

T.C.
GEBZE YÜKSEK TEKNOLOJİ ENSTİTÜSÜ
MÜHENDİSLİK ve FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

TERMOFİLİK HARİCİ MEMBRAN BİYOREAKTÖRLERDE
MEMBRAN KİRLİLİĞİNİN İNCELENMESİ

MEHMET OKTA
YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

GEBZE
2014

T.C.
GEBZE YÜKSEK TEKNOLOJİ ENSTİTÜSÜ
MÜHENDİSLİK ve FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

TERMOFİLİK HARİCİ MEMBRAN
BİYOREAKTÖRLERDE MEMBRAN
KİRLİLİĞİNİN İNCELENMESİ

MEHMET OKTA
YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

DANIŞMANI
DOÇ. DR. MEHMET SALİM ÖNCEL

GEBZE
2014



**GEBZE YÜKSEK
TEKNOLOJİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS JÜRİ ONAY FORMU

GYTE Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun 23/06/2014 tarih ve 2014 / 37 sayılı kararıyla oluşturulan jüri tarafından 01 /07/2014 tarihinde tez savunma sınavı yapılan MEHMET OKTA'nın tez çalışması Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında YÜKSEK LİSANS tezi olarak kabul edilmiştir.

JÜRİ

ÜYE

(TEZ DANIŞMANI) : DOÇ. DR. M. SALİM ÖNCEL

ÜYE

: DOÇ. DR. MEHMET KOBYA

ÜYE

: DOÇ. DR. MAHİR İNCE

ONAY

GYTE Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun tarih ve/..... sayılı kararı.

İMZA/MÜHÜR

ÖZET

Termofilik aerobik atıksu arıtma sistemleri daha yüksek biyodegradasyon hızında ve düşük çamur üretimi ile işletilebilmektedirler. Termofilik arıtma mezofilik sistemlere göre daha fazla giderme verimine sahip olmalarına karşın daha fazla oksijene ihtiyaç duymaktadır. Püskürtme çevrimli reaktör yüksek kütle transfer özelliğinden dolayı bu ihtiyacı sağlayabilmektedir. Bu çalışmada termofilik işletilen püskürtme çevrimli membran biyoreaktörün membran tıkanması araştırılmıştır. Püskürtme çevrimli membran biyoreaktör dört farklı çamur yaşında (10, 30, 60 ve 100 gün) çalıştırılmıştır. Herbir çamur yaşı için membran biyoreaktörlerdeki KOİ giderme verimi ve membran akı özellikleri tespit edilmiştir. Herbir çamur yaşı için sistem kararlı hale ulaştıktan sonra, reaktör içinde ve çıkış suyundaki EPS ve SMP konsantrasyonları belirlenmiştir. Ayrıca farklı çamur yaşlarına ait EPS ve SMP'deki P/C oranları da hesaplanmıştır. Farklı çamur yaşları için MFI, α ve FDR (akı azalma oranı) değerleri de hesaplanarak membran biyoreaktörün performansı değerlendirilmiştir. Genellikle membran tıkanmasının derecesi süzüntüye karşı gösterilen direnç ile açıklanmaktadır. Bu nedenle bu çalışmada membran tıkanmasının değerlendirilebilmesi için dirençler (R_g , R_c , R_f ve R_t) de hesaplanmıştır. Çalışmanın en sonunda farklı çamur yaşlarına ait çamur partikül boyutu, zeta potansiyeli ve hidrofobisitesinin membran kirliliği üzerine etkisi de incelenmiştir.

Bu tez çalışması Tübitak tarafından desteklenen 110Y134 nolu ÇAYDAG projesi kapsamında gerçekleştirilmiştir.

Anahtar kelimeler: Termofilik, püskürtme çevrimli harici membran biyoreaktör, patates işleme endüstrisi atıksuyu, membran kirliliği.

SUMMARY

Thermophilic aerobic wastewater treatment process could be operated with higher biodegradation rates and low sludge yields. Although the thermophilic aerobic treatment has more removal efficiency than the mesophilic system, it requires more oxygen. The jet loop reactor can supply this need due to its high mass transfer properties. In this study investigated that membrane blocking of jet loop membran bioreactor which is operating by thermophilic process. This membrane bioreactor operated at four different sludge retention time (10,30,60 and 100 day).COD removal efficiency and membrane flux characteristics calculated for each sludge retention time. And for each sludge retention time, in steady state EPS and SMP concentrations observed from effluent sample and iffuluent sample in reactor. Also, P/C rate determinated to different sludge retention time . MFI, α and FDR values determinated and commented performance of membrane bioreactor for different sludge retention time. Generally, resistance against of permate is effect on merman fouling. Thus, in this study resistance calculated for evaluated of membrane fouling. At the end of the research investigated effects of zeta potential, partikul size and hydrophobicity of membrane on membrane fouling. This research which performed as part of çaydağı project supported by TÜBİTAK.

Keywords: Thermophilic, jetloop membrane bioreactors, potato processing wastewater, membrane fouling.

TEŞEKKÜR

Tez çalışmamın başından sonuna kadar, danışmanım Doç. Dr. Mehmet Salim ÖNCEL'e cesaret verici duruşu, değerli rehberliği, sonsuz destek ve yardımlarından dolayı,

Bütün çalışmam boyunca verdiği fikirler, yol gösterici tavrı ve tez çalışmalarım esnasında bana aktardığı eşsiz bilgi ve tecrübelerinden dolayı Yıldız Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü öğretim üyesi Doç. Dr. Mahir İNCE'ye ve ayrıyeten Prof. Dr. Güleda ENGİN'e desteklerinden dolayı

Bölüm Başkanımız Prof. Dr. Bülent KESKİNLER'e Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Bölümü laboratuvar imkanlarını bize sundukları için,

Ayrıca laboratuvar ve tez çalışmalarım sırasında bana zaman ayıran, yardımlarını hiçbir zaman esirgemeyen Dr. Elif İNCE'ye ve göstermiş oldukları desteklerden dolayı Arş. Gör. Alikemal TOPALOĞLU, Çevre Yük. Müh. Ayşe MUHCU, Ender KARA, Yağmur GÖREN, Tuğba Nur YILMAZ, Şerif ÇAKMAK ve Sevgi TOPÇU'ya

Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu – Çevre, Atmosfer, Yer ve Deniz Bilimleri Araştırma Grubu'na (ÇAYDAG) 110Y134 nolu projeyi onayladıkları ve mali olarak destekledikleri için,

Ve bugüne kadar iyi, kötü her günümde yanımda olan, maddi ve manevi hiçbir desteğini esirgemeyen aileme teşekkürü bir borç bilirim.

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa</u>
ÖZET	iv
SUMMARY	v
TEŞEKKÜR	vi
İÇİNDEKİLER	vii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	x
ŞEKİLLER DİZİNİ	xiii
TABLolar DİZİNİ	xiv
1. GİRİŞ	1
2. GENEL BİLGİLER	3
2.1. Membranlar ve Membran Biyoreaktörler	3
2.1.1. Membran Ayırma Prosesleri	3
2.1.2. Atıksu Arıtımında Membran Prosesler	5
2.1.3. Membran Türleri	11
2.1.4. Membran Konfigürasyonu	12
2.1.5. Membran Biyoreaktörler	13
2.1.5.1. Membran Biyoreaktör Teknolojisi	13
2.1.5.2. Membran Biyoreaktör Konfigürasyonu	14
2.1.5.3. Membran Karakteristiği	15
2.1.5.4. Besleme ve Biyokütle Karakteristiği	18
2.1.5.5. Biyokütle Parametreleri	20
2.1.5.6. Flok Karakteristiği	28
2.1.6. İşletme Şartlarının Membran Kirlenmesine Etkisi	29
2.2. Patates İşleme Endüstrisi Atıksularının Arıtılması	33
2.2.1. Patates İşleme ve Atıksu Kaynakları	33
2.2.1.1. Ana Proses Adımları	34
2.2.2. Patates İşleme Atıksuyunun Karakteri	36
2.2.3. Arıtma Metodları	38
2.2.3.1. Atıksu Arıtma Prosesleri	38
2.2.3.2. Proseste Atık Azaltımı	40

2.2.3.3. Ön Arıtım (Ayrırma)	41
2.2.3.4. İkincil Arıtım	42
2.2.3.5. İleri Arıtma	44
2.3. Biyolojik Arıtma	45
2.3.1. Biyolojik Arıtmanın Amacı	45
2.3.2. Proses Konfigürasyonu	46
2.3.3. Mikrobiyoloji	47
2.3.4. Termofilik Aerobik Arıtma	49
2.3.4.1. Termofilik Mikroorganizma Türleri	50
2.3.4.1.1. Orjin ve Dağılım	50
2.3.4.1.2. Sıcaklık Adaptasyonu	51
2.3.4.1.3. Termofilik Mikroorganizmaların Biyokimyasal Aktiviteleri	53
2.3.4.2. Büyüme ve Biyokimyasal Aktivite Hızı	54
2.3.4.3. Fiziksel Proseslere Sıcaklığın Etkisi	55
2.3.4.4. Termofilik Atıksu Arıtımı	56
2.3.4.5. Termofilik Arıtma Sistemlerinin Kısıtları	62
2.3.4.6. Termofilik Arıtma Sistemlerinin Avantajları	65
3. MATERYAL-METOT	71
3.1. Patates İşleme Endüstrisi Atıksuyu	71
3.2. Ekipman, Enstrümantasyon ve İşletim Prosedürü	72
3.2.1. Püskürtme Çevrimli Membran Biyoreaktör Düzenegi	72
3.2.2. Kullanılan Membranlar ve Özellikleri	75
3.3. Membran Tıkanma Mekanizmasının İncelenmesi	76
3.3.1. EPS ve SMP Analizi	76
3.3.1.1. Protein Analizi	78
3.3.1.2. Karbonhidrat Analizi	79
3.3.2. Partikül Boyut Dağılımı ve Zeta Potansiyeli Ölçümü	80
3.3.3. Göreceli Hidrofobisite	81
3.3.4. Membran Kirliliğinin Değerlendirilmesi	81
4. BULGULAR	83
4.1. Püskürtme Çevrimli Membran Biyoreaktörde Termofilik Aerobik Arıtım	83

4.1.1. Reaktörün Devreye Alınması ve İşletilmesi	83
4.1.2. Sürekli Sistemin KOİ Giderim Performansı	84
4.2. Membranın Akı Özelliklerinin Belirlenmesi	87
4.3. Aktif Çamurun Farklı Çamur Yaşlarında Flok Boyut Özellikleri	99
5. SONUÇLAR ve YORUMLAR	106
KAYNAKLAR	108
ÖZGEÇMİŞ	125

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

<u>Simgeler ve</u>	<u>Açıklamalar</u>
<u>Kısaltmalar</u>	
BOİ ₅	: 5 Günlük Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
C _A	: Arayüzey İçindeki Çözünmüş Oksijen Konsantrasyonu
C _s [*]	: Oksijen doygunluk konsantrasyonu
J ₀	: Çamur filtrasyonunda ilk akı
J _d	: Çamur filtrasyonunda denge akısı
k _d	: İçsel ayrışma katsayısı
K _s	: Maksimum büyüme hızının yarısındaki substrat konsantrasyonu
Ř	: Gaz sabiti
R _c	: Kek direnci
R _g	: Jel direnci
R _m	: Membran direnci
R _t	: Toplam filtrasyon direnci
Y _{obs}	: Gözlenen dönüşüm oranı
μ	: Spesifik büyüme hızı
μ _{max}	: Maksimum spesifik büyüme hızı
η	: Sıvının Viskozitesi
ΔP	: Basınç farkı
A	: Özgül yüzey alanı
A	: Sıvı toplam arayüzey alanı
AFM	: Atomik kütle mikroskobu
AKM	: Askıda Katı Madde
ASP	: Aktif çamur prosesi
BOİ	: Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
BSA	: Bovin Serum Albumin
C	: Çözünmüş Oksijen Konsantrasyonu
CA	: Selüloz asetat
CT	: Kapiler tüp
ÇO	: Çözünmüş oksijen

ÇOK	: Çözünmüş organik karbon
EPS	: Hücre dışı polimerik madde
F/M	: Besin/Mikroorganizma oranı
FC	: Filtre kartuş
FDR	: Akı Azalma Oranı
FS	: Levha/Tabaka
HF	: Hollow fiber
HRT	: Hidrolik Bekleme Süresi
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MATH	: Microbial Adhesion To Hydrocarbons
MBBRs	: Hareketli yatak biyofilm prosesler
MBR	: Membran Biyoreaktör
MF	: Mikrofiltrasyon
MFI	: Modifiye Edilmiş Tıkanma İndeksi
MIBK	: Metil izobutil keton
MLSS	: Karışık Sıvı Süspanse Katı Madde
MLVSS	: Karışık Sıvı Uçucu Katı Madde
MT	: (multi) tübüler
MWCO	: Moleküler ağırlık engelleme sınırı
N	: Azot
NDMA	: N-nitrosodimetilen
NF	: Nanofiltrasyon
OD	: Optik yoğunluk
OLR	: Organik yükleme hızı
OTH	: Sıvının Birim Hacmine Oksijen Transfer Hızı
P	: Fosfor
P/C	: Protein/Karbonhidrat
PAC	: Polimerize alüminyum klarür
PAH	: Poliaromatik hidrokarbon
PC	: Polikarbonat
PCR	: Polimerize zincir reaksiyonu
PE	: Polyethylene
PES	: Polyethylsulphone

PFS	: Polimerik demir sülfat
PP	: Polypropylene
PVDF	: Polivinylidene difluoride
R	: Rejeksiyon
RO	: Ters Ozmoz
SCBPs	: Asılı taşıyıcı biyofilm prosesler
SMP	: Hücre dışı çözülmüş polimerik madde
SRT	: Çamur Yaşı
SVI	: Çamur hacim indeksi
T	: Zaman
TAKM	: Toplam askıda katı madde
TKN	: Toplam Kjeldhal Azotu
TMP	: Membran İşletme Basıncı
UASB	: Yukarı Akışlı Anaerobik Çamur Yatağı
UF	: Ultrafiltrasyon
UYA	: Uçucu yağ asidi
V	: Süzüntü hacmi
Vç	: Çapraz akış hızı
VOC	: Toplam uçucu organik bileşikler
Y	: Biyokütle dönüşüm oranı

ŞEKİLLER DİZİNİ

<u>Sekil No:</u>	<u>Sayfa</u>
2.1: Ayırma Proseslerine Genel Bakış.	4
2.2: Klasik ve Çapraz Akış Filtrasyonda Akı Azalması ve Kek Kalınlığı Değişimi.	7
2.3: Konsantrasyon Polarizasyonu ve Jel Tabaka Oluşumu.	8
2.4: $\ln(C_B)$ 'nin Fonksiyonu Olarak Limit Akılar.	9
2.5: MBR'de Membran Yüzeyi ve Karışık Kültürdeki EPS'nin Davranışı.	24
2.6: Patates İşleme Endüstrisi Atıksularının Genel Arıtım Şeması.	40
3.1: Reaktör Ölçüleri ve Sistemin Şematik Gösterimi.	72
3.2: Sürekli İşletilen Püskürtme Çevrimli Membran Biyoreaktör.	73
3.3: Nozulun Detaylı Gösterimi.	74
3.4: EPS ve SMP'nin Basit Gösterimi.	76
3.5: Hücre dışı Polimerik Maddeler ve Türleri.	78
3.6: Protein Kalibrasyon Eğrisi.	79
3.7: Karbonhidrat Kalibrasyon Eğrisi.	80
4.1: Yüksek Performanslı Membran Biyoreaktördeki Biyolojik Çamur Miktarının Artırılması.	84
4.2: Farklı Çamur Yaşlarında Elde Edilen KOİ Giderim Verimleri.	86
4.3: Farklı Çamur Yaşlarında Elde Edilen Akı Grafiği.	90
4.4: $t/V_f - V_f$ Grafiği.	97

TABLolar DİZİNİ

<u>Tablo No:</u>	<u>Sayfa</u>
2.1: Membran Proseslerin Özellikleri.	4
2.2: Kirlenmenin Tanımları.	19
2.3: Patates İşleme Endüstrisinde Farklı Soyma Tekniklerine Göre Atıksu Kalitesi.	35
2.4: Katı Patates Atığındaki Bileşenler.	37
2.5: Patates İşleme Endüstrisi Atıksularının Arıtımının Kısımları.	39
2.6: Termofilik Atıksu Sistemlerinin Çeşitli Yararları.	58
2.7: Kesikli ve Sürekli DeneYler Sonucu Mezofilik ve Termofilik Kinetik Sabitler.	61
2.8: Bazı Termofilik Aerobik Atıksu Arıtma Çalışmaları.	62
2.9: Termofilik ve Mezofilik Aerobik Atıksu Arıtımında Çamur Çökmesi.	63
2.10: Termofilik Mikroorganizmalar ile KOİ Giderimi.	68
2.11: Farklı Atıksu Karakterleri ve Termofilik Arıtımı.	69
3.1: Fabrikadan Temin Edilen Atıksuyun Karakterizasyonu.	71
4.1: Farklı Çamur Yaşlarına Ait EPS ve SMP Konsantrasyonları.	94
4.2: Farklı Çamur Yaşlarına Ait EPS ve SMP'deki P/C Oranları.	95
4.3: Farklı Çamur Yaşlarında Membran Tıkanmasına Ait Parametre Değerleri.	98
4.4: Farklı Çamur Yaşlarında Hesaplanan Dirençler.	99
4.5: Farklı Çamur Yaşlarına Ait Partikül Boyutu, Partiküllerin Zeta Potansiyeli ve Hidrofobisitesi.	103

1. GİRİŞ

Sıcaklık mikrobiyal büyümeyi etkileyen en önemli parametrelerden biridir ve dolayısıyla biyolojik arıtma sistemlerinde büyük bir öneme sahiptir. Bu sebepten dolayı termofilik aerobik atıksu arıtımı mezofilik sistemlerle karşılaştırıldığında daha fazla degradasyon hızı, patojenlerin inaktivasyonu, düşük çamur üretimi ve proses stabilitesi gibi bazı avantajlara sahiptir. Böylece arıtma için gerekli olan alıkonma süresi azalmış olacağından ana maliyet düşecektir. Termofilik aerobik proseslerin önemli dezavantajlarından bazılarında havalandırma ihtiyacının fazlalığı, zayıf çamur çökme özelliği ve köpürme problemi. Termofilik arıtma sistemlerinde mezofilik sistemlere göre %14 daha fazla oksijene ihtiyaç duyulduğu tahmin edilmektedir. Bu problemleri ortadan kaldırmak için daha derin tankların kullanılması ve agrasif havalandırma ekipmanları tavsiye edilmektedir. Püskürtme çevrimli reaktörler yüksek kütle transfer kapasitesi ve yüksek türbülans sağlaması nedeniyle termofilik aerobik arıtma için daha uygundur. Reaktördeki yüksek türbülans ve termofilik şartlardan dolayı çökmenin zayıf olması çıkış suyu kalitesini düşürmektedir. Ancak reaktöre ilave edilen membran sistemi ile bu sorun ortadan kaldırılır.

Maliyet/verim açısından aktif çamur tesisi orta, biyolojik havalandırma filtreleri düşük kabul edilir fakat membran biyoreaktörler (MBR) diğerlerine göre 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 çok zordur. Bundan dolayı membran biyoreaktörler dikkate değer bir alternatif olarak ortaya çıkmıştır. Buna rağmen yüksek maliyetinden dolayı kullanılmaları istenilen ölçüde yaygınlık kazanmamıştır. MBR'lerin yüksek maliyet/verim oranına sahip olmasının en önemli nedenlerinden birisi membran kirlenmesidir. Membran kirlenmesi, çözünmüş ve partiküler maddelerin membran yüzeyinde ve içinde birikmesi dolayısıyla filtrasyon zamanının artması ve membran performansının düşmesidir. MBR sistemlerindeki biyolojik materyallerin çok farklı ve değişken olması nedeniyle kirlenme problemi MBR'lerde oldukça karmaşıktır.

Membranların biyolojik materyal tarafından kirlenmesi, öncelikle aktif çamurun özelliklerine bağlıdır. Aktif çamur ise askıda katı maddeler, çözünmüş maddeler ve kolloidler olmak üzere üç kısma ayrılabilir. Bu 3 kısmın membran

kirlenmesine olan etkilerinin ayrı ayrı araştırıldığı çalışmalarda, askıda katı maddelerin kek tabakasının oluşmasına, çözünmüş maddelerin ve kolloidlerin ise membranların gözeneklerinin tıkanmasına sebep olduğu bulunmuştur.

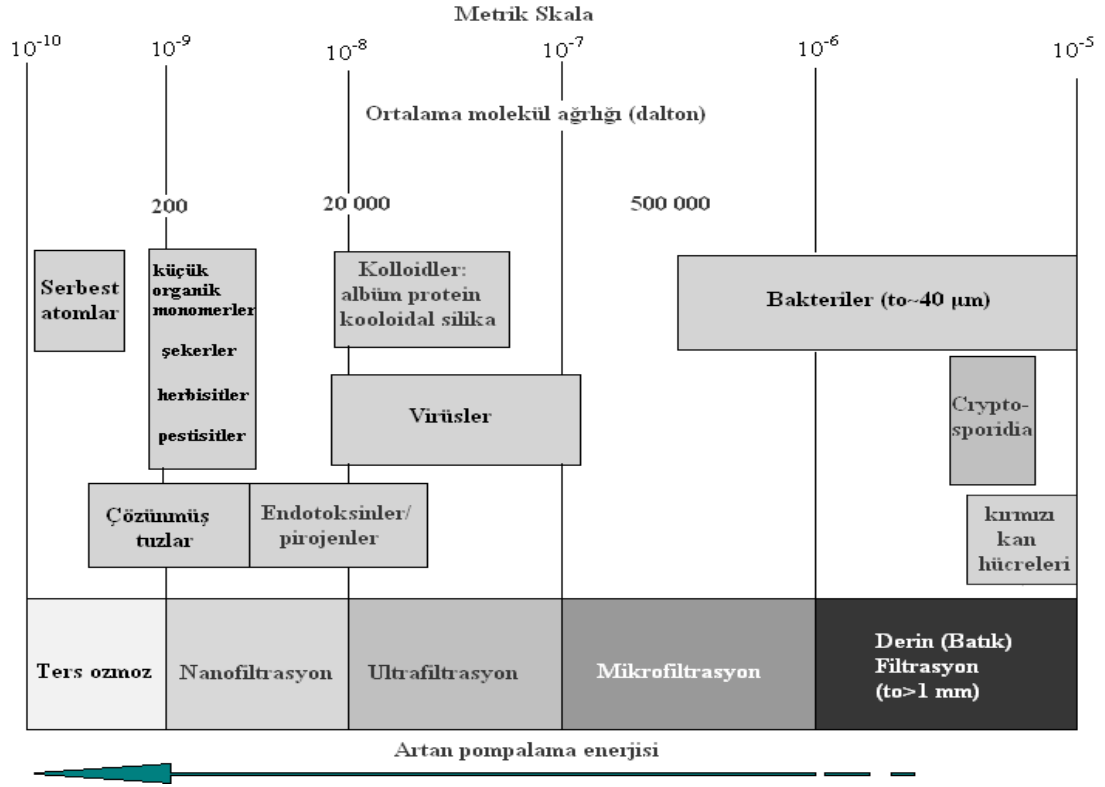
Membranların biyokirlenme süreçlerinde, bakteriler tarafından salgılanan hücre dışı polimerik maddelerin (EPS) aktif rol oynadığı birçok çalışmada ispatlanmıştır. EPS bağlı ve çözünmüş olarak ikiye ayrılmaktadır. Çözünmüş EPS, çözünmüş mikrobiyal ürünler (SMP) olarakta bilinmektedir ve bakterinin gelişimi ya da ölümü sırasında çözelti içerisine salgılanan organik maddeleri tanımlamaktadır. Bağlı EPS ise, bakteri tarafından salgılanan ve hücre yüzeyinde yani hücreye bağlı bir şekilde bulunan proteinler, polisakkaritler, nükleik asitler, yağlar, humik asitler vb. metabolik materyalleri tanımlar. Bu bileşenlerin etkisinin incelendiğinde ise, EPS'nin çamur floklarını bir arada tutan ana bileşen olmasının yanında MBR sistemlerindeki anahtar kirlilik parametresi olduğu ortaya çıkmıştır. Bir çok çalışmada ise EPS ile spesifik kek direnci arasındaki yakın bir ilişki bulunmuştur. SMP'nin kirlenme üzerine etkilerinin incelendiği çalışmalarda EPS'nin kirlilik üzerine doğrudan bir etkisinin olmadığı tam tersi SMP'nin ise membran yüzeyinde kolaylıkla adsorbe olduğu için ana kirlenme bileşen olduğu belirtilmiştir. Membran materyali ve gözenek boyutunun kirlenme mekanizmasına etkisinin incelendiği çalışmalarda ise, hem SMP'nin hemde EPS'nin membran yüzeyindeki tabakanın ilk oluşumu sırasında önemli etkilere sahip olduğu bildirilmiştir. Bunun yanında diğer biyolojik parametrelerinde (MLSS konsantrasyonu, göreceli hidrofobisite, viskozite, partikül boyut dağılımı vb.) kirlenme üzerine doğrudan veya dolaylı olarak etki yaptığı da bulunmuştur.

2. GENEL BİLGİLER

2.1. Membranlar ve Membran Biyoreaktörler

2.1.1. Membran Ayırma Prosesleri

Membran, su ve atıksudaki fiziksel ya da kimyasal bileşenlerin bir kısmını geçiren, bir kısmını ise tutan yarı seçici bir malzemedir. Süzüntü üretiminde; Ters ozmoz (RO), nanofiltrasyon (NF), ultrafiltrasyon (NF) ve mikrofiltrasyondur (MF) olmak üzere 4 ana membran ayırma prosesi vardır. Membranın seçiciliği membranın por çapına bağlı olarak değişkenlik göstermektedir. En geniş por çaplı olan mikrofiltrasyon, partiküler maddeleri ayırmak için kullanılırken en seçici membran olan ters ozmoz ise Na^+ ve Cl^- gibi tek yüklü iyonları tutmak için kullanılır. Membranlar ayırma tipine göre tanımlanırlar ve bu ayırma tipleri membranın por çapını belirler. Bazı membranlar ise olarak por çapı ile tanımlanırlar ve por çapı mikrometre (μm) ile ifade edilmektedir. Bir diğer yöntem ise membran tarafından tutulan en küçük molekülün eşdeğer kütlesi ile Dalton (Da) ifade edilmesidir. 1 Dalton 1 hidrojen atomunun kütlesini ifade etmektedir. Benzer şekilde, ultrafiltrasyon membranların seçiciliği MWCO (moleküler ağırlık engelleme sınırı) olarak ifade edilir ve birimi Dalton' dur.



Şekil 2.1: Ayırma proseslerine genel bakış.

Tablo 2.1: Membran proseslerin özellikleri.

Membran Proses	Membran Tipi	Uygulanan Basınç Türü	Uygulamalar	Membran Kalınlığı
Mikrofiltrasyon	Simetrik ve asimetrik, mikroporoz	Hidrostatik basınç (< 2 bar)	Partikül ayırımı, steril filtrasyonu	10-150µm
Ultrafiltrasyon	Asimetrik mikroporoz	Hidrostatik basınç (1-8 bar)	Makro moleküllerin ayırımı	0,1-1 µm
Nanofiltrasyon	Asimetrik	Hidrostatik basınç (10-30 bar)	Küçük organik bileşiklerin ve seçilmiş tuzların ayırımı	0,1-1 µm
Ters Osmoz	Asimetrik, kompozit	Hidrostatik basınç (10-100 bar)	Küçük moleküler ağırlıklı çözünmüş maddelerin ayırımı	0,1-1 µm

Membran prosesler için en önemli problemlerden biride rejeksiyon sonucunda membran yüzeyinde biriken kirlenicilerdir. Söz konusu kirleniciler, çeşitli

etkileşimlerle sabit basınçta işletilen sistemde akının azalmasına sebep olurlar veya sabit akıda çalışan sistemlerde basıncı artırırılar. Bunlara sebep olan etkileşimlerin tümüne tıkanma denilmektedir. Bu tıkanma probleminden dolayı, membranlar ve tıkanmanın karakteristiği üzerine çok fazla araştırmalar yapılmaktadır. Tıkanma, membranın yapısıyla ve membran üzerinde biriken maddelerin biyolojik ve fizikokimyasal etkileşimlerinden büyük oranda etkilenmektedir. Membran direnci sabit olduğundan, tıkanma, akı azalmasına ve kirletici bileşenlerin membran yüzeyine ya da por içine adsorplanmalarına neden olur. Ara yüzeydeki direncin etkisini ara yüzeyde biriken toplam materyal miktarı belirlemektedir. Dolayısıyla, proses performansı besleme suyunun fiziksel, kimyasal ve biyolojik karakterine ve işletme şartlarına bağlıdır.

2.1.2. Atıksu Arıtımında Membran Prosesler

• Membran Proseslerin Tanımı

Farklı mekanizmalara ve ayırma prensiplerine sahip çok sayıda membran prosesinin geliştirilmesi ve bunların partiküllerden moleküllere kadar çok sayıda maddenin sıvı ortamlardan ayrılmasında karşılaşılan problemlere etkili çözümler getirmesi nedeniyle, günümüzde bu prosesler su ve atıksu arıtımında çok önemli bir kullanım alanı bulmaktadır.

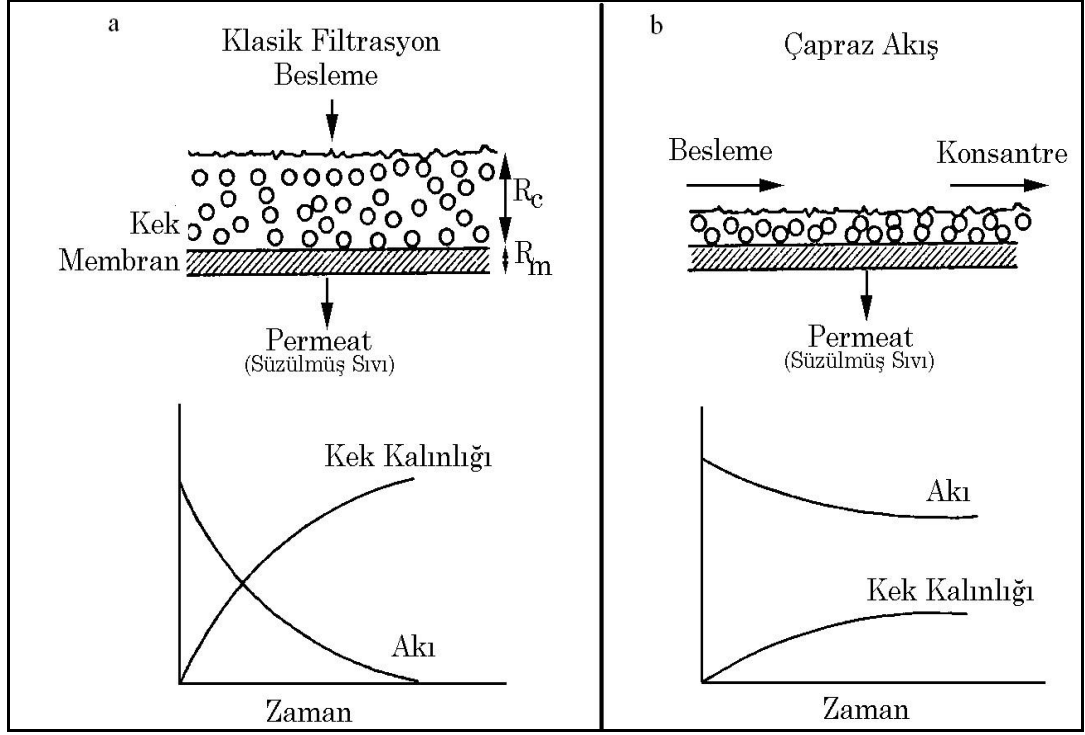
Membran proseslerde membranın her iki tarafında yer alan ve besleme ve süzüntü fazı olarak isimlendirilen fazlar arasındaki kütle transferi için gerekli sürücü kuvvetler, bu fazlar arasındaki sıcaklık, basınç, konsantrasyon, veya elektriksel potansiyel farkı olabilir. Membranlar yapılarına ve morfolojilerine göre, doğal veya sentetik, simetrik veya asimetrik, poroz veya nonporoz, organik veya inorganik, gibi çeşitli şekillerde olabilirler. Membran prosesin performansını bu özellikleri büyük ölçüde etkiler [Yıldız, 1999]. Belli bir membranın verimi ve performansı iki parametre ile belirlenir. Bunlardan birincisi membranın seçiciliği, ikincisi ise kullanılan membranın birim alanından birim zamanda geçen sıvı miktarı olarak tanımlanan akıdır. Bir karışımdaki maddelere karşı membranın seçiciliği, membranın karışımdaki bir veya daha fazla maddeyi geçirmesi veya reddetmesi rejeksiyonu (R) olarak tanımlanır. İçerisinde çok sayıda çözünen bulunan bir sıvının membrandan

geçen miktarı yerine, membranda kalan miktarını açıklamak daha kolaydır. Bir membran proste rejeksiyon aşğıdaki şekilde tanımlanabilir.

$$R = 1 - \frac{C_P}{C_F} \quad (2.1)$$

C_F ve C_P sırasıyla besleme fazındaki ve membrandan geçen çözünen madde konsantrasyonları olarak tanımlanır. R değeri 1 olduğunda, çözünen membran tarafından tamamen tutulmuş, R değeri 0 olduğunda ise membran çözüneni hiç tutamamış demektir.

Membran proseslerin kullanılması klasik katı sıvı ayırma sistemlerindeki ayırma verimlerinden çok daha farklı ve çok daha ötesinde sonuçlar vermektedir. Ancak tüm proseslerde olduğu gibi membran proseslerinde dezavantajları vardır. Özellikle membran kirlenmesi ve beraberinde getirdiğı akı azalması önemli bir sorundur. Membran kirlenmesi sıvıdan ayrılması istenen çözünmüş veya katı haldeki maddelerin membran yüzeyine doğru, sürücü kuvvet ve akı ile sürüklenmesi nedeniyle birikmeleri sonucu oluşur. Jel veya kek tabakası olarak adlandırılan bu tabaka ekstra olarak ikincil membran görevi görür. Oluşan bu yapıya dinamik membran adı da verilmektedir. İkincil membranın akıyı azaltıcı etkisi yanında, rejeksiyonları arttırıcı etkisi de bulunmaktadır. Membran üzerinde oluşan bu ikincil membranın kalınlığı, çapraz akışlı filtrasyonda belli bir süre sonra sabit bir kalınlığa ulaşırken, klasik filtrasyonda sürekli artmaktadır. Bu iki filtrasyon türüne ait şematik gösterimler Şekil 2.2'de verilmektedir. Şekil 2.2'deki (a) klasik filtrasyonu, (b) ise çapraz akış filtrasyonu temsil etmektedir [Yıldız, 1999].



Şekil 2.2: Klasik ve çapraz akış filtrasyonda akı azalması ve kek kalınlığı değişimi. a) klasik filtrasyon, b) çapraz akış filtrasyonu.

MF ve UF gibi basınç sürücülü membran proseslerde ağ gibi bir yapıya sahip olan porlar arasından sıvının geçişi sırasında besleme çözeltisindeki çözünmüş veya katı haldeki maddeler membrana doğru hareket eder ve bir süre sonra membran ile bu maddeler arasındaki karşılıklı etkileşimler sonucunda membranın iç kesiminde ve yüzeyindeki kirleticilerin yoğun bir şekilde birikmesinden ve tıkanmasından dolayı konsantrasyon polarizasyonu gerçekleşir. Konsantrasyon polarizasyonu, filtrasyonun ilerleyen aşamalarında daha da yoğunlaşarak adeta bir kek tabakası gibi davranmaya başlar ve ekstra bir ayırma prosesi gibi önemli oranda katkıda bulunur. Kirletici maddelerin membran yüzeyine tutulmaları çeşitli mekanizmaların bir sonucu olarak ortaya çıkar. Porlar arasında fizikokimyasal, adsorpsiyon, fiziksel tıkanma, ve konsantrasyon polarizasyonu gibi etkenlerden dolayı biriken kirletici maddeler akı azalmasına yol açar. Konsantrasyon polarizasyonu ve membran kirlenmesini birbirinden ayırmak zordur. Membran yüzeyindeki bu olay, kimyasal veya fiziksel yollarla temizlenebilir. Ancak temizlenemeyen ve kalıcı olarak membran yüzeyinde bulunan kirlenmelerde mevcuttur. Konsantrasyon polarizasyonunun şematik bir gösterimi ise Şekil 2.3'te verilmektedir. Membranların ekonomik olarak etkinlikleri membran üzerinde akıları azaltıcı ve olumsuz yönde etkileyen bu dirençlerin en az

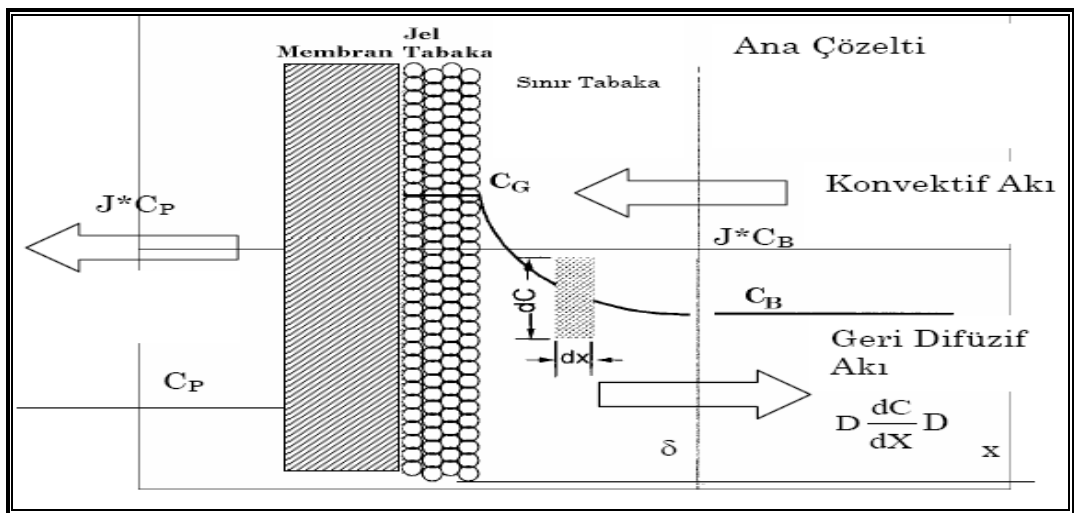
düzeyde tutulmaları ile yakından ilgilidir. Dolayısıyla Şekil 2.2'den de görülebildiği gibi çapraz akış filtrasyonunda sıvının membran üzerindeki sürüklenme kuvveti nedeniyle kirletici maddelerin uzaklaştırılmasını daha mümkün kılmaktadır. Bu oluşan kek tabakasının kalınlığıda belli bir süre sonra sabitlenir. Bu nedenle, endüstriyel uygulamalarda çapraz akış tekniği tercih edilmektedir.

Bütün bu ifadelerin ışığı altında membrandan geçen sıvı miktarı, basınçlı membran prosesler için, hedef kirleticinin moleküler büyüklüğü, basınç farkı, membran por boyutu ve dağılımı, membranın ve sıvının fizikokimyasal yapısı, prosesin işletme koşulları gibi çok sayıda değişkene bağlıdır. Genel olarak bir membrandan geçen akı;

$$J = \frac{\Delta P}{\eta R_t} \quad (2.2)$$

formülü ile ifade edilir. Denklem 2.2 ifadesinden basınç farkının artmasıyla akının arttığı, ancak basınç farkının artışıyla oluşan daha yoğun kek tabakası ve dirençlerin de yükselmesi sebebiyle basıncın artmasından sonra akının azaldığı görülebilir. Kirleticilerin ve porların boyutları arasındaki farklar ile söz konusu partiküllerin porlara sıkışabilip sıkışamamaları da membran prosesin akısı ve rejeksiyonu üzerinde etkili olan diğer faktörlerdendir.

Membran filtrasyonunu tanımlamak amacıyla çok sayıda model geliştirilmiştir [Yıldız, 1999]. Bunlardan yaygın kullanılan jel tabaka modelidir.



Şekil 2.3: Konsantrasyon polarizasyonu ve jel tabaka oluşumu.

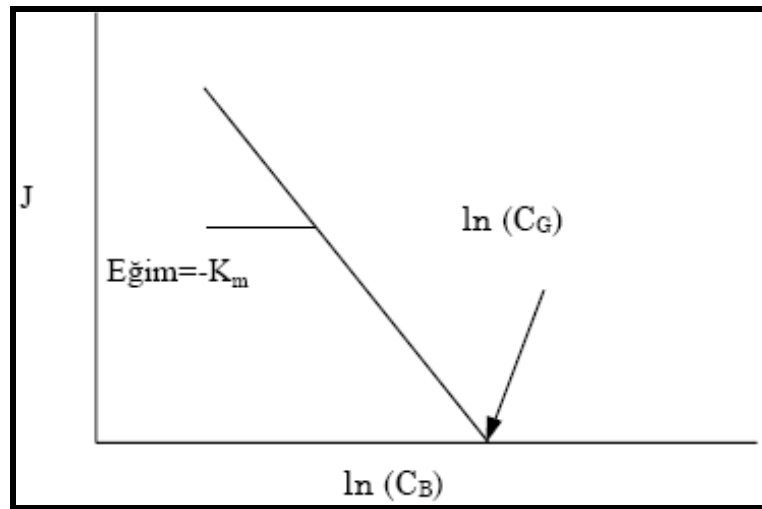
Jel tabaka modelinde besleme şartlarının, membrandan δ kadar mesafe öncesinde değişmediği kabul edilmektedir. Ana çözeltideki konsantrasyon C_B iken, bu değer membranın üzerinde C_G değerine doğru yükselmektedir. Çözünenlerin, membrana doğru konvektif akısı $J \cdot C_B$ olarak yazılır. Çözünenlerin membrandan geçebilmesi durumundaki akı; $J \cdot C_p$ şeklinde ifade edilir. Denge halinde aşağıdaki eşitlik yazılabilir.

$$J(C_B - C_p) = -D \frac{dC}{dX} \quad (2.3)$$

Membrandan geçen sıvıdaki konsantrasyonun $C_p=0$ olduğu kabul edilirse, Denklem 2.3'ün integrali alınması durumunda;

$$J = -K_m \cdot \ln \frac{C_G}{C_B} \quad (2.4)$$

elde edilir. Limit akı durumunda geçerli olan jel tabaka modeli için, $\ln(C_B)$ değerleri J değerlerine karşı grafiğe aktarıldığında, çizilen doğrunun eğiminden K_m , x ekseninin kesim noktasından ise jel konsantrasyonu (C_G) bulunabilir (Şekil 2.4).



Şekil 2.4: $\ln(C_B)$ 'nin fonksiyonu olarak limit akılar.

Membran kirlenmesini birkaç ayrı modelle incelenebilir. Bunlardan en basiti, kek filtrasyonu modeline dayanır. Basınç, çapraz akış hızı ve kirlenici tabaka kalınlığı

ile süzüntü akısını ilişkilendiren teorik bir modeldir. Ve Darcy eşitliğine dayanılarak türetilmiştir. Membranların kirlenme durumlarının ortaya konabilmesi için öncelikle klasik filtrasyon teorisine göre hacimsel limit akının tanımlanması gerekir. Denklem 2.2 yeniden düzenlenirse;

$$J = \frac{1}{A_m} \frac{d\mathcal{Q}}{dt} = \frac{\Delta P}{\eta(R_m + R_c)} \quad (2.5)$$

$$R_c = \alpha\omega \quad (2.6)$$

şeklinde yazılabilir. Ω , birim alandaki ıslak kek miktarını, α ise kekin özgül direncini ifade etmektedir. Kekin direnci ω ;

$$\omega = \frac{C_B \cdot \mathcal{Q}}{A_m} \quad (2.7)$$

ile verilmektedir. Denklem 2.6 ve 2.7, Denklem 2.5'te yerine yazılır ve gerekli düzenlemeler yapılırsa;

$$\frac{t}{\mathcal{Q}} = \frac{\eta \cdot R_m}{\Delta P \cdot A_m} + \frac{\eta \cdot \alpha' \cdot C_B \cdot \mathcal{Q}}{2\Delta P \cdot A_m^2} \quad (2.8)$$

elde edilir. $V_f = \mathcal{Q}/A$ ifadesi birim alandan geçen sıvı (süzüntü) miktarı olarak alınırsa,

$$\frac{t}{V_f} = \frac{\eta \cdot R_m}{\Delta P} + \frac{\eta \cdot \alpha' \cdot C_B \cdot V_f}{2\Delta P} \quad (2.9)$$

elde edilir. V_f ile t/V_f arasındaki grafiğin eğimi $\frac{\eta \cdot \alpha' \cdot C_B}{2\Delta P}$ değerine eşittir. Buradan α' değerleri hesaplanabilir. Eğer membran tıkanmasına sebep olan partikül ve kolloid konsantrasyonunun (C_B) kesin değeri bilinmiyorsa tıkanma indeksi ($I = \alpha' C_B$) hesaplanarak bulunabilir. Kekin kirlenme durumu ise uyarlanmış kirlenme indeksi

(Modified Fouling Index, MFI) ile belirlenmektedir. MFI değerleri Denklem 2.9 ifadesinin eğimine eğittir [Yıldız, 1999].

$$MFI = \frac{\eta \cdot \alpha' \cdot C_B}{2\Delta P} \quad (2.10)$$

Sonuç olarak, bir membran prosesinin bir bütün olarak etkinliği iç içe girmiş çok sayıda değişkene bağlıdır. Basit ve etkili bir ayırma prosesi olan membran proseslerin, çok farklı alanlarda kullanılabilirler. Bu sebepten dolayı bütün değişkenler prosten prosese farklılık gösterebilirler. Bu çeşitlilik, membran proseslerin daha etkin ve yaygın kullanımının sağlanması için çok çeşitli araştırmaların yapılması gereğini ortaya çıkarmaktadır. [Yıldız, 1999].

2.1.3. Membran Türleri

• Membran Materyaller

Membranların polimer ve seramik olmak üzere yaygın olarak kullanılan 2 çeşidi vardır. Çok özel uygulamalarda kullanılan metalik membranlar da bulunmaktadır ve MBR teknolojisinde çok fazla yeri yoktur. Genellikle membran materyalleri suyun geçmesine izin verecek şekilde dizayn edilmektedir.

Membranlar mekanik olarak güçlü olmalıdır. Polimerik membranlar genellikle mümkün olan en iyi rejeksiyon derecesini sağlayabilecek por çapında ve yüksek porozitede imal edilmektedir. Membran materyallerinin kimyasal ve termal dirençleri de yeterli derecede olmalıdır. Yüksek sıcaklıklara ve pH değişmelerine ya da oksidant konsantrasyonlarına karşı rejeksiyon özelliğini koruyabilmelidir. Membran yapımında prensip olarak bütün polimerler kullanılırlar. Fakat sınırlı sayıda materyal membranın ayırma amacı için uygundur:

- polivinildiflorid (PVDF)
- polietilsülfon (PES)
- polietilen (PE)
- polipropilen (PP)

Adı geçen polimerlerin hepsi belirli tekniklerle ve arzu edilen farklı fiziksel ve kimyasal dirençlere sahip membran üretiminde kullanılabilir. Ancak bu materyaller hidrofobik olduğundan, biyoreaktör çamuru tıkanmaya karşı çok hassas ve elverişli olabilmektedir. Bu bakımdan hidrofobik yüzeyin, organik kimyasal reaksiyon ve kimyasal oksidasyon, gibi çeşitli tekniklerle hidrofilik yapılması gerekmektedir. Bu tür modifikasyonlar, MBR'lerde de çok kullanılan PVDF membranlar için yaygın olarak kullanılmaktadır.

2.1.4. Membran Konfigürasyonu

Membran konfigürasyonu bütün prosesin performansına etki ettiği için çok önemlidir. Diğer önemli özellikler ise membranın kendisine ait olan kartuş ve membran içerisinde suyun aktığı kanalların karakteridir. İdeal membran konfigürasyonu aşağıdaki özellikleri içermelidir.

- Yüksek membran alanı/modül hacmi oranı,
- Besleme tarafında kütle transferini arttırmak için yüksek türbülans,
- Üretilen birim su başına düşük enerji tüketimi,
- Birim membran alanı başına düşük maliyet,
- Verimli yıkama yapılabilecek şekilde dizayn edilmesi,
- Modifikasyona imkan verecek şekilde dizayn edilmiş olması.

Ayrıca membran proseslerin avantajlarından biriside ileri sürelerde modifikasyona izin vermeleridir. Membran proseslerde yaygın olarak kullanılan 6 farklı konfigürasyon altta verilmektedir. Her bir türün farklı avantaj ve dezavantajları vardır. Bu konfigürasyonlar silindirik veya düzlemsel geometriye sahiptirler.

- i) Levha/Tabaka (FS)
- ii) Hollow fiber (HF)
- iii)(Multi) Tübular (MT)
- iv)Kapiler tüp (CT)
- v) Filtre kartuş (FC)
- vi)Spiral-sargı (SW)

Yukarıdaki konfigürasyonların sadece ilk üçü membran biyoreaktörler için uygundur. Çünkü membran modüllerinin geri yıkamaya ve türbülansı arttırmaya imkan vermesi gerekir. Türbülansı arttırmak için membrandan geçen besleme suyu arttırılabilir veya hava/su karışımının sağlanması ile de bu gerçekleştirilebilir. Bu çapraz akış operasyonu çoğu membran teknolojisinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu akışın etkinliği arttırılmak için dokular arasındaki mesafenin arttırılabilir. MT modül işletmesinde akış, tüpün içinden dışa doğrudur. HF modüllerde ise dıştan içe doğrudur. Bu yüzden membranlarda boşluklar arası etkileşim önemlidir. Dolayısıyla;

- MT için tüp çapı
- HF için kanalcıklar arasındaki mesafe
- FS için kanal genişliği

dikkate alınmalıdır.

Bu sebepten dolayı HF membranlarda paket yoğunluğu çok önemlidir. Çünkü paket yoğunluğu arttırıldığı zaman dokular arası boşluk azalacak ve daha hızlı tıkanmaya sebep olacaktır. CT modüllerde (akış yönü HF'nin tersidir) tüp çapları çok küçük olması sebebiyle tıkanmalara karşı oldukça hassastır. Bu nedenle MBR'lerde kullanılması uygun değildir.

2.1.5. Membran Biyoreaktörler

2.1.5.1. Membran Biyoreaktör Teknolojisi

MBR biyoteknolojisi hızlı bir gelişim sürecindedir. Ancak, aktif çamur gibi klasik teknolojiler ile karşılaştırıldığında yüksek riski ve maliyeti dezavantajları olarak göze çarpmaktadır. 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 zordur. Bundan dolayı MBR'ler dikkate değer bir alternatif olarak ortaya çıkmıştır.

Fakat yüksek maliyetinden dolayı 15 yıldan beri kullanılmaları beklenen seviyeye ulaşmamıştır. MBR'lerin çıkış suyu kalitesi yüklemelerindeki değişimlere karşı dirençli olmasına rağmen bakımları ve işletilmeleri oldukça hassastır. Çünkü membran hidroligi bu değişimlerden etkilenmektedir. Oldukça verimli çalışan MBR örnekleri verilebileceği gibi verimsiz çalışan MBR örnekleri de bulunmaktadır. Verimsiz MBR tesislerin ana sebebi tecrübe ve bilgi eksikliğinden kaynaklanmaktadır. Kurulan MBR sayısındaki üstel artış, MBR'lere olan güvenin arttığının açık bir göstergesidir Konvansiyonel 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. Klasik MBR'de biyokütle tutmak için bir membran ünitesinden ve bir konvansiyonel aktif çamur sisteminden oluşmaktadır. Etkin por çapı 0,1 µm'nin altında bile olabileceğinden çıkış suyu oldukça kalitelidir. Ayrıca sistemdeki biyokütle konsantrasyonunu arttırılabileceğinden hem gerekli olan tank hacmi azalmakta hem de proses verimi artmaktadır. Bu yüzden MBR'ler atıksu içerisindeki organik madde ve amonyak gibi çözünmüş bileşenler dikkate alındığında yüksek standartlarda arıtma sağlamaktadır. MBR'lerde aktif çamur sisteminden farklı olarak atıksuyun membran içindeki akış hızı, çıkış suyu kalitesini etkilememektedir. Öte yandan şok hidrolik organik yüklemeler MBR işletilmesinde başka sorunlar çıkarabilmektedir.

2.1.5.2. Membran Biyoreaktör Konfigürasyonu

Membranlarda batık ve harici membran biyoreaktör olmak üzere iki çeşit konfigürasyon mevcuttur. Batık MBR'ler havalandırma ile tıkanmanın azalmasından dolayı, orta ve büyük ölçekli evsel atıksu arıtma tesislerine göre daha çok tercih edilmektedir [Gunder and Krauth, 1998], [Fane Et al., 2002], [Judd, 2005], [Le-clech et al., 2005]. HF modüller genellikle daha ucuzdur, ayrıca yüksek membran yoğunluğu ve daha şiddetli geri yıkama imkanı verir. Fakat HF membranların kontrolü kanal genişliği iyi belirlenmiş ya da üniform olan MT ve FS membranlara göre daha zordur. 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 partiküllerin kesme kuvvetlerinden dolayı parçalanarak daha küçük partiküller oluşturmaktadır [Tardieu et al., 1999]. Bu, partikül boyutunun azalmasını ve sayısı artan kirletici partiküllerin floklar ile bağlanmasını da artırır. Sirkülasyon olmayan reaktörlerdeki partikül boyutu 20 µm ile 50 µm arasındadır. Partikül boyutunun 100 µm'nin altında olduğu kısım sadece % 15'lik bölümdür. 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.

2.1.5.3. Membran Karakteristiği

Önemli membran dizayn parametreleri akış yönü, konfigürasyon (geometri), yüzey karakteristiği (yüzey yükü, hidrofobiklik, porozite, por şekli, eğriliği ve kristalleşme) ile ayırma mekanizmaları arasındaki etkileşimdir. Ticari MBR'lerin por çapları MF ve UF bölgesinde kalmaktadır. Çünkü çalışmalar yeterli akının ve tıkanma kontrolünün bu bölgelerde uygun olduğunu göstermiştir. Bu amaçla kullanılan organik membran materyalleri aşağıdaki özelliklere sahip polimerle kısıtlıdır:

- Çalıştırma süresince maruz kalacakları mekanik ve kimyasal etkisi yeterli derecede direnç göstermelidir.
- Hidrofilik yüzeyler tıkanmaya karşı daha dayanıklı olduğu için yüzeyi kolaylıkla hidrofilik yapılabilmeli. Özellikle hücre dışı polimerik maddelere karşı dayanıklı olmalıdır.
- Düşük üretim maliyetine sahip olmalıdır.
- Gerekli mekanik entegrasyonu sağlayabilmek için substratı kolaylıkla yakalayabilmelidir.

Membran özellikleri, partikül-membran arasındaki etkileşimini belirler bu sebeple membranın kirlenme eğilimide belirlenmiş olur. Filtre edilecek bakteri ortamı ile membranın temas ettirilmesi durumunda, ilk olarak mikroorganizmalar

membran yüzeyine tutunacaktır. Mikroorganizmaların buradaki ilk çoğalmaları su ortamındaki konsantrasyonlarına bağlı olarak gelişir.

Bunun yanında, membran malzemesinin türünün de çoğalmanın verimini etkilediği bulunmuştur. Örneğin, membran materyali ile mikroorganizma türleri arasında farklı bakteri türlerinin hangi membranda daha iyi çoğalmaya sahip olduklarına dair bir araştırma yapılmıştır. Farklı membran materyalleri, bakteri çözeltilerine daldırılmış ve adhezyon kinetikleri ölçülmüştür. Belirli bir filtrasyon süresi sonunda, membran malzemesinin yüzeyindeki biyofilm tabakasının farklı kalınlıklarından deney yapılmak üzere örnekler alınmıştır. Bu deneyin sonucunda, membrana yakın olan kısımdaki bakteri türlerinin tek tip olduğu fakat biyofilm tabakasının üstlerine doğru gidildikçe tür sayılarının arttığı olduğu gözlemlenmiştir. Bu gözlem, ilk bağlanmada bakterinin 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, membran yüzeyini bazı materyaller ile kaplayarak ya da uygun membran materyalini seçerek, ilk mikrobiyal bağlanma azaltılabilir. Membranın biyolojik olarak kirlenmesi, membranın yapısal özellikleri ile ilişkilidir. Bu özellikler şu şekilde sıralanabilir [Le-clech et al., 2006];

- Gözenek boyutu ve dağılımı,
- Pürüzlülük/Porozite,
- Hidrofobisite,
- Membran malzemesi.

• Gözenek Boyutu ve Dağılımı

Katıların ayırım performansı, katı-sıvı ayırımında kullanılan membranın gözenek boyutuna bağlıdır. Genel olarak büyük gözenekli membranlarda kirlenmenin daha fazla olduğu bilinmektedir. Mikrofiltrasyon membranlarında konsantrasyon polarizasyonu ve gözenek kirlenmesi daha fazla gözlendiği için, mikrofiltrasyonda kullanılan membranlarda ultrafiltrasyon membranlarına göre kirlenme daha ciddi bir problemdir [Musale and Kulkarni, 1998]. Membranların gözenek boyutu ve dağılımı özellikle membran yüzeyindeki bölgesel akı değerlerini etkiler [Li et al., 1998]. Bunun yanında filtrasyon sonundaki toplam süzüntü hacimleri ve akı azalma oranları

da gözenek boyutlarına göre değişir [Nataraj et al., 2008]. Membran gözenek boyutunun seçimi, çalışılacak olan biyolojik ortamın partikül boyut dağılımına bağlıdır çünkü membranın gözenek boyutu kirlenme dirençlerini (kek veya gözenek dirençli sistemler) belirler.

- Pürüzlülük/Porozite

Partiküllerin tutunabileceği membran yüzeyindeki girinti ve çıkıntıların bir göstergesi, AFM (atomik kütle mikroskobu) cihazı ile ölçülebilen membranların pürüzlülüğüdür. Pürüzlülüğü yüksek bir membran, partiküllerin tutunabileceği derin (valley) ve yüksek (peak) noktalar içerir. Bu noktalar, bakterinin kendisinin veya bakteri tarafından salgılanan biyolojik materyalin kolayca yapışabileceği bölgelerdir. Dolayısıyla kirliliğin göstergesi olan basınç artışıları, pürüzlülüğü yüksek membranlarda daha yüksek olmaktadır [Jin et al., 2010]. Pürüzlülük arttıkça yüzeyin serbest enerjisi de artar, bu da moleküllerin yapışmasını artırır [Musale and Kulkarni, 1998]. Özellikle partiküllerin adsorbsiyon mekanizmasını ise membran porozitesi etkiler. Yüzeyde tutunan partikül konsantrasyonu, porozitesi yüksek veya gözenek boyutu küçük membranlarda homojen olur. Çünkü kütle transferinin etkisi yüksek poroziteye sahip membranlarda daha düşüktür [Zhang et al., 2010].

- Hidrofobisite

Membran materyalinin su veya diğer maddelere bağlanma verimlerini, membran yüzeyindeki aktif gruplar etkiler. Bu grupların hidrojen bağı ile suya bağlanma özelliği, membrana hidrofilik özellik kazandırır. Hidrofilik membranlar, hidrofobik membranlara göre daha yüksek su akılarına sahiptir. Genellikle atıksu arıtımında hidrofilik membranlar tercih edilmektedir. Membranın ıslanabilirliğini ve partiküllerin membrana bağlanma özelliklerini, membranların hidrofilik yapısı etkiler. Hidrofobik partiküller, genellikle membran yüzeyinde kümelenmiş gruplar yaparak birikme eğilimindedirler. Hidrofilik partiküller ise genellikle hidrofilik membranların yüzeyinde jel tabakası halinde birikirler ve kendilerini çevreleyen bir su tabakasıyla hareket ederler [Tansel et al., 2006]. Membranların hidrofobisitesi genellikle temas açısı cihazı ile ölçülür.

Filtre edilecek partiküllere göre membran seçimi kirlenme problemini azaltabilir. Örneğin hidrofilik membranların (selüloz ester, poliamid gibi membranlar) kullanılması, hidrofobik yüzeylere adsorbe olma eğilimine sahip

protein için kirlenmeyi azaltabilir. Bazı metotlar ile hidrofobik membranlara, hidrofilik özellikler kazandırılması da bu membranlarda kirlenmeyi önleyebilir ve verimi arttırabilir.

- Membran Malzemesi

En yüksek performansa sahip membranlar, kimyasal ve sıcaklık dayanıklılıklarının yüksek olması nedeniyle seramik membranlardır. Fakat yüksek maliyeti nedeniyle tercih edilmemektedirler. MBR'lerde tercih edilen membranlar genellikle polimerik yapıdadırlar. Polisülfon (PS), polieter (PE), polivinilflorid (PVDF), selüloz asetat (CA) ve polikarbonat (PC), en çok kullanılan polimerik membran tipleridir. Filtre edilecek çözeltiliye uygun membran tipinin seçilmesi gerekir. Aynı koşullarda farklı tipte membranlar denendiğinde hangi membranın daha verimli olduğunu bulunur. Yapılan bir çalışmada, PE ve PVDF membranlar aynı ortamda denenmiş, PVDF membran PE membrana göre daha az kirlenmiştir [Yamato et al., 2006]. PC, PES ve PVDF'nin denendiği bir çalışmada ise PES membranın diğer membranlara göre daha yüksek gözenek kirlenmesine sahip olduğu bulunmuştur [Fang and Shi, 2005]. Görüldüğü gibi seçilecek olan membran tipi, sahip olduğu yüzey özelliklerine göre MBR sistemlerindeki kirlenmede farklı davranışlar göstermektedir.

2.1.5.4. Besleme ve Biyokütle Karakteristiği

- Besleme Çözeltisi ve Konsantrasyonu

MBR membranlarında meydana gelen kirlenme, atıksuyun fiziksel filtrasyonunda membran tıkanması suyun kalitesine bağlı olmasına rağmen [Fuchs et al., 2005], [Schrader et al., 2005] daha çok biyolojik süspansiyon ile membran materyali arasındaki etkileşime bağlıdır. Yaşlı deponi sahalarından kaynaklanan sızıntı suları gibi inert kısmı fazla olan atıksuların arıtıldığı MBR'lerde membranlar, biyolojik dönüşüm oranı düşük olduğundan, atıksu ile daha fazla temas ederler. [Le-clech et al., 2003], [Jefferson et al., 2004].

- Biyokütleden Kaynaklanan Tıkanma

MBR'lerle ilgili literatürde, karakterizasyon ve tanımlama olmak üzere iki tip tıkanma çalışmasına rastlanmaktadır. Membranın geçirgenliği ile ilgili özellikleri, karakterizasyon ifade eder. Tanımlama ise tıkanmayı kimyasal ve/veya fiziksel

olarak sınıflandırmaktadır (Tablo 2.2). Genellikle tıkanmalar üç farklı yolla tanımlanmaktadır:

- i) Pratik olarak: Permabilitenin geri kazanılmasına dayanan,
- ii) Mekanik olarak: Tıkanma mekanizmasına dayanan,
- iii) Materyal tipi ile kimyasal ya da fiziksel özelliklerine veya orijinine göre

Tablo 2.2: Kirlenmenin tanımları.

Uygulama	Mekanizma	Kirlenmeye Neden Olan Materyal Tipi
Dönüşümlü/Geçici: <ul style="list-style-type: none"> Fiziksel yıkama ile giderme 	Por Tıkanması/Filtrasyon modeli (Şekil.2.11) <ul style="list-style-type: none"> Tam tıkanma Standart tıkanma Orta tıkanma Kek filtrasyonu 	Büyükölçü: <ul style="list-style-type: none"> Moleküler, makromoleküler, koloidal ya da partiküler
Dönüşümsüz/Kalıcı: <ul style="list-style-type: none"> Kimyasal yıkama ile giderme 		Yüzey yükleme/Kimya: <ul style="list-style-type: none"> Pozitif ya da negatif (katyonik ya da anyonik)
Dönüşümsüz/Kesin: <ul style="list-style-type: none"> Herhangi bir yıkama ile giderilemez 		Kimyasal Tip: <ul style="list-style-type: none"> İnorganik (tortu) ya da organik (humik materyaller, EPS) Karbonhidrat ya da protein (EPS fraksiyonları) Kaynak: <ul style="list-style-type: none"> Mikrobiyal ya da insan kaynaklı Ayrılmış EPS (eEPS) ya da çözünmüş mikrobiyal ürün (SMP)

Deneyler, bunlar arasında fiziksel özelliklerin, özellikle çap tıkanma özelliklerinin en büyük etkiye sahip olduğunu ortaya koymuştur. Bu yüzden aktif çamur biyokütlesi üç farklı sınıfa ayrılmıştır. Bunlar askıda katılar, kolloidler ve parçacıklardır. Bu sınıflandırma yapılan ölçümleri kritik bir şekilde etkilemektedir.

Yapılan çalışmalara göre askıda katı madde içermeyen aktif çamurdan oluşan tıkanma, askıdaki katı maddelerden oluşan tıkanmadan daha fazladır. Askıda katı madde içermeyen aktif çamurun tıkanma özelliğinin temelinde çözünebilir mikrobiyal ürünler ve kolloidler yatmaktadır. Bunlar da biyokütleden kaynaklanmaktadır. Çözünür ve kolloidal materyallerin membran tıkanmasında, membran porlarının bloklanmasının etkili olduğu tahmin edilirken, askıda katı maddelerin tıkanma özelliği kek tabakası direnci ile açıklanmaktadır. Ancak batık MBR'lerde akı düşük olduğundan kek tabakasının oluşmasından ziyade küçük parçacıkların fiziksel olarak depolanması söz konusudur. MBR'ler aktif çamur prosesinin gelişmiş hali olarak tanımlanmaktadır. Bu tanım, bir nokta hariç kabul edilebilir. Flok oluşturma zorunluluğu aktif çamur sisteminde işletme şartlarını sınırlandırmaktadır. Oysa MBR'de çökebilir çamur oluşturmaya gerek kalmadığından aktif çamur sisteminde flok oluşturma zorunluluğuna dair işletme sınırı kaldırılabilir. Fakat aktif çamur sistemleri membran performansı üzerinde bazı faktörlere (organik yükleme gibi) nazaran daha az olumsuz etki yapabilir.

2.1.5.5. Biyokütle Parametreleri

• MLSS Konsantrasyonu

Askıda katı madde konsantrasyonu, tıkanma özelliği hakkında bazı ipuçları vermektedir. Ancak tıkanma özelliği ve MLSS konsantrasyonu arasındaki ilişki daha komplekstir. Biyokütlenin diğer özellikleri önemsenmez ise MLSS artışının membran geçirgenliği üzerine etkisi pozitif [Defrance and Jaffrin, 1999a], [Le-clech et al., 2003], negatif [Çiçek vd., 1999], [Chang and Kim, 2005] ya da önemsiz olabilmektedir. Akı ve MLSS seviyesi arasındaki ilişkiyi belirleyen çok sayıda deneysel çalışma bulunmaktadır [Sato and Ishii, 1991], [Krauth and Staab, 1993], [Shimizu et al., 1996], [Fang and Shi, 2005]. Spesifik tıkanma karakteristiği ile MLSS konsantrasyonu arasında henüz eksik olan korelasyon göstermektedir ki MLSS konsantrasyonu tek başına biyokütle tıkanma özelliğini açıklamak için

yetersizdir. MLSS konsantrasyonundaki artış özellikle çamurun viskozitesini arttırır. Bununla ilgili yapılan bir çalışmada, MLSS konsantrasyonu 4200 mg/L'den 25000 mg/L'ye çıkarıldığında viskozite değeri 1,30 mPa·s'den 6,0 mPa·s'ye çıkmıştır [Wu et al., 2007]. MLSS konsantrasyonunun kirlenme üzerine etkilerinin araştırıldığı bir MBR sisteminde MLSS konsantrasyonunun artmasıyla kirlenmenin arttığı bulunmuştur [Sombatsompop et al., 2006].

- Vizkozite ve Göreceli Hidrofobisite

Klasik aktif çamur sisteminde olduğu gibi biyokütlenin viskozitesi, konsantrasyonu ile yakından ilgilidir ve tıkanma üzerine pozitif etkisi vardır. Vizkozite, kritik MLSS konsantrasyonunun altında düşük olur, ancak MLSS konsantrasyonu ile vizkozite neredeyse üstel olarak artar ve MLSS konsantrasyonu ile çok yavaş artar. Söz konusu kritik MLSS konsantrasyonunun üzerinde ise vizkozite MLSS ile üstel olarak artmaktadır [Itonago et al., 2004]. Bu kritik değer besleme suyu kalitesi ile proses şartlarına bağlıdır [Brookes et al., 2003] ve genellikle 10-17 g/L arasında değişir. Membran yüzeyinde yüksek göreceli hidrofobisiteye sahip çamur floklarının daha çabuk biriktikleri belirtilmiştir. Özellikle EPS'nin karbonhidrat kısmının flokların hidrofobisitesine bir etkisinin olmadığı, protein kısmında bulunan hidrofobik aminoasitlerin ise arttırdığı bulunmuştur [Meng et al., 2006].

- Sıcaklık

Sıcaklık, vizkoziteyi değiştirdiğinden membran filtrasyonunu etkilemektedir. Sıcaklıkla akı düzeltmesi aşağıdaki formül ile yapılabilir (K_L a sıcaklık düzeltmesinin aynısıdır) [Rautenbach and Albercht, 1989]:

$$J = J_{20} \cdot 1,025^{(T-20)} \quad (2.11)$$

J , çalışma sıcaklığındaki akıyı göstermektedir. Bu denklem sonucu farklı sıcaklıklarda elde edilen akıların normalizasyonu ile çıkan akının her zaman sabit olmadığı gösterilmiştir [Jiang et al., 2005].

- Çözünmüş Oksijen

Biyoreaktörlerde, havalandırma hızı ile biyokütlenin ihtiyacı olan oksijen kontrol edilmektedir. Ayrıca membran tıkanmasının kontrolü için de havalandırma kullanılmaktadır. Çözünmüş oksijen, sistem biyolojisi, çözünebilir mikrobiyal ürünler ve flok çapı dağılımı aracılığıyla membran tıkanması üzerinde etkili olmaktadır. Yüksek çözünmüş oksijen seviyesi, düşük spesifik kek direnci oluşturduğunda daha iyi filtrelenebilirlik sağlamaktadır [Kang et al., 2003]. Buna karşın bazı araştırmacılar da çözünmüş oksijen ile geçirgenliğin düştüğünü belirtmektedirler [Ji and Zhou, 2006].

- Köpüklenme

Aktif çamur sistemlerinde köpüklenme yağ-gres varlığından, düşük F/M oranından, sıcaklık artmasından , yüksek MLSS seviyesinden veya yüksek çamur yaşından kaynaklanabilir. Nocardia ya da Microthrix gibi aktinomisetlerin çok olması çoğunlukla aktif çamur tesisindeki köpüklenme ile ilgilidir. Fakat MBR'lerde aktinomiset olmadığı zaman da köpüklenme olmuştur. Köpüklenme derecesinin hücre dışı polimerik protein konsantrasyonuna bağlı olduğu bildirilmiştir. Membran geçirgenliğinin köpüklenme ile azalması köpüren aktif çamurun hidrofobitesinin yüksek oluşundan kaynaklanmıştır [Chang and Lee, 1998]. Bu yüzden çamurun tıkanma özelliğinin bir göstergesi de köpüklenmedir.

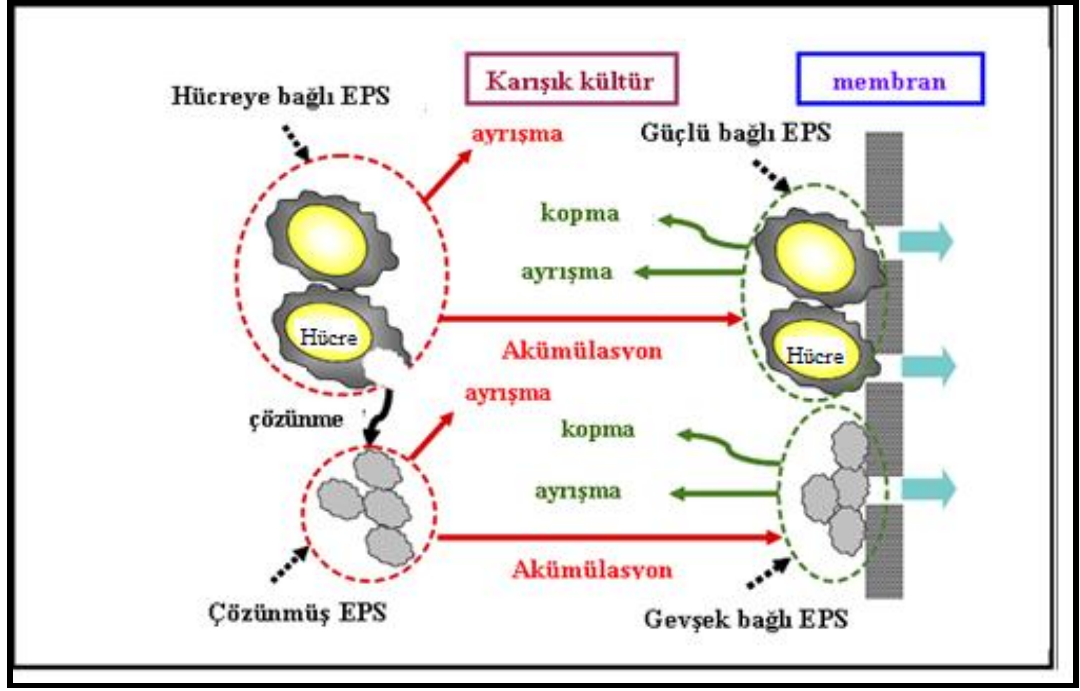
- SMP ve EPS Konsantrasyonu

Membran kirlenmesindeki en önemli bileşenlerin SMP ve EPS olduğu bilinmektedir. Bu polimerik materyaller sadece bakterilerin ölümleri sırasında değil, metabolik faaliyetleri sırasında da ortama karışırlar. Ölü bakteri ile canlı bakterinin EPS üretimlerinin karşılaştırıldığı bir çalışmada, ölü hücrelerinde EPS konsantrasyonunun artmasına neden olduğu görülmüştür. EPS yapışkan bir yapıya sahip olduğu için membran yüzeyinde oluşan biyofilm yapısının bütünlüğünü korur ve hücreleri bir arada tutar. Membranın herhangi bir şekilde temizlenmesi sırasında EPS türlerinin bağlanma enerjilerinin koparılması gerekir. Bu enerji zayıf fizikokimyasal bağlardan oluşmaktadır. EPS moleküllerinin sahip olduğu fonksiyonel gruplar arttıkça bağlanma enerjisi artar. Bu nedenlerle, membranların temizlemeleri sırasında bu bağların stabilitelerini bozan kimyasalların kullanılmaları

gerekir. Bu kimyasallar kirleticilerin yapılarını değiştirerek birbirleri ve membran yüzeyindeki kirletici tabakayla olan etkileşimlerini azaltırlar [Koyuncu vd., 2008].

İlk olarak EPS ve SMP'yi bakteri ortamından ayırmak, bu maddelerin çamur ortamında ölçümü için gereklidir. Bunun için kullanılan standart bir yöntem yoktur. Literatürde kullanılan yöntemler, fiziksel veya kimyasal ekstraksiyon ile bu maddeleri ortamdaki ayırarak ölçmeyi içerir. Fiziksel ekstraksiyon yöntemleri; santrifüj, katyon değiştirici reçine ve ısıtma, ultrasonikasyon, kimyasal ekstraksiyon yöntemleri ise alkali ajanlar, EDTA ve aldehit çözeltileri gibi kimyasallarla ekstraksiyondur. Çamurun fiziksel ekstraksiyonu sonucunda ayrılan ilk kısmını, çözünmüş EPS ya da diğer bir deyişle SMP oluşturur. Bağlı EPS ise bu ekstraksiyondan sonra, bakteri ortamından ek işlemler uygulanarak ayrılır [Comte et al, 2006]. EPS nükleik asit, yağ, protein, karbonhidrat ve humik asitler içerir. Fakat bunların arasında, en önemli olanları protein ve karbonhidrattır [Jang et al., 2007]. Bu nedenle, protein ve karbonhidrat ölçümleri yapılarak bu türlerin analizi çamurun fiziksel-kimyasal ekstraksiyonundan sonra gerçekleştirilir. Karbonhidrat analizi için ise Dubois yöntemi, protein analizi için genelde, Lowry ve Bradford metotları kullanılmaktadır. Aktif çamurdaki EPS konsantrasyonları, MLSS konsantrasyonu, çamur yaşı, F/M oranına, reaktördeki mekanik stres ve atıksuyun türüne ve organik yüklemeye oranına göre değişim göstermektedir [Zhang et al., 2008].

Bağlı EPS'nin hem MBR sistemlerinde anahtar membran kirleticisi olarak rol oynadığı hem de flokları üç boyutlu matriks olarak bir arada tutan temel flok komponentlerini içerdiği rapor edilmektedir. Cho ve arkadaşları (2005a) spesifik kek direnci ve bağlı EPS arasında yakın bir ilişki olduğunu bulmuş ve fonksiyonel bir eşitlik geliştirmiştir. Çoğu çalışmalar ise bağlı EPS'nin membran kirlenmesiyle düşük bir korelasyona sahip olduğunu göstermiştir [Rosenberger and Kraume, 2003], [Yamato et al., 2006]. Bağlı EPS konsantrasyonu yüzey yükü, çamur viskozitesi, hidrofobisite, çamur hacim indeksi ve floklaşma kabiliyeti gibi çamur özelliklerine yakından bağlıdır. Bu nedenle, bağlı EPS'nin etkisini hafifletmek için çamur özellikleri göz önünde bulundurulurken bağlı EPS ve membran kirlenmesi kontrol edilmelidir. Şekil 2.5'de membran yüzeyi ve karışık kültürdeki EPS'nin davranışı şematik olarak gösterilmiştir.



Şekil 2.5: MBR’de membran yüzeyi ve karışık kültürdeki eps’nin davranışı.

Literatüre göre MBR’ler canlı mikroorganizmalar ve metabolitlerini içerdiği için, bağlı EPS’nin sistem içerisinde direkt olarak kontrolünü sağlayan etkili bir yöntem henüz geliştirilememiştir. Bu nedenle, özellikle son zamanlarda yapılan çalışmaların çoğu çamur süspansiyonunu modifiye etmek için uygun işletme parametreleri bulmaya odaklanmıştır. MBR performansını etkileyen en önemli işletme parametrelerinden bir tanesi, Çamur yaşı (ÇY)dır [Grelier et al., 2005].

Cho ve arkadaşları (2005b), 5000 mg/L MLSS şartlarında çamur floklarındaki bağlı EPS miktarı arttıkça ÇY’nin azaldığını rapor etmişlerdir. Ng ve diğerleri (2006) yapmış oldukları çalışmada daha uzun SRT’nin membran akısını iyileştirdiğini göstermiştir (10 gün ve 20 gün SRT’lerdeki akı 3 gün ve 5 gün SRT’lerden daha yüksek). Ayrıca çalışmada membran kirlenme hızının, SRT’nin azalmasıyla artış gösteren SMP ve bağlı EPS konsantrasyonlarının yükselmesiyle arttığı gözlenmiştir. Massé ve arkadaşları (2006) SRT’nin 10 günden 53 güne arttığı zaman bağlı EPS içeriğinin 45–70 mg/gVSS’den 20–40 mg/gVSS’ye azaldığını bulmuşlardır. Yukarıda bahsedilen sonuçlar, çok uzun SRT’nin fazladan membran kirlenmesine neden olabileceğini, çok kısa SRT’nin ise membran performansına zararlı olabileceğini göstermektedir. Lee ve arkadaşları (2003) SRT’nin 20 günden 40 ve 60 güne arttığında kirlenme direncinin arttığını rapor etmişlerdir. Han ve arkadaşları (2005) ise SRT’nin artmasıyla (30, 50, 70 ve 100 gün) kirletici miktarının arttığını ve

yüksek çamur viskozitesinden dolayı membran kirlenmesinin de arttığını bulmuşlardır. Rapor edilen bu sonuçlar, bağlı EPS konsantrasyonunu ve membran kirlenmesini kontrol etmek için hidrolik kalış süresi (HRT) ve giriş suyuna bağlı olarak membranların optimum SRT’de 20–50 gün aralığında kontrol edilmesi gerektiğini göstermiştir. Fakat bazı araştırmacılar bunun aksine uzun SRT’nin membran geçirgenliğinde faydalı olacağını rapor etmişlerdir. Ahmed ve arkadaşları (2007) membran kirlenmesinin, SRT 20 günden 40, 60 ve 100 güne arttığı zaman daha az olduğunu belirtmişlerdir.

Biyokütle büyümesi ve parçalanmasını yönettiği için bağlı EPS’nin üretimini etkileyen temel işletme parametreleri; çamur yaşı, hidrolik kalış süresi ve organik yükleme hızı (OLR)dır. Ayrıca HRT hem MLSS konsantrasyonunu hem de biyoreaktörün F/M oranını etkiler. Meng ve arkadaşları (2007) F/M oranının artmasıyla yüksek çamur viskozitesi ve yüksek bağlı EPS konsantrasyonları elde edildiğini rapor etmiştir. Bağlı EPS’nin oluşumu mikroorganizmaların büyümesi ile ilgili olup substrat kullanımına bağlı olarak üretilir [Laspidou and Rittmann, 2002]. Bu nedenle, organik yükleme hızı veya F/M oranının artması daha fazla bağlı EPS’nin oluşmasını teşvik edecektir. Buna ilaveten, bağlı EPS’yi etkileyen önemli parametreler; havalandırma yoğunluğu, çözünmüş oksijen ve giriş substratları olarak gösterilmektedir. Örneğin çamur floklarının protein/karbonhidrat oranının azalmasıyla, havalandırma hızı artmıştır [Ji and Zhou, 2006].

Li ve Yang (2007) yapmış oldukları çalışmada 5, 10 ve 20 gün SRT’lerde glikoz ve sodyum asetat içeren farklı karbon kaynaklarıyla işletilen altı adet laboratuvar ölçekli aktif çamur biyoreaktörü kullanmışlardır. Asetat ile beslenen çamurun glikoz ile beslenen çamurdan daha az EPS ürettiği bulunmuştur. Arabi ve Nakhla (2008) yaptıkları çalışmada ise bağlı EPS kompozisyonu ile besleme suyunun protein/karbonhidrat oranı ($P/C = 2, 4, 8$) arasında güçlü bir korelasyon olduğunu göstermiştir. Bağlı EPS’nin P/C oranının artmasıyla besleme suyunun protein/karbonhidrat (P/C) oranının da arttığı fakat hem protein hem de karbonhidrat konsantrasyonlarının azaldığı bulunmuştur. Bu sonuçlardan, bağlı EPS’nin oluşumunda, hem yalnız hem de birbirleriyle kombine olan birçok faktörün önemli rol oynadıkları görülmektedir. Bu nedenle bağlı EPS’nin oluşumunda; SRT, HRT, F/M, çözünmüş oksijen (ÇO) gibi faktörlerin nasıl bir etkiye sahip olduklarının bilinmesi önem taşımaktadır.

Son yıllarda, filamentlerin MBR kirlenmesi üzerine güçlü bir etkiye sahip olduğu bulunmuştur [Meng and Yang, 2007], [Sun et al., 2007]. Filamentli bakterilerin fazla büyümesi, bağlı EPS konsantrasyonunun artmasına öncülük eder ve daha sonra çamurun viskozitesinin ve hidrofobitesinin artmasına neden olur. Ayrıca filamentli bakteriler kirleticileri membran yüzeyine sabitleyebilir ve birbirine dolanabilir. Sun ve arkadaşları (2007) tarafından filamentler nedeniyle çamur hacim indeksinin arttığı ve buna bağlı olarak stabil filtrasyon periyodunun azaldığı ve TMP'nin ortalama artış hızının da arttığı gözlenmiştir. Filamentler sistem içerisinde selektörler, işletme şartlarının optimizasyonu ve koagülant/klor ilavesiyle kontrol edilebilir [Chudoba et al., 1973a], [Chudoba et al., 1973b], [Caravelli et al., 2003]. Çamur için yeterli ÇO ve alkaliniteyi sağlamak ise filamentlerin kontrolü için bir diğer önemli yaklaşımdır. Çünkü filamentlerin büyümesine düşük ÇO veya besleme suyunun düşük pH'sı gibi birçok faktör neden olabilir [Liu and Liu, 2006].

Lyko ve arkadaşları (2007, 2008) tam ölçekli MBR sisteminde kirli membrandan ekstrakte edilen bağlı EPS'de ve süzüntüde SMP'yi analiz etmişler ve çözülmüş hümik maddelerin, metal katyonlarla kompleks oluşturan karbonhidratların ve çözülmüş organik karbonun membran kirlenmesinde önemli etkilere sahip olduklarını bulmuşlardır. Bu araştırmalar, SMP konsantrasyonunun ve kompozisyonunun göz önünde bulundurulması gerektiğini, MBR'lerde SMP'nin varlığının da membran kirlenmesini önemli ölçüde etkilediğini göstermiştir. Ayrıca SMP açısından zengin suların deşarjında ilave çevresel sorunlar yaratacağı (çözülmüş organik azot bulunması gibi) ve MBR çıkışında SMP varlığı, suyun geri kullanılması için ilave arıtma basamaklarına (MBR+TO prosesinde TO kirlenmesi gibi) ihtiyaç göstermesi için istenmemektedir.

SMP membranlar üzerinde birikebileceği gibi membran gözeneklerinin içine de nüfuz edebilir. Membran kirleticilerinin membran yüzeyinde birikmesi veya ayrılması, membran yüzeyine doğru partikül konveksiyonu ve membran yüzeyinden bulk çözeltiye doğru depolanan partiküllerin geri taşınım hızı ile hesaplanır.

SMP'nin üretimi, birikimi ve gideriminde çeşitli proses parametrelerinin etkisi araştırmacılar ve mühendisler için ilgi odağı olmuştur. Barke ve Stuckey (1999) HRT, OTH (oksijen transfer hızı), SRT, substrat türü, sıcaklık, biyokütle konsantrasyonu ve reaktör tipini konvansiyonel aktif çamur proseslerinde SMP üretimini etkileyen proses parametreleri olarak özetlemiştir. Shin ve Kang (2003) 20 gün SRT'de, 112 mg/L çözülmüş organik karbon (ÇOK) konsantrasyonunda ve 6

saatlik HRT’de üretilen SMP’nin 4,7 mg ÇOK/L olduğunu ve %57’sinin de membran tarafında tutulduğunu rapor etmişlerdir. Ayrıca uzun SRT’de çalıştırılan MBR reaktörde ve çıkışta SMP konsantrasyonunun biraz arttığı, daha sonra stabil olduğu ve sonunda azaldığı bildirilmiştir. Lee ve arkadaşları (2003) SRT’nin (20–60 gün) azalmasıyla membran kirlenmesinde SMP’nin katkısının azaldığını bulmuştur. Zhang ve arkadaşları (2006) tarafından yapılan çalışmada Kubota düz tabaka membranlı batık MBR sistemi 10 günlük kısa SRT ve 30 günlük orta ÇY’de işletilmiştir. Kararlı şartlarda işletim boyunca, üst sıvıdan ve floklardan ekstrakte edilen EPS’nin toplam miktarının aynı organik yükleme hızında iki ÇY için de aynı olduğu bulunmuştur. Ancak, çamur süspansiyonundaki çözünmüş polisakkarit konsantrasyonunun 30 günlük ÇY’de 10 günlük ÇY’den %100 daha düşük olduğu rapor edilmiştir. Liang ve arkadaşları (2007) kolay parçalanabilen sentetik atıksu için 10, 20 ve 40 günlük farklı ÇY’lerde işletilen MBR’de SMP üzerine bir çalışma gerçekleştirmiştir. MBR’de SMP birikiminin kısa ÇY’lerde daha fazla olduğu rapor edilmiştir. Benzer bir şekilde, Rosenberger ve arkadaşları (2006) 15 günlük ÇY’de polisakkarit konsantrasyonunun 3–8 mg/L aralığında değişirken 8 günlük HRT’de 3–15 mg/L aralığında değiştiğini bulmuştur.

Sonuçlardan da görüldüğü gibi birçok çalışmada SMP konsantrasyonunun azalmasıyla ÇY’nin arttığı gözlenmiştir. Bu nedenle, MBR’lerde SMP konsantrasyonunun kontrol edilmesi uygun işletim parametrelerinin seçilmesiyle mümkündür. SMP’nin serbest kalmasına ve kirlenme hızlarında artışa, ani sıcaklık değişimleri öncülük eder. Düşük SMP konsantrasyonlarını sağlayabilmek için ani sıcaklık değişimlerinden kaçınılmalı ve biyoreaktörde yeterli oksijen sağlanmalıdır [Drews et al., 2007]. Morgan Sagastume ve Allen (2005) sıcaklığın 30°C’den 45°C’ye yükseltilmesinde çamur floklarının flokülasyonunda bozulma meydana geldiği ve bunun da SMP konsantrasyonunda ve bulanıklıkta bir artışa neden olduğu bulunmuştur. Bilindiği gibi viskozite sıcaklıktan etkilenir ve sıvının viskozitesi sıcaklığın artmasıyla azalır. Bu nedenle, düşük sıcaklıklarda viskozite arttığı için membran direncinde bir artış gözlenir. Sıcaklığa bağlı olarak direnç artışının başlıca nedenleri aşağıdaki gibi sayılabilir:

- Porların tıkanmasına düşük sıcaklıklarda biyokütlenin flok boyutunun azalmasının sebep olması,

- Brownian difüzyon katsayısından hesaplanan partiküllerin geri taşınım hızının düşük sıcaklıklarda azalması ve bu olayın kirleticilerin membran üzerindeki kalış sürelerinin artmasına sebep olması,
- Sıcaklığın azalması ile KOİ giderim veriminin azalması ve buna bağlı olarak reaktörde çözünmüş ve partiküler KOİ konsantrasyonunun artmasına sebep olması.

Yukarıda sözü edilen tüm bu faktörlerden dolayı düşük sıcaklıklarda, membran filtrasyonu olumsuz etkilenir ve kirletici maddelerin membran yüzeyinde depolanması artar. Ayrıca SMP oluşumunu ve eliminasyonunu, substrat tipi ve giriş suyunun kompozisyonu etkiler. McAdam ve arkadaşları (2007) tarafından yapılan çalışmada karbonlu substratın, floklaşma stabilitesi üzerinde büyük bir etkiye sahip olduğu gözlenmiştir. Örneğin asetik asit zayıf floklaşma oluşumuna neden olduğu için yüksek konsantrasyonda küçük partiküllerin (kolloidler ve çözünmüş maddeler gibi) artmasına neden olduğu ve diğer taraftan etanolün güçlü flokların büyümesini teşvik ettiği bulunmuştur.

2.1.5.6. Flok Karakteristiği

•Flok Çapı

Çamurun flok boyutunun küçük olması, çamurun çökmesini engeller, dolayısıyla çamurun çökemeyen kısmında bulanıklık ve kolloidler 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, kolloidler %50 ve çözünmüş kısmın %26 olduğu bulunmuştur [Meng and Yang, 2007].

Aktif çamur sisteminde ve MBR'de bulunan flokların çap dağılımları karşılaştırıldığında farklılıklar olduğu görülmüştür (sırası ile 100 µm ve 240 µm). Partiküllerin ve serbest bakterilerin membrandan dolayı sistem içerisinde kalması, MBR'de partikül çaplarının daha yüksek olmasının sebebidir. Bir çalışmada MBR'de flok çapı karakteristiği incelenmiş ve por çap aralığının 10-40 µm arasında değiştiği ve ortalama çapın 20 µm olduğu belirtilmiştir [Bae and Tak, 2005]. Farklı çamur

yaşlarından 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 [Lee et al., 2003]. Eğer membran por çapı flok çapından küçükse flokların porları tıkanması mümkün değildir. Çekme kuvveti ve kesme kuvveti gibi kuvvetlerle flokların membran yüzeyine depolanmaları kısmen engellenir.

- Hidrofobiklik ve Yüzey Yükü

Membran tıkanmasının yüksek hidrofobik floklar ile arttığı hususunda çok sayıda literatüre rastlanmıştır. Hekzan gibi hidrokarbonlar kullanılarak bakteriyel parçalama metodu ile ya da temas açısının belirlenmesiyle bağlı flok hidrofobisitesi tahmini olarak ölçülebilmektedir. MBR tıkanması üzerine hidrofobisitenin etkisiyle ilgili literatürde yayınlanmış makaleler bulunmaktadır. Biyokütle flok hidrofobisitesini ve zeta potansiyelini, hücre dışı polimerik madde seviyesi ve filamentli mikroorganizma indeksi direkt olarak etkiler. Yüksek EPS seviyesinde aşırı filamentli bakteri çoğalması gerçekleşmektedir. Böyle durumlarda zeta potansiyeli düşük düzensiz flok çapları ve yüksek hidrofobisite gözlenir [Meng et al., 2006]. Köpürmeyen çamurlarda akının yüksek köpürme özelliğine sahip çamurlara (hidrofobik doğasından kaynaklanmaktadır) göre 100 kat daha fazla olduğu görülmüştür [Chang and Lee, 1998].

2.1.6. İşletme Şartlarının Membran Kirlenmesine Etkisi

İşletme şartları biyolojik flokların yapısını ve yüzey özelliklerini değiştirdiği için membran biyoreaktörlerde, dolaylı yoldan membran kirlenmesine etki etmektedir. Membran filtrasyon basıncı, havalandırma, çapraz akış hızı, çamur yaşı, hidrolik bekletme süresi, sıcaklık, pH ve iyonik şiddet gibi parametreler, genellikle optimize edilmesi gereken işletme parametreleridir. Bu ayarlamaların dışında, batık membran sisteminde, son zamanlarda oldukça çalışma alanı bulmuş olan membran kirlenmesini azaltan filtrasyona yardımcı maddelerin (polimer veya inorganik maddelerin (koagülant/flokulant) tipinin ve konsantrasyonunun belirlenmesi de işletme şartları arasında sayılmaktadır.

• Filtrasyon Basıncı

Çözünen maddelerin membranda tutunmaları uygulanan basınçtan etkilenmektedir. Düşük basınçlarda partiküllerin membran yüzeyinde tutunmaları düşüktür, yüksek basınçlarda ise tutunma artar böylece filtrasyonun seçiciliği azalır [Prasad, 2010]. Basınç ya da akı sabit tutularak MBR sistemleri çalıştırılır. Filtrasyonun başında akı azalması, sabit basınçlı sistemlerde çok hızlı olmaktadır. Bu sistemlerde, filtrasyonun başında özellikle SMP gibi küçük boyutlu partiküllerin, membranı geri dönüşsüz olarak kirlendiği bildirilmektedir. Sabit akılı sistemlerde ise, filtrasyon süresince basınç değerleri izlenir. Kirlenmenin gerçekleştiğini basınçtaki hızlı artış gösterir [Le-clech et al., 2006]. Bu nedenle bu sistemler genellikle kritik akı değerinin altında işletilirler [Zhang et al., 2006]. Membran basıncının yükseldiği değer altındaki akı değeri, kritik akı olarak bilinmektedir [Wang et al., 2006, Chen et al., 1997]. Kritik akı değerinin altında işletilen sistemler en uygun çalışma şekli olarak bilinmektedir. Bu değerlerde membran yüzeyinde kek tabakasından ziyade jel tabakasının oluştuğu bildirilmiştir Bu nedenle membranlar uzun süre temizleme yapılmadan kritik akının altında çalıştırılabilmektedir [Wang and Wu, 2009].

• Havalandırma

Batık membran sistemlerinde membran yüzeyine uygulanan havalandırmanın üç önemli görevi vardır; biyokütleye oksijen sağlamak, ortamdaki aktif çamuru homojen olarak karıştırmak ve membran yüzeyinde kirlenmeye sebep olan tabakayı sıyırmak [Le-clech et al., 2006]. Özellikle havalandırma hızının optimum değere ayarlanması batık membran sistemlerinde önemlidir. Çünkü eğer havalandırma yüzeyde biriken keki temizlemek için yeterli değilse, sistemdeki akı kayıpları çok yüksek olacak ve kek tabakası kalınlaşacaktır. Buna karşın havalandırma hızı yüksek ise kek tabakası tamamen sıyrılıyorsa, bu sefer de akı kayıpları gözlenecek ve membranı SMP ve küçük partiküllerden koruyan kek tabakasının oluşumu engellenecektir. İdeal olarak, havalandırma yüksek akı değerlerinin sağlandığı kek kalınlığına göre belirlenmelidir [Wang and Wu, 2009].

• Çapraz Akış Hızı

Yan akışlı batık membran ve çapraz akış filtrasyon sistemlerinde önemli bir işletme parametresi olan çapraz akış hızının artırılması kirlenmeyi azaltır. Fakat hızı arttırmak için kullanılan sirkülasyon pompaları biyolojik materyalin reaktör içine

dağılmasına ve hücrelerin parçalanmasına sebep olurlar. Bu nedenle bu değerlerin optimize edilmesi gerekir. Bir çalışmada, 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 bulunmuştur [Le-clech et al., 2006].

- Çamur yaşı ve Hidrolik Bekletme Süresi

MBR'lerde reaktördeki biyolojik özellikleri değiştirdiği için çamur yaşı ve hidrolik bekletme süreleri, önemli işletme parametreleridir. Hidrolik bekletme süresi, kirleticilerin arıtma hızlarını, çamur yaşı ise mikroorganizmaların büyüme hızlarını belirler. Batık membran sistemlerinde çamur yaşı genelde klasik sistemlere göre çok yüksek olmaktadır. Buna bağlı olarak biyokütle konsantrasyonları 10000-60000 mg/L'ye kadar çıkmaktadır. Bu yüksek değerler arıtım verimlerini olumlu yönde etkiler (çıkış $KO_2 \leq 50$ mg/L, azot arıtımı $\geq 80\%$, fosfat $< 0,5$ mg/L) [İnce ve Engin, 2012]. Çamur yaşının membran kirlenmesine olan etkisi tam olarak açıklanamadığından MBR'lerde optimum çamur yaşı değeri kullanılan sistemlere göre değişiklik göstermektedir. Bazı çalışmalarda, yüksek çamur yaşlarında EPS üretiminin azaldığı dolayısıyla kirlenmenin azaldığı bulunmuşken, diğer çalışmalarda kirlenmeye ters oranda etki ettiği veya hiç etkisinin olmadığı belirtilmiştir [Masse et al., 2006].

Çamur yaşının kirlenme üzerinde daha çok etkiye sahip olduğu, çamur yaşı ve hidrolik bekletme süresinin etkisinin incelendiği bir çalışmada bulunmuştur. Düşük (23 gün) ve yüksek (40 gün) çamur yaşında işletilen bir MBR sisteminde, düşük çamur yaşında EPS konsantrasyonlarının yüksek olduğu dolayısıyla çamurun filtre edilebilirliğinin, çökme ve susuzlaştırma özelliklerinin kötü olduğu belirtilmiştir. Bunun yanında, membran yüzeyinde yapılan analizlerde yüksek çamur yaşında, yüzeyde biriken EPS'nin protein kısmının düşük çamur yaşındakinden 40 kat az, karbonhidrat kısmının da 5 kat az olduğunu görmüşlerdir [Al-halbouni et al., 2008]. Yine çamur yaşının etkilerinin incelendiği bir çalışmada da, düşük çamur yaşında (4 ve 9 gün) yüksek çamur yaşına göre (16 ve 20 gün) çamur yüzeyinin daha az hidrofobik ve daha fazla negatif yüklü olduğu bulunmuştur. Bununla birlikte, çamur yaşının azaltılmasıyla EPS'nin protein/karbonhidrat oranı (P/C) da azalma göstermiştir [Liao et al., 2001].

- Sıcaklık, pH ve İyonik Şiddet

Ortamın pH'sı ve iyonik şiddeti, mikrobiyal hücrelerin yüzey yüklerini değiştirdiği için kalmaları ve dolayısıyla kirlenme artabilir [Prasad, 2010]. Sıcaklık ise biyolojik süspansiyonun viskozitesini değiştirdiği için dolaylı yoldan kirlenmeye etki eder.

- Filtrasyona Yardımcı Maddeler

Bu maddeler genellikle katyonik polimer, $FeCl_3$, alum, nişasta gibi kimyasal maddelerdir. Ortama eklendiklerinde, bakterilerin flok boyutunu artırarak veya bakteriyel ürünlerin ortamdan uzaklaşmasını sağlayarak filtrasyon performansını arttırlar. 7 farklı maddenin filtrasyon performansına etkilerinin incelendiği bir çalışmada, 3 farklı katyonik polimer, chitosan, nişasta, $FeCl_3$ ve PACI tuzları kullanılmıştır. Bu maddelerin çözeltideki özellikle SMP'yi giderdikleri ve filtrasyondaki akı düşmelerini azalttığı yani filtrasyon performanslarını arttırdıkları bulunmuştur. Bütün maddeler değerlendirildiklerinde, özellikle katyonik polimerlerin kirlenme kontrolünde en yüksek katkıya sahip olduğu belirtilmiştir [İmer, 2011]. Yüklü polimerler çamur ortamına ilave edildiğinde, ilk olarak polimer ile partiküller arasında adsorbsiyon mekanizması ile köprü oluşur, daha sonra yük nötralizasyonu gerçekleşir ve son olarak flok oluşumu başlar. Polimerler uzun zincirli yapıya sahip oldukları için polimer-partikül yüzeyi adsorbsiyonu çoğunlukla geri dönüşümsüzdür. Genellikle adsorbsiyon; 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, örneğin silika oksitlerin yüzeyindeki hidroksil gruplar ile poliakrilamidin amid grupları hidrojen bağı ile bağlanır) ve iyonik bağlanma ile gerçekleşir [Bolto and Gregory, 2007].

Alüminyum sülfat ($Al_2(SO_4)_3$), polimerik demir sülfat (PFS) ve chitosanın denendiği başka bir çalışmada, membranların kirlenme hızları, kontrol reaktörüne göre şu şekilde sıralanmıştır; Kontrol MBR > ($Al_2(SO_4)_3$ eklenmiş MBR) > chitosan eklenmiş MBR > (PFS) eklenmiş MBR. Filtrasyona yardımcı kimyasalların eklendiği MBR'lerde membran yüzeylerinde daha düşük protein ve karbonhidrat konsantrasyonları, membran yüzeyinde yapılan analizlerde ölçülmüştür. Bu kimyasalların membranlarda gözenek kirlenmesini de önemli oranda azalttığı belirtilmiştir [Ji et al., 2008].

Başka bir çalışmada, katyonik polimerin MBR'da filtrasyon performansına olan etkisi araştırılmıştır. Katyonik polimer, membran yüzeyinde daha gözenekli biyofilm tabakasına sebep olmuş ve aktif çamurun flok oluşturma özelliğini arttırmıştır. Dolayısıyla, filtrasyon performansını arttırmıştır. Çamurun floklaşması sırasında, süspansiyonda çözünür halde bulunan KOİ ve SMP'lerin floklara yapışması bu kimyasalın eklenmesiyle artmıştır. Bağlı EPS'nin konsantrasyonu da buna bağlı olarak artmıştır [Lee et al., 2007]. Yine katyonik polimerik maddenin membran kirlenmesine etkisinin araştırıldığı bir çalışmada, kontrol MBR'de membran yüzeyindeki biyofilm tabakası katyonik polimerin kullanıldığı MBR'dekinden daha ince olmasına rağmen, membran kirlenmesi daha yüksek olmuştur. Çünkü katyonik polimerin kullanıldığı sistemde biyofilm tabakasındaki kekin porozitesi daha yüksek çıkmıştır.

2.2. Patates İşleme Endüstrisi Atıksularının Arıtılması

Son 20 yılda patates endüstrisi dünyada hızla büyümeye başlamış ve bu endüstrideki su tüketim miktarı da şaşırtan bir artış göstermiştir. Yalnız Amerika'daki patates işleme endüstrisinden her yıl yaklaşık olarak $1,3 \times 10^9$ kg atığın meydana geldiği tahmin edilmektedir [Şentürk, 2010]. Patates işleme endüstrisinde yıkama, soyma ve ilave proses işlemleri sonucu olarak büyük miktarda atıksu ve organik atıklar oluşmaktadır.

2.2.1. Patates İşleme ve Atıksu Kaynakları

Yüksek kalitedeki ham patatesler işleme için oldukça önemlidir. Patatesin kalitesi son ürün ve oluşacak atık miktarını doğrudan etkilemektedir. Genellikle işletmelerde düşük şeker içeriği olan, ince kabuklu, düzgün şekil ve boyutlu olanlar tercih edilmektedir. Patates yaklaşık olarak %18 nişasta, %1 selüloz ve %81 sudan oluşmaktadır. Protein ve karbonhidrat gibi çözünmüş organik bileşikler %81'lik su kısmında mevcuttur [Vegt and Vereijken, 1992].

İşletmenin tipi üretilecek olan ürünün seçimine bağlı olarak değişmektedir. Örneğin patates cipsi, kuru patates püresi, kuru garnitür, patates pulu, patates nişastası, patates unu, beyaz patates konservesi, kızartmalık patates ve soyulmuş patates gibi ürünlerin eldesinde işletmedeki akım değişmektedir. Tüm üretimlerdeki

ana proses ise depolama, yıkama, soyma, kırpma, dilimleme, beyazlatma, pişirme, kurutma ve paketlemedir.

2.2.1.1. Ana Proses Adımları

• Depolama

Prosesle sabit bir patates kaynağı sağlamak için işletme sezonu boyunca depolama gereklidir. Depolanan patatesin kalitesi, depolamada gerekli olan şartlar sağlanmaz ise düşer. Patatesin filizlenmesi, indirgenmiş şeker birikimi ve nemlenme, depolanmadan kaynaklanan ana problemlerdir. Ayrıca nişasta içeriğinde, yoğunluğunda ve ağırlığında da azalmalar meydana gelebilir. Patateslerin toplanması ve depolanması ürün kalitesini etkiler ve kayıp ile atık yükünü kontrol eder.

• Yıkama

Patatesler işletmeye alınmadan önce kum ve kiri tamamen giderilinceye kadar yıkanmaları gerekmektedir. Şayet bu sağlanamaz ise kum ve işlikler işletmeyi olumsuz etkiler ve özellikle soyma makinelerine zarar verirler. Su kanalları boyunca proseste gezdirilir ve gereken kısımda su kullanılır. Akış hızı 5-8 m³/ton patates arasında değişmektedir. Gelen patatesteki kir miktarına bağlı olarak atıksu 45-181 kg katı/ton patates katı içermektedir. Organik olarak ayrışabilen maddeler atıksu içerisinde ya ince ince parçacıklar halinde disperse olarak ince ince parçacıklar halinde disperse olarak ya da ince ince parçacıklar halinde disperse olarak bulunmaktadır. Bu organik parçalanabilen maddelerin miktarı ise her bir ton patates başına 0,91–2,72 kg BOİ₅'tir.

• Soyma

Patates soyma işlemi prosesten kaynaklanan organik atık yüküne büyük çapta katkıda bulunmaktadır. Patates işleme endüstrilerinde 3 çeşit soyma metodu (zımparalama, buhar ile soyma ve alkali soyma) uygulanmaktadır. Küçük işletmeler genellikle kesikli tip işletmeyi daha esnek olduğu için tercih etmektedirler. Büyük işletmeler ise sürekli soyucuları kesikli soyuculara göre daha etkili olduklarından tercih ederler. Ancak bu sisteminde yüksek bir maliyeti vardır. Zımparalama ile soyma işlemi özellikle patates cipsi üreten işletmelerde patates kabuğunun tamamen uzaklaştırılması gerekmediğinden tercih edilmektedir. Buhar ile soyma işlemi patatesleri tamamen temizler. Patatesler basınçlı bir boruda kısa süreli zaman

periyotları ile yüksek basınçlı buharla muamele edilirler. Buradaki basınç genellikle 3 ila 8 atm arasında değişirken patateslerin buhara maruz kalma ise 30 ila 90 saniye arasındadır. Patatesler basınç altında iken yüzeyi hidrate olur ve kabuk pişerek ince bir film şeklinde patatesten ayrılır. Soyulan kabuklar süpürülerek ya da su spreyleme ile uzaklaştırılırken soyulmuş patatesler boru içerisinde kalmaktadır. Genellikle atıksu arıtılmadan önce katılar ile soyma işleminden gelen artıklar sistemden uzaklaştırılır. Günümüzde en popüler soyma metodu ise alkali soymadır. Kimyasal ve termal şok etkisi bir arada kullanılarak patatesin kabuğu soyulur ve kusurlu kısımlar çıkartılır. Fırçalama ya da su spreyleme yöntemi ile artıklar sistemden uzaklaştırılırlar. Ancak bu yöntem ile oluşan atıksu çok sorunlu bir patates işleme atıksuyudur. Alkaliden dolayı atıksuyun pH'sı çok yüksek olup genellikle 11 - 12 arasındadır. Atıksudaki katıların çoğu kolloid halindedir ve organik içerik genellikle diğer metotlardakine göre çok daha fazladır. Genellikle sıcaklık 50 - 55°C olup atıksudaki çözünmüş nişasta içeriği fazladır. Buna bağlı olarak da atıksu köpürme eğilimine sahiptir.

Soyma işleminde açığa çıkan atık kalitesi üretilen ürüne, soyma işleminde kullanılan ekipmana ve soyma metoduna göre değişiklik göstermektedir. Tablo 2.3'te patates işleme endüstrisinde soyma metotlarına bağlı olarak atık karakterizasyonu sunulmuştur.

Tablo 2.3: Patates işleme endüstrisinde farklı soyma tekniklerinde atıksu kaliteleri.

Parametreler	Patates Soyma Metodu		
	Zımparalama	Buhar ile Soyma	Alkali Soyma
Debi (gal/ton, ham patates)	600	625	715
BOİ (ppm)	4000	6260	6730
KOİ (ppm)	-	10000	11000
Toplam Katı (ppm)	-	10200	20000
Uçucu Katı (ppm)	-	9000	9500
Askıda Katı (ppm)	18000	5150	8350
pH	-	5.3	12.6

2.2.2. Patates İşleme Atıksuyunun Karakteristiği

Patates işleme endüstrisi atıksuları, yüksek konsantrasyonlarda nişasta ve protein gibi [Şentürk, 2010] biyodegrade olabilen organik kirleticiler içermektedir. Dolayısıyla patates işleme endüstrisi yüksek KOİ, TAKM ve TKN'ye [Kadlec, 1997] sahip oldukları için ciddi manada kirlilik problemi oluşturmaktadır. Orta büyüklükteki kızartılmış susuz patates üreten bir patates işleme endüstrisi 200000 kişilik bir şehrin oluşturacağı atık yüküne eş değer atık oluşturmaktadır. Yaklaşık olarak 230 milyon litre su 13600 ton patatesin işlenebilmesi için gerekmektedir. Bu da her 1 kg üretilen patates ürünü için 17 L atık demektir. Toplam askıda katı ve uçucu askıda katı sırasıyla 9700 ve 9500 mg/L'ye ulaşabilmektedir. Patates işleme endüstrisinin atıksu kompozisyonu proseste yürütülen metoda bağlı olarak değişiklik arz etmektedir. Genellikle patates işleme prosesindeki adımlar aşağıdaki gibidir;

- Ham patatesin yıkanması,
- Soyma ve ince kabukların giderilmesi için yıkama,
- Kusurlu kısımların giderilmesi için kırma,
- Şekillendirme,
- Yıkama,
- Ayırma,
- İsteğe bağlı olarak sıcak işlem,
- Son işlemler (Kurutma, soğutma, tatlandırma vs),
- Paketleme.

Patates işlemede kullanılan patateslerin kompozisyonu oluşan atığın bileşenlerini belirlemektedir. Atık içerisindeki yabancı bileşenler kir, kostik, yağ, temizleyici ve koruyucu kimyasallardır. Tablo 2.4'te buhar ya da zımpara metodu ile soyma tekniğinin kullanıldığı bir işletmede oluşan patates atıklarının analizi sunulmuştur. Genellikle atıkların çoğunluğu atıksu ile karıştırılarak sistemden uzaklaştırılır.

Tablo 2.4: Katı patates atığındaki bileşenler.

Bileşen	Miktar (%)
Toplam Organik Azot	1,002
Karbon	42,200
Toplam fosfor	0,038
Toplam Sülfür	0,082
Uçucu Katı	95,2

Prosesin ağartma, pişirme, kostik ve buhar ile soyma gibi bazı sıcak işlemler içermesinden dolayı koagüle olmuş protein ve jelleşmiş nişasta içeren atıksu oluşturmaktadır. Ancak patates cipsi ve nişasta üretim prosesinden açığa çıkan atıksuda sıcaklığa maruz kalmış herhangi bir bileşen bulunmamaktadır [Şentürk, 2010].

Nişasta üretim tesisinin atıksuyu, protein ve atıksudaki toplam organik yükün %95'ini oluşturan hamurdan oluşmaktadır. Şayet hamur tutulursa ve atık olmaktan çıkarılırsa organik yük azaltılmış olacaktır. Patates hamurundan ek işlemlerle hayvan yemi elde edilebilir. Protein suyu yüksek miktarda çözünmüş organik içermesinden dolayı arıtımı güçtür. Nişasta üretiminden gelen hamur ve protein suyu alkol fermantasyonu için kullanılarak yan ürün olan alkol elde edilir.

Atıksu kompozisyonu, patates işleme endüstrisine bağlı olarak atıksuları da geniş bir yelpazeye sahiptir [Hung et al., 1994]. Bu çeşitlilik özellikle KOİ, toplam askıda katı madde konsantrasyonları ve pH değerlerinde göze çarpmaktadır. Patates işleme endüstrisi atıksularının kompozisyonuna bağlı olarak aşağıdakiler söylenebilir;

- Atık üretim yükünü azaltmak için olası (mümkün) metotlar uygulanarak yan ürün, geri kazanım ve su geri kazanımı sağlanabilir,
- Patates işleme endüstrisi atıksuyu karakterine uygun arıtma sistemleri ve metotları seçilerek su kalite standartlarının üzerinde sonuçlar elde edilebilir.

Atıksuyun ana kaynağını proses atıksuyu ve siltli su oluşturmaktadır. Siltli su ham patateslerin yıkanması ve yüzdürülmesi işlemlerinde oluşmaktadır. Ham patateslerden gelen yüksek miktarda katı içeren bir sudur.

Proses suyu ise soyma, kesme, ağartma ve paketlenme gibi patates işleme ünitelerinden kaynaklanmaktadır. Proses atıksuyu kostik patates soyucu ve varil yıkama atıksuları ile işletmedeki diğer yıkama sularını da içermektedir. Patateslerin soyulması patates işlemenin ilk adımındır. Patates kabuklarının yumuşatılması için kostik soda kullanılmaktadır. Soyuculardan açığa çıkan atıksu atıksuyun içindeki kirleticilerin büyük bir kısmını içermektedir. Atıksuyun alkalinitesinin yaklaşık olarak %75'i buradan gelmektedir. Ayrıca yüksek miktarda KOİ ve BOİ içermektedir. Bu suyun KOİ ve BOİ değerleri sırası ile yaklaşık 2000 ve 1000 mg/L'dir. Ayrıca toplam çözünmüş katı ve toplam askıda katı miktarı sırasıyla 29000 ve 4100 mg/L'dir.

Soyulan patatesler kesme ünitesine alınır. Son ürün gereksinimine bağlı olarak patateslerin büyüklüğü ayarlanır. Burada patatesin yüzeyi ve yıkama için kullanılan su miktarı atıksu içindeki çözünmüş bileşenlerin miktarını belirlemektedir. Atıksuyun pH'sı yaklaşık olarak 7'dir. Atıksudaki BOİ ve KOİ değeri soyucudan gelen suya bağlıdır ve yaklaşık olarak %50'si soyucudan gelmektedir. Toplam çözünmüş katı ve toplam askıda katı miktarı sırasıyla 1390 ve 460 mg/L'dir. Ağartma prosesi indirgenmiş şeker, inorganik tuzları, jelatinleşmiş nişastayı ve çok az miktarda protein ile aminoasitleri uzaklaştırır. Bu işlemde çıkan atıksuyun pH'sı 6,2, toplam çözünmüş katı miktarı 1500 mg/L, 8,2 mg/L fenol, 1000 mg/L KOİ ve 800 mg/L BOİ içermektedir [Şentürk, 2010].

2.2.3. Arıtma Metotları

Meyve ve sebze işleme endüstrisinin atıksuları nişasta, şeker, pektin gibi karbonhidratları, vitaminleri ve diğer bileşenleri içermektedir. Toplam organik maddenin yaklaşık %75'i çözünmüş formdadır. Bu nedenle mekanik ya da fiziksel yöntemlerle giderilemezler. Bu yüzden bu tip atıksuların arıtımında biyolojik ya da kimyasal oksidasyon tercih edilmektedir [Bertola et al., 1999].

2.2.3.1. Atıksu Arıtma Prosesleri

Dünyanın çoğu bölümünde patates işleme endüstrisi atıksularının arıtımında 1950'den 1970-1980'e kadar birincil arıtım uygulanmıştır.

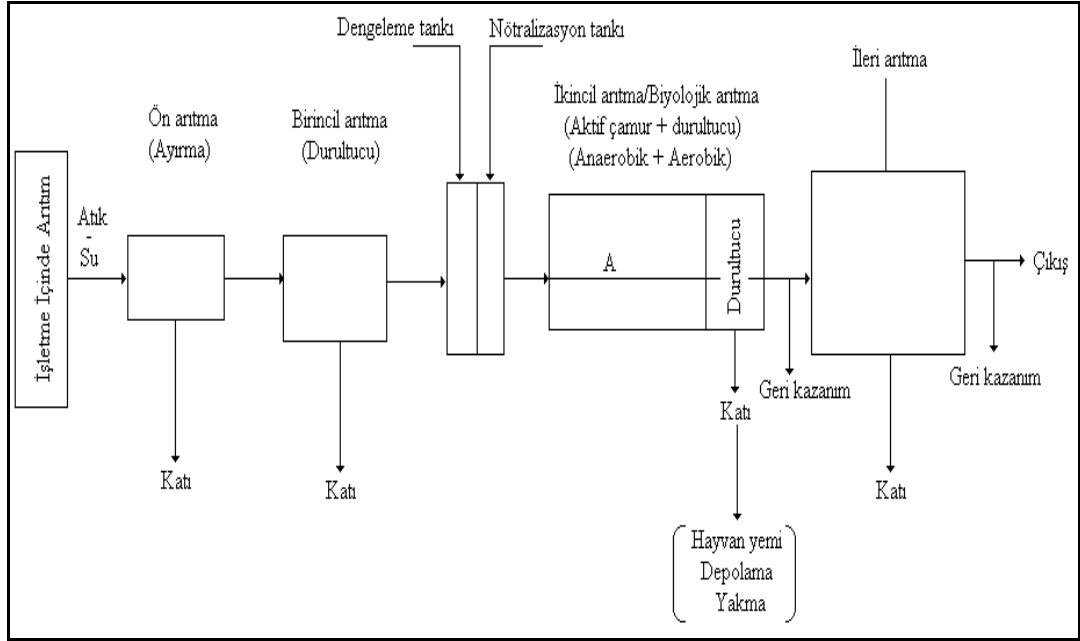
Daha sonraları ikincil arıtım ve sulama sistemleri atıksu arıtımına dahil olmuştur. Ortaya konan ulusal atıksu limit ya da standartları ileri arıtma ihtiyacını

doğurmuştur. İkincil arıtım ile kirleticilerin istenilen seviyede uzaklaştırılması sağlanamamıştır. İleri arıtım nütrient giderimi, askıda katı, organik ve inorganik materyallerin giderimini kapsamaktadır. Patates işleme endüstrisi atıksularının arıtımının kısımları Tablo 2.5’de gösterilmiştir.

Tablo 2.5: Patates işleme endüstrisi atıksularının arıtımının kısımları.

Arıtma Ünitesi	İşletme, proses ve arıtma	Açıklama
Fabrika içi	Koruma ve tekrar su kullanımı Proses düzeltme Proses kontrol Yeni ürünler	Atık yükü azaltımı
Ön Arıtma	Eleme (mesh büyüklüğü 20 – 40)	% 10 – 25 BOİ ₅ giderimi
Birincil Arıtım	Çöktürme Yüzdürme	% 30 – 60 BOİ ₅ giderimi % 20 – 60 KOİ giderimi
Dengeleme	Dengeleme/buffer Tankı	Sabit debi ve konsantrasyon
Nötralizasyon	Şartlandırıcı tank	pH ve Sıcaklık ayarlaması
İkincil Arıtma		
1. Aerobik Arıtma	Doğal arıtma Aktif Çamur Biyodiskler Damlatmalı filtreler	% 80 – 90 BOİ ₅ giderimi % 70 – 80 KOİ giderimi
2. Anaerobik Arıtma	UASB EGSB Anaerobik kontak reaktör Anaerobik filtreler Akışkan yataklı reaktörler	% 80 – 90 BOİ ₅ giderimi % 70 – 80 KOİ giderimi
İleri Arıtma	Mikroeleme Granül Filtrasyon Kimyasal Koagülasyon ve çöktürme Nitrifikasyon - Denitrifikasyon Hava sıyırma ve iyon değiştirme Membran teknolojisi	% 90 – 95 BOİ ₅ giderimi % 90 – 95 KOİ giderimi Bazen de %95’ten daha fazla

Şekil 2.6’da patates işleme endüstrisi atıksularının arıtımı için genel bir arıtma modeli sunulmuştur. Gelişen çevresel ihtiyaçlar, işletmelerde arıtma sistemlerinde modifikasyonların yapılmasına ve geri kazanım uygulamalarına yöneltmiştir. Son zamanlarda farklı arıtma üniteleri anaerobik ve aerobik proseslerle ikincil arıtmanın daha etkili olması için kombine edilmiştir.



Şekil 2.6: Patates işleme endüstrisi atıksularının genel arıtım şeması

2.2.3.2. Proseste Atık Azaltımı

Atık problemlerini minimize etmek için atıksu içerisinde karışan katı miktarının azaltılması ile yıkama suları ve proseste kullanılan suyun azaltılması gerekmektedir. Atıksu içerisindeki katıların azaltılması için aşağıdaki adımlar uygulanmalıdır [Şentürk, 2010]:

- Az katı kaybı ile temizlenmiş patates üretimi için uygulanan soyma işleminin gerçekleştirilmesi,
- Taban döküntüsünü azaltmak,
- Tabandaki atıkları yıkamak yerine bir haznede toplamak,
- Su içerisinde katıların çözünmesine engel olmak için patates atıklarının uzaklaştırılması.

Su hacmi proses suyunun tekrar kullanılması ile azaltılabilir ve bu bazı avantajlar sağlayabilir. İkinci olarak atık konsantrasyonu ile birincil çöktürme tankının etkinliği artırılır. Son proses adımında klorlanmış su üründe bakteriyel kirlenmenin önlenmesi için uygulanabilir. Atıksu hacmini azaltmak için yapılabilecek diğer adımlar ise patateslerin taşınması için seçilen metodu düzgün seçmek (kanallarda yüzdürmek yerine), ekipmanların ve zeminin temizlenmesi için

yapılan işlemlerin iyileştirilmesi (yüksek basınçlı nozullar, aç kapa nozullar) yapılabilir.

2.2.3.3. Ön Arıtma (Ayırma)

Atıksu arıtma tesisine ilk girdiği anda karşılaştığı kısım elektir. Ayırma genellikle atıksu proseste tekrar kullanılın diye büyük atık parçalarının uzaklaştırılmasında uygulanır. Yaygın olarak üç tip ayırıcı kullanılmaktadır: sabit ayırıcılar, dönen ayırıcılar ve titreyen ayırıcılar. Aslında bu ayırıcıların su içerisindeki katıları ayırmaları benzerlik göstermektedir. Kaba büyük katılar 1 mm büyüklüğündeki meshe sahip ayırıcılarla sudan uzaklaştırılırlar. En basit tipteki sabit ayırıcı birçok sayıda ızgara içerir ve atıksu kanalının girişinde yer alır. Modern atıksu arıtma tesislerinde kanallar mekanik olarak temizlenmektedir. Dönen ayırıcıların çok geniş kullanımı vardır ve mevcut birçok tipi bulunmaktadır. En yaygın tipi tambur ayırıcıdır. Bu silindirik ayırıcının üzerinde belli meshe sahip gözenekler vardır. Atıksu silindir içerisine girince katı kısımlar tamburun içinden kalırken atıksu tamburun dışına çıkar. Bu işlemde atıksu tamburun ortasından verilmektedir. Bir başka dönen ayırıcı tipi de disk ayırıcıdır. Delikli yapıdaki plaka üzerindeki disklere atıksu verilir. Bir taraftan verilen atıksu diğer taraftan katıları ayrılmış şekilde alınır. Ayrıca kalan katılar da disklerin tepesinde bulunan fırçalar vasıtasıyla uzaklaştırılır. Titreşimli ayırıcılar ise karşılıklı olarak ileri geri hareket eden düzenekten oluşmaktadır. Atıksu ayırıcı yüzeyine yatay olarak verilir. Su akarken katı maddeler sıçrayarak ayırıcı üzerinden katı toplama noktasına doğru ilerler.

Atık ayırıcılar konumlandırılırken ve yükseltilirken dikkatli olunmalıdır. Atıksu ünitesi ayırma sisteminin tabanından daha alt kısımda inşa edilir ve atıksu ayırma sistemine pompalanır. Ayırıcının yukarı konulmasındaki amaç atıksu içerisindeki katıların yoğunluklarından dolayı ayırma hunilerine düşebilmeleridir. Atıksu da birinci arıtma ünitesine cazibe ile akar. Ayırma işleminden sonra katı atıklar atık hunilerinde toplanırlar.

Atıksudaki askıdaki katıların giderilmesi için sedimantasyon işlemi uygulanmaktadır. Bu şekilde, çökebilen katıların çoğunluğu durultuculardan uzaklaştırılır. Bu birincil arıttaki KOİ giderimi genellikle % 40 - 70'tir. Atıksudaki yağ gres ve askıda katıların uzaklaştırılması için kullanılan bir diğer

yöntem de yüzdürmedir. Flotasyon sisteminin performansı oluşturulan hava kabarcıklarının yeterli olup olmadığına göre değişiklik arz etmektedir. Arıtma tesisindeki optimum şartları sağlamak için atıksu karakterizasyonundaki salınımları minimize ya da kontrol edebilmek için dengeleme tankı kullanılır. Böylece fiziksel ve kimyasal homojenlik sağlanmış olur. Genellikle patates işleme endüstrisi atıksularının arıtımında dengeleme tankındaki su şartlandırma tankına pompalanır. Şartlandırma tankında atıksuyun pH ve sıcaklığı kontrol edilir ya da doğrulanır. Biyolojik arıtma için uygun şartlar sağlanmış olur.

2.2.3.4. İkincil Arıtım

İkincil arıtma giriş seviyesi 50 - 1000 mg/L BOİ ya da daha fazla olan çözülmüş organik bileşiklerin biyolojik olarak bozunarak çıkış seviyesinin 15 - 20 mg/L'nin altına düşürüldüğü sistemlerdir. İkincil arıtmada önemli olan atık arıtımını gerçekleştirecek olan biyolojik organizmaların büyümesi için uygun çevrenin sağlanmasıdır. Bu genellikle aerobik olarak havalandırma tankında ya da lagünde yapılır. Ayrıca atıksu anaerobik olarak küçük bir gölette ya da kapalı bir tankta arıtılabilir. Biyolojik arıtmadan sonra mikroorganizmaların ve diğer büyük katıların çökmesi sağlanmaktadır. Bu çamurun bir kısmı ise ana prosese geri devredilebilmektedir. Aşırı çamur arıtmadan sonra sistemden uzaklaştırılmaktadır [Hung et al., 1994]. Patates işleme endüstrisi atıksuyu ile evsel atıksu birlikte stabilizasyon havuzlarında arıtılmaktadır. Patates işleme atıksularının arıtılmasında sulak alanlar denenmiş ve patates nişastası endüstrisinin atıksu arıtımında başarılı bir şekilde kullanılmıştır.

• Aktif Çamur Prosesleri

Bu sistemlerde ön çöktürmeye tabi tutulmuş atıksular havalandırma tankına ya da havuzuna alınırlar. Burada oksijen temini mekanik yüzey karıştırıcılarla ya da hava kompresörleri ile sağlanır. Çözülmüş ve çözünmemiş organikler atıksu içerisinde floküle olmuş mikrobiyal ürünlere dönüştürülürler. Çökme özelliklerinin iyi olması nedeniyle çökeltme tankına alınarak çöktürülürler.

Aktif çamur sistemleri için tam karışimli, tıpa akışlı, adım havalandırmalı, uzun havalandırmalı, kontakt stabilizasyon ve ardışık kesikli reaktör gibi birçok çeşidi

bulunmaktadır. Tüm bunların işletilmesinde izlenen ana yol aynıdır. Farklılıklar genelde atıksuyun beslenmesinden, havalandırmanın değişikliği gibi kısmi değişiklikler yapılarak sistemin geliştirilmesi ve modifikasyonundan kaynaklanmaktadır. Hung ve arkadaşları patates atıksuyu arıtımı için geniş bir yelpazede araştırma yapmışlardır [Hung, 1983], [Hung, 1984], [Shih and Hung, 1987], [Liyah and Hung, 1988], [Hung et al., 1994]. Bunlar içerisinde aktif çamur sistemi, toz aktif karbon içeren aktif çamur sistemi, aktif çamur sistemini takiben biyolojik aktif karbon kolonu olan iki kademeli arıtma sistemi, anaerobik filtreyi takiben aktif çamur prosesinden oluşan iki kademeli arıtım, anaerobik arıtma gibi prosesleri bulunmaktadır. Patates işleme endüstrisi atıksularının arıtımı üzerine yapılan çalışmalar tam ölçekli aerobik arıtımın en büyük ve en önemli dezavantajlarının yüksek enerji tüketimi, yüksek miktarda atık çamur oluşumu, çamur susuzlaştırmanın yüksek maliyeti, çamur nakliyesi ve saklanması sıralanabilir. Bunların bir sonucu olarak patates işleme şirketleri aerobik arıtma yerine anaerobik arıtmayı kullanmaya yönelmişlerdir.

- Anaerobik Arıtma Sistemleri

Dünya çapında farklı üretim yapan 1800 işletmeden daha fazla (kağıt, gıda, kimya vs) işletme KOİ giderimindeki etkin başarısından dolayı anaerobik arıtmayı kullanmaktadırlar. Tüm bu anaerobik proseslerin temelinde UASB ve EGSB gibi yüksek hızlı, kompakt, granül biyokütle teknolojilerinin kullanımı yatmaktadır [Zoutberg ve Eker, 1999].

İlk tam ölçekli anaerobik arıtma sisteminin kurulduğu 1958'den beri birçok çalışma halen yürütülmeye devam etmektedir. Sadece Almanya'da endüstriyel atıksuların arıtımında 125 adet metan reaktörü bulunmaktadır. Bu reaktörlerin 43 tanesi kontakt reaktör, 38 tanesi çamur battaniyesi reaktörü ve 33 tanesi de sabit film metan reaktörüdür. Diğer 11 tanesi CSRT, yarı kesikli, hibrit reaktörler ya da adlandırılmamış reaktör tiplerindedir [Austerman-Haun et al., 1999].

Hidroliz anaerobik arıtımda mikroorganizmaların metan ve organik asit üretebilmeleri için patates nişastası ve püresi atıksuyundaki substratları çözünür forma dönüştürerek kullanılabilir hale getirdiğinden anaerobik arıtmada büyük bir öneme sahiptir.

Dünyadaki patates işleme endüstrilerinin büyük bir kısmı atıksularının anaerobik arıtılmasında genellikle yukarı akışlı anaerobik reaktörler (UASB)

kullanılmaktadır. Son zamanlarda dünyada birçok patates işleme endüstrisi de yukarı akışlı anaerobik reaktörler ile atıksu arıtımı yapmaktadırlar. Bunlardan bazıları McCain Foods, Pepsi Co., Tasty Foods ve Uzay Gıda başta sayılabilir [Zoutberg ve Eker, 1999].

UASB'ye verilen atıksuyun aslında askıda katı içermemesi bu prosesin etkin çalışması için en önemli ön koşuldur. Çünkü askıdaki katılar sistemdeki aktif çamur granülleri ile yer değiştirir. Sonrasında EGSB reaktörler geliştirilmiştir. Bu reaktörlerde yukarı akış hızı daha yüksektir ve bu durum reaktörde kısmi olarak askıda katı madde yıkanmasına sebep olmaktadır [Zoutberg ve Eker, 1999]. EGSB teknolojisi düşük sıcaklıklarda arıtma sağlayabilmektedir. Ayrıca KOİ salınımlarını da yıl içerisinde tolere edebilmektedir. Her iki reaktör de atıksu reaktörlerin alt kısmından beslenir ve atıksuyu girişte hemen dağıtabilecek bir sisteme sahiptir. Atıksu anaerobik bakterileri içeren çamur yatağına doğru akar ve buradaki granül yapılarını geliştirir. Bu granüllerin en iyi çökebilmeleri (60-80 m/saat) küçük reaktör hacminde yüksek biyokütle konsantrasyonlarında olmaktadır.

KOİ'den biyogaza dönüşüm çamur yatağında meydana gelmektedir. Her iki reaktörde de çamur, su ve biyogaz karışımı üç faza ayrılmaktadır. Bu ayrımı reaktörün üst kısmında bulunan özel olarak dizayn edilmiş separatörler ya da çöktürücüler yapmaktadır. Arıtılan su reaktörden uzaklaştırılır, biyogaz reaktörün üst kısmında toplanır ve çamur reaktörün aktif hacmine geri çöktürülür.

Patates işleme endüstrisi atıksuları genellikle askıda katı ihtiva etmektedirler. UASB prosesi EGSB prosesine nazaran daha uzun hidrolik bekleme süresine sahip olarak karakterize edilmektedir. UASB prosesinin kullanılması daha iyi askıda katı giderimi sağlar ve böylece daha yüksek bir KOİ giderme verimi sağlamış olur. EGSB reaktörler genellikle temelde çözünmüş KOİ giderimi için dizayn edilmektedirler. Bu nedenledir ki EGSB reaktör ile patates işleme atıksuları arıtıldığı takdirde reaktörden çıkan su ya kanalizasyona deşarj edilmeli ya da son aerobik arıtma uygulanmalıdır [Hung et al., 1994].

2.2.3.5. İleri Arıtma

İleri atıksu arıtımı ikincil arıtmadan sonra kalan organik ve inorganik kirleticilerin giderilmesi için kullanılmaktadır. İkincil arıtımından çıkan atıksuyun

kalitesini arttırmak için silindirik yüzeyi çok ince deliklerle (23 - 60 µm) kaplı eleklerle atıksu mikroelemeye tabi tutulmuştur. Aktif çamur sistemini takiben mikroeleme ile çıkıştaki AKM 6 - 8 mg/L'ye, BOİ ise 3,5 - 5 mg/L'ye düşürüldüğü bildirilmektedir [Lyman et al., 1969]. İkincil arıtma çıkış kalitesini arttırmak için yatak filtrasyon yöntemi de kullanılmaktadır.

Granüler filtrasyon tekniği mikroelemeye kıyasla daha çok tercih edilmektedir. Bunun nedeni mikroelemeye göre daha az işletme problemi görülmesi ve daha yüksek katı gideriminin gerçekleştirilebilmesidir. Filtrasyon hızı 0,06 - 0,5 m/dakika ve çıkıştaki askıdaki katı konsantrasyonu 1-10 mg/L arasında değişmektedir. Patates işleme endüstrisi atıksularından azot giderimi için nitrifikasyon ve denitrifikasyon tercih edilmez. Önemli bir araştırma da ileri arıtma tekniği olarak aktif karbon prosesi ile patates atıksularının arıtımı için yapılmıştır. Tam karışımli aktif çamur sistemini takiben yapılan aktif karbon adsorpsiyonu ile KOİ %97 oranında giderilmiş ve çıkış suyundaki KOİ konsantrasyonunun 24 mg/L'ye düşürüldüğü rapor edilmiştir [Hung, 1984]. Ayrıca aktif çamur arıtımından gelen suyun toz aktif karbon ile KOİ gideriminin granül aktif karbondan daha etkili olduğu sonucuna varılmıştır.

2.3. Biyolojik Arıtma

2.3.1. Biyolojik Arıtmanın Amacı

Biyolojik arıtma prosesinin amacı çökelemeyen koloidal katıları koagüle ederek gidermek ve organik maddeyi stabilize etmektir. Biyolojik arıtma sistemi, atıksu içerisindeki organik maddeleri uzaklaştıran mikroorganizmaların yaşamlarını sürdürmeleri için uygun ortamı sağlayabilmelidir. Mikroorganizmalar organik maddeleri oksitleyerek ihtiyaçları olan kimyasal enerjiyi ve yeni hücre sel yapıları üretirler. Organik bileşiklerinin oksitlenmesinin ardından mikroorganizmalar sudan ayrılır ve kısmen berraklaşmış arıtma çıkış suyu elde edilir.

Biyolojik arıtmanın en önemli özelliği çok yüksek kimyasal dönüşüm verimi elde edilebilmesidir. Kimyasal oksidasyon prosesinden farklı olarak aerobik biyolojik proste büyük organik moleküller parçalanarak nihai mineral bileşikler olan CO₂'e, H₂O'ya ve inorganik nitrata dönüşür. Bütün bu işlemler gerçekleşirken biyokütle tarafından ortama hücre dışı salgılanan polimerik maddeler de (EPS)

olmak üzere çok çeşitli materyaller verilir. Bu bileşiklerin çeşidi ve konsantrasyonları besleme karakteristiğine ve hidrolik şartlara bağlı olarak değişmektedir. Son ürün metan olan anaerobik proseslerde de aerobik sistemde olduğu gibi EPS üretilir. Biyolojik arıtma genellikle değişik organik yüklemelere karşı dayanıklıdır. Ancak koku ve atık çamur problemi oluşturur. Diğer taraftan, kimyasal arıtma ile karşılaştırıldığında yavaş bir prosestir. Ayrıca biyokütlenin havalandırılması ve karıştırılması için enerjiye ihtiyaç duyması gibi dezavantajlara sahiptir.

2.3.2. Proses Konfigürasyonu

Biyolojik parçalanma temelli prosesler, proses konfigürasyonlarına, besleme rejimine ve oksidasyon durumuna göre sınıflandırılabilir. Proses konfigürasyonu biyokütlenin atıksu ile ne şekilde temas ettirildiğini (biyofilm, askıda veya her ikisinin bir arada bulunduğu sistemler) belirtir. Askıda biyokütle sistemleri yüksek kütle transferleri sağlarlar ama proses sonunda sudan ayrılmaları gerekir.

Her iki sistemde de (biyofilm ve askıda) aşırı miktarda bulunan biyokütlenin sistemden atılması gerekmektedir. Besleme rejimi, atıksuyun sürekli olarak ya da kesikli olarak sisteme verilmesi ile de proses çeşidini belirlemektedir. Kesikli beslemede aynı reaktör hem biyolojik parçalama hem de biyokütlenin ayrılması için kullanılabilirdiğinden alan bakımından daha avantajlıdır. Son olarak redoks şartları, arıtma prosesinde oksijenin kullanıldığını (aerobik, anoksik) ya da kullanılmadığını (anaerobik) belirler.

Aerobik arıtmanın ana amacı organik maddeleri gidermek ve amonyağı nitrata okside etmektir. Biyolojik olarak nütrient gidermek için aerobik sistemler anoksik veya anaerobik sistemlerle birleştirilebilirler. Besleme suyundaki organik azotun arıtılması için çıkış suyu anoksik şartların fazla olduğu yukarı akışlı sistemlere verilebilir. Bu amaçla nitrifikasyon ve denitrifikasyon birbirini takiben yapılır. MBR'ler de aynı şekilde dizayn edilir. Çünkü biyolojik fonksiyon membran tarafından değiştirilmeden sabit kalır.

Bütün biyolojik arıtma proseslerinde arıtılan suyun biyokütleden ayrılması gerekmektedir. Tutuklanmış biyofilm proses çıkış suları, her ne kadar bazı biyofilm parçaları kopup çıkış suyuna geçse de düşük konsantrasyonda biyokütle içerir. Ancak

yüksek konsantrasyonda biyokütle içeren aktif çamur sistemlerinde, biyokütle çökme ile giderilebilmektedir. Klasik aktif çamur sistemlerinde çökme ile biyokütlenin ayrılması için sistemdeki katıların (floklaşan partiküller) belli bir büyüklüğe gelmesi gerekmektedir. Bundan dolayı, biyokütle sistem içerisinde yeterince uzun süre kalmalıdır. MBR'lerde biyokütleyi ayırmak için flokların çökebilecekleri büyüklüğe gelebilmelerine gerek yoktur. Ayrıca MBR'ler biyofilm prosesleri ile beraber dizayn edilebilirler, hatta membranlar biyofilme destek tabakası olarak kullanılabilirler.

2.3.3. Mikrobiyoloji

Biyolojik arıtma ile organik ve inorganik maddeler mikroorganizmalar vasıtasıyla zararsız son ürünlere dönüştürülür. Dolayısıyla, mikroorganizma kültürü sürekli ve sağlıklı olmalıdır. Protozoa ve rotifer gibi daha yüksek mikroorganizma formları askıdaki organik katıların tüketilmesinde ve diğer mikroorganizmalarla beslenen bakterilerle aktif çamur konsantrasyonunu sabit tutmada önemli rol oynamaktadır. Nematod kurtları ve böcek larvaları gibi büyük biyolojik türler partikül halindeki organik maddelerin tüketilmesine katkıda bulunurlar.

Heterotrofik bakterilere oranla daha yüksek organizmalar olan protozoa, filamentli organizmalar, remoted ve silistler MBR'lerde klasik aktif çamur sistemiyle karşılaştırıldığında daha düşük konsantrasyonlarda bulunmaktadır [Çiçek vd., 1999], [Witzig et al., 2002]. Buna karşın bazı çalışmalarda aynı çamur yaşlarında protozoalar, özellikle kamçılılar ve silistler, MBR'lerde klasik aktif çamur sistemine göre daha yüksek konsantrasyonlarda gözlemlendiği bildirilmiştir [Ghooyt and Verstraete, 2000]. Bu çalışma hidrolik bekleme süresi uzun olan (20-70 saat) bir sistemde yapılmıştır. Protozoanın biyokütle içinde olmadığını gösteren diğer çalışmalarda hidrolik bekleme süresinin düşük olması bunun nedeni olarak kabul edilmektedir. Protozoaların nitrifikasyon üzerinde negatif etkileri vardır. Protozoaların aşırı çoğalması halinde nitrifikasyonun tamamen durduğu gözlemlenmiştir [Bouhabila et al., 1998]. Aktif çamur içerisindeki bu durum ölüm katsayısı olan k_d ile açıklanmaktadır.

Ayrıca son zamanlarda yapılan çalışmalarda predatör mikroorganizmaların daha önceden düşünülen aksine çamur konsantrasyonu üzerine büyük bir etkisinin

olduğu belirlenmiştir [Van loosdrecht and Henze, 1999]. MBR'lerde ise çamur konsantrasyonunu mevcut enerji ve hücrelerin ölümü sınırlar [Low and Chase, 1999]. Nocardia gibi daha yüksek organizmalar tam ölçekli MBR'lerde görülmüş ve önemli köpük problemlerine yol açmıştır. MBR, aktif çamur içindeki biyokütlenin maksimum konsantrasyona çıkmasına imkan verir. Maksimum konsantrasyonlarda mevcut olan enerji hücre bakımı için harcanır. Ortamdaki besine göre mikroorganizma konsantrasyonlarının yüksek olduğu zaman mikroorganizmalar substrat azlığı ile karşı karşıya gelir ve çoğalamazlar [Muller et al., 1995]. MBR'deki oksijen kullanım hızı klasik aktif çamur sistemlerine kıyasla düşüktür. Bu da göstermektedir ki MBR'lerde oksijenden ziyade karbon sınırlayıcı faktördür [Witzig et al., 2002]. Bakteriler sürekli olarak giriş atıksuyu ile temas ettiriliyor ve diğer mikroorganizmalar üzerinden beslenen mikroorganizmalar bulunmamasına rağmen biyoküttele çoğalma olmuyorsa bunun sebebi mikroorganizma konsantrasyonunun k_d tarafından sabit tutulmasıdır.

Herhangi bir biyolojik sistemde biyokütle içerisinde çok çeşitli türde mikroorganizmalar bulunmaktadır. Hem MBR'de hem de aktif çamur sisteminde baskın bakteri türü proteo bakteridir (β alt sınıfı) [Manz et al., 1994], [Sofia et al., 2004]. Amonyak oksitleyiciler de bu gruba dahildir. Bu bakteri türü, MBR'lerde de baskın olmasına rağmen uzun çamur yaşı mikrobiyal popülasyonun proteo bakter- β içeriğini düşürmektedir [Luxmy et al., 2000], [Sofia et al., 2004].

Nitrosomonas ile nitrospira ototrofik amonyak oksitleyici ve nitrobakter ile nitrospira nitrit oksitleyici bakterilerdir. Nitrifikasyon bu iki grup tarafından gerçekleştirilir [Wagner et al., 1996], [Wagner et al., 1998]. Sofia ve arkadaşları (2004) nitrifikasyonda baskın mikroorganizmaların nitrospira ve nitrospira olduğunu belirtmesine rağmen Witzig ve arkadaşları (2002) membran filtre çamurunda nitrosomonas, nitrobacter ya da nitrospira bulunmadığını göstermiştir. Yukarıdaki çalışmalar göstermektedir ki amonyak oksitleyen bakteriler sistem-spesifik bakterilerdir ve nitrospira nitrit indirgenmesinden sorumludur. Ototrof nitrifikasyon bakterileri yavaş ürediklerinden dolayı MBR'ler nitrifikasyon açısından oldukça avantajlıdır. Çünkü MBR'ler uzun çamur yaşlarında işletilmektedir.

Mikroorganizmalar, redoks şartlarına, proses tipine ve enerji ihtiyacına bağlı olarak sınıflandırılabilirler. Heterotroflar, enerji kaynağı olarak organik karbonu kullanır ve çok miktarda hücrel materyal sentezlemektedir. BOİ gideriminden ve denitrifikasyondan genel olarak heterotrof mikroorganizmalar sorumludur.

Ototroflar, inorganik reaksiyon vasıtasıyla enerji elde ederler. Örnek olarak Fe (II)'nin Fe (III)'e oksitlenmesi, hidrojenin suya ve inorganik karbondan asimile edilebilir materyal üretilmesi verilebilir. Ayrıca sülfat indirgeme ve anaerobik metan üretimi de bu kategoriye girmektedir. Ototroflar enerji toplama açısından heterotroflara göre daha az verimlidirler. Bu yüzden çok daha yavaş çoğalırlar.

Mikrobiyal çoğalma toplam çözünmüş katı konsantrasyonuna, pH'ya ve sıcaklığa bağlıdır. Çoğu mikroorganizma türleri nötral pH civarında ve ortam sıcaklığında yaşamasına rağmen bazıları uç şartlarda yaşarlar. Yaşayabileceği optimum pH 1,5-2,0 olan Thiobacillus buna örnek olarak verilebilir. Bazı MBR'ler nitrifikasyon ve inert organiklerin giderilmesi için spesifik kültürlerle çalıştırılabilir. Mikroorganizmalar yaşadıkları ortamın sıcaklığına göre sakrofilik, mezofilik ve termofilik olmak üzere üç sınıfa ayrılabilir. Bu sınıflamanın optimum sıcaklıklar sırası ile 15, 35 ve 55°C'dir. Çoğu aerobik biyolojik proses ortam sıcaklığında çalıştırılır. Bu yüzden mikroorganizmalar genellikle mezofilik safhada yaşamış olurlar. Harici MBR'lerin işletme sırasında çamurun sıcaklığını arttırabilmesi bir diğer avantajıdır. Çünkü sıcaklık arttığında hem mikroorganizmaların performansı artar hem de suyun vizkozitesi düşer [Van dijk and Roncken, 1997].

2.3.4. Termofilik Aerobik Arıtma

Sıcaklık mikrobiyal büyümeyi etkileyen en önemli parametrelerden biridir ve dolayısıyla biyolojik arıtma sistemlerinde büyük bir öneme sahiptir. Bakteri büyümesi düşük sıcaklıklarda oldukça düşüktür ancak sıcaklık arttıkça büyüme hızları da artmaktadır. Van't Hoof'a göre belli bir sıcaklığa kadar her 10°C artışta reaksiyon hızı iki katına çıkmaktadır. Mikrobiyal hücrede iki karşıt güç mevcuttur. Birincisi senteze dayanan sıcaklık artışı ile reaksiyon hızını arttıran, ikincisi ise gözlenen hızı azaltan ve protein denature hızına ya da enzim inaktivasyon hızına bağlı olan güçtür. Düşük sıcaklıklarda bozunma reaksiyonları pek önemli değildir ancak sıcaklık arttıkça bu reaksiyonlar önem kazanır. Sıcaklık daha da arttıkça bozunma reaksiyonları predominant olur ve büyüme hızlı bir şekilde azalır.

Çoğu yaşam formları için ölümcül olan sıcaklıklarda yaşayabilen mikroorganizma türleri bulunmaktadır. Yüksek sıcaklıklarda yaşayabilen mikroorganizmaların bu yüksek sıcaklıklarda yapısı bozulmayan proteinlere sahip

oldukları düşünülmektedir. Ancak 60°C'nin üzerinde bu proteinler bozulurlar ve mikroorganizmaların büyümeleri durur. Yüksek sıcaklıklarda yaşayan mikroorganizmalar termofiliktir ve bu mikroorganizmaların metabolik hızları oldukça yüksektir. Bu nedenle de organik atıkların hızlı bir şekilde arıtılmasında kullanılabilecekleri düşünülmektedir. Araştırmalar incelendiğinde termofilik şartlarda anaerobik arıtmanın uygun olduğu görülmektedir. Ancak termofilik şartlarda yapılan aerobik arıtma uygulamaları anaerobik arıtmaya nazaran oldukça azdır.

2.3.4.1. Termofilik Mikroorganizma Türleri

Termofil birçok mikroorganizma grubunda gözlenen bir özelliktir. Rebertson (1927a) 1927 yılından önceki araştırmaları inceleyerek hazırladığı çalışmada termofilik spor formunda, spor formunda olmayan, aktinomiset ve cocci'lerin var olduğunu bildirmiştir. Daha sonraki yıllarda yapılan çalışmalarda, Gauhran (1947) ve Allen (1953) termofilik gruplarda Bacillus geninin en yaygın şekilde bulunduğunu söylemişlerdir. Gauhran (1947) aynı zamanda termofilik cocci, aktinomiset, spiroketa ve mayaların var olduğunu da rapor etmiştir. Brues (1927) kaynak suyunda hayvanlar alemi incelediği çalışmada 60°C ile 63°C'deki sıcaklıkta yaşayan alglerin olduğunu ancak 70-71°C'den daha yüksek sıcaklıklarda klorofilin ölçülmediğini bildirmiştir. Çok az hayvan türünün 40°C'nin üzerindeki sıcaklıklarda hayatta kalabildiği söylenmektedir. Protozoalar bu gruba girmektedir. Loginova ve arkadaşları (1962) yaptıkları termofilik mikroflora çalışmasında termofilik maya, bakteri ve aktinomisetleri izole etmişlerdir. Ancak protozoa ya da diğer hayvan türlerinden bahsetmemişlerdir. Çok önceleri yapılan bir çalışma ile laboratuvar ortamında protozoaları 70°C'de büyütmeyi başarmışlardır. Eğer laboratuvar ortamında protozoalar bu kadar yüksek sıcaklığa adapte olabiliyorlarsa doğal ortamda da bu sıcaklıklara adapte olabilirler [İnce ve Engin, 2012].

2.3.4.1.1. Orjin ve Dağılım

Termofilik mikroorganizmalar doğada yaygın bir şekilde bulunmaktadır. Büyüme için gerekli olan sıcaklıklardan daha düşük sıcaklıklarda bile yaşamlarını

devam ettirebilmektedirler. Allen (1953) ve Gaughran (1947)'a göre sıcak ve tropikal bölgelerdeki toprak, hava ve sulardan, tuzlu ve tuz içermeyen sulardan izole edilebilirler. İklim şartları termofillerin dağılımı üzerinde çok az ya da hiç etkisi bulunmamaktadır.

2.3.4.1.2. Sıcaklık Adaptasyonu

Önceleri genel kanı çoğu yaşam formu için ölümcül olduğu sıcaklıklara uzun zaman periyotlarında mezofilik mikroorganizmaların adapte olmasıyla ikincil tür olarak termofiliklerin oluştuğudur. Arıtma proseslerinde ya da laboratuvar ortamında bu adaptasyonun oluşması mümkündür. Düşük sıcaklıklarda organik maddeleri mineralize edebildikleri gibi 55°C ve 60°C'de de yaşayabilir ve çalışabilirler. Araştırmacılar mezofilik mikroorganizmalardan yüksek sıcaklığa dayanan mikroorganizmalar geliştirmeyi denemişler ancak çoğu bunu ilk zamanlar başaramamışlardır. Graughran (1947) fark edilir derecede sıcaklık artışında mezofilik mikroorganizmalar bu sıcaklıkları tolere edebildiklerini ve birden bire termofilik formların geliştiğini söylemiş ancak bu söyleme genellikle şüphe ile yaklaşmıştır. Ayrıca çevre şartlarına uyum sağlamak için gerçekleşen adaptasyonların şans eseri oluştuğunu ve mutasyonun inkar edilemeyeceğini bildirmiştir.

Allen (1953) mezofilik ve termofilik spor formundaki bakteriler arasında çok yakın benzer özellikler olduğunu gözlemiş ve termofilik bakterileri çeşitli mezofilik türlerden izole etmeye çalışmıştır. Ayrıca termofilik bakterilerin *Bacillus* üyesinin mezofilik mikroorganizmalardan türediğini de gösterebilmiştir.

Sie ve arkadaşları (1961) *Bacillus sphaericus* mezofilik saf kültürü ortama *Bacillus sphaerothermophilus*'ten (termofilik bacillus) ekstrakte ettiği nükleoprotein ilave ederek yüksek sıcaklıklarda yaşayan kültüre dönüştürmeyi başarmışlardır.

Çeşitli termofiliklerin elde edilmesinde yapılan çalışmalar sonucunda başarılı olanlar olduğu gibi bu konuda başarısız olanlarda mevcuttur. Buradan ortaya çıkan sonuç ise mezofilik mikroorganizmalardan termofilik türlerin elde edilebileceğidir.

Mikroorganizmalar için limit yüksek sıcaklıklara çıkılabileceği gösterildiğine göre termofiliklerin mezofiliklerden çeşit olarak nasıl ayrıldığını belirlemek önemli bir sorudur. Allen (1953) maya agar plate üzerinde büyüeyen toprak örneklerinden aldığı mezofilik ve termofilik bakterilerin tür ve sayısını karşılaştırarak bu sorunun

cevabını bulmak için çalışmıştır. 55°C ve 60°C'de büyüyenler ile 35°C'de büyüyenler arasında 1/100 ila 1/1000 arasında oran bulmuştur. Ayrıca *Bacillus circulans*'sın baskın termofilik tür olduğunu ve *Bacillus subtilis*, *Bacillus megaterium* ve benzer formların yaygın mezofilik türler olduğunu bulmuştur. Böylece laboratuvar ortamında bulunan türlere nazaran toprak örneklerinde yapılanların daha fazla olduğu ve toprakta termofilik spor formunda bakterilerin de var olduğu sonucuna varmıştır. Bu sonuçlar ortam karakterinin diğer çevre şartlarının termofilikler için sıcaklığın etkisinin ve ayrıca mevcut türlerin belirlenmesinde çok önemli olduğunu göstermiştir [İnce ve Engin, 2012].

Çoğu araştırmacı termofilik mikroorganizmaların 35°C'nin altındaki sıcaklıklarda da yaşamlarını idame ettirebildiklerini ortaya koyacak çalışmalar yapmışlardır. Termofilik türlerin hemen hemen hepsi *Bacillus* türü oldukları için 55°C ve 60°C'de yaşayabildikleri gibi 30°C ve 35°C'de de yaşayabilecekleri bildirilmiştir [Allen,1953]. Bazıları termofiliklerin çok az sayıda ya da spor formunda olduklarını ve organik maddelerin degradasyonuna sıcaklık artmadıkça bir katkıda bulunmadıklarına inanmaktadır. Diğer araştırmacılarda termofiliklerin sıcaklığa toleranslı olduklarını ve bir arada buldukları mezofilik bakteriler ile simbiyoz bir yaşam sürdürdüklerine inanmaktadırlar.

Hansen (1932) 20°C'nin altında yaşayamadıkları söylenen çoğu termofilik bakterilerin şayet onları tespit edebilecek uygun metodun kullanılması durumunda bu sıcaklıkların altında da yaşadıklarının gözleneceğine inanmaktadır. Ayrıca oda sıcaklığında termofiliklerin çok yavaş bir şekilde büyüdüklerini ve bunların kolaylıkla fark edilebileceğini söylemiştir. Bazı araştırmacılar da bu konuda Hansen'e katılmaktadır. Imsenecki ve Solnzeva (1945) yüksek sıcaklıklarda büyüyen bakterileri üç gruba ayırmışlardır. Birincisi 25°C'deki gibi 60°C'de de hızla büyüeyebilen optimum sıcaklığın 40°C ve 50°C olduğu sıcaklığa dayanıklı türlerdir. İkincisi geniş bir sıcaklık aralığını tolere edebilen optimum sıcaklık aralığının 55°C ve 65°C arası olduğu ve 28°C ile 30°C düşük sıcaklıklarda da çok yavaşta olsa büyüeyebilen bakterilerdir. Üçüncüsü ise optimum sıcaklık aralığının 55°C ve 60°C olduğu ancak 28°C ile 30°C'de birkaç gün boyunca yaşama belirtisi göstermeyen stenotermal bakterilerdir. Toprak, çamur ya da çeşitli barsak canlılarının aşılındığı et pepton agar üzerinde 60°C'de organizma kolonileri elde etmişlerdir. Bu kolonilerin büyük bir kısmı sıcaklığa dayanıklı türlerdir. Ayrıca ikinci ve üçüncü tür bakterilerden de izole etmeyi başarmışlardır. Stenotermal bakteriler ile çalışan bazı

araştırmacılarında nispeten düşük sıcaklıklarda bu bakterilerin büyümediklerini bildirmişlerdir. Tek tür üzerine yapılan çalışmalardan elde edilen sonuçların tüm termofilik bakteriler için yorumlanması bir yanlışlıktır. Gerçekte bu üç tür termofilikler doğada mevcuttur.

Yukarıda anlatılanlara bakılacak olursa geçmiş yıllarda yapılan çalışmalarda termofilik bakterilerin büyümesi, yenilenmesi ve çeşitli sıcaklıklardaki biyoaktiviteleri konusunda genel bir anlaşma yok gibidir. Yine de zorunlu termofilik, fakültatif (geniş bir sıcaklık aralığına sahip) termofilik ve sıcaklığa dayanıklı mikroorganizmaların varlığı kesindir [İnce ve Engin, 2012].

2.3.4.1.3. Termofilik Mikroorganizmaların Biyokimyasal Aktiviteleri

Termofilikler heterojen bir grup oluşturmaktadırlar. Termofilikler zorunlu aerobik olan tamamen oksijen varlığında büyüeyebilen organizmaları içermektedirler. Allen (1953)'e göre çoğunluğu yüksek sıcaklıkta izole edilebilenler aerobik spor formundaki rodlar, nadiren spor formunda olmayanlar ve fakültatif formda olanlar zorunlu anaerobiklerden daha yaygındır. Grauhan (1947) termofiliklerin büyük bir kısmı oksijen varlığı dikkate alındığında fakültatif olduğunu ancak aerobik ve anaerobik formların da var olduğunu söylemiştir .

Allen (1953) selülozu ayrıştırabilen, denitrifikasyon yapabilen ve azotu bağlayabilen, nişasta ve proteini parçalayabilen, şekeri asit ve son ürünlere fermente edebilen termofilik bakterilerin izole edilebildiğini bildirmiştir. Gaughran (1947) nitrifikasyon ve denitrifikasyon yapabilen, sülfat indirgeyebilen, sülfür ve sülfiti indirgeyebilen ve demir oksitleyebilen termofilik bakterilerin olduğunu bildirmiştir. Ayrıca proteolitik, amilolitik, lipolitik ve halofilik termofilikleri ve fenol ve çeşitli hidrokarbonları oksitleyebilen bazı termofilikleri de rapor etmiştir.

Allen (1953) bir grup termofilik spor formundaki Bacillus'un oksidasyon kapasitesi üzerine bir çalışma yapmış ve en azından mezofilik üyeleri kadar başarılı oldukları sonucuna varmıştır. Bu iddiayı desteklemek için dört termofilik bakteri grubu ile oksanografik metot kullanarak bu bakteri gruplarının çeşitli organik bileşiklerini kullanımını test etmiştir ve sonuçlar tezini doğrulamıştır. Allen ayrıca bazı termofilik Bacillus subtilis ile glikozdan elde edilen fermentasyon ürünlerini belirlemiş ve bu sonuçları mezofilik Bacillus subtilis ile elde edilen sonuçlar ile karşılaştırmıştır. Elde edilen sonuçlar termofilik bakterilerin oksidasyon yeteneğinin

ve fermentasyon ürünlerinin mezofiliklerinki ile çok yakın bir benzerlik gösterdiğini ortaya koymuştur [İnce ve Engin, 2012].

2.3.4.2 Büyüme ve Biyokimyasal Aktivite Hızı

İlk olarak Tanner ve Wallace (1925) büyüme hızı ile sıcaklık arasındaki ilişkiyi araştırmışlardır. Üç termofilik bakteri grubunu havasız sıvı nitruent besi yerinde 55°C, 37°C ve 20°C’de büyütmüşlerdir. Maksimum büyümeye çok kısa bir sürede 55°C’de ulaşmışlardır ve akabinde maksimum büyüme hızına ulaştıktan sonra hızlı bir şekilde ölmüşlerdir. Bu da sıcaklığın hücrel aktiviteyi arttırdığını ve bakteriyel hücrelerin çok daha hızlı çalıştığını ve sonuç olarak çok daha hızlı bir şekilde kendi kendilerini yediklerini ortaya koymaktadır.

Hansen (1932) fakültatif termofiliklerin büyüme ve fermentasyon hızlarını çalışmıştır. Onun asıl amacı çeşitli sıcaklıklarda yenilenme sürelerini belirlemektir. Artan sıcaklığa bağlı olarak 10°C’den 55°C’ye kadar büyüme hızı artmış ancak 55°C’nin üzerinde ise hızda düşüş gözlenmiştir. Yenilenme süresini 55°C’de yaklaşık 16 dakika iken 20°C’de ise 6 saat olarak belirlemiştir. 55°C’de bir kültürdeki maksimum üreme sadece 10⁸ hücre/mL olarak bulunmuş fakat fermentasyon hızının çok yüksek olması nedeniyle oldukça kısa sürede gerçekleşmiştir. 55°C’deki fermentasyon kapasitesi yaklaşık 20°C’de Streptococcus lactis ile yapılandırılan yaklaşık 30 kat daha büyüktür. Hansen’in yaptığı deneyler Tanner ve Wallace’nin (1925) yaptıklarınıninkinden daha iyidir. Kültür yüzeyinden hava geçirerek kültürü aerobik tutmaya çalışmıştır. Ancak yine de çeşitli sıcaklıklarda elde ettiği büyüme hızı verileri oldukça düzensizdir. Bunun nedenini bazı çevresel faktörler, oluşan asit ve son ürünler ya da yetersiz oksijen kaynağı olarak açıklamıştır.

Proteoliz, denitrifikasyon ve nişasta hidrolizinin yapıldığı çalışmada termofiliklerin mezofiliklere göre hızı yedi ila on dört kat daha fazladır [İmsenecki, 1945]. Amilolitik termofiliklerin hızının daha fazla olduğunu ve kültürdeki hücre sayısının oransal olarak çok daha fazla olduğu da gözlenmiştir. Amilolitik enzimlerin ortamda birikmiş olmasının hız üzerine etkisi olmadığını da bildirmiştir. İmsenecki ve Solnzeva (1945) 60°C’de termofiliklerin büyüme hızlarını kesin olarak öğrenmek için bir çalışma yapmışlardır. Büyümenin ve hücre sayısındaki azalmanın

termofiliklerde mezofiliklere kıyasla daha hızlı olduğunu bildirmişlerdir. Böylece durağan fazı yaşayan organizma sayısının hızla düşmesi takip etmektedir. Ayrıca büyüme hızı ile bir santimetre kalınlığındaki karıştırılmayan tabakadaki havalandırılmış kültür büyümesi de karşılaştırmışlardır. Sadece termofilik bakterilerin yenilenmesi gözle görülür şekilde hızlanmamış aynı zamanda hücre sayısı da oldukça çok artmıştır. Hansen fakültatif termofiliklerin büyüme hızını Allen de sadece yüksek sıcaklıklarda yaşayan bakterilerin büyüme hızlarını araştırmışlardır. Sonuçta hızlı büyümeyi hızlı ölümün takip ettiğini bildirmişlerdir [İnce ve Engin, 2012].

2.3.4.3. Fiziksel Proseslere Sıcaklığın Etkisi

Atıksu arıtımında sıcaklığın etkisinin belirlenmesinde sadece sistemde bulunan mikroorganizmaların metabolik aktiviteleri düşünülmemelidir. Pek çok fiziksel proseste sıcaklıktan etkilenmektedir. Atıksu arıtımıyla ilgili oksijen transferi, adsorpsiyon ve çökme olmak üzere üç önemli fiziksel olay bulunmaktadır.

• Oksijen Transferi

Oksijen transferine sıcaklığın etki ettiği birçok araştırmacı tarafından kanıtlanmıştır. Difüzyon ve viskoziteden dolayı havalandırma katsayısı sıcaklıktan etkilenmektedir. Oksijen transferi ile sıcaklık arasındaki ilişki aşağıdaki eşitlik ile açıklanmaktadır.

$$K_T = K_{20}\theta^{T-20} \quad (2.65)$$

Burada, T sıcaklık; K_T T sıcaklığındaki oksijen transfer katsayısı; K_{20} 20°C'deki oksijen transfer katsayısıdır. Sıcaklık katsayısı (θ) 1,016 ile 1,047 arasında değiştiği rapor edilmektedir. Oksijen transfer katsayısı sıcaklığın artmasıyla artar ancak oksijenin çözünürlüğü azalır. Bu nedenle oksijen transfer katsayısı sıcaklık değişimi ile çok büyük değişikliklere uğramaz. Witman'ın iki film teorisini temel alan oksijen transfer hız eşitliği buna örnek verilebilir.

$$dO_2/dt = (C_s - C) \quad (2.66)$$

Burada, dO_2/dt oksijen transfer hızı; K_{La} oksijen transfer katsayısı; C_s doymuş oksijen konsantrasyonu; C sistemdeki çözülmüş oksijen konsantrasyonudur.

- Adsorpsiyon

Bir maddenin adsorbent üzerine adsorplanması maddenin yapısını, konsantrasyonuna ve sıcaklığa bağlıdır. Biyolojik arıtma proseslerinde mikroorganizmaların organik maddeleri başlangıçta adsorplayarak giderim yapması proses için oldukça önemlidir. Gibbs eşitliğine göre sıcaklığın bu duruma ters bir etkisi vardır. Yani sıcaklıktaki artış başlangıç adsorpsiyonunu azaltmaktadır.

- Çökme

Sıcaklık arttığı zaman atıksuyun viskozitesi azalmaktadır. Sıcaklık ile biyolojik sistemlerdeki flok yapısı da değişmektedir. Bu nedenle sıcaklık mikrobiyal flokların çöktürülmesine etki etmektedir.

2.3.4.4. Termofilik Atıksu Arıtımı

Termofilik atıksu arıtımı farklı kaynaklardan oluşan atıksuyun sıcaklığın $45^{\circ}C$ üzerinde ve maksimum $70^{\circ}C$ 'ye çıkarılarak arıtılmasıdır. Atıksuda bulunan çeşitli bileşiklerin degradasyonu özellikle yüksek sıcaklıklarda büyüyen bakterileri içeren termofiller tarafından gerçekleştirilir. Termofilik arıtma ister aerobik ister anaerobik olsun genellikle çamur stabilizasyonunda kullanılmıştır. Birincil ve ikincil atıksu çamurlarının termofilik anaerobik çürütülmesi 1930'dan beri çalışılmaktadır ve tam ölçekli çalışmaların başlangıcı ise 1931 yılının başlangıcıdır. Termofilik anaerobik çamur çürütme ve termofilik anaerobik arıtmanın ayrıntılı incelemeleri mevcuttur [Buhr and Andrews, 1977], [Parkin and Owen, 1986], [Van lier, 1996], [Lapara and Alleman, 1999]. Termofilik biyolojik arıtma sistemleri özellikle kuvvetli atıksular için eşsiz ve nispeten yeni proses sunarlar. Termofilik aerobik atıksu arıtımı klasik sistemlerle karşılaştırıldığında daha fazla degradasyon hızı, patojenlerin inaktivasyonu, düşük çamur üretimi ve proses stabilitesi [Sürücü, 1975], [Couillard and Zhu, 1993], [Rozich and Colvin, 1997], [Lapara and Alleman, 1999] gibi bazı avantajlara sahiptir. Böylece arıtma için gerekli olan alıkonma süresi azalmış olacağından ana maliyet düşecektir. Aynı zamanda termofilik arıtma şartların

bozulması durumunda da stabildir. Termofilik bakterilerin bir diğer avantajı 55°C ve üzerindeki sıcaklıklarda hastalığa sebebiyet veren mikroorganizmaları yok ederler. Termofilik arıtma sisteminin çeşitli yararları Tablo 2.6'da özetlenmiştir.

Termofilik aerobik prosesin en önemli kısıtı zayıf bakteriyel flok ve köpürme problemleridir. Termofilik bakterilerin floklar halinde bulunamamasının tam sebebi belirsiz olmakla birlikte bazı varsayımlar mevcuttur: (1) flok formundaki türlerin (ör: Zooglea ramigera) azlığı ve bu türlerin oluşmasındaki ortam şartlarının uygun olmaması, (2) flok formuna geçiş için uygun fizyolojik durumun başarılabilmesi, (3) fizikokimyasal şartların birleşmeyi inhibe etmesi. Bazı araştırmacılar flok oluşumunu orta derecede [Stover and Samuel, 1997], bazıları ise çok iyi [Barr et al., 1996] bulduklarını bildirmişler ancak bu sonuçlarını destekleyen faktörleri tam olarak belirtmemişlerdir. Bunun nedeni termofilik aerobik atıksu arıtımında temel amaç çıkıştaki organik madde seviyesini düşürmektir. Sistemde dominant mikroorganizma türü heterotrof aeroblardır. Ancak daha önce tanımlanan termofilik organizmalar yalnızca Bacillus, Thermus ve Aktinomisetlerdir. Sıvı domuz gübresi ile yapılan çalışmalarla patojenik mikroorganizmaların tamamen inaktivitesi termofilik şartlarda başarılmıştır. Ayrıca toplam katı, KOİ ve BOİ₅ gideriminde de çok iyi sonuçlar alınmıştır [Ginnivan et al., 1981], [Beaudet et al., 1990]. Tavuk kesimhane atıksularının termofilik aerobik arıtımında (45-48°C) düşük çamur üretimi ve substrat tüketim hızı benzer şartlarda çalıştırılan mezofilik proseslere göre 10 kat daha yüksek olduğu gözlenmiştir [Couillard et al., 1989; Garipey et al., 1989; Couillard and Zhu, 1993]. Patates işleme endüstrisi atıksuyunun 55°C'de arıtıldığı bir çalışmada 4 günde %95'ten daha fazla BOİ giderimi ve %75 toplam askıda katı giderimi sağlanmıştır [Malladi and Inghom, 1993]. Zvauya ve arkadaşları 1994'te bira endüstrisi atıksularının arıtımını 50°C'de çalışarak %67 BOİ₅ giderimi yapmışlardır. 1997'de yapılan bir başka çalışmada sentetik atıksu kullanılmıştır. Bu çalışmada işletme sıcaklıkları 55 ve 60°C'dir. Her iki sıcaklıkta da KOİ giderimi yaklaşık olarak %90'dır [Rozich and Colvin, 1997].

Bu avantajlarına rağmen termofilik aerobik atıksu arıtımı çalışmaları oldukça kısıtlıdır. Bu çalışmalar için sıcaklık, çözülmüş oksijen konsantrasyonu ve pH gibi temel parametrelerin optimum seviyeleri henüz netleştirilmemiştir. Termofilik aerobik arıtma proseslerindeki mikrobiyal çeşitlilik ile ilgili bilgiler oldukça azdır. Termofilik aerobik atıksu arıtma reaktörlerinden kültür izole etmeyi başaran araştırmacılar sadece Bacillus [Tischer et al., 1962], [Sürücü, 1975], [Beaudet et al.,

1990] ve Bacillus benzeri [Sürücü, 1975] mikroorganizmaları bulmuşlardır. Termofilik aerobik arıtma prosesleri klasik aktif çamur sistemlerinin mikroflorasından oldukça farklıdır. Bu proseslerde nitrifikasyon bakterileri, flok formundaki organizmalar ve protozoalar mevcut değildir. Nitrifikasyon termofilleri yalnızca bir kez izole edilebilmiş [Golovacheva, 1976] ancak bu sonuç hala doğrulanmamıştır.

Tablo 2.6: Termofilik atıksu sistemlerinin çeşitli yararları.

Özellik	Durum	Spesifik uygulama
Organiklerin degradasyon hızının artması	Mikrobiyal büyüme ve organik difüzyon hızının artması	Arıtma daha kısa hidrolik bekleme süresinde (HRT) ve daha yüksek volümetrik yükleme hızında işletilebilir.
Spesifik bileşiklerin daha yüksek giderimi	Daha yüksek kimyasal reaksiyon hızı, spesifik sıcaklıkta bağlı enzim	Termofilik atıksu arıtma sistemleri daha iyi atıksu çıkış kalitesi sunabilirler.
Daha az çamur üretimi	Daha yüksek bozunma hızı ve bakım enerjisi	Fazla çamur işleme maliyetinin azaltılması

Termofilik sistemler özellikle yüksek-kuvvetli/düşük akışlı yüksek tuzluluk/organik seviye ya da tehlikeli bileşik içeren atıksular için uygulanabilir [Rozich and Colvin, 1997]. Araştırmacılar evsel, kağıt, tavuk kesimhane, bira, sentetik, meyve endüstrisi gibi yüksek kuvvetli ve/veya yüksek sıcaklıktaki atıksuların arıtımını araştırmaktadırlar. Yapılan çalışmalar yüksek kuvvetli deponi sahası atıksularının arıtımında bile etkili olduğunu göstermektedir. Bu atıksuyun termofilik aerobik arıtımında %99 KOİ giderimi sağlanmıştır. Barr ve arkadaşları (1996) ambalaj kağıdı atıksularının aerobik arıtımını çalışmışlar ve sıcaklık artışı ile KOİ gideriminin arttığını göstermişlerdir. Son yıllarda bu teknoloji çeşitli türdeki atıksuların arıtımı için yaygın bir şekilde kullanılmaya başlanmıştır [Lapara and Alleman, 1999]. Kullanılan termofilik aerobik arıtma sistemlerinin en önemli sorunu zayıf çamur çökmesidir. Dağınık şekilde büyüyen mikroorganizmalardan dolayı zayıf bakteriyel çökme özelliği biyokütle ayrılmasını zorlaştırır ve böylece termofilik arıtmanın arıtma verimini kısıtlar. Endüstriyel proseslerde üretim arttıkça arıtılması gereken atıksu hacmi artabilir. Yüksek yükleme hızını karşılayabilmek için mevcut

olan mezofilik proses daha yüksek sıcaklıklarda işletilmek üzere modifiye edilebilir. Termofilik aerobik prosesler mezofilik şartlardan çok daha yüksek degradasyon hızına sahip olduğu için yüksek kuvvetli atıksuların arıtımı için uygundur. Fakat yüksek sıcaklıklarda havalandırma, karıştırma, köpük ve katı ayırma gibi bazı faktörlerin dikkate alınması gerekmektedir. Aerobik termofilik atıksu arıtımının uygun olduğu bazı laboratuvar, pilot ve tam ölçek arıtma çalışmaları ile kanıtlanmıştır [Suvilampi and Rintala, 2003]. Ancak bazı endüstriyel atıksuların termofilik arıtımında KOİ (toplam KOİ ve filtre edilebilir KOİ) giderimi bakımından çıkış kalitesi bazen benzer mezofilik proseslerin çıkışından çok daha zayıftır [Suvilampi and Rintala, 2003].

Atıksu arıtma prosesinin bir diğer hususu çamur üretimidir. Termofilik şartlarda çamur üretimi mezofilik şartlar altındakinden daha düşüktür. Sıcaklık artışı ile mikrobiyal büyüme hızı artsa bile daha büyük bozunma hızı ve bakım için artan enerji ihtiyacı net çamur üretimini azaltmaktadır. Yüksek sıcaklıklarda termofilik mikroorganizmaların büyüme yeteneği hücre membranındaki doymuş yağların yüksek oranına bağlıdır. Mezofiliklerle karşılaştırıldığında termofilik hücrelerin daha uzun hidrokarbon zincirinden dolayı hücre membranının termostabilitesi artar. Termofiliklerin DNA'sında daha yüksek oranda guanin ve stonin olduğu rapor edilmiştir. Bu da DNA molekülünün erime noktasını arttırır. Termofilik şartlarda organik maddeleri degrade eden bir çok mikroorganizma tanımlanmıştır. Bu mikroorganizmalardan baskın olanları Bacillus ve Protebacteria'dır [Suvilampi and Rintala, 2003].

Quesnel ve Nakhla (2005) aerobik biyolojik arıtma ile biyodegradasyona karşı dirençli atıksuyu termofilik olarak arıtarak arıtma çıkışı kalitesini iyileştirmeye çalışmışlardır. Çalışmanın konusu endüstriyel atıksulardaki N-nitrosodimetilen (NDMA), toluen, metil izobutil keton (MIBK), aseton gibi spesifik organiklerin giderimi kadar karbonlu ve azotlu kirleticilerin gideriminde arıtma sonrası aktif çamurun etkinliğinin araştırılmasıdır. Araştırmacılar toplam uçucu organik bileşikler (UOB)'den ziyade spesifik UOB (aseton, tolüen ve MIBK) giderimini değerlendirmişlerdir. Giderme verimlerini sırasıyla %92, %86 ve %90 olarak bulmuşlardır. Spesifik UOB giderimi tüm adımlarda istikrarlıydı. NDMA giderimi yüksek olmakla birlikte deşarj standartlarının altındadır.

Suvilampi ve arkadaşları (2005) seyreltilmiş şeker kamışı atıksuyunun laboratuvar ölçekte mezofilik ve termofilik aktif çamur sisteminde arıtımını

karşılaştırmışlardır. Bu çalışmada mezofilik ve termofilik arıtma prosesleri KOİ giderme verimi, çamur çökmesi, çamur üretimi ve flok çapı gibi pek çeşitli açıdan araştırılmıştır. Ayrıca polimerize alüminyum klorürün (PAC) çamur çökmesi ve çıkış suyu kalitesi üzerine etkisi de incelenmiştir. Kesikli deneyler uygun PAC dozunu belirlemek ve termofilik çıkış suyu üzerine mezofilik ve termofilik havalandırmanın etkisini ölçmek için yapılmıştır. KOİ:N:P oranı 200:5:1 olarak kullanıldı. İki reaktör de 20°C’de başlatıldı ve termofilik olan reaktörün sıcaklığı bir gün sonra 55°C’ye çıkartılırken mezofilik olan reaktörün sıcaklığı ise 20 gün sonra 35°C’ye çıkartılmıştır. Farklı periyotlarda sıcaklık artışının sebebi açık değildir. Mezofilik olan reaktörün performansının termofilik olandan dahi iyi olduğunu bildirmişlerdir.

Flok boyutu dağılımı belirlenmiş ve mezofilik sistemde 150-500 µM flok boyutu baskın iken termofilik sistemde 50-150 µM flok boyutunun baskın olduğunu bulmuşlardır. Termofilik çıkış suyu havalandırma deneyleri boyunca mezofilik havalandırmanın askıda, kolloidal ve toplam KOİ gideriminde termofilik havalandırmadan daha iyi olduğunu bulmuşlardır. Termofilik şartlarda çözünmüş KOİ gideriminin mezofilik şartlara göre daha iyi olduğunu ve çözünmüş KOİ gideriminin arttığını bildirmişlerdir. Araştırmacılar termofilik şartlar altında daha düşük giderme veriminin mezofilik sistemlere göre termofilik sistemlerin daha düşük çeşitliliğe bağlamışlardır. Çökelmeyi arttırmak için PAC ilavesi yapılmış ancak eklenmemişe göre bir fark ne de DSVI değerinde termofilik şartlar altında bir artış olmuştur. Termofilik flok ile PAC arasındaki ilişkiyi de incelemişlerdir. Mezofilik şartlarda PAC çamur özelliklerini iyileştirmiştir. Çamur üretiminin ise hem termofilik hem de mezofilik şartlarda düşük olduğunu bulmuşlardır [Suvilampi et al., 2005].

Termofilik arıtmada çamur çökmesi büyük bir sorundur. Bu sorunun önüne geçilebilmesi için aerobik termofilik arıtma proseslerinin geliştirilmesi amacıyla biyofilm prosesler düşünülmüştür. Atıksu arıtımı asılı taşıyıcı biyofilm prosesler (SCBPs) ya da hareketli yatak biyofilm prosesler (MBBRs) olarak adlandırılan reaktör içerisinde hareketli taşıyıcıların yüzeyinde büyüyen mikroorganizmaların varlığında gerçekleştirilir. Bu prosesler biyodisk, biyofiltre, damlatmalı filtre ve sıkıştırılmış yatak reaktörler gibi klasik biyofilm reaktörlerde tıkanma probleminin üstesinden gelmektedir [Suvilampi et al., 2003]. Organik moleküllerin difüzyon hızı artan sıcaklıkla artma eğilimindedir. Sıcaklıktaki artış organiklerin biyofilm içine

nüfuz edebileceğinden dolayı taşıyıcı yüzey alanındaki giderme hızını arttıracaktır. Biyofilm prosesler özellikle yüksek organik yükleme kapasitesinden ve düşük HRT'lerinden dolayı aktif çamur proseslerinin geliştirilmiş hali olarak düşünülmektedir. Tirola ve arkadaşları (2003) PCR tekniğini kullanarak termofilik aerobik biyofilm prosesindeki mikrobiyal çeşitliliğini çalışmışlardır. Biyofilm ile asılı halde bulunan türler arasında farklılık olduğunu tespit etmişlerdir. Volegaar ve arkadaşları (2003) mezofilik ve termofilik şartlarda sentetik atıksuda asetatin degradasyon kinetiğini belirlemek için çalışmışlardır. Biyoreaktördeki organizmaların biyokinetiği sürekli ve kesikli olarak yapılmış ve aynı zamanda iki sistem arasında kinetikleri mukayese de etmişlerdir. İçsel maksimum büyüme hızı 55°C'de 30°C'dekine göre 1,5 kat daha yüksek bulunmuştur. Bozunma sabiti de sıcaklığın 30°C'den 55°C'ye çıkartılmasıyla 0,004 1/saat'ten 0,017 1/saat'e yükselmiştir. Kinetik parametreler Tablo 2.7'de özetlenmiştir.

Tablo 2.7: Kesikli ve sürekli deneyler sonucu mezofilik ve termofilik kinetik sabitler.

Parametre	Deney	Mezofilik (30°C)	Termofilik (55°C)
$\mu_{max}-k_d$	Kesikli	0,48	0,69
k_d	Kesikli	0,10	0,20
k_d	Sürekli	0,004	0,017
$\mu_{max}-k_d$	Yıkama	0,18	0,33
K_s	Kesikli	9,00	3,00
Y	-	0,50	0,49
Y_{obs}	13 saat HRT	0,39	0,37
Y_{obs}	13 saat HRT	0,35	0,26

Termofilik aerobik arıtmanın yapıldığı diğer çalışmalar Tablo 2.8'de özetlenmiştir.

Tablo 2.8: Bazı termofilik aerobik atıksu arıtma çalışmaları.

Atıksu	Proses	İşletme Parametreleri	Sonuçlar	Kaynak
Yüksek kuvvetli yağlı hayvan yemi atıksuyu	Aerobik MBR	HRT: 7 ve 5 gün Sıcaklık: 20 ve 45°C	Eşit KOİ giderme veriminde termofilik sistem mezofilik sisteme nazaran 2 kat daha fazla F/M oranına cevap verebilmiştir.	KURİAN VE DİĞ., 2005a
İlaç ve petrokimya atıksuyu	Sıcaklık kontrollü sürekli reaktör	Sıcaklık 30°C'den 55°C'ye çıkarılmıştır.	KOİ giderme verimi her iki atıksu için de 55°C'de azalmıştır.	RODRİG UEZ VE DİĞ., 2005
Tavuk ve balık yemi atıksuyu	Aktif çamur prosesi	Sıcaklık: 53 ve 63°C Yükleme hızı: 8.5 kg KOİ/m ³ ·gün HRT: 28.3 saat	%96'dan daha fazla giderme verimi	ROZİCH VE BORDAC S, 2002
Gazete kağıdı beyaz su	Membran biyoreaktör	Yükleme hızı: 4 kg KOİ/m ³ ·gün HRT: 17 saat	%77 giderme verimi	TARDİF VE HALL, 1997
Orman ürünleri atıksuyu (uçucu organik bileşikler)	Damlatmalı filtre	Sıcaklık: 40 ve 70°C	70°C'de maksimum metanol giderme hızı 100 g/m ³ ·saat ve 55°C'de maksimum pinen giderme hızı 60 g/m ³ ·saat'tir.	KONG VE DİĞ., 2001

2.3.4.5. Termofilik Arıtma Sistemlerinin Kısıtları

- Biyoflokülasyon

Yüksek sıcaklığa sahip olan endüstriyel atıksuların termofilik arıtımı son yıllarda çok daha fazla öneme sahip olmuştur. Mezofilik sistemler ile karşılaştırıldığında bu sistemlerin en önemli kısıtı çıkış suyu bulanıklılığın fazla olmasıdır. Tablo 2.9'da çamur hacmi indeksi (SVI) açısından çamur çökebilirliği gösterilmektedir. Çıkış suyu bulanıklılığının sebebi termofilik işletme boyunca biyokütlenin alıkonmasındaki zorluktur. Bu nedenle de bu sorunun önüne geçebilmek için termofilik membran biyoreaktörler ve termofilik biyofilm reaktörler geliştirilmiştir.

Tablo 2.9: Termofilik ve mezofilik aerobik atıksu arıtımında çamur çökmesi.

Proses	T (°C)	SVI (mL/g)	Kaynak
ASP	35	140±70	TRİPATHİ VE ALLEN, 1999
	45	50±10	
	55	90±60	
	60	100±50	
ASP	35	220±160	SUVİLAMPİ VE RİNTALA, 2002
	55	280±240	
ASP	30	21±8	VOGELAAR VE DİĞ., 2002
	55	12±8	
Termofilik ASP sonrası ASP	35	115±60	SUVİLAMPİ VE DİĞ., 2005
Termofilik ASP sonrası SCBP	35	70±50	
ASP	55	185±85	
ASP	35	740±160	
		145±40	
	55	40±30	
SBR		90±40	
	15	110	KRİSHNA VE VAN LOOSDRECHT, 1999
	20	130	
	25	200	
	30	320	
35	540		
SBR	30	139	MORGAN-SAGASTUME VE ALLEN, 2003
	45	340-395	
SBR (Mg ⁺² ile)	30	45	
	45	97	

Termofilik biyoreaktörlerde bulanıklığa sebep olan çıkış suyundaki kolloidal maddeler biyokütleden olduğu kadar giriş atıksuyundan da kaynaklanmaktadır. Mezofilik şartlar altında giriş suyundaki kolloidal partiküller aktif çamur flokları tarafından etkin bir şekilde tutulurken termofilik şartlarda sistemden kaçarlar. Aynı zamanda 16S DNA ölçüm tekniği ile yapılan PCR ölçümleri çıkış suyunda önemli miktarda termofilik bakterilerin olduğunu göstermiştir [Vogelaar et al., 2005]. Bu bakterilerin bozulan floklardan kaynaklanan ya da disperse halde büyüyen bakteriler olduğu düşünülmektedir. Termofilik sistemlerde yüksek konsantrasyonda organizmanın bulunmaması bu sebepten olabilir. Ancak mezofilik aktif çamur prosesinde protozoa ve metazoa inhibisyonu sistem çıkışındaki suyun bulanıklılığında bir artışa sebep olmaz. Tüm bu durumlarda termofilik aktif çamur sistemindeki kolloidal maddelerin daha az alıkonması floklardan hücrelerin ayrılması ve/veya disperse büyüyen bakterilerin sistemden kaçması termofilik şartlar altında diğer flok bileşenleri ve termofilik bakteriler arasındaki hücre içi bağların en azından

mezofilik şartlara göre kıyaslandığında daha zayıf olduğunu göstermektedir [Vogelaar et al., 2005]. Vogelaar ve arkadaşları (2005) termofilik şartlar altında zayıf floklaşmanın sebebini belirlemek için önemli çaba harcamışlardır. Araştırmacılar termofilik ve mezofilik şartlar altında laboratuvar ölçekli piston akımlı bir reaktörü (4 L) kararlı halde altı aydan daha uzun bir süre işletmişlerdir. Çalışmada evsel atıksu arıtma çamuru kullanılmıştır. Termofilik şartlar altında biyofloklaşmayı azaltan sebebi belirlemek için bazı literatür çalışmalarını da baz alarak çeşitli hipotezde bulunmuşlardır. Atıksu içerisinde bulunan kolloidal partiküllerin asıl sebep olduğunu düşünmektedirler. Kolloidal maddelerin kaynağı sadece giriş atıksuyu değil aynı zamanda reaktördeki biyokütle olduğunu da bildirmişlerdir. Aslında bu durumun açıklanabilmesi için biyokütle tipi, hidrofobisite, adsorpsiyon, oksijen varlığı, partikül boyut dağılımı zeta potansiyeli gibi bir çok etkenin değerlendirilmesi gerekmektedir.

- İşletme Sıcaklığındaki Artış

Gıda, tekstil ve kağıt endüstrisi gibi genellikle çoğu endüstriyel atıksular yüksek sıcaklıkta deşarj edilmektedirler. Bu organik maddelerce zengin atıksuların mezofilik olarak arıtılması için ön soğutma işlemi gerekmektedir. Şayet bu soğutma işleminde herhangi bir sorun çıkması durumunda biyokütle aktivitesinde kayıp riski ortaya çıkmaktadır [Zhang et al., 2003].

Bu şartlar altında zaten belirli bir sıcaklıkta olan atıksuyun biyoreaktör işletme sıcaklığının arttırılmasına ihtiyaç duyulmayacağından enerji ve maliyet açısından atıksuyun termofilik arıtımı daha uygun olacaktır.

- Yüksek Sıcaklıklarda Oksijen Çözünürlüğü

Termofilik sistemlerde degradasyon hızını etkilediği düşünülen diğer bir kısıt yüksek sıcaklıklarda oksijen konsantrasyonunun düşük olmasıdır. Oksijen transferi termofilik degradasyon üzerinde oksijen çözünürlüğünden daha fazla etkin rol oynamaktadır. Bu nedenle de degradasyon prosesinde hızlanmaya sebep olacaktır [Boogerd et al., 1990]. Sıcaklığın artmasıyla birlikte oksijen çözünürlüğünün azalmasına rağmen transferinde ise bir artış olmaktadır bu da aerobik degradasyona yardımcı olmaktadır. Vogelaar ve arkadaşları (2000) oksijen transfer hızını musluk suyunda, anaerobik ön arıtımı yapılmış kağıt atıksuyunda ve karbon kaynağı olarak uçucu yağ asitlerinin bulunduğu mineralli ortamda büyüyen termofilik çamurda test

etmişlerdir. OTH'yi 20°C'den 55°C'ye kadar musluk ve proses suyunda ölçülmüştür. OTH belli sıcaklık aralığında musluk suyunda hemen hemen sabit kalırken proses suyunda arttığı gözlenmiştir. Musluk suyunda OTH'nin sabit kalması yüksek sıcaklıklarda azalan oksijen doygun konsantrasyonuna karşı artan oksijen transfer katsayısının etkisinin azalmasından kaynaklanmaktadır.

- Solventlerin Viskozitesi

Çözelti viskozitesi atıksu arıtma veriminin belirlenmesinde önemli bir faktördür. Ayrıca çamur çökme özelliğini de etkilemektedir. Artan sıcaklık ile suyun viskozitesinin azalmasına rağmen organik kirleticiler ve çamur farklı davranabilir. Çamur viskozitesi üzerine yapılan çalışmalar flokülasyon prosesini indirekt etkileyen hücre dışı polimerik maddelerin varlığı hakkında bilgi sağlayabileceği için oldukça önemlidir.

- Hidrofobik Maddelerin Çözünürlüğü

Sıcaklık artışıyla hidrofobik kompleks organik maddelerin çözünürlüğünü azaltmak oldukça zordur. Bir grup araştırmacı yüksek sıcaklıklarda poliaromatik hidrokarbonların (PAH) biyodegradasyonunu çalışmışlardır. Artan sıcaklık ile degradasyon hızındaki düşüşü çözünürlükle ilgili olduğu için hariç tutmuşlardır. Çalışmada elde edilen sonuçlar artan sıcaklık ile degradasyon hızının daha çok arttığını göstermiştir. PAH'ların çözünürlüğü ile sıcaklık arasındaki ilişki de beklenildiği üzere artan sıcaklık ile orantılı olarak artmış olduğu rapor edilmiştir.

- Köpük

Özellikle aerobik atıksu arıtma sistemlerinde köpük oluşumu önemli bir problemdir. Bu problem genellikle arıtılacak olan atıksuyun karakterine bağlıdır.

2.3.4.6. Termofilik Arıtma Sistemlerinin Avantajları

- Membran Biyoreaktörler

Termofilik arıtma sistemleri flok oluşturmayan bakteriyel grupları içerdikleri için bu sistemlerde klasik çöktürme/ayırma sistemleri ile arıtılmış sudan biyokütleyi ayırmak oldukça güçtür. Bu nedenle de termofilik biyolojik arıtma sistemlerinin

uygulanabilirliği sınırlanmaktadır. Bu açıdan bakıldığında MBR'ler hücre floklarına bakılmaksızın %100 çamur alıkonmasını başaran etkin bir opsiyondur. Hatta MBR'ler oldukça yüksek seviyede biyokatalizi desteklerler ve böylece substratı metabolize edebilir ve klasik kesikli, yarı kesikli ve sürekli sistemlere nazaran çok daha hızlı metabolik ürünler oluştururlar. Son yıllarda membran sistemleri biyolojik atıksu arıtımı için alternatif proses olarak düşünöldüğünde daha ekonomik olmaya da başlamışlardır.

MBR ile termofilik şartlar altında atıksu arıtımının yapıldığı çok az çalışma bulunmaktadır. Laktoz ve jelatin içeren sentetik atıksuyun arıtmaya çalışıldığı çalışmalarda termofilik aerobik arıtma 13,1 saatlik HRT'de hücreler tutulduğunda 760 mg/L KOİ giderimi gerçekleşmişken membran filtrasyon sistemi yokken 160 mg/L KOİ giderilmiştir. Ayrıca 2 günlük membran biyoreaktördeki bakteriyel topluluğu da tespit edilmiştir. Biyoreaktördeki biyokütle seviyesi belirgin bir şekilde artmıştır. Çalışma, membran varlığının performansta artış sağladığını göstermiştir [Lapara et al., 2001].

Kuvvetli bir atıksu olan yüksek yağlı hayvan yemi atıksuyunun mezofilik ve termofilik şartlar altında MBR'de arıtılabilirliği araştırılmıştır. Bu çalışma ile mezofilik (18-20°C) ve termofilik (45°C) şartlar altında işletilen iki MBR sistemin performansları değerlendirilmiştir. Ayrıca bu atıksu için MBR sisteminin uygunluğu da değerlendirilmiştir. Çözünmüş hava flotasyonu ile ön arıtımı yapılmış hayvan yemi işleme tesisi atıksuyu MBR sistemleri beslemek için kullanılmıştır. MBR giriş suyu karakterizasyonu 51 g/L KOİ, 16 g/L BOİ ve 8,3 g/L UYA içermektedir. Mezofilik ve termofilik MBR sistemleri büyük çapta birbirinden farklı olması nedeni ile elde edilen sonuçlarda şüphe doğurmaktadır. Sonuçlar klasik (mezofilik) MBR sistemi ile termofilik MBR sistemindeki biyokütle konsantrasyonunda büyük fark olduğunu kanıtlamıştır. Bu sistemlerdeki biyokütle konsantrasyonu mezofilik ve termofilik için sırası ile 15 g/L ve 2,8 g/L'dir. Mezofilik MBR'de azalan HRT değeri ile biyokütle artarken termofilik MBR'de tam tersi olmaktadır. Bu araştırmacılar termofilik MBR sistemlerde artan yükleme ile biyokütle konsantrasyonunun azalmasını sık meydana gelen tıkanmaya bağlamışlardır. HRT 6,3'ten 5 güne düştüğünde termofilik sistemdeki çıkış KOİ konsantrasyonu artarken mezofilik sistemdekinde ise herhangi bir değişiklik görülmemiştir. Bunun nedenini de termofilik şartlar altında yüksek çözünürlükten dolayı çözünmüş bileşiklerin membrandan kaçmaları ve düşük HRT olarak bildirmişlerdir. Araştırmacılar

Çözünmüş KOİ gideriminin fiziksel filtrasyon ile %2 olduğunu ifade etmişlerdir. Termofilik sistem çıkışındaki toplam KOİ'nin ise %50'si UYA'dan kaynaklanmıştır. Asetik asit %34 ile en baskın UYA türüdür. Amonyum giderimi termofilik reaktörde mezofilik MBR'den daha fazladır. Her iki sistemde de F/M oranının KOİ giderimini etkilediği gözlenmiştir.

- Termofilik Mikroorganizma Flok Formu

Bilim ve aratırmalardaki teknolojik ilerlemelerle bugün insanoğlu uzaya gidebiliyor ve hala yeni Őeyler keşfetme ve araştırmalar yapmayı sürdürüyor. Bu atıksu arıtma teknolojileri konusunda da böyledir. Bugün hala termofilik arıtma sistemlerinde zayıf floklama problemi ile karşı karşıyayız. Ancak termofilik Şartlar altında iyi mikrobiyal floklamanın baarıldığı bazı çalışmalar mevcuttur. Bu alımaları termofilik flok köpük mikroorganizmaları izole ederek daha da ilerletilirse termofilik arıtma proseslerinde büyük bir kırılma noktasına ulamı olunur.

- Diğer İlerlemeler

Son alımalar termofilik çıkış suyu kalitesini arttırmak için membran filtrasyonu gibi ileri arıtmanın yapılabileceğini göstermiştir. Termofilik biyokütlenin zayıf flokasyonuna karşı diğer ilerlemeler ise floklamaya yardım eden katyonik alüminyum polimer gibi kimyasalların kullanılabilmesidir. Magnezyum gibi diğer kimyasallar da bu konu için test edilebilir.

Literatürde termofilik mikroorganizmalarla atıksu arıtımı yapılmış ilk çalışmalardan biri Tischer ve arkadaşlarının 1962 yılında iki saf Bacillus türünü kullanarak evsel atıksudaki KOİ giderim performansının takip edilmesidir. Saf kültürleri evsel atıksuya aılamılar ve sistemi belirli bir süre havalandırarak KOİ lm yapmışlardır. Elde edilen sonuçlara göre sistem performansını değerlendirmişlerdir. Tablo 2.10'te elde ettikleri sonuçlar sunulmuştur.

Tablo 2.10: Termofilik mikroorganizmalar ile KOİ giderimi.

Zaman (saat)-Numune	KOİ (mg/L)	Verim (%)
0	686	0
22	409	40,5
51	323	42,9
68	300	56,4

Havalandırmadan 68 saat sonra KOİ'nin %56,4'ünü gidermişlerdir. KOİ giderme veriminin ve hızının oldukça yavaş olduğu görülmüştür. Husmann ve Malz (1959) aktif çamur ve damlatmalı filtre sisteminde termofilik olarak fenol gideriminin uygulanabilirliğini araştırmışlardır. Yaptıkları çalışma sonucunda termofilik mikroorganizmaların mezofiliklere kıyasla daha aktif olduklarını bulmuşlardır. Ancak sistemlerde bu mikroorganizmaları aynı konsantrasyonda tutmayı başaramadıkları için mezofiliklere göre giderme hızını arttıramamışlardır. Damlatmalı filtre sisteminde biyofilm kalınlığının mezofilik şartlardakinin termofilik olana oranı 2:1'dir. Ayrıca mezofilik damlatmalı filtredeki biyofilmin rengi koyu kahverengi iken termofiliktekinin renginin açık pembe olduğunu bildirmişlerdir. Ayrıca bu renk farklılığının benzerini aktif çamur sisteminde de gözlemlemişlerdir. Prosesin kararlı hale ulaşmasıyla ilgili olarak da termofilik olan sistemlerin mezofilik işletilenlere kıyasla daha sürdürdüğünü bildirmişlerdir.

Bazı araştırmacılar fenol içeren sentetik atıksuda dirençli mikroorganizmalar yetiştirmeyi başarmışlardır [Husmann and Malz, 1959]. Çamur konsantrasyonu sıcaklığın 35°C'ye kadar çıkarılmasıyla artmış ve sonra sıcaklık 37°C'ye ulaştığında hızla düşmüştür. Bu sıcaklık aralığında yaşayan türlerin filamentli bakteriler olduğu (muhtemelen Sphaerotilus) gözlenmiştir. 37°C'nin üzerinde yaşayanlar genelde bakterilerdir. Termofilik aerobik arıtma teknolojisi üzerine yapılan araştırmalar 1950'lerin başlarına kadar uzanmasına rağmen endüstriyel ölçekli uygulanmamıştır. Termofilik aerobik sistemler laboratuvar ve pilot ölçekte yüksek KOİ'li, düşük debili atıksularda, yüksek toksik madde veya tehlikeli bileşikler teşkil eden atıksular için kullanılmaktadır [Rozich and Colvin, 1997]. Teknik olarak termofilik aerobik arıtma birçok atıksu tipi için uygulanabilmektedir. Bu konuda yapılmış birçok çalışma bulunmaktadır.

Tablo 2.11: Farklı atıksu karakterleri ve termofilik arıtımı.

Atıksu Tipi	Arıtma Tipi	KOİ (mg/L)
Selüloz ve Kağıt	Askıda Büyüyen	150 – 2300
	Bağlı Film	1500 – 18000
Evsel	Askıda Büyüyen	300 – 3000
	Bağlı Film	100 - 300
Hayvan Gübresi	Askıda Büyüyen	2000 – 46000
Tavuk kesimhane	Askıda Büyüyen	3000
Bira	Askıda Büyüyen	6500
Turunçgil	Askıda Büyüyen	-
Fermantasyon	Askıda Büyüyen	10000 – 20000
Sızıntı Suyu	Askıda Büyüyen	30000
Patates İşleme Endüstrisi	Askıda Büyüyen	600 – 2000
Süt endüstrisi	Askıda Büyüyen	1000
Sentetik Şeker	Askıda Büyüyen	2000 – 5500
Maya/Melas	Askıda Büyüyen	10000 – 26200

Termofilik olarak çalıştırılan aerobik sistemin anaerobik sisteme kıyasla en büyük dezavantajlarından biri havalandırma maliyetidir. Termofilik aerobik proseslerde düşük çamur oluşumunun nedeni mezofilik sistemden daha fazla oksijen gereksinimine ihtiyaç duymasındır (Daha fazla substrat yeni hücre yerine karbondioksit ve suya dönüşür). Oksijen gereksinimi geleneksel aerobik proseslerden %14 daha fazla olduğu tahmin edilmektedir. Termofilik aerobik arıtma proseslerinde genellikle bakterilerin çökme özelliği oldukça zayıftır. Bunun sonucu çöktürme tankında zorluklarla karşılaşmakta ve arıtma verimi sınırlanmaktadır. İlk termofilik aerobik biyolojik çalışmanın kağıt endüstrisi atıksuyunun arıtımında yapıldığı bildirilmiştir [İnce ve Engin, 2012]. BOİ giderimi termofilik sıcaklıklarda benzer özellikteki mezofilik reaktörden daha azdır. Biyodegradasyon hızının 50°C’de en yüksek olmasına rağmen zayıf bakteriyel çökme çıkış BOİ miktarını arttırmaktadır. Koagülant ilavesi termofilik sistemlerde BOİ giderimini %95 artırmıştır. Çözünmüş oksijen konsantrasyonu genellikle ölçülemedi, fakat proses performansında da ters etki gözlenmemiştir. Çökme özelliği 3000 mg/L MLSS ile çok iyi olduğu bildirilmiştir. İki çalışmada da 3 yaygın proses özelliği vurgulanmıştır: (1) yüksek biyodegradasyon hızı, (2) yüksek biyodegradasyon hızına bağlı olarak havalandırmada düşük çözünmüş oksijen konsantrasyonu ve (3) zayıf çökme özelliğinden kaynaklanan potansiyel problemler. Bu ilk çalışmaların ardından pek çok termofilik aerobik atıksu arıtımı çalışılmış olsa da hepsi laboratuvar ölçekli olup tam

ölçek olarak pratikte herhangi bir uygulama yapılmamıştır. Sentetik ve evsel atıksu arıtma çalışmaları, 55°C’de teknik olarak KOİ gideriminin mümkün olduğunu kanıtlamıştır. Hunter ve arkadaşları (1966) sentetik atıksu ile 4 ila 55°C arasındaki sıcaklıklardaki arıtma verimlerini karşılaştırmışlar ve 45°C’nin optimum bir arıtma verimine sahip olduğunu bulmuşlardır. Streebin (1968) 45°C’de biyolojik aktivitenin en yüksek değere ulaştığını belirlemiştir. Evsel atıksuyun termofilik aerobik (55°C) arıtım çalışmasında filtre edilmiş BOİ giderimi %90’ı geçmiştir. Buna karşın Duke ve arkadaşları (1981) evsel/endüstriyel atıksu karışımını 35-52°C arasında arıtımını çalışmışlar ve en iyi BOİ gideriminin 35°C’de olduğunu söylemişlerdir. Tüm araştırmacılar termofilik sıcaklıklarda çıkış türbiditesinin yüksek olduğunu (çamur çökme özelliği zayıf) bildirmişlerdir [İnce ve Engin, 2012].

3. MATERYAL-METOT

3.1. Patates İşleme Endüstrisi Atıksuyu

Bu çalışmada kullanılan atıksu patates ve mısır cipsi ile mısır çerezleri üreten bir fabrikadan temin edilmiştir. Proseste 1 ton patates cipsi üretimi başına yaklaşık 33 m³ su kullanılmaktadır. Çalışmada kullanılan patates işleme atıksuyu tesis içinden soyma, yıkama ve dilimlemeden oluşan atıksu diğer proses (mısır işleme) suyu ile karışmadan önce atıksu kanalından alınmıştır. Tesisten alınan atıksuyun özellikleri Tablo 3.1’de verilmiştir.

Tablo 3.1: Fabrikadan temin edilen atıksuyun karakterizasyonu.

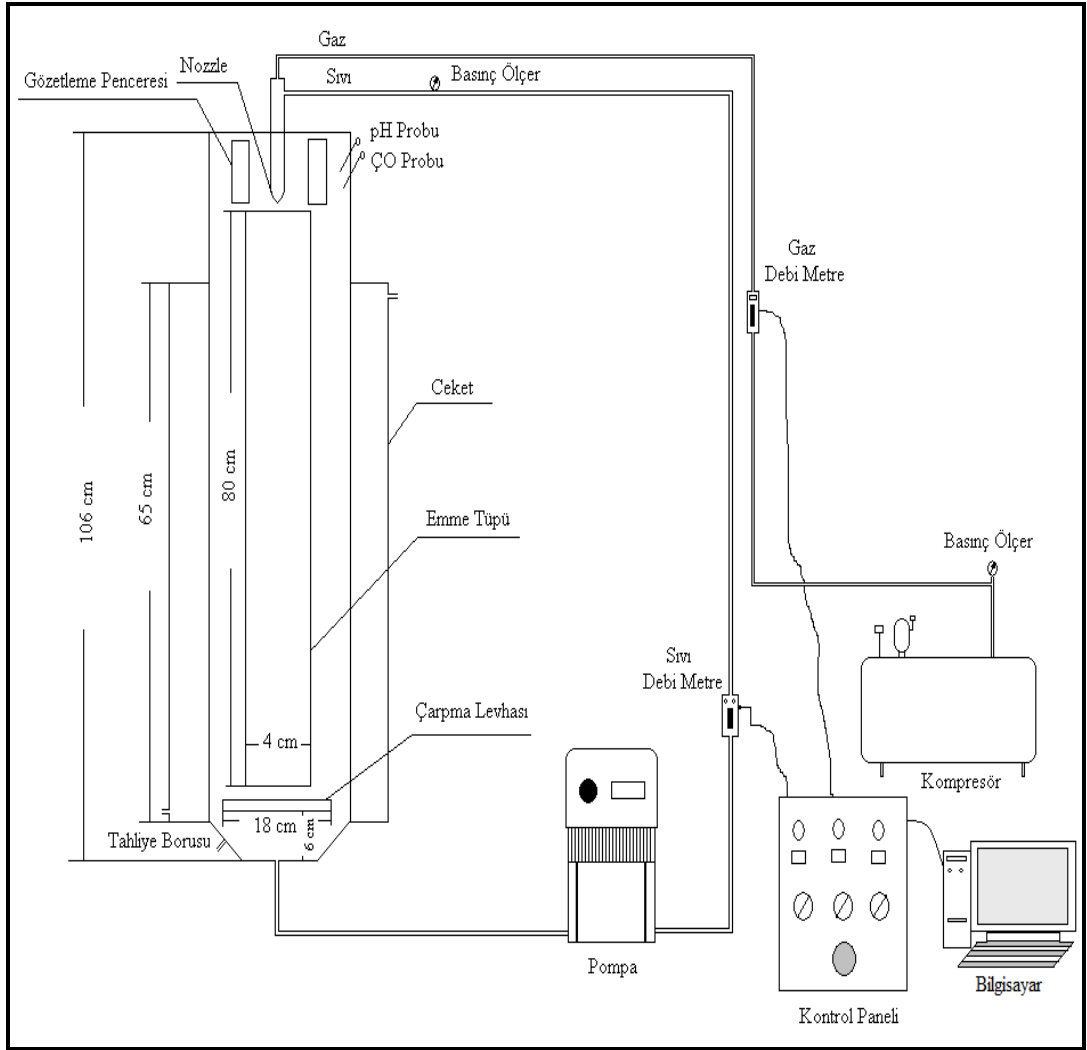
Parametre	Birim	Değer
KOİ	mg/L	5600
BOİ ₅	mg/L	4600
Ph	-	6.8
Sıcaklık	°C	18
TKN	mg/L	220
Amonyak	mg/L	90
Sülfat	mg/L	50
Toplam fosfat	mg/L	80

Kullanılan atıksu dalgıç pompa vasıtası ile hiçbir arıtma ünitesinden geçmeden önce atıksu kanalından 100 L’lik bidonlara alınarak laboratuvara getirilmiştir. Besleme yapılırken kullanılan atıksu için, her bidondaki atıksudan numune alınarak besleme yapılmadan önce gerekli olan tüm analizler yapılarak kontrol edilmiştir. Atıksu bidonları +4°C’deki soğuk depoda muhafaza edilmiştir.

3.2. Ekipman, Enstrümantasyon ve İşletim Prosedürü

3.2.1. Püskürtme Çevrimli Membran Biyoreaktör Düzenegi

Reaktör, iç içe geçmiş iki adet silindirik, konik tabanlı, paslanmaz çelik tüpten ceketli olarak yaptırılmıştır. Proje kapsamında işletilen reaktörün ölçüleri, Şekil 3.1’de şematik olarak ve Şekil 3.2’de fotoğrafı ile sunulmaktadır. Reaktörün üst kısmında atıksuyun çevrim yapıp yapmadığını gözlemleyebilmek için iki adet gözetleme penceresi bulunmaktadır. Reaktör, özel bir kontrol paneli ve taşınabilir kompakt bir sistem üzerine yerleştirilerek çalışmaların rahat bir şekilde yapılması için özel olarak tasarlanmıştır.

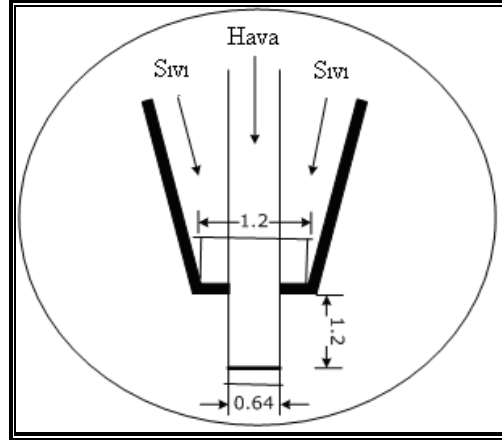


Şekil 3.1: Reaktör ölçüleri ve sistemin şematik gösterimi.



Şekil 3.2: Sürekli işletilen püskürtme çevrimli membran biyoreaktör.

Adından da anlaşıldığı üzere, havanın atıksu ile farklı oranlarda karıştığı püskürtme başlığında (nozzle) püskürtme oluşmaktadır. Sıvının, oluşan jet momentumu ile emme tüpüne girerek çevrime katılabilmesi için reaktördeki püskürtme başlığı, emme tüpünden 1 cm yukarıya yerleştirilmiştir. Püskürtme başlığı paslanmaz çelikten (304 kalite) yapılmıştır ve detayları Şekil 3.3'te verilmektedir.



Şekil 3.3: Nozulun detaylı gösterimi (boyut ölçüleri cm olarak verilmiştir).

Sabit sıcaklık su sirkülatörü termofilik şartlarda çalıştırılan reaktörün sıcaklığının $45\pm 2^{\circ}\text{C}$ 'nin altına düşmesi veya üstüne çıkması durumunda otomatik olarak devreye girmektedir. Ancak, yürütülen çalışmalarda jet oluşturan pompanın reaktöre verdiği ısı enerjisinin termofilik şartlar oluşturulmasında yeterli olduğu görülmüştür. Dolayısıyla, reaktörün sabit pompa motoru devrinde çalışması durumunda ilave bir enerji ile ısıtılmasına gerek görülmemiştir. Ancak reaktörün kütle transfer özelliklerinin tespiti amacı ile yapılan deneyler sırasında sıvı debisi ayarı frekans konvertör ile pompanın devir sayısı değiştirilerek yapıldığından, pompanın devir sayısının değişmesi esnasında reaktör sıcaklığının değişmemesi için su sirkülatörü devreye alınarak reaktörün sabit sıcaklıkta kalması sağlanmıştır. Ancak kinetik katsayıların bulunması amacı ile yapılan repirometrik deneyler boyunca pompa sabit devirde çalıştırıldığı için herhangi bir sıcaklık değişimi gözlenmemiştir.

Bu tip reaktörlerin ana amacı hava ile atıksuyu farklı oranlarda çarptırarak karıştırmak suretiyle atıksuya oksijen difüzyonunu artırarak organik maddenin mikroorganizmalar tarafından etkin bir şekilde parçalanmalarını sağlamaktır [Dirix and Wiele, 1990], [Velan and Ramanujam, 1991], [Farizoğlu ve Keskinler, 2006].

Püskürtme çevrimli membran biyoreaktörlerde, sirkülasyon sıvı jet sürüşü ile sağlanmaktadır. Sıvı faz, reaktöre yüksek bir hızla verilerek gaz ile sıvı fazın çok iyi karışması sağlanmaktadır [Salehi et al., 2005]. Oluşan sıvı jetinin momentumu ile iç tübe giren ve aşağıya doğru hareket ederek tabana çarpan sıvı daha sonra reaktör ile emme tüpü arasındaki dairesel boşluktan yukarı doğru çıkmaktadır. Emme tüpünün hemen üstünde, sıvının bir kısmı tekrar iç tüp tarafından emilmektedir. Tam bir sıvı-gaz karışımı bu şekilde sağlanmaktadır [Farizoğlu et al., 2004]. Patates işleme endüstrisi atıksuyun reaktöre beslenmesi otomasyon kontrollü peristaltik pompa (Heidolph 5201) yardımıyla yapılır. Debimetreler (ifm) yardımıyla hava ve sıvı debileri ölçülür. Çözünmüş oksijen, sıcaklık ve pH gibi diğer önemli işletme parametreleri ise sürekli olarak multi-parametre ölçüm cihazı (WTW) ile otomatik olarak ölçülür.

3.2.2 Kullanılan Membranlar ve Özellikleri

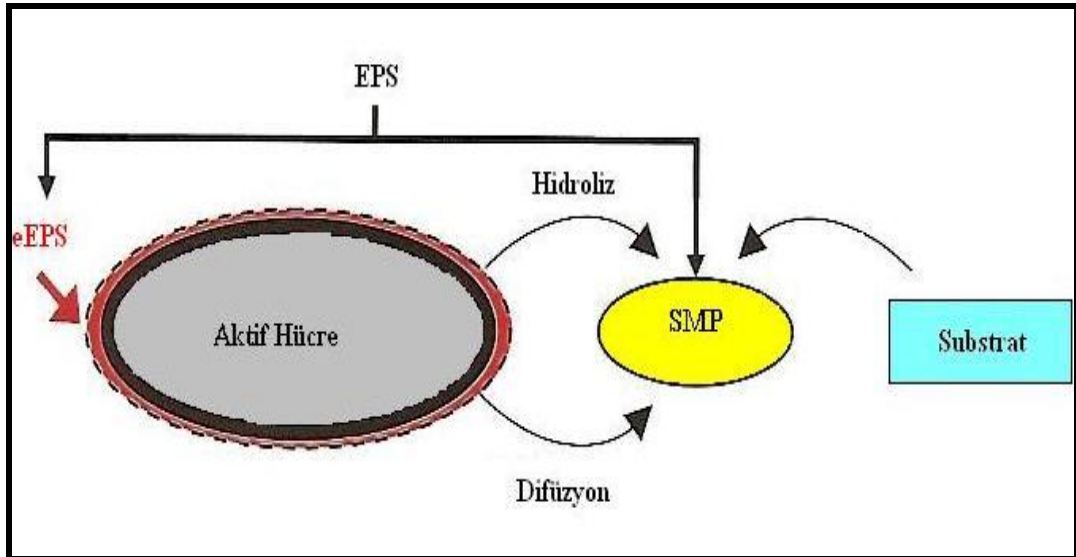
Filtrasyonun sağlanması amacıyla harici olarak reaktörün sirkülasyon hattına yerleştirilmiş Microdyn-Nadir (MD 063 TP 2N) marka tübüler 0,2 µm'lik por çapına sahip mikrofiltrasyon membran ünitesi kullanılmıştır. Sistemde sürekli işletilen membranlar polipropilen malzemedendir yapılmış olup 0,20 m²'lik bir etkin filtrasyon alanına sahiptir. Sistemde yedek olarak bulunan ve gerektiğinde otomatik olarak devreye giren Microdyn-Nadir (MD 020 TP 2N) marka membran da 0,036 m²'lik filtrasyon alanına sahiptir. Membran akısı hassas terazi yardımıyla ölçülmüştür. Hassas terazide elde edilen veriler kart otomasyon sistemi ile 24 saat boyunca takip edilmiştir. Bu takip sırasında elde edilen akı değerlerinin istediğimiz çamur yaşı değerlerinde çalışmak için uygun olmaması durumunda ise hazır olan yedek membran ünitesi otomatik olarak devreye alınmıştır. Herbir çamur yaşında termofilik püskürtme çevrimli membran biyoreaktör kararlı hale ulaştığında sisteme 0,036 m²'lik filtrasyon alanına sahip yeni membran modülü yerleştirilerek filtrasyon deneyleri yapılmıştır. Membranlar üretici firmanın önerisine göre ortalama olarak ayda bir kimyasal yıkamaya tabi tutulmuştur. Yıkama prosedürü aşağıdaki adımları içermektedir;

- i) %10'luk NaOH ile yarım saat yıkama,

- ii) 10 dakika distile su ile yıkama,
- iii) %3'lük HCl ile yarım saat yıkama,
- iv) Nötr pH'ya ulaşıncaya kadar distile su ile yıkama.

3.3. Membran Tıkanma Mekanizmasının İncelenmesi

Aktif çamurun salgıladığı EPS'nin membran kirliliğine olan etkisinin belirlenmesi amacıyla sistem farklı çamur yaşlarında çalıştırılarak akı değerleri belirlenmiştir. Ayrıca kirliliğe neden olan hücre dışı polimerik maddelerin (EPS) protein ve karbonhidrat içeriği de ölçülmüştür. EPS analizi, aktif çamur floklarından EPS'nin ekstraksiyonu ile gerçekleştirilebilir (Şekil 3.4).



Şekil 3.4: EPS ve SMP'nin basit gösterimi.

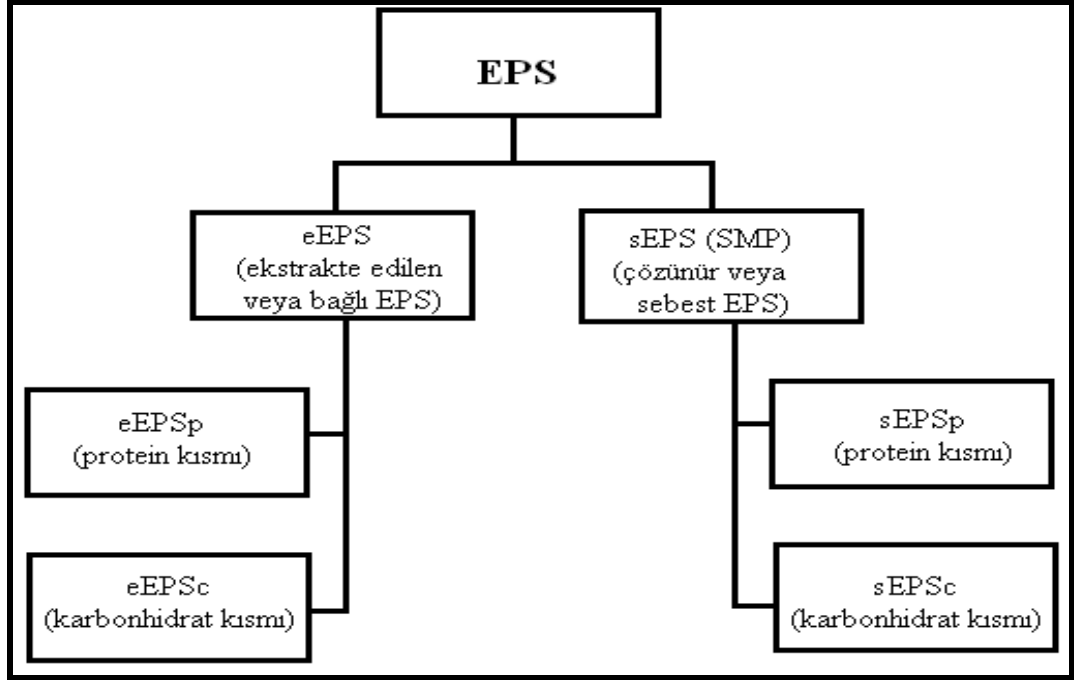
3.3.1. EPS ve SMP Analizi

EPS analizi için kesin kabul görmüş standart bir metot olmadığından dolayı literatürde bulunan EPS analiz yöntemleri kullanılmıştır. Ayrıca literatürde ısıtma yönteminde bakteriyel kısmın verimli çöktürülemediğinden dolayı özellikle SMP'nin tespitinde hata getirebileceği belirtilmiştir. Bu nedenle deney sistemimizde EPS içerikleri literatürde şu anda en çok kullanılan formaldehit ekstraksiyon yöntemi ile tespit edilmiştir [Tinggang et al., 2008]. Şekil 3.5'de görüldüğü üzere EPS serbest ve bağlı olarak iki gruba ayrılır. Daha sonra ise her iki grupta karbonhidrat ve protein

içerikli EPS olmak üzere kendi içinde tekrar ikiye ayrılabilir. EPS ve SMP analizindeki en önemli nokta bu iki bileşenin hücreyi parçalamadan birbirinden ayırabilmektir. Bunun için fiziksel-kimyasal (sodyum hidroksiformaldehit) ekstraksiyon yöntemi kullanılmıştır [Tinggang et al., 2008]. 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 korunmasını sağlamış olur. NaOH ise pH'ı arttırarak EPS'nin sudaki çözünürlüğünü arttırır ve böylece hücreden daha fazla EPS ekstrakte edilmiş olur. Analizin ilk aşamasında çamur düşük hızda santrifüjlenir, böylelikle bakteri hücrelerinin ortamdan uzaklaşması sağlanır. Bu işlemden sonra üst kısımda kalan sıvı yüksek hızda santrifüjlenir ve hücre tarafından ortama salgılanmış olan SMP fiziksel olarak sudan ayrılması sağlanır. Bakteri hücrelerine yapışık olarak bulunan EPS'nin ayrımı ise yukarıda da belirtildiği gibi kimyasal ilavesi ile elde edilir. SMP ve EPS'nin ayrımından sonra protein ve karbonhidrat analizleri sonucu bu bileşenler mL olarak bulunmuş olur.

Reaktör içinden alınan 5 mL'lik örnekler ependorf tüplerine konularak 4000 rpm'de, 4°C'de, 10 dakika santrifüjlenerek askıda katıların giderilmesi sağlanır. Daha sonra elde edilen üst faz yeni bir ependorf tüpüne alınarak ve 13200 rpm ile 4°C'de 20 dakika yeniden santrifüjlenir. Fiziksel ekstraksiyon ile elde edilmiş bu üst fazda çözülmüş protein ve karbonhidrat analizleri yapılır. Çözülmüş protein ve karbonhidratın toplamı bize ortamdaki SMP (serbest EPS)'nin değerini verir. Bağlı EPS'yi tespit edebilmek için ilk santrifüjden kalan çökelti steril distile su ile tekrar 5 mL'ye tamamlanır. 6 µL formaldehit (%37'lik) eklenerek, karışım 4°C'de 1 saat bekletilir. Daha sonra 500 µL NaOH (1N) eklenerek ve 4°C'de 3 saat bekletilir. Bu süspansiyon 13200 rpm, 20 dakika 4°C'de yeniden santrifüjlenir. Kimyasal ekstraksiyon ile elde edilmiş üst fazda yine protein ve karbonhidrat analizi yapılır. Bu değerlerin toplamı da bize bağlı veya ekstrakte edilmiş EPS'nin değerini verecektir.

Karbonhidrat analizi için fenol sülfirik asit metodu ve protein analizi için Lowry metodu kullanılmıştır. Ayrıca membran biyoreaktör çıkışından alınan numunelere de SMP analizi yapılmıştır.



Şekil 3.5: Hücre dışı polimerik maddeler ve türleri.

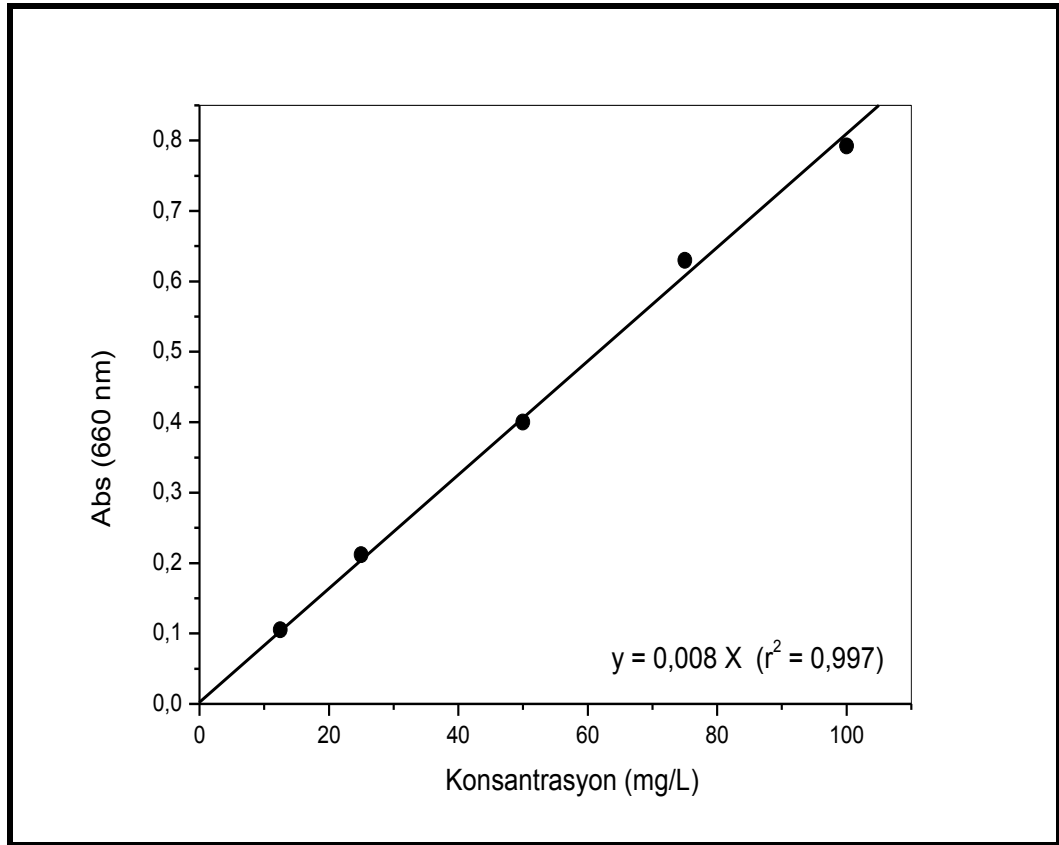
3.3.1.1. Protein Analizi

Metotta esas olarak Coomassie Brilliant Blue boyası kullanılmaktadır. Bu boya, ortamda bulunan proteinlerle kompleks oluşturarak proteinin yoğunluğuna göre koyu veya açık mavi renk verir. Lowry metotunda, analizde kullanılmak üzere üç ana çözelti hazırlanmıştır (A, B ve C çözeltileri). Çözelti A için, 2,86 g NaOH ve 14,31 g Na₂CO₃ saf suda çözülür ve 500 mL'ye tamamlanır. Çözelti B için, 1,42 g CuSO₄·5H₂O 100 mL saf suda çözülür. Çözelti C için ise, 2,85 g Na₂tartarate.2H₂O 100 mL saf suda hazırlanır. Lowry solüsyonu, bu üç çözeltinin 100:1:1 (A:B:C) oranı ile karıştırılarak ve analizin yapılacağı gün hazırlanır. 0,5 mL örneğe 0,7 mL Lowry çözeltisi eklenir, hızlıca karıştırılır ve 20 dakika oda sıcaklığında sonrasında ise karanlıkta bekletilir. Bu sırada folin çözeltisi hazırlanır. 5 mL 2N Folin 6 mL saf su ile karıştırılır. 0,5 mL örneğe 0,1 mL folin çözeltisi eklenir. Hızlıca karıştırdıktan sonra oda sıcaklığında ve karanlıkta 30 dakika bekletilir. Bu sürenin sonunda numuneler, protein yoğunluğuna bağlı olarak açık maviden koyu maviye doğru renklenirler.

Ölçümler PG INST. T80 + UV VIS marka UV spektrofotomere, 660 nm dalga boyunda aynı koşullarda hazırlanan şahide karşı okunur. Ölçümlerin

güvenilirliği ve herhangi bir ters duruma karşın her numuneden iki adet hazırlanıp okumaları gerçekleştirilmiştir.

Protein kalibrasyonunda standart protein çözelti olarak Bovin Serum Albumin (BSA) kullanılmıştır. Standart proteinden 0-100 mg/L aralığındaki konsantrasyonlarda çözeltiler hazırlanarak UV Spektrofotometre’de 660 nm’de okunan absorbans değerlerine karşı konsantrasyon grafiği çizilmiştir. Kalibrasyon grafiği ve denklemi Şekil 3.6’da verilmiştir.



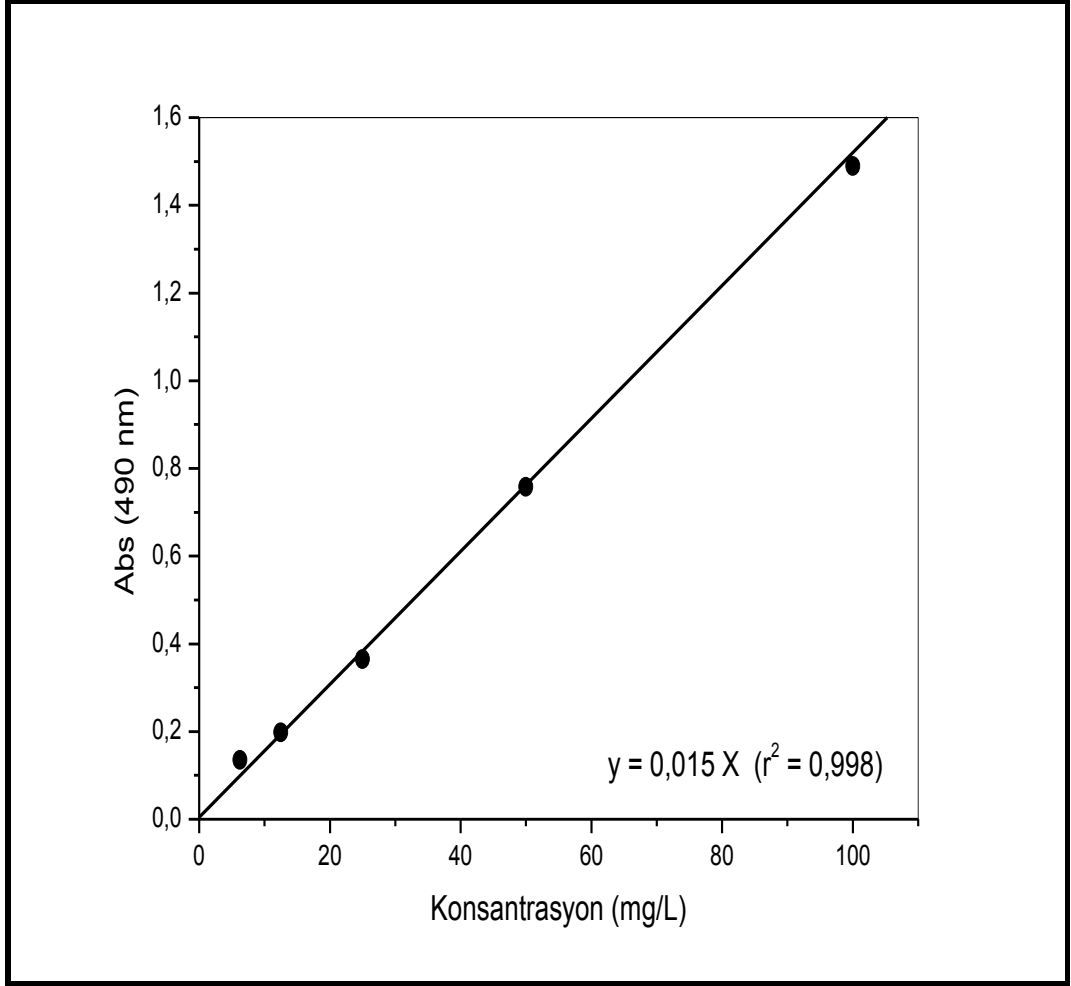
Şekil 3.6. Protein Kalibrasyon Eğrisi.

3.3.1.2. Karbonhidrat Analizi

Karbonhidrat analizi için “fenol-sülfürik asit metodu” (Dubois) modifiye edilerek kullanılmıştır. Analizde derişik %95-97’lik H₂SO₄ ve%80’lik fenol çözeltisi kullanılmıştır. 1 mL numuneye 2,5 mL H₂SO₄ 25 µL %80’lik fenol ekleyip 30°C’de 15 dakika su banyosunda bekletilmiştir. Numuneler içerdikleri karbonhidrat miktarına bağılı olarak açık sarıdan koyu sarıya doğru değışmiştir. Herhangi

yoğunluktaki bu sarı renk UV Spektrofotometre’de 490 nm dalga boyunda okunmuştur.

Kalibrasyonda standart çözelti olarak kullanılan glikozdan 0-100 mg/L aralığındaki konsantrasyonlarda çözeltiler hazırlanmıştır. Şekil 3.7’de kalibrasyon eğrisi ve elde edilen denklemi gösterilmektedir.



Şekil 3.7: Karbonhidrat kalibrasyon eğrisi.

3.3.2. Partikül Boyut Dağılımı ve Zeta Potansiyeli Ölçümü

Sistem kararlı hale ulaşıncaya farklı çamur yaşlarında termofilik püskürtme çevrimli membran biyoreaktörden alınan numunelerde zeta potansiyeli ve partikül boyutu ölçümü yapılmıştır. Ölçümler için Malvern marka Mastersizer 2000 model cihaz kullanılmıştır. Her numune üç kere okutulmuştur.

3.3.3. Göreceli Hidrofobisite

Göreceli hidrofobisite analizi için MATH (Microbial Adhesion To Hydrocarbons) yöntemi kullanılmıştır [Sanin et al., 2003]. Bu yöntemin prensibi, mikroorganizmaların yüzey hidrofobisitetlerine bağlı olarak seçilen bir hidrokarbona yapışmasıdır.

Bu yöntemde mikroorganizmaların yüzey hidrofobisitesi n-heksadekan ile tespit edilmektedir. Bakteri ortamında bulunan elektrostatik etkilerden kaynaklanabilecek hataları minimuma indirmek için, solüsyon Tris-HCl tamponu (pH=7,1) ile 2-3 kere yıkanır [Chang and Lee, 1998]. Bu amaçla 1 mL sulu çamur 10 mL'ye Tris tamponu ile tamamlanır, 3000 rpm'de 20 dakika santrifüje konulur ve üst sıvı dökülüp tekrar Tris tamponu eklenir, bu işlem 3 kere tekrar edilir. Yıkama işlemi bittikten sonra 3 mL bakteri süspansiyonu 10 mm'lik UV küvetine konur ve 600 nm dalga boyunda ilk OD (optik yoğunluk) değeri okunur, daha sonra 0,3 mL n-heksadekan eklenir, 2 dakika vorteks cihazında hızlıca karıştırılır, 15 dakika bekletilir ve 600 nm'de son OD değeri okunur. Çıkan sonuç aşağıdaki formüle göre yüzde olarak hesaplanır [Sanin et al., 2003].

$$\text{Hydrofobisite(\%)}=100(1-OD_{son}/OD_{ilk}) \quad (3.21)$$

3.3.4. Membran Kirliliğinin Değerlendirilmesi

Membran tıkanma derecesi Darcy's kanunu esas alınarak ve aşağıdaki formüller kullanılarak hesaplanmıştır [Bae and Tak, 2005; Ouyang and Liu, 2009]:

$$R = \frac{\Delta P}{\eta J} \quad (3.22)$$

$$R_t = R_m + R_f \quad (3.23)$$

$$R_f = R_c + R_g \quad (3.24)$$

Burada;

- R = Filtrasyon direnci (1/m),
- ΔP = Trans Membran Basıncı farkı (Pa),
- η = Süzüntü viskozitesi (Pa·dak),
- J = Membran süzüntü akısı ($m^3/m^2 \cdot \text{saat}$),
- R_t = Toplam filtrasyon direnci (1/m),
- R_m = Membran direnci (1/m),
- R_f = Tıkanma direnci (1/m),
- R_c = Membran yüzeyinde oluşan kek tabakasının filtrasyon direnci (1/m),
- R_g = Süpernatanttaki çözünmüş madde ve kolloidlerin membran yüzeyindeki kirleticilerin adsorpsiyonu ve porları tıkanmasından dolayı oluşan tıkanma filtrasyon direnci (1/m) olarak ifade edilmektedir.

R_m distile suyun filtre edilmesi ile ölçülmüştür. R_t sistemde herhangi bir işlem yapılmaksızın kararlı halde membran filtrasyonu sonucunda elde edilen datalar kullanılarak Denklem 3.22 yardımı ile hesaplanmıştır. Böylece Denklem 3.23'te R_t ve R_m değerleri yerine yazılarak R_f değeri hesaplanmıştır. R_g değerini bulmak için membran biyoreaktörden alınan aktif çamur 2 saat çökelmeye bırakılır ve daha sonra süpernatant (üst kısım) filtrasyona tabi tutulur. Elde edilen sonuçlar ve deney şartları dikkate alınarak Denklem 3.22 yardımı ile R_g hesaplanmıştır. R_c de Denklem 3.24 yardımı ile hesaplanmıştır.

Direnç değerlerinin yanında aktif çamurun filtrasyonunda, membran performansını farklı çamur yaşlarında değerlendirmek için akı azalma oranları (FDR) aşağıdaki formüle göre hesaplanmıştır;

$$FDR(\%) = \left(\frac{J_0 - J_d}{J_0} \right) \times 100 \quad (3.25)$$

- FDR: Akı azalma oranı (%)
- J_0 : Çamur filtrasyonundaki ilk akı değeri ($L/m^2 \cdot \text{saat}$)
- J_d : Çamur filtrasyonundaki denge akı değeri ($L/m^2 \cdot \text{saat}$)

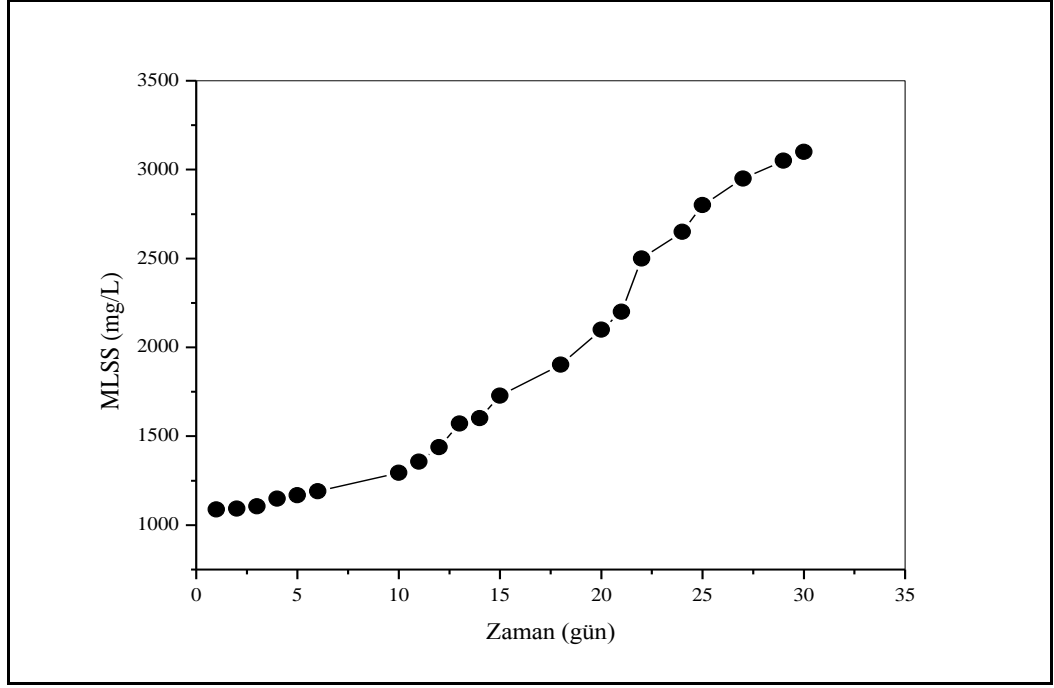
4. BULGULAR

4.1. Püskürtme Çevrimli Membran Biyoreaktörde Termofilik Aerobik Arıtım

Biyolojik arıtma sistemlerinde atıksu arıtımında mikroorganizmaların ortama iyi uyum sağlamış olması sistem performansını önemli ölçüde etkiler. Dolayısıyla, bu çalışmada; işletme sıcaklığındaki sürekli sistemde patates işleme endüstrisi atıksuyunda reaktöre alışımlı mikroorganizmalar kullanılmıştır. Bunu sağlamak için reaktör öncelikle kesikli olarak çalıştırılmış, sonrasında ise sisteme membran ünitesi entegre edilerek sürekli sisteme geçilmiştir.

4.1.1. Reaktörün Devreye Alınması ve İşletilmesi

Püskürtme çevrimli membran biyoreaktör devreye alınırken, patates işleme endüstrisindeki arıtma tesisinin aerobik arıtma ünitesinden alınan biyolojik çamur, aşı olarak kullanılmıştır. Reaktöre 20 L kadar aşı eklenmiştir ve reaktör minimum sirkülasyon düzeyinde çalıştırılarak mikroorganizmaların ihtiyacı olan substratı sağlamak amacıyla reaktöre çok düşük hacimlerde patates işleme endüstrisi atıksuyu konulmuştur. Mezofilik şartlarda yaşayan ve reaktöre aşı olarak ilave edilen aerobik mikroorganizmaların, termofilik şartlara adapte olabilmesi için reaktör sıcaklığı direkt olarak $45\pm 2^{\circ}\text{C}$ 'ye getirilmiştir. Termofilik püskürtme çevrimli membran biyoreaktörün bu sıcaklıkta tutulması sistemde sirkülasyonu gerçekleştiren pompa sayesinde sağlanmaktadır. Böylece mikroorganizmaların reaktördeki yüksek sıcaklığa ve türbülans ortamına daha çabuk adapte olmaları sağlanmıştır. Reaktöre ilave edilen atıksu miktarı yavaş yavaş artırılarak mikroorganizmalar atıksuya adapte olmuşlardır. Aşı yapıldıktan sonraki bu 30 günlük adaptasyon sürecinden sonra reaktördeki MLSS konsantrasyonu yaklaşık 3000 mg/L'ye ulaşmıştır. Yüksek performanslı membran biyoreaktördeki MLSS değişimi Şekil 4.1'de verilmektedir.



Şekil 4.1: Yüksek performanslı membran biyoreaktördeki biyolojik çamur miktarının artırılması.

4.1.2. Sürekli Sistemin KOİ Giderim Performansı

Sistem sürekli işletmeye geçtikten sonraki 7 aylık süre içerisinde 4 farklı çamur yaşında (10, 30, 60 ve 100 gün) çalıştırılmıştır (Şekil 4.2). Toplam KOİ yüklemesi farklı çamur yaşlarında da $2,00 \text{ kg KOİ/m}^3 \cdot \text{gün}$ ile sabit olup, hidrolik kalış süresi 1,33 gündür. Sistem her bir çamur yaşında kararlı hale getirilmiş ve kararlı hale geldikten sonra en az 10 gün boyunca çalıştırılmıştır. Reaktör termofilik olarak işletildiği için flok boyutlarının küçük olması temas yüzeyini arttırmakta ve türbülansın dolayısıyla reaktör homojen olmaktadır. Bu nedenle de termofilik püskürtme çevrimli membran biyoreaktördeki çamur yaşı değiştirilse de sistemin kısa sürede dengeye ulaşması sağlanmıştır. Sistemdeki KOİ yüklemeleri sisteme bağlı olan peristaltik pompa yardımıyla yapılmıştır.

Aktif çamur sisteminde, çamur yaşı bilindiği gibi en önemli parametrelerden biridir ve MLSS konsantrasyonu ile doğru orantılı olarak artmaktadır [Yamamoto and Win, 1991], [Han et al., 2005]. Yüksek MLSS konsantrasyonu ve viskoziteden dolayı akış direncinin artmasıyla çözünmüş oksijen konsantrasyonu yeterli olsa bile oksijen transferi zorlaşmaktadır [Han et al., 2005]. Ancak bu durum püskürtme çevrimli membran biyoreaktördeki türbülansın yüksek olmasıyla (nozul ve tabana

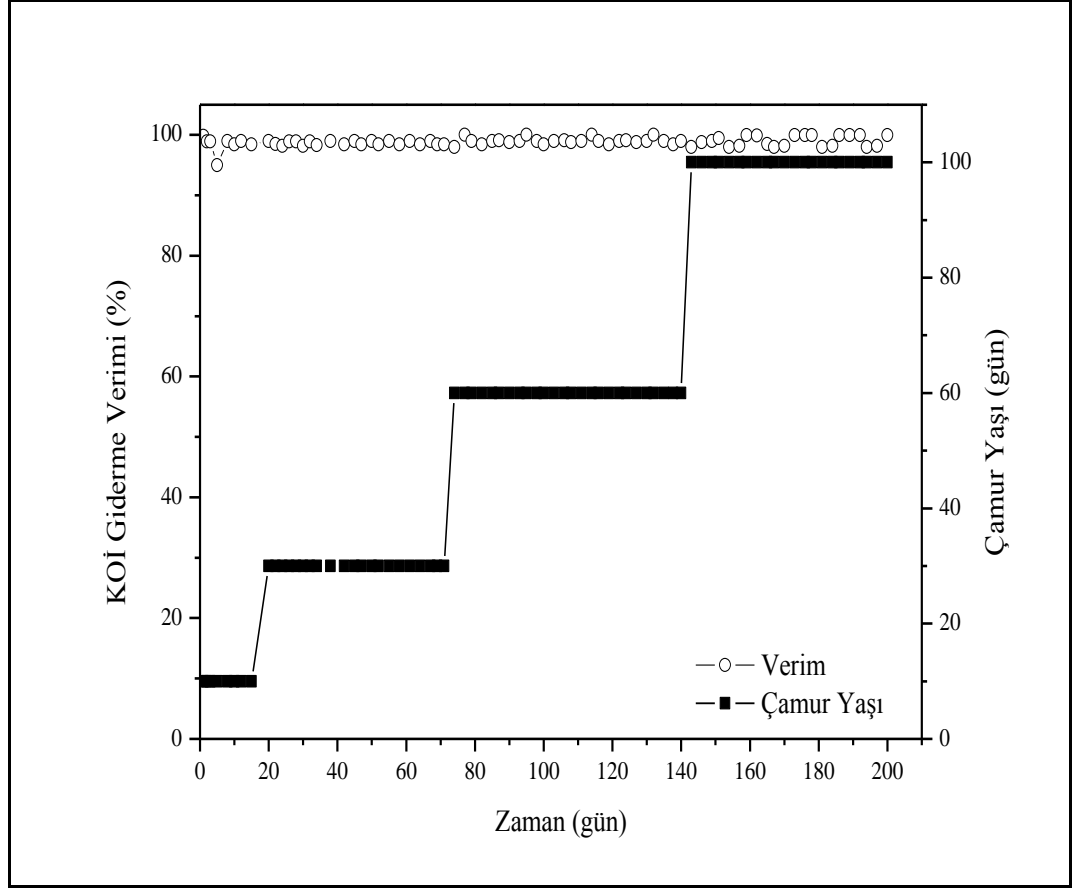
çarpma) tolere edilebilmektedir. Ayrıca çamur yaşına bağlı olarak viskozite, mikrobiyal ürün konsantrasyonu ve kompozisyonu, hücre yüzey özellikleri ve morfolojisinin değiştiği de rapor edilmektedir [Chang and Lee, 1998], [Shin and Kang, 2003], [Han et al., 2005]. Bunlara ilave olarak çamur yaşı, MLVSS/MLSS oranı ile ters orantılı şekilde hareket etmektedir. Çamur yaşı arttıkça, çamur üretimi azalmasına rağmen F/M oranı da azalmaktadır. Ayrıca çamur yaşının artmasıyla birlikte inert madde birikimi de artmaktadır.

Çoğu MBR araştırmacısı büyük çamur yaşından dolayı yüksek MLSS konsantrasyonu ile arıtma verimini daha fazla arttırabildikleri için klasik biyolojik arıtmaya kıyasla MBR sistemlerini daha büyük çamur yaşlarında çalıştırmaktadırlar [Takeshi and Yasuhiko, 1991], [Han et al., 2005], [Ke and Junxin, 2009]. Literatürde yüksek çamur yaşlarında ve düşük çamur yaşlarında [Massé et al., 2006], [Ng and Mermanowicz, 2005] çalıştırılan MBR sistemleri mevcut bulunmaktadır.

Çamur yaşının KOİ giderme verimi üzerine çok fazla etkisi yoktur [Ke and Junxin, 2009]. Şekil 4.2’de görüldüğü üzere sistemin farklı çamur yaşlarındaki KOİ giderim verimi çamur yaşından bağımsız olarak ve yaklaşık olarak aynı düzeyde (%98-99) seyretmiştir. Giderme veriminin yüksek olmasının en önemli nedeni işletme sıcaklığı ve reaktör tipidir. Püskürtme çevrimli reaktörün tipik özelliği olan küçük mikroorganizma flokları bu sistemin klasik sistemlere göre daha fazla temas yüzeyi bulması nedeniyle biyodegradasyon’un daha hızlı olmasını sağlamaktadır. İkinci olarak, sistemde oluşan çevrim nedeniyle organiklerin aktif çamur içerisinde daha uzun kalabilmeleridir [Farizoğlu ve Keskinler, 2006].

Ayrıca termofilik aerobik atıksu arıtma prosesleri daha düşük çamur üretimi ve daha yüksek biyolojik degradasyon hızında çalıştırılabilmektedirler. Bu arıtma proseslerinin yüksek organik yükleme hızında daha iyi performans gösterdikleri de bildirilmiştir [Tripathi and Allen, 1999]. Son olarak ise sisteme entegre edilmiş membranın por çapının 0,2 µm olması ve filtrasyon sırasında oluşan dinamik tabakanın (kek tabaka) daha seçici davranmasının da etkili olduğu düşünülmektedir.

Yüksek sıcaklıkta biyodegradasyon hızının yüksek olması ve püskürtme çevrimli reaktörün çalışma prensibinden dolayı mikroorganizma ile substrat arasındaki kütle transfer hızı daha yüksek olur. Ayrıca sistemin termofilik işletilmesi flok boyutunun daha küçük olmasına sebep olduğundan dolayı mikroorganizma ile substrat arasındaki kütle transfer hızı daha da artmaktadır.



Şekil 4.2: Farklı çamur yaşlarında elde edilen koi giderim verimleri.

Şekil 4.2'den de açıkça görüldüğü gibi KOİ giderme verimi ile SRT birbirinden bağımsız hareket etmektedir. Ancak bazı araştırmacılar yüksek çamur yaşının daha iyi arıtma sağladığını bildirmişlerdir. Grelier ve arkadaşları (2005) organik ve nütrient maddelerin biyodegradasyonlarının 40 günlük ve daha büyük çamur yaşlarında daha iyi olduğunu bildirmişlerdir. Ke ve Junxin (2009) uzun çamur yaşında yüksek MLSS konsantrasyonu ile daha iyi organik madde giderim verimi sağlamışlardır. Püskürtme çevrimli membran biyoreaktörde çamur yaşı ile reaktördeki MLSS konsantrasyonunun doğru orantılı olarak hareket ettiği gözlenmiştir.

Püskürtme çevrimli membran biyoreaktör ile yapılan çalışmalarda genelde MLSS konsantrasyonu 5000-15000 mg/L aralığında çalışılmıştır [Farizoğlu ve Keskinler, 2006], [Park and Lee, 2005]. Bu çalışmada ise MLSS konsantrasyonu 3000 ile 10000 mg/L arasındadır. Klasik MBR sistemlerinde genellikle F/M oranı 0,1-0,3 kg KOİ/kg MLSS·gün arasındadır [Grelier et al., 2005]. Püskürtme çevrimli

membran biyoreaktör'deki F/M oranı klasik sistemlere göre daha büyüktür (0,32-1,1 kg KOİ/kg MLSS·gün) [İmer, 2011]. Reaktörün klasik sistemlere göre daha büyük

F/M oranında çalıştırılmasının sebebi ise sahip olduğu kütle transfer özelliklerinden kaynaklanmaktadır. Sistemdeki SRT'nin artmasıyla MLSS konsantrasyonunda artmıştır ve dolayısıyla F/M oranı da düşmüştür. Ancak bu çalışmadaki minimum F/M oranı bile klasik MBR sistemlerine göre oldukça iyidir.

Yüksek çamur yaşlarında MLSS konsantrasyonu artar fakat buna rağmen MBR'lerde ölü ya da inaktif mikroorganizma birikimi olmaktadır ve bu sebepten dolayı çamur aktivitesi olumsuz yönden etkilemektedir [Huang et al., 2001], [Han et al., 2005], [Ke and Junxin, 2009]. Ayrıca termofilik sistemlerde k_d mezofilik sistemlerdekine göre daha yüksek olduğu düşünülürse, mezofilik sistemlerdekine kıyasla ölüm hızı daha fazla olacağı için mikrobiyal kalıntılar daha fazla olur.

4.2. Membranın Akı Özelliklerinin Belirlenmesi

Üretilen biyokütlenin su ortamından ayrılma derecesi, biyolojik arıtma sistemlerinin nihai performanslarını belirler. Aktif çamur sistemlerinde, reaktör içerisindeki çevre koşulları oluşan biyokütlenin sudan ayrılma özelliklerini belirler. Örneğin, düşük F/M oranlarında kamçılı organizmaların gelişmeleri veya yüksek F/M oranlarında küçük disperse flokların oluşması gibi sorunlar yüzünden çamur şişmeleri veya çökme özelliği kötü olan çamur oluşumları meydana gelir.

Çamurların çökme özellikleri; çözünmüş oksijen miktarındaki azalmalar, biyolojik olarak kolay parçalanabilir organik madde noksanlığı, organik yüklerin çok fazla salınımı gibi daha birçok faktör nedeniyle farklılık gösterir [Yıldız, 1999]. Bu nedenlerden dolayı, günümüzde gerek katı sıvı ayırma işlemi için gerekse de reaktör performanslarını arttırmak için membran teknolojisine doğru bir yönelme vardır [Chaize and Huyard, 1991], [Cartwright, 1992], [Muller et al., 1995], [Lubbecke et al., 1995], [Yıldız, 1999].

Membran teknolojisi ile su ortamından kum, silt gibi 10-1000 μm boyutundaki iri tanelerden, sulu tuzlar, virüsler, bakteriler veya metal iyonları gibi 0,001-0,1 μm boyut aralığındaki tüm maddeleri ayırmak mümkündür [Lahoussie et al., 1990]. Ancak, membran filtrasyonun da sahip olduğu bazı dezavantajları bulunmaktadır.

Membran sistemleri iyi ayırma özelliklerine sahip olmalarına rağmen, uzun ömürlü olabilmeleri, kullanılan membrandan başlayarak, besleme çözeltisinin

özelliklerinden, proses koşullarına kadar çok farklı faktörlere bağlı olarak incelenmektedir.

En büyük hedefi mümkün olan en düşük enerji ile en yüksek akıyı elde etmek olan basınç sürücülü membranların (MF, UF, NF ve RO), aktif çamur sistemindeki mikroorganizma flokları, partikül ve kolloidler membran filtrasyonu süresince akının azalması sebebiyle membran tıkanması gibi problemleride mevcuttur.

Genellikle yüksek çamur yaşlarında düşük membran kirlenme hızları gözlenmektedir [Van den broeck et al., 2012]. Ayrıca son zamanlarda yapılan bir derleme çalışmasında MBR sistemlerde çamur yaşının membran tıkanmasında çok önemli bir faktör olduğu bildirilmiştir [Drews, 2010].

Membran tıkanmasına sebep olan ve bu tıkanmayı hızlandıran oldukça fazla etken vardır. Mikroorganizma büyümesi, kolloid maddelerin adhezyonu, makromoleküller ve membran yüzeyinde oluşan biyofilmin adhezyonu, çözülmüş maddeler en önemli sebeplerin başında gelir [Visvanathan et al., 2007].

Bu etkenlerin birbirleri ile farklı etkileşimleri ve kompleks etki oluşturmalarından dolayı membran tıkanması tam olarak açıklanamamaktadır. Süzüntü akısının azalması ise membran tıkanmasının en kötü sonucudur. Bu durum ya sabit TMP basıncında sistem çalıştırılarak süzüntü akış hızındaki azalıştan ya da sabit süzüntü akış hızında TMP basıncındaki artıştan olmak üzere iki şekilde gözlenebilir. Bu çalışmada TMP basıncı sabit tutularak zamana karşı süzüntü hacmi değişiminden faydalanılarak termofilik aerobik aktif çamur membran tıkanma mekanizması incelenmiştir.

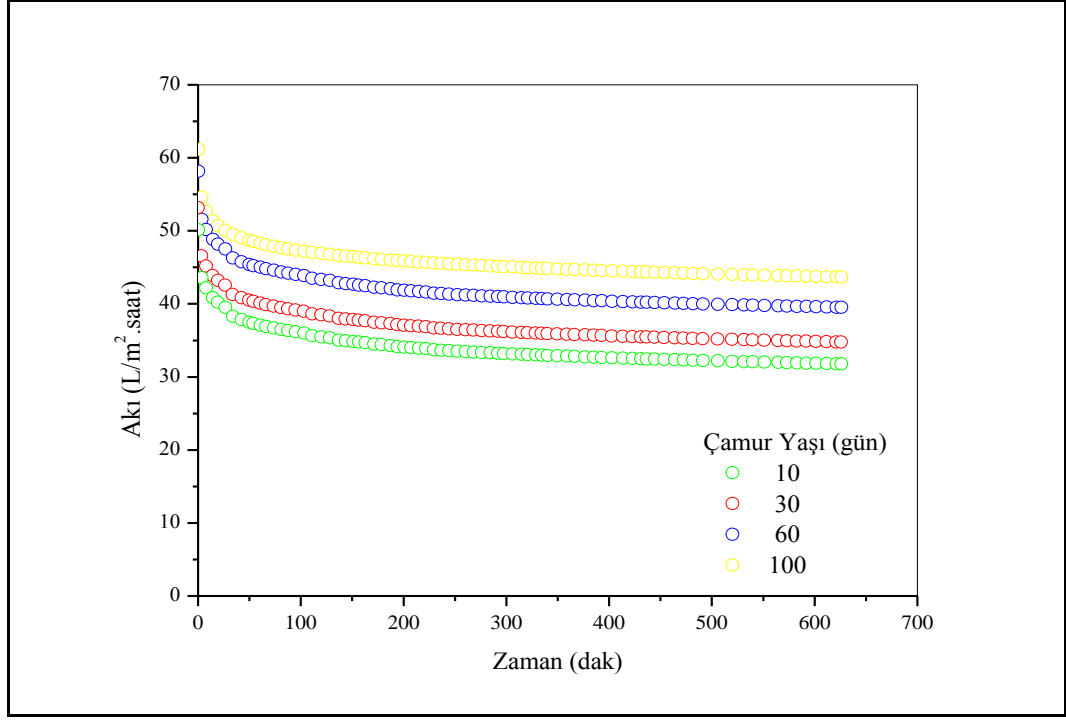
Yapılan çalışmalara göre mezofilik sistemlerdeki membran tıkanmasının termofilik işletilen sistemlere oranla daha yavaş olduğu rapor edilmiştir [Wichitsathian, 2004], [Visvanathan et al., 2007]. Bunun sebebi termofilik şartlarda işletilen aktif çamur sistemlerindeki üretilen EPS miktarının mezofilik sistemlere göre daha fazla olmasıdır.

Visvanathan ve arkadaşları (2007) mezofilik MBR sisteminde üretilen EPS miktarının termofilik MBR'dekine kıyasla 2,5 kat daha az olduğunu bildirmiştir. Literatürde ayrıca termofilik çamurun mezofilik çamur ile kıyaslandığında küçük çaplı partikül miktarının çok daha fazla olduğunu da bildirilmektedir [Vogelaar et al., 2002a], [Vogelaar et al., 2002b]. Termofilik çamur içindeki 5µm'den daha düşük partikül miktarı %16 iken mezofilik çamurda sadece %4'tür.

Çamur yaşının membran tıkanması üzerine direkt etkisi olmasa bile birçok biyolojik özelliği etkilediğinden, dolaylı olarak membran tıkanmasını da etkilemektedir. Örneğin bazı araştırmacılar yüksek çamur yaşlarında bağlı EPS miktarının [Massé et al., 2006], kolloid ve çözünmüş karbonhidrat konsantrasyonlarının düşük [Grelier et al., 2005] olduğunu bildirmişlerdir. Ayrıca mikrobiyal yapı da çamur yaşından etkilenmektedir [Ahmed et al., 2007]. Hatta Drews (2010) sıcaklık [Miyoshi et al., 2009] ve karbonhidrat [Rossenberger et al., 2006] gibi çözünmüş mikrobiyal ürün fraksiyonlarının da tıkanma üzerinde oldukça önemli etkilerinin olduğunu belirtmiştir. Yüksek çamur yaşlarında aktif çamur daha dayanıklı, sağlam görünmekte ve tıkanma hızı daha düşük olmaktadır [Van den broeck et al., 2012].

Sistemde 10 günlük çamur yaşındaki kritik akı değerinin elde edildiği TMP basıncı olan 1,9 bar aynı zamanda dört farklı çamur yaşı için de TMP basıncı olarak ayarlanmıştır. Ayrıca tüm çamur yaşlarında membrandaki çapraz akış hızı (V_c) 4,5 m/s'dir. Bu şartlarda farklı SRT için elde edilen membran akı değişimi Şekil 4.3'de sunulmuştur. Şekil 4.3'e göre farklı çamur yaşlarındaki tüm denemelerde akıda zamanla azalma gözlenmiştir. İlk 100 dakika içerisinde kek oluşumu ve konsantrasyon polarizasyonu dolayısıyla akı hızlı bir şekilde azalmaktadır.

100. dakikadan sonra akının yavaş yavaş kararlı hale geldiği gözlemlenmektedir. Bu noktadan sonra partikül ve/veya kolloidleri membran yüzeyine tutturarak süzüntü akışının sürüklenme kuvveti hemen hemen konsantrasyon gradientinden oluşan geri difüzyon ile partikül ve kolloidleri membran yüzeyinden koparan çapraz akışın kesme kuvvetine eşit olmaktadır.



Şekil 4.3: Farklı çamur yaşlarında elde edilen akı grafiği (190 kPa, $V_c = 4,5$ m/s).

Daha önce de belirtildiği gibi çamur yaşının direkt olarak olmasada dolaylı yollarla membran tıkanması üzerine etkisi bulunmaktadır. Bu nedenle birçok araştırmacı SRT'nin membran tıkanması üzerine nasıl bir etkisinin olduğunu incelemişlerdir. Bazı araştırmacılar yüksek SRT'nin MBR sistemleri için daha uygun olduğunu bildirmişlerdir. Örneğin Adham ve Gagliardo (1998) çamur yaşının 30 günden daha büyük olmasını önerirken, Cicek ve arkadaşları (2001) ise MBR'lerin 10 günden daha düşük çamur yaşlarında da işletilebileceklerini belirtmişlerdir. Diğer araştırmacılar çamur yaşını 2'den 10'a çıkardıklarında [Trussell et al., 2006] ve 20'den 60'a çıkardıklarında [Ahmed et al., 2007] kirlenmenin daha az olduğunu bulmuşlardır. Bazı araştırmacılar da verimli arıtma için yüksek SRT'nin daha iyi olduğunu bildirmişlerdir.

Grelier ve arkadaşları (2005) organik ve nütrient maddelerin biyodegradasyonlarının 40 günlük çamur yaşından daha büyük SRT'de daha iyi olduğunu bildirmişlerdir. Ke ve Junxin (2009) uzun SRT'de yüksek MLSS konsantrasyonu ile daha iyi organik madde giderim verimi sağlamışlardır. Aynı zamanda tıkanma hızının en fazla olduğu süreç 10 günlük çamur yaşındayken görülmüştür. En az kirlenmenin ise sonsuz çamur yaşında olduğunu bildirmişlerdir. Bazı araştırmacılar da tıkanmanın uzun çamur yaşında daha fazla olduğunu

bildirmişlerdir [Johir et al., 2012]. Partikül boyutu termofilik sisteminkine nazaran mezofilik sistemde çok daha büyüktür. Partikül boyutunun küçük olması membran yüzeyinde oluşan kek tabakasının porozluğunu azaltmaktadır. Buna bağlı olarakta mezofilik sistem ile karşılaştırıldığında akı daha düşük olmaktadır.

Düşük çamur yaşında daha düşük akılar elde edildiğini Şekil 4.3’de görebiliriz. Dolayısıyla şekilden de anlaşıldığı üzere termofilik şartlarda düşük çamur yaşlarında membran kirlenmesinin fazla olduğunu anlarız. Termofilik olarak işletilen arıtmalarda mezofilik sistemlere kıyasla daha fazla EPS üretilmektedir. Üretilen EPS’ler termofilik aktif çamurunun membran yüzeyinde daha yoğun ve daha az poroziteye sahip bir kek tabakası oluşmasına neden olmaktadır. Yüksek EPS konsantrasyonu membran geçirgenliğini negatif yönde etkilemektedir [Pollice et al., 2008].

Literatürde, elde edilen akıları kıyaslayabilecek termofilik harici MBR çalışması bulunamamıştır. Fakat mezofilik olarak işletilen ve sentetik evsel atık su arıtımının yapıldığı püskürtme çevrimli membran biyoreaktörde farklı çamur yaşlarında elde edilen denge akıları bu çalışmada elde edilenlere göre daha yüksektir [Yıldız, 1999]. Termofilik olarak işletilen membran biyoreaktörün daha yüksek EPS salgılaması bunu en büyük sebebidir. Ayrıca bu çalışmada gerçek atıksu kullanılması da önemli bir etkidir. Farizoğlu ve Keskinler (2006) tarafından yapılan başka bir çalışmada peynir altı sularının mezofilik şartlar altında $0,45 \mu\text{m}$ gözenek çapına sahip membranın kullanıldığı püskürtme çevrimli membran biyoreaktörde arıtımı incelenmiştir. Elde ettikleri denge akıları beklenildiği gibi bu çalışmada elde edilenlerden yüksektir. Ancak hemen hemen eşit MLSS konsantrasyonunda mezofilik püskürtme çevrimli membran biyoreaktördeki denge akısı ($60 \text{ L/m}^2\cdot\text{saat}$) bu çalışmada elde edilen denge akısından ($39,60 \text{ L/m}^2\cdot\text{saat}$) çokta yüksek değildir. Ayrıca kullandıkları mikrofiltrasyon membranının por çapı da bu çalışmadaki membran por çapından ($0,2 \mu\text{m}$) büyüktür.

EPS ile çamur yaşı arasındaki ilişki son zamanlarda araştırmacılar tarafından incelenmektedir [Cho et al., 2005b], [Massé et al., 2006], [Ke and Junxin, 2009]. Bazı araştırmacılar artan SRT ile EPS konsantrasyonunun arttığını göstermişlerdir [Chang and Lee, 1998], [Cho et al., 2005]. Ancak bazı araştırmacılar da bunun tam tersi bir eğilim gösterdiğini [Ng and Hermanowicz, 2005] ya da belirgin bir değişimin gözlenmediğini [Liao et al., 2001], [Lee et al., 2003] bildirmişlerdir. Çamur yaşı arttığında EPS konsantrasyonundaki artışın düşük çamur yaşı ile işletilen

MBR'lerdeki çalışmalar da mevcut olduğu görülmüştür [Ng and Hermanowicz, 2005]. Ayrıca yapılan bir çalışmada biyolojik flokların yapısı ve yüzey özelliklerinin EPS ile ilişkili olduğunu ayrıca işletme koşullarının da önemli bir etkisinin olduğunu göstermiştir [Wilén and Balmer, 1999], [Wilén et al., 2003].

MBR'lerin 3, 5, 10 ve 20 günlük çamur yaşlarında süpernatanttaki protein, karbonhidrat ve toplam organik karbon konsantrasyonunun çamur yaşı ile ters orantılı olarak hareket ettiği gözlemlenmiştir [Ke and Junxin, 2009]. Ancak Lee ve arkadaşlarının (2003) 20, 40 ve 60 günlük çamur yaşlarında 20'den 60'a çıkıldığında EPS'deki değişimin çok az olduğunu bildirmişlerdir.

Kek ve membran birikimi genellikle karbonhidrat ve proteinleri tutmaktadır. Polimerlerin alıkonması büyüklüklerine ve kimyasal yapılarına bağlıdır. Mikrobiyal ürün karakteristiği bakterilerin fizyolojik durumlarından etkilenmekte ve bu yüzden çamur yaşı ve F/M oranından da etkilenmektedir.

SRT'nin artmasıyla bağlı EPS'deki azalma mikrobiyal ürünlerin degradasyon hızının daha hızlı olması ya da bu ürünlerin üretiminin daha yavaş olması olarak yorumlanabilir. Bilindiği üzere kesme gerilimindeki artış mikrobiyal ürün salgısını hızlandırmaktadır [Liu et al., 2005]. Bu da termofilik püskürtme çevrimli membran biyoreaktördeki EPS konsantrasyonunun neden yüksek olduğunu açıklayan bir diğer etkidir.

Aktif çamurun flok oluşturmada EPS önemli bir rol oynamakta ve MBR sistemlerinde süzüntü akışına önemli bir bariyer özelliği göstermektedir [Liao et al., 2001], [Abeynayaka and Visvanathan, 2011a]. Visvanathan ve arkadaşları (2007) termofilik MBR sistemi ile mezofilik MBR sistemini karşılaştırmış ve EPS konsantrasyonunun termofilik MBR'de mezofiliktekinden 2,5 kat daha fazla olduğunu bildirmişlerdir. Ancak termofilik MBR konusunda çok az çalışma yapılmıştır.

Mezofilik aerobik prosesler termofilik aerobik prosesler göre daha az EPS üretmektedirler [Visvanathan et al., 2007], [Abeynayaka and Visvanathan, 2011a]. Benzer şekilde mikrobiyal aktivitenin artması sebebiyle termofilik aerobik arıtmada SMP üretimi daha fazladır [Abeynayaka and Visvanathan, 2011a, b].

Pollice ve arkadaşları (2008) yaptıkları MBR çalışmasında 40 ila 80 gün çamur yaşı aralığında çamur filtre edilebilirliğinin minimum olduğunu ancak filtre edilebilirliğe çamur yaşının çokta etkisi olmadığını bildirmişlerdir. Artma eğiliminde

olan viskozitenin 60 günlük çamur yaşında ve üzerinde daha hassas bir artışla devam ettiğini de rapor etmişlerdir.

Şekil 4.3’de görüldüğü gibi çamur yaşı arttıkça membran tıkanması azaldığından dolayı akı artmaktadır. Bunun nedeni tıkanma hızı çamur yaşının ters orantılı olmasıdır [Ouyang and Liu, 2009]. Literatürde yapılan çalışmalarda da düşük çamur yaşlarında tıkanma hızının daha hızlı olduğu bildirilmektedir. Çamur yaşı ile çözünmüş EPS değerinin ters orantılı olması sebebiyle akıda artış olması olağandır. Çünkü MBR sistemlerde membran kirlenmesi EPS ve aktif çamur ile yakından ilişkilidir [Defrance et al., 2000], [Lee et al., 2003], [Cho et al., 2005b], [Li et al., 2005], [Rojas, 2005], [Rosenberger et al., 2006]. Çamur morfolojisindeki değişimlerde membran tıkanmasını etkilemektedir [Li et al., 2005].

EPS atıksudaki mevcut moleküllerden ya da hücre lizinden kaynaklanmakta ve özellikle mikroorganizmaların çoğalması sırasında oluşmaktadır. Protein, karbonhidrat ve nükleik asit gibi birçok organik maddeyi içermektedir. Son zamanlarda yapılan çalışmalar hümitik asidin de EPS ailesinden olduğunu ve toplam EPS’nin %8,4 ile %30,6’sını oluşturduğunu rapor etmiştir [Eriksson and Alm, 1991], [Frølund et al., 1995], [Xiu-fen et al., 2008].

EPS biyogranülasyon, flokülasyon ya da granül çamurun bir bütün yapıda bulunmasında önemli rol oynamaktadır [Chen et al., 1997], [Liu and Tay, 2002], [Tijhuis et al., 2003], [Tay et al., 2003], [Xiu-fen et al., 2008]. EPS flokları bir arada tutmak ve çok değerlikli katyonlar arasında köprü kurmak için biyoagregatların en önemli bileşeni’dir. [Frølund et al., 1996], [Sutherland, 2001], [Guibaud et al., 2006], [Xiu-fen et al., 2008]. EPS tür ve konsantrasyonunun aktif çamur sistemindeki flok özellikleri üzerinde önemli etkisi vardır. 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 [Tsuneda et al., 2003].

Yüzey özelliğinin, hidrofobisitenin, yüzey yükünün ve EPS kompozisyonunun biyoflokülasyonda EPS miktarından daha önemli olduğu da araştırmacılar tarafından bildirilmiştir.[Liao et al., 2001], [Wilén et al., 2003]. Aksine EPS içeriği çamur çökmesi kontrolünde çok daha önemlidir. Ayrıca biyofilmden salgılanan EPS granüler aerobik klasik biyofloklardan salgılanan EPS’ye göre daha fazladır [Xiu-fen et al., 2008]. Granüler (47 mg/g MLSS) aktif çamur biyofilmin (17 mg/g MLSS) salgıladığından daha fazla EPS içermektedir [Wang et al., 2006]. McSwain ve

arkadaşları (2004, 2005) biyogranülasyonda proteinin daha dominant olduğunu ve sistem kararlı halde işletilirken protein/karbonhidrat (P/C) oranının da sabit kaldığını bildirmişlerdir.

Termofilik püskürtme çevrimli membran biyoreaktör kararlı hale ulaşınca yapılan SMP ve EPS analiz sonuçları Tablo 4.1’de sunulmuştur. MLSS konsantrasyonu ve çamur yaşındaki artışla F/M oranının düşmesi nedeniyle mikroorganizmaların bu maddeleri de substrat olarak tüketmelerinden dolayı SMP ve EPS konsantrasyonları azalmaktadır [Massé et al., 2006]. Ayrıca hem reaktör hemde çıkıştaki protein ve karbonhidrat değerleride SRT’nin artmasıyla azalmaktadır. Aynı şekilde P/C oranı da SRT ile ters orantılıdır. (Tablo 4.1).

Çözünmüş P/C oranı mikrobiyal aktivitenin bir göstergesidir. P/C oranı sıcaklık doğru orantılı olarak artmaktadır. Termofilik şartlar altında protein konsantrasyonu düşmektedir. Ancak bu düşüşün oldukça az olduğu rapor edilmektedir [Abeynayaka and Visvanathan, 2011a].

Tablo 4.1: Farklı çamur yaşlarına ait EPS ve SMP konsantrasyonları.

SRT	EPS (mg/L)		SMP (mg/L)			
	Karbonhidrat	Protein	Karbonhidrat		Protein	
			Reaktör	Çıkış	Reaktör	Çıkış
10	194,02	455,95	201,08	17,32	478,13	105,44
30	183,48	379,80	193,26	16,24	427,05	97,30
60	171,01	270,75	182,27	15,13	313,50	52,50
100	163,84	168,76	176,35	11,67	275,10	23,23

Ouyang ve Liu (2009) yaptıkları MBR çalışmasında reaktör içerisinde alınan numuneler (süpernatant kısmı) ve sistemden çıkan süzüntü ile yapılan analiz sonuçlarına göre EPS konsantrasyonu süpernatantta çıkıştakine kıyasla daha fazla olduğunu bildirmiştir. Bu da EPS’nin membran üzerinde biriktiğini göstermektedir. Karbonhidrat yönünden bakılacak olursa EPS’de olduğu gibi çıkışta karbonhidrat konsantrasyonunu daha düşük ölçmüşlerdir. Ancak protein analizleri çıkıştaki konsantrasyonun süpernatanttan daha yüksek olduğunu göstermiştir. Reaktörde ve çıkışta protein karbonhidrat ile kıyaslanması sonucu protein’in baskın olduğu gözlemlenmiştir. SRT arttığında P/C oranı düşmüştür (Tablo 4.2). Liao ve

arkadaşları (2003) da çamur yaşını 12'den 20 güne çıkardıklarında P/C oranı azalmış ve askıdaki katılardan dolayı filtrasyon direncinin P/C oranı ile ilişkili olduğu gözlemlenmiştir [Lee et al., 2003]. Bu nedenle bu parametre askıda katıların kirletici eğilimi indikatörüdür. Karbonhidrattaki azalış artan SRT ile bağlı proteindeki azalış göre daha az belirgindir. Bu durum her iki molekülün de parçalanma ve üretim hızlarının birbirinden farklı olması olarak açıklanabilir.

Tablo 4.2: Farklı çamur yaşlarına ait EPS ve SMP'deki P/C oranları.

SRT	P/C (EPS)	P/C (SMP)	
		Reaktör	Çıkış
10	2,35	2,38	6,09
30	2,07	2,21	5,99
60	1,58	1,72	3,47
100	1,03	1,56	1,99

EPS'nin çamur karakteri ve morfolojisi üzerine çok az sayıda araştırma yapılmıştır [Ng and Slawomir, 2005], [Massé et al., 2006]. Düşük çamur yaşlarında, MBR sistemlerde düşük EPS üretimi ve flok oluşturmeyen mikroorganizma miktarının artmasından dolayı çamur çökeltme özelliği bozulmaktadır [Ng and Slawomir, 2005]. SRT ile P/C oranının ve bağlı EPS miktarının azaldığını bulan araştırmacılar da vardır [Massé et al., 2006].

Çıkış suyunda ve süpernatantta karbonhidrat ve protein konsantrasyonu artan çamur yaşıyla ters orantılıdır. Çıkış suyundaki karbonhidrat ve protein konsantrasyonu aktif çamurdakine göre tüm çamur yaşlar için daha yüksektir. Bu durum karbonhidrat ve proteinlerin MBR'lerde biriktiğini kanıtlamaktadır. Reaktör çıkışındaki karbonhidrat konsantrasyonu ise protein miktarına göre düşüktür. 0,2 µm gözenek çapına sahip membranlarda; proteinlerin karbonhidratlara kıyasla geçişinin daha kolay olduğunu göstermektedir.

Kirli membran yüzeyi çözülmüş EPS için ilave bir direnç yaratmaktadır. Karbonhidrat ve proteinlerin membrandan geçiş hızları farklı olabilir [Ng et al., 2006]. EPS özellikle karbonhidratlar biyoagregasyon oluşumunda önemli bir rol oynar. Karbonhidrat lifleri çeşitli bileşiklere ve hücrelere destek gibi davranır [Meng et al., 2006], [Walker et al., 2001], [Ke and Junxin, 2009]. Bu durumda

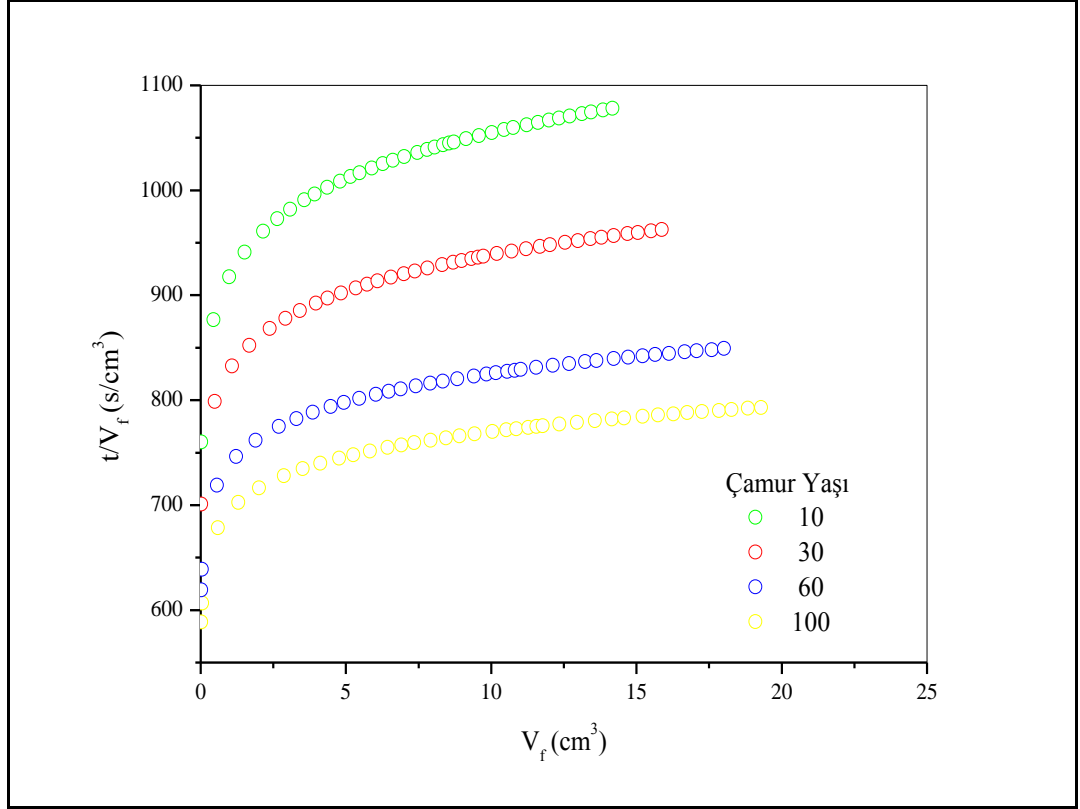
karbonhidratların miktarı (konsantrasyonu) mikrobiyal flok boyutunu etkilemektedir. Buradan da düşük karbonhidrat konsantrasyonunun küçük flok boyutu anlamına geldiği çıkartılır. Çamur yaşı; karbonhidrat ve protein konsantrasyonu ile ters orantılıdır. Bu sebeplede çamur yaşı arttıkça mikrobiyal flok boyutu azalmaktadır.

Patates işleme endüstrisi atıksularının arıtımı ile püskürtme çevrimli termofilik membran biyoreaktörün incelendiği bu çalışmada elde edilen EPS ve akı sonuçları bir arada değerlendirildiğinde; membran tıkanması ile EPS arasında lineer bir ilişkinin olduğu sonucuna varılabilir. Chang ve Le Clech (1998) da benzer sonuca varmışlar ve bu tıkanmanın jel tabaka formundan ve por içi tıkanmadan kaynaklandığını bildirmişlerdir.

Ayrıca tıkanmanın geri dönüşümsüz olduğunu ve kimyasal yıkama yapılması gerektiğini rapor etmişlerdir. Düşük çamur yaşlarında yapılan bir başka çalışmada da SRT ile EPS konsantrasyonunun ters orantılı olduğu gözlenmiştir [Ng and Hermanowicz, 2005b].

Membran tıkanma indeksi (MFI), besleme çözeltisinin partiküler tıkanma potansiyelini ölçmek için kullanılır ve kek filtrasyon mekanizmasına dayanmaktadır. Çalışmada kullanılan membrandan elde edilen akılar yardımıyla çizilen $t/V_f - V_f$ grafiğinin lineer kısmının eğiminden MFI elde edilir. MFI'lar yardımıyla spesifik kek direnci (α) hesaplanmış (Tablo 4.3) ve sonuçlar aşağıda verilerek değerlendirilmiştir.

Şekil 4.4'de MFI değerlerinin belirlenmesi için çizilen grafikde görüldüğü gibi eğim arttıkça çamur yaşı azalmaktadır. Bu sebeple, çamur yaşı azaldıkça membranın daha hızlı ve fazla kirlendiği gözlemlenmektedir.



Şekil 4.4: t/V_f - V_f grafiği ($\Delta P = 190$ kPa, $V_c = 4,5$ m/s).

α (spesifik kek direnci), membranların yüzeyinde oluşan dinamik membran tabakasının özelliğini veren en önemli parametre değeridir. α değeri bütün sistem parametrelerini sabit tutarak membranların kirlenme özelliklerini kıyaslamayı sağlamaktadır. Kek tabakasının porozite oranının yanı sıra kek tabakasında biriken madde miktarıda α değerlerini etkilemektedir.

Termofilik şartlarda daha zayıf flok formunun oluşmasından dolayı termofilik prosesler mezofilik proseslere göre daha küçük flok formuna sahiptir [Rozich and Borcads, 2002], [Vogelaar et al., 2002a], [Abeynayaka and Visvanathan, 2011a]. Zayıf flok formundan dolayı çapraz akışın membran üzerinde oluşan kek tabakasını kaldırmasına neden olabilir ve bu sebeple termofilik sistemlerde membran yüzeyinde çamur birikimi sınırlıdır.

Tablo 4.3: Farklı çamur yaşlarında membran tıkanmasına ait parametre değerleri.

Çamur Yaşı (gün)	MFI		α (*10 ¹¹ m/kg)	FDR (%)
	(s/L ²)	(s/cm ⁶)		
10	10849,0	10,8490	29,431	36,64
30	8476,9	8,4769	13,800	34,71
60	5565,4	5,5654	5,662	31,90
100	2294,7	2,2947	1,868	28,54

MFI, α ve FDR (akı azalma oranı) değerleri artan çamur yaşı ile ters orantılı bir şekilde azaldığı Tablo 4.3'den açıkça görülebilir. Bu da aralarında zıt bir korelasyon olduğunu göstermektedir. Spesifik kek direncindeki azalma nedeniyle çamur yaşı akı ile doğru orantılıdır. Buna bağlı olarak akı azalma oranı da çamur yaşı arttıkça azalmaktadır. Püskürtme çevrimli membran biyoreaktör ile ilgili literatürde çok az sayıda çalışma bulunmakta olup sistemler mezofilik şartlarda çalıştırılmıştır [Yıldız, 1999], [İmer, 2011]. Yıldız (1999) püskürtme çevrimli membran biyoreaktörde yaptığı çalışmada MLSS değerinin artmasıyla α değerlerinin azaldığını, membran yüzeyinde daha poroz bir yapı kazanan dinamik membran nedeniyle akıların çok az yükseldiğini bildirmiştir. Benzer şekilde İmer (2011) de MLSS konsantrasyonunun ile MFI ve α değerleriyle doğru orantılı olarak arttığını gözlemlemiştir.

Membran tarafından adsorplanan ve/veya tutulan çamur partiküllerinden oluşan kek tabakası ve çözünmüş organik ve EPS'nin oluşturduğu jel tabakası, dinamik tabakanın içinde bulunmaktadır. Genellikle membran tıkanmasının derecesi süzünüye karşı gösterilen direnç ile açıklanmaktadır. Bu nedenle bu çalışmada membran tıkanmasının değerlendirilebilmesi için dirençler (R_g , R_c , R_f ve R_t) de hesaplanmıştır. Tablo 4.4'den anlaşılacağı üzere membran tıkanması düşük çamur yaşlarında hızlıdır ve bu tıkanma hızı artan SRT ile azalmaktadır. Ayrıca çamur yaşı arttıkça R_c ve R_g değeri de azalmaktadır

Sistemin termofilik olarak çalıştırılması hem de yüksek türbülanslı olmasından dolayı çamur çökme özelliği oldukça kötüdür. Bu nedenle R_g değeri oldukça yüksektir. Membran tıkanmasına sadece mikrobiyal flok değil aynı zamanda süpernatant da sebep olmaktadır [Bai and Leow, 2002; Ke and Junxin, 2009]. Çözünmüş EPS konsantrasyonu membran tıkanmasında önemli bir rol oynar. Yüksek

çözünmüş EPS konsantrasyonu membran tıkanmasını hızlandırabilir [Kimura et al., 2005], [Ke and Junxin, 2009].

Çamur yaşının azalması, çözünmüş EPS konsantrasyonu ve membran tıkanma hızını arttırmaktadır. Çözünmüş EPS'nin yanı sıra flok ya da çamur partiküllerinin oluşturduğu kek tabakası da membran tıkanması açısından önemli bir fraksiyondur. Tıkanma direncinin önemli bir kısmını R_c ve R_g değeri oluşturmaktadır. Çamur yaşı arttıkça kek ve jel direnci azalmaktadır. Ancak jel direnci kek direncine göre daha fazla azalmaktadır.

Tablo 4.4: Farklı çamur yaşlarında hesaplanan dirençler.

SRT (gün)	10	30	60	100
$R_m (\times 10^{12} \text{ 1/m})$	0,26	0,26	0,26	0,26
$R_g (\times 10^{12} \text{ 1/m})$	23,50	21,25	17,40	15,27
$R_c (\times 10^{12} \text{ 1/m})$	12,24	10,96	10,80	10,26
$R_f (\times 10^{12} \text{ 1/m})$	35,74	32,21	28,20	25,53
$R_t (\times 10^{12} \text{ 1/m})$	36,00	32,47	28,46	25,79

Lee ve arkadaşları (2003) SRT'nin artması ile membrandaki tüm tıkanma dirençlerinin de arttığını bildirmişlerdir. Ancak bazı araştırmacılar bunun tam tersi bir trend izlendiğini gözlemlemişlerdir. Ahmed ve arkadaşları (2007) 20, 60 ve 100 günlük çamur yaşlarında çalıştırdıkları MBR'de membran tıkanmasının düşük çamur yaşlarında daha hızlı olduğunu ve tıkanma hızının SRT'nin artması ile azaldığını bildirmişlerdir. Ng ve arkadaşları da (2006) uzun SRT'nin membran tıkanma hızını azalttığını kanıtlamıştır

4.3. Aktif Çamurun Farklı Çamur Yaşlarında Flok Boyut Özellikleri

Hidrodinamik kesme kuvvetinin, çamur floklarının fiziksel özelliklerini ve metabolizmasını etkilediği rapor edilmiştir [Tay et al., 2001], [Liu and Tay, 2002]. Kesme kuvveti çamur floklarının metabolizmasını ve fiziksel özelliklerini etkilemektedir [Liu et al., 2005]. Bu nedenle çamur flokları, püskürtme çevrimli membran biyoreaktördeki yüksek türbülans tarafından etkilenmektedir.

Karıştırma hızı 50 rpm'den 400 rpm'e çıkarıldığında çamur partikül boyutu 37 μm 'den 59 μm 'ye çıkmıştır. Ancak karıştırma hızı daha da arttırıldığında (800 rpm) ise partikül boyutunun 36 μm 'ye düştüğü rapor edilmiştir [Liu et al., 2005]. Zayıf ya da kuvvetli karıştırma çamur flok boyutunu küçültmektedir. Benzer şekilde püskürtme çevrimli membran biyoreaktörde türbülans fazla olduğundan aktif çamur flok boyutu klasik MBR'lere göre daha küçüktür.

Liu ve arkadaşları (2005) SVI değeri karıştırma hızı 50'den 200 ve 400 rpm'e çıkarıldığında 165'ten 124 ve 66 mL/g'a düştüğünü rapor etmişlerdir. Karıştırma hızı 800 rpm'e çıkarıldığında ise tekrar artarak 193 mL/g'a yükselmiştir. Çamur boyutu ve çökebilirlik oldukça yakın ancak karıştırma hızı ile zıt ilişkilidir. Çamur flok boyutu püskürtme çevrimli membran biyoreaktördeki türbülans dolayısı küçük olduğundan, çökebilirliği de oldukça kötüdür [İmer, 2011].

Çamur partikül boyutu; hücre yüzey hidrofobisitesi, zeta potansiyeli ve EPS üretimi hızı ile ilişkilidir. EPS'deki karbonhidrat üretimi ve hücre hidrofobisitesi arttıkça çamur partikül boyutu artmaktadır. Ancak EPS'deki protein üretimi arttıkça hücre yüzey hidrofobisitesi ve çamur partikül boyutu ise azalmaktadır. Hücre yüzey hidrofobisitesi hücrelerin bir araya gelmesinde en önemli itici güçtür [Del re et al., 2000], [Tay et al., 2001a], [Zhang et al., 2005]. Hücre hidrofobisitesinin yüksek olması hücreler arası kuvvetli etkileşimi doğurur ve yoğun mikrobiyal yapıya yol açar. Hücrelerin bir araya gelmesinde karbonhidratların da önemli bir rolü olduğu bazı araştırmacılar tarafından kanıtlanmıştır [Schmidt and Ahring, 1994], [Tay et al., 2001b], [Qin et al., 2004], [Liu et al., 2003]. İçeriğinde yüksek karbonhidrat içeren floklar birbirleri ile daha iyi tutunurlar, etkileşimleri daha kuvvetlidir. Aynı zamanda da flok mikrobiyal yapılarının daha kompakt ve kararlı olmasını sağlamaktadır. Yüksek kesme kuvvetlerinde ise flok boyutunun küçüldüğü unutulmaması gerekir.

Bunun nedeni kuvvetli karışırmalarda floğu bir arada tutan karbonhidrat lifleri ve hidrofobisitesinin kesme kuvvetini karşılayamamasıdır. Püskürtme çevrimli membran biyoreaktördeki karıştırma hızı oldukça yüksek olduğundan düşük hücre yüzey hidrofobisitesi nedeniyle hücrelerin birleşmesi güçtür. Bu nedenle hem çamur floklarının kompaktlığı düşük hem de çamur flok boyutu küçüktür.

MBR'lerde çamur yaşının artmasıyla çamur morfolojisi de değişmektedir. Bu değişim genellikle flok boyutunun küçülmesi, agregaların sıkışması ve flok oluşturmeyen organizmaların çoğalması olarak gözlenebilir.

Flok boyutu ile çamur yaşı arasında açık (net) bir ilişki yoktur. Ancak flok boyut dağılımı yüksek SRT'lerde daha karardır [Liu et al., 2003].

SRT ya da F/M oranının flok boyut dağılımı üzerine etkisi hakkında literatürde birbiri ile çelişen görüşler de bulunmaktadır [Andreadakis, 1993; Li and Gonczarczyk, 1993; Barbusiński and Kóscielniak, 1995]. Barbusiński ve Kóscielniak (1995) ile Li ve Gonczarczyk (1993) flok boyut dağılımını etkileyen faktörlerin en önemlilerinden birisinin F/M oranı olduğunu ve yüksek F/M oranında (düşük SRT) daha büyük flok boyutunun oluştuğunu bulmuşlardır. Bunun aksine Andreadakis (1993) 1,1 günlük SRT'de ortalama flok boyutunun (20 µm) 4,2 gün ve 17,4 günlük SRT'deki flok boyutundan (35-45 µm) daha küçük olduğunu bulmuştur.

Farklı çamur yaşlarında flok boyut dağılımının kararlılığı hücrelerin büyüme hızıyla açıklanabilir. Düşük SRT'lerde mikroorganizmaların büyümesi için daha fazla substrat bulunmaktadır. Bu nedenle floğun daha küçük floklara parçalanması için yeteri kadar büyük oluncaya kadar flok yüzeyinde daha fazla mikrokoloniler oluşmaktadır. Yüksek SRT'de ise substrat çamurun büyümesi için sınırlıdır ve ölüm fazı daha kararlı biyokütle oluşturur. Çamur yaşından başka flok boyut dağılımının da membran tıkanmasında önemli bir etkiye sahip olduğu bilinmektedir [Meng and Yang, 2006], [Van den broeck, 2010], [Van den broeck, 2011].

Membran gözeneklerine membran gözenek çapından daha küçük kirlenmeler girebilir ve por tıkanmasına sebep olabilir. Ancak klasik MBR aktif çamur flok çapları (10-50 µm) MBR'lerde kullanılan membranların gözeneklerinden (0,01-0,5 µm) bir hayli büyüktür [Jiang et al., 2003]. Böylece aktif çamur flok boyut dağılımının membran kirlenmesindeki etkisi gözenek tıkanma probleminden ziyade kek tabakası direnci olarak beklenmektedir. Ma ve arkadaşları (2006) kötü membran filtrasyon performansını küçük partikül boyutundan kaynaklanan büyük kek tabakası direncine dayandırmaktadır. Lim ve Bai (2003) küçük partiküllerin daha büyük partiküllere oranla daha sıkı ve kompakt formundan dolayı süzütünün daha az olmasına sebep olduğunu rapor etmişlerdir.

Membranların kirlenmesi ile ilgili yapılmış olan çalışmalarda, çamurun partikül boyut dağılımının da kirlenmeyi etkileyen bir parametre olduğu ifade edilmektedir. Bu sebeple, reaktördeki biyolojik materyallerin (EPS ve SMP) analizinin yanı sıra bu çalışma kapsamında biyolojik çamurda, zeta potansiyeli ve partikül boyut dağılımı analizleri de gerçekleştirilmiştir. Klasik MBR sistemlerinde ortalama partikül boyutu 50-100 µm aralığındadır [Zhang et al., 2006], [Wang et

al.,2008]. Klasik MBR'deki çamurun partikül boyutu püskürtme çevrimli membran biyoreaktördekine göre oldukça büyüktür. Çamur yaşı 100 gün iken partikül boyut dağılımı 6,0-15,0 µm arasında dağılım gösterirken ortalama partikül boyutu 6,98 µm olarak ölçülmüştür. Çamur yaşı 60 gün iken partikül boyut dağılımı 7,897-7,968 µm arasında değişim gösterirken ortalama partikül boyutu 7,923 µm olarak ölçülmüştür. Çamur yaşı 30 gün için partikül boyut dağılımı 8,249-9,411 µm arasında değişim gösterirken ortalama partikül boyutu 8,769 µm olarak ölçülmüştür. Çamur yaşı 10 gün için ise partikül boyut dağılımı 8,303-9,852 µm arasında değişim gösterirken ortalama partikül boyutu 9,18 µm olarak ölçülmüştür. Bu sonuçlara göre çamur yaşı büyüdükçe ters orantılı olarak flok boyutu da küçülmektedir. MLSS konsantrasyonunun artması flokların birbirleriyle olan sürtünmelerini arttırmakta bu da partikül boyutunun küçülmesine sebep olmaktadır. Partikül boyutu da bu nedenle de her bir çamur yaşında oldukça düşüktür.

Püskürtme çevrimli membran biyoreaktördeki çamur floklarının kırılmasında çamurun reaktör içerisindeki sirkülasyonunu sağlayan yüksek hızlı pompalar da etkili olmaktadır. Püskürtme çevrimli membran biyoreaktör ile partikül boyutunun literatürde araştırıldığı çalışma sayısında oldukça azdır. Sentetik evsel atıksuların farklı işletme şartlarında mezofilik olarak arıtıldığı püskürtme çevrimli membran biyoreaktör çalışmasında elde edilen sonuçlar [İmer, 2011] ile kıyaslandığında bu çalışmadaki partikül boyut dağılımının daha düşük olduğu görülmektedir. Püskürtme çevrimli membran biyoreaktörün termofilik olarak işletilmesi bunun en önemli nedenidir.

Çamur yaşı artarken (MLSS konsantrasyonu artarken) biyokütlenin daha küçük floklardan oluştuğu ve ortalama partikül boyutunun küçüldüğü tespit edilmiştir. Ayrıca çamur yaşı artıkça EPS miktarındaki değişim de flok boyutunun küçülmesini etkilemektedir. Literatürde daha önce yapılan çalışmalarda da bağlı EPS'nin azalması durumunda, flokların kırıldığı ve partikül boyutunun küçüldüğü belirtilmiştir [Liu et al., 2003]. Defrance ve Jaffrin (1999a) tarafından yapılan çalışmada, MLSS konsantrasyonunun 3500 mg/L'den 10000 mg/L'ye artmasıyla ortalama partikül büyüklüğünün 200 µm'den 50 µm'ye düştüğü rapor edilmiştir.

EPS hücre yüzeyindeki negatif yükü değiştirebilir ve iki komşu hücre arasında köprü oluşturabilir [Schmidt and Ahring, 1994]. Mikroorganizmalar normal koşullar altında fizyolojik pH değerlerinde net negatif yüzey yüküne sahiptirler [Rouxhet and Mozes, 1990]. EPS genellikle çamur flok formundadır. EPS miktarı yüksek

olduğunda EPS bağları zayıflar ve sonuç olarak zayıf biyoflokülasyon meydana gelirken çamur ile suyun ayrılması daha da zorlaşmaktadır. Ve EPS birikiminin aerobik çamurun çökebilirliğini kötü olarak etkilediği görülmektedir.

Tablo 4.5'den anlaşıldığı üzere termofilik püskürtme çevrimli membran biyoreaktördeki termofilik çamurun zeta potansiyeli, farklı çamur yaşları için (10, 30, 60 ve 100 gün) sırasıyla (-32,0) mV, (-38,4) mV, (-42,3) mV ve (-43,1) mV olarak ölçülmüştür. Bu değerler çamurun negatif yüklü olduğunu ve artan çamur yaşı ile çamur yüzey yükünde doğru orantılı olarak arttığını göstermektedir. Benzer şekilde Lee ve arkadaşları (2003) yapmış oldukları çalışmada, çamur yaşının artmasıyla mikrobiyal floğun yüzey yükünde arttığını belirtmişlerdir.

Zeta potansiyelindeki artışın nedeni çamurdaki EPS'nin tür ve konsantrasyonundan kaynaklanmaktadır. Protein hidrofobik EPS bileşenleri iken karbonhidratlar ise hidrofildir. EPS'deki tür ve konsantrasyonların değişimi çamur yaşına bağlı olarak hidrofobisiteyi de değiştirmektedir. Bu değişim, çamur yaşı arttıkça hidrofobisitenin azalması şeklinde ters orantılı şekilde gözlemlenmiştir. Çünkü çamur yaşı arttıkça hem protein hem de karbonhidrat konsantrasyonu azalsa bile protein karbonhidrata göre daha çok azalır. Dolayısıyla proteinin azalması fazla olduğundan dolayı, protein ve karbonhidrat arasındaki oran da (P/C) çamur yaşı arttıkça azalmaktadır. Bu durum hidrofobisitenin azalmasına sebep olmaktadır. Li ve arkadaşları (2003) ve Sponza (2003)'ya göre de P/C oranındaki azalış flok hidrofobisitesinde azalmaya neden olmaktadır.

Tablo 4.5: Farklı çamur yaşlarına ait partikül boyutu, partiküllerin zeta potansiyeli ve hidrofobisitesi.

SRT (gün)	Zeta potansiyeli (mV)	Partikül boyutu (µm)	Hidrofobisite (%)
10	-32,0	9,180	2,95
30	-38,4	8,769	2,67
60	-42,3	7,923	2,17
100	-43,1	6,980	1,38

Mikroorganizmaların hücre yüzey karakteristiği atıksu arıtımında aktif çamur flok oluşumu ve katı-sıvı ayırma prosesleri için önemlidir [Xie et al., 2007]. Hücre yüzey yapısı yüzey yükü ve hidrofobisite hakkında bilgi vermektedir [Singh and Vincent, 1987], [Urbain et al., 1993], [Zartarian et al., 1997], [Xie et al., 2010]. Zeta potansiyeli ve yüzey yükü aktif çamur flok formu ve stabilitesi için büyük bir öneme

sahiptir. Mikroorganizmalar genellikle negatif zeta potansiyeline ve negatif yüzey yüküne sahiptirler [Daffonchio et al., 1995], [Liu and Fang, 2002], [Xie et al., 2010]. Aktif çamur flok oluşumu ve çamur çökmesi için hücre yüzey hidrofobitesinin önemli olduğu bilinmektedir.

Yüksek hidrofobisite çamur flokları arasındaki türbiditeyi düşürür ve adhezyonu artırır [Zita and Hermansson, 1997a], [Zita and Hermansson, 1997b], [Liao et al., 2001]. Urbain ve arkadaşları (1993) hidrofobisitenin çamur çökmesini artırdığını rapor etmişlerdir. Dolayısıyla çamur flok oluşumu ile hidrofobisite arasında pozitif bir korelasyon vardır [Xie et al., 2010]. Overmann ve Pfenning (1992) hidrofobisite ile flok arasında bir ilişki olduğunu ve hücre yüzeyindeki proteinlerin hidrofobisiteye sebep olduğunu bildirmişlerdir.

Karbonhidratların flokülasyonda büyük bir rolü olduğu bazı araştırmacılar tarafından belirtilmiştir [Bruus et al., 1992], [Jorand et al., 1995]. Bir çok çalışmada aktif çamur sistemindeki EPS proteinin karbonhidrattan daha fazla olduğunu ve EPS proteinin flokülasyonda önemli bir rol oynadığı ifade edilmiştir [Higgins and Novak, 1997], [Liao et al., 2001], [Liu and Fang, 2002], [Xie et al., 2006].

Negatif yüklü karbonhidratlar ve pozitif yüklü proteinler arasındaki ilişki aktif çamur floklarının hidrofobitesini ve zeta potansiyelini etkilemektedir [Morgan et al., 1990], [Lia et al., 2001], [Xie et al., 2010]. Yüksek protein/karbonhidrat oranı daha az negatif yük oluşturur.

Yüksek zeta potansiyeli yüksek flok indeksi ile ilişkilidir. Düşük flok gücüne ve daha zayıf flokülasyon özelliğine sahip olan hücrelerin negatif yüzey yükü daha yüksektir. Bunun nedeni, artan negatif yüzey yükü DLVO (Derjaguin, Landau, Verwey ve Overbeek adındaki bilim adamları tarafından ortaya atılan ve liyofobik kolloidlerin stabilitesini açıklayan bir teoridir.) teorisine [Zita and Hermansson, 1994a], [Zita and Hermansson, 1994b] göre yüzey yakınındaki itici elektrostatik etkileşimi artırarak ve hücreler arasında daha zayıf bir bağ oluşumuna sebep olur.

Aktif çamurun işletim koşulları değiştirildiğinde, mikroorganizma yapısında ve yüzey özelliklerinde de değişiklikler meydana gelmektedir. Bu nedenle, termofilik püskürtme çevrimli membran biyoreaktörde herbir çamur yaşında sistem dengeye geldikten membran kirlenmesi üzerine olan etkisinin araştırılması için hidrofobisite değişimi takip edilmiştir. Hidrofobisite değerinin düşük olması çamurun hidrofilik yani suyu seven bir yapıya sahip olduğunu göstermektedir.

Püskürtme çevrimli membran biyoreaktörde hidrofobisite değerinin düşük olması termofilik çamurunun çökme özelliklerinin kötü olmasının nedenlerinden birisi dir. Literatürde bakterinin ürettiği EPS'nin protein ve karbonhidrat içeriğinin çamurun hidrofobisitesi üzerinde etkiye sahip olduğu belirtilmektedir [Drews, 2010]. Eğer EPS'nin karbonhidrat içeriği proteinden daha yüksek ise suyu seven özellikte çamur yapısı (düşük hidrofobisite), protein içeriği karbonhidrattan yüksek ise suyu sevmeyen yani daha hidrofobik (yüksek hidrofobisite) bir çamur yapısı oluşmaktadır.

Farklı çamur yaşlarında (10, 30, 60, 100 gün) çalışılan termofilik püskürtme çevrimli membran biyoreaktörden elde edilen hidrofobisite sonuçlarına göre (Tablo 4.5) çamur yaşı arttıkça hidrofobisite azalmaktadır. Hidrofobisitenin azalışı aynı zamanda membran kirliliğinin azalmasını da sağlamıştır. Yani membran kirlenmesi ile hidrofobisite arasında pozitif bir korelasyon vardır. Bunun nedeni hidrofobik özelliğe sahip olan membran yüzeyine mikroorganizmaların tutunma miktarı artan hidrofobisite değeri ile artmaktadır. Ayrıca ortamda çok yüksek oranda hidrofilik özellik gösteren EPS fraksiyonları olması durumunda hidrofilik nitelikli membranların daha fazla kirlenmeye maruz kalacağı da unutulmamalıdır [Fang et al., 2006]. Meng ve arkadaşları (2006) hidrofobisite değerlerinin artması ile membran kirlenmesinin de arttığını bildirmişlerdir. Lee ve arkadaşları (2003) da artan hidrofobisitenin membran kirlenmesini arttırdığını tespit etmişlerdir.

Çamurun hidrofobisitesi ile çökme özellikleri arasındaki ilişkiyi Jin ve arkadaşları (2003) şu şekilde açıklamıştır; hidrofilik moleküller yüklü veya polar iken hidrofobik moleküller ise apolardır. Apolar moleküller polar moleküllere göre, su ile daha az karışırlar. Dolayısıyla çamurun hidrofobikliği, su içerisinde flokların bir arada tutunmalarını sağlar [Jin et al., 2003]. Klasik MBR sistemlerindeki aktif çamurun, termofilik püskürtme çevrimli membran biyoreaktördekine göre çok daha yüksek hidrofobisite değerlerine sahip olması, çamurun çökme özelliklerinin kötü olmasının sebeplerinden birisidir.

5. SONUÇLAR ve YORUMLAR

Bu çalışma kapsamında termofilik püskürtme çevrimli membran biyoreaktör ile patates işleme endüstrisi atıksularının arıtılması ve membran kirlenmesi araştırılmıştır. Patates işleme endüstrisi atıksuları patates ve mısır cipsi üreten bir fabrikadan temin edilmiştir. Termofilik püskürtme çevrimli membran biyoreaktörde membran sisteminin performansı ve filtrasyona ait parametreler incelenmiştir. EPS tür ve konsantrasyonlarının membran tıkanmasını nasıl etkilediği araştırılmıştır. Termofilik aktif çamurun partikül boyutu, zeta potansiyeli ve hidrofobisitenin çamur yaşı ile değişimleri incelenmiştir.

Sistemin sürekli çalışması sırasında toplam KOİ yüklemesi 2,0 kg KOİ/m³·gün'dür. Farklı çamur yaşlarında işletilen termofilik sistemin KOİ giderim verimi yaklaşık olarak aynı düzeydedir (%98-99). Hidrolik bekleme süresi 1,33 gün, çamur yaşı ise 10, 30, 60 ve 100 gün olarak değişmektedir. Çamur yaşındaki artış reaktör içerisindeki MLSS konsantrasyonunu da arttırmıştır. Sistemin çıkış suyu KOİ konsantrasyonu 60 mg/L civarındadır. Çıkış suyu 0,2 µm por çapına sahip membrandan elde edildiği için askıda katı madde içermemektedir. Bu çalışmada elde edilen veriler literatür ile karşılaştırıldığında, püskürtme çevrimli membran biyoreaktörünün bu atıksuyu arıtmak için kullanılan çok sayıda üniteden oluşan entegre arıtma tesislerine göre oldukça iyi bir potansiyele sahip olduğu görülmektedir.

Termofilik püskürtme çevrimli membran biyoreaktörde yapılan akı çalışmalarında membrandan elde edilen denge akısı farklı çamur yaşları için (10, 30, 60 ve 100 gün) sırasıyla 31,78; 34,70; 39,60 ve 43,70 L/m²·saat olarak hesaplanmıştır. Termofilik aktif çamur fazla EPS ürettikleri için membrandaki denge akıları mezofiliklere kıyasla daha düşüktür. Söz konusu bu EPS'ler zaten küçük partikül boyutuna sahip olan termofilik aktif çamurunun membran yüzeyinde daha yoğun ve daha az poroziteye sahip bir kek tabakası oluşumuna neden olmaktadır.

Termofilik püskürtme çevrimli membran biyoreaktörde herbir çamur yaşı için sistem kararlı hale ulaşıncaya EPS ve SMP analizleri yapılmıştır. Sonuçlar, termofilik şartlar altındaki mikroorganizmaların mezofilik şartlara kıyasla daha fazla EPS ve SMP salgıladıklarını göstermektedir. Artan çamur yaşı ve MLSS konsantrasyonundaki artışla F/M oranının düşmesi nedeniyle mikroorganizmaların

bu maddeleri de substrat olarak tüketmelerinden dolayı EPS ve SMP konsantrasyonları azalmaktadır. Ayrıca çamur yaşının artmasıyla hem reaktördeki hem de çıkıştaki protein ve karbonhidrat miktarı azalmaktadır. Aynı şekilde P/C oranı da artan çamur yaşı ile azalmaktadır. Farklı çamur yaşlarında (10, 30, 60 ve 100 gün) EPS'deki P/C oranı sırasıyla 2,35; 2,07; 1,58 ve 1,03 olarak bulunmuştur. Reaktör içinde ölçülen SMP'deki oran ise sırasıyla 2,38; 2,21; 1,72 ve 1,56 olarak hesaplanmıştır.

MFI, α ve FDR değerleri artan çamur yaşı ile azalmaktadır. Spesifik kek direncindeki azalma nedeniyle çamur yaşı arttıkça akı da artmaktadır. Buna bağlı olarak akı azalma oranı da çamur yaşı arttıkça azalmaktadır.

Dinamik tabaka, membran tarafından adsorplanan ve/veya tutulan çamur partiküllerinden oluşan kek tabakası ve çözünmüş organik ve EPS'nin oluşturduğu jel tabakasını içermektedir. Genellikle membran tıkanmasının derecesi membran direnci ile açıklanmaktadır. Bu nedenle bu çalışmada membran tıkanmasının değerlendirilebilmesi için dirençler (R_g , R_c , R_f ve R_t) de hesaplanmıştır. Membran tıkanma hızı çamur yaşının artması ile azalmaktadır. Herbir çamur yaşı için hesaplanan dirençler, çamur yaşı arttıkça R_g , R_c , R_f ve R_t 'nin azaldığını göstermiştir. Çamur yaşı 10, 30, 60 ve 100 gün için hesaplanan R_t sırasıyla $36,00 \times 10^{12}$; $32,47 \times 10^{12}$; $28,46 \times 10^{12}$; ve $25,79 \times 10^{12}$ 1/m olarak hesaplanmıştır.

Aktif çamurun işletim koşulları değiştirildiğinde, mikroorganizma yapısında ve yüzey özelliklerinde de değişiklikler meydana gelmektedir. Bu nedenle, termofilik püskürtme çevrimli membran biyoreaktörde herbir çamur yaşında sistem dengeye geldikten sonra partikül boyutu, zeta potansiyeli ve hidrofobisite değişimi takip edilmiş olup membran kirlenmesi üzerine olan etkisi araştırılmıştır. Farklı çamur yaşları için yapılan partikül boyut analizine göre çamur yaşı arttıkça partikül boyutu azalmıştır. Sistemin yüksek türbülanslı olması ve termofilik olarak işletilmesinden dolayı partikül boyut dağılımı literatüre göre daha düşüktür. 10 ila 100 gün arasında değişen çamur yaşlarında partikül boyut dağılımı 6,98 ile 9,18 μm arasında değişmiştir. Zeta potansiyeli -32 ile -43,1 mV arasında ölçülmüş bu da çamur yüzey yükünün artan çamur yaşıyla arttığını göstermektedir. Ayrıca hidrofobisite ölçümleri de yapılmış ve artan çamur yaşı ile hidrofobisitenin azaldığı gözlenmiştir. Bu çalışmada elde edilen hidrofobisite (%) 1,38 (SRT = 100 gün) ile 2,95 (SRT = 10 gün) arasında hesaplanmıştır. Hidrofobisitedeki bu azalma membran kirlenmesinde azalma sağlamıştır.

KAYNAKLAR

Abeynayaka A., Visvanathan C., (2011a), "Thermophilic aerobic batch biodegradation, utilization of carbon and nitrogen sources in high-strength wastewater", *Bioresource Technology*, 102(3), 2358-2366.

Abeynayaka A., Visvanathan C., (2011b), "Performance comparison of mesophilic and thermophilic aerobic sidestream membrane bioreactors treating high strength wastewater." *Bioresource Technology*, 102(9), 5345-5352.

Ahmed Z., Cho J., Lim B. R., Song K. G., 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(2), 211–218.

Al-Halbouni D., Traber J., Lyko S., Wintgens T., Melin T., Tacke D., Janot A., Dott W., Hollender J., (2008), "Correlation of EPS content in activated sludge at different sludge retention times with membrane fouling phenomena", *Water Research*, 42(6-7), 1475-1488.

Allen M. B., (1953), "The thermophilic aerobic spore-forming bacteria", *Bacteriological reviews*, 17, 125-173.

Andreadakis A. D., (1993), "Physical and chemical properties of sludge", *Water Research*, 27, 1707–1714.

Arabı S., Nakhla G., (2008), "Impact of protein/carbohydrate ratio in the feed wastewater on the membrane fouling in membrane bioreactors", *Journal of Membrane Science*, 324(1-2), 142–150.

Austerman H. U., Mayer H., Seyfried C.F., Rosenwinkel K.H., (1999), "Full scale experiences with anaerobic/aerobic treatment plants in the food and beverage industry", *Water Science and Technology*, 40(1), 305-325.

Bae T. H., Tak T. M., (2005), "Interpretation of fouling characteristics of ultrafiltration membranes during the filtration of membrane bioreactor mixed liquor", *Journal of Membrane Science*, 264(1-2), 151-160.

Bai R., Leow H. F.,(2002), "Microfiltration of activated sludge wastewater the effect of system operation parameters", *Separation and Purification Technology*, 29(2), 189–198.

Barbusiński K., Kóscielniak H.,(1995), "Influence of substrate loading intensity on floc size in sludge process", *Water Research*, 29, 1703–1710.

Barke D.J., Stuckey D.C., (1999), "A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems", *Water Research*, 33(14), 3063–3082.

Barr T. A., Taylor J. M., Duff S. J. B., (1996), "Effect of HRT, SRT and temperature on the performance of activated sludge reactors treating bleached kraft mill effluent", *Water Research*, 30(4), 799 – 810.

Beaudent R., Gagnon C., Bisaillon J. G., Ishaque M., (1990), "Microbiological aspects of aerobic thermophilic treatment of swine waste", *Applied and Environmental Microbiology*, 56(4), 971 – 976.

Bertola N., Palladino L., Bevilacqua A., Zaritzky N., (1999), "Optimisation of the design parameters in an activated sludge system for the wastewater treatment of a potato processing plant", *Food Engineering*, 40, 27-33.

Bolto B., Gregory J., (2007), "Organic polyelectrolytes in water treatment", *Water Research*, 41(11), 2307-2324.

Boogerd F.C., Bos P., Kuenen J.G., Heijnen J.J., (1990), "Oxygen and carbon dioxide mass transfer and the aerobic, autotrophic cultivation of moderate and extreme thermophiles: A case study related to the microbial desulfurization of coal", *Biotechnology Bioengineering*, 35(11), 1111 – 1119.

Bouhabila E.H., Ben Aim R., Buisson H.,(1998), "Microfiltration of activated sludge using submerged membrane with air bubbling application to wastewater treatment", *Desalination*, 118(1-3), 315-322.

Brookes A., Jefferson B., Le-Clech P., Judd S., (2003), "Fouling of membrane bioreactors during treatment of produced water", *International Membrane Science and Technology Conference (IMSTEC)*, 17-53, South Wales, Sydney, Australia, 10-14 November

Brues C. T., (1927), "Animal life in hot springd", *Quarterly Review of Biology*, 2, 181-203.

Bruus J. H., Nielsen P. H., Keiding K., (1992), "On the stability of activated sludge flocs with implications to dewatering", *Water Research*, 26(12), 1597–1604.

Buhr H. O., Andrews J. F., (1977), "The thermophilic anaerobic digestion process", *Water Research*, 11(2), 129-143.

Caravelli A, Contreras E. M., Giannuzzi L., Zaritzky N., (2003), "Modeling of chlorine effect on floc forming and filamentous microorganisms of activated sludges", *Water Research*, 37, 2097–2105.

Cartwright P. S., (1992), "Industrial wastewater treatment with membranes: A United States Perspective", *Water Research*, 25(10), 373-390 .

Chaize S., Huyard A., (1991), "Membrane bioreactor on domestic wastewater treatment sludge production and modelling approach", *Water Science and Technology*, 23, 1591-1600.

Chang I. S., Kim S. N., (2005), "Wastewater treatment using membrane filtration-effect of biosolids concentration on cake resistance", *Process Biochemistry.*, 40(3-4), 1307-1314.

Chang, I. S., 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.

Chen V., Fane A. G., Madaeni S., Wenten I. G., (1997), "Particle deposition during membrane filtration of colloids: transition between concentration polarization and cake formation", *Journal of Membrane Science*, 125(1), 109-122.

Cho J. Song, K. G Yun, Ahn K. H., Kim J. Y., Chung T.H, (2005a), "Quantitative analysis of biological effect on membrane fouling in submerged membrane bioreactor", *Water Science and Technology*, 51(6-7), 9-18.

Cho J., Song K. G, Ahn K. H., (2005b), "The activated sludge and microbial substances influences on membrane fouling in submerged membrane bioreactor: unstirred batch cell test", *Desalination*, 183(1-3), 425-429.

Chudoba J., Grau P., Ottova V., (1973a), "Control of activated sludge filamentous bulking selection of microorganisms by means of a selector", *Water Research*, 7, 1389-1398.

Chudoba J., Ottova V., Madera. V., (1973b), "Control of activated sludge filamentous bulking-I. Effect of the hydraulic regime or degree of mixing in an aeration tank", *Water Research*, 7(8), 1163-1182.

Cicek N., Franco J. P., Suidan M. T., Urbain V., 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(1), 61-74.

Comte S., Guibaud G., Baudu M., (2006), "Biosorption properties of extracellular polymeric substances (EPS) resulting from activated sludge according to their type: Soluble or bound", *Process Biochemistry*, 41(4), 815-823.

Couillard D., Gariepy S., Tran F. T., (1989), "Slaughterhouse effluent treatment by thermophilic aerobic process", *Water Research*, 23(5), 573 - 579 .

Couillard D., Zhu S., (1993), "Thermophilic aerobic process for the treatment of slaughterhouse effluents with protein recovery", *Environmental Pollution*, 79, 121 - 126.

Defrance L., Jaffrin M.Y., Gupta B., Paullier P., Geaugey W., (2000), "Contribution of various constituents of activated sludge to membrane bioreactor fouling", *Bioresource Technology*, 73(2), 105-112.

Defrance L., Jaffrin M.Y., (1999a), "Reversibility of fouling formed in activated sludge filtration", *Journal of Membrane Science*, 157(1), 73-84.

Del Re B., Sgorbati B., Miglioli M., Palenzona D., (2000), "Adhesion, autoaggregation and hydrophobicity of 13 strains of bifidobacterium longum", *Letters in Applied Microbiology*, 31(6),438–442.

Dirix C. A. M. C., Wiele K.V., (1990), "Mass transfer in jet loop reactors", *Chemical Engineering Science*, 45(8), 2333-2340.

Drews, A., Mante, J., Iversen, V., Vocks, M., Lesjean, B., Kraume, M., (2007) , "Impact of ambient conditions on SMP elimination and rejection in MBRs", *Water Research*, 41(17), 38508

Drews A., (2010), "Review: Membrane fouling in membrane bioreactors characterisation, contradictions, cause and cures", *Journal of Membrane Science*, 363, 1–28.

Dubois M., Gilles K. A., Hamilton J. K., Rebers P. A., Smith F., (1956), "Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances", *Analytical Chemistry*, 28(3), 350 – 356.

Dutta N. N., Raghavan K.V., (1987), "Mass transfer and hydrodynamic characteristics of loop reactors with downflowliquid jet ejector", *Journal of Chemical and Engineering*, 36(2), 111-121.

Eckenfelder W. W., O'Connor D. J., (1961), "Biological waste treatment", 289, New York Macmillan Company.

Fane A. G., Chang S., Chardon E., (2002), "Submerged hollow fibre membrane module-design options and operational considerations", *Desalination*, 146(1-3), 231-236.

Fang, H. H. P, Shi, X., (2005), "Pore fouling of microfiltration membranes by activated sludge", *Journal of Membrane Science*, 264(1-2), 161-166

Fang H. H. P, Shi X., Zhang T., (2006), "Effect of activated carbon on fouling of activated sludge filtration", *Desalination*, 189(1-3), 1939.

Farizoglu B., Keskinler B., (2006), "Sludge characteristics and effect of crossflow membrane filtration on membrane fouling in a jet loop membrane bioreactor", *Journal of Membrane Science*, 279(1-2), 578–587.

Farizoglu B., Keskinler B., Yildiz E., Nuhoglu A., (2004), "Cheese whey treatment performance of an aerobic jet loop membrane bioreactor", *Process Biochemistry*, 39(12), 2283–2291.

Fuchs W., Braun R., Theiss M., (2005), "Influence of various wastewater parameters on the fouling capacity during membrane filtration", *Proceedings of International Congress on Membranes and Membrane Processes (ICOM)*, 125-131, Seoul, Korea, 21-26 August.

- Garipey S., Tyagi R., Couillard D., Tran F., (1989), "Thermophilic process for protein recovery and an alternative to slaughterhouse wastewater treatment", *Biological Wastes*, 29, 93-105.
- Gaughran E. R. L., (1947), "The thermophilic microorganisms", *Bacteriological reviews*, 11(3), 189-225.
- Ghooyt W., Verstraete W., (2000), "Reduced sludge production in a two-stage membrane-assisted bioreactor", *Water Research*, 34(1), 205-215.
- Ginnivan M. J., Woods J. L., O'Callaghan J. R., (1981), "Thermophilic aerobic treatment of pig slurry", *Journal of Agricultural Engineering Research*, 26(6), 455 – 466.
- Golovacheva R. S., (1976), "Thermophilic nitrifying bacteria from hot springs", *Mikrobiologiya* 45(2), 298-301.
- Grelier P., Rosenberger S., Tazi-Pain A., (2005), "Influence of sludge retention time on membrane bioreactor hydraulic performance", *International Congress on Membranes and Membrane Processes*, 205-213, Seoul, Korea, 7-10 June.
- Gunder B., Krauth K., (1998), "Replacement of secondary clarification by membrane separation-results with plate and hollow fibre modules", *Water Science and Technology*, 38(4-5), 383-393.
- Han S.S., Bae T. H., Jang G. G., Tak T. M., (2005), "Influence of sludge retention time on membrane fouling and bioactivities in membrane bioreactor system", *Process Biochemistry*, 40(7), 2393–2400.
- Hansen P. A., (1932), "The growth of thermophilic bacteria", *Archives of Microbiology*, 4(1-4), 23-35
- Higgins M. J., Novak J. T., (1997), "Characterization of exocellular protein and its role in bioflocculation", *Journal of Environmental Engineering*, 123(5), 479–485.
- Huang X., Gui P., Qian Y., (2001), "Effect of sludge retention time on microbial behaviour in a submerged membrane bioreactor", *Process Biochemistry*, 36(10), 1001–1006.
- Hung Y. T., Howard H. L., Javaid A. M., (1994), "Effect of bio-augmentation on activated sludge treatment of potato wastewater", *Environmental Studies*, 45, 98-100.
- Hung Y. T., (1983), "Tertiary treatment of potato processing waste by biological activated carbon process", *American Journal of Potato Research*, 60(7), 543-555.
- Hung Y. T., (1984), "Treatment of potato processing wastewater by activated carbon adsorption process", *American Journal of Potato Research*, 61, 9-22.
- Husmann W., Malz F., (1959), "Research on aerobic biological sewage treatment at thermophilic temperatures", *Gasu Wasserfach*, 100, 189-193.

Imsenecki A., Solnzeva L., (1945), "The growth of aerobic thermophilic bacteria", *Journal of Bacteriology*, 49(6), 539-546.

Itonaga T., Kimura K., Watanabe Y., (2004), "Influence of suspension viscosity and colloidal particles on permeability of membrane used in membrane bioreactor (MBR)", *Water Science and Technology*, 50(12), 301-309.

Imer D., (2011), "Jet loop membran biyoreaktör (JLMBR) sisteminde mikrofiltrasyon membranlarının kirlenme özelliklerinin membran tipine ve gözenek boyutuna bağlı olarak incelenmesi", Doktora Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü.

İnce, M. (2008), "Düzenli deponi sahası sızıntı sularının yüksek performanslı kompakt membran biyoreaktörlerle arıtılabilirliğinin araştırılması", Doktora Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü.

İnce M., Engin G., (2012), "Termofilik Püskürtme Çevrimli Membran Biyoreaktörlerde EPS Tür ve Konsantrasyonlarının Membran Kirlenmesi Üzerindeki Etkisinin İncelenmesi", 110Y134, Çevre Mühendisliği Bölümü, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Türkiye

Jang N.J., Ren X., Kim G., Ahn C., Cho J., Kim I.S, (2007), "Characteristics of soluble microbial products and extracellular polymeric substances in the membrane bioreactor for water reuse", *Desalination*, 202(1-3), 90–98.

Jefferson B., Brookes A., Le Clech P., Judd S.J., (2004), "Methods for understanding organic fouling in MBRs", *Water Science and Technology*, 49(2), 237-244.

Ji J., Qiu J., Wong F., Li Y., (2008), "Enhancement of filterability in MBR achieved by improvement of supernatant and floc characteristics via filter aids addition", *Water Research*, 42(14), 3611-3622.

Ji L., Zhou J., (2006), "Influence of aeration on microbial polymers and membrane fouling in submerged membrane bioreactors", *Journal of Membrane Science Technology*, 276(1-2), 168-177.

Jiang T. Kennedy M.D., Van der Meer W.G.J., Vanrolleghem P.A., Schippers J.C., (2003), "The role of blocking and cake filtration in MBR fouling", *Desalination*, 157(1-3), 335–343.

Jiang T., Kennedy M.D., Guinzborg B.F., Vanrolleghem P.A., Schippers J.C., (2005), "Optimising the operation of a MBR pilot plant by quantitative analysis of the membrane fouling mechanism", *Water Science and Technology*, 51(6-7), 19-25.

Jin L., Ong S. L., Ng H. Y., (2010), "Comparison of fouling characteristics in different pore-sized submerged ceramic membrane bioreactors", *Water Research*, 44(20), 5907-5918.

Johir M. A. H., Vigneswaran S., Sathasivan A., Kandasamy J., Chang C.Y., (2012), "Effect of organic loading rate on organic matter and foulant characteristics in membrane bio-reactor", *Bioresource Technology*, 113, 154-160.

Judd S., (2005), "Fouling control in submerged membrane bioreactors", *Water Science and Technology*, 51(6-7), 27-34.

Kadlec R. H., (1997), "Deterministic and stochastic aspecting constructed wetland performance and design", *Water Science and Technology*, 35(5), 149–156.

Kang I. J., Lee C. H., Kim K. J., (2003), "Characteristics of microfiltration membranes in a membrane coupled sequencing batch reactor system", *Water Research*, 37(5), 1192- 1197.

Ke O., Junxin L., (2009), "Effect of sludge retention time on sludge characteristics and membrane fouling of membrane bioreactor", *Journal of Environmental Sciences*, 21(10), 1329–1335.

Kimura K., Yamato N., Yamamura H., Watanabe Y., (2005), "Membrane fouling in pilot-scale membrane bioreactors (MBRs) treating municipal wastewater", *Environmental Science and Technology*, 39(16), 6293–6299.

Koyuncu I., Lüttge A., Wiesner M. R., (2008), "Interferometric observations and kinetic modeling of the chemical cleaning of humic materials deposited on membranes", *Journal of Membrane Science*, 313(1-2), 127-134.

Krauth K., Staab K. F., (1993), "Pressurized bioreactor with membrane filtration for wastewater treatment", *Water Research*, 27(3), 405-411.

Krishna, C., Van Loosdrecht M. C. M., (1999), "Substrate flux into storage and growth in relation to activated sludge modelling", *Water Research*, 33(14), 3149–3161.

Kurian R., Acharya C., Nakhla G., Bassi A., (2005), "Conventional and thermophilic aerobic treatability of high strength oily pet food wastewater using membrane coupled bioreactors", *Water Research*, 39, 4299-4308.

Lahoussie V., Wiesner M. R., Bottero J. Y., Malleviialle J., (1990), "Coagulation pretreatment for ultrafiltration of a surface water", *American Water Works Association*, 82(12), 76-81.

Lapara T. M., Alleman J. E., (1999), "Thermophilic aerobic biological wastewater treatment", *Water Research*, 33(4), 895-908.

Lapara T. M., Nakatsu C. H., Pantea L. M., Alleman J. E., (2001), "Aerobic biological treatment of a pharmaceutical wastewater: Effect of temperature on cod removal and bacterial community development", *Water Research*, 35(18), 4417–4425.

Laspidou C. S., Rittmann B. E., (2002), "A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass", *Water Research*, 36(11), 2711–2720.

Le-Clech P., Chen V., Fane T. A. G., (2006), "Review: Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment", *Journal of Membrane Science*, 284, 17–53.

Le-Clech P., Jefferson B., Judd S. J., (2005), "A comparison of submerged and side-stream tubular membrane bioreactor configurations", *Desalination*, 173, 113-122.

Le-Clech P., Jefferson B., Chang I. S., Judd, S. J., (2003), "Critical flux determination by the flux-step method in a submerged membrane bioreactor", *Journal of Membrane Science*, 227(1-2), 81-93.

Lee W., Kang S., Shin H., (2003), "Sludge characteristics and their contribution to microfiltration in submerged membrane bioreactors", *Journal of Membrane Science*, 216(1-2), 217-227.

Lee W. N., Chang I. S., Hwang B. K., Park P. K., Lee C. H., Huang X., (2007), "Changes in biofilm architecture with addition of membrane fouling reducer in a membrane bioreactor", *Process Biochemistry*, 42(4), 655–661.

Li X. Y., Yang S. F., (2007), "Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge", *Water Research*, 41(5), 1022-1030.

Li D.H., Ganczarczyk J. J., (1993), "Factors affecting dispersion of activated sludge flocs", *Water Environmental Research*, 65(3), 258–263.

Li H., Fane A. G., Coster H. G. L., (1998), "Vigneswaran S., Direct observation of particle deposition on the membrane surface during crossflow microfiltration", *Journal of Membrane Science*, 149, 83-97.

Li X., Gao F., Hua Z., Du G., Chen G. J., (2005), "Treatment of synthetic wastewater by a novel mbr with granular sludge developed for controlling membrane fouling", *Separation and Purification Technology*, 46(1-2), 19-25.

Liang S., Liu C., Song L., (2007), "Soluble microbial products in membrane bioreactor operation: behaviors, characteristics, and fouling potential", *Water Research*, 41(1), 95–101.

Liao B. Q., Allen D. G., Droppo I. G., Leppard G.G., Liss S.N., (2001), "Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability", *Water Research*, 35(2), 339-350.

Lim A. L., Bai R., (2003), "Membrane fouling and cleaning in microfiltration of activated sludge wastewater", *Journal of Membrane Science* 216(1-2), 279-290.

- Liu Y., Liu Q. S., (2006), "Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors", *Biotechnology Advances*, 24(1), 115–127.
- Liu Q. S., Liu, Y., Tay J. H., Show K. Y., (2005), "Responses of sludge flocs to shear strength", *Process Biochemistry*, 40(10), 3213-3217.
- Liu R., Huang X., Sun Y. F., Qian Y., (2003), "Hydrodynamic effect on sludge accumulation over membrane surfaces in a submerged membrane bioreactor", *Process Biochemistry*, 39(2), 157-163.
- Liu Y., 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(3), 237-273.
- Liu Y., Tay J. H., (2002), "The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge", *Water Research*, 36(7), 1653-1665.
- Liyah R. Y., Hung Y. T., (1988), "Bio-augmented activated sludge treatment of potato wastewaters", *ACTA Hydrochim Hydrobiol*, 16, 2223-320.
- Loginova L. G., Kosmachev A. E., Golovacheva R. S., Seregina L. M., (1962), "A study of thermophilic microflora of mount Yangan-Tau in the Southern Urals", *Microbiology*, 31(1), 877-880.
- Low E., Chase H., (1999), "The effect maintenance energy requirements on biomass production during wastewater treatment", *Water Research*, 33, 847-854.
- Lubbecke S., Vogelpohl A., Dewjain W., (1995), "Wastewater treatment in a biological high-performance system with high biomass concentration", *Water Research*, 29(3), 793-802.
- Luxmy B.S., Nakajima F., Yamamoto K., (2000), "Analysis of bacterial community in membrane-separation bioreactors by fluorescent in situ hybridization (FISH) and denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) techniques", *Water Science and Technology*, 41(10-11), 259-268.
- Lyko S., Al-Halbouni D., Wintgens T., Janot A., Hollender J., Dott W., Melin T., (2007), "Polymeric compounds in activated sludge supernatant – characterisation and retention mechanisms at a full-scale municipal membrane bioreactor", *Water Research*, 41(17), 3894–3902.
- Lyko S., Wintgens T., Al-Halbouni D., Baumgarten S., Tacke D., Drensla K., Janot A., Dott W., Pinnekamp J., Melin T., (2008), "Long-term monitoring of a full-scale municipal membrane bioreactor – characterisation of foulants and operational performance", *Journal of Membrane Science*, 317(1-2), 78–87.
- Lyman B., Ettelt G., McAloon T., (1969), "Tertiary treatment at metro Chicago by means of rapid sand filtration and microstrainers", *Water Pollution Control Federaditon*, 41(2), 247-253.

- Ma B. C., Lee Y. N., Park J. S., Lee C. H., Lee S. H., Chang I. S., Ahn T. S., (2006), "Contribution of various constituents of activated sludge to membrane bioreactor fouling", *Process Biochemistry*, 41, 1165–1172.
- Malladi B., Ingham S. C., (1993), "Thermophilic aerobic treatment of potato-processing wastewater", *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 9(1), 45-49.
- Manz W., Wagner M., Aman R., Schleifer K.H., (1994), "In situ characterisation of the microbial consortia active in two wastewater treatment plants", *Water Research*, 28(8), 1715-1723.
- Massé A., Sperandio M., Cabassud C., (2006), "Comparison of sludge characteristics and performance of a submerged membrane bioreactor and an activated sludge process at high solids retention time", *Water Research*, 40(12), 2405–2415.
- Mcadam E. J, Judd S. J, Cartmell E., Jefferson B., (2007), "Influence of substrate on fouling in anoxic immersed membrane bioreactors", *Water Research*, 41(17), 3859-3867.
- Meng F., Shi B., Yang F., Zhang H., (2007a), "Effect of hydraulic retention time on membrane fouling and biomass characteristics in submerged membrane bioreactors", *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 30(5), 359–367.
- Meng F., Yang F., (2007b), "Fouling mechanisms of deflocculated sludge, normal sludge and bulking sludge in membrane bioreactor", *Journal of Membrane Science*, 305(1-2), 48–56.
- Meng F., Zhang H., Yang F., Li Y., Xiao J., Zhang X., (2006), "Effect of filamentous bacteria on membrane fouling in submerged membrane bioreactors", *Journal of Membrane Science*, 285, 159–165.
- Miyoshi T., Tsuyuhara T., Ogyu R., Kimura K., Watanabe Y., (2009), "Seasonal variations in membrane fouling in membrane bioreactors (MBRs) treating municipal wastewater", *Water Research*, 43(20), 5109–5118.
- Morgan J. W., Forster C. F., Evison L., (1990), "A comparative study of the nature of biopolymers extracted from anaerobic and activated sludge", *Water Research*, 24(6), 743–750.
- Morgan S.F., Allen D. G., (2003), "Effects of temperature transient conditions on aerobic biological treatment of wastewater", *Water Research*, 37(15), 3590-3601.
- Morgan S. F., Allen D. G., (2005), "Activated sludge deflocculation under temperature upshifts from 30° to 45°C", *Water Research*, 39(6), 1061–1074.
- Morrison L. E., Tanner F. W., (1924), "Studies on thermophilic bacteria I. aerobic thermophilic bacteria from water", *Journal of Bacteriology*, 7, 343-366.

Muller E. B., Stouthamer A. H., Vanverseveld H.W., Eikelboom D.H., (1995), "Aerobic domestic wastewater treatment in a pilot-plant with complete sludge retention by cross-flow filtration", *Water Research*, 29, 1179-1189.

Musale D. A., Kulkarni S. S., (1998), "Effect of membrane-solute interactions on ultrafiltration performance", *Polymer Reviews*, 38(4), 615-636.

Nataraj S., Schomacker R., Kraume M., Mishra I. M., Drews A., (2008), "Analyses of polysaccharide fouling mechanisms during crossflow membrane filtration", *Journal of Membrane Science*, 308(1-2), 152–161.

Ng H. Y., Hermanowicz S. W., (2005), "Membrane bioreactor operation at short solids retention times: performance and biomass characteristics", *Water Research*, 39(6), 981-992.

Ng H. Y., Tan T. W., Ong S. L., (2006), "Membrane fouling of submerged membrane bioreactors: impact of mean cell residence time and the contributing factors", *Environmental Science and Technology*, 40(8), 2706–2713.

Ouyang K., Liu J., (2009), "Effect of sludge retention time on sludge characteristics and membrane fouling of membrane bioreactor", *Journal of Environmental Sciences*, 21(10), 1329-1335.

Park J. S., Lee C. H., (2005), "Removal of soluble COD by a biofilm formed on a membrane in a jet loop type membrane bioreactor", *Water Research*, 39(19), 4609-4922.

Parkin G. F., Owen W. F., (1986), "Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludges", *Journal of Environmental Engineering*, 112(5), 867-920.

Pollice A., Laera G., Saturno D., Giordano C., (2008), "Effects of sludge retention time on the performance of a membrane bioreactor treating municipal sewage", *Journal of Membrane Science*, 317(1-2), 65–70.

Prasad K., (2010), "Downstream Process Technology: a new horizon in biotechnology", 289th Edition, PHI Learning.

Qin L., Tay J.H., Liu Y., (2004), "Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors", *Processes Biochemistry*, 39(5), 579–854.

Quesnel D., Nakhla G., (2005), "Optimization of the aerobic biological treatment of thermophilically treated refractory wastewater". *Journal of Hazardous Materials*, 125(1-3), 221-230.

Rojas M. E. H., Van Kaam R., Schetrite S., Albasi C., (2005), "Role and variations of supernatant compounds in submerged membrane bioreactor fouling", *Desalination*, 179(1-3), 95–107.

Rosenberger, S., Kraume, M., (2003), "Filterability of activated sludge in membrane bioreactors", *Desalination*, 151(2), 195–20.

Rosenberger S., Laabs C., Lesjean B., Gnirss R., Amy G., Jekel M., Schrotter J.C., (2006), "Impact of colloidal and soluble organic material on membrane performance in membrane bioreactors for municipal wastewater treatment", *Water Research*, 40(4), 710–720.

Rouxhet P. G., Mozes N., (1990), "Physical chemistry of the interaction between attached microorganisms and their support", *Water Science and Technology*, 22, 1-16.

Rozich A. F., Colvin R. J., (1997), "Design and operational considerations for thermophilic aerobic reactors treating high strength wastes and sludges", 52nd Industrial Waste Conference, 180, West Lafayette, Indiana, USA, 5-7 May.

Rudolfs W., Amberg H. R., (1953), "White water treatment, V. Aeration with nonoculent growths", *Sewage Industrial Wastes*, 25(1), 70 – 78.

Salehi Z., Sohrabi M., Kaghazchi T., Bonakdarpour B., (2005), "Application of down flow jet loop bioreactors in implementation and kinetic determination of solid-liquid enzyme reactions", *Process Biochemistry*, 40(7), 2455–2460.

Sanin S. L., Sanin F. D., Bryers J. D., (2003), "Effect of starvation on the adhesive properties of xenobiotic degrading bacteria", *Process Biochemistry*, 38(6), 909-914.

Sato T., Ishii Y., (1991), "Effect of activated-sludge properties on water flux of ultrafiltration membrane used for human excrement treatment", *Water Science and Technology*, 23(7-9), 1601-1608.

Schmidt J. E., Ahring B. K., (1994), "Extracellular polymers in granular sludge from different upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors", *Applied Microbiology and Biotechnology*, 42(2-3), 457–462.

Schrader G. A., Zwijnenburg A., Wesling M., (2005), "The effect of wwtp effluent zeta-potential on direct nanofiltration performance", *Journal of Membrane Science*, 266(1-2), 80-93.

Shih J. K. C., Hung Y. T., (1987), "Biological treatment of potato processing wastewaters", *American Journal of Potato*, 64(9), 493-506.

Shimizu Y., Okuno Y. I., Uryu K., Ohtsubo S., Watanabe A., (1996), "Filtration characteristics of hollow fiber microfiltration membranes used in membrane bioreactor for domestic wastewater treatment", *Water Research*, 30(10), 2385-2392.

Shin H. S., Kang S. T., (2003), "Characteristics and fates of soluble microbial products in ceramic membrane bioreactor at various sludge retention times", *Water Research*, 37(1), 121–127.

Sie E. H., Harry S., Baker H., (1961), "Factors converting mesophilic into thermophilic microorganisms", *Nature*, 192(4797), 86-117.

Singh K. K., Vincent W. S., (1987), "Clumping characteristics and hydrophobic behavior of and isolated bacteria from sewage sludge", *Applied Environmental Microbiology*, 25, 396–398.

Sofia A., Ng W. J., Ong S. L., (2004), "Engineering design approaches for minimum fouling in submerged MBR", *Desalination*, 160(1), 67-74.

Sombatsompop K., Visvanathan C., Aim B. R., (2006), "Evaluation of biofouling phenomenon in suspended and attached growth membrane bioreactor systems", *Desalination*, 201(1-3), 138–149.

Stover E. L., Samuel G. J., (1997), "High rate thermophilic pretreatment of high strength industrial wastewaters", 52nd Industrial Waste Conference, 101, West Lafayette, Indiana, U.S.A, 5-7 May.

Sun Y., Wang Y., Huang X., (2007), "Relationship between sludge settleability and membrane fouling in a membrane bioreactor", *Frontiers of Environmental Science and Engineering in China*, 1(2), 221–225.

Suvilampi J., Lehtomäki A., Rintala J., (2005), "Comparative study of laboratory-scale thermophilic and mesophilic activated sludge processes", *Water Research*, 39(5), 741-750.

Suvilampi J., Rintala J., (2003), "Thermophilic aerobic wastewater treatment, process performance, biomass characteristics and effluent quality", *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 2(1), 35–51.

Suvilampi J., Rintala J., (2002), "Comparison of activated sludge processes at different temperatures: 35°C, 2-55°C, and 55°C", *Environmental Technology*, 23, 1127–1133.

Suvilampi J., Lehtomaki A., Rintala J., (2003), "Comparison of laboratory-scale thermophilic biofilm and activated sludge processes integrated with a mesophilic activated sludge process", *Bioresource Technology*, 88(3), 207–214.

Surucu G. A., (1975), "Thermophilic aerobic treatment of high-strength wastewaters with recovery of protein", Doctor of Philosophy Thesis, University of Illinois.

Şentürk E., (2010), "Patates işleme endüstrisi atıksularının anaerobik kontakt reaktörde mezofilik ve termofilik şartlarda arıtılması ve modellenmesi", Doktora Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü.

Tanner F. W., Wallace G. I., (1925), "Relation of temperature to the growth of thermophilic bacteria", *Journal of Bacteriology*, 10(5), 421-437.

Tansel B., Sager J., Garland, J., Xu S., Levine L., Bisbee P., (2006), "Deposition of extracellular polymeric substances (EPS) and microtopographical changes on membrane surfaces during intermittent filtration conditions", *Journal of Membrane Science*, 285(1-2), 225-231.

Tardieu E., Grasmick A., Geaugey V., Manem J., (1999), "Influence of hydrodynamics on fouling velocity in a recirculated mbr for wastewater treatment", *Journal of Membrane Science* 156(1), 131-140.

Tay J. H., Liu Q. S., Liu Y., (2001a), "The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules", *Letters in Applied Microbiology*, 33(3), 222–226.

Tay J. H., Liu Q. S., Liu Y., (2001b), "The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules", *Letters in Applied Microbiology*, 57(1-2), 227–233.

Tirola M., Suvilampi J., Kulomaa M., Rintala J., (2003), "Microbial diversity in thermophilic aerobic biofilm process: Analysis by Length Heterogeneity PCR (LH-PCR)". *Water Research*, 37(3), 2259–2268.

Tinggang L., Renbi B., Junxin L., (2008), "Distribution and composition of extracellular polymeric substances in membrane-aerated biofilm", *Journal of Biotechnology*, 135(1), 52–57.

Tischer R. G., Brown L. R., (1962), "Cook D.W., Decomposition of wastewater by thermophilic microorganisms", *Journal of Water Pollution Control Federation*, 34(12), 1244 – 1255.

Tripathi C., Allen D. G., (1999), "Comparison of mesophilic and thermophilic aerobic biological treatment of sequencing batch reactors treating bleached kraft pulp mill effluent", *Water Research*, 33, 836-846.

Trussell R. S., Merlo R. P., Hermanowicz S. W., Jenkins D., (2006), "The effect of organic loading on process performance and membrane fouling in a submerged membrane bioreactor treating municipal wastewater", *Water Research*, 40(14), 2675-2683.

Urbain V., Block J. C., Manem J., (1993), "Bioflocculation in activated sludge: An analytical approach", *Water Research*, 27(5), 829–838.

Van Den Broeck R., Van Dierdonck J., Caerts B., Bisson I., Kregersman B., Nijskens P., Dotremont, C., Van Impe J. F., Smets I. Y., (2010), "The impact of deflocculation reflocculation on fouling in membrane bioreactors", *Separation and Purification Technology*, 71(3), 279–284.

Van Den Broeck R., Van Dierdonck J., Caerts B., Bisson I., Kregersman B., Nijskens P., Dotremont C., Van Impe J. F., Smets I. Y., (2011), "Activated sludge characteristics affecting sludge filterability in municipal and industrial MBRs: unraveling correlations using multi-component regression analysis", *Journal of Membrane Science*, 378(1-2), 330–338.

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., 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*, 401-402, 48-55.

Van Dijk L., Roncken G. G., (1997), "Membrane bioreactors for wastewater treatment: the state of the art and new developments", *Water Science and Technology*, 35(10), 35-41.

Van Lier J. B., (1996), "Limitations of thermophilic anaerobic wastewater treatment and the consequences for process design", *Antonie Leeuwenhoek*, 69(1), 1-14.

Van Loosdrecht M. C. M., Henze M., (1999), "Maintenance, endogenous respiration, lysis, decay and predation", *Water Science and Technology*, 39(1), 107-117.

Vegt A., Vereijken M., (1992), "Eight year full-scale experience with anaerobic treatment of potato processing effluent", 46th Industrial Waste Conference, 395-404, West Lafayette, Indiana, USA, 14-16 May.

Velan M., Ramanujam T. K., (1991), "Hydrodynamics in down flow jet loop reactor", *Journal of Canadian Chemical Engineering*, 69(6), 1257-1261.

Visvanathan C., Choudhary M. K., Mantalbo M. T., Jegatheesan V., (2007), "Landfill leachate treatment using thermophilic membrane bioreactor", *Desalination*, 204(1-3), 8-16.

Vogelaar J. C. T., De Keizer A., Spijker S., Lettinga G., (2005), "Bioflocculation of mesophilic and thermophilic activated sludge", *Water Research*, 39(1), 37-46.

Vogelaar J. C. T., Klapwijk A., van Lier J. B., Rulkens W. H., (2000), "Temperature effects on the oxygen transfer rate between 20° and 55°C", *Water Research*, 34(3), 1037-1041.

Vogelaar J. C. T., Klapwijk A., Temmink H., Van Lier J. B., (2003), "Kinetic comparisons of mesophilic and thermophilic aerobic biomass", *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 30(2), 81-88.

Vogelaar J. C. T., Van Lier J. B., Klapwijk B., de Vries M. C., Lettinga G., (2002a), "Assessment of effluent turbidity in mesophilic and thermophilic activated sludge reactors origin of effluent colloidal COD", *Applied Microbiology and Biotechnology*, 59(1), 105-111.

Vogelaar J. C. T., Van Lier J. B., Klapwijk A., de Vries M., Lettinga G., (2002b), "Mesophilic and thermophilic activated sludge reactors-origin of effluent colloidal material", *Water Research*, 36(7), 1869-1879.

Wagner M., Noguera D., Jutretschko S., Rath G., Koop H. P., Schleifer K. H., (1998), "Combining fluorescent in situ hybridization (FISH) with cultivation and mathematical modelling to study population structure and function of ammoniaoxidising bacteria in activated sludge", *Water Science and Technology*, 37(4-5), 441-449.

Wagner M., Rath G., Aman R., Koops H. P., Schleifer K. H., (1996), "In situ analysis for nitrifying bacteria in sewage treatment plants", *Water Science and Technology*, 34, 237-244.

Wang Z., Wu Z., A(2009), "review of membrane fouling in MBRs: Characteristics and role of sludge cake formed on membrane surfaces", *Separation Science and Technology*, 44(15), 3571-3596.

Wang Z., Wu Z., Yu G., Liu J., Zhou Z., (2006), "Relationship between sludge characteristics and membrane flux determination in submerged membrane bioreactors", *Journal of Membrane Science*, 284(1-2), 87-94.

Wichitsathian B., (2004), "Application of membrane bioreactor systems for landfill leachate treatment", Doctor of Philosophy Thesis, Asian Institute of Technology School of Environment.

Wilén B. M., Balmer P., (1999), "The effect of dissolved concentration on the structure, size and size distribution of activated sludge flocs", *Water Research*, 33(2), 391-400.

Wilén B. M., Jin B., Lant P., (2003), "The influence of key chemical constituents in activated sludge on surface and flocculating properties", *Water Research*, 37(9), 2127-2139.

Witzig R., Manz W., Rosenburger S., Krüger U., Kraume M., Szewzyk U., (2002), "Microbiological aspects of a bioreactor with submerged membranes for aerobic treatment of municipal wastewater", *Water Research*, 36(2), 394-402.

Wu Z., Wang Z., Zhou Z., Yu G., Gu G., (2007), "Sludge rheological and physiological characteristics in a pilot-scale submerged membrane bioreactor", *Desalination*, 212(1-3), 152-164.

Xie B., Dai X. C., Xu Y. T., (2007), "Cause and pro-alarm control of bulking and foaming by *Microthrix parvicella* – A case study in triple oxidation ditch at a wastewater treatment plant", *Journal of Hazardous Materials*, 143(1-2), 184-191.

Xie B., Gu J., Lu J., (2010), "Surface properties of bacteria from activated sludge in relation to bioflocculation", *Journal of Environmental Sciences*, 22(12), 1840-1845.

Yamato N., Kimura K., Miyoshi T., Watanabe Y., (2006), "Difference in membrane fouling in membrane bioreactors (MBRs) caused by membrane polymer materials", *Journal of Membrane Science*, 280(1-2), 911-919.

Yıldız, E., (1999), "Çapraz akış mikrofiltrasyon sistemli püskürtme çevrimli (jet loop) reaktörlerde biyolojik arıtım", Doktora Tezi, Atatürk Üniversitesi.

Zartarian F., Mustin C., Villemin G., Ait-Ettager T., Thill A., Bottero J. Y., (1997), "Three dimensional modeling of an activated sludge floc", *Langmuir*, 13(1), 35-40.

Zhang J.S., Chuan C. H., Zhou J. T., Fane A. G., (2006), “Effect of sludge retention time on membrane biofouling intensity in a submerged membrane bioreactor”, *Separation Science and Technology*, 41(7), 1313–1329.

Zhang T., Liu H., Fang H. H. P., (2003), “Biohydrogen production from starch in wastewater under thermophilic condition”, *Journal of Environmental Management*, 69(2), 149–156.

Zhang G., Ji S., Gao X., Liu Z., (2008), “Adsorptive fouling of extracellular polymeric substances with polymeric ultrafiltration membranes”, *Journal of Membrane Science*, 309(1-2), 28–35.

Zhang W., Chen G., Sun W., Li J., (2010), “Effect of membrane structural characteristics on mass transfer in a membrane absorption process”, *Separation Science and Technology*, 45(9), 1216-1227.

Zita A., Hermansson M., (1997a), “Determination of bacterial cell surface hydrophobicity of single cells in cultures and in wastewater in situ”, *Microbiology Letter*, 152(2), 299–306.

Zita A., Hermansson M., (1997b), “Effect of bacterial cell surface structures and hydrophobicity on attachment to activated sludge flocs”, *Applied Environmental Microbiology*, 63, 1168–1170.

Zoutberg G. R., Eker Z., (1999), “Anaerobic treatment of potato processing wastewater”, *Water Science and Technology*, 40(1), 297-304.

ÖZGEÇMİŞ

Mehmet OKTA 15/11/1989 tarihinde İstanbul'un Kadıköy ilçesinde doğdu. 2008 yılında Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği bölümüne başlayarak 2012 yılında mezun oldu. Aynı yıl Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü (GYTE) Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim dalında Yüksek Lisans programına başladı. 2012-2013 eğitim yılı boyunca Tübitak destekli AR-GE projesinde 1 yıl boyunca proje asistanı olarak görev aldı. 2013-2014 eğitim yılı güz döneminde Erasmus programı dahilinde University of Porto (Portekiz)'da 1 dönem eğitim gördü. Halen Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü'nde eğitim hayatına devam etmektedir.