periyotta AnMF-OMBR'de elde edilen metan üretimlerinin (ortalama 0,18 (±0,03) L CH₄/g KOİ_{giderilen}) UASB MF-OMBR'den elde edilen metan üretimlerinden (0,22 (±0,03) L CH₄/g KOİ_{giderilen}) daha düşük olduğu görülmektedir. II. periyotta KOİ giderim verimlerinin düşmesiyle birlikte metan üretimleri de azalma eğilimi göstermiştir. II. periyotta metan üretimi UASB MF-OMBR'de, ortalama 0,24 (±0,03) L CH₄/g KOİ_{giderilen} iken zamanla meydana gelen NH₄⁺-N konsantrasyonundaki artış (detaylı açıklama ilerleyen bölümlerde verilmiştir) ve buna bağlı olarak oluşan NH₃ inhibisyonu sebebiyle periyot sonuna doğru 0,18 (±0,01) L CH₄/g KOİ_{giderilen}'e düşmüştür. AnMF-OMBR'de ise, 0,11–0,23 L CH₄/g KOİ_{giderilen} aralığında değişmiştir. II. periyot sonunda AnMF-OMBR'deki metan üretiminin (0,16 (±0,02)

L CH₄/g KOİ_{giderilen}) UASB MF-OMBR'deki metan üretiminden (0,18 (±0,01) L CH₄/g KOİ_{giderilen}) bir miktar daha az olduğu gözlenmiştir. Ayrıca her iki sistemde de İO membranının çalıştığı günlerde metan üretimlerinin azaldığı dikkat çekmektedir (Şekil 4.16 (c) ve (d)) (Şekilde sarı renkli göstergeler İO membranının çalıştığı günlerdeki metan üretimlerini göstermektedir).

Farklı KOİ konsantrasyonlarında işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde süpernatantta, İO ve MF süzöntülerinde NH₄⁺-N ve PO₄³⁻-P konsantrasyonlarının değişimi ile NH₄⁺-N ve PO₄³⁻-P rejeksiyonlarının değişimi Şekil 4.17'de verilmiştir. Şekil 4.17 (a) ve (b)'de gösterildiği gibi, giriş atıksuyundaki NH₄⁺-N konsantrasyonu 155 mg/L olmasına rağmen, aklımasyon aşamasında sistemlerin süpernatantındaki NH₄⁺-N konsantrasyonlarının AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de yarı kararlı halde sırasıyla 700 (±21) ve 675 (±20) mg/L olduğu görülmektedir. Anaerobik koşullarda azotlu organik maddelerin biyobozunmasına (hidroliz, asidogenez, asetogenez) bağlı olarak, mezbaha atıksuyundaki organik azot NH₄⁺-N'ye dönüşmüş ve böylece süpernatantlardaki NH₄⁺-N konsantrasyonu artış göstermiştir. I. periyotta, süpernatanttaki NH₄⁺-N konsantrasyonu, her iki sistemde de aklımasyon aşamasına kıyasla bir miktar (%5) artış göstermiş ve daha sonra sabit kalmıştır. I. periyotta süpernatanttaki TKN konsantrasyonları da AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de sırasıyla 785 ve 840 mg/L olarak ölçülmüştür. Ancak II. periyot boyunca AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de süpernatanttaki NH₄⁺-N konsantrasyonlarının artış eğiliminde olduğu görülmektedir. II. periyotta, et özütü kullanılarak mezbaha atıksuyunun KOİ konsantrasyonunun 5000 mg/L'den 7500 mg/L'ye artırılmasıyla, TKN konsantrasyonu da 780 mg/L'den 1300 mg L'ye yükselmiştir. Buna bağlı olarak her iki sistemin süpernatantındaki NH₄⁺-N konsantrasyonları II. periyot sonunda yaklaşık 1300 mg/L'ye ulaşmıştır. Bu konsantrasyonun her iki sistemde de mikrobiyal aktivite üzerinde inhibisyon etkisi yaratan konsantrasyon olduğu söylenebilir. Bu değer, literatürde NH₄⁺-N inhibisyonu için verilen değerlerle uyumlu olduğu görülmüştür (Yenigün ve Demirel). II. periyotta süpernatantlardaki NH₄⁺-N konsantrasyonunun 1300 mg/L'e ulaşmasında görülen gecikmenin, bu periyotta hidrolizin yavaş gerçekleşmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. I. ve II. periyotlarda süpernatanttaki NH₄⁺-N konsantrasyonlarının TKN konsantrasyonlarına yakın olması hidrolizin tamamlandığını göstermektedir. I. ve II. periyotta ortalama NH₄⁺-N rejeksiyonları, sırasıyla, AnMF-OMBR'de %66 (±4) ve %64 (±1); UASB MF-OMBR'de %69 (±4) ve %72 (±2) olarak belirlenmiştir (Şekil 4.17 (a) ve (b)). Sistemler NH₄⁺-N rejeksiyonu açısından

karşılaştırıldığında, daha düşük membran kirlenmesi ve biyoreaktör konfigürasyonu sebebiyle UASB MF-OMBR'de daha yüksek rejeksiyonların elde edildiği düşünülmektedir. Ayrıca çalışma boyunca, her iki sistemde de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonunun süpernatant ve MF süzöntüsünde belirgin bir farklılık göstermediği görülmektedir. Bu durum, MF membranının $\text{NH}_4^+\text{-N}$ gideriminin çok düşük olmasından kaynaklanmaktadır. Yarı kararlı halde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonu AnMF-OMBR'de MF süzöntüsünde aklımasyon aşaması, I. ve II. periyotta sırasıyla 680 (± 10) mg/L, 725 (± 18) mg/L ve 895-1280 mg/L; UASB MF-OMBR'de MF süzöntüsünde ise sırasıyla 635 (± 14) mg/L, 695 (± 19) mg/L ve 795–1200 mg/L olarak belirlenmiştir (Şekil 4.17 (a) ve (b)).



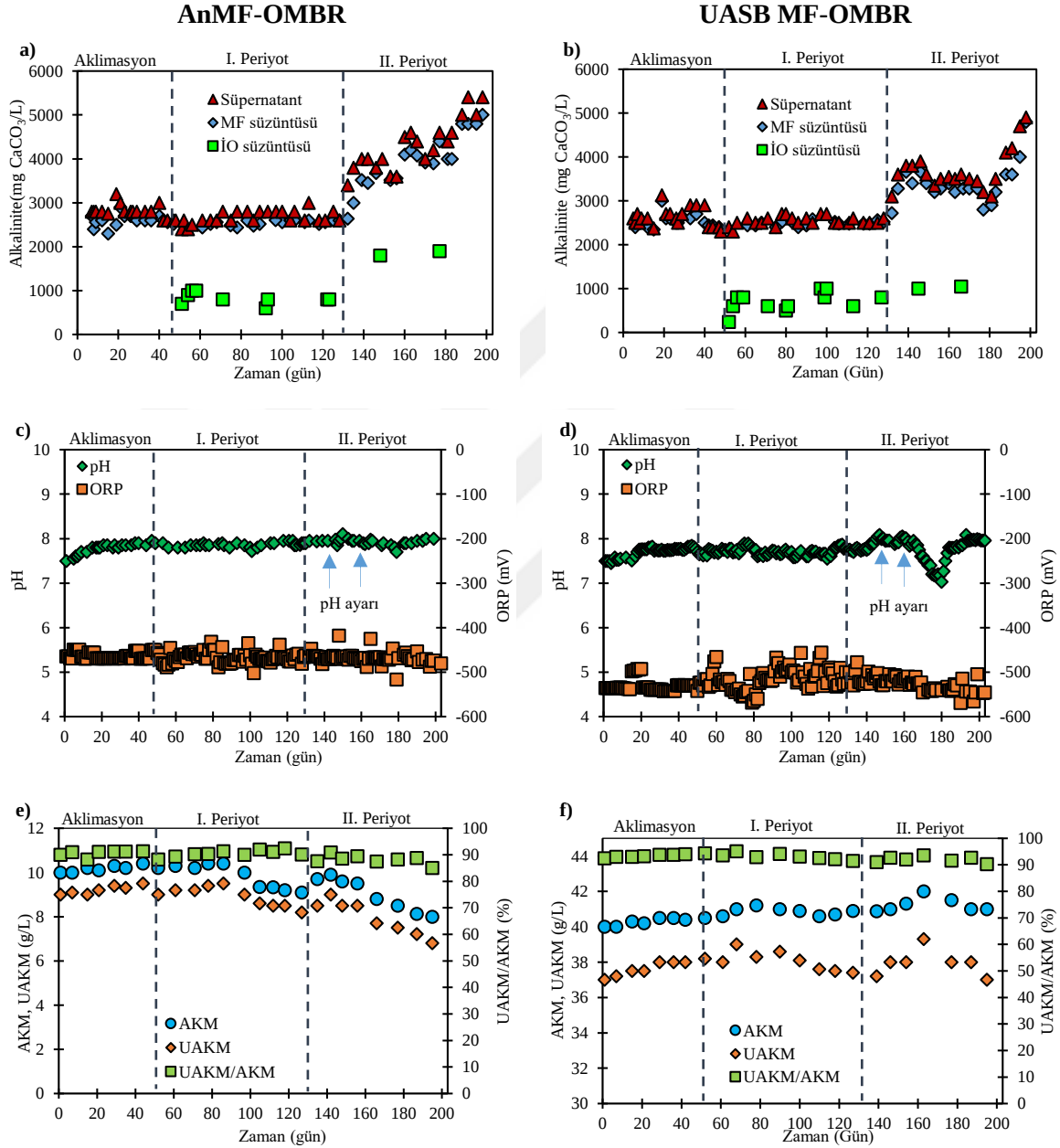
Şekil 4.17: Farklı KOİ değerlerinde işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinin arıtma performansları: (a), (b) $\text{NH}_4^+\text{-N}$; (c), (d) $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ değişimi.

Şekil 4.17 (c) ve (d), sistemlerin süpernatantlarındaki $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonlarının başlangıçtaki yaklaşık 5 mg/L değerinden kademeli olarak yükselerek aklımasyon aşaması sonunda 15–18 mg/L'ye ulaştığını ve ardından I. periyotta her iki sistem için de 10 mg/L seviyelerine geldiğini göstermektedir. II. periyotta AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de süpernatanttaki $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonları azalarak sırasıyla ortalama 6 (± 3) mg/L ve 6 (± 2) mg/L değerlerine düşmüştür. Her iki sistemin süpernatantlarındaki $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$

konsantrasyonlarındaki bu düşüşün, Bölüm 4.2.5'te tartışılan kimyasal çökelmeden kaynaklanmış olabileceği düşünülmektedir. Buna ek olarak, her iki sistemde de bazı dönemlerde süpernatant $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonları ile MF süzöntüsündeki $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonları değerlerinin benzer olduğu görülmektedir. Bununla birlikte, MF membranının çalıştığı dönemlerde, süpernatant $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonlarının ve MF süzöntüsündeki $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonlarından bazı zamanlarda çok daha yüksek olduğu görülmektedir. Bunun MF membranının yüzeyindeki kimyasal çökelmeden kaynaklandığı düşünülmektedir. Şekil 4.17 (c) ve (d)'den de görüldüğü gibi her iki biyoreaktör sisteminde İO süzöntülerinde $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonu, 2 mg/L'den düşük bulunmuştur. Çalışma boyunca $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ rejeksiyonları, I. ve II. periyotta AnMF-OMBR'de sırasıyla %91 (± 6) ve %89 (± 5); UASB MF-OMBR'de %92 (± 4) ve %91,4 (± 1) olarak belirlenmiştir. Her iki sistemde de benzer yüksek $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ rejeksiyonları gözlenmiştir.

Şekil 4.18, tüm çalışma boyunca sistemlerde alkalinite, pH, ORP ve AKM ile UAKM'deki değişimleri göstermektedir. Aklimasyon aşamasında AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de alkalinite değerleri sırasıyla ortalama 2670 (± 143) ve 2550 (± 250) mg CaCO_3/L olarak bulunmuştur (Şekil 4.18 (a) ve (b)). Ayrıca bu aşamada sistemlerin pH'ı AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de sırasıyla 7,9–8 ve 7,7–7,8 arasında değişmektedir (Şekil 4.18 (c) ve (d)). I. periyotta sistemlerde alkalinite ve pH değerlerinde önemli bir değişiklik gözlenmemiştir. Bu da sistemlerin I. periyotta 0,47 M MgCl_2 ÇÇ ile işleme başlanması sonucu iletkenlik ve tuz artışından olumsuz etkilenmediğini göstermektedir. II. periyotta süpernatanttaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonunun artmasıyla birlikte alkalinitede (her iki sistem için 3000–5500 mg CaCO_3/L) ve pH'ta artış gözlenmiştir. Alkalinitelerdeki artışın, organik azotun $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'ye parçalanarak amonyak alkalinitesine (örn. NH_4HCO_3 , $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$) dönüşümünden kaynaklandığı düşünülmektedir. Artan pH ve alkalinite değerlerini azaltmak ya da artışını engellemek için besleme atıksuyunun pH değeri, seyreltilmiş H_2SO_4 çözeltisi eklenerek 6,5'e ayarlanmıştır. Bunun sonucunda pH değerleri, AnMF-OMBR'ye kıyasla UASB MF-OMBR'de daha hızlı bir düşüş göstermiştir (UASB MF-OMBR'de 180. günde pH değeri 7'ye inmiştir). Bu sonuç, iki farklı biyoreaktör konfigürasyonunun (AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR) yüksek pH, alkalinite ve $\text{NH}_4^+\text{-N}$ altında farklı stabilite ve performans sergilediğini göstermektedir. Ayrıca her iki sistemde de pH'ın ayarlanmasıyla alkalinitenin de bir süre düşme eğiliminde olduğu, bununla birlikte periyodun sonuna doğru tekrar artma eğiliminde olduğu görülmektedir. Şekil 4.18 (c) ve (d) tüm çalışma boyunca ORP değerlerini göstermektedir. Tüm

süreç boyunca, her iki sistemde de ORP değerlerinde önemli bir değişim gözlenmemiştir. ORP değerlerinin AnMF-OMBR'de -412,2 ile -516,7 mV ve UASB MF-OMBR'de -456 ile -603,5 mV aralığında olduğu görülmektedir. Bu da sistemlerde uygun anaerobik koşulların sağlandığını göstermektedir.



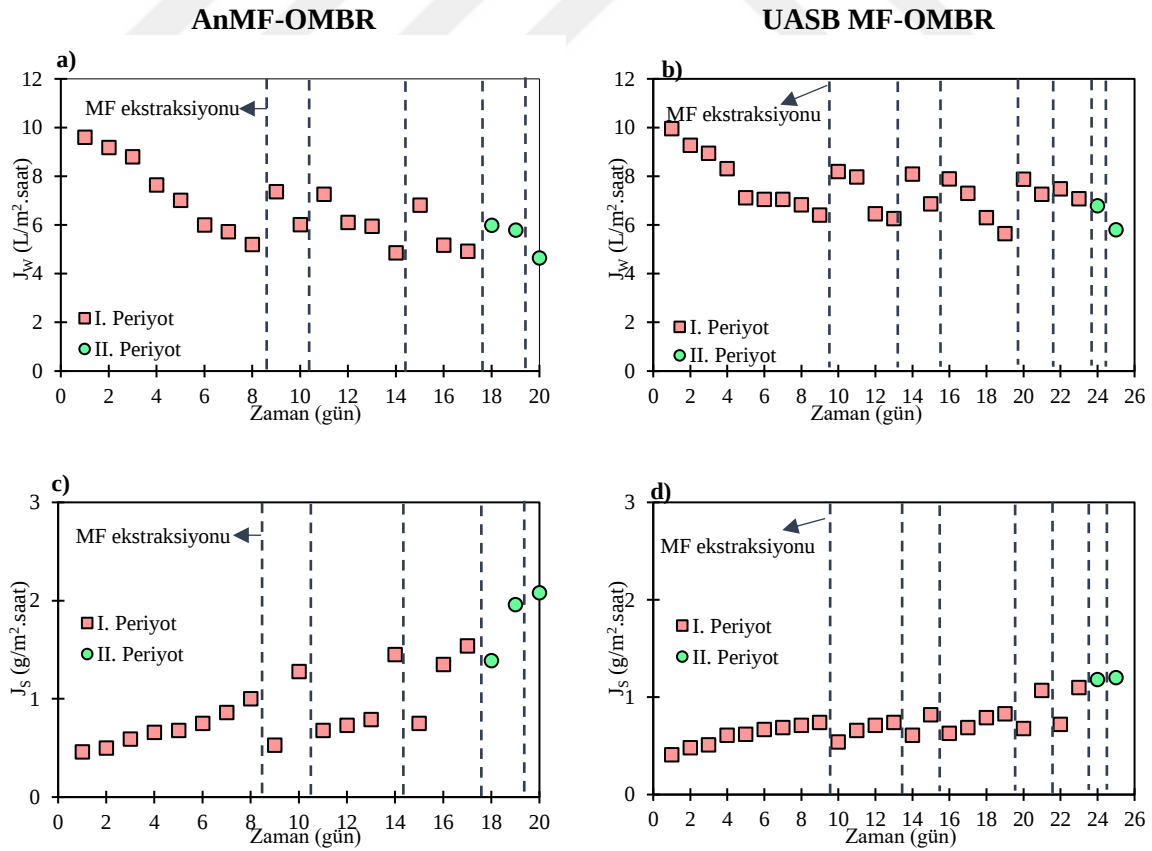
Şekil 4.18: Farklı KOİ değerlerinde işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde, süpernatantta, İO ve MF süzüntülerinde (a),(b) alkalinite, (c),(d) pH, ORP ve (e), (f) AKM, UAKM değişimi.

AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde AKM, UAKM konsantrasyonlarının ve UAKM/AKM oranının değişimi Şekil 4.18 (e) ve (f)'de verilmiştir.

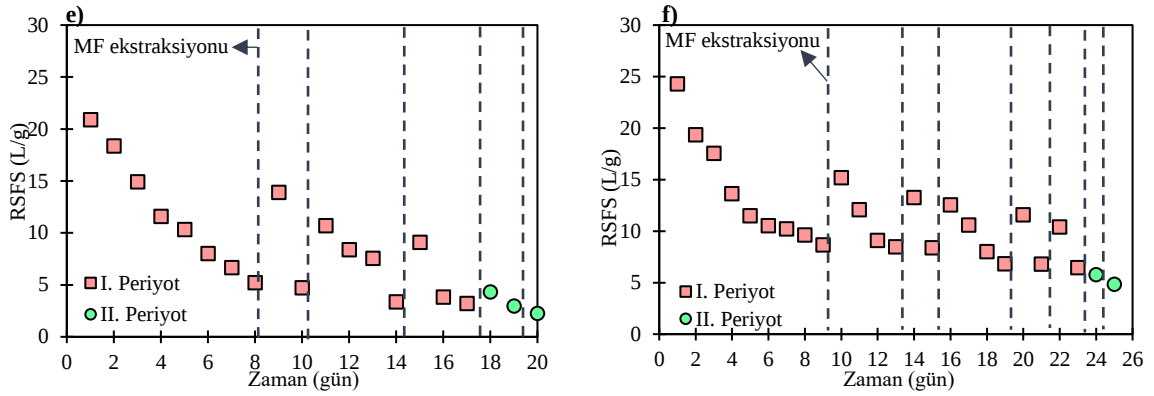
AnMF-OMBR’de AKM ve UAKM konsantrasyonları çalışmanın başında sırasıyla 10 g/L ve 9 g/L iken, tuz artışı ile I. periyodun sonuna doğru azalma eğilimine girmiş olup, II. periyot sonunda 8 g/L ve 6,8 g/L’ye kadar düşmüştür. Çalışma boyunca, UAKM/AKM oranı da %90’dan %85’e düşmüştür. UASB MF-OMBR sisteminde çamur yatağında AKM ve UAKM çalışmanın başlangıcında 40 g/L ve 37 g/L’den II. periyot sonunda önemli bir değişim göstermeyerek sırasıyla 41 g/L ve 37 g/L olarak saptanmıştır. UAKM/AKM oranı da %92,5’ten %90’a seviyelerine gelmiştir (Şekil 4.18 (f)). Her iki sistem karşılaştırıldığında AnMF-OMBR’de AKM ve UAKM konsantrasyonu ile UAKM/AKM oranındaki azalış, UASB MF-OMBR’ye göre daha fazladır. Bu da, UASB MF-OMBR’de biyokütlenin tuz birikiminden AnMF-OMBR’ye göre daha az etkilenmesiyle açıklanabilmektedir.

4.2.2. Akı Değişimlerinin Karşılaştırılması

Farklı KOİ konsantrasyonlarında işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde J_w , J_s ve RSFS değişimleri Şekil 4.19’da verilmektedir. Her iki sistemde İO ve MF membranları toplam 203 gün çalışmış olup şekiller sadece İO membranının çalıştığı günler esas alınarak çizilmiştir.



Şekil 4.19: Farklı KOİ değerlerinde işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde (a), (b) J_w ; (c), (d) J_s ve (e), (f) RSFS değişimleri.



Şekil 4.19 (devam): Farklı KOİ değerlerinde işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde (a), (b) J_w ; (c), (d) J_s ve (e), (f) RSFS değişimleri.

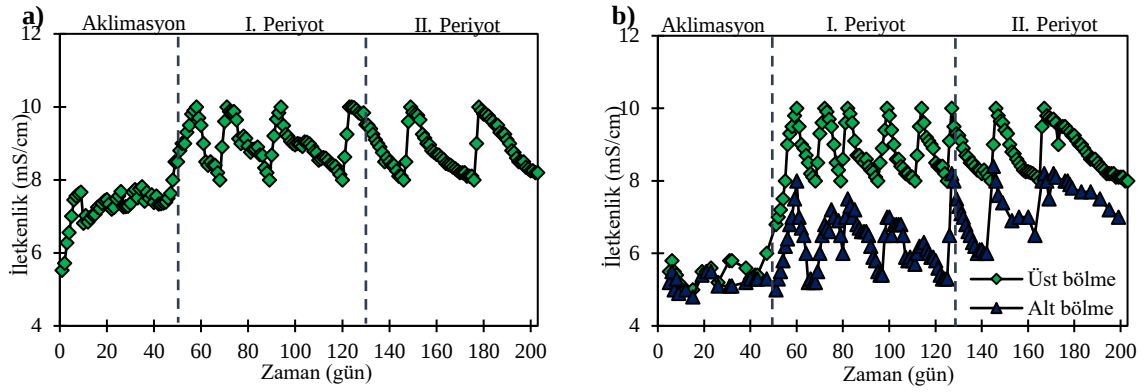
AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinin farklı KOİ konsantrasyonlarında işletilmesinde İO membranı sırasıyla toplamda 6 ve 8 döngü ile çalıştırılmıştır (Şekil 4.19 (a) ve (b)). UASB MF-OMBR'nin AnMF-OMBR'ye göre daha fazla döngü sayısı ile daha uzun süre çalıştırılabilirdiği görülmektedir. Bu durumun UASB MF-OMBR'de biyoreaktördeki iletkenliğin MF membranı ile daha hızlı düşürülmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. AnMF-OMBR sisteminde ise iletkenlik artışına sebep olan ÇÇ'nin çamurda birikmesi ve zamanla çözünmesine bağlı olarak biyoreaktördeki iletkenlik düşüşü daha yavaş gerçekleşmekte ve İO membranı daha geç devreye girmektedir. Şekil 4.19'(a) ve (b)'den AnMF-OMBR sisteminde, I. ve II. periyotta başlangıç J_w değerlerinin sırasıyla 9,61 L/m².saat ve 5,99 L/m².saat olduğu görülmektedir. Çalışma süresince, her bir yeni İO döngüsünde başlangıç J_w değerleri MF membranı ile ekstraksiyondan sonra %77–48 oranında geri kazanılmıştır. UASB MF-OMBR sisteminde I. ve II. periyotta ise başlangıç J_w değerleri sırasıyla 9,96 L/m².saat ve 6,79 L/m².saat olarak belirlenmiştir. MF membranı ile başlangıç J_w değeri %82–58 oranında geri kazanılmıştır.

Sistemlerde J_w değerlerinin zamanla düşmesiyle J_s değerlerinin artmaya başladığı görülmektedir. J_s değeri AnMF-OMBR'nin I. ve II. periyotlardaki işletimi süresince 0,46–2,08 g/m².saat aralığında; UASB MF-OMBR'nin I. ve II. periyotlardaki işletimi süresince ise 0,41–1,20 g/m².saat aralığında değişim göstermiştir (Şekil 4.19 (c) ve (d)). AnMF-OMBR'de UASB MF-OMBR'ye göre daha yüksek J_s değerleri elde edildiği görülmektedir. UASB MF-OMBR'de İO membranı çamur ile temas halinde olmadığı için İO membranında daha az kirlenme meydana gelmesi, buna bağlı olarak daha yüksek J_w değerlerinin elde edilmesi UASB MF-OMBR'de daha düşük J_s değerlerine sebep olmuştur. Bununla birlikte, her iki biyoreaktörde de zamanla meydana gelen J_w değerlerindeki azalma ve J_s değerlerindeki artışa

bağlı olarak RSFS değerlerinin de zamanla azaldığı görülmektedir (Şekil 4.19 (e) ve (f)). RSFS değerleri, I. ve II. periyotlardaki işletim süresince AnMF-OMBR'de ve UASB MF-OMBR'de sırasıyla 20,89–2,24 L/g ve 24,29–4,83 L/g aralığında değişmiştir.

Sistemler, II. periyotta KOİ konsantrasyonunun 5000 mg/L'den 7500 mg/L'ye artırıldığı sentetik atıksu ile işletilmiştir. II. periyotta KOİ konsantrasyonunun artırılmasıyla birlikte, her iki sistemde de İO membranı işletim süresinin kısaldığı görülmektedir. Literatürde organik yüklemdeki artışın, daha şiddetli membran kirlenmesine yol açtığı belirtilmektedir (Bokhary ve diğ., 2022). Sistemlerde, KOİ değerinin 5000 mg/L'den 7500 mg/L'ye artırılmasının İO membranı yüzeyinde kek tabakası oluşumunu artırarak J_w değerlerinin düşmesine ve J_s değerlerinin artmasına sebep olduğu düşünülmektedir. Artan J_s değerleri de İO döngülerinin uzun süreli çalışmasını engellemektedir.

AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinin farklı KOİ konsantrasyonlarında işletilmesi çalışmalarına ait iletkenlik değişimleri Şekil 4.20'de verilmektedir. AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinin farklı KOİ konsantrasyonlarında işletilmesi çalışmasından önce gerçekleştirilen 50 günlük aklimasyon aşamasının başlangıcında, her iki biyoreaktörde de iletkenlik değeri 6 mS/cm civarında ölçülmüştür. Aklimasyon aşamasının sonunda ise her iki biyoreaktördeki iletkenlik değerinin 6,8–7,8 mS/cm civarına geldiği görülmektedir. Daha sonra, biyoreaktörler içerisindeki iletkenlik değerleri 8–10 mS/cm aralığında sabit tutulmuştur. Biyoreaktörlerin I. periyot başlangıcındaki iletkenlikleri 6,8–7,8 mS/cm civarında olduğu için I. periyotta ilk İO döngüsünde biyoreaktör iletkenliklerinin 10 mS/cm'e ulaşması daha uzun zaman almıştır. AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'lerinin I. periyottaki ilk İO döngülerinin sırasıyla 8 ve 9 gün olduğu görülmüştür. I. ve II. periyottaki diğer İO döngülerinde biyoreaktörlerin başlangıç iletkenlik değerleri 8 mS/cm olduğu için, İO döngüleri daha kısa sürmüştür. I. ve II. periyotta AnMF-OMBR'de, sırasıyla, 4 adet İO döngüsü (8, 2, 4 ve 3 günlük) ve 2 adet İO döngüsü (2 ve 1 günlük); UASB MF-OMBR'de ise sırasıyla, 6 adet İO döngüsü (9, 4, 2, 4, 2 ve 2 günlük) ve 2 adet İO döngüsü (1 ve 1 günlük) ile çalışılmıştır.



Şekil 4.20: Farklı KOİ konsantrasyonlarında işletilen (a) AnMF-OMBR ve (b) UASB MF-OMBR sistemlerinde iletkenlik değişimleri.

4.2.3. Membran Otopsi Analizlerinin Karşılaştırılması

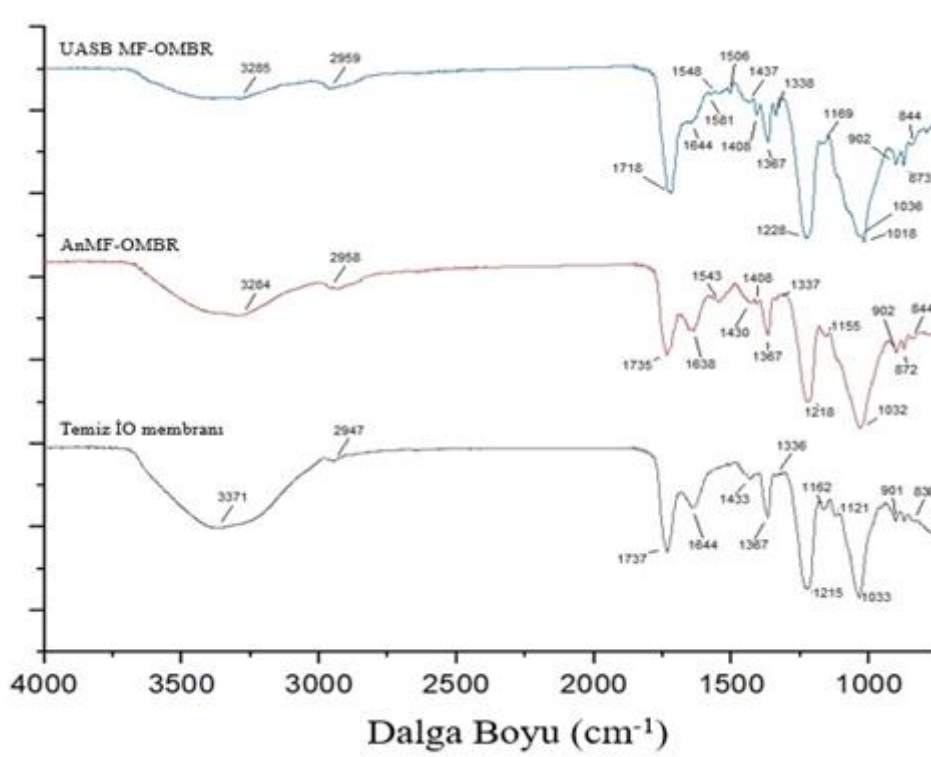
AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR’de farklı KOİ konsantrasyonları ile işletim sonunda İO membranları biyoreaktörlerden çıkarılarak her iki sisteme ait kirli İO membranlarında meydana gelen kirlenmelerin belirlenmesi ve karşılaştırılması için membran otopsi analizleri gerçekleştirilmiştir. Membran otopsileri için FTIR, AFM, SEM-EDX analizleri yapılmıştır. Analizlere ait bulgular aşağıda verilmektedir.

4.2.3.1. FTIR Analizi Sonuçları

Temiz İO membranı ve farklı KOİ değerlerinde işletilen sistemlerde işletim sonunda kullanılan kirli İO membranlarının FTIR analizi sonunda elde edilen FTIR spektrumlarına ait fonksiyonel gruplar sırasıyla Tablo 4.3 ve Şekil 4.21’de yer almaktadır.

Tablo 4.3: Temiz ve farklı KOİ değerlerinde işletilen kirli İO membranlarının FTIR spektrumlarına ait fonksiyonel gruplar.

Temiz İO Membranı	Kirli İO Membranı		Arahık (Dalga Boyu, cm^{-1})	Fonksiyonel Gruplar
	AnMF-OMBR	UASB MF-OMBR		
3371	3284	3285	3200–3600	O-H bandı
2947	2958	2959	2900–3000	C-H gerilim bandı
1737	1735	1718	1650–1830	Karbonil gerilimi C=O bağı
1644	1638	1644	1650–1700	C=C gerilimi
-	1543	1506, 1548, 1581	1520–1565	Protein Amid II
1433	1408, 1430	1408, 1437	1300–1500	C-H bükülme bandı
1367	1367	1367	1300–1500	C-H bükülme bandı
1336	1337	1338	1300–1500	CH_2 burkulma bandı
1215	1218	1228	1100–1250	C-H gerilimi
1162	1155	1169	1100–1300	C-O-C bağları
1121	-	-	1100–1300	C-O bağları
1033	1032	1018, 1036	950–1100	C-O eter gerilme bandı
901	872, 902	873, 902	600–900	C-H düzlem dışı gerilimi
838	844	844	838	C=CH bükülmesi



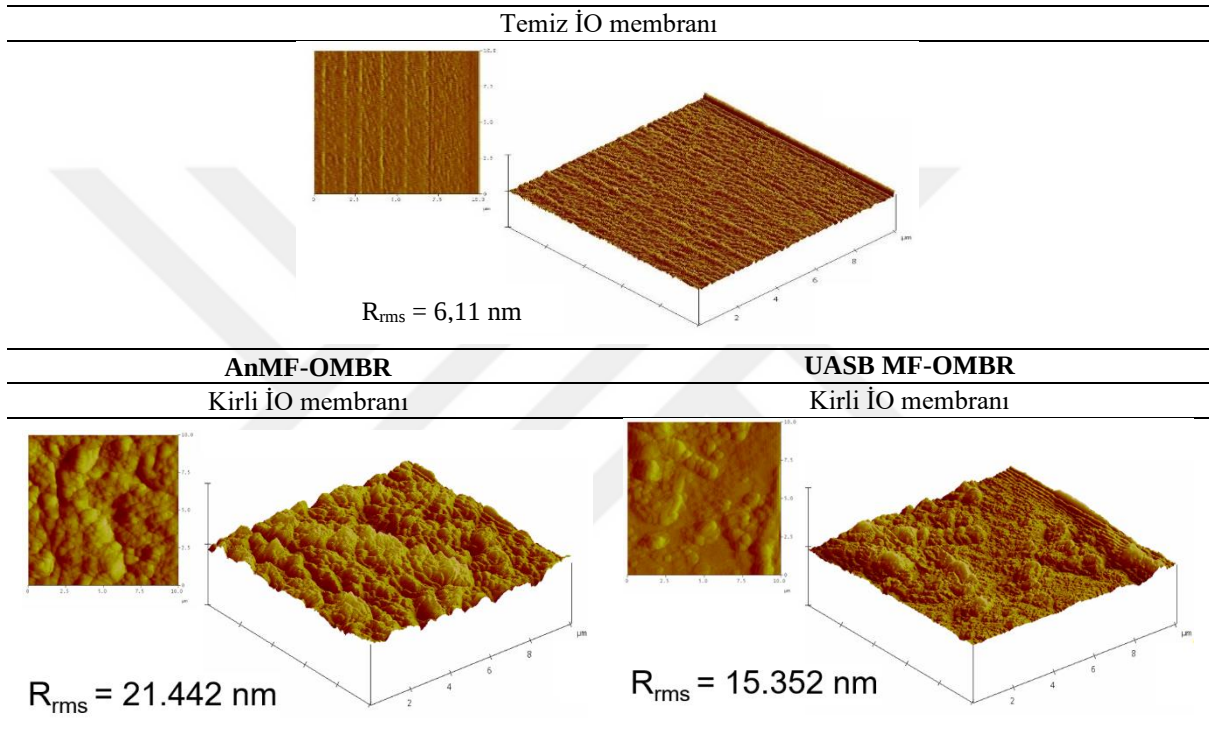
Şekil 4.21: Temiz İO membranı ve farklı KOİ değerlerinde işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerine ait kirli İO membranlarının FTIR spektrumları.

Temiz İO membranına uygulanan FTIR analizi sonucunda elde edilen veriler Bölüm 4.1.5.1’de detaylı olarak verilmiştir. Her iki biyoreaktöre ait kirli İO membranlarının FTIR spektrumları değerlendirildiğinde; bazı bantların kaydığı ve bazı derinliklerinin azaldığı görülmüştür. Bu durumun, membran yüzeylerine kirleticilerin bağlanmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Temiz İO membranında bulunan karboksilik asitli yapılı 1121 cm^{-1} bandının her iki biyoreaktöre ait kirli İO membranında da kaybolduğu görülmüştür. $0,47\text{ M}$ ÇÇ konsantrasyonu ile işletimde UASB MF-OMBR’de $1506\text{--}1581\text{ cm}^{-1}$ aralığında 3 farklı bandın ve AnMF-OMBR’de 1543 cm^{-1} ’de daha derin tek bir bandın oluştuğu görülmüştür. Bu bantlar, azot içeren bileşiklerin varlığını işaret eden Protein Amid II bağlarının kirli İO membranlarına bağlandığını göstermektedir (Stuart, 2004). Bu da protein içeren biyolojik makromoleküllerin kirli İO membranlarının yüzeylerinde varlığını ortaya koymaktadır (Gu ve diğ., 2015). UASB MF-OMBR’de $1506\text{--}1581\text{ cm}^{-1}$ aralığındaki 3 farklı bandın AnMF-OMBR’de 1543 cm^{-1} ’de görülen banttandan daha az derinliğe sahip olmasının sebebinin UASB MF-OMBR sisteminde İO membranının üst bölmede bulunması ile birlikte sistemde üst ve alt bölgeyi birbirinden ayıran bir ünitenin bulunması sonucunda atıksuyun ve çamurun üst bölmeye geçişinin kısıtlı olması olduğu düşünülmektedir. Temiz İO membranında bulunan 3371 cm^{-1} bandının her iki biyoreaktörde de daha düşük dalga boylarına kaydığı ve derinliğinin azaldığı görülmüştür.

(AnMF-OMBR'de 3284 cm^{-1} ve UASB MF-OMBR'de 3285 cm^{-1}). Bunun yanında, UASB MF-OMBR için elde edilen spektrumda bu dalga boyunun derinliğinin daha fazla azaldığı dikkat çekmektedir.

4.2.3.2. AFM Analizi Sonuçları

Temiz İO membranı ve farklı KOİ değerlerinde işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kullanılan kirli İO membranlarına ait AFM analizi sonuç görüntüleri ve R_{rms} değerleri Şekil 4.22'de yer almaktadır.



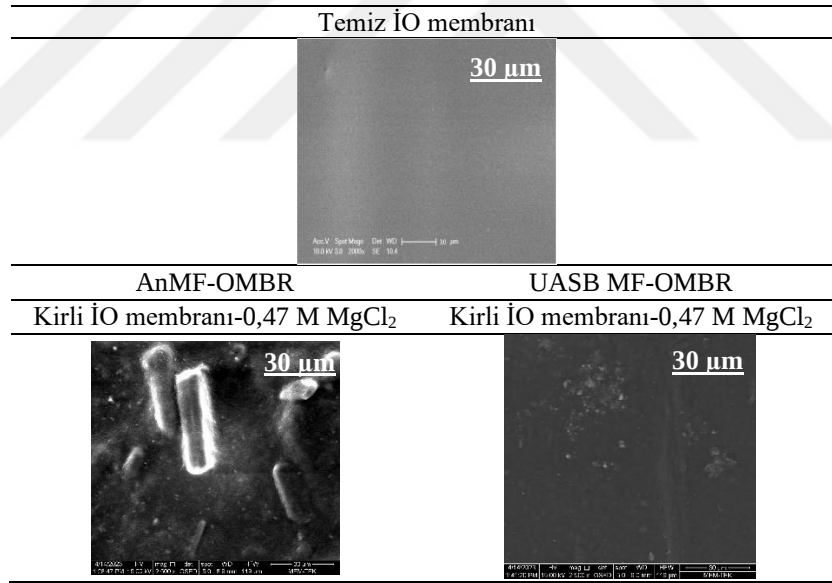
Şekil 4.22: Temiz İO membranı ile farklı KOİ değerlerinde işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerine ait kirli İO membranlarının AFM görüntüleri.

AFM analizi sonucunda elde edilen ve membranın yüzey pürüzlülüğünü gösteren R_{rms} değeri temiz membranda 6,11 olarak bulunmuştur. Kirli membranlarda R_{rms} değerleri artış göstererek farklı KOİ değerleri ile işletim sonunda AnMF-OMBR'de 21,442 nm ve UASB MF-OMBR'de 15,352 nm değerine yükselmiştir. Her iki biyoreaktör sistemine ait kirli membranların AFM görüntüleri incelendiğinde kirlenici maddelerin zamanla membran yüzeyinde birikerek membranların yüzey pürüzlülüğünde artışa sebep olduğu görülmektedir. AnMF-OMBR'ye ait kirli İO membranlarında elde edilen R_{rms} değeri (21,442 nm) UASB MF-OMBR'de elde edilen R_{rms} değerine (15,352 nm) göre daha yüksek bulunmuştur. UASB MF-OMBR'de membran yüzeyinde meydana gelen kirlenmenin ve kek tabakası oluşumunun AnMF-OMBR'ye göre daha düşük olduğu söylenebilir. Bu durumun, UASB MF-OMBR'de İO membranının çamur

ile temas halinde olmamasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Bununla birlikte, 0,47 M $MgCl_2$ kullanıldığı kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi çalışması ile farklı KOİ değerlerinde gerçekleştirilen çalışmaya ait kirli İO membranlarının AFM analizi sonuçları karşılaştırıldığında, R_{rms} değerlerinin benzer olduğu belirlenmiştir (AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde sırasıyla 21,411, 16,283 (kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi çalışması) ve 21,442, 15,352 (farklı KOİ değerlerinde işletim)). Her iki sistemde de farklı KOİ değerleri ile gerçekleştirilen çalışmalarda kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi çalışmasına göre daha fazla İO döngüsü görülmesine rağmen benzer ya da daha düşük R_{rms} değerleri görülmesinin nedeninin çalışma boyunca İO membranlarına iki farklı zamanda uygulanan fiziksel temizlik olduğu düşünülmektedir.

4.2.3.3. SEM-EDX Analizi Sonuçları

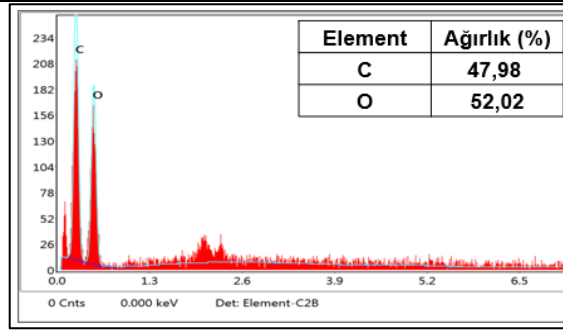
Temiz İO membranı ile farklı KOİ değerlerinde işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kullanılan kirli İO membranlarında SEM analizleri gerçekleştirilmiştir. Temiz ve kirli İO membranlarına ait yüzey görüntüleri Şekil 4.23'te verilmiştir.



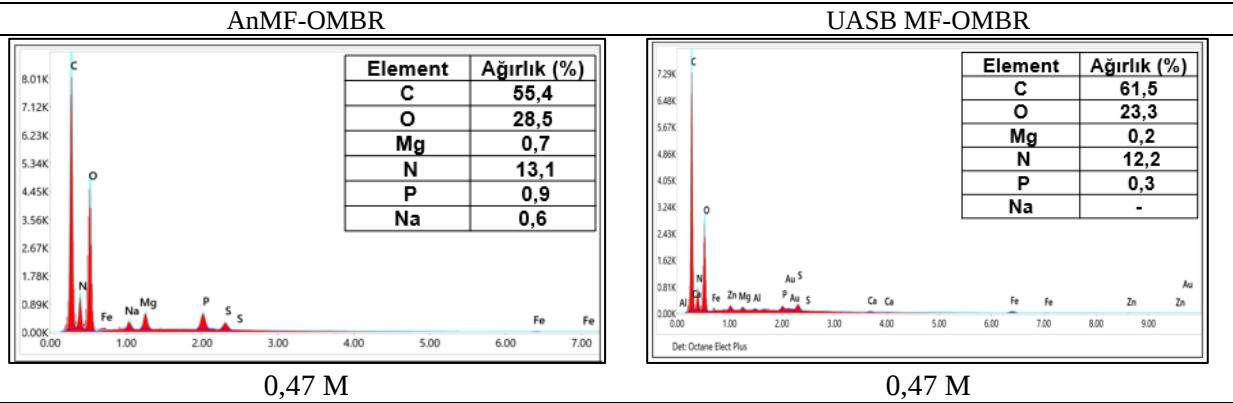
Şekil 4.23: Temiz İO membranı ve farklı KOİ değerlerinde işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kullanılan kirli İO membranlarının SEM görüntüleri.

Şekil 4.23'e bakıldığında, sistemlerin farklı KOİ konsantrasyonlarında işletilmesi sonucunda kirli İO membranlarının SEM görüntüleri temiz membran ile karşılaştırıldığında membran yüzeyinde her iki sistemde de kirletici maddelerin biriktiği görülmektedir. Kirli İO membran yüzeyinde biriken kirleticilerin AnMF-OMBR'de daha fazla ve kristal yapısında olduğu, UASB MF-OMBR'de ise daha az ve toz/granüler formda olduğu gözlenmektedir. AnMF-OMBR'de görülen kristal yapıların, inorganik maddelerin (ÇÇ olarak kullanılan $MgCl_2$ ve sentetik

mezbaha atıksuyunda bulunan PO_4^{3-} , NH_4^+ iyonlarının) membran yüzeyinde çökmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. SEM analizleri gerçekleştirilen temiz ve kirli İO membranlarının yüzeylerinde EDX analizi gerçekleştirilmiştir. EDX analizi sonucunda elde edilen elementlerin ağırlıkça yüzdeleri Şekil 4.24'te verilmektedir. EDX spektrumları incelendiğinde, temiz İO membranı yüzeyinde sadece C ve O elementlerinin (sırasıyla %47,98 ve %52,02) bulunduğu görülürken, AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerine ait kirli İO membranlarında C, O, N, S, P, Mg, Cl, Na, Ca, Fe, Al, Si, Au, Zn gibi elementlerin bulunduğu görülmüştür (Şekil 4.24). Membranlarda kirlenmeye ve diğer elementlerin membran yüzeyine bağlanmasına bağlı olarak C elementinin kütlece yüzdesinde artış ve O elementinin kütlece yüzdesinde azalma meydana gelmiştir. Bunun yanında, her iki biyoreaktöre ait kirli İO membranlarında Mg elementi saptanmasının, biyoreaktörde zamanla artan J_s 'ye (tuz birikimine) bağlı olarak membran yüzeyinde Mg elementinin birikime uğramasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Kirli İO membranlarının EDX spektrumlarında N ve P elementlerinin saptanmasının membranlardaki organik kökenli kirlenmeden kaynaklandığı düşünülmektedir (Sun ve diğ., 2016; Zhu ve diğ., 2018). Kirli İO membranlarının EDX spektrumlarında eser miktarda görülen diğer elementlerin de sentetik mezbaha atıksuyuna eklenen iz element çözeltisinden kaynaklandığı düşünülmektedir.



Temiz İO membranı

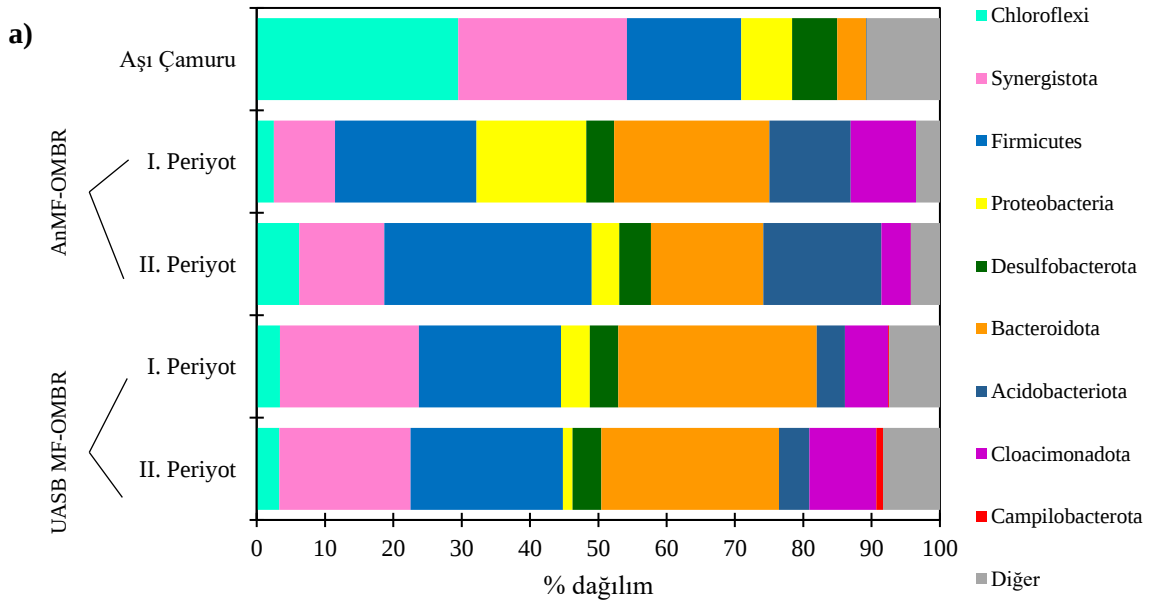


Şekil 4.24: Temiz ve farklı KOİ değerlerinde işletilen AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde kullanılan kirli İO membranlarının EDX spektrumları.

4.2.4. Mikrobiyal Topluluk Değişimlerinin Karşılaştırılması

Aşı çamurunda ve sistemlerde farklı KOİ konsantrasyonları ile işletim sonlarında alınan çamur numunelerinde sistemlerin mikrobiyal topluluk yapısını araştırmak için bakteriyel ve arkeal topluluk analizleri yapılmıştır. Aşı çamuru ile AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde I. ve II. periyot sonunda alınan çamur numunelerine ait bakteriyel topluluğun şube bazında değişimi Şekil 4.25'te verilmektedir.

Bölüm 4.1.6'da da belirtildiği gibi aşı çamurunda şube bazında, *Chloroflexi* (%30), *Synergistota* (%25), *Firmicutes* (%17), *Proteobacteria* (%7), *Desulfobacterota* (%7) ve *Bacteroidota* (%4) tespit edilmiştir. AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de aklimasyon aşaması, I. ve II. periyotta artan OYH ile toplam 203 günlük işletimden sonra, *Acidobacteriota* ve *Cloacimonadota* her iki sistemin; *Campilobacterota* ise sadece UASB MF-OMBR'nin mikrobiyal topluluğunda yeni bakteri şubeleri olarak ortaya çıkmıştır (Şekil 4.25).



Şekil 4.25: Aşı çamurunda, AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de farklı KOİ konsantrasyonlarıyla işletim dönemlerine ait çamur numunelerinde bakteriyel topluluğun şube bazında değişimi.

Synergistota şubesi *Chloroflexi* şubesinden sonra aşı çamurunda en baskın şubedir. Literatürde yapılan çalışmalardan, *Synergistota* şubesinin farklı sistemlere ait çamurlarda tespit edildiği; bununla birlikte, çoğunlukla oldukça düşük oranlarda (<%7) bulunduğu görülmektedir (Li ve diğ., 2022a; Zhang ve diğ., 2023; Xu ve diğ., 2024). Perman ve diğ. (2022), *Synergistota* şubesinin anaerobik arıtmada yüksek oranlarda bulunmasının düşük lignin ve yüksek şeker konsantrasyonlarıyla ilişkili olduğunu belirtmiştir. Çalışmamızda kullandığımız aşı çamuru bir

şekerleme endüstrisine ait anaerobik arıtma tesisinden alınmıştır. Dolayısıyla, aşı çamurunda *Synergistota* şubesinin yüksek olmasının, çamurun şekerleme endüstrisinden alınmış olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. *Synergistaceae* ailesi (%25), *Synergistota* (%25) şubesinde aşı çamurunda tek baskın aile olarak tespit edilmiştir. *Synergistota* şubesi ayrıca CH₄ üretimi için asetatı hidrojen ve karbondioksit oksitleyen ve yüksek tuzluluk koşullarında baskın olan bir şube olarak bilinmektedir (Gao ve diğ., 2022; Lu ve diğ., 2023). *Synergistaceae* ailesinin dolayısıyla *Synergistota* şubesinin, AnMF-OMBR (I. ve II. periyotta sırasıyla %9 ve %12) ve UASB MF-OMBR’de (I. ve II. periyotta sırasıyla %20 ve %19) çalışma boyunca sistemlerde azalma eğiliminde olduğu görülmektedir. *Synergistota* şubesindeki bu azalmanın, atıksuyun ve işletme koşullarının (tuzluluk, OYH ve NH₄⁺-N konsantrasyonu) değişimine bağlı olarak, sistemlerde *Bacteroidota*, *Firmicutes* ve *Acidobacteriota* şubelerinde gözlenen artış nedeniyle olduğu düşünülmektedir. *Synergistota* şubesinin *Bacteroidota*, *Firmicutes* ve *Acidobacteriota* şubeleri ile negatif korelasyon içerisinde olduğu bilinmektedir (Li ve diğ., 2022b). Bu şubeler kompleks organik maddelerin anaerobik arıtımı açısından yakın ilişkisi içerisinde.

Aşı çamurunda %30 oranında bulunan *Chloroflexi* şubesinin I. ve II. periyot ile işletim sonlarında sırasıyla AnMF-OMBR’de %2,5 ve %6,2; UASB MF-OMBR’de %3,4 ve %3,3 oranına kadar düştüğü görülmüştür. Aşı çamurunda *Chloroflexi* şubesinde baskın olarak bulunan *Caldilineaceae* (%17), *ADurb,Bin180* (%3) ve *SBR1031* (%2) ailelerin de her iki sistemde de neredeyse tamamen ortadan kaybolmuştur. Aşı çamurunda *Chloroflexi* şubesinde %5 oranında bulunan *Anaerolineaceae* ailesi ise I. ve II. periyotta AnMF-OMBR’de sırasıyla %2,5 ve %6 seviyelerinde; UASB MF-OMBR’de ise her iki periyotta da %2’nin altında tespit edilmiştir. *Chloroflexi*, anaerobik arıtmada önemli bir rol oynamakta olup; anaerobik ortamda çoğalmak için substrat olarak karbonhidrat ve amino asitleri kullanarak, metan üretiminde kullanılan asetatı ve hidrojeni üretmektedir. Düşük organik yükleme ve zamanla sistemde artan NH₄⁺-N konsantrasyonlarının (Şekil 4.17 (a) ve (b)) bu ailelerin, dolayısıyla *Chloroflexi* şubesinin, oranlarının azalmasında ya da ortadan kaybolmasında önemli bir rol oynadığı düşünülmektedir.

Chloroflexi şubesinin tersine, aşı çamurunda %17 oranında bulunan *Firmicutes*’in I. ve II. periyot ile işletim sonlarında sırasıyla AnMF-OMBR’de %21 ve %30; UASB MF-OMBR’de %21 ve %22 oranına kadar arttığı görülmüştür. Düşük organik yüklemelerde baskın olduğu bilinen *Firmicutes*, I. ve II. periyotlarda -anaerobik arıtma için oldukça düşük olan 0,7–

1,1 kg KOİ/m³.gün OYH değerlerinde işletildiğinden, tüm çalışma boyunca her iki sistemde de artmaya devam etmiştir. Ayrıca, literatürde NH₄⁺-N konsantrasyonu arttıkça, *Firmicutes* yüzdesinin de arttığını raporlayan çalışmalar mevcuttur (Chen ve diğ., 2016; Müller ve diğ., 2016). II. periyotta artan NH₄⁺-N konsantrasyonlarının da *Firmicutes* şubesinin özellikle AnMF OMBR’de II. periyottaki artışını desteklemiş olabileceği düşünülmektedir. Aşı çamurunda *Firmicutes* şubesinde yer alan aileler incelendiğinde ise, sentrofik *Christensenellaceae* ailesinin aşı çamurunda %16’dan her iki sistemde çalışma boyunca %2’nin altına keskin bir şekilde düştüğü tespit edilmiştir. *Christensenellaceae* ailesinin çalışma boyunca azalmasına rağmen *Firmicutes* şubesinin AnMF-OMBR (I. ve II. periyotta sırasıyla %21 ve %30) ve UASB MF-OMBR’de (I. ve II. periyotta sırasıyla %21 ve %22) çalışma boyunca artma eğiliminde olduğu görülmektedir. Bu durum, *Firmicutes* şubesindeki aile bazındaki çeşitliliğin artmasıyla, yani aşı çamurunda tespit edilemeyen *Peptostreptococcaceae*, *Peptostreptococcales-Tissierellales*, *D8A-2*, *Gracilibacteraceae*, *Sedimentibacteraceae*, *Clostridiaceae*, *Syntrophomonadaceae* gibi birçok ailenin her iki sistemde de çalışma boyunca artmasından kaynaklanmaktadır. Örneğin, *Firmicutes* şubesinden *Peptostreptococcaceae* aşı çamurunda tespit edilememiş olup I. ve II. periyotta sırasıyla AnMF-OMBR’de %5 ve %7; UASB MF-OMBR’de %3,6 ve %4 olarak tespit edilmiştir. *Peptostreptococcaceae*, amino asitlerin parçalanmasından sorumlu bir bakteri ailesidir. Bu ailenin sistemlerde ortaya çıkmasının, çalışmamızda kullandığımız sentetik mezbaha atıksuyunun protein ağırlıklı olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Benzer şekilde, *Firmicutes* şubesinde yer alan ve aşı çamurunda tespit edilemeyen *Peptostreptococcales-Tissierellales* ailesi, hem AnMF-OMBR’de hem de UASB MF-OMBR’de tüm çalışma boyunca ~%1–2 aralığında tespit edilmiştir. *Peptostreptococcales-Tissierellales*, anaerobik arıtmada asetat ve diğer kısa zincirli yağ asitleri üreten bir bakteri ailesi olarak bilinmektedir (Owusu-Agyeman ve diğ., 2022).

Anaerobik mezofilik biyoreaktörlerde sıklıkla görülen bir bakteri şubesi olan ve aşı çamurunda %7 oranında saptanmış olan *Proteobacteria*’nın da çalışma boyunca sistemlerde azalma eğiliminde olduğu görülmektedir (AnMF-OMBR’de I. periyot hariç). Literatürde, tuz konsantrasyonu arttıkça mikrobiyal topluluk üzerinde oluşan tuz inhibisyonu nedeniyle *Proteobacteria*’nın azaldığı belirtilmiştir (Wang ve diğ., 2017c; Chen ve diğ., 2018; Luján-Facundo ve diğ., 2018). *Proteobacteria* şubesinin, II. periyotta AnMF-OMBR’de (%4) ve I. ve II. periyotta UASB MF-OMBR’de (sırasıyla, %4,2 ve %1,4) aşı çamuruna (%7) göre azalma eğiliminde olduğu görülmektedir. Sistemde artan tuz konsantrasyonu nedeniyle,

Proteobacteria şubesinin her iki biyoreaktörde de azaldığı düşünülmektedir. Her ne kadar her iki periyotta da 0,47 M ÇÇ konsantrasyonu ile çalışılmasına ve sistemlerde tuzluluğun MF membranı ile giderilmesine rağmen, *Proteobacteria* şubesi az da olsa tuzluluk koşullarına maruz kalmıştır. *Proteobacteria* şubesi, 0,47 M ÇÇ konsantrasyonu ile I. ve II. periyotta, kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi çalışmamızda 0,47 M ÇÇ konsantrasyonu ile işletimdekine (Bölüm 4.1.6) benzer bir eğilim göstermiştir. Kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi çalışmamızda 0,47 M ÇÇ konsantrasyonu ile işletimde de *Proteobacteria* şubesi, aşı çamurunda %7'den AnMF-OMBR'de %2 ve UASB MF-OMBR'de %3 seviyelerine düşmüştür. Bununla birlikte, AnMF-OMBR'de *Proteobacteria* şubesinin aşı çamurunda %7'den I. periyotta %16'ya yükseldiği görülmüştür. Ayrıca, AnMF-OMBR'de I. periyotta aşı çamurunda *Proteobacteria* şubesinde tek baskın aile olan *Pleomorphomonadaceae* ailesi (*Alphaproteobacteria* sınıfı) (%7) aynı şubeden farklı aileler ile yer değiştirmiştir. *Pleomorphomonadaceae*, yerini baskın olarak *Enterobacteriaceae* (%2), *Moraxellaceae* (%5) ve *Morganellaceae* (%5) ailelerine (*Gammaproteobacteria* sınıfı) bırakmıştır. Bunun yanında, aşı çamurunda olmayıp daha küçük oranlarda (<%1) farklı aileler de tespit edilmiştir. Bu ailelerin oranlarının artmasıyla AnMF-OMBR'de I. periyotta *Proteobacteria* şubesinin %16'ya yükseldiği görülmüştür. *Proteobacteria* şubesinin organik atıkların bozunmasında rol oynadığı; glikozu ve çeşitli uçucu yağ asidi türlerini (propiyonat, bütirat önemli derecede tükettiği bilinmektedir (Ariesyady ve diğ., 2007; Liu ve diğ., 2016; Qin ve diğ., 2021; Zhao ve diğ., 2022). AnMF-OMBR'de I. periyotta *Proteobacteria* şubesinin artmasında, *Acidobacteriota* ve *Bacteroidata* şubelerinin artması ve *Synergistota* şubesinin azalmasının etkili olduğu düşünülmektedir. Literatürde ayrıca *Synergistota* şubesinin sistemlerde propiyonat ve bütirat birikimini azalttığı da belirtilmektedir (Li ve Huang, 2024). Böylece, AnMF-OMBR'de I. periyotta *Proteobacteria*, *Synergistota* şubesinin azalmasıyla, sistemde propiyonat ve bütirat gibi çeşitli uçucu yağ asidi türlerinin çoğalmasından dolayı artmıştır. AnMF-OMBR'de II. periyotta ise *Bacteroidata* şubesinin bir miktar azaldığı, *Synergistota* şubesinin ise arttığı görülmektedir. Bu periyotta *Proteobacteria* şubesinin, artan *Chloroflexi* ve *Synergistota* şubeleri ile organik maddeler için rekabetten düşmüş olması muhtemeldir. UASB MF-OMBR'de her iki periyotta da *Proteobacteria* şubesinin AnMF-OMBR'ye göre daha düşük olmasının, asetat için rekabet halinde olduğu *Synergistota* şubesinin UASB MF-OMBR'de AnMF-OMBR'ye göre daha baskın olarak bulunmasından kaynaklanmış olduğu söylenebilir.

Aşı çamurunda %4 oranında bulunan *Bacteroidota* şubesinin de I. periyotta AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de sırasıyla %23 ve %29'a yükseldiği görülmektedir. *Bacteroidota* şubesi, protein bozunmasında rol almakta ve amino asitleri asetata dönüştürebilmektedir. I. periyotta her iki sistemde *Bacteroidota*'nın artışının atıksuyun protein içeriği ile ilişkili olduğu düşünülmektedir. II. periyotta ise *Bacteroidota* şubesinin azalarak AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de sırasıyla %16,5 ve %26'ya düştüğü görülmektedir. Bu düşüş, her iki sistemde de farklı ailelerde gözlenmiştir (örn., AnMF-OMBR'de *Rikenellaceae* ve UASB MF-OMBR'de *Bacteroidetes_vadinHA17*). Bunun nedeninin, II. periyotta her iki biyoreaktör sisteminde de NH_4^+ -N konsantrasyonunun artması olduğu düşünülmektedir (Andriamanohiarisoamanana ve diğ., 2024). Andriamanohiarisoamanana ve diğ. (2024), NH_4^+ varlığının, AnMBR'de bakteri topluluklarını etkilediğini ve bu duruma *Bacteroidota*'nın *Firmicutes*'ten daha duyarlı olduğunu belirtmektedir. Bu bulgu, *Bacteroidota* ve *Firmicutes* şubeleri için çalışmamız kapsamında elde ettiğimiz bulgularla örtüşmektedir. Sistemler karşılaştırıldığında *Bacteroidota* şubesinin, I. ve II. periyotta UASB MF-OMBR'de AnMF-OMBR'ye göre daha yüksek oranda bulunduğu görülmektedir. Bunun sebebinin, UASB MF-OMBR'nin biyoreaktör konfigürasyonu nedeniyle çamur yatağında tuzluluğun daha düşük olması ve çamurun NH_3 inhibisyonundan daha az etkilenmesi olduğu düşünülmektedir.

Cloacimonadota şubesinden *Cloacimonadaceae* ailesi, *Campilobacterota* şubesinden *Arcobacteraceae* ailesi (<%1) ve *Acidobacteriota* şubesinden *Aminicenantales* ailesinin aşı çamurunda bulunmadığı tespit edilmiştir. *Cloacimonadota* şubesi, propiyonat oksidasyonu gerçekleştirdiği bilinen üyeler içermektedir (*Cloacimonadaceae* ailesi) (Christou ve diğ., 2021; Singh ve diğ., 2023). *Cloacimonadaceae* ailesi anaerobik arıtmada yaygın olarak gözlenmekte olup bir kısmının sintrofik propiyonat oksitleyici bakteri olduğu bilinirken bir kısmının asetojen olduğu (amino asitleri karbon ve enerji için kullanılabilen 2-oksoasitlere dönüştürebildiği) bilinmektedir (Muñoz-Páez ve Buitrón, 2022; Kalamaras ve diğ., 2023). *Cloacimonadota* şubesinin ve *Cloacimonadaceae* ailesinin lipid ve protein açısından zengin atıksuların anaerobik arıtımında baskın olduğu literatürde belirtilmiştir (Lendormi ve diğ., 2022; Zhan ve diğ., 2023). Literatürde ayrıca, *Cloacimonadota*'nın, artan NH_4^+ -N konsantrasyonlarından dolayı azalma eğiliminde olduğu ileri sürülmektedir (Christou ve diğ., 2021; Burns ve Qin, 2023). Çalışmamızda, I. periyotta *Cloacimonadaceae*, AnMF-OMBR'de %9,5 ve UASB MF-OMBR'de %6,2 seviyelerinde tespit edilmiştir. Aşı çamurunda bulunmadığı halde I. periyot sonunda bu seviyelere gelen *Cloacimonadaceae*'nin atıksuyun protein içeriğinden dolayı arttığı

düşünülmektedir. *Cloacimonadaceae* ailesi, II. periyotta AnMF-OMBR'de neredeyse yarı yarıya düşüp %4,2 oranına gelirken UASB MF-OMBR'de II. periyotta artmaya devam ederek %9,7 seviyelerine gelmiştir. *Cloacimonadaceae* ailesinin, II. periyotta UASB MF-OMBR'de artarken AnMF-OMBR'de azalmasının sebebinin AnMF-OMBR'de artan NH_4^+ -N konsantrasyonları olduğu düşünülmektedir.

Buna ek olarak, *Acidobacteriota* şubesinden *Aminicenantales* ailesi de aşı çamurunda bulunmadığı halde I. ve II. periyotta AnMF-OMBR'de %12 ve %17; UASB MF-OMBR'de %4 ve %4 seviyelerinde tespit edilmiştir. *Acidobacteriota* şubesinin, düşük organik karbonlu ortamlarda yüksek oranda bulunmalarından dolayı oligotrofik bakteriler oldukları düşünülmektedir (Kielak ve diğ., 2016). Dolayısıyla, sistemlerde *Acidobacteriota* şubesindeki artışın düşük OYH'den kaynaklandığı düşünülmektedir. Bununla birlikte, *Aminicenantales* ailesi, proteinlerin ve karbonhidratların hidrolizine katılmakta olup aynı zamanda sülfat indirgeyen bakteriler gibi diğer bakteriler için metabolik substratlar sağlamaktadır. *Aminicenantales* ailesi, anaerobik ortamda sıklıkla biyofilm tabakalarında tespit edilmektedir. Bu durum, *Aminicenantales* ailesinin biyofilm tabakası oluşumuna katkıda bulunduğunu göstermektedir (Xu ve diğ., 2021). Dolayısıyla bu bakterilerin sistemlerde zenginleşmesi, İO membranlarında kek tabakası oluşumuna neden olabilmektedir. İki biyoreaktörün kirli İO membranlarına ait otopsi sonuçları karşılaştırıldığında, I. ve II. periyotta AnMF-OMBR'deki kirli İO membranlarında UASB MF-OMBR'deki kirli İO membranlarına göre yüzeyde daha fazla birikim meydana geldiği belirlenmiştir (Şekil 4.22). Bu bulguların, *Aminicenantales*'in sistemlerde bulunma oranlarıyla tutarlı olduğu görülmektedir. Yani, UASB MF-OMBR'de çamurun granül yapısının korunması membran kirlenmesini engelleyebilmektedir.

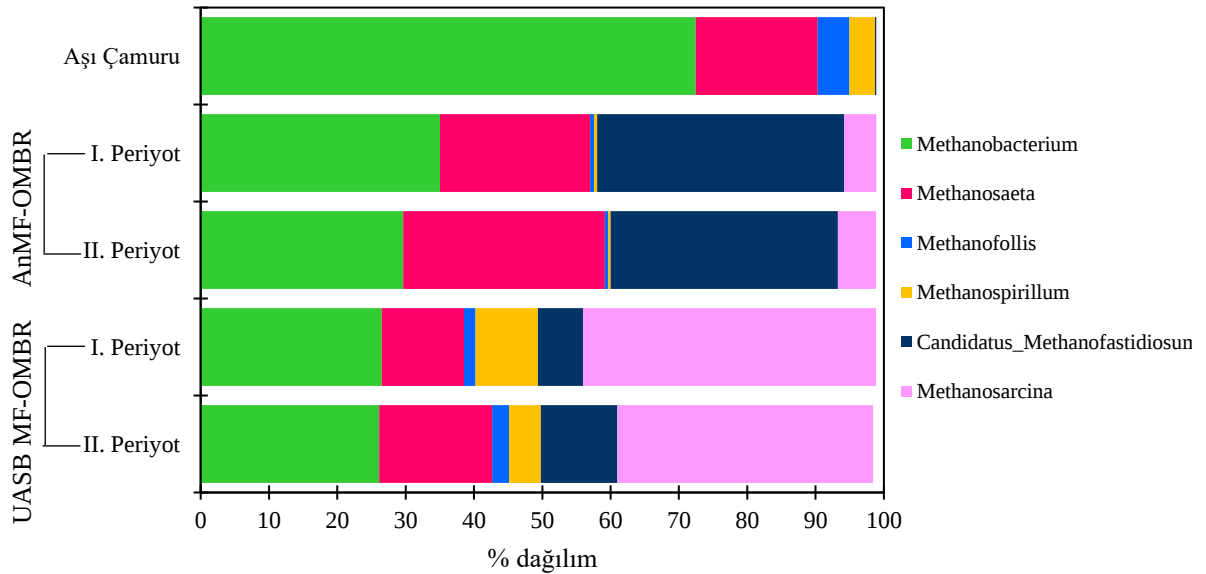
Acidobacteriota şubesinin aksine, aşı çamurunda %7 oranında bulunan *Desulfobacterota* şubesi her iki sistemde de azalarak I. ve II. periyot sonunda sırasıyla AnMF-OMBR'de %4,1 ve %4,6; UASB MF-OMBR'de %4,2 ve %4,2 değerlerine inmiştir. *Desulfobacterota* şubesinde baskın olan *Desulfovibrionaceae* ve *Syntrophobacteraceae* aileleri her iki periyotta işletim sonunda neredeyse yok olmuş olup (<%1,5) aşı çamurunda yer almayan *Syntrophorhabdaceae* ailesi ise her iki sistemde de her iki periyot ile işletim sonunda bir miktar artmıştır (~%4). *Desulfobacterota* şubesi sülfat indirgeyen bakteri şubesi olup sülfat indirgenmesi için asetatı tüketmektedir (Zhuang ve diğ., 2019). *Desulfobacterota* şubesindeki azalışın asetat için ilgili bakteri ve arkelerle rekabete bağlı olarak meydana gelmiş olabileceği

düşünülmektedir. Bununla birlikte, *Desulfobacterota* şubesindeki azalışın sistemlerimizde sülfat bulunmamasından kaynaklı olabileceği de düşünülmektedir.

Şekil 4.26'da aşı çamuru ile AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinde I. ve II. periyot sonunda alınan çamur numunelerine ait arkeal toplulukların cins bazında değişimi verilmektedir. Aşı çamurundaki metanojen cinsleri esas olarak *Methanobacterium* (%72) ve *Methanosaeta* (%18)'dan olarak belirlenmiştir. *Methanobacterium*'un, karbondioksit, hidrojen ve/veya format kullanarak hidrojenotrofik metanojenez yöntemiyle metan ürettiği bilinmektedir (Le ve diğ., 2024b). *Synergistota*'daki azalmayla (özellikle AnMF-OMBR'de) birlikte, her iki sistemde işletme sırasında hidrojenotrofik *Methanobacterium*'da da azalma gözlenmiştir. Asetatı karbondioksit ve hidrojene oksitleyerek metan üreten *Synergistota*, hidrojenotrofik metanojenlerle doğrudan ilişkilidir. Bu durum, KOİ artışının sistemlerde asetik asitli metanojenler olan *Methanosaeta* ve *Methanosarcina*'yı arttırdığını göstermiştir. AnMF-OMBR'de, KOİ'nin II. periyotta artmasıyla *Methanosaeta* da sistemde yaklaşık %50 oranında artmıştır. *Methanosaeta*'nın çoğalması KOİ artışıyla desteklense de, AnMF-OMBR'de yüksek NH_4^+ -N konsantrasyonu nedeniyle meydana gelen NH_3 inhibisyonunun *Methanosaeta*'nın artışını sınırlandırdığı düşünülmektedir (Chen ve diğ., 2016). Bununla birlikte, UASB MF-OMBR'de *Methanosarcina*'nın *Methanosaeta*'ya göre daha baskın olduğu görülmektedir. *Methanosarcina* aşı çamurunda bulunmayan bir metanojen olup UASB MF-OMBR'de baskın cinsi temsil etmektedir (I. ve II. periyotta sırasıyla %43 ve %37). *Methanosarcina*'nın, asetatin yanı sıra karbondioksit ve hidrojen ile de metan ürettiği bilinmektedir (Le ve diğ., 2024b). Ayrıca, *Methanosarcina*'nın *Methanosaeta*'ya göre daha hızlı bir büyüme oranına, daha kısa çoğalma süresine ve asetattan 3–5 kat daha verimli kullanım oranına sahip olduğu literatürde bildirilmiştir (Chen ve diğ., 2024). Xu ve diğ. (2023), sistemde *Methanosarcina*'nın artışıyla sistemdeki metan üretim kapasitesinin de arttığını belirtmiştir. Ayrıca, anaerobik bir sistemde yüksek NH_4^+ -N konsantrasyonlarının, *Methanosarcina*'yı diğer türlere göre baskın hale getirdiği rapor edilmiştir (Pasalari ve diğ., 2021). *Methanosarcina*'nın küresel formu, yüksek hacim/yüzey oranı ve cluster oluşumu, yüksek NH_4^+ -N konsantrasyonlarına (7000 mg/L) karşı direncini arttırmaktadır (Calli ve diğ., 2005; Chen ve diğ., 2016). Cinsin bu özelliklerine ek olarak UASB MF-OMBR'nin çamur yatağında karışım olmaması ve tuzluluk birikiminin de daha az olması bu cinsin UASB MF-OMBR'de artışını sağladığı düşünülmektedir. Öte yandan, AnMF-OMBR'de I. ve II. periyotlarda *Candidatus_Methanofastidiosum* baskın cins olmuştur. *Candidatus_Methanofastidiosum* aşı

çamurunda bulunmayıp 203 günlük işletim sonunda AnMF-OMBR'de %33 ve UASB MF-OMBR'de %11 seviyelerinde tespit edilmiştir. Literatürde, metan üretmek için karbon kaynağı olarak asetat veya propiyonat kullanan *Candidatus_Methanofastidiosum*'un varlığının, sintrofik bakterilerle de bağlantılı olabileceği raporlanmıştır (Sitthi ve diğ., 2022). Walter ve diğ. (2022), *Candidatus_Methanofastidiosum*'un enerji kaynağı için *Methanosaeta* ile rekabet etmediğini, bunun da anaerobik sistemlerde her iki metanojenin de diğer metanojenlere göre daha yüksek oranda bulunabilmesine neden olduğunu belirtmiştir. Bu durum, çalışmamızda AnMF-OMBR'de *Candidatus_Methanofastidiosum* ve *Methanosaeta*'nın daha yüksek miktar oranda tespit edilmesi ile tutarlıdır.

Aşı çamurunda %5 oranında bulunan *Methanofollis* ise her iki sistemde de çalışma sonunda %1'in altına düşmüştür. *Methanofollis*, karbondioksit, hidrojen, format, 2-propanol/karbondioksit ve 2-butanol/karbondioksit kullanmaktadır (Dengler ve diğ., 2022). Bunun yanında aşı çamurunda %4 olan *Methanospirillum* AnMF-OMBR'de çalışma sonunda %1'in altına düşerken, UASB MF-OMBR'de önemli bir değişiklik göstermemiştir. *Metanospirillum* de karbondioksit ve hidrojen tüketmektedir (Gunsalus ve diğ., 2016).

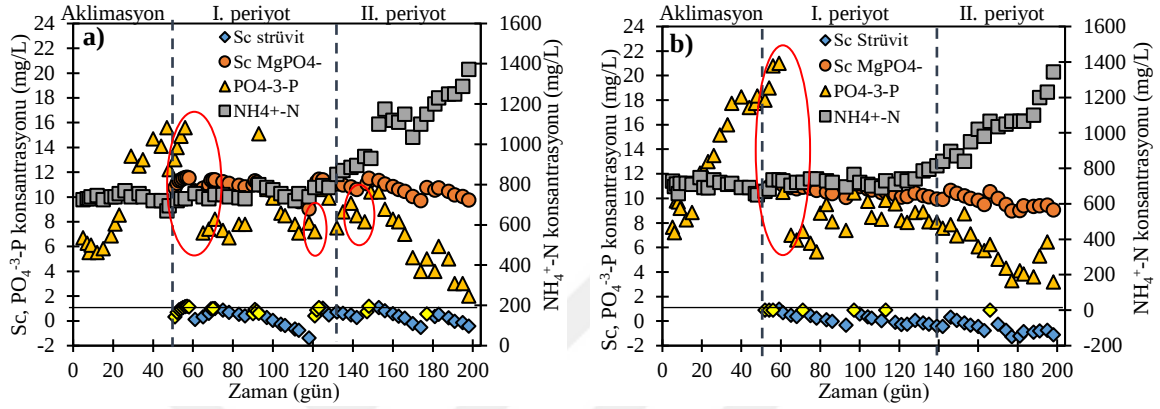


Şekil 4.26: Aşı çamurunda, AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR’de farklı KOİ konsantrasyonlarıyla işletim dönemlerine ait çamur numunelerinde arkeal topluluğun cins bazında değişimi.

4.2.5. Biyoreaktörlerde Kimyasal Çökelmenin Karşılaştırılması

Farklı KOİ konsantrasyonları ile işletim çalışması boyunca da periyodik olarak alınan süpernatant numunelerinde ölçülen NH_4^+ -N ve PO_4^{3-} -P konsantrasyonları ve hesaplanan Mg^{+2} değerleri kullanılarak strüvit ve MgPO_4^- çökelmeleri belirlenmiştir. Şekil 4.27’de, çalışma sırasında AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR’de strüvit ve MgPO_4^- çökmesini göstermektedir. I. periyotta ÇÇ’nin Mg^{+2} olarak biyoreaktörlere girişiyle birlikte Mg^{+2} ’nin bir kısmı NH_4^+ ve PO_4^{3-} ile tepkimeye girmiştir. Böylece her iki biyoreaktörde de strüvit oluşmaya başlamış ve I. periyodun ilk İÖ döngüsünün sonuna doğru doygunluğa ulaşmıştır. Strüvit çökmesi AnMF-OMBR’de 55–58. günlerde ($S_c=1,07-1,13$) ve UASB MF-OMBR’de 59. günde ($S_c=1,0$) görülmüştür. Ayrıca, her iki sistemde süpernatant PO_4^{3-} -P konsantrasyonlarının, İÖ rejeksiyonu nedeniyle artması beklenirken, bazı İÖ döngülerinden hemen sonra azaldığı görülmektedir. Bu durumun, fosfatın magnezyum ile çökmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Şekil 4.27’de yer alan kırmızı daireler süpernatant PO_4^{3-} -P konsantrasyonlarındaki azalmayı göstermektedir. Çalışma boyunca, UASB MF-OMBR’de II. periyotta çökme gözlenmemiştir. AnMF-OMBR’de de II. periyotta sadece ilk İÖ döngüsünden sonra S_c 1,19’a ulaşmış ve strüvit çökmesi gözlenmiştir. UASB MF-OMBR’de II. periyotta çökme meydana gelmemesinin, Bölüm 4.2.1’de tartışıldığı gibi, biyoreaktöre yapılan pH ayarlamasından dolayı biyoreaktörde pH’nın 7,0 değerine kadar düşmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. AnMF-OMBR’de ise II. periyotta pH 7,7 değerine kadar düşmüştür. Literatürde strüvit çökmesi için 7–11,5 gibi geniş bir pH aralığı belirtilmesine rağmen yapılan çalışmalarda optimum pH aralığı genellikle 8–9,5 olarak bulunmuştur (Aguilar-Pozo ve diğ., 2023; Guan ve diğ., 2023). Nagarajan ve diğ. (2023) yaptıkları çalışmada, 7–7,5 pH aralığının %95 strüvit çökmesi ile sonuçlanabileceğine dikkat çekilmiştir. Genel olarak, pH değeri optimum değerlere yaklaştıkça strüvit oluşumu desteklenmektedir (Cui ve diğ., 2023; Ha ve diğ., 2023). AnMF-OMBR’de strüvit oluşumunun gözlenmesinde bu durumun etkili olduğu düşünülmektedir. Çalışmamızda da AnMF-OMBR’de az da olsa daha yüksek olan pH değerlerinin strüvit çökmesine katkı sağlamış olabileceği düşünülmektedir. II. periyotta artan KOİ ile sentetik mezbaha atıksuyunun TKN değerinde ve dolayısıyla süpernatant NH_4^+ -N konsantrasyonlarında artış gözlenmiştir. Ancak, NH_4^+ -N, sistemlerimizde strüvit çökmesi için sınırlayıcı bileşen değildir. Strüvit çökmesi için sınırlayıcı bileşen PO_4^{3-} -P’dir ve artan KOİ ile TP ya da PO_4^{3-} -P konsantrasyonu değerlerinde herhangi bir değişim olmamıştır. Bununla birlikte, II. periyodun sonuna doğru NH_4^+ -N konsantrasyonlarında artış eğilimi gözlenirken, her iki biyoreaktörde de PO_4^{3-} -P konsantrasyonlarında azalma gözlenmiştir. Bu durumun, fosfatın

strüvit olarak değil MgPO_4^- şeklinde çökelmiş olabileceğinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Şekil 4.27’de de görüldüğü gibi MgPO_4^- için S_c değerleri, çalışma boyunca her iki sistemde de 9–11,6 aralığında değişim göstermiştir. Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında gerçekleştirilen çalışmada olduğu gibi bu çalışmada da her iki periyotta da MgPO_4^- çökeleklerinin oluştuğu görülmektedir.



Şekil 4.27: Farklı KOI konsantrasyonları ile işletimde (a) AnMF-OMBR ve (b) UASB MF-OMBR sistemlerinde strüvit ve MgPO_4^- çökmesi.

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Bu tez çalışmasında, mezbaha endüstrisi atıksularının yenilikçi UASB MF-OMBR sisteminde arıtımı AnMF-OMBR sistemi ile karşılaştırmalı olarak araştırılmıştır. Bu kapsamda ilk aşamada sistemler, kritik ÇÇ konsantrasyonun belirlenmesi amacıyla farklı ÇÇ konsantrasyonlarında (0,47 M, 1 M, 1,5 M) işletilmiştir. Kritik ÇÇ konsantrasyonu; İO performansı, anaerobik performans, mikrobiyal inhibisyon, su geri kazanımı, İO ve MF işletim sürelerinin dahil olduğu bir AHP analizi ile belirlenmiştir. Kritik ÇÇ konsantrasyonu belirlendikten sonra ikinci aşamada sistemler, farklı KOİ (5000 mg/L, 7500 mg/L) konsantrasyonlarında uzun süreli işletilmiştir. Sistemlerde arıtım performansı KOİ, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, metan üretimi ve biyokütle konsantrasyonundaki değişimler ile izlenmiştir. Sistemlerin filtrasyon performansları; J_w , J_s ve RSFS parametreleri; membran kirlenme mekanizmaları FTIR, SEM-EDX, AFM ve CLSM ölçümleri; mikrobiyal topluluktaki değişimleri NGS analizi ile belirlenmiştir. Ayrıca, her iki aşamada da sistemlerde Mg^{+2} , NH_4^+ ve PO_4^{3-} iyonlarının kimyasal çökmesi (strüvit ve MgPO_4) araştırılmıştır.

1. Tez çalışmasının birinci aşaması, AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinin farklı ÇÇ konsantrasyonu değerlerinde işletilmesini, işletme boyunca arıtma performanslarının izlenmesini, işletme boyunca elde edilen verilere AHP analizi uygulanmasını ve her bir ÇÇ konsantrasyonu ile işletme sonunda sistemlerden çıkarılan kirli İO membranlarında membran kirlenmesinin değerlendirilmesini içermektedir. Ayrıca bu aşamada, ÇÇ konsantrasyonundaki artışın mikrobiyal topluluğa etkileri de değerlendirilmiştir.

Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen sistemlerin arıtma performansları açısından değerlendirilmesi;

Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında (0,47, 1 ve 1,5 M) işletilen sistemlerde KOİ rejeksiyonunun her iki biyoreaktörde de tuzluluk artışından etkilenmediği belirlenmiş ve tüm işletim süresi boyunca yüksek KOİ rejeksiyonları elde edilmiştir (AnMF-OMBR: %93, UASB MF-OMBR: %94). Bununla birlikte, sistemlerdeki KOİ giderim verimi, artan ÇÇ konsantrasyonu ile azalmıştır. Bu durumun, artan tuz konsantrasyonunun anaerobik çamurdaki mikrobiyal topluluk üzerinde inhibisyon etkisi yaratmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

ÇÇ konsantrasyonunun artışı KOİ giderim veriminin azalmasında; UASB MF-OMBR'de AnMF-OMBR'ye göre daha az etkili olmuştur. Bu durumun, UASB MF-OMBR'de İO membranının biyoreaktörün çamurla temas etmeyen üst kısmında olması sayesinde, alt kısımdaki biyolojik aktivitenin inhibe olmasının büyük ölçüde engellenmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Sistem performansları üretilen metan miktarları açısından değerlendirildiğinde; 0,47 M, 1 M ve 1,5 M işletim dönemlerinde metan üretiminin AnMF-OMBR'de, sırasıyla, ortalama 0,19 ($\pm 0,02$), 0,17 ($\pm 0,01$), ve 0,14 ($\pm 0,02$) L CH₄/g KOİ_{giderilen} ve UASB MF-OMBR'de, sırasıyla, ortalama 0,24 ($\pm 0,02$), 0,21 ($\pm 0,02$) ve 0,19 ($\pm 0,02$) L CH₄/g KOİ_{giderilen} olduğu görülmektedir. Her iki sistemde de artan ÇÇ konsantrasyonu ile üretilen metan miktarında azalma meydana gelmiştir. Bu durumun artan ÇÇ konsantrasyonu ile biyoreaktördeki bakteriyel aktivitenin inhibe olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Bununla birlikte, UASB MF-OMBR'de yenilikçi hibrit konfigürasyonu sayesinde ÇÇ'nin çamur ile direkt temas halinde olmaması nedeniyle, AnMF-OMBR'ye göre daha yüksek metan üretimi gerçekleşmiştir. Sistemlerde artan ÇÇ konsantrasyonu ile süpernatantta KOİ konsantrasyonlarında gözlenen artış ve metan üretimlerinde gözlenen düşüşün (Şekil 4.2 (a-d)) biyokütlenin ÇÇ konsantrasyonundaki artışa bağlı olarak inhibe olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Sistemlerde MF membranı, artan ÇÇ konsantrasyonuna bağlı olmadan sabit akıda çalıştırıldığından biyoreaktörlerde tuzluluğun MF membranı ile azaltılması, yüksek ÇÇ konsantrasyonlarında daha uzun sürmektedir. Bu da biyokütlenin yüksek tuzluluk koşullarına daha uzun süre maruz kalmasına sebep olmaktadır. Bununla birlikte, İO membranının yüksek NH₄⁺ ve PO₄⁻³ rejeksiyonu nedeniyle sistemlerde bir miktar kimyasal çökelme (MgNH₄PO₄, MgPO₄, vb.) görülmüştür. Bu çökeltilerin, işletim koşullarına bağlı olarak çözünmesi de mümkün olabilmektedir. Bu çökelekler çözündüğünde, ortama Mg⁺² iyonları verilmekte ve bu durum hem MF membranı işletim süresini hem de tuzluluk artışını etkileyebilmektedir. Ayrıca, süpernatantta KOİ konsantrasyonlarındaki artış ve metan üretimlerindeki düşüşün, İO membranının yüksek NH₄⁺ rejeksiyonu nedeniyle biyokütle aktivitesi üzerinde meydana gelen serbest amonyak (NH₃) inhibisyonundan da kaynaklanabileceği düşünülmektedir (Şekil 4.2 (e)-(f)). NH₄⁺-N rejeksiyonları AnMF-OMBR'de %87–79 aralığında iken UASB MF-OMBR'de %91–81 aralığında gerçekleşmiştir. Artan ÇÇ konsantrasyonu ile NH₄⁺-N rejeksiyonunun azalmasında, İO membranının yüksek NH₄⁺-N ve PO₄⁻³-P rejeksiyonu ile beraber Mg⁺² ilavesiyle biyoreaktör içinde kimyasal çökmesinin etkili olduğu düşünülmektedir. Artan ÇÇ konsantrasyonu, PO₄⁻³-P rejeksiyonu üzerinde önemli bir değişime yol açmamıştır. AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de %91 ve %96'nın üzerinde PO₄⁻³-P rejeksiyonu elde edilmiştir.

Artan ÇÇ konsantrasyonu ile seyrelmiş ÇÇ tankında alkalinite konsantrasyonları da artış göstermiştir. Literatürde, İO prosesinin çalışmasına bağlı olarak, alkaliniteye neden olan HCO_3^- ve CO_3^{2-} iyonlarının bir kısmının konsantrasyon gradyanı ile biyoreaktör içerisinden ÇÇ 'ye geçtiği belirtilmiştir (Iskander ve diğ., 2019). Bununla birlikte, artan ÇÇ konsantrasyonu ile MF süzöntüsündeki alkalinite konsantrasyonlarının süpernatanta göre daha düşük olduğu görülmüştür. MF membranı yüzeyinde zamanla biriken kirletici maddeler ve çamur üzerinde alkaliniteye sebep olan iyonların tutunması söz konusu olabilmektedir. Böylece bu iyonların süzöntüye geçişi engellenebilmektedir. Artan ÇÇ konsantrasyonu ile MF süzöntüsündeki alkalinite değerlerinin süpernatanta göre daha düşük olmasında bu durumun etkili olduğu düşünülmektedir. Sistemler AKM ve UAKM açısından değerlendirildiğinde; artan ÇÇ konsantrasyonu ile AnMF-OMBR'de UAKM/AKM, sırasıyla, %91, %91 ve %89 olarak tespit edilmiştir. UASB MF-OMBR'de ise UAKM/AKM, sırasıyla, %94, %93 ve %93 olarak tespit edilmiştir. UASB MF-OMBR'de UAKM/AKM oranında önemli bir değişiklik gözlenmemiştir.

Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen sistemlerde akı değişimlerinin değerlendirilmesi;

Farklı ÇÇ (MgCl_2) konsantrasyonlarında işletilen sistemlerde, artan ÇÇ konsantrasyonu ile başlangıç J_w değerleri artış göstermiştir. AnMF-OMBR ile karşılaştırıldığında (0,47 M, 1 M ve 1,5 M için sırasıyla 8,7 $\text{L/m}^2\cdot\text{saat}$, 9,0 $\text{L/m}^2\cdot\text{saat}$ ve 9,7 $\text{L/m}^2\cdot\text{saat}$), UASB MF-OMBR'de daha yüksek J_w değerleri (0,47 M, 1 M ve 1,5 M için sırasıyla 10,63 $\text{L/m}^2\cdot\text{saat}$, 11,2 $\text{L/m}^2\cdot\text{saat}$ ve 11,6 $\text{L/m}^2\cdot\text{saat}$) görülmüştür. AnMF-OMBR sisteminde tüm ÇÇ konsantrasyonları için daha düşük J_w değerleri görülmüştür. AnMF-OMBR sisteminde daha düşük akı elde edilmesinin, İO membran yüzeyine doğrudan temas eden çamur nedeniyle bu sistemde membranda daha fazla kirlenmenin meydana gelmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir (Chang ve diğ., 2019b). Sistemlerde J_s değerleri de artan ÇÇ konsantrasyonları ile artış göstermiştir. J_s değerleri 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ÇÇ ile işletim sonunda AnMF-OMBR'de sırasıyla 0,40 $\text{g/m}^2\cdot\text{saat}$, 2,71 $\text{g/m}^2\cdot\text{saat}$ ve 4,82 $\text{g/m}^2\cdot\text{saat}$; UASB MF-OMBR'de ise sırasıyla 0,30 $\text{g/m}^2\cdot\text{saat}$, 2,17 $\text{g/m}^2\cdot\text{saat}$ ve 3,23 $\text{g/m}^2\cdot\text{saat}$ olarak elde edilmiştir. AnMF-OMBR'de UASB MF-OMBR'ye göre daha yüksek J_s değerleri elde edilmiştir. ÇÇ konsantrasyonunun artmasıyla artan J_s değerlerinin, biyoreaktörlerdeki tuzluluğun zamanla artmasında etkili olduğu düşünülmektedir (Şekil 4.4 (c) ve (d)) (Li ve diğ., 2018). Bu durum ayrıca ÇÇ tankı ve biyoreaktör arasındaki osmotik basınç farkının hızlı bir şekilde düşmesine dolayısıyla membran akılarının da hızla düşmesine neden olmuştur. Böylece, artan ÇÇ konsantrasyonları ile başlangıç J_w değerleri artmasına rağmen (Şekil 4.4) daha hızlı akı azalması meydana gelmiştir. Dolaylı olarak, literatürde görüldüğü gibi

(Gao ve diğ., 2020; Gao ve diğ., 2021), ÇÇ konsantrasyonunun artmasıyla her iki biyoreaktördeki İO döngülerinin çalışma süreleri kısalmıştır (Şekil 4.4). Farklı ÇÇ konsantrasyonunun etkisinin belirlenmesi çalışması boyunca İO döngülerinin çalışma süreleri açısından iki biyoreaktör karşılaştırıldığında, UASB MF-OMBR sisteminde İO membranının AnMF-OMBR sistemine göre daha uzun çalıştırılabildiği görülmüştür. AnMF-OMBR sisteminde iletkenlik artışına sebep olan ÇÇ'nin çamurda birikmesi ve zamanla çözünmesine bağlı olarak MF membranı ile sağlanan biyoreaktör iletkenlik düşüşü daha yavaş gerçekleşmekte ve bunun sonunda hem İO membranı daha geç devreye girmekte hem de daha kısa süreli çalışmaktadır.

Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen sistemlerde mikrobiyal topluluk değişimlerinin değerlendirilmesi;

Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen sistemlerde mikrobiyal türlerin değişimi incelendiğinde, artan ÇÇ konsantrasyonu ile *Firmicutes* şubesinde artış meydana gelmiştir. Bu durumun, NH_4^+ -N konsantrasyonundaki artıştan kaynaklandığı düşünülmektedir (Chen ve diğ., 2016; Müller ve diğ., 2016). Literatürde ayrıca *Firmicutes* şubesinin düşük OYH değerlerinde baskın olduğu da bilinmektedir (Rincón ve diğ., 2008; Balcıoğlu ve diğ., 2021). Sistemlerdeki düşük OYH'nin de *Firmicutes* şubesinin artışını yüksek tuzluluğa rağmen (1 M MgCl_2 'ye kadar) desteklediği düşünülmektedir. Aşı çamurunda %30 oranında bulunan *Chloroflexi*'nin de her iki sistemde de artan tuz konsantrasyonu ile azaldığı; aşı çamurunda %25 oranında bulunan ve asetik asitten hidrojen ve karbondioksit üretimi yapan *Synergistota*'nın özellikle AnMF-OMBR'de artan tuz konsantrasyonu ile arttığı görülmüştür. *Bacteroidota* şubesinde ise UASB MF-OMBR'de artan ÇÇ konsantrasyonu ile önemli bir değişim meydana gelmemiştir. Bu durumun, UASB MF-OMBR'de mikrobiyal türlerin artan ÇÇ konsantrasyonundan daha az etkilenmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Artan ÇÇ konsantrasyonu metanojenler üzerinde önemli bir etkiye yol açmamıştır. Bununla birlikte, sistemlerde bakteri ve metanojenlerin simbiyotik bir ilişki içinde olduğu düşünülmektedir. Sistemlerde, yüksek oranda asetattan hidrojen/karbondioksit üretimi gerçekleştiği için, hidrojen/karbondioksit kullanan metanojenler de sistemlerde baskın tür (*Methanobacterium*) olarak bulunmaktadır.

Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen sistemlerde membran kirlenmesinin değerlendirilmesi;

Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen sistemlerde kirli İO membranlarında membran kirlenmesinin değerlendirilmesi için otopsi analizleri gerçekleştirilmiştir. Her iki sistemin kirli İO membranlarına ait FTIR spektrumları temiz membranla karşılaştırıldığında sonuçlar membran yüzeyindeki kirlenmede protein kaynaklı bileşiklerin etkili olduğunu göstermiştir. UASB MF-OMBR’de 0,47 M çalışmasına ait kirli İO membranının FTIR spektrumunda önemli bir değişiklik gözlenmezken artan ÇÇ konsantrasyonu ile her iki sisteme ait kirli İO membranlarında $2835\text{--}2851\text{ cm}^{-1}$ ve $1520\text{--}1565\text{ cm}^{-1}$ aralığında yeni bantların oluştuğu görülmüştür. UASB MF-OMBR’de 0,47 M işletimde yeni pik oluşmamasının çamurun membran ile temas halinde olmamasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Her iki sistemin kirli İO membranlarının FTIR spektrumlarında görülen yapısal değişiklikler, ÇÇ konsantrasyonu kritik konsantrasyonunu aştığında belirginleşmiştir. AFM analizlerinde, artan ÇÇ konsantrasyonu ile her iki sistemde de kirlenici maddelerin birikimi nedeniyle İO membran yüzeylerinin daha pürüzlü hale geldiği belirlenmiştir. Bununla birlikte, yüzeydeki birikimin UASB MF-OMBR’de daha düşük olduğu tespit edilmiştir. SEM-EDX analizlerinde her iki sistemde de kirli İO membran yüzeyindeki çökeltilerin 0,47 M ile işleme ait membranlarda en az olduğu görülmüştür. Bununla birlikte, UASB MF-OMBR'deki kirli İO membranlarında, AnMF-OMBR'deki kirli İO membranlarına kıyasla daha az kirlenici madde birikimi görülmektedir. EDX analizleri ile inorganik ve organik kaynaklı kirlenmenin varlığı tespit edilmiştir. UASB MF-OMBR’de 0,47 M ile işletim dışında diğer ÇÇ konsantrasyonlarında artan ÇÇ ile membran yüzeyinde biriken Mg’nin ağırlıkça yüzdesi artmıştır. CLSM analizleri ile İO membran yüzeyindeki biyofilm tabakası kalınlığının ÇÇ konsantrasyonu arttıkça arttığı belirlenmiştir. Zhu ve diğ. (2022a), yaptıkları çalışmada NaCl ve MgCl_2 ’nin ÇÇ olarak kullanıldığı iki farklı AnOMBR sisteminde, ÇÇ olarak MgCl_2 kullanıldığı zaman artan MgCl_2 ile İO membranı üzerinde daha şiddetli bir biyofilm tabakasının oluştuğunu saptamıştır. Bunun nedeninin, Mg^{+2} ’nin hücre dışı polimerik maddelerle oluşturduğu katyonik köprüler nedeniyle biyokirlenme tabakasını artırması olduğunu belirtmişlerdir. Ayrıca, UASB MF-OMBR’de tüm ÇÇ konsantrasyonlarında biyofilm tabakası kalınlığının AnMF-OMBR’ye göre daha ince olduğu görülmüştür.

Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen sistemlerde kimyasal çökelmenin değerlendirilmesi;

Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletilen sistemlerde NH_4^+ , PO_4^{3-} ve Mg^{+2} konsantrasyonları ile J_s değerleri kullanılarak strüvit ve MgPO_4^- için çökeltme hesapları gerçekleştirilmiştir. Her iki sistemde de belirlenen S_c değerleri strüvit çökeltmesinin gerçekleştiğini göstermiştir. Özellikle AnMF-OMBR'de 0,47 M ile işletim sırasında daha sık çökelmenin meydana geldiği belirlenmiştir. Bu durumun 0,47 M ile işletimde İO döngüsünün daha uzun sürmesinden ve böylece biyoreaktöre Mg^{+2} girişinin daha fazla olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Daha kısa İO döngülerinde Mg^{+2} giriş çok az olup bu da MF membranının çalışmaya başlamasıyla sistemden çekilmektedir. Bununla birlikte, tüm çalışma boyunca, AnMF-OMBR'de ve UASB MF-OMBR'de, sırasıyla, belirlenen 10,3–11,8 ve 9,6–11,7 S_c değerleri ile MgPO_4^- çökeltmesinin de gerçekleştiği görülmüştür. Çalışma boyunca MgPO_4^- için elde edilen S_c değerlerinin strüvit için elde edilen S_c değerlerinden 10 kat daha fazla olduğu görülmektedir. Strüvitin K_{sp} değeri ($10^{-13,26}$), MgPO_4^- 'ın K_{sp} değerinden ($10^{-23,38}$) daha yüksek olduğu için MgPO_4^- strüvite göre çok daha düşük çözünürlüğe sahiptir (Nur ve diğ., 2018). MgPO_4^- 'ın K_{sp} değerinin daha düşük olması sistemlerde tüm çalışma boyunca MgPO_4^- çökeltmesinin strüvit çökeltmesine göre daha kolay ve hızlı gerçekleşmesine sebep olmuştur.

Farklı ÇÇ konsantrasyonlarda işletilen sistemlerden elde edilen sonuçlar AHP analizi ile toplu olarak değerlendirildiğinde, en yüksek AHP skorunun her iki sistemde de 0,47 M ÇÇ konsantrasyonunda elde edildiği belirlenmiştir. 0,47 M ÇÇ konsantrasyonunda özellikle İO performansının diğer konsantrasyonlara göre yüksek olması AHP skorunun da yüksek olmasına neden olmuştur. Sonuç olarak, AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemleri için kritik ÇÇ konsantrasyonu 0,47 M olarak belirlenmiştir.

2. Tez çalışmasının ikinci aşaması, AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinin kritik ÇÇ konsantrasyonu ile farklı KOİ konsantrasyonlarında işletilmesini, arıtma performanslarının izlenmesini, işletme sonunda sistemlerden çıkarılan kirli İO membranlarında membran kirlenmesinin değerlendirilmesini içermektedir. Ayrıca, KOİ konsantrasyonundaki artışın mikrobiyal topluluğa etkileri değerlendirilmiştir.

Farklı KOİ konsantrasyonlarında işletilen sistemlerin arıtma performanslarının karşılaştırılması;

Farklı KOİ konsantrasyonları ile işletilen sistemlerde, 5000 mg/L KOİ konsantrasyonunda işletilen I. periyotta sistemlerde yarı kararlı halde AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR’de, sırasıyla, %48 ve %52 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. KOİ değerinin 7500 mg/L’ye çıkarılması ile II. periyotta, UASB MF-OMBR’de süpernatantta KOİ değerleri kısa sürede kararlı hale gelmiş ve %70’e varan KOİ giderim verimi elde edilmiştir. AnMF-OMBR’de ise süpernatantta kararlı KOİ giderimi elde edilememiş ve KOİ giderim verimi %54–67 aralığında değişim göstermiştir. Bu durumun, AnMF-OMBR sisteminde mikrobiyal topluluğunun çamurda biriken tuzdan inhibe olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. KOİ konsantrasyonunun artışı ile sistemlerde KOİ giderim veriminin bir miktar arttığı görülmektedir. Literatürde mezbaha atıksuları üzerine yapılan çalışmalarda artan OYH ile KOİ giderim veriminin arttığı raporlanmıştır (Rajakumar ve diğ., 2012; Chollom ve diğ., 2019). Çalışma boyunca UASB MF-OMBR’de daha yüksek KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Sistemler KOİ rejeksiyonu açısından değerlendirildiğinde her iki sistem ile de her iki periyotta %92’nin üzerinde KOİ rejeksiyonu elde edilmiştir. KOİ artışının KOİ rejeksiyonunda herhangi bir etkisi olmamış olup elde edilen yüksek KOİ rejeksiyonları (>%92), İO membranının organik maddeyi yüksek oranda rejekte edebilmesinden kaynaklanmaktadır (Cath ve diğ., 2006; Gu ve diğ., 2015).

Farklı KOİ konsantrasyonları ile işletilen sistemlerde metan üretimi, I. periyotta AnMF-OMBR’de ortalama 0,18 ($\pm 0,03$) L CH₄/g KOİ_{giderilen} ve UASB MF-OMBR’de ise 0,22 ($\pm 0,03$) L CH₄/g KOİ_{giderilen} olarak belirlenmiştir. II. periyotta UASB MF-OMBR’de metan üretimi ortalama 0,24 ($\pm 0,03$) L CH₄/g KOİ_{giderilen}’e yükselirken AnMF-OMBR’de süpernatanttaki KOİ değerlerinde olduğu gibi stabil bir metan üretimi elde edilememiş ve metan üretimi 0,11–0,23 L CH₄/g KOİ_{giderilen} aralığında değişim göstermiştir. Bu durumun AnMF-OMBR’de metanojenik arkelerin inhibe olmaya başlamasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Genel olarak iki biyoreaktör karşılaştırıldığında, her koşulda UASB MF-OMBR’de metan üretiminin AnMF-OMBR’ye göre daha yüksek olduğu görülmektedir. Bunun nedeninin, yenilikçi UASB MF-OMBR hibrit sisteminin konfigürasyonu sayesinde, ÇÇ’nin direkt çamurla temas etmemesi ve böylece metanojenik arkelerin tuzdan etkilenmemesi ya da daha az etkilenmesi olduğu düşünülmektedir (Chang ve diğ., 2019b). Tuzluluğun yanısıra KOİ artışıyla meydana gelen yüksek NH₄⁺-N konsantrasyonlarının da AnMF-OMBR’de daha düşük metan üretimine sebep

olduğu düşünülmektedir. Ayrıca her iki sistemde de İO membranının çalıştığı günlerde metan üretimlerinin azaldığı dikkat çekmektedir (Şekil 4.15 (c) ve (d)). Hücreyi çevreleyen sıvı, tuzlu olduğunda hücrenin sitoplazmik sıvısı dışarı doğru hareket ederek hücrenin su kaybetmesine ve büzülmesine neden olmaktadır. Bunun sonucunda hücre aktivitesini kaybederek, metan üretimi azalmaktadır (Zhao ve diğ., 2018).

Farklı KOİ konsantrasyonları ile işletilen sistemlerde, süpernatanttaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonu I. periyotta her iki sistemde de stabil kalırken, II. periyotta artış eğilimi göstermiştir. II. periyodun sonlarına doğru $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonu, sentetik mezbaha atıksuyunun TKN konsantrasyonuna ulaşmıştır. Bu durum, TKN'nin büyük oranda hidrolize olarak $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'e dönüştüğünü göstermektedir. Biyoreaktörlerdeki alkalinite konsantrasyonları da $\text{NH}_4^+\text{-N}$ değişimiyle benzer eğilim göstermiştir. Sistemler, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ rejeksiyonu açısından değerlendirildiğinde, I. ve II. periyotta AnMF-OMBR'de sırasıyla %66 ve %64; UASB MF-OMBR'de %69 ve %72 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ rejeksiyonu elde edilmiştir. Literatürde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ rejeksiyonu CTA yapıda İO membranının kullanıldığı AnOMBR çalışmalarında %44–62 aralığında (Chen ve diğ., 2014; Zhang ve diğ., 2017; Bacaksız ve diğ., 2022) ve bir AnMF-OMBR çalışmasında %39–50 aralığında (Wang ve diğ., 2017a) elde edilmiş olup çalışmamızda daha yüksek $\text{NH}_4^+\text{-N}$ rejeksiyonları elde edilmiştir. II. periyotta UASB MF-OMBR'de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ rejeksiyonunun AnMF-OMBR'ye göre daha yüksek olduğu görülmüştür. Bu durumun AnMF-OMBR'de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'nin biyoreaktör içinde strüvit formunda kimyasal çökmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. II. periyotta AnMF-OMBR'de strüvit çökmesi gözlenirken UASB MF-OMBR'de strüvit çökmesi görülmemiştir.

Farklı KOİ konsantrasyonları ile işletilen sistemlerde, çalışma boyunca $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ rejeksiyonları, I. ve II. periyotta AnMF-OMBR'de sırasıyla %91 (± 6) ve %89 (± 5); UASB MF-OMBR'de %92 (± 4) ve %91,4 (± 1) olarak belirlenmiştir. Her iki sistemde de benzer yüksek $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ rejeksiyonları gözlenmiştir. Bu sonuçların, AnOMBR ve AnMF-OMBR'de %100 (Chen ve diğ., 2014; Gu ve diğ., 2015), %73 (Zhang ve diğ., 2017); UASB MF-OMBR'de %95 (Chang ve diğ., 2019b) gibi yüksek $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ rejeksiyonlarını elde eden çalışmalarla tutarlı olduğu görülmektedir. II. periyotta artan KOİ konsantrasyonuna bağlı olarak sentetik mezbaha atıksuyunun $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonunda herhangi bir değişiklik olmamıştır. Bu sebeple, sistemlerde KOİ artışının $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ rejeksiyonuna herhangi bir etkisi bulunmamaktadır.

Farklı KOİ konsantrasyonları ile işletilen sistemlerde, artan KOİ konsantrasyonu ile çalışma sürecinde UAKM/AKM oranı AnMF-OMBR'de %90'dan %85'e azalırken, UASB

MF-OMBR'de ise azalma ihmal edilebilecek düzeydedir (%92,5'ten %90'a). AnMF-OMBR'de meydana gelen bu azalmanın tuz konsantrasyonundan kaynaklandığı düşünülmektedir. Literatürde aşırı tuz konsantrasyonunun daha yüksek iyonik kuvvete; bunun sonucunda plazmolize ve hücrelerin aktivite kaybına neden olarak hücre ölümüne neden olduğu bildirilmiştir (Kargi ve Dincer, 1996; Feng ve diğ., 2020). UAKM/AKM oranındaki azalma UASB MF-OMBR'de daha düşük seviyede gerçekleşmiştir. Böylece, UASB MF-OMBR'deki biyokütlenin tuz konsantrasyonundan daha az etkilendiği, biyoreaktör içindeki biyokütle konsantrasyonu ve UAKM/AKM oranıyla da gösterilmiştir.

Farklı KOİ konsantrasyonlarında işletilen sistemlerde akı değişimlerinin karşılaştırılması;

Farklı KOİ konsantrasyonları ile işletimde tüm çalışma boyunca İO membranı UASB MF-OMBR'de AnMF-OMBR'ye göre daha fazla döngü sayısı ile daha uzun süreli çalıştırılabilmiştir. AnMF-OMBR'de ÇÇ'nin çamurda birikimi ve zamanla çözünmesine bağlı olarak biyoreaktördeki iletkenlik düşüşü daha yavaş gerçekleşmektedir. Bu durumun AnMF-OMBR'de İO membranının daha geç devreye girmesine sebep olduğu düşünülmektedir. Sistemlerde I. ve II. periyottaki başlangıç J_w değerleri karşılaştırıldığında, UASB MF-OMBR'de (J_w :9,96–6,79 L/m².saat) AnMF-OMBR'ye göre (J_w :9,61–5,99 L/m².saat) daha yüksek başlangıç J_w değerleri elde edildiği görülmektedir. UASB MF-OMBR sisteminde İO membranı çamur ile temas halinde olmadığı için, İO membranında daha az kirlenme meydana geldiği ve buna bağlı olarak da daha yüksek J_w değerlerinin elde edildiği düşünülmektedir. İO prosesinin akı performansının değerlendirilmesinde kullanılan RSFS değerleri açısından sistemler karşılaştırıldığında da UASB MF-OMBR'de (24,29–4,83 L/g) AnMF-OMBR'ye (20,89–2,24 L/g) göre daha yüksek RSFS değerleri elde edildiği görülmektedir. Yüksek RSFS değerleri, yüksek akı ve düşük tuz geçişi sayesinde İO prosesinin daha yüksek performans ile işletildiğinin bir göstergesidir (Achilli ve diğ., 2010; Bowden ve diğ., 2012; Siddique ve diğ., 2018). Bu durum akı performansı açısından değerlendirildiğinde, sentetik mezbaha atıksuyunun UASB MF-OMBR sistemi ile AnMF-OMBR'ye göre daha verimli bir şekilde arıtıldığını göstermektedir. Sistemlerde II. periyotta I. periyoda göre daha düşük J_w değerlerinin elde edildiği görülmektedir. Sistemlerde artan KOİ konsantrasyonunun daha şiddetli membran kirlenmesine yol açarak J_w değerlerinin düşmesine sebep olduğu düşünülmektedir (Bokhary ve diğ., 2022).

Literatürde bilimiz dahilinde İO membranı olarak CTA membranı ve ÇÇ olarak MgCl₂'nin kullanıldığı, konsantrasyonu 1 M (Li ve diğ., 2018), 0,9 M (Zhu ve diğ., 2022a) ve

2,1 M (Santos ve diğ., 2023) olan sınırlı sayıda AnOMBR çalışması bulunmaktadır. Çalışmalarda, bu çalışmaya göre daha yüksek ÇÇ konsantrasyonları kullanılmış olup başlangıç J_w değerleri 9,6 L/m².saat (Li ve diğ., 2018), 8,5 L/m².saat (Zhu ve diğ., 2022a) ve 2,8 L/m².saat (Santos ve diğ., 2023) olarak belirlenmiştir. Bu çalışmada ise daha düşük bir ÇÇ konsantrasyonu (0,47 M) ile çalışılmış olsa da AnMF-OMBR'de 9,61 L/m².saat ve UASB MF-OMBR'de 9,96 L/m².saat olmak üzere yüksek başlangıç J_w değerleri elde edilmiştir. Bu durumun çalışmalarda kullanılan atıksuların farklılığından kaynaklandığı düşünülmektedir. Ayrıca, çalışmada kullanılan atıksu için uygun ÇÇ konsantrasyonunun ve işletme koşullarının belirlenmesinin, yüksek J_w değerlerinin elde edilmesinde etkili olduğu düşünülmektedir.

Farklı KOİ konsantrasyonlarında işletilen sistemlerde mikrobiyal topluluk değişimlerinin karşılaştırılması;

Bölüm 4.1.6'da sistemlerin 0,47 M, 1 M ve 1,5 M ÇÇ konsantrasyonları ile işletilmesinde sistemlerden alınan çamur numunelerine ait NGS analizi sonuçları, bakteriyel ve arkeal toplulukların artan ÇÇ konsantrasyonundan (tuzluluktan) etkilendiği belirtilmiştir. Farklı KOİ konsantrasyonlarında işletimde sistemlerden alınan çamur numunelerine ait NGS analizi sonuçları ise bakteriyel ve arkeal toplulukların tuzluluktan çok düşük OYH ve artan NH₄⁺-N konsantrasyonlarından etkilendiğini göstermektedir. Kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi çalışması boyunca hidrojenotrofik metanojenez yoluyla (hidrojen ve karbondioksit üzerinden metan üretimi) gözlenen CH₄ üretimi, farklı KOİ konsantrasyonlarıyla işletim çalışmasında düşük OYH ve yüksek NH₄⁺-N konsantrasyonuna bağlı olarak asetoklastik metanojeneze (asettan metan üretimi) kaymıştır. Bu durumda, artan ÇÇ konsantrasyonları ve artan KOİ konsantrasyonlarının mikrobiyal topluluk üzerinde farklı bir etki yaptığı söylenebilir.

Farklı KOİ konsantrasyonlarında işletilen sistemlerde membran kirlenmesinin değerlendirilmesi;

Farklı KOİ konsantrasyonları ile işletim süresi sonunda AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR'de kullanılan İO membranlarında kirlenmenin değerlendirilmesi için otopsi çalışmaları yapılmıştır. FTIR analizi ile yapılan değerlendirme sonucunda kirli İO membranlarının FTIR spektrumlarında bazı bantların kaymasının, derinliklerinin azalmasının ve bazı bantların tamamen kaybolmasının membran yüzeylerine organik kirlenmelerin bağlanmasından kaynaklandığı düşünülmektedir (Im ve diğ., 2020). Ayrıca, sistemlerde protein kaynaklı bir organik kirlenmenin gerçekleştiği belirlenmiştir. Ayrıca, AFM analizi ile UASB MF-OMBR'ye

ait kirli İO membranlarında belirlenen düşük R_{rms} değerleri, membran yüzeyinde meydana gelen kirlenmenin UASB MF-OMBR'de daha düşük olduğunu göstermiştir. SEM-EDX analizlerinde yüzeyde kirlenme madde birikiminin AnMF-OMBR'de kristal yapıda, UASB MF-OMBR'de ise daha çok granüler yapıda olduğu belirlenmiştir. Kristal yapının, membran yüzeyinde inorganik maddelerin çökmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. EDX analizleri ile kirli İO membranlarında inorganik ve organik kaynaklı kirlenmelerin varlığı tespit edilmiştir.

Farklı KOİ konsantrasyonlarında işletilen sistemlerde kimyasal çökmenin değerlendirilmesi;

Farklı KOİ konsantrasyonlarında işletilen sistemlerde strüvit ve $MgPO_4$ için çökme hesapları gerçekleştirilmiştir. I. periyotta her iki sistemde de belirlenen S_c değerleri strüvit çökmesinin gerçekleştiğini göstermiştir. Bununla birlikte II. periyotta UASB MF-OMBR'de strüvit çökmesi meydana gelmemiştir. Bu durumun sistemlerde pH ayarlamasına bağlı olarak UASB MF-OMBR'de pH'nın 7'ye düşmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. $MgPO_4$ çökmesi ise tüm çalışma boyunca, hem AnMF-OMBR'de hem de UASB MF-OMBR'de gözlenmiştir. Tezin 1. aşamasında farklı ÇÇ konsantrasyonlarıyla işletimde de belirtildiği gibi, $MgPO_4$ 'ın K_{sp} değerinin strüvitin K_{sp} değerinden daha düşük olması sistemlerde tüm çalışma boyunca $MgPO_4$ çökmesinin strüvit çökmesine göre daha kolay ve hızlı gerçekleşmesine sebep olmuştur.

Sonuç olarak, bu doktora tezi çalışması kapsamında, su tüketimi yüksek olan mezbaha endüstrisi atıksularının UASB MF-OMBR sisteminde yüksek KOİ rejeksiyonları (%96) ile başarılı bir şekilde arıtılabileceği belirlenmiştir. UASB MF-OMBR sistemi ile elde edilen sonuçların AnMF-OMBR sistemi sonuçları ile karşılaştırıldığında tüm çalışma boyunca UASB MF-OMBR sisteminde bir miktar daha yüksek KOİ, NH_4^+-N ve $PO_4^{3-}-P$ rejeksiyonları elde edildiği görülmüştür. Kirli İO membranlarında gerçekleştirilen otopsi analizleri, İO membran yüzeylerinde meydana gelen kirlenmelerin UASB MF-OMBR sisteminde daha düşük olduğunu ortaya koymuştur. Buna bağlı olarak, İO membranı, UASB MF-OMBR sisteminde daha yüksek J_w ve RSFS değerleriyle AnMF-OMBR sistemine göre daha uzun süreli çalıştırılabilmiştir.

Çalışmada mezbaha endüstrisi atıksularının arıtımında yenilikçi konfigürasyonu sayesinde UASB MF-OMBR sisteminin yüksek akı performansı, düşük membran kirlenmesi

ve uzun süreli işletim ile daha etkili olduğu ortaya konulmuştur. AnOMBR sistemlerinde su akışı, membran kirlenmesi ve arıtma performansı açısından en iyi koşulların sağlandığı ÇÇ konsantrasyonu, kritik ÇÇ konsantrasyonu olarak ifade edilebilmektedir. Bu nedenle bir AnOMBR sisteminin uzun süreli işletiminde yüksek performans sağlamak için kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesi önemlidir. Bu yönüyle çalışma farklı ÇÇ konsantrasyonları ile gerçekleştirilen işletimlerde kritik ÇÇ konsantrasyonunun belirlenmesinin önemine katkıda bulunmaktadır. Farklı ÇÇ konsantrasyonlarında işletim sonucunda elde edilen sistem performansları, membran kirlenmesi ve mikrobiyal topluluktaki değişim göz önüne alındığında, İO membranı ve anaerobik çamurun birbirinden ayrı bölgelerde yer aldığı konfigürasyonu sayesinde UASB MF-OMBR sistemi, biyoreaktör içinde tuzluluk birikimini azaltarak mikrobiyal aktivitenin inhibe olmasının engellenmesine olanak sağlamıştır. Çalışmada ayrıca farklı KOİ konsantrasyonları ile işletimde sistemlerden elde edilen arıtma performansı sonuçları UASB MF-OMBR'nin OYH ve $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 'deki değişime olan toleransının daha yüksek olduğunu göstermektedir. Bu durumun, UASB MF-OMBR'de tam karışımın olmaması, anaerobik çamurun granül yapısının korunması ve anaerobik çamurdaki mikrobiyal topluluğun tuzluluğun yarattığı inhibisyon etkisine doğrudan maruz kalmamasından kaynaklandığı öngörülmektedir. Ayrıca, biyoreaktörlerde arıtım sırasında meydana gelen kimyasal (strüvit ve MgPO_4^-) çökelmeler, ÇÇ olarak MgCl_2 kullanan AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinin mezbaha atıksularından, gübre geri kazanımı potansiyelini ortaya koymaktadır.

Bu doktora tez çalışmasından elde edilen veriler ışığında;

- ⇒ *Geliştirilen yenilikçi UASB MF-OMBR sisteminin farklı endüstriyel atıksularda uygulanarak bu atıksuların UASB MF-OMBR sistemi ile arıtılabilirliğinin araştırılması,*
- ⇒ *UASB MF-OMBR sisteminde artan tuzluluğun mikrobiyal topluluk üzerindeki inhibisyona neden olacak iletkenlik değerinin üst sınırını belirlemek için biyoreaktördeki iletkenlik üst sınır değerinin artırılması,*
- ⇒ *UASB MF-OMBR sisteminde İO membranında meydana gelen kirlenmeyi daha da azaltmak amacıyla İO membranlarında yüzey modifikasyonu gibi güncel yaklaşımların uygulanarak arıtma performansı ve membran kirlenmesi üzerindeki etkilerinin incelenmesi,*
- ⇒ *AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinin endüstriyel ölçekte kullanımı için kapsamlı bir maliyet araştırmasının yapılması,*
- ⇒ *Biyoreaktör sistemlerinde çökelen kimyasalların tarımda gübre olarak kullanımının araştırılması,*
- ⇒ *AnMF-OMBR ve UASB MF-OMBR sistemlerinden elde edilen İO ve MF süzüntülerinin, sıvı gübre olarak kullanılması ile nütrient geri kazanımı sağlanarak mezbaha atıksularının sürdürülebilir yönetime katkıda bulunulması önerilmektedir.*

KAYNAKLAR

- Achilli, A., Cath, T.Y., Childress, A. E., 2010, Selection of inorganic-based draw solutions for forward osmosis applications, *Journal of Membrane Science*, 364, 233–241.
- Adou, K.E., Alle, O.A., Kouakau, A.R., Adouby, K., Drogui, P., Tyagi, R.D., 2020, Anaerobic mono-digestion of wastewater from the main slaughterhouse in Yamoussoukro (Côte d'Ivoire): Evaluation of biogas potential and removal of organic pollution, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(3), 103770.
- Agabo-Garcia, C., Solera, R., Perez, M., 2020, First approaches to valorize fat, oil and grease (FOG) as anaerobic co-substrate with slaughterhouse wastewater: Biomethane potential, settling capacity and microbial Dynamics, *Chemosphere*, 259, 127474.
- Aguilar-Pozo, V.B., Chimenos, J.M., Elduayen-Echave, B., Olaciregui-Arizmendi, K., López, A., Gómez, J., Guembe, M., García, I., Ayesa, E., Astals, S., 2023, Struvite precipitation in wastewater treatment plants anaerobic digestion supernatants using a magnesium oxide by-product, *Science of The Total Environment*, 890, 164084.
- Ali, A., Quist-Jensen, C.A., Jorgensen, M.K., Siekierka, A., Christensen, M.L., Bryjak, M., Nielsen, C.H., Drioli, E., 2020, A review of membrane crystallization, forward osmosis and membrane capacitive deionization for liquid mining, *Resources, Conservation and Recycling*, 105273.
- Amir, A., McDonald, D., Navas-Molina, J.A., Kopylova, E., Morton, J.T., Xu, Z.Z., Kightley, E.P., Thompson, L.R., Hyde, E.R., Gonzalez, A., Knight, R., 2017, Deblur Rapidly Resolves Single-Nucleotide Community Sequence Patterns, *ASM Journals*, 2(2).
- An, Z., Zhu, J., Zhang, M., Zhou, Y., Su, X., Lin, H., Sun, F., 2023, Anaerobic membrane bioreactor for the treatment of high-strength waste/wastewater: A critical review and update, *Chemical Engineering Journal*, 470, 144322.
- Andriamanohiarisoamanana, F.J., Yoshida, G., Inoue, D., Ike, M., Ihara, I., 2024, Microbial adaptation to high ammonia environment in submerged anaerobic membrane bioreactor under volatile fatty acids and ammonia stresses, *Biochemical Engineering Journal*, 204, 109192.
- APHA, AWWA, WEF, 1999, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, American Public Health Association, Washington, ABD.
- Arcanjo, G.S., Ricci, B.C., Dos Santos, C.R., Costa, F.C.R., Silva, U.C.M., Mouteer A.H., Koch, K., DaSilva, P.R., Santos, V.L., Amaral, M.C.S., 2021, Effective removal of pharmaceutical compounds and estrogenic activity by a hybrid anaerobic osmotic membrane bioreactor-membrane distillation system treating municipal wastewater, *Chemical Engineering Journal*, 416, 129151.
- Ariesyady, H.D., Ito, T., Okabe, S., 2007, Functional bacterial and archaeal community structures of major trophic groups in a full-scale anaerobic sludge digester, *Water Research*, 41(7), 1554-1568.

- Aslam, A., Khan, S.J., Shahzad, H.M., 2022, Anaerobic membrane bioreactors (AnMBRs) for municipal wastewater treatment- potential benefits, constraints, and future perspectives: An updated review, *Science of The Total Environment*, 802, 149612.
- Aslan, M., 2017, Mezbağa Atıksularının Membran Biyoreaktörle Arıtılmasında Membran Kirlenme Davranışı, *Fırat Üniv. Müh. Bil. Dergisi*, 29(1), 363-370.
- Aziz, A., Basheer, F., Sengar, A., Irfanullah, Khan, S., Farooqi, I., 2019, Biological wastewater treatment (anaerobic-aerobic) technologies for safe discharge of treated slaughterhouse and meat processing wastewater, *Science of The Total Environment*, 686, 681-708.
- Bacaksız, M., 2019, *Bira Endüstrisi Atıksularının Anaerobik Osmotik Membran Biyoreaktörde Arıtımı*, Doktora Tezi, İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.
- Bacaksız, A. M., Aydiner, C., Yılmaz, G., Kaya, Y., 2022, High-saline and long-term treatability of industrial wastewater by AnOMBR using organic and inorganic draw solutions, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(5), 108501.
- Balcıoğlu, G., Yılmaz, G., Gönder, Z.B., 2021, Evaluation of anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) treating confectionery wastewater at long-term operation under different organic loading rates: Performance and membrane fouling, *Chemical Engineering Journal*, 404, 126261.
- Balık, İ., 2019, *Seyreltik Mezbağa Boyun Kanının Kesikli Ardışık Biyolojik Reaktöre Entegre Edilmiş Batık Membran Filtrasyon Sistemi ile Arıtımının Araştırılması*, Yüksek Lisans Tezi, Atatürk Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Erzurum.
- Barrera, M., Mehrvar, M., Gilbride, K.A., McCarthy, L.H., Laursen, A.E., Bostan, V., Pushchak, R., 2012, Photolytic treatment of organic constituents and bacterial pathogens in secondary effluent of synthetic slaughterhouse wastewater, *Chemical Engineering Research and Design*, 90, 1335-1350.
- Basset, N., Arana-Sarabia, M.E., Vidal, C., Coll, A., Fernández, I., Dosta, J., Mata Álvarez, J., 2016, AnMBR technologies (CSTR and UASB type) for winery wastewater treatment at low temperatures, *13th IWA Small Water and Wastewater Systems*, 2016, 12.
- Battaz, S., Djazi, F., Allal, H., Trabelsi, I., Abdellah, Z., Benrabaa, R., Hamzaoui, A.H., 2024, Phosphorus recovery as struvite from wastewater by using seawater, brine and natural brine, *Desalination and Water Treatment*, 317, 100082.
- Bokhary, A., Leitch, M., Liao, B.Q., 2022, Effect of organic loading rates on the membrane performance of a thermophilic submerged anaerobic membrane bioreactor for primary sludge treatment from a pulp and paper mill, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(3), 107523.
- Botnen, A.B., Bjørnsen, M.B., Alberdi, A., Gilbert, M.T.P., Aizpurua, O., 2023, A simplified protocol for DNA extraction from FTA cards for faecal microbiome studies, *Heliyon*, 9, e12861.
- Bowden, K.S., Achilli, A., Childress, A.E., 2012, Organic ionic salt draw solutions for osmotic membrane bioreactors, *Bioresource Technology*, 122, 207-216.
- Bradford-Hartke, Z., Razmjou, A., Gregory, L., 2021, Factors affecting phosphorus recovery as struvite: effects of alternative magnesium sources, *Desalination*, 504, 114949.

- Burns, M., Qin, M., 2023, Ammonia recovery from organic nitrogen in synthetic dairy manure with a microbial fuel cell, *Chemosphere*, 325, 138388.
- Bustillo-Lecompte, C.F., Mehrvar, M., 2015, Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances, *Journal of Environmental Management*, 161, 287–302.
- Bustillo-Lecompte, C.F., Mehrvar, M., Quinones-Bolanos, E., 2013, Combined anaerobic-aerobic and UV/H₂O₂ processes for the treatment of synthetic slaughterhouse wastewater, *Journal of Environmental Science and Health*, 48, 1122–1135.
- Caixeta, C.E.T., Cammarota, M.C., Xavier, A.M.F., 2002, Slaughterhouse wastewater treatment: evaluation of a new three-phase separation system in a UASB reactor, *Bioresource Technology*, 81, 61–69.
- Calli, B., Mertoglu, B., Inanc, B., Yenigun, O., 2005, Methanogenic diversity in anaerobic bioreactors under extremely high ammonia levels, *Enzyme and Microbial Technology*, 37(4), 448–455.
- Cao, W., Mehrvar, M., 2011, Slaughterhouse wastewater treatment by combined anaerobic baffled reactor and UV/H₂O₂ processes, *Chemical Engineering Research and Design*, 89(7), 1136–1143.
- Cath, T.Y., Childress, A.E., Elimelech, M., 2006, Forward osmosis: Principles, applications, and recent developments, *Journal of Membrane Science*, 281, 70–87.
- Chang, H.M., Chen, S.S., Nguyen, N.C., Chang, W.S., Ray, S.S., 2017, Osmosis membrane bioreactor-microfiltration with magnesium-based draw solute for salinity reduction and phosphorus recovery, *International Biodeterioration & Biodegradation*, 124, 169–175.
- Chang, H.-M., Chen, S.-S., Lu, M.-Y., Duong, C.C., Nguyen, N.C., Chang, W.-S., Ray, S.S., 2019a, Mesophilic microfiltration-anaerobic osmotic membrane bioreactor-membrane distillation hybrid system for phosphorus recovery, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 94(4), 1230–1239.
- Chang, H.-M., Sun, Y.-C., Chien, I.-C., Chang, W.-S., Ray, S.-S., Cao, D.T.N., Duong, C.C., Chen, S.-S., 2019b, Innovative upflow anaerobic sludge osmotic membrane bioreactor for wastewater treatment, *Bioresource Technology*, 287, 121466.
- Chang, H.-M., Chen, S.-S., Hsiao, S.-S., Chang, W.-S., Chien, I.-C., Duong, C.C., Nguyen, T.X.Q., 2022, Water reclamation and microbial community investigation: Treatment of tetramethylammonium hydroxide wastewater through an anaerobic osmotic membrane bioreactor hybrid system, *Journal of Hazardous Materials*, 427, 128200.
- Chen, L., Gu, Y., Cao, C., Zhang, J., Ng, J. W., Tang, C., 2014, Performance of a submerged anaerobic membrane bioreactor with forward osmosis membrane for low-strength wastewater treatment, *Water Research*, 50, 114–123.
- Chen, H., Wang, W., Xue, L., Chen, C., Liu, G., Zhang, R., 2016, Effects of Ammonia on Anaerobic Digestion of Food Waste: Process Performance and Microbial Community, *Energy & Fuels*, 30, 5749–5757.
- Chen, Y., He, H., Liu, H., Li, H., Zeng, G., Xia, X., Yang, C., 2018, Effect of salinity on removal performance and activated sludge characteristics in sequencing batch reactors, *Bioresource Technology*, 249, 890–899.

- Chen, H., Yuan, J., Yang, E., Yang, T., Shi, L., Liu, Z., Yu, H., Cao, J., Kong, Z., Zhou, X., Chen, J., 2023, Swine wastewater treatment using combined up-flow anaerobic sludge blanket and anaerobic membrane bioreactor: Performance and microbial community diversity, *Bioresource Technology*, 128606.
- Chen, H., Zeng, K., Xie, J., Xu, X., Li, X., Yu, X., Xue, G., Zou, X., 2024, Comprehending the impact of berberine on anaerobic digestion of waste activated sludge, *Environmental Research*, 240, 117590.
- Chollom, M.N., Rathilal, S., Swalaha, F.M., Bakare, B.F., Tetteh, E.K., 2019, Anaerobic Treatment of Slaughterhouse Wastewater: Evaluating Operating Conditions, *WIT Transactions On Ecology And The Environment*, 239, 251-262.
- Christou, M.L., Vasileiadis, S., Kalamaras, S.D., Karpouzas, D.G., Angelidaki, I., Kotsopoulos, T.A., 2021, Ammonia-induced inhibition of manure-based continuous biomethanation process under different organic loading rates and associated microbial community Dynamics, *Bioresource Technology*, 320, 12323.
- Company, E., Farrés, M., Colprim, J., Magrí, A., 2022, Exploring the recovery of potassium-rich struvite after a nitrification-denitrification process in pig slurry treatment, *Science of The Total Environment*, 847, 157574.
- Crutchik, D., Rodrigues, S., Ruddle, D., Garrido, J. M., 2017, Evaluation of a low-cost magnesium product for phosphorus recovery by struvite crystallization, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 93, 1012-1021.
- Cui, J., Wang, H., Hantoko, D., Wen, X., Kanchanatip, E., Yan, M., 2023, Nitrogen and phosphorus recovery from sludge treatment by supercritical water gasification coupled with struvite crystallization, *Journal of Water Process Engineering*, 55, 104070.
- Deng, Y., Huang, Z., Ruan, W., Miao, H., Shi, W., Zhao, M., 2018, Enriching ruminal polysaccharide-degrading consortia via co-inoculation with methanogenic sludge and microbial mechanisms of acidification across lignocellulose loading gradients, *Applied Microbiology and Biotechnology*, 102, 3819–3830.
- Dengler, L., Meier, J., Grünberger, F., Bellack, A., Rachel, R., Grohmann, D., Huber, H., 2022, *Methanofollis propanolicus* sp. nov., a novel archaeal isolate from a Costa Rican oil well that uses propanol for methane production, *Archives of Microbiology*, 204:554.
- Díez-Vives, C., Gasol, J.M., Acinas, S.G., 2012, Evaluation of marine bacteroidetes-specific primers for microbial diversity and dynamics studies, *Microbial Ecology*, 64, 1047–1055.
- Feng, K., Wang, Q., Li, H., Zhang, Y.Y., Deng, Z., Liu, J.G., Du, X.R., 2020, Effect of fermentation type regulation using alkaline addition on two-phase anaerobic digestion of food waste at different organic load rates, *Renew. Energ.*, 154, 385–393.
- Gao, Y., Fang, Z., Liang, P. Huang, X., 2018, Determination of the critical draw solution concentration for anaerobic microfiltration osmotic membrane bioreactors, *Chemical Engineering Journal*, 482, 148935.
- Gao, Y., Fang, Z., Chen, C., Zu, X., Liang, P., Qui, Y., Zhang, X., 2020, Evaluating the performance of inorganic draw solution concentrations in an anaerobic forward osmosis membrane bioreactor for real municipal sewage treatment, *Bioresource Technology*, 307, 123254.

- Gao, T., Zhang, H., Xu, X., Teng, J., Lu, M., 2021, Enhanced water and energy recovery from anaerobic osmotic membrane bioreactors treating waste activated sludge based on the draw solution concentration and temperature regulation, *Chemical Engineering Journal*, 417, 129325.
- Gao, M., Yang, J., Liu, Y., Zhang, J., Li, J., Liu, Y., Wu, B., Gu, L., 2022, Deep insights into the anaerobic co-digestion of waste activated sludge with concentrated leachate under different salinity stresses, *Science of The Total Environment*, 838, 155922.
- Gonzalez-Fernandez, C., Sialve, B., Molinuevo-Salces, B., 2015, Anaerobic digestion of microalgal biomass: Challenges, opportunities and research needs, *Bioresource Technology*, 198, 896-906.
- Greses, S., Gaby, J.C., Aguado, D., Ferrer, J., Seco, A., Horn, S.J., 2017, Microbial community characterization during anaerobic digestion of *Scenedesmus* spp. under mesophilic and thermophilic conditions, *Algal Research*, 27, 121-130.
- Gu, Y., Chen, L., Ng, J.W., Lee, C., Chang, V., Tang, C.Y., 2015, Development of anaerobic osmotic membrane bioreactor for low-strength wastewater treatment at mesophilic condition, *Journal of Membrane Science*, 490, 197-208.
- Guan, Q., Li, Y., Zhong, Y., Liu, W., Zhang, J., Yu, X., Ou, R., Zeng, G., 2023, A review of struvite crystallization for nutrient source recovery from wastewater, *Journal of Environmental Management*, 344, 118383.
- Gunay, A., Karadag, D., Tosun, I., Ozturk, M., 2008, Use of magnesit as a magnesium source for ammonium removal from leachate, *Journal of Hazardous Materials*, 156, 619-623.
- Gunsalus, R.P., Cook, L.E., Crable, B., Rohlin, L., McDonald, E., Mouttaki, H., Sieber, J., Poweleit, N., Zhou, H., Lapidus, A., Daligault, H., Land, M., Gilna, P., Ivanova, N., Kyrpides, N., Culley, D.E., McInerney, M.J., 2016, Complete genome sequence of *Methanospirillum hungatei* type strain JF1, *Standards in Genomic Sciences*, 11, 2-10.
- Gürtekin, E., 2009, Mezbaa Atıksuyunun Koagülasyon/Flokülasyon Ardışık Kesikli Reaktör (Akr) Yöntemiyle Arıtılması, *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 14(2), 131-136.
- Ha, T.H., Mahasti, N.N.N., Lin, C.S., Lu, M.C., Huang, Y.H., 2023, Enhanced struvite ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) granulation and separation from synthetic wastewater using fluidized-bed crystallization (FBC) technology, *Journal of Water Process Engineering*, 53, 103855.
- Hafız, M., Hassanein, A., Talhami, M., AL-Ejji, M., Hassan, M.K., Hawari, A.H., 2022, Magnetic nanoparticles draw solution for forward osmosis: Current status and future challenges in wastewater treatment, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(6), 108955.
- Hekim, S., 2019, *Mezbaa Atıksularının Membran Biyoreaktör (MBR) Sistemi ile Arıtılmasının İncelenmesi*, Yüksek Lisans Tezi, Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Balıkesir.
- Hou, D., Lu, L., Sun, D., Ge, Z., Huang, X., Cath, T. Y., Ren, Z.J., 2017, Microbial electrochemical nutrient recovery in anaerobic osmotic membrane bioreactors, *Water Research*, 114, 181-88.

- Hu, T., Wang, X., Wang, C., Li, X., Ren, Y., 2017, Impacts of inorganic draw solutes on the performance of thin-film composite forward osmosis membrane in a microfiltration assisted anaerobic osmotic membrane bioreactor, *RSC Advances*, 7, 16057-16063.
- Huang, H., Zhang, P., Zhang, Z., Liu, J., Xiao, J., Gao, F., 2016, Simultaneous removal of ammonia nitrogen and recovery of phosphate from swine wastewater by struvite electrochemical precipitation and recycling technology, *Journal of Cleaner Production*, 127, 302-310.
- Im, S.J., Jeong, G., Jeong, S., Cho, J., Jang, A., 2020, Fouling and transport of organic matter in cellulose triacetate forward-osmosis membrane for wastewater reuse and seawater desalination, *Chemical Engineering Journal*, 384, 123341.
- Iskander, S.M., Novak, J.T., He, Z., 2019, Reduction of reagent requirements and sludge generation in Fenton's oxidation of landfill leachate by synergistically incorporating forward osmosis and humic acid recovery, *Water Research*, 151, 310-317.
- Jensen, P.D., Yap, S.D., Boyle-Gotla, A., Janoschka, J., Carney, C., Pidou, M., Batstone, D.J., 2015, Anaerobic membrane bioreactors enable high rate treatment of slaughterhouse wastewater, *Biochemical Engineering Journal*, 97, 132-141.
- Joshiba, G. J., Kumar, P. S., Govarthan, M., Nguenagni, P. T., Abilarasu, A., Carolin, F., 2021, Investigation of magnetic silica nanocomposite immobilized *Pseudomonas fluorescens* as a biosorbent for the effective sequestration of Rhodamine B from aqueous systems, *Environ. Pollut.* 269, 116173.
- Kalamaras, S.D., Christou, M.L., Tzenos, C.A., Vasileiadis, S., Karpouzas, D.G., Kotsopoulos, T.A., 2023, Investigation of the Critical Biomass of Acclimated Microbial Communities to High Ammonia Concentrations for a Successful Bioaugmentation of Biogas Anaerobic Reactors with Ammonia Inhibition, *Microorganisms*, 11, 1710.
- Kargi, F., Dincer, A.R., 1996, Enhancement of biological treatment performance of saline wastewater by halophilic bacteria, *Bioprocess Engineering*, 15 (1), 51–58.
- Kaya, Y., 2007, *Nanofiltrasyon ile proses sularından organik maddelerin geri kazanımının araştırılması*, Doktora Tezi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul Üniversitesi, İstanbul.
- Khan, B.E., Mahmood, A., Zaman, M., Lee, K.H., 2024, Zinc sulfate as a draw solute in forward osmosis and its regeneration by reagent precipitation, *Desalination*, 571, 117087.
- Kielak, A.M., Barreto, C.C., Kowalchuk, G.A., van Veen, J.A., Kuramae, E.E., 2016, The Ecology of Acidobacteria: Moving beyond Genes and Genomes, *Frontiers in Microbiology*, 7, 744.
- Kim, Y., Chekli, L., Shim, W.G., Phuntsho S., Li, Ghaffour, N., Leiknes, T.O., Shon, H.K., 2016, Selection of suitable fertilizer draw solute for a novel fertilizer-drawn forward osmosis-anaerobic membrane bioreactor hybrid system, *Bioresource Technology*, 210, 26-34.
- Kim, Y., Li, S., Chekli, L., Phuntsho, S., Ghaffour, N., Leiknes, T.O., Shon, H.K., 2017, Influence of fertilizer draw solution properties on the process performance and microbial

- community structure in a side-stream anaerobic fertilizer-drawn forward osmosis-ultrafiltration bioreactor, *Bioresource Technology*, 240, 149–156.
- Lavudya, S., Bhagawan, D., Panga, K.K., Golla, S., Saranga, V.K., Himabindu, V., 2023, Treatment of landfill leachate using advanced oxidation process and struvite precipitation processes, *Materials Today: Proceedings*, 76, 206-211.
- Le, M.V., Duy, T.H.T., Dang, B.T., Luan, V.H., Huynh, N.D.T., Long, N.Q., Phuong, L.C.N., 2024a, Phosphorus recovery from fertilizer industrial wastewaters using bittern: Influence of wastewater composition and pH on struvite formation, *Bioresource Technology Reports*, 25, 101752.
- Le, T.S., Bui, X.T., Nguyen, P.D., Ngo, H.H., Dang, B.T., Le Quang, D.T., Pham, T.T., Visvanathan, C., Diels, L., 2024b, Bacterial community composition in a two-stage anaerobic membrane bioreactor for co-digestion of food waste and food court wastewater, *Bioresource Technology*, 391, 129925.
- Lebron, Y.A.R., Moser, P.B., Moreira, V.R., dos Anjos Silva, G.R., Soalheiro, A., de Souza, B.P., de Paula, E.C., Santos Amaral, M.C., 2021, Osmotic membrane bioreactor (OMBR) in refinery wastewater treatment: The impact of a draw solute with lower diffusivity in the process performance, *Chemical Engineering Journal*, 406, 127074.
- Lee, L.W., Zhu, X., Liu, Z., Gao, Y., Chen, C., Huang, X., 2021, Probing the key foulants and membrane fouling under increasing salinity in anaerobic osmotic membrane bioreactors for low-strength wastewater treatment, *Chemical Engineering Journal*, 413, 127450.
- Lendormi, T., Jaziri, K., Béline, F., Le Roux, S., Bureau, C., Midoux, C., Barrington, S., Dabert, P., 2022, Methane production and microbial community acclimation of five manure inocula during psychrophilic anaerobic digestion of swine manure, *Journal of Cleaner Production*, 340, 130772.
- Li, C.T., Shieh, W.K., ASCE, A.M., Wu, C.S., Huang, J.S., 1986, Chemical/biofluidized bed treatment of slaughterhouse wastewater, *Journal of Civil Engineering*, 112, 4.
- Li, J., Huang, C., 2024, Anaerobic co-digestion of corn straw, sewage sludge and fresh leachate: Focusing on synergistic/antagonistic effects and microbial mechanisms, *Bioresource Technology*, 395, 130414.
- Li, S., Kim, Y., Phuntsho, S., Chekli, L., Shon, H., Leiknes, T., Ghaffour, N., 2017, Methane production in an anaerobic osmotic membrane bioreactor using forward osmosis: Effect of reverse salt flux, *Bioresource Technology*, 239, 285-293.
- Li, F., Xia, Q., Gao, Y., Cheng, Q., Ding, L., Yang, B., Tian, Q., Ma, C., Sand, W., Liu, Y., 2018, Anaerobic biodegradation and decolorization of a refractory acid dye by a forward osmosis membrane bioreactor, *Environmental Science: Water Research & Technology*, 4, 272-280.
- Li, B., Huang, H., Sun, Z., Zhao, N., Munir, T., Yu, W., Young, B., 2020, Minimizing heavy metals in recovered struvite from swine wastewater after anaerobic biochemical treatment: Reaction mechanisms and pilot test, *Journal of Cleaner Production*, 272, 122649.

- Li, Y., Kong, W., Liu, H., Hong, Y., Huang, T., 2022a, Enhanced degradation of phenolic compounds in coal gasification wastewater by activated carbon-Fe₃O₄ nanoparticles coupled with anaerobic co-metabolism, *Biochemical Engineering Journal*, 189, 108717.
- Li, Y., Wang, M., Qian, J., Hong, Y., Huang, T., 2022b, Enhanced degradation of phenolic compounds in coal gasification wastewater by an iron-carbon micro-electric field coupled with anaerobic co-digestion, *Science of The Total Environment*, 819, 151991.
- Liu, C., Li, H., Zhang, Y., Si, D., Chen, Q., 2016, Evolution of microbial community along with increasing solid concentration during high-solids anaerobic digestion of sewage sludge, *Bioresource Technology*, 216, 87-94.
- Liu, L., Wang, Y., Liu, Y., Wang, J., Zheng, C., Zuo, W., Tian, Y., Zhang, J., 2024, Insight into key interactions between diverse factors and membrane fouling mitigation in anaerobic membrane bioreactor, *Environmental Pollution*, 347, 123750.
- Loganath, R., Mazumder, D., 2018, Performance study on organic carbon, total nitrogen, suspended solids removal and biogas production in hybrid UASB reactor treating real slaughterhouse wastewater, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6, 3474-3484.
- Lu, C.S., Qiu, J.M., Yang, Y., Hu, Y., Li, Y.Y., Kobayashi, T., Zhang, Y.J., 2023, A review of anaerobic granulation under high-salinity conditions: Mechanisms, influencing factors and enhancement strategies, *Journal of Water Process Engineering*, 55, 104227.
- Luján-Facundo, M.J., Fernández-Navarro, J., Alonso-Molina, J.L., Amorós-Muñoz, I., Moreno, Y., Mendoza-Roca, J.A., Pastor-Alcañiz, L., 2018, The role of salinity on the changes of the biomass characteristics and on the performance of an OMBR treating tannery wastewater, *Water Research*, 142, 129-137.
- Maaz, M., Yasin, M., Aslam, M., Kumar, G., Atabani, A.E., Idrees, M., Anjum, F., Jamil, F., Ahmad, R., Khan, A.L., Lesage, G., Heran, M., Kim, J., 2019, Anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment: Novel configurations, fouling control and energy considerations, *Bioresource Technology*, 283, 358-372.
- Mahat, S.B., Omar, R., Che Man, H., Md Idris, A.I., Mustapa Kamal, S.M., Abdullah, L.C., Shreeshivadasan, C., 2021, Dynamic anaerobic membrane bioreactor (DAnMBR) with phase separation for food processing wastewater treatment at mesophilic temperature: Characterization of cake layer, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105718.
- Manjunath, N.T., Mehrotra, I., Mathur, R.P., 2000, Treatment of wastewater from slaughterhouse by DAF-UASB system, *Water Research*, 34(6), 1930-1936.
- Martin, M. 2011, Cutadapt Removes Adapter Sequences From High-Throughput Sequencing Reads, *EMBnet Journal*, 17, 10-12.
- 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, *Bioresource Technology*, 102, 10377-10385.
- Metin, M.H., 2019, *Mezbaha Atıksularının Mikroalg ile Arıtılabilirliğinin İncelenmesi*, Yüksek Lisans Tezi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Kocaeli.

- Molla Moustafa, K., 2019, *Mezbahalardan Kaynaklanan Atıksuların Arıtılabilirliğinin Araştırılması*, Yüksek Lisans Tezi, Bursa Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Bursa.
- Muñoz-Páez, K.M., Buitrón, G., 2022, Bioconversion of H₂ and CO₂ from dark fermentation to methane: Effect of operating conditions on methane concentration, *Chemosphere*, 308, 136305.
- Munoz Sierra, J.D., Oosterkamp, M.J., Wang, W., Spanjers, H., Lier, J.B., 2019, Comparative performance of upflow anaerobic sludge blanket reactor and anaerobic membrane bioreactor treating phenolic wastewater: overcoming high salinity, *Chemical Engineering Journal*, 366, 480-490.
- Müller, B., Sun, L., Westerholm, M., Schnürer, A., 2016, Bacterial community composition and fhs profiles of low- and high-ammonia biogas digesters reveal novel syntrophic acetate-oxidising bacteria, *Biotechnology for Biofuels*, 9(48), 1-18.
- Nagarajan, A., Goyette, B., Raghavan, V., Bhaskar, A., Rajagopal, R., 2023, Nutrient recovery via struvite production from livestock manure-digestate streams: Towards closed loop bio-economy, *Process Safety and Environmental Protection*, 171, 273-288.
- Nguyen, N.C., Duong, H.C., Chen, S.S., Nguyen, H.T., Ngo, H.H., Guo, W., Le, H.Q., Duong, C.C., Trang, L.T., Le, A.H., Bui, X.T., Nguyen, P.D., 2020, Water and nutrient recovery by a novel moving sponge – Anaerobic osmotic membrane bioreactor – Membrane distillation (AnOMBR-MD) closed-loop system, *Bioresorce Technology*, 312, 123573.
- Nur, T., Loganathan, P., Ahmed, M.B., Jahir, M., Kandasamy, J., Vigneswaran, S., 2018, Struvite production using membrane-bioreactor wastewater effluent and seawater, *Desalination*, 444, 1-5.
- Ohlinger, K.N., Young, T.M., Schroeder, E.D., 1998, Predicting struvite formation in digestion, *Water Research*, 32(12), 3607–3614.
- Owusu-Agyeman, I., Plaza, E., Cetecioglu, Z., 2022, Long-term alkaline volatile fatty acids production from waste streams: Impact of pH and dominance of *Dysgonomonadaceae*, *Bioresorce Technology*, 346, 126621.
- Özdemir, S., 2020, *Mezbaha Atıksularının Koagülasyon-Flokülasyon ile Ön Arıtımı Ve Membran Prosesler Kullanılarak Arıtılabilirliğinin Araştırılması*, Yüksek Lisans Tezi, Niğde Ömer Halisdemir Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Niğde.
- Özman, S., 2020, *Biyokimyasal Metan Potansiyeli Esaslı Modelleme ve İstatistiksel Analiz Çalışmaları*, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.
- Öztürk, D., 2019, *Mezbaha Atıksularının Elektrokoksiasyon Prosesi ile Kesikli ve Sürekli Sistemde Arıtımının İncelenmesi*, Doktora Tezi, Atatürk Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Erzurum.
- Öztürk, D., Yılmaz, A.E., 2019, Treatment of slaughterhouse wastewater with the electrochemical oxidation process: Role of operating parameters on treatment efficiency and energy consumption, *Journal of Water Process Engineering*, 31, 100834.
- Özyonar, F., 2007, *Entegre Et ve Et Ürünleri Tesisleri Atıksularının Kimyasal Koagülasyon ve Elektrokoagülasyon Yöntemleriyle Arıtılabilirliğinin İncelenmesi*, Cumhuriyet

Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, Sivas.

- Park, J.H., Lee, S.H., Yoon, J.J., Kim, S.H., Park, H.D., 2014, Predominance of cluster I *Clostridium* in hydrogen fermentation of galactose seeded with various heat-treated anaerobic sludges, *Bioresource Technology*, 157, 98-106.
- Pavez-Jara, J., Iswarani, W.P., Lier, J.B., Kreuk, M.K., 2024, Role of the composition of humic substances formed during thermal hydrolysis process on struvite precipitation in reject water from anaerobic digestion, *Journal of Water Process Engineering*, 59, 104932.
- Peck, C., Jackobs, F., Smith, E., 2022, The PortaLyzer, a DIY tool that allows environmental DNA extraction in the field, *HardwareX*, 12, e00373.
- Perman, E., Schnürer, A., Björn, A., Moestedt, J., 2022, Serial anaerobic digestion improves protein degradation and biogas production from mixed food waste, *Biomass and Bioenergy*, 161, 106478.
- Pozo, R., Okutman Taş, D., Dulkadiroğlu, H., Orhon, D., Diez, V., 2003, Biodegradability of slaughterhouse wastewater with high blood content under anaerobic and aerobic conditions, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 78, 384-391.
- Prazeres, A.R., Fernandes, F., Madeira, L., Luz, S., Albuquerque, A., Simoes, R., Beltran, F., Jeronimo, E., Rivas, J., 2019, Treatment of slaughterhouse wastewater by acid precipitation (H_2SO_4 , HCl and HNO_3) and oxidation ($\text{Ca}(\text{ClO})_2$, H_2O_2 and CaO_2), *Journal of Environmental Management*, 250, 109558.
- Qin, L., Zhang, Y., Xy, Z., Zhang, G., 2018, Advanced membrane bioreactors systems: New materials and hybrid process design, *Bioresource Technology*, 269, 476-488.
- Qin, S., Wainaina, S., Liu, H., Soufiani, A.M., Pandey, A., Zhang, Z., Awasthi, M.K., Taherzadeh, M.J., 2021, Microbial dynamics during anaerobic digestion of sewage sludge combined with food waste at high organic loading rates in immersed membrane bioreactors, *Fuel*, 303, 121276.
- Qiu, Y.L., Hanada, S., Kamagata, Y., Guo, R.B., Sekiguchi, Y., 2014, *Lactivibrio alcoholicus* gen. nov., sp. nov., an anaerobic, mesophilic, lactate-, alcohol-, carbohydrate- and amino-acid-degrading bacterium in the phylum *Synergistetes*, *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 64, 2137-2145.
- Rajakumar, R., Meenambal, T., Saravanan, P.M., Ananthanarayanan, P., 2012, Treatment of poultry slaughterhouse wastewater in hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor packed with pleated poly vinyl chloride rings, *Bioresource Technology*, 103, 116-122.
- Ramaswamy, J., Solaiappan, V., Albasher, G., Alamri, O., Alsultan, N., Sathiasivan, K., 2022, Process optimization of struvite recovered from slaughterhouse wastewater and its fertilizing efficacy in amendment of biofertilizer, *Environmental Research*, 211, 113011.
- Ricci, B.C., Arcanjo, G.S., Moreira, V.R., Lebron, Y.A., Koch, K., Costa, F.C., Ferreira, B.P., Lisboa, F.L., Miranda, L.D., Faria, C.V., Lange, L.G., Amaral, M.G., 2021, A novel submerged anaerobic osmotic membrane bioreactor coupled to membrane distillation for water reclamation from municipal wastewater, *Chemical Engineering Journal*, 414, 128645.

- Rodrigues, D.M., Carvalho, A.P., do Amaral Fragoso, R., Hein, T., de Brito, A.G., 2022, Bittern-impregnated sisal: an alternative magnesium source for phosphorus recovery through struvite precipitation?, *Journal of Water Process Engineering*, 50, 103227.
- Rosenberg, M., Barki, M., Bar-Ness, R., Goldberg, S., 1991, Biofouling, *The Journal of Bioadhesion and Biofilm Research*, 4 (1-3), 121-128.
- Rincón, B., Raposo, F., Borja, R., González, J.M., Portillo, M.C., Saiz-Jimenez, C., 2006, Performance and microbial communities of a continuous stirred tank reactor treating two-phases olive mill solid wastes at low organic loading rates, *Journal of Biotechnology*, 121(4), 534-543.
- Rincón, B., Borja, R., González, J.M., Portillo, M.C., Sáiz-Jiménez, C., 2008, Influence of organic loading rate and hydraulic retention time on the performance, stability and microbial communities of one-stage anaerobic digestion of two-phase olive mill solid residue, *Biochemical Engineering Journal*, 40(2), 253-261.
- Ruiz, I., Veiga, M.C., Santiago, P., Blazquez, R., 1997, Treatment of Slaughterhouse Wastewater In A UASB Reactor and an Anaerobic Filter, *Bioresource Technology*, 60, 251-258.
- Saaty, T.L. 2008., Decision making with the analytic hierarchy process, *International Journal of Services Sciences*, 1, 83-97.
- Santos, C.R., Arcanjo, G.S., de Souza Santos, L.V., Silva, P.R., Mounteer, A.H., de Cássia Mourão Silva, U., Santos, V.L., Santos Amaral, M.C., 2023, A hybrid anaerobic osmotic membrane bioreactor - membrane distillation for water reclamation: aquatic toxicity, membrane fouling characterization, and economic assessment, *Chemical Engineering Journal*, 477, 146283.
- Schneider, C., Oñoro, A.E., Hélix-Nielsen, C., Fotidis, I.A., 2021, Forward-osmosis anaerobic-membrane bioreactors for brewery wastewater remediation, *Separation and Purification Technology*, 257, 117786.
- Siddique, M.S., Khan, S.J., Shahzad, M.A., Nawaz, M.S., Hankins, N.P., 2018, Insight into the effect of organic and inorganic draw solutes on the flux stability and sludge characteristics in the osmotic membrane bioreactor, *Bioresource Technology*, 249, 758-766.
- Singh, K.S., Viraraghavan, T., 2003, Impact of temperature on performance, microbiological, and hydrodynamic aspects of UASB reactors treating municipal wastewater, *Water Science and Technology*, 48 (6), 211-217.
- Singh, A., Schnürer, A., Dolfing, J., Westerholm, M., 2023, Syntrophic entanglements for propionate and acetate oxidation under thermophilic and high-ammonia conditions, *The ISME Journal*, 17(11), 1966-1978.
- Sitthi, S., Hatamoto, M., Watari, T., Yamaguchi, T., 2022, Accelerating anaerobic propionate degradation and studying microbial community using modified polyvinyl alcohol beads during anaerobic digestion, *Bioresource Technology Reports*, 17, 100907.
- Stephenson, T., Lester, J.N., 1985, Evaluation of Startup and Operation of Four Anaerobic Processes Treating a Synthetic Meat Waste, *Biotechnology and Bioengineering*, 28 (3), 372-380.

- Stuart, B., 2004, *Infrared spectroscopy: fundamentals and applications*, Wiley.
- Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğinde Değişiklik Yapılmasına Dair Yönetmelik, T.C. Resmî Gazete, 32046, Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı, 2022, Ankara, Türkiye.
- Sun, Y., Tian, J., Zhao, Z., Shi, W., Liu, D., Cui, F., 2016, Membrane fouling of forward osmosis (FO) membrane for municipal wastewater treatment: A comparison between direct FO and OMBR, *Water Research*, 104, 330-339.
- Sunder, G., Satyanarayan, S., 2013, Efficient Treatment of Slaughter House Wastewater by Anaerobic Hybrid Reactor Packed with Special Floating Media, *International Journal of Chemical and Physical Sciences*, 2, 73-81.
- Suwaileh, W., Pathak, N., Shon, H., Hilal, N., 2020, Forward osmosis membranes and processes: A comprehensive review of research trends and future Outlook, *Desalination*, 485, 114455.
- Tevkur, S., 2019, *Mezbaha Atıksularının Elektrokoagülasyon Prosesi Kullanılarak Arıtılması*, Yüksek Lisans Tezi, Munzur Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Tunceli.
- Tian, H., Fotidis, I.A., Mancini, E., Treu, L., Mahdy, A., Ballesteros, M., Gonzalez-Fernandez, C., Angelidaki, I., 2018, Acclimation to extremely high ammonia levels in continuous biomethanation process and the associated microbial community Dynamics, *Bioresource Technology*, 247, 616-623.
- Turki, A., El Oudiani, Asma., Msahli S., Sakli, F., 2018, Infrared Spectra for Alfa Fibers Treated with Thymol, *Journal of Glycobiology*, 7(1), 1000130.
- Ünal, E., 2021, *Farklı Endüstriyel Atıksuların Biyokimyasal Metan Potansiyelinin Tespit Edilmesi*, Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.
- Vidal, J., Carvajal, A., Huilnir, C., Salazar, R., 2019, Slaughterhouse wastewater treatment by a combined anaerobic digestion/solar photoelectro-Fenton process performed in semicontinuous operation, *Chemical Engineering Journal*, 378, 122097.
- Viet, N.T., Vu, D. C., Duong, T.H., 2023, Effect of Hydraulic retention time on performance of anaerobic membrane bioreactor treating slaughterhouse wastewater, *Environmental Research*, 233, 116522.
- Walter, A., Hanser, M., Ebner, C., Insam, H., Markt, R., Hupfauf, S., Probst, M., 2022, Stability of the Anaerobic Digestion Process during Switch from Parallel to Serial Operation—A Microbiome Study, *Sustainability*, 14(12), 7161.
- Wang, H., Fotidis, I.A., Angelidaki, I., 2015, Ammonia effect on hydrogenotrophic methanogens and syntrophic acetate-oxidizing bacteria, *FEMS Microbiology Ecology*, 91, 1-8.
- Wang, X., Chang, V. W. C., Tang, C.Y., 2016, Osmotic membrane bioreactor (OMBR) technology for wastewater treatment and reclamation: advances, challenges, and prospects for the future, *Journal of Membrane Science*, 504, 113–32.
- Wang, X., Wang, C., Tang, C. Y., Hu, T., Li, X., Ren, Y., 2017a, Development of a novel anaerobic membrane bioreactor simultaneously integrating microfiltration and forward

- osmosis membranes for low strength wastewater treatment, *Journal of Membrane Science*, 527, 1–7.
- Wang, X., Hu, T., Wang, Z., Li, X., Ren, Y., 2017b, Permeability recovery of fouled forward osmosis membranes by chemical cleaning during a long-term operation of anaerobic osmotic membrane bioreactors treating low-strength wastewater, *Water Research*, 123, 505–512.
- Wang, X., Zhao, Y., Li, X., Ren, Y., 2017c, Performance evaluation of a microfiltration-osmotic membrane bioreactor (MF-OMBR) during removing silver nanoparticles from simulated wastewater, *Chemical Engineering Journal*, 313, 171–178.
- Wang, X., Zhang, J. F., Chang, V. W. C., She, Q. H., Tang, C. Y. 2018a, Removal of cytostatic drugs from wastewater by an anaerobic osmotic membrane bioreactor, *Chemical Engineering Journal*, 339, 153–61.
- Wang, K.M., Cingolani, D., Eusebi, A.L., Soares, A., Jefferson, B., McAdam, E.J., 2018b, Identification of gas sparging regimes for granular anaerobic membrane bioreactor to enable energy neutral municipal wastewater treatment, *Journal of Membrane Science*, 555, 125–133.
- Wang, H., Wang, X., Meng, F., Li, X., Ren, Y., She, Q., 2019, Effect of driving force on the performance of anaerobic osmotic membrane bioreactors: New insight into enhancing water flux of FO membrane via controlling driving force in a two-stage pattern, *Journal of Membrane Science*, 569, 41–47.
- Wang, X., Wang, H., Xie, M., 2020, Secret underneath: Fouling of membrane support layer in anaerobic osmotic membrane bioreactor (AnOMBR), *Journal of Membrane Science*, 614, 118530.
- Wu, Y. C., Wang, X. H., Tay, M. Q. X., Oh, S., Yang, L., Tang, C. Y., Cao, B., 2017, Metagenomic insights into the influence of salinity and cytostatic drugs on the composition and functional genes of microbial community in forward osmosis anaerobic membrane bioreactors, *Chemical Engineering Journal*, 326, 462–69.
- Xu, X., Zhang, H., Gao, T., Wang, Y., Teng, J., Lu, M., 2020, Customized thin and loose cake layer to mitigate membrane fouling in an electro-assisted anaerobic forward osmosis membrane bioreactor (AnOMEBR), *Science of the Total Environment*, 729, 138663.
- Xu, C., Li, Z., Wang, J., Zhou, Z., 2021, Exposure to stressful conditions alters the properties and fouling behavior of suspended microparticles in anaerobic processes, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(6), 106782.
- Xu, F., Mu, L., Wang, Y., Peng, H., Tao, J., Chen, G., 2024, Pretreatment with rumen fluid improves methane production in the anaerobic digestion of corn straw, *Fuel*, 363, 130831.
- Yenigün, O., Demirel, B., 2013, Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review, *Process Biochemistry*, 48, 901–911.
- Yıldız, H., 2013, *Anaerobik Membran Bioreaktörde Mezbaa Atık Sularının Arıtılabilirliği*, Yüksek Lisans Tezi, Harran Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Şanlıurfa.

- Yilmaz, G., Lemaire, R., Keller, J., Yuan, Z. 2008, Simultaneous Nitrification, Denitrification, and Phosphorus Removal From Nutrient-Rich Industrial Wastewater Using Granular Sludge, *Biotechnology and Bioengineering*, 100(3), 529–541.
- Zabranska, J., Pokorna, D., 2018, Bioconversion of carbon dioxide to methane using hydrogen and hydrogenotrophic methanogens, *Biotechnology Advances*, 36, 707–720.
- Zamanzadeh, M., Hagen, L.H., Svensson, K., Linjordet, R., Horn, S.J., 2016, Anaerobic digestion of food waste – Effect of recirculation and temperature on performance and microbiology, *Water Research*, 96, 246–254.
- Zhan, Y., Zhu, J., Xiao, Y., Wu, S., Aka, R., 2023, Efficient methane production from anaerobic co-digestion of poultry litter with wheat straw in sequencing batch reactor: Effects of carbon-to-nitrogen ratio, total solids, and hydraulic retention time, *Bioresource Technology*, 381, 129127.
- Zhang, H., Jiang, W., Cui, H., 2017, Performance of anaerobic forward osmosis membrane bioreactor coupled with microbial electrolysis cell (AnOMEBR) for energy recovery and membrane fouling alleviation, *Chemical Engineering Journal*, 321, 375–383.
- Zhang, H., Zhang, X., Yu, M., Wang, Y., Yang, F., 2019, Performance of anaerobic forward osmosis membrane bioreactor (AnOMBR) for dissolved gases transfer and energy recovery, *Journal of Cleaner Production*, 235, 943–952.
- Zhang, A., Gao, C., Chen, T., Xie, Y., Wang, X., 2022a, Treatment of fracturing wastewater by anaerobic granular sludge: The short-term effect of salinity and its mechanism, *Bioresource Technology*, 345, 126538.
- Zhang, S., Xiao, M., Liang, C., Chui, C., Wang, N., Shi, J., Liu, L., 2022b, Multivariate insights into enhanced biogas production in thermophilic dry anaerobic co-digestion of food waste with kitchen waste or garden waste: Process properties, microbial communities and metagenomic analyses, *Bioresource Technology*, 361, 127684.
- Zhang, F., Chen, Y., Zhao, F., Yuan, P., Lu, M., Qin, K., Qin, F., Fu, S., Guo, R., Feng, Q., 2023, Use of magnetic powder to effectively improve the denitrification employing the activated sludge fermentation liquid as carbon source, *Journal of Environmental Management*, 348, 119049.
- Zhao, J., Li, Y.Q., Pan, S., Tu, Q.Q., Dang, W.Y., Wang, Z., Zhu, H.T., 2018, Effects of magnesium chloride on the anaerobic digestion and the implication on forward osmosis membrane bioreactor for sludge anaerobic digestion, *Bioresource Technology*, 268, 700–707.
- Zhao, L., Zhang, J., Xu, Z., Cai, S., Chen, L., Cai, T., J., X.M., 2022, Bioconversion of waste activated sludge hydrolysate into polyhydroxyalkanoates using *Paracoccus* sp. TOH: Volatile fatty acids generation and fermentation strategy, *Bioresource Technology*, 363, 127939.
- Zhu, W., Wang, X., She, Q., Li, X., Ren, Y., 2018, Osmotic membrane bioreactors assisted with microfiltration membrane for salinity control (MF-OMBR) operating at high sludge concentrations: Performance and implications, *Chemical Engineering Journal*, 337, 576–583.

- Zhu, X., Lee, L.W., Song, G., Zhang, X., Gao, Y., Yang, G., Luo, S., Huang, X., 2022a, Deciphering mono/multivalent draw solute-induced microbial ecology and membrane fouling in anaerobic osmotic membrane bioreactor, *Water Research*, 209, 117869.
- Zhu, R., Wang, D.H., Zheng, Y., Zou, H., Fu, S.F., 2022b, Understanding the mechanisms behind micro-aeration to enhance anaerobic digestion of corn straw, *Fuel*, 318, 123604.
- Zhuang, L., Tang, Z., Ma, J., Yu, Z., Wang, Y., Tang, J., 2019, Enhanced Anaerobic Biodegradation of Benzoate Under Sulfate-Reducing Conditions With Conductive Iron-Oxides in Sediment of Pearl River Estuary, *Frontiers in Microbiology*, 10, 374.



İNTİHAL RAPORU İLK SAYFASI

4802190315-Sümeyya HASANOĞLU

ORJİNALLİK RAPORU

% 11	% 9	% 5	% 2
BENZERLİK ENDEKSİ	İNTERNET KAYNAKLARI	YAYINLAR	ÖĞRENCİ ÖDEVLERİ

BİRİNCİL KAYNAKLAR

1	acikbilim.yok.gov.tr İnternet Kaynağı	% 4
2	Submitted to The Scientific & Technological Research Council of Turkey (TUBITAK) Öğrenci Ödevi	% 1
3	Sumeyye Hasanoglu, Ilknur Yalcin Guney, Ilda Vergili, Gulsum Yilmaz, Yasemin Kaya, Coskun Aydiner, Z. Beril Gönder. "Determination of the critical draw solution concentration for anaerobic microfiltration osmotic membrane bioreactors", Chemical Engineering Journal, 2024 Yayın	% 1
4	Özer, Muhammed Selçuk. "Kasa Invaze Olmayan Mesane Kanseri Hastaları ve Sağlıklı Kişilerde Üriner Mikrobiyota Özellikleri", Dokuz Eylul Üniversitesi (Turkey), 2024 Yayın	<% 1
5	avesis.istanbulc.edu.tr İnternet Kaynağı	<% 1

gcris.ktun.edu.tr

ETİK KURUL İZİN YAZISI

Uyarı: Canlı denekler üzerinde yapılan tüm araştırmalar için Etik Kurul Belgesi alınması zorunludur.

- ☐ Etik Kurul izni gerekmektedir.
- ☒ Etik Kurul izni gerekmemektedir.

Sümeyye HASANOĞLU
(İmza)



KURUM İZNİ YAZILARI

Uyarı: Canlı ve cansız deneklerle yapılan tüm çalışmalar için kurum izin belgelerinin eklenmesi zorunludur. Gizlilik ve mahremiyet içeren durumlarda kurum adı kapatılmalıdır.

- ☐ Kurum izni gerekmektedir.
- ☒ Kurum izni gerekmemektedir.

Sümeyye HASANOĞLU
(İmza)

