



İSTANBUL MEDENİYET ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ
BİYOMÜHENDİSLİK ANABİLİM DALI

**Evsel Atıksulardan Su ve Besi Maddesi Geri Kazanımının
İyileştirilmesi İçin Hareketli Yataklı Membran
Biyoreaktör Prosesinin Optimizasyonu**

Yüksek Lisans Tezi

Yamaç Bal

Ocak 2026



İSTANBUL MEDENİYET ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ
BİYOMÜHENDİSLİK ANABİLİM DALI

**Evsel Atıksulardan Su ve Besi Maddesi Geri Kazanımının
İyileştirilmesi İçin Hareketli Yataklı Membran
Biyoreaktör Prosesinin Optimizasyonu**

Yüksek Lisans Tezi

Yamaç Bal

Danışman

Prof. Dr. Erkan Şahinkaya

İkinci Danışman

Doç. Dr. Alper Bayrakdar

Ocak 2026

TEZ JÜRİSİ ONAYI

Yamaç Bal tarafından hazırlanan "Evsel Atıksulardan Su ve Besi Maddesi Geri Kazanımının İyileştirilmesi İçin Hareketli Yataklı Membran Biyoreaktör Prosesinin Optimizasyonu" başlıklı bu Yüksek Lisans Tezi, Biyomühendislik Anabilim Dalı'nda hazırlanmış ve jürimiz tarafından kabul edilmiştir.

JÜRİ ÜYELERİ

İMZA

Tez Danışmanı:

Prof. Dr. Erkan ŞAHİNKAYA

Marmara Üniversitesi

Üyeler:

Dr. Öğr. Üyesi Ahmet Erkan UMAN

İstanbul Medeniyet Üniversitesi

Dr. Öğr. Üyesi Hatice YEŞİL

Marmara Üniversitesi

Tez Savunma Tarihi: 20/01/2026

BEYANLAR

Yazım ve Kaynak Gösterme Kılavuzu Beyanı

Danışmanlığımda yazılan bu tezin APA yazım ve kaynak gösterme kılavuzunda belirtilen kurallara uygun olarak yapılandırıldığı ve bu kılavuzun metin içi kaynak gösterme standartlarının bu tezde tutarlı olarak uygulandığı tarafımdan incelenerek teyit edilmiştir.

İmza

Prof. Dr. Erkan ŞAHİNKAYA

Etik İlkeler Sadakat Beyanı

Hazırladığım bu tezin tamamen kendi çalışmam olduğunu, akademik ve etik kuralları gözeterek çalıştığımı ve her alıntıya kaynak gösterdiğimi beyan ederim.

İmza

Yamaç Bal

TEŞEKKÜR

Lisansüstü eğitimim ve bu tez çalışmamın her aşamasında, sadece akademik alandaki bilgisiyle değil, aynı zamanda vizyonu ve çalışma disipliniyle de bana örnek olan, karşılaştığım her zorluklarda büyük bir titizlikle ve çözüm odaklı yaklaşımıyla yolumu aydınlatan, sabrını ve desteğini benden esirgemeyen çok kıymetli danışmanım Prof. Dr. Erkan ŞAHİNKAYA'ya teşekkürlerimi sunarım. Kendisinin öğrencisi olmak ve bu süreçte tecrübelerinden faydalanmak benim için paha biçilemez bir kazanım olmuştur. Bana katmış olduğu tüm bilgi birikim kariyerimde benim için sağlam bir temel oluşturacaktır.

Tez çalışmamdaki tüm süreçte değerli katkıları, yapıcı eleştirileri, yönlendirmeleri ve her zaman ulaşılabilir desteği için ikinci danışmanım Doç. Dr. Alper BAYRAKDAR'a içtenlikle teşekkür ederim.

Bu tez çalışması, Avrupa Birliği destekli PRIMA programı kapsamındaki MedInCircle projesi çerçevesinde gerçekleştirilmiş olup, TÜBİTAK tarafından 123N078 proje numarası ile finansal olarak desteklenmiştir. Sağladıkları destek için teşekkür ederim.

Deneyisel çalışmalarım sırasında İstanbul Medeniyet Üniversitesi Bilim ve İleri Teknoloji Uygulama ve Araştırma Merkezi (BİLTAM) laboratuvarlarında birlikte çalıştığım, bilgi ve deneyimlerini benimle paylaşan, her türlü manevi destekleriyle motivasyonumu artıran saygı değer hocalarım Dr. Çiğdem KALKAN AKTAN ile Dr. Zeynep YÜCESOY'a ve çalışma arkadaşlarım Burak Aslancan PAK, Baraa Ahmed HATİB ve Emir Kasım DEMİR'e teşekkürü borç bilirim.

Hayatımın her aşamasında varlıklarıyla bana güç veren, maddi ve manevi desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen, yüzlerindeki gülümseme bir gün olsun bitmeyen canım aileme; annem Yasemin BAL, babam Refik BAL ve abim Devrim BAL'a sonsuz sevgilerimi ve teşekkürlerimi sunarım. En büyük destekçim, sevgisi ve şefkatiyle beni her koşulda sarıp sarmalayan, dualarını ve desteğini her an yanımda hissettiğim, benim için yeri her zaman çok ayrı olan canım anneannem Ayten TAŞÇIOĞLU'na tüm kalbimle minnettarım. Son olarak hayatımın her döneminde olduğu gibi, yüksek lisans sürecimde varlıklarıyla bana ilham olup, desteklerini ve güzel enerjilerini hep kalbimde hissettiğim canım arkadaşlarıma teşekkürlerimi sunuyorum.

Ocak, 2026
Yamaç BAL

ÖZET

Evsel Atıksulardan Su ve Besi Maddesi Geri Kazanımının İyileştirilmesi İçin Hareketli Yataklı Membran Biyoreaktör Prosesinin Optimizasyonu

Bal, Yamaç

Yüksek Lisans Tezi, Biyomühendislik Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Erkan Şahinkaya

İkinci Danışman: Doç. Dr. Alper Bayrakdar

Ocak, 2026

Bu çalışma ile evsel atıksulardan su ve besin maddesi geri kazanımının iyileştirilmesi için farklı konfigürasyonlarda hareketli yataklı membran biyoreaktör prosesinin işletilmesi amaçlanmıştır. Hareketli yataklı membran biyoreaktörü (MBMBR), hareketli yatak biyofilm reaktör (MBBR) ve membran biyoreaktör (MBR) proseslerinin entegrasyonu ile geliştirilen bir sistemdir. MBMBR prosesi arıtma kapasitesi ve membran tıkanıklığının azalması açısından her iki prosese göre daha iyi performans gösterebilmektedir. Geleneksel MBR'nin asıl işletme problemi olan membran tıkanıklığı MBMBR prosesinde daha az olmaktadır. Bu çalışmada üç farklı MBMBR konfigürasyonu, çeşitli yükleme koşulları altında karşılaştırılmıştır. İşletilen konfigürasyonlar ise konfigürasyon-1 (tek bir MBBR+MBR), konfigürasyon-2 (seri olarak bağlanmış iki adet MBBR+MBR) ve konfigürasyon-3 (ikinci MBBR'ye (MBBR-2) çamur geri devri yapılan seri bağlı iki adet MBBR+MBR) şeklinde belirlenmiştir. İlk konfigürasyonda (tek bir MBBR+MBR) yüksek KOİ giderimi hızı ($24 \text{ g-KOİ/m}^2\cdot\text{gün}$) elde edilmiştir. Bütün konfigürasyonlarda, ilk reaktör biyofilm bazlı olarak çalışan (çamur geri devri olmayan) MBBR prosesi olup, yüksek organik yükleme ($\geq 3.5 \text{ g-KOİ/(m}^2\cdot\text{gün)}$) ve düşük çamur bekleme süresi ($\text{SRT} \leq 3 \text{ gün}$) nedeniyle nitrifikasyon gözlenmemiştir. Konfigürasyon-2 ve konfigürasyon-3'te ikinci MBBR'de ise azalan organik yükleme nedeniyle nitrifikasyon gözlenmiştir. İkinci MBBR prosesindeki amonyum oksidasyon hızları konfigürasyon-2'de $0,65 \text{ g-NH}_4^+-\text{N/(m}^2\cdot\text{gün)}$ ve konfigürasyon-3'te $0,92 \text{ g-NH}_4^+-\text{N/(m}^2\cdot\text{gün)}$ olarak kaydedilmiştir. Askıda ve bağlı büyüme proseslerinin hibrit şekilde kullanılması, nitrifikasyon hızını arttırmıştır (konfigürasyon-3). MBR'de, yüksek çamur bekleme süresi nedeniyle tam nitrifikasyon gözlenmiştir. Buna ek olarak, MBR prosesinde yüksek SRT'ye bağlı olarak biyokütle çürümesiyle artan nitrat ve fosfat konsantrasyonu nedeniyle besin maddesi geri kazanımı maksimum seviyeye ulaşmıştır. MBBR'lerin seri olarak çalıştırılması ile birinci MBBR'de KOİ yüklemesi ve KOİ giderim hızı

önemli oranda artmış olup bununla birlikte bağlı biyokütle konsantrasyonunun önemli ölçüde artması (20 g-SS/m²'ye kadar) nedeniyle daha ekonomik bir tasarım elde edilmiştir. Üç farklı konfigürasyonun biyokütle ve süpernatant özellikleri ile filtrasyon performansı üzerindeki etkileri detaylı olarak incelenmiştir. İncelenen tüm işletme koşullarına göre suyun yeniden kullanımı ve besi maddelerinin geri kazanımında en iyi performansı konfigürasyon-3 göstermiştir.

Anahtar Kelimeler: Hareketli yataklı membran biyoreaktör, Hareketli yataklı biyofilm reaktör, Nitrifikasyon, Suyun yeniden kullanımı, Besi maddelerinin geri kazanımı

ABSTRACT

Optimization of Moving Bed Membrane Bioreactor Process for Improved Water and Nutrient Recovery from Domestic Wastewater

Bal, Yamaç

Master's Thesis, Department of Bioengineering

Supervisor: Prof. Dr. Erkan Şahinkaya

Second Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Alper Bayrakdar

January, 2026

In this study, it was aimed to operate a moving bed membrane bioreactor process in different configurations to improve water and nutrient recovery from domestic wastewater. Moving bed membrane bioreactor (MBMBR) is a system developed by integrating moving bed biofilm reactor (MBBR) and membrane bioreactor (MBR) processes. The MBMBR process can outperform both processes in terms of treatment capacity and reduction of membrane fouling. MBMBR process can overcome membrane fouling problem, which is the main operational problem of conventional MBR. In this study, three different MBMBR configurations were compared under various loading conditions. The operated configurations are configuration-1 (a single MBBR+MBR), configuration-2 (two MBBR+MBRs connected in series) and configuration-3 (two MBBR+MBRs connected in series with sludge recirculation to the second MBBR (MBBR-2)). High COD removal rate (24 g-COD/m².day) was achieved in the first configuration (single MBBR+MBR). In the first stage of the all configurations (MBBR-1) (without sludge recirculation), no nitrification was observed due to high organic loading (≥ 3.5 g-COD/(m².day)) and low sludge retention time (SRT ≤ 3 days). Nitrification was observed in the second MBBR in configuration-2 and configuration-3 due to reduced organic loading. In the second configuration, the ammonium oxidation rate was 0.65 g-NH₄⁺-N/m².day, whereas in the third configuration it was 0.92 g-NH₄⁺-N/m².day. The hybrid use of suspended and attached growth processes increased the nitrification rate (configuration-3). In MBR, complete nitrification was observed due to high sludge retention time (SRT). In addition, nutrient recovery was maximized due to the increased nitrate and phosphate concentration caused by biomass digestion. By operating the MBBRs in series, the COD loading and the removal rate in the first MBBR significantly increased, which allowed a more economical design due to the significant increase in the attached biomass concentration (up to 20 g-SS/m²). The effects of three different configurations on biomass and supernatant properties

and filtration performance were studied in detail. Based on all operating conditions examined, configuration-3 showed the best performance in terms of water reuse and nutrient recovery.

Keywords: Moving bed membrane bioreactor, Moving bed biofilm reactor, Nitrification, Water reuse, Nutrient recovery

İÇİNDEKİLER

ÖZET	i
ABSTRACT.....	iii
TABLolar LİSTESİ.....	vii
ŞEKİLLER LİSTESİ	viii
KISALTMALAR.....	x
BÖLÜM 1. GİRİŞ.....	1
BÖLÜM 2. LİTERATÜR ÖZETİ	6
2.1. Su Kaynakları, Kirliliği ve Atıksu Oluşumu	6
2.1.1. Su Tüketimi ve Sektörel Dağılımı.....	6
2.1.2. Atıksu Karakterizasyonu ve Sınıflandırılması.....	7
2.2. Atıksu Arıtma Teknolojileri ve Prosesleri	8
2.2.1. Atıksuların Arıtma Kademeleri ve Akış Şeması	8
2.2.2. Fiziksel Arıtma Yöntemleri	9
2.2.3. Kimyasal Arıtma Yöntemleri	9
2.2.4. Biyolojik Arıtma Yöntemleri.....	9
2.3. Atıksuların Yeniden Kullanımı ve Besi Maddesi Geri Kazanımı	10
2.4. Hareketli Yataklı Biyofilm Reaktörler (MBBR)	12
2.4.1. MBBR Teknolojisinin Tarihsel Gelişimi.....	12
2.4.2. MBBR Proses Temelleri ve Biyofilm Yapısı	13
2.4.3. MBBR’de Organik Madde ve Nutrient Giderimi.....	14
2.4.4. MBBR Sisteminin Avantajları ve Dezavantajları	16
2.5. Membran Biyoreaktörler (MBR).....	17
2.5.1. MBR Teknolojisinin Tanımı ve Tarihi Gelişimi	17
2.5.2. MBR Sisteminin İşletme Parametreleri ve Kirletici Giderim Performansı ...	18
2.5.3. MBR Sisteminde Membran Kirlenme Kontrolü	19
2.5.4. MBR Sisteminin Avantajları ve Dezavantajları	20
2.6. Hareketli Yataklı Membran Biyoreaktör (MBMBR)	20
2.7. MBMBR Sisteminin Bibliyometrik Analizi	23
2.8 Çalışmanın Amaç ve Hedefleriyle Literatüre Özgün Katkısı	26
BÖLÜM 3. MATERYAL ve METOD.....	28
3.1. Biyoreaktör Kurulumu.....	28
3.2. Deneysel Düzenek	29
3.3. Çalışmada Kullanılan Sentetik Atıksu	32
3.4. İşletme Koşulları.....	33

3.5. Çamur Üretimi ve SRT Tahmini	34
3.6. Analitik Yöntemler	35
3.6.1. Alkalinite Analizi	36
3.6.2. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) Analizi	36
3.6.3. Askıda Katı Madde, Uçucu Askıda Katı Madde ve Bağlı Biyokütle (Biyofilm) Miktarının Analizi.....	37
3.6.4. NO_3^- -N, NO_2^- -N ve PO_4^{3-} -P Parametrelerinin Analizi.....	39
3.6.5. Toplam Azot, Toplam Fosfor, Amonyum Azotu Analizleri	39
3.6.6. Çamur Analizleri	40
BÖLÜM 4. BULGULAR ve TARTIŞMA	42
4.1. Farklı MBMBR Konfigürasyonlarının Organik Madde Giderim Performansı ...	42
4.2. MBMBR Sisteminin pH ve Alkalinite Değişimleri.....	45
4.3. Farklı MBMBR Konfigürasyonlarının Nitrifikasyon Performansı	47
4.4. MBMBR Konfigürasyonlarındaki AKM, UAKM ve Bağlı Biyokütle Konsantrasyonları	55
4.5. MBMBR Sisteminin EPS, SMP, CST ve Viskozite Değişiklikleri.....	61
4.6. Membran Filtrasyon Performansı	65
4.7. Besi Maddesi Geri Kazanım Potansiyeli ve Sürdürülebilirlik Değerlendirmesi .	69
BÖLÜM 5. SONUÇ ve ÖNERİLER.....	71
5.1. Organik Madde Giderimi ve Nitrifikasyon Performansı Değerlendirilmesi	71
5.2. Besi Maddesi Geri Kazanım Potansiyelinin Değerlendirilmesi	72
5.3. Membran Filtrasyon Performansı ve Biyokütle Özelliklerinin Değerlendirilmesi	72
5.4. Gelecek Çalışmalar İçin Öneriler	73
REFERANSLAR	74
ÖZGEÇMİŞ	81

TABLolar LİSTESİ

Tablo 2.1 Türkiye'de Yıllara Göre Kimyasal Gübre (Azot ve Fosfor) Kullanım Miktarları (TÜİK Verileri).....	11
Tablo 3.1 Kullanılan Sentetik Atıksuyun Ortalama Konsantrasyonu.....	32
Tablo 3.2 Sentetik Atıksu İçin Kullanılan Kimyasallar ve Konsantrasyonları.....	32
Tablo 3.3 Kullanılan İz Element Listesi	33
Tablo 3.4 MBMBR'nin İşletim Koşulları.....	34
Tablo 4.1 MBMBR Ünitelerinin SMP ve EPS Konsantrasyonları.....	65

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 2.1 Türkiye’de Sektörel Su Tüketim Dağılımı (Süğürtin, 2020).....	7
Şekil 2.2 Atıksu Arıtma Tesislerinde Kullanılan Tekniklerin Genel Akış Şeması ve Sınıflandırılması (Crini ve Lichtfouse, 2019’dan Uyarlanmıştır)	8
Şekil 2.3 MBBR Sistem Bileşenleri a) Kaldnes K1 Tip Biyotaşıyıcı, b) Sistem Çalışma Prensipleri (Ødegaard, 2006)	13
Şekil 2.4 Membran Biyoreaktör Şematik Gösterimi (Judd, 2011’den uyarlanmıştır)....	18
Şekil 2.5 MBMBR Sisteminin Şematik Gösterimi (Chen vd., 2016’dan uyarlanmıştır) 21	
Şekil 2.6 MBMBR Sisteminin Literatür Ağ Haritası ve Kümelenme Yapısı.....	24
Şekil 2.7 MBMBR Sisteminin Zamana Göre Değişim Haritası	25
Şekil 2.8 MBMBR Sisteminin Çalışma Yoğunluğu Haritası	26
Şekil 3.1 Çalışmada Kullanılan MBMBR Proses Konfigürasyonlarının Görselleri	28
Şekil 3.2 MBMBR Prosesinde Kullanılan a) Wabe-2 Malzemesinin Özellikleri, b) Kullanım Öncesi, c) Kullanım Sonrası Yoğun Bağlı Büyümenin Olduğu Dönemlerdeki Biyofilm Malzemesi, d) Kullanılan Membran Modülü	29
Şekil 3.3 Konfigürasyon-1’de Kullanılan Biyoreaktörlerin Şematik Gösterimi	30
Şekil 3.4 Konfigürasyon-2’de Kullanılan Biyoreaktörlerin Şematik Gösterimi	31
Şekil 3.5 Konfigürasyon-3’te Kullanılan Biyoreaktörlerin Şematik Gösterimi	31
Şekil 3.6 Nüve NF 400 Model Santrifüj Cihazı.....	36
Şekil 3.7 Hach- Lange LT 200 Model Termoreaktör	37
Şekil 3.8 a) Süzme Seti, b) Merck Millipore AP4004705 Cam Elyaf Filtre, c) Microtest İnkübatör, d) Nüve FN 400 Etüv, e) Nüve MF 106 Kül Fırını.....	38
Şekil 3.9 Dionex ICS-5000+ İyon Kromatografisi (Thermo Fisher Scientific, ABD)...	39
Şekil 3.10 Hach-Lange LCK 238 (TN), LCK 348 (TP) ve LCK 304 (Amonyum) Hazır Test Kitleri	40
Şekil 3.11 Çamur Analizinde Kullanılan a) Brookfield DV-E Viskozitemetre, b) Sterlitech HP4750 Stirred Cell Dead-End Filtrasyon Düzenek, c) Triton Electronics CST Cihazı	41
Şekil 4.1 MBMBR Sisteminin İşletme Periyotlarına Göre KOİ Giderim Performansı ve Konsantrasyon Değişimi.....	43
Şekil 4.2 MBMBR İşletim Süresince MBBR Proseslerinde KOİ ve Amonyum Azotu Yükleme Hızlarının Değişimi	45
Şekil 4.3 MBMBR İşletim Süreci Boyunca Farklı Birimlerde Alkalinite Değişimi	46

Şekil 4.4 MBMBR İşletim Süreci Boyunca Amonyum ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) Konsantrasyonlarının Değişimi.....	48
Şekil 4.5 MBMBR İşletim Süreci Boyunca Nitrit ($\text{NO}_2^-\text{-N}$) Konsantrasyonlarının Değişimi.....	49
Şekil 4.6 MBMBR İşletim Süreci Boyunca Nitrat ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) Konsantrasyonlarının Değişimi.....	49
Şekil 4.7 MBMBR İşletim Süreci Boyunca Fosfat ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$) Konsantrasyonlarının Değişimi.....	52
Şekil 4.8 a) MBBR’lerdeki AKM-UAKM, b) MBR’deki AKM ve UAKM c) MBBR’lerdeki Bağlı Biyokütle Konsantrasyonu Değişimleri	57
Şekil 4.9 Farklı Periyotlarda a) SMP, b) EPS Konsantrasyonlarının Değişimi.....	62
Şekil 4.10 Membran Filtrasyon Performansı	66
Şekil 4.11 MBR Çamurunun SF, SRF Değerleri.....	66
Şekil 4.12 MBR Çamurunun CST ve Viskozite Değerinin Değişimleri	67
Şekil 4.13 MBMBR İşletim Süresince TMP ve Akı (Flux) Değişimi.....	68

KISALTMALAR

AKM (VSS): Askıda Katı Madde

BİLTAM: İstanbul Medeniyet Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Uygulama Araştırma Merkezi

BOİ: Biyolojik Oksijen İhtiyacı

CST: Kapiler Emme Süresi

DO: Çözünmüş Oksijen

EPS: Extracellular Polymeric Substances (Hücre Dışı Polimerik Maddeler)

HRT: Hidrolik Bekletme Süresi

IFAS: Integrated Fixed-Film Activated Sludge (Entegre Sabit Film Aktif Çamur Sistemi)

KOİ: Kimyasal Oksijen İhtiyacı

LB- EPS: Loosely Bound EPS (Gevşek Bağlı EPS)

LMH: Litre/(m².saat)

MBBR: Moving Bed Biofilm Reactor (Hareketli Yataklı Biyofilm Reaktör)

MBMBR: Moving Bed Membrane BioReactor (Hareketli Yataklı Membran Biyoreaktör)

MBR: Membran Biyoreaktör

NTNU: Norwegian University of Science and Technology (Norveç Bilim ve Teknoloji Üniversitesi)

PRIMA: Partnership for Research and Innovation in the Mediterranean Area (Akdeniz Bölgesinde Araştırma ve İnovasyon Ortaklığı)

PVDF: Polivinilidin Florür

SF: Çamur Filtrasyon Testi

SMP: Soluble Microbial Products (Çözünmüş Mikrobiyal Ürünler)

SRF: Özgül Filtrasyon Direnci

SRT: Çamur Bekletme Süresi (Çamur Yaşı)

TB-EPS: Tightly Bound EPS (Sıkı Bağlı EPS)

TMP: Transmembran Basıncı

TN: Toplam Azot

TP: Toplam Fosfor

TUBİTAK: Türkiye Bilimsel ve Teknoloji Araştırma Kurumu

UAKM (MLVSS): Uçucu Askıda Katı Madde

Y_{obs}: Biyokütle Verim Katsayısı

BÖLÜM 1. GİRİŞ

Dünya genelinde tatlı su kaynaklarının azalması ve bu sınırlı kaynakların kirlenmesi, alternatif su kaynaklarının araştırılmasını günümüzde zorunlu hale getirmiştir. Dünyanın hızla artan nüfusu, kentleşme ve endüstriyel büyüme gibi faktörler küresel su tüketimini artırarak ciddi miktarda atıksu (380 milyar m³/yıl) oluşumuna neden olmuştur. Bu atıksuların kısmen arıtılarak veya hiç arıtılmadan alıcı ortama deşarj edilmesiyle birlikte önümüzdeki on beş yıl içerisinde tatlı suyun %90'ından fazlasının kirlenme riskiyle karşı karşıya kalacağı öngörülmektedir (Gupta vd., 2022). Bu durum, kullanılabilir su kaynaklarını azaltıp küresel ölçekte ciddi bir su kıtlığı riskini beraberinde getirerek insan ve çevre sağlığı açısından önemli bir tehdit oluşturmaktadır. Küresel ölçekte ciddi bir sorun olan su kıtlığının 2050 yılına kadar dünya nüfusunun yaklaşık %40'ını etkileyeceği öngörülmektedir (Al-Karablieh vd., 2024). Bu veriler, geleceğimiz için atıksu yönetiminin ne kadar önemi olduğu açıkça ortaya koymaktadır. Atıksu yönetimi konusundaki yetersizlikler 21. yüzyılda sürdürülebilir kalkınmanın önündeki en büyük zorluklar arasında gösterilmektedir (Saidulu vd., 2021). Dünya çapında su tüketiminin yaklaşık olarak %70'inin tarımsal sulama amaçlı gerçekleştiği dikkate alındığında evsel atıksuların uygun koşullar altında arıtım süreçlerinden geçirilerek yeniden kazanımı hem temiz su kaynaklarının korunması hem de alıcı ortama deşarj edilen atık yükünün azaltılması bakımından oldukça önemli olduğu anlaşılmaktadır (Kayikcioglu, 2012). Sürdürülebilir ve yıl boyunca güvenilir bir su kaynağı olan evsel atıksular, aynı zamanda bitki büyümesi için gerekli olan besin maddelerini (azot ve fosfor) de bünyesinde bulundurmaktadır (Kayikcioglu, 2012). Atıksu arıtma prosesleri, arıtılmış suyun hedef kullanım alanındaki gerekli su kalitesine göre belirlenmelidir. Ancak, giderek sıkılaştan alıcı ortama deşarj ve yeniden kullanım standartları dikkate alındığında geleneksel atıksu arıtma yöntemleri, istenilen çıkış suyu kalitesindeki güvenilirliğin düşmesi gibi sebeplerden dolayı her zaman yeterli olmamaktadır (Kitanou vd., 2017).

Küresel bir problem olan su kirliliğinin önüne geçmek istenildiği ve alıcı ortama deşarj sonucu çeşitli kirlleticiler tarafından tatlı su kaynaklarının kirlendiği dikkate alındığında hem yeni kurulacak olan atıksu arıtma tesisleri hem de mevcut geleneksel aktif çamur sistemlerinin iyileştirilmesi için yenilikçi teknolojilerin geliştirilmesi gerekmektedir (Werkneh, 2022). Tüm bunlara ek olarak geleneksel aktif çamur sistemlerinin düşük

kirletici giderim performansı ve yüksek çamur üretimi gibi dezavantajlarını (Petrovic vd., 2009) ortadan kaldırmak için yenilikçi biyolojik sistemler geliştirilmelidir. Bu bağlamda biyofilm prosesleri, geleneksel aktif çamur sistemlerine göre yüksek biyokütle çeşitliliği ve yoğunluğu, düşük alan gereksinimi, düşük çamur üretimi, daha yüksek ve istikrarlı performans ve toksisiteye karşı yüksek tolerans gibi çeşitli avantajları nedeniyle geleneksel aktif çamur sistemlerine bir alternatif olarak düşünülebilir (Mahto & Das, 2022; Zhao vd., 2019). Dönen biyolojik kontaktörler (Sahinkaya & Dilek, 2006), damlatmalı filtreler, batık sabit film süreçleri ve akışkan yataklı biyoreaktörler (Özkaya vd., 2019) gibi biyofilm temelli geniş bir proses çeşitliliği atıksu arıtımında kullanılmaktadır (di Biase vd., 2019). Atıksu arıtımında kullanılan geleneksel yöntemlerdeki sınırlamalar mevcut biyolojik arıtma süreçlerinin geliştirilmesini ve ileri arıtma teknolojileriyle entegre edilmesi zorunlu hale getirilmiştir (Gupta vd., 2022). Uygun arıtma teknolojisinin seçiminde mutlaka yüksek arıtım verimliliğine ve düşük maliyete sahip sürdürülebilir bir proses olması dikkate alınmalıdır. Bu bağlamda bağlı veya biyofilm sistemlerine dayalı biyolojik prosesler; atıksudan organik maddelerin ve besin maddelerinin gideriminde daha düşük maliyet ve daha yüksek verimli çözümler sunmaktadır (Swain vd., 2018). Ancak biyolojik prosesler, parçalanamayan bileşiklerin varlığı nedeniyle yüksek kirlilik yüküne sahip suların arıtımında tek başına yetersiz kalmaktadır (Guieysse & Norvill, 2014). Bu nedenlerden dolayı farklı kirletici grupları bulunduran atıksuların arıtımında geleneksel yöntemlere ek olarak gelişmiş biyolojik arıtma teknolojileriyle entegre edilmesi ekstra verim sağlayacaktır.

Biyofilm prosesleri arasında, özellikle işletme kolaylığı ve tıkanma sorunlarını elimine etmesiyle Hareketli Yataklı Biyofilm Reaktör (MBBR) prosesi 1990'ların başında bu bağlamda geliştirilmiştir. Biyofilmin plastik taşıyıcılar üzerinde gelişmesi ve bu taşıyıcıların biyoreaktör içerisinde serbestçe yüzerek hareket etmesi, tıkanma sorunu ortadan kaldırmakta ve geleneksel aktif çamur sistemlerine kıyasla daha yüksek hacimsel giderim verimliliği gibi çeşitli avantajlar sağlamaktadır (Ødegaard, 2006). Düşük performanslı geleneksel aktif çamur sistemlerinin, özellikle nitrifikasyon kapasitesini iyileştirmek amacıyla yüksek çaba göstermeden kolay inşa ve mekanik çalışma ile kolaylıkla MBBR prosesine yükseltilebilmesi önemli bir avantajdır (Lima vd., 2021; Rusten vd., 1995a). MBBR prosesinin her ne kadar önemli avantajları olsa da bazı dezavantajları da bulunmaktadır. Bu dezavantajlardan bazıları; biyotaşıyıcı malzemelerin homojen olarak karışabilmesi ve rahatça hareket edebilmesi için ihtiyaç duyulan yüksek

havalandırma kaynaklı artan enerji maliyeti (Ødegaard, 2016) ve asıl işletme problemi olan özellikle yüksek yükleme oranlarında zorlaşan katı-sıvı (çamur) ayırımıdır (Ødegaard, 2000). Geleneksel aktif çamur sistemine alternatifler düşünüldüğünde bir başka süreç ise, daha iyi çıkış suyu kalitesine sahip olan, daha az alan gereksinimi ve suyun yeniden kullanımını kolaylaştırmak gibi çeşitli avantajlar sunarak yaygın bir kullanıma sahip olan Membran Biyoreaktör (MBR) prosesidir (M. Aslam vd., 2018; Neoh vd., 2016). MBR teknolojisi, iki arıtma sisteminin avantajlarını bir araya getirerek, aktif çamur ile biyolojik bozunmayı ve sonrasında membran filtrasyonu kullanılarak katı-sıvı ayırımını birleştirmektedir (Skouteris vd., 2015). MBR prosesi, mikro-gözenekli veya ultra-gözenekli membranların fiziksel ayrımıyla biyolojik prosesi birleştirerek yüksek kalite çıkış suyuna olanak sağlayıp, membran gözenek boyutuna bağlı olarak virüsleri bile yüksek bir oranda giderebilmektedir (Bolzonella vd., 2010). Bu nedenle, MBR çıkış suyu doğrudan sulama için kullanılabilir. Ancak MBR teknolojisinin de bazı dezavantajları vardır. Membran tıkanıklığı problemi MBR prosesinin en önemli dezavantajlarından biridir (Kaya vd., 2023; Meng vd., 2017). İşletme süresince karşılaşılan bu biyolojik kirlenme probleminin önüne geçmek ve membran performansını korumak adına, MBR öncesi ön arıtma veya hibrit sistem entegrasyonu gerekliliği ortaya çıkmaktadır (M. Aslam vd., 2018).

MBBR ve MBR proseslerinin entegrasyonu ile geliştirilmiş hareketli yataklı membran biyoreaktörü (MBMBR) (Ahl vd., 2006; M. Aslam vd., 2018), her iki prosesin de işletme sorunlarına çözüm getirmektedir. MBBR’de çamur ayırımı (çamur çökelme problemi) önemli bir sorun olup, çoğunlukla kimyasal ilavesiyle yüzdürme veya çöktürme ile çamur arıtılan atıksudan ayrılmaktadır. Bu MBBR teknolojisinin önemli bir sorunudur. MBR prosesindeki en önemli sorun ise membran tıkanıklığı olup, MBR prosesi öncesinde MBBR kullanılmasıyla membran tıkanma sorunu azaltılabilmektedir. Literatürde yapılmış çalışmalara bakıldığında (Leiknes & Ødegaard, 2007) MBMBR prosesinin özellikle de filtrasyon akısı açısından geleneksel MBR’ye göre çok daha iyi performans gösterdiğini kaydetmiştir. Bu iyileşme, askıda biyokütle konsantrasyonunun azalması ve buna bağlı olarak membran üzerindeki kek direncinin düşmesinden kaynaklanmaktadır (Ahl vd., 2006). MBMBR prosesi MBR ve MBBR’nin benzersiz avantajlarını birleştirilirken her iki prosesin de çeşitli dezavantajları ve işletme problemlerini ortadan kaldırılabilir. MBMBR prosesi, membran tıkanıklığının önemli oranda azalmasıyla yüksek giderim verimi ve çıkış suyu performansı sağlayabilmektedir (Luo

vd., 2015). Besi maddeleri açısından zengin olan evsel atıksuların, uygun koşullar altında arıtıldıktan sonra bitki yetiştirme endüstrisinde kullanılması günümüzde değerli bir kaynak geri kazanımı olarak kabul edilmektedir (Alayande vd., 2024). Artan nüfus ve buna bağlı gıda ihtiyacı ile su kaynaklarının azalması dikkate alındığında, tarımda kullanılan suların verimliliğini arttırmak önemli bir husus haline gelmiştir. Bu sebeple, besi maddesi içeren atıksuları çeşitli biyolojik ve kimyasal proseslerle arıtmak yerine, tarımsal amaçlı geri kazanmak hem arıtma maliyetini hem de alıcı ortam kirliliği ile tarımsal gübre tüketiminin azaltılmasına katkı sağlayacaktır (Kayıkcıoğlu, 2012). Yukarıda bahsedilen gerekçeler ve artan su talebi dikkate alındığında, atıksuların uygun arıtma teknolojileriyle tarımsal sulamaya kazandırılması önem taşımaktadır. Bu bağlamda hem suyun yeniden kullanımı hem de besi maddesi (nütrient) geri kazanımını sağlayan yenilikçi arıtma teknolojilerinin geliştirilmesi, su kaynaklarının korunmasına ve sürdürülebilir bir geleceğe hazırlanmada önem arz etmektedir. Literatür incelendiğinde, MBMBR prosesinin arıtma performansına yönelik yapılmış çalışmalar bulunsada (Ahl vd., 2006; M. Aslam vd., 2018; Luo vd., 2015), sistemin tarımsal sulama amacıyla su ve besi maddesi geri kazanımı açısından kapasitesinin artırılmasına yönelik araştırmalar oldukça sınırlıdır. Özellikle, nitrat giderimi yapılmadan yalnızca tam nitrifikasyon sağlanarak besi maddelerinin sistem çıkış suyunda korunduğu ve geri kazanımının sağlandığı sistemlere dair literatürde önemli bir bilgi eksikliği bulunmaktadır. Bu durum, teknolojinin tam ölçekli uygulamalara aktarımını ve yaygınlaşmasını kısıtlamaktadır.

Ek olarak literatürde MBMBR proseslerinin tasarımı hakkında bilgi eksikliği bulunmaktadır. Bu da atıksu arıtımı ve yeniden kullanımı için tam ölçekli uygulamaları olumsuz etkileyebilir. Bu nedenle bu çalışmada, çamur geri devrinin varlığı ya da yokluğu durumunda, bir veya seri olarak bağlanmış iki adet MBBR içeren, farklı koşullar altında çalıştırılmış MBMBR proses konfigürasyonlarının sistem performansları karşılaştırmalı olarak incelenmiştir. Bu gereksinimler ve literatürdeki eksiklikler doğrultusunda tez çalışmasının temel amacı; evsel atıksuların arıtımında, su ve besi maddesi geri kazanımının iyileştirilmesi için farklı konfigürasyonlara sahip hareketli yataklı membran biyoreaktör proses performansını araştırmaktır. Bu amaç doğrultusunda klasik arıtma yaklaşımının aksine, besi maddelerinin giderimine değil, geri kazanımına odaklanılmıştır. Tüm konfigürasyonlarda çıkış suyunda nitrat giderimi yapılmadan nitrifikasyon prosesinin gerçekleştirilmesi hedeflenmiştir.

Tez çalışması boyunca, evsel atıksu karakterizasyonunu temsil eden sentetik atıksu kullanılarak sistemin biyofilm oluşumu, arıtma performansı ve membran tıkanıklığı deneysel olarak takip edilmiştir. Kapsam dahilinde hidrolik bekleme süresi (HRT), çamur bekleme süresi (SRT), taşıyıcı üzerindeki biyokütle konsantrasyonu gibi kritik tasarım parametrelerinin sistem üzerine etkileri araştırılmıştır. Çalışma ile elde edilen bilgiler, sadece akademik literatür ve bilim dünyası için değil aynı zamanda sektörel anlamda da arıtma tesisi tasarımcıları ve uygulayıcıları için de önemli bir kaynak olabileceği düşünülmektedir.

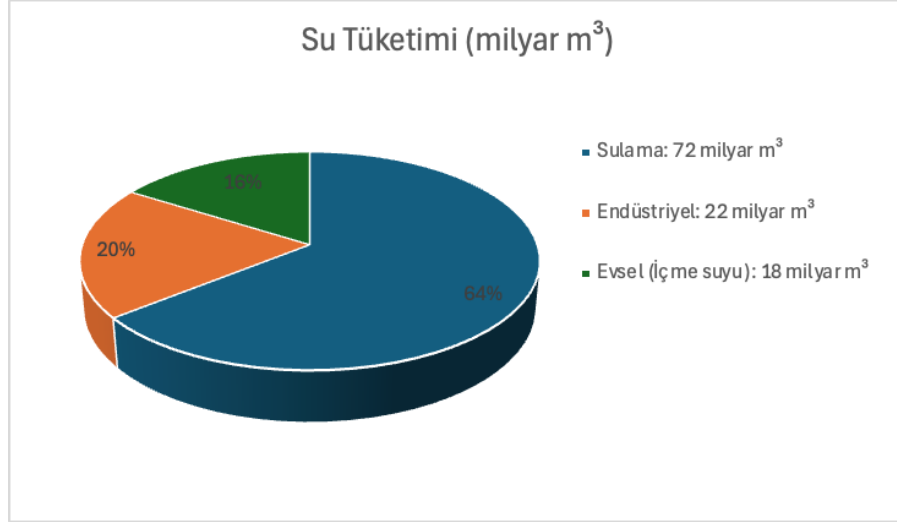
BÖLÜM 2. LİTERATÜR ÖZETİ

2.1. Su Kaynakları, Kirliliği ve Atıksu Oluşumu

Su, biyolojik yaşamın devamlılığı ve ekosistemin dengesi için vazgeçilmez doğal bir kaynaktır. Su insanlık için çok önemli bir unsurdur. İnsanlık tarihine bakıldığında medeniyetler hep su kaynaklarının etrafına yerleşim göstermiştir. Temiz ve erişilebilir su kaynakları günümüz ve gelecek için korunmalı ve israftan kaçınmalıdır. Hızla artan dünya nüfusunu, kentleşme ve endüstriyel faaliyetler gibi unsurlar su kaynakları üzerindeki baskıyı artırarak su kıtlığına neden olmuş ve kirlilik problemini küresel bir tehdit haline getirmiştir. Su kirliliği mevzuatında da belirtildiği üzere su kirliliği; su kaynaklarının fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerinin, kullanım amacını olumsuz etkileyecek şekilde değişmesi, bozulmalar yaratacak maddelerin bu kaynaklara boşaltılmasıdır (Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, 2004). Mühendislik bakış açısıyla atıksu ise evsel, endüstriyel, tarımsal ve ticari faaliyetlerde kullanımı sonucu içerisinde çeşitli kirletici yükleri (organik maddeler, askıda katı maddeler, azot, fosfor vb.) bulunan sulardır (Metcalf & Eddy, 2004). Su kirliliğine ve ekolojik dengenin bozulmasına engel olmak amacıyla bu suların alıcı ortama verilmeden önce gerekli deşarj standartlarını sağlaması için arıtılması gerekmektedir.

2.1.1. Su Tüketimi ve Sektörel Dağılımı

Kullanım amaçlarına göre sular; içme suyu amaçlı kullanım, evsel amaçlı kullanım, endüstriyel amaçlı kullanım, elektrik üretimi amaçlı kullanım, sulama amaçlı kullanım, ulaşım amaçlı kullanım, su ürünleri yetiştiriciliği amaçlı kullanım ve atıksular için alıcı ortam amaçlı kullanım olarak sınıflandırılabilir (Göksu, 2022). Türkiye'nin 2023 yılındaki sektörel su tüketimi verileri **Şekil 2.1**'de verilmiştir. Açıkça görüldüğü üzere toplam tüketimin yaklaşık %64'lük (72 milyar m³) büyük bir kısmının tarımsal sulama kaynaklı olduğu görülmektedir (Süğürtin, 2020).



Şekil 2.1 Türkiye’de Sektörel Su Tüketim Dağılımı (Süğürtin, 2020)

2.1.2. Atıksu Karakterizasyonu ve Sınıflandırılması

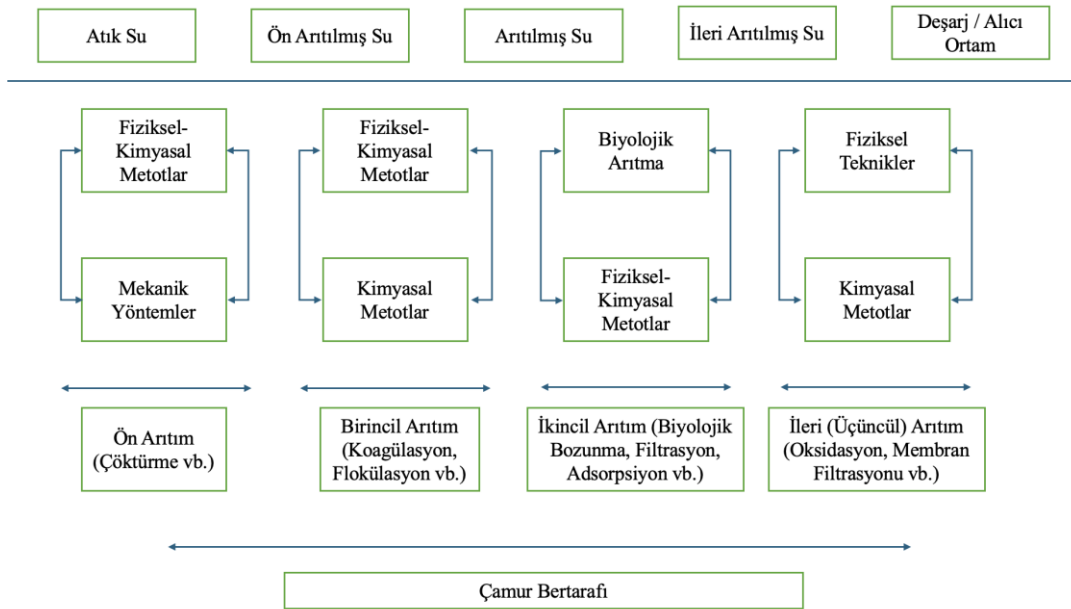
Eysel atıksular, yerleşim yerlerindeki insanların günlük kullanımı sonucu oluşan atıksular olup, yapısında yüksek miktarda biyolojik olarak parçalanabilir organik madde, askıda katı madde ve bitki gelişimi için gerekli olan azot ve fosfor gibi besin maddelerini içermektedir (Gupta vd., 2022). Eysel atıksular o bölgede yaşayan kişi başı su tüketimine, insanların sosyoekonomik ve kültürel özelliklerine, bölgenin iklimine, mevsim özelliklerine ve insan tüketim oranına göre değişiklik gösterebilir. Ayrıca, insan kaynaklı atıklar içermesi nedeniyle patojen mikroorganizma yükü de yüksek olup bu suların arıtılmadan deşarjı sucul ortamda tehlike yaratabilecekken, uygun arıtma ile tarımsal sulama için değerli bir kaynak potansiyeli taşımaktadır (Kayıkcıoğlu, 2012).

Endüstriyel atıksu, çeşitli endüstrilerin ticari bir ürün elde ederken üretim prosesleri sırasında kullanılan suların kirlenmesi sonucu oluşan sulardır. Endüstriyel atıksular, endüstriyel faaliyetlerin artışı ile hem çevremizi hem de dünyadaki kaynakları olumsuz etkilemektedir. Bu suların karakterizasyonu sektörel olarak değişmekle birlikte genellikle biyolojik olarak parçalanabilen veya parçalanamayan organik maddeler, ağır metaller ve arıtma dirençli toksik bileşikler gibi çeşitli kirleticiler içerebilmektedir (Cisneros, 2011). İlgili mevzuat gereğince; endüstriyel atıksuların yüksek kirlilik yükü ve toksik içeriği nedeniyle, belediye atıksu arıtma tesislerine veya alıcı ortama deşarj edilmeden önce, tesisin kendi bünyesindeki arıtma sistemlerinden (ön arıtım veya tam arıtım) geçirilmesi zorunludur (Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, 2004).

2.2. Atıksu Arıtma Teknolojileri ve Prosesleri

2.2.1. Atıksuların Arıtma Kademeleri ve Akış Şeması

Ekolojik dengeyi bozma potansiyeline sahip olan bu atıksular, doğal kaynakları olumsuz etkileyerek çevreyi kirletmektedir. Hem bu problemleri ortadan kaldırmak hem de bu evsel suları arıtarak yeniden kullanmak, doğal kaynakların da korunmasına olanak sağlayacaktır. Atıksuların alıcı ortama deşarj edilmeden önce veya yeniden kullanım gibi amaçlarla güvenilebilir seviyelere getirilmesi için uygulanan arıtma süreçleri kirleticilerin niteliğine göre ön arıtma, birincil arıtma, ikincil arıtma, üçüncül veya ileri arıtmadır (Crini & Lichtfouse, 2019).



Şekil 2.2 Atıksu Arıtma Tesislerinde Kullanılan Tekniklerin Genel Akış Şeması ve Sınıflandırılması (Crini ve Lichtfouse, 2019'dan Uyarlanmıştır)

Şekil 2.2'de geleneksel atıksu arıtım süreçleri verilmiştir. Geleneksel atıksu arıtımı, atıksudan kirletici yüklerini uzaklaştırmak için temel prensiplerine göre fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemler ile bunların kombinasyonu olarak sınıflandırılmaktadır (Sonune & Ghate, 2004). Katı maddelerin çöktürülmesi için ön arıtma ve birincil arıtma, askıda ve çözünmüş organik maddelerin fiziksel, kimyasal ve de biyolojik süreçlerin kullanıldığı

ikincil arıtma ve suyun alıcı ortama deşarj edilmeden önce dezenfeksiyon ve filtrasyon işleminin yapıldığı üçüncül ve/veya ileri arıtmadır (Cai vd., 2013).

2.2.2. Fiziksel Arıtma Yöntemleri

Fiziksel arıtma, atıksuyun içerisindeki kaba ve çökebilen katı maddelerin herhangi bir biyolojik veya kimyasal değişime uğramadan yalnızca mekanik yöntemlerle sudan uzaklaştırılması işlemidir. Izgaralar, elekler, kum tutucular ve ön çökeltme havuzları bu kapsamda kullanılan temel mekanik üniteler olup genellikle atıksu arıtımının ön arıtım veya birincil arıtım aşamasında kullanılır (Yıldız vd., 2013). Atıksu ile gelen iri tanecikli katı maddeleri tutmak için ızgaralar, çakıl-kum benzeri mineral malzemeleri ve yağ-gres ile diğer yüzen maddeler kum ve yağ tutucuda, ızgara ve kum tutucularda tutulamayan katı maddeler ve inorganik maddelerin giderimi için ön çökeltme havuzları, debi ve atıksu karakterizasyonunu düzenli hale getirmek için dengeleme havuzları kullanılır (Nas, 2017). Birincil arıtım olarak da adlandırılan bu aşamada giriş Biyolojik Oksijen İhtiyacının (BOİ) yaklaşık %25-50'si ve Toplam Askıda Katı Maddenin (AKM) yaklaşık %50-70'i giderilebilmektedir (Sonune & Ghate, 2004).

2.2.3. Kimyasal Arıtma Yöntemleri

Kimyasal arıtma, atıksuya uygun pH değerindeyken, koagülant (pıhtılaştırıcı) ve flokülant (yumaklaştırıcı) gibi kimyasalların eklenmesi ile atıksu içerisindeki çözünmüş ya da askıdaki maddelerin fiziki durumunu değiştirip çökmesini sağlayan ünitelerdir (Metcalf & Eddy, 2004). Nötralizasyon, koagülasyon ve flokülasyon işlemleri en yaygın kullanılan kimyasal arıtma yöntemleridir. İlk aşamada, asit veya baz ilavesi ile suyun pH seviyesi ayarlanarak nötralizasyon sağlanır. Ardından, koagülant madde eklemesi yapılarak kolloidal ve askıdaki katı maddeler birleşerek flok (yumak) oluşturmaya hazır hale gelir. Son olarak flokülasyon sürecinde ise, atıksuyun uygun hızla karıştırılmasıyla birlikte küçük tanecikler birbiriyle birleşerek kolayca çökebilen büyük floklara dönüşür (Wang & Wang, 2025).

2.2.4. Biyolojik Arıtma Yöntemleri

Evsel atıksuların arıtımında kullanılan en temel yöntem olan biyolojik arıtma, atıksu içerisinde bulunan organik maddelerin (KOİ/BOİ) ve besi maddelerinin (azot, fosfor),

mikroorganizmalar tarafından hem besin hem de enerji kaynağı olarak kullanılıp atıksudan giderildiği arıtma sistemleridir (Yıldız vd., 2013). İkincil arıtma olarak da adlandırılabilen biyolojik arıtma prosesleri; mikroorganizmaların sistemdeki durumuna göre, su içerisinde serbestçe yüzdüğü askıda büyüme ve sabit ya da hareketli bir yüzeye tutunarak biyofilm oluşturduğu bağlı biyofilm prosesleri olmak üzere iki ana gruba ayrılır (Metcalf & Eddy, 2004). Bu proseste görev alan mikroorganizmalar, karbon kaynağına göre organik karbonu kullanan heterotroflar ve inorganik karbonu (CO_2) kullananlar ototroflar olarak sınıflandırılırken; sistemdeki oksijenin varlığına göre de aerobik (oksijenli) veya anaerobik (oksijensiz) olarak sınıflandırılmaktadır (Metcalf & Eddy, 2004). Çıkış suyunda kalan azot, fosfor, ağır metaller, patojenler ve biyolojik olarak parçalanamayan organik bileşiklerin giderilmesi üçüncül veya ileri arıtım ile sağlanır (Sonune & Ghate, 2004). Geleneksel biyolojik yöntemler organik madde gideriminde başarılı olsa da günümüzde artan deşarj standartlarının sağlanması ve suyun geri kazanımı için kritik olan bu aşamada ileri arıtma teknolojilerinin (membran filtrasyonu, oksidasyon ve adsorpsiyon vb.) önemini arttırmıştır (Nas, 2017).

2.3. Atıksuların Yeniden Kullanımı ve Besi Maddesi Geri Kazanımı

İnsan nüfusu ile doğru orantılı olarak su ve gıda talebindeki artış dünya çapında tarımsal gübreye olan ihtiyacın da artmasına neden olmaktadır. Azot ve fosfor, tarımsal üretim için gerekli besin maddeleri olup, bu besin maddelerinin üretimi ve tedarik edilmesi ciddi zorluklarla karşı karşıyadır (Jackson vd., 2016). Besin maddelerinin alıcı ortamların üzerindeki etkisini en aza indirmek amacıyla evsel atıksular alıcı ortama deşarj edilmeden önce bu besin maddelerinin sudan uzaklaştırılması gerekmektedir. Besin maddeleri olarak bilinen azot ve fosforun atıksulardan uzaklaştırılarak geri kazanılması, hem ötrofikasyonu engellemek hem de sınırlı kaynakların sürdürülebilirliğini sağlamak açısından kritik bir öneme sahiptir (Motshekga, 2025).

Tablo 2.1 Türkiye'de Yıllara Göre Kimyasal Gübre (Azot ve Fosfor) Kullanım Miktarları (TÜİK Verileri)

Yıl	Kullanılan gübre toplamı	Azotlu (%21 N)	Fosforlu (%17 P ₂ O ₅)	Potashlı (%50 K ₂ O)
2009	10 278 732	6 730 852	3 416 979	130 901
2010	9 592 752	6 397 090	3 028 666	166 996
2011	9 074 308	5 995 500	2 882 296	196 512
2012	10 148 982	6 817 217	3 129 299	202 466
2013	11 415 756	7 542 247	3 662 099	211 410
2014	10 694 543	7 107 106	3 353 104	234 333
2015	10 777 779	7 077 214	3 437 368	263 197
2016	13 925 448	9 028 793	4 660 032	236 623
2017	13 089 074	8 401 087	4 438 096	249 891
2018	10 567 457	7 272 531	3 063 902	231 024
2019	12 167 571	8 010 324	3 924 247	233 000
2020	14 495 815	9 774 691	4 491 994	229 130
2021	12 546 543	8 511 183	3 726 914	308 446
2022	11 332 709	7 520 871	3 550 343	261 495
2023	13 897 161	9 277 071	4 328 555	291 535
2024	13 752 435	9 128 435	4 310 662	313 338

TÜİK verilerine göre Türkiye'deki yıllara göre kimyasal gübre kullanım miktarları **Tablo 2.1**'de verilmiştir. Geçtiğimiz 15 yıldaki kimyasal gübre kullanım miktarına bakıldığında bu değerlerin dalgalı bir seyir izlediğini göstermektedir. 2024 yılında kullanılan gübre miktarı yaklaşık olarak 13,75 milyon ton düzeyinde kaydedilmiştir. 2024 yılı azotlu ve fosforlu gübrelerin kullanımı sırasıyla 9,13 ve 4,31 milyon ton düzeyinde kaydedilmiştir. Kullanılan gübre türlerinin oranlarına bakıldığında, tüm yıllarda kullanılmış olan azotlu gübreler daha yüksek kullanım oranına sahipken bunu fosforlu gübreler takip etmektedir. Bu doğrultuda Türkiye'deki tarımda bitkisel üretim amaçlı azotlu gübrelerin daha yoğunluklu kullanıldığı açıkça görülmektedir (TÜİK, 2009–2024). Burada da açıkça görüldüğü üzere kimyasal gübre tüketimi oldukça yoğundur.

Fosfor, 50 – 200 yıl içinde tükeneyeceği ön görülen, azota göre çok daha yavaş yenilenen, sınırlı fosfor rezervlerinden elde edilmektedir (Liao vd., 2020). Çözünür besi maddelerinin muhafaza edildiği arıtılmış atıksu, bitki yetiştiriciliği ve tarımsal amaçlı kullanımda değerli bir kaynaktır. Bu nedenle evsel atıksulardan, azot ve fosforun geri kazanımı için sürdürülebilir geri kazanım teknolojilerinin geliştirilmesi ciddi bir öneme

sahiptir (Jiao vd., 2026). Mevcut besi maddesi geri kazanımı teknolojileri, genellikle atıksudaki bir veya iki spesifik maddeyi hedef alan çeşitli fiziksel süreçlerle gerçekleştirilmektedir (Gerardo vd., 2013). Atıksuların alıcı ortama deşarjından önce; azotun nitrifikasyon/denitrifikasyon, fosforun ise biyolojik veya kimyasal çöktürme yöntemleriyle giderimi sağlanmaktadır. Bu kapsamda, geleneksel arıtma sistemlerinin yetersizlikleri, hem yüksek kalitede çıkış suyu hem de besi maddelerinin geri kazanımına olanak sağlayacak performans iyileştirici ileri biyolojik arıtma teknolojilerinin (MBBR, MBR, MBMBR, IFAS vb.) kullanılmasını zorunlu kılmaktadır (Alayande vd., 2024; Di Trapani vd., 2011; Luo vd., 2015; Saidulu vd., 2021).

2.4. Hareketli Yataklı Biyofilm Reaktörler (MBBR)

Hareketli yataklı biyofilm reaktörlerin (MBBR) temel prensibi; reaktör içerisindeki sürekli hareketi eden geniş yüzey alanına sahip taşıyıcı malzemelere mikroorganizmaların tutunarak biyofilm halinde sistemde kalması ve bu sayede yüksek biyokütle konsantrasyonlarına ulaşarak daha yüksek performansta atıksu arıtımına olanak sağlamasıdır (Z. Aslam vd., 2025). Atıksudaki artan kirletici yüklerinin giderilmesi ve deşarj standartlarına uygun hale getirilmesi amacıyla günümüzde biyolojik arıtma prosesleri ön plana çıkarak devamlı olarak gelişmektedir. Yenilikçi, kompakt bir arıtma sistemi olan MBBR'nin dünya çapında kullanımı hızla artmaktadır.

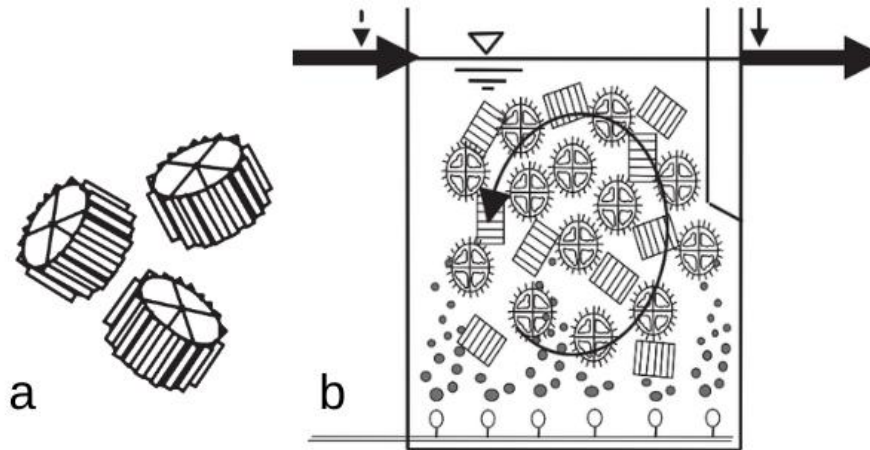
2.4.1. MBBR Teknolojisinin Tarihsel Gelişimi

Biyolojik atıksu arıtımı, biyokütlenin sıvıda askıda büyüdüğü 'aktif çamur sistemleri' ve biyokütlenin bağlı olarak bir yüzeye tutunarak büyüdüğü 'biyofilm sistemleri' olarak iki temel yaklaşımda gerçekleşmektedir. Kendi içlerinde avantaj ve dezavantajları bulunan bu iki yaklaşıma bakıldığında; aktif çamur sistemleri geniş alan gereksinimleri ve çamur çökme gibi işletme problemleri ile kısıtlanırken, biyofilm sistemleri ise tıkanma ve düşük yüzey alanı gibi hidrolik zorlukları beraberinde getirmektedir (Odegaard vd., 1994). Her iki sistemin de getirdiği bu problemleri çözmek ve işletimi tek bir reaktörde birleştirmek amacıyla, soğuk iklim koşullarında da çalışabilmek üzere 1980'lerin sonunda ve 1990'ların başında Norveç Bilim ve Teknoloji Üniversitesi (NTNU) tarafından yapılmış olan kapsamlı çalışmalarla birlikte biyokütlenin reaktör içerisinde (sudan daha az yoğunlukta olması kaynaklı) serbest hareket eden plastik taşıyıcı malzemeler üzerinde

büyümesine dayanan Hareketli Yataklı Biyofilm Reaktörü (Moving Bed Biofilm Reactor- MBBR) teknolojisi geliştirilmiştir (Ødegaard, 2006). MBBR teknolojisi ilk yıllarda sınırlı sayıdaki ülkede uygulanırken yüksek organik yükleme kapasitesi ve işletme kolaylığıyla günümüzde evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımında yaygın olarak tercih edilen bir uygulama haline gelmiştir (Saidulu vd., 2021).

2.4.2. MBBR Proses Temelleri ve Biyofilm Yapısı

MBBR tasarımında bakılması gereken en temel parametre biyokütlenin tutunabileceği korunaklı bir yüzey alanıdır. Ødegaard ve arkadaşları (2000) yapmış oldukları çalışmada, reaktör içerisinde kullanılan plastik taşıyıcı malzemenin şekil ve boyutunun sistem performansı üzerinde anlamlı bir fark yaratmadığını ancak performansın birim hacimdeki toplam biyofilm yüzey alanıyla doğru orantılı olduğunu ve asıl kritik faktörün korunaklı yüzey alanı (m^2/m^3) olduğunu bildirmişlerdir (Ødegaard vd., 2000). Literatürde en yaygın kullanılan taşıyıcı tipi silindirik yapıdaki yüksek yoğunluklu polietilenden üretilen Kaldnes K1 model taşıyıcı olup sağlamış olduğu spesifik yüzey alanı $500 m^2/m^3$ olarak kabul edilmektedir. Taşıyıcı malzemelerin reaktör içerisinde askıda kalabilmesi ve kütle transferinin gerçekleşmesi için reaktör hidrodinamiği önemli bir parametre olup taşıyıcı malzemelerin miktarının yani doluluk oranının %70 seviyesinden daha düşük tutularak sınırlandırılması gerekmektedir (Ødegaard, 2006).



Şekil 2.3 MBBR Sistem Bileşenleri a) Kaldnes K1 Tip Biyotaşıyıcı, b) Sistem Çalışma Prensibi (Ødegaard, 2006)

MBBR sistemleri aerobik, anoksik ve anaerobik işletme koşullarında kullanılmaktadır (di Biase vd., 2019). Taşıyıcı malzemelerin sistem içerisindeki sirkülasyonunu ve homojen dağılımını sağlamak amacıyla anoksik ve anaerobik reaktörlerde taşıyıcı malzemeye zarar vermeden yavaşça hareket etmelerine yardım edecek karıştırıcılar kullanılırken aerobik reaktörlerde ise bu hareket, havalandırma sistemleri ile sağlanmaktadır (Rusten vd., 1995a). Biyofilm, mikrobiyal hücreler, hücre dışı polimerik maddeler (EPS) ve kalıntılardan oluşan karmaşık bir yapıdır. Biyofilm kalınlığı artmasıyla oksijen, biyofilmin iç kısımlarına tam olarak ulaşamaz ve biyofilimde yetersiz oksijen kaynaklı farklı mikroorganizmalar gelişmesine neden olur. Burada dikkat edilmesi gereken asıl belirleyici faktör, biyofilm tabakasının iç kısımlarına oksijenin etkin olarak ulaşabilmesidir. Reaktöre yeterli oksijen konsantrasyonu sağlandığında biyofilmin en dış tabakasında aerobik mikroorganizmalar baskın hale gelerek biyolojik parçalanma ve nitrifikasyon gerçekleşirken, en iç tabakada ise denitrifikasyon yapan bakteriler baskın popülasyona ulaşır (Yang vd., 2009). Taşıyıcı malzemelerin reaktör içerisindeki serbest hareketi, yalnızca karışıma yardım etmekle kalmaz; aynı zamanda malzemelerin birbirlerine sürtünmesini sağlayarak biyofilm kalınlığının kontrol altında tutulmasına olanak tanır (Rusten vd., 1995a). Bu sınırlanmış kalınlık sayesinde iç tabakada ölü bölgelerin oluşması engellenerek biyofilmin her zaman aktif kalmasını sağlanmaktadır (Ødegaard, 2006). Reaktör karışım hızı arttığında biyofilm kalınlığı ters orantılı olarak azalmaktadır (Rodgers & Zhan, 2003).

MBBR prosesinin arıtma performansı biyolojik reaksiyonun hızından çok, substratın (organik madde, amonyum) ve elektron alıcısının (oksijen, nitrat) sıvı ortamdan biyofilm tabakasına olan kütle transfer hızına bağlı olarak değişmektedir. MBBR difüzyon kontrollü bir süreçtir. Kütle transferini etkileyen en önemli parametreler ise sıvı ortamdaki oksijen konsantrasyonu, biyofilm kalınlığı ve biyofilmin sıvı ile arasındaki sınır tabakasının direncidir (Hem vd., 1994).

2.4.3. MBBR’de Organik Madde ve Nütrient Giderimi

MBBR sistemleri hem evsel atıksularda hem de endüstriyel işletmelerin atıksularındaki organik maddelerin gideriminde verim yüksekliği ve işletme kararlılığı ile ön plana çıkmaktadır. Özellikle geleneksel aktif çamur sistemlerinde tasarım ve işletme büyük ölçüde HRT ve SRT üzerine kuruluyken, MBBR’de sistem performansını belirleyen

kritik parametre reaktör hacminden çok biyofilm taşıyıcı yüzey alanına düşen organik yükleme hızıdır ($\text{g BOİ/m}^2\cdot\text{gün}$ veya $\text{g KOİ/m}^2\cdot\text{gün}$) (Ødegaard, 2006). Literatüre bakıldığında yapılan pilot ve tam ölçekli MBBR çalışmalarında, yükleme hızının düşük olduğu sistemlerde ($5\text{-}15 \text{ g KOİ/m}^2\cdot\text{gün}$) %85-95 BOİ giderimi sağlanırken, ön arıtım amaçlı tasarlanmış yüksek hızlı sistemlerde ise ($30\text{-}40 \text{ g KOİ/m}^2\cdot\text{gün}$) %60-75 verim elde edilmiştir (Ødegaard vd., 1994). Yapılan başka bir çalışmada ise sistem HRT'si 1 saatin altında indirildiğinde bile %93 verimle BOİ giderimi sağlandığı bildirilmiştir (Rusten vd., 1997).

MBBR sisteminde azot giderimi, ardışık veya eş zamanlı olarak (kalın biyofilmin hava ile temas edemeyen yüzeyinde) nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesleri ile gerçekleşmektedir. Önceki alt başlıkta da bahsedildiği gibi biyofilmin dış tabakasına yeterli oksijen sağlandığı için aerobik bakteriler baskınken, iç tabakalarda oksijenin azalmasına bağlı olarak anoksik veya anaerobik koşullar oluşabilmekte, bu da eş zamanlı nitrifikasyon ve denitrifikasyon (SND) süreçlerine imkan tanımaktadır (Yang vd., 2009). Literatürde, etkin bir nitrifikasyon için çözülmüş oksijen (DO) seviyesinin $2\text{-}3 \text{ mg/L}$ 'nin üzerinde olması gerektiği belirtilmektedir. Organik yükleme arttığında, heterotrofik bakterilerin oksijen tüketimi artacağından, nitrifikasyon için gerekli oksijenin sağlanması amacıyla havalandırma miktarının artırılması gerekebilir (Hem vd., 1994). Nitrifikasyon performansı, çözülmüş oksijen ve organik yükleme hızına ek olarak sıcaklık gibi çevresel faktörlere bağlı olarak da değişim göstermektedir. Özellikle sıcaklığın nitrifikasyon performansı üzerine etkisine bakıldığında, düşük sıcaklıklar ($T < 10^\circ\text{C}$) altında bile MBBR sisteminin nitrifikasyon performansının, geleneksel aktif çamur sistemlerine göre daha kararlı olduğunu bildirilmiştir (Rusten vd., 1995a). Ek olarak biyofilm taşıyıcılar düşük sıcaklıklarda bile yüksek performans göstermektedir. 5°C gibi düşük sıcaklıkta elde edilen nitrifikasyon hızı, 20°C 'deki hızın %77'si seviyesindedir. Bu da sürecin sıcaklık değişiminden beklenilenden daha az etkilendiğini göstermektedir (Welandar vd., 1997). Fosfor giderimi ise MBBR'de daha sınırlı kalmaktadır. Biyofilmin yapısı gereği MBBR'ler yüksek SRT değerlerinde işletildiğinden ve biyokütle dışarı geleneksel arıtım sistemlerine göre daha az kontrollü olduğu için fosforun biyolojik yollarla giderimi ancak %40-50 seviyelerinde kalmaktadır (Saidulu vd., 2021). Fosfor, sadece giderilmesi gereken bir kirletici değil aynı zamanda biyofilm gelişimi ve bakteriyel aktivite için önemli bir makro besindir. Bu bilgiyi destekler nitelikte Nordeidet ve Rusten (1994) yapmış oldukları çalışmada, biyofilm reaktörüne gelen sudaki fosfor konsantrasyonu $0,15$

mg PO₄-P/L altına düşmesi durumunda, nitrifikasyon hızının ciddi oranda yavaşlayarak biyofilm aktivitesinin durma noktasına geldiğini bildirmiştir. MBBR sisteminde fosfor giderimi hedeflenirken, biyofilm aktivitesinin sürdürülebilirliği için besi maddesi denge durumunun (C:N:P oranı) göz önünde bulundurulması gerekmektedir (Nordeidet & Rusten, 1994).

2.4.4. MBBR Sisteminin Avantajları ve Dezavantajları

MBBR'nin en büyük avantajları; düşük giderim verimi gösteren mevcut geleneksel aktif çamur tesislerinin kapasitelerini iyileştirilebilmesi amacıyla özellikle düşük HRT'lerde yüksek verimli nitrifikasyona olanak sağlamak ve kompakt yapısı sayesinde ilave tank için alan ihtiyacı gereksinimi olmaksızın mevcut tesislere entegre edilmesidir (Lima vd., 2021; Rusten vd., 1995a; Shitu vd., 2022). MBBR prosesi yüksek organik yüklemelere izin vermesi, toksik yüklemelerden klasik biyolojik arıtım proseslerine göre daha az etkilenmesi, çamur çökme özelliklerinin iyileştirilmesi, düşük sıcaklıklarda bile sistem performansının bozulmaması gibi avantajlardan dolayı tercih edilmektedir (Rusten vd., 1995b). Çamur geri devrine ihtiyaç duyulmadığından dolayı özellikle seri bağlı MBBR proseslerinde her bir reaktörde gelişen biyokütle daha spesifik olup, özgül hızının daha yüksek olması da önemli bir avantajlardandır (Ødegaard vd., 1994). Biyofilmin taşıyıcı malzeme üzerinde gelişmesi ve bu taşıyıcı malzemenin reaktör içerisinde homojen olarak hareket etmesi ile tıkanma sorunu ortadan kalkabilir ancak atıksu karakterizasyonuna dikkat edilerek uygun gözenekli malzeme seçilmelidir. MBBR proseslerinde tıkanma sorununun ortadan kalkmasıyla biyofilm proseslerinin en önemli sorunu da ortadan kalkmaktadır. Artan biyokütle konsantrasyonu nedeniyle de geleneksel aktif çamur sistemlerine göre daha yüksek giderim verimi avantajı sağlanmaktadır (Ødegaard, 2006).

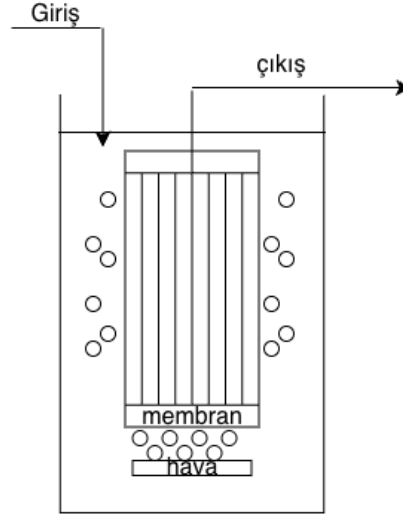
MBBR prosesinin her ne kadar önemli avantajları olsa da bazı dezavantajları da bulunmaktadır. Sistem içerisindeki biyotaşıyıcı malzemelerin homojen olarak hareket edebilmesine olanak sağlayabilmek için kullanılan yüksek havalandırma kaynaklı enerji maliyeti artmaktadır (Ødegaard, 2016). Reaktöre yapılan yüksek yükleme oranları başta olmak üzere sistemde çamur geri devri olmadığı için, sirkülasyonla birlikte taşıyıcı medyadaki biyofilmden kopan biyokütle doğrudan çıkış suyuna karışabilmekte ve katı-sıvı faz ayrımındaki zorluklara neden olmaktadır (Ødegaard, 2000). MBBR çıkışındaki yer çekimi ile çökme yeterli olmadığı durumlar, sistemin katı-sıvı ayrımını fiziksel bir

bariyerle kesin olarak sağlandığı Membran Biyoreaktör (MBR) teknolojileri ile entegrasyon ihtiyacını ortaya çıkarmaktadır. Proseste kullanılan ekipmanların kullanım prosedürleri ve bu ekipmanların bakım gereksinimlerinin zorluğu gibi çeşitli dezavantajları vardır.

2.5. Membran Biyoreaktörler (MBR)

2.5.1. MBR Teknolojisinin Tanımı ve Tarihi Gelişimi

Membran Biyoreaktörler (MBR), biyolojik arıtma proseslerinden biri olan geleneksel aktif çamur sistemleri ile fiziksel membran ayırma sistemlerinin (mikrofiltrasyon, ultrafiltrasyon vb.) entegrasyonu ile geliştirilmiş arıtma sistemleridir. MBR teknolojisi geleneksel aktif çamur sistemlerinde bulunan son çöktürme havuzlarının yerini alarak, biyokütlenin arıtılmış sudan fiziksel membran kullanılarak çıkış suyundan ayrılması işlemidir (Park vd., 2015). Bu teknoloji 1960'larda temeli atılmış olup 1989 yılında Yamamoto ve arkadaşlarının batık MBR yani membran modüllerini biyoreaktörün içine yerleştirerek işletmeleri ile gelişim göstermeye başlamıştır (Judd, 2011). Harici membran modüllerinin yüksek enerji gereksinimi ve pompa gibi proses ekipmanlarının beraberinde getirdiği yüksek maliyetler, o dönemde membran teknolojisinin yaygınlaşmasına engel olmuştur (Park vd., 2015). Günümüzde her geçen yıl sıkılaştan deşarj standartlarının karşılanması, mevzuat ve kullanılmış suların yeniden kazanılması amacıyla dünya çapında yaygın kullanıma sahiptir (J. Zhang vd., 2021). Membran üretiminde yaygın olarak kullanılan malzeme türü PVDF (Polivinilden Florür)'dir. Membran çalışmalarında genellikle düz tabaka membranlar (Flat sheet, FS) ve Hallow Fiber membranlar kullanılmaktadır (Judd & Judd, 2006). Membran biyoreaktörlerde mikrofiltrasyon ve ultrafiltrasyon üniteleri kullanılmaktadır. MBR işletim sistemiyle birlikte gözenek boyutuna bağlı olarak mikro ve ultra filtrasyon membranları (0,03–0,4 µm) mikroorganizmaların tamamen fiziksel olarak itilmesiyle (Yurtsever vd., 2017), birlikte virüsler dahil 4 log kadar azaltabildiğinden, yüksek kaliteli çıkış suyu elde edilmesinde kullanılmaktadır (Bolzonella vd., 2010). Bu nedenle özellikle son 20 yılda MBR teknolojisi dünya genelinde ilerlemeler kaydedip evsel atıksu gibi düşük ve orta seviyede organik kirliliğe sahip atıksuların arıtımında ve bu suların yeniden kullanılmasında önemli bir teknoloji haline gelmiştir (Yurtsever vd., 2016).



Şekil 2.4 Membran Biyoreaktör Şematik Gösterimi (Judd, 2011’den uyarlanmıştır)

2.5.2. MBR Sisteminin İşletme Parametreleri ve Kirletici Giderim Performansı

MBR sistem performansını etkileyen en önemli işletim ve tasarım parametreleri; hidrolik bekleme süresi (HRT), çamur yaşı (SRT), akı (flux), transmembran basıncı (TMP) ve çözünmüş oksijen (DO)’dir. SRT, biyokütle konsantrasyonunu ve çamur üretimini doğrudan etkileyen en önemli parametredir ve uzun SRT değerlerinde işletilen proseslerde solunum artmasıyla birlikte çamur üretiminde ciddi oranda azalma meydana gelmektedir (Yılmaz vd., 2023; Yurtsever vd., 2017). Ancak bu duruma ek olarak SMP ve EPS konsantrasyonlarının artışıyla doğru orantılı olarak birikime yol açabilmektedir (Meng vd., 2009). Yüksek SRT'lere (örneğin 50 gün) kıyasla, daha düşük SRT'de daha iyi filtrelenebilirlik gözlemlenmiştir. Yapılan çalışmalarda SRT'nin 20 günde tutulmasıyla mikrobiyal flokleşme iyileştirilerek membran kirlenme eğiliminin azaldığını, daha iyi çamur filtrelenebilirlik özelliği gösterdiği kaydedilmiştir (Dereli vd., 2014; Yurtsever vd., 2017).

MBR teknolojisindeki membran bariyeri sayesinde biyokütle tamamen sistem içinde tutulabilir ve biyokütle sistemde uzun süre tutulabildiği için (yüksek SRT) KOİ giderim verimi genellikle oldukça yüksek olur. Özellikle yüksek molekül ağırlıklı maddelerin membran tarafından yüksek oranda (%90) tutulduğu ve sistemdeki temel giderim mekanizmasının biyokütle tarafından parçalanmasına olanak sağlayıp çıkış suyu kalitesini arttıran önemli bir faktör olduğu bildirilmiştir (Luo vd., 2015). MBR'ler, yüksek

konsantrasyonlardaki AKM (MLSS) konsantrasyonlarına ve düşük miktarda çamur üretimine olanak sağlamakla birlikte, yüksek organik madde giderimi ve su geri kazanımını mümkün kılar (Meng vd., 2009). Literatürdeki KOİ giderim verimleri incelendiğinde giriş suyu dalgalanmalarından bağımsız olarak %95 oranında performans sağladığı kaydedilmiştir (Bolzonella vd., 2010). Ek olarak, uzun SRT seviyesinde sistemde tutulmuş olan nitrifikasyon bakterileri ile nitrifikasyon performansı tam verimle (%90 üzeri) gerçekleştirilebilir (Yang vd., 2009). Toplam azot (TN) ve toplam fosfor (TP) giderim performansı karşılaştırıldığında, MBR sistemi MBBR'ye göre daha yüksek giderim verimi göstermektedir. Tek başına biyolojik süreçlerle elde edilemeyen giderim veriminin daha yüksek seviyelere çıkarılabilmesi için MBR sistemleriyle entegre edilmiş hibrit sistemler kullanılarak nütrient giderimi veya geri kazanımı sağlanmaktadır (Saidulu vd., 2021).

2.5.3. MBR Sisteminde Membran Kirlenme Kontrolü

Membran kirlenmesi (fouling), biyolojik, organik ve inorganik maddelerin membran yüzeyi veya gözeneklerinde birikerek filtrasyon direncinin artması, membran yüzeyinde kek tabakası oluşması veya kirleticilerin gözeneklerin içine adsorplanarak tıkanıklığa yol açması sonucu oluşan karmaşık süreçtir (Meng vd., 2017; Yurtsever vd., 2016). MBR sistemlerindeki membran kirlenmesi; geri dönüşümlü (reversible) ve geri dönüşümsüz (irreversible) kirlenme olarak ikiye ayrılır. Geri yıkama ve hava sıyırma gibi fiziksel yöntemlerle giderilebilen kirlenme geri dönüşümlü kirlenmedir. Fiziksel yöntemlerle giderilemeyen ancak kimyasal temizlik ile çözülebilen kirlenme ise geri dönüşümsüz kirlenme olarak tanımlanır. Havalandırma hidrodinamik sirkülasyon oluşturarak membran yüzeyinde kek tabakası oluşumuna engel olup işletme süresince tıkanma riski daha az indirebilir. Fakat, kullanılan havalandırma enerji tüketimini ve dolayısıyla maliyetini arttırmaktadır (Kaya vd., 2023). Hücre dışı polimerik maddelerin (EPS) ve çözünebilir mikrobiyal ürünlerin (SMP) membran yüzeyinde birikmesi ile oluşan jel veya kek tabakası MBR'de filtrasyon direncini arttırmaya neden olup sistem performansına olumsuz etkide bulunmaktadır (Meng vd., 2017). Membran kirliliğini minimal seviyede tutabilmek için sistemin 'kritik akı' değerinin altında işletilmesi gerekmektedir. Kritik akı, kirlenmenin ihmal edilebilir düzeyde kaldığı ve transmembran basıncının kararlı seyrettiği maksimum akı değeri olarak tanımlanır. Bu değerin üzerine çıkılması durumunda, membran yüzeyinde birikim hızlanır; buna bağlı olarak TMP hızla yükselir

ve membran kısa sürede tıkanır (Yılmaz vd., 2024). Yapılan bir çalışmada 5, 10 ve 20 günlük SRT değerleri karşılaştırılmış, SRT'nin en düşük olduğu 5 gün değerinde TMP hızla artmış ve membran kirlenmesinin daha yüksek olduğu kaydedilmiştir (Fu vd., 2017).

2.5.4. MBR Sisteminin Avantajları ve Dezavantajları

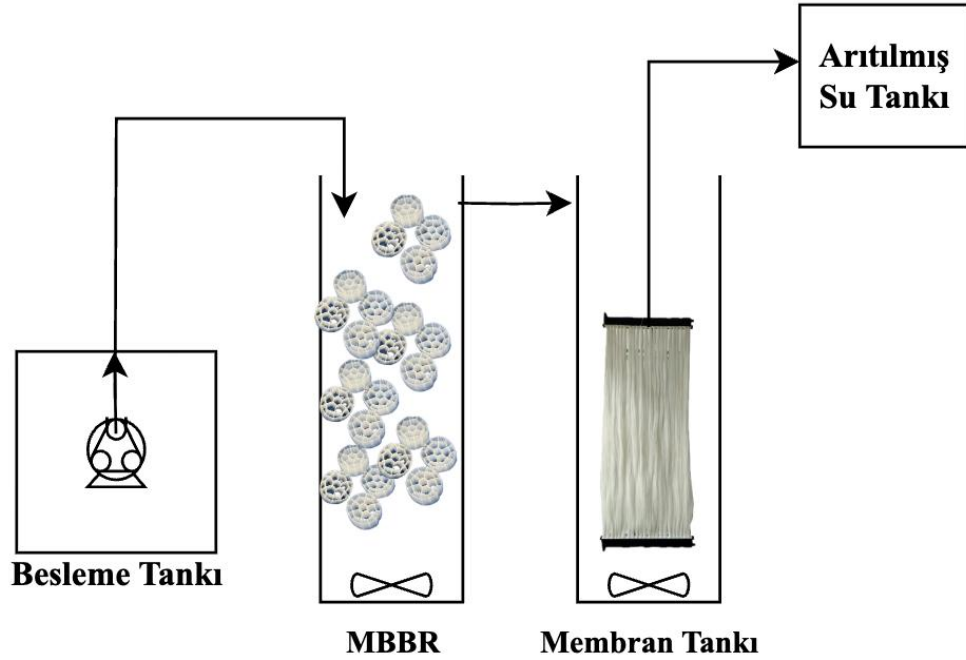
MBR sistemleri, geleneksel aktif çamur sistemleri ile karşılaştırıldığında pek çok avantaja sahiptir: alan gereksinimi minimize eder, çamur kaçma problemlerini tamamen ortadan kaldırır. Ayrıca, bakteri ve virüsler dahil tüm askıda katı maddeleri tutarak (iterek), geri kazanıma uygun, yüksek kalitede arıtılmış çıkış suyu (permeat) sağlar (M. Aslam vd., 2018; Saidulu vd., 2021). Bu tip avantajlarıyla MBR çıkış suyunun tarımsal sulama gibi endüstriyel alanlarda yeniden kullanılmasına olanak sağlamaktadır (Kitanou vd., 2017). HRT ve SRT'nin birbirinden bağımsız olarak kontrol edilmesi gibi avantajları sayesinde, yavaş büyüyen nitrifikasyon bakterilerinin sistemde tutulmasına olanak sağlanarak, yüksek nitrifikasyon performansı elde etmektedir (Saidulu vd., 2021).

MBR sisteminin en büyük dezavantajı olan membran kirlenmesi problemi; zamanla filtrasyon performansının azalmasına, transmembran basıncının (TMP) artmasına ve buna bağlı olarak işletim ve bakım maliyetinde artışa neden olmaktadır (Meng vd., 2017). Membran modüllerinin havalandırılması kaynaklı geleneksel arıtma sistemlerine göre daha yüksek enerji gereksinimi hem yüksek enerji tüketimine hem de yüksek maliyete yol açmaktadır (Kaya vd., 2023; J. Zhang vd., 2021). Membran kirlenmesi, malzemenin kullanım ömrünü kısaltarak erken değişim gereksinimi doğurmakta ve bu durum işletme maliyetlerinin önemli ölçüde artmasına yol açmaktadır.

2.6. Hareketli Yataklı Membran Biyoreaktör (MBMR)

Günümüzde atıksu arıtımı ve geri kazanımı için geliştirilen hareketli yataklı biyofilm reaktörleri (MBBR) ve membran biyoreaktör (MBR) gibi biyolojik arıtma yöntemleri; teknik, uygulanabilirlik, maliyet gibi nedenlerden dolayı son yıllarda sıklıkla tercih edilmektedir. MBBR sistemlerindeki çamur çökelme sorunları ile MBR prosesindeki membran tıkanması ve kirlenmesi gibi operasyonel dezavantajları minimize etmek amacıyla hibrit bir çözüm olan Hareketli Yataklı Membran Biyoreaktör (MBMR)

sistemleri geliştirilmiştir. Bu teknoloji, her iki sistemin avantajlarını birleştirerek membran kirlenmesini kısmen veya tamamen azaltmayı hedeflerken, daha yüksek verimlilikte çıkış suyu kalitesi elde edilmesine olanak tanımaktadır (Ahl vd., 2006). MBMBR sisteminin şematik gösterimi **Şekil 2.5**'te verilmiştir.



Şekil 2.5 MBMBR Sisteminin Şematik Gösterimi (Chen vd., 2016'dan uyarlanmıştır)

Hibrit MBBR-MBR sisteminin çeşitli avantajları bulunmaktadır. Bu avantajlar; yüksek organik yükleme hızı, daha az çamur üretimi ve buna bağlı olarak membran kirlenmesi azaltılması, yüksek biyokütle konsantrasyonu sayesinde nitrifikasyon ve denitrifikasyonun eş zamanlı gerçekleşmesi ile yüksek azot ve fosfor giderim performansdır (Rahimi vd., 2011; Yang vd., 2009). Leiknes ve Ødegaard (2007) yapmış oldukları çalışmada MBMBR prosesinin özellikle de filtrasyon akısı açısından geleneksel MBR'ye göre çok daha iyi performans gösterdiğini kaydetmiştir (Leiknes & Ødegaard, 2007). Chen ve arkadaşları (2016) yaptıkları çalışmada MBMBR sisteminde taşıyıcı varlığında, membran ünitesindeki kirlenmeden asıl sorumlu elemanlardan SMP ve EPS konsantrasyonunun ciddi bir farkla düştüğünü bildirmiştir. Bu çalışmalarında protein ve karbonhidrat konsantrasyonundaki düşüşle membran yüzeyindeki kek tabakasının daha az dirençli olduğunu rapor edilmiştir (Chen vd., 2016). Bu çalışmayı destekler nitelikte

yapılan başka bir çalışmada, membran üzerinde oluşan kek tabakasının, geleneksel MBR'ye oranla daha az yoğun ve daha geçirgen olduğunu bildirmiştir (Fu vd., 2017).

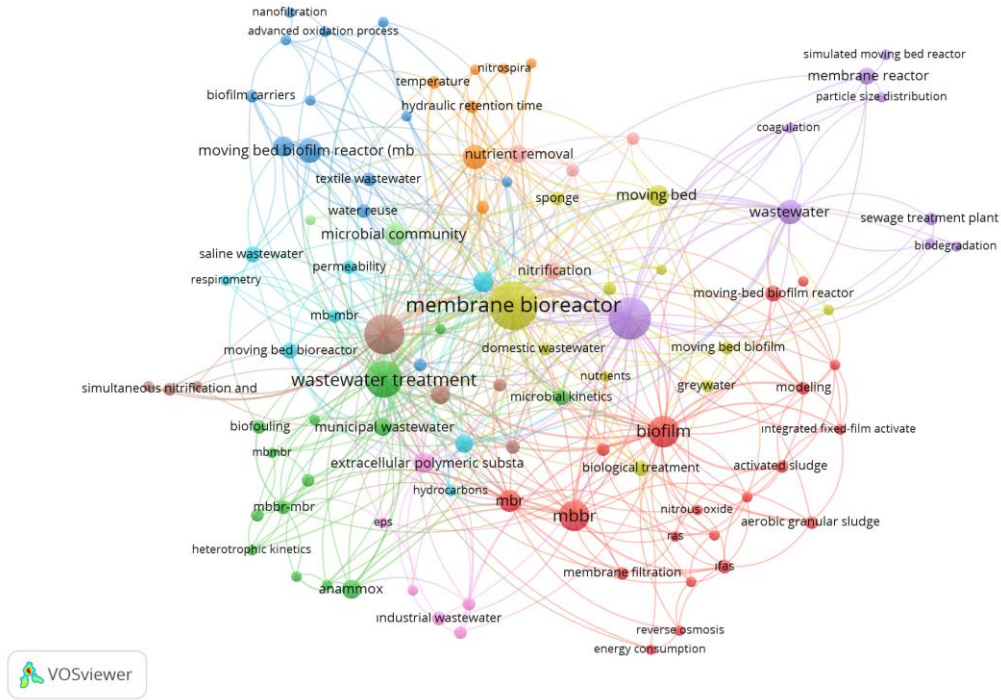
MBMBR sistemi ile gerçekleştirilen çalışmalara bakıldığında, organik madde (KOİ) ve azot gideriminde geleneksel arıtma sistemine göre daha başarılı giderim verimi elde edilmiştir (Yang vd., 2009). MBMBR'ler ile kinetik çalışmalar (Leyva-Díaz vd., 2014) ve mikro kirlletici giderimi (Luo vd., 2015) gibi çeşitli çalışmalar yapılmış olup, hibrit sistemlerin performansı, çalışma prensipleri kullanım alanları gibi konulardaki boşlukları doldurmak amacıyla derleme makaleler yayınlanmıştır (di Biase vd., 2019; Leyva-Díaz vd., 2020; Saidulu vd., 2021). MBMBR sistemi ile gerçekleştirilen bir çalışmada, yaklaşık %95 üzeri organik madde (KOİ) giderimi sağlanırken, %70 üzerinde TN giderimi kaydedilmiştir (Yang vd., 2009). Geleneksel MBR sistemlerinde toplam azot (TN) giderimi ortalama %65 seviyesinde kalırken, MBBR ve MBR sistemlerinin entegre edildiği hibrit sistemde (MBMBR) verim %74 üzerinde verim elde edilmiştir (Saidulu vd., 2021). Biyolojik fosfor giderimi, polifosfat biriktiren organizmaların (PAO) aerobik ve anaerobik koşullar altında fosforu hücre içerisinde depolamasıyla gerçekleşmektedir (Mannina vd., 2020). MBR ile partiküler fosfor sistem içerisinde alıkonularak çıkış suyuna karışması engellenir. MBR kullanılarak herhangi bir kimyasal eklemesi yapılmadan %60'ın üzerinde fosfor giderim verimi elde edilmiş ve çıkış suyu fosfor konsantrasyonu 1 mg/L seviyesinde kaydedilmiştir (Bolzonella vd., 2010). Geleneksel MBR sistemlerinde toplam fosfor (TP) giderimi %60'ta kalırken, hibrit MBMBR sisteminde TP giderim verimi %73 civarına çıktığını bildirilmiştir (Saidulu vd., 2021). Hibrit MBMBR sistemlerinde biyofilmin varlığı ile biyokütle çeşitliliği artmış olup, besi maddesi giderimi daha stabil verimlerde gerçekleşmiştir (Luo vd., 2015).

İki kademeli seri bağlı MBBR tasarımıyla, atıksudan organik ve inorganik kirlletici yükleri daha yüksek performanslarda giderilebilir. İki kademeli olması ilk tankta ön arıtma ile ikinci tanktaki yükü azaltmaya yardımcı olarak yüksek kalitede arıtılmış su elde edilmesine katkıda bulunmaktadır (Z. Aslam vd., 2025). MBBR ünitesi yüksek KOİ içeren evsel atıksu arıtımında bağlı büyümenin avantajından faydalanarak organik madde gideriminde arıtma performansını artırmada katkı sağlayarak ön arıtma gibi kullanılabilir. MBMBR sistemlerinde de bu şekilde ön arıtma amaçlı, iki kademeli MBBR sistemi kullanılarak yük kontrolü sağlanıp MBR'de membran kirliliği azaltılarak sistem performansı iyileştirilebilir (Deng vd., 2016; Luo vd., 2015). Entegre sabit film

aktif çamur (IFAS) sistemleri; askıda büyüyen (aktif çamur/IFAS) ve taşıyıcı üzerine tutunan (MBBR) biyokütlenin tek bir sistemde yani aynı reaktörde bulunduğu hibrit sistemlerdir. MBMBR proseslerine IFAS entegrasyonu ile nitrifikasyon performansında artış gösterirken, bu yaklaşım membran kirlenmesini azaltmada etkin rol oynamakta ve yüksek kalitede çıkış suyu (permeat) elde edilmektedir (Luo vd., 2015; Mannina vd., 2020). IFAS-MBR hibrit sistemi ile gerçekleştirilen evsel atıksu arıtımında; KOİ giderim verimi %92 ile %99 arasında, amonyak azotu oksidasyonu ise %99 gibi oldukça yüksek düzeylerde rapor edilmiş, biyolojik fosfor giderimi de %81 seviyesinde kaydedilmiştir (Mannina vd., 2020). Sonuç olarak çeşitli konfigürasyonlarda çalıştırılabilen MBMBR teknolojisi geniş bir araştırma yelpazesine sahiptir. Teknolojik gelişmeler, araştırmacıların odaklandıkları konular ve bu tez çalışmasındaki mevcut araştırma konusunun özgün değerinin güncelliğini ortaya koyarak bütüncül bir bakış açısıyla değerlendirmek adına literatürdeki çalışmaların bibliyometrik yöntemlerle haritalandırılması önem arz etmektedir.

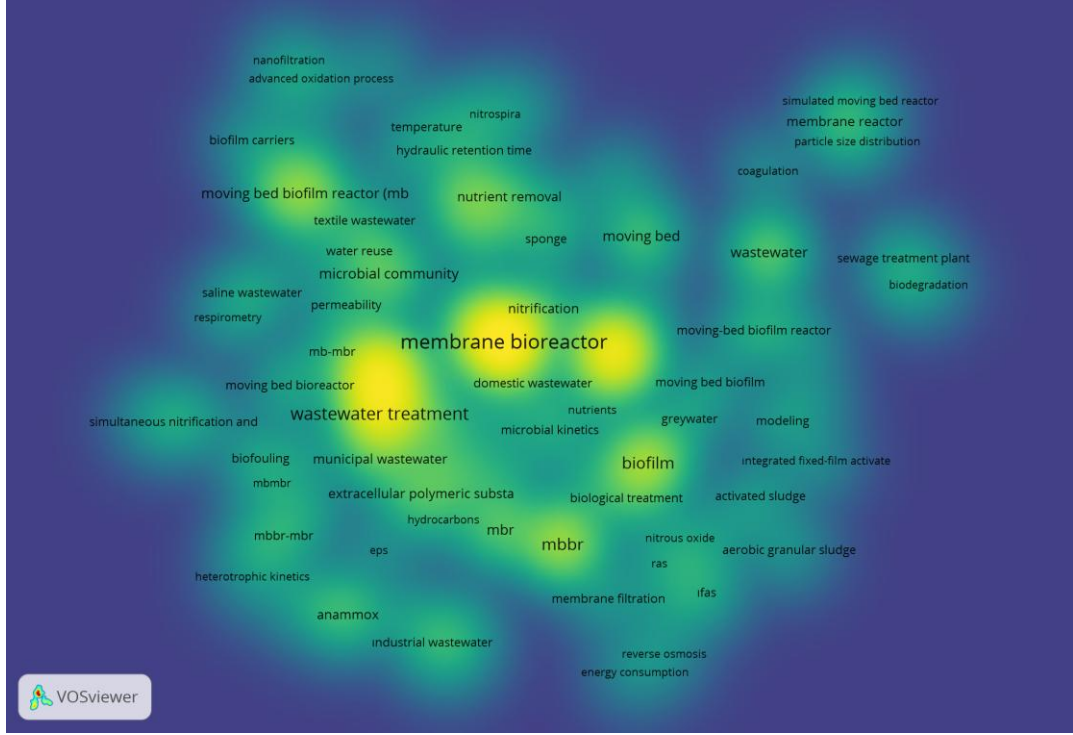
2.7. MBMBR Sisteminin Bibliyometrik Analizi

MBMBR teknolojisi üzerine yapılan akademik çalışmaların küresel dağılımına bakıldığında bu çalışmaların birbiri üzerine etkisi, bağlantısı, araştırma eğilimlerini ve literatürde odaklandıkları perspektifi gözlemlemek amacıyla bibliyometrik analizi gerçekleştirilmiştir. Bibliyometrik analizi Scopus veri tabanındaki ‘Moving Bed Membran Bioreactor’ anahtar kelimeleri kullanılarak taranmış ve elde edilen tüm veriler VOSviewer yazılımı ile üç çeşit harita görsellerine dönüştürülmüştür.



Şekil 2.6 MBMBR Sisteminin Literatür Ağ Haritası ve Kümelenme Yapısı

Anahtar kelimeler ile elde edilen veriler ışığında MBMBR teknolojisi ağ haritası detaylı incelendiğinde (Şekil 2.6), en büyük düğümlerin beklenildiği dört ana başlığın belirgin bir şekilde; Moving Bed Biofilm Reactor (Hareketli yataklı biyofilm reaktör), Membrane Bioreactor (Membran biyoreaktör), Biofilm (Biyofilm) ve Wastewater Treatment (Atıksu arıtımı) olduğu görülmektedir. Detaylı inceleme yapıldığında haritada bir grubun doğrudan membran tıkanıklığı, SMP ve EPS terimlerini içerdiği açıkça gözükmemektedir. Bu da MBMBR teknolojisi hakkında yapılan çalışmaların büyük bir çoğunluğunda sistemin en büyük işletme problemlerinden biri olan membran tıkanmasının önemine odaklanıldığını kanıtlar niteliktedir. Diğer bir yoğun kümeleşme ise nitrifikasyon, denitrifikasyon, KOİ ve azot giderimi terimleridir. Bu küme ise MBMBR'nin özellikle geleneksel sistemlerin yetersiz kaldığı organik madde ve besin maddesi giderimindeki performansını temsil etmektedir. Biyokütle terimi ve etrafında kümeleşen biyotayıyıcı gibi terimler ise biyofilmin proses için kritik öneme sahip parametre olduğunu kanıtlamaktadır.



Şekil 2.8 MBMBR Sisteminin Çalışma Yoğunluğu Haritası

Literatürdeki MBMBR teknolojisinin çalışma yoğunluğu **Şekil 2.8**'de verilmiştir. Haritada en belirgin sarı tonunun olduğu anahtar kelimelerde yoğun çalışmalar yapılmaktadır. Bu tez çalışmasında da literatürdeki bu ana odak noktasına eş olarak, MBMBR sisteminde performans optimizasyonu üzerine çalışılmış olup bu teknolojinin su ve besi maddesi geri kazanımındaki etkisi incelenmiştir. VOSviewer üzerinden yapılmış olan bu bibliyometrik analiz ile bu çalışmanın literatürdeki güncel boşlukları doldurarak bilime katkı sağlaması amaçlanmıştır.

2.8 Çalışmanın Amaç ve Hedefleriyle Literatüre Özgün Katkısı

Bu çalışmada, evsel atıksuların arıtımı sırasında su ve besi maddesi geri kazanımını optimize etmek amacıyla MBBR ve MBR sistemlerinin hibrit kullanımı ile oluşturulmuş MBMBR sisteminin performansını farklı konfigürasyonlar altında incelenmesi hedeflenmiştir. Çalışmada atıksu içerisinde bulunan besi maddelerinin (azot ve fosfor) tamamen giderilmesi yerine, bu besi maddelerinin tarımsal sulamada yeniden kullanılması amacıyla nitrat ve fosfat formunda geri kazanımı ve çıkış suyunun kalitesinin artırılması hedeflenmiştir. Aynı zamanda membran tıkanması probleminin de

en aza indirilmesi hedeflenmektedir. MBMBR sisteminin farklı işletme koşullarının nitrifikasyon performansını üzerine etkisi araştırılarak en uygun reaktör konfigürasyonunun belirlenmesi amaçlanmıştır.

Bu çalışmada, MBMBR sistemini üç farklı konfigürasyon altında incelemek amacıyla, sentetik atıksu ile beslenen laboratuvar ölçekli bir sistem kullanılmıştır. Bu kapsam dahilinde konfigürasyon-1’de tek bir MBBR+MBR, konfigürasyon-2’de seri olarak bağlanmış iki adet MBBR+MBR ve konfigürasyon-3’te ise aynı ikinci MBBR’ye MBR’dan çamur geri devri yapılarak performanslar karşılaştırmalı olarak incelenmiştir. Çalışma süresince sistem performansları, farklı HRT ve organik yükleme koşulları altında araştırılmıştır. Literatürde MBBR ve MBR sistemlerinin hibrit kullanımı araştırılmış olsa bile, araştırmaların çoğu atıksuyun bir kaynak olduğuna odaklanmayıp yalnızca kirletici giderimine odaklandığı görülmüştür. Atıksuda bulunan besi maddelerinin uygun koşullar altında geri kazanılarak tarımsal sulama amaçlı yeniden kullanımına yönelik önemli bilgi eksiklikleri bulunmaktadır. Bu çalışma ile özellikle atıksuyun bir kaynak olarak değerlendirilip, nitrat giderimi yapılmadan tam nitrifikasyon performansı sağlanması amaçlanıp, bu doğrultuda besi maddelerinin uygun formda MBMBR sisteminin çıkış suyunda korunarak yeniden kazanılması gibi özgünlüğüyle literatürde bulunan önemli bir boşluğun doldurulması hedeflenmektedir. Buna ek olarak seri bağlı MBBR sistemlerine çamur geri devrinin sağlandığı hibrit kullanım olan IFAS yaklaşımıyla, yüksek organik yükleme hızlarında bile tam nitrifikasyon kararlılığının incelenmesi çalışmaya özgünlük katacaktır. Çalışma sonucunda elde edilen bulgular literatürdeki bu açıkları kapatarak, gelecek çalışmalar için önemli bir kaynak olacaktır.

BÖLÜM 3. MATERYAL ve METOD

Bu tez çalışması Avrupa Birliği tarafından desteklenen Akdeniz Bölgesinde Araştırma ve İnovasyon için Ortaklık (Partnership for Research and Innovation in the Mediterranean Area - PRIMA) programı çerçevesinde, TÜBİTAK tarafından finanse edilen 123N078 numaralı proje kapsamında gerçekleştirilmiştir. Proje ve tez çalışması kapsamında biyoreaktör kurulumu, işletilmesi ve analitik ölçümlerin tamamı İstanbul Medeniyet Üniversitesi Bilim ve İleri Teknoloji Araştırma Merkezi (BİLTAM) laboratuvarlarında yürütülmüştür.

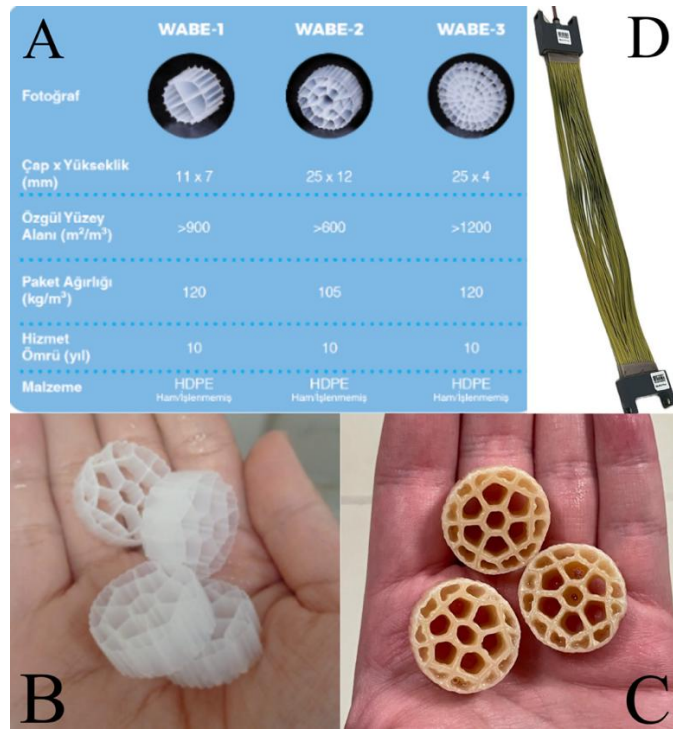
3.1. Biyoreaktör Kurulumu

Bu çalışmada, üç farklı konfigürasyonda işletilen laboratuvar ölçekli hareketli yataklı membran biyoreaktörü (MBMBR) kurulmuş olup üç farklı konfigürasyonda, çeşitli işletme koşulları ve besleme şartlarında işletilmiştir. Tüm reaktörler için PVC malzemeli dayanıklı borular kullanılmıştır. Kullanılan farklı konfigürasyonlarda; MBBR prosesi ile MBR prosesleri farklı koşullar altında birleştirilmiş, ayrıca bazı konfigürasyonlarda çamur geri devri yapılarak MBBR proseslerinde hibrit bir büyüme (IFAS) sağlanmıştır. Çalışma boyunca farklı konfigürasyonlarda çalıştırılmış MBMBR sisteminin görselleri **Şekil 3.1**'de verilmiştir. MBMBR sistemine giriş suyu beslenmesi, MBR süzüntü suyunun (permeat) çekilmesi, çamur geri devrinin sağlanması amacıyla Masterflex Cole-Parmer marka üç adet peristaltik pompa kullanılmıştır. Pompaların debi ayarlarının kontrol edilerek, sistem içerisinde hedeflenen HRT sabit tutulmuştur.



Şekil 3.1 Çalışmada Kullanılan MBMBR Proses Konfigürasyonlarının Görselleri

MBBR içinde toplam 400 adet olacak şekilde 25mm çaplı, 12mm derinliğe sahip, yüzey alanı ise 600 m²/m³ olan WABE marka biyotaşıyıcı (Wabe-2) kullanılmıştır. MBR’de yüzey alanı 0,23 m² ve 0,04 µm gözenek boyutuna sahip batık PVDF hallow fiber ultrafiltrasyon (ZeeWeed 500M-1M) membran modülü kullanılmıştır. Çalışmada kullanılan Wabe-2 biyotaşıyıcının özellikleri, kullanım öncesi ve sonrası görselleri ile kullanılan membran modülünün görseli **Şekil 3.2**’de verilmiştir. Reaktör içerisindeki çözünmüş oksijen ihtiyacını karşılamak ve biyotaşıyıcı medyaların sistem içerisinde homojen karışımını sağlamak amacıyla HAİLEA marka iki adet hava pompası kullanılmıştır.

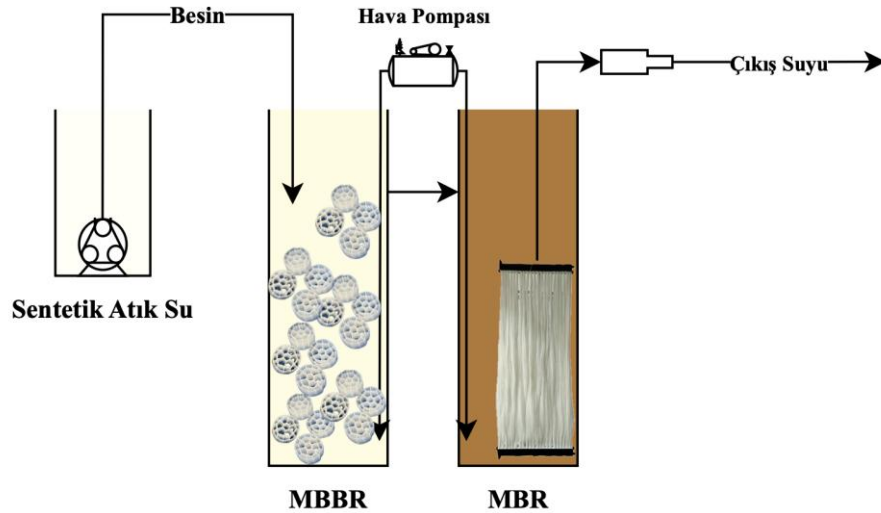


Şekil 3.2 MBMBR Prosesinde Kullanılan a) Wabe-2 Malzemesinin Özellikleri, b) Kullanım Öncesi, c) Kullanım Sonrası Yoğun Bağlı Büyümenin Olduğu Dönemlerdeki Biyofilm Malzemesi, d) Kullanılan Membran Modülü

3.2. Deneysel Düzenek

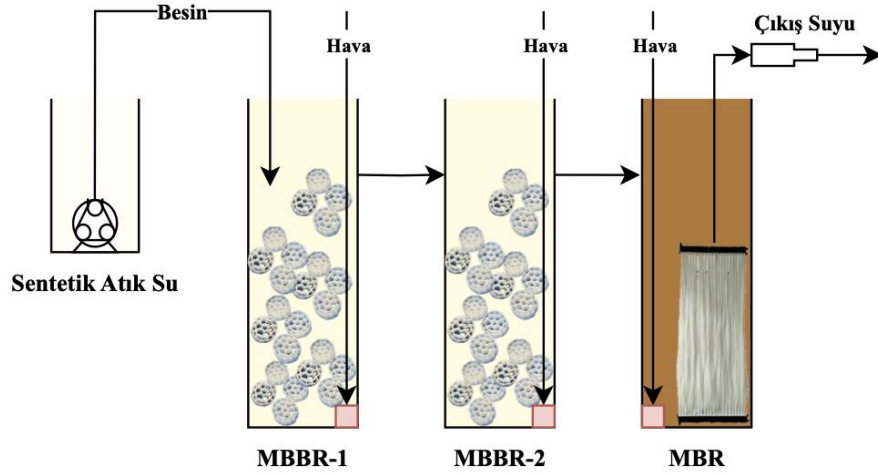
Çalışma başlangıcında ilk olarak 10 gün boyunca, plastik taşıyıcılar üzerinde biyofilm oluşumuna izin verilmesi amacıyla tek bir reaktör olarak hareketli yataklı biyofilm reaktörü, membran biyoreaktör kurulumu yapılmadan tek başına işleme alınmıştır. Bu bağlamda hareketli yataklı biyofilm reaktörünün HRT’si 24 saat olacak şekilde

çalıştırılmıştır. Daha sonrasında kurulan MBR devreye alınarak çeşitli konfigürasyonlarda sistemin performansı incelenmiştir. Birinci konfigürasyonda (konfigürasyon-1), MBBR ve MBR eşit hacimde (7L+7L) olacak şekilde iki reaktör kullanılmıştır. **Şekil 3.3**'te konfigürasyon-1'in şematik gösterimi verilmiştir. 25mm çaplı ve 12mm derinliğe sahip WABE marka biyotaşıyıcı (Wabe-2) malzeme MBBR'nin hacminin yarısı olacak şekilde reaktöre eklenmiştir. Yüksek yoğunluklu polietilenden üretilen bu biyotaşıyıcıların yüzey alanı ise yaklaşık $600 \text{ m}^2/\text{m}^3$ 'tür. Birinci konfigürasyonda MBBR'de 3,5 L'yi kaplayacak şekilde toplam 400 adet biyotaşıyıcı kullanılmıştır. MBR'de ise toplam yüzey alanı $0,23 \text{ m}^2$ olan, $0,04 \text{ }\mu\text{m}$ gözenek boyutuna sahip batık PVDF hallow fiber ultrafiltrasyon (ZeeWeed 500M-1M) membran modülü kullanılmıştır (Yılmaz vd., 2024).



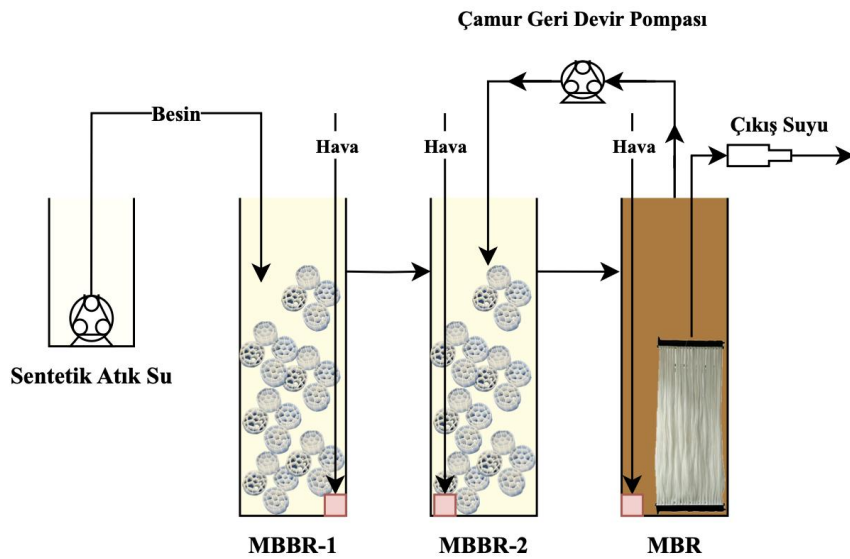
Şekil 3.3 Konfigürasyon-1'de Kullanılan Biyoreaktörlerin Şematik Gösterimi

İkinci konfigürasyonda (konfigürasyon-2) her biri 3.5 L olacak şekilde seri bağlı iki adet MBBR kullanılmıştır. **Şekil 3.4**'te konfigürasyon-2'nin şematik gösterimi verilmiştir. Birinci konfigürasyonda kullanılmış olan biyotaşıyıcılar her iki MBBR'ye eşit miktarda paylaştırılmıştır. Biyotaşıyıcıların doldurma oranı reaktörlerin yarısına denk gelecek şekilde her iki MBBR'de de 200 adet biyotaşıyıcı malzeme kullanılmıştır. Bu konfigürasyonda ikinci MBBR'de (MBBR-2) biyofilm oluşumunu başlatmak amacıyla iki hafta süreyle MBR reaktöründen MBBR-2'ye besleme debisi ile eşit debide çamur geri devri yapılmış olup ikinci haftanın sonunda geri devir sonlandırılmış ve işleme bu şekilde devam edilmiştir.



Şekil 3.4 Konfigürasyon-2’de Kullanılan Biyoreaktörlerin Şematik Gösterimi

Üçüncü konfigürasyonda (konfigürasyon-3) ise besleme debisi ile eşit debide (2,4 L/saat) olacak şekilde biyokütlenin MBR’den MBBR-2’ye geri devri sağlanmıştır. **Şekil 3.5**’te konfigürasyon-3’ün şematik gösterimi verilmiştir. Tüm biyoreaktörler işletme boyunca, tam karışimli ve $DO > 4$ mg/L konsantrasyona sahip olacak şekilde havalandırma sağlanmıştır. İlk iki konfigürasyonda reaktörü beslemek ve süzüntü almak için iki adet peristaltik pompa, üçüncü konfigürasyonda ise bu iki peristaltik pompa kullanımına ek olarak bir de çamur geri devri için yani toplamda üç adet peristaltik pompa kullanılmıştır. MBR’deki transmembran basıncı (TMP) işletme boyunca sürekli olarak ölçülmüştür.



Şekil 3.5 Konfigürasyon-3’te Kullanılan Biyoreaktörlerin Şematik Gösterimi

3.3. Çalışmada Kullanılan Sentetik Atıksu

Bu çalışma boyunca laboratuvar ölçekli kurulan bu sistemde (Morello vd., 2024)'e göre hazırlanmış sentetik bir evsel atıksu kullanılmıştır. Kullanılan sentetik atıksu içeriği ve konsantrasyonları **Tablo 3.1**'de verilmiştir. Sentetik atıksu hazırlanırken tartılan kimyasallar ve miktarları ise **Tablo 3.2**'de verilmiştir.

Tablo 3.1 Kullanılan Sentetik Atıksuyun Ortalama Konsantrasyonu (Morello vd., 2024)

Parametreler	Konsantrasyonlar (mg/L)
Kimyasal Oksijen İhtiyacı	500
Toplam Azot	60
Amonyum Azotu	35
Toplam Fosfor	5

Tablo 3.2 Sentetik Atıksu Hazırlanırken Kullanılan Kimyasallar ve Konsantrasyonları (Morello vd., 2024)

Sentetik Atıksu İçeriği	Miktar (mg/L)
Maya Ekstresi	150
Pepton	75
CH ₃ COONa.3H ₂ O	766,84
NH ₄ Cl	120,6
KH ₂ PO ₄	17.407
NaHCO ₃	500

Tablo 3.1'de verilen sentetik atıksu içeriğine ek olarak iz element kullanılmıştır. İz elementler, biyolojik sürecin kararlılığını sağlamak ve mikroorganizmaların enzim aktivitelerini desteklemek amacıyla sentetik atıksuya eklenen inorganik besin maddeleridir. İz element stok çözeltisi litre başına 2 mL olacak şekilde sentetik atıksuya

eklenmiştir. Di Capua vd. (2020) çalışmasında sunulduğu gibi 1 L iz element çözeltisi hazırlanmıştır. **Tablo 3.3**'te kullanılan iz elementler ve litre başına eklenen miktarları verilmiştir.

Tablo 3.3 Sentetik Atıksu Hazırlanırken Kullanılan İz Element Listesi (Di Capua vd., 2020)

İz Element	Miktar (mg/L)
$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	10
H_3BO_3	300
$\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$	33,6
$\text{NiSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	34
$\text{CO}_2\text{SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	236
$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	100
$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	200

3.4. İşletme Koşulları

MBMBR'nin çalışma boyunca süren farklı konfigürasyondaki işletme koşulları **Tablo 3.4**'te verilmiştir. MBMBR sistemi işletimi boyunca MBR'deki çamur bekleme süresi (SRT), her gün tanktan düzenli olarak fazla çamur atılarak 20 günde sabit tutulmuştur. Sistem birinci konfigürasyonda 118 gün boyunca çalıştırılmış ve bu süreçte farklı HRT'lerin proses performansı üzerindeki etkisi değerlendirilmiştir. Periyot-1'de MBMR ve MBR reaktörlerindeki HRT'ler 12 saat olup toplamda 24 saatte tutulmuştur. Periyot-2'de ise MBMR ve MBR reaktörlerindeki HRT'ler 6 saat olup toplamda 12 saat tutulmuştur. Filtrasyon akısı, periyot-1'de 2,5 LMH iken periyot-2'de giriş debisi iki katına çıkarılarak akı 5 LMH'ye çıkarılmıştır. İkinci konfigürasyonda sistem toplamda 92 gün çalıştırılmıştır. İkinci konfigürasyonda sisteme bir MBMR daha eklendikten sonra (MBMR-2), periyot-3'te her iki MBMR'de de HRT'ler 3'er saat olup MBR'de 6 saatlik HRT ile toplamda 12 saat tutulmuştur. Periyot-4'te ise her iki MBMR'de de HRT 1,5 saate düşürülüp MBR'de ise 3 saate düşürülmüş olup HRT toplamda 6 saat tutulmuştur. Bu konfigürasyonda filtrasyon akısı, periyot-3'te 5 LMH tutulurken periyot-4'te giriş debisi iki katına çıkarılarak akı 10 LMH'ye çıkarılmıştır. Son konfigürasyon toplam 48 gün

çalıştırılmıştır. Üçüncü konfigürasyonda, MBR'den MBBR-2'ye çamur geri devri yapılmasının (periyot-5) özellikle nitrifikasyon performansı üzerine etkisi değerlendirilmiştir. Periyot-5'te hem bağlı hem de askıdaki biyokütle MBBR-2'de tutulmuştur. Filtrasyon akısı, periyot-5'te de 10 LMH olarak sabit tutulmuştur. MBMBR prosesi çeşitli koşullar altında toplamda 270 gün boyunca işletilmiştir. MBMBR sisteminin işletme koşulları **Tablo 3.4**'te verilmiştir. İşletme koşulları kararlı duruma ulaşıldıktan sonra yani en az iki çamur yaşı süresi kadar geçtikten sonra değiştirilmiştir.

Tablo 3.4 MBMBR'nin İşletim Koşulları

	Periyotlar	Konfigürasyon-1		Konfigürasyon-2		Konfigürasyon-3*
		1	2	3	4	5
HRT (saat)	Günler	11-64	65-128	129-186	187-221	222-270
	Akı (LMH)	2,5	5	5	10	10
	MBBR-1	12	6	3	1,5	1,5
	MBBR-2	-	-	3	1,5	1,5
	MBR	12	6	6	3	3
KOİ Yüklemele ri (g/m².gün)	MBBR-1	3,5±0,2	7,2±0,5	13,5±0,1	27±0,3	28±1,2
	MBBR-2	-	-	1,0±0,2	6,7±0,8	7,3±2,1
Amonyum Azotu Yüklemele ri (g-N/m².gün)	MBBR-1**	0,21±0,02	0,42±0,05	0,84±0,05	1,78±0,04	1,72±0,03
	MBBR-2	-	-	0,72±0,03	1,59±0,11	1,64±0,08

*Çamur geri devrinin debisi 2,4L/saat

**Toplam azot yükleri yaklaşık iki kat daha yüksektir.

3.5. Çamur Üretimi ve SRT Tahmini

MBMBR sistemindeki MBBR-1'de biokütle dönüşüm katsayısı (Y_{obs}), ortamdaki biyofilmin kararlı duruma ulaştığı yani sistemdeki bağlı biyokütle konsantrasyonunun işleme süresi boyunca sabit olarak kaldığı varsayılarak aşağıdaki denklem kullanılarak hesaplanmıştır (Yılmaz vd., 2024).

$$Y_{obs} = \frac{P_x}{Q.(S_0-S)} = \frac{MLVSS}{(S_0-S)} \quad \text{Denklem (1)}$$

P_x, günlük çamur üretimini (g/gün) ve Q, debiyi (L/gün) temsil ederken, S₀ ve S ise, sırasıyla, giriş ve çıkış çözünmüş KOİ konsantrasyonlarını (g/L) temsil etmektedir. Çamur çökeltilmediği ve MBBR-1'e geri devir yapılmadığı için Y_{obs}, Denklem 1 kullanılarak kolayca hesaplanabilir. SRT hem MBBR'ler hem de tüm MBMBR süreci için aşağıdaki denklem kullanılarak hesaplanmıştır.

$$SRT = \frac{(\text{Askıda biyokütle miktarı (g)} + \text{Tutunmuş biyokütle miktarı(g)})}{\text{Günlük çamur üretimi (g/gün)}} \quad \text{Denklem (2)}$$

3.6. Analitik Yöntemler

MBMBR'nin işletimi boyunca her gün düzenli olarak kontrol edilip her bir reaktörün debi, sıcaklık, çözünmüş oksijen miktarı, hava debisi kaydedilmiştir. pH, iletkenlik, bulanıklık, alkalinite, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), NO₃⁻-N, NO₂⁻-N, toplam azot (TN), NH₄⁺-N, toplam fosfor (TP), PO₄³⁻-P, askıda katı madde (AKM) ve uçucu askıda katı madde (UAKM) ölçümleri için haftada üç gün olacak şekilde MBMBR'nin girişinden, her bir reaktörün içinden ve MBR süzüntü suyundan numune alınarak analizler gerçekleştirilmiştir. SMP ve EPS analizleri için periyot sonlarında iki analiz olacak şekilde MBMBR'ın farklı bölmelerinden süpernatant örnekleri toplanmıştır. Ayrıca, SMP ve EPS'nin sıkı (TB-EPS) ve gevşek bağlı EPS (LB-EPS), karbonhidrat ve protein içerikleri de ölçülmüştür. Bunlara ek olarak çamur/süpernatant özellikleri ile filtrasyon performansı arasındaki bağlantıyı araştırmak için süpernatant filtrelenebilirlik testi, kapiler emme süresi (CST) ve filtrasyona direnç testleri gibi ek filtrasyon testleri için MBR'den çamur numuneleri alınmıştır. Viskozite toplanan çamur örneği kullanılarak ölçülmüştür. Membran tıkanıklığının başladığı kritik akı ise (Yılmaz vd., 2024)'de bahsedilen yöntemle göre belirlenmiştir. MBR ünitesindeki transmembran basıncı (TMP) işletim boyunca yani 270 gün izlenmiştir. Düzenli olarak her gün kontrol edilen TMP 400 mbar seviyelerini geçtiği zaman fiziksel ve/veya kimyasal membran temizliği (Yurtsever vd., 2017)'ye göre dikkatlice sağlanmıştır. Ayrıca biyotafiyıcılar üzerindeki bağlı biyokütle konsantrasyonu düzenli aralıklarla ölçülmüştür. Her reaktörden alınmış sıvı numunelerde, alkalinite, KOİ, AKM ve UAKM konsantrasyonları standart metotlara göre ölçülmüştür (APHA, 2005). AKM-UAKM analizleri hariç diğer analizler için alınan

numuneler Nüve-NF400 model santrifüj cihazında 4000 rpm’de 10 dakika boyunca santrifüj edilerek katı-sıvı faz ayrımının sağlanması amacıyla kullanılmıştır. Kullanılan santrifüj cihazı **Şekil 3.6**’da verilmiştir.



Şekil 3.6 Nüve NF 400 Model Santrifüj Cihazı

3.6.1. Alkalinite Analizi

Nitrifikasyon prosesinde 1 g $\text{NH}_4\text{-N}$ oksitlendiğinde, suda teorik olarak yaklaşık 7,143 g CaCO_3 alkalinite tüketilmektedir (Aktan vd., 2025). MBMBR sistemindeki nitrifikasyon performansını takip etmek ve sistemin pH stabilitesini kontrol altında tutmak amacıyla alkalinite analizleri düzenli olarak gerçekleştirilmiştir. Alkalinite analizi için giriş suyu, her bir reaktör içerisi ve MBR süzüntü suyundan alınan numunelerin pH değerleri kaydedildikten sonra numuneler pH 4,5 noktasına ulaşmaya kadar 0,1 N HCl ile titre edilmiştir. Harcanan HCl miktarı esas alınarak sonuçlar APHA standart metoduna uygun şekilde alkalinite hesaplanmıştır. İşletme parametrelerinden pH, iletkenlik ve sıcaklık ölçümleri ise ilgili problemler kullanılarak Hach-HQ40d model multimetre ile gerçekleştirilmiştir.

3.6.2. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) Analizi

KOİ analizi, atıksu ortamındaki kimyasal olarak oksitlenebilir organik maddelerin parçalanması için gerekli olan oksijeni ifade eder. Bu çalışmada APHA metoduna uygun

olarak KOİ analizleri gerçekleştirilmiştir. Giriş, her bir reaktörden ve MBR süzöntü suyundan alınan numuneler santrifüjlendikten sonra her birinden 2,5 mL, şahit numune için saf sudan 2,5 mL alınmıştır. Numunelerdeki organik maddelerin oksitlenmesi amacıyla için 1,5 mL $K_2Cr_2O_7$ (potasyum dikromat) çözeltisi ve katalizör görevi gören 3,5 mL Ag_2SO_4 (gümüş sülfatlı sülfirik asit) çözeltisi ilave edilmiştir. Hazırlanan numuneler **Şekil 3.7**'de gösterilen Hach- DRB200 model termoreaktörde $150^{\circ}C$ 'de 2 saat boyunca ısıtılmıştır (reaksiyona tabi tutulur). Oda sıcaklığına soğutulan numunelere 2 damla ferroin indikatörü eklendikten sonra FAS (demir amonyum sülfat) ile titre edilmiştir. FAS sarfiyat miktarı kaydedilip APHA metoduna göre KOİ olarak hesaplanmıştır.



Şekil 3.7 Hach- Lange LT 200 Model Termoreaktör

3.6.3. Askıda Katı Madde, Uçucu Askıda Katı Madde ve Bağlı Biyokütle (Biyofilm) Miktarının Analizi

MBMBR sistem performansının değerlendirilmesi ve biyokütle konsantrasyonun takibi için askıda katı madde (AKM) ve uçucu askıda katı madde (UAKM) analizleri APHA standart metoduna göre yapılmıştır. Analizlerde kullanılan Merck Millipore AP4004705 model cam elyaf filtre kağıtları saf su ile yıkanıp öncelikle 30 dakika $105^{\circ}C$ 'deki Nüve-FN 400 model etüvde daha sonra 30 dakika boyunca $550^{\circ}C$ 'deki Nüve-MF106 model kül fırınında sonra da 20 dakika desikatörde bekletildikten sonra tartıma hazır hale getirilmiş

ve hassas terazide daraları kaydedilmiştir. Daha sonra 20 mL MBBR içerisinde alınan numune ve 5 mL MBR içerisinde alınan numune süzme seti yardımıyla süzildükten sonra 105°C sıcaklıktaki etüvde 2 saat kurutulmuş ve desikatörde 20 dakika soğutulup tartılmıştır. Elde edilen fark AKM değerini vermektedir. AKM değerleri kaydedildikten sonra aynı filtreler 550°C sıcaklıktaki kül fırında 40 dakika yakılıp, 20 dakika desikatörde soğutulup tekrar tartıma alınmıştır. Elde edilen fark UAKM değerini vermektedir. MBMBR sistemindeki biyotaşıyıcı malzemeler üzerinde tutunan biyokütledeki AKM miktarını belirlemek amacıyla MBBR'lerden rastgele seçilen 3 adet biyotaşıyıcı Microtest marka inkübatörde 60°C sıcaklıkta 48 saat boyunca kurutularak ölçülmüş ve hem g/m² hem de g/L olarak ifade edilmiştir. Kullanılan tüm cihazlar ve laboratuvar malzemeleri **Şekil 3.8**'da verilmiştir.



Şekil 3.8 a) Süzme Seti, b) Merck Millipore AP4004705 Cam Elyaf Filtre, c) Microtest İnkübatör, d) Nüve FN 400 Etüv, e) Nüve MF 106 Kül Fırını

3.6.4. NO_3^- -N, NO_2^- -N ve PO_4^{3-} -P Parametrelerinin Analizi

MBMBR sisteminin nitrifikasyon performansını izlemek ve besi maddesi (azot ve fosfor) geri kazanım potansiyelini değerlendirmek için iyon konsantrasyonları düzenli aralıklarla izlenmiştir. Giriş suyu ve MBBR'lerden alınan numuneler santrifüj edilip sonra AKM girişimini önlemek amacıyla 0,45 μm gözenek boyutuna sahip PVDF şırınga filtreden geçirilmiştir. MBR süzüntü suyundan alınan numunelere ekstra filtreleme yapılmamıştır. İyon viallerine alınan numunelerin NO_3^- -N, NO_2^- -N ve PO_4^{3-} -P konsantrasyonları, AS9-HC kolonu ile Dionex ICS-5000+ iyon kromatografisi (Thermo Fisher Scientific, ABD) kullanılarak ölçülmüştür. Her bir analiz için cihaza enjekte edilen numune hacmi 25 μL 'dir. Mobil faz olarak 9 mM Sodyum Karbonat (Na_2CO_3) çözeltisi kullanılmıştır. Sistemin optimum koşullarını sağlamak amacıyla akış hızı 1,0 mL/dk ve kolon sıcaklığı 30°C olarak belirlenmiştir. Hemen ölçümü alınmayan, daha sonra ölçülmek üzere saklanan numuneler +4°C'de muhafaza edilmiştir. Kullanılan iyon kromatografi cihazı Şekil 3.9'da verilmiştir.



Şekil 3.9 Dionex ICS-5000+ İyon Kromatografisi (Thermo Fisher Scientific, ABD)

3.6.5. Toplam Azot, Toplam Fosfor, Amonyum Azotu Analizleri

MBMBR sisteminin nitrifikasyon performansını, azot yükleme hızlarını ve besi maddesi giderim/geri kazanım potansiyelini izlemek amacıyla toplam azot (TN), toplam fosfor (TP) ve amonyum azotu (N-NH_4^+) parametrelerinin tayininde sırasıyla Hach marka

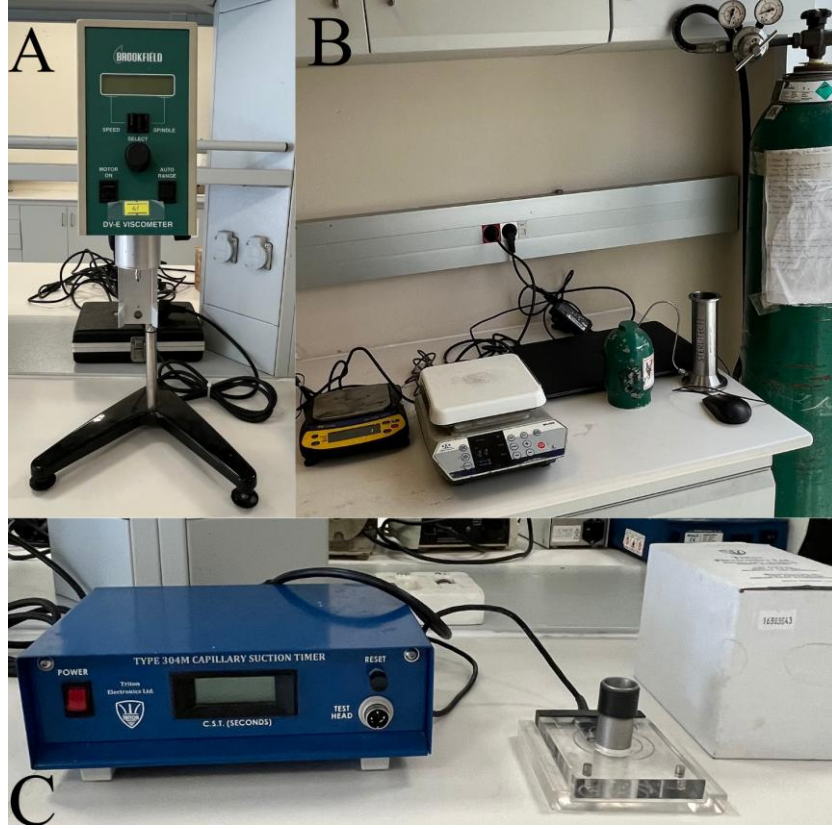
LCK238, LCK348 ve LCK304 hazır kitleri ile Hach-Lange DR 5000 model spektrofotometre kullanılarak ölçülmüştür. Ek olarak reaktörlerden alınan numunelerin bulanıklık değerleri spektrofotometre ile 620 nm dalga boyunda ölçülmüştür. Kullanılan malzemeler **Şekil 3.10**'de verilmiştir.



Şekil 3.10 Hach-Lange LCK 238 (TN), LCK 348 (TP) ve LCK 304 (Amonyum) Hazır Test Kitleri

3.6.6. Çamur Analizleri

Membran tıkanıklığını anlamak ve çamur filtrasyon performansını izlemek amacıyla çamur analizleri gerçekleştirilmiştir. Periyot sonlarında MBR ünitesinden alınan çamur numunesinin analizinde, kapiler emme süresi (CST) ve viskozite ölçümlerinde sırasıyla Tip 304M Kapiler Emme Süresi Cihazı (Triton Electronics Ltd., İngiltere) ve DV-E viskozimetre (Brookfield Ltd., Kanada) kullanılmıştır. Alınan çamur numunelerinin süpernatant analizi ile filtrasyona karşı özgül direnç (SRF) ve çamur filtrasyon (SF) testleri (Dereli vd., 2014) verilen yöntemle göre gerçekleştirilmiştir. SRF ve SF analizleri Sterlitech HP4750 Stirred Cell dead-end filtrasyon düzeneğinde gerçekleştirilmiştir. SMP ve EPS ölçümleri, (Yılmaz vd., 2024)'e göre yapılmıştır. Kullanılan cihazlar **Şekil 3.11**'de verilmiştir.



Şekil 3.11 Çamur Analizinde Kullanılan a) Brookfield DV-E Viskozitemetre, b) Sterlitech HP4750 Stirred Cell Dead-End Filtrasyon Düzeneđi, c) Triton Electronics CST Cihazı

BÖLÜM 4. BULGULAR ve TARTIŞMA

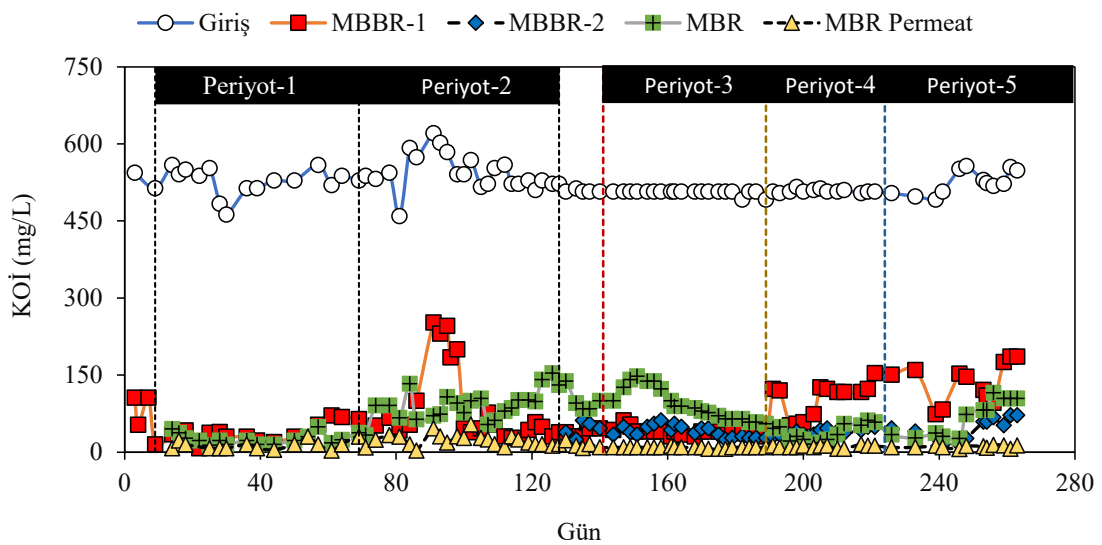
Bu tez çalışması kapsamında kurulan laboratuvar ölçekli MBMBR sistemi evsel atıksu karakterizasyonunu temsil eden sentetik atıksu ile beslenerek toplamda 270 gün boyunca kesintisiz olarak işletilmiştir. Çalışma, sistem performansının farklı işletme koşulları altında incelenmesi amacıyla; tek kademeli, seri bağlı ve çamur geri devirli (IFAS) olmak üzere üç farklı konfigürasyon, beş farklı periyot halinde gerçekleştirilmiştir. Bu bölümde değişen HRT koşullarında ve organik yükleme hızlarında sistem üzerindeki etkilerin sonuçları verilmiştir. Elde edilen bulgular, sırasıyla organik madde (KOİ) giderimi, nitrifikasyon performansı, biyokütle gelişimi ve membran filtrasyon performansı gibi sonuçlar literatürdeki benzer çalışmalarla karşılaştırmalı olarak tartışılmıştır. Çalışma boyunca MBMBR sisteminde gerçekleştirilen işletim koşulları **Tablo 3.4**'de verilmiştir.

4.1. Farklı MBMBR Konfigürasyonlarının Organik Madde Giderim Performansı

Çalışmanın ilk aşamasını oluşturan konfigürasyon-1, bir adet MBBR ve MBR ünitesinin seri olarak kullanımından oluşmaktadır. Konfigürasyon-1'deki biyoreaktörlerin şematik gösterimi **Şekil 3.3**'te verilmiştir. Konfigürasyon-1'in performansı, HRT'nin sistem üzerindeki etkisini belirlemek amacıyla iki periyot (periyot-1 ve periyot-2) halinde incelenmiştir. Periyot-1'de sistem, her bir biyoreaktörde (MBBR ve MBR) 12 saat olmak üzere toplam 24 saatlik uzun bir HRT koşulunda işletilmiştir. Periyot-2'de ise, organik yükleme hızının etkisi gözlemlenmek amacıyla her bir biyoreaktördeki HRT yarı yarıya indirilerek 6 saate düşürülmüş ve sistemin toplam HRT'si 12 saat olarak belirlenmiştir.

Periyot-1'de sisteme beslenen giriş suyunun ortalama KOİ konsantrasyonu 528 ± 28 mg/L olarak ölçülmüştür. İlk kademe olan MBBR ünitesinin çıkış suyu ortalama KOİ konsantrasyonu ise 37 ± 17 mg/L seviyesine düşerek, bu üniteye tek başına %93'lük giderim verimliliği elde edilmiştir (**Şekil 4.1**). MBR sürecinde ise, reaktör içi (süpernatant) ve çıkış suyu (permeat) KOİ konsantrasyonları sırasıyla 25 ± 11 mg/L ve 12 ± 8 mg/L olarak gerçekleşmiştir. Sonuç olarak MBBR ve MBR ünitelerinin entegrasyonu ile geliştirilen MBMBR sisteminin toplam KOİ giderimi yaklaşık %98'e ulaşmıştır. Membran filtrasyonu sırasındaki çözünmüş KOİ giderimi, membran yüzeyinde oluşan kek veya jel tabakasının sağladığı fiziksel tutunma ve biyolojik giderim mekanizmalarıyla ilişkilendirilmektedir, bu durum literatürde yapılmış birçok çalışmada

da açıklanmıştır (Yılmaz vd., 2024; Yurtsever vd., 2016). Periyot-2’de, konfigürasyon-1’deki her bir biyoreaktörün HRT’si 6 saate düşürülmüş böylece toplam sistem HRT’si 12 saat olarak işletilmiştir. İşletim boyunca kararlı seyreden çıkış suyu KOİ konsantrasyonu, 86-98. günler arasında yaşanan işletme problemi kaynaklı MBBR çıkış suyu KOİ konsantrasyonu geçici bir artışa neden olmuştur. Ancak işletme problemi çözüldükten sonra sistem yeniden kararlı duruma gelmiştir. MBBR çıkış suyu ortalama KOİ konsantrasyonu 43 ± 15 mg/L ile periyot-1’deki değere (37 ± 17 mg/L) oldukça benzer bir sonuç göstermiştir. Bununla birlikte, HRT’nin yarıya düşürülmesi MBR süpernatantındaki çözünmüş organik madde birikimini artırmıştır. Bu artış dikkat çekici olup, üzerinde durulması gereken bir durumdur. MBR süpernatantındaki KOİ konsantrasyonu, periyot-1’deki 25 ± 11 mg/L değerinden belirgin bir artışla periyot-2’de 101 ± 30 mg/L’ye yükselmiştir (Şekil 4.1). Buna paralel olarak MBR çıkış suyu (permeat) KOİ konsantrasyonu da 22 ± 12 mg/L ile periyot-1’deki konsantrasyona (12 ± 8 mg/L) göre hafif bir artış gözlenmiştir. Ancak toplam KOİ giderim verimi %96 seviyesinde kalarak periyot-1 (%98) ile yakın bir performans göstermiştir. KOİ giderim verimindeki bu ihmal edilebilir düşüşün (%98’e kıyasla %96), sistemin 86-98. günlerdeki işletme sorunundan kaynaklanan anlık konsantrasyon artışının ortalamayı yükseltmesi kaynaklı olabileceği değerlendirilmektedir. Sonuç olarak, periyot-2’de HRT’nin yarıya düşürülmesinin ve organik yüklemenin artırılmasının sistemin genel arıtma performansını olumsuz yönde etkilemediği sonucuna varılmıştır.



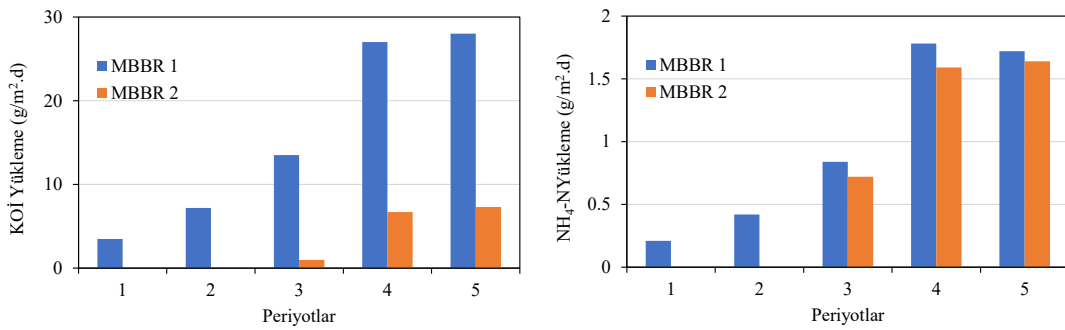
Şekil 4.1 MBMBR Sisteminin İşletme Periyotlarına Göre KOİ Giderim Performansı ve Konsantrasyon Değişimi

Konfigürasyon-2 (**Şekil 3.4**) aşamasında ise seri bağlı iki MBBR'nin proses performansı üzerindeki etkisini incelemek amacıyla sisteme ikinci bir MBBR ünitesi (MBBR-2) eklenmiştir. Bu konfigürasyonda, toplam biyofilm reaktör hacmini konfigürasyon-1 ile eşit (7 L) tutmak adına, her bir MBBR ünitesinin hacmi 3,5 L olacak şekilde ayarlanmıştır. Periyot-3'te MBBR-1 ve MBBR-2'de HRT 3'er saat, MBR ünitesinde ise HRT 6 saatlik HRT koşullarında işletilmiştir. Bu periyotta MBBR-1 ve MBBR-2 çıkış suyu KOİ konsantrasyonları sırasıyla 39 ± 7 mg/L ve 41 ± 12 mg/L olarak ölçülmüştür. Elde edilen bu değerler, toplam hacmin sabit tutulduğu seri bağlı iki adet MBBR ile işletilen sistemin, tek kademeli sisteme (konfigürasyon-1) benzer çıkış suyu kalitesi sağladığını göstermiştir. MBR süpernatantındaki KOİ konsantrasyonu ise büyük bir değişiklik göstermeyerek 97 ± 29 mg/L seviyelerinde seyrederken, MBR çıkış suyunda bulunan KOİ konsantrasyonu ise 9 ± 2 mg/L'ye kadar düşmüş ve toplam sistem verimi %98 elde edilmiştir. Periyot-4'te ise sistemin hidrolik yükleme kapasitesini test etmek amacıyla, her bir MBBR ünitesinin HRT'si 1,5 saate ve MBR ünitesinin HRT'si ise 3 saate düşürülerek toplam sistem HRT'si 6 saat olarak işletilmiştir. HRT'nin yarıya düşürülmesi ile MBBR-1 üzerindeki organik yük artmış ve MBBR-1 çıkış suyu KOİ konsantrasyonu yükselerek periyot-3'teki ~ 40 mg/L seviyesinden 125 ± 14 mg/L'ye gelmiştir. Ancak MBBR-2 bu yükü karşılayarak MBBR-2 çıkış suyu konsantrasyonunu yaklaşık 45 mg/L'ye düşürmüştür. Bu durum MBBR-2'nin sisteme ilave edilen bir arıtma ünitesiymiş gibi çalıştığını ve şok yüklemeleri absorbe ettiğini göstermektedir. Bu periyotta MBR süpernatantındaki ve çıkış suyundaki KOİ konsantrasyonları sırasıyla 48 ± 15 mg/L ve 11 ± 4 mg/L olarak ölçülmüştür. Bu bağlamda, MBMBR prosesinin toplam HRT'si yarıya düşürülmesine rağmen, sistemin toplam KOİ giderimi açısından performansının olumsuz etkilenmediği kanıtlanmıştır. KOİ giderim performansı periyot-4'te değişmeyerek %98 olarak kaydedilmiştir.

Çalışmanın son aşaması olan periyot-5'te, periyot-4'teki hidrolik koşullar korunarak sistem konfigürasyon-3 (**Şekil 3.5**) düzenine geçilmiştir. Konfigürasyon-3'ün temel amacı, MBR tankındaki çamurun MBBR-2 ünitesine geri devrini sağlayarak, aynı reaktör içerisinde hem askıda hem de bağlı biyokütleyi (IFAS benzeri) birlikte kullanmaktır. MBBR-1'in işletme koşullarında herhangi bir değişiklik yapılmamıştır. Bu nedenle MBBR-1 çıkış suyu KOİ konsantrasyonu 137 ± 39 mg/L ile periyot-4'le (125 ± 14 mg/L) benzer kalmıştır. Hibrit yapıya dönüştürülen MBBR-2'deki kararlı durumdaki ortalama KOİ konsantrasyonu 46 ± 21 mg/L olarak ölçülmüştür. MBR süpernatantındaki ve MBR

çıkış suyundaki ortalama KOİ konsantrasyonları kararlı yapısını koruyarak sırasıyla 95 ± 16 ve 11 ± 3 mg/L'dir. Periyot-5'te alınan sonuçlarla birlikte toplam KOİ giderim verimi periyot-4 ile oldukça benzer seviyede kalarak %98 olarak gerçekleşmiştir.

HRT'nin düşürülmesiyle birlikte MBBR-1'e gelen organik yük artış göstermiştir. Periyot-4 ve periyot-5'te KOİ yükleme hızı sırasıyla 27-28 g-KOİ/m².gün seviyelerine ulaşmıştır (Şekil 4.2). Bu yüksek yükleme koşullarında dahi ortalama KOİ giderim hızı 21 g-KOİ/m².gün olarak hesaplanmıştır. Bu da MBBR ünitesinde tek başına yaklaşık olarak %75'lik giderim verimine karşılık gelmektedir. Bu sonuca benzer doğrultuda literatürde (Ødegaard, 2006), MBBR sistemlerinde yüksek verimli karbon giderimi için çözünmüş KOİ yükleme hızının 20-25 g-KOİ/m².gün sınırını aşmaması gerektiğini bildirmiştir. Bu çalışmada elde edilen 27-28 g/m².gün'lük KOİ yükleme hızları, literatürde önerilen bu üst sınırın biraz üzerinde olmasına rağmen sistemin %75 gibi yüksek bir verimle çalışmaya devam etmesi, kullanılan biyofilm taşıyıcıların performansını ve sistemin şok yüklemelere karşı dayanıklılığını kanıtlar niteliktedir.

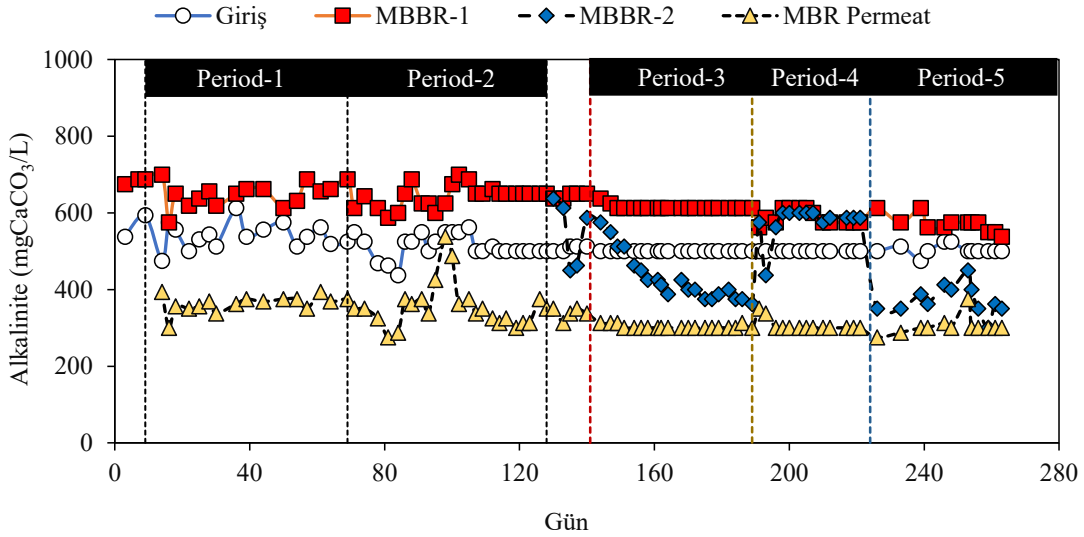


Şekil 4.2 MBMBR İşletim Süresince MBBR Proseslerinde KOİ ve Amonyum Azotu Yükleme Hızlarının Değişimi

4.2. MBMBR Sisteminin pH ve Alkalinite Değişimleri

MBMBR prosesinin işletimi boyunca, sisteme beslenen sentetik atıksuyun ortalama pH ve alkalinite değerleri sırasıyla $7,6 \pm 0,2$ ve 512 ± 27 mg-CaCO₃/L olarak ölçülmüştür. Biyolojik arıtma proseslerinde nitrifikasyon reaksiyonları asit (H⁺ iyonu) üretimine neden olduğu için, üretilen asitle pH ve alkalinite düşmektedir. Çalışmanın ilk aşamasında MBBR-1'de, nitrifikasyon performansı incelendiğinde bu reaktörde kayda değer bir nitrifikasyon gözlemlenmemiştir. Buna bağlı olarak MBBR-1 çıkış suyunda çalışma

boyunca pH ve alkalinite düşüşü gözlenmemiş, aksine değerler korunarak sırasıyla $8,4 \pm 0,2$ ve 622 ± 37 mg- CaCO_3/L seviyelerinde kaydedilmiştir (Şekil 4.3).



Şekil 4.3 MBMBR İşletim Süreci Boyunca Farklı Birimlerde Alkalinite Değişimi

Periyot-3 ile sisteme dahil edilen seri bağlanmış MBBR-2 ünitesinde ise farklı bir değişim profili izlenmiştir. Periyot-3'te ilk iki hafta, biyotaşıyıcı medyalar üzerinde biyokütlenin büyümesine olanak sağlamak amacıyla MBR çamurunun MBBR-2 ünitesine geri devri gerçekleştirilmiştir. Geri devir yapılan bu iki hafta boyunca MBBR-2'deki alkalinite değerinde keskin bir şekilde düşüş gözlenmiştir. Çamur geri devri durdurulduktan sonra alkalinite normal seviyelerine tekrar yükselme eğilimi göstermiştir. İlerleyen bölümde de tartışılacağı gibi, Periyot-3 boyunca nitrifikasyon yapan biyokütle MBBR-2'deki biyotaşıyıcıların üzerinde kademeli olarak çoğalmasıyla birlikte kararlı durumdaki nitrat konsantrasyonu $25 \text{ mg/L NO}_3^- \text{N}$ seviyesine kadar ulaşmıştır. Buna paralel olarak nitrifikasyon yapan biyokütle, biyotaşıyıcılar üzerinde geliştikçe alkalinite kademeli olarak düşüşe geçmiştir ve MBBR-2 çıkış suyu alkalinite değeri kararlı durumda ortalama $384 \pm 12 \text{ mg/L CaCO}_3$ olmuştur (Şekil 4.3). Bununla birlikte MBBR-2 ünitesinde tüketilen alkalinite miktarı yaklaşık 229 mg/L CaCO_3 'tür. Sitokiyometrik olarak $1 \text{ mg NH}_4^+ \text{N}$ oksidasyonu başına $7,14 \text{ mg CaCO}_3$ alkaliniteye ihtiyaç duyulduğu kabul edildiğinde, teorik alkalinite tüketimi 179 mg/L CaCO_3 olarak beklenirken, ölçülen değer biraz daha yüksek (229 mg/L CaCO_3) olduğu görülmüştür. Periyot-4'te HRT'nin yarıya düşürülmesiyle (hidrolik yüklemenin artırılması), birlikte nitrifikasyon sürecinin tamamen durmasına neden olmuştur. Nitrifikasyonun tamamen durmasıyla birlikte asit

üretimi kesilmiş ve MBBR-2'nin çıkış suyundaki alkalinite hızla artarak giriş değerine yakın olan 590 mg/L CaCO₃ seviyesine yükselmiştir.

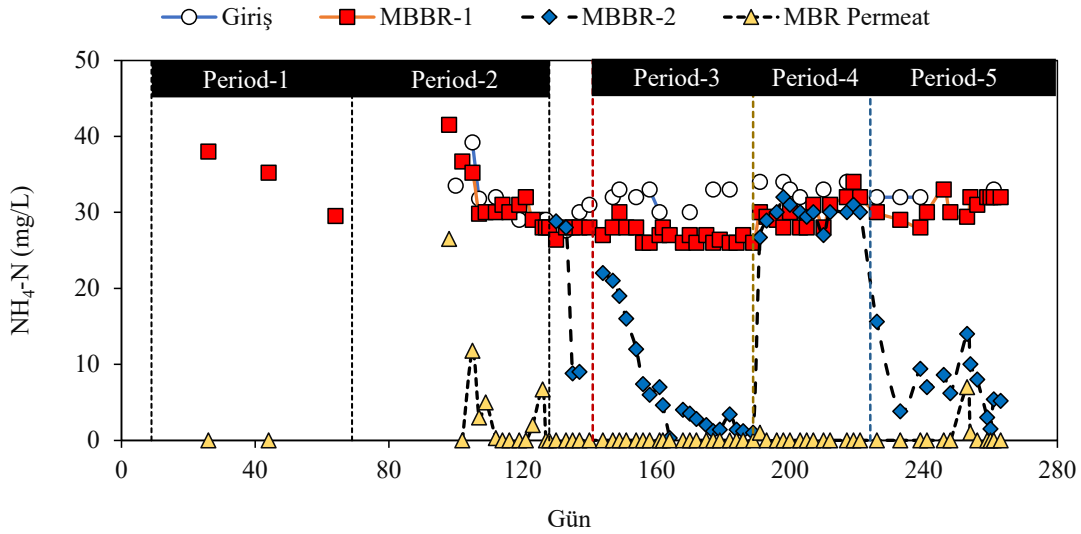
Çalışmanın son aşaması olan periyot-5'te, çamur geri devrinin tekrar başlatılmasıyla MBBR-2'de kısmi nitrifikasyon sağlanmıştır. Buna bağlı olarak pH ve alkalinite değerleri sırasıyla 7,9 ve 373 mg/L CaCO₃ seviyesine düşmüştür. MBR çıkış suyunda ise ortalama pH ve alkalinite değerleri ise sırasıyla 7,9±0,2 ve 330±43 mg/L CaCO₃ olarak gerçekleşmiştir. MBMBR sisteminin tamamı kütle dengesi açısından değerlendirildiğinde, MBR çıkış suyu ortalama nitrat konsantrasyonu 45 mg/L olarak gözlemlenmiştir. Bu konsantrasyonda nitrat oluşumu için harcanması gereken toplam teorik alkalinite ise yaklaşık olarak 321 mg/L CaCO₃ olarak hesaplanmıştır. MBBR-1'in çıkış suyunda nitrifikasyon gözlemlenmemiş olup, MBBR-1'in çıkış suyuna ve MBR çıkış suyunun farkına bakıldığında ölçülen alkalinite tüketimi 292 mg/L CaCO₃ olmuştur. Bu da iki değer arasında sadece %10 kadar bir fark olduğunu ve deneysel verilerin teorik olarak hesaplanan değere oldukça yakın olduğunu göstermektedir.

4.3. Farklı MBMBR Konfigürasyonlarının Nitrifikasyon Performansı

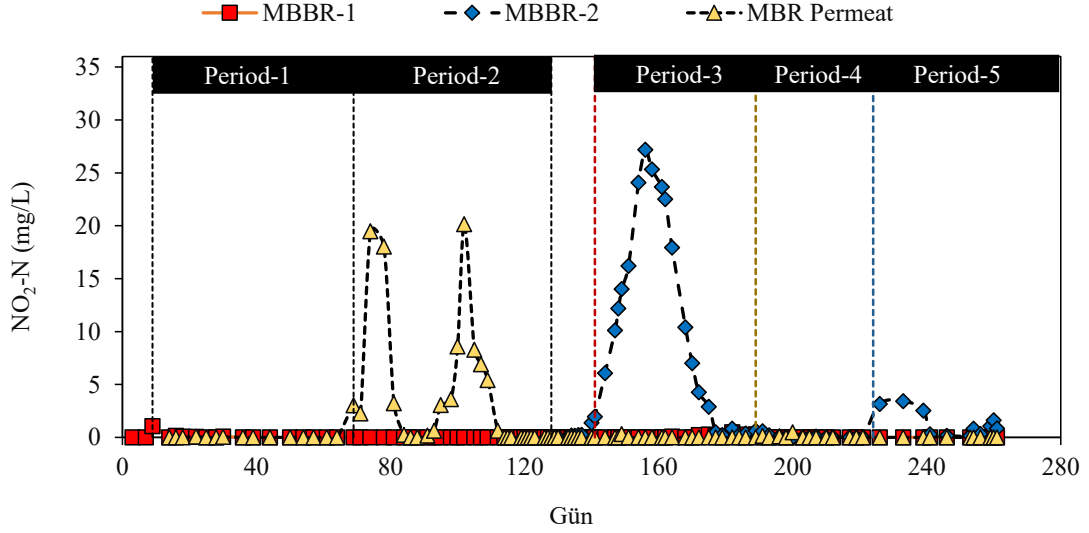
MBMBR prosesinin nitrifikasyon performansı, amonyum (NH₄⁺-N), nitrit (NO₂⁻-N) ve nitrat (NO₃⁻-N) parametrelerinin zamana bağlı değişimleri üzerinden 5 farklı işletme periyodu boyunca incelenmiştir. İşletim boyunca, sisteme beslenen sentetik atıksuyun toplam azot (TN) konsantrasyonu ortalama 61±1 mg-N/L, amonyum azotu konsantrasyonu ise ortalama 32 mg-N/L ölçülmüştür. Giriş atıksuyunda yaklaşık 30 mg-N/L organik azot bulunmaktadır. Çalışmanın ilk aşaması olan periyot-1'de, proses; her bir biyoreaktörde (MBBR ve MBR) 12 saat olmak üzere toplam 24 saatlik uzun bir HRT koşulunda işletilmiştir. MBBR-1 reaktöründeki ortalama yüzeysel TN ve KOİ yükleme hızları sırasıyla 0.4 g-N/(m².gün) ve 3.52 g-KOİ/(m².gün) olarak hesaplanmıştır (**Şekil 4.2**). Tüm konfigürasyonlar genelinde değerlendirme yapıldığında, MBBR-1 ünitesinde yalnızca organik madde giderimi gerçekleştiği görülmüştür. Çalışma boyunca MBBR-1 ünitesinde nitrifikasyon aktivitesinin görülmemesi; düşük SRT ile yüksek yüzeysel organik yükleme hızları (3.5-28 g-KOİ/(m².gün)) nedeniyledir (**Tablo 3.4** ve **Şekil 4.2**). Literatüre bakıldığında, organik yükleme hızının 5 g-BOİ₅/(m².gün)'ün üzerinde olduğu ve C/N oranının 1'den büyük olduğu koşullarda, ototrofik nitrifikasyon bakterilerinin heterotrofik bakterilerle rekabet edemeyerek nitrifikasyon sürecinin neredeyse durduğu

ve nitrifikasyonun gerçekleşmediği bildirilmektedir (Hem vd., 1994; McQuarrie & Boltz, 2011).

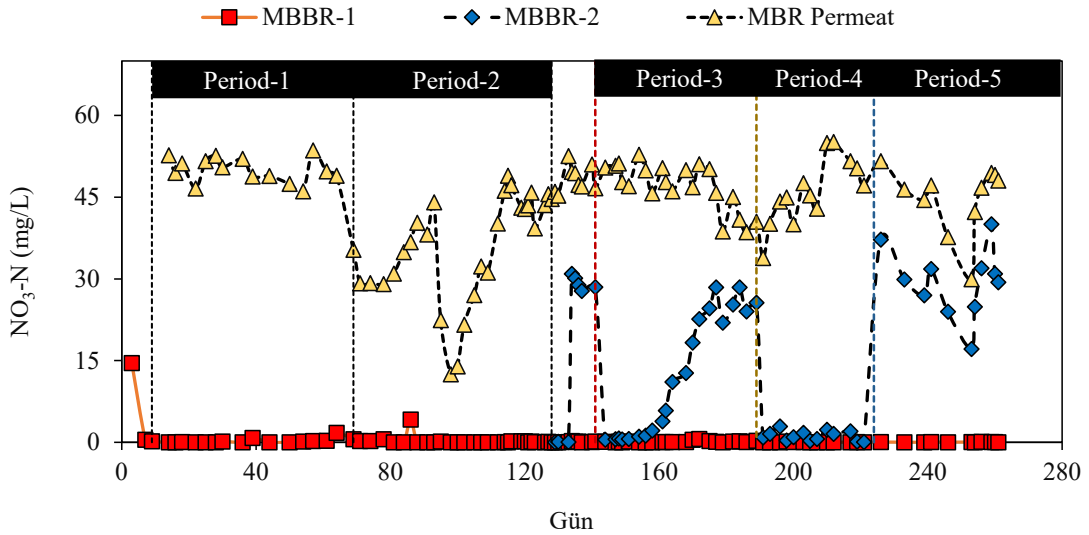
Bu bilgi doğrultusunda, bu çalışmada, periyot-1 (3,5 g/m².gün) (Tablo 3.4 ve Şekil 4.2) haricindeki tüm dönemlerde MBBR-1 KOİ yükleme hızları 5 g KOİ/(m².gün) değerinin oldukça üzerinde seyrederek, ortamdaki ortalama KOİ/NH₄⁺-N konsantrasyonu işletim boyunca 16,3 gibi yüksek bir değerde gerçekleşmiştir. Ek olarak, çalışma sürecinde MBBR-1'in hesaplanan SRT değeri 3 günden daha kısa olması, yavaş büyüyen nitrifikasyon bakterilerinin sistemde tutulmasını engelleyerek nitrifikasyon sürecini de engelleyen bir diğer kritik faktördür (Xia vd., 2024). Tüm bu verilerle birlikte, MBMBR prosesine bütünüyle bakıldığında, çalışma boyunca sisteme beslenen sentetik atıksudaki NH₄⁺-N tamamen NO₃⁻-N'ye oksitlenmiş ve NO₂⁻-N birikimi gözlenmemiştir. Bu durum, MBMBR prosesine bir bütün olarak yüksek performansta amonyum oksidasyonu gerçekleşerek, nitrat üretilmiş olduğunu göstermektedir (Şekil 4.4, Şekil 4.5 ve Şekil 4.6).



Şekil 4.4 MBMBR İşletim Süreci Boyunca Amonyum (NH₄⁺-N) Konsantrasyonlarının Değişimi



Şekil 4.5 MBMBR İşletim Süreci Boyunca Nitrit ($\text{NO}_2\text{-N}$) Konsantrasyonlarının Değişimi



Şekil 4.6 MBMBR İşletim Süreci Boyunca Nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) Konsantrasyonlarının Değişimi

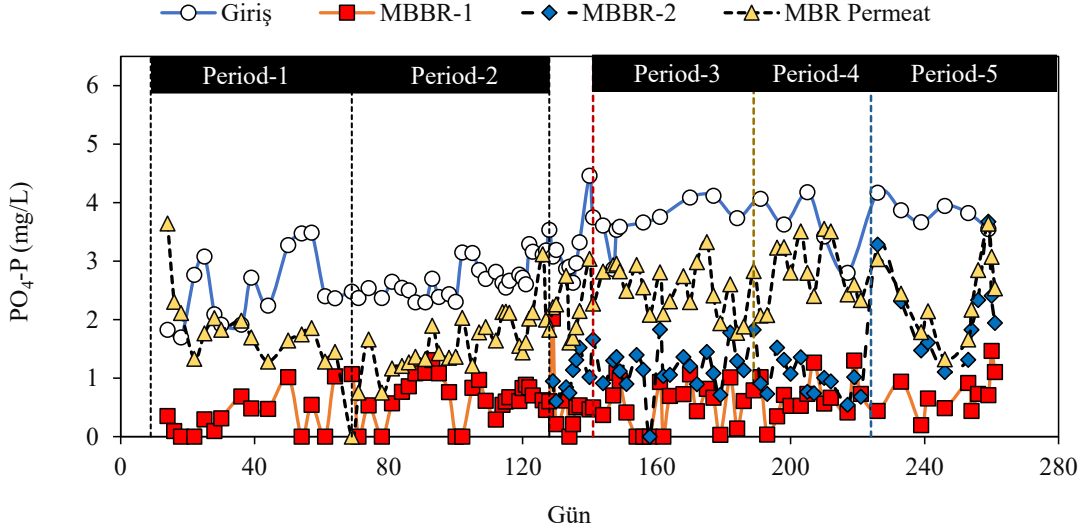
Periyot-2'de ise, organik yükleme hızının etkisi gözlemlemek amacıyla her bir biyoreaktördeki HRT yarıya indirilerek 6 saate düşürülmüş ve sistemin toplam HRT'si 12 saat olarak belirlenmiştir. HRT'nin yarıya düşürülmesiyle amonyum azotu yükü 0.21 g-N/gün'den 0.42 g-N/gün'e yükselmiştir (**Tablo 3.4**). Azot yükleme oranının artması, MBMBR sisteminin nitrifikasyon verimliliği belirgin bir düşüşe neden olmuştur. MBR çıkış suyundaki nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) konsantrasyonu 49 mg-N/L'den 30 mg/L'ye düşmüş ve

çıkış suyunda geçici nitrit (NO_2^- -N) birikimi gözlenmiştir (**Şekil 4.5** ve **Şekil 4.6**). Literatürde nitrit birikiminin, düşük çözünmüş oksijen, kısa SRT, yüksek sıcaklık veya bu çalışmada olduğu gibi ani amonyak yüklemesi artışından kaynaklanabileceği rapor edilmiştir (Duan vd., 2020; Ma vd., 2016). Bu hidrolik şoka rağmen birkaç gün içerisinde MBMBR sisteminin nitrifikasyon performansı tekrardan artmıştır. Adaptasyon sürecinde biriken nitrit konsantrasyonu hızla azalırken, nitrat konsantrasyonu ise tekrardan yükselmiştir (30 mg-N/L'den 44 mg-N/L'ye). Bu durum, sistemdeki tutunmuş biyokütlenin (biyofilmin) artan yükleme koşullarına kısa sürede uyum sağlama yeteneğini göstermektedir. Sistem performansı kararlı bir durumda ilerlerken 93. günde beklenmedik bir işletme problemi yaşanmıştır. Bu işletme problemiyle birlikte sistem nitrifikasyon performansında büyük bir düşüş gerçekleşmiştir. İşletme problemine bağlı olarak MBR çıkış suyunda nitrat üretiminin azaldığı ve amonyum oksidasyonun bozularak nitrit ve amonyum birikiminin arttığı gözlemlenmiştir (**Şekil 4.4**, **Şekil 4.5** ve **Şekil 4.6**). Yaşanan bu işletme problemine rağmen yaklaşık olarak iki hafta içinde hızla toparlayarak nitrat konsantrasyonu kademeli olarak artmış ve sistem neredeyse tam kapasite nitrifikasyon ile eski performansına geri dönmüştür.

Periyot-3 ile birlikte konfigürasyon-2'ye geçilmiş, önceki bölümde de anlatıldığı üzere toplam MBBR hacmi sabit tutularak, ikinci bir MBBR ünitesi (MBBR-2) seri olarak sisteme eklenmiştir. MBBR-1'in içeriğinin ve biyotaşıyıcıların yarısının MBBR-2 ünitesine aktarılmasıyla, her bir reaktörün hacmi 3,5 L ve HRT 3'er saat olacak şekilde ayarlanmıştır. Toplam HRT periyot-2 ile aynı tutularak 12 saat olarak işletilmiştir. MBBR-1 ünitesindeki yüzeysel KOİ yükleme hızı yaklaşık 13,5 g/(m².gün) iken, organik yükün büyük bir kısmı ilk reaktörde giderildiği için MBBR-2'de bu hız yaklaşık 1,0 g/(m².gün) seviyesinde kalmıştır (**Tablo 3.4**). MBBR-2'nin yüzeysel amonyum yükleme hızı ise 0,72 g/(m².gün) olarak hesaplanmıştır (**Şekil 4.2**). Seri olarak bağlanmış MBBR-1 ve MBBR-2 reaktörlerinin toplam SRT'si ortalama olarak 3,93±0,3 gün olarak hesaplanmıştır. MBBR-2'de biyotaşıyıcılar üzerinde ototrofik büyümeyi teşvik etmek amacıyla yaklaşık olarak iki hafta süreyle MBR'den MBBR-2'ye sistem besleme suyuyla aynı debide (2,4 L/saat debiyle) çamur geri devri sağlanmıştır. Bu iki haftalık çamur geri devri sürecinde nitrifikasyon başlamış olup, MBBR-2'de nitrat konsantrasyonu 30 mg-N/L'ye ulaşmıştır. Fakat çamur geri devri kesildikten sonra tam nitrifikasyon süreci sona ermiş olup nitrat konsantrasyonu hızla sıfır noktasına düşmüştür (**Şekil 4.6**). Çamur geri devri durdurulduktan sonra kısmi nitrifikasyon süreci başlamış, amonyak

konsantrasyonundaki düşüşe eş zamanlı olarak ortamda kademeli bir nitrit birikimi gözlenmiştir (**Şekil 4.5**). Biriken nitrit konsantrasyonu 27 mg-N/L seviyesine kadar yükselmiş, ardından biyofilmin olgunlaşmasıyla birlikte 20 gün içerisinde tamamen nitrata oksitlenmiştir. Periyot-3'te kararlı denge koşullarında MBBR-2 çıkışındaki ortalama nitrat, nitrit, amonyum konsantrasyonları sırasıyla $25 \pm 2,6$ mg-N/L, $0,42 \pm 0,25$ mg-N/L ve $1,91 \pm 0,87$ mg-N/L olarak ölçülmüştür. Bu sonuçlara bakıldığında, çok düşük yüzeysel KOİ yükleme koşullarında ve 3 günden uzun (yaklaşık 4 gün) SRT değerlerinde amonyumun nitrata oksidasyonunun $0,67$ g-N/(m².gün) hızında başarıyla gerçekleştirileceğini göstermektedir.

Periyot-3'te MBR girişindeki nitrat ve amonyak konsantrasyonuna bakıldığında MBR çıkış suyundaki (permeat) nitrat konsantrasyonu, beklenenden daha yüksek çıkmıştır. MBBR-2'nin çıkışı/MBR girişindeki amonyak ile nitrat konsantrasyonu sırasıyla 2 mg-N/L ve 25 mg-N/L iken, MBR permeatında nitrat konsantrasyonu yaklaşık 48 mg/L'dir. Bu artışın yani fazla nitrat üretiminin temel sebebi ise, MBBR'de üretilmiş olan biyokütlenin MBR ünitesindeki yüksek SRT koşullarına bağlı olarak gerçekleşen biyokütle çürümesi (bozunma) ve üretilen organik azotun nitrata dönüşmesidir. MBR'deki biyokütle bozunma hızı periyot-3'te $0,482$ g-UAKM/(L-MBR.gün) olarak hesaplanmıştır. Biyokütle kaynaklı nitrat üretim hızı $0,083$ g NO₃-N /(L-MBR.gün) olarak bulunmuş olup; bu değer biyokütle bozunma hızının yaklaşık %17'sine denk gelmektedir. Literatüre bakıldığında biyokütlenin teorik azot içeriği olan %12,4 ile büyük ölçüde örtüşmektedir (Asik vd., 2021). MBR'de artmakta olan fosfat konsantrasyonu da bu durumu desteklemektedir. MBBR-2 çıkışındaki ortalama PO₄⁻³-P konsantrasyonu $1,2 \pm 0,4$ mg/L iken, MBR'de $2,5 \pm 0,5$ mg/L'ye yükselmiştir (**Şekil 4.7**). Bu da yüksek SRT ve sınırlı substrat kaynaklı MBR'deki biyokütle bozunmasının bir sonucudur. Reaktöre beslenmekte olan sentetik atıksudaki azot ve fosfor konsantrasyonlarını da değerlendirdiğimizde, MBMBR sisteminin azot ve fosfor geri kazanım verimliliği sırasıyla %45 ve %78 gibi yüksek seviyelerde olduğu kaydedilmiştir. Tüm bu sonuçlar, MBMBR sisteminin hem su hem de azot ve fosforun tarımsal sulama amaçlı geri kazanımı açısından umut verici bir proses olduğunu açıkça göstermektedir.



Şekil 4.7 MBMBR İşletim Süreci Boyunca Fosfat ($\text{PO}_4^{-3}\text{-P}$) Konsantrasyonlarının Değişimi

MBMBR sisteminde amonyumun neredeyse tamamının oksitlendiği 175. ile 191. günler arasında, MBR çıkış suyundaki nitrat konsantrasyonunda 50 mg-N/L'den 34 mg-N/L seviyesine doğru belirgin bir azalma tespit edilmiştir. MBR ünitesinde sürekli olarak aerobik koşullar olmasına rağmen gözlenen bu nitrat konsantrasyonundaki düşüş, birkaç farklı mekanizma ile açıklanabilir. Bunlardan ilki; MBBR-2 ünitesindeki yüksek verimli amonyum oksidasyonunun, MBR girişindeki $\text{KOİ}/\text{NH}_4^{+}\text{-N}$ oranını artırarak MBR'de denitrifikasyonu teşvik etmesi olarak düşünülebilir. MBR içerisinde zamanla zenginleşen nitrifikasyon bakterileri ve hızlı büyüyen heterotrofik bakteriler, membran yüzeyinde yoğun bir kek tabakası veya biyofilm oluşturmuştur. Bu durum, oksijen transferini engelleyen bir biyofilm oluşumuna yol açarak biyofilmin iç tabakasında denitrifikasyon koşullarının oluşmasına neden olabilir (Yang vd., 2009). Geleneksel denitrifikasyon süreci anoksik koşullarda gerçekleşmektedir. Buna rağmen aerobik koşullar altında denitrifikasyon yapabilen türlerin de bulunduğu bilinmekte olup, sistemimizde bu türlerin gelişmiş olabileceği de düşünülmektedir. Başka bir ifadeyle, aerobik denitrifikasyon, spesifik bakteri türleri tarafından geniş bir çözünmüş oksijen konsantrasyonu aralığında organik maddenin elektron vericisi olarak kullanıldığı, nitratın azot gazına dönüştürüldüğü biyolojik bir prosestir (M. Zhang vd., 2023). MBR ünitesindeki KOİ (Şekil 4.1) ve nitrat konsantrasyonlarındaki (Şekil 4.6) eş zamanlı azalma, membran yüzeyinde oluşan kek tabakasında gerçekleşen denitrifikasyon faaliyetini destekler niteliktedir. Literatürdeki örneklerden bir diğeri ise, denitrifikasyon yapan fosfat

biriktiren organizmalar (dPAO) olarak bilinen bazı aerobik denitrifikasyon yapan türlerin aktivitesidir. Bu türlerin aerobik ya da anoksik koşullar altında dış karbon kaynaklarını oksitleyerek enerji üretebildikleri ve elde ettikleri enerjiyi polifosfat olarak depolayabildikleri bildirilmiştir (Rout vd., 2017). Bu organizmalar, nitratı elektron alıcı olarak kullanarak hem denitrifikasyon (azot giderimi) hem de fosfor giderimini aynı anda gerçekleştirebilme yeteneğine sahiptir. MBR ünitesindeki 175. günden 191. güne kadar gerçekleşen nitrat konsantrasyonundaki düşüşe, fosfat konsantrasyonundaki azalmanın da eşlik etmesi (**Şekil 4.7**), daha düşük bir olasılıkla da olsa sistemde dPAO gelişiminin meydana gelmiş olabileceğini düşündürmektedir.

Periyot-4'te Bölüm 4.1'de de bahsedildiği gibi beslenen sentetik atıksu debisi iki katına çıkarılarak HRT yarıya düşürülmüştür. Sistem toplam 6 saatlik HRT'de işletilmiştir. HRT'deki bu değişim, MBBR-2'ye gelen KOİ yükleme oranını yaklaşık olarak 6,7 g-KOİ/(m².gün) ve amonyum yükleme hızını ise yaklaşık olarak 1,6 g-N/(m².gün) seviyesine yükseltmiştir (**Tablo 3.4**). Ayrıca, seri bağlı MBBR sisteminin toplam SRT, bir önceki periyottaki 3,93 gün seviyesinden 2,8±0,5 gün seviyesine gerilemiştir. Hem azalan HRT ve SRT koşulları, hem de yüzeysel KOİ yükleme hızlarının 5 g-KOİ/(m².gün)'ün (Hem vd., 1994) üzerine çıkmasıyla birlikte MBBR-2'deki nitrifikasyon performansı ani bir şekilde durmuş, amonyak konsantrasyonu ise 30 mg-N/L seviyelerine ulaşmıştır. Buna karşı olarak, MBR'de 6 saatten 3 saate düşürülen HRT, MBR'nin nitrifikasyon performansını olumsuz etkilememiştir. MBR çıkış suyundaki ortalama nitrat konsantrasyonu, periyot-3 ile benzer seviyelerde kalarak 46±6 mg-N/L ölçülmüştür ve toplam azot geri kazanım verimi %75'in üzerinde gerçekleşmiştir. MBMBR sistemine beslenen sentetik atıksuda bulunan toplam azot miktarı dikkate alındığında, azot geri kazanımındaki bu yüksek oranın; MBR tankındaki yüksek SRT kaynaklı biyokütle bozunmasından kaynaklandığı değerlendirilmektedir.

Çalışmanın son aşaması olan konfigürasyon-3 yani periyot-5'te önceki periyot ile hidrolik koşullar (toplam HRT 6 saat) sabit tutulmuştur. Ek olarak MBR ünitesinden MBBR-2'ye çamur geri devri başlatılmıştır. Çamur geri devri, kısa HRT altında dahi MBBR-2 ünitesinde nitrifikasyon sürecini yeniden başlatmaya yetmiştir. MBMBR sisteminin 245. günü yaşanan membran tıkanıklığı ve 252. günü yaşanan geri devir hattının tıkanması kaynaklı işletme problemleri MBBR-2 ve MBR ünitelerindeki nitrifikasyon verimliliğini kısa süreli düşürmüş olsa da problemlerin giderilmesinin hemen ardından sistem kendini

yeniden toparlamış ve nitrifikasyon performansı hızla eski seviyesine ulaşmıştır. MBBR-2'de amonyum oksidasyon hızı bu periyotta $0,92 \pm 0,4 \text{ g-NH}_4^+-\text{N}/(\text{m}^2.\text{gün})$ olarak hesaplanmıştır. Bu değer, çamur geri devrinin uygulanmadığı periyot-3'teki hıza ($0,65 \text{ g-NH}_4^+-\text{N}/(\text{m}^2.\text{gün})$) kıyasla oldukça yüksek seviyededir. Dolayısıyla çamur geri devri uygulaması yani, askıda ve bağlı büyüme süreçlerinin hibrit olarak kullanıldığı Entegre Sabit Filmlili Aktif Çamur Sistemi (IFAS) yaklaşımının, nitrifikasyon hızını önemli ölçüde arttırdığını kanıtlar niteliktedir. Literatürde de benzer şekilde (Di Trapani vd., 2011) IFAS sürecinde nitrifikasyon hızını $0,99 \text{ g-NH}_4^+-\text{N}/(\text{m}^2.\text{gün})$ olarak rapor etmiştir. MBBR-2 ve MBR'deki ortalama nitrat (NO_3^--N) konsantrasyonları, işletme problemlerinin yaşandığı günler (245. ve 252. günler) hariç tutulduğunda, sırasıyla, $32 \pm 4 \text{ mg/L}$ ve $48 \pm 2 \text{ mg/L}$ olarak gerçekleşmiştir. Bu periyotta MBMBR sisteminde azot geri kazanım verimliliği %78 olarak hesaplanmıştır. Elde edilen bu sonuçlar, MBMBR prosesinin suyun yeniden kullanımının yanı sıra tarımsal sulama için gerekli olan azot ve fosforun geri kazanımı açısından da oldukça umut verici bir sistem olduğunu göstermektedir.

Ayrıca. Periyot-4'te organik yükleme hızının $5 \text{ g-KOI}/(\text{m}^2.\text{gün})$ değerini aştığı durumda MBBR-2'deki nitrifikasyonun tamamen durduğu ve reaktörün sadece KOİ oksidasyonu gerçekleştirdiği dikkat çekicidir. Ancak, periyot-5'te MBR'den çamur geri devri başlatılmasıyla, aynı reaktörde askıda ve bağlı büyümenin birlikte çalışması sağlanmış ve nitrifikasyon hızı tekrar $1,0 \text{ g-NH}_4^+-\text{N}/(\text{m}^2.\text{gün})$ seviyelerine yaklaşmıştır. Seri bağlı MBBR konfigürasyonundaki (konfigürasyon-2 ve konfigürasyon-3), en önemli avantaj, ardışık reaktörlerin görev paylaşımı yapabilmesidir. İlk reaktörde (MBBR-1) organik madde giderilirken, sonraki reaktörde (MBBR-2) heterotrofik ve ototrofik (nitrifikasyon yapan) bakteriler ayrı ayrı çoğalabilmektedir. Bu sayede, daha düşük hacimde daha yüksek arıtma verimliliği elde edilebilmektedir.

Sonuç olarak, nitrifikasyon performansı açısından, Konfigürasyon-2, konfigürasyon-1'den daha iyi performans göstermiştir, çünkü tek bir MBBR'de (Konfigürasyon-1) nitrifikasyon tespit edilmemiştir, ancak iki MBBR seri olarak bağlandığında (Konfigürasyon-2) nitrifikasyon hızı $0,65 \text{ g-NH}_4^+-\text{N}/(\text{m}^2.\text{gün})$ 'e kadar artmıştır. Konfigürasyon-3 ise incelenen alternatifler arasında en iyi performans gösteren konfigürasyon olmuştur, çünkü MBBR-2'ye çamur geri devri ile hibrit olarak askıda ve bağlı büyüme teşvik edilerek nitrifikasyon hızı $0,92 \text{ g-NH}_4^+-\text{N}/(\text{m}^2.\text{gün})$ değerine ulaşmıştır.

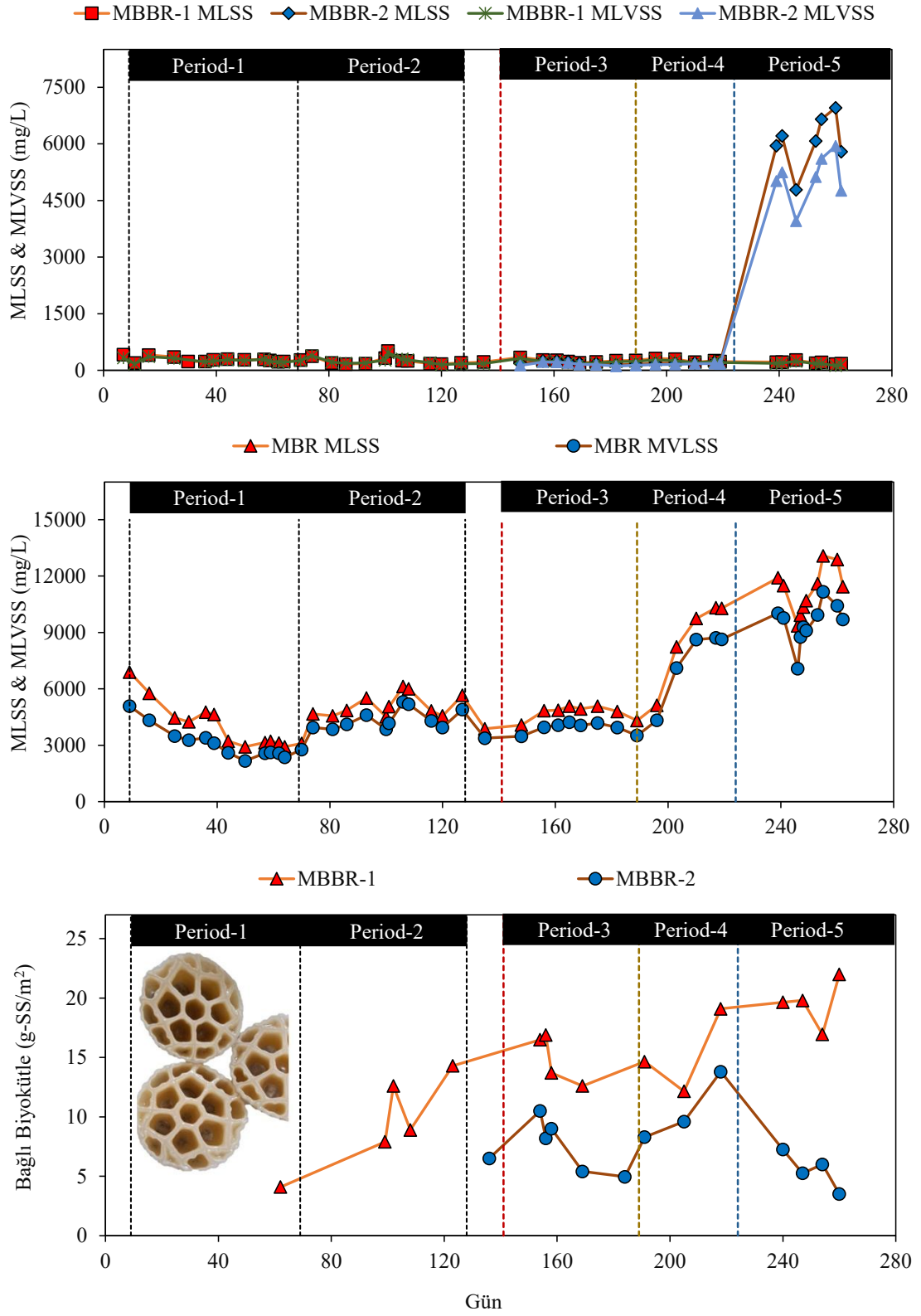
4.4. MBMBR Konfigürasyonlarındaki AKM, UAKM ve Bağlı Biyokütle Konsantrasyonları

Çalışma boyunca MBMBR sisteminin üç farklı konfigürasyonu, beş periyot olarak işletilmiştir. Konfigürasyonlardaki çalışma koşulları önceki bölümlerde verilmiştir. MBMBR sistemindeki biyokütle gelişimi; reaktörlerdeki AKM (MLSS), UAKM (MLVSS) ve biyotayıyıcılar üzerindeki biyofilm miktarları üzerinden takip edilmiştir. Biyoreaktörlerdeki AKM ve UAKM konsantrasyonlarındaki değişimler **Şekil 4.8**'de gösterilmiştir. Konfigürasyon-1'e bakıldığında MBBR ünitesinde HRT'nin 12 saat'de tutulduğu periyot-1'de AKM konsantrasyonu ortalama 266 ± 28 mg/L iken, UAKM konsantrasyonu ise ortalama 252 ± 33 mg/L'dir. MBBR ünitesinde HRT'nin 6 saat tutulduğu periyot-2'de AKM konsantrasyonu ortalama 259 ± 115 mg/L iken, UAKM konsantrasyonu ise ortalama 256 ± 102 mg/L seviyesinde ölçülmüştür. Konfigürasyon-1'deki değişen HRT koşulları değerlendirildiğinde MBBR ünitesindeki AKM ve UAKM konsantrasyonları çok fark göstermemiş olup neredeyse sabit kalmıştır.

Konfigürasyon-2'de, iki seri bağlanmış MBBR ünitesi (MBBR-1 ve MBBR-2) eşit HRT koşullarında işletilmiştir. MBBR ünitelerinde, periyot-3'te HRT 3 saat, periyot-4'te HRT 1,5 saat olarak tutulmuştur. Ancak konfigürasyon-2'deki periyotlarda da MBBR'lerdeki AKM ve UAKM konsantrasyonlarında önemli bir değişim gözlenmemiştir. HRT'nin 3 saat tutulduğu periyot-3'te MBBR-1'deki AKM konsantrasyonu ortalama 258 ± 47 mg/L değerindeyken, UAKM konsantrasyonu ise ortalama 227 ± 46 mg/L seviyesinde ölçülmüştür. MBBR-2'deki AKM konsantrasyonu ortalama 208 ± 40 mg/L seviyesindeyken, UAKM konsantrasyonu ise ortalama olarak 170 ± 44 mg/L seviyesinde ölçülmüştür. HRT'nin 1,5 saat tutulduğu periyot-4'te MBBR-1'deki AKM konsantrasyonu ortalama 235 ± 19 mg/L değerindeyken, UAKM konsantrasyonu ise ortalama 215 ± 17 mg/L seviyesinde ölçülmüştür. MBBR-2'deki AKM konsantrasyonu ortalama 205 ± 13 mg/L seviyesindeyken, UAKM konsantrasyonu ise ortalama olarak 177 ± 6 mg/L seviyesinde ölçülmüştür. MBBR-2'deki AKM ve UAKM konsantrasyonlarına bakıldığında, MBBR-1'e kıyasla bir miktar daha düşük olmasının sebebi, MBBR-1 reaktöründen koparak gelen biyokütlenin, MBBR-2 reaktöründeki biyotayıyıcılar üzerinde tutunmasından kaynaklanmasıyla açıklanabilir. Literatür taraması yapıldığında, geleneksel MBBR çıkışındaki düşük biyokütle konsantrasyonu ile

ilgili benzer sonuçlar raporlanmıştır. Deng vd. (2016) tarafından yapılan çalışmada, MBBR’lerdeki AKM konsantrasyonunun ortalama 250-260 mg/L, UAKM konsantrasyonunun ise 240-250 mg/L aralığında olduğu rapor edilmiştir. Bu çalışmaya benzer şekilde, (Leiknes & Ødegaard, 2007) MBBR çıkışındaki AKM konsantrasyonlarının düşük ve yüksek debilerde sırasıyla 88 ve 126 mg/L olduğunu bildirmişlerdir.

Konfigürasyon-3’e bakıldığında çalışmanın son aşaması olan periyot-5’te MBR çamurunun MBBR-2’ye geri devri sağlanmıştır. MBBR ünitelerinin her ikisinde de HRT 1,5 saat tutularak işleme devam edilmiştir. MBBR-1’deki AKM ve UAKM konsantrasyonları oldukça benzer olup, ortalama olarak sırasıyla 208 ± 35 mg/L ve 180 ± 36 mg/L seviyesinde ölçülmüştür (**Şekil 4.8a**). MBR çamurundan MBBR-2’ye geri devir yapılmasıyla birlikte MBBR-2’nin AKM konsantrasyonu 6369 ± 530 mg/L seviyesinde ölçülürken, UAKM konsantrasyonu ise 5357 ± 524 mg/L seviyesinde ölçülerek ciddi bir artış göstermiştir (**Şekil 4.8a**). Bu durum, çamur geri devri sayesinde MBBR-2 ünitesinde hem askıda hem de bağlı tutunmuş (hibrit) biyokütlenin eş zamanlı kullanıldığı IFAS (entegre sabit filmlili aktif çamur) sisteminin başarıyla oluşturulduğunu göstermektedir.



Şekil 4.8 a) MBBR’lerdeki AKM-UAKM, b) MBR’deki AKM ve UAKM c) MBBR’lerdeki Bağlı Biyokütle Konsantrasyonu Değişimleri

MBBR-1'in çıkışındaki UAKM konsantrasyonu, değişen HRT koşullarından bağımsız olarak tüm işletim süresince kararlı seyretmiş ve önemli ölçüde değişime uğramayarak ortalama 236 ± 66 mg/L olarak kaydedilmiştir. Bağlı biyokütlenin kararlı durumda olduğu kabul edilerek yapılan hesaplamalarda, periyot-1'de SRT yaklaşık 3 gün iken; periyot-2 ve periyot-3'te SRT sırasıyla $2,3 \pm 0,5$ ve $2,4 \pm 0,2$ gün seviyelerine düşüş göstermiştir. Konfigürasyon-2'de HRT'nin yarıya düşürülmesine rağmen (periyot-3), SRT'nin periyot-2 ile benzer seviyelerde kalması oldukça dikkat çekicidir. HRT'nin 1,5 saat olarak işletildiği periyot-4 ve periyot-5'te ise SRT belirgin bir düşüşle ortalama $1,4 \pm 0,5$ gün olarak hesaplanmıştır. Düşük SRT koşulları (1,5-3,0 gün), MBBR-1'de gözlenen biyokütle verim katsayısının (Y_{obs}) yüksek çıkmasına neden olmuş ve işletme süresince ortalama $0,52 \pm 0,16$ g-UAKM/g-KOI olarak ölçülmüştür. Literatürde önceki çalışmalarda da aynı şekilde düşük SRT koşullarında yüksek Y_{obs} değerleri bildirilmiştir (Akanyeti vd., 2010; Yılmaz vd., 2024). Daha önceki alt başlıklarda da tartışıldığı üzere MBBR-1'deki KOI'nin büyük kısmının tüketilmesi, sonraki ünitelerde substrat kısıtlamasına sebebiyet vermiştir. MBR'deki uzun SRT ve sınırlı substrat miktarı biyokütle bozunmasına (çürümesine) yol açmış olup, genel Y_{obs} değerinde önemli bir azalmaya neden olmuştur.

Biyotaşıyıcılar üzerindeki bağlı biyokütle konsantrasyonlarının değişimi g-SS/m² (g-AKM/m²) cinsinden **Şekil 4.8c'**de verilmiştir. Periyot-1'in sonunda (HRT= 12 saat), MBBR-1'deki bağlı biyokütle konsantrasyonu 4,1 g-SS/m² olarak ölçülmüş olup bu değer hacim bazlı konsantrasyon cinsinden 1,2 g-SS/L'ye karşılık gelmektedir. Önceki başlıklarda da tartışıldığı gibi askıda biyokütle konsantrasyonu yaklaşık 0,25 g/L olması; MBBR'deki arıtma veriminden birincil olarak bağlı biyokütlenin sorumlu olduğunu göstermektedir. HRT'nin 6 saate düşürülmesi ve artan organik yükleme ile birlikte, biyotaşıyıcılar üzerindeki biyokütle konsantrasyonu önemli derecede yükseliş göstererek 11 ± 3 g-SS/m² (hacimsel bazda 1,2 g/L'den 3,2 g/L'ye) seviyesine yükselmiştir (**Şekil 4.8c**). Dikkat çekici bir bulgu olarak; HRT'nin azalmasıyla bağlı biyokütle konsantrasyonunun yaklaşık üç katına çıkmasına rağmen, Periyot-1 ve Periyot-2'deki MBBR çıkış askıda biyokütle konsantrasyonları birbirine yakın seyretmiş ve sırasıyla ortalama 266 mg/L ve 259 mg/L olarak kaydedilmiştir. Bu durum MBBR teknolojisinin geleneksel askıda büyüme sistemlerine göre en önemli avantajlarından birini ortaya koymaktadır. Yüksek organik yüklemde biyokütle ve toplam biyokütle konsantrasyonu artsa bile sonraki ünitelere yani membrana giden sıvı fazdaki AKM konsantrasyonu

değişmeden aynı kalmıştır. Bu özellik mevcut geleneksel sistemlerin kapasite artışı ve iyileştirilmesi için MBBR prosesinin güvenle uygulanabileceğini göstermektedir.

Konfigürasyon-2’de MBBR-1 reaktöründe HRT’nin 3 saate düşürülmesiyle, bağlı biyokütle konsantrasyonu $15 \pm 2,1$ g-SS/m² (g-AKM/m²) seviyesine (yaklaşık $4,5 \pm 0,6$ g/L) yükselmiştir. Bu süreçte sistem HRT’sinin azalması bağlı biyokütle konsantrasyonlarında önemli bir artışa neden olurken, askıda biyokütle konsantrasyonu bu değişimden etkilenmemiştir. HRT’nin 1,5 saate düşürüldüğü periyot-4 ve periyot-5’te bağlı biyokütle konsantrasyonu 18 ± 4 g/m² değerine, yani hacimsel bazda $5,3 \pm 1$ g/L toplam biyokütle yoğunluğuna ulaşmıştır. HRT’nin yarıya düşürülmesiyle organik yükleme hızı iki katına çıkmasına rağmen, biyotaşıyıcı medya üzerindeki bağlı biyokütle konsantrasyonu yaklaşık %15 civarında artmıştır. Bu durum plastik taşıyıcı medyanın maksimum kapasitede biyokütle taşıma kapasitesine (~ 20 -25 g-SS/m²) ulaşıldığı bilgisini vermektedir. Bu nedenle, yüksek organik yükleme hızlarında seri bağlı MBBR kullanımı; biyotaşıyıcıların maksimum kapasitede değerlendirilmesine imkan tanıyarak daha ekonomik bir proses tasarımı elde edilmesini sağlamaktadır.

Konfigürasyon-2 ile birlikte (periyot-3) sisteme ikinci bir MBBR ünitesi eklenmiştir. Periyot-3’te MBBR-1’in çıkışındaki KOİ konsantrasyonu ortalama 40 mg/L, heterotrofik büyümeyi desteklemek için oldukça düşüktür. Bu sebeple, MBBR-2 periyot-3’te ilk öncelikli olarak ana nitrifikasyon prosesi olarak kullanılmıştır (**Şekil 4.6**). Buna karşın, MBBR-1 çıkış suyunda ortalama 27 mg/L olan amonyum konsantrasyonu, MBBR-2 çıkış suyunda 2 mg/L seviyesine kadar düşmüştür (**Şekil 4.4**). Organik maddenin büyük kısmının ilk reaktörde giderilmiş olması sayesinde, MBBR-2 reaktöründeki taşıyıcılar üzerinde heterotrofik rekabetin olmadığı bir ortamda ototrofik (nitrifikasyon yapan) organizmalar baskın hale gelmiş ve güvenli olarak korunmuştur. Periyot-3’te MBBR-2 reaktöründeki biyotaşıyıcılardaki biyofilm miktarı $7,6 \pm 2,4$ g/m² olarak ölçülmüştür (**Şekil 4.8c**). Literatürde yapılmış önceki çalışmalarda da belirtildiği üzere, kademeli seri bağlı MBBR proseslerinin önemli avantajlarından biri, farklı biyoreaktör ünitelerinde spesifik biyokütlenin gelişmesidir (Casas vd., 2015; Ødegaard, 2006). Periyot-4’te HRT’nin yarıya düşürülmesiyle MBBR-1 çıkış suyundaki KOİ konsantrasyonu yaklaşık olarak 40 mg/L seviyesinden 125 mg/L seviyelerine yükselmesine sebep olmuş ve MBBR-2 reaktörüne gelen organik yük artmıştır. Bu durum nitrifikasyon performansını olumsuz etkileyerek MBBR-2’de amonyum konsantrasyonunu 2 mg/L’den 30 mg/L’ye

yükselmesine ve MBBR-2 çıkış suyundaki nitrat üretiminin 25 mg/L seviyesinden 1,2 mg/L seviyelerine kadar düşmesine neden olmuştur. Artan organik yükleme, biyofilm yapısının ototrof ağırlıklı yapıdan heterotrof ağırlıklı yapıya kaymasına yol açarak bağlı biyokütle miktarının $10,6 \pm 2,9$ g/m² (yaklaşık $3,2 \pm 0,9$ g/L) seviyesine yükselmesine sebep olmuştur (**Şekil 4.8c**). Daha önceki bölümlerde de tartışıldığı üzere, MBBR-2'nin çıkış suyundaki askıda biyokütle konsantrasyonları yaklaşık olarak 0,2 g/L civarında gözlemlenmiş olup bununla beraber, biyodegradasyon ise esasen bağlı biyokütle tarafından gerçekleştirilmiştir.

Son periyotta (periyot-5) çamur geri devri sağlanması ile konfigürasyon-3 işleme alınmıştır. Çamur geri devri ile MBBR-2 reaktöründeki AKM konsantrasyonu 6400 mg/L seviyelerine yükselmiştir (**Şekil 4.8a**). AKM'deki bu artış aynı substrat için askıdaki ve bağlı biyokütle arasında KOİ ve amonyum için rekabetin artmasına sebep olmuştur. Bu rekabete bağlı olarak biyotayıyıcılar üzerindeki bağlı biyokütle konsantrasyonu $5 \pm 1,3$ g/m² seviyesine gerilemiş ve önemli oranda azalmıştır. Askıda ve bağlı biyokütlenin hibrit olarak kullanımı, kısa HRT koşullarında bile nitrifikasyon sürecinin tekrardan başlamasını sağlamıştır.

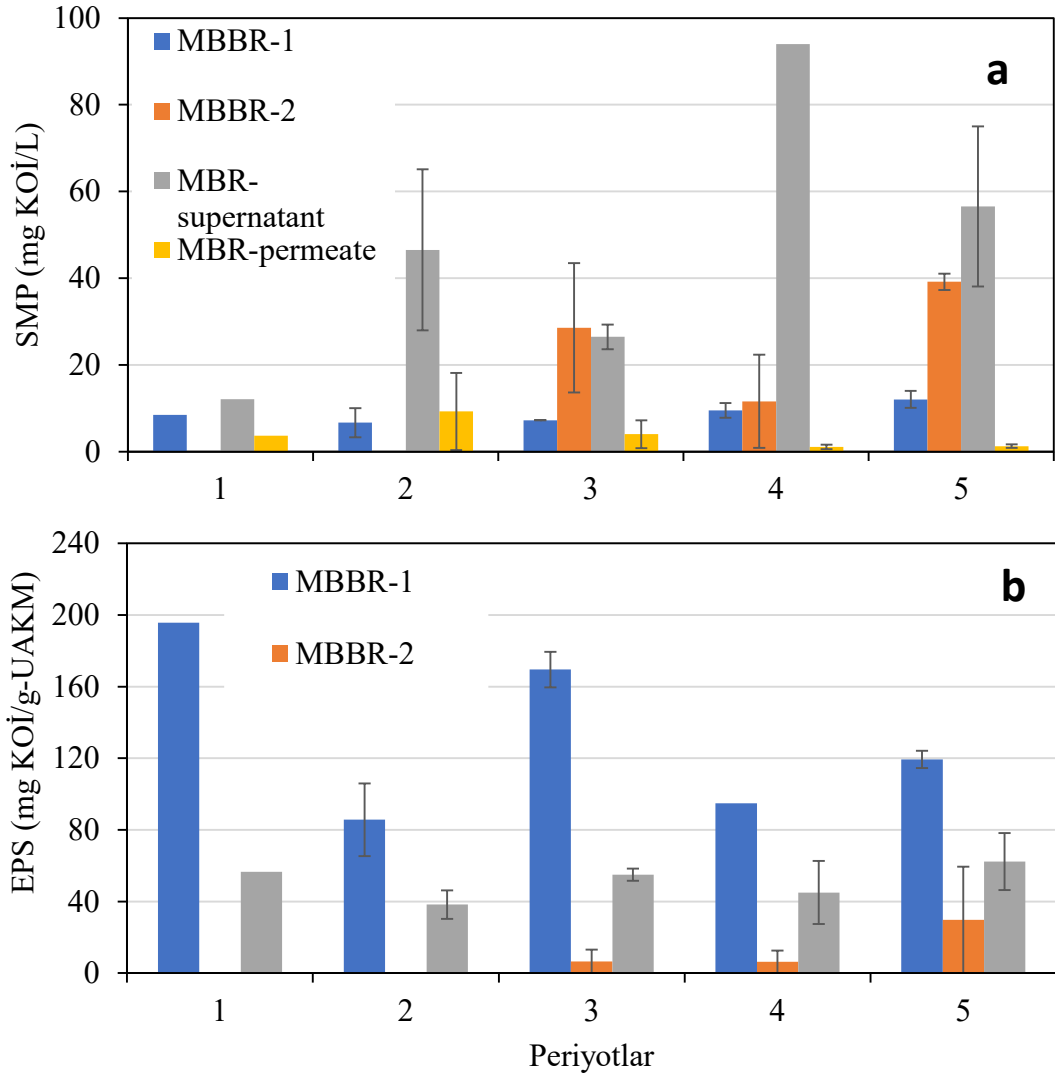
MBR sürecinde, SRT tüm işletim süresince 20 gün olarak sabit tutulmuştur. Periyot-1'de MBR'deki HRT 12 saat olarak işletilmiş, reaktördeki ortalama AKM 3093 ± 139 mg/L ve UAKM ise 2485 ± 181 mg/L olarak kaydedilmiştir. Kütle dengesi hesaplamasına göre, MBR'de UAKM konsantrasyonu yaklaşık olarak 10 g/L olmalıyken bu değer yaklaşık olarak 2,5 g/L olarak ölçülmüştür. Bu büyük fark, MBR ünitesindeki sınırlı substrat miktarından kaynaklanan biyokütle bozunması ile açıklanmaktadır. MBR'deki biyokütle bozunma hızı yaklaşık olarak 0,38 g-UAKM/(L-MBR.gün) olarak hesaplanmıştır. Periyot-2'de HRT MBR'de 6 saate düşürülmesiyle ortalama AKM 5285 ± 631 mg/L ve UAKM ise 4534 ± 555 mg/L seviyelerine yükselmiştir (**Şekil 4.8b**). Periyot-3'te AKM konsantrasyonu ve UAKM konsantrasyonu sırasıyla 4813 ± 342 mg/L ve 3990 ± 248 mg/L seviyesinde kaydedilerek HRT sabit tutulduğu için önceki periyot ile benzer sonuçlar elde edilmiştir. MBR'deki biyokütle bozunma oranı ise 0,482 g-UAKM/(L-MBR.gün) olarak hesaplanmıştır. Periyot-4'te HRT yarıya (3 saat) düşürülmesiyle biyokütle konsantrasyonlarında belirgin bir artış meydana gelerek AKM konsantrasyonu 10120 ± 321 mg/L'ye yükselirken, UAKM konsantrasyonu ise 8660 ± 53 mg/L'ye ulaşmıştır (**Şekil 4.8b**). Çamur geri devrinin uygulandığı periyot-5'te, AKM ve UAKM

konsantrasyonlarında önemli bir değişim gözlemlenmemiş olup, bu konsantrasyonlar sırasıyla 11273 ± 1208 mg/L ve 9522 ± 1097 mg/L seviyesinde kalmıştır.

Reaktörün işletilmesi süresince gözlemlenen biyokütle dönüşüm katsayısı (Y_{obs}), periyotlar arasında önemli derecede değişiklik göstermemiştir. Ortalama olarak $0,11 \pm 0,01$ g-UAKM/g-KOİ olarak kaydedilmiştir. Literatürde, benzer bir çalışmada, 20 ve 30 günlük SRT'lerde Y_{obs} değerleri sırasıyla 0,148 ve 0,102 g-UAKM/g-KOİ olarak rapor edilmiştir (Yılmaz vd., 2023). Bu tez çalışmasında elde edilen MBMBR'nin ortalama Y_{obs} değeri ($0,11$ g-UAKM/g-KOİ), 30 günlük SRT'de (Yılmaz vd., 2023) tarafından rapor edilen değere ($0,102$ g-UAKM/g-KOİ) çok yakındır. Bu değerlerin birbirine yakın olması, MBBR ünitelerindeki bağlı büyüme katkısıyla açıklanmaktadır. MBBR ve MBR seri olarak çalıştırılması, sistemin toplam SRT'sini artırmış ve yapılan hesaplamalara göre toplam SRT'nin 28 ile 35 gün arasında değiştiği, ortalama 32 ± 3 gün olduğu hesaplanmıştır. Dolayısıyla, bağlı biyokütlenin katkısıyla artan toplam SRT bir yandan çamur üretimini azaltırken (düşük Y_{obs}), aynı zamanda biyokütle bozunmasındaki artışa ve daha önceki bölümlerde de tartışılan nitrat üretimindeki artışa da neden olmuştur.

4.5. MBMBR Sisteminin EPS, SMP, CST ve Viskozite Değişiklikleri

MBMBR sisteminin işletimi boyunca farklı reaktörlerdeki Çözünmüş Mikrobiyal Ürünlerin (SMP) ve Hücre Dışı Polimerik Maddelerin (EPS) konsantrasyonlarının değişimi Şekil 4.9'da verilmiştir. MBBR-1'deki SMP konsantrasyonları işletme koşullarından bağımsız olarak kararlı denge durumu korunmuş ve ortalama olarak $8,4 \pm 2,9$ mg-KOİ/L seviyesinde kalmıştır. MBBR-2'de ise SMP konsantrasyonu, periyot-4'te yaklaşık 12 mg-KOİ/L gözlemlenirken MBR'den çamur geri devrinin sağlandığı periyot-5'te belirgin bir artış gözlemlenip bu değer yaklaşık olarak 40 mg-KOİ/L seviyesine kadar yükselmiştir. MBBR-2 ünitesinin SMP konsantrasyonundaki bu artış, çamur geri devri ile birlikte MBR'de bulunan yüksek SMP'nin bir kısmının MBBR-2'ye taşındığını göstermektedir. MBR süpernatantındaki SMP konsantrasyonu, membran filtrasyon performansı üzerinde doğrudan büyük öneme sahiptir. MBR'deki HRT'nin 12 saat olduğu periyot-1'de SMP konsantrasyonu 12 mg-KOİ/L iken, HRT'nin 6 saate düşürüldüğü periyot-2'de yaklaşık dört kat artarak 47 mg-KOİ/L seviyelerine yükselmesine neden olmuştur. (Şekil 4.9a).



Şekil 4.9 Farklı Periyotlarda a) SMP, b) EPS Konsantrasyonlarının Değişimi

HRT'nin düşürülmesi arıtma performansını önemli derecede etkilemese de SMP konsantrasyonu, membran tıkanıklığını etkileyebilecek bir faktör olarak önemli derecede arttırdığını ortaya koymaktadır. Konfigürasyon-1'de MBR ünitesine bakıldığında her iki periyotta da (periyot-1 ve periyot-2) SMP önemli ölçüde tutulmuş ve MBR çıkış suundaki (permeat) SMP konsantrasyonları sırasıyla yaklaşık olarak 4 ve 9 mg/L KOİ seviyelerinde ölçülmüştür. Bu durum SMP'nin büyük bir kısmının membran yüzeyinde oluşan kek tabakası tarafından fiziksel olarak tutulduğunu veya biyolojik olarak parçalandığını kanıtlar niteliktedir.

Konfigürasyon-2'de sisteme seri bağlı ikinci MBBR eklenmiş olup (periyot-3), HRT önceki periyotla sabit olacak şekilde 6 saat tutulmuştur. MBBR-2'nin sisteme

eklenmesiyle MBR süpernatantındaki SMP konsantrasyonu 27 mg-KOİ/L seviyesine gerilemiştir; bu da seri bağlı MBBR kullanımının MBR süpernatantındaki SMP yükünü azaltarak membran kirlenmesini hafifletici bir etki yarattığını göstermiştir. Periyot-4'te HRT'nin yarıya düşürülmesiyle SMP konsantrasyonu tekrar yükselerek önemli bir artış göstererek ortalama olarak 94 mg/L'ye yükselmiştir ve bu değerle birlikte sistemin en yüksek SMP konsantrasyonu seviyesine ulaşmıştır. SMP konsantrasyonundaki bu önemli artış, MBR süpernatantının membran tıkanma eğilimini arttırdığını göstermektedir. Çalışmanın son aşaması olan konfigürasyon-3 yani periyot-5'te ise HRT önceki periyotla aynı tutularak MBR çamurunun MBBR-2'ye geri devri sağlanmıştır. Çamur geri devri ile proses hibrit (IFAS) olarak çalıştırılarak askıda ve bağlı biyokütlenin aynı anda kullanılmasına olanak sağlamıştır. Periyot-5'te MBR süpernatantındaki SMP konsantrasyonu yaklaşık olarak 57 mg/L değerine düşmüştür. Bu sonuç, hibrit sistemin (IFAS-MBR) membran kirlenme potansiyelini azaltmada, membran filtrasyon performansı açısından MBMBR prosesine kıyasla iyi performans göstererek daha avantajlı olabileceğini işaret etmektedir.

EPS konsantrasyonları (**Şekil 4.9b**) değerlendirildiğinde ise, MBBR-1'de toplam EPS konsantrasyonları değişen işletme koşullarına bağlı olarak 86 ile 196 mg-KOİ/(g-UAKM) arasında değişiklik göstermiştir. Periyot-1'de yaklaşık olarak 196 mg-KOİ/(g-UAKM) seviyesinde olan EPS konsantrasyonu, periyot-2'de HRT'nin yarıya düşürülmesiyle yaklaşık 86 mg-KOİ/(g-UAKM) seviyesine düşmüştür. MBBR-1'de HRT'nin 1,5 saat olarak tutulduğu periyot-4 ve periyot-5'te ise ortalama EPS konsantrasyonu yaklaşık 110 mg-KOİ/(g-UAKM) seviyelerinde seyretmiştir. MBMBR sisteminin işletimi boyunca MBBR-1 için EPS konsantrasyonu ise ortalama 121 ± 44 mg-KOİ/(g-UAKM) olarak kaydedilmiştir.

İşletme boyunca MBBR-2'deki EPS konsantrasyonu MBBR-1 ile karşılaştırıldığında oldukça düşük kalmıştır. Bu durum MBBR-2'deki sınırlı substrat (besin) koşulları altında, mikroorganizmaların EPS'yi bir karbon ve enerji kaynağı olarak tüketmesiyle açıklanabilir. EPS'nin biyolojik olarak parçalanması, ortamdaki SMP'nin artmasına sebep olmaktadır. Bu durum göz önünde bulundurulduğunda MBBR-2'deki EPS kullanımı SMP konsantrasyonunda artışa sebep olmuş olabilir çünkü periyot-3'te SMP konsantrasyonlarına bakıldığında MBBR-1'de 7,5 mg/L olan değer MBBR-2'de 29 mg-KOİ/L değerine yükselmiştir. MBR süpernatantına bakıldığında, işletim boyunca EPS

konsantrasyonunda önemli sayılacak bir değişiklik göstermeyerek 49 ± 13 mg-KOI/(g-UAKM) seviyesinde kalmıştır. MBR'deki SRT'nin 20 gün gibi uzun bir sürede sabit tutulması, biyokütlenin bozunmasına yol açmıştır. MBR sürecindeki uzun SRT koşulları, EPS konsantrasyonunun artmasına neden olmuştur.

MBMR'ın her bir ünitesinde işletim süresince SMP ve EPS konsantrasyonlarının değişimi **Tablo 4.1**'de verilmiştir. MBBR-1'deki SMP içeriğinin yaklaşık %60'ını karbonhidrat fraksiyonu oluştururken, MBBR-2 ile MBR'deki karbonhidrat fraksiyonunda önemli bir artış gözlenmiştir. Membran filtrasyon performansı dikkate alındığında, sistemin %90'lık SMP tutma (giderme) verimine sahip olduğu belirlenmiştir. MBR süpernatantındaki yüksek karbonhidrat oranı ve membranın bu maddeleri tutma kapasitesi birlikte değerlendirildiğinde, membran yüzeyinde oluşan kek tabakasının yüksek oranda karbonhidratlardan meydana geldiği söylenebilir. Literatürde (Yılmaz vd., 2024) tarafından yapılan benzer bir çalışmada da MBR süpernatantında yüksek karbonhidrat fraksiyonunun membran kirlenmesinde baskın rol oynadığı rapor edilmiştir.

MBBR-1'de gevşek bağlı EPS (LB-EPS) fraksiyonu yaklaşık olarak toplam EPS içeriğinin %33'ü olarak belirlenmiştir. Ancak sistemin ilerleyen kademeleri olan MBBR-2 ve MBR ünitesinde bu değer önemli oranda azalmış olup, yaklaşık %14-15 seviyelerine kadar düşmüştür. Bu durum, biyokütlenin yaşılandıkça veya stres koşulları altında EPS yapısının daha sıkı (TB-EPS) bir forma dönüştüğünü işaret etmektedir. Bununla birlikte, gevşek bağlı EPS'nin karbonhidrat fraksiyonu MBBR-1'de yaklaşık %34 seviyesinden MBBR-2 ve MBR'de %48-49 seviyelerine kadar yükselmiştir. Benzer şekilde; MBBR-1 ünitesinde yaklaşık %43 seviyesinde olan sıkı bağlı EPS (TB-EPS) karbonhidrat fraksiyonu, MBBR-2 ve MBR ünitelerinde %66-69 seviyelerine kadar yükselmiştir. Elde edilen bu veriler, MBBR-2 ve MBR'deki hem SMP hem de EPS'nin ağırlıklı olarak karbonhidratlardan oluştuğunu göstermektedir. Karbonhidratların proteinlere kıyasla daha yapışkan ve hidrofilik yapıda olduğu bilindiğinden, MBR ünitesindeki bu yüksek karbonhidrat içeriği, membran yüzeyinde oluşan kek tabakasının direncini artıran temel faktörlerden biridir.

Tablo 4.1 Tüm İşletim Süresince MBMBR Ünitelerinin SMP ve EPS Konsantrasyonları

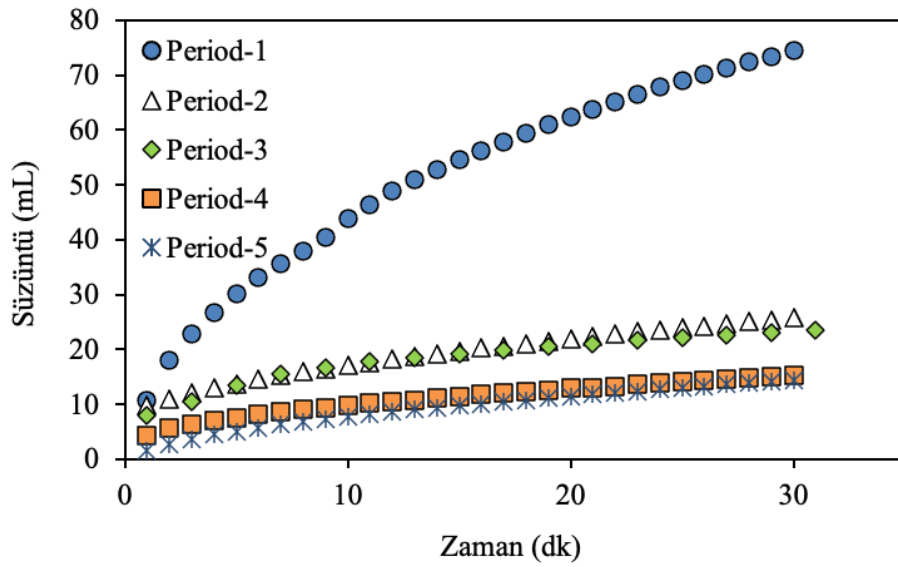
Parametre	MBBR-1	MBBR-2	MBR- süpernatant	MBR- permeat
SMP				
Toplam SMP	8,4±2,9	26,4±14,9	45,8±25,4	4,8±6,2
SMP-Protein	3,3±1,3	1,1±1,7	1,6±2,7	0,4±0,4
SMP-Karbonhidrat	5,2±1,9	25,3±16,4	44,3±23,4	4,5±6,4
EPS				
LB-EPS	37,4±18,8	2,1±0,5	6,8±3,3	
EPS-Protein	24,7±13,6	1,1±0,4	3,5±2,7	
EPS-Karbonhidrat	12,7±6,5	1,0±0,8	3,3±0,8	
TB-EPS	77,2±32,6	12,1±11,7	41,8±13,1	
EPS-Protein	43,9±22,4	4,2±1,9	13,1±3,6	
EPS-Karbonhidrat	33,3±14,4	8,0±10,0	28,7±12,1	

Membran filtrasyon direncini etkileyen bir diğer kritik parametre olan çamur viskozitesi incelendiğinde, periyot-2 ve periyot-4 arasında çoğunlukla önemli bir değişim göstermeyerek ortalama 4,1±0,7 cP olarak ölçülmüştür. Ancak çamur geri devrinin uygulandığı ve biyokütle konsantrasyonunun önemli şekilde arttığı periyot-5'te, viskozite seviyesi yaklaşık olarak 14±4,8 cP'ye yükselmiştir (**Şekil 4.12**). Bu önemli artışın, hem geri devirle artan katı madde konsantrasyonundan (AKM>10.000 mg/L) hem de değişen süpernatant özelliklerinden (yüksek SMP ve karbonhidrat birikimi) kaynaklandığı değerlendirilmektedir.

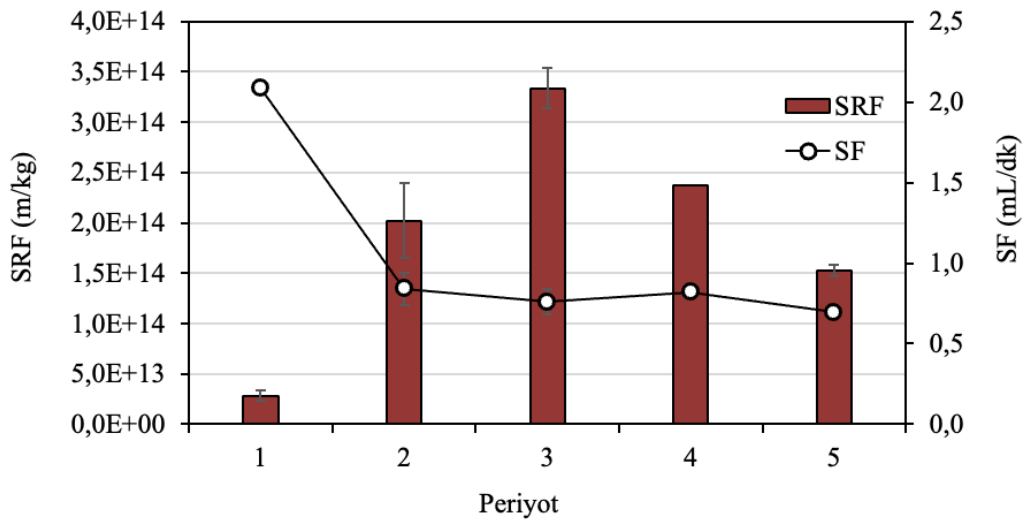
4.6. Membran Filtrasyon Performansı

Membran filtrasyon performansı **Şekil 4.10**'da verilmiştir. Çamurun filtrelenebilirliğinin en önemli göstergelerinden olan filtrasyona karşı özgül direnç (SRF) ve çamur filtrasyon (SF) testleri değerlendirildiğinde, en düşük (en iyi) SRF değeri, süpernatanttaki SMP konsantrasyonunun minimum, SF değerinin ise en yüksek olduğu periyot-1'de gözlemlenmiştir (**Şekil 4.11**). İlerleyen periyotlarda HRT'nin yarıya düşürülmesi SRF değerlerinde önemli bir artışa neden olmuştur. Hibrit sistem uygulanan periyot-5'te

çamur geri devrinin eklenmesiyle SRF’de önemli oranda düşürmüştür (Şekil 4.11), bu durum SMP konsantrasyonundaki azalmayla paralellik göstermiştir (Şekil 4.9). Dolayısıyla tüm bu değerlendirmeler göz önüne alındığında filtrasyon testleri olan SRF ve SF ile SMP konsantrasyonu arasında güçlü bir bağlantı bulunmaktadır. Tüm sonuçlar hesaba alındığında, biyoreaktörlerin işletim koşullarının hem çamur özelliklerini hem de süpernatant özelliklerini ve dolayısıyla da filtrasyon performansını açıkça etkilediği görülmektedir.

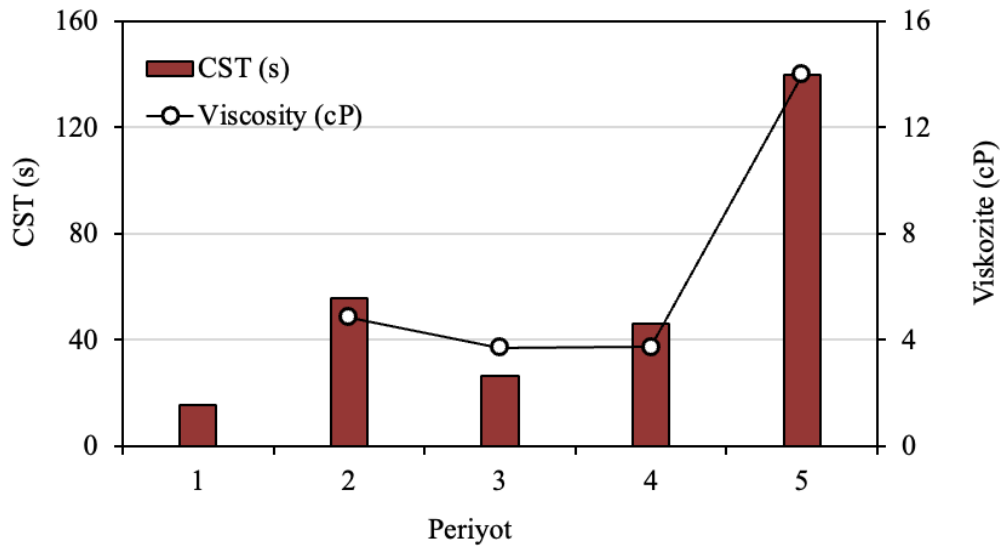


Şekil 4.10 Membran Filtrasyon Performansı



Şekil 4.11 MBR Çamurunun SF, SRF Değerleri

SRF, SF ve SMP sonuçlarına bakıldığında bunlara benzer şekilde kapiler emme süresi (CST)'nin en düşük değeri periyot-1'de yaklaşık 16 ± 3 saniye olarak kaydedilmiştir (**Şekil 4.12**). Sonraki periyotlarda CST değeri artış göstererek periyot-2, periyot-3 ve periyot-4'te ortalama olarak 43 ± 15 saniye olarak kaydedilmiştir. Çamur geri devrinin sağlandığı ve AKM konsantrasyonunun en yüksek seviyeye ulaştığı hibrit sistem olarak işletilen periyot-5'te, CST önemli oranda yükselerek maksimum seviyesi olan 140 ± 31 saniyeye kadar yükselmiştir. Bu durum, çamur viskozitesindeki değişim değerleriyle birebir uyumlu sonuçlanmıştır. Viskozite değerleri de periyot-2 ve periyot-4'te benzer oranlarda kalıp, periyot-5'te önemli derecede artış (14 ± 4.8 cP) göstermiştir (**Şekil 4.12**). Sonuç olarak, periyot-5'te artan biyokütle konsantrasyonu viskoziteyi artırmış ve artan viskozite ise çamurun su bırakma yeteneğini (susuzlaştırılabilirliğini) azaltarak CST değerinin yükselmesine neden olmuştur.

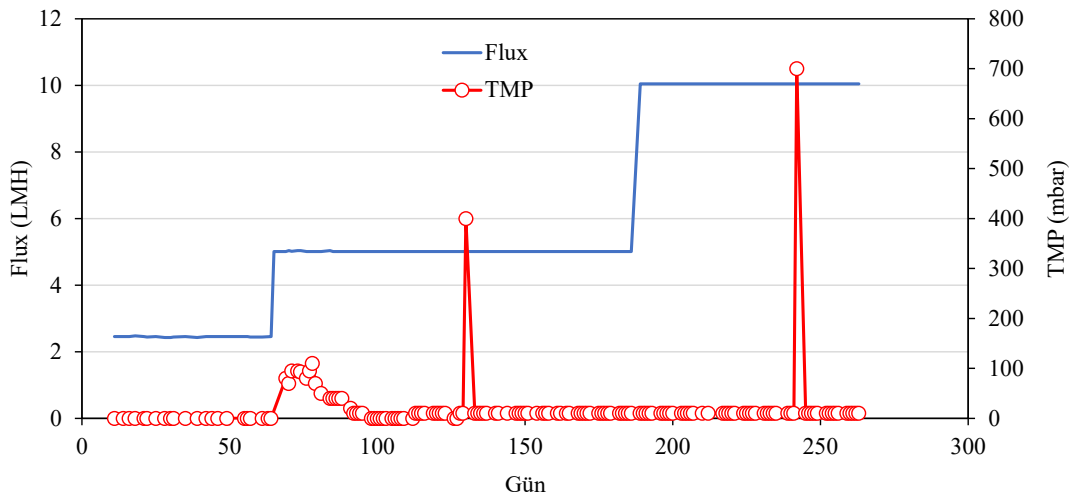


Şekil 4.12 MBR Çamurunun CST ve Viskozite Değerinin Değişimleri

Bu bölümde bahsedilen çamur ve süpernatant özelliklerine ek olarak, biyokütle konsantrasyonu da aynı şekilde filtrasyon performansı üzerinde belirleyici bir etkiye sahiptir. Yüksek biyokütle konsantrasyonu membran yüzeyinde daha kalın ve yoğun bir yapıda kek tabakası oluşumuna neden olarak hidrolik direnci artırmaktadır. MBMBR sistemindeki her bir periyot için 0,5 bar'daki filtrasyon testi sonuçları **Şekil 4.10**'da sunulmuştur. SRF ile SF değerleriyle benzer şekilde en yüksek filtrasyon performansı, AKM konsantrasyonunun en düşük seviyede (~ 3 g/L) olduğu periyot-1'de gözlenmiştir. Periyot-2 ve periyot-3'te AKM konsantrasyonları (sırasıyla 5,7 g/L ve 5 g/L) ve filtrasyon

sonuçları benzerlik göstermiştir. Bu bulguyu destekler nitelikte olarak, en düşük ve benzer filtrasyon performansları, AKM konsantrasyonlarının sırasıyla 10 g/L ve 12 g/L gibi yüksek seviyelere ulaştığı periyot-4 ve periyot-5'te gözlenmiştir. Bu durum, biyokütle konsantrasyonundaki artışın filtrelenebilirliği doğrudan düşürdüğünü doğrulamaktadır.

Filtrasyon performansını sınırlandıran bir diğer kritik faktör süpernatant kalitesidir. MBR süpernatantındaki SMP konsantrasyonunun en düşük olduğu periyot-1'de, süpernatant filtrasyon hızı maksimum seviyeye ulaşarak yaklaşık 2,1 mL/dk olarak ölçülmüştür. Ancak, ilerleyen periyotlarda SMP konsantrasyonu artmış olup, periyot-4'te maksimum konsantrasyon seviyesine ulaşmıştır. Buna paralel olarak süpernatant filtrasyon hızı düşüşe geçip $0,78 \pm 0,07$ mL/dk seviyesine gerilemiştir (Şekil 4.11). Sonuç olarak, süpernatanttaki SMP konsantrasyonu arttıkça filtrasyon kapasitesinin azaldığı tespit edilmiştir. Tüm bu sonuçlar değerlendirildiğinde filtrasyon performansının sadece biyokütle konsantrasyonuna değil, aynı zamanda biyokütlenin fizikokimyasal özelliklerine de bağlı olduğu sonucuna varılmıştır.



Şekil 4.13 MBMBR İşletim Süresince TMP ve Akı (Flux) Değişimi

MBMBR prosesinin işletimi boyunca membran ünitesinin transmembran basıncı (TMP) değişimi Şekil 4.13'te verilmiştir. MBR'deki HRT'ye bağlı olarak işletme akısı akı (flux) 2,5 LMH (HRT=12 saat) ile 10 LMH (HRT= 3 saat) arasında değişmiştir. İşletmenin 102. gününde gerçekleştirilen akı testi sonucunda, sistem 30 LMH akı değerinde TMP profilinde belirgin bir artış gözlenmezken, akı 35 LMH'ye çıkarıldığında TMP'de keskin

bir yükselişin meydana gelmesiyle doğrulanarak kritik akının 30 ile 35 LMH arasında olduğu belirlenmiştir. Elde edilen bu nispeten yüksek kritik akı değeri; membran tankındaki yüksek havalandırma yoğunluğu (yaklaşık $2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{saat}$) ve MBBR ile MBR proseslerinin seri bağlı (MBMBR) işletilmesine bağlanmaktadır. Seri bağlı konfigürasyon sayesinde organik yükün önemli bir kısmının MBBR ünitelerinde giderimi sağlanarak membrana gelen kirlilik yükü hafifletilmiştir. Literatürde aynı membranla yakın tarihli bir çalışmada, daha düşük havalandırma hızında $0,78 \text{ m}^3\text{-hava}/(\text{m}^2\text{-membran}.\text{saat})$ kritik akı değerinin 20-30 LMH aralığında olduğu rapor edilmiştir (Yılmaz vd., 2023). Bu karşılaştırma, yüksek havalandırma hızının ve ön arıtma kademesinin kritik akı üzerindeki olumlu etkisini desteklemektedir.

İşletme boyunca TMP profili günlük düzenli olarak kontrol altında tutulmuştur. TMP 78. günde 110 mbar seviyesine kadar yükselmiş ve membran fiziksel temizleme işleminin ardından tekrardan başlangıç değeri olan 10 mbar seviyesine geri düşürülmüştür. İşletmenin 130. gününde TMP ani bir artış göstererek 400 mbar'a yükselmiş, ancak fiziksel yıkama sonrasında tekrardan yaklaşık olarak 10 mbar seviyesine kadar düşürülmüştür ve bu işlem sonrası 242. güne kadar TMP'de kayda değer bir artış gözlenmemiştir. Ancak işletme sonlarına doğru 242. gün TMP ani bir şekilde 700 mbar'a kadar yükselmiştir. Bu aşamada fiziksel temizleme yetersiz kalacağı için uzun süreli işletim kaynaklı membranda geri dönülemez tıkanıklığı giderme yöntemi olarak sodyum hipoklorit çözeltisi ile kimyasal temizleme uygulanmıştır. Kimyasal temizleme sonrası TMP değeri reaktör işletiminin sonuna kadar 10 mbar seviyesinde sabit olarak kalmıştır. Çalışma boyunca membranda gözlenen bu düşük tıkanma eğilimi ve kararlı işletme performansı temel olarak üç faktöre; MBR'nin belirlenen kritik akının (30-35 LMH) oldukça altında akılarda işletilmesine, membran ünitesinde yüksek havalandırma/temizleme hızı uygulamasına ve önceki MBBR ünitelerinde organik maddelerin önemli bir kısmının oksitlenerek membrana gelen kirlilik yükünün azaltılmasına bağlanabilir.

4.7. Besi Maddesi Geri Kazanım Potansiyeli ve Sürdürülebilirlik Değerlendirmesi

Bu çalışmanın temel amacı; geleneksel atıksu arıtma yaklaşımları ile besi maddelerini (azot ve fosfor) gidererek deşarj standartlarını sağlamanın ve alıcı ortama vermenin aksine; bu değerli kaynakları biyolojik proseslerle sistem çıkış suyunda muhafaza ederek

geri kazanmaktır. Bu doğrultuda MBBR ve MBR proseslerinin seri bağlanmasıyla oluşturulan MBMBR sistemi ile organik azot ve amonyağın tamamen oksitlenerek bitkiler tarafından alınabilen form olan nitrata dönüşümü sağlanmıştır. İşletme periyotları ve konfigürasyonlar kütle dengesi açısından değerlendirildiğinde, MBMBR sisteminin sadece suyu arıtmakla kalmayıp, aynı zamanda zengin bir sıvı gübre kaynağı ürettiği görülmüştür. Sisteme verilen sentetik atıksudaki TN konsantrasyonu ortalama 61 ± 1 mg/L iken, MBR çıkış suyundaki (permeat) nitrat azotu konsantrasyonu tam nitrifikasyonun sağlandığı kararlı işletme koşulları altında (periyot-3 ve periyot-5) ortalama 48 ± 2 mg/L seviyelerine ulaşmıştır. Bölüm 4.3 ve Bölüm 4.4'te detaylı olarak mekanizması tartışıldığı üzere, MBR ünitesindeki yüksek SRT (20 gün) ve kısıtlı substrat koşulları, biyokütle çürümesini tetikleyerek hücre içi azot ve fosforu serbest bırakarak suya geri dönmesini sağlamıştır. Bunun sayesinde MBMBR sisteminin toplam azot geri kazanım verimi %78 gibi yüksek bir oranda gerçekleşmiştir. Sentetik atıksu içerisindeki ortalama fosfor konsantrasyonu 5,5 mg/L iken, çıkış suyunda ortalama $2,5 \pm 0,5$ mg/L PO_4-P ölçülmüştür. Bu da MBMBR sisteminin %45 oranında fosfor geri kazanım verimine sahip olduğunu göstermektedir.

Konfigürasyonlar karşılaştırmalı olarak geri kazanım potansiyeli açısından değerlendirildiğinde konfigürasyon-1 (periyot 1-2)'de tek kademeli MBBR kullanılarak yüksek organik yüklemelerde tam nitrifikasyonun başlamasını kısıtlamıştır. Konfigürasyon-2'ye bakıldığında seri bağlı MBBR sistemi (periyot-3), organik yükü MBBR-1'de gidererek, MBBR-2'de tam nitrifikasyonu sağlayarak 48 mg/L nitrat konsantrasyonu ile yüksek geri kazanım performansı göstermiştir. Ancak periyot-4'te HRT'nin düşürülmesiyle tam nitrifikasyon performansı bozulmuş ve geri kazanım verimi düşmüştür. Konfigürasyon-3 yani periyot-5'te çamur geri devri ile hibrit model denenmiştir. Bu hibrit (IFAS) MBMBR modeli en başarılı ve kararlı işletim konfigürasyonu olmuştur. Bu konfigürasyon, düşük HRT koşullarında dahi tam nitrifikasyon performansı sağlanmış olup çıkış suyunda 48 ± 2 mg-N/L nitrat konsantrasyonu ile %78 oranında azot geri kazanım ve %45 oranında fosfor geri kazanım verimini sürdürülebilir kılmıştır. MBMBR sistemi, düşük organik madde içeriği ($KOI < 15$ mg/L) ve yüksek besli geri kazanımı ($N=48$ mg/L, $P=2,5$ mg/L) ile tarımsal sulama uygulamaları için önemli bir kaynak niteliğindedir.

BÖLÜM 5. SONUÇ ve ÖNERİLER

Bu tez çalışması kapsamında, küresel su krizi ve sürdürülebilir tarım ihtiyacına yönelik yenilikçi bir çözüm önerisi olarak, evsel atıksuların geri kazanımına eş zamanlı olarak besi maddelerinin (azot ve fosfor) geri kazanılması amacıyla Hareketli Yataklı Membran Biyoreaktör (MBMBR) prosesinin performansı incelenmiştir. Geleneksel arıtma yaklaşımlarının aksine, kirleticilerin yalnızca giderimi değil, yeniden kullanılmak üzere birer kaynağa dönüştürülmesini hedefleyen bu çalışmada tek kademeli, seri bağlı ve çamur geri devrinin varlığı ya da yokluğu durumları olmak üzere üç farklı konfigürasyon detaylıca incelenmiştir. Çalışma boyunca hazırlanmış olan sentetik atıksuyun sadece alıcı ortama deşarj standartlarını sağlayacak şekilde arıtılması değil, aynı zamanda içeriğindeki azot ve fosfor gibi değerli besi maddeleriyle birlikte tarımsal amaçlı sulama suyu olarak yeniden değerlendirilmesinin önemi vurgulanmıştır. Elde edilen sonuçlar, önerilen hibrit MBMBR sisteminin, yüksek organik madde giderimi, tam nitrifikasyon kararlılığı, düşük membran kirlenmesi ve yüksek besi maddesi geri kazanım verimiyle çalıştığını ortaya koymuştur. Bu bulgular, üzerine çalışılan MBMBR sisteminin hem su kıtlığı ile mücadelede hem de kimyasal gübre kullanımının azaltımında büyük ölçekli uygulamalar için etkili, ekonomik ve sürdürülebilir bir alternatif olduğunu göstermektedir. Elde edilen deneysel sonuçların en önemli çıktıları, MBMBR sisteminin genel avantajları ve bu çalışmanın literatüre sunduğu ana katkılar alt başlıklar halinde özetlenmiştir.

5.1. Organik Madde Giderimi ve Nitrifikasyon Performansı Değerlendirilmesi

MBMBR prosesinde çalışılan tüm konfigürasyonlarda, HRT'den bağımsız olarak yüksek organik madde giderim performansı elde edilmiştir. Çalışmanın sonuna kadar sistem genelinde ortalama %98 seviyesinde KOİ giderim verimi elde edilmiş ve MBMBR çıkış suyu (permeat) KOİ konsantrasyonu istikrarlı bir şekilde ortalama 15 mg/L'nin altında tutulmuştur. Bu durum, hareketli yataklı biyofilm reaktörlerinin (MBBR) yükü karşılama kapasitesi (ön arıtım) ile membran biyoreaktörün (MBR) fiziksel bariyer etkisinin birleşimi sayesinde, alıcı ortama deşarj ve yeniden kullanım standartlarının güvenle sağlayabileceğini kanıtlar niteliktedir. Konfigürasyon-1 (tek kademeli sistem) kapsamında uygulanan yüksek organik yüklemelerde, nitrifikasyon sürecinde tam başarı sağlanamamıştır. Konfigürasyon-2'de (seri bağlı iki MBBR) MBBR-2 ünitesinde nitrifikasyon mümkün kılınmış ancak düşük HRT'de sistem kararlılığı olumsuz

etkilenmiştir. Buna karşın, Konfigürasyon-3'teki (çamur geri devri) hibrit sistem ile 1,5 saatlik düşük HRT'de bile tam nitrifikasyonun sağlandığı kanıtlanmıştır. Çalışmada en çok verim alınan bu hibrit sistemin olduğu konfigürasyon-3'te amonyum oksidasyon hızı 0,92 g-N/m².gün seviyesine ulaşarak kesintisiz tam nitrifikasyon elde edilmiştir ve amonyumun (NH₄⁺) tamamı bitkiler için tercih edilen azot formu olan nitrata (NO₃⁻) dönüştürülmüştür. Bu sonuçlar, hibrit MBMBR sistemlerinin, geleneksel arıtma sistemlerine kıyasla daha yüksek işletme kararlılığına sahip olduğunu kanıtlamaktadır.

5.2. Besi Maddesi Geri Kazanım Potansiyelinin Değerlendirilmesi

Besi maddeleri olan azot ve fosfor geri kazanım potansiyelleri ile ilgili elde edilen bulgular, MBR ünitesindeki işletme koşullarının çıkış suyu kalitesini arttırdığını ortaya koymuştur. MBR'nin SRT'nin 20 gün olarak sabitlenmesi, biyokütle bozunmasına (çürüme) katkıda bulunmuş ve hücre içi azot ve fosforun suya geri salınmasını sağlamıştır. Kütle dengesi analizlerine göre, sistemin toplam azot geri kazanım verimi %78, fosfor geri kazanım verimi ise %45 olarak hesaplanmıştır. Çıkış suyunda ortalama 48 mg/L NO₃⁻-N ve 2,5 mg/L PO₄⁻³-P elde edilmiştir. Buna göre, MBMBR sisteminin sadece bir arıtma teknolojisi değil, aynı zamanda besin maddeleri içeren bu suları tarımsal amaçlı sulama suyu olarak kullanımda sürdürülebilir bir kaynak geri kazanım sistemi olduğu kanıtlanmıştır.

5.3. Membran Filtrasyon Performansı ve Biyokütle Özelliklerinin Değerlendirilmesi

Biyokütle gelişimi ve membran performansı açısından yapılan değerlendirmede, seri bağlı MBBR ünitelerinin membran kirlenmesini önlemede kritik bir rol oynadığı gözlemlenmiştir. MBBR reaktörlerinde biyotaşırıyıcılar üzerindeki biyokütle miktarının, artan yüklemle birlikte doygunluk noktasına (~20-25 g/m²) ulaştığı ve organik kirlilik yükünün büyük kısmını burada giderildiği belirlenmiştir. Bu durum, membrana gelen SMP konsantrasyonunu azaltarak filtrasyon performansını artırmıştır. Ek olarak organik yüklem hızı artsa bile MBBR çıkışındaki AKM konsantrasyonunda önemli bir değişiklik olmadığı tespit edilmiştir. Bu durum, MBBR teknolojisinin en büyük avantajlarından biri olan "biyokütlenin sistemde tutulması" prensibini doğrulamakta ve sonraki ünite olan MBR'ye giden katı madde yükünün artmasını engelleyerek işletme güvenliği sağlamaktadır. Sistemde belirlenen kritik akı değeri 30-35 LMH gibi literatüre kıyasla

yüksek bir seviyede gerçekleşmiştir. MBMBR sisteminin uzun süreli işletimi boyunca membranda geri dönülmez tıkanma sadece bir kere gözlenmiş ve kimyasal yıkama ile bu tıkanıklık giderilmiştir. Sonuç olarak, askıda ve bağlı biyokütlenin birlikte kullanıldığı MBMBR sistemi geleneksel MBR sistemlerinin en büyük dezavantajı olan membran tıkanma problemini en aza düşürerek hem yüksek arıtma verimi sağlamış hem de tıkanıklık riskini azaltarak membran kullanım ömrünü uzatabileceğini göstermiştir. Elde edilen bulgular; seri bağlı ve geri devirli MBMBR sisteminin biyotaşıyıcıları maksimum kapasitede kullanarak reaktör hacmini küçülttüğünü, böylece düşük ayak izine sahip, kompakt ve sürdürülebilir bir teknoloji sunduğunu ortaya koymuştur. Yüksek arıtma verimi ile alan tasarrufunu birleştiren bu özellik sistemin hem yeni kurulacak tesislerde hem de alan kısıtı bulunan mevcut geleneksel tesislerin kapasite artışında uygulanabilirliği ile ekonomik bir çözüm olduğunu göstermektedir.

5.4. Gelecek Çalışmalar İçin Öneriler

Bu çalışma ile elde edilen bulgular laboratuvar ölçekli olup, sistemin ölçek büyütme potansiyelini görmek adına öncelikle pilot, sonrasında da tam ölçekli uygulamalarda denenmesi önerilmektedir. Büyük ölçekli çalışmalardaki gerçekçi saha koşulları, sistemin dayanıklılığını ve işletme kararlılığını daha net ortaya koyacaktır. Tez çalışmasında deneysel kontrolleri sağlamak amacıyla sentetik atıksu kullanılmıştır. Pilot veya tam ölçekli çalışmalarda değişken karakterli gerçek evsel atıksu kullanılarak sistem performansı test etmek, sonuçların güvenilirliği artırabilir. Elde edilen besi maddesi bakımından zengin MBMBR çıkış suyunun tarımsal sulama amaçlı kullanımının uzun vadeli verimini ölçmek amaçlı bitki yetiştirme denemeleri yapılması fayda sağlayacaktır. Ayrıca, MBMBR sisteminin en önemli işletme maliyeti olan enerji kullanımını düşürmek amacıyla aralıklı havalandırma çalışmaları denenerek bu maliyetin önüne geçilmesi mümkün olabilir. Özellikle çamur geri devri uygulanan hibrit konfigürasyon için değişen giriş yüklerine göre farklı geri devir oranı denenerek akıllı sistemler geliştirilmesi önerilmektedir. Son olarak; evsel atıksularda bulunabilen farmasötikler, hormonlar ve kişisel bakım ürünleri gibi mikrokirleticilerin MBMBR sistemindeki gideriminin araştırılması, suyun yeniden kullanım güvenliğinin daha geniş bir perspektifte değerlendirilmesine olanak sağlayacaktır.

REFERANSLAR

- Ahl, R. M., Leiknes, T., & Ødegaard, H. (2006). Tracking particle size distributions in a moving bed biofilm membrane reactor for treatment of municipal wastewater. *Water Science and Technology*, 53, 33-42. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.205>
- Akanyeti, I., Temmink, H., Remy, M., & Zwijnenburg, A. (2010). Feasibility of bioflocculation in a high-loaded membrane bioreactor for improved energy recovery from sewage. *Water Science and Technology*, 61, 1433-1439. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.032>
- Aktan, C. K., Dinler, V., Mesum, B. N., Caliskan, S. N., Ahmad, J. A., & Sahinkaya, E. (2025). A new approach for treating ammonia-rich wastewater deficient in organic matter: A tandem process for nitrification/nitritation in MBBR followed by sulfur-based denitrifying column reactor. *Chemical Engineering Journal*, 513. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2025.163061>
- Alayande, A. B., Qi, W., Karthikeyan, R., Popat, S. C., Ladner, D. A., & Amy, G. (2024). Use of reclaimed municipal wastewater in agriculture: Comparison of present practice versus an emerging paradigm of anaerobic membrane bioreactor treatment coupled with hydroponic controlled environment agriculture. *Water Research* (C. 265). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122197>
- Al-Karablieh, N., Al-Shomali, I., Al-Elaumi, L., Tabieh, M., Al-Karablieh, E., Al-Jaghbir, M., & Bubba, M. Del. (2024). The impact of treated wastewater irrigation on strawberry development, fruit quality parameters, and microbial and chemical contaminant transfer: A health risk assessment. *Scientia Horticulturae*, 329. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2024.113014>
- APHA. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater*, American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) (21. bs). Water Environment Federation (WEF).
- Asik, G., Yilmaz, T., Di Capua, F., Ucar, D., Esposito, G., & Sahinkaya, E. (2021). Sequential sulfur-based denitrification/denitritation and nanofiltration processes for drinking water treatment. *Journal of Environmental Management*, 295. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113083>
- Aslam, M., Ahmad, R., & Kim, J. (2018). Recent developments in biofouling control in membrane bioreactors for domestic wastewater treatment. *Separation and Purification Technology* (C. 206, ss. 297-315). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.06.004>
- Aslam, Z., Alam, P., Islam, R., Khan, A. H., Samaraweera, H., Hussain, A., & Zargar, T. I. (2025). Recent developments in moving bed biofilm reactor (MBBR) for the treatment of phenolic wastewater -A review. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 166. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2024.105517>
- Bolzonella, D., Fatone, F., di Fabio, S., & Cecchi, F. (2010). Application of membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse in the Mediterranean region: Focusing on removal efficiency of non-conventional pollutants. *Journal of Environmental Management* (C. 91, ss. 2424-2431). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.07.024>
- Cai, T., Park, S. Y., & Li, Y. (2013). Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (C. 19, ss. 360-369). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.030>
- Casas, M. E., Chhetri, R. K., Ooi, G., Hansen, K. M. S., Litty, K., Christensson, M., Kragelund, C., Andersen, H. R., & Bester, K. (2015). Biodegradation of pharmaceuticals in hospital wastewater by staged Moving Bed Biofilm Reactors

- (MBBR). *Water Research*, 83, 293-302.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.042>
- Chen, F., Bi, X., & Ng, H. Y. (2016). Effects of bio-carriers on membrane fouling mitigation in moving bed membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*, 499, 134-142. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2015.10.052>
- Cisneros, B. J. (2011). Safe Sanitation in Low Economic Development Areas. İçinde *Treatise on Water Science* (C. 4, ss. 147-200). Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53199-5.00082-8>
- Crini, G., & Lichtfouse, E. (2019). Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. İçinde *Environmental Chemistry Letters* (C. 17, ss. 145-155). Springer Verlag. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0785-9>
- Deng, L., Guo, W., Ngo, H. H., Zhang, X., Wang, X. C., Zhang, Q., & Chen, R. (2016). New functional biocarriers for enhancing the performance of a hybrid moving bed biofilm reactor-membrane bioreactor system. *Bioresource Technology*, 208, 87-93.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.02.057>
- Dereli, R. K., Grelot, A., Heffernan, B., van der Zee, F. P., & van Lier, J. B. (2014). Implications of changes in solids retention time on long term evolution of sludge filterability in anaerobic membrane bioreactors treating high strength industrial wastewater. *Water Research*, 59, 11-22.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.073>
- di Biase, A., Kowalski, M. S., Devlin, T. R., & Oleszkiewicz, J. A. (2019). Moving bed biofilm reactor technology in municipal wastewater treatment: A review. İçinde *Journal of Environmental Management* (C. 247, ss. 849-866). Academic Press.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.053>
- Di Capua, F., Mascolo, M. C., Pirozzi, F., & Esposito, G. (2020). Simultaneous denitrification, phosphorus recovery and low sulfate production in a recirculated pyrite-packed biofilter (RPPB). *Chemosphere*, 255.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126977>
- Di Trapani, D., Christensso, M., & Ødegaard, H. (2011). Hybrid activated sludge/biofilm process for the treatment of municipal wastewater in a cold climate region: A case study. *Water Science and Technology*, 63, 1121-1129.
<https://doi.org/10.2166/wst.2011.350>
- Duan, H., Gao, S., Li, X., Ab Hamid, N. H., Jiang, G., Zheng, M., Bai, X., Bond, P. L., Lu, X., Chislett, M. M., Hu, S., Ye, L., & Yuan, Z. (2020). Improving wastewater management using free nitrous acid (FNA). İçinde *Water Research* (C. 171). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115382>
- Fu, C., Yue, X., Shi, X., Ng, K. K., & Ng, H. Y. (2017). Membrane fouling between a membrane bioreactor and a moving bed membrane bioreactor: Effects of solids retention time. *Chemical Engineering Journal*, 309, 397-408.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.10.076>
- Gerardo, M. L., Zacharof, M. P., & Lovitt, R. W. (2013). Strategies for the recovery of nutrients and metals from anaerobically digested dairy farm sludge using cross-flow microfiltration. *Water Research*, 47, 4833-4842.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.04.019>
- Göksu, M. Z. L. (2022). Su Kirliliği. İçinde *Su Kirliliği*. Akademisyen Kitabevi.
<https://doi.org/10.37609/akya.1979>
- Guieysse, B., & Norvill, Z. N. (2014). Sequential chemical-biological processes for the treatment of industrial wastewaters: Review of recent progresses and critical assessment. İçinde *Journal of Hazardous Materials* (C. 267, ss. 142-152).
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.12.016>

- Gupta, B., Gupta, A. K., Ghosal, P. S., Lal, S., Saidulu, D., Srivastava, A., & Upadhyay, M. (2022). Recent advances in application of moving bed biofilm reactor for wastewater treatment: Insights into critical operational parameters, modifications, field-scale performance, and sustainable aspects. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107742>
- Hem, L. J., Rusten, B., & Ødegaard, H. (1994). Nitrification in a moving bed biofilm reactor. *Water Research*, 28, 1425-1433. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90310-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)90310-7)
- Jackson, R. B., Canadell, J. G., Le Quéré, C., Andrew, R. M., Korsbakken, J. I., Peters, G. P., & Nakicenovic, N. (2016). Reaching peak emissions. İçinde *Nature Climate Change* (C. 6, ss. 7-10). Nature Publishing Group. <https://doi.org/10.1038/nclimate2892>
- Jaroszynski, L. W., Cicek, N., Sparling, R., & Oleszkiewicz, J. A. (2011). Importance of the operating pH in maintaining the stability of anoxic ammonium oxidation (anammox) activity in moving bed biofilm reactors. *Bioresource Technology*, 102, 7051-7056. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.04.069>
- Jiao, Q., Zhong, C., Xie, B., Gao, W., Zhao, L., Yan, Z., Wen, J., Feng, Y., & Liu, J. (2026). Enhancing nutrients recovery from source-separated urine through a novel bioelectrically assisted forward osmosis coupled with gas permeation membrane system: reaction kinetics and mechanisms. *Journal of Cleaner Production*, 538. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2025.147213>
- Judd, S. (2011). *The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment* (2nd Edition). Elsevier.
- Judd, S., & Judd, C. (2006). The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment. İçinde *The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-1-85617-481-7.X5000-4>
- Kaya, R., Ersahin, M. E., Ozgun, H., Kose-Mutlu, B., Pasaoglu, M. E., & Koyuncu, I. (2023). Vibratory membrane bioreactor systems in wastewater treatment: A short review. İçinde *Journal of Water Process Engineering* (C. 53). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103865>
- Kayikcioglu, H. H. (2012). Short-term effects of irrigation with treated domestic wastewater on microbiological activity of a Vertic xerofluvent soil under Mediterranean conditions. *Journal of Environmental Management*, 102, 108-114. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.12.034>
- Kitanou, S., Qabli, H., Zdeg, A., Taky, M., & Elmidaoui, A. (2017). Performance of external membrane bioreactor for wastewater treatment and irrigation reuse. *Desalination and Water Treatment*, 78, 19-23. <https://doi.org/10.5004/dwt.2017.20982>
- Leiknes, T. O., & Ødegaard, H. (2007). The development of a biofilm membrane bioreactor. *Desalination*, 202, 135-143. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.12.049>
- Leyva-Díaz, J. C., Martín-Pascual, J., Muñio, M. M., González-López, J., Hontoria, E., & Poyatos, J. M. (2014). Comparative kinetics of hybrid and pure moving bed reactor-membrane bioreactors. *Ecological Engineering*, 70, 227-234. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.05.017>
- Leyva-Díaz, J. C., Monteoliva-García, A., Martín-Pascual, J., Munio, M. M., García-Mesa, J. J., & Poyatos, J. M. (2020). Moving bed biofilm reactor as an alternative wastewater treatment process for nutrient removal and recovery in the circular economy model. İçinde *Bioresource Technology* (C. 299). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122631>

- Liao, M., Liu, Y., Tian, E., Ma, W., & Liu, H. (2020). Phosphorous removal and high-purity struvite recovery from hydrolyzed urine with spontaneous electricity production in Mg-air fuel cell. *Chemical Engineering Journal*, 391. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123517>
- Lima, P. S., Inacio, A. T., Moreira, Y. C., César, D. E., Dias, R. J. P., Dezotti, M., & Bassin, J. P. (2021). Upgrade of a suspended biomass reactor with limited nitrification to a biofilm system: Addressing critical parameters and performance in different reactor configurations. *Biochemical Engineering Journal*, 170. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2021.107987>
- Luo, Y., Jiang, Q., Ngo, H. H., Nghiem, L. D., Hai, F. I., Price, W. E., Wang, J., & Guo, W. (2015). Evaluation of micropollutant removal and fouling reduction in a hybrid moving bed biofilm reactor-membrane bioreactor system. *Bioresource Technology*, 191, 355-359. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.05.073>
- Ma, B., Wang, S., Cao, S., Miao, Y., Jia, F., Du, R., & Peng, Y. (2016). Biological nitrogen removal from sewage via anammox: Recent advances. İçinde *Bioresource Technology* (C. 200, ss. 981-990). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.074>
- Mahto, K. U., & Das, S. (2022). Bacterial biofilm and extracellular polymeric substances in the moving bed biofilm reactor for wastewater treatment: A review. İçinde *Bioresource Technology* (C. 345). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126476>
- Mannina, G., Capodici, M., Cosenza, A., Di Trapani, D., Zhu, Z., & Li, Y. (2020). Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS) membrane BioReactor: The influence of the operational parameters. *Bioresource Technology*, 301. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122752>
- McQuarrie, J. P., & Boltz, J. P. (2011). Moving Bed Biofilm Reactor Technology: Process Applications, Design, and Performance. *Water Environment Research*, 83(6), 560-575. <https://doi.org/10.2175/106143010x12851009156286>
- Meng, F., Chae, S. R., Drews, A., Kraume, M., Shin, H. S., & Yang, F. (2009). Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material. İçinde *Water Research* (C. 43, ss. 1489-1512). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.12.044>
- Meng, F., Zhang, S., Oh, Y., Zhou, Z., Shin, H. S., & Chae, S. R. (2017). Fouling in membrane bioreactors: An updated review. İçinde *Water Research* (C. 114, ss. 151-180). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.02.006>
- Metcalf & Eddy. (2004). *Wastewater engineering : treatment and reuse*. McGraw-Hill.
- Morello, R., Di Capua, F., Kalkan Aktan, Ç., Yilmaz, T., Esposito, G., Pirozzi, F., Fratino, U., Spasiano, D., & Sahinkaya, E. (2024). Unravelling the impact of oxic-settling-anaerobic cycle implementation and solid retention time on sludge generation, membrane operation, and contaminant removal in membrane bioreactors. *Chemical Engineering Journal*, 496. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.153800>
- Motshekga, S. C. (2025). Nutrient recovery from wastewater using bioelectrochemical systems: A review on nitrogen and phosphorus removal. İçinde *Journal of Water Process Engineering* (C. 79). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.109031>
- Nas, B. (2017). Atıksu Arıtma Tesislerinde İşletme Sorunları ve Çözümler. *Çevre ve Şehircilik Bakanlığı*.
- Neoh, C. H., Noor, Z. Z., Mutamim, N. S. A., & Lim, C. K. (2016). Green technology in wastewater treatment technologies: Integration of membrane bioreactor with various

- wastewater treatment systems. İçinde *Chemical Engineering Journal* (C. 283, ss. 582-594). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.07.060>
- Nordeidet, B., & Rusten, B. (1994). Phosphorus requirements for nitrification in a moving bed biofilm reactor. *Water Research*, 28(6), 1435-1441.
- Ødegaard, H. (2000). Advanced compact wastewater treatment based on coagulation and moving bed biofilm processes. *Water Science and Technology*, 42, 33-48. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0235>
- Ødegaard, H. (2006). Innovations in wastewater treatment: The moving bed biofilm process. *Water Science and Technology*, 53, 17-33. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.284>
- Ødegaard, H. (2016). A road-map for energy-neutral wastewater treatment plants of the future based on compact technologies (including MBBR). *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, 10. <https://doi.org/10.1007/s11783-016-0835-0>
- Ødegaard, H., Gisvold, B., & Strickland, J. (2000). The influence of carrier size and shape in the moving bed biofilm process. *Water Science and Technology*, 41, 383-391. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0470>
- Ødegaard, H., Rusten, B., & Westrum, T. (1994). A new moving bed biofilm reactor - applications and results. *Water Science and Technology*, 29, 157-165. <https://doi.org/10.2166/wst.1994.0757>
- Özkaya, B., Kaksonen, A. H., Sahinkaya, E., & Puhakka, J. A. (2019). Fluidized bed bioreactor for multiple environmental engineering solutions. İçinde *Water Research* (C. 150, ss. 452-465). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.11.061>
- Park, H.-D., Chang, I.-S., & Lee, K.-J. (2015). *Principles of Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment*. CRC Press.
- Petrovic, M., de Alda, M. J. L., Diaz-Cruz, S., Postigo, C., Radjenovic, J., Gros, M., & Barcelo, D. (2009). Fate and removal of pharmaceuticals and illicit drugs in conventional and membrane bioreactor wastewater treatment plants and by riverbank filtration. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 367, 3979-4003. <https://doi.org/10.1098/rsta.2009.0105>
- Rahimi, Y., Torabian, A., Mehrdadi, N., Habibi-Rezaie, M., Pezeshk, H., & Nabi-Bidhendi, G. R. (2011). Optimizing aeration rates for minimizing membrane fouling and its effect on sludge characteristics in a moving bed membrane bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, 186, 1097-1102. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.11.117>
- Rodgers, M., & Zhan, X. M. (2003). Moving-medium biofilm reactors. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 2, 213-224. <https://doi.org/10.1023/B:RESB.0000040467.78748.1e>
- Rout, P. R., Bhunia, P., & Dash, R. R. (2017). Simultaneous removal of nitrogen and phosphorous from domestic wastewater using *Bacillus cereus* GS-5 strain exhibiting heterotrophic nitrification, aerobic denitrification and denitrifying phosphorous removal. *Bioresource Technology*, 244(August), 484-495. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.186>
- Rusten, B., Hem, L. J., & Ødegaard, H. (1995a). Nitrification of municipal wastewater in moving-bed biofilm reactors. *Water Environment Research*, 67, 75-86. <https://doi.org/10.2175/106143095x131213>
- Rusten, B., Hem, L. J., & Ødegaard, H. (1995b). Nitrogen removal from dilute wastewater in cold climate using moving-bed biofilm reactors. *Water Environment Research*, 67, 65-74. <https://doi.org/10.2175/106143095x131204>

- Rusten, B., Kolkinn, O., & Ødegaard, H. (1997). Moving bed biofilm reactors and chemical precipitation for high efficiency treatment of wastewater from small communities. *Water Science and Technology*, 35, 71-79. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00097-8](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00097-8)
- Sahinkaya, E., & Dilek, F. B. (2006). Biodegradation of 4-CP and 2,4-DCP mixture in a rotating biological contactor (RBC). *Biochemical Engineering Journal*, 31, 141-147. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2006.07.004>
- Saidulu, D., Majumder, A., & Gupta, A. K. (2021). A systematic review of moving bed biofilm reactor, membrane bioreactor, and moving bed membrane bioreactor for wastewater treatment: Comparison of research trends, removal mechanisms, and performance. İçinde *Journal of Environmental Chemical Engineering* (C. 9). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106112>
- Shitu, A., Liu, G., Muhammad, A. I., Zhang, Y., Tadda, M. A., Qi, W., Liu, D., Ye, Z., & Zhu, S. (2022). Recent advances in application of moving bed bioreactors for wastewater treatment from recirculating aquaculture systems: A review. İçinde *Aquaculture and Fisheries* (C. 7, ss. 244-258). KeAi Communications Co. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2021.04.006>
- Skouteris, G., Saroj, D., Melidis, P., Hai, F. I., & Ouki, S. (2015). The effect of activated carbon addition on membrane bioreactor processes for wastewater treatment and reclamation - A critical review. İçinde *Bioresource Technology* (C. 185, ss. 399-410). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.010>
- Sonune, A., & Ghate, R. (2004). Developments in wastewater treatment methods. *Desalination*, 167, 55-63. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.06.113>
- Süğürtin, U. (2020). *Sakaryada bulunan atık su arıtma tesislerinin mikroheslerle kendi elektrik enerjilerini üretme potansiyellerinin incelenmesi*. <https://acikerisim.sakarya.edu.tr/handle/20.500.12619/97019>.
- Swain, A. K., Sahoo, A., Jena, H. M., & Patra, H. (2018). Industrial wastewater treatment by Aerobic Inverse Fluidized Bed Biofilm Reactors (AIFBBRs): A review. İçinde *Journal of Water Process Engineering* (C. 23, ss. 61-74). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.02.017>
- Wang, K. J., & Wang, P. S. (2025). Coagulation-flocculation process optimization for industrial wastewater treatment: a multi-objective computational solution. *Journal of Water Process Engineering*, 78. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.108703>
- Welander, U., Henrysson, T., & Welander, T. (1997). Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology. *Water Research*, 31, 2351-2355. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00080-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00080-8)
- Werkneh, A. A. (2022). Application of membrane-aerated biofilm reactor in removing water and wastewater pollutants: Current advances, knowledge gaps and research needs - A review. İçinde *Environmental Challenges* (C. 8). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2022.100529>
- Xia, Z., Jiang, Z., Zhang, T., Liu, B., Jia, M., Liu, G. hua, Qi, L., & Wang, H. (2024). Effects of sludge retention time (SRT) on nitrogen and phosphorus removal and the microbial community in an ultrashort-SRT activated sludge system. *Environmental Research*, 240(September 2023), 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117510>
- Yang, S., Yang, F., Fu, Z., & Lei, R. (2009). Comparison between a moving bed membrane bioreactor and a conventional membrane bioreactor on organic carbon and nitrogen removal. *Bioresource Technology*, 100, 2369-2374. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.022>
- Yıldız, S., Namal, O. Ö., & Çekim, M. (2013). *Atık Su Arıtma Teknolojilerindeki Tarihsel Gelişimler*. <https://www.indexacademicdocs.org/pdf/828/23221/247958>.

- Yilmaz, T., Demir, E. K., Asik, G., Başaran, S. T., Çokgör, E. U., Sözen, S., & Sahinkaya, E. (2023). Effect of sludge retention time on the performance and sludge filtration characteristics of an aerobic membrane bioreactor treating textile wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, 51. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103390>
- Yilmaz, T., Demir, E. K., Aşık, G., Başaran, S. T., Cokgor, E., Sözen, S., & Sahinkaya, E. (2024). Performance of a high-rate membrane bioreactor for energy-efficient treatment of textile wastewater. *Journal of Environmental Management*, 358. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120845>
- Yurtsever, A., Calimlioglu, B., & Sahinkaya, E. (2017). Impact of SRT on the efficiency and microbial community of sequential anaerobic and aerobic membrane bioreactors for the treatment of textile industry wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 314, 378-387. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.11.156>
- Yurtsever, A., Çınar, Ö., & Sahinkaya, E. (2016). Treatment of textile wastewater using sequential sulfate-reducing anaerobic and sulfide-oxidizing aerobic membrane bioreactors. *Journal of Membrane Science*, 511, 228-237. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2016.03.044>
- Zhang, J., Xiao, K., Liu, Z., Gao, T., Liang, S., & Huang, X. (2021). Large-Scale Membrane Bioreactors for Industrial Wastewater Treatment in China: Technical and Economic Features, Driving Forces, and Perspectives. *Engineering (C)*, 7, ss. 868-880). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.eng.2020.09.012>
- Zhang, M., Lu, H., Cai, L., Sun, P., Ma, B., Li, J., Chen, G., & Ruan, Y. (2023). C/N ratios inform sustainable aerobic denitrification for nitrogen pollution control: Insights into the key parameter from a view of metabolic division. *Journal of Cleaner Production*, 414(May), 137565. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137565>
- Zhao, Y., Liu, D., Huang, W., Yang, Y., Ji, M., Nghiem, L. D., Trinh, Q. T., & Tran, N. H. (2019). Insights into biofilm carriers for biological wastewater treatment processes: Current state-of-the-art, challenges, and opportunities. *Bioresour Technol* (C. 288). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121619>

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı: Yamaç BAL

Eğitim Bilgileri:

Derece	Okul/Bölüm	Mezuniyet Yılı
Lisans	Kocaeli Üniversitesi/ Çevre Mühendisliği	2021

Yayınlar:

Bal, Yamaç, Pak, Burak Aslanca, Bayrakdar, Alper, & Sahinkaya, Erkan. (2025). Optimization of moving bed membrane bioreactor process for improved water and nutrient recovery from domestic wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, 70, 106934. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.106934>