

**T.C.
YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**AEROBİK MEMBRAN BİYOREAKTÖRLERDE FARKLI KARBON/AZOT
ORANINA SAHİP ATIKSULARIN ARITIMI VE AKTİF ÇAMUR
ÖZELLİKLERİNİN DEĞİŞİMİ**

HANİFE SARI ERKAN

**DOKTORA TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ PROGRAMI**

**DANIŞMAN
PROF. DR. GÜLEDA ENGİN**

İSTANBUL, 2017

**T.C.
YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**AEROBİK MEMBRAN BİYOREAKTÖRLERDE FARKLI KARBON/AZOT
ORANINA SAHİP ATIKSULARIN ARITIMI VE AKTİF ÇAMUR
ÖZELLİKLERİNİN DEĞİŞİMİ**

HANİFE SARI ERKAN

**DOKTORA TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ PROGRAMI**

**DANIŞMAN
PROF. DR. GÜLEDA ENGİN**

İSTANBUL, 2017



Bu alışma, TÜBİTAK-ÇAYDAG tarafından 112Y308 numaralı araştırma projesi ile desteklenmiştir.

T.C.
YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**AEROBİK MEMBRAN BİYOREAKTÖRLERDE FARKLI KARBON/AZOT
ORANINA SAHİP ATIKSULARIN ARITIMI VE AKTİF ÇAMUR
ÖZELLİKLERİNİN DEĞİŞİMİ**

Hanife SARI ERKAN tarafından hazırlanan tez çalışması 31.10.2017 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda **DOKTORA TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Tez Danışmanı

Prof. Dr. Güleda ENGİN
Yıldız Teknik Üniversitesi

Jüri Üyeleri

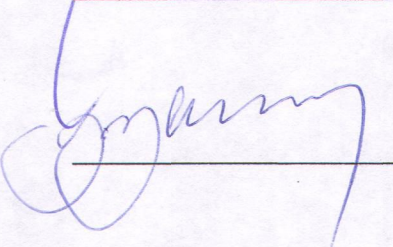
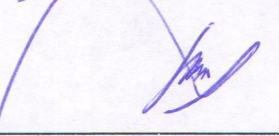
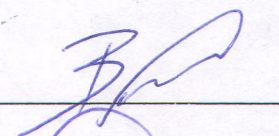
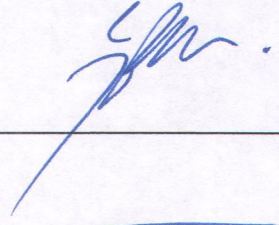
Prof. Dr. Güleda ENGİN
Yıldız Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Mehmet Sinan BİLGİLİ
Yıldız Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Barış ÇALLI
Marmara Üniversitesi

Prof. Dr. Ahmet DEMİR
Yıldız Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Gülsüm YILMAZ
İstanbul Üniversitesi



ÖNSÖZ

Doktora eğitimim ve tez çalışmam boyunca karşılaştığım her türlü problemin çözümünde ilgi, destek ve yardımlarıyla bana yol gösteren, akademik olarak gelişmemde çok büyük katkı sağlayan saygıdeğer danışman hocam Prof. Dr. Güleda ENGİN'e sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Tez çalışmam boyunca bilgi ve deneyimleriyle her türlü desteği sağlayan Tez İzleme Komitesi'nin değerli üyesi Prof. Dr. Mehmet Sinan BİLGİLİ'ye ve çalışmamın yönlendirilmesindeki değerli katkılarından dolayı Tez İzleme Komitesi'nin değerli üyesi Prof. Dr. Barış ÇALLI'ya çok teşekkür ederim.

Bu tez çalışması boyunca gerekli tüm altyapıyı oluşturan saygıdeğer kıymetli hocam Prof. Dr. Ahmet DEMİR başta olmak üzere tüm hocalarıma şükranlarımı sunarım.

Çalışmada reaktör sistemlerinin kurulumu ve işletilmesi konusunda destek ve yardımlarını esirgemeyen sayın hocam Doç. Dr. Mahir İNCE'ye çok teşekkür ederim. Laboratuvar çalışmalarım boyunca varlıklarıyla bana güç veren, ilgi ve anlayışlarıyla zor olan bu süreci başarıyla tamamlamama yardımcı olan sevgili arkadaşlarım Burcu KULİL'e, Görkem GÜNALP'e, Arş. Gör. Abdulkadir ÇAĞLAK'a ve Dr. Nouha BAKARAKI'ye çok teşekkür ederim. Manevi destekleri için Arş. Gör. Senem YAZICI GÜVENÇ'e, Arş. Gör. Gülizar KURTOĞLU AKKAYA'ya ve laboratuvarda desteklerini esirgemeyen Teknisyen Müşerref ÖZGEN'e ve Gülhan SAĞLAM'a teşekkürlerimi sunarım. Çalışmalarda kullandığım atıksuların temininde yardımlarından dolayı İSKİ Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi çalışanlarına, Halkalı Kağıt A.Ş. ve Ateşoğlu Süt A.Ş. çalışanlarına çok teşekkür ederim. Tonlarca atıksuyun taşınmasında desteklerini esirgemeyen üniversitemiz destek hizmetleri şefliği araç birimi çalışanlarına ve İnşaat Fakültesi temizlik birimi çalışanlarına çok teşekkür ederim.

Hayatımın her aşamasında yanımda olan, sevgi ve anlayışlarıyla her türlü zorluğu aşmam için beni cesaretlendiren ve bana hep güvenen aileme ve sevgili yeğenim Esra Hüma YOZGAT'a çok teşekkür ederim.

Son olarak tüm akademik hayatım ve bu tez çalışması boyunca karşılaştığım tüm zorluklarda koşulsuz destek olan ve hafta sonu mesailerimde beni yalnız bırakmayan sevgili eşim Ercan ERKAN'a ve bu tez çalışmasını kendisine atfettiğim sevgili oğlum Emir ERKAN'a sonsuz teşekkürler.

Ekim, 2017

Hanife SARI ERKAN

İÇİNDEKİLER

Sayfa

SİMGE LİSTESİ.....	ix
KISALTMA LİSTESİ.....	x
ŞEKİL LİSTESİ.....	xii
ÇİZELGE LİSTESİ	xvii
ÖZET	xix
ABSTRACT.....	xxi
BÖLÜM 1	
GİRİŞ.....	1
1.1 Literatür Özeti	1
1.2 Tezin Amacı	3
1.3 Hipotez	5
BÖLÜM 2	
GENEL BİLGİLER.....	7
2.1 Membran Biyoreaktörler	7
2.1.1 Membran Biyoreaktör Prensibi	7
2.1.2 Membran Biyoreaktör Teknolojisi Tarihi	8
2.1.3 Membran Biyoreaktör Konfigürasyonları	10
2.1.4 Membran Biyoreaktörlerde Kullanılan Membran Materyalleri ve Modülleri	12
2.1.5 Klasik Aktif Çamur Prosesi ve Membran Biyoreaktörlerin Karşılaştırılması	13
2.2 Membran Biyoreaktörlerde Operasyonel Şartlar ve Performans.....	16
2.3 Membran Biyoreaktörlerde Membran Tıkanması	17
2.3.1 Membran Biyoreaktörlerde Membran Tıkanma Oranı.....	19
2.3.2 Membran Tıkanmasının Sınıflandırılması.....	20
2.3.3 Membran Biyoreaktörlerde Kirletici Tipleri	22
2.3.3.1 Partiküller	23

2.3.3.2	Hücre Dışı Polimerik Maddeler	25
2.3.3.3	Çözünmüş Maddeler	29
2.3.3.4	SMP ya da Serbest EPS	29
2.3.4	Membran Tıkanmasını Etkileyen Faktörler	30
2.3.4.1	Membran ve Modül	30
2.3.4.2	Mikrobiyal Özellikler	34
2.3.4.3	İşletme Şartları	37
2.3.5	Tıkanma Kontrol Stratejileri	41
2.3.5.1	Besleme Atıksuyunun Ön Arıtımı	43
2.3.5.2	Fiziksel Membran Temizleme Prosedürleri.....	43
2.3.5.3	Kirlenmiş Membranların Kimyasal Temizlenmesi	43
2.3.5.4	Akı Azaltımı.....	44
2.3.5.5	Havalandırma Yoğunluğunun Optimizasyonu.....	44
2.3.5.6	Aktif Çamura Kimyasal Madde İlavesi	44
2.3.5.7	Kirlenmiş Membranların Biyolojik Kontrolü.....	45
2.3.5.8	Elektrik ile Desteklenmiş Sistemler ile Tıkanmanın Kontrolü	46
2.3.5.9	Nanomalzemelerle Desteklenmiş Membranlar ile Potansiyel Tıkanmanın Azaltılması	46
2.4	Membran Biyoreaktörlerde Evsel ve Endüstriyel Atıksuların Arıtımı	47
2.4.1	Atıksuyun C/N Oranının Biyolojik Arıtmaya Etkisi.....	47
2.4.2	Evsel ve Endüstriyel Atıksuların Membran Biyoreaktörlerde Arıtımı	54
2.4.2.1	Membran Biyoreaktörlerde Evsel Atıksuların Arıtımı	57
2.4.2.2	Süt Endüstrisi Atıksularının Membran Biyoreaktörlerde Arıtımı	60
2.4.2.3	Kağıt Endüstrisi Atıksularının Membran Biyoreaktörlerde Arıtımı ..	63
2.5	Aktif Çamur Reolojisi.....	68
2.5.1	Reoloji Bilimi.....	68
2.5.2	Reolojinin Aktif Çamur için Önemi	71
2.5.3	Aktif Çamur Reolojisine Etki Eden Faktörler	75
2.5.3.1	Katı Madde Konsantrasyonunun Aktif Çamur Reolojisine Etkisi	75
2.5.3.2	EPS'nin Aktif Çamur Reolojisine Etkisi.....	76
2.5.3.3	Atıksu C/N Oranının Aktif Çamur Reolojisine Etkisi	77
2.5.3.4	Aktif Çamurun Yüzey Yükünün Aktif Çamur Reolojisine Etkisi.....	77
2.5.4	MBR'lerde Aktif Çamur Reolojisi Üzerine Yapılmış Çalışmalar	78

BÖLÜM 3

MATERYAL METOT	82
3.1 Batık Membran Biyoreaktörler	82
3.2 bMBR'lerde Çalışma Planı ve İşletme Şartları	84
3.3 bMBR'lerde Kullanılan Membranlar ve Özellikleri.....	85
3.4 Çalışmada Kullanılan Atıksular ve Karakterizasyonları	86
3.4.1 Sentetik Atıksu Reçeteleri	86
3.4.2 Gerçek Atıksu Karakterizasyonları.....	88
3.5 DeneySEL Prosedür	90
3.5.1 TMP Ölçümleri.....	91
3.5.2 EPS ve SMP Analizleri	91
3.5.3 Protein Analizi	93

3.5.4	Karbonhidrat Analizi.....	94
3.5.5	Flok Çapı ve Zeta Potansiyeli Ölçümleri	95
3.5.6	Göreceli Hidrofobisite Analizi.....	95
3.5.7	Kritik Akı Ölçümü	96
3.5.8	Membran Tıkanma Oranlarının Belirlenmesi.....	96
3.5.9	Reolojik Ölçüm Prosedürü.....	97
3.5.10	İstatistiksel Değerlendirmeler	100

BÖLÜM 4

DENEYSEL ÇALIŞMA VE BULGULAR.....	102
4.1 Sentetik Atıksu Çalışmaları.....	102
4.1.1 Farklı C/N Oranlarında MLSS Konsantrasyonları ve Giderim Verimleri	110
4.1.2 Membranın Akı Özelliklerinin Belirlenmesi.....	113
4.1.2.1 Kritik Akı Analizleri	113
4.1.2.2 Membran Tıkanma Oranının Belirlenmesi	120
4.1.3 Aktif Çamurun EPS ve SMP Konsantrasyonlarının Değişimi.....	121
4.1.4 Aktif Çamur Göreceli Hidrofobisite Değerlerinin Değişimi	127
4.1.5 Partikül Dağılımı ve Zeta Potansiyelinin Değişimi	129
4.1.6 Aktif Çamur Reolojilerinin Değişimi	139
4.1.7 Sentetik Atıksu Sonuçlarının İstatistiksel Değerlendirilmesi.....	151
4.2 Gerçek Atıksu Çalışmaları.....	157
4.2.1 Evsel Atıksu ile Batık Membran Biyoreaktörlerin İşletimi.....	158
4.2.1.1 bMBR'de Evsel Atıksu Arıtımında Giderim Verimleri	161
4.2.1.1 Evsel Atıksu ile İşletilen bMBR'de Kritik Akının Belirlenmesi	164
4.2.1.2 Membran Tıkanma Oranının Belirlenmesi	165
4.2.1.3 Aktif Çamurun EPS Değişimleri	166
4.2.1.4 Aktif Çamurun SMP Değişimleri	167
4.2.1.5 Aktif Çamurun Göreceli Hidrofobisite Değişimleri.....	169
4.2.1.6 Aktif Çamurun Partikül Boyut Dağılımı ve Zeta Potansiyeli	170
4.2.1.7 Aktif Çamurun Görünür Viskozite Değişimleri ve Reolojisi	171
4.2.2 Süt Endüstrisi Atıksuyu ile Batık Membran Biyoreaktörlerin İşletimi ...	174
4.2.2.1 bMBR'de Süt Endüstrisi Atıksuyu Arıtımında Giderim Verimleri ...	177
4.2.2.2 Kritik Akının Belirlenmesi	179
4.2.2.3 Membran Tıkanma Oranının Belirlenmesi	180
4.2.2.4 Aktif Çamurun EPS Değişimleri	181
4.2.2.5 Aktif Çamurun SMP Değişimleri	182
4.2.2.6 Aktif Çamurun Göreceli Hidrofobisite Değerleri.....	183
4.2.2.7 Aktif Çamurun Zeta Potansiyeli ve Partikül Boyutu	184
4.2.2.8 Aktif Çamurun Görünür Viskozite Değişimleri ve Aktif Çamur Reolojisi	184
4.2.3 Kağıt Endüstrisi Atıksuyu ile Batık Membran Biyoreaktör İşletimi	187
4.2.3.1 Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de Giderim Verimleri	191
4.2.3.2 Kritik Akının Belirlenmesi	193
4.2.3.3 Membran Tıkanma Oranının Belirlenmesi	194
4.2.3.4 Aktif Çamurun EPS Değişimleri	194
4.2.3.5 Aktif Çamurun SMP Değişimleri	195

4.2.3.6	Aktif Çamurun Göreceli Hidrofobisite Değişimleri.....	197
4.2.3.7	Aktif Çamurun Flok Boyutu ve Zeta Potansiyeli.....	198
4.2.3.8	Aktif Çamurun Görünür Viskozite Değişimleri ve Aktif Çamur Reolojisi	199

BÖLÜM 5

SONUÇ VE ÖNERİLER	202
5.1 Genel Değerlendirme	202
5.2 Öneriler	212
KAYNAKLAR	213
ÖZGEÇMİŞ	237



SİMGE LİSTESİ

μ	Dinamik Viskozite (Pa.s)
γ	Kesme hızı (s^{-1})
J	Akı
k	Akış Tutarlılık İndeksi (Pa.s)
L_{org}	Hacimsel Organik Yük
n	Akış Davranış İndeksi
R	Membran Filtrasyon Direnci (1/m)
R_{gaz}	Universal Gaz Sabiti (J/K.mol)
r_p	Pearson Korelasyon Katsayısı
T	Sıcaklık
τ	Kesme Kuvveti (Pa)
τ_0	Akma eşiği (Pa)

KISALTMA LİSTESİ

AFM	Atomik Kütle Mikroskobu
AKM	Askıda Katı Madde
AOX	Adsorplanabilir Organik Halojenler
APHA	American Public Health Association
BOİ	Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
C/N	Karbon/Azot oranı
C/N/P	Karbon/Azot/Fosfor oranı
CC	Koaksiyel Silindir
CST	Kapiler Emme Süresi
ÇO	Çözünmüş Oksijen
DIN	Alman Endüstri Standardı
DOM	Çözünmüş Organik Maddeler
ENM	Engineerd Nanomaterial
EPS	Hücre Dışı Polimerik Madde
EPS _c	Hücre Dışı Polimerik Maddenin Karbonhidrat Fraksiyonu
EPS _p	Hücre Dışı Polimerik Maddenin Protein Fraksiyonu
EPS _t	Toplam Hücre Dışı Polimerik Madde
F/M	Besin/Mikroorganizma oranı
GAC	Granül Aktif Karbon
HRT	Hidrolik bekleme süresi
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MATH	Microbial Adhesion to Hydrocarbons
MF	Mikrofiltrasyon
MFR	Membran Kirlenme Oranı
MLSS	Karışık Sıvıdaki Askıda Katılar
MLVSS	Karışık Sıvıdaki Uçucu Askıda Katılar
MWCO	Molecular Weight Cut Off
ND	Nanofiltrasyon
NH ₃ -N	Amonyak Azotu
P/C	Protein/Karbonhidrat oranı
P/C _{EPS}	Hücre dışı polimerik maddelerin protein/karbonhidrat oranı
P/C _{SMP}	Çözünmüş mikrobiyal maddelerin protein/karbonhidrat oranı
PAC	Toz Aktif Karbon
PAN	Poliakrilonitril
PAO	Fosfat Biriktiren Bakteriler

PE	Polietilen
PP	Polipropilen
PVDF	Poliviniliden Florür
RH	Göreceli Hidrofobisite
RO	Ters Ozmos
SMP	Çözünmüş Mikrobiyal Ürün
SMP _c	Çözünmüş Mikrobiyal Ürünün Karbonhidrat Fraksiyonu
SMP _p	Çözünmüş Mikrobiyal Ürünün Protein Fraksiyonu
SMP _t	Toplam Çözünmüş Mikrobiyal Ürün
SRF	Spesifik Filtrasyon Direnci
SRT	Çamur Bekletme Süresi
SVI	Çamur Hacim İndeksi
TKM	Toplam Katı Madde
TKN	Toplam Kejhdahl Azotu
TKN	Toplam Kjeldahl Azotu
TMP	Transmembran Basıncı
TN	Toplam Azot
TP	Toplam Fosfor
TUKM	Toplam Uçucu Katı Madde
UF	Ultrafiltrasyon

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 2.1	Dünyadaki büyük ölçekli MBR tesislerinin gelişimi (tesis kapasitesi >100000 m ³ /gün).....	10
Şekil 2.2	MBR teknolojisinde iki operasyon tipi; (a) harici, (b) batık konfigürasyon	11
Şekil 2.3	MBR proses ve membran konfigürasyonları	11
Şekil 2.4	MBR’lerde kullanılan membran konfigürasyonları; düz-levha membran, tübüler membran ve hollow fibre membran	12
Şekil 2.5	Klasik aktif çamur prosesi (a) ve MBR prosesinin (b) karşılaştırılması	14
Şekil 2.6	MBR’lerde işletme moduna göre karşılaşılan membran tıkanmasını izlemek için iki metod (a) sabit akı modu, (b) sabit basınç modu	18
Şekil 2.7	MBR’de bulunan tipik sıçrama modelleri (a) 2 evreli TMP sıçraması (b) 3 evreli TMP sıçraması	18
Şekil 2.8	Tipik TMP artış örneği (a), akının fonksiyonu olarak tıkanma oranı (b)	20
Şekil 2.9	Membran tıkanmasının sınıflandırılması	21
Şekil 2.10	Tıkanma sınıflandırılmasına göre TMP profili.....	22
Şekil 2.11	Aktif çamur karışık sıvı bileşenleri	23
Şekil 2.12	EPS türleri	27
Şekil 2.13	MBR’de Membran Yüzeyi ve Karışık Kültürdeki EPS’nin Davranışı	28
Şekil 2.14	MBR’lerde membran tıkanmasını etkileyen faktörler	30
Şekil 2.15	Evsel ve endüstriyel MBR’lerin gelişimi	55
Şekil 2.16	MBR’lerde araştırma konularının yıllara göre dağılımı.....	56
Şekil 2.17	Batık ve harici MBR’lerde endüstriyela atıksuların arıtımı	57
Şekil 2.18	Kesme kuvveti- kesme hızı diyagramı: 1: Kesme kalınlaşması (Shear thickening= dilatant), 2: Newtoniyen, 3: Kesme incelmesi (Shear thinning= psedoplastik), 4: Bingham plastik ve 5: Casson plastik	69
Şekil 3.1	Çalışmada kullanılan batık MBR düzeneği şematik gösterimi	83
Şekil 3.2	Çalışmada kullanılan bMBR düzenekleri.....	84
Şekil 3.3	Formaldehit ekstraksiyon yöntemi ile aktif çamurdan EPS ve SMP ekstraksiyonu.....	92
Şekil 3.4	Protein tayininde kullanılan kalibrasyon eğrisi.....	94
Şekil 3.5	Karbonhidrat tayininde kullanılan kalibrasyon eğrisi	95
Şekil 3.6	Reolojik ölçümlerde kullanılan ölçüm sistemi	100
Şekil 4.1	Farklı C/N oranlarında sentetik atıksu ile işletilen bMBR’lerde besleme tankında ve reaktörlerde pH değişimi; (a) C/N oranı 6, (b) C/N oranı 21, (c) C/N oranı 40.....	104

Şekil 4.2	Farklı C/N oranlarında sentetik atıksu ile işletilen bMBR'lerde sıcaklık ve çözülmüş oksijen değişimi ; (a) C/N oranı 6, (b) C/N oranı 21, (c) C/N oranı 40	105
Şekil 4.3	C/N oranı 40 olan sentetik atıksu ile işletilen bMBR'de farklı çamur yaşlarında membran akı değerleri.....	106
Şekil 4.4	C/N oranı 40 olan sentetik atıksu ile işletilen bMBR'de farklı çamur yaşlarında HRT değerleri.....	106
Şekil 4.5	Farklı C/N oranlarında sentetik atıksu ile işletilen bMBR'lerde tüm işletme boyunca organik yük değişimleri; (a) C/N oranı 6, (b) C/N oranı 21 ve (c) C/N oranı 40.....	107
Şekil 4.6	C/N oranı 6 olan sentetik atıksu ile işletilen bMBR'de farklı çamur yaşlarında TMP değişimleri.....	108
Şekil 4.7	C/N oranı 21 olan sentetik atıksu ile işletilen bMBR'de farklı çamur yaşlarında TMP değişimleri.....	109
Şekil 4.8	C/N oranı 40 olan sentetik atıksu ile işletilen bMBR'de farklı çamur yaşlarında TMP değişimleri.....	109
Şekil 4.9	Farklı C/N oranlarında atıksu ile işletilen bMBR'lerde farklı çamur yaşlarında MLSS konsantrasyonları	110
Şekil 4.10	Farklı C/N oranlarında sentetik atıksu ile işletilen bMBR'e ait KOİ ve NH ₃ -N giderim verimleri; (a) C/N oranı 6, (b) C/N oranı 21 ve (c) C/N oranı 40.	112
Şekil 4.11	SRT 20 gün kritik akı belirleme çalışmaları ; (a) C/N: 6, (b) C/N:21, (c) C/N:40.....	115
Şekil 4.12	SRT 40 gün kritik akı belirleme çalışmaları ; (a) C/N: 6, (b) C/N:21, (c) C/N:40.....	116
Şekil 4.13	SRT 80 gün kritik akı belirleme çalışmaları ; (a) C/N: 6, (b) C/N:21, (c) C/N:40.....	117
Şekil 4.14	SRT 5 gün kritik akı belirleme çalışmaları ; (a) C/N: 6, (b) C/N:21, (c) C/N:40.....	118
Şekil 4.15	Farklı C/N oranlarında EPS _c (a) ve EPS _p (b) konsantrasyonları	124
Şekil 4.16	Farklı C/N oranlarında süpernatant (a) ve süzüntüdeki (b)SMP _c konsantrasyonları	125
Şekil 4.17	Farklı C/N oranlarında süpernatant (a) ve süzüntüdeki (b)SMP _p konsantrasyonları	126
Şekil 4.18	Farklı C/N oranlarında ve farklı SRT'lerde EPS'nin P/C oranı.....	127
Şekil 4.19	Farklı C/N oranları ve çamur yaşının hidrofobisiteye etkisi.....	128
Şekil 4.20	bMBR'lerde SRT 20 gün için farklı C/N oranlarında partikül boyut dağılımları	131
Şekil 4.21	bMBR'lerde SRT 40 gün için farklı C/N oranlarında partikül boyut dağılımları	131
Şekil 4.22	bMBR'lerde SRT 80 gün için farklı C/N oranlarında partikül boyut dağılımları	132
Şekil 4.23	bMBR'lerde SRT 5 gün için farklı C/N oranlarında partikül boyut dağılımları	132
Şekil 4.24	bMBR'lerde SRT 20 gün için farklı C/N oranlarında aktif çamur zeta potansiyelleri; (a) C/N oranı 6, (b) C/N oranı 21, (c) C/N oranı 40	135
Şekil 4.25	bMBR'lerde SRT 40 gün için farklı C/N oranlarında aktif çamur zeta potansiyelleri; (a) C/N oranı 6, (b) C/N oranı 21, (c) C/N oranı 40	136

Şekil 4.26	bMBR'lerde SRT 80 gün için farklı C/N oranlarında aktif çamur zeta potansiyelleri; (a) C/N oranı 6, (b) C/N oranı 21, (c) C/N oranı 40 137
Şekil 4.27	bMBR'lerde SRT 5 gün için farklı C/N oranlarında aktif çamur zeta potansiyelleri; (a) C/N oranı 6, (b) C/N oranı 21, (c) C/N oranı 40 138
Şekil 4.28	SRT 20 günde elde edilen reogram ve uygulanan modeller; (a) C/N: 6, (b) C/N: 21, (c) C/N: 40..... 141
Şekil 4.29	SRT 40 günde elde edilen reogram ve uygulanan modeller; (a) C/N: 6, (b) C/N: 21, (c) C/N: 40..... 142
Şekil 4.30	SRT 80 günde elde edilen reogram ve uygulanan modeller; (a) C/N: 6, (b) C/N: 21, (c) C/N: 40..... 143
Şekil 4.31	SRT 5 günde elde edilen reogram ve uygulanan modeller; (a) C/N: 6, (b) C/N: 21, (c) C/N: 40..... 144
Şekil 4.32	Farklı C/N oranlarında ve farklı SRT'lerde aktif çamura ait viskozite diyagramları; (a) C/N oranı 6, (b) C/N oranı 21 ve (c) C/N oranı 40 147
Şekil 4.33	Farklı C/N oranlarında ve farklı çamur yaşlarında 3 farklı kesme hızında görünür viskozite değerleri; (a) 48,6 1/s, (b) 243 1/s, (c) 729 1/s..... 148
Şekil 4.34	Farklı C/N oranlarında SRT'nin fonksiyonu olarak Ostwald modeli parametre değerleri 149
Şekil 4.35	Farklı C/N oranlarında SRT'nin fonksiyonu olarak Bingham modeli parametre değerleri 150
Şekil 4.36	bMBR'de evsel atıksu için MLSS, MLVSS, TKM ve TUKM değişimleri..... 158
Şekil 4.37	Evsel atıksu ile işletilen bMBR'de sıcaklık, besleme ve reaktördeki pH değişimi ve ÇO değişimleri..... 159
Şekil 4.38	Evsel atıksu ile işletilen bMBR'de akı ve hidrolik bekleme süresinin işletme boyunca değişimi 160
Şekil 4.39	Evsel atıksu ile işletilen bMBR'de L_{org} ve F/M oranının işletme boyunca değişimi..... 161
Şekil 4.40	Evsel atıksu ile işletilen bMBR'de TMP değişimi..... 161
Şekil 4.41	Evsel atıksu ile işletilen bMBR'de KOİ giderim verimleri ve süzöntüdeki KOİ konsantrasyonları 162
Şekil 4.42	Evsel atıksu ile işletilen bMBR'de nütrient giderim verimleri ve NO_3-N konsantrasyonu değişimi 163
Şekil 4.43	Evsel atıksu ile işletilen bMBR'de kritik akı belirleme çalışması..... 165
Şekil 4.44	bMBR'de evsel atıksu çalışmasında EPS değişimleri..... 167
Şekil 4.45	bMBR'de evsel atıksu çalışmasında reaktördeki (a) ve süzöntüdeki (b) SMP değişimleri 168
Şekil 4.46	Evsel atıksu ile işletilen bMBR'de aktif çamurun göreceli hidrofobisitesi ile EPS'nin P/C oranı arasındaki ilişki..... 169
Şekil 4.47	bMBR'de evsel atıksu çalışmasında aktif çamura ait (a) zeta potansiyeli ve (b)partikül boyutu değişimi 171
Şekil 4.48	bMBR'de evsel atıksu çalışmasında aktif çamura ait üç farklı kesme hızında görünür viskozite değerleri değişimi 173
Şekil 4.49	Evsel atıksu ile işletilen bMBR'de kararlı hal şartlarında aktif çamur için elde edilen reogram ve görünür viskozite değişimi 173
Şekil 4.50	bMBR'de süt endüstrisi atıksuyu için MLSS, MLVSS, TKM ve TUKM değişimleri 175

Şekil 4.51	Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de sıcaklık, besleme ve reaktördeki pH değişimi ve ÇO değişimleri	175
Şekil 4.52	Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de membran akısı ve HRT'nin değişimi.....	176
Şekil 4.53	Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de L_{org} ve F/M oranının değişimi	177
Şekil 4.54	Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de TMP ve membran akısı değişimi.....	177
Şekil 4.55	Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de KOİ giderim verimleri ve süzöntüdeki KOİ konsantrasyonları	178
Şekil 4.56	Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de nütrient giderim verimleri ve süzöntüdeki NO_3-N konsantrasyonları	179
Şekil 4.57	bMBR'de süt endüstrisi atıksuyu çalışmasında kararlı halde kritik akının belirlenmesi çalışması.....	180
Şekil 4.58	Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de aktif çamurun EPS_c ve EPS_p konsantrasyonları	181
Şekil 4.59	Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de aktif çamurun süpernatant ve süzöntüdeki SMP_c ve SMP_p konsantrasyonları	182
Şekil 4.60	Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de aktif çamurun RH değerleri ve EPS 'nin P/C oranları	183
Şekil 4.61	bMBR'de süt endüstrisi atıksuyu çalışmasında aktif çamura ait zeta potansiyeli ve partikül boyutu dağılımları	184
Şekil 4.62	bMBR'de süt endüstrisi atıksuyu çalışmasında aktif çamur görünür viskozite değerlerinin değişimi	186
Şekil 4.63	bMBR'de süt endüstrisi atıksuyu çalışmasında kararlı halde aktif çamur reogramı	186
Şekil 4.64	Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de MLSS, MLVSS, TKM ve TUKM konsantrasyonları değişimi	188
Şekil 4.65	Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de sıcaklık, besleme ve reaktördeki pH değişimi ve ÇO değişimleri	189
Şekil 4.66	Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de membran akısı ve HRT değişimi.....	189
Şekil 4.67	Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de L_{org} ve F/M oranı değişimi	190
Şekil 4.68	Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de TMP ve akı değişimi.....	191
Şekil 4.69	Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de KOİ giderim verimleri ve süzöntü KOİ konsantrasyonları.....	192
Şekil 4.70	Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de NH_3-N , PO_4-P giderim verimleri ve NO_3-N konsantrasyonları.....	193
Şekil 4.71	Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de kararlı halde kritik akının belirlenmesi çalışması.....	194
Şekil 4.72	Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de EPS_p ve EPS_c değişimleri	195
Şekil 4.73	Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de aktif çamur süpernatantındaki SMP konsantrasyonları	196
Şekil 4.74	Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de süzöntüdeki SMP konsantrasyonları	197

Şekil 4.75	Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de göreceli hidrofobisite ve EPS P/C oranları değişimi.....	198
Şekil 4.76	bMBR'de kağıt atıksuyu çalışmasında aktif çamura ait zeta potansiyeli ve partikül boyutu dağılımları	199
Şekil 4.77	bMBR'de kağıt atıksuyu çalışmasında aktif çamur görünür viskozite değerlerinin değişimi	200
Şekil 4.78	bMBR'de kağıt atıksuyu çalışmasında kararlı halde aktif çamur reogramı	201



ÇİZELGE LİSTESİ

	Sayfa
Çizelge 2.1	MBR'lerin klasik aktif çamur sistemlerine göre avantaj ve dezavantajları 16
Çizelge 2.2	MBR'lerde tipik işletme şartları ve çıkış kalitesi 17
Çizelge 2.3	Newtoniyen olmayan akışkanlar için yaygın olarak kullanılan kesme kuvveti-kesme hızı arasındaki ilişkiyi gösteren modeller 70
Çizelge 3.1	Sentetik atıksulara ait çalışma planı ve işletme şartları 85
Çizelge 3.2	Batık MBR'lerde kullanılan membranlara ait teknik özellikler 85
Çizelge 3.3	Sentetik atıksuların 1 L'sine ait kompozisyon 87
Çizelge 3.4	Sentetik atıksulara eklenen evsel atıksuya ait karakterizasyon 87
Çizelge 3.5	İşletme süresi boyunca alınan evsel atıksulara ait karakterizasyon 89
Çizelge 3.6	Süt endüstrisi atıksuyuna ait karakterizasyon 89
Çizelge 3.7	Kağıt endüstrisi atıksuyuna ait karakterizasyon 90
Çizelge 3.8	Çalışma boyunca izlenen parametreler ve analiz yöntemleri 91
Çizelge 3.9	Reolojik ölçümlerde kullanılan Koaksiyel Silindir sistemine ait özellikler 100
Çizelge 4.1	bMBR'lerde kararlı hal şartlarında ortalama MLSS konsantrasyonları . 110
Çizelge 4.2	Farklı C/N oranlarında ve farklı SRT'lerde KOİ ve NH ₃ -N giderim verimleri 113
Çizelge 4.3	Farklı C/N oranlarında ve farklı SRT'lerde yapılan kritik akı çalışmalarına göre belirlenen akı değerleri (L/m ² .sa) 120
Çizelge 4.4	Farklı C/N oranları ve farklı SRT'lerde membran tıkanma oranları 120
Çizelge 4.5	Farklı C/N oranlarına ait kararlı halde EPS _t ve SMP _t konsantrasyonları 123
Çizelge 4.6	Farklı C/N oranlarına ait partikül boyutu ve partiküllerin zeta potansiyeli 134
Çizelge 4.7	Farklı C/N oranları için Herschel-Bulkley model sonuçları 145
Çizelge 4.8	Farklı C/N oranları için Ostwald model sonuçları 145
Çizelge 4.9	Farklı C/N oranları için Bingham model sonuçları 146
Çizelge 4.10	Farklı C/N oranları için Casson model sonuçları 146
Çizelge 4.11	C/N oranı 6 ve 21 olan sentetik atıksu ile işletilen bMBR'lerde kararlı halde elde edilen veriler 152
Çizelge 4.12	C/N oranı 40 olan sentetik atıksu ile işletilen bMBR'de kararlı halde elde edilen veriler 153
Çizelge 4.13	Pearson korelasyon katsayıları ve korelasyonların p-değerleri (Tüm SRT değerleri) 156
Çizelge 4.14	Pearson korelasyon katsayıları (SRT 20,40 ve 80 gün değerleri) 157

Çizelge 4.15	Kararlı hal şartlarında bMBR'de aktif çamur reoloji model sonuçları...	174
Çizelge 4.16	Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de kararlı hal şartlarında aktif çamur reoloji model sonuçları	187
Çizelge 4.17	Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de kararlı hal şartlarında aktif çamur reoloji model sonuçları	201
Çizelge 5.1	Sentetik atıksu çalışması sonucunda elde edilen genel bulgular	208



**AEROBİK MEMBRAN BİYOREAKTÖRLERDE FARKLI KARBON/AZOT
ORANINA SAHİP ATIKSULARIN ARITIMI VE AKTİF ÇAMUR
ÖZELLİKLERİNİN DEĞİŞİMİ**

Hanife SARI ERKAN

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Doktora Tezi

Tez Danışmanı: Prof. Dr. Güleda ENGİN

Evsel ve endüstriyel atıksularının arıtımında batık membran biyoreaktörlerin (bMBR) kullanımı son yıllarda ciddi bir şekilde artış göstermiştir. MBR'lerde membran tıkanmasını etkileyen pek çok bileşen olmasına karşın en önemli membran kirleticileri, mikroorganizmalar tarafından salgılanan hücre dışı polimerik maddeler (EPS) ve çözünmüş mikrobiyal ürünlerdir (SMP). EPS bileşenlerinin üretimi, atıksuyun karbon/azot (C/N) oranından önemli derecede etkilenmektedir. EPS ve SMP konsantrasyonları da özellikle flok oluşumunu, flok boyutunu, aktif çamur floklarının göreceli hidrofobisitesini ve zeta potansiyelini etkilemektedir. Ayrıca EPS'ler MLSS konsantrasyonu ile birlikte aktif çamurun reolojik özelliklerini de değiştirmektedir. Bu çalışmada, farklı çamur yaşlarında (SRT) ve her bir çamur yaşında 3 farklı C/N oranında atıksu ile işletilen bMBR'lerde membran kirlenmesinde birincil bileşen olan EPS ve SMP konsantrasyonlarının aktif çamur reolojisi üzerindeki etkileri ve membran kirlenmesine etkileri araştırılmıştır.

Çalışmanın ilk periyodunda giriş atıksuyunun değişkenliğini önlemek ve elde edilecek sonuçların birbiriyle karşılaştırılmasını kolaylaştırmak maksadıyla birbirine paralel işletilen üç bMBR sisteminde C/N oranı 6, 21 ve 40 olan sentetik atıksular ile dört farklı çamur yaşında (20, 40, 80 ve 5 gün) işletme çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Sentetik atıksu çalışmalarında bMBR'ler dört farklı çamur yaşı için 20 L etkin işletme hacminde

ve yaklaşık 1,2 kg/m³.gün organik yükleme oranında 364 gün işletilmiştir. Her bir SRT değerinde bMBR'lerde kararlı hal şartlarına ulaşıldıktan sonra EPS ve SMP bileşenlerinin protein ve karbonhidrat fraksiyonları, aktif çamur göreceli hidrofobisitesi, flok boyut dağılımı, zeta potansiyeli ölçümleri, göbünür viskozite ölçümleri ve reolojik analizler ile kritik akı ve membran kirlenme oranı (MFR) belirleme çalışmaları gerçekleştirilmiştir. bMBR'lerde KOİ giderim verimleri atıksu C/N oranından bağımsız olarak %96'nın üzerinde bulunurken NH₃-N giderim verimleri ise SRT 20, 40 ve 80 gün için %94'ün üzerinde tespit edilmiştir. SRT 5 gün için ise NH₃-N giderim verimleri %87 civarında bulunmuştur. Kararlı hal şartlarında aktif çamurdan ekstrakte edilen EPS'nin protein fraksiyonu atıksu C/N oranı artışıyla birlikte azalırken, EPS'nin karbonhidrat fraksiyonu artmıştır. Süpernatanttaki SMP protein konsantrasyonları farklı C/N oranlarında birbirine yakın bulunurken, SMP karbonhidrat konsantrasyonları atıksu C/N oranının artışı ile birlikte artmıştır. Aktif çamur görünür viskoziteleri ise C/N oranının ve SRT'nin artışı ile artış göstermiştir. Aktif çamurun ortalama flok boyutu ise C/N oranı artışı ile birlikte genel olarak artarken SRT artışı ile birlikte azalmıştır. Zeta potansiyelleri ise atıksu C/N oranının artışı ile birlikte genel olarak negatif yönde artış gösterirken, göreceli hidrofobisite değerleri C/N oranının ve SRT'nin artışı ile beklendiği üzere azalmıştır. bMBR'lerde MFR'ler C/N oranının artışı ile artarken, her bir C/N oranında SRT artışı ile azalmıştır. Sentetik atıksu çalışmaları ve bunlara ait istatistiksel analiz sonuçları göz önünde bulundurularak bir değerlendirme yapıldığında çalışmanın ikinci periyodunda yapılacak olan gerçek atıksu çalışmalarının SRT 40 gün değerinde gerçekleştirilmesine karar verilmiştir.

Gerçek atıksu çalışmalarında etkin hacmi 10 L olan bMBR'ler evsel, süt endüstrisi ve kağıt endüstrisi atıksuları için organik yük sırasıyla 1,2 kg/m³.gün, 7,48 kg/m³.gün ve 7 kg/m³.gün değerlerinde yaklaşık 100 gün boyunca işletilmiştir. Kararlı hal şartlarında evsel atıksu ile beslenen bMBR'de %90 KOİ ve %80 NH₃-N giderim verimlerine, süt endüstrisi atıksuyu ile beslenen bMBR'de %99 KOİ ve %85 NH₃-N giderim verimlerine ve kağıt endüstrisi atıksuyu ile beslenen bMBR'de %93 KOİ ve %98 NH₃-N giderim verimlerine ulaşılmıştır. Gerçek atıksular ile elde edilen sonuçlar sentetik atıksular ile paralellik göstermesine karşın membran tıkanması açısından gerçek atıksularda daha fazla membran tıkanma oranları gözlenmiştir. Bunun nedeni olarak kullanılan gerçek atıksuların tümünde sentetik atıksulara kıyasla çok daha fazla inorganik çözünmüş maddelerin var olması ve membran üzerinde mikrobiyal tıkanmanın yanı sıra inorganik tıkanmanın da söz konusu olduğu düşünülmüştür.

Sonuç olarak, endüstriyel bir MBR işletiminde dikkat edilmesi gereken en önemli husus olarak atıksu C/N oranının uygun bir şekilde ayarlanması, nütrient azlığı tespit edilmesi durumunda bunun giderilmesi yönünde tedbirlerin alınması gerekliliği ortaya konmuştur. İstatistiksel analiz sonuçları, membran tıkanma oranına viskozitenin, C/N oranının, SRT ve karışık sıvıdaki askıda katı madde (MLSS) parametrelerinin ağırlıklı bir etkisi olduğunu ortaya çıkarmıştır.

Anahtar Kelimeler: Batık membran biyoreaktör, C/N oranı, EPS, aktif çamur reolojisi, membran tıkanması.

ABSTRACT

TREATMENT OF WASTEWATER HAVING DIFFERENT CARBON TO NITROGEN RATIO AND ACTIVATED SLUDGE PROPERTIES IN AEROBIC MEMBRANE BIOREACTORS

Hanife SARI ERKAN

Department of Environmental Engineering

Ph.D. Thesis

Advisor: Prof. Dr. Güleda ENGİN

The use of submerged membrane bioreactors (sMBR) for the purpose of municipal and industrial wastewater treatment have increased significantly over the last few years. Although there are a number of components that affect membrane fouling, the most important membrane fouling parameters are extracellular polymeric substances (EPS) and soluble microbial product (SMP) secreted by microorganisms. The production of EPS components are affected significantly by the carbon/nitrogen (C/N) ratio of wastewater. The concentration of EPS and SMP values influence flocculation, floc size, relative hydrophobicity and zeta potential of activated sludge. In addition, EPS production alters the MLSS concentration as well as the rheological properties of activated sludge. In this study, the effect of the EPS and SMP concentration, which are the primary components for membrane fouling, at different sludge ages and at three different C/N ratios on the activated sludge rheology in a submerged MBR were investigated.

In the first period of the study, the sMBRs were operated with synthetic wastewaters having C/N ratios of 6, 21 and 40 in order to avoid feed wastewater compositional changes and to be able to compare the results obtained at different sludge ages (20, 40, 80 and 5 days). The sMBRs, having effective volumes of 20 L each, were operated with an approximate volumetric organic loading rate of 1,2 kg/m³.d using synthetic

wastewater at four different SRT values for a period of 364 days. After steady-state conditions reached, at each SRT values, the fractions of protein and carbohydrate of EPS and SMP, the measurements of floc size distribution, zeta potential, apparent viscosity and rheological analyses, and the determination of critical flux and membrane fouling rate (MFR) were performed. While COD removal efficiencies were found over the 96% independent of C/N ratio at all SRT values, $\text{NH}_3\text{-N}$ removal efficiencies were found over 94% for SRT values of 20, 40 and 80 days. However, the $\text{NH}_3\text{-N}$ removal efficiencies were found nearly 87% at 5 days SRT. While the fraction of protein of EPS, which was extracted from activated sludge at steady-state conditions, decreased with increasing C/N ratio of wastewater, the fraction of carbohydrate of EPS increased. As the protein concentrations of SMP in supernatant were found close to each other, the carbohydrate concentrations of SMP increased with an increase of C/N ratio. Activated sludge apparent viscosities showed an increase, when the C/N ratio and SRT value were increased. The activated sludge mean floc sizes increased with an increase in C/N ratio, while decreased with a decrease of SRT values. Zeta potential values showed a negative increase with increasing C/N ratio, on the other hand, the relative hydrophobicity (RH%) values decreased with increasing C/N ratio and increasing SRT values, as was expected. The MFR values increased with increasing C/N ratio, however they decreased with increasing SRT values. Taking into consideration the results of experimental studies and their statistical analysis, it was decided to operate the sMBRs at a sludge age of 40 days for the treatment of real wastewaters in the second period of study.

Real wastewater studies were performed for a period of approximately 100 days at effective volume of 10 L and the volumetric organic loading rate of 1,2 $\text{kg/m}^3\cdot\text{d}$, 7,48 $\text{kg/m}^3\cdot\text{d}$ and 7 $\text{kg/m}^3\cdot\text{d}$ for municipal wastewater, dairy wastewater and paper-mill wastewater, respectively. It was found that 90% COD and 80% $\text{NH}_3\text{-N}$ removal efficiencies for municipal wastewater, 99% COD and 85% $\text{NH}_3\text{-N}$ removal efficiencies for dairy wastewater and 93% COD and 80% $\text{NH}_3\text{-N}$ removal efficiencies for paper-mill wastewater at steady-state conditions in MBRs. Although similar results were obtained for the real wastewaters studied with synthetic wastewaters, increased membrane fouling rates were observed for the real wastewaters. It is thought that the inorganic components present in real wastewaters were one of the main reasons for increased membrane fouling rates which indicated inorganic fouling along with the microbial fouling.

As a result, the most important parameters in the operation of MBRs were found to be the adjustment of the C/N ratios and, if necessary, to eliminate possible nutrient deficiency. The statistical analysis revealed that the most important parameters on membrane fouling rate were the viscosity, C/N ratio, sludge retention time (SRT) and mixed liquor suspended solid (MLSS) values.

Key words: Submerged membrane bioreactor, C/N ratio, EPS, activated sludge rheology, membrane fouling

1.1 Literatür Özeti

Klasik aktif çamur prosesleriyle kıyaslandığında membran biyoreaktör (MBR) prosesleri yüksek biyokütle konsantrasyonları içermesi ve dolayısıyla yüksek organik yüklemeleri karşılayabilmesi bakımından büyük avantajlara sahiptir. Bunlara ilave olarak, yüksek süzöntü kalitesi elde edilebilmesi, çamur yaşı ile hidrolik bekleme süresinin (HRT) birbirinden bağımsız olması, çökelme sınırlamasının olmamasından dolayı düşük besin/mikroorganizma (F/M) oranlarında çalıştırılabilmesi ve şok yüklemelere karşı daha dirençli olmaları MBR sistemlerinin avantajları olarak dikkat çekmektedir. MBR'lerin kullanımının yaygınlaşmasında en büyük engel membran tıkanmasıdır. Membran kirlenmesi ile birlikte karşılaşılan problemler, genel olarak, yüksek enerji tüketimi, akı azalması ve buna bağlı olarak sık membran temizleme ihtiyacı ve/veya yenilenmesi olarak sıralanabilir.

MBR'lerde membran kirliliğini etkileyen parametrelerden en önemlileri MLSS konsantrasyonu, çözünmüş mikrobiyal ürünler (SMP), hücre dışı polimerik maddeler (EPS), flok çapı, havalandırma, süpernatant ve aktif çamur viskozitesi olarak sıralanabilir. Ancak, bu parametrelerden EPS, membran kirlenmesine direkt etkisinin yanında, diğer tüm parametreleri de etkilediğinden membran kirlenmesine dolaylı bir etkisi de mevcuttur. Ayrıca membran üzerindeki bu dolaylı etki de aktif çamur reolojisini doğrudan etkilemektedir. Çamur reolojisi, sistemin hidrodinamik rejimi, basınç kayıpları, membran yüzeyindeki taşınım olayı ve dolayısıyla filtrasyon performansı üzerinde önemli etkiye sahiptir. Son araştırmalar, beslemedeki farklı

karbon/azot (C/N) oranının EPS bileşenlerinin tür ve konsantrasyonlarını değiştirdiğini vurgulamaktadır. Değişen bu EPS tür ve konsantrasyonlarına göre aktif çamur reolojisi de değişiklik göstermektedir. Bu yüzden, MBR'ler için optimum reolojik şartların belirlenmesinde, C/N oranı ve EPS arasındaki ilişkinin göz önünde bulundurulması gerekmektedir.

MBR'lerin çıkış suyu kalitesi yüklemelerindeki değişimlere karşı dirençli olmasına rağmen işletilmeleri ve bakımları oldukça hassastır. MBR sistemleri işletilirken çamur karakteristiği ve işletim koşulları membran kirlenmesini etkileyen önemli parametrelerdendir. MBR sistemlerinin içerdiği mikroorganizmalar ve bunların metabolik faaliyetleri neticesinde oluşan biyokütle membran kirlenmesini ciddi bir biçimde etkilemektedir. Biyokütle karakteristiğini temsil eden EPS, SMP, flok çapı, yüzey yükü, çamur viskozitesi ve biyokütle konsantrasyonu, membran akısıyla yakından ilişkilidir. Aktif çamurun reolojik özellikleri, yukarıda sözü geçen parametrelerin ortak kombinasyonu olduğundan, bu parametrenin kullanılmasının, membran kirliliği açısından oldukça kompleks olan MBR işletimini kolaylaştıracağı açıktır. Söz konusu her bir parametrenin (ya da parametrelerin ortak etkisinin) aktif çamur reolojisi üzerinde meydana getirdiği değişiklik aktif çamurun membran kirlenme potansiyeli için bir indikatör olarak kullanılabilir.

Literatürde karşılaşılan bazı çalışmalar uzun çamur yaşlarında membran tıkanmasının daha hızlı gerçekleştiğini ve yüksek olduğunu iddia ederken [1], [2], [3], bazı çalışmalar yüksek çamur yaşının membran kirliliğini azalttığını belirtmektedir [4], [5], [6]. Bu çelişki, aktif çamurun karışık bir kültür içermesinden kaynaklanmaktadır. Farklı çamur yaşlarında karışık kültür içerisindeki farklı kültürler sistemde baskın olabilmekte ve salgıladıkları EPS, aktif çamurun reolojik özelliklerini değiştirebilmektedir. Lee vd. [7] farklı çamur yaşlarında yaptıkları çalışmalarda, belli bir çamur yaşından sonra EPS konsantrasyonunun çamur yaşından bağımsız olduğunu bildirmişlerdir. Bu da, MBR'lerde, aktif çamur reolojisini etkileyen EPS tür ve konsantrasyonuna, çamur yaşından ayrı olarak etki eden önemli bir parametre daha olduğunu göstermektedir. Yapılan literatür çalışmasında EPS tür ve konsantrasyonu üzerinde en etkili parametrelerden birinin de atıksudaki C/N oranı olduğu tespit edilmiştir [8], [9], [10].

Membran kirlenmesi, aktif çamurun reolojik ve fizyolojik karakterine bağılı olarak çok kompleks bir mekanizmadır. Dolayısıyla, membran tıkanma mekanizmasını reolojik parametreler açısından incelemek ve membran kirlenmesinin kontrolü için bu parametrelere bağılı olarak yeni stratejiler oluşturmak kaçınılmazdır. Çamur süspansiyonunun reolojik özellikleri sadece oksijen transferi ve çamur şartlandırma üzerinde değıl, membran yüzeyine yakın bölgede, taşınım mekanizması üzerinde de çok önemli bir etkiye sahiptir.

Çamur reolojisinin membran performansı ve membran kirlenmesi üzerindeki etkileri ile ilgili bilgiler hala tam olarak gelişmemiştir. Pek çok araştırmacı membran biyoreaktörlerde çamurun fizyolojik özelliklerini araştırmıştır. Örneğın, EPS, SMP, karbonhidratlar ve proteinler gibi parametreler araştırılmıştır. Ancak, çamurun reolojik özellikleri ile MBR'lerdeki membran performansı arasındaki ilişki net olarak açıklanamamıştır.

Türkiye'de günümüzde endüstriyel ölçekli işletilen bMBR'lerde maalesef sadece mikroorganizma konsantrasyonu ve havalandırma (mikroorganizmanın oksijen ihtiyacını karşılamak ve membran tıkanmasını azaltmak için) parametreleri dikkate alınmaktadır. Membran kirliliğının yönetilmesi bakımından aktif çamur reolojisinden veya diğeri işletme parametrelerinden maalesef faydalanılmamaktadır. Son yıllarda literatürde yapılan çalışmalarda farklı çamur yaşlarında EPS ve mikroorganizma konsantrasyonunun çamur reolojisi üzerine etkisi artan bir şekilde incelenmiştir. Ancak yapılan çalışmalarda MBR sistemlerinde EPS tür çeşitliliğı üzerinde çok önemli bir etkiye sahip olan C/N oranının dikkate alınmadığı görülmüştür. Bu doktora tezinde yürütölen çalışmalarda literatürdeki söz konusu eksikliğı giderildiğı düşünölmektedir. Literatüre yapılan katkının yanında bu doktora tezinde çalışılan endüstrilerin MBR uygulamalarına da ışık tutacak bilgi birikimi ve deneyim aktarımı yapıldığı da düşünölmektedir.

1.2 Tezin Amacı

Dünyada ve ölkemizde farklı karakterizasyonlara sahip pek çok evsel ve endüstriyel atıksu üretimi söz konusudur. Üretilen bu atıksuların özellikle klasik aktif çamur prosesi gibi biyolojik arıtma yöntemleri ile arıtılabilirliğini etkileyen en önemli parametrelerden

biri atıksuyun karbon/azot/fosfor (C/N/P) oranıdır. Nitekim atıksuyun C/N/P oranı aerobik biyolojik arıtma prosesleri için 100/5/1 olmalıdır ve atıksuda bu oranın sağlanması prosesteki mikroorganizmaların kirletici maddeleri gidererek yeni mikroorganizma hücreleri sentezlemeleri için son derece önemlidir. Ülkemizde, üretilen çoğu evsel atıksularda karbonlu organik madde kısıtlayıcı parametre olarak karşımıza çıkmaktadır ve bu durumda evsel atıksuyun C/N oranı 20 değerinden çok daha düşük seviyelerde olabilmektedir. Benzer şekilde pek çok endüstri kuruluşundan çok yüksek C/N oranına veya çok düşük C/N oranına sahip atıksuların üretilmesi söz konusudur ve değişik karakterdeki atıksuların aerobik klasik aktif çamur prosesi ile arıtılması esnasında aktif çamurun fiziko-kimyasal karakterizasyonu değişiklik göstermektedir. Membran ayırma proseslerinin gerek evsel atıksu gerekse de endüstriyel atıksularda kullanımının yaygınlaşması sebebiyle son yıllarda evsel ve endüstriyel atıksu arıtımında membran biyoreaktörler ile arıtım gündeme gelmiştir. Ancak atıksu karakterizasyonu MBR'lerde membran tıkanma olasılığını arttıran bir parametre olarak görülmektedir. Çünkü giriş atıksu karakterizasyonuna bağlı olarak MBR'lerde aktif çamurun özellikleri değişiklik gösterebilmekte ve MBR'lerin kullanımının yaygınlaşmasının önündeki en büyük engel olan membran tıkanmasını arttırıcı veya azaltıcı yönde etki gösterebilmektedir. Bu nedenle bu doktora tezi ile farklı C/N oranına sahip atıksuların MBR'lerle arıtımı araştırılacak olup C/N oranının aktif çamurun fiziko-kimyasal özellikleri üzerine etkisi ortaya konulacaktır. MBR'lerin en önemli işletme problemi olan membran tıkanması üzerine etki eden pek çok parametre ayrıntılı olarak incelenecektir. Bu kapsamda önerilen tezin amaçları sıralanacak olursa;

1. Farklı atıksu C/N oranlarında (6, 21 ve 40) ve farklı SRT değerlerinde (5, 20, 40 ve 80 gün) birbirine paralel işletilen üç farklı bMBR'de arıtma performansları izlenerek aktif çamur numunelerinin fiziko-kimyasal özelliklerinin belirlenerek membran tıkanması üzerindeki etkilerinin tespit edilmesi.
2. Sentetik atıksular ile optimize edilen reaktör koşullarına gerçek atıksular (evsel atıksu, süt endüstrisi atıksuyu ve kağıt endüstrisi atıksuyu) beslenerek bMBR'lerde arıtım ve filtrasyon performansının belirlenmesi.
3. İstatistiksel olarak aktif çamur özellikleri ile membran tıkanma oranı arasındaki olası korelasyonların tespit edilmesi.

Bu kapsamda bMBR'lerde kararlı hal şartlarına ulaşıldığında aktif çamur numunelerinde EPS protein (EPS_p) ve karbonhidrat (EPS_c) fraksiyonları, SMP protein (SMP_p) ve karbonhidrat (SMP_c) fraksiyonları, göreceli hidrofobisite, aktif çamur reolojisini belirlemeye yönelik çalışmalar ve farklı kesme hızlarında viskozite değerleri, zeta potansiyeli ve flok boyut dağılımı analizleri gerçekleştirilmiştir. Diğer yandan bMBR'lerde membran kirlenmesini belirlemeye yönelik kritik akı analizleri ve membran tıkanma oranı belirleme çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Deneysel çalışmaların ilk periyodunda besleme atıksuyunun değişkenliğini önlemek için ve elde edilen sonuçların birbirleriyle kolay kıyaslanabilmesini sağlamak için üç farklı C/N oranında (6, 21 ve 40) hazırlanan sentetik atıksularla bMBR'ler işletilmiştir. Ayrıca sentetik atıksularla işletilen bMBR'lerde kararlı hale ulaşıldıktan sonra yapılan analizlerle membran tıkanmasına etkisi bulunan parametrelerin birbirleriyle olan ilişkilerini tespit edebilmek için Pearson korelasyonu kullanılarak istatistiksel analizler gerçekleştirilmiştir. Çalışmanın ikinci periyodunda ise pek çok bilimsel çalışmada göz ardı edilen gerçek atıksu çalışmaları yapılarak sentetik atıksu çalışmalarında elde edilen sonuçlarının gerçek sistemleri ne derece temsil ettiği belirlenmeye çalışılmıştır.

1.3 Hipotez

Günümüzde evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımında MBR teknolojisinin kullanımı giderek artmaktadır. Ancak MBR'lerin kullanımını kısıtlayan ve en önemli engel olarak karşımıza çıkan membran kirlenmesi, işletme şartları ve arıtılması planlanan atıksuyun özelliklerine göre değişmektedir. Özellikle geniş bir ölçekte değişen atıksuyun içerdiği karbon ve azot bileşenlerinin oranı (C/N oranı) klasik aktif çamur proseslerinde çökelme problemleri olarak karşımıza çıkarken, MBR'lerde membran tıkanma problemi ve buna bağlı ilave enerji ihtiyacı ve membran gereksinimi olarak ortaya çıkmaktadır. Biyolojik atıksu arıtma proseslerinde, atıksuların C/N oranının aktif çamurun fizikokimyasal ve reolojik özelliklerini etkileyerek işletme problemlerine yol açtığı bilinmektedir. Ancak MBR'lerde farklı C/N oranlarının çamur üzerindeki etkileri ve membran tıkanmasına olası etkileri kapsamlı bir şekilde araştırılmamıştır. Bu tez çalışmasında ilk aşamada farklı C/N oranlarına sahip sentetik atıksuların bMBR'de arıtma performansı ve aktif çamurun fizikokimyasal ve reolojik özellikleri üzerindeki

etkileri ve membran akısı ve membran tıkanması üzerindeki etkileri, çok düşük, düşük, orta ve yüksek olmak üzere dört farklı SRT değeriinde araştırılması planlanmaktadır. Elde edilen verilerin istatistiksel olarak değerlendirilmesi ile membran tıkanması üzerinde etkili olan parametrelerin birbirleriyle olan olası ilişkilerinin belirlenmesi planlanmaktadır. İkinci aşamada ise sentetik atıksu çalışmalarından elde edilen sonuçlar çerçevesinde üç farklı gerçek atıksu ile bMBR'lerin işletimi gerçekleştirilerek elde edilecek verilerin birbirleriyle ilişkilendirilmesi planlanmaktadır.



GENEL BİLGİLER

2.1 Membran Biyoreaktörler

2.1.1 Membran Biyoreaktör Prensibi

MBR teknolojisi atıksu arıtımında biyoreaktör ve membran proseslerin bir kombinasyonudur ve su geri kazanımı ya da tekrar kullanımı alanında uygulaması giderek yaygınlaşmaktadır [11]. MBR'lerdeki biyoreaktör aktif çamur havalandırma tankları ile aynı fonksiyona sahiptir. MBR proseslerinde arıtılmış atıksu ve mikroorganizmaların ayrımı graviteli çöktürme tankı yerine 0,05-0,1 μm gözenek çapına sahip poroz mebranlarla yapılmaktadır. MBR'lerde kullanılan por çapı aktif çamur floklarının, serbest yaşayan bakterilerin ve virüs ya da partiküllerin geçemeyeceği kadar küçüktür [12]. Bu yüzden MBR prosesi askıda katılar içermeyen yüksek kalitede arıtılmış çıkış suyu sağlamaktadır. Arıtılmış su kalitesi üçüncül atıksu arıtma (örneğin aktif çamur ve derin filtrasyon kombinasyonu) sonucu elde edilen su kalitesine eşittir. İlave olarak, MBR proseslerindeki membran filtrasyonu graviteli çöktürme tanklarını gereksiz kılmakta ve bunun sonucu olarak da klasik aktif çamur prosesine göre daha küçük alan ihtiyacı gerektirmektedir [13]. Ancak MBR prosesleri diğer membran prosesleri gibi membran tıkanması açısından kısıtlamalara sahiptir. Membranlar filtrasyon prosesleri boyunca aktif çamur, askıda katılar, organik ve inorganik maddeler tarafından kirlenmeye yatkındır. Bu yüzden stabil MBR operasyonu için membran tıkanmasının kontrolü oldukça önemlidir. Membran tıkanma problemlerini azaltmak için değişik yaklaşımlar geliştirilmektedir. Örneğin, membran

üreticileri membran yüzey kimyası ve membran modül geometrisini modifiye ederek tıkanmaya daha dayanıklı membranlar üretmeye çalışmaktadır [14].

2.1.2 Membran Biyoreaktör Teknolojisi Tarihi

MBR teknolojisi ilk 1969 yılında Smith vd. [15] tarafından uygulanmıştır. Smith vd. [15] aktif çamur ve arıtılmış suyu ayırmak ve yüksek kalitede çıkış suyu elde etmek için çöktürme tankı olmadan ultrafiltrasyon membranları kullanarak MBR'leri geliştirmişlerdir. Amerika'da 6 ay boyunca pilot tesis kullanarak fizibilite testleri yürütülmüştür. Uygulanan bu sistemde membran ünitesi biyoreaktörün dışındadır ve biyoreaktördeki MLSS konsantrasyonu, 1,2-1,8 m/s yüksek akış hızı ve 150-185 kPa basınç ile 13,6-23,4 L/m².sa stabil akı sağlanarak membran ünitesine resirküle edilmiştir. Çıkış suyu kalitesinde tipik olarak 5 mg/L'den az BOİ ve %100 koliform bakteri giderimi elde edilmiştir. Bu MBR işletme stratejisi harici konfigürasyon olarak isimlendirilmiştir. Bu teknoloji endüstriyel atıksu ve sızıntı suyu gibi atıksuların arıtımında oldukça kısıtlı bir uygulama alanına sahiptir. Harici MBR'lerdeki yüksek enerji tüketimi, karışık sıvının resirkülasyonu, membran tıkanması ve yüksek membran maliyeti ile ilişkilidir. 1989 yılında Yamamoto vd. [16] ise yenilikçi MBR teknolojisini "aktif çamur havalandırma tankında boşluklu elyaf (hollow fibre: HF) membran kullanarak direkt katı-sıvı ayrımı" şeklinde tanıtmışlardır. Bu yenilikçi MBR teknolojisinde 0,1 µm gözenek çapına sahip polietilen HF membranlar biyoreaktördeki aktif çamur ile arıtılmış suyu ayırmak için kullanılmıştır. Karışık sıvının membrana sirkülasyonu yerine membranlar biyoreaktöre direkt olarak daldırılmış ve süzüntü üretilmiştir. Arıtılmış su düşük basınçta (13 kPa), düşük HRT'de (4 sa), yüksek volumetrik yüklemelerde (1,5 kgKOİ/m³.gün) ve nispeten uzun işletme süresinde (120 gün) kesikli vakum ile (10 dk emme, 10 dk durma) üretilmiştir. Bu operasyonel strateji dahili ya da batık konfigürasyon olarak isimlendirilmiştir. Bu strateji ile MBR teknolojisi evsel atıksuyu da içeren pek çok atıksuyun arıtımında düşük enerji maliyeti ile süzüntü eldesini sağlayarak yaygınlaşmıştır [14].

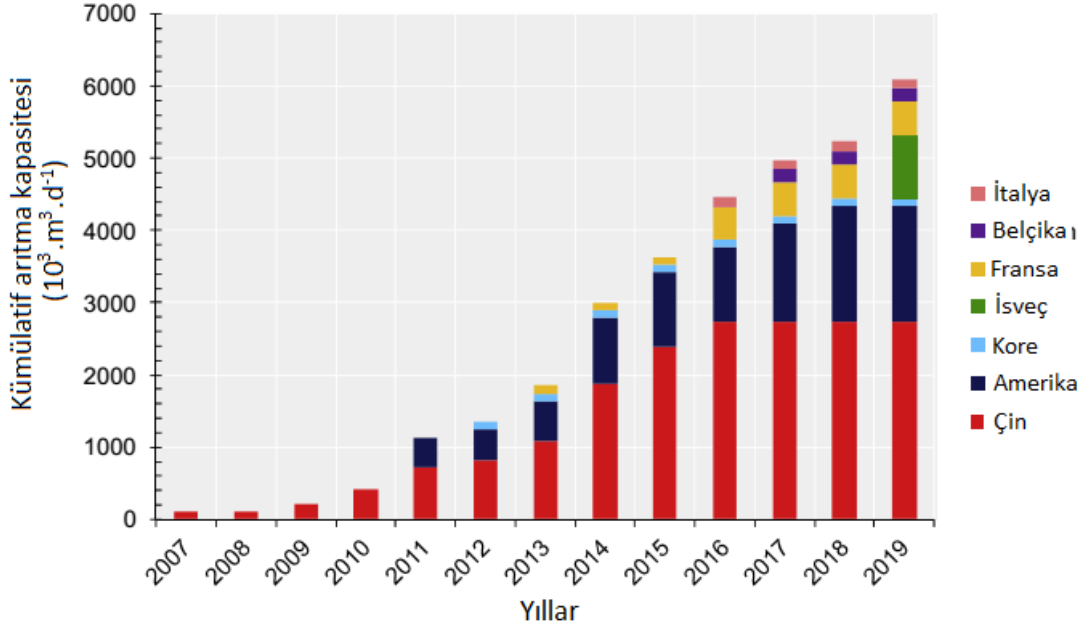
MBR biyoteknolojisi hızlı bir gelişim sürecindedir. Ancak, aktif çamur gibi klasik teknolojiler ile karşılaştırıldığında yüksek riski ve maliyeti göze çarpmaktadır [17]. Maliyet/verim açısından aktif çamur tesisi orta, biyolojik havalandırma filtreleri düşük

kabul edilirken MBR'ler oldukça yüksek maliyet/verim oranına sahiptir. Günümüzde çevre kirliliğinin ve bilincinin artmasından dolayı deşarj kalite standartları yasalarla arttırılmaktadır. Kanunların ön gördüğü bu standartları klasik arıtma tesisleriyle elde etmek oldukça güçtür. Bundan dolayı MBR'ler dikkate değer bir alternatif olarak ortaya çıkmıştır. Buna rağmen yüksek maliyetinden dolayı kullanılmaları yaygınlık kazanmamıştır.

MBR'lerin çıkış suyu kalitesi yüklemelerdeki değişimlere karşı dirençli olmasına rağmen işletilmeleri ve bakımları oldukça hassastır. Çünkü membran hidroliği bu değişimlerden etkilenmektedir. Oldukça verimli çalışan MBR örnekleri verilebileceği gibi başarısız ve verimsiz çalışan MBR örnekleri de verilmektedir [12]. Verimsiz MBR tesislerinin ana sebebi bilgi ve tecrübe eksikliğinden kaynaklanmaktadır.

Günümüzde kurulan MBR sayısındaki üstel artış, MBR'lere olan güvenin arttığının açık bir göstergesidir. Klasik arıtma tesislerinin kapasitesinin ve/veya çıkış suyu kalitesinin arttırılması için değişiklik yapılması durumunda, MBR'lerin uygulama fırsatının büyük ölçüde artacağı beklenmektedir. MBR'lerin sayısındaki ve kapasitesindeki yıldan yıla artış bunun bir kanıtıdır [18].

2010 yılından önce kurulumu ve işletimi gerçekleştirilen MBR tesislerinin kapasitesi 10000 m³/gün'den küçük olduğu belirtilmiştir. 2010 yılından beri tüm dünyada büyük kapasiteli MBR tesislerinin kurulumu gerçekleştirilmektedir. 2015 yılında Çin'de kapasitesi 20000 m³/gün'den büyük iki adet MBR tesisi kurulmuştur. Amerika'nın Ohio eyaletinde ise 33000 ve 25000 m³/gün kapasiteli iki adet MBR tesisi bulunmaktadır. Şimdiye kadar dünyadaki en büyük kapasiteli tesis İsveç'te kurulmuştur ve kapasitesi 86000 m³/gün'dür. Günümüzde büyük ölçekli MBR tesisleri çoğunlukla evsel atıksu arıtımı için kullanılmaktadır ve hala endüstriyel atıksu arıtımında küçük ölçekli MBR tesisleri tercih edilmektedir [18]. Şekil 2.1'de dünyadaki MBR tesislerinin yıllara göre kümülatif arıtma kapasiteleri görülmektedir.

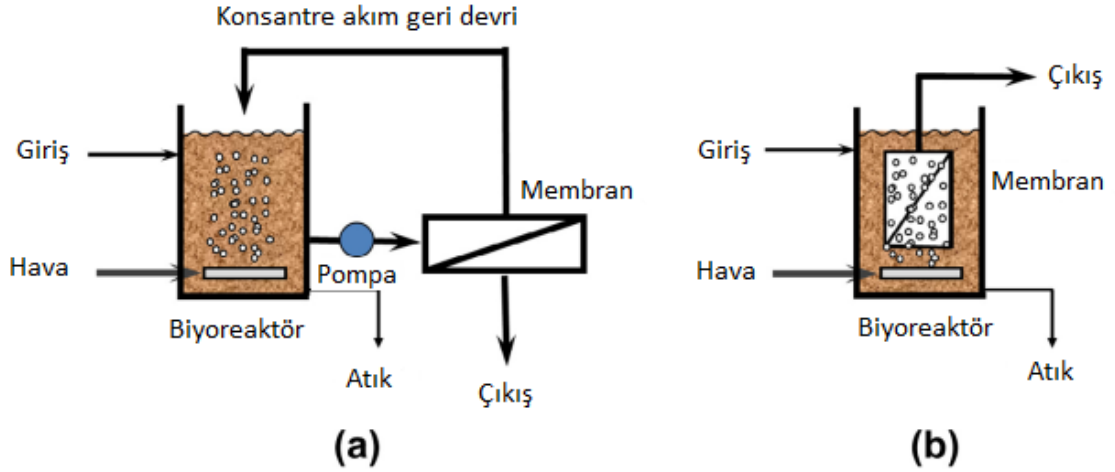


Şekil 2.1 Dünyadaki büyük ölçekli MBR tesislerinin gelişimi (tesis kapasitesi >100000 m³/gün) [18]

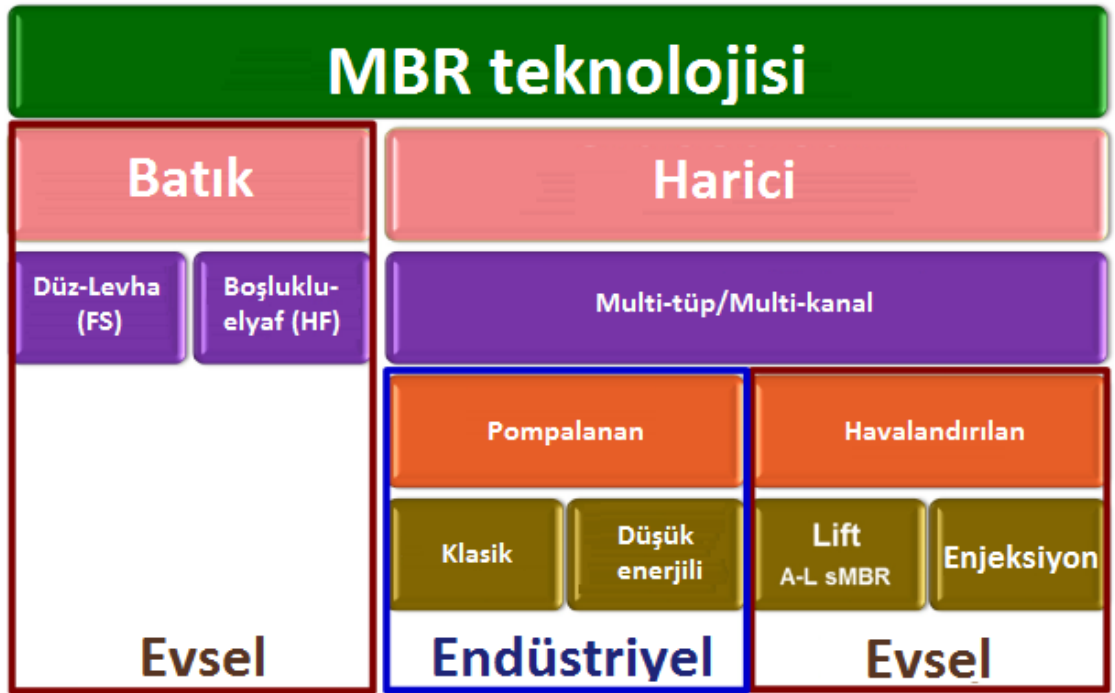
Günümüzde 200'den fazla ülkede MBR tesisleri kurulmaktadır ve küresel farklı pazar analizlerinde raporlandığı üzere düzenli olarak %15 büyümektedir. Bilimsel açıdan bakıldığında ise son beş yılda MBR teknolojisi üzerine yapılan araştırmalarda membran tıkanması, endüstriyel atıksu arıtımı, nütrient giderimi ve mikrokirletici giderimi gibi özel uygulamalar ve proses kontrolü başlıkları öne çıkmaktadır [19].

2.1.3 Membran Biyoreaktör Konfigürasyonları

Batık ve harici membran biyoreaktör olmak üzere iki ana membran biyoreaktör konfigürasyonu mevcuttur (Şekil 2.2). Batık MBR'ler, orta ve büyük ölçekli evsel atıksu arıtma tesislerinde harici MBR'lere göre daha çok tercih edilmektedir [20], [21], [22], [23]. Bu tercih daha çok havalandırma ile tıkanmanın azalmasından kaynaklanmaktadır. Endüstriyel atıksuların arıtımında ise genellikle harici MBR'ler tercih edilmektedir (Şekil 2.3). HF modüller genellikle daha ucuzdur, ayrıca yüksek membran yoğunluğu ve daha fazla geri yıkama imkanı verir. Fakat HF membranların kontrolü kanal genişliği iyi belirlenmiş ya da üniform olan düz-levha (Flat-sheet: FS) ve çoklu tüp (Multi-tubuler: MT) membranlardan daha zordur.



Şekil 2.2 MBR teknolojisinde iki operasyon tipi; (a) harici, (b) batık konfigürasyon [19]



Şekil 2.3 MBR proses ve membran konfigürasyonları [19]

Harici MBR'lerin batık MBR'lere göre daha çok kirlenme özelliği vardır. Yüksek akı elde edilen işletmelerde membran kirlenmesi daha fazladır. Özellikle kritik akının üzerindeki akı değerlerinde artan akı değerleri ile tıkanma hızlanır. Yüksek basınç ile meydana gelen akış hızlarında floklar kesme kuvvetlerinden dolayı parçalanarak daha küçük partiküller oluşmaktadır [24]. Bu durum partikül boyutunun azalmasını ve sayısı artan kirletici partiküllerin floklar ile bağlanmasını da artırır. Sirkülasyon olmayan reaktörlerdeki partikül boyutu 20 µm ile 50 µm arasındadır. Sadece %15'lik kısım 100

μm 'nin altındadır. Sirkülasyonlu ortamlarda ise partikül boyutu direkt olarak kesme kuvveti ve deney süresi ile orantılıdır.

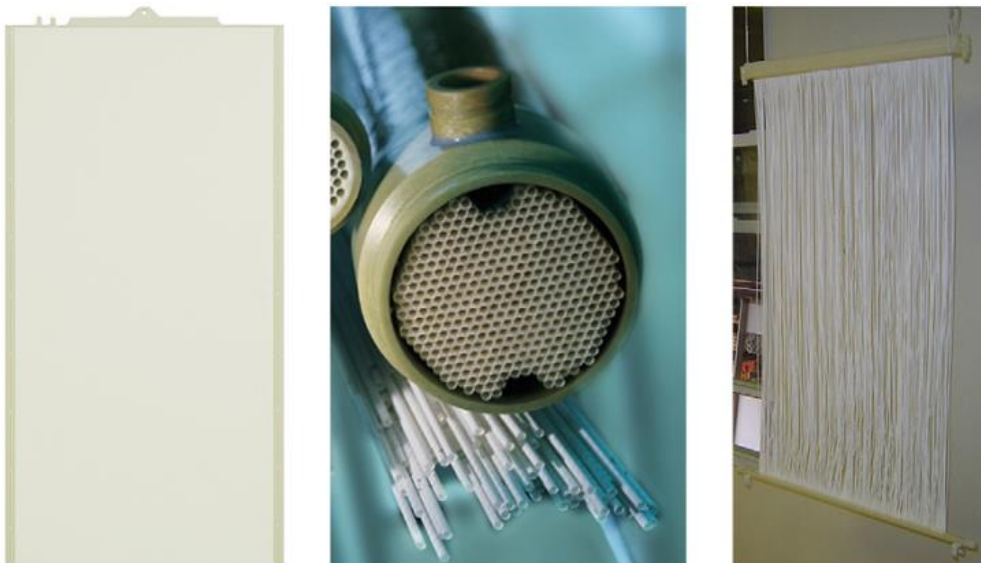
Batık MBR'ler üretilen birim süzüntü başına harcanan enerji açısından harici MBR'lere göre daha avantajlıdır. Ancak birim akı başına kullanılan membran alanı açısından harici MBR'ler avantajlıdır [12].

2.1.4 Membran Biyoreaktörlerde Kullanılan Membran Materyalleri ve Modülleri

Membran teknolojisinde kullanılan iki farklı membran materyali bulunmaktadır ve bunlar polimerik ve seramik membranlardır. Membran proseslerinde kullanılan konfigürasyonlar ise;

1. Düz ve levha (Plate and frame/flat sheet) (FS)
2. Boşluklu elyaf (Hollow fibre) (HF)
3. Multi-tüpsel (MT)
4. Kapiler tüp (CT)
5. Katlanmış filtre kartuşlar (FC)
6. Spiral sargılı (SW)

Bu konfigürasyonlardan sadece ilk üçü MBR teknolojisi için uygundur [25].



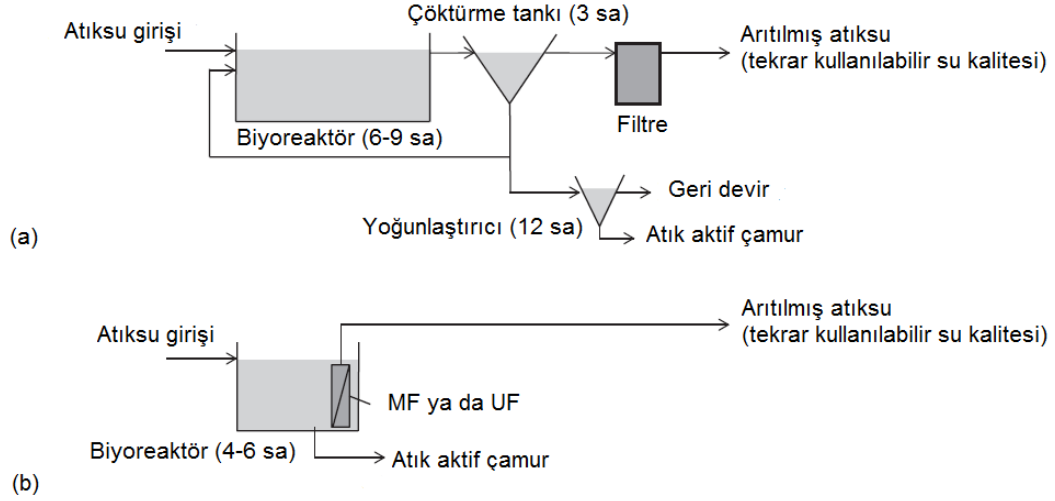
Şekil 2.4 MBR'lerde kullanılan membran konfigürasyonları; düz-levha membran, tübüler membran ve hollow fibre membran [25]

MBR'lerde HF membranlar kurulu tesislerde ticari olarak kullanılan en yaygın membranlardır. HF membranlar dar filamentlerden oluşurlar (0,4 mm ile 2,6 mm) ve süzöntü akımı dıştan içe doğrudur. MT membranlar ise daha geniştir (genellikle MBR'lerde 5-12 mm) ve akım içten dışa doğrudur [19].

MBR teknolojisinde kullanılan membran materyalinin gözenek boyutu genellikle 0,03 ile 0,4 μm 'dir. Kullanılan polimerik membranların yaklaşık yarısı poliviniliden-diflorür (PVDF)'dür. Kalan diğer yarısının büyük çoğunluğu ise poliolefinik (polipropilen (PP), polietilen (PE)) ya da polietilsülfon (PES)'dan oluşmaktadır. Günümüzde ise seramik membranların kullanımı yaygınlaşmaktadır ve FS seramik membranlar yenilikçi membranlardandır [19].

2.1.5 Klasik Aktif Çamur Prosesi ve Membran Biyoreaktörlerin Karşılaştırılması

Klasik aktif çamur sistemleri genel olarak aktif çamur kullanılarak atıksuyun arıtıldığı biyoreaktör ve arıtılmış su ve aktif çamuru ayırmak için kullanılan çöktürme tankından oluşmaktadır. Çöktürme tankları aktif çamurun tamamının iyi bir şekilde çöktürülerek arıtılmış sudan ayrımını sağlayamamaktadır. Daha hafif aktif çamur flokları arıtılmış su çıkışı ile yıkanmaktadır. Tipik olarak çöktürme tankından çıkan süpernatantın askıda katı madde konsantrasyonu 5 mg/L civarındadır [14]. MBR proseslerinde ise aktif çamurun tamamının arıtılmış sudan ayrımı sağlanmaktadır ve daha yüksek kalitede çıkış suyu elde edilmektedir (Şekil 2.5) [13]. MBR'lerin diğer avantajlarından biri süzöntü BOİ ve KOİ konsantrasyonlarının klasik sistemlere göre çok daha düşük olmasıdır. Düşük AKM ve KOİ konsantrasyonundan dolayı MBR çıkış suları tarımsal faaliyetlerde, rekreasyon amaçlı ve yangın söndürme gibi su ihtiyaçlarında kullanılabilir [26]. MBR teknolojisinde UF gibi küçük gözenek boyutuna sahip membran kullanımı ile yüksek oranda dezenfeksiyon sağlanmaktadır. MBR prosesi ile klorla dezenfeksiyona dayanıklı bakteri türlerinde bile yüksek giderim verimlerine ulaşılmaktadır [12].



Şekil 2.5 Klasik aktif çamur prosesi (a) ve MBR prosesinin (b) karşılaştırılması [14]

Yüksek MLSS konsantrasyonlarında işletilen MBR’lerde ayrıca atık çamur üretimi daha az olmaktadır ve bu da MBR’lerin faydalarından biridir. Biyoreaktörlerde mikroorganizmalar kendi kendilerini degrade etme eğilimindedirler (örneğin, endojen solunum) [14], [27]. Degredasyon hızı biyokütle konsantrasyonu ile orantılıdır. MBR proseslerinde daha az atık aktif çamur üretilmektedir ve bu yüzden atık aktif çamur giderimi ile ilgili maliyetler azalmaktadır. SRT arıtılmış su kalitesi ve biyoreaktördeki MLSS konsantrasyonunu belirlediğinden dolayı biyoreaktörler için önemli bir işletme parametresidir. Genelde, SRT artışıyla birlikte atıksu arıtma verimi artmaktadır ve substrat konsantrasyonu azalmaktadır. MBR proseslerinin uzun SRT’de işletimi (tipik olarak >20 gün) klasik aktif çamur proseslerine karşı (tipik olarak 5-15 gün) daha yüksek kalitede çıkış suyu elde edilmesini sağlamaktadır. Klasik aktif çamur sistemlerinde SRT kontrolü çöktürme tankından atılan atık aktif çamur ile kontrol edilmeye çalışılmaktadır. Ancak atık aktif çamur konsantrasyonu aktif çamurun çökeltme özelliklerine göre değişiklik göstermektedir ve bu durum kesin SRT kontrolünü zorlaştırmaktadır. MBR’lerde atık aktif çamur direkt olarak biyoreaktörden atılmaktadır. Bu durum MBR’lerde SRT kontrolünü kolaylaştırmaktadır. Daha önce de bahsedildiği gibi MBR’ler çıkış kalitesini arttırmakta, düşük arıtma tesisi alanı gerektirmekte, atılan aktif çamur miktarını düşürmekte ve kesin SRT kontrolü sağlamaktadır [14]. Diğer yandan yüksek SRT değerleri MBR’lerde nitrifikasyon bakterilerinin büyümesini desteklemekte ve klasik sistemlere göre daha yüksek nitrifikasyon performansı gözlenmektedir [28]. MBR’lerde yüksek SRT değerleri

dolayısıyla büyüme hızı düşük olan bazı özel bakteri türleri de gözlenmekte ve bu bakteri türlerinin bir kısmı sayesinde toksik bileşenlerin giderim verimi de artmaktadır [29].

Bütün bu avantajlarına karşın MBR'ler membran ile ilişkili pek çok dezavantaja sahiptir. MBR'lerde kullanılan membran klasik sistemlere göre daha fazla işletme ve proses karmaşıklığına sebep olmaktadır. Bu karmaşıklık çoğunlukla bakım ve membran temizlenmesi ile ilişkilidir. Membran porları zamanla organik ve inorganik maddelerle tıkanma eğilimindedirler. Membranların tıkanma eğilimlerini azaltmak için pek çok operasyonel ve proses stratejileri gerekmektedir. Membran kısmı ayrıca ilave maliyet gerektirmektedir. Ancak son 20 yıldır membran fiyatları çarpıcı bir biçimde azalmıştır. Ek olarak tıkanma önleyici stratejiler, örneğin batık MBR'lerde membranın havalandırılması ve harici MBR'lerde MLSS resirkülasyonu, ilave işletme maliyetleri gerektirmektedir. Bazı durumlarda MBR'lerdeki enerji tüketimi klasik aktif çamur sistemlerinin yaklaşık iki katı kadar fazla olmaktadır. Ek olarak MBR'lerde daha fazla köpük oluşumu olmakta ve bu da işletmeyi zorlaştırmaktadır [14], [25].

MBR sistemlerinin diğer dezavantajı ise; pik akımlara klasik sistemler kadar iyi cevap verememesidir [30], [31]. MBR'ler projelendirilirken genellikle aylık veya yıllık maksimum ortalama debi kullanılmaktadır. Fakat saatlik pik debinin maksimum aylık ortalama debiye oranının 2'nin üzerinde olması durumunda pik debilerde problemler yaşanabilmektedir [31]. Çizelge 2.1'de MBR ve klasik aktif çamur sistemlerinin birbirlerine göre avantaj ve dezavantajları kısaca özetlenmiştir.

Çizelge 2.1 MBR'lerin klasik aktif çamur sistemlerine göre avantaj ve dezavantajları [32]

Avantajları	1. Tekrar kullanılabilir özellikle yüksek kalitede çıkış suyu kalitesi sağlamaktadır. Ek olarak pek çok patojenik bakteri ve bazı virüslerin giderimi mümkündür. 2. Çöktürme tankı ihtiyacı olmadığından daha küçük biyoreaktör alan ihtiyacı 3. Atık çamur miktarının daha az olması 4. Kolay SRT kontrolünün sağlanması
Dezavantajları	1. Daha fazla işletme ve proses karmaşıklığı 2. Yüksek ilk yatırım ve işletme maliyeti 3. Daha fazla köpürme eğilimi

2.2 Membran Biyoreaktörlerde Operasyonel Şartlar ve Performans

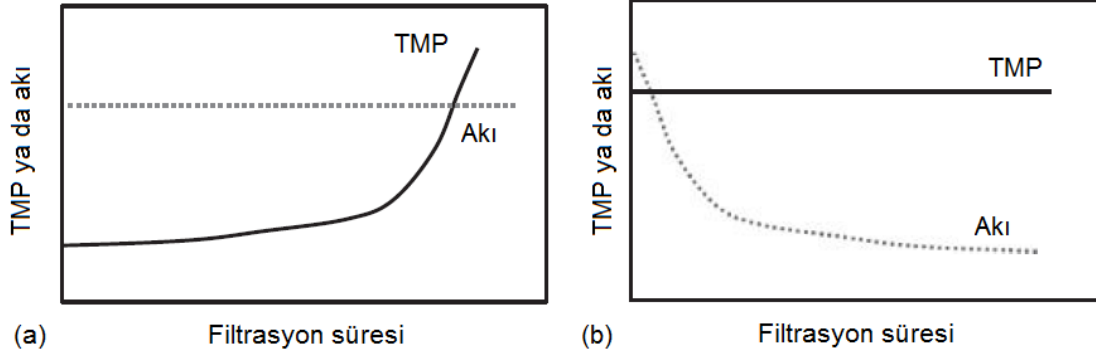
Daha önce de bahsedildiği gibi, MBR prosesleri yüksek MLSS konsantrasyonlarında ve uzun SRT değerlerinde işletilmektedir. Bu operasyonel şartlar biyoreaktörlerde daha yüksek hacimsel KOİ yüküne ve düşük F/M oranlarında işletmeye izin vermektedir. Daha yüksek KOİ hacimsel yükleme hızı MBR'lerin klasik aktif çamur prosesine göre çok daha kompakt biyoreaktörler olduğunu göstermektedir (örneğin düşük HRT). Ayrıca MBR'lerin düşük F/M oranlarında işletilmeleri nitrifikasyon bakterileri gibi yavaş büyüyen bakterilerin var olmasını sağlamaktadır. Diğer işletme faktörleri örneğin aerobik tanktaki ÇO seviyesi ve azot giderimi için aerobik tanktan MLSS'in geri devredilmesi klasik aktif çamur prosesleri ile MBR'lerde benzerdir. Tipik MBR proses işletme şartları ve tipik çıkış suyu kalitesi Çizelge 2.2'de verilmiştir. MBR proseslerinde daha uzun SRT kış aylarında bile daha stabil nitrifikasyon verimini sağlamaktadır ve yavaş giderilen organik maddelerin giderim performansını arttırmaktadır [14].

Çizelge 2.2 MBR’lerde tipik işletme şartları ve çıkış kalitesi [33]

Sınıflandırma	Birim	Aralık değer	Tipik değer
İşletme şartları			
KOİ yükü	kg/m ³ .gün	1,0-3,2	1,5
MLSS	mg/L	5000-20000	10000
MLVSS	mg/L	4000-16000	8500
F/M oranı	gKOİ/gMLSS.gün	0,05-0,4	0,15
SRT	gün	5-30	20
HRT	sa	4-9	6
Akı	L/m ² .sa	15-45	20
Emme basıncı	kPa	4-35	10
ÇO	mg/L	0,5-1,0	2,0
Çıkış kalitesi			
BOİ	mg/L	<5	3
KOİ	mg/L	<30	20
NH ₃	mg N/L	<1	0,2
TN	mg N/L	<10	8,0
SS	mg/L	<0,2	0,1

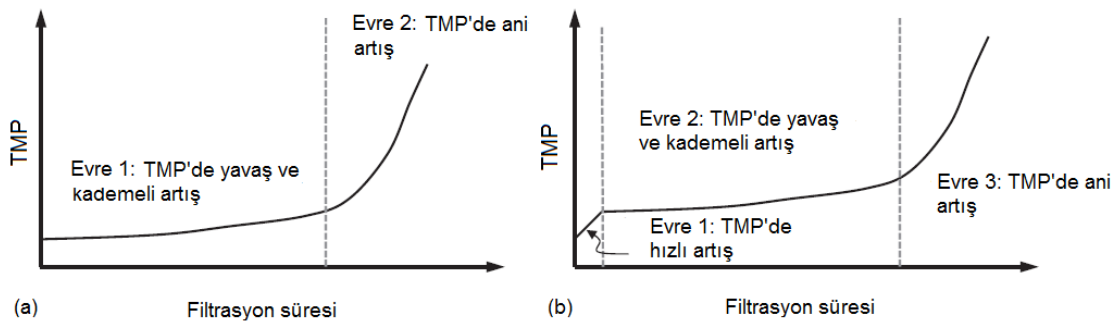
2.3 Membran Biyoreaktörlerde Membran Tıkanması

MBR’lerde arıtılan atıksuyun içerdiği kirletici bileşenlerin birbirinden farklı olması ve çamurun karmaşık ve değişken yapısından dolayı membran tıkanmasına etki eden faktörler net olarak belirlenememektedir [11]. Membran tıkanması operasyon moduna göre (sabit akı veya sabit TMP) süzüntü akısındaki azalma veya TMP’deki artış ile farkedilebilir. Yani, akı belirli bir işletme değerinde tutulurken TMP arttığında veya sabit basınç modunda süzüntü akısında azalma olduğunda MBR’lerde membranların tıkanıldığı anlaşılmaktadır [14]. Sabit basınç filtrasyonu, filtrasyonun başında hızlı akı düşüşü ve ardından akı kararlı hale gelinceye ya da yarı kararlı hale gelinceye kadar kademeli akı düşüşü olarak tanımlanır. Şekil 2.6’da MBR’lerdeki işletme moduna göre tipik tıkanma durumları verilmiştir.



Şekil 2.6 MBR'lerde işletme moduna göre karşılaşılan membran tıkanmasını izlemek için iki metod (a) sabit akı modu, (b) sabit basınç modu [14]

Sabit akı modunda TMP ve sabit basınç modunda akı işletme zamanı boyunca izlendiğinde MBR'de tıkanma olduğu algılanabilir. Şekil 2.6'daki bu doğal davranış sabit akı modunda sabit TMP modunun tam tersidir. Pek çok atıksu arıtma tesisi sabit akı modunda işletildiğinden dolayı genellikle zamana karşı TMP izlenmektedir. Yavaş ve kademeli TMP artışı MBR'lerdeki tıkanmanın ilk belirtisidir. MBR'lerde işletme boyunca uygun temizleme uygulansın veya uygulanmasın TMP'de kademeli artışın ardından ani bir artış gözlenecektir. Şekil 2.7-a'da tipik olarak yavaş TMP artışı ve ardından ani sıçrama durumu görülmektedir. Bu TMP değişimi genellikle iki-evreli TMP artışı şeklinde adlandırılmaktadır. TMP'deki bu değişime göre hangi temizleme stratejisinin uygulanacağına karar verilmektedir. Uygun fiziko-kimyasal temizleme ile TMP'deki bu ani artış geciktirilebilir [14].



Şekil 2.7 MBR'de bulunan tipik sıçrama modelleri (a) 2 evreli TMP sıçraması (b) 3 evreli TMP sıçraması [14]

Bu karakteristik iki-evreli TMP sıçraması iki farklı teori kullanılarak açıklanabilir: 1. TMP'deki sıçrama lokal akıların kritik akıdan yüksek olması nedeniyle. İlk evre boyunca subkritik akı şartları altında poroz membran üzerinde kademeli artış meydana

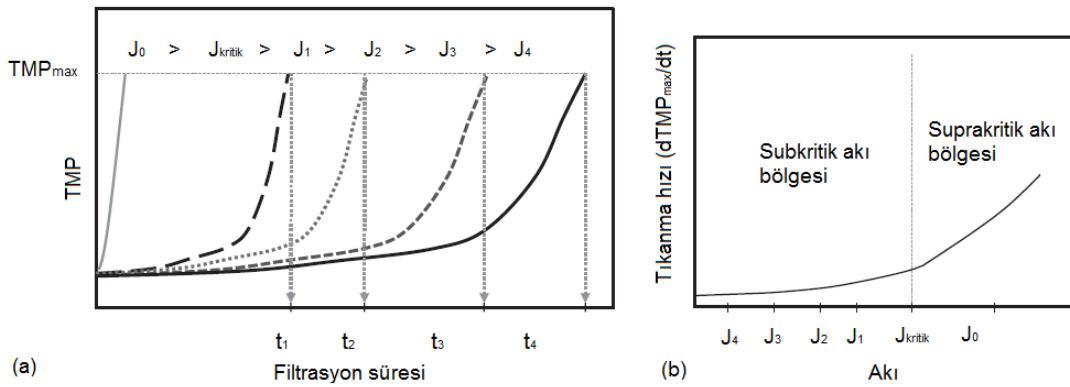
gelir. Bu periyotta, lokal filtrasyon akısı kritik akıdan daha düşüktür ve açık porların sayısı sürekli azalır. TMP artışı hidrolik olarak tersinmezdir (irreversible); bu durum çözünmüş maddelerin ve partiküllerin membran por ve yüzeylerinde adsorpsiyonu şeklindedir. Uzun işletme süresinden sonra, lokal akı kritik akıyı aştığında TMP’de ani sıçrama meydana gelir. Bu an TMP profilinin ikinci evresinin başladığı andır. TMP’ki bu 2. sıçrama, membran yüzeyindeki kek tabakasındaki hücre dışı polimerik madde (EPS) değişimine bağlıdır. TMP’nin ikinci evresi, membran yüzeyindeki kekin alt tabakalarındaki EPS konsantrasyonunun ani artışı ile yakından ilişkilidir. Subkritik akı şartları altında ikinci evredeki TMP’deki ani artışa uzun işletme sürelerinde EPS üretiminin önemli bir etken olduğu bildirilmektedir.

Şekil 2.7-b’den de görüldüğü gibi TMP’nin üç-evreli olarak da arttığı bildirilmiştir. MBR işletilmeye başlandığında TMP’de kısa süreli ve hızlı bir artış yaygın olarak gözlenir. Bu durum filtrasyonun ilk evrelerinde çamur partikülleri tarafından membran porlarının hızlı blokajı, konsantrasyon polarizasyonu ve membran kompaksiyonunun oluşması ile ilişkilidir. TMP’deki artışın ilk evresi, genellikle ikinci evredeki TMP artışı tarafından gizlenir, bu nedenle tüm TMP artışı iki-evreli TMP profili şeklinde gibi görülür. Üç evreli TMP profilinde ikinci ve üçüncü evre daha önce bahsedildiği gibidir. İkinci evrede TMP’nin yavaş ve kademeli artışı membran yüzeyinde mikrobiyal flok ve partiküllerin birikmesine bağlıdır. Oysa ilk evredeki tıkanma membran yüzey ve por duvarlarında çözünmüş maddelerin pasif adsorpsiyondan kaynaklanmaktadır. Üçüncü evredeki ani TMP artışı işletme zamanı boyunca kek tabakasındaki EPS bileşenlerinin artması sonunda porozitenin azalması ile ilişkili olarak bilinir [14].

2.3.1 Membran Biyoreaktörlerde Membran Tıkanma Oranı

MBR’lerde membran tıkanma oranı genellikle membran tıkanması için ölçüt olarak kullanılır. Tıkanma boyunca 4 ardışık evre tanımlanabilir: (1) küçük porların blokajı, (2) daha büyük porların iç yüzeylerinin kaplanması, (3) partiküllerin üst üste çekimi ve büyük porların direkt blokajı ve (4) kek tabakası oluşumu. Her evre kolay ya da nicel olarak tanımlanamayacağından, her bir tekil tıkanma evresini karakterize etmek yerine genellikle tüm tıkanma eğilimi belirlenir. Tıkanma eğilimini belirlemenin en kolay yolu membran tıkanma oranını tespit etmektir. Şekil 2.8’den görüldüğü gibi belirli

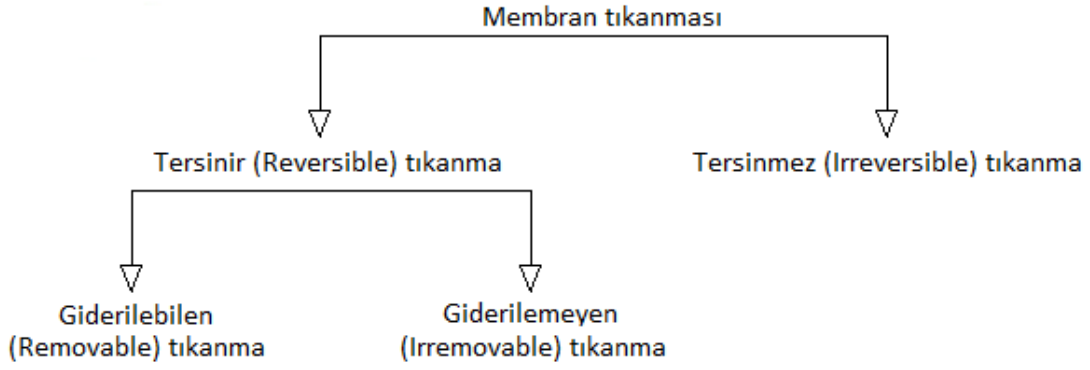
zamanlarda TMP'nin artışının türevi için kullanılan yaygın terim tıkanma oranıdır. Bu yüzden birimi kPa/sa veya psi/sa'dır. Belirli bir zamanda tıkanma eğilimini ifade etmek için TMP'nin yerine hesaplanan tıkanma direci (R) kullanılabilir. Bu durumda tıkanma hızının birimi 1/m.sa olacaktır. Tıkanma hızı Şekil 2.8-b'de görüldüğü gibi işletme akısına bağlıdır. Örneğin, daha yüksek işletme akısında tıkanma hızı daha yüksek olacaktır ve tıkanma oranı daha hızlı artacaktır. İşletme akısı arttığında, akı değişim noktasına kadar tıkanma oranı da artış gösterecektir. J_{kritik} , kritik akı olarak adlandırılmaktadır. Tıkanma oranı kritik akının üstünde ani bir artış gösterir, bu bölgeye suprakritik (kritik akı üstü) akı bölgesi denilir. Evsel atıksuyun arıtıldığı MBR'lerde subkritik akı (kritik akı altı bölgesi) ve suprakritik akı bölgesinde tipik olarak akı değerleri 10-40 L/m².sa değerleri arasındadır. Endüstriyel atıksu arıtılan ya da çok değişken giriş atıksuyu karakteri olan MBR'lerde kritik akı daha farklı değerlerde olabilir [14].



Şekil 2.8 Tipik TMP artış örneği (a), akının fonksiyonu olarak tıkanma oranı (b) [14]

2.3.2 Membran Tıkanmasının Sınıflandırılması

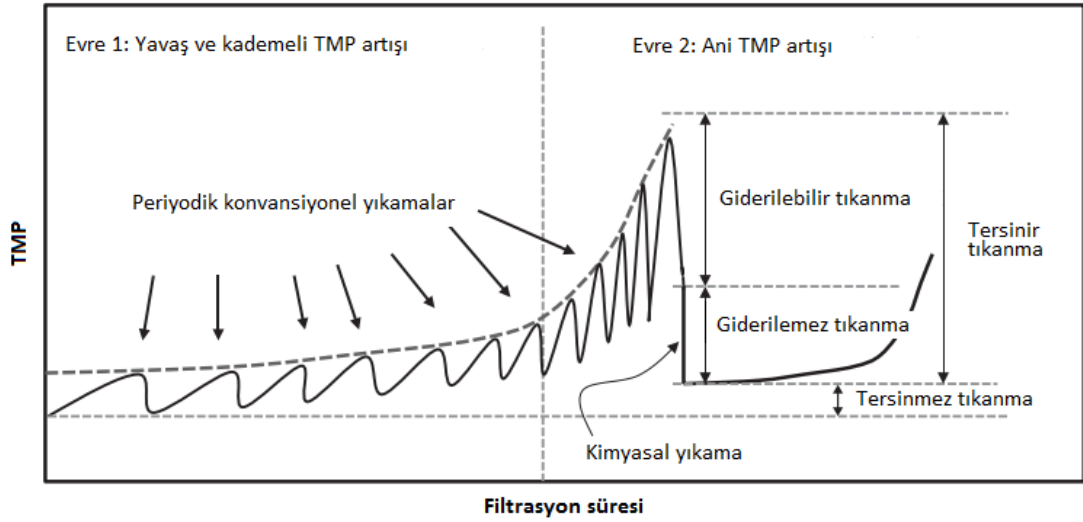
MBR'lerde membran tıkanması tek bir mekanizma ile açıklanamayacağından dolayı membran tıkanmasını tam olarak anlamak oldukça zordur. Pek çok araştırmacı tarafından MBR'lerdeki membran tıkanmasının sınıflandırılması yapılmaktadır. Fakat hala tıkanma konusunda ortak bir karara varılamamıştır [14]. Pek çok araştırmacı membran tıkanmasını Şekil 2.9'daki gibi sınıflandırmıştır [11], [14], [34].



Şekil 2.9 Membran tıkanmasının sınıflandırılması [11]

Membran tıkanmasının ne tür bir tıkanma olduğunu belirlemenin en kolay yolu basit bir geri yıkama işlemi sonrasında akının geri kazanılabilir olup olmadığının tespitidir. Bu kriter gere tıkanma, tersinir (reversible), tersinmez (irreversible), giderilebilir (removable) veya giderilemez (irremovable) olarak sınıflara ayrılabilir [14].

Giderilebilen tıkanma geri yıkama gibi fiziksel bir temizlemenin ardından giderilen tıkanmadır. Giderilebilir tıkanmaya daha çok gevşek bağı kirleticiler sebep olmaktadır. Giderilemeyen tıkanma ise fiziksel yıkama ile giderilmesi mümkün olmayan membran tıkanmasıdır. Gözenek tıkanması ve sıkı bağı organik kirleticilerin neden olduğı bu tür tıkanmada akı ancak kimyasal yıkamanın ardından geri kazanılabilir. Giderilebilen ve giderilemeyen tıkanma çeşitleri tersinir tıkanma olup fiziksel veya kimyasal yıkamanın ardından akı geri kazanımı sağlanmaktadır. Giderilebilen tıkanmaya kek tabakası oluşumu sebep olurken, giderilemeyen tıkanmaya ise membran gözeneklerinin tıkanması sebep olmaktadır. Tersinir olmayan tıkanmada ise membran kalıcı olarak tıkanmıştır ve geri dönüşümü mümkün değildir (Şekil 2.10) [11], [34]. Diğer yandan bazı araştırmacılar tersinmez tıkanmayı kimyasal yıkamanın ardından giderilebilen tıkanma olarak tanımlamışlardır [35]. Ancak uzun işletme süreleri sonucunda membran gözeneklerinin daralması ve tıkanması sonucu kimyasal yıkama ile de giderilemeyen geri kazanılamaz (irrecoverable) tıkanma söz konusu olmaktadır [36] [37]. Bu durumda membran kullanım ömrünün bittiğı anlaşılmaktadır [38].



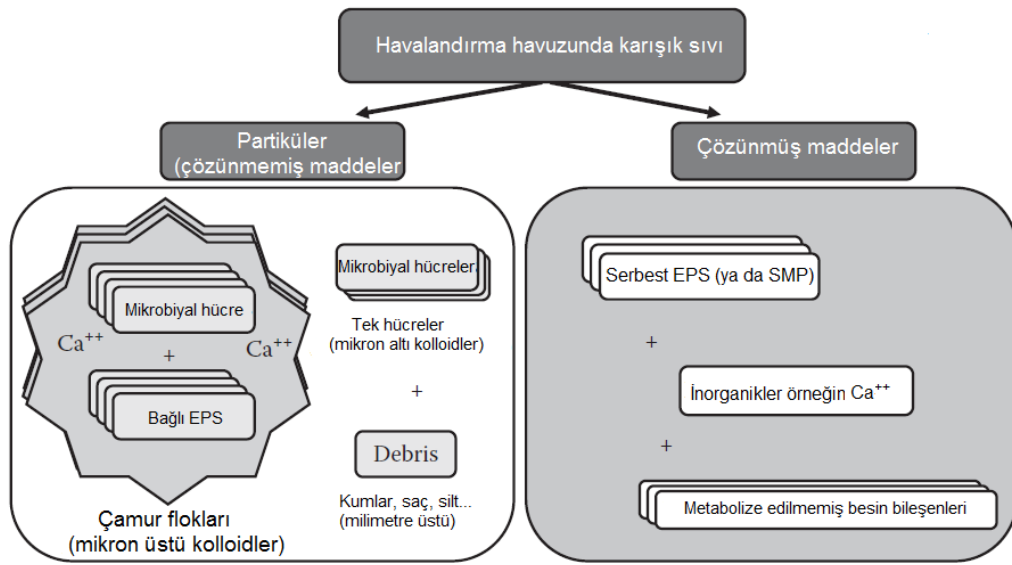
Şekil 2.10 Tıkanma sınıflandırılmasına göre TMP profili [14]

MBR’lerde membran tıkanma problemlerine genellikle atıksu ve biyokütledeki organik maddelerin sebep olduğu belirtilmiş olsa da bazı çalışmalarda inorganik maddelerin de tıkanmaya katkıda bulunacağı bildirilmiştir. İnorganik kirlenme kaynağı ise Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , Fe^{3+} , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , OH^- ve diğer bileşenlerdir. Konsantrasyon polarizasyonu membran yüzeyinde daha yüksek konsantrasyonda tuzların tutulmasına neden olmaktadır ve doygunluk konsantrasyonu aşıldığında bu tuzlar membran yüzeyinde çökmektedir [11]. Atıksuyun kirletici bileşenlerine ve konsantrasyonlarına bağlı olarak aerobik MBR’lerde CaCO_3 çökmesinin membran tıkanmasını arttıracacağı belirtilirken, anaerobik MBR’lerde ise struvit ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$) çökmesinin membranlarda inorganik tıkanmaya sebep olabileceği bildirilmiştir. İnorganik tıkanmanın mevcut olduğu durumlarda fiziksel yıkama prosedürü çoğunlukla işe yaramamaktadır. Giderilemeyen tıkanmaya sebep olan inorganik tıkanma ancak kimyasal yıkama ile giderilebilmektedir. Örneğin CaCO_3 ’ün neden olduğu tıkanma ancak sitrik asit çözeltisi ile kimyasal yıkama yapıldığında giderilebilmektedir [39]. Diğer yandan EDTA gibi bazı kimyasallar da inorganik tıkanmayı gidermek için kullanılmaktadır [11].

2.3.3 Membran Biyoreaktörlerde Kirletici Tipleri

MBR’lerde membran tıkanması biyosiviler ile membranlar arasındaki fizikokimyasal etkileşime bağlıdır. MBR’lerdeki kirleticiler hakkında fikir sahibi olmak için reaktör içinde bulunan karışık sıvı bileşenlerini incelemek önemlidir. Membranın özelliklerinin kimyasal yapısı biliniyor olmasına rağmen, havalandırma havuzundaki karışık sıvı pek

çok farklı bileşen içerdiği için oldukça kompleks bir karakteristiğe sahiptir. Şekil 2.11’de kirleticiler için potansiyel bileşenler özetlenmiştir. Temel olarak membran ünitesinin daldırıldığı havalandırma havuzundaki karışık sıvı, partiküllerden (çözünmemiş kısımlar) ve çözünmüş maddelerden oluşur. Partiküller 3 kısma ayrılabilir: floklar, tekil mikrobiyal hücreler ve hücre kalıntılarıdır. Çözünmüş maddeler ise kaynaklarına göre üç kısma ayrılır: giriş atıksuyundan gelen metabolize edilmemiş besin bileşenleri, mikroorganizmalar tarafından salgılanmış çözünmüş mikrobiyal ürünler (SMP) ve çözünmüş inorganiklerdir [14].



Şekil 2.11 Aktif çamur karışık sıvı bileşenleri [14]

2.3.3.1 Partiküller

Membran filtrasyonu temelde katı-sıvı ayrımının bir türü olduğu için, havalandırma havuzundaki MBR’lerde birincil önemli kirleticiler partiküllerdir. Karışık sıvıda tekil mikrobiyal hücreler ve hücre kalıntıları da olmasına rağmen partiküllerin çoğunluğu aktif çamur floklarından oluşmaktadır.

Floklar

Aktif çamur flokları farklı türler tarafından oluşan mikrobiyal yapılardır. Tekil mikrobiyal hücreler EPS ve Ca^{+2} gibi katyon iyonları tarafından biraraya gelirler. Bu durum 3D yapısal matriks formasyonuna ya da floklara yol açar. Flokların bileşenleri EPS’nin polimerik ağı içinde gömülüdür. Karışık sıvıda askıda katılar (MLSS) aktif çamurdaki temel bileşendir. Bu yüzden, membran tıkanmasına MLSS konsantrasyonunun etkisi

son 20 yıldır ayrıntılarıyla araştırılmaktadır. MLSS konsantrasyonunun tıkanma ile yüksek ilişkili olduğu düşünülmektedir (örneğin, MLSS konsantrasyonu arttığında tıkanma derecesinin artması). MLSS konsantrasyonu arttığı için karışık sıvının viskozitesi artar, böylece filtrasyon direnci de artar. Ancak, tutarsız ve çelişkili tıkanma eğiliminin MLSS konsantrasyonu ile ilişkili olduğu bazı durumlar da tespit edilmiştir.

Kalıntılar, örneğin, kum, saç ve plastik materyaller de partiküllerin içinde kategorize edilir. Batık MBR'lerde kötü problemlerden biri de membran fiberleri (iplikçikleri) ile saçların birbirine karışmasıdır. Uygun ön arıtma ile, örneğin ızgaralar, kum tutucular, bu tür problemler çözülebilir [14].

Flok boyutu

Partiküller suprakolloidal katılar olarak sıklıkla 1-100 μm arasındadır ve 100 μm 'den büyük partiküller çökebilir katılar olarak isimlendirilir. Kolloidal partiküller 0,001 ile 1 μm arasındadır [40]. Flok boyutu açısından, aktif çamurun karışık sıvısındaki çoğunluk çamur hacmine bağlı olarak çökebilir katılara aittir. Ancak, küçük ($>10 \mu\text{m}$) ve kolloidal ($>1 \mu\text{m}$) partiküllerin sayısı çökebilir katılardan daha büyüktür. Özellikle, çamur solüsyonundaki tekil aktif çamur hücreleri tipik olarak birkaç mikron değerindedir. Tekil hücreler ve küçük floklar içeren kolloidal partiküller MBR'lerde membran filtrasyonunu etkiler, çünkü bahsedilen bu partiküllerin boyutu membran por boyutu ile benzerdir. Atıksu arıtımı için MBR tesislerinde kullanılan MF ve UF gibi pek çok membran mikron altı por boyutuna sahiptir. Membran porları ve besleme akımındaki partiküllerin boyutlarının benzerliğinden dolayı bu partiküller por blokajı oluşturarak membran tıkanmasına yol açar ve klasik fiziko-kimyasal yıkama metotları tarafından süzüntü akısını iyileştirmek zor hale gelir. Tıkanma mekanizmasını anlamak için bu ince partiküller oldukça önemlidir. Membran yüzeyinde biriken kek tabakasındaki partiküller konveksiyon akımı tarafından membran yüzeyine doğru sıkışır. Ancak, konsantrasyon gradyanının sebep olduğu difüzyondan dolayı aynı anda partiküller kek tabakasından çözelti içerisine geri yayılırlar. Bu durum geri transfer olarak isimlendirilir. Genel olarak, ince partiküller küçük geri transfer hızına sahiptir. Bu yüzden partikül boyutu küçüldükçe geri transfer yavaşlar. Bu yüzden MBR'lerde membran tıkanması ile ilişkili en önemli parametrelerden biri partikül boyutudur. Klasik bMBR'lerde bulunan ortalama flok boyutu tipik olarak mikrobiyal fizyoloji, giriş karakteristikleri ve atıksu

arıtma tesisi yerine bağı olarak 80-160 μm civarındadır. Ancak harici MBR'lerde ortalama flok boyutu batık tip MBR'lerden daha küçüktür. Çünkü harici MBR'lerde havalandırma havuzundan tank dışına karışık sıvı tekrar sirküle edilmektedir. Bu transfer floklara kesme kuvveti sağlar ve floklar dağılır (deflokülasyon). Böylece bMBR'lerden partikül boyutu daha küçük olur. Bu küçük flok boyutundan dolayı membran tıkanmasının nasıl önleneceği konusu özellikle harici MBR'lerin dizaynında önemlidir [14].

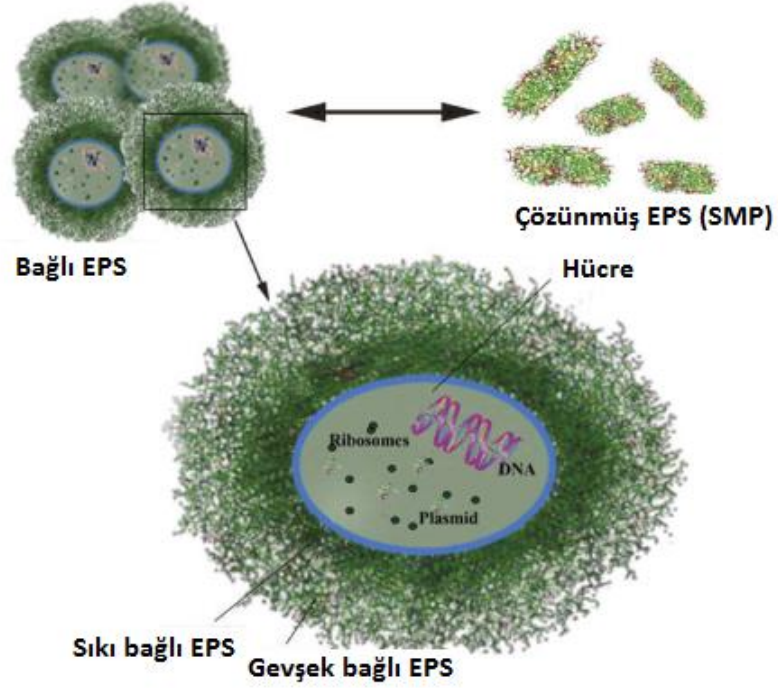
Çamurun flok boyutunun küçük olması, çamurun çökmesini engeller, dolayısıyla çamurun çökemeyen kısmında bulanıklık ve kolloidlerin konsantrasyonu artar. Bu da kirlenme üzerine çok büyük etkiye sahiptir. Özellikle bu kısımdaki kolloidler membranın gözeneklerini tıkayarak gözenek kirlenmesine sebep olurlar. Aktif çamurun askıda katı, kolloid ve çözünen maddeler olarak ayrılıp filtre edildiği bir çalışmada askıda katıların kirlenmeye olan etkisinin %24, kolloidlerin %50 ve çözünmüş kısmın %26 olduğu bulunmuştur [41].

Aktif çamur sisteminde ve MBR'de bulunan flokların çap dağılımları karşılaştırıldığında farklılıklar olduğu görülmüştür (sırası ile 100 μm ve 240 μm). MBR'de partikül çaplarının daha yüksek olmasının sebebi, partiküllerin ve serbest bakterilerin membrandan dolayı sistem içerisinde kalmasıdır. Başka bir çalışmada MBR'de flok çapı karakteristiği incelenmiş ve por çap aralığının 10-40 μm arasında değiştiği ve ortalama çapın 20 μm olduğu belirtilmiştir [42]. Söz konusu çalışmada farklı çamur yaşlarında üç MBR'de flok çap dağılımının birbirine yakın olduğu bulunmuştur. Başka bir çalışmada, çamur yaşı 20 günden 60 güne çıktığı zaman ortalama flok çapı çok az bir artma ile 5,2 μm 'den 6,6 μm 'ye çıkmıştır [7].

2.3.3.2 Hücre Dışı Polimerik Maddeler

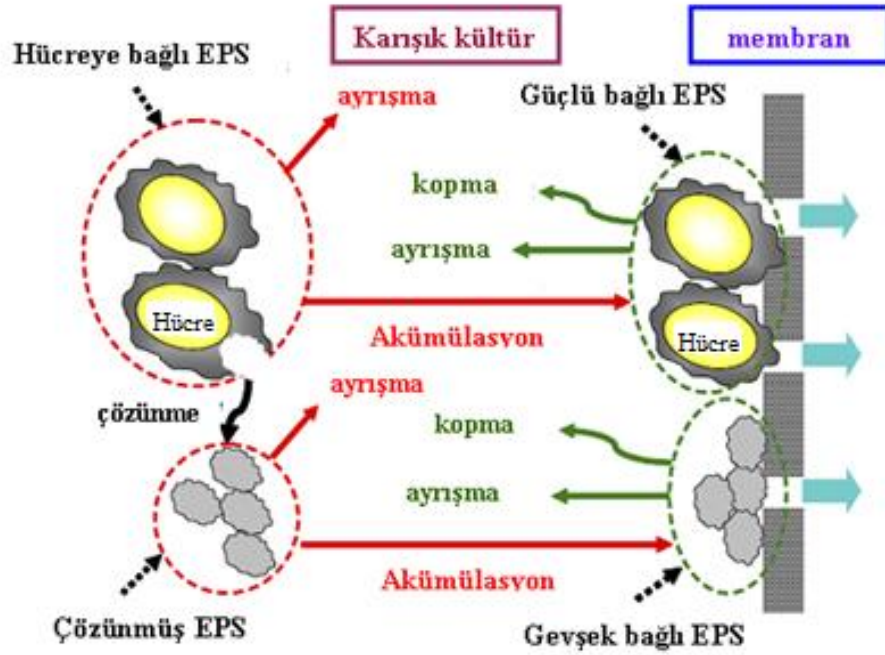
Mikrobiyal hücreler tarafından üretilen yüksek molekül ağırlığına sahip mukos yapılı salgılar hücre dışı polimerik maddeler (EPS) olarak adlandırılmaktadır ve bağı ve çözünmüş EPS olmak üzere iki farklı başlık altında toplanmaktadır (Şekil 2.12). Ökaryotik ve prokaryotik mikroorganizmalar doğal yaşamlarında EPS üretirler [43]. EPS'ler tekil hücrelerin flok formasyonunda önemli rol oynar ve ana bileşen olarak polisakkarit, protein, lipid ve hümik asit benzeri heterojen polimerik maddeleri

içerirler. EPS'lerin daha düşük miktarda içerdiği bileşenler ise fosfolipidler, DNA ve RNA gibi nükleik asitlerdir [11], [14]. Farklı materyaller içermesine rağmen EPS'lerin %90'ından daha büyük bir kısmı protein ve karbonhidratlardan oluşmaktadır. Biyofilmdeki ana bileşen EPS olmakla birlikte toplam biyofilm ağırlığının %50 ila %80'lik kısmını EPS'ler oluşturmaktadır[43], [44]. EPS'ler biyolojik atıksu arıtma sistemlerinde mikrobiyal agregatların fonksiyon ve özellikleri üzerinde etkiye sahiptir. EPS bileşenlerinin mikrobiyal agregatların kütle transferi [45], yüzey yükü [46], [47], flokülasyon, çökebilirlik, susuzlaştırma [48], [49], stabilite [50], adhezyon [51] ve flok formasyonu [52] üzerinde etkili oldukları belirtilmektedir. MBR'lerde ise EPS bileşenlerinin varlığı veya üretiminin membran tıkanmasından sorumlu olduğu bildirilmektedir. Özellikle zayıf bağlı EPS türleri ve karbonhidratların membran tıkanmasındaki anahtar bileşenler olduğu bazı araştırmacılar tarafından belirtilmektedir [53], [54]. Bu güne kadar EPS ve membran yüzeyi arasındaki etkileşim net bir şekilde saptanamamıştır ve literatürde birbirinden oldukça farklı pek çok teori ve görüş bulunmaktadır. Mikrobiyal agregatlardaki EPS'nin biyolojik arıtma sistemlerinde faydalı ya da zararlı bir role sahip olduğu şüphesizdir. EPS üretiminin kontrol altında tutulmasının çamur özelliklerinde ve reaktör performansında değişikliğe yol açacağı düşünülmektedir.



Şekil 2.12 EPS türleri [43]

EPS üretiminin mikrobiyal büyüme ve substrat tüketimi ile oldukça ilişkili olduğu bilinmektedir ve bu yüzden bakteriyel metabolizma tarafından etkilenmektedir [55], [56]. EPS'ler mikroorganizmaları içinde bulunduran oldukça hidratlı jel matrisi sağladığından, MBR'lerde süzüntü akısına önemli bir bariyer oluşturmaktadır. Bu yüzden EPS'ler MBR proseslerinde önemli kirleticilerden biri olarak dikkate alınır. İlave olarak, kritik akı altındaki filtrasyon şartları boyunca başlangıçta TMP'nin yavaş artışı polisakkaritlerin birikmesinden kaynaklanmaktadır. Dolayısıyla, hızlı tıkanma artışının 2 önemli nedeni bulk çözeltisindeki kadar flokların içindeki EPS konsantrasyonlarıdır. Bağlı EPS'ler kek tabakasının iç yapısında sıkı bir haldedirler ve membran yüzeyinde süzüntü akısına bariyer özelliği gösterirler. Bu yüzden kek tabakasındaki bağlı EPS'ler MBR'lerde önemli tıkanma indekslerinden biri olarak ele alınmaktadır [14]. Şekil 2.13'de membran yüzeyi ve karışık kültürdeki EPS'nin davranışı şematik olarak gösterilmiştir.



Şekil 2.13 MBR’de Membran Yüzeyi ve Karışık Kültürdeki EPS’nin Davranışı [57]

Aktif çamurdaki EPS konsantrasyonları, atıksuyun türüne ve organik yükleme oranına, çamur yaşına, MLSS konsantrasyonuna, reaktördeki mekanik strese ve F/M oranına göre değişim göstermektedir [58]. Yapılan çalışmalarda bazı araştırmacılar SRT artışıyla EPS’lerin artacağını belirtirken [7], bazı araştırmacılar da tam tersini iddia etmektedirler [59], [60], [61]. Dvorak vd. [62] işletme parametrelerinden SRT yerine F/M oranının EPS salınımını etkilediğini belirtmişlerdir. F/M oranının düşmesi ile biyoreaktördeki aktif çamur viskozitesi artmakta ve havalandırma etkisi ile aktif çamura daha düşük kesme kuvveti uygulanmaktadır. MLSS konsantrasyonu düşük olduğunda ise (düşük SRT’lerde) çamur daha düşük viskoziteye sahip olmakta ve havalandırma etkisiyle daha yüksek kesme kuvveti oluşmaktadır. Hücrelerin maruz kaldığı bu mekanik stres daha fazla EPS salınımına sebep olmaktadır. Özellikle havalandırma yoğunluğu sabit tutulan sistemlerde SRT değişimi kesme kuvveti değişimine neden olmakta ve EPS üretimi SRT’ye bağlı olarak değişmektedir [41]. Diğer yandan substrat eksikliği durumunda (düşük F/M) mikroorganizmalar metabolizmaları için EPS bileşenlerini kullanmaktadırlar [62].

Bağlı EPS konsantrasyonu çamur hacim indeksi, flokleşme kabiliyeti, hidrofobisite, yüzey yükü ve çamur viskozitesi gibi çamur özelliklerine yakından bağlıdır. Bu nedenle,

bağlı EPS ve membran kirlenmesi göz önünde bulundurulurken bağlı EPS'nin etkisini hafifletmek için çamur özellikleri kontrol edilmelidir.

2.3.3.3 Çözünmüş Maddeler

Çözünmüş maddeler kaynaklarına göre iki kategori altında incelenir. Bunlar, giriş atıksuyunda bulunan metabolize olmamış besin bileşenleri ve mikroorganizmalar tarafından salgılanan SMP'lerdir. Mikrobiyal salgılardan kaynaklanan bulk çözeltisindeki çözünmüş organik maddeler, SMP ve çözünmüş EPS (bazen serbest EPS olarak da isimlendirilir) olarak tabir edilir [14].

2.3.3.4 SMP ya da Serbest EPS

MBR'lerde "anahtar membran kirleticiler" için SMP ve çözünmüş EPS terimleri kullanılır. Temel olarak, SMP'ler mikrobiyal metabolizma tarafından salgılanan ve monomerler, oligomerler ya da polimerleri içeren tüm tipteki çözünmüş organikleri yansıtır [14].

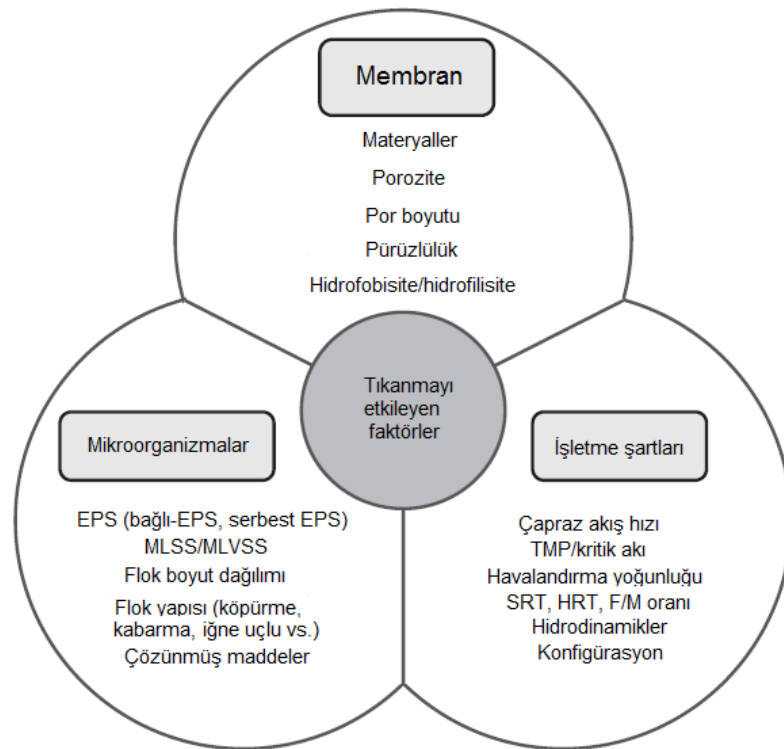
SMP'nin protein ve karbonhidrat bileşenleri SMP_p ve SMP_c olarak adlandırılır. Daha önce de belirtildiği gibi bağlı EPS membran yüzeyinde kek tabakasında süzüntü akısına bariyer özelliği gösterir. Bu nedenle, bağlı EPS konsantrasyonu kek tabakası tıkanmasında direkt etkilidir. Ancak bulk solüsyonundaki SMP bileşenleri kek tabakasından ziyade iç membran tıkanmasında önemli rol oynar. MBR'ler ilk işletmeye alındıklarında SMP'ler membran yüzeyine yapışmakta, ardından ise çamur floklarının (bağlı EPS) membran yüzeyine adhezyonu gerçekleşmektedir [63]. SMP'lerin iç porlarda adsorpsiyonu iç por daralmasına yol açar. Ancak serbest EPS'nin bağlı EPS'den daha az tıkanmaya yol açtığına inanılmaktadır. Çünkü kek tabakasındaki bağlı EPS'den kaynaklanan tıkanma daha baskındır [14].

Ani sıcaklık değişimleri, SMP'nin serbest kalmasına ve kirlenme hızlarında artışa öncülük etmektedir. Düşük SMP konsantrasyonlarını sağlayabilmek için biyoreaktörde yeterli oksijen sağlanmalı ve ani sıcaklık değişimlerinden kaçınılmalıdır [64], [65]. Bilindiği gibi viskozite sıcaklıktan etkilenir ve sıvının viskozitesi sıcaklığın artmasıyla azalır. Bu nedenle, düşük sıcaklıklarda viskozite arttığı için membran direncinde bir

artış gözlenir. Diğer yandan substrat tipi ve giriş suyunun kompozisyonu, SMP oluşumunu ve eliminasyonunu etkiler [66].

2.3.4 Membran Tıkanmasını Etkileyen Faktörler

MBR’lerde membran tıkanması hakkında genel hükümleri belirlemek oldukça zor olmasına rağmen Şekil 2.14’de verilen üç faktör membran tıkanmasını oldukça fazla etkilemektedir [67]. Bu faktörler biyoreaktördeki karışık sıvının özellikleri, membran ve modül tipi ve işletme şartlarıdır. Örneğin HRT ve SRT gibi önemli işletme parametreleri membran tıkanmasını direkt etkiler. Bu işletme şartları EPS üretimi ya da MLSS konsantrasyonu gibi mikrobiyal özellikleri etkiler.



Şekil 2.14 MBR’lerde membran tıkanmasını etkileyen faktörler [67]

2.3.4.1 Membran ve Modül

MBR’lerde tıkanmayı etkileyen membran özellikleri, por boyutu, porozite, yüzey enerjisi, yük, pürüzlülük, ham maddeler, hidrofilisite/hidrofobisite gibi özelliklerdir. Listelenen her bir faktörün membran tıkanmasını direkt etkilediği bilinmektedir [14].

Önemli membran dizayn parametreleri, konfigürasyon (geometri), akış yönü, yüzey karakteristiği (yüzey yükü, hidrofobiklik, porozite, por şekli, eğriliği ve kristalleşme) ile

ayırma mekanizmaları arasındaki etkileşimdir. Yapılan çalışmalar yeterli akının ve tıkanma kontrolünün UF ve MF membranlarla sağlandığını gösterdiği için MBR’lerde kullanılan membran por çapları UF ve MF bölgesinde kalmaktadır.

Membran özellikleri, partikül-membran arasındaki etkileşimi ve dolayısıyla membranın kirlenme eğilimini belirler. Filtre edilecek bakteri ortamı ile membran temas ettirildiğinde, ilk olarak mikroorganizmalar membran yüzeyine tutunacaktır. Mikroorganizmaların buradaki ilk çoğalmaları su ortamındaki konsantrasyonlarına bağlıdır. Bunun yanında, membran malzemesinin türünün de çoğalmanın verimini etkilediği bulunmuştur. Örneğin, membran materyali ile mikroorganizma türleri arasında yapılan bir çalışmada, bakteri türlerinin hangi membranda en iyi çoğalmaya sahip oldukları araştırılmıştır. Farklı membran materyalleri, bakteri çözeltilerine daldırılmış ve adhezyon kinetikleri ölçülmüştür. Belirli bir filtrasyon süresi sonunda, membran malzemesinin yüzeyindeki biyofilm tabakasının farklı kalınlıklarından örnekler alınmıştır. Bu deneyin sonucunda, membrana yakın olan kısımdaki bakteri türlerinin tek tip olduğu fakat biyofilm tabakasının üstlerine doğru gidildikçe türlerin farklı olduğu bulunmuştur. Bu gözlem, bakterinin ilk bağlanmada hangi membran materyalini daha fazla tercih ettiğiyle ilgilidir. Daha sonraki birikme ilk bağlanan bakterilerin üzerine olacağı ve ikincil membran tabakası denilen tabaka oluşacağı için filtrasyon ilerledikçe membran materyalinin bir önemi kalmayacaktır. Bu sonuçlara göre, uygun membran materyalini seçerek ya da membran yüzeyini bazı materyaller ile kaplayarak, ilk mikrobiyal bağlanma azaltılabilir [68].

Por boyutu

Tıkanma üzerine por boyutunun etkisi özellikle aktif çamurun partikül dağılımı gibi besleme çözeltisi özellikleriyle ilişkilidir. Daha büyük por boyutu iç tıkanmadan dolayı daha fazla akı elde edilmesine izin vermez (örneğin, daha küçük por çapından elde edilen akı daha büyük por çapından elde edilene göre daha fazladır)[25]. Bu durum beslemedeki partiküllerle porların benzer boyutta olmasından kaynaklanmaktadır. Eğer ortalama por boyutu partiküllerin por boyutu ile aynıysa, por tıkanması meydana gelir ve bu durum akının kaçınılmaz şekilde azalmasına sebep olur. Aktif çamur partiküllerinin por çapı mikron altındadır. Bu yüzden UF membranları MF’den daha küçük por çapına sahip olduğundan MBR’lerde sıklıkla kullanılır [14].

Hidrofilisite/Hidrofobisite

Hidrofilik membranlar genellikle hidrofobik membranlara göre daha yüksek akı eldesi sağlar. Hidrofobik membranlar besleme çözeltisindeki bileşenlerle hidrofilik olana göre daha fazla etkileşimde bulunur ve bu nedenle hidrofobik membranlarda tıkanma daha sıklıkla oluşur [14], [25]. Bu durum hidrofobik etkileşim olarak adlandırılır. Ticari olarak ulaşılabilir membranlar çoğunlukla polimerik membranlar olmasına rağmen seramik membranlar da günümüzde giderek daha popüler hale gelmektedir. MBR'lerde kullanılan polimerik membranların ham maddeleri hidrofobiktir [25]. MBR'lerde sık kullanılan maddeler, polietilen (PE), polipropilen (PP) ve polivinildenflorid (PVDF)'dir. Tüm bu materyaller moleküler yapı olarak polar gruplara sahip olmadığı için hidrofobiktirler. Bu yüzden besleme solüsyonundaki hidrofobik kısımlar hidrofobik membran yüzeyinde adsorplanırlar. Hidrofobik etkileşimlere bağlı olarak oluşan membran tıkanmasını minimize etmek için hidrofilik modifiye membranlar sıklıkla kullanılarak biyotıkanma azaltılır. Membran hidrofobisitesi su damlaları ve membran yüzeyindeki temas açısı ölçülerek belirlenir. Aktif çamurdaki flok partiküllerinin hidrofobisitesi ise göreceli hidrofobisite ölçümü ile belirlenir [14]. Hidrofobik partiküller, genellikle membran yüzeyinde kümelenmiş gruplar yaparak birikme eğilimindedirler. Hidrofilik partiküller ise kendilerini çevreleyen bir su tabakasıyla hareket ederler ve genellikle hidrofilik membranların yüzeyinde jel tabakası halinde birikirler [69].

Filtre edilecek partiküllere göre membran seçimi kirlenme problemini azaltabilir. Örneğin hidrofobik yüzeylere adsorbe olma eğilimine sahip protein için, hidrofilik membranların (selüloz ester, poliamid gibi membranlar) kullanılması kirlenmeyi azaltabilir. Hidrofobik membranlara, bazı metotlar ile hidrofilik özellikler kazandırılması da bu membranlarda kirlenmeyi önleyebilir [70].

Membran Ham Materyali

MBR'lerde kullanılan membranlar çoğunlukla polimerik maddelerdir. Polimerik maddelerin zor koşullar altında kullanımı ise kısıtlıdır. Özellikle, polimerik membranlar geniş pH değerlerinde ve kimyasal yıkamada kullanılan oksitleyici ajanlara karşı hassastır. Bu yüzden, seramik ya da inorganik membranlar polimerik maddelerle

karşılaştırıldığında üstün hidrolik, termal ve kimyasal direnç gösterirler. Aluminyum oksit (Al_2O_3), silikon karbid (SiC) ve titanyum dioksit (TiO_2) gibi inorganik materyaller membran proseslerinde gelişmiştir ve günümüzde gıda ve süt endüstrislerinde kullanılmaktadır. MBR’lerde inorganik membranların uygulamaları maliyet ve modül yönünden kısıtlıdır [25]. Pek çok inorganik membran modülü tek parça tübüler geometriye sahiptir. Bunun sonucu olarak aynı hacimdeki paketleme yoğunluğu, hollow fiber membranlara göre çok daha düşüktür. Bu problemin üstesinden gelindiğinde MBR’lerde inorganik membran uygulamaları yaygın hale gelebilir. Çünkü seramik membranlar düşük/yüksek pH, yüksek sıcaklık, güçlü oksitleyici ajanlar gibi ekstrem koşullarda kimyasal yıkama ile basit ve güçlü bir şekilde temizlenir [14].

Yük

Membran yükü NF ya da RO proseslerinde yüklü iyonların permeabilitesini belirlemek için önemli bir parametredir. Çünkü rejeksiyon mekanizması membran ve transfer edilecek çözelti arasındaki statik yük etkileşimi ile güçlü bir şekilde ilişkilidir. MBR’lerdeki floklar nispeten negatif yüklü olmasına rağmen membran ve floklar arasındaki yük etkileşimi membrandaki basınçlı konveksiyonun üstesinden gelecek kadar yeterli değildir [14].

Modül

MBR’lerdeki hollow fiber membran modüllerinin önemli dizayn parametresi paket yoğunluğudur. Yüksek paketleme yoğunluğu membran modül sayısını azaltır ve/veya MBR’nin havalandırma tankındaki modülün kapladığı alanı azaltır. Ancak, çok yüksek paketlenmiş modül fiberlerdeki kütle transfer verimini kötü etkiler ve bunun sonucu olarak dizayn akısı azalır. Ayrıca, modüldeki çamur tıkanmasının gelişmesine yol açarak hava ile temizlemenin etkinliğini azaltır. Bu yüzden uygun paketleme yoğunluğu dizaynı akıyı yüksek tutmak ve tıkanmayı önlemek için önemlidir. Paketleme yoğunluğunun %55’in üzerinde olması filtrasyon akısının azalmasına yol açar [14], [25].

Pürüzlülük/porozite

Atomik kütle mikroskobu (AFM) ile ölçülebilen membranların pürüzlülüğü, partiküllerin tutunabileceği membran yüzeyindeki girinti ve çıkıntıların bir göstergesidir. Pürüzlülüğü yüksek bir membran, partiküllerin tutunabileceği derin ve pik noktalar içerir. Bu

noktalar, bakteri tarafından salgılanan biyolojik materyalin veya bakterinin kendisinin kolayca yapışabileceği bölgelerdir. Dolayısıyla pürüzlülüğü yüksek membranlarda kirliliğin göstergesi olan basınç artışları daha yüksek olmaktadır [71].

2.3.4.2 Mikrobiyal Özellikler

Aktif çamurun karışık sıvısı biyokütle miktarı kadar metabolize edilmemiş besin bileşenleri ve biyolojik reaksiyonlar esnasında üretilen metabolitleri içeren kompleks ve heterojen bir süspansiyondur. Karışık sıvıdaki biyokütle katılarından EPS gibi çözünmüş polimerlere kadar pek çok tekil bileşen membran tıkanmasına katkıda bulunabilir. Daha önce belirtildiği gibi membran tıkanmasını etkileyen her bir mikrobiyal faktör işletme şartlarından fazlasıyla etkilenir. Eğer işletme şartları değişirse (örneğin HRT değişimi), mikrobiyal özellikler de değişir (MLSS ya da EPS konsantrasyonları gibi). Bu yüzden mikrobiyal özellikler işletme şartlarına bağlı en önemli faktörlerden biri olarak gösterilmektedir.

MLSS

MBR tanklarında biyokütle konsantrasyonu MLSS konsantrasyonu ile temsil edilir. Genel görüş, diğer önemli mikrobiyal faktörlerin sabit tutulması halinde MLSS konsantrasyonu ile membran tıkanmasının doğru orantılı olduğu yönündedir. İşte bu sebeple biyokütle konsantrasyonu arttıkça kek tabakası daha kalın (ya da yoğun) olur. Ancak bu hipotez sadece oldukça nadir şartlarda doğrudur [14]. Biyokütlenin diğer özellikleri önemsiz ise MLSS artışının membran geçirgenliği üzerine etkisinin negatif [72], [73], pozitif [74], [75] ya da önemsiz [12] olabileceği pek çok araştırmada bildirilmiştir.

Çözünmüş Maddeler

MBR'lerin havalandırma havuzunda var olan çözünmüş organik maddeler (DOM) metabolize edilmemiş besin bileşenlerini ve biyolojik reaksiyonlar esnasında üretilen SMP ve serbest EPS gibi metabolitleri içerirler. Havalandırma havuzundaki DOM'lar önemli derecede membran tıkanmasını etkiler [63], [76], [77]. DOM'lar hem içsel hem dışsal tıkanmayı etkiler. DOM'lar porların yüzeyinde ve duvarlarında adsorplanabilir ve kek tabakası formasyonundan ziyade iç membran tıkanmasından sorumludurlar. Bu

daha çok filtrasyonun ilk evrelerinde meydana gelir. Diğer yandan DOM'lar kek tabakasındaki boşluklarda adsorplanırlar. Bu kek tabakasının konsolidasyonuna sebep olur [14].

Flok Yapısı (Köpürme, İğne Uçlu Flok ve Kabarma)

Aktif çamur floklarının yapısı en çok biyokütlenin fiziko-kimyasal özellikleri, nütrient dengesi ve besleme özelliklerine bağlıdır. Aktif çamurun flok yapısı flok formu dengesine ve filamentli bakterilere bağlı olarak üç tiptir, bunlar, filamentli, iğne uçlu ve ideal normal floklardır. Filamentli mikroorganizmaların çoğalması çamur kabarmasına yol açar. İğne uçlu çamur floklarında filamentli bakteriler gözlenmez. Diğer yandan, normal aktif çamurda filamentli ve flok formundaki bakteriler iyi bir denge halindedir. Aktif çamurun bahsedilen bu üç flok formu HRT, SRT ve F/M oranlarının değişimine bağlıdır. İğne uçlu floklar, normal çamur ve kabaran çamur için tipik Çamur Hacim İndeksi (SVI) değerleri sırasıyla <50, 100-180 ve >200 mL/g'dır. Çöktürmenin ardından süpernatantın AKM ve bulanıklık değerleri flok yapısı ile direkt ilişkilidir. Çünkü iğne uçlu floklar oldukça bulanık süpernatanta sahipken, kabaran çamur ise oldukça temiz süpernatanta sahiptir [14]. Membranda tıkanma eğiliminin normal çamur< iğne uçlu çamur< kabaran çamur şeklinde olduğu bildirilmiştir [78].

Aktif çamur sistemlerinde köpüklenme yüksek SRT'den, sıcaklık artışından, düşük F/M oranından, yüksek MLSS seviyesinden veya yağ-gres varlığından kaynaklanabilir. Nocardia ya da Microthrix gibi aktinomisetlerin çok olması çoğunlukla aktif çamur tesisindeki köpüklenme ile ilgilidir. Tam ölçekli MBR'lerde köpüklenme değişen organik yükleme hızıyla açıklanmıştır [79]. Fakat MBR'lerde aktinomiset olmadığı zaman da köpüklenme olmuştur. Köpüklenme derecesinin EPS_p konsantrasyonuna bağlı olduğu bildirilmiştir [12]. Köpüren aktif çamurun hidrofobisitesi yüksek olduğundan membran geçirgenliğinin köpüklenme ile azaldığı gözlenmiştir [80]. Bu yüzden köpüklenme çamurun tıkanma özelliğinin bir göstergesi olmaktadır.

Besleme Özellikleri

MBR'lerde giriş atıksuyu kompozisyonu mikrobiyal metabolizmayı direkt etkiler. Dünya genelinde evsel atıksu kompozisyonunda büyük değişiklikler bulunmamaktadır. Ancak endüstriyel atıksuların kompozisyonu bölgeden bölgeye farklılık gösterir.

Mikroorganizmaların büyümeleri için tipik nütrient oranları bilindiği gibi C:N:P için 100:5:1'dir. Pratikte sadece C/N oranının giriş atıksuyunun nütrient dengesini değerlendirmek için kullanılması  onerilir. Bu değerlere uymayan atıksuların arıtılması mikrobiyal aktivitenin etkilenmesine bağlı olarak zorlaşmakta hatta bazı durumlarda arıtım gerçekleşememektedir [14]. Yapılan pek çok çalışmada giriş atıksuyunun C/N oranına bağlı olarak mikroorganizmalar tarafından üretilen EPS tür ve konsantrasyonlarında farklılıklar gözlendiği bildirilmiştir [8], [10], [81].

Çamur Hidrofobisitesi

EPS'nin ana bileşenleri olan proteinler ve polisakkaritlerin çeşitli fonksiyonel grupları çamur floklarının yüzeyinde bulunabilir. Böylece, membran yüzeyi ve floklar arasında hidrofobik etkileşim olur. Bazı çalışmalarda düşük hidrofobisiteye sahip çamur floklarının membran yüzeyi ile güçlü etkileşiminden dolayı daha yüksek membran tıkanmasına yol açacağı bildirilmiştir [82]. Ayrıca flok hidrofobisitesinin azalması çamurun flok formunun bozulmasına da sebep olmaktadır ve bu durum da membran tıkanmasına yol açmaktadır [83]. Bazı çalışmalarda ise hidrofobisite ile membran tıkanması arasında pozitif bir korelasyon olduğu belirtilmektedir [84]. Meng vd. [84] özellikle EPS'nin protein kısmında bulunan hidrofobik aminoasitlerin flokların hidrofobisitesini arttırdığı, karbonhidrat kısmının ise bir etkisinin olmadığını bildirmişlerdir. Daha hidrofobik flokların membran yüzeyinde adsorplanmaya daha meyilli oldukları belirtilmiştir [14].

Besleme atıksuyunda lipid bileşenlerinin çok olmasından kaynaklanan köpüren çamur fazlaca hidrofobiktir. Son   kt rme tanklarında problemlere yol açan köpük formasyonu zayıf filtrelenmeye yol açar [14]. Yüksek köpürme özelliğine sahip çamurlarda akının k p rmeyen çamurlara göre 100 kat daha az olduğu görülmüştür [80].

Viskozite

Klasik aktif çamur sisteminde olduğu gibi biyokütlenin viskozitesi, konsantrasyonu ile yakından ilgilidir ve tıkanma üzerine pozitif etkisi vardır [85]. Viskozite, MLSS konsantrasyonu ile neredeyse üstel olarak artar, ancak kritik MLSS konsantrasyonunun altında viskozite düşük olur ve MLSS konsantrasyonu ile çok yavaş artar. Söz konusu

kritik MLSS konsantrasyonunun üzerinde ise viskozite MLSS ile üstel olarak artmaktadır [86]. Bu kritik değer genellikle 10-17 g/L arasında değişir ve besleme suyu kalitesi ile proses şartlarına bağlıdır [87]. Viskozitenin MBR'lerde akıyı etkilediği bildirilmiştir [25].

2.3.4.3 İşletme Şartları

Daha öncede belirtildiği gibi pek çok işletme şartı, MLSS, EPS (ya da SMP) üretimi ve flok yapısı gibi, mikrobiyal özellikleri direkt etkiler. MBR'lerde membran tıkanmasını etkileyen en baskın parametre mikrobiyal özelliklerdir ve mikrobiyal özellikler işletme şartlarından çok fazla etkilenir.

Membran biyoreaktörlerde, işletme şartları biyolojik flokların yapısını ve yüzey özelliklerini değiştirdiği için dolaylı yoldan membran kirlenmesine etki etmektedir. Genellikle optimize edilmesi gereken işletme parametreleri membran filtrasyon basıncı, havalandırma, çapraz akış hızı, SRT, HRT, sıcaklık, pH ve iyonik şiddet gibi parametrelerdir. Bu parametrelerin dışında, batık membran sisteminde, son zamanlarda oldukça fazla çalışma alanı bulmuş olan membran kirlenmesini azaltan filtrasyona yardımcı maddelerin (polimer veya inorganik maddelerin (koagülant/flokülant)) tipinin ve konsantrasyonunun belirlenmesi de işletme şartları arasında sayılmaktadır [14].

Hidrolik Bekleme Süresi (HRT)

HRT kirleticilerin arıtılma hızlarını belirler. HRT tam karışimli sürekli akışlı reaktörler ve piston akımlı reaktörlerin reaktör performansını belirleyen anahtar işletme parametresidir. Aktif çamur sistemlerinde HRT'nin azaltılması reaktördeki olası çamur yıkanmasını arttırır. Bu yüzden, uygun HRT'nin seçilmesi önemlidir. MBR tesislerinde tipik HRT değerleri 2-5 saat aralığındadır. HRT ile ilgili genel söylem, HRT artışı ile giriş atıksuyundaki organiklerin biyodegradasyonunun daha stabil hale geldiğidir [14].

HRT artışı ile F/M oranı azalır, bu durum, biyokütle büyümesi ciddi bir şekilde F/M oranına bağlı olduğu için, mikrobiyal özelliklerde direkt değişikliğe sebep olur. BOİ ve AKM gibi çıkış suyu kalitesi bozulur ve F/M artışı ile aktif çamurun çökeltme kabiliyeti zayıflar. Diğer yandan, biyokütlenin otooksidasyonu için mikroorganizmalar endojen safhada fazla miktarda oksijene ihtiyaç duyacağı için düşük F/M oranlarında oksijen

tüketimi artar. Chang ve Lee [80] tarafından exponansiyel büyüme fazındaki mikroorganizmaların membran tıkanması endojen fazdaki biyokütleyle göre daha fazla olduğu bildirilmiştir. Bu yüzden, HRT mikrobiyal özelliklerin değişimi yoluyla membran tıkanmasını dolaylı olarak etkilemektedir [14].

Çamur Bekletme Süresi (SRT)

SRT biyoreaktördeki MLSS konsantrasyonu ile direkt ilişkilidir. Uzun SRT değeri ile işletme yapılması artan MLSS konsantrasyonunun sonucu olarak hücre bekleme süresinin artmasına yol açar. Bu SRT'nin MLSS konsantrasyonunu direkt etkilediği anlamına gelir. HRT'ye benzer şekilde SRT değerinin artması ile F/M oranı azalır. Bu nedenle SRT membran tıkanmasını etkileyen önemli mikrobiyal faktörlerden biridir. Klasik aktif çamur sistemlerinde tipik SRT değeri 10 gün civarındadır, fakat MBR tesislerinde SRT 30 günün üzerindedir. Uzatılmış SRT, MLSS konsantrasyonunun 10 g/L'nin üzerine çıkmasına yol açar. Bu durum F/M oranının düşmesine ve biyoreaktördeki mikroorganizmaların endojen safhaya gelmesine yol açar. Bu nedenle uzun SRT şartları altında membran tıkanması daha az olur [14], [80]. Ayrıca yapılan bir çalışmada yüksek SRT'nin aktif çamurun daha iyi biyoflokülasyonuna sebep olduğu ve test edilen SRT'lerde (10-50 gün) tıkanma oranlarının azaldığı bildirilmiştir [6]. Diğer yandan SRT artışı ile birlikte aktif çamurun viskozite değerlerinde de artış gözlenir ve havalandırma ihtiyacı artar. Yapılan bir araştırmada oldukça düşük SRT değerlerinde ($SRT \leq 2$ gün) 10 gün SRT 'ye göre 10 kat daha fazla membran tıkanmasının gerçekleştiği gözlenmiştir [25]. Çok yüksek SRT değerleri ise fazla çamur üretimini minimize etmesine rağmen artan MLSS ile membran kanallarını saç, iplik ve selülozik maddelerin tıkanmasına ve havalandırma veriminin azalmasına neden olur [25]. Bu nedenle optimum SRT'nin seçimi membran tıkanmasını tam anlamıyla kontrol etmek için oldukça önemlidir.

Kesme Kuvveti

Harici MBR'lerde biyoreaktörden membran modülüne resirkülasyon pompası veya basınçlı pompa ile resirkülasyon yapılır ve membran modülü üzerindeki kek tabakasına kesme kuvveti sağlanmış olur. Flok ve mikroorganizmalar resirkülasyon akımına maruz kalırlar [14]. Batık MBR'lerde ise yüksek havalandırma biyoreaktörde kesme kuvveti

oluşmasına neden olur. Kesme kuvveti direkt olarak mikrobiyal morfoloji ve boyut, hücre içi veya hücre dışı bileşenlerin salgılanması gibi mikrobiyal özellikleri değiştirerek etkiler [62]. Bu mikrobiyal değişikliklerin membran filtrasyonunu etkilediği açıktır.

Kesme kuvvetinin en önemli etkisi flokların kırılmasıdır. Kırılan mikrobiyal floklar kolay bir şekilde kolloidal ve ince partiküllere parçalanırlar. Kesme kuvvetinden dolayı, özellikle pompalama işleminin ilk başlarında flok yapısı çöker ve flok boyutları azalır. Daha önce de bahsedildiği gibi flok boyutu membran tıkanmasında anahtar parametrelerden biridir. Bu nedenle flok boyutunun küçülmesi membran tıkanmasını arttırmaktadır. Harici MBR'lerde doğru pompa seçimi ile membran tıkanması kontrol edilebilirken [14], batık MBR'lerde de çalışılan SRT'de uygun havalandırma yoğunluğunun seçimi ile membran tıkanması kontrol altına alınabilir [41], [62].

Havalandırma

Batık membran sistemlerinde membran yüzeyine uygulanan havalandırmanın üç önemli görevi vardır; biyokütle oksijen sağlamak, ortamdaki aktif çamuru homojen olarak karıştırmak ve membran yüzeyinde kirlenmeye sebep olan tabakayı sıyırmak [88]. Havalandırma ile membran yüzeyindeki kek tabakası oluşumu azaltılır ya da kek tabakası giderilir. Membran yüzeyinde kesme kuvveti sağlamak için kapsamlı ve fazla iri kabarcıklı hava gerekmektedir. Ancak bu fazla iri kabarcıklı havalandırma mikroorganizmalar üzerinde yararsız etkilerde bulunur. Örneğin fazla iri kabarcıklı havalandırma sonucu deflokülasyon gerçekleşir [14].

Özellikle batık membran sistemlerinde havalandırma hızının optimum değere ayarlanması önemlidir. Çünkü eğer havalandırma yüzeyde biriken keki temizlemek için yeterli değilse, kek tabakası kalınlaşacak ve sistemdeki akı kayıpları çok yüksek olacaktır. Buna karşın havalandırma hızı yüksek ise kek tabakası tamamen sıyrılıyorsa, bu sefer de membranı SMP ve küçük partiküllerden koruyan kek tabakasının oluşumu engellenecek ve yine akı kayıpları gözlenecektir. İdeal olarak, havalandırma yüksek akı değerlerinin sağlandığı kek kalınlığına göre belirlenmelidir [89].

Kritik Akı

MBR uygulamalarını da içeren membran proseslerin tümünde kritik akı fikri Field vd. [90] tarafından önerilmiştir. MBR'deki başlangıç işletme akısı mümkün olduğunca düşük tutulursa tıkanma süresi geciktirilebilir. Kritik akı MBR'lerin işletilmesi boyunca TMP'nin stabil kalması için en yüksek başlangıç akı değeridir. Kritik akı, membran basıncının yükseldiği değerin altındaki akı değeri veya zamana bağlı olarak akı azalmasının meydana gelmediği akı değeri olarak bilinmektedir [91], [92]. Kritik akının belirlenmesi için en yaygın metot akı adım metodudur. Bu metodda her adımda stabil TMP elde edildiği sürece akı arttırılarak devam edilir. TMP zamanla arttığında akı değeri kritik akıdır. TMP'nin artışı süzme rezistansının arttığını gösterir. TMP, MLSS, membran materyali ve sistem hidrodinamiği gibi daha önce tanımlanan tıkanma parametrelerine bağlıdır [14].

Çözünen maddelerin membranda tutunmaları uygulanan basınçtan etkilenmektedir. Yüksek basınçlarda partiküllerin membran yüzeyinde tutunmaları yüksektir, düşük basınçlarda ise tutunma azalır böylece filtrasyonun seçiciliği azalır [93]. MBR sistemleri, basınç ya da akı sabit tutularak çalıştırılır. Sabit basınçlı sistemlerde, filtrasyonun başında akı azalması çok hızlı olmaktadır. Bu sistemlerde, filtrasyonun başında özellikle SMP gibi küçük boyutlu partiküllerin, membranı geri dönüşsüz olarak kirlettiği bildirilmektedir. Sabit akılı sistemlerde ise, filtrasyon süresince basınç değerleri izlenir. Basınçtaki hızlı artış kirlenmenin gerçekleştiğini gösterir [88]. Bu nedenle bu sistemler genellikle kritik akı değerinin altında işletilirler [94]. Kritik akı altında işletilen MBR'lerde membran yüzeyinde kek tabakasından ziyade jel tabakasının oluştuğu bildirilmiştir. Bu nedenle membranlar kritik akının altında uzun süre temizleme yapılmadan çalıştırılabilmektedir [89].

Çözünmüş Oksijen

Çözünmüş oksijen, membran tıkanması üzerinde sistem biyolojisi, SMP ve flok çapı dağılımı aracıılığıyla etkili olmaktadır [95]. Yüksek çözünmüş oksijen seviyesi, düşük spesifik kek direnci oluşturduğunda daha iyi filtrelenebilirlik sağlamaktadır [96]. Buna karşın bazı araştırmacılar da geçirgenliğin çözünmüş oksijen ile düştüğünü belirtmektedirler [97].

Çapraz akış hızı

Yan akışlı batık membran ve çapraz akışlı filtrasyon sistemlerinde önemli bir işletme parametresi olan çapraz akış hızının artırılması kirlenmeyi azaltır. Fakat hızı arttırmak için kullanılan sirkülasyon pompaları hücrelerin parçalanmasına ve biyolojik materyalin reaktör içine dağılmasına sebep olurlar. Bu nedenle bu değerlerin de optimize edilmesi gerekir. Ultrafiltrasyon (MWCO 30 kDa) ve mikrofiltrasyonda (gözenek boyutu 0,3 µm) yüzeydeki kirlenmeyi önlemek için 2-3 m/s değerinde çapraz akış hızının yeterli olduğu belirtilmiştir [88].

Filtrasyona yardımcı maddeler

Bu maddeler genellikle katyonik polimer, FeCl₃, alum, nişasta gibi kimyasal maddelerdir. Ortama eklendiklerinde, bakterilerin flok boyutunu arttırarak veya bakteriyel ürünlerin ortamdan uzaklaşmasını sağlayarak filtrasyon performansını arttırırlar. Farklı filtrasyon maddelerinin filtrasyon performansına etkilerinin incelendiği bir çalışmada kullanılan maddelerin özellikle çözeltideki SMP'yi giderdikleri ve filtrasyondaki akı düşmelerini azalttığı ve böylece filtrasyon performansını arttırdığı bulunmuştur [98]. Yüklü polimerler çamur ortamına ilave edildiğinde, ilk olarak polimer ile partiküller arasında adsorpsiyon mekanizması ile köprü oluşur, daha sonra yük nötralizasyonu gerçekleşir ve son olarak da flok oluşumu başlar. Polimerler uzun zincirli yapıya sahip oldukları için polimer-partikül yüzeyi adsorpsiyonu çoğunlukla geri dönüşümsüzdür. Genellikle adsorpsiyon; elektrostatik kuvvetler (zıt yüklerin çekimi, örneğin katyonik polielektrolit negatif yüzeylere yapışır), hidrojen bağı (poliakrilamid ve polietilen oksit gibi bazı polimerler yüzeylerdeki hidrojen bağının olduğu bölgelere adsorbe olurlar [99].

2.3.5 Tıkanma Kontrol Stratejileri

Günümüzde MBR'ler oldukça ilerlemiş bir teknoloji olmasına rağmen, membran tıkanması hala en önemli işletme problemi olarak karşımıza çıkmaktadır. Membran tıkanması MBR verimliliğini azaltmakta, havalandırma için enerji ihtiyacı ve sık membran temizlemesini gerektirmektedir. Permeabiliteyi arttırmak için uygulanan membran temizlenmesi membran ömrünü kısaltmakta ve membran yenileme maliyeti gerektirmektedir.

MBR’lerde membran tıkanması aşağıdaki mekanizmalar ile gerçekleşmektedir;

1-Kolloidlerin veya çözünmüş kirleticilerin membran iç yüzeyine veya üzerine adsorpsiyonu

2-Çamur floklarının membran yüzeyinde birikmesi,

3-Membran yüzeyinde kek tabakasının oluşumu,

4- Reaktörde oluşan türbülans nedeniyle kirleticilerin membrandan kopması,

5-Uzun süreli işletim sürecinde kek tabakasındaki bakteri kompozisyonunun ve biyopolimer yapısının değişikliğe uğraması [11], [34].

Aktif çamurun kompleks yapısı nedeniyle, membran tıkanma probleminin zor anlaşılır olması şaşırtıcı bir durum değildir. Ayrıca, laboratuvar ölçekli çalışmalar ile gerçek ölçekli bir tesisin uzun süreli işletimini tahmin etmeye çalışmak uygun değildir. Bunun yerine pilot veya küçük gerçek ölçekli çalışmalarla büyük ölçekli çalışmaların uzun zamanlı davranışlarını tespit etmeye çalışmak çok daha gerçekçi bir yaklaşım olacaktır [100].

Membran tıkanmasının kontrolü ve azaltılması özellikle uzun süreli işletmelerde maliyet açısından önemlidir. Tıkanma kontrolü için uygulanan ana stratejiler besleme atıksuyuna uygun ön arıtmanın uygulanması, süzüntü ile geri yıkama ya da relaksasyon (dinlenme), membranların kimyasal yıkanması, havalandırma ile geri yıkama ve kimyasal olarak karışık sıvının modifiye edilmesidir [101]. Bu stratejilerin yanı sıra henüz yeni olup ilave araştırmalara ihtiyaç duyulan farklı kontrol stratejileri de günümüzde geliştirilmektedir. Bu yeni yöntemlerin en başında biyolojik olarak tıkanmanın kontrolü gelmektedir. Sinyal söndürme (Quorum Quenching) ve SMP ve EPS’nin enzimatik ve bakteriyel degradasyonu geliştirmekte olan biyolojik kontrol prosedürleri olarak karşımıza çıkmaktadır. Elektriksel yöntemlerle desteklenen MBR’ler de günümüzde yaygınlık kazanmaktadır. Bu yönetime örnek olarak elektro-MBR’ler verilebilir. Henüz çok yeni olan ve ek araştırmalara ihtiyaç duyulan bir diğer tıkanma kontrol yöntemi ise mühendislik nano malzemeleri ile destekli membranların MBR’lerde kullanımıdır [18].

2.3.5.1 Besleme Atıksuyunun Ön Arıtımı

Besleme atıksuyun içerdği saç ve diğer atıklar özellikle hollow fibre membran iplikleri arasına karışmakta ve geri yıkama ile uzaklaştırılması mümkün olmamaktadır [25]. Diğer yandan atıksuyun içerdği çözünmüş inorganik bileşenler ise reaktörde meydana gelen reaksiyonlar sonucu çökelebilmekte ve membranda inorganik tıkanmaya sebep olmaktadır [100]. Bu nedenle atıksuyun içerdği spesifik bileşenlere ve kirletici konsantrasyonlarına bağlı olarak basit bir mekanik (ızgara) veya kimyasal ön arıtma işleminin uygulanması önemlidir.

2.3.5.2 Fiziksel Membran Temizleme Prosedürleri

Günümüzde MBR'lerde sıklıkla uygulanan yöntemler membranın süzüntü suyuyla geri yıkanması veya dinlenmeye bırakılmasıdır [25]. Böylece tıkanmanın önlenmesi veya azaltılması sağlanmaktadır. MBR'lerde daha az sıklıkla geri yıkama uygulanabileceği gibi (örneğin 600 s filtrasyon, 45 s geri yıkama) daha kısa aralıklarla da geri yıkama uygulanabilmektedir (200 s filtrasyon, 15 s geri yıkama)[102]. Yüksek akılarda işletilen MBR'ler daha kısa periyotlarda çalıştırılıp, membranların daha sık geri yıkanması veya dinlendirilmesi ile tıkanma problemi önlenabilir [103]. Geri yıkama ve dinlenme sistematik olarak uygulanabileceği gibi akı düşüşlerine bağlı olarak ihtiyaç halinde de uygulanabilir.

2.3.5.3 Kirilenmiş Membranların Kimyasal Temizlenmesi

Membranların temizlenmesinde mineral organik asitler, kostik soda ya da sodyum hipoklorit kullanılmaktadır. Kimyasal temizleme işlemi yerinde veya MBR dışında uygulanabilmektedir. Biyo-tıkanmayı gidermek için genellikle sodyum hipoklorit kullanılırken, inorganik tıkanmayı gidermek için sitrik asit tercih edilmektedir. Kimyasal temizleme normal MBR operasyonu boyunca geri yıkama suyuna düşük kimyasal konsantrasyonunun eklenmesi ile de yapılabilmektedir ve buna kimyasal olarak güçlendirilmiş geri yıkama denmektedir. Kimyasal temizleme özellikle normal MBR operasyonunda giderilemeyen (irremovable) tıkanma üzerinde etkilidir. Ancak membranlara sık kimyasal yıkama uygulanması hem sık sık işletmenin durdurulmasına hem de membran ömrünün kılmasına yol açmaktadır [25], [101].

2.3.5.4 Akı Azaltımı

Daha düşük akı değerlerinde çalışmak çoğunlukla tıkanmayı azaltmakla beraber fazla membran alanına ihtiyaç duyulacağı için membran yatırım maliyetini arttırmaktadır. Evsel atıksuyun arıtıldığı pek çok uygulamada net akı değeri 18-25 L/m².sa aralığında alınmaktadır [25]. Diğer yandan MBR'lerde kritik akının belirlenmesinin ardından kritik akı altındaki akı değerlerinde çalışılması ile MBR'nin daha uzun süre tıkanma olayı söz konusu olmadan işletilebileceği belirtilmiştir [14].

2.3.5.5 Havalandırma Yoğunluğunun Optimizasyonu

Havalandırma oranının artırılması kritik akı değerini arttırmasına rağmen membranın daha fazla havalandırılması havalandırma masraflarını arttırmaktadır. Havalandırma masrafları MBR'lerdeki toplam enerji tüketiminin yaklaşık yarısını oluşturmaktadır. Bu nedenle havalandırma oranı, kabarcık boyutu ve havalandırma modunun optimizasyonu hem tıkanma kontrolü için hem de enerji tüketimini azaltmak için son derece önemlidir [18].

Havalandırma kullanımı spesifik havalandırma ihtiyacı (Specific aeration demand: SAD) ile karakterize edilmektedir. SAD_m membran alanı başına spesifik havalandırma ihtiyacı iken, SAD_p ise süzüntü hacmi başına spesifik havalandırma ihtiyacıdır. Havalandırmanın optimizasyonunda çoğunlukla SAD_m kullanılmaktadır [14].

Daha az enerji tüketimi ile membran tıkanmasını kontrol etmek için kesikli havalandırma modu uygulanabilmektedir. Pek çok tam ölçekli MBR'de membran 15 s havalandırma ve 15 s bekleme ile işletilmektedir [104]. Böylece %50 daha az enerji tüketimi sağlanabilmektedir. Kesikli havalandırma ile nütrient giderimi de sağlanmasına rağmen [105], çamurun de-flokülasyonuna sebep olduğu pek çok çalışmada bildirilmiştir [106], [107]. Bu durum biyoreaktördeki EPS ve SMP salınımını etkileyebilmektedir.

2.3.5.6 Aktif Çamura Kimyasal Madde İlavesi

Biyokütle kalitesi SRT'nin ayarlanmasıyla biyokimyasal veya kimyasal olarak kontrol edilebilir. Uygulamalarda, SRT nadiren kirlenme konsantrasyonunun kontrolü için seçilir. Hedef SRT değeri genellikle hedeflenen atıksu kalitesine, çamur üretim hızına,

modül tıkanma eğilimine ve biyokütle havalandırma verimine göre seçilir. Ancak yapılan çalışmalar kimyasal ilavesi ile tıkanma kontrolünün mümkün olabileceğini göstermiştir [25].

Demir klorür ve alüminyum sülfat (alum) MBR’lerde membran tıkanmasının iyileştirilmesinde kullanılabilir. Biyoreaktöre alum ilavesi ile SMP_c konsantrasyonunun önemli derecede azaltıldığı ve membranın hidrolik performansının iyileştiği belirtilmiştir [108]. Ayrıca MBR’de aktif çamura alum ilavesi ile küçük biyolojik kolloidlerin koagülasyona uğrayarak daha büyük agregatların oluştuğu bildirilmiştir [109]. Daha maliyetli olmasına rağmen demir klorürün aluma kıyasla daha etkili olduğu belirlenmiştir. Diğer yandan MBR’lere demir dozlanması ile tersinir tıkanmanın ve süspansiyonun viskozite kontrolünün sağlandığı bildirilmektedir [25].

Biyolojik arıtma sistemlerine adsorban maddelerin eklenmesi organik bileşenlerin miktarını azaltmaktadır. Toz aktif karbon (PAC) dozlanması biyolojik aktif karbon üretilmesine (BAC) sebep olmakta ve çözünmüş organiklerin degradasyonu ve adsorpsiyonu sağlanmaktadır. Ayrıca SMP ve EPS seviyelerinin de azaldığı belirtilmektedir [110].

Son zamanlarda granül aktif karbon (GAC), plastik boncuklar, biyofilm taşıyıcılar (biofilm carriers) ve lateks tıkanma kontrolü için kullanılmaya başlanmıştır [18]. GAC kullanımı ile sadece SMP konsantrasyonunda azalma değil aynı zamanda biyopolimer ve hümkik maddelerde de azalma sağlanabilmektedir [111], [112], [113]. Ancak bu yöntemler ile özellikle flat sheet membranlarda tıkanma kontrolü sağlanabilmektedir.

2.3.5.7 Kirlenmiş Membranların Biyolojik Kontrolü

Biyolojik tıkanma kontrolü günümüzde gelişmektedir. Son 20 yılda moleküler biyolojideki yenilikçi gelişmeler ile MBR’lerde membran tıkanmasını azaltmak için çeşitli yöntemler geliştirilmiştir [14]. Tersinir ve tersinmez tıkanma kontrolü havalandırma ve kimyasal yıkama prosedürlerinin yanı sıra biyolojik yöntemlerle de kontrol edilebilmektedir. İki farklı biyolojik yöntem kullanılmaktadır. Bunlar; biyo-kek optimizasyonu ve inhibisyonu ve SMP ve EPS’nin enzimatik ve bakteriyel degradasyonudur [18].

Son zamanlarda bakteriyel biyofilm formasyonunun inhibisyonu oldukça dikkat çekmektedir. Quorum quenching olarak isimlendirilen sinyal sönümleme ile hücreler arasındaki veya hücre ile membran arasındaki etkileşim engellenmekte veya hücre aktivitesi azaltılmaktadır. Bakteriler birbirleri ile iletişim ve koordinasyonu sağlamak için autoinducer ya da quorum sensing olarak isimlendirilen biyokimyasal moleküller salgılamaktadırlar [114]. MBR'lerde de mevcut bulunan bakterilerin bu sinyali salgıladıkları ve biyofilm oluşturdıkları tespit edilmiştir. Bu sinyaller çeşitli enzimler ve inhibitörler ile degrade edilebilmekte veya hücreler tarafından salınımı engellenebilmektedir. Böylece MBR'lerde biyofilm tabakası oluşumu ve gelişimi kontrol altında tutulabilmektedir [18].

Diğer yandan SMP ve EPS'lerin biyopolimerler kullanılarak enzimatik olarak degradasyonu son yıllarda önem kazanan diğer tıkanma kontrol uygulamalarından biridir. EPS ve SMP'de bulunan protein ve karbonhidratların ticari olarak ulaşılabilen proteaz, polisakkarit degrade edebilen enzimler (selülaz) ve bakteriyel otolizin enzimleri ile degradasyonu mümkün olabilmektedir [18]. Diğer yandan özel bakteri türlerinin kullanımı ile de biyopolimerlerin degradasyonu yapılabilmektedir. Ancak membran tıkanmasının biyolojik olarak kontrol edilmesi henüz laboratuvar ölçekli araştırma aşamasındadır ve ilave çalışmalara ihtiyaç duyulmaktadır.

2.3.5.8 Elektrik ile Desteklenmiş Sistemler ile Tıkanmanın Kontrolü

Son 5 yıldır elektriksel MBR uygulamaları membran permeabilitesini geliştirmek için kullanılmaya başlanmıştır. Bu metotlar harici elektrik kullanımı (elektrokoagülasyon ve elektroforez) ve dahili elektrik kullanımı (mikrobiyal yakıt hücreleri) olarak iki farklı başlık altında toplanabilir. Elektrokoagülasyon veya elektroforez ile desteklenmiş MBR'ler oldukça basit ve uygulanabilirdir [14], [18].

2.3.5.9 Nanomalzemelerle Desteklenmiş Membranlar ile Potansiyel Tıkanmanın Azaltılması

Gümüş, titanyum dioksit, çinko oksit, karbon nanotüp, fullerene gibi üretilmiş nanomaddeler (Engineered nanomaterials: ENM) fotokatalitik aktivite, antimikrobiyal özellik ve hidrofilité gibi farklı özelliklere sahiptir. Nanopartiküllerin bu benzersiz

özellikleri membran biyo-tıkanmasının üstesinden gelmek için sinerjistik veya multifonksiyonel etkinin gelişmesine yol açabilir [115]. Membranların yüksek paketleme yoğunluğu ve aktif çamurun yüksek bulanıklığından dolayı ENM'lerin fotokatalitik etkisinin MBR'lerde kullanımı beklendiği üzere oldukça kısıtlıdır. Antimikrobiyal özellik ve hidrofilitate fonksiyonları ise membran biyo-tıkanmasını azaltmak için uygulanabilir.

ENM'lerin membran yüzeyinde ve içinde kullanımı ile membran tıkanmasının azaltılması oldukça popüler hale gelmiştir. Membran içine ve yüzeyine ENM'ler eklenerek hidrofilitateyi arttırmak MBR'lerde en çok uygulanan yöntemdir. Ancak uzun süreli validasyon veya performans değerlendirmelerinin yapılması ENM'lerin yakın gelecekte gerçek MBR uygulamalarında kullanımı için önem arz etmektedir [18].

2.4 Membran Biyoreaktörlerde Evsel ve Endüstriyel Atıksuların Arıtımı

2.4.1 Atıksuyun C/N Oranının Biyolojik Arıtmaya Etkisi

Aktif çamur proseslerinde atıksuyun içerdiği karbon, azot ve fosfor konsantrasyonu biyolojik atıksu arıtımında oldukça önemli bir işletme parametresidir. Evsel ve endüstriyel atıksular ele alındığında atıksu özelliklerine göre atıksuyun karbon/azot (C/N) oranının çok geniş bir aralıkta değişebildiği bilinmektedir. Evsel atıksular genellikle düşük C/N oranına sahipken (C/N oranı: 10-12,5) [33], endüstriyel atıksular ise üretim prosesi ve atıksu kullanım durumuna bağlı olarak çok yüksek veya çok düşük C/N oranına sahip olabilirler. Bazı endüstriyel atıksular protein açısından oldukça zengindir ve C/N oranları önemli derecede düşüktür [8]. Kağıt endüstrisi atıksuları, gıda işleme endüstrisi atıksuları ve petrokimyasal atıksular gibi yüksek organik karbon içeren atıksular nütrient açısından kısıtlı azot ve fosfor içerirler ve C/N oranları genellikle 25 değerinden daha yüksektir [8], [116]. Biyodegradasyonda mikroorganizma topluluğunun sağlıklı büyümesi için C/N oranı yüksek olan atıksulara genellikle nütrient ilavesi gerekmektedir. Genellikle aerobik biyolojik atıksu arıtımı için KOİ/N/P oranının 100/5/1 değerinde olması önerilmektedir [33].

Son zamanlarda nütrient maliyetini düşürmek için KOİ/N/P oranının arttırıldığı çalışmalar bulunmaktadır. Örneğin, Ammary vd. [117] KOİ/N oranını arttırarak

yaptıkları çalışmada zeytinyağı ve kağıt endüstrisi atıksularından %75-80 KOİ giderimi elde etmişlerdir. Ayrıca, yapılan çalışmalarda klasik biyolojik atıksu arıtma proseslerinde evsel atıksu arıtımında çamurun çökebilirliği [8], filtrelenebilirliği [118], flokülasyon ve susuzlaştırılması [119] üzerine KOİ/N oranının etkisi araştırılmıştır. Pek çok çalışmada ise atıksu KOİ/N oranının evsel atıksulardan nütrient giderimi için nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesleri üzerine olan etkileri araştırılmıştır [120], [121], [122], [123], [124]. Diğer yandan uygun olmayan nütrient şartlarının çamur kabarması ve köpürmesi gibi biyokütle ayırma problemlerine sebep olduğu belirtilmektedir [125]. Ayrıca yapılan pek çok çalışmada yüksek KOİ/N oranının evsel atıksu arıtımında EPS üretimini arttırdığı bildirilmiştir [126], [127], [128].

Durmaz ve Sanin [126] tarafından yapılan çalışmada düşük C/N oranında mikrobiyal hücre dışı polimerlerin yüksek protein ve düşük karbonhidrat değerleri içerdiği tespit edilmiştir. C/N oranının artışıyla protein içeriğinin keskin bir şekilde azaldığı ve karbonhidrat bileşeninin arttığı belirtilmiştir.

Durmaz ve Sanin [8] tarafından aktif çamurun fiziksel ve kimyasal özellikleri üzerine C/N oranının etkisi araştırılmıştır. Bu amaçla C/N oranı 9, 21 ve 43 seçilerek sentetik atıksu ile kesikli sistemde aktif çamur ile arıtma çalışmaları yürütülmüştür. Çalışmalar sonucunda atıksuyun C/N oranının artışıyla toplam EPS üretiminin de önemli derecede arttığı tespit edilmiştir. Ayrıca atıksuyun C/N oranının artışıyla mikroorganizmaların daha fazla miktarda karbonhidrat ürettiği belirlenmiştir. C/N oranı 9'dan 21'e arttığında SRF azalırken, SVI, bulanıklık ve görünür viskozite değerlerinin arttığı gözlenmiştir. Ayrıca C/N oranının 9'dan 21'e artmasıyla çamurun flokülasyon özelliğinin iyileştiği gözlenmiştir. C/N oranı 43 olan atıksu ile beslenen reaktörde ise çamurun susuzlaştırılmasının daha zor olduğu, spesifik filtrasyon direncinin (SRF) 100 kat kadar arttığı, çökelme hızı ve SVI değerinin artarak viskoz kabaran çamur özelliği gösterdiği gözlenmiştir. Aynı zamanda çamurun görünür viskozite değerinin de önemli oranda arttığı belirtilmiştir. Çalışma sonucunda üretilen çamurun optimum davranışını belirlemek için dar bir C/N oranında çalışmanın gerekliliği vurgulanmıştır.

Wang vd. [129] tarafından tuz içeren atıksuyun anoksik/aerobik ardışık kesikli reaktörde arıtımında C/N oranının EPS üretimine etkisi araştırılmıştır. Çalışmada C/N oranı 20, 10 ve 6 değerlerinde çalışılmıştır. Çalışmada C/N oranının düşüşüyle birlikte

KOİ giderim verimlerinin de azaldığı tespit edilirken çıkış $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonunun da arttığı tespit edilmiştir. Diğer yandan C/N oranının azalmasıyla gevşek bağlı EPS'nin protein/karbonhidrat (P/C) oranının da arttığı yani en düşük C/N oranında en yüksek protein üretildiği ve en düşük karbonhidrat üretildiği belirlenmiştir. Tüm C/N oranlarında gevşek bağlı EPS'nin protein bileşeninin karbonhidrat bileşeninden fazla olduğu tespit edilmiştir. Sıkı bağlı EPS'nin ise protein ve karbonhidrat içeriklerinin birbirine yakın olduğu tespit edilmiştir.

Ye vd. [10] tarafından farklı C/N oranlarında laboratuvar ölçekli ardışık kesikli reaktör sisteminde çamurun fizikokimyasal özellikleri ve kimyasal bileşimi araştırılmıştır. Bu amaçla klasik evsel atıksu arıtma tesisi şartları için C/N oranı 20, karbon kısıtlı durum için C/N oranı 4 ve azot kısıtlı durum için C/N oranı 100 olacak şekilde sentetik atıksu kullanılarak çalışmalar yürütülmüştür. Sentetik atıksuların C/N oranı nişasta konsantrasyonu sabit tutularak üre konsantrasyonu ise değiştirilerek ayarlanmıştır. Her üç C/N oranındaki organik yükleme hızı 0,6 gKOİ/gAKM.gün'de sabit tutulmuş ve SRT 5 günde çalışmalar yürütülmüştür. C/N oranının etkilerini belirleyebilmek için çamurun flokülasyon ve çökeltme özellikleri, çamur susuzlaştırılabilirliği, flok çapı ve EPS içerikleri tespit edilmiştir. Çalışma sonucunda beklendiği üzere gevşek bağlı EPS_c konsantrasyonu en fazla C/N oranı 100'de elde edilirken, en düşük C/N oranı 4 olan reaktörde elde edilmiştir. Yine beklendiği üzere en yüksek gevşek bağlı EPS_p konsantrasyonu en düşük C/N oranında elde edilmiştir. Atıksu C/N oranının 20'den 4'e düşürülmesi sonucunda bulanıklık, SRF, SVI ve CST değerlerinin arttığı ancak flok çapının azaldığı gözlenmiştir.

Şimdiye kadar yapılan pek çok çalışmada C/N oranının genel olarak klasik aktif çamur proseslerindeki etkisi araştırılmış olup MBR'lerdeki etkisi üzerine az sayıda çalışma yürütülmüştür. Giriş atıksuyunun C/N oranının mikrobiyal büyümenin yanı sıra MBR'lerde membran performansını etkileyebileceği belirtilmiştir [116].

Arabi ve Nakhla [9] tarafından MBR'lerde giriş atıksuyunun P/C oranının etkisi araştırılmıştır. Çalışmada besleme atıksuyunun P/C oranları 2, 4 ve 8 seçilmiştir. HRT değeri 4,5 sa, SRT ise 15 gün seçilerek P/C oranının membran kirlenmesine etkisi araştırılmıştır. En yüksek P/C oranında hem SMP_p , hem de SMP_c konsantrasyonlarının arttığı tespit edilmiştir. Benzer şekilde P/C oranının artışı ile göreceli hidrofobisite değerinin de arttığı ve bunun sonucunda por blokajı ve membran tıkanma hızlarının

arttığı belirlenmiştir. Bunun yanı sıra yüksek P/C oranlarında (4 ve 8) flok formlarının daha küçük olduğu ve daha yüksek kek direncine yol açtığı ve membran tıkanma hızlarının arttığı tespit edilmiştir.

Choi vd. [130] kesikli havalandırmalı MBR’de işletme şartlarına C/N oranının ve SRT’nin etkisini araştırmışlardır. C/N oranının etkisini görebilmek için üç farklı C/N oranında (C/N: 4,5, 7 ve 10) MBR işletilmiştir. Sentetik atıksuya farklı konsantrasyonlarda glukoz eklenerek atıksuyun KOİ konsantrasyonu istenen C/N oranı için ayarlanmıştır. $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu ise 40 mg/L’de sabit tutulmuştur. Farklı SRT değerleri sadece en düşük C/N oranında çalışılmıştır ve 20, 25, 30 ve 40 gün SRT değerleri denenmiştir. SRT artışı KOİ, TN ve TP giderim verimleri üzerinde çok az etkili olmuştur. KOİ giderim verimleri tüm SRT değerlerinde %90 civarında tespit edilmiştir. Organik madde eksikliğinden dolayı yüksek nütrient giderim verimleri elde edilememiştir ve TN ve TP giderim verimleri sırasıyla %60 ve %15 civarında kalmıştır. MBR diğer C/N oranlarında atıksu ile sadece SRT 25 gün değerinde işletilmiştir. Farklı C/N oranlarında KOİ giderim verimleri C/N oranı değişiminden bağımsız olarak ortalama %96 bulunmuştur. Atıksu C/N oranının artışı nütrient giderim verimleri üzerinde pozitif yönde bir etkiye bulunmuştur. C/N oranının 7 ve 10 değerine artışı ile birlikte TN giderim verimleri sırasıyla %89,1 ve %92,9 elde edilmiştir. TP giderim verimleri ise tüm C/N oranlarında %10,5, %21,3 ve %88,9 bulunmuştur.

Meng vd. [123] tarafından airlift iç-resirkülasyonlu MBR’de simültane nitrifikasyon ve denitrifikasyon üzerine KOİ/N oranı ve ÇO konsantrasyonunun etkisi araştırılmıştır. Çalışmada KOİ/N oranını ayarlamak için KOİ konsantrasyonu sabit tutularak TN konsantrasyonu arttırılmıştır ve KOİ/N oranı 4,9, 9,6 ve 14,4 değerlerinde çalışılmıştır. ÇO’nin etkisini belirleyebilmek için ise KOİ/N oranı 10 değerinde iken 0,5, 1, 1,5 ve 3 mg/L değerlerinde değiştirilmiştir. Tüm KOİ/N oranlarında KOİ giderim verimi %90 civarında iken KOİ/N oranının arttırılması ile TN giderim verimleri sırasıyla %89, %73 ve %69 bulunmuştur. Yüksek KOİ/N oranında hetetrofik mikroorganizmaların baskın olması dolayısıyla düşük TN giderim verimine ulaşılmıştır. ÇO konsantrasyonunun kademeli arttırılması ile $\text{NH}_4\text{-N}$ giderim verimi artmıştır. Özellikle ÇO konsantrasyonu 1,5 mg/L’ye arttırıldıktan sonra $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu artış göstermiştir ve 10 mg/L civarında bulunmuştur.

Fu vd. [131] modifiye MBR'de güçlü karakterdeki atıksuların arıtımında nütrient giderimi için KOİ/N oranının etkisini araştırmışlardır. Perde ile iki ayrı bölgeye ayrılan MBR'de anoksik ve aerobik bölgeler mevcuttur. KOİ/N oranı 5,3, 7 ve 9,3 değerlerinde MBR işletilmiştir. Tüm KOİ/N oranlarında ortalama KOİ giderim verimleri sırasıyla %95,7, %95,1 ve %96,2 bulunmuştur. NH₄-N giderim verimleri ise %95, 4, %76,2 ve %83,6 tespit edilmiştir. KOİ/N oranının 5,3'den 9,3'e arttırılması ile TN giderim verimi %71,2'den %83'e artmıştır.

Feng vd. [128] bMBR'de atıksu KOİ/N oranının proses performansı ve membran tıkanması üzerine etkisini araştırmışlardır. KOİ/N oranı 10 ve 5 değerlerinde birbirine paralel işletilen iki bMBR'de KOİ konsantrasyonu 400 mg/L'de sabit tutulurken TN konsantrasyonları 40 ve 80 mg/L'ye ayarlanmıştır. Her iki KOİ/N oranında ortalama KOİ giderim verimleri %94,3 ve %94,5 bulunmuştur. NH₄-N giderim verimleri ise sırasıyla %74,8 ve %54,5 bulunmuştur. KOİ/N oranı 5 olan bMBR'de TMP değeri ilk birkaç günde ani bir sıçrama yaparken, KOİ/N oranı 10 olan bMBR daha uzun süre ani bir TMP artışı olmadan işletilebilmiştir (17.güne kadar). İşletmede referans TMP değeri olarak seçilen 30 kPa değerine KOİ/N oranı 10 ve 5 için sırasıyla 43. gün ve 25. günde ulaşılmıştır. KOİ/N oranı 10 olan bMBR diğerine göre 2 kat daha uzun süre geri yıkama veya kimyasal yıkamaya ihtiyaç duyulmadan işletildiğinden dolayı MBR'lerde membran tıkanma oranını kontrol etmek için KOİ/N oranından faydalanabileceği belirtilmiştir. Farklı KOİ/N oranlarında EPS tür ve konsantrasyonlarına bakıldığında EPS_t konsantrasyonları sırasıyla 177 ve 105 mg/gMLVSS bulunmuştur. KOİ/N oranı 10 olan bMBR'de EPS_c değeri 7,23 mg/gMLVSS tespit edilmiştir ve diğer KOİ/N oranına göre yaklaşık 2,5 kat daha yüksek bulunmuştur. SMP konsantrasyonlarına bakıldığında ise SMP_c değeri KOİ/N oranı 5 olan bMBR'de diğerine göre iki kat daha yüksek bulunmuştur (10,05 mg/L). SMP_p ise KOİ/N oranı 10 ve 5 için sırasıyla 2,06 ve 1,55 mg/L tespit edilmiştir. SMP için jel permeasyon kromatografisinde (GPC) yapılan molekül dağılımlarına bakıldığında düşük KOİ/N oranında daha fazla sinyal alındığı görülmüştür. Çalışma sonucunda düşük KOİ/N oranında bMBR'de üretilen SMP_c'nin membranın daha kısa sürede tıkanmasına sebep olduğu düşünülmüştür.

Di Trapani vd. [132] tarafından hareketli yataklı MBR'de C/N oranı 2,5 ve 15 için sentetik atıksu ile çalışmalar yapılmıştır. Çalışmada HRT 24 saat, SRT ise 25 gün

değerinde sabit tutulmuştur. Her iki C/N oranında KOİ giderim verimleri %95-96 değerlerinde bulunmuştur. Azot açısından bakıldığında düşük C/N oranında diğer C/N oranına göre 5 kat daha fazla TN giderim verimi gözlenmiştir. Çalışma sonucunda C/N oranının değişimi ile ototrof bakteriler aşırı stress altında kaldığı için nitrifikasyon prosesinin olumsuz etkilendiği bildirilmiştir. Atıksuyun C/N oranının artışı sonucunda toplam EPS konsantrasyonunun da arttığı tespit edilmiştir.

Hao ve Liao [116] yaptıkları çalışmada organik madde/azot oranının MBR performansına etkilerini araştırmışlardır. KOİ/N oranı 20, 40 ve 55,6 olacak şekilde sentetik atıksularla yapılan çalışmada KOİ konsantrasyonu sabit tutularak NH₄-N konsantrasyonu değiştirilmiştir. MBR bazı endüstriyel atıksuları temsil etmesi için 35 °C'de işletilmiştir. 10 L/m².sa sabit akıda işletilen MBR'de SRT değeri 15 günde tutulmuştur. HRT ve organik yük ise 1 gün ve 2,5 gKOİ/L.gün değerine ayarlanmıştır. KOİ/N oranının arttırılması ile MBR'deki MLSS konsantrasyonu azalmıştır. Benzer şekilde KOİ/N oranının artışı ile KOİ giderim verimleri azalırken, sırasıyla %99,6, %99,3 ve %98,4 KOİ giderim verimleri elde edilmiştir. KOİ giderim verimlerindeki bu çok az değişim, MBR'lerde kimyasal maliyeti söz konusu olmaksızın endüstriyel atıksuların uygun bir şekilde arıtılabileceğini göstermiştir. Çamur Y (yield) değerleri sırasıyla 0,25, 0,21 ve 0,18 mg çamur/mg KOİ_{giderilen} bulunmuştur. Bu sonuçlara göre KOİ/N oranının artışı ile %28 daha az çamur üretilmiştir. Fazla çamur bertaraf maliyetleri düşünüldüğünde KOİ/N oranı yüksek değerlerde MBR işletimi ile çamur üretiminde önemli derecede azaltma sağlanabileceği belirtilmiştir. KOİ/N oranı 20, 40 ve 55,6 için sırasıyla %98,24, %98 ve %99,9 NH₄-N giderim verimleri elde edilmiştir ve sadece KOİ/N oranı 55,6 için süzöntüdeki NH₄-N konsantrasyonu 1 mg/L'nin altında bulunmuştur. Membran tıkanması açısından TMP'ler incelendiğinde KOİ/N oranının artışı ile birlikte tüm işletme süreleri boyunca TMP değerlerinin azaldığı ve daha stabil değerlerin gözlemlendiği belirtilmiştir.

Hao vd. [81] tarafından bMBR'de atıksu KOİ/N oranının çamur özellikleri ve membran tıkanmasındaki rolü araştırılmıştır. Araştırmada Hao ve Liao [116] tarafından yapılan çalışmadaki bulgulara ilave olarak membran filtrasyon dirençleri, çamur floklarındaki elementlerin konsantrasyonları, EPS, SMP formları ve filamentli mikroorganizmaların dağılımları incelenmiştir. Farklı KOİ/N oranlarında çamurun flok boyutu ve

morfolojisine bakıldığında KOİ/N oranı 20 olan bMBR'de filamentli mikroorganizmaların daha az olduğu ve daha küçük flok boyutlarının gözlemlendiği bildirilmiştir. EPS_t konsantrasyonları KOİ/N oranı arttıkça 35,5'den 15,21 mg/gMLSS değerine düşerken, P/C oranı azalmıştır. SMP_t konsantrasyonu EPS'ye benzer şekilde KOİ/N oranının artışı ile birlikte 32,6 mg/L değerinden daha düşük bulunmuştur. SMP_p değeri besleme atıksuyundaki azot konsantrasyonu azaldıkça azalırken SMP_c konsantrasyonu artmıştır. SMP'nin P/C oranı ise EPS'ye benzer trend göstererek azalmıştır. Membran kek dirençleri her bir KOİ/N oranı sırasıyla $6,32 \times 10^{12}$, $4,53 \times 10^{12}$ ve $2,71 \times 10^{12} \text{ m}^{-1}$ değerlerinde bulunmuştur. Toplam membran dirençlerine bakıldığında KOİ/N oranının artışı ile birlikte toplam direnç değerleri $8,15 \times 10^{12}$ değerinden $4,52 \times 10^{12} \text{ m}^{-1}$ değerine düşmüştür. Yüksek KOİ/N oranlarında EPS konsantrasyonlarının daha düşük olması ve flok boyutlarının daha büyük olması sebebiyle kek tabakasının porozitesinin daha yüksek olduğu ve bu nedenle membran dirençlerinin KOİ/N oranı artışıyla azalmış olabileceği belirtilmiştir. Diğer yandan yüksek KOİ/N oranlarında çamurdaki az miktardaki filamentli mikroorganizmaların varlığının membran filtrasyon performansını arttırdığı belirtilmiştir.

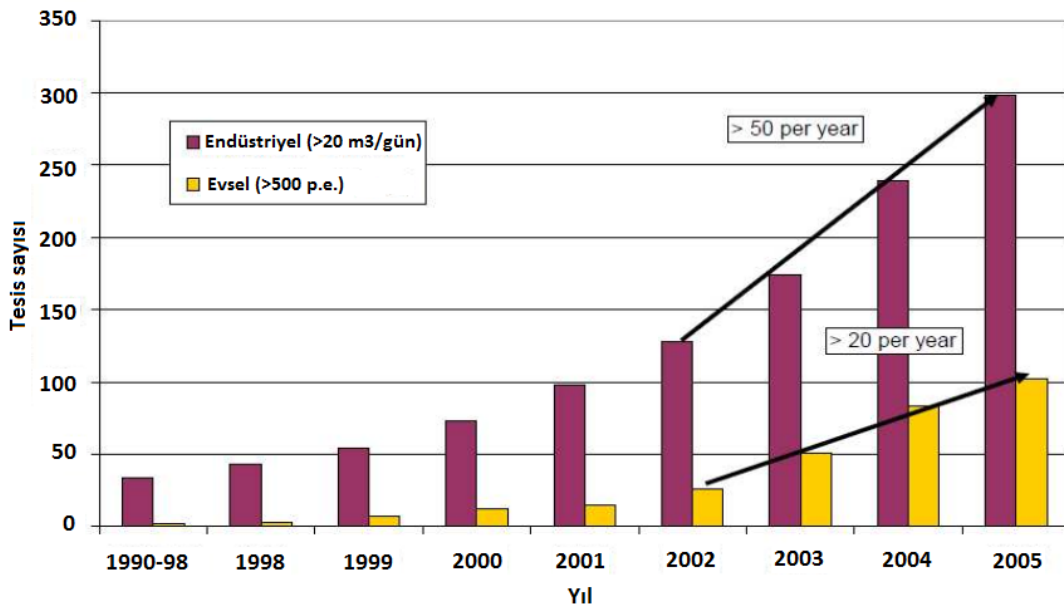
Kordkandi ve Khoshfetrat [133] tarafından kısmi havalandırmalı sabit film yataklı bMBR farklı C/N oranlarında işletilmiştir ve C/N oranının performans ve enerji verimliliği araştırılmıştır. Polipropilen destek materyali ile dolu bMBR'de atıksu girişi alttan olup, reaktör altındaki ilk zonda anoksik şartlar ($<0,5 \text{ mg/L } \text{ÇO}$) mevcutken üst zonda aerobik zon ($>4 \text{ mg/L } \text{ÇO}$) bulunmaktadır. Sentetik atıksularla yapılan çalışmada her bir şartta bMBR 17 gün işletilirken ilk 9 periyotta KOİ/N oranı 10 değerinde sabit tutulacak şekilde farklı KOİ konsantrasyonlarında rastgele işletme çalışmaları yapılmıştır. Sonraki 8 periyot boyunca ise KOİ/N oranı 3, 5, 7,5 ve 12,5 değerleri denenmiştir. Organik yükleme oranı 1,2'den $2,8 \text{ kgKOİ/m}^3 \cdot \text{gün}$ değerine artırıldığında ve azot yükleme oranı 0,12'den $0,28 \text{ kgNH}_4\text{-N/m}^3 \cdot \text{gün}$ değerine artırıldığında KOİ giderim verimi %95'den %77'ye düşerken azot giderim verimi %41'den %60 değerine artmıştır. Amonyum giderim verimleri ise HRT 6 saatte işletilen bMBR'de KOİ/N oranı 10 iken %95-100 arasında bulunmuştur. Diğer yandan düşük C/N oranlarında biyoreaktör enerji ihtiyacının daha az olacağı tespit edilmiştir. Sistem gerçek atıksu ile işletildiğinde ise %90 KOİ giderimi ve %64 azot giderimi elde edilmiştir.

Yapılan çalışmalardan görüldüğü üzere beslemedeki C/N oranı aktif çamurun EPS bileşenleri üzerinde oldukça etkilidir. Dolayısıyla, bu sonuçlardan C/N oranının çamurun fiziksel özelliklerini etkilediği sonucuna varılabilir. Genel olarak aktif çamur sistemleri sınırlı karbon varlığında çalıştırılmaktadır. Evsel atıksu arıtımında kullanılan aktif çamur sistemlerinde maksimum C/N oranı 20 /1 ile 25/1 arasında değişmektedir. Bazen evsel atıksuyun C/N oranı daha düşük değerlerde olabilmekte ve daha fazla oranda karbon sınırlayıcı olabilmektedir. Ayrıca endüstriyel atıksuların çoğu 25/1 oranından daha fazla C/N oranına sahiptir. Bu açıdan geniş C/N oranında çalışmak önemlidir. Farklı C/N oranlarında yapılan bir çalışmada, düşük C/N oranlarında yüksek C/N oranlarına göre çökelmenin daha iyi olduğu bildirilmiştir. Bunun nedeni olarak da yüksek C/N oranlarında EPS'nin yoğun bir jel oluşturarak hücrelerin fiziksel olarak yakınlaşmasını engellemesi ve oluşan bu jelin suyun geçişini engelleyerek daha fazla miktarda suyun flok içerisinde tutulması gösterilmektedir [8]. Yüksek C/N oranları içeren beslemedeki fazla karbon polisakkarit üretiminde kullanılmaktadır. Üretilen polisakkarit mikroorganizmaların yüzeyini kaplayarak hidrofobik kısımları kaplamakta ve hidrofobisiteyi düşürebilmektedir. Düşük C/N oranında ise fazla azot hücre hidrofobisitesini arttıran protein içeren EPS üretiminde kullanılmaktadır. Ayrıca başka bir çalışmada, proteinlerin amino gruplarının pozitif yüklü olduğu ve karboksil ve fosfat gruplarının negatif yüklerini nötralize ettiği ve buna bağlı olarak da net negatif yüzey yükünün azaldığı bildirilmiştir [270]. Karbon bakımından zengin atıksuların oldukça yüksek yüzey yüküne sahip çamurlar ürettiği ve bu tip çamurların çöktürülmelerinin, susuzlaştırılmalarının ve pompalanmalarının zor olduğu bilinmektedir. Bunun tersine karbon bakımından fakir olan atıksularda ise etkili flokleşme gerçekleşmemektedir ve dolayısıyla çökme ve susuzlaştırmada problem yaşanmaktadır.

2.4.2 Evsel ve Endüstriyel Atıksuların Membran Biyoreaktörlerde Arıtımı

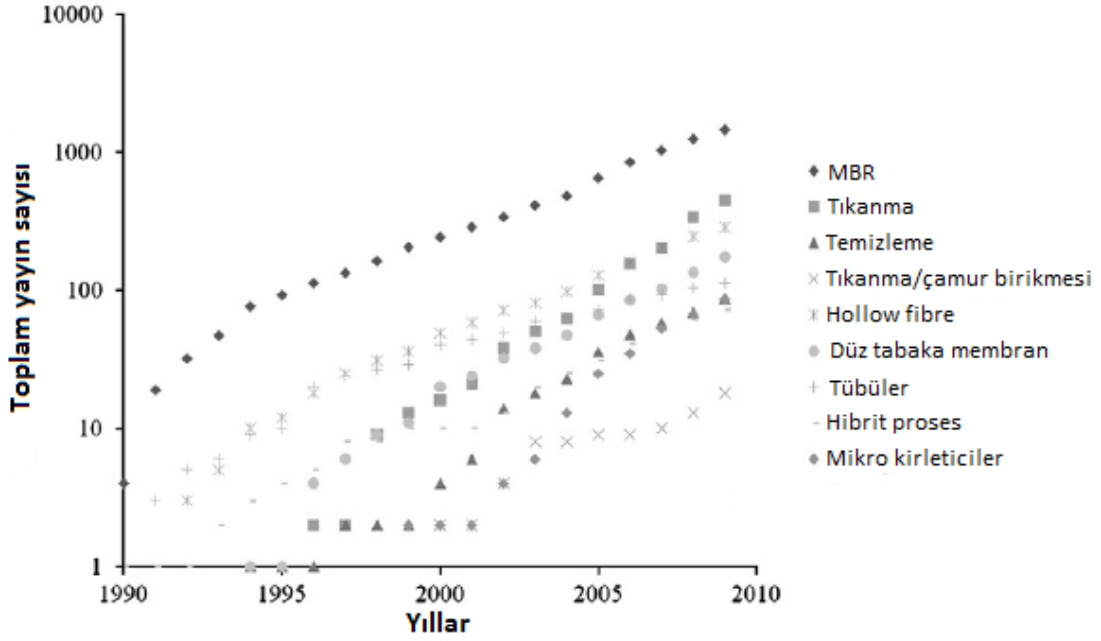
1989 yılında Yamamoto vd.'nin [16] bMBR sistemini uygulamaya geçirmesi ile birlikte bMBR'lerde evsel atıksuların arıtımı üzerine çalışmalar yapılmaya başlanmıştır. Bugüne kadar evsel atıksuların bMBR'lerde arıtımı üzerine çok sayıda araştırma yapılmıştır. Evsel atıksu arıtımının yanı sıra yüksek KOİ içeren ve arıtılması, çöktürülmesi ve

durultulması problem teşkil eden dayanıklı endüstriyel atıksuların arıtımında da bMBR'ler kullanılmaya başlanmıştır [134] (Şekil 2.15).



Şekil 2.15 Evsel ve endüstriyel MBR'lerin gelişimi [135]

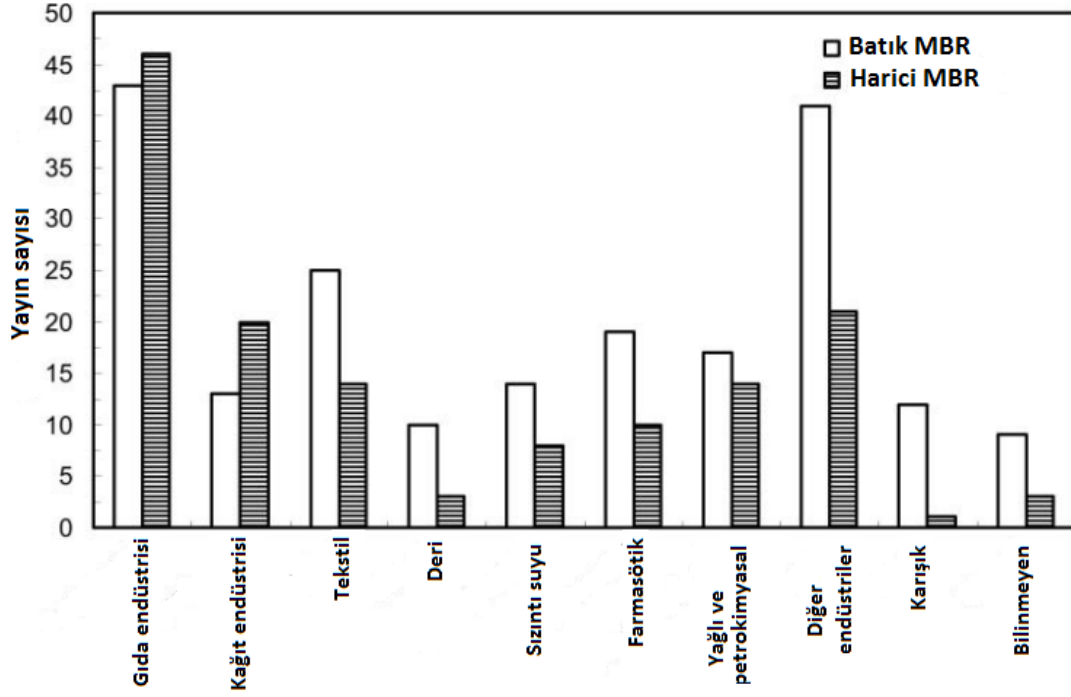
Evsel atıksuyun düşük KOİ içeriğinden dolayı özellikle aerobik MBR ile oldukça fazla arıtma çalışması mevcuttur ve çalışmaların büyük çoğunluğu membran tıkanmasını önlemek için yeni alternatif yöntemlerin geliştirilmesi üzerinedir (Şekil 2.16). Çok sayıda araştırma laboratuvar ölçekli olmakla birlikte, son yıllarda pilot ölçekli ve gerçek ölçekli MBR'ler ile de çalışmalar yürütülmektedir. 2005 yılından sonra MBR'lerin su geri kazanımı üzerine kullanımı global ölçekte artmaya başlamıştır [135]. 2008 yılından sonra ise 200'den fazla ülkede MBR sistemleri kurulmaya başlanmıştır [25].



Şekil 2.16 MBR’lerde araştırma konularının yıllara göre dağılımı [136]

MBR’lerde endüstriyel atıksu arıtımı üzerine 2001 yılı öncesinde evsel atıksuya nispeten az çalışma yapılmıştır [137]. Membran dizaynı ve teknolojisindeki yeni gelişmeler, MBR proseslerinin endüstriyel atıksuların arıtımında kullanımına gelecek vaat etmektedir [138]. Son yıllarda MBR’ler üzerine yıllık yaklaşık 400 adet yayın yapılmakta olduğu ve bu çalışmaların bazılarında endüstriyel atıksu arıtımının araştırıldığı belirtilmektedir [11]. Araştırmaların bu şekilde devam etmesi durumunda endüstriyel atıksu arıtımında MBR’lerin ana arıtım basamağı olabileceği bildirilmektedir [137].

MBR’lerde şimdiye kadar çeşitli endüstriyel atıksuların arıtımı yapılmıştır. Bunlar, gıda endüstrisi, kağıt endüstrisi, tekstil endüstrisi, deri endüstrisi, katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı suyu, farmasötik prosesler ve yağlı ve petrokimya proseslerinden gelen atıksulardır (Şekil 2.17) [137]. Ancak çalışmaların yaklaşık %50’si gıda, kağıt ve tekstil endüstrileri atıksularının arıtımı üzerinedir. Bu atıksuların MBR’lerde arıtımının ana nedeni giderek daha sıkı hale gelen deşarj kriterleridir. MBR’ler iyileştirme ve tekrar kullanım için avantaj sağlamaktadır.



Şekil 2.17 Batık ve harici MBR’lerde endüstriyel atıksuların arıtımı [137]

2.4.2.1 Membran Biyoreaktörlerde Evsel Atıksuların Arıtımı

Evsel atıksuların MBR’de arıtımında özellikle aerobik prosesler kullanılmaktadır ve birçok ülkede tam ölçekli MBR tesisleri bulunmaktadır [25]. Aerobik MBR çalışmalarında sıklıkla hollow fibre membranlar kullanılmasına rağmen düz tabaka membran ve tübüler membran kullanımı da yaygındır [100].

Laboratuvar ölçekli yapılmış çalışmalara bakılacak olursa, Ueda ve Hata [139] tarafından batık MBR’de evsel atıksuyun arıtılabilirliği araştırılmıştır. Pilot ölçekli MBR sisteminde (3,12 m³ hacime sahip) 491 gün işletme çalışmaları yürütülmüştür. MBR’de 0,4 µm gözenek boyutuna sahip düz-tabaka membran modülü kullanılmıştır. MBR’de 371 gün boyunca herhangi bir membran yıkama prosedürüne ihtiyaç duyulmadan stabil bir şekilde işletme çalışmaları yapılmıştır. HRT 4,7-14,2 sa arasında tutulurken BOİ₅, TOK, AKM, TN, TP ve koliform bakteri ortalama giderim verimleri sırasıyla %99, 93, 100, 79, 74 ve 6-log birim elde edilmiştir.

Rosenberger vd. [140] tarafından aerobik MBR’de evsel atıksuyun arıtılabilirliği araştırılmıştır. 0,2 µm gözenek çapına sahip hollow fibre membran modülü kullanılan MBR, 535 gün boyunca işletilmiştir. TMP hava ile geri yıkama uygulanarak 0,3 bar’da tutulmuştur ve sabit membran akısında (18 L/m².sa) çalışmalar yürütülmüştür. 140.

gün sonrasında akı değeri 27 L/m².sa değerine arttırılmış, ancak bu durumda membranların daha sık yıkanmasına ihtiyaç duyulmuştur. HRT değeri 10,4-15,6 sa arasında ve L_{org} 1,1-1,7 kgKOİ/m³.gün değerlerinde iken %95 KOİ giderim verimi ve %82 TN giderim verimine ulaşılmıştır.

Wei vd. [141] ise pilot ölçekli aerobik MBR'de evsel atıksu arıtımını araştırmışlar ve hollow fibre membran modülü kullanmışlardır. MBR'de süzüntü suyunda KOİ, BOİ₅, NH₄-N ve TP konsantrasyonları sırasıyla 40 mg/L, 1 mg/L, 3,4 mg/L ve 1,5 mg/L olarak gözlenirken, E. Koli'ye rastlanmamıştır.

Habib vd. [142] tarafından MBR'de evsel atıksuyun arıtımında membran tıkanmasına relaksasyonun etkisi araştırılmıştır. MBR'de HRT değeri 4 sa ve membran akısı ise 12 L/m².sa'dır. 10 dk sabit filtrasyon süresi sonrası sırasıyla 0, 1, 1,5 ve 2 dk relaksasyon süreleri denemiştir. Relaksasyon uygulanmadığı durumda en yüksek KOİ giderim verimine (%96,5) ulaşılırken, relaksasyon uygulanan durumlarda %92 ile %96,5 arasında KOİ giderim verimlerine ulaşılmıştır. TN giderim verimleri ise hiç relaksasyon uygulanmayan ve sırasıyla 1, 1,5 ve 2 dk relaksasyon uygulandığı durumlarda sırasıyla %79,2, %83,7, %85,5 ve %81,7 elde edilmiştir. Relaksasyon uygulanmadığı durumda en yüksek hidrolik membran direnci elde edilirken 1 ve 1,5 dk relaksasyon sürelerinde direnç sırasıyla 1,6 ve 1,8 kat azalmıştır. 2 dk relaksasyon süresi uygulanması ise membran direncini diğer sürelerle göre bir miktar arttırmıştır. Aktif çamurdaki SMP değişimleri ise membran dirençlerine benzer şekilde değişim göstermiştir.

Khan vd. [143] tarafından bMBR'de azot yükleme oranının evsel atıksuyun arıtım performansı ve membran tıkanması üzerindeki etkileri araştırılmıştır. bMBR'de organik yük değeri 3 kg/m³.gün iken iki farklı azot yükleme oranı (0,15 ve 0,3 kg/m³.gün) uygulanmıştır. Her iki azot yükleme oranında da %95'in üzerinde KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Düşük azot yükleme oranında daha yüksek NH₄-N, TN ve TP giderim verimleri gözlenmiştir ve sırasıyla %90,5, %74 ve %38'dir. Diğer yandan azot yükleme oranının artışı aktif çamurun partikül boyut dağılımının daha dar bir aralıkta değişimine sebep olmuştur ve kek porozitesinin azalmasına yol açmıştır. Ayrıca yüksek azot yükleme oranında flokların bozulması dolayısıyla salınan biyopolimerler SMP artışına neden olmuştur.

Hocaoglu vd. [144] pilot ölçekli MBR sisteminde konsantre evsel atıksuyun arıtımını araştırmışlardır. Ardışık kesikli olarak işletilen MBR’de düşük havalandırma hızının (0,1-0,2 mg/L ÇO) nitrifikasyon ve denitrifikasyon üzerindeki etkisi incelenmiştir. İki farklı SRT değerinde yapılan çalışmada (20 ve 60 gün) her iki SRT değerinde de %96 civarında KOİ giderim verimine ulaşılırken, TN giderim verimleri sırasıyla %49 ve %73 bulunmuştur. Azot giderimi için avantajlı olan düşük havalandırmalı MBR’lerde düşük havalandırma nedeniyle membranların daha çabuk tıkanacağı belirtilmiştir.

Gurung vd. [145] ise Kuzey bölgelerinde kış aylarında pilot ölçekli MBR’lerde performans ve membran tıkanmasını araştırmışlardır. 7-20 °C arası sıcaklığın etkisinin incelendiği çalışmada sıcaklığın 10 °C’nin altına düşmesinin önemli derecede membran tıkanmasını arttırdığı tespit edilmiştir. Ayrıca düşük sıcaklık değerlerinde çamurun yapısının bozulduğu ve SVI değerinin arttığı belirtilmiştir. Çalışmada oldukça yüksek patojen ve mikro kirletici giderim verimlerine ulaşıldığı bildirilmiştir.

Laboratuvar ve pilot ölçekli MBR sistemlerinin yanı sıra evsel atıksularının arıtıldığı tam ölçekli MBR tesisleri bulunmaktadır. Evsel atıksuyun arıtıldığı ilk tam ölçekli MBR sistemi İngiltere’de 1998 yılında kurulmuştur [146]. Shen vd. [147] tarafından yapılan çalışmada Çin’de bulunan ve kapasitesi 10000 m³/gün’den büyük 10 adet gerçek ölçekli tesiste evsel atıksu ve evsel atıksu ile karıştırılan endüstriyel atıksuyun arıtma performansları araştırılmıştır. Gerçek ölçekli MBR’lerde oldukça yüksek KOİ, TN ve TP giderim verimleri elde edilebildiği belirtilmiştir.

Ülkemizde ise pilot ölçekli MBR tesislerinde evsel atıksu arıtımı özel sektör ve üniversiteler tarafından araştırılmaya devam edilmektedir. Yiğit [148] tarafından yapılan doktora tezinde pilot ölçekli MBR’de Süleyman Demirel Üniversite kampüsü atıksularının arıtımı araştırılmıştır. Üç farklı işletim aşamasında çalıştırılan MBR’de, sonsuz SRT ve 25 L/m².sa akı değeri, SRT 20 gün ve 25 L/m².sa akı değeri ve son olarak SRT 20 gün, 39 L/m².sa akı değeri çalışılmıştır. 6 °C gibi düşük sıcaklıklara ve atıksu karakterizasyonunun değişmesine rağmen oldukça yüksek giderim verimlerine ulaşılmıştır. MBR çıkışı arıtılmış suda KOİ, BOİ₅ ve AKM konsantrasyonları sırasıyla 10 mg/L, 1,5 mg/L ve 0,5 mg/L bulunmuştur. Türkiye’de evsel atıksuyun arıtıldığı ilk büyük ölçekli MBR tesisi ise Orta Doğu Teknik Üniversitesi’nin yerleşkesinde kurulmuştur ve MBR çıkışı süzüntünün sulama amaçlı kullanımı hedeflenmiştir [149]. İSKİ Ataköy İleri

Biyolojik Arıtma Tesisi'nde ise 2013 yılında kurulumu gerçekleştirilen kapasitesi 45 m³/gün olan ve seramik membran kullanılan pilot ölçekli batık MBR sistemi bulunmaktadır. KOİ, TN ve NH₄-N giderim verimleri sırasıyla %95, %73 ve %82 olan tesiste %99 AKM giderimi sağlandığı bildirilmiştir [149].

Özellikle son birkaç yılda evsel atıksuların arıtımı için yapılan çalışmalarda anaerobik MBR kullanımı son derecede yaygınlaşmıştır. Aerobik MBR'lerin yüksek enerji ihtiyaçları ve fazla çamur üretmeleri ve diğer yandan global ölçekte karbon ayak izinin azaltılmak istenmesi anaerobik MBR'lerin yaygınlaşmasının ana nedenlerindendir. Ayrıca anaerobik MBR'ler su ve nütrient geri kazanımı olasılıklarını da yükseltmektedir [103].

2.4.2.2 Süt Endüstrisi Atıksularının Membran Biyoreaktörlerde Arıtımı

Gıda endüstrileri arasında süt endüstrisi en fazla kirlilik kaynağı üreten endüstrilerden biridir [150]. Süt endüstrisinde ısıtma ve soğutma, sterilizasyon ve temizleme gibi neredeyse tüm üretim basamaklarında su kullanılmaktadır ve fazla miktarda atıksu üretimi söz konusu olmaktadır [151], [152]. Üretilen 1 L süt başına ortalama 2,5-3 L atıksu üretildiği belirtilmektedir [153]. Süt endüstrisi atıksuları çoğunluğu protein, karbonhidrat ve yağ olmak üzere yüksek organik madde ve nutrient içermesi ile karakterize edilirler. Atıksuda aynı zamanda kalıntı temizleme ajanları da bulunmaktadır [154], [155]. Süt endüstrisi atıksuyunun KOİ konsantrasyonu 430 mg/L ile 18000 mg/L gibi geniş bir aralıkta değişim gösterebilmektedir [156], [157], [158] ve KOİ süt, peynir altı suyu ve kremadan birincil olarak etkilenmektedir [159]. Atıksuların pH değeri ve AKM değerleri ise sırasıyla 4,7-11 ve 0,024-4,5 g/L aralıklarında değişim göstermektedir [157], [159]. Önemli miktarlarda nutrient içerebilen süt endüstrisi atıksuyunda 14-830 mg/L aralığında TN ve 9-280 mg/L TP bulunabilmektedir [160], [161]. Bu bileşenlerin yanı sıra deterjan ve bazı katkı maddeleri bulunmaktadır. Bu katkı maddeleri asidik ve bazik olabilir ve tipik olarak fosfatlar, yüzey aktif maddeler ve ayırma ajanlarını içerirler [162]. Süt endüstrisi atıksuyu ayrıca Na, Cl, K, Ca, Mg, Fe, Co, Ni ve Mn gibi mikronütrientleri de içerir. Yüksek konsantrasyondaki Na ve Cl, tesiste fazla miktarda kullanılan alkali temizleyicilerden kaynaklanmaktadır [163].

Süt endüstrisi atıksuyu arıtımında yaygın olarak aerobik ve anaerobik klasik arıtma yöntemleri kullanılmaktadır. Anaerobik prosesler, havalandırma için enerji tüketimine ihtiyaç olmaması, az miktarda atık çamur oluşumu ve tesis kurulumu için az miktarda alana ihtiyaç duyması gibi önemli avantajlara sahiptir. Ayrıca süt endüstrisi atıksularından biyogaz üretimi de bu prosesi, aerobik arıtma proseslerine nazaran, çok daha cazip kılmaktadır. Aerobik arıtmanın yüksek enerji sarfiyatı, fazla köpük oluşumu, çamurun düşük çökebilirlik özelliğinden kaynaklanan problemler gibi bazı dezavantajları varken anaerobik arıtmanın şok yüklemelere karşı düşük dirençli olması ve nutrient gideriminin zor oluşu dezavantaj olarak karşımıza çıkmaktadır. Ayrıca bu tür sistemlerde yağ ve diğer spesifik kirleticilerin degradasyonu problem olabilmektedir [152], [154]. Bu nedenle son zamanlarda süt endüstrisi atıksuyu arıtımında MBR kullanımı deşarj standartlarını sağlamak açısından kullanılmaya başlanmıştır.

Düşük çamur üretimi ve yüksek kalitede elde edilen çıkış suyuyla, kompakt ve modüler bir sistem olan MBR'ler süt endüstrisi atıksuyunun arıtımında dikkate değer bir avantaja sahiptir. MBR, süt endüstrisi atıksuyunun arıtımında organik madde, renk ve nütrient giderimindeki yüksek verimiyle avantajlı bir sistemdir. Çıkış suyu yüksek kalitede olup çözünmüş katı konsantrasyonu, yeniden kullanım için hala yüksek değerdedir. Bu sebeple çıkış suyu direkt olarak sulamada kullanılabilir; ancak bu suyun içme suyu veya endüstriyel olarak kullanımı daha ileri derecede arıtımını gerektirir. Bunun için nanofiltrasyon veya ters osmoz gibi ek bir arıtım teknolojisi gereklidir [154].

Süt endüstrisi atıksuyunun MBR ile arıtım potansiyeli yüksek olmasına rağmen uygulamada MBR sistemi kullanılarak yapılmış az miktarda çalışma bulunmaktadır [150], [154]. Bazı araştırmacılar membranlı ardışık kesikli reaktör kullanarak süt endüstrisi atıksuyunun arıtımını araştırmışlar ve yüksek KOİ, azot ve fosfor giderim verimleri elde edilmiştir [164], [165].

Farizoğlu vd. [166] tarafından aerobik jet loop biyoreaktör ve membran sistemleri kullanılarak süt endüstrisi atıksularının arıtımı araştırılmıştır. HRT değeri 19,68 sa ve SRT değeri 2,8 gün iken KOİ giderim verimi %94 elde edilirken, HRT 26,4 sa ve SRT 2,8 gün iken KOİ giderim verimi %99 elde edilmiştir.

Castillo vd. [167] tarafından MF membranlı biyoreaktör kullanılarak peynir üretiminden kaynaklanan atıksuları temsil etmek üzere sentetik atıksu ile arıtım çalışmaları yapılmış ve %90-94 KOİ giderim verimleri elde edilmiştir.

Farizoğlu ve Uzuner [150] tarafından yüksek performanslı MBR sistemi kullanılarak süt endüstrisi atıksularının arıtımı yapılmıştır. Jet loop biyoreaktör ile aktif çamur ile arıtılmış su seramik UF membran ünitesi ile ayrılmıştır. Çalışmada 3 sa HRT’de organik yük 53 kgKOİ/m³.gün’de %97-98 KOİ giderimi sağlanmıştır. Sistemdeki MLSS konsantrasyonu 38 g/L’de tutulmuştur. Filtrasyon boyunca MLSS konsantrasyonu arttıkça akı değerinin azaldığı gözlenmiş ve kek formasyonu baskın tıkanma mekanizması olarak kaydedilmiştir.

Chen ve Liu [152] tarafından süt endüstrisi atıksularının arıtımında koagülasyon-MBR hibrit sistemi kullanılmıştır. Koagülasyonda inorganik (alum, alüminyum sülfat ve demir klorür), polimerik (polialüminyum klorür (PACI)) ve organik (poliakrilamid) koagülantlar denenmiştir. En uygun koagülant olarak polialüminyum klorür (PACI) bulunmuştur ve koagülasyon çalışmalarında bu koagülant madde kullanılmıştır. pH 7’de PACI optimum dozu 900 mg/L olarak belirlenmiştir (%98,95 bulanıklık giderim verimi). Hollow fibre membran modülü kullanılan batık MBR’de ise HRT 10 sa’de çalışmalar yürütülmüştür. Batık MBR sistemi hem koagülasyon uygulanmış süt endüstrisi atıksularına hem de ham süt endüstrisi atıksularına uygulanmış ve her iki durumda da KOİ giderim verimleri oldukça yüksek tespit edilmiştir. Ancak hibrit sistemde MBR’deki TMP değeri 30 günlük işletme süresinde 3 kPa değerine kadar yükselirken koagülasyon uygulanmadan yapılan çalışmada TMP değeri 11 kPa değerine kadar yükselmiştir. MBR’de kolay işletme açısından koagülasyonlu sistem önerilmiştir. MBR ile aynı zamanda koagülasyon sonrası atıksuda kalan alüminyum konsantrasyonu da 0,1 mg/L’nin altına indirilmiştir.

Andrade vd. [154] tarafından süt endüstrisi atıksularının MBR’lerde arıtımı araştırılmıştır. MBR’de ortalama por çapı 0,5 µm olan hollow fibre membran modülü kullanılmıştır. SRT 60 günde yürütülen çalışmada iki farklı HRT değerinde (8 ve 6 sa) MBR’de sağlanan akılar 27,5 L/m².sa ve 37,5 L/m².sa değerlerindedir. HRT 8 sa’de KOİ, BOİ, TN ve NH₃-N giderim verimleri %96’nın üzerinde elde edilirken, 6 sa HRT’de %86’nın üzerindedir. Çalışmada 8 sa HRT’de MBR daha stabil işletilebilirken HRT değeri 6 sa’e düşürüldüğünde membran tıkanmasının arttığı belirtilmiştir. Ayrıca çalışmada

besleme atıksuyunun, süzöntünün ve karışık sıvının moleküler ağırlık dağılımları incelenmiştir ve sadece düşük moleküler ağırlık fraksiyonlarının biyokütle tarafından degrade edildiği ve çok iyi çıkış kalitesinin eldesinin membran tarafından sağlandığı belirtilmiştir.

Praneeth vd. [168] süt endüstrisi atıksularının arıtımında batık MBR'nin performans değerlendirmesi ve hidrodinamik analizini araştırmışlardır. Çalışmada 0,0065 ve 0,007 µm gözenek çapına sahip PVDF ve PAN hollow fibre membran modülleri kullanılmıştır. Çalışma boyunca HRT değeri 10 sa ve MLSS ise 5 g/L değerinde tutulmuştur. Çalışma sonunda KOİ, BOİ, bulanıklık ve AKM giderim verimleri sırasıyla %95,4, %98,6, %99,6 ve %99,7 değerlerinde bulunmuştur.

2.4.2.3 Kağıt Endüstrisi Atıksularının Membran Biyoreaktörlerde Arıtımı

Kağıt endüstrisi, kağıt hamuru ve kağıt yapım proseslerinde fazla miktarlarda temiz su tüketen ve önemli derecede atıksu oluşturan endüstrilerden biridir. Üretim esnasında oluşan atıksu çevresel açıdan doğal yaşamı ve insan sağlığını tehdit eden zararlı etkilere sebep olmaktadır. Kağıt endüstrisi metal ve kimya endüstrilerinden sonra en fazla atıksu üreten üçüncü büyük endüstridir [169]. Kağıt endüstrisi atıksuyu tannin, lignin, reçine ve klorlanmış maddelerden kaynaklanan çok sayıda organik ve inorganik kirletici bileşen içermektedir [170]. KOİ, AKM, azot bileşenleri ve adsorplanabilir organik halojenler (AOX) atıksu arıtma tesislerinde giderilmesi gereken ana kirleticilerdir. Arıtılmış atıksu gerekli su kalitesi sağlandığı takdirde kağıt endüstrisinde tekrar kullanılabilir.

Kağıt endüstrisi atıksuları termal etki oluşturmaları, köpük formasyonları, ve reçine asitleri, doymamış yağ asitleri, diterpen alkol ve klorlanmış reçine asitleri gibi toksik bileşenleri içerdiğinden dolayı çevreye zarar vermektedir. Kağıt hamuru prosesine bağlı olarak bulunan bu tür toksik bileşenlerin varlığı biyolojik atıksu arıtma sistemlerinde de problem oluşturmaktadır [137]. Kağıt hamuru, kağıt üretim prosesinin ilk basamağıdır ve bu aşamada kağıt üretimi için gerekli materyalin sağlanması ve işlenmesi gerçekleştirilir. Kağıt hamuru mekanik, kimyasal, kemo-mekanik ve termo-mekanik olmak üzere dört farklı proses kullanılarak elde edilebilir. Mekanik kağıt hamuru prosesinde %90-95 verimle hamur elde edilirken üretilen kağıt kalitesi düşük, renkli ve

kısa lifler içerir. Kimyasal yöntemlerle kağıt hamuru üretiminde odundan %40-50 verimle kağıt hamuru üretilebilir ve alkali ve asidik olmak üzere iki ortam gereklidir (Kraft prosesi ve Sülfite prosesi). Kraft prosesinde odun yongaları sodyum hidroksit (NaOH) ve sodyum sülfite (Na_2S_2) çözeltisinde pişirilir. Sülfite prosesinde ise odun yongaları lignini çözmek için sülfürik asit (H_2SO_4) ve bisülfite iyonlarının (HSO_3^-) karışımında pişirilir. En yaygın kullanılan kimyasal kağıt hamuru prosesi Kraft prosesidir. Kağıt hamuru üretildikten sonra kağıt yapım işlemleri gerçekleştirilmektedir [171].

Son yıllarda kağıt üretimi geri kazanılmış kağıt ve kartonların tekrar kağıt hamuru haline getirilmesi ile yapılmaya başlanmıştır. Hem çevresel açıdan hem de ekonomik olarak geri kazanılmış atık kağıtlardan kağıt üretimi oldukça avantajlıdır. Geri kazanılmış atık kağıtlardan kağıt üretimi kağıt hamuru oluşturma, yüksek yoğunluklu ayırma ve mürekkepten arındırma basamaklarından oluşmaktadır. Kağıt hamuru aşaması genellikle geri kazanılmış atıklardaki kağıtların mürekkepten arındırma aşaması için su içinde hamur haline getirilme aşamasıdır. Mürekkepten arındırma aşamasında ise selüloz liflerindeki mürekkep partikülleri kağıtlardan ayrılmaktadır. Yüksek yoğunluklu ayırma basamağında ise yüksek ve orta yoğunluklu büyük partiküllerin giderimi yapılmaktadır. Geri kazanılmış atıklardan kağıt üretiminde en önemli basamak mürekkepten arındırma basamağıdır. Bu aşamada üretilen kağıdın parlaklığını arttırmak için H_2O_2 , NaOH, Na_2SiO_3 , Na_2CO_3 ve yüzey aktif madde gibi diğer toksik bileşenler fazla miktarda kullanılır. Toner gibi bazı büyük, düz ve rijit partikülleri mürekkepten arındırma aşamasında kullanılan ayırma teknikleriyle gidermek oldukça zordur. Pektinaz, hemiselülaz, selülaz ve lignolitik enzimler ile bu tür dayanıklı bileşenler giderilir. Geri kazanılmış atık kağıttan kağıt üretimi esnasında oluşan atıksuda yüksek konsantrasyonda boyalar ve mürekkeplerde bulunan yüzey aktif maddeler, fenolik bileşenler, hamur oluşturmak için kullanılan kimyasallar (kostik soda, sodyum silikat, hidrojen peroksit ve sabun) ve Si, Ca gibi bileşenler bulunmaktadır [172].

Kağıt endüstrisi atıksularının arıtımında çöktürme ve flotasyon [171], [173] koagülasyon ve çökeltme [174], [175], elektro-koagülasyon [176], [177], adsorpsiyon [171], kimyasal oksidasyon [171], membran filtrasyonu [172] ve ozonlama [171] gibi fizikokimyasal arıtma yöntemleri askıda katı maddeleri, koloidal partikülleri, yüzücü maddeleri, renk ve toksik bileşenleri gidermek için kullanılmaktadır. Fizikokimyasal

arıtma yöntemlerine göre daha ekonomik ve çevre dostu olan biyolojik arıtma yöntemleri ise kağıt endüstrisi atıksuyundan BOİ ve KOİ giderimi için uygundur. Kağıt endüstrisi atıksuları, mantar ile biyolojik arıtma [178], havalandırmalı lagünler ve aktif çamur prosesi gibi aerobik arıtma yöntemleri [171] ve anaerobik arıtma [172] yöntemleri kullanılarak arıtılmaktadır. İstenen kalitede çıkış suyu kalitesinin elde edilebilmesi için anaerobik ve aerobik arıtma metotlarının birlikte kullanılması fayda sağlamaktadır [179]. Yaygın olarak kullanılan aerobik arıtma prosesleri lignin gibi bileşenlerin degradasyonunda ligninin boyutu ve kompleks yapısından dolayı etkili olamamaktadır. Ayrıca klasik aktif çamur prosesinde filamentli bakterilerin gelişiminden dolayı çamur kabarma problemleri olmaktadır.

Son yıllarda endüstriyel atıksuların arıtımında giderek yaygınlaşan MBR teknolojisinin kullanımı ile kağıt endüstrisi atıksularının biyolojik arıtımında en önemli problem olan çamur kabarma problemleri sorun olmaktan çıkmaktadır ve iyi kalitede çıkış suyu elde edilebilmektedir [172]. Böylece dünya genelinde giderek daha katı hale gelen deşarj kriterleri sağlanabilmektedir. Lin vd. [137] ve Pokhrel ve Viraraghavan [171] tarafından MBR teknolojisinin farklı uygulamalarının kağıt endüstrisi atıksuyunun arıtımında pek çok açıdan oldukça uygulanabilir olduğu belirtilmiştir.

Berube ve Hall [180] sentetik Kraft hamuru atıksuyunun harici MBR'de arıtımını araştırmışlardır. Yüksek sıcaklıklarda (55-70 °C) işletilen MBR'de organik yük 1 kgKOİ/m³, HRT 12 sa ve SRT 20 gün iken %99,5 KOİ giderim verimi elde edilmiştir.

Galil vd. [181] Hedera'daki (İsrail) tam ölçekli biyolojik kağıt atıksuyu arıtma tesisindeki kötü çökelme, iri floklar ve katıların yıkanması gibi problemlerin çözümü için klasik aktif çamur prosesi ile pilot ölçekli aerobik MBR prosesini karşılaştırmışlardır. 90 günlük işletme süresi boyunca MBR'nin stabil bir arıtım sağladığı belirtilirken klasik aktif çamur prosesinin salınımlı bir arıtım sergilediği bildirilmiştir. MBR çıkışı AKM konsantrasyonu 2,5 mg/L iken, aktif çamur prosesi çıkışı 37 mg/L tespit edilmiştir. Klasik aktif çamur prosesi ile %78 KOİ giderim verimi elde edilirken MBR prosesi ile %86 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Arıtılmış su BOİ konsantrasyonlarının ise klasik proses ve MBR prosesinde sırasıyla 83 mg/L ve 7,1 mg/L olduğu belirtilmiştir.

Dias vd. [182] tarafından Kraft hamuru prosesi atıksularının bMBR kullanılarak yüksek sıcaklıkta arıtımı araştırılmıştır. Organik yük $5,12 \text{ kgKOİ/m}^3 \cdot \text{gün}$, HRT değeri 19 sa iken 60 günlük işletme süresi boyunca 35, 45 ve 55 °C sıcaklıkların etkisi incelenmiştir. Çalışma sonunda işletme sıcaklığı arttıkça giderim veriminin azaldığı belirtilirken %87 ile %97 arasında KOİ giderim verimi elde edildiği bildirilmiştir.

Galil ve Levinsky [183] tarafından tam ölçekli kağıt endüstrisi atıksuyu arıtma tesisinde mevcut sistemin (anaerobik+aerobik arıtım) iyileştirilmesi için pilot ölçekli MBR teknolojisi araştırılmıştır. Hollow fibre membran modülü kullanılan çalışmada dört ay boyunca %86 KOİ giderim verimi elde edilirken %98 BOİ_5 giderim verimi elde edilmiştir. TKN ve $\text{NH}_3\text{-N}$ giderim verimleri ise %90'ın üzerinde bulunmuştur. MBR çıkışı arıtılmış suyun AKM konsantrasyonu ise çoğunlukla 5 mg/L 'nin altında tespit edilmiştir.

Gommers vd. [184] kağıt endüstrisi atıksularının MBR ve oksidasyon basamağı (ozon, ozon+UV ve ozon+ H_2O_2) ile arıtımını araştırmışlardır. Yapılan ön çalışmalar ile ozon konsantrasyonu yüksek olmadığı durumlarda UV ve H_2O_2 'nin giderim verimi üzerinde pozitif bir etkisinin olmadığı saptanmıştır. Ozon dozu $0,4\text{-}0,8 \text{ gO}_3/\text{gKOİ}$ arasında iken KOİ konsantrasyonunun %40 daha düşük olduğu belirlenirken, MBR ve oksidasyon ile %91,7 KOİ giderim verimine ulaşıldığı ve arıtılmış atıksuyun KOİ değerinin 125 mg/L 'den daha düşük olduğu tespit edilmiştir.

Lerner vd. [39] tarafından anaerobik olarak arıtılmış kağıt endüstrisi atıksularının klasik aktif çamur prosesi ve flat sheet membran modülü kullanılan MBR ile arıtımı karşılaştırılmıştır. Çalışma sonucunda MBR sisteminde çıkış AKM konsantrasyonu 1 mg/L değerine indirilirken, klasik aktif çamur sisteminde 12 mg/L AKM konsantrasyonu elde edilmiştir. Diğer çıkış parametreleri açısından iki sistem arasında bir farklılık olmadığı yazarlar tarafından bildirilmiştir. Her iki sistemde de %87 KOİ giderim verimine ulaşılmıştır. Ancak membran üzerinde kalsiyum karbonattan kaynaklanan tıkanma ve bakteriyel kek tabakası formasyonundan dolayı tıkanma problemi kaydedilmiştir. MBR'de oluşan bu kalsiyum karbonat tıkanması ve biyo-tıkanmanın önlenmesi için uygun ve daha komplike bakım sistemlerinin gerektiği belirtilmiştir.

Zhang vd. [185] tarafından kağıt endüstrisi atıksularının entegre membran prosesleri ile arıtımı araştırılmıştır. Entegre proseste, sırasıyla ilk çöktürme tankı, anoksik tank,

aerobik tank 1, aerobik tank 2, MBR ünitesi, sürekli membran filtrasyonu (CMF) ünitesi ve terz osmoz (RO) ünitesi kullanılmıştır. MBR ünitesinde hollow fibre membran modülü ile HRT 18 sa ve SRT 20 gün'de işletme çalışmaları gerçekleştirilmiş ve %92,1 KOİ giderimi ve %99'dan fazla AKM giderimi elde edilmiştir.

Qu vd. [186] tarafından termofilik batık aerobik MBR'de termomekanik yöntemle kağıt hamuru üretimi prosesinden kaynaklanan atıksu arıtımı araştırılmış ve HRT değeri 0,9 gün, 1,1 gün ve 1,7 gün iken işletme çalışmaları yürütülmüştür. Her bir HRT değerinde MBR'ye sağlanan organik yük değeri 3,98 kgKOİ/m³.gün, 3,34 kgKOİ/m³.gün ve 2,76 kgKOİ/m³.gün'dür. Elde edilen KOİ giderim verimleri sırasıyla %88,6, %92,3 ve %89,3'dür. Çalışmada HRT değeri azaltıldıkça MBR'de membran direncinin arttığı gözlenmiştir. HRT değerinin değişimi ile KOİ giderim verimlerine paralel olarak süzöntüdeki protein ve karbonhidrat konsantrasyonları değişmiştir ve protein konsantrasyonu karbonhidrata göre oldukça yüksek bulunmuştur.

Simstich vd. [187] tarafından termofilik aerobik şartlar altında bMBR'de kağıt endüstrisi atıksularının arıtımı araştırılmıştır. Kimyasal yıkama uygulanmadan 8 ve 13 L/m².sa akı değerlerinde iki farklı işletme yapılmıştır. KOİ ve BOİ₅ giderim verimleri sırasıyla %83 ve %99 değerlerinde tespit edilmiştir. Giriş atıksuyunda 110-180 mg/L değerlerinde olan kalsiyum ise MBR çıkışında 35-60 mg/L değerlerine düşmüştür. Çalışmada kalsiyumdan kaynaklanan inorganik tıkanmanın önemsiz derecede olduğu belirtilmiştir.

Özellikle Hollanda ve Fransa'da kağıt endüstrisi atıksularının tam ölçekli MBR sistemlerinde arıtımı gerçekleştirilmektedir [188]. Fransa'da Paperie du Rhin kağıt fabrikasında kurulan MBR tesisinde hollow fibre membranlar kullanılarak kağıt endüstrisi atıksuyunun arıtımı yapılmaktadır. Geri kazanılmış maddelerden yıllık 40000 ton üretim yapan tesiste günlük 900 m³ atıksu arıtılmaktadır. Izgara ve dengeleme tankı sonrasında 1500 m³ hacimli biyoreaktör 12-16 g/L MLSS konsantrasyonunda ve 15 L/m².sa akıda işletilmektedir. Tesiste MBR'de %95 KOİ ve %99,7 BOİ giderim verimi elde edilmektedir. Hollanda'da bulunan kağıt para ve diğer özel kağıtların üretildiği Ugchelen BV tesisinde (Apeldorn) harici MBR ile atıksu arıtımı gerçekleştirilmektedir. 240 m³/gün debide atıksuyun arıtıldığı MBR ünitesinde %86 KOİ giderim verimi elde edilmektedir [189].

Yapılan çalışmalardan da görüleceği üzere MBR sistemlerin kağıt endüstrisi atıksuyu arıtımında kullanılması ile yüksek KOİ, BOİ ve kalsiyum giderim verimleri elde edilmektedir. Ancak unutulmamalıdır ki kağıt endüstrisi atıksuyunda yüksek konsantrasyonlarda bulunan kalsiyum gibi inorganik çözünmüş bileşenler MBR’lerde inorganik membran tıkanmasına yol açmaktadır [100].

2.5 Aktif Çamur Reolojisi

2.5.1 Reoloji Bilimi

Reoloji Yunanca reos (akış) ve logos (bilim) kelimelerinden türetilmiş bir terim olup özel sıvıların viskoz özellikleri yoluyla akış olayını araştıran bir bilimdir. Dinamik viskozite (μ , Pa.s) sıvıların akışkanlığının bir ölçümüdür ve sıklıkla kullanılır. Çalışmalarda süspansiyonların ana özellikleri (örneğin boyut, partikül çapı, hidrasyon derecesi, agregasyon ve aşınma durumu, partiküllerin rijitliği ve partiküller arasındaki kuvvet) kullanılır [190]. Yüksek viskozite, daha çok viskozluğu ve akışkanın daha az akabilirliğini ifade eder. Yüksek viskoz sıvılardaki moleküller birbirine daha güçlü bağlıdır ve daha az hareket edebilir. Viskozite, hidrolik rejimi ve taşınımı etkileyen bir özelliktir ve kesme kuvvetinin (τ , Pa) kesme hızına (γ , s^{-1}) oranıdır (Denklem 2.1).

$$\mu = \frac{\tau}{\gamma} \quad (2.1)$$

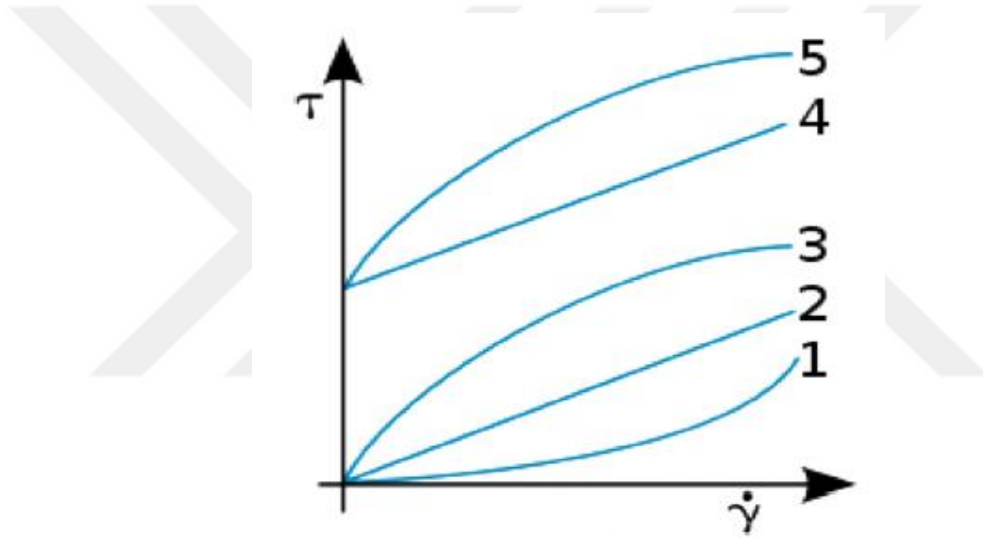
Sıvılar kesme kuvvetine maruz kaldıklarında akışa geçerler. Viskozite sıvıların akış özelliklerinin belirlenmesinde kullanılan en önemli parametredir ve akışkanın şekil-biçim değişikliğine ya da katmanlarının birbirine göre bağıl hareketine karşı direncidir. Bu özellik tüm akışkanlarda değişik düzeylerde görülür. Akışkan molekülleri birbirini çekerek birbirlerine göre farklı ve bağıl hızlar kazanmalarını engellemeye çalışır. Çekim güçlüyse viskozite yüksek, zayıfsa viskozite düşük olur.

Sıvıda bulunan moleküller arasındaki etkileşim sıcaklıktan da etkilenmektedir. Bu yüzden viskozite sıcaklığa bağlı olarak tanımlanır. Su için sıcaklık ve viskozite arasındaki ilişki eksponensiyel Arrhenius tipi ilişki ile açıklanmaktadır (Denklem 2.2).

$$\mu_{su} = 1,2182 \cdot 10^{-6} e^{\left(\frac{16440,4488}{R_{gaz}T}\right)} \quad (2.2)$$

Burada, R_{gaz} universal gaz sabiti ($=8,3145 \text{ J K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$), T ise sıcaklıktır (K). Denklem 2.2, 0 ve 100°C ($273\text{-}373 \text{ K}$) arası geçerlidir.

Reolojik ölçümlerde elde edilen kesme kuvvetine karşı kesme hızı grafiğine reogram adı verilir. Kesme kuvveti ve kesme hızı arasındaki tipik ilişkiler Şekil 2.18'den görülmektedir. Newtoniyen sıvılar için (örneğin su) kesme kuvveti ve kesme hızı arasında lineer ilişki görülmektedir ve viskozite değeri sabittir (2 nolu eğri). Newtoniyen olmayan sıvılar için ise viskozite uygulanan kesme hızına bağlıdır. Aktif çamur gibi partikül içeren süspansiyonlar kompleks akış davranışı sergilerler ve Newtoniyen olmayan akış davranışı gözlenir. Kısacası aktif çamur için Denklem 2.1'de verilen basit Newtoniyen ilişki geçerli değildir [191].



Şekil 2.18 Kesme kuvveti- kesme hızı diyagramı: 1: Kesme kalınlaşması (Shear thickening= dilatant), 2: Newtoniyen, 3: Kesme incilmesi (Shear thinning= psedoplastik), 4: Bingham plastik ve 5: Casson plastik [191]

Literatürde çok sayıda reolojik model bulunmaktadır ve hepsi farklı karmaşıklık derecelerinde görünür viskoziteyi tahmin etmektedir. Çizelge 2.3'de bu modeller ve modellere ait eşitlikler verilmiştir. Bu modellerde kullanılan sabit terimler; τ_0 akma eşiği (Pa), n akış davranış indeksi (-), k akış tutarlılık indeksi (Pa.s^n), μ_∞ görünür viskozite sonsuz oranı (Pa.s), μ_0 sıfır kayma görünür viskozitesi (Pa.s), λ zaman sabiti (s) ve m çapraz hız sabitidir.

Şekil 2.18'de 4 nolu eğri ile gösterilen Bingham plastikler (plastik akışkan) Newtoniyen olmayan akışkanların en basiti olarak nitelendirilmektedir. Kesme kuvveti ve kesme hızı arasındaki ilişki Newtoniyen akışkanlardakine benzemesine rağmen bu düz orantı

orijinden geçmemektedir. Akışın başlaması için bir sonlu kesme kuvveti (τ_0) gerekmektedir. Bingham denklemindeki k , plastik viskozite katsayısıdır ve doğrunun eğimi olarak ifade edilir. Durgun akışkanın sonlu kesme kuvvetine (τ_0) engel olmak için yeterince büyük üç boyutlu yapıya sahip olduğu farz edilir. Bu genellikle akma sınırı (yield) kuvveti olarak adlandırılır. Bu kuvvet geçildiği zaman yapı bozulur ve akışkan Newtoniye akışkana benzer şekilde doğrusallık gösterir.

Kesme kuvveti ile kesme hızı arasındaki ilişkiyi gösteren Şekil 2.18'deki 3 numaralı eğri ise pseudo-plastikleri göstermektedir. Burada k , akışkanın yoğunluk indeksi ve n akışkan davranış indeksidir. Pseudo-plastik davranış, bağlı olan partiküllerin çözülmesindeki ve buna bağlı viskozitedeki düşüş neticesinde kesme hızındaki artış ile agregaların bozulduğu floklu sistemlerde görülmektedir [192]. Bu davranış kesme incilmesi olarak da adlandırılmaktadır.

Çizelge 2.3 Newtoniye olmayan akışkanlar için yaygın olarak kullanılan kesme kuvveti-kesme hızı arasındaki ilişkiyi gösteren modeller [191]

Model	Denklem
Power-law (Ostwald de Vaele)	
Kesme incilmesi (psedoplastik) ($n < 1$)	$\tau = k \cdot \dot{\gamma}^n$
Kesme kalınlaşması (dilatant) ($n > 1$)	
Bingham	$\tau = \tau_0 + k \cdot \dot{\gamma}$
Herschel ve Bulkley ($0 < n < \infty$)	$\tau = \tau_0 + k \cdot \dot{\gamma}^n$
Casson	$\tau^{0,5} = \tau_0^{0,5} + \mu_\infty^{0,5} \cdot \dot{\gamma}^{0,5}$
Sisko	$\mu = \mu_\infty + k \cdot \dot{\gamma}^{n-1}$
Cross	$\frac{\mu - \mu_\infty}{\mu_0 - \mu_\infty} = \frac{1}{1 + (\lambda \dot{\gamma})^m}$
Carreau	$\frac{\mu - \mu_\infty}{\mu_0 - \mu_\infty} = (1 + (\lambda \dot{\gamma})^2)^{\frac{n-1}{2}}$

Genleşen (dilatant) akışkanlar, pseudo-plastik akışkanların tersine bir reolojik özellik sergilemektedirler. Bu akışkan türü Şekil 2.18'de gösterilen 1 nolu eğri ile ifade

edilmektedir. Şekilden de açıkça görüldüğü gibi artan kesme kuvveti ile birlikte genleşen akışkanın viskozitesi artmaktadır. Bu özellik kesme kalınlaşması olarak adlandırılır.

Akışkanlar, zamana bağlı olarak da Newtoniyen olmayan özellik sergileyebilmektedirler. Bunlar iki gruba ayrılabilirler; tiksotropik ve reopektik özellikler olarak isimlendirilirler. Tiksotropik akışkanlarda, sabit kesme hızında zamanla kesme kuvveti azalmaktadır. Tiksotropik özellikler, pseudo-plastik özellikler ile benzerlik göstermektedir. Bu nedenle tiksotropik akışkanlar, zorunlu olarak pseudo-plastiktir, ancak tersi her zaman doğru değildir [190]. Reopektik akışkanlarda ise sabit kesme hızında zamanla kesme kuvveti artmaktadır. Reopektik davranışlara sebep olan faktörler, genleşen akışkan özelliklerine neden olan faktörlerle benzeşmektedir.

Akışkanların akış özellikleri akışkanda bulunan çözünmüş ve askıdaki katıların varlığı ile büyük ölçüde değişmektedir. Akışkan içerisindeki katılar, sıvı akış şeklini etkilediklerinden akışkanın viskozitesini arttırmaktadır. Bir akışkandaki katılar viskoziteye üç şekilde etki edebilirler:

- 1) Akışkanın akış çizgilerini kesmesiyle,
- 2) Dönmeden dolayı akış enerjisindeki bazı azalmalar,
- 3) Partikül yüzeyindeki suyun doğal yapısının değişmesi.

Yukarıda verilen ilk iki sebepten dolayı hız gradyanı azalır ve viskozite artar [193]. Katı madde konsantrasyonu arttığı zaman, partiküllerin dispersiyonu da artmaktadır. Dolayısıyla viskozitenin artacağı tahmin edilmektedir. Partikül varlığında akış davranışını değiştiren üçüncü neden ise partikülü saran su moleküllerinin katı yüzeyinde tutunmak için tekrar düzenlenmesidir. Bu durumda, partikülü çevreleyen suyun viskozitesi artmaktadır.

2.5.2 Reolojinin Aktif Çamur için Önemi

Uluslar arası düzeyde, düzenli depolama gibi klasik çamur bertaraf metotlarındaki yasal sınırlandırmalar dolayısıyla atıksu arıtma tesislerinde sürdürülebilir çamur yönetim stratejisine ulaşılması kaçınılmaz hale gelmiştir. Artan nüfusa da bağlı olarak üretilen arıtma çamuru hacmi gün geçtikçe artmaktadır. Varolan atıksu arıtma tesislerinin

kapasitesi düşünöldüğünde gelecekte reolojik olarak çok daha karmaşık atık çamurların çamur bertaraf sistemlerine gideceğı aşıkardır [194]. Uygun ve faydalı bir çamur arıtım prosesinin dizayn ve işletiminin; pompa, ısı değıştirici ve karıştııcı gibi farklı ekipmanların hidrodinamik fonksiyonlarının doğru öngörüsüne ihtiyacı vardır. Bu hidrodinamik proseslerin doğru öngörüsü için de çamurun reolojik karakterinin bilinmesi gerekmektedir [191], [194], [195]. Slatter [196], [197], [198], [199], [200] arıtma prosesleri boyunca çamurun reolojik karakterinin, çamurun hidrodinamik karakterini analiz ederken çok önemli temel bir rol oynadığını ortaya koymuştur. Bu yüzden çamurunun akış özelliğinin daha iyi anlaşılması gerekmektedir. Böylece çamur arıtım işleminin dizaynını geliştirebilecek faydalı parametreler elde edilebilir ve sürdürülebilir çamur yönetimi garantilenebilir.

Atıksu arıtma tesislerinde aktif çamurun reolojik davranışı aktif çamurun içerdığı su ve çözünmüş atıksu bileşenlerinden dolayı sürekli faz iken, çamur flokları, partikül haldeki atıksu bileşenleri ve biyolojik ürünlerden (EPS) dolayı dispersif fazdır ve oldukça komplekstir. Kompleks olmasına rağmen, aktif çamurun reolojik davranışı oldukça önemlidir. Viskozite ile ilgili çamurun bir üniteden diğerine pompalanması, karıştıırma gibi biyoreaktör hidrodinamiğı, oksijen transferi, ikincil çöktürme tankı hidrodinamiğı, membran filtrasyonu ve çamur susuzlaştırma gibi alanlarda pek çok çalışma yapılmıştır. Atıksu arıtma tesislerinde çamur reolojisi özellikle aktif çamurun transferi esnasında borulardaki basınç kaybının hesaplanması ve pompa seçiminde oldukça önemlidir [33]. Havalandırma sistemlerinin tasarlanması da aktif çamurun reolojisi önem arz etmektedir [201], [202]. Çamur reolojisi arıtma performansı ile ağırlıklı olarak ilişkilidir ve sistem dizaynı kadar işletme maliyetine de etki eder. Ayrıca atıksu arıtma zincirinde çamurun susuzlaştırılması ve biyogaz üretimi gibi çamur yönetiminde reoloji oldukça önemlidir. Biyogaz üretimini arttırmak için çürütölmüş çamurun geri kazanımı ve üniteye gelen çamurla çürütölmüş çamurun karıştırılması gerekmektedir. Resirkölasyon döngülerinde debi fazla olmalıdır ve yükseklik kaybının hesaplanması ve pompanın çalıştırılması için çamurun reolojisinin bilinmesi gereklidir [197].

Arıtma tesisinde üretilen çamurlar çoğunlukla su ve flok formunda bir araya gelme eğiliminde olan bakteri ve organik maddelerden oluşmaktadır [203]. Oldukça kompleks multifaz içeren bir sıvı olan aktif çamurun çoğunluğu su olmakla birlikte (%98-99,7)

çözünmüş maddeleri (örneğin, karbon, nitrat ve fosfat) ve askıda katı flokları (bakteriler, protozoa ve metazoalar, floklar, EPS ve minik gaz kabarcıkları) içermektedir. Klasik arıtma tesislerinde proses havuzundaki aktif çamur daha düşük konsantrasyonlarda MLSS içerdiğinden (3-5 g/L) Newtoniyen akışkan davranışına benzer özellik gösterir [204]. Ancak, çamur bertaraf ünitelerinde daha yüksek katı madde konsantrasyonuna sahip çamur (%3-10 katı madde) Newtoniyen olmayan davranış sergiler. Bu nedenle çamurun reolojik karakteri yüksek oranda arıtım işlemi ile ilgilidir [194].

Aktif çamurda bulunan floklar uygulanan kesme hızına bağlı olarak flokülasyon ve deflokülasyona maruz kalarak sürekli yeniden düzenlenirler. MLSS arttıkça flokları tek tek ayırt etmek zorlaşır. Aktif çamurun mikroskobik yapısı sıcaklık, substrat, yükleme oranı ve kesme kuvvetleri (advektif akış, karıştırma, havalandırma) gibi pek çok çevre şartları nedeniyle sürekli olarak değişiklik göstermektedir. Tüm bu değişiklikler reolojik davranışı etkilemektedir. Bu yüzden numune alma şartları, depolama süresi ve ölçüm prosedürleri çamurun özelliklerini ve dolayısıyla elde edilen reogramları etkilemektedir.

Yüksek MLSS konsantrasyonuna sahip aktif çamurun reolojik özellikleri proses kontrolü ve enerji tüketimi üzerine etkili olduğundan dolayı çok daha fazla önemlidir. Araştırmalarda MLSS artışı ile birlikte çamur viskozitesinin de arttığını bildirmiştir [194], [205], [206], [207]. MBR'lerde MLSS konsantrasyonu klasik sistemlere göre oldukça fazladır ve yaklaşık 10-15 g/L aralığındadır ve floklar birbirleri arasında gevşek çapraz bağlı olarak karşımıza çıkmaktadır. Ayrıca aktif çamurun membran filtrasyonu tıkanma kontrolü için membran yüzeyi boyunca çapraz akış gerektirmektedir. MBR'lerde bu çapraz akış pompa veya havalandırma tarafından uygulanır. Bu nedenle MBR'lerde kabarcık formasyonu, akış bölgesi ve membran yüzeyindeki etkileşim aktif çamur viskozitesi üzerine ayrıntılı çalışmalar gerektirir [191]. Yapılan bir çalışmada kabarcık boyutu ve çamur viskozitesi arasında önemli bir ilişki tespit edilmiştir [208].

Literatürde aktif çamur reolojisi ile ilgili yapılmış çok fazla çalışma bulunmasına rağmen aktif çamurun sınıflandırılmasında çelişkili sonuçlar göze çarpmaktadır. Pek çok çalışmada aktif çamurun viskoz karakteristiği Newtoniyen olmayan davranış olarak tanımlanmıştır [209], [210], [211]. Daha spesifik olarak ise aktif çamurun kesme

incelmesi gösterdiği belirtilmiştir [209]. Bazı araştırmacılar aktif çamuru pseudo-plastik olarak tanımlarken [209], [212], diğer araştırmacılar Bingham plastik gibi davrandığını söylemektedirler [210], [211]. Bu farklılığın nedeninin çalışmalarda seçilen farklı kesme hızı değerlerinden kaynaklandığı ileri sürülmektedir [213]. Kesme hızının 250 s^{-1} 'den daha küçük olduğu çalışmalarda çamurun pseudo-plastik özellikler gösterdiği bulunmuştur. Ancak kesme hızının 250 ile 1000 s^{-1} arasında tutulduğu çalışmalarda çamurun Bingham plastik özelliği gösterdiği görülmüştür. Eğer çamur daha geniş bir kesme hızı aralığında tarif edilecek olursa Herschel–Bulkley modeli olarak bilinen ve Bingham plastik ve pseudo-plastik modellerini birleştiren bir modelle ifade edilebilir.

Yang vd. [214] aktif çamurdaki kesme incelmesinin MBR ve klasik aktif çamur sistemlerinde statik ve dinamik kayma gerilmesi ile bağlantılı olduğunu bildirmişlerdir. Katıdan sıvı davranışa geçişin kritik bir kuvvet tarafından olduğu ve bu materyalin elastik katı gibi davrandığı bildirilmiştir. Bu reolojik davranış değişimi ilk olarak flokların bir arada bulunması sonra ise aralarındaki ilişkinin kopmasıyla açıklanmaktadır.

MLSS ve sıcaklık, farklı atıksu arıtma tesislerinde sistemden sisteme gözlenen heterojeniteden dolayı görünür viskoziteye önemli katkıda bulunurlar. Bu heterojenite dolayısı ile Campbell ve Crescuolo [215] elde edilen reogramların ölçümde kullanılan reometre geometrisine, işletimine ve numune şartlandırmasına bağlı olduğunu belirtmişlerdir. Ayrıca çalışmalarda kullanılan prosedürlerin detaylı bilgileri mevcut olmadıkça çalışmalardaki reolojik verilerin tam olarak karşılaştırılmasının oldukça riskli olduğu bildirilmiştir. Ek olarak reometre şartlarının, kesme hızının ve kesme süresinin aktif çamur floklarının (de)flokülasyona uğramasına sebep olduğu belirtilmiştir. Bu yüzden bu değişkenlerden herhangi birindeki artış partiküllerin bozulmasının derecesini arttırma eğilimi vardır.

Seyssiecq vd. [202] yaptıkları literatür taramasında aktif çamurun reolojik davranışlarının kesme incelmesi, viskoplastik veya viskoelastik bir davranış gösterebildiğini ortaya koymuşlardır. Bunlara ilave olarak tiksotropik davranışın sıklıkla konsantre floküle süspansiyonlarda gözlemlendiği belirtilmiştir. Ayrıca reolojik özelliklerin flokların fiziko-kimyası ile, prosesdeki çalışma şartları ile ve biyoreaktör $K_L a$ 'sı ile bağlantılı olduğunu öne sürmüşlerdir. Bütün bu çalışmalar aktif çamurun reolojik ölçümlerinin güvenilir bir şekilde yürütülmesinin zorluğunu açıkça ortaya koymaktadır.

Atıksu arıtma prosesindeki membran biyoreaktörler gibi son gelişmelerle birlikte çamur karakterizasyonunda farklı deneysel şartlar da göz önüne alınmaktadır. Örneğin, Mori vd. [216] aerobik biyoreaktörlerdeki çamurun yerinde reolojik karakterizasyonu için çamur viskozitesi üzerine havalandırma oranının etkisini de değerlendirmiştir. Bu araştırma sonunda çamurun viskozitesi düşük kesme hızlarında önemli derecede azalmıştır, fakat havalandırma oranından neredeyse bağımsız bulunmuştur. Yüksek kesme hızlarında bağımsız havanın varlığının mekanik kesmenin çamurun bu yapısal yeniden yapılandırılmasında baskın faktör olduğu tespit edilmiştir. Deneysel sonuçlar havasız sistemlerle kıyaslandığında yüksek havalandırma oranlarının çamurun kesme incelmesinde azalmaya sebep olduğunu göstermiştir. Havalandırılan süspansiyonlar için bu akış davranışı membranlarda meydana gelen kirlenme ve tıkanma gibi olayları anlayabilmek için önemlidir [216].

2.5.3 Aktif Çamur Reolojisine Etki Eden Faktörler

2.5.3.1 Katı Madde Konsantrasyonunun Aktif Çamur Reolojisine Etkisi

Çamur reolojisi, sistemin hidrodinamik rejimini, basınç kayıplarını, membran yüzeyindeki taşınım olayını ve dolayısıyla filtrasyon performansını etkilemektedir [217]. Yüksek katı madde konsantrasyonu, çamurun viskozitesini değiştirebilmektedir.

Yapılan pek çok çalışmada çamurun katı içeriğinin viskozite üzerine etkisi araştırılmıştır ve katı içeriği arttıkça viskozitenin arttığı tespit edilmiştir [218], [219], [220], [221], [222], [223]. Yüksek katı madde konsantrasyonlarında süspansiyondaki floklar daha büyük boyutta olabilir ve birbirine daha yakındır. Partiküllerin birbiri ile olan etkileşiminden dolayı çamurun viskozitesi daha yüksektir. Bu davranış çoğunlukla eksponensiyel fonksiyon [219], [223], [224] ile veya Ostwald modeli [225], [226] ile tanımlanmaktadır. Baudez vd. [227] katı konsantrasyonu ile Bingham viskozitesi arasında eksponensiyel fonksiyona göre bir ilişki olduğunu tespit etmişlerdir. Çamur viskozitesinin üzerine katı konsantrasyonunun etkisi partikül boyutu ile paraleldir. Sabit katı konsantrasyonunda partikül boyutu azaldıkça çamur viskozitesinin artışı Pevero vd. tarafından bildirilmiştir [220]. Partikül boyutundaki azalma birbirleriyle etkileşim halinde bulunacak partikülün yüzey alanında artışa neden olacaktır.

2.5.3.2 EPS'nin Aktif Çamur Reolojisine Etkisi

Literatürde EPS bileşenlerinin aktif çamur reolojisini etkilediği yönünde çalışmalar bulunmaktadır. Foster [228] hücre dışı polimerik maddelerin varlığının ve flokleşme derecesinin çamur reolojisiyle yakından ilişkili olduğunu ortaya koymuştur. Hücre dışı polimerlerin uzaklaştırılması ile aktif çamur floklarının bozulduğu ve buna bağlı olarak viskozitenin azaldığı gözlenmiştir [204]. Dolayısıyla, çamur floklarının yapısının çamur akış özelliklerinin belirlenmesinde çok önemli olduğu belirtilmektedir. Rosenberger vd. [224] ve Nagaoka vd. [229] tarafından EPS'nin çamur viskozitesini arttıran birincil sebeplerden biri olduğu belirtilmiştir.

Düşük konsantrasyonlarda hücre dışı polimerler, partiküllerin yüzeyinde köprü oluşturarak flokülasyona neden olurlar. Ancak yüksek konsantrasyonlarda partiküllerin yakın temasına engel olabilirler. Bu polimerlerin bazıları yüksek viskoziteye sahiptirler ve %98 su ihtiva ederler. Araştırmaların çoğu EPS bileşiklerinin hemen hemen bir milyon molekül ağırlığında olduğunu göstermektedir [230]. Bilindiği gibi polimerlerin molekül ağırlıkları ile viskoziteleri yakından ilişkilidir. Bundan dolayı çamurun viskozitesi EPS bileşenlerinden ve yapısından etkilenmektedir. Ayrıca çamurdaki mevcut EPS miktarı da çamurun viskozitesine etki etmektedir [8].

Wu vd. [231] pilot ölçekli MBR'da çamurun reolojik ve fizyolojik özelliklerini araştırmışlardır. Çalışma sonunda yapılan istatistiksel değerlendirme sonucu membran kirlenmesinde viskozite MLSS konsantrasyonundan daha etkili bulunmuştur. Bunun nedeni olarak da viskoziteyi etkileyen parametrelerden biri MLSS olmasına rağmen, EPS, karbonhidrat, protein gibi maddelerin de viskoziteye etkide bulunduğu vurgulanmıştır.

Mori vd. [216] yapmış oldukları çalışmada aktif çamur reolojisine EPS'nin etkisini belirleyebilmek için ise 43 g/L çamur 4 gün boyunca starvasyon (açlık) fazında (besinsiz bırakılmış) bekletilmiş ve ilk gün ve 4. gün için çamurda adsorplanan EPS miktarı belirlenmiştir. 4. günün sonunda çamur tarafından adsorplanan EPS miktarının %50 oranından daha fazla azaldığı tespit edilmiştir. Adsorplanan EPS miktarının azalması ile çamurun akma gerilmesinin ve akış indeksinin (k) azaldığı tespit edilirken davranış indeksinin (n) arttığı gözlenmiştir. Ayrıca adsorplanan EPS miktarının azalması ile

birlikte çamurun hem viskoplastik hem de kesme incelmesi davranışı gösterdiği belirlenmiştir.

Yuan ve Wang [232] aktif çamurun reolojik özelliklerinin üzerine EPS varlığının etkisini araştırmışlardır. Aktif çamurdan gevşek bağlı EPS ekstraksiyonu sonrasında viskozite daha yüksek bulunurken sıkı bağlı EPS ekstraksiyonundan sonra viskozite değerleri daha düşük bulunmuştur.

2.5.3.3 Atıksu C/N Oranının Aktif Çamur Reolojisine Etkisi

Aktif çamur sistemlerinin F/M, çamur yaşı, C/N oranı gibi tüm işletme parametreleri mikroorganizmaların flokleşme yeteneği ile beraber non-Newtoniyen özellik derecesini de etkilediği bazı araştırmacılar tarafından bildirilmiştir [8], [214]. Besleme atıksuyundaki C/N oranının EPS bileşenleri üzerinde etkili olduğu bilinmektedir. Dolayısıyla, C/N oranının çamurun fiziksel özelliklerini etkilediği sonucuna varılabilir.

2.5.3.4 Aktif Çamurun Yüzey Yükünün Aktif Çamur Reolojisine Etkisi

Reolojik özellikler ve çamurun gerçek fiziko-kimyasal davranışı arasında çok az bilgi bulunmaktadır. Forster'in yapmış olduğu çalışmalarda [218], [228], [233] yüzey kimyası ve reolojik özellikler arasındaki ilişki araştırılmıştır. Forster'e göre [218], [228], çamurun non-Newtoniyen özelliği materyallerin yüzey kimyaları ile ilişkilidir. Forster [233] aktif çamur, anaerobik çürütülmüş çamur ve aerobik çürütülmüş çamurlar üzerine yaptığı çalışmalarda yüzey yükü ve reolojik özelliklerin iyonik güçler tarafından kontrol edildiğini bulmuştur. Ayrıca Forster [233] aktif çamur için, polisakkaritlerin yüzey yükünü etkilediğini ortaya koymuştur. Çalışmada selüloz eklenerek viskozite düşürülmüş, böylece yüzey üzerindeki yüklere polisakkarit etkisinin önemli olduğu bulunmuştur.

Tixier vd. [234] aktif çamurun viskozitesi üzerine yüzey yükünün etkisini pH ve katyon konsantrasyonunu (kalsiyum ve sodyum iyonları) değiştirerek araştırmıştır. pH ve katyon konsantrasyonundaki az bir düşüş limit viskozitenin azalmasına yol açmış ve bu durum çamurun partikül yüzey yükünün viskoziteyi etkilediğini göstermiştir. Bu etkileşim zeta potansiyeli ve limit viskozite arasında lineer bir korelasyon olduğunu göstermiştir. Limit viskozite üzerine katyon konsantrasyonunun etkisi Sanin [204] ve

Pevere [235] tarafından yapılan çalışmalarda benzer bulunmuştur ve çift tabaka sıkışması ve süspansiyondaki çamur flokları ve tuz konsantrasyonu arasındaki elektrostatik itme değişiminin ilişkili olabileceği belirtilmiştir. Sanin [204] ayrıca, aktif çamur üzerine iletkenliğin etkisini de incelemiştir ve iletkenlik arttıkça görünür viskozitenin azaldığını gözlemiştir. Sanin [204] partikül çevresindeki bu elektriksel çift tabaka sıkışmasının daha yoğun flok yapısında meydana geldiğini savunmuştur.

2.5.4 MBR’lerde Aktif Çamur Reolojisi Üzerine Yapılmış Çalışmalar

MBR’lerde yüksek katı madde konsantrasyonundan dolayı aktif çamur daha yüksek viskoziteye sahiptir. MBR’lerdeki yüksek viskozite değerleri oksijen transferi, ölü zonlardaki formasyon ve enerji tüketimi açısından önemlidir [25].

Rosenberger ve Kraume [236] dokuz farklı MBR tesisinden aldıkları aktif çamurların reolojik davranışı araştırmışlar ve tüm çamurların pseudoplastik davranış sergilediğini tespit etmişlerdir. Çalışmada kesme kuvvetinin azalması ile aktif çamur viskozitesinin arttığı tespit edilmiştir. MLSS konsantrasyonunun görünür viskoziteyi etkileyen ana parametre olduğunun belirlendiği çalışmada EPS konsantrasyonu ve ölçümlerdeki mekanik stresin de etkili olabileceği belirtilmiştir. Yüksek MLSS konsantrasyonundan dolayı yüksek çamur viskozitelerinin gözlenmesi MBR’lerin ekonomik olarak işletilmesinin önündeki kısıtlayıcı faktör olduğu belirtilmiştir.

Hasar vd. [217] bMBR’de aktif çamurun reolojik özelliklerini araştırmışlardır. Farklı MLSS değerleri ve farklı sıcaklıklarda yürüttükleri çalışmada rotasyonel reometrede 10 farklı hızda reolojik ölçümler gerçekleştirilmiştir ve elde edilen veriler Newtoniyen, Bingham ve Ostwald modellerine göre değerlendirilmiştir. Ölçümlerde artan sıcaklık değerleri kesme kuvveti değerlerinde düşüşe neden olurken çamur viskozitesinin dönme hızının ve katı konsantrasyonunun artışı ile logaritmik olarak azaldığı tespit edilmiştir. Çalışma sonucunda sıcaklık ve katı madde konsantrasyonunun akış davranışının belirlenmesinde oldukça önemli parametreler olduğu belirlenmiştir. Klasik aktif çamur sistemlerine göre bMBR’lerde yüksek viskoziteden dolayı çamur transferinin daha fazla enerji gerektireceği bildirilmiştir.

Laera vd. [207] tarafından yapılan bir çalışmada MBR’de farklı SRT değerlerinde aktif çamur reolojisi araştırılmıştır ve 20, 40, 60, 80 gün ve sonsuz SRT süreleri

uygulanmıştır. Reolojik ölçümlerde $3-1312 \text{ s}^{-1}$ değerleri arasında 12 farklı dönme hızı uygulanmıştır. Çalışmada görünür viskozitenin katı madde konsantrasyonuyla ilişkili olduğu saptanmıştır. Bingham ve Ostwald modellerinin kullanıldığı çalışmada Bingham modelinin daha iyi sonuç verdiği belirlenmiştir. Bingham modelindeki akma gerilmesi ile (τ_0) Ostwald modelindeki tutarlılık indeksinin (k) farklı SRT değerlerinde CST ve SRF gibi çamur filtre edilebilirliğini gösteren parametreler ile benzer trend gösterdiği belirlenmiştir. Elde edilen bu bilgilerden hareketle MBR’de filtre edilebilirlik açısından en uygun SRT değerlerinin 40 gün ile 80 gün arasında olduğu bildirilmiştir.

Wu vd. [231] pilot ölçekli MBR’de çamurun reolojik ve fizyolojik özelliklerini araştırmışlardır. Uzun periyodlu olan bu araştırma sonucunda viskozite, MLSS, EPS, çözünmüş KOİ, kapiler emme süresi testi (CST), protein, karbonhidrat analizleri yapılarak membran kirlenmesi üzerindeki etkileri incelenmiştir. Reolojik özellikler ve MLSS konsantrasyonu arasındaki ilişkiyi analiz etmek için 940 s^{-1} kesme hızında dinamik viskozite ölçümleri yapılmıştır. MLSS konsantrasyonu 4,2 ve 9,5 g/L aralığında iken 20 dakikalık kesme uygulanması boyunca çamurun viskozitesi sabit bulunurken, MLSS konsantrasyonunun 9,5 g/L’nin üzerine yükseltilmesi ile viskozitenin zamanla azaldığı tespit edilmiştir. İncelenen tüm parametreler içinde karışık sıvıda yapılan istatistiksel analiz sonucunda viskozite ile MLSS konsantrasyonu arasında pozitif yönde güçlü bir korelasyon tespit edilmiştir. EPS ve viskozite arasında ise %99 anlamlılık seviyesinde pozitif yönde MLSS’e göre daha düşük bir korelasyon olduğu belirlenmiştir.

Yang vd. [214] tarafından airlift MBR’de aktif çamurun reolojik özellikleri araştırılmıştır. Rotasyonel reometrede gerçekleştirilen ölçümlerde aktif çamura $1-1000 \text{ s}^{-1}$ değerleri arasında kesme hızı uygulanmıştır. MLSS konsantrasyonunun artışı ile çamur viskozitesi artarken uygulanan kesme hızının artması ile viskozite değerlerinin azaldığı tespit edilmiştir. Farklı MLSS değerlerindeki aktif çamurun kesme incelmeleri (pseudoplastik) davranışı gösterdiği belirtilen çalışmada 25 s^{-1} kesme hızında katıdan akışkan davranışa geçiş fazının gözlemlendiği bildirilmiştir. Kesme hızının pek çok parametreden etkilendiği belirtilirken ana parametrenin havalandırma yoğunluğu olduğu vurgulanmıştır. MBR’lerde klasik sistemlere göre yüksek viskoziteden dolayı oksijen ve çamur transferi için daha fazla enerji gereksinimi olmasına rağmen airlift MBR’de gelişmiş havalandırma yoğunluğu uygulandığı için çamur floklarındaki polimerik maddelerin

parçalanması dolayısıyla viskozitenin daha düşük olduğu ve böylece kütle transferinin geliştiği belirtilmiştir.

Xia vd. [237] çamur yoğunlaştırma ve çürütme prosesi ile simultane flat-sheet membran kullanarak çamurun reolojik özelliklerini araştırmışlardır. Farklı MLSS konsantrasyonlarında üç farklı kesme hızında ölçülen viskozite değerleri MLSS artışı ile artış göstermiştir. Dört farklı reolojik modelin denendiği çalışmada Herschel-Bulkley modelinin üç kesme hızında da iyi sonuçlar verdiği belirtilmiştir. Çalışma sonucunda MLSS konsantrasyonu ile viskozite arasında %99 anlamlılık seviyesinde pozitif yönde oldukça yüksek korelasyon bulunmuştur. Benzer şekilde çamur viskozitesi ile membran tıkanma oranı arasında da pozitif yönde yüksek korelasyon gözlenmiştir. Kısacası MLSS konsantrasyonunun artışı ile artan viskozite membran tıkanmasını arttırmıştır.

Lopez vd. [238] MBR'lerdeki aktif çamur viskozitesinin ölçümü için Delft filtrasyon karakterizasyon yöntemini kullanmışlardır. Tübüler reometre mantığıyla analiz yapılan bu yöntemde basınç kayıpları ölçülmüştür ve 10 adet pilot ve tam ölçekli MBR tesislerinden alınan çamurlar ile 11 adet endüstriyel tam ölçekli MBR'lerden alınan çamurların viskozite değerleri belirlenmiştir. Çalışma sonucunda her bir lokasyonda toplam katı madde konsantrasyonu ile akış davranış indeksi (n) ve akış tutarlılık indeksinin (k) benzer trendler gösterdiği tespit edilmiştir. Toplam katı madde konsantrasyonunun aktif çamur viskozitesine etki eden temel parametre olduğunun belirtildiği çalışmada sıcaklık sadece akış tutarlılık indeksi (k) üzerinde etkili olmuştur. Son olarak bu yöntemle yapılan ölçümlerin son derece basit olmasının yanı sıra yerinde ölçüme izin vermesi sebebiyle MBR'lerde aktif çamur viskozitesinin ölçümünde pratik olacağı belirtilmiştir.

Liu vd. [239] tarafından MBR'de yapılan çalışmada, havalandırma ile endüklenmiş membran yüzeyinde sayısal akışkan dinamiği (Computational Fluid Dynamics (CFD)) modeli kullanarak koagülant ile modifiye edilmiş akış davranışının etkileri araştırılmıştır. Bu amaçla CFD kullanarak demir tuzlarının varlığında ve yokluğunda aktif çamur reolojisindeki değişikliklerin etkisi incelenmiştir. Çalışmanın sonucunda CFD ile modellenen çamur karışımının sürekli faz gibi olabileceği ve sayısal etkilerin azaltılacağı belirlenmiştir. Ayrıca demir tuzlarının ilavesinin aktif çamur reolojik özelliklerinde önemli etkilere sahip olduğu tespit edilmiştir. Demir tuzları ile aktif çamur

viskozitesinin arttığı ve aktif çamurun kesme-incelmesi davranışının demir tuzları ilavesi ile daha da belirginleştiği bildirilmiştir. Demir tuzları ilavesinin membran yüzeyinde daha büyük ve üniform dağılan kesme kuvveti oluşturduğu belirlenmiştir.

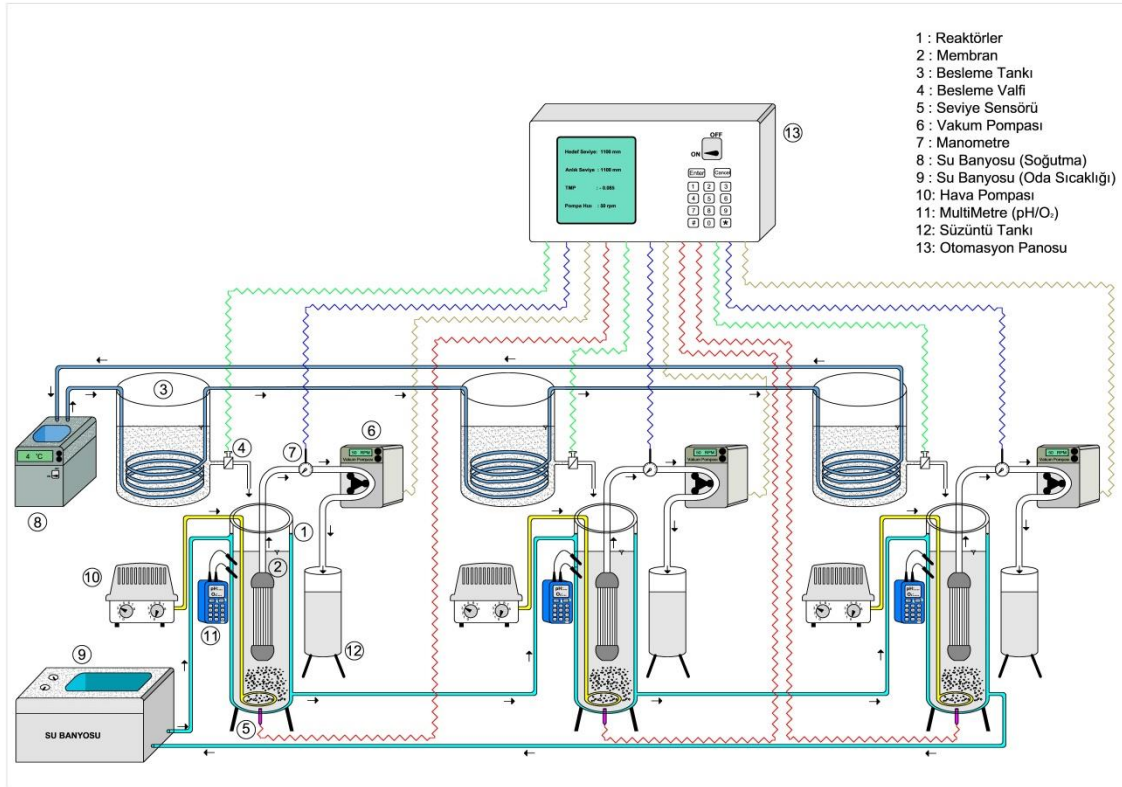


MATERYAL METOT

Batık MBR sistemlerinde evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımının ve aktif çamurun fiziko-kimyasal özelliklerinin araştırıldığı bu çalışmanın ilk periyodunda eş zamanlı işletimi gerçekleştirilen bMBR'lerde farklı karbon/azot oranlarında hazırlanan ve diğer tüm bileşenleri aynı olan üç farklı sentetik atıksular incelenmiştir. Bu aşamada çalışma sonucunda elde edilen verilerin ve deneysel sonuçların birbiriyle daha kolay karşılaştırılması için sentetik atıksu tercih edilmiştir. bMBR'lerde sentetik atıksular ile dört farklı çamur yaşında arıtma çalışmaları yürütülmüştür. Çalışmanın ikinci periyodunda ise biri evsel, ikisi endüstriyel atıksu olmak üzere üç farklı gerçek atıksular ile bMBR'ler işletilmiştir. Çalışmada kullanılan bMBR'ler, atıksu özellikleri ve diğer deneysel metot ve bilgiler bu bölümde ayrıntılı olarak verilmiştir.

3.1 Batık Membran Biyoreaktörler

Çalışmada kullanılan deney sisteminin şematik gösterimi Şekil 3.1'de verilmiştir. bMBR'ler iç çapı 17 cm olan pleksiglass malzemeden yapılmıştır. Reaktörlerin toplam hacmi 30 L olup, sentetik atıksu çalışmalarında 20 L etkin hacimde işletme gerçekleştirilirken, gerçek atıksu çalışmalarında 10 L çalışma hacmi seçilmiştir. Membran modülü olarak 0.4 µm gözenek çapına sahip hollow fibre membran modülü kullanılmıştır. Membran sabit akıda çalıştırılmıştır. Reaktörün ceket kısmından istenilen sıcaklıkta su sirkülasyonu yapılarak reaktör sıcaklığı 20±2 °C'de sabit tutulmuştur. Sisteme verilen hava, hava kompresöründen sabit debide sağlanmıştır.



Şekil 3.1 Çalışmada kullanılan batık MBR düzenekleri şematik gösterimi

Üç farklı C/N oranına sahip sentetik atıksular ile bMBR sisteminde arıtım çalışmaları eş zamanlı olarak birbirine paralel işletilmiştir. bMBR sistemleri ile ilgili reaktör düzenek kurulumları ve otomasyon sistemi kurulumu gerçekleştirildikten sonra Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi Aktif Çamur Proses Havuzu aerobik kısmından alınan aktif çamur ile bakterilerin sentetik atıksulara adaptasyonu sağlanmaya çalışılmıştır. Otomasyon sisteminde, peristaltik pompalar tarafından reaktörün içinde batık halde bulunan hollow fibre membran modüllerinden çekilen süzünü miktarları kadar ham atıksu beslemesi, besleme tankları çıkış borularında bulunan otomatik valflerle sağlanmıştır. Yani sistem, reaktörlerin tabanına yerleştirilmiş olan ve sensörün üzerine yüklenen su basıncını (yüksekliği) aktif olarak algılayabilen seviye sensörleri ile kontrol edilmiştir. Reaktörlerde 1 mm seviye değişimi 27 mL hacime karşılık gelmektedir. bMBR sistemlerinde pompalar 10+10+10 dakikalık periyotlarla toplamda 30 dakika çalışmakta olup 30 dakikanın sonunda besleme tanklarında bulunan valfler aracılığı ile çekilen süzünü hacmi kadar ham atıksu reaktörlere beslenmiştir. Beslemenin ardından 30 dakika boyunca reaktörlerde karışımın tam sağlanması için beklenmiştir ve ardından pompalar tekrar devreye girmiştir. Böylece pompaların sürekli çalışmaları önlenmiştir.

bMBR'lerden 30 dk boyunca çekilmesi planlanan arıtılmış atıksu hedefi otomasyon panosu üzerinden pompa hızları ayarlanarak sağlanmıştır. Membranlardaki TMP otomasyon sistemine bağlı olan negatif basıncı ölçebilen manometrelerle ölçülmüştür (Şekil 3.2). Hollow fibre membran modülleri bMBR'lerde sadece belirlenen organik yüklerin sağlanması için kullanılmıştır. Bu nedenle hollow fibre membran modüllerinde TMP'ler arttığında reaktörlerden çıkarılarak fiziksel yıkama uygulanmıştır. Tüm reaktörlerde kararlı hal şartlarına ulaşıldığı zaman kritik akı tespiti ve membran kirlenme oranını (MFR) belirleyebilmek için çalışmalar yapılmıştır. Sistemdeki kritik akıyı ve membran kirlenme oranını daha iyi temsil edebilmesi için 0,2 µm gözenek çapına sahip düz-levha (flat sheet) membran modülleri kullanılmıştır.



Şekil 3.2 Çalışmada kullanılan bMBR düzenekleri

3.2 bMBR'lerde Çalışma Planı ve İşletme Şartları

Çalışmanın her iki periyoduna ait çalışma planı ve her bir aşamada analizi gerçekleştirilen deneyler Çizelge 3.1'de sunulmuştur.

Çizelge 3.1 Sentetik atıksulara ait çalışma planı ve işletme şartları

Atıksu tipi	Çalışma şartları	İşletme süresi	Kararlı hal şartlarında gerçekleştirilen analizler
Sentetik atıksu	C/N : 6 (KOİ/TKN: 16)	HRT: 15 sa SRT: 5, 20, 40, 80 gün	364 gün
	C/N: 21 (KOİ/TKN: 56)	HRT: 45 sa SRT: 20, 40, 80, 5 gün	364 gün
	C/N: 40 (KOİ/TKN:107)	HRT: 65 sa SRT: 5, 20, 40, 80 gün	364 gün
Gerçek atıksu	Evsel atıksu (KOİ/TKN:4,8)	HRT: 6,7 sa SRT: 40 gün	100 gün
	Süt endüstrisi atıksuyu (KOİ/TKN:68)	HRT: 15 sa SRT: 40 gün	100 gün
	Kağıt endüstrisi atıksuyu (KOİ/TKN:143,2)	HRT: 35 sa SRT: 40 gün	100 gün

3.3 bMBR'lerde Kullanılan Membranlar ve Özellikleri

bMBR'lerde filtrasyonun sağlanması amacıyla reaktörün içine yerleştirilmiş 0,4 µm gözenek çapına sahip güçlendirilmiş hollow fibre mikrofiltrasyon membranlar kullanılmıştır. Her bir işletme çalışmasında atıksu tipine ve ihtiyaca bağlı olarak farklı membran yüzey alanlarında hollow fibre membran modülleri hazırlanmıştır. Sistemde yedek olarak bulunan ve kritik akı tespiti ve MFR'nin belirlenebilmesi için kullanılan 0,2 µm gözenek çapına sahip düz-levha membran modülü (MICRODYN NADIR MV020 T) ise 0,044 m² filtrasyon alanına sahiptir. Membranlara ait özellikler Çizelge 3.2'de verilmiştir.

Çizelge 3.2 Batık MBR'lerde kullanılan membranlara ait teknik özellikler

Membranlar	Malzemeler	Gözenek boyutu	Fiber iç çapı	Fiber dış çapı
Güçlendirilmiş hollow fibre membran	Hidrofilik PVDF, PES	0,4 µm	0,8 mm	2,5 mm
Flat sheet membran	PVDF	0,2 µm	-	-

İşletmede kullanılan hollow fibre membranlarda hedeflenen akı değeri sağlanamadığı takdirde membran modülleri fiziksel olarak yıkamaya tabi tutulmuştur. Fiziksel yıkama işlemi çeşme suyu altında sünger ile membran yüzeyleri yavaş bir şekilde ovularak gerçekleştirilmiştir. Böylece membran yüzeyindeki kek tabakası ve jelimsi kaygan tabaka giderilmiştir ve akı geri kazanımı sağlanmıştır. Fiziksel yıkama işlemi sentetik atıksu çalışmalarında işletmenin ilk zamanlarında haftada bir uygulanırken, hedeflenen süzüntü değerine ulaşamadığı durumlarda ise iki günde bir uygulanmıştır. Endüstriyel atıksuların arıtımında, özellikle kağıt endüstrisi atıksuyu arıtımında, fiziksel yıkamanın etkinliği azaldığı takdirde membranlara kimyasal yıkama uygulanmıştır. Kimyasal yıkama öncesinde membranlar önce çeşme suyu altında yıkanmıştır. Ardından önce membranlar %2'lik sitrik asit çözeltisinde 1 saat ve %5'lik NaOCl çözeltisinde bir saat bekletilmiştir. Prosedür ardından çeşme suyu ile durulanan membranlar bMBR'lere yerleştirilmiştir.

3.4 Çalışmada Kullanılan Atıksular ve Karakterizasyonları

3.4.1 Sentetik Atıksu Reçeteleri

Deneylerde, giriş atıksuyunun değişkenliğini önlemek ve elde edilecek sonuçların birbiriyle karşılaştırılmasını kolaylaştırmak maksadıyla çalışmanın ilk periyodunda sentetik atıksu ile çalışılması uygun görülmüştür. Sentetik atıksu reçeteleri oluşturulurken mikroorganizmaların ihtiyaç duyabileceği tüm makro ve mikro nütrientler göz önünde bulundurulmaya çalışılmıştır. Ancak yine de bazı mikro nütrientler açısından eksiklik söz konusu olacağı düşünüldüğünden sentetik atıksuyun her 10 L'sinin 2 L'si Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi kum tutucu ünitesi çıkışından alınan evsel atıksudan oluşmaktadır. Farklı C/N oranlarında hazırlanan sentetik atıksu reçeteleri Çizelge 3.3'de sunulmuştur. Sentetik atıksu ile yapılan çalışmalarda organik yükü daha kolay sağlamak amacıyla KOİ konsantrasyonları yüksek olacak şekilde glikoz eklenmiştir. NH₄Cl konsantrasyonları ise üç farklı C/N oranında da sabit tutulmuştur ve tüm C/N oranlarındaki sentetik atıksular 90 mg/L NH₄-N içermektedir.

Çizelge 3.3 Sentetik atıksuların 1 L'sine ait kompozisyon

Kimyasal	C/N: 6 (KOİ/TKN≈16)	C/N: 21 (KOİ/TKN≈ 56)	C/N: 40 (KOİ/TKN≈ 107)
C ₆ H ₁₂ O ₆ .H ₂ O, mg	1155	4042,5	7700
NH ₄ Cl, mg	267,5	267,5	267,5
KH ₂ PO ₄ , mg	50	50	50
K ₂ HPO ₄ , mg	15	15	15
FeCl ₃ .6H ₂ O, mg	15	15	15
MgSO ₄ .7H ₂ O, mg	50	50	50
NaHCO ₃ , mg	1800	1800	1800
CaCl ₂ , mg	22,5	22,5	22,5
Çeşme suyu, mL	800	800	800
Evsel atıksu, mL	200	200	200

Sentetik atıksuların besleme tanklarında uzun süre beklemesi halinde septik şartların gelişmesi göz önünde bulundurularak atıksular günlük olarak gerektiği miktarlarda hazırlanmıştır. Ancak sentetik atıksuların günlük hazırlanmasına rağmen besleme tanklarında bozulmalar ve pH düşüşleri gerçekleştiği için besleme tanklarının içine 1 cm çapa sahip paslanmaz çelik malzemeden yapılmış helezonik borular yerleştirilmiştir ve içlerinden 4 °C sıcaklıkta su, su banyosu vasıtasıyla sürekli olarak sirküle edilmiştir. Böylece besleme tanklarındaki atıksuyun sıcaklığı ortalama 6-8 °C civarında tutulabilmektedir. Sentetik atıksulara eklenen gerçek atıksuya ait karakterizasyon Çizelge 3.4'de verilmiştir. Eklenen gerçek evsel atıksu karakterizasyonundan da görüldüğü gibi gerçek evsel atıksu sentetik atıksuların KOİ/TKN oranını değiştirmemektedir.

Çizelge 3.4 Sentetik atıksulara eklenen evsel atıksuya ait karakterizasyon

Parametre	Aralık Değer
pH	7,05-7,69
İletkenlik, µS (20 °C)	800-932
KOİ, mg/L	420-550
NH ₄ -N, mg/L	70-81
PO ₄ -P, mg/l	5,87-6,50
Alkalinite, mg CaCO ₃ /L	405-600
Klorür, mg/L	195-239

3.4.2 Gerçek Atıksu Karakterizasyonları

Çalışmanın ikinci periyodunda sentetik atıksu işletme çalışmaları sonucunda belirlenen optimum çamur yaşında düşük C/N oranını temsil etmek üzere evsel atıksu, orta C/N oranını temsil etmek üzere süt endüstrisi atıksuyu ve yüksek C/N oranını temsil etmek üzere kağıt endüstrisi atıksuyunun bMBR'de arıtımı gerçekleştirilmiştir. Gerçek atıksuların işletileceği optimum SRT değeri, sentetik atıksu çalışmalarındaki TMP değişimleri, belirlenen kritik akılar, aktif çamurun EPS ve SMP konsantrasyonları ve reaktördeki havalandırma kapasitesi göz önüne alınarak 40 gün olarak belirlenmiştir. Bu amaçla evsel atıksu çalışmaları için Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi (Paşaköy İBAAT) Kum Tutucu Ünitesi çıkışından 10 günde bir 1500 L evsel atıksu alınmaya başlanmıştır. Çizelge 3.5'de belirli periyotlarla alınan ve bMBR'ye beslenen evsel atıksu karakterizasyonu görülmektedir. Çizelge 3.5'den görüldüğü üzere Paşaköy İBAAT'ne gelen atıksuyun KOİ/TKN oranı 4,15 ile 6,02 civarında değişmiştir.

Orta seviyede C/N oranını temsil eden süt endüstrisi atıksuyu Ateşoğlu Süt Ürünleri Tesisi'nden temin edilmiştir ve atıksuya ait karakterizasyon Çizelge 3.6'da verilmiştir. Çizelge 3.6'dan görüldüğü üzere, farklı zamanlarda alınan atıksuyun KOİ/TKN oranı 46 ile 88 arasında değişmiştir. bMBR'ye aynı KOİ/TKN oranında atıksu beslemek amacıyla KOİ/TKN oranı 56 (C/N oranı 21) olacak şekilde ham atıksuya üre ilave edilmiştir.

C/N oranı yüksek olan atıksuyu temsil edecek atıksu olarak kağıt endüstrisi atıksuyu seçilmiştir. Kağıt endüstrisi atıksuyu Halkalı Kağıt Karton San. ve Tic. A.Ş. atıksu arıtma tesisi çözünmüş hava flotasyonu (DAF) ünitesi çıkışından temin edilmiştir. İki farklı zamanda alınan kağıt endüstrisi atıksuyuna ait karakterizasyon Çizelge 3.7'de görülmektedir. Atıksuyun KOİ/TKN oranı ortalama 143,2 civarındadır. Kağıt endüstrisi atıksuyu ile bMBR'de nütrient ilavesi yapılmadan işletme başlatılmış ancak nütrient eksikliğinden dolayı bir hafta gibi kısa sürede aktif çamur özellikleri kötüleşmiş ve filtrasyon neredeyse imkansız hale gelmiştir. Bu sebeple atıksuyun KOİ/TKN oranı kendisini temsil eden sentetik atıksu ile aynı olacak şekilde (C/N oranı 40; KOİ/TKN: 106) üre ilavesi yapılmıştır.

Çizelge 3.5 İşletme süresi boyunca alınan evsel atıksulara ait karakterizasyon

Parametre	Atıksuyun alındığı işletme günü									
	1	15	22	34	47	58	71	83	94	Ort.
KOİ (mg/L)	383	245	225	405	296	390	330	340	440	340
TKM (mg/L)	1860	775	655	885	735	960	1336	775	855	980
AKM (mg/L)	98	250	85	165	150	200	147,5	130	195	158
TKN (mg/L)	64	70	55	77	78,5	85,5	76	70	80,5	73
NH ₃ -N (mg/L)	51	54	50	58	60	65	65,5	55,0	65	58
NO ₃ -N (mg/L)	10,5	2,9	2,5	1,6	2,5	0,7	1,4	0,3	1,4	2,7
TP (mg/L)	6,0	2,5	8,2	7,7	7,5	8,0	8,0	7,5	9,0	7,2
PO ₄ -P (mg/L)	5,5	2,4	4,1	5,6	5,1	6,0	6,0	5,5	7,4	5,3
pH	8,5	7,6	7,8	7,4	7,4	7,4	7,9	7,4	7,6	7,7
İletkenlik (µS/cm)	1321	953	1145	1225	1120	1240	1295	1255	1340	1210
Alkalinite (mg CaCO ₃ /L)	382	245	355	425	400	368	395	347	400	368
Klorür (mg/L)	207	145	108	120	105	110	108	108	130	126
Renk (Pt-Co)	261	407	285	275	320	310	365	290	385	321
KOİ/TKN	6	4,1	4,2	5,2	3,8	4,5	4,4	4,9	5,5	4,8

Çizelge 3.6 Süt endüstrisi atıksuyuna ait karakterizasyon

Parametre	Birim	Atıksuyun alındığı işletme günü			
		1	40	70	Ortalama
KOİ	mg/L	7136	7278	4798,7	6404
BOİ ₅	mg/L	4900	4995	3360	4418
TKM	mg/L	12120	11260	10855	11410
AKM	mg/L	195	220	227,5	214
TKN	mg/L	95	83	105	94
NH ₃ -N	mg/L	20	35,5	28,7	28
NO ₃ -N	mg/L	2,5	3,9	3,2	3,2
TP	mg/L	7,8	6,7	9,3	7,9
PO ₄ -P	mg/L	3,29	2,77	2,25	2,77
pH	-	5,59	5,11	5,52	5,41
İletkenlik	mS/cm	5,87	6,15	6,21	6,08
Alkalinite	mg CaCO ₃ /L	205	142,5	197,4	181,6
Klorür	mg/L	1428	1987	1631	1682
Renk	Pt-Co	1100	1040	950	1030
Toplam Sertlik	mg CaCO ₃ /L	-*	1122	1200	1160
Kalsiyum Sertliği	mg CaCO ₃ /L	-*	1100	1150	1125
KOİ/TKN	-	75	88	46	68

*ölçülmemiştir.

Çizelge 3.7 Kağıt endüstrisi atıksuyuna ait karakterizasyon

Parametre	Birim	Atıksuyun alındığı işletme günü		
		1	45	Ortalama
KOİ	mg/L	11405	11422	11415
BOİ ₅	mg/L	7150	7160	7155
TKM	mg/L	10120	12160	11140
AKM	mg/L	98	156	127
TKN	mg/L	80	79,5	79,7
NH ₃ -N	mg/L	15	9,1	12
NO ₃ -N	mg/L	22,1	18,0	20
TP	mg/L	5,94	9,78	7,9
PO ₄ -P	mg/L	1,35	1,25	1,3
pH	-	6,03	5,84	5,93
İletkenlik	mS/cm	6,60	5,57	6,08
Alkalinite	mg CaCO ₃ /L	2615	2141	2380
Klorür	mg/L	395	501	448
Renk	Pt-Co	2300	1674	1990
Toplam Sertlik	mg CaCO ₃ /L	7250	6890	7070
Kalsiyum Sertliği	mg CaCO ₃ /L	5280	5090	5185
KOİ/TKN oranı	-	142,6	143,9	143,2

3.5 Deneysel Prosedür

Reaktörler işletmeye alındıktan sonra reaktör içindeki MLSS konsantrasyonu ile bMBR'lerden elde edilen süzüntülerde günlük olarak KOİ, NH₄-N ve PO₄-P konsantrasyonları izlenmiştir. Her bir C/N oranında belirlenen çamur yaşında kararlı şartlara ulaşıldıktan sonra Çizelge 3.8'de belirtilen diğer analizler gerçekleştirilmiştir.

Çizelge 3.8 Çalışma boyunca izlenen parametreler ve analiz yöntemleri

Parametre	Yöntem
Çözünmüş Oksijen	WTW MultiLine P4 CelloX 325
pH	WTW MultiLine P4 SenTix 41
İletkenlik	Eutech Instruments Con510
KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı)	APHA [240] SM 5520 C Kapalı Reflux Titrimetrik
TKN (Toplam Kjeldahl Azotu)	APHA 4500-N _{org} -B
NH ₄ -N (Amonyak Azotu)	APHA 4500-NH ₃ -B
NO ₃ -N (Nitrat Azotu)	Merck Spectroquant Nitrat Test Kiti
TP (Toplam Fosfor)	APHA 4500-P (sülfürik asit-nitrik asit parçalama metodu)
PO ₄ -P (Ortofosfat)	APHA 4500-P D (Kalay Klorür Metodu)
TKM (Toplam Katı Madde)	APHA 2540-B (103-105 °C'de kurutma)
TUKM (Toplam Uçucu Katı Madde)	APHA 2540-E (550 °C'de yakma)
MLSS (Karışık Sıvıda Askıda Katı Madde)	APHA 2540 D (103-105 °C'de kurutma)
MLVSS (Karışık Sıvıda Uçucu Askıda Katı Madde)	APHA 2540-E (550 °C'de yakma)
EPS (Hücre dışı Polimerik Madde)	Formaldehit ekstraksiyon yöntemi [241]
SMP (Çözünmüş Mikrobiyal Ürünler)	Formaldehit ekstraksiyon yöntemi [241]
Protein	Lowry metodu [242]
Karbonhidrat	Fenol-sülfirik asit metodu [243]
Flok çapı analizi	Partikül Sizer cihazı ile
Zeta potansiyeli	Zeta Sizer cihazı ile
Göreceli Hidrofobisite	MATH (hidrokarbonlara mikrobiyal adhezyon) [244]

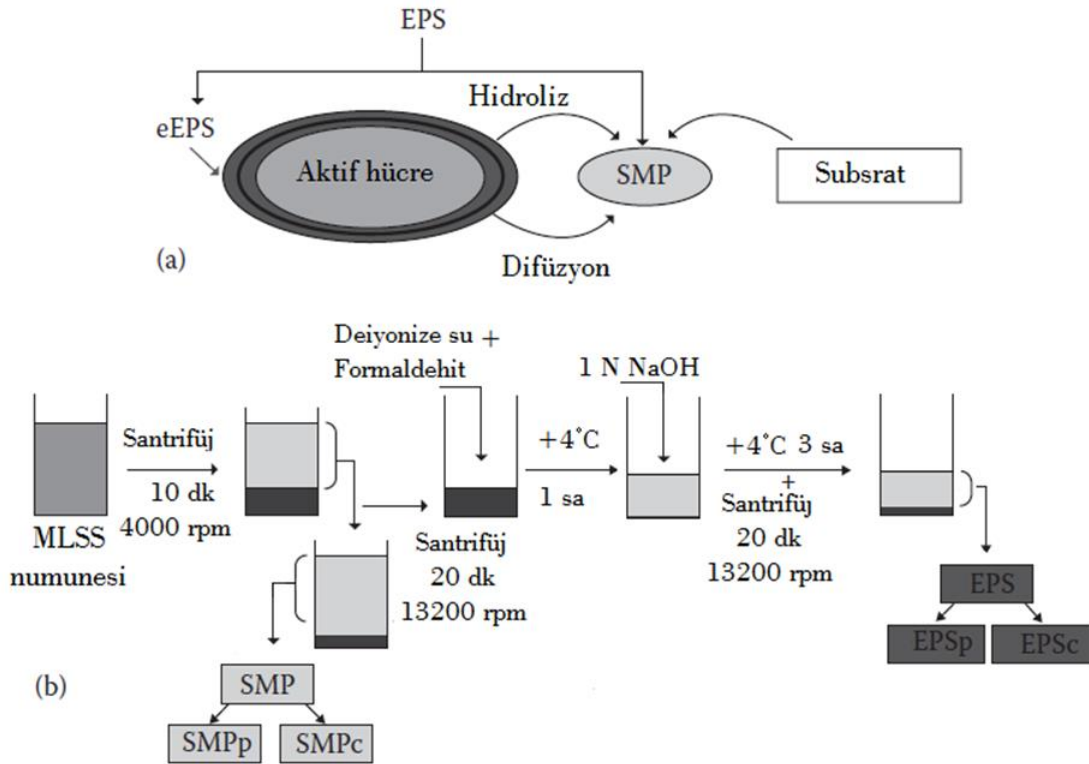
3.5.1 TMP Ölçümleri

bMBR'de kullanılan hollow fibre membran modülündeki TMP değeri otomasyon sisteminde bulunan negatif basıncı ölçebilen manometre ile on-line olarak ölçülmüştür. Otomasyon panosuna girilen debi hedefi saatlik olarak sağlanamadığı ve MBR çıkışında süzüntü konsantrasyonu azaldığında (TMP değeri artış gösterdiğinde) membranlara fiziksel yıkama uygulanmıştır.

3.5.2 EPS ve SMP Analizleri

EPS analizi için kesin kabul görmüş standart bir metot bulunmamaktadır. Literatürde kullanılan EPS analiz yöntemleri incelendiğinde, ısıtma yönteminde bakteriyel kısmın

verimli çöktürülemediği ve dolayısıyla özellikle SMP'nin tespitinde bunun hata getirebileceği görülmüştür. Bu nedenle, deney sistemindeki EPS içerikleri literatürde şu anda en çok kullanılan formaldehit ekstraksiyon yöntemi ile tespit edilmiştir [241]. Şekil 3.3'de görüldüğü gibi EPS serbest (çözünmüş) ve bağlı olarak iki gruba ve daha sonra her iki grupta kendi içinde protein ve karbonhidrat içerikli EPS olmak üzere tekrar ikiye ayrılabilir.



Şekil 3.3 Formaldehit ekstraksiyon yöntemi ile aktif çamurdan EPS ve SMP ekstraksiyonu

EPS ve SMP analizindeki en önemli nokta bu iki bileşeni hücreyi parçalamadan birbirinden ayırabilmektir. Bunun için fiziksel-kimyasal (sodyum hidroksiformaldehit) ekstraksiyon yöntemi kullanılmıştır [241]. Bu metotta kullanılan formaldehit, hücre zarında bulunan nükleik asit ve proteinlerin amino, hidroksil, karboksil ve sülfid grupları ile reaksiyona girerek hücrelerin parçalanmasına engel olmaktadır. Böylece hücrelerin formlarının korunması sağlanmış olur. NaOH ise pH'yı arttırarak EPS'nin suda çözünürlüğünü arttırır, böylece hücreden daha fazla EPS ekstrakte edilmiş olur [83]. Analizin ilk aşamasında çamur düşük hızda santrifüjlenir, böylece bakteri hücrelerinin ortamdan uzaklaşması sağlanır. Bu işlem sonunda elde edilen üst sıvı yüksek hızda

santrifüjlenir ve hücre tarafından ortama salgılanmış olan SMP fiziksel olarak sudan ayrılmış olur. Bakteri hücrelerine yapışık olarak bulunan EPS'nin ayrımı ise formaldehit ve NaOH ilavesi ile mümkün olmaktadır. SMP ve EPS'nin ayrımından sonra protein ve karbonhidrat analizleri ile bu bileşenler bulunmuş olur.

Çalışmada her bir reaktör içinden alınan 5 mL'lik örnekler ependorf tüplerine konularak askıda katıların giderilmesini sağlamak amacıyla 4000 rpm'de, 4°C'de, 10 dakika santrifüjlenmiştir. Daha sonra üst fazlar (süpernatant) steril tüplere alınmış ve 13200 rpm ile 4°C'de 20 dakika tekrar santrifüjlenmiştir. Fiziksel ekstraksiyon ile elde edilmiş bu üst fazlarda çözünmüş protein ve karbonhidrat analizleri yapılmıştır. Çözünmüş protein (SMP_p) ve karbonhidratın (SMP_c) toplamı ortamdaki toplam SMP (SMP_t : serbest EPS) değerini vermektedir. Bağlı EPS'yi tespit edebilmek için ilk santrifüjden kalan çökeltiler steril distile su ile tekrar 5 mL'ye tamamlanmış ve üzerlerine 6 μ L formaldehit (%37'lik) eklenerek, karışımlar 4°C'de 1 saat bekletilmiştir. Daha sonra 500 μ L NaOH (1N) eklenerek 4°C'de 3 saat bekletilmiştir. Ardından bu süspansiyonlar 13200 rpm'de 20 dakika boyunca 4°C'de santrifüjlenmiştir. Kimyasal ekstraksiyon ile elde edilmiş üst fazlarda yine protein (EPS_p) ve karbonhidrat (EPS_c) analizleri yapılmıştır. Bu değerlerin toplamı da bağlı veya ekstrakte edilmiş EPS_t 'nin değerini vermektedir.

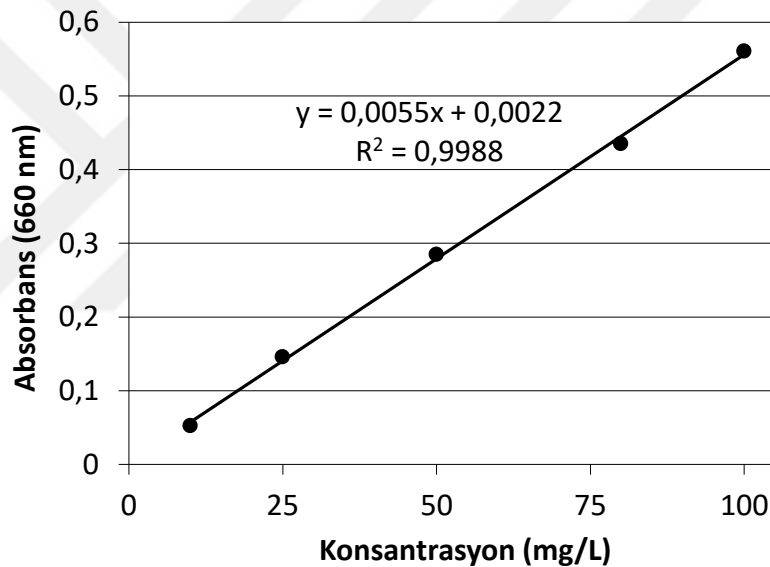
Protein analizi için Lowry metodu [242] ve karbonhidrat analizi için fenol sülfirik asit metodu [243] kullanılmıştır. Ayrıca membran biyoreaktör çıkışlarından (süzüntülerden) da numune alınarak SMP_p ve SMP_c analizleri yapılmıştır.

3.5.3 Protein Analizi

Lowry metotunda, analizde kullanmak üzere üç ana çözelti hazırlanmaktadır (A, B ve C çözeltileri). Çözelti A için, 2,86 g NaOH ve 14,31 g Na_2CO_3 saf suda çözölmüş ve 500 mL'ye tamamlanmıştır. Çözelti B için, 1,42 g $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ 100 mL saf suda çözölmüştür. Çözelti C için ise, 2,85 g $Na_2tartarate \cdot 2H_2O$ 100 mL saf suda hazırlanmıştır. Lowry solüsyonu, bu üç çözeltinin 100:1:1 (A:B:C) oranı ile karıştırılarak hazırlanmaktadır ve bu çözelti analizin yapılacağı gün hazırlanmalıdır. 0,5 mL örneklere 0,7 mL Lowry çözeltisi eklenerek hızlıca karıştırıldıktan sonra 20 dakika oda sıcaklığında ve karanlıkta bekletilmiştir. Bu sırada folin çözeltisi hazırlanmıştır. 5 mL 2 N Folin 6 mL saf su ile karıştırıldıktan sonra 0,5 mL numuneye 0,1 mL folin çözeltisi eklenmiştir. Hızlıca

karıştırıldıktan sonra oda sıcaklığında ve karanlıkta 30 dakika bekletilmiştir. Bu sürenin sonunda numuneler, protein içeriklerine bağlı olarak açık maviden koyu maviye doğru renklenmiştir. Ölçümler spektrofotometrede 660 nm dalga boyunda aynı koşullarda hazırlanan şahide karşı okunmuştur. Ölçümlerin güvenilirliği açısından her numuneden iki adet hazırlanıp okumaları gerçekleştirilmiştir.

Protein kalibrasyonunda standart protein çözeltisi olarak Bovin Serum Albumin (BSA) kullanılmıştır. Standart BSA'dan 0-100 mg/L aralığındaki konsantrasyonlarda çözeltiler hazırlanmıştır. UV Spektrofotometre'de 660 nm dalga boyunda okunan absorbans değerlerine karşı protein konsantrasyonu grafiği çizilmiştir. Kalibrasyon grafiği ve denklemi Şekil 3.4'de verilmiştir.

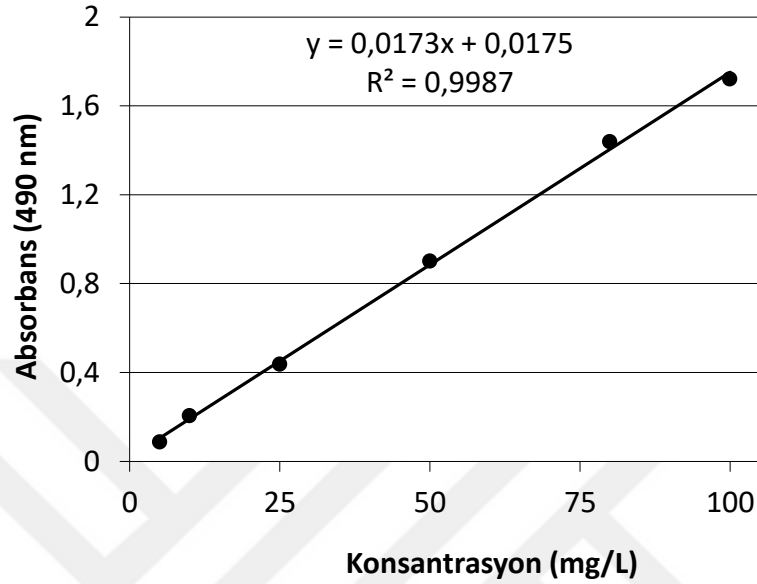


Şekil 3.4 Protein tayininde kullanılan kalibrasyon eğrisi

3.5.4 Karbonhidrat Analizi

Karbonhidrat analizi için “fenol-sülfürik asit metodu” modifiye edilerek kullanılmıştır [243]. Analizde %80’lik fenol çözeltisi ve derişik %95-97’lik H₂SO₄ kullanılmıştır. 1 mL numuneye 25 µL %80’lik fenol ve 2.5 mL H₂SO₄ eklenip 30°C sıcaklıkta 15 dakika su banyosunda bekletilmiştir. Numunelerin rengi içerdikleri karbonhidrat miktarına bağlı olarak açık sarıdan koyu sarıya doğru değişmiştir. Oluşan rengin yoğunluğu UV Spektrofotometre’de 490 nm dalga boyunda okunmuştur.

Kalibrasyonda standart çözelti olarak glikoz kullanılmıştır. Standart glikozdan 0-100 mg/L aralığındaki konsantrasyonlarda çözeltiler hazırlanmıştır. Şekil 3.5’de karbonhidrat kalibrasyonu ve elde edilen denklemi verilmiştir.



Şekil 3.5 Karbonhidrat tayininde kullanılan kalibrasyon eğrisi

3.5.5 Flok Çapı ve Zeta Potansiyeli Ölçümleri

Çalışmanın her iki periyodunda (sentetik atıksu ve gerçek atıksu işletme çalışmalarında) kararlı hal şartlarına ulaşıldıktan sonra bMBR’lerden alınan aktif çamur numunelerine flok çapı analizleri ve zeta potansiyeli ölçümleri yaptırılmıştır. Ölçümler Yıldız Teknik Üniversitesi Merkez Laboratuvarında Malvern marka Mastersizer ve Zetasizer cihazlarında gerçekleştirilmiştir.

3.5.6 Göreceli Hidrofobisite Analizi

Göreceli hidrofobisite analizi için MATH (Microbial Adhesion To Hydrocarbons: Hidrokarbonlara mikrobiyal adhezyon) yöntemi kullanılmıştır [244]. Bu yöntemin esası, mikroorganizmaların yüzey hidrofobisitelerine bağlı olarak seçilen bir hidrokarbona yapışmasıdır. Bu yöntemde mikroorganizmaların yüzey hidrofobisitesi n-hekzadekan ile tespit edilmektedir. Bakteri ortamında bulunan elektrostatik etkilerden kaynaklanabilecek hataları minimuma indirmek için, aktif çamur numunesi Tris-HCl tamponu (pH=7,1) ile 2-3 kere yıkanmıştır [80]. Bu amaçla 1 mL sulu çamur 10 mL’ye

Tris tamponu ile tamamlanarak, 3000 rpm'de 20 dakika santrifüjlenmiştir. Santrifüj ardından üst sıvı dökülüp tekrar Tris tamponu eklenerek, bu işlem 3 kere tekrar edilmiştir. Yıkama işlemi bittikten sonra 3 mL bakteri süspansiyonu 10 mm'lik UV küvetine konmuştur ve 600 nm dalga boyunda ilk optik yoğunluk (OD) değeri okunmuştur. Daha sonra numuneye 0,3 mL n-hekzadekan eklenerek 2 dakika vorteks cihazında hızlıca karıştırılmıştır. Ardından 15 dakika beklendikten sonra 600 nm'de son OD değeri okunmuştur. Sonuç (3.1) eşitliği yardımıyla yüzde olarak hesaplanmıştır.

$$\text{Hidrofobisite (\%)} = 100 \times \left(1 - \left(\frac{OD_{\text{son}}}{OD_{\text{ilk}}}\right)\right) \quad (3.1)$$

3.5.7 Kritik Akı Ölçümü

Çalışmada bMBR'lerde kararlı hal şartlarına ulaşıldığında (reaktördeki MLSS konsantrasyonunun sabitlendiği hal) kritik akılar filtrasyon alanı 0,044 m² olan 0,2 µm gözenek boyutuna sahip flat-sheet (düz-levha) membran modülü ile belirlenmiştir. Kritik akı tespiti için adım metodu uygulanmıştır [245], [75], [246]. Bu metoda göre her bir adımda önceki adımdan daha yüksek bir akı ile membran sürekli olarak çalıştırılmaktadır. Bu kapsamda farklı akı değerlerinde her bir adımda 30 dakika boyunca düz-levha membran modülü membran biyoreaktörlere daldırılarak filtrasyon çalışması yürütülmüş ve TMP değerlerinin zamana göre grafikleri çizilmiştir. Elde edilen TMP-zaman grafiğinde TMP'de olan değişimler incelenerek TMP değişiminin farklılık gösterdiği (lineerliğin bozulduğu) akıdan bir önceki değer kritik akı olarak belirlenmiştir.

3.5.8 Membran Tıkanma Oranlarının Belirlenmesi

Membran biyoreaktörlerdeki membran kirlenme oranı (Membrane fouling rate: MFR) filtrasyon alanı 0,044 m² olan 0,2 µm gözenek boyutuna sahip düz-levha membran modülü ile belirlenmiştir. Membran kirlenme oranını belirlemek için filtrasyon çalışmaları sabit akıda 30 dk sürdürülmüştür. Benzer şekilde kısa süreli (short-term) filtrasyon performans denemeleri, membran tıkanma davranışını belirlemek için diğer araştırmacılar tarafından da yürütülmüştür [247], [248], [231]. Tüm sentetik atıksular ve gerçek atıksularla yürütülen bMBR çalışmalarında membran tıkanma oranını tespit edebilmek için 10 L/m².sa sabit akıda filtrasyon çalışmaları yapılmıştır ve TMP değişimi

izlenmiştir. Membran tıkanma derecesi (3.2) eşitliğine göre membran filtrasyon direnci hesaplanarak değerlendirilmiştir.

$$J = \frac{TMP}{\mu R} \quad (3.2)$$

Bu eşitlikte J membran süzüntü akısı (L/m².sa), TMP membran geçiş basıncı (Pa), μ süzüntü suyu viskozitesi (Pa.s) ve R membran filtrasyon direncidir (1/m).

Karışık sıvının membran tıkanma oranı (ΔR) R'nin 30 dk'lık filtrasyonu esnasında değişmekte ve ΔR_{30} (1/m.sa) (3.3) eşitliğinden hesaplanmaktadır.

$$\Delta R_{30} = \frac{R_{30} - R_0}{\Delta t} \quad (3.3)$$

Burada Δt filtrasyon süresi (saat), R_0 ve R_{30} , 30 dakikalık filtrasyon başındaki ve sonundaki membran filtrasyon direncidir (1/m).

Denklem 78 ve Denklem 79 birleştirildiğinde ΔR_{30} (3.4) eşitliğindeki gibi ifade edilebilir.

$$\Delta R_{30} = \frac{TMP_{30} - TMP_0}{\mu / \Delta t} \quad (3.4)$$

Burada TMP_0 ve TMP_{30} , 30 dakikalık filtrasyon başında ve sonundaki TMP değerleridir (Pa). Giriş suyu viskozite değişkenliğini önlemek için μ , 20 °C'deki suyun viskozitesine eşit alınmıştır.

3.5.9 Reolojik Ölçüm Prosedürü

Literatürde aktif çamur reolojisinin belirlendiği çalışmalara bakıldığında ölçüm yönteminde farklılıklar olduğu görülmüştür. Bazı çalışmalarda çamurun ön şartlandırılması amacıyla belirli bir kesme hızında ya da rpm'de ön-kesme (pre-shearing) işlemi uygulanırken [249], [250], [251], [252] bazı çalışmalarda reometrede direkt ölçüm gerçekleştirilmiştir [218], [205], [253], [254]. Ön-kesme uygulanan çalışmalarda aktif çamurun homojen dağılımının sağlanmasının amaçlandığı belirtilmiştir. Ancak ön-kesme işlemi her bir çalışmada farklı kesme hızı veya rpm'de farklı sürelerde uygulanmıştır. Örneğin Baudez vd. [249] tarafından yapılan bir çalışmada aktif çamura 180 rpm'de 2 dk ön kesme uygulanmış ve ardından 1 dk dinlendirilmiştir. Yine Baudez vd. [203] reolojik ölçüm öncesi aktif çamura 500 1/s'de 5 dk ön-kesme uyguladıktan sonra 2 dk dinlendirmiştir. Dai vd.'nin [252] yaptıkları çalışmada ise aktif çamura 1000

1/s kesme hızında 10 dk ön-kesme uygulandıktan sonra 5 dk dinlendirme işlemi yapılmıştır ve ardından istenen kesme hızlarında reolojik ölçümler gerçekleştirilmiştir. Görüldüğü gibi aktif çamurun reolojik ölçümlerinin öncesinde ön şartlandırma için yapılan ön-kesme uygulaması bazı çalışmalarda hiç yapılmamış olup diğer çalışmalarda ise protokol karmaşıklığı göze çarpmaktadır. Bu nedenle bu çalışmada ön-kesme uygulanmamıştır. Numune ölçüm kabına aktarılmadan önce homojen bir numune alımı için karıştırılarak alınmıştır.

Benzer şekilde bazı çalışmalarda kesme hızı kontrollü ölçüm yapılırken [207], [255], [250], [251], bazılarında ise kesme kuvveti kontrollü ölçümler gerçekleştirilmiştir [216], [256]. Bu çalışmada ise kesme kuvveti kontrollü ölçümler gerçekleştirilmiş olup farklı kesme kuvvetlerindeki (0-7,5 Pa aralığında) kesme hızları reometre aracılığı ile ölçülmüştür. Bazı araştırmacılar daha yüksek kesme hızlarına ($1000-3000\text{ s}^{-1}$) kadar ölçüm yapmışlarken [214], [222], [227], bazıları 200 s^{-1} gibi düşük kesme hızlarına (0-100; 0-200) kadar reolojik ölçümü [257], [258], [259], [260] sürdürmüşlerdir. Kesme hızına benzer şekilde ölçüm yapılan sürelerde de farklılıklar gözlenmiştir. Bazı çalışmalarda 30 s gibi düşük sürelerde çalışılırken bazı çalışmalarda 5 dk gibi sürelere kadar ölçümler devam ettirilmiştir. Kısacası reolojik ölçüm konusunda ortak ve yaygın bir prosedürden bahsetmek zordur. Bu çalışmada kullanılan Brookfield marka reometrenin kullanma klavuzunda öngörülen prosedür aktif çamurun reolojik özellikleri ölçülürken takip edilmiştir. Bu çalışmadaki ölçüm yöntemi aşağıda maddeler halinde verilmiştir.

Brookfield R/S+ marka reometrede “remote” modunda ölçümler için Brookfield tarafından önerilen yöntem;

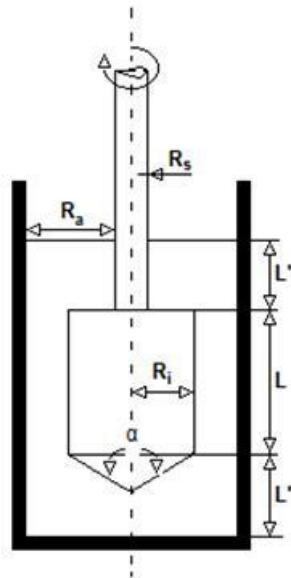
1. Reometrenin elektrik bağlantısı yapılarak AC adaptör reometreye bağlanmıştır.
2. RS232C kablosu reometre ile bilgisayar arasına bağlanmıştır.
3. R/S+ Reometre açma tuşundan açılarak “remote” moduna geçilmiştir.
4. Daha önceden bilgisayara yüklenen Rheo 3000 yazılım programı bilgisayardan açılmıştır.
5. Reometreye ölçüm yapılacak ölçüm geometrisi (spindle) yerleştirilmiştir.

6. Ölçüm kabına aktif çamur numunesi 72 ml hacminde homojen bir şekilde alınarak aktarılmıştır ve ölçüm kabı reometreye yerleştirilmiştir.
7. Ölçümler 20 °C’de yürütülmüştür.
8. Belirlenen kesme hızlarında 60 s sürelerde kesme kuvvetleri tespit edilmiştir ve aktif çamurun görünür viskozite değerleri belirlenmiştir.
9. Rheo 3000 yazılımı ile yapılan reolojik ölçümler ile elde edilen veri setleri direkt olarak bilgisayardan izlenmiş ve kaydedilmiştir.
10. Ölçümler bittikten sonra spindle ve ölçüm kabı reometreden dikkatli bir şekilde çıkarılarak bir sonraki ölçüm için temizlenmiştir.
11. Ayrıca reometrenin kullanma klavuzunda belirtildiği gibi haftada bir defa “zero calibration” işlemi yapılmıştır.

Farklı çamur yaşlarında ve farklı C/N oranlarına sahip atıksularla batık MBR’lerde kararlı hale ulaşıldıktan sonra aktif çamurların reolojik özellikleri belirlenmiştir. Ölçümlerde üretici firmanın önerdiği aktif çamur ve benzeri numunelerde en iyi sonuç veren koaksiyel silindir (Coaxial Cylinder: CC) ölçüm geometrisine sahip spindle kullanılmıştır. Her bir reolojik ölçümde 0-7,5 Pa arasında 30 adet kesme kuvvetinde kesme hızları ve görünür viskozite değerleri reometre aracılığı ile belirlenmiştir ve dört farklı reolojik model uygulanarak sonuçlar değerlendirilmiştir. Reolojik ölçüm süresi yapılan literatür araştırması sonunda her bir kesme hızında stabil viskozite değerine ulaşmak için 60 saniye seçilmiştir. Ölçümler 20°C sabit sıcaklıkta gerçekleştirilmiştir. Şekil 3.6’da kullanılan CC ölçüm sistemine ait şematik gösterim verilmiştir. Bu ölçüm sistemine ait özellikler Çizelge 3.9’da verilmiştir. Ölçümlerde kullanılan CC3-40 koaksiyel silindir ölçüm sistemi DIN 53019 standartlarına sahiptir.

Çizelge 3.9 Reolojik ölçümlerde kullanılan Koaksiyel Silindir sistemine ait özellikler

CC3-40	Değer
SR aralığı, s^{-1}	2-2148
SS, Pa	8,61-287
Viskozite aralığı, Pa.s	0,004-1,338
Ölçüm hacmi, ml	72
R_i , mm	20
R_a , mm	21
R_s , mm	3,5
Ölçüm geometrisi açısı, α°	120
L' , mm	20,5
L'' , mm	22
L , mm	60



Şekil 3.6 Reolojik ölçümlerde kullanılan ölçüm sistemi

3.5.10 İstatistiksel Değerlendirmeler

bMBR'lerde kararlı hal şartlarında yürütülen reolojik ölçümler sonucu elde edilen kesme kuvvetine karşı kesme hızı arasındaki ilişkiyi değerlendirmek için dört farklı reolojik model DataFit 9 (Oakdale Engineering) programı ile uygulanmış ve değerlendirilmiştir.

bMBR'lerde kararlı hal şartlarında belirlenen aktif çamurun özellikleri (EPS_p , EPS_c , göreceli hidrofobisite, viskozite, partikül boyutu, zeta potansiyeli, kritik akı ve membran kirlenme oranı arasındaki ilişkiyi belirlemek için Pearson korelasyonu

uygulanmıştır. Pearson korelasyon katsayılarının belirlenmesinde IBM SPSS Statistic 22 programı kullanılmıştır. Pearson korelasyon katsayısı (r_p) daima -1 ile +1 arasında değişmektedir. r_p , -1 veya -1'e ne kadar yakınsa iki parametre arasında gl bir negatif korelasyon olduğu, +1'e yakın olması durumunda ise gl bir pozitif korelasyon olduğu anlamına gelmektedir. r_p 'nin sıfır bulunması durumunda ise bir ilişki olmadığı sonucuna varılır [231]. Genellikle $-0.4 < r_p < 0.4$ olduğu durumlarda iki parametre arasında zayıf bir korelasyon olduğu sonucuna varılır ve değerlendirilmez [84]. İstatistiksel analizler %95 önem seviyesinde değerlendirilmiştir ($p < 0,05$).



DENEYSEL ÇALIŞMA ve BULGULAR

4.1 Sentetik Atıksu Çalışmaları

Çalışmada kurulumu gerçekleştirilen batık MBR'lerde üç farklı C/N oranına sahip sentetik atıksular ile işletme çalışmaları başlatılmıştır. Aşı çamuru olarak İSKİ Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi aktif çamur havalandırma havuzundan alınan aktif çamur kullanılmıştır. Aktif çamurun MLSS konsantrasyonu yaklaşık 2000 mg/L olacak şekilde çeşme suyu ile seyreltildikten sonra reaktörler 20 gün çamur yaşında işletmeye alınmıştır. Yaklaşık 40 günlük işletme sonrasında üç farklı C/N oranında işletilen reaktörlerde MLSS konsantrasyonları sabitlenmiş ve SRT 20 gün için kararlı hale ulaşılmıştır. Kararlı hale ulaşıldıktan sonra 20 gün çamur yaşında 40 gün (40-80 gün arası) boyunca işletmeye devam edilmiştir. Bu süreçte reaktörlerden 1000 mL çamur atılarak çamur yaşının 20 günde tutulması sağlanmıştır. bMBR'lerde kararlı hal şartlarında yapılması planlanan EPS, SMP analizleri, göreceli hidrofobisite, kritik akı, membran kirlenme oranı çalışmaları ve reolojik çalışmalar yürütülmüştür. 80. gün sonrası bütün kararlı hal analizleri tamamlandıktan sonra reaktörlerden günlük olarak atılan çamur hacmi 500 mL'ye ayarlanarak SRT 40 gün işletme çalışmalarına geçilmiştir. Her bir reaktörde yine yaklaşık 40 gün sonrasında (120. gün) kararlı hale ulaşılmıştır. Kararlı hale ulaşıldıktan sonra SRT 40 günde 60 gün boyunca (120-178 günler arası) reaktörler işletilmiş ve kararlı hal deneyleri bu çamur yaşı için gerçekleştirilmiştir. 178. gün sonrasında çamur yaşı 80 gün işletme şartlarına geçiş yapılmıştır ve 179-293. günler arasında SRT 80 gün için planlanan analizler gerçekleştirilmiştir. Çalışma planına düşük SRT değeri (SRT 5 gün) sonradan eklendiği için 293. gün sonrasında 5 gün çamur

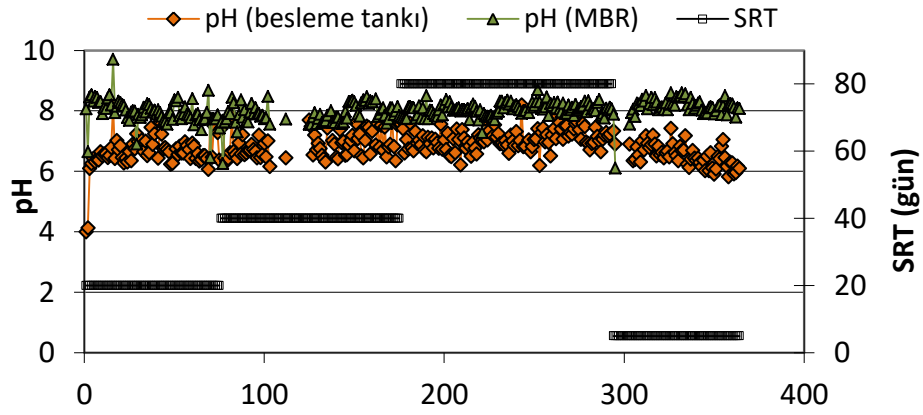
yaşı şartlarına bMBR'ler adapte edilmiş ve kararlı halde toplamda 71 gün bu çamur yaşında işletme çalışmaları yürütülmüştür.

Birbirine paralel olarak işletilen bMBR'lerde C/N oranı 6, 21 ve 40 için atıksu besleme tankı ve reaktörlerde günlük ölçülen pH değerleri Şekil 4.1'de verilmiştir. Günlük ihtiyacı karşılayacak şekilde hazırlanan sentetik atıksular besleme tanklarında 24 saatlik sürelerde bile bozulmaya başlayarak atıksuların pH değerlerinde düşmeler gözlenmiştir. Sentetik atıksuyun içerdiği tek organik karbon bileşeni glikoz olduğundan dolayı besleme tanklarında yaklaşık 6-8 °C'de tutulan atıksuların bozulmasının önüne geçilememiştir. Yapılan ön çalışmalar neticesinde bMBR'lerde bu duruma müdahale edilmediği takdirde pH değerleri kademeli olarak düşüş göstermiştir. Bu nedenle bMBR'lerde pH değerleri aktif çamurun tesisten getirildiği güne ait pH değeri olan pH 8 civarında tutulmaya çalışılmıştır. Bu amaçla bMBR'lere ihtiyaç duyulduğu takdirde gerekli tampon çözeltisi ilave edilmiştir (10 g/L NaHCO₃ çözeltisi).

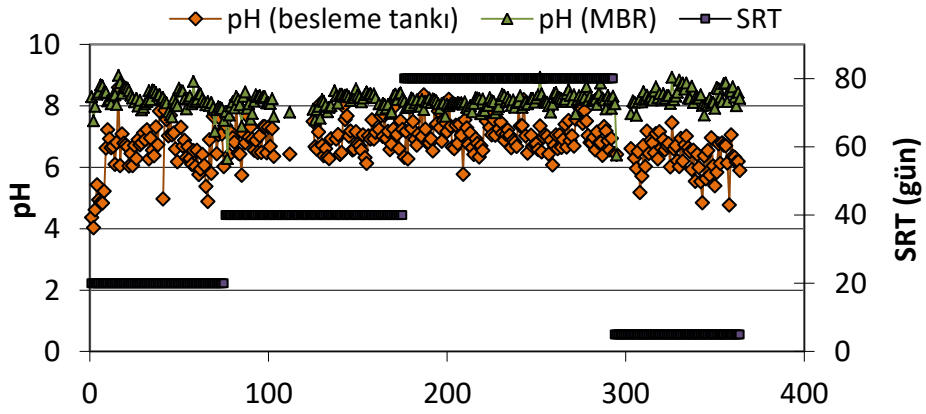
bMBR'lerde işletme süresi boyunca reaktör sıcaklıkları ve ÇO konsantrasyonları Şekil 4.2'de verilmiştir. bMBR'lerdeki sıcaklık değerleri 20 °C civarında seyrederken, ÇO değerleri 2 mg/L'nin üstünde tutulmaya çalışılmıştır. İşletme süresinin ilerlemesi ve MLSS konsantrasyonlarındaki artışlara bağlı olarak zaman zaman ÇO değerlerinde düşüşler gözlenirse de bu problem havalandırma difüzörlerinin temizlenmesi ve gerekiyorsa değiştirilmesi ile veya ilave hava pompası ile çözülmüştür. Özellikle C/N oranı 40 olan bMBR'de çamur yaşının artışı ile birlikte havalandırma yoğunluğunun artırılması gerekmiştir.

bMBR'lerde tüm çamur yaşlarında membran akıları, HRT değerleri ve organik yük değerleri sırasıyla Şekil 4.3, Şekil 4.4 ve Şekil 4.5'de verilmiştir. Sentetik atıksularda N bileşeni sabit tutulurken C bileşeni atıksuyun C/N oranına bağlı olarak değiştirildiğinden ve reaktörlerin işletimi seviye kontrollü yapıldığından dolayı her üç reaktörü de aynı organik yük değeri ile beslemek mümkün olamamıştır. bMBR'lerdeki organik yük değerleri ortalama 1,84 gKOİ/L.gün, 2,28 gKOİ/L.gün ve 2,45 gKOİ/L.gün olarak tespit edilmiştir. bMBR'lerdeki HRT değişimleri ise sentetik atıksu C/N oranı 6, 21 ve 40 için 15 sa, 45 sa ve 65 sa olarak değişmiştir. bMBR'lerdeki akı değerleri ise ortalama 18 L/m².sa, 13 L/m².sa ve 13.82 L/m².sa olarak tespit edilmiştir.

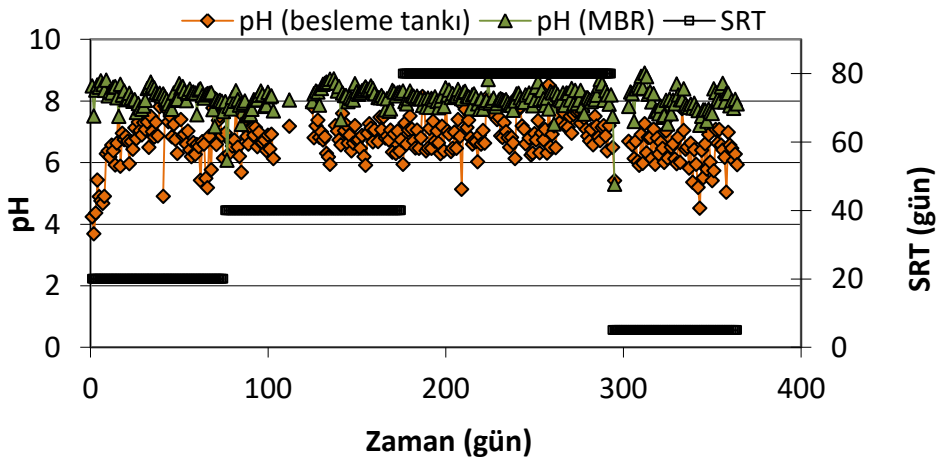
(a)



(b)

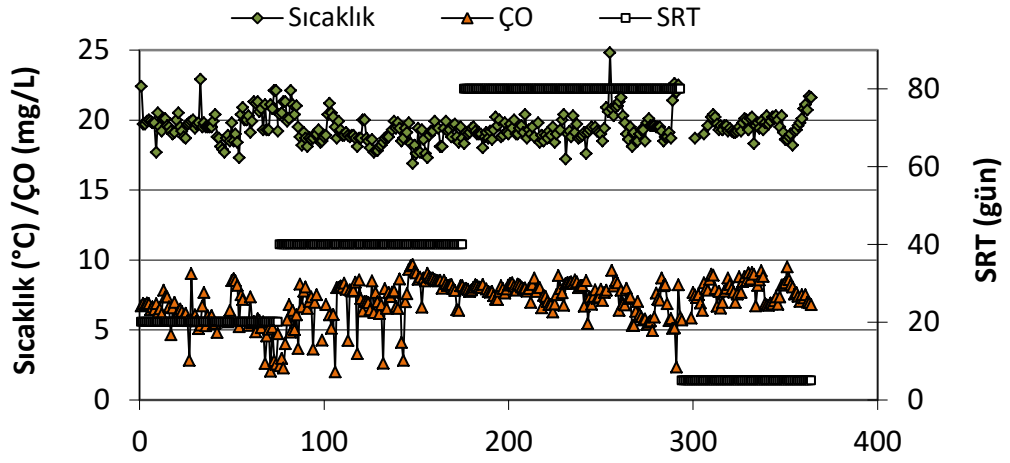


(c)

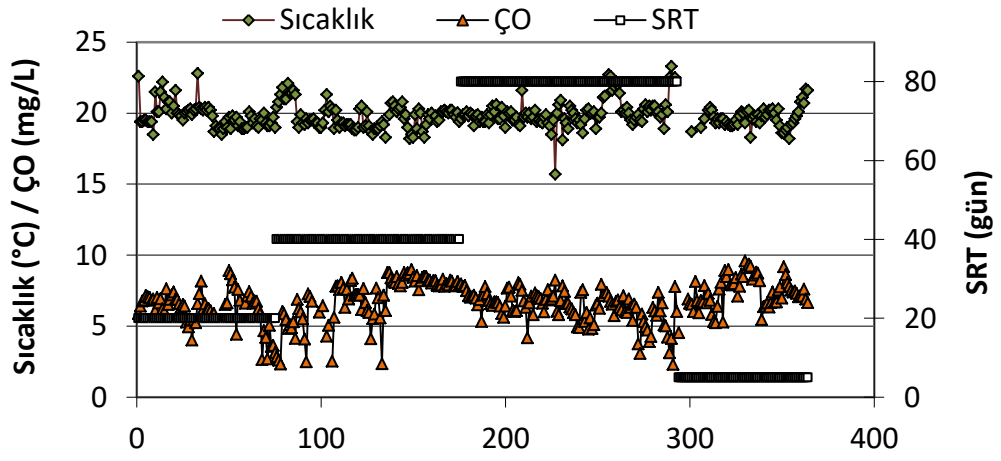


Şekil 4.1 Farklı C/N oranlarında sentetik atıksu ile işletilen bMBR’lerde besleme tankında ve reaktörlerde pH değişimi; (a) C/N oranı 6, (b) C/N oranı 21, (c) C/N oranı 40

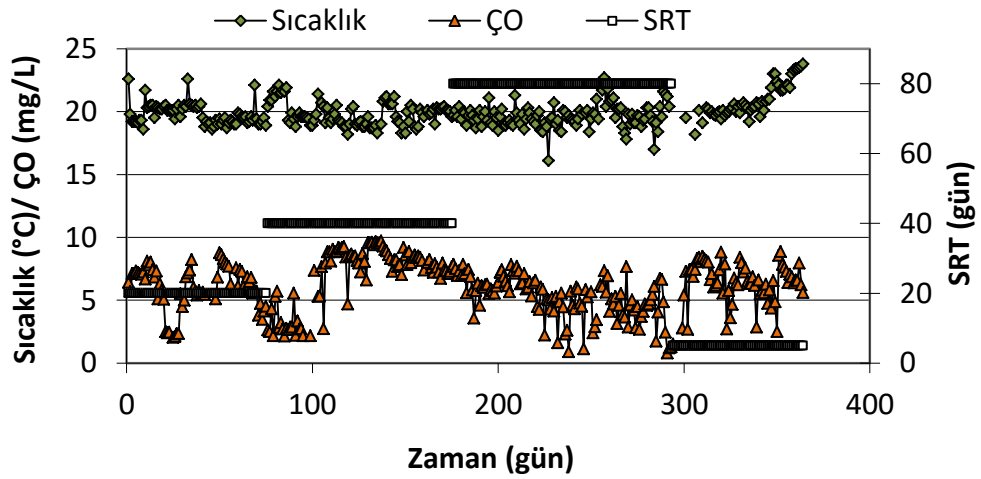
(a)



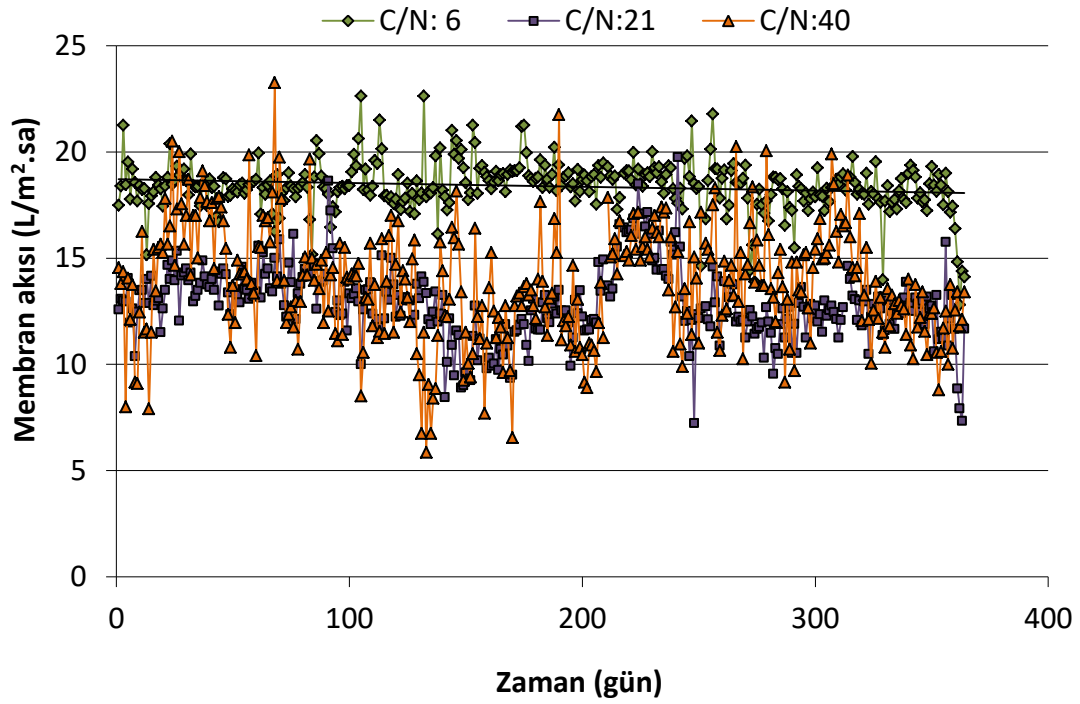
(b)



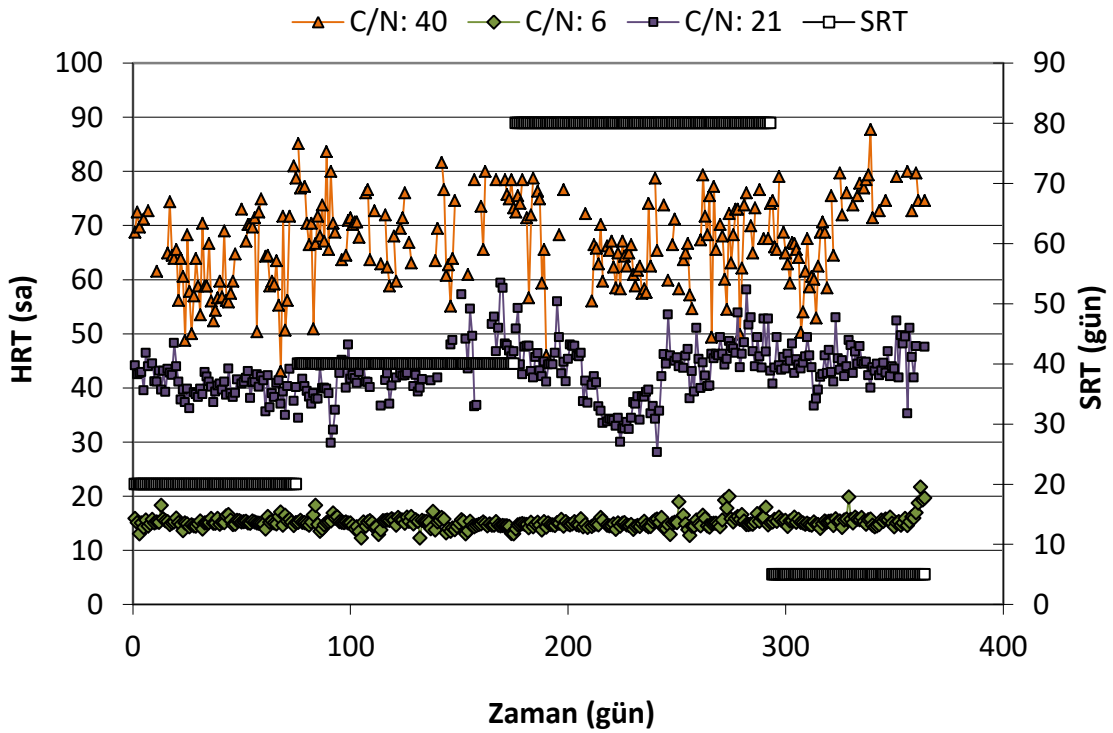
(c)



Şekil 4.2 Farklı C/N oranlarında sentetik atıksu ile işletilen bMBR’lerde sıcaklık ve çözülmüş oksijen değişimi ; (a) C/N oranı 6, (b) C/N oranı 21, (c) C/N oranı 40

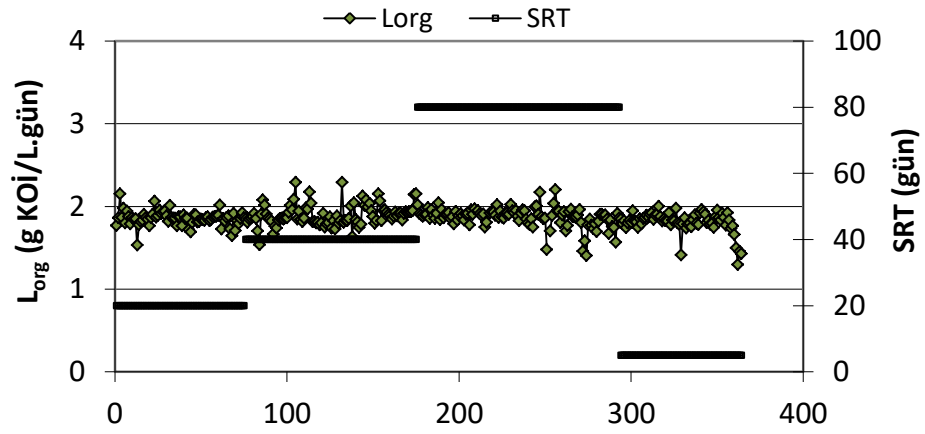


Şekil 4.3 C/N oranı 40 olan sentetik atıksu ile işletilen bMBR’de farklı çamur yaşlarında membran akı değerleri

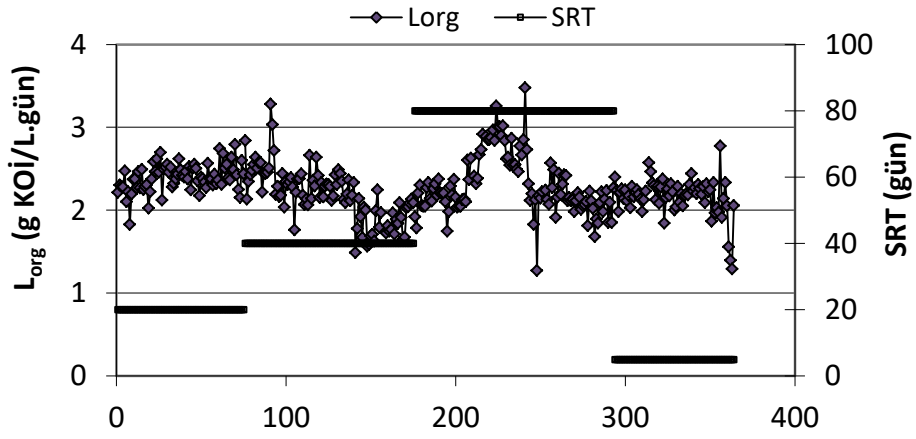


Şekil 4.4 C/N oranı 40 olan sentetik atıksu ile işletilen bMBR’de farklı çamur yaşlarında HRT değerleri

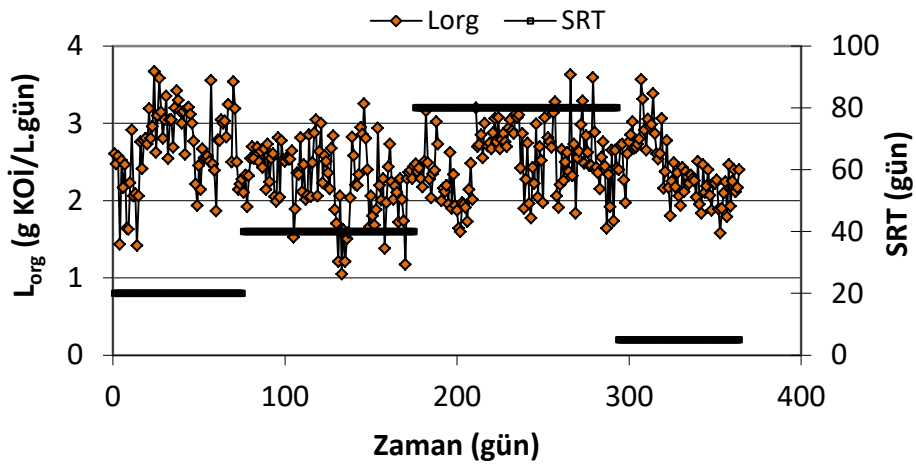
(a)



(b)

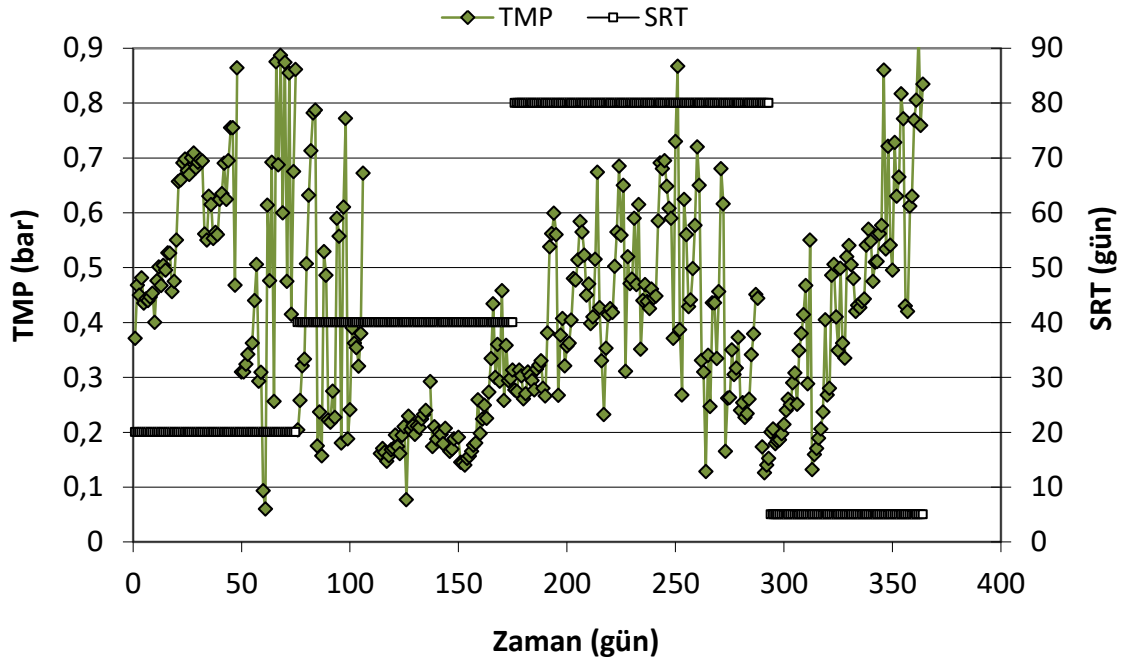


(c)

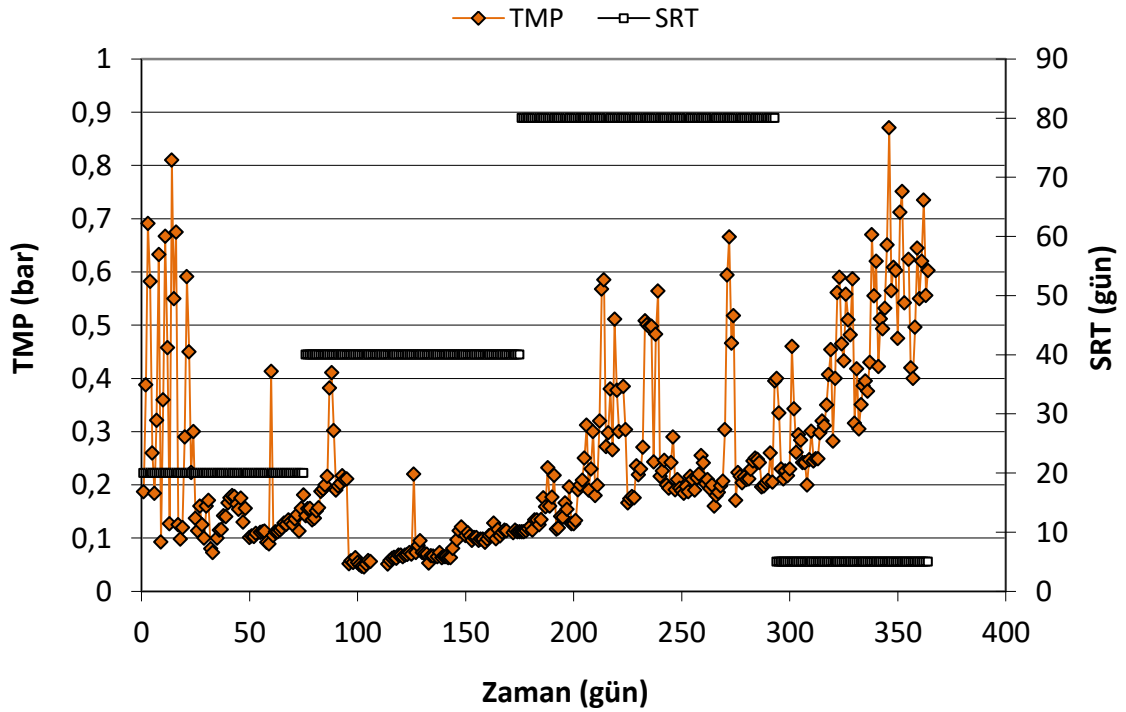
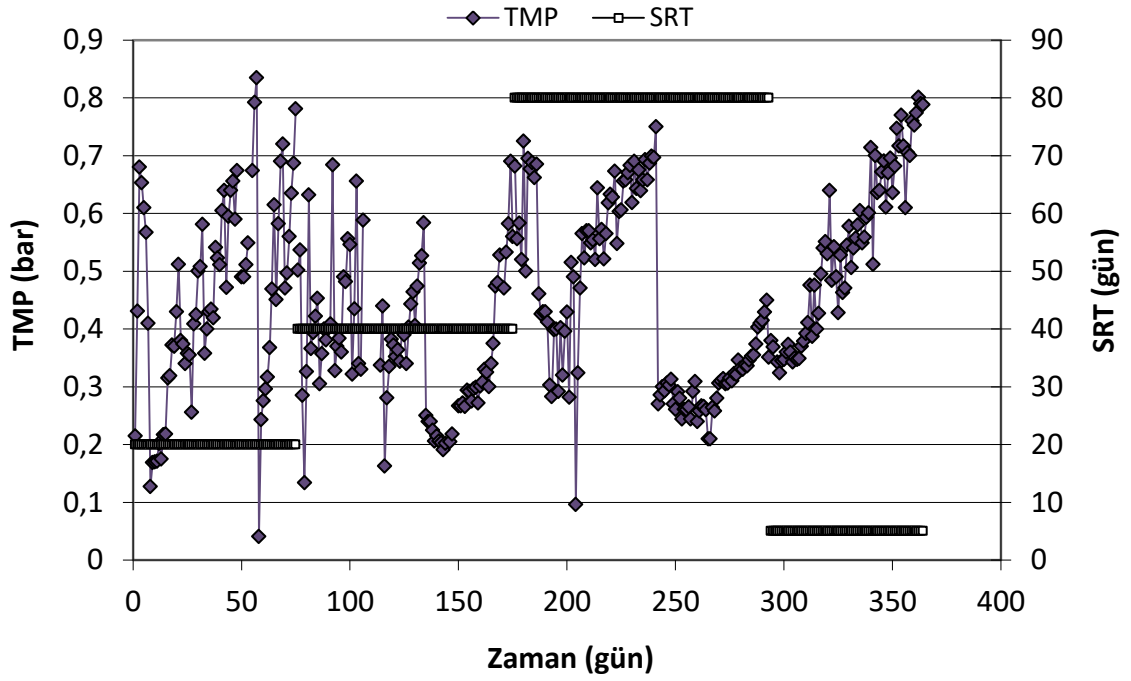


Şekil 4.5 Farklı C/N oranlarında sentetik atıksu ile işletilen bMBR'lerde tüm işletme boyunca organik yük değişimleri; (a) C/N oranı 6, (b) C/N oranı 21 ve (c) C/N oranı 40

bMBR'lerde dört farklı çamur yaşındaki TMP değişimlerine bakılacak olursa (Şekil 4.6, Şekil 4.7 ve Şekil 4.8) sentetik atıksu C/N oranı 6 olan bMBR'de SRT 20 günde hedeflenen akı değeri sağlanıyor olmasına rağmen TMP değerleri yüksek seyretmiştir. SRT 40 gün de ise TMP değerlerinin diğer tüm SRT değerlerine göre daha düşük ve stabil seyrettiği görülmektedir. Sentetik atıksu C/N oranı 21 ve 40 içinde benzer şekilde en düşük TMP değerleri SRT 40 gün çamur yaşındaki gözlenmiştir. Meng vd. [11] tarafından bildirildiği üzere SRT değeri membran tıkanmasında önemli bir işletme parametresidir ve aerobik MBR'ler için optimum SRT değeri 20 gün ile 40 arasındadır. Ancak optimum SRT değeri atıksu karakterizasyonuna ve çalışılan membran özelliklerine göre farklılık gösterebilir.

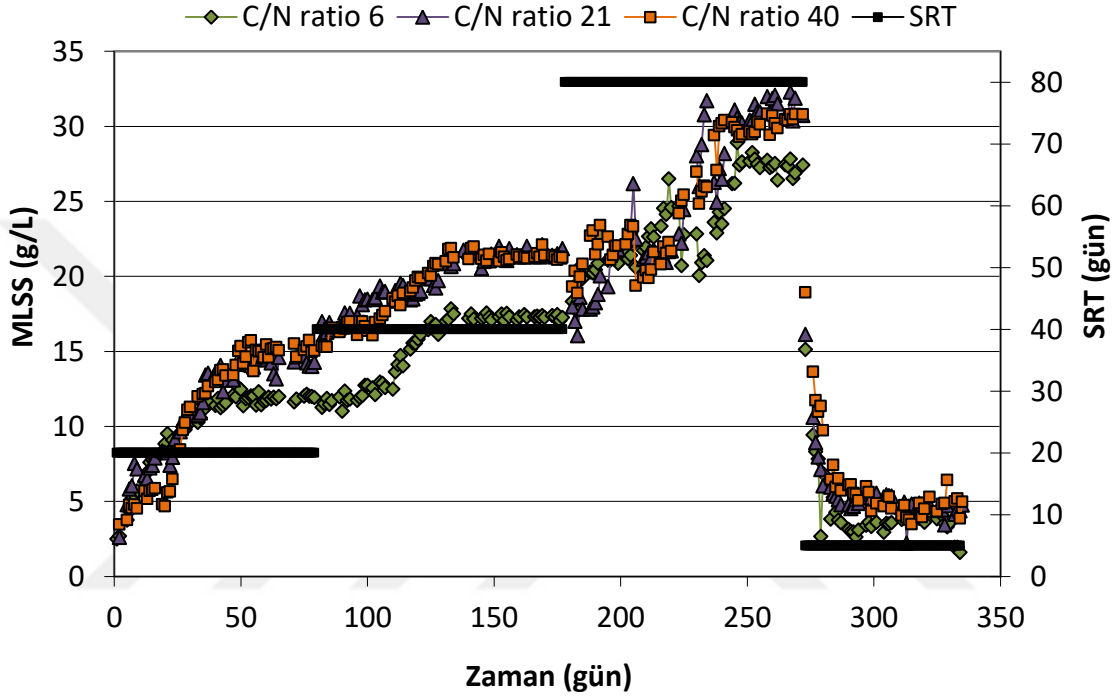


Şekil 4.6 C/N oranı 6 olan sentetik atıksu ile işletilen bMBR'de farklı çamur yaşlarında TMP değişimleri



4.1.1 Farklı C/N Oranlarında MLSS Konsantrasyonları ve Giderim Verimleri

Çalışmada üç farklı C/N oranına sahip sentetik atıksularla yapılan işletme çalışmalarında 4 farklı çamur yaşı uygulanması sonucunda elde edilen MLSS konsantrasyonlarındaki değişimler Şekil 4.9'da verilmiştir. bMBR'lerde her bir çamur yaşında kararlı hal şartlarındaki MLSS konsantrasyonları Çizelge 4.1'de verilmiştir.



Şekil 4.9 Farklı C/N oranlarında atıksu ile işletilen bMBR'lerde farklı çamur yaşlarında MLSS konsantrasyonları

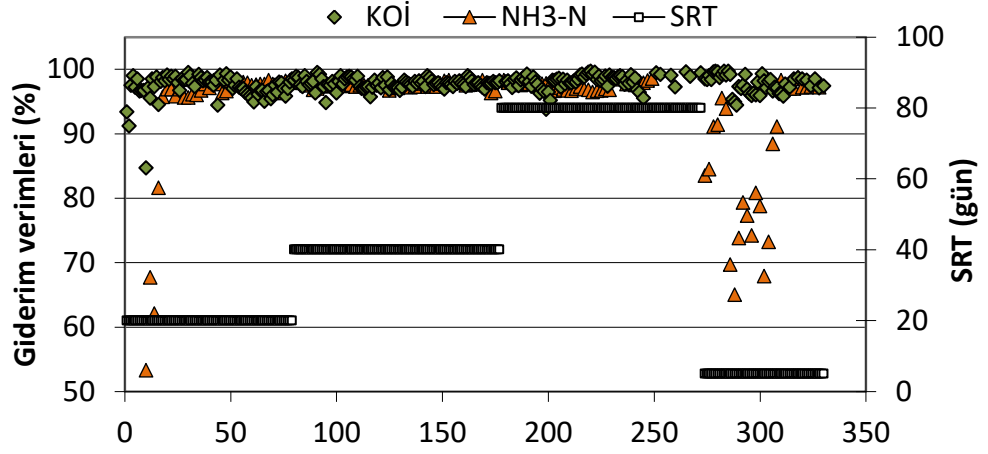
Çizelge 4.1 bMBR'lerde kararlı hal şartlarında ortalama MLSS konsantrasyonları

SRT (gün)	C/N 6	C/N 21	C/N 40
20	11925	14275	15040
40	17300	21400	21350
80	27600	30790	30215
5	3665	4800	4910

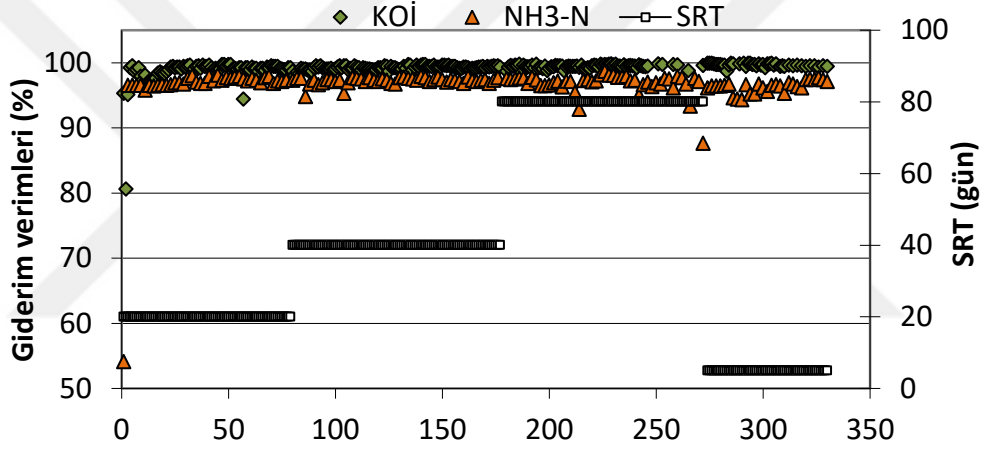
Dört farklı çamur yaşında her üç bMBR için KOİ ve NH₃-N giderim verimleri Şekil 4.10'da verilmiştir. Sentetik atıksularda azot kaynağı olarak NH₄Cl kullanıldığı için giderim verimlerinin takibinde NH₃-N analizleri yeterli görülmüştür. Çizelge 4.2'de her bir C/N oranında kararlı hal şartlarında reaktörlerdeki ortalama KOİ ve NH₃-N giderim

verimleri görülmektedir. Çalışmanın bu aşamasında sentetik atıksu ile reaktörler beslendiği için bütün reaktörlerdeki KOİ giderim verimleri %96'dan yüksek bulunmuştur. $\text{NH}_3\text{-N}$ giderim verimleri SRT 20, 40 ve 80 gün için %94'ün üzerinde bulunmuştur. SRT 5 gün işletme şartlarında beslemedeki C/N oranı 6 olan reaktör için $\text{NH}_3\text{-N}$ giderim verimi %86,9 bulunmuştur. Diğer yandan bMBR'lerde genellikle yüksek azot giderim verimlerine ulaşıldığı bilinmektedir. Bilindiği gibi yüksek SRT değerleri bu tür sistemlerde nitrifikasyon prosesinin gerçekleşmesine katkıda bulunmaktadır. Yavaş büyüyen mikroorganizmalar olan nitrifikasyon bakterileri amonyak azotunun nitrat azotuna dönüştürülmesini sağlarlar [12]. Diğer yandan MBR sistemlerinde TN giderim veriminin klasik sistemlere göre %30 daha fazla olduğu belirtilmiştir [261]. Bilindiği gibi tam havalandırmalı sistemlerde çok yüksek TN giderim verimleri beklenmemektedir. Ancak aktif çamur floklarının iç kesimlerinde oluşan anoksik bölgeler denitrifikasyon prosesinin gerçekleşmesine olanak sağlamaktadır [262].

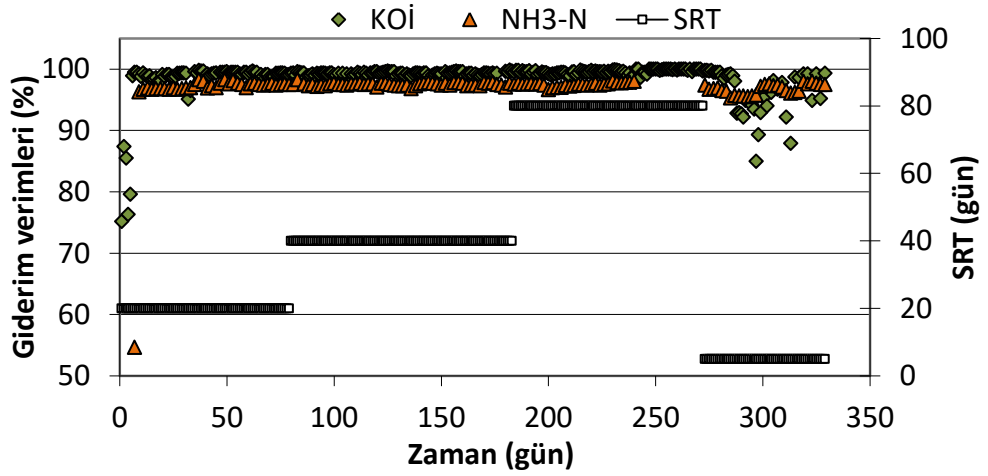
(a)



(b)



(c)



Şekil 4.10 Farklı C/N oranlarında sentetik atıksu ile işletilen bMBR'e ait KOİ ve NH₃-N giderim verimleri; (a) C/N oranı 6, (b) C/N oranı 21 ve (c) C/N oranı 40

Çizelge 4.2 Farklı C/N oranlarında ve farklı SRT'lerde KOİ ve NH₃-N giderim verimleri

SRT (gün)	Sentetik atıksu tipleri		
	C/N: 6/1	C/N: 21/1	C/N: 40/1
KOİ giderim verimi			
20	97,2	98,6	97,9
40	97,8	99,2	99,2
80	98,2	99,4	99,5
5	97,7	99,6	96,3
SRT (gün)	NH ₃ -N giderim verimi		
	C/N: 6/1	C/N: 21/1	C/N: 40/1
20	94,1	96,0	96,2
40	97,6	97,2	97,5
80	97,6	97,1	97,5
5	86,9	96,3	96,7

4.1.2 Membranın Akı Özelliklerinin Belirlenmesi

4.1.2.1 Kritik Akı Analizleri

Membran akısı MBR dizaynında ve uygulamalarında MBR filtrasyon özellikleri ve membran tıkanması ile yakından ilişkili olan anahtar bir parametredir. Değişik işletme parametreleri arasında membran akısının membran tıkanması üzerinde önemli etkilerinin olduğu belirtilmiştir [263], [264]. Avrupa'da büyük MBR tesisi uygulamalarında düz-levha membran modülü kullanılan sistemlerde kritik akı 14-48 L/m².sa (ortalama 32 L/m².sa) seçilirken, hollow fiber membran kullanılan sistemlerde bu değer 20-37 L/m².sa (ortalama 29 L/m².sa) alınmaktadır. Ancak her iki membran modüllü sistem için de net işletme akısı 20 L/m².sa seçilmektedir. Bu yüzden, akının belirlenmesinde genel eğilim işletme risklerini en aza indirebilmek için seçilen kritik akının daha da altında bir akı değeri ile çalışmaktır. Çünkü kritik akının daha da altındaki bir değerde tıkanma limitlidir [265].

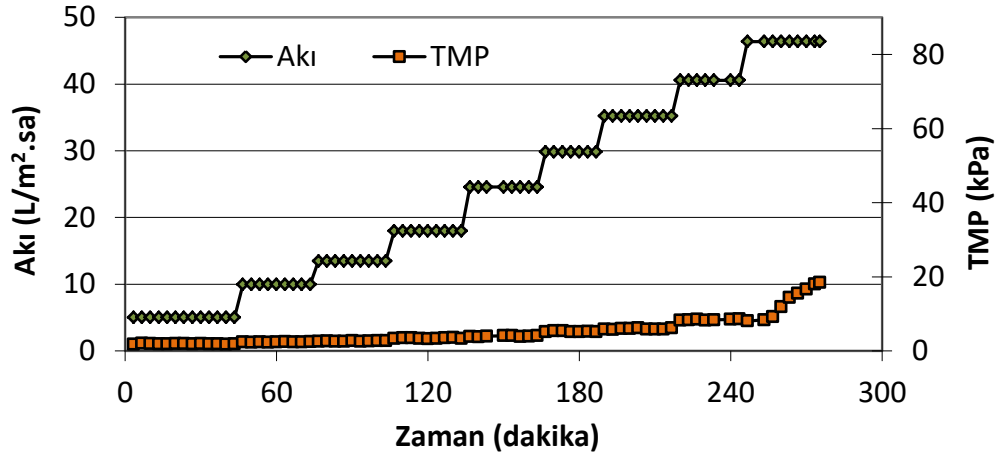
bMBR'lerde üç farklı C/N oranında tüm çamur yaşlarında kararlı hal şartlarına ulaşıldığında kritik akıyı belirleme çalışmaları yapılmıştır. Elde edilen akı-zaman ve TMP-TMP grafikleri tüm C/N oranlarında SRT 20 gün için Şekil 4.11'de, SRT 40 gün için Şekil 4.12'de, SRT 80 gün için Şekil 4.13'de ve SRT 5 gün için Şekil 4.14'de verilmiştir. Her bir adımda sabit akıda 30 dk boyunca düz-levha membran modülü ile yapılan filtrasyon çalışmasında TMP'de aşırı artışın olduğu akı değerinden daha düşük bir akı değeri kritik

akı olarak tespit edilmiştir. Farklı SRT'lerde elde edilen kritik akı değerleri Çizelge 4.3'de verilmiştir.

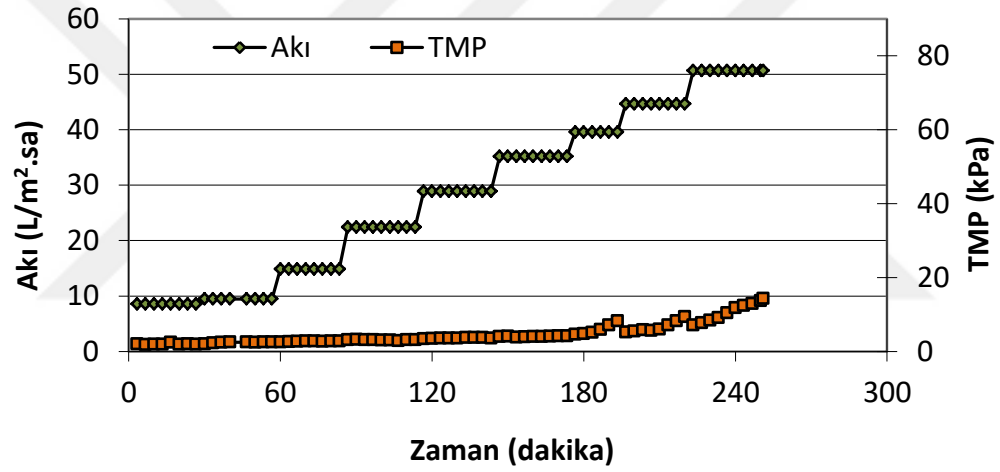
Çizelge 4.3'den görüldüğü gibi atıksuyun C/N oranının artması ile kritik akılarda düşüşler gözlenmiştir. Durmaz ve Sanin [8] tarafından C/N oranının aktif çamurun fiziksel ve kimyasal özelliklerine etkisinin araştırıldığı çalışmada atıksuyun C/N oranının 9'dan 21'e arttırılması ile filtrasyonun kısmen iyileştiğini belirtmişlerdir. Ancak C/N oranının 21'den 43'e arttırılması ile filtrasyonun azaldığını belirtmişlerdir. Düşük C/N oranında çamurun iğne uçlu floklara sahip olduğunu ve flokların daha küçük formda olduğunu belirtmişlerdir. Yüksek C/N oranında ise üretilen toplam EPS miktarının arttığı belirtilmiştir. Bu çalışmada ise kullanılan sentetik atıksuyun özelliklerine göre en yüksek kritik akı C/N oranı 6 olan reaktörde bulunmuştur. C/N oranı 21 olan bMBR'ye ait kritik akı ise C/N oranı 6 olan reaktöre yakın bulunmuştur. En düşük kritik akılar C/N oranı 40 olan bMBR'de elde edilmiştir.

bMBR'lerdeki farklı SRT değerlerinin membran kritik akısına olan etkilerine bakıldığında, SRT 20 günden 40 güne arttırıldığında C/N oranı 6 ve 21 olan sentetik atıksu ile beslenen bMBR'lerde tespit edilen kritik akının arttığı Çizelge 4.3'den görülmektedir. Diğer yandan C/N oranı 40 olan sentetik atıksuda kritik akıların çok fazla değişmediği görülmektedir. SRT 20, 40 ve 80 günde diğer C/N oranlarına göre C/N oranı 40 olan reaktörde kritik akılar %58 ile %62 daha düşük bulunmuştur. SRT 80 gün çalışmasının hemen ardından bMBR'lerde günlük atılan çamur hacmi arttırılarak SRT 5 gün çalışmasına geçildiğinde kritik akı değerlerinde her üç C/N oranında da ciddi düşüşler olduğu gözlenmiştir.

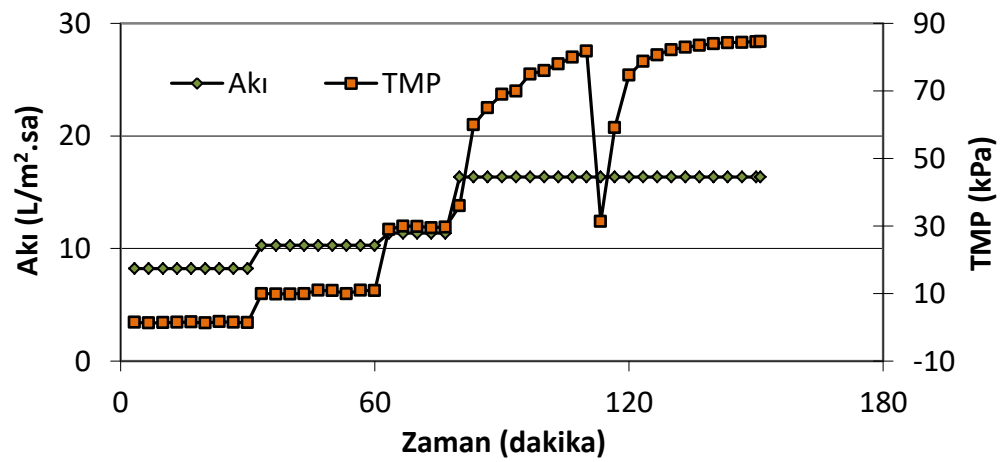
(a)



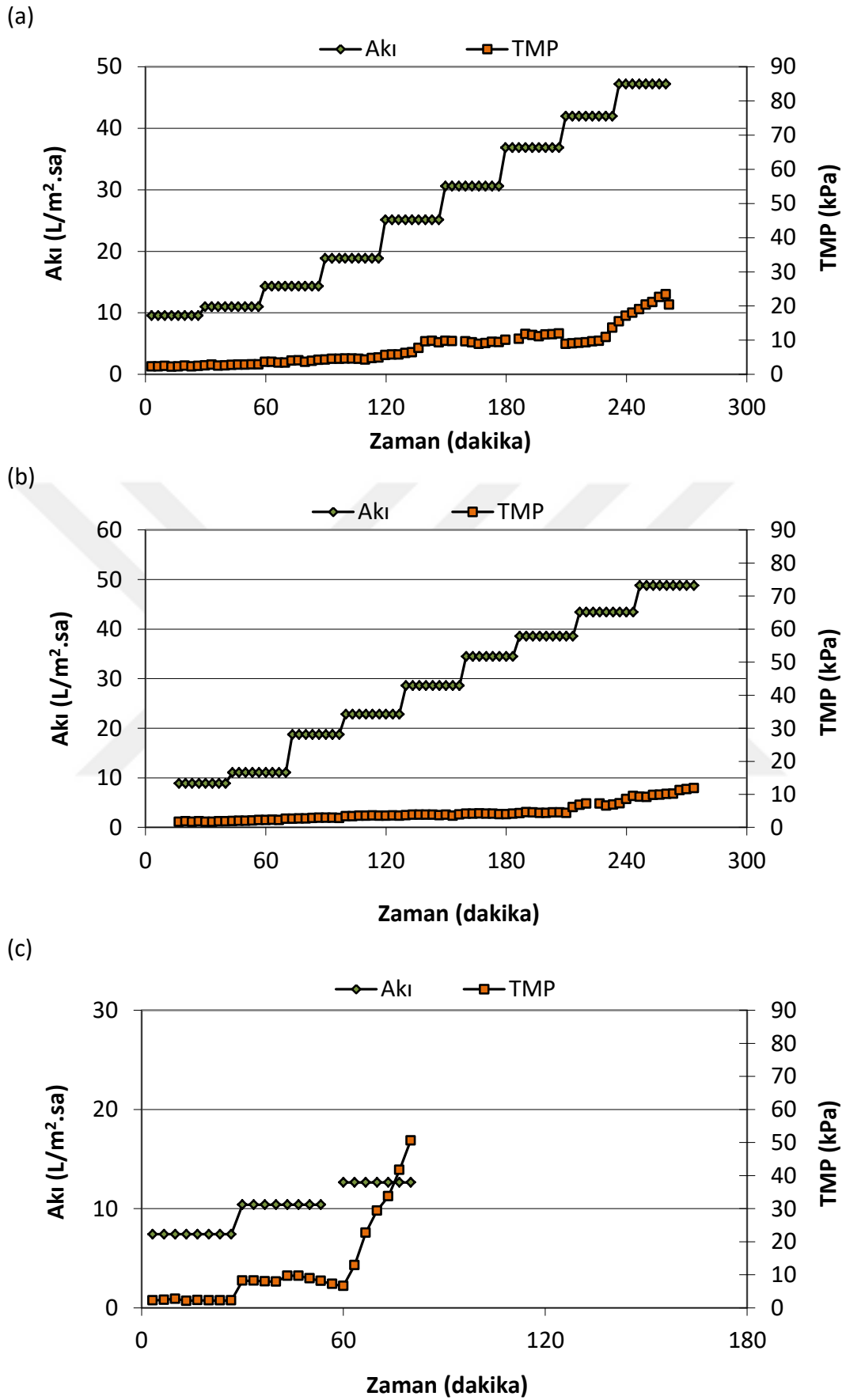
(b)



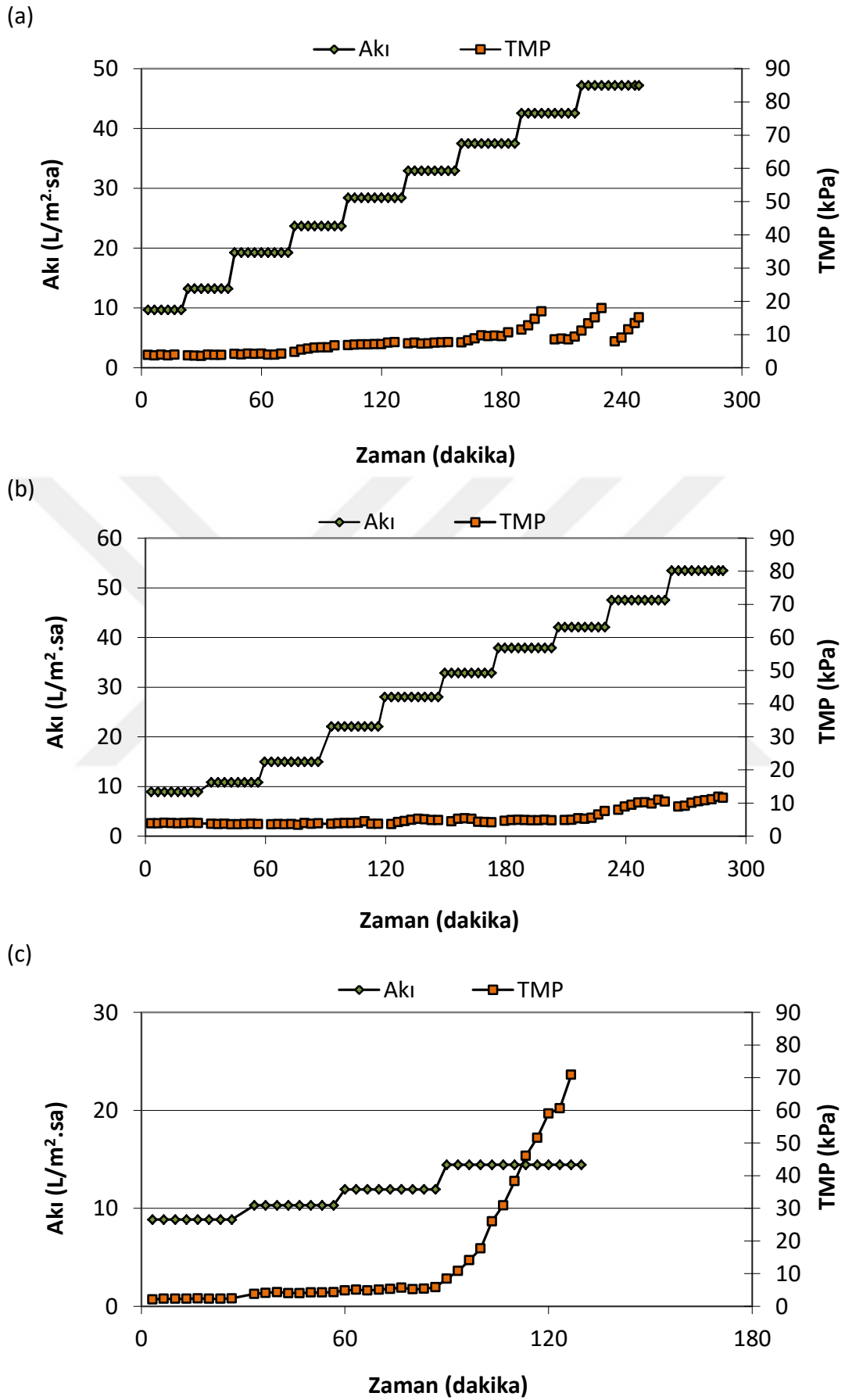
(c)



Şekil 4.11 SRT 20 gün kritik akı belirleme çalışmaları ; (a) C/N: 6, (b) C/N:21, (c) C/N:40

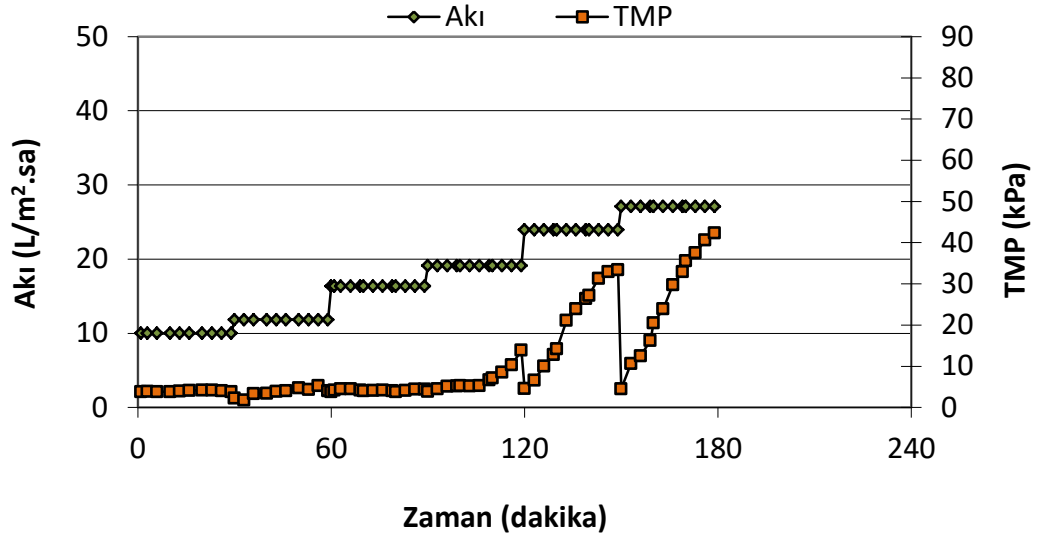


Şekil 4.12 SRT 40 gün kritik akı belirleme çalışmaları ; (a) C/N: 6, (b) C/N:21, (c) C/N:40

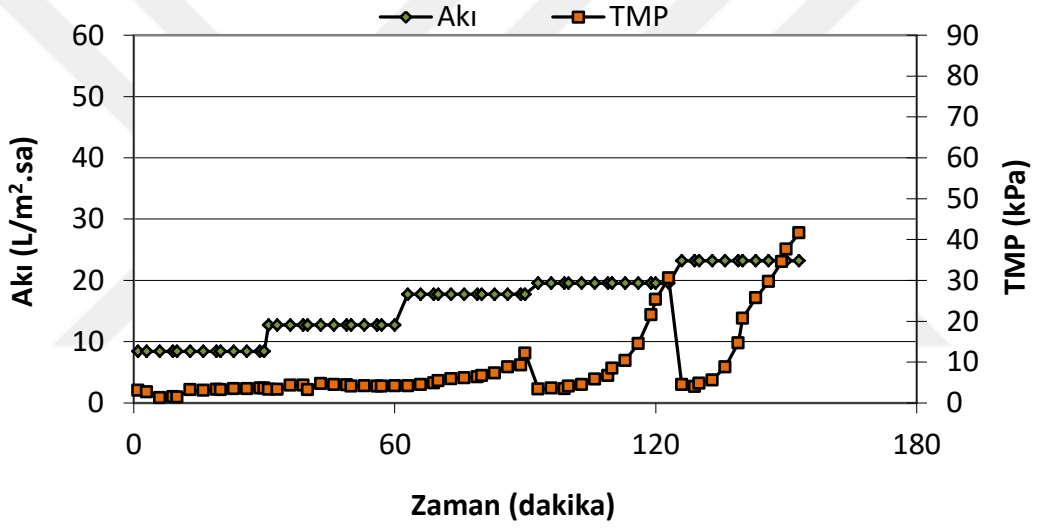


Şekil 4.13 SRT 80 gün kritik akı belirleme çalışmaları ; (a) C/N: 6, (b) C/N:21, (c) C/N:40

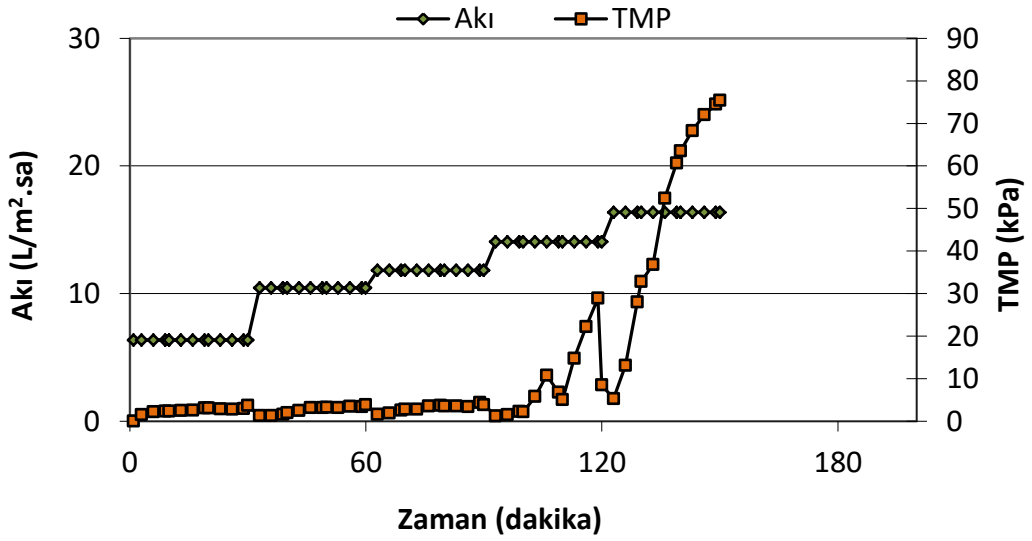
(a)



(b)



(c)



Şekil 4.14 SRT 5 gün kritik akı belirleme çalışmaları ; (a) C/N: 6, (b) C/N:21, (c) C/N:40

Wang vd. [264] tarafından yapılan çalışmada tespit edilen kritik akı $45 \text{ L/m}^2\cdot\text{sa}$ iken farklı işletme akılarında bMBR'deki TMP değişimleri incelenmiştir. Kritik akının daha üstündeki bir işletme akısında 7 gün gibi kısa bir sürede seçilen referans TMP değerine ulaşılırken, kritik akının %44 daha altında bir akı değerinde 113 günde referans TMP değerine ulaşılmıştır. Kritik akının %61 daha altında bir işletme akısında ise referans TMP değerine 206 günlük işletme sonunda ulaşılmıştır. Bu sonuçlardan da anlaşılabacağı üzere kritik akı bMBR'lerde oldukça önemli bir parametredir. Kritik akı ile işletme akısı arasındaki bu farklılığın ana nedeni olarak bMBR'lerde kritik akının kısa süreli filtrasyon ile (adım metodu ile) tespit ediliyor olması söylenebilir. Wu vd. [246] tarafından yapılan diğer bir çalışmada evsel atıksu arıtımının yapıldığı MBR tesisinden alınan evsel atıksu ile üç farklı membran tipinde kritik akı belirleme çalışmaları yapılmıştır. Çalışmada belirtildiği üzere farklı gözenek boyutlarında ve farklı materyallerde membranlar kullanıldığında kritik akı değerlerinin önemli derecede farklılıklar gösterdiği gözlenmiştir. $4,5 \text{ mg/L}$ MLSS konsantrasyonunda yapılan filtrasyon çalışmasında en yüksek kritik akı değerine en küçük gözenek boyutlu PES malzemeden yapılmış membranda ($0,2 \mu\text{m}$) ulaşılırken ($41,5 \text{ L/m}^2\cdot\text{sa}$), PP malzemeden yapılmış membranda ($0,4 \mu\text{m}$) en düşük kritik akı değeri ($17,5 \text{ L/m}^2\cdot\text{sa}$) elde edilmiştir. Kritik akı üzerine havalandırma yoğunluğunun etkisine bakıldığında havalandırma yoğunluğu $0,5 \text{ m}^3/\text{sa}'\text{den}$ $2,5 \text{ m}^3/\text{sa}$ değerine arttırıldığında kritik akı değerlerinin yaklaşık $10 \text{ L/m}^2\cdot\text{sa}$ değeri kadar arttığı gözlenmiştir. Ayrıca yüksek MLSS değerlerinde bile ($12,4\text{-}22,6 \text{ mg/L}$ MLSS) havalandırma yoğunluğunun arttırılması ile kritik akı değerlerinde ciddi anlamda iyileşmeler olduğu belirtilmiştir. Yine aynı çalışmada süzüntü çözünmüş KOİ değerinin de kritik akı üzerinde etkili olan diğer bir parametre olduğu belirtilmiştir. Süzüntü akımının KOİ değeri $30 \text{ mg/L}'\text{den}$ 150 mg/L değerine arttığında kritik akı değerinin %27 azaldığı gözlenmiştir. MLSS konsantrasyonunun kritik akı üzerine etkisinin araştırıldığı bir diğer çalışmada ise SRT artışının kullanılan membran materyalinden bağımsız bir şekilde membran akılarını arttırdığı bildirilmiştir [80]. Bu tez çalışmasında elde edilen kritik akı değerleri C/N oranı 6 ve 21 için Wu vd. [246] tarafından yapılan çalışmaya benzer bulunurken, C/N oranı 40 olan reaktörde daha düşük akılar elde edilmesinin nedeni olarak bMBR'de üretilen EPS ve SMP konsantrasyonlarının etkili olduğu düşünülmektedir.

Çizelge 4.3 Farklı C/N oranlarında ve farklı SRT’lerde yapılan kritik akı çalışmalarına göre belirlenen akı değerleri (L/m².sa)

C/N oranı	SRT 20 gün	SRT 40 gün	SRT 80 gün	SRT 5 gün
6	41,0	42,0	37,5	20,0
21	35,0	38,5	38,0	15,0
40	11,5	10,5	12,0	12,9

4.1.2.2 Membran Tıkanma Oranının Belirlenmesi

Farklı çamur yaşlarında ve farklı C/N oranlarında sentetik atıksularla yürütülen bMBR çalışmalarında 0,044 m² alana sahip 0,2 µm gözenek boyutunda flat-sheet membran modülü ile sabit akıda (10 L/m².sa) 30 dakika boyunca filtrasyon çalışması yapılarak filtrasyon başlangıcında ve 30 dakikalık filtrasyon sonunda TMP değerleri izlenmiş ve membran tıkanma oranları (MFR) tespit edilmiştir. Çizelge 4.4’de her bir C/N oranı ve SRT’deki membran tıkanma oranları görülmektedir.

Çizelge 4.4 Farklı C/N oranları ve farklı SRT’lerde membran tıkanma oranları

C/N oranı	Membran tıkanma oranları (10 ¹² m-1.sa-1)			
	SRT 20	SRT 40	SRT 80	SRT 5
6	0,20	0,07	0,07	0,29
21	0,45	0,38	0,37	0,43
40	1,04	0,63	0,48	1,79

bMBR’lerde genellikle düşük membran kirlenme oranları yüksek SRT’lerde gözlenmektedir [6]. Ayrıca son zamanlarda yapılan bir derleme çalışmasında, MBR sistemlerinde membran tıkanmasında en önemli faktörün SRT olduğu belirtilmiştir [27]. Lee vd. [7] ise artan SRT ile membran tıkanma oranının da arttığını belirtmişlerdir. Bu çalışmada Çizelge 4.4’den görüldüğü gibi SRT’nin 20 günden 40 güne arttırılması sonucunda tüm C/N oranlarında MFR değerlerinde azalmalar gözlenmiştir. SRT 40 günden 80 güne geçiş yapıldığında kararlı hal şartlarında C/N oranı 6 için MFR değeri değişmezken, C/N oranı 21 için MFR değeri çok az azalmıştır. C/N oranı 40 olan bMBR’de ise MFR’de daha fazla azalma olduğu gözlenmiştir. SRT 80 gün sonrası SRT 5 gün çalışmasına geçildiğinde ise MFR değerlerinin arttığı Çizelge 4.4’den görülmektedir. Bu artışın nedeni olarak bir önceki SRT değerinde membran yüzeyinde biriken

kirleticiler olabilir. Literatüre bakıldığında bazı çalışmalarda artan SRT ile membrandaki tıkanma eğiliminin azaldığı belirtilirken [94], [60], [5] bazı çalışmalarda ise tam tersine tıkanma eğiliminin arttığı sonucuna varılmıştır [7], [266]. Dolayısıyla bMBR sistemlerinde membrandaki tıkanma eğilimini en aza indirmek için optimum SRT'yi belirlemek gerekmektedir. MLSS artışı ile MFR değerinin azalması durumu Yurtsever vd. [267] tarafından yapılan çalışmada da gözlenmiş olup, MLSS'in 2 g/L'den 6 g/L'ye artması ile tıkanma hızında azalma söz konusu olmuştur.

4.1.3 Aktif Çamurun EPS ve SMP Konsantrasyonlarının Değişimi

Sentetik atıksular ile işletilen bMBR'lerde 3 farklı C/N oranında 4 farklı çamur yaşımda kararlı hal şartlarında elde edilen bağlı EPS ve çözünmüş EPS (SMP) değerleri Şekil 4.15 ve Şekil 4.16'da verilmiştir. Bağlı EPS'nin karbonhidrat (EPS_c) değerlerine bakıldığında besleme atıksuyunun C/N oranının artması ile birlikte EPS_c değerlerinin arttığı görülmektedir. Bu durumun tam tersi olarak atıksuyun C/N oranında artış ile birlikte EPS'nin protein (EPS_p) fraksiyonunda azalmalar olduğu gözlenmiştir. SMP konsantrasyonlarına bakıldığında ise net bir trend olmadığı görülmekle birlikte yine C/N oranı artışı ile birlikte SMP_c artarken SMP_p azalmıştır. Durmaz ve Sanin [8] tarafından aktif çamurun fiziksel ve kimyasal özelliklerine C/N oranının etkilerinin araştırıldığı çalışmada da C/N oranının artışı ile birlikte aktif çamurdan ekstrakte edilen toplam EPS miktarının arttığı bildirilmiştir. Ayrıca C/N oranının artışı ile birlikte EPS'nin protein kısmının azaldığı karbonhidrat kısmının ise arttığı bildirilmiştir. Hao vd. [81] tarafından yapılan bir çalışmada ise besleme atıksuyunun $KOİ/N$ oranı 20, 40 ve 55 olarak değiştirilmiş ve bMBR'de arıtımı araştırılmıştır. Araştırmada atıksu $KOİ/N$ oranı arttırıldığında protein konsantrasyonları beklendiği üzere azalırken karbonhidrat konsantrasyonlarında artış gözlenmiştir. Ancak $KOİ/N$ oranı 20 olan bMBR'de toplam EPS'nin %85'ini protein oluştururken, $KOİ/N$ oranı arttırıldıkça EPS_t 'nin protein içeriği %46'lara kadar düşmüştür. Bu çalışmadaki EPS_t konsantrasyonlarına bakıldığında besleme atıksuyunun C/N oranının artışı ile birlikte EPS_t konsantrasyonunda artış gözlenmiştir (Çizelge 4.5). Benzer sonuçlar diğer araştırmacılar tarafından da elde edilmiştir [126], [127], [128].

SRT değişiminin etkisine bakıldığında ise, SRT değeri 20 günden 80 güne arttırıldığında C/N oranı 21 ve 40 için EPS_c değeri azalmıştır. C/N oranı 6 için ise SRT 20 günden 40 güne attırıldığında EPS_c konsantrasyonu çok az bir artış gösterirken, SRT 40 günden 80 güne arttırıldığında EPS_c değeri azalmıştır. Beklendiği üzere en yüksek karbonhidrat fraksiyonu en yüksek C/N oranında gözlenmiştir. En yüksek bağlı EPS_c değerleri üç farklı C/N oranı için de SRT 5 gün şartlarında elde edilmiştir. bMBR'lerdeki EPS_p konsantrasyonlarına bakıldığında ise, SRT'nin artışı ile birlikte C/N oranı 6 olan reaktörde EPS_p değerleri azalırken, SRT'nin 80 günden 5 güne indirilmesi ile birlikte EPS_p değerinin arttığı gözlenmiştir. C/N oranı 21 olan bMBR'de ise EPS_p değeri önce bir miktar azalırken, SRT 80 gün şartlarına geçildiğinde artış göstermiştir. C/N oranı 40 için ise SRT artışı ile birlikte EPS_p konsantrasyonları azalmıştır. SRT ile EPS formu arasındaki ilişki son zamanlarda araştırmacılar tarafından incelenmektedir. Bazı araştırmacılar artan SRT ile EPS konsantrasyonunun arttığını bildirmişlerdir [59], [80], [268]. Ancak bazı araştırmacılar da bunun tam tersi bir eğilim gösterdiğini [269] ya da belirgin bir değişimin gözlenmediğini [7], [270] belirtmişlerdir. EPS_t değişimine bakıldığında SRT artışı ile birlikte tüm C/N oranlarında net bir yargıya varılamamasına rağmen EPS_t konsantrasyonlarının azaldığı söylenebilir (Çizelge 4.5). Farklı SRT'lerde ekstrakte edilen SMP konsantrasyonlarında SRT değerinin artışı ile birlikte SMP_t konsantrasyonlarının azaldığı söylenebilir. Cho vd., [268] tarafından yapılan bir çalışmada SRT 8, 20 ve 40 gün için MBR işletme çalışmaları yapılmıştır. İşletme çalışmalarının 40. güne kadar bağlı EPS konsantrasyonlarında herhangi bir değişiklik gözlenmemiştir. Ancak 40. günden sonra bağlı EPS miktarlarında değişiklikler gözlenmiştir ve 80. günde SRT 80, 20 ve 8 günde bağlı EPS konsantrasyonları sırasıyla 26,33 mg/g MLSS, 40,90 mg/g MLSS ve 82,59 mg/g MLSS olarak elde edilmiştir. Bu tez çalışmasında da benzer şekilde EPS konsantrasyonları çamur yaşının artışı ile azalmıştır.

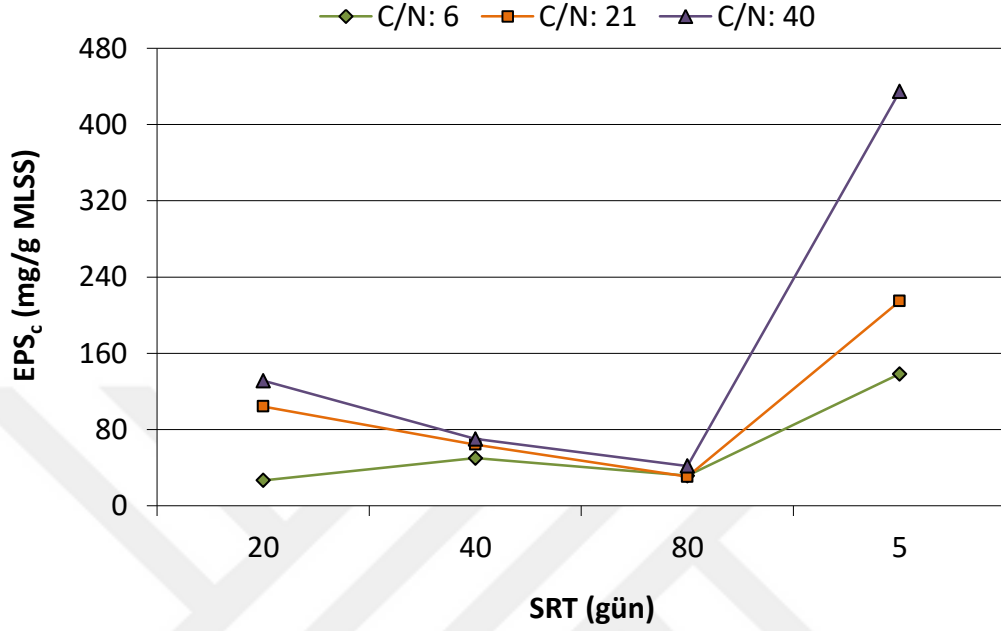
Çizelge 4.5 Farklı C/N oranlarına ait kararlı halde EPS_t ve SMP_t konsantrasyonları

C/N oranı	SRT	EPS_t (mg/gMLSS)	SMP_t Süpernatant (mg/L)	SMP_t Süzüntü (mg/L)
6	20	39,70	63,10	10,65
	40	64,85	62,10	19,23
	80	38,77	61,80	7,6
	5	164,71	92,60	23,6
21	20	111,49	96,30	14,85
	40	68,76	31,60	20,00
	80	37,66	30,12	8,70
	5	221,62	133,05	15,58
40	20	136,21	211,40	29,80
	40	73,58	72,20	18,60
	80	43,87	267,30	53,50
	5	439,48	584,50	82,00

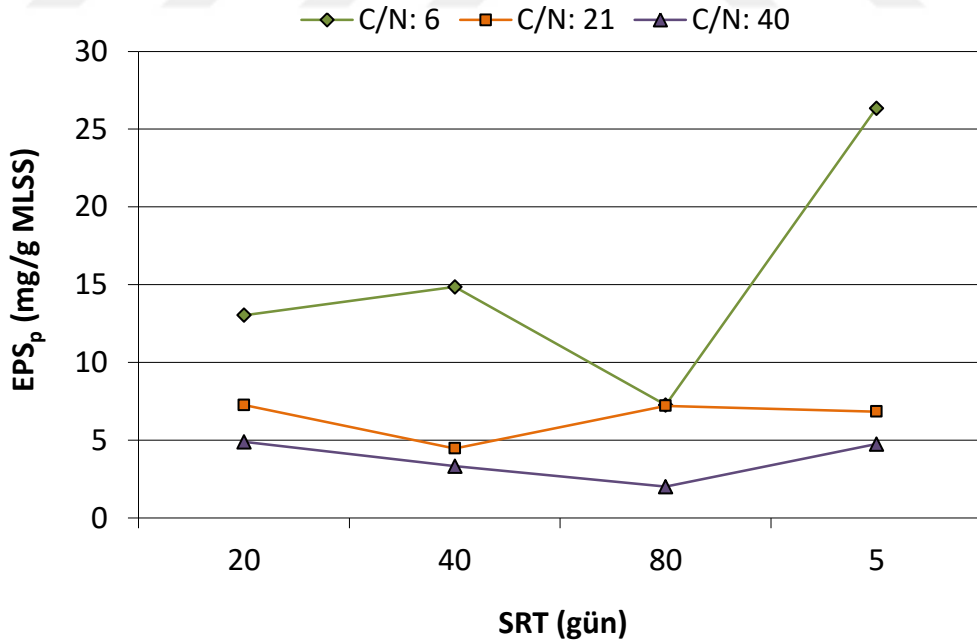
Süpernatant ve süzüntüdeki SMP konsantrasyonlarına bakıldığında ise, süpernatantdaki SMP konsantrasyonları süzüntüdekinden daha yüksek bulunmuştur (Şekil 4.16 ve Şekil 4.17). Membrandaki SMP_c rejeksiyonları ise C/N oranı 6 olan bMBR'de %74 ile %92 arasında değişmiştir ve en yüksek SMP_c rejeksiyonu SRT 80 günde olurken, en düşük SMP_c rejeksiyonu SRT 40 günde olmuştur. C/N oranı 6'da SMP_p rejeksiyonları ise %58 ile %75 arasında değişmiştir. C/N oranı 21 olan bMBR'de SMP_c rejeksiyonları %77 ile %92 arasında gerçekleşirken, SMP_p rejeksiyonları ise %27 ile %73 arasında olmuştur. Son olarak C/N oranı 40 olan reaktörde tüm SRT'lerde SMP_c rejeksiyonları %79 ile %91 arasında olurken, SMP_p rejeksiyonları %0 ile %84 arasında gerçekleşmiştir. SRT 20 günde SMP_p rejeksiyonu %0 çıkmıştır ve süpernatant ve süzüntüdeki konsantrasyon 12,7 mg/L bulunmuştur. SMP_c ve SMP_p rejeksiyonlarının farklı çıkması protein ve karbonhidrat moleküllerinin membrandan geçiş hızlarının farklı olmasından kaynaklanmaktadır [60]. Bu sonuçlardan görüldüğü üzere, membrandan karbonhidratların geçiş hızı daha yüksek bulunurken, protein molekülleri membrandan daha yavaş geçmiştir ve rejeksiyon oranları daha düşük bulunmuştur. Ouyang ve Liu [2] ise yaptıkları MBR çalışması ile sistemden çıkan süzüntü ile reaktör içerisinden alınan numunelerde yapılan analiz sonuçlarına göre SMP

konsantrasyonunun süpernatantta çıkıştakine kıyasla daha fazla olduğunu bildirmiştir. Bu da membran üzerinde SMP'nin biriktiğini göstermektedir.

(a)

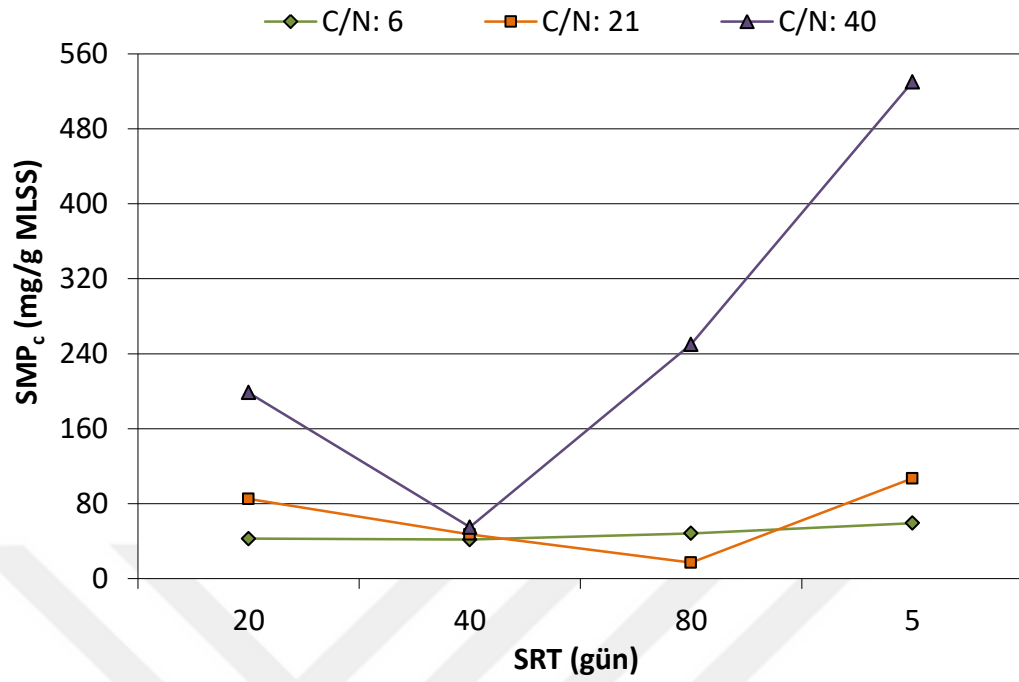


(b)

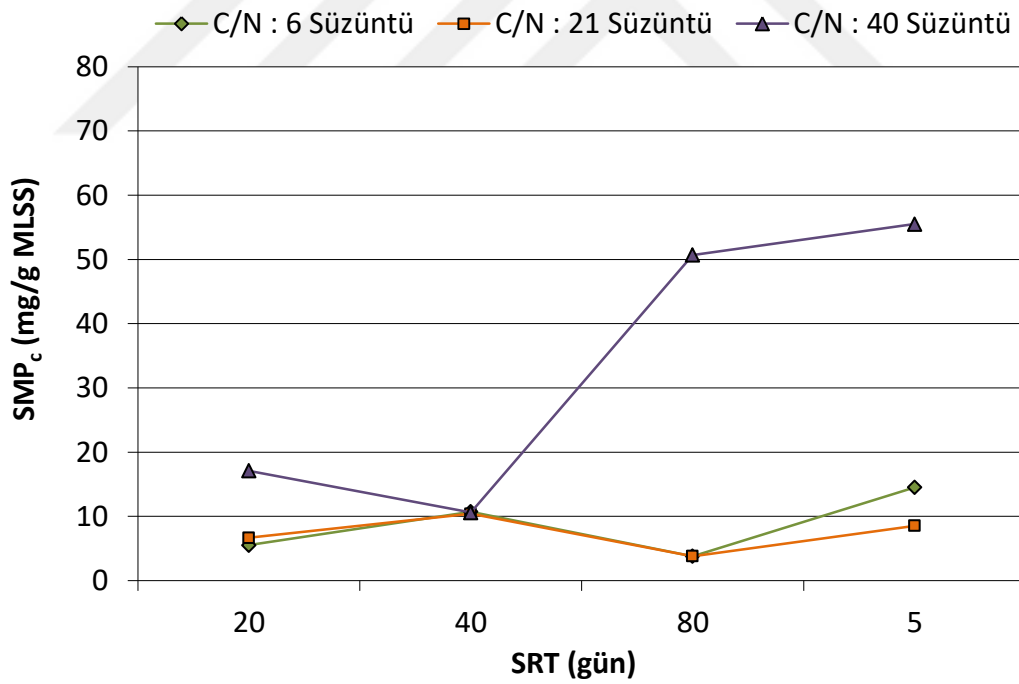


Şekil 4.15 Farklı C/N oranlarında EPS_c (a) ve EPS_p (b) konsantrasyonları

(a)

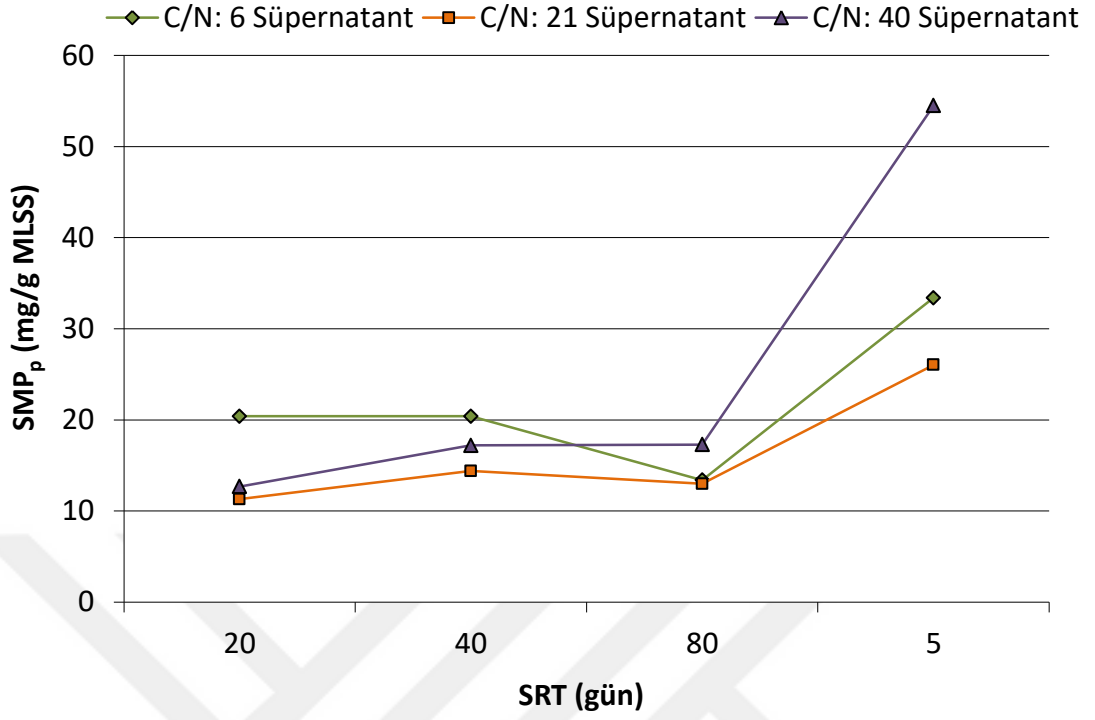


(b)

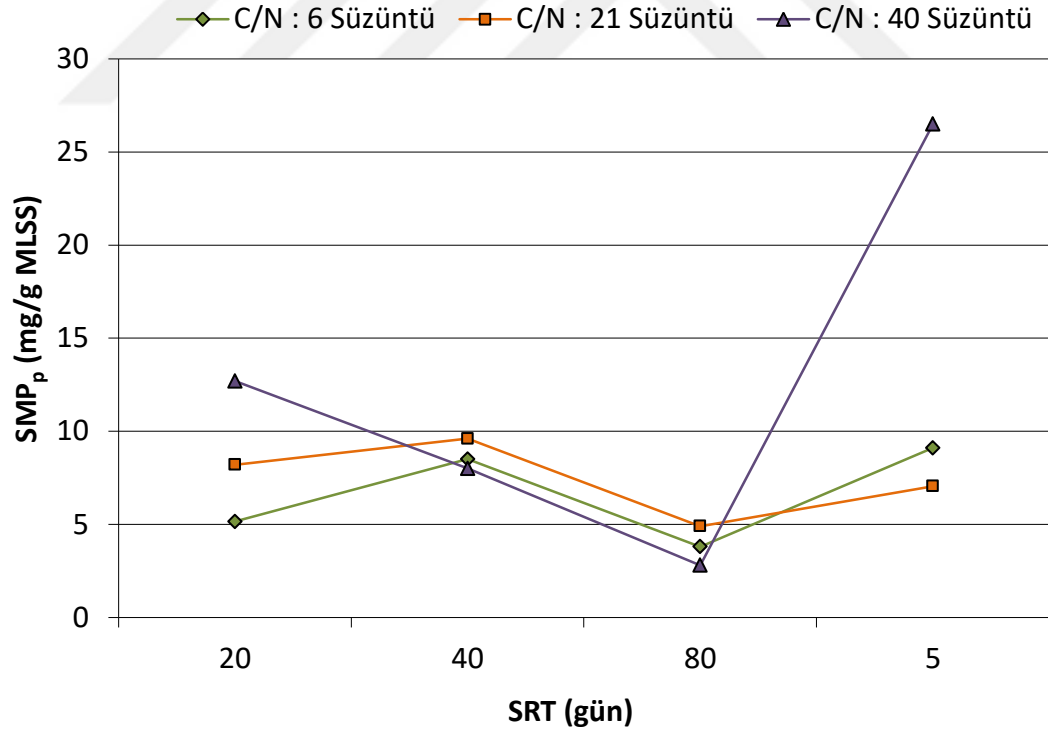


Şekil 4.16 Farklı C/N oranlarında süpernatant (a) ve süzöntüdeki (b) SMP_c konsantrasyonları

(a)

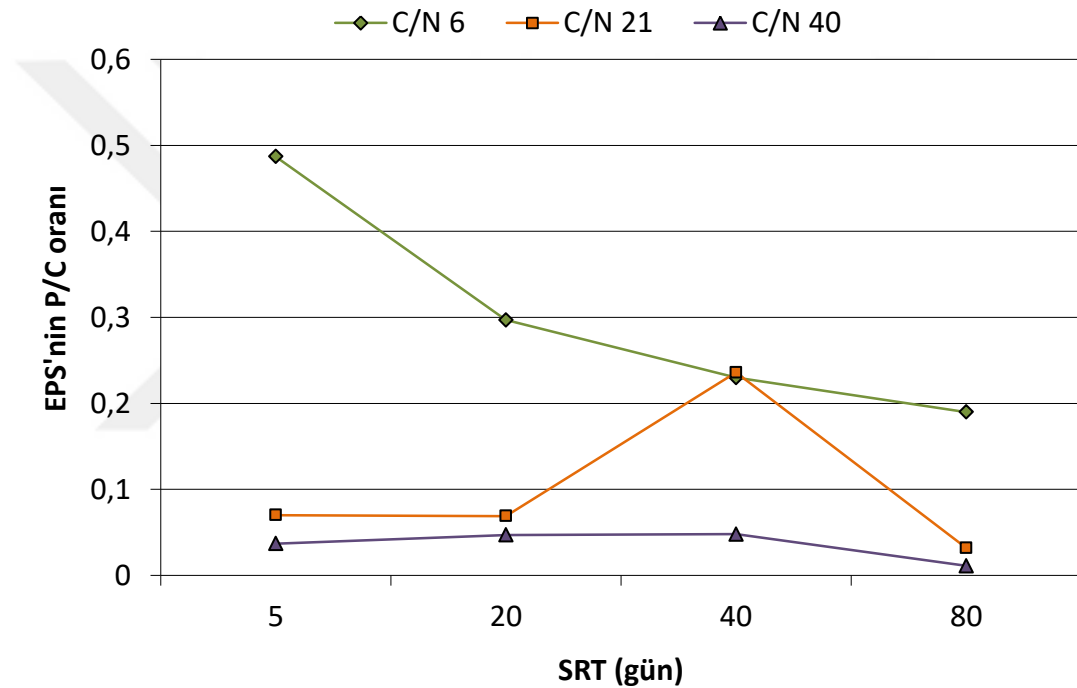


(b)



Şekil 4.17 Farklı C/N oranlarında süpernatant (a) ve süzöntüdeki (b) SMP_p konsantrasyonları

EPS ve SMP bileşenlerinin protein/karbonhidrat (P/C) oranları Şekil 4.18’de görülmektedir. Beklendiği üzere C/N oranı 6 olan bMBR’de EPS’nin P/C oranları en yüksek bulunmuştur. Durmaz ve Sanin [8] yaptıkları çalışmada beslemedeki C/N oranı düşük olduğunda (yani karbon limitli olduğunda) atıksuda bulunan fazla azotun mikroorganizmalar tarafından protein sentezinde kullanıldığını belirtmişlerdir. Aynı şekilde azot-limitli olduğu şartlarda (yani yüksek C/N oranlarına) fazla karbonun karbonhidrata dönüştürüldüğü ve EPS’nin karbonhidrat bileşeninin arttığı belirtilmiştir. Benzer şekilde Hao vd. [81] de besleme atıksuyunun C/N oranı arttıkça EPS’nin P/C oranının azaldığını gözlemlemişlerdir.

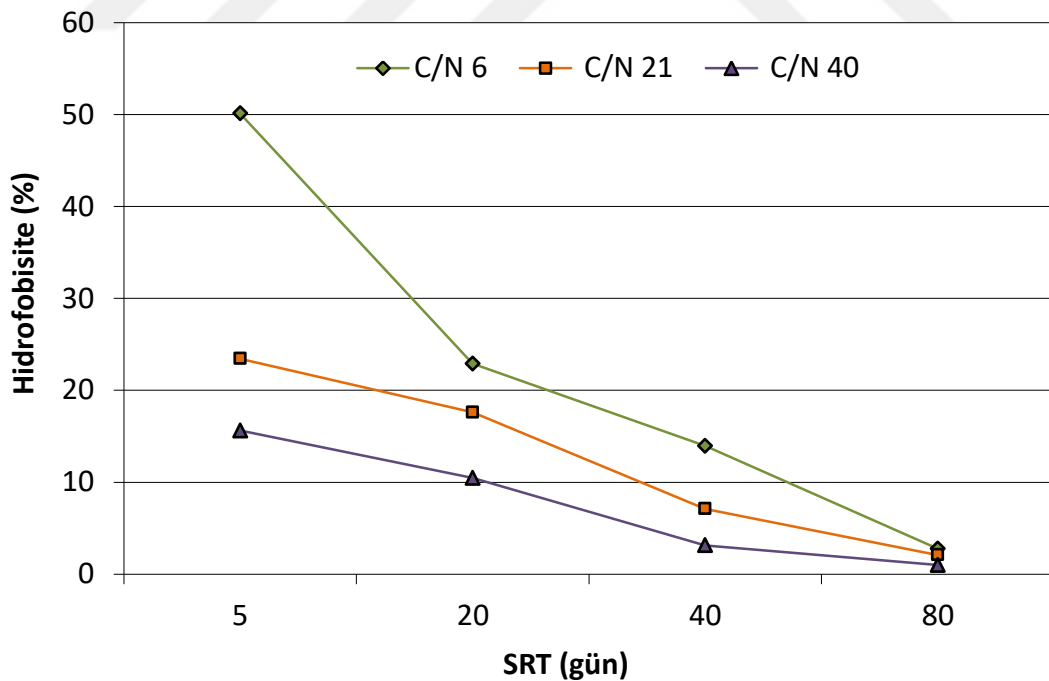


Şekil 4.18 Farklı C/N oranlarında ve farklı SRT’lerde EPS’nin P/C oranı

4.1.4 Aktif Çamur Göreceli Hidrofobisite Değerlerinin Değişimi

Farklı C/N oranlarında ve farklı SRT’lerde aktif çamur hidrofobisite değerleri Şekil 4.19’da görülmektedir. C/N oranı 6 olan atıksu ile beslenen bMBR için aktif çamur en yüksek göreceli hidrofobisiteye sahip bulunurken en düşük hidrofobisite ise C/N oranı 40 olan bMBR’deki aktif çamurda elde edilmiştir. Besleme atıksuyunun C/N oranı arttıkça aktif çamurun göreceli hidrofobisite değerinin azaldığı diğer çalışmalarda da doğrulanmıştır [8], [9]. Karbon bileşeninin sınırlı olduğu ve azot bileşeninin mikroorganizmaların ihtiyaç duyduğu stokiyometrik orandan daha fazla olduğu sistemlerde (düşük C/N

oranına sahip atıksular), beslemedeki fazla azot mikroorganizmalar tarafından protein üretiminde kullanılırlar. Bu durumda mikroorganizmaların ürettiği EPS bileşenleri daha fazla miktarda protein içerir ve EPS_p konsantrasyonu EPS_c 'den daha yüksek olur. Bu durumun tam tersi olan ve azot sınırlı olan sistemlerde ise EPS_c konsantrasyonu daha yüksek bulunur. Besleme atıksuyunun C/N oranı arttıkça aktif çamurun göreceli hidrofobisite değerlerinin azalmasının nedeni tam olarak bu bilgilerle açıklanabilir. Çünkü mikroorganizmaların ürettiği fazla protein mikroorganizma hücre yüzeyini daha hidrofobik yapmaktadır. Bilindiği gibi aminoasitler daha fazla hidrofobik gruplara sahiptirler [270], [271]. Yüksek C/N oranlarında ise üretilen karbonhidrat konsantrasyonu proteine göre daha fazla olduğundan dolayı hücre yüzeyi daha az hidrofobik olmaktadır. Üretilen karbonhidrat mikroorganizmaların yüzeyini kaplayarak hidrofobik kısımları kaplamakta ve hidrofobisiteyi düşürebilmektedir. Bu nedenle aktif çamurun göreceli hidrofobisite değerleri ile EPS'nin P/C oranı arasında güçlü bir ilişki söz konusudur. EPS'nin P/C oranı arttıkça göreceli hidrofobisite değerlerinin de artması beklenir. P/C oranlarının verildiği Şekil 4.18'den de görüldüğü gibi göreceli hidrofobisite ile P/C oranları arasında benzer ilişki mevcuttur.



Şekil 4.19 Farklı C/N oranları ve çamur yaşının hidrofobisiteye etkisi

Göreceli hidrofobisite ile SRT arasındaki ilişkiye bakıldığında, Şekil 4.19'dan da görüldüğü üzere SRT arttıkça hidrofobisite değerleri azalmıştır. Bu durumun ana nedeni

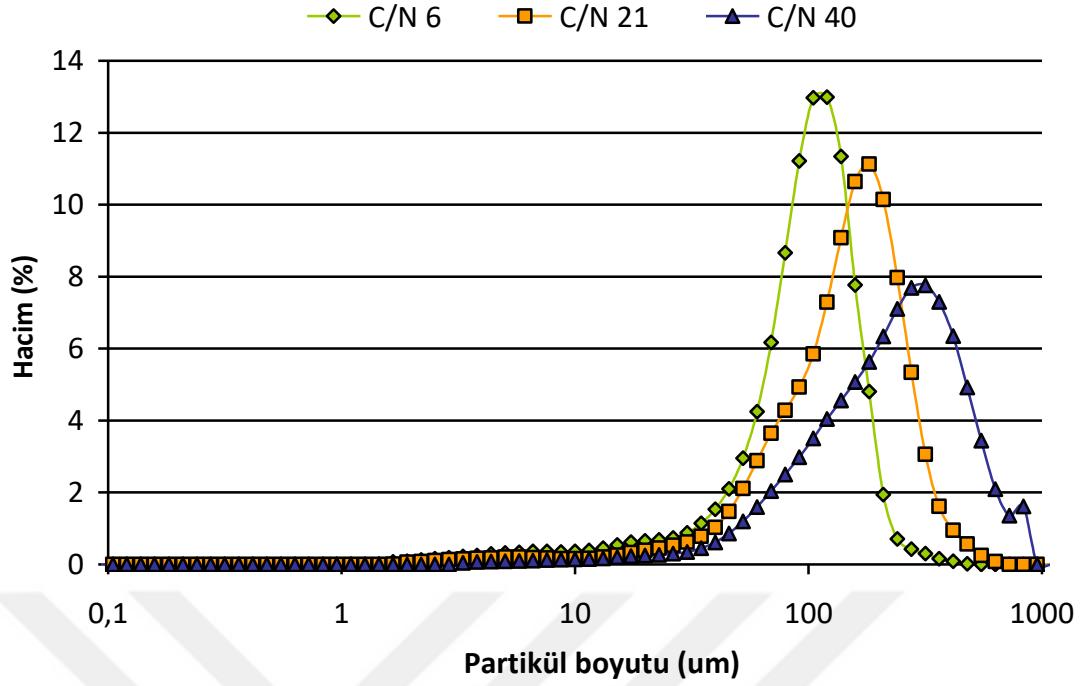
olarak SRT artışı ile birlikte üretilen EPS_t konsantrasyonlarının azalması ve EPS'nin P/C oranındaki düşüşler olduğu düşünülmektedir. Çamur floklarının yüksek hidrofobisitesi biyoflokülasyonu arttırmakta [83] ve aynı zamanda MBR'lerde biyokütlenin membran yüzeyine tutunmasına sebep olmaktadır [80]. Yani klasik aktif çamur sistemlerinde aktif çamurun hidrofobisitesi arttıkça çamur sudan daha kolay ayrılmakta ve çökelme problemleri yaşanmamaktadır ve çökelme özellikleri daha iyi olmaktadır. Ancak bMBR'ler için düşünüldüğünde hidrofobisitesi daha yüksek olan çamur flokları membran yüzeyinde tutunarak membranın daha çabuk tıkanmasına sebep olacaktır.

4.1.5 Partikül Dağılımı ve Zeta Potansiyelinin Değişimi

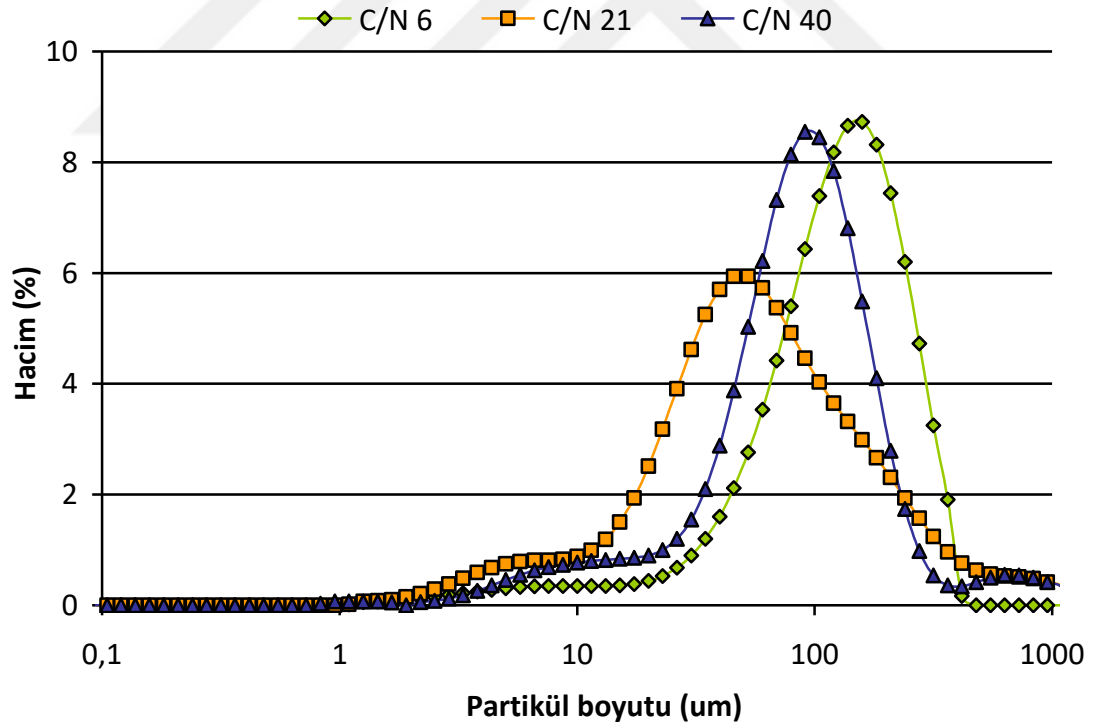
Farklı C/N oranlarına ait sentetik atıksularla farklı çamur yaşlarında yürütülen bMBR işletme çalışmalarında her bir SRT değerinde kararlı hale ulaşıldığında aktif çamurun partikül dağılımı ve zeta potansiyelleri ölçülmüştür. Partikül boyutu dağılımları Şekil 4.20-Şekil 4.23'de verilmiştir. Partikül dağılım grafiklerinden görüldüğü üzere tüm C/N oranlarında ve SRT'lerde aktif çamur flokların boyutu membran gözenek boyutu olan $0,4 \mu m$ 'den daha büyüktür. En küçük partikül boyutu ise $0,724 \mu m$ olarak gözlenmiştir ve hacim olarak sadece aktif çamur floklarının %3'ünü kapsamaktadır. bMBR'lerde aktif çamurda en yaygın görülen partikül boyutları

Çizelge 4.6'da verilmiştir. En yaygın bulunan partikül boyutlarına bakıldığında besleme atıksuyunun C/N oranının artışı ile birlikte genel anlamda partikül boyutunun arttığı görülmektedir. Örneğin SRT 20 günde en yaygın bulunan flok çapı sırasıyla C/N oranı 6, 21 ve 40 için 96,64 μm , 148,35 μm ve 293,10 μm bulunmuştur. Bilindiği gibi aktif çamur floklarının oluşumunda mikroorganizmalar tarafından üretilen EPS'nin önemi büyüktür [272], [273]. Flokları bir arada tutmak ve çok değerlikli katyonlar arasında köprü kurmak için biyoagregatların en önemli bileşeni EPS'dir [273], [274]. EPS miktarı az iken hücreler arasındaki elektrostatik etkileşimden dolayı katı yüzey üzerindeki mikrobiyal adhezyon inhibe olurken EPS konsantrasyonu arttıkça polimerik etkileşimden dolayı ise adhezyon artmaktadır [275]. Durmaz ve Sanin [8] çalışmalarında düşük C/N oranında aktif çamurun iğne uçlu floklara sahip olduğunu ve SVI değerinin diğer C/N oranlarına göre en düşük olduğunu belirtmişlerdir. EPS'nin P/C oranı yüksek olduğunda çamurun flok formasyonunun bu durumdan negatif etkilendiği gözlenmiştir. Çok yüksek C/N oranına sahip atıksular için ise SVI değerinin çok yüksek bulunduğu ve viskoz çamur kabarmasının gözlemlendiğini bildirmişlerdir. Bunun nedeni olarak da EPS'nin karbonhidrat bileşeninin çok yüksek konsantrasyonda olması belirtilmiştir. Bu çalışmada da partikül boyutuna EPS bileşenlerinin özellikle de karbonhidratların etkili olduğu düşünülse de istatistiksel bir analiz gerçekleştirilmeden partikül boyutu ve EPS_c arasındaki ilişkinin derecesi belirlenemez.

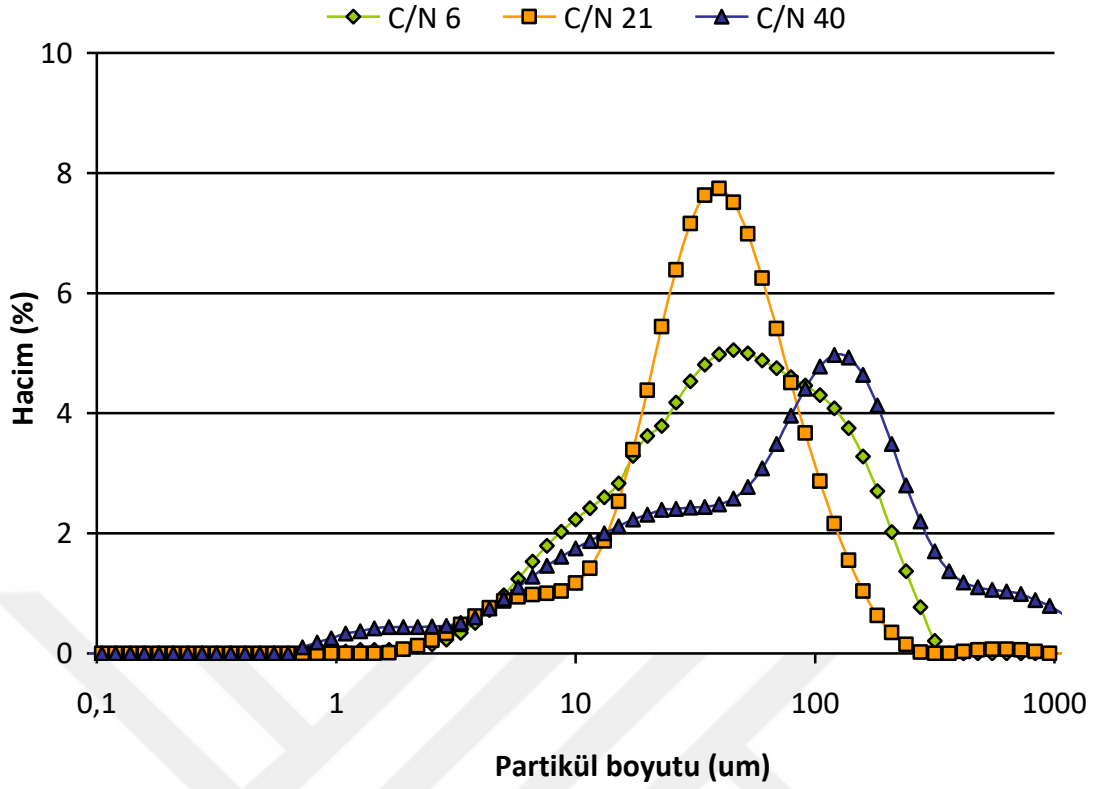
Farklı SRT'lerde aktif çamurun partikül dağılımlarına bakıldığında SRT'nin artışı ile birlikte aktif çamurun partikül çapının küçülmesi beklenmektedir. bMBR'lerde çamurun partikül boyutu bakteri hücreleri ile havalandırma ile oluşan hidrolik kesme gücü arasındaki bağ kuvveti ile ilişkilidir. Daha uzun SRT'lerde daha düşük F/M oranları olmakta ve MBR'de inert maddelerinin birikimi söz konusu olmaktadır. Güçlü kesme hızlarının varlığı çamurun flok boyutunu azaltmaktadır [2], [276]. Bu çalışmada da SRT'nin 20 günden 40 güne ve sonrasında 80 güne arttırılması ile flok çapları azalmıştır. SRT 80 günden 5 güne azaltıldığında ise en yaygın bulunan partikül boyutunun nispeten arttığı görülmektedir.



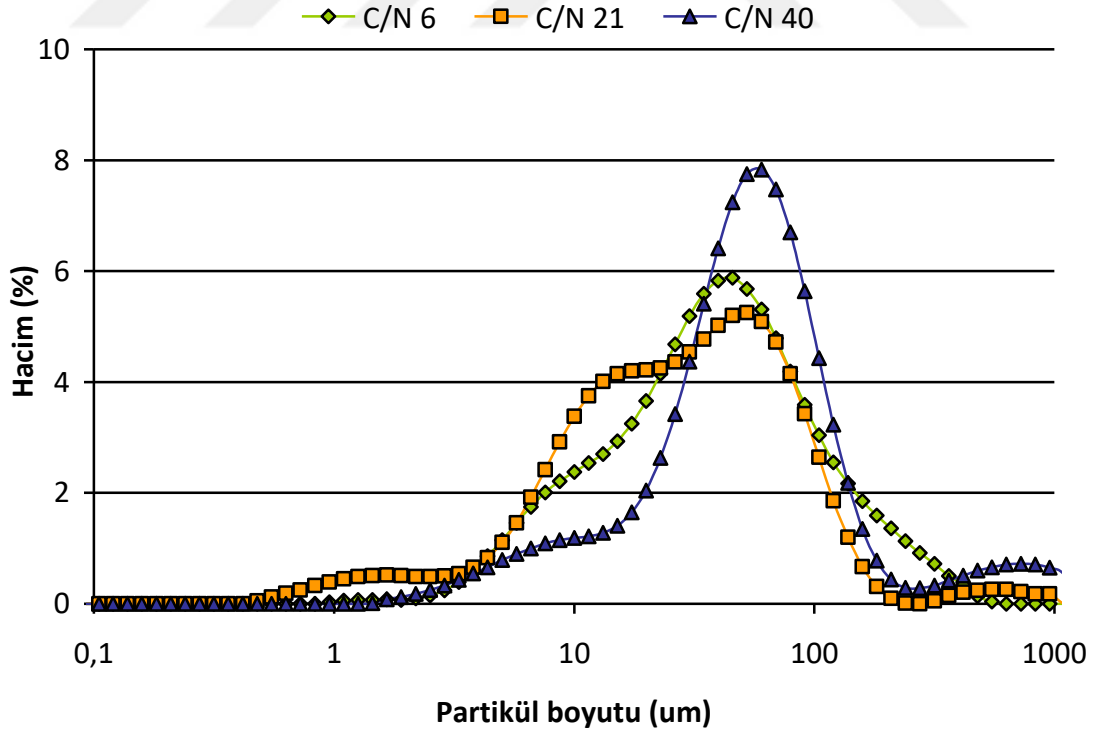
Şekil 4.20 bMBR'lerde SRT 20 gün için farklı C/N oranlarında partikül boyut dağılımları



Şekil 4.21 bMBR'lerde SRT 40 gün için farklı C/N oranlarında partikül boyut dağılımları



Şekil 4.22 bMBR'lerde SRT 80 gün için farklı C/N oranlarında partikül boyut dağılımları



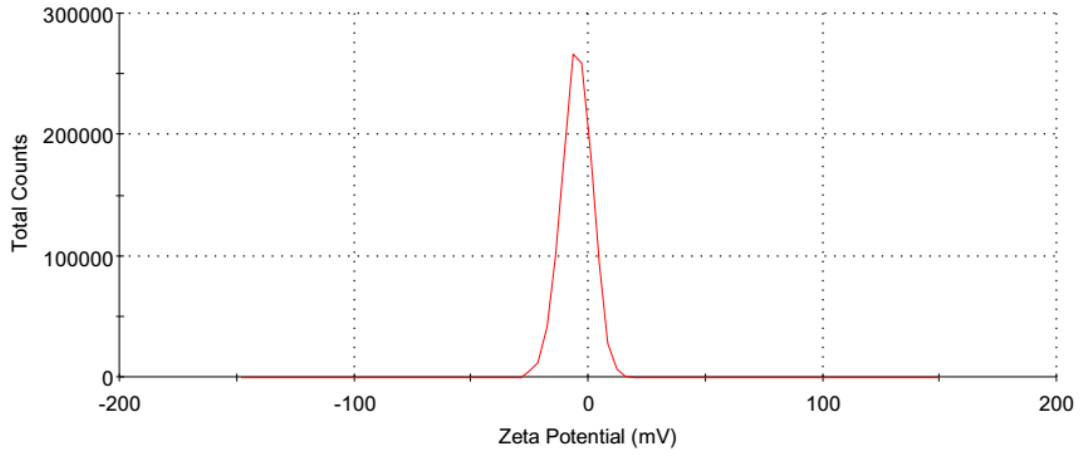
Şekil 4.23 bMBR'lerde SRT 5 gün için farklı C/N oranlarında partikül boyut dağılımları

Farklı C/N oranlarında sentetik atıksu ile beslenen bMBR'lerde kararlı hale ulaşıldığında gerçekleştirilen aktif çamurun zeta potansiyeli ölçümleri Şekil 4.24-Şekil 4.27'de verilmiştir. Aktif çamurun zeta potansiyeli değerlerine bakıldığında, atıksuyun C/N oranının artması ile zeta potansiyeli değerleri negatif yönde artmıştır. Durmaz ve Sanin [8] beslemenin C/N oranı arttıkça çamur yüzeyinin daha fazla negatif olacağını belirtmişlerdir. Liao vd. [270] EPS konsantrasyonunun özellikle de EPS bileşenlerinin oranının (protein/karbonhidrat) çamur floklarının yüzey yükü üzerinde açık bir etkiye sahip olduğunu belirtmişlerdir. Wilen vd. [277] ise çamur floklarındaki polimerik maddelerin miktarının artması ile yüzey yükünün daha fazla negatif olduğunu ve yüzey yüküne proteinlerin önemli bir şekilde katkıda bulunduğunu belirtmişlerdir. Bu durum genel olarak EPS'deki karboksil, sülfat ve fosfat gibi fonksiyonel grupların iyonizasyonuna bağlıdır [274]. Bilindiği gibi proteinler pozitif yüke sahipken karbonhidratlar negatif yüke sahiptirler. Bu durumda EPS'nin karbonhidrat bileşeni proteine göre daha yüksek olduğunda aktif çamurun zeta potansiyeli negatif yönde büyük olacaktır. Benzer şekilde EPS'nin protein bileşeni karbonhidrata göre daha yüksek olduğunda zeta potansiyelinin negatif yönde sıfıra daha yakın olması beklenmektedir. Dolayısıyla mikroorganizmalar tarafından üretilen EPS'nin P/C oranı aktif çamurun zeta potansiyeli üzerinde etkili bir parametredir. Meng vd. [84] yapmış oldukları çalışmada EPS ile zeta potansiyeli arasında oldukça yüksek bir korelasyon bulmuşlardır. Hücrelerin yüksek negatif yüzey yükü aktif çamurun zayıf flok yapısı ve zayıf flokülasyon özelliklerine sahip olduğunun göstergesidir [278]. Literatüre bakıldığında aktif çamur zeta potansiyelinin negatif yönde olduğu ve -50 mV değerlerine kadar ulaşabildiği belirtilmiştir [84], [278]. Zeta potansiyellerinin çamur yaşı ile değişimlerine bakıldığında ise yine SRT artışıyla birlikte negatif yönde daha yüksek değerler elde edilmiştir. SRT'nin arttırılması ile EPS tür ve bileşenlerinin de konsantrasyon ve oranı değişeceğinden dolayı aktif çamurun zeta potansiyeli negatif yönde artacak ya da azalacaktır. Şekil 4.18'den de görüldüğü gibi EPS'nin P/C oranı SRT artışı ile birlikte azalmıştır ve zeta potansiyeli değerleri de negatif yönde artmıştır.

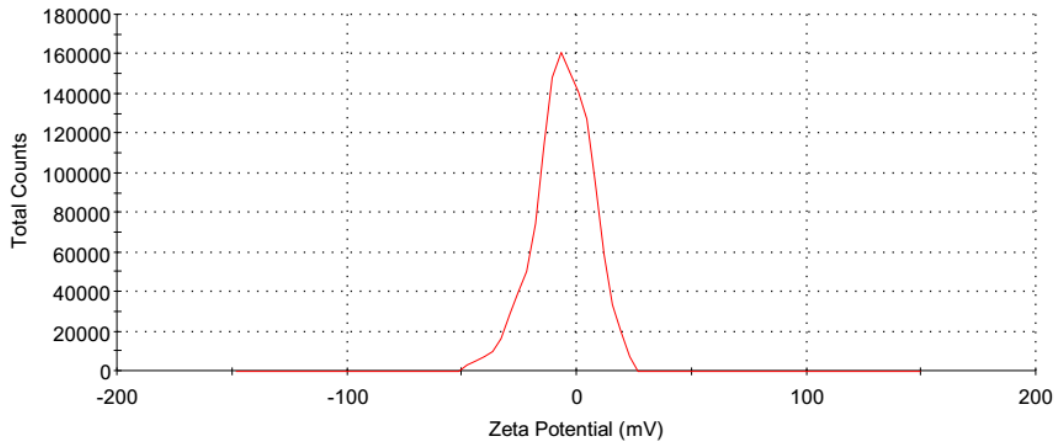
Çizelge 4.6 Farklı C/N oranlarına ait partikül boyutu ve partiküllerin zeta potansiyeli

C/N oranı	SRT (gün)	Zeta potansiyeli (mV)	Partikül boyutu (µm)
6	20	-4,94	96,64
	40	-10,90	130,42
	80	-14,30	45,28
	5	-13,70	55,72
21	20	-5,67	148,35
	40	-8,14	95,29
	80	-7,46	39,63
	5	-24,80	57,58
40	20	-10,60	293,10
	40	-14,90	108,49
	80	-15,30	114,69
	5	-36,90	86,79

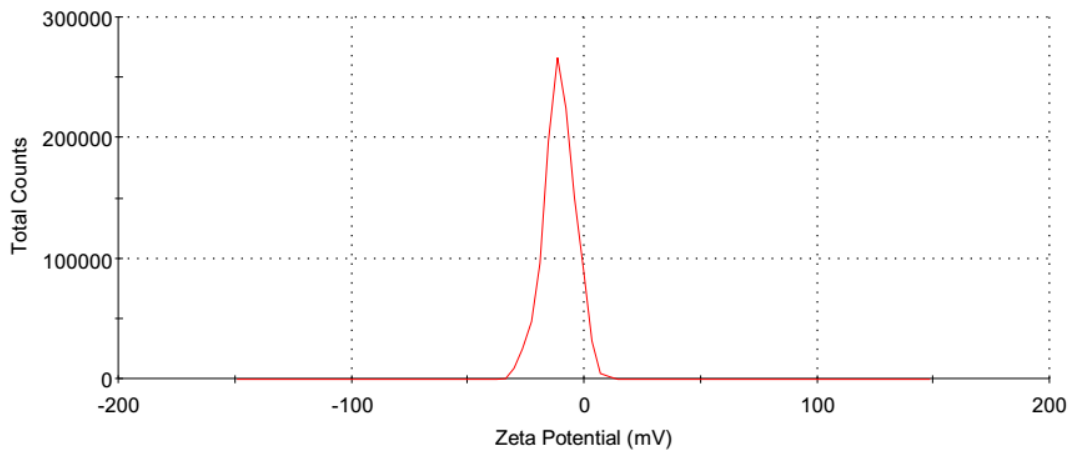
(a)



(b)

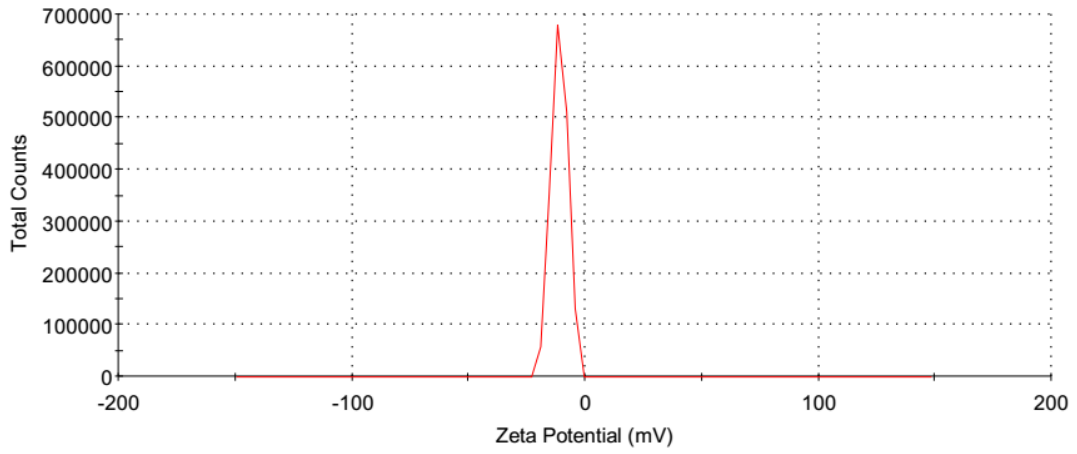


(c)

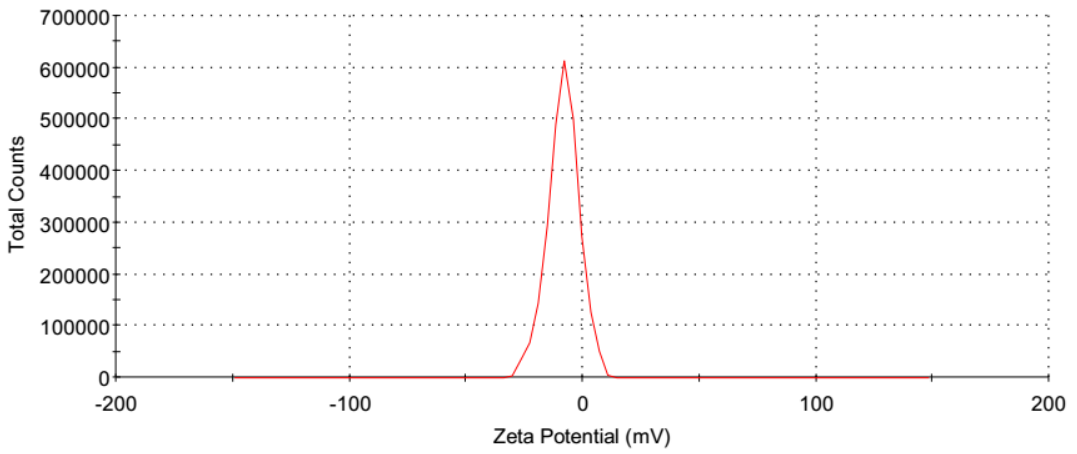


Şekil 4.24 bMBR'lerde SRT 20 gün için farklı C/N oranlarında aktif çamur zeta potansiyelleri; (a) C/N oranı 6, (b) C/N oranı 21, (c) C/N oranı 40

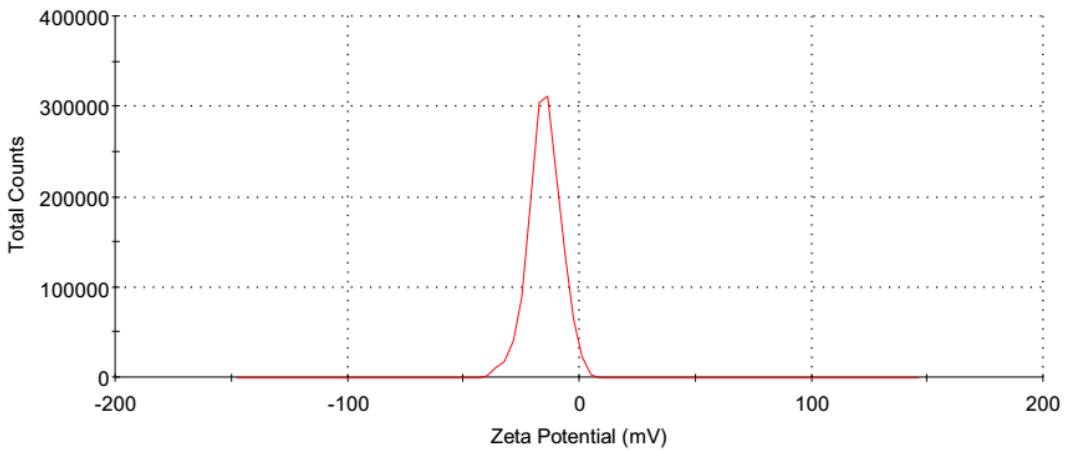
(a)



(b)

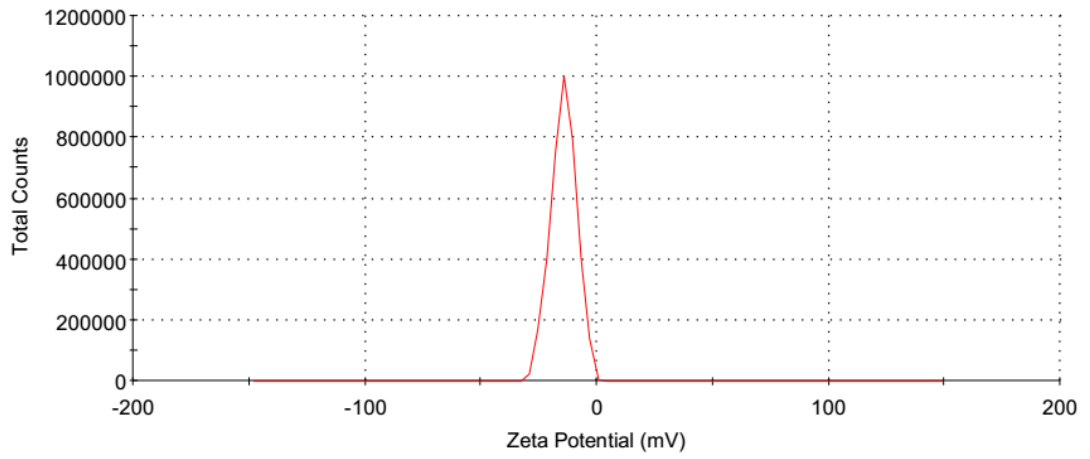


(c)

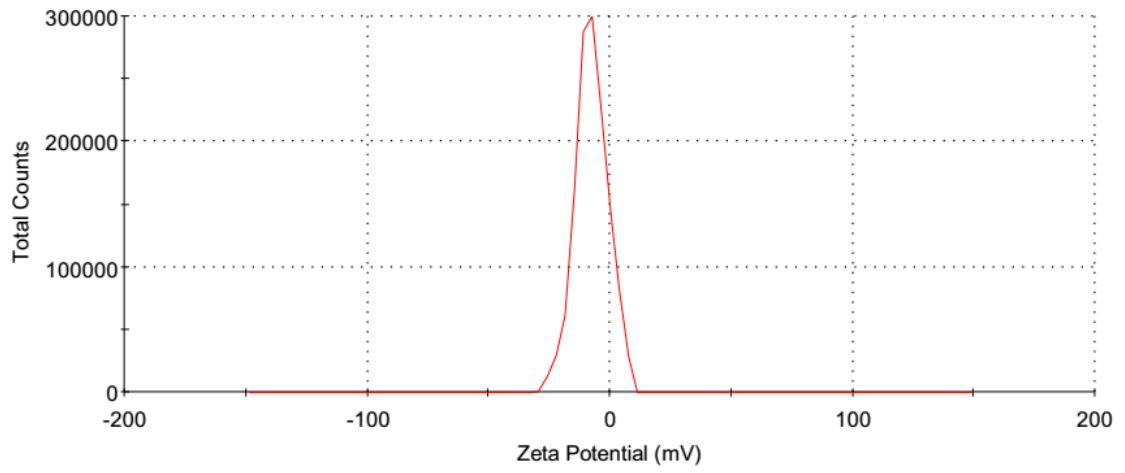


Şekil 4.25 bMBR'lerde SRT 40 gün için farklı C/N oranlarında aktif çamur zeta potansiyelleri; (a) C/N oranı 6, (b) C/N oranı 21, (c) C/N oranı 40

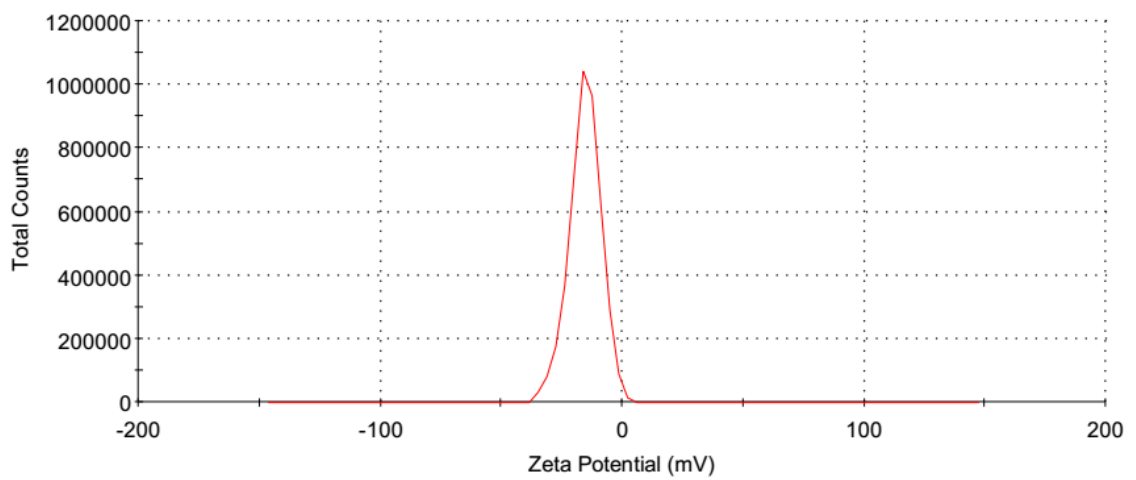
(a)



(b)

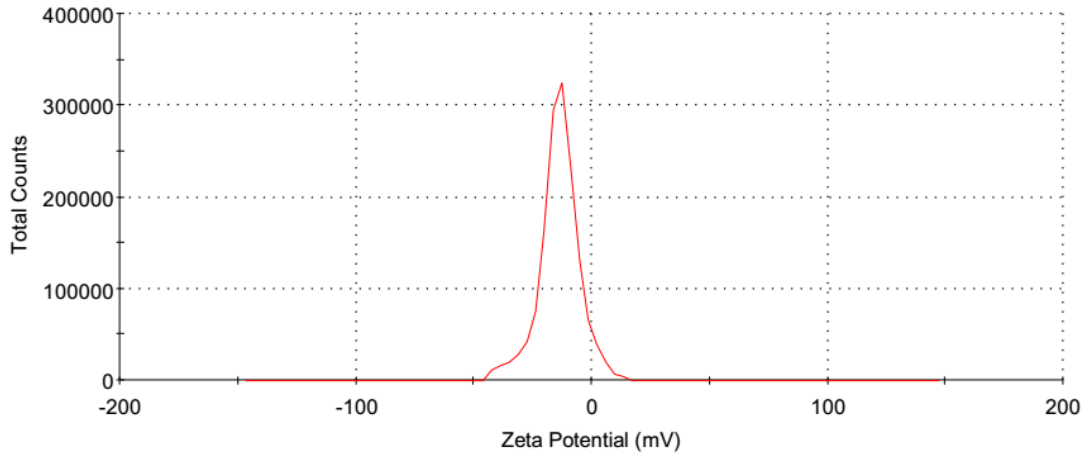


(c)

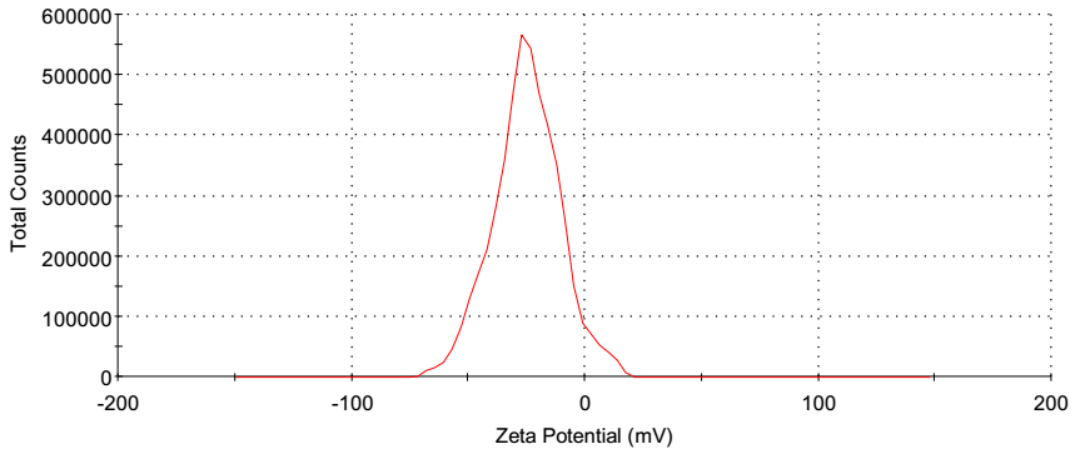


Şekil 4.26 bMBR'lerde SRT 80 gün için farklı C/N oranlarında aktif çamur zeta potansiyelleri; (a) C/N oranı 6, (b) C/N oranı 21, (c) C/N oranı 40

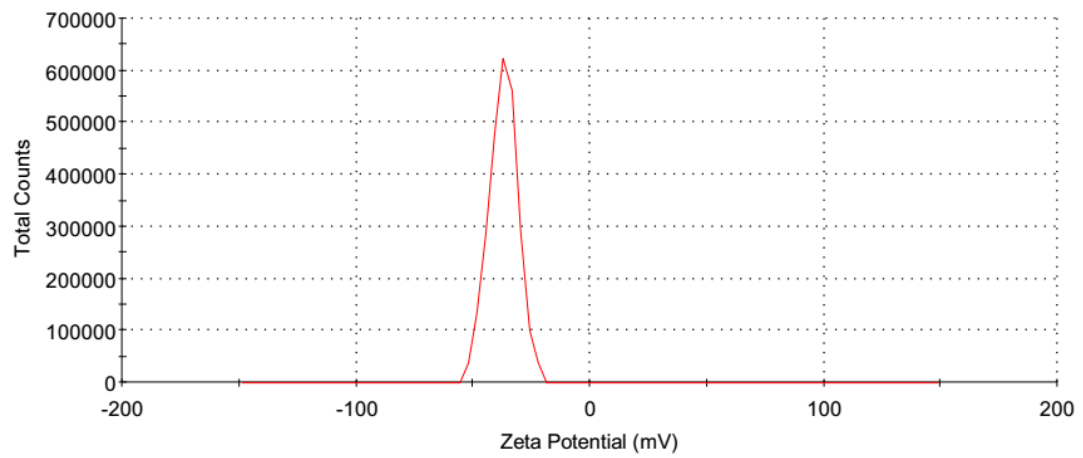
(a)



(b)



(c)



Şekil 4.27 bMBR'lerde SRT 5 gün için farklı C/N oranlarında aktif çamur zeta potansiyelleri; (a) C/N oranı 6, (b) C/N oranı 21, (c) C/N oranı 40

4.1.6 Aktif Çamur Reolojilerinin Değişimi

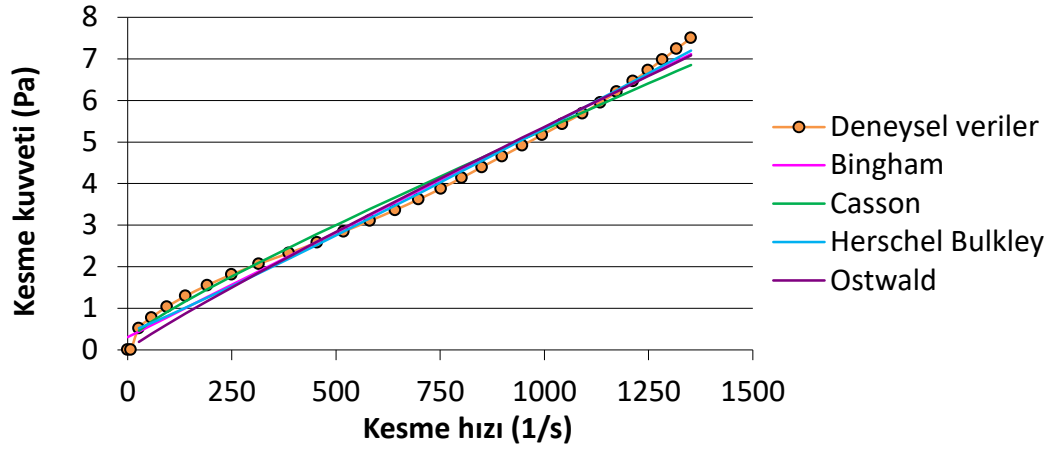
Farklı C/N oranlarında ve farklı SRT'lerdeki aktif çamurun reolojik özelliklerinin tespit edilmesi için kesme hızına karşılık kesme kuvveti arasındaki ilişki incelenmiştir ve reogramlar SRT 20 gün, 40 gün, 80 gün ve 5 gün için sırasıyla Şekil 4.28, Şekil 4.29, Şekil 4.30 ve Şekil 4.31'de verilmiştir. Reometre aracılığı ile elde edilen kesme hızına karşılık kesme kuvveti verilerine literatürde kullanılan en yaygın dört reolojik model uygulanmıştır. Bu modeller, Herschel-Bulkley, Ostwald (Power-Law), Bingham ve Casson modelleridir. Bu reolojik modellere ait model katsayı sonuçları Çizelge 4.7, Çizelge 4.8, Çizelge 4.9 ve Çizelge 4.10'da verilmiştir. Uygulanan tüm modellerin her bir şarttaki korelasyon katsayıları (R^2) %94'den büyüktür. Ancak C/N oranı 6 ve 21 için SRT 20 ve 40 gün şartlarında en yüksek R^2 değeri Herschel-Bulkley model uygulamasında elde edilirken, SRT 80 gün için deneysel verilere en iyi uyum sağlayan model Casson modeli olmuştur. C/N oranı 40 için ise bu durumun tam tersi gözlenmiştir. SRT 20 ve 40 gün iken Casson modeli ile en yüksek R^2 değeri elde edilirken, SRT 80 gün için ise Herschel-Bulkley modelinde en yüksek R^2 değeri elde edilmiştir. Ancak bilindiği gibi istatistiksel değerlendirmelerde sadece R^2 sonucuna bakarak kesin bir yargıya varmak mümkün değildir. Nitekim literatürde bazı araştırmalarda Herschel-Bulkley modelinin uygulanan tüm verilerde yüksek bir uyum gösterdiği belirtilmiştir. Bu durum modelin kullanılabilirliğini azaltmaktadır. Yine yapılan bir çalışmada Herschel-Bulkley modeli uygulanmış ancak değerlendirmeye tabi tutulmamıştır [207]. Bilindiği gibi aktif çamur Non-Newtoniyen akış özelliği göstermektedir ve aktif çamurun davranışını değerlendirmek için en uygun modellerin Ostwald ve Bingham modelleri olduğu görülmektedir [191], [204], [224], [257]. Bu çalışmada da değerlendirmeler bu iki model üzerinden yapılmıştır.

Şekil 4.32'de farklı C/N oranlarında ve farklı SRT'lerdeki aktif çamura ait farklı kesme hızlarındaki aktif çamur numunelerinin görünür viskozite değişimleri görülmektedir. Şekil 4.32'den de görüldüğü gibi SRT artışıyla birlikte artan MLSS konsantrasyonuna paralel olarak ölçülen viskozite değerlerinde artışlar söz konusu olmuştur. Yine benzer şekilde atıksuyun C/N oranı artışı ile birlikte aktif çamurun viskozite değerleri daha yüksek bulunmuştur. Literatürde EPS ve SMP'nin de viskozite artışına etkisi olacağı pek

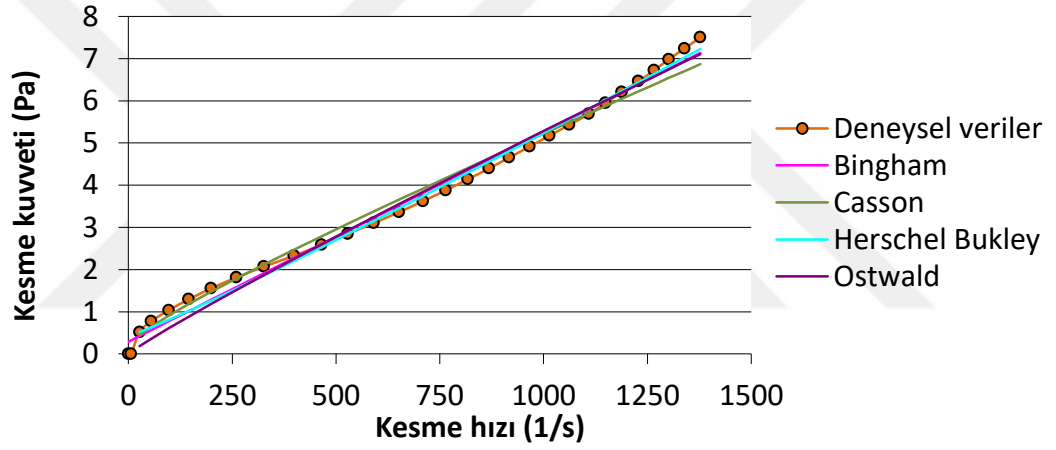
çok çalışmada belirtilmiş olmasına rağmen viskozite ve EPS ya da SMP arasında direkt bir korelasyon bulunamamıştır [279], [280], [281].

Her bir C/N oranındaki farklı kesme hızlarındaki aktif çamurun görünür viskozite değişimini daha net görebilmek için seçilen 3 farklı kesme hızındaki ($48,6 \text{ s}^{-1}$, 273 s^{-1} ve 729 s^{-1}) viskozite değişimleri incelenmiştir. Şekil 4.33'den görüldüğü gibi C/N oranının ve SRT'nin artışı ile seçilen üç kesme hızındaki viskozite değerlerinde artışlar gözlenmiştir. Benzer sonuçlar Laera vd. [207] tarafından SRT değişimlerinin incelendiği bir çalışmada da elde edilmiştir. Elde edilen viskozite değerlerindeki değişimden farklı C/N oranlarındaki EPS ve SMP konsantrasyonlarının da aktif çamur viskozitesini arttırıcı yönde bir etkisi bulunduğu düşünülmektedir. Ancak bu durum istatistiksel analizlerle de netliğe kavuşturulmalıdır.

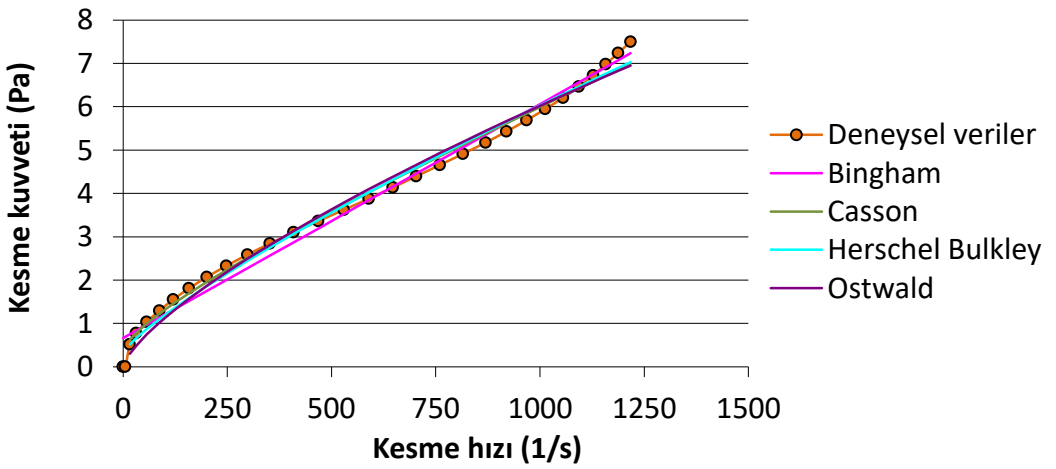
(a)



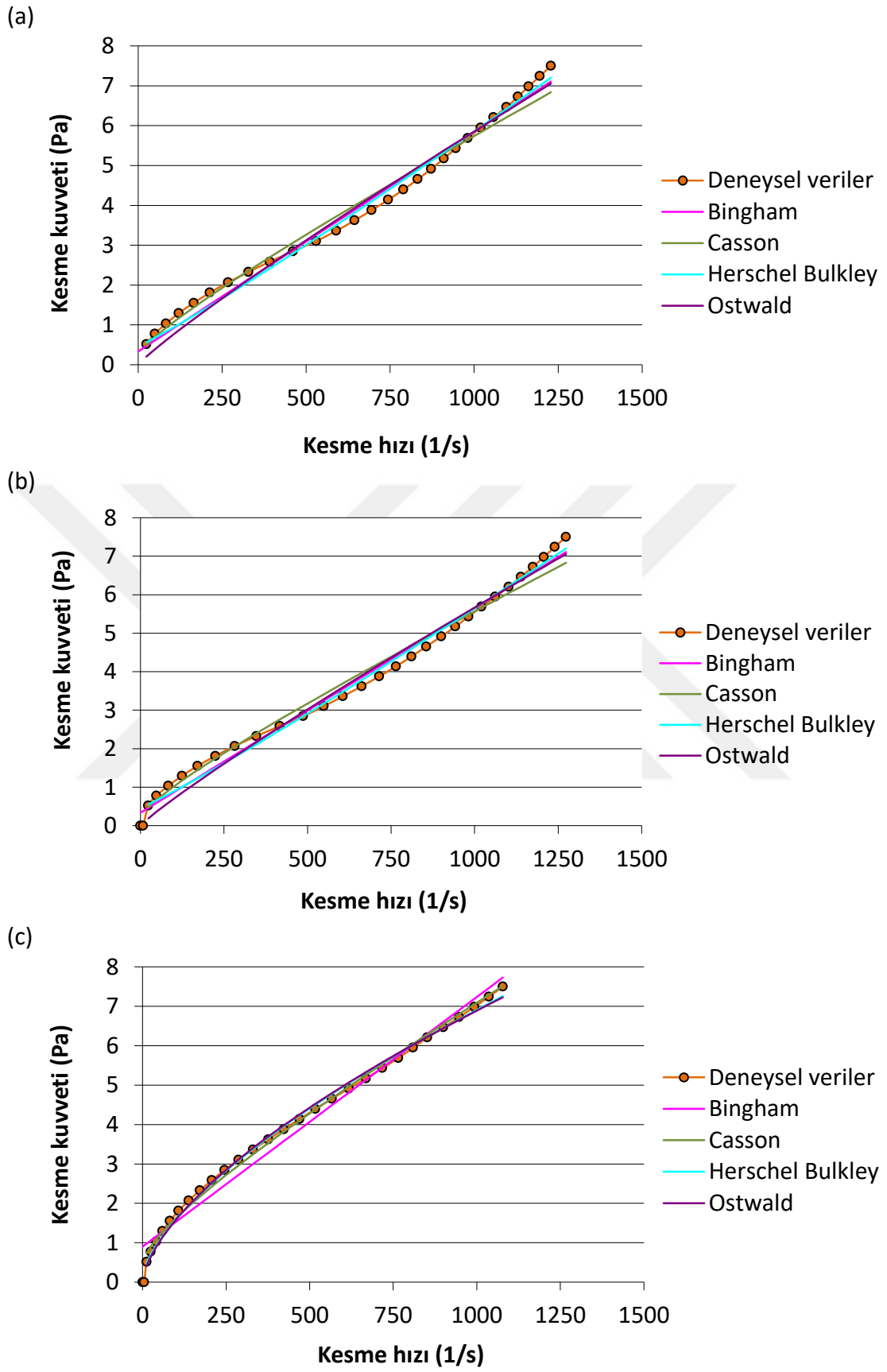
(b)



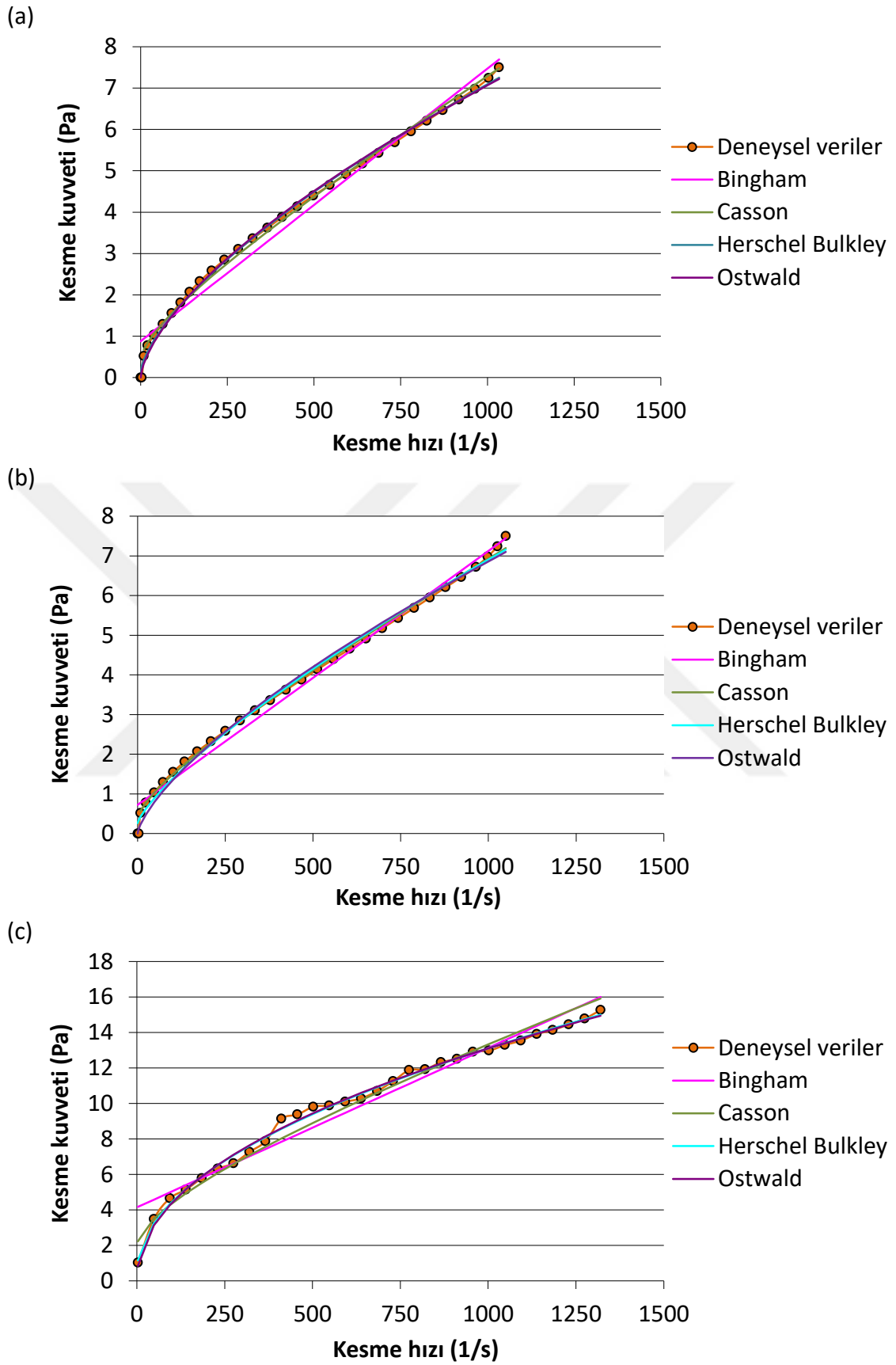
(c)



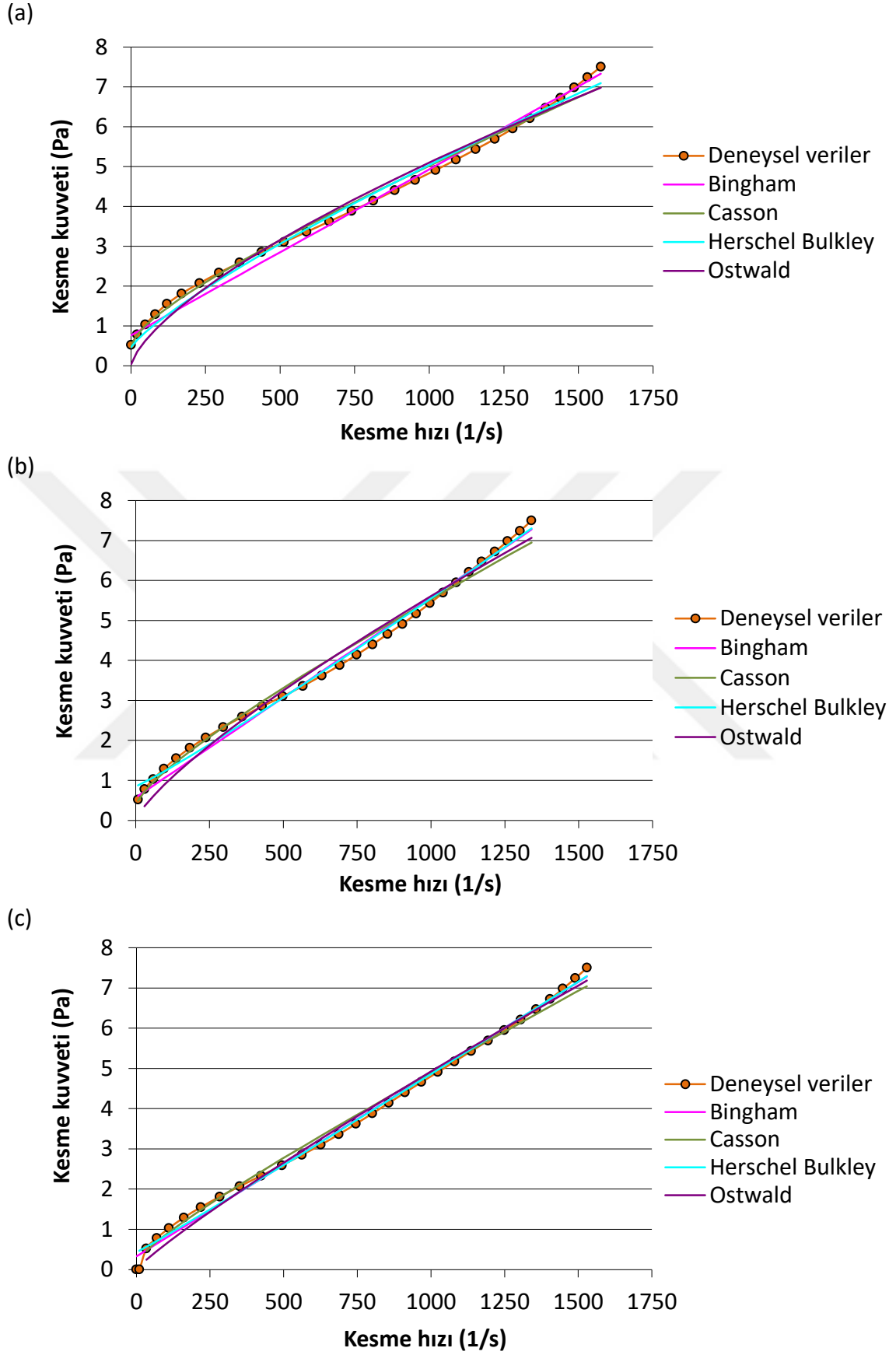
Şekil 4.28 SRT 20 günde elde edilen reogram ve uygulanan modeller; (a) C/N: 6, (b) C/N: 21, (c) C/N: 40



Şekil 4.29 SRT 40 günde elde edilen reogram ve uygulanan modeller; (a) C/N: 6, (b) C/N: 21, (c) C/N: 40



Şekil 4.30 SRT 80 günde elde edilen reogram ve uygulanan modeller; (a) C/N: 6, (b) C/N: 21, (c) C/N: 40



Şekil 4.31 SRT 5 günde elde edilen reogram ve uygulanan modeller; (a) C/N: 6, (b) C/N: 21, (c) C/N: 40

Çizelge 4.7 Farklı C/N oranları için Herschel-Bulkley model sonuçları

C/N oranı	SRT	$(\tau = \tau_0 + k \cdot \gamma^n)$			
		R^2	$k, \text{mPa.s}^n$	n	τ_0, Pa
6	20	0,9925	2,99	1,072	0,420
	40	0,9898	3,02	1,084	0,465
	80	0,9977	64,9	0,677	0,139
	5	0,9963	2,55	1,056	1,13
21	20	0,9928	2,77	1,080	0,418
	40	0,9908	2,95	1,082	0,462
	80	0,9961	32,1	0,772	0,259
	5	0,9951	2,68	1,080	0,847
40	20	0,9911	19,92	0,819	0,322
	40	0,9971	69,80	0,662	0,118
	80	0,9959	476,00	0,502	0,394
	5	0,9964	4,97	1,029	0,428

Çizelge 4.8 Farklı C/N oranları için Ostwald model sonuçları

C/N oranı	SRT	$(\tau = k \cdot \gamma^n)$		
		R^2	$k, \text{mPa.s}^n$	n
6	20	0,9886	9,370	0,920
	40	0,9852	11,15	0,907
	80	0,9974	80,77	0,647
	5	0,9822	40,5	0,691
21	20	0,9889	8,699	0,928
	40	0,9860	10,65	0,909
	80	0,9947	51,68	0,708
	5	0,9825	24,60	0,785
40	20	0,9892	39,10	0,729
	40	0,9968	84,16	0,638
	80	0,9956	493,00	0,473
	5	0,9920	10,57	0,889

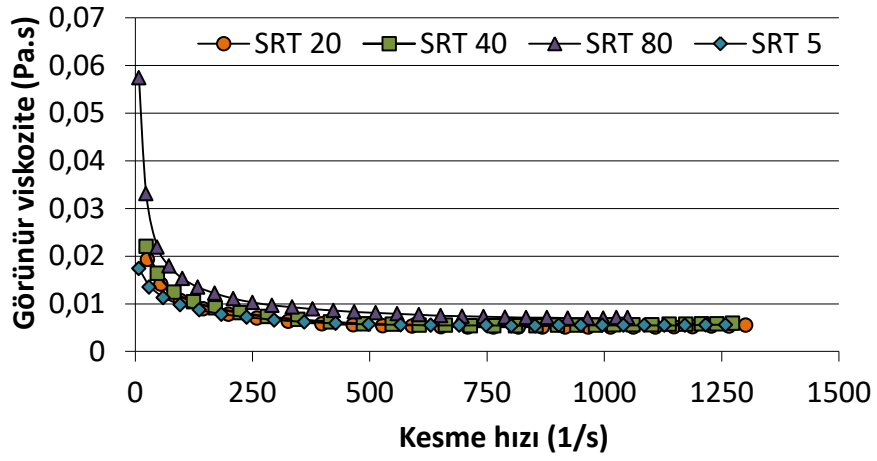
Çizelge 4.9 Farklı C/N oranları için Bingham model sonuçları

C/N oranı	SRT	$(\tau = \tau_0 + k \cdot \gamma)$		
		R^2	k, mPa.s	τ_0 , Pa
6	20	0,9920	5,0	0,305
	40	0,9892	5,5	0,335
	80	0,9789	6,6	0,879
	5	0,9862	4,2	0,761
21	20	0,9922	5,0	0,291
	40	0,9902	5,3	0,334
	80	0,9879	6,4	0,722
	5	0,9902	4,5	0,484
40	20	0,9872	5,4	0,664
	40	0,9776	6,3	0,901
	80	0,9466	9,0	4,142
	5	0,9958	4,5	0,330

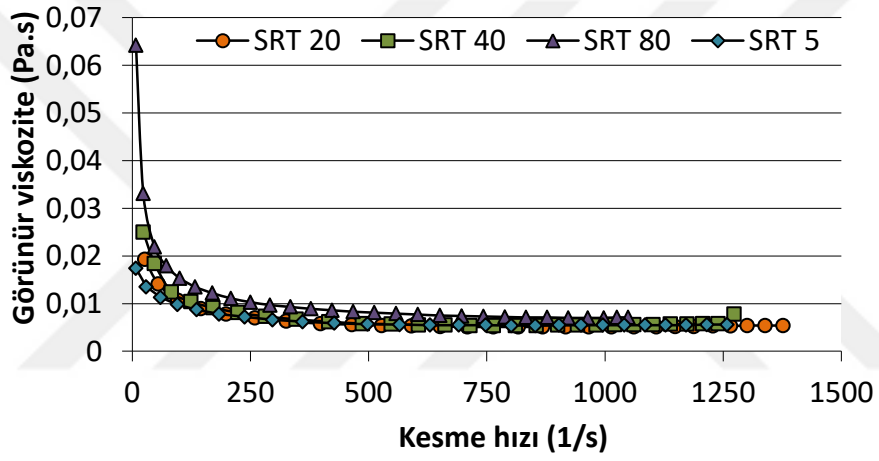
Çizelge 4.10 Farklı C/N oranları için Casson model sonuçları

C/N oranı	SRT	$(\tau^{0,5} = \tau_0^{0,5} + \mu_\infty^{0,5} \cdot \gamma^{0,5})$		
		R^2	τ_0 , Pa	μ_∞ , Pa.s
6	20	0,9854	0,357	0,062
	40	0,9821	0,380	0,064
	80	0,9982	0,624	0,066
	5	0,9928	0,652	0,050
21	20	0,9852	0,351	0,061
	40	0,9828	0,386	0,062
	80	0,9985	0,567	0,066
	5	0,9922	0,230	0,031
40	20	0,9929	0,546	0,060
	40	0,9975	0,634	0,064
	80	0,9785	1,368	0,072
	5	0,9934	0,344	0,059

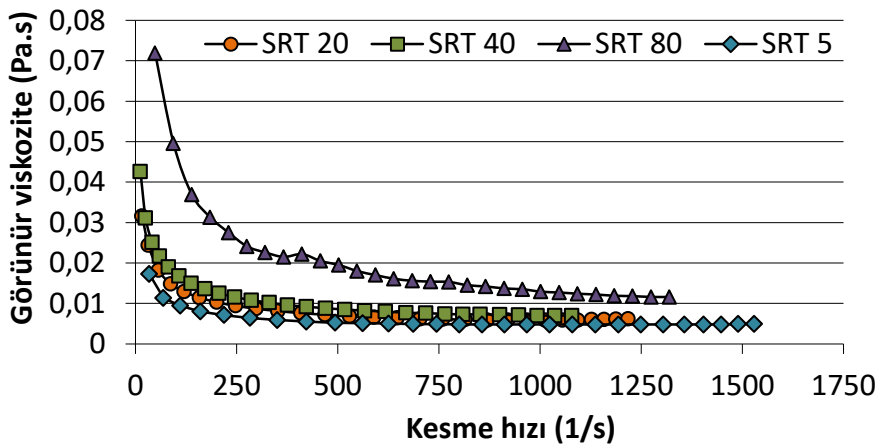
(a)



(b)

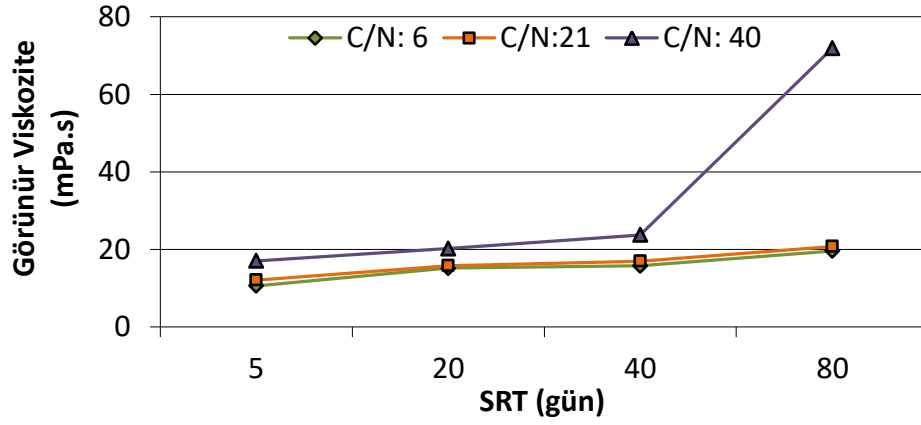


(c)

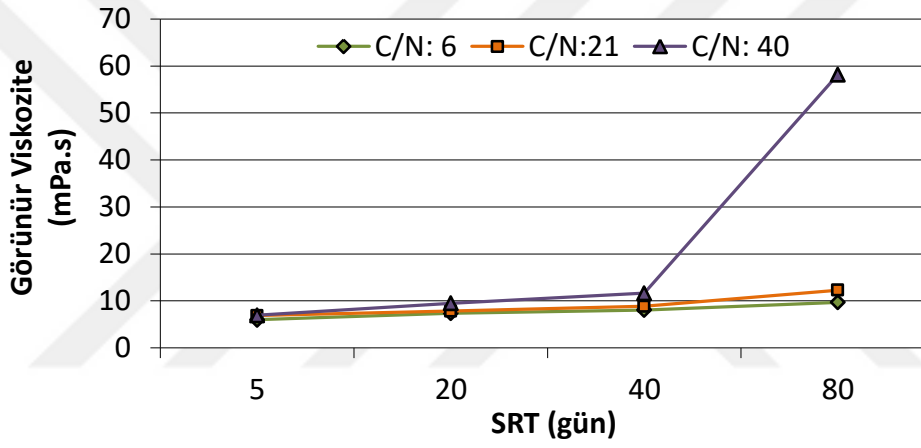


Şekil 4.32 Farklı C/N oranlarında ve farklı SRT'lerde aktif çamura ait viskozite diyagramları; (a) C/N oranı 6, (b) C/N oranı 21 ve (c) C/N oranı 40

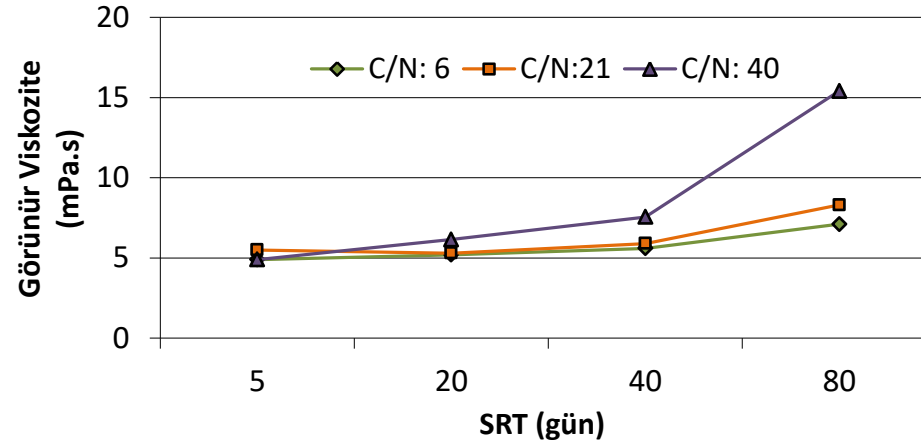
(a)



(b)



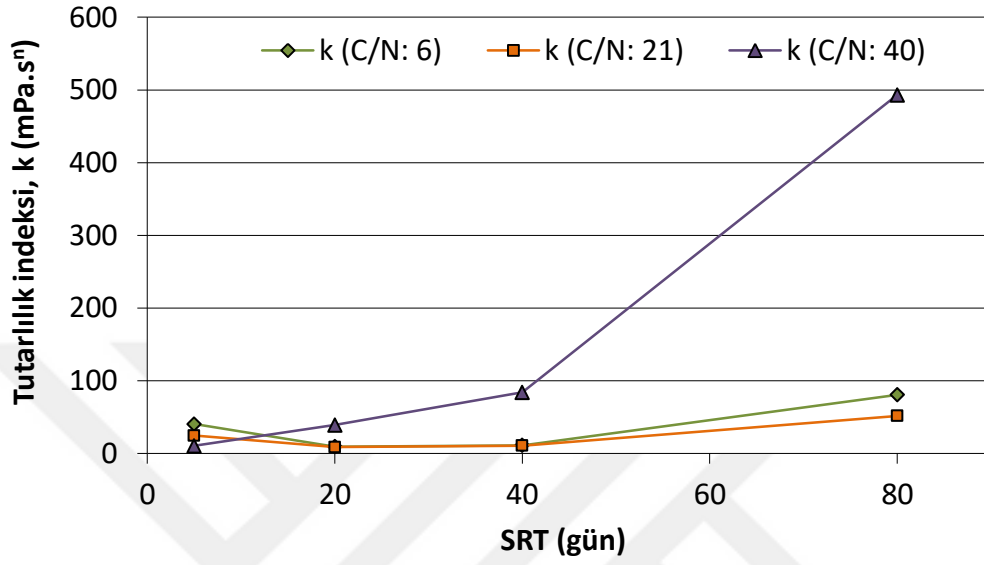
(c)



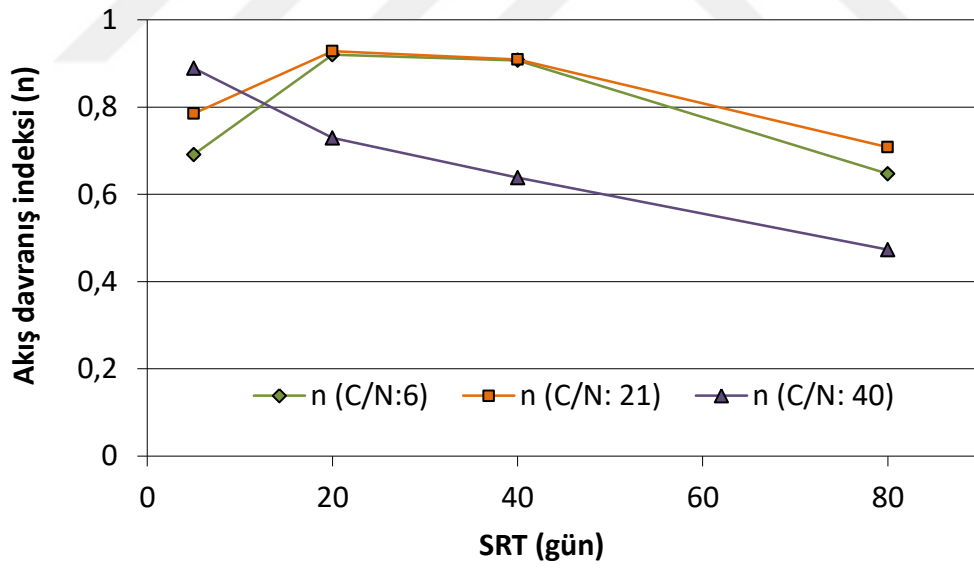
Şekil 4.33 Farklı C/N oranlarında ve farklı çamur yaşlarında 3 farklı kesme hızında görünür viskozite değerleri; (a) 48,6 1/s, (b) 243 1/s, (c) 729 1/s

Şekil 4.34 ve Şekil 4.35’de Ostwald ve Bingham modeli için farklı SRT’lerde akış davranış indeksi (n), tutarlılık indeksi (k), akma gerilmesi (τ_0) ve Bingham viskozitesi (k) değişimleri görülmektedir.

(a)

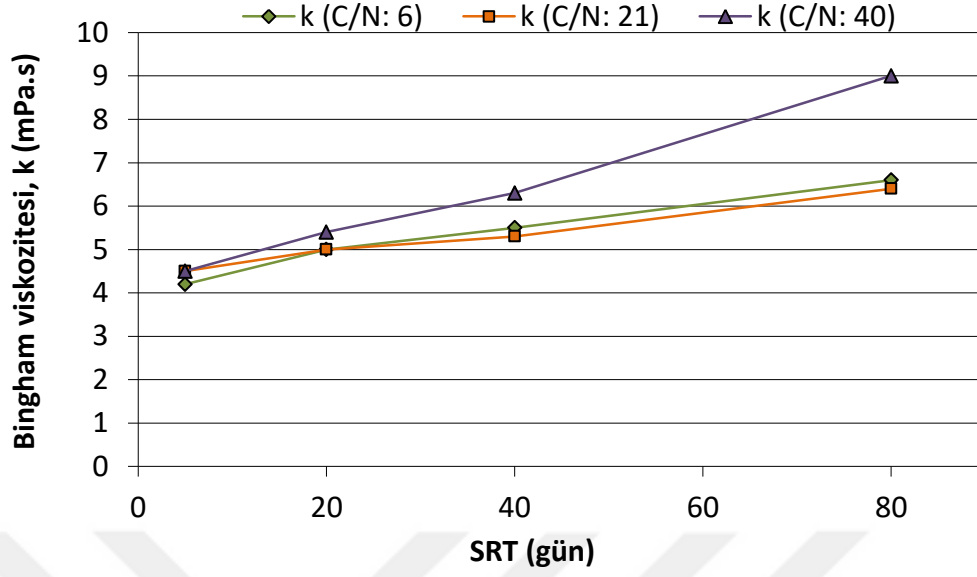


(b)

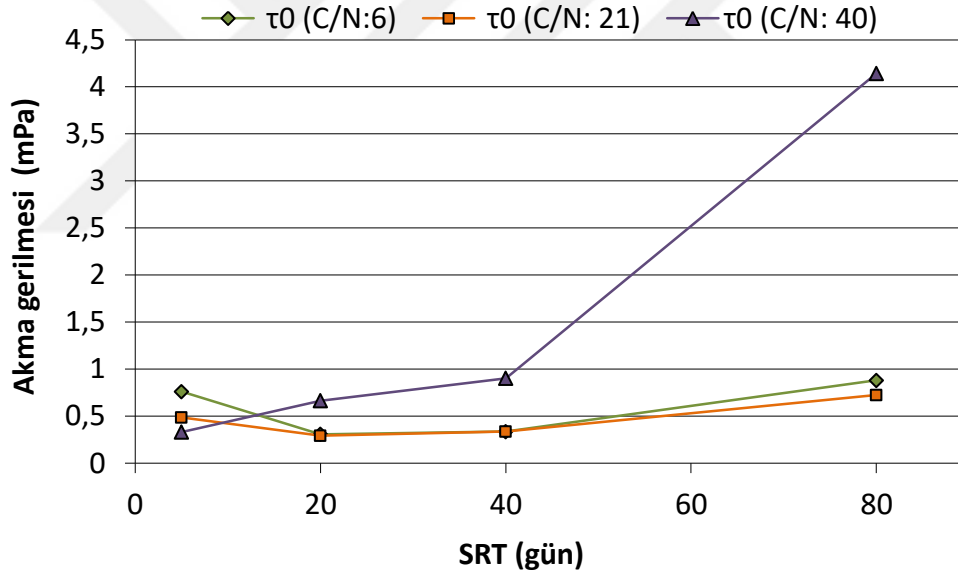


Şekil 4.34 Farklı C/N oranlarında SRT’nin fonksiyonu olarak Ostwald modeli parametre değerleri

(a)



(b)



Şekil 4.35 Farklı C/N oranlarında SRT'nin fonksiyonu olarak Bingham modeli parametre değerleri

Görüldüğü gibi akış davranış indeksi (n) SRT'nin 20 günden 40 ve 80 güne arttırılması ile birlikte azalmıştır. Literatürden de bilindiği gibi n , MLSS konsantrasyonu artışı ile azalmaktadır ve n değerinin 1'den küçük olduğu durumlarda aktif çamur pseudoplastik davranış (kesme incilmesi) göstermektedir. Akış davranış indeksi (n) sıfıra ne kadar yakın olursa akışkan Newtoniyen özellikten o derece uzaklaşmış anlamına gelmektedir. Tutarlılık indeksine (k) bakıldığında ise SRT artışıyla birlikte k 'nın da artış gösterdiği

görülmektedir. Yine bu konuda yapılmış çalışmalara bakıldığında MLSS artışına paralel olarak k 'nın arttığı görülmektedir. Tutarlılık indeksine benzer şekilde Bingham modelinin katsayısı olan akma gerilmesi (τ_0) de SRT'nin artışı ile artış göstermiştir. Benzer şekilde Bingham viskozitesi de SRT artışı ile birlikte artmıştır [8], [207], [218].

4.1.7 Sentetik Atıksu Sonuçlarının İstatistiksel Değerlendirilmesi

Farklı C/N oranlarında ve her bir C/N oranında 4 farklı SRT değerinde işletilen bMBR'lerde elde edilen sonuçlar Çizelge 4.11 ve Çizelge 4.12'de verilmiştir. bMBR'lerde aktif çamurun fizyolojik ve reolojik özelliklerinin birbirleriyle olan etkileşimlerini ve aralarındaki ilişkileri belirleyebilmek için bMBR'lerde kararlı hal şartlarında elde edilen sonuçlar istatistiksel olarak Pearson Korelasyon Testi ile değerlendirilmiştir. Pearson Korelasyon Testi ile iki değişken arasındaki lineer fonksiyon $p < 0,05$ ve $p < 0,1$ düzeyinde belirlenir ve iki değişken arasındaki ilişkinin pozitif ya da negatif yönde belirlenmesi amaçlanır. Pearson Korelasyon Katsayısının (r_p) -0,4 değerinden daha küçük veya 0,4 değerinden daha büyük olduğu durumlarda değerlendirmesi yapılan iki parametre arasında negatif veya pozitif bir ilişkinin olduğu kanısına varılabilir. r_p değeri -1 veya +1 değerine ne kadar yakın olursa iki parametre arasında güçlü ve anlamlı bir lineer ilişkinin varlığı söz konusudur. Çalışmada her bir SRT değerinde kararlı hal şartlarında elde edilen MLSS, EPS_p , EPS_c , EPS_t , EPS 'nin protein/karbonhidrat oranı (P/C_{EPS}), SMP_p , SMP_c , SMP_t , SMP 'nin protein/karbonhidrat oranı (P/C_{SMP}), 3 farklı kesme hızında görünür viskozite değerleri ($48,6 \text{ s}^{-1}$, 243 s^{-1} ve 729 s^{-1}), kritik akı, membran tıkanma oranları (MFR), ortalama flok çapı, zeta potansiyelleri ve göreceli hidrofobisite değerleri arasındaki ilişkiyi tespit edebilmek için IBM SPSS Statistic 22 programında r_p katsayıları tespit edilmiştir (Çizelge 4.13). bMBR'lerde SRT değeri 80 günden 5 güne düşürüldüğünde aktif çamurun flok çapı, zeta potansiyeli ve görünür viskozitesi gibi bazı özelliklerinin SRT 80 günün etkisi altında kaldığı düşünüldüğünden r_p değerleri SRT 5 gün verileri dahil edilmeyerek tekrar hesaplanmıştır ve Çizelge 4.14'de sunulmuştur.

Çizelge 4.11 C/N oranı 6 ve 21 olan sentetik atıksu ile işletilen bMBR'lerde kararlı halde elde edilen veriler

Atıksu C/N oranı	Parametre	SRT (gün)			
		20	40	80	5
6	MLSS	11925	17300	27600	3665
	EPS _p (mg/gMLSS)	13,03	14,85	7,25	26,34
	EPS _c (mg/gMLSS)	26,67	50	31,52	138,37
	P/C _{EPS}	0,49	0,30	0,23	0,19
	EPS _t (mg/gMLSS)	39,70	64,85	38,77	167,71
	SMP _p (mg/L)	20,4	20,4	13,4	33,4
	SMP _c (mg/L)	42,7	41,7	48,4	59,2
	P/C _{SMP}	0,48	0,49	0,28	0,56
	SMP _t (mg/L)	63,1	62,1	61,8	92,6
	Viskozite (48,6 s ⁻¹)	15,18	15,78	19,6	10,6
	Viskozite (243 s ⁻¹)	7,38	8,07	9,70	6,00
	Viskozite (729 s ⁻¹)	5,2	5,6	7,1	4,9
	Kritik akı (L/m ² .sa)	41	42	37,5	20
	MFR (10 ¹² m ⁻¹ sa ⁻¹)	0,20	0,07	0,07	0,29
	Flok çapı	96,64	130,42	45,28	55,72
	Zeta potansiyeli	-4,94	-10,90	-14,30	-13,70
21	Hidrofobisite	22,9	13,94	2,76	50,12
	MLSS	14275	21400	30790	4800
	EPS _p (mg/gMLSS)	7,25	4,46	7,20	6,83
	EPS _c (mg/gMLSS)	104,24	64,30	30,46	214,79
	P/C _{EPS}	0,07	0,07	0,24	0,03
	EPS _t (mg/gMLSS)	111,49	68,76	37,66	221,62
	SMP _p (mg/L)	17,2	14,4	13,0	26,0
	SMP _c (mg/L)	85,0	11,3	17,1	107,0
	P/C _{SMP}	1,27	0,76	0,24	0,09
	SMP _t (mg/L)	25,7	30,1	133,0	217,4
	Viskozite (48,6 s ⁻¹)	15,31	16,27	19,78	12,1
	Viskozite (243 s ⁻¹)	7,22	7,84	10,3	6,89
	Viskozite (729 s ⁻¹)	5,1	5,4	7,3	5,5
	Kritik akı (L/m ² .sa)	35	38,5	38	15
	MFR (10 ¹² m ⁻¹ sa ⁻¹)	0,45	0,38	0,37	0,43
	Flok çapı	148,35	95,29	39,63	57,58
	Zeta potansiyeli	-5,67	-8,14	-7,46	-24,80
	Hidrofobisite	17,6	7,1	2,09	23,44

Çizelge 4.12 C/N oranı 40 olan sentetik atıksu ile işletilen bMBR'de kararlı halde elde edilen veriler

Atıksu C/N oranı	Parametre	SRT (gün)			
		20	40	80	5
40	MLSS	15040	21350	30215	4910
	EPS _p (mg/gMLSS)	4,89	3,32	2,0	4,74
	EPS _c (mg/gMLSS)	131,32	70,26	41,87	434,74
	P/C _{EPS}	0,04	0,05	0,05	0,01
	EPS _t (mg/gMLSS)	136,21	73,58	43,86	439,48
	SMP _p (mg/L)	18,7	17,2	17,3	54,5
	SMP _c (mg/L)	198,7	55,0	250,0	530,00
	P/C _{SMP}	0,09	0,31	0,07	0,067
	SMP _t (mg/L)	217,4	72,2	267,3	884,5
	Viskozite (48,6 s ⁻¹)	20,22	23,73	71,9	17,05
	Viskozite (243 s ⁻¹)	9,49	11,65	58,2	6,95
	Viskozite (729 s ⁻¹)	6,15	7,55	15,4	4,9
	Kritik akı (L/m ² .sa)	11,5	10,5	12	12,9
	MFR (10 ¹² m ⁻¹ sa ⁻¹)	1,04	0,63	0,48	1,79
	Flok çapı	293,10	108,49	114,69	86,79
	Zeta potansiyeli	-10,60	-14,90	-15,30	-36,90
	Hidrofobisite	10,46	3,13	0,99	15,62

Atıksuyun C/N oranının belirlenen 17 adet bağımlı değişkene etkisine bakıldığında, Çizelge 4.13'den de görüldüğü gibi özellikle EPS_p, P/C_{EPS}, kritik akı ve MFR üzerinde istatistiksel olarak anlamlı bir etkinin varlığından söz edilebilir. Atıksu C/N oranı arttıkça bMBR'lerde mikroorganizmalar tarafından üretilen EPS_p'in azaldığı söylenebilir (r_p : -0,719, $p \leq 0,01$). Benzer şekilde atıksuyu C/N oranı ile kritik akı arasında negatif yönde bir ilişki mevcuttur (r_p : -0,764, $p \leq 0,01$). MFR ile C/N arasında ise pozitif bir korelasyon bulunmuştur. Yani C/N oranı arttıkça MFR'de artış göstermiştir (r_p : 0,748, $p \leq 0,01$). Jorgensen vd. [282] tarafından yapılan bir çalışmada 29 farklı çamur numunesinin fiziko-kimyasal özelliklerinin membranda tıkanma eğilimi üzerine etkileri araştırılmıştır ve bu çalışmada bulunan sonuçlara paralel olarak atıksu KOİ/N oranı ile limit akı arasında negatif bir korelasyon tespit edilirken, spesifik direnç ile pozitif yönde güçlü bir ilişki saptanmıştır.

bMBR'lerde aktif çamurun özellikleri üzerine SRT'nin etkisine bakılacak olursa (Çizelge 4.13), SRT artışıyla birlikte beklendiği gibi MLSS konsantrasyonlarında artış gözlenmiştir (r_p : 0,965, $p \leq 0,01$). SRT artışıyla beraber EPS_c (r_p : -0,620, $p \leq 0,05$), EPS_t (r_p : -0,653, $p \leq 0,05$), SMP_p (r_p : -0,628, $p \leq 0,05$) ve hidrofobisite (r_p : -0,731, $p \leq 0,01$) değerlerinde ise

azalmalar gözlenmiştir. Diğer yandan SRT ve MLSS artışıyla birlikte aktif çamur viskoziteleri arasında pozitif korelasyonlar tespit edilmiştir. MLSS ile aktif çamur viskoziteleri arasında pozitif yönde bir korelasyon olduğu aktif çamur reolojisinin araştırıldığı pek çok çalışmada belirtilmiştir [218], [223], [283]. SRT artışına bağlı olarak viskozite, mikrobiyal ürün konsantrasyonu ve kompozisyonu, hücre yüzey özellikleri ve morfolojisinin değiştiği bazı araştırmacılar tarafından raporlanmıştır [80], [266], [284]. SRT'ye paralel olarak, MLSS artışıyla birlikte EPS_c , EPS_t , SMP_p ve göreceli hidrofobisite azalırken, aktif çamur viskozitelerinin artış gösterdiği gözlenmiştir.

Mikroorganizmalar tarafından üretilen EPS tür ve konsantrasyonlarının etkisine bakıldığında ise, EPS_p ile göreceli hidrofobisite arasında pozitif yönde güçlü bir korelasyon tespit edilmiştir (r_p : 0,848, $p \leq 0,01$). Durmaz ve Sanin [8] tarafından yapılan çalışmada hücre yüzeyindeki hidrofobik fraksiyonların özellikle proteinlerden oluştuğu bildirilmiştir. Bu nedenle düşük C/N oranına sahip atıksu ile beslenen bMBR'de en yüksek EPS_p bulunurken, en yüksek hidrofobisite değeri de bu reaktörde tespit edilmiştir. Yüksek C/N oranlarında ise fazla karbon, yeni mikroorganizma hücresi yanı sıra EPS_c 'a dönüştürülmektedir. Üretilen EPS_c ise hücre yüzeyini ve hidrofobik kısımları kaplamakta ve hidrofobisiteyi düşürmektedir. Benzer durum pek çok araştırmada gözlenmiştir [271], [270], [278]. bMBR'lerde EPS_t 'nin büyük çoğunluğunu EPS_c oluşturmuştur. EPS_c ile SMP türleri arasında güçlü bir pozitif korelasyon olduğu görülmektedir ($r_p \geq 0,822$, $p \leq 0,01$). Mikroorganizmaya bağlı halde bulunan hücre dışı maddeler zamanla biyokütle içerisinde serbest kalmakta ve çözünmektedir. Bu nedenle EPS_c ile SMP bileşenleri arasında bulunan korelasyon beklenen bir durumdur. EPS_c ile MFR arasında ise pozitif yönde anlamlı bir ilişki tespit edilmiştir (r_p : 0,839, $p \leq 0,01$). Wang vd., [91] tarafından yapılan bir çalışmada membran akısı ve aktif çamur özellikleri arasındaki ilişki incelenmiştir ve MFR ile EPS ve EPS_c arasında %99 oranında anlamlı pozitif ilişkiler tespit edilmiştir. Jorgensen vd. [282] de benzer şekilde spesifik direnç ile EPS_c arasında pozitif yönde önemli seviyede ilişki tespit etmişlerdir. Le-Clech vd. [88] tarafından bMBR'lerde membran tıkanmasında özellikle karbonhidrat kaynaklı hücre dışı salgıların etkili olduğu bildirilmiştir. Benzer durum SMP_c ile MFR arasında da gözlenmiştir (r_p : 0,888, $p \leq 0,01$). P/C_{EPS} oranı ile MFR arasında negatif güçlü bir korelasyon tespit edilirken (r_p : -0,587, $p \leq 0,05$), P/C_{EPS} ile kritik akı arasında güçlü pozitif

bir korelasyon tespit edilmiştir (r_p : 0,712, $p \leq 0,01$). EPS'nin P/C oranının artması ya EPS_c konsantrasyonunun daha düşük olması ya da EPS_p konsantrasyonunun artması anlamına gelmektedir. P/C_{EPS}'nin artması ile kritik akıların artmasının nedeni de EPS_c konsantrasyonundaki azalma olabilir.

Mikroorganizmalar tarafından üretilen çözünmüş mikrobiyal ürünlerin MFR üzerindeki etkisine bakıldığında, SMP_c ve SMP_p'nin MFR üzerinde pozitif yönde etki ettiği görülmektedir (r_p : 0,888 ve 0,718, $p \leq 0,01$). bMBR ile yapılan pek çok çalışmada SMP bileşenlerinin membran tıkanması üzerinde oldukça önemli bir parametre olduğu vurgulanmaktadır ve bMBR'de SMP bileşenleri anahtar rol oynamaktadır [285], [286]. SMP_c ile kritik akı arasında ise negatif yönde güçlü bir korelasyon tespit edilmiştir (r_p : -0,596, $p \leq 0,05$). Bu durum bMBR'de SMP_c konsantrasyonu arttıkça membran tıkanmasını en az seviyeye indirmek için daha düşük akı değerlerinde çalışılması gerektiği anlamına gelmektedir. Elde edilen bu bilgilere paralel olarak Le-Clech vd. [88] tarafından SMP'nin karbonhidrat fraksiyonunun MBR'lerde membran tıkanmasına neden olan ana faktörlerden biri olduğu belirtilmiştir.

Pearson Korelasyon Katsayıları bulunurken SRT 5 gün verileri dahil edilmediği durumda (Çizelge 4.14) tüm SRT'lerin dahil edildiği duruma göre bazı parametrelerde farklı ilişkiler tespit edilmiştir. Örneğin, EPS_c ile flok çapı arasında da yüksek pozitif bir korelasyon tespit edilmiştir (r_p : 0,871, $p \leq 0,01$). Aktif çamur sisteminde flok boyutları üzerinde EPS tür ve konsantrasyonunun önemli etkisi vardır. EPS'deki karbonhidrat miktarı arttıkça çamur partikül boyutunun arttığı bildirilmiştir. Karbonhidratların, hücrelerin bir araya gelmesinde önemli bir rolü olduğu bazı araştırmacılar tarafından kanıtlanmıştır [287], [288], [289]. Yüksek karbonhidrat içeren floklar birbirleri ile daha iyi tutunurlar, etkileşimleri daha kuvvetlidir. Karbonhidratlar flok mikrobiyal yapılarının daha kompakt ve kararlı olmasını sağlamaktadır. Tüm SRT değerlerinin dahil edildiği durumdan farklı olarak SRT 5 gün verileri istatistiksel değerlendirme kapsamından çıkarıldığında, SMP_c ile aktif çamur viskoziteleri arasındaki korelasyonlar pozitif yönde oldukça yüksek bulunmuştur ($r_p > 0,700$, $p \leq 0,05$). Yani aktif çamurdaki SMP_c arttıkça aktif çamur viskozitelerinin de arttığı görülmektedir.

Çizelge 4.13 Pearson korelasyon katsayıları ve korelasyonların p-değerleri (Tüm SRT değerleri)

Parametre 1	Parametre 2	r_p	p-değeri
Atıksu C/N oranı	EPS _p	-0,719	0,01
Atıksu C/N oranı	P/C _{EPS}	-0,764	0,01
Atıksu C/N oranı	SMP _c	0,628	0,05
Atıksu C/N oranı	Kritik akı	-0,764	0,01
Atıksu C/N oranı	MFR	0,748	0,01
SRT	MLSS	0,965	0,01
SRT	EPS _c	-0,628	0,05
SRT	EPS _t	-0,653	0,05
SRT	SMP _p	-0,628	0,05
SRT	Viskozite (729 s ⁻¹)	0,668	0,05
SRT	Hidrofobisite	-0,731	0,01
MLSS	EPS _c	-0,680	0,05
MLSS	EPS _t	-0,712	0,01
MLSS	SMP _p	-0,725	0,01
MLSS	Viskozite (729 s ⁻¹)	0,644	0,05
MLSS	Hidrofobisite	-0,815	0,01
EPS _p	Hidrofobisite	0,848	0,01
EPS _c	EPS _t	0,998	0,01
EPS _c	SMP _p	0,919	0,01
EPS _c	SMP _c	0,822	0,01
EPS _c	SMP _t	0,877	0,01
EPS _c	MFR	0,839	0,01
EPS _t	SMP _p	0,935	0,01
EPS _t	SMP _c	0,804	0,01
EPS _t	SMP _c	0,863	0,01
EPS _t	MFR	0,817	0,01
P/C _{EPS}	Kritik akı	0,712	0,01
P/C _{EPS}	MFR	-0,587	0,05
SMP _p	MFR	0,718	0,01
SMP _p	SMP _t	0,855	0,01
SMP _c	SMP _t	0,979	0,01
SMP _c	Kritik akı	-0,596	0,05
SMP _c	MFR	0,888	0,01
SMP _t	MFR	0,893	0,01
P/C _{SMP}	Kritik akı	0,584	0,05
Kritik akı	MFR	-0,630	0,01

Çizelge 4.14 Pearson korelasyon katsayıları (SRT 20,40 ve 80 gün değerleri)

Parametre 1	Parametre 2	r_p	p-değeri
Atıksu C/N oranı	EPS _p	-0,826	0,01
Atıksu C/N oranı	P/C _{EPS}	-0,804	0,01
Atıksu C/N oranı	Kritik akı	-0,930	0,01
Atıksu C/N oranı	MFR	0,865	0,01
SRT	MLSS	0,970	0,01
SRT	EPS _t	-0,682	0,05
SRT	Hidrofobisite	-0,806	0,01
MLSS	SMP _p	-0,736	0,05
MLSS	Hidrofobisite	-0,901	0,01
EPS _p	Kritik akı	0,727	0,05
EPS _p	Hidrofobisite	0,695	0,05
EPS _c	MFR	0,791	0,05
EPS _c	Flok çapı	0,871	0,01
EPS _t	MFR	0,740	0,05
EPS _t	Flok çapı	0,883	0,01
P/C _{EPS}	Kritik akı	0,681	0,05
P/C _{EPS}	MFR	-0,674	0,05
SMP _p	Hidrofobisite	0,693	0,05
SMP _c	Viskozite (48,6 s ⁻¹)	0,761	0,05
SMP _c	Viskozite (243 s ⁻¹)	0,748	0,05
SMP _c	Viskozite (729 s ⁻¹)	0,700	0,05
SMP _c	Kritik akı	-0,748	0,05
SMP _t	Viskozite (48,6 s ⁻¹)	0,771	0,05
SMP _t	Viskozite (243 s ⁻¹)	0,759	0,05
SMP _t	Viskozite (729 s ⁻¹)	0,707	0,05
SMP _t	Kritik akı	-0,746	0,05
Kritik akı	MFR	-0,794	0,05
MFR	Flok çapı	0,768	0,05

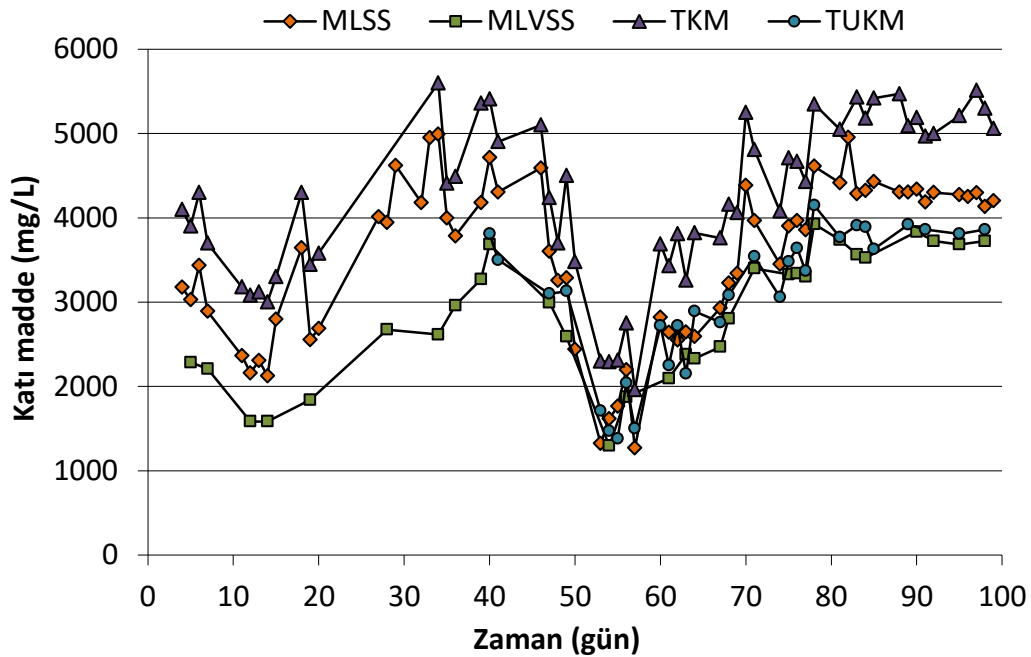
4.2 Gerçek Atıksu Çalışmaları

Gerçek atıksu çalışmalarında üç farklı gerçek atıksuyun bMBR'lerde arıtım çalışmaları yürütülmüştür. Bu atıksular, evsel atıksu, süt endüstrisi atıksuyu ve kağıt endüstrisi atıksuyu olarak seçilmiştir. Sentetik atıksu çalışmalarından elde edilen sonuçlar doğrultusunda bMBR'lerde optimum SRT değeri 40 gün olarak seçilmiştir. Kullanılan atıksuların karakterizasyonu birbirinden tamamen farklı olduğu için aynı işletme şartlarında çalışılması mümkün olmamıştır. Her bir atıksu tipi için laboratuvar şartlarında ulaşılabilecek maksimum akı değeri, HRT, L_{org} değerlerinde işletme çalışmaları gerçekleştirilmiştir.

4.2.1 Evsel Atıksu ile Batık Membran Biyoreaktörlerin İşletimi

Evsel atıksu ile bMBR'de arıtım çalışmalarını gerçekleştirebilmek için Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi proses havuzundan alınan aktif çamur MLSS konsantrasyonu 3000 mg/L olacak şekilde reaktöre konulmuş ve 40 gün SRT'de işletme çalışmaları başlatılmıştır. Şekil 4.36'da yaklaşık 100 gün işletilen bMBR'de aktif çamura ait toplam katı madde (TKM), uçucu toplam katı madde (TUKM), MLSS ve MLVSS analizler sonuçları görülmektedir. Çalışılan evsel atıksuyun KOİ değeri düşük olduğu için kararlı hale ulaşmak sentetik atıksulara göre çok daha uzun sürede gerçekleşmiştir. 50 gün boyunca işletilen bMBR'de kararlı hal şartlarına ulaşılmışken otomasyon arızası sebebiyle katı madde konsantrasyonlarında düşüşler gözlenmiştir. 61. gün sonrasında reaktör sabit debide ve sabit organik yükleme hızında çalıştırılarak kararlı hal şartlarına ulaşılmıştır. MLSS konsantrasyonu kararlı hal şartlarında ortalama 4200 mg/L'dir. MLVSS/MLSS oranı ise 0,81 ile 0,86 aralığında değişmiştir. bMBR'deki TKM konsantrasyonlarına bakıldığında kararlı hal şartlarında ortalama 5000 mg/L olarak bulunmuştur. TUKM konsantrasyonu ise TKM'nin 0,66 ile 0,77'si arasında değişmiştir.

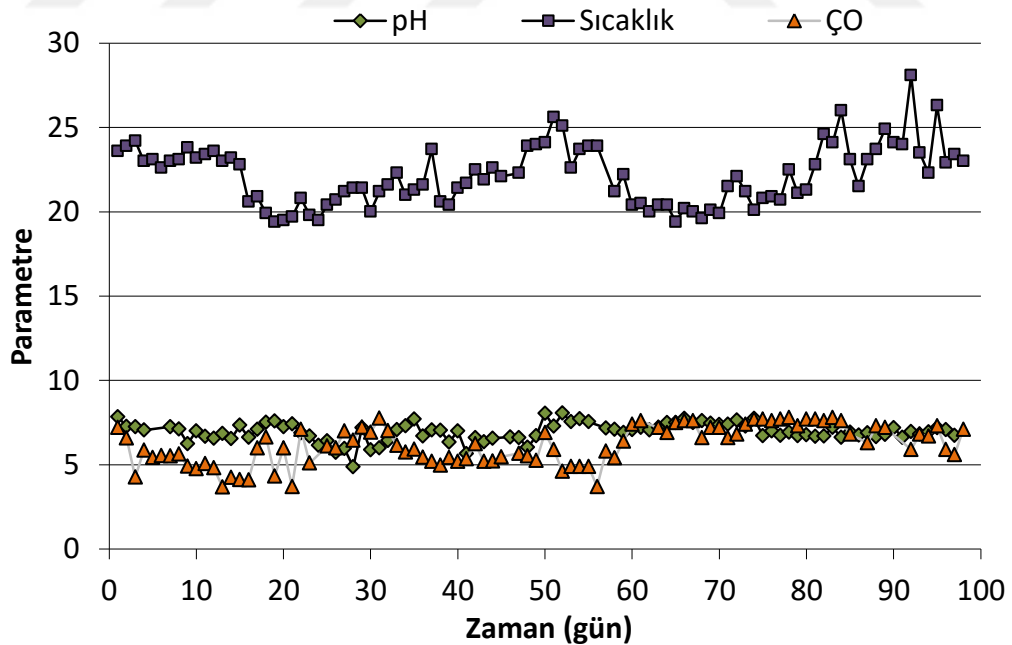
Şekil 4.37'de bMBR'de pH, ÇO ve sıcaklık değişimleri verilmiştir. Reaktörde pH 7 civarında seyretmiştir. ÇO konsantrasyonu ise 4-8 mg/L aralığında değişmiştir.



Şekil 4.36 bMBR'de evsel atıksu için MLSS, MLVSS, TKM ve TUKM değişimleri

Evsel atıksu ile işletilen bMBR'de arıtım çalışmaları boyunca akı ve HRT değişimleri Şekil 4.38'den görülmektedir. Membran akısı ilk 65 gün boyunca 12-15 L/m².sa civarında tutulmuştur. Çalışmanın ilk 65 gününde otomasyon kontrolünde bazı sıkıntılar yaşandığı için sabit akıda işletme yapılamamıştır. Özellikle 64. gün sonrasında akı değeri ortalama 14,8 L/m².sa değerinde sabit tutulmuştur. HRT değeri ise 10. günden sonra 9 sa değerinin altında tutulmuştur. 64. gün sonrasında ise HRT değeri 7 sa civarında seyretmiştir. Literatürde evsel atıksu arıtımında bMBR kullanılan çalışmalara bakıldığında HRT'nin 5-16 saat aralığında değiştiği görülmektedir [61], [139], [290], [291].

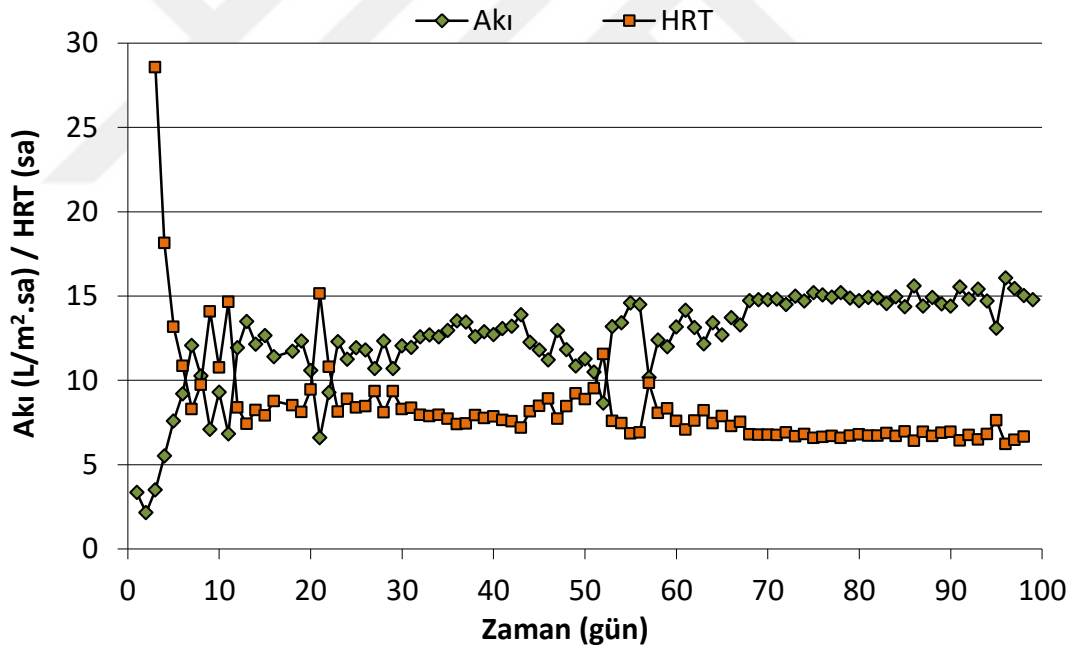
bMBR'de organik yüklere bakıldığında (Şekil 4.39) 64. gün sonrasında reaktöre sabit yükleme yapılmaya başlanmış ve organik yük 1,2 gKOİ/L.gün değerinde sabit tutulmuştur. Bir günde yaklaşık 36 L atıksu beslemesi yapılan bMBR'de organik yük maksimum bu değere ulaşmıştır. Rosenberger vd. [224] tarafından gerçekleştirilen bMBR ile evsel atıksu arıtımının araştırıldığı çalışmada organik yük 1,1-1,7 g KOİ/L.gün aralığında değişmiştir. Daha düşük organik yük değerinde çalıştırılan bMBR'ler olduğu da bildirilmiştir [139].



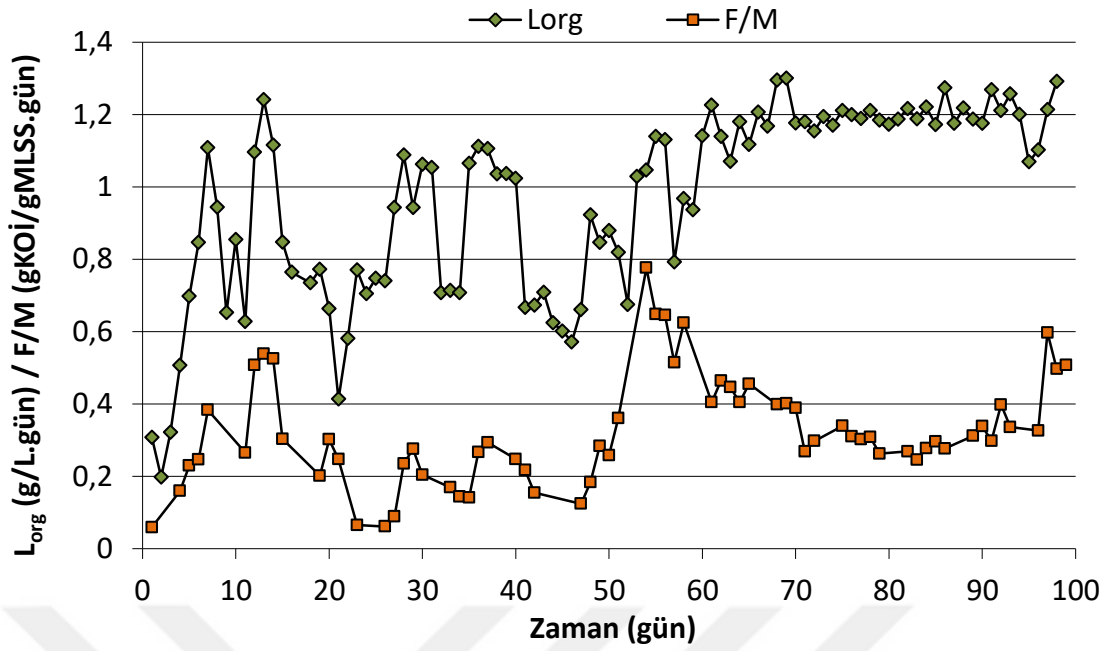
Şekil 4.37 Evsel atıksu ile işletilen bMBR'de sıcaklık, besleme ve reaktördeki pH değişimi ve ÇO değişimleri

bMBR'de ortalama MLSS konsantrasyonu 4,2 g/L iken F/M oranının 0,3 gKOİ/gMLSS.gün değerinde seyrettiği tespit edilmiştir. Klasik aktif çamur tesislerinde F/M oranı 0,2-0,4 gKOİ/gMLSS.gün arasında değişmektedir [12]. Masse vd. [61] tarafından yapılan bMBR çalışmasında 10 gün SRT'de MLSS konsantrasyonu 1,9 g/L iken F/M oranı 0,35 kg KOİ/kg MLVSS.gün olarak tespit edilmiştir. SRT artışı ile birlikte F/M oranının artan MLSS konsantrasyonuna göre azaldığı bilinmektedir. Yine Masse vd. [61] tarafından yapılan bu çalışmada SRT değeri 37 gün, MLSS 3,7 g/L iken F/M oranı 0,13 kgKOİ/kgMLVSS.gün değerinde bulunmuştur.

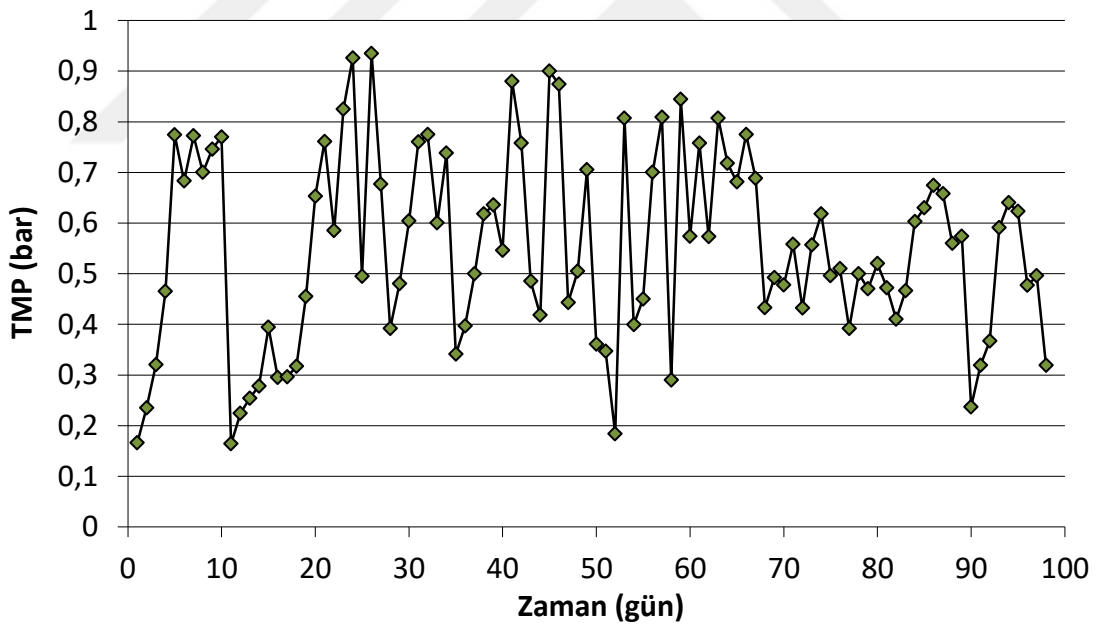
bMBR'deki işletme süresi boyunca TMP'deki değişim Şekil 4.40'da verilmiştir. 10 L reaktör hacminde işletilen bMBR'de HRT değeri 7 saate kadar indirildiği için TMP değerleri genelde yüksek seyretmiştir ve sık sık membran modülü reaktörden çıkarılarak fiziksel olarak yıkanmıştır. İşletmenin 64. gününden sonra TMP değerleri daha stabil ölçülmüştür.



Şekil 4.38 Eysel atıksu ile işletilen bMBR'de akı ve hidrolik bekleme süresinin işletme boyunca değişimi



Şekil 4.39 Evsel atıksu ile işletilen bMBR'de L_{org} ve F/M oranının işletme boyunca değişimi

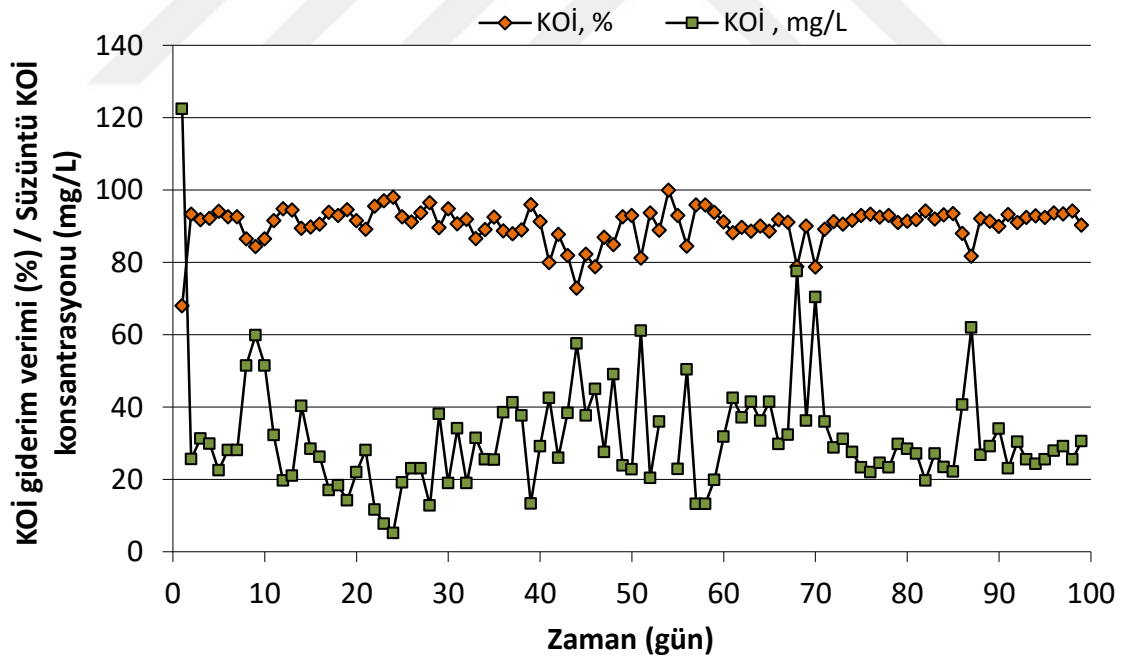


Şekil 4.40 Evsel atıksu ile işletilen bMBR'de TMP değişimi

4.2.1.1 bMBR'de Evsel Atıksu Arıtımında Giderim Verimleri

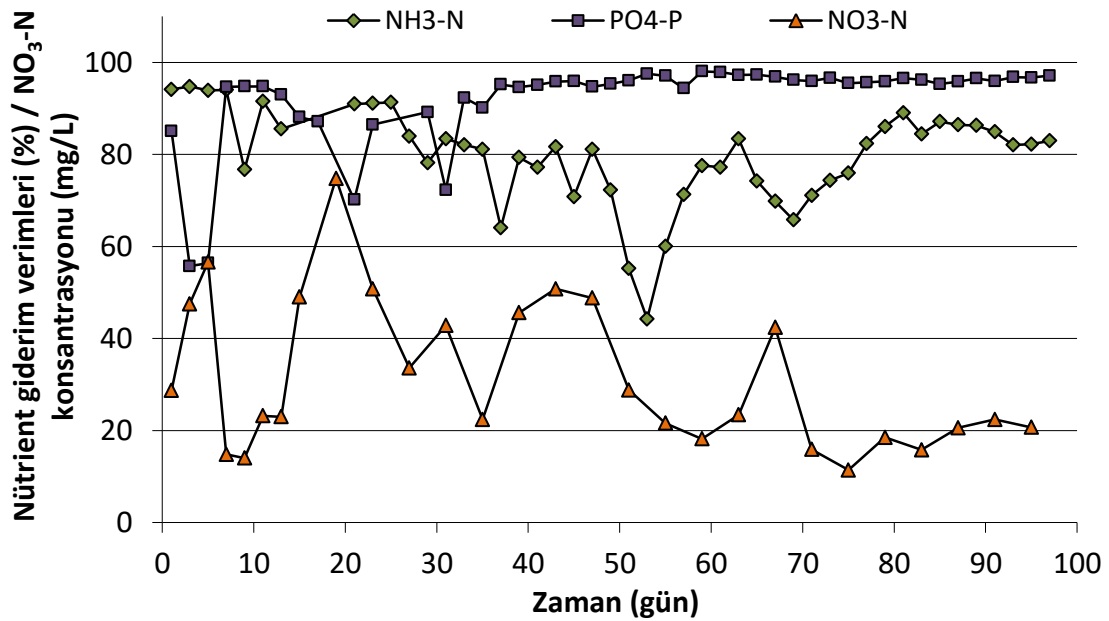
bMBR'de 40 gün SRT'de KOİ giderim verimleri ve süzüntü KOİ konsantrasyonları Şekil 4.41'de verilmiştir. Atıksu karakterizasyonunun verildiği Çizelge 3.4'den de görüldüğü gibi farklı zamanlarda alınan evsel atıksu KOİ aralığı 225 ile 440 mg/L'dir. Tüm işletme

süresi boyunca KOİ giderim verimleri %90 civarında seyretmiştir. bMBR çıkışı süzöntüdeki KOİ konsantrasyonlarına bakıldığında ortalama 30,6 mg/L olduğu görülmektedir. MBR'lerin klasik sistemlere göre KOİ giderim verimine %30'luk bir katkı sağladığı bilinmektedir [292]. bMBR'lerde büyük makromoleküller havalandırma tankında daha uzun süre kalmakta ve biyokütle ile daha uzun süre temas etmektedir. bMBR'lerde 4-7,5 sa gibi düşük HRT değerlerinde bile %95'in üzerinde KOİ giderim verimleri elde edilebilmektedir. Ancak bu çalışmalarda organik yük değerleri 0,3 ile 0,9 gKOİ/L.gün değerlerinde değişmektedir. Molina-Munoz vd. [291] bMBR'de evsel atıksuyunun arıtımını araştırmışlar ve 0,04 µm gözenek boyutunda membran ile 15 sa HRT ve 10 gün SRT'de %91,4 KOİ giderim verimi elde etmişlerdir. Habib vd. [142] yapmış oldukları çalışmada gözenek boyutu 0,1 µm olan membran ile 4 sa HRT ve 12 gün SRT'de %96,5 KOİ giderim verimine ulaşmışlardır. Khan vd. [143] gözenek boyutu yine 0,1 µm olan membran ile HRT 8 sa, SRT ise 30 gün iken %95 KOİ giderim verimine ulaşmışlardır. Şekil 4.42'de ise bMBR'de nütrient giderim verimleri ve süzöntüdeki NO₃-N konsantrasyonlarının değişimi verilmiştir.



Şekil 4.41 Eysel atıksu ile işletilen bMBR'de KOİ giderim verimleri ve süzöntüdeki KOİ konsantrasyonları

bMBR'de $\text{NH}_3\text{-N}$ giderim verimlerine bakıldığında kararlı hal şartlarına ulaşıldıktan sonra $\text{NH}_3\text{-N}$ giderim verimleri %80'in üzerinde seyretmiştir (Şekil 4.42). Khan vd.'nin [143] yapmış oldukları çalışmada $\text{NH}_3\text{-N}$ giderim verimi %89'un üzerinde tespit edilmiştir ve $\text{NH}_3\text{-N}$ giderim veriminin büyük çoğunluğunun mikrobiyal asimilasyondan kaynaklandığı belirtilmiştir. Habib vd. [142] ise bMBR'yi 12 gün SRT değerinde işlettikleri için maksimum %67 $\text{NH}_3\text{-N}$ giderim verimine ulaşmışlardır. Maqbool vd. [293] tarafından ise SRT 20 gün iken maksimum %70 $\text{NH}_3\text{-N}$ giderim verimi elde edilmiştir. Holakoo vd. [294] ise 20 gün SRT'de 6 ay boyunca işlettikleri bMBR'de %90 $\text{NH}_3\text{-N}$ giderim verimine ulaşmışlardır. Yapılmış çalışmalardan da görüldüğü üzere oldukça yavaş büyüyen nitrifikasyon bakterileri dolayısıyla bMBR'lerde ancak yüksek SRT değerlerinde yüksek $\text{NH}_3\text{-N}$ giderim verimleri elde edilebilmektedir. Süzüntülerdeki nitrat konsantrasyonları ise işletmenin ilk günlerinde 50 mg/L civarında seyrederken son 30 günlük işletme süresinde 20 mg/L civarında değişmiştir. Bu durum işletmenin son günlerine doğru denitrifikasyon prosesinin daha yüksek verimle gerçekleştiğini göstermektedir. Denitrifikasyon prosesinin anoksik şartlarda gerçekleştiği düşünüldüğünde bMBR'de anoksik şartların aktif çamur flokları içinde olduğu ve denitrifikasyon prosesinin aktif çamur flokları içinde gerçekleştiği düşünülmektedir [100].

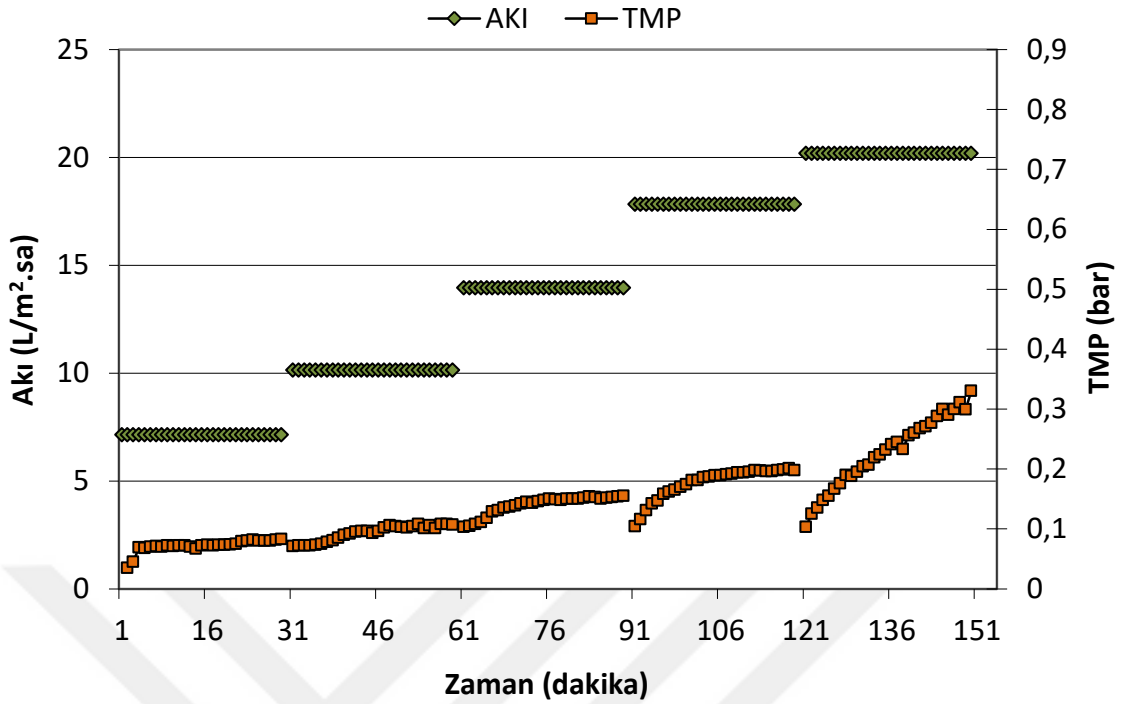


Şekil 4.42 Evsel atıksu ile işletilen bMBR'de nütrient giderim verimleri ve $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu değişimi

Evsel atıksu ile işletilen bMBR'de ortofosfat giderim verimi ise %95 civarında tespit edilmiştir. Holakoo vd. tarafından yapılan çalışmada da bu sonuca benzer şekilde oldukça yüksek $PO_4\text{-P}$ giderim verimine ulaşılmıştır [294]. Fosfor giderim mekanizması bMBR'lerde hem asimilasyon hem de fosfat biriktiren bakteriler (PAOs) vasıtasıyla olabilir. Fosfor gideren bakteri türleri de nitrifikasyon bakterileri gibi oldukça yavaş büyüyen bakterilerdir. SRT, HRT ve F/M oranı gibi işletme şartları da fosfor gideren bakterileri etkilemektedir. Örneğin Wang vd.'nin [295] yapmış oldukları çalışmada HRT değeri 8 günden 6 güne düşürüldüğünde %25-30 daha az toplam fosfor giderimi gerçekleşmiştir. Benzer şekilde SRT değeri 40 günden 20 güne düşürüldüğünde %40-50 daha az toplam fosfor giderimi elde edilmiştir [294]. bMBR'lerde fosfor ayrıca Ca^{2+} ve Na^+ gibi iyonlarla çökelerek de giderilebilir. Böylece bMBR'lerde fosfor giderim verimi membran filtrasyonu ile artmaktadır.

4.2.1.1 Evsel Atıksu ile İşletilen bMBR'de Kritik Akının Belirlenmesi

bMBR'de evsel atıksu arıtımı çalışmasında kararlı hal şartlarına ulaşıldığında kritik akıyı belirlemek için filtrasyon çalışması yapılmıştır. Adım metoduna göre yapılan kritik akı analizinde $7\text{-}20\text{ L/m}^2\text{.sa}$ aralığındaki 5 adet sabit membran akısında her bir adım süresi 30 dakika olacak şekilde filtrasyon çalışmaları yapılmıştır (Şekil 4.43). Şekil 4.43'den görüldüğü üzere membran akısı $20\text{ L/m}^2\text{.sa}$ değerinde iken 30 dakikalık filtrasyon boyunca TMP değeri artış göstermiştir. Bu nedenle membran akısının $20\text{ L/m}^2\text{.sa}$ 'den daha düşük tutulmasına karar verilmiştir ve kritik akı $18\text{ L/m}^2\text{.sa}$ olarak belirlenmiştir. Şekil 4.38'de verildiği üzere evsel atıksu ile işletilen bMBR'de kararlı hal şartlarında membran akısı ortalama $15\text{ L/m}^2\text{.sa}$ 'dir. bMBR kritik akının altında bir akı ile işletilmiştir.



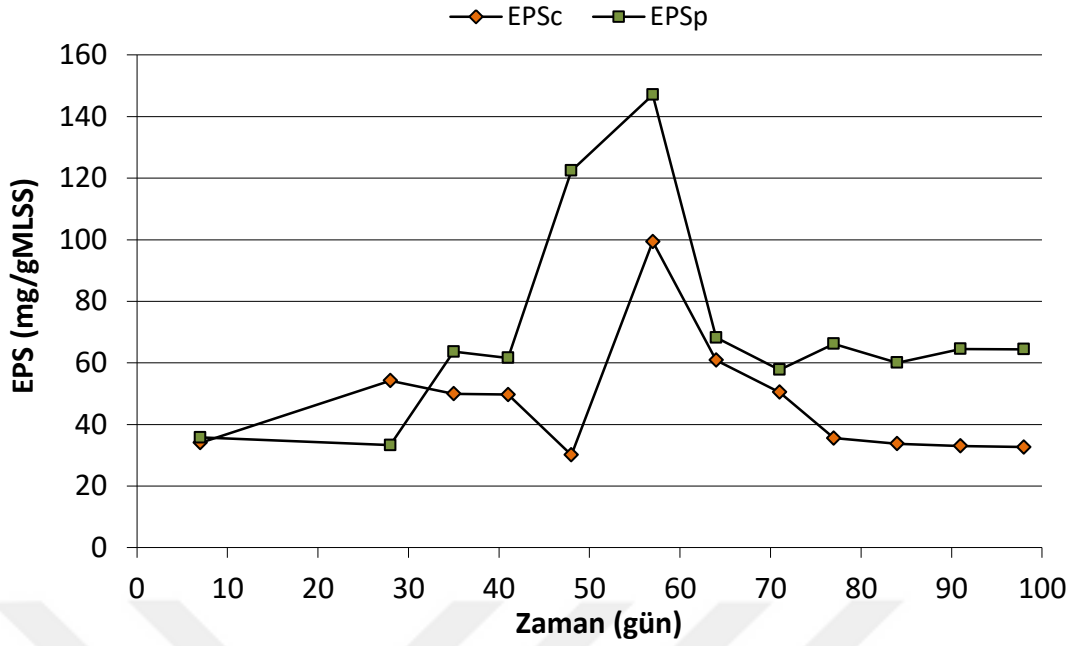
Şekil 4.43 Evsel atıksu ile işletilen bMBR'de kritik akı belirleme çalışması

4.2.1.2 Membran Tıkanma Oranının Belirlenmesi

bMBR'de evsel atıksu ile yapılan çalışmalarda kararlı hale ulaşıldıktan sonra sabit akıda ($10 \text{ L/m}^2.\text{sa}$) membran tıkanma oranını (MFR) belirlemek için kısa süreli filtrasyon çalışması (30 dk) yürütülmüştür. Filtrasyon başında ve sonunda ölçülen TMP değeri ile MFR hesaplanmıştır. Evsel atıksu için MFR değeri, $3,96 \times 10^{12} \text{ m}^{-1}.\text{sa}^{-1}$ olarak belirlenmiştir. C/N oranı 6 olan sentetik atıksu ile işletilen bMBR'de SRT 40 günde MFR değeri $0,07 \times 10^{12} \text{ m}^{-1}.\text{sa}^{-1}$ bulunmuştur. Görüldüğü gibi gerçek evsel atıksu MFR sonucu sentetik atıksuya kıyasla yaklaşık 57 kat daha yüksek bulunmuştur. $45 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ sabit akıda kısa süreli filtrasyon çalışması ile MFR'nin belirlendiği gerçek evsel atıksu kullanılan bir çalışmada SRT 40 günde MLSS konsantrasyonu 22 g/L iken MFR değeri maksimum $7 \times 10^{12} \text{ m}^{-1}.\text{sa}^{-1}$ bulunmuştur [231].

4.2.1.3 Aktif Çamurun EPS Değişimleri

bMBR'de tüm işletme süresi boyunca aktif çamurdan ekstrakte edilen EPS_p ve EPS_c değerleri Şekil 4.44'de verilmiştir. Çalışmada kullanılan evsel atıksuyun KOİ/TKN oranı 4-6 arasında değiştiğinden EPS'nin protein konsantrasyonunun karbonhidrata göre daha yüksek olduğu gözlenmiştir. 64. gün sonrasında kararlı hal şartlarına ulaşıldığından EPS_c ve EPS_p konsantrasyonları çalışmanın ilk günlerine göre daha stabil tespit edilmiştir. 48. ve 57. işletme günlerinde yapılan analizlerde EPS_p 'nin aşırı artışı ve EPS_c 'in önce azalıp sonra artışı söz konusu olmuştur. bMBR'deki MLSS konsantrasyonlarına bakıldığında bu süre aralığında MLSS konsantrasyonlarının 1300 mg/L değerine kadar azaldığı gözlenmiştir. Ancak bMBR akısında dalgalanmalar olduğu görülmektedir. Kısacası membran sabit akıda işletilememiştir. Bu durum reaktördeki biyokütle konsantrasyonunu etkilerken mikroorganizmalar tarafından salgılanan EPS bileşenlerinin konsantrasyonlarının da etkilendiği düşünülmektedir. 77. gün sonrasında tespit edilen ortalama EPS_p ve EPS_c konsantrasyonları 63 mg/gMLSS ve 33,2 mg/gMLSS'dir. Sentetik atıksularla işletilen bMBR'lerde C/N oranı 6 olan sentetik atıksu ile beslenen reaktörde EPS_p ve EPS_c konsantrasyonu sırasıyla 14,85 ve 50 mg/gMLSS tespit edilmiştir. Bilindiği gibi mikroorganizmalar tarafından EPS salgılanmasına büyük ölçüde işletme şartları ve besleme atıksuyunun özellikleri etki etmektedir. Gerçek evsel atıksu ve sentetik atıksu ile beslenen bMBR'lerde EPS tür ve konsantrasyonlarının farklı bulunmasının nedeni olarak işletme şartlarının birbirine yakın olmasına rağmen sadece atıksu karakterizasyonlarının farklılığı düşünülmektedir. Masse vd. [61] yapmış oldukları çalışmada SRT 53 gün iken toplam EPS konsantrasyonunu 20-40 mg/gMLVSS aralığında tespit etmişlerdir. Lin ve diğerleri [63] MBR'lerde EPS'nin membran tıkanmasına etkisini araştırdıkları geniş çaplı bir araştırmada toplam EPS konsantrasyonunun 20-250 mg/gMLSS aralığında olduğunu belirtmişlerdir.

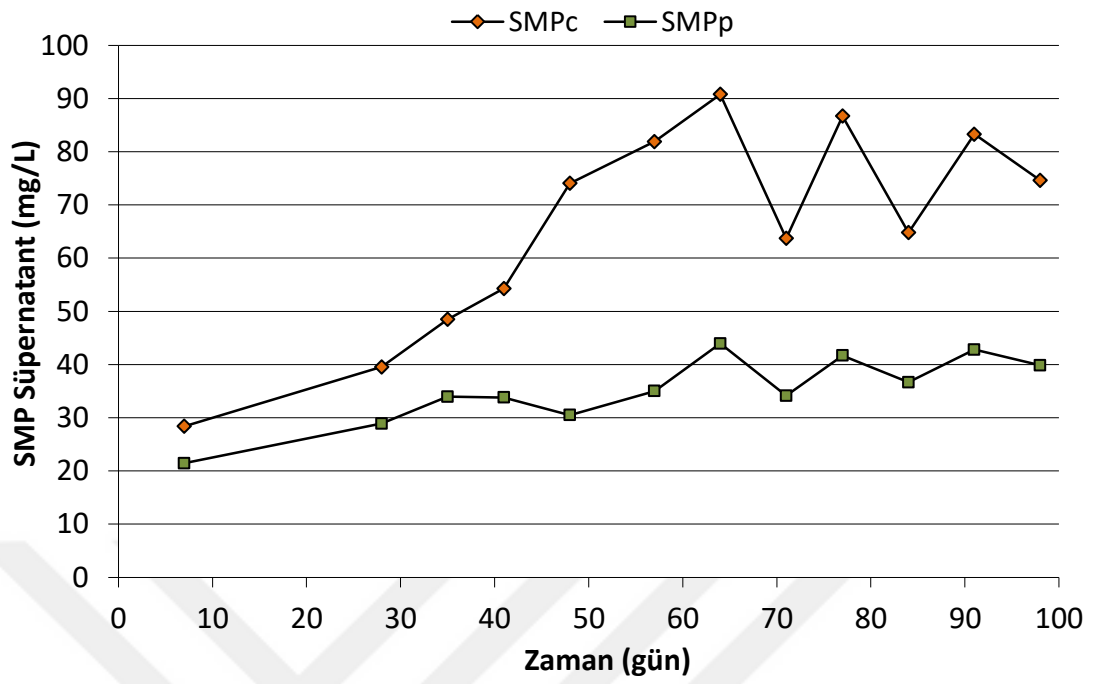


Şekil 4.44 bMBR'de evsel atıksu çalışmasında EPS değişimleri

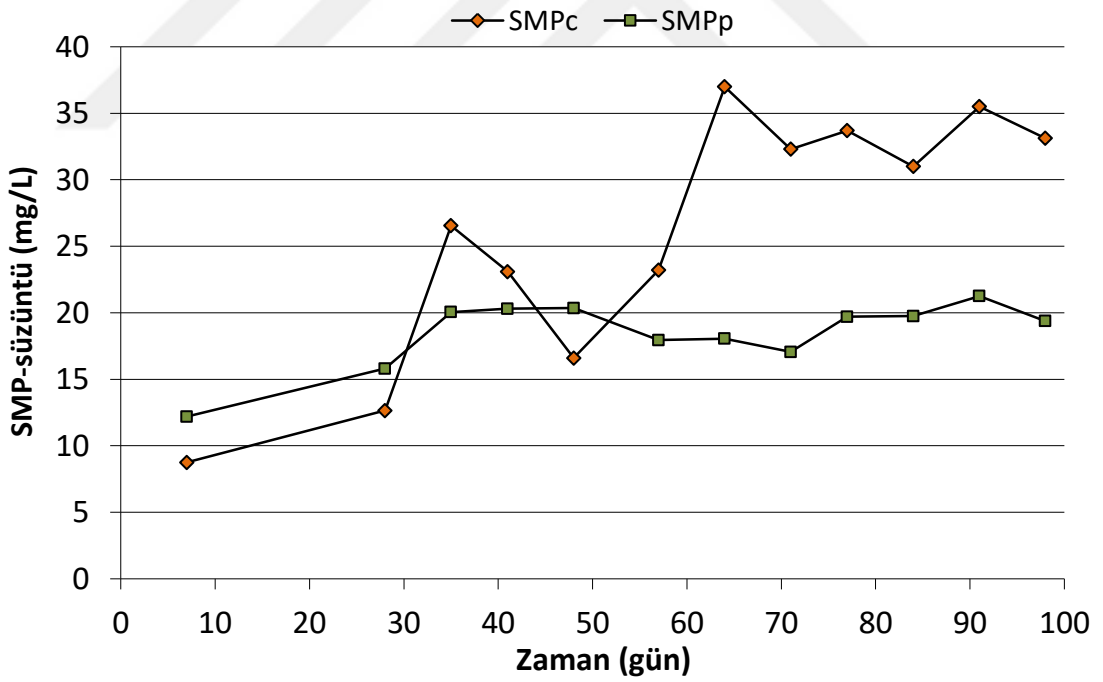
4.2.1.4 Aktif Çamurun SMP Değişimleri

bMBR'de aktif çamurun süpernatant ve süzüntüdeki SMP konsantrasyonları Şekil 4.45'de verilmiştir. Süpernatanttaki SMP_p konsantrasyonu 20 ile 40 mg/L aralığında değişmiştir. SMP_c konsantrasyonları ise işletmenin başında 20 mg/L iken işletmenin 98. gününde 128 mg/L değerine ulaşmıştır. Süzüntüdeki SMP_p konsantrasyonu işletmenin başından sonuna kadar 20 mg/L civarında seyretmiştir. Süzüntüdeki SMP_c konsantrasyonu ise zamanla 20 mg/L civarından 100 mg/L civarına yükselmiştir. İşletmenin 71. gününden sonra süpernatant ve süzüntüdeki ortalama SMP_p konsantrasyonları sırasıyla 39,85 ve 19,38 mg/gMLSS'dir ve SMP_p rejeksiyonunun %51,4 olduğu görülmektedir. SMP_c konsantrasyonları ise 75 ve 33,12 mg/gMLSS'dir ve SMP_c 'nin membrandan rejeksiyonu %55,8'dir. MBR çıkışında süzüntüdeki KOİ giderim veriminin %90 civarında kalması ve daha fazla giderim verimine ulaşamamasının sebebi olarak süzüntüdeki SMP_c konsantrasyonunun yüksek olması düşünülmektedir. Sentetik atıksu çalışmalarına paralel olarak evsel atıksu ile işletilen bMBR'de aktif çamurdan ekstrakte edilen SMP konsantrasyonu, süzüntüdeki SMP konsantrasyonundan daha yüksek bulunmuştur. Membrandan toplam SMP rejeksiyonu %54,3'dür.

(a)



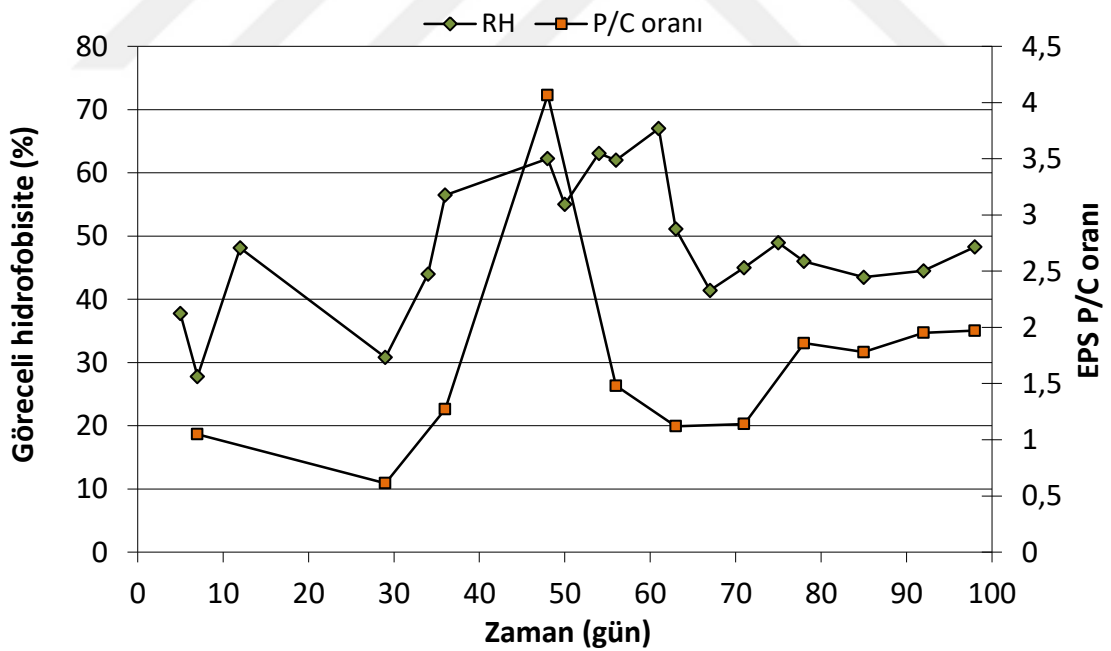
(b)



Şekil 4.45 bMBR'de evsel atıksu çalışmasında reaktördeki (a) ve süzöntüdeki (b) SMP değişimleri

4.2.1.5 Aktif Çamurun Göreceli Hidrofobisite Değişimleri

Şekil 4.46'da haftalık periyotlarda bMBR'deki aktif çamurun göreceli hidrofobisite analiz sonuçları görülmektedir. Göreceli hidrofobisite değerleri %63 ile %28 aralığında değişmiştir. İşletmenin son 30 günlük periyodunda göreceli hidrofobisite değeri ortalama %46,27 değerlerinde seyretmiştir. C/N oranı 6 olan sentetik atıksu ile işletilen bMBR'de SRT 40 günde %13,94 bulunmuştur. C/N oranı 6 olan reaktörde her ne kadar diğer C/N oranlarına göre EPS_p konsantrasyonu yüksek bulunmuş olsa da EPS_c konsantrasyonu EPS_p 'e göre daha yüksekti ve EPS'nin P/C oranı 0,3 bulunmuştu. Şekil 4.46'dan da görüldüğü gibi gerçek evsel atıksu ile işletilen reaktörde EPS'nin P/C oranı 1,89 bulunmuştur ve aktif çamurun göreceli hidrofobisitesi ile paralel şekilde değişmiştir. Sentetik ve gerçek atıksu çalışmalarında birbirinden farklı hücre hidrofobisitelerinin bulunmasının sebebinin EPS'nin P/C oranlarının farklı olması düşünülmüştür. Daha önce de bahsedildiği gibi EPS_p 'ler mikroorganizmanın yüzey hidrofobisitesinin artışına neden olmaktadır ve EPS'nin P/C oranı ne kadar yüksek olursa çamur floklarının hidrofobisitesi de o ölçüde büyük olacaktır.



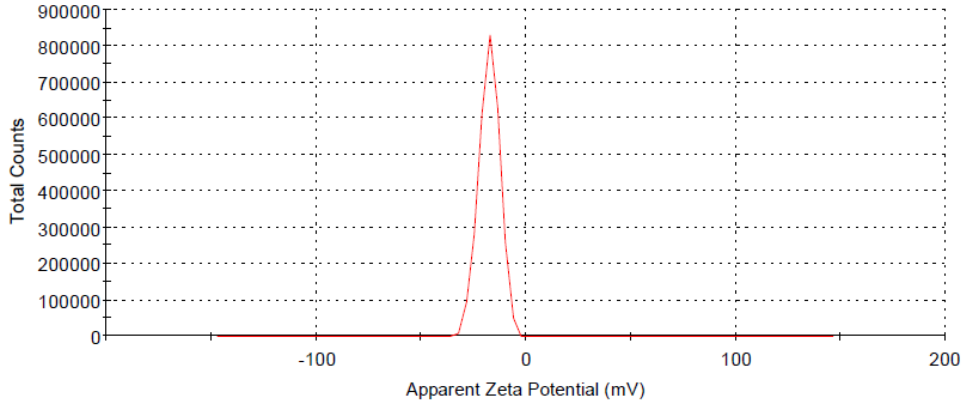
Şekil 4.46 Evsel atıksu ile işletilen bMBR'de aktif çamurun göreceli hidrofobisitesi ile EPS'nin P/C oranı arasındaki ilişki

4.2.1.6 Aktif Çamurun Partikül Boyut Dağılımı ve Zeta Potansiyeli

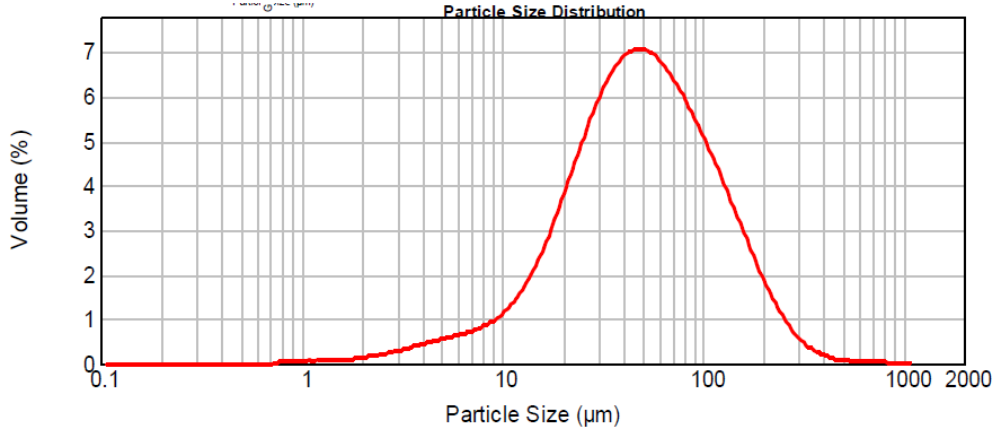
Evsel atıksu ile işletilen bMBR'de kararlı hal şartlarında aktif çamura ait zeta potansiyeli ve partikül boyut dağılımı Şekil 4.47'de verilmiştir. Aktif çamurun zeta potansiyeli beklendiği üzere negatif yönde -17,3 mV değerinde tespit edilmiştir. C/N oranı 6 olan reaktörde zeta potansiyeli -10,90 mV bulunmuştu. Aktif çamurun zeta potansiyeli üzerinde EPS_p ve EPS_c oldukça etkilidir. Proteinler zeta potansiyelini pozitif yönde etkilerken, karbonhidratlar negatif yönde etkilemekte ve zeta potansiyelinin negatif yönde artışına sebep olmaktadır. Meng vd. [84] çamur floklarının zeta potansiyelini -30 ile -15 mV arasında bulmuşlardır. Aynı zamanda zeta potansiyeli ile membran tıkanma direnci arasında güçlü bir korelasyon tespit etmişlerdir.

bMBR'deki aktif çamurun partikül boyutu dağılımına bakıldığında aktif çamurdaki en küçük partikül boyutunun 0,7 μm olduğu ve hacimsel olarak tüm partiküllerin %0,03'ünü teşkil ettiği Şekil 4.47-b'den görülmektedir. Hacimsel olarak tüm partiküllerin %61,58'ini teşkil eden partikül boyutu aralığı ise 26,303 μm ile 120,226 μm 'dir. 26,303 μm 'den küçük partikül boyutu hacimsel olarak tüm partiküllerin %24'ünü oluşturmaktadır. 120,226 μm 'den büyük partikül yüzdesi ise %14,42'dir. Aktif çamurun ortalama partikül boyutu ise 48,608 μm olarak tespit edilmiştir.

(a)



(b)



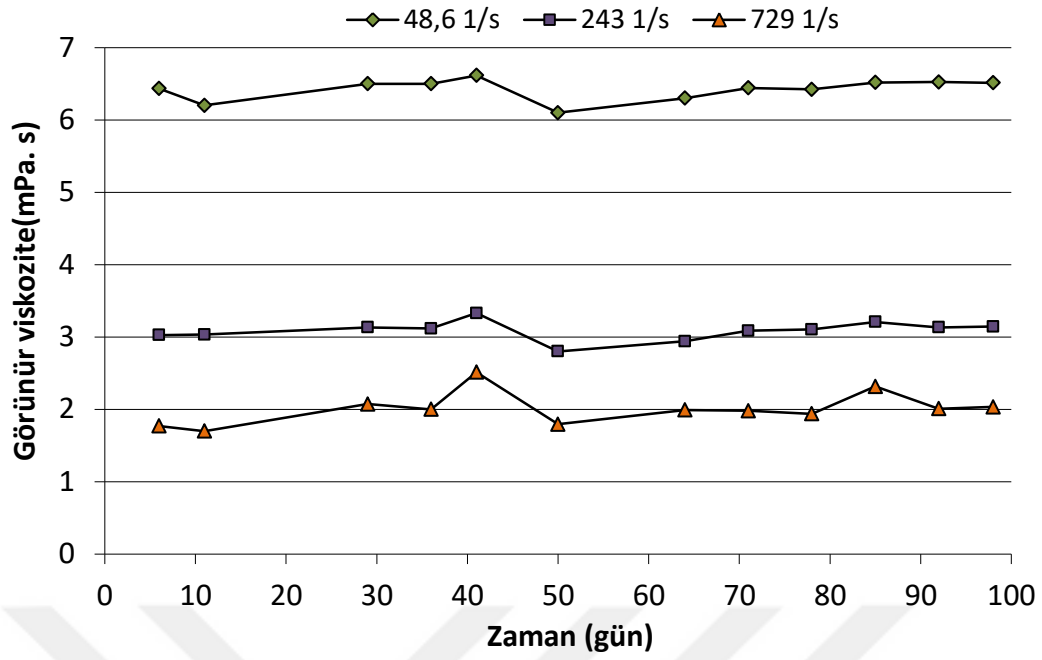
Şekil 4.47 bMBR'de evsel atıksu çalışmasında aktif çamura ait (a) zeta potansiyeli ve (b)partikül boyutu değişimi

4.2.1.7 Aktif Çamurun Görünür Viskozite Değişimleri ve Reolojisi

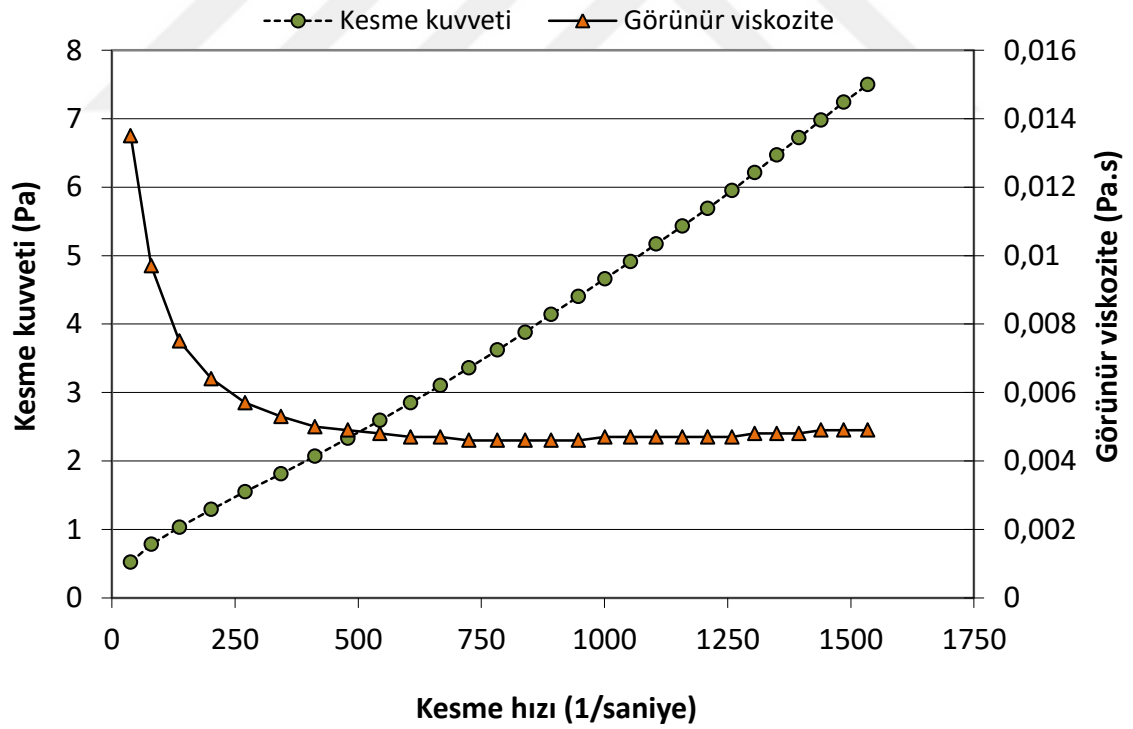
Evsel atıksu ile yapılan yaklaşık 100 günlük bMBR işletme çalışmaları sonucunda haftalık olarak üç farklı sabit kesme hızında ($48,6 \text{ s}^{-1}$; 243 s^{-1} ve 729 s^{-1}) görünür viskozite ölçümleri yapılmıştır ve Şekil 4.48'de sunulmuştur. Haftalık periyotlarda üç farklı kesme hızında aktif çamur görünür viskozitelerinin zamansal olarak dar bir aralıkta değiştiği söylenebilir. $48,6 \text{ s}^{-1}$ kesme hızında aktif çamurun viskozitesi ortalama $6,42 \text{ mPa.s}$ değerinde bulunurken 243 s^{-1} ve 729 s^{-1} kesme hızlarında sırasıyla $3,09 \text{ mPa.s}$ ve 2 mPa.s olarak elde edilmiştir. Aktif çamurun farklı kesme hızlarındaki görünür viskozite değerlerine MLSS konsantrasyonunun etkisini belirleyebilmek için aralarındaki lineer Pearson korelasyon katsayılarına bakılmıştır. r_p 'ler $48,6 \text{ s}^{-1}$, 243 s^{-1} ve 729 s^{-1} kesme hızları için sırasıyla $0,778$, $0,715$ ve $0,792$ tespit edilmiştir. Bu sonuçlar

MLSS konsantrasyonunun artmasıyla aktif çamurun viskozite değerlerinin de arttığını göstermektedir. Ayrıca elde edilen sonuçlar sentetik atıksu ile yapılan bMBR çalışması sonuçları ile örtüşmektedir.

Kararlı hal şartlarına ulaşıldıktan sonra işletmenin 98. gününde aktif çamura yapılan reolojik ölçüm sonucu elde edilen reogram ve görünür viskozite değişimi Şekil 4.49'dan görülmektedir. Reolojik ölçümlerin yapıldığı işletme gününde aktif çamur TKM ve MLSS konsantrasyonu 5300 mg/L ve 4135 mg/L tespit edilmiştir. Reogramdan da görüldüğü gibi uygulanan kesme hızı ve kesme kuvveti arasındaki ilişki doğrusal dağılıma yakın çıkmıştır. Elde edilen kesme hızına karşı kesme kuvveti arasındaki ilişkiyi belirleyebilmek için dört farklı reolojik model deneysel verilere uygulanmıştır ve Çizelge 4.15'de verilmiştir. Herschel-Bulkley modeli en yüksek R^2 değeri ile deneysel verilere en iyi uyumu sağlamıştır, ancak uygulanan kesme hızı aralığında bu modelin R^2 'si yüksek uyum göstermesine rağmen model parametreleri açısından bakıldığında akış davranış indeksi (n) 1'den büyük bulunmuştur. Oysa literatür verilerinden ve Şekil 4.49'dan görüldüğü gibi aktif çamur görünür viskozitesi uygulanan kesme hızı arttıkça azalmıştır ve pseudoplastik davranış göstermiştir. Aktif çamurun reolojisinin belirlenmesinde en yaygın uygulanan Ostwald, Bingham ve Casson modellerinin sonuçlarına bakıldığında bu üç model içinden deneysel verilere en iyi uyumu Bingham modeli (R^2 : 0,9954) göstermiştir. Ostwald modeli akış davranış indeksi (n) 0,957 bulunmuştur ve n parametresinin 1'den küçük olduğu durumlarda aktif çamurun pseudoplastik özellik gösterdiği bilinmektedir.



Şekil 4.48 bMBR'de evsel atıksu çalışmasında aktif çamura ait üç farklı kesme hızında görünür viskozite değerleri değişimi



Şekil 4.49 Evsel atıksu ile işletilen bMBR'de kararlı hal şartlarında aktif çamur için elde edilen reogram ve görünür viskozite değişimi

Çizelge 4.15 Kararlı hal şartlarında bMBR'de aktif çamur reoloji model sonuçları

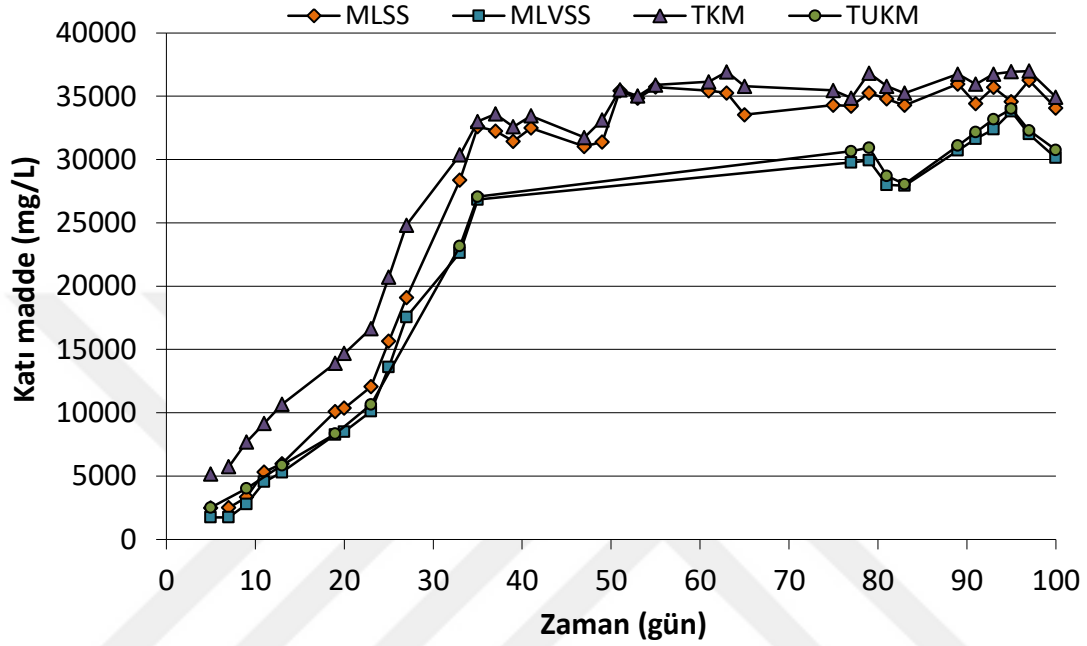
Model parametresi	Herschel-Bulkley ($\tau = \tau_0 + k \cdot \gamma^n$)	Ostwald ($\tau = k \cdot \gamma^n$)	Bingham ($\tau = \tau_0 + k \cdot \gamma$)	Casson ($\tau^{0,5} = \tau_0^{0,5} + \mu_\infty^{0,5} \cdot \gamma^{0,5}$)
R^2	0,9960	0,9930	0,9954	0,9911
k	2,5 mPa.s ⁿ	6,2 mPa.s ⁿ	4,6 mPa.s	-
n	1,076	0,957	-	-
τ_0	0,3489 Pa	-	0,206 Pa	0,2384 Pa
μ_∞	-	-	-	0,0616 Pa.s

4.2.2 Süt Endüstrisi Atıksuyu ile Batık Membran Biyoreaktörlerin İşletimi

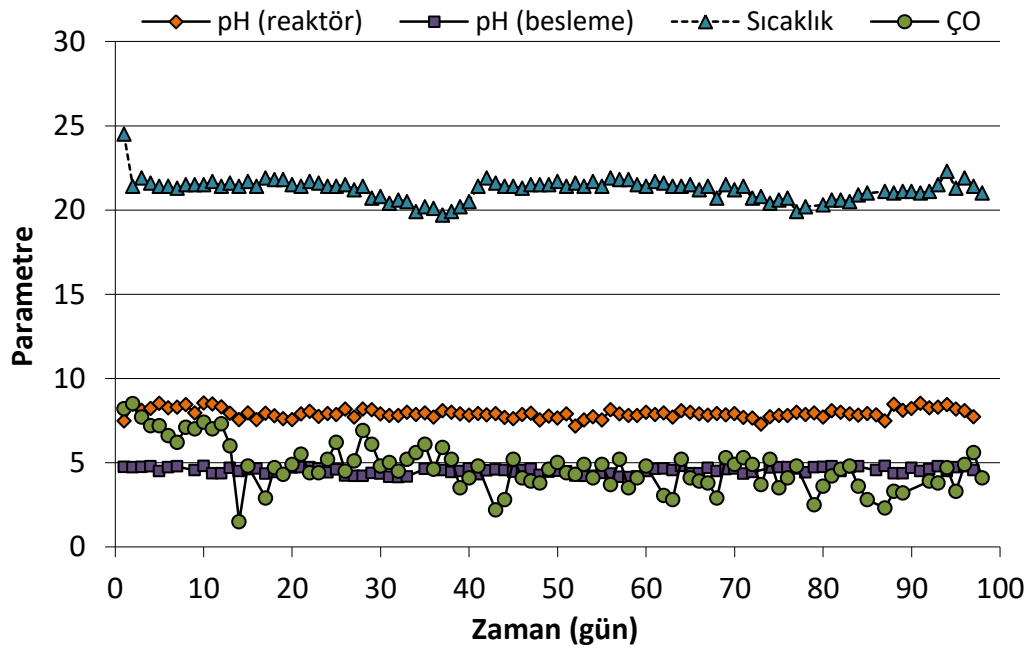
Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de MLSS, MLVSS, TKM ve TUKM değişimleri Şekil 4.50'de verilmiştir. bMBR'de işletmenin 32. gününden sonra kararlı hal şartlarına ulaşılmıştır. Kararlı hale ulaşıldıktan sonra MLSS konsantrasyonu ortalama 34940 mg/L'ye ulaşmıştır. Kararlı halde MLVSS/MLSS oranı %86 civarında seyretmiştir. Buradan hareketle karışık sıvıdaki askıda mikroorganizma aktivitesinin oldukça yüksek olduğu söylenebilir. TKM konsantrasyonu ise MLSS değerine oldukça yakın tespit edilmiştir ve ortalama 35825 mg/L'dir. Benzer şekilde MLVSS ve TUKM konsantrasyonları da birbirine yakın seyretmiştir.

100 günlük işletme boyunca bMBR'deki sıcaklık, pH ve ÇO konsantrasyonun değişimi Şekil 4.51'de sunulmuştur. Tüm işletme süresince reaktör sıcaklığı 20-21 °C arasında değişmiştir. Ham süt endüstrisi atıksuyunun pH değeri besleme tanklarında ortalama 4,72 civarında seyrederken bMBR'de pH ortalama 8,00 civarında seyretmiştir. Besleme atıksuyunun pH değeri oldukça düşük olmasına rağmen bMBR'de pH'nın 8 civarında seyretmesine azot eksikliğini gidermek için ham atıksuya ilave edilen üre dozunun sebep olduğu düşünülmektedir. Üre, atıksuda bulunan pek çok mikroorganizmanın ürettiği üreaz enzimi ile üre degradasyonuna uğramakta ve bunun sonucunda amonyak ve karbondioksit oluşmaktadır. Oluşan amonyak karbondioksitle reaksiyona girerek amonyum iyonlarını oluştururken karbonat iyonları açığa çıkmaktadır. Böylece reaktördeki pH değeri, beslenen atıksuyun pH'sı düşük olmasına rağmen doğal bir proses olan üre degradasyonu sonucu oluşan karbonat alkalitesi ile pH düşüşüne

karşı tampon vazifesi görmektedir [296], [297]. Reaktördeki ÇO konsantrasyonunun değişimine bakıldığında işletmenin ilk başlarında düşük MLSS konsantrasyonundan dolayı 6-8 mg/L aralığında değişirken MLSS konsantrasyonu arttıkça sabit hava debisinde çalışıldığından dolayı ÇO değeri zaman zaman 2 mg/L değerlerine kadar düşmüştür.



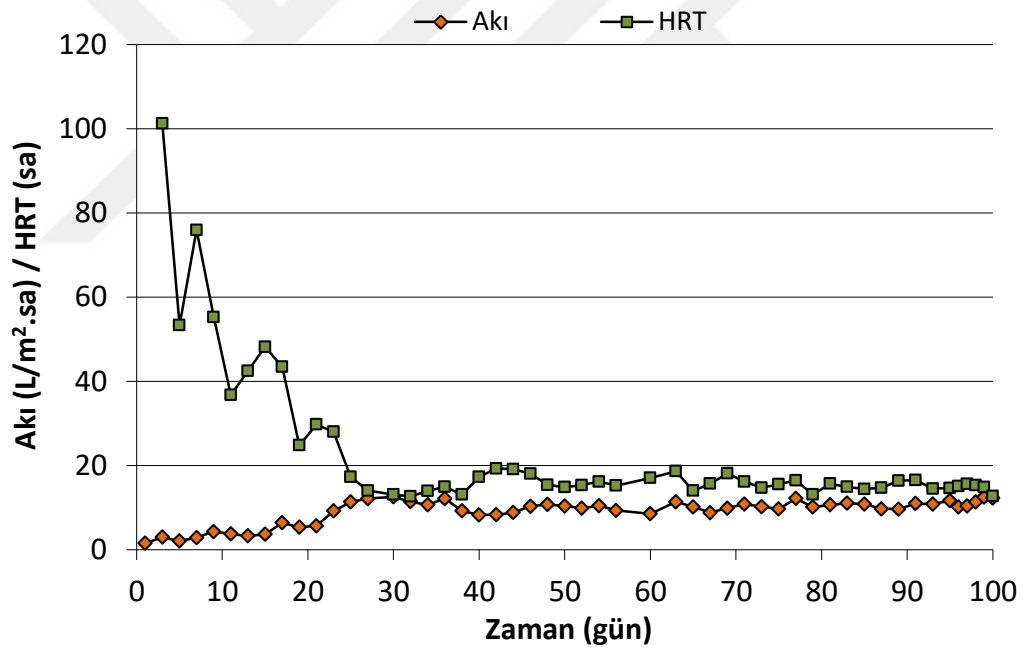
Şekil 4.50 bMBR'de süt endüstrisi atıksuyu için MLSS, MLVSS, TKM ve TUKM değişimleri



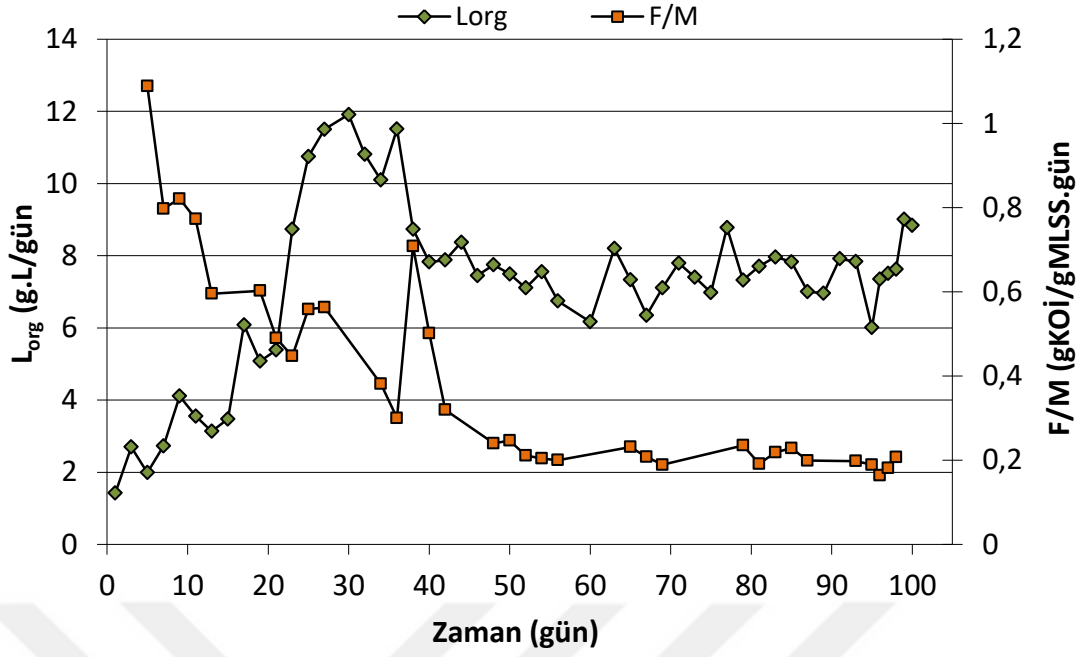
Şekil 4.51 Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de sıcaklık, besleme ve reaktördeki pH değişimi ve ÇO değişimleri

Tüm işletme süresi boyunca bMBR'de HRT ve akı değişimleri Şekil 4.52'den görülmektedir. Kararlı hal şartlarında membran akısı $10,45 \text{ L/m}^2.\text{sa'}$ dir. HRT ise işletmenin ilk başlarında aktif çamurun süt endüstrisi atıksuyuna adapte olabilmesi için 100 saat ile 20 saat aralığında tutulmuştur. Kararlı hale ulaşıldığında ise HRT $15,45 \text{ sa'}$ dir. Şekil 4.53'de L_{org} değişimleri görülmektedir. Kararlı hal şartlarında L_{org} ortalama $7,48 \text{ gKOİ/L.gün}$ değerinde tutulmuştur. bMBR'deki F/M oranı $0,2 \text{ gKOİ/gMLSS.gün}$ değerine kadar düşmüştür. Andrade vd. [154] tarafından bMBR'de süt endüstrisi atıksuyunun araştırıldığı bir çalışmada organik yükleme hızı 12 g/L.gün ve HRT 8 sa iken F/M oranının $0,7 \text{ kgKOİ/kgMLSS.gün}$ değerine kadar düştüğü belirtilmiştir.

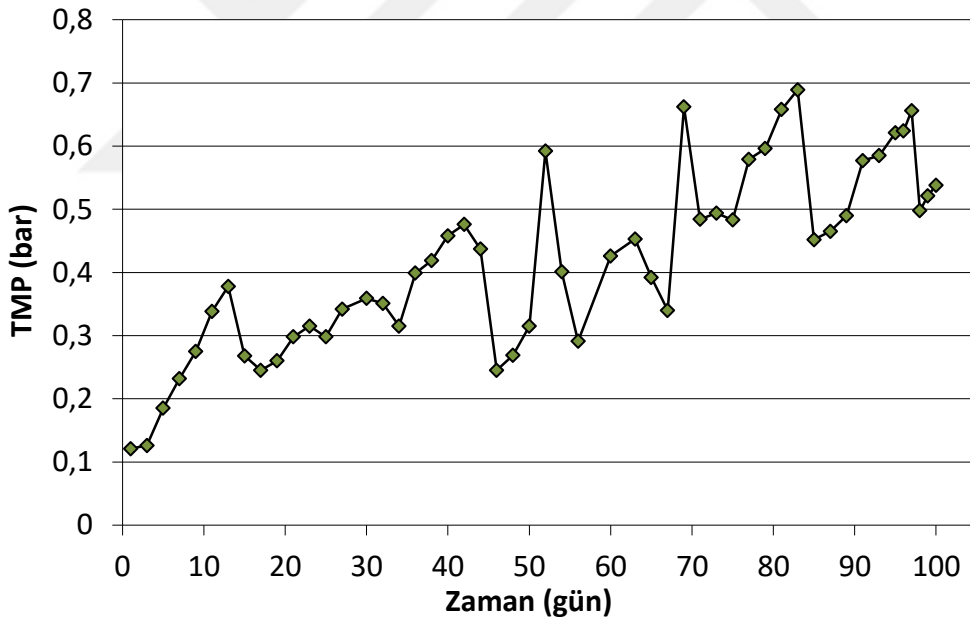
bMBR'de TMP değişimleri Şekil 4.54'den görülmektedir. Membranlar çoğunlukla hedeflenen akı değerinden daha düşük akı elde edildiği durumlarda reaktörden çıkarılmış ve fiziksel yıkama uygulanmıştır.



Şekil 4.52 Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de membran akısı ve HRT'nin değişimi



Şekil 4.53 Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de L_{org} ve F/M oranının değişimi

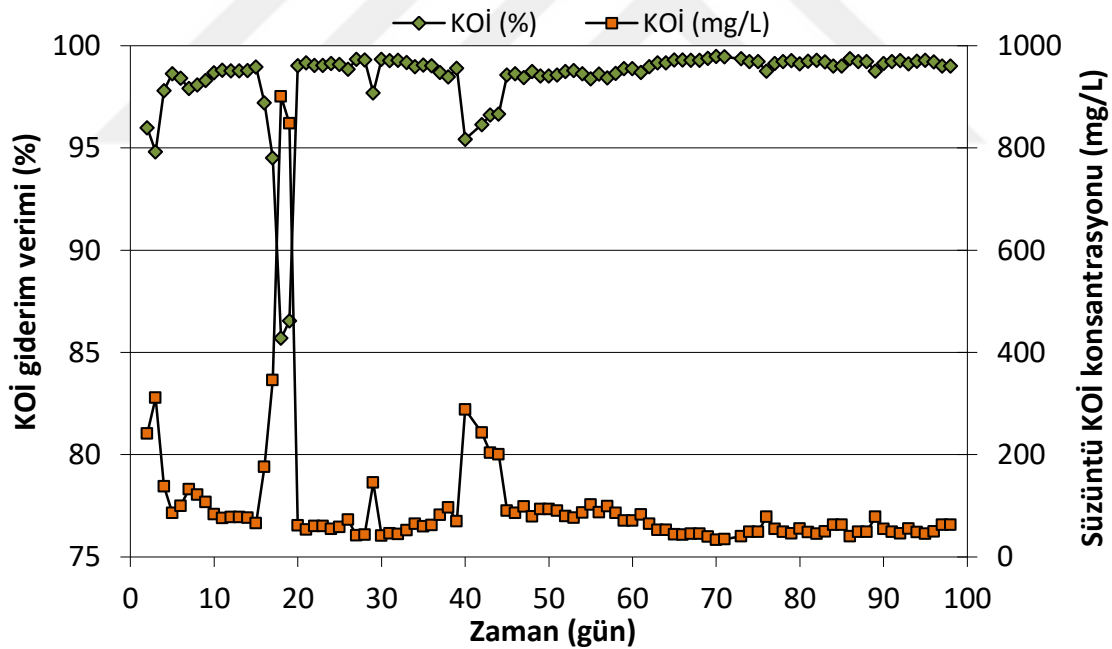


Şekil 4.54 Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de TMP ve membran akısı değişimi

4.2.2.1 bMBR'de Süt Endüstrisi Atıksuyu Arıtımında Giderim Verimleri

Şekil 4.55'de süt endüstrisi atıksuyunun bMBR'de arıtılması sonucu ulaşılan KOİ giderim verimleri ve süzöntüdeki KOİ konsantrasyonları görülmektedir. İşletme çalışmalarının ilk gününden itibaren KOİ giderim veriminin %95'in üzerinde seyretmiştir. bMBR'de kararlı hale ulaşıldıktan sonra ortalama %99 KOİ giderim

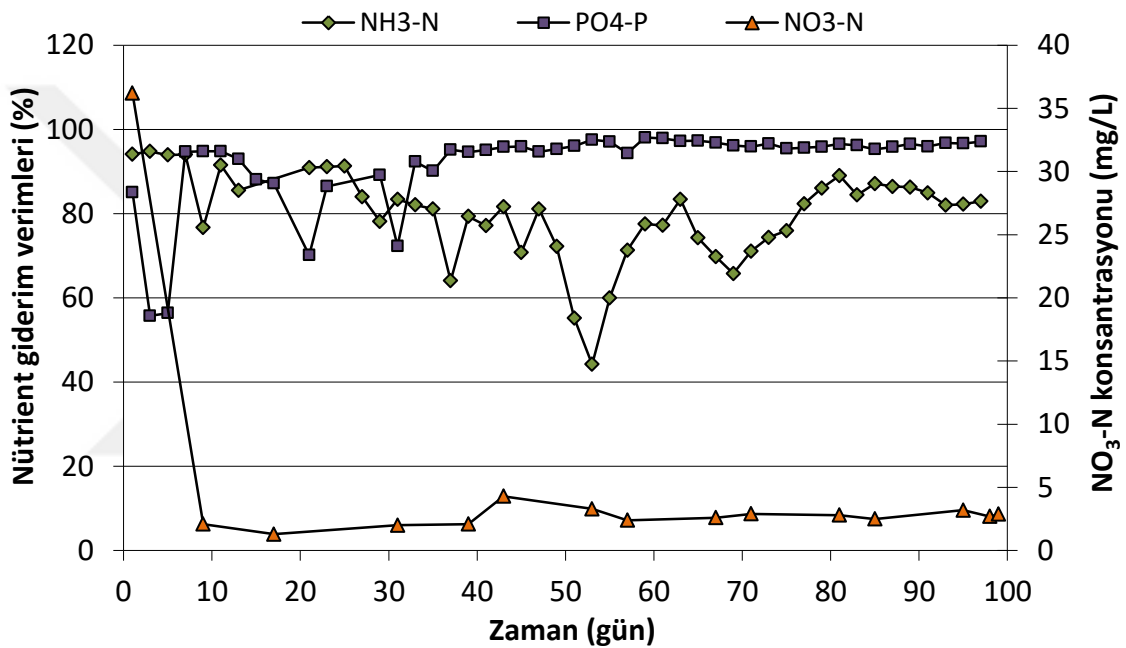
verimine ulaşılmıştır. Süzöntüdeki KOİ konsantrasyonu 73,5 mg/L'dir. Andrade vd. [154] SRT 60 gün iken HRT 6 ve 8 sa için bMBR'de süt endüstrisinin arıtımını araştırmışlardır. Çalışma sonucunda her iki HRT değerinde de %99 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Farizoglu vd. [166] aerobik jet-loop membran biyoreaktörde peynir altı suyunun arıtımını araştırmışlardır. Çalışma sonucunda HRT sırasıyla 0,82 gün ve 2,8 gün iken, SRT değeri ise de 1,1 ve 2,8 gün iken %94'ün üzerinde KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Chen ve Liu [152] tarafından yapılan çalışmada ise süt endüstrisi atıksularının koagülasyon-MBR hibrit sistemiyle arıtımı araştırılmıştır. MBR öncesinde farklı koagülantların denendiği sistemde polialüminyum klorür ile en iyi ön arıtım sağlanmıştır. Hibrit system ile %84 KOİ giderim verimine ulaşılmıştır. Poyatos vd. [298] tarafından pilot ölçekli sMBR sisteminde yapılan çalışmada süt endüstrisi atıksularının arıtımı gerçekleştirilmiş ve %91 KOİ giderimine ulaşılmıştır. Yapılan çalışmalardan da görüldüğü üzere süt endüstrisi atıksuyunun bMBR'de arıtımında %90'ın üzerinde KOİ giderim verimlerine ulaşılmıştır.



Şekil 4.55 Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de KOİ giderim verimleri ve süzöntüdeki KOİ konsantrasyonları

Şekil 4.56'da bMBR'de $\text{NH}_3\text{-N}$ ve $\text{PO}_4\text{-P}$ giderim verimleri görülmektedir. SRT 40 günde işletilen bMBR'de $\text{NH}_3\text{-N}$ giderim verimi %45-90 aralığında değişirken işletmenin son 20 gününde ortalama %85 $\text{NH}_3\text{-N}$ giderim verimi elde edilmiştir. Süzöntüdeki $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonu ise ortalama 2,52 mg/L'dir. Süzöntüdeki $\text{NO}_3\text{-N}$ ortalama

konsantrasyonu ise 2,9 mg/L'dir. Andrade vd. [154] süt endüstrisi ile yaptıkları çalışmada %96 ve %98 $\text{NH}_3\text{-N}$ ve TN giderim verimleri elde etmişlerdir. bMBR'de $\text{PO}_4\text{-P}$ giderim verimi ise %95 civarında bulunmuştur. bMBR'lerde süt endüstrisi atıksuyunun arıtımında %53-85 arasında $\text{PO}_4\text{-P}$ giderim verimine ulaşıldığı Farizoglu vd. [299] tarafından da bildirilmiştir. Yüksek $\text{PO}_4\text{-P}$ gideriminin nedeni bMBR'de MLSS konsantrasyonunun yüksek olması ve $\text{PO}_4\text{-P}$ 'nin yeni mikroorganizmaların sentezinde kullanılması olabilir. Diğer yandan $\text{PO}_4\text{-P}$ bMBR'de diğer bir giderim yöntemi olan Ca^{2+} ve Na^+ iyonları ile de çökelmiş olabilir.

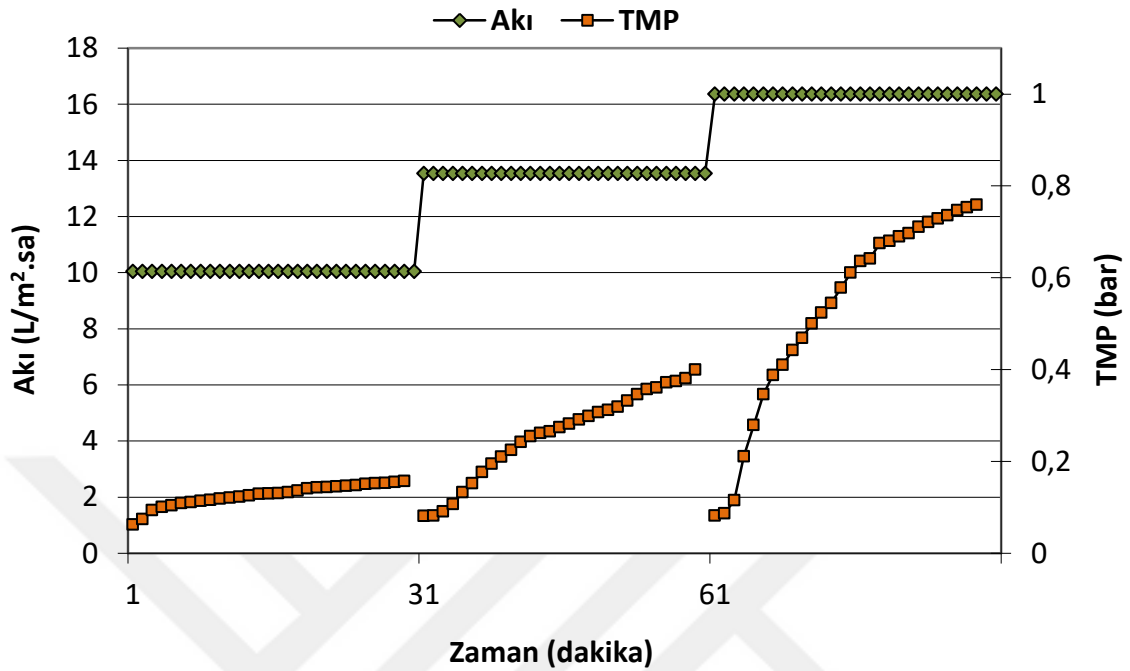


Şekil 4.56 Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de nütrient giderim verimleri ve süzöntüdeki $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonları

4.2.2.2 Kritik Akının Belirlenmesi

Süt endüstrisi atıksuyu ile beslenen bMBR'de yapılan kritik akı analizi Şekil 4.57'den görülmektedir. Akı $13,36 \text{ L/m}^2\text{.sa'e}$ arttırıldığında TMP değeri hızlı bir şekilde artış göstermiştir. Süt endüstrisi atıksuyu için bMBR'de kritik akı $11,8 \text{ L/m}^2\text{.sa}$ değerinde bulunmuştur ve işletme akısının kritik akı değerinden daha aşağıda tutulması gerektiği anlaşılmaktadır. Cornel ve Krause [300] tarafından bMBR'de evsel atıksu için maksimum akı değerinin $25\text{-}30 \text{ L/m}^2\text{.sa}$ civarında olması gerektiği belirtilirken endüstriyel atıksu arıtımında akı değerinin $5\text{-}15 \text{ L/m}^2\text{.sa}$ değerleri arasında tutulması

gerektiği bildirilmiştir. Endüstriyel atıksu arıtan pek çok bMBR düşük akılarda işletilmektedir [301], [302].



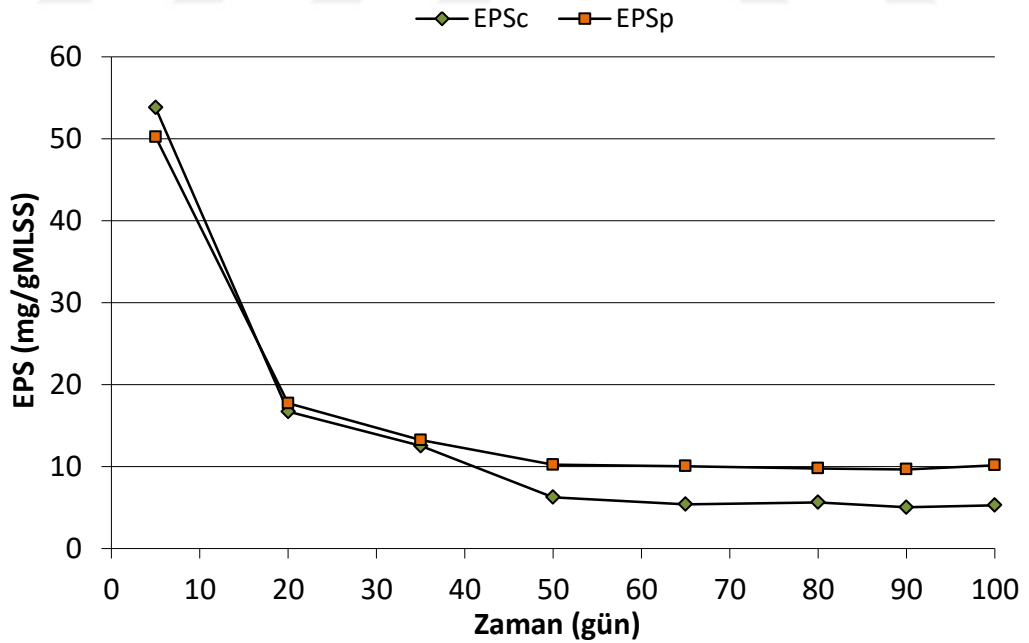
Şekil 4.57 bMBR'de süt endüstrisi atıksuyu çalışmasında kararlı halde kritik akının belirlenmesi çalışması

4.2.2.3 Membran Tıkanma Oranının Belirlenmesi

Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de kararlı hale ulaşıldıktan sonra sabit akıda ($10 \text{ L/m}^2.\text{sa}$) membran tıkanma oranını (MFR) belirlemek için kısa süreli filtrasyon çalışması (30 dk) yürütülmüştür. Filtrasyon başında ve sonunda ölçülen TMP değeri ile MFR hesaplanmıştır. Süt endüstrisi atıksuyu için MFR, $41,1 \times 10^{12} \text{ 1/m.sa}$ olarak belirlenmiştir. C/N oranı 21 olan sentetik atıksu ile yürütülen çalışmadaki MFR ile kıyaslandığında bu değer yaklaşık 100 kat daha büyük bulunmuştur. Evsel atıksu çalışmasında bulunan MFR değerinden ise 6 kat daha yüksek bulunmuştur. MFR'nin yüksek çıkmasının nedeni biyokütle özelliklerinin farklı olması ile birlikte süt endüstrisi atıksuyunun çözünmüş katı madde konsantrasyonunun da yüksek olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

4.2.2.4 Aktif Çamurun EPS Değişimleri

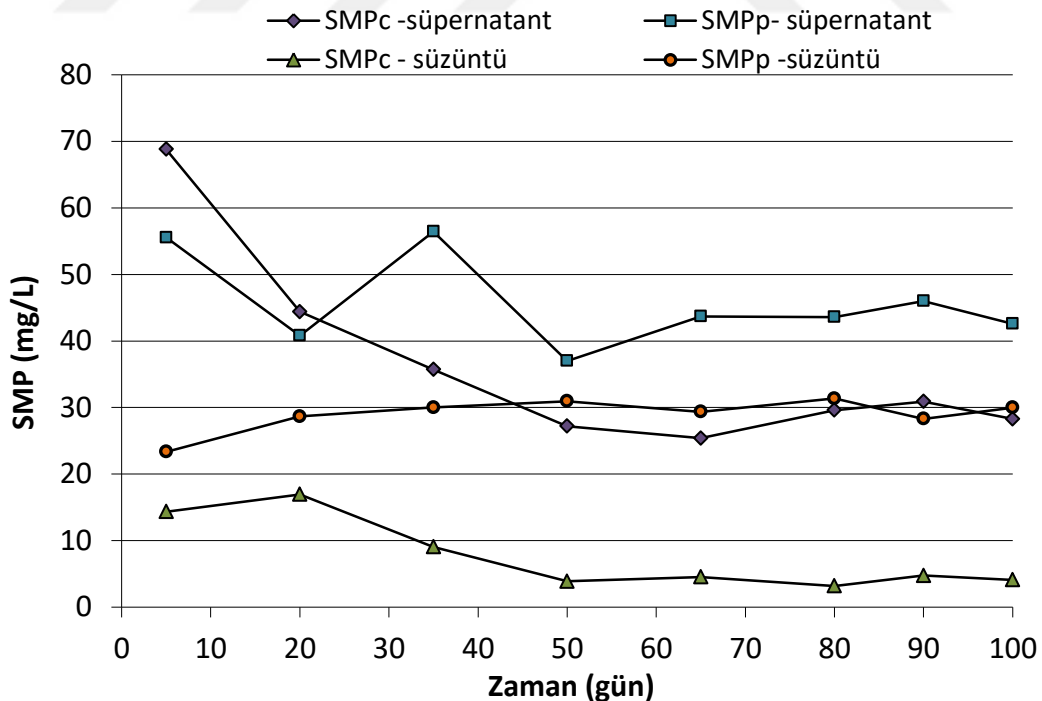
Süt endüstrisi atıksuyu ile SRT 40 günde yapılan çalışmada EPS türleri ve konsantrasyonlarının işletme süresince değişimleri Şekil 4.58'den görülmektedir. Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi proses havuzundan alınan aktif çamur çeşme suyu ile seyreltilerek bMBR'ye konulmuş ve süt endüstrisi atıksuyu ile işletme çalışmaları başlatılmıştır. İşletmenin ilk haftasında yapılan EPS_c ve EPS_p değerleri sırasıyla 53,8 mg/gMLSS ve 50,21 mg/gMLSS tespit edilmiştir. İşletmenin 28. gününe kadar EPS_c ve EPS_p değerleri azalmıştır. Kararlı hale ulaşıldıktan sonra EPS_c ve EPS_p değerleri sırasıyla ortalama 5,50 mg/gMLSS ve 10 mg/g MLSS tespit edilmiştir. Görüldüğü gibi EPS_p içeriği EPS_c içeriğinden yüksek bulunmuştur ve P/C oranı 1'in üzerinde seyretmiştir. Sentetik atıksularla yapılan çalışmalarda ise tüm C/N oranlarında EPS_c değerleri daha yüksek tespit edilmişti. C/N oranı 21 olan sentetik atıksu ile işletilen bMBR'de SRT 40 günde EPS_t 68,76 mg/gMLSS bulunmuştur. Bu durumun nedeni olarak atıksuların karakterizasyon farklılığı olduğu düşünülmüştür ve sentetik atıksu çalışmalarının gerçek atıksu ile yapılan çalışmalardaki EPS bileşenleri hakkında bilgi veremeyeceği görülmüştür.



Şekil 4.58 Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de aktif çamurun EPS_c ve EPS_p konsantrasyonları

4.2.2.5 Aktif Çamurun SMP Değişimleri

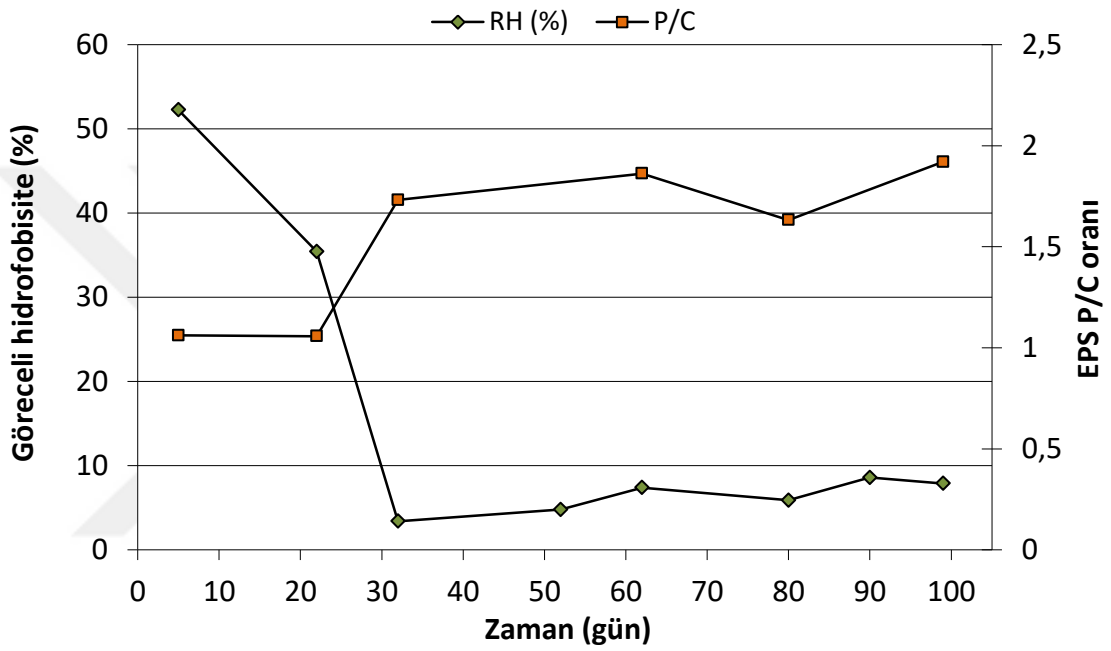
Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de süpernatant ve süzüntüde yapılan SMP analiz sonuçları Şekil 4.59'da verilmiştir. SMP_c konsantrasyonları süpernatant ve süzüntüde tüm işletme süresi boyunca birbirine benzer trendler göstermiştir. bMBR'de süpernatant ve süzüntüdeki toplam SMP_t konsantrasyonları sırasıyla 70,85 ve 34,08 mg/L bulunmuştur ve SMP_t 'lerin membran tarafından rejeksiyonu %46,6'dır. Süpernatant ve süzüntüdeki SMP_c konsantrasyonları ise 28,3 mg/L ve 4,1 mg/L bulunmuştur. Membran tarafından rejeksiyon oranına bakıldığında %85 SMP_c rejeksiyonu gerçekleşmiştir. Diğer yandan süpernatant ve süzüntüdeki SMP_p konsantrasyonu 42,57 mg/L ve 30,0 mg/L bulunmuştur ve SMP_p rejeksiyon oranı sadece %30'dur. SMP_c ve SMP_p değerlerinde farklı rejeksiyon oranlarının bulunmasının ana nedeni protein ve karbonhidrat moleküllerinin uygulanan işletme şartlarında membrandan geçiş hızlarının birbirinden farklı olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Süzüntüde SMP_p 'lerin SMP_c 'lere kıyasla daha yüksek konsantrasyonlarda tespit edilmesi 0,4 μ m gözenek çapına sahip membrandan proteinlerin geçişinin daha kolay olduğunu göstermektedir.



Şekil 4.59 Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de aktif çamurun süpernatant ve süzüntüdeki SMP_c ve SMP_p konsantrasyonları

4.2.2.6 Aktif Çamurun Göreceli Hidrofobisite Değerleri

bMBR'de aktif çamurun göreceli hidrofobisite değerlerinin işletme süresi boyunca değişimi Şekil 4.60'da verilmiştir. Göreceli hidrofobisite işletmenin ilk günlerinde %50'nin üzerindeyken 19. günden sonra %10'un altına düşmüştür. Hücre yüzey hidrofobisitesi 32. gün sonrasında ortalama %6,30 bulunmuştur. C/N oranı 21 olan sentetik atıksuda SRT 40 gün iken hidrofobisite değeri %7,1 bulunmuştur. Bu açıdan bakıldığında gerçek atıksu ve sentetik atıksu sonuçları örtüşmektedir.



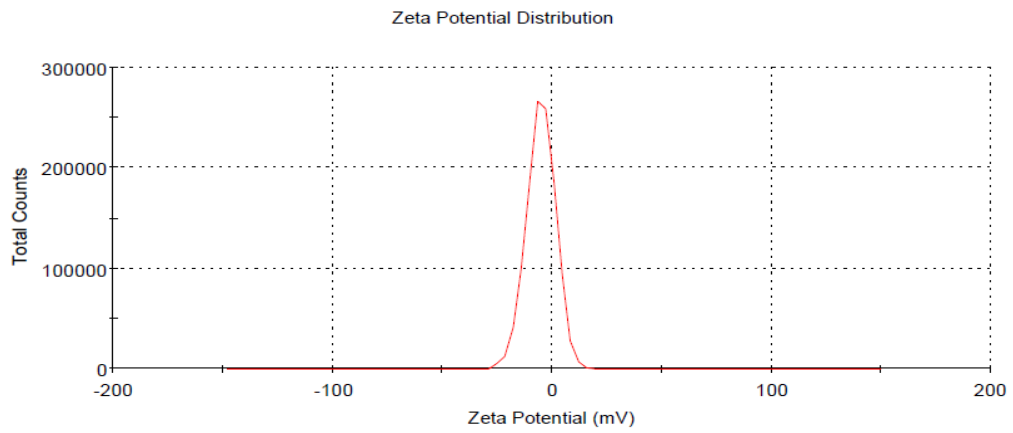
Şekil 4.60 Süt endüstrisi atıksu ile işletilen bMBR'de aktif çamurun RH değerleri ve EPS'nin P/C oranları

Daha önce de bahsedildiği gibi hücre yüzey hidrofobisitesi hücrelerin bir araya gelmesinde en önemli itici güçtür [94], [287], [303], [304]. Yüksek hücre hidrofobisitesi hücreler arası etkileşimi doğurur ve yoğun bir mikrobiyal yapıya yol açar. Hidrofobisite ile EPS'nin P/C arasında pozitif yönde bir korelasyon bulunduğu sentetik atıksu sonuçlarında bahsedilmişti. Şekil 4.60'da hücre göreceli hidrofobisitesi ile EPS'nin P/C oranı arasındaki ilişki görülmektedir. Özellikle 32. günden sonra EPS'nin P/C oranı ile hidrofobisite arasında pozitif bir korelasyon olduğu görülmektedir.

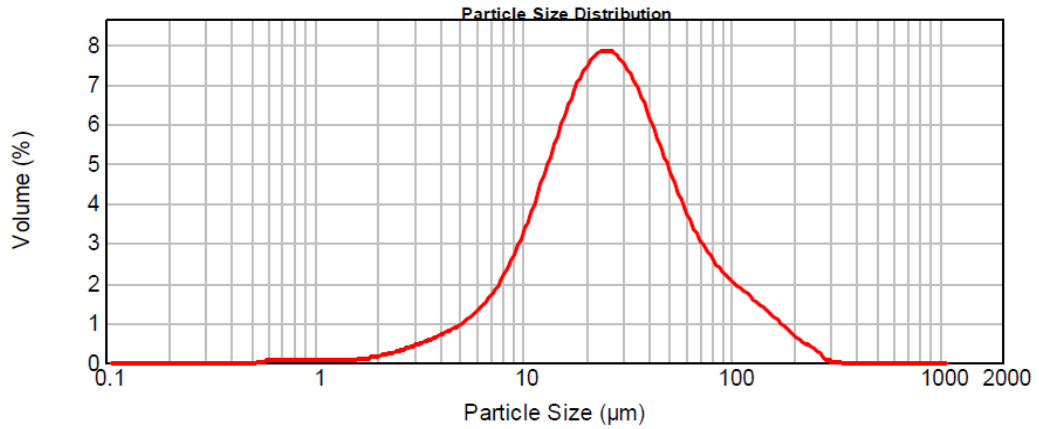
4.2.2.7 Aktif Çamurun Zeta Potansiyeli ve Partikül Boyutu

Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de kararlı hal şartlarında aktif çamurun zeta potansiyeli ve flok boyutu dağılımı Şekil 4.61'de görülmektedir. Aktif çamurun zeta potansiyeli -12,9 mV bulunmuştur. C/N oranı 21 olan sentetik atıksu ile işletilen bMBR'de 40 gün SRT'de aktif çamurun zeta potansiyeli -8,14 mV tespit edilmiştir. Bu açıdan süt endüstrisi atıksuyunun zeta potansiyeli negatif yönde daha yüksek bulunmuştur. Aktif çamurun flok boyutu ise 38,43 μm tespit edilmiştir.

(a)



(b)



Şekil 4.61 bMBR'de süt endüstrisi atıksuyu çalışmasında aktif çamura ait zeta potansiyeli ve partikül boyutu dağılımları

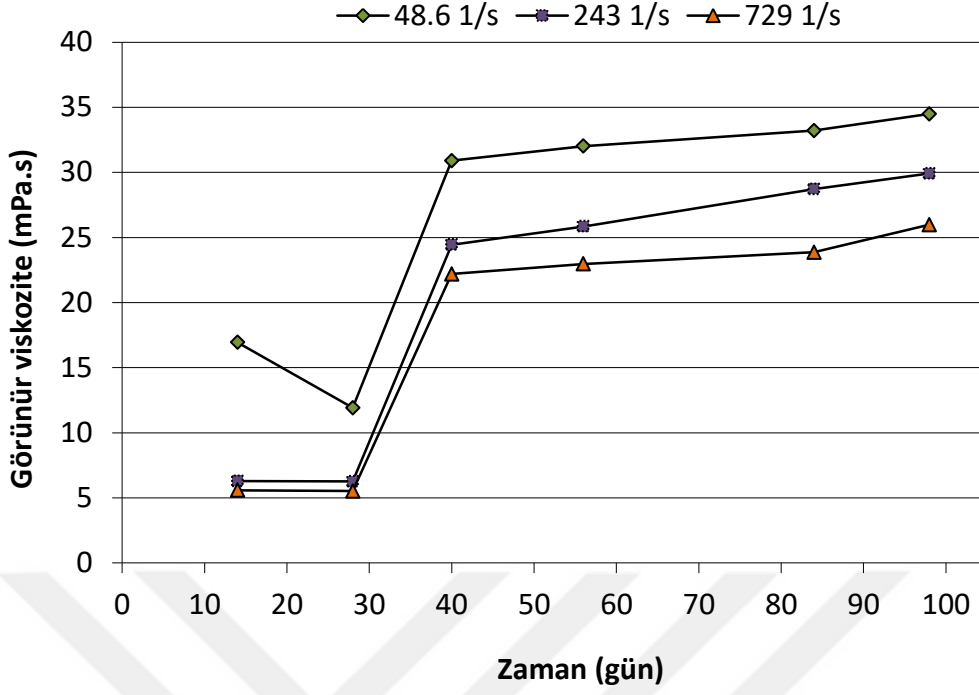
4.2.2.8 Aktif Çamurun Görünür Viskozite Değişimleri ve Aktif Çamur Reolojisi

Süt endüstrisi ile işletilen bMBR'de tüm işletme süresi boyunca üç farklı kesme hızında aktif çamur görünür viskozite ölçümleri Şekil 4.62'de verilmiştir. Üç kesme hızında da viskozite değerlerinin 28. güne kadar artış gösterdiği Şekil 4.62'den görülmektedir. 28.

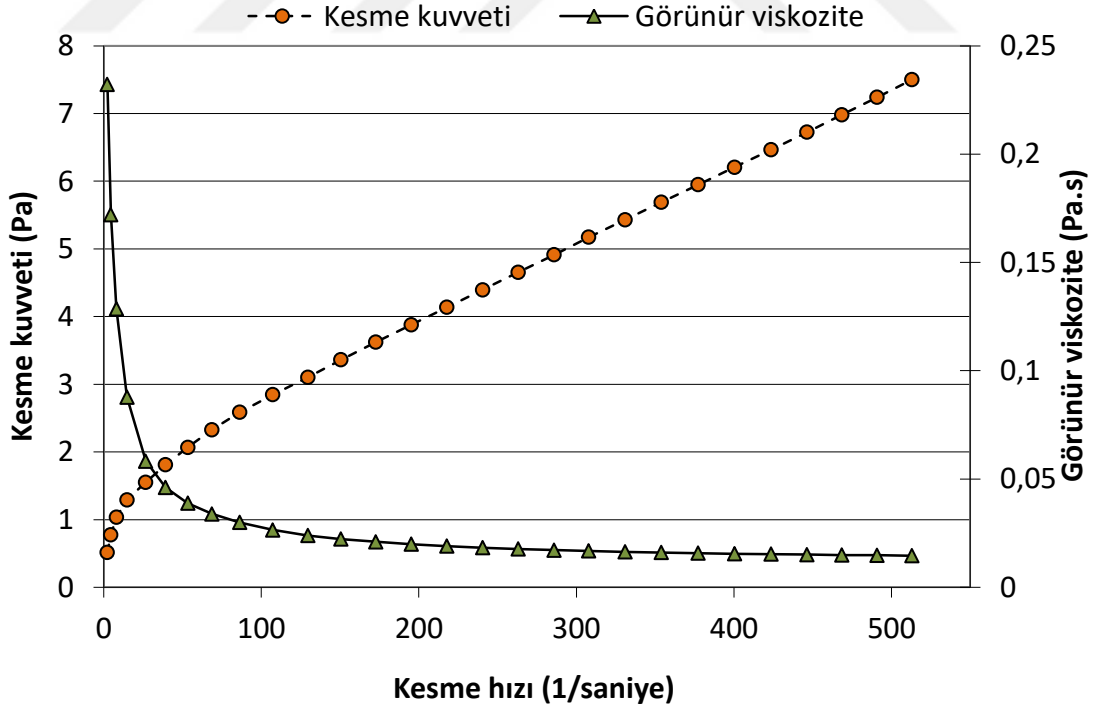
gün sonrasında ise az miktarda artmaya devam etmiştir. İşletmenin son haftasında ise görünür viskozite değerleri $48,6 \text{ s}^{-1}$, 243 s^{-1} ve 729 s^{-1} kesme hızlarında 32,66, 27,23 ve 23,75 mPa.s'dir.

Kararlı hal şartlarında aktif çamura ait kesme hızı ve kesme kuvveti arasındaki ilişki Şekil 4.63'de verilmiştir. Kesme hızı ve kesme kuvveti arasındaki ilişki görüldüğü üzere pseudoplastik bir davranıştır. Kesme hızı ve görünür viskozite arasındaki ilişkiye bakıldığında ise, kesme hızı arttıkça görünür viskozite değerlerinin azaldığı görülmektedir. Bu durum da aktif çamurun Newtoniyen olmayan pseudoplastik bir davranış gösterdiğini doğrulamaktadır.

Kararlı hal şartlarında aktif çamura uygulanan kesme hızına karşılık kesme kuvveti verilerine dört farklı reolojik model uygulanmıştır ve süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de aktif çamurun sergilediği reolojik davranış netleştirilmeye çalışılmıştır (Çizelge 4.16). En yüksek R^2 değeri Casson modelinde elde edilmiştir (R^2 : 0,9951). Herschel-Bulkley modeli R^2 'si ise 0,9940 olarak tespit edilmiştir. Pseudoplastik davranışı ise en iyi Ostwald modeli açıklamaktadır ve R^2 'si 0,9920 elde edilmiştir. Ostwald modelinde tutarlılık indeksi (k) 0,1893 Pa.sn bulunurken akış davranış indeksi (n) 0,5824 bulunmuştur ve 1'den küçük olduğu için aktif çamurun pseudoplastik davranış gösterdiğini işaret etmektedir. Deneysel verilere en düşük uyumu ise Bingham modeli göstermiştir ve R^2 değeri 0,9730 bulunmuştur.



Şekil 4.62 bMBR'de süt endüstrisi atıksuyu çalışmasında aktif çamur görünür viskozite değerlerinin değişimi



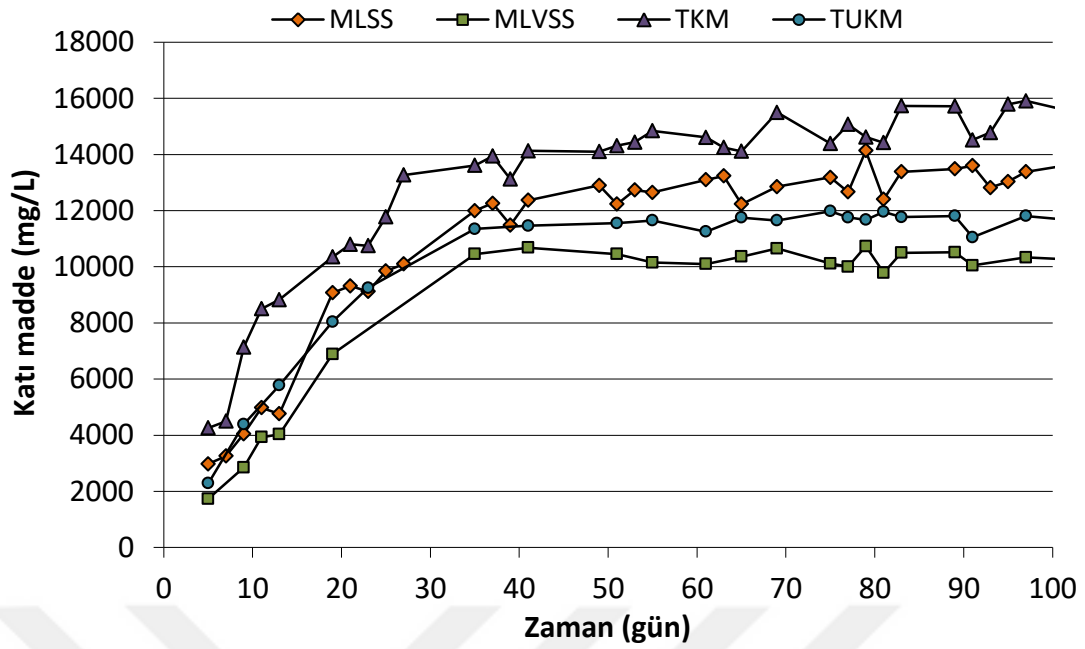
Şekil 4.63 bMBR'de süt endüstrisi atıksuyu çalışmasında kararlı halde aktif çamur reogramı

Çizelge 4.16 Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de kararlı hal şartlarında aktif çamur reoloji model sonuçları

Model parametreleri	Herschel-Bulkley ($\tau = \tau_0 + k \cdot \gamma^n$)	Ostwald ($\tau = k \cdot \gamma^n$)	Bingham ($\tau = \tau_0 + k \cdot \gamma$)	Casson ($\tau^{0,5} = \tau_0^{0,5} + \mu_\infty^{0,5} \cdot \gamma^{0,5}$)
R ²	0,9940	0,9920	0,9730	0,9951
k	117,6 mPa.s ⁿ	189,3 mPa.s ⁿ	13,2 mPa.s	-
n	0,6532	0,5824	-	-
τ_0	0,325 Pa	-	1,0281Pa	0,7532 Pa
μ_∞	-	-	-	0,0874 Pa.s

4.2.3 Kağıt Endüstrisi Atıksuyu ile Batık Membran Biyoreaktör İşletimi

Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzundan alınan aktif çamur MLSS konsantrasyonu yaklaşık 2000 mg/L olacak şekilde seyreltilerek bMBR kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilmeye başlanmıştır. Tüm işletme süresi boyunca SRT 40 günde reaktördeki katı madde konsantrasyonları Şekil 4.64'de verilmiştir. 30 günlük geçiş fazı sonrasında MLSS ve TKM konsantrasyonları sabitlenmeye başlamış ve kararlı hal şartlarına ulaşılmıştır. İşletmenin ilk haftalarında MLVSS/MLSS oranı %70 iken kararlı hal şartlarında bu oran %78'lere ulaşmıştır. TUKM/TKM oranı ise işletmenin ilk haftalarında %60 civarında iken kararlı hal şartlarında bu oran %75'in üzerinde seyretmiştir. Kararlı hal şartlarında MLSS, MLVSS, TKM ve TUKM konsantrasyonları sırasıyla 13250 mg/L, 10250 mg/L, 15220 mg/L ve 11725 mg/L'dir.

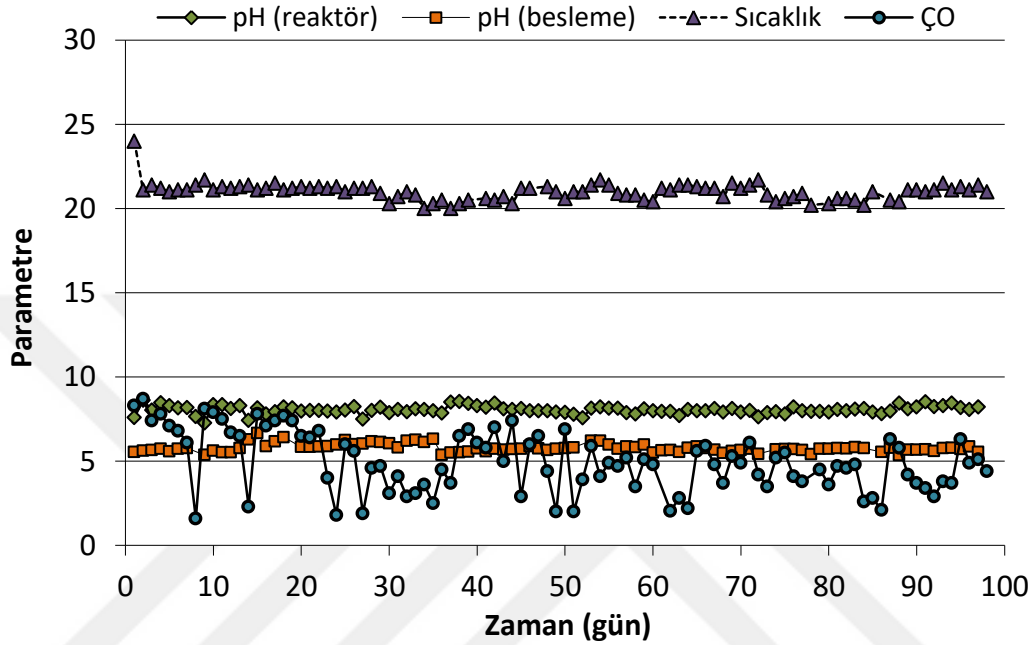


Şekil 4.64 Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de MLSS, MLVSS, TKM ve TUKM konsantrasyonları değişimi

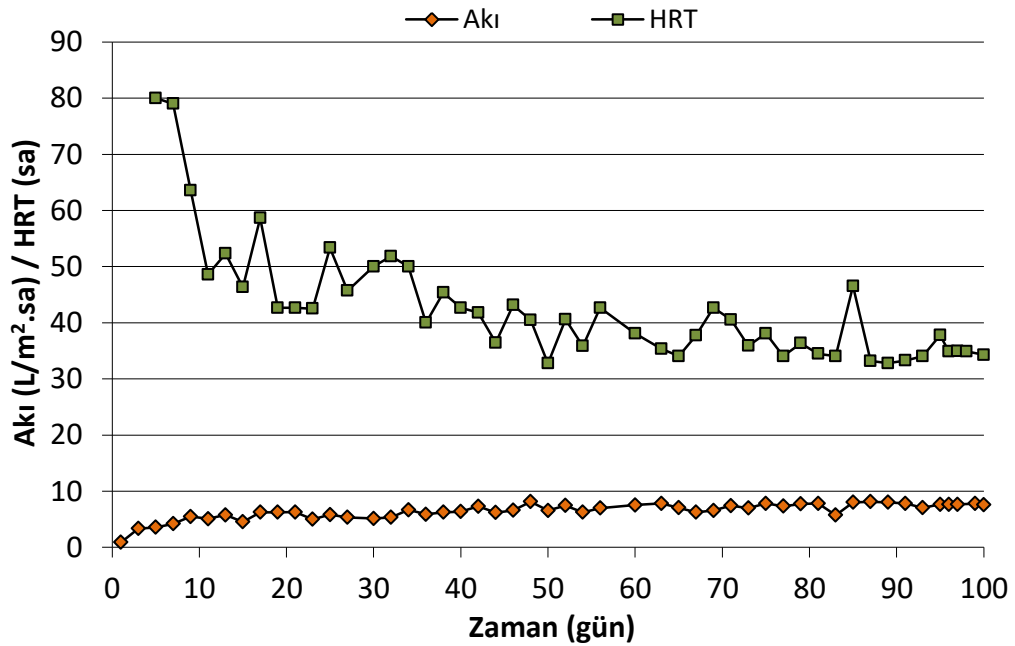
Tüm işletme süresi boyunca bMBR'deki sıcaklık, pH ve ÇO konsantrasyonları Şekil 4.65'de verilmiştir. Şekil 4.65'den görüldüğü üzere reaktör sıcaklığı 20-21 °C civarında tutulmuştur. Yaklaşık 100 günlük işletme süresi boyunca besleme tankı ve reaktördeki pH değerleri ortalama 5,85 ve 8,05 olmuştur. Reaktör pH'sının sürekli düşük pH'da besleme yapılmasına rağmen düşmemesinin nedeni süt endüstrisi atıksuyu ile yapılan çalışmaya benzer olarak ham atıksu nütrient dengesini sağlamak için eklenen ürenin mikrobiyal yollarla $\text{NH}_3\text{-N}$ 'e dönüştürülmesi ve bu esnada üretilen karbonat alkalinitesi olduğu düşünülmektedir. bMBR'deki ÇO konsantrasyonu ise işletmenin ilk günlerinde 8 mg/L iken kısa süre sonra düşmeye başlamıştır ve yer yer 2 mg/L değerlerine kadar düşmüştür. Bunun nedeni hem artan MLSS ile hücrelerin ihtiyaç duyduğu ÇO değerinin artması hem de eklenen ürenin mikrobiyal yollarla amonyağa dönüştürülürken açığa çıkan karbonat iyonları ile kalsiyumun çökmesi ve difüzör üzerinde birikerek havalandırma kapasitesini azaltmasıdır. ÇO konsantrasyonu 2 mg/L'nin altına düştüğü durumlarda difüzör bMBR'den çıkarılarak sitrik asit çözeltisi ile yıkanmıştır. Böylece CaCO_3 çökelekleri difüzörden giderilebilmiştir.

Kağıt endüstrisi atıksuyu ile beslenen bMBR'de işletme süresi boyunca akı ve HRT değişimleri Şekil 4.66'da verilmiştir. Membran akısı ortalama 7,2 L/m².sa olacak şekilde

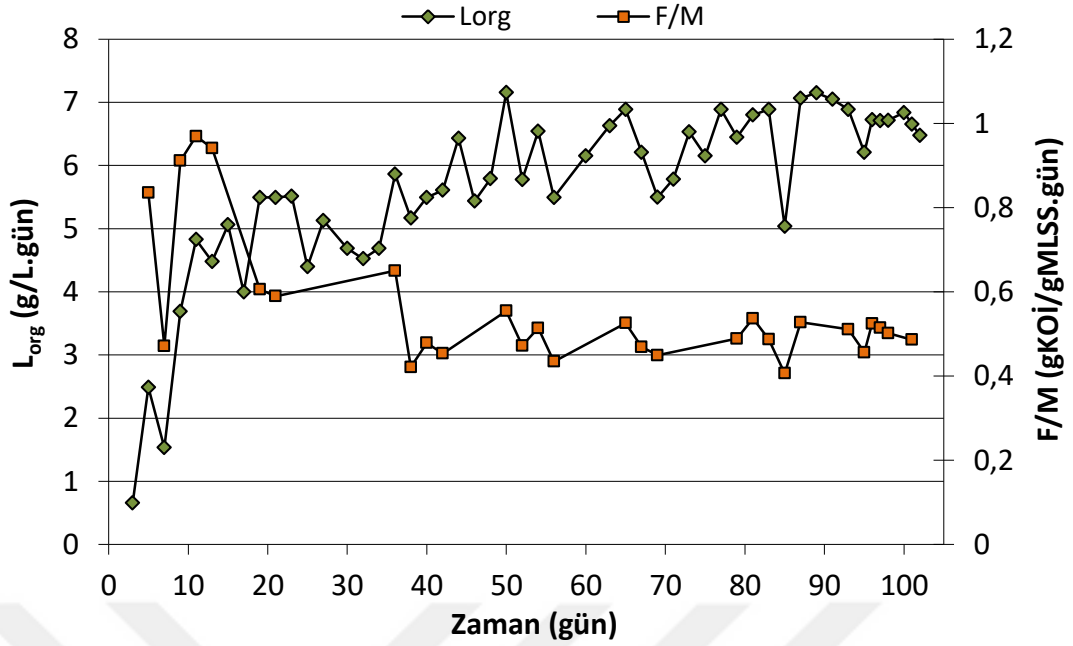
bMBR işletilmiştir. HRT değeri ise ortalama 36 sa'dır. bMBR'de çalışmanın ilk günlerinden itibaren organik yükleme hızı kademeli olarak artırılmıştır ve kararlı hal şartlarında ortalama 7 gKÖİ/L.gün değerinde tutulmuştur (Şekil 4.67). F/M değeri ise ortalama 0,49 kg KÖİ/kg MLSS.gün değerine kadar düşmüştür ve kararlı hal şartlarında F/M oranı bu değerde tutulmuştur.



Şekil 4.65 Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de sıcaklık, besleme ve reaktördeki pH değişimi ve ÇÖ değişimleri

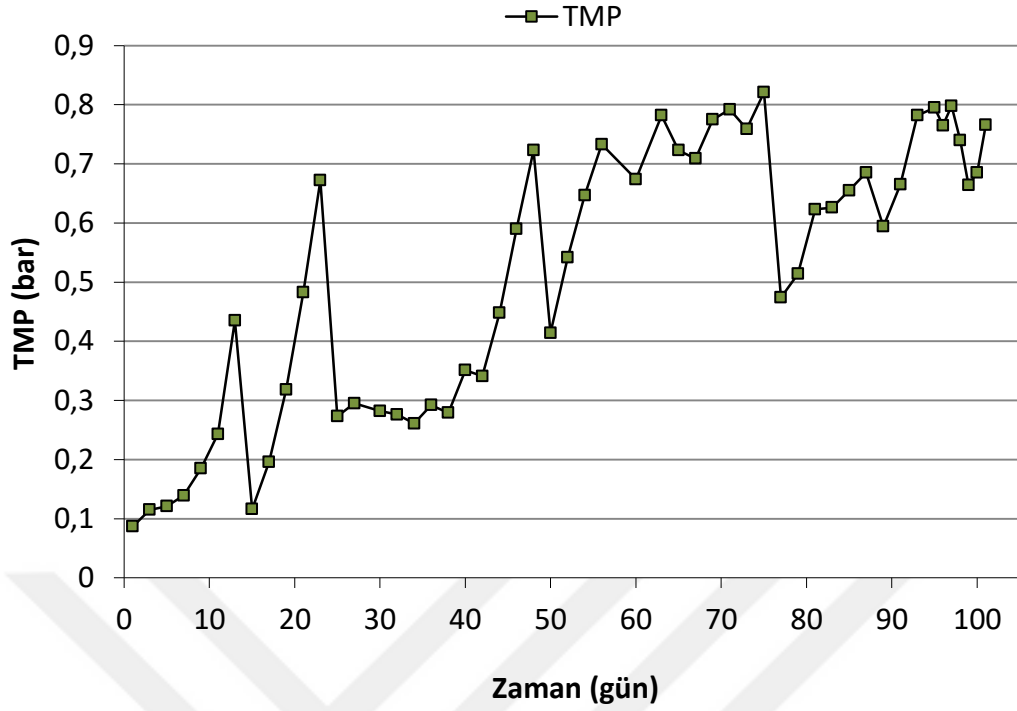


Şekil 4.66 Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de membran akısı ve HRT değişimi



Şekil 4.67 Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de L_{org} ve F/M oranı değişimi

Tüm işletme süresi boyunca hollow fibre membran modülündeki TMP değişimleri Şekil 4.68'den görülmektedir. TMP değeri işletmenin ilk günlerinde hızlı bir şekilde 435 mbar'a kadar artmıştır. Çalışmanın yaklaşık her gününde membranlar bMBR dışında fiziksel olarak yıkanarak hedeflenen akı değerleri sağlanmaya çalışılmıştır. Ancak hollow fibre membran modülü ile sürekli işletilen bMBR'de zamanla reaktör çeperlerinde, difüzör etrafında ve hollow fibre membran iplikçikleri etrafında beyaz bir tortu tabakası birikmeye başlamıştır. Fiziksel yıkamanın etkinliğini tamamen kaybettiği işletmenin 23. gününde sitrik asit çözeltisi ve sodyum hipoklorit ile membran modülüne ilk kimyasal yıkama uygulanmıştır. Kimyasal yıkamanın ardından TMP değeri 285 mbar değerine kadar düşmüştür. 47. günde tekrar kimyasal yıkamaya ihtiyaç duyulmuştur, ancak kimyasal yıkama esnasında membran iplikleri zarar gördüğünden dolayı membran modülü yenilenmiştir. 70. günde membran modülü tekrar kimyasal yıkamaya tabi tutulmuştur. Benzer şekilde Lerner vd. [39] tarafından kağıt endüstrisi atıksuyu ile yapılan bir çalışmada MBR'de kalsiyumdan dolayı membranın tıklandığı belirtilmiştir. Membran üzerindeki tortu tabakasını temizlemek için kimyasal yıkamada sitrik asit ve sodyum hipoklorit kullanılmıştır.

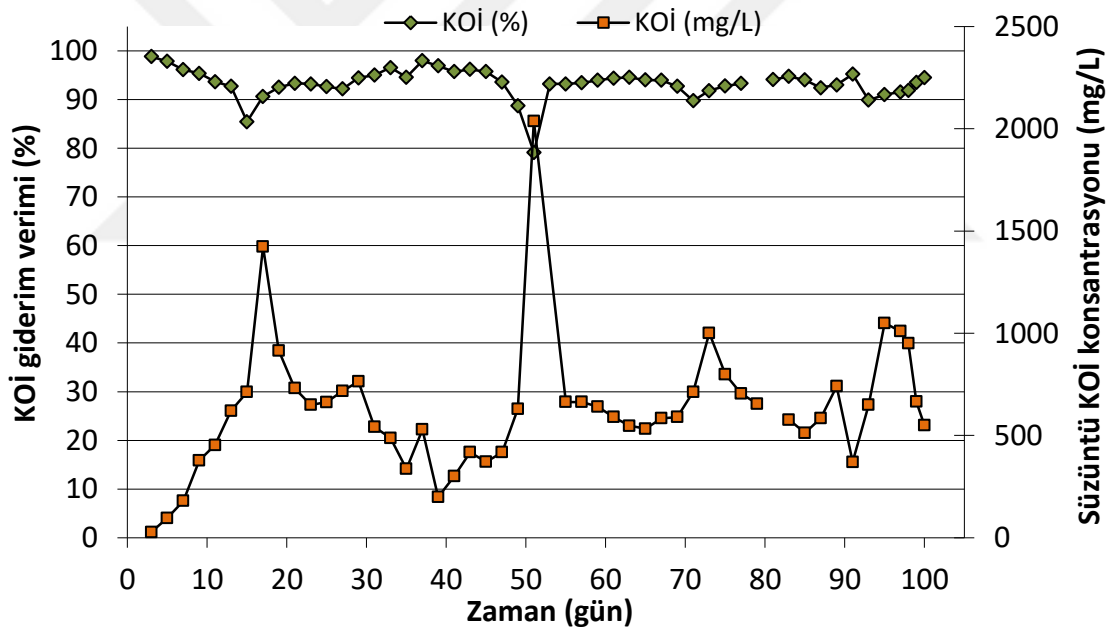


Şekil 4.68 Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de TMP ve akı değişimi

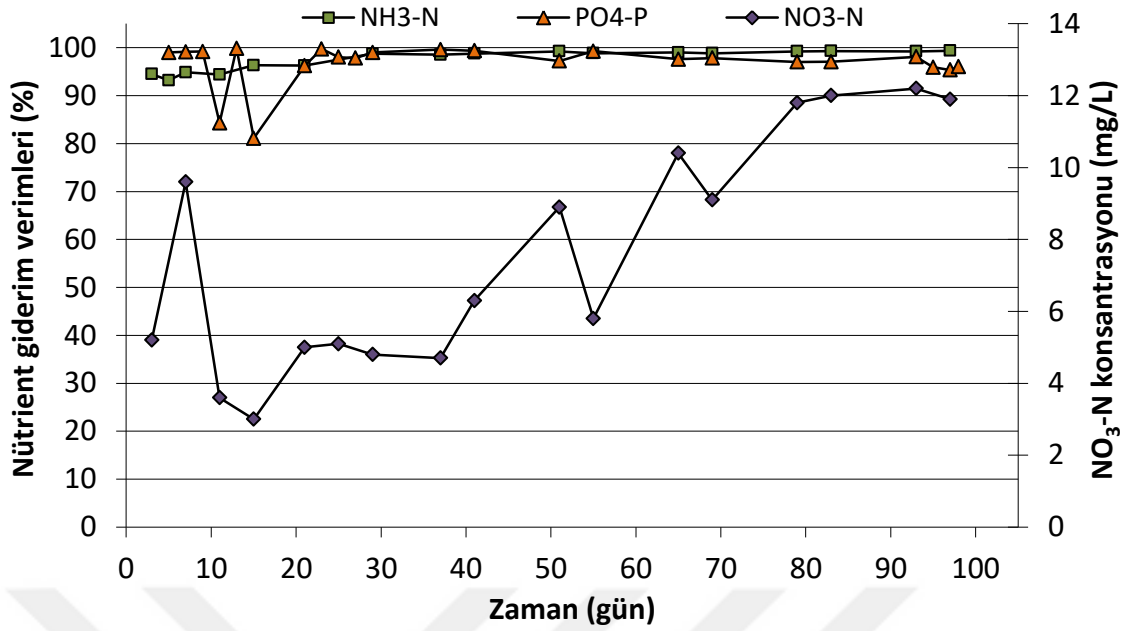
4.2.3.1 Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de Giderim Verimleri

bMBR'de kağıt endüstrisi atıksuyunun arıtımında KOİ giderim verimleri ve bMBR çıkışında KOİ konsantrasyonlarının değişimi Şekil 4.69'da verilmiştir. Şekil 4.69'dan görüldüğü üzere KOİ giderim verimi tüm işletme süresi boyunca %90'ın üzerindedir ve kararlı hal şartlarında ortalama %93 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. bMBR çıkışında KOİ konsantrasyonu ortalama 600 ± 50 mg/L civarında seyretmiştir. Şekil 4.70'de $\text{NH}_3\text{-N}$ ve $\text{PO}_4\text{-P}$ giderim verimleri ve süzüntüdeki $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonları görülmektedir. bMBR'de ortalama $\text{NH}_3\text{-N}$ giderim verimi %98 iken süzüntüdeki $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu işletmenin son haftalarına doğru 12 mg/L değerlerine kadar artmıştır. Yüksek $\text{NH}_3\text{-N}$ giderimi eldesinin uzun SRT şartlarının nitrifikasyon prosesine katkı sağlaması nedeniyle gerçekleştiği düşünülmektedir. Çıkış $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonlarının da işletme süresi boyunca artışı, giderilen $\text{NH}_3\text{-N}$ 'ün sadece yeni mikroorganizma hücrelerinin sentezinde değil nitrifikasyon prosesi ile de etkin bir şekilde giderildiğini göstermektedir. bMBR'de ortalama $\text{PO}_4\text{-P}$ giderim verimi %97 civarındadır ve $\text{PO}_4\text{-P}$ gideriminin hem yeni hücre sentezinden hem de kağıt atıksuyunda yüksek konsantrasyonda bulunan Ca^{2+} iyonları ile $\text{PO}_4\text{-P}$ 'nin çökmesinden kaynaklandığı

düşünülmektedir. Tüm işletme süresi boyunca kalsiyum giderim verimleri araştırılmamış olmasına rağmen, bMBR'de işletmenin son haftasında yapılan analiz sonucunda ortalama %78 kalsiyum giderim verimi elde edilmiştir ve süzöntüdeki kalsiyum konsantrasyonu 455 mg/L tespit edilmiştir. Daha önce de bahsedildiği gibi bMBR'de reaktör çeperlerinde, havalandırma difüzörleri üzerinde ve membran modülünde inorganik bir kirlenme gözlenmiştir. Bunun nedeninin de enzimatik üre hidrolizi sonucunda CaCO_3 'ün bMBR'de çökeldiği düşünülmektedir. Hammes vd. [296], [297] tarafından yapılan bir çalışmada özellikle yüksek kalsiyum içeren kağıt endüstrisi gibi atıksularda mikrobiyal kalsiyum giderimi araştırılmıştır. Bu amaçla kağıt endüstrisi atıksuyuna belirli konsantrasyonlarda üre eklenerek sadece karıştırma işlemi uygulanmış ve bunun sonucunda gerçekleşen mikrobiyal reaksiyon sonucunda yüksek miktarlarda kalsiyum iyonlarının atıksudan giderildiği gözlenmiştir.



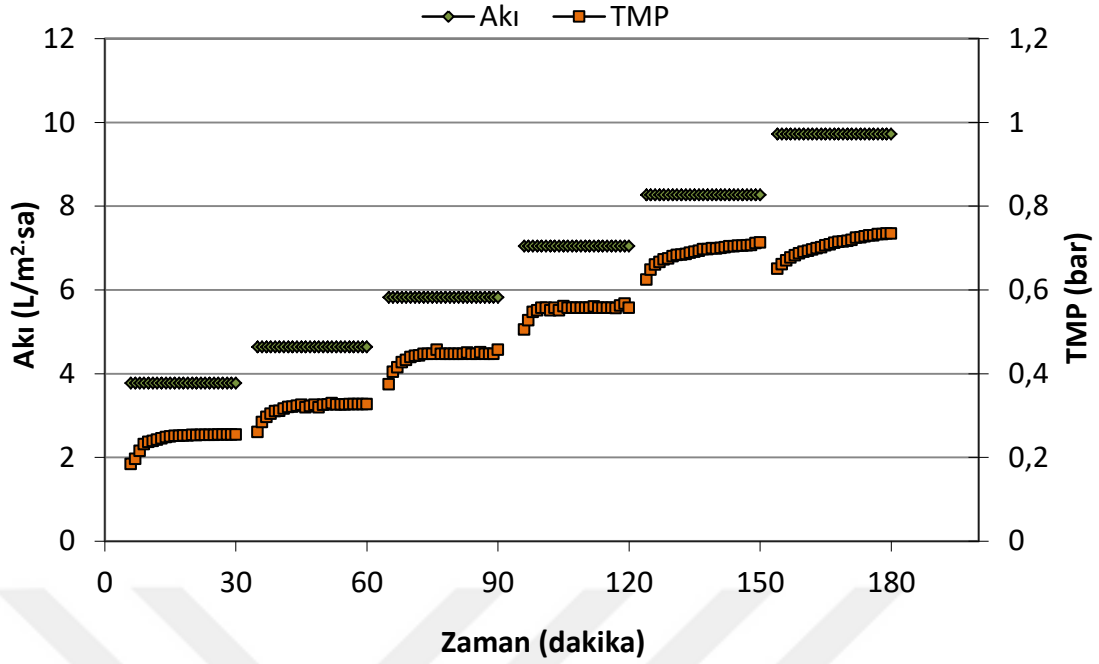
Şekil 4.69 Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de KOİ giderim verimleri ve süzöntü KOİ konsantrasyonları



Şekil 4.70 Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ giderim verimleri ve $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonları

4.2.3.2 Kritik Akının Belirlenmesi

Kağıt endüstrisi atıksuyu ile yürütülen kritik akı belirleme çalışması 6 farklı akı denenerek gerçekleştirilmiştir ve TMP'ler kaydedilmiştir. Şekil 4.71'den görüldüğü gibi 5. adımda (akı değeri $8,27 \text{ L/m}^2\text{.sa}$) TMP değerleri önceki adımlara göre artış göstermiştir. Buradan hareketle kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de kritik akı değeri $7,5 \text{ L/m}^2\text{.sa}$ seçilmiştir. Şekil 4.66'da daha önce de verildiği gibi bMBR $7,2 \text{ L/m}^2\text{.sa}$ işletme akısında işletilmiştir. bMBR'de hem işletme akısının kritik akı değerine çok yakın olması sebebiyle hem de reaktörde oluşan inorganik çökelmeler sebebiyle kağıt endüstrisi atıksuyunun bMBR'de arıtımı oldukça problemli olmuştur.



Şekil 4.71 Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de kararlı halde kritik akının belirlenmesi çalışması

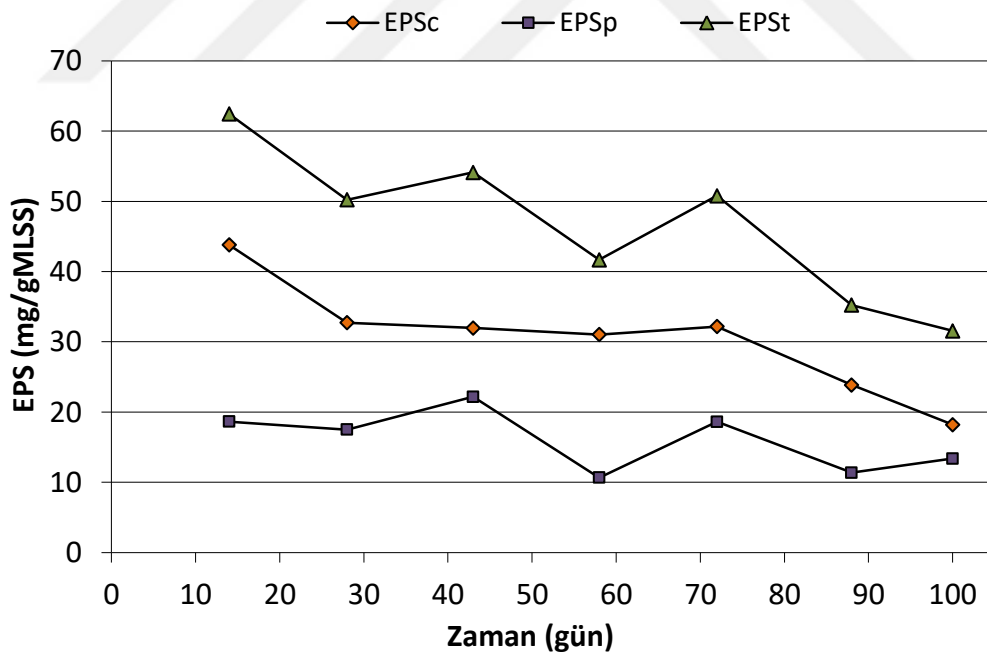
4.2.3.3 Membran Tıkanma Oranının Belirlenmesi

bMBR'de kağıt endüstrisi atıksuyu ile yapılan çalışmalarda kararlı hale ulaşıldıktan sonra sabit akıda ($10 \text{ L/m}^2.\text{sa}$) MFR'yi belirlemek için kısa süreli filtrasyon çalışması (30 dk) yürütülmüştür. Filtrasyon başında ve sonunda ölçülen TMP değeri ile MFR değeri hesaplanmıştır. Kağıt endüstrisi atıksuyu için MFR, $42,6 \times 10^{12} \text{ m}^{-1}.\text{sa}^{-1}$ olarak belirlenmiştir. C/N oranı 40 olan sentetik atıksu ile yapılan çalışmada SRT 40 günde bulunan MFR'ye göre gerçek atıksuda bulunan MFR değeri yaklaşık 68 kat daha büyük bulunmuştur. Süt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'deki MFR değeri ile kıyaslandığında iki endüstriyel atıksu çalışmasında da MFR değerleri birbirine yakın bulunmuştur, ancak en yüksek MFR kağıt endüstrisi atıksuyunda gözlenmiştir.

4.2.3.4 Aktif Çamurun EPS Değişimleri

Kağıt endüstrisi atıksuyu ile beslenen bMBR'de tüm işletme süresi boyunca aktif çamurdan ekstrakte edilen EPS'nin protein ve karbonhidrat bileşenlerinin konsantrasyonları Şekil 4.72'de verilmiştir. Tüm işletme süresi boyunca azalan trendde devam eden EPS konsantrasyonlarına bakıldığında, bMBR'de EPS_c miktarının EPS_p 'den daha fazla bulunduğu görülmektedir. Kağıt endüstrisi atıksuyunun KOİ değeri çok

yüksek olduğundan bu bulgu beklenen bir durumdur. İşletmenin ilk haftasında EPS_c değeri 43,8 mg/g MLSS iken işletmenin son haftasında 18,2 mg/gMLSS değerine kadar düşmüştür. 28. ile 72. günler aralığında bMBR'deki EPS_c değeri stabil bir şekilde 31 mg/gMLSS elde edilmiştir. EPS_p değerleri ise EPS_c 'a göre daha dar bir aralıkta değişmiştir ve ilk haftalarda ortalama 20 mg/gMLSS iken kararlı hal şartlarında ortalama 13,5 mg/gMLSS değerinde seyretmiştir. Sponza [305] tarafından klasik aktif çamur sistemi ile arıtılan kağıt endüstrisi atıksuyu ile yapılan bir çalışmada toplam EPS konsantrasyonu 85 mg/gMLVSS bulunurken EPS_p 'ın EPS_c 'dan daha yüksek tespit edildiği belirtilmiştir. Bilindiği gibi EPS tür ve konsantrasyonlarının dağılımı yüksek oranda giriş atıksuyu KOİ ve amonyak konsantrasyonlarına bağlıdır. Atıksuda bulunan nütrientler mikrobiyal fizyolojiyi etkilemekte, bu durum ise EPS türlerinin farklı konsantrasyonlarda bulunmasına sebep olmaktadır. Diğer yandan yine Sponza [305] tarafından belirtildiği üzere kağıt ve tekstil endüstrisi gibi endüstriyel atıksulardaki inert ve toksik bileşenlerin konsantrasyonunun artması ile birlikte mikroorganizmalar tarafından salgılanan EPS_c 'ın da arttığı bildirilmiştir.

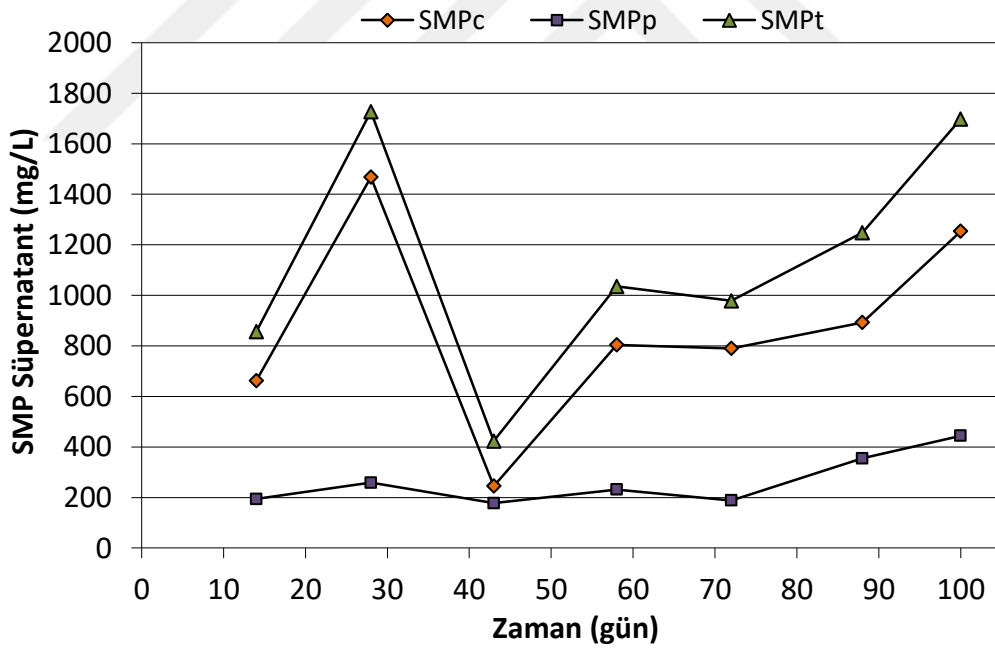


Şekil 4.72 Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de EPS_p ve EPS_c değişimleri

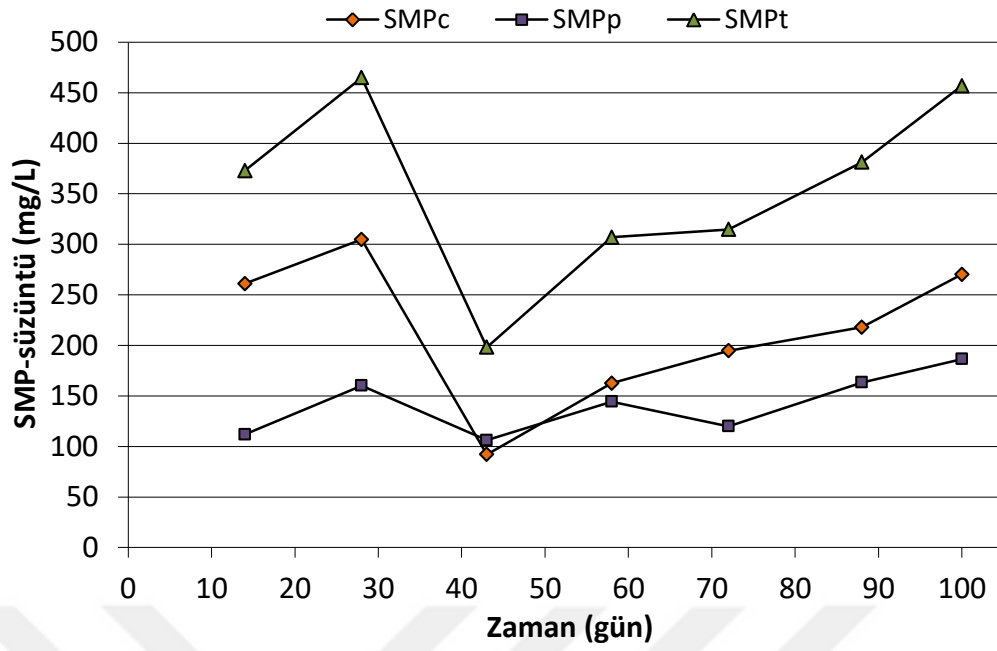
4.2.3.5 Aktif Çamurun SMP Değişimleri

Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de SMP_c ve SMP_p konsantrasyonlarına bakıldığında diğer gerçek atıksu sonuçlarına göre çok yüksek olduğu görülmektedir

(Şekil 4.73-Şekil 4.74). Süpernatanttaki SMP konsantrasyonları MBR çıkışı süzöntüde bakılan SMP konsantrasyonlarına göre daha yüksek bulunmuştur. Sentetik atıksu ve diğer gerçek atıksu çalışmalarında da karşılaşılan bu durum membranın SMP konsantrasyonlarını ciddi oranda azalttığını göstermektedir. EPS sonuçlarına paralel olarak SMP_c konsantrasyonları SMP_p 'ye göre daha yüksek tespit edilmiştir. Tüm işletme süresi boyunca membran tarafından SMP_p rejeksiyonu %36,3 ile %57,9 arasındadır. Maksimum SMP_p rejeksiyonu 88. ile 100. günler arasında gözlenmiştir ve %54'den büyük bulunmuştur. Süpernatantdaki SMP_c konsantrasyonu süzöntüdeki SMP_c konsantrasyonuna göre yaklaşık 4 kat daha yüksek bulunmuştur. Membran tarafından SMP_c rejeksiyonu ise %60,6 ile %79,8 arasında bulunmuştur ve tüm işletme süresi boyunca ortalama %73 SMP_c rejeksiyonu gerçekleşmiştir. Ortalama SMP_t rejeksiyonu ise %66,2'dir. Daha önce de bahsedildiği gibi bMBR çıkışı süzöntüde KOİ konsantrasyonu ortalama 600 mg/L bulunmuştu. Şekil 4.74'den de görüldüğü gibi süzöntüdeki KOİ konsantrasyonunun yaklaşık %40'ını SMP_c oluşturmaktadır.



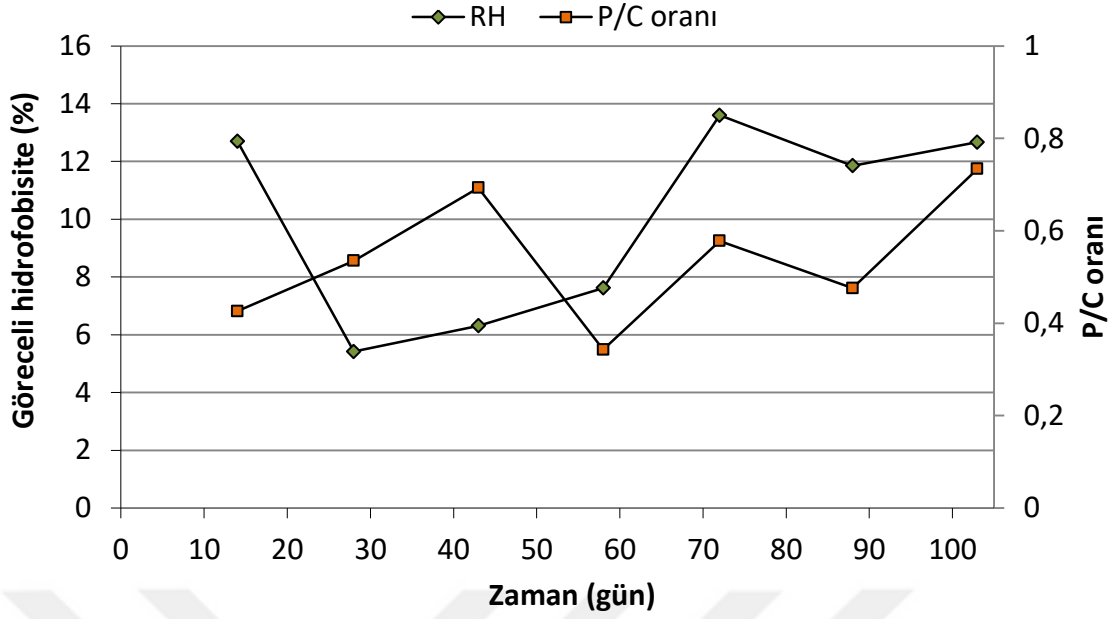
Şekil 4.73 Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de aktif çamur süpernatantındaki SMP konsantrasyonları



Şekil 4.74 Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de süzüntüdeki SMP konsantrasyonları

4.2.3.6 Aktif Çamurun Göreceli Hidrofobisite Değişimleri

bMBR'de tüm işletme süresi boyunca aktif çamurun göreceli hidrofobisite değerleri ve EPS'nin P/C oranları Şekil 4.75'de verilmiştir. Göreceli hidrofobisite değerleri %5,4 ile %12,7 arasında değişmiştir. İşletmenin 28. gününde hidrofobisite değeri %5,4 iken sonrasında artmaya başlamıştır. Özellikle işletmenin 58. günü sonrasında hidrofobisite ile P/C oranları arasında benzer ilişki olduğu Şekil 4.75'den görülmektedir.

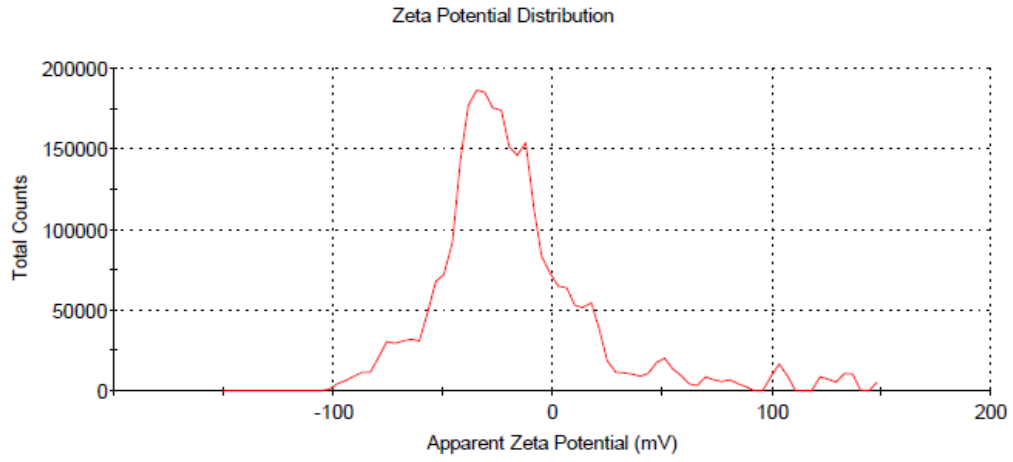


Şekil 4.75 Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de göreceli hidrofobisite ve EPS P/C oranları değişimi

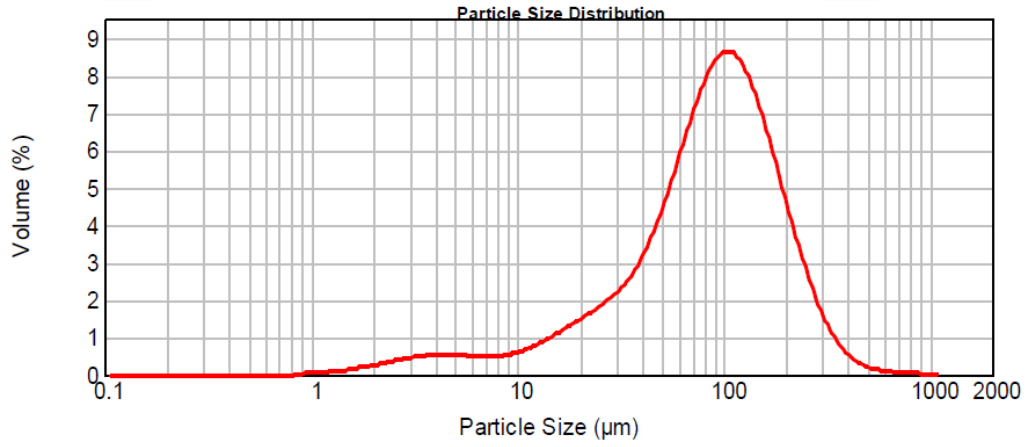
4.2.3.7 Aktif Çamurun Flok Boyutu ve Zeta Potansiyeli

Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de kararlı hal şartlarında aktif çamurun zeta potansiyeli ve flok boyut dağılımı Şekil 4.76'da verilmiştir. Aktif çamurun zeta potansiyeli -16 mV bulunmuştur. Çamur flokları içinde en yaygın bulunan flok çapı ise 105,505 μm 'dir. EPS_c'in diğer gerçek atıksulara göre daha yüksek konsantrasyonda bulunmasının bir etkisi olarak en yaygın bulunan flok boyutu da süt ve evsel atıksu sonuçlarına göre daha yüksek bulunmuştur. Bilindiği gibi flok boyut dağılımı üzerinde EPS_c'in önemli rolü bulunmaktadır [278]. Şekil 4.76'dan da görüldüğü üzere membran por boyutu olan 0,4 μm 'den daha küçük flok boyutu bulunmamaktadır. Minimum flok boyutu 0,955 μm bulunmuştur ve tüm flok dağılımının %3'lük kısmını bu flok boyutu oluşturmaktadır.

(a)



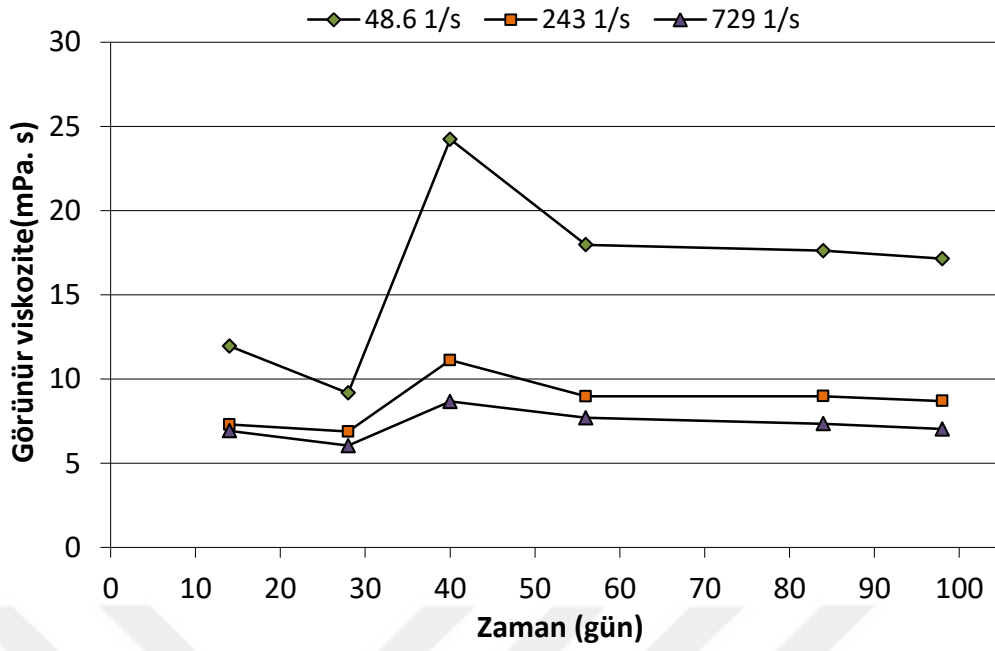
(b)



Şekil 4.76 bMBR'de kağıt atıksuyu çalışmasında aktif çamura ait zeta potansiyeli ve partikül boyutu dağılımları

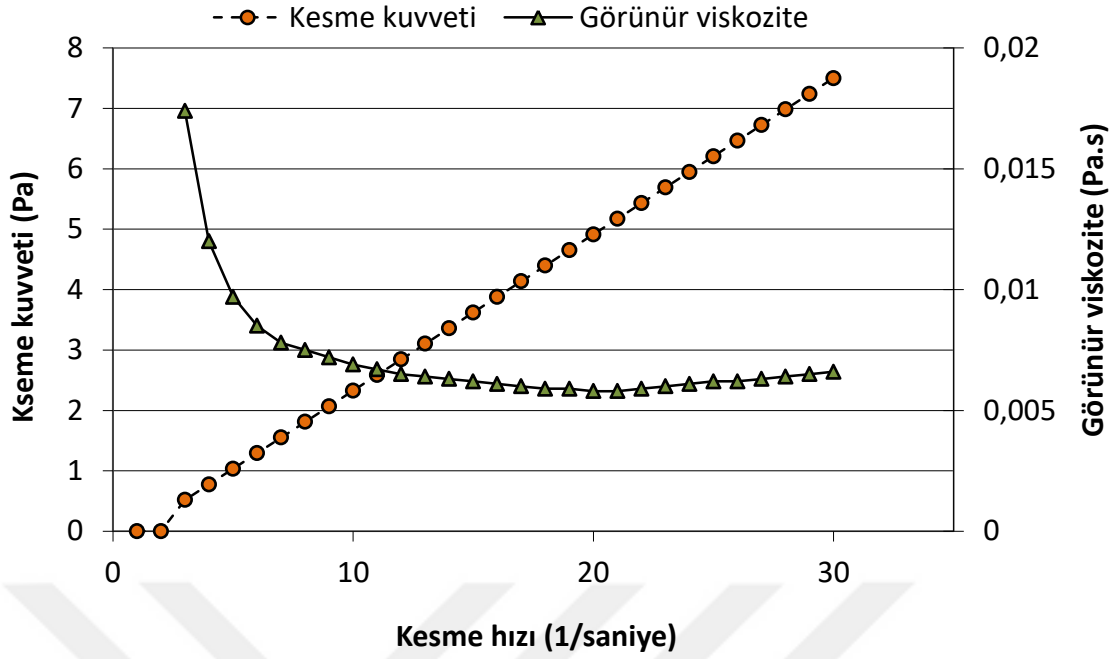
4.2.3.8 Aktif Çamurun Görünür Viskozite Değişimleri ve Aktif Çamur Reolojisi

Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de tüm işletme süresi boyunca üç farklı kesme hızında gerçekleştirilen aktif çamurun görünür viskozite sonuçları Şekil 4.77'de verilmiştir. Tüm işletme süresi boyunca her bir kesme hızında ölçülen görünür viskozite değerleri birbirine paralel seyretmiştir. Aktif çamur için beklenildiği üzere en düşük kesme hızında en yüksek görünür viskozite değeri tespit edilmiştir. Bu durum aktif çamurun pseudoplastik davranış sergilediğini göstermektedir.



Şekil 4.77 bMBR'de kağıt atıksuyu çalışmasında aktif çamur görünür viskozite değerlerinin değişimi

Kesme hızı ve kesme kuvveti verilerine dört farklı reolojik model uygulanarak aktif çamurun reolojik davranışı araştırılmıştır. Model sonuçları Çizelge 4.17’de sunulmuştur. R^2 açısından deneysel verilere en iyi uyum sağlayan model Herschel-Bulkley modeli olmasına rağmen (R^2 : 0,9914) diğer modellerin R^2 değerleri de birbirine yakın bulunmuştur.



Şekil 4.78 bMBR'de kağıt atıksuyu çalışmasında kararlı halde aktif çamur reogramı

Çizelge 4.17 Kağıt endüstrisi atıksuyu ile işletilen bMBR'de kararlı hal şartlarında aktif çamur reoloji model sonuçları

Model parametreleri	Herschel-Bulkley ($\tau = \tau_0 + k \cdot \gamma^n$)	Ostwald ($\tau = k \cdot \gamma^n$)	Bingham ($\tau = \tau_0 + k \cdot \gamma$)	Casson ($\tau^{0,5} = \tau_0^{0,5} + \mu_\infty^{0,5} \cdot \gamma^{0,5}$)
R^2	0,9914	0,989	0,9904	0,9910
k	3,687 mPa.s ⁿ	8,79 mPa.s ⁿ	5,9 mPa.s	-
n	1,067	0,9488	-	-
τ_0	0,331 Pa	-	0,2424 Pa	0,267Pa
μ_∞	-	-	-	0,0694Pa.s

SONUÇ VE ÖNERİLER

5.1 Genel Değerlendirme

Farklı C/N oranlarında atıksuların bMBR'de arıtımının araştırıldığı bu çalışmada aktif çamurun fizyolojik ve reolojik özelliklerinin membran tıkanma oranına etkisi ve bu parametrelerin kendi aralarındaki etkileşimleri araştırılmıştır. Bu amaçla çalışmanın ilk aşamasında elde edilen sonuçların kolay yorumlanması ve atıksu değişkenliğini önlemek maksadıyla farklı C/N oranlarında sentetik atıksular ile dört farklı çamur yaşında (SRT 20, 40, 80 ve 5 gün) bMBR'de işletme çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Çalışmada üç farklı C/N oranında hazırlanan sentetik atıksuların C/N oranı 6, 21 ve 40 olacak şekilde seçilmiştir. Sentetik atıksularla farklı SRT'lerde yapılan bMBR çalışmalarında her bir SRT'de kararlı hal şartlarına ulaşıldığında EPS, SMP, flok dağılımı, zeta potansiyeli, göreceli hidrofobisite, görünür viskozite ölçümleri ile birlikte bMBR'de kritik akı belirleme çalışmaları ve membran tıkanma oranı belirleme çalışmaları yürütülmüştür. Kararlı hal şartlarında ayrıca farklı kesme kuvvetlerinde (0-7,5 Pa) kesme hızları ölçülerek aktif çamurun reolojik özellikleri tespit edilmiştir. Sentetik atıksularla yürütülen çalışmalar sonlandırıldıktan sonra yapılan istatistiksel değerlendirmeler ve sentetik atıksu arıtımında farklı SRT'lerde karşılaşılan işletme problemleri doğrultusunda gerçek atıksu çalışmaları için optimum SRT değeri belirlenmiştir. Gerçek atıksu çalışmalarında düşük C/N oranı için evsel atıksu, orta C/N oranı için süt endüstrisi atıksuyu ve yüksek C/N oranı için kağıt endüstrisi atıksuyu olmak üzere SRT 40 günde bMBR'ler işletilmiştir.

Çalışmanın farklı C/N oranına sahip sentetik atıksularla yapılan aşamasındaki sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

- bMBR'de sentetik atıksu arıtım çalışmaları sonucunda, her bir C/N oranında ve SRT değerinde KOİ giderim verimleri %96'dan yüksek bulunmuştur. NH₃-N giderim verimleri ise C/N oranı 6 olan bMBR'de SRT 5 gün çalışması hariç %94'ün üzerinde bulunmuştur. Sentetik atıksu çalışmaları sonucunda elde edilen verilere göre her bir C/N oranında SRT değeri arttıkça beklendiği gibi bMBR'lerdeki MLSS konsantrasyonları artmıştır.
- bMBR'lerde tespit edilen kritik akılara bakıldığında kritik akılarda SRT değişimi ile birlikte belirgin bir trend gözlenmemesine rağmen, C/N oranı 6 olan bMBR'de SRT artışıyla belirlenen kritik akı değerleri azalırken diğer C/N oranlarında belirlenen kritik akıların arttığı gözlenmiştir. Her bir C/N oranında SRT artışının MFR üzerindeki etkilerine bakıldığında ise SRT artışıyla MFR değerleri azalmıştır. Atıksu C/N oranı 6 için SRT 5 gün ve 80 gün aralığında MFR değerleri $0,29 \times 10^{12}$ ile $0,07 \times 10^{12} \text{ m}^{-1} \text{ sa}^{-1}$ arasında tespit edilirken C/N oranı 21 için $0,45 \times 10^{12}$ ile $0,37 \times 10^{12} \text{ m}^{-1} \text{ sa}^{-1}$ aralığında bulunmuştur. Atıksu C/N oranı 40 için ise MFR değerleri $1,79 \times 10^{12}$ ile $0,48 \times 10^{12} \text{ m}^{-1} \text{ sa}^{-1}$ aralığında değişmiştir. SRT'nin membran tıkanması üzerine direkt etkisi olmasa bile aktif çamurun fizikokimyasal pek çok özelliğini etkilediğinden, dolaylı olarak membran tıkanmasını da etkilediği elde edilen sonuçlardan görülmektedir. Besleme atıksuyunun C/N oranının bMBR'lerdeki akı ve membran tıkanması üzerindeki etkilerine bakıldığında, atıksuyun C/N oranı arttıkça MFR değerlerinin de arttığı tespit edilmiştir. Bu durumun ana nedeni olarak C/N oranının artışıyla birlikte bMBR'lerdeki EPS konsantrasyonlarının artışı düşünülmektedir. Bilindiği gibi EPS konsantrasyonları membran tıkanmasını doğrudan ve dolaylı yoldan etkileyen birincil parametrelerden biridir. Kritik akı açısından bakıldığında ise besleme atıksuyunun C/N oranı arttıkça tespit edilen kritik akı değerleri azalmıştır. Bu sonuçlardan hareketle yüksek C/N oranında bMBR'lerde membran tıkanmasını minimuma indirmek ve işletme süresini uzatmak için daha düşük akı değerlerinde çalışılması gerektiği sonucuna varılmıştır.

- bMBR'lerde kararlı halde üretilen EPS tür ve bileşenlerine bakıldığında, SRT arttıkça C/N oranı 6 olan bMBR hariç diğer C/N oranlarında EPS_c , EPS_p ve EPS_t konsantrasyonları azalmıştır. C/N oranı 6 olan bMBR'de SRT 20 günden 40 güne arttırıldığında EPS_t konsantrasyonu 39,70 mg/gMLSS değerinden 64,85 mg/gMLSS değerine artarken, SRT 40 günden 80 güne arttırıldığında EPS_t 38,8 mg/gMLSS değerine düşmüştür. C/N oranı 21 ve 40 için SRT 20, 40 ve 80 gün iken EPS_t konsantrasyonları sırasıyla 111,5 mg/gMLSS'den 37,7 mg/gMLSS ve 136,2 mg/gMLSS'den 43,9 mg/gMLSS değerine düşmüştür. SRT 80 günü takip eden işletme çalışmalarında SRT 5 gün çalışmaları yürütülmüştür. Tüm C/N oranları için SRT 5 gün şartlarında EPS tür ve konsantrasyon değerleri artış göstermiştir ve EPS_t konsantrasyonları C/N oranı 6'dan 40'a sırasıyla 167,7 mg/gMLSS, 221,6 mg/gMLSS ve 439,48 mg/gMLSS bulunmuştur. Atıksu C/N oranının P/C_{EPS} oranına etkisine bakıldığında atıksu C/N oranı arttıkça EPS'nin protein bileşeni azalırken karbonhidrat bileşeninin arttığı gözlenmiştir. Tüm C/N oranlarında SRT arttığında P/C_{EPS} oranı azalmıştır. Bu durum SRT artışıyla birlikte EPS_c türlerinin EPS_p 'lere göre daha fazla azaldığını göstermektedir.
- Üç farklı C/N oranında işletilen bMBR'lerde SRT değişiminin süpernatanttaki SMP konsantrasyonlarına etkisine bakıldığında EPS türlerinde olduğu gibi belirgin bir eğilim olmadığı tespit edilmiştir. SRT arttıkça SMP_p konsantrasyonlarında çok az değişme olurken SMP_c konsantrasyonlarında daha fazla değişme gözlenmiştir. Özellikle C/N oranı 21 olan bMBR'de SRT artışıyla birlikte SMP_c konsantrasyonlarında azalma gözlenmiştir. Süzüntüdeki SMP_t konsantrasyonlarına bakıldığında ise süpernatanttaki SMP_t konsantrasyonlarına göre her durumda 3 kat daha düşük tespit edilmiştir ve membran tarafından SMP_t rejeksiyonları C/N oranı 21'in SRT 40 gün çalışması hariç %70'in üzerinde bulunmuştur.
- SRT değişiminin aktif çamur göreceli hidrofobisitesi üzerine etkisine bakıldığında, SRT artışıyla birlikte P/C_{EPS} oranının azalmasına bağlı olarak hidrofobisite değerleri de azalmıştır. C/N oranının aktif çamurun göreceli hidrofobisitesine olan etkilerine bakıldığında ise C/N oranının artışı ile birlikte göreceli hidrofobisite değerlerinin azaldığı tespit edilmiştir. Hücre

hidrofobisitesini etkileyen en önemli EPS bileşeni proteinlerdir ve bu çalışmada besleme atıksuyunun C/N oranının artışı ile üretilen EPS_p konsantrasyonu azalmıştır. Artan C/N oranı ile birlikte P/C_{EPS} oranı azalmıştır ve buna paralel olarak da aktif çamurun göreceli hidrofobisite değerleri de azalmıştır.

- EPS değişimlerine benzer şekilde C/N oranı 6 olan bMBR'de SRT 20 günden 40 güne arttırıldığında aktif çamur en yaygın flok boyutu $96,64 \mu m$ 'den $130,42 \mu m$ 'ye artarken, SRT 40 günden 80 güne arttığında flok boyutunun $45,28 \mu m$ 'ye azaldığı tespit edilmiştir. C/N oranı 21 için ise SRT arttıkça flok boyutu $148,35 \mu m$ 'den $39,63 \mu m$ 'ye kadar azalmıştır. Atıksu C/N oranı 40 için en yaygın bulunan flok boyutuna bakıldığında ise $293,10 \mu m$ 'den $114,69 \mu m$ 'ye azaldığı görülmektedir. SRT 80 günden 5 güne geçildiğinde ise EPS konsantrasyonlarının artışına rağmen C/N oranı 6 ve 21 olan bMBR'lerde flok boyutu çok az artarken C/N oranı 40 olan bMBR'de en yaygın flok boyutunda azalma gözlenmiştir. Buradan hareketle, SRT 5 gün verileri hariç, aktif çamur flok boyutu üzerinde etkili parametrenin EPS konsantrasyonları olduğu sonucuna varılabilir. C/N oranının aktif çamur flok boyutu üzerindeki etkilerine bakıldığında ise flok boyutunun artan C/N oranı ile arttığı tespit edilmiştir.
- SRT'nin zeta potansiyeline etkisine bakıldığında, genel olarak SRT arttıkça aktif çamur zeta potansiyelinin negatif yönde arttığı tespit edilmiştir. Aktif çamurun zeta potansiyelini P/C_{EPS} oranı önemli derecede etkilemektedir. P/C_{EPS} oranı arttıkça aktif çamurun daha az negatif zeta potansiyeline sahip olduğu bilinmektedir. Bu çalışmada, SRT artışıyla birlikte tüm C/N oranlarında işletilen bMBR'lerde P/C_{EPS} oranı azalmıştır ve aktif çamur zeta potansiyeli negatif yönde artmıştır. Zeta potansiyelinin negatif yönde artması düşük flok gücüne ve zayıf flokülasyona sebep olmaktadır. SRT artışı ile birlikte flok boyutunun azalmasının nedenlerinden biri de zeta potansiyelinin negatif yönde artması olabilir. Zeta potansiyeli ise artan C/N oranına karşı negatif yönde artmıştır. Flok çapı ve zeta potansiyeli üzerinde EPS konsantrasyonlarının çok fazla etkili olduğu bilindiğine göre artan C/N oranı ile birlikte EPS_p 'nin azalması ve EPS_c 'nin artışı bu sonuca sebebiyet vermiştir.

- SRT artışıyla birlikte her bir C/N oranında aktif çamur viskozite değerlerinin arttığı sonucuna ulaşılmıştır. Beklendiği üzere aktif çamur viskozitesi SRT'nin artması sonucu MLSS artışına paralel olarak artmıştır. Atıksu C/N oranının aktif çamur viskozitesine olan etkisine bakıldığında C/N oranı arttıkça tespit edilen aktif çamur görünür viskozite değerleri de artmıştır.
- Diğer yandan bu çalışma sonucunda bMBR'lerde işletme çalışmalarını SRT artışının ÇO ve TMP açısından negatif yönde etkilediğine ulaşılmıştır. Özellikle SRT artışıyla birlikte artan MLSS konsantrasyonuna bağlı olarak aktif çamur viskozite değerleri de artış göstermiştir ve bMBR'de tüm SRT'lerde sabit hava debisinde ÇO sağlandığından, özellikle 80 gün SRT'de bMBR'lere daha düşük ÇO sağlanabilmiştir. Bu durum en çok C/N oranı 40 olan bMBR'de problem teşkil etmiştir. Yine benzer şekilde sentetik atıksularla işletilen bMBR'lerde tüm işletme periyodu boyunca TMP değerleri açısından en uygun SRT'nin 40 gün olduğu gözlenmiştir.
- Farklı C/N oranlarında ve farklı SRT değerlerinde aktif çamur reolojisi üzerinde meydana gelen değişiklikler yaygın olarak kullanılan dört farklı model uygulanmasına rağmen Bingham ve Ostwald model parametreleri kullanılarak değerlendirilmiştir. Ostwald model parametresi olan akış davranış indeksi (n) pseudoplastik akış davranışı gösteren akışkanlarda beklendiği gibi 1 değerinden küçük bulunmuştur ve besleme atıksuyunun C/N oranı ve SRT arttıkça azalmıştır. Yani yüksek C/N oranına sahip atıksularla yüksek SRT ve dolayısıyla yüksek MLSS konsantrasyonunda işletilen bMBR'de daha fazla Newtoniyen olmayan davranış sergilenmiştir. Yine Ostwald model parametresi olan tutarlılık indeksi (k) değeri atıksuyun C/N oranı ve SRT arttıkça artış göstermiştir. Bingham model parametreleri olan akma gerilmesi ve Bingham viskozitesi ise artan C/N oranı ve SRT ile birlikte beklendiği üzere artış göstermiştir. Sonuç olarak C/N oranının ve SRT'nin artışı aktif çamurun daha fazla non-Newtoniyen pseudoplastik davranış sergilemesine neden olmuştur.
- Çalışma sonucunda elde edilen verilerin istatistiksel değerlendirmeleri de yukarıda bahsedilen sonuçları doğrulamıştır. Atıksu C/N oranı ile EPS_p , P/C_{EPS} ve kritik akı arasında %99 anlamlılık seviyesinde negatif yönde güçlü korelasyonlar

tespit edilirken, Atıksu C/N oranının SMP_c ve MFR üzerine pozitif yönde etki ettiği saptanmıştır. bMBR'lerde SRT ile ise EPS_c , $EPSt$, SMP_p ve hidrofobisite arasında negatif güçlü korelasyonlar bulunmuştur. SRT artışı ile birlikte aktif çamur görünür viskozitelerinin arttığı istatistiksel olarak da doğrulanmıştır. Beklendiği üzere EPS_p ile göreceli hidrofobisite arasında güçlü pozitif bir korelasyon tespit edilmiştir. EPS_c ile MFR ve SMP 'ler arasında pozitif güçlü korelasyon saptanmıştır. Diğer yandan MFR ile SMP_p ve SMP_c arasında pozitif yönde güçlü bir ilişki saptanırken, MFR artışına SMP bileşenlerinin etkisi doğrulanmıştır. SRT 5 gün değerinde işletme çalışmasına SRT 80 gün çalışmasının hemen sonrasında geçildiği için bMBR'lerde aniden azalan biyokülte konsantrasyonuna bağlı olarak SRT 5 günde SRT 80 gün çalışmasının etkisinde kaldığı düşünüldüğünden SRT 5 gün verileri istatistiksel analize dahil edilmeden tekrar bir değerlendirme yapılmıştır. SRT 5 gün değerleri istatistiksel analize dahil edilmediğinde SMP_c ile üç farklı SRT'deki aktif çamur viskoziteleri arasında güçlü pozitif korelasyonlar tespit edilmiştir. Yani SMP_c arttıkça aktif çamurun görünür viskozite değerleri de artış göstermiştir. Dolayısıyla, aktif çamurun görünür viskozitesine katkı sağlayan hücre dışı salgının SMP_c olduğu saptanmıştır. EPS_c ve flok çapı ile SMP_c ve flok çapı arasında pozitif yönde yüksek bir korelasyon bulunmuştur ve aktif çamur flok boyutu üzerine karbonhidrat bileşenlerinin etkisi doğrulanmıştır. Ayrıca SMP_c konsantrasyonu ile kritik akılar arasında negatif yönde güçlü korelasyon bulunmuştur. Bu sonuçtan hareketle SMP_c konsantrasyonu arttıkça bMBR'de çalışılması gereken akı değerinin daha düşük tutulması gerektiği anlaşılmaktadır. Diğer yandan MFR ile flok çapı parametreleri arasında pozitif yönde güçlü korelasyon tespit edilmiştir. Bu da aktif çamurun flok çapı arttıkça bMBR'de MFR değerinin de artacağını işaret etmektedir.

Genel olarak farklı C/N oranlarına sahip sentetik atıksularının bMBR'lerde arıtımında elde edilen sonuçlar özetlenecek olursa, Çizelge 5.1'den görüldüğü üzere aktif çamura ait bazı parametreler C/N oranı veya SRT artışıyla artış gösterirken bazıları azalma yönünde trend göstermiştir.

Çizelge 5.1 Sentetik atıksu çalışması sonucunda elde edilen genel bulgular

İşletme parametresi	Ölçülen parametre
C/N oranı ↑	EPS _p ↓
	EPS _c ↑
	EPS _t ↑
	Süpernatant SMP _p ~
	Süpernatant SMP _c ↑
	Süpernatant SMP _t ↑
	Viskozite ↑
	Kritik akı ↓
	MFR ↑
	Flok çapı ↑
SRT ↑	Zeta potansiyeli ↓
	Göreceli hidrofobisite ↓
	EPS _p ↓
	EPS _c ↓
	EPS _t ↓
	Viskozite ↑
	Kritik akı ↓
	MFR ↓
	Flok çapı ↓
	Zeta potansiyeli ↓
	Göreceli hidrofobisite ↓

Sentetik atıksularla yürütülen yaklaşık 364 günlük bMBR işletme çalışmalarının sonucunda yapılan istatistiksel değerlendirmeler ve sentetik atıksu arıtımında farklı SRT'lerde karşılaşılan işletme problemleri doğrultusunda gerçek atıksu çalışmalarının SRT 40 günde yürütülmesine karar verilmiştir. Gerçek atıksu çalışmalarında düşük C/N oranı için evsel atıksu, orta C/N oranı için süt endüstrisi atıksuyu ve yüksek C/N oranı için kağıt endüstrisi atıksuları olmak üzere SRT 40 günde bMBR'ler işletilmiştir. Çalışmanın ikinci aşaması olan gerçek atıksu çalışmalarına ait elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

- Çalışmada kullanılan evsel atıksuyun C/N oranı ortalama 4,5 olduğu için evsel atıksu düşük C/N oranına sahip atıksulara karşılık gelmiştir. bMBR'de evsel atıksuyun arıtımında HRT değeri 7 saate düşürülürken L_{org} 1,2 kg KOİ/m³.gün değerine kadar arttırılabilmektedir. Kararlı hal şartlarında %90 KOİ, %80 NH₃-N ve %95 PO₄-P giderim verimlerine ulaşılmıştır. Kararlı hal şartlarında mikroorganizmalar tarafından üretilen EPS_p konsantrasyonu 33,2 mg/gMLSS bulunmuştur ve C/N oranı 6 olan sentetik atıksu ile yürütülen çalışmaya göre 2 kat daha yüksek tespit edilmiştir. EPS_c konsantrasyonu ise 63 mg/L tespit edilmiştir. Kararlı hal şartlarında süpernatanttaki SMP_p konsantrasyonu 39,85 mg/L bulunurken, süzöntüde 19,38 mg/L tespit edilmiştir ve SMP_p rejeksiyon oranı %51,4'tür. Süpernatant ve süzöntüdeki SMP_c konsantrasyonları ise 75 mg/L ve 33,12 mg/L bulunmuştur. MBR çıkışında SMP_c konsantrasyonu 33,12 mg/L değerinde olduğu için bMBR'de KOİ giderim verimi %90 civarında kalmıştır. Aktif çamurun göreceli hidrofobisite değeri ise %46,27 bulunmuştur ve sentetik atıksuya kıyasla 2 kat daha fazla tespit edilmiştir. Evsel atıksu için tespit edilen kritik akı değeri ise (18 L/m².sa) C/N oranı 6 olan sentetik atıksuyun 40 gün SRT değerinde elde edilen kritik akı değerinin yarısı kadar tespit edilmiştir. MFR değeri ise evsel atıksuda sentetik atıksuya kıyasla 57 kat daha fazla tespit edilmiştir. Evsel atıksu ile işletilen bMBR'de maksimum ulaşılan MLSS konsantrasyonu ancak 4200 mg/L olduğu için aktif çamurun göreceli viskozite değerleri sentetik atıksuya kıyasla iki kat daha düşük tespit edilmiştir.

- Süt endüstrisi atıksuyu ile yürütülen çalışmada 32. günden sonra kararlı hale ulaşılmıştır. İşletme süresince HRT değeri kademeli olarak azaltılmıştır ve 15 sa değerine kadar düşürülmüştür. HRT değeri 15 sa iken bMBR'de L_{org} 7,48 gKOİ/L.gün değerinde tutulmuştur. Kararlı hal şartlarında KOİ giderim verimi %99 civarında bulunurken NH_3-N ve PO_4-P giderim verimleri sırasıyla %85 ve %98 tespit edilmiştir. Membran filtrasyon özelliklerini belirlemek için yapılan çalışmalar sonunda kritik akı $11,8 \text{ L/m}^2 \cdot \text{sa}$ bulunurken MFR değeri $41,1 \times 10^{12} \text{ m}^{-1} \cdot \text{sa}^{-1}$ bulunmuştur. MFR değeri sentetik atıksuya göre 100 kat daha yüksek tespit edilmiştir. EPS_p ve EPS_c konsantrasyonları 10 ve 5,5 mg/gMLSS.gün bulunmuştur. Süpernatant ve süzüntüdeki SMP_c değerleri sırasıyla 28,3 mg/L ve 4,1 mg/L bulunurken rejeksiyon oranı %85'lere ulaşmıştır. SMP_p konsantrasyonları ise sırasıyla 42,6 ve 30 mg/L bulunmuştur ve rejeksiyon oranı %30 değerinde kalmıştır. Göreceli hidrofobisite değeri %6,30 tespit edilirken bu değer süt endüstrisi atıksuyunu temsil eden sentetik atıksu çalışmasına yakın bulunmuştur. Aktif çamur zeta potansiyeli ise -8,14 mV bulunmuştur. En yaygın bulunan flok boyutu ise 38,43 μm değerindedir. Aktif çamur viskozitelerine bakıldığında gerçek süt endüstrisi atıksuyunda daha yüksek viskozite değerleri gözlenmiştir ($>23,75 \text{ mPa} \cdot \text{s}$).
- Kağıt endüstrisi atıksuyu ile beslenen bMBR'de çalışmanın 20. gününden sonra kararlı hale ulaşılmış. HRT değeri 35 sa ve L_{org} ise 7 gKOİ/L.gün değerinde tutulmuştur. bMBR'deki KOİ, NH_3-N ve PO_4-P giderim verimleri sırasıyla %93, %98 ve %97 değerlerinde tespit edilmiştir. Aktif çamurdan ekstrakte edilen EPS_p ve EPS_c konsantrasyonları sırasıyla 13,5 mg/gMLSS ve 18,2 mg/gMLSS'dir. bMBR'de EPS konsantrasyonları sentetik atıksu sonuçları ile kıyaslandığında EPS_p konsantrasyonu 4 kat daha yüksek bulunmuştur. EPS_c ise 2 kat kadar daha düşük tespit edilmiştir. SMP konsantrasyonlarına bakıldığında her iki SMP türü de sentetik atıksu sonuçlarından yaklaşık 17 kat daha yüksek tespit edilmiştir. SMP_p ve SMP_c rejeksiyonları sırasıyla %66,2 ve %73 bulunmuştur. bMBR çıkışı süzüntüde SMP_p ve SMP_c konsantrasyonları sırasıyla 153,5 ve 228 mg/L bulunmuştur. Aktif çamurun göreceli hidrofobisitesi tüm işletme süresi boyunca %5,4 ile %12,7 arasında değişmiştir. C/N oranı 40 olan sentetik atıksu ile yapılan

Çalıřma sonuçları ile kıyaslandığında aktif çamur 4 kat daha fazla hidrofobik bulunmuřtur. Zeta potansiyeli ve flok boyutu ise sentetik atıksu ile birbirine yakın tespit edilmiřtir ve -16 mV ile 105,505 μm deęerindedir. bMBR'de tespit edilen kritik akı deęeri 7,5 $\text{L/m}^2\cdot\text{sa}$ 'dır ve sentetik atıksu sonucundan 1,5 kat daha dūřuk bulunurken MFR deęeri ise $42,6 \times 10^{12} \text{ m}^{-1}\cdot\text{sa}^{-1}$ bulunarak 68 kat daha yūksek tespit edilmiřtir. Aktif amurun gōrūnūr viskozite deęerleri ise sentetik atıksu çalıřmasına paralel bulunmuřtur.

- bMBR'de kullanılan hollow fibre membran modūlūnūn ortalama gōzenek boyutu 0,4 mikrondur. Sentetik atıksularda farklı C/N oranlarında SRT 40 gūnde 10 mikron flok boyutundan kūuk flokların yūzdesel miktarı C/N oranı 6 için %3,92 iken, C/N oranı 21 için %8,92 tespit edilmiřtir. C/N oranı 40 için ise 10 mikrondan kūuk flok yūzdesi %6,05 deęerinde bulunmuřtur. Gerçek atıksularda ise 10 mikrondan kūuk flok yūzdesi, evsel atıksu için %7,14, sūt endūstrisi atıksuyu için %55,04 ve kaęıt endūstrisi atıksuyu için %39,92 olarak gōrūlmūřtur. Yani sentetik atıksu ve gerçek atıksu çalıřmalarında kararlı hal řartlarında aktif çamurun flok boyutu farklılık gōstermekle beraber, gerçek atıksularda kūuk flokların daha fazla miktarda bulunduęu tespit edilmiřtir.

Bu alışma kapsamında yapılan deneysel çalışmaların genel değerlendirilmesi neticesinde gerçek atıksular ile elde edilen sonuçların sentetik atıksular ile yapılan çalışmalara paralellik gōsterdięi ortaya konmuştur. Ancak çalışmanın ana hedefi olan membran kirlenmesine neden olan işletme ve mikrobiyolojik faaliyetler neticesinde ortaya çıkan parametrelerin etkilerinin incelenmesi açısından değerlendirildiğinde, gerçek atıksularda membran tıkanmasının çok daha fazla olduğu tespit edilmiştir. Bunun nedeni çalışılan gerçek atıksuların tūmūnde sentetik atıksulara kıyasla çok daha fazla konsantrasyonda inorganik ōzūnmūř maddelerin varlığı ve membran ūzerinde mikrobiyal tıkanmanın yanı sıra inorganik tıkanmanın da sōz konusu olabileceği ortaya konmuştur.

Sonuç olarak, endūstriyel bir MBR iřletiminde dikkat edilmesi gereken en ōnemli husus olarak C/N oranının uygun bir řekilde ayarlanması, nūtrient eksiklięinin tespit edilmesi durumunda bunun giderilmesi yōnūnde tedbirlerin alınması gereklilięi ortaya konmuřtur. Membran tıkanma oranına viskozitenin aęırlıklı bir etkisi olduęu ortaya

çıktığından ölçümü nispeten daha zor olan mikrobiyal parametreler yerine reolojik parametrelerden viskozitenin ölçülebileceği ve değerlendirmeye alınabileceği anlaşılmıştır. Ancak, bu çalışma neticesinde elde edilen sonuçlar, her ne kadar farklı C/N oranı ve farklı SRT'lerde işletilen bMBR'lerde viskozite, C/N oranı, SRT ve MLSS değerlerinin membran kirlenmesi üzerine ağırlıklı olarak etkili olduğunu ortaya koymuş olsa da, arıtılması hedeflenen atıksuyun karakterizasyonuna bağlı olarak membran kirlenmesi üzerine etkili olan parametrelerin değişebileceğinin göz önünde bulundurulması gerektiği aşıkardır.

5.2 Öneriler

İleride yapılacak çalışmalara yol göstermesi açısından aşağıda bahsedilen hususlara dikkat edilmesi bMBR işletimini kolaylaştıracaktır. Laboratuvar ölçekli gerçekleştirilen bu çalışmada bMBR'lerin işletimi esnasında bazı işletme zorlukları ve problemlerle karşılaşmıştır. Bunlardan ilki bMBR işletme hacimlerinin yüksek seçilmiş olmasıdır. bMBR işletme hacimleri daha düşük tutulduğu takdirde (özellikle düşük KOİ içeren atıksularda) sentetik atıksu ve gerçek atıksu çalışmalarında hazırlanması ve temin edilmesi gereken atıksu hacimleri azalacağından araştırmacılar asıl ulaşmak istedikleri hedefe odaklanabileceklerdir. Böylece besleme tanklarına günlük aktarılan atıksu hacimleri daha az olacağından bozulma problemine karşı önlemler daha kolay alınabilecektir. Diğer yandan sentetik atıksu ile yürütülen çalışmalarda besleme tanklarındaki çabuk bozulmaları önlemek açısından karbon kaynağı olarak glikoza ilave diğer karbon kaynaklarının da eklenmesi fayda sağlayacaktır. Diğer bir husus ise yüksek inorganik madde içeren atıksuların ön arıtımı gerçekleştirildikten sonra bMBR'de arıtılması ile karşılaşılması muhtemel olan membranlardaki inorganik tıkanmanın önüne geçilebilecektir. İkinci olarak özellikle membran tıkanmasını önleme ve azaltmaya yönelik yapılacak çalışmalarda bMBR'de hollow fibre membran modülleri yerine flat-sheet membran modüllerinin veya yeni teknoloji ile üretilen seramik membranların kullanımı, membranların temizlenmesi ve tıkanma eğilimini daha kolay izlemek açısından fayda sağlayacaktır.

KAYNAKLAR

- [1] Cicek, N. Macomber, J. Davel, J. Suidan, M.T. Audic, J. ve Genestet, P., (2001). "Effect of solids retention time on the performance and biological characteristics of a membrane bioreactor", *Water Science and Technology*, 43: 43-50.
- [2] Ouyang, K. ve Liu, J.X., (2009). "Effect of sludge retention time on sludge characteristics and membrane fouling of membrane bioreactor", *Journal of Environmental Sciences*, 21: 1329-1335.
- [3] Johir, M.A.H. Vigneswaran, S. Sathasivan, A. Kandasamy, J. ve Chang, C.Y., (2012). "Effect of organic loading rate on organic matter and foulant characteristics in membrane bio-reactor", *Bioresource Technology*, 113: 154-160.
- [4] Trussell, R.S. Merlo, R.P. Hermanowicz, S.W. ve Jenkins, D., (2006). "The effect of organic loading on process performance and membrane fouling in a submerged membrane bioreactor treating municipal wastewater (vol 40, pg 2675, 2006)", *Water Research*, 40: 3479-3482.
- [5] Ahmed, Z. Cho, J. Lim, B.R. Song, K.G. ve Ahn, K.H., (2007). "Effects of sludge retention time on membrane fouling and microbial community structure in a membrane bioreactor", *Journal of Membrane Science*, 287: 211-218.
- [6] Van den Broeck, R. Van Dierdonck, J. Nijskens, P. Dotremont, C. Krzeminski, P. van der Graaf, J.H.J.M. van Lier, J.B. Van Impe, J.F.M. ve Smets, I.Y., (2012). "The influence of solids retention time on activated sludge bioflocculation and membrane fouling in a membrane bioreactor (MBR)", *Journal of Membrane Science*, 401: 48-55.
- [7] Lee, W. Kang, S. ve Shin, H., (2003). "Sludge characteristics and their contribution to microfiltration in submerged membrane bioreactors", *Journal of Membrane Science*, 216: 217-227.
- [8] Durmaz, B. ve Sanin, F.D., (2003). "Effect of carbon to nitrogen ratio on the physical and chemical properties of activated sludge", *Environmental Technology*, 24: 1331-1340.

- [9] Arabi, S. ve Nakhla, G., (2008). "Impact of protein/carbohydrate ratio in the feed wastewater on the membrane fouling in membrane bioreactors", *Journal of Membrane Science*, 324: 142-150.
- [10] Ye, F.X. Ye, Y.F. ve Li, Y., (2011). "Effect of C/N ratio on extracellular polymeric substances (EPS) and physicochemical properties of activated sludge flocs", *Journal of Hazardous Materials*, 188: 37-43.
- [11] Meng, F.G. Chae, S.R. Drews, A. Kraume, M. Shin, H.S. ve Yang, F.L., (2009). "Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material", *Water Research*, 43: 1489-1512.
- [12] Judd, S., (2006). *The MBR Book Principle and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment*: Elsevier.
- [13] Mutamim, N.S.A. Noor, Z.Z. Hassan, M.A.A. ve Olsson, G., (2012). "Application of membrane bioreactor technology in treating high strength industrial wastewater: a performance review", *Desalination*, 305: 1-11.
- [14] Park, H.-D. Chang, I.-S. ve Lee, K.-J., (2015). *Principles of Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment*, London, New York: CRC Press Taylor and Francis Group.
- [15] Smith, C.W. Di Gregoria, D. ve Talcott, R.M., (1969). "The use of ultrafiltration membrane for activated sludge separation", *Purdue University*, West Lafayette, Indiana, USA.
- [16] Yamamoto, K. Hiasa, M. Mahmood, T. ve Matsuo, T., (1989). "Direct Solid-Liquid Separation Using Hollow Fiber Membrane in an Activated-Sludge Aeration Tank", *Water Science and Technology*, 21: 43-54.
- [17] Frost, S., (2003). *MBR: A buoyant reaction in Europe*, ed^{eds}.
- [18] Meng, F.G. Zhang, S.Q. Oh, Y. Zhou, Z.B. Shin, H.S. ve Chae, S.R., (2017). "Fouling in membrane bioreactors: An updated review", *Water Research*, 114: 151-180.
- [19] Judd, S.J., (2016). "The status of industrial and municipal effluent treatment with membrane bioreactor technology", *Chemical Engineering Journal*, 305: 37-45.
- [20] Gunder, B. ve Krauth, K., (1998). "Replacement of secondary clarification by membrane separation-results with plate and hollow fibre modules", *Water Science and Technology*, 38: 383-393.
- [21] Fane, A.G. Chang, S. ve Chardon, E., (2002). "Submerged hollow fibre membrane module - design options and operational considerations", *Desalination*, 146: 231-236.
- [22] Judd, S., (2005). "Fouling control in submerged membrane bioreactors", *Water Science and Technology*, 51: 27-34.
- [23] Le-Clech, P. Jefferson, B. ve Judd, S.J., (2005). "A comparison of submerged and side-stream tubular membrane bioreactor configurations", *Desalination*, 173: 113-122.

- [24] Tardieu, E. Grasmick, A. Geaugey, V. ve Manem, J., (1999). "Influence of hydrodynamics on fouling velocity in a recirculated MBR for wastewater treatment", *Journal of Membrane Science*, 156: 131-140.
- [25] Judd, S., (2011). *The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment*: Elsevier Ltd: Oxford. .
- [26] Wang, Z. Wu, Z. Yin, X. ve Tian, L., (2008). "Membrane fouling in a submerged membrane bioreactor (MBR) under sub-critical flux operation: Membrane foulant and gel layer characterization", *Journal of Membrane Science*, 325: 238-244.
- [27] Drews, A., (2010). "Membrane fouling in membrane bioreactors—Characterisation, contradictions, cause and cures", *Journal of Membrane Science*, 363: 1-28.
- [28] Hocaoglu, S.M. Insel, G. Cokgor, E.U. ve Orhon, D., (2011). "Effect of sludge age on simultaneous nitrification and denitrification in membrane bioreactor", *Bioresour Technol*, 102: 6665-6672.
- [29] Bayat, M. Mehrnia, M.R. Hosseinzadeh, M. ve Sheikh-Sofla, R., (2015). "Petrochemical wastewater treatment and reuse by MBR: A pilot study for ethylene oxide/ethylene glycol and olefin units", *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 25: 265-271.
- [30] Kraemer, J.T. Menniti, A.L. Erdal, Z.K. Constantine, T.A. Johnson, B.R. Daigger, G.T. ve Crawford, G.V., (2012). "A practitioner's perspective on the application and research needs of membrane bioreactors for municipal wastewater treatment", *Bioresour Technol*, 122: 2-10.
- [31] Yurtsever, A., (2016). *Anaerobik ve Aerobik Membran Biyoreaktörlerle Tekstil Endüstrisi Atıksularının Arıtımı ve Su Geri Kazanımı*, ed^eds. Çevre Mühendisliği Bölümü. İstanbul: Yıldız Teknik Üniversitesi, 1-202.
- [32] Judd, S., (2008). "The status of membrane bioreactor technology", *Trends in Biotechnology*, 26: 109-116.
- [33] Tchobanoglous, G. Burton, F.L. ve Stensel, H.S., (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, New York: Metcalf and Eddy Inc.
- [34] Lin, H.J. Peng, W. Zhang, M.J. Chen, J.R. Hong, H.C. ve Zhang, Y., (2013). "A review on anaerobic membrane bioreactors: Applications, membrane fouling and future perspectives", *Desalination*, 314: 169-188.
- [35] Wang, Z. Ma, J. Tang, C.Y. Kimura, K. Wang, Q. ve Han, X., (2014). "Membrane cleaning in membrane bioreactors: A review", *Journal of Membrane Science*, 468: 276-307.
- [36] Tsuyuhara, T. Hanamoto, Y. Miyoshi, T. Kimura, K. ve Watanabe, Y., (2010). "Influence of membrane properties on physically reversible and irreversible fouling in membrane bioreactors", *Water Science and Technology*, 61: 2235-2240.

- [37] Huyskens, C. Lenaerts, S. Brauns, E. Diels, L. ve De Wever, H., (2011). "Study of (ir)reversible fouling in MBRs under various operating conditions using new on-line fouling sensor", *Separation and Purification Technology*, 81: 208-215.
- [38] Ayala, D.F. Ferre, V. ve Judd, S.J., (2011). "Membrane life estimation in full-scale immersed membrane bioreactors", *Journal of Membrane Science*, 378: 95-100.
- [39] Lerner, M. Stahl, N. ve Galil, N.I., (2007). "Comparative study of MBR and activated sludge in the treatment of paper mill wastewater", *Water Science and Technology*, 55: 23-29.
- [40] Guo, W.S. Ngo, H.H. ve Li, J.X., (2012). "A mini-review on membrane fouling", *Bioresource Technology*, 122: 27-34.
- [41] Meng, F.G. ve Yang, F.L., (2007). "Fouling mechanisms of deflocculated sludge, normal sludge, and bulking sludge in membrane bioreactor", *Journal of Membrane Science*, 305: 48-56.
- [42] Bae, T.H. ve Tak, T.M., (2005). "Interpretation of fouling characteristics of ultrafiltration membranes during the filtration of membrane bioreactor mixed liquor", *Journal of Membrane Science*, 264: 151-160.
- [43] Shi, Y.H. Huang, J.H. Zeng, G.M. Gu, Y.L. Chen, Y.N. Hu, Y. Tang, B. Zhou, J.X. Yang, Y. ve Shi, L.X., (2017). "Exploiting extracellular polymeric substances (EPS) controlling strategies for performance enhancement of biological wastewater treatments: An overview", *Chemosphere*, 180: 396-411.
- [44] Meng, L. Xi, J.Y. ve Yeung, M., (2016). "Degradation of extracellular polymeric substances (EPS) extracted from activated sludge by low-concentration ozonation", *Chemosphere*, 147: 248-255.
- [45] Jiang, L. Yuan, X. Li, H. Xiao, Z. Liang, J. Wang, H. Wu, Z. Chen, X. ve Zeng, G., (2015). "Pyrolysis and combustion kinetics of sludge–camphor pellet thermal decomposition using thermogravimetric analysis", *Energy Conversion and Management*, 106: 282-289.
- [46] Cao, L. Yuan, X.Z. Jiang, L.B. Li, C.Z. Xiao, Z.H. Huang, Z.L. Chen, X.H. Zeng, G.M. ve Li, H., (2016). "Thermogravimetric characteristics and kinetics analysis of oil cake and torrefied biomass blends", *Fuel*, 175: 129-136.
- [47] Wang, Z.P. Liu, L.L. Yao, H. ve Cai, W.M., (2006). "Effects of extracellular polymeric substances on aerobic granulation in sequencing batch reactors", *Chemosphere*, 63: 1728-1735.
- [48] Yang, S.F. ve Li, X.Y., (2009). "Influences of extracellular polymeric substances (EPS) on the characteristics of activated sludge under non-steady-state conditions", *Process Biochemistry*, 44: 91-96.
- [49] Peng, G. Ye, F.X. ve Li, Y., (2012). "Investigation of extracellular polymer substances (EPS) and physicochemical properties of activated sludge from different municipal and industrial wastewater treatment plants", *Environmental Technology*, 33: 857-862.

- [50] Xiong, Y. ve Liu, Y., (2013). "Importance of extracellular proteins in maintaining structural integrity of aerobic granules", *Colloids Surf B Biointerfaces*, 112: 435-440.
- [51] Li, F. Huang, J. Zeng, G. Yuan, X. Li, X. Liang, J. Wang, X. Tang, X. ve Bai, B., (2013). "Spatial risk assessment and sources identification of heavy metals in surface sediments from Dongting Lake, Middle China", *Journal of Geochemical Exploration*, 132: 75-83.
- [52] Guo, X. Wang, X. ve Liu, J., (2016). "Composition analysis of fractions of extracellular polymeric substances from an activated sludge culture and identification of dominant forces affecting microbial aggregation", *Sci Rep*, 6: 28391.
- [53] Wang, Z.W. Wu, Z.C. ve Tang, S.J., (2009). "Extracellular polymeric substances (EPS) properties and their effects on membrane fouling in a submerged membrane bioreactor", *Water Research*, 43: 2504-2512.
- [54] Drews, A. Lee, C.-H. ve Kraume, M., (2006). "Membrane fouling - a review on the role of EPS", *Desalination*, 200: 186-188.
- [55] Ye, F. Peng, G. ve Li, Y., (2011). "Influences of influent carbon source on extracellular polymeric substances (EPS) and physicochemical properties of activated sludge", *Chemosphere*, 84: 1250-1255.
- [56] Ni, B.J. ve Yu, H.Q., (2012). "Microbial products of activated sludge in biological wastewater treatment systems: a Critical review", *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42: 187-223.
- [57] Nagaoka, H. ve Akoh, H., (2008). "Decomposition of EPS on the membrane surface and its influence on the fouling mechanism in MBRs", *Desalination*, 231: 150-155.
- [58] Zhang, G. Ji, S. Gao, X. ve Liu, Z., (2008). "Adsorptive fouling of extracellular polymeric substances with polymeric ultrafiltration membranes", *Journal of Membrane Science*, 309: 28-35.
- [59] Cho, J. Song, K.-G. ve Ahn, K.-H., (2005). "The activated sludge and microbial substances influences on membrane fouling in submerged membrane bioreactor: unstirred batch cell test", *Desalination*, 183: 425-429.
- [60] Ng, H.Y. Tan, T.W. ve Ong, S.L., (2006). "Membrane fouling of submerged membrane bioreactors: Impact of mean cell residence time and the contributing factors", *Environmental Science & Technology*, 40: 2706-2713.
- [61] Masse, A. Sperandio, M. ve Cabassud, C., (2006). "Comparison of sludge characteristics and performance of a submerged membrane bioreactor and an activated sludge process at high solids retention time", *Water Res*, 40: 2405-2415.
- [62] Dvorak, L. Gomez, M. Dvorakova, M. Ruzickova, I. ve Wanner, J., (2011). "The impact of different operating conditions on membrane fouling and EPS production", *Bioresour Technol*, 102: 6870-6875.

- [63] Lin, H. Zhang, M. Wang, F. Meng, F. Liao, B.-Q. Hong, H. Chen, J. ve Gao, W., (2014). "A critical review of extracellular polymeric substances (EPSs) in membrane bioreactors: Characteristics, roles in membrane fouling and control strategies", *Journal of Membrane Science*, 460: 110-125.
- [64] Drews, A. Mante, J. Iversen, V. Vocks, M. Lesjean, B. ve Kraume, M., (2007). "Impact of ambient conditions on SMP elimination and rejection in MBRs", *Water Res*, 41: 3850-3858.
- [65] Morgan-Sagastume, F. ve Grant Allen, D., (2005). "Activated sludge deflocculation under temperature upshifts from 30 to 45 degrees C", *Water Res*, 39: 1061-1074.
- [66] McAdam, E.J. Judd, S.J. Cartmell, E. ve Jefferson, B., (2007). "Influence of substrate on fouling in anoxic immersed membrane bioreactors", *Water Res*, 41: 3859-3867.
- [67] Chang, I.-S. Le Clech, P. Jefferson, B. ve Judd, S.J., (2002). "Membrane Fouling in Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment", *Journal of Environmental Engineering*, 128.
- [68] Flemming, H.C., (2000). *Membrane technology in water and wastewater treatment*. Royal Society of Chemistry, Great Britain: European Desalination Society.
- [69] Tansel, B. Sager, J. Garland, J. Xu, S. Levine, L. ve Bisbee, P., (2006). "Deposition of extracellular polymeric substances (EPS) and microtopographical changes on membrane surfaces during intermittent filtration conditions", *Journal of Membrane Science*, 285: 225-231.
- [70] Mulder, M.H.V., (1995). *Membrane separations technology: principles and applications*, Netherlands: Elsevier.
- [71] Jin, L. Ong, S.L. ve Ng, H.Y., (2010). "Comparison of fouling characteristics in different pore-sized submerged ceramic membrane bioreactors", *Water Res*, 44: 5907-5918.
- [72] Cicek, N. Franco, J.P. Suidan, M.T. Urbain, V. ve Manem, J., (1999). "Characterization and Comparison of a Membrane Bioreactor and a Conventional Activated-Sludge System in the Treatment of Wastewater Containing High-Molecular-Weight Compounds", *Water Environment Research*, 71: 61-74.
- [73] Chang, I.-S. ve Kim, S.-N., (2005). "Wastewater treatment using membrane filtration—effect of biosolids concentration on cake resistance", *Process Biochemistry*, 40: 1307-1314.
- [74] Defrance, L. ve Jaffrin, M.Y., (1999). "Reversibility of fouling formed in activated sludge filtration", *Journal of Membrane Science*, 157: 73-84.
- [75] Le Clech, P. Jefferson, B. Chang, I.S. ve Judd, S.J., (2003). "Critical flux determination by the flux-step method in a submerged membrane bioreactor", *Journal of Membrane Science*, 227: 81-93.

- [76] Wang, Z. Wu, Z. ve Tang, S., (2009). "Characterization of dissolved organic matter in a submerged membrane bioreactor by using three-dimensional excitation and emission matrix fluorescence spectroscopy", *Water Res*, 43: 1533-1540.
- [77] Tang, S. Wang, Z. Wu, Z. ve Zhou, Q., (2010). "Role of dissolved organic matters (DOM) in membrane fouling of membrane bioreactors for municipal wastewater treatment", *J Hazard Mater*, 178: 377-384.
- [78] Chang, I.S. Lee, C.H. ve Ahn, K.H., (1999). "Membrane filtration characteristics in membrane coupled activated sludge system: The effect of floc structure on membrane fouling", *Separation Science Technology*, 34: 1743–1758.
- [79] Smith, R., (2006). *The MBR at Buxton wastewater plant, The Use and Practice of Membranes in Water and Wastewater in the UK*, ed^{eds}. Meeting of the Chartered Institution of Water and Environmental Management (CIWEM). Glasgow.
- [80] Chang, I.S. ve Lee, C.H., (1998). "Membrane filtration characteristics in membrane-coupled activated sludge system — the effect of physiological states of activated sludge on membrane fouling", *Desalination*, 120: 221-233.
- [81] Hao, L. Liss, S.N. ve Liao, B.Q., (2016). "Influence of COD:N ratio on sludge properties and their role in membrane fouling of a submerged membrane bioreactor", *Water Res*, 89: 132-141.
- [82] Van den Broeck, R. Krzeminski, P. Van Dierdonck, J. Gins, G. Lousada-Ferreira, M. Van Impe, J.F.M. van der Graaf, J.H.J.M. Smets, I.Y. ve van Lier, J.B., (2011). "Activated sludge characteristics affecting sludge filterability in municipal and industrial MBRs: Unraveling correlations using multi-component regression analysis", *Journal of Membrane Science*, 378: 330-338.
- [83] Liu, Y. ve Fang, H.H.P., (2003). "Influences of Extracellular Polymeric Substances (EPS) on Flocculation, Settling, and Dewatering of Activated Sludge", *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 33: 237-273.
- [84] Meng, F.G. Zhang, H.M. Yang, F.L. Zhang, S.T. Li, Y.S. ve Zhang, X.W., (2006). "Identification of activated sludge properties affecting membrane fouling in submerged membrane bioreactors", *Separation and Purification Technology*, 51: 95-103.
- [85] Yeom, I.T. Lee, K.R. Choi, Y.G. Kim, H.S. ve Lee, Y., (2004). Evaluation of a membrane bioreactors system coupled with sludge pretreatment for aerobic sludge digestion, ed^{eds}. *Proceedings of Wastewater Environment-Membrane Thecnology Conference*. Seoul, Korea.
- [86] Itonaga, T. Kimura, K. ve Watanabe, Y., (2004). "Influence of suspension viscosity and colloidal particles on permeability of membrane used in membrane bioreactor (MBR)", *Water Science and Technology*, 50: 301-309.
- [87] Brookes, A. Jefferson, B. Le-Clech, P. ve Judd, S., (2003). Fouling of membrane bioreactors during treatment of produced water, ed^{eds}.

International Membrane Science and Thecnology Conference (IMSTEC). Sydney, Australia.

- [88] Le-Clech, P. Chen, V. ve Fane, T.A.G., (2006). "Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment", *Journal of Membrane Science*, 284: 17-53.
- [89] Wang, Z. ve Wu, Z., (2009). "A review of membrane fouling in MBRs: Characteristics and role of sludge cake formed on membrane surfaces", *Separation Science and Technology*, 44: 3571-3596.
- [90] Field, R.W. Wu, D. Howell, J.A. ve Gupta, B.B., (1995). "Critical flux concept for microfiltration fouling", *Journal of Membrane Science*, *Journal of Membrane Science*, 100: 259–272.
- [91] Wang, Z. Wu, Z. Yu, G. Liu, J. ve Zhou, Z., (2006). "Relationship between sludge characteristics and membrane flux determination in submerged membrane bioreactors", *Journal of Membrane Science*, 284: 87-94.
- [92] Chen, V. Fane, A.G. Madaeni, S. ve Wenten, I.G., (1997). "Particle deposition during membrane filtration of colloids: transition between concentration polarization and cake formation", *Journal of Membrane Science*, 125: 109-122.
- [93] Prasad, N.K., (2010). *Downstream Process Technology: a new horizon in biotechnology*, New Delhi: PHI Learning Pvt. Ltd.
- [94] Zhang, J.S. Chuan, C.H. Zhou, J.T. ve Fane, A.G., (2006). "Effect of sludge retention time on membrane bio-fouling intensity in a submerged membrane bioreactor", *Separation Science and Technology*, 41: 1313-1329.
- [95] Lee, W. Jeon, J.H. Cho, Y., Chung, K.Y. ve Min, B.R., (2005). Behavior of tmp according to membrane pore size, ed^eds. *Proceedings of International Congress on Membranes and Membrane Processes (ICOM)*. Seoul, Korea.
- [96] Kang, I.J. Lee, C.H. ve Kim, K.J., (2003). "Characteristics of microfiltration membranes in a membrane coupled sequencing batch reactor system", *Water Res*, 37: 1192-1197.
- [97] Ji, L. ve Zhou, J., (2006). "Influence of aeration on microbial polymers and membrane fouling in submerged membrane bioreactors", *Journal of Membrane Science*, 276: 168-177.
- [98] İmer, D., (2011). Jet loop membran biyoreaktör (JLMBR) sisteminde mikrofiltrasyon membranlarının kirlenme özelliklerinin membran tipine ve gözenek boyutuna bağlı olarak incelenmesi, ed^eds. *Çevre Mühendisliği Bölümü. Kocaeli: Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü*.
- [99] Bolto, B. ve Gregory, J., (2007). "Organic polyelectrolytes in water treatment", *Water Res*, 41: 2301-2324.
- [100] Şahinkaya, E., (2016). "Membran Biyoreaktörler: Uygulama Alanları, Son Gelişmeler Ve Araştırma Gereken Alanlar", Available at: <https://www.google.com.tr/search?q=MEMBRAN+B%C4%B0YOREAKT%C3%96RLER%3A+UYGULAMA+ALANLARI%2C+SON+GEL%C4%B0%C5%9EMELER+VE+ARA%C5%9ETIRMA+GEREKEN+ALANLAR&oq=MEMBRAN+B%C4%B0YOREAKT%C>

3%96RLER%3A+UYGULAMA+ALANLARI%2C+SON+GEL%C4%B0%C5%9EMELER+VE+ARA%C5%9ETIRMA+GEREKEN+ALANLAR&aqs=chrome..69i57.2230j0j8&sourceid=chrome&ie=UTF-8. Accessed 20/08/2017, 2017.

- [101] Krzeminski, P. Leverette, L. Malamis, S. ve Katsou, E., (2017). "Membrane bioreactors – A review on recent developments in energy reduction, fouling control, novel configurations, LCA and market prospects", *Journal of Membrane Science*, 527: 207-227.
- [102] Jiang, T. Kennedy, M.D. Guinzbourg, B.F. Vanrolleghem, P.A. ve Schippers, J.C., (2005). "Optimising the operation of a MBR pilot plant by quantitative analysis of the membrane fouling mechanism", *Water Sci Technol*, 51: 19-25.
- [103] Stuckey, D.C., (2012). "Recent developments in anaerobic membrane reactors", *Bioresour Technol*, 122: 137-148.
- [104] Krzeminski, P. Gil, J.A. van Nieuwenhuijzen, A.F. van der Graaf, J.H. ve van Lier, J.B., (2012). "Flat sheet or hollow fibre — comparison of full-scale membrane bio-reactor configurations", *Desalination and Water Treatment* 42: 100-106.
- [105] Guadie, A. Xia, S. Zhang, Z. Zeleke, J. Guo, W. Ngo, H.H. ve Hermanowicz, S.W., (2014). "Effect of intermittent aeration cycle on nutrient removal and microbial community in a fluidized bed reactor-membrane bioreactor combo system", *Bioresour Technol*, 156: 195-205.
- [106] Monsalvo, V.M. Lopez, J. Somer, M.M. Mohedano, A.F. ve Rodriguez, J.J., (2015). "Short-term fouling control by cyclic aeration in membrane bioreactors for cosmetic wastewater treatment", *Desalination and Water Treatment* 56: 3599-3606.
- [107] Wu, J. ve He, C., (2012). "Effect of cyclic aeration on fouling in submerged membrane bioreactor for wastewater treatment", *Water Res*, 46: 3507-3515.
- [108] Holbrook, R.D. Higgins, M.J. Murthy, S.N. Fonseca, A.D. Fleischer, E.J. Daigger, G.T. Grizzard, T.J. Love, N.G. ve Novak, J.T., (2004). "Effect of alum addition on the performance of submerged membranes for wastewater treatment", *Water Environ Res*, 76: 2699-2702.
- [109] Lee, J.C. Kim, J.S. Kang, I.J. Cho, M.H. Park, P.K. ve Lee, C.H., (2001). "Potential and limitations of alum or zeolite addition to improve the performance of a submerged membrane bioreactor", *Water Sci Technol*, 43: 59-66.
- [110] Kim, J.S. ve Lee, C.H., (2003). "Effect of powdered activated carbon on the performance of an aerobic membrane bioreactor: comparison between cross-flow and submerged membrane systems", *Water Environment Research*, 75: 300-307.
- [111] Aslam, M. McCarty, P.L. ve Bae, J., Kim, J., (2014). "The effect of fluidized media characteristics on membrane fouling and energy consumption in anaerobic fluidized membrane bioreactors", *Separation and Purification Technology*, 132: 10-15.

- [112] Wu, B. Wang, Y.Y. Lim, W. Chew, J.W. Fane, A.G. ve Liu, Y., (2016). "Enhanced performance of submerged hollow fibre microfiltration by fluidized granular activated carbon", *Journal of Membrane Science*, 499: 47-55.
- [113] Jia, S.Y. Han, H.J. Zhuang, H.F. ve Hou, B.L., (2016). "Bio-augmented submerged membrane bioreactor as an effective application for treatment of biologically pretreated coal gasification wastewater", *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 91: 1532-1539.
- [114] Grandclement, C. Tannieres, M. Morera, S. Dessaux, Y. ve Faure, D., (2016). "Quorum quenching: role in nature and applied developments", *FEMS Microbiology Reviews*, 40: 86-116.
- [115] Qu, X. Alvarez, P.J. ve Li, Q., (2013). "Applications of nanotechnology in water and wastewater treatment", *Water Res*, 47: 3931-3946.
- [116] Hao, L. ve Liao, B.Q., (2015). "Effect of organic matter to nitrogen ratio on membrane bioreactor performance", *Environ Technol*, 36: 2674-2680.
- [117] Ammary, B.Y., (2004). "Nutrients requirements in biological industrial", *African Journal of Biotechnology*, 3: 236-238.
- [118] Wu, Y.C. Smith, E. ve Novak, R., (1982). "Filterability of Activated Sludge in Response to Growth Conditions", *Journal of Water Pollution Control Federation*, 54: 444-456.
- [119] Sanin, F.D. Vatansever, A. Turtin, I. Kara, F. Durmaz, B. ve Sesay, M.L., (2006). "Operational Conditions of Activated Sludge: Influence on Flocculation and Dewaterability", *Drying Technology*, 24: 1297-1306
- [120] McAdam, E.J. ve Judd, S.J., (2007). "Denitrification from drinking water using a membrane bioreactor: Chemical and biochemical feasibility", *Water Research*, 41: 4242-4250.
- [121] Xia, S. Li, J. ve Wang, R., (2008). "Nitrogen removal performance and microbial community structure dynamics response to carbon nitrogen ratio in a compact suspended carrier biofilm reactor", *Ecological Engineering*, 32: 256-262.
- [122] Yang, S. Yang, F. Fu, Z. Wang, T. ve Lei, R., (2010). "Simultaneous nitrogen and phosphorus removal by a novel sequencing batch moving bed membrane bioreactor for wastewater treatment", *J Hazard Mater*, 175: 551-557.
- [123] Meng, Q.J. Yang, F.L. Liu, L.F. ve Meng, F.G., (2008). "Effects of COD/N ratio and DO concentration on simultaneous nitrification and denitrification in an airlift internal circulation membrane bioreactor", *Journal of Environmental Sciences*, 20: 933-939.
- [124] Hwang, J.H. Cicek, N. ve Oleszkiewicz, J., (2009). "Effect of loading rate and oxygen supply on nitrification in a non-porous membrane biofilm reactor", *Water Research*, 43: 3301-3307.
- [125] Jenkins, D. Richard, M.G. ve Daigger, G.T., (2004). *Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming*: Lewis Publishers.

- [126] Durmaz, B. ve Sanin, D., (2001). "Effect of carbon to nitrogen ratio on the composition of microbial extracellular polymers in activated sludge", *Water Science and Technology*, 44: 221-229.
- [127] Miqueleto, A.P. Dolosic, C.C. Pozzi, E. Foresti, E. ve Zaiat, M., (2010). "Influence of carbon sources and C/N ratio on EPS production in anaerobic sequencing batch biofilm reactors for wastewater treatment", *Bioresour Technol*, 101: 1324-1330.
- [128] Feng, S. Zhang, N. Liu, H. Du, X. Liu, Y. ve Lin, H., (2012). "The effect of COD/N ratio on process performance and membrane fouling in a submerged bioreactor", *Desalination*, 285: 232-238.
- [129] Wang, Z. Gao, M. Xin, Y. Ma, D. She, Z. Wang, Z. Sun, C. ve Ren, Y., (2014). "Effect of C/N ratio on extracellular polymeric substances of activated sludge from an anoxic-aerobic sequencing batch reactor treating saline wastewater", *Environ Technol*, 35: 2821-2828.
- [130] Choi, C. Lee, J. Lee, K. ve Kim, M., (2008). "The effects on operation conditions of sludge retention time and carbon/nitrogen ratio in an intermittently aerated membrane bioreactor (IAMBR)", *Bioresour Technol*, 99: 5397-5401.
- [131] Fu, Z. Yang, F. Zhou, F. ve Xue, Y., (2009). "Control of COD/N ratio for nutrient removal in a modified membrane bioreactor (MBR) treating high strength wastewater", *Bioresource Technology*, 100: 136-141.
- [132] Di Trapani, D. Di Bella, G. Mannina, G. Torregrossa, M. ve Viviani, G., (2015). "Effect of C/N shock variation on the performances of a moving bed membrane bioreactor", *Bioresour Technol*, 189: 250-257.
- [133] Kordkandi, S.A. ve Khoshfetrat, A.B., (2015). "Influence of carbon/nitrogen ratio and non-aerated zone size on performance and energy efficiency of a partially-aerated submerged fixed-film bioreactor", *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 31: 257-262.
- [134] Nagano, A. Arikawa, E. ve Kobayashi, H., (1992). "The Treatment of Liquor Wastewater Containing High-Strength Suspended Solids by Membrane Bioreactor System", *Water Science and Technology*, 26: 887-895.
- [135] Johansson, T., (2012). Application of membrane bioreactors in the pulp and paper industry, ed^eds. Department of Information Technology. Uppsala: Uppsala University.
- [136] Santos, A. Ma, W. ve Judd, S.J., (2011). "Membrane bioreactors: Two decades of research and implementation", *Desalination*, 273: 148-154.
- [137] Lin, H. Gao, W. Meng, F. Liao, B.-Q. Leung, K.-T. Zhao, L. Chen, J. ve Hong, H., (2012). "Membrane Bioreactors for Industrial Wastewater Treatment: A Critical Review", *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42: 677-740.

- [138] Cicek, N. Winnen, H. Suidan, M.T. Wrenn, B.E. Urbain, V. ve Manem, J., (1998). "Effectiveness of the membrane bioreactor in the biodegradation of high molecular weight compounds", *Water Research*, 32: 1553-1563.
- [139] Ueda, T. ve Hata, K., (1999). "Domestic Wastewater Treatment by a Submerged Membrane Bioreactor with Gravitational Filtration", *Water Research*, 33: 2888-2892.
- [140] Rosenberger, S. Kruger, U. Witzig, R. Manz, W. Szewzyk, U. ve Kraume, M., (2002). "Performance of a bioreactor with submerged membranes for aerobic treatment of municipal waste water", *Water Research*, 36: 413-420.
- [141] Wei, C.H. Huang, X. Ben Aim, R. Yamamoto, K. ve Amy, G., (2011). "Critical flux and chemical cleaning-in-place during the long-term operation of a pilot-scale submerged membrane bioreactor for municipal wastewater treatment", *Water Res*, 45: 863-871.
- [142] Habib, R. Asif, M.B. Iftikhar, S. Khan, Z. Gurung, K. Srivastava, V. ve Sillanpaa, M., (2017). "Influence of relaxation modes on membrane fouling in submerged membrane bioreactor for domestic wastewater treatment", *Chemosphere*, 181: 19-25.
- [143] Khan, S.J. Ilyas, S. ve Zohaib Ur, R., (2013). "Impact of nitrogen loading rates on treatment performance of domestic wastewater and fouling propensity in submerged membrane bioreactor (MBR)", *Bioresour Technol*, 141: 46-49.
- [144] Hocaoglu, S.M. Insel, G. Cokgor, E.U. ve Orhon, D., (2011). "Effect of low dissolved oxygen on simultaneous nitrification and denitrification in a membrane bioreactor treating black water", *Bioresour Technol*, 102: 4333-4340.
- [145] Gurung, K. Ncibi, M.C. ve Sillanpaa, M., (2017). "Assessing membrane fouling and the performance of pilot-scale membrane bioreactor (MBR) to treat real municipal wastewater during winter season in Nordic regions", *Sci Total Environ*, 579: 1289-1297.
- [146] Le-Clech, P., (2010). "Membrane bioreactors and their uses in wastewater treatments", *Applied Microbiology and Biotechnology*, 88: 1253-1260.
- [147] Shen, Y.-x. Xiao, K. Liang, P. Sun, J.-y. Sai, S.-j. ve Huang, X., (2012). "Characterization of soluble microbial products in 10 large-scale membrane bioreactors for municipal wastewater treatment in China", *Journal of Membrane Science*, 415-416: 336-345.
- [148] Yiğit, N.Ö., (2007). *Membran biyoreaktörü ile (MBR) evsel atıksu arıtımı*, ed^eds. Çevre Mühendisliği Bölümü. Isparta: Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.
- [149] Helvacı, E., (2017). *Evsel Atıksuların Arıtılmasında Membran Biyoreaktörlerin Türkiye'ye Uygulanabilirliğinin Araştırılması*, ed^eds. İller Bankası Anonim Şirketi.

- [150] Farizoglu, B. ve Uzuner, S., (2011). "The investigation of dairy industry wastewater treatment in a biological high performance membrane system", *Biochemical Engineering Journal*, 57: 46-54.
- [151] Sarkar, B. Chakrabarti, P.P. Vijaykumar, A. ve Kale, V., (2006). "Wastewater treatment in dairy industries — possibility of reuse", *Desalination*, 195: 141-152.
- [152] Chen, W. ve Liu, J., (2012). "The possibility and applicability of coagulation-MBR hybrid system in reclamation of dairy wastewater", *Desalination*, 285: 226-231.
- [153] Singh, N.B. Singh, R. ve Imam, M.M., (2014). "Waste Water Management in Dairy Industry: Pollution Abatement And Preventive Attitudes", *International Journal of Science, Environment and Technology*, 3: 672 – 683
- [154] Andrade, L.H. Motta, G.E. ve Amaral, M.C.S., (2013). "Treatment of Dairy Wastewater with a Membrane Bioreactor", *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 30: 759 - 770.
- [155] Perle, M. Kimchie, S. ve Shelef, G., (1995). "Some biochemical aspects of the anaerobic degradation of dairy wastewater", *Water Research*, 29: 1549-1554.
- [156] Schwarzenbeck, N. Borges, J.M. ve Wilderer, P.A., (2005). "Treatment of dairy effluents in an aerobic granular sludge sequencing batch reactor", *Appl Microbiol Biotechnol*, 66: 711-718.
- [157] Passeggi, M. López, I. ve Borzacconi, L., (2009). "Integrated anaerobic treatment of dairy industrial wastewater and sludge", *Water Science and Technology*, 59: 501-506.
- [158] Koyuncu, I. Turan, M. Topacik, D. ve Ates, A., (2000). "Application of low pressure nanofiltration membranes for the recovery and reuse of dairy industry effluents", *Water Science and Technology*, 41: 213-221.
- [159] Kushwaha, J.P. Srivastava, V.C. ve Mall, I.D., (2011). "An Overview of Various Technologies for the Treatment of Dairy Wastewaters", *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 51: 442-452.
- [160] Gutierrez, J.L.R. Encina, P.A.G. ve Fdz-Polanco, F., (1991). "Anaerobic treatment of cheese-production wastewater using a UASB reactor", *Bioresource Technology*, 37: Bioresource Technology.
- [161] Gavala, H.N. Kopsinis, H. Skiadas, I.V. Stamatelatou, K. ve Lyberatos, G., (1999). "Treatment of Dairy Wastewater Using an Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor", *Journal of Agricultural Engineering Research*, 73: 59-63.
- [162] Grasshoff, A., (1997). "Fouling and cleaning of heat exchanges. ", *Bulletin of the IDF*, 328: 32-44.
- [163] Demirel, B. Yenigun, O. ve Onay, T.T., (2005). "Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review", *Process Biochemistry*, 40: 2583-2595.

- [164] Bae, T.H. Han, S.S. ve Tak, T.M., (2003). "Membrane sequencing batch reactor system for the treatment of dairy industry wastewater", *Process Biochemistry*, 39: 221-231.
- [165] Rezaee, S. Zinatizadeh, A.A. ve Asadi, A., (2015). "High rate CNP removal from a milk processing wastewater in a single ultrasound augmented up-flow anaerobic/aerobic/anoxic bioreactor", *Ultrason Sonochem*, 23: 289-301.
- [166] Farizoglu, B. Keskinler, B. Yildiz, E. ve Nuhoglu, A., (2004). "Cheese whey treatment performance of an aerobic jet loop membrane bioreactor", *Process Biochemistry*, 39: 2283-2291.
- [167] Castillo, S. Zapico, A. Doubrovine, N. ve Lafforgue, C., (2007). "Study of a compact bioreactor for the in-line treatment of dairy wastewaters: case of effluents produced on breeding farms", *Desalination*, 214: 49-61.
- [168] Praneeth, K. Moulik, S. Vadthya, P. Bhargava, S.K. Tardio, J. ve Sridhar, S., (2014). "Performance assessment and hydrodynamic analysis of a submerged membrane bioreactor for treating dairy industrial effluent", *J Hazard Mater*, 274: 300-313.
- [169] Ashrafi, O. Yerushalmi, L. ve Haghighat, F., (2015). "Wastewater treatment in the pulp-and-paper industry: A review of treatment processes and the associated greenhouse gas emission", *J Environ Manage*, 158: 146-157.
- [170] Buzzini, A.P. ve E.C., P., (2007). "Evaluation of a upflow anaerobic sludge blanket reactor with partial recirculation of effluent used to treat wastewaters from pulp and paper plants", *Bioresource Technology*, 98: 1838-1848.
- [171] Pokhrel, D. ve Viraraghavan, T., (2004). "Treatment of pulp and paper mill wastewater--a review", *Sci Total Environ*, 333: 37-58.
- [172] Kamali, M. ve Khodaparast, Z., (2015). "Review on recent developments on pulp and paper mill wastewater treatment", *Ecotoxicol Environ Saf*, 114: 326-342.
- [173] Thompson, G. Swain, J. Kay, M. ve Forster, C.F., (2001). "The treatment of pulp and paper mill effluent: a review", *Bioresour Technol*, 77: 275-286.
- [174] Wang, J. Chen, Y. Wang, Y. Yuan, S. ve Yu, H., (2011). "Optimization of the coagulation-flocculation process for pulp mill wastewater treatment using a combination of uniform design and response surface methodology", *Water Research*, 45: 5633-5640.
- [175] Renault, F. Sancey, B. Charles, J. Morin-Crini, N. Badot, P.-M. Winterton, P. ve Crini, G., (2009). "Chitosan flocculation of cardboard-mill secondary biological wastewater", *Chemical Engineering Journal*, 155: 775-783.
- [176] Soloman, P.A. Ahmed Basha, C. Velan, M. Balasubramanian, N. ve Marimuthu, P., (2009). "Augmentation of biodegradability of pulp and paper industry wastewater by electrochemical pre-treatment and optimization by RSM", *Separation and Purification Technology*, 69: 109-117.

- [177] Ugurlu, M. Gurses, A. Dogar, C. ve Yalcin, M., (2008). "The removal of lignin and phenol from paper mill effluents by electrocoagulation", *J Environ Manage*, 87: 420-428.
- [178] Yang, Q. Angly, F.E. Wang, Z. ve Zhang, H., (2011). "Wastewater treatment systems harbor specific and diverse yeast communities", *Biochemical Engineering Journal*, 58-59: 168-176.
- [179] Buyukkamaci, N. ve Koken, E., (2010). "Economic evaluation of alternative wastewater treatment plant options for pulp and paper industry", *Sci Total Environ*, 408: 6070-6078.
- [180] Bérubé, P.R. ve Hall, E.R., (2000). "Effects of elevated operating temperatures on methanol removal kinetics from synthetic kraft pulp mill condensate using a membrane bioreactor", *Water Research*, 34: 4359-4366.
- [181] Galil, N.I. Sheindorf, C. Stahl, N. Tenenbaum, A. ve Levinsky, Y., (2003). "Membrane bioreactors for final treatment of wastewater", *Water Sci Technol*, 48: 103-110.
- [182] Dias, J.C.T. Rezende, R.P. Silva, C.M. ve Linardi, V.R., (2005). "Biological treatment of kraft pulp mill foul condensates at high temperatures using a membrane bioreactor", *Process Biochemistry*, 40: 1125-1129.
- [183] Galil, N.I. ve Levinsky, Y., (2007). "Sustainable reclamation and reuse of industrial wastewater including membrane bioreactor technologies: case studies", *Desalination*, 202: 411-417.
- [184] Gommers, K. De Wever, H. Brauns, E. ve Peys, K., (2007). "Recalcitrant COD degradation by an integrated system of ozonation and membrane bioreactor", *Water Sci Technol*, 55: 245-251.
- [185] Zhang, Y. Ma, C. Ye, F. Kong, Y. ve Li, H., (2009). "The treatment of wastewater of paper mill with integrated membrane process", *Desalination*, 236: 349-356.
- [186] Qu, X. Gao, W.J. Han, M.N. Chen, A. ve Liao, B.Q., (2012). "Integrated thermophilic submerged aerobic membrane bioreactor and electrochemical oxidation for pulp and paper effluent treatment--towards system closure", *Bioresour Technol*, 116: 1-8.
- [187] Simstich, B. Beimfohr, C. ve Horn, H., (2012). "Lab scale experiments using a submerged MBR under thermophilic aerobic conditions for the treatment of paper mill deinking wastewater", *Bioresour Technol*, 122: 11-16.
- [188] Webb, L., (2001). "Effluent treatment heats up at mills", Available at: http://www.paperloop.com/db_area/archive/ppi_mag/2001/0104/sludge.htm. Accessed 21.08.2017, 2017.
- [189] Manttari, M. Kallioinen, M. ve Nyström, M., (2015). Membrane technologies for water treatment and reuse in pulp and paper industries, A. Basile Cassono, A. ve Rastogi, N.K., ed. *Advances in membrane technologies for water treatment, materials, processes and applications*. Elsevier, 581-600.

- [190] Dick, R.I. ve Ewing, B.B., (1967). "The rheology of activated sludge", J Water Pollut Control Fed, 39: 543-560.
- [191] Ratkovich, N. Horn, W. Helmus, F.P. Rosenberger, S. Naessens, W. Nopens, I. ve Bentzen, T.R., (2013). "Activated sludge rheology: a critical review on data collection and modelling", Water Res, 47: 463-482.
- [192] Shaw, D.J., (1992). Introduction to Colloid and Surface Chemistry, eds. London: Butterworths.
- [193] Hiemenz, P.C. ve Rajagopalan, R., (1997). Principles of colloids and surface chemistry New York: Marcel Dekker, Inc.
- [194] Eshtiaghi, N. Markis, F. ve Slatter, P., (2012). "The laminar/turbulent transition in a sludge pipeline", Water Sci Technol, 65: 697-702.
- [195] Slatter, P.T., (2011). "The engineering hydrodynamics of viscoplastic suspensions", Journal of Particulate Science and Technology 29: 139-150.
- [196] Slatter, P.T., (1997). "The rheological characterisation of sludges", Water Science and Technology, 36: 9-18.
- [197] Slatter, P.T., (2001). "Sludge pipeline design", Water Sci Technol, 44: 115-120.
- [198] Slatter, P.T., (2003). "Pipeline transport of thickened sludges", Water 21: 56-57.
- [199] Slatter, P.T., (2004). "The hydraulic transportation of thickened sludges ", Water SA, 30: 66-68.
- [200] Slatter, P., (2008). "Pipe flow of highly concentrated sludge", J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng, 43: 1516-1520.
- [201] Cornel, P. Wagner, M. ve Krause, S., (2003). "Investigation of oxygen transfer rates in full scale membrane bioreactors", Water Sci Technol, 47: 313-319.
- [202] Seyssiecq, I. Ferrasse, J.-H. ve Roche, N., (2003). "State-of-the-art: rheological characterisation of wastewater treatment sludge", Biochemical Engineering Journal, 16: 41-56.
- [203] Baudez, J.C. Gupta, R.K. Eshtiaghi, N. ve Slatter, P., (2013). "The viscoelastic behaviour of raw and anaerobic digested sludge: Strong similarities with soft-glassy materials", Water Research, 47: 173-180.
- [204] Sanin, D.F., (2002). "Effect of solution physical chemistry on the rheological properties of activated sludge", Water SA, 28: 207-212.
- [205] Guibaud, G. Dollet, P. Tixier, N. Dagot, C. ve Baudu, A., (2004). "Characterisation of the evolution of activated sludges using rheological measurements", Process Biochemistry, 39: 1803-1810.
- [206] Pollice, A. Giordano, C. Laera, G. Saturno, D. ve Mininni, G., (2007). "Physical characteristics of the sludge in a complete retention membrane bioreactor", Water Res, 41: 1832-1840.

- [207] Laera, G. Giordano, C. Pollice, A. Saturno, D. ve Mininni, G., (2007). "Membrane bioreactor sludge rheology at different solid retention times", *Water Research*, 41: 4197-4203.
- [208] Fabiyi, M.E. ve Novak, R., (2008). "Evaluation of the factors that impact successful membrane biological reactor operations at high solids concentration", *Proceedings of the Water Environment Federation*, 10: 503-512.
- [209] Moeller, G. ve Torres, L.G., (1997). "Rheological characterization of primary and secondary sludges treated by both aerobic and anaerobic digestion", *Bioresource Technology*, 61: 207-311.
- [210] Unno, H. ve Akehata, T., (1985). "Some rheological features of concentrated excess activated sludge of thixotropic nature. J. Chem. Eng. Japan", *Journal of Chemical Engineering of Japan*, 18: 533-538.
- [211] Dick, R.I., (1986). *Rheology of biological wastewater suspensions*, ed^eds. Washington, DC, USA: Report prepared for National Science foundation, 126.
- [212] Behn, V.C., (1962). "Experimental determination of sludge flow parameters", *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 88: 39-54.
- [213] Frost, R.C., (1982). *Prediction of friction losses the flow of sewage sludges in straight pipes*, ed^eds.: Water Research Centre Technical report.
- [214] Yang, F. Bick, A. Shandalov, S. Brenner, A. ve Oron, G., (2009). "Yield stress and rheological characteristics of activated sludge in an airlift membrane bioreactor", *Journal of Membrane Science*, 334: 83-90.
- [215] Campbell, H.W. ve Crescuolo, P.J., (1982). "Use of rheology for sludge characterization", *Water Science and Technology*, 14: 475-489.
- [216] Mori, M. Isaac, J. Seyssieq, I. ve Roche, N., (2008). "Effect of measuring geometries and of exocellular polymeric substances on the rheological behaviour of sewage sludge", *Chemical Engineering Research & Design*, 86: 554-559.
- [217] Hasar, H. Kinaci, C. Ünlü, A. Toğrul, H. ve Ipek, U., (2004). "Rheological properties of activated sludge in a sMBR", *Biochemical Engineering Journal*, 20: 1-6.
- [218] Forster, C.F., (2002). "The rheological and physico-chemical characteristics of sewage sludges", *Enzyme and Microbial Technology*, 30: 340-345.
- [219] Tixier, N. Guibaud, G. ve Baudu, M., (2003). "Determination of some rheological parameters for the characterization of activated sludge", *Bioresource Technology*, 90: 215-220.
- [220] Pevere, A. Guibaud, G. Van Hullebusch, E. Lens, P. ve Baudu, M., (2006). "Viscosity evolution of anaerobic granular sludge.", *Biochemical Engineering Journal*, 27: 315-322.
- [221] Mu, Y. Yu, H.Q. ve Wang, G., (2007). "A kinetic approach to anaerobic hydrogen-producing process", *Water Res*, 41: 1152-1160.

- [222] Moreau, A.A. Ratkovich, N. Nopens, I. ve van der Graaf, J.H.J.M., (2009). "The (in)significance of apparent viscosity in full-scale municipal membrane bioreactors", *Journal of Membrane Science*, 340: 249-256.
- [223] Abu-Jdayil, B., Banat, F., Al-Sameraiy, M., Steady., (2010). "Rheological Properties of Rotating Biological Contactor (RBC) Sludge", *Journal of Water Resource and Protection*, 2: 1-7.
- [224] Rosenberger, S. Kubin, K. ve Kraume, M., (2002). "Rheology of activated sludge in membrane bioreactors", *Engineering in Life Sciences* 2: 269-275.
- [225] Lotito, V. Spinosa, L. Mininni, G. ve Antonacci, R., (1997). "The rheology of sewage sludge at different steps of treatment", *Water Science and Technology*, 36: 79-85.
- [226] Su, K.Z. ve Yu, H.Q., (2005). "Formation and characterization of aerobic granules in a sequencing batch reactor treating soybeanprocessing wastewater ", *Environmental Science and Technology*, 39: 2818-2827.
- [227] Baudez, J.C. Markis, F. Eshtiaghi, N. ve Slatter, P., (2011). "The rheological behaviour of anaerobic digested sludge", *Water Research*, 45: 5675-5680.
- [228] Forster, C.F., (1983). "Bound water in sewage sludge and its relationship to sludge surfaces and sludge viscosities", *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 33: 76-84.
- [229] Nagaoka, H. Ueda, S. ve Miya, A., (1996). "Influence of extracellular polymers on the membrane separation activated sludge process", *Water Science and Technology*, 34: 165-172.
- [230] Sutherland, I.W., (1990). *Biotechnology of Microbial Exopolysaccharides*, Cambridge: Cambridge University Press.
- [231] Wu, Z. Wang, Z.W. Zhou, Z. Yu, G.P. ve Gu, G.W., (2007). "Sludge rheological and physiological characteristics in a pilot-scale submerged membrane bioreactor", *Desalination*, 212: 152-164.
- [232] Yuan, D. ve Wang, Y., (2013). "Influence of extracellular polymeric substances on rheological properties of activated sludge", *Biochemical Engineering Journal*, 77: 208-213.
- [233] Forster, C.F., (1981). "Preliminary studies on the relationship between sewage sludge viscosities and the nature of the surfaces of the component particles", *Biotechnology Letters* 3: 707-712.
- [234] Tixier, N. Guibaud, G. ve Baudu, M., (2003). "Effect of pH and ionic environment changes on interparticle interactions affecting activated sludge flocs: a rheological approach", *Environ Technol*, 24: 971-978.
- [235] Pevere, A. Guibaud, G. Van Hullebusch, E. Boughzala, W. ve Lens, P., (2007). "Effect of Na⁺ and Ca²⁺ on the aggregation properties of sieved anaerobic granular sludge", *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 306: 142-149.

- [236] Rosenberger, S. ve Kraume, M., (2002). "Filterability of activated sludge in membrane bioreactors", *Desalination*, 151: 195-200.
- [237] Xia, M. Wang, Z. Wu, Z. Wang, X. Zhou, Z. ve Lu, J., (2009). "Simulation and assessment of sludge concentration and rheology in the process of waste activated sludge treatment", *Journal of Environmental Sciences*, 21: 1639-1645.
- [238] Lopez, J. Moreau, A. Gil, J.A. van der Graaf, J.H.J.M. van Lier, J.B. ve Ratkovich, N., (2015). "MBR activated sludge viscosity measurement using the Delft filtration characterization method", *Journal of Water Process Engineering*, 5: 35-41.
- [239] Liu, X. Wang, Y. Waite, T.D. ve Leslie, G., (2015). "Numerical simulation of bubble induced shear in membrane bioreactors: effects of mixed liquor rheology and membrane configuration", *Water Res*, 75: 131-145.
- [240] APHA, (2005). *Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater*, USA: Washington DC.
- [241] Li, T.G. Bai, R.B. ve Liu, J.X., (2008). "Distribution and composition of extracellular polymeric substances in membrane-aerated biofilm", *Journal of Biotechnology*, 135: 52-57.
- [242] Lowry, O.H. Rosebrough, N.J. Farr, A.L. ve Randall, R.J., (1951). "Protein measurement with the Folin phenol reagent", *J Biol Chem*, 193: 265-275.
- [243] Dubois, M. Gilles, K.A. Hamilton, J.K. Rebers, P.A. ve Smith, F., (1956). "Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances", *Analytical Chemistry*, 28: 350-356.
- [244] Sanin, S.L. Sanin, F.D. ve Bryers, J.D., (2003). "Effect of starvation on the adhesive properties of xenobiotic degrading bacteria", *Process Biochemistry*, 38: 909-914.
- [245] Cho, B.D. ve Fane, A.G., (2002). "Fouling transients in nominally sub-critical flux operation of a membrane bioreactor", *Journal of Membrane Science*, 209: 391-403.
- [246] Wu, Z.C. Wang, Z.W. Huang, S.S. Mai, S.H. Yang, C.F. Wang, X.H. ve Zhou, Z., (2008). "Effects of various factors on critical flux in submerged membrane bioreactors for municipal wastewater treatment", *Separation and Purification Technology*, 62: 56-63.
- [247] Huang, X. Liu, R. ve Qian, Y., (2000). "Behaviour of soluble microbial products in a membrane bioreactor", *Process Biochemistry*, 36: 401-406.
- [248] Liu, R. Huang, X. Xi, J.Y. ve Qian, Y., (2005). "Microbial behaviour in a membrane bioreactor with complete sludge retention", *Process Biochemistry*, 40: 3165-3170.
- [249] Baudez, J.C., (2006). "About peak and loop in sludge rheograms", *Journal of Environmental Management*, 78: 232-239.

- [250] Eshtiaghi, N. Markis, F. Yap, S.D. Baudez, J.C. ve Slatter, P., (2013). "Rheological characterisation of municipal sludge: A review", *Water Research*, 47: 5493-5510.
- [251] Baroutian, S. Eshtiaghi, N. ve Gapes, D.J., (2013). "Rheology of a primary and secondary sewage sludge mixture: Dependency on temperature and solid concentration", *Bioresource Technology*, 140: 227-233.
- [252] Dai, X.H. Gai, X. ve Dong, B., (2014). "Rheology evolution of sludge through high-solid anaerobic digestion", *Bioresource Technology*, 174: 6-10.
- [253] Mohapatra, D.P. Brar, S.K. Tyagi, R.D. Picard, P. ve Surampalli, R.Y., (2012). "Ferro-sonication and partial ozonation pre-treatment and biotransformation of wastewater sludge for degradation of bisphenol A: Rheology studies", *Chemical Engineering Science*, 81: 20-27.
- [254] Dentel, S.K. ve Dursun, D., (2009). "Shear sensitivity of digested sludge: Comparison of methods and application in conditioning and dewatering", *Water Research*, 43: 4617-4625.
- [255] Dong, Y.J. Wang, Y.L. ve Feng, J., (2011). "Rheological and fractal characteristics of unconditioned and conditioned water treatment residuals", *Water Research*, 45: 3871-3882.
- [256] Ruiz-Hernando, M. Labanda, J. ve Llorens, J., (2015). "Structural model to study the influence of thermal treatment on the thixotropic behaviour of waste activated sludge", *Chemical Engineering Journal*, 262: 242-249.
- [257] Seyssiecq, I. Marrot, B. Djerroud, D. ve Roche, N., (2008). "In situ triphasic rheological characterisation of activated sludge, in an aerated bioreactor", *Chemical Engineering Journal*, 142: 40-47.
- [258] Wang, Y.L. ve Dentel, S.K., (2010). "The effect of high speed mixing and polymer dosing rates on the geometric and rheological characteristics of conditioned anaerobic digested sludge (ADS)", *Water Research*, 44: 6041-6052.
- [259] Marinetti, M. Dentel, S.K. Malpei, F. ve Bonomo, L., (2010). "Assessment of rheological methods for a correlation to sludge filterability", *Water Research*, 44: 5398-5406.
- [260] Barbot, E. Seyssiecq, I. Roche, N. ve Marrot, B., (2010). "Inhibition of activated sludge respiration by sodium azide addition: Effect on rheology and oxygen transfer", *Chemical Engineering Journal*, 163: 230-235.
- [261] Dohare, D. ve Trivedi, R., (2014). "A Review on Membrane Bioreactors An Emerging Technology for Industrial Wastewater Treatment", *International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering* 4: 226-236.
- [262] Puznava, N. Payraudeau, M. ve Thornberg, D., (2001). "Simultaneous nitrification and denitrification in biofilters with real time aeration control", *Water Science and Technology*, 43: 269-276.
- [263] Germain, E. ve Stephenson, T., (2005). "Biomass Characteristics, Aeration and Oxygen Transfer in Membrane Bioreactors: Their Interrelations Explained by a

Review of Aerobic Biological Processes", *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 4: 223-233.

- [264] Wang, Z.W. Wu, Z.C. Yu, G.P. Liu, H.F. ve Zhou, Z., (2006). "Relationship between sludge characteristics and membrane flux determination in submerged membrane bioreactors", *Journal of Membrane Science*, 284: 87-94.
- [265] Vera, L. Gonzalez, E. Diaz, O. ve Delgado, S., (2014). "Performance of a tertiary submerged membrane bioreactor operated at supra-critical fluxes", *Journal of Membrane Science*, 457: 1-8.
- [266] Han, S.S. Bae, T.H. Jang, G.G. ve Tak, T.M., (2005). "Influence of sludge retention time on membrane fouling and bioactivities in membrane bioreactor system", *Process Biochemistry*, 40: 2393-2400.
- [267] Yurtsever, A. Sahinkaya, E. Aktas, O. Ucar, D. Cinar, O. ve Wang, Z.W., (2015). "Performances of anaerobic and aerobic membrane bioreactors for the treatment of synthetic textile wastewater", *Bioresource Technology*, 192: 564-573.
- [268] Cho, J. Song, K.G. Yun, H. Ahn, K.H. Kim, J.Y. ve Chung, T.H., (2005). "Quantitative analysis of biological effect on membrane fouling in submerged membrane bioreactor", *Water Sci Technol*, 51: 9-18.
- [269] Ng, H.Y. ve Hermanowicz, S.W., (2005). "Membrane bioreactor operation at short solids retention times: performance and biomass characteristics ", *Water Research*, 39: 981–992.
- [270] Liao, B.Q. Allen, D.G. Droppo, I.G. Leppard, G.G. ve Liss, S.N., (2001). "Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability", *Water Research*, 35.
- [271] Jorrand, F. Bigne, F.B. Block, J.C. ve Urbain, V., (1998). "Hydrophobic/hydrophilic properties of activated sludge exopolymeric substances", *Water Science and Technology*, 37: 307-315.
- [272] Liu, Y. ve Tay, J.H., (2002). "The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge", *Water Res*, 36: 1653-1665.
- [273] Xiu-Fen, L. Yan-Jun, L. He, L. Zhao-Zhe, H. Guo-Cheng, D. ve Jian, C., (2008). "Correlation between extracellular polymeric substances and aerobic biogranulation in membrane bioreactor", *Separation and Purification Technology*, 59: 26-33.
- [274] Sutherland, I.W., (2001). "Exopolysaccharides in biofilms, flocs and related structures", *Water Sci Technol*, 43: 77-86.
- [275] Tsuneda, S. Aikawa, H. Hayashi, H. Yuasa, A. ve Hirata, A., (2003). "Extracellular polymeric substances responsible for bacterial adhesion onto solid surface", *FEMS Microbiol Lett*, 223: 287-292.
- [276] Defrance, L. ve Jaffrin, M.Y., (1999). "Comparison between filtration at fixed transmembrane pressure and fixed permeate flux: application to a membrane bioreactor used for wastewater treatment ", *Journal of Membrane Science*, 152: 210.

- [277] Wilen, B.M. Jin, B. ve Lant, P., (2003). "The influence of key chemical constituents ' in activated sludge on surface and flocculating properties", *Water Research*, 37: 2127–2139.
- [278] Xie, B. Gu, J. ve Lu, J., (2010). "Surface properties of bacteria from activated sludge in relation to bioflocculation", *J Environ Sci (China)*, 22: 1840-1845.
- [279] Urbain, V. Block, J.C. ve Manem, J., (1993). "Bioflocculation in activated sludge: An analytical approach", *Water Research*, 27: 829-838.
- [280] Mikkelsen, L.H. ve Keiding, K., (2002). "Physico-chemical characteristics of full scale sewage sludges with implications to dewatering", *Water Res*, 36: 2451-2462.
- [281] Seviour, T. Pijuan, M. Nicholson, T. Kellera, J. ve Yuan, Z., (2009). "Gel-forming exopolysaccharides explain basic differences between structures of aerobic sludge granules and floccular sludges", *Water Research*, 43: 4469–4478.
- [282] Jorgensen, M.K. Nierychlo, M. Nielsen, A.H. Larsen, P. Christensen, M.L. ve Nielsen, P.H., (2017). "Unified understanding of physico-chemical properties of activated sludge and fouling propensity", *Water Res*, 120: 117-132.
- [283] Eshtiaghi, N. Markis, F. Yap, S.D. Baudez, J.C. ve Slatter, P., (2013). "Rheological characterisation of municipal sludge: a review", *Water Res*, 47: 5493-5510.
- [284] Shin, H.S. ve Kang, S.T., (2003). "Characteristics and fates of soluble microbial products in ceramic membrane bioreactor at various sludge retention times", *Water Research*, 37: 121-127.
- [285] Dong, B. ve Jiang, S., (2009). "Characteristics and behaviors of soluble microbial products in sequencing batch membrane bioreactors at various sludge retention times", *Desalination*, 243: 240–250.
- [286] Menniti, A. ve Morgenroth, E., (2010). "Mechanisms of SMP production in membrane bioreactors: choosing an appropriate mathematical model structure", *Water Res*, 44: 5240-5251.
- [287] Tay, J.H. Liu, Q.S. ve Liu, Y., (2001). "The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules", *Lett Appl Microbiol*, 33: 222-226.
- [288] Qin, L. Tay, J.H. ve Liu, Y., (2004). "Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors", *Processes Biochemistry*, 39: 579–584.
- [289] Liu, R. Huang, X. Sun, Y.F. ve Qian, Y., (2003). "Hydrodynamic effect on sludge accumulation over membrane surfaces in a submerged membrane bioreactor", *Process Biochemistry*, 39: 157-163.
- [290] Shimizu, Y. Okuno, Y.I. Uryu, K. Ohtsubo, S. ve Watanabe, A., (1996). " Filtration characteristics of hollow fiber microfiltration membranes used in membrane bioreactor for domestic wastewater treatment", *Water Research*, 30: 2385-2392.

- [291] Molina-Munoz, M. Poyatos, J.M. Sanchez-Peinado, M. Hontoria, E. Gonzalez-Lopez, J. ve Rodelas, B., (2009). "Microbial community structure and dynamics in a pilot-scale submerged membrane bioreactor aerobically treating domestic wastewater under real operation conditions", *Sci Total Environ*, 407: 3994-4003.
- [292] Gander, M. Jefferson, B. ve Judd, S., (2000). "Aerobic MBRs for domestic wastewater treatment: a review with cost considerations", *Separation and Purification Technology*, 18: 119–130.
- [293] Maqbool, T. Khan, S.J. ve Lee, C.H., (2014). "Effects of filtration modes on membrane fouling behavior and treatment in submerged membrane bioreactor", *Bioresour Technol*, 172: 391-395.
- [294] Holakoo, L. Nakhla, G. Bassi, A.S. ve Yanful, E.K., (2007). "Long term performance of MBR for biological nitrogen removal from synthetic municipal wastewater", *Chemosphere*, 66: 849-857.
- [295] Wang, Y.K. Pan, X.R. Geng, Y.K. ve Sheng, G.P., (2015). "Simultaneous effective carbon and nitrogen removals and phosphorus recovery in an intermittently aerated membrane bioreactor integrated system", *Sci Rep*, 5: 16281.
- [296] Hammes, F. Seka, A. Hege, K.V. de Wiele, T.V. Vanderdeelen, J. Siciliano, S.D. ve Verstraete, W., (2003). "Calcium removal from industrial wastewater by bio-catalytic CaCO_3 precipitation", *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 78: 670–677.
- [297] Hammes, F. Seka, A. de Knijf, S. ve Verstraete, W., (2003). "A novel approach to calcium removal from calcium-rich industrial wastewater", *Water Res*, 37: 699-704.
- [298] Poyatos, J.M. Molina-Munoz, M. Moreno, B. Gonzalez-Lopez, J. ve Hontoria, E., (2007). "Effect of the mixed liquor suspended solid on permeate in a membrane bioreactor system applied for the treatment of sewage mixed with wastewater of the milk from the dairy industry", *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*, 42: 1005-1012.
- [299] Farizoglu, B. Keskinler, B. Yildiz, E. ve Nuhoglu, A., (2007). "Simultaneous removal of C, N, P from cheese whey by jet loop membrane bioreactor (JLMBR)", *J Hazard Mater*, 146: 399-407.
- [300] Cornel, P. ve Krause, S., (2008). *Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment*, N.N. Li Fane, A.G. Ho, W.S.W. ve Matsuura, T., ed. *Advanced Membrane Technology and Applications*. N.J.: John Wiley and Sons: Hoboken, N.J, 217-239.
- [301] Wang, Y. Huang, X. ve Yuan, Q., (2005). "Nitrogen and carbon removals from food processing wastewater by an anoxic/aerobic membrane bioreactor", *Process Biochemistry*, 40: 1733-1739.
- [302] Hoinkis, J. ve Panten, V., (2008). "Wastewater recycling in laundries—From pilot to large-scale plant, . 47, 1159 (2008).", *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 47: 1159-1164.

- [303] Del Re, B. Sgorbati, B. Miglioli, M. ve Palenzona, D., (2000). "Adhesion, autoaggregation and hydrophobicity of 13 strains of *Bifidobacterium longum*", *Lett Appl Microbiol*, 31: 438-442.
- [304] Tay, J.H. Liu, Q.S. ve Liu, Y., (2001). "The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules", *Appl Microbiol Biotechnol*, 57: 227-233.
- [305] Sponza, D.T., (2003). "Application of toxicity tests into discharges of the pulp-paper industry in Turkey", *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54: 74-86.



ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı : Hanife SARI ERKAN
Doğum Tarihi ve Yeri : 14.12.1984, Konya
Yabancı Dili : İngilizce
E-posta : hanifesarii@gmail.com

ÖĞRENİM DURUMU

Derece	Alan	Okul/Üniversite	Mezuniyet Yılı
Y. Lisans	Çevre Mühendisliği Bölümü	Yıldız Teknik Üniversitesi	2012
Lisans	Çevre Mühendisliği Bölümü	Selçuk Üniversitesi	2008
Lise	Fen Bilimleri	Atatürk Kız Lisesi (Konya)	2002

İŞ TECRÜBESİ

Yıl	Firma/Kurum	Görevi
2010 –	Yıldız Teknik Üniversitesi	Araştırma Görevlisi
2009 – 2010	Üsküdar Belediyesi	Mühendis

YAYINLARI

Makale

1. Sari Erkan H., Engin G., (2017). "The investigation of paper mill industry wastewater treatment and activated sludge properties in a submerged membrane bioreactor", Water Science and Technology, 76:1715-1725.
2. Yazıcı Güvenç S., Sari Erkan H., Varank G., Bilgili M.S., Engin G., (2017). "Optimization of paper mill industry wastewater treatment by electrocoagulation and electro-Fenton processes using response surface methodology", Water Science and Technology, 76: 2015-2031.
3. Bakaraki Turan N., Sari Erkan H., Engin G., (2017). "The investigation of shale gas wastewater treatment by electro-Fenton process: Statistical optimization of operational parameters", Process Safety And Environmental Protection, 109:203-213.
4. Sari Erkan H., Bakaraki Turan N. , Engin G., (2017). "Wastewater treatment from shale gas operation by Fenton process: a statistical optimization", Desalination and Water Treatment, 70:125-133.
5. Sari Erkan H., Engin G., Kulil B., Günalp G., (2017). "Activated sludge properties in a submerged membrane bioreactor: effect of COD/TKN ratio of wastewater", International Journal of Environmental Science And Technology, 14:933-942.
6. Sari Erkan H., Onkal Engin G., Ince M., Bayramoglu M.R., (2016). "Effect of carbon to nitrogen ratio of feed wastewater and sludge retention time on activated sludge in a submerged membrane bioreactor", Environmental Science and Pollution Research, 23:10742- 10752.
7. Sari Erkan H., Apaydın Ö., (2015). "Final treatment of young, middle-aged, and stabilized leachates by Fenton process: optimization by response surface methodology", Desalination and Water Treatment, 54:342-357.
8. Güler E., Önköl Engin G., Çelen M., Sari Erkan H., (2015). "Cost analysis of seawater desalination using an integrated reverse osmosis system on a cruise ship", Global Nest Journal, 17:389-396.

9. Varank G., Demir A., Bilgili M.S., Top S., Sekman E., Yazıcı S., Sari Erkan H., (2014). "Equilibrium and kinetic studies on the removal of heavy metal ions by natural low-cost adsorbents", *Environment Protection Engineering*, 40:43-61.
10. Varank G., Demir A., Bilgili M.S., Top S., Sekman E., Yazıcı S., Sari Erkan H., (2014). "Investigation of Sorption Characteristics of Anaerobically Digested Dewatered Municipal Sewage Sludge", *Environmental Protection Engineering*, 40:119-133.
11. İlhan F., Kabuk H.A., Kurt U., Avşar Y., Sari H., Gönüllü M.T., (2014). "Evaluation of treatment and recovery of leachate by bipolar membrane electrodialysis process", *Chemical Engineering and Processing*, 75:67-74.
12. Varank G., Sari Erkan H., Yazıcı S., Demir A., Engin G., (2014). "Electrocoagulation of Tannery Wastewater using Monopolar Electrodes: Process Optimization by Response Surface Methodology", *International Journal of Environmental Research*, 8:165-180.
13. Sari H., Yetilmezsoy K., İlhan F., Yazıcı S., Kurt U., Apaydin O., (2013). "Fuzzy-logic modeling of Fenton's strong chemical oxidation process treating three types of landfill leachates", *Environmental Science and Pollution Research*, 20:4235-4253.

Bildiri

1. Sari Erkan H., Engin G., (2017). "Mevcut Evsel Atıksu Arıtma Tesislerinin Membran Biyoreaktör Teknolojisi Kullanılarak Yenilenmesi ve İyileştirilmesi", 4th International Water Congress, , 2-4 November 2017, İzmir.
2. Bakarakı Turan N., Sari Erkan H., Engin G., (2017). "Sinyal sönümleme (Quorum quenching): MBR'lerde biyofilm oluşumunu azaltmak için yeni bir yöntem", MEMTEK 5. Ulusal Membran Teknolojileri ve Uygulamaları Sempozyumu, 21-23 Eylül 2017, İstanbul.
3. Sari Erkan H., Onkal Engin G., (2017). "The effect of SRT on biodegradation of municipal wastewater with low COD/TKN ratio in a submerged MBR", EUROMED 2017 Desalination for Clean Water and Energy Cooperation around the World, 9–12 May 2017, Tel Aviv, Israel.
4. Hasnine M.T., Sari Erkan H., Engin G., (2017). "Membrane Bioreactor (MBR) Technology for Wastewater Treatment: Approaches to Membrane Fouling

- Control ", International Conference on Civil and Environmental Engineering-2017, 8-10 May 2017, Nevşehir.
5. Sari Erkan H., Engin G., Alpcan R., (2017). "Calcium Removal from Paper Mill Wastewater by Microbial Carbonate Precipitation: Pre-treatment for Submerged Membrane Bioreactor ", International Conference on Civil and Environmental Engineering-2017, 8-10 May 2017, Nevşehir.
 6. Bakaraki N., Onkal Engin G., Sari Erkan H., Dotse S.C., Bakirdere S., (2016). "Quorum Quenching For Biofilm Formation Prevention", EURASIA 2016 Waste Management Symposium, 2-4 May 2016, Istanbul.
 7. Sari Erkan H., Onkal Engin G., Günalp G., (2016). "Membrane Bioreactor Technology for Industrial Wastewater Treatment", International Workshop- MBR for the Next Generation 2016, May 2016, Istanbul.
 8. Varank G., Demir A., Kasap T., Yazıcı Güvenç S., Sari Erkan H., (2016). "Aluminum Electrocoagulation with Peroxide Applied to Paper Industry Wastewater", EURASIA 2016 Waste Management Symposium, 2-4 May 2016, Istanbul.
 9. Varank G., Demir A., Özçoban M.Ş., Yazıcı Güvenç S., Sari Erkan H., (2016). "Mineralogical and Geotechnical Investigations of Anaerobically Digested Dewatered Sewage Sludge", EURASIA 2016 Waste Management Symposium, 2-4 May 2016, Istanbul.
 10. Sari Erkan H., Günalp G., Ince M., Onkal Engin G., (2016). "Activated Sludge Characteristics in a Lab-scale Submerged Membrane Bioreactor at Different SRT Values", EURASIA 2016 Waste Management Symposium, 2-4 May 2016, Istanbul.
 11. Sari Erkan H., Günalp G., Onkal Engin G., Ince M., (2015). "Activated sludge rheology in a laboratory scale submerged membrane bioreactor: Effect of sludge retention time", The International Conference On Science, Ecology And Technology I, August 2015, Vienna.
 12. Engin G., Ince M., Sari Erkan H., Bilgili M.S., Şentürk E., Kulil B., Çağlak A., (2014). "Membrane Fouling In Submerged Membrane Bioreactors-Effect of Activated Sludge Rheology", EURASIA 2014 Waste Management Symposium, April 2014, Istanbul.

13. Sari H., İlhan F., Yazıcı S., Ulucan K., Apaydın Ö., (2012). "Treatability of DiluateSolution from Electrodialysis Process by Aerobic Sequencing Batch Reactor", International Conference on Recycling and Reuse, June 2012, Istanbul.
14. Yazıcı S., İlhan F., Sari H., Aydın Y., Ulucan K., Kurt U., (2011). "Fouling of Ion Exchange Membranes in Electrodialysis Process for Recovery of Leachate Compounds", EURASIA 2011 Waste Management Symposium, , November 2011, Istanbul.
15. Ulucan K., İlhan F., Çıkaranoğlu S., Yazıcı S., Sari H., Kurt U., (2011). "Treatment of Bilge Water By Electrocoagulation/Electroflotation Process: Optimization With Response Surface Method", EURASIA 2011 Waste Management Symposium, November 2011, Istanbul.

Proje

1. Batık Membran Biyoreaktörde Farklı C/N Oranlarının Membran Kirlenmesine Etkisi, Bilimsel Araştırma Projesi, Araştırmacı, 2015
2. Membran Biyoreaktörlerde EPS'nin Membran Kirlenmesi Üzerine Etkisinin Reolojik Parametreler ile Belirlenmesi, TÜBİTAK Projesi, Bursiyer, 2015
3. Arıtma Çamuru Nihai Ürününün Düzenli Depolama Sahaları Nihai Örtü Tabakasında Kil Veya Toprakla Birlikte Kullanılabilirliğinin Araştırılması, Bilimsel Araştırma Projesi, Araştırmacı, 2014
4. Alternatif Taban Sistemlerinden Sızıntı Suyu Kirleticilerinin Geçişinin Ve Taban Sistemlerinde Kullanılan Malzemeler Üzerine Sızıntı Suyu Etkisinin İncelenmesi, Bilimsel Araştırma Projesi, Araştırmacı, 2013