T.C.

GEBZE YÜKSEK TEKNOLOJİ ENSTİTÜSÜ
MÜHENDİSLİK VE FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

MİKROFİLTRASYON MEMBRANLARIN KİRLENME ÖZELLİKLERİNİN MEMBRAN TİPİNE VE GÖZENEK BOYUTUNA BAĞLI OLARAK KLASİK AKTİF ÇAMUR SİSTEMİNDE İNCELENMESİ

NADİR DİZGE

DOKTORA TEZİ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

GEBZE

2011

T.C.

GEBZE YÜKSEK TEKNOLOJİ ENSTİTÜSÜ

MÜHENDİSLİK VE FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

MİKROFİLTRASYON MEMBRANLARIN KİRLENME ÖZELLİKLERİNİN MEMBRAN TİPİNE VE GÖZENEK BOYUTUNA BAĞLI OLARAK KLASİK AKTİF ÇAMUR SİSTEMİNDE İNCELENMESİ

NADİR DİZGE

DOKTORA TEZİ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

Tez Danışmanı : Prof. Dr. Bülent KESKİNLER

Ortak Tez Danışmanı : Doç. Dr. Ahmet KARAGÜNDÜZ

GEBZE

2011

ÖZET

TEZİN BAŞLIĞI: MİKROFİLTRASYON MEMBRANLARIN KİRLENME ÖZELLİKLERİNİN MEMBRAN TİPİNE VE GÖZENEK BOYUTUNA BAĞLI OLARAK KLASİK AKTİF ÇAMUR SİSTEMİNDE İNCELENMESİ

YAZAR ADI : NADİR DİZGE

Yapılan doktora tez çalışması kapsamında, laboratuar ölçekli sürekli aktif çamur sisteminde işletme şartlarının (çamur yaşı ve giriş KOİ konsantrasyonu) ve biyokütle özelliklerinin, membran kirlenmesin üzerine olan etkileri sistematik bir şekilde çalışılmıştır. Değişen işletim şartlarına bağlı olarak sistemdeki çamurun fizikokimyasal ve biyolojik özellikleri askıda katı madde (MLSS), çözünmüş oksijen, çamur hacim indeksi (ÇHİ), çözünmüş mikrobiyal ürünler (SMP), hücre dışı polimerik maddeler (EPS), göreceli hidrofobisite ve viskozite parametreleri ile takip edilmiştir. Reaktör üç farklı çamur yaşı (10, 30, 50 gün) ve üç farklı giriş KOİ konsantrasyonunda (650, 1000, 1500 mg/L) sürekli olarak işletilmiş ve bu deney şartlarında oluşan biyolojik süspansiyonun filtre edilebilirlik performansı, membran tipi (selüloz asetat□SA, polietersülfon□PES, karışık ester□ME ve polikarbonat□PC) ve gözenek boyutuna (SA membran için 0.45 ve 0.22 μm, PES ve ME membranlar için 0.45, 0.22 ve 0.10 μm ve PC membran için 0.40, 0.20 ve 0.10 μm) bağlı olarak incelenmiştir. Filtrasyon deneyleri her deney periyodunun sonunda reaktördeki parametrelerin dengeye ulaştığı şartlarda gerçekleştirilmiştir. Çamur yaşının değiştirildiği deney periyodunda filtrasyon deneyleri, batık membran ve çapraz akış filtrasyon sistemlerinde farklı tipte ve gözenek boyutunda membranlar kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Bu deneylerin ardından çamur yaşı sabit tutularak üç farklı giriş KOİ konsantrasyonunda reaktör işletilmiş ve denge şartlarına ulaşıldıktan sonra filtrasyon deneyleri, batık membran filtrasyon sisteminde membran tipi ve gözenek boyutuna bağlı olarak gerçekleştirilmiştir. Son deney periyodunda, reaktöre filtrasyona yardımcı madde (katyonik polielektrolit) eklenerek batık membran filtrasyon sisteminde membran kirlenmesi üzerine olan etkileri membran tipi ve gözenek boyutuna bağlı olarak incelenmiştir.

SUMMARY

THESIS TITLE: THE INVESTIGATION OF FOULING CHARACTERISTICS OF MICROFILTRATION MEMBRANES DEPENDING ON MEMBRANE TYPE AND PORE SIZE IN CONVENTIONAL ACTIVATED SLUDGE SYSTEM

AUTHOR : NADIR DIZGE

In this study, the effects of operational conditions (sludge age and influent COD concentration) and biomass properties on membrane fouling were systematically identified in a laboratory scale conventional activated sludge process. The physi□cochemical and biological properties of the activated sludge were investigated by the monitoring the concentrations of MLSS (mixed liquor suspended solids), dissolved oxygen, sludge volume index (SVI), soluble microbial products (SMP), extracelluar polymeric substances (EPS), relative hydrophobicity and viscosity. The reactor was operated at three different sludge ages (10, 30, 50 days) and three different influent COD concentrations (650, 1000, 1500 mg/L) and the filtration performances of the biological suspansion in these experiment conditions were investigated by using various membrane types (cellulose acetate□CA, polyethersulphone□PES, mixed ester□ME and polycarbonate□PC) and pore sizes (0.45, 0.22 μm for CA membranes; 0.45, 0.22 and 0.10 μm for PES and ME membranes, and 0.40, 0.20 and 0.10 μm for PC membranes). Membrane filtration experiments were performed when the parameters reached to steady state conditions. In the first experimental period, the filtration experiments were performed by using various types of membranes with different pore sizes in submerged filtration and in cross□flow filtration systems. After completing these experiments, the sludge age was kept constant and the reactor was operated at three different influent COD concentrations. The filtration experiments were performed in submerged membrane filtration system with the same membranes used in the first experiments. In the final experimental setup, cationic polyelectrolyte was added to the mixed liquor due to enhancing filtrability characteristics of sludge and the effects on filtration were investigated by using the same membranes set in a submerged microfiltration mode.

TEŞEKKÜR

Doktora tez çalışmasının konu tespitinden tamamlanmasına kadar geçen sürede her türlü bilgi ve deneyimleri ile bana yön veren ve ayrıca maddi manevi desteğini hiçbir zaman esirgemeyen danışmanım Prof. Dr. Bülent KESKİNLER'e sonsuz teşekkürlerimi sunarım. Gerek fikirlerinden ve gerekse de bilimsel tecrübelerinden fazlasıyla yararlandığım ve doktora tez çalışması kapsamındaki projede çalışma imkanı sağlayarak belirli bir bilimsel olgunluğa ulaşmamı sağlayan eş danışmanım Doç. Dr. Ahmet KARAGÜNDÜZ'e sonsuz teşekkür ederim.

Tez izleme komitesi toplantılarında yaptıkları yorum ve yönlendirmelerle tezin olgunlaşmasına katkı sağlayan tez izleme komitesinin değerli üyeleri Prof. Dr. Cumali KINACI, Prof. Dr. İsmail KOYUNCU, Doç. Dr. Elif ERHAN, Doç. Dr. Güleda ENGİN ÖNKAL ve Doç. Dr. Melek ÖZKAN'a teşekkür ederim.

Deneysel aşamalarda yardım ve desteklerini esirgemeyen değerli arkadaşlarım Arş. Gör. Derya Yüksel İMER'e, Gülfem NART'a ve Seçil BAYAR'a teşekkür ederim.

Doktora tez çalışması kapsamında AFM, SEM, zeta potansiyeli ve partikül boyut dağılımı analizlerini yapan GYTE Malzeme Mühendisliği Bölümü'nden Adem ŞEN ve Ahmet NAZIM'a teşekkür ederim.

108–Y–129 No'lu Proje ile tezimi maddi olarak destekleyen TÜBİTAK'a teşekkürlerimi sunarım. Doktora çalışmalarımın 6 aylık bir kısmını destekleyerek Amerika Birleşik Devletleri Florida International University'de yapmama imkan tanıyan YÖK'e ve Prof. Dr. Berrin TANSEL'e teşekkürlerimi sunarım.

Ayrıca tezimin her aşamasında maddi ve manevi desteklerini esirgemeyen aileme ve Meltem GÖKSEL'e en içten teşekkürlerimi sunarım.

Nadir DİZGE

GEBZE, 2011

İÇİNDEKİLER DİZİNİ

ÖZET i

SUMMARY ii

TEŞEKKÜR iii

İÇİNDEKİLER DİZİNİ iv

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ xi

ŞEKİLLER DİZİNİ xiii

ÇİZELGELER DİZİNİ xxi

1. GİRİŞ 1

1.1. Çalışmanın Anlamı ve Önemi 1

1.2. Çalışmanın Amacı ve Kapsamı 3

2. LİTERATÜR ÖZETİ 8

2.1. Aktif Çamur Prosesi 8

2.2. Aktif Çamur Prosesinin Mikrobiyolojisi 12

2.2.1. Bakteriler 12

2.2.2. Protozoalar 13

2.2.3. Rotiferler 13

2.2.4. Mantarlar 13

2.3. Aktif Çamur Prosesinde Meydana Gelen Temel Reaksiyonlar 13

2.3.1. Substrat 14

2.3.1.1. Substrat kullanımı 14

2.3.1.2. Substrat biriktirilmesi 15

2.3.1.3. Substratın floklarda tutulması 15

2.3.1.4. Substrat hidrolizi 15

2.3.2. Biyokütle 16

2.3.2.1. Aktif biyokütle oluşumu 16

2.3.2.2. Biyokütlenin azalması 18
2.3.2.3. Biyokütlenin O_2 alması ve CO_2 üretilmesi 18
2.3.3. Nutrientlerin Bünyeye Alınması 19
2.3.3.1. Azot 19
2.3.3.1.1. Nitrifikasyon 20
2.3.3.1.2. Denitrifikasyon 21
2.3.3.2. Fosfor 22
2.3.3.2.1. Biyolojik fosfor giderimi 22
2.3.4. Aktif Çamur Prosesinin Kinetiği 22
2.3.4.1. Çoğalma 24
2.3.4.2. Substrat giderimi 25
2.3.4.3. Bozunma 27
2.4. Aktif Çamur Prosesinde İşletme Problemleri 27
2.4.1. Çamur Kabarması 28
2.4.2. Çamur Yüzmesi 31
2.4.3. Nocardia Köpüğü 31
2.4.4. Atıksu Özellikleri 32
2.4.4.1. Çözünmüş oksijen konsantrasyonu 33
2.4.4.2. Proses yükü ve reaktör konfigürasyonu 33
2.4.4.3. Çöktürme tankı işletmesi 33
2.4.5. Geçici kontrol yöntemleri 33
2.5. Membran Prosesler 34
2.5.1. Mikrofiltrasyon (MF) 36
2.5.2. Ultrafiltrasyon (UF) 37
2.5.3. Nanofiltrasyon (NF) 37
2.5.4. Ters Osmoz (RO) 38
2.6. Filtrasyon Teknikleri 40

2.6.1. Klasik Akış Filtrasyon Tekniği 40
2.6.2. Çapraz Akış Filtrasyon Tekniği 41
2.7. Membranların Yapısı 43
2.8. Membran Modül Geometrisi 45
2.9. Membran Kirlenme Mekanizması ve Modelleri 48
2.9.1. Membran Kirlenme Modelleri 51
2.9.1.1. Seri direnç modeli 51
2.9.1.2. Konsantrasyon polarizasyonu modeli 52
2.9.1.3. Kek filtrasyonu modeli 55
2.9.1.4. Membran gözenek tıkanması modelleri 57
2.10. Membran Biyoreaktör (MBR) Prosesi 59
2.10.1. MBR Tanımı 59
2.10.2. MBR Konfigürasyonları 63
2.10.3. MBR Prosesinin Avantajları 65
2.10.4. MBR Prosesinin Dezavantajları 67
2.11. Membran Biyoreaktörlerde Kirlenme Parametreleri 67
2.11.1. Membran Kirlenmesinin Sınıflandırılması 69
2.11.1.1. Geri dönüşümlü ve geri dönüşümsüz kirlenme 69
2.11.1.2. Biyokirlenme, organik kirlenme ve inorganik kirlenme 71
2.11.1.2.1. Biyokirlenme 71
2.11.1.2.2. Organik kirlenme 72
2.11.1.2.3. İnorganik kirlenme 73
2.11.1.3. Kirlenme faktörleri ve kontrol yöntemleri 75
2.11.1.3.1. Bağlı EPS 76
2.11.1.3.1.1. Bağlı EPS ve SMP'nin tanımı 76
2.11.1.3.1.2. Membran kirlenmesi üzerine bağlı EPS'nin etkisi 76

2.11.1.3.1.3. MBR'lerde bağlı EPS'nin kontrolü ve davranışı 77

2.11.1.3.2. SMP 81

2.11.1.3.2.1. Membran kirlenmesi üzerine SMP'nin etkisi 81

2.11.1.3.2.2. MBR'lerde SMP'nin kontrolü ve davranışı 81

2.11.1.3.2.2.1. İşletme parametrelerinin ayarlanmasıyla SMP'nin kontrolü 82

2.11.1.3.2.2.2. Adsorbent/koagülantların ilavesiyle SMP'nin kontrolü 84

2.11.1.3.3. Hidrodinamik Şartlar 86

2.11.1.3.3.1. Hidrodinamik şartların membran kirlenmesi üzerine etkileri 86

2.11.1.3.3.2. Membran kirlenmesini azaltan uygun hidrodinamik şartlar 87

2.11.1.3.3.3. Membranların/filtrelerin gelişimi 88

2.11.1.3.3.3.1. MBR performansı üzerine membran özelliklerinin etkisi 88

2.11.1.3.3.3.2. Membran modifikasyonu 90

2.11.1.3.3.3.3. Dinamik membranlar 91

3. MATERYAL ve METOT 94

3.1. Pilot Ölçekli Sürekli Aktif Çamur Sistemi 94

3.2. Pilot Ölçekli Batık Membran Biyoreaktör (MBR) Sisteminin Deney Düzeneği 96

3.3. Laboratuar Ölçekli Çapraz Akış Fiftrasyon (ÇAF) Sisteminin Deney Düzeneği 101

3.4. Polielektrolit Deneyi 103

3.5. Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Kimyasallar ve Cihazlar 104

3.6. Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Membranların Genel Özellikleri 106

3.7. Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Sentetik Atıksuyun İçeriği 107

3.8. Seri Direnç Modeli 108

3.9. Analitik Ölçümler 109

3.10. Deneysel Çalışma Programı 116

4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA 120

4.1. Farklı Çamur Yaşlarında İşletilen Sürekli Aktif Çamur Sisteminin Performansının Araştırılması 120

4.1.1. Sürekli Aktif Çamur Sisteminde Denge Şartlarının Çamur Yaşına Bağlı Olarak Araştırılması 121

4.1.1.1. Çözünmüş oksijen (ÇO) 121

4.1.1.2. Viskozite 123

4.1.1.3. Çamur hacim indeksi (ÇHİ) 124

4.1.1.4. Askıda katı madde (MLSS) 126

4.1.1.5. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) 128

4.1.1.6. Göreceli hidrofobisite 129

4.1.1.7. Çözünmüş mikrobiyal ürünler (SMP) 131

4.1.1.8. Hücre dışı polimerik maddeler (EPS) 132

4.1.1.9. Partikül boyut dağılımı 135

4.1.1.10. Zeta potansiyeli 136

4.1.2. Farklı Çamur Yaşlarında İşletilen Batık MBR Sisteminin Performansının Membran Tipi ve Gözenek Boyutuna Göre Araştırılması 144

4.1.2.1. Batık MBR sisteminde membran tipi ve gözenek boyutunun akıya etkisi 145

4.1.2.2. Batık MBR sisteminde direnç verilerinin değerlendirilmesi 155

4.1.2.3. Batık MBR sisteminde membran tipi ve gözenek boyutunun süzüntüdeki ve kek tabakasındaki SMP/EPS'ye etkisi 163

4.1.2.4. AFM analizi 179

4.1.2.5. SEM analizi 185

4.1.3. Farklı Çamur Yaşlarında İşletilen Sürekli Aktif Çamur Sisteminde Çapraz Akış Filtrasyon Performansının Membran Tipi ve Gözenek Boyutuna Göre Araştırılması 189

4.1.3.1. Çapraz akış filtrasyon sisteminde membran tipi ve gözenek boyutunun akıya etkisi 189

4.1.3.2. Çapraz akış filtrasyon sisteminde direnç verilerinin değerlendirilmesi 198

4.3.1.3. Çapraz akış filtrasyon sisteminde membran tipi ve gözenek boyutunun süzüntüdeki SMP'ye etkisi 208

4.3.1.4. AFM analizi 216

4.2. Farklı KOİ Konsantrasyonlarında İşletilen Sürekli Aktif Çamur Sisteminin Performansının Araştırılması 222

4.2.1. Sürekli Aktif Çamur Sisteminin Denge Şartlarının KOİ Konsantrasyonuna Bağlı Olarak Araştırılması 222

4.2.1.1. Çözünmüş oksijen (ÇO) 222

4.2.1.2. Çamur hacim indeksi (ÇHİ) 223

4.2.1.3. Askıda katı madde (MLSS) 224

4.1.1.4. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) 225

4.1.1.5. Göreceli hidrofobisite 226

4.1.1.6. Çözünmüş mikrobiyal ürünler (SMP) 227

4.1.1.7. Hücre dışı polimerik maddeler (EPS) 228

4.2.2. Farklı KOİ Konsantrasyonlarında İşletilen Batık MBR Sisteminin Performansının Membran Tipi ve Gözenek Boyutuna Göre Araştırılması 235

4.2.2.1. Batık MBR sisteminde membran tipi ve gözenek boyutunun akıya etkisi 225

4.2.2.2. Batık MBR sisteminde direnç verilerinin değerlendirilmesi 244

4.2.2.3. Batık MBR sisteminde membran tipi ve gözenek boyutunun süzüntü ve kek tabakasındaki SMP/EPS'ye etkisi 254

4.3. Polielektrolit İlavesinin MBR Performansı Üzerine Etkisinin Araştırılması 266

4.3.1. Polielektrolit Varlığında İşletilen Batık MBR Sisteminin Performansının Membran Tipi ve Gözenek Boyutuna Göre Araştırılması 271

4.3.1.1. Batık MBR sisteminde polielektrolit ilavesinin akıya etkisi 271

4.3.1.2. Batık MBR sisteminde polielektrolit varlığında direnç verilerinin değerlendirilmesi 275

4.2.2.3. Batık MBR sisteminde polielektrolit ilavesinin süzüntü ve kek tabakasındaki SMP/EPS'ye etkisi 281

5. SONUÇLAR 287

KAYNAKLAR DİZİNİ 294

ÖZGEÇMİŞ 318

EKLER 319

E□1

E□2

E□3

E□4

E□5

E□6

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

AFM	: Atomik kuvvet mikroskopisi
ÇHİ	: Çamur hacim indeksi
ÇO	: Çözünmüş oksijen
ÇAF	: Çapraz akış filtrasyon
ÇY	: Çamur yaşı
EPS	: Hücre dışı polimerik maddeler
EPS_p	: Hücre dışı polimerik maddeler protein
EPS_c	: Hücre dışı polimerik maddeler karbonhidrat
EPS_t	: Toplam hücre dışı polimerik maddeler
F/M	: Besi maddesi□mikroorganizma oranı
J_o	: Başlangıç akısı
J_d	: Denge akısı
K_s	: Yarı doygunluk sabiti
KOİ	: Kimyasal oksijen ihtiyacı
KPE	: Katyonik polielektrolit
LMH	: Litre/m^2/saat
MBR	: Membran biyoreaktör
ME	: Karışık ester
MF	: Mikrofiltrasyon
MFI	: Modifiye kirlenme indeksi
MLSS	: Askıda katı madde
MLVSS	: Uçucu Askıda Katı Madde
PC	: Polikarbonat
PES	: Poliester sülfon
R_a	: Ortalama pürüzlülük

R_c	: Kek direnci
R_{cp}	: Konsantrasyon polarizasyon direnci
R_m	: Membran direnci
R_p	: Gözenek direnci
R_t	: Toplam direnç
S	: Substrat konsantrasyonu
SA	: Selüloz asetat
SEM	:Taramalı elektron mikroskobu
SMP	: Çözünmüş mikrobiyal hücre ürünleri
SMP_p	: Çözünmüş Mikrobiyal Hücre Ürünleri Protein
SMP_c	: Çözünmüş mikrobiyal hücre ürünleri karbonhidrat
SMP_t	: Toplam çözünmüş mikrobiyal hücre ürünleri
TMP	: Trans membran basıncı
V_t	: Toplam süzüntü hacmi
X	: Mikroorganizma konsantrasyonu
$X_{B,H}$	: Heterotrofik mikroorganizma konsantrasyonu (mg/L)
X_P	: Partiküler yapıdaki inert ürün
Y	: Heterotrofik biyokütle için dönüşüm oranı
μ	: Spesifik üreme hızı
$\mu_{maks.}$	: Maksimum spesifik üreme hızı
α	: Spesifik kek direnci

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil		Sayfa
2.1	Konvansiyonel aktif çamur arıtma tesisinin şematik gösterimi	9
2.2	Gerçek aktif çamur tesisinden genel görüntü	9
2.3	Çamurun floklaşma özelliklerini etkileyen fiziksel, kimyasal ve biyolojik faktörler	10
2.4	Aktif çamur prosesinde çamur özellikleri ve flok özelliklerinin ilişkilendirilmesi	11
2.5	Aerobik heterotrofik mikroorganizmalarda enerji kullanımı	17
2.6	Endojen bozunmanın şematik gösterimi	18
2.7	Biyolojik arıtma prosesinde azot dönüşümleri	20
2.8	Bakteri kültürünün tipik çoğalma eğrisi	23
2.9	Spesifik çoğalma hızı (μ) ile substrat konsantrasyonu (S) arasındaki ilişki	25
2.10	Değişik F/M oranı ve ÇY'de baskın mikroorganizma türleri	28
2.11	İyi ve kötü çökelme özelliği gösteren çamur flokları örnekleri: (a) filamentli olmayan iyi çökelen flok, (b) filamentli mikroorganizmalarla köprü oluşturmuş flok partikülleri, (c, d) kötü çökelmeye neden olan filamentli mikroorganizmaların mikroskopik görünüşleri, (e) sülfür granüllü Thiothrix filamentleri ve (f) düşük çözünmüş oksijen konsantrasyonlarında gözlenen 1701 tipi filamentli mikroorganizma Sphaerotilus	30
2.12	*Nocardia* köpüğü: (a) havalandırma tankı üzerindeki köpük oluşumu ve (b) gram negatif boyanan Nocardia filamentlerinin mikroskopik görünüşü	32
2.13	Basit bir membran ayırma diyagramı	35
2.14	Membran ayırma prosesinin şematik gösterimi	35
2.15	Membran prosesler ve ayırma kategorileri	39
2.16	Klasik akış filtrasyonda zamanla akı azalması ve kek kalınlığının değişimi	40

2.17	Çapraz akış filtrasyonda zamanla akı azalması ve kek kalınlığının değişimi	41
2.18	Çapraz akış filtrasyon mekanizması	42
2.19	Membran yüzeyi üzerinde tutulan parçacıklara etki eden kuvvetler	43
2.20	Membran malzeme kesitlerinin şematik gösterimi	45
2.21	Plaka ve çerçeve membran modülünün şeması	46
2.22	Spiral sargılı membran modülünün şeması	46
2.23	Tübüler membran modülünün şeması	47
2.24	Boşluklu elyaf membran modülünün şeması	47
2.25	Membran modüllerinin fotografları (a. Plaka ve çerçeve, b. Spiral sargılı, c. Tübüler, d. Boşluklu elyaf)	48
2.26	Akı azalmasının şematik gösterimi	49
2.27	Bir membran kesitinde kütle taşınımına karşı koyan dirençler	52
2.28	Konsantrasyon polarizasyonunun şematik gösterimi	53
2.29	Denge halinde sınır tabakada meydana gelen konsantrasyon profili	54
2.30	Toplanan süzüntü hacmine karşılık zaman/hacim grafiği	57
2.31	MBR membran kaseti	61
2.32	Membran kasetinin tank içine yerleştirilmesi	61
2.33	Tipik bir MBR sistemi akım şeması	62
2.34	MBR konfigürasyonları	64
2.35	MBR'lerde membran kirlenme prosesi (a) gözenek tıkanması (b) kek tabakası	68
2.36	Membran tıkanmasına etki eden faktörler	69
2.37	MBR'de geri dönüşümlü ve geri dönüşümsüz kirlenmenin şematik gösterimi	70
2.38	MBR'lerde inorganik kirlenme oluşumunun şematik gösterimi	75
2.39	EPS'nin bağlı EPS ve SMP fraksiyonu	76
2.40	MBR'de membran yüzeyi ve karışık kültürdeki EPS'nin davranışı	77

2.41	MBR'lerde çamur yaşı ve membran kirlenmesi arasındaki ilişki	79
2.42	Membran yüzeyinde hidrofilik ve hidrofobik substratların adezyon mekanizması	89
3.1	Sürekli aktif çamur sisteminin basit akım şeması	95
3.2	Sürekli aktif çamur sisteminin fotoğrafı	96
3.3	Batık MBR ünitesinin basit akım şeması	97
3.4	Düz tabaka membran modülü (a. Boş modül, b. Membran takılmış modül, c. Kirli membranlı modül, d. Dört membranın takıldığı modül ünitesi)	99
3.5	Membran çıkışlarından elde edilen süzüntülerin toplandığı ve dört adet hassas terazinin yerleştirildiği vakum tankı	99
3.6	Membranlardan elde edilen verilerin bilgisayara aktarılması	100
3.7	Batık MBR sisteminde 24 saatlik filtrasyon sonunda membranların üzerinden toplanan kek tabakaları	100
3.8	Laboratuar ölçekli ÇAF sisteminin basit akım şeması	102
3.9	Laboratuar ölçekli ÇAF sisteminin fotoğrafı	103
3.10	Aktif çamurun zamana karşı çökelmesi	112
3.11	EPS yönteminin akım şeması	1113
3.12	Karbonhidrat kalibrasyon eğrisi	114
3.13	Protein kalibrasyon eğrisi	115
4.1	Sürekli aktif çamur sisteminin farklı çamur yaşlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki çözünmüş oksijen konsantrasyonunun zamanla değişimi	123
4.2	Sürekli aktif çamur sisteminin farklı çamur yaşlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki viskozitenin zamanla değişimi	124
4.3	Sürekli aktif çamur sisteminin farklı çamur yaşlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki ÇHİ değerlerinin zamanla değişimi	126
4.4	Sürekli aktif çamur sisteminin farklı çamur yaşlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki MLSS konsantrasyonunun zamanla değişimi	128
4.5	Sürekli aktif çamur sisteminin farklı çamur yaşlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki KOİ giriş ve çıkış değerlerinin zamanla değişimi	129

4.6	Sürekli aktif çamur sisteminin farklı çamur yaşlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki flok hidrofobisitesinin zamanla değişimi	130
4.7	Sürekli aktif çamur sisteminin farklı çamur yaşlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki SMP fraksiyonlarının zamanla değişimi	132
4.8	Sürekli aktif çamur sisteminin farklı çamur yaşlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki EPS fraksiyonlarının zamanla değişimi	134
4.9	Sürekli aktif çamur sisteminin farklı çamur yaşlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki SMP ve EPS'nin P/C oranının zamanla değişimi	134
4.10	Çamur yaşının partikül boyut dağılımına etkisi (a. ÇY=10 gün, b. ÇY=30 gün, c. ÇY=50 gün)	136
4.11	Çamur yaşının zeta potansiyeline etkisi (a. ÇY=10 gün, b. ÇY=30 gün, c. ÇY=50 gün)	137
4.12	Batık MBR sisteminde ÇY=10 gün için (a) 0.45 μm, (b) 0.22 μm, (c) 0.10 μm membranlara ait akı□zaman grafikleri	149
4.13	Batık MBR sisteminde ÇY=30 gün için (a) 0.45 μm, (b) 0.22 μm, (c) 0.10 μm membranlara ait akı□zaman grafikleri	151
4.14	Batık MBR sisteminde ÇY=50 gün için (a) 0.45 μm, (b) 0.22 μm, (c) 0.10 μm membranlara ait akı□zaman grafikleri	153
4.15	Batık MBR sisteminde (a) toplam direncin (R_t), (b) kek direncinin (R_c) ve (c) gözenek direncinin (R_p) çamur yaşına bağlı olarak değişimi	160
4.16	Batık MBR sisteminde ÇY=10 günde işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki SMP değişimi	166
4.17	Batık MBR sisteminde ÇY=10 günde işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki KOİ değişimi	166
4.18	Batık MBR sisteminde ÇY=10 günde işletilen membranların yüzeyinde biriken kek tabakasının SMP ve EPS değişimi	167
4.19	ÇY=10 günde işletilen batık MBR sisteminde elde edilen kek tabakası ve süzüntünün P/C oranları	167
4.20	Batık MBR sisteminde ÇY=30 günde işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki SMP değişimi	171
4.21	Batık MBR sisteminde ÇY=30 günde işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki KOİ değişimi	171
4.22	Batık MBR sisteminde ÇY=30 günde işletilen membranların yüzeyinde biriken kek tabakasının SMP ve EPS değişimi	172

4.23	ÇY=30 günde işletilen batık MBR sisteminde elde edilen kek tabakası ve süzüntünün P/C oranları	172
4.24	Batık MBR sisteminde ÇY=50 günde işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki SMP değişimi	175
4.25	Batık MBR sisteminde ÇY=50 günde işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki KOİ değişimi	176
4.26	Batık MBR sisteminde ÇY=50 günde işletilen membranların yüzeyinde biriken kek tabakasının SMP ve EPS değişimi	176
4.27	ÇY=50 günde işletilen batık MBR sisteminde elde edilen kek tabakası ve süzüntünün P/C oranları	177
4.28	ÇY=10 günde işletilen batık MBR sisteminde kullanılan membranların AFM görüntüleri	181
4.29	ÇY=10 günde işletilen batık MBR sisteminde kullanılan membranların SEM görüntüleri	186
4.30	Çapraz akış filtrasyon sisteminde ÇY=10 gün için (a) 0.45 µm, (b) 0.22 µm, (c) 0.10 µm membranlara ait akı□zaman grafikleri	193
4.31	Çapraz akış filtrasyon sisteminde ÇY=30 gün için (a) 0.45 µm, (b) 0.22 µm, (c) 0.10 µm membranlara ait akı□zaman grafikleri	195
4.32	Çapraz akış filtrasyon sisteminde ÇY=50 gün için (a) 0.45 µm, (b) 0.22 µm, (c) 0.10 µm membranlara ait akı□zaman grafikleri	198
4.33	Çapraz akış filtrasyon sisteminde (a) toplam direncin (R_t), (b) kek direncinin (R_c), (c) gözenek direncinin (R_p) ve (d) konsantrasyon polarizasyon direncinin (R_{cp}) çamur yaşına bağlı olarak değişimi	205
4.34.a	Çapraz akış filtrasyon sisteminde ÇY=10 gün için 0.45 µm, 0.22 µm ve 0.10 µm membranlara ait SMP fraksiyonlarının (karbonhidrat ve protein) zamanla değişimi	210
4.34.b	Çapraz akış filtrasyon sisteminde ÇY=10 gün için 0.45 µm, 0.22 µm ve 0.10 µm membranlara ait KOİ'nin zamanla değişimi	211
4.35.a	Çapraz akış filtrasyon sisteminde ÇY=30 gün için 0.45 µm, 0.22 µm ve 0.10 µm membranlara ait SMP fraksiyonlarının (karbonhidrat ve protein) zamanla değişimi	212
4.35.b	Çapraz akış filtrasyon sisteminde ÇY=30 gün için 0.45 µm, 0.22 µm ve 0.10 µm membranlara ait KOİ'nin zamanla değişimi	213
4.36.a	Çapraz akış filtrasyon sisteminde ÇY=50 gün için 0.45 µm, 0.22 µm ve 0.10 µm membranlara ait SMP fraksiyonlarının (karbonhidrat ve protein) zamanla değişimi	214

4.36.b	Çapraz akış filtrasyon sisteminde ÇY=50 gün için 0.45 µm, 0.22 µm ve 0.10 µm membranlara ait KOİ'nin zamanla değişimi	215
4.37	Çapraz akış filtrasyon sisteminde ÇY=10 günde işletilen membranların AFM görüntüleri	218
4.38	Sürekli aktif çamur sisteminin farklı KOİ konsantrasyonlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki çözünmüş oksijen konsantrasyonunun zamanla değişimi	223
4.39	Sürekli aktif çamur sisteminin farklı KOİ konsantrasyonlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki ÇHİ değerlerinin zamanla değişimi	224
4.40	Sürekli aktif çamur sisteminin farklı KOİ konsantrasyonlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki MLSS konsantrasyonunun zamanla değişimi	225
4.41	Sürekli aktif çamur sisteminin farklı KOİ konsantrasyonlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki KOİ giriş ve çıkış değerlerinin zamanla değişimi	226
4.42	Sürekli aktif çamur sisteminin farklı KOİ konsantrasyonlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki hidrofobisite değerinin zamanla değişimi	227
4.43	Sürekli aktif çamur sisteminin farklı KOİ konsantrasyonlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki SMP fraksiyonlarının zamanla değişimi	228
4.44	Sürekli aktif çamur sisteminin farklı KOİ konsantrasyonlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki EPS fraksiyonlarının zamanla değişimi	229
4.45	Sürekli aktif çamur sisteminin farklı KOİ konsantrasyonlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki SMP ve EPS'nin P/C oranının zamanla değişimi	229
4.46	Batık MBR sisteminde KOİ=650 mg/L için (a) 0.45 µm, (b) 0.22 µm, (c) 0.10 µm membranlara ait akı□zaman grafikleri	238
4.47	Batık MBR sisteminde KOİ=1000 mg/L için (a) 0.45 µm, (b) 0.22 µm, (c) 0.10 µm membranlara ait akı□zaman grafikleri	241
4.48	Batık MBR sisteminde KOİ=1500 mg/L için (a) 0.45 µm, (b) 0.22 µm, (c) 0.10 µm membranlara ait akı□zaman grafikleri	243
4.49	Batık MBR sisteminde (a) toplam direncin (R_t), (b) kek direncinin (R_c) ve (c) gözenek direncinin (R_p) KOİ konsantrasyonuna bağlı olarak değişimi	250

4.50	Batık MBR sisteminde KOİ=650 mg/L'de işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki SMP değişimi	256
4.51	Batık MBR sisteminde KOİ=650 mg/L'de işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki KOİ değişimi	256
4.52	Batık MBR sisteminde KOİ=650 mg/L'de işletilen membranların yüzeyinde biriken kek tabakasının SMP ve EPS değişimi	257
4.53	KOİ=650 mg/L'de işletilen batık MBR sisteminde elde edilen kek tabakası ve süzüntünün P/C oranları	257
4.54	Batık MBR sisteminde KOİ=1000 mg/L'de işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki SMP değişimi	259
4.55	Batık MBR sisteminde KOİ=1000 mg/L'de işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki KOİ değişimi	260
4.56	Batık MBR sisteminde KOİ=1000 mg/L'de işletilen membranların yüzeyinde biriken kek tabakasının SMP ve EPS değişimi	260
4.57	KOİ=1000 mg/L'de işletilen batık MBR sisteminde elde edilen kek tabakası ve süzüntünün P/C oranları	261
4.58	Batık MBR sisteminde KOİ=1500 mg/L'de işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki SMP değişimi	262
4.59	Batık MBR sisteminde KOİ=1500 mg/L'de işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki KOİ değişimi	263
4.60	Batık MBR sisteminde KOİ=1500 mg/L'de işletilen membranların yüzeyinde biriken kek tabakasının SMP ve EPS değişimi	263
4.61	KOİ=1500 mg/L'de işletilen batık MBR sisteminde elde edilen kek tabakası ve süzüntünün P/C oranları	264
4.62	Katyonik polielektrolit ilavesinden sonra aktif çamurun görüntüsü	269
4.63	Polielektrolit konsantrasyonu ile aktif çamurun ÇHİ ve hidrofobisitesi arasındaki ilişki	270
4.64	Polielektrolit konsantrasyonunun aktif çamur üst sıvısındaki SMP fraksiyonlarına etkisi	270
4.65	Polielektrolit konsantrasyonunun aktif çamurun SMP/EPS fraksiyonları üzerine etkisi	271
4.66	Batık MBR sisteminde KPE ilavesinden sonra (a) 0.45 μm, (b) 0.22 μm, (c) 0.10 μm membranlara ait akı-zaman grafikleri	275

4.67 KPE ilave edildikten sonra batık MBR sisteminde (a) toplam direncin (R_t), (b) kek direncinin (R_c) ve (c) gözenek direncinin (R_p) değişimi 278

4.68 Batık MBR sisteminde polielektrolit ilavesinde çalıştırılan membranlardan elde edilen süzüntülerdeki SMP değişimi 283

4.69 Batık MBR sisteminde polielektrolit ilavesinde çalıştırılan membranlardan elde edilen süzüntülerdeki KOİ değişimi 283

4.70 Batık MBR sisteminde polielektrolit ilavesinde membranların yüzeyinde biriken kek tabakasının SMP ve EPS değişimi 284

4.71 Polielektrolit varlığında işletilen batık MBR sisteminde elde edilen kek tabakası ve süzüntünün P/C oranları 284

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge		Sayfa
2.1	Aktif çamurda bulunan filamentli mikroorganizmaların tercih ettiği işletme koşulları	29
2.2	Membran proseslerin sürücü kuvvetlere göre sınıflandırılması	36
2.3	Basınç sürücülü membran proseslerin özellikleri	39
2.4	Akı azalması analizinde kullanılan ampirik membran kirlenme modelleri	58
2.5	Dahili ve harici MBR'lerin karşılaştırılması	63
2.6	MBR sistemi üreticilerinin ürünlerinin teknik özellikleri	65
3.1	Pilot ölçekli sürekli aktif çamur tesisinde kullanılan ekipmanlara ait teknik özellikler	94
3.2	Pilot ölçekli MBR tesisinde kullanılan ekipmanlara ait teknik özellikler	97
3.3	Laboratuar ölçekli ÇAF sisteminde kullanılan ekipmanlara ait teknik özellikler	101
3.4	Deneyde kullanılan katyonik polimere ait teknik özellikler	104
3.5	Kullanılan kimyasal maddeler	105
3.6	Kullanılan cihazlar	106
3.7	MF membranların teknik özellikleri	107
3.8	Sentetik atıksuyun bileşimi	108
3.9	Deneysel çalışma programı	117
4.1	Biyoreaktörde üç farklı çamur yaşında yapılan analizlerin sonuçları	138
4.2.a	10 günlük çamur yaşında ölçülen rutin analizlerin Pearson korelasyon katsayıları	141
4.2.b	30 günlük çamur yaşında ölçülen rutin analizlerin Pearson korelasyon katsayıları	142
4.2.c	50 günlük çamur yaşında ölçülen rutin analizlerin Pearson korelasyon katsayıları	143

4.3	Batık MBR sisteminde süzüntü hacmi, denge ve başlangıç akılarının membran tipi, gözenek boyutu ve göre çamur yaşına bağlı olarak değişimi	146
4.4	Batık MBR sisteminde filtrasyon dirençlerinin çamur yaşına bağlı olarak değişimi	156
4.5	Üç farklı çamur yaşında batık MBR sisteminde elde edilen filtrasyonun spesifik kek dirençleri	162
4.6	Batık MBR sisteminde elde edilen filtrasyonun J_d, α, ve $\alpha \times R_p \times SMP_t$ arasındaki ilişkinin Pearson korelasyon katsayıları	163
4.7	Membranlar tarafından tutulan SMP fraksiyonlarının yüzdeleri	179
4.8	Batık MBR sisteminde kullanılan temiz ve kirli membranların ortalama pürüzlülük değerleri (10 µm × 10 µm yüzey alanı)	180
4.9	Çapraz akış filtrasyon sisteminde süzüntü hacmi, denge ve başlangıç akılarının membran tipi ve gözenek boyutuna göre çamur yaşına bağlı olarak değişimi	190
4.10	Çapraz akış filtrasyon sisteminde filtrasyon dirençlerinin çamur yaşına bağlı olarak değişimi	200
4.11	Üç farklı çamur yaşında çapraz akış filtrasyon sisteminde elde edilen filtrasyonun spesifik kek dirençleri	207
4.12	Çapraz akış filtrasyon sisteminde elde edilen filtrasyonun Jd ve α arasındaki ilişkinin Pearson korelasyon katsayıları	208
4.13	Membranlar tarafından tutulan SMP fraksiyonlarının yüzdeleri	216
4.14	Çapraz akış filtrasyon sisteminde kullanılan temiz ve kirli membranların ortalama pürüzlülük değerleri (10 µm × 10 µm yüzey alanı)	217
4.15	Biyoreaktörde üç farklı KOİ konsantrasyonunda yapılan analizlerin sonuçları	230
4.16.a	650 mg/L giriş KOİ konsantrasyonunda ölçülen rutin analizlerin Pearson korelasyon katsayıları	232
4.16.b	1000 mg/L giriş KOİ konsantrasyonunda ölçülen rutin analizlerin Pearson korelasyon katsayıları	233
4.16.c	1500 mg/L giriş KOİ konsantrasyonunda ölçülen rutin analizlerin Pearson korelasyon katsayıları	234
4.17	Başlangıç ve denge akılarının membran tipi ve gözenek boyutuna göre KOİ konsantrasyonuna bağlı olarak değişimi	236

4.18	Filtrasyon dirençlerinin giriş KOİ konsantrasyonuna bağlı olarak hesaplanması	246
4.19	Üç farklı giriş KOİ konsantrasyonunda batık MBR sisteminde elde edilen filtrasyonun spesifik kek dirençleri	252
4.20	Batık MBR sisteminde elde edilen filtrasyonun J_d, α, ve $\alpha \times R_p \times SMP_t$ arasındaki ilişkinin Pearson korelasyon katsayıları	253
4.21	Membranlar tarafından tutulan SMP fraksiyonlarının yüzdeleri	265
4.22	Polielektrolit ilavesinden sonra biyoreaktörde ölçülen günlük analizler	268
4.23	Batık MBR sisteminde KPE ilavesinin süzüntü hacmi, denge ve başlangıç akıları üzerine etkisi	272
4.24	Filtrasyon dirençlerinin KPE ilavesine bağlı olarak hesaplanması	276
4.25	KPE ilave edildikten sonra batık MBR sisteminde elde edilen filtrasyonun spesifik kek dirençleri	280
4.26	KPE ilave edildikten sonra batık MBR sisteminde elde edilen filtrasyonun J_d, α, ve $\alpha \times R_p \times SMP_t$ arasındaki ilişkinin Pearson korelasyon katsayıları	281
4.27	Membranlar tarafından tutulan SMP fraksiyonlarının yüzdeleri	285

1. GİRİŞ

1.1. Çalışmanın Anlamı ve Önemi

Hızlı nüfus artışına bağlı olarak meydana gelen aşırı tüketim, hızlı sanayileşme ve iklim değişikliği sonucunda artan kuraklık nedeniyle tatlı su kaynakları küresel ölçekte hızla tüketilmektedir. Artan su talebine karşılık sürdürülebilir su kaynakları sağlayabilmek için yeni teknolojilere ve pratik çözümlere ihtiyaç duyulmaktadır. Bunu gerçekleştirebilmek amacıyla son yıllarda arıtılmış atıksuların geri kazanımı ve kullanımı için birçok araştırmacı tarafından yapılan çalışmalar ve uygulamalar arttırılmıştır. Atıksuların geri kazanımı ve kullanımı ile tatlı su kaynaklarının tüketiminin azaltılmasının yanı sıra deşarj edilen arıtılmış atıksuların çevresel etkileri de en aza indirilebilmektedir. Bu bağlamda arıtılmış atık suların geri kullanılabilecek nitelikte, güvenilir arıtılmış su üretebilecek, ilk yatırım ve işletme maliyeti açısından konvansiyonel sistemlerle rekabet edebilecek ileri arıtma teknolojilerine ihtiyaç duyulmaktadır. Bu teknolojiye verilebilecek en iyi örneklerden bir tanesi son 10 yıl içinde geliştirilen membran biyoreaktör (MBR) sistemleridir.

MBR'nin konvansiyonel sistemlere göre en önemli avantajlarından birisi arıtılan suyun kalitesindeki iyileşmedir. Bu sistemde, oldukça yüksek kalitede çıkış suyu elde etme potansiyeli mevcut olup deşarj standartlarından birisi olan toplam askıda katı madde miktarı genelde çok düşük olur. MBR'lerde fiziksel biyokütle ayrımı yanında yüksek kalitede bir fiziksel dezenfeksiyon da sağlanmış olur. Klorla dezenfeksiyona dayanıklı olan patojenik protozoalardan *Cryptosporidium* ve *Giardia*'da MBR'de rahatlıkla tutulur. Bu sayede elde edilen arıtılmış su, bulanıklılığının düşük olması yanında (<0.5 NTU) çok düşük patojen içermesi nedeniyle de rahatlıkla zirai sulama amaçlı kullanılabilir. MBR'de arıtılmış atıksu konvansiyonel sistemlere göre çevre sağlığı, halk sağlığı ve mikrobiyal içerik yönünden çok daha güvenlidir. MBR'ler kompak sistemler olduğu için konvansiyonel sistemlere göre çok daha az arazi gereksinimine ihtiyaç duyarlar. Dahili sistem MBR'lerde tüm arıtma aşamaları (havalandırma, sıvı/biyokütle ayrımı ve fiziksel dezenfeksiyon) tek bir tankta gerçekleşmektedir. MBR'lerin en önemli avantajlarından bir tanesi de mevcut

işletimde olan konvansiyonel aktif çamur sistemlerinin kolaylıkla MBR sistemlerine dönüştürülebilmesidir. Mevcut konvansiyonel sistemlerin havalandırma tankına batık membranlar yerleştirerek bu işlem gerçekleştirilebilmektedir. MBR'lerde biyolojik askıda katı madde (MLSS) konsantrasyonları 12.000–15.000 mg/L gibi oldukça yüksek değerlere kadar ulaşabildiği için (konvansiyonel aktif çamurda MLSS konsantrasyonu yaklaşık 2.000–4.000 mg/L) gerekli hidrolik kalış süresi (HKS) konvansiyonel sistemlere göre daha azdır. Havalandırma havuzlarının dizaynında HKS temel parametrelerden birisi olup düşük HKS, gerekli havuz hacmini azalttığı için sistemin ilk yatırım maliyetini ve arazi gereksinimini azaltmaktadır. Yine konvansiyonel aktif çamur sistemlerine göre MBR'lerde son çökeltme tankına ihtiyaç olmadığı için bu da ilk yatırım ve işletme maliyetini azaltıcı bir etken olarak göz önünde bulundurulmalıdır.

MBR'ler, yatırım ve işletim maliyetlerini azaltmasına ve konvansiyonel sistemlere göre daha yüksek kalitede çıkış suyu üretmelerine rağmen henüz dünya genelinde yaygın olarak kullanılmamaktadırlar. Bunun en önemli sebeplerinden birisi membranların kirlenmesidir. Kirlenme; membran ömrünü azalttığı, akıyı düşürdüğü, işletim ve bakım maliyetlerini arttırdığı için MBR'lerin yaygın kullanımını sınırlayan temel faktörlerin başında gelmektedir. Biyokütle karakteri, işletim şartları ve membranın fizikokimyasal özellikleri membran kirlenmesine direk etki eden 3 ana faktördür. Kirlenmeye etki eden en önemli biyokütle parametreleri, askıda katı madde konsantrasyonu (MLSS), partikül boyut dağılımı, çözünmüş mikrobiyal ürünler, hücre dışı polimerik maddeler, viskozite ve hidrofobisite olarak özetlenebilir. İşletim parametreleri ise; çapraz akış hızı, havalandırma hızı, hidrolik kalış süresi, çamur yaşı, işletim akısı ve kritik akıdır. Membran özellikleri açısından değerlendirildiğinde; gözenek boyutu ve şekli, membran malzemesi, porozite, yüzey enerjisi, elektriksel yük, hidrofilik/hidrofobik özellikler kirlenmeye etki eden temel parametrelerdir. Tüm bu parametreler ve aralarındaki potansiyel etkileşimler bir bütün olarak değerlendirildiğinde, membran kirlenme mekanizmasının oldukça kompleks ve tahmini zor bir olay olduğu ortadadır.

Membran kirlenmesine/tıkanmasına neden olan faktörler konusunda özellikle son beş yıl içinde çok yoğun araştırmalar yapılmış olup birçok çalışmada birbiriyle çelişkili sonuçlar elde edilmiştir. Bu nedenle çalışmada, farklı şartlarda işletilen batık MBR

sisteminde, membran kirlenmesine neden olan temel parametrelerin belirlenmesinin yanı sıra, çeşitli koşullarda membranda meydana gelen kirlenmelerin analiz edilerek akı azalması üzerindeki etkileri ve kirlenme mekanizmalarının açıklanması amaçlanmıştır. Ayrıca, biyokütlenin ve membranın fizikokimyasal özelliklerine ait tüm parametrelerin proses performansı üzerine olan etkileri ortaya konmuştur.

1.2. Çalışmanın Amacı ve Kapsamı

Doktora tez çalışması kapsamında, batık MBR sistemi kullanılarak 3 farklı çamur yaşında (10, 30, 50 gün) ve 3 farklı giriş kimyasal oksijen ihtiyacı konsantrasyonunda (650, 1000, 1500 mg/L) işletilen sürekli aktif çamur sisteminde, denge şartlarına ulaşmış biyolojik süspansiyonun filtrasyonunda membran tipi ve gözenek boyutunun membran kirlenmesi üzerine olan etkisi araştırılmıştır. Ayrıca 10. çamur yaşı ve 1000 mg/L giriş kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonunda işletilen aktif çamur sistemine, katyonik polielektrolit ilavesi yapılarak polielektrolitin filtrasyon akısı ve membran kirlenmesi üzerine olan etkisi de incelenmiştir. Membran kirlenme mekanizmasını belirleme çalışmaları temelde 3 aşamada gerçekleştirilmiştir.

- 1. aşamada, çamur yaşına bağlı olarak değişiklik gösteren farklı MLSS ve çözünmüş mikrobiyal ürün/hücre dışı polimerik madde (SMP/EPS) konsantrasyonuna sahip aktif çamurun filtre edilebilirliğinde, membran tipi ve gözenek boyutunun filtrasyon akısı ve membran kirlenmesi üzerine olan etkisi araştırılmıştır.

- 2. aşamada, giriş KOİ konsantrasyonuna bağlı olarak değişiklik gösteren farklı MLSS ve SMP/EPS konsantrasyonuna sahip aktif çamurun filtre edilebilirliğinde, membran tipi ve gözenek boyutunun filtrasyon akısı ve membran kirlenmesi üzerine olan etkisi araştırılmıştır.

- 3. aşamada, sabit çamur yaşı ve sabit giriş KOİ konsantrasyonunda işletilen aktif çamur sisteminde katyonik polielektrolit ilavesinin aktif çamurun filtre edilebilirliğinde, membran tipi ve gözenek boyutunun filtrasyon akısı ve membran kürlenmesi üzerine olan etkisi araştırılmıştır.

✓ Çalışmanın birinci aşamasıın ana amacı, sentetik olarak hazırlanan evsel atıksuyun pilot ölçekli sürekli aktif çamur sistemi kullanılarak farklı çamur yaşında ve sabit KOİ konsantrasyonunda arıtılabilirliğinin araştırılmasıdır. Bu aşamadaki ana hedef, 10. 30. ve 50. çamur yaşlarında 650 mg/L sabit giriş KOİ konsantrasyonunda işletilen aktif çamur sistemi dengeye geldikten sonra, aktif çamurun hem batık membran biyoreaktör sisteminde hem de çapraz akış filtrasyon sisteminde filtre edilebilirlik mekanizmasının membran tipine ve gözenek boyutuna bağlı olarak araştırılmasıdır. Böylece sistemde işletme şartlarına bağlı olarak değişiklik gösteren MLSS ve SMP/EPS konsantrasyonunun membran tıkanması üzerine olan etkileri çamur yaşına bağlı olarak sistematik bir şekilde araştırılmıştır. Batık membran filtrasyon deneyleri 140±5 mmHg (≈0.2 bar) basınçta 24 saat, çapraz akış filtrasyon deneyleri ise 1±0.1 bar basınçta 4 saat gerçekleştirilmiştir. Her iki filtrasyon sistemi sabit basınç azalan akı prensibine göre çalıştırılmıştır. Birinci aşama kendi içerisinde 3 alt kısımda incelenmiştir.

- 1. kısımda, sürekli aktif çamur sistemi sırasıyla 10. 30. ve 50. çamur yaşlarında 650 mg/L sabit giriş KOİ konsantrasyonunda işletilmiştir. Bu aşamada, sistemin her çamur yaşında dengeye gelmesi MLSS konsantrasyonun günlük olarak takip edilmesiyle belirlenmiştir. Sürekli aktif çamur sisteminde sıcaklık, pH, çözünmüş oksijen (ÇO), hidrofobisite, viskozite, çamur hacim indeksi (ÇHİ), MLSS, KOİ, SMP, EPS analizleri günlük olarak ölçülmüştür. Ayrıca ayda bir kez olmak üzere biyoreaktördeki aktif çamurun partikül boyut dağılımı ve zeta potansiyeli analizleri yapılmıştır.

- 2. kısımda, 10. 30. ve 50. çamur yaşlarında dengeye gelen sürekli aktif çamur sistemi, batık MBR sistemi olarak çalıştırılmıştır. Her çamur yaşı için, 3 farklı gözenek boyutuna sahip (0.40−0.45, 0.22, 0.10 µm) 4 farklı membran tipi (selüloz asetat−SA, polietersülfon−PES, karışık ester−ME, polikarbonat−PC) test edilmiştir. Çamur özelliklerinin değişmemesi için dört membran da aynı anda biyoreaktöre daldırılmıştır. Filtrasyon işlemi sonucunda, süzüntüde SMP ve membran yüzeylerinde biriken kek tabakasında SMP ve EPS fraksiyonlarının (protein ve karbonhidrat) analizleri

yapılmıştır. Ayrıca akı analizleri yapılarak membran kirlenmesinde etkili olan dirençler belirlenmiş ve membran üzerinde biriken biyofilmle ilişkilendirilmiştir. Filtrasyon işleminden sonra kirli memranların yüzeyinde atomik kuvvet mikroskopi (AFM) ve taramalı elektron mikroskopi (SEM) analizleri yapılarak temiz membran ile karşılaştırılmıştır.

- 3. kısımda, 10. 30. ve 50. çamur yaşlarında dengeye gelen sürekli aktif çamur sisteminden alınan biyolojik süspansiyon, çapraz akış filtrasyon (ÇAF) sisteminde filtre edilmiştir. Bu kısımda da her çamur yaşı için 3 farklı gözenek boyutuna sahip (0.40−0.45, 0.22, 0.10 μm) 4 farklı membran tipi (SA, PES, ME, PC) test edilmiştir. Filtrasyon işlemi sırasında zamana karşı süzüntü toplanarak SMP fraksiyonlarının (protein ve karbonhidrat) analizleri yapılmıştır. Ayrıca akı analizleri yapılarak membran tıkanmasında etkili olan dirençler belirlenmiş ve süzüntüden elde edilen SMP verileriyle ilişkilendirilmiştir. Filtrasyon işleminden sonra kirli membranların yüzeyinde AFM analizleri yapılarak temiz membran ile karşılaştırılmıştır.

✓ Çalışmanın ikinci aşamasının ana amacı, pilot ölçekli sürekli aktif çamur sisteminde farklı giriş KOİ konsantrasyonlarında ve sabit çamur yaşında meydana gelen değişikliklerin (MLSS, SMP, EPS gibi) membran kirlenmesi üzerine olan etkilerinin tespit edilmesidir. Bu aşamadaki ana hedef 650, 1000 ve 1500 mg/L giriş KOİ konsantrasyonlarında, sabit çamur yaşında (10 gün) işletilen aktif çamur sistemi dengeye geldikten sonra aktif çamurun batık MBR sisteminde filtre edilebilirlik mekanizmasının membran tipine ve gözenek boyutuna bağlı olarak araştırılmasıdır. Böylece sistemde değişen MLSS ve SMP/EPS konsantrasyonunun membran kirlenmesi üzerine olan etkileri giriş KOİ konsantrasyonuna bağlı olarak sistematik bir şekilde araştırılmıştır. Batık membran filtrasyon deneyleri, 140±5 mmHg sabit basınçta 24 saat süreyle gerçekleştirilmiştir. İkinci aşama da kendi içerisinde 2 alt kısımda incelenmiştir.

- 1. kısımda, sürekli aktif çamur sistemi sırasıyla 650, 1000 ve 1500 mg/L giriş KOİ konsantrasyonlarında sabit çamur yaşında (10 gün)

işletilmiştir. Bu aşamada, sistemin her çamur yaşında dengeye gelmesi MLSS konsantrasyonunun günlük olarak takip edilmesiyle belirlenmiştir. Sürekli aktif çamur sisteminde biyoreaktörde yapılan günlük analizler; sıcaklık, pH, çözünmüş oksijen, hidrofobisite, viskozite, MLSS, KOİ, ÇHİ, SMP ve EPS'dir.

- 2. kısımda, 650, 1000 ve 1500 mg/L giriş KOİ konsantrasyonlarında dengeye gelen sürekli aktif çamur sistemi, batık MBR sistemi olarak çalıştırılmıştır. Bu kısımda, 3 farklı gözenek boyutuna sahip (0.40−0.45, 0.22, 0.10 μm) 4 farklı membran tipi (SA, PES, ME, PC) test edilmiştir. Çamur özelliklerinin değişmemesi için dört membran aynı anda biyoreaktöre daldırılmıştır. Filtrasyon işlemi sonucunda, süzüntüde SMP ve membran yüzeylerinde biriken biyofilmde SMP ve EPS fraksiyonlarının (protein ve karbonhidrat) analizleri yapılmıştır. Ayrıca akı analizleri yapılarak membran kirlenmesinde etkin olan dirençler belirlenmiş ve membran üzerinde biriken kek tabakasıyla ilişkilendirilmiştir.

✓ Çalışmanın üçüncü aşamasının ana amacı, pilot ölçekli sürekli aktif çamur sisteminde katyonik polielektrolit (KPE) ilavesinin filtrasyon üzerine olan etkisinin sabit giriş KOİ konsantrasyonunda ve sabit çamur yaşında incelenmesidir. Bu aşamadaki ana hedef, sabit giriş KOİ konsantrasyonunda ve sabit çamur yaşında işletilen aktif çamur sistemi dengeye geldikten sonra katyonik polielektrolit ilavesinin, batık membran sisteminde filtre edilebilirlik mekanizmasına etkisinin membran tipine ve gözenek boyutuna bağlı olarak araştırılmasıdır. Böylece polielektrolitin sistemdeki SMP/EPS konsantrasyonunda sebep olduğu değişim ve membran kirlenmesi üzerine olan etkileri sistematik bir şekilde araştırılmıştır. 1000 mg/L giriş KOİ konsantrasyonunda ve 10. çamur yaşında dengeye gelen sürekli aktif çamur sistemine katyonik polielektrolit ilave edilerek polielektrolitin akı üzerine olan etkisi çalışılmıştır. Beş farklı dozajda (10, 20, 30, 40, 50 mg KPE/L−çamur) aktif çamura ilave edilen katyonik polielektrolitin çamurun hidrofobisite, ÇHİ, SMP ve EPS değerlerinde meydana getirdiği değişimler analiz edilmiştir. Optimum polielektrolit dozajı belirlendikten sonra, 3 farklı gözenek boyutuna sahip (0.40−0.45, 0.22, 0.10 μm) 4 farklı membran tipi (SA, PES, ME, PC) test edilmiştir.

Diğer çalışmalarda olduğu gibi dört membran aynı anda biyoreaktöre daldırılmıştır. Filtrasyon işlemi sonucunda, süzüntüde SMP ve membran yüzeylerinde biriken kek tabakasında SMP ve EPS fraksiyonlarının (protein ve karbonhidrat) analizleri yapılmıştır. Akı analizleri yapılarak membran kirlenmesinde etkin olan dirençler belirlenmiş ve membran üzerinde biriken kek tabakasıyla polielektrolit ilavesinin etkisi ilişkilendirilmiştir. Batık MBR filtrasyon deneyleri, 140±5 mmHg sabit basınçta ve 24 saat sürede azalan akı prensibine göre gerçekleştirilmiştir.

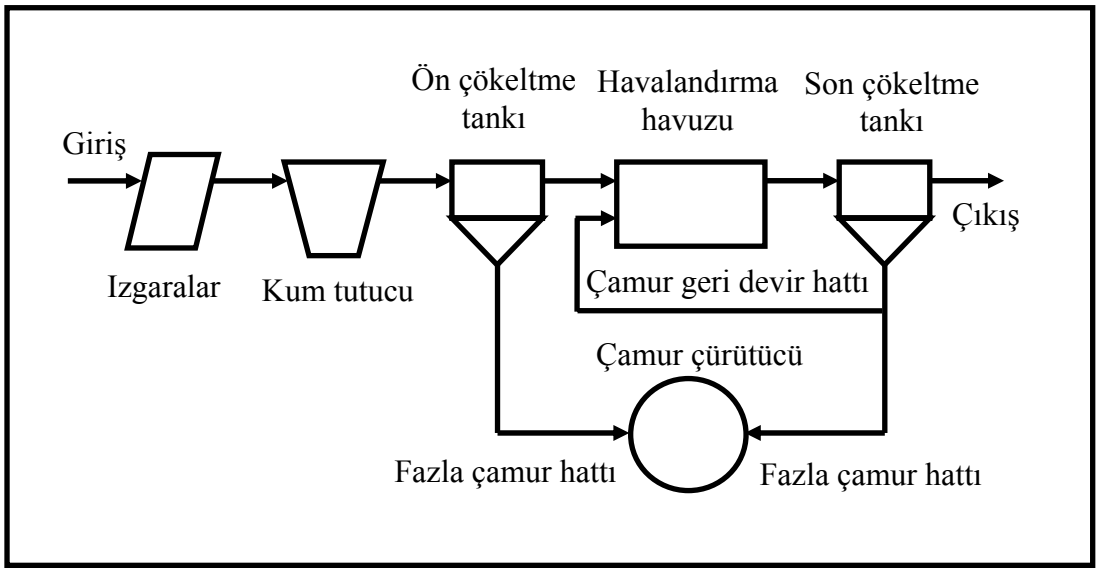
2. LİTERATÜR ÖZETİ

2.1. Aktif Çamur Prosesi

Aktif çamur atık sulardaki çözünmüş, kolloidal ve partiküler yapıdaki organik maddelerin mikroorganizmalar tarafından çökelebilir biyolojik floklara dönüştürüldüğü ve havalandırma sonucu organik maddelerin askıda büyüyen mikroorganizmalar tarafından parçalanması prensibini esas alan bir aerobik biyolojik arıtma prosesidir. Evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımında yaygın olarak kullanılan aktif çamur prosesi, 1913–1914 yıllarında Arden ve Lockett'in çalışmaları sonucunda Manchester'da keşfedilmiştir. Arden ve Lockett'in doldur boşalt şeklinde çalıştırdığı ve başarıyla sonuçlanan bu çalışmada, aktif çamurla temas halindeki atıksudan istenilen verimde arıtılmış çıkış suyu elde edebilmek için reaktör işletme parametrelerinin son derece önemli olduğu ve gerekli havalandırma süresinin optimum 6–9 saat arasında olması gerektiği sonucuna varılmıştır. 1914 yılında tüm dünyada geniş yankılar uyandıran bu buluş ile birlikte aynı yıl içinde İngiltere ve A.B.D'de aktif çamur prosesini kullanan ve doldur–boşalt şeklinde işletilen tesisler kurulmuştur. 1917 yılında da ilk büyük ölçekli ve sürekli biçimde tasarlanan tesis Texas'ta işletmeye alınmıştır **(Nuhoğlu, 2000; Muslu, 1994)**.

Aerobik biyolojik arıtma sistemlerinde askıda büyüyen mikroorganizmalar, atık sularda bulunan organik maddelerin büyük bir kısmını daha az zararlı inorganik maddeler olan karbondioksit (CO_2), su (H_2O) ve yeni biyokütleye çevirirler. Organik madde, mikrobiyal büyüme için hem karbon kaynağı hem de enerji kaynağı olarak görev yapar ve yeni hücrelerin sentezinde kullanılır **(Orhon and Artan, 1994)**.

Aktif çamur prosesinin kullanıldığı konvansiyonel bir atıksu arıtma sistemi ve bu sistemde yer alan bileşenler Şekil 2.1'de gösterilmiştir. Atıksu arıtma sisteminin başarılı bir şekilde çalışabilmesi, sistemde yer alan her bir bileşenin etkin bir şekilde çalışmasına bağlıdır. Ancak havalandırma havuzunun ve biyokütlenin geri çevriminin aktif çamur sürecinin en önemli unsuru olduğu ve sistemin en önemli hayati fonksiyonları olduğu tartışılmaz bir gerçektir **(Nuhoğlu, 2000)**. Şekil 2.2'de bir aktif çamur prosesine ait havalandırma tankının genel görünüşü verilmiştir.

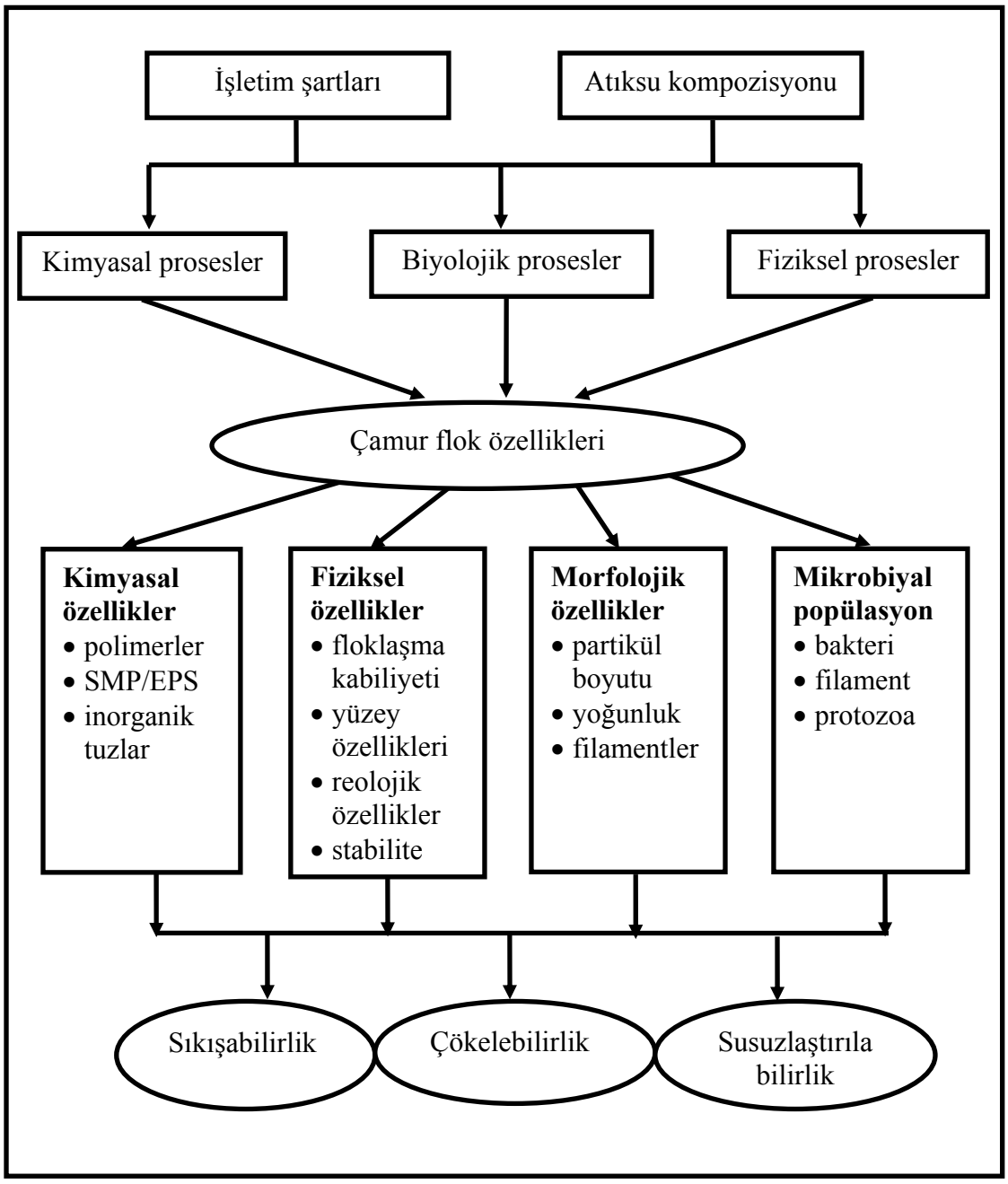


Şekil 2.1. Konvansiyonel aktif çamur arıtma tesisinin şematik gösterimi **(Nuhoğlu, 2000)**



Şekil 2.2. Gerçek aktif çamur tesisinden genel görüntü **(http://nsm1.nsm.iup.edu)**

Aktif çamurun flokülasyonu aktif bir süreç olup fiziksel, kimyasal ve biyolojik faktörlere bağlıdır. Flok ve aktif çamur özelliklerini etkileyen fiziksel, kimyasal ve biyolojik prosesler arasındaki ilişki Şekil 2.3'te verilmiştir.



Şekil 2.3. Çamurun floklaşma özelliklerini etkileyen fiziksel, kimyasal ve biyolojik faktörler **(Jin et al. 2003)**

Aktif çamur özelliklerini etkileyen ana faktörler ise aşağıdaki gibi sınıflandırılabilir (Şekil 2.4).

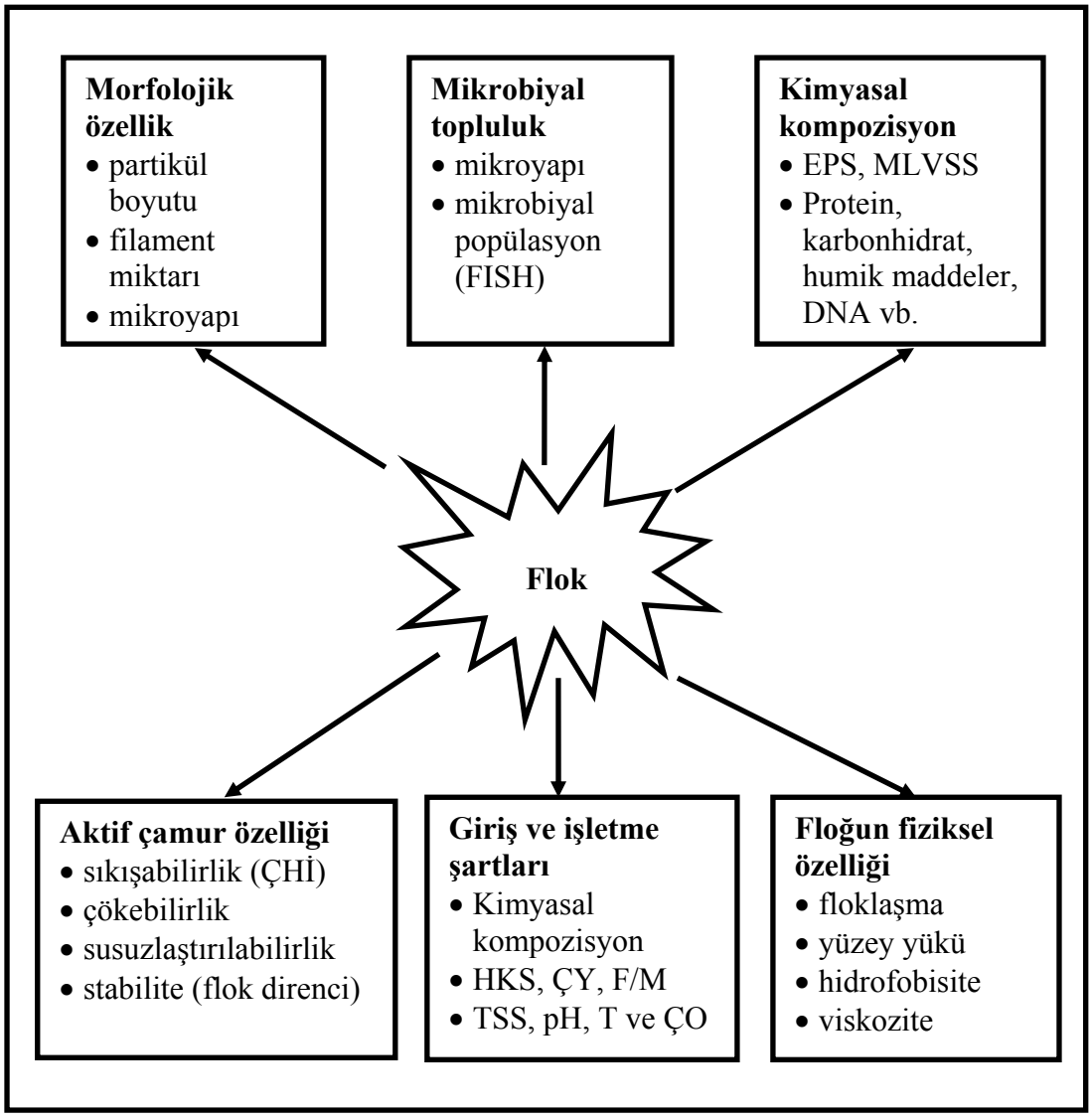
(1) giriş ve proses şartları,

(2) çamur floklarının kimyasal özellikleri,

(3) mikrobiyal topluluk ve aktivite,

(4) flokülasyon kabiliyeti ve floğun yüzey özellikleri,

(5) flok yapısı,



Şekil 2.4. Aktif çamur prosesinde çamur özellikleri ve flok özelliklerinin ilişkilendirilmesi **(Jin et al. 2003)**

2.2. Aktif Çamur Prosesinin Mikrobiyolojisi

Aktif çamur sistemleri biyolojik proses oldukları için, reaksiyonu gerçekleştiren mikroorganizmaların türleri, miktarları ve canlılık durumlarının bilinmesi gerekir. Atıksuların biyolojik olarak verimli bir şekilde arıtılması, bu mikroorganizmaların atıksu içerisindeki kirletici organik maddeleri verimli bir şekilde parçalayarak yeni hücreler meydana getirmesini ifade eder. Aktif çamur kültüründe genellikle bakteriler, mantarlar, protozoalar ve rotiferler bulunur. Bu mikroorganizmaların her biri hem atıksuyun özellikleri hem de aktif çamur prosesinin verimi ve işletme süreci hakkında bilgi verir. Çünkü aktif çamur içinde bulunan bakteri türleri atıksuyun özelliklerine ve çevre şartlarına bağlı olarak baskın hale geçerler **(Wanner, 1994)**. Bu mikroorganizmalardan en önemlileri bakteriler olup canlılıklarını sürdürebilmeleri için gereksinim duydukları enerjiyi organik maddeleri parçalayarak temin ederler. Bunu gerçekleştirirken azot (N), fosfor (P), kükürt (S) ve iz elementlerden yararlanırlar. Bu oksidasyon reaksiyonu sonucunda yeni hücreler oluşurken, NO_3^-, SO_4^{-2} ve CO_2 gibi düşük enerjili bileşikler meydana gelir **(Odabaş, 2006)**.

2.2.1. Bakteriler

Bakteriler, aktif çamur sistemlerinde biyolojik arıtımı sağlayan en önemli mikroorganizmalar olup prokaryotik yapıdadırlar. Aktif çamur sistemlerindeki bakteriler, 300'den fazla türde ve 1 µm'den 100 µm'ye kadar çeşitli çaplarda bulunabilirler. Küresel, düz, çubuk ve spiral şeklinde olabilirler **(Wanner, 1994)**. Floklar içinde bulunan genel bakteri türleri arasında *Zoogloea, Pseudomonas, Flavobacterium, Alcaligenes, Bacillus, Achromobacter, Corynebacterium, Comomonas, Brevibacterium, Acinetobacter* ve filamentli bakterilerden *Nocardia, Sphaerotilus, Beggiatoa* ve *Vitroscilla* örnek olarak gösterilebilir **(Tchobanoglous and Burton, 1991)**. *Sarcodina,* kamçılı protozoa, serbest yüzen silli protozoa, tutunmuş silli protozoa ve rotifer aktif çamur sisteminin veriminin göstergesi olarak kullanılan belli başlı mikroorganizmalardır **(Cindoruk, 2000)**.

2.2.2. Protozoalar

Aktif çamur kültüründeki bakterilerle beslenen protozoalar, bakterilerden çok daha büyük yapıda olup iyi işletilen aktif çamur sistemlerinde yaygın olarak bulunurlar. Silli, kamçılı ve Rhizopoda olmak üzere üç türe sahiptirler. Kamçılı protozoalar genellikle kloroplast içerir ve fotosentez yaparlar. *Eugiena, Volvox* ve *Dicomonas* bu gruba girerler. Siliatlar arıtma ünitelerinde en fazla rastlanan protozoa türlerindendir **(Bitton, 1994)**.

2.2.3. Rotiferler

Rotiferler, aktif çamur sistemlerinde *Bdelloidea (Philodina, Habrotcocha)* ve *Monoganonta (Lecaıe, Notommata)* olmak üzere iki türde bulunmaktadırlar. Boyutları 100 µm'den 500 µm'ye kadar değişebilen çok hücreli mikroorganizmalardır. Genelde flok oluşumuna katkıda bulunurlar **(Bitton, 1994)**.

2.2.4. Mantarlar

Mantarlar, aktif çamur sistemlerinde genellikle görülmemelerine rağmen bazı filamentli mantarlara rastlanabilmektedir. Mantarlar düşük pH ve toksisitede, düşük çözünmüş oksijende ve nutrient eksikliği olan atıksularda ortaya çıkabilirler. *Geotrichum, Penicillium, Cephalosporium* ve *Alternari* aktif çamur sistemlerinde bulunan baskın mantar türleri arasında gösterilebilir **(Bitton, 1994)**.

2.3. Aktif Çamur Prosesinde Meydana Gelen Temel Reaksiyonlar

Bu bölümde aktif çamur prosesinde yer alan temel reaksiyonlar olan substrat kullanımı, substrat biriktirilmesi, floklarda tutulması, hidroliz, aktif biyokütle oluşumu, biyokütle bozunması, nutrientlerin mikroorganizma bünyesine alınması, nitrifikasyon□denitrifikasyon ve biyolojik fosfor giderimi anlatılmıştır.

2.3.1. Substrat

Substrat, yaşayan canlı hücreler için enerji kaynağı olarak tanımlanır. Genellikle sucul ekosistemlerde ışık, organik ve inorganik maddeler olmak üzere üç çeşit substrat mevcuttur. Substrat; kullanım, biriktirilme (biyokimyasal) ve çamur floklarında fiziksel tutulma gibi yollarla ortamdan giderilmektedir. Heterotrofik mikroorganizmalar için substrat, karbonlu organik maddedir. Ototrofik mikroorganizmalar için de inorganik maddeler substrat olarak kullanılmaktadır. Örneğin nitrifikasyon bakterileri için amonyum ve nitrat, sülfür oksitleyen bakteriler için de sülfat ya da elementel kükürt susbstrat olarak kullanılır **(Nuhoğlu, 2000)**. Birçok araştırmacı, giriş suyunda biyolojik olarak parçalanabilen organik maddenin çözünebilir ve partiküler kısımlardan meydana geldiğini belirtmişlerdir **(Orhon and Artan, 1994; Henze, 1992; Ellis et al. 1999)**.

Partiküler substrat, havalandırma tankında çamur floklarıyla temas ettiğinde hızlı bir şekilde su fazından giderilmiş olur. Bu olayın gerçekleşmesinde rol oynayan temel mekanizmalar adsorpsiyon, kolloidal birikim ve fiziksel tutulmadır. Yapılan çeşitli çalışmalarda askıda ve kolloidal katı maddelerin %98'ini aşan kısmının, 8□15 dakikalık çamur temas süresinde giderildiği belirtilmiştir **(Nuhoğlu, 2000)**.

2.3.1.1. Substrat kullanımı

Substrat kullanımı ve yeni hücrelerin oluşumu, biyolojik proses metabolizmalarının iki temel olayı olup oksijen kullanılması ve karbondioksit açığa çıkması da bu iki temel olayla birlikte meydana gelmektedir. Substratın çözünebilir kısmı nispeten daha basit moleküllerden oluşmakta ve direk metabolize edilebilmektedir. Substratın mikroorganizmalar tarafından kullanılarak ayrıştırılması ve yeni hücrelerin sentezlenmesi aşağıdaki reaksiyonda gösterilmiştir.

$$\text{Substrat} + O_2 + \text{Mikroorganizma} \longrightarrow CO_2 + H_2O + \text{Yeni hücreler} + \text{Enerji} \qquad \textbf{(2.1)}$$

Yukarıdaki reaksiyonun takip ettiği yol karmaşık zincirleme reaksiyonları kapsamaktadır. Substrat kullanımı ve mikroorganizma üreme hızlarını matematiksel olarak ifade etmek için genellikle Monod kinetiği kullanılmaktadır. Ancak Monod ifadesi kullanılırken dikkat edilmesi gerekmektedir. Çünkü çözünmüş substrat

Monod kinetiğine uymakta fakat partiküler substrat uymamaktadır **(Orhon and Baykal, 1988; Henze, 1992; Grady et al. 1999)**.

2.3.1.2. Substrat biriktirilmesi

Substrat biriktirilmesinde çözünmüş ya da partiküler substrat, mikroorganizmalar tarafından biriktirilmekte ve daha sonra karışık kültürdeki uçucu askıda katı maddenin bir kısmını oluşturan biriktirilmiş kütleye dönüştürülmektedir. Mikroorganizma hücrelerinde fosfor granülleri, poly□β□hidroksibütirat (PHB) ve glikojen oluşması ile ilgili bulgular substrat biriktirilmesi kavramının dayanağını teşkil etmektedir **(Orhon and Baykal, 1988; Grady et al. 1999)**.

2.3.1.3. Substratın floklarda tutulması

Atıksu, havalandırma havuzuna girdiğinde partiküler substratın hızlı bir şekilde atıksudan uzaklaştırıldığı literatürde kapsamlı bir şekilde yer almaktadır. Araştırmacıların çoğu, partiküler maddenin bu şekilde hızlı gideriminin substratın floklarda tutulma mekanizmasıyla olduğunu öne sürmüşlerdir. Aslında bu duruma substratın floklarda tutulmasıyla birlikte sedimentasyon, sorpsiyon gibi mekanizmalar da katkıda bulunmaktadır. **Bunch and Griffin** yaptıkları bir çalışmada boyutları 0.03–1.5 μm arasında değişen kolloidlerin 5 dakika içinde giderildiğini göstermiştir. Bu durum havalandırma tankındaki 6–8 saatlik hidrolik kalış süresiyle kıyaslandığında anlık bir olaydır **(Bunch and Griffin, 1987)**.

2.3.1.4. Substrat hidrolizi

Hidroliz, mikroorganizmaların hücre dışı enzimatik faaliyetleriyle partiküler ve karmaşık yapıdaki organik maddeleri çözünebilir ve daha az karmaşık yapıdaki organik maddelere dönüştürmesi olayıdır. Aktif çamur prosesinde hidroliz önemli bir reaksiyon adımıdır. Evsel atıksulardaki organik maddelerin önemli bir kısmı partiküler yapıdadır ve atıksuyun havalandırma tankında kaldığı sürede bu partiküler madde kısmen hidrolize edilmektedir. Genellikle mikroorganizmalar partiküler yapıdaki substratı doğrudan metabolize edemezler çünkü bu yapıdaki substratın hücreye ulaşması (hücre zarından difüzyonla geçiş) mümkün değildir. Evsel

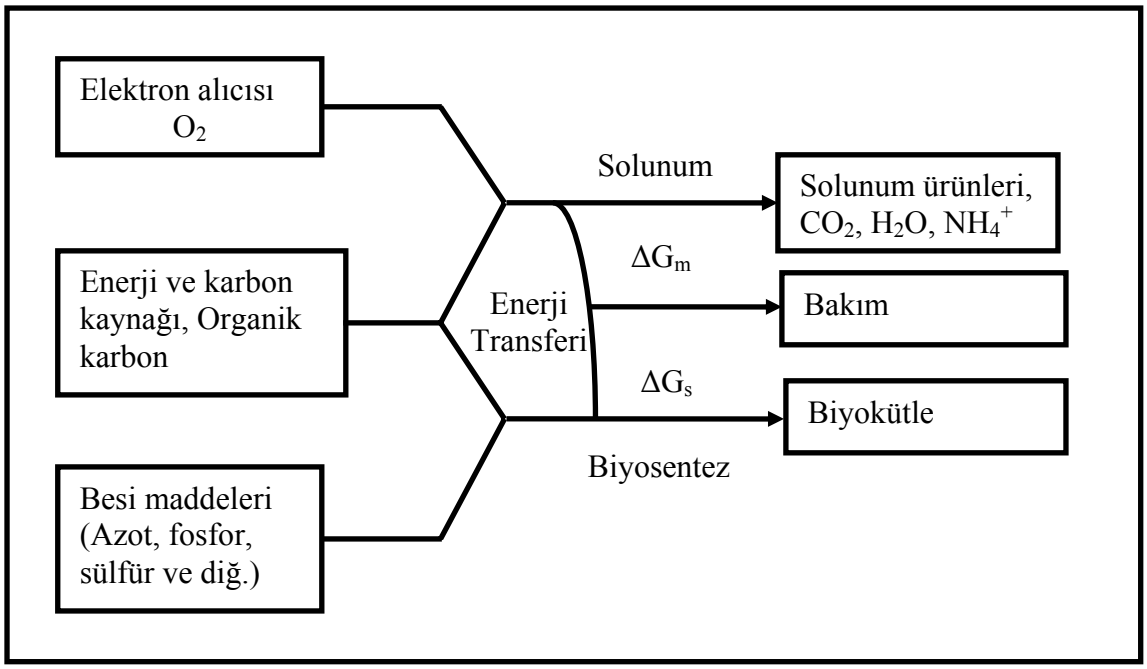
atıksularda karbonhidratlar (nişasta, selüloz, vb.), proteinler, lipitler ve nükleik asitler karmaşık organik moleküllere örnek olarak gösterilebilir. Bu moleküller metabolize edilmeden önce glikoz, amino asitler, kısa zincirli yağ asitleri gibi daha basit moleküllere hidrolize edilirler. Hidroliz mekanizmasının aerobik ve anoksik şartlar altında elektron alıcı ihtiyacının belirlenmesinde, aktif çamur kompozisyonunun belirlenmesinde ve oluşan fazla çamurun hesaplanmasında önemli bir yeri vardır **(Nuhoğlu, 2000)**.

2.3.2. Biyokütle

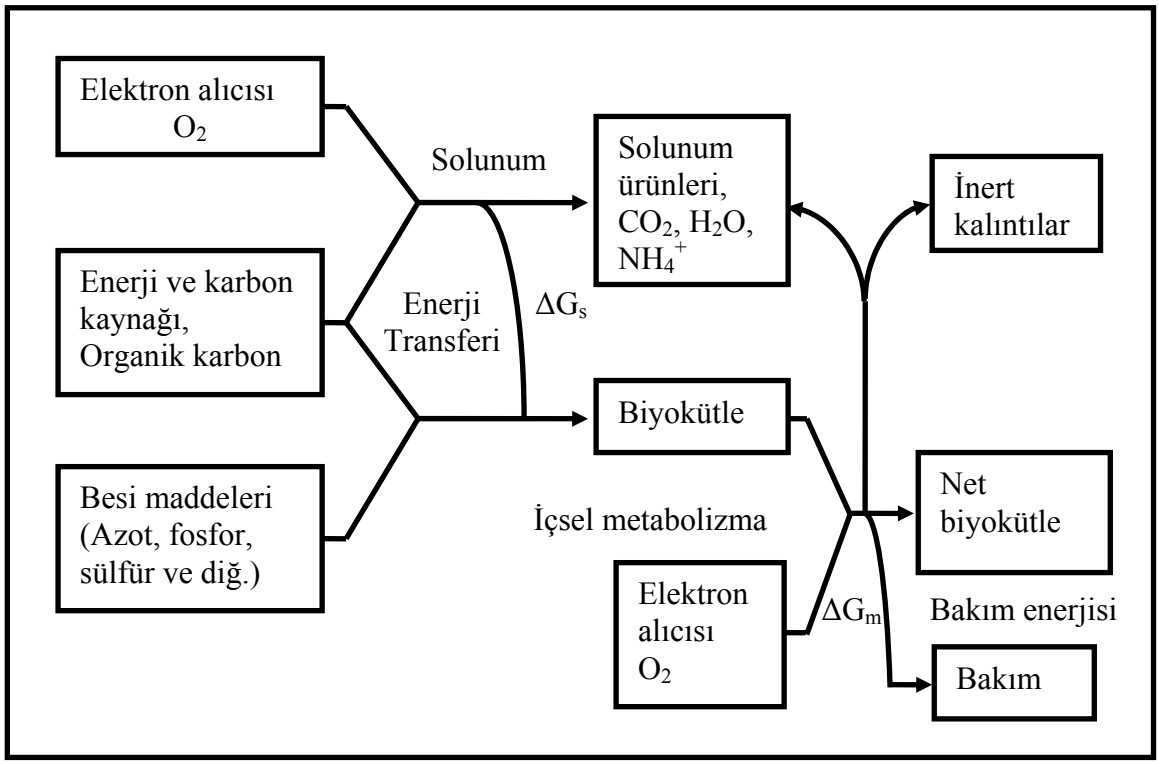
2.3.2.1. Aktif biyokütle oluşumu

Aktif biyokütle, substratın metabolize edilerek kullanılması sonucunda oluşmaktadır. Yalnızca çözünebilir substrat kolayca metabolize edilebildiğinden aktif biyokütle oluşumu doğrudan çözünebilir substratın kullanımıyla ilgilidir. Askıda çoğalan aerobik sistemlerde, substrat giderimi ifadesi biyokütle ve oksijen tüketimi ile açıklanır. Substrat giderimi ile ilgili olarak, fazla çamur oluşumunun ve oksijen tüketiminin doğru ifadesi için kullanılan başlıca model bileşenlerinden biri dönüşüm oranıdır. Genel olarak dönüşüm oranı, konvansiyonel biyolojik arıtma tesislerinde çoğalma ile giderilen organik maddenin birim miktarı başına oluşan biyokütle miktarını belirtir **(Çokgör, 1997)**.

Dönüşüm oranının belirlenmesi Şekil 2.5.a'da verilen iki paralel eş zamanlı reaksiyon ile substrat gideriminin açıklandığı modelde oldukça zordur. İlk reaksiyonda, substrat hem enerji hem de karbon kaynağı olarak biyosentezde kullanılır. İkinci reaksiyonda ise oluşan enerji, hücrelerin bakımı için kullanılır. Bu modelde, reaksiyona giren her bir substratın rölatif miktarının doğru olarak ifadesi ve bunu anlamlı bir dönüşüm oranına dönüştürmek oldukça zordur. Bu nedenle, dönüşüm oranı kavramı için Şekil 2.5.b'de verilen ve eş zamanlı ardışık reaksiyonları içeren bir model geliştirilmiştir. Ardışık reaksiyonun ilk adımında, tüm substrat biyokütle oluşturulmasında enerji ve karbon kaynağı olarak kullanılır. İkinci adımda, içsel metabolizma gerçekleşir. Başka bir ifadeyle, hücrenin temel bakım fonksiyonları için elektron vericisi olarak kullanılır **(Çokgör, 1997)**.



(a) Paralel reaksiyonlar

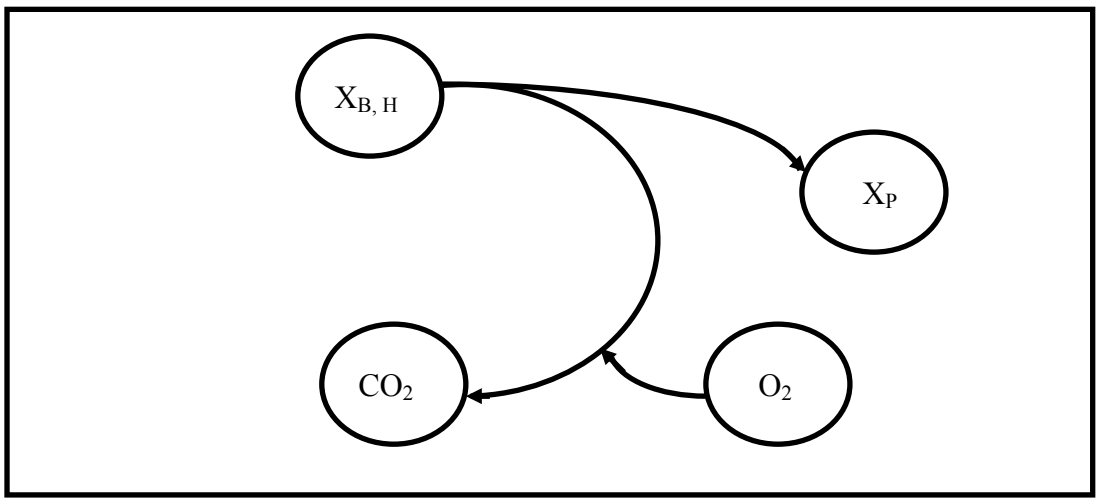


(b) Ardışık reaksiyonlar

Şekil 2.5. Aerobik heterotrofik mikroorganizmalarda enerji kullanımı **(Çokgör, 1997)**

2.3.2.2. Biyokütlenin azalması

Yapılan çalışmalar neticesinde, havalandırma havuzunda çamur yaşının arttırılmasıyla heterotrofik biyokütlenin gözlenen dönüşüm oranının azaldığı tam olarak ortaya konulmuştur. Bu duruma lizis, ölüm ve endojen (içsel solunum) metabolizmalar gibi çeşitli faktörlerin yol açtığı düşünülmektedir. Endojen bozunma kavramı Şekil 2.6'da şematik olarak gösterilmiştir.



Şekil 2.6. Endojen bozunmanın şematik gösterimi **(Orhon and Artan, 1994)**

2.3.2.3. Biyokütlenin O_2 alması ve CO_2 üretilmesi

Oksijen, su ve organik maddelerin elementel bileşiminde mevcut olup hücrelerin de en önemli bileşenlerinden birisidir. Oksijen suyla birlikte metabolizmaya önemli miktarlarda alınmaktadır. Enerji ihtiyaçlarını aerobik solunumla karşılayan organizmalarda moleküler oksijen, son elektron alıcısı olarak görev yapmaktadır. Hücrede bakım, üreme ve substratı ilgili son ürünlere oksitlemek için oksijen kullanır. Örneğin 1 molekül glikozun ($C_6H_{12}O_6$) aerobik solunumda kullanılması sonucunda 6 molekül oksijen (O_2) tüketilmekte, 6 molekül karbon dioksit (CO_2) ve 6 molekül su (H_2O) üretilmekte ve 38 ATP açığa çıkmaktadır.

Biyokütlenin biyolojik aktivitesi genellikle oksijen kullanma hızı ile ölçülmektedir. Oksijen kullanma hızı ölçümünde, belirli miktarda substrat ve mikroorganizma içeren atıksu numunesi, çözünmüş oksijenle doyurulur (6–8 mg/L) ve çözünmüş oksijen konsantrasyonunun zamanla azalması kaydedilir. Oksijen kullanma hızı

değerinin, uçucu askıda katı madde konsantrasyonuna bölünmesiyle, özgül oksijen kullanma hızı elde edilmiş olur.

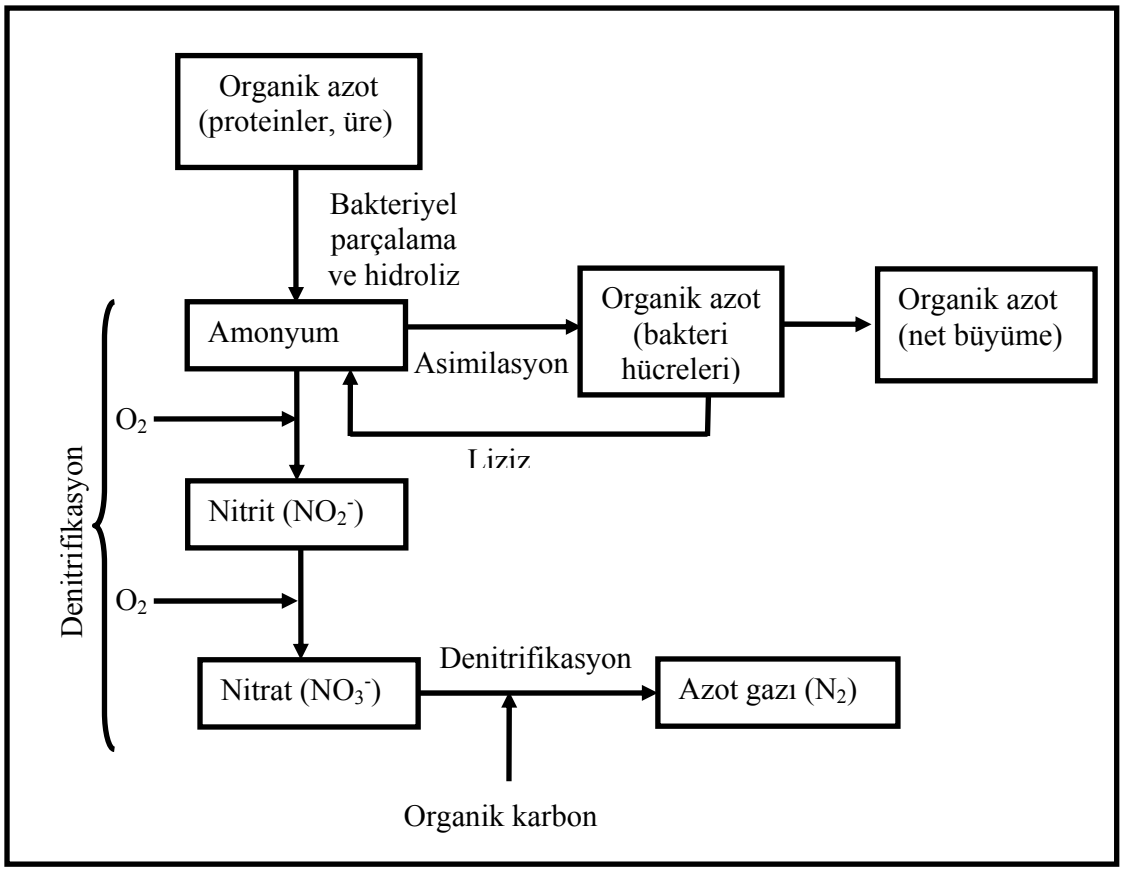
Yüksek oksijen kullanma hızı değerleri yüksek biyokimyasal aktiviteyi, düşük oksijen kullanma hızı değerleri ise düşük biyokimyasal aktiviteyi göstermektedir. Bu nedenle oksijen kullanma hızı ölçümleri substrat ve biyokütle karakterizasyonunda, stokiyometrik ve kinetik katsayıların belirlenmesinde ve proses kontrolünde yaygın bir şekilde kullanılmaktadır **(Çokgör, 1997)**.

2.3.3. Nutrientlerin Bünyeye Alınması

Nutrientlerden özellikle azot ve fosfor, mikroorganizmaların sağlıklı bir şekilde gelişmesi ve atıksuların biyolojik olarak arıtımı için gereklidir. Evsel atıksular, nutrient içeriği ve dengesi açısından yeterli olduğu için arıtım aşamasında nutrient ilavesine gerek yoktur. Aktif çamur prosesinde C:N:P oranının 100:5:1 olduğu yapılan çalışmalar neticesinde ortaya konmuştur **(Orhon and Artan, 1994)**.

2.3.3.1. Azot

Atıksularda azotlu maddeler, inorganik azot (NH_4□N, NO_3□N, NO_2□N) ve toplam Kjeldhal (NH_4□N ve organik azot) şeklinde bulunabilir. İnorganik azotlar çözünmüş halde olup organik azot ise çözünebilir veya partiküler halde bulunur. Nutrient olarak çoğunlukla yeni hücrelerin yapısına amonyum azotu (NH_4□N) ve bir miktarda nitrat azotu (NO_3□N) katıldığı için organik azotun amonyaklaştırılmadan hücre yapısına katılması mümkün değildir. Partiküler organik azotun öncelikle çamur flokları içinde tutulacağı ve daha sonra çözünmüş organik azota hidroliz edileceği kabul edilmektedir. Çözünmüş organik azot ise prosese ya giriş suyundan girmekte ya da hidroliz yoluyla oluşmakta ve daha sonra çözünmüş organik azot, amonifikasyonla amonyuma dönüştürülmektedir. Evsel atıksular proteinler, peptitler, amino asitler ve nükleik asitler gibi organik azotlu bileşikler içermektedir **(Orhon and Artan, 1994; Grady et al. 1999)**. Biyolojik arıtma prosesinde azot dönüşümleri Şekil 2.7'de şematik olarak gösterilmiştir **(Semerci, 2007)**.



Şekil 2.7. Biyolojik arıtma prosesinde azot dönüşümleri **(Semerci, 2007)**

2.3.3.1.1. Nitrifikasyon

Atıksudaki amonyağın iki kademeden oluşan biyolojik reaksiyonlarla nitrata yükseltgenmesine "biyolojik nitrifikasyon" denir. Nitrifikasyon prosesinde, amonyağı nitrite yükseltgeyen *Nitrosomonas* ve nitriti nitrata yükseltgeyen *Nitrobacter* olmak üzere başlıca iki tür aerob ve ototrof bakteri görev almaktadır. Bu iki tür bakterinin rol almasıyla amonyağın nitrata yükseltgenmesi ve yeni hücre sentezlenmesine ait reaksiyonlar aşağıda gösterilmiştir (**Artan ve ark. 1993)**. Amonyak oksidasyonu iki farklı enzim tarafından gerçekleştirilir. Amonyak ilk olarak amonyak monooksijenaz (AMO) enzimi tarafından hidroksilamine (NH_2OH) oksitlenir ve NH_2OH daha sonra hidroksilamin oksidoredüktaz (HAO) enzimi ile NO_2□N'e oksitlenir **(Jianlong and Ning, 2004)**.

Birinci aşamada *Nitrosomonas* bakterileri amonyağı nitrite yükseltger.

$$NH_4^+ + 3/2\ O_2 \longrightarrow NO_2^- + 2\ H^+ + H_2O \qquad \textbf{(2.2)}$$

İkinci aşamada *Nitrobacter* bakterileri nitriti nitrata yükseltger.

$$NO_2^- + 1/2\ O_2 \longrightarrow NO_3^- \quad \textbf{(2.3)}$$

Nitrifikasyon prosesinde meydana gelen tüm oksidayon ve sentez reaksiyonlarını bir arada göstermek mümkündür.

$$NH_4^+ + 2\ O_2 \longrightarrow NO_3^- + 2\ H^+ + H_2O \quad \textbf{(2.4)}$$

Denklem (2.4)'te verilen reaksiyonun gerçekleşebilmesi için gerekli alkalinite miktarı denklem (2.5)'te verilmektedir.

$$NH_4^+ + 2\ HCO_3^- + 2\ O_2 \longrightarrow NO_3^- + 2\ CO_2 + 3\ H_2O \quad \textbf{(2.5)}$$

Biyokütle sentez reaksiyonu ise denklem (2.6)'da gösterilmektedir.

$$4\ CO_2 + HCO_3^- + NH_4^+ + H_2O \longrightarrow C_5H_7NO_2 + 5\ O_2 \quad \textbf{(2.6)}$$

$$13\ NH_4^+ + 15\ CO_2 \xrightarrow{AOB} 10\ NO_2^- + 3\ C_5H_7NO_2 + 23\ H^+ + 4\ H_2O \quad \textbf{(2.7)}$$

$$10\ NO_2^- + 5\ CO_2 + NH_4^+ + 2\ H_2O \xrightarrow{NOB} C_5H_7NO_2 + 10\ NO_3^- + H^+ \quad \textbf{(2.8)}$$

Ayrıca NH_4□N oksitleyen diğer bakteriler *Nitrosococcus, Nitrosospira, Nitrosolobus, Nitrosorobrio* ve *Nitrosomonas*'tır. *Nitrobacter* yanı sıra NO_2□N oksitleyen diğer bakteriler ise *Nitrococcus*, *Nitrospira*, *Nitrospina* ve *Nitroeystis*'tir.

2.3.3.1.2. Denitrifikasyon

Nitratın fakültatif bakteriler tarafından anoksik şartlar altında son elektron alıcısı olarak kullanılıp azot gazına indirgenmesine "biyolojik denitrifikasyon" denilmektedir. Denitrifikasyon prosesinde enerji kaynağı olarak oksitlenebilir bir substrat ya da elektron vericisine ihitiyaç vardır. Metanol, etanol ve asetik asit yaygın olarak kullanılan karbon kaynakları arasındadır **(Artan ve ark. 1993)**.

Denitrifikasyon prosesinde nitratın azot gazına indirgenme kademeleri şu şekildedir.

$$NO_3^- \longrightarrow NO_2^- \longrightarrow NO \longrightarrow N_2O \longrightarrow N_2 \quad \textbf{(2.9)}$$

Metanolün enerji kaynağı olarak kullanıldığı indirgenme ve sentez reaksiyonu denklem (2.10)'da verilmiştir **(Nuhoğlu, 2000)**.

$$NO_3^- + 1.08\ CH_3OH + H^+ \rightarrow 0.065\ C_5H_7NO_2 + 0.47\ N_2 + 0.76\ CO_2 + 2.44\ H_2O \quad \textbf{(2.10)}$$

2.3.3.2. Fosfor

Fosfor aktif çamur prosesinde önemli nutrientlerden birisi olup atıksudaki eksikliği flokların çökelme özelliklerinin zayıflamasına ve filamentli mikroorganizmaların oluşmasına yol açabilir. Fosfor atıksuda ortofosfat, polifosfat, metafosfat ve organik fosfat (şeker fosfatları, nükleotitler, fosfolipitler vb) formlarında bulunabilir. Hücre sentezi için sadece ortofosfat kolaylıkla kullanılabilmekte ve diğer formdaki fosfatlar mikroorganizmalar tarafından kullanılmadan önce ortofosfatlara dönüştürülmelidir. Evsel atıksulardaki toplam fosfor konsantrasyonu 6–20 mg/L arasında değişim göstermektedir **(Nuhoğlu, 2000)**.

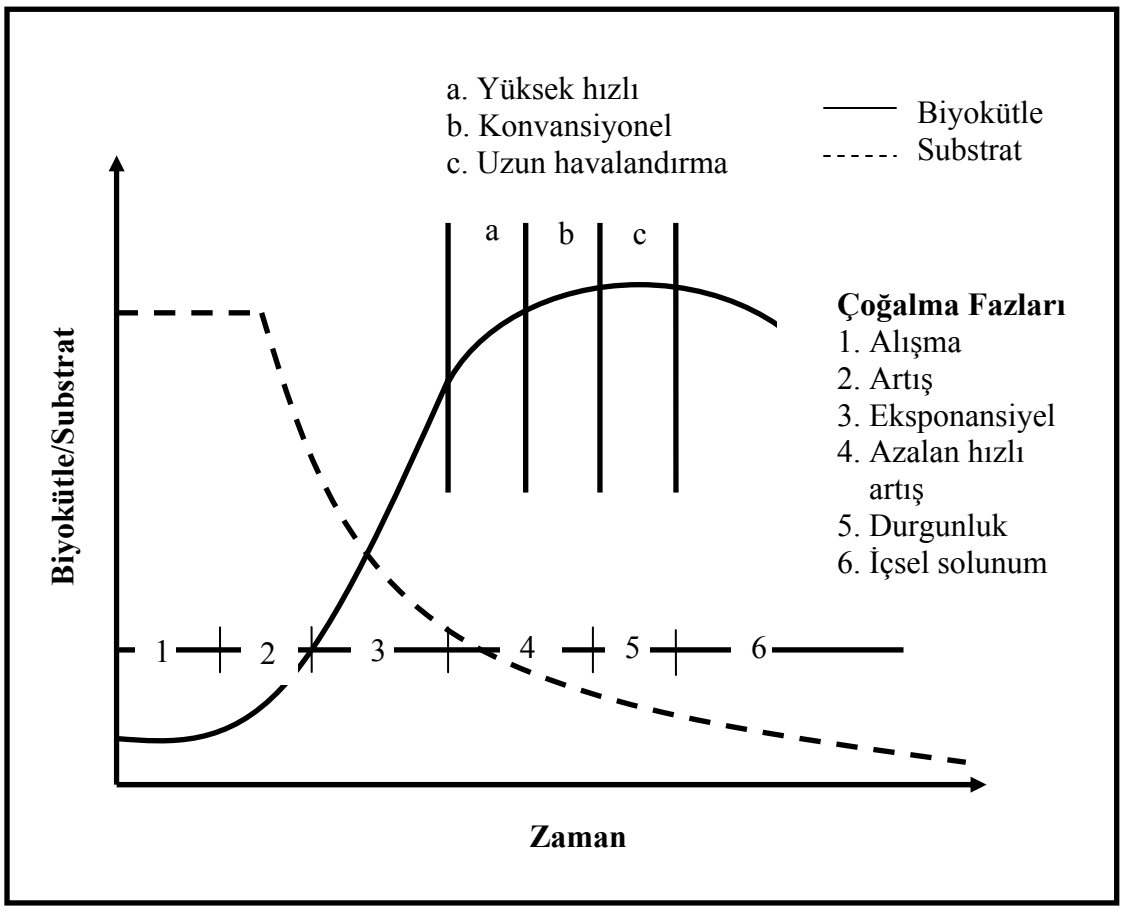
2.3.3.2.1. Biyolojik fosfor giderimi

Biyolojik arıtım ile giriş suyundaki fosforun %10□30'luk kısmının arıtılması mümkündür. Ancak daha düşük fosfor içeriğine sahip çıkış suyu elde etmek için normal bir hücrenin bakım ve sentez ihtiyaçlarından çok daha fazla miktarda fosforun mikroorganizma bünyesine alınması gerekmektedir. *Acinetobacter* türüne ait mikroorganizmalar, belirli aerobik şartlarda ihtiyaç duyduklarından daha fazla miktarda fosforu bünyelerine alıp biriktirebilirler. Anoksik şartlar altında ise hücreler fosfor açığa çıkarabilirler. Bu nedenle, arzu edilen düzeylerde biyolojik fosfor giderimini gerçekleştirebilmek için reaktör içinde uygun aerobik, anoksik ve anaerobik bölgeler tasarlanarak gerekli çevresel koşullar sağlanmalıdır **(Nuhoğlu, 2000; Wentzel et al. 1992)**.

2.3.4. Aktif Çamur Prosesinin Kinetiği

Aktif çamur sisteminde konvansiyonel reaksiyon kinetiği, mikrobiyal çoğalma ve ölüm olmak üzere iki temel prosesi içerir. Bu iki eş zamanlı prosesin birlikte etkisi, Şekil 2.8'de yer alan başlangıçta, fazla miktarda substrat bulunan ve çok az miktarda

aktif biyokütlenin bulunduğu kapalı bir reaktördeki çoğalma eğrisi ile şematik olarak ifade edilebilir. Bakteri kültürünün tipik çoğalma eğrisinde 6 farklı faz görülmektedir **(Monod, 1949)**. Mikroorganizmaların yeni bir çevreye alışmasını sağlayan alışma fazından sonra (1. faz), mikroorganizmaların çoğalmaya başladığı artış fazı gerçekleşir (2. faz). Logaritmik artış fazında çoğalma hızı maksimum bir seviyeye ulaşır (3. faz). Substrattaki azalma ve metabolik ürünlerin doğal inhibitör etkisi nedeni ile çoğalma hızı azalır (4. faz). İçsel metabolizmanın artması ve hücre sentez hızının dengelenmesi sonucunda durgunluk fazına ulaşılır (5. faz). Son olarak içsel fazda ortamda kullanılabilir substratın bitmesi nedeniyle mikrobiyal ölüm baskın olur (6.faz).



Şekil 2.8. Bakteri kültürünün tipik çoğalma eğrisi **(Monod, 1949)**

Pratikte, aktif çamur sistemlerinin çoğu sürekli akım rejiminde işletildiklerinden çoğalma eğrisinin her bir noktası, substrat eğrisine karşı gelir ki bu da sürekli aktif çamur sistemlerinin kararlı halde işletilmesini temsil eder. Biyolojik arıtmanın temel amacı, mümkün olan en yüksek giderim verimini elde etmek olduğundan, aktif

çamur sistemleri düşük organik madde konsantrasyonlarında işletilmek üzere boyutlandırılırlar. Bundan dolayı, substrat miktarının yüksek olduğu eksponansiyel faz genelde kullanılmaz. Çoğalma hızının organik maddenin bir fonksiyonu olarak değiştiği azalan hızlı artış ve durgunluk fazlarında yüksek hızlı, konvansiyonel ve uzun havalandırmalı prosesler gibi aktif çamur sistemlerinin modifikasyonları uygulanır **(Çokgör, 1997)**.

2.3.4.1. Çoğalma

Çoğalma genellikle aşağıdaki diferansiyel eşitlik ile tanımlanır.

$$\frac{dX}{dt} = \mu X \qquad \textbf{(2.11)}$$

X : Biyokütle konsantrasyonu, M (biyokütle) / L^3

t : Zaman, (T)

μ : Spesifik çoğalma hızı, (T^{-1})

Mikrobiyal kinetikte 2.11 nolu eşitliğin kullanımı, reaktördeki sınırlı substrat konsantrasyonu ile ilgili olan çoğalma hızına bağlıdır. Spesifik çoğalma hızı ile hız sınırlayıcı substrat konsantrasyonu arasındaki ilişki mikrobiyolojik kültürün en önemli özelliklerinden birisidir. Bu ilişkinin en çok kabul gören genel ifadesi Monod denklemidir **(Monod, 1942)**. Bu denklem, saf kültürler ile yapılan çalışmalar neticesinde çıkarılmıştır.

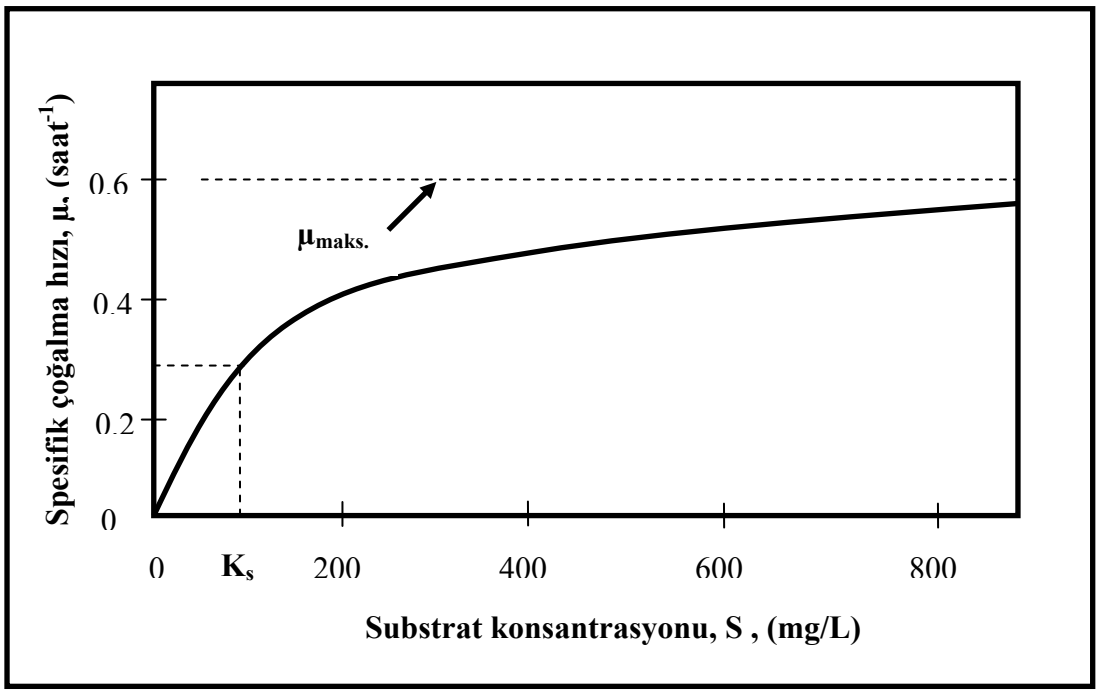
$$\mu = \mu_{maks} \frac{S}{K_s + S} \qquad \textbf{(2.12)}$$

μ_{maks} : Maksimum spesifik çoğalma hızı, (T^{-1})

S : Substrat konsantrasyonu, M (substrat) / L^3

K_s : Yarı doygunluk hız sabiti, M (substrat) / T^3

Şekil 2.9'da Monod denkleminin grafiği görülmektedir. Yarı doygunluk hız sabiti (K_s) maksimum hızın yarısına eşit bir hızdaki substrat konsantrasyonu olarak tanımlanır.



Şekil 2.9. Spesifik çoğalma hızı (μ) ile substrat konsantrasyonu (S) arasındaki ilişki **(Çokgör, 1997)**

2.3.4.2. Substrat giderimi

Bakteriyel hücreler tarafından substratın giderim mekanizması genellikle 3 ardışık süreci takip etmektedir.

1. Hücrenin substrat molekülü ile karşılaşması,

2. Molekülün hücre içerisine taşınması,

3. Hücre içerisinde substratın dönüştürülmesi,

Hücre içine kolaylıkla taşınamayacak kadar büyük moleküllerin öncelikle hücre dışı enzimler tarafından daha küçük moleküllere dönüştürülmeleri gerekir. Bu temel mekanizma çerçevesinde çok çeşitli substratları, iki temel grupta sınıflandırmak mümkündür **(Ekama and Marais, 1984b)**.

1. Hücre içine doğrudan taşınabilen substratlar (çözünmüş substrat),

2. Hücre içine taşınmadan önce dışarıda küçük moleküllere dönüştürülmesi gereken kompleks substratlar (partiküler substrat),

Hücre içindeki substrat ya doğrudan metabolize edilmek üzere metabolik ara ürünlere çevrilir ya da bir kısmı depolanır. Metabolik ara ürünler, hücre bileşenlerinin sentezinde kullanılır veya enerji elde etmek üzere oksitlenir. Hücre dışı substratın hücre içine taşınması, bir kısmının enerji elde etmek üzere oksitlenmesi ve diğer kısmının çoğalmada kullanılması şeklinde tanımlanabilir.

Tek bileşenli sistemlerde substrat giderim kinetiği

Mikroorganizma çoğalma ifadesi, bakteriyel çoğalma ve substrat giderimi arasında dönüşüm ilişkisi ile birlikte yazılırsa denklem 2.13 elde edilir.

$$\frac{dX}{dt} = -Y\frac{dS}{dt} \qquad \textbf{(2.13)}$$

Y : Bakteriyel çoğalmanın substrat giderim hızına oranı (dönüşüm oranı)

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{\mu}{Y}X \qquad \textbf{(2.14)}$$

Spesifik substrat giderim hızı (q) denklem 2.15'te verilen substrat giderim hızı ile ilişkilidir.

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{\mu}{Y}X \qquad \textbf{(2.15)}$$

q, μ (spesifik çoğalma hızı) cinsinden de ifade edilebilir.

$$q = -\frac{\mu}{Y} \qquad \textbf{(2.16)}$$

(2.12) eşitliği (2.11) ve (2.16) eşitliğinde yerleştirilirse mikrobiyal çoğalma ve substrat kullanımı sırasıyla denklem (2.17) ve (2.18) ile ifade edilir.

$$\frac{dX}{dt} = -\mu_{maks}\frac{S}{K_s + S}X \qquad \textbf{(2.17)}$$

$$\frac{dS}{dt} = -k_m \frac{S}{K_s + S} X \quad \textbf{(2.18)}$$

(2.18) eşitliğinde ifade edilen maksimum spesifik substrat giderim hızı (k_m) denklem (2.19) ile tanımlanır.

$$k_m = \frac{\mu_{maks.}}{Y} \quad \textbf{(2.19)}$$

(2.16) ve (2.19) eşitliği bir arada kullanılırsa spesifik substrat giderim hızı (q) için Monod ifadesine benzer bir ifade elde edilir.

$$q = -k_m \frac{S}{K_s + S} \quad \textbf{(2.20)}$$

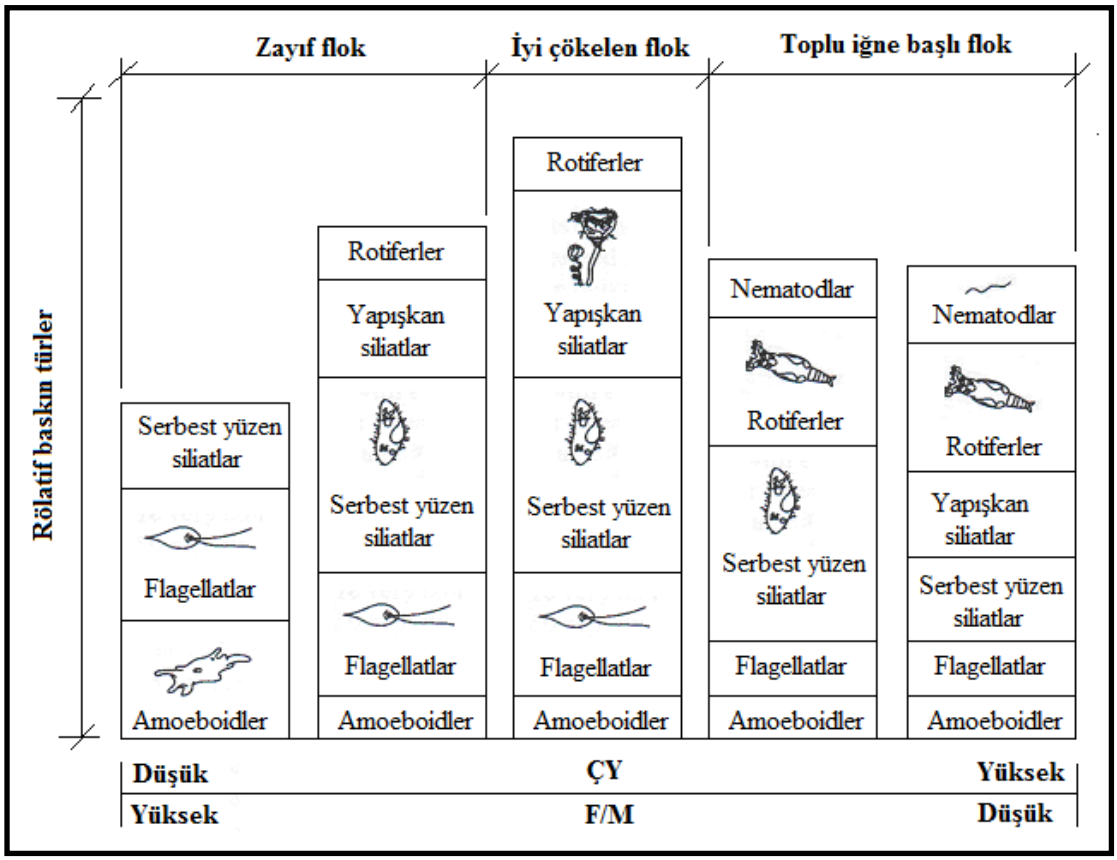
2.3.4.3. Bozunma

Aktif çamurda gözlenen biyokütle azalması, saf kültürdeki bakım enerjisi kavramı ile açıklanmaktadır. Buna göre enerjinin bir kısmı bazı hücre bileşenlerinin yenilenmesi, hareket ve aktif taşınım gibi biyosentezden başka amaçlar için kullanılır. Bunun sonucunda daima gerçek dönüşüm oranının belirtildiği miktardan daha az biyokütle gözlenir. Biyokütlenin genellikle birinci dereceden bir ifade ve sabit bir katsayı ile azaldığı kabul edilerek bozunma için denklem (2.21) yazılabilir.

$$\frac{dX}{dt} = -k_d X \quad \textbf{(2.21)}$$

2.4. Aktif Çamur Prosesinde İşletme Problemleri

Aktif çamur tesislerinde karşılaşılan en yaygın problemler; çamur kabarması, çamur yüzmesi ve *Nocardia*'dan dolayı köpük oluşumudur. Bu problemlerin aktif çamur tesislerinde ortaya çıkma ihtimalinden dolayı bunların oluşum sebebinin, doğru teşhisinin, çözümünün ve kontrol yöntemlerinin iyi bilinmesi gereklidir. Çamur yaşı (ÇY) ve F/M oranlarına bağlı olarak biyolojik sistemlerdeki baskın biyolojik türler Şekil 2.10'da verilmiştir.



Şekil 2.10. Değişik F/M oranı ve ÇY'de baskın mikroorganizma türleri **(Metcalf and Eddy, 1991)**

2.4.1. Çamur Kabarması

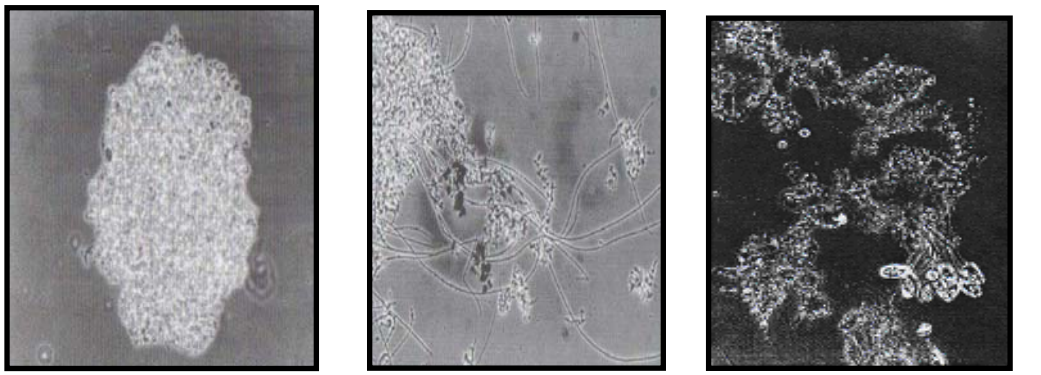
Çamur kabarması, çoğu zaman düşük çökelme özelliğine sahip MLSS'nin son çöktürme tankında iyi çökelememesi neticesinde çıkış suyunda askıda katı madde konsantrasyonunun yüksek çıkması olarak tanımlanır. Çamur kabarması meydana geldiğinde MLSS flokları sıkışmaz ve iyi çökelmez. Bu sebeple çöktürülmüş çıkış suyu ile havalandırma tankındaki çamur partikülleride deşarj edilir. Yoğun çamur kabarması hallerinde ise MLSS'nin büyük bir miktarı çıkış suyuna karışır ve buda yetersiz dezenfeksiyona, çamur yaşının değişmesine ve çıkış suyu filtrelerinin bozulmasına neden olur. Sistemde iyi çöken çamur meydana geldiğinde çöktürücünün dip kısmında çamur seviyesi 10□30 cm kadar olabilir.

Çamur kabarması başlıca iki tiptir. Birinci tip çamur kabarmasında, filamentli organizmalar sistemde meydana gelen olumsuz koşullar sebebiyle baskın tür olarak gelişir ve *filamentli kabarma* olarak isimlendirilir. İkinci tip çamur kabarmasında ise,

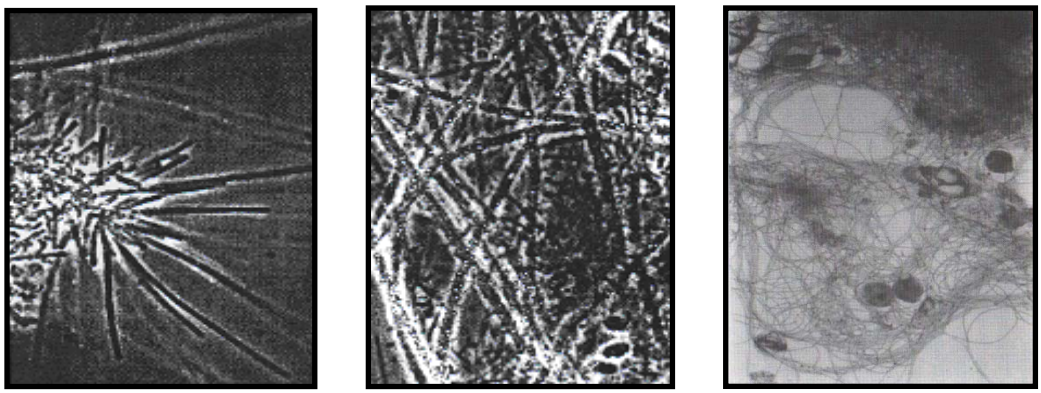
hücredışı biyopolimerler nedeniyle jel kıvamında çamur meydana gelir ve *viskoz kabarma* olarak isimlendirilir. Mikroorganizmalar tarafından salgılanan hücre dışı biyopolimerler hidrofilik olduğundan aktif çamur daha fazla su tutarak düşük sıkışma ve çökelme özelliklerine sahip çamurun oluşmasına neden olur. Viskoz kabarma genellikle, sınırlı nutrient durumlarında veya kolay ayrışabilen KOİ'nin yüksek miktarına sahip atıksuların çok yüksek yükleme hızında sisteme verilmesi hallerinde meydana gelmektedir. Filamentli bakterilerin gelişimi sebebiyle çamur kabarması problemleri daha yaygındır. Filament gelişimiyle, tek hücreli organizmaların filamentleri çamur floğunun dışına taşarak iyi çökelme özelliği olan floğun yetersiz çökelmeyle sonuçlanmasına sebep olur. Şekil 2.11'de iyi ve kötü çökelme özelliğine sahip flok partikülleri gösterilmiştir. Aktif çamur sistemlerinde yaygın olarak bulunan filamentli bakterilerin tanımlanması ve sınıflandırılması için birkaç yöntem geliştirilmiştir **(Eikelboom, 2000)**. Sınıflandırma yöntemi morfolojiye (hücre boyutu ve şekli, filament uzunluğu ve şekli), boyamaya karşı afiniteye ve genetik yapıya dayanmaktadır. Çizelge 2.1'de en çok karşılaşılan filamentli mikroorganizmaların gelişimine neden olan işletme koşulları verilmiştir.

Çizelge 2.1. Aktif çamurda bulunan filamentli mikroorganizmaların tercih ettiği işletme koşulları **(Metcalf and Eddy, 2003)**

Filament tipi	Filament sebebi
Sphaerotilus natans, Halsicomenobacter hydrossis, Microthrix parvicella, 1701 tipi	Düşük çözünmüş oksijen konsantrasyonu
M. parvicella, 0041, 0092, 0675, 1851 tipleri	Düşük F/M
H. hydrossis, Nocardia spp., Nostocoida limicola, S. natans, Thiotrix spp., 021 N, 0914 tipleri	Tam karışımlı reaktör şartları
Beggiatoa, Thiotrix spp., 021N, 0914 tipleri	Septik atıksu
S. natans, Thiothrix spp., 021N tipi, *Hyrossis,* 0041, 0675 tipleri	Nutrient eksikliği
Mantar	Düşük pH, nutrient eksikliği



(a) **(b)** **(c)**



(d) **(e)** **(f)**

Şekil 2.11. İyi ve kötü çökelme özelliği gösteren çamur flokları örnekleri: **(a)** filamentli olmayan iyi çökelen flok, **(b)** filamentli mikroorganizmalarla köprü oluşturmuş flok partikülleri, **(c, d)** kötü çökelmeye neden olan filamentli mikroorganizmaların mikroskopik görünüşleri, **(e)** sülfür granüllü *Thiothrix* filamentleri ve **(f)** düşük çözünmüş oksijen konsantrasyonlarında gözlenen 1701 tipi filamentli mikroorganizma Sphaerotilus **(Metcalf and Eddy, 2003)**

Aktif çamur sistemlerindeki uygun olmayan işletme şartları (düşük çözünmüş oksijen konsantrasyonu, düşük F/M gibi) filamentli organizmaların gelişiminde önemli bir etkiye sahiptir. Bu şartlara bağlı olarak filamentli organizmaların düşük substrat konsantrasyonlarında flok oluşturan mikroorganizmalara göre çok daha iyi çalışmalarıdır. Bu nedenle, düşük organik yüklü tam karışımlı aktif çamur sistemleri veya düşük çözünmüş oksijenli (<0.5 mg/L) işletme şartları filamentli bakterilerin gelişimi için flok oluşturan bakterilere göre daha uygun bir ortam sağlar. *Beggiatoa* ve *Thiothrix* gibi filamentli bakteriler sırasıyla hidrojen sülfür ve düşük substrat konsantrasyonu sebebiyle daha iyi gelişirler. Bu bileşenler daha çok septik

atıksularda bulunur. Giriş atıksuyu fermantasyon ürünleri ve düşük sülfür bileşenleri içerirse *Thiothrix* oluşumu artabilir. Atıksuyun ön klorlaması bu problemin önüne geçebilir.

Çamur kabarmasında etkili olan birçok parametrenin problemin kontrolü açısından incelenmesi gereklidir. Çamur kabarması ile ilgili önemli unsurlar şunlardır: (1) atıksu özellikleri, (2) proses yükü, (3) çözünmüş oksijen konsantrasyonu, (4) geri devir ve atık çamur deşarj oranları ve (5) çöktürme işletimi. Çamur özelliklerinde bir değişme olduğunda, ilk olarak MLSS mikroskop ile incelenerek mikroorganizma tipindeki değişiklikler belirlenmeli ve buna uygun önlemler alınmalıdır.

2.4.2. Çamur Yüzmesi

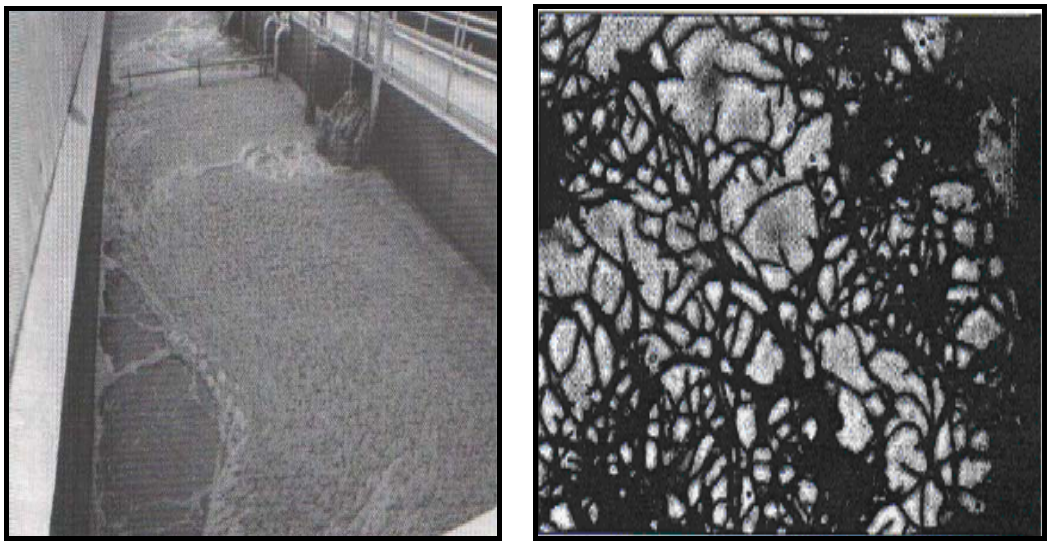
Aktif çamur prosesinde, iyi çökme özelliklerine sahip çamur nispeten kısa çökelme sürelerinde yüzme özelliği gösterebilir. Bunun başlıca nedeni, atıksudaki nitrit ve nitratların azot gazına dönüştürüldüğü denitrifikasyon prosesidir. Oluşan azot gazı, çöktürme tankında yukarıya doğru çıkarken çamur floklarının bir kısmı da gaz ile beraber tank yüzeyine taşınır. Çünkü azot gazı, floklar arasında sıkışarak flokların yoğunluğunu azaltmaktadır.

Çamur yüzmesini önlemenin yolları şu şekildedir: (1) geri devir çamurunun havalandırma tankına sirkülasyon hızı arttırılarak çamurun çöktürme tankındaki bekleme süresini azaltmak, (2) havalandırma tankından gelen atıksuyun debisini azaltmak, (3) çamur toplama mekanizmalarının hızını arttırmak, (4) çamur yaşı değerini nitrifikasyonun gerçekleşemeyeceği değerlere kadar düşürmek.

2.4.3. *Nocardia* Köpüğü

Aktif çamur proseslerinde iki bakteri cinsi, *Nocardia* ve *Microthrix parvicella* köpürmeye sebep olur. Bu organizmalar hidrofobik hücre yüzeyine sahip olup hava kabarcıklarına tutunarak köpüğe neden olurlar. Her iki bakteri çeşidi de mikroskobik çalışmalarla belirlenebilir. *Nocardia* filamentli bir yapıya sahiptir. Filamentleri çok kısa ve flok partiküllerinin içinde bulunur. *Microthrix parvicella* ise flok

partiküllerinden uzanan ince filamentlere sahiptir. Aktif çamur havuzunda köpüğe neden olan *Nocardia*'nın mikroskobik görünüşü Şekil 2.12'de verilmiştir.



(a) **(b)**

Şekil 2.12. *Nocardia* köpüğü: **(a)** havalandırma tankı üzerindeki köpük oluşumu ve **(b)** gram negatif boyanan *Nocardia* filamentlerinin mikroskobik görünüşü **(Metcalf and Eddy, 2003)**

Nocardia gelişimi havalandırma tankı veya son çöktürmede yüzey köpüğünde yaygındır. *Nocardia* kontrolü için şu yöntemler kullanılır: (1) köpüğün son çöktürmede tutulmasını önlemek, (2) sıyrılan maddelerin geri devrinden kaçınmak, (3) *Nocardia* köpüğü üzerine klor püskürtmesi uygulamak, (4) selektör üniteleri kullanmak ve (5) katyonik polimer kullanmak.

2.4.4. Atıksu Özellikleri

Gerek atıksuda bulunan bileşenlerin doğası gerekse de iz elementler gibi bazı bileşenlerin yokluğu çamur kabarmasında oldukça önem taşımaktadır. Karbonlu BOİ'yi yüksek düzeyde içeren endüstriyel atıksuların arıtımında nutrient yetersizliği ve pH'daki geniş dalgalanmalar çamur kabarmasına neden olan klasik problemlerin başında gelmektedir. Kesikli tip işletmeler sebebiyle organik yüklemedeki değişimler de kabarmaya neden olduğundan dizayn ve işletme sürecinde dikkate alınması gerekmektedir.

2.4.4.1. Çözünmüş oksijen konsantrasyonu

Çamur kabarması problemi kısıtlı oksijenden kaynaklanıyorsa, genellikle sistemin çamur yaşı düşürülerek veya havalandırma ekipmanları tam kapasitede çalıştırılarak oksijen konsantrasyonu arttırılır. Normal şartlarda havalandırma tankında çözünmüş oksijen konsantrasyonunun en az 2 mg/L olması gerekmektedir. Eğer 2 mg/L oksijen sağlanamıyorsa, mevcut havalandırma sistemi ekipmanlarının geliştirilmesi gerekebilir.

2.4.4.2. Proses yükü ve reaktör konfigürasyonu

Uzun ÇY'li ve düşük F/M oranlı tam karışımlı aktif çamur sistemleri filamentli organizmaların gelişimini destekler. Böyle sistemlerde filamentli organizmalar substrat için daha fazla rekabet eder. Laboratuar araştırmaları ve tam ölçekli incelemelerle flok oluşturan bakteri türlerinin filamentli bakterilere göre baskın olması için gereken aktif çamur dizayn konfigürasyonları belirlenmiştir. Yapılan araştırmalar neticesinde seri bağlı reaktörlerin tam karışımlı reaktörler yerine kullanılabileceği belirlenmiştir. Bu seri bağlı konfigürasyonlar, baskın tür olarak filamentli organizmaların yerine flok oluşturan bakterilerin oluşmasına sebep olduklarından selektör prosesler olarak isimlendirilir.

2.4.4.3. Çöktürme tankı işletmesi

Çöktürme tanklarının işletilme özellikleri çamur çökelme özelliklerini etkileyebilir. Çöken çamurun, MLSS'nin verildiği noktanın tam altında, tankın tabanından toplandığı ortadan beslemeli dairesel çöktürme tanklarında düşük verimli çökeltme sıkça rastalanan bir problemdir. Bazı durumlarda çamurun tankta uzun süre kalması yerel septik şartların gelişmesine yol açar. Bu durumda, yapılan tasarım yanlıştır ve su besleme haznesi ile çamur deşarj ünitesinde değişiklik yapılmalıdır.

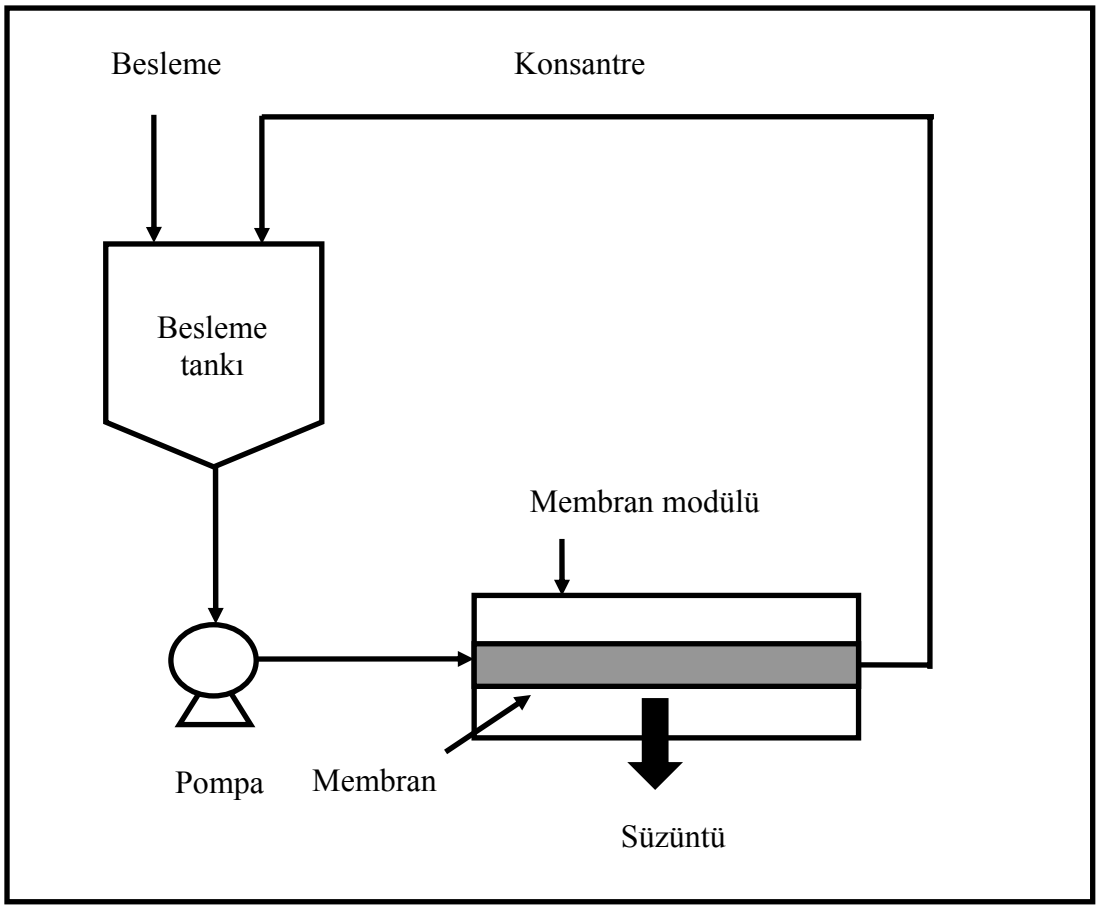
2.4.5. Geçici Kontrol Yöntemleri

Aktif çamur prosesinde köpük oluşumu ve çamur kabarmasına neden olan mikroorganizmaların geçici kontrolü için acil durum eylem planı olarak klor ve

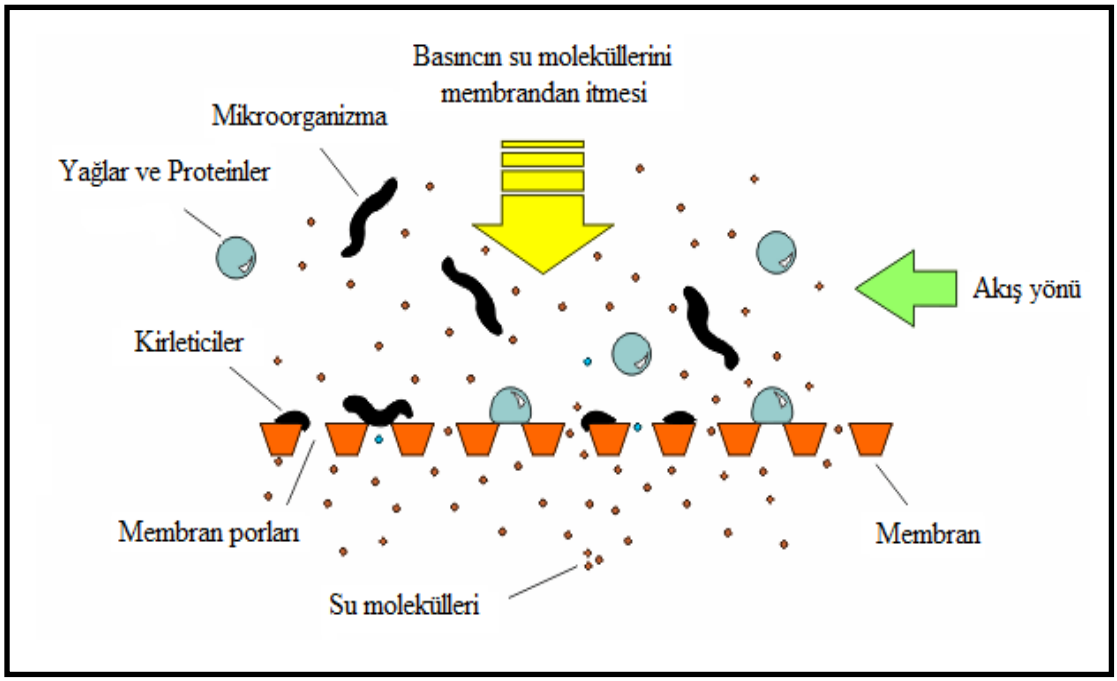
hidrojen peroksit kullanımı uygulanmaktadır. Geri devir çamurunun klorlanması, kabarma kontrolünde sıkça kullanılmakta olup kısa hidrolik kalış süreleri için (5–10 saat) genellikle 2–8 gCl/kgMLSS.gün dozajında klorlama yeterlidir. Klorlama, filamentli kabarma durumunda etkili olmasına rağmen bağlı su içeren hafif floklardan kaynaklanan kabarma kontrolünde çok fazla etkili olmamaktadır. Klorlama, nitrifikasyon bakterilerinin ölümüne neden olduğu için çıkış suyunda genellikle bulanıklığın artmasına neden olur. Buna ilaveten klorlama sonucu trihalometan oluşumu ile sağlık ve çevre açısından olumsuz etkileri olan bileşikler artmaktadır. Hidrojen peroksitte filamentli kabarma kontrolünde kullanılmakta olup kullanılacak dozajı filament miktarına bağlı olarak değişim gösterir.

2.5. Membran Prosesler

Membran, seçici geçirgen bir tabaka ile iki farklı fazı veya ortamı birbirinden ayıran bir tabakadır. Şekil 2.13'te basit bir membran ayırma diyagramı gösterilmiştir. Genel olarak membranlarla ayırma teknolojilerinde iki prensip vardır. Birincisi, membran yönünde akışı sağlamak için itici bir kuvvet uygulanması ve ikincisi, bazı maddelerin membrandan geçişini engelleyen ayırma faktörünün olmasıdır. Şekil 2.14'te basit bir membran ayırma mekanizması gösterilmiştir. Membrandan seçici maddelerin taşınımı veya kütle transferi; konsantrasyon farkı, sıcaklık farkı, basınç farkı ve elektriksel potansiyel farkı gibi itici kuvvetler yardımıyla gerçekleşmektedir. Basınç farkı, membran proseslerde uygulanan en yaygın itici kuvvettir **(Koyuncu, 2009)**.



Şekil 2.13. Basit bir membran ayırma diyagramı **(Koyuncu, 2009)**



Şekil 2.14. Membran ayırma prosesinin şematik gösterimi **(Mulder, 1996)**

Membran proseslerin sürücü kuvvetlere göre sınıflandırılması Çizelge 2.2'de verilmiştir.

Çizelge 2.2. Membran proseslerin sürücü kuvvetlere göre sınıflandırılması **(Mulder, 1991)**

Basınç farkına göre	**Konsantrasyon farkına göre**	**Sıcaklık farkına göre**	**Elektrik potansiyel farkına göre**
Mikrofiltrasyon Ultrafiltrasyon Nanofiltrasyon Ters osmoz	Pervaporasyon Gaz ayrımı Diyaliz Sıvı membranlar	Sıcaklığa dayalı osmoz membran distilasyonu	Elektrodiyaliz

Günümüzde en yaygın kullanılan membran ayırma proseslerinin başında mikrofiltrasyon (MF), ultrafiltrasyon (UF), nanofiltrasyon (NF) ve ters osmoz (RO) gelmektedir. Bu yöntemlerde ayırma, molekül boyutuna veya molekül kütlesine göre olmaktadır.

2.5.1. Mikrofiltrasyon (MF)

Mikrofiltrasyon genel bir ifadeyle 0.6 μm'den daha büyük partikülleri bulundukları ortamdan ayırmak amacıyla kullanılır. MF uygulamaları düşük basınç farkı ile (0□2 bar) işletilir ve akış yönü membran yüzeyine paralel olarak uygulanır. MF virüsler için bariyer oluşturmaz, ancak dezenfeksiyon ile birlikte kullanıldığında sudaki bu tür mikroorganizmaları da kontrol altında tutabilir. Membrandan geçemeyen konsantre kısım zamanla membran yüzeyinde birikerek direnci arttırmaktadır. MF uygulamalarında karşılaşılan en büyük problem, zamanla akının azalmasıdır. Akıyı iyileştirmek için membranların belirli bir süre sonra temizlenmesi gerekir. Temizleme işlemi çeşitli kimyasal maddeler ile gerçekleştirilir. Mikrofiltrasyonda, işletme sırasında konsantrasyon polarizasyonu ve tıkanmanın etkisini azaltmak için vorteksli akımlar, ses dalgaları, titreşimler, elektriksel alanlar vb. çeşitli yöntemler uygulanmaktadır **(Koyuncu, 2001)**.

Son yıllarda suyun geri kazanımı, azalan su kaynakları nedeniyle güncellik kazandığından MF membranlarının atıksu arıtımında en yaygın uygulama alanı NF ve RO membranları öncesinde bir ön arıtma amacıyla kullanımıdır **(Koyuncu, 2001)**. Ayrıca MF membranları endüstride meyve suları, şarap ve bira hammaddelerinin ayrımı, saf su üretimi, fermentasyon, yağ□su karışımlarının arıtımı, değerli ürünlerin geri kazanımı için süspansiyonların konsantre edilmesi içinde kullanılmaktadır **(Zaidi et al. 1992)**. MF prosesi bilinen en eski membran teknolojisi olup uygulanabilirliği ilk olarak 1906 yılında Bechold tarafından ortaya konmuştur **(Ripperger and Altmann, 2002)**.

2.5.2. Ultrafiltrasyon (UF)

Ultrafiltrasyon 0.1 ile 0.01 μm aralığındaki partikülleri ayırmak amacıyla kullanılır. Membranlardaki ayırma işlemi maddenin partikül boyutuna bağlı olmakla birlikte molekül ve kolloid şekilleri, membranın yapısı, membran ve tutulan maddeler arasındaki ilişkilere de bağlıdır. Mikrofiltrasyona göre uygulanan basınç daha yüksek olup 1–7 bar aralığında değişir. Maddelerin tutulma seviyeleri moleküler ağırlık engelleme sınırı (MWCO) ile ifade edilir. Belirli bir MWCO değerinin altındaki maddeler membranda tutulamaz. UF membranlar tarafından, moleküler ağırlıkları 1.000–100.000 Da (Dalton) arasında değişen maddeler tutulur **(Rautenbach, 1997)**.

Ultrafiltrasyon membranları, tekstil endüstrisinde haşıl maddelerinin ve indigo boyar maddelerinin geri kazanımı, kağıt endüstrisinde ağartma atık sularının konsantre edilmesi, metal endüstrisinde yağ emülsiyonlarının konsantre edilmesi amacıyla yaygın olarak kullanılmaktadır **(Barlas, 2002)**.

2.5.3. Nanofiltrasyon (NF)

Nanofiltrasyon, son zamanlarda kullanılmaya başlanmış olup moleküler ağırlık engelleme sınırı (200–2.000 Da) UF ile RO arasında olan bir membran ayırma prosesidir. NF membranlar daha yoğun ve ince olmasına rağmen daha az geçirgen olan membran tabakasının göstermiş olduğu dirençten dolayı, MF ve UF'den daha yüksek basınçlarla işletilirler (10–20 bar). Genellikle bakterilerin, virüslerin, organik kalıntıların ve sertliğin uzaklaştırılmasında kullanılır **(Akdağlı ve Arslan, 2008)**.

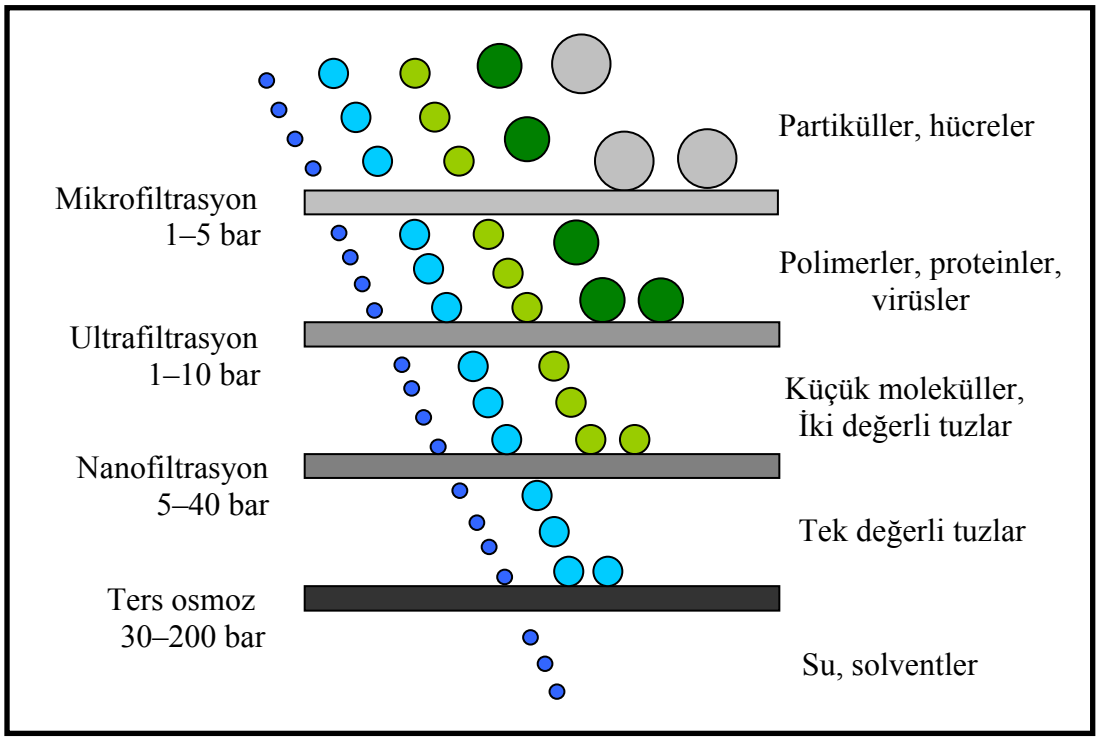
NF membranları, çok değerli anyonların tutulması (proses ve içme sularının yumuşatılması, iyon değiştirici veya RO tesisleri için ön arıtma olarak vb.), organik bileşiklerin tutulması (tekstil ve kağıt endüstrisi atık sularının renk giderimi, peyniraltı suyundan laktoz ve proteinlerin tutulması vb.), sulu çözeltilerdeki düşük ve yüksek moleküllü maddelerin birbirinden ayrılması (şaraptan alkol uzaklaştırılması, biyolojik arıtmadan önce atık sudaki zor parçalanan maddelerin ayrılması vb.) amacıyla kullanılmaktadır **(Barlas, 2002)**.

2.5.4. Ters Osmoz (RO)

Ters osmoz, konsantre çözeltiye çözeltinin osmotik basıncından daha yüksek bir basınç uygulanmasıyla ortaya çıkan kütle transfer olayıdır. Böylece su, konsantre çözeltiden ayrılıp saf su tarafına akar ve aralarında konsantrasyon farkı bulunan iki faz meydana gelmiş olur. Eğer uygulanan basınç osmotik basınçtan düşük olursa su, seyreltik taraftan derişik tarafa doğru akar **(Kural, 2000)**. RO membranları sudaki bütün çözünmüş organik ve inorganik maddeleri ayırabilmektedir. Ters osmoz olayının teorisi, solvent ve çözeltilerin membran üst tabakasında çözündüğü ve difüze olduğu çözünme□difüzyon modeline dayandırılmaktadır. RO membranlar, 20–100 bar aralığında değişen yüksek basınçlarda işletilmelerine rağmen son yıllarda membran üretiminde meydana gelen gelişmelerle birlikte düşük basınçlı RO membranlar da kullanılmaya başlanmıştır. Bu sayede uygulanan basınç, besleme suyunun özelliklerine bağlı olarak 7 bar'a kadar düşürülebilmektedir **(Koyuncu, 2001)**.

Ters osmozlar genel olarak tuz giderimi ile proses suyu elde edilmesinde, deniz suyundan içme suyu eldesinde ve atıksulardan istenmeyen iyonların uzaklaştırılmasında kullanılmaktadır. RO özellikle seri olarak uygulandığında çok daha etkin bir arıtma sağlar **(Mulder, 1996)**.

Membran prosesler, çözeltide bulunan katıların boyut aralıklarına göre seçilirler. Şekil 2.15 membran proseslerin ayırma kategorilerini göstermektedir. Çizelge 2.3 ise membran proseslerin işletme koşullarını göstermektedir.



Şekil 2.15. Membran prosesler ve ayırma kategorileri **(Baker, 2004)**

Çizelge 2.3. Basınç sürücülü membran proseslerin özellikleri **(Wang et al. 2004)**

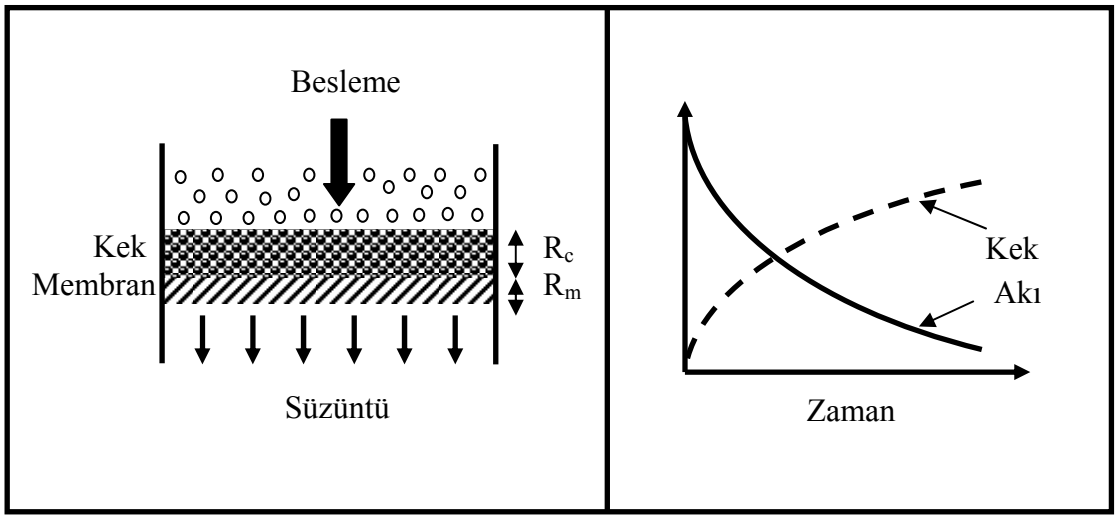
Parametre	**MF**	**UF**	**NF**	**RO**
Membran	Poroz, izotropik	Poroz, asimetrik	Asimetrik	Poroz olmayan, asimetrik
Uygulanan basınç türü	Hidrostatik basınç (< 2 bar)	Hidrostatik basınç (1–5 bar)	Hidrostatik basınç (10–30 bar)	Hidrostatik basınç (20–100 bar)
Arıtılan madde tipi	Katı partiküller	Kolloidler veya makro moleküller	Küçük organik bileşikler ve seçilmiş tuzlar	İyonlar ve küçük moleküller
Geçirgenlik aralığı	10–100 m^3/m^2 bar gün	1 m^3/m^2 bar gün	0.1 m^3/m^2 bar gün	0.01 m^3/m^2 bar gün
Transfer mekanizması	Elek mekanizması	Elek ve öncelikli adsorpsiyon	Elek ve öncelikli adsorpsiyon	Difüzyon yasası
Transfer kanunu	Darcy	Darcy	Darcy	Fick

2.6. Filtrasyon Teknikleri

Sıvı akımlarda filtrasyon tekniği, klasik ve çapraz akışlı olmak üzere iki farklı biçimde uygulanmaktadır.

2.6.1. Klasik Akış Filtrasyon Tekniği

Klasik filtrasyon yönteminde, akış membran yüzeyine diktir. Ayrılması istenen partiküller membran üzerinde birikirken filtre edilen süzüntü membranın diğer tarafına geçer. Akış membran yüzeyine dik olduğu için membran üzerinde filtre kek oluşur ve oluşan bu kek tabakası filtrenin daha çabuk kirlenmesine neden olur **(Cardew and Lee, 1998)**. Klasik akış filtrasyon türüne ait şematik gösterim Şekil 2.16'da verilmiştir **(Cheryan, 1998; Huang et al. 1999)**.



Şekil 2.16. Klasik akış filtrasyonda zamanla akı azalması ve kek kalınlığının değişimi **(Cardew and Lee, 1998)**

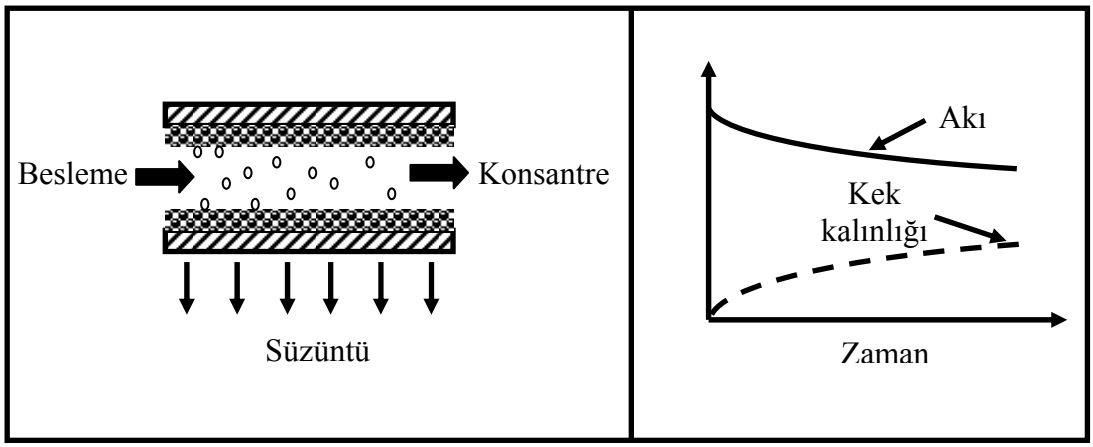
Klasik filtrasyon uygulamaları aşağıdaki sebeplerden dolayı uygulamada bazı dezavantajlara sahiptir **(Aydıner, 2006)**.

- ✓ Süzüntünün akış hızında zamanla azalma meydana gelmesi,
- ✓ Direnç gösteren parçacık oluşumu,

- ✓ Sistemin kesikli olarak çalıştırılma zorunluluğu (geri yıkama sebebiyle sistemin durdurulma zorunluluğu),
- ✓ Membran kirlenmesinin hızlı olması,

2.6.2. Çapraz Akış Filtrasyon Tekniği

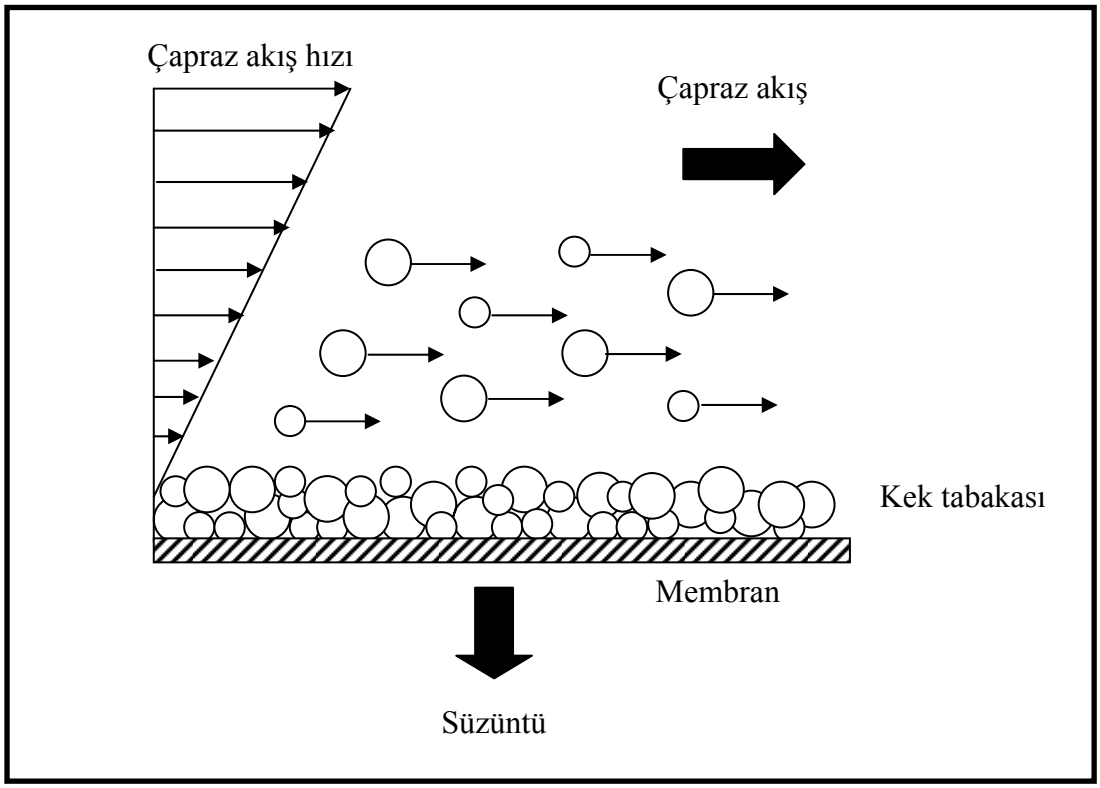
Çapraz akış filtrasyonu, askıda ya da çözünmüş maddelerin membran yüzeyine paralel doğrultuda basınç uygulayarak molekül ağırlıklarına ve molekül büyüklüklerine göre ayrılmasını sağlayan bir ayırma tekniğidir. Çapraz akış filtrasyonunda akış membran yüzeyine paralel olduğu için membran üzerinde kek oluşmaz. Bu nedenle akıda azalma olmaz ve membran üzerinde oluşan tabaka membranın yüzeyinden devamlı sıyrılarak membranın geçirgenliği arttırılmış olur **(Cardew and Lee, 1998)**. Şekil 2.17'de çapraz akış filtrasyon tekniğinin teorisi verilmiştir.



Şekil 2.17. Çapraz akış filtrasyonda zamanla akı azalması ve kek kalınlığının değişimi **(Cardew and Lee, 1998)**

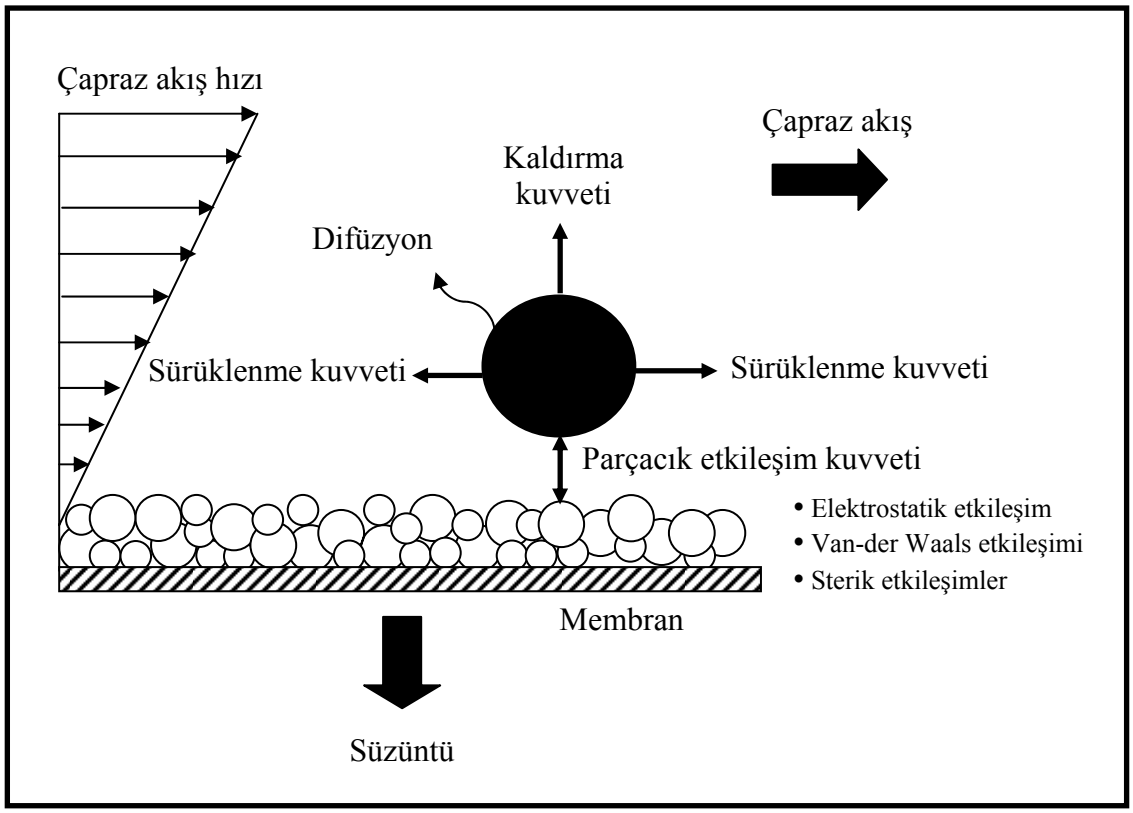
Çapraz akış filtrasyon teknolojisi 1970'li yılların ortalarından itibaren önemli bir gelişim göstermiş olup proses gıda, içki, kozmetik, kimya ve biyoteknoloji alanları başta olmak üzere çözücü geri kazanımı, sterilizasyon, mikrobiyal arıtma, gaz filtrasyonu ve emülsifiye su□yağ ayrımı gibi pek çok endüstride uygulama alanı bulmuştur **(Eykamp, 1995)**.

Çapraz akış filtrasyon tekniği, oluşturulan basınç farkı sayesinde filtrenelecek olan sıvı veya gaz akımının, membran yüzeyine parelel olarak geçirilmesi ve bu sırada süzüntünün akım yönüne dik doğrultuda membran içerisinden geçmesi olarak tanımlanır. Bu sırada membran tabakası üzerinde kek tabakası meydana gelip çapraz akış uygulaması bu kek tabakasının kalınlığını düşük seviyede tutmaktadır. Çapraz akışın bu etkisi sayesinde, Şekil 2.18'de gösterildiği üzere, sistemin uzun süreli periyotta sabit bir akıda çalıştırılabilmesi mümkün olmaktadır **(Ripperger and Altmann, 2002)**.



Şekil 2.18. Çapraz akış filtrasyon mekanizması **(Ripperger and Altmann, 2002)**

Çapraz akış filtrasyonda membran yüzeyi üzerinde tutulan parçacıklara birçok kuvvet etki etmektedir. Bu kuvvetlerin belirlenmesi akı azalması, membran kirlenmesi, giderme verimi olaylarının işletme koşulları ile bağdaştırılmasına imkan sağlamaktadır. Çapraz akış filtrasyonda membran yüzeyi üzerinde tutulan parçacıklara etki eden kuvvetler Şekil 2.19'da gösterilmiştir **(Ripperger and Altmann, 2002)**.



Şekil 2.19. Membran yüzeyi üzerinde tutulan parçacıklara etki eden kuvvetler (**Ripperger and Altmann, 2002**)

2.7. Membranların Yapısı

Membran proseslerin başarılı bir şekilde kullanımı uygun membran malzemesi seçimine bağlıdır. Su ve atıksu arıtımında katı ve sıvı membranlar olmak üzere iki tip membran kullanılmaktadır. Uygulamalarda üç ayrı tip membran söz konusu olup bunlar, poroz (gözenekli), poroz olmayan (gözeneksiz) ve sıvı membranlardır. Genellikle poroz ve sıvı membran türleri çevre mühendisliği uygulamalarında su ve atıksu arıtımında kullanılırken poroz olmayan membranlar gazların saflaştırılmasında kullanılmaktadır. Poroz membranlar, membranların süzebilecekleri maddeden daha büyük gözeneklere sahip olmaları durumunu ifade eder. Poroz olmayan membranlarda birbirine baglı gözenekler mevcut degildir. Membranı oluşturan polimer zincirleri arasında çok küçük serbest boşluklar mevcuttur. Genel olarak sıvı membranlar ise önce birbiriyle karışmayan bir emülsiyonun hazırlanması ve daha sonra da bu emülsiyonu üçüncü bir faz içerisinde karıştırarak dağıtmak suretiyle uygulanırlar.

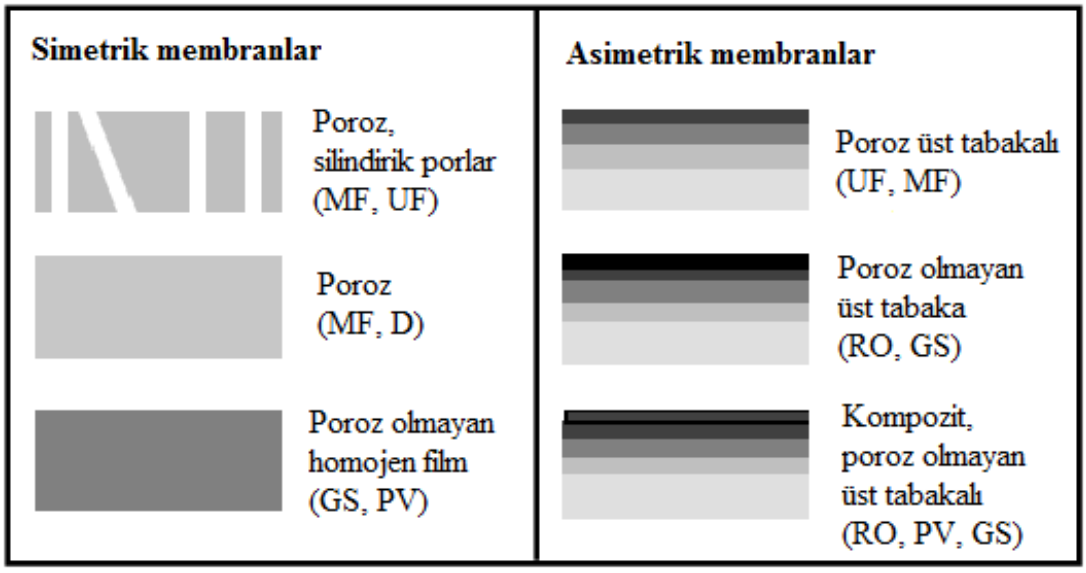
Membran proseslerin performansı büyük ölçüde kullanılan membranın yapısı ve morfolojisine bağlıdır. Membranlar yapılarına ve morfolojilerine göre, simetrik veya asimetrik, gözenekli veya gözeneksiz, organik veya inorganik, doğal veya sentetik olarak gruplandırılabilirler. Kullanılan membran türüne göre gösterecekleri performanslar önemli ölçüde değişmektedir.

Özellikle asimetrik membranların geliştirilmesiyle birlikte membranların su ve atıksu arıtımında kullanımı yaygınlaşmıştır. Bir asimetrik membranın kalınlığı yaklaşık olarak 10□200 μm aralığında değişmekte olup bu membranlar 50–150 μm aralığında gözenekli bir alt tabaka ile desteklenen 0.5 μm kalınlığında oldukça ince bir üst tabakadan oluşur. Asıl ayırma işlemini gerçekleştiren bu üst tabakadır. Asimetrik membranların aktif yüzey tabakası genellikle selüloz asetat veya poliamidden, destek tabakası ise polisülfon veya polipropilenden oluşur **(Crespo and Böddeker, 1994)**. Simetrik membranların kalınlıkları 1□200 μm aralığında değişmektedir.

Gözenekli membranlar, boşluklu bir yapıya sahiptir. Mikrofiltrasyon ve ultrafiltrasyon için kullanılan membranların gözenek çapları sırasıyla 0.1□10 μm ve 2□10 nm aralığındadır. Konsantrasyon polarizasyonu bu membranların kullanımını sınırlayan en önemli etkendir. Gözeneksiz membranlar, ters osmoz ve nanofiltrasyonda kullanılır. Bunlar kompozit veya asimetrik membranlardır.

Organik membranların ana maddesi polimerlerdir. Organik membranlar ucuz olması, kolay işlenebilir ve şekil verilebilir olması gibi avantajlara sahiptir. Bunun yanı sıra, termal ve mekanik dayanımının az olması nedeniyle bu membranlara alternatif olabilecek inorganik membranlar geliştirilmiştir. İnorganik membranlar 1940'lı yıllarda U^{235} zenginleştirilmesi amacıyla geliştirilmiştir. İnorganik membranlar, kimyasal ve termal olarak organik membranlara göre daha iyi dayanıklılık gösterirler. İnorganik membranlar yapım malzemesine göre başlıca seramik membranlar, cam membranlar ve metalik membranlar olarak gruplandırılırlar **(Barlas, 2005)**. İnorganik membranlar çok yüksek sıcaklıklara ve kimyasal madde direncine sahip olmalarına rağmen kolay kırılmaları ve pahalı olmaları sebebiyle ticari kullanımları halen kısıtlı olarak gerçekleşmektedir **(Zhou and Smith, 2002)**.

Membran malzemelerin kesitleri Şekil 2.20'de şematik olarak gösterilmiştir **(Mulder, 1991)**.



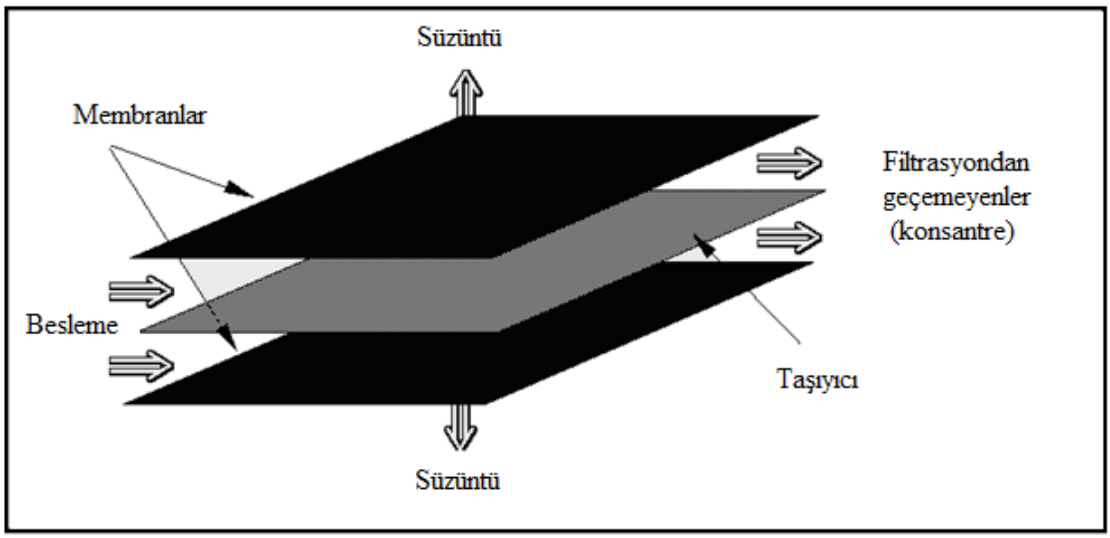
Şekil 2.20. Membran malzeme kesitlerinin şematik gösterimi **(Mulder, 1991)**

2.8. Membran Modül Geometrisi

Günümüze kadar su ve atıksu arıtımı için değişik tipte ticari membran geometrileri geliştirilmiştir. Bunların arasında en çok kullanılan membran modülleri:

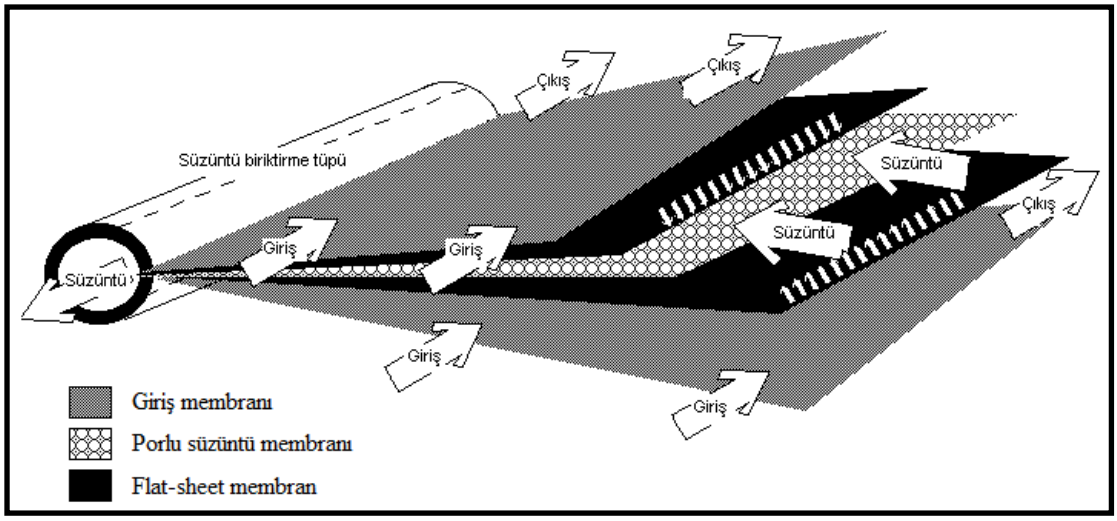
- ✓ Plaka ve çerçeve (Plate and frame)
- ✓ Spiral sargılı (Spiral wound)
- ✓ Tübüler (Tubular)
- ✓ Boşluklu elyaf (Hollow fiber)

Plaka ve çerçeve tasarımı, flat□sheet membranlarda kullanılır. Çok yönlü kullanıma sahip olmasına rağmen pahalıdırlar. Yaygın uygulama alanları elektrodiyaliz, pervoparasyon ve bazı durumlarda ters osmozdur. Modüller üst üste dizilerek membran yapılır (Şekil 2.21).



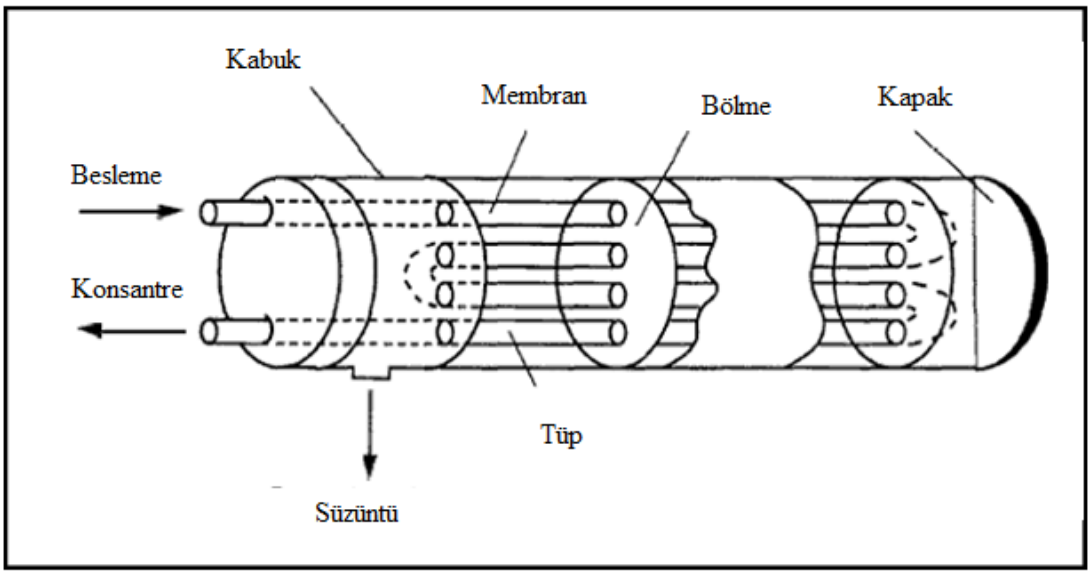
Şekil 2.21. Plaka ve çerçeve membran modülünün şeması **(EPA, 2005)**

Spiral sargılı membran modülü plaka ve çerçevelerde kullanılır. Tabaka halindeki membranlar silindir oluşturacak şekilde sarılır. Bu geometri membrana birim hacim başına daha fazla yüzey alanı sağlar ve toplam maliyeti daha düşüktür (Şekil 2.22).



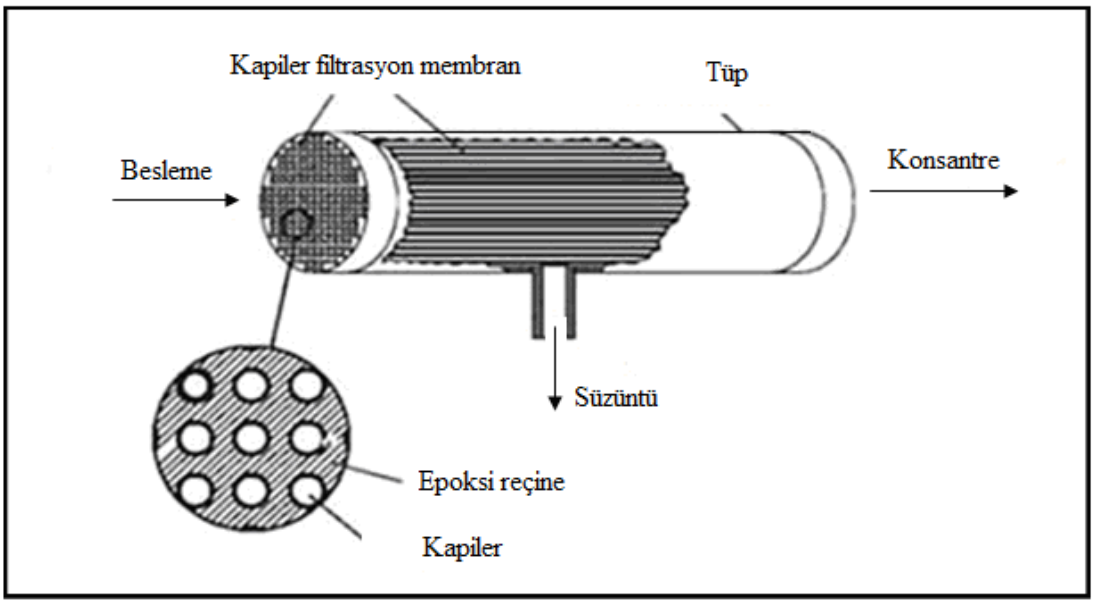
Şekil 2.22. Spiral sargılı membran modülünün şeması **(EPA, 2005)**

Membran malzemeleri tübüler membranlarda geniş bir uygulama alanı bulurlar. Şekil 2.23'te gösterilen sadece seramik tübüler membranlara verilen örnektir. Boşluklu elyaflara kıyasla daha geniş çapa, daha düşük kütle transferi alanına sahiptirler. Üretim şekilleri ve yapıları benzerdir.

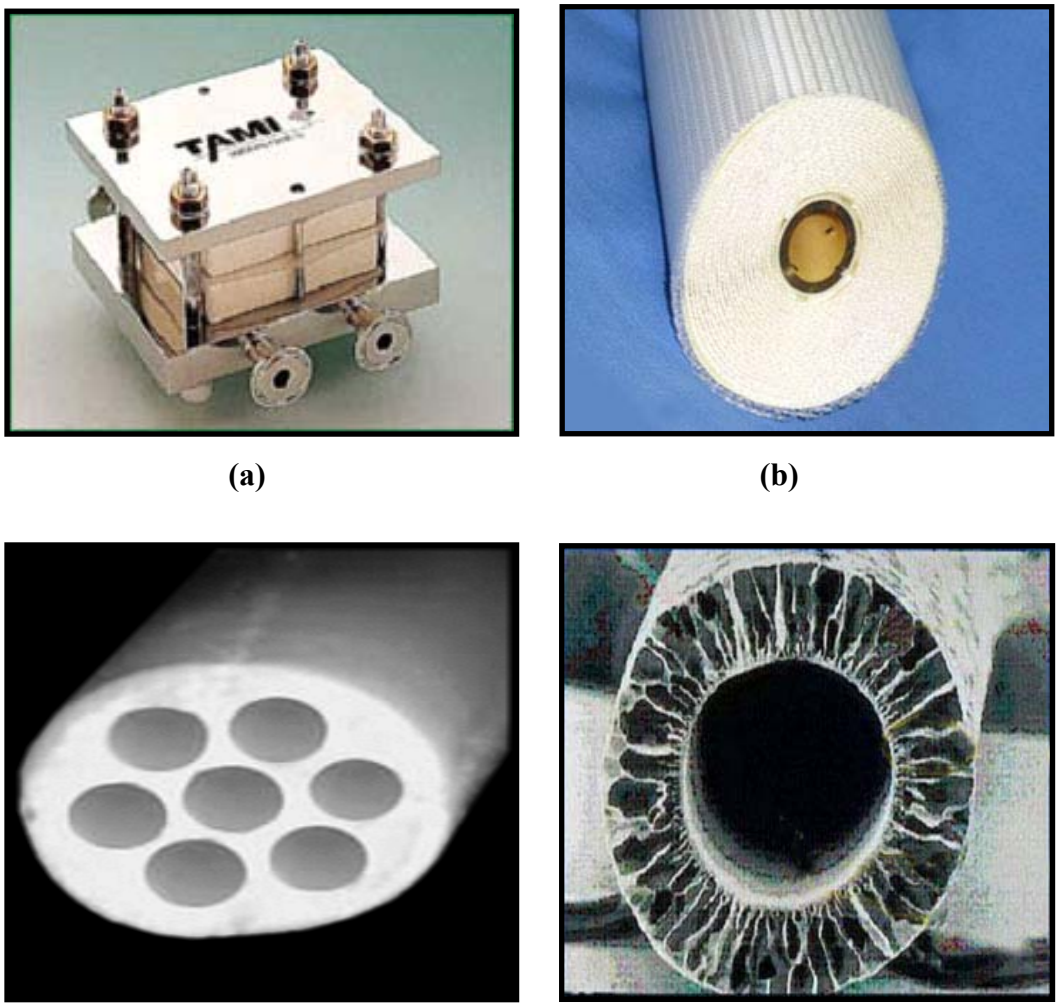


Şekil 2.23. Tübüler membran modülünün şeması **(EPA, 2005)**

Boşluklu elyaf membranlar birbirine paralel fiber kanalların bir araya gelmesinden oluşur. Yüksek kütle transferi alanına sahiptir (Şekil 2.24). Şekil 2.25'te gerçek kesitli membran modüllerinin fotoğrafları gösterilmiştir.



Şekil 2.24. Boşluklu elyaf membran modülünün şeması **(www.lanluwater.com)**



(a) **(b)**

(c) **(d)**

Şekil 2.25. Membran modüllerinin fotografları (**a.** Plaka ve çerçeve, **b.** Spiral sargılı, **c.** Tübüler, **d.** Boşluklu elyaf) **(www.hydrotech.cn/English/mofenli.asp)**

2.9. Membran Kirlenme Mekanizması ve Modelleri

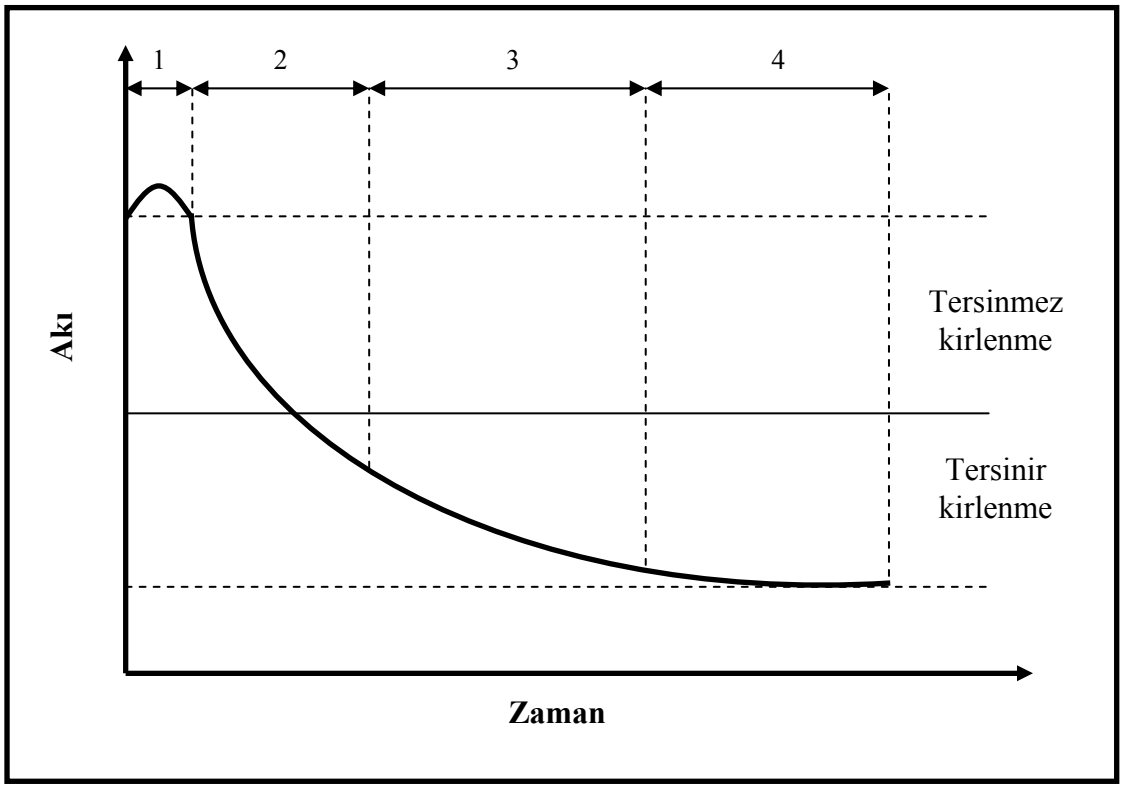
Günümüzde membran prosesleri, katı□sıvı ayırma sistemlerinde yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Ancak tüm proseslerde olduğu gibi membran proseslerinde kullanımını kısıtlayan bazı durumlar söz konusu olup özellikle membran kirlenmesi ve buna bağlı olarak meydana gelen akı azalması önemli bir problem teşkil etmektedir. Membran kirlenmesi, sıvıdan veya gazdan ayrılması istenen çözünmüş veya katı haldeki maddelerin membran yüzeyine doğru sürücü kuvvetler ve hidrodinamik kuvvetler nedeniyle sürüklenmeleri ve membran yüzeyinde birikmeleri sonucunda meydana gelir. Kirleticilerin membran gözenekleri içinde veya membran

yüzeyi üzerinde birikmesi, bağlanması veya adsorpsiyonu membranın kirlenmesine yol açarlar **(Zhou and Smith, 2002)**.

Membran kirlenmesi nedeniyle meydana gelen akı azalması, kütle taşınımı olayına bağlı olarak, membran gözenekleri veya yüzeyinde biriken maddelerin zamana bağlı olarak süzüntü akısı miktarındaki azalmadır. Literatürde akı azalmasında etkili olan 5 farklı mekanizma tanımlanmaktadır **(Aydıner, 2006)**. Bunlar:

- ✓ konsantrasyon polarizasyonu,
- ✓ kek tabakası oluşumu,
- ✓ inorganik çökme,
- ✓ organik adsorpsiyon,
- ✓ biyolojik kirlenmedir.

Zamana bağlı olarak membranda meydana gelen akı azalması Şekil 2.26'da gösterilmiştir **(Mulder, 1991; Cheryan, 1998)**.



Şekil 2.26. Akı azalmasının şematik gösterimi **(Mulder, 1991; Cheryan, 1998)**

Şekil 2.26'dan görüldüğü gibi, akı azalması 4 aşamada meydana gelmektedir. 1. aşamada, sudaki maddelerin membran yüzeyinde depolanması nedeniyle oluşan membran yüzeyinin modifikasyonu nedeniyle akı yükselmesi görülür. 2. aşama, konsantrasyon polarizasyonunun oluşması nedeniyle ortaya çıkar. Bu aşamada hızlı bir akı azalması gözlenir ve bu aşamada meydana gelen akı azalması, membranın uygun bir yöntemle geri yıkanması (fiziksel, kimyasal vb.) sayesinde giderilebilir. Bu duruma "*tersinir kirlenme*" adı verilmektedir. 3. kademede oluşan akı azalması ise, yavaş akı azalması periyodu olarak bilinmekte ve membran üzerinde bir jel tabakasının oluşması nedeniyle ortaya çıkmaktadır. Bu aşamadan sonraki akı azalmaları "*tersinmez kirlenme*" olarak bilinir. Membran üzerinde oluşan bu jel tabakası zamanla membranın bir parçası gibi davranan ikinci bir membran olarak davranış gösterir. 4. aşamada ise akı, çok yavaş bir şekilde azalır ve bu aşamada membran filtrasyonun kararlı şartlara ulaştığı kabul edilir. Tersinmez kirlenme nedeniyle membranların temizlenerek yeniden kullanılmaları durumunda, ilk kullanıldıkları kadar yüksek akı değerleri elde edilemez **(Mulder, 1991; Cheryan, 1998**).

Membran kirlenme mekanizmalarının tanımlanması amacıyla birçok model geliştirilmiştir. Membran kirlenmesinde, membranın sahip olduğu özellikler (gözenek boyutu, kimyasal yapısı, membran hidrofobisitesi, yükü vb.), besleme çözeltisinin özellikleri (MLSS konsantrasyonu, viskozitesi, SMP, EPS vb.) ve işletme şartları (havalandırma hızı, çapraz akış hızı, çamur yaşı vb.) önemli rol oynamaktadır. Membran proseslerin arzu edilen verimlerde işletilebilmeleri için akı azalması sebeplerinin ve mekanizmalarının anlaşılması gereklidir. Literatürde yaygın olarak kullanılmakta olan başlıca akı azalma modelleri aşağıda ayrıntılı olarak sunulmuştur.

2.9.1. Membran Kirlenme Modelleri

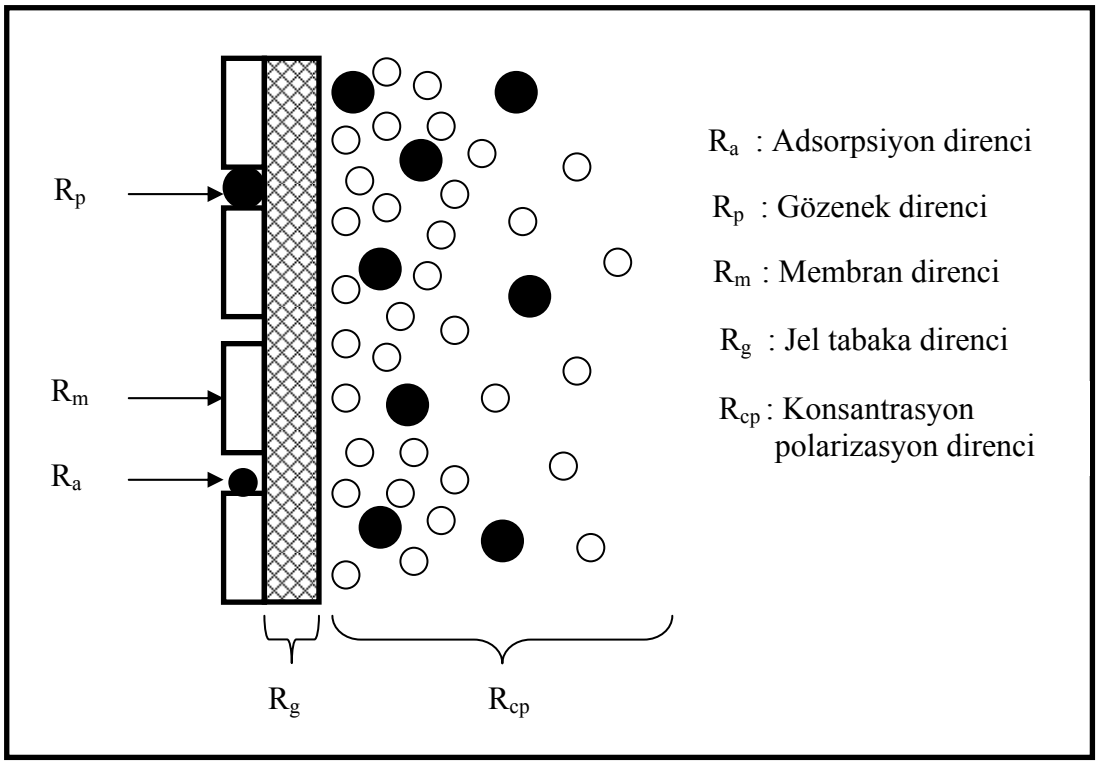
2.9.1.1. Seri direnç modeli

Genel olarak bir membrandan geçen akı (J):

$$J = \frac{1}{A_m}\frac{dV_s}{dt} = \frac{\Delta P}{\mu R_t} = \frac{\Delta P}{\mu\left(R_m + R_c + R_p\right)} \qquad \textbf{(2.22)}$$

eşitliği ile ifade edilir. Burada J süzüntü akısı (L/m^2/saat), A_m etkin membran alanı (m^2), V_s membrandan geçen sıvı miktarı (L), t zaman (saat), ΔP membran ve kek üzerindeki ortalama geçiş basıncı (bar), μ süzüntü viskozitesi ve R_m, R_c, R_p ($R_m + R_c + R_p = R_t$) sırasıyla membran, kek ve gözenek dirençlerini ifade etmektedir. Bu denkleme göre, basınç farkının artışıyla akı artmaktadır. Ancak basınç farkının artışıyla daha yoğun bir kek tabakası oluşumuna bağlı olarak dirençler de artacağı için belirli bir basınç artışından sonra akının azalacağı görülebilir.

Membran filtrasyon proseslerinde katı madde ayırımı ve suyun süzülmesi işlemleri farklı kütle taşınım adımlarını içermektedir. Kütle taşınımı olayında, membran kirlenmesi ve akı azalmasına bağlı olarak kütle taşınımına karşı koyan dirençler oluşur. Bu dirençler şematik olarak Şekil 2.27'de gösterilmiştir **(Mulder, 1991)**.



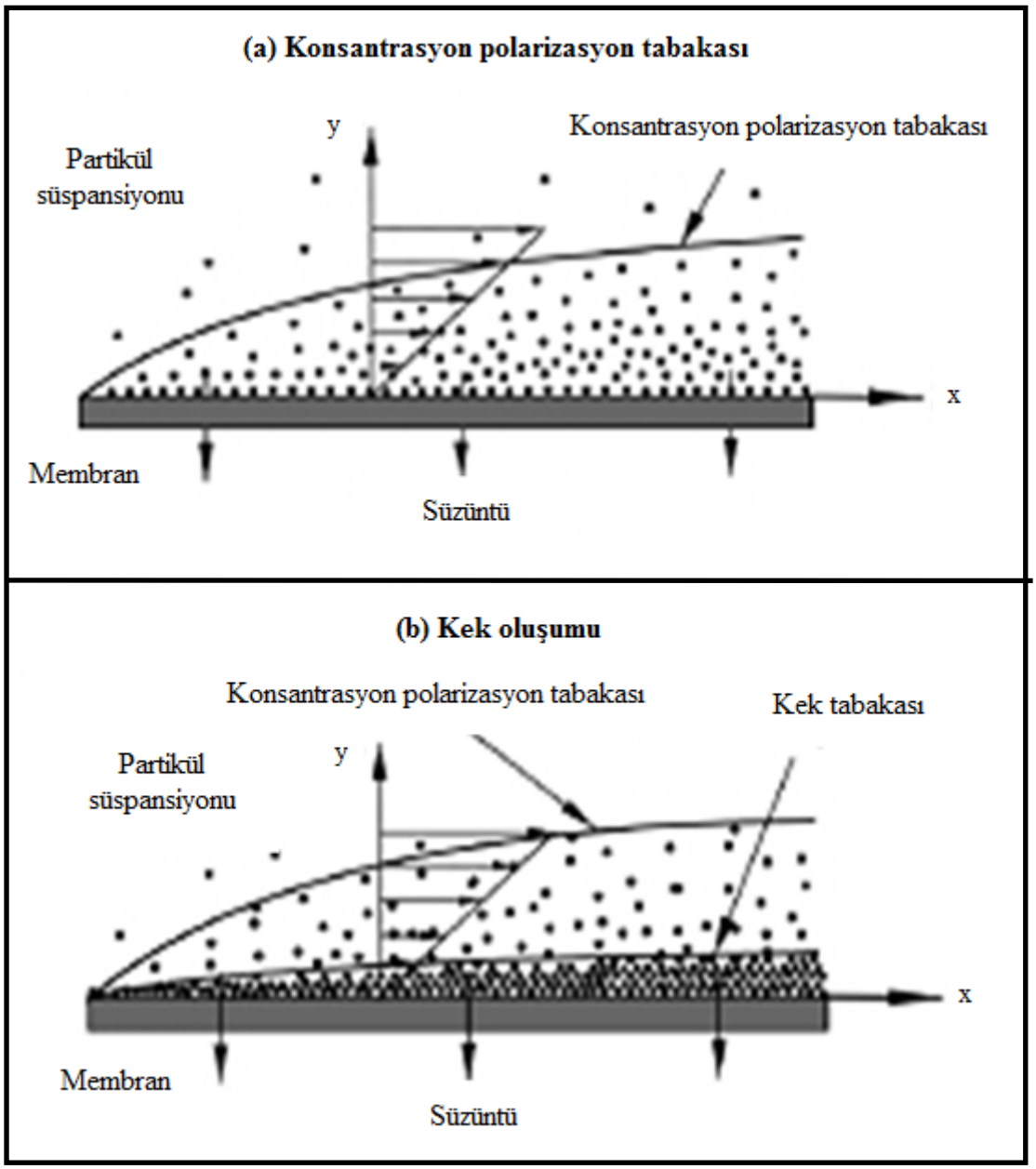
Şekil 2.27. Bir membran kesitinde kütle taşınımına karşı koyan dirençler (**Mulder, 1991**)

Membran proseslerin ekonomik ve verimli bir biçimde işletilebilmeleri, membran üzerinde akıyı azaltıcı yönde etkileri bulunan bu dirençlerin kontrol edilebilmeleri ile yakından ilgilidir **(Zhou and Smith, 2002)**.

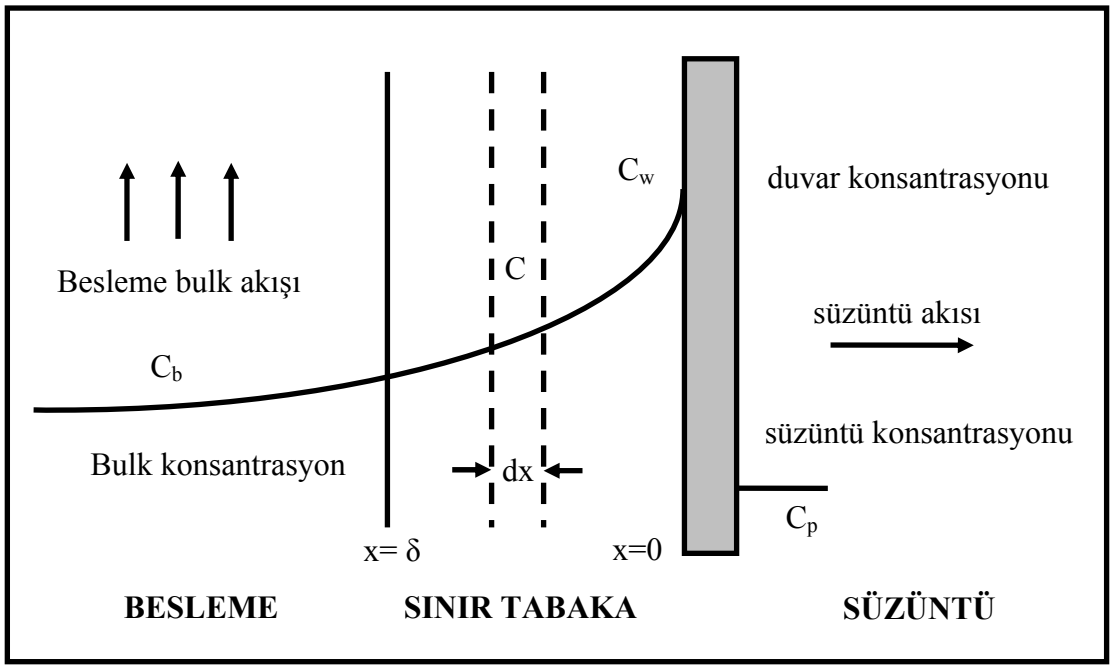
2.9.1.2. Konsantrasyon polarizasyonu modeli

Membran filtrasyonu olayını tanımlamak amacıyla çok sayıda model geliştirilmiş olup bunlar arasında en temel olanı konsantrasyon polarizasyonu modelidir **(Mulder, 1991; Winston and Sirkar, 1992)**. MF ve UF'de, atıksuyun filtrasyonu sırasında içermiş olduğu maddelerin membrana doğru sürüklenmesi ile membran yüzeyinde membran gözenek boyutundan daha büyük moleküller tutulmaktadır. Zaman ilerledikçe, membrandan geçemeyen maddelerin membran üzerinde birikmesi sonucu, membrana yakın bölgelerde besleme çözeltisinden çok daha fazla derişime sahip bir ortam oluşur ve membran yüzeyine yaklaştıkça bu derişim artarak membran üzerinde maksimuma ulaşır. Bu durum membran yüzeyinden ana çözeltiye bir geri akım oluşturur. Bu olaya "*konsantrasyon polarizasyonu"* adı verilir. Konsantrasyon

polarizasyonunun şematik gösterimi Şekil 2.28'de gösterilmiştir **(Chen et al. 2004)**. Konsantrasyon polarizasyonunda sınır tabakada meydana gelen konsantrasyon profili ise Şekil 2.29'da verilmiştir **(Mulder, 1991)**.



Şekil 2.28. Konsantrasyon polarizasyonunun şematik gösterimi **(Chen et al. 2004)**



Şekil 2.29. Denge halinde sınır tabakada meydana gelen konsantrasyon profili **(Mulder, 1991)**

Membrandan δ kadar mesafede besleme şartlarının değişmediği kabul edilir. Bununla birlikte membran yüzeyi yakınlarında bir sınır tabaka oluşur ve bu sınır tabakada konsantrasyon artarak membran yüzeyinde maksimum değerine ulaşır. Membrana doğru konvektif çözünen akısı J·C olarak yazılır. Eğer çözünenlerin tamamı membran tarafından tutulamamışsa, bu durumda membrandan $J \cdot C_p$ kadar bir çözünen akısı geçer. Denge halinde aşağıdaki eşitlik yazılabilir.

$$J\left(C - C_p\right) = \frac{dC}{dx} \qquad \textbf{(2.23)}$$

Bu denkleme göre, X=0 olduğunda $C=C_w$, x= δ olduğunda ise $C=C_b$ olur. Denklem (2.23)'ün mevcut sınır şartları için integrali alındığında denklem (2.24) elde edilir.

$$\ln\left(\frac{C_w - C_p}{C_b - C_p}\right) = \frac{J \times \delta}{D} \qquad \textbf{(2.24)}$$

Burada, difüzyon katsayısının (D) sınır tabakası kalınlığına (δ) oranı kütle transfer katsayısı (k) olarak bilinir.

$$k = \frac{D}{\delta} \tag{2.25}$$

Gerçek süzüntü oranı;

$$R_{ger} = 1 - \frac{C_p}{C_w} \tag{2.26}$$

Denklem (2.26), (2.24) denkleminde yerine koyulup düzenlendiğinde denklem (2.27) elde edilir.

$$\frac{C_w}{C_b} = \frac{e^{J/k}}{R_{ger} + \left(1 - R_{ger}\right) e^{J/k}} \tag{2.27}$$

(2.27) denkleminde C_w/C_b oranı "konsantrasyon polarizasyon modülü" olarak adlandırılır. Konsantrasyon polarizasyonu, membran yüzeyindeki konsantrasyonun (C_w), süzüntü akısının (J) ve gerçek süzüntü oranının (R_{ger}) artması; kütle transfer katsayısının (k) ise azalması ile artar. Eğer çözünen, membran tarafından tamamen tutulursa C_p=0 ve R_{ger}=1 olur. O halde (2.27) eşitliği (2.28)'deki hali alır.

$$\frac{C_w}{C_b} = e^{J/k} \tag{2.28}$$

2.9.1.3. Kek filtrasyonu modeli

Kek filtrasyonu modelinde membran kirlenmesi; uygulanan basınç, çapraz akış hızı, kirletici tabaka kalınlığı ve süzüntü akısı ile teorik olarak ilişkilendirilmektedir. Genel olarak bir membrandan geçen akı, denklem (2.22)'deki gibi ifade edilmektedir. Bu denklemdeki R_c, bu model kapsamında, kekin özellikleri ile denklem (2.29)'daki gibi ilişkilendirilmektedir **(Adham and Fane, 2008)**.

$$R_c = \alpha \cdot \omega \tag{2.29}$$

Bu denklemde α, spesifik kek direncini; ω ise birim membran alanındaki kuru kek miktarını ifade etmektedir. ω, denklem (2.30) ile ifade edilmektedir.

$$\omega = \frac{C_b \cdot V_s}{A_m} \tag{2.30}$$

Denklem (2.30)'un (2.29)'da yerine konulmasıyla elde edilen R_c teriminin, denklem (2.31)'deki yerine konulup düzenlenmesiyle denklem (2.32) ve (2.33) elde edilir.

$$\frac{dV}{dt} = \frac{\Delta P}{\mu} \frac{A}{\left(R_m + R_c\right)} \tag{2.31}$$

$$t = \frac{\mu V R_m}{\Delta P A_m} + \frac{\mu V^2 \alpha C_b}{2\Delta P A_m^2} \tag{2.32}$$

$$\frac{t}{V} = \frac{\mu R_m}{\Delta P A_m} + \frac{\mu \alpha C_b}{2\Delta P A_m^2} V \tag{2.33}$$

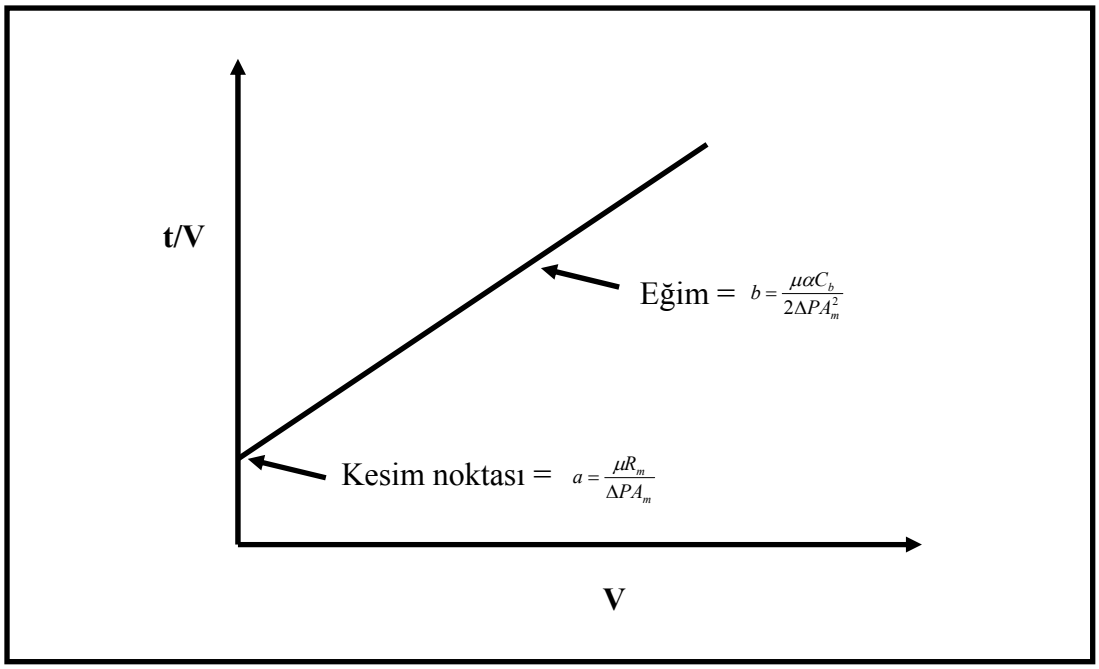
Denklem (2.33) kısaca denklem (2.34) gibi de ifade edilebilir. t/V'nin V'ye karşılık çizilmesiyle elde edilen doğrunun eğimi *b*'ye, doğrunun t/V eksenini kestiği nokta ise *a*'ya eşittir (Denklem (2.35) ve (2.36). Çizilen doğrudan *b* değerinin elde edilmesiyle spesifik kek direnci elde edilir (Denklem (2.37). Şekil 2.30'da özgül kek direncinin hesaplanması için çizilmesi gereken grafik gösterilmiştir.

$$\frac{t}{V} = a + bV \tag{2.34}$$

$$a = \frac{\mu R_m}{\Delta P A_m} \tag{2.35}$$

$$b = \frac{\mu \alpha C_b}{2\Delta P A_m^2} \tag{2.36}$$

$$\alpha = \frac{2\Delta P A_m^2 b}{\mu C_b} \tag{2.37}$$



Şekil 2.30. Toplanan süzüntü hacmine karşılık zaman/hacim grafiği

t : zaman (sn)

V : toplam süzüntü hacmi (mL)

μ : süzüntünün dinamik viskozitesi ($N.s/m^2$)

R_m : membran direnci (1/m)

ΔP : transmembran basıncı (Pa)

A_m : membranın etkin alanı (m^2)

α : spesifik kek direnci (m/kg)

2.9.1.4. Membran gözenek tıkanması modelleri

Bu modeller ampirik olarak belirlenmiş modeller olup, filtrasyondaki akı azalması esasları çerçevesinde membran kirlenme mekanizmasının nasıl gerçekleştiğinin belirlenmesinde kullanılırlar. Membran gözeneklerindeki tıkanmalar, tıkanma kanunlarına göre analiz edilir. Bu kanunlarda, gözenek tıkanmasından kek oluşumuna kadar ki süreçte membrana fiziksel geçiş mekanizmaları tanımlanır ve

genel olarak Hermia tarafından geliştirilmiş bir denklem ile ifade edilir **(Lee and Clark, 1998; Yildiz et al. 2003; Lazaridis et al. 2004)**.

$$\frac{d^2t}{dV^2} = k\left(\frac{dt}{dV}\right)^q \qquad \textbf{(2.38)}$$

Denklem 2.38'de k, kütle transfer katsayısını ve q, filtrasyon sabitini ifade etmektedir. q, kek, ara seviye, standart ve tam gözenek tıkanmaları için sırasıyla 0, 1, 1.5 ve 2 değerlerini almaktadır. Denklem genelde, membran filtrasyonuna ait deneysel veriler kullanılarak filtrasyon mekanizmasının tanımlanmasında kullanılır. Her bir tıkanma modeli için genel ve lineerleştirilmiş denklemler, Çizelge 2.4'te verilmiştir **(Koltuniewicz et al. 1995; Lee and Clark, 1998; Mohammadi et al. 2003; Yildiz et al. 2003)**.

Çizelge 2.4. Akı azalması analizinde kullanılan ampirik membran kirlenme modelleri **(Aydıner, 2006)**

Model	**Denklem**	
	Genel	**Lineer**
Tam gözenek tıkanması	$J = J_0 \cdot e^{-k_t \cdot t}$	$\ln(J^{-1}) = \ln(J_0^{-1}) + k_t \cdot t$
Standart gözenek tıkanması	$J = J_0(1 + 1/2 \cdot k_s (A_m \cdot J_0)^{1/2} \cdot t)^{-2}$	$J^{-1/2} = J_0^{-1/2} + k_s \cdot t$
Ara seviye tıkanması	$J = J_0(1 + k_{as} \cdot A_m \cdot J_0 \cdot t)^{-1}$	$J^{-1} = J_0^{-1} + k_{as} \cdot t$
Kek filtrasyonu	$J = J_0(1 + 2 \cdot k_k (A_m \cdot J_0)^2 \cdot t)^{-1/2}$	$J^{-2} = J_0^{-2} + k_k \cdot t$

Bu çizelgede J_o, deney başlangıcındaki süzüntü akısını; k'lar, farklı filtrasyon kanunlarına göre kütle transfer katsayılarını; t, zamanı ve A_m, etkili membran alanını ifade etmektedir. Tablo 2.4'te verilen modeller, membran kirlenmesi olayının nasıl meydana geldiğine ışık tutmaktadır. Bu modeller aşağıda kısaca açıklanmaktadır **(Koltuniewicz and Field, 1996; Hu and Scott, 1997)**.

***(a) Standart gözenek tıkanması*:** Parçacık boyutunun membran gözenek boyutundan daha küçük olduğu durumda geçerlidir. Süspansiyonlar membran içerisine geçiş

yaptığında membran duvarı, parçacıkların gözenek duvarı veya membran destek malzemesi üzerine adsorplanması sebebiyle kısmen üniform bir tabaka ile kaplanır. Bu durum önemli bir şekilde membran rejeksiyonunu etkileyebilmektedir.

***(b) Tam gözenek tıkanması*:** Adsorpsiyon yokluğunda membran gözenekleri, gözenek girişinin hemen ağız kısmından parçacık boyutunun membran gözenek boyutuna yaklaşık eşit olması sebebiyle tek bir parçacık ile kapatıldığı akı azalma modelidir.

***(c) Kek filtrasyonu*:** Parçacık boyutunun membran gözenek boyutundan daha büyük olması halinde gözenek tıkanmasının meydana gelmesi olası değildir. Bunun yerine membran yüzeyi üzerinde parçacık birikmesine bağlı olarak bir kek tabakası oluşumu söz konusu olur. Bu durumda, membran gözenek yapısı etkilenmez. Yani membran kirlenmesi kalıcı değil, temizlenebilir kirlenmedir.

***(d) Ara seviye tıkanma*:** Membran yüzeyinin tamamı parçacıklar tarafından kapatılamaz ve gözenek girişleri, parçacıkların köprüleme yapması sebebiyle kısmen kapanabilmektedir.

Membran gözenek tıkanması modellerinden sadece bir tanesi genel olarak akı azalmasının sebebini tanımlayıcı olabildiği gibi, akı azalması periyotları bazında sabit akı periyodu (başlangıçtan kısa bir süre sonrasına kadar), hızlı akı azalma ve yavaş akı azalma periyotları gibi farklı modeller olayı daha iyi temsil edici olabilmektedir. Literatürdeki birçok çalışmadan desteklendiği üzere, geleneksel filtrasyon mekanizmasının çoğunlukla; ilk aşama için (yaklaşık 10□15 dak) standart tıkanma modeline, diğer kısım için ise kek filtrasyon modeline uyum gösterdiği bilinmektedir **(Matsumoto et al. 1987; Visvanathan et al. 1997; Hu and Scott, 1997; Yildiz et al. 2003)**.

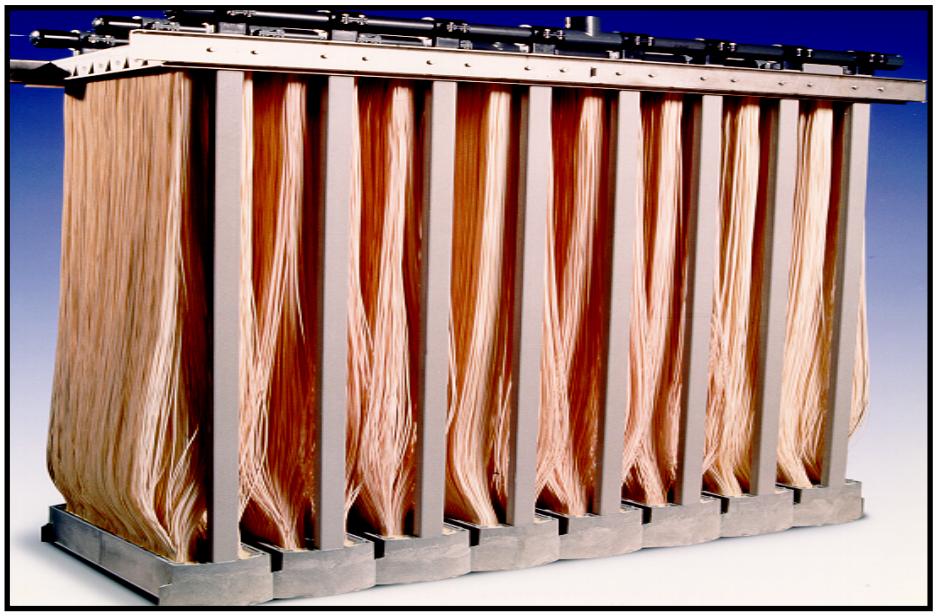
2.10. Membran Biyoreaktör (MBR) Prosesi

2.10.1. MBR Tanımı

Son yıllarda polimer teknolojisindeki hızlı gelişmeler, membran teknolojisinin de hızlı bir şekilde gelişmesini sağlamıştır. Polimer teknolojisindeki gelişmelere bağlı

olarak üretim maliyetinin azalması sebebiyle gerek içme suyu gerekse de atıksu arıtma uygulamalarında membran prosesleri (özellikle mikrofiltrasyon ve ultrafiltrasyon) konvansiyonel sistemlerle maliyet açısından rekabet edebilir hale gelmiş ve geniş çapta uygulanma alanı bulmaya başlamıştır. Bu nedenle, atıksu arıtımında uygulanan MBR'ler de gelişmiş ve son on yılda eksponansiyel bir artışla arıtma tesislerinde devreye alınmıştır **(Stephenson et al. 2000; Gunder, 2001; Anonim I, 2001; Van der Roest et al. 2002; Daigger et al. 2005)**. Ayrıca, gelecek yıllarda birçok konvansiyonel atıksu arıtma tesislerinin mevcut teknolojilerini MBR'lere dönüştüreceği ve özellikle de son çökeltim havuzlarının ortadan kalkacağı A.B.D ve Avrupa'daki uzmanlar tarafından tahmin edilmektedir **(Yiğit, 2007)**.

Membran biyoreaktörler, biyolojik parçalanmada rol oynayan biyokütlenin ve arıtılmış suyun fiziksel olarak ayrıldığı askıda büyüme modundaki biyokimyasal oksidasyon (aktif çamur gibi) ile filtrasyon proseslerinin kombinasyonu ile oluşan sistemlerdir **(Adham and Gagliardo, 1998; Buisson et al. 1998; Cicek, 1998; Crawford et al. 2000; Liu et al. 2000; Stephenson et al. 2000; Hasar, 2001)**. Konvansiyonel aktif çamur prosesinde iki ayrı tankta gerçekleşen biyokimyasal oksidasyon (havalandırma tankında) ve su/biyokütle ayrımı (sedimantasyon ile çökeltim tankında) MBR'lerde tek tankta gerçekleşmektedir. Bu tank içinde havalandırma ile aktif çamur oluşturulmakta, tankın içinde suda gömülü olan membran kasetlerindeki fiberlere ya da düz tabaka membranlara vakum uygulayarak gözeneklerinden arıtılmış su çekilmekte ve biyooksidasyon ile karbon giderimini yapan biyokütle tank içerisinde kalmaktadır **(Yiğit, 2007)**. Şekil 2.31'de membran fiberlerini içeren bir kaset gösterilmiştir. Şekil 2.32'de ise bir membran kasetinin tankın içine yerleştirilirken çekilen fotoğrafı gösterilmiştir. MBR'lerde genellikle mikrofiltrasyon (yaklaşık 0.2 μm gözenek büyüklüğü) ya da ultrafiltrasyon (yaklaşık 0.01 μm gözenek büyüklüğü) membranlar kullanılmaktadır. Arıtma sırasında zamanla membran üzerinde oluşan kek/jel tabakası bu gözenekleri daha da küçültmekte ve su/biyokütle ayrımını ve arıtma verimini arttırmaktadır.

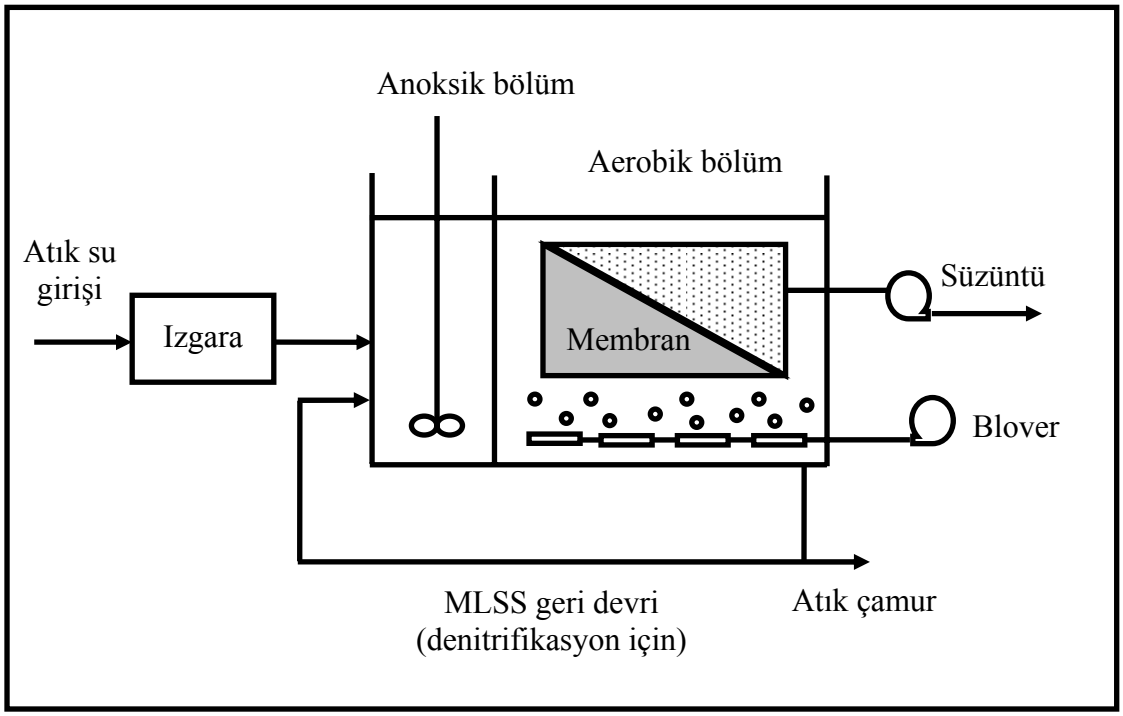


Şekil 2.31. MBR membran kaseti **(Zenon Env. Inc., 2002)**



Şekil 2.32. Membran kasetinin tank içine yerleştirilmesi **(Zenon Env. Inc., 2002)**

Tipik bir MBR ünitesi akım şeması Şekil 2.33'te gösterilmiştir. Membranları tıkayabilecek büyük çaplı materyalleri (bez, kağıt, plastik, parçaları gibi) ayırmak için kaba ve ince ızgaradan (1–2 mm çaplı) geçen atıksu direk olarak ön çökeltime gerek olmadan MBR tankına girmektedir (Şekil 2.33). Ancak bazı durumlarda giriş askıda katı madde muhtevası fazla olan atıksularda MBR ünitesinden önce ön çökeltim de uygulanabilmektedir. MBR tankının giriş bölümü kapalı ve havalandırmasız yapılarak anoksik şartlar sağlanıp atıksu özelliklerine bağlı olarak denitrifikasyon uygulanabilir. Böylece isteğe bağlı olarak organik karbon gideriminin yanında amonyak azotu giderimi de sağlanır. Eğer proseste fosfor giderimi de amaçlanıyorsa tankın ilk giriş kısmına bir anaerobik bölüm eklenip fosfor da biyolojik olarak atıksudan giderilebilir. Bu nedenle, MBR prosesi biyolojik nutrient giderimi için de uygun bir prosestir **(Judd, 2006)**. Bunun yanı sıra ağır metallerin giderimi istenirse koagülasyon/flokülasyon işlemi için bazı koagülantlar ilave edilebilir. Tüm bu özellikler MBR'leri oldukça esnek bir arıtma prosesi haline getirmektedir. Vakum ile membran gözeneklerinden çekilen arıtılmış su konvansiyonel sistemlere göre çok daha yüksek kalitededir **(Yiğit, 2007)**.



Şekil 2.33. Tipik bir MBR sistemi akım şeması **(Yiğit, 2007)**

2.10.2. MBR Konfigürasyonları

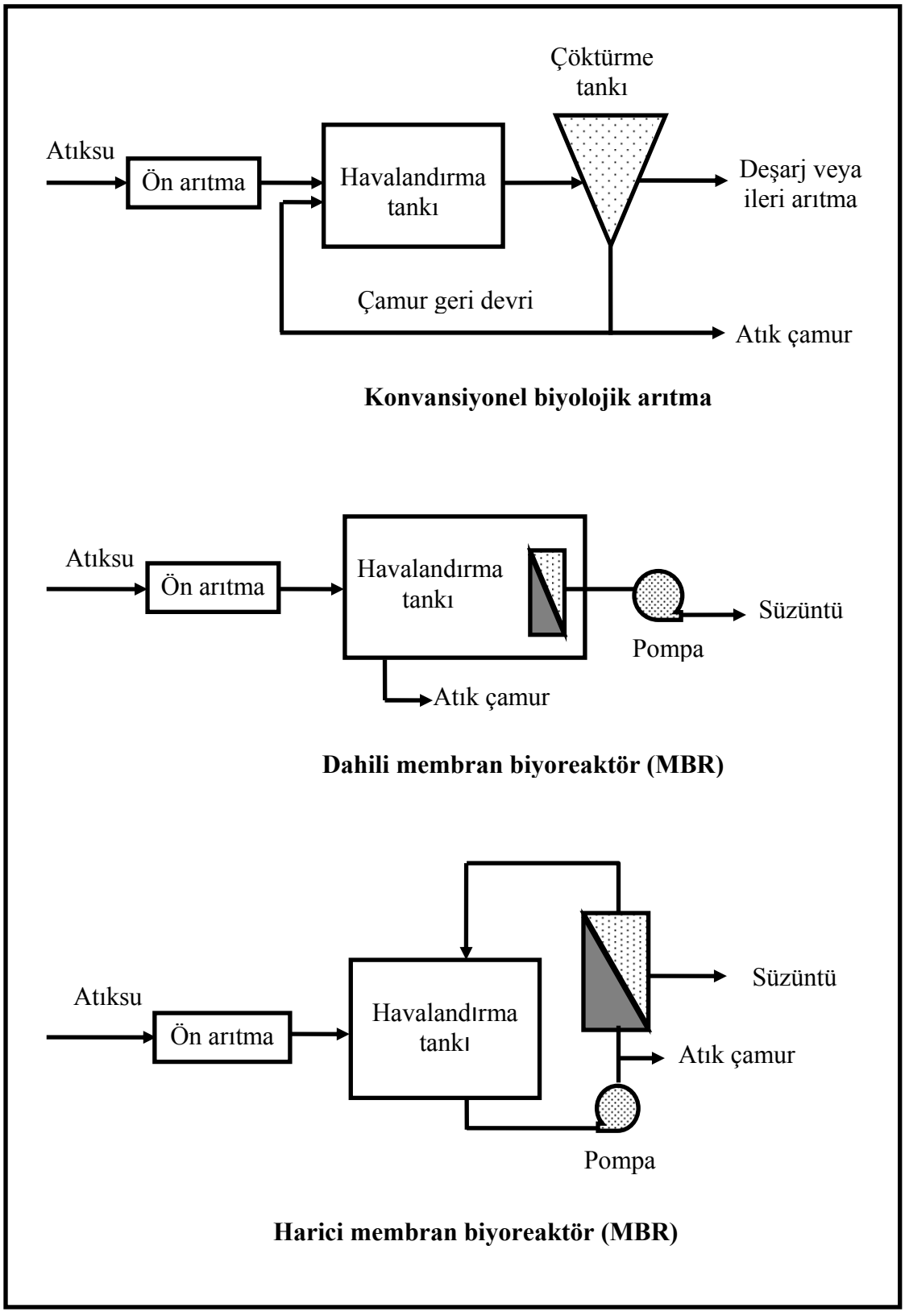
Günümüzde MBR sistemleri dahili□entegre (sıvı/biyokütle ayrımının biyoreaktör içinde batık membranlar ile gerçekleştiği) ve harici (sıvı/biyokütle ayrımının çapraz akışlı membran filtrasyonu ile ayrı bir ünitede gerçekleştiği) olmak üzere 2 ana konfigürasyonda uygulanmaktadır. Şekil 2.34'te konvansiyonel biyolojik arıtma ile harici ve dahili MBR konfigürasyonları gösterilmiştir.

Uygulanacak MBR konfigürasyona karar vermek spesifik şartlara bağlı olsa da genellikle dahili MBR'ler daha sık uygulanmaktadır. İki konfigürasyonun karşılaştırılması Çizelge 2.5'te sunulmuştur.

Çizelge 2.5. Dahili ve harici MBR'lerin karşılaştırılması **(Yiğit, 2007)**

Dahili MBR	Harici MBR
✓ Yüksek ilk yatırım maliyeti	✓ Düşük ilk yatırım maliyeti
✓ Yüksek havalandırma masrafı	✓ Düşük havalandırma masrafı
✓ Düşük pompaj masrafı	✓ Yüksek pompaj masrafı
✓ Düşük akı (büyük alan gereksinimi)	✓ Yüksek akı (büyük alan gereksinimi)
✓ Daha az temizleme ihtiyacı	✓ Daha sık temizleme ihtiyacı
✓ Düşük işletme maliyeti	✓ Yüksek işletme maliyeti

Dahili MBR'lerde genellikle iki tür havalandırma uygulanır. Birincisinde, reaktör tabanındaki difüzörlerden verilen kaba hava kabarcıklı havalandırma ile biyokütlenin oksijen ihtiyacı karşılanırken ikincisinde membran yüzeyine uygulanan ince hava kabarcıklı havalandırma ile membran yüzeyine maddelerin birikip akıyı azaltması engellenmeye çalışılır. Dahili batık MBR'ler daha düşük işletme akılarında çalıştırıldıkları için membran kirlenmesi veya tıkanması minimize edilir. Dahili batık MBR'ler harici MBR'lere göre daha düşük pompaj masrafları gerektirse de havalandırmanın membran tıkanmasını engelleyici ana yöntem olmasından dolayı daha yoğun havalandırma ihtiyacı arz ederler **(Judd, 2002a)**.



Şekil 2.34. MBR konfigürasyonları **(www.wastewaterengineering.com)**

Çizelge 2.6'da değişik MBR sistemi üreticilerinin MBR performansları ve membranların teknik özellikleri karşılaştırılmıştır.

Çizelge 2.6. MBR sistemi üreticilerinin ürünlerinin teknik özellikleri **(Wang et al. 2008)**

Özellik	Zenon	Mitsubishi Rayon	Tianjin Motimo	Kubota
(1) Membran modülü özellikleri				
Polimer	PVDF	PE	PVDF	PE
Filtrasyon tipi	UF	MF	MF	MF
Modül	Hol. fiber	Hol. fiber	Hol. Fiber	Flat□sheet
Hidrofilik	Evet	Evet	Evet	Evet
Dış çap (mm)	1.95	□	1.00	490 (genişlik)
İç çap (mm)	0.92	□	0.65	1000 (yükseklik)
Fiber uzunluğu (mm)	1650	663.5	1010	6 (kalınlık)
Gözenek boyutu (μm)	0.04	0.4	0.20	0.4
Yüzey alanı (m^2)	23/modül	105/modül	20/modül	0.8/panel
Normal akı ($L/m^2/h$)	25.5	10.3–16.7	15	25.5
(2) MBR performansı				
MLSS (g/L)	12–30	57–73	<15	15–30
Havalandırma (m^3/h)	14	□	□	□
SRT (d)	10–100	□	<60	>40
Çamur verimi (kgMLSS/kgBOİ)	0.1–0.3	□	□	□
Çıkış BOİ (mg/L)	<2	2–6	□	3–5
Çıkış NH_3 (mg/L)	<0.3	□	□	<2

2.10.3. MBR Prosesinin Avantajları

MBR'nin konvansiyonel sistemlere göre en önemli avantajlarından biri arıtılan suyun kalitesindeki iyileşmedir. Çünkü bu sistem, iyi kalitede çıkış suyu elde etme yeteneğine sahiptir. Yapılan çalışmalar KOİ, BOİ ve MLSS giderim yüzdelerinin sırasıyla % 95, % 98 ve % 99' dan daha büyük olduğunu göstermiştir **(Manem et al. 1993; Ishida et al.**

1993; Fan et al. 1996). Deşarj standartlarından birisi olan toplam askıda katı madde (MLSS) MBR'lerde genelde çok düşük olur (yaklaşık 1–3 mg/L). İyi işletilen konvansiyonel sistemlerde bu rakam 10–30 mg/L arasındadır. MBR'lerde fiziksel biyokütle ayırımı yanında yüksek kalitede bir fiziksel dezenfeksiyon da sağlanmış olur. A.B.D'de gerek pilot gerekse de gerçek tesislerde yapılan çalışmalar MBR'lerin yaklaşık tüm protozoaları giderdiğini, 5–6 log bakteri ve 1–2 log virüs giderimi sağladığını göstermiştir. Klorla dezenfeksiyona dayanıklı olan patojenik protozoalardan *Cryptosporidium* ve *Giardia*'da MBR'de rahatlıkla tutulur. Bu sayede elde edilen arıtılmış su, bulanıklılığının düşük olması yanında (<0.5 NTU) çok düşük patojen içermesi nedeniyle de rahatlıkla zirai sulama amaçlı kullanılabilir. MBR ile arıtılmış atıksu konvansiyonel sistemlere göre çevre sağlığı, halk sağlığı ve mikrobiyal içerik yönünden çok daha güvenlidir **(Anonim II, 1992, Anonim III, 2000)**.

MBR'ler kompak sistemler olduğu için konvansiyonel sistemlere göre çok daha az arazi gereksinimine ihtiyaç duyarlar. Dahili sistem MBR'lerde tüm arıtma aşamaları (havalandırma, sıvı/biyokütle ayrımı ve fiziksel dezenfeksiyon) tek bir tankta gerçekleşmektedir. MBR'lerin en önemli avantajlarından bir tanesi de mevcut işletimde olan konvansiyonel aktif çamur sistemlerinin kolaylıkla MBR sistemlerine dönüştürülebilmesidir **(Fane and Chang, 2002)**. Mevcut konvansiyonel sistemlerin havalandırma tankına batık membranlar yerleştirerek bu işlem gerçekleştirilebilmektedir.

MBR'lerde biyolojik askıda katı madde (MLSS) konsantrasyonları 12.000–15.000 mg/L gibi oldukça yüksek değerlere kadar ulaşabildiği için (konvansiyonel aktif çamurda MLSS yaklaşık 2.000–4.000 mg/L) arıtma için gerekli hidrolik kalış süresi (HKS) konvansiyonel sistemlere göre daha azdır. Havalandırma havuzlarının dizaynında HKS temel parametre olup düşük HKS gereksinimi gerekli havuz hacmini düşürdüğü için sistemin ilk yatırım maliyetini azaltır. Ayrıca sistemde işletme kolaylığı da sağlar **(Judd, 2001; 2006)**. Buna ek olarak arazi gereksinimi de azalır. Yine konvansiyonel aktif çamur sistemlerine göre MBR'lerde son çökeltme tankına ihtiyaç olmadığı için bu da ilk yatırım ve işletme maliyetini azaltıcı bir etken olarak göz önünde bulundurulmalıdır **(Yiğit, 2007)**.

MBR'lerde çamur yaşı (ÇY) konvansiyonel sistemlere göre çok daha rahat kontrol edilir. Konvansiyonel sistemlerde son çökeltim tanklarında biyokütlenin bazı durumlarda iyi çökelmemesinden dolayı savaklardan MLSS kaçması çamur yaşını ve arıtma performansını olumsuz etkiler. MBR'de biyokütlenin sistemden tek çıkma noktası nihai bertaraf için atılan atık çamur olduğu için bu durum MBR'de gözlenmez **(Visvanathan et al. 2000; Lesjean et al. 2004)**.

MBR'lerde yüksek MLSS konsantrasyonlarından dolayı yüksek çamur yaşı ile işletim yapılabilir. 20 günden fazla ÇY ile çalışıldığında çeşitli avantajlar ortaya çıkar. Bunlardan birincisi, artan iç solunumdan dolayı oluşan yeni biyokütle miktarının azalması ve buna bağlı olarak bertaraf edilmesi gereken atık biyokütle miktarının azalmasından dolayı işletme maliyetinin düşmesidir. İkinci olarak ise, yüksek ÇY değerlerinde nitrifikasyonun konvansiyonel proseslere göre daha verimli gerçekleşmesi ve nitrifikasyonun çeşitli ortam şartlarından olumsuz etkilenme şansının azalmasıdır. Ayrıca yüksek MLSS konsantrasyonlarında çalışıldığında sisteme fazla organik yükleme yapılabileceği gibi sistem, yüksek biyokütle konsantrasyonundan dolayı şok toksik yüklemelere karşı daha dayanıklı hale gelebilir **(Krauth and Staab, 1994; Ishida et al. 1993; Chaize and Huyard, 1991)**.

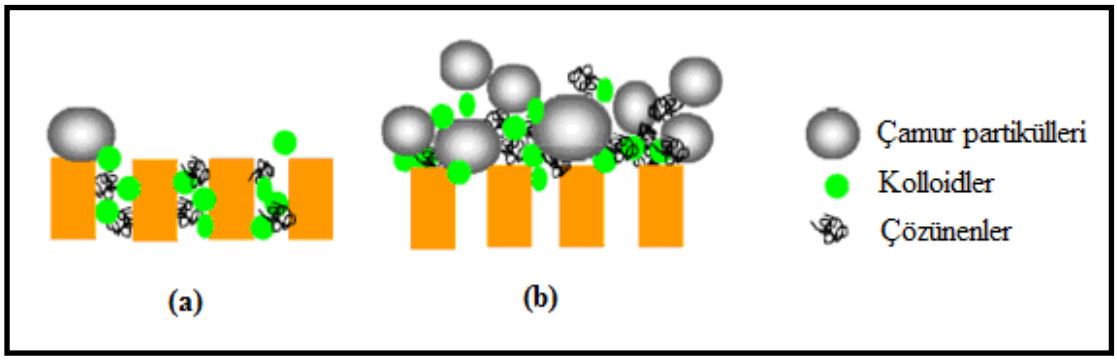
2.10.4. MBR Prosesinin Dezavantajları

MBR proseslerin dezavantajlarının başında membran modüllerinin yüksek yatırım maliyetleri gelmektedir. MBR işletim maliyeti genellikle konvansiyonel atıksu arıtmaya göre daha yüksektir. MBR'de arıtma prosesi tek bir havuzda gerçekleştiği için sistem mekanik ve kontrol açıdan konvansiyonel sistemlere göre daha komplekstir. Ayrıca membran kirlenmesi maliyeti arttıran önemli unsurlar arasında yer almaktadır **(Judd, 2002a)**.

2.11. Membran Biyoreaktörlerde Kirlenme Parametreleri

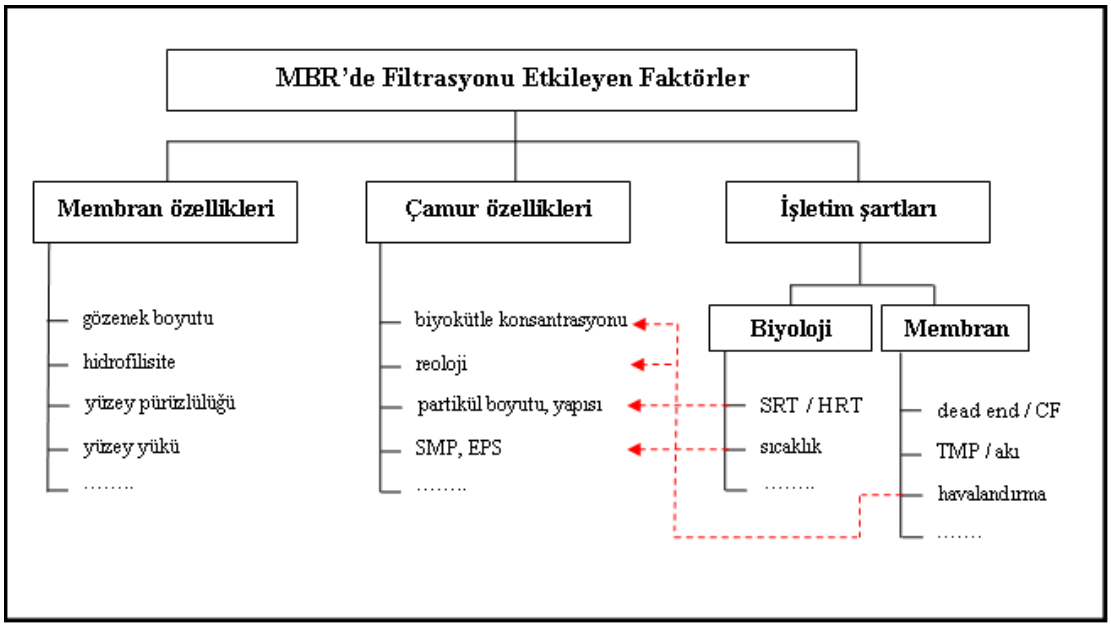
MBR'ler, konvansiyonel proseslerle kıyaslandığı zaman, tesisin yatırım ve işletme maliyetlerini azaltmasına ve yüksek kalitede çıkış suyu sağlamalarına rağmen yaygın olarak kullanılamamaktadırlar. Bunun en önemli sebeplerinden birisi membranların kirlenmesidir. Kirlenme membran akısını düşürür, temizleme ve kimyasal geri

yıkama ihtiyacından dolayı işletme ve bakım maliyetlerini arttırır. Kirlenme, membran yüzeyinde veya membran gözeneklerinin içinde meydana gelebilir. Membran kirlenmesi basitçe iki kısımda incelenebilir: geri dönüşümlü (yüzeyde oluşan jel ve kek tabakasının havalandırma veya fiziksel geri yıkama ile giderilmesi) ve geri dönüşümsüz (çözünmüş veya kolloidal maddelerin adsorpsiyon sonucu gözenek içinde birikmesi ve kimyasal temizleme ile giderilmesi). Şekil 2.35'de MBR'lerdeki membran kirlenme prosesi şematik olarak gösterilmiştir.



Şekil 2.35. MBR'lerde membran kirlenme prosesi **(a)** gözenek tıkanması **(b)** kek tabakası **(Meng et al. 2009)**

Membran kirlenmesine direk etki eden 3 temel faktör Şekil 2.36'da gösterilmiş olup bunlar; membranın özellikleri, çamurun özellikleri ve işletim şartları olarak sınıflandırılabilir. Tıkanmaya neden olan önemli biyokütle parametreleri; askıda katı madde konsantrasyonu (MLSS), partikül boyut dağılımı, çözünmüş mikrobiyal ürünler (SMP), hücre dışı polimerik maddeler (EPS), viskozite olarak özetlenebilir. Membran özellikleri açısından değerlendirildiğinde porozite, yüzey yükü, gözenek boyutu, elektriksel yük, hidrofilik/hidrofobik özellikler tıkanmaya etki eden temel parametrelerdir. İşletim parametreleri ise pH, sıcaklık, çapraz akış hızı, havalandırma hızı, hidrolik kalış süresi, çamur yaşı, işletim akısı, kritik akı, ön arıtma, geri yıkama ve kimyasal temizleme türü ve sıklığıdır. Tüm bu parametreler ve aralarındaki potansiyel etkileşimler bir bütün olarak dikkate alındığında, membran kirlenme olayının ne kadar kompleks ve tahmini zor bir süreç olduğu ortadadır.



Şekil 2.36. Membran tıkanmasına etki eden faktörler **(Khongnakorn et al. 2007)**

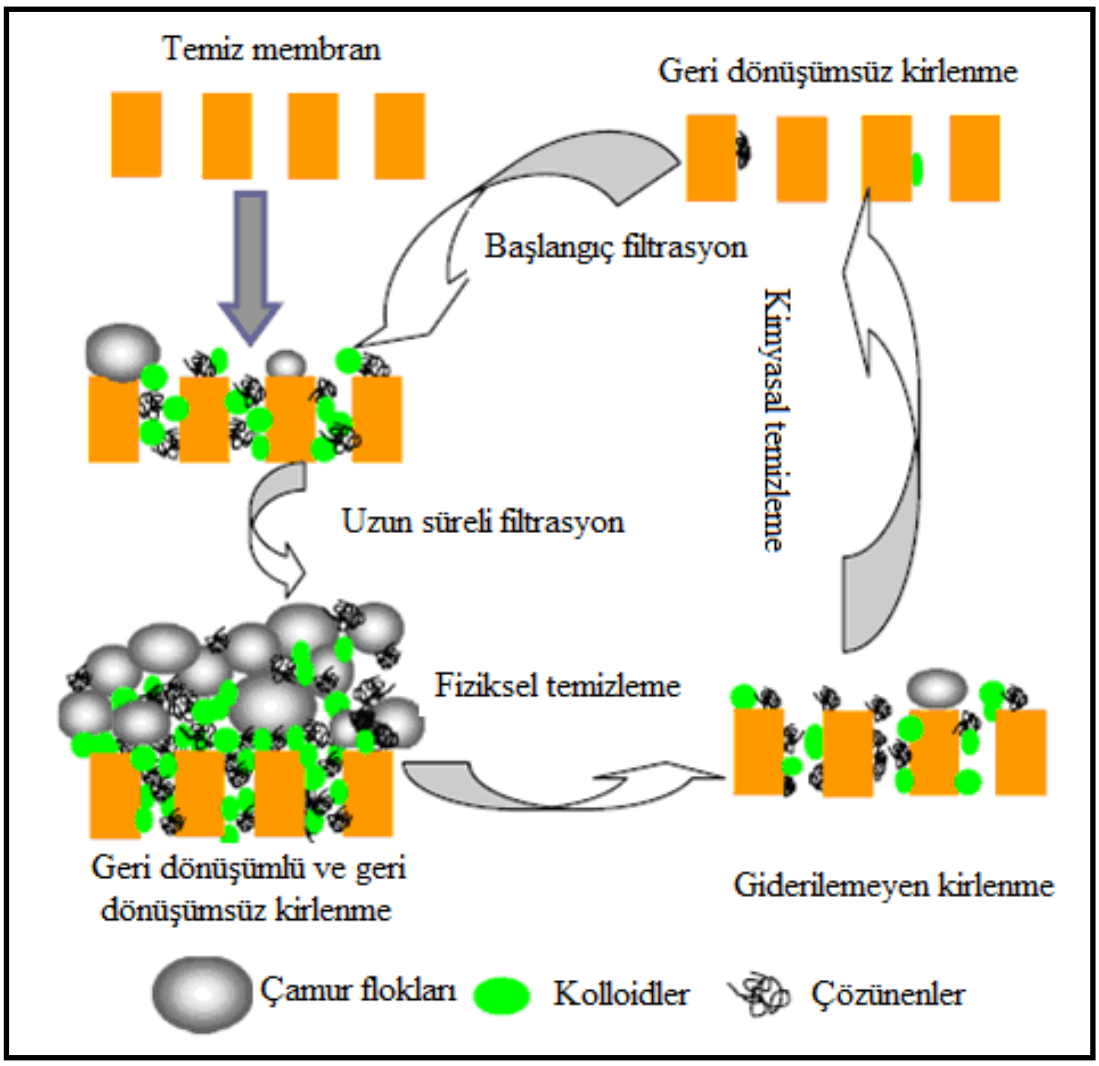
2.11.1. Membran Kirlenmesinin Sınıflandırılması

2.11.1.1. Geri dönüşümlü ve geri dönüşümsüz kirlenme

Membran kirlenmesi çok kompleks bir olaydır. Karışık kültürdeki çamur floklarının partikül boyutu, kolloidler ve çözünen maddeler membran filtrasyon sistemlerinde kirlenme mekanizmasını güçlü bir şekilde etkiler. Eğer kirleticiler membran porlarından daha büyükse (kolloidler gibi) gözenek çeperlerinde adsorpsiyon veya membran porlarından daha küçükse (çözünmüş maddeler gibi) gözenek tıkanması gözlenebilir. Ancak, kirleticiler (çamur flokları ve kolloidler gibi) membran gözeneklerinden çok daha büyükse bunlar membran yüzeyinde kek tabakası oluşturma eğilimindedir.

Membran kirlenmesinin genel bir tanımı olmayıp farklı araştırmacılar tarafından farklı tanımlamalar yapılmıştır. Geri dönüşümsüz kirlenme, kimyasal temizleme dahil olmak üzere herhangi bir yöntemle giderilemeyen kirlenme olarak tanımlanabilir. Bazı çalışmalarda geri dönüşümsüz kirlenme, fiziksel temizleme ile giderilemeyen fakat kimyasal temizleme ile giderilebilen kirlenme olarakta tanımlanmaktadır. **Meng et al. (2009)** üç tip kirlenmeden bahsetmiştir: giderilebilen kirlenme, giderilemeyen kirlenme ve geri dönüşümsüz kirlenme. Şekil 2.37'den

görüldüğü gibi giderilebilen kirlenme, fiziksel temizleme (geri yıkama) ile kolaylıkla uzaklaştırılabilirken giderilemeyen kirlenme, kimyasal temizlemeye gereksinim duyar. Giderilebilen kirlenme ve geri dönüşümlü kirlenme aynıdır. Geri dönüşümlü kirlenmeye membran yüzeyine gevşek olarak yapışan kirleticiler neden olurken geri dönüşümsüz kirlenmeye güçlü olarak yapışan kirleticiler neden olur. Geri dönüşümlü kirlenme, kek tabakasının oluşumundan dolayı geçici olmasına rağmen geri dönüşümsüz kirlenme, gözenek tıkanmasından dolayı kalıcıdır.



Şekil 2.37. MBR'de geri dönüşümlü ve geri dönüşümsüz kirlenmenin şematik gösterimi **(Meng et al. 2009)**

2.11.1.2. Biyokirlenme, organik kirlenme ve inorganik kirlenme

2.11.1.2.1. Biyokirlenme

MBR'lerde kirlenme 3 ana kategoride sınıflandırılabilir: biyokirlenme, organik kirlenme ve inorganik kirlenme. Membran kirleticilerinin oluşum mekanizmasını anlamak kirlenme kontrolü için daha etkili yaklaşımlar önermeye ve geliştirmeye yardımcı olacaktır. Biyokirlenme membran üzerinde birikme, büyüme ve bakteri hücreleri veya flokların metabolizması ile ilgilidir **(Pang et al. 2005; Wang et al. 2008b)**. Atıksuların arıtımı için mikrofiltrasyon ve ultrafiltrasyon gibi düşük basınçlı membranlar için biyokirlenme temel problemdir, çünkü MBR'lerdeki çoğu kirleticiler (özellikle mikrobiyal floklar) membran gözenek boyutundan çok daha büyüktür. Biyokirlenme, tek hücrelerin veya hücre kümelerinin membran yüzeyinde birikmesiyle başlar ve biyokek oluşturmalarıyla devam eder. Çoğu araştırmacılar, bakteriler tarafından salgılanan SMP ve EPS'nin de membran yüzeyinde biyolojik kirlenmede ve kek tabakasının oluşumunda önemli rol oynadıklarını belirtmişlerdir **(Flemming et al. 1997; Liao et al. 2004; Ramesh et al. 2007)**. Bakteri hücrelerinin depolanması; taramalı elektron mikroskopi (SEM), konfokal lazer taramalı mikroskopi (CLSM), atomik kuvvet mikroskopi (AFM) ve membrandan direkt gözlem (DOTM) gibi tekniklerle görülebilir. DOTM ve CLSM membran biyokirlenmesini karakterize etmek için yoğun olarak kullanılmaktadır **(Li et al. 2003; Jin et al. 2006; Yun et al. 2006; Zhang et al. 2006a; Hwang et al. 2007; Lee et al. 2007)**. **Ng et al. (2006b)** CLSM tekniğini membran yüzeyi üzerindeki bakteri dağılımını tespit etmek için uygulamış ve bakterilerin membran üzerinde oldukça fazla bulunduğunu rapor etmişlerdir. **Yun et al. (2006)** ise yapmış oldukları çalışmada, biyofilm yapısını karakterize etmişler ve MBR'de boya atıksularının arıtımında biyofilmin membran geçirgenliği üzerine etkisini analiz etmişlerdir. Çalışma neticesinde, membran geçirgenliğinin biyofilmin yapısal parametreleriyle (porozite, biyohacim gibi) çok yakın ilişkili olduğunu bulmuşlardır. Bu tekniklerin kullanılarak biyokirlenme mekanizmasının incelenmesi, flok/hücre depolama prosesi ve mikro yapı/kek tabakasının oluşumunun anlaşılmasında yardımcı olmaktadır. Ayrıca, mikrobiyal topluluk yapıları Polymerase Chain Reaction Denaturing Gradient Gel Electrophoresis (PCR–DGGE) ve Fluorescence In Situ Hybridization (FISH) gibi mikrobiyolojik metotlar kullanılarak araştırılabilir. **Zhang et al. (2006c)**

membran yüzeyindeki mikrobiyal topluluğun askıda biyokütledekinden çok farklı olabileceğini rapor etmişler ve membranların yüzey kolonizasyonlarında öncü olabilecek bakterilerin bir listesini çıkarmışlardır. **Miura et al. (2007)** gerçek evsel atıksuları tam ölçekli batık MBR'de arıtarak mikrobiyal topluluğu çalışmışlardır. Bu grupta, membran yüzeyindeki mikrobiyal topluluğun askıda biyokütledekinden oldukça farklı olduğunu rapor etmiştir. Çalışma neticesinde, FISH ve 16S rRNA gen sıra analizlerinde olgun biyofilmlerin gelişmesinde temel rol oynayan spesifik filogenetik (phylogenetic) bir grup bakteri tespit etmişlerdir. **Jinhua et al. (2006)** g□Proteobacteria'nın membran üzerinde diğer mikroorganizmalardan daha seçici yapıştığını, büyüdüğünü ve depolanan hücrelerin askıdaki süspansiyondan daha yüksek yüzey hidrofobisitesine sahip olduğunu rapor etmişlerdir. Kek tabakasındaki anoksik şartlardan dolayı mikrobiyal topluluğun yapısında geçici değişimler meydana gelebileceğini belirtmişlerdir.

2.11.1.2.2. Organik kirlenme

MBR'lerde organik kirlenme, biyopolimerlerin (proteinler ve polisakkaritler gibi) membran üzerinde depolanmasını ifade eder. Küçük boyutlarından dolayı biyopolimerler membran üzerinde daha çabuk depolanabilirler. **Metzger et al. (2007)** ise MBR'lerde depolanan biyopolimerleri karakterize etmek için kapsamlı bir çalışma yapmışlardır. Membran filtrasyonundan sonra fiziksel yıkama, geri yıkama ve kimyasal temizleme kullanılarak kirlenme tabakası üst tabaka, orta tabaka ve alt tabaka olmak üzere fraksiyonlara ayrılmıştır. Sonuçlar, üstteki kirlenme tabakasının çamur floklarına benzer kompozisyona sahip poroz ve gevşek bağlı kek tabakasından oluştuğunu göstermiştir. Ortadaki kirlenme tabakasının SMP ve bakteri kümeleri ile aynı özelliklere sahip olduğu ve yüksek konsantrasyonda polisakkarit içerdiği gözlenmiştir. Alt tabakada, giderilemeyen kirlenme fraksiyonu ve SMP'ye bağlı baskın kirlenme gözlenmiş olup yüksek konsantrasyonda bağlı proteinlere sahip olduğu bulunmuştur. Fourier transform infrared (FTIR) spectroscopy, solid state 13C□nuclear magnetic resonance (NMR) spectroscopy ve high performance size exclusion chromatography (HP□SEC) organik kirlenmenin araştırılması için kullanılan güçlü analitik cihazlar olup MBR'lerde organik kirleticilerin tanımlanması ve karakterizasyonu için etkili yaklaşımlar sunar. FTIR spektrumlarından, biyopolimerlerin temel komponentleri proteinler ve polisakkaritler olarak

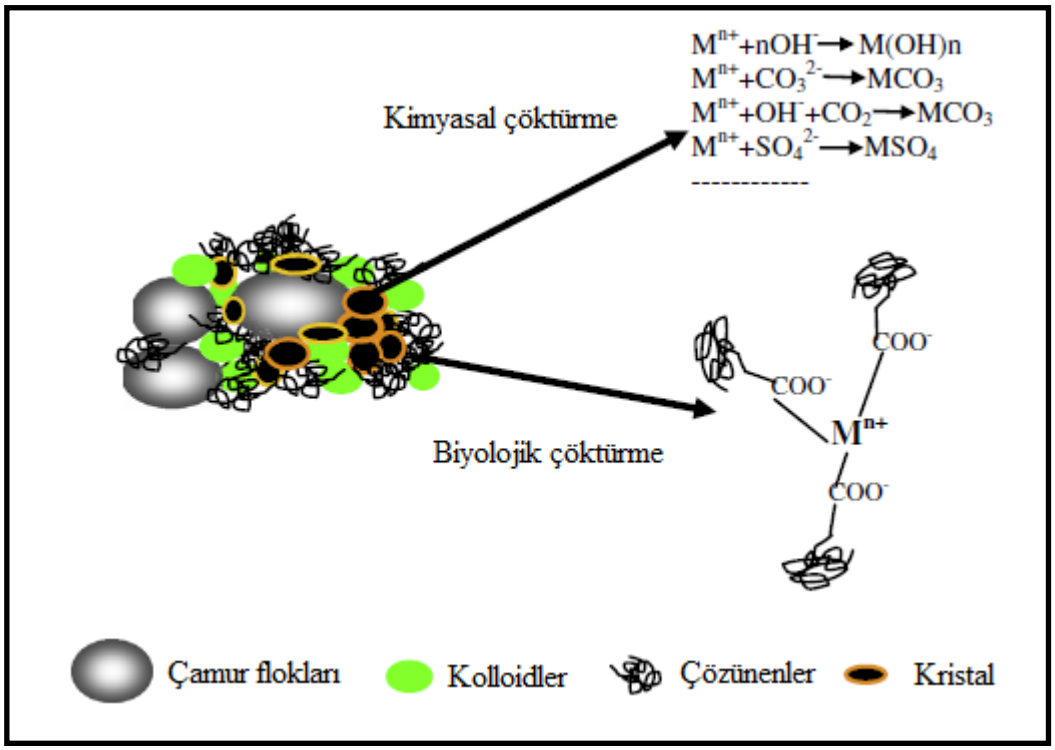
tanımlanmıştır **(Zhou et al. 2007)**. **Kimura et al. (2005)** tarafından yapılan çalışmada, organik kirleticilerin proteinler ve polisakkaritler açısından zengin olduğu ve farklı F/M oranının kirleticilerin doğasını değiştirdiği belirtilmiştir. Fakat **Rosenberger et al. (2006)** tarafından yapılan çalışmada ise polisakkaritlerin ve molekül ağırlığı 12.000 Da'dan daha büyük diğer çökelemeyen organik maddelerin membran kirlenmesi üzerinde etkili olduğu bulunmuştur. Ayrıca çamur üst sıvısında bulunan yüksek polisakkarit konsantrasyonunun yüksek kirlenme hızına neden olduğu belirtilmiştir. Bu çalışmalar, SMP veya EPS'nin organik kirlenmenin kaynağı olduğunu ve MBR kirlenmesinin gelişiminde önemli rol oynadığını doğrulamaktadır. Moleküler boyuta ilaveten membran kirlenmesi, membran üzerinde biriken SMP veya EPS'nin membranlarla afinitesine sıkı sıkıya bağlıdır.

2.11.1.2.3. İnorganik kirlenme

Genelde MBR'lerde membran kirlenmesinde biyokirlenme ve organik kirlenme, inorganik kirlenmeye göre daha çok önemsenmesine rağmen tüm kirletici türleri aktif çamurun membran filtrasyonu süresince eş zamanlı meydana gelmektedir. **Ognier et al. (2002)** seramik ultrafiltrasyonlu membran modülünün kullanıldığı pilot MBR tesisinde $CaCO_3$ kirlenmesinin yoğun olduğunu rapor etmişlerdir. Bu çalışmada, sentetik atıksu sert musluk suyuyla hazırlanmış (Ca^{2+} ve Mg^{2+}'nin konsantrasyonları sırasıyla 120 mg/L ve 8 mg/L) olup aktif çamurun yüksek alkalinitesinin (pH=8–9) $CaCO_3$'ın çökelmesine sebep olduğu bulunmuştur. **Kang et al. (2002)** ve **Ognier et al. (2002)** tarafından yapılan çalışmalarda, inorganik kirlenmenin inorganik membranlarda daha kolay meydana gelebileceği belirtilmiştir. **Wang et al. (2008b)** kek tabakasının, organik maddeler ve Mg, Al, Fe, Ca, Si gibi inorganik elementlerden oluştuğunu gözlemlemişlerdir. **Lyko et al. (2007)** ise metalik maddelerin membran kirlenmesinde biyopolimerlere göre katkısının daha önemli olduğunu bulmuşlardır. Çünkü inorganik maddelerin neden olduğu kirlenme, kimyasal temizlemeyle bile giderilemeyecek kadar zordur **(You et al. 2006)**. Bu sonuçlar, inorganik kirlenmenin MBR'lerde gittikçe daha önemli bir yer tuttuğunu göstermektedir.

İnorganik kirlenme iki yoldan meydana gelebilir: kimyasal çökelme ve biyolojik çökelme (Şekil 2.38). Ca^{2+}, Mg^{2+}, Fe^{3+}, CO_3^{-2}, SO_4^{-2}, PO_4^{-3}, OH^- gibi katyonlar ve

anyonlar yüksek konsantrasyonlarda MBR'lerde bulunabilir. Konsantrasyon polarizasyonu da membran yüzeyinde tutulan tuzların daha yüksek konsantrasyonlara çıkmasına öncülük edecektir. Kimyasal çökelme, konsantrasyon polarizasyonundan dolayı kimyasal türlerin konsantrasyonu doygunluk konsantrasyonunu geçtiği zaman meydana gelir. Karbonatlar inorganik kirlenmede baskın tuzlardan bir tanesidir. Havalandırma ve mikroorganizmalar tarafından üretilen CO_2, karbonatların süper doygunluğunu ve çamur süspansiyonunun pH'ını etkileyebilir. Ca, Mg ve Fe gibi metallerin karbonatları membran kirlenme potansiyelini arttırabilir **(You et al. 2005)**. Biyolojik çökelme, inorganik kirlenmeye katkıda bulunan bir diğer unsurdur. Biyopolimerler COO^-, CO_3^{-2}, SO_4^{-2}, PO_4^{-3}, OH^- gibi iyonlaşabilen gruplar içerir. Metal iyonları bu negatif iyonlar tarafından kolayca tutulabilir. Bazı durumlarda, kalsiyum ve asidik fonksiyonel gruplar (R–COOH), kompleksler ve yoğun biyo□kek tabakası veya jel tabakası oluşturabilirler **(Costa et al. 2006)**. Metal iyonları, depolanmış hücreler ve biyopolimerlerle köprü kurarak kirlenme tabakasının oluşumunda önemli bir rol oynar ve daha sonra yoğun bir kek tabakası oluşur. Biyokirlenme, organik kirlenme ve inorganik kirlenme arasında sinerjik bir etkileşim mevcuttur. İnorganik kirlenme MBR'lerde sorun teşkil etmesine rağmen besleme suyununun ön arıtımı ve/veya kimyasal temizleme ile inorganik kirlenmeyi önlemek veya sınırlandırmak mümkündür. Fakat kalsiyum gibi metal iyonların düşük miktarda bulunması, çamurun flokülasyon kabiliyeti üzerine olan pozitif etkisinden dolayı MBR'lerde membran geçirimliliği için yararlı olabilir **(Kim and Jang, 2006)**. İnorganik çökelmenin giderilmesinde kimyasal temizleme, fiziksel temizlemeden çok daha etkilidir. EDTA gibi kimyasal temizleme maddeleri membran yüzeyinden inorganiklerin gideriminde etkili olabilir. EDTA, Ca^{2+} ile güçlü bir kompleks oluşturarak Ca^{2+} iyonları ile biyopolimerler ligand değiştirme reaksiyonuyla EDTA ile yer değiştirir **(Al□Amoudi and Lovitt, 2007)**.



Şekil 2.38. MBR'lerde inorganik kirlenme oluşumunun şematik gösterimi **(Al Amoudi and Lovitt, 2007)**

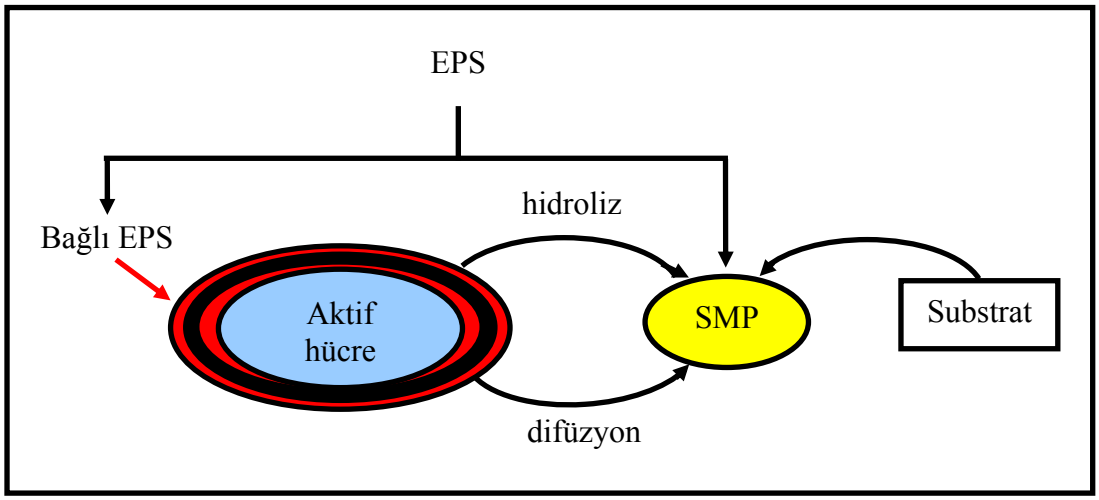
2.11.1.3. Kirlenme faktörleri ve kontrol yöntemleri

Membran kirlenmesini etkileyen temel faktörler dört grupta sınıflandırılabilir **(Le Clech et al. 2006)**: membran malzemesi, biyokütle özellikleri, giriş suyu özellikleri ve işletme şartları. Bunlar arasındaki kompleks etkileşimler, membran kirlenmesinin anlaşılmasını da zorlaştırmaktadır. MBR prosesinde kirlenme davranışı, çamur özellikleri ve hidrodinamik şartlar tarafından direkt olarak etkilenir. Fakat işletme şartları (örneğin ÇY, HKS ve F/M) ve giriş suyu membran kirlenmesi üzerinde indirek etkiye sahiptir. Son yapılan literatür araştırmalarına göre membran kirlenmesine neden olan temel faktörlerin SMP, EPS ve hidrodinamik şartlar olduğu birçok araştırmacı tarafından ortaya konulmuştur.

2.11.1.3.1. Bağlı EPS

2.11.1.3.1.1. Bağlı EPS ve SMP'nin tanımı

Bağlı EPS veya çözünmüş formdaki EPS olarakta adlandırılan SMP, MBR'lerde membran kirlenmesine neden olan temel faktörler olarak göz önüne alınmaktadır. Bağlı EPS proteinler, polisakkaritler, nükleik asitler, lipitler, hümik asitleri içerir ki bunlar hücre çeperinin dışında veya yüzeyinde bulunur. SMP, substrat metabolizması ve biyokütle parçalanmasından çözeltiye serbest bırakılan organik bileşiklerin havuzu olarak tanımlanabilir **(Barker and Stuckey, 1999)**. Bağlı EPS ve SMP arasındaki ilişki çok komplekstir. EPS ve SMP için **Laspidou and Rittmann (2002)** tarafından önerilen teoride hücreler, aktif biyokütle oluşturmak için elektron verici substratlardan elektronları kullanır ve bağlı EPS'yi üretirler. Bağlı EPS'nin bir bölümü biyokütle ürünlerine hidroliz edilir. Bazı SMP'ler aktif biyokütle tarafından kullanılabilirken bazısı biyokütle tarafından adsorbe edilir ve daha sonra bağlı EPS oluşturur (Şekil 2.39).

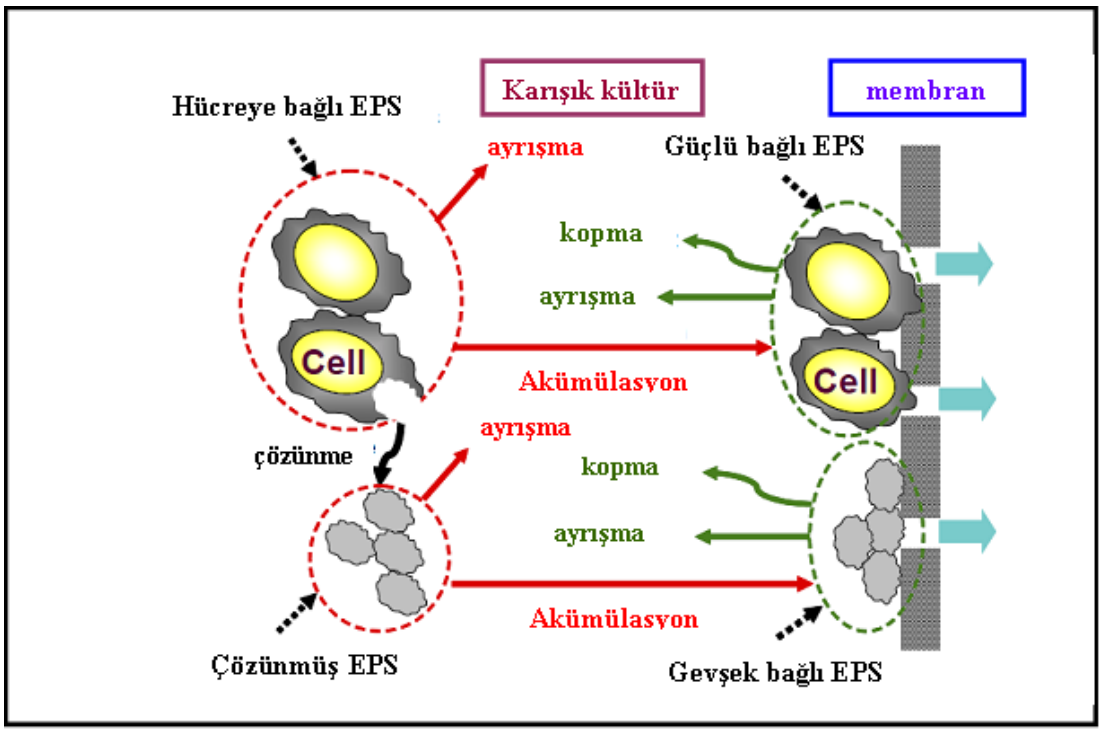


Şekil 2.39. EPS'nin bağlı EPS ve SMP fraksiyonu **(Le□Clech et al. 2006)**

2.11.1.3.1.2. Membran kirlenmesi üzerine bağlı EPS'nin etkisi

Bağlı EPS'nin hem flokları üç boyutlu matriks olarak bir arada tutan temel flok komponentlerini içerdiği hemde MBR sistemlerinde anahtar membran kirleticisi olarak rol oynadığı rapor edilmektedir. **Cho et al. (2005b)** bağlı EPS ve spesifik kek

direnci 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 çamur hacim indeksi, floklaşma kabiliyeti, hidrofobisite, yüzey yükü ve çamur viskozitesi gibi çamur özelliklerine yakından bağlıdır. Bu nedenle, bağlı EPS ve membran kirlenmesi göz önünde bulundurulurken bağlı EPS'nin etkisini hafifletmek için çamur özellikleri kontrol edilmelidir. Şekil 2.40'ta membran yüzeyi ve karışık kültürdeki EPS'nin davranışı şematik olarak gösterilmiştir.

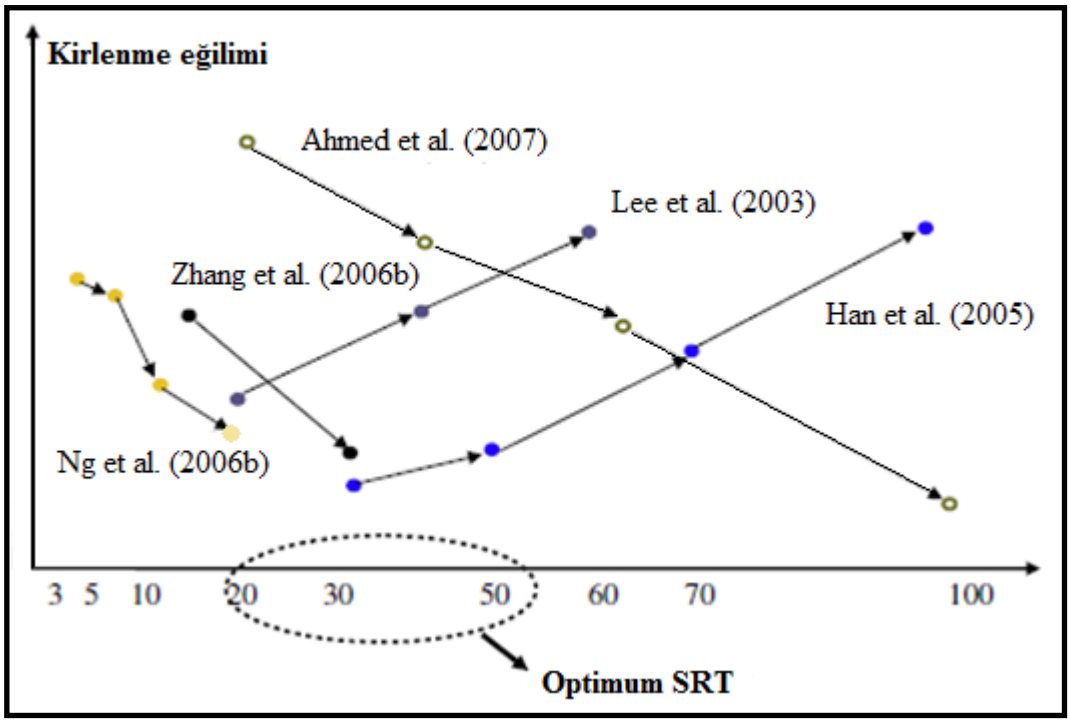


Şekil 2.40. MBR'de membran yüzeyi ve karışık kültürdeki EPS'nin davranışı **(Nagaoka and Akoh, 2008)**

2.11.1.3.1.3. MBR'lerde bağlı EPS'nin kontrolü ve davranışı

Literatüre göre MBR'ler canlı mikroorganizmalar ve metabolitlerini içerdiği için, bağlı EPS'nin sistem içerisinde direk 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. Çamur yaşı, MBR performansını etkileyen en önemli işletme

parametrelerinden bir tanesidir **(Grelier et al. 2006)**. **Cho et al. (2005b)**, ÇY azaldıkça 5000 mg/L MLSS şartlarında çamur floklarındaki bağlı EPS miktarının arttığını rapor etmişlerdir. **Ng et al. (2006b)** yapmış oldukları çalışmada daha uzun ÇY'nin membran akısını iyileştirdiğini göstermiştir (10 gün ve 20 gün ÇY'lerdeki akı 3 gün ve 5 gün ÇY'lerden daha yüksek). Ayrıca çalışmada membran kirlenme hızının, ÇY'nin azalmasıyla artış gösteren SMP ve bağlı EPS konsantrasyonlarının yükselmesiyle arttığı gözlenmiştir. **Masse et al. (2006)** ÇY'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 kısa ÇY'nin membran performansına zararlı olabileceğini, çok uzun ÇY'nin ise fazladan membran kirlenmesine neden olabileceğini göstermektedir. **Lee et al. (2003)** ÇY'nin 20 günden 40 ve 60 güne arttığında kirlenme direncinin arttığını rapor etmişlerdir. **Han et al. (2005)** ise ÇY'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 HKS ve giriş suyuna bağlı olarak membranların optimum ÇY'de 20–50 gün aralığında kontrol edilmesi gerektiğini göstermiştir (Şekil 2.41). Fakat bazı araştırmacılar bunun aksine uzun ÇY'nin membran geçirgenliğinde faydalı olacağını rapor etmişlerdir. **Ahmed et al. (2007)** membran kirlenmesinin, ÇY 20 günden 40, 60 ve 100 güne arttığı zaman daha az olduğunu belirtmişlerdir.



Şekil 2.41. MBR'lerde çamur yaşı ve membran kirlenmesi arasındaki ilişki **(Le□Clech et al. 2006)**

Çamur yaşı, HKS ve organik yükleme hızı (OYH); biyokütle büyümesi ve parçalanmasını yönettiği için bağlı EPS'nin üretimini etkileyen temel işletme parametreleridir. Ayrıca HKS hem biyoreaktörün F/M oranını hem de MLSS konsantrasyonunu etkiler. **Meng et al. (2007a)** 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, havalandırma yoğunluğu, çözünmüş oksijen ve giriş substratları bağlı EPS'yi etkileyen önemli parametreler olarak gösterilmektedir. Örneğin havalandırma hızının artmasıyla, çamur floklarının protein/karbonhidrat oranı azalmıştır **(Ji and Zhou, 2006)**. **Li and Yang (2007b)** yapmış oldukları çalışmada 5, 10 ve 20 gün ÇY'lerde glikoz ve sodyum asetat içeren farklı karbon kaynaklarıyla işletilen altı adet laboratuar ölçekli aktif çamur biyoreaktörü kullanmışlardır. Glikoz ile beslenen çamurun asetat ile beslenen çamurdan daha fazla EPS ürettiği bulunmuştur. **Arabi and Nakhla (2008)** yaptıkları araştırmada ise besleme suyunun protein/karbonhidrat oranı ile (P/C=2, 4, 8) bağlı

EPS kompozisyonu arasında güçlü bir korelasyon olduğunu göstermiştir. Besleme suyunun P/C oranının artmasıyla bağlı EPS'nin P/C oranının da arttığı fakat hem protein hem de karbonhidrat konsantrasyonlarının azaldığı bulunmuştur. Bu sonuçlardan, hem yalnız hem de birbirleriyle kombine olan birçok faktörün bağlı EPS'nin oluşumunda önemli rol oynadıkları görülmektedir. Bu nedenle ÇY, HKS, F/M, ÇO gibi faktörlerin bağlı EPS'nin oluşumunda nasıl bir etkiye sahip olduklarının bilinmesi önem taşımaktadır.

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

Kirlenme kontrolü için ilgi duyulan diğer bir yaklaşım, aerobik granüler çamur membran biyoreaktör (AGMBR) kullanmaktır. Büyük flok boyutu ve yoğun yapısından dolayı aerobik granüler çamur yüksek bağlı EPS konsantrasyonlarına sahip olmalarına rağmen membran üzerinde daha az depolanma özelliğine sahiptir. **Li et al. (2005b)** AGMBR'nin membran geçirgenliğinin konvansiyonel MBR'lerden %50 daha fazla olduğunu fakat AGMBR'nin daha fazla giderilemeyen kirlenmeye sahip olduğunu rapor etmişlerdir.

2.11.1.3.2. SMP

2.11.1.3.2.1. Membran kirlenmesi üzerine SMP'nin etkisi

Kirlenme davranışı, çamur süspansiyonunun kompleks doğasından dolayı sadece bağlı EPS'den kaynaklanmamaktadır. Son zamanlarda, MBR kirlenmesinde SMP'nin etkisi daha çok önem kazanmıştır **(Rosenberger et al. 2005; 2006; Jeong et al. 2007; Drews et al. 2008; Paul and Hartung, 2008)**. Membran rejeksiyonu nedeniyle SMP, MBR'lerde çok daha kolay biriktirilir ki bu olay çamur süspansiyonunun filtrelenebilirlik kabiliyetinin kötüleşmesine neden olur. **Geng and Hall (2007)** karışık kültürde SMP miktarı ve flok boyut dağılımının kirlenmeyi önemli derecede etkileyen en önemli özellikler olduğunu fakat membran kirlenmesiyle bağlı EPS içeriği arasında direk bir ilişki olmadığını belirtmiştir. Çoğu çalışma, membran kirlenmesine SMP'deki polisakkaritlerin proteinlerden daha çok katkıda bulunduğunu göstermiştir **(Rosenberger et al. 2006; Yigit et al. 2008)**.

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

2.11.1.3.2.2. MBR'lerde SMP'nin kontrolü ve davranışı

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.

Membran filtrasyonunda geri taşınım mekanizmaları atalet kaldırma, kesme etkili difüzyon ve Brownian difüzyonunu içerir. Kolloidlerin geri taşınımını kontrol etmek bazı kirletici maddelerin boyutlarının küçük olmasından dolayı zordur. Genelde SMP'nin kontrolü iki yaklaşımla gerçekleştirilebilir. İşletme parametrelerinin ayarlanması (ÇY, HKS, ÇO konsantrasyonu, sıcaklık, havalandırma gibi) ve SMP konsantrasyonunu azaltmak için adsorbentlerin veya koagülantların ilavesi.

2.11.1.3.2.2.1. İşletme parametrelerinin ayarlanmasıyla SMP'nin kontrolü

SMP'nin üretimi, birikimi ve gideriminde çeşitli proses parametrelerinin etkisi araştırmacılar ve mühendisler için ilgi odağı olmuştur. **Barker and Stuckey (1999)** konvansiyonel aktif çamur proseslerinde SMP üretimini etkileyen proses parametrelerini HKS, OYH, ÇY, substrat türü, sıcaklık, biyokütle konsantrasyonu ve reaktör tipi olarak özetlemiştir. **Shin and Kang (2003)** 20 gün ÇY'de, 112 mg/L çözünmüş organik karbon (ÇOK) konsantrasyonunda ve 6 saatlik HKS'de üretilen SMP'nin 4.7 mg ÇOK/L olduğunu ve %57'sinin de membran tarafında tutulduğunu rapor etmişlerdir. Ayrıca uzun ÇY'de çalıştırılan MBR reaktörde ve çıkışta SMP konsantrasyonunun biraz arttığı, daha sonra stabil olduğu ve sonunda azaldığı bildirilmiştir. **Lee et al. (2003)** ÇY'nin (20–60 gün) azalmasıyla membran kirlenmesinde SMP'nin katkısının azaldığını bulmuştur. **Zhang et al. (2006b)** tarafından yapılan çalışmada Kubota düz tabaka membranlı batık MBR sistemi 10 günlük kısa ÇY 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 10 günlük ÇY'de 30 günlük ÇY'den %100 daha yüksek olduğu rapor edilmiştir. **Liang et al. (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 et al. (2006)** 8 günlük ÇY'de polisakkarit konsantrasyonunun 3–15 mg/L aralığında değişirken 15 günlük ÇY'de 3–8 mg/L aralığında değiştiğini bulmuştur. Sonuçlardan da görüldüğü gibi birçok çalışmada ÇY'nin artmasıyla SMP konsantrasyonunun azaldığı gözlenmiştir. Bu nedenle, uygun işletim parametrelerinin seçilmesiyle MBR'lerde SMP konsantrasyonunun kontrol edilmesi mümkündür.

MBR'lerde SMP biyoparçalanma, adsorpsiyon veya diğer mekanizmalarla büyük ölçüde elimine edilir **(Drews et al. 2006)**. **Drews et al. (2007)** yaptıkları çalışmada değişen çevre koşullarının SMP eliminasyonu üzerine olan kantitatif etkilerini kapsamlı bir çalışma ile araştırmışlardır. Çalışmada, ÇO ve nitrat konsantrasyonunun SMP eliminasyonu üzerinde bir etkiye sahip olduğu ve düşük ÇO konsantrasyonunda SMP eliminasyonunun daha düşük olduğu görülmüştür. Aynı zamanda, **Min et al. (2007)** sınırlı ÇO şartları altında çamur süspansiyonunun, daha yüksek kek direncine neden olan daha büyük miktarlarda yüksek molekül ağırlıklı bileşikler içerdiğini gözlemlemişlerdir. Düşük ÇO konsantrasyonu, aktif çamur hücrelerinin flokülasyonunun zayıflamasına neden olur ki bu yüzden ÇO konsantrasyonunun azalması, çamur üst sıvısındaki küçük partiküllerin sayısının ve çözünmüş KOİ'nin artmasına neden olur **(Kang et al. 2003; Jin et al. 2006)**. Sonuç olarak, ÇO konsantrasyonunun yüksek olması çamur süspansiyonunun filtrelenebilirliğinin artmasına neden olur **(Kang et al. 2003)**.

Ani sıcaklık değişimleri, SMP'nin serbest kalmasına ve kirlenme hızlarında artışa öncülük eder. Düşük SMP konsantrasyonlarını sağlayabilmek için biyoreaktörde yeterli oksijen sağlanmalı ve ani sıcaklık değişimlerinden kaçınılmalıdır **(Drews et al. 2007)**. **Morgan□Sagastume and Grant Allen (2005)** sıcaklığın 30 ^{o}C'den 45 ^{o}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:

- Düşük sıcaklıklarda biyokütlenin flok boyutunun azalmasının porların tıkanmasına 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, kirletici maddelerin membran yüzeyinde depolanması artar ve membran filtrasyonunu olumsuz etkilenir. Ayrıca substrat tipi ve giriş suyunun kompozisyonu, SMP oluşumunu ve eliminasyonunu etkiler. **McAdam et al. (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.

2.11.1.3.2.2.2. Adsorbent/koagülantların ilavesiyle SMP'nin kontrolü

Çamur süspansiyonuna adsorbent veya koagülantların ilavesi, kolloidlerin ve çözünmüş maddelerin seviyesini azaltır veya çamurun flokülasyon kabiliyetini arttırır. Kirlenme kontrolü için toz aktif karbon (TAK) ilavesi basit ve etkili bir yöntemdir. TAK hem biyolojik olarak aktifleştirilmiş karbon oluşumunu sağlar hem de çamur süspansiyonunda biyopolimerleri adsorbe eder **(Ng et al. 2006a)**. MBR'lerde TAK ilavesi biyokütle gelişimi için katı bir destek sağlar ve flok kırılmalarını azaltır **(Hu and Stuckey, 2007)**. Ayrıca biyolojik olarak aktifleştirilmiş karbon floklarının oldukça güçlü ve yoğun yapısı membranların üzerinde partikül birikiminin önlenmesine yardımcı olur. **Akram and Stuckey (2008)** batık anaerobik MBR'nin performansı üzerine TAK ilavesinin etkilerini çalışmışlardır. 1.67 g□TAK/L varlığında ince kolloidler ve çözünmüş madde adsorpsiyonunun kombine edildiği ve ince kek tabakası oluşumu nedeniyle akıda önemli bir artışın olduğu (2'den 9 L/m^2/h) bulunmuştur. Ancak 3.4 g□TAK/L ilavesi, akının azalmasına (5 L/m^2/h) neden olmuştur. Akı azalmasına yüksek TAK konsantrasyonlarında çamur viskozitesindeki artışın neden olabileceği sonucuna varılmıştır. Yapılan araştırmalar optimum dozajda olan TAK ilavesinin membran akısını önemli derecede iyileştirdiğini göstermiştir.

Koagülantlar, yük nötralizasyonu ve köprü kurma yöntemleriyle SMP giderebilir **(Wu et al. 2006)**. Örneğin optimum kalsiyum konsantrasyonu ilavesi; daha düşük SMP konsantrasyonuna, daha düşük filamentli bakteri konsantrasyonuna ve daha iyi flokülasyona neden olur ki bu faktörler kek direnci ve gözenek tıkanması direncinin

azalmasına neden olur **(Kim and Jang, 2006)**. Birçok çalışmada koagülant olarak alum, demir (III) klorür, ve kitosan kullanılmıştır **(Iversen et al. 2008; Ji et al. 2008; Koseoglu et al. 2008; Song et al. 2008; Tian et al. 2008; Zhang et al. 2008c)**. **Zhang et al. (2008c)** optimum konsantrasyonda demir (III) klorür ilavesinin hem üst sıvıda molekül ağırlığı MA>10 kDa SMP'nin azaldığını hem de 1–10 mm aralığındaki küçük partiküllerin (çamur flokları) fraksiyonunun azaldığını rapor etmişlerdir. Membran akısının veya çamur filtre edilebilirliğinin artması aynı zamanda kullanılan koagülanta da bağlıdır. **Ji et al. (2008)** yaptıkları çalışmada, MBR'lerde membran kirlenme hızını değişik koagülantların ilavesiyle araştırmışlar ve en iyi sonuçların koagülant ilavesiz MBR > $Al_2(SO_4)_3$ ilaveli MBR > Kitosan ilaveli MBR > Polimerik demir (III) sülfat ilaveli MBR sırasında elde edildiğini bulmuşlardır.

Adsorbent ve koagülantlara ilave olarak, katyonik polimerik kimyasallar da kirlenme kontrolünde kararlı ve başarılı performanslarından dolayı tercih edilmektedirler **(Koseoglu et al. 2008)**. Polimerik koagülantların daha fazla pozitif yük ve daha uzun zincirli moleküller sağladığı bu nedenle de çamur süspansiyonunun filtrenebilirlik kabiliyeti üzerine monomerik koagülantlardan daha iyi bir etkiye sahip olduğu rapor edilmiştir **(Wu et al. 2006)**. Son zamanlarda, MBR'lerde membran kirlenmesini azaltmak için membran kirliliğini azaltıcı olarak adlandırılan modifiye katyonik polimerler geliştirilmektedir **(Guo et al. 2008; Koseoglu et al. 2008)**. MBR'lerde polimer ilavesinin birçok avantajı vardır. Polimer ilavesi aktif çamurun flokülasyonunu iyileştirir. SMP de aynı zamanda flokülasyon boyunca mikrobiyal floklar tarafından tutularak bağlı EPS'nin konsantrasyonunda artışa neden olur **(Hwang et al. 2007)**. Polimer ilavesi havalandırma maliyetini %40–55 azaltabilir **(Yoon et al. 2007)**. **Lee et al. (2007)** tarafından yapılan bir çalışmada optimum polimer dozajı 0.025 mg/mg MLSS olarak bulunmuştur. Eğer polimer ilavesi optimum polimer dozajından fazla olursa çözünmüş maddeler mikrobiyal floklardan bulk çözeltiye serbest bırakılabilir. Çoğu polimerler biyokütle aktivitesi üzerinde ya hiç ya da önemsiz bir negatif etkiye sahiptir **(Iversen et al. 2008)**. Bu araştırmalar, çamur süspansiyonuna koagülant ilavesinin SMP kontrolü veya eliminasyonu için etkili ve uygun bir metot olduğunu göstermektedir. Fakat halen cevaplanması gereken birçok problem vardır (örneğin koagülant ilave edildikten sonra SMP komponentlerinin değişimi, SMP üretimi ve eliminasyonunun dinamik prosesi,

membran üzerinde SMP'nin birikmesi ve ayrılması gibi). Dahası, koagülant veya adsorbent ilavesinin biyokütle topluluğu veya biyokütle metabolizması üzerindeki potansiyel etkilerinin göz önünde bulundurulması ve araştırılması gerekmektedir. Ayrıca koagülant veya adsorbent olarak kullanılan bazı kimyasalların deşarjı, potansiyel bir çevresel risk teşkil edebilir **(Iversen et al. 2009)**. Bu noktada biyokütle ve çevre dostu koagülant veya adsorbentlerin (toz aktif karbon, kitosan gibi) kullanımı tercih edilmelidir.

2.11.1.3.3. Hidrodinamik şartlar

2.11.1.3.3.1. Hidrodinamik şartların membran kirlenmesi üzerine etkileri

Bilimsel araştırmalar ve gerçek uygulamalarda batık MBR'ler çapraz akış MBR'lerden daha popüler olduğu için hidrodinamik şartlar üzerinde yapılan son zamanlardaki çalışmaların çoğu havalandırma ihtiyacını azaltmaya yönelik odaklanmıştır. Çapraz akış MBR'de, membran kirlenmesi çapraz akış hızının arttırılmasıyla kontrol edilebilir. Batık MBR'de ise havalandırma ile meydana getirilen kesme kuvveti (shear stress) ile kontrol edilebilir. Burada havalandırma ile sadece biyokütleye oksijen sağlanmakla kalınmaz aynı zamanda membran kirlenmesini azaltmak için membran yüzeyi de temizlenmiş olur. Havalandırma, bir resirkülasyon pompasına ihtiyaç duymaksızın membran yüzeyinde bir kesme kuvveti oluşturmada kullanılabilir. **Hong et al. (2002)** pilot ölçekli batık MBR kullanarak havalandırmanın kek tabakası giderimi ve vakum basıncı üzerine olan etkilerini test etmiş ve çalışma neticesinde havalandırmanın filtrasyon şartlarını yöneten oldukça önemli bir faktör olduğu sonucuna varılmıştır. Havalandırma hem çamur floklarının boyutu hem de membran filtrasyonunu veya kirlenme kontrolünü sınırlayan önemli bir parametredir. Yüksek havalandırma hızı membranlara biyokütle bağlanmasını azaltır fakat aynı zamanda biyokütle özellikleri üzerinde olumsuz bir etki yaratır. Çok fazla havalandırma, çamur floklarının kırılmasına ve SMP üretimine neden olur. Yüksek havalandırma hızında kolloidler ve çözünmüş maddeler temel membran kirleticileri olarak göz önünde bulundurulur çünkü kolloid ve çözünmüş maddelerin yarattığı dirençler kesme kuvvetinin arttırılmasıyla etkili bir şekilde giderilemez **(Fan and Zhou, 2007)**.

2.11.1.3.3.2. Membran kirlenmesini azaltan uygun hidrodinamik şartlar

MBR gibi düşük basınçlı membran proseslerde hava kabarcığı büyüklüğü ve akış hızı hidrodinamik şartlar ile enerji ihtiyacında önemli rol oynarlar. **Fane et al. (2005)** hava kabarcığı büyüklüğünün membran kirlenmesine olan etkisini 0.5 ve 1.0 mm çapa sahip iki nozulu kullanarak ortaya koymuşlardır. Büyük olan nozulda küçük nozula kıyasla daha büyük hava kabarcığı üretilmiştir. Ancak, dTMP/dt olarak karakterize edilen kirlenme kontrolü, daha küçük boyutta hava kabarcığı üreten küçük nozulun kullanılmasyla fark edilir derecede iyileştirilmiştir. **Prieske et al. (2008)** tarafından yapılan bir başka çalışmada ise daha küçük boyuttaki hava kabarcığının (1 mm) büyük boyuttaki hava kabarcıklarından (2 ve 3 mm) daha az sirkülasyon hızına neden olduğu belirtilmiş ve büyük boyuttaki hava kabarcığının membran yüzeyini temizlemede daha etkili olduğu görülmüştür. Bunun nedeni olarak membran üzerinde meydana gelen sürükleme ve kaldırma kuvvetlerinin yüksek sirkülasyon hızlarından dolayı daha yüksek olduğu belirtilmiştir. Buna ilaveten, belirli şartlar altında kesikli havalandırma ile sürekli filtrasyondan daha iyi kirlenme kontrolü sağlanabilir ve aynı zamanda enerji gereksinimleri azaltılabilir. Sonuç olarak, hava kabarcığının büyüklüğünün artmasıyla akının artışının temelde membran üzerinde meydana gelen kesme kuvvetinin artması ve gaz fazının yarattığı yüksek türbülanstan dolayı olduğu bulunmuştur.

Batık düz tabaka (flat□sheet) membranlar arasındaki boşluk aralığı da kirlenme kontrolü için önemlidir. Boşluk aralığı 7 mm'den 14 mm'ye arttırıldığında kirlenme de daha fazla artmıştır **(Ndinisa et al. 2006a)**. Havalandırma şiddetine ilaveten çamur süspansiyonunun reolojik özellikleri hem oksijen transferi hem de membran yüzeyine yakın taşınım olayı üzerinde güçlü bir etkiye sahiptir. Örneğin çamur viskozitesinin artışı, membrana yakın yerlerde hidrodinamik şartları zayıflatacak ve membran yüzeyinde kesme kuvvetinde keskin bir azalmaya neden olacaktır **(Meng et al. 2007b)**. **Van Kaam et al. (2008)** yaptıkları çalışmada, kesikli havalandırma modundaki işletim ile MBR kirlenmesinin etkili bir şekilde önlenebileceğini önermişlerdir. Hidrodinamik şartların uygunluğu MBR'lerde membran kirlenmesini azaltan etkili yaklaşımlardan birisidir. Hidrodinamik şartlar havalandırma şiddeti, hava kabarcığı büyüklüğü, membran modül konfigürasyonu, MLSS konsantrasyonu ve çamur viskozitesi gibi özelliklerle oldukça yakın ilişkiye sahiptir. Bu nedenle,

MBR'lerde hidrodinamik şartlar çok kompleks olup havalandırma ve membran modülünün optimizasyonu, geliştirilen çeşitli modeller ve simülasyonlar ile kombine edilerek hidrodinamik şartların geliştirilmesine katkı sağlayabilir.

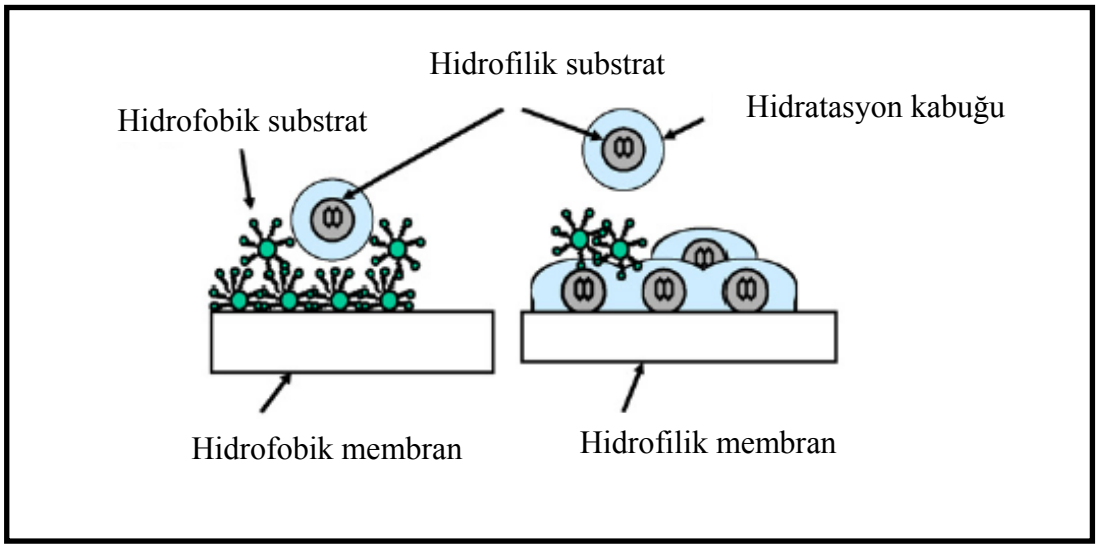
Yukarıda bahsedildiği üzere bağlı EPS, SMP ve hidrodinamik şartların yanı sıra ultrasound, ozon ve elektrik alan kullanılarak çamurun modifiye edilmesi de kirlenmeyi kontrol etmek için uygulanmaktadır **(Chen et al. 2007; Huang and Wu, 2008; Sui et al. 2008; Wen et al. 2008)**. Yapılan deneysel çalışmalar neticesinde ultrasound'un bazı işletme şartlarında membrana zarar vermesine rağmen membran kirlenmesini etkili bir şekilde kontrol edebileceği gösterilmiştir **(Wen et al. 2008)**. Bir diğer ilgi duyulan metot ise elektrik alanın kullanılmasıdır. Bu metotta elektrik alan kolloidlerin ve çamur floklarının membran yüzeyi üzerinde depolanmasını önler. Bu yöntemlere ilave olarak, yeni filtrasyon modlarının ve/veya geri yıkama yöntemlerinin geliştirilmesi MBR kirlenmesinin kontrolünde uygulanabilir **(Wu et al. 2008a, b)**.

2.11.1.3.3.3. Membranların/filtrelerin gelişimi

2.11.1.3.3.3.1. MBR performansı üzerine membran özelliklerinin etkisi

Gözenek boyutu, porozite, yüzey yükü, pürüzlülük, hidrofilisite/hidrofobisite gibi membran özellikleri MBR performansında özellikle membran kirlenmesinde önemli etkilere sahiptir. Filtrasyonda uygun gözenek boyutlarının belirlenmesi 1990'larda yoğun olarak araştırılmıştır. Gözenek boyut dağılımı membran performansını etkileyen muhtemel parametrelerden bir tanesi olmaktadır. Dar bir gözenek boyut dağılımı hem MBR prosesinde hem de konvansiyonel membran ayırma prosesinde membran kirliliğini kontrol etmek için tercih edilir. Membran malzemesi her zaman farklı gözenek boyutları, morfoloji ve hidrofobisitesinden dolayı değişik kirlenme özellikleri gösterir. Poliviniliden florid (PVDF) ve polietilen (PE) membranların evsel atıksu arıtımında kullanıldığı bir çalışmada, polietilen (PE) membranın kirlenmeyi önlemede daha üstün olduğu bulunmuştur **(Yamato et al. 2006)**. MBR proseslerde kullanılan membranın kirlenme davranışı, kirleticiler (SMP/EPS gibi) ve membran arasındaki afiniteyle belirlenir. **Zhang et al. (2008b)** EPS ve üç farklı polimerik ultrafiltrasyon membran arasındaki afiniteyi araştırmış ve üç membran

arasındaki afinite sırasının Poliakrilonitril (PAN) < Polivinilidin florid (PVDF) < Polietersülfon (PES) olduğunu gözlemiştir. Alüminyum, zirkonyum ve titanyum oksit gibi inorganik membranlar üstün hidrolik, termal ve kimyasal direnç gösterir. Paslanmaz çelik membran MBR için kullanılmış ve yüksek süzüntü akısının elde edildiği görülmüştür. Böylece paslanmaz çelik membranın yüksek sıcaklığa sahip atıksuların arıtımında potansiyel bir kullanıma sahip olduğu rapor edilmiştir **(Zhang et al. 2005b; Zhang et al. 2006d)**. Paslanmaz çelik membran biyoreaktörlerde termofilik bakteriler yüksek sıcaklıklarda işletildiğinde MBR'de kültüve edilebilir. Fakat bu inorganik membranlar yüksek maliyetlerinden dolayı büyük ölçekli MBR tesislerinde tercih edilmezler. Ayrıca, inorganik membranlar şiddetli inorganik kirlenmeye (struvite oluşumu gibi) öncülük edebilir. Bu yüzden inorganik membranlar sadece yüksek sıcaklığa sahip atıksuların arıtımı gibi bazı özel uygulamalarda kullanılabilir. Genelde kirleticiler ve membran arasındaki hidrofobik etkileşimlerden dolayı hidrofobik membranlarda hidrofilik membranlara göre daha çabuk membran kirlenmesi meydana gelir (Şekil 2.42). Sonuç olarak, hidrofobik membranların rölatif olarak hidrofilliğe modifiye edilmesinde membran kirliliğini azaltma yöntemlerinde daha fazla önem verilmektedir **(Yu et al. 2005a,b; Chang et al. 2002a; Le Clech et al. 2006)**.



Şekil 2.42. Membran yüzeyinde hidrofilik ve hidrofobik substratların adezyon mekanizması **(Tansel et al. 2006)**

2.11.1.3.3.3.2. Membran modifikasyonu

Yeni membran malzemelerinin geliştirilmesinin ana amacı, membran modüllerinin yüksek yatırım maliyetlerini azaltmak ve membran akısını arttırmaktır. Atıksu arıtımı için MBR'de polipropilen hollow fiber mikroporoz membranların (PPHFMMs) kirlenmeye karşı özelliklerini geliştirmek için PPHFMMs membranın NH_3 ve CO_2 plazma işlemi ile yüzey modifikasyonu gerçekleştirilmiştir **(Yu et al. 2005a,b; Yu et al. 2008)**. Suyun temas açısı NH_3 ve CO_2 plazma işleminden sonra önemli ölçüde azalmıştır çünkü $–NH_2$ grupları ve –COOH grupları membran yüzeyine aşılanmıştır. NH_3 ve CO_2 plazma ile işlem görmüş PPHFMMs'nin kirlenme indislerinin modifiye edilmemiş PPHFMMs'den çok daha düşük olduğu belirtilmiştir. Plazma işlemi, diğer yüzey modifikasyon teknikleriyle kıyaslandığında birçok avantaja sahip olmasına rağmen halen bazı engellere sahiptir. Örneğin, plazma işleminin kimyasal reaksiyonu çok komplekstir, bu yüzden modifiye edilmiş yüzeyin kimyasını detaylı olarak anlamak zordur **(Yu et al. 2007)**.

Plazma işleminin bu dezavantajlarının üstesinden gelmek için **Yu et al. (2007)** MBR'ler de membran akısını iyileştirmek için yüzey aşı polimerizasyon metodunu uygulamıştır. Çalışmada, polipropilen mikroporoz membranların yüzey modifikasyonu sulu akrilamid çözeltide UV ışınlarla gerçekleştirilmiştir. Temas açısı verileri göstermiştir ki modifiye membranların yüzeyinin hidrofilisitesi aşılama derecesinin artmasıyla güçlü bir şekilde artmıştır. Modifiye membran MBR'de daha iyi filtrasyon kabiliyeti göstermesine rağmen bu metot UV ışını, plazma işlemi, gamma ışınları ve kimyasal reaksiyon gibi yüksek enerji metotlarıyla çalıştırıldığı için enerji yönünden bir dezavantaja sahiptir. Tüm bunlar membran üretim maliyetini arttırmaktadır **(Asatekin et al. 2006)**. Son zamanlarda, en kolay ve en etkili metotlardan biri olan membran yüzeyinde ince film hazırlama, MBR'de membran kirlenme direncini azaltmak için uygulanmaktadır **(Asatekin et al. 2006)**. Bu çalışmada, ticari poliviniliden florid ultrafiltrasyon membranlar (PVDF UF), ince film kompozit nanofiltrasyon membranlar (TFC NF) oluşturmak için amfifilik aşı kopolimer poliviniliden florid□aşı□polioksietilen metakrilat (PVDF□g□POEM) ile kaplanmıştır. Yeni TFC NF membranlar, 1000 mg/L konsantrasyonlardaki model EPS'nin (bovin serum albümin, sodyum aljinat ve hümik asit) 10 günlük klasik (dead end) filtrasyonunda bir kirlenme göstermemiştir. TFC NF'nin kirlenme karşıtı

özellikleri, hem kaplamadan oluşan nano ölçek boyutlardaki hidrofilik kanallardan hem de membran yüzeyinde EPS'nin adsorpsiyonuna direnç gösterebilen polietilen oksit (PEO)'in eşsiz özelliklerinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Ayrıca, polimerik membranlara emdirilen TiO_2, MBR çamurunun filtrasyonu için uygulanmıştır **(Bae and Tak, 2005a,c)**. TiO_2 emdirilmiş membranın yüzeyi metal oksitlerin suya karşı olan yüksek afinitesi ve polimerik membranlardan daha hidrofilik olmalarından dolayı TiO_2 emdirilmiş membran ve çamur süspansiyonu arasındaki hidrofobik adsorpsiyon azaltılabilmiş ve depolanmış kirleticiler çapraz akış ile kolaylıkla giderilebilmiştir **(Bae and Tak, 2005a,c). Zhang et al. (2008a)** dokusuz yüzeyli (non□woven) filtreyi batık kaplama (dip□coating) PVA (polivinil alkol) ile modifiye etmiştir. İki paralel MBR'den elde edilen sonuçlar, modifiye edilmiş dokusuz yüzeyli filtredeki akı azalmasının %12 iken orijinal dokusuz yüzeyli filtredekinin %40 olduğunu göstermiştir. Membran modifikasyonlarına ilaveten özellikle MBR prosesleri için ekonomik, yüksek akılı, kirlenmeyen membranların gelişimine halen ihtiyaç vardır **(Shannon et al. 2008)**. Geliştirilecek olan kirlenmeyen veya düşük kirlenmeye sahip membranların günümüzde kullanılan membranlara göre daha sık gözenek boyut dağılımına, daha kuvvetli hidrofilisiteye ve daha büyük poroziteye sahip olması gerektiği belirtilmektedir. Bu noktada, oldukça düzenli gözenek boyutuna sahip mikro gözenekli membran, dar gözenek boyut dağılımına sahip membranların geliştirilmesi için faydalı bir alternatif sağlayabilir **(Brans et al. 2006; Nagaoka and Akoh, 2008)**. Diğer taraftan nanoteknoloji, kuvvetli hidrofilik membranların gelişimi için ilgi çekici olabilir.

2.11.1.3.3.3.3. Dinamik membranlar

Son yıllarda, dinamik membranlar MBR'lerde membran performansını iyileştirmek için araştırılmaktadır. Dinamik membranlar ilk olarak 1965 yılında desalinasyon araştırmalarında uygulanan Oak Ridge Laboratuarlarında ki araştırmacılar tarafından bulunmuştur **(Marcinko et al. 1966)**. Dinamik membranlar ya inorganik ya da organik materyalleri içeren bir çözeltinin poroz bir destekten filtre edilmesiyle hazırlanabilir **(Fan and Huang, 2002)**. Dinamik membranların iki temel türü vardır: ön kaplamalı (pre□coated) ve kendiliğinden oluşan (self□forming). Ön kaplamalı membran, poroz bir desteğin yüzeyi boyunca bir veya daha fazla spesifik komponentleri içeren bir çözeltinin geçirilmesiyle üretilir. Kendiliğinden oluşan

membran ise çözeltideki komponentlerin filtre edilmesiyle oluşturulur. Birçok hidratlı oksitler, doğal polielektrolitler ve sentetik organik polimerler ön kaplamalı mebranların hazırlanması için kullanılabilir. PVA hidrojel tabakası ile kaplı modifiye membranların kirlenmeye karşı yüksek özellikler gösterdiği ve yetersiz modifiye edilmiş veya modifiye edilmemiş membranlar ile kıyaslandığında akıda oldukça iyi bir iyileşme gösterdiği rapor edilmiştir **(Na et al. 2000)**. Ön kaplamalı dinamik membran biyoreaktör ilk defa **Li et al. (2005a)** tarafından rapor edilmiştir. Çalışmada dinamik membran, MBR performansını iyileştirmek için seramik membran modülünden kaolinit süspansiyonun sirküle edilmesiyle hazırlanmıştır. Ön kaplamalı dinamik membran biyoreaktör, organik madde ve azot gideriminde tatmin edici performans göstermiştir. **Ye et al. (2006)** ön kaplamalı dinamik membran biyoreaktörün evsel atıksu arıtımı için kullanımını önermiştir.

Kendiliğinden oluşan dinamik membranlar ilk olarak konvansiyonel membran ayırma prosesinde kullanılmıştır. Kendiliğinden oluşan dinamik membran, membran yüzeyine doğru partikül konveksiyon hızının geri taşınım hızıyla dengelendiğini ifade eder. Kendiliğinden oluşan dinamik membran hem süzüntü akısını hem de rejeksiyonu iyileştirebilir ve performansı konsantrasyon, tip, şekil, filtre çözeltisinin molekül ağırlığı ve çapraz akış hızı tarafından belirlenir. Son zamanlarda, kendiliğinden oluşan dinamik membranlar MBR'lerde membran yüzeyindeki biyo□kek tabakasının davranışını ve oluşumunu açıklamak için uygulanmaktadır. **Lee et al. (2001)** tarafından yapılan bir çalışmada MBR'lerde kendiliğinden oluşan dinamik membranlar kullanılmış ve membran yüzeyi üzerinde oluşan kirlenme tabakasının membran yüzeyini ve gözeneklerini kirleticilerden koruyan bir bariyer olarak davrandığı rapor edilmiştir. Çünkü EPS, çözünmüş organikler ve kolloid partiküller canlı mikroorganizmalardan oluşan dinamik membran tarafından biyolojik olarak parçalanabilir veya reddedilebilir. Bu nedenle, kirleticiler membran yüzeyinde daha az depolanma şansına sahiptir. **Fan and Huang (2002)** ise MF veya UF membranlar yerine 100 mm gözenekli filtre üzerinde kendiliğinden oluşan dinamik membranlar oluşturduklarını rapor etmişlerdir. Rapor edilen bu bulgulardan, kendiliğinden oluşan dinamik membranlar sadece MBR'de membran kirlenmesini hafifletmekle kalmaz bazı ucuz filtrelerin performansını geliştirmek için de bir alternatif sağlayabilir. Dinamik membranın performansı kek yoğunluğu, kek yapısı ve kek komponentleri gibi birçok faktöre bağlıdır. Örneğin, membran yüzeyinde kek

tabakası oluşup kalınlaşmaya başladığında bulk'taki oksijen kekin daha içerideki kısımlarına transfer edilemez ve bakteriler ölerek büyük miktarda biyopolimerler serbest bırakılır **(Zhou et al. 2008)**. Bu gibi özel durumlarda dinamik membran, membran kirlenmesine kuvvetli bir biçimde öncülük edecektir.

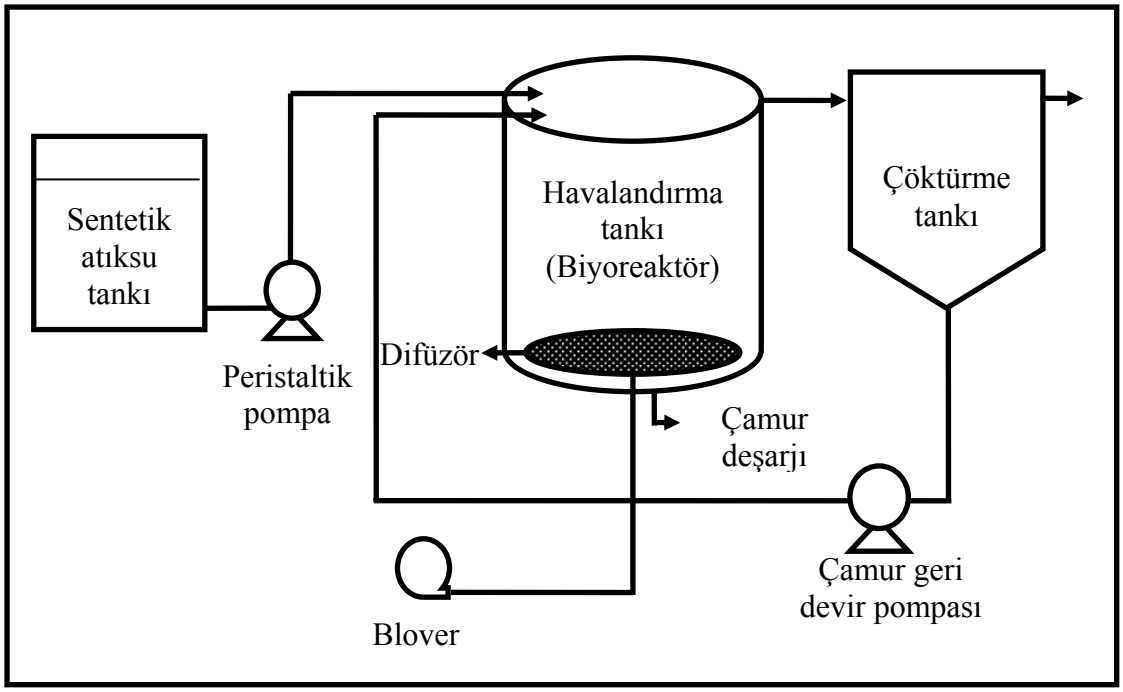
3. MATERYAL ve METOT

3.1. Pilot Ölçekli Sürekli Aktif Çamur Sistemi

Tez çalışması kapsamında 50 L kapasiteye sahip pilot□ölçekli sürekli aktif çamur sistemi kullanılmıştır. Pilot ölçekli sürekli aktif çamur sistemi, hem batık membran hem de çapraz akış sisteminde farklı çamur yaşlarında ve KOİ konsantrasyonlarında büyütülen biyolojik süspansiyonun filtre edilebilirlik mekanizmasının membran tipi ve gözenek boyutuna göre araştırılması için kurulmuştur. Günlük su arıtma kapasitesi 100 L'dir. Pilot tesiste kullanılan ekipmanların teknik özellikleri, Çizelge 3.1'de verilmiştir. Pilot tesise ait akım şeması ise Şekil 3.1'de gösterilmiştir.

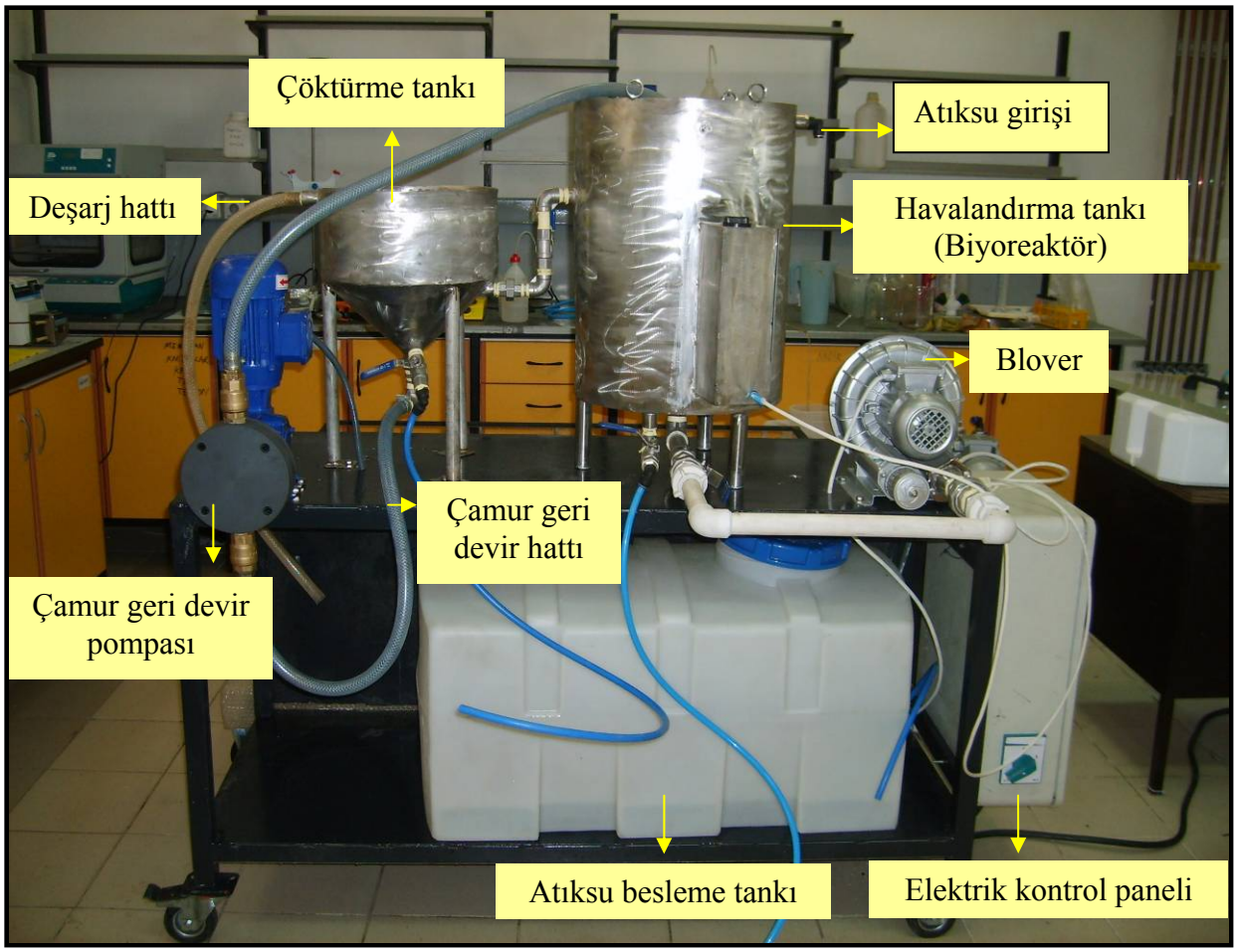
Çizelge 3.1. Pilot ölçekli sürekli aktif çamur tesisinde kullanılan ekipmanlara ait teknik özellikler

Ekipman	**Teknik özellik**
Sentetik atıksu besleme tankı	Hacim: 200 L, Malzeme: Polietilen
Peristaltik pompa	Çift yönlü pompa: 20□300 mL/dak, Markası: Cole Parmer Masterflex
Havalandırma tankı (biyoreaktör)	Hacim: 50 L, Malzeme: 314 paslanmaz çelik
Hava üfleyici (blover)	Kapasite: 130 m^3/saat (maksimum), Basınç: 80 mbar (maksimum), Güç: 0.25 kW, Markası: TMM
Çöktürme tankı	Hacim: 21 L, Malzeme: 314 paslanmaz çelik
Çamur geri devir pompası	Tek yönlü pompa (diyafram pompa): 1□10 L/dak, Güç: 0.25 kW, Markası: QSFC
Proses tankı sıcaklık ayar ünitesi	Kapasite: 25□70 ^oC
Elektrik kontrol paneli	Pompalar ve hava üfleyicinin kontrolü için
Vanalar ve bağlantı boruları	Malzeme: 314 paslanmaz çelik ve PVC



Şekil 3.1. Sürekli aktif çamur sisteminin basit akım şeması

Pilot tesis, 24 saat kesintisiz olarak çalıştırılmıştır. Şekil 3.2'de pilot ölçekli sürekli aktif çamur sisteminin genel görünüşü gösterilmiştir. Sistem, giriş atıksuyu özelliklerinin değişmemesi için sentetik atıksu ile beslenmiş olup atıksu, 200 L'lik polietilen besleme tankında depolanmıştır. Giriş atıksuyu, 50 L kapasiteye sahip biyoreaktöre peristaltik bir pompa yardımıyla debisi 100 L/gün olacak şekilde beslenmiştir. Biyoreaktörde mikroorganizmaların gereksinim duyduğu çözünmüş oksijeni sağlayabilmek için aktif çamur, havalandırma hızı 1.5−2 m^3/dak olan bir blover yardımıyla havalandırılmıştır. Sistemde hidrolik kalış süresini 12 saat olacak şekilde sabit tutabilmek amacıyla 21 L kapasiteye sahip çöktürme tankı ilave edilmiştir. Biyoreaktördeki askıda katı madde konsantrasyonunu sabit tutabilmek için çöktürme tankında çökelen çamur, diyafram pompa yardımıyla biyoreaktöre geri devrettirilmiştir (geri devir oranı %100−150). Çamur yaşı, gereken miktarda çamurun biyoreaktörden atılmasıyla ayarlanmıştır. Biyoreaktörde pH 7.4±0.1'de sabit tutulmuştur. Sıcaklık ise biyoreaktörün dış ceketinde bulunan sıcaklık ayar ünitesi ile 22.7±1.6 ^oC'ye ayarlanmıştır.



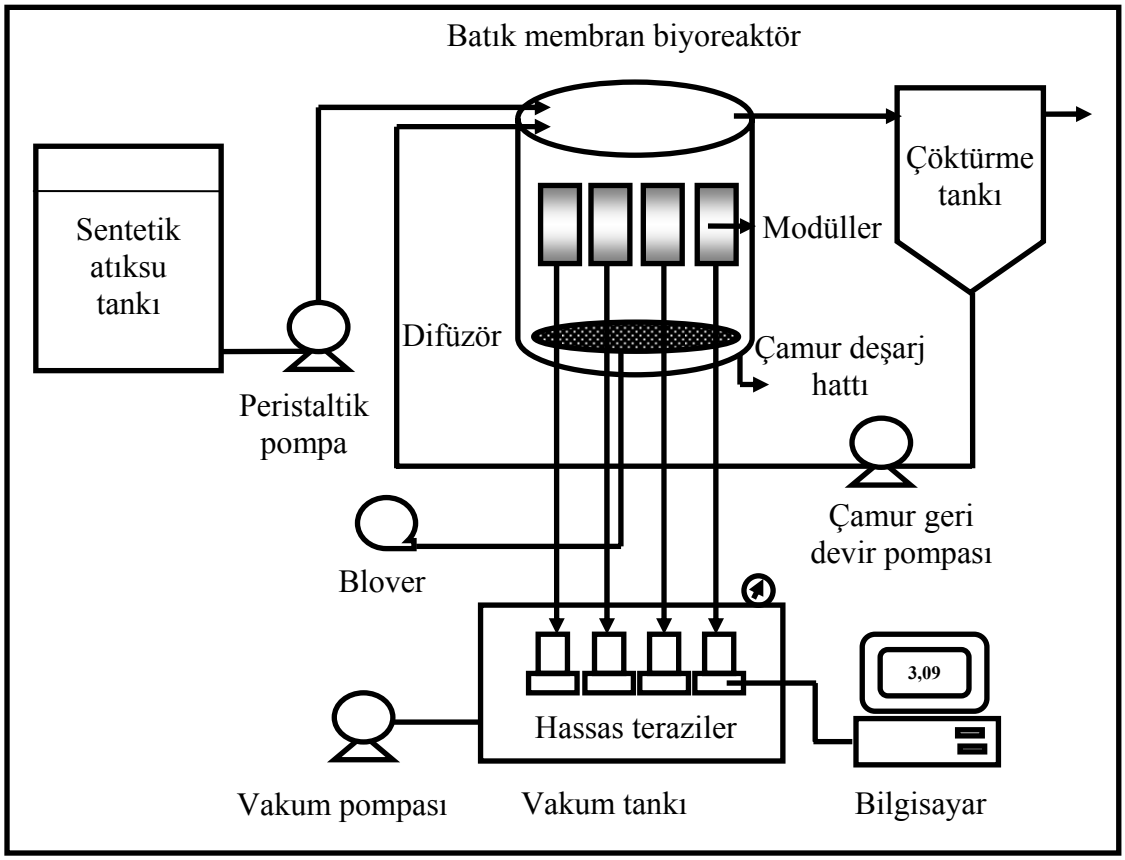
Şekil 3.2. Sürekli aktif çamur sisteminin fotoğrafı

3.2. Pilot Ölçekli Batık Membran Biyoreaktör (MBR) Sisteminin Deney Düzeneği

Batık MBR çalışması kapsamında, 50 L kapasiteye sahip pilot□ölçekli sürekli aktif çamur sistemi, 4 adet düz tabaka membran modülünün biyoreaktöre daldırılmasıyla batık MBR sistemi olarak modifiye edilmiştir. Pilot ölçekli batık MBR sistemi, farklı çamur yaşlarında ve giriş KOİ konsantrasyonlarında büyütülen aktif çamurun filtrasyon mekanizmasının mikrofiltrasyon membranlar kullanılarak membran tipi ve gözenek boyutuna göre araştırılması için kurulmuştur. Günlük su arıtma kapasitesi 5−20 L aralığında değişmektedir. Maksimum işletme basıncı 400 mmHg'dır. Sürekli aktif çamur sisteminde kullanılan ekipmanlara ilave olarak pilot ölçekli batık MBR sisteminde kullanılan ekipmanların teknik özellikleri, Çizelge 3.2'de verilmiştir. Batık MBR pilot tesisine ait akım şeması ise Şekil 3.3'te gösterilmiştir.

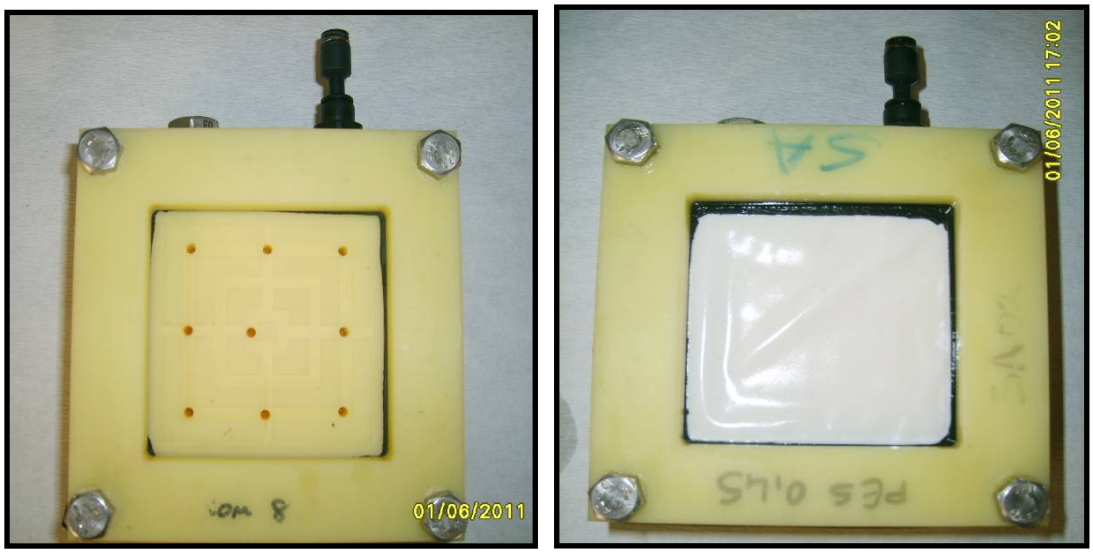
Çizelge 3.2. Pilot ölçekli MBR tesisinde kullanılan ekipmanlara ait teknik özellikler

Ekipman	**Teknik özellik**
Düz tabaka membran modülü	50 cm^2 aktif membran yüzey alanına sahip olup kestamit malzemeden yaptırılmıştır
Süzüntü hattı	6 mm iç çaplı pnömatik hortum
Vakum tankı	Boy: en: yükseklik=110 cm × 45 cm × 52 cm
Vakum pompası	Vakum tankına bağlı
Manometre	Vakum basıncını ölçmek için vakum tankına bağlanmış olup ölçüm aralığı 0−760 mmHg
Hassas terazi	Dijital göstergeli ve on□line veri toplayabilen terazinin maksimum ölçümü 6100 g
Bilgisayar	PCI kartı ve RS 232 bağlantısı ile dört membrandan aynı anda on□line veri toplama özelliğine sahip



Şekil 3.3. Batık MBR ünitesinin basit akım şeması

Pilot ölçekli sürekli aktif çamur sistemi, istenilen çamur yaşlarında ve giriş KOİ konsantrasyonlarında dengeye geldikten sonra, dört adet membran modülü biyoreaktöre daldırılarak sistem, pilot ölçekli batık MBR olarak çalıştırılmıştır. Batık MBR sistemi, sürekli aktif çamur sistemindeki işletme parametreleri değiştirilmeden çalıştırılmaya devam edilmiştir. Sürekli aktif çamur sistemi, üç farklı çamur yaşı (10, 30, 50 gün) ve üç farklı giriş KOİ konsantrasyonlarında (650, 1000, 1500 mg/L) dengeye geldikten sonra üzerinde dört faklı membran taşıyan modüller havalandırma tankına daldırılmıştır. Deneysel çalışmalarda kullanılan düz tabaka membran modülleri Şekil 3.4'te gösterilmiştir. Membranlardan elde edilen süzüntüler vakum tankı içerisinde bulunan 4 adet hassas terazi üzerinde bulunan 7 L'lik plastik kaplara ayrı ayrı toplanmıştır (Şekil 3.5). Vakum tankına, içerideki vakumu gösteren bir adet manometre ilave edilmiştir. Arzu edilen vakum, vakum pompası ile sağlanmıştır. Terazilerden elde edilen veriler, PCI kartı ve RS 232 bağlantısı olan bilgisayara on□line olarak aktarılmıştır (Şekil 3.6). Batık MBR sistemi, 140±5 mmHg sabit vakumda (değişen akıda) çalıştırılmıştır. Membranlardan 1 gün boyunca süzüntü toplanarak membranların akı performansları tespit edilmiştir. Ayrıca süzüntüde ve membranlar üzerinde oluşan kek tabakalarında analizler yapılmıştır. Batık MBR sisteminde 24 saatlik filtrasyon sonucunda membranlar üzerinden toplanan kek tabakaları Şekil 3.7'de gösterilmiştir.



(a) **(b)**



(c) **(d)**

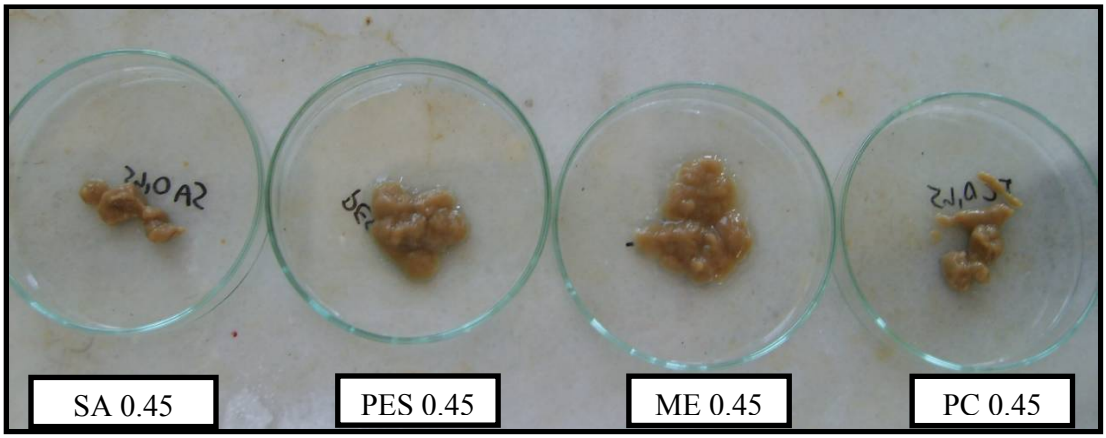
Şekil 3.4. Düz tabaka membran modülü (**a.** Boş modül, **b.** Membran takılmış modül, **c.** Kirli membranlı modül, **d.** Dört membranın takıldığı modül ünitesi)



Şekil 3.5. Membran çıkışlarından elde edilen süzüntülerin toplandığı ve dört adet hassas terazinin yerleştirildiği vakum tankı



Şekil 3.6. Membranlardan elde edilen verilerin bilgisayara aktarılması



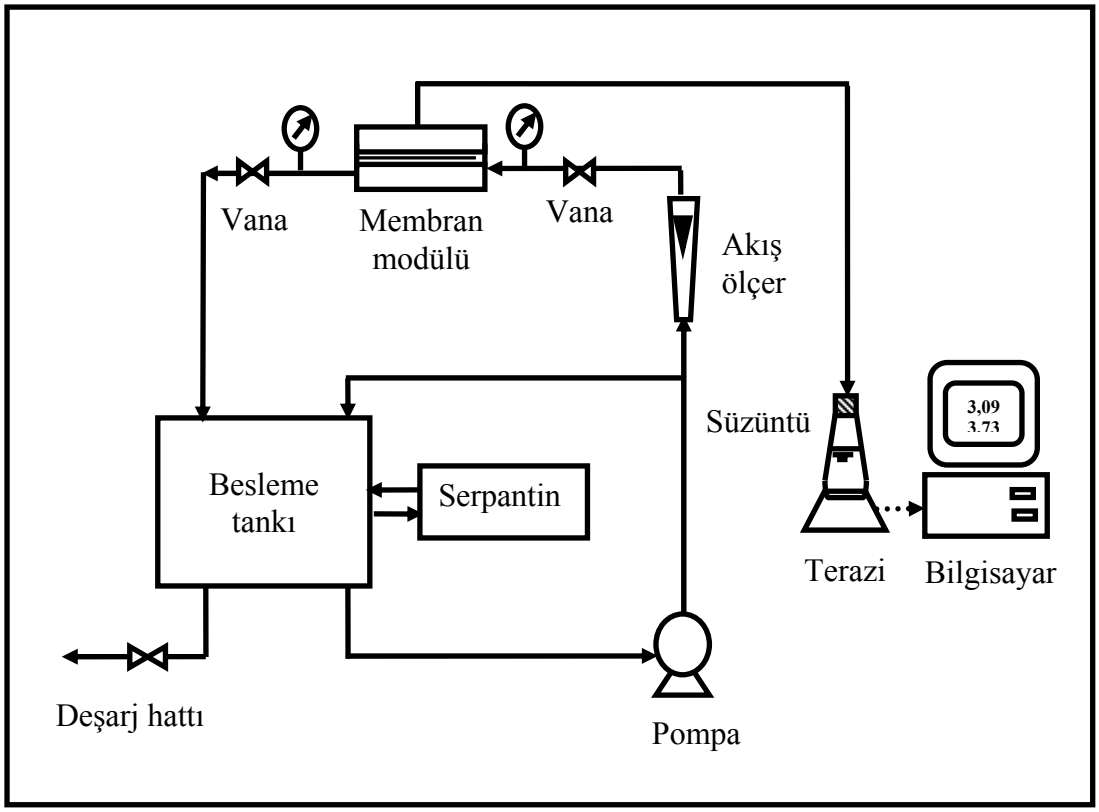
Şekil 3.7. Batık MBR sisteminde 24 saatlik filtrasyon sonunda membranların üzerinden toplanan kek tabakaları

3.3. Laboratuar Ölçekli Çapraz Akış Fiftrasyon (ÇAF) Sisteminin Deney Düzeneği

Tez çalışması kapsamında 9 L kapasiteye sahip çapraz akış filtrasyon (ÇAF) sistemi kullanılmıştır. Laboratuar ölçekli ÇAF sistemi, sürekli aktif çamur sisteminde farklı çamur yaşlarında ve giriş KOİ konsantrasyonlarında elde edilen biyolojik süspansiyonun çapraz akışlı sistemde filtre edilebilirlik mekanizmasının membran tipi ve gözenek boyutuna göre araştırılması için kurulmuştur. Besleme tankının kapasitesi 9 L'dir. ÇAF sisteminde kullanılan ekipmanların teknik özellikleri, Çizelge 3.3'te verilmiştir. Laboratuar ölçekli sisteme ait akım şeması ise Şekil 3.8'de gösterilmiştir.

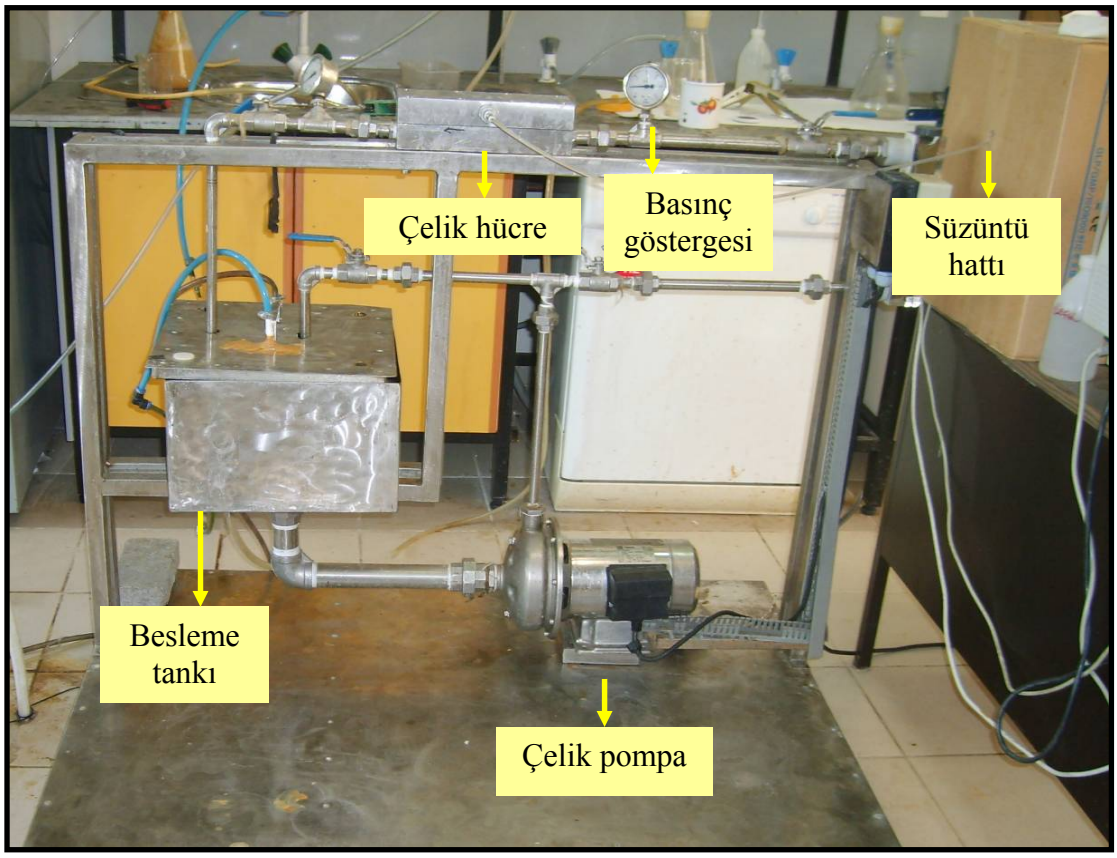
Çizelge 3.3. Laboratuar ölçekli ÇAF sisteminde kullanılan ekipmanlara ait teknik özellikler

Ekipman	**Teknik özellik**
Besleme tankı	Hacim: 9L, Malzeme: 314 paslanmaz çelik
Çelik pompa	Kapasite: 20–110 L/dak, H: 19.5–30.3 m, Güç: 0.25 kW, Markası: CDM 90/10
Akış ölçer	Kapasite: 75 L/saat
Basınç göstergeleri	Hidrostatik basıncı ölçmek için
Çelik membran hücresi	Malzeme: 314 paslanmaz çelik
Vanalar ve bağlantı boruları	Malzeme: 314 paslanmaz çelik



Şekil 3.8. Laboratuar ölçekli ÇAF sisteminin basit akım şeması

Laboratuar ölçekli ÇAF sistemi için üç farklı çamur yaşı (10, 30, 50 gün) ve üç farklı KOİ konsantrasyonlarında (650, 1000, 1500 mg/L) dengede olan aktif çamurdan 9 L çekilmiş ve ÇAF sisteminin besleme tankına konulmuştur. Deneyler sırasında sistemin sıcaklığı, helezon serpantin içinden geçen musluk suyu ile sabit tutulmuştur (20±1 ^{o}C). Deneylerde kullanılan mikrofiltrasyon membranlar paslanmaz çelikten imal edilen hücreye yerleştirilmiştir. Filtrasyon kanalının yüksekliği 0.23 cm ve etkin filtrasyon alanı 2.8×10^{-3} m^2'dir. Tüm deneyler sırasında çapraz akış hızı (cross flow velocity) 2.15 m/sn olarak hesaplanmıştır. Filtrasyon basıncı, membran hücresinin her iki tarafında bulunan vanalar ile ayarlanmış ve basınç göstergelerinden okunmuştur. Aktif çamurun süzülmesi esnasında 1 bar basınç uygulanmış olup aktif çamur, paslanmaz çelik pompa yardımıyla homojen karıştırıldıktan sonra hücreye pompalanmıştır. Filtrasyon süresi 4 saat olup bu sürede filtrasyon akısında denge şartları elde edilmiştir. Akı zamanın bir fonksiyonu olarak 1 dakika aralıklarla toplanmıştır. Şekil 3.9'da laboratuar ölçekli ÇAF sistemi gösterilmiştir.



Şekil 3.9. Laboratuar ölçekli ÇAF sisteminin fotoğrafı

3.4. Polielektrolit Deneyi

1000 mg/L giriş KOİ konsantrasyonu ve 10 günlük çamur yaşında işletilen aktif çamur sistemine katyonik polielektrolit ilave edilerek polielektrolitin batık MBR sisteminde filtre edilebilirlik mekanizması üzerine olan etkisinin membran tipine ve gözenek boyutuna bağlı olarak incelenmiştir. Deneysel çalışmada kullanılan katyonik polielektrolitin özellikleri Çizelge 3.4'te verilmiştir. Optimum koagülant dozajını belirlemek amacıyla, havalandırma tankından çekilen 1 L'lik aktif çamura beş farklı konsantrasyonda katyonik polielektrolit (10, 20, 30, 40, 50 mg KPE/L□çamur) ilave edilmiştir. 2 g/L stok polielektrolit çözeltisi hazırlandıktan sonra beş farklı beherde bulunan aktif çamura beş farklı konsantrasyonda KPE ilave edilerek jar testi cihazında 20 rpm'de 15 dak. yavaş karıştırılmıştır. 30 dak. çökelmeye bırakılan çamurun üst fazında SMP analizi, çökelen alt fazda ise ÇHİ, SMP, EPS, hidrofobisite analizleri yapılmış ve optimum polielektrolit dozajı tespit edilmiştir. 2 g/L stok polielektrolit çözeltisi 2.5 mL/dak. sabit hız ile 50 L'lik biyoreaktöre beslenmiştir.

KPE biyoreaktöre beslendikten yaklaşık 20 saat sonra dört faklı membran taşıyan modüller havalandırma tankına daldırılarak deneyler gerçekleştirilmiştir.

Çizelge 3.4. Deneyde kullanılan katyonik polimere ait teknik özellikler

Genel Bilgiler	
Adı	ECOPOL 517 A
Yapısı	Katyonik poliakrilamid
Tedarikçi firma	As□Su Su Teknolojileri Ltd. Şti.
Fiziksel ve Kimyasal Özellikler	
Renk	Beyaz
Görünüş	Granüler katı
Spesifik gravite	0.75 g/cm^3
Koku	Kokusuz
Suda çözünürlüğü	Oldukça viskoz çözelti
Stabilite	Stabil
Kaynama noktası	Uygulanmaz
Erime noktası	Uygulanmaz
Alevlenme noktası	Uygulanmaz
Buhar basıncı	Uygulanmaz
Tutuşabilirlik	Uygulanmaz
Toksikolojik ve Ekolojik Bilgiler	
Toksisite	Düşük
Oral LD 50 (fare)	>2000mg/kg
96 saat LC 50 (balık)	>10ppm

3.5. Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Kimyasallar ve Cihazlar

Deneysel çalışmalar sırasında kullanılan kimyasal maddeler ve cihazlar sırasıyla Çizelge 3.5 ve 3.6'da gösterilmiştir.

Çizelge 3.5. Kullanılan kimyasal maddeler

Malzeme adı	**Markası**	**Kodu**
Glikoz	Roquette	62136
Pepton	Merck	1.07214.9999
KH_2PO_4	Merck	1.04871.5000
K_2HPO_4	Merck	1.05101.5000
$MgSO_4.\ 7H_2O$	Merck	1.05886.1000
$MnSO_4.\ H_2O$	Merck	1.05999.1000
$FeSO_4.\ 7H_2O$	Merck	1.03963.5000
$CaCl_2.\ 2H_2O$	Merck	1.02382.1000
Üre	Merck	1.08487.1000
$NaHCO_3$	CarloErba	478537.1000
Bovin Serum Albümin	Merck	1.12018.0100
NaOH	Merck	13.8701
Formaldehit	Merck	1.04002.5000
Tris□HCl	Merck	1.08387.0500
Metanol	Sigma−Aldrich	34885
H_3PO_4 (%85)	Riedel−de−Haën	04107
H_2SO_4 (%95−97)	Fluka	07208
Hekzadekan	Merck	8.20633.0250
Fenol	Riedel−de−Haën	16017

Çizelge 3.6. Kullanılan cihazlar

Cihaz adı	**Markası**
Santrifüj	Hettich Zentrifugen EBA 20
Soğutmalı santrifüj	Sigma 318−K
Spektrofotometre	GBC−Cintra−20
Viskozimetre	Brookfield DV−E Viscometer
pH metre	WTW multi 340i
Çözünmüş oksijen metre	HACH HQ 40d multi
Termoreaktör	Eco 16 Velp Scientifica
Temas açısı	KSV Cam 200 Contact angle meter
SEM	Philips XL 30 S FEG
AFM	Digital Instruments
Partikül boyut dağılımı	Malvern Mastersizer 2000
Zeta potansiyeli	Malvern Mastersizer 2000
Işık mikroskobu	Zeiss Primo Star

3.6. Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Membranların Genel Özellikleri

Deneysel çalışmalar sırasında kullanılan membranlar GE Osmonics firmasından temin edilmiştir. Deneylerde 0.40−0.45, 0.22, 0.10 µm gözenek boyutuna sahip selüloz asetat (SA), polietersülfon (PES), karışık ester (ME) ve polikarbonat (PC) olmak üzere dört farklı mikrofiltrasyon membran kullanılmıştır. Membranların genel özellikleri Çizelge 3.7'de verilmiştir. ME membranlar inert selüloz nitrat ve selüloz asetat polimerlerin karışımından yapılmıştır. Kullanılan tüm membranlar hidrofilik özellikte olup deneylerde kullanılmadan önce distile su ile yıkanmıştır. Kullanılmamış membranlara ait AFM ve SEM görüntüleri dördüncü bölümde detaylı

olarak tartışılmıştır (Bkz. 4.1.2.4 ve 4.1.2.5). Ayrıca membranların temas açısı analizleri de yapılmıştır (Bkz. Ek 1).

Çizelge 3.7. MF membranların teknik özellikleri

MF membran											
Özellikleri	**SA**		**PES**			**ME**			**PC**		
Gözenek çapı (μm)	0.45	0.22	0.45	0.22	0.10	0.45	0.22	0.10	0.40	0.22	0.10
Kalınlık (μm) [a]	87	87	130	130	130	150	150	150	10	10	6
Temas açısı (^{o}) [b]	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	50.3	46.4	68
Pürüzlülük (nm) [c]	89.1	138.6	23	41.9	41.9	13.8	54.9	61.7	4.9	2.8	10.6

[a] üretici firma tarafından sağlanmıştır.

[b] goniometer ile ölçülen statik temas açısı ölçümleri neticesinde belirlenmiştir.

[c] AFM ölçümleri ölçümleri neticesinde belirlenmiştir.

3.7. Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Sentetik Atıksuyun İçeriği

Gebze Organize Sanayii Bölgesi Bilim İlaç Arıtma Tesisi'nin havalandırma havuzundan alınan aktif çamur 2 gün havalandırıldıktan sonra 5 gün kesikli çalıştırılmıştır. 7. günün sonunda son çöktürme tankı devreye alınarak sürekli sisteme geçilmiştir. Deneyde kullanılan atıksu, gerçek atıksu özelliklerindeki dalgalanmaları minimize etmek açısından labaratuarda sentetik olarak hazırlanmıştır. Üç farklı giriş KOİ konsantrasyonu için kullanılan sentetik atıksuyun içeriği Çizelge 3.8'de verilmiştir. Karbon, azot ve fosfor kaynağı olarak sırasıyla glikoz, üre/amonyum sülfat ve potasyumdihidrojenfosfat/dipotasyumhidrojenfosfat kullanılmıştır.

Çizelge 3.8. Sentetik atıksuyun bileşimi

Madde	**1. KOİ konsantrasyonu (mg/L)**	**2. KOİ konsantrasyonu (mg/L)**	**3. KOİ konsantrasyonu (mg/L)**
Glikoz	650	1000	1500
Pepton	50	77	115
Üre	100	154	231
KH_2PO_4	50	77	115
K_2HPO_4	5	7.7	11.5
$(NH_4)_2SO_4$	50	77	115
$MgSO_4.7H_2O$	50	77	115
$NaHCO_3$	250	385	577
$CaCI_2.2\ H_2O$	10	15.4	23
NaCl	50	77	115
KCl	10	15.4	23
$CuSO_4.5H_2O$	0.1	0.15	0.23
$MnSO_4.7H_2O$	7	10.8	16
$ZnCl_2$	0.25	0.38	0.6
$CoCl_2.6H_2O$	0.45	0.69	1
$FeCl_3.6\ H_2O$	10	15.4	23

3.8. Seri Direnç Modeli

Direnç hesaplamalarında seri□direnç modeli kullanılmıştır **(Chang and Lee, 1998)**. İlk olarak membranın sahip olduğu yapısı nedeniyle oluşturduğu direnci bulmak için boş membranlardan distile su geçirilmiştir. Akı□zaman grafikleri çizilerek membran direnci (R_m) değerleri tespit edilmiştir. Daha sonra membranlardan çamur süzülerek toplam direnç (R_t) değerleri hesaplanmıştır. Filtrasyona direnç gösteren ve membran

porozitesine bağlı olarak membranın yüzeyinde veya gözeneklerinde tıkanmaya sebep olan mekanizmayı bulabilmek için de çamurun süzüldüğü membranın yüzeyi bir parça sünger yardımıyla fiziksel olarak temizlenmiş ve tekrar distile su ile filtrasyon işlemi yapılmıştır. Bu işlem sonunda bulunan direnç değeri R_m+R_p (membran direnci + gözenek direnci)'dir. Toplam direnç değerinden R_m+R_p çıkarılması ile de kek direnci (R_c) bulunmuştur. Daha sonra rölatif olarak bu değerlerin oranlanmasıyla toplam direncin ne kadarının kek ne kadarının gözenek direnci olduğu hesaplanmıştır.

$$R_t = R_m + R_p + R_c + R_{cp} = \frac{\Delta P}{\mu . J} \quad \textbf{(2.38)}$$

$$R_c(\%) = \frac{R_c}{R_t} \times 100 \quad \textbf{(2.39)}$$

$$R_m(\%) = \frac{R_m}{R_t} \times 100 \quad \textbf{(2.40)}$$

$$R_p(\%) = \frac{R_p}{R_t} \times 100 \quad \textbf{(2.41)}$$

R_t : Toplam direnç (m^{-1})

R_m : Membran direnci (m^{-1})

R_p : Gözenek direnci (m^{-1})

R_c : Kek direnci (m^{-1})

R_{cp} : Konsantrasyon polarizasyonu direnci (m^{-1})

3.9. Analitik Ölçümler

Tez çalışması kapsamında ölçümleri yapılmış parametreler ve kullanılan metotlar aşağıda özetlenmiştir.

Askıda Katı Madde (MLSS): Standart Metot 2540'a göre tayin edilmiştir **(APHA, 1995)**. İyice karıştırılan numune sabit tartıma getirilmiş 0.45 μm'lik filtre kağıdından

(cam elyaf) süzülmüştür. Filtre kağıdı 103−105 ^{o}C'de bir saat süre ile etüvde kurutulmuştur. Desikatörde oda sıcaklığına soğutulup, tartılmış ve MLSS konsantrasyonu belirlenmiştir.

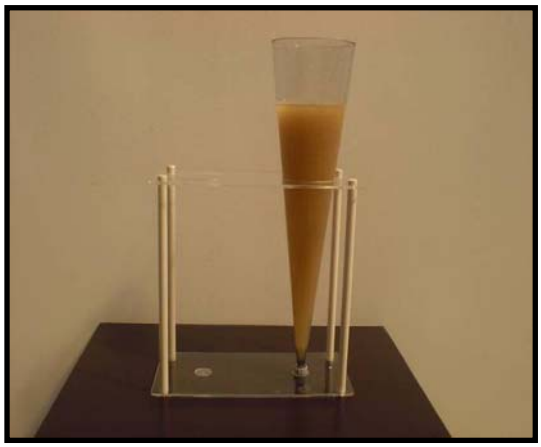
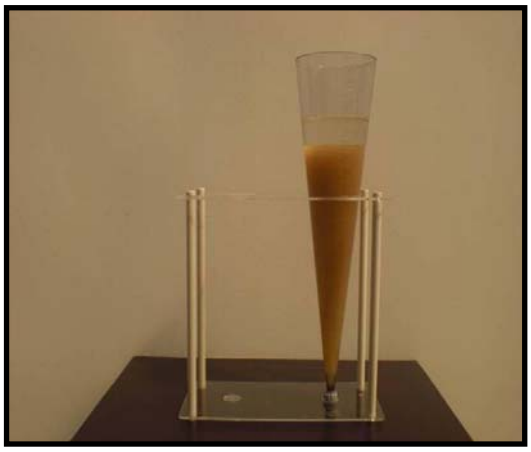
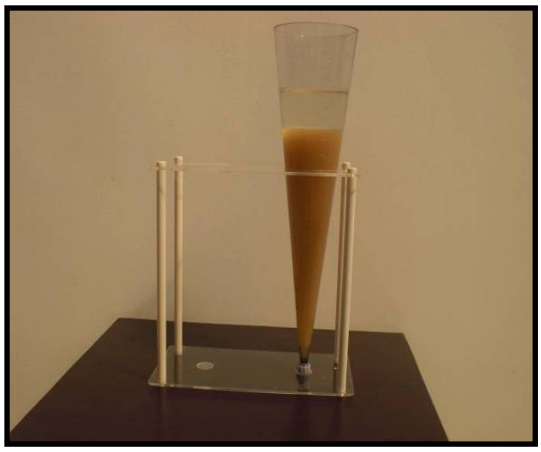
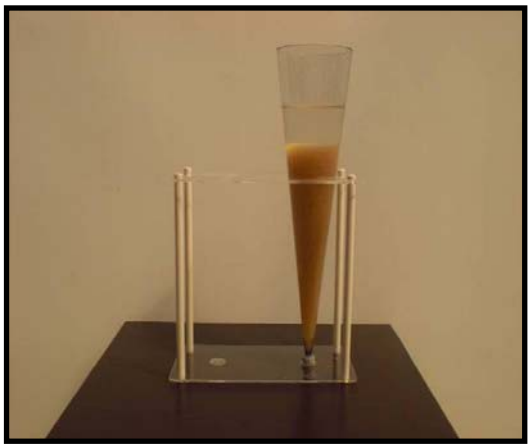
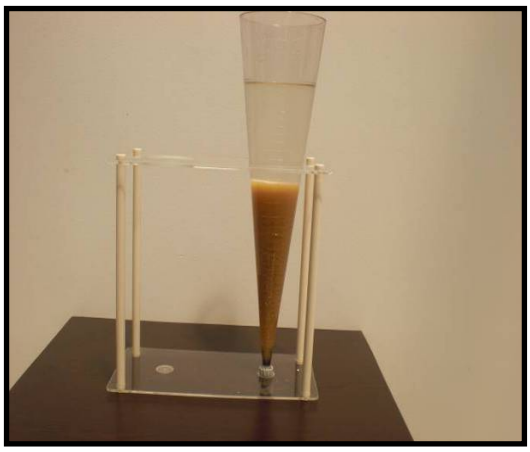
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ): Titrimetrik metoda göre (Standart Metot 5520), numunenin şiddetli asit koşullarda, kuvvetli bir oksitleyici olan $K_2Cr_2O_7$ ile 150 ^{o}C'de termoreaktörde (Eco 16 Velp Scientifica) kaynatılarak oksitlenmesini sağlayan iki saatlik kaynatma sonunda tüketilmeden kalan oksitleyicinin miktarının standart indirgen (demir amonyum sülfat) madde çözeltisi ile volumetrik yoldan saptanması esasına göre tayin edilmiştir **(APHA, 1995)**. KOİ analizi kapalı reflux yöntemine göre yapılmıştır.

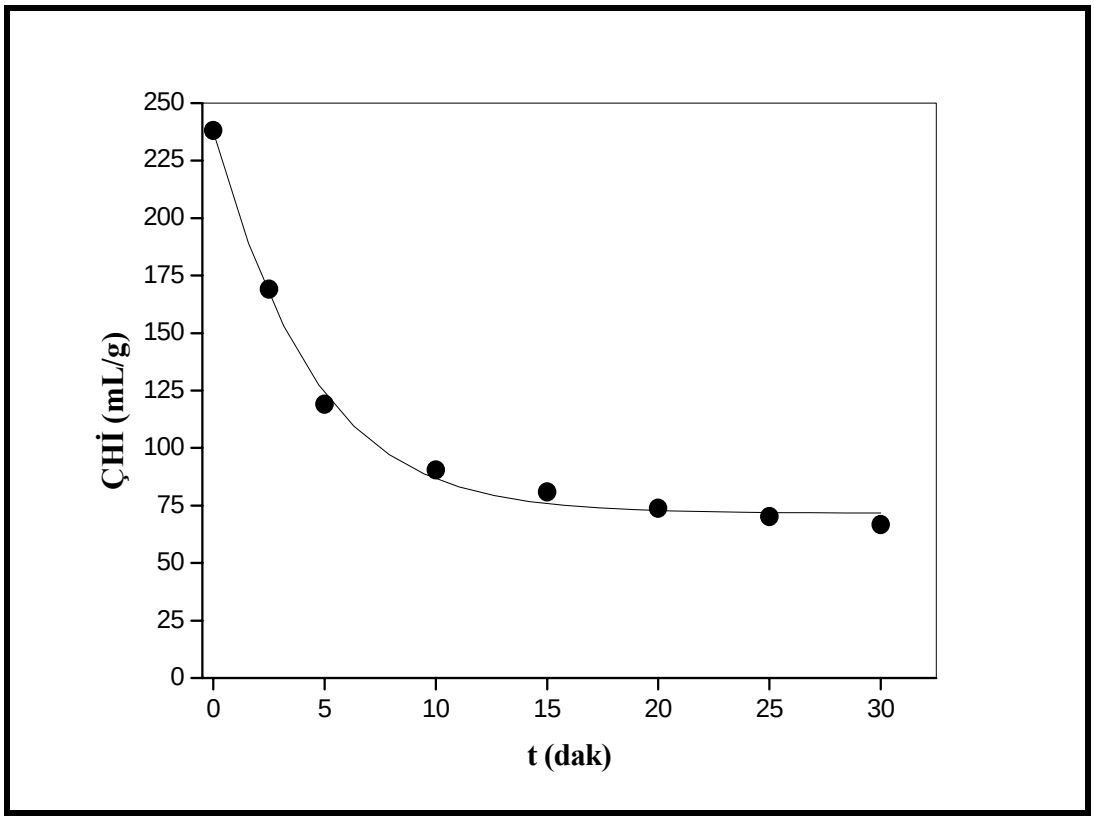
Göreceli Hidrofobisite: Göreceli hidrofobisite analizi için MATH (microbial adhesion to hydrocarbons) yöntemi kullanılmıştır. Bu yöntemde mikroorganizmaların yüzey hidrofobisitesi n□hexadecane ile tespit edilmiştir. Elektrostatik etkilerden kaynaklanabilecek hataları minimuma indirmek için bakteri süspansiyonu Tris−HCI tamponu (pH=7.1) ile 3 kere yıkanmıştır **(Chang and Lee, 1998)**. 1 mL aktif çamur Tris−HCI tamponu ile 10 mL'ye tamamlanmıştır. 3000 rpm'de 20 dakika santrifüjlenmiş (Hettich Zentrifugen EBA 20) ve üst sıvı dökülüp tekrar Tris−HCI tamponu ile 10 mL'ye tamamlanmıştır. Yıkama işlemi 3 kere tekrar edilmiş ve 3 mL bakteri süspansiyonu 10 mm'lik UV küvetine konularak 600 nm dalga boyunda ilk OD (optical density) değeri okunmuştur (GBC−Cintra−20 spektrofotometre). Daha sonra 0.3 mL n□hexadecane eklenerek 2 dakika vortekslenmiş ve 15 dakika beklemeye bırakıldıktan sonra 600 nm'de son OD değeri okunmuştur. Göreceli hidrofobisite değeri aşağıdaki formüle göre yüzde olarak hesaplanmıştır.

$$Hidrofobisite\,(\%) = \left(1 - OD_{son} / OD_{ilk}\right) \times 100$$

Çamur Hacim İndeksi (ÇHİ): ÇHİ analizi için havalandırma tankından alınan aktif çamur örneği 1 litrelik Imhoff konisine alınmış ve 30 dak. çökmesi beklenmiştir. Daha sonra çöken kısmın hacmi okunarak MLSS miktarına oranlanmıştır. Şekil 3.10'da biyoreaktörden alınan çamurun zamana karşı çökelmesi gösterilmiştir.

$$ÇHİ\,(mL/g) = \frac{30\ dakikada\ çöken\ çamurun\ hacmi\,(mL/L)}{MLSS\,(mg/L)} \times 1000\,(mg/g)$$

	
Başlangıç zamanı	**10 dakika sonra**
	
15 dakika sonra	**20 dakika sonra**
	
25 dakika sonra	**30 dakika sonra**

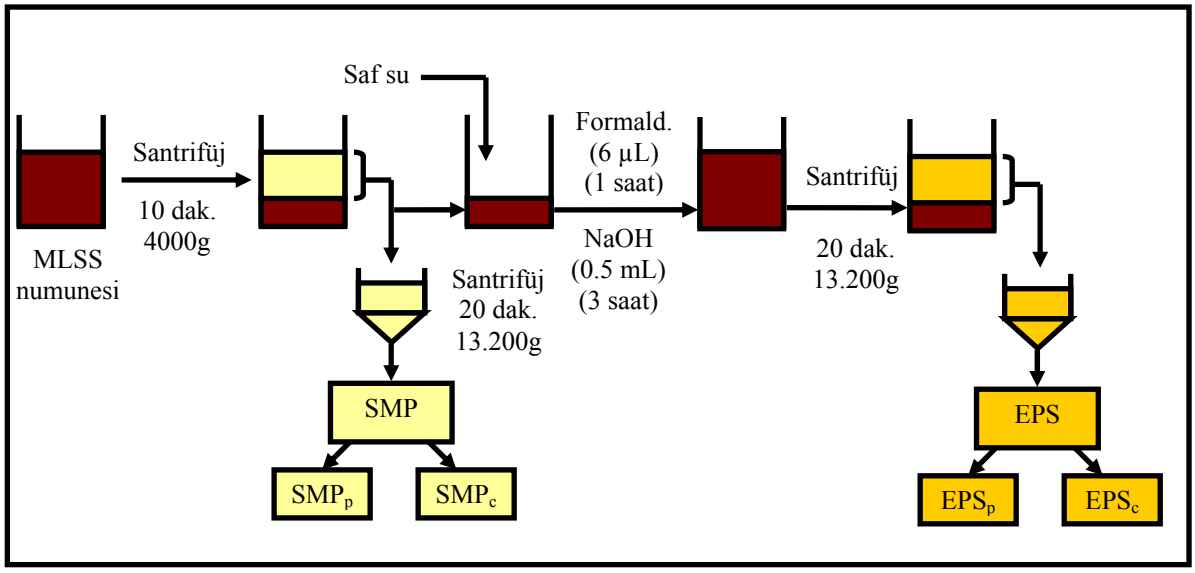


Şekil 3.10. Aktif çamurun zamana karşı çökelmesi

Çözünmüş Mikrobiyal Ürünler (SMP): Karışık kültürün serbest ve bağlı EPS içerikleri, formaldehit ekstraksiyon yöntemi ile tespit edilmiştir **(Li et al. 2008)**. Havalandırma tankından 5 mL karışık kültür alınmış ve 4000 × *g*'de 4 ^{o}C'de 10 dakika santrifüjlenmiştir. Üst faz steril ependorf tüplerine alınmış ve askıda katıların tamamen çökmesini sağlamak için 13200 × *g*'de 4 ^{o}C'de 20 dakika tekrar santrifüjlenmiştir. Fiziksel ekstraksiyon sonucu elde edilen bu üst fazda çözünmüş protein ve polisakkarit analizleri yapılarak karışık kültürdeki serbest EPS'nin (SMP) değeri bulunmuştur. SMP karbonhidrat konsantrasyonu fenol sülfürik asit metoduna **(Dubois et al. 1956)** göre ve SMP protein konsantrasyonu da **Lowry et al. (1951)** tarafından belirtilen metoda göre belirlenmiştir. Toplam SMP konsantrasyonu protein ve karbonhidrat konsantrasyonlarının toplanması ile bulunmuştur.

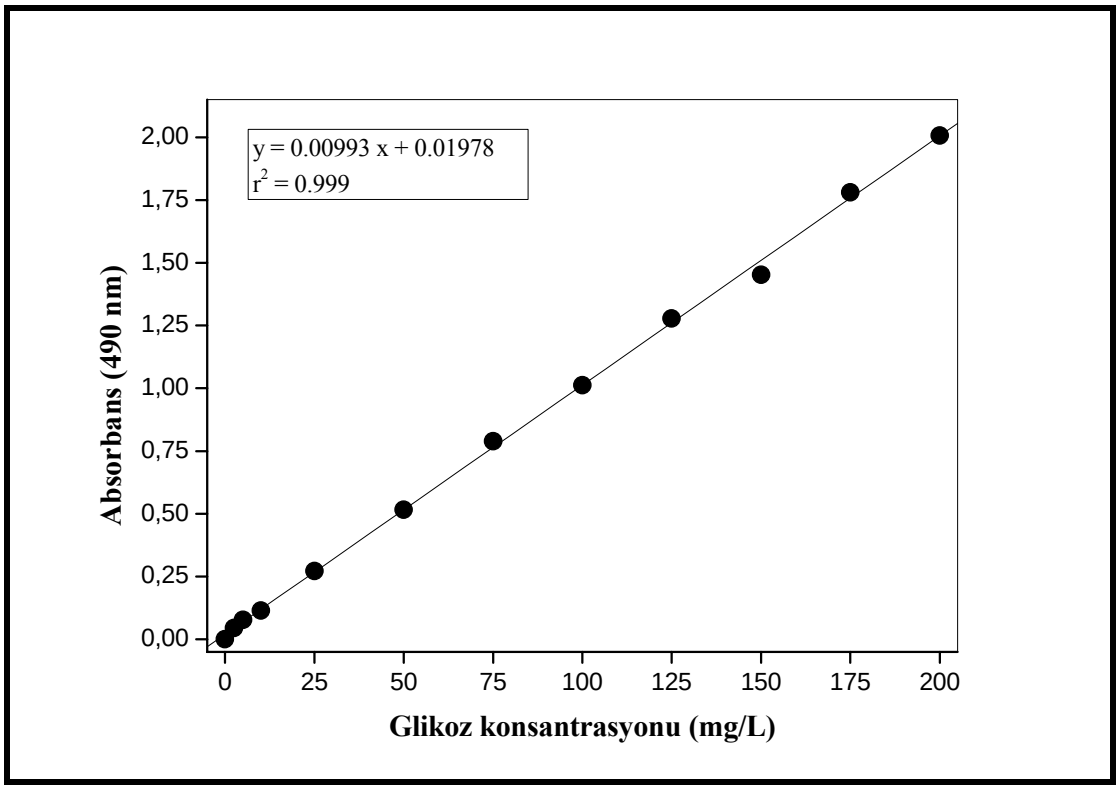
Hücre Dışı Polimerik Maddeler (EPS): Bağlı EPS'yi tespit edebilmek için ilk santrifüjden kalan çökelti distile su ile 5 mL'ye tekrar süspanse edilerek 6 µL formaldehit (%37'lik) eklenmiş ve 4 ^{o}C'de 1 saat bekletilmiştir. Üzerine 0.5 mL NaOH (1 N) eklenmiş ve 4 ^{o}C'de 3 saat daha bekletilmiştir. Bu süspansiyon 13200 × *g*'de 4 ^{o}C'de 20 dakika santrifüjlenmiştir. Kimyasal ekstraksiyon ile elde edilmiş bu

üst fazda da bağlı protein ve polisakkarit analizi yapılmıştır. EPS karbonhidrat konsantrasyonu fenol sülfürik asit metoduna **(Dubois et al. 1956)** göre ve EPS protein konsantrasyonu da **Lowry et al. (1951)** tarafından belirtilen metoda göre belirlenmiştir. Toplam EPS konsantrasyonu protein ve karbonhidrat konsantrasyonlarının toplanması ile bulunmuştur. Şekil 3.11'de EPS yönteminin basit akım şeması gösterilmiştir.



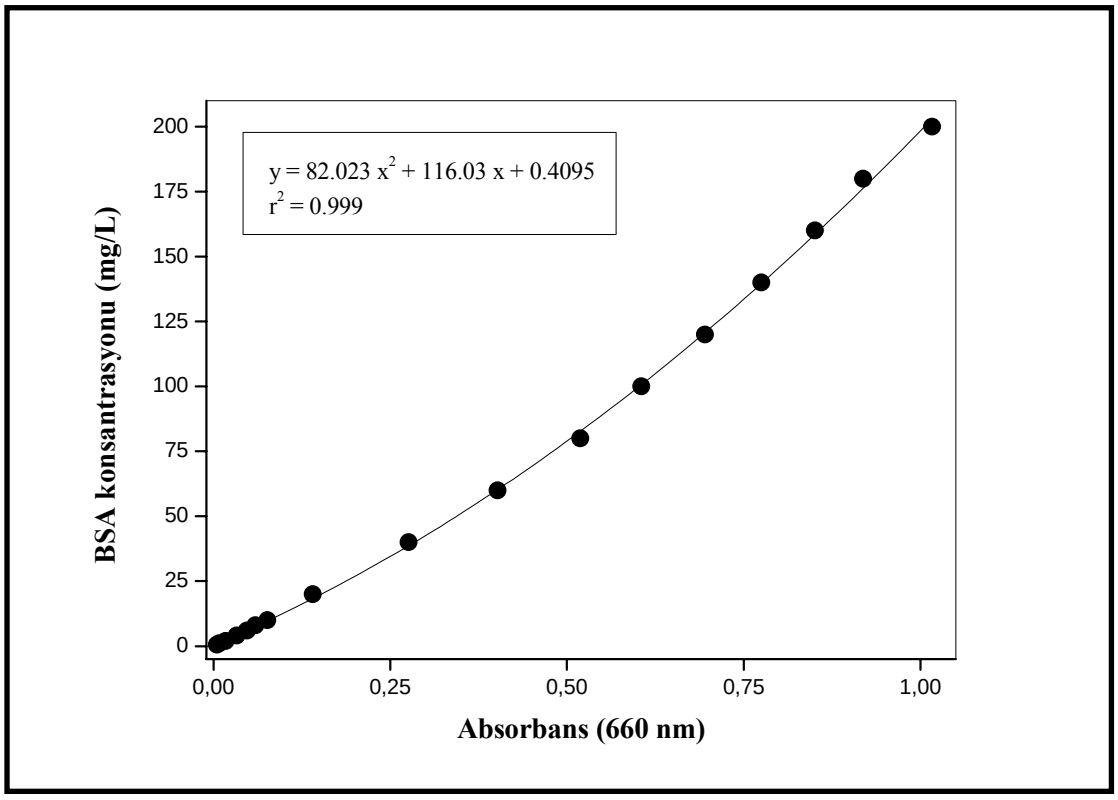
Şekil 3.11. EPS yönteminin akım şeması

Karbonhidrat Analizi: Toplam karbonhidrat miktarını tespit etmek amacıyla "fenol□sülfirik asit" metotu kullanılmıştır **(Dubois et al. 1956)**. Kalibrasyon eğrisini oluşturmak için 0−200 mg/L aralığında glikoz konsantrasyonuna sahip çözeltiler hazırlanmıştır. Bu standartlardan 500 µL alınarak üzerine 500 µL %5'lik fenol çözeltisi ve 2.5 mL derişik H_2SO_4 eklenmiştir. Oluşan sarı renk UV−Spektrofotometre (GBC Cintra 20) kullanılarak 490 nm dalga boyunda okunmuştur. Şekil 3.12'de bu yönteme göre elde edilen karbonhidrat kalibrasyon eğrisi gösterilmiştir.



Şekil 3.12. Karbonhidrat kalibrasyon eğrisi

Protein Analizi: Protein analizi için Lowry metodu kullanılmıştır (**Lowry et al. 1951)**. Protein analizinde kullanılmak üzere 3 farklı çözelti (A, B, C) hazırlanmıştır. Çözelti A, 2.86 g sodyum hidroksit (NaOH) ile 14.31 g sodyum karbonatın (Na_2CO_3) karıştırılması ve saf su ile 500 mL'ye tamamlanması ile hazırlanmıştır. Çözelti B, 1.42 g bakır sülfatın ($CuSO_4.5H_2O$) 100 mL saf suda çözülmesiyle hazırlanmıştır. Çözelti C ise 2.85 g sodyum tartaratın (Na−tartarate.$2H_2O$) 100 mL saf suda çözülmesiyle hazırlanmıştır. Lowry solüsyonu, A:B:C çözeltilerinin 100:1:1 oranında karıştırılmasıyla günlük olarak hazırlanmıştır. Analizi yapılacak numuneden 500 µL alınmış ve 700 µL Lowry solusyonu ile karıştırılarak 20 dakika oda sıcaklığında karanlıkta bekletilmiştir. Daha sonra, 5 mL Folin (2N) ile 6 mL saf su karıştırılarak Folin çözeltisi hazırlanmış ve 100 µL numunelere eklenerek aynı sartlar altında 30 dakika bekletilmiştir. Oluşan mavi renk 660 nm dalga boyunda UV−Spektrofotometrede (GBC Cintra 20) okunarak absorbans değerleri elde edilmiştir. Kalibrasyon eğrisini oluşturmak için 0−200 mg/L aralığında Bovin Serum Albümin (BSA) konsantrasyonuna sahip stok çözeltiler hazırlanmıştır. Şekil 3.13'te bu yönteme göre elde edilmiş protein kalibrasyon eğrisi gösterilmiştir.



Şekil 3.13. Protein kalibrasyon eğrisi

pH: Elektrometrik metoda göre (Standard Metot 4500□H^+) WTW multi 340i marka pH metre ile ölçülmüştür **(APHA, 1995)**.

Çözünmüş Oksijen: Membran elektrot metoduna göre (Standart Metot 4500□O), oksimetre probunun (HACH HQ 40d multi) numuneye daldırılması ile numunedeki çözünmüş oksijen miktarı okunarak belirlenmiştir **(APHA, 1995)**.

Viskozite: Aktif çamurun viskozitesi Brookfield DV−E Viscometer kullanılarak ölçülmüştür.

Partikül boyut dağılımı: Aktif çamurun tane boyutu dağılımı Malvern Mastersizer 2000 analizörü kullanılarak lazer difraksiyon metodu ile ölçülmüştür.

Zeta potansiyeli: Aktif çamurun zeta potansiyeli Malvern Mastersizer 2000 analizörü kullanılarak lazer difraksiyon metodu ile ölçülmüştür.

AFM analizi: Membranların yüzey morfolojisi atomik kuvvet mikroskopisi (AFM, Digital Instruments) ile incelenmiştir. AFM analizinden önce hem kullanılmış hem de kullanılmamış membranlar distile su ile yıkanmış ve oda sıcaklığında

kurutulmuştur. Membran yüzeyi 10.0 μm × 10.0 μm aralığında 6.104 Hz hızında taranmıştır. Elde edilen veriler Nanoscope 3.0 programı ile analiz edilmiştir.

SEM analizi: Filtrasyondan önce ve sonra membranların yüzeyi taramalı elektron mikroskobu (Philips XL30 SFEG SEM) ile taranmıştır. 0.5 cm × 0.5 cm büyüklüğünde kesilen membran parçaları 0.1 M fosfat tamponunda (pH 7.2, %3.0 gluteraldehit içeren) 1 gün süreyle bekletilmiştir. Numuneler analizden önce etanol (%95) ile susuzlaştırılmış ve oda sıcaklığında kurutulduktan sonra altın ile kaplanarak SEM fotoğrafları çekilmiştir.

Temas açısı analizi: Membranların statik temas açısı analizleri goniometer (KSV Cam 200 Contact angle meter) ile belirlenmiştir.

Işık mikroskopi analizi: Biyoreaktör içerisindeki mikroorganizma çeşitliliğini tespit etmek amacıyla ışık mikroskopuyla rutin analizler yapılmış ve iyi işletilen bir aktif çamur tesisinde baskın olması beklenen *Vorticella convallaria*, *Stalked ciliates*, *Free swimming ciliates*, *Rotifera* ve Filament türlerinin karışık kültürde dominant türler olduğu tespit edilmiştir (Bkz. Ek 2). Ayrıca membran üzerinde oluşan kek tabakasında da mikroskipik analizler yapılmıştr (Bkz. Ek 3).

3.10. Deneysel Çalışma Programı

Batık MBR sistemi için, 3 farklı çamur yaşında (10, 30, 50 gün) ve 3 farklı giriş KOİ konsantrasyonunda (650, 1000, 1500 mg/L) işletilen sürekli aktif çamur sisteminin denge şartlarında biyolojik süspansiyonun filtrasyonunda membran tipi ve gözenek boyutunun etkisi araştırılmıştır. Membran tıkanma mekanizmasını belirleme çalışmaları temelde 3 aşamada gerçekleştirilmiştir. Bu aşamalar Çizelge 3.9'da verilmiştir.

Çizelge 3.9. Deneysel çalışma programı

1. Aşama: Farklı çamur yaşlarında ve sabit KOİ konsantrasyonunda filtrasyon			
Amaç	10, 30, ve 50 günlük çamur yaşlarında 650 mg/L sabit KOİ konsantrasyonunda işletilen aktif çamur sistemi dengeye geldikten sonra aktif çamurun hem batık membran hem de çapraz akışlı sistemde filtre edilebilirlik mekanizmasının membran tipine ve gözenek boyutuna bağlı olarak araştırılmasıdır.		
ÇY (gün)	10 (MLSS=3274±203)	30 (MLSS=5588±1183)	50 (MLSS=6325±498)
Giriş KOİ konsantrasyonu (mg/L)	650	650	650
HRT (saat)	12	12	12
İşletim süresi (gün)	60	90	180
Uygulanan filtrasyon sistemleri	• MBR • ÇAF	• MBR • ÇAF	• MBR • ÇAF
Membran tipi ve gözenek boyutu (µm)	SA 0.45, 0.22 PES 0.45, 0.22, 0.10 ME 0.45, 0.22, 0.10 PC 0.45, 0.22, 0.10	SA 0.45, 0.22 PES 0.45, 0.22, 0.10 ME 0.45, 0.22, 0.10 PC 0.45, 0.22, 0.10	SA 0.45, 0.22 PES 0.45, 0.22, 0.10 ME 0.45, 0.22, 0.10 PC 0.45, 0.22, 0.10
Uygulanan işletim modu	Sabit basınç, değişken akı	Sabit basınç, değişken akı	Sabit basınç, değişken akı
Süzüntü analizleri	SMP_p, SMP_c, KOİ	SMP_p, SMP_c, KOİ	SMP_p, SMP_c, KOİ
Membranlar üzerinde yapılan analizler	EPS_p, EPS_c, SMP_p, SMP_c	EPS_p, EPS_c, SMP_p, SMP_c	EPS_p, EPS_c, SMP_p, SMP_c
Tıkanma mekanizmasının belirlenmesi ile ilgili parametre	R_t, R_m, R_p, R_c, R_{cp}, α	R_t, R_m, R_p, R_c, R_{cp}, α	R_t, R_m, R_p, R_c, R_{cp}, α

2. Aşama: Farklı KOİ konsantrasyonlarında ve sabit çamur yaşında filtrasyon			
Amaç	650, 1000 ve 1500 mg/L KOİ konsantrasyonlarında sabit çamur yaşında (10 gün) işletilen aktif çamur sistemi dengeye geldikten sonra aktif çamurun batık membran sisteminde filtre edilebilirlik mekanizmasının membran tipine ve gözenek boyutuna bağlı olarak araştırılmasıdır.		
Giriş KOİ konsantrasyonu (mg/L)	650 (MLSS=3138±186)	1000 (MLSS=3700±102)	1500 (MLSS=4619±158)
ÇY (gün)	10	10	10
HRT (saat)	12	12	12
İşletim süresi (gün)	30	30	30
Uygulanan filtrasyon sistemi	• MBR	• MBR	• MBR
Membran tipi ve gözenek boyutu (µm)	SA 0.45, 0.22 PES 0.45, 0.22, 0.10 ME 0.45, 0.22, 0.10 PC 0.45, 0.22, 0.10	SA 0.45, 0.22 PES 0.45, 0.22, 0.10 ME 0.45, 0.22, 0.10 PC 0.45, 0.22, 0.10	SA 0.45, 0.22 PES 0.45, 0.22, 0.10 ME 0.45, 0.22, 0.10 PC 0.45, 0.22, 0.10
Uygulanan işletim modu	Sabit basınç, değişken akı	Sabit basınç, değişken akı	Sabit basınç, değişken akı
Süzüntü analizleri	SMP_p, SMP_c, KOİ	SMP_p, SMP_c, KOİ	SMP_p, SMP_c, KOİ
Membranlar üzerinde yapılan analizler	EPS_p, EPS_c, SMP_p, SMP_c	EPS_p, EPS_c, SMP_p, SMP_c	EPS_p, EPS_c, SMP_p, SMP_c
Tıkanma mekanizmasının belirlenmesi ile ilgili parametre	R_t, R_m, R_p, R_c, α	R_t, R_m, R_p, R_c, α	R_t, R_m, R_p, R_c, α

3. Aşama: Sabit çamur yaşı ve KOİ konsantrasyonunda polielektrolit ilaveli filtrasyon			
Amaç	1000 mg/L sabit KOİ konsantrasyonunda ve 10 gün sabit çamur yaşında işletilen aktif çamur sistemine katyonik polimer ilave edilerek aktif çamurun batık membran sisteminde filtre edilebilirlik mekanizmasının membran tipine ve gözenek boyutuna bağlı olarak araştırılmasıdır.		
Giriş KOİ konsantrasyonu (mg/L)	1000 (MLSS=3700±102)	1000 (MLSS=3700±102)	1000 (MLSS=3700±102)
ÇY (gün)	10	10	10
HRT (saat)	12	12	12
İşletim süresi (gün)	3	3	3
Uygulanan filtrasyon sistemi	• MBR	• MBR	• MBR
Membran tipi ve gözenek boyutu (µm)	SA 0.45, 0.22 PES 0.45, 0.22, 0.10 ME 0.45, 0.22, 0.10 PC 0.45, 0.22, 0.10	SA 0.45, 0.22 PES 0.45, 0.22, 0.10 ME 0.45, 0.22, 0.10 PC 0.45, 0.22, 0.10	SA 0.45, 0.22 PES 0.45, 0.22, 0.10 ME 0.45, 0.22, 0.10 PC 0.45, 0.22, 0.10
Uygulanan işletim modu	Sabit basınç, değişken akı	Sabit basınç, değişken akı	Sabit basınç, değişken akı
Süzüntü analizleri	SMP_p, SMP_c, KOİ	SMP_p, SMP_c, KOİ	SMP_p, SMP_c, KOİ
Membranlar üzerinde yapılan analizler	EPS_p, EPS_c, SMP_p, SMP_c	EPS_p, EPS_c, SMP_p, SMP_c	EPS_p, EPS_c, SMP_p, SMP_c
Tıkanma mekanizmasının belirlenmesi ile ilgili parametre	R_t, R_m, R_p, R_c α	R_t, R_m, R_p, R_c, α	R_t, R_m, R_p, R_c, α

4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA

4.1. Farklı Çamur Yaşlarında İşletilen Sürekli Aktif Çamur Sisteminin Performansının Araştırılması

Tez çalışmasının birinci aşamasının ana amacı, pilot ölçekli sürekli aktif çamur sisteminde biyolojik süspansiyonun fizikokimyasal ve biyolojik özelliklerinin çamur yaşına bağlı olarak değişiminin araştırılmasıdır. Bu amacı gerçekleştirmek için üç farklı çamur yaşında biyoreaktörde günlük olarak sıcaklık, pH, çözünmüş oksijen, viskozite, hidrofobisite, ÇHİ, MLSS, KOİ, SMP ve EPS değişimleri takip edilmiştir.

Birinci aşama şartlarında sistem, çamur yaşı düşük, orta ve uzun süreli çalıştırılan ve gerçek arıtma tesislerinde uygulanan aktif çamur sistemlerini temsil etmesi amacıyla seçilen üç farklı çamur yaşında (ÇY=10, 30, 50 gün) sabit giriş KOİ konsantrasyonunda (650 mg/L) çalıştırılmıştır. Sürekli aktif çamur sistemi, işletime alındığı ilk hafta içerisinde (22 Haziran 2009) Gebze Bilim İlaç Arıtma Tesisi'nden getirilen 50 L aktif çamur ile şartlandırma için aşılanmıştır. Bu tarihten itibaren sistem ÇY=10 gün'de 20 Ağustos 2009 tarihine kadar (60 gün) işletilmiştir. Sistem ÇY=30 gün'de 28 Eylül 2009 tarihinden 25 Şubat 2009 tarihine kadar (90 gün) ve son olarak da ÇY=50 gün'de 1 Mart 2010 tarihinden 28 Haziran 2010 tarihine kadar (120 gün) işletilmiştir.

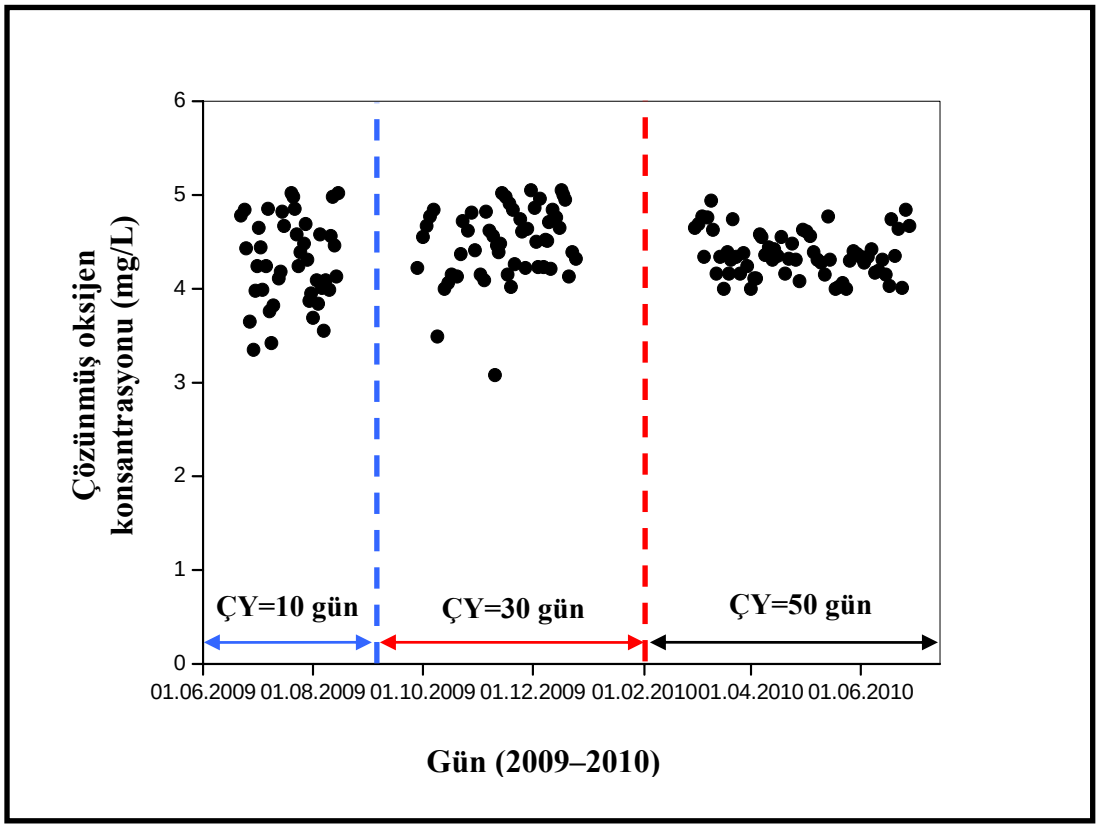
Sürekli aktif çamur sisteminin çalışması süresince 22 Haziran 2009−28 Haziran 2010 tarihleri arasında yaklaşık 12 aylık süre boyunca üç farklı çamur yaşında işletilmesi sonucu elde edilen günlük ölçüm (çözünmüş oksijen, viskozite, hidrofobisite, ÇHİ, MLSS, KOİ, SMP, EPS) değerleri aşağıda verilmiştir.

4.1.1. Sürekli Aktif Çamur Sisteminde Denge Şartlarının Çamur Yaşına Bağlı Olarak Araştırılması

4.1.1.1. Çözünmüş oksijen (ÇO): Biyolojik atıksu arıtma uygulamalarında, aktif çamur biyoreaktörlerinde çözünmüş oksijen konsantrasyonu en önemli parametrelerden biri olup sürekli olarak ölçülmesi gerekir. Aktif çamur sistemlerinde mikroorganizmaların etkin bir şekilde faaliyetlerini sürdürebilmeleri için sistemdeki oksijen miktarı 2–4 mg/L seviyesinde olmalıdır. Çözünmüş oksijenin mikroorganizma büyümesini sınırladığı durumlarda, ipliksi (filament) mikroorganizmalar baskın hale geçerek aktif çamurun kalitesini ve çökelebilme özelliğini zayıflatır. Bu nedenle, havalandırma havuzundaki minimum çözünmüş oksijen konsantrasyonu 2 mg/L olmalıdır. MBR'lerde biyoreaktördeki ÇO konsantrasyonu sisteme verilen havalandırma hızı ile kontrol edilir ki bu süreç hem biyokütleye oksijen sağlanması hem de membran kirlenmesi için önem taşımaktadır. ÇO, sistemin biyolojisini örneğin biyofilm yapısını, SMP miktarını ve flok boyut dağılımını etkilediği için MBR kirlenmesinde aktif rol oynar **(Lee et al. 2001)**. Yapılan çalışmalar ÇO'nun yüksek olmasının genellikle daha iyi filtrasyon sağladığını göstermiştir **(Kang et al. 2003)**. **Ji and Zhou** yapmış oldukları çalışmada, havalandırma hızının direk olarak biyolojik floklardaki polimerik maddelerin kompozisyonunu ve miktarını kontrol ettiğini rapor etmişler ve sonuç olarak membran yüzeyinde biriken biyofilm tabakasının P/C oranını etkilediğini bulmuşlardır (**Ji and Zhou, 2006)**. Bir diğer çalışmada ise sınırlı oksijenin hücre yüzeyi hidrofobisitesinde azalmaya neden olduğu ve bununda MBR kirlenmesinde potansiyel bir etkiye sahip olduğu rapor edilmiştir **(Jang et al. 2005)**. Uzun süreli MBR filtrasyonunda biyolojik kirlenme tabakasının kalınlığı arttığı için bazı biyofilm bölgelerinde anaerobik katmanların meydana geldiği gözlenmiştir. Bu katmanlarda oluşan endojen bozunmanın MBR'lerde kirlenme düzeyinin artmasına ve özellikle bozunma sonucunda açığa çıkan EPS'nin karbonhidrat fraksiyonunun kirlenmeye neden olduğu belirtilmiştir **(Zhang et al. 2006)**. **Kim et al. (2006)** MBR'lerde ÇO'nun biyofilm yapısı üzerindeki, membran akısı ve EPS üzerindeki etkilerini araştırmışlardır. Yüksek ÇO (6 mg/L) ve düşük ÇO (<0.1 mg/L) konsantrasyonlarında iki farklı MBR aynı hidrodinamik şartlarda paralel olarak işletilmiştir. Düşük ÇO MBR'de membran kirlenme hızının, yüksek ÇO MBR'den 5

kat daha hızlı meydana geldiği rapor edilmiştir. Bunun nedeninin düşük ÇO ve yüksek ÇO MBR'ler arasındaki mikrobiyal topluluğun farklı olması ve buna bağlı olarak oluşan biyofilmlerin farklı yapılarda ve geçirgenliklerde olabileceği belirtilmiştir. Ayrıca düşük ÇO MBR'de biyofilmin daha fazla EPS üretmesi ve daha düşük poroziteye sahip olmasından dolayı özgül kek direncinin, yüksek ÇO MBR'ye göre daha yüksek olduğu bulunmuştur. Yüksek ÇO MBR'de oluşan biyofilmin P/C oranının düşük ÇO MBR'ye göre daha yüksek olduğu ve bunun nedeninin düşük ÇO MBR'de daha fazla EPS karbonhidrat üretildiğinden dolayı kaynaklandığı rapor edilmiştir **(Kim et al. 2006)**.

Tüm bu nedenlerden dolayı biyoreaktör içerisindeki ÇO konsantrasyonu rutin olarak ölçülmüş ve 3–5 mg/L aralığında sabit tutulmuştur. Böylece süzüntü akısı ve membran üzerinde oluşan biyofilmin EPS fraksiyonları ölçümleri üzerine ÇO'nun etkisi elimine edilmek istenmiştir. 10. çamur yaşında çözünmüş oksijen 4.3±0.4 mg/L, 30. çamur yaşında 4.5±0.4 mg/L ve 50. çamur yaşında ise 4.4±0.2 mg/L aralığında değişim göstermiştir. Sürekli aktif çamur sisteminin işletimi boyunca biyoreaktör içerisindeki çözünmüş oksijen konsantrasyonunun değişimi Şekil 4.1'de gösterilmiştir. ÇO konsantrasyonunu istenilen seviyede tutabilmek amacıyla biyoreaktör içerisindeki ölçülen ÇO konsantrasyonuna göre sistemin hava debisi ayarlanmıştır. Sürekli aktif çamur sisteminin 12 aylık işletimi boyunca biyoreaktördeki çözünmüş oksijen seviyesi MLSS konsantrasyonu, su sıcaklığı ve çamur yaşına bağlı olarak 3–5 mg/L aralığında değişim göstermiştir.

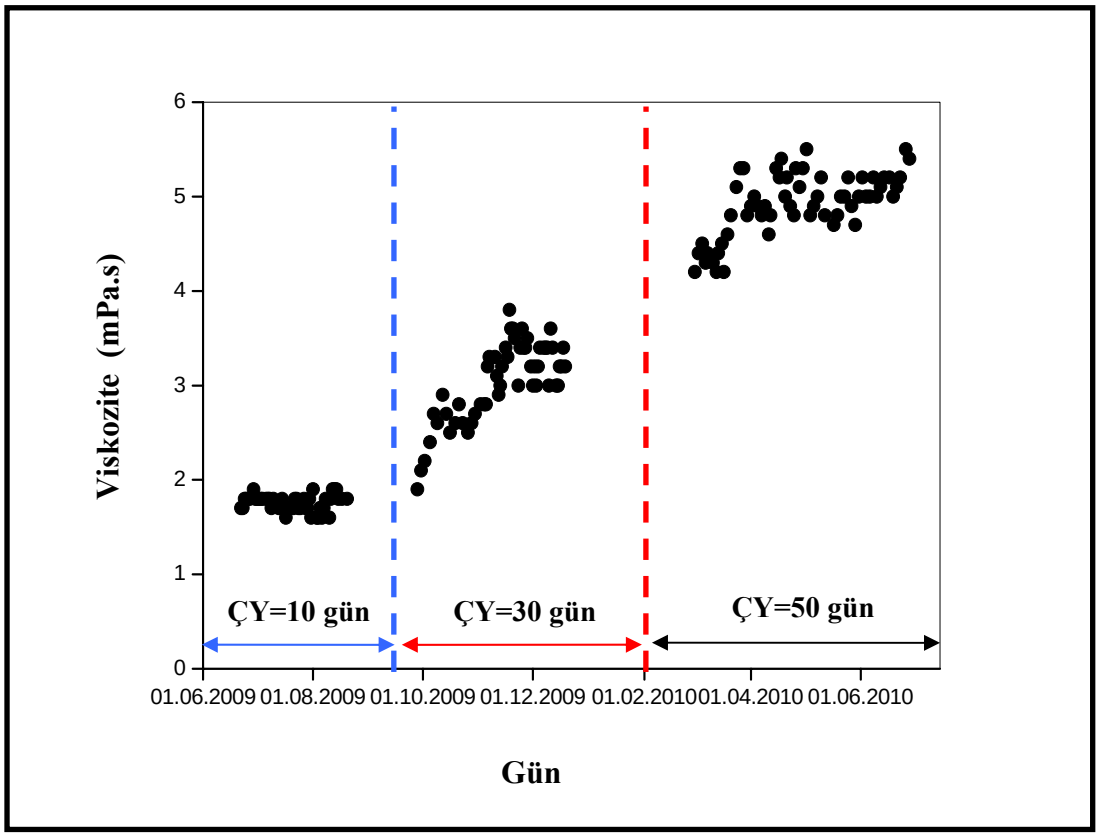


Şekil 4.1. Sürekli aktif çamur sisteminin farklı çamur yaşlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki çözünmüş oksijen konsantrasyonunun zamanla değişimi

4.1.1.2. Viskozite: MLSS konsantrasyonu ve mikroorganizmaların salgıladıkları çözünmüş hücre ürünleri, ortamın viskozitesini etkileyen temel parametrelerin başında gelmektedir. **Yeom et al. (2004)** tarafından yapılmış çalışmada viskozitenin hem akıyı hem de hava kabarcığı boyutunu etkilediğinden dolayı membran kirlenmesini etkileyebilecek bir faktör olduğu belirtilmiştir. **Itonaga et al. (2003)** ise kolloidal partiküllerin ve viskozitenin MBR'de membran akısı üzerine olan etkilerini incelemişlerdir. Çalışma sonucunda, toplam direncin MLSS konsantrasyonuna bağlı olarak artış gösteren viskoziteden dolayı arttığı ve bunun oldukça hızlı kek tabakası meydana getirdiğini rapor etmişlerdir.

Viskozitenin membran kirlenmesi üzerine etkisini açıklayabilmek için biyoreaktörde rutin olarak viskozite ölçümü yapılmıştır. Aktif çamurun viskozitesi, 10. çamur yaşında 1.7±0.1 mPa.s, 30. çamur yaşında 3.1±0.4 mPa.s ve 50. çamur yaşında 4.9±0.3 mPa.s (cP) aralığında değişim göstermiştir. Sürekli aktif çamur sisteminin işletimi boyunca biyoreaktör içerisindeki viskozitenin zamanla değişimi Şekil 4.2'de

gösterilmiştir. Çamur yaşına bağlı olarak MLSS konsantrasyonunun artması çamurun viskozitesinde artışa neden olmuştur.

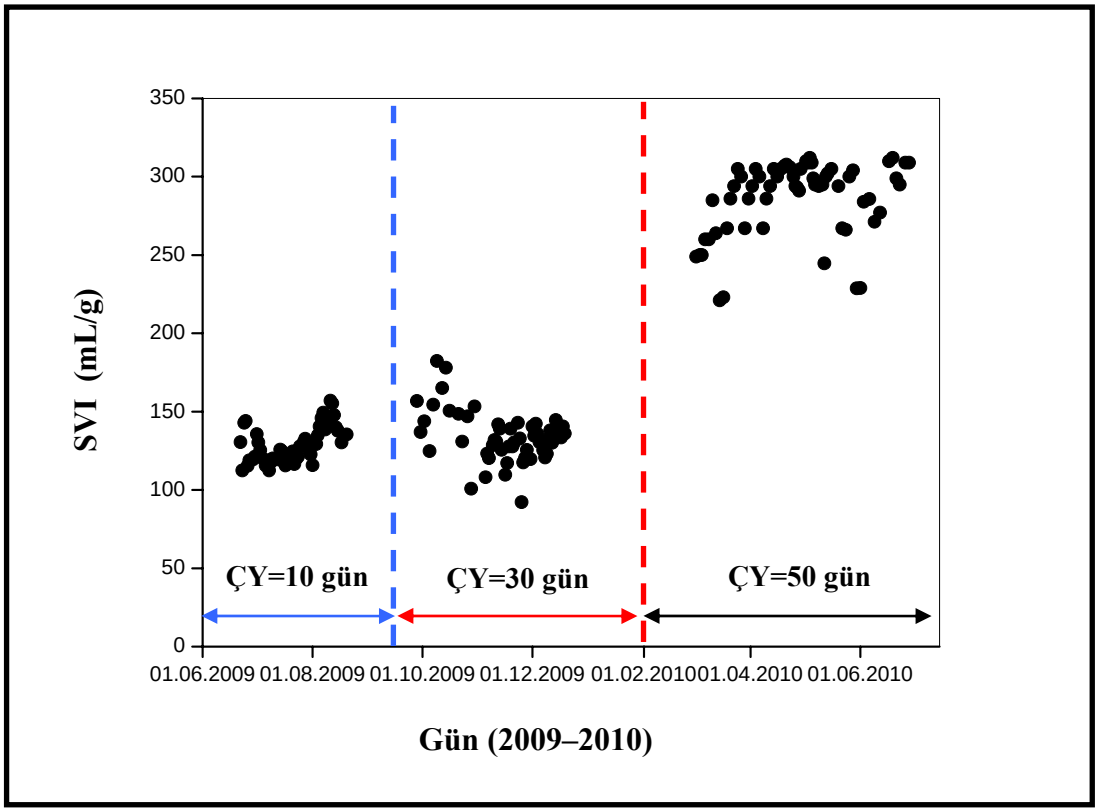


Şekil 4.2. Sürekli aktif çamur sisteminin farklı çamur yaşlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki viskozitenin zamanla değişimi

4.1.1.3. Çamur hacim indeksi (ÇHİ): Aktif çamurun çökelme kalitesini değerlendirmek amacıyla kullanılan bir kontrol parametresidir. Sistemde filamentli mikroorganizmaların baskın hale gelmesi ÇHİ'nin yükselmesine neden olur. MBR sistemlerinde filamentli organizmaların aşırı büyümesi membran kirlenmesini arttırdığı için ÇHİ takip edilmesi gereken bir parametredir. **Yujiao et al.** 3 ay boyunca sürekli sistemde batık MBR çalıştırmış ve aktif çamurun çökelme özellikleri ile membran kirlenmesi arasındaki ilişkiyi araştırmışlardır. Başlangıçta ÇHİ değerinin 100 mL/g'ın altında olduğu ve 40 günlük işletimden sonra 150–200 mL/g'a yükseldiği görülmüştür. SEM fotoğraflarından membran kirlenme tabakasının filamentli bakterilerden dolayı meydana geldiği görülmüş ve çamurun çökelme özelliğinin kötüleşmesiyle (ÇHİ artınca) daha yoğun tabakalı gevşek bir yapının oluştuğu rapor edilmiştir. Membran kirlenme davranışı, yumuşak geçiş ve

hızlı geçiş olmak üzere 2 aşamalı karakterize edilmiştir. Çamur çökelme özelliğinin değişimi membran kirlenmesini önemli ölçüde etkilemiştir. ÇHİ artınca membran kirlenme hızının arttığı ve stabil filtrasyon periyodunun kısaldığı gözlenmiştir. Yumuşak geçiş fazında, ÇHİ'nin artmasıyla TMP hızının artışı azalmıştır. Ancak hızlı geçiş fazında, ÇHİ'nin artmasıyla TMP hızının artışı da artmıştır. Çalışma neticesinde, düşük ÇHİ'li işletim ve kontrol ile membran filtrasyon periyodunun uzayabileceği gösterilmiştir **(Yujiao et al. 2007)**. Bu nedenle, tez çalışması kapsamında ÇHİ rutin olarak ölçülmüş ve membran kirlenmesi üzerine olan etkisi araştırılmıştır.

Sürekli aktif çamur sisteminin tüm işletimi boyunca biyoreaktör içerisindeki ÇHİ değişimi Şekil 4.3'te gösterilmiştir. 10. çamur yaşında MLSS konsantrasyonunun az olması (3274 mg/L), yani çamurun genç olması çamurun iyi çökelmesine ve ÇHİ değerinin düşük çıkmasına neden olmuştur. 30. çamur yaşında aktif çamurun çökelme kalitesinin 10. çamur yaşına yakın olduğu görülmüştür. Ancak 50. çamur yaşında biyoreaktörden çok az çamur atıldığı için (1 L/gün) reaktör içerisindeki çamurun yaşlı olması, F/M oranının düşük olması ve buna bağlı olarak filamentli bakterilerin baskın hale gelmesi gibi etkenlerden dolayı çamur iyi çökelmemiş ve çökelebilen çamur hacmi değeri oldukça yüksek elde edilmiştir. Bu durum, son çöktürme tankından çamurun kaçmasına neden olmuştur. Aktif çamurun ÇHİ değeri, 10. çamur yaşında 128±12 mL/g, 30. çamur yaşında 134±16 mL/g ve 50. çamur yaşında 286±24 mL/g aralığında değişim göstermiştir. 26 Aralık 2009 tarihinden önce 100–150 mL/g aralığında değişen ÇHİ, bu tarihten sonra MLSS konsantrasyonunun 6325 mg/L'ye artması ile 250–300 mL/g aralığında değişmiştir. 50. çamur yaşında F/M oranının düşmesi çamurun şişmesine neden olmuştur.



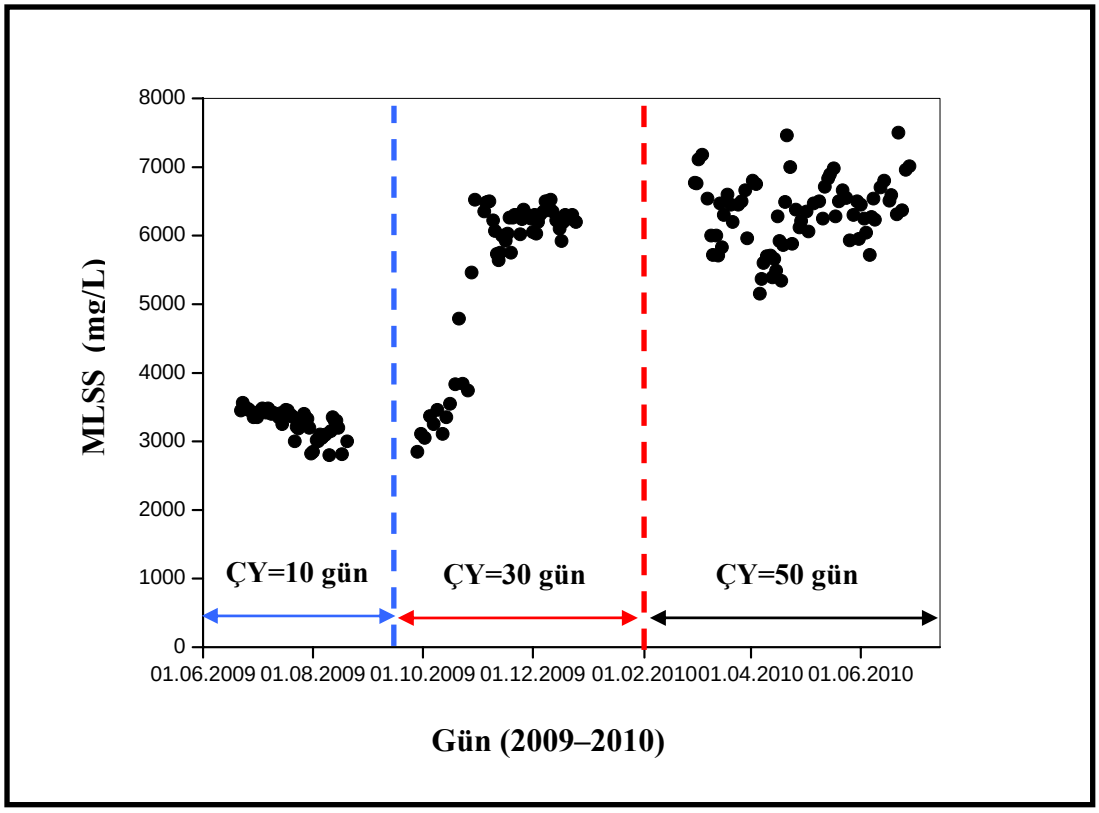
Şekil 4.3. Sürekli aktif çamur sisteminin farklı çamur yaşlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki ÇHİ değerlerinin zamanla değişimi

4.1.1.4. Askıda katı madde (MLSS): Yapılan çalışmalar MLSS ile membran kirlenmesi arasındaki ilişkinin oldukça kompleks bir konu olduğunu ortaya koymuştur. Bu konu üzerinde çalışan araştırmacılar, MLSS artışının membran geçirgenliğine negatif etkisinin olduğunu **(Chang and Kim, 2005; Cicek et al. 1999)**, pozitif etkisinin olduğunu **(Defrance and Jaffrin, 1999; Le□Clech et al. 2006)** veya etkisinin olmadığını **(Hong et al. 2002; Lesjean et al. 2005)** ifade etmişlerdir. **Lubbecke et al. (1995)** 30 g/L konsantrasyona sahip MLSS'nin membran kirlenmesinde negatif etkiye sahip olduğunu belirtmiştir. Membran kirlenmesi ve MLSS arasındaki ilişkinin araştırıldığı bir başka çalışmada ise MLSS artışının kirlenmeyi azalttığı (<6 g/L) ve 8□12 g/L konsantrasyonda MLSS'nin önemli bir etkiye sahip olmadığı rapor edilmiştir **(Rosenberger et al. 2005)**. Ayrıca MLSS ile kek direnci arasındaki ilişki araştırılmış ve MLSS artışının (0.09–3.7 g/L) kek direncini arttırdığı ($21–54\times10^{11}$ m^{-1}) ve spesifik kek direncinin azaldığı (α:18.5–0.7×10^{11} m^{-1}) belirtilmiştir. Bunun temel nedeninin kek tabakasının daha poroz ve geçirgen bir yapıya sahip olmasından kaynaklanmış olabileceği ifade edilmiştir

(Chang and Kim, 2005). **Beaubien et al. (1996)** ise yapmış oldukları çalışmada MLSS konsantrasyonunun 1.6 g/L'den 22 g/L'ye arttırıldığında akının 65 LMH'den 25 LMH'ye düştüğünü ve membran kirlenmesinin arttığını göstermişlerdir. **Bouhabila et al. (2001)** MLSS artışının membran kirlenmesi üzerine bir etkisinin olmadığını ve MLSS konsantrasyonunun 4□15.1 g/L aralığında değişmesiyle kritik akının 25 LMH'den 22 LMH'ye azaldığını belirtmişlerdir. MLSS ve membran kirlenmesi arasındaki bu kompleks ilişkiyi belirleyebilmek amacıyla tez çalışması kapsamında MLSS rutin olarak ölçülmüş ve membran kirlenmesi üzerine olan etkisi araştırılmıştır.

Sürekli aktif çamur sistemindeki MLSS konsantrasyonunun değişimi Şekil 4.4'te gösterilmiştir. 10. çamur yaşında, 22 Haziran 2009 tarihinden itibaren yaklaşık 2 aylık bir işletimden sonra 3274±203 mg/L MLSS konsantrasyonuna ulaşılmıştır. 30. çamur yaşında, 28 Eylül 2009 tarihinden itibaren 3 aylık bir işletimden sonra 5588±1183 mg/L MLSS konsantrasyonuna ve 50. çamur yaşında 1 Mart 2010 tarihinden itibaren 4 aylık bir işletimden sonra 6325±498 mg/L MLSS konsantrasyonuna ulaşılmıştır. 22 Haziran 2009 tarihinden itibaren yaklaşık 12 aylık bir işletimden sonra ancak 6325 mg/L MLSS konsantrasyonuna ulaşılabilmiştir. Bu durum iki ana etkinin kombinasyonundan kaynaklanmış olabilir. 1) Tam karışımlı sürekli akışlı sistemde yüksek ÇY'de çalışıldığı zaman, biyokütle bozunma hızları büyüme hızlarından daha yüksek olmuş olabilir. Bu durum yüksek çamur yaşında MLSS konsantrasyonunda çok yavaş artışa neden olmuş olabilir. 2) MLSS konsantrasyonundaki artış ile beraber çamurun çökelme özelliğinin kötüleşmesi (ÇHİ değerinin artması) ve buna bağlı olarak çöktürme tankından fazla miktarda MLSS kaçışı, biyoreaktördeki MLSS konsantrasyonunun beklenenden daha düşük çıkmasına neden olmuş olabilir. ÇY=10 gün olması için sistemden 22 Haziran 2009 tarihi itibariyle günde 5 L çamur atılmıştır. 20 Ağustos 2009 tarihine kadar çamur atılması sonucu bu tarihe kadar MLSS konsantrasyonu açısından kararlı şartlar sağlanmış ve MLSS konsantrasyonu 3070 ile 3480 mg/L aralığında değişmiştir. MLVSS değeri çamur içeriğinin taze olması nedeniyle MLSS değerinin %89□90'ı aralığında seyretmiştir. ÇY=30 gün olması için sistemden 28 Eylül 2009 tarihinden itibaren günde 1.7 L çamur atılmıştır. 26 Aralık 2009 tarihine kadar çamur atılması sonucu bu tarihe kadar MLSS konsantrasyonu açısından kararlı şartlar sağlanmış ve MLSS konsantrasyonu 4400 ile 6500 mg/L aralığında değişmiştir. MLVSS değeri,

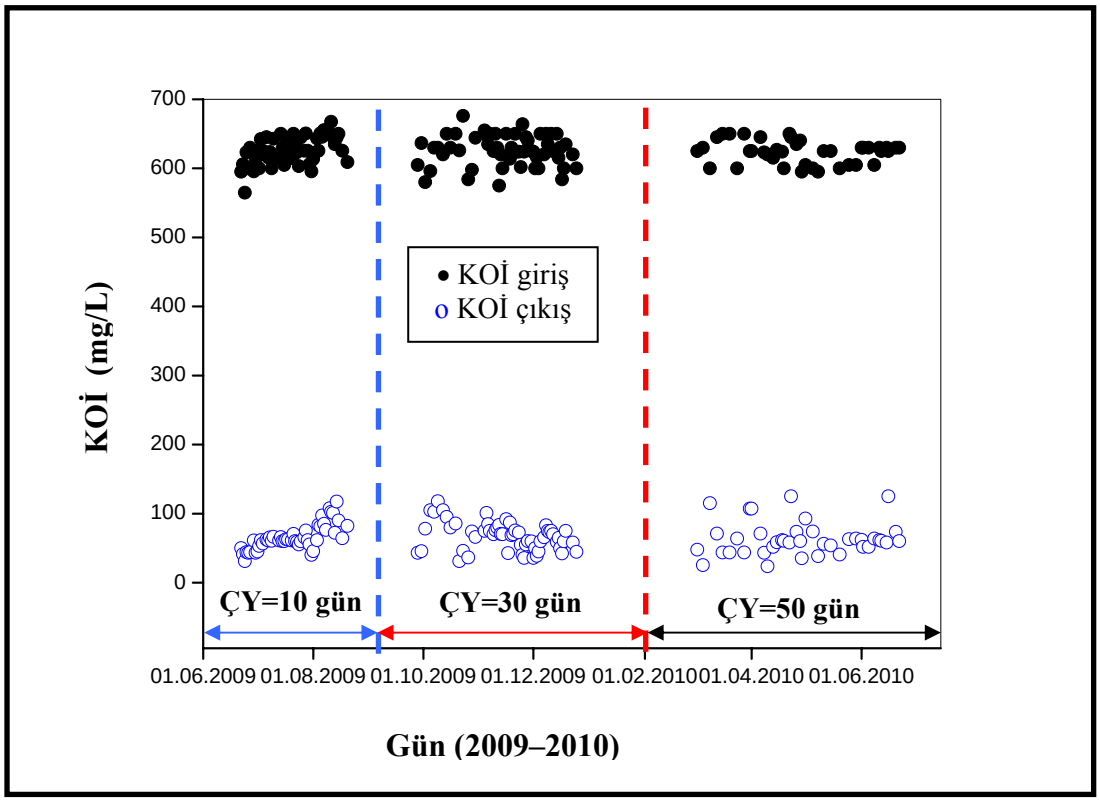
MLSS değerinin %86□88'i aralığında seyretmiştir. ÇY=50 gün olması için sistemden 1 Mart 2010 tarihinden itibaren günde 1 L çamur atılmıştır. 28 Haziran 2010 tarihine kadar çamur atılması sonucu bu tarihe kadar MLSS konsantrasyonu açısından kararlı şartlar sağlanmış ve MLSS konsantrasyonu 5830 ile 6820 mg/L aralığında değişmiştir. MLVSS değeri çamurun yaşlanmasından dolayı MLSS değerinin %85□87'si aralığında seyretmiştir. MLSS konsantrasyonunun 3274 mg/L'den 6325 mg/L'ye artmasıyla MLVSS/MLSS oranında çok az bir düşüş gözlenmiştir. MLVSS/MLSS oranındaki bu düşüş minimum seviyededir (0.90'dan 0.85'e kadar).



Şekil 4.4. Sürekli aktif çamur sisteminin farklı çamur yaşlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki MLSS konsantrasyonunun zamanla değişimi

4.1.1.5. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ): Şekil 4.5'te sürekli aktif çamur sisteminin yaklaşık 12 aylık işletimi süresince biyoreaktördeki giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonları gösterilmiştir. KOİ ölçümlerinde numuneler 0.45 µm filtre kağıdından filtre edilerek ölçüldüğü için ölçülen KOİ aynı zamanda çözünmüş organik maddeleri temsil etmektedir. Her üç çamur yaşı için genellikle >%88'lik KOİ giderimi sağlanmıştır. İşletim süresi boyunca çıkış suyundaki KOİ

konsantrasyonu 75 mg/L'den daha az ölçülmüştür. Sistemin üç farklı çamur yaşında işletimi süresince KOİ giderim verimi, ÇY ve MLSS parametrelerinin değişiminden etkilenmeden yüksek derecede gerçekleşmiştir. Aktif çamurun giriş KOİ değeri 625±20 mg/L olup çıkış KOİ değerleri 10. çamur yaşı için 65±18 mg/L, 30. çamur yaşı için 68±20 mg/L ve 50. çamur yaşı için 63±24 mg/L olarak bulunmuştur. KOİ giderim veriminin ise sistemin tüm işletim süresi boyunca çamur yaşından bağımsız olduğu ve %89±4.0 aralığında değişim gösterdiği tespit edilmiştir.

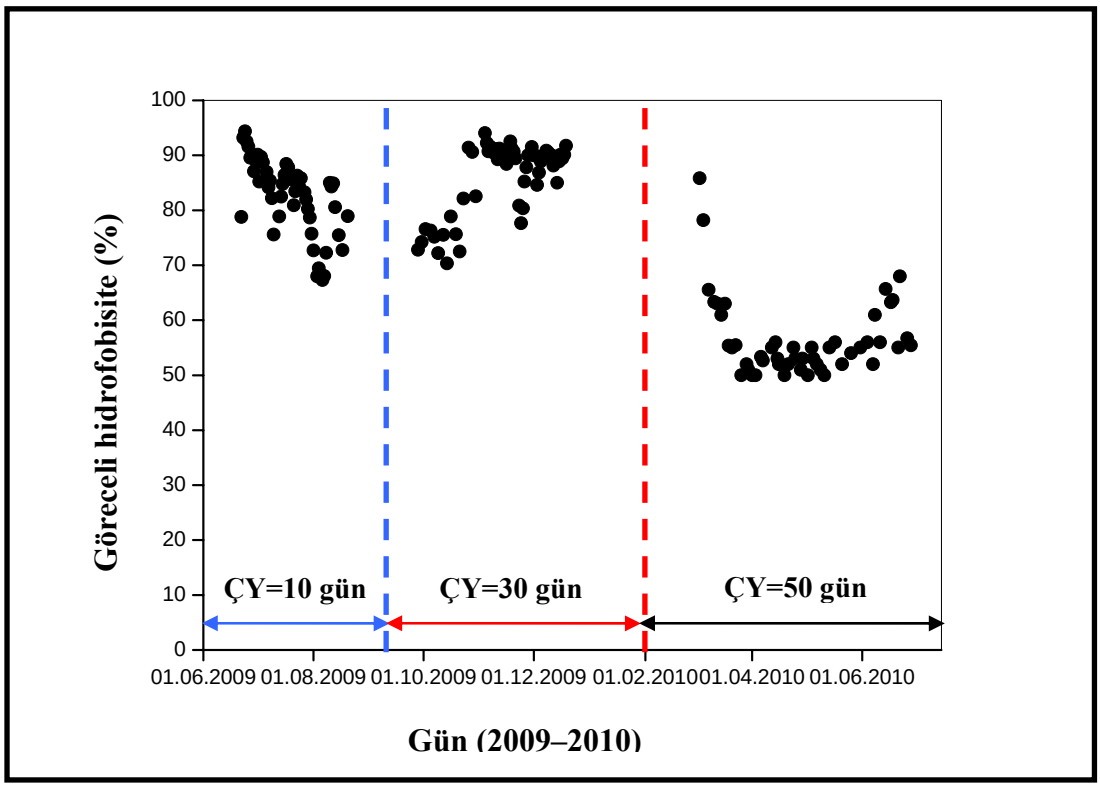


Şekil 4.5. Sürekli aktif çamur sisteminin farklı çamur yaşlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki KOİ giriş ve çıkış değerlerinin zamanla değişimi

4.1.1.6. Göreceli hidrofobisite: Genel olarak mikroorganizmalarla membran arasında hidrofobik bir ilişki olduğundan dolayı hidrofobik membranlar daha hızlı kirlenirler **(Yu et al. 2005)**. Aktif çamurun işletim koşulları değiştirildiğinde, mikroorganizma yapısında ve yüzey özelliklerinde de değişiklikler meydana gelmektedir. Bu nedenle, biyoreaktörde hidrofobisite değişimi takip edilmiş olup membran kirlenmesi üzerine olan etkisi araştırılmıştır. **Lee et al. (2003)** tarafından yapılan çalışmada, çamur yaşının 20 günden 60 güne çıkması sonucunda hem

mikroorganizmaların hidrofobisitelerinde artış olduğu tespit edilmiş, hem de artan hidrofobisitenin membran kirlenmesini arttırdığı tespit edilmiştir. Ancak ortamda çok yüksek oranda hidrofilik özellik gösteren EPS fraksiyonları olması durumunda hidrofilik nitelikli membranların daha fazla kirlenmeye maruz kaldığı da belirtilmiştir **(Fang et al. 2006)**. Sonuç olarak, flok hidrofobisitesinin MBR kirlenmesi üzerine direk bir etkisinin olduğunu söylemek zor olsada, EPS miktarı ve filament indeksinin flok hidrofobisitesini ve zeta potansiyelini etkilediği için hidrofobisitenin MBR kirlenmesi üzerinde dolaylı bir etkiye sahip olabileceği düşünülmektedir. Bu nedenle, tez çalışması kapsamında flok hidrofobisitesi rutin olarak ölçülmüş ve membran kirlenmesi üzerine olan etkisi araştırılmıştır.

Sürekli aktif çamur sistemindeki göreceli hidrofobisitenin değişimi Şekil 4.6'da gösterilmiştir. ÇY=10, 30, 50 günde ki göreceli hidrofobisite değerleri sırasıyla %82±7, %86±7, %56±7 olarak bulunmuştur. Çamur yaşının artmasıyla birlikte biyokütlenin hidrofobisitesinin azalması mikroorganizmalar tarafından hidrofilik yapıda EPS fraksiyonlarının daha fazla üretilmiş olmasından kaynaklanmış olabilir.

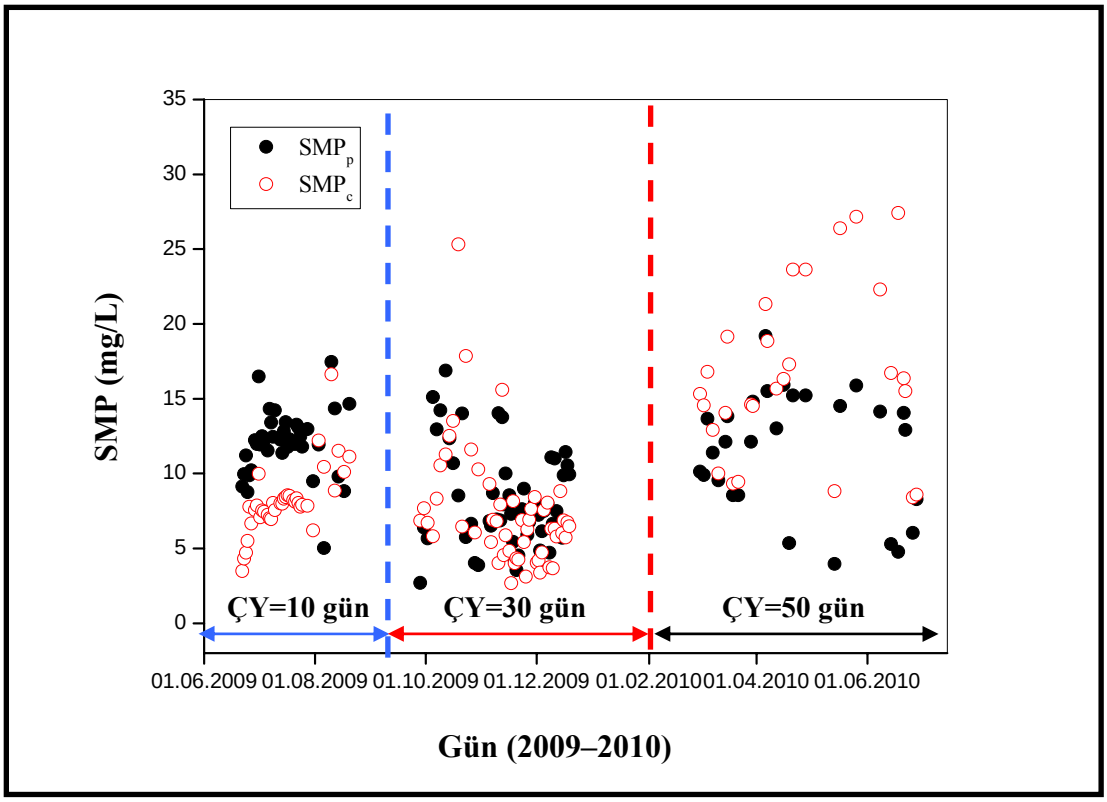


Şekil 4.6. Sürekli aktif çamur sisteminin farklı çamur yaşlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki flok hidrofobisitesinin zamanla değişimi

4.1.1.7. Çözünmüş mikrobiyal ürünler (SMP): MBR kirlenmesi üzerine yapılan çalışmaların çoğunda temel membran kirleticisi olarak EPS ve SMP'nin neden olduğu gösterilmiştir **(Chang and Lee, 1998; Cho and Fane, 2002; Nagaoka et al. 1998; Rosenberger and Kraume, 2002)**. SMP özellikleri membran filtrasyonunda oldukça önemli bir etkiye sahiptir. Çünkü filtrasyon boyunca SMP materyallerinin membran yüzeyinde adsorbe olduğu, membran porlarını tıkadığı ve/veya membran yüzeyinde jel tabakası oluşturarak biyofilm oluşumu için nutrient kaynağı sağladığı ve süzüntü akısı için hidrolik bir dirence neden olduğu düşünülmektedir **(Rosenberger et al. 2005)**. Çok sayıda çalışma, SMP fraksiyonunun karbonhidrat miktarı ile membran kirlenmesi arasında direk bir ilişki olduğunu göstermiştir **(Lesjean et al. 2005; Evenblij et al. 2005; Reid et al. 2008; Tarnacki et al. 2005)**. Karbonhidratın hidrofilik doğasından dolayı hidrofobik yapıdaki proteine göre daha yüksek kirlenmeye neden olduğu açıklanmıştır. Genelde MBR'lerde kullanılan hidrofilik membranlar ve hidrofilik organik maddeler arasındaki kuvvetli etkileşimin MBR sistemlerinde görülen başlangıç kirlenmesine neden olduğu belirtilmektedir. Yapılan çoğu çalışmada SMP protein (SMP_p) ile membran kirlenmesi arasında bir korelasyon tespit edilmemiş olmasına rağmen bazı çalışmalarda %15 ile %90 aralığında membran tarafından tutulduğu rapor edilmiştir **(Drews et al. 2005)**. SMP_p'nin 30 mg/L'den 100 mg/L'ye arttırıldığı zaman spesifik direncin 10 kat arttığı bulunmuştur **(Hernandez et al. 2005)**. Birçok işletim parametresi MBR'deki SMP miktarını etkiler. **Brookes et al. (2003)** tarafından yapılan çalışmada çamur yaşının artmasıyla SMP ve EPS miktarının azaldığı belirtilmiştir. Ayrıca çamur yaşının 4 günden 22 güne arttırılmasıyla SMP_p ve SMP_c miktarlarının sırasıyla 3 ve 6 kat azaldığı görülmüştür **(Grelier et al. 2006)**.

SMP membran kirlenmesine neden olan temel faktör olarak göz önünde bulundurulduğu için tez çalışmasında SMP değişimi rutin olarak ölçülmüş ve membran kirlenmesi üzerine olan etkisi kapsamlı olarak araştırılmıştır. Sürekli aktif çamur sistemindeki SMP fraksiyonlarının (protein ve karbonhidrat) değişimi Şekil 4.7'de gösterilmiştir. ÇY=10, 30, 50 günde ki SMP_p değerleri sırasıyla 12±2.2 mg/L, 8.4±3.5 mg/L, 11.6±4.0 mg/L; SMP_c değerleri ise sırasıyla 8.1±2.3 mg/L, 7.8±4.9 mg/L, 16.6±5.7 mg/L olarak bulunmuştur. Toplam SMP değerleri ise sırasıyla 20.1±3.7 mg/L, 16.2±7.2 mg/L, 28.2±8.4 mg/L olarak bulunmuştur. Çamur yaşının 10 günden 50 güne artmasıyla birlikte SMP_p değerlerinde bir değişme görülmemiş

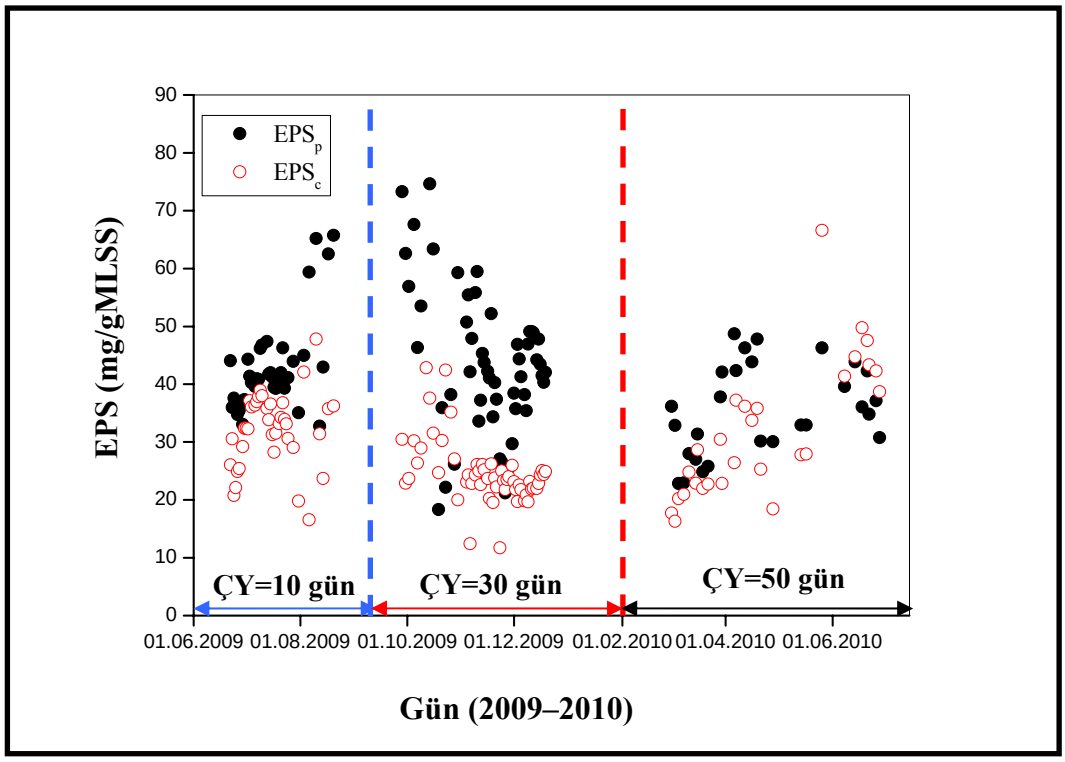
fakat SMP_c konsantrasyonlarında yaklaşık iki kat artış meydana gelmiştir. Ayrıca 10. ve 30. çamur yaşı için protein konsantrasyonları karbonhidrat konsantrasyonlarından daha yüksek çıkmıştır. SMP için protein/karbonhidrat (P/C) oranına bakıldığında ise ÇY=10, 30, 50 gün için sırasıyla 1.5±0.4, 1.3±0.6 ve 0.7±0.2 olduğu ve 10. çamur yaşından 50. çamur yaşına geçişte P/C oranının yaklaşık iki kat düştüğü görülmüştür (Şekil 4.9).



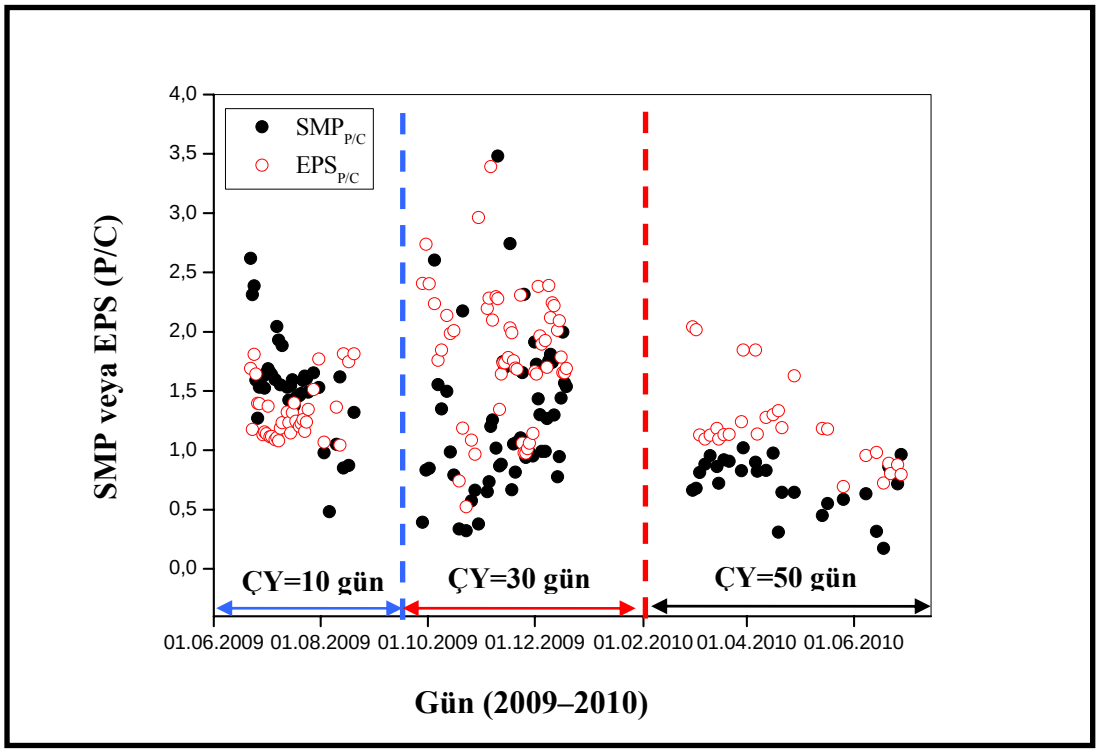
Şekil 4.7. Sürekli aktif çamur sisteminin farklı çamur yaşlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki SMP fraksiyonlarının zamanla değişimi

4.1.1.8. Hücre dışı polimerik maddeler (EPS): Sürekli aktif çamur sistemindeki EPS fraksiyonlarının (protein ve karbonhidrat) değişimi Şekil 4.8'de gösterilmiştir. Şekil 4.8'den görüldüğü gibi EPS'nin protein fraksiyonu karbonhidrattan daha yüksek çıkmıştır. Çamur yaşına bağlı olarak ÇY=10, 30 ve 50. günde EPS_p sırasıyla 42.8±8 mg/gMLSS, 43.1±12.9 mg/gMLSS, 35.6±7.8 mg/gMLSS; EPS_c ise sırasıyla 32.1±6.4 mg/gMLSS, 24.7±5.5 mg/gMLSS, 31.9±11.8 mg/gMLSS olarak değişim göstermiştir. Toplam EPS değerleri ise sırasıyla 74.9±11.9 mg/gMLSS, 67.8±15.0 mg/gMLSS, 67.5±17.4 mg/gMLSS olarak bulunmuştur. EPS için protein/karbohidrat (P/C) oranına bakıldığında ise ÇY=10, 30, 50 gün için sırasıyla 1.4±0.4, 1.8±0.5 ve

1.2±0.4 olduğu ve 10. çamur yaşından 50. çamur yaşına geçişte P/C oranının düştüğü görülmüştür (Şekil 4.9). Ayrıca EPS'nin protein ve karbonhidrat fraksiyonları, SMP fraksiyonlarından daha yüksek çıkmıştır. EPS_c konsantrasyonları sürekli olarak SMP_c'den daha yüksektir. Benzer olarak EPS_p konsantrasyonları SMP_p'den daha yüksektir. Sonuçta, toplam EPS konsantrasyonları SMP konsantrasyonlarından daha yüksektir. Genel bir trend olarak EPS ve SMP'nin protein ve karbonhidrat fraksiyonları MLSS konsantrasyonlarının artışı ile azalmıştır. Azalışa bakıldığında EPS fraksiyonlarının daha baskın olduğu görülmüştür. Örneğin, MLSS konsantrasyonu 3274'ten 6325 mg/L'ye çıkarken toplam EPS konsantrasyonu 74.9 mg/gMLSS'den 67.5 mg/gMLSS'ye düşmüştür. Bu sonuçlar, sürekli aktif çamur sistemlerinin uzun çamur yaşlarında çalıştırılması ile MLSS seviyelerindeki artışı ve dolayısıyla artan biyokütle miktarı ile EPS ve SMP salgı üretimindeki azalışı göstermiştir. Aktif çamur sürekli olarak evsel atıksu ile beslenirken F/M oranı aerobik koşullarda MLSS seviyelerinin artmasıyla azalmıştır. MBR çamurlarındaki EPS'nin miktar ve özelliklerinin substrat kompozisyonu, yükleme hızı, havalandırma ve en önemlisi de ÇY gibi birçok parametreden etkilendiği birçok araştırmacı tarafından rapor edilmiştir **(Hernandez et al. 2005; Le□Clech et al. 2006)**. **Nagaoka and Nemoto (2005),** MLSS konsantrasyonunun 4 g/L'den 14 g/L'ye artmasıyla EPS konsantrasyonunda sabit bir artış olduğunu belirtmişlerdir. **Zhang et al. (2006)** MBR'deki içsel solunum şartlarının EPS_c konsantrasyonlarını arttırdığını belirtmişlerdir. **Lee et al. (2003)** ise ÇY'nin artmasıyla EPS_c konsantrasyonunun stabil halde kalırken EPS_p konsantrasyonunun arttığını rapor etmişlerdir.

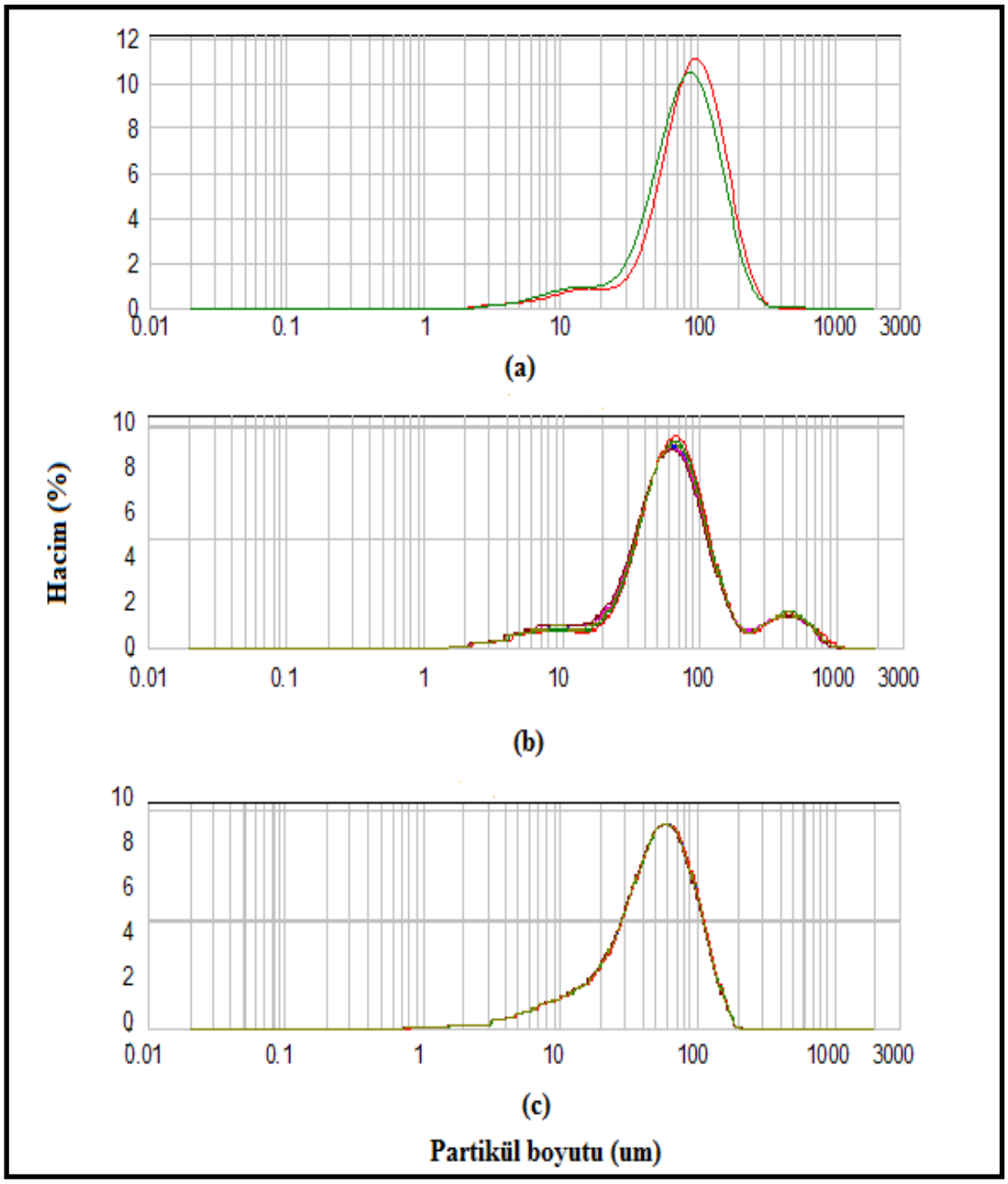


Şekil 4.8. Sürekli aktif çamur sisteminin farklı çamur yaşlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki EPS fraksiyonlarının zamanla değişimi



Şekil 4.9. Sürekli aktif çamur sisteminin farklı çamur yaşlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki SMP ve EPS'nin P/C oranının zamanla değişimi

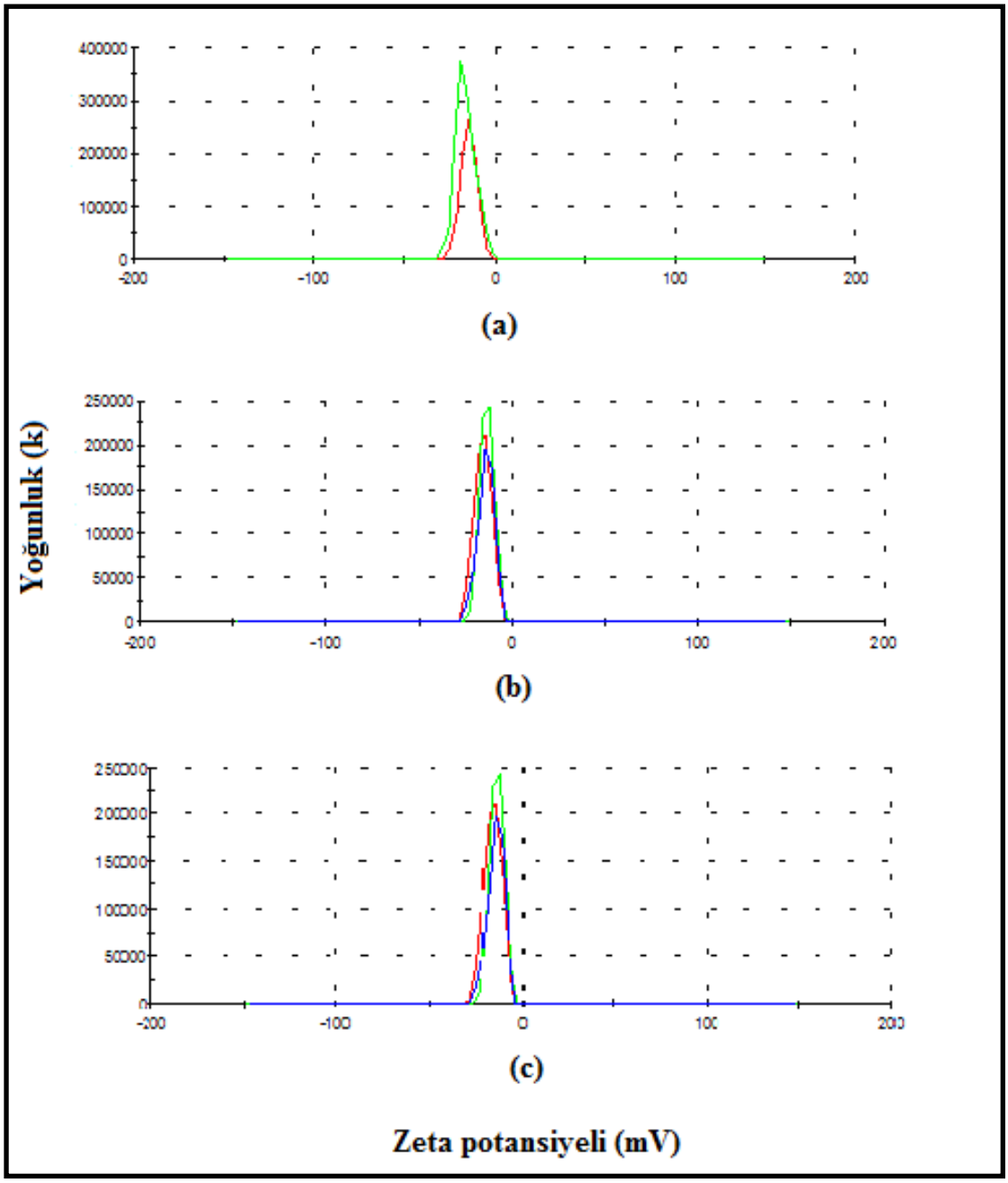
4.1.1.9. Partikül boyut dağılımı: Her üç çamur yaşındaki partikül boyut dağılımı Şekil 4. 10'da gösterilmiştir. Genel bir trend olarak çamur yaşı artarken (MLSS konsantrasyonu artarken) ortalama partikül boyutunun küçüldüğü ve biyokütlenin daha küçük partiküllerden oluştuğu tespit edilmiştir. 10 günlük çamur yaşında (MLSS=3274 mg/L) partikül boyut dağılımı 80.5□89.9 μm iken yüksek MLSS konsantrasyonlarındaki tüm partiküller bu değerden daha küçüktür. 30 günlük çamur yaşında (MLSS=5588 mg/L) ve 50 günlük çamur yaşında (MLSS=6325 mg/L) dengede bulunan aktif çamurun partikül boyutu sırasıyla 54.9−63.6 μm ve 49.6−50.5 μm aralığındadır. Çamur yaşının artmasıyla partikül boyutunun küçülmesi, bağlı EPS miktarının değişiminden kaynaklanmış olabilir. Bağlı EPS'nin azalması durumunda flokların kırılması ve partikül boyutunun küçülmesi literatürde daha önce yapılan çalışmalar tarafından da belirtilmiştir **(Jang et al. 2005; Liu, 2003)**. **Defrance and Jaffrin (1999)** tarafından yapılan çalışmada, MLSS konsantrasyonunun 3500 mg/L'den 10.000 mg/L'ye artmasıyla ortalama partikül büyüklüğünün 200 μm'den 50 μm'ye düştüğü rapor edilmiştir. **Bae and Tak (2005)** tarafından yapılan bir diğer çalışmada ise MBR çamurlarında partiküllerin büyüklüğünün 10−40 μm arasında ve ortalama partikül büyüklüğünün de 25 μm olduğu belirtilmiştir.



Şekil 4.10. Çamur yaşının partikül boyut dağılımına etkisi (**a.** ÇY=10 gün, **b.** ÇY=30 gün, **c.** ÇY=50 gün)

4.1.1.10. Zeta potansiyeli: Zeta potansiyeli, mikroorganizmaların elektriksel yükleri hakkında bilgi veren temel bir parametredir. 10. çamur yaşında dengede bulunan aktif çamurun zeta potansiyeli □16.5 mV ile □14.2 mV aralığında değişim göstermiştir. 30. çamur yaşında □14.4 mV ile □18.4 mV ve 50. çamur yaşında □15.3 mV ile □18.8 mV aralığında değişim göstermiştir (Şekil 4.11). **Lee et al. (2003)** yapmış oldukları çalışmada, çamur yaşının artmasıyla mikrobiyal floğun

yüzey yükünün arttığını ve membran kirlenmesine katkıda bulunduğunu göstermişlerdir.



Şekil 4.11. Çamur yaşının zeta potansiyeline etkisi (**a.** ÇY=10 gün, **b.** ÇY=30 gün, **c.** ÇY=50 gün)

Aktif çamur sisteminin tüm işletimi boyunca biyoreaktörde yapılan analizlerin sonuçları Çizelge 4.1'de özetlenmiştir. Çizelge 4.1'de görüldüğü gibi biyoreaktör içerisinde KOİ giderim verimi hariç diğer parametreler çamur yaşına bağlı olarak önemli değişiklikler göstermiştir. Bu değişim 10. ve 30. çamur yaşı arasında yeterince önemli olmamakla birlikte, 10. ve 50. çamur yaşı arasında oldukça önem kazanmıştır. Bunun nedeninin, yüksek çamur yaşlarında sistemdeki biyolojik kültürün tür ve özelliklerindeki değişmeden kaynaklanmış olabileceği düşünülmüştür.

Çizelge 4.1. Biyoreaktörde üç farklı çamur yaşında yapılan analizlerin sonuçları

Parametre	**ÇY=10 gün**	**ÇY=30 gün**	**ÇY=50 gün**
ÇO (mg/L)	4.3±0.4	4.5±0.4	4.4±0.2
Viskozite (mPa.s)	1.7±0.1	3.1±0.4	4.9±0.3
ÇHİ (mL/g)	128±12	134±16	286±24
MLSS (mg/L)	3274±203	5588±1183	6325±498
KOİ giderim verimi (%)	89±4	89±4	90±3.8
Göreceli hidrofobisite (%)	82±7	86±7	56±7
SMP_p (mg/L)	12±2.2	8.4±3.5	11.6±4.0
SMP_c (mg/L)	8.1±2.3	7.8±4.9	16.6±5.7
$SMP_{P/C}$	1.5±0.4	1.3±0.6	0.7±0.2
EPS_p (mg/gMLSS)	42±8	43.1±12.9	35.6±7.8
EPS_c (mg/gMLSS)	32.1±6.4	24.7±5.5	31.9±11.8
$EPS_{P/C}$	1.4±0.4	1.8±0.5	1.2±0.4
Partikül boyut dağılımı (µm)	85.2	59.2	50.0
Zeta potansiyeli (mV)	□15.3	□16.4	□17.1

Üç farklı çamur yaşında rutin olarak ölçülen 8 değişken (çözünmüş oksijen, viskozite, hidrofobisite, ÇHİ, MLSS, KOİ, SMP, EPS) arasındaki ilişkinin düzeyini

(derecesini□şiddetini□gücünü) ve yönünü belirlemek amacı ile OriginPro 8 programı kullanılarak Pearson korelasyon katsayıları belirlenmiş ve Çizelge 4.2'de gösterilmiştir. Pearson korelasyon katsayısı, her iki değişkenin de sürekli değişken olması ve değişkenlere ilişkin verilerin normal dağılım göstermesi durumunda değişkenler arasındaki ilişkiyi belirlemek için kullanılan bir korelasyon analizidir. Korelasyon katsayısı "r" harfiyle ifade edilir ve □1 ile +1 arasında (□1≤ r ≤+1) bir değer alır. Burada, değişkenler arasındaki ilişkinin düzeyini, rakamların mutlak büyüklüğü; yönünü ise rakamların işareti (pozitif ya da negatif olması) belirler. Korelasyon katsayısının pozitif olması, bir değişkene ait verilerin artması durumunda diğerinin de artması veya bir değişkene ait verilerin azalması durumunda diğerinin de azalması anlamına gelir ve değişkenler arasında doğru yönlü bir ilişki vardır şeklinde yorumlanır. Korelasyon katsayısının negatif olması ise; bir değişkene ait verilerin artması durumunda diğerinin azalması veya bir değişkene ait verilerin azalması durumunda diğerinin artması anlamına gelir ve değişkenler arasında ters yönlü bir ilişki vardır şeklinde yorumlanır. Korelasyon katsayısı, ilişkinin olmadığı durumda 0, tam ve kuvvetli bir ilişki olduğu durumda +1, ters yönlü ve tam bir ilişki varsa □1 değerini alır. Korelasyon katsayısının +1 olması değişkenler arasında doğru yönlü tam bir ilişkinin olduğunu gösterirken, bir değişken hangi oranda arttı ya da azaldıysa diğer değişken de aynı oranda artmış ya da azalmış demektir. Buna karşılık korelasyon katsayısının □1 olması değişkenler arasında ters yönlü tam bir ilişkinin olduğunu gösterirken, bir değişken hangi oranda arttı ise diğer değişken de aynı oranda azalmıştır demektir. Korelasyon katsayısının sıfır olması (r=0) , değişkenler arasında hiçbir ilişkinin olmadığını gösterir **(http://www.mku.edu.tr)**.

Çizelge 4.2'de; 0.2'ye kadar olan değerler çok az, 0.5'e kadar olan değerler az korelasyon, 0.7'ye kadar olan değerler orta derecede korelasyon, 0.9'a kadar olan değerler yüksek korelasyon, 0.9'dan yüksek olan değerler ise çok yüksek korelasyon olduğunu ifade etmekte olup katsayının pozitif olması halinde ilişkinin doğru yönlü olduğunu, negatif olması halinde ise ilişkinin ters yönlü olduğunu göstermektedir. Pearson korelasyonları yorumlanırken >±0.5 katsayısına sahip parametreler dikkate alınmıştır. Çizelge 4.2.a'dan görüldüğü gibi, 10. çamur yaşında viskozitenin diğer parametrelerle korelasyonu oldukça düşüktür. ÇHİ değeri arttıkça çıkış KOİ değerinin arttığı bulunmuştur. MLSS'nin flok hidrofobisitesi ile pozitif bir korelasyona sahip olduğu (yani MLSS artınca hidrofobisitede artmış) buna karşılık

SMP_c ve EPS_p ile negatif korelasyona sahip olduğu (yani MLSS artınca SMP_c ve EPS_p azalmış) görülmüştür. Çıkış KOİ'si ile SMP_c arasında yüksek bir korelasyon mevcut olup KOİ'nin büyük bir kısmının mikroorganizmalar tarafından salgılanan çözünmüş mikrobiyal ürünlerin karbonhidrat fraksiyonundan kaynaklandığı söylenebilir. Flok hidrofobisitesinin MLSS ile pozitif EPS_p ile negatif korelasyona sahip olduğu bulunmuştur. SMP_p ile EPS_c arasında ve SMP_c ile EPS_p arasında pozitif bir korelasyon olduğu görülmüştür.

Çizelge 4.2.b'den görüldüğü gibi, 30. çamur yaşında viskozite ile MLSS ve flok hidrofobisitesi pozitif korelasyona sahip olup viskozitenin artmasıyla artış göstermişlerdir. ÇHİ değeri azaldıkça MLSS ve flok hidrofobisitesinin arttığı bulunmuştur. Ayrıca MLSS ile EPS_c arasında kuvvetli negatif, buna karşılık SMP_p, SMP_c, EPS_p arasında zayıf negatif bir korelasyonun mevcut olduğu görülmüştür.

Çizelge 4.2.c'den 50. çamur yaşında viskozite ile ÇHİ ve EPS_c'nin pozitif, hidrofobisitenin ise negatif korelasyona sahip olduğu görülmüştür. ÇHİ ile viskozite ve EPS_p arasında pozitif, hidrofobisite arasında negatif bir korelasyon tespit edilmiştir. Ayrıca EPS_p ile EPS_c arasında pozitif korelasyon olduğu bulunmuştur. MLSS ile SMP_p ve EPS_p arasında zayıf negatif, buna karşılık SMP_c ve EPS_c arasında oldukça az negatif bir korelasyonun mevcut olduğu görülmüştür. Tüm sonuçlar dikkate alındığında, düşük çamur yaşında MLSS ile SMP ve EPS arasında kuvvetli bir korelasyonun mevcut olduğu, çamur yaşının artmasıyla birlikte korelasyonun zayıfladığı tespit edilmiştir.

Çizelge 4.2.a. 10 günlük çamur yaşında ölçülen rutin analizlerin Pearson korelasyon katsayıları

	Viskozite	**ÇHİ**	**MLSS**	**$KOİ_{çıkış}$**	**Hidrofobisite**	**SMP_p**	**SMP_c**	**EPS_p**	**EPS_c**
Viskozite	1	0.075	0.224	□0.036	0.302	0.155	□0.199	□0.286	□0.018
ÇHİ	0.075	1	□0.297	**0.600**	□0.308	□0.058	0.342	0.295	□0.259
MLSS	0.224	□0.297	1	□0.359	**0.680**	□0.027	□**0.630**	□**0.648**	□0.177
$KOİ_{çıkış}$	□0.036	**0.600**	□0.359	1	□0.464	0.153	**0.709**	**0.517**	0.199
Hidrofobisite	0.302	□0.308	**0.680**	□0.464	1	0.234	□0.373	□**0.584**	□0.113
SMP_p	0.155	□0.058	□0.027	0.153	0.234	1	0.371	0.062	**0.714**
SMP_c	□0.199	0.342	□**0.630**	**0.709**	□0.373	0.371	1	**0.624**	0.447
EPS_p	□0.286	0.295	□**0.648**	**0.517**	□**0.584**	0.062	**0.624**	1	0.351
EPS_c	□0.018	□0.259	□0.177	0.199	□0.113	**0.714**	0.447	0.351	1

Çizelge 4.2.b. 30 günlük çamur yaşında ölçülen rutin analizlerin Pearson korelasyon katsayıları

	Viskozite	**ÇHİ**	**MLSS**	**$KOİ_{çıkış}$**	**Hidrofobisite**	**SMP_p**	**SMP_c**	**EPS_p**	**EPS_c**
Viskozite	1	□0.463	**0.792**	□0.089	**0.614**	□0.112	□0.390	□0.445	□0.418
ÇHİ	□0.463	1	□**0.574**	0.201	□**0.574**	0.361	0.424	0.487	0.379
MLSS	**0.792**	□**0.574**	1	□0.226	**0.786**	□0.243	□0.327	□0.372	□**0.669**
$KOİ_{çıkış}$	□0.089	0.201	□0.226	1	□0.124	0.379	0.233	0.337	0.119
Hidrofobisite	**0.614**	□**0.574**	**0.786**	□0.124	1	□0.207	□0.173	□0.264	□0.420
SMP_p	□0.112	0.361	□0.243	0.379	□0.207	1	0.422	0.217	0.321
SMP_c	□0.390	0.424	□0.327	0.233	□0.173	0.422	1	□0.015	0.330
EPS_p	□0.445	0.487	□0.372	0.337	□0.264	0.217	□0.015	1	0.199
EPS_c	□0.418	0.379	□**0.669**	0.119	□0.420	0.321	0.330	0.199	1

Çizelge 4.2.c. 50 günlük çamur yaşında ölçülen rutin analizlerin Pearson korelasyon katsayıları

	Viskozite	**ÇHİ**	**MLSS**	**$KOİ_{çıkış}$**	**Hidrofobisite**	**SMP_p**	**SMP_c**	**EPS_p**	**EPS_c**
Viskozite	1	**0.723**	0.032	0.265	**□0.509**	□0.113	0.076	0.381	**0.703**
ÇHİ	**0.723**	1	□0.092	□0.237	**□0.554**	□0.016	0.113	**0.514**	0.451
MLSS	0.032	□0.092	1	□0.031	0.440	□0.322	□0.129	□0.464	□0.073
$KOİ_{çıkış}$	0.265	□0.237	□0.031	1	□0.009	0.218	0.043	0.136	0.038
Hidrofobisite	□0.509	**□0.554**	0.440	□0.009	1	□0.201	□0.120	□0.425	□0.205
SMP_p	□0.113	□0.016	□0.322	0.218	□0.201	1	0.477	0.193	□0.067
SMP_c	0.076	0.113	□0.129	0.043	□0.120	0.477	1	0.336	0.335
EPS_p	0.381	**0.514**	□0.464	0.136	□0.425	0.193	0.336	1	**0.568**
EPS_c	**0.703**	0.451	□0.073	0.038	□0.205	□0.067	0.335	**0.568**	1

4.1.2. Farklı Çamur Yaşlarında İşletilen Batık MBR Sisteminin Performansının Membran Tipi ve Gözenek Boyutuna Göre Araştırılması

Çalışmanın bu aşamasında, pilot ölçekli sürekli aktif çamur sistemi istenilen çamur yaşında dengeye geldikten sonra, herbirinde farklı membran tipi bulunan 4 adet membran modülü biyoreaktöre daldırılarak pilot ölçekli batık MBR olarak çalıştırılmıştır. Batık MBR sistemi, sürekli aktif çamur sistemindeki işletme parametreleri değiştirilmeden çalıştırılmaya devam ettirilmiştir. Sürekli aktif çamur sisteminde, üç farklı çamur yaşı (10, 30, 50 gün) ve sabit giriş KOİ konsantrasyonunda (650 mg/L) denge şartlarına ulaşıldıktan sonra üzerinde dört faklı membran taşıyan düz tabakalı modüller havalandırma tankına yerleştirilmiştir. Deneylerde 3 farklı gözenek boyutuna sahip 4 değişik membran kullanılmıştır. Bunlar selüloz asetat (SA 0.45, 0.22 μm), polietersülfon (PES 0.45, 0.22, 0.10 μm), karışık ester (ME 0.45, 0.22, 0.10 μm) ve polikarbonat (PC 0.40, 0.22, 0.10 μm)'tır. Membranlar kesilerek 7×7 cm'lik kasetlere parlak yüzeyleri atıksuyla temas edecek şekilde yerleştirilmiştir. Daha sonra 4 adet membran modülü havalandırma tankına batırılarak süzüntüler, vakum tankına yerleştirilmiş olan terazilerde 140±5 mmHg sabit basınç altında toplanmıştır. Batık membran modülleri 1 gün süreyle çalıştırıldıktan sonra biyoreaktörden çıkarılmış ve membranların yüzeyinde oluşan biyofilm (kek tabakası) yumuşak bir sünger parçası ile sıyrılarak EPS analizi için kullanılmıştır. Bu işlemin ardından membranlar bol su ile temizlenmiş ve membranlardan 400 dak. süre ile kek tabakasının yokluğunda membran ve gözenek dirençlerinin (R_m+R_p) toplamının belirlenebilmesi amacıyla saf su geçirilmiştir. Filtrasyon sonunda elde edilen süzüntülerde SMP ve KOİ analizleri yapılmıştır. Son olarak, membran yüzeylerinde filtrasyon sonucunda meydana gelen değişimleri AFM ve SEM teknikleri ile belirleyebilmek amacıyla batık membran modülleri 1 gün daha çalıştırılmış ve membran yüzeylerinde görüntü analizleri yapılmıştır.

4.1.2.1. Batık MBR sisteminde membran tipi ve gözenek boyutunun akıya etkisi

10, 30, 50 günlük çamur yaşı, sabit KOİ konsantrasyonu (650 mg/L) ve 12 saatlik hidrolik kalış süresinde işletilen sürekli aktif çamur sisteminde MLSS değişimleri günlük olarak takip edilmiş ve MLSS değerleri sabitlendiği zaman, sistemin denge şartlarına ulaştığı kabul edilerek batık membran deneylerine başlanmıştır. Çamurun özelliklerinde herhangi bir değişme olmaması amacıyla batık membran ve çapraz akış deneyleri aynı günlerde gerçekleştirilmiştir. Batık membran deneylerinde 1 gün boyunca akı toplanmıştır. Denge akılarının belirlenmesinde son 20 dakikada elde edilen akıların ortalaması alınmıştır. Çizelge 4.3'te her üç çamur yaşında membran tipi ve gözenek boyutuna göre elde edilen süzüntü hacimleri, başlangıç ve denge akıları verilmiştir. 10, 30 ve 50 günlük çamur yaşlarında batık membran modüllerinden elde edilen akı□zaman grafikleri ise sırasıyla Şekil 4.12, 4.13 ve 4.14'te gösterilmiştir. Akı□zaman grafiklerinden görüldüğü gibi membranlar başlangıçta çok yüksek akı değerlerine sahip olup zamanın artmasıyla birlikte kirlenmeye bağlı olarak azalma göstermişlerdir.

Çizelge 4.3. Batık MBR sisteminde süzüntü hacmi, denge ve başlangıç akılarının membran tipi ve gözenek boyutuna göre çamur yaşına bağlı olarak değişimi

Çamur yaşı	ÇY=10 gün (MLSS=3274±203)			ÇY=30 gün (MLSS=5588±1183)			ÇY=50 gün (MLSS=6325±498)		
Membran tipi	V_t^*	J_d^{**}	J_o^{***}	V_t^*	J_d^{**}	J_o^{***}	V_t^*	J_d^{**}	J_o^{***}
SA 0.45	1644	6	**1200**	**3302**	**16**	**887**	3379	22	522
PES 0.45	**1738**	**9**	501	2863	16	673	**3235**	**23**	**524**
ME 0.45	1583	8	519	2020	10	231	1060	13	393
PC 0.40	1171	7	222	2420	15	221	2646	17	474
SA 0.22	**1444**	**7**	**927**	2627	14	**650**	3213	22	614
PES 0.22	1153	7	125	2605	16	295	**3229**	**26**	**783**
ME 0.22	1157	7	294	**2634**	**17**	324	3039	25	607
PC 0.22	1129	7	251	1609	9	283	2555	20	632
PES 0.10	**2895**	**18**	377	3256	16	**404**	**2771**	**22**	**663**
ME 0.10	2784	17	**423**	**3285**	**17**	321	2725	19	651
PC 0.10	1879	12	78	2468	13	300	2610	20	544

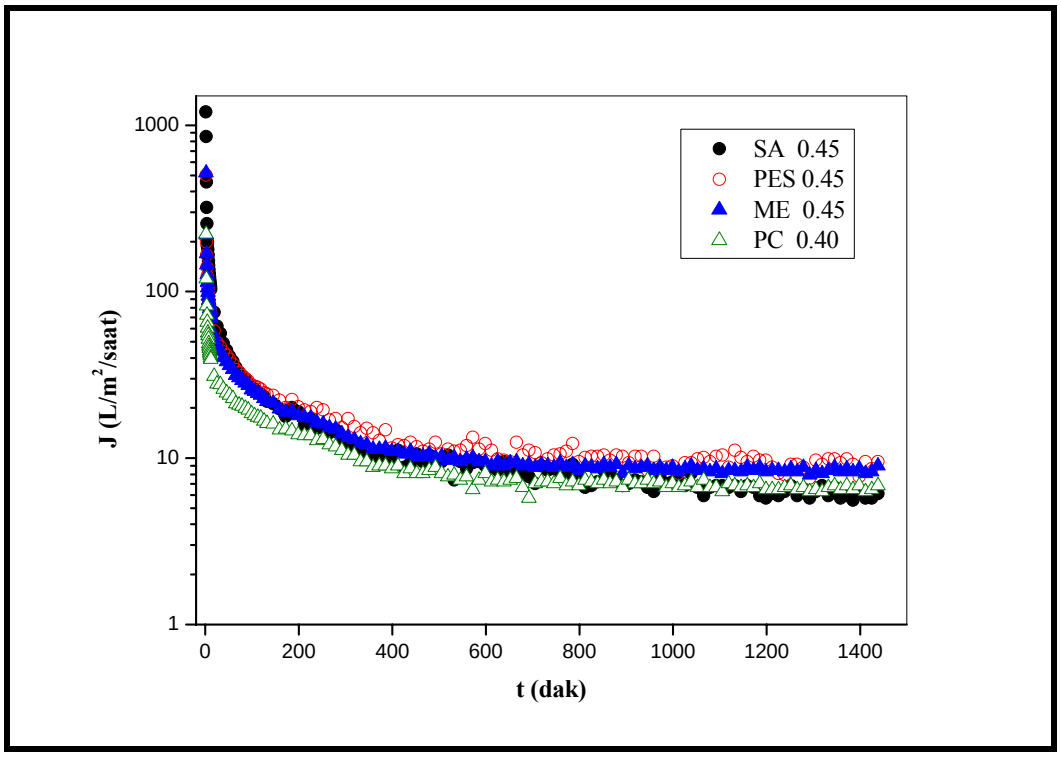
V_t^* : Toplam süzüntü hacmini ifade etmekte olup 1. günün sonundaki kümülatif değer verilmiştir.

J_d^{**} : Denge akısını ifade etmekte olup son 20 dakikanın ortalaması verilmiştir.

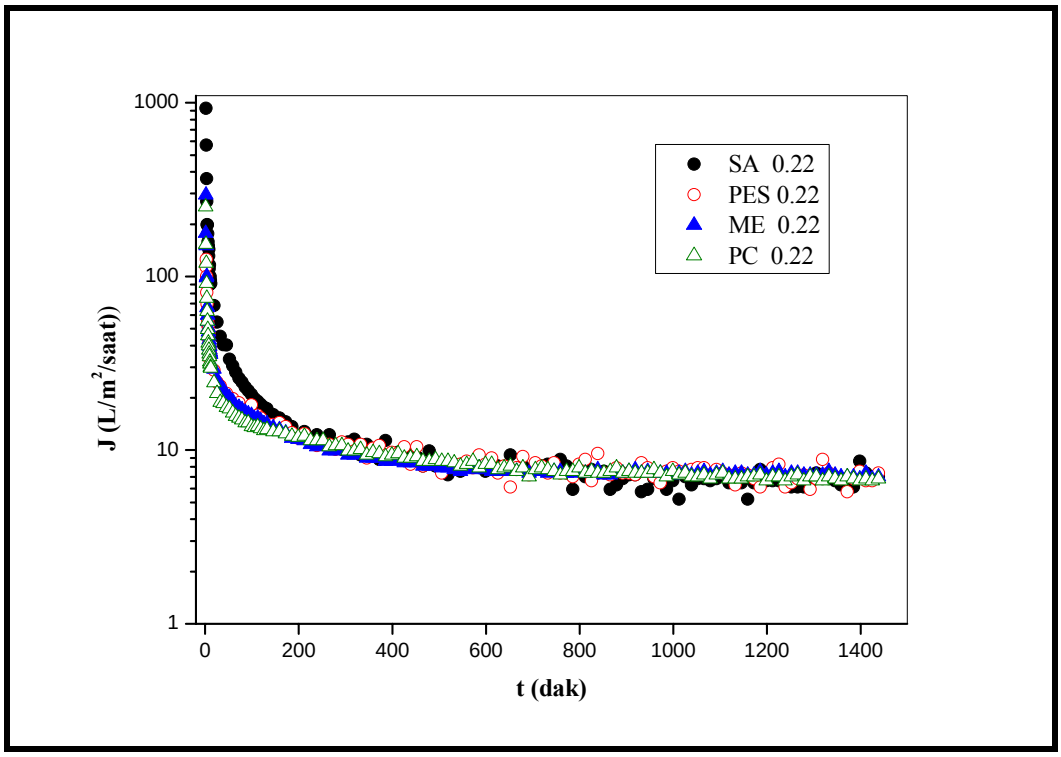
J_o^{***}: Başlangıç akısını ifade etmekte olup birinci dakikanın değeri verilmiştir.

Çizelge 4.3'ten görüldüğü gibi ÇY=10 günde, SA 0.45 membranın başlangıç akı (J_o) değerinin (1200 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek olduğu bulunmuştur. 0.45 µm membranların denge akılarına bakıldığı zaman PES 0.45'in en yüksek, SA 0.45'in ise en düşük denge akısına sahip olduğu bulunmuştur (Şekil 4.12.a). 0.22 µm gözenek boyutuna sahip membranlar karşılaştırıldığı zaman ise yine SA 0.22 membranın ilk akı değeri (927 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. Filtrasyonun denge akıları ise dört membran için aynı bulunmuştur (Şekil 4.12.b). 0.10 µm gözenek boyutuna sahip SA membranın üretimi olmadığından

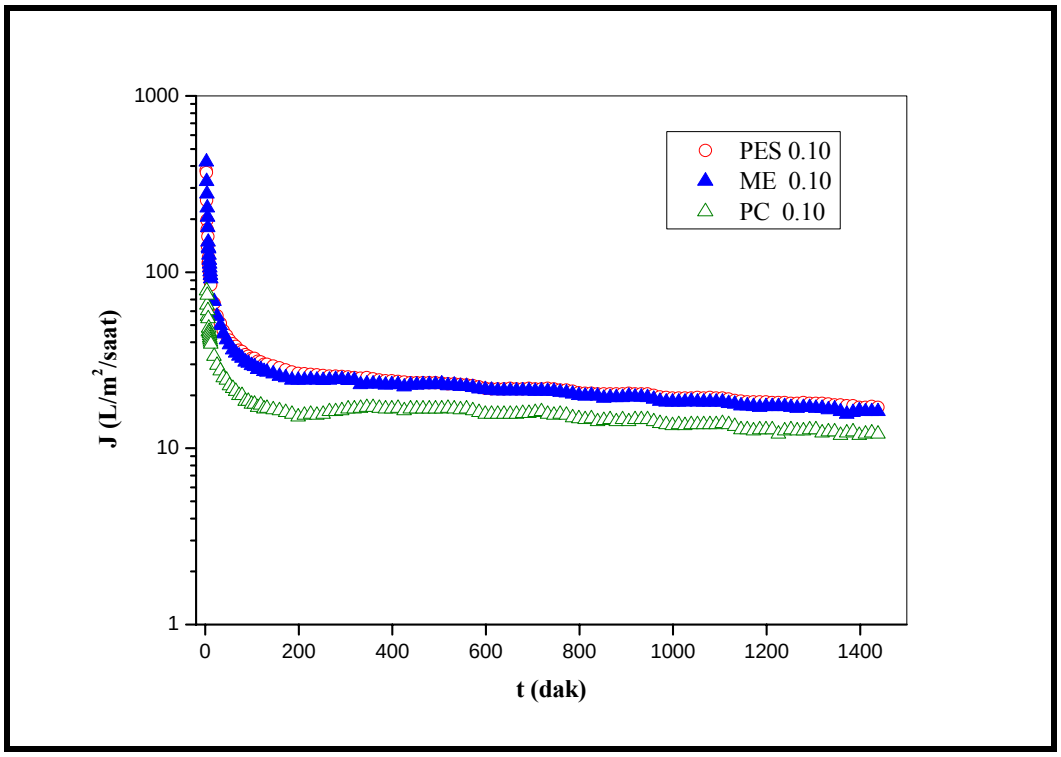
dolayı bu gözenek boyutunda PES 0.10, ME 0.10 ve PC 0.10 membranları test edilebilmiştir. Çizelge 4.3'ten görüldüğü gibi ME 0.10 membranın ilk akı değeri (423 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. 0.10 µm membranların denge akılarına bakıldığı zaman PES 0.10'in en yüksek, PC 0.10'in ise en düşük denge akısına sahip olduğu bulunmuştur (Şekil 4.12.c). Sonuçlar, filtrasyonun ilk 15□20 dakikada yüksek hızla gerçekleştiğini ve sonrasında süzüntü miktarının azalarak zamanla sabitlendiğini göstermiştir. Bu durum batık membranların klasik filtrasyon mekanizmasıyla çalışmasından ve kek oluşumunun süzüntü akısını azaltmasından kaynaklanmaktadır. ÇY=10 günde işletilen batık MBR sisteminde membran tipinin hem denge akısı hem de başlangıç akıları üzerinde önemli bir etkiye sahip olduğu gözlenmiştir. Ayrıca 0.10 µm gözenek boyutuna sahip membranların denge akılarının 0.45 µm ve 0.22 µm gözenek boyutuna sahip membranlardan daha yüksek çıktığı görülmüştür. Buna göre gözenek boyutunun azalmasının denge akısı üzerinde pozitif bir etkiye sahip olduğu söylenebilir. Bunun nedeni, salgılanan hücre dışı materyallerin (protein, karbonhidrat, hümik asit vb.) membranın gözeneklerine girememesi ve membranı tıkamaması olabilir. Sonuç olarak, membran tipi karşılaştırıldığı zaman PES membranın, gözenek boyutu karşılaştırıldığında ise 0.10 µm'lik membranların hem denge akısı hem de toplanan süzüntü hacmi açısından daha iyi bir performans sergilediği görülmüştür. Buna karşılık en verimsiz membran tipinin ise PC membranlar olduğu tespit edilmiştir.


SA 0.45
PES 0.45
ME 0.45
PC 0.40
J (L/m²/saat)
t (dak)
1000
100
10
1
0
200
400
600
800
1000
1200
1400

(a)


SA 0.22
PES 0.22
ME 0.22
PC 0.22
J (L/m²/saat))
t (dak)
1000
100
10
1
0
200
400
600
800
1000
1200
1400

(b)

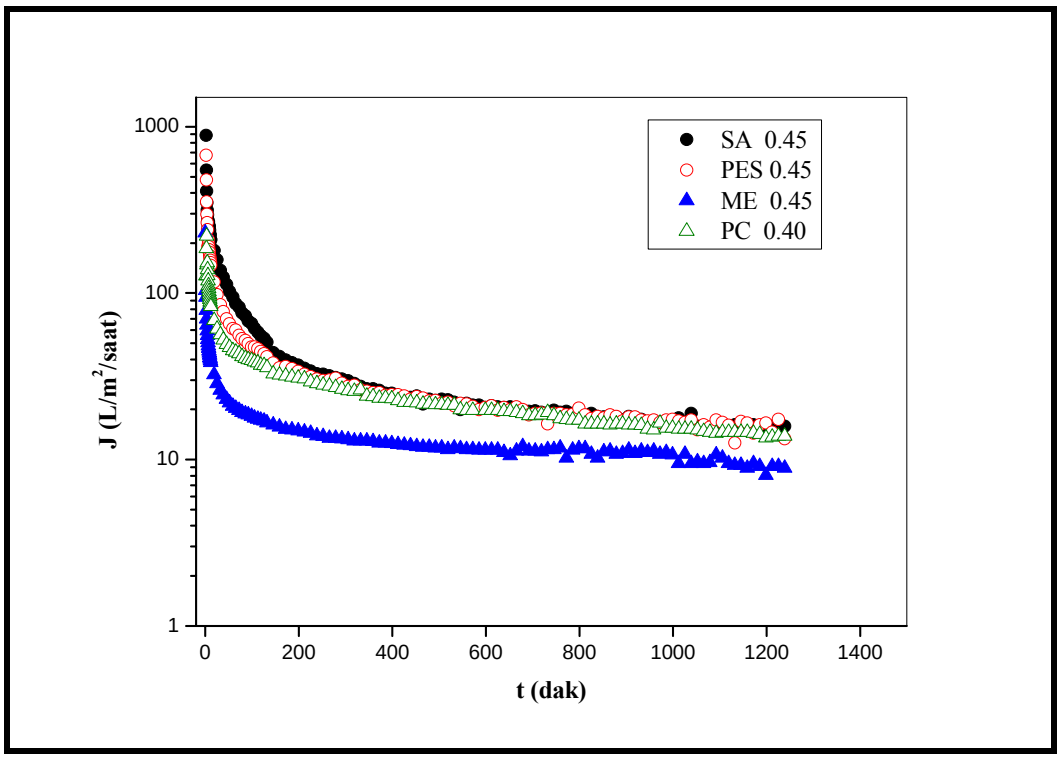


(c)

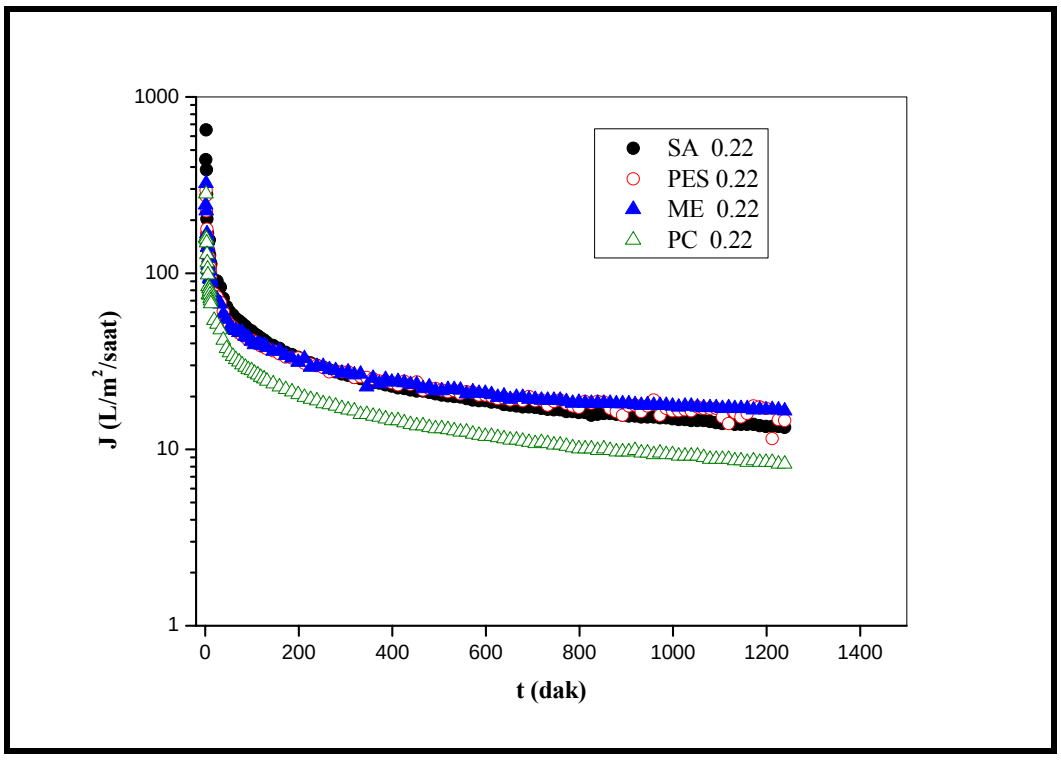
Şekil 4.12. Batık MBR sisteminde ÇY=10 gün için **(a)** 0.45 µm, **(b)** 0.22 µm, **(c)** 0.10 µm membranlara ait akı□zaman grafikleri

Çizelge 4.3'ten görüldüğü gibi ÇY=30 günde, SA 0.45 membranın ilk akı (J_o) değeri (887 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek olduğu bulunmuştur. 0.45 µm membranların denge akılarına bakıldığı zaman SA 0.45 ve PES 0.45'in, ME 0.45 ve PC 0.40'a göre daha yüksek akılara sahip olduğu görülmüştür (Şekil 4.13.a). 0.22 µm gözenek boyutuna sahip membranlar karşılaştırıldığı zaman ise yine SA 0.22 membranın ilk akı değeri (650 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. 0.22 µm membranların denge akılarına bakıldığı zaman PES 0.22 ve ME 0.22'nin, SA 0.22 ve PC 0.22'ye göre daha yüksek akılara sahip olduğu görülmüştür (Şekil 4.13.b). Çizelge 4.3'ten görüldüğü gibi PES 0.10 membranın ilk akı değeri (404 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. Filtrasyonun denge akıları karşılaştırıldığı zaman ise ME 0.10 ile PES 0.10 membranlarının, PC 0.10'e göre daha yüksek akılara sahip olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.13.c). ÇY=30 günde işletilen batık MBR sisteminde membran tipinin hem denge akısı hem de başlangıç akıları üzerinde bir etkiye sahip olduğu görülmüştür. Sonuç olarak, membran tipi

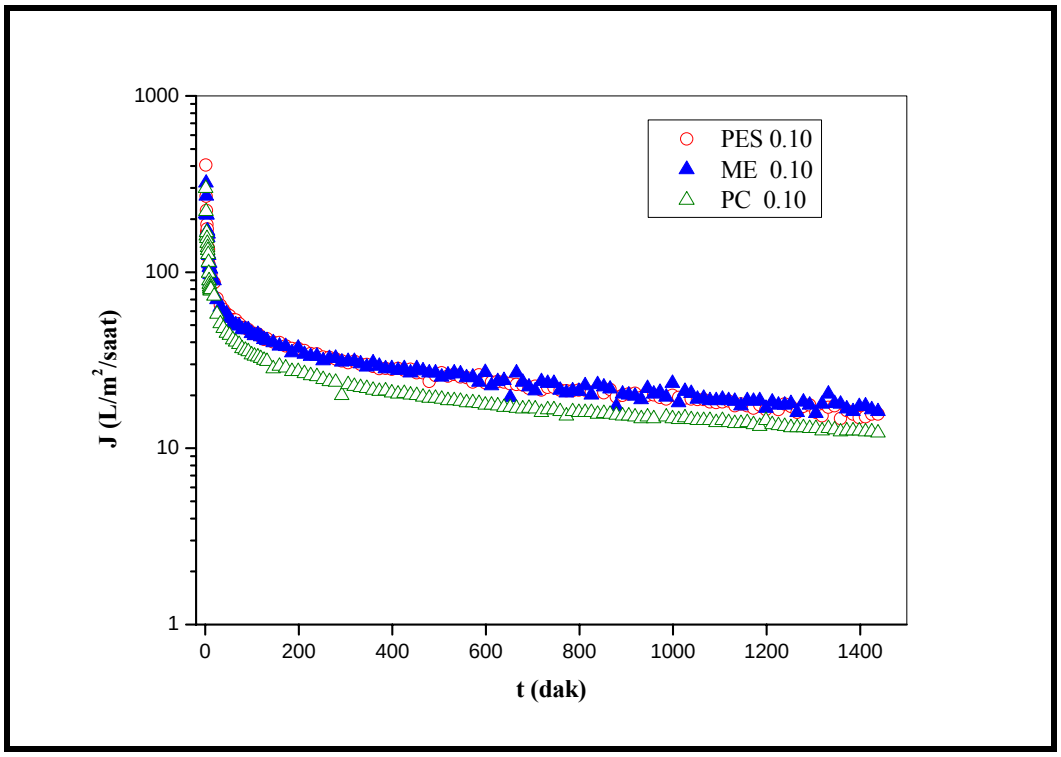
karşılaştırıldığı zaman PES ve ME membranın, gözenek boyutu karşılaştırıldığında ise 0.10 µm'lik membranların daha verimli oldukları tespit edilmiştir.



(a)



(b)

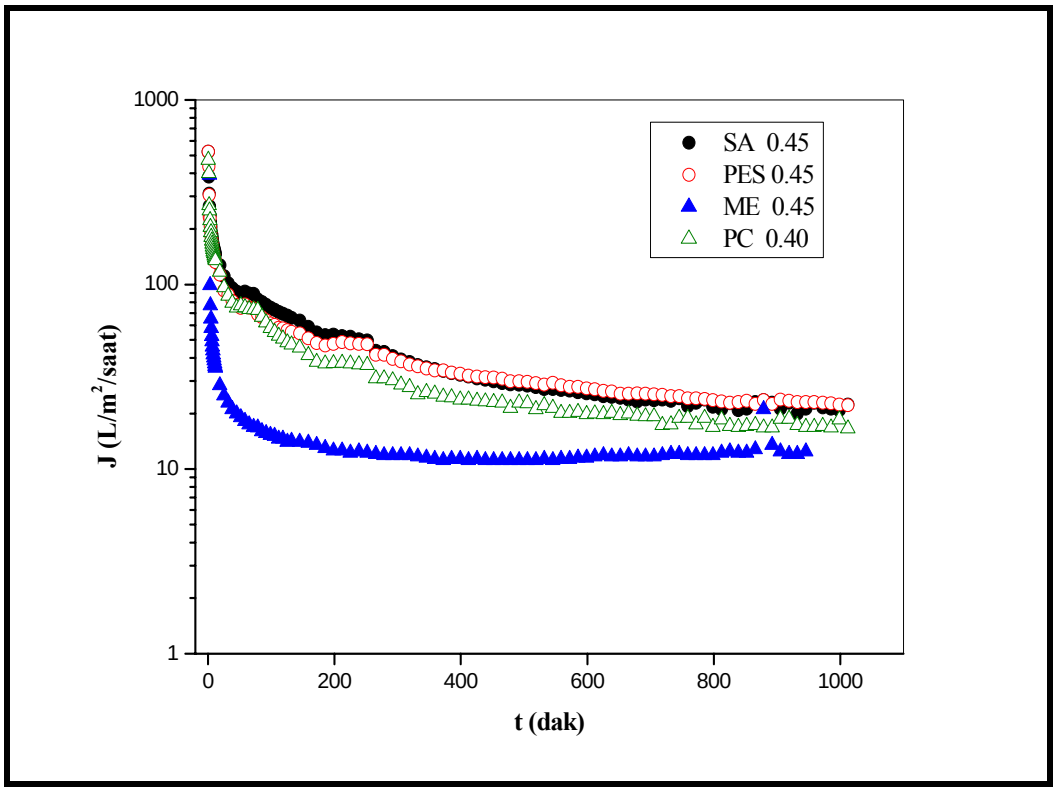


(c)

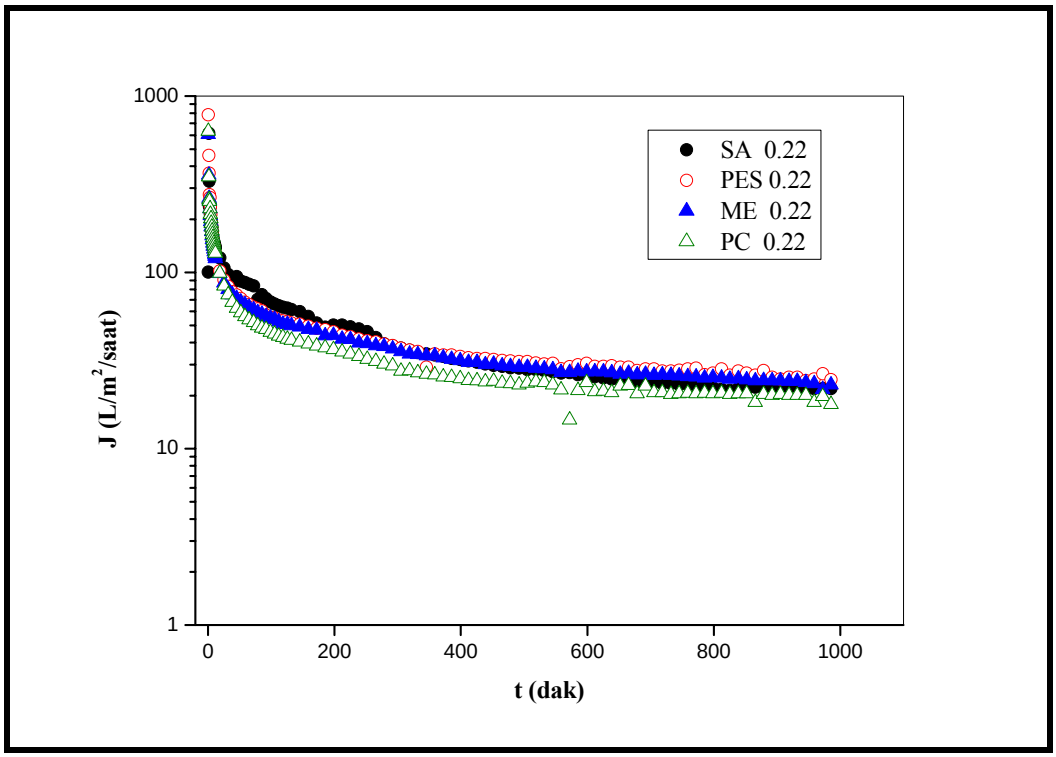
Şekil 4.13. Batık MBR sisteminde ÇY=30 gün için **(a)** 0.45 µm, **(b)** 0.22 µm, **(c)** 0.10 µm membranlara ait akı□zaman grafikleri

Çizelge 4.3'ten görüldüğü gibi ÇY=50 günde, PES 0.45 ve SA 0.45 membranların ilk akı değerleri PC 0.40 ve ME 0.45 membranlardan daha yüksektir. 0.45 µm membranların denge akılarına bakıldığı zaman PES 0.45 ve SA 0.45'in, ME 0.45 ve PC 0.40'a göre daha yüksek akılara sahip olduğu bulunmuştur (Şekil 4.14.a). 0.22 µm gözenek boyutuna sahip membranlar karşılaştırıldığı zaman ise PES 0.22 membranın ilk akı değeri (783 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. 0.22 µm membranların denge akılarına bakıldığı zaman PES 0.22 ve ME 0.22'nin, SA 0.22 ve PC 0.22'ye göre daha yüksek akılara sahip olduğu görülmüştür (Şekil 4.14.b). Çizelge 4.3'ten görüldüğü gibi PES 0.10 membranın ilk akı değeri (663 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. 0.10 µm membranların denge akılarına bakıldığı zaman her üç membranın denge akılarının birbirine yakın olduğu ancak PES 0.10'in diğer membranlara göre daha yüksek akıya sahip olduğu görülmüştür (Şekil 4.14.c). ÇY=50 günde işletilen batık MBR sisteminde membran tipinin ve gözenek boyutunun hem denge akısı hem de başlangıç akıları üzerinde önemli bir etkiye sahip olduğu görülmüştür. Sonuç olarak, membran tipi

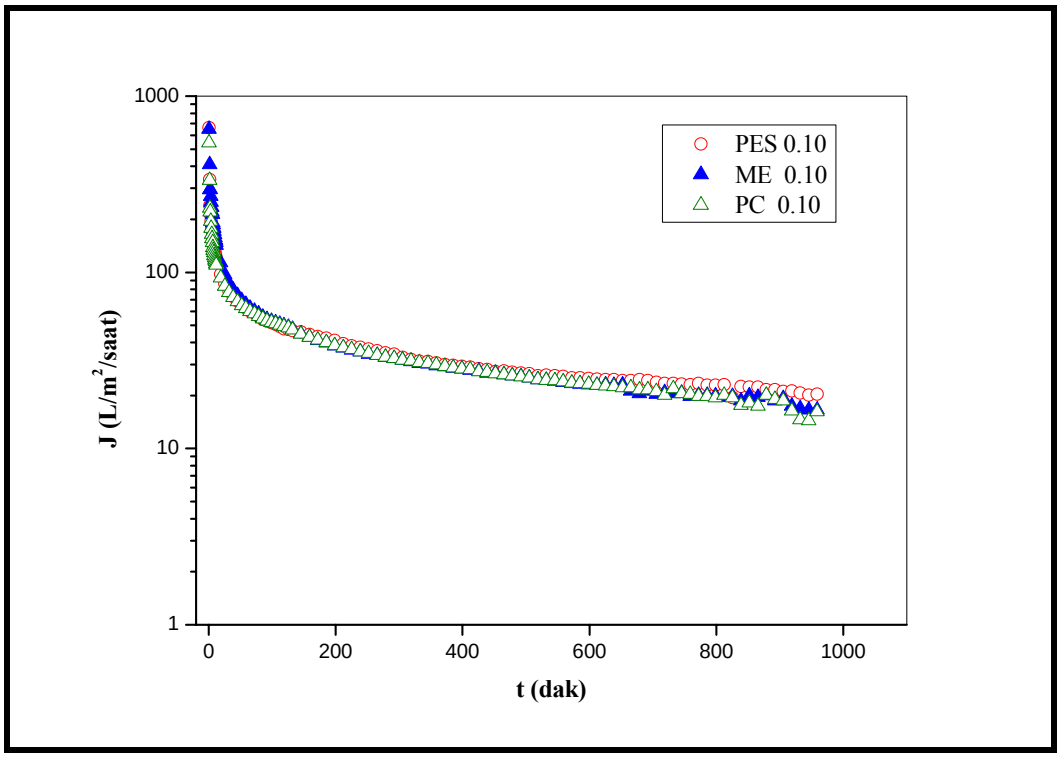
karşılaştırıldığı zaman PES membranın hem denge akısı hem de toplanan süzüntü hacmi açısından daha iyi bir performans sergilediği görülmüştür. Gözenek boyutu karşılaştırıldığında ise 0.22 µm'lik membranların daha iyi bir performans sergilediği görülmüştür.



(a)



(b)



(c)

Şekil 4.14. Batık MBR sisteminde ÇY=50 gün için **(a)** 0.45 µm, **(b)** 0.22 µm, **(c)** 0.10 µm membranlara ait akı□zaman grafikleri

Elde edilen tüm sonuçlar dikkate alındığında, her üç çamur yaşı için en uygun membran tipinin PES ve ME membranlar olduğu görülmüştür. PC membranın ise hem denge akılarının düşük olması hem de toplanan süzüntü hacimlerinin diğer membranlara göre az olması nedeniyle bu şartlarda işletilen batık MBR çalışmaları için uygun bir membran malzemesi olmadığı tespit edilmiştir. Elde edilen denge akısı sonuçlarına göre çamur yaşının ve dolayısıyla çamur yaşına bağlı olarak değişim gösteren flok özelliklerinin (MLSS konsantrasyonu, flok hidrofobisitesi, viskozite, SMP, EPS gibi) membran tipi ve gözenek boyutu üzerinde direk bir etkiye sahip olduğu söylenebilir. Çünkü çamur yaşının artması tüm membranların denge akılarının ve dolayısıyla elde edilen süzüntü hacimlerinin artmasına neden olmuştur. Bunun nedenlerinden bir tanesi membranlar üzerinde biriken kek tabakasının porozitesinin çamur yaşı arttıkça artması olabilir. Bir diğer nedeni ise membran üzerindeki kek tabakasının EPS fraksiyonlarının çamur yaşına bağlı olarak azalma göstermesi membranların daha az kirlenmesine ve daha yüksek akı elde edilmesine neden olmuş olabilir. Membranların gözenek boyutu dikkate alındığında ise her üç çamur yaşı için 0.10 μm gözenek boyutunun batık MBR çalışması için uygun olduğu görülmüştür. Buna göre yüksek gözenek boyutuna sahip membranların biyoreaktördeki mikro kirleticilerden daha çok etkilendiği ve gözenek boyutunun azalmasıyla etkinin azaldığı söylenebilir. Literatürde de gözenek boyutu ve membran kirlenmesi arasında farklı ilişkiler belirlenmiştir. 0.10, 0.20 ve 0.45 μm membranlarla yapılan denemelerde %0.4 bovin serum albümin (BSA) filtrelenebilirliğinde kritik akının, gözenek boyutu arttıkça arttığı bulunmuştur **(Chen, 1998)**. Buna karşılık üç ayrı çözeltide (%0.5 silika, %0.15 BSA ve %5 maya hücresi içeren çözeltiler) 50 kDa, 100 kDa ve 0.20 μm membranlar ile yapılan denemelerde ise kritik akının gözenek boyutu arttıkça azaldığı belirtilmiştir **(Wu et al. 1999)**. Farklı çalışmalarda farklı sonuçların elde edilmesi, membran kirlenmesini birden çok mekanizmanın etkilediğini göstermektedir. Ayrıca çalışmamızda çamur yaşının artmasıyla birlikte toplanan süzüntü hacmi (V_t) ve denge akısının (J_d) arttığı görülmüştür. SA 0.45, SA 0.22 ve ME 0.45'in haricindeki membranların başlangıç akılarında (J_o) çamur yaşının artmasıyla birlikte bir artış olduğu tespit edilmiştir. Bir çok araştırmacı tarafından MBR'lerde optimum çamur yaşı çalışma aralığının 20□50 gün arasında olduğu ve ÇY'nin artmasıyla birlikte membran kirlenme eğiliminin azaldığı belirtilmiştir **(Ahmed et al. 2007; Zhang et al. 2006b; Ng et al. 2006b)**.

4.1.2.2. Batık MBR sisteminde direnç verilerinin değerlendirilmesi

Membran dirençleri Bölüm 3.8'de belirtildiği gibi hesaplanmıştır. Batık MBR sisteminde yapılan ön deneylerde konsantrasyon polarizasyonu (R_{cp}) görülmediğinden dolayı hesaba alınmamıştır. Batık MBR sisteminde üç farklı çamur yaşı için akı□zaman verilerinden hesaplanmış olan direnç değerleri Çizelge 4.4'te verilmiştir. Filtrasyonun toplam direnci, kek direnci ve gözenek direncinin çamur yaşına bağlı olarak değişimleri ise Şekil 4.15'te verilmiştir. Tüm deneyler boyunca toplam dirençler 2.21–9.44×10^{12} m^{-1}, kek dirençleri 2.09–8.28×10^{12} m^{-1} ve gözenek dirençleri 0.01–1.32×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Membran direncinin diğer direnç türleriyle karşılaştırıldığı zaman toplam dirence katkısının sadece %0.5□5.4 aralığında olduğu görülmüştür. Bu nedenle, membranın doğal yapısından kaynaklanan membran direncinin, toplam direncin yanında ihmal edilebilir seviyelerde olduğu söylenebilir. Kek direncinin, toplam dirence katkısının %69.2□97.7 aralığında, gözenek direncinin katkısının ise %0.0□28.1 aralığında değiştiği bulunmuştur.

Çizelge 4.4. Batık MBR sisteminde filtrasyon dirençlerinin çamur yaşına bağlı olarak değişimi

Çamur yaşı	ÇY=10 gün (MLSS=3274±203)				ÇY=30 gün (MLSS=5588±1183)				ÇY=50 gün (MLSS=6325±498)			
Membran tipi	**R_t ($\times10^{12}$)**	**R_m ($\times10^{10}$) (%)**	**R_p ($\times10^{12}$) (%)**	**R_c ($\times10^{12}$) (%)**	**R_t ($\times10^{12}$)**	**R_m ($\times10^{10}$) (%)**	**R_p ($\times10^{12}$) (%)**	**R_c ($\times10^{12}$) (%)**	**R_t ($\times10^{12}$)**	**R_m ($\times10^{10}$) (%)**	**R_p ($\times10^{12}$) (%)**	**R_c ($\times10^{12}$) (%)**
SA 0.45	9.44	5.06 (0.5)	1.10 (11.7)	8.28 (87.8)	**3.57**	5.06 (1.4)	0.24 (6.7)	3.29 (91.9)	2.62	5.06 (1.9)	0.01 (0.4)	2.56 (97.7)
PES 0.45	**6.34**	5.06 (0.8)	0.87 (13.7)	5.42 (85.5)	3.64	5.06 (1.4)	0.29 (8.1)	3.30 (90.5)	**2.51**	5.06 (2.0)	0.10 (4.1)	2.35 (93.9)
ME 0.45	6.83	6.38 (0.9)	0.73 (10.8)	6.03 (88.3)	6.15	6.38 (1.1)	0.01 (1.5)	5.99 (97.4)	4.48	6.38 (1.4)	0.16 (3.7)	4.25 (94.9)
PC 0.40	8.74	5.39 (0.6)	1.26 (14.5)	7.42 (84.9)	4.00	5.39 (1.4)	0.73 (18.3)	3.21 (80.3)	3.32	5.39 (1.7)	0.08 (2.4)	3.18 (95.9)
SA 0.22	8.48	7.52 (0.9)	0.31 (3.6)	8.09 (95.5)	4.07	7.52 (1.9)	0.11 (2.7)	3.88 (95.4)	2.58	7.52 (2.9)	0.01 (0.4)	2.50 (96.7)
PES 0.22	8.35	14.4 (1.7)	0.80 (9.6)	7.41 (88.7)	3.61	14.4 (4.0)	0.25 (6.9)	3.22 (89.1)	**2.21**	14.4 (5.4)	0.00 (0.0)	2.09 (94.6)
ME 0.22	**8.05**	6.71 (0.9)	0.65 (8.0)	7.34 (91.1)	**3.37**	6.71 (2.0)	0.29 (8.7)	3.01 (89.3)	2.37	6.71 (2.8)	0.14 (6.1)	2.16 (91.1)
PC 0.22	8.41	8.59 (1.1)	1.32 (15.7)	7.00 (83.2)	6.63	8.59 (1.3)	0.51 (7.8)	6.03 (90.9)	2.89	8.59 (3.0)	0.06 (2.1)	2.74 (94.9)
PES 0.10	**3.23**	7.25 (2.2)	0.45 (13.8)	2.72 (84.0)	3.51	7.25 (2.1)	0.16 (4.6)	3.27 (93.3)	**2.60**	7.25 (2.8)	0.03 (1.2)	2.50 (96.0)
ME 0.10	3.47	9.42 (2.7)	0.97 (28.1)	2.40 (69.2)	**3.32**	9.42 (2.8)	0.54 (16.4)	2.68 (80.8)	3.04	9.42 (3.1)	0.36 (12.0)	2.58 (84.9)
PC 0.10	4.65	7.02 (1.5)	1.28 (27.4)	3.31 (71.1)	4.51	7.02 (1.5)	0.47 (10.4)	3.97 (88.1)	3.16	7.02 (2.3)	0.43 (13.7)	2.65 (84.0)

ÇY=10 günde işletilen batık MBR sisteminde 0.45 µm membranların toplam direnci 6.34–9.44×10^{12} m^{-1}, kek direnci 5.42–8.28×10^{12} m^{-1} ve gözenek direnci 0.73–1.26×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Toplam dirençleri büyükten küçüğe doğru SA 0.45 > PC 0.40 > ME 0.45 > PES 0.45 olarak sıralanmıştır. Kek dirençleri SA 0.45 > PC 0.40 > ME 0.45 > PES 0.45 olarak sıralanmış, buna karşılık gözenek dirençleri ise PC 0.40 > SA 0.45 > PES 0.45 > ME 0.45 olarak dağılım göstermiştir. 0.22 µm membranlar için toplam direnç 8.05–8.48×10^{12} m^{-1}, kek direnci 7.00–8.09×10^{12} m^{-1} ve gözenek direnci ise 0.31–1.32×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Toplam dirençleri büyükten küçüğe doğru SA 0.22 > PC 0.22 > PES 0.22 > ME 0.22 olarak sıralanmıştır. Kek dirençleri SA 0.22 > PES 0.22 > ME 0.22 > PC 0.22 olarak sıralanmış olup gözenek dirençleri ise PC 0.22 > PES 0.22 > ME 0.22 > SA 0.22 olarak dağılım göstermiştir. 0.10 µm membranlarda ise toplam direncin 3.23–4.65×10^{12} m^{-1}, kek direncinin 2.40–3.31×10^{12} m^{-1}, gözenek direncinin ise 0.45–1.28×10^{12} m^{-1} aralığında değişim gösterdiği tespit edimiştir. Toplam dirençleri büyükten küçüğe doğru PC 0.10 > ME 0.10 > PES 0.10 olarak sıralanmıştır. Kek dirençleri PC 0.10 > PES 0.10 > ME 0.10 ve gözenek dirençleri PC 0.10 > ME 0.10 > PES 0.10 olarak sıralanmıştır.

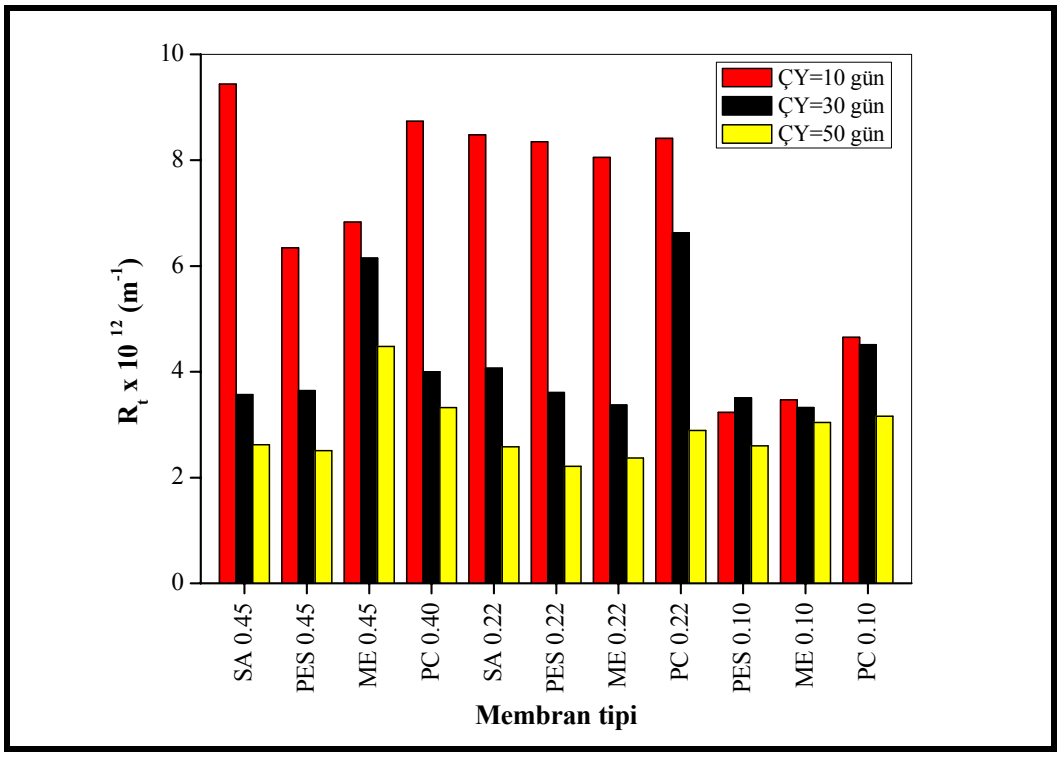
ÇY=30 günde işletilen batık MBR sisteminde 0.45 µm membranların toplam direnci 3.57–6.15×10^{12} m^{-1}, kek direnci 3.21–5.99×10^{12} m^{-1} ve gözenek direnci ise 0.01–0.73×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Toplam dirençleri büyükten küçüğe doğru ME 0.45 > PC 0.40 > PES 0.45 > SA 0.45 olarak sıralanmıştır. Kek dirençleri ME 0.45 > PES 0.45 > SA 0.45 > PC 0.40 olarak sıralanmış, buna karşılık gözenek dirençleri ise PC 0.40 > PES 0.45 > SA 0.45 > ME 0.45 olarak dağılım göstermiştir. 0.22 µm membranlar için toplam direnç 3.37–6.63×10^{12} m^{-1}, kek direnci 3.01–6.03×10^{12} m^{-1} ve gözenek direnci ise 0.11–0.51×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Toplam dirençleri büyükten küçüğe doğru PC 0.22 > SA 0.22 > PES 0.22 > ME 0.22 olarak sıralanmıştır. Kek dirençleri PC 0.22 > SA 0.22 > PES 0.22 > ME 0.22 olarak sıralanmış olup gözenek dirençleri PC 0.22 > ME 0.22 > PES 0.22 > SA 0.22 olarak dağılım göstermiştir. 0.10 µm membranlarda ise toplam dirençlerin 3.32–4.51×10^{12} m^{-1} aralığında, kek dirençlerinin 2.68–3.97×10^{12} m^{-1} aralığında, gözenek dirençlerinin 0.16–0.54×10^{12} m^{-1} aralığında değişim gösterdiği görülmüştür. Toplam dirençleri büyükten küçüğe doğru PC 0.10 > PES 0.10 > ME 0.10 olarak

sıralanmıştır. Kek dirençleri PC 0.10 > PES 0.10 > ME 0.10 ve gözenek dirençleri ME 0.10 > PC 0.10 > PES 0.10 olarak dağılım göstermiştir.

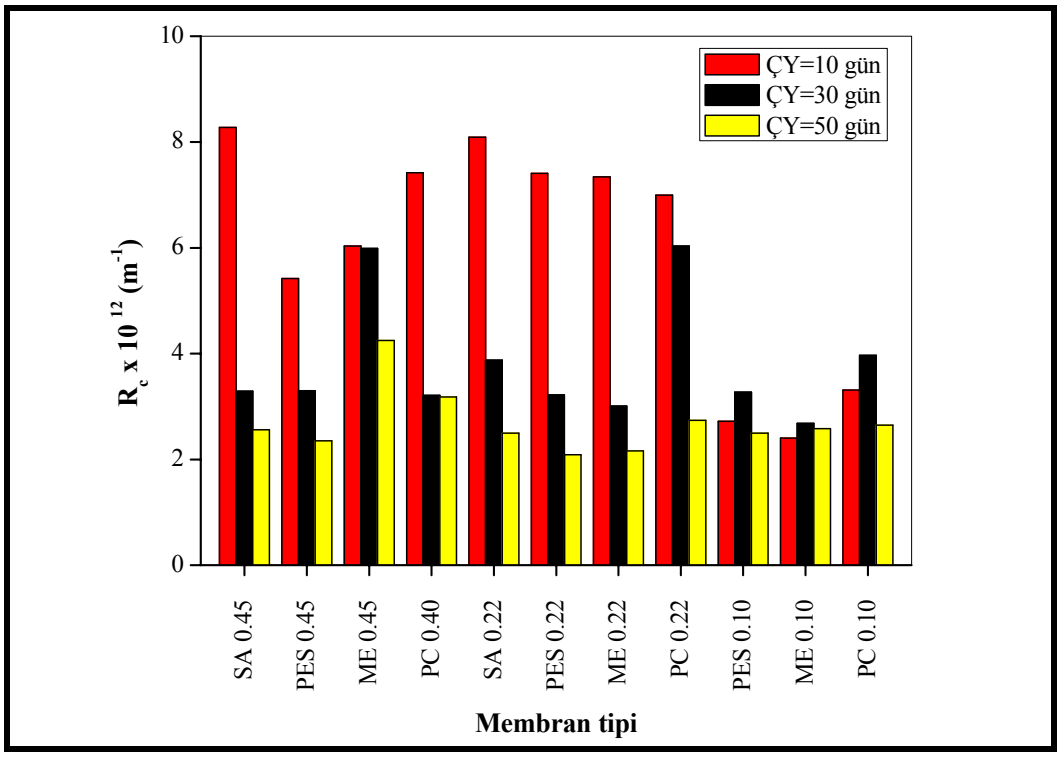
ÇY=50 günde işletilen batık MBR sisteminde 0.45 μm membranların toplam direnci 2.51–4.48×10^{12} m^{-1}, kek direnci 2.35–4.25×10^{12} m^{-1} ve gözenek direnci 0.01–0.16×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Toplam dirençleri büyükten küçüğe doğru ME 0.45 > PC 0.40 > SA 0.45 > PES 0.45 olarak sıralanmıştır. Kek dirençleri ME 0.45 > PC 0.40 > SA 0.45 > PES 0.45 olarak sıralanmış, buna karşılık gözenek dirençleri ise ME 0.45 > PES 0.45 > PC 0.40 > SA 0.45 olarak dağılım göstermiştir. 0.22 μm membranlar için toplam direnç 2.21–2.89×10^{12} m^{-1}, kek direnci 2.09–2.74×10^{12} m^{-1} ve gözenek direnci ise 0.00–0.14×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Toplam dirençleri büyükten küçüğe doğru PC 0.22 > SA 0.22 > ME 0.22 > PES 0.22 olarak sıralanmıştır. Kek dirençleri PC 0.22 > SA 0.22 > ME 0.22 > PES 0.22 olarak sıralanmış olup gözenek dirençleri ise ME 0.22 > PC 0.22 > SA 0.22 > PES 0.22 olarak dağılım göstermiştir. 0.10 μm membranlarda ise toplam direncin 2.60–3.16×10^{12} m^{-1}, kek direncinin 2.50–2.65×10^{12} m^{-1}, gözenek direncinin ise 0.03–0.43×10^{12} m^{-1} aralığında değişim gösterdiği görülmüştür. Toplam dirençleri büyükten küçüğe doğru PC 0.10 > ME 0.10 > PES 0.10 olarak sıralanmıştır. Kek dirençleri ve gözenek dirençleri ise PC 0.10 > ME 0.10 > PES 0.10 olarak sıralanmıştır.

Çizelge 4.4'ten görüldüğü gibi tüm membranlarda kek dirençlerinin (R_c) diğer dirençlere göre daha yüksek çıkmasından dolayı kek direncinin, akı azalmasını kontrol eden mekanizma olduğu söylenebilir. Şekil 4.15'ten görüldüğü gibi çamur yaşının arttıkça tüm dirençlerin (toplam direnç, kek direnci ve gözenek direnci) azaldığı görülmüştür. Toplam direncin azalması ile birlikte membranlardan elde edilen süzüntü hacmi de artmıştır. Çamur yaşının artmasıyla dirençlerin azalmasının nedenlerinden birisi, MLSS konsantrasyonunun artması ve membran yüzeyinde biriken mikrobiyal flokların membranı korumuş olmasından dolayı olabilir. Diğer bir nedeni ise yüksek çamur yaşında mikroorganizmalar tarafından salgılanan EPS miktarlarının azalmış olmasından kaynaklanmış olabilir. Toplanan süzüntü hacminin artması ise membran yüzeyinde biriken mikrobiyal flokların daha poroz bir yapıya sahip olmasından ve çamur yaşının arttıkça kekin porozitesinin de artmış olabileceğinden kaynaklanmış olabilir. Çizelge 4.4'ten membran tipi ve gözenek

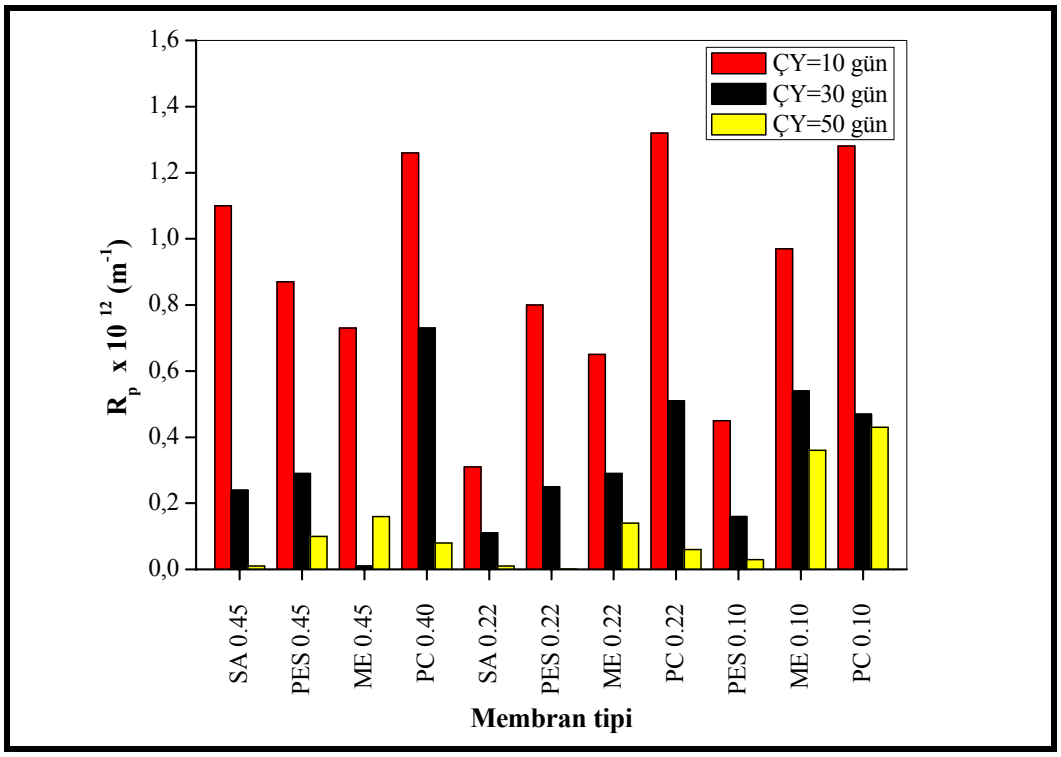
boyutunun dirençler üzerinde önemli bir etkiye sahip olduğu görülmektedir. PES ile ME membranların toplam dirençleri ve kek dirençlerinin her üç çamur yaşı içinde en az olduğu ve SA ile PC membranların ise toplam dirençlerinin genellikle en yüksek olduğu bulunmuştur. Bunun nedeni, membranların doğal yapısından kaynaklanan pürüzlülüklerinin farklı olmasıdır. Daha pürüzlü yüzeye sahip olan membranların (PES ve ME gibi) toplam direncinin daha düşük ve pürüzlülüğü daha az olan membranların (PC gibi) toplam direncinin daha yüksek olduğu görülmüştür. Ayrıca gözenek boyutunun azaldıkça toplam direncin de genellikle azaldığı tespit edilmiştir. PC membranın toplam direncinin yüksek olmasının nedeni diğer membranlara kıyasla daha hidrofobik bir yapıya sahip olmasından (temiz membranın temas açısı 55°) ve protein gibi hidrofobik kirleticileri membran yüzeyinde daha çok biriktirmesinden dolayı olabilir. Buna göre, düşük, orta ve yüksek çamur yaşlarında işletilen batık MBR sisteminde PES ve ME membranların denge akısının yüksek olması, daha fazla süzüntü hacmi elde edilmesi ve düşük toplam dirence (R_t) sahip olması nedeniyle uygun bir malzeme olduğu tespit edilmiştir. Buna karşılık, PC ve SA membranların denge akısının düşük olması, daha az süzüntü hacmi elde edilmesi ve yüksek toplam dirence (R_t) sahip olması nedeniyle çalışılan koşullarda batık MBR sistemleri için uygun bir malzeme olmadığı tespit edilmiştir.



(a)



(b)



(c)

Şekil 4.15. Batık MBR sisteminde **(a)** toplam direncin (R_t), **(b)** kek direncinin (R_c) ve **(c)** gözenek direncinin (R_p) çamur yaşına bağlı olarak değişimi

Çalışma kapsamında, membran yüzeylerinde biriken kek tabakasındaki taneciklerin yığılma şekli ve porozitesi hakkında yorum yapabilmek amacıyla her filtrasyona ait spesifik (özgül) kek dirençleri de hesaplanmıştır. Spesifik direnç deneyi, çamur içerisindeki katı madde ile suyun zaman içerisinde ayrılmasına bağlı olarak çamurun spesifik direncinin belirlenmesinde kullanılmaktadır. Çizelge 4.5'te batık MBR sisteminde filtrasyon sonucunda elde edilen spesifik kek dirençlerinin sonuçları verilmiştir. Çizelge 4.5'ten görüldüğü gibi çamur yaşı arttıkça membranların denge akıları (J_d) artmış, buna karşılık spesifik kek direnci (α) ve modifiye kirlenme indeksi (MFI) değerleri azalmıştır. Ayrıca α ve MFI değerleri en düşük olan PES ve ME membranların her üç çamur yaşında diğer membranlara göre daha iyi performans sergiledikleri görülmüştür. Sonuçlardan çamur yaşı arttıkça membranlar üzerinde daha az yoğunlukta bir kek tabakasının oluştuğu söylenebilir. Buna bağlı olarak MFI değerleri azalmıştır. Azalan MFI değerleri ile birlikte az yoğun kekin geçirgenliği artmış ve denge akı değerlerinde artış gözlenmiştir. Çalışmamıza benzer sonuçlar **Chang and Kim** tarafından yapılan çalışmada da elde edilmiştir. Rapor edilen çalışmada, MLSS ile kek direncinin arasındaki ilişki araştırılmış ve MLSS artışının (0.09–3.7 g/L) kek direncini arttırdığı ($21–54\times10^{11}$ m^{-1}) ve spesifik kek direncinin azaldığı (α:$18.5–0.7\times10^{11}$ m^{-1}) belirtilmiştir. Bunun temel nedeninin kek tabakasının daha poroz ve geçirgen bir yapıya sahip olmasından kaynaklanmış olabileceği ifade edilmiştir **(Chang and Kim, 2005)**.

Çizelge 4.5. Üç farklı çamur yaşında batık MBR sisteminde elde edilen filtrasyonun spesifik kek dirençleri

Membran tipi	ÇY=10 gün			ÇY=30 gün			ÇY=50 gün		
	J_d ($L/m^2/saat$)	α ($\times 10^{12}$) (m/kg)	MFI ($\times 10^5$) (s/m^2)	J_d ($L/m^2/saat$)	α ($\times 10^{12}$) (m/kg)	MFI ($\times 10^5$) (s/m^2)	J_d ($L/m^2/saat$)	α ($\times 10^{12}$) (m/kg)	MFI ($\times 10^5$) (s/m^2)
SA 0.45	6	11.4	10.0	**16**	**1.33**	**2.00**	22	0.77	1.31
PES 0.45	**9**	**7.23**	**6.34**	16	1.39	2.08	**23**	**0.70**	**1.19**
ME 0.45	8	8.82	7.74	10	1.61	2.41	13	1.32	2.24
PC 0.40	7	11.4	10.0	15	1.48	2.21	17	2.98	5.05
SA 0.22	7	11.4	10.0	14	1.69	2.53	22	0.78	1.33
PES 0.22	7	9.42	8.27	16	1.33	1.99	**26**	**0.58**	**0.99**
ME 0.22	**7**	**9.15**	**8.03**	**17**	**1.23**	**1.84**	25	0.68	1.16
PC 0.22	7	9.76	8.56	9	4.21	6.30	20	1.09	1.84
PES 0.10	**18**	**1.40**	**1.22**	16	0.94	1.41	**22**	**0.81**	**1.37**
ME 0.10	17	1.52	1.33	**17**	**0.87**	**1.30**	19	0.99	1.68
PC 0.10	12	1.76	1.55	13	1.65	2.48	20	0.99	1.37

Ayrıca çalışmamızda α'nın gözenek direnci (R_p) ve membran üzerinde biriken kek tabakasının SMP_t içeriğiyle olan etkileşimi araştırılmış ve birbirlerine bağlı oldukları bulunmuştur. Spesifik kek direnci (α), denge akısı (J_d) ve özgül kek direnci/gözenek direnci/SMP_t ($\alpha/R_p/SMP_t$) arasındaki etkileşimlerin Pearson korelasyon katsayıları Çizelge 4.6'da gösterilmiştir. Buna göre her üç çamur yaşında J_d ile α ve $\alpha/R_p/SMP_t$ arasında negatif yönde kuvvetli bir korelasyon olduğu tespit edilmiştir. Çizelge 4.6'dan görüldüğü gibi 10, 30 ve 50. çamur yaşlarında denge akısı artınca özgül kek direnci ve $\alpha/R_p/SMP_t$'ye bağlı olan dirençler azalmıştır. Ayrıca α'nın artmasıyla $\alpha/R_p/SMP_t$ direnci artarak membran kirlenmesinde SMP'nin önemli bir rol oynadığı görülmüştür. Buna göre PES ve ME membranların denge akılarının en yüksek çıkmasının nedenlerinden biriside bu membranlar üzerinde biriken kek tabakasının SMP_t içerikleri, gözenek dirençleri ve özgül kek dirençleri arasındaki ilişkinin en düşük olmasındandır. Sonuçlardan görüldüğü üzere membran kirlenmesi oldukça kompleks bir konu olup bir çok faktörden etkilenmektedir.

Çizelge 4.6. Batık MBR sisteminde elde edilen filtrasyonun J_d, α, ve $\alpha \times R_p \times SMP_t$ arasındaki ilişkinin Pearson korelasyon katsayıları

Parametre	**ÇY=10 gün**			**ÇY=30 gün**			**ÇY=50 gün**		
	J_d	**α**	**□***	**J_d**	**α**	**□***	**J_d**	**α**	**□***
J_d	1	□0.93	□0.63	1	□0.79	□0.46	1	□0.61	□0.63
α	□0.93	1	0.71	□0.79	1	0.79	□0.61	1	0.50
□*	□0.63	0.71	1	□0.46	0.79	1	□0.63	0.50	1

□* : α, R_p ve SMP_t'nin bir fonksiyonu olarak tanımlanmış olup $\alpha \times R_p \times SMP_t$ arasındaki iç etkileşimleri göstermektedir.

4.1.2.3. Batık MBR sisteminde membran tipi ve gözenek boyutunun süzüntüdeki ve kek tabakasındaki SMP/EPS'ye etkisi

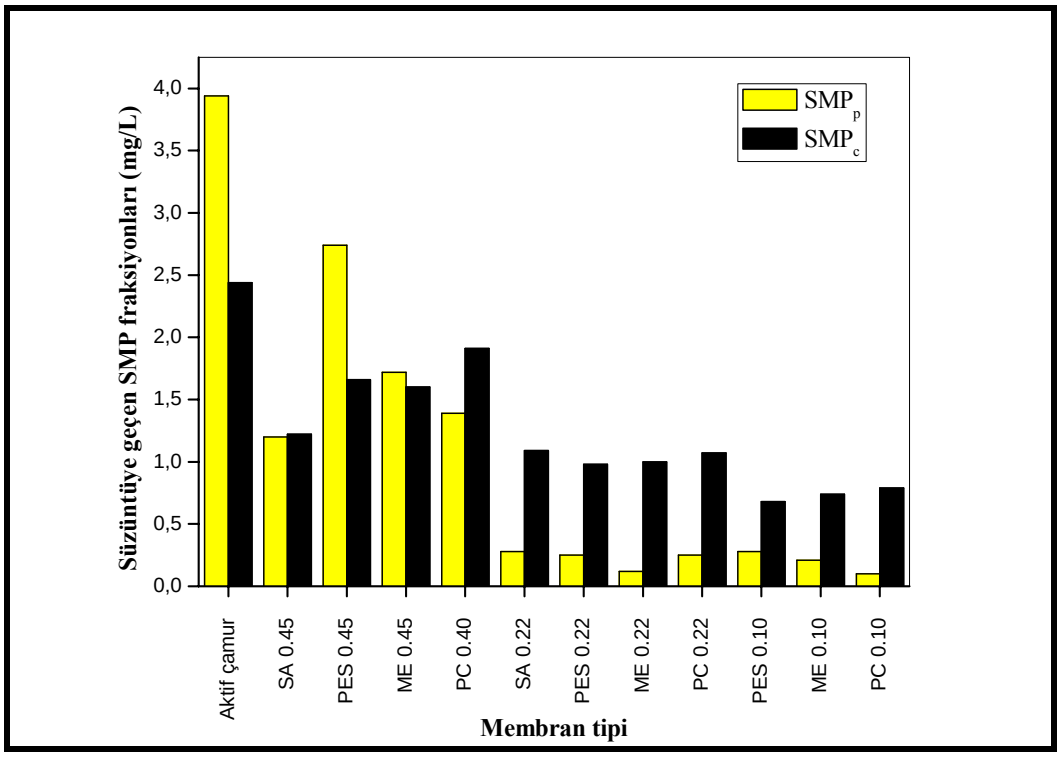
Mikroorganizmaların salgıladıkları SMP ve EPS'ler membran yüzeyi üzerinde biyofilm oluşumunda aktif rol oynarlar **(Le□Clech et al. 2006; Yun et al. 2006)**. Bu yüzden artan EPS konsantrasyonları membran yüzeyinde biyofilmin artmasına ve membranın daha fazla tıkanmasına sebep olmaktadır. EPS'ler değişik doğaları ve heterojen yapıları ile mikrobiyal hücrelerin içerisine yerleşmiş yüksek hidratlı jel matriksi oluşturabilir. Bu yüzden membran proseslerde EPS süzüntü akışını engelleyen biyofilm bariyerini oluşturan önemli bir parametredir **(Le□Clech et al. 2006)**.

Membranların tıkanmasına neden olan temel faktörü bulabilmek amacıyla batık MBR'den elde edilen süzüntülerin ve membranlar üzerinde biriken kek tabakasının SMP/EPS protein ve karbonhidrat fraksiyonları incelenmiştir. Şekil 4.16 ve 4.17'de sırasıyla ÇY=10 günde işletilen batık membranların çıkışından elde edilen süzüntülerin SMP fraksiyonları ve KOİ değerleri gösterilmiştir. Şekil 4.18'de membran üzerinde biriken biyofilmlerin EPS ve SMP fraksiyonları, Şekil 4.19'da ise protein ve karbonhidrat (P/C) oranları verilmiştir. Ayrıca Çizelge 4.7'de membranlar tarafından tutulan SMP fraksiyonlarının yüzdeleri gösterilmiştir. 0.45 µm membranlar kendi aralarında karşılaştırıldığında, süzüntüye en az protein ve karbonhidrat geçiren membranın SA 0.45 olduğu görülmüştür. 0.22 µm membranlarda ME 0.22'nin ve 0.10 µm membranlarda ise PC 0.10'in süzüntüye en az protein ve karbonhidrat geçiren membran oldukları tespit edilmiştir (Şekil 4.16). Elde edilen sonuçlara göre düşük çamur yaşında (10 gün) işletilen batık MBR sisteminde süzüntüye geçen SMP fraksiyonlarının membran tipi ve gözenek boyutundan etkilendiği ve gözenek boyutu azaldıkça membranların SMP fraksiyonlarını tutma verimlerinin arttığı görülmüştür (Çizelge 4.7). 0.45 µm membranlardan süzüntüye geçen SMP fraksiyonlarının 0.22 µm ve 0.10 µm membranlara göre daha fazla olduğu, buna karşılık 0.22 µm ve 0.10 µm membranların süzüntüye yaklaşık olarak aynı oranda SMP geçirdikleri tespit edilmiştir. Şekil 4.17'den görüldüğü gibi gözenek boyutu azaldıkça süzüntüye geçen çözünmüş KOİ'de azalmıştır.

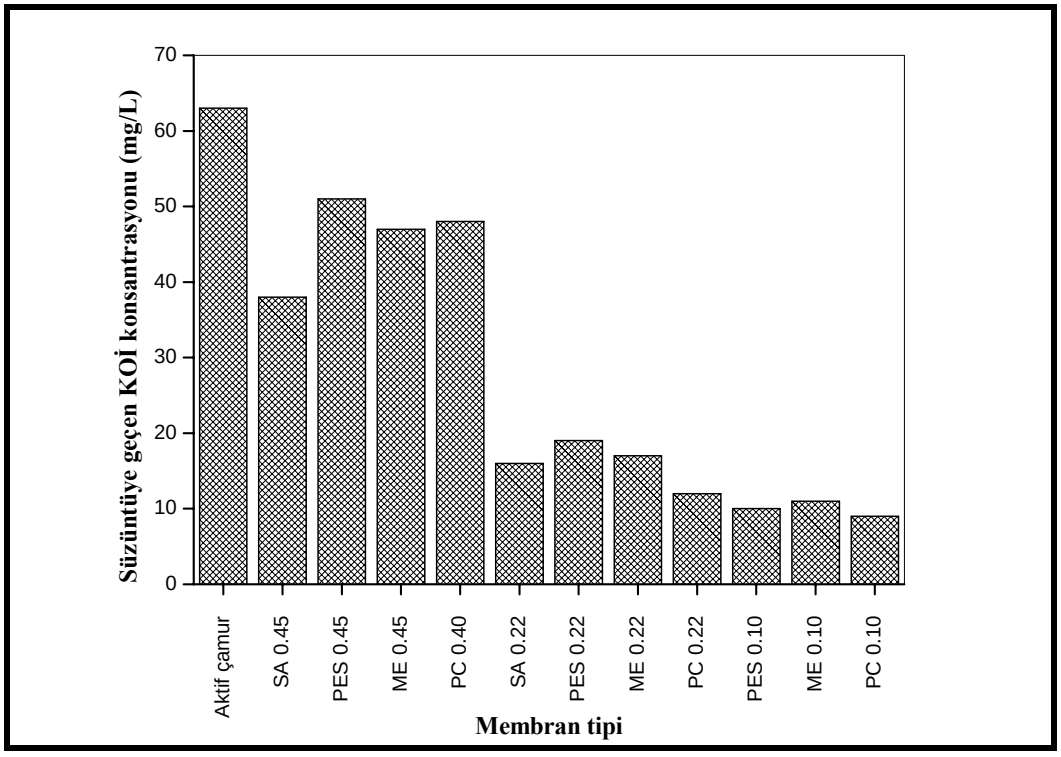
Şekil 4.18'de membranlar üzerinde biriken kek tabakasında yapılan protein ve karbonhidrat analizlerinin sonuçları gösterilmiştir. Buna göre 0.45 µm membranlar, üzerlerinde biriken kek tabakasının SMP içerikleri açısından karşılaştırıldıkları

zaman PC 0.40 membranında en yüksek ve PES 0.45 membranında en düşük olduğu bulunmuştur. 0.45 µm membranların üzerinde biriken kek tabakasının protein ve karbonhidrat miktarları birbirine oldukça yakın çıkmıştır (PC 0.40 hariç). 0.22 µm membranlar kendi aralarında kıyaslandığında ise kek tabakasının SMP içeriği en yüksek ME 0.22, en düşük ise PC 0.22 membranıdır. 0.22 µm membranların SMP içeriklerinin karbonhidratı proteinden daha yüksek çıkmıştır. 0.22 µm membranların üzerinde biriken kek tabakasının protein miktarı hemen hemen birbirine yakın bulunurken karbonhidrat miktarları önemli değişiklikler göstermiştir. 0.10 µm membranlar kıyaslandığında ise kek tabakasının SMP içeriği en yüksek PES 0.10, en düşük ise PC 0.10 membranıdır. 0.10 µm membranların üzerinde biriken kek tabakasının karbonhidrat miktarları hemen hemen birbirine yakınken protein miktarları önemli değişiklikler göstermiş ve daha yüksek olduğu görülmüştür.

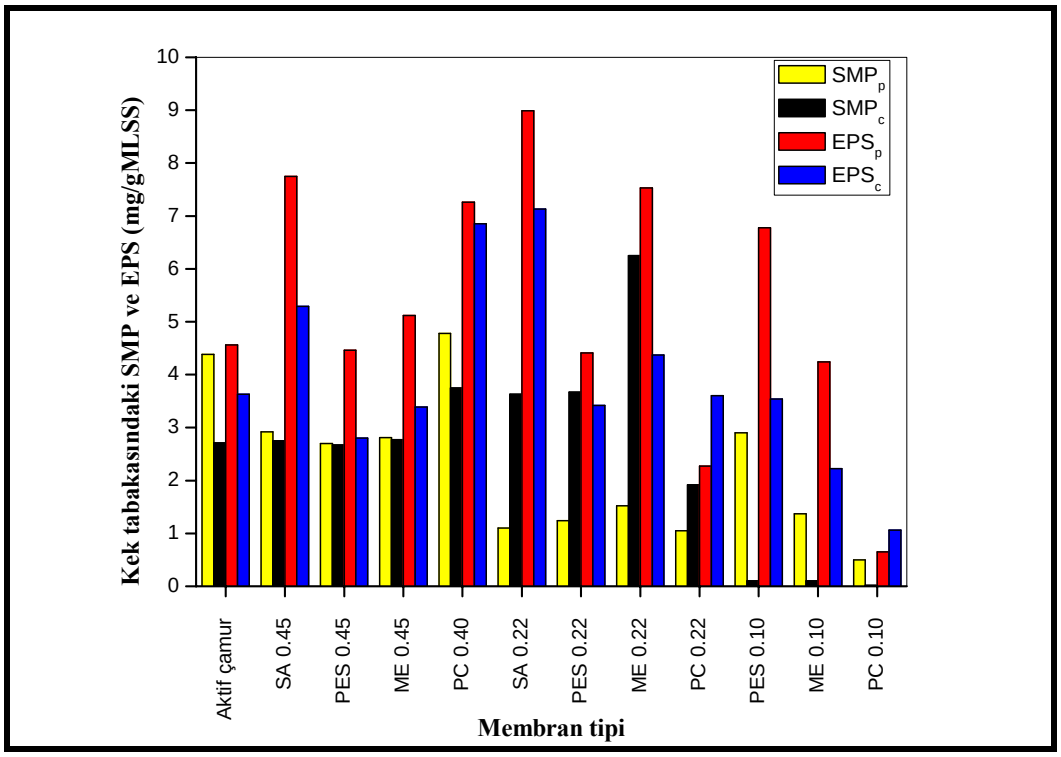
0.45 µm membranlar üzerinde biriken kek tabakası EPS fraksiyonları açısından kıyaslandığında, EPS içeriği en yüksek PC 0.40, en düşük ise PES 0.45 membranıdır. Ayrıca PC 0.40'ın karbonhidrat ve protein fraksiyonları en yüksek, PES 0.45'in ise en düşüktür. 0.22 µm membranlar kıyaslandığında ise kek tabakasının EPS içeriği en yüksek SA 0.22, en düşük ise PC 0.22 membranıdır. 0.10 µm membranlarda ise kek tabakasının EPS içeriği en yüksek PES 0.10, en düşük ise PC 0.10 membranıdır. Şekil 4.18'den görüldüğü gibi, tüm membranların yüzeyinde biriken kek tabakasının EPS içeriğinin proteini karbonhidrattan daha yüksek çıkmıştır (PC 0.22 ve PC 0.10 hariç). Şekil 4.19'dan görüldüğü gibi süzüntüde en yüksek P/C oranına sahip membran PES 0.45 iken PC 0.10 en düşük orana sahiptir. Kek tabakası SMP içeriğinin P/C oranı en yüksek PC 0.10, en düşük ise ME 0.22'dir. Kek tabakasının EPS içeriğinin P/C oranı en yüksek ise ME 0.10, en düşüğü ise PC 0.10'dir.



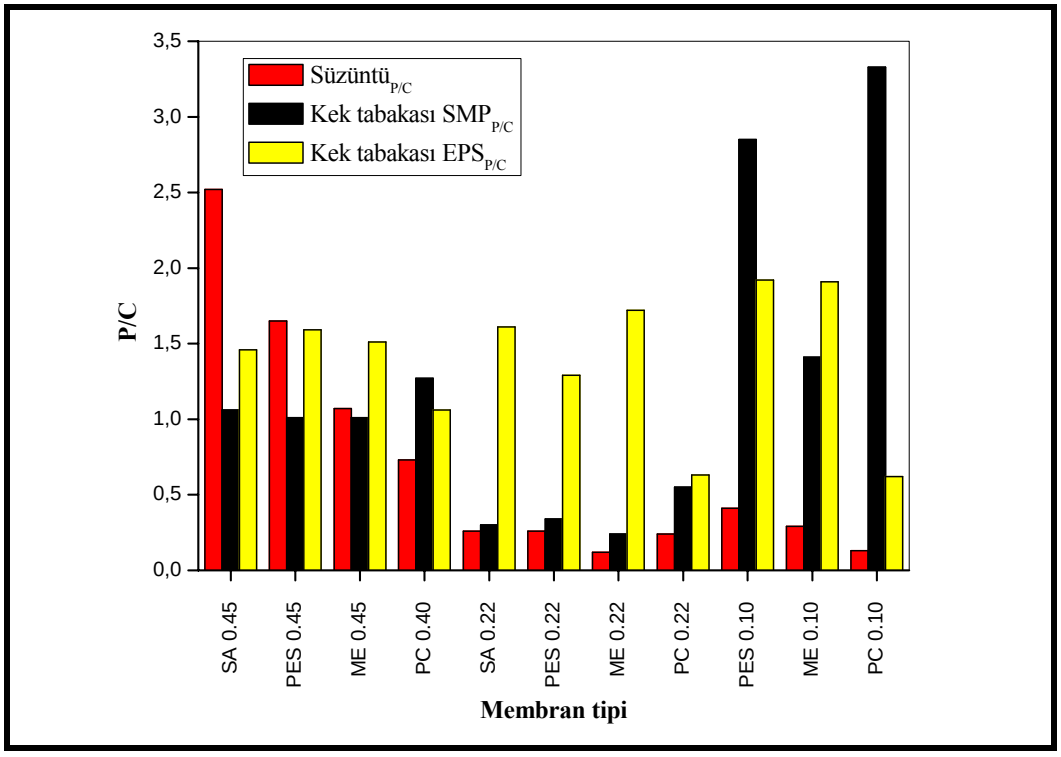
Şekil 4.16. Batık MBR sisteminde ÇY=10 günde işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki SMP değişimi



Şekil 4.17. Batık MBR sisteminde ÇY=10 günde işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki KOİ değişimi



Şekil 4.18. Batık MBR sisteminde ÇY=10 günde işletilen membranların yüzeyinde biriken kek tabakasının SMP ve EPS değişimi



Şekil 4.19. ÇY=10 günde işletilen batık MBR sisteminde elde edilen kek tabakası ve süzüntünün P/C oranları

Sonuç olarak 10. çamur yaşında 0.45 µm membranlarda süzüntüye en az SMP geçiren membranın SA ve PC, buna karşılık en fazla SMP geçiren membranın ise PES ve ME olduğu görülmüştür (Şekil 4.16). Buna göre süzüntüye daha az SMP geçiren membranın yüzeyinde daha fazla SMP adsorbe olmasından dolayı bu membranlardan toplanan kek tabakasının SMP ve EPS fraksiyonları daha yüksek bulunmuştur. Nitekim 0.45 µm membranların yüzeyindeki kek tabakası SMP ve EPS içerikleri açısından analiz edildiğinde PC ve SA membranların üzerinde biriken SMP ve EPS'nin en fazla, PES ve ME membranlardakinin ise en az olduğu görülmüştür (Şekil 4.18). Ayrıca elde edilen bu sonuçlar Çizelge 4.4'te verilen toplam direnç ve kek dirençleri ile uyumluluk göstermiştir. Buna göre SA ve PC membranların toplam dirençlerinin ve kek dirençlerinin en yüksek, PES ve ME membranların ise en düşük olmasının temel nedeninin membranlar tarafından tutulan SMP'den ve mikroorganizmaların yüzeyindeki EPS'den kaynaklandığı söylenebilir. 0.22 µm membranlarda ise süzüntüye geçen SMP fraksiyonları birbirine oldukça yakın çıkmış olmasına rağmen birbirleri içerisinde kıyaslandıkları takdirde en az SMP geçiren membranın ME, en fazla SMP geçiren membranın ise SA olduğu görülmüştür (Şekil 4.16). Yine membranlar üzerinde biriken kek tabakasının SMP içeriği en yüksek ME, en düşük PC ve EPS içeriği yönünden en yüksek SA, en düşük ise PC membranlar olduğu tespit edilmiştir. Elde edilen bu sonuçlar Çizelge 4.4'te verilen dirençler ile karşılaştırıldığı zaman SA'nın kek direncinin en yüksek ve PC'nin en düşük olmasının temel nedeninin yine membran üzerinde biriken SMP ve EPS'den kaynaklandığı söylenebilir. 0.10 µm membranlarda da süzüntüye geçen SMP fraksiyonları birbirine oldukça yakın çıkmış olup birbirleri ile kıyaslandıkları takdirde en az SMP geçiren membranın PC, buna karşılık en fazla SMP geçiren membranın ise PES olduğu görülmüştür (Şekil 4.16). Yine membranlar üzerinde biriken kek tabakasının SMP ve EPS içeriği en yüksek membranın PES, en düşük membranın ise PC olduğu tespit edilmiştir. Elde edilen bu sonuçlar Çizelge 4.4'te verilen dirençler ile karşılaştırıldığı zaman PC'nin kek direncinin en yüksek ve ME'nin en düşük olduğu ve toplam dirençler karşılaştırıldığında PC'nin en yüksek ve PES'in en düşük olduğu görülmüştür. Bu sonucun 0.45 µm ve 0.22 µm membranlara göre farklı çıkmasının temel nedeninin, membranlar üzerinde biriken kek tabakasındaki mikroorganizma çeşitliliğinin farklı olmasından kaynaklanmış olabileceği düşünülmüştür. Ayrıca tüm membranların yüzeyinden toplanan kek takabakasının SMP ve EPS içeriklerinin protein miktarlarının karbonhidrattan daha

yüksek olduğu tespit edilmiştir. 10. çamur yaşında üst sıvının SMP_p fraksiyonunun, kek tabakasındaki SMP_p fraksiyonunun ve membran tarafından adsorbe edilen SMP_p'nin SMP_c'den daha yüksek olması nedeniyle asıl kirleticinin proteinden kaynaklandığı tespit edilmiştir. Çizelge 4.7'deki sonuçlardan görüldüğü gibi membran tipinin ve gözenek boyutunun protein ve karbonhidrat adsorpsiyonu açısından önemli olduğu bulunmuştur.

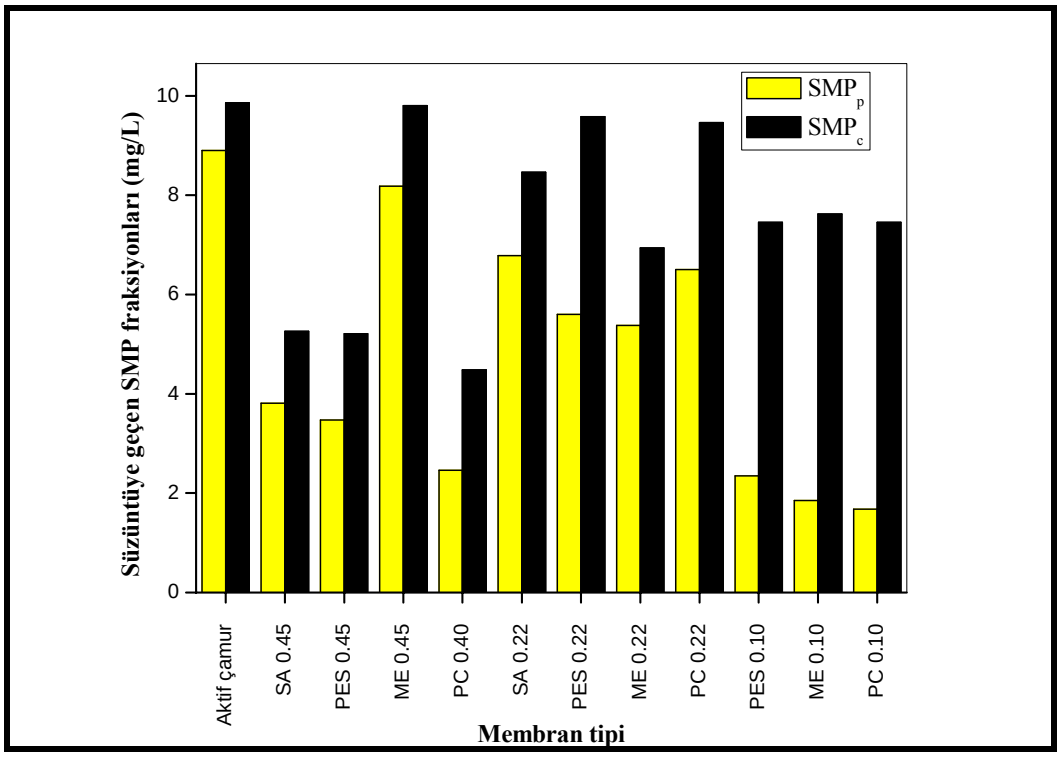
Şekil 4.20 ve 4.21'de sırasıyla ÇY=30 günde işletilen batık membranların çıkışından elde edilen süzüntülerin SMP fraksiyonları ve KOİ değerleri gösterilmiştir. Şekil 4.22'de membran üzerinde biriken kek tabakasının EPS ve SMP fraksiyonları, Şekil 4.23'te ise protein ve karbonhidrat (P/C) oranları verilmiştir. 0.45 µm membranlar kendi aralarında karşılaştırıldığında, süzüntüye en az protein ve karbonhidrat geçiren membranın PC 0.40, en fazla geçirenin ise ME 0.45 olduğu görülmüştür. 0.22 µm membranlarda ME 0.22'nin süzüntüye en az protein ve karbonhidrat geçiren membran ve PC 0.22'nin ise en fazla geçiren membran olduğu tespit edilmiştir. 0.10 µm membranlarda ise PC 0.10'in süzüntüye en az, PES 0.10'in ise en fazla protein ve karbonhidrat geçiren membran oldukları görülmüştür (Şekil 4.20). Elde edilen sonuçlara göre ÇY=30 günde işletilen batık MBR sisteminde süzüntüye geçen SMP fraksiyonlarının membran tipi ve gözenek boyutundan etkilendiği ve gözenek boyutu azaldıkça membranların SMP fraksiyonlarından proteini tutma verimlerinin arttığı bulunmuştur. Karbonhidrat giderme verimi ise gözenek boyutuna göre artış göstermiştir (Çizelge 4.7). Şekil 4.21'den görüldüğü gibi KOİ analizleri süzüntüde ölçülen SMP fraksiyonları ile uyumluluk göstermiştir.

Şekil 4.22'de membranlar üzerinde biriken kek tabakasında yapılan protein ve karbonhidrat analizlerinin sonuçları gösterilmiştir. Buna göre 0.45 µm membranlar, üzerlerinde biriken kek tabakasının SMP içeriği açısından karşılaştırıldıkları zaman, SMP içeriğinin PC 0.40 membranında en yüksek ve SA 0.45 membranında en düşük olduğu bulunmuştur. Ayrıca PC 0.40'ın karbonhidrat ve protein fraksiyonları en yüksek, SA 0.45'in ise en düşüktür. 0.45 µm membranların üzerinde biriken kek tabakasının protein ve karbonhidrat miktarları birbirine oldukça yakın çıkmıştır. 0.22 µm membranlar kendi aralarında kıyaslandığında ise kek tabakasının SMP içeriği en yüksek PC 0.22, en düşük ise ME 0.22 membranıdır. 0.22 µm membranların SMP içeriklerinin karbonhidratı proteinden daha yüksek çıkmıştır. 0.10 µm membranlar

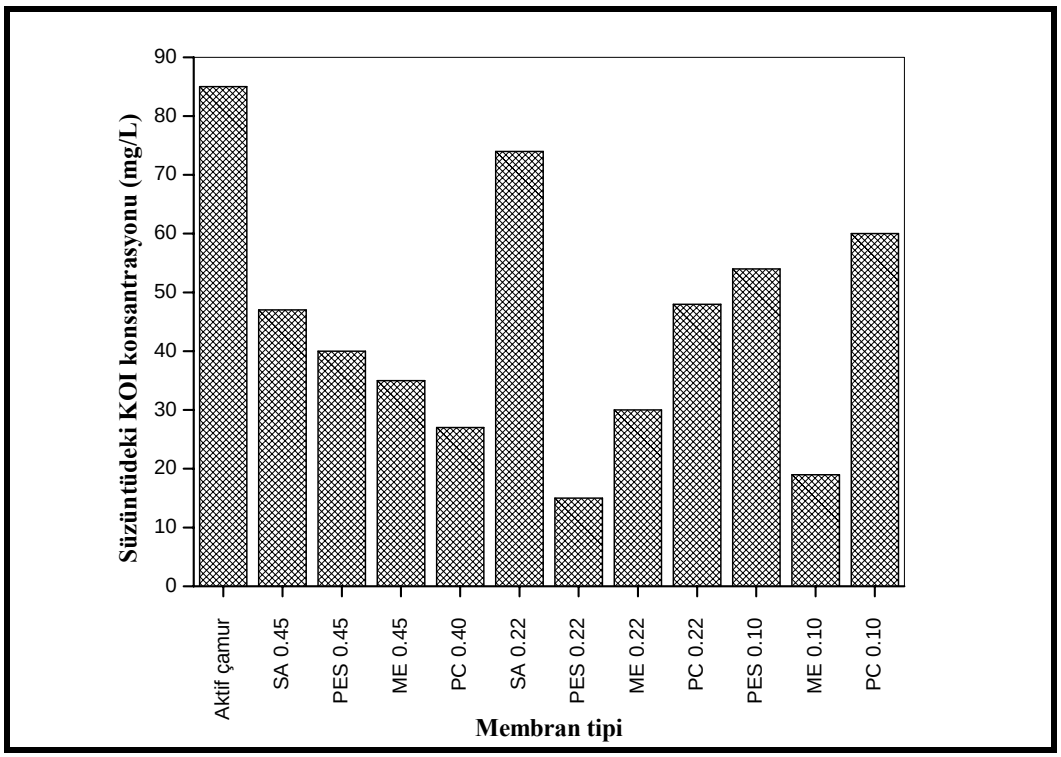
kıyaslandığında ise kek tabakasının SMP içeriği en yüksek PES 0.10, en düşük ise PC 0.10 membranıdır. Tüm membranlar üzerinde biriken kek tabakasının karbonhidrat ve protein miktarları birbirlerine oldukça yakın çıkmıştır.

0.45 µm membranlar üzerinde biriken EPS fraksiyonları açısından kıyaslandığında kek tabakasının EPS içeriği en yüksek PES 0.45, en düşük ise SA 0.45 membranıdır. 0.45 µm membranların üzerinde biriken kek tabakasının protein ve karbonhidrat miktarları birbirinden farklı çıkmıştır. 0.22 µm membranlar kıyaslandığında ise kek tabakasının EPS içeriği en yüksek PES 0.22 ve en düşük ise SA 0.22 membranıdır. 0.10 µm membranlarda ise kek tabakasının EPS içeriği en yüksek ME 0.10, en düşük ise PC 0.10 membranıdır. Şekil 4.22'den görüldüğü gibi, tüm membranların yüzeyinde biriken kek tabakasının EPS içeriğinin proteini karbonhidrattan daha yüksek çıkmıştır (ME 0.45 ve PC 0.40 hariç).

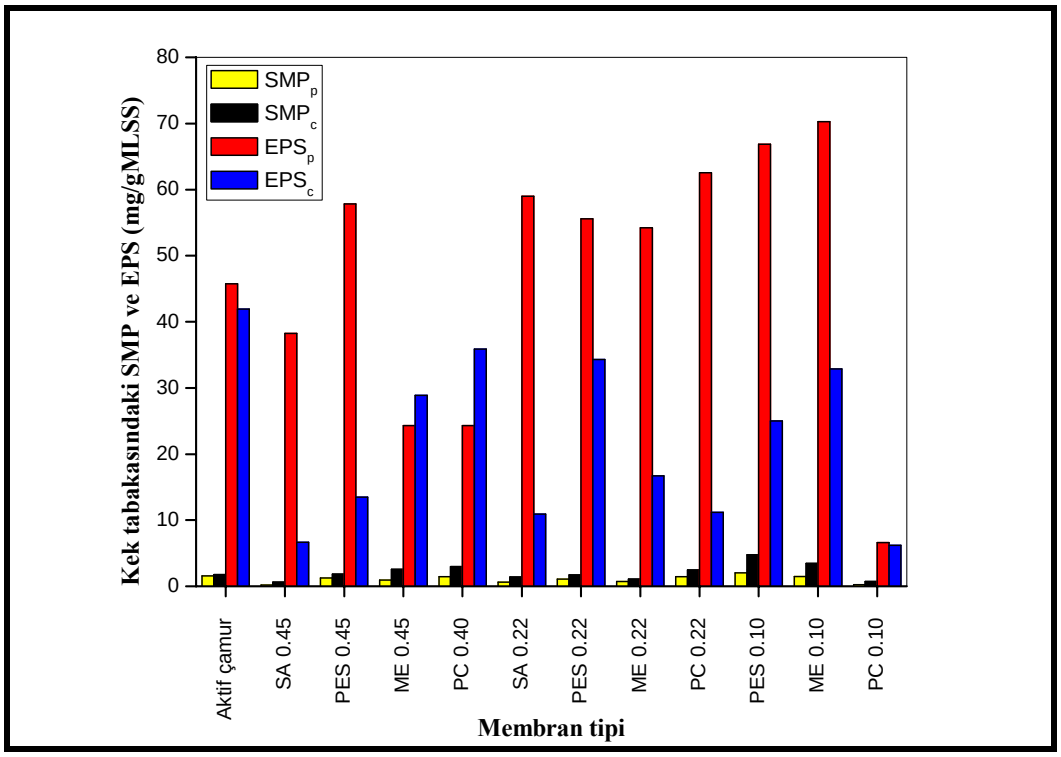
Şekil 4.23'ten görüldüğü gibi süzüntüde en yüksek P/C oranına sahip membran ME 0.45 iken PC 0.10 en düşük orana sahiptir. Kek tabakası SMP içeriğinin P/C oranı en yüksek PES 0.45, en düşük ise SA 0.45'tir. Kek tabakasının EPS içeriğinin P/C oranı en yüksek ise SA 0.45, en düşüğü PC 0.40'tır. Tüm membranların yüzeyinden toplanan kek tabakasının EPS içeriğinin protein miktarlarının daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Sonuçlardan görüldüğü gibi membran tipinin ve gözenek boyutunun protein ve karbonhidrat adsorpsiyonu açısından önemli olduğu bulunmuştur (Çizelge 4.7).



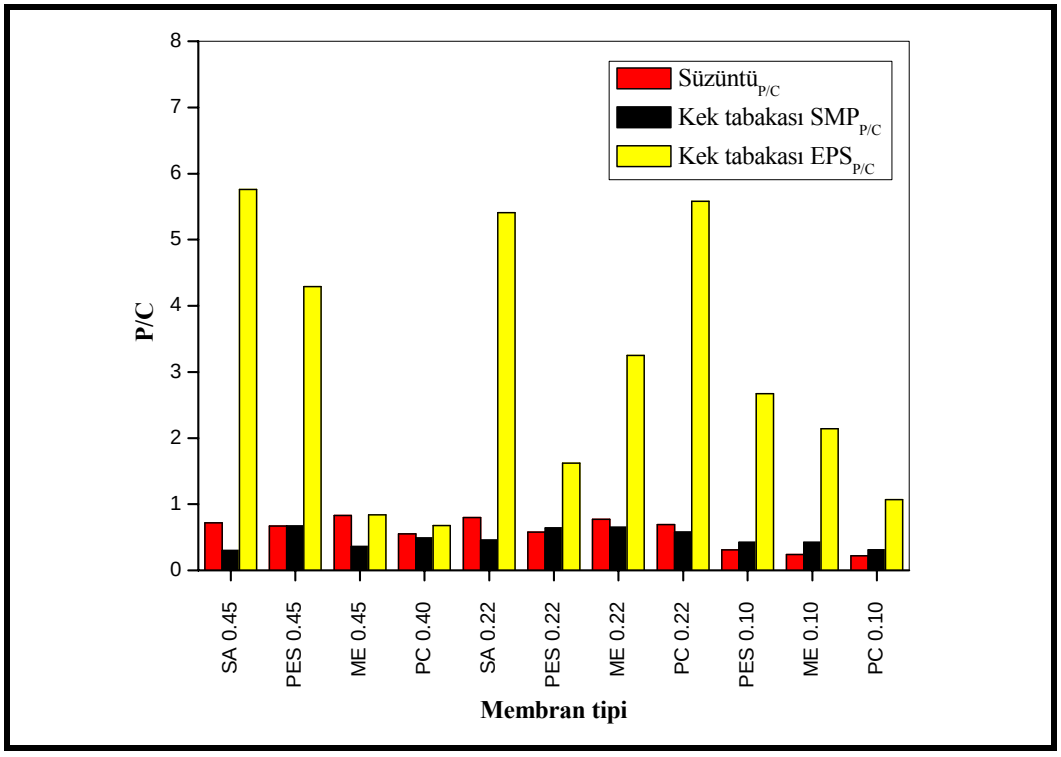
Şekil 4.20. Batık MBR sisteminde ÇY=30 günde işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki SMP değişimi



Şekil 4.21. Batık MBR sisteminde ÇY=30 günde işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki KOİ değişimi



Şekil 4.22. Batık MBR sisteminde ÇY=30 günde işletilen membranların yüzeyinde biriken kek tabakasının SMP ve EPS değişimi



Şekil 4.23. ÇY=30 günde işletilen batık MBR sisteminde elde edilen kek tabakası ve süzüntünün P/C oranları

Sonuç olarak 30. çamur yaşında 0.45 µm membranlarda süzüntüye en az SMP geçiren membranın PC, buna karşılık en fazla SMP geçiren membranın ise ME olduğu görülmüştür (Şekil 4.20). 0.45 µm membranların yüzeyindeki kek tabakası SMP ve EPS içerikleri açısından analiz edildiğinde PC ve PES membranların üzerinde biriken SMP ve EPS'nin en fazla, SA membranın ise en az olduğu görülmüştür (Şekil 4.22). Ayrıca elde edilen bu sonuçlar Çizelge 4.4'te verilen toplam dirençler ve kek dirençleri ile karşılaştırıldığında SA membranın toplam direncinin en düşük olmasının temel nedeninin, membran tarafından tutulan SMP'nin ve mikroorganizmaların yüzeyindeki EPS'nin diğer membranlara göre daha az olmasından dolayı olduğu söylenebilir. 0.22 µm membranlarda ise en az SMP geçiren membranın ME, buna karşılık en fazla SMP geçiren membranın ise PC olduğu görülmüştür (Şekil 4.20). Membranlar üzerinde biriken kek tabakasının SMP içeriği en yüksek PC, en düşük membran ise ME olduğu tespit edilmiştir. EPS içeriği yönünden en yüksek PES, en düşük membran ise SA'dır. Elde edilen bu sonuçlar Çizelge 4.4'te verilen dirençler ile karşılaştırıldığı zaman PC'nin toplam direnci ve kek direncinin en yüksek ve ME'nin en düşük olmasının temel nedeninin bu membranlar üzerinde biriken SMP'den kaynaklandığı söylenebilir. 0.10 µm membranlar birbirleri ile kıyaslandıkları takdirde en az SMP geçiren membranın PC, buna karşılık en fazla SMP geçiren membranın ise PES olduğu görülmüştür (Şekil 4.20). Membranlar üzerinde biriken kek tabakasının SMP ve EPS içeriği en yüksek PES ve ME, en düşük membranın ise PC olduğu tespit edilmiştir. Elde edilen bu sonuçlar Çizelge 4.4'te verilen dirençler ile karşılaştırıldığı zaman PC'nin toplam direnci ve kek direncinin en yüksek ve ME'nin ise en düşük olduğu görülmüştür. Bu sonucun 0.45 µm ve 0.22 µm membranlara göre farklı çıkmasının temel nedeninin membranlar üzerinde biriken kek tabakasındaki mikroorganizma çeşitliliğinin farklı olmasından kaynaklanmış olabileceği düşünülmüştür. Tüm membranların yüzeyinden toplanan kek takabakasının EPS protein miktarlarının karbonhidrattan daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Ayrıca 30. çamur yaşında da membran tarafından adsorbe edilen SMP_p'nin SMP_c'den daha yüksek olması nedeniyle asıl kirleticinin proteinden meydana geldiği tespit edilmiştir. Kek tabakasındaki EPS_p fraksiyonunun aktif çamurun EPS_p'den yüksek olmasının nedeni, membran tarafından tutulan proteinin bir kısmının kek tabakasındaki mikroorganizmalar tarafından kullanılarak EPS yapısına katılması olarak düşünülmüştür. Sonuçlardan

görüldüğü gibi membran tipinin ve gözenek boyutunun protein ve karbonhidrat adsorpsiyonu açısından önemli olduğu bulunmuştur (Çizelge 4.7).

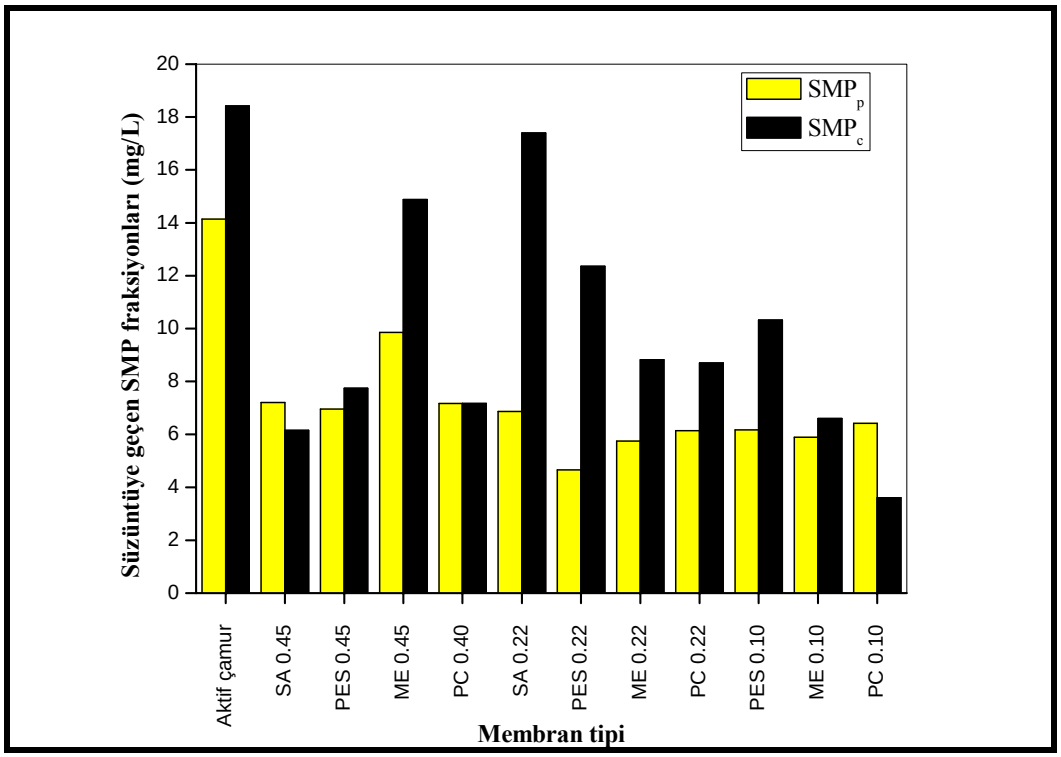
Şekil 4.24 ve 4.25'te sırasıyla ÇY=50 günde işletilen batık membranların çıkışından elde edilen süzüntülerin SMP fraksiyonları ve KOİ değerleri gösterilmiştir. Şekil 4.26'da membran üzerinde biriken biyofilmlerin EPS ve SMP fraksiyonları, Şekil 4.27'de ise protein ve karbonhidrat (P/C) oranları verilmiştir. 0.45 µm membranlar kendi aralarında karşılaştırıldığında, süzüntüye en az protein ve karbonhidrat geçiren membranın PC 0.40 ve en fazla geçiren membranın ME 0.45 olduğu görülmüştür. 0.22 µm membranlarda ME 0.22'nin süzüntüye en az, SA 0.22'nin ise süzüntüye en fazla protein ve karbonhidrat geçiren membran oldukları tespit edilmiştir. 0.10 µm membranlarda ise PC 0.10'in süzüntüye en az, PES 0.10'in ise en fazla protein ve karbonhidrat geçiren membran oldukları tespit edilmiştir (Şekil 4.24). Elde edilen sonuçlara göre yüksek çamur yaşında (50 gün) işletilen batık MBR sisteminde süzüntüye geçen SMP fraksiyonlarının membran tipi ve gözenek boyutundan etkilendiği görülmüştür. Şekil 4.25'ten görüldüğü gibi KOİ analizleri süzüntüde ölçülen SMP fraksiyonları ile uyumluluk göstermiştir.

Şekil 4.26'da membranlar üzerinde biriken kek tabakasında yapılan protein ve karbonhidrat analizlerinin sonuçları gösterilmiştir. Buna göre 0.45 µm membranlar, üzerlerinde biriken kek tabakasının SMP içeriği açısından karşılaştırıldıkları zaman birbirlerine yakın çıktıkları görülmüştür. 0.22 µm membranlar kendi aralarında kıyaslandığında ise kek tabakasının SMP içeriği en yüksek SA 0.22, en düşük ise PC 0.22 membranıdır. 0.10 µm membranlar kıyaslandığında ise kek tabakasının SMP içeriği en yüksek ME 0.10, en düşük ise PC 0.10 membranıdır. Tüm membranlar üzerinde biriken kek tabakasının karbonhidrat içeriği proteinden daha yüksek çıkmıştır.

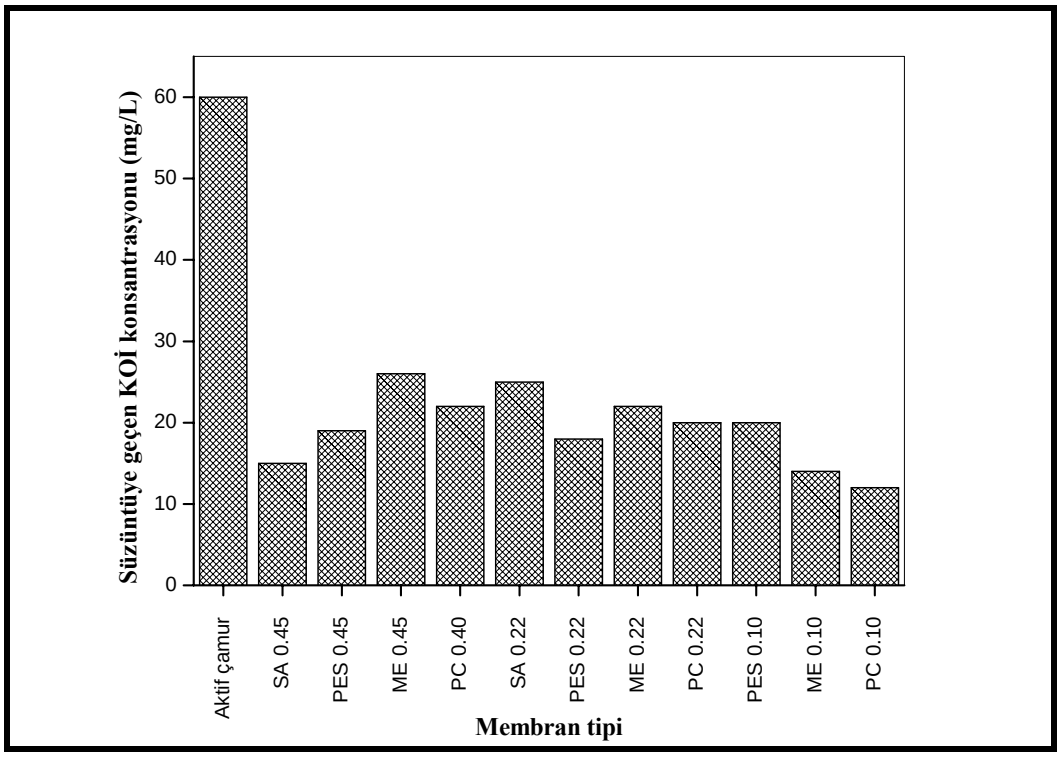
0.45 µm membranlar üzerinde biriken EPS fraksiyonları açısından kıyaslandığında kek tabakasının EPS içeriği en yüksek PC 0.40, en düşük SA 0.45 membranıdır. 0.22 µm membranlar kıyaslandığında ise kek tabakasının EPS içeriği en yüksek PC 0.22, en düşük ME 0.22 membranıdır. 0.10 µm membranlarda ise kek tabakasının EPS içeriği en yüksek PES 0.10, en düşük ise PC 0.10 membranıdır. Şekil 4.26'dan görüldüğü gibi, genellikle membranların yüzeyinde biriken kek tabakasının EPS

içeriğinin karbonhidratı proteinden daha yüksek çıkmıştır (PES 0.45, ME 0.45 ve SA 0.22 hariç).

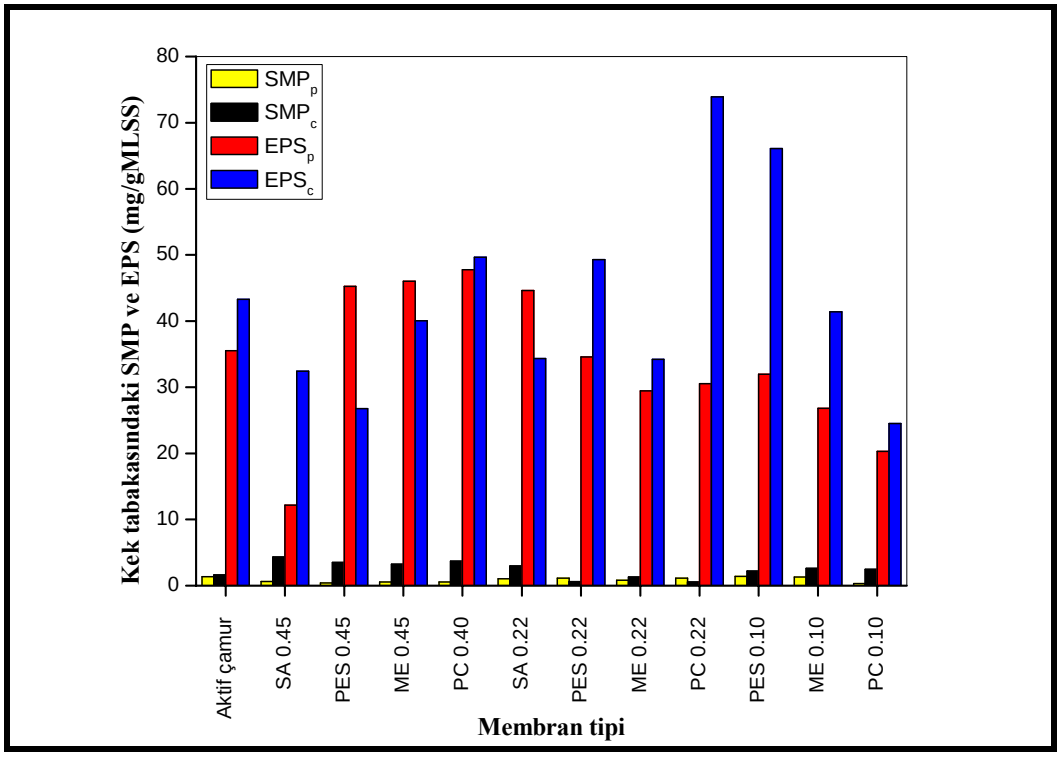
Şekil 4.27'den görüldüğü gibi süzüntüde en yüksek P/C oranına sahip membran SA 0.45 iken ME 0.22 en düşük orana sahiptir. Kek tabakası SMP içeriğinin P/C oranı en yüksek PC 0.22, en düşük ise PES 0.45'tir. Kek tabakasının EPS içeriğinin P/C oranı en yüksek ise PES 0.45, en düşüğü SA 0.45'tir. Sonuçlardan görüldüğü gibi membran tipinin ve gözenek boyutunun protein ve karbonhidrat adsorpsiyonu açısından önemli olduğu bulunmuştur.



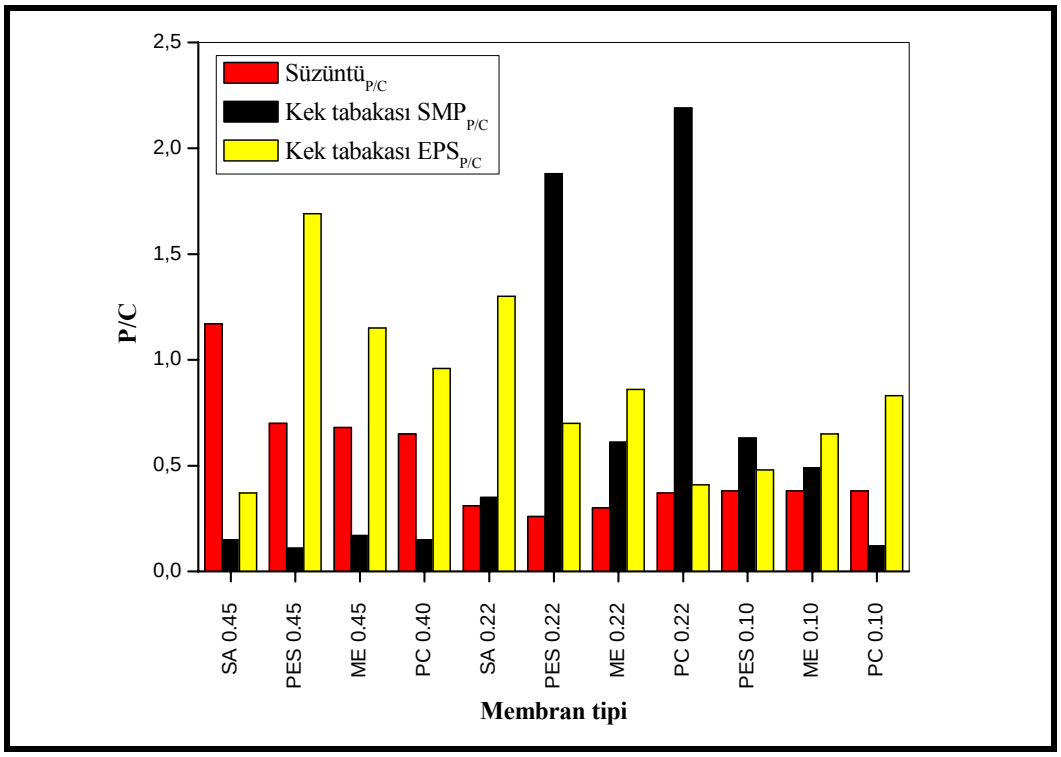
Şekil 4.24. Batık MBR sisteminde ÇY=50 günde işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki SMP değişimi



Şekil 4.25. Batık MBR sisteminde ÇY=50 günde işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki KOİ değişimi



Şekil 4.26. Batık MBR sisteminde ÇY=50 günde işletilen membranların yüzeyinde biriken kek tabakasının SMP ve EPS değişimi



Şekil 4.27. ÇY=50 günde işletilen batık MBR sisteminde elde edilen kek tabakası ve süzüntünün P/C oranları

Sonuç olarak 50. çamur yaşında 0.45 µm membranlarda süzüntüye en az SMP geçiren membranın PC, buna karşılık en fazla SMP geçiren membranın ise ME olduğu görülmüştür (Şekil 4.24). 0.45 µm membranların yüzeyindeki kek tabakası EPS içerikleri açısından analiz edildiğinde PC membranın en fazla, SA membranın ise en az olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.26). Ayrıca elde edilen bu sonuçlar Çizelge 4.4'te verilen toplam dirençler ve kek dirençleri ile karşılaştırıldığında PES membranın toplam direncinin ve kek direncinin en düşük olmasının temel nedeninin membran tarafından tutulan SMP'nin ve mikroorganizmaların yüzeyindeki EPS'nin diğer membranlara göre daha az olmasından dolayı kaynaklandığı söylenebilir. 0.22 µm membranlarda ise kıyaslandıkları takdirde en az SMP geçiren membranın ME, buna karşılık en fazla SMP geçiren membranın ise SA olduğu görülmüştür (Şekil 4.24). Membranlar üzerinde biriken kek tabakasının SMP içeriği en yüksek SA, en düşük membranın ise PC olduğu görülmüştür. EPS içeriği yönünden en yüksek PC, en düşük membran ise ME'dir. Elde edilen bu sonuçlar Çizelge 4.4'te verilen dirençler ile karşılaştırıldığı zaman PC'nin toplam direnci ve kek direncinin en yüksek olmasının temel nedeninin bu membran üzerinde biriken EPS'den

kaynaklandığı söylenebilir. 0.10 μm membranlarda birbirleri ile kıyaslandıklarında en az SMP geçiren membranın PC, buna karşılık en fazla SMP geçiren membranın ise PES olduğu görülmüştür (Şekil 4.24). Membranlar üzerinde biriken kek tabakasının SMP ve EPS içeriği en yüksek ME ve PES, en düşük membranın ise PC olduğu görülmüştür. Elde edilen bu sonuçlar Çizelge 4.4'te verilen dirençler ile karşılaştırıldığı zaman PC'nin toplam direnci ve kek direncinin en yüksek ve PES'in en düşük olduğu görülmüştür. Bu sonucun 0.45 μm ve 0.22 μm membranlara göre farklı çıkmasının temel nedeninin membranlar üzerinde biriken kek tabakasındaki mikroorganizma çeşitliliğinin farklı olmasından kaynaklanmış olabileceği düşünülmüştür. Tüm membranların yüzeyinden toplanan kek takabakasının SMP ve EPS içeriklerinin karbonhidrat miktarlarının proteinden daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Ayrıca 50. çamur yaşında membran tarafından adsorbe edilen SMP_c'nin SMP_p'den daha yüksek olması nedeniyle asıl kirleticinin karbonhidrattan meydana geldiği tespit edilmiştir.

Her üç çamur yaşı karşılaştırıldığında, çamur yaşının artmasıyla birlikte süzüntüye geçen SMP fraksiyonlarının arttığı görülmüştür. Çamur yaşının artmasıyla birlikte MLSS konsantrasyonunun ve buna bağlı olarak çamurun üst sıvısında SMP'nin artması filtrasyon sırasında süzüntüye daha çok SMP geçmesine neden olmuş olabilir. Ayrıca çamur yaşı arttıkça süzüntüye daha fazla SMP_c fraksiyonu geçmiştir. Bunun nedenlerinden birisi üst sıvıdaki SMP'nin P/C oranının azalması, bir diğer nedeni ise proteinin membranlar tarafından karbonhidrata göre afinitesinin daha fazla olması olabilir. Çamur yaşı arttıkça membranlar üzerinde biriken kek tabakasının SMP fraksiyonları azalmış ve kek tabakasında SMP_c'nin SMP_p'den daha fazla biriktiği görülmüştür. SMP_p'deki azalmanın, membran yüzeyindeki bakteri faaliyetleri sonucunda kullanıldığı ve SMP ile EPS arasında konsantrasyon farkına bağlı olarak bir denge meydana gelmesi ve SMP_p'nin EPS_p yapısında kullanılmış olabileceğinden dolayı azaldığı düşünülmüştür. Ayrıca çamur yaşının artışına bağlı olarak membran üzerinde tutulan protein miktarıda azaldığı için SMP_p daha az bulunmuş olabilir (Çizelge 4.7). Çamur yaşı arttıkça kek tabakasının EPS fraksiyonu da artmıştır. 10. çamur yaşında EPS_p daha fazla iken 50. çamur yaşında EPS_c'nin daha fazla olduğu görülmüştür. Bunun nedeni, yüksek çamur yaşında F/M oranı azaldığı için membran yüzeyinde biriken mikroorganizmaların daha fazla karbonhidrat biriktirmiş olmaları olabilir. Ayrıca PC membranın toplam direncinin

genellikle diğer membranlardan yüksek olmasının nedeni, daha hidrofobik bir yapıya sahip olmasından (temiz membranın temas açısı 55°) ve protein gibi hidrofob kirleticileri membran yüzeyinde daha çok biriktirmesinden dolayı olabilir. Sonuçlardan görüldüğü gibi membran tipinin ve gözenek boyutunun protein ve karbonhidrat adsorpsiyonu açısından önemli olduğu bulunmuştur (Çizelge 4.7).

Çizelge 4.7. Membranlar tarafından tutulan SMP fraksiyonlarının yüzdeleri

Membran tipi	**ÇY=10 gün**		**ÇY=30 gün**		**ÇY=50 gün**	
	SMP_p (%)	**SMP_c (%)**	**SMP_p (%)**	**SMP_c (%)**	**SMP_p (%)**	**SMP_c (%)**
SA 0.45	69.5	50.0	57.2	46.6	49.1	66.6
PES 0.45	30.5	32.0	61.0	47.2	50.8	58.0
ME 0.45	56.3	34.4	8.1	0.6	30.3	19.2
PC 0.40	64.7	21.7	72.3	54.6	49.3	61.1
SA 0.22	92.9	55.3	23.8	14.2	51.4	5.5
PES 0.22	93.6	59.8	37.1	2.8	67.0	32.9
ME 0.22	96.9	59.0	39.5	29.6	59.3	52.1
PC 0.22	93.6	56.1	27.0	4.1	56.6	52.8
PES 0.10	92.9	72.1	73.6	24.4	56.4	44.0
ME 0.10	94.7	69.7	79.2	22.7	58.3	64.2
PC 0.10	97.5	67.6	81.1	24.4	54.6	80.5

4.1.2.4. AFM analizi

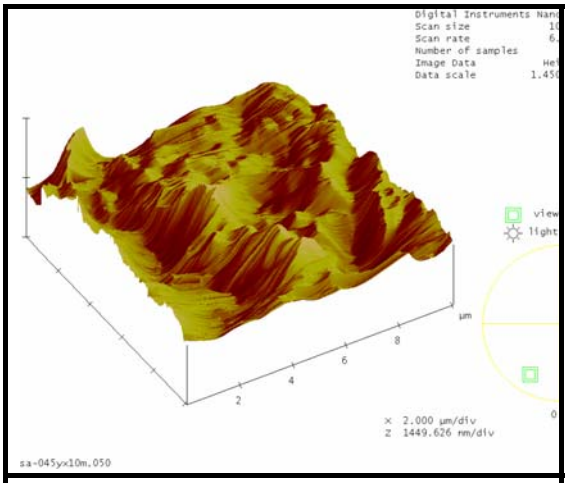
Membran kirlenmesi araştırmaları kapsamında AFM analizi, membran yüzeylerinde meydana gelen değişikliklerin nümerik olarak kıyaslanmasına imkan tanıyan ve rutin olarak uygulanan analizlerin başında gelmektedir. Çalışma kapsamında sadece 10. çamur yaşında kullanılan membranların AFM analizleri yapılmıştır. Temiz ve kirli membranlara ait yüzey pürüzlülük değerleri Çizelge 4.8'de, AFM fotoğrafları ise Şekil 4.28'de gösterilmiştir. Temiz membranlar da membran tipinin ve gözenek

boyutunun AFM değerleri üzerinde önemli bir etkiye sahip olduğu tespit edilmiştir. Membran tipleri karşılaştırıldığında, SA membranı en yüksek yüzey pürüzlülük değerine sahipken PC membranı en düşük yüzey pürüzlülüğüne sahiptir. Ayrıca, gözenek boyutunun azalmasıyla yüzey pürüzlülüğü de artış göstermiştir. SA membranı kullanılmadan önce yüksek pürüzlülüğe sahipken filtrasyondan sonra pürüzlülüğü önemli ölçüde azalmıştır. Ayrıca PES 0.45, ME 0.45 ve PES 0.10 membranları haricindeki diğer membranlarında pürüzlülüğünde azalma meydana gelmiştir. Bunun temel nedeni, membranların kullanıldıktan sonra yüzey boşluklarının mikrobiyal floklarla dolarak pürüzlülüğü daha az olan bir yüzeyin meydana gelmesidir. PC membranın pürüzlülüğünde kullanıldıktan sonra üç ile on kat arasında bir artış meydana gelmiştir. PC membranı diğer membranlara kıyasla daha pürüzsüz ve düz bir yüzeye sahiptir. Mikrobiyal floklar membran boşluklarına giremedikleri için membran üzerinde birikerek yüzey pürüzlülüğünün artmasına neden olmuştur.

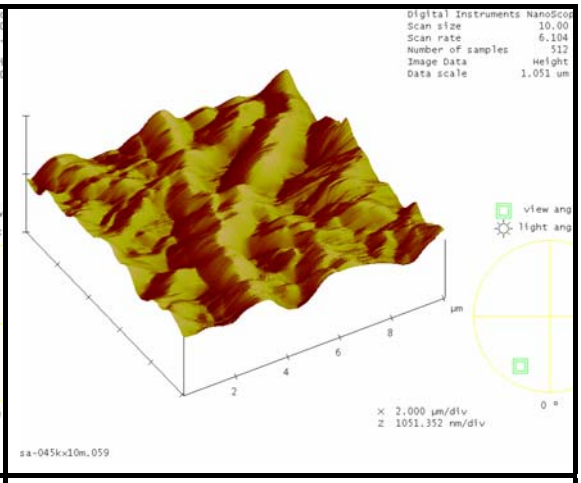
Çizelge 4.8. Batık MBR sisteminde kullanılan temiz ve kirli membranların ortalama pürüzlülük değerleri (10 µm × 10 µm yüzey alanı)

Membran tipi	**Temiz membranın R_a değerleri (nm)**	**Kirli membranın R_a değerleri (nm)**
SA 0.45	89.11	48.49
PES 0.45	22.96	36.01
ME 0.45	13.82	39.59
PC 0.45	4.86	47.69
SA 0.22	138.63	50.72
PES 0.22	41.88	19.16
ME 0.22	54.92	24.06
PC 0.22	2.75	12.64
PES 0.10	41.91	45.43
ME 0.10	61.70	26.94
PC 0.10	10.62	28.16

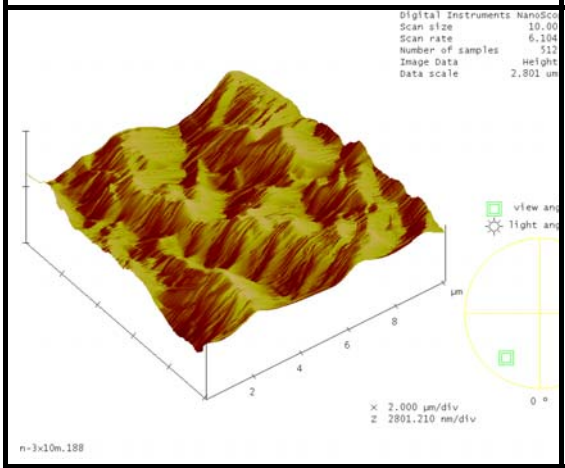
Şekil 4.28. ÇY=10 günde işletilen batık MBR sisteminde kullanılan membranların AFM görüntüleri



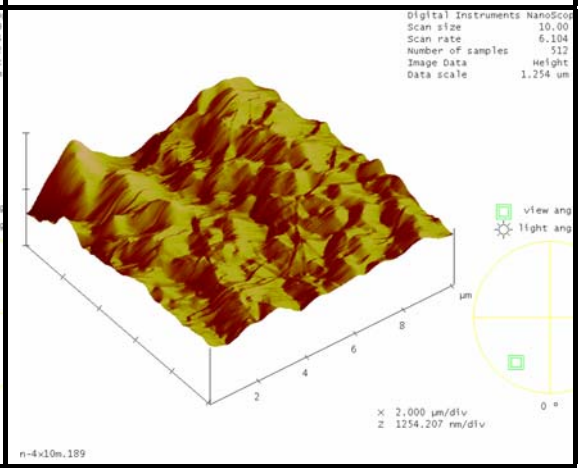
SA 0.45 temiz membran



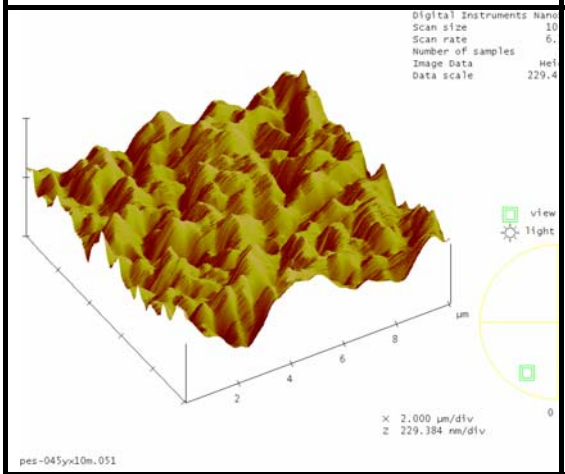
SA 0.45 kirli membran



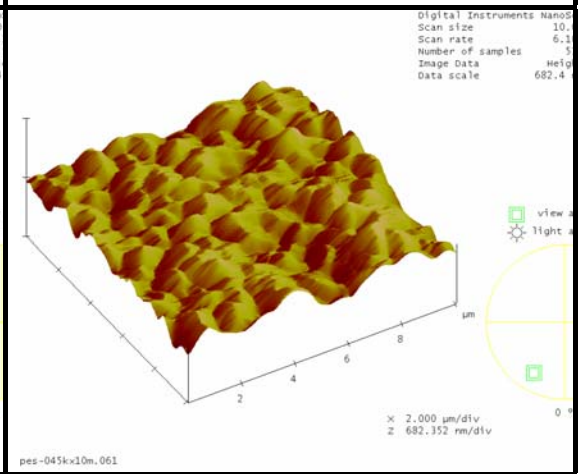
SA 0.22 temiz membran



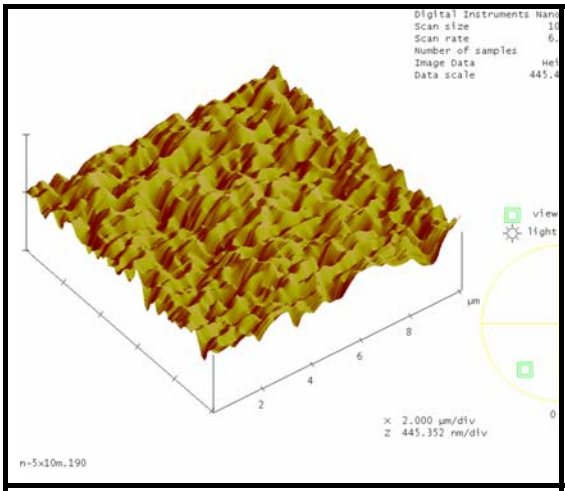
SA 0.22 kirli membran



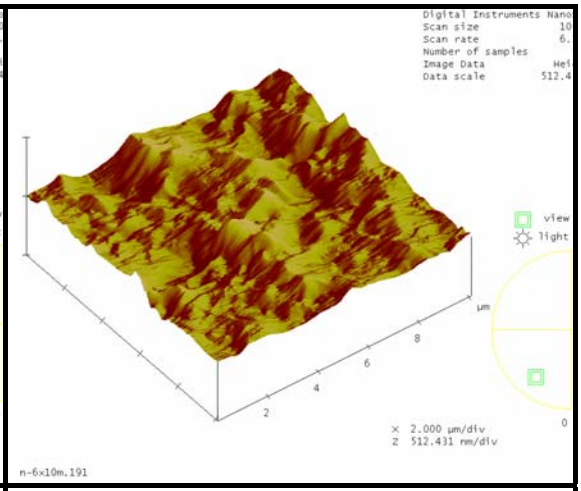
PES 0.45 temiz membran



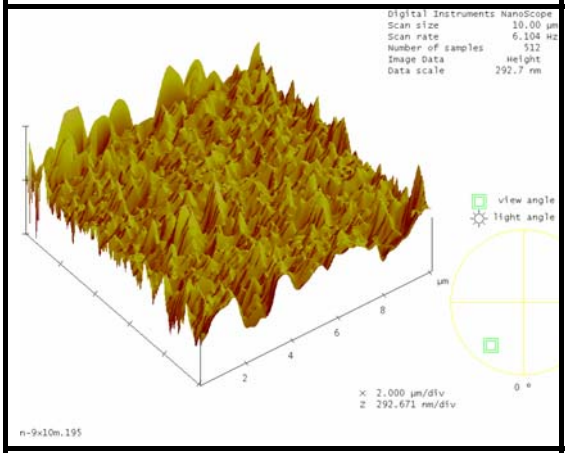
PES 0.45 kirli membran



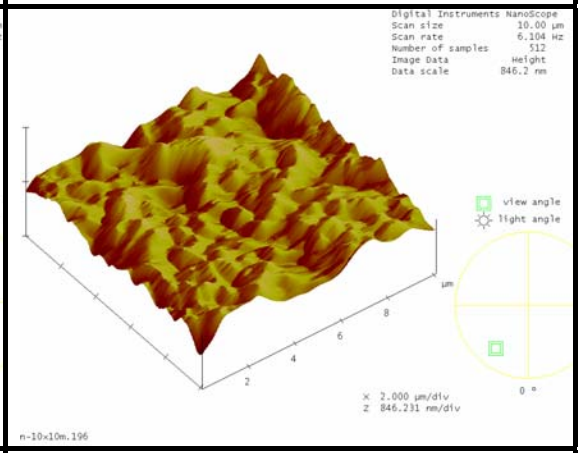
PES 0.22 temiz membran



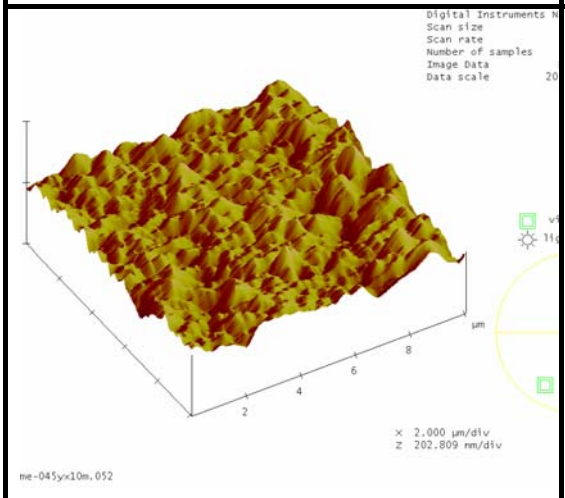
PES 0.22 kirli membran



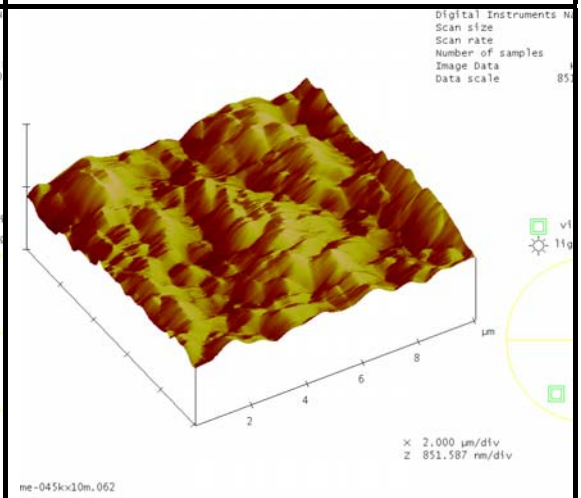
PES 0.10 temiz membran



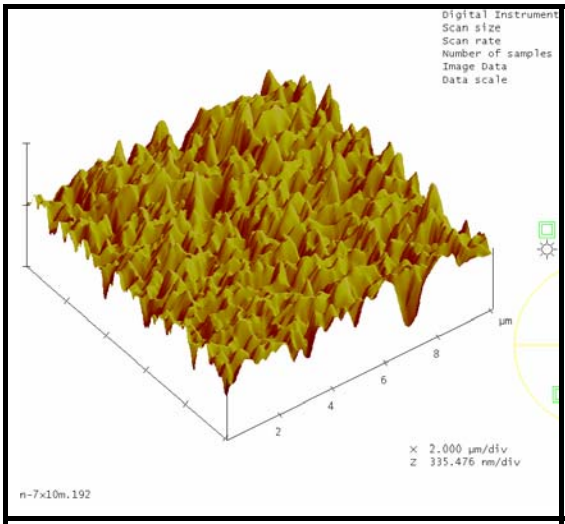
PES 0.10 kirli membran



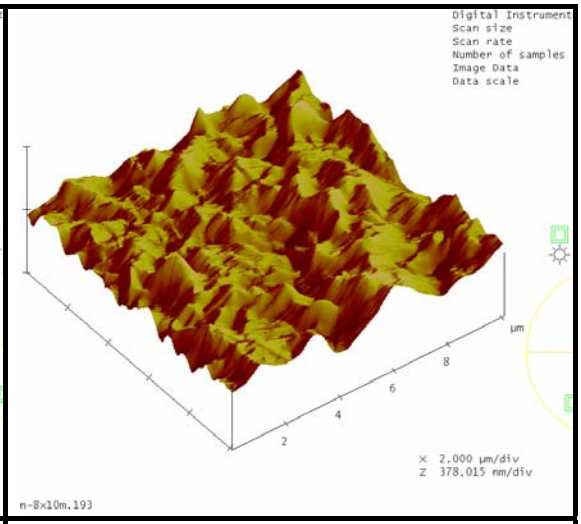
ME 0.45 temiz membran



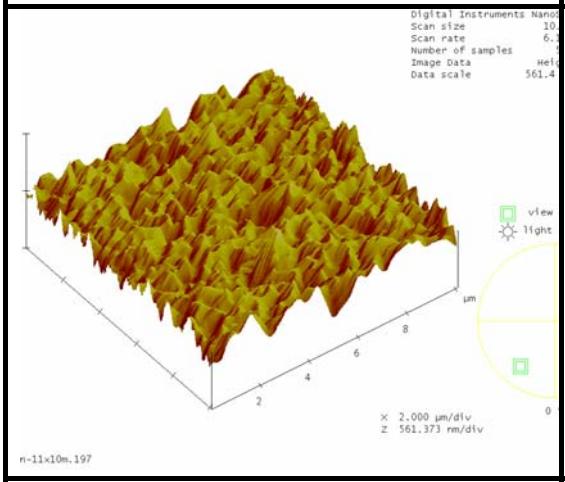
ME 0.45 kirli membran



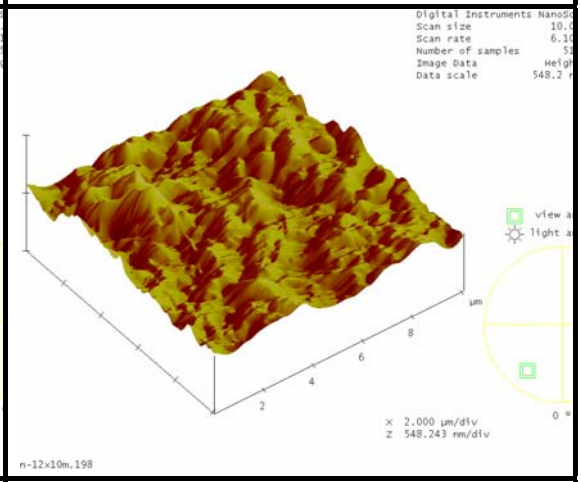
ME 0.22 temiz membran



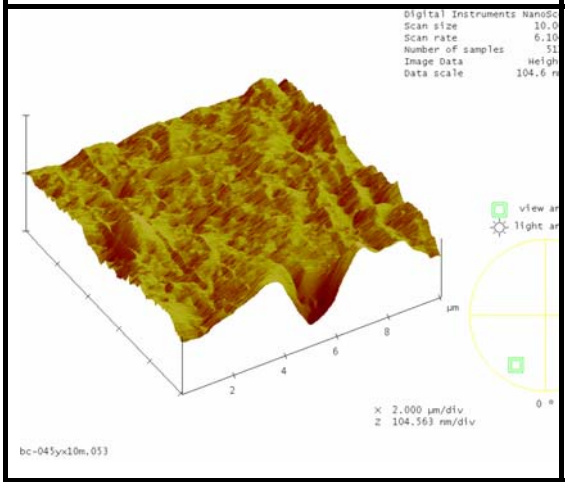
ME 0.22 kirli membran



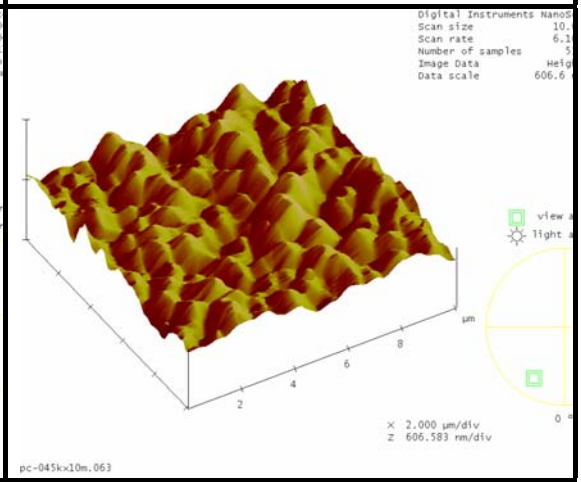
ME 0.10 temiz membran



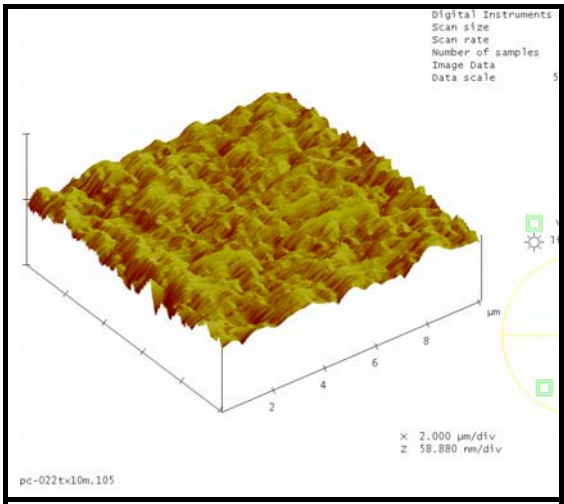
ME 0.10 kirli membran



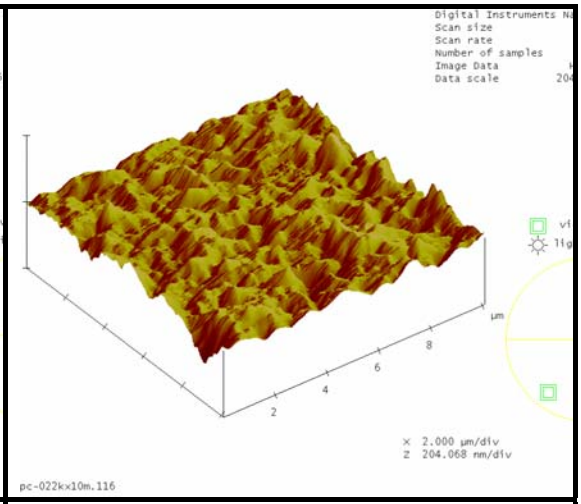
PC 0.45 temiz membran



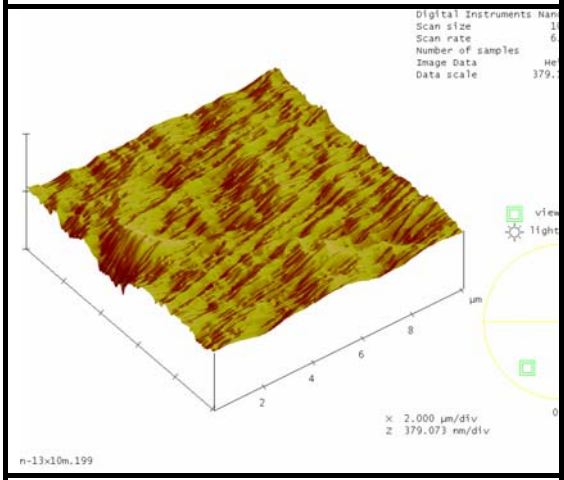
PC 0.45 kirli membran



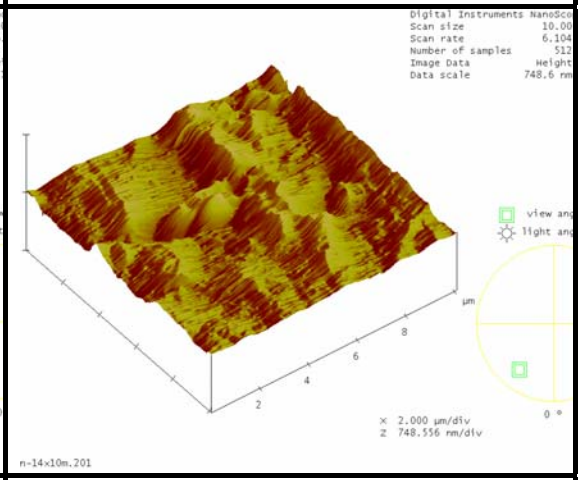
PC 0.22 temiz membran



PC 0.22 kirli membran



PC 0.10 temiz membran

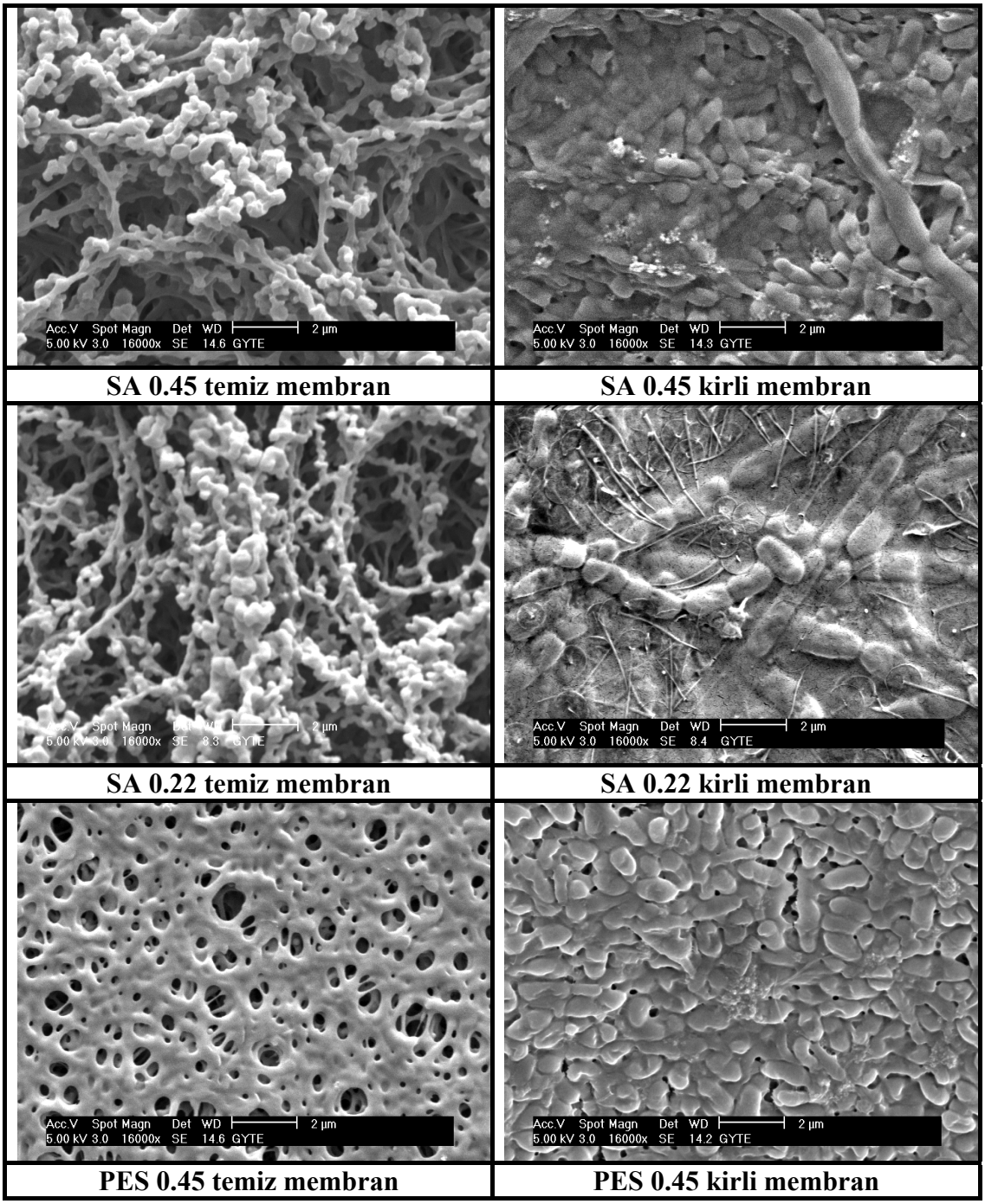


PC 0.10 kirli membran

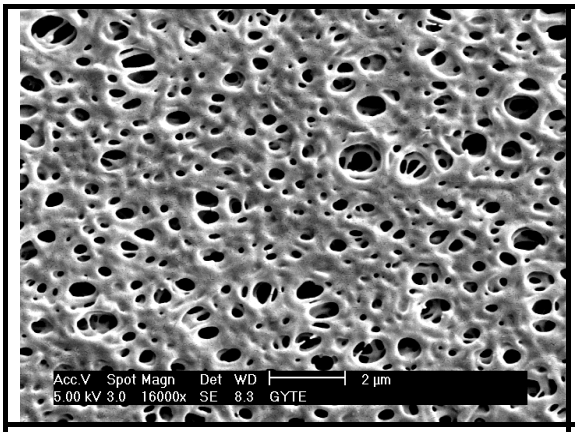
4.1.2.5. SEM analizi

SEM analizi de membran kirlenmesi araştırmaları kapsamında AFM analizi kadar yoğun ve rutin olarak uygulanan analizlerin başında gelmektedir. Çalışma kapsamında sadece 10. çamur yaşında kullanılan membranların SEM analizleri yapılmıştır. Temiz ve kirli membranlara ait SEM fotoğrafları Şekil 4.29'da gösterilmiştir. SA membranı çok katmanlı ve pürüzlü bir yüzeye sahip olup düzensiz bir gözenek yapısı vardır. PES membranı düzenli fakat pürüzlü gözeneklere sahiptir. Porların birbirine olan mesafesi uzaktır. ME membranı çok katmanlı bir yüzeye sahip olup gözeneklerin genişliği fazla ve pürüzlüdür. Ayrıca gözenekleri diğer membranlara göre daha yoğundur. PC tek katmanlı bir yüzeye sahip olup silindirik gözenekler mevcuttur. Gözenek sayısı diğer membranlardan daha azdır. PES ve ME membranların yüzey pürüzlülükleri birbirine yakındır. Şekil 4.29'dan membranlar kullanıldıktan sonra gözeneklerin üzerinde mikrobiyal floklar birikerek kek tabakası oluştuğu görülmektedir. Özellikle 0.45 μm membranların yüzeyinde oluşan kek tabakasının 0.22 μm ve 0.10 μm membranlara göre daha gevşek ve gözenekli bir yapıda olduğu görülmektedir. 0.45 μm membranlardan elde edilen süzüntü hacimlerinin 0.22 μm membranlara göre daha fazla olmasının nedeni, kek tabakasının gevşek ve gözenekli yapısı olabilir. 0.45 μm membranlardan elde edilen süzüntü hacimleri 0.10 μm membranlar ile kıyaslandığı zaman daha az süzüntü elde edilmesinin nedeni ise kek tabakasının boşluklarından membranların gözeneklerine ulaşan SMP fraksiyonlarının 0.45 μm membranın gözeneklerini tıkaması olabilir. Membranların safsuyla temizlendikten sonra çekilen SEM fotoğraflarından da bazı gözeneklerinin tıkandığı görülmüştür (Bkz. Ek 4). Ayrıca SEM fotoğraflarından, membranların üzerinde biriken kek tabakasındaki mikroorganizma topluluğunun membran tipine göre değişiklik gösterdiği görülmüştür.

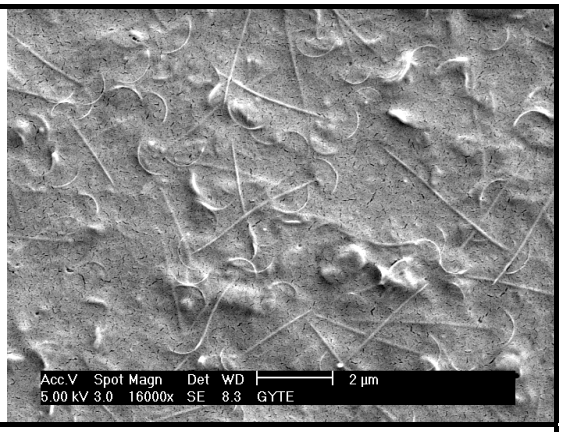
Şekil 4.29. ÇY=10 günde işletilen batık MBR sisteminde kullanılan membranların SEM görüntüleri



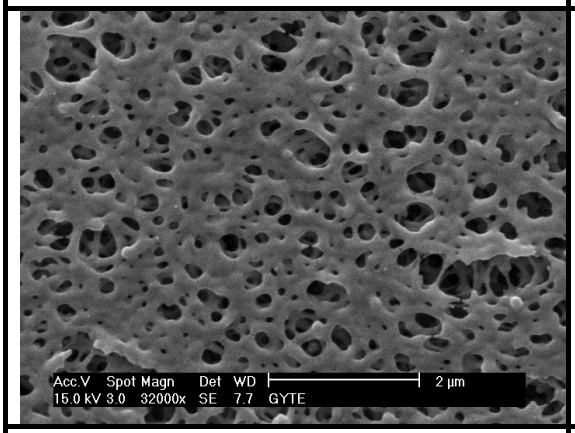
SA 0.45 temiz membran	**SA 0.45 kirli membran**
SA 0.22 temiz membran	**SA 0.22 kirli membran**
PES 0.45 temiz membran	**PES 0.45 kirli membran**



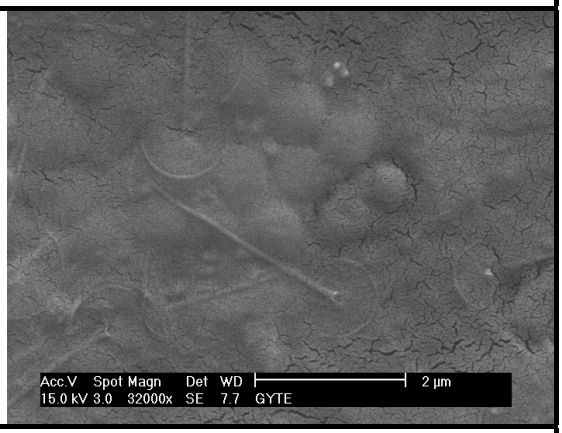
PES 0.22 temiz membran



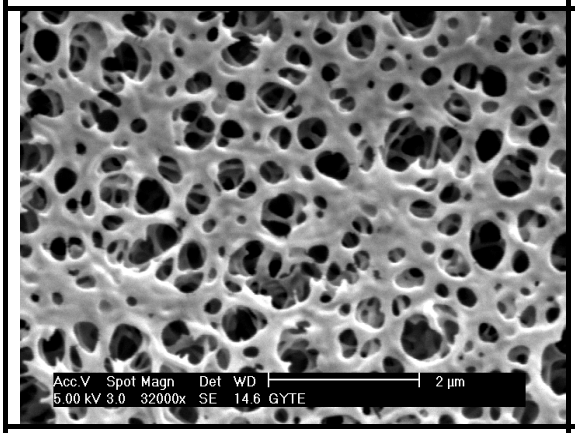
PES 0.22 kirli membran



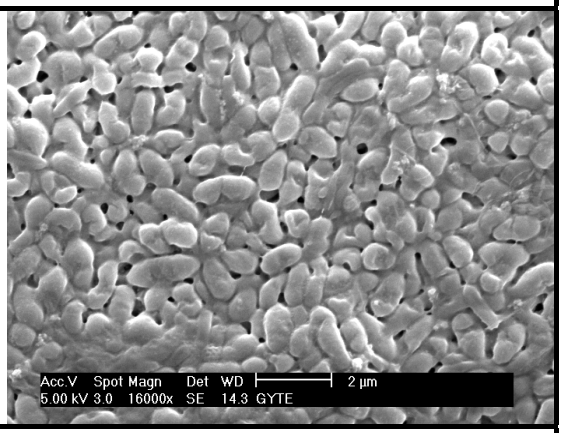
PES 0.10 temiz membran



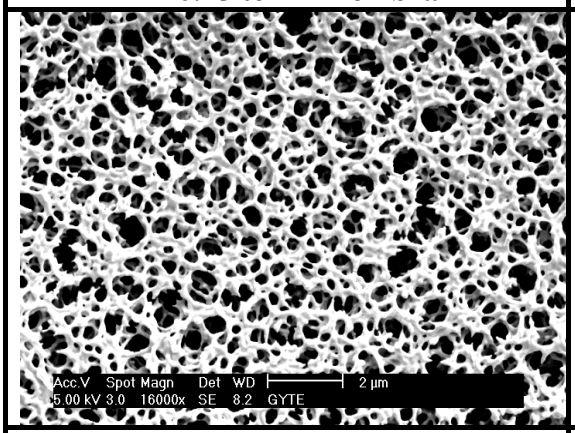
PES 0.10 kirli membran



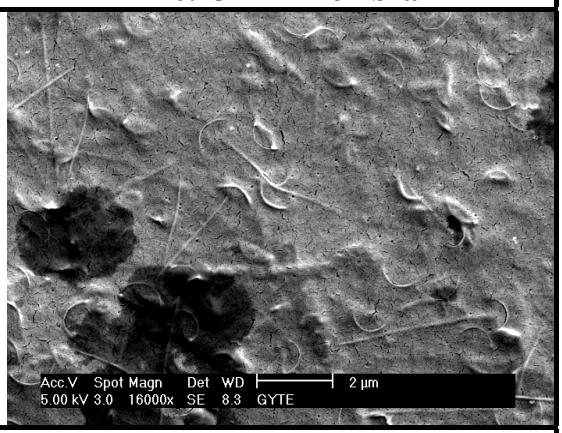
ME 0.45 temiz membran



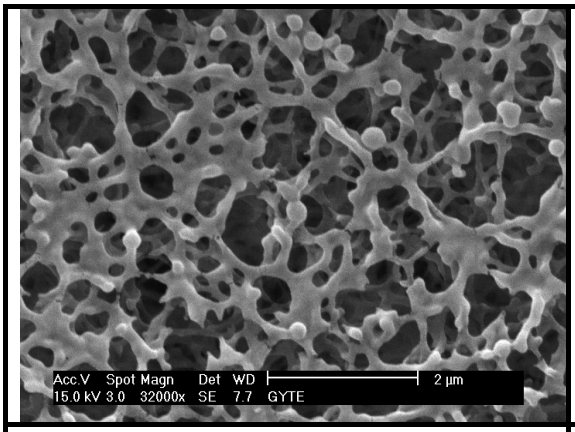
ME 0.45 kirli membran



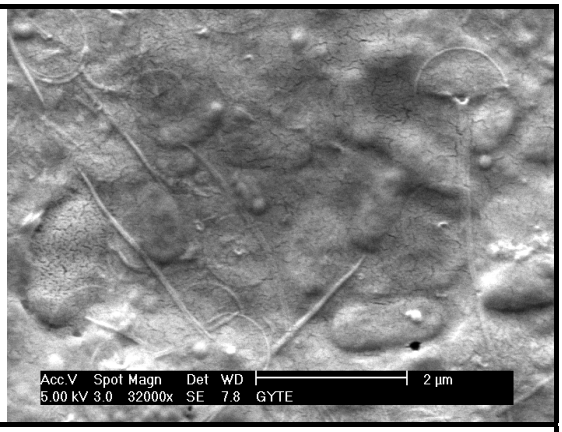
ME 0.22 temiz membran



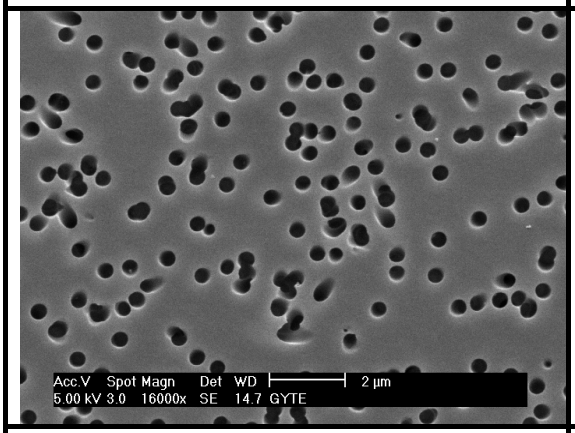
ME 0.22 kirli membran



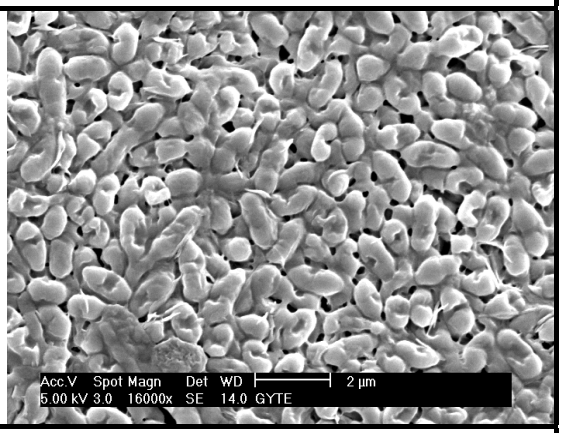
ME 0.10 temiz membran



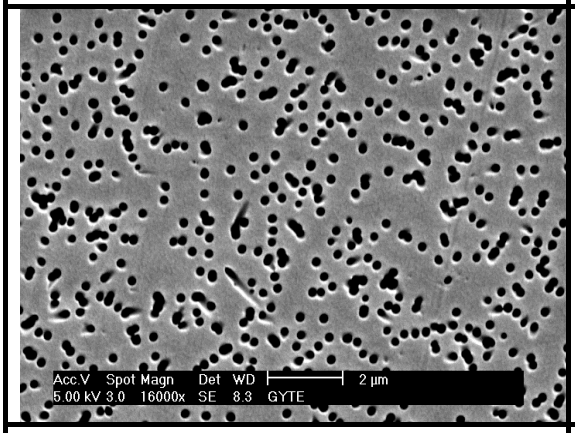
ME 0.10 kirli membran



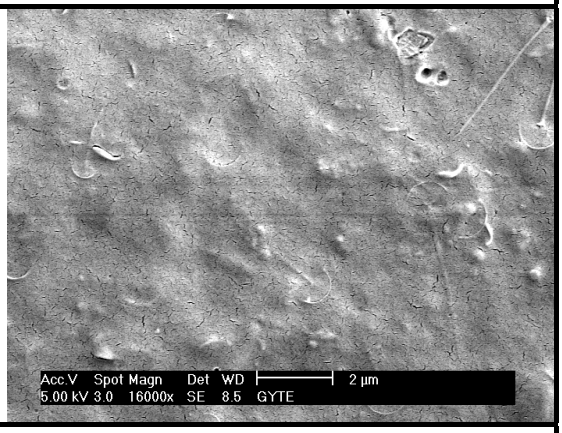
PC 0.45 temiz membran



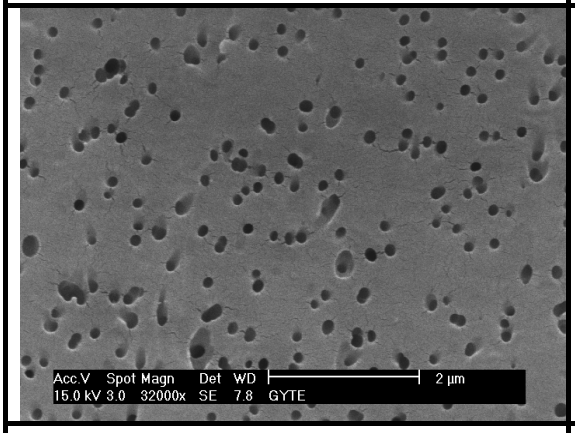
PC 0.45 kirli membran



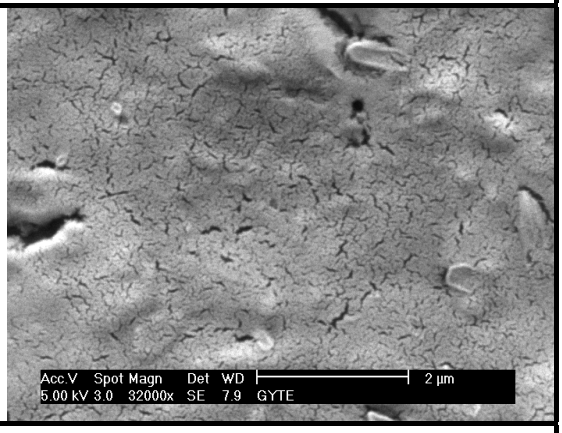
PC 0.22 temiz membran



PC 0.22 kirli membran



PC 0.10 temiz membran



PC 0.10 kirli membran

4.1.3. Farklı Çamur Yaşlarında İşletilen Sürekli Aktif Çamur Sisteminde Çapraz Akış Filtrasyon Performansının Membran Tipi ve Gözenek Boyutuna Göre Araştırılması

10, 30 ve 50 günlük çamur yaşlarında denge koşullarına ulaşmış sürekli aktif çamur sisteminin havalandırma tankından çekilmiş olan 9 L biyolojik süspansiyon, toplam membran alanı 28 cm^2 olan çapraz akış filtrasyon sistemine konulmuştur. Tüm deneyler sırasında basınç 1±0.1 bar'da sabit tutulmuştur. 3 farklı gözenek çapına (0.40–0.45, 0.22, 0.10 μm) sahip 4 farklı membranla (SA, PES, ME, PC) yapılan deneylerde akı□zaman grafikleri elde edilmiş ve aynı zamanda süzüntüde zamana karşı SMP ve KOİ analizleri yapılmıştır. Çapraz akış çalışmaları boyunca membranlarda herhangi bir kek tabakası oluşmadığı için batık MBR'de yapılan biyofilm analizleri burada yapılamamıştır.

4.1.3.1. Çapraz akış filtrasyon sisteminde membran tipi ve gözenek boyutunun akıya etkisi

Çapraz akış filtrasyon deneyleri, süzüntü akısı dengeye ulaşıncaya kadar toplam 4 saat devam ettirilmiştir. Bu işlemden sonra, konsantrasyon polarizasyonunu (R_{cp}) bulmak için membran çıkarılmadan sistemden 4 saat daha saf su geçirilmiştir (Bkz. Ek 5). Daha sonra membranların yüzeyi süngerle temizlenmiş ve 4 saat saf su geçirilmiştir (Bkz. Ek 6). Son olarak AFM görüntüleri için membrandan 4 saat aktif çamur süzülmüştür. Denge akılarının hesabında son 20 dakikaya denk gelen akıların ortalaması kullanılmıştır. Ayrıca zamanla SMP değişimini tespit etmek amacıyla değişik zamanlarda süzüntüden numuneler alınmıştır. Çizelge 4.9'da membran tipi ve gözenek boyutuna göre elde edilen süzüntü hacimleri, başlangıç ve denge akıları verilmiştir. 10, 30 ve 50 günlük çamur yaşlarında çapraz akış filtrasyon sisteminden elde edilen akı□zaman grafikleri ise sırasıyla Şekil 4.30, 4.31 ve 4.32'de gösterilmiştir.

Çizelge 4.9. Çapraz akış filtrasyon sisteminde süzüntü hacmi, denge ve başlangıç akılarının membran tipi ve gözenek boyutuna göre çamur yaşına bağlı olarak değişimi

Çamur yaşı	ÇY=10 gün (MLSS=3274±203)			ÇY=30 gün (MLSS=5588±1183)			ÇY=50 gün (MLSS=6325±498)		
Membran tipi	V_t^*	J_d^{**}	J_o^{***}	V_t^*	J_d^{**}	J_o^{***}	V_t^*	J_d^{**}	J_o^{***}
SA 0.45	675	53	97	**913**	67	147	461	43	112
PES 0.45	1099	81	169	903	66	146	**882**	**76**	118
ME 0.45	**1335**	**102**	189	809	65	**158**	848	75	115
PC 0.40	1119	85	**194**	828	**69**	136	778	67	**151**
SA 0.22	1001	73	251	994	83	**239**	611	62	122
PES 0.22	1049	77	160	905	75	180	**788**	**69**	**125**
ME 0.22	**1208**	**87**	227	963	80	193	691	61	104
PC 0.22	1145	83	**282**	**1099**	**90**	205	745	65	123
PES 0.10	**1132**	**87**	210	**1008**	**84**	174	737	66	108
ME 0.10	1124	84	**245**	926	78	174	**842**	**72**	**149**
PC 0.10	1030	76	182	979	81	**180**	789	70	136

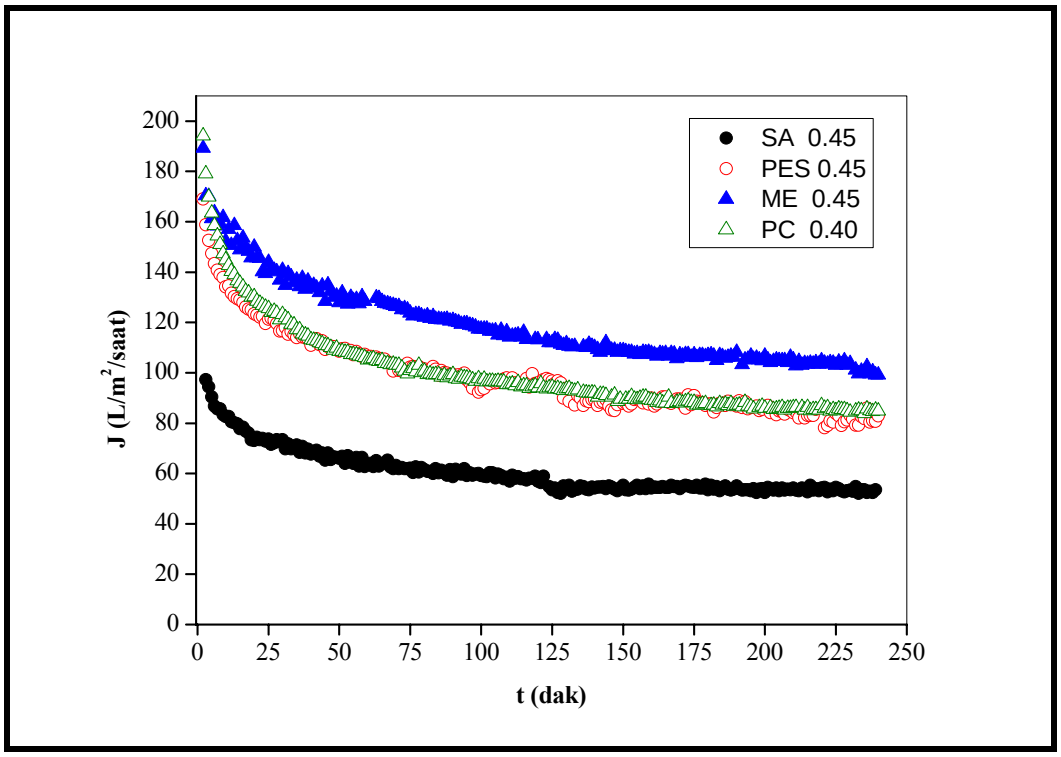
V_t^* **:** Toplam hacmi ifade etmekte olup 1. günün sonundaki değer verilmiştir.

J_d^{**} **:** Denge akısını ifade etmekte olup son 20 dakikanın ortalaması alınmıştır.

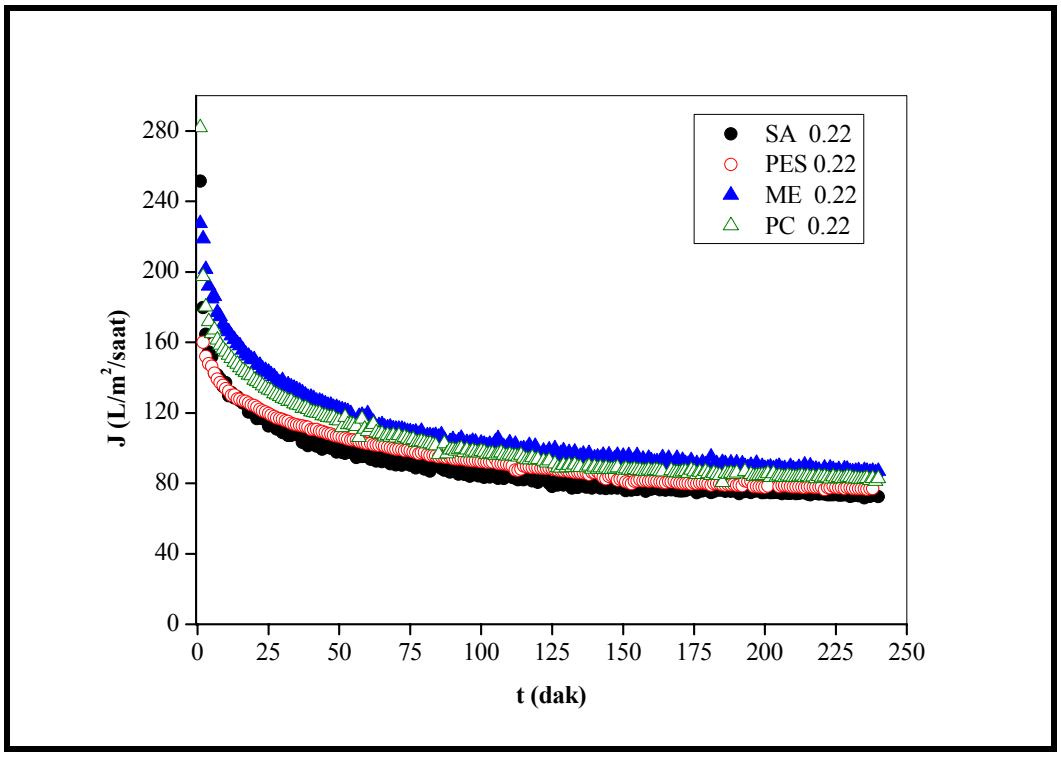
J_o^{***}**:** Başlangıç akısını ifade etmekte olup birinci dakikanın değeri verilmiştir.

ÇY=10 günde denge şartlarına ulaşmış biyolojik süspansiyon, çapraz akış filtrasyon sisteminde filtre edilmiştir. Çapraz akış deneylerinden elde edilen akı□zaman grafikleri Şekil 4.30'da gösterilmiştir. Çizelge 4.9'dan görüldüğü gibi PC 0.40 membranın ilk akı (J_o) değerinin (194 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek olduğu bulunmuştur. 0.45 µm membranların denge akılarına (J_d) bakıldığı zaman ME 0.45'in en yüksek, SA 0.45'in ise en düşük denge akısına sahip olduğu bulunmuştur (Şekil 4.30.a). 0.22 µm gözenek boyutuna sahip membranlar karşılaştırıldığı zaman

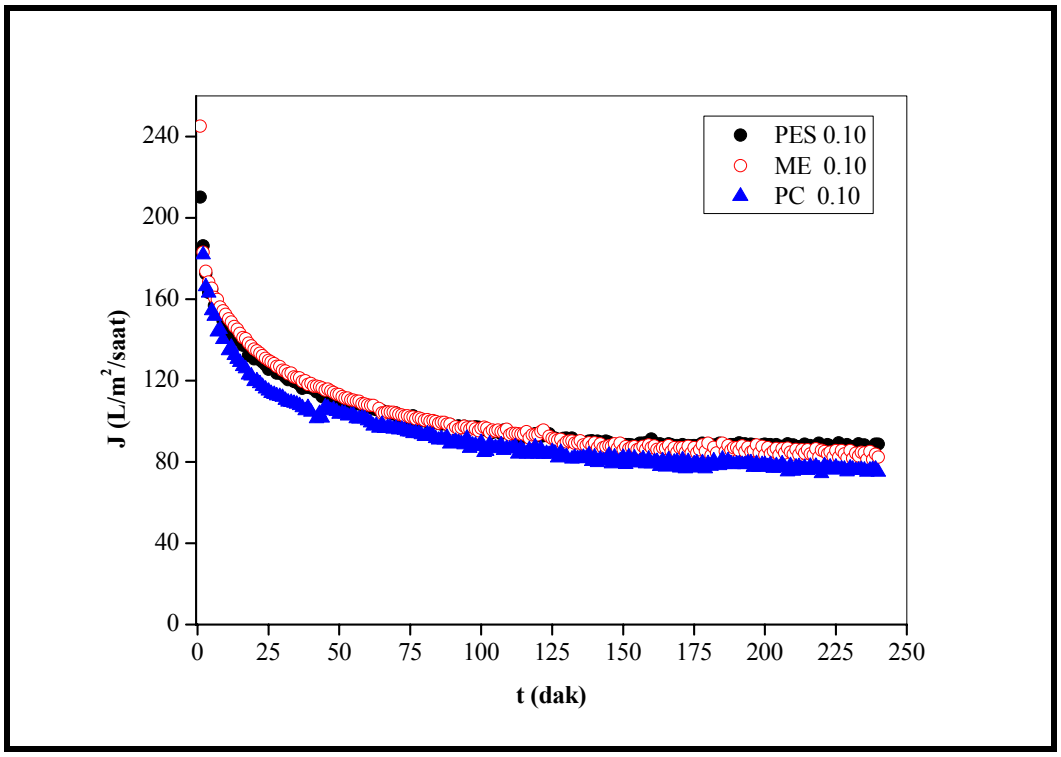
ise yine PC 0.22 membranın ilk akı değeri (282 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. ME 0.22 membranın denge akısının ise diğer membranlardan daha yüksek olduğu görülmüştür (Şekil 4.30.b). Çizelge 4.9'dan görüldüğü gibi ME 0.10 membranın ilk akı değeri (245 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. 0.10 µm membranların denge akılarına bakıldığı zaman PES 0.10'in, ME 0.10 ve PC 0.10'e göre daha yüksek akıya sahip olduğu görülmüştür (Şekil 4.30.c). Sonuç olarak, membran türünün hem denge akısı hem de başlangıç akıları üzerinde bir etkiye sahip olduğu fakat gözenek boyutu küçüldükçe bu etkinin azaldığı tespit edilmiştir. Sonuçlar, filtrasyonun ilk 10□20 dakikada yüksek hızla gerçekleştiğini ve sonrasında süzüntü miktarının azalarak zamanla sabitlendiğini göstermiştir. Ayrıca 0.45, 0.22 ve 0.10 µm gözenek boyutuna sahip membranların denge akılarının birbirine çok yakın olduğu görülmüştür. Buna göre çapraz akış filtrasyon sisteminde gözenek boyutunun, denge akısı üzerinde önemli bir etkiye sahip olmadığı söylenebilir. Bunun nedeni, çapraz akış hızının kesme kuvveti her membranı aynı ölçüde etkilemiş olabilir. Aynı zamanda bu kuvvet membran yüzeyinde mikrobiyal flokların depolanarak kek tabakası oluşmasını önlemiştir. Sonuç olarak, membran tipi karşılaştırıldığı zaman ME membranın, gözenek boyutu karşılaştırıldığında ise 0.45 µm'lik membranların hem denge akısı hem de toplanan süzüntü hacmi açısından diğer membranlara göre daha iyi bir performans sergilediği görülmüştür. Bu sonuçlara göre ME membranların çapraz akış filtrasyon sisteminde bu çalışma için en uygun membran malzemesi olduğu buna karşılık en verimsiz membran tipinin ise SA membranlar olduğu tespit edilmiştir.


SA 0.45
PES 0.45
ME 0.45
PC 0.40
J (L/m²/saat)
t (dak)
0
20
40
60
80
100
120
140
160
180
200
0
25
50
75
100
125
150
175
200
225
250

(a)


SA 0.22
PES 0.22
ME 0.22
PC 0.22
J (L/m²/saat)
t (dak)
0
40
80
120
160
200
240
280
0
25
50
75
100
125
150
175
200
225
250

(b)

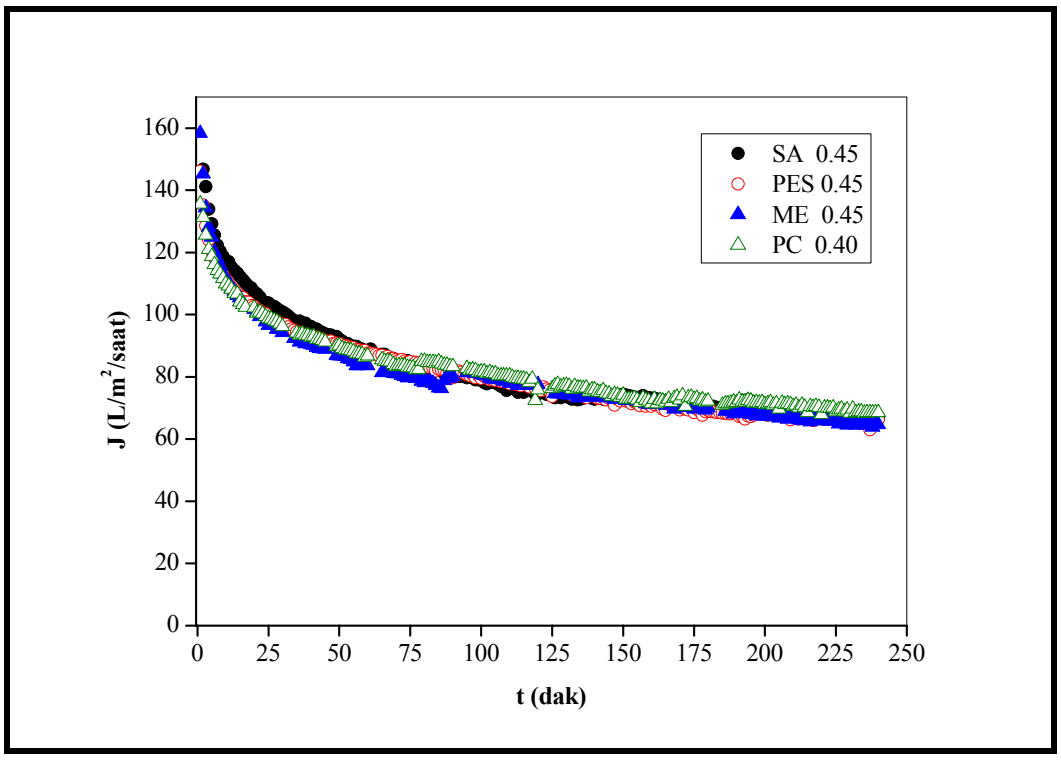


(c)

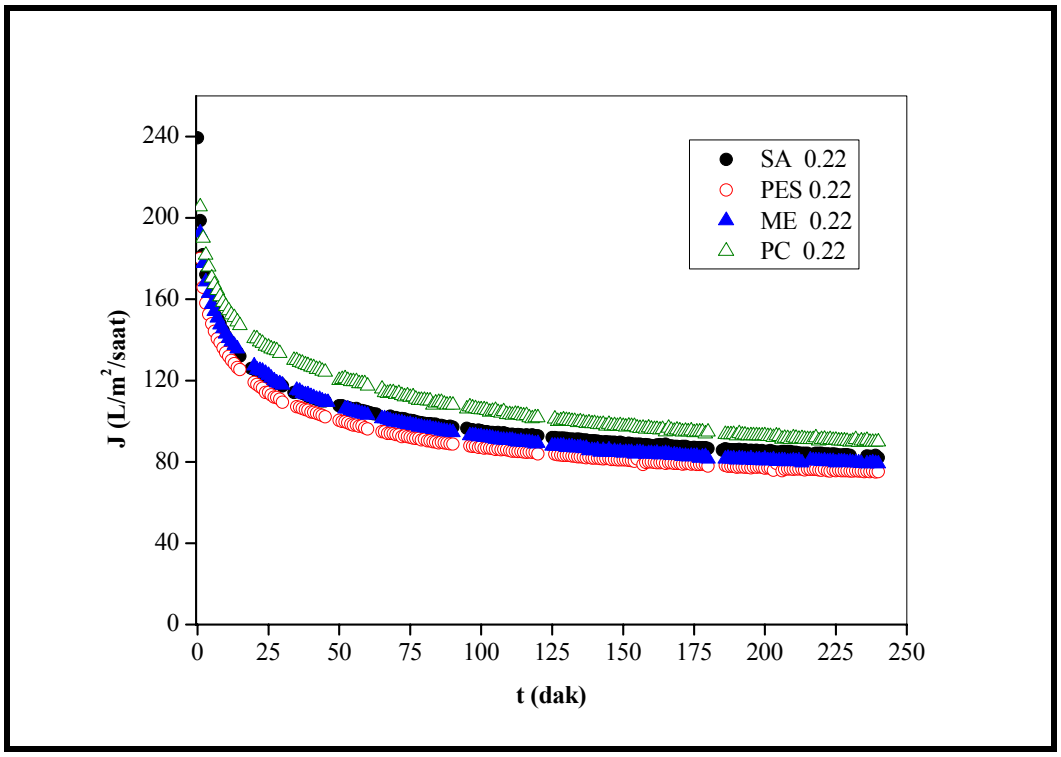
Şekil 4.30. Çapraz akış filtrasyon sisteminde ÇY=10 gün için **(a)** 0.45 µm, **(b)** 0.22 µm, **(c)** 0.10 µm membranlara ait akı□zaman grafikleri

ÇY=30 günde elde edilen akı□zaman grafikleri Şekil 4.31'de gösterilmiştir. Çizelge 4.9'dan görüldüğü gibi ME 0.45 membranın ilk akı değeri (158 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. 0.45 µm membranların denge akılarına bakıldığı zaman PC 0.40'in en yüksek, ME 0.45'in ise en düşük denge akısına sahip olduğu bulunmuştur (Şekil 4.31.a). 0.22 µm gözenek boyutuna sahip membranlar karşılaştırıldığı zaman ise SA 0.22 membranın ilk akı değeri (239 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. 0.22 µm membranların denge akılarına bakıldığı zaman PC'nin diğer membranlara göre daha yüksek akıya sahip olduğu ve 0.45 membranlarla benzer bir davranış gösterdiği tespit edilmiştir (Şekil 4.31.b). Çizelge 4.9'dan görüldüğü gibi PC 0.10 membranın ilk akı değeri (180 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. 0.10 µm membranların denge akılarına bakıldığı zaman PES 0.10'in, ME 0.10 ve PC 0.10'e göre daha yüksek akıya sahip olduğu görülmüştür (Şekil 4.31.c). ÇY=30 günde işletilen çapraz akış filtrasyon sisteminde membran tipinin ve gözenek boyutunun hem denge akısı hem de başlangıç akıları üzerinde önemli bir etkiye sahip olduğu görülmüştür. 0.10 µm

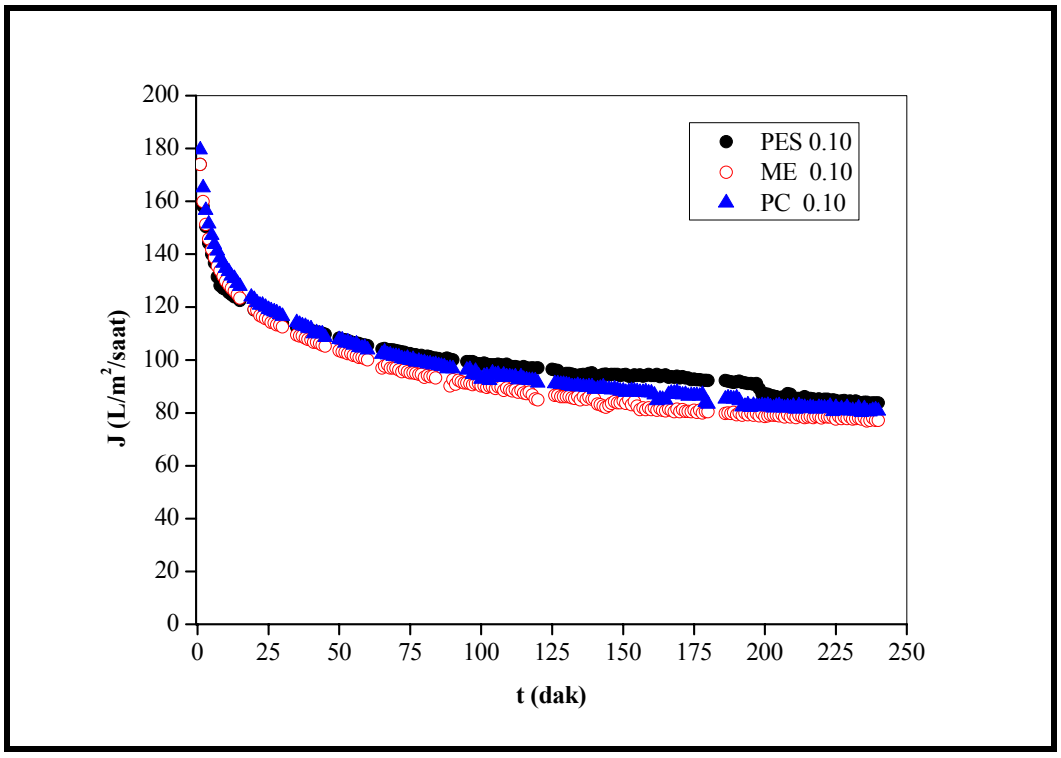
gözenek boyutuna sahip membranların denge akıları 0.45 µm gözenek boyutuna sahip membranlardan daha yüksek çıkmış olup 0.22 µm gözenek boyutuna sahip membranlara yakın olduğu görülmüştür. Sonuç olarak, 0.10 ve 0.22 µm'lik membranların hem akı hem de toplanan süzüntü hacmi açısından 0.45 µm membranlara göre daha iyi bir performans sergilediği görülmüştür.



(a)



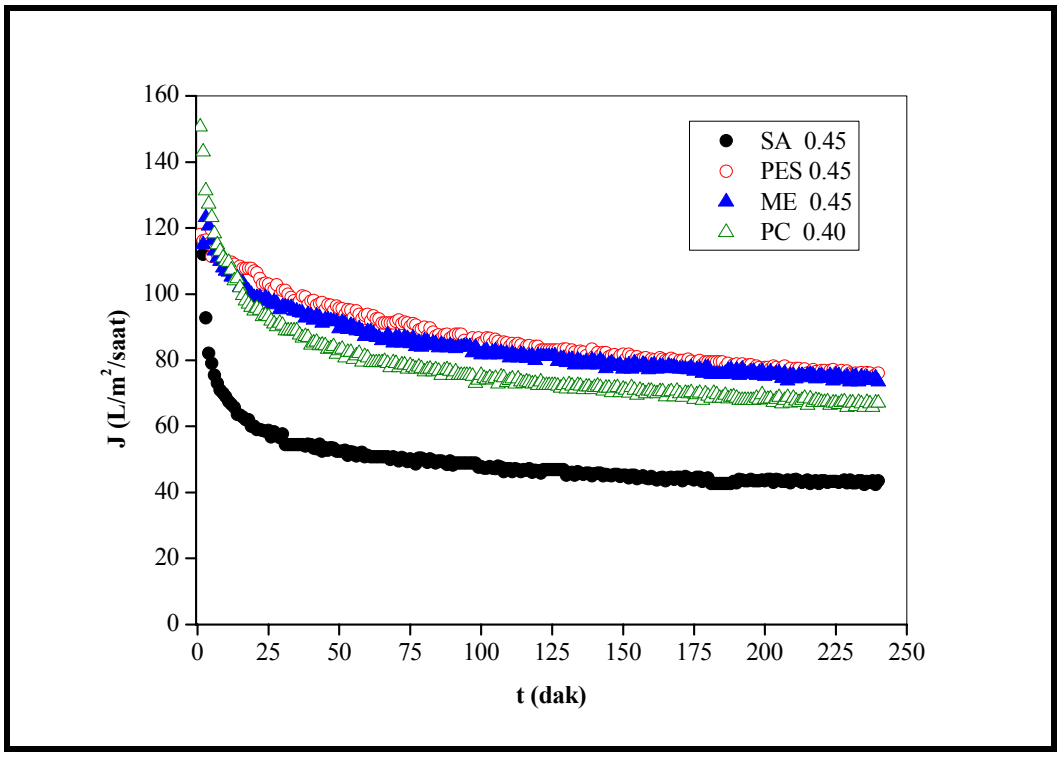
(b)



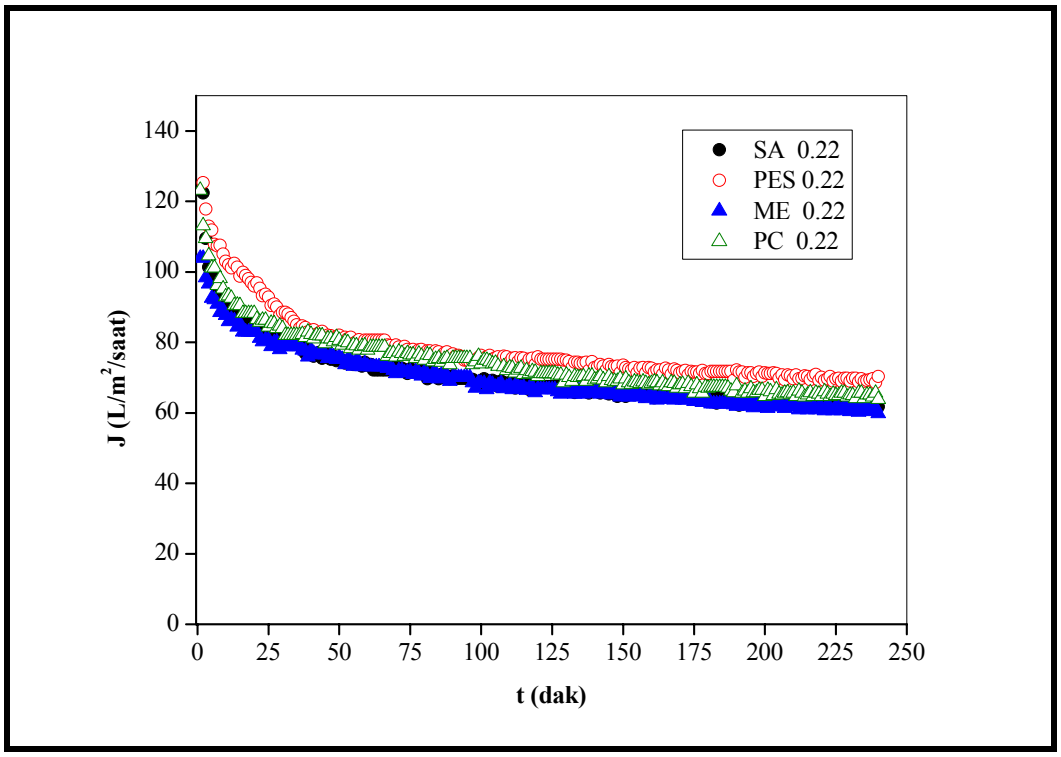
(c)

Şekil 4.31. Çapraz akış filtrasyon sisteminde ÇY=30 gün için **(a)** 0.45 µm, **(b)** 0.22 µm, **(c)** 0.10 µm membranlara ait akı□zaman grafikleri

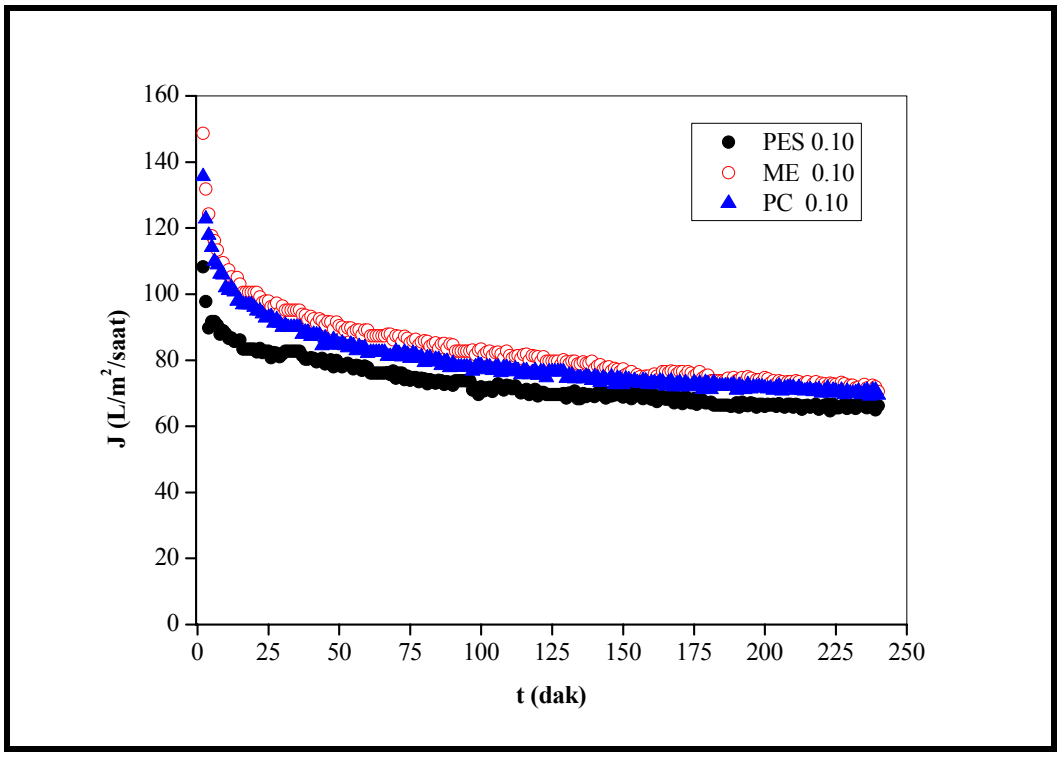
ÇY=50 günde elde edilen akı□zaman grafikleri Şekil 4.32'de gösterilmiştir. Çizelge 4.9'dan görüldüğü gibi PC 0.40 membranın ilk akı değeri (151 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. 0.45 µm membranların denge akılarına bakıldığı zaman PES 0.45 ve ME 0.45'in, SA 0.45 ve PC 0.45'e göre daha yüksek akılara sahip olduğu bulunmuştur (Şekil 4.32.a). 0.22 µm gözenek boyutuna sahip membranlar karşılaştırıldığı zaman ise PES 0.22 membranın ilk akı değeri (125 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. 0.22 µm membranların denge akılarına bakıldığı zaman, PES 0.22'nin en yüksek denge akısına ME 0.22'nin ise en düşük denge akısına sahip olduğu fakat tüm membranların denge akılarının birbirine oldukça yakın değerlerde olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.32.b). Çizelge 4.9'dan görüldüğü gibi ME 0.10 membranın ilk akı değeri (149 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. 0.10 µm membranların denge akılarına bakıldığı zaman ME 0.10'in, PES 0.10 ve PC 0.10'e göre daha yüksek akılara sahip olduğu görülmüştür (Şekil 4.32.c). ÇY=50 günde işletilen çapraz akış filtrasyon sisteminde membran tipinin ve gözenek boyutunun hem denge akısı hem de başlangıç akıları üzerinde önemli bir etkiye sahip olduğu bulunmuştur. 0.45 µm gözenek boyutuna sahip membranların denge akılarının 0.22 µm ve 0.10 µm gözenek boyutuna sahip membranlardan daha yüksek olduğu görülmüştür. Sonuç olarak, membran tipi karşılaştırıldığı zaman PES membranın, gözenek boyutu karşılaştırıldığında ise 0.45 µm'lik membranların hem akı hem de toplanan süzüntü hacmi açısından daha iyi bir performans sergilediği görülmüştür.


SA 0.45
PES 0.45
ME 0.45
PC 0.40
J (L/m²/saat)
t (dak)
0
20
40
60
80
100
120
140
160
0
25
50
75
100
125
150
175
200
225
250

(a)


SA 0.22
PES 0.22
ME 0.22
PC 0.22
J (L/m²/saat)
t (dak)
0
20
40
60
80
100
120
140
0
25
50
75
100
125
150
175
200
225
250

(b)



(c)

Şekil 4.32. Çapraz akış filtrasyon sisteminde ÇY=50 gün için **(a)** 0.45 µm, **(b)** 0.22 µm, **(c)** 0.10 µm membranlara ait akı□zaman grafikleri

4.1.3.2. Çapraz akış filtrasyon sisteminde direnç verilerinin değerlendirilmesi

Membran dirençleri Bölüm 3.8'de belirtildiği gibi hesaplanmıştır. Batık MBR sisteminin aksine çapraz akış MBR sisteminde konsantrasyon polarizasyonu (R_{cp}) görülmüştür. Çapraz akış MBR sisteminde üç çamur yaşı için akı□zaman verilerinden hesaplanmış olan direnç değerleri Çizelge 4.10'da verilmiştir. Filtrasyonun toplam direnci, kek direnci, gözenek direnci ve konsantrasyon polarizasyon direncinin çamur yaşına bağlı olarak değişimleri ise Şekil 4.33'te gösterilmiştir. Tüm deneyler boyunca toplam dirençler 3.52–8.33×10^{12} m^{-1}, kek dirençleri 0.38–2.98×10^{12} m^{-1}, gözenek dirençleri 0.71–2.47×10^{12} m^{-1} ve konsantrasyon polarizasyon direnci 0.68–4.18×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Membran direncinin diğer direnç türleriyle karşılaştırıldığı zaman toplam dirence katkısının sadece %0.6□3.0 aralığında olduğu görülmüştür. Bu nedenle, membranın doğal yapısından kaynaklanan membran direncinin, toplam direncin yanında ihmal edilebilir seviyelerde olduğu söylenebilir. Kek direncinin,

toplam dirence katkısının %8.8□62.2 aralığında, por direncinin katkısının %12.3□58.4 aralığında ve konsantrasyon polarizasyonu direncinin katkısının ise %12.7□61.1 değiştiği bulunmuştur. Çizelge 4.10'dan görüleceği üzere tüm membranlardaki dominant kirlenme mekanizmasının her üç dirence de bağlı olduğu söylenebilir.

Çizelge 4.10. Çapraz akış filtrasyon sisteminde filtrasyon dirençlerinin çamur yaşına bağlı olarak değişimi

Çamur yaşı	ÇY=10 gün (MLSS=3274±203)					ÇY=30 gün (MLSS=5588±1183)					ÇY=50 gün (MLSS=6325±498)				
Membran tipi	**R_t ($\times10^{12}$)**	**R_m ($\times10^{10}$) (%)**	**R_p ($\times10^{12}$) (%)**	**R_c ($\times10^{12}$) (%)**	**R_{cp} ($\times10^{12}$) (%)**	**R_t ($\times10^{12}$)**	**R_m ($\times10^{10}$) (%)**	**R_p ($\times10^{12}$) (%)**	**R_c ($\times10^{12}$) (%)**	**R_{cp} ($\times10^{12}$) (%)**	**R_t ($\times10^{12}$)**	**R_m ($\times10^{10}$) (%)**	**R_p ($\times10^{12}$) (%)**	**R_c ($\times10^{12}$) (%)**	**R_{cp} ($\times10^{12}$) (%)**
SA 0.45	6.75	5.06 (0.7)	1.57 (23.3)	2.76 (40.8)	2.37 (35.1)	5.33	5.06 (0.9)	1.88 (35.2)	2.72 (51.1)	0.68 (12.7)	8.33	5.06 (0.6)	1.12 (13.4)	2.98 (35.8)	4.18 (50.2)
PES 0.45	4.43	5.06 (1.1)	1.91 (43.0)	0.95 (21.4)	1.52 (34.4)	5.46	5.06 (0.9)	1.24 (22.7)	1.50 (27.4)	2.68 (49.0)	**4.73**	5.06 (1.1)	1.43 (30.2)	1.09 (23.0)	2.16 (45.8)
ME 0.45	**3.52**	6.38 (1.8)	1.73 (49.0)	1.03 (29.1)	0.71 (20.0)	5.52	6.38 (1.2)	0.98 (17.7)	2.59 (46.9)	1.89 (34.3)	4.83	6.38 (1.3)	0.98 (20.3)	2.15 (44.6)	1.63 (33.8)
PC 0.40	4.23	5.39 (1.3)	2.47 (58.4)	1.03 (24.3)	0.68 (16.0)	**5.21**	5.39 (1.0)	1.12 (21.4)	1.69 (32.4)	2.36 (45.2)	5.39	5.39 (1.0)	1.67 (31.1)	0.85 (15.8)	2.81 (52.2)
SA 0.22	4.91	7.52 (1.5)	1.74 (35.3)	1.47 (29.9)	1.63 (33.2)	4.31	7.52 (1.7)	1.35 (31.4)	1.54 (35.7)	1.34 (31.1)	5.82	7.52 (1.3)	0.71 (12.3)	2.12 (36.4)	2.91 (50.0)
PES 0.22	4.66	14.4 (3.1)	1.81 (38.8)	0.49 (10.6)	2.21 (47.4)	4.76	14.4 (3.0)	1.27 (26.6)	0.89 (18.7)	2.46 (51.7)	**5.18**	14.4 (2.8)	1.06 (20.5)	1.41 (27.1)	2.57 (49.6)
ME 0.22	**4.13**	6.71 (1.6)	1.14 (27.6)	1.14 (27.7)	1.78 (43.0)	4.51	6.71 (1.5)	1.64 (36.3)	1.24 (27.6)	1.56 (34.6)	5.89	6.71 (1.1)	1.65 (28.1)	0.57 (9.66)	3.60 (61.1)
PC 0.22	4.35	8.59 (2.0)	1.99 (45.8)	0.38 (8.88)	1.88 (43.4)	**3.98**	8.59 (2.2)	1.08 (27.2)	1.91 (48.0)	0.90 (22.7)	5.54	8.59 (1.5)	0.87 (15.8)	1.49 (26.9)	3.08 (55.7)
PES 0.10	**4.12**	7.25 (1.8)	1.13 (27.3)	0.60 (14.6)	2.32 (56.3)	**4.27**	7.25 (1.7)	1.59 (37.3)	1.04 (24.3)	1.57 (36.7)	5.45	7.25 (1.3)	0.73 (13.5)	1.72 (31.5)	2.93 (53.7)
ME 0.10	4.30	9.42 (2.2)	0.90 (20.8)	1.00 (23.3)	2.31 (53.7)	4.62	9.42 (2.0)	0.87 (18.9)	2.87 (62.2)	0.78 (16.8)	**4.99**	9.42 (1.9)	0.73 (14.6)	2.20 (44.1)	1.97 (39.4)
PC 0.10	4.71	7.02 (1.5)	2.41 (51.2)	0.71 (15.0)	1.52 (32.3)	4.42	7.02 (1.6)	1.90 (42.8)	0.94 (21.2)	1.52 (34.4)	5.11	7.02 (1.4)	1.10 (21.5)	1.38 (27.1)	2.56 (50.1)

ÇY=10 günde işletilen çapraz akış filtrasyon sisteminde 0.45 µm membranların toplam direnci 3.52–6.75×10^{12} m^{-1}, kek direnci 0.95–2.76×10^{12} m^{-1}, gözenek direnci 1.57–2.47×10^{12} m^{-1} ve konsantrasyon polarizasyon direnci 0.68–2.37×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Kek dirençleri büyükten küçüğe doğru SA 0.45 > ME 0.45 = PC 0.40 > PES 0.45 olarak sıralanmış, buna karşılık gözenek dirençleri ise PC 0.40 > PES 0.45 > ME 0.45 > SA 0.45 olarak dağılım göstermiştir. Konsantrasyon polarizasyon dirençleri ise SA 0.45 > PES 0.45 > ME 0.45 > PC 0.40 olarak sıralanmıştır (Çizelge 4.10). 0.22 µm membranlar için toplam direnç 4.13–4.91×10^{12} m^{-1}, kek direnci 0.38–1.47×10^{12} m^{-1}, gözenek direnci 1.14–1.99×10^{12} m^{-1} ve konsantrasyon polarizasyon direnci 1.63–2.21×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Kek dirençleri SA 0.22 > ME 0.22 > PES 0.22 > PC 0.22 olarak, gözenek dirençleri PC 0.22 > PES 0.22 > SA 0.22 > ME 0.22 olarak ve konsantrasyon polarizasyonu dirençleri ise PES 0.22 > PC 0.22 > ME 0.22 > SA 0.22 olarak dağılım göstermiştir (Çizelge 4.10). 0.10 µm membranlarda ise toplam direncin 4.12–4.71×10^{12} m^{-1}, kek direncinin 0.60–1.00×10^{12} m^{-1}, gözenek direncinin 0.90–2.41×10^{12} m^{-1} ve konsantrasyon polarizasyon direncinin 1.52–2.32×10^{12} m^{-1} aralığında değişim gösterdiği görülmüştür. 0.10 µm membranların kek dirençleri ME 0.10 > PC 0.10 > PES 0.10 olarak sıralanmıştır. Buna karşılık gözenek dirençleri PC 0.10 > PES 0.10 > ME 0.10 olarak dağılım göstermiştir. Konsantrasyon polarizasyon dirençleri ise PES 0.10 > ME 0.10 > PC 0.10 olarak sıralanmıştır (Çizelge 4.10).

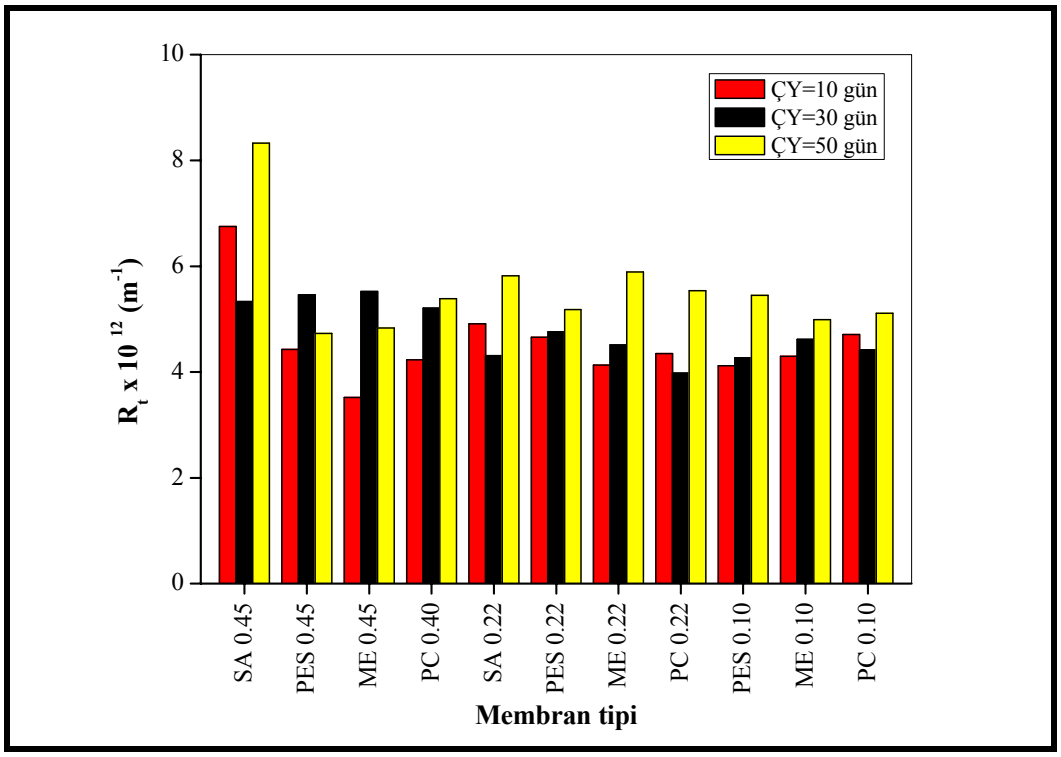
ÇY=30 günde işletilen çapraz akış filtrasyon sisteminde 0.45 µm membranların toplam direnci 5.21–5.52×10^{12} m^{-1}, kek direnci 1.50–2.72×10^{12} m^{-1}, gözenek direnci 0.98–1.88×10^{12} m^{-1} ve konsantrasyon polarizasyon direnci 0.68–2.68×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Kek dirençleri SA 0.45 > ME 0.45 > PC 0.40 > PES 0.45 olarak sıralanmış, buna karşılık gözenek dirençleri ise SA 0.45 > PES 0.45 > PC 0.40 > ME 0.45 olarak dağılım göstermiştir. Konsantrasyon polarizasyon dirençleri ise PES 0.45 > PC 0.40 > ME 0.45 > SA 0.45 olarak sıralanmıştır (Çizelge 4.10). 0.22 µm membranlar için toplam direnç 3.98–4.76×10^{12} m^{-1}, kek direnci 0.89–1.91×10^{12} m^{-1}, gözenek direnci 1.08–1.64×10^{12} m^{-1} ve konsantrasyon polarizasyon direnci 0.90–2.46×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Kek dirençleri PC 0.22 > SA 0.22 > ME 0.22 > PES 0.22 olarak, gözenek dirençleri ME 0.22 > SA 0.22 > PES 0.22 > PC 0.22 olarak ve konsantrasyon polarizasyonu dirençleri ise PES 0.22 > ME 0.22 > SA 0.22 > PC 0.22 olarak dağılım göstermiştir (Çizelge 4.10).

0.10 µm membranlarda ise toplam direncin 4.27–4.62×10^{12} m^{-1}, kek direncinin 0.94–2.87×10^{12} m^{-1}, gözenek direncinin 0.87–1.90×10^{12} m^{-1} ve konsantrasyon polarizasyon direncinin 0.78–1.57×10^{12} m^{-1} aralığında değişim gösterdiği görülmüştür. 0.10 µm membranların kek dirençleri ME 0.10 > PES 0.10 > PC 0.10 olarak sıralanmıştır. Buna karşılık gözenek dirençleri PC 0.10 > PES 0.10 > ME 0.10 olarak dağılım göstermiştir. Konsantrasyon polarizasyon dirençleri ise PES 0.10 > PC 0.10 > ME 0.10 olarak sıralanmıştır (Çizelge 4.10).

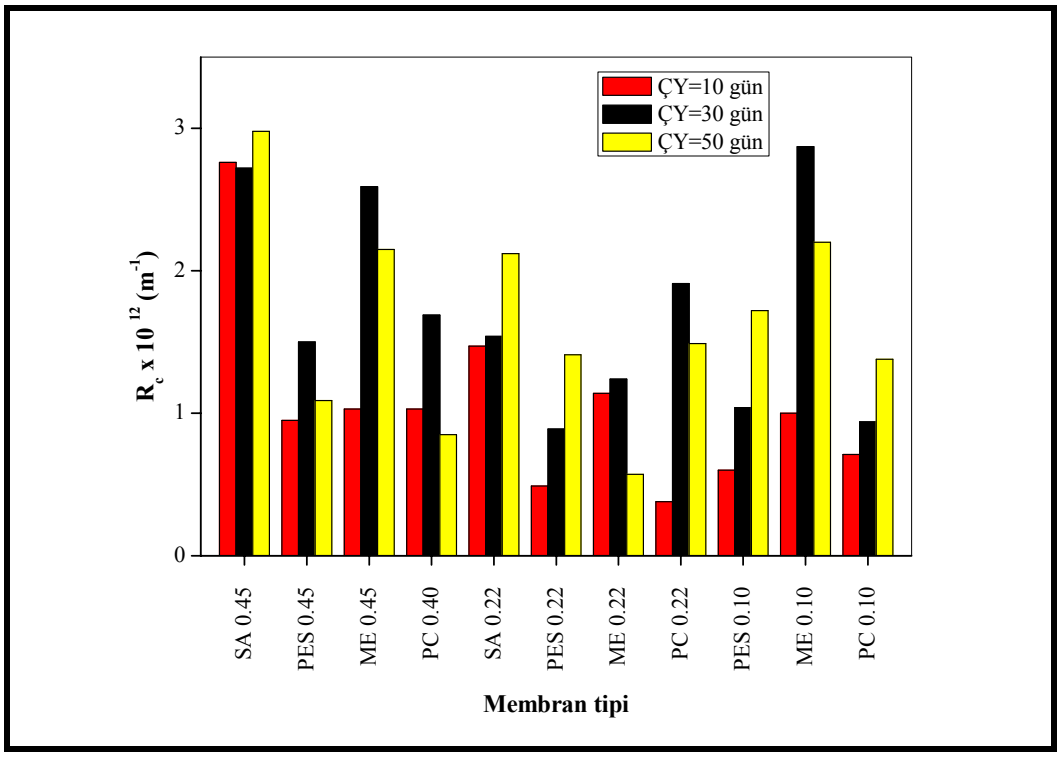
ÇY=50 günde işletilen çapraz akış filtrasyon sisteminde 0.45 µm membranların toplam direnci 4.73–8.33×10^{12} m^{-1}, kek direnci 0.85–2.98×10^{12} m^{-1}, gözenek direnci 0.98–1.67×10^{12} m^{-1} ve konsantrasyon polarizasyon direnci 1.63–4.18×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Kek dirençleri SA 0.45 > ME 0.45 > PES 0.45 > PC 0.40 olarak sıralanmış, buna karşılık gözenek dirençleri ise PC 0.40 > PES 0.45 > SA 0.45 > ME 0.45 olarak dağılım göstermiştir. Konsantrasyon polarizasyon dirençleri ise SA 0.45 > PC 0.40 > PES 0.45 > ME 0.40 olarak sıralanmıştır (Çizelge 4.10). 0.22 µm membranlar için toplam direnç 5.18–5.89×10^{12} m^{-1}, kek direnci 0.57–2.12×10^{12} m^{-1}, gözenek direnci 0.71–1.65×10^{12} m^{-1} ve konsantrasyon polarizasyon direnci 2.57–3.60×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Kek dirençleri SA 0.22 > PC 0.22 > PES 0.22 > ME 0.22 olarak, gözenek dirençleri ME 0.22 > PES 0.22 > PC 0.22 > SA 0.22 olarak ve konsantrasyon polarizasyon direnci ise ME 0.22 > PC 0.22 > SA 0.22 > PES 0.22 olarak dağılım göstermiştir (Çizelge 4.10). 0.10 µm membranlarda ise toplam direncin 4.99–5.45×10^{12} m^{-1}, kek direncinin 1.38–2.20×10^{12} m^{-1}, gözenek direncinin 0.73–1.10×10^{12} m^{-1} ve konsantrasyon polarizasyon direncinin 1.97–2.93×10^{12} m^{-1} aralığında değişim gösterdiği görülmüştür. 0.10 µm membranların kek dirençleri ME 0.10 > PES 0.10 > PC 0.10 olarak sıralanmıştır. Buna karşılık gözenek dirençleri PC 0.10 > ME 0.10 = PES 0.10 olarak dağılım göstermiştir. Konsantrasyon polarizasyon dirençleri ise PES 0.10 > PC 0.10 > ME 0.10 olarak sıralanmıştır (Çizelge 4.10).

Çizelge 4.10'dan görüldüğü gibi tüm membranlarda sadece tek bir direncin değil her üç direncinde akı azalmasında rol oynadığı söylenebilir. Genel bir trend olarak konsantrasyon polarizasyon direncinin her üç çamur yaşı içinde dominant olduğu görülmüştür. Şekil 4.33'ten görüldüğü gibi çamur yaşının arttıkça gözenek direnci haricindeki tüm dirençlerin (toplam direnç, kek direnci ve konsantrasyon

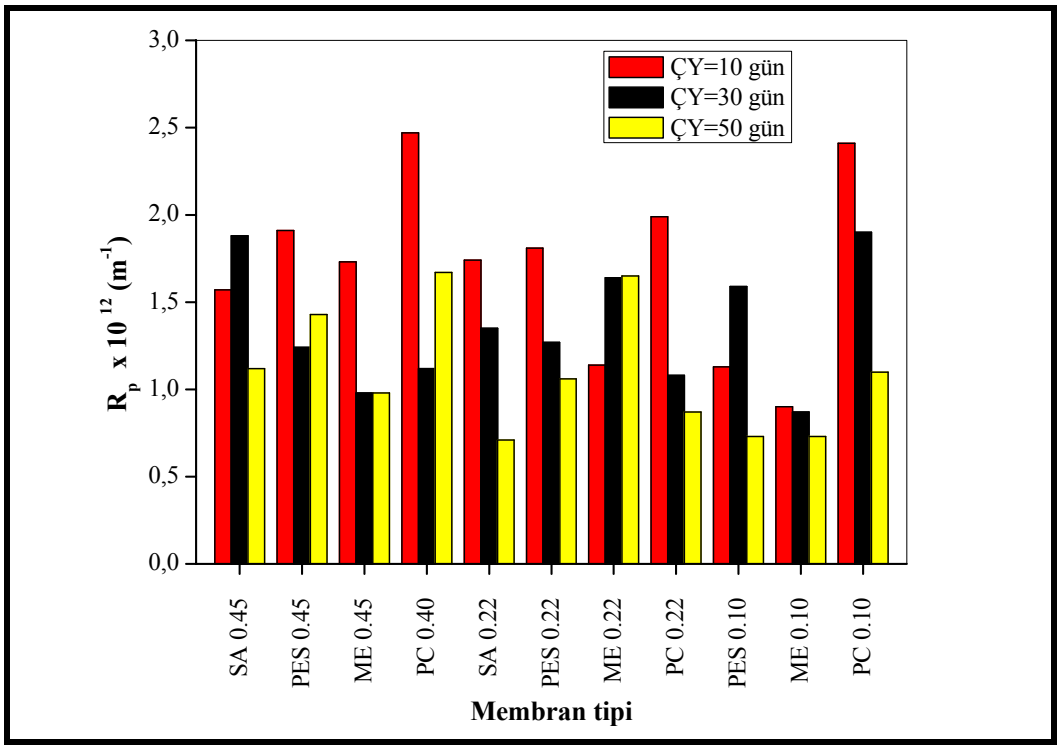
polarizasyon direnci) genelde arttığı görülmüştür. Toplam direncin artması ile birlikte membranlardan elde edilen süzüntü hacmi de azalmıştır. Çamur yaşının artmasıyla dirençlerin artmasının nedenleri, MLSS konsantrasyonunun artması veya flokların partikül boyutunun küçülmesinden dolayı olabilir. Toplanan süzüntü hacminin azalması ise artan çamur yaşı ile birlikte konsantrasyon polarizasyon direncinin de artmış olabileceğinden kaynaklanmış olabilir. Çizelge 4.10'dan görüldüğü gibi membran tipi ve gözenek boyutunun dirençler üzerinde çok önemli bir etkiye sahip olmadığı görülmektedir. Ancak dört farklı membran tipi içerisinden PES ve ME membranların toplam dirençleri ve kek dirençlerinin her üç çamur yaşı içinde en düşük olduğu bulunmuştur. Bunun nedeni, membranların doğal yapısından kaynaklanan pürüzlülüklerinin farklı olmasıdır. Daha pürüzlü yüzeye sahip olan membranların (PES ve ME gibi) toplam direncinin daha düşük olduğu görülmüştür. Ayrıca gözenek boyutunun azaldıkça toplam direncin de genellikle azaldığı tespit edilmiştir. Buna göre düşük, orta ve yüksek çamur yaşlarında işletilen çapraz akış filtrasyon sisteminde PES ve ME membranların denge akısının yüksek olması, daha fazla süzüntü hacmi elde edilmesi ve düşük toplam dirence (R_t) sahip olması nedeniyle uygun bir malzeme olduğu tespit edilmiştir. Buna karşılık, SA membranın denge akısının düşük olması, daha az süzüntü hacmi elde edilmesi ve yüksek toplam dirence (R_t) sahip olması nedeniyle çapraz akış filtrasyon sistemleri için uygun bir malzeme olmadığı tespit edilmiştir.


ÇY=10 gün
ÇY=30 gün
ÇY=50 gün
R_t x 10^{12} (m^{-1})
0
2
4
6
8
10
SA 0.45
PES 0.45
ME 0.45
PC 0.40
SA 0.22
PES 0.22
ME 0.22
PC 0.22
PES 0.10
ME 0.10
PC 0.10
Membran tipi

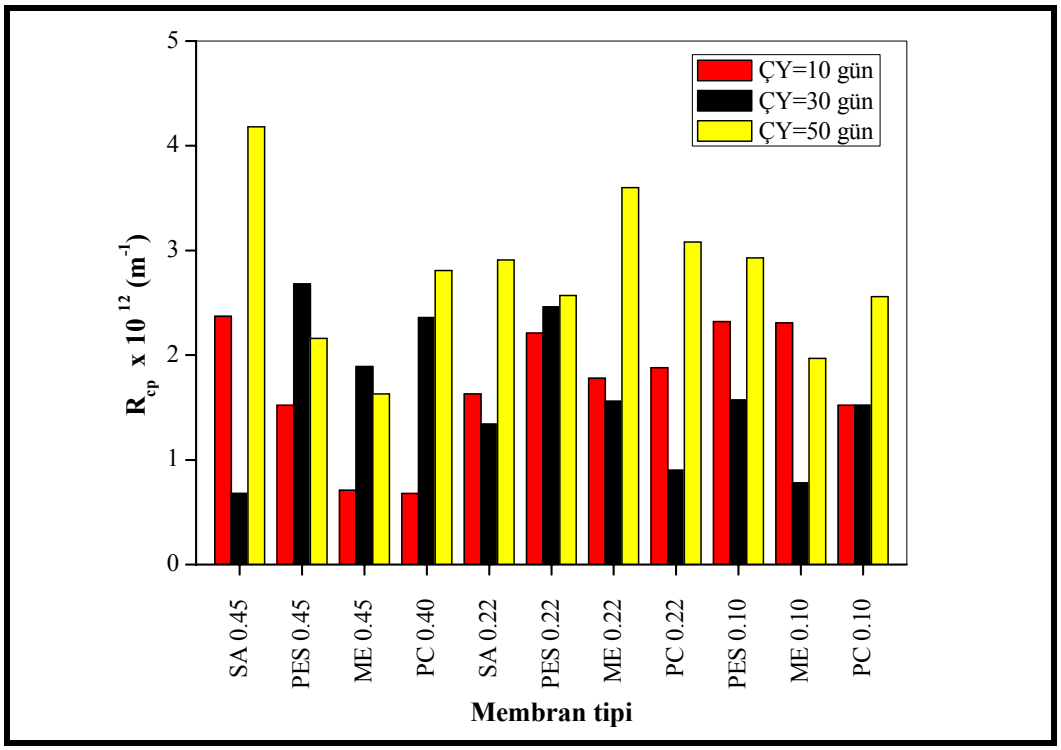
(a)


ÇY=10 gün
ÇY=30 gün
ÇY=50 gün
R_c x 10^{12} (m^{-1})
0
1
2
3
SA 0.45
PES 0.45
ME 0.45
PC 0.40
SA 0.22
PES 0.22
ME 0.22
PC 0.22
PES 0.10
ME 0.10
PC 0.10
Membran tipi

(b)



(c)



(d)

Şekil 4.33. Çapraz akış filtrasyon sisteminde **(a)** toplam direncin (R_t), **(b)** kek direncinin (R_c), **(c)** gözenek direncinin (R_p) ve **(d)** konsantrasyon polarizasyon direncinin (R_{cp}) çamur yaşına bağlı olarak değişimi

Çizelge 4.11'de çapraz akış filtrasyon sisteminde elde edilen spesifik kek dirençlerinin sonuçları verilmiştir. Çizelge 4.11'den görüldüğü gibi çamur yaşı arttıkça membranların denge akıları (J_d) genellikle azalmış, buna karşılık spesifik kek direnci (α) ve modifiye kirlenme indeksi (MFI) değerleri artmıştır. Ayrıca α ve MFI değerleri en düşük olan ME ve PC membranların her üç çamur yaşında diğer membranlara göre daha iyi performans sergiledikleri görülmüştür. Sonuçlardan çamur yaşı arttıkça membranlardaki gözenek ve konsantrasyon polarizasyon dirençlerinin arttığı ve buna bağlı olarak MFI değerlerinin arttığı söylenebilir. Artan MFI değerleri ile birlikte membranların geçirgenliği azalmış ve denge akı değerlerinde düşüş gözlenmiştir.

Çizelge 4.11. Üç farklı çamur yaşında çapraz akış filtrasyon sisteminde elde edilen filtrasyonun spesifik kek dirençleri

Membran tipi	ÇY=10 gün			ÇY=30 gün			ÇY=50 gün		
	J_d ($L/m^2/saat$)	α ($\times10^{12}$) (m/kg)	MFI ($\times10^4$) (s/m^2)	J_d ($L/m^2/saat$)	α ($\times10^{12}$) (m/kg)	MFI ($\times10^5$) (s/m^2)	J_d ($L/m^2/saat$)	α ($\times10^{12}$) (m/kg)	MFI ($\times10^5$) (s/m^2)
SA 0.45	53	3.42	5.60	67	1.35	3.77	43	6.65	21.0
PES 0.45	81	1.34	2.19	66	1.39	3.88	**76**	**0.93**	**2.94**
ME 0.45	**102**	**0.88**	**1.44**	65	1.16	3.23	75	1.07	3.40
PC 0.40	85	1.42	2.32	**69**	**0.88**	**2.47**	67	1.58	5.01
SA 0.22	73	2.45	4.01	83	1.20	3.34	**62**	**0.30**	**0.94**
PES 0.22	77	1.89	3.10	75	0.97	2.70	69	0.91	2.88
ME 0.22	**87**	**1.71**	**2.80**	**80**	**0.95**	**2.66**	61	1.15	3.63
PC 0.22	83	1.88	3.07	90	1.00	2.81	65	1.17	3.69
PES 0.10	**87**	**1.66**	**2.70**	84	0.87	2.42	66	1.00	3.18
ME 0.10	84	1.83	2.99	78	1.05	2.94	72	0.99	3.14
PC 0.10	76	2.10	3.44	**81**	**0.66**	**1.86**	**70**	**0.70**	**2.23**

Spesifik kek direnci (α) ve denge akısı (J_d) arasındaki ilşkinin Pearson korelasyon katsayıları Çizelge 4.12'de gösterilmiştir. Buna göre her üç çamur yaşında J_d ile α arasında negatif yönde bir korelasyon olduğu tespit edilmiştir. Çizelge 4.12'den görüldüğü gibi 10, 30 ve 50. çamur yaşlarında denge akısı artınca spesifik kek direnci azalmıştır.

Çizelge 4.12. Çapraz akış filtrasyon sisteminde elde edilen filtrasyonun J_d ve α arasındaki ilişkinin Pearson korelasyon katsayıları

Parametre	**ÇY=10 gün**		**ÇY=30 gün**		**ÇY=50 gün**	
	J_d	**α**	**J_d**	**α**	**J_d**	**α**
J_d	1	0.37	1	□0.51	1	□0.82
α	0.37	1	□0.51	1	□0.82	1

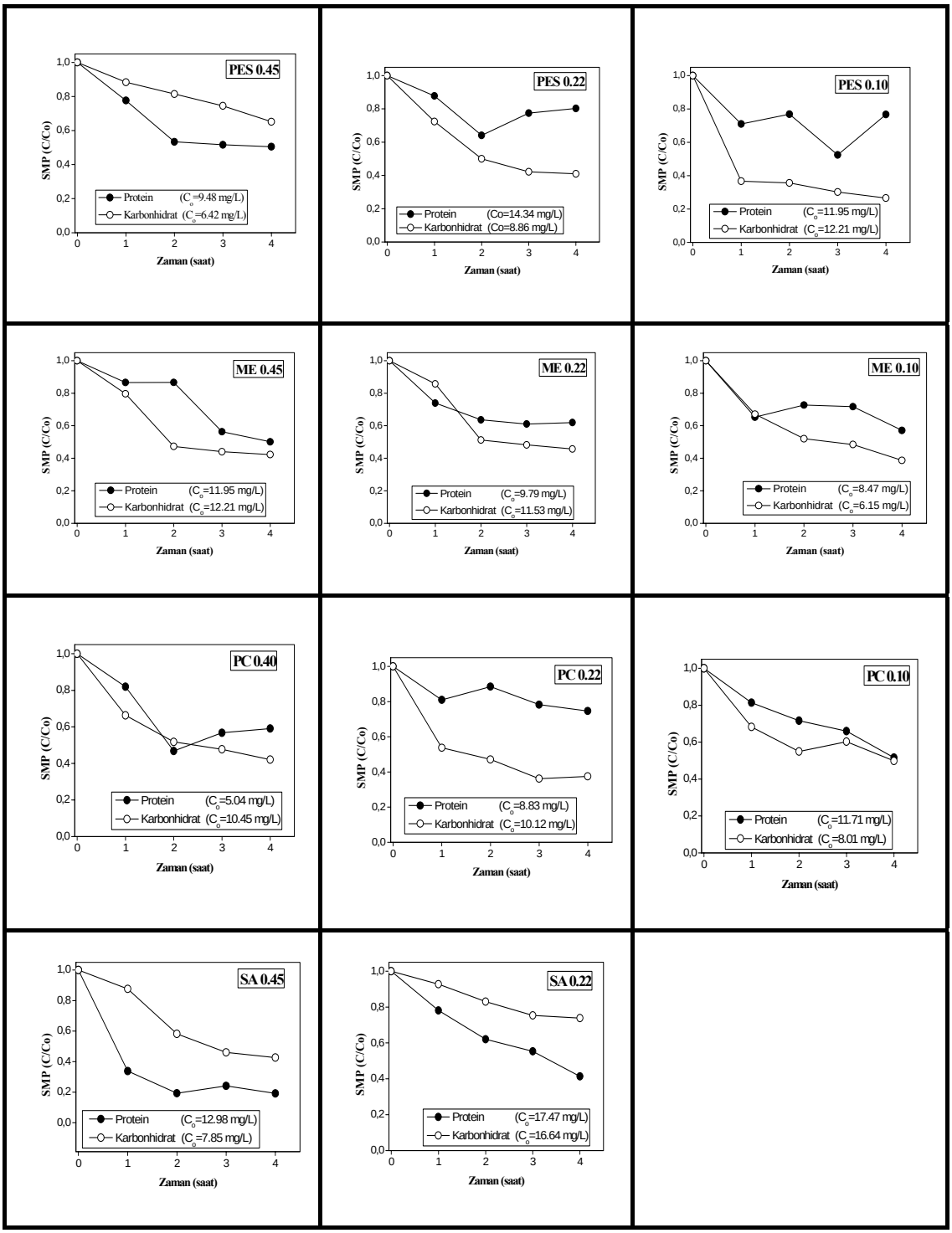
4.3.1.3. Çapraz akış filtrasyon sisteminde membran tipi ve gözenek boyutunun süzüntüdeki SMP'ye etkisi

Çapraz akış deneyleri sırasında zamana karşı elde edilen süzüntülerde hem SMP'nin protein ve karbonhidrat fraksiyonları hem de KOİ değerleri analiz edilmiştir. ÇY=10, 30, 50. çamur yaşında SMP ve KOİ için elde edilen analiz sonuçları sırasıyla Şekil 4.34, 4.35, 4.36'da gösterilmiştir. Süzüntüde yapılan analizler, her üç çamur yaşında hem protein hem de karbonhidrat fraksiyonlarının zamanla azaldığını göstermiştir. KOİ'de süzüntüde zamana karşı azalma eğilimi göstermiştir. ÇY=10 günde yapılan çapraz akış filtrasyon deneylerinde SA ve ME membranlarının, PES ve PC membranlara göre daha yüksek miktarda protein adsorpladıkları bulunmuştur (Çizelge 4.13). Karbonhidrattaki azalma ise hemen hemen tüm membranlarda aynı oranda gerçekleşmiştir (Şekil 4.34.a). Her iki fraksiyonun süzüntüde azalması SMP'lerin membran yüzeylerinde birikerek konsantrasyon polarizasyonu oluşturduklarını göstermektedir. Özellikle 0.10 μm membranlardan PES ve ME'nin konsantrasyon polarizasyonu diğer membranlara göre daha yüksek çıkmıştır. Bu sonuçlara göre, çapraz akış filtrasyon sisteminde membranların kirlenmesinde rol oynayan ana faktörün SMP fraksiyonları olduğu söylenebilir. SMP fraksiyonlarına bağlı olarak çözünmüş KOİ'deki azalma Şekil 4.34.b'de gösterilmiştir.

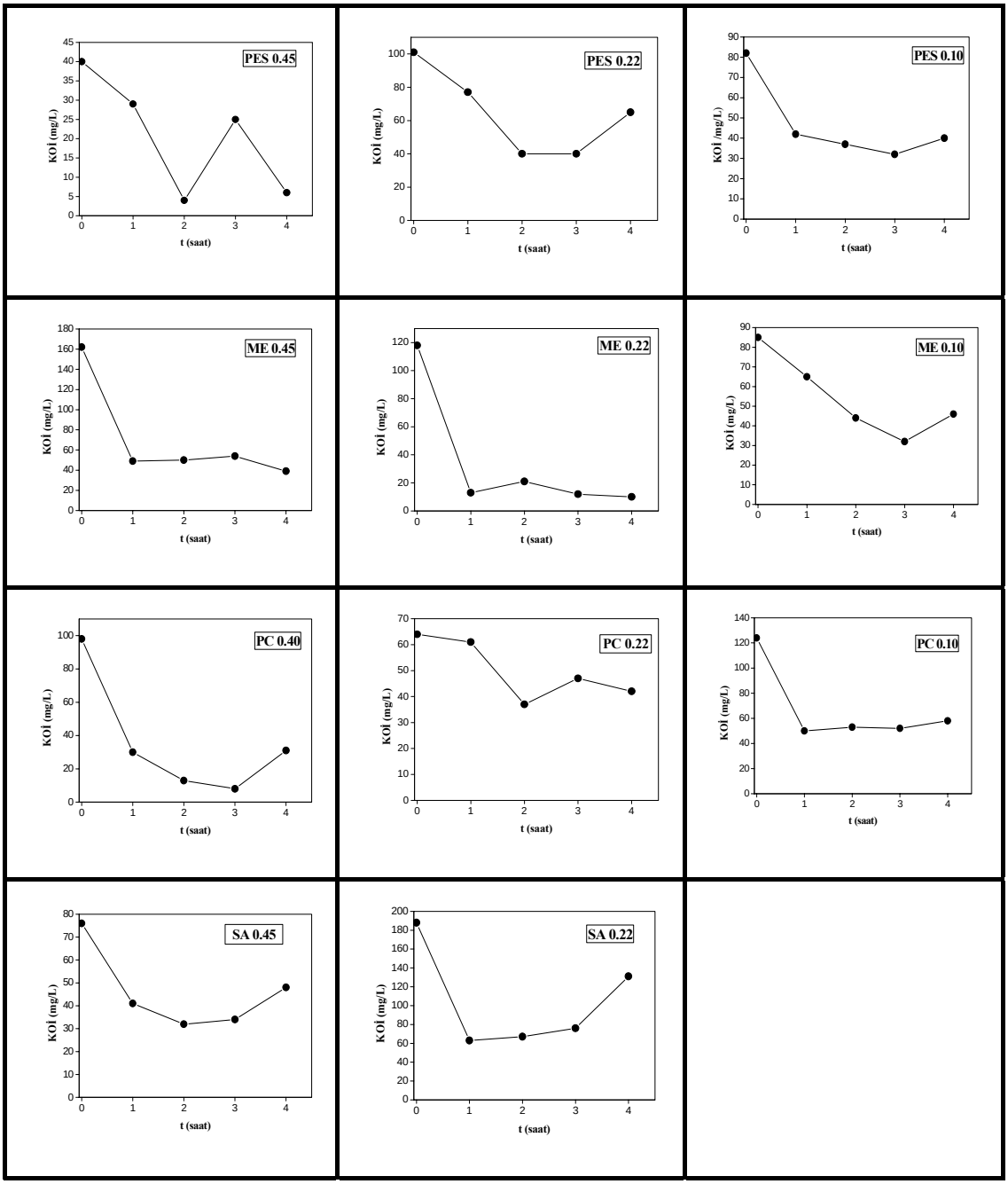
ÇY=30 günde yapılan çapraz akış filtrasyon deneylerinde membranların protein adsorplama veriminin 0.45 µm ve 0.22 µm membranlarda SA, 0.10 µm membranlarda ise ME membranın diğerlerine göre daha yüksek olduğu görülmüştür. Membranların karbonhidrat adsorplama verimine bakıldığında ise 0.45 µm membranlarda PC ve ME, 0.22 µm membranlarda PC ve SA, 0.10 µm membranlarda ise ME ve PC diğer membranlara göre daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Sonuçlara göre membran türünün protein ve karbohidrat adsorpsiyonu üzerine önemli bir etkisinin olduğu görülmekte ve SA'nın daha fazla protein, PC'nin ise daha fazla karbonhidrat adsorpladığı görülmüştür (Çizelge 4.13). Gözenek boyutuna bakıldığında ise genel olarak 0.45 µm ve 0.10 µm membranların karbonhidratı daha fazla adsorpladığı söylenebilir (Şekil 4.35.a). SMP fraksiyonlarına bağlı olarak çözünmüş KOİ'deki azalma Şekil 4.35.b'de gösterilmiştir.

ÇY=50 günde yapılan çapraz akış filtrasyon deneylerinde tüm membranlar proteini karbonhidrattan daha fazla tutmuştur (Şekil 4.36.a). Karbonhidrattaki azalma ise hemen hemen tüm membranlarda aynı oranda gerçekleşmiştir. SMP fraksiyonlarına bağlı olarak çözünmüş KOİ'deki azalma Şekil 4.36.b'de gösterilmiştir.

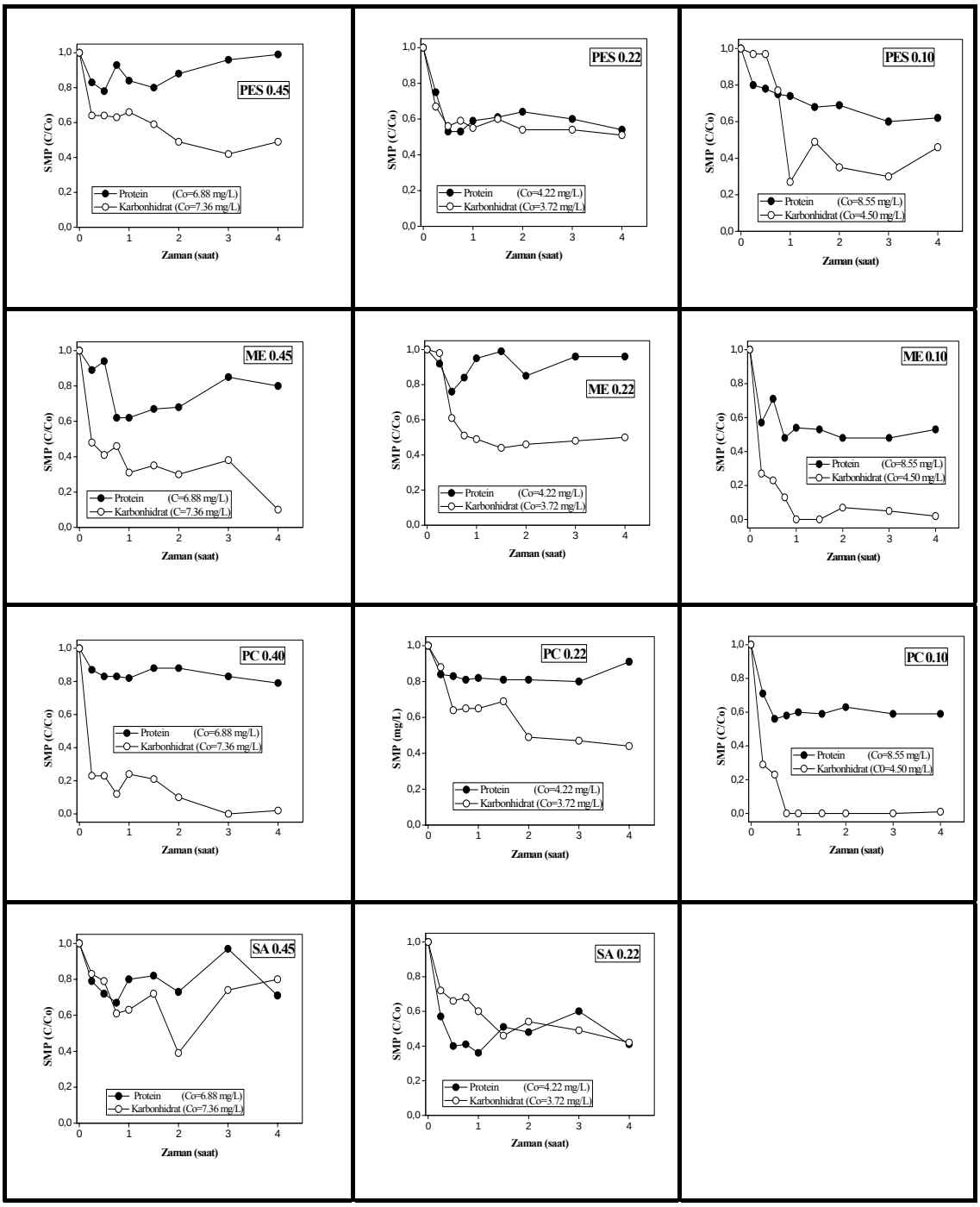
Şekil 4.34.a. Çapraz akış filtrasyon sisteminde ÇY=10 gün için 0.45 µm, 0.22 µm ve 0.10 µm membranlara ait SMP fraksiyonlarının (karbonhidrat ve protein) zamanla değişimi



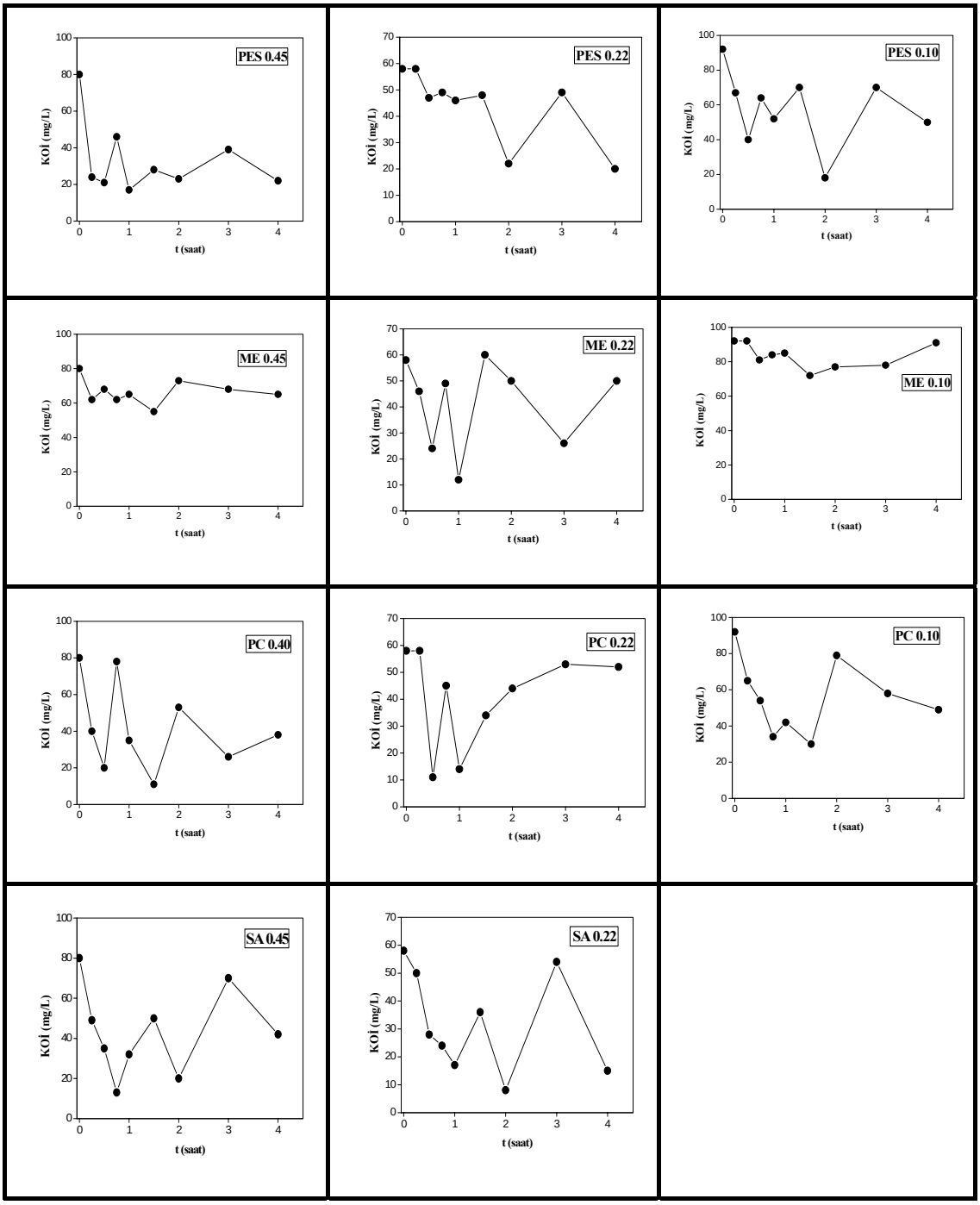
Şekil 4.34.b. Çapraz akış filtrasyon sisteminde ÇY=10 gün için 0.45 µm, 0.22 µm ve 0.10 µm membranlara ait KOİ'nin zamanla değişimi



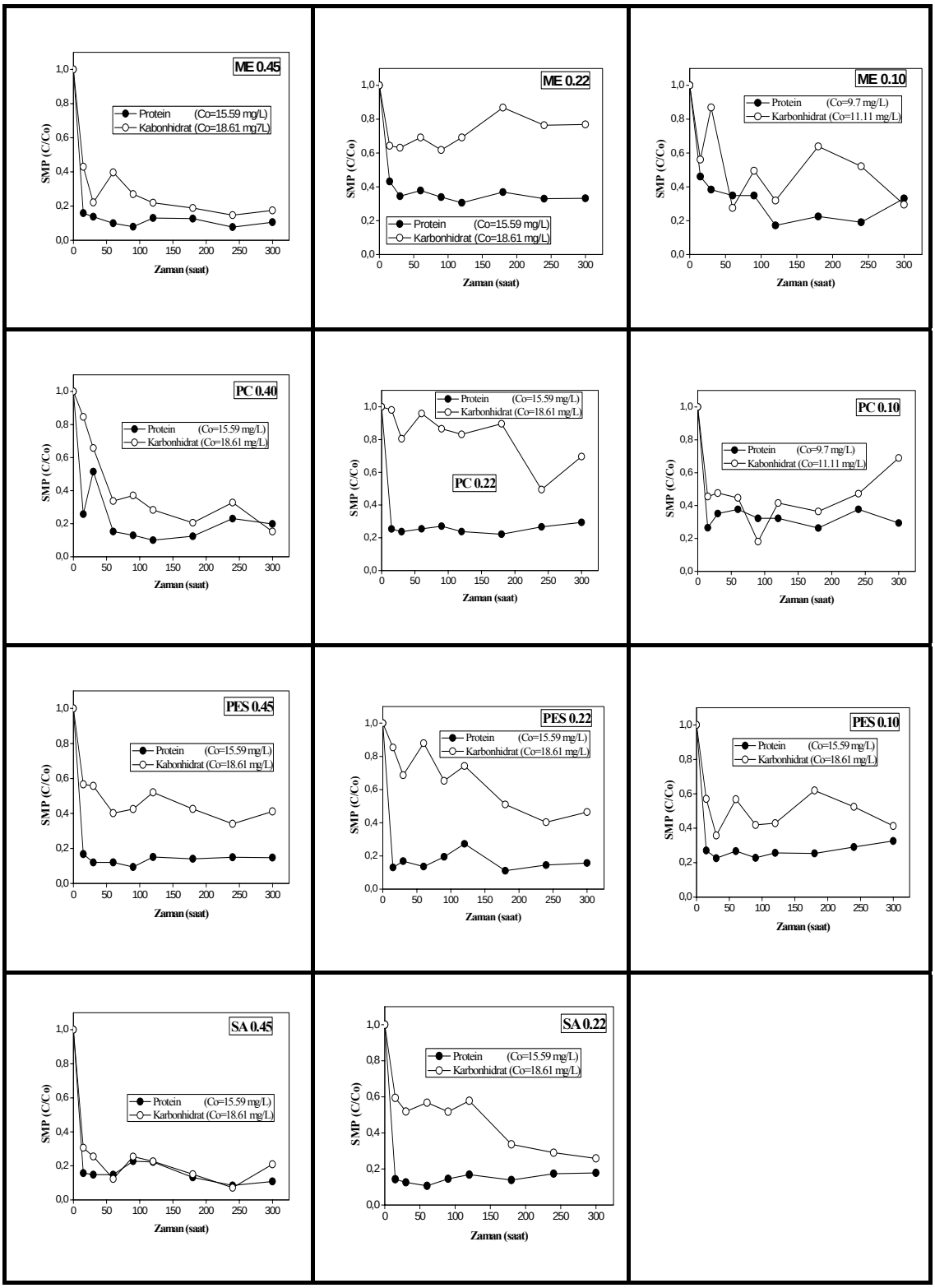
Şekil 4.35.a. Çapraz akış filtrasyon sisteminde ÇY=30 gün için 0.45 µm, 0.22 µm ve 0.10 µm membranlara ait SMP fraksiyonlarının (karbonhidrat ve protein) zamanla değişimi



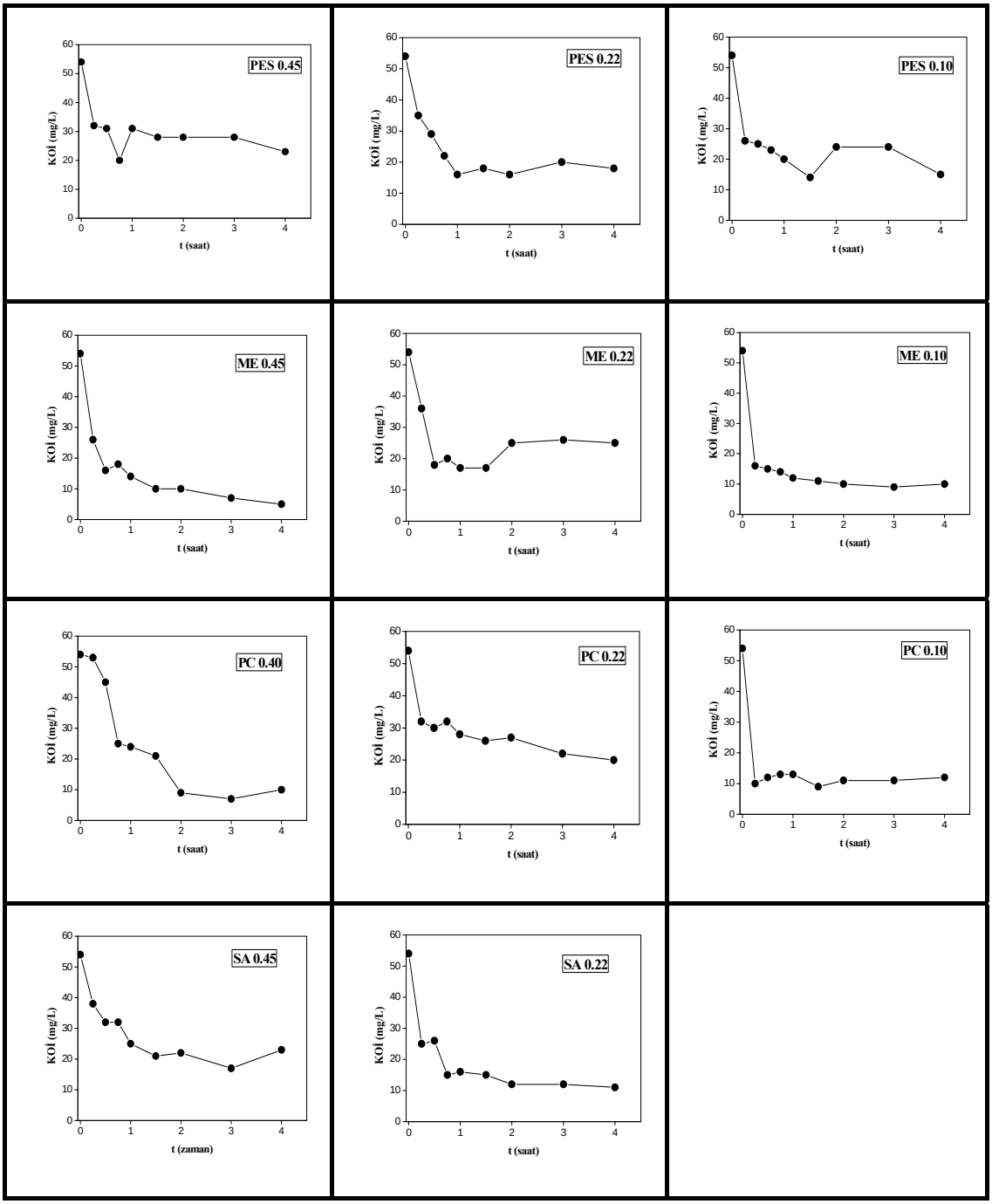
Şekil 4.35.b. Çapraz akış filtrasyon sisteminde ÇY=30 gün için 0.45 µm, 0.22 µm ve 0.10 µm membranlara ait KOİ'nin zamanla değişimi



Şekil 4.36.a. Çapraz akış filtrasyon sisteminde ÇY=50 gün için 0.45 µm, 0.22 µm ve 0.10 µm membranlara ait SMP fraksiyonlarının (karbonhidrat ve protein) zamanla değişimi



Şekil 4.36.b. Çapraz akış filtrasyon sisteminde ÇY=50 gün için 0.45 µm, 0.22 µm ve 0.10 µm membranlara ait KOİ'nin zamanla değişimi



Çizelge 4.13. Membranlar tarafından tutulan SMP fraksiyonlarının yüzdeleri

Membran tipi	ÇY=10 gün		ÇY=30 gün		ÇY=50 gün	
	SMP_p (%)	SMP_c (%)	SMP_p (%)	SMP_c (%)	SMP_p (%)	SMP_c (%)
SA 0.45	80.82	53.63	28.49	20.06	89.16	79.04
PES 0.45	49.47	85.70	4.36	50.28	85.25	58.89
ME 0.45	49.87	56.10	11.63	89.83	89.42	82.54
PC 0.40	40.87	48.37	20.93	97.98	80.11	84.74
SA 0.22	58.61	26.03	58.53	57.40	82.17	74.10
PES 0.22	19.73	59.20	45.73	48.74	84.22	53.73
ME 0.22	38.00	51.55	14.69	50.28	66.77	23.10
PC 0.22	25.37	62.50	9.24	56.28	70.62	30.41
PES 0.10	23.26	73.12	37.78	53.82	67.41	58.68
ME 0.10	42.86	62.46	47.02	97.68	79.35	82.37
PC 0.10	48.42	50.14	40.47	98.61	81.72	58.84

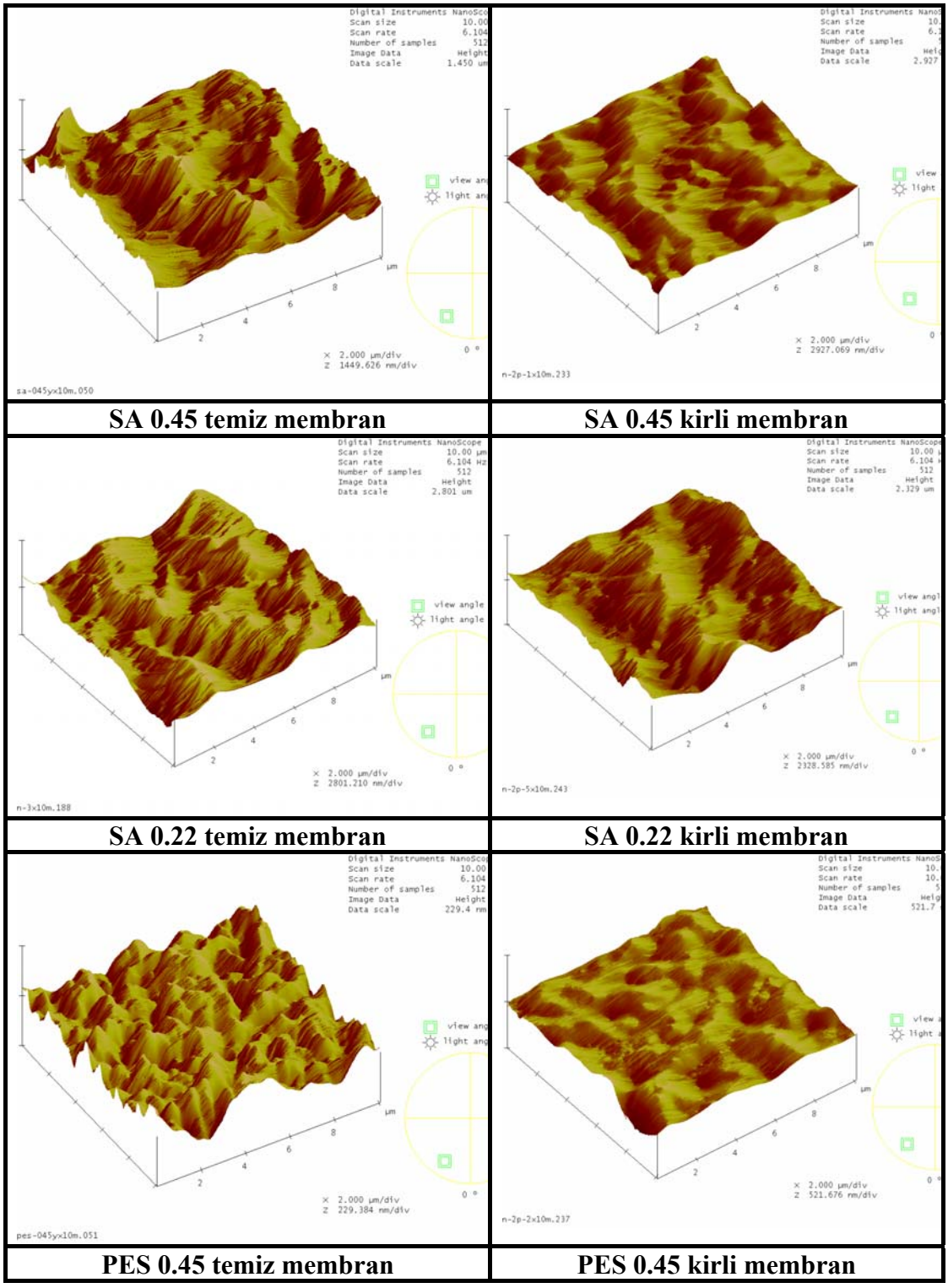
4.3.1.4. AFM analizi

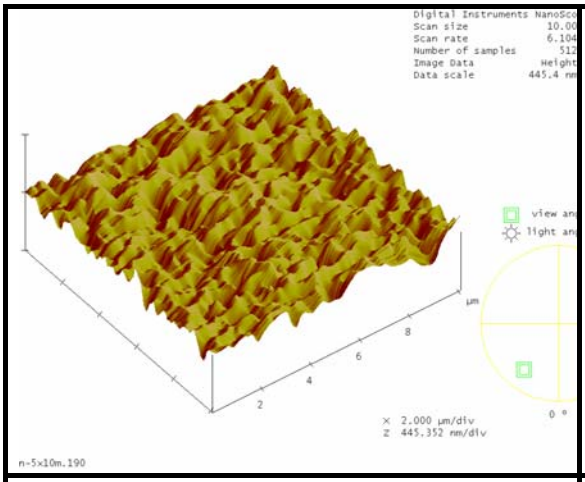
Çalışma kapsamında sadece 10. çamur yaşında kullanılan membranların AFM analizleri yapılmıştır. Temiz ve kirli membranlara ait yüzey pürüzlülük değerleri Çizelge 4.14'te, AFM fotoğrafları ise Şekil 4.37'de gösterilmiştir. PC membranı haricindeki diğer membranların (SA, PES, ME) pürüzlülüğünde azalma meydana gelmiştir. Bunun temel nedeni, membranların kullanıldıktan sonra yüzey boşluklarının mikrobiyal floklarla dolarak pürüzlülüğü daha az olan bir yüzeyin meydana gelmesidir. PC membranın pürüzlülüğünde kullanıldıktan sonra bir artış meydana gelmiştir. PC membran diğer membranlara kıyasla daha pürüzsüz ve düz bir yüzeye sahiptir. Mikrobiyal floklar membran boşluklarına giremedikleri için membran üzerinde birikerek yüzey pürüzlülüğünün artmasına neden olmuştur.

Çizelge 4.14. Çapraz akış filtrasyon sisteminde kullanılan temiz ve kirli membranların ortalama pürüzlülük değerleri (10 µm × 10 µm yüzey alanı)

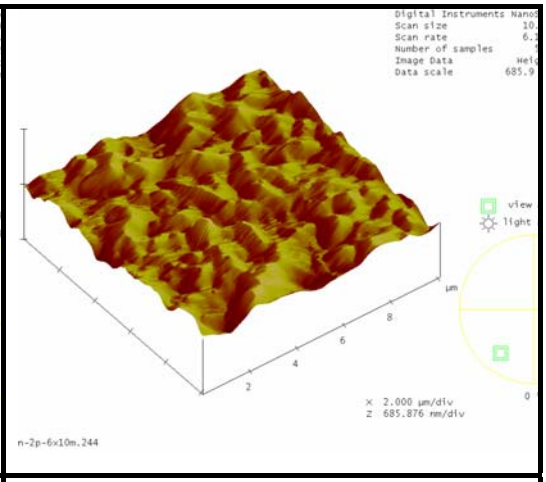
Membran tipi	Temiz membranın R_a değerleri (nm)	Kirli membranın R_a değerleri (nm)
SA 0.45	89.11	82.94
PES 0.45	22.96	21.79
ME 0.45	13.82	29.34
PC 0.45	4.86	19.80
SA 0.22	138.63	80.52
PES 0.22	41.88	30.48
ME 0.22	54.92	20.44
PC 0.22	2.75	23.65
PES 0.10	41.91	29.05
ME 0.10	61.70	18.48
PC 0.10	10.62	7.46

Şekil 4.37. Çapraz akış filtrasyon sisteminde ÇY=10 günde işletilen membranların AFM görüntüleri

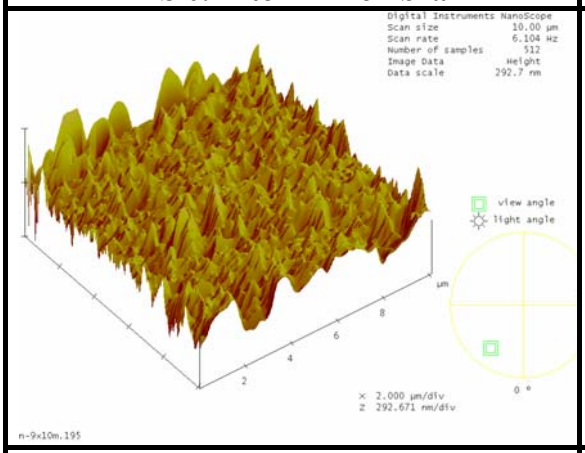




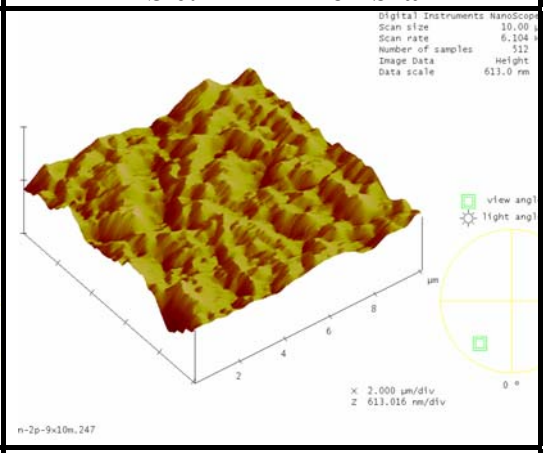
PES 0.22 temiz membran



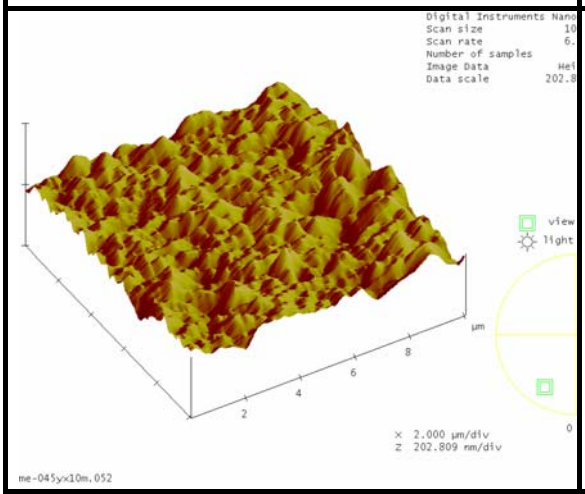
PES 0.22 kirli membran



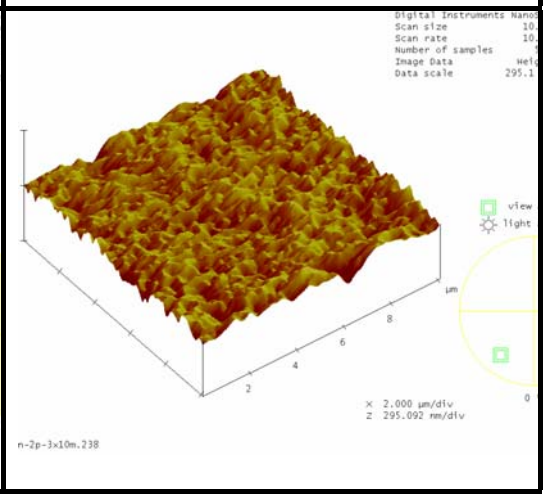
PES 0.10 temiz membran



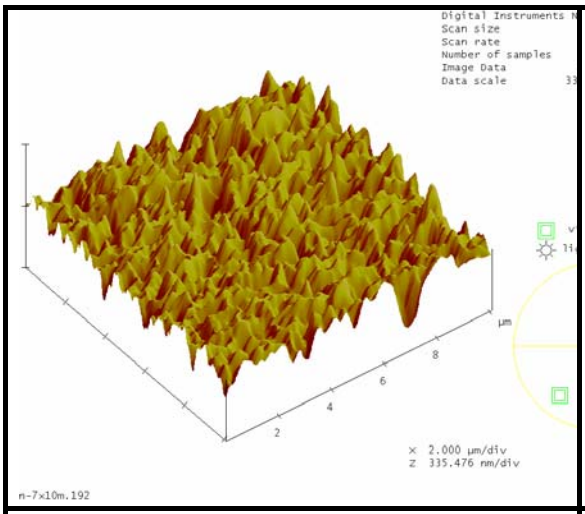
PES 0.10 kirli membran



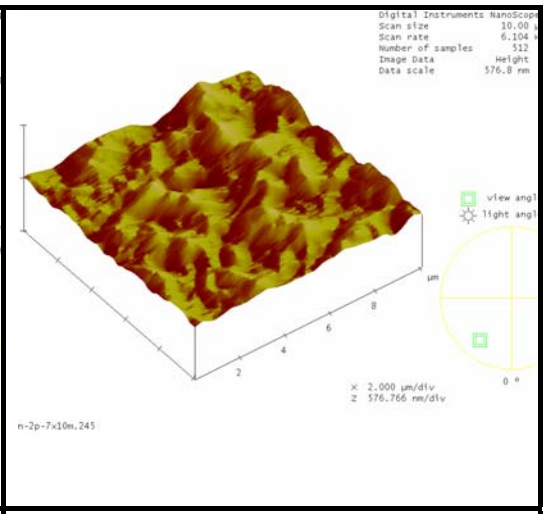
ME 0.45 temiz membran



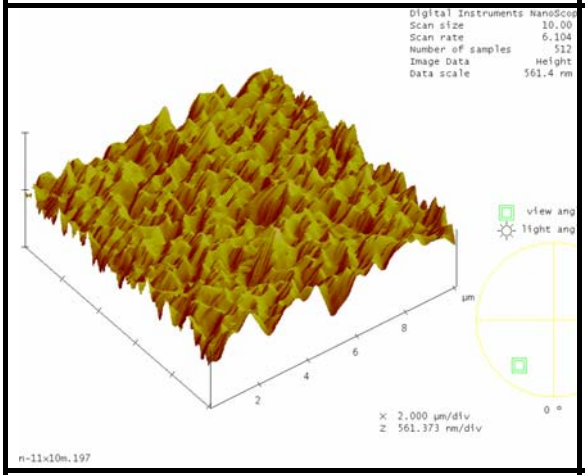
ME 0.45 kirli membran



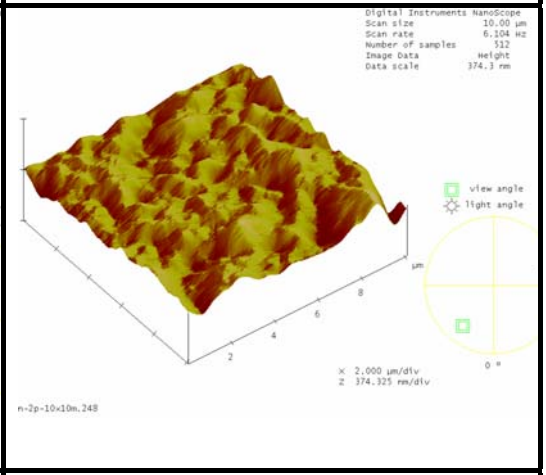
ME 0.22 temiz membran



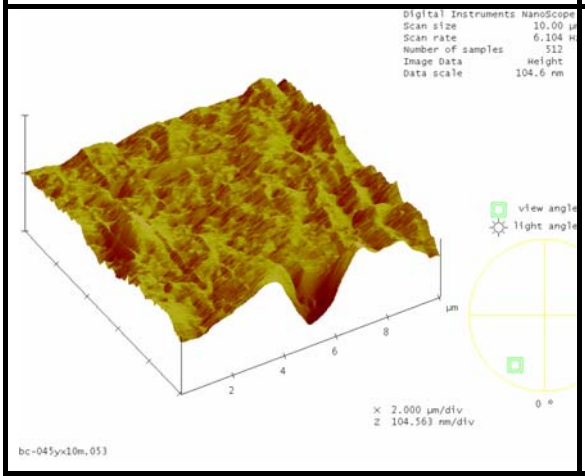
ME 0.22 kirli membran



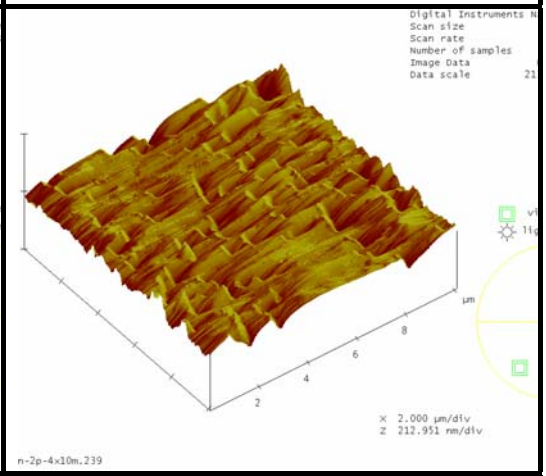
ME 0.10 temiz membran



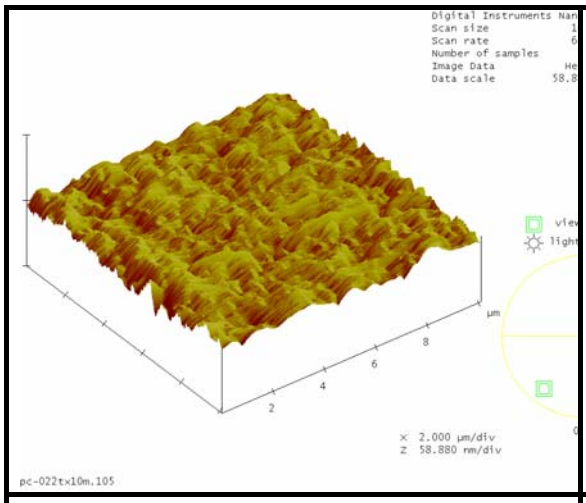
ME 0.10 kirli membran



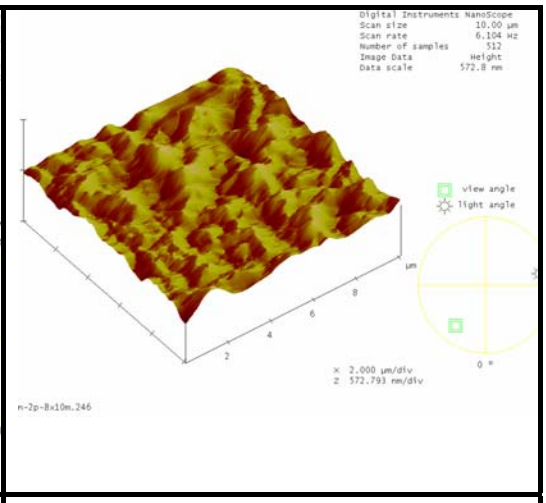
PC 0.45 temiz membran



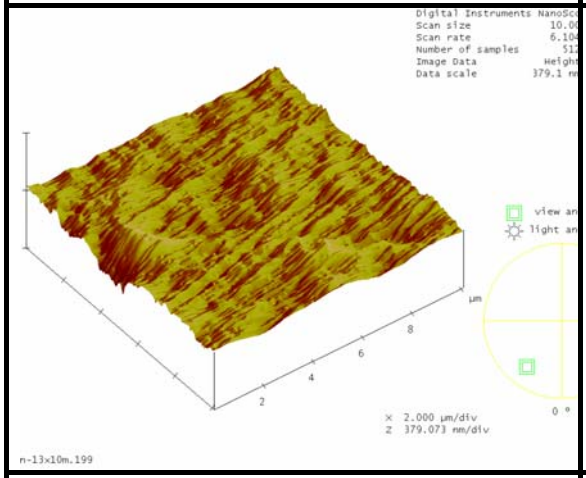
PC 0.45 kirli membran



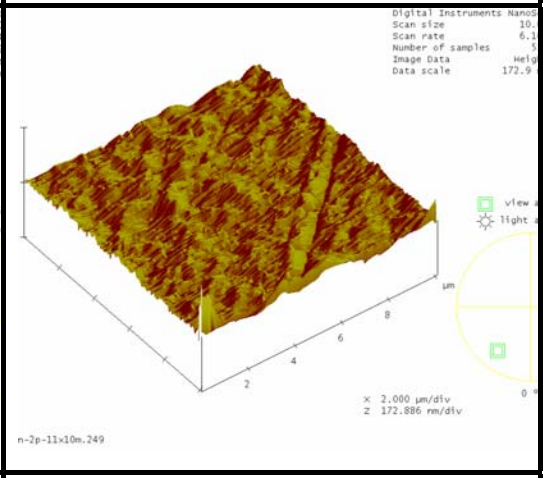
PC 0.22 temiz membran



PC 0.22 kirli membran



PC 0.10 temiz membran



PC 0.10 kirli membran

4.2. Farklı KOİ Konsantrasyonlarında İşletilen Sürekli Aktif Çamur Sisteminin Performansının Araştırılması

Tez çalışmasının ikinci aşamasının ana amacı, pilot ölçekli sürekli aktif çamur sisteminde çamurun fizikokimyasal ve biyolojik özelliklerinin KOİ konsantrasyonuna bağlı olarak değişiminin araştırılmasıdır. Bu amacı gerçekleştirmek için farklı KOİ konsantrasyonlarında biyoreaktörde günlük olarak çözünmüş oksijen, hidrofobisite, ÇHİ, MLSS, KOİ, SMP, EPS değişimleri takip edilmiştir.

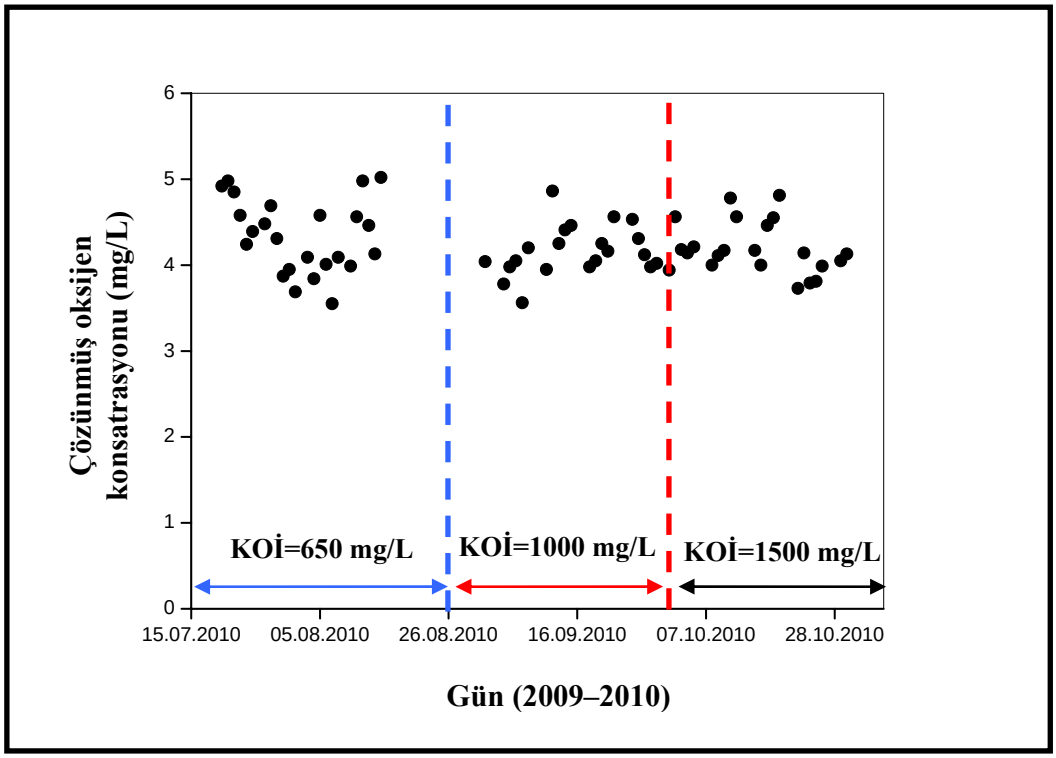
Birinci aşama şartlarında sistem, üç farklı KOİ konsantrasyonunda (KOİ=650, 1000, 1500 mg/L) ve sabit çamur yaşında (10 gün) çalıştırılmıştır. Sürekli aktif çamur sistemi, her KOİ konsantrasyonu için 30 gün çalıştırılmış olup toplam 90 gün işletilmiştir. KOİ=650 mg/L'de 20 Temmuz–20 Ağustos 2010 tarihleri arasında (30 gün), KOİ=1000 mg/L'de 1 Eylül–30 Eylül 2010 tarihleri arasında (30 gün), KOİ=1500 mg/L'de 1 Ekim–30 Ekim 2010 tarihleri arasında (30 gün) işletilmiştir.

Sürekli aktif çamur sisteminin 3 aylık süre boyunca, üç farklı giriş KOİ konsantrasyonunda işletilmesi sonucu elde edilen günlük ölçüm (çözünmüş oksijen, hidrofobisite, ÇHİ, MLSS, KOİ, SMP, EPS) değerleri aşağıda verilmiştir.

4.2.1. Sürekli Aktif Çamur Sisteminin Denge Şartlarının KOİ Konsantrasyonuna Bağlı Olarak Araştırılması

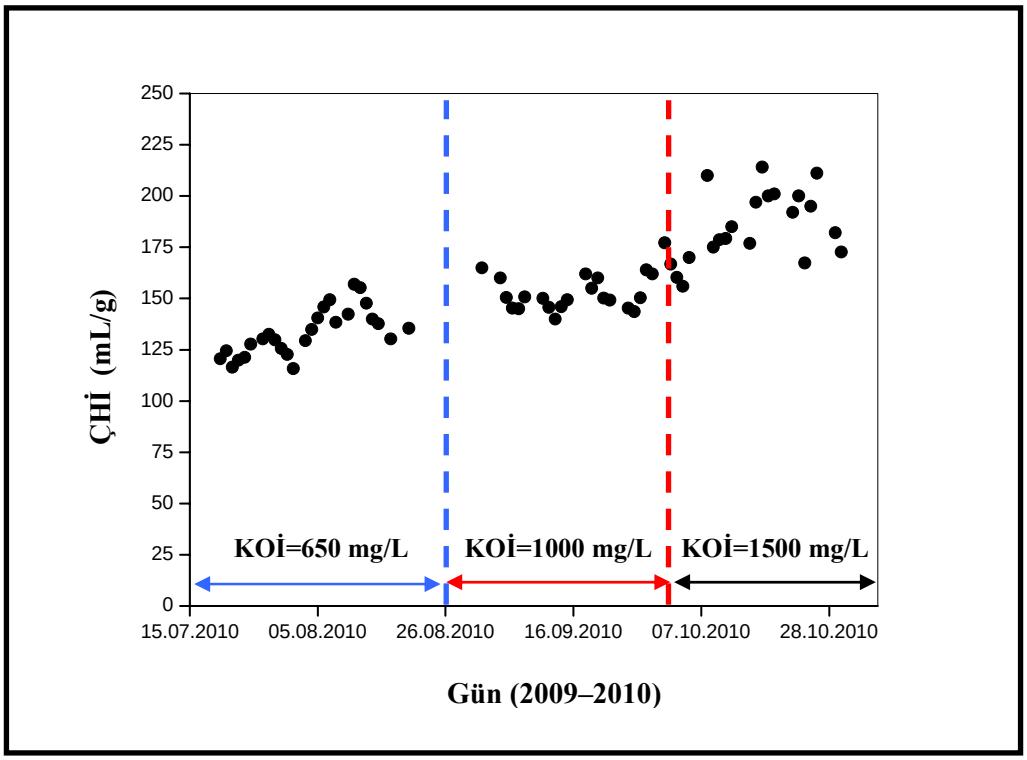
4.2.1.1. Çözünmüş oksijen (ÇO): Biyoreaktör içerisindeki ÇO konsantrasyonu, süzüntü akısı ve membran üzerinde oluşan biyofilmin EPS fraksiyonları ölçümleri üzerine ÇO'nun etkisini elimine etmek amacıyla rutin olarak ölçülmüştür. ÇO, 650 mg/L KOİ konsantrasyonunda 4.3±0.4 mg/L, 1000 mg/L KOİ konsantrasyonunda 4.2±0.3 mg/L ve 1500 mg/L KOİ konsantrasyonunda ise 4.2±0.3 mg/L aralığında değişim göstermiştir. Sürekli aktif çamur sisteminin işletimi boyunca biyoreaktör içerisindeki çözünmüş oksijen (ÇO) konsantrasyonunun değişimi Şekil 4.38'de gösterilmiştir. ÇO konsantrasyonunu 2–4 mg/L arasında tutabilmek amacıyla biyoreaktör içerisindeki ölçülen ÇO konsantrasyonuna göre sistemin hava debisi ayarlanmıştır. Sürekli aktif çamur sisteminin 3 aylık işletimi boyunca

biyoreaktördeki çözünmüş oksijen seviyesi MLSS konsantrasyonu, su sıcaklığı ve KOİ konsantrasyonuna bağlı olarak 3–5 mg/L aralığında değişim göstermiştir.



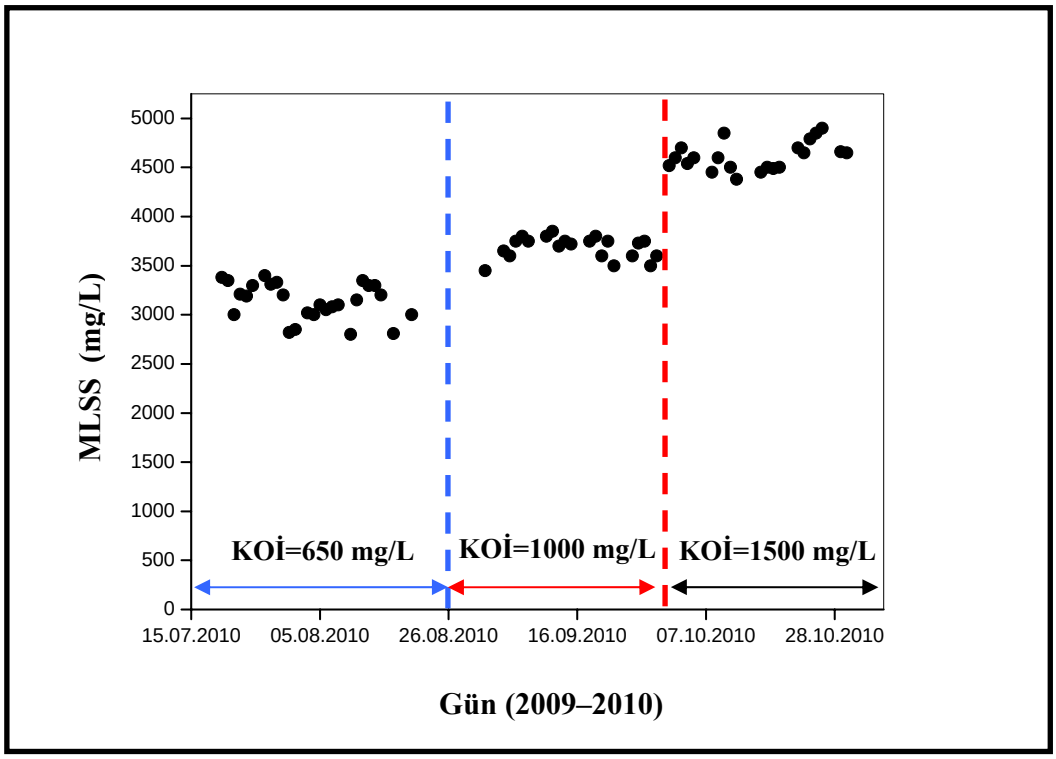
Şekil 4.38. Sürekli aktif çamur sisteminin farklı KOİ konsantrasyonlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki çözünmüş oksijen konsantrasyonunun zamanla değişimi

4.2.1.2. Çamur hacim indeksi (ÇHİ): Farklı KOİ konsantrasyonlarında sürekli aktif çamur sisteminin tüm işletimi boyunca biyoreaktör içerisindeki aktif çamurun hacim indeksi (ÇHİ) değişimi Şekil 4.39'da gösterilmiştir. 650 mg/L KOİ konsantrasyonunda MLSS konsantrasyonunun az olması (3138±186 mg/L) çamurun iyi çökelmesine ve ÇHİ değerinin düşük çıkmasına neden olmuştur. 1000 mg/L KOİ konsantrasyonunda aktif çamurun çökelme kalitesinin 650 mg/L'dekine yakın olduğu görülmüştür. Ancak 1500 mg/L KOİ konsantrasyonunda biyoreaktördeki MLSS konsantrasyonunun yüksek olmasından dolayı (4619±158 mg/L) çamur iyi çökelmemiş ve çökebilen çamur hacmi değeri yükselmiştir. Aktif çamurun ÇHİ değeri, 650 mg/L KOİ konsantrasyonunda 133±11 mL/g, 1000 mg/L'de 151±7 mL/g ve 1500 mg/L'de ise 189±15 mL/g aralığında değişim göstermiştir.



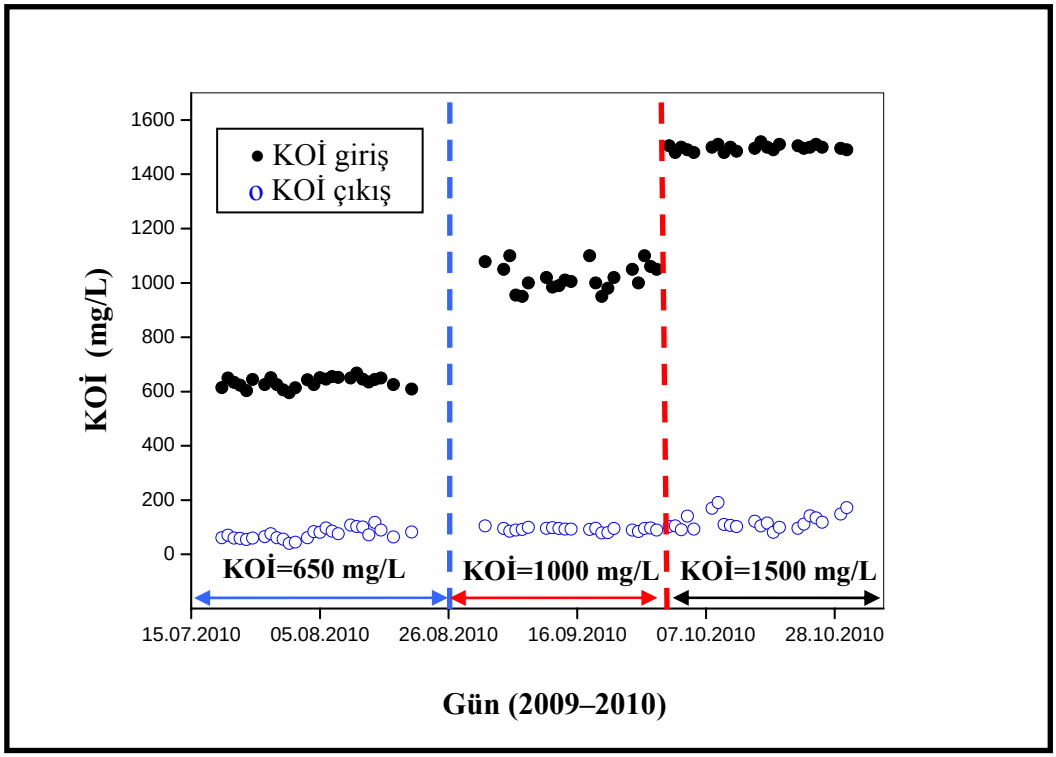
Şekil 4.39. Sürekli aktif çamur sisteminin farklı KOİ konsantrasyonlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki ÇHİ değerlerinin zamanla değişimi

4.2.1.3. Askıda katı madde (MLSS): Sürekli aktif çamur sistemindeki MLSS konsantrasyonunun değişimi Şekil 4.40'ta gösterilmiştir. 650 mg/L KOİ konsantrasyonunda 20 Temmuz 2010 tarihinden itibaren 1 aylık işletimden sonra 3138±186 mg/L MLSS konsantrasyonuna ulaşılmıştır. 1000 mg/L KOİ konsantrasyonunda 1 Eylül 2010 tarihinden itibaren 1 aylık işletimden sonra 3700±102 mg/L MLSS konsantrasyonuna ve 1500 mg/L KOİ konsantrasyonunda 1 Ekim 2010 tarihinden itibaren 1 aylık işletimden sonra 4619±158 mg/L MLSS konsantrasyonuna ulaşılmıştır.



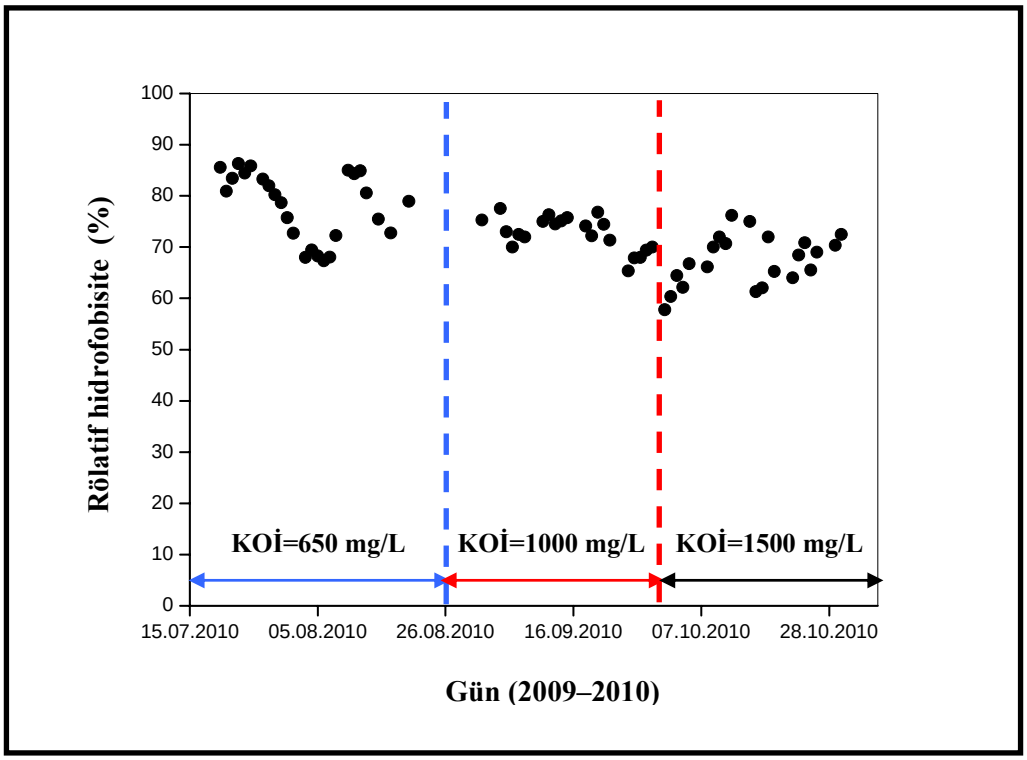
Şekil 4.40. Sürekli aktif çamur sisteminin farklı KOİ konsantrasyonlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki MLSS konsantrasyonunun zamanla değişimi

4.1.1.4. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ): Şekil 4.41'de sürekli aktif çamur sisteminin 3 aylık işletimi süresince biyoreaktördeki giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonları gösterilmiştir. KOİ ölçümlerinde numuneler 0.45 µm filtre kağıdından filtre edilerek ölçülmüştür. Her üç KOİ konsantrasyonu için genellikle >%87'lik KOİ giderimi sağlanmıştır. İşletim süresi boyunca çıkış suyundaki KOİ konsantrasyonunun 125 mg/L'den az olduğu bulunmuştur. Aktif çamurun 650 mg/L, 1000 mg/L ve 1500 mg/L KOİ konsantrasyonlarındaki giriş KOİ değerleri sırasıyla 634±19 mg/L, 1017±48 mg/L, 1499±10 mg/L ve ve çıkış KOİ değerleri ise sırasıyla 74±20 mg/L, 92±6 mg/L, 125±30 mg/L olarak ölçülmüştür. KOİ giderim veriminin ise sistemin tüm işletim süresi boyunca %87–92 aralığında değişim gösterdiği tespit edilmiştir.



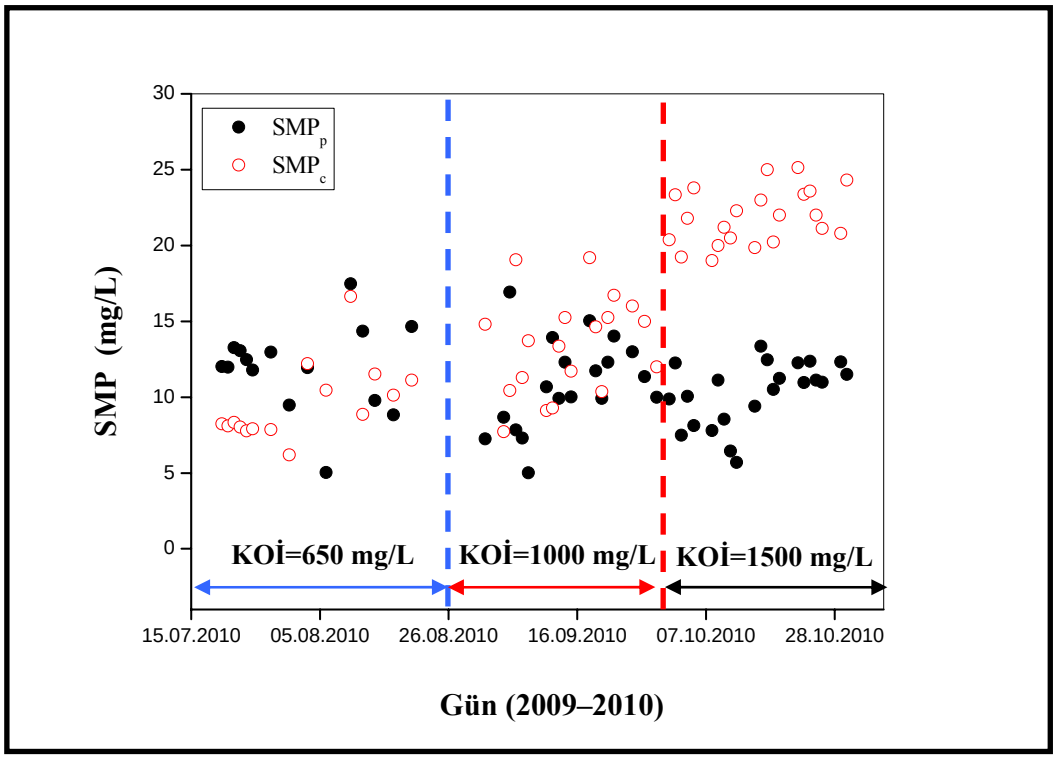
Şekil 4.41. Sürekli aktif çamur sisteminin farklı KOİ konsantrasyonlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki KOİ giriş ve çıkış değerlerinin zamanla değişimi

4.1.1.5. Göreceli hidrofobisite: Sürekli aktif çamur sisteminde göreceli hidrofobisitenin değişimi Şekil 4.42'de gösterilmiştir. 650, 1000, 1500 mg/L KOİ konsantrasyonlarındaki göreceli hidrofobisite değerleri sırasıyla %78±7, %72±3, %69±4 olarak bulunmuştur. KOİ konsantrasyonunun artmasıyla göreceli hidrofobisitenin düştüğü görülmüştür.



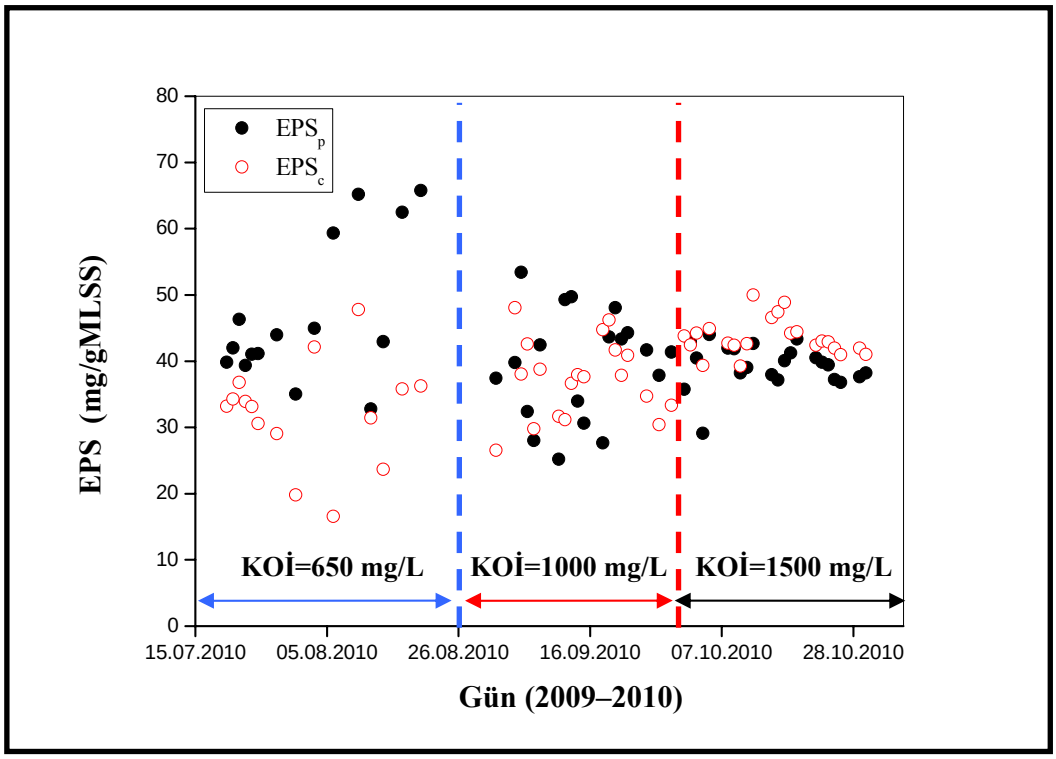
Şekil 4.42. Sürekli aktif çamur sisteminin farklı KOİ konsantrasyonlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki hidrofobisite değerinin zamanla değişimi

4.1.1.6. Çözünmüş mikrobiyal ürünler (SMP): Farklı KOİ konsantrasyonlarında işletilen sürekli aktif çamur sistemindeki SMP fraksiyonlarının (protein ve karbonhidrat) değişimi Şekil 4.43'te gösterilmiştir. 650, 1000, 1500 mg/L KOİ konsantrasyonlarındaki SMP_p değerleri sırasıyla 11.9±2.9 mg/L, 11.2±2.9 mg/L, 10.5±2.2 mg/L; SMP_c değerleri ise sırasıyla 9.5±2.6 mg/L, 13.7±3.1 mg/L, 22±1.9 mg/L olarak bulunmuştur. Toplam SMP değerleri ise sırasıyla 21.5±4.4 mg/L, 24.9±4.4 mg/L, 32.4±3.4 mg/L olarak bulunmuştur. KOİ konsantrasyonunun 650 mg/L'den 1500 mg/L'ye artmasıyla birlikte SMP_p değerlerinde bir değişme görülmemiş fakat SMP_c konsantrasyonlarında bir artış meydana gelmiştir. 650 mg/L KOİ konsantrasyonu haricinde 1000 mg/L ve 1500 mg/L için karbonhidrat konsantrasyonları protein konsantrasyonlarından daha yüksek çıkmıştır. SMP için protein/karbonhidrat (P/C) oranına bakıldığında ise 650, 1000, 1500 mg/L KOİ konsantrasyonları için sırasıyla 1.3±0.4, 0.9±0.3 ve 0.5±0.1 olduğu ve KOİ'nin arttıkça P/C oranının orantılı olarak düştüğü görülmüştür (Şekil 4.45).

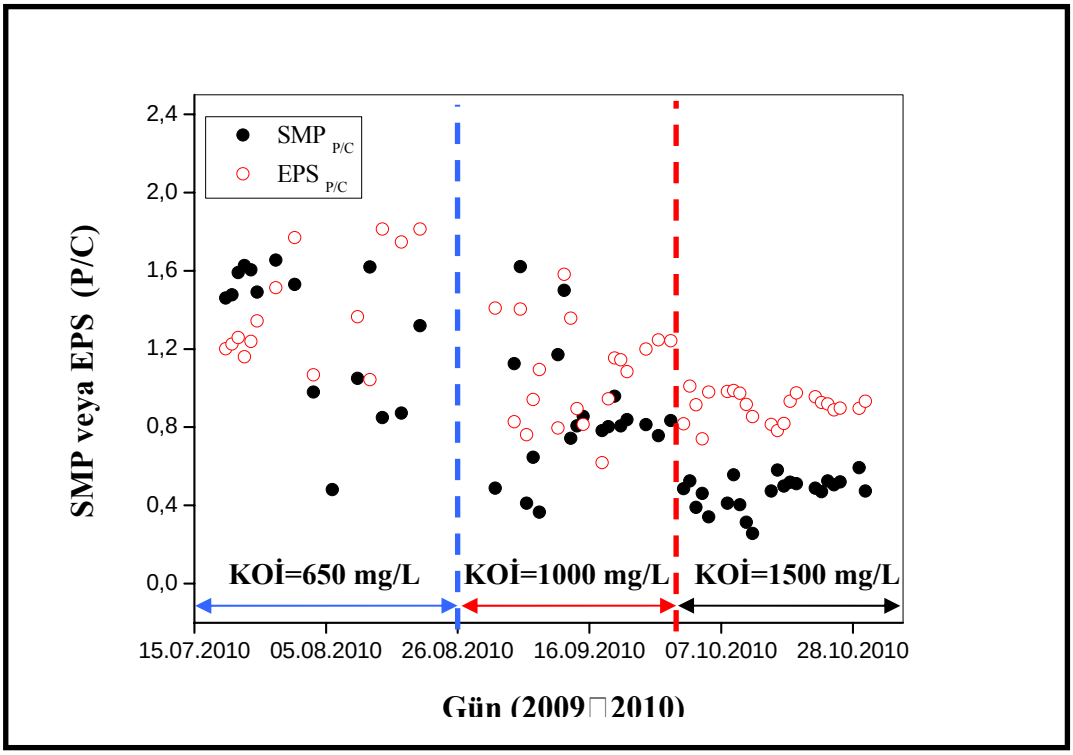


Şekil 4.43. Sürekli aktif çamur sisteminin farklı KOİ konsantrasyonlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki SMP fraksiyonlarının zamanla değişimi

4.1.1.7. Hücre dışı polimerik maddeler (EPS): Sürekli aktif çamur sistemindeki EPS fraksiyonlarının (protein ve karbonhidrat) değişimi Şekil 4.44'te gösterilmiştir. Şekil 4.44'ten görüldüğü gibi EPS'nin protein fraksiyonu 650 mg/L ve 1000 mg/L KOİ konsantrasyonlarında karbonhidrattan daha yüksek çıkmıştır. 650, 1000, 1500 mg/L KOİ konsantrasyonunda EPS_p sırasıyla 46.8±10.9 mg/gMLSS, 39.6±8.6 mg/gMLSS, 39.6±2.1 mg/gMLSS; EPS_c ise sırasıyla 32.3±7.9 mg/gMLSS, 37.3±4.9 mg/gMLSS, 43.7±2.9 mg/gMLSS olarak değişim göstermiştir. Toplam EPS değerleri ise sırasıyla 79.1±15.3 mg/gMLSS, 76.9±10.4 mg/gMLSS, 83.6±4.2 mg/gMLSS olarak bulunmuştur. EPS için protein/karbonhidrat (P/C) oranına bakıldığında ise 650, 1000, 1500 mg/L için sırasıyla 1.5±0.6, 1.1±0.2 ve 0.9±0.1 olduğu ve KOİ konsantrasyonunun arttıkça P/C oranının orantılı olarak düştüğü görülmüştür (Şekil 4.45). Ayrıca EPS'nin protein ve karbonhidrat fraksiyonları, SMP fraksiyonlarından daha yüksek çıkmıştır.



Şekil 4.44. Sürekli aktif çamur sisteminin farklı KOİ konsantrasyonlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki EPS fraksiyonlarının zamanla değişimi



Şekil 4.45. Sürekli aktif çamur sisteminin farklı KOİ konsantrasyonlarında işletimi boyunca biyoreaktördeki SMP ve EPS'nin P/C oranının zamanla değişimi

Çizelge 4.15'te farklı KOİ konsantrasyonlarındaki tüm işletim boyunca biyoreaktörde yapılan analizlerin sonuçları özetlenmiştir. Çizelge 4.15'ten görüleceği üzere biyoreaktör içerisindeki tüm parametreler giriş KOİ konsantrasyonuna bağlı olarak önemli değişiklikler göstermiştir.

Çizelge 4.15. Biyoreaktörde üç farklı KOİ konsantrasyonunda yapılan analizlerin sonuçları

Parametre	**KOİ=650 mg/L**	**KOİ=1000 mg/L**	**KOİ=1500 mg/L**
ÇO (mg/L)	4.3±0.4	4.2±0.3	4.2±0.3
ÇHİ (mL/g)	133±12	151±7	189±15
MLSS (mg/L)	3138±186	3700±102	4619±158
KOİ giderim verimi (%)	87±5	91±1	92±2
Göreceli hidrofobisite (%)	78±7	72±3	69±4
SMP_p (mg/L)	11.9±2.9	11.2±2.9	10.5±2.2
SMP_c (mg/L)	9.5±2.6	13.7±3.1	22.0±1.9
$SMP_{P/C}$	1.3±0.4	0.9±0.3	0.5±0.1
EPS_p (mg/gMLSS)	42.0±8	43.1±12.9	35.6±7.8
EPS_c (mg/gMLSS)	32.1±6.4	24.7±5.5	31.9±11.8
$EPS_{P/C}$	1.5±0.6	1.1±0.2	0.9±0.1

Üç farklı KOİ konsantrasyonunda ölçülen 7 değişken (çözünmüş oksijen, hidrofobisite, ÇHİ, MLSS, KOİ, SMP, EPS) arasındaki ilişkinin düzeyini ve yönünü belirlemek amacı ile Pearson korelasyon katsayıları belirlenmiş ve Çizelge 4.16'da verilmiştir. Pearson korelasyonları yorumlanırken >±0.5 katsayısına sahip parametreler dikkate alınmıştır. Çizelge 4.16.a'dan görüldüğü gibi, 650 mg/L KOİ konsantrasyonunda ÇHİ değeri arttıkça çıkış SMP_c ve KOİ değerinin de arttığı bulunmuştur. MLSS'nin flok hidrofobisitesi ile pozitif bir korelasyona sahip olduğu (yani MLSS artınca hidrofobisitede artmış) buna karşılık EPS_p ile negatif

korelasyona sahip olduğu (yani MLSS artınca EPS_p azalmış) görülmüştür. Çıkış KOİ'si ile SMP_c arasında yüksek bir korelasyon mevcut olup KOİ'nin büyük bir kısmının mikroorganizmalar tarafından salgılanan çözünmüş mikrobiyal ürünlerin karbonhidrat fraksiyonundan kaynaklandığı söylenebilir. Flok hidrofobisitesinin SMP_p ile pozitif korelasyona sahip olduğu bulunmuştur. SMP_p ile EPS_c arasında ve SMP_c ile EPS_p ve EPS_c arasında pozitif bir korelasyon olduğu görülmüştür. Çizelge 4.16.b'den görüldüğü gibi, 1000 mg/L KOİ konsantrasyonunda sadece MLSS ile ÇHİ ve hidrofobisite ile SMP_c arasında korelasyonun az ve diğer parametreler arasında ise korelasyonun çok az olduğu görülmüştür. Çizelge 4.16.c'den görüldüğü gibi, 1500 mg/L KOİ konsantrasyonunda sadece MLSS ile EPS_c arasında negatif bir korelasyon olduğu görülmüştür. Tüm sonuçlar dikkate alındığında, ölçülen parametrelerin birbirleriyle olan ilişkilerin KOİ konsantrasyonuna göre önemli farklılıklar ve değişimler gösterdiği tespit edilmiştir.

Çizelge 4.16.a. 650 mg/L giriş KOİ konsantrasyonunda ölçülen rutin analizlerin Pearson korelasyon katsayıları

	ÇHİ	**MLSS**	**$KOİ_{çıkış}$**	**Hidrofobisite**	**SMP_p**	**SMP_c**	**EPS_p**	**EPS_c**
ÇHİ	1	0.099	**0.809**	□0.175	□0.004	**0.510**	0.273	□0.135
MLSS	0.099	1	0.095	0.478	0.051	□0.418	□**0.612**	□0.212
$KOİ_{çıkış}$	**0.809**	0.095	1	□0.063	0.095	**0.661**	0.354	□0.022
Hidrofobisite	□0.175	0.478	□0.063	1	**0.687**	□0.205	□0.367	0.293
SMP_p	□0.004	0.051	0.095	**0.687**	1	0.307	0.014	**0.770**
SMP_c	**0.510**	□0.418	**0.661**	□0.205	0.307	1	**0.687**	**0.524**
EPS_p	0.273	□**0.612**	0.354	□0.367	0.014	**0.687**	1	0.310
EPS_c	□0.135	□0.212	□0.022	0.293	**0.770**	**0.524**	0.310	1

Çizelge 4.16.b. 1000 mg/L giriş KOİ konsantrasyonunda ölçülen rutin analizlerin Pearson korelasyon katsayıları

	ÇHİ	**MLSS**	**$KOİ_{çıkış}$**	**Hidrofobisite**	**SMP_p**	**SMP_c**	**EPS_p**	**EPS_c**
ÇHİ	1	□**0.526**	0.163	0.200	□0.087	□0.064	□0.069	0.172
MLSS	□**0.526**	1	□0.074	0.148	□0.028	□0.088	□0.312	0.058
$KOİ_{çıkış}$	0.163	□0.074	1	0.077	□0.329	0.019	□0.215	□0.290
Hidrofobisite	0.200	0.148	0.077	1	□0.068	□**0.510**	0.007	0.178
SMP_p	□0.087	□0.028	□0.329	□0.068	1	0.108	0.294	0.149
SMP_c	□0.064	□0.088	0.019	□**0.510**	0.108	1	□0.214	0.171
EPS_p	□0.069	□0.312	□0.215	0.007	0.294	□0.214	1	0.117
EPS_c	0.172	0.058	□0.290	0.178	0.149	0.171	0.117	1

Çizelge 4.16.c. 1500 mg/L giriş KOİ konsantrasyonunda ölçülen rutin analizlerin Pearson korelasyon katsayıları

	ÇHİ	**MLSS**	**$KOİ_{çıkış}$**	**Hidrofobisite**	**SMP_p**	**SMP_c**	**EPS_p**	**EPS_c**
ÇHİ	1	□0.085	□0.091	□0.021	0.209	0.079	0.220	0.281
MLSS	□0.085	1	0.114	0.072	0.254	0.116	□0.188	**□0.628**
$KOİ_{çıkış}$	□0.091	0.114	1	0.201	0.183	□0.144	□0.197	□0.365
Hidrofobisite	□0.021	0.072	0.201	1	□0.365	□0.194	0.204	0.040
SMP_p	0.209	0.254	0.183	□0.365	1	0.493	□0.168	□0.125
SMP_c	0.079	0.116	□0.144	□0.194	0.493	1	0.103	0.155
EPS_p	0.221	□0.188	□0.197	0.204	□0.168	0.106	1	0.409
EPS_c	0.281	**□0.628**	□0.365	0.040	□0.125	0.155	0.409	1

4.2.2. Farklı KOİ Konsantrasyonlarında İşletilen Batık MBR Sisteminin Performansının Membran Tipi ve Gözenek Boyutuna Göre Araştırılması

Çalışmanın bu aşamasında, pilot ölçekli sürekli aktif çamur sistemi, istenilen KOİ konsantrasyonunda dengeye geldikten sonra, herbirinde farklı membran tipi bulunan 4 adet membran modülü biyoreaktöre yerleştirilerek sistem, pilot ölçekli batık MBR olarak çalıştırılmıştır. Sürekli aktif çamur sisteminde, üç farklı giriş KOİ konsatrasyonunda (650, 1000, 1500 mg/L) ve sabit çamur yaşında (10 gün) denge şartlarına ulaşıldıktan sonra üzerinde dört faklı membran taşıyan düz tabakalı modüller havalandırma tankına daldırılmıştır. Deneyler, bölüm 4.1.2'de anlatıldığı gibi gerçekleştirilmiştir.

4.2.2.1. Batık MBR sisteminde membran tipi ve gözenek boyutunun akıya etkisi

650, 1000, 1500 mg/L giriş KOİ konsantrasyonu, sabit çamur yaşı (10 gün) ve 12 saatlik hidrolik kalış süresinde işletilen sürekli aktif çamur sisteminde MLSS değişimleri günlük olarak takip edilmiş ve MLSS değerleri sabitlendiği zaman, sistemin denge şartlarına ulaştığı kabul edilerek batık membran deneylerine başlanmıştır. Batık membran deneylerinde 1 gün boyunca akı toplanmıştır. Denge akılarının belirlenmesinde son 20 dakikada elde edilen akıların ortalaması alınmıştır. Çizelge 4.17'de membran tipi ve gözenek boyutuna göre elde edilen süzüntü hacimleri, başlangıç ve denge akıları verilmiştir. 650, 1000, 1500 mg/L giriş KOİ konsantrasyonlarında batık membran modüllerinden elde edilen akı□zaman grafikleri ise sırasıyla Şekil 4.46, 4.47 ve 4.48'de verilmiştir. Akı□zaman grafiklerinden görüldüğü gibi membranlar başlangıçta yüksek akı değerlerine sahip olup zamanın artmasıyla birlikte kirlenmeye bağlı olarak düşüş göstermişlerdir.

Çizelge 4.17. Başlangıç ve denge akılarının membran tipi ve gözenek boyutuna göre giriş KOİ konsantrasyonuna bağlı olarak değişimi

Çamur yaşı	KOİ=650 mg/L (MLSS=3138±186)			KOİ =1000 mg/L (MLSS=3700±102)			KOİ =1500 mg/L (MLSS=4619±158)		
Membran tipi	V_t^*	J_d^{**}	J_o^{***}	V_t^*	J_d^{**}	J_o^{***}	V_t^*	J_d^{**}	J_o^{***}
SA 0.45	1644	6	**1200**	1538	8	**622**	1210	5	194
PES 0.45	**1738**	**9**	501	**1813**	**10**	322	1278	5	181
ME 0.45	1583	8	519	1702	7	562	**1376**	**5**	**312**
PC 0.40	1171	7	222	1480	7	218	1342	5	256
SA 0.22	**1444**	**7**	**927**	1827	7	**726**	965	6	137
PES 0.22	1153	7	125	**2069**	**10**	489	**1279**	**8**	142
ME 0.22	1157	7	294	1948	8	634	1152	7	172
PC 0.22	1129	7	251	1759	8	383	1085	6	**176**
PES 0.10	**2895**	**18**	377	**1948**	**11**	**336**	1541	8	171
ME 0.10	2784	17	**423**	1930	11	324	1610	9	**237**
PC 0.10	1879	12	78	1637	9	257	**1971**	**10**	102

V_t^* **:** Toplam hacmi ifade etmekte olup 1. günün sonundaki değer verilmiştir.

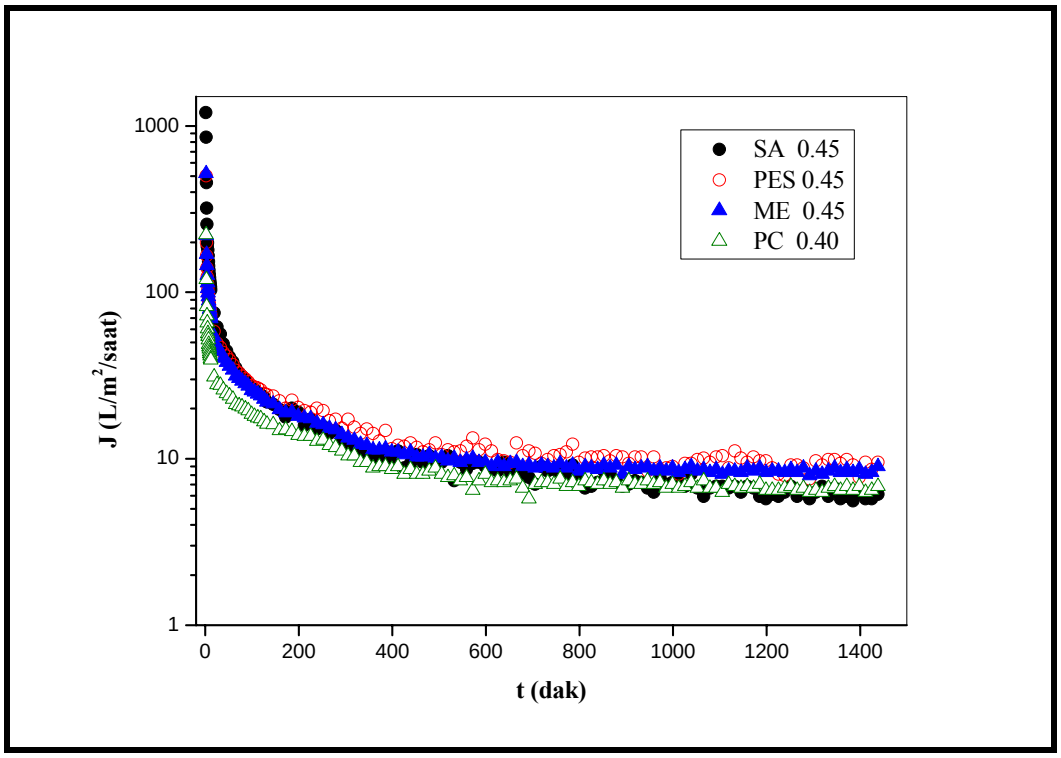
J_d^{**} **:** Denge akısını ifade etmekte olup son 20 dakikanın ortalaması alınmıştır.

J_o^{***}**:** Başlangıç akısını ifade etmekte olup birinci dakikanın değeri verilmiştir.

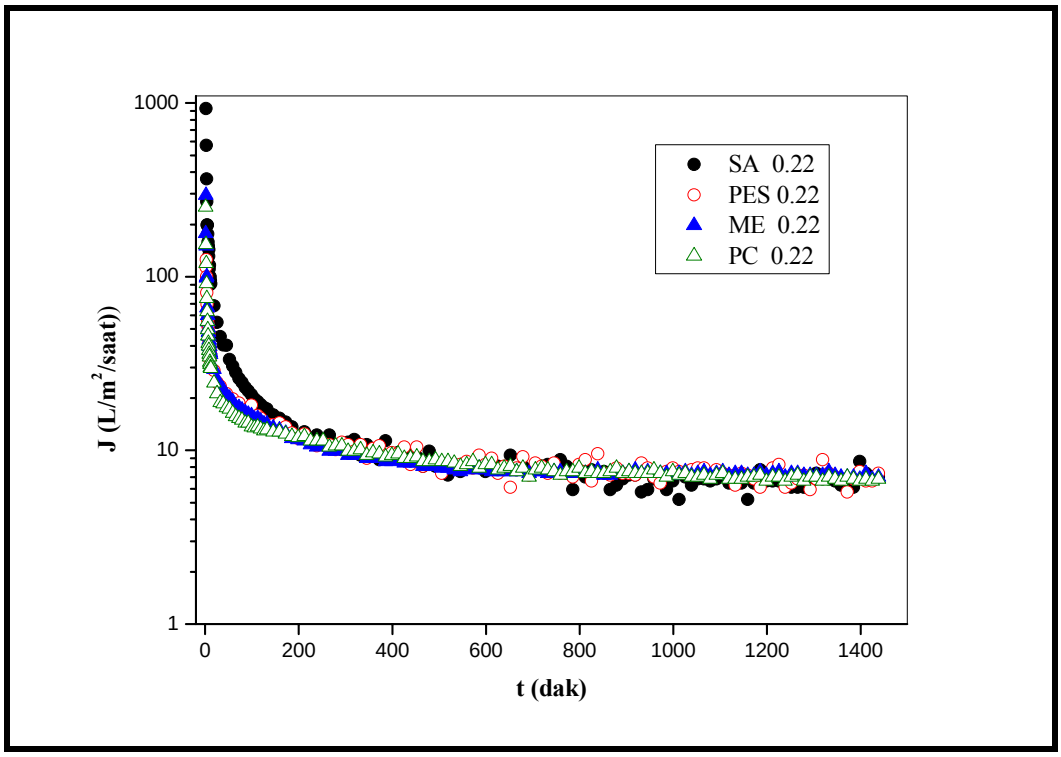
Çizelge 4.17'den görüldüğü gibi KOİ=650 mg/L'de, SA 0.45 membranın başlangıç akı (J_o) değerinin (1200 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek olduğu bulunmuştur. 0.45 μm membranların denge akılarına bakıldığı zaman PES 0.45'in en yüksek, SA 0.45'in ise en düşük denge akısına sahip olduğu bulunmuştur (Şekil 4.46.a). 0.22 μm gözenek boyutuna sahip membranlar karşılaştırıldığı zaman ise yine

SA 0.22 membranın ilk akı değeri (927 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. Filtrasyonun denge akıları ise dört membran için aynı bulunmuştur (Şekil 4.46.b). Çizelge 4.17'den görüldüğü gibi ME 0.10 membranın ilk akı değeri (423 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. PES 0.10'in denge akısı en yüksek buna karşılık PC 0.10'in en düşük çıktığı tespit edilmiştir (Şekil 4.46.c).

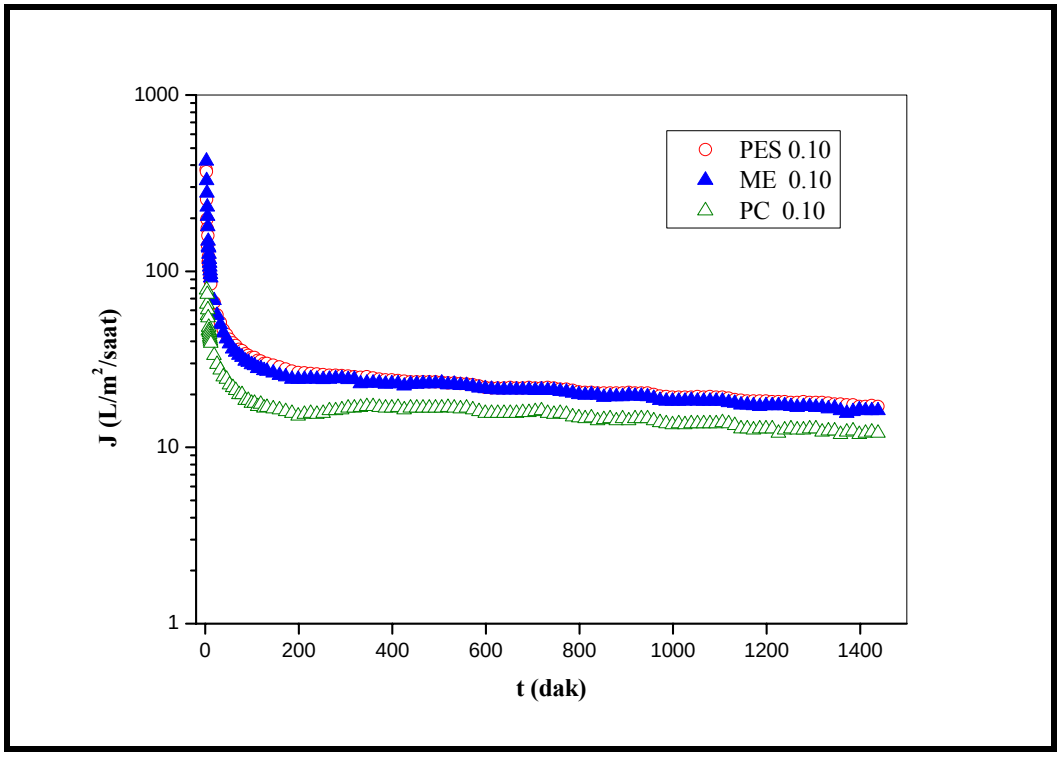
KOİ=650 mg/L'de işletilen batık MBR sisteminde membran tipinin hem denge akısı hem de başlangıç akıları üzerinde önemli bir etkiye sahip olduğu gözlenmiştir. Sonuç olarak, membran tipi karşılaştırıldığı zaman PES membranın, gözenek boyutu karşılaştırıldığında ise 0.10 µm'lik membranların hem denge akısı hem de toplanan süzüntü hacmi açısından daha iyi bir performans sergilediği görülmüştür. Bu sonuçlara göre PES membranların düşük KOİ'de çalıştırılan batık MBR sisteminde bu çalışma için en uygun membran malzemesi olduğu buna karşılık en verimsiz membran tipinin ise PC membranlar olduğu tespit edilmiştir.



(a)



(b)

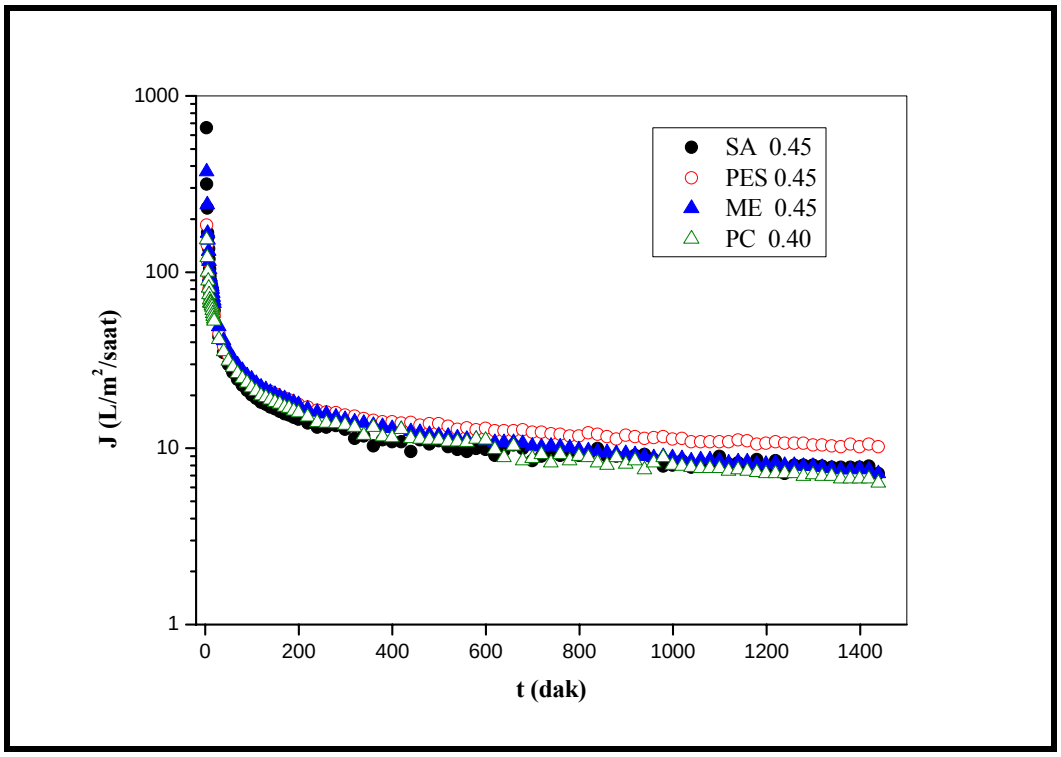


(c)

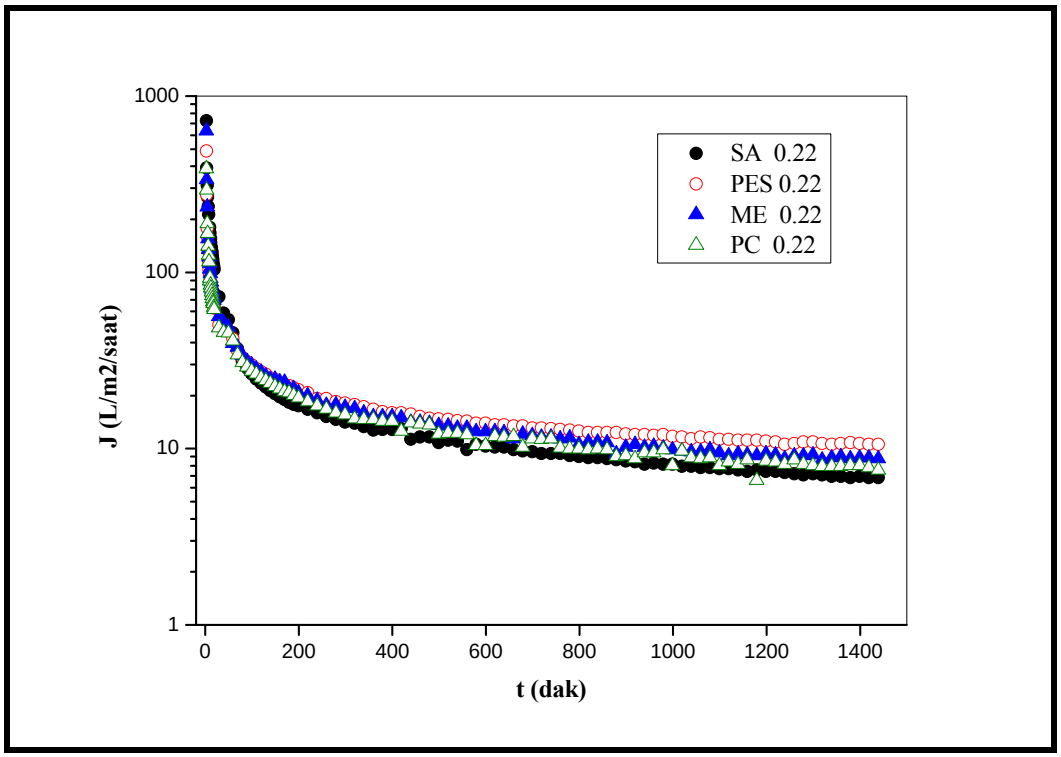
Şekil 4.46. Batık MBR sisteminde KOİ=650 mg/L için **(a)** 0.45 µm, **(b)** 0.22 µm, **(c)** 0.10 µm membranlara ait akı□zaman grafikleri

Çizelge 4.17'den görüldüğü gibi KOİ=1000 mg/L'de, SA 0.45 membranın başlangıç akı değerinin (622 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek olduğu bulunmuştur. 0.45 µm membranların denge akılarına bakıldığı zaman PES 0.45'in en yüksek, PC 0.40'ın ise en düşük denge akısına sahip olduğu bulunmuştur (Şekil 4.47.a). 0.22 µm gözenek boyutuna sahip membranlar karşılaştırıldığı zaman ise yine SA 0.22 membranın ilk akı değeri (726 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. 0.22 µm membranların denge akılarına bakıldığı zaman PES 0.22'in en yüksek, SA 0.22'nin ise en düşük denge akısına sahip olduğu bulunmuştur (Şekil 4.47.b). Çizelge 4.17'den görüldüğü gibi PES 0.10 membranın ilk akı değeri (336 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. 0.10 µm membranların denge akılarına bakıldığı zaman PES 0.10 ve ME 0.10'in en yüksek, PC 0.10'in ise en düşük denge akısına sahip olduğu bulunmuştur (Şekil 4.47.c).

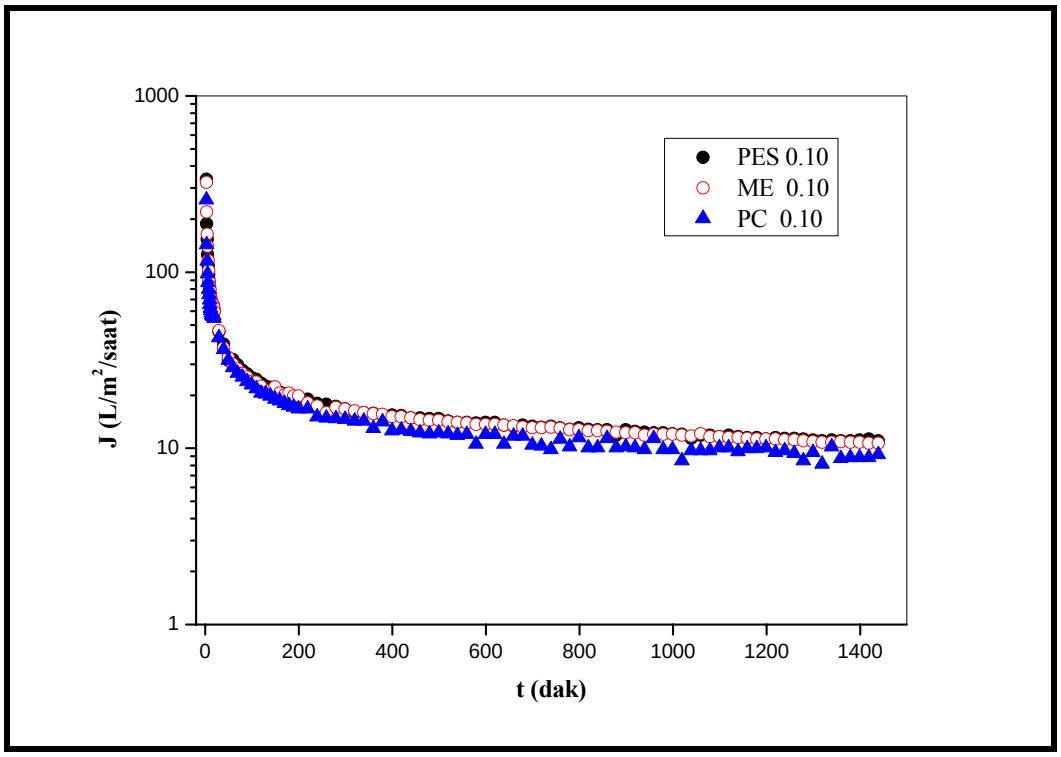
KOİ=1000 mg/L'de işletilen batık MBR sisteminde membran tipinin ve gözenek boyutunun denge akısı ve başlangıç akıları üzerinde önemli bir etkiye sahip olmadığı gözlenmiştir. Fakat 0.10 µm gözenek boyutuna sahip membranların denge akılarının 0.45 ve 0.22 µm gözenek boyutuna sahip membranlardan daha yüksek çıktığı görülmüştür. Buna göre gözenek boyutunun azalmasının denge akısı üzerinde pozitif bir etkiye sahip olduğu söylenebilir. Ayrıca, PES membranı her üç gözenek boyutunda en fazla süzüntü toplayan membran olmuştur. Sonuç olarak, membran tipi karşılaştırıldığı zaman PES membranın, gözenek boyutu karşılaştırıldığında ise 0.10 µm'lik membranların hem akı hem de toplanan süzüntü hacmi açısından daha iyi bir performans sergilediği görülmüştür. Buna karşılık 1000 mg/L giriş KOİ konsantrasyonunda yapılan deneylerde en verimsiz membran tipinin PC membranlar olduğu tespit edilmiştir.


1000
100
10
1
J (L/m2/saat)
0
200
400
600
800
1000
1200
1400
t (dak)
SA 0.45
PES 0.45
ME 0.45
PC 0.40

(a)


1000
100
10
1
J (L/m2/saat)
0
200
400
600
800
1000
1200
1400
t (dak)
SA 0.22
PES 0.22
ME 0.22
PC 0.22

(b)



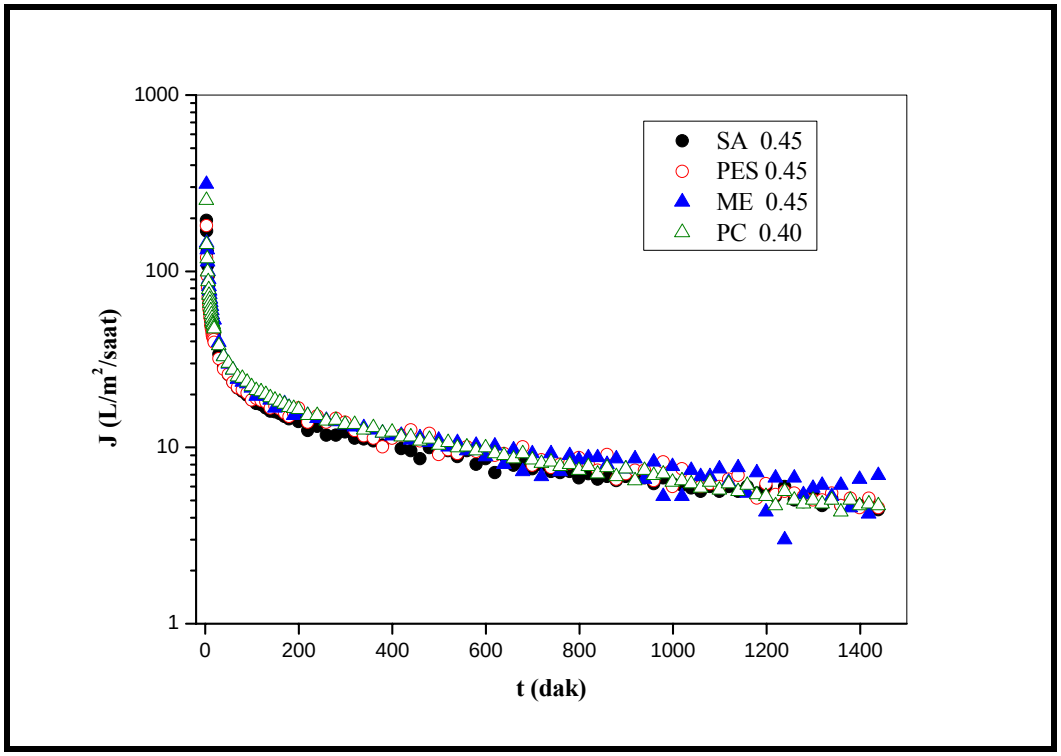
(c)

Şekil 4.47. Batık MBR sisteminde KOİ=1000 mg/L için **(a)** 0.45 µm, **(b)** 0.22 µm, **(c)** 0.10 µm membranlara ait akı□zaman grafikleri

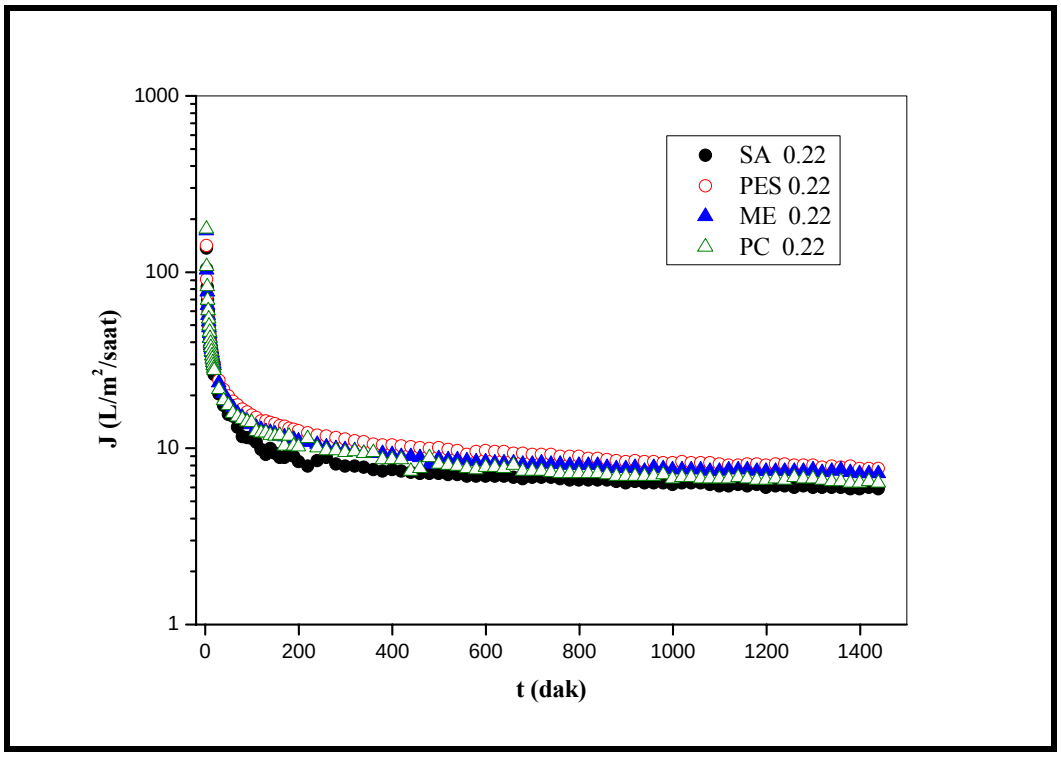
Çizelge 4.17'den görüldüğü gibi KOİ=1500 mg/L'de, ME 0.45 membranın ilk akı değerinin (312 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek olduğu bulunmuştur. Tüm membranların denge akıları aynı çıkmıştır (Şekil 4.48.a). 0.22 µm gözenek boyutuna sahip membranlar karşılaştırıldığı zaman ise PC 0.22 membranın ilk akı değeri (176 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. 0.22 µm membranların denge akılarına bakıldığı zaman PES 0.22'in en yüksek, SA 0.22 ve PC 0.22'nin ise en düşük denge akısına sahip olduğu bulunmuştur (Şekil 4.48.b). Çizelge 4.17'den görüldüğü gibi ME 0.10 membranın ilk akı değeri (237 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. 0.10 µm membranların denge akılarına bakıldığı zaman PC 0.10'in en yüksek, PES 0.10'in ise en düşük denge akısına sahip olduğu bulunmuştur (Şekil 4.48.c).

KOİ=1500 mg/L'de işletilen batık MBR siteminde membran tipinin ve gözenek boyutunun hem denge akısı üzerinde hem de başlangıç akıları için önemli bir etkiye sahip olduğu gözlenmiştir. Sonuç olarak, membran tipi karşılaştırıldığı zaman PES ve ME membranın, gözenek boyutu karşılaştırıldığında ise 0.10 µm'lik

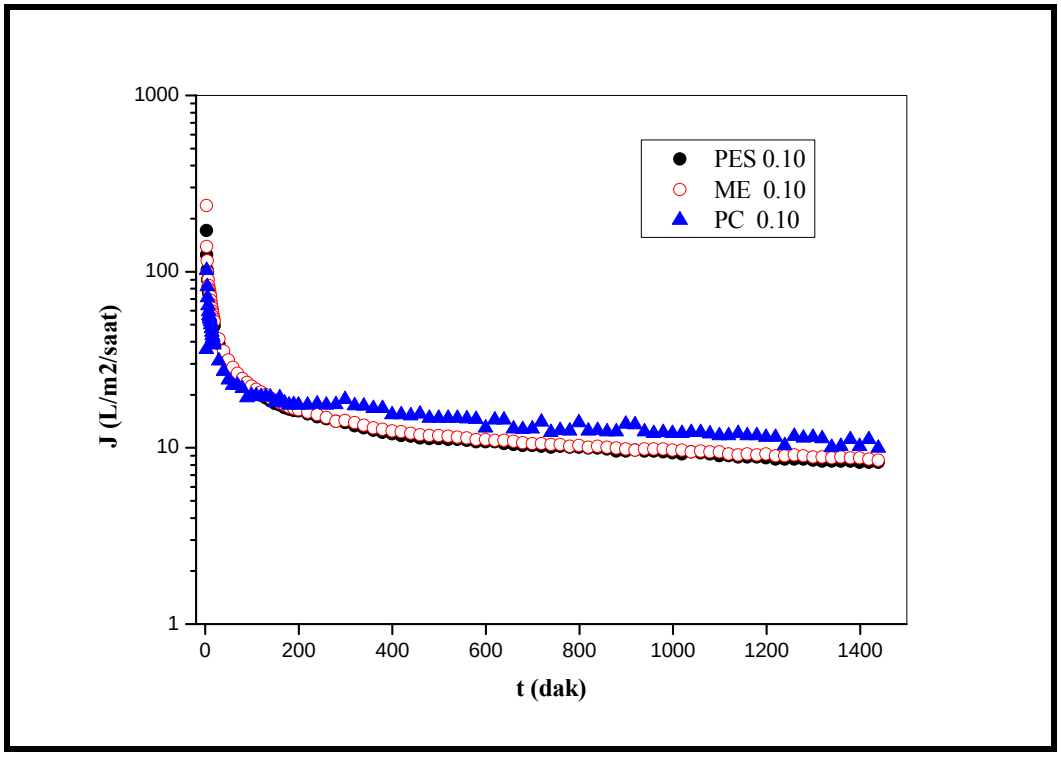
membranların hem akı hem de toplanan süzüntü hacmi açısından daha iyi bir performans sergilediği görülmüştür. Bu sonuçlara göre PES membranların yüksek KOİ şartlarında işletilen batık MBR sisteminde bu çalışma için en uygun membran malzemesi olduğu buna karşılık ME tipi membranların PES membrana yakın sonuçlar verdiği ve en verimsiz membran tipinin ise SA ve PC membranlar olduğu tespit edilmiştir.



(a)



(b)



(c)

Şekil 4.48. Batık MBR sisteminde KOİ=1500 mg/L için **(a)** 0.45 µm, **(b)** 0.22 µm, **(c)** 0.10 µm membranlara ait akı□zaman grafikleri

Elde edilen tüm sonuçlar dikkate alındığında, her üç giriş KOİ konsantrasyonu için en uygun membran tipinin PES ve ME membranlar olduğu görülmektedir. PC ve SA membranın ise hem denge akılarının düşük olması hem de toplanan süzüntü hacimlerinin diğer membranlara göre az olması nedeniyle batık MBR çalışmaları için uygun bir membran malzemesi olmadığı tespit edilmiştir. Elde edilen denge akısı sonuçlarına göre KOİ konsantrasyonunun ve dolayısıyla çözünmüş organik maddelerin membran tipi ve gözenek boyutu üzerinde direk bir etkiye sahip olduğu söylenebilir. KOİ konsantrasyonunun artması tüm membranların denge akılarının ve dolayısıyla elde edilen süzüntü hacimlerinin azalmasına neden olmuştur. Bunun nedenlerinden bir tanesi membranlar üzerinde biriken kek tabakasının porozitesinin giriş KOİ konsantrasyonu arttıkça azalması olabilir. Bir diğer nedeni ise membran üzerindeki kek tabakasının özellikle SMP_c ve EPS_c fraksiyonlarının KOİ konsantrasyonuna bağlı olarak artış göstermesi daha az akı elde edilmesine neden olmuş olabilir. Membranların gözenek boyutu dikkate alındığında ise her üç KOİ konsantrasyonu için 0.10 μm gözenek boyutunun batık MBR çalışması için uygun olduğu görülmüştür. Buna göre yüksek gözenek boyutuna sahip membranların biyoreaktördeki kolloidal veya çözünmüş organik kirleticilerden daha çok etkilendiği ve gözenek boyutunun azalmasıyla etkinin azaldığı söylenebilir.

Farklı KOİ konsantrasyonları ve farklı çamur yaşlarında elde edilen sonuçlar karşılaştırıldığında, çamur yaşı arttıkça filtrasyonun akısı artmış buna karşılık giriş KOİ konsantrasyonu arttıkça filtrasyon akısı azalmıştır. 1500 mg/L giriş KOİ konsantrasyonunda elde edilen MLSS değeri 30. çamur yaşında ölçülen MLSS değerlerinden düşük olmasına rağmen membranların daha çok kirlendiği görülmüştür. Her iki işletim şartlarında SMP_p ve EPS_p'nin değişimi ihmal edilebilir seviyede olduğu için bu farklılığın temel nedeninin SMP_c ve EPS_c'den kaynaklandığı söylenebilir.

4.2.2.2. Batık MBR sisteminde direnç verilerinin değerlendirilmesi

Batık MBR sisteminde üç farklı giriş KOİ konsantrasyonu için akı□zaman verilerinden hesaplanmış olan direnç değerleri Çizelge 4.18'de verilmiştir. Filtrasyonun toplam direnci, kek direnci ve gözenek direncinin çamur yaşına bağlı olarak değişimleri ise Şekil 4.49'da verilmiştir. Tüm deneyler boyunca toplam

dirençler 3.23–11.94×10^{12} m^{-1}, kek dirençleri 2.40–11.60×10^{12} m^{-1} ve gözenek dirençleri 0.04–1.32×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Membran direncinin diğer direnç türleriyle karşılaştırıldığı zaman toplam dirence katkısının sadece %0.4□2.7 aralığında olduğu görülmüştür. Bu nedenle, membranın doğal yapısından kaynaklanan membran direncinin, toplam direncin yanında ihmal edilebilir seviyelerde olduğu söylenebilir. Kek direncinin, toplam dirence katkısının %69.2□99.1 aralığında, gözenek direncinin katkısının ise %0.5□28.1 aralığında değiştiği bulunmuştur.

Çizelge 4.18. Filtrasyon dirençlerinin giriş KOİ konsantrasyonuna bağlı olarak hesaplanması

KOİ kons.	KOİ=650 mg/L (MLSS=3138±186)				KOİ=1000 mg/L (MLSS=3700±102)				KOİ=1500 mg/L (MLSS=4619±158)			
Membran tipi	**R_t ($\times10^{12}$)**	**R_m ($\times10^{10}$) (%)**	**R_p ($\times10^{12}$) (%)**	**R_c ($\times10^{12}$) (%)**	**R_t ($\times10^{12}$)**	**R_m ($\times10^{10}$) (%)**	**R_p ($\times10^{12}$) (%)**	**R_c ($\times10^{12}$) (%)**	**R_t ($\times10^{12}$)**	**R_m ($\times10^{10}$) (%)**	**R_p ($\times10^{12}$) (%)**	**R_c ($\times10^{12}$) (%)**
SA 0.45	9.44	5.06 (0.5)	1.10 (11.7)	8.28 (87.8)	7.35	5.06 (0.7)	0.05 (0.7)	7.25 (98.6)	11.76	5.06 (0.4)	0.11 (0.9)	11.6 (98.6)
PES 0.45	**6.34**	5.06 (0.8)	0.87 (13.7)	5.42 (85.5)	**5.52**	5.06 (0.9)	0.27 (4.9)	5.20 (94.2)	11.40	5.06 (0.4)	0.05 (0.5)	11.3 (99.1)
ME 0.45	6.83	6.38 (0.9)	0.73 (10.8)	6.03 (88.3)	7.49	6.38 (0.8)	0.17 (2.2)	7.26 (96.9)	**9.96**	6.38 (0.6)	0.28 (2.8)	9.62 (96.6)
PC 0.40	8.74	5.39 (0.6)	1.26 (14.5)	7.42 (84.9)	8.42	5.39 (0.6)	0.34 (4.1)	8.02 (95.3)	11.94	5.39 (0.4)	0.53 (4.5)	11.35 (95.1)
SA 0.22	8.48	7.52 (0.9)	0.31 (3.6)	8.09 (95.5)	8.20	7.52 (0.9)	0.04 (0.5)	8.08 (98.6)	9.62	7.52 (0.8)	0.05 (0.5)	9.49 (98.7)
PES 0.22	8.35	14.4 (1.7)	0.80 (9.6)	7.41 (88.7)	**5.39**	14.4 (2.7)	0.11 (2.0)	5.13 (95.3)	**7.30**	14.4 (2.0)	0.21 (2.9)	6.95 (95.1)
ME 0.22	**8.05**	6.71 (0.9)	0.65 (8.0)	7.34 (91.1)	6.46	6.71 (1.0)	0.16 (2.5)	6.23 (96.4)	7.81	6.71 (0.8)	0.43 (5.5)	7.31 (93.6)
PC 0.22	8.41	8.59 (1.1)	1.32 (15.7)	7.00 (83.2)	7.18	8.59 (1.2)	0.17 (2.4)	6.92 (96.4)	8.80	8.59 (1.0)	0.47 (5.4)	8.24 (93.7)
PES 0.10	**3.23**	7.25 (2.2)	0.45 (13.8)	2.72 (84.0)	**5.15**	7.25 (1.4)	0.18 (3.6)	4.89 (95.0)	6.82	7.25 (1.1)	0.38 (5.5)	6.37 (93.4)
ME 0.10	3.47	9.42 (2.7)	0.97 (28.1)	2.40 (69.2)	5.29	9.42 (1.8)	0.42 (8.0)	4.77 (90.3)	6.52	9.42 (1.4)	0.73 (11.3)	5.69 (87.3)
PC 0.10	4.65	7.02 (1.5)	1.28 (27.4)	3.31 (71.1)	6.33	7.02 (1.1)	0.68 (10.7)	5.58 (88.2)	**5.33**	7.02 (1.3)	0.98 (18.4)	4.28 (80.3)

KOİ=650 mg/L'de işletilen batık MBR sisteminde 0.45 μm membranların toplam direnci 6.34–9.44×10^{12} m^{-1}, kek direnci 5.42–8.28×10^{12} m^{-1} ve gözenek direnci 0.73–1.26×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Toplam dirençleri büyükten küçüğe doğru SA 0.45 > PC 0.40 > ME 0.45 > PES 0.45 olarak sıralanmıştır. Kek dirençleri SA 0.45 > PC 0.40 > ME 0.45 > PES 0.45 olarak sıralanmış, buna karşılık gözenek dirençleri ise PC 0.40 > SA 0.45 > PES 0.45 > ME 0.45 olarak dağılım göstermiştir. 0.22 μm membranlar için toplam direnç 8.05–8.48×10^{12} m^{-1}, kek direnci 7.00–8.09×10^{12} m^{-1} ve gözenek direnci ise 0.31–1.32×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Toplam dirençleri büyükten küçüğe doğru SA 0.22 > PC 0.22 > PES 0.22 > ME 0.22 olarak sıralanmıştır. Kek dirençleri SA 0.22 > PES 0.22 > ME 0.22 > PC 0.22 olarak sıralanmış olup gözenek dirençleri ise PC 0.22 > PES 0.22 > ME 0.22 > SA 0.22 olarak dağılım göstermiştir. 0.10 μm membranlarda ise toplam direncin 3.23–4.65×10^{12} m^{-1}, kek direncinin 2.40–3.31×10^{12} m^{-1}, gözenek direncinin ise 0.45–1.28×10^{12} m^{-1} aralığında değişim gösterdiği tespit edimiştir. Toplam dirençleri büyükten küçüğe doğru PC 0.10 > ME 0.10 > PES 0.10 olarak sıralanmıştır. Kek dirençleri PC 0.10 > PES 0.10 > ME 0.10 ve gözenek dirençleri PC 0.10 > ME 0.10 > PES 0.10 olarak sıralanmıştır (Çizelge 4.18).

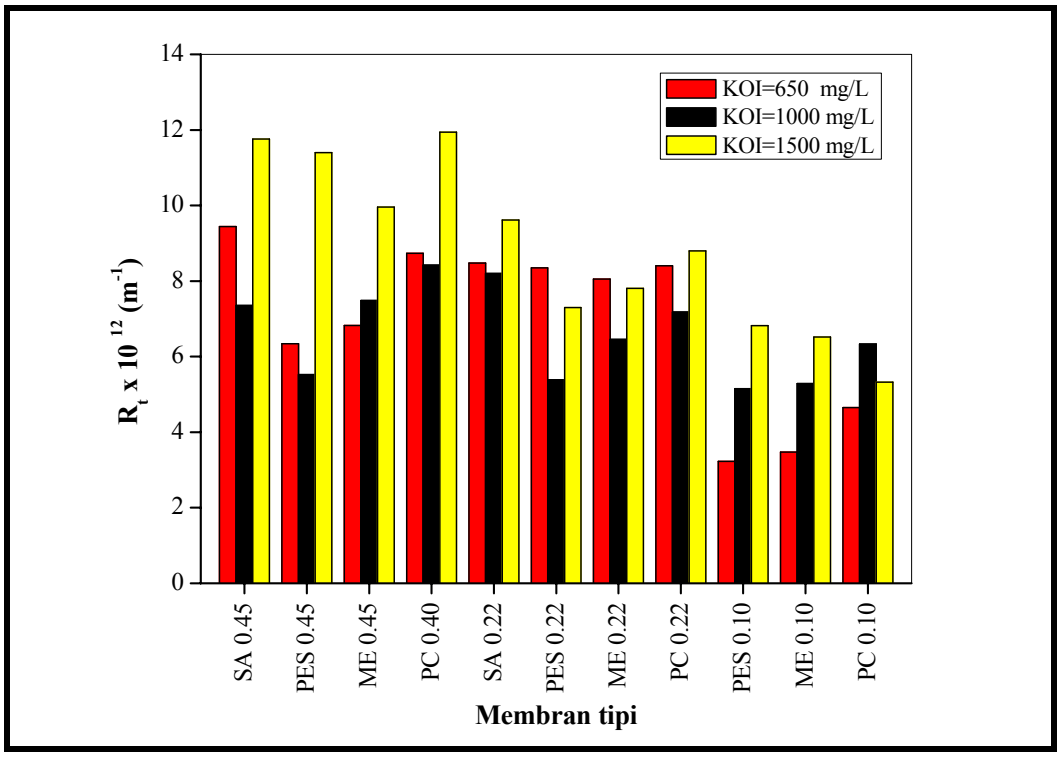
KOİ=1000 mg/L'de işletilen batık MBR sisteminde 0.45 μm membranların toplam direnci 5.55–8.42×10^{12} m^{-1}, kek direnci 5.20–8.02×10^{12} m^{-1} ve gözenek direnci ise 0.05–0.34×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Toplam dirençleri büyükten küçüğe doğru PC 0.40 > ME 0.45 > SA 0.45 > PES 0.45 olarak sıralanmıştır. Kek dirençleri PC 0.40 > ME 0.45 > SA 0.45 > PES 0.45 olarak sıralanmış, buna karşılık gözenek dirençleri ise PC 0.40 > PES 0.45 > ME 0.45 > SA 0.45 olarak dağılım göstermiştir. 0.22 μm membranlar için toplam direnç 5.39–8.20×10^{12} m^{-1}, kek direnci 5.13–8.08×10^{12} m^{-1} ve gözenek direnci ise 0.04–0.17×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Toplam dirençleri büyükten küçüğe doğru SA 0.22 > PC 0.22 > ME 0.22 > PES 0.22 olarak sıralanmıştır. Kek dirençleri SA 0.22 > PC 0.22 > ME 0.22 > PES 0.22 olarak sıralanmış olup gözenek dirençleri PC 0.22 > ME 0.22 > PES 0.22 > SA 0.22 olarak dağılım göstermiştir. 0.10 μm membranlarda ise toplam dirençlerin 5.15–6.33×10^{12} m^{-1} aralığında, kek dirençlerinin 4.77–5.58×10^{12} m^{-1} aralığında, gözenek dirençlerinin 0.18–0.68×10^{12} m^{-1} aralığında değişim gösterdiği görülmüştür. Toplam dirençleri büyükten küçüğe doğru PC 0.10 > ME 0.10 > PES

0.10 olarak sıralanmıştır. Kek dirençleri PC 0.10 > PES 0.10 > ME 0.10 ve gözenek dirençleri PC 0.10 > ME 0.10 > PES 0.10'dir (Çizelge 4.18).

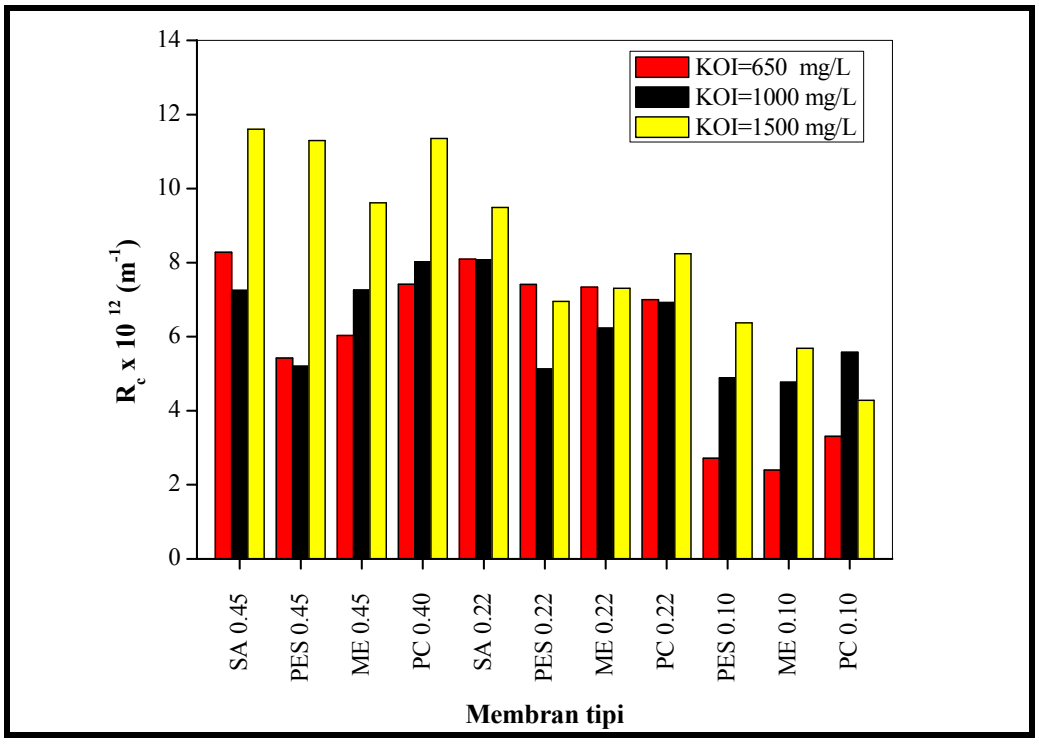
KOİ=1500 mg/L'de işletilen batık MBR sisteminde 0.45 μm membranların toplam direnci 9.96–11.94×10^{12} m^{-1}, kek direnci 9.62–11.60×10^{12} m^{-1} ve gözenek direnci 0.05–0.53×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Toplam dirençleri büyükten küçüğe doğru PC 0.40 > SA 0.45 > PES 0.45 > ME 0.45 olarak sıralanmıştır. Kek dirençleri SA 0.45 > PC 0.40 > PES 0.45 > ME 0.45 olarak sıralanmış, buna karşılık gözenek dirençleri ise PC 0.40 > ME 0.45 > SA 0.45 > PES 0.45 olarak dağılım göstermiştir. 0.22 μm membranlar için toplam direnç 7.30–9.62×10^{12} m^{-1}, kek direnci 6.95–9.49×10^{12} m^{-1} ve gözenek direnci ise 0.05–0.47×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Toplam dirençleri büyükten küçüğe doğru SA 0.22 > PC 0.22 > ME 0.22 > PES 0.22 olarak sıralanmıştır. Kek dirençleri SA 0.22 > PC 0.22 > ME 0.22 > PES 0.22 olarak sıralanmış olup gözenek dirençleri ise PC 0.22 > ME 0.22 > PES 0.22 > SA 0.22 olarak dağılım göstermiştir. 0.10 μm membranlarda ise toplam direncin 5.33–6.82×10^{12} m^{-1}, kek direncinin 4.28–6.37×10^{12} m^{-1}, gözenek direncinin ise 0.38–0.98×10^{12} m^{-1} aralığında değişim gösterdiği görülmüştür. Toplam dirençleri büyükten küçüğe doğru PES 0.10 > ME 0.10 > PC 0.10 olarak sıralanmıştır. Kek dirençleri PES 0.10 > ME 0.10 > PC 0.10 ve gözenek dirençleri PC 0.10 > ME 0.10 > PES 0.10 olarak sıralanmıştır (Çizelge 4.18).

Çizelge 4.18'den görüldüğü gibi tüm membranlarda kek dirençlerinin diğer dirençlere göre daha yüksek çıkmasından dolayı kek direncinin, akı azalmasını kontrol eden mekanizma olduğu söylenebilir. Şekil 4.49'dan görüldüğü gibi giriş KOİ konsantrasyonunun arttıkça gözenek direncinin azaldığı toplam direncin ve kek direncinin ise arttığı görülmüştür. Toplam direncin artması ile birlikte membranlardan elde edilen süzüntü hacmi de azalmıştır. Giriş KOİ konsantrasyonunun artmasıyla dirençlerin de artmasının nedeni, yüksek KOİ konsantrasyonunda mikroorganizmalar tarafından salgılanan SMP_c ve EPS_c miktarlarının artmış olmasından kaynaklanmış olabilir. Toplanan süzüntü hacminin azalması ise membran yüzeyinde biriken kek tabakasının gözeneklerinin daha az boşluklu bir yapıya sahip olmasından ve giriş KOİ konsantrasyonu arttıkça kekin porozitesinin de azalmış olabileceğinden kaynaklanmış olabilir. Çizelge 4.18'den membran tipi ve gözenek boyutunun dirençler üzerinde önemli bir etkiye sahip

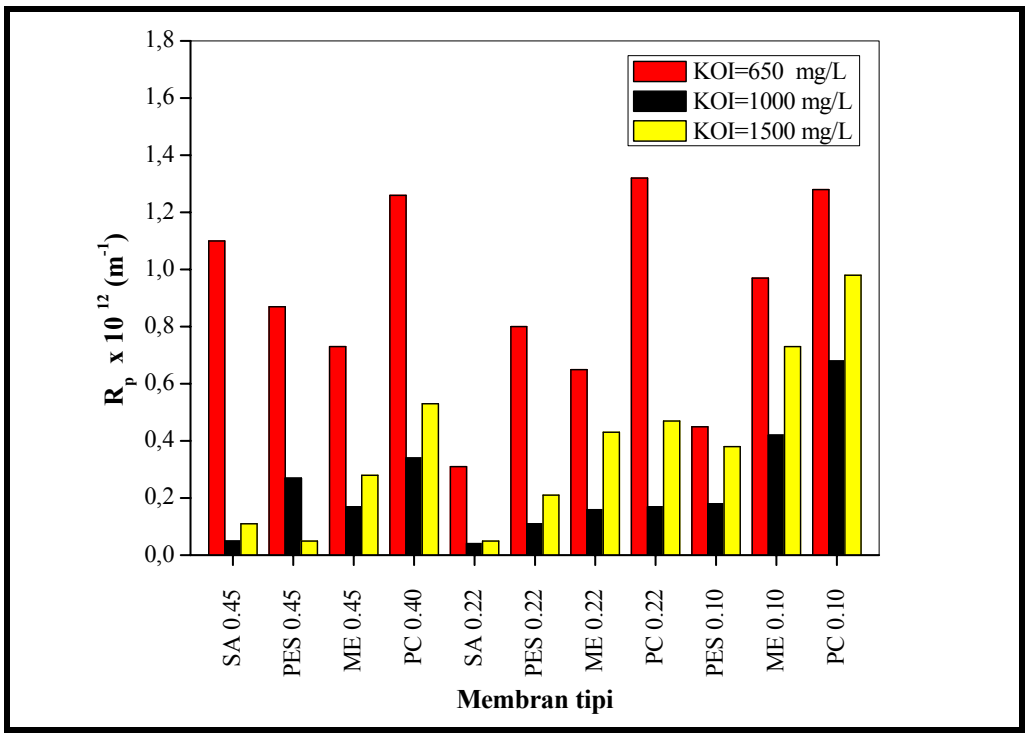
olduğu görülmüştür. PES ve ME membranların toplam dirençleri ve kek dirençlerinin her üç giriş KOİ konsantrasyonu içinde en az olduğu ve SA ve PC membranın ise toplam dirençlerinin genellikle en yüksek olduğu bulunmuştur. Bunun nedeni, membranların doğal yapısından kaynaklanan pürüzlülüklerinin farklı olmasıdır. Daha pürüzlü yüzeye sahip olan membranların (PES ve ME gibi) toplam direncinin daha düşük ve pürüzlülüğü az olan membranların (PC gibi) toplam direncinin daha yüksek olduğu görülmüştür. Ayrıca gözenek boyutunun azaldıkça toplam direncin de genellikle azaldığı tespit edilmiştir. PC membranın toplam direncinin yüksek olmasının nedeni diğer membranlara kıyasla daha hidrofobik bir yapıya sahip olmasından (temas açısı 55°) ve protein gibi hidrofob kirleticileri membran yüzeyinde daha çok biriktirmesinden dolayı olabilir. Buna göre, düşük, orta ve yüksek KOİ konsantrasyonlarında işletilen batık MBR sisteminde PES ve ME membranların denge akısının yüksek olması, daha fazla süzüntü hacmi elde edilmesi ve düşük toplam dirence (R_t) sahip olması nedeniyle bu çalışma için uygun bir malzeme olduğu tespit edilmiştir. Buna karşılık, SA ve PC membranların denge akısının düşük olması, daha az süzüntü hacmi elde edilmesi ve yüksek toplam dirence (R_t) sahip olması nedeniyle batık MBR sistemleri için uygun bir malzeme olmadığı tespit edilmiştir.



(a)



(b)



(c)

Şekil 4.49. Batık MBR sisteminde **(a)** toplam direncin (R_t), **(b)** kek direncinin (R_c) ve **(c)** gözenek direncinin (R_p) giriş KOİ konsantrasyonuna bağlı olarak değişimi

Çalışma kapsamında, membran yüzeylerinde biriken kek tabakasındaki taneciklerin yığılma şekli ve porozitesinin çözünmüş organik maddelerle değişimi hakkında yorum yapabilmek amacıyla her filtrasyona ait spesifik kek dirençleri hesaplanmıştır. Çizelge 4.19'da farklı giriş KOİ konsantrasyonlarında işletilen batık MBR sisteminde filtrasyon sonucunda elde edilen spesifik kek dirençlerinin sonuçları verilmiştir. Çizelge 4.19'dan görüldüğü gibi giriş KOİ konsantrasyonu arttıkça membranların denge akıları (J_d) 0.10 μm membranlar hariç aynı kalmış, buna karşılık spesifik kek direnci (α) ve modifiye kirlenme indeksi (MFI) 0.45 μm ve 0.22 μm membranlar için azalmış, 0.10 μm membranlar için artış göstermiştir. Ayrıca α ve MFI değerleri en düşük olan PES membranın her üç giriş KOİ konsantrasyonunda diğer membranlara göre daha iyi performans sergiledikleri görülmüştür. Sonuçlardan giriş KOİ konsantrasyonu arttıkça membranlar üzerinde oluşan kek tabakasının birbirine oldukça yakın özellikler sergilediği söylenebilir.

Çizelge 4.19. Üç farklı giriş KOİ konsantrasyonunda batık MBR sisteminde elde edilen filtrasyonun spesifik kek dirençleri

Membran tipi	KOİ=650 mg/L			KOİ=1000 mg/L			KOİ=1500 mg/L		
	J_d (L/m^2/saat)	α (×10^{12}) (m/kg)	MFI (×10^5) (s/m^2)	J_d (L/m^2/saat)	α (×10^{12}) (m/kg)	MFI (×10^5) (s/m^2)	J_d (L/m^2/saat)	α (×10^{12}) (m/kg)	MFI (×10^5) (s/m^2)
SA 0.45	6	11.4	10.0	8	8.06	8.00	5	8.08	10.0
PES 0.45	**9**	**7.23**	**6.34**	**10**	**4.26**	**4.22**	**5**	**8.08**	**10.0**
ME 0.45	8	8.82	7.74	7	7.09	7.02	5	8.08	10.0
PC 0.40	7	11.4	10.0	7	8.61	8.54	5	8.08	10.0
SA 0.22	7	11.4	10.0	7	8.27	8.20	6	7.58	9.38
PES 0.22	7	9.42	8.27	**10**	**4.62**	**4.58**	**8**	**4.43**	**5.48**
ME 0.22	**7**	**9.15**	**8.03**	8	5.83	5.78	7	4.89	6.05
PC 0.22	7	9.76	8.56	8	6.97	6.91	6	6.76	8.37
PES 0.10	**18**	**1.40**	**1.22**	**11**	**3.81**	**3.77**	8	4.92	6.09
ME 0.10	17	1.52	1.33	11	3.96	3.93	9	4.70	5.81
PC 0.10	12	1.76	1.55	9	5.62	5.58	**10**	**2.44**	**3.02**

Ayrıca çalışmamızda α'nın gözenek direnci (R_p) ve membran üzerinde biriken biyofilmin SMP_t içeriğiyle olan etkileşimi giriş KOİ konsantrasyonuna bağlı olarak araştırılmış ve birbirlerine bağlı oldukları bulunmuştur. Spesifik kek direnci (α), denge akısı (J_d) ve spesifik kek direnci/gözenek direnci/SMP_t ($\alpha/R_p/SMP_t$) arasındaki etkileşimlerin Pearson korelasyon katsayıları Çizelge 4.20'de gösterilmiştir. Buna göre her üç giriş KOİ konsantrasyonunda J_d ile α ve $\alpha/R_p/SMP_t$ arasında negatif yönde bir korelasyon olduğu tespit edilmiştir. Çizelge 4.20'den görüldüğü gibi 650, 1000 ve 1500 mg/L giriş KOİ konsantrasyonlarında denge akısı artınca spesifik kek direnci ve $\alpha/R_p/SMP_t$'ye bağlı olan dirençler azalmıştır. Ayrıca α'nın artmasıyla $\alpha/R_p/SMP_t$ direnci artarak membran kirlenmesinde çözünmüş organik maddelerin önemli bir rol oynadığı görülmüştür. Buna göre PES membranın denge akısının en yüksek çıkmasının nedenlerinden biriside bu membranlar üzerinde biriken kek tabakasının SMP_t içerikleri, gözenek dirençleri ve spesifik kek dirençleri arasındaki ilişkinin en düşük olmasındandır. Sonuçlardan görüldüğü üzere membran kirlenmesi oldukça kompleks bir konu olup bir çok faktörden etkilenmektedir.

Çizelge 4.20. Batık MBR sisteminde elde edilen filtrasyonun J_d, α, ve $\alpha \times R_p \times SMP_t$ arasındaki ilişkinin Pearson korelasyon katsayıları

Parametre	**KOİ=650 mg/L**			**KOİ=1000 mg/L**			**KOİ=1500 mg/L**		
	J_d	**α**	**□***	**J_d**	**α**	**□***	**J_d**	**α**	**□***
J_d	1	□0.93	□0.63	1	□0.93	0.11	1	□0.97	0.43
α	□0.93	1	0.71	□0.93	1	0.08	□0.97	1	□0.53
□*	□0.63	0.71	1	0.11	0.08	1	0.43	□0.53	1

□* : α, R_p ve SMP_t'nin bir fonksiyonu olarak tanımlanmış olup $\alpha \times R_p \times SMP_t$ arasındaki iç etkileşimleri göstermektedir.

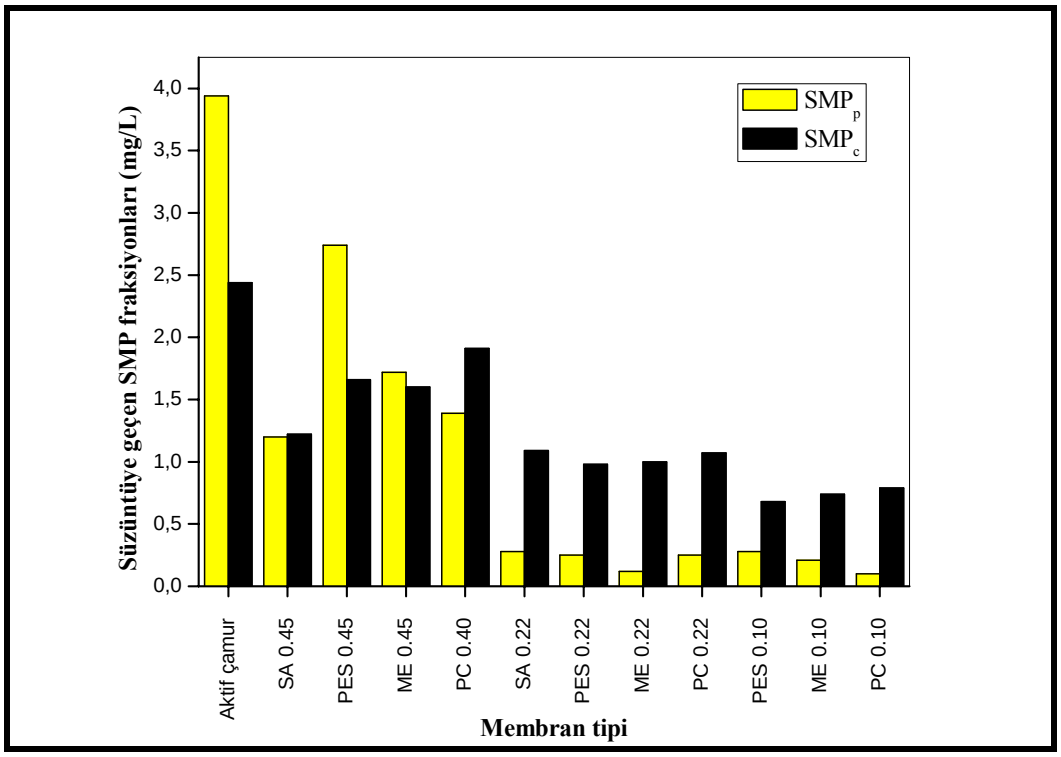
4.2.2.3. Batık MBR sisteminde membran tipi ve gözenek boyutunun süzüntü ve kek tabakasındaki SMP/EPS'ye etkisi

Farklı giriş KOİ konsantrasyonlarında membranların tıkanmasına neden olan temel faktörü bulabilmek amacıyla batık MBR'den elde edilen süzüntülerin ve membranlar üzerinde biriken biyofilmlerin SMP ve EPS protein ve karbonhidrat fraksiyonları incelenmiştir. Şekil 4.50 ve 4.51'de sırasıyla KOİ=650 mg/L'de işletilen batık membranların çıkışından elde edilen süzüntülerin SMP fraksiyonları ve KOİ değerleri gösterilmiştir. Şekil 4.52'de membran üzerinde biriken biyofilmlerin EPS ve SMP fraksiyonları, Şekil 4.53'te ise protein ve karbonhidrat (P/C) oranları verilmiştir. Ayrıca Çizelge 4.21'de membranlar tarafından tutulan SMP fraksiyonlarının yüzdeleri gösterilmiştir. 0.45 µm membranlar kendi aralarında karşılaştırıldığında, süzüntüye en az protein ve karbonhidrat geçiren membranın SA 0.45 olduğu görülmüştür. 0.22 µm membranlarda ME 0.22'nin ve 0.10 µm membranlarda ise PC 0.10'in süzüntüye en az protein ve karbonhidrat geçiren membran oldukları tespit edilmiştir (Şekil 4.50). Elde edilen sonuçlara göre düşük KOİ konsantrasyonunda (650 mg/L) işletilen batık MBR sisteminde süzüntüye geçen SMP fraksiyonlarının membran tipi ve gözenek boyutundan etkilendiği ve gözenek boyutu azaldıkça membranların SMP fraksiyonlarını tutma verimlerinin arttığı görülmüştür (Çizelge 4.21). 0.45 µm membranlardan süzüntüye geçen SMP fraksiyonları 0.22 µm ve 0.10 µm membranlara göre daha fazla olduğu buna karşılık 0.22 µm ve 0.10 µm membranların süzüntüye yaklaşık olarak aynı oranda SMP geçirdikleri tespit edilmiştir. Şekil 4.51'den görüldüğü gibi gözenek boyutu azaldıkça süzüntüye geçen çözünmüş KOİ'de azalmıştır.

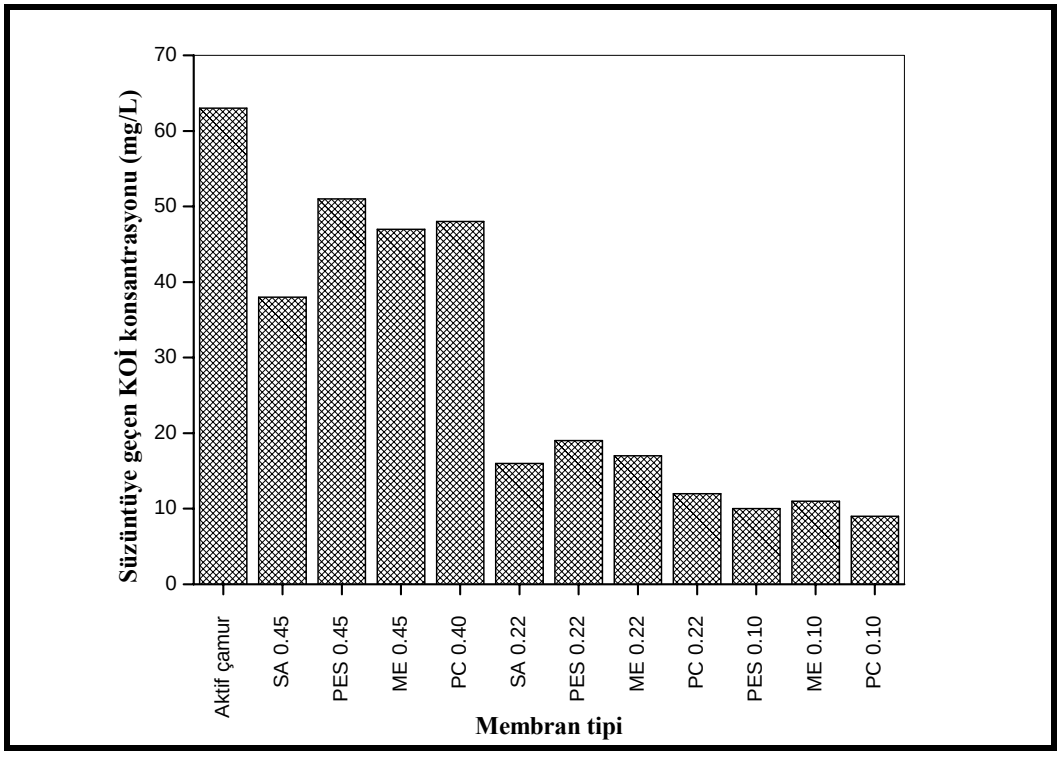
Şekil 4.52'de membranlar üzerinde biriken kek tabakasında yapılan protein ve karbonhidrat analizlerinin sonuçları gösterilmiştir. Buna göre 0.45 µm membranlar, üzerlerinde biriken kek tabakasının SMP içerikleri açısından karşılaştırıldıkları zaman, SMP içeriğinin PC 0.40 membranında en yüksek ve PES 0.45 membranında en düşük olduğu bulunmuştur. Ayrıca PC 0.40'ın karbonhidrat ve protein fraksiyonları en yüksek, PES 0.45'in ise en düşüktür. 0.45 µm membranların üzerinde biriken kek tabakasının protein ve karbonhidrat miktarları birbirine oldukça

yakın çıkmıştır (PC 0.40 hariç). 0.22 µm membranlar kendi aralarında kıyaslandığında ise kek tabakasının SMP içeriği en yüksek ME 0.22, en düşük ise PC 0.22 membranıdır. 0.22 µm membranların SMP içeriklerinin karbonhidratı proteinden daha yüksek çıkmıştır. 0.22 µm membranların üzerinde biriken kek tabakasının protein miktarı hemen hemen birbirine yakın bulunurken karbonhidrat miktarları önemli değişiklikler göstermiştir. 0.10 µm membranlar kıyaslandığında ise kek tabakasının SMP içeriği en yüksek PES 0.10, en düşük ise PC 0.10 membranıdır. 0.10 µm membranların üzerinde biriken kek tabakasının karbonhidrat miktarı hemen hemen birbirine yakınken protein miktarları önemli değişiklikler göstermiş ve daha yüksek olduğu görülmüştür.

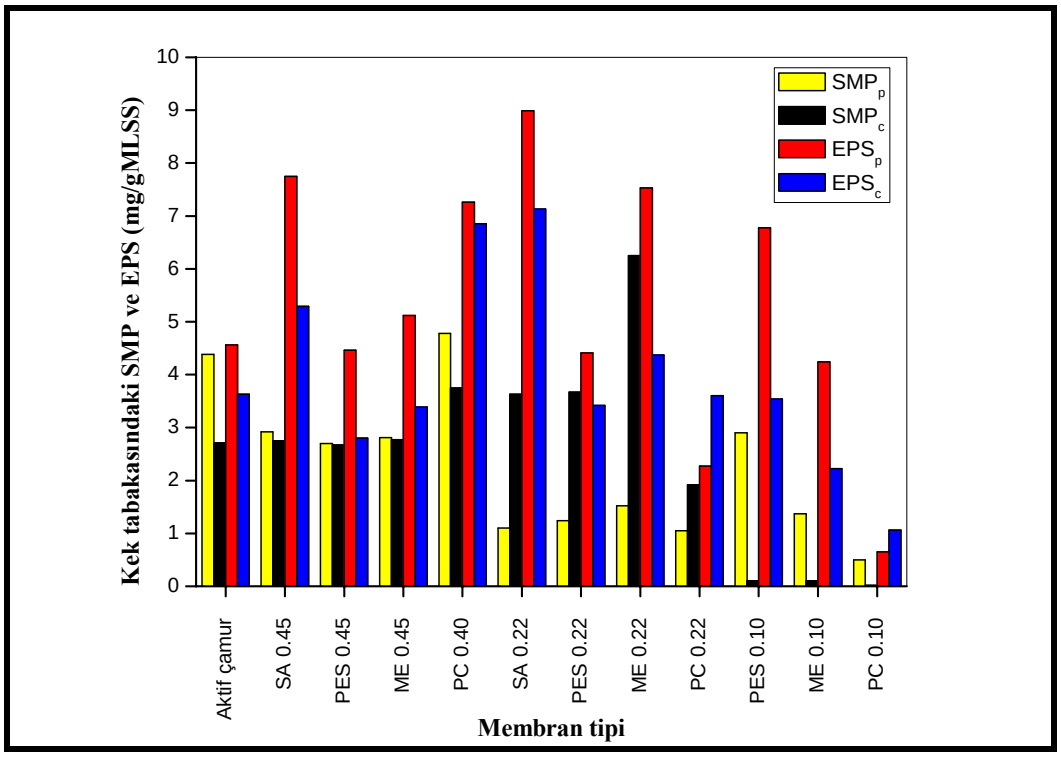
0.45 µm membranlar üzerinde biriken kek tabakası EPS fraksiyonları açısından kıyaslandığında, EPS içeriği en yüksek PC 0.40, en düşük ise PES 0.45 membranıdır. Ayrıca PC 0.40'ın karbonhidrat ve protein fraksiyonları en yüksek, PES 0.45'in ise en düşüktür. 0.45 µm membranların üzerinde biriken kek tabakasının protein ve karbonhidrat miktarları birbirinden farklı çıkmıştır. 0.22 µm membranlar kıyaslandığında ise kek tabakasının EPS içeriği en yüksek SA 0.22, en düşük ise PC 0.22 membranıdır. 0.10 µm membranlarda ise kek tabakasının EPS içeriği en yüksek PES 0.10, en düşük ise PC 0.10 membranıdır. Şekil 4.52'den görüldüğü gibi, tüm membranların yüzeyinde biriken kek tabakasının EPS içeriğinin proteini karbonhidrattan daha yüksek çıkmıştır (PC 0.22 ve PC 0.10 hariç). Şekil 4.53'ten görüldüğü gibi süzüntüde en yüksek P/C oranına sahip membran PES 0.45 iken PC 0.10 en düşük orana sahiptir. Kek tabakası SMP içeriğinin P/C oranı en yüksek PC 0.10, en düşük ise ME 0.22'dir. Kek tabakasının EPS içeriğinin P/C oranı en yüksek ise ME 0.10, en düşüğü PC 0.10'dir.



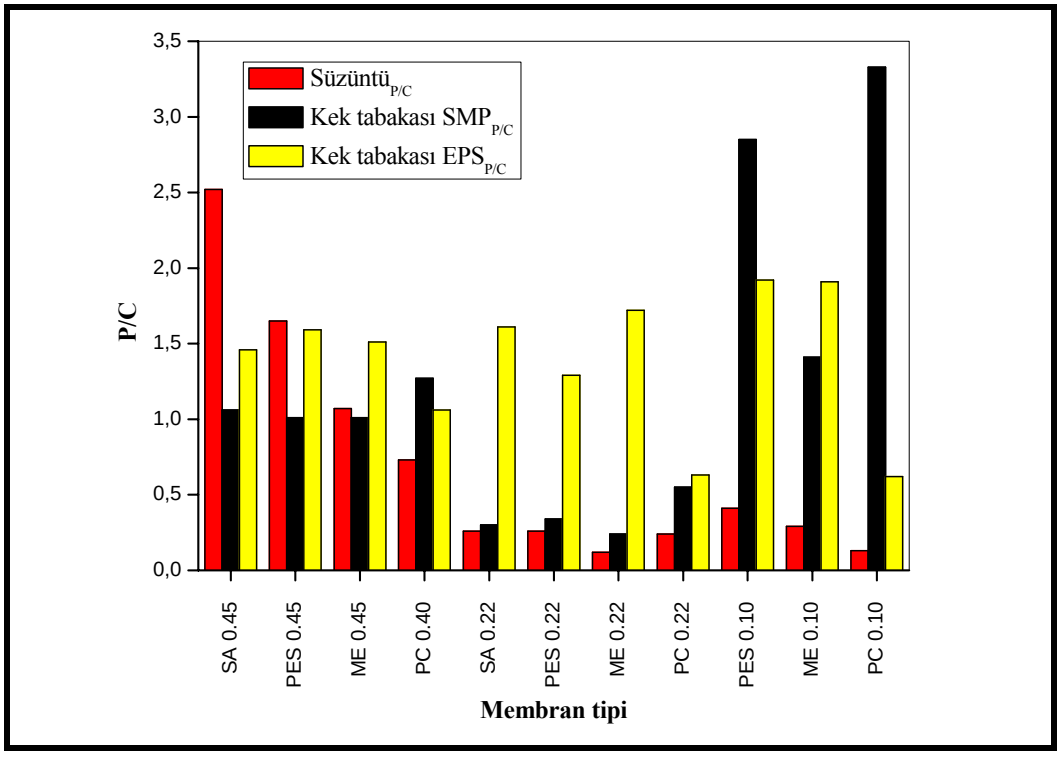
Şekil 4.50. Batık MBR sisteminde KOİ=650 mg/L'de işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki SMP değişimi



Şekil 4.51. Batık MBR sisteminde KOİ=650 mg/L'de işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki KOİ değişimi



Şekil 4.52. Batık MBR sisteminde KOİ=650 mg/L'de işletilen membranların yüzeyinde biriken kek tabakasının SMP ve EPS değişimi

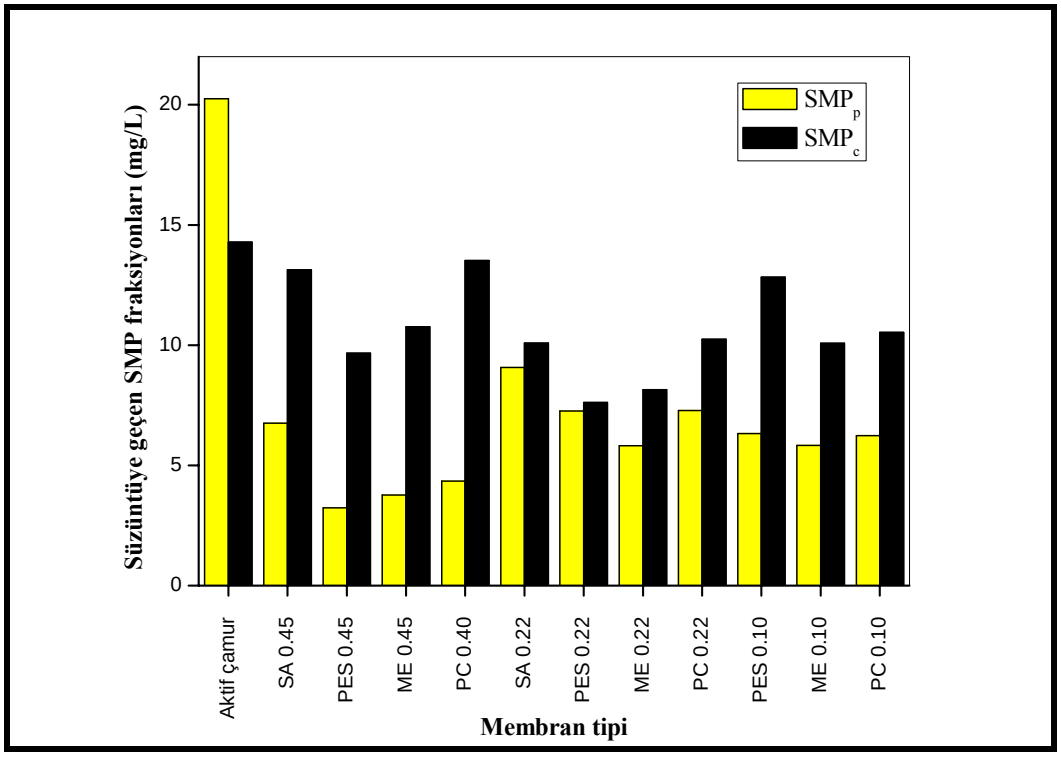


Şekil 4.53. KOİ=650 mg/L'de işletilen batık MBR sisteminde elde edilen kek tabakası ve süzüntünün P/C oranları

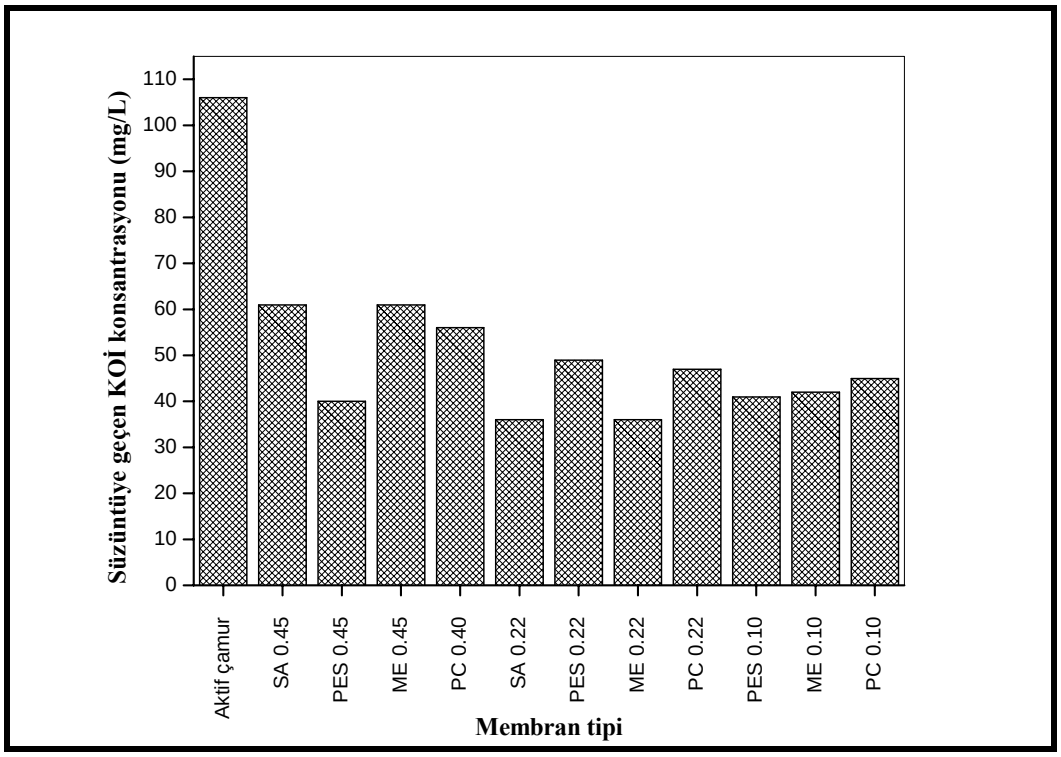
Sonuç olarak 650 mg/L KOİ konsantrasyonunda 0.45 µm membranlarda süzüntüye en az SMP geçiren membranın SA ve PC, buna karşılık en fazla SMP geçiren membranın ise PES ve ME olduğu görülmüştür (Şekil 4.50). Buna göre süzüntüye daha az SMP geçiren membranın yüzeyinde daha fazla SMP adsorbe olmasından dolayı bu membranlardan toplanan kek tabakasının SMP ve EPS fraksiyonları daha yüksek bulunmuştur. 0.22 µm membranlarda ise süzüntüye geçen SMP fraksiyonları birbirine oldukça yakın çıkmış olmasına rağmen birbirleri içerisinde kıyaslandıkları takdirde en az SMP geçiren membranın ME, en fazla SMP geçiren membranın ise SA olduğu görülmüştür (Şekil 4.50). 0.10 µm membranlarda da süzüntüye geçen SMP fraksiyonları birbirine oldukça yakın çıkmış olup birbirleri ile kıyaslandıkları takdirde en az SMP geçiren membranın PC, buna karşılık en fazla SMP geçiren membranın ise PES olduğu görülmüştür (Şekil 4.50). 650 mg/L KOİ konsantrasyonunda üst sıvının SMP_p fraksiyonunun, kek tabakasındaki SMP_p fraksiyonunun ve membran tarafından tutulan SMP_p'nin SMP_c'den daha yüksek olması nedeniyle asıl kirleticinin proteinden kaynaklandığı tespit edilmiştir. Çizelge 4.21'deki sonuçlardan görüldüğü gibi membran tipinin ve gözenek boyutunun protein ve karbohidrat adsorpsiyonu açısından önemli olduğu bulunmuştur.

Şekil 4.54 ve 4.55'te sırasıyla KOİ=1000 mg/L'de işletilen batık membranların çıkışından elde edilen süzüntülerin SMP fraksiyonları ve KOİ değerleri gösterilmiştir. Şekil 4.56'da membran üzerinde biriken biyofilmlerin EPS ve SMP fraksiyonları, Şekil 4.57'de ise protein ve karbonhidrat (P/C) oranları verilmiştir. 0.45 µm membranlar kendi aralarında karşılaştırıldığında, süzüntüye en az protein ve karbonhidrat geçiren membranın PES 0.45 olduğu görülmektedir. 0.22 µm ve 0.10 µm membranlarda ME 0.22 ve ME 0.10'in ise süzüntüye en az protein ve karbonhidrat geçiren membran oldukları tespit edilmiştir (Şekil 4.54). Elde edilen sonuçlara göre orta KOİ konsantrasyonunda (1000 mg/L) işletilen batık MBR sisteminde süzüntüye geçen SMP fraksiyonlarının membran tipi ve gözenek boyutundan çok fazla etkilenmediği görülmüştür. Şekil 4.55'ten görüldüğü gibi çözünmüş KOİ azalmıştır. Şekil 4.56'da membranlar üzerinde biriken kek tabakasında yapılan protein ve karbonhidrat analizlerinin sonuçları gösterilmiştir. Buna göre 0.45 µm membranlar, üzerlerinde biriken kek tabakasının SMP içerikleri açısından karşılaştırıldıkları zaman, SMP içeriğinin PES 0.45 membranında yüksek ve ME 0.45 membranında en düşük olduğu bulunmuştur. 0.45 µm membranların

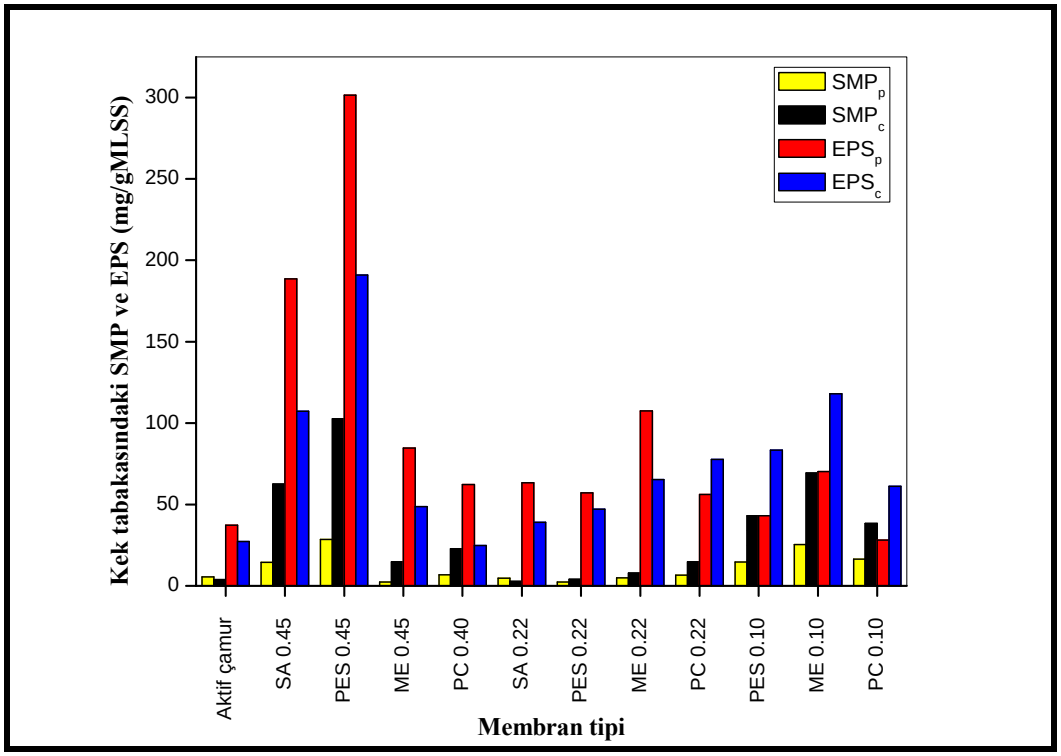
üzerinde biriken kek tabakasının protein ve karbonhidrat miktarları birbirinden oldukça farklı çıkmıştır. 0.22 µm membranlar kendi aralarında kıyaslandığında ise kek tabakasının SMP içeriği en yüksek PC 0.22, en düşük ise PES 0.22 membranıdır. 0.10 µm membranlar kıyaslandığında ise kek tabakasının SMP içeriği en yüksek ME 0.10, en düşük ise PC 0.10 membranıdır. 0.10 µm membranların SMP içeriklerinin proteini karbonhidrattan daha yüksek bulunmuştur. 0.10 µm membranların üzerinde biriken kek tabakasının karbonhidrat miktarları önemli değişiklikler göstermiştir. 0.45 µm membranlar üzerinde biriken kek tabakası EPS fraksiyonları açısından kıyaslandığında EPS içeriği en yüksek PES 0.45, en düşük ise PC 0.40 membranıdır. 0.22 µm membranlar kıyaslandığında ise kek tabakasının EPS içeriği en yüksek ME 0.22, en düşük ise SA 0.22 membranıdır. 0.10 µm membranlarda ise kek tabakasının EPS içeriği en yüksek ME 0.10, en düşük ise PC 0.10 membranıdır. Şekil 4.57'den görüldüğü gibi süzüntüde en yüksek P/C oranına sahip membran PES 0.22 iken PC 0.40 en düşük orana sahiptir. Kek tabakası SMP içeriğinin P/C oranı en yüksek SA 0.22, en düşük ise ME 0.45'tir. Kek tabakasının EPS içeriğinin P/C oranı en yüksek ise PC 0.40, en düşüğü PC 0.10'dir.



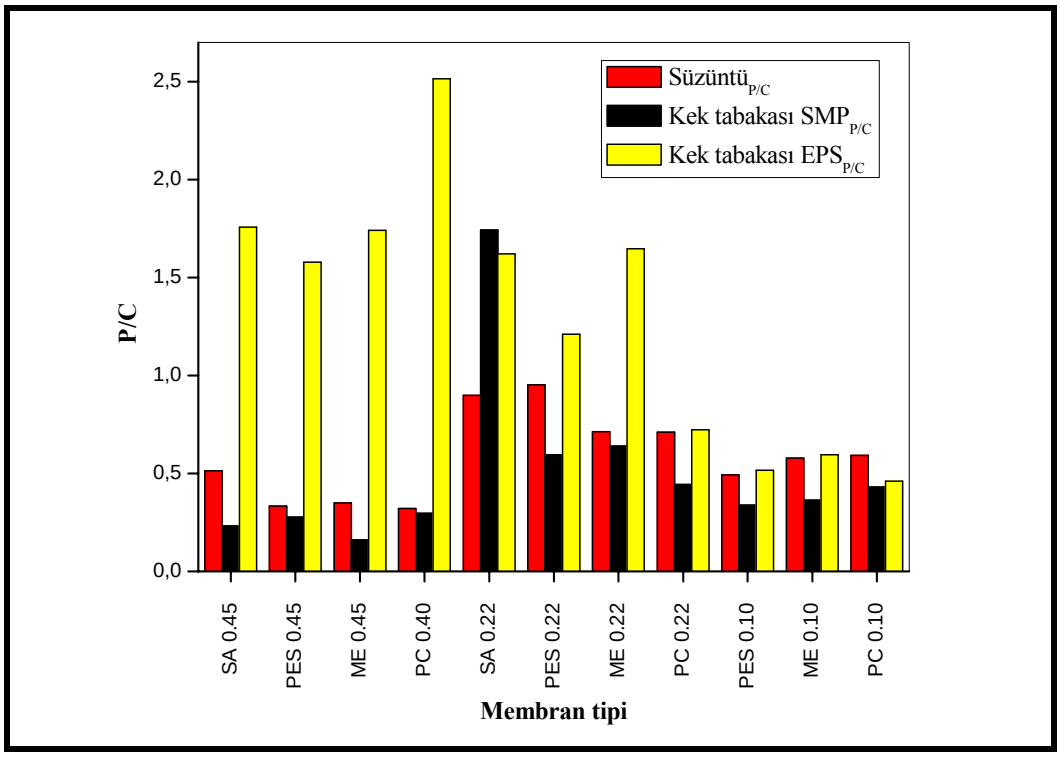
Şekil 4.54. Batık MBR sisteminde KOİ=1000 mg/L'de işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki SMP değişimi



Şekil 4.55. Batık MBR sisteminde KOİ=1000 mg/L'de işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki KOİ değişimi



Şekil 4.56. Batık MBR sisteminde KOİ=1000 mg/L'de işletilen membranların yüzeyinde biriken kek tabakasının SMP ve EPS değişimi

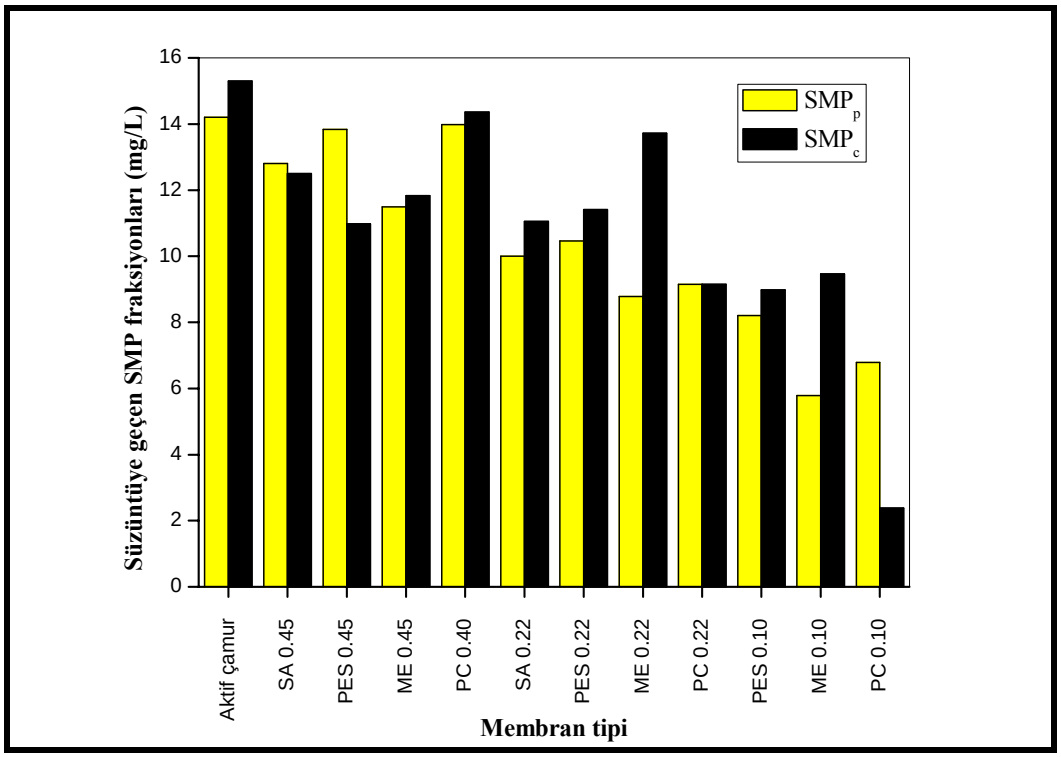


Şekil 4.57. KOİ=1000 mg/L'de işletilen batık MBR sisteminde elde edilen kek tabakası ve süzüntünün P/C oranları

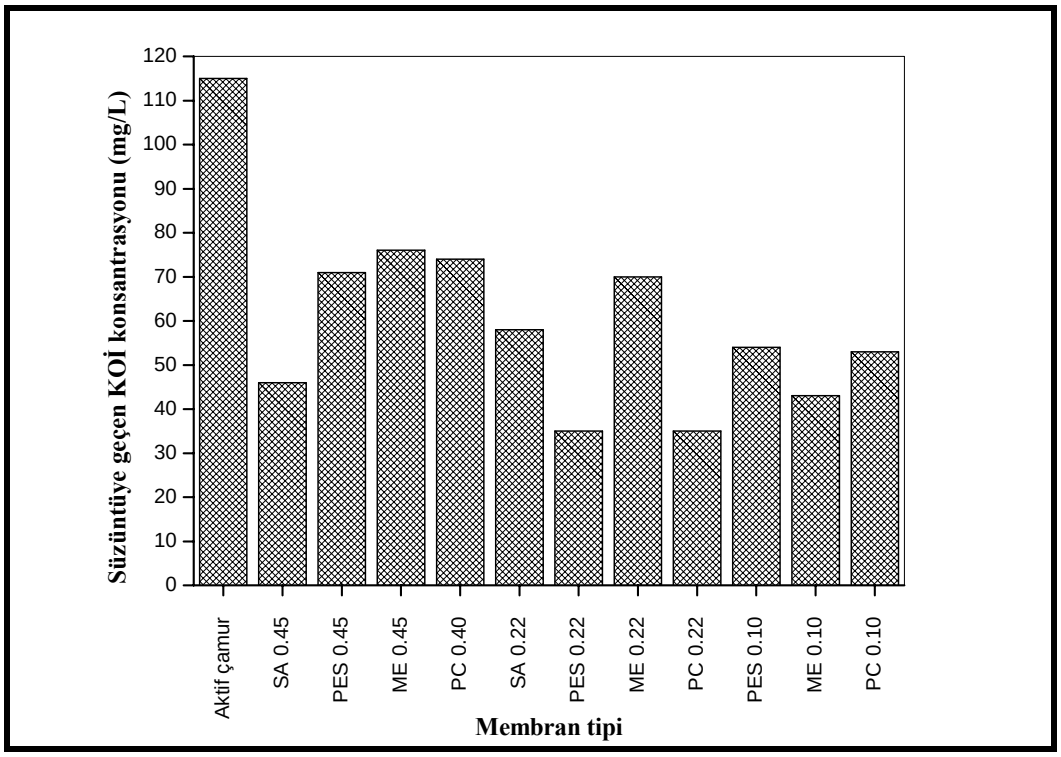
Şekil 4.58 ve 4.59'da sırasıyla KOİ=1500 mg/L'de işletilen batık membranların çıkışından elde edilen süzüntülerin SMP fraksiyonları ve KOİ değerleri gösterilmiştir. Şekil 4.60'ta membran üzerinde biriken kek tabakasının EPS ve SMP fraksiyonları, Şekil 4.61'de ise protein ve karbonhidrat (P/C) oranları verilmiştir. 0.45 µm membranlar kendi aralarında karşılaştırıldığında, süzüntüye en az protein ve karbonhidrat geçiren membranın ME 0.45 olduğu görülmüştür. 0.22 µm ve 0.10 µm membranlarda PC 0.22 ve PC 0.10'in ise süzüntüye en az protein ve karbonhidrat geçiren membran oldukları tespit edilmiştir (Şekil 4.58). Elde edilen sonuçlara göre yüksek KOİ konsantrasyonunda (1500 mg/L) işletilen batık MBR sisteminde süzüntüye geçen SMP fraksiyonlarının membran tipi ve gözenek boyutundan etkilendiği ve gözenek boyutu azaldıkça membranların SMP fraksiyonlarını tutma verimlerinin arttığı görülmüştür (Çizelge 4.21). Şekil 4.59'dan görüldüğü gibi çözünmüş KOİ azalmıştır.

Şekil 4.60'ta membranlar üzerinde biriken kek tabakasında yapılan protein ve karbonhidrat analizlerinin sonuçları gösterilmiştir. Buna göre 0.45 µm membranlar, üzerlerinde biriken kek tabakasının SMP içerikleri açısından karşılaştırıldıkları

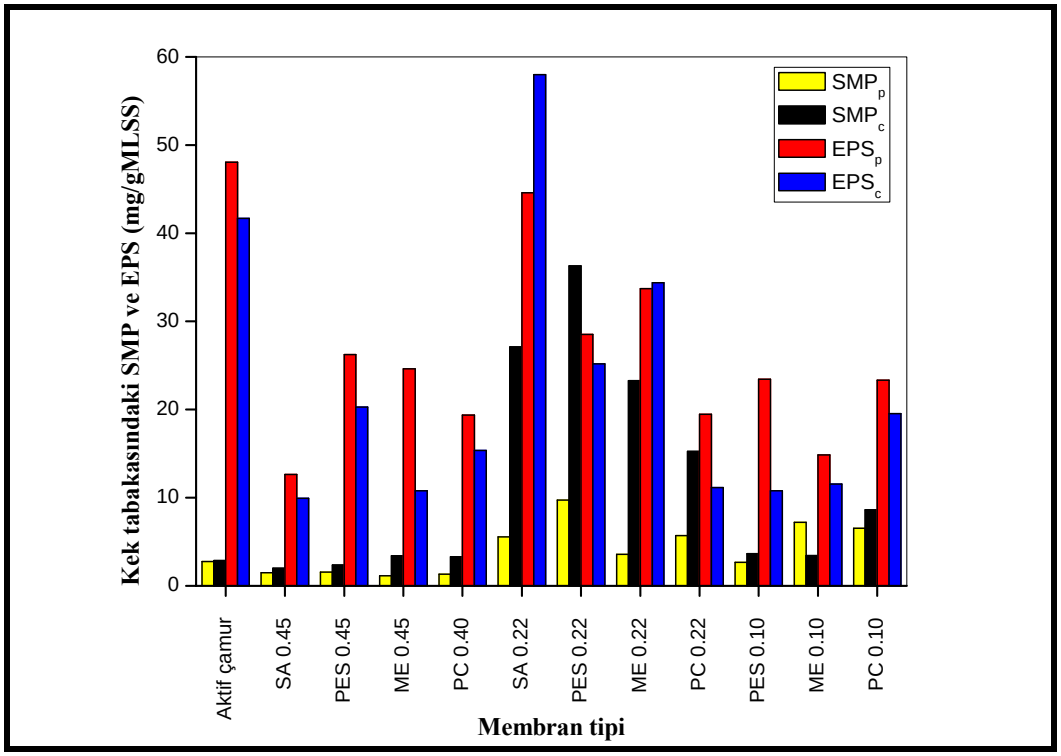
zaman, SMP içeriğinin PC 0.40 membranında en yüksek ve SA 0.45 membranında en düşük olduğu bulunmuştur. 0.22 µm membranlar kendi aralarında kıyaslandığında ise kek tabakasının SMP içeriği en yüksek PES 0.22, en düşük ise PC 0.22 membranıdır. 0.10 µm membranlar kıyaslandığında ise kek tabakasının SMP içeriği en yüksek PC 0.10, en düşük ise PES 0.10 membranıdır. Tüm membranlar üzerinde biriken kek tabakasının karbonhidrat miktarları proteinden yüksek çıkmıştır. 0.45 µm membranlar üzerinde biriken kek tabakası EPS fraksiyonları açısından kıyaslandığında, EPS içeriği en yüksek PES 0.45, en düşük ise SA 0.45 membranıdır. 0.22 µm membranlar kıyaslandığında ise kek tabakasının EPS içeriği en yüksek SA 0.22, en düşük ise PC 0.22 membranıdır. 0.10 µm membranlarda ise kek tabakasının EPS içeriği en yüksek PC 0.10, en düşük ise ME 0.10 membranıdır. Şekil 4.60'tan görüldüğü gibi, tüm membranların yüzeyinde biriken kek tabakasının EPS içeriğinin proteini karbonhidrattan daha yüksek çıkmıştır (SA 0.22 ve ME 0.22 hariç). Şekil 4.61'den görüldüğü gibi süzüntüde en yüksek P/C oranına sahip membran PC 0.10 iken ME 0.10 en düşük orana sahiptir. Kek tabakası SMP içeriğinin P/C oranı en yüksek ME 0.10, en düşük ise ME 0.22'dir. Kek tabakasının EPS içeriğinin P/C oranı en yüksek ise ME 0.45, en düşüğü SA 0.22'dir.



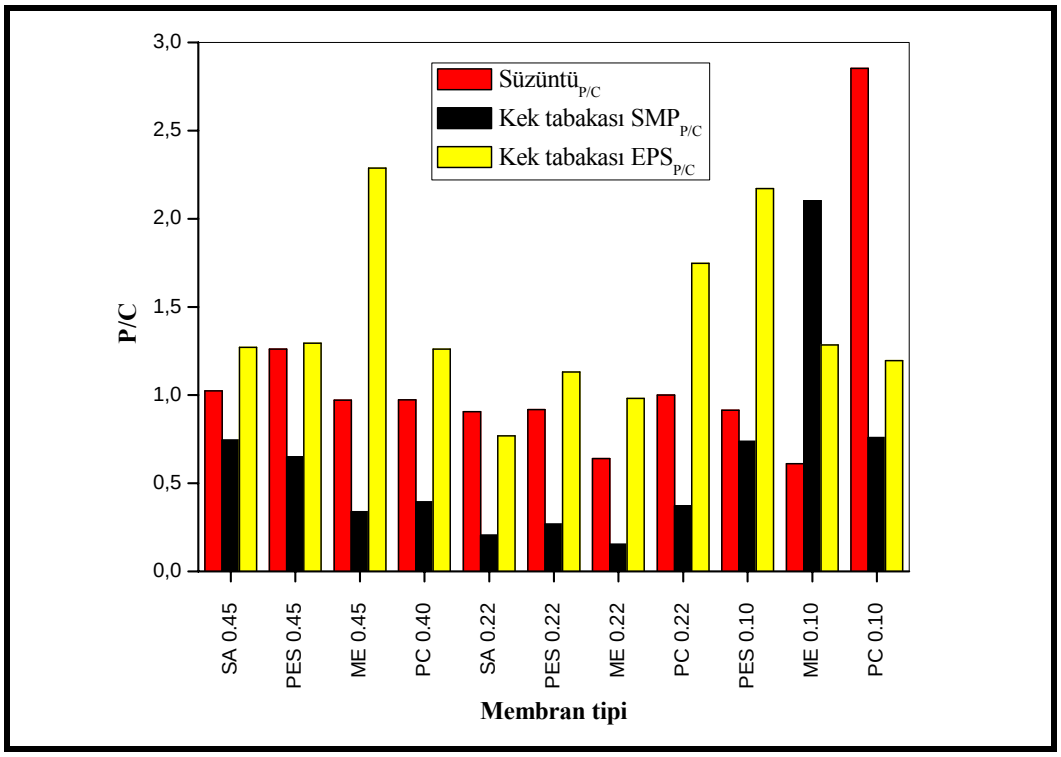
Şekil 4.58. Batık MBR sisteminde KOİ=1500 mg/L'de işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki SMP değişimi



Şekil 4.59. Batık MBR sisteminde KOİ=1500 mg/L'de işletilen membranlardan elde edilen süzüntülerdeki KOİ değişimi



Şekil 4.60. Batık MBR sisteminde KOİ=1500 mg/L'de işletilen membranların yüzeyinde biriken kek tabakasının SMP ve EPS değişimi



Şekil 4.61. KOİ=1500 mg/L'de işletilen batık MBR sisteminde elde edilen kek tabakası ve süzüntünün P/C oranları

Her üç KOİ konsantrasyonu karşılaştırıldığında, giriş KOİ konsantrasyonunun artmasıyla birlikte süzüntüye geçen SMP fraksiyonlarının arttığı görülmüştür. KOİ konsantrasyonunun artmasıyla birlikte MLSS konsantrasyonunun ve buna bağlı olarak aktif çamurun üst sıvısında SMP'nin artması filtrasyon sırasında süzüntüye daha çok SMP geçmesine neden olmuş olabilir. Ayrıca KOİ konsantrasyonu arttıkça süzüntüye genellikle daha fazla SMP_c fraksiyonu geçmiştir. Bunun nedenlerinden birisi üst sıvıdaki SMP'nin P/C oranının azalması, bir diğer nedeni ise membranlar tarafından proteine olan afinitenin karbonhidrata göre daha fazla olması olabilir. KOİ konsantrasyonu arttıkça membranlar üzerinde biriken kek tabakasının SMP fraksiyonları da artmış ve kek tabakasında SMP_c'nin SMP_p'den daha fazla biriktiği görülmüştür. Sonuçlardan görüldüğü gibi membran tipinin ve gözenek boyutunun protein ve karbonhidrat adsorpsiyonu açısından önemli olduğu bulunmuştur (Çizelge 4.21).

Çizelge 4.21. Membranlar tarafından tutulan SMP fraksiyonlarının yüzdeleri

Membran tipi	KOİ=650 mg/L		KOİ=1000 mg/L		KOİ=1500 mg/L	
	SMP_p (%)	SMP_c (%)	SMP_p (%)	SMP_c (%)	SMP_p (%)	SMP_c (%)
SA 0.45	69.5	50.0	66.67	8.05	9.86	18.30
PES 0.45	30.5	32.0	84.05	32.28	2.53	28.23
ME 0.45	56.3	34.4	81.38	24.58	19.08	22.68
PC 0.40	64.7	21.7	78.57	5.32	1.55	6.14
SA 0.22	92.9	55.3	55.21	29.34	29.58	27.78
PES 0.22	93.6	59.8	64.15	46.64	26.34	25.42
ME 0.22	96.9	59.0	71.26	42.92	38.17	10.33
PC 0.22	93.6	56.1	64.00	28.22	35.56	40.20
PES 0.10	92.9	72.1	68.79	10.15	42.18	41.31
ME 0.10	94.7	69.7	71.21	29.48	59.29	38.17
PC 0.10	97.5	67.6	69.18	26.26	52.18	84.44

4.3. Polielektrolit İlavesinin MBR Performansı Üzerine Etkisinin Araştırılması

Özellikle son yıllarda membran çalışmalarının birçoğu membran kirlenmesinin önlenmesi ve akı performansının arttırılmasına odaklanmıştır. MBR'lerde kirlenmeyi önlemek adına gerçekleştirilen temel yaklaşımlar genelde hidrodinamik özelliklerin, hava sıyırma etkisinin **(Sofia et al. 2004, Iversen et al. 2007)** veya diğer işletim parametrelerinin geliştirilmesine dayanmaktadır. Katyonik polielektrolitler (KPE), MBR'lerde membran kirlenmesi kontrolündeki başarılı performanslarından dolayı tercih edilmektedirler. MBR'lerde polimer ilavesinin birçok avantajı vardır. Bunların başında; aktif çamurun flokülasyonunu iyileştirmesi, havalandırma maliyetini azaltması ve SMP kontrolü gelmektedir. MBR'lerde polimerik kimyasal ilavesi ile çamurların floklaştırılması yeni ve gelecek vaadeden bir metottur. Bu sayede kolloidleri ve kirlenmeye sebep olan diğer çamur bileşenlerini floklara bağlamak mümkün olmaktadır **(Fang et al. 2006; Yoon and Collins, 2006)**. Literatürde polimer, metal tuzları ve diğer kimyasal maddeler ile yapılan çalışmalar mevcuttur. Özellikle katyonik polimerler çözünmüş mikrobiyal ürünleri (SMP) bir araya getirip bağlayabilmeleri sebebiyle oldukça umut vericidirler **(Kim and Jang, 2006; Köseoğlu ve ark. 2008)**. MBR sistemlerinde farklı kimyasal madde dozlama stratejileri mevcuttur. **Yoon and Collins (2006)** optimum dozun belirlenmesi için basit jar testlerini, görsel testleri ve filtre edilebilirlik testlerini önermişlerdir. Fakat kimyasal katkının türüne bağlı olarak farklı dozlama stratejileri geliştirilebilir **(Köseoğlu ve ark. 2008)**. Ayrıca kimyasal katkının biyolojik parçalanabilirliği veya membrandan geçişi söz konusu ise ek dozlama gündeme gelebilmektedir **(Iversen et al. 2007)**. Bu nedenle, çalışma kapsamında polielektrolit ilavesinin membran kirlenmesi ve akı performansı üzerine olan etkileri araştırılmıştır.

Tez çalışmasının üçüncü aşamasının ana amacı, katyonik polielektrolit ilavesinde, sabit çamur yaşı ve sabit giriş KOİ konsantrasyonunda işletilen sürekli aktif çamur sisteminde meydana gelen fizikokimyasal ve biyolojik özelliklerdeki değişimlerin tespit edilmesi ve katyonik polielektrolitin batık MBR siteminde filtre edilebilirlik mekanizması üzerine olan etkisinin membran tipine ve gözenek boyutuna bağlı olarak araştırılmasıdır. Bu amacı gerçekleştirmek için sabit çamur yaşı ve sabit giriş

KOİ konsantrasyonunda işletilen sürekli aktif çamur sisteminde optimum koagülant dozajını belirlemek amacıyla, havalandırma tankından çekilen 1 L'lik aktif çamura beş farklı konsantrasyonda katyonik polielektrolit (10, 20, 30, 40, 50 mg KPE/L□çamur) ilave edilmiştir. 2 g/L stok polielektrolit çözeltisi hazırlandıktan sonra beş farklı beherde bulunan aktif çamura beş farklı konsantrasyonda KPE ilave edilerek jar testi cihazında 20 rpm'de 15 dak. yavaş karıştırılmıştır. 30 dak. çökelmeye bırakılan çamurun üst fazında SMP analizi, çökelen alt fazda ise ÇHİ, SMP, EPS, hidrofobisite analizleri yapılmış ve optimum polielektrolit dozajı tespit edilmiştir. 2 g/L stok polielektrolit çözeltisi 2.5 mL/dak. sabit debi ile 50 L'lik biyoreaktöre beslenmiştir. KPE biyoreaktöre beslendikten yaklaşık 15 saat sonra dört faklı membran taşıyan modüller havalandırma tankına daldırılarak deneyler gerçekleştirilmiştir. Ayrıca biyoreaktörde çözünmüş oksijen, hidrofobisite, ÇHİ, MLSS, KOİ, SMP, EPS değişimleri takip edilmiştir. Batık MBR sistemi 1 Kasım 2010–10 Kasım 2010 tarihleri arasında toplam 9 gün işletilmiştir.

Batık MBR sisteminin 10 günlük süre boyunca, sabit giriş KOİ konsantrasyonunda ve sabit çamur yaşında işletilmesi sonucu elde edilen ölçüm (çözünmüş oksijen, hidrofobisite, ÇHİ, MLSS, KOİ, SMP, EPS) değerleri Çizelge 4.22'de verilmiştir.

Çizelge 4.22. Polielektrolit ilavesinden sonra biyoreaktörde ölçülen günlük analizler

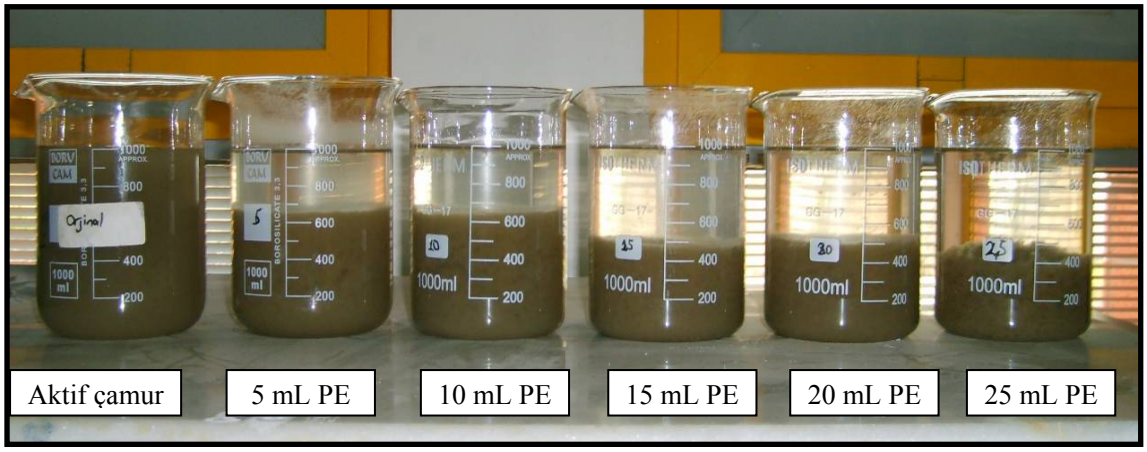
Parametre	Polielektrolit ilave edilmeden önce [a]	Polielektrolit ilave edildikten sonra [b]
ÇO (mg/L)	4.2±0.3	4.5±0.2
ÇHİ (mL/g)	151±7	132±12
MLSS (mg/L)	3700±102	3780±45
KOİ giderim verimi (%)	91±1	93±0.4
Göreceli hidrofobisite (%)	72±3	75±2
SMP_p (mg/L)	11.2±2.9	7.14±1.3
SMP_c (mg/L)	13.7±3.1	9.2±2.2
$SMP_{P/C}$	0.9±0.3	0.8±0.2
EPS_p (mg/gMLSS)	43.1±12.9	37.9±22.1
EPS_c (mg/gMLSS)	24.7±5.5	48.3±15.3
$EPS_{P/C}$	1.1±0.2	0.8±0.2

[a] ÇY=10 gün ve KOİ=1000 mg/L şartlarında işletilen aktif çamur sisteminin verileri alınmıştır

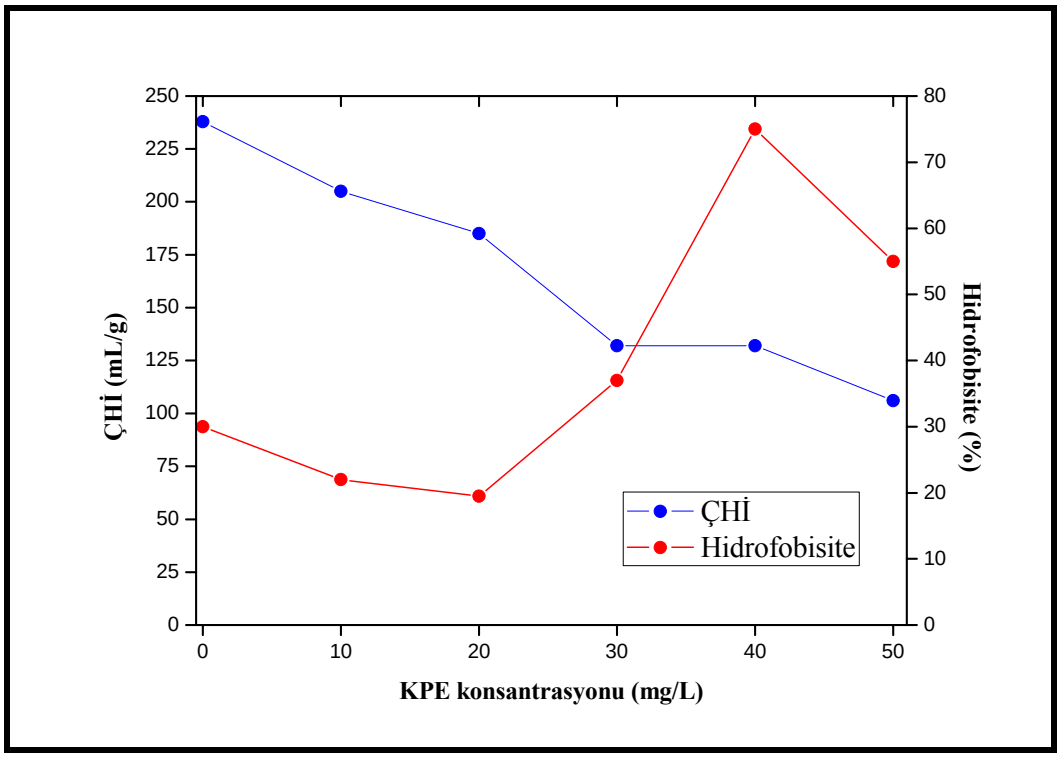
[b] Optimum polielektrolit dozajı (40 mg KPE/L□çamur) ilavesinden sonra işletilen aktif çamur sisteminin verileri alınmıştır

Katyonik polielektrolit ilavesinin çamurun çökelme özelliğini iyileştirdiği görülmüştür (Şekil 4.62). Şekil 4.63'te polielektrolit konsantrasyonunun aktif çamurun ÇHİ ve hidrofobisitesi üzerine etkisi gösterilmiştir. Şekil 4.63'ten görüldüğü gibi polielektrolit konsantrasyonu arttıkça çamurun hidrofobisiteside artmış ve daha sonra azalmıştır. ÇHİ değeri ise orantılı olarak azalmıştır. En iyi SMP giderimi 40 mg KPE/L□çamur ilavesinde elde edilmiştir. Polielektrolit konsantrasyonuna bağlı olarak çamurun üst sıvısındaki SMP fraksiyonlarının ve biyofilmin EPS fraksiyonlarınının değişimi sırasıyla Şekil 4.64 ve 4.65'te gösterilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre süzüntüdeki proteinin polielektrolit tarafından karbonhidrata göre daha verimli bir şekilde üst sıvıdan giderildiği ve KPE konsantrasyonu arttıkça giderim veriminin de arttığı bulunmuştur (Şekil 4.64). Bunun temel nedeni proteinler genellikle yüklü gruplar içerdiği için katyonik

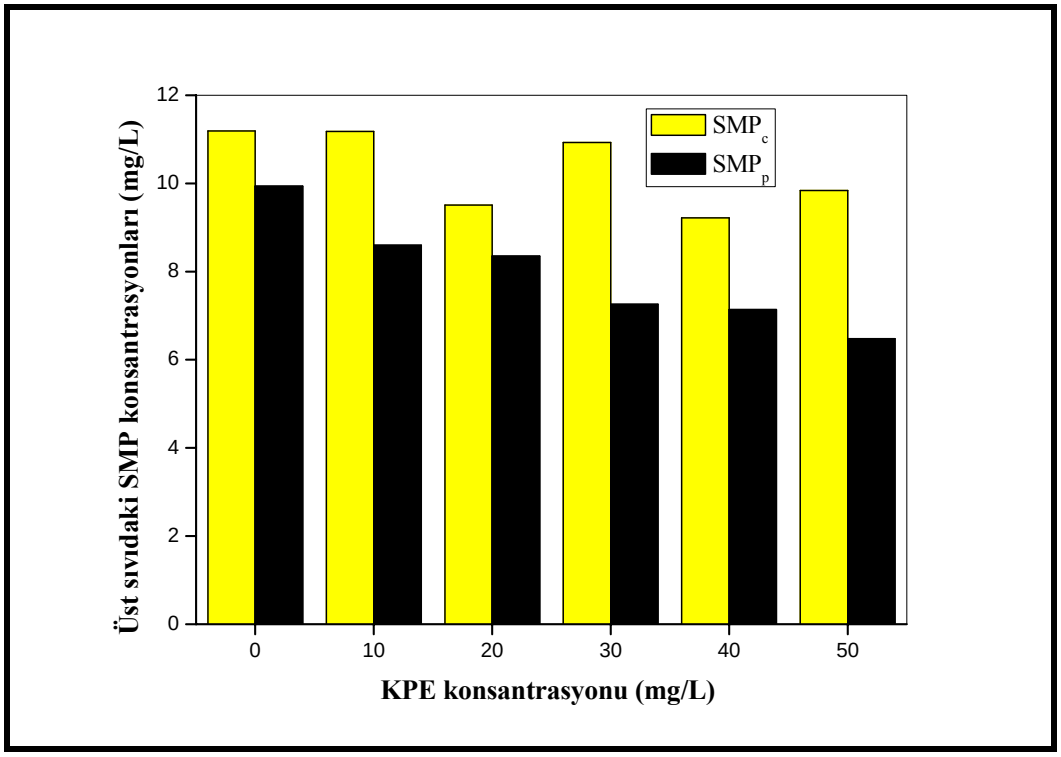
polielektrolit ile iyonik etkileşimi daha fazla olmuş olabilir. Diğer bir nedeni ise proteinler genellikle büyük molekül ağırlığına sahip biyopolimerler olduğu için çökelen polielektrolit ve mikroorganizma flokları arasında sıkışarak ortamdan giderilmiş olabilir. Polielektrolit konsantrasyonunun artması biyofilmin SMP fraksiyonları üzerinde kayda değer bir etkiye sahip olmamakla birlikte EPS fraksiyonları orantılı bir şekilde artış göstermiştir. Biyofilmin EPS konsantrasyonunun artması, çökelen mikroorganizmalar arasında sıkışıp kalan SMP fraksiyonlarından kaynaklanmış olabilir (Şekil 4.65).



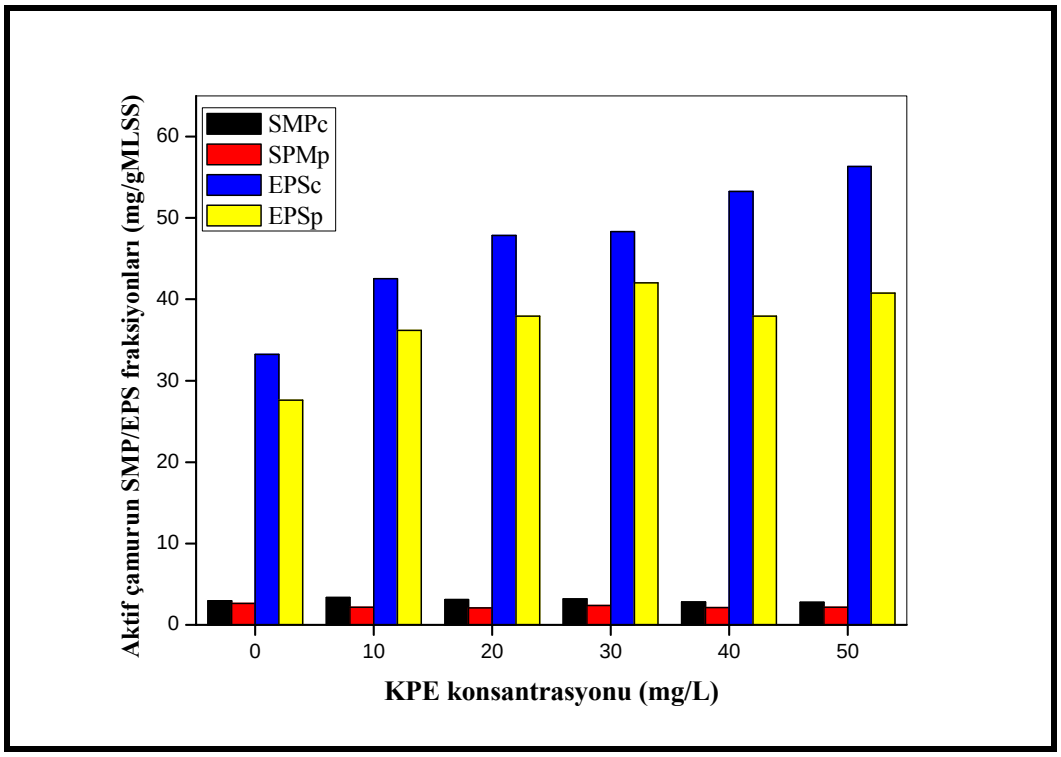
Şekil 4.62. Katyonik polielektrolit ilavesinden sonra aktif çamurun görüntüsü



Şekil 4.63. Polielektrolit konsantrasyonu ile aktif çamurun ÇHİ ve hidrofobisitesi arasındaki ilişki



Şekil 4.64. Polielektrolit konsantrasyonunun aktif çamur üst sıvısındaki SMP fraksiyonlarına etkisi



Şekil 4.65. Polielektrolit konsantrasyonunun aktif çamurun SMP/EPS fraksiyonları üzerine etkisi

4.3.1. Polielektrolit Varlığında İşletilen Batık MBR Sisteminin Performansının Membran Tipi ve Gözenek Boyutuna Göre Araştırılması

Çalışmanın bu aşamasında, sabit çamur yaşı ve sabit giriş KOİ konsantrasyonunda işletilen batık MBR sistemine herbirinde farklı membran tipi bulunan 4 adet membran modülü yerleştirilmiştir. Batık MBR sistemine polielektrolit dozlanarak filtrasyona olan etkisi araştırılmıştır. Deneyler, bölüm 4.1.2'de anlatıldığı gibi gerçekleştirilmiştir.

4.3.1.1. Batık MBR sisteminde polielektrolit ilavesinin akıya etkisi

Sabit çamur yaşı (10 gün), sabit giriş KOİ konsantrasyonu (1000 mgİ/L) ve 12 saatlik hidrolik kalış süresinde işletilen batık MBR sisteminde denge şartlarında bulunan aktif çamura katyonik polielektrolit ilave edilerek batık membran deneyleri gerçekleştirilmiştir. Batık membran deneylerinde 1 gün boyunca akı toplanmıştır.

Denge akılarının belirlenmesinde son 20 dakikanın ortalaması alınmıştır. Çizelge 4.23'te membran tipi ve gözenek boyutuna göre elde edilen süzüntü hacimleri, başlangıç ve denge akıları verilmiştir. Polielektrolit ilavesinde batık membran modüllerinden elde edilen akı□zaman grafikleri Şekil 4.66'da gösterilmiştir. Akı□zaman grafiklerinden görüldüğü gibi membranların polielektrolit ilavesinde kirlenme eğilimleri önemli ölçüde azalmıştır. Polielektrolit ilave edilmeden önce genellikle filtrasyonun 15□20 dakikasında dengeye ulaşan akı, polielektrolit ilavesinden sonra 375□400 dakikada dengeye ulaşmıştır.

Çizelge 4.23. Batık MBR sisteminde KPE ilavesinin süzüntü hacmi, denge ve başlangıç akıları üzerine etkisi

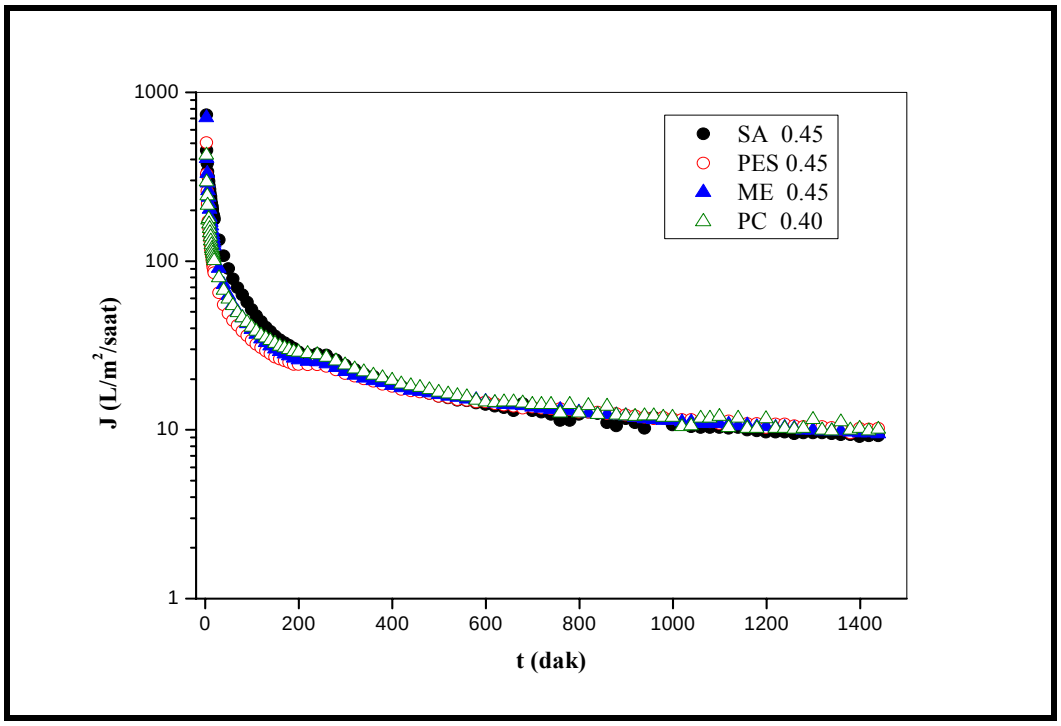
Sabit ÇY, Sabit KOİ	**Polielektrolit ilave edilmeden önce [a]**			**Polielektrolit ilave edildikten sonra [b]**		
Membran tipi	**V_t**	**J_d**	**J_o**	**V_t**	**J_d**	**J_o**
SA 0.45	1538	8	**622**	**2801**	**9**	**735**
PES 0.45	**1813**	**10**	322	2300	10	503
ME 0.45	1702	7	562	2502	10	707
PC 0.40	1480	7	218	2499	10	424
SA 0.22	1827	7	**726**	**3079**	11	**996**
PES 0.22	**2069**	**10**	489	2372	**12**	700
ME 0.22	1948	8	634	2088	10	727
PC 0.22	1759	8	383	2234	10	734
PES 0.10	**1948**	**11**	**336**	3571	17	**767**
ME 0.10	1930	11	324	**4758**	20	709
PC 0.10	1637	9	257	4624	**24**	394

[a] ÇY=10 gün ve KOİ=1000 mg/L şartlarında işletilen aktif çamur sisteminin verileri alınmıştır

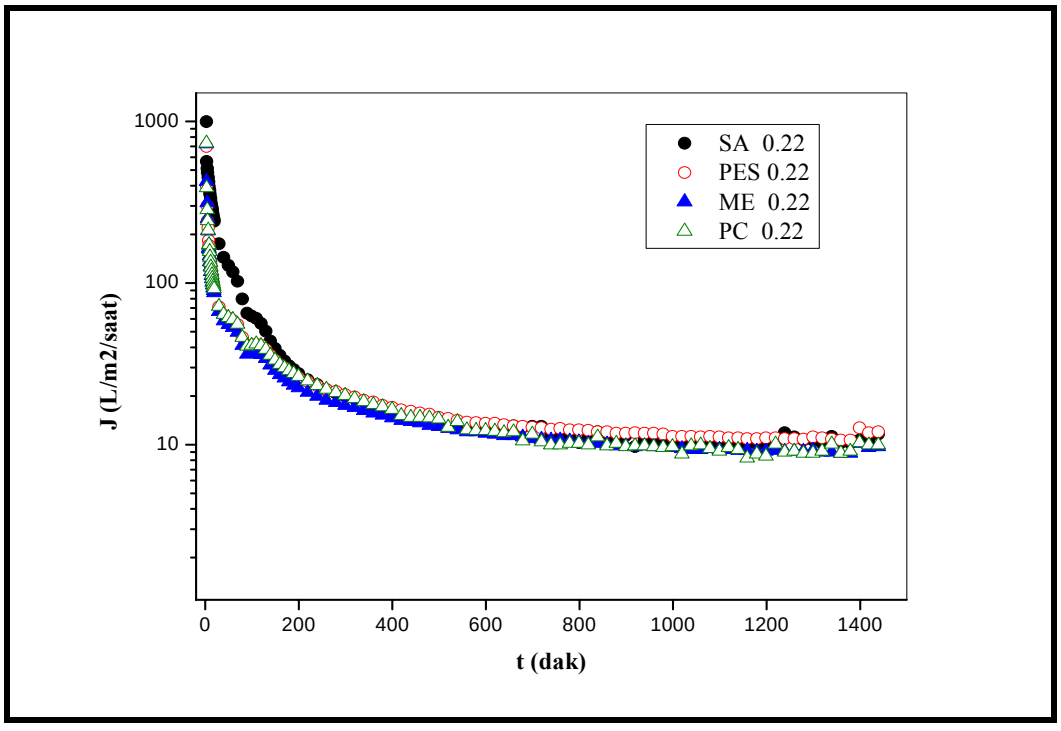
[b] Optimum polielektrolit dozajı (40 mg KPE/L□çamur) ilavesinden sonra işletilen aktif çamur sisteminin verileri alınmıştır

Çizelge 4.23'ten görüldüğü gibi KPE ilave edildikten sonra SA 0.45 membranın başlangıç akı (J_o) değerinin (735 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek olduğu bulunmuştur. SA 0.45, PES 0.45, ME 0.45 ve PC 0.40 membranlarının denge akıları (J_d) ise birbirine eşit çıkmıştır (10 L/m^2/saat) (Şekil 4.66.a). 0.22 µm gözenek boyutuna sahip membranlar karşılaştırıldığı zaman ise yine SA 0.22 membranın ilk akı değeri (996 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. PES 0.22 membranın denge akısının diğer membranlara göre daha yüksek olduğu bulunmuştur (Şekil 4.66.b). Çizelge 4.23'ten görüldüğü gibi, PES 0.10 membranın ilk akı değeri (767 L/m^2/saat) diğer membranlardan daha yüksek çıkmıştır. PC 0.10 membranın denge akısı ise daha yüksek çıkmıştır (24 L/m^2/saat) (Şekil 4.66.c).

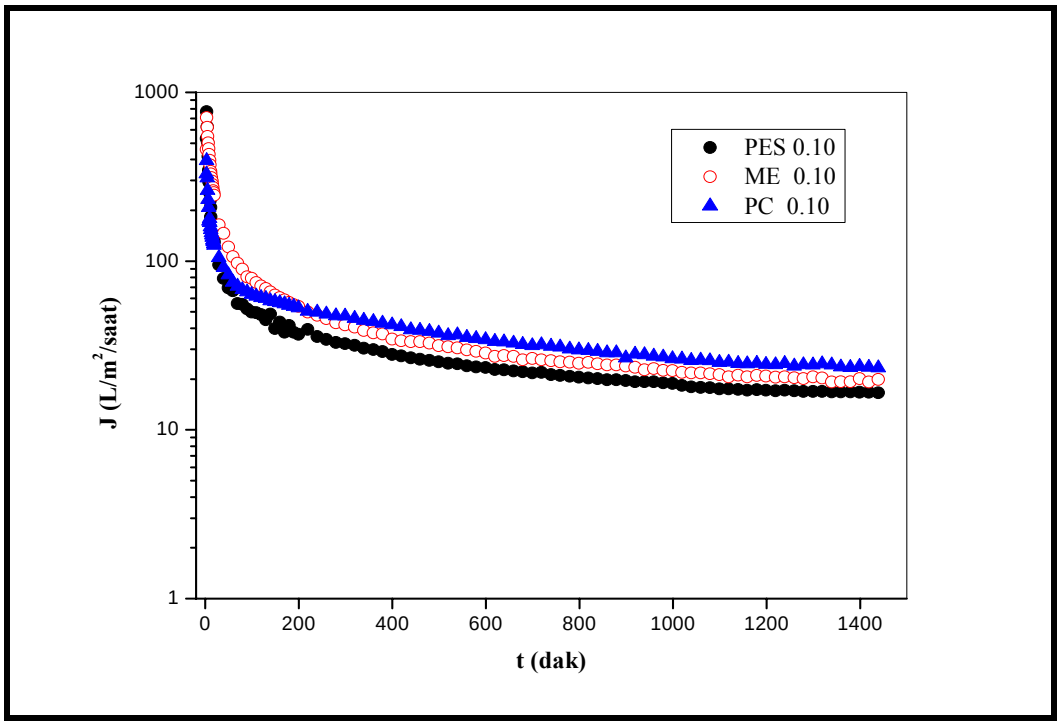
Sonuçlar, filtrasyonun 375□400 dakikaya kadar yüksek hızla gerçekleştiğini ve sonrasında süzüntü miktarının azalarak zamanla sabitlendiğini göstermiştir. Batık MBR sisteminde KPE ilavesinin hem denge akısı hem de başlangıç akıları üzerinde membran tipine ve gözenek boyutuna bağlı olarak pozitif bir etkiye sahip olduğu gözlenmiştir. Ayrıca 0.10 µm gözenek boyutuna sahip membranların denge akılarının 0.45 ve 0.22 µm gözenek boyutuna sahip membranlara göre daha yüksek çıktığı görülmüştür. Buna göre gözenek boyutunun azalması ve KPE ilavesinin batık MBR sistemlerinde uygun işletme koşulları yarattığı söylenebilir. Sonuç olarak, membran tipi karşılaştırıldığı zaman KPE ilavesinin her membran için aynı etkiye sahip olduğu ve membran tipinin önemini ortadan kaldıran bir etkiye sahip olduğu bulunmuştur. KPE ilavesinin gözenek boyutuyla bir korelasyon içerisinde olduğu ve gözenek boyutu azaldıkça etkisinin arttığı bulunmuştur. Membranın gözenek boyutu küçüldükçe denge akısı ve toplanan süzüntü hacmi açısından oldukça yüksek bir artış gözlenmiştir.


1000
100
10
1
J (L/m²/saat)
0
200
400
600
800
1000
1200
1400
t (dak)
SA 0.45
PES 0.45
ME 0.45
PC 0.40

(a)


1000
100
10
J (L/m2/saat)
0
200
400
600
800
1000
1200
1400
t (dak)
SA 0.22
PES 0.22
ME 0.22
PC 0.22

(b)



(c)

Şekil 4.66. Batık MBR sisteminde KPE ilavesinden sonra **(a)** 0.45 µm, **(b)** 0.22 µm, **(c)** 0.10 µm membranlara ait akı□zaman grafikleri (ÇY=10 gün, KOİ=1000 mg/L)

4.3.1.2. Batık MBR sisteminde polielektrolit varlığında direnç verilerinin değerlendirilmesi

Membran dirençleri Bölüm 3.8'de belirtildiği gibi hesaplanmıştır. Batık MBR sisteminde polielektrolit ilavesinden önce ve sonra hesaplanmış olan direnç değerleri Çizelge 4.24'te gösterilmiştir. Filtrasyonun toplam direnci, kek direnci ve gözenek direncinin KPE ilavesine bağlı olarak değişimleri ise Şekil 4.67'de verilmiştir.

Tüm deneyler boyunca toplam dirençler 2.40–6.22×10^{12} m^{-1}, kek dirençleri 1.39–6.01×10^{12} m^{-1} ve gözenek dirençleri 0.03–1.40×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Membran direncinin diğer direnç türleriyle karşılaştırıldığı zaman toplam dirence katkısının sadece %0.8□3.4 aralığında olduğu görülmüştür. Bu nedenle, membranın doğal yapısından kaynaklanan membran direncinin, toplam direncin yanında ihmal edilebilir seviyelerde olduğu söylenebilir. Kek direncinin, toplam dirence katkısının %48.3□98.1 aralığında, gözenek direncinin katkısının ise %0.5□48.5 aralığında değiştiği bulunmuştur.

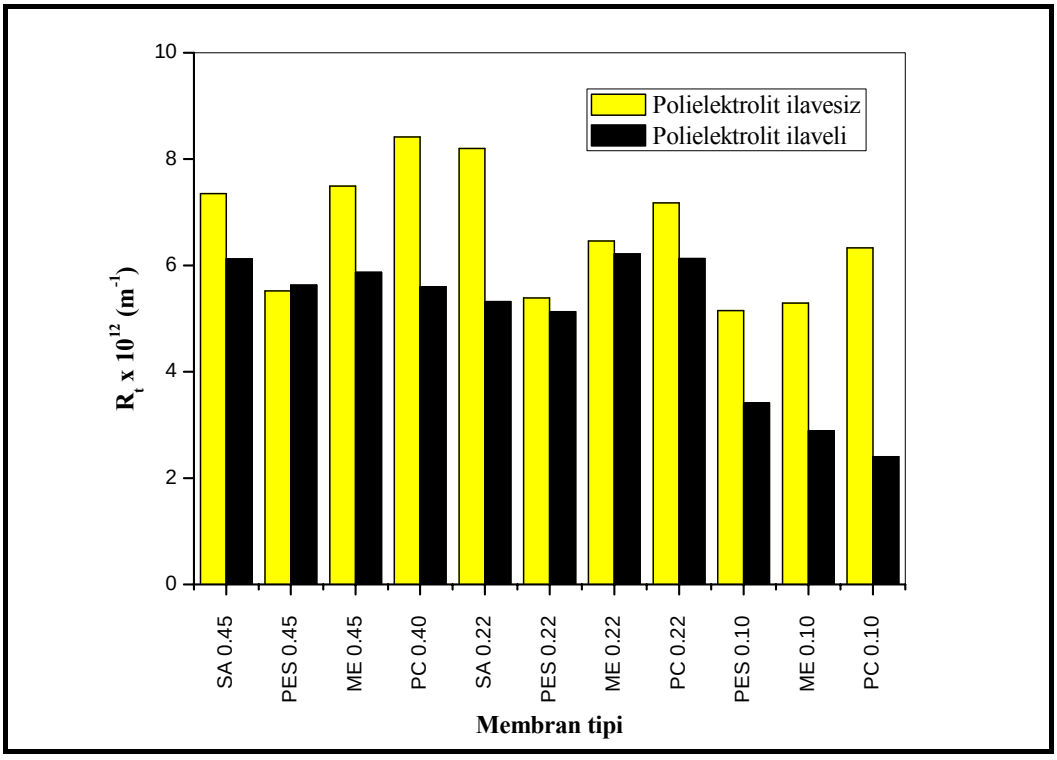
Çizelge 4.24. Filtrasyon dirençlerinin KPE ilavesine bağlı olarak hesaplanması

Sabit ÇY, Sabit KOİ	**Polielektrolit ilave edilmeden önce** [a]				**Polielektrolit ilave edildikten sonra** [b]			
Membran tipi	**R_t ($\times 10^{12}$)**	**R_m ($\times 10^{10}$) (%)**	**R_p ($\times 10^{12}$) (%)**	**R_c ($\times 10^{12}$) (%)**	**R_t ($\times 10^{12}$)**	**R_m ($\times 10^{10}$) (%)**	**R_p ($\times 10^{12}$) (%)**	**R_c ($\times 10^{12}$) (%)**
SA 0.45	7.35	5.06 (0.7)	0.05 (0.7)	7.25 (98.6)	6.12	5.06 (0.8)	0.06 (1.1)	6.01 (98.1)
PES 0.45	**5.52**	5.06 (0.9)	0.27 (4.9)	5.20 (94.2)	5.63	5.06 (0.9)	0.26 (4.6)	5.32 (94.5)
ME 0.45	7.49	6.38 (0.8)	0.17 (2.2)	7.26 (96.9)	5.87	6.38 (1.1)	0.27 (4.7)	5.54 (94.3)
PC 0.40	8.42	5.39 (0.6)	0.34 (4.1)	8.02 (95.3)	**5.60**	5.39 (1.0)	0.27 (4.9)	5.27 (94.2)
SA 0.22	8.20	7.52 (0.9)	0.04 (0.5)	8.08 (98.6)	5.32	7.52 (1.4)	0.03 (0.5)	5.21 (98.1)
PES 0.22	**5.39**	14.4 (2.7)	0.11 (2.0)	5.13 (95.3)	**5.13**	14.4 (2.8)	0.07 (1.3)	4.91 (95.8)
ME 0.22	6.46	6.71 (1.0)	0.16 (2.5)	6.23 (96.4)	6.22	6.71 (1.1)	0.31 (5.0)	5.84 (93.9)
PC 0.22	7.18	8.59 (1.2)	0.17 (2.4)	6.92 (96.4)	6.13	8.59 (1.4)	0.30 (4.9)	5.74 (93.7)
PES 0.10	**5.15**	7.25 (1.4)	0.18 (3.6)	4.89 (95.0)	3.42	7.25 (2.1)	0.15 (4.4)	3.20 (93.5)
ME 0.10	5.29	9.42 (1.8)	0.42 (8.0)	4.77 (90.3)	2.89	9.42 (3.4)	1.40 (48.5)	1.39 (48.3)
PC 0.10	6.33	7.02 (1.1)	0.68 (10.7)	5.58 (88.2)	**2.40**	7.02 (2.9)	0.61 (25.3)	1.72 (71.8)

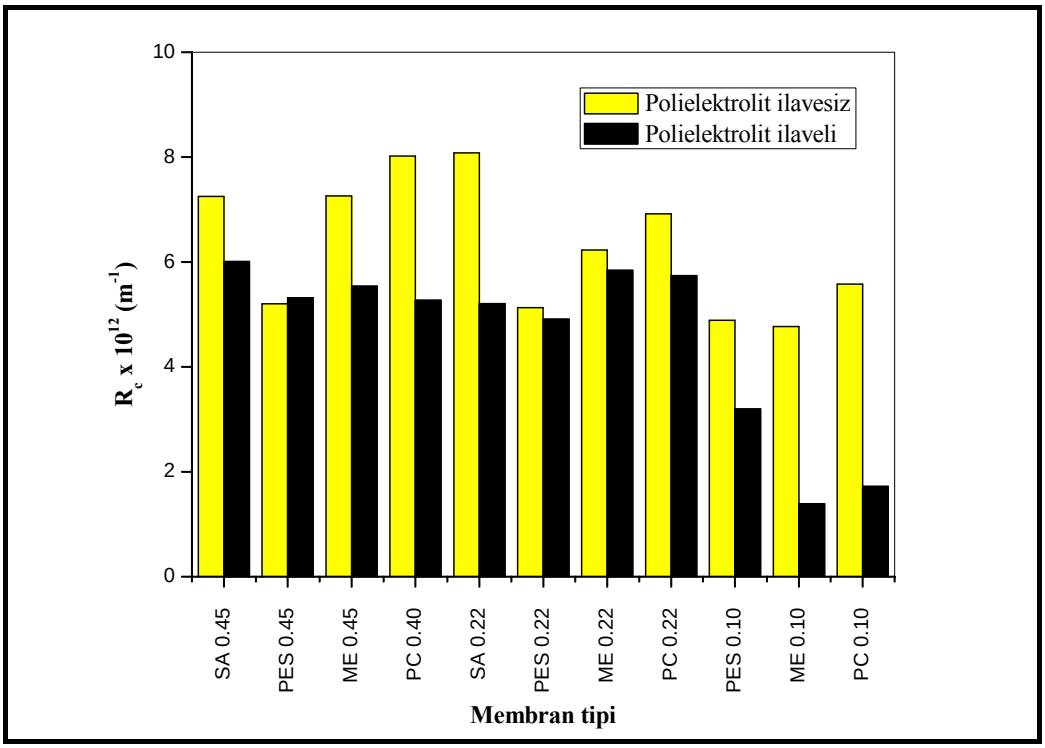
[a] ÇY=10 gün ve KOİ=1000 mg/L şartlarında işletilen aktif çamur sisteminin verileri alınmıştır

[b] Optimum polielektrolit dozajı (40 mg KPE/L□çamur) ilavesinden sonra işletilen aktif çamur sisteminin verileri alınmıştır

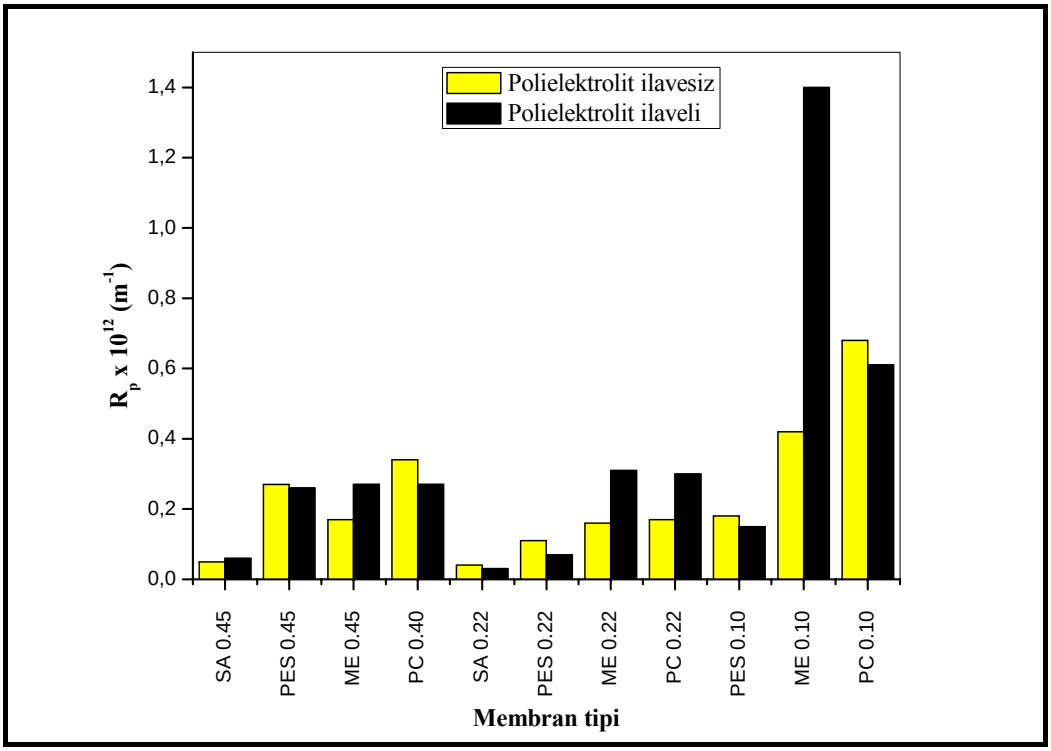
Sabit giriş KOİ konsantrasyonu (1000 mg/L) ve sabit çamur yaşında (10 gün) işletilen batık MBR sistemine KPE ilave edildikten sonra 0.45 µm membranların toplam direnci 5.60–6.12×10^{12} m^{-1}, kek direnci 5.27–6.01×10^{12} m^{-1} ve gözenek direnci 0.06–0.27×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Toplam dirençleri büyükten küçüğe doğru SA 0.45 > ME 0.45 > PES 0.45 > PC 0.40 olarak sıralanmıştır. Kek dirençleri SA 0.45 > ME 0.45 > PES 0.45 > PC 0.40 olarak sıralanmış, buna karşılık gözenek dirençleri ise PC 0.40 = ME 0.45 > PES 0.45 > SA 0.45 olarak dağılım göstermiştir. 0.22 µm membranlar için toplam direnç 5.13–6.22×10^{12} m^{-1}, kek direnci 4.91–5.84×10^{12} m^{-1} ve gözenek direnci ise 0.03–0.31×10^{12} m^{-1} aralığında değişim göstermiştir. Toplam dirençleri büyükten küçüğe doğru ME 0.22 > PC 0.22 > SA 0.22 > PES 0.22 olarak sıralanmıştır. Kek dirençleri ME 0.22 > PC 0.22 > SA 0.22 > PES 0.22 olarak sıralanmış olup gözenek dirençleri ise ME 0.22 > PC 0.22 > PES 0.22 > SA 0.22 olarak dağılım göstermiştir. 0.10 µm membranlarda ise toplam direncin 2.40–3.42×10^{12} m^{-1}, kek direncinin 1.39–3.20×10^{12} m^{-1}, gözenek direncinin ise 0.15–1.40×10^{12} m^{-1} aralığında değişim gösterdiği tespit edimiştir. Toplam dirençleri büyükten küçüğe doğru PES 0.10 > ME 0.10 > PC 0.10 olarak sıralanmıştır. Kek dirençleri PES 0.10 > PC 0.10 > ME 0.10 ve gözenek dirençleri ME 0.10 > PC 0.10 > PES 0.10 olarak sıralanmıştır.



(a)



(b)



(c)

Şekil 4.67. KPE ilave edildikten sonra batık MBR sisteminde **(a)** toplam direncin (R_t), **(b)** kek direncinin (R_c) ve **(c)** gözenek direncinin (R_p) değişimi

Çizelge 4.24'ten görüldüğü gibi tüm membranlarda kek dirençlerinin (R_c) diğer dirençlere göre daha yüksek çıkmasından dolayı kek direncinin, akı azalmasını kontrol eden mekanizma olduğu söylenebilir. Şekil 4.67'den görüldüğü gibi polielektrolit ilave edildikten sonra tüm dirençlerin (toplam direnç, kek direnci ve gözenek direnci) azaldığı görülmüştür. Toplam direncin azalması ile birlikte membranlardan elde edilen süzüntü hacmi de artmıştır. KPE ilave edilmesiyle birlikte dirençlerin azalmasının nedenlerinden birisi, üst sıvıda SMP fraksiyonlarının azalmasından dolayı olabilir. Çizelge 4.24'ten KPE ilave edildikten sonra membran tipinin dirençler üzerinde bir etkiye sahip olmadığı buna karşılık gözenek boyutunun sadece 0.10 µm membranlar için dirençler üzerinde önemli olduğu görülmüştür. Polielektrolit ilave edilmeden önce toplam direnci en yüksek membran PC iken polielektrolit ilave edildikten sonra toplam direnci en düşük membran olmuştur (0.22 µm membran hariç). Bunun nedeni, aktif çamur üst sıvısında bulunan proteinin KPE ilavesiyle ortamdan giderilmesi ve PC membran üzerine olan etkisinin ortadan kalkması olabilir.

Çalışma kapsamında, KPE ilavesinden sonra membran yüzeylerinde biriken kek tabakasındaki taneciklerin yığılma şekli ve porozitesi hakkında yorum yapabilmek amacıyla her filtrasyona ait spesifik kek dirençleri hesaplanmıştır. Çizelge 4.25'te KPE varlığında işletilen batık MBR sisteminde filtrasyon sonucunda elde edilen spesifik kek dirençlerinin sonuçları verilmiştir. Çizelge 4.25'ten görüldüğü gibi KPE varlığında membranların denge akıları (J_d) artmış, buna karşılık spesifik kek direnci (α) ve modifiye kirlenme indeksi (MFI) değerleri azalmıştır. Ayrıca KPE varlığında α ve MFI değerleri en düşük olan PC membranın diğer membranlara göre daha iyi performans sergilediği görülmüştür. Sonuçlardan KPE varlığında membranlar üzerinde daha az yoğunlukta bir kek tabakasının oluştuğu söylenebilir. Azalan MFI değerleri ile birlikte az yoğun kekin geçirgenliği artmış ve denge akı değerlerinde artış gözlenmiştir.

Çizelge 4.25. KPE ilave edildikten sonra batık MBR sisteminde elde edilen filtrasyonun spesifik kek dirençleri

Membran tipi	Polielektrolit ilave edilmeden önce [a]			Polielektrolit ilave edildikten sonra [b]		
	J_d ($L/m^2/saat$)	α ($\times10^{12}$) (m/kg)	MFI ($\times10^5$) (s/m^2)	J_d ($L/m^2/saat$)	α ($\times10^{12}$) (m/kg)	MFI ($\times10^5$) (s/m^2)
SA 0.45	8	8.06	8.00	9	3.73	3.77
PES 0.45	**10**	**4.26**	**4.22**	10	4.04	4.09
ME 0.45	7	7.09	7.02	10	3.92	3.97
PC 0.40	7	8.61	8.54	**10**	**3.65**	**3.69**
SA 0.22	7	8.27	8.20	**11**	**4.00**	**4.05**
PES 0.22	**10**	**4.62**	**4.58**	12	4.40	4.46
ME 0.22	8	5.83	5.78	10	5.94	6.02
PC 0.22	8	6.97	6.91	10	5.23	5.23
PES 0.10	**11**	**3.81**	**3.77**	17	1.62	1.64
ME 0.10	11	3.96	3.93	20	1.06	1.07
PC 0.10	9	5.62	5.58	**24**	**0.72**	**0.72**

[a] ÇY=10 gün ve KOİ=1000 mg/L şartlarında işletilen aktif çamur sisteminin verileri alınmıştır

[b] Optimum polielektrolit dozajı (40 mg KPE/L□çamur) ilavesinden sonra işletilen aktif çamur sisteminin verileri alınmıştır

Spesifik kek direnci (α), denge akısı (J_d) ve spesifik kek direnci/gözenek direnci/SMP_t ($\alpha/R_p/SMP_t$) arasındaki etkileşimlerin Pearson korelasyon katsayıları Çizelge 4.26'da gösterilmiştir. Buna göre KPE varlığında J_d ile α ve $\alpha/R_p/SMP_t$ arasında negatif yönde kuvvetli bir korelasyon olduğu tespit edilmiştir. Çizelge 4.26'dan görüldüğü gibi KPE varlığında denge akısı artınca spesifik kek direnci ve $\alpha/R_p/SMP_t$'ye bağlı olan dirençler azalmıştır. Ayrıca α'nın azalmasıyla $\alpha/R_p/SMP_t$ direnci azalarak membran kirlenmesinde SMP'nin önemli bir rol oynadığı görülmüştür.

Çizelge 4.26. KPE ilave edildikten sonra batık MBR sisteminde elde edilen filtrasyonun J_d, α, ve $\alpha \times R_p \times SMP_t$ arasındaki ilişkinin Pearson korelasyon katsayıları

Parametre	Polielektrolit ilave edilmeden önce [a]			Polielektrolit ilave edildikten sonra [b]		
	J_d	α	□*	J_d	α	□*
J_d	1	□0.933	0.115	1	□0.882	□0.445
α	□0.933	1	0.078	□0.883	1	0.453
□*	0.115	0.078	1	□0.445	0.453	1

[a] ÇY=10 gün ve KOİ=1000 mg/L şartlarında işletilen aktif çamur sisteminin verileri alınmıştır

[b] Optimum polielektrolit dozajı (40 mg KPE/L□çamur) ilavesinden sonra işletilen aktif çamur sisteminin verileri alınmıştır

□* **:** α, R_p ve SMP_t'nin bir fonksiyonu olarak tanımlanmış olup $\alpha \times R_p \times SMP_t$ arasındaki iç etkileşimleri göstermektedir.

4.2.2.3. Batık MBR sisteminde polielektrolit ilavesinin süzüntü ve kek tabakasındaki SMP/EPS'ye etkisi

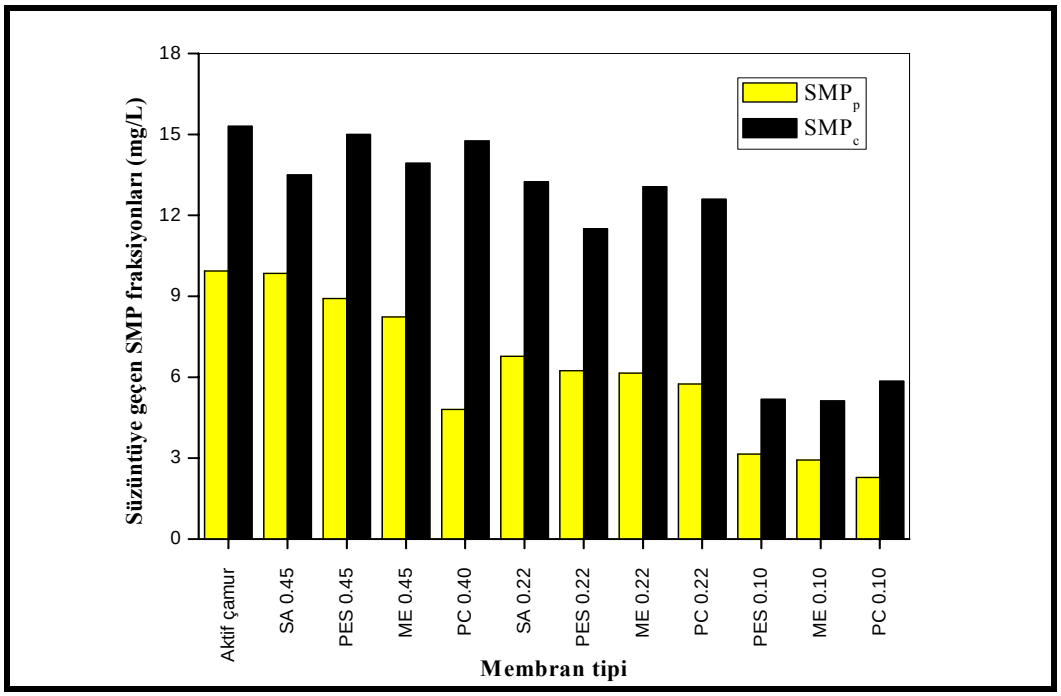
Polielektrolit ilavesinin batık MBR'lerde akı ve kek tabakasının EPS içeriğini nasıl etkilediğini bulabilmek amacıyla batık MBR'den elde edilen süzüntülerin ve membranlar üzerinde biriken kek tabakasının SMP ve EPS protein ve karbonhidrat fraksiyonları incelenmiştir. Şekil 4.68 ve 4.69'da polielektrolit ilavesinde işletilen batık membranların çıkışından elde edilen süzüntülerin SMP fraksiyonları ve KOİ değerleri gösterilmiştir. Şekil 4.70'te membran üzerinde biriken kek tabakasının EPS ve SMP fraksiyonları, Şekil 4.71'de ise protein ve karbonhidrat (P/C) oranları verilmiştir. 0.45 µm membranlar kendi aralarında karşılaştırıldığında, süzüntüye en az protein ve karbonhidrat geçiren membranın PC 0.40 olduğu görülmüştür. 0.22 µm membranlarda PES 0.22'nin ve 0.10 µm membranlarda ise ME 0.10'in süzüntüye en az protein ve karbonhidrat geçiren membran oldukları tespit edilmiştir (Şekil 4.68). Elde edilen sonuçlara göre polielektrolit ilavesinin süzüntüye geçen SMP fraksiyonlarını membran tipi ve gözenek boyutuna da bağlı olarak etkilediğini ve gözenek boyutu azaldıkça bu etkinin arttığı ve membranların SMP fraksiyonlarını tutma verimlerinin yükseldiği bulunmuştur (Çizelge 4.27). 0.45 µm membranlardan süzüntüye geçen SMP fraksiyonları 0.22 µm ve 0.10 µm membranlara göre daha

fazladır. Şekil 4.69'dan görüldüğü gibi KOİ analizleri süzüntüde ölçülen SMP fraksiyonları ile uyumluluk göstermiş olup tüm membranların süzüntüye yaklaşık olarak aynı miktarda çözünmüş KOİ geçirdikleri bulunmuştur.

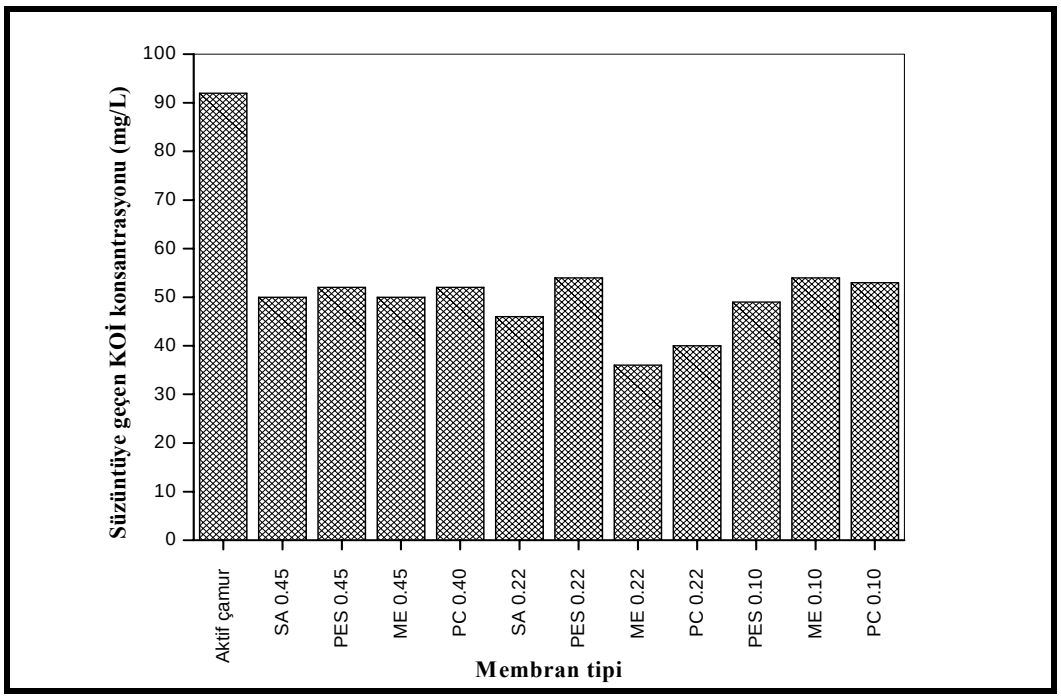
Şekil 4.70'te membranlar üzerinde biriken kek tabakasında yapılan protein ve karbonhidrat analizlerinin sonuçları gösterilmiştir. Buna göre 0.45 µm membranlar, üzerlerinde biriken kek tabakasının SMP içeriği açısından karşılaştırıldıkları zaman, SMP içeriğinin SA 0.45 membranında en yüksek ve PES 0.45 membranında en düşük olduğu bulunmuştur. Ayrıca SA 0.45'in karbonhidrat ve protein fraksiyonları en yüksek, PES 0.45'in ise en düşüktür. 0.45 µm membranların üzerinde biriken kek tabakasının protein miktarları birbirine oldukça yakın çıkmıştır. 0.22 µm membranlar kendi aralarında kıyaslandığında ise kek tabakasının SMP içeriği en yüksek PES 0.22, en düşük ise ME 0.22 membranıdır. 0.22 µm membranların SMP içeriklerinin karbonhidratı proteinden çok daha yüksek çıkmıştır. 0.22 µm membranların üzerinde biriken kek tabakasının protein miktarı ise hemen hemen birbirine yakın bulunmuştur. 0.10 µm membranlar kıyaslandığında ise kek tabakasının SMP içeriği en yüksek ME 0.10, en düşük ise PC 0.10 membranıdır. 0.10 µm membranların SMP içeriklerinin karbonhidratı proteinden daha yüksek bulunmuştur. 0.45 µm ve 0.22 µm membranların SMP_c içeriği 0.10 µm membranların üzerinde biriken kek tabakasının SMP_c içeriğinden daha yüksektir.

0.45 µm membranlar üzerinde biriken EPS fraksiyonları açısından kıyaslandığında kek tabakasının EPS içeriği en yüksek SA 0.45, en düşük ise PC 0.40 membranıdır. 0.22 µm membranlar kıyaslandığında ise kek tabakasının EPS içeriği en yüksek PES 0.22, en düşük ise SA 0.22 membranıdır. 0.10 µm membranlarda ise kek tabakasının EPS içeriği en yüksek ME 0.10, en düşük ise PC 0.10 membranıdır. Şekil 4.70'ten görüldüğü gibi, tüm membranların yüzeyinde biriken kek tabakasının EPS ve SMP içeriğinin karbonhidratı proteinden daha yüksek çıkmıştır.

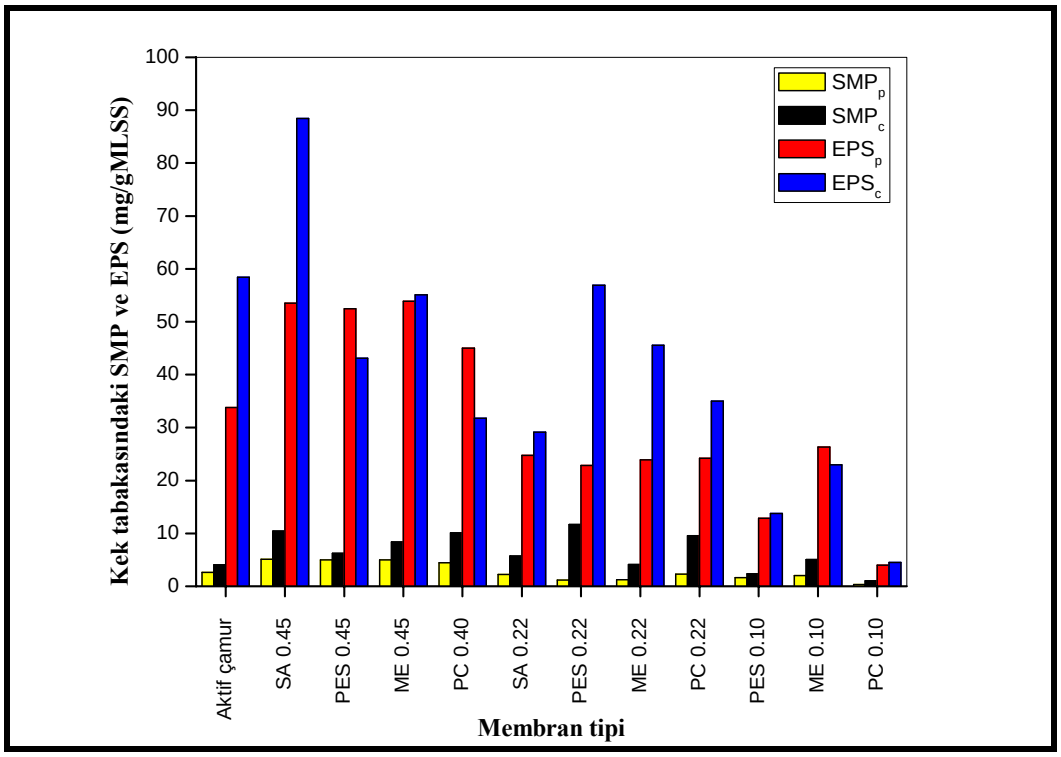
Şekil 4.71'den görüldüğü gibi süzüntüde en yüksek P/C oranına sahip membran SA 0.45 iken PC 0.40 en düşük orana sahiptir. Kek tabakası SMP içeriğinin P/C oranı en yüksek PES 0.45, en düşük ise PES 0.22'dir. Kek tabakasının EPS içeriğinin P/C oranı en yüksek ise PC 0.40, en düşüğü PES 0.22'dir. Tüm membranların yüzeyinden toplanan kek takabakasının SMP ve EPS içeriklerinin karbonhidrat miktarlarının proteinden daha yüksek olduğu tespit edilmiştir.



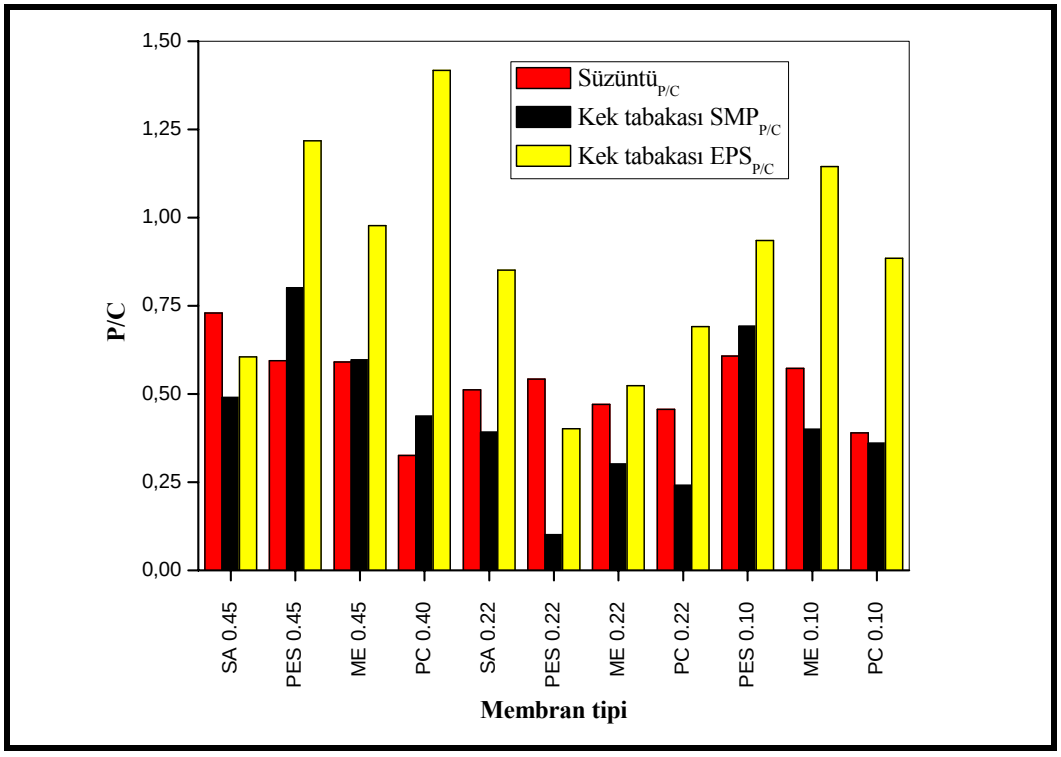
Şekil 4.68. Batık MBR sisteminde polielektrolit ilavesinde çalıştırılan membranlardan elde edilen süzüntülerdeki SMP değişimi



Şekil 4.69. Batık MBR sisteminde polielektrolit ilavesinde çalıştırılan membranlardan elde edilen süzüntülerdeki KOİ değişimi



Şekil 4.70. Batık MBR sisteminde polielektrolit ilavesinde membranların yüzeyinde biriken kek tabakasının SMP ve EPS değişimi



Şekil 4.71. Polielektrolit varlığında işletilen batık MBR sisteminde elde edilen kek tabakası ve süzüntünün P/C oranları

Çizelge 4.27. Membranlar tarafından tutulan SMP fraksiyonlarının yüzdeleri

Membran tipi	Polielektrolit ilave edilmeden önce [a]		Polielektrolit ilave edildikten sonra [b]	
	SMP_p (%)	SMP_c (%)	SMP_p (%)	SMP_c (%)
SA 0.45	66.67	8.05	0.90	11.83
PES 0.45	84.05	32.28	10.26	1.96
ME 0.45	81.38	24.58	17.20	8.95
PC 0.40	78.57	5.32	51.61	3.53
SA 0.22	55.21	29.34	31.79	13.46
PES 0.22	64.15	46.64	37.22	24.77
ME 0.22	71.26	42.92	38.13	14.64
PC 0.22	64.00	28.22	42.15	17.65
PES 0.10	68.79	10.15	68.31	66.14
ME 0.10	71.21	29.48	70.52	66.53
PC 0.10	69.18	26.26	77.06	61.76

[a] ÇY=10 gün ve KOİ=1000 mg/L şartlarında işletilen aktif çamur sisteminin verileri alınmıştır

[b] Optimum polielektrolit dozajı (40 mg KPE/L□çamur) ilavesinden sonra işletilen aktif çamur sisteminin verileri alınmıştır

Sonuç olarak, katyonik polimerlerin akıyı kararlı biçimde arttırmaları ve membran kirlenmesini kontrol etmeleri bu tip kimyasalların MBR'de akı arttırımı için kullanılmasını cazip kılmaktadır. Daha yüksek kritik akılara sahip olan MBR sistemleri daha yüksek işletim akılarında çalıştırılabilir. Bu da sabit süzüntü debisi üretimi için daha az membran yüzey alanı ve buna bağlı olarak daha az ön yatırım maliyeti anlamına gelmektedir. Ayrıca tıkanmanın azalması ile membran geri yıkama ve/veya kimyasal temizlik periyotları uzamakta ve bu da işletim maliyetlerinin düşmesi bakımından son derece önemlidir. Literatürde de katyonik polimerlerin kullanımına ilişkin başarılı çalışmalar mevcuttur. **Yoon et al. (2005)** yaptıkları çalışmada Adifloc KD452 polimerinin 400 mg/L dozunda MBR sisteminin kritik akı

değerini %50 oranında artırdığını rapor etmişlerdir. **Köseoğlu ve ark. (2008)** yapmış oldukları çalışmada biyokütledeki SMP giderimi için 3 farklı katyonik polimer (Kurita MPL30, Nalco MPE50 ve Adifloc KD452) kullanılmıştır. Çalışma sonucunda üç polimerin de kritik akı değerini yaklaşık olarak %40–45 oranında arttırdığı rapor edilmiştir.

5. SONUÇLAR

Batık MBR sisteminde değişen işletim parametreleri ve filtrasyonun iyileştirilmesine yönelik kimyasal madde kullanıldığı şartlarda oluşan çamurun filtre edilebilirlik özelliklerinin membran tipi ve gözenek boyutuna göre incelendiği bu doktora tez çalışmasında elde edilen temel sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

Doktora çalışmasının birinci fazında üç farklı çamur yaşında işletilen pilot ölçek sürekli aktif çamur sisteminde çeşitli biyokütle karakterlerinin membran kirlenme eğilimleri üzerine olan etkileri tayin edilmiştir. Elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

• Birinci faz çalışmalarında, sürekli aktif çamur sistemi 10, 30 ve 50 gün olmak üzere üç farklı çamur yaşında, 12 saat sabit hidrolik kalış süresinde ve 625±20 mg/L sabit giriş KOİ konsantrasyonu ile 10 ay işletilmiş ve üç çamur yaşında >%88'lik KOİ giderimi elde edilmiştir. Bu çalışma döneminde MLSS konsantrasyonu 10. 30. ve 50. çamur yaşı için sırasıyla 3274±203, 5588±1183, 6325±498 mg/L değerinde olmuştur. SMP_p 12±2.2, 8.4±3.5, 11.6±4.0 mg/L; SMP_c 8.1±2.3, 7.8±4.9, 16.6±5.7 mg/L; EPS_p 42±8, 43.1±12.9, 35.6±7.8 mg protein/gMLSS ve EPS_c 32.1±6.4, 24.7±5.5, 31.9±11.8 mg karbonhidrat/gMLSS olarak ölçülmüştür. Flokların göreceli hidrofobisitesi %82±7, %86±7, %56±7; viskozitesi 1.7±0.1, 3.1±0.4, 4.9±0.3 cP ve partikül boyut dağılımı 85.2, 59.2, 50.0 μm olarak ölçülmüştür.

• Reaktör dengeye geldikten sonra gerçekleştirilen batık membran deneylerinde 10. çamur yaşında en yüksek performansı gösteren membran PES 0.10 (J_d=18 L/m^2saat, V_t=2895 mL) en düşük performansı gösteren membran SA 0.45 (J_d=9 L/m^2saat, V_t=1644 mL), 30. çamur yaşında en yüksek performansı gösteren membran ME 0.10 (J_d=17 L/m^2saat, V_t=3285 mL) en düşük performansı gösteren membran PC 0.22 (J_d=9 L/m^2saat, V_t=1609 mL), ve 50. çamur yaşında en yüksek performansı gösteren membran PES 0.22 (J_d=26 L/m^2saat, V_t=3229 mL) en düşük performansı gösteren membran ME 0.45 (J_d=13 L/m^2saat, V_t=1060 mL) olmuştur. Elde edilen tüm sonuçlar dikkate alındığında, her üç çamur yaşı için en uygun membran tipinin PES ve ME membranlar olduğu görülmüştür. PC membranın ise hem denge akılarının düşük olması hem de toplanan süzüntü hacimlerinin diğer membranlara göre az

olması nedeniyle batık MBR çalışmaları için uygun bir membran malzemesi olmadığı tespit edilmiştir. Membranların gözenek boyutu dikkate alındığında ise her üç çamur yaşı için 0.10 µm gözenek boyutunun batık MBR çalışması için uygun olduğu görülmüştür.

• Tüm batık MBR deneylerinde kek direncinin (R_c) diğer dirençlere göre daha yüksek çıktığı ve çamur yaşının arttıkça tüm dirençlerin (toplam direnç, kek direnci ve gözenek direnci) azaldığı görülmüştür. Çamur yaşının artmasıyla dirençlerin azalmasının nedenlerinden birisi, MLSS konsantrasyonunun artması ve membran yüzeyinde biriken mikrobiyal flokların membranı korumuş olmasından dolayı olabilir. Diğer bir nedeni ise yüksek çamur yaşında mikroorganizmalar tarafından salgılanan EPS miktarlarının azalmış olmasından kaynaklanmış olabilir. PES ile ME membranların toplam dirençleri ve kek dirençlerinin her üç çamur yaşı içinde en az olduğu ve SA ile PC membranın ise toplam direncinin genellikle en yüksek olduğu bulunmuştur. Bunun nedeni, membranların doğal yapısından kaynaklanan pürüzlülüklerinin farklı olmasıdır. Daha pürüzlü yüzeye sahip olan membranların (PES ve ME gibi) toplam direncinin daha düşük ve pürüzlülüğü daha az olan membranların (PC gibi) toplam direncinin daha yüksek olduğu görülmüştür.

• Çamur yaşı arttıkça membranların denge akıları (J_d) artmış, buna karşılık spesifik kek direnci (α) ve modifiye kirlenme indeksi (MFI) değerleri azalmıştır. Ayrıca α ve MFI değerleri en düşük olan PES ve ME membranların her üç çamur yaşında diğer membranlara göre daha iyi performans sergiledikleri görülmüştür. Çamur yaşı arttıkça membranlar üzerinde daha az yoğunlukta bir kek tabakasının oluştuğu ve buna bağlı olarak MFI değerlerinin azaldığı görülmüştür. Azalan MFI değerleri ile birlikte az yoğun kekin geçirgenliği artmış ve denge akı değerlerinde artış gözlenmiştir.

• Spesifik kek direncinin (α), gözenek direnci (R_p) ve membran üzerinde biriken kek tabakasının $SMP_{t\text{-}kek}$ içeriğiyle olan etkileşimi incelenmiş ve birbirlerine bağlı oldukları bulunmuştur. Spesifik kek direnci (α), denge akısı (J_d) ve spesifik kek direnci/gözenek direnci/SMP_t ($\alpha/R_p/SMP_t$) arasındaki etkileşimleri Pearson korelasyon katsayıları ile açıklanmış olup her üç çamur yaşında J_d ile α ve $\alpha/R_p/SMP_t$ arasında negatif yönde kuvvetli bir korelasyon olduğu tespit edilmiştir. 10, 30 ve 50. çamur yaşlarında denge akısı artınca spesifik kek direnci ve $\alpha/R_p/SMP_t$'ye bağlı olan

dirençler azalmıştır. Ayrıca α'nın artmasıyla $\alpha/R_p/SMP_t$ direnci artarak membran kirlenmesinde SMP'nin önemli bir rol oynadığı görülmüştür.

• Çamur yaşının artmasıyla birlikte süzüntüye geçen SMP fraksiyonlarının arttığı görülmüştür. Çamur yaşının artmasıyla birlikte MLSS konsantrasyonunun ve buna bağlı olarak çamurun üst sıvısında SMP'nin artması filtrasyon sırasında süzüntüye daha çok SMP geçmesine neden olmuş olabilir. Ayrıca çamur yaşı arttıkça süzüntüye daha fazla SMP_c fraksiyonu geçmiştir. Bunun nedenlerinden birisi üst sıvıdaki SMP'nin P/C oranının azalması, bir diğer nedeni ise proteinin membranlar tarafından karbonhidrata göre afinitesinin daha fazla olması olabilir. Çamur yaşı arttıkça membranlar üzerinde biriken kek tabakasının SMP fraksiyonları azalmış ve kek tabakasında SMP_c'nin SMP_p'den daha fazla biriktiği görülmüştür. SMP_p'deki azalmanın, membran yüzeyindeki bakteri faaliyetleri sonucunda kullanıldığı ve SMP ile EPS arasında konsantrasyon farkına bağlı olarak bir denge meydana gelmesi ve SMP_p'nin EPS_p yapısında kullanılmış olabileceğinden dolayı azaldığı düşünülmüştür. Aynı çamur ortamında denenmiş olmalarında rağmen membran yüzeyinde oluşan kek tabakasındaki analizlerden yüzeyden biriken SMP ve EPS miktarlarının membran tipine ve gözenek boyutuna göre farklılık gösterdiği tespit edilmiştir. Bakteri türleri ile membran tipi arasındaki etkileşim kuvvetlerinin farklı olması nedeniyle, membran yüzeyinde hem bakteri çeşitliliği hem de üretilen bakteriyel ürünlerin (SMP ve EPS) miktarları farklı olmuştur.

• Birinci faz çalışmalarında, reaktör dengeye geldikten sonra gerçekleştirilen çapraz akış filtrasyon deneylerinde tüm membranlarda sadece tek bir direncin değil her üç direncinde akı azalmasında rol oynadığı söylenebilir. Genel bir trend olarak konsantrasyon polarizasyon direncinin her üç çamur yaşında dominant olduğu görülmüştür. Çamur yaşının arttıkça gözenek direnci haricindeki tüm dirençlerin (toplam direnç, kek direnci ve konsantrasyon polarizasyon direnci) genelde arttığı görülmüştür. Çamur yaşının artmasıyla dirençlerin artmasının nedenleri, MLSS konsantrasyonunun artması veya flokların partikül boyutunun küçülmesinden dolayı olabilir. Dört farklı membran tipi içerisinden PES ve ME membranların toplam dirençleri ve kek dirençlerinin her üç çamur yaşı içinde en düşük olduğu bulunmuştur. Ayrıca gözenek boyutunun azaldıkça toplam direncin de genellikle azaldığı tespit edilmiştir. Buna göre çapraz akış filtrasyon sisteminde PES ve ME

membranların denge akısının yüksek olması, daha fazla süzüntü hacmi elde edilmesi ve düşük toplam dirence (R_t) sahip olması nedeniyle uygun bir malzeme olduğu tespit edilmiştir. Buna karşılık, SA membranın ise uygun bir malzeme olmadığı tespit edilmiştir.

• Çamur yaşı arttıkça membranların denge akıları (J_d) genellikle azalmış, buna karşılık spesifik kek direnci (α) ve modifiye kirlenme indeksi (MFI) değerleri artmıştır. Ayrıca α ve MFI değerleri en düşük olan ME ve PC membranların her üç çamur yaşında diğer membranlara göre daha iyi performans sergiledikleri görülmüştür. Sonuçlardan çamur yaşı arttıkça membranlardaki gözenek ve konsantrasyon polarizasyon dirençlerinin arttığı ve buna bağlı olarak MFI değerlerinin arttığı söylenebilir. Artan MFI değerleri ile birlikte membranların geçirgenliği azalmış ve denge akı değerlerinde düşüş gözlenmiştir.

Doktora çalışmasının ikinci fazında üç farklı giriş KOİ konsantrasyonunda işletilen pilot ölçek sürekli aktif çamur sisteminde çeşitli biyokütle karakterlerinin membran kirlenme eğilimleri üzerine olan etkileri tayin edilmiştir. Elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

• İkinci faz çalışmalarında, sürekli aktif çamur sistemi 650, 1000 ve 1500 mg/L olmak üzere üç farklı giriş KOİ konsantrasyonunda, 12 saat sabit hidrolik kalış süresinde ve 10 gün sabit çamur yaşı ile 3 ay işletilmiş ve üç çamur yaşında >%87'lik KOİ giderimi elde edilmiştir. Bu çalışma döneminde MLSS konsantrasyonu 650, 1000 ve 1500 mg/L için sırasıyla 3138±186, 3700±102, 4619±158 mg/L değerinde olmuştur. SMP_p 11.9±2.9, 11.2±2.9, 10.5±2.2 mg/L; SMP_c 9.5±2.6, 13.7±3.1, 22.0±1.9 mg/L; EPS_p 42.0±8, 43.1±12.9, 35.6±7.8 mg protein/gMLSS ve EPS_c 32.1±6.4, 24.7±5.5, 31.9±11.8 mg karbonhidrat/gMLSS olarak ölçülmüştür.

• Elde edilen tün sonuçlar dikkate alındığında, her üç KOİ konsantrasyonu için en uygun membran tipinin PES ve ME membranlar olduğu görülmüştür. PC ve SA membranın ise hem denge akılarının düşük olması hem de toplanan süzüntü hacimlerinin diğer membranlara göre az olması nedeniyle batık MBR çalışmaları için uygun bir membran malzemesi olmadığı tespit edilmiştir. Elde edilen denge akısı sonuçlarına göre KOİ konsantrasyonunun ve dolayısıyla çözünmüş organik

maddelerin membran tipi ve gözenek boyutu üzerinde direk bir etkiye sahip olduğu söylenebilir. KOİ konsantrasyonunun artması tüm membranların denge akılarının ve dolayısıyla elde edilen süzüntü hacimlerinin azalmasına neden olmuştur. Bunun nedenlerinden bir tanesi membranlar üzerinde biriken kek tabakasının porozitesinin KOİ konsantrasyonu arttıkça azalması olabilir. Bir diğer nedeni ise membran üzerindeki kek tabakasının özellikle SMP_c ve EPS_c fraksiyonlarının KOİ konsantrasyonuna bağlı olarak artış göstermesi daha az akı elde edilmesine neden olmuş olabilir. Membranların gözenek boyutu dikkate alındığında ise her üç KOİ konsantrasyonu için 0.10 μm gözenek boyutunun batık MBR çalışması için uygun olduğu görülmüştür. Buna göre yüksek gözenek boyutuna sahip membranların biyoreaktördeki kolloidal veya çözünmüş organik kirleticilerden daha çok etkilendiği ve gözenek boyutunun azalmasıyla etkinin azaldığı söylenebilir.

• KOİ konsantrasyonunun arttıkça gözenek direncinin azaldığı, toplam direncin ve kek direncinin ise arttığı görülmüştür. KOİ konsantrasyonunun artmasıyla dirençlerin de artmasının nedeni, yüksek KOİ konsantrasyonunda mikroorganizmalar tarafından salgılanan SMP_c ve EPS_c miktarlarının artmış olmasından kaynaklanmış olabilir.

• PES ve ME membranların toplam dirençleri ve kek dirençlerinin her üç KOİ konsantrasyonu içinde en az olduğu ve SA ve PC membranın ise toplam dirençlerinin genellikle en yüksek olduğu bulunmuştur.

• KOİ konsantrasyonu arttıkça spesifik kek direnci (α) ve modifiye kirlenme indeksi (MFI) 0.45 μm ve 0.22 μm membranlar için azalmış 0.10 μm membranlar için artış göstermiştir. Ayrıca α ve MFI değerleri en düşük olan PES membranın her üç KOİ konsantrasyonunda diğer membranlara göre daha iyi performans sergiledikleri görülmüştür. Sonuçlardan giriş KOİ konsantrasyonu arttıkça membranlar üzerinde oluşan kek tabakasının birbirine oldukça yakın özellikler sergilediği söylenebilir. Her üç KOİ konsantrasyonunda J_d ile α ve $\alpha/R_p/SMP_t$ arasında negatif yönde bir korelasyon olduğu tespit edilmiştir. 650, 1000 ve 1500 mg/L KOİ konsantrasyonlarında denge akısı artınca spesifik kek direnci ve α/R_p/SMP'ye bağlı olan dirençler azalmıştır. Ayrıca α'nın artmasıyla $\alpha/R_p/SMP_t$ direnci artarak membran kirlenmesinde çözünmüş organik maddelerin önemli bir rol oynadığı görülmüştür.

• Her üç KOİ konsantrasyonu karşılaştırıldığında, KOİ konsantrasyonunun artmasıyla birlikte süzüntüye geçen SMP fraksiyonlarının arttığı görülmüştür. KOİ konsantrasyonunun artmasıyla birlikte MLSS konsantrasyonunun ve buna bağlı olarak çamurun üst sıvısında SMP'nin artması filtrasyon sırasında süzüntüye daha çok SMP geçmesine neden olmuş olabilir. Ayrıca KOİ konsantrasyonu arttıkça süzüntüye genellikle daha fazla SMP_c fraksiyonu geçmiştir. Bunun nedenlerinden birisi üst sıvıdaki SMP'nin P/C oranının azalması, bir diğer nedeni ise proteinin membranlar tarafından karbonhidrata göre afinitesinin daha fazla olması olabilir. KOİ konsantrasyonu arttıkça membranlar üzerinde biriken kek tabakasının SMP fraksiyonları da artmış ve kek tabakasında SMP_c'nin SMP_p'den daha fazla biriktiği görülmüştür. Membran tipinin ve gözenek boyutunun protein ve karbonhidrat adsorpsiyonu açısından önemli olduğu bulunmuştur.

Doktora çalışmasının üçüncü fazında, katyonik polielektrolit ilavesinde sabit çamur yaşı (10 gün) ve sabit giriş KOİ konsantrasyonunda (1000 mg/L) işletilen sürekli aktif çamur sisteminde meydana gelen fizikokimyasal ve biyolojik özelliklerdeki değişimlerin tespit edilmesi ve katyonik polielektrolitin batık MBR sisteminde filtre edilebilirlik mekanizması üzerine olan etkisinin membran tipine ve gözenek boyutuna bağlı olarak membran kirlenme eğilimleri üzerine olan etkileri tayin edilmiştir. Elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

• Üçüncü faz çalışmalarında, sürekli aktif çamur sistemi polielektrolit varlığında 1000 mg/L KOİ konsantrasyonunda, 12 saat sabit hidrolik kalış süresinde ve 10 gün sabit çamur yaşı ile 9 gün işletilmiş ve >%93'lük KOİ giderimi elde edilmiştir. Bu çalışma döneminde MLSS konsantrasyonu 3780±45 mg/L değerinde olmuştur. SMP_p 7.14±1.3 mg/L, SMP_c 9.2±2.2 mg/L, EPS_p 37.9±22.1 mg protein/gMLSS ve EPS_c 48.3±15.3 mg karbonhidrat/gMLSS olarak ölçülmüştür.

• Tüm membranlarda kek dirençlerinin (R_c) diğer dirençlere göre daha yüksek çıkmasından dolayı kek direncinin, akı azalmasını kontrol eden mekanizma olduğu söylenebilir. Polielektrolit ilave edildikten sonra tüm dirençlerin (toplam direnç, kek direnci ve gözenek direnci) azaldığı görülmüştür. KPE ilave edilmesiyle birlikte dirençlerin azalmasının nedenlerinden birisi, üst sıvıda SMP fraksiyonlarının azalmasından dolayı olabilir. Polielektrolit ilave edilmeden önce toplam direnci en yüksek membran PC iken polielektrolit ilave edildikten sonra toplam direnci en

düşük membran olmuştur (0.22 μm membran hariç). Bunun nedeni, aktif çamur üst sıvısında bulunan proteinin KPE ilavesiyle ortamdan giderilmesi ve PC membran üzerine olan etkisinin ortadan kalkması olabilir.

• KPE varlığında membranların denge akıları (J_d) artmış, buna karşılık özgül kek direnci (α) ve modifiye kirlenme indeksi (MFI) değerleri azalmıştır. Ayrıca KPE varlığında α ve MFI değerleri en düşük olan PC membranın diğer membranlara göre daha iyi performans sergilediği görülmüştür. Sonuçlardan KPE varlığında membranlar üzerinde daha az yoğunlukta bir kek tabakasının oluştuğu söylenebilir. Azalan MFI değerleri ile birlikte az yoğun kekin geçirgenliği artmış ve denge akı değerlerinde artış gözlenmiştir.

Sonuç olarak, yapılan tez çalışması kapsamında geliştirilen sistem, mevcut arıtma tesislerinde uygulanma potansiyeline sahiptir. Batık MBR sisteminden elde edilen bulgulara göre, düşük arıtma performansına sahip olan mevcut arıtma tesislerinde ilave bir modifikasyona gerek duyulmadan uygulanabilme potansiyeline sahip bu çalışma ile mevcut tesislerin arıtma performansları iyileştirilebilir. Ayrıca halihazırda işletimde olan mevcut MBR sistemlerine polielektrolit ilave edilerek membran kirlenmesi kontrol edilebilir ve MBR'lerin performansları arttırılabilir.

KAYNAKLAR

Adham S, Gagliardo P, 1998. Membrane bioreactors for water repurification phase I. Desalination research and development program report No. 34, U.S Department of Interior, Bureau of Reclamation, USA.

Adham S, Fane A, 2008. Cross flow sampler fouling index, National Water Research Institute, Final project report, Project number 06□ER□002.

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.

Akdağlı M, Arslan S, 2008. Ters osmoz ileri arıtma sistemleri ile çok amaçlı su arıtımında proses tasarımı, İÜ, Çevre Mühendisliği Bölümü, Lisans Tezi.

Akram A, Stuckey D. C, 2008. Flux and performance improvement in a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR) using powdered activated carbon (PAC). Process Biochemistry 43 (1) 93–102.

Al□Amoudi A, Lovitt R. W, 2007. Fouling strategies and the cleaning system of NF membranes and factors affecting cleaning efficiency. Journal of Membrane Science 303 (1–2) 4–28.

Anonim I: Water Environment Federation, 2001. Membrane bioreactors: Feasibility and use in water reclamation. ISBN 1–893664–36–8, Water Environment Research Foundation (WERF), USA.

Anonim II: U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 1992. Guidelines for water reuse. Washington, DC, USA.

Anonim III: California Department of Health Services, 2000. Title 22 of the California Code of Regulations, www.dhs.ca.gov, USA.

APHA (American Public Health Association), 1995. Standart Methods for the Examination of Water and Wastwater, Sixteenth edition, Washington, DC, USA.

Arabi S, Nakhla G, 2008. Impact of protein/carbohydrate ratio in the feed wastewater on the membrane fouling in membrane bioreactors. Journal of Membrane Science, doi:10.1016/j. memsci.2008.07.026.

Artan N, Orhon D, Sözen S, 1993, Tek çamurlu nitrifikasyon□denitrifikasyon sistemlerinin tasarım esasları, SKKD, 3 (2) 73.

Asatekin A, Menniti A, Kang S, Elimelech M, Morgenroth E, Mayes A. M, 2006. Antifouling nanofiltration membranes for membrane bioreactors from self□assembling graft copolymers. Journal of Membrane Science 285 (1–2) 81–89.

Aydıner C, 2006. Hibrit mikrofiltrasyon teknolojisi ile sulu ortamdan nikel giderimi, Doktora tezi, İTÜ, Çevre Mühendisliği Bölümü, Fen Bilimleri Enstitüsü.

Barlas H, 2002. Suların arıtımında ileri teknolojiler ders notları, İ.Ü Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Avcılar, İstanbul

Barlas H, 2005. Suların ileri arıtım teknolojileri–1 ders notları, İ.Ü Çevre Mühendisliği Bölümü, Avcılar, İstanbul

Bae T. H, Tak T. M, 2005a. Effect of TiO_2 nanoparticles on fouling mitigation of ultrafiltration membranes for activated sludge filtration, Journal of Membrane Science 249 (1–2) 1–8.

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

Bae T. H, Tak T. M, 2005c. Preparation of TiO_2 self□assembled polymeric nanocomposite membranes and examination of their fouling mitigation effects in a membrane bioreactor system, Journal of Membrane Science 266 (1–2) 1–5.

Baker R.W, 2004. Membrane technology and applications, Second edition, John Wiley & Sons Ltd. Publishers, ISBN 0–470–85445–6.

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

Beaubien A, Baty M, Jeannot F, Francoeur E, Manem J, 1996. Design and operation of anaerobic membrane bioreactors: Development of a filtration testing strategy, Journal of Membrane Science, 109, 173–184.

Bitton G, 1994. Wastewater microbiology, Wiley –Liss Pub., USA, 478 P.

Bouhabila E. H, Aim R. B, Buisson H, 2001. Fouling characterization in membrane bioreactors, Sep. Purif. Technol., 22□23, 123□132.

Brans G, Kromkamp J, Pek N, Gielen J, Heck J, van Rijn C.J.M, van der Sman R.G.M, Schroen, C.G.P.H, Boom R.M, 2006. Evaluation of microsieve membrane design, Journal of Membrane Science, 278 (1–2), 344–348.

Brookes A, Judd S, Reid E, Germain E, Smith S, Alvarez□Vazquez H, Le□Clech P, Stephenson T, Turra E, Jefferson B, 2003. Biomass characterisation in membrane bioreactors, in: Proceedings of the IMSTEC, Sydney, Australia.

Buisson H, Cote P, Praderie M, Paillard H, 1998. The use of immersed membranes for upgrading wastewater treatment plants, Wat. Sci. Tech., 37 (9), 89□95.

Bunch B, Griffin Jr. D. M, 1987. Rapid removal of colloidal substrate from domestic wastewaters, J. Wat. Poll. Contol. Fed., 59, 957–963.

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 (9) 2097–2105.

Cardew P. T, Lee M. S, 1998. Membrane processes: A technology guide. Athenacum Pres Ltd., Chapters 1□5, England.

Chaize S, Huyard A, 1991, Membrane bioreactor on domestic waste water treatment: Sludge production and modelling approach, Wat. Sci. Tec., 23, 1591□1600.

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.

Chang I. S, Le□Clech P, Jefferson B, Judd S. J, 2002. Membrane fouling in membrane bioreactors for wastewater treatment, Environ. Eng. Sci., 128 (11), 1018□1029.

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.

Chen V, 1998. Performance of partially permeable microfiltration membranes under low fouling conditions, Journal of Membrane Science, 147, 265–278.

Chen J, Li Q, Elimelech M, 2004. In situ monitoring techniques for concentration polarization and fouling phenomena in membrane filtration, Advances in Colloid and Interface Science, 107, 83–108.

Chen J. P, Yang C. Z, Zhou J. H, Wang X. Y, 2007. Study of the influence of the electric field on membrane flux of a new type of membrane bioreactor, Chemical Engineering Journal, 128, 177–180.

Cheryan M, 1998. Ultrafiltration and microfiltration handbook, Technomic Publishing, Pennsylvania.

Cho B. D, Fane A. G, 2002. Fouling transients in nominally subcritical flux operation of a membrane bioreactor, Journal of Membrane Science, 209 (2) 391–403.

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

Chudoba J, Grau P, Ottova V, 1973a. Control of activatedsludge filamentous bulking□II. Selection of microorganisms by means of a selector, Water Research, 7 (10) 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, Winnen H, Suidan T. M, Wrenn B. E, Urbain V, Manem J, 1998. Effectiveness of membrane bioreactors in the biodegradation of high moleculer weight compounds, Water Research, 32 (5), 1553□1563.

Cicek N, Franco J. P, Suidan M. T, Urbain V, Manem J, 1999a. 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, 64□70.

Cindoruk S, 2000. Aerobik selektörlü aktif çamur sisteminde ağır metal giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Çevre Mühendisliği Bölümü, U.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü.

Costa A. R, de Pinho M. N, Elimelech M, 2006. Mechanisms of colloidal natural organic matter fouling in ultrafiltration, Journal of Membrane Science, 281 (1) 716–725.

Crawford G, Thompson D, Lozier J, Daigger G, Fleischer E, 2000. Membrane bioreactors □ A designer's perspective. Proceedings of the Water Environment Federation Technical Symposia, Anaheim, California, USA.

Crespo J. G, Böddeker K. W, 1994. Membrane processes in separation and purification, Kluwer Academic Publishers, Netherlands.

Çokgör E. U, 1997. Aerobik sistemlerde proses stokiometrisi ve kinetiğinin respirometrik olarak değerlendirilmesi, Doktora Tezi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü.

Daigger G. T, Rittmann B. E, Adham S, Andreottola G, 2005. Are membrane bioreactors ready for widespread application?, Environ. Sci. Technol., 39 (19) 399A□406A.

Defrance L, Jaffrin M. Y, 1999. Reversibility of fouling formed in activated sludge filtration, J. Membr. Sci., 157, 73□84.

Drews A, Vocks M, Iversen V, Lesjean B, Kraume M, 2005. Influence of unsteady membrane bioreactor operation on EPS formation and filtration resistance, in:

Proceedings of the International Congress on Membranes and Membrane Processes (ICOM), Seoul, Korea.

Drews A, Lee C. H, Kraume M, 2006. Membrane fouling □ a review on the role of EPS, Desalination, 200(1□3) 186□188.

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) 3850□3858.

Drews A, Vocks M, Bracklow U, Iversen V, Kraume M, 2008. Does fouling in MBRs depend on SMP?, Desalination, 231 (1–3) 141–149.

Dubois M, Gilles K. A, Hamilton J. K, Rebers P. A, Smith F, (1956). Calorimetric method for determination of sugar and related substances, Anal. Chem., 28, 350–356.

Eikelboom D. H, 2000. Process control of activated sludge plants by microscopic investigation, IWA Publishing, London, UK.

Ellis G. T, Higgins M. J, Kaiser S. K, Lay J. J, Schmit C. G, 1999. Activated sludge and other aerobic suspended culture processes, Water Environment Research, 71 (5) 618–622.

Ekama G. A, Marais G. V. R, 1984b. Carbonaceous material removal, theory, design, and operation of biological nutrient removal activated sludge processes, in WRC (Ed.), WRC of S.A., University of Cape Town.

Eykamp W, 1995. Microfiltration and ultrafiltration in membrane separations technolog: Principles and applications, 1-40, Eds. Noble, R.D. and Stern, S.A. Elsevier Science, B.V., USA.

Evenblij H, Geilvoet S, van der Graaf J, van der Roest H. F, 2005. Filtration characterisation for assessing MBR performance: three cases compared, Desalination, 178, 115–124.

Fan X. J, Urbain V, Qian Y, Manem J, 1996. Nitrification and mass balance with mbr for municipal wastewater treatment, IAWQ Conference, Singapore.

Fan B, Huang X, 2002. Characteristics of a self□forming dynamic membrane coupled with a bioreactor for municipal wastewater treatment, Environmental Science and Technology, 36 (23) 5245–5251.

Fan F. S, Zhou H. D, 2007. Interrelated effects of aeration and mixed liquor fractions on membrane fouling for submerged membrane bioreactor process in wastewater treatment, Environmental Science and Technology, 41, 2523–2528.

Fane A, Chang S, 2002. Membrane bioreactors: design and operational options, Filtr. Sep., 39, 26□29.

Fane A. G, Yeo A, Law A, Parameshwaran K, Wicaksana F, Chen V, 2005. Low pressure membrane processes – doing more with less energy, Desalination, 185 (1–3) 159–165.

Fang H. H. P, Shi X., Zhang T, 2006. Effect of activated carbon on fouling of activated sludge filtration, Desalination, 189(1□3) 193□199.

Flemming H. C, Schaule G, Griebe T, Schmitt J, Tamachkiarowa A, 1997. Biofouling – the Achilles heel of membrane processes, Desalination, 113 (2–3) 215–225.

Geng Z, Hall E. R, 2007. A comparative study of fouling-related properties of sludge from conventional and membrane enhanced biological phosphorus removal processes, Water Research, 41 (19) 4329–4338.

Grady C. P. L, Daigger G. T, Lim H, 1999. Biological wastewater treatment, Marcel Dekker, Inc., U.S.A, 129□295.

Grelier P, Rosenberger S, Tazi□Pain A, 2006. Influence of sludge retention time on membrane bioreactor hydraulic performance, Desalination, 192 (1–3) 10–17.

Gunder B, 2001. The membrane–coupled activated sludge process in municipal wastewater treatment, Technomic Publishing, Lancaster, PA., UK.

Guo W. S, Vigneswaran S, Ngo H. H, Kandasamy J, Yoon S, 2008. The role of a membrane performance enhancer in a membrane bioreactor: A comparison with other submerged membrane hybrid systems, Desalination, 231 (1–3) 305–313.

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.

Hasar H, 2001. Batık membran□aktif çamur sistemlerinin arıtma kapasitesinin geliştirilmesi ve modellenmesi, Doktora Tezi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.

Henze M, 1992. Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes, Water Sci. Tech., 25 (6) 1-6.

Hernandez R. M. E, Van Kaam R, Schetrite S, Albasi C, 2005. Role and variations of supernatant compounds in submerged membrane bioreactor fouling, Desalination, 179, 95–107.

Hong S. P, Bae T. H, Tak T. M, Hong S, Randall A, 2002. Fouling control in activated sludge submerged hollow fiber membrane bioreactors, Desalination, 143 (3) 219–228.

Hu B. J, Scott K, 1997. Study on cross□flow microfiltration of water in oil emulsions, The 1997 Jubilee Research Event, Vol. 2, Institution of Chemical Engineers (IChemE), Rugby, UK.

Hu A.Y, Stuckey D. C, 2007. Activated carbon addition to a submerged anaerobic membrane bioreactor: effect on performance, transmembrane pressure, and flux, Journal of Environmental Engineering – ASCE 133 (1) 73–80.

Huang J. Y, Takizawa S, Fujita K, 1999. Pilot□plant study of a high recovery membrane filtration process for drinking water treatment, International Specialized Conference on Membrane Technology in Environmental Management, Tokyo, Japan, November, 1□4, 392□399.

Huang X, Wu J, 2008. Improvement of membrane filterability of the mixed liquor in a membrane bioreactor by ozonation, Journal of Membrane Science, 318 (1–2) 210–216.

Hwang B. K, Lee W. N, Park P. K, Lee C. H, Chang I. S, 2007. Effect of membrane fouling reducer on cake structure and membrane permeability in membrane bioreactor, Journal of Membrane Science, 288 (1–2) 149–156.

http://www.hydrotech.cn/English/mofenli.asp

http://www.lanluwater.com

http://www.mku.edu.tr/genel/fakulte/ziraat/zootekni

http://nsm1.nsm.iup.edu

http://www.wastewaterengineering.com

Ishida H, Yamada Y, Tsuboi M, Matsumura M, 1993. Submerged membrane activated sludge process(KSMASP) its application into activated sludge process with high concentration of MLSS, Proc. of the 2nd Inter. Conf. on Advanced in Water and Effluent Treatment, 321–330, Cumbria, UK.

Itonaga T, Kimura K, Watanabe Y, 2003. Influence of suspension viscosity and colloidal particles on permeability of membrane used in membrane bioreactor (MBR), 2003, 11–18,

Iversen V, Mohaupt J, Drews A, Lesjean B, Kraume M, 2007. Side effects of flux enhancing chemicals in membrane bioreactors (MBRs): study on their biological toxicity and their residual fouling propensity, 4th IWA International Membranes Conference Membranes for Water and Wastewater Treatment, May 15–17, Harrogate, United Kingdom.

Iversen V, Mohaupt J, Drews A, Kraume M, Lesjean B, 2008. Side effects of flux enhancing chemicals in membrane bioreactors (MBRs): study on their biological toxicity and their residual fouling propensity, Water Science and Technology, 57 (1) 117–123.

Iversen V, Koseoglu H, Yigit N. O, Drews A, Kitis M, Lesjean B, Kraume M, 2009. Impacts of membrane flux enhancers on activated sludge respiration and nutrient removal in MBRs, Water Research, 43 (3) 822–830.

Jang N, Ren X, Choi K, Kim I. S, 2005. Comparison of membrane biofouling in nitrification and denitrification for the membrane bioreactor (MBR), Proceedings of the IWA on Aspire, Singapore.

Jeong T. Y, Cha G. C, Yoo I. K, Kim D. J, 2007. Characteristics of bio□fouling in a submerged MBR, Desalination, 207 (1–3) 107–113.

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

Ji J, Qiu J, Wong F. S, 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.

Jianlong W, Ning Y, 2004. Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions, Process Biochemistry, 39, 1223–1229.

Jin B, Wilén B. M, Lant P, 2003. A comprehensive insight into floc characteristics and their impact on compressibility and settleability of activated sludge, Chemical Engineering Journal, 95, 221–234

Jin, Y. L, Lee W. N, Lee C. H, Chang I. S, Huang X, Swaminathan T, 2006. Effect of DO concentration on biofilm structure and membrane filterability in submerged membrane bioreactor, Water Research, 40 (15) 2829–2836.

Jinhua P, Fukushi K, Yamamoto K, 2006. Bacterial community structure on membrane surface and characteristics of strains isolated from membrane surface in submerged membrane bioreactor, Separation Science and Technology, 41 (7) 1527–1549.

Judd S. J, 2001. A review of fouling of membrane bioreactors in sewage treatment, School of Water Sciences, Cranfield University, UK.

Judd S. J, 2002a. The development of the membrane bioreactor technology for sewage treatment in the UK, School of Water Sciences, Cranfield University, UK.

Judd S. J, 2006. The MBR book: Principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment, Elsevier, Oxford, UK.

Kang I. J, Yoon S. H, Lee C. H, 2002. Comparison of the filtration characteristics of organic and inorganic membranes in a membrane□coupled anaerobic bioreactor, Water Research, 36 (7) 1803–1813.

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.

Khongnakorn W, Wisniewski C, Pottier L, Vachoud L, 2007. Physical properties of activated sludge in a submerged membrane bioreactor and relation with membrane fouling, Separation and Purification Technology, 55, 125–131.

Kim I. S, Jang N, 2006. The effect of calcium on the membrane biofouling in the membrane bioreactor (MBR), Water Research, 40 (14) 2756–2764.

Kim H. Y, Yeon K. M, Lee C. H, Lee S, Swaminathan T, 2006. Biofilm structure and extracellular polymeric substances in low and high dissolved oxygen membrane bioreactors, Separation Science and Technology, 41 (7) 1213□1230.

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

Koseoglu H, Yigit N. O, Iversen V, Drews A, Kitis M, Lesjean B, Kraume M, 2008. Effects of several different flux enhancing chemicals on filterability and fouling reduction of membrane bioreactor (MBR) mixed liquors, Journal of Membrane Science, 320 (1–2) 57–64.

Koltuniewicz A. B, Field R. W, Arnot T. C, 1995. Cross□flow and dead□end microfiltration of oil□water emulsion: Part I. Experimental study and flux decline, J of Membrane Science, 102, 193–207.

Koltuniewicz A. B, Field R. W, 1996. Process factors during removal of oil□in□water emulsions with cross□flow microfiltration, Desalination, 105, 79□89.

Koyuncu İ, 2001. Nanofiltrasyon membranları ile tuz gideriminde organik iyon etkisi, Doktora tezi, İ.T.Ü Fen Bilimleri Enstitüsü.

Koyuncu İ, 2009. Çevre mühendisliğinde mebran prosesler ders notları, İ.T.Ü

Köseoğlu H, Yiğit N. Ö, Iversen V, Drews A, Kraume M, Kitis M, 2008. Katyonik polimerler kullanarak membran biyoreaktörde (MBR) tıkanmaların azaltılması, İ.T.Ü. 11. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, 11□13 Haziran 2008

Krauth K. H, Staab K. F, 1994. Pressurized biomembrane reactor for wastewater treatment, Hydrotop, 94, 555–562.

Kural E, 2000. Tekstil boyahane atıksularının nanofiltrasyon membranları ile geri kazanımı ve renk giderimi, Yüksek Lisans Tezi, İ.T.Ü Fen Bilimleri Enstitüsü.

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.

Lazaridis N. K, Blöcher C, Dorda J, Matis K. A, 2004. A hybrid MF process based on flotation, J. of Membrane Science, 228, 83□88.

Le□Clech P, Chen V, Fane T. A. G, 2006. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment, Journal of Membrane Science, 284 (1–2) 17–53.

Lee Y, Clark M. M, 1998. Modeling of flux decline during crossflow ultrafiltration of colloidal suspensions, J. Membrane Sci., 149, 181□202.

Lee J, Ahn W. Y, Lee C. H, 2001. Comparison of the filtration characteristics between attached and suspended growth microorganisms in submerged membrane bioreactor, Water Res., 35, 2435–2445.

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.

Lesjean B, Rosenberger S, Schrotter J. C, Recherche A, 2004. Membrane□aided biological wastewater treatment □ an overview of applied systems, Membr. Technol., 5□10.

Lesjean B, Rosenberger S, Laabs C, Jekel M, Gnirss R, Amy G, 2005. Correlation between membrane fouling and soluble/colloidal organic substances in membrane bioreactors for municipal wastewater treatment, Water Science and Technology, 51 (6–7) 1–8.

Li H, Fane A. G, Coster H. G. L, Vigneswaran S, 2003. Observation of deposition and removal behaviour of submicron bacteria on the membrane surface during crossflow microfiltration, Journal of Membrane Science, 217 (1–2) 29–41.

Li F, Chen J, Deng C, 2005a. The kinetics of crossflow dynamic membrane bioreactor, Water SA, 32, 199–204.

Li X, Gao F, Hua Z, Du G, Chen J, 2005b. 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.

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

Li T, Bai R, Liu J, 2008. Distribution and composition of extracellular polymeric substances in membrane-aerated biofilm, Journal of Biotechnology, 135, 405 52–57.

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, Bagley D. M, Kraemer H. E, Leppard G. G, Liss S. N, 2004. A review of biofouling and its control in membrane separation bioreactors, Water Environment Research, 76 (5) 425–436.

Liu R, Huang X, Wang C, Chen L, Qian Y, 2000. Study on hydraulic characteristics in a submerged membrane bioreactor process, Process Biochemistry, 36, 249–254.

Liu Y, Fang H. H. P, 2003. Influences of extracellular polymeric substances (EPS) on flocculation, settling, and dewatering of activated sludge, Critics Review Environmental Science Technology, 33, 237–273.

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.

Lowry O. H, Rosebrough N. J, Farr A. L, Randall R. J, 1951. Protein measurement with the folin phenol reagent, J. Biol. Chem., 193, 265–275.

Lubbecke S, Vogelpohl A, Dewjanin W, 1995. Wastewater treatment in a biological high□performance system with high biomass concentration, Water Res., 29, 793–802.

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.

Manem J, Trouve E, Beaubien A, Huyard A, Urbain V, 1993. Membrane bioreactor for urban and ındustrial wastewater treatment: Recent advances. 66th Annual Conference, 51–59, Anaheim, California, USA.

Marcinko A. E, Kraus K. A, Phillips H. O, Johnson J. S, Shor A. J, 1966. Hyperfiltration studies. 4. Salt rejection by dynamically formed hydrous oxide membranes, Journal of the American Chemical Society, 88 (24) 5744–5747.

Masse 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.

Matsumoto K, Katsuyama S, Ohya H, 1987. Separation of yeast by cross flow filtration with backwashing, J. Fermentation Technol., 65, 77□83.

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, 359–367.

Meng F, Yang F, 2007c. Fouling mechanisms of deflocculated sludge, normal sludge, and bulking sludge in membrane bioreactor, Journal of Membrane Science, 305 (1–2) 48–56.

Meng F, Chaeb S. R, Drewsc A, Kraumec M, Shind H. S, Yang F, 2009. Review: Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material, Water Research, 43, 1489–1512

Meng F, Shi B, Yang F, Zhang H, 2007b. New insights into membrane fouling in submerged membrane bioreactor based on rheology and hydrodynamics concepts, Journal of Membrane Science, 302 (1–2) 87–94.

Metcalf & Eddy, 1991. Wastewater engineering, treatment, disposal and reuse, McGraw□Hill international Editions, Third Edition.

Metzger U, Le–Clech P, Stuetz R. M, Frimmel F. H, Chen V, 2007. Characterisation of polymeric fouling in membrane bioreactors and the effect of different filtration modes, Journal of Membrane Science, 301 (1–2) 180–189.

Min K. N, Ergas S. J, Mermelstein A, 2007. Impact of dissolved oxygen concentration on membrane filtering resistance and soluble organic matter characteristics in membrane bioreactors, in: Fourth IWA International Membranes Conference, Harrogate 15–17 May 2007.

Miura Y, Watanabe Y, Okabe S, 2007. Membrane biofouling in pilot–scale membrane bioreactors (MBRs) treating municipal wastewater: impact of biofilm formation, Environmental Science & Technology, 41 (2) 632–638.

Mohommadi T, Kazemimoghadam M, Saadabadi M, 2003. Modeling of membrane fouling and flux decline in reverse osmosis during separation of oil in water emulsions, Desalinations, 157, 369–375.

Monod J, 1942. Recherche sur la croissance des cultures bacteriennes, Paris, France, Herman et Cie.

Monod J, 1949. The growth of bacterial cultures, A rev. of microbiol., 3, 371.

Morgan–Sagastume F, Grant A. D, 2005. Activated sludge deflocculation under temperature upshifts from 30 to 45 ^{o}C, Water Research, 39 (6) 1061–1074.

Mulder M, 1991. Basic principles of membrane technology, Kluwer Academic Publishers, Netherlands.

Mulder M, 1996. Basic principles of menbrane technology, Kluver Academic Publishers, The NetherLands, ISBN 0–923–9248–8

Muslu Y, 1994. Atıksuların arıtılması, İ.T.Ü Rektörlüğü Matbaası, 320–430, İstanbul.

Na L, Zhongzhou L, Shuguang X, 2000. Dynamically formed poly(vinyl alcohol) ultrafiltration membranes with good antifouling characteristics, Journal of Membrane Science, 169 (1) 17–28.

Nagaoka H, Yamanishi S, Miya A, 1998. Modeling of biofouling by extracellular polymers in a membrane separation activated sludge system, Water Science and Technology, 38 (4–5) 497–504.

Nagaoka H, Nemoto H, 2005. Influence of extracellular polymeric substances on nitrogen removal in an intermittently□aerated membrane bioreactor, Wat. Sci. Tech., 51, 151□158.

Nagaoka H, Akoh H, 2007. Decomposition of EPS on the membrane surface and its influence on the fouling mechanism in MBRs, Presented at The 4th IWA Conference on Membranes for Water and Wastewater Treatment, May 15–17, Harrogate, UK.

Ndinisa N. V, Fane A. G, Wiley D. E, 2006a. Fouling control in a submerged flat sheet membrane system: Part I – bubbling and hydrodynamic effects, Separation Science and Technology, 41 (7) 1383–1409.

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

Ng C. A, Sun D, Fane A. G, 2006a. Operation of membrane bioreactor with powdered activated carbon addition, Separation Science and Technology, 41 (7) 1447–1466.

Nuhoğlu A, 2000. Erzincan kenti evsel atıksularının karakterizasyonu ve atıksu arıtma tesisinin GPS□X bilgisayar programı kullanılarak modellenmesi, Doktora tezi, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Fen Bilimleri Enstitüsü, Atatürk Üniversitesi.

Odobaş E, 2006. Aktif çamur sitemlerinde metal toksisitesinin respirometrik metod kullanılarak belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Çevre Mühendisliği Bölümü, U.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü.

Ognier S, Wisniewski C, Grasmick A, 2002. Characterisation and modelling of fouling in membrane bioreactors, Desalination, 146 (1–3) 141–147.

Orhon D, Artan N, 1994. Modelling of activated sludge systems, Technomic Publishing Company, Inc., U.S.A, 5□108.

Orhon D, Baykal B. B, 1988. Behaviour of aerobic biological treatment systems under intermittent loadings, Nato Scientific Affairs Division Science for Stability Programme, 36–85.

Pang C. M, Hong P, Guo H, Liu W. T, 2005. Biofilm formation characteristics of bacterial isolates retrieved from a reverse osmosis membrane, Environmental Science and Technology, 39 (19) 7541–7550.

Paul P, Hartung C, 2008. Modelling of biological fouling propensity by inference in a side stream membrane bioreactor, Desalination, 224 (1–3) 154–159.

Prieske H, Drews A, Kraume M, 2008. Prediction of the circulation velocity in a membrane bioreactor, Desalination, 231 (1–3) 219–226.

Ramesh A, Lee D. J, Lai J. Y, 2007. Membrane biofouling by extracellular polymeric substances or soluble mcirobial products from membrane bioreactor sludge, Applied Microbiology and Biotechnology, 74, 699–707.

Rautenbach R, 1997. Membran verfahren Grundlagen der Modul und Anlagenauslegung, Springer, Germany, 3, 540–615.

Reid E, Xingrong L, Judd S. J, 2008. Sludge characteristics and membrane fouling in full□scale submerged membrane bioreactors, Desalination, 219, 240–249

Ripperger S, Altmann J, 2002. Crossflow microfiltration□state of art, Sep. Purif. Technol., 26, 19–31.

Rosenberger S, Kraume M, 2002. Filterability of activated sludge in membrane bioreactors, Desalination, 151, 195–200.

Rosenberger S, Kraume M, 2003. Filterability of activated sludge in membrane bioreactors, Desalination, 151 (2) 195–200.

Rosenberger S, Evenblij H, te Poele S, Wintgens T, Laabs C, 2005. The importance of liquid phase analyses to understand fouling in membrane assisted activated sludge processes – six case studies of different European research groups, Journal of Membrane Science, 263 (1–2) 113–126.

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.

Semerci N. Y, 2007. Effect of heavy metal speciation on nitrification inhibition, Doktora Tezi, Çevre Teknolojileri, Boğaziçi Üniversitesi.

Shannon M. A, Bohn P. W, Elimelech M, Georgiadis J. G, Marieas B. J, Mayes A. M, 2008. Science and technology for water purification in the coming decades, Nature, 452, 301–310.

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.

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

Song K. G, Kim Y, Ahn K. H, 2008. Effect of coagulant addition on membrane fouling and nutrient removal in a submerged membrane bioreactor, Desalination, 221 (1–3) 467–474.

Stephenson T, Brindle K, Judd S, Jefferson B, 2000. Membrane bioreactors for wastewater treatment, ISBN 1–900222–07–8, IWA Publishing, UK.

Su Y. C, Huang C. P, Pan J. R, Lee H. C, 2007. Characteristics of membrane fouling in submerged membrane bioreactor under sub□critical flux operation, in: Fourth IWA International Membranes Conference, Harrogate.

Sui P, Wen X, Huang X, 2008. Feasibility ofemploying ultrasound foron□linemembrane fouling control inananaerobicmembrane bioreactor, Desalination, 219 (1–3) 203–213.

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.

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

Tarnacki K, Lyko S, Wintgens T, Melin T, Natau F, 2005. Impact of extracellular polymeric substances on the filterability of activated sludge in membrane bioreactors for landfill leachate treatment, Desalination, 179, 181–190.

Tchobanoglous G, Burton F. L, 1991. Wastewater engineering, treatment, disposal and reuse, 3rd Edn. Metcalf & Eddy, Mcgraw Hill, Inc. 1334 p.

Tian J.Y, Liang H, Li X, You S. J, Tian S, Li G. B, 2008. Membrane coagulation bioreactor (MCBR) for drinking water treatment, Water Research, 42 (14) 3910–3920.

United States Environmental Protection Agency EPA, 2005. Membrane filtration guidance manual, EPA 815–R–06–009.

Van der Roest H. F, Lawrence D. P, Van Bentem A. G. N, 2002. Membrane bioreactors for municipal wastewater treatment, ISBN 1843390116, IWA Publishing, UK.

Van Kaam R, Anne□Archard D, Gaubert M. A, Albasi C, 2008. Rheological characterization of mixed liquor in a submerged membrane bioreactor: interest for process management, Journal of Membrane Science, 317 (1–2) 26–33.

Visvanathan C, Yang B. S, Muttamara S, Maythanukhraw R, 1997. Application of air backflushing technique in membrane bioreactor, Water Sci. Technol., 36, 259–266.

Visvanathan C, Ben Aim R, Parameswaran K, 2000. Membrane separation bioreactors for wastewater treatment, Crit. Rev., Environ. Sci. Technol., 30, 1–48.

Wang L. K, Hung Y. T, Shammes N. K, 2004. Physicochemical treatment processes, Vol 3.

Wang Z, Wu Z, Mai S, Yang C, Wang X, An Y, Zhou Z, 2008. Research and applications of membrane bioreactors in China: Progress and prospect, Separation and Purification Technology, 62, 249–263.

Wang Z, Wu Z, Yin X, Tian L, 2008b. Membrane fouling in a submerged membrane bioreactor (MBR) under sub–critical flux operation: Membrane foulant and gel layer characterization, Journal of Membrane Science, doi:10.1016/j. memsci.2008.07.035.

Wanner J, 1994. The implementation of bulking control in the design of activated sludge systems, Wat. Sci. Tech., 29–35.

Wen X, Sui P, Huang X, 2008. Exerting ultrasound to control the membrane fouling in filtration of anaerobic activated sludge – mechanism and membrane damage, Water Science and Technology, 57 (5) 773–779.

Wentzel M. C, Ekama G. A, Marais G. V. R, 1992. Processes and modelling of nitrification denitrification biological excess phosphorus removal systems□a review, Wat. Sci. Tech, 25 (6) 59–67.

Winston W. S, Sirkar K. K, 1992. Membrane handbook. Chapman–Hall, New York.

Wu D, Howell J. A, Field R. W, 1999. Critical flux measurement for model colloids, Journal of Membrane Science, 152, 89–98.

Wu J, Chen F, Huang X, Geng W, Wen X, 2006. Using inorganic coagulants to control membrane fouling in a submerged membrane bioreactor, Desalination, 197 (1–3) 124–136.

Wu J, Le–Clech P, Stuetz R. M, Fane A. G, Chen V, 2008a. Effects of relaxation and backwashing conditions on fouling inmembrane bioreactor, Journal of Membrane Science, 324 (1–2) 26–32.

Wu J, Le–Clech P, Stuetz R. M, Fane A. G, Chen V, 2008b. Novel filtration mode for fouling limitation in membrane bioreactors, Water Research, 42 (14) 3677–3684.

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.

Ye M, Zhang H, Wei Q, Lei H, Yang F, Zhang X, 2006. Study on the suitable thickness of a PAC□precoated dynamic membrane coupled with a bioreactor for municipal wastewater treatment, Desalination, 194 (1–3) 108–120.

Yeom I. T, Lee K. R, Choi Y. G, Kim H. S, Lee Y, 2004. Evaluation of a membrane bioreactor system coupled with sludge pretreatment for aerobic sludge digestion, in: Proceedings of the Water Environment□Membrane Technology Conference, Seoul, Korea.

Yigit N. O, Harman I, Civelekoglu G, Koseoglu H, Cicek N, Kitis M, 2008. Membrane fouling in a pilot□scale submerged membrane bioreactor operated under various conditions, Desalination, 231 (1–3) 124–132.

Yiğit Ö. N, 2007. Membran biyoreaktörü ile (MBR) evsel atıksu arıtımı. Doktora Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Müh. ABD, S.D.Ü.

Yildiz E, Nuhoglu E, Keskinler B, Akay G, Farizoglu B, 2003. Water softening in a crossflow membrane reactor, Desalination, 159 (2) 139–152.

Yoon S. H, Collins J. H, Musale D, Sundararajan S, Tsai S. P, Hallsby G. A, Kong J. F, Cachia P, 2005. Effects of flux enhancing polymer on the characteristics of sludge in membrane bioreactor process, Water Sci. Tech., 51 (5-6) 151–157.

Yoon S. H, Collins J. H, 2006. A novel flux enhancing method for membrane bioreactor (MBR) process using polymer, Desalination, 191(1–3), 52–61.

Yoon S. H, Collins J. H, Dave B, Koppes J, 2007. Use of modified cationic polymers for the reduction of membrane fouling in membrane bioreactor, in: Fourth IWA International Membranes Conference, Harrogate.

You H. S, Tseng C. C, Peng M. J, Chang S. H, Chen Y. C, Peng S. H, 2005. A novel application of an anaerobic membrane process in wastewater treatment, Water Science and Technology, 51 (6–7) 45–50.

You H. S, Huang C. P, Pan J. R, Chang S. C, 2006. Behavior of membrane scaling during crossflow filtration in the anaerobic MBR system, Separation Science and Technology, 41 (7) 1265–1278.

Yu H. Y, Xie Y. J, Hu M. X, Wang J. L, Wang S. Y, Xu Z. K, 2005. Surface modification of polypropylene microporous membrane to improve its antifouling property in MBR: CO_2 plasma treatment, Journal of Membrane Science, 254, 219–227.

Yu H. Y, Hu M. X, Xu Z. K, Wang J. L, Wang S. Y, 2005. Surface modification of polypropylene microporous membranes to improve their antifouling property in MBR: NH_3 plasma treatment, Seperation Purification Technology, 45, 8–15.

Yu H. Y, Xu Z. K, Lei H, Hu M. X, Yang Q, 2007. Photoinduced graft polymerization of acrylamide on polypropylene microporous membranes for the improvement of antifouling characteristics in a submerged membrane□bioreactor, Separation and Purification Technology, 53 (1) 119–125.

Yu H. Y, Liu L. Q, Tang Z. Q, Yan M. G, Gu J. S, Wei X. W, 2008. Mitigated membrane fouling in an SMBR by surface modification, Journal of Membrane Science, 310 (1–2) 409–417.

Yujiao S, Yong W, Xia H, 2007. Relationship between sludge settleability and membrane fouling in a membrane bioreactor, Front. Environ. Sci. Engin. China, 1 (2) 221–225 DOI 10.1007/s11783□007–0038–9

Yun M. A, Yeon K. M, Park J. S, Lee C. H, Chun J, Lim D. J, 2006. Characterization of biofilm structure and its effect on membrane permeability in MBR for dye wastewater treatment, Water Research, 40 (1) 45–52.

Zaidi A, Simms K, Kok S, 1992. The use of micrifiltration and ultrafiltration for the removal of oil and suspended solids from oil field brine, Water Science Technology, 25, 163□176.

Zenon Environmental Inc., 2002. www.zenon.com, Oakville, Ontario, Canada.

Zhang S. T, Qu Y. B, Liu Y. H, Yang F. L, Zhang X. W, Furukawa K, Yamada Y, 2005b. Experimental study of domestic sewage treatment with a metal membrane bioreactor, Desalination, 177 (1–3) 83–93.

Zhang J, Chua H. C, Zhou J, Fane A. G, 2006a. Factors affecting the membrane performance in submerged membrane bioreactors, Journal of Membrane Science, 284 (1–2) 54–66.

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

Zhang K, Choi H, Dionysiou D. D, Sorial G. A, Oerther D. B, 2006c. Identifying pioneer bacterial species responsible for biofouling membrane bioreactors, Environmental Microbiology, 8 (3) 433–440.

Zhang S, Yang F, Liu Y, Zhang X, Yamada Y, Furukawa K, 2006d. Performance of a metallic membrane bioreactor treating simulated distillery wastewater at temperatures of 30 to 45 ^{o}C, Desalination, 194 (1–3) 146–155.

Zhang C. H, Yang F, Wang W. J, Chen B, 2008a. Preparation and characterization of hydrophilic modification of polypropylene non□woven fabric by dip□coating PVA (polyvinyl alcohol), Separation and Purification Technology, 61 (3) 276–286.

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

Zhang H. F, Sun B. S, Zhao X. H, Gao Z. H, 2008c. Effect of ferric chloride on fouling in membrane bioreactor, Separation and Purification Technology, doi:10.1016/j.

Zhou H, Smith D. W, 2002. Advanced technologies in water and wastewater treatnent, J. Environ. Eng. Sci., 1, 247□264.

Zhou X. H, Shi H. C, Cai Q, He M, Wu Y. X, 2008. Function of self□forming dynamic membrane and biokinetic parameters' determination by microelectrode, Water Research, 42 (10–11) 2369–2376.

Zhou J, Yang F, Meng F. An P, Wang D, 2007. Comparison of membrane fouling during short□term filtration of aerobic granular sludge and activated sludge, Journal of Environmental Sciences, 19 (11) 1281–1286.

ÖZGEÇMİŞ

1978 yılında Mersin'in Tarsus ilçesinde doğan Nadir DİZGE, ilk, orta ve lise öğrenimini Tarsus'ta tamamladı. 1998 yılında başladığı Mersin Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nden 2002 yılında mezun oldu. 2003 yılında Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Çevre Mühendisliği Bölümü'nde yüksek lisans eğitimine başladı. Yüksek lisans eğitimini, halen araştırma görevlisi olarak çalışmakta olduğu Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Çevre Mühendisliği Bölümü'nde 2006 yılında tamamladı ve aynı yıl doktora eğitimine başladı.

EKLER

EK **Sayfa**

E□1 Kirli membranların temas açısı analizleri

E□2 Biyoreaktördeki aktif çamur kültürünün mikroskop görüntüleri

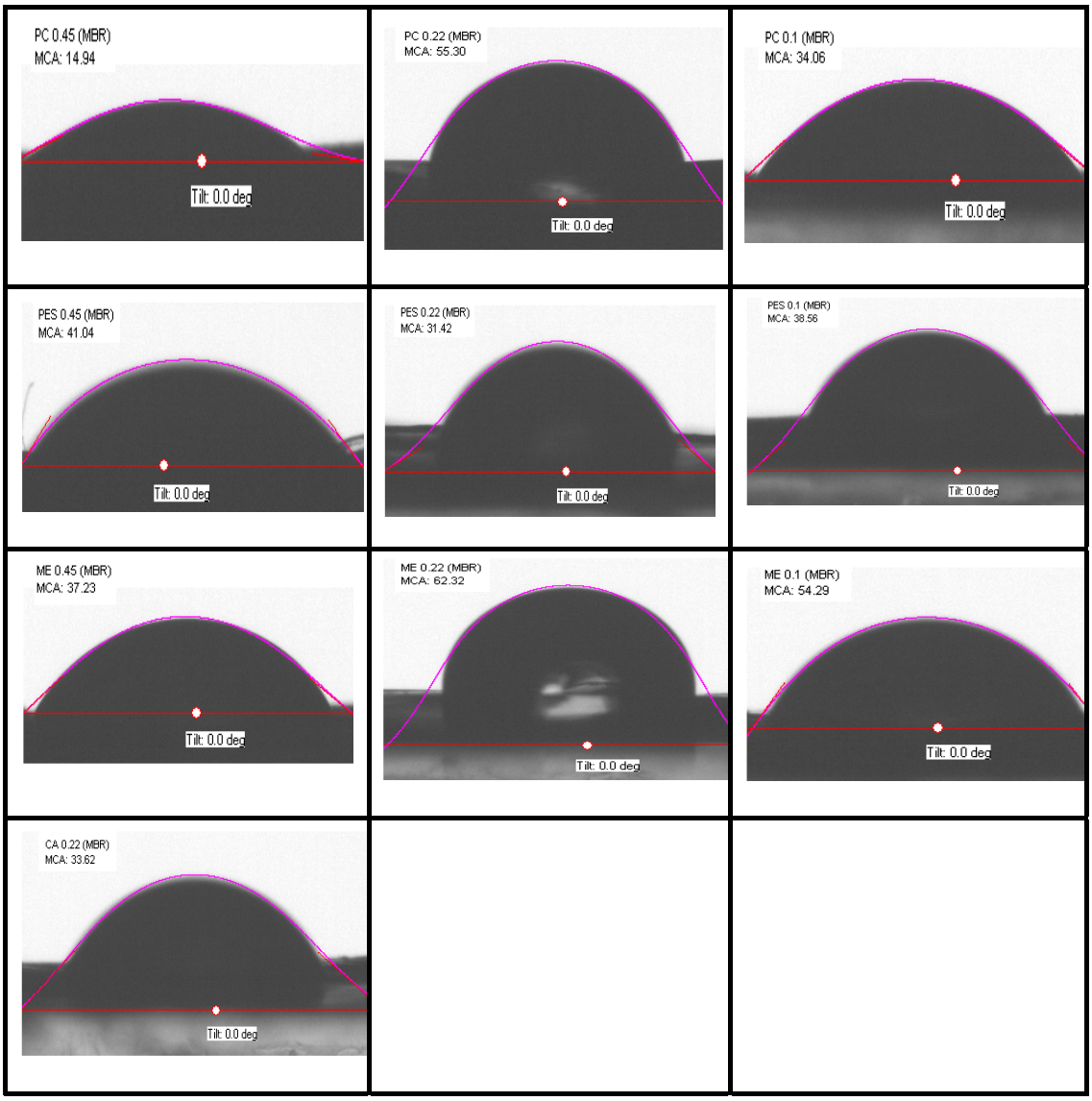
E□3 Membran üzerinde biriken kek tabakasındaki biyolojik kültürün mikroskop görüntüleri

E□4 Membranların saf suyla fiziksel temizlenmesinden sonraki SEM görüntüleri

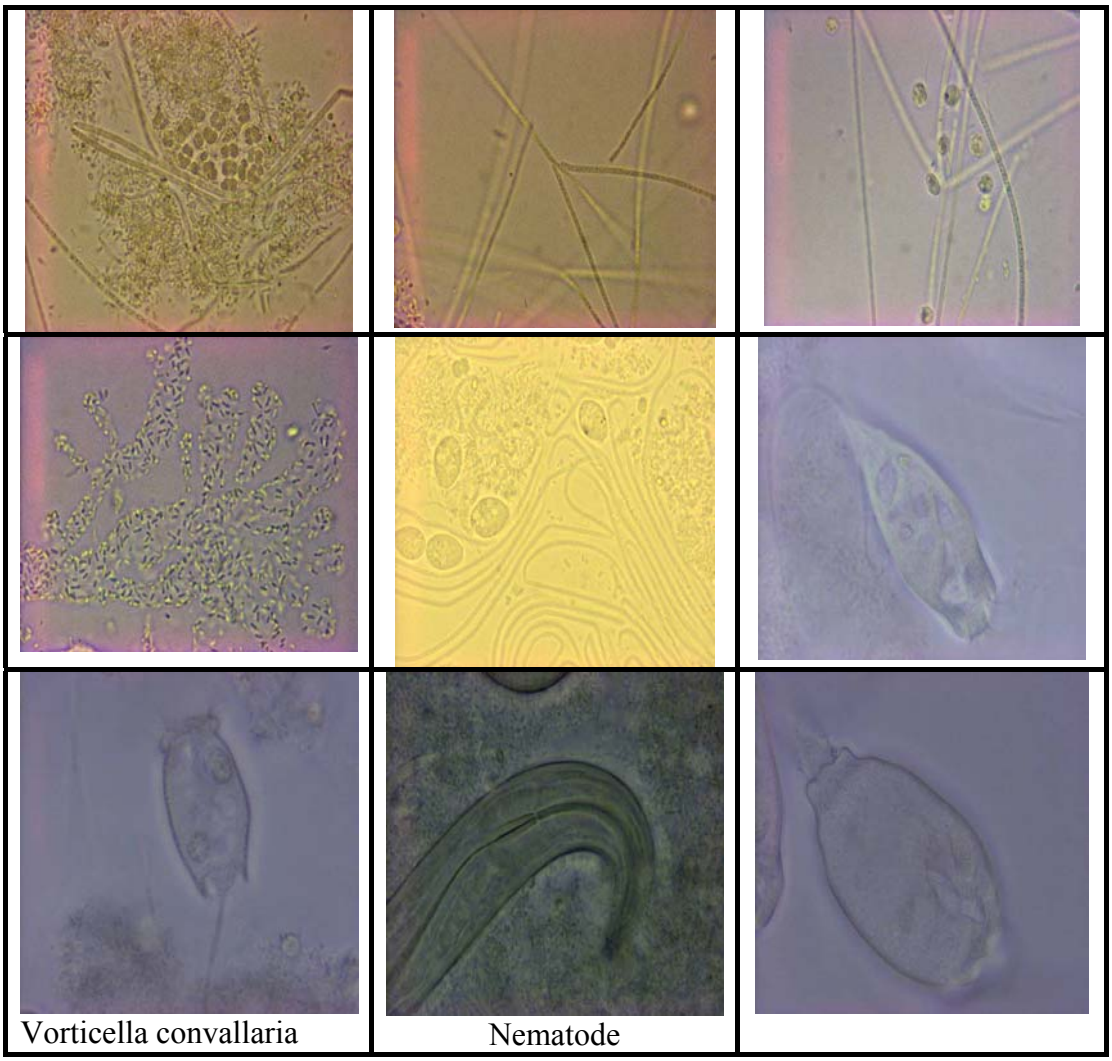
E□5 Çapraz akış filtrasyon sistemine ait R_{cp} grafikleri (**a.** ÇY=10 gün, **b.** ÇY=30 gün, **c.** ÇY=30 gün)

E□6 Çapraz akış filtrasyon sistemine ait R_m+R_p grafikleri (**a.** ÇY=10 gün, **b.** ÇY=30 gün, **c.** ÇY=30 gün)

E□1

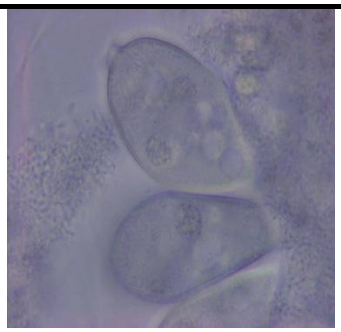

PC 0.45 (MBR)
MCA: 14.94
Tilt: 0.0 deg
PC 0.22 (MBR)
MCA: 55.30
Tilt: 0.0 deg
PC 0.1 (MBR)
MCA: 34.06
Tilt: 0.0 deg
PES 0.45 (MBR)
MCA: 41.04
Tilt: 0.0 deg
PES 0.22 (MBR)
MCA: 31.42
Tilt: 0.0 deg
PES 0.1 (MBR)
MCA: 38.56
Tilt: 0.0 deg
ME 0.45 (MBR)
MCA: 37.23
Tilt: 0.0 deg
ME 0.22 (MBR)
MCA: 62.32
Tilt: 0.0 deg
ME 0.1 (MBR)
MCA: 54.29
Tilt: 0.0 deg
CA 0.22 (MBR)
MCA: 33.62
Tilt: 0.0 deg

E□2

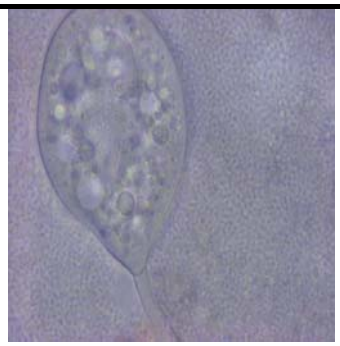


Vorticella convallaria

Nematode

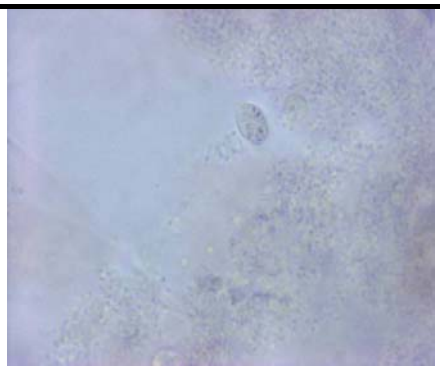


Stalked ciliates

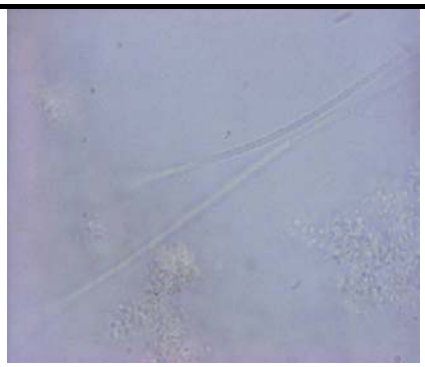




E□3



SA 0.45 biyofilm



SA 0.45 biyofilm



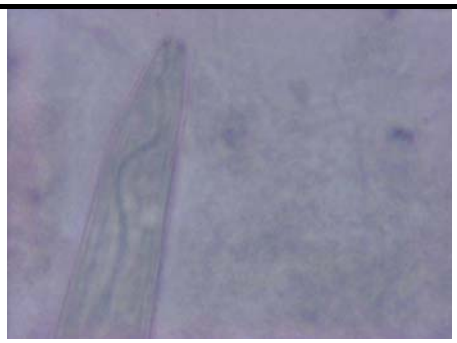
PES 0.45 biyofilm



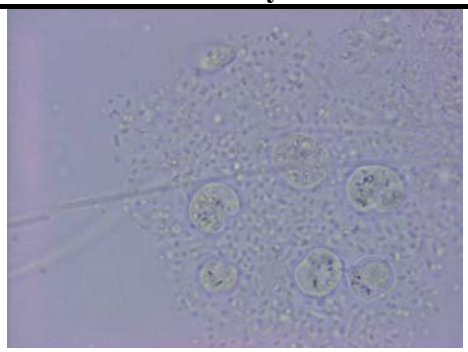
PES 0.45 biyofilm



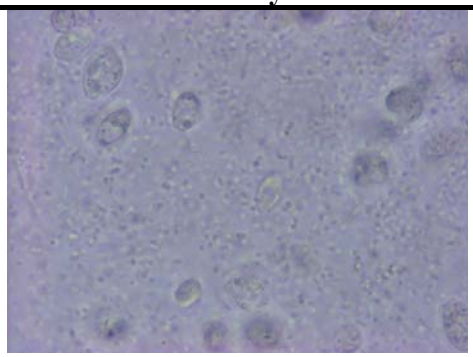
ME 0.45 biyofilm



ME 0.45 biyofilm

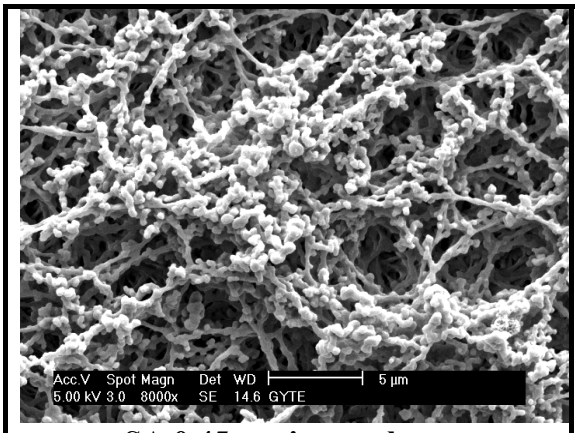


PC 0.45 biyofilm

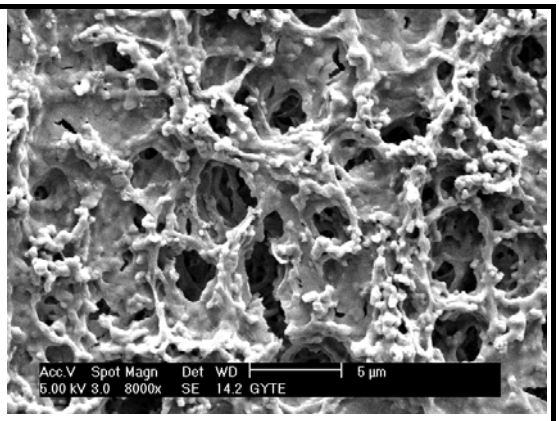


PC 0.45 biyofilm

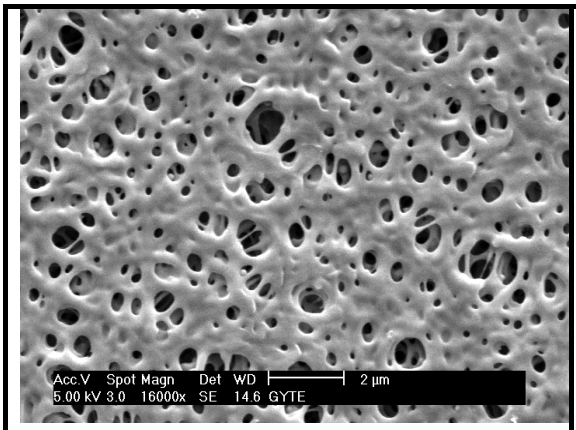
E□4



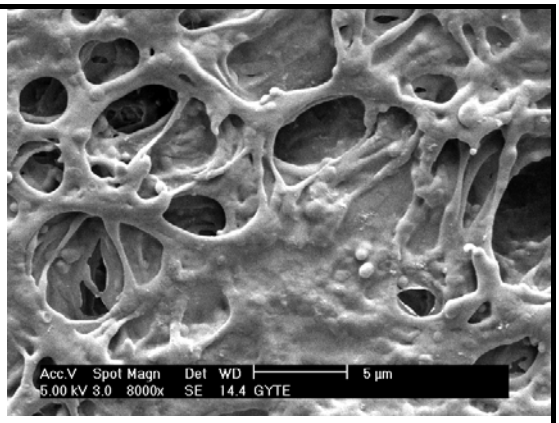
SA 0.45 temiz membran



SA 0.45 safsuyla temizlenmiş membran

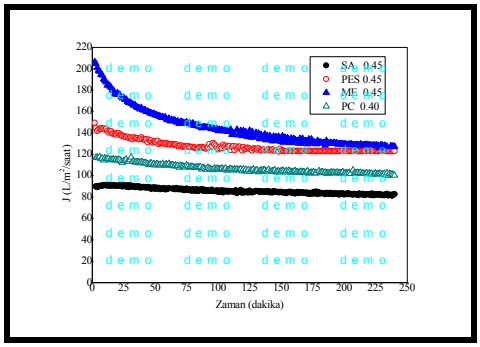


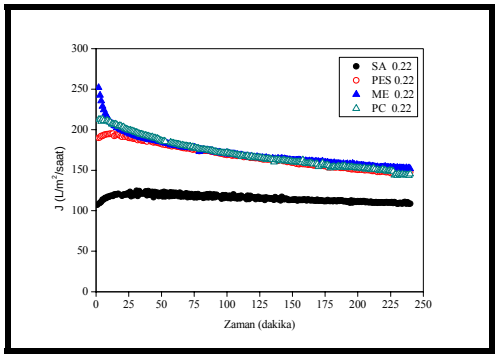
PES 0.45 temiz membran

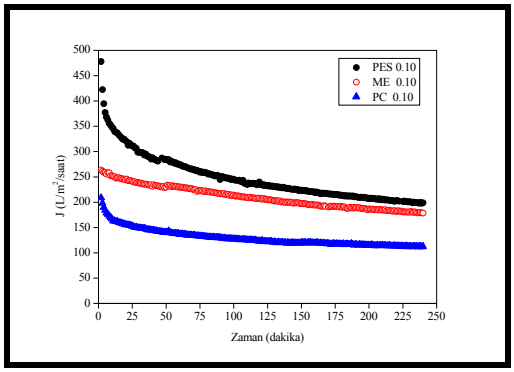


PES 0.45 safsuyla temizlenmiş membran

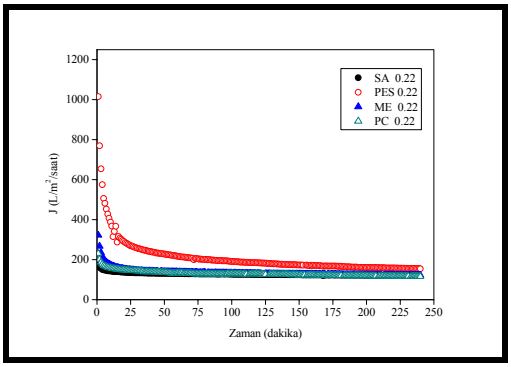
E□5

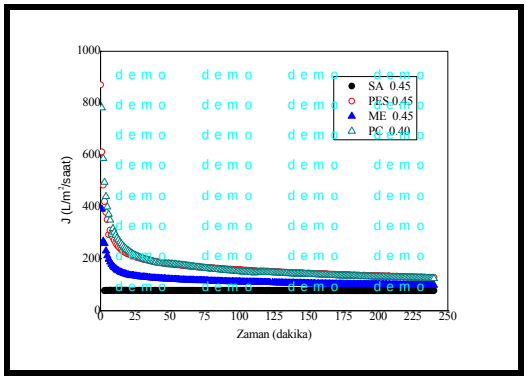


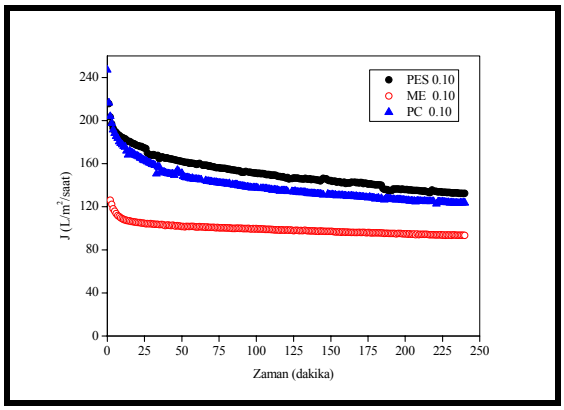



PES 0.10
ME 0.10
PC 0.10
J (L/m²/saat)
Zaman (dakika)

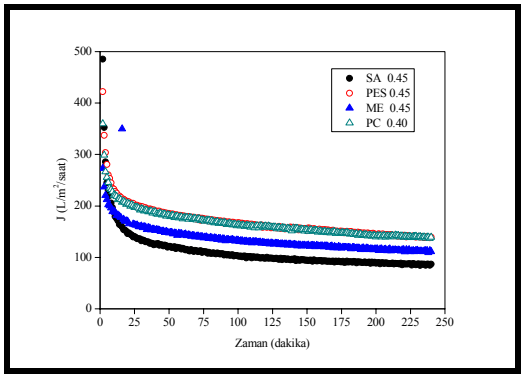
(a)

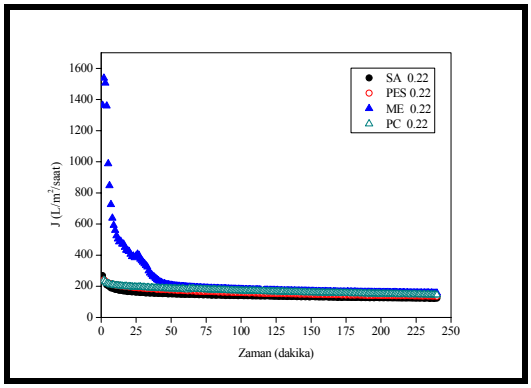

SA 0.22
PES 0.22
ME 0.22
PC 0.22
J (L/m²/saat)
Zaman (dakika)

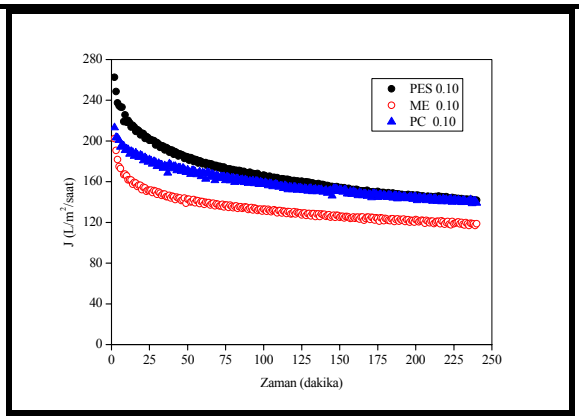

SA 0.45
PES 0.45
ME 0.45
PC 0.40
J (L/m²/saat)
Zaman (dakika)


PES 0.10
ME 0.10
PC 0.10
J (L/m²/saat)
Zaman (dakika)

(b)

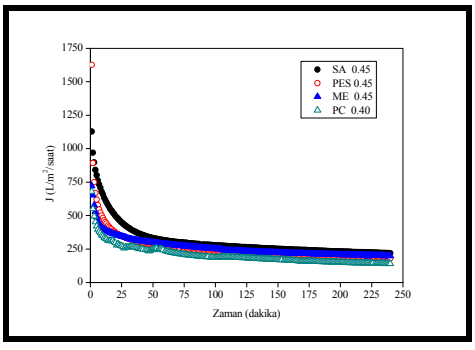

SA 0.45
PES 0.45
ME 0.45
PC 0.40
J (L/m²/saat)
Zaman (dakika)

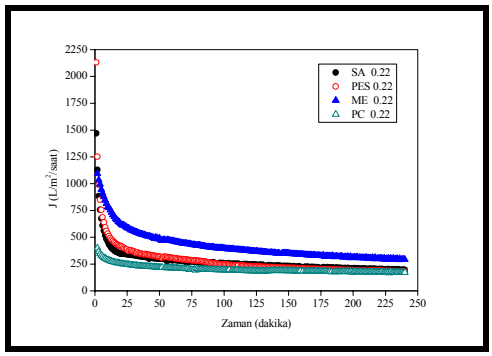

SA 0.22
PES 0.22
ME 0.22
PC 0.22
J (L/m²/saat)
Zaman (dakika)

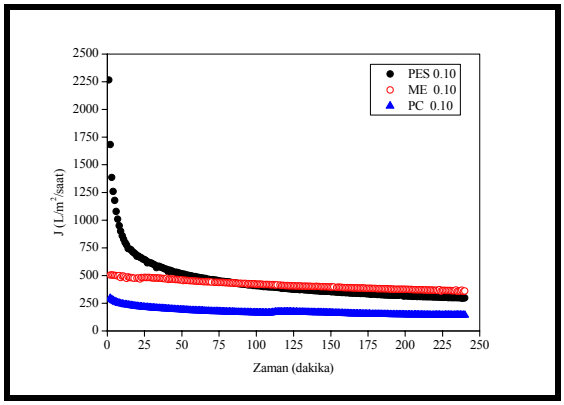

PES 0.10
ME 0.10
PC 0.10
J (L/m²/saat)
Zaman (dakika)

(c)

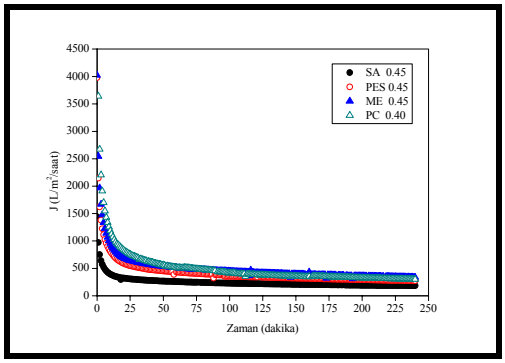
E□6

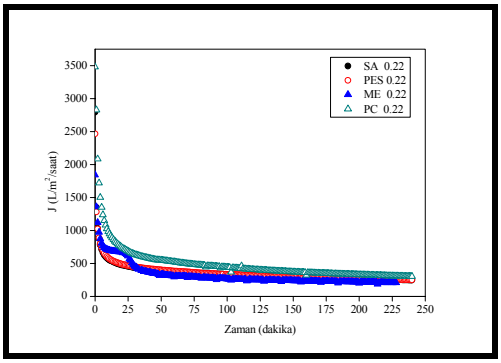

SA 0.45
PES 0.45
ME 0.45
PC 0.40
J (L/m²/saat)
Zaman (dakika)

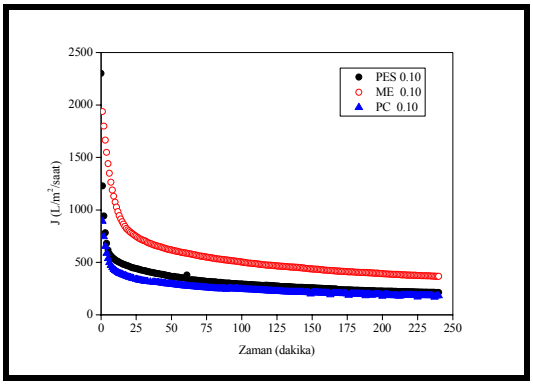

SA 0.22
PES 0.22
ME 0.22
PC 0.22
J (L/m²/saat)
Zaman (dakika)


PES 0.10
ME 0.10
PC 0.10
J (L/m²/saat)
Zaman (dakika)

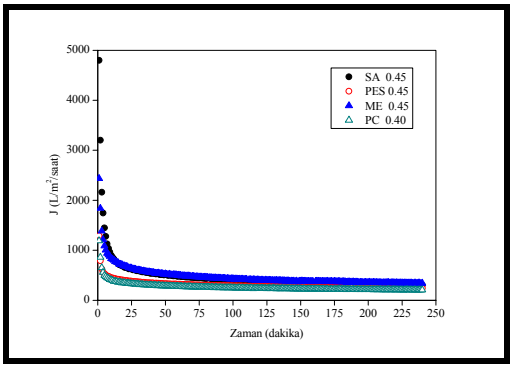
(a)

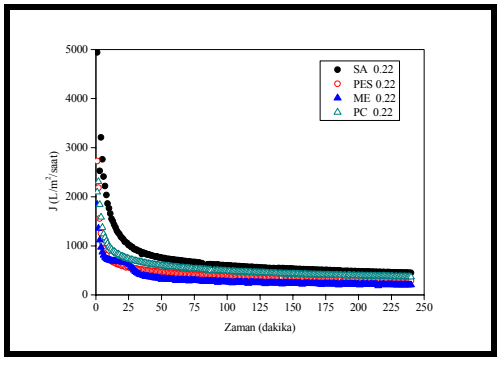

SA 0.45
PES 0.45
ME 0.45
PC 0.40
J (L/m²/saat)
Zaman (dakika)

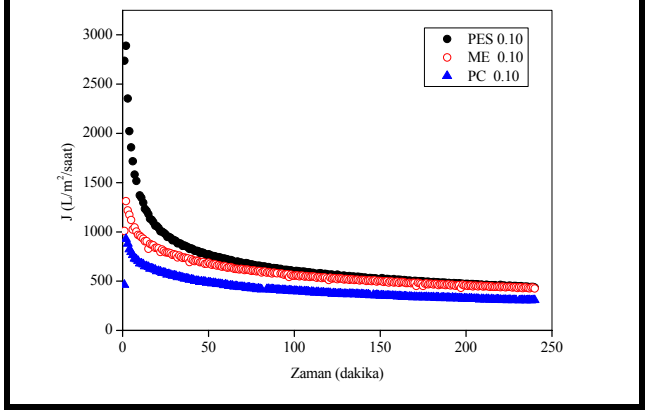

SA 0.22
PES 0.22
ME 0.22
PC 0.22
J (L/m²/saat)
Zaman (dakika)


PES 0.10
ME 0.10
PC 0.10
J (L/m²/saat)
Zaman (dakika)

(b)


SA 0.45
PES 0.45
ME 0.45
PC 0.40
J (L/m²/saat)
Zaman (dakika)


SA 0.22
PES 0.22
ME 0.22
PC 0.22
J (L/m²/saat)
Zaman (dakika)


PES 0.10
ME 0.10
PC 0.10
J (L/m²/saat)
Zaman (dakika)
0
500
1000
1500
2000
2500
3000
0
50
100
150
200
250

(c)