



Su/Atıksu Arıtılması ve Geri Kazanılmasında
**Membran Teknolojileri ve
Uygulamaları**

**Cilt 2: Evsel ve Endüstriyel Atıksuların Arıtılması ve
Geri Kazanılmasında Membran Teknolojileri**

Prof. Dr. İsmail KOYUNCU (Editör)



**ANKARA
2018**

Su/Atıksu Arıtılması ve Geri Kazanılmasında Membran Teknolojileri ve Uygulamaları

Cilt 2: Evsel ve Endüstriyel Atıksuların Arıtılması ve Geri Kazanılmasında Membran Teknolojileri

1. Baskı Şubat 2018

ISBN: 978-605-9351-22-5

Yayıncı Sertifika No: 12342

BASKI: Yıldızlar Ofset Mat.Yay. Rek. İç Dış Tic. Ltd. Şti.

Yazarlar

Prof. Dr. İsmail Koyuncu
Prof. Dr. Halil Hasar
Prof. Dr. Bülent Keskinler
Prof. Dr. Vedat Uyak
Prof. Dr. İzzet Öztürk
Doç. Dr. Derya Y. Köseoğlu-İmer
Doç. Dr. Ergin Taşkan
Yrd. Doç. Dr. Mustafa Evren Erşahin
Yrd. Doç. Dr. Hale Özgün
Yrd. Doç. Dr. Murat Eyvaz
Dr. Recep Kaan Dereli
Dr. Börte Köse Mutlu
Dr. Bihter Zeytuncu
Araş. Gör. Serkan Güçlü
Araş. Gör. Türker Türken
Araş. Gör. Reyhan Şengür-Taşdemir
Araş. Gör. Recep Kaya
Araş. Gör. Mehmet Emin Paşaoğlu
Araş. Gör. Ayşe Yüksekdağ
Araş. Gör. Meltem Ağtaş
Araş. Gör. Melike Ürper
Araş. Gör. Bahar Özbey Ünal
Araş. Gör. Öykü Mutlu Salmanlı
Araş. Gör. Sevde Korkut
Araş. Gör. Alper Yazagan
Yük. Çev Müh. Ayşegül Derya Altınay

Kitabın hazırlanmasında verdikleri destekten dolayı
T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı Çevre Yönetimi Genel Müdürlüğü'ne teşekkür ederiz.

© Bu eserin tüm hakları Türkiye Çevre Koruma Vakfı'na aittir. Vakfın izni olmaksızın
bu yayının hiçbir bölümü; herhangi bir şekilde yeniden üretilemez,
basılı ya da dijital yollarla çoğaltılamaz.

ÖNSÖZ

Türkiye’de membran üretilmesi, modül ve proses geliştirilmesi, membran teknolojileri üzerine araştırma ve geliştirme faaliyetlerinde bulunulması, bu konudaki araştırmacılara fırsatlar sunulması, sanayiye destek olunması ve membran bilim ve teknolojisine katkılarda bulunulması amacıyla ve bu alanlarda Dünya çapında lider bir araştırma merkezi haline gelme vizyonu ile T.C. Kalkınma Bakanlığı ve İstanbul Teknik Üniversitesi Rektörlüğü’nün desteğiyle kurulan İstanbul Teknik Üniversitesi Prof. Dr. Dincer Topacık Membran Teknolojileri Uygulama ve Araştırma (UYGAR) Merkezi (MEM-TEK)’nin faaliyetleri ile birlikte, Türkiye’deki membran teknolojisi alanındaki araştırmalar farklı bir yapıya dönüşmüştür. MEM-TEK’de, son altı yılda çok ciddi bilimsel ve teknolojik araştırmalar yapılmış, ülkemizde yerli ve milli membran üretimi konusunda çok ciddi mesafeler alınmış ve birçok ticari ürün ortaya çıkmaya başlamıştır.

Su/Atıksu Arıtılması ve Geri Kazanılmasında Membran Teknolojileri ve Uygulamaları kitabı, MEM-TEK’in kurulmasından itibaren geçen serüvende elde ettiği bilgi birikimi, tecrübe ve başarı öyküsünün bir kısmını aktarmak, Türkçe kaynak bulma konusunda yaşanan sıkıntıyı gidermek, yol gösterici olmak, kamu ve özel sektörde çalışan meslektaşlarımızın ihtiyaçlarını karşılamak, üniversitemizin özellikle çevre mühendisliği bölümleri başta olmak üzere bir çok farklı bölümde lisans ve lisansüstü seviyelerinde okutulmakta olan membran prosesler ile su arıtma tesisi tasarımı ve atıksu arıtma tesisi tasarımı derslerinde kaynak kitap olması gayesiyle yazılmıştır. Bu kitabın yazımı aşamasında, membran teknolojileri alanında hemen hemen tüm güncel kitap, teknik rapor, tasarım rehberi ve katalog taranmış ve özellikle, MEM-TEK’de edilen bilgi ve tecrübenin uygulamaya yönelik bir kısmı aktarılmıştır. Kitap, hem temel bilimsel konuları hem de tasarım, işletme ve bakım gibi uygulamaya yönelik konuları çok detaylı bir şekilde kapsamaktadır. Konuların daha iyi anlaşılabilmesi için bazı bölümlerin sonlarına çözümlü örnek uygulamalar ve tasarım örnekleri verilmiştir. Ayrıca, son dönemde geliştirilen yenilikçi membran prosesler hakkında bilgi verilmiş, membran teknolojilerinin geleceği ile ilgili olarak da bir vizyon çizilmeye çalışılmıştır. Kitabın, kamu, özel sektör ve üniversitelerde çalışan meslektaşlarımıza ve öğrencilerimize faydalı olmasını dilerim.

Kitap üç ciltten oluşmaktadır. Kitabın membran teknolojilerine genel bakış ve su arıtımı başlıklı ilk cildinde sekiz bölüm bulunmaktadır. Birinci bölümde, suyun ve membran teknolojilerinin önemi ve membran teknolojilerinin tarihsel gelişimi hakkında bilgi verilmiştir. İkinci bölümde membranların sınıflandırılması başlığı detaylıca incelenmiştir. Üçüncü bölümde, membran proseslerinin çeşitleri ve sürücü kuvvetlerine göre farklılıklarından bahsedilmiştir. Dördüncü bölümde, membranlarda kütle transferi ele alınmış, beşinci ve altıncı bölümlerde ise konsantrasyon polarizasyonu ve tıkanma ile membran modülü tertip tarzları hakkında bilgi verilmiştir. Su arıtımında membran teknolojileri başlığı altındaki yedinci bölümde su arıtımında kullanılan membran proseslerin teorisi, tasarımı ve uygulamalarından bahsedilmiştir. Sekizinci bölümde ise membran teknolojileri ile proses suyu arıtımı konusu detaylı bir şekilde işlenmiştir.

Kitabın evsel ve endüstriyel atıksuların arıtılmasında ve geri kazanılmasında membran teknolojileri başlıklı ikinci cildinde yedi bölüm bulunmaktadır. Bu ciltte sırası ile dokuzuncu bölümde aerobik membran biyoreaktörler, onuncu ve on birinci bölümlerde sırası ile anaerobik membran biyoreaktörler ve dinamik membranlar konusu ele alınmıştır. On ikinci, on üçüncü, on dördüncü ve on beşinci bölümlerde ise sırasıyla, yenilikçi membran biyoreaktör (MBR) prosesleri, gri su arıtımı, evsel atıksuların geri kazanımı ve endüstriyel atıksu arıtılmasında ve geri kazanılmasında membran uygulamaları konuları verilmiştir.

Kitabın üçüncü cildinde ise beş bölüm bulunmaktadır. On altıncı bölümde membranlarda konsantre yönetimi, on yedinci bölümde membranlardaki detaylı maliyet analizi, on sekizinci bölümde, membranlardaki işletme ve bakım, on dokuzuncu bölümde, membran teknolojilerinin enerji uygulamaları ve kitabın son bölümü olan yirminci bölümde, kitap hazırlanırken oluşturulan membran terimleri sözlüğü verilmiştir.

Kitabın hazırlanması aşamasında, Mulder (1996), Baker (2004, 2012), Asano (2007), Saleh ve Gupta (2016), Jacagelo ve diğ. (1996), Mallevialle ve diğ. (1996), Crittenden ve diğ. (2012), AWWA (2005), AWWA (2007), Dow (2007), Wif (2007), Kucera (2015), Yoon (2015), (Metcalf ve Eddy (2007), Ericsson (2012) ve Cisneros (2014) kaynaklarından kısmi ölçüde istifade edilmiştir.

Bütün çabamıza rağmen hala bulunması kaçınılmaz olan hatalarımız dolayısıyla anlayışınızı rica ederim.

MEM-TEK'in kurulması ve sonrasındaki çok ciddi katkı ve desteklerinden dolayı T.C. Kalkınma Bakanlığı'na, T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı'na, T.C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı'na, T.C. Bilim Sanayi ve Teknoloji Bakanlığı'na, TÜBİTAK'a, İstanbul Kalkınma Ajansına, İSKİ Genel Müdürlüğü'ne ve İstanbul Teknik Üniversitesi Rektörlüğü'ne şükranlarımı sunarım.

MEM-TEK'in kuruluşu, resmi açılış töreni ve sonrasındaki Ar-Ge faaliyetleri kapsamında sürekli yanımızda olan ve destek veren T.C. Orman ve Su İşleri Bakanı Sayın Prof. Dr. Veysel Eroğlu'na, T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı Müsteşarı Sayın Prof. Dr. Mustafa Öztürk'e, T.C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı bir önceki Müsteşarı Prof. Dr. Hasan Zuhuri Sarıkaya'ya, İstanbul Teknik Üniversitesi Rektörü Sayın Prof. Dr. Mehmet Karaca'ya, T.C. Başbakanlık Baş Danışmanı Sayın Prof. Dr. Lütfi Akça'ya, ASKİ Genel Müdürü Sayın Prof. Dr. Cumali Kınacı'ya ve İSKİ Genel Müdürü Fatih Turan'a çok teşekkür ederim.

MEM-TEK'in kuruluşundan bu yana beraber olduğumuz, Ar-Ge projelerine destek veren, MEM-TEK'in Dünya çapında örnek ve lider bir Ar-Ge merkezi haline gelmesinde çok büyük katkıları olan, fikirleri ile destek veren ve bu kitabın derlenmesi, toparlanması ve yayına gitmeden önce son şeklinin verilmesi aşamasındaki katkılarından dolayı MEM-TEK'deki mesai arkadaşlarım, Prof. Dr. Halil Hasar'a, Prof. Dr. Bülent Keskinler'e, Prof. Dr. İzzet Öztürk'e, Prof. Dr. Vedat Uyak'a, Prof. Dr. Mehmet Kitiş'e, Prof. Dr. Ali Ata'ya, Prof. Dr. Yusuf Menceloğlu'na, Prof. Dr. İsmail Toröz'e, Prof. Dr. Kadir Alp'e, Prof. Dr. İbrahim Demir'e, Prof. Dr. Süleyman Övez'e, Prof. Dr. Ali Fuat Aydın'a, Prof. Dr. Osman Atilla Arıkan'a, Prof. Dr. Mustafa Yazgan'a, Doç. Dr. Oktay Özkan'a, Doç. Dr. Nevzat Özgü Yiğit'e, Doç. Dr. Derya Y. Köseoğlu-İmer'e, Yrd. Doç. Dr. Esra Ateş Genceli'ye, Yrd. Doç. Dr. Serkan Ünal'a, Yrd. Doç. Dr. Mahmut Altınbaş'a, Yrd. Doç. Dr. Evren Erşahin'e, Yrd. Doç. Dr. Hale Özgün'e, Yrd. Doç. Dr. Murat Eyvaz'a, Yrd. Doç. Dr. Ekrem Karpuzcu'ya, Dr. Börte Köse Mutlu'ya, Dr. Recep Kaan Dereli'ye, Dr. Bihter Zeytuncu'ya, Araş. Gör. Serkan Güçlü'ye, Araş. Gör. Türker Türken'e, Araş. Gör. Reyhan Şengür-Taşdemir'e, Araş. Gör. Recep Kaya'ya, Araş. Gör. Mehmet Emin Paşaoğlu'na, Araş. Gör. Meltem Ağtaş'a, Araş. Gör. Ayşe Yüksekdağ'a, Araş. Gör. Sevde Korkut'a, ismini sayamadığım tüm öğretim üyesi ve

araştırma görevlisi arkadaşlarıma ve tüm lisans ve lisansüstü öğrencilerime şükranlarımı sunarım. Kitaptaki resimlerin hazırlanmasındaki çok ciddi katkısından dolayı grafiker Ersin Bektaş'a da çok teşekkür ederim.

Ortak proje yürüttüğümüz tüm uluslararası ortaklarıma, özellikle, Seul National University (Güney Kore) ğretim yesi Prof. Dr. Chung-Hak Lee'ye, Duke University (ABD) ğretim yesi Prof. Dr. Mark Wiesner'e, Michigan State University (ABD) ğretim yesi Prof. Dr. Volodymyr Tarabara'ya ve Universiti Teknologi Malaysia (UTM) (Malezya) Rektör Yardımcısı ve Membran Teknolojisi Araştırma Merkezi Müdürü Prof. Dr. Ahmet Fauzi İsmail'e şükranlarımı sunarım.

Kitabın hazırlanması aşamasındaki büyük sabır ve anlayışlarından dolayı, başta kendi ailem olmak üzere, tüm bölüm yazarlarımızın ailelerine ve yakınlarımıza en kalbi sevgilerimi sunarım.

İT'deki membran çalışmalarını başlatan ve MEM-TEK'in kurulması yolundaki ilk fikri ortaya atan merhum Prof. Dr. Dincer Topacık'ı ve evre Mühendisliğine birçok yayın kazandırmış olan merhum Prof. Dr. Yılmaz Muslu'yu da rahmetle anıyorum.

Bu kitabın niversite dışında basılmasına izin veren İstanbül Teknik Üniversitesi Rektörü Sayın Prof. Dr. Mehmet Karaca'ya ve bu eserin ortaya çıkması konusunda teşvik eden ve her türlü desteği sunan T.C. evre ve şehircilik Bakanlığına, evre Yönetimi Genel Müdürlüğü'ne ve özellikle, Bakanlık Müsteşarı Sayın Prof. Dr. Mustafa ztrk'e şükranlarımı sunarım.

Son olarak, kitabın basımını gerçekleştiren Türkiye evre Vakfı'na çok teşekkür ederim.

Prof. Dr. İsmail KOYUNCU
İstanbül, 2018

İÇİNDEKİLER

Cilt 1: MEMBRAN TEKNOLOJİLERİ ve SU ARITMA

BÖLÜM 1 GİRİŞ..... 3

İsmail Koyuncu ve Reyhan Şengür-Taşdemir

- 1.1. Küresel Anlamda Su Hakkındaki Gerçekler 3
- 1.2. Membran Teknolojilerinin Önemi ve Kullanım Alanları 13
- 1.3. Membranların Tarihsel Süreçteki Gelişimi 15
- 1.4. Membran Teknolojilerinin Bilimsel Gelişimi..... 18

BÖLÜM 2 MEMBRANLAR VE MEMBRANLARIN SINIFLANDIRILMASI 39

Vedat Uyak, Serkan Güçlü ve İsmail Koyuncu

- 2.1. Giriş..... 39
- 2.2. Membranların Gözenek Çaplarına Göre Sınıflandırılması 39
- 2.3. Membranların Geometrik Şekillerine Göre Sınıflandırılması..... 41
- 2.4. Membranların Yapısına ve Morfolojisine Göre Sınıflandırılması..... 43
- 2.5. Membranların Malzemesine Göre Sınıflandırılması..... 49
- 2.6. Membranların Ayırma Prosesine Göre Sınıflandırılması 53

BÖLÜM 3 MEMBRAN PROSELER..... 59

Halil Hasar, G. Melike Ürper, Serkan Güçlü ve İsmail Koyuncu

- 3.1. Giriş..... 59
- 3.2. Mikrofiltrasyon (MF) Prosesi..... 60
- 3.3. Ultrafiltrasyon (UF) Prosesi 64
- 3.4. Nanofiltrasyon (NF) Prosesi..... 67
- 3.5. Ters Osmoz (TO) Prosesi 69
- 3.6. İleri Osmoz (İO) Prosesi..... 73
- 3.7. Membran Distilasyonu (MD) Prosesi..... 76
- 3.8. Elektrodializ (ED) Prosesi..... 79
- 3.9. Elektrodeiyonizasyon (EDI) Prosesi..... 82
- 3.10. Pervaporasyon (PV) Prosesi..... 83
- 3.11. Membran Kontaktör (MK) Prosesi..... 85

BÖLÜM 4 MEMBRAN PROSELERDE KÜTLE TRANSFERİ..... 99

İsmail Koyuncu ve Reyhan Şengür-Taşdemir

4.1. Sürücü Kuvvetler.....	99
4.2. Osmoz Olayı.....	104
4.3. Kütle Transfer Modelleri.....	107
4.3.1. Tersinir Olmayan Termodinamik ve Birleşmeli Taşınım	107
4.3.2. Gözenekli Membranlarda Taşınım.....	115
4.3.3. Spiegler ve Kedem Modeli	116
4.3.4. Çözünme ve Difüzyon Modeli.....	119
4.3.5. Adsorpsiyon ve Kapiler Akım Modeli	123
4.3.6. Donnan Denge Modeli ve Elektronötralite	125
4.3.7. Geliştirilmiş Nerst-Planck Modeli.....	127
4.3.8. Bazı Membran Proseslerde Taşınım	128

BÖLÜM 5 KONSANTRASYON POLARİZASYONU VE TIKANMA..... 135

İsmail Koyuncu ve Reyhan Şengür-Taşdemir

5.1. Membranlar ile İlgili Temel Kavramlar	136
5.1.1. Akı	136
5.1.2. Giderme Verimi.....	138
5.2. Konsantrasyon Polarizasyonu.....	139
5.2.1. Konsantrasyon Polarizasyonunu Etkileyen Parametreler	146
5.2.2. Konsantrasyon Polarizasyonuna Bağlı Olarak Basınç Değişimi .	150
5.2.3. Konsantrasyon Polarizasyonuna Bağlı Olarak Akı Değişimleri ..	151
5.3. Membran Tıkanması.....	151
5.3.1. Membran Tıkanmasına Bağlı Akı/Zaman Değişimleri.....	158
5.3.2. Çökeltmeli Tıkanma	164
5.3.3. Kek Tabakası Oluşumu.....	168
5.3.4. Membran Tıkanmasının Tespiti.....	169
5.3.5. Membran Tıkanmasının Önlenmesi ve Azaltılması İçin Uygulanan Metotlar	175
5.4. Örnek Uygulamalar	180

BÖLÜM 6 MEMBRAN MODÜLLERİ..... 191

İsmail Koyuncu, Recep Kaya, Mehmet Emin Paşaoğlu ve Öykü Mutlu-Salmanlı

6.1. Giriş.....	191
6.2. Membran Modül Tipleri.....	191

6.2.1. Plak Çerçeve Modüller	191
6.2.2. İçi Boşluklu Fiber Membran Modülleri	194
6.2.3. Spiral Sargılı Modüller	198
6.2.4. Tübüler Membran Modülleri.....	201
6.2.5. Membran Modüllerinin Karşılaştırılması.....	202
6.3. Modül Tasarımı.....	202
6.3.1. Modüllerin Üç Boyutlu Tasarımı.....	203
6.3.2. Modüllerin Hesaplamalı Akışkanlar Dinamiği (CFD) ile Modelleme ve Simülasyonu	205

BÖLÜM 7 SU ARITIMINDA MEMBRAN TEKNOLOJİLERİ 217

İsmail Koyuncu, Ayşe Yüksekdağ, Meltem Ağtaş ve Türker Türken

7.1. Mikrofiltrasyon ve Ultrafiltrasyon ile İçme Suyu Arıtımı.....	217
7.1.1. Genel Bilgiler	217
7.1.2. İçme Suyu Arıtımında MF/UF Membranları ile Konvansiyonel Sistemlerin Karşılaştırılması	218
7.1.3. Su Arıtımında Membran Filtrasyonu Tarihiçesi	220
7.1.4. Membran Tertip Tarzları	225
7.1.5. Proses Alternatifleri	225
7.1.6. Membran Malzemeleri	233
7.1.7. Membranların Karakteristik Özellikleri	236
7.1.8. MF/UF Giderme Mekanizması.....	236
7.1.9. Su Kalitesi	257
7.1.10. Membran Filtrasyonunda Akış Hidroliği	265
7.1.11. Membran Tıkanması	268
7.1.12. Proses Tasarımı ve Tasarım Kriterleri	279
7.2. Nanofiltrasyon ve Ters Osmoz (NF/TO) ile İçme Suyu Arıtımı ve Desalinasyon Sistemleri	294
7.2.1. Genel Bilgiler	294
7.2.2. NF/TO Membran Malzemeleri ve Tertip Tarzları	296
7.2.3. NF/TO Membran Sistemi Bileşenleri.....	304
7.3. Dünya'daki MF/UF ve NF/TO Uygulamaları	413
7.3.1. Saratoga MF Su Arıtma Tesisi	414
7.3.2. Manitowoc MF Su Arıtma Tesisi	414
7.3.3. Sandhurst Su Arıtma Tesisi.....	416
7.3.4. Seekonk UF Su Arıtma Tesisi.....	418
7.3.5. Nevada (ABD) Arsenik Giderimi İçin Koagülasyon/Mikrofiltrasyon Tesisi	419
7.3.6. Bendigo (Avustralya) Su Arıtma Tesisi	421

7.3.7. Clay Line UF Su Arıtma Tesisi	421
7.3.8. Héricourt en Caux (Fransa) UF Su Arıtma Tesisi	422
7.3.9. Roetgen (Almanya) UF/NF Su Arıtma Tesisi	425
7.3.10. Mery Sur Oise (Fransa) NF Yüzeysel Su Arıtma Tesisi.....	426
7.3.11. Ashkelon TO Deniz Suyu Arıtma Tesisi	428
7.3.12. Al Khafji Güneş Enerjili TO Deniz Suyu Arıtma Tesisi.....	430
7.3.13. Tampa Bay TO Deniz Suyu Arıtma Tesisi	431
7.4. Türkiye’deki MF/UF ve NF/TO Uygulamaları.....	433
7.4.1. Ankara-Çubuk UF İçme Suyu Arıtma Tesisi	433
7.4.2. Ankara-Bala (Kesikköprü) UF/TO İçme Suyu Arıtma Tesisi.....	433
7.4.3. Polatlı NF İçme Suyu Arıtma Tesisi.....	435
7.4.4. Kırıkkale UF/TO İçme Suyu Arıtma Tesisi.....	436
7.4.5. Samsun-Bafra UF/TO İçme Suyu Arıtma Tesisi.....	439
7.4.6. Avşa Deniz Suyu TO Arıtma Tesisi	440
7.4.7. İÇDAŞ Demir Çelik Deniz Suyu TO Arıtma Tesisi.....	443
7.5. MF/UF ve NF/TO İçin Örnek Sorular ve Çözümleri.....	443
7.6. MF/UF ve NF/TO İçin Tasarım Uygulamaları.....	455

BÖLÜM 8 PROSES SUYU ARITIMINDA MEMBRAN TEKNOLOJİLERİ

..... **517**

İsmail Koyuncu, Öykü Mutlu Salmanlı ve Türker Türken

8.1. Genel Bilgiler.....	517
8.2. Proses Suyu Arıtımında Membran Teknolojileri	517
8.3. Proses Suyu Ham Su Kaynakları ve Uygulanan Akım Şemaları.....	523
8.3.1. Yeraltı Suyu.....	523
8.3.2. Yüzey Suyu	526
8.3.3. Arıtılmış Atıksu (Su Geri Kazanımı) ve Deniz Suyu.....	529
8.4. Ultra Saf Su Üretimi.....	530
8.4.1. Ters Osmoz (TO).....	530
8.4.2. Nanofiltrasyon (NF)	531
8.4.3. Elektrodializ (ED) ve Elektrodionizasyon (EDI)	532
8.4.4. Çift Geçişli Ters Osmoz.....	535
8.4.5. Ters Osmoz/ Elektrodionizasyon (TO/EDI)	536
8.4.6. Membran Distilasyonu (MD).....	536
8.4.7. Membran Kontaktörleri.....	537
8.4.8. Membran Kapasitif Deiyonizasyon (MCDI) Teknolojisi.....	537
8.5. Örnek Uygulamalar	540
8.5.1. İskenderun Demir Çelik Fabrikası	540
8.5.2. Bursa Organize Sanayi Bölgesi Proses Suyu Üretimi	541

8.5.3. Endüstriyel Atıksuların Geri Kazanımında Membran Teknolojilerinin Kullanımı	544
8.5.4. İSKİ Uygulamaları	544
8.5.5. İSU Uygulamaları.....	545
DİZİN	551

Cilt 2: EVSEL VE ENDÜSTRİYEL ATIKSULARIN ARITILMASI ve GERİ KAZANILMASINDA MEMBRAN TEKNOLOJİLERİ

BÖLÜM 9 AEROBİK MEMBRAN BİYOREAKTÖRLER.....	557
<i>İsmail Koyuncu, Türker Türken ve Derya Y. Köseoğlu-İmer</i>	

9.1. Genel Bilgiler.....	557
9.2. MBR Sistemlerinin Sınıflandırılması.....	559
9.2.1. Batık MBR Sistemleri	559
9.2.2. Harici MBR Sistemleri	563
9.3. İşletme Parametreleri ve Performansa Etki Eden Faktörler	564
9.3.1. Askıda Katı Madde Konsantrasyonu (AKM).....	564
9.3.2. Hidrolik Bekletme Süresi (HRT)	566
9.3.3. Çamur Yaşı	567
9.3.4. Organik Yükleme Oranı.....	568
9.3.5. Çözünmüş Oksijen.....	569
9.3.6. Oksijen Alım Hızı (OUR) ve Spesifik Oksijen Alım Hızı (SOUR) ..	571
9.3.7. Şok Yüklemelemlerin Membran Tıkanması Üzerine Etkisi.....	571
9.4. MBR’lerde Kirlenme Kontrolü ve Önleme Yöntemleri	574
9.4.1. Ön Arıtma Uygulanması.....	576
9.4.2. Fiziksel ve Kimyasal Temizleme Protokolleri	577
9.5. Membran Biyoreaktör Sistemlerinde Organik Madde ve Nutrient Giderimi (BNR Sistemler)	580
9.5.1. Azot Giderimi	581
9.5.2. Fosfor Giderimi	582
9.5.3. Azot ve Fosfor Giderimini Birlikte Yapan Sistemler	585
9.6. MBR Sistemlerinin Tasarım Kriterleri	593
9.6.1. Akı ve Membran Alanı.....	593
9.6.2. Ön Arıtma Sisteminin Seçimi.....	595
9.6.3. Biyokütle Üretim Hızı	598
9.7. MBR Tasarım Prosedürü.....	602
9.7.1. Proses Analizi.....	603

9.7.2. Atıksu İçeriği İçin Kritik Noktalar	606
9.7.3. Membran Sistem Tasarımı	606
9.7.4. MBR Sistemlerinin Tasarım Adımları	609
9.7.5. MBR Tasarımı İçin Hesaplama Adımları.....	610
9.7.6. MBR İçin Tasarım Örneği.....	641

BÖLÜM 10 ANAEROBİK MEMBRAN BİYOREAKTÖRLER 657
Recep Kaan Dereli, Mustafa Evren Erşahin ve Hale Özgün

10.1. Giriş.....	657
10.1.1. Anaerobik Membran Biyoreaktör (AnMBR) Teknolojisinin Esasları	657
10.1.2. AnMBR Teknolojisinin Tarihsel Gelişimi.....	659
10.1.3. AnMBR Tasarımında Temel Faktörler ve Farklı Reaktör Kombinasyonları	662
10.2. Uygulama Alanları.....	665
10.2.1. Evsel Atıksu Arıtımında AnMBR Uygulamaları.....	665
10.2.2. Endüstriyel Atıksu Arıtımında AnMBR Uygulamaları.....	676
10.3. Fizibilite	697
10.4. Genel Değerlendirme.....	701

BÖLÜM 11 DİNAMİK MEMBRANLAR..... 715
Mustafa Evren Erşahin, Hale Özgün ve Recep Kaan Dereli

11.1. Giriş.....	715
11.2. Dinamik Membran Teknolojisinin Tarihsel Gelişimi.....	716
11.3. Dinamik Membran Türleri.....	718
11.4. Dinamik Membran Tabakası Oluşumu için Kullanılan Malzemeler	720
11.5. Destek Malzemeleri.....	722
11.6. Uygulama Alanları.....	723
11.6.1. Fiziksel Sistemlerde Dinamik Membran Uygulamaları	723
11.6.2. Biyolojik Sistemlerde Dinamik Membran Uygulamaları.....	728
11.7. Genel Değerlendirme.....	742

BÖLÜM 12 YENİLİKÇİ MEMBRAN BİYOREAKTÖR (MBR) PROSELERİ..... 757

İsmail Koyuncu, Halil Hasar, Derya Y. Koseoğlu-İmer, Börte Köse-Mutlu, Murat Eyvaz, Bahar Özbey-Ünal ve Yunus Aksoy

12.1. Yeter Sayı Etkisini Azaltan (Quorum Quenching) Membran Biyoreaktör (QQ MBR) Prosesi.....	757
12.1.1. Giriş.....	757
12.1.2. Biyotıkanmayı Önleyici Yeni Bir Yaklaşım: Yeter Sayı Etkisi “Quorum Sensing” ve Yeter Sayı Etkisini Azaltma “Quorum Quenching” Kavramları.....	759
12.1.3. QQ MBR Uygulama Örnekleri.....	763
12.1.4. Mantarlı QQ MBR Uygulamaları.....	773
12.1.5. QQ MBR Teknolojisinin Geleceği.....	774
12.2. İleri Osmoz (Osmotik) Membran Biyoreaktörler (OsMBR).....	775
12.2.1. Giriş.....	775
12.2.2. OsMBR ile İlgili Temel Bilgiler.....	776
12.2.3. OsMBR’lerde Karşılaşılan İşletme Zorlukları.....	780
12.2.4. OsMBR’lerin Tasarımında Optimize Edilmesi Gereken Parametreler.....	781
12.3. Membran Distilasyon Biyoreaktörler (MDBR).....	783
12.3.1. Giriş.....	783
12.3.2. MDBR Prosesi Tertip Tarzı.....	785
12.3.3. MDBR ile Atıksu Arıtımı.....	788
12.4. Membran Biyofilm Reaktörler (MBfR).....	789
12.4.1. Giriş.....	789
12.4.2. Membran Biyofilm Reaktör Çeşitleri.....	791
12.4.3. MBfR Uygulama Alanları.....	792
12.4.4. Membran Biyofilm Reaktör Tertip Tarzları.....	795
12.4.5. MBfR Sistemlerinde Membran Tasarımı.....	796
12.5. Ekstraktif Membran Biyoreaktörler (ExMBR).....	799

BÖLÜM 13 GRİ SU ARITIMI..... 817

İsmail Koyuncu, Mehmet Emin Paşaoğlu ve Recep Kaya

13.1. Giriş.....	817
13.2. Gri Suyun Karakteristikleri.....	819
13.2.1. Fiziksel Karakteristikler.....	819
13.2.2. Kimyasal Karakteristikler.....	821
13.3. Gri Su Kaynakları.....	823

13.4. Gri Su Kalitesi.....	824
13.5. Gri Suların Arıtımında Kullanılan Teknolojiler.....	825

BÖLÜM 14 EVSEL ATIKSULARIN MEMBRAN TEKNOLOJİLER İLE GERİ KAZANIMI 853

Derya Y. Köseoğlu-İmer, Serkan Güçlü ve İsmail Koyuncu

14.1. Giriş.....	853
14.2. Evsel Atıksuların Geri Kazanımının Önemi	855
14.3. Geri Kazanılan Atıksuların Kullanım Alanları	862
14.3.1. Tarımsal Sulama Amacıyla Kullanım.....	863
14.3.2. Geri Kazanım Sularının Kentsel İhtiyaç İçin Kullanımı.....	866
14.3.3. Rekreatyonel Kullanım	868
14.3.4. Endüstriyel Yeniden Kullanım	870
14.3.5. Geri Kazanım Suyunun Akiferlere Beslenmesi.....	872
14.3.6. İnsani Tüketim Amacıyla Kullanım	873
14.4. Evsel Atıksu Geri Kazanımının Tarihçesi ve Mevcut Durum.....	875
14.4.1. EPA Yönetmeliği.....	876
14.4.2. Dünya Sağlık Teşkilatı (WHO) Yönetmeliği.....	879
14.4.3. Avustralya.....	882
14.4.4. Avrupa Ülkeleri	884
14.4.5. Japonya	884
14.4.6. İsrail	887
14.4.7. Türkiye (SKKY Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği, TUT).....	888
14.5. Evsel Atıksuların Geri Kazanımında Membran Teknolojilerinin Kullanımı.....	889
14.5.2. Ardışık Kesikli Reaktör (AKR) ve Düşük Basıncı Membran Prosesi (DBM) Entegrasyonu (AquaMB prosesi).....	902
14.5.3. Membran Biyoreaktör (MBR) Prosesi	903
14.5.4. Evsel Atıksu Ön Arıtma Çıkışı ile Düşük Basıncı Membranların Birleştirilmesi (IMANS Prosesi)	906
14.6. Membran Prosesler ile Geri Kazanım Örnek Uygulamaları.....	907
14.6.1. Dünya'daki Su Geri Kazanımı Örnek Uygulamalar	907
14.6.2. Türkiye'deki Su Geri Kazanımı Örnek Uygulamaları	933

BÖLÜM 15 ENDÜSTRİYEL ATIKSU ARITILMASINDA VE GERİ KAZANIMINDA MEMBRAN TEKNOLOJİLERİ..... 947

Bülent Keskinler, Ayşegül Derya Altınay ve Bahar Özbey-Ünal

15.1. Tekstil Endüstrisi Atıksu Artımı ve Geri Kazanımı.....	947
15.1.1. Tekstil Endüstrisi Atıksularının Arıtılması.....	953
15.1.2. Tekstil Atıksuyu Arıtımında Membran Sistemlerinin Uygulamaları.....	956
15.2. Ağır Metal İçeren Atıksuların Arıtımında Membran Teknolojiler.....	969
15.2.1 Ağır Metaller ve Çevresel Etkileri.....	969
15.2.2. Endüstriyel Atıksularda Bulunan Ağır Metaller ve Kaynakları	970
15.2.3. Ağır Metallerin Arıtımında Kullanılan Yöntemler.....	971
15.2.4. Ağır Metallerin Membran Teknolojiler ile Arıtımı.....	973
15.3. Gıda Sektörü Atıksularının Arıtımında Membran Sistemleri.....	981
15.3.1. Atıksu Özellikleri.....	981
15.3.2. Gıda Endüstrisi Atıksularının Membran Prosesler ile Geri Kazanımı ve Yeniden Kullanımı.....	984
15.3.3. Gıda Endüstrisi Atıksularının Arıtımı için Membran Proseslerin Optimizasyonu.....	984
15.3.4. Gıda Endüstrisinde Yerinde Temizlik Çözeltilerinin Geri Kazanımı.....	985
15.3.5. Gıda Endüstrisi Atıksuyunda Bulunan Diğer Değerli Bileşenlerin Geri Kazanımı.....	990
15.3.6. Gıda Endüstrisinde Gerçekleştirilen Örnek Uygulamalar.....	993
15.4. Sızıntı Sularının Arıtımında Membran Sistemleri.....	999
15.4.1. Sızıntı Suyunun Karakterizasyonu.....	1000
15.4.2. Sızıntı Suları ile İlgili Deşarj Standartları.....	1003
15.4.3. Sızıntı Suyu Arıtma Yöntemleri.....	1005
15.4.4. Sızıntı Suyu Arıtımında Membran Filtrasyon Prosesleri.....	1007
15.4.5. Sızıntı Suyu Arıtımında Örnek Membran Uygulamaları.....	1012
15.5. Deri Endüstrisi.....	1018
15.5.1. Deri Endüstrisi Atıksuları.....	1020
15.5.2. Deri Endüstrisi Atıksularının Membran Prosesler ile Arıtılması.....	1021
15.6. Zeytin İşleme Endüstrisi.....	1028
15.6.1. Zeytin Karasularının Membran Teknolojiler ile Arıtılması.....	1030
DİZİN.....	1051

**Cilt 3: MEMBRAN TEKNOLOJİLERİNDE KONSANTRE YÖNETİMİ,
MALİYET, İŞLETME ve BAKIM, ENERJİ ÜRETİMİ UYGULAMALARI ve
MEMBRAN TERİMLERİ SÖZLÜĞÜ**

BÖLÜM 16 MEMBRAN TEKNOLOJİLERİNDE KONSANTRE YÖNETİMİ

.....1057

*Börte Köse Mutlu, Derya Yüksel İmer, Alper Yazagan, Bihter Zeytuncu,
İzzet Öztürk ve İsmail Koyuncu*

16.1. Giriş.....	1057
16.2. Konsantre Yönetiminde Konvansiyonel Metotlar	1060
16.2.1. Yüzeysel Su Kaynaklarına Deşarj.....	1060
16.2.2. Kanalizasyona Deşarj.....	1061
16.2.3. Araziye Verme.....	1063
16.2.4. Buharlaştırma Havuzları	1064
16.2.5. Derin Kuyu Enjeksiyonu	1065
16.2.6. Sıfır Sıvı Deşarjı (SSD)	1066
16.3. Konsantre Yönetiminde Yenilikçi Yöntemler	1072
16.3.1. Elektrokoagülasyon.....	1072
16.3.2. Membran Distilasyonu ve Membran Kristalizasyonu	1074
16.3.3. İleri Osmoz	1075
16.3.4. Yüksek Verimli Ters Osmoz (HERO)	1076
16.3.5. Elektrodializ (ED), Ters Elektrodializ (EDR/TED) ve	1077
Elektrodializ Metatezi (EDM) Prosesleri	1077
16.3.6. Kapasitif İyon Giderimi (CDI)	1079
16.3.7. İleri Oksidasyon Prosesleri.....	1081
16.3.8. İki Kademeli TO Sistemlerinde Birinci Kademe Konsantresi Aritma Yöntemleri	1083
16.3.9. Diğer Yenilikçi Teknolojiler.....	1084
16.3.10. Yenilikçi Teknolojilerin Karşılaştırılması	1086
16.4. Konsantre Yönetimi ile İlgili Mevzuat	1087
16.4.1. Yasal Çerçeveler Hazırlanırken Tercih Edilen Yaklaşımlar	1087
16.4.2. Avrupa Birliği Tarafından Hazırlanan Yasal Çerçeveler.....	1095
16.4.3. Dünya Bankası Talimatları	1097
16.4.4. Amerika Birleşik Devletleri (ABD) Tarafından Hazırlanan Yasal Çerçeveler.....	1098
16.4.5. İsrail Tarafından Hazırlanan Yasal Çerçeveler.....	1102
16.4.6. Avusturya'daki Yasal Düzenlemeler	1106
16.4.7. Genel Değerlendirme	1108
16.5. Konsantre Deşarj Maliyetleri ve Maliyetlerin Yönetimi.....	1109

16.5.1. Yüzeysel Sulara Deşarj ve Maliyetleri	1110
16.5.2. Kanalizasyona Deşarj ve Maliyetleri.....	1111
16.5.3. Arazi Verme Uygulamaları ve Maliyetleri	1112
16.5.4. Kuyuya Deşarj ve Maliyetleri.....	1113
16.5.5. Buharlaştırma Havuzları ve Maliyetleri.....	1113
16.5.6. Sıfır Sıvı Deşarjı (SSD) ve Maliyetleri	1113
16.5.7. Konsantre Yönetiminde Su Geri Kazanımlarının Maliyete Etkisi	1114
16.5.8. Konsantre Yönetiminde Ürün Geri Kazanımlarının Maliyete Etkisi	1117
16.6. Konsantre Yönetiminde Çevresel Etki Değerlendirme.....	1123
16.6.1. Konsantre Deşarjının Çevresel Etkileri	1126
16.7. Desalinasyon Tesisleri TO Konsantre Deşarjı Hesaplamaları	1132
16.7.1. Konsantre Deşarjlarında Alıcı Ortamda Oluşacak İlk Seyrelmenin “Yoğun Tuzlu Su Deşarjı Hesaplayıcısı-Ters Osmoz (TO) Modülü (Brine Discharge Calculator)” ile Hesaplanması	1135
16.7.2. Maksimum Yükselme Noktasındaki Jetin Minimum Eksenel Seyrelmesinin Hesabı.....	1140
16.7.3. Tuzlu Su Deniz Deşarjında “TO Hesap Modülü” ile İlk Seyrelmenin Hesabı için Örnek Bir Uygulama	1141
16.8. Konsantre Yönetimi İçin Örnek Bir Uygulama.....	1148

BÖLÜM 17 MEMBRAN TEKNOLOJİLERİNDE MALİYET..... 1161

Ismail Koyuncu, Sevde Korkut, Türker Türken ve Börte Köse-Mutlu

17.1. Giriş.....	1161
17.2. Maliyeti Oluşturan Unsurlar	1162
17.2.1. İlk Yatırım Maliyetleri (İYM).....	1163
17.2.2. İşletme ve Bakım Maliyetleri (İBM).....	1164
17.2.3. Maliyeti Etkileyen Bazı Faktörler.....	1165
17.2.4. Maliyet Hesaplamalarında Kullanılan Yaklaşımlar ve Modeller	1170
17.3. Membran Tesisleri Maliyetleri	1179
17.3.1. Milrofiltrasyon (MF) ve Ultrafiltrasyon (UF) Tesislerinin Maliyetleri	1179
17.3.2. Kuyu Suyu Arıtımı ve Su Yumuşatma İçin Nanofiltrasyon (NF) ve Ters Osmoz (TO) Tesislerinin Maliyetleri.....	1198
17.3.3. Desalinasyon Amaçlı Ters Osmoz Tesislerinin Maliyetleri	1216
17.3.4. Endüstriyel Atıksu Arıtma Tesislerinin Maliyetleri	1236
17.3.5. Membran Biyoreaktör Tesislerinin Maliyetleri	1240

BÖLÜM 18 MEMBRAN TEKNOLOJİLERİNDE İŞLETME VE BAKIM

1263

İsmail Koyuncu, Türker Türken, Serkan Güçlü ve Recep Kaya

18.1. Mikrofiltrasyon ve Ultrafiltrasyon Sistemlerinde İşletme ve Bakım	1263
18.1.1. MF/UF Prosesinin İşletilmesi	1265
18.1.2. Filtrasyon Adımı	1265
18.1.3. Geri Yıkama Adımı	1267
18.1.4. Kimyasal Destekli Geri Yıkama (CEB)	1269
18.1.5. Yerinde Kimyasal Yıkama Adımı (CIP)	1270
18.1.6. MF/UF Sistemlerinin İşletme Parametreleri	1272
18.1.7. Modül Sağlık Testleri	1273
18.1.8. Mikrofiltrasyon ve Ultrafiltrasyon Sistemleri İşletme ve Bakım Kılavuzu	1277
18.2. Nanofiltrasyon (NF) ve Ters Osmoz (TO) Sistemlerinin İşletilmesi	1293
18.2.1. Veri Analizi	1294
18.2.2. Koruyucu Bakım	1294
18.2.3. Kapalı İken (Çevrimdışı) (Off-Line) İşletme	1297
18.2.4. Yüksek Basıncılı Modüllerde Sağlık Testleri	1301
18.2.5. NF/TO Sistemi İle İlgili Sıkça Sorulan Sorular	1305
18.3. Membran Biyoreaktör (MBR) Sistemlerinde İşletme ve Bakım	1312
18.3.1. Ön Arıtma	1312
18.3.2. Biyolojik Proses	1313
18.3.3. İşletme Modlarının Ayarlanması	1314
18.3.4. Havalandırma Sisteminin Ayarlanması	1316
18.3.5. Membran Tankının İzlenmesi ve Otomasyon	1316
18.3.6. Membranların Havalandırılması	1317
18.3.7. Membranların Temizlenmesi	1318
18.4. Membran Otopsisini	1323
18.4.1. Membran Otopsisinin Faydaları	1323
18.4.2. Membran Otopsisinde Uygulanan İşlemler	1325
18.4.3. Ülkemizde Membran Otopsisini Değerlendirmesi	1327
18.4.4. Membran Otopsisini Uygulama Örnekleri	1328

BÖLÜM 19 MEMBRAN TEKNOLOJİLERİNİN ENERJİ ÜRETİMİ UYGULAMALARI 1333

İsmail Koyuncu, Mehmet Emin Paşaoğlu, Ergin Taşkan ve Halil Hasar

19.1. Basınç Geciktirmeli Osmoz (PRO) Prosesi.....	1333
19.1.1. PRO Çalışmalarının Tarihçesi.....	1339
19.1.2. PRO Membranlarındaki Gelişmeler.....	1348
19.1.3. PRO'nun Kısıtları ve Tavsiye Edilen Çözümler.....	1349
19.1.4. PRO'nun Enerji Maliyeti.....	1358
19.1.5. Pilot Ölçekli PRO Çalışmaları.....	1359
19.2. Mikrobiyal Yakıt Hücreleri.....	1362
19.2.1. Mikrobiyal Yakıt Hücrelerinin Çalışma Prensibi.....	1366
19.2.2. Mikrobiyal Yakıt Hücrelerinde Atıksu Arıtımı.....	1367
19.2.3. Mikrobiyal Yakıt Hücrelerinin Maliyet Analizi.....	1368
19.2.4. Mikrobiyal Yakıt Hücrelerinde Enerji Transferi.....	1372
19.2.5. Proton Değişimli Membranlar (PDM).....	1376

BÖLÜM 20 MEMBRAN TERİMLERİ SÖZLÜĞÜ 1393

İsmail Koyuncu, Reyhan Şengür-Taşdemir, Derya Y. Köseoğlu-İmer, Serkan Güçlü, Börte Köse-Mutlu, Türker Türken, Mehmet Emin Paşaoğlu, Recep Kaya, Meltem Ağtaş ve Ayşe Yüksekdağ

DİZİN 1417

Cilt 2

**EVSEL VE ENDÜSTRİYEL
ATIKSULARIN
ARITILMASI ve
GERİ KAZANILMASINDA
MEMBRAN
TEKNOLOJİLERİ**

**Türkiye'nin İlk %100 Yerli MBR Modüllerinin
(GEN MBR Modülleri) Ağva Atıksu Arıtma
Tesisine Montajından Bir Görüntü**



Havuz İçerisinde Bulunan
GEN MBR Modüllerinin
Görüntüsü



BÖLÜM 9

AEROBİK MEMBRAN BİYOREAKTÖRLER (AeMBR)

İsmail Koyuncu^{1,2}, Türker Türken^{1,2} ve Derya Y. Köseoğlu-İmer^{1,2}

9.1. Genel Bilgiler

Aerobik membran biyoreaktör sistemleri (AeMBR), evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımında yaygın olarak kullanılan sistemlerdir. Oksijen varlığında gerçekleşen biyolojik reaksiyonlar ile organik maddelerin giderildiği ve eşzamanlı olarak membran filtrasyonu kullanılarak katı-sıvı ayırımının sağlandığı proseslerdir. Çıkış suyu kalitesinin oldukça yüksek olması (dolayısıyla bazı durumlarda dezenfeksiyona ihtiyaç duyulmaması), klasik aktif çamur sistemlerinde kullanılan bazı sistemlere gerek duyulmaması, yüksek hacimsel ve farklı organik yüklemelere izin vermesi, çamur üretiminin az olması ve çoğu yerde az alan ihtiyacından dolayı pratik çözüm sağlaması açısından tercih edilmektedirler. MBR sistemlerinde kullanılan membranların malzemesi ve gözenek boyutu önemli kriterlerdir. Kullanılan membranlar genellikle mikrofiltrasyon (MF) ve ultrafiltrasyon (UF) seviyelerinde olup gözenek çapları 0,01 ve 0,1 µm aralığında değişmektedir.

Membran malzemeleri, polimerik ve seramik yapıda olabilmektedir. Polimerik membranlar genellikle polietilen (PE), polipropilen (PP), polivinildenflorid (PVDF) gibi organik polimerler kullanılarak üretilmektedirler. Yüksek yüzey gözenekliliğine sahip olmaları önemli bir üstünlük sağlamaktadır. Membranların mekanik olarak dayanıklı olmaları önemlidir. Bunun yanı sıra membran malzemesinin uzun süreli uygulamada sıcaklığa ve kimyasallara (örneğin kimyasal yıkama sırasındaki ekstrem pH ve/veya oksidant konsantrasyonları şartlarına) karşı dayanıklılığı yüksek olması gerekmektedir. MBR sistemlerinde,

¹ İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İTÜ

² Prof. Dr. Dincer Topacık Ulusal Membran Teknolojileri Uyg-Ar Merkezi, İTÜ

biyokirlenme özellikleri düşük, kimyasal, sıcaklık ve mekanik stabilitesi yüksek membran malzemelerinin geliştirilmesi önemli bir araştırma konusu olmuştur. Membranların uzun süreli performanslarını etkileyen diğer bir parametre modül tipidir. Modül, membranların paketleniği en küçük birim olarak tanımlanmaktadır. Modül tertip tarzını membranın geometrisi (düz plaka, içi boşluklu fiber veya tübüler) ve reaktör içerisindeki yerleşimini (batık veya harici) kapsamaktadır. Su akışının yönü, havalandırmanın uygulama şekli ve temizleme yöntemi (geri yıkama veya yüzeysel temizleme) gibi parametreler doğrudan modül tertip tarzından etkilenmektedir. Membran modülünün seçiminde işletim kolaylığı ve havuz içerisindeki kapladığı alan önemli parametrelerdir.

AeMBR sistemlerinde biyolojik sistemdeki mikroorganizmalara oksijen sağlamak için havalandırma işlemi gerçekleştirilmektedir. Bunun yanında membran modüllerinin de havalandırılması gerekmektedir. Membranları havalandırmanın temel olarak iki amacı vardır. Bunlar, membran tankı içerisindeki biyolojik ortama oksijen sağlamak ve membran yüzeyinde çapraz akış oluşturarak membran yüzeyinin sürekli temizlenmesini sağlamaktır. Membran ve modül tertip tarzının yanı sıra klasik aktif çamur sisteminde performansı etkileyen hidrolik bekletme süresi (HRT), çamur yaşı, biyokütle konsantrasyonu ve organik yükleme hızı gibi işletme parametreleri de MBR teknolojisinin verimini etkilemektedir.

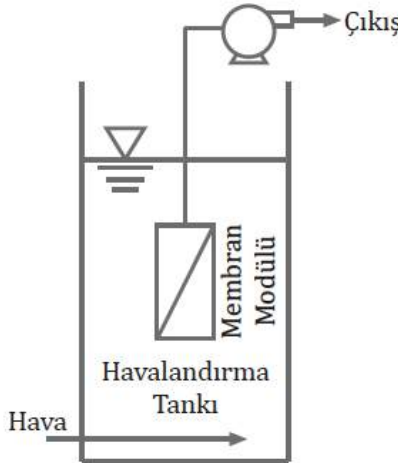
AeMBR teknolojisi genellikle evsel atıksu gibi düşük ve tekstil endüstrisi atıksuları gibi orta seviyede organik kirliliğe sahip endüstriyel atıksuların arıtımında geniş bir uygulama alanı bulmaktadır. Bunların yanında tarımsal faaliyetlerden ve mezbahalardan oluşan atıksuların ve gıda işleme endüstrisi atıksularının arıtımında da kullanılmaktadır. Bu bölümde AeMBR ile ilgili genel tanımlamalar, tasarım kriterleri, örnek uygulamalar ve bir tasarım örneğine yer verilmiştir.

9.2. MBR Sistemlerinin Sınıflandırılması

MBR sistemleri genel olarak batık ve harici sistem olmak üzere iki farklı grupta sınıflandırılmaktadır. Bu iki grup, işletme şartlarında ve tasarım adımlarında farklılıklar göstermektedir. Aşağıda her iki MBR sistemi için detaylı bilgiler verilmiştir.

9.2.1. Batık MBR Sistemleri

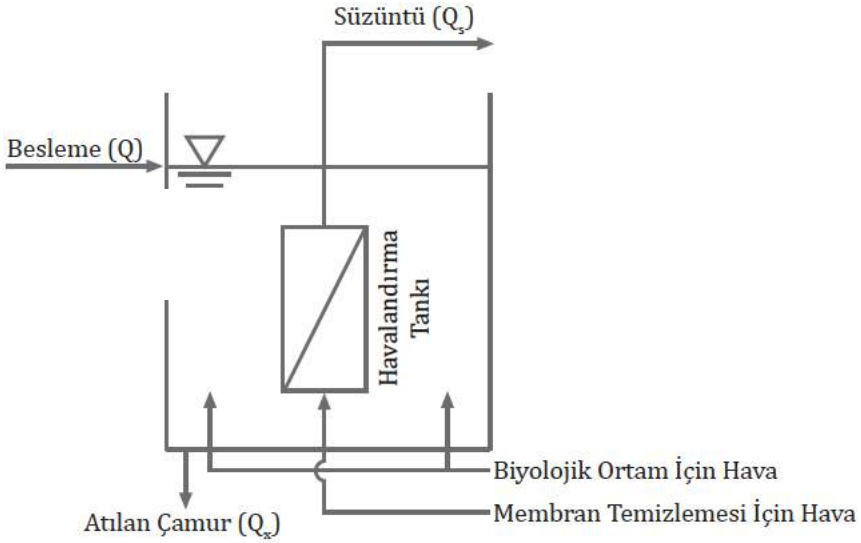
Batık membran filtrasyon sistemleri yatırım ve işletme maliyetlerini azaltabilmek için doğrudan aktif çamur içerisine membranların daldırılması ile uygulanmaktadır. Süzüntü vakum pompası kullanılarak elde edilmektedir. Membran geçiş basıncı (TMP) değeri 50-300 mbar arasında tutulmaktadır. Düşük basınçlı işletim membran yüzeyinde kek tabakası oluşumunu engellemektedir. Süzüntü akısı genellikle 10-50 lt/m².st arasında değişmektedir. Batık membran sistemlerinde membranları tıkanmadan korumak ve performanslarını stabil tutabilmek için hava ile sıyırma işlemi uygulanmaktadır. Arıtılan birim su hacmi başına havalandırma için gerekli enerji, harici sistemlerin 1/10'u seviyelerindedir. Şekil 9.1'de batık MBR sistemine ait şematik gösterim verilmiştir.



Şekil 9.1 Batık MBR sistemlerinin şematik gösterimi

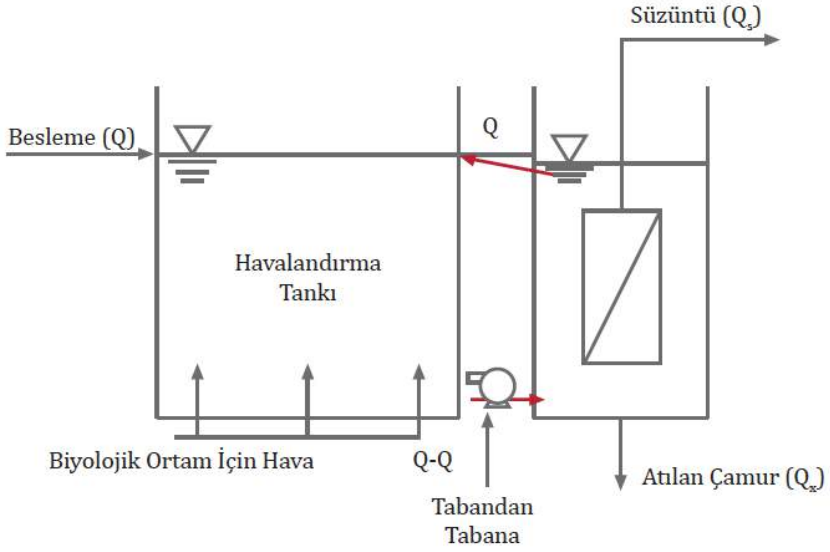
Batık MBR sistemleri zamanla farklı tertip tarzlarında işletilmişlerdir. İşletmede ortaya çıkan üstünlüklerine göre entegre veya ayrı membran tanklı sistemler olmak üzere iki ana gruba ayrılmıştır. Şekil 9.2a'da gösterildiği gibi batık MBR sistemlerinin ilk uygulamalarında membranlar havalandırma havuzuna yerleştirilmiştir. Ancak bu durumun membran bakımını zorlaştırdığı ve bazı işletim problemlerine sebep olduğu görülmüştür. Özellikle bakım periyodunda gerçekleştirilen membranların kimyasal yıkaması, hava difüzörlerinin periyodik temizliği, membran değişimi ve diğer işlemler sırasında havalandırma havuzu girişinin kapatılması ve hatta havuzun boşaltılması gerekliliği işletmenin kesintiye uğramasına sebep olmaktadır. Bu nedenle daha sonraki uygulamalarda membran tankı biyolojik havalandırma havuzundan ayrı olarak tasarlanmaya başlanmıştır. Bu sistemde membran tankı ayrı inşa edilmekte, membran tankı ile biyolojik havalandırma havuzu arasındaki bağlantı, sirkülasyon pompası ile sağlanmaktadır. Böylelikle biyolojik kütlenin ve organik maddenin konsantrasyonu sabit tutulmaktadır. Aynı zamanda biyolojik havalandırma havuzunda oksitlenemeyen kirletici parametreleri içinde ikinci bir havalandırma imkanı sunmaktadır. En önemlisi, havalandırma havuzunda tam nitrifiye olmayan $\text{NH}_4\text{-N}$ 'in oksitlenmesi için garanti bir havuz hacmi oluşturulmaktadır. Bu sistemlerde bakım ve membran değişimi kolaydır. Biyolojik ve membran sistemlerinin havalandırma tertibatı ayrı ayrı inşa edildiğinden dolayı tek havuz içerisindeki borulama sıkışıklığı giderilmiş olmaktadır. Ancak ayrı membran tankı olmasının da bazı mahsurları bulunmaktadır. Ek bir alan gerektirmesi, ilk yatırım maliyetinin yüksek olması, sirkülasyondan dolayı enerji gerektirmesi, havalandırma tankında daha fazla biyolojik havalandırma ihtiyacı gibi mahsurları vardır. Zaman içerisinde ayrık membran tankı tasarımında, Şekil 9.2b ve 9.2c'de görüldüğü gibi bir değişiklik yapılmıştır. Bu tertip tarzının ilk uygulamasında (Şekil 9.2b) aktif çamur havalandırma tankından membran tankına pompa ile basılmakta ve membran tankından ise cazibe ile geri devredilmektedir. Bu uygulama aktif çamur floklarının pompa gücüyle dağılmasından dolayı mahsurlu olmaktadır. Şekil 9.2c'deki uygulama da ise aktif çamur havalandırma tankından cazibe ile membran tankına geçmekte sonrasında membran

tankından havalandırma tankına ise pompa yardımıyla geri devredilmektedir. Bu uygulamanın iki üstünlüğü vardır. Birincisi daha düşük kapasiteli sirkülasyon pompası kullanılması sonucu enerji maliyetinin azalması, diğer üstünlüğü ise sirkülasyon pompası tarafından parçalanmış aktif çamur floklarının havalandırma tankına iletilmesiyle küçük flokların membranlarla temasının minimize edilmesidir. Bu üstünlük ve mahsurlar göz önünde bulundurulduğunda ayrı sistem büyük arıtma tesisleri için tavsiye edilmektedir. Entegre sistemler ise daha küçük arıtma tesislerinde ve paket arıtma sistemleri için daha kullanışlı olmaktadır.

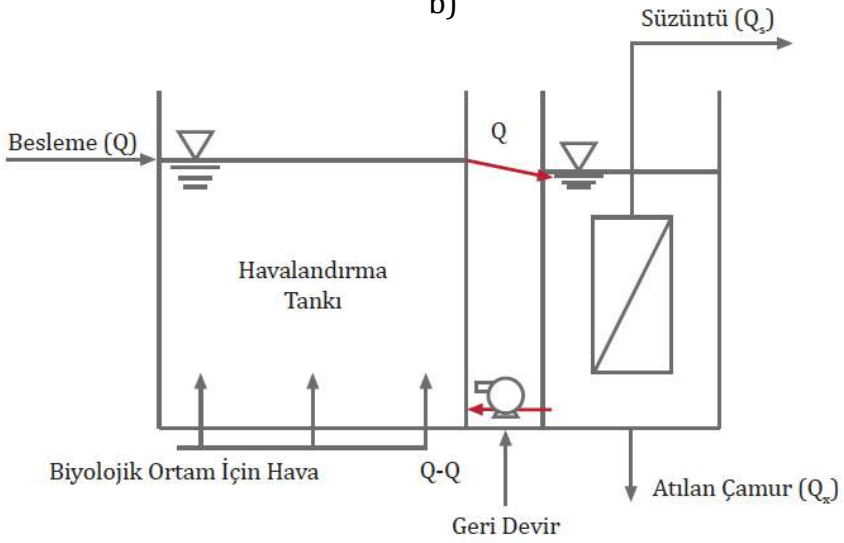


a)

Şekil 9.2 Batık membran biyoreaktör uygulamaları a) Entegre membran tankı b) Ayrı membran tankı, Tip1 c) Ayrı membran tankı, Tip2



b)

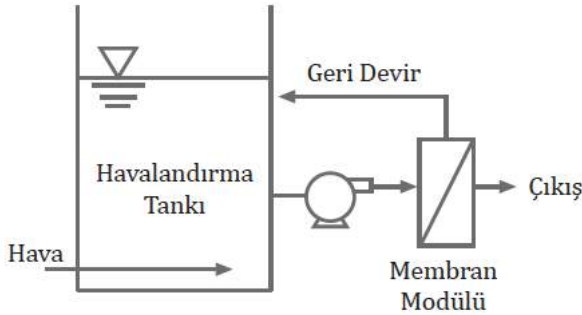


c)

Şekil 9.2 (Devamı) Batık MBR uygulamaları a) Entegre membran tankı
b) Ayrı membran tankı, Tip1 c) Ayrı membran tankı, Tip2

9.2.2. Harici MBR Sistemleri

Batık membran sistemleri ticarileştirilene kadar MBR sistemleri genellikle tübüler ve düz plaka membran modüllerini biyolojik tank dışında kullanan harici sistemler olarak tasarlanmıştır. Membranlar havalandırma tankının dışında bulunmakta ve süzme işlemi pompa yardımı ile basınç kullanılarak sağlanmaktadır. Şekil 9.3'de gösterilen Harici MBR sistemleri, membranların harici olarak kullanılmasından dolayı batık MBR'lere göre daha kolay işletilmekte ve yüksek akı değerleri sağlamaktadır. Ancak harici membran sistemlerinde kullanılan membranların 3-6 bar'da işletilmesi gerektiğinden dolayı ihtiyaç duyulan basınç kaplarının ve membranların üretim maliyetleri oldukça yüksektir. Bunun yanında, konsantre akımının sistemin başına tekrar geri devrettirilmesinden dolayı atıksuların arıtılmasında ek bir organik yük ve dolayısıyla maliyet ortaya çıkarmaktadır. Çünkü besleme suyunun %5'i membrandan geçirilebilirken geriye kalan kısım geri devredilmektedir. Bu durum suyun tamamının filtrelenmesi için 20 kat daha fazla geri devredilmesi gerektiği anlamına gelmektedir. Bu sebeplerden dolayı harici MBR'lerin işletme maliyetleri oldukça yüksektir.



Şekil 9.3 Harici MBR sisteminin şematik gösterimi

Çapraz akışlı sistemlerde TMP 3-6 bar arasında tutulmalı ve aynı zamanda membran yüzeyindeki çapraz akış hızı da yüksek olmalıdır. Genellikle membran yüzeyinde bu değer 2-5 m/sn aralığında olması

tavsiye edilmektedir. Bu durum yüksek akı elde etmek için değil, membranların tıkanmaması için uygulanmaktadır. Yüksek basınç fazla akı alınmasına yardımcı olmamaktadır. Aksine membran yüzeyindeki kek oluşumunu artırarak geçirgenliği azaltmaktadır. Sonuç olarak çapraz akışlı MBR sistemlerinde basınç yüksek olmasına rağmen, akı 50-100 lt/m².st arasında değişmektedir. Yüksek işletme maliyetlerinden dolayı bu sistemler, yüksek kapasiteli atıksu arıtımında kullanmak için oldukça pahalı sistemlerdir (Yoon, 2015). Tablo 9.1'de batık MBR ile harici MBR teknolojisi karşılaştırılmıştır. Tablodan da görülebileceği gibi batık MBR'lerde çoğunlukla içi boşluklu fiber veya düz plaka membranlar harici MBR'lerde ise tübüler tercih edilmektedir. İşletme basıncı değerleri batık MBR sistemlerinde 50-300 mbar değerlerinde iken harici MBR sistemlerinde 3-6 bar aralığına çıkmaktadır. Akı değerleri harici MBR sistemlerinde çapraz akış hızından dolayı daha yüksektir. Buna karşın kullanılan pompa kapasitesinden dolayı bu sistemlerde spesifik enerji ihtiyacı batık MBR'lere göre daha fazladır. Batık MBR sistemlerinde ihtiyaç duyulan enerji 0,1-0,5 kWh/m³ iken, harici MBR'de 4 kWh/m³ seviyelerine ulaşılmaktadır (Yoon, 2015).

9.3. İşletme Parametreleri ve Performansa Etki Eden Faktörler

9.3.1. Askıda Katı Madde Konsantrasyonu (AKM)

Askıda katı madde konsantrasyonu (AKM) genellikle g/lt olarak ifade edilmektedir. Karışım sıvısı, aktif çamur prosesindeki bir havalandırma tankında bulunan atıksu ile aktif çamurun bir karışımıdır. AKM, askıda çoğalan proseslerde bu karışım sıvısında ölçülen katı madde konsantrasyonunu veren atıksu arıtma tesisinin kontrolü için kullanılan bir parametredir. AeMBR sistemleri içinde kritik bir işletme parametresidir. Yüksek çamur içeriği diğer bir deyişle yüksek AKM konsantrasyonu, reaktör hacimlerini azaltmaya imkan sağladığı için MBR teknolojisinin en büyük üstünlük olarak görülmektedir. Fakat, yüksek AKM konsantrasyonunun membran kirlenmesine olan etkisi tam bilinmemekte ve çoğu zaman yapılan çalışmalar çelişkili sonuçlar

vermektedir. AKM konsantrasyonu direkt olarak viskoziteyi etkilemektedir.

Tablo 9.1 Batık MBR ile harici MBR sistemlerinin karşılaştırılması (Yoon, 2015)

Parametre	Birim	Batık MBR	Harici MBR
Membran tertip tarzı	-	İçi boşluklu fiber Düz plaka	Tübüler
İşletme Modu	-	Çapraz akış	Çapraz akış
İşletme basıncı	bar	0,05 – 0,3 (vakum)	3 – 6
Uzun dönem ortalama akı	lt/m ² .st (m ³ /m ² .gün)	15-30 (0,36-0,72)	50-100 (1,2-2,4)
Geri devir oranı	m ³ giriş/ m ³ süzüntü	-	25-75
Hava miktarı	m/sn	0,2-0,3	2-6
	m ³ hava/m ³ süzüntü	7 – 30	-
Spesifik enerji ihtiyacı ¹	kWh/m ³ süzüntü	0,1-0,5	4-12
Yatırım maliyeti	-	düşük	yüksek
İşletme maliyeti	-	düşük	yüksek
Temizleme	-	zor	kolay
Koku/VOC emisyon potansiyeli	-	yüksek	düşük

1) Biyolojik havalandırma hariç membran süzüntüsü için gerekli olan enerjiyi içeren spesifik enerji ihtiyacı

Hasar ve diğ. (2004)'nin yaptığı bir çalışmaya göre yüksek viskoziteye sahip süspansiyonların membran yüzeyinde gerekli olan türbülans rejimini sağlamak için yüksek çapraz akış hızlarında işletilmeleri gerekmektedir. Eğer çapraz akış hızı membran yüzeyinden katıları uzaklaştırmak için yeterli değilse, kirlenme tabakasının membran yüzeyindeki oluşumu çok hızlı olmaktadır. Teorik çalışmalar ve açıklamalar artan AKM konsantrasyonlarının membran kirlenmesini hızlandırdığını söylemektedir. Bazı çalışmalar ise bu parametrenin TMP değerlerine ve süzüntü kalitesine bir etkisinin olmadığını ve hatta yüksek AKM konsantrasyonlarında TMP değerlerinin azaldığını belirtmektedir (Judd, 2011). Lousada-Ferreira ve diğ. (2010) ise AKM konsantrasyonu ve MBR işletimi arasındaki ilişkinin ve özellikle AKM konsantrasyonunun filtrasyon direnci üzerindeki etkisinin, çalışılan AKM aralığına bağlı olarak değiştiğini göstermiştir.

9.3.2. Hidrolik Bekletme Süresi (HRT)

Hidrolik bekletme süresi (HRT) giriş debisinin biyolojik havuzda ve membran tankında kalış süresinin saat cinsinden ifade edilmesidir. HRT aşağıdaki formül ile hesaplanmaktadır:

$$HRT = \frac{V}{Q} \quad (9.1)$$

Burada,

HRT : Hidrolik bekletme süresini, (st)

V : Hacmi, (lt)

Q : Süzüntü debisini, (lt/st)

göstermektedir. Denklem 9.1'den de görülebileceği gibi, HRT reaktörün hacmi ve süzüntü debisine bağlı olarak hesaplanmaktadır. HRT, AeMBR işletiminde önemli bir parametredir. Düşük HRT değerleri yüksek organik yüklemeye oranlarına sebep olmaktadır. Bu durum istenilen arıtım performansına ulaşmak için gerekli olan reaktör hacmini

azaltmaktadır. Başka bir açıdan bakıldığında, yüksek HRT değerleri daha iyi bir arıtım performansı sağlamaktadır. Qin ve diğ. (2007) petrokimya atıksularının arıtıldığı bir batık MBR sisteminde HRT değerlerinin 13-19 saat aralığında olmasının istenilen arıtma verimlerini sağladığını bulmuşlardır. Chang ve diğ. (2006) ise bir endüstriyel atıksuyun arıtımında kullanılan MBR sistemindeki arıtım performansının 12-30 saat HRT aralığında değişmediğini belirtmişlerdir. Visvanathan ve diğ. (2005), sentetik atıksu ile işletilen bir MBR'de HRT değerinin 12-24 saat aralığında değişiminin benzer KOİ ve organik madde giderimine sebep olduğunu bulmuşlardır. Azalan HRT değerlerinin MBR'lerde artan membran kirlenmesine sebep olduğu, bu durumun dolaylı olarak MBR performansını azalttığı literatürde belirtilmiştir (Judd, 2011). Genellikle evsel atıksuyun arıtıldığı MBR sistemlerinde HRT değerleri havalandırma tankında 2-4 saat, membran tankında 1-2 saat aralığında değişmektedir. Anoksik tankın varlığında ise HRT değeri 1-2 saat arasında değişmektedir (Yoon, 2015).

9.3.3. Çamur Yaşı

Çamur yaşı, MBR sisteminden biyolojik tanktan çamurun atılma sıklığını vermektedir. Çamur yaşı aşağıdaki formül ile hesaplanmaktadır.

$$SRT = \frac{X \times V}{Q_w \times X_w} \quad (9.2)$$

Burada,

- SRT : Çamur yaşı veya biyokütle alıkonma süresini, (gün)
- X : Reaktördeki AKM konsantrasyonunu, (g/l)
- V : Hacmi, (lt)
- Q_w : Atılan çamur debisini, (lt/st)
- X_w : Atılan çamurdaki AKM konsantrasyonunu, (g/l)

göstermektedir. Ahmed ve diğ. (2007) çamur yaşının biyolojik ortamın özelliklerini etkilediğini ve mikroorganizmaların fizyolojik durumlarını değiştirdiğini, bu sebeple de membran kirlenmesinde önemli payı olan hücre dışı polimerik maddeler (EPS) ve çözünmüş mikrobiyal ürün (SMP) oluşumu üzerinde etkiye sahip olduğunu belirtmişlerdir. Fakat çamur yaşının membranlardaki biyokirlenmeye olan etkisinin incelendiği literatür çalışmalarında, tutarsız ve çelişkili sonuçlar bulunmaktadır. Bazı çalışmalar, artan çamur yaşında bakteriyolojik metabolik ürünlerin arttığını belirtirken, diğer çalışmalar bunun tam tersini savunmaktadır. Optimum çamur yaşının belirlenmesi birçok faktöre bağlı olmaktadır. Bu faktörler, membran performansı, işletme/yatırım maliyeti, oksijen transfer verimi, pik debilerde reaktör hacmindeki artış ihtiyacı gibi parametreler olabilmektedir. Örneğin, oksijen ihtiyacı artan çamur yaşlarında artmaktadır. Bu da dolaylı olarak havalandırma ihtiyacını arttırmaktadır. Yine yüksek çamur yaşı ilk yatırım maliyetinin artışına neden olmaktadır. Çünkü daha büyük havalandırma tankı inşa etmek gerekmektedir. Günümüzde çoğu evsel atıksu arıtımında kullanılan MBR'lerde çamur yaşı 20 gün olarak kabul edilmektedir. Fakat bazı çalışmalarda bu değer 12-15 güne kadar düşmekte ve minimum çamur yaşı 12 gün olarak belirtilmektedir (Yoon, 2015).

9.3.4. Organik Yükleme Oranı

Organik yükleme oranı veya besi/mikroorganizma (F/M) oranı MBR proseslerinde önemli bir tasarım parametresidir ve atıksuların arıtımında önemli bir role sahiptir. Birim zamanda genellikle bir günde, kg AKM başına reaktöre beslenen kg BOİ ile ifade edilmektedir (denklem 9.3). Aynı zamanda m³/gün için hacimsel beslenen BOİ olarak da ifade edilebilmektedir (denklem 9.4). Aşağıdaki formüller ile hesaplanmaktadır:

$$\frac{F}{M} = \frac{Q.S_o}{X.V} \quad (9.3)$$

$$\frac{F}{V} = \frac{Q \cdot S_o}{V} \quad (9.4)$$

Burada,

F/M : Besi/mikroorganizma oranını (gBOİ/gUAKM.gün)

F/V : Besi/hacim oranını (gBOİ/lt.gün)

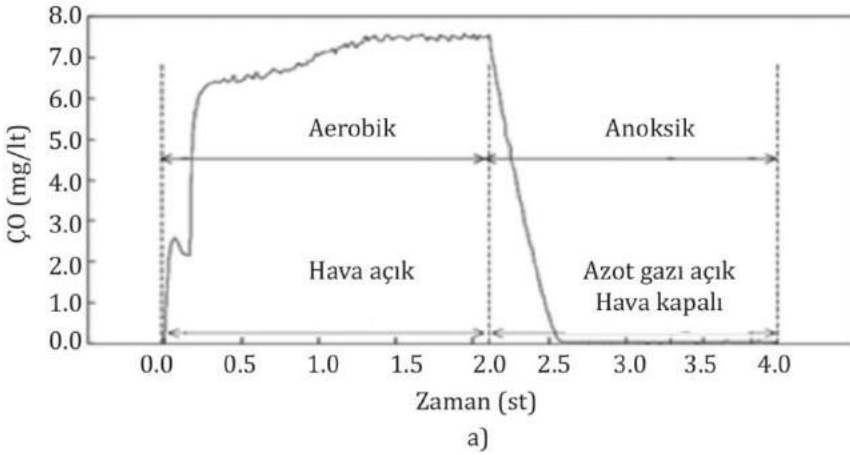
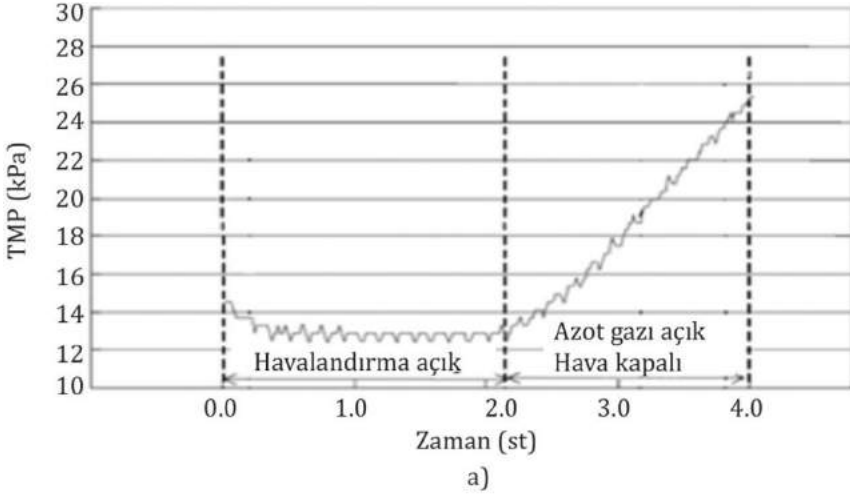
ifade etmektedir. Artan organik yükleme oranı MBR'lardaki filtre edilebilirliği azaltmaktadır. Kornboonraksa ve Lee (2009), giriş KOİ, BOİ ve NH₄-N'nin değerlerini sırasıyla 1150'den 2050 mg/lt'ye, 683'den 1198 mg/lt'ye ve 154'den 248 mg/lt'ye çıkardıklarında arıtma verimlerinin azaldığını belirtmişlerdir. Trusselle ve diğ. (2006), yüksek organik yükleme oranlarında membran kirlenmesinin arttığını belirtmişler ve F/M oranı 4 kat arttırıldığında membran kirlenme hızının 20 kat arttığını raporlamışlardır. Khoshfetrat ve diğ. (2011), organik yükleme oranının 1'den 2,5 kg KOİ/m³.gün'e çıkarılmasının KOİ giderme verimini %90'dan %74'e düşürdüğünü bulmuşlardır.

MBR'ler klasik aktif çamur sistemlerine göre daha düşük F/M oranlarında işletilmektedirler. Bunun nedeni, hem membran kirlenmesini azaltmak hem de yüksek oksijen transfer verimini sağlamaktadır. Genellikle MBR'larda F/M oranı klasik aktif çamur sistemlerinde değerin üçte biri olarak seçilmektedir (0,1-0,3 gKOİ/UAKM.gün veya 0,05-0,15 gBOİ/gUAKM.gün) (Yoon, 2015).

9.3.5. Çözünmüş Oksijen

Membran tıkanması çözünmüş oksijen seviyesine bağlı olarak değişebilmektedir. Çözünmüş oksijen için alt kritik seviye olarak 1-2 mg/lt değeri belirtilmiştir. Ancak yüksek çözünmüş oksijen elde edebilmek için verilen yüksek debili hava, çamur floklarını parçalayarak membranların tıkanma hızlarını arttırmaktadır. Şekil 9.4'de verilen grafiğe göre çözünmüş oksijen ile TMP arasında bir korelasyon bulunmaktadır. Yapılan çalışmada 0,1 µm gözenek çapına sahip

membranlar 20 lt/m².st işletme akısında çalıştırılmıştır. Çalışma içerisinde oksijen ile havalandırma kesilerek biyolojik sistem anoksik moda geçirilmiş, ancak membranlar aynı miktarda azot gazı ile havalandırılmaya devam edilmiştir. Çözünmüş oksijen konsantrasyonu tekrar artırılana kadar sistemdeki SMP miktarı ve TMP'de önemli bir artış gözlenmiştir (Kang ve diğ., 2003).



Şekil 9.4 Çözünmüş oksijen konsantrasyonunun membran performansı üzerine etkileri a) TMP profili b) Çözünmüş oksijen profili (Kang ve diğ., 2003)

9.3.6. Oksijen Alım Hızı (OUR) ve Spesifik Oksijen Alım Hızı (SOUR)

Oksijen alım hızı (OUR) hacimsel oksijen tüketim hızını ifade etmektedir. Kararlı durumda gereken oksijen miktarı ayrıştırılacak besi maddesi miktarı ile orantılı olduğundan, besin/hacim (F/V) oranı ile de doğrudan ilişkilendirilmektedir. Hacimsel oksijen çözünme hızı stabil koşullar için OUR değeriyle tam olarak aynı olmaktadır.

Mikroorganizmaların spesifik biyolojik aktiviteleri spesifik oksijen alım hızıyla (SOUR) ölçülmektedir. SOUR değeri OUR değerinin AKM veya UAKM değerlerine bölünmesiyle hesaplanmaktadır. OUR doğrudan F/V ile SOUR ise doğrudan F/M ile ilişkilidir. MBR sistemlerindeki düşük SOUR değeri, MBR tasarımı yapılırken F/M oranının düşük seçilmesinin doğal bir sonucu olarak ortaya çıkmaktadır. Mikroorganizmalar >50 mg O₂/g UAKM/st gibi çok yüksek SOUR kapasitesine sahip olsalar da, yüksek havalandırma hızında oksijen transfer verimini (OTE) düşürmesinden dolayı bu kadar yüksek talepleri karşılayamamaktadır. Hava debisi arttıkça hava kabarcıkları birleşmekte ve kabarcıkların yüzey alanı hava akış miktarı ile orantılı olarak artış göstermemektedir. Bu nedenle difüzör sistemi tarafından desteklenen klasik aktif çamur ve MBR sistemleri için ekonomik olan maksimum OUR değeri sırasıyla 150 mg/l.t.st ve 100 mg/l.t.st'dir (Yoon, 2015). Belirtilen işletme/tasarım parametrelerinin MBR ve klasik aktif çamur sisteminde aldığı değerler karşılaştırmalı olarak Tablo 9.2'de sunulmuştur.

9.3.7. Şok Yüklemelerin Membran Tıkanması Üzerine Etkisi

Şok yüklemeler, hidrolik ve organik şok yüklemeler olmak üzere iki gruba ayrılmaktadır. Ek olarak organik yüklemeler düşük ve yüksek çözülmüş oksijen konsantrasyonuna bağlı olarak farklı etkiler göstermektedir.

Tablo 9.2 MBR ve aktif çamur sistemlerindeki işletme/tasarım parametreleri (Yoon, 2015)

Parametre	Birim	MBR	Klasik aktif çamur
F/M	g BOİ/g AKM.gün	0,04-0,12	0,16-0,24
	g KOİ/g AKM.gün	0,08-0,24	0,32-0,48
	g BOİ/g UAKM.gün	0,05-0,15	0,2-0,3
	g KOİ/g UAKM.gün	0,1-0,30	0,4-0,6
F/V	g BOİ/lt.gün	0,5-1,5	0,6-0,9
	g KOİ/lt.gün	1,0-3,0	1,2-1,8
AKM	g/lt	8-12	2-4
UAKM	g/lt	6-10	1,7-3,4
Çamur yaşı	gün	10-30	5-10
Çözünmüş oksijen	mg/lt	1-2	1-2

9.3.7.1. Hidrolik Şok Yüklemelerin Membran Tıkanması Üzerine Etkileri

Hidrolik şok yükleme yağmur suyunun ham atıksu ile karışması sonucu meydana gelmektedir. Hidrolik şok yüklemelerde MBR sistemine ek olarak KOİ/BOİ yüklemesinin olmamasından dolayı ham atıksuyun iyonik içeriğinden başka biyolojik sistemde değişikliğe neden olmamaktadır.

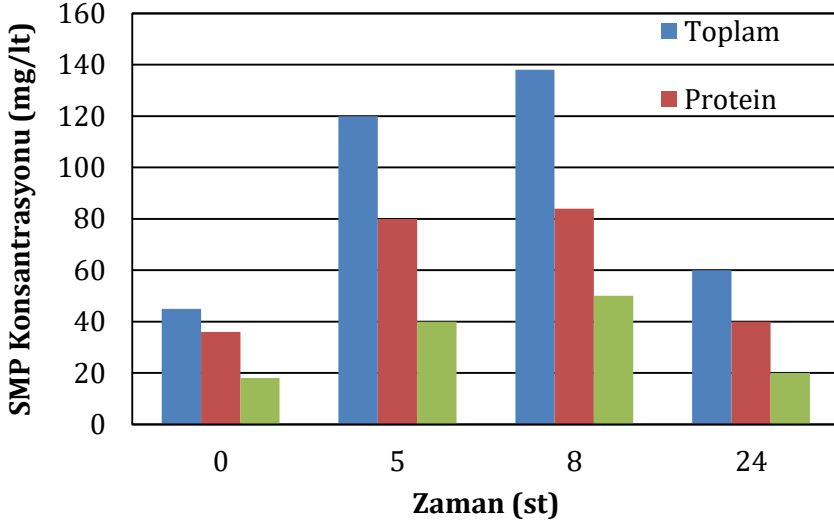
Hidrolik şok yüklemelerin MBR sistemlerine olan etkisi üzerine yapılan bir çalışmada, çözülmüş oksijen, AKM ve pH üzerine hidrolik yüklemenin önemli bir etkisi olmadığı görülmüştür (Syed ve diğ., 2009). Ancak, aynı yüzey alanıyla iki kat daha fazla filtrasyon yapılabilmesi için akı artırılmış ve bundan dolayı TMP'de artış gözlenmiştir. TMP artışının önemli bir kısmının hidrolik akımın normale dönmesiyle tekrardan geri kazanıldığı görülmüştür. Aynı çalışmada pik debi koşullarında SMP değerinin azaldığı ve bu durumun yüksek TMP'den kaynaklı süzütüden kaçan kısımdan dolayı olduğu gözlenmiştir. Ancak EPS'nin mikroorganizmaların üzerine bağlı olmasından dolayı değişmediği görülmüştür. Hidrolik yüklemenin bir diğer etkisi de partikül boyutunun azalmasına sebep olmasıdır. Bu durumun suyun seyrelmesinden dolayı iyonik kuvvetin azalmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

9.3.7.2. Organik Şok Yüklemelerin Membran Tıkanması Üzerine Etkileri

Organik şok yüklemelerin MBR sistemlerinin performansları üzerine yapılan bir çalışmada, denge durumunda işletilen bir MBR sistemine giriş F/M oranı 4 kat artırılarak besleme yapılmıştır. Sistemin durumu membran performansı bakımından incelenmiştir. Şok organik yüklemenin sonucu olarak havalandırma sistemi oksijen ihtiyacına göre arttırılmayıp sabit bırakılmıştır. Çözülmüş oksijen seviyesi ilk 8 saat içerisinde 0,2 mg/lt seviyelerine gelmiştir. 8 saatlik yükleme sonrasında oksijen konsantrasyonu artarak 20-40 saat içerisinde 3 mg/lt seviyelerine gelmiştir. Organik yükleme boyunca TMP 130 mbar değerinden 210 mbar değerine yükselmiştir. En önemlisi organik yüklemeden sonra TMP tekrar eski seviyelerine getirilememiştir.

Şekil 9.5'de görüldüğü üzere SMP değeri fazla yükselmiş ve bu nedenle membranlar geri dönüşsüz olarak tıkanmışlardır. Bu çalışmada beslemedeki yüksek F/M oranının geri dönüşsüz membran tıkanmasına neden olmasının tek sorumlusu olduğu söylenemez. Bu nedenle çözülmüş oksijen konsantrasyonunun şok yükleme boyunca sabit

tutulması için havalandırma miktarı arttırılarak denemeler yapılmıştır. Organik yükün dalgalanması özellikle en yoğun yüklemde çözünmüş oksijen konsantrasyonunu genellikle düşürmüştür. Yetersiz havalandırma kapasitesi bu duruma neden olsa da yüksek yükleme hızında düşük oksijen aktarım verimliliği de (OTE) bu duruma neden olabilmektedir. Pik faktörün 2 olduğu şok yüklemelerde çözünmüş oksijen konsantrasyonu sabit tutulabilirse, membran tıkanma oranında önemli bir artışa neden olmadığı gözlenmiştir. Organik madde yükündeki dalgalanma oksijen konsantrasyonunu azaltırsa, SMP konsantrasyonunda artışa neden olarak TMP'nin artışına neden olmaktadır (Zhang ve diğ., 2010).



Şekil 9.5 Organik şok yüklemenin SMP üzerindeki etkileri (Zhang ve diğ., 2010)

9.4. MBR'lerde Kirlenme Kontrolü ve Önleme Yöntemleri

Kirlenme membran teknolojilerini etkileyen en önemli problemdir ve biyoreaktör performansının optimize edilmesiyle önlenmelidir. Kirlenme prosesinin tanımlamak için çok sayıda mekanizma ve

kompleks modeller geliştirilmiştir. Bu modeller farklı kirlenme mekanizmalarına daha derinden bakmayı sağlayabilse de, şu ana kadar MBR'lerdeki kirlenmeyi verimli bir şekilde açıklayan veya tanımlayan kapsamlı bir model geliştirilmemiştir. Bir membran boyunca süzüntü akısına kirlenmenin sebep olduğu etki aşağıdaki denklemlerle hesaplanabilmektedir (Berube, 2010).

$$J = \frac{\Delta P}{\mu(R_m + R_p + R_a + R_c)} = \frac{\Delta P}{\mu(R_t)} \quad (9.5)$$

$$\Delta P = J \cdot \mu(R_m + R_p + R_a + R_c) = J \cdot \mu \cdot R_t \quad (9.6)$$

Burada,

- J : Akıyı, lt/m².st
- P : Basıncı, kPa
- μ : Viskoziteyi, Pa.s
- R_t : Toplam direncini, m⁻¹
- R_m : Membran direncini, m⁻¹
- R_p : Gözenek direncini, m⁻¹
- R_a : Adsorbsiyon direncini, m⁻¹
- R_c : Kek direncini, m⁻¹

göstermektedir. Kirlenme toplam direncin artmasıyla membran performansını negatif yönde etkilese de, aynı zamanda pozitif yönde de etkilemektedir. Bu kirlilik tabakası membran yüzeyinde birikerek daha seçici ikincil bir membran tabakası oluşturmakta ve bu tabaka daha küçük kirleticilerin membran gözeneklerine girmesini engellemektedir. Kirlenme membran yüzeyinde birikmiş materyallerin geri taşınım hızını arttırarak azaltılabilmektedir. MBR'lerde geri taşınımdan sorumlu temel mekanizma, yüzeyden yüksek kesme kuvvetleri ile kirletici taşınımını sağlamaktır. Bu durum, tübüler membranlarda yüksek çapraz akış hızıyla (2-4 m/sn), batık membranlarda ise havalandırma ile

sağlanmaktadır. Membran dinlendirmesi veya geri yıkama döngüleri kirlenmenin boyutunu azaltmak için kullanılabilir. Membran dinlendirmesi döngüsü boyunca yüksek yüzey kesme kuvvetleri devam ettirilirken süzüntü akışı kesilmektedir. Bu membran yüzeyinden birikmiş kirlilik tabakasının uzaklaşmasını sağlamaktadır. Geri yıkama döngüsü boyunca, süzüntü akışı geri döndürülmekte ve yüzeydeki yüksek kesme kuvvetleri devam ettirmektedir. Bu ters akış membran yüzeyinde biriken kirleticilerin kaldırılarak geri taşınımını arttırmaktadır. Kirlenme kontrolü, geri yıkama da bir kimyasal madde (klor veya sitrik asit) kullanıldığında daha da verimli olmaktadır. Dinlendirme ve geri yıkama döngüleri filtrasyon sonrasında 10-60 sn ve her 5-60 dk'da bir yapılmaktadır (Berube, 2010). Pratikte, kirlenme ve tıkanma kontrolü genellikle beş ana strateji ile sağlanmaktadır. Bunlar:

- Giriş atıksu için uygun ön arıtma uygulanması,
- Uygun fiziksel veya kimyasal temizlik protokollerinin kullanılması,
- Tasarımda seçilen akı değerinin azaltılması,
- Havalandırmanın artırılması,
- Kimyasal veya biyokimyasal olarak aktif çamurun modifiye edilmesidir.

Yukarıdaki stratejilerin hepsi tam ölçekli MBR'ların çalışması için uygulanan yöntemlerdir ve aşağıda ayrıntılı bir şekilde değerlendirilmiştir.

9.4.1. Ön Arıtma Uygulanması

Genellikle MBR veya diğer biyolojik arıtmalar için seçilecek en uygun ön arıtmanın ızgara olduğu kabul edilmektedir. Fakat 6 mm boşluk aralığına sahip klasik ızgaraların MBR'nin ön arıtımı için yetersiz kaldığı belirtilmektedir. Bu tip kaba ızgaralar, kentsel atıksuda bulunan küçük partikülleri tutmamaları sebebiyle hem membran modülünün akış kanallarında hem de havalandırma boşluklarında tıkanma ve yığılma

riskine sebep olmaktadır. Özellikle içi boşluklu fiber membranlarda, iyi bir ızgara sisteminden geçirilmemiş atıksularda bulunabilen saç türü büyük kirleticilerin membran elemanının üstünde ve membran filamentlerinin içerisinde birikmesiyle iç içe geçerek tamamen uzaklaştırılmaz hale gelen yığınlara sebep olduğu belirtilmektedir. Avrupa'da bulunan 19 tane MBR tesisinde elde edilen tecrübelerden ön arıtma için kullanılan ızgaraların 0,5 veya 1 mm çubuk aralığına sahip yatay veya dikey ızgaralar olduğu belirtilmektedir. Aynı raporda ayrıca farklı şekilli ama aynı çubuk aralığına sahip olan ızgara sistemlerinin arıtma performansında oluşturdukları farklar da belirtilmiştir. 0,75 mm çubuk aralığına sahip bir perfore elek şeklindeki ızgaranın aynı çubuk aralığına sahip normal ızgara sistemine göre %66 daha fazla katı ve 2,5 kat daha fazla KOİ giderme performansı gösterdiği belirtilmiştir (Metcalf ve Eddy, 2007).

9.4.2. Fiziksel ve Kimyasal Temizleme Protokolleri

Membran temizleme protokolleri genellikle başlangıç filtrasyon değerlerini tekrar sağlayan temizleme prosedürlerine göre sınıflandırılmaktadır. Tıkanma türlerinin sınıflandırılması ve uygulanacak temizleme metotları Tablo 9.3'te verilmiştir. Bu tabloda, tıkanma türleri ve oranları ile tıkanmayı gidermek için uygulanacak temizleme stratejileri bulunmaktadır (Kraume ve diğ. 2009).

9.4.2.1. Fiziksel Temizleme

Genel temizleme parametrelerinin kilit noktası süre ve sıklıktır. Az sıklık ve uzun süreli geri yıkamanın (600 sn filtrasyon/45 sn geri yıkama) daha sık ve kısa süreli (200 sn filtrasyon /15 sn geri yıkama) yıkamaya göre daha verimli olduğu tespit edilmiştir (Jiang ve diğ., 2005). Daha etkili bir temizlik genellikle daha sık, daha güçlü ve uzun süreli geri yıkama ile sağlanmaktadır. Enerji talebini mümkün olan en aza indirmek için gereken teknolojiler araştırılmaktadır. Özellikle filtrasyon döngüsü

otomatik olarak izlenerek geri yıkama süresinin hangi TMP değerinde ne olacağı optimize edilmelidir (Smith ve diğ., 2005). Bununla birlikte, membranların geri yıkanmasında süzütünün bir kısmı kullanıldığı için zamanla membran temizlenmesinde verim kayıpları yaşanmaktadır. Geri yıkama prosesinde hava ve su beraber kullanılabilir. Sürekli işletim şartlarında akı değerindeki %100'lük artış ancak hava ile geri yıkama yapılarak sağlanmıştır. (Visvanathan ve diğ., 1997).

Tablo 9.3 Tıkanıklık sınıflandırması (Kraume ve diğ., 2009)

Kirlilik tanımı	Tıkanma oranı (mbar/dak)	Zaman aralığı	Uygulanan temizleme metotları
Kek, geri dönüşümlü veya giderilebilir kirlenme	0,1-1,0	10 dak	Fiziksel yıkama (Örneğin: geri yıkama, dinlendirme)
Birikimli tıkanıklık	0,01-0,1	1-2 hafta	Ayrıntılı yıkama (Örneğin: geliştirilmiş kimyasallar ile geri yıkama)
Geri dönüşümsüz tıkanma	0,001-0,01	6-12 ay	Kimyasal yıkama
Geçici, uzun dönem veya onarılamaz tıkanma	0,0001-0,001	Birkaç yıl	Temizlenemez

Hava ile yıkamada verim yüksek olurken, bazı işletme verilerinde bu tip yıkamanın membranların bazı kısımlarında çatlaklar oluşturduğu gözlenmiştir. Bununla birlikte membran yüzeylerinde kısmi kuruluklar oluşturması nedeniyle membran bütünlüğünü bozduğu ve buna bağlı olarak bazı işletme sorunlarının yaşandığı kaydedilmiştir. Filtrasyonun kademeli durdurulduğu ve kimyasal temizlemenin uygulandığı sistemlerin uzun süreler kullanılabilir olduğu belirtilmektedir (Ng ve diğ., 2005). Pratikte, filtrasyonunun kademeli işletiminde, fiziksel

temizleme protokolü olarak membranların belirli süre çalıştırılması ve belirli süre dinlendirilmesi uygulanmaktadır. Genellikle hem düz plaka hem de içi boşluklu fiber membranlar için yapılan uygulama her 8-15 dk işletme periyodu için 1-2 dk dinlendirme şeklindedir. İçi boşluklu fiber membranlar için, geri yıkama kullanıldığı takdirde, genellikle 1-3 kez işletim akısı değerince geri yıkama uygulanabilir. Geri yıkama yapılmayan işletme şeklinde membran yüzeyindeki tıkanmanın artış riskine rağmen, teorik bir koruma önlemi olan membran yüzeyindeki biyofilm ile korunma yöntemi sağlanabilmektedir. Bu kirlilik tabakası, önemli ölçüde daha az geçirgen ve membran yüzeyinden daha seçici olduğu ve toplam direnci çok fazla arttırmadığı için yararlı olabilmektedir.

9.4.2.2. Kimyasal Temizleme

Fiziksel temizlik, bazı tip kalıntı ve geri dönüşümsüz olarak tıkanmanın giderilmesi için kimyasal temizleme ile takviye edilmektedir. Bu konuyla ilgili detaylı bilgiler Bölüm 5'de verilmiştir. Kimyasal temizleme genellikle ortalama kimyasal dozlamada, ay bazında haftada iki kez olmak üzere kalıntı kirlenmeyi ortadan kaldırmak için tasarlanmaktadır. Geri dönüşümsüz olarak adlandırılan kirlenmeyi ortadan kaldırmak için ise yoğun kimyasal temizlik (yılda bir veya iki kez) kullanılmaktadır.

Bakım temizliği membran geçirgenliğini korumak ve böylece yoğun temizleme sıklığını azaltmak için tasarlanmıştır. Yoğun ya da kurtarma temizliği ise membranların temizleyici madde içinde bir süre bırakılmasıyla gerçekleştirilmektedir. Yoğun temizlik, genellikle sürekli akı azalmasından dolayı istenilen akı değerinin sağlanamadığı durumlarda gerçekleştirilir. Tedarikçi tarafından tavsiye edilen yoğun kimyasal temizleme yöntemleri, tüm organik maddelerin uzaklaştırılması için genel olarak ağırlıkça %0,1-0,5 aralığında hipokloritin bir kombinasyonunun kullanılması ve inorganik maddelerin uzaklaştırılması için ise organik asitin kullanılmasıdır (pH 3'e ayarlamak için sitrik ya da oksalik, mineral asit ile takviye edilmiş

asit kullanılmaktadır). Tablo 9.4’de tam ölçekli bir MBR sisteminde uygulanacak kimyasal temizleme protokolünün değerleri verilmiştir.

Tablo 9.4 Tam ölçekli MBR sisteminde uygulanacak kimyasal temizleme protokolü (Judd, 2011)

Yıkama kimyasalı	Konsantrasyon (mg/lt)			Sıklık (Aylık)			Yıkama süresi (st)		
	Min	Maks.	Ort.	Min	Maks	Ort	Min.	Maks	Ort.
NaOCl	200	3000	1050	0,16	8,0	3,0	0,75	4,5	1,98
Sitrik asit	450	15000	6056	0,3	4,0	2,0	0,75	3,0	2,0
H ₂ O ₂	200	20000	2000	-	-	4	-	-	-
	0								

Anerobik sistemlerde membran temizleme çalışmaları genellikle kostik ve asit yıkamanın bir arada uygulanması, MBR’da kullanılan membranlardan hem organik hem de inorganik (sertlik, struvit, vb.) kirleticileri uzaklaştırmak için gerekli olduğunu göstermiştir (Choo ve diğ., 2000). İnorganik membran için asit ile yıkamanın etkisi düşüktür ve sadece yüzey yıkama teknikleri kullanılmaktadır (Kang ve diğ., 2002).

9.5. Membran Biyoreaktör Sistemlerinde Organik Madde ve Nütrient Giderimi (BNR Sistemler)

Biyolojik nütrient giderimi için MBR’nin aerobik bölgesinin önüne ek bölgeler bölümler konularak biyolojik nütrient giderimi sağlayan anoksik veya aneorobik koşullar sağlanabilmektedir. Bazı uygulamalarda ise kimyasal eklentisi yapılarak azot ve fosfor giderimi arttırılabilmektedir. Biyolojik nütrient giderimi konvansiyonel sistemlerde olduğu gibi anaerobik, anoksik ve aerobik reaktör sıralamasıyla işletilmektedir. Biyolojik nütrient proseslerinde, karbon ihtiyacı altında heterotrofik denitrifikasyon bakterileri ile azot, olifosfat biriktiren organizmalar (PAOs) ile fosfor arıtımı gerçekleştirilmektedir. Özellikle biyolojik fosfor giderimi birbirini izleyen anaerobik/aerobik şartlar altında hücre içi polifosfat depolayan ve fosfor biriktiren PAO’lar tarafından gerçekleştirilmektedir. Bu sistemlerde azot ve fosfor giderimi

için yeterli miktarda karbon kaynağının bulunması önemlidir. Düşük karbon/azot (C/N) oranındaki atıksuların arıtımında PAO'ların gelişimi yavaş olmakta ve glikojen biriktiren organizmalar (GAO) olarak bilinen diğer grup mikroorganizmalar fosfor arıtımına katkıda bulunmadan, var olan organik substrat için GAO'lar ile rekabet etmektedirler. Dahası, düşük C/N oranında geri devir çamurundaki NO₃-N (anoksik veya aerobikten anaerobik tanka) denitrifikasyon bakterilerinin karbon kaynağı için PAO'lar ile rekabet ettiği anaerobik bölgede fosfor salınımını inhibe etmektedir. Sonuç olarak denitrifikasyon tamamlanana kadar fosfor salınımı gerçekleşmemektedir. C/N oranı biyolojik nütrient gideriminin gerçekleştirildiği aralıklı havalandırmanın yapıldığı MBR sistemlerinde de çok önemli bir parametredir. Yapılan bir araştırmada azot giderimi için C/N oranının 7'den fazla olması gerektiği C/N oranının 4,5 olduğu durumlarda azot giderim kapasitesinin azaldığını belirtilmiştir (Choi ve diğ., 2005). Son çalışmalarda, Cape Town (UCT), anoksik/oksik (A/O) ve anaerobik/anoksik/oksik (A₂O) gibi biyolojik nütrient giderim proseslerinin MBR sistemlerine entegrasyonu çıkış sularının kalitesini arttırmak için kullanılmaktadır. Membranların biyolojik nütrient gideriminin yapıldığı aktif çamur sistemlerine entegre edildiği çalışmalarda hem biyolojik nütrient giderim sisteminin tasarımında hem de tüm atıksu arıtma tesisinin işletilmesinde büyük farklılıkların olabileceği göz önünde bulundurulmalıdır.

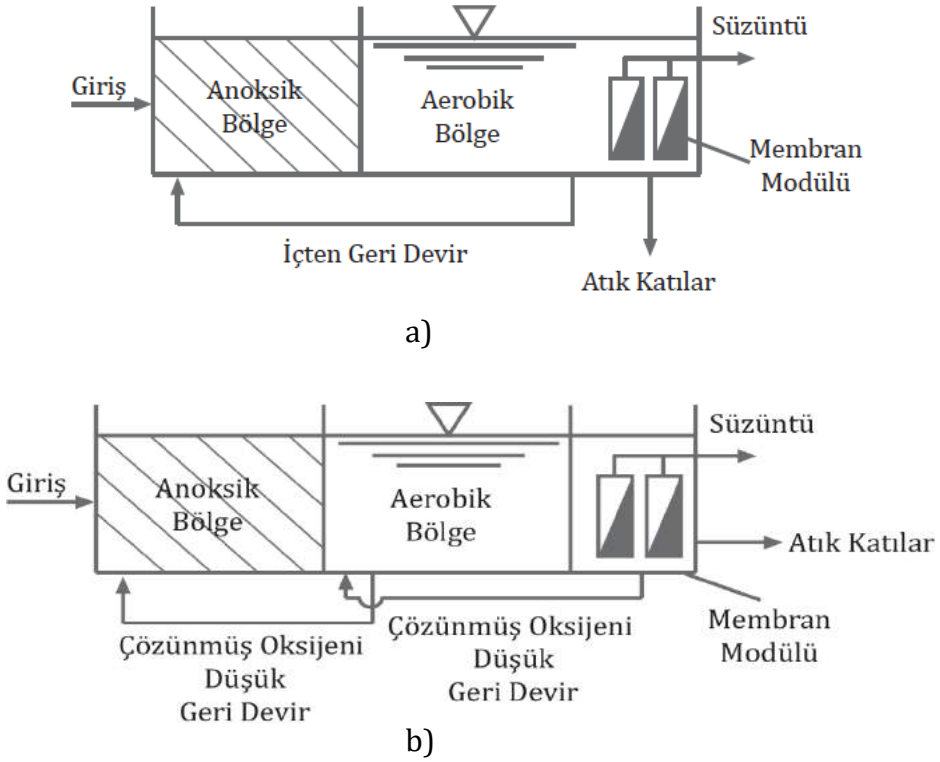
9.5.1. Azot Giderimi

Entegre veya ayrı MBR sistemlerinde Şekil 9.6'da gösterildiği gibi azot giderimi için geri devirler ayarlanabilmekte ve gerekli eklentiler yapılabilmektedir. Şekil 9.6'da entegre MBR sisteminde ön arıtımı yapılmış atıksuyun ilk olarak anoksik reaktöre girdiği sistem görülmektedir. Aerobik bölgedeki karışık sıvı anoksik tanka iç çevrim ile geri devredilmektedir. Geri devir oranı giriş atıksuyu debisinin yaklaşık 2-5 katıdır ve anoksik tanktaki genellikle bekletme süresi 2-4 st arasında değişmektedir. Şekil 9.6b'de gösterilen proses akış şemasında

ise ayrıık membran sistemi görölmektedir. Çalışma prensibi ve verimi entegre sistemle benzerlik göstermektedir. Aşağıda da bahsedildiği gibi daha iyi proses kontrolü için bu sistemlerde ikili geri devir hattı uygulanmıştır. Geri devir oranı ve anoksik tankta bekleme süresi entegre sistemdeki ile benzer olmaktadır. Çamur geri devri genellikle nitratin ve çözünmüş oksijenin yoğun olduğu bölgeden yapılmaktadır. Fakat membran bölgesindeki veya aerobik reaktördeki bütün debinin anoksik bölgeye gönderilmesi sonucu denitrifikasyon prosesi etkilenabilmektedir. Membran bölgesindeki yoğun havalandırma ve yüksek çözünmüş oksijen konsantrasyonuna bağlı olarak, geri devirdeki fazla çözünmüş oksijen anoksik tanktaki denitrifikasyon prosesini inhibe edebilmektedir. Azot giderimini kontrol etmek amacıyla, ikili geri devir hattı kullanılabilir. Bir tanesi membran bölgesindeki çamurun aerobik bölgeye devredildiği hat, ikinci hat ise düşük çözünmüş oksijen miktarına sahip karışım sıvısının anoksik tanka geri devredildiği hattır. İkili geri devir hattı hem entegre hem de ayrıık membran tertip tarzları için kullanılabilir. Böylece içsel geri devir oranlarının kontrolü ile MBR'de nütrient giderim prosesi optimize edilebilmektedir. Anoksik/aerobik biyolojik azot giderim prosesinde, pilot ve gerçek ölçekli MBR sistemlerde çıkıştaki toplam azot konsantrasyonunun 10 mg/l'ten düşük olduğu yapılan çalışmalarda gözlenmiştir (Kootenaei ve Aminirad, 2014).

9.5.2. Fosfor Giderimi

Fosfor giderimi için genellikle azot giderimine ek olarak biyolojik fosfor giderimi yapılabilecek anaerobik bir tank, anoksik tankın ön kısmına konulmaktadır. Şekil 9.7'de biyolojik fosfor giderimi yapabilmek için kullanılan proses akış şeması verilmiştir. Genellikle anaerobik bölge içerisinde hidrolik bekleme süresi 0,5-1 saat olarak seçilmektedir. Bu süre içerisinde kolay parçalanabilir KOİ (*rbKOİ*) olarak ölçülen organik maddelerin fermentasyonu gerçekleşmektedir.

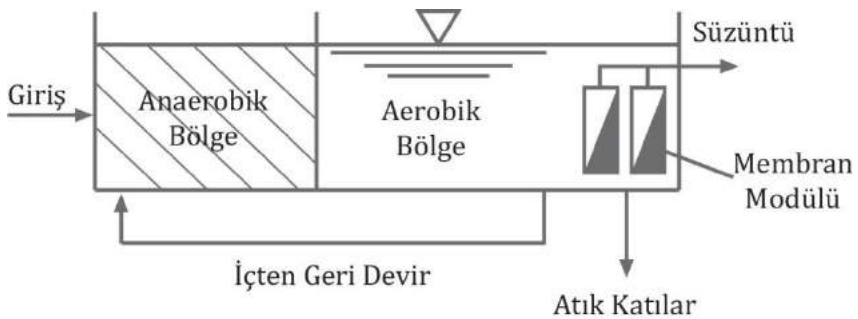


Şekil 9.6 Azot gideriminin gerçekleştirildiği MBR sistemleri a) entegre b) ayırık sistem (Metcalf ve Eddy, 2007)

Organik maddelerin tüketiminden oluşacak yeni mikroorganizmaların fosfor içeriği 0,015 g P/g UAKM civarındadır. Bu nedenle sadece atılan mikroorganizmalarla fosfor giderimi ile % 10-20 fosfor giderimi sağlanabilmektedir. Bu nedenle PAO bakterilerinin (phosphorus accumulating organisms) etkinliğinin yüksek olduğu anaerobik hacimlerin oluşturularak % 80 üzerinde fosfor giderimi sağlanması gerekmektedir. Anaerobik tank, geri devir çamuru ve giriş atıksuyun temas etmesi için karıştırılmaktadır. Bu temas esnasında atıksu içerisinde bulunan asetik asit ve propionik asit bünyesindeki hızlı parçalanabilir KOİ PAO bakterileri tarafından hızlıca kullanılır ve fermente edilir. PAO bakterileri asetik asit ve piropiyonik asit gibi uçucu yağ asitlerini kullanırken poli-β-hidroksibütrate gibi (PHA) enerji

depolama ve karbon kaynağı ürünlerine dönüştürür. POA bakterileri daha fazla PHA tutabilmek için bünyesinde ki bünyelerindeki fosforu $O-PO_4$ olarak salmaktadır. Daha sonra aerobik bölgede bünyelerinde ki PHA'yi enerji ve karbon kaynağı olarak kullanarak hücre çoğalması için tekrar fosfor almaya başlayacaktır. Hem kullanılan PHA'in yerine hemde yeni oluşan bakterilerin oluşumu için daha fazla fosfor kullanımı gerçekleştirerek atıksudaki fosfor mikroorganizma bünyesinde tutulur. Atılan çamur ile fosfor uzaklaştırılmış olur.

BOİ giderimi, nitrifikasyon ve denitrifikasyon için kullanılan reaksiyon kinetikleri konvansiyonel askıda büyüyen proseslerle benzer olmaktadır. Fosfor giderimi ayrıca MBR'a metal tuzları katılıp flok oluşumu artırılarak da yapılabilmektedir. Fosfor giderimine ve membran tıkanmasına kimyasal eklenti yapılmasının etkinliğini doğrulamak için pilot denemeler yapılması tavsiye edilmektedir. Anaerobik ve anoksik ortamı stabil tutabilmek için geri devir hatlarının kontrolü önemlidir. İlave fosfor giderimi isteniyorsa, anaerobik ya da anoksik bölgelere alum veya demir tuzlarının kimyasal olarak eklenmesi, kolay biyoparçalanır KOİ açısından yüksek olan asetat veya onun gibi organik maddelerin eklenmesi, fosfor açısından zengin proseslerin (susuzlaştırma gibi) geri devrini kısıtlama gibi metotlar denenebilmektedir (Metcalf ve Eddy, 2007). Fakat kimyasal eklentisi sonrası membranlarda oluşabilecek membran tıkanmasının da gözönünde bulundurulması gerekmektedir.



Şekil 9.7 Fosfor giderimi yapan sistemler için örnek akım şeması.

9.5.3. Azot ve Fosfor Giderimini Birlikte Yapan Sistemler

MBR'deki biyolojik nütrient giderimi (BNR) proseslerinin uygulanması, konvansiyonel aktif çamurda uygulanan sistemlerle aynı prensibe sahiptir. Ancak dikkate alınması gereken bazı faktörler bulunmaktadır. Bu faktörler aşağıda verilmiştir.

Fazla znmŐ Oksijenin Anoksik Tanka Geri Devri

Membran tankındaki aktif çamur genel olarak 4-8 mg/lt çözünmüş oksijen değerine sahiptir. Membran tankındaki karışık sıvı 4Q (% 400 oranında) kadar anoksik tanka geri döndürülürse, fazla oksijen ham atıksu hacmine bağlı olarak taŐınmaktadır. Tipik bir kentsel atıksu arıtma tesisinin giriş suyunda biyolojik olarak kolay bozunabilir KOİ konsantrasyonu 50-100 mg/lt civarında olduğu varsayılırsa, geri dönen akımdaki oksijen bu organik madde içeriğini kolaylıkla parçalayabilmektedir. Denitrifikasyon için gerekli olan organik madde içeriği azalacağından dolayı denitrifikasyon verimi azalacaktır.

Geri Devir Oranındaki Sınırlar

Sistem bakımlarını daha kolay yapabilmek için membran tankları havalandırma tanklarından ayrı Şekilde yerleştirilmektedir. Bu durumda havalandırma tankında havalandırılan atıksu membran tankına filtre edilmek üzere gönderilmekte ve membran tankında konsantre edilmiş aktif çamur havalandırma tankına belli bir oranda (% 250-400) geri devir ettirilmektedir. Geri devir oranı membran tankındaki AKM konsantrasyonunu sabit tutabilmek için ayarlandıktan sonra azot giderim verimliliğini optimize etmek için geri devir oranını ayarlama yeterli kadar alan bulunmamaktadır. Dolayısıyla membranın varlığı geri devir oranının deđiŐtirilmesindeki esnekliği sınırlamaktadır.

Anaerobik/Anoksik Tanktaki Düşük AKM

Aşırı oksijenin anoksik tanka taşınmasını önlemek için MBR'de kaskat tipi geri devir tercih edilmektedir. Membran tankında en yüksek AKM konsantrasyonuna sahip atıksu önce havalandırma tankına daha sonra anoksik tanka geri devir yaptırılmaktadır. Sonuç olarak anoksik, aerobik ve membran tankları arasında farklı AKM konsantrasyonu söz konusu olmaktadır. Her bir ünitedeki tank büyüklüğü, AKM dengesizlikleri göz önünde bulundurularak belirlenmelidir.

Koagülant İlavesi

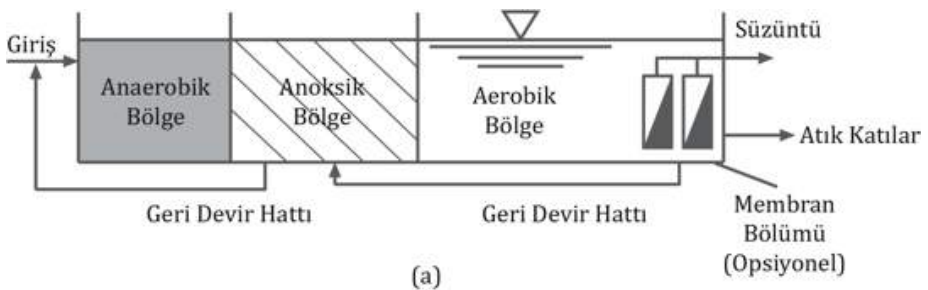
Yukarıda bahsedilen sınırlamalara rağmen azot giderimi konvansiyonel sistemlerle karşılaştırılabilir seviyelerdedir. Bununla birlikte MBR sistemlerinin fosfor gideriminde yüksek biyokütle miktarı (veya daha uzun SRT) nedeniyle konvansiyonel sistemlere karşı bir mahsurlar bulunmaktadır. Yine de MBR sistemlerinde 0,05-0,1 mg/lt gibi düşük konsantrasyonlarda son derece düşük ve klasik sistemlerde ulaşılamayacak değerlere ulaşılabilir. Çıkış fosfor değerlerinde çok düşük değerlere inebilmek için koagülant dozajı yapılması gerekmektedir. Yüksek koagülant dozajı havalandırma tankında serbest fosfor konsantrasyonunu aşırı derecede azaltmakta ve biyolojik fosfor giderme mekanizmalarını bozabilen PAO büyümesini azaltmaktadır. Biyolojik fosfor giderme mekanizmaları ile çıkış fosfor deşarj limitleri sağlanamıyorsa, kimyasal yöntemle fosfor giderimi uygulanmalıdır. Bahsedilen bu bilgiler ışığında aşağıda MBR sistemlerinde kullanılan biyolojik azot ve fosfor giderimine ait akış şeması Şekil 9.8'de verilmiştir. BNR sistemleri hakkında bilgiler verilmiştir.

9.5.3.1. MLE (Modified Ludzack-Ettinger) Prosesi

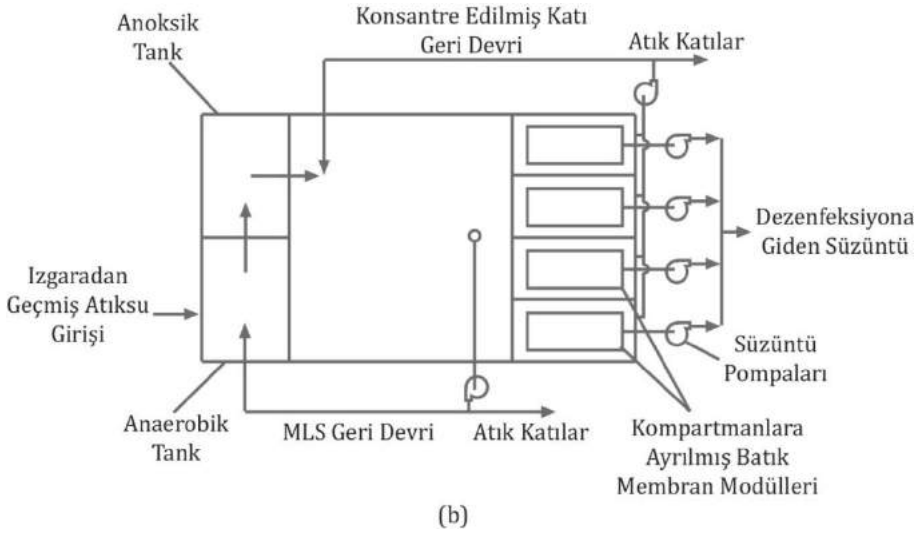
MBR sistemlerinde, biyolojik nütrient giderim sistemlerinin en yaygın kullanılan türü MLE prosesidir. Klasik MLE-MBR prosesinde aktif çamur

membran tankından anoksik tanka geri devir yapılmaktadır (Şekil 9.9a). Ancak membran tankındaki fazla çözülmüş oksijen (ÇO) (4-8 mg/lt) anoksik tanka aktarılmakta ve anoksik şartlar bozulmaktadır. Bu durum özellikle biyolojik olarak parçalanabilen KOİ miktarının yetersiz olduğu atıksularda problem oluşturmaktadır. Geri devreden oksijenin etkisini azaltmak için kaskat tipli geri devir yaptırılmaktadır. Bu düzenleme ile aktif çamur ilk olarak havalandırma tankına daha sonra anoksik tanka geri devir ettirilmektedir. Bu şekilde, membran tankındaki 4-8 mg/lt arasındaki çözülmüş oksijenin havalandırma havuzuna ve havalandırma havuzundaki 1-2 mg/lt konsantrasyondaki çözülmüş oksijenin anoksik havuza gen devredilmesi sağlanmaktadır. Bu durumda, anoksik tankdaki düşük ORP 'nin stabil kalması sağlanacak ve beslemedeki biyolojik parçalanabilen KOİ fazla tüketilmeden anoksik koşullar sağlanacaktır. Kaskat geri devirin potansiyel mahsuru ise havalandırma havuzundan düşük konsantrasyonda aktif çamur geri devir yapılacak olması ve anoksik tankta yüksek AKM oluşumunu engellemesidir (Şekil 9.9b) (Yoon, 2015). Klasik ve modifiye MLE-MBR proseslerinin üstünlük ve mahsurları Tablo 9.5'de özetlenmiştir.

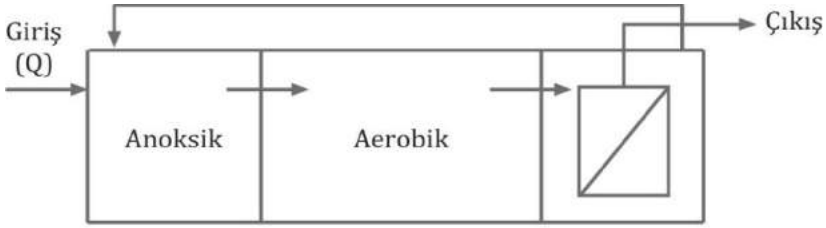
MLE prosesi esas olarak fosfor gideriminde kullanılmamaktadır. Ama ekstra fosfor giderimi istendiği zaman anoksik tanktaki ORP ve çamur yaşından bağımsız olarak dozlanacak inorganik koagülant ile fosfor giderimi gerçekleştirilebilmektedir.



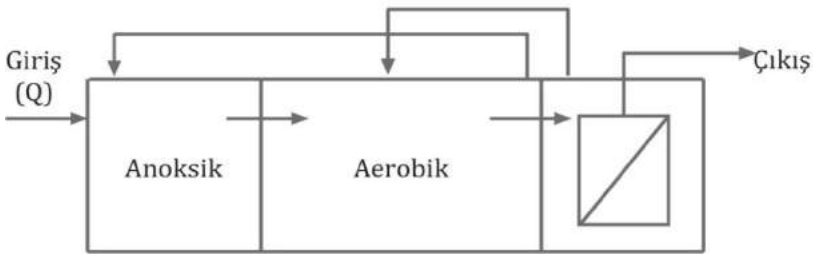
Şekil 9.8 Fosfor giderimi için kullanılan tipik MBR proses şeması a) akım şeması b) plan (Metcalf ve Eddy, 2007)



Şekil 9.8 (Devamı) Fosfor giderimi için kullanılan tipik MBR proses şeması a) akım şeması b) plan (Metcalf ve Eddy, 2007)



a) Doğrudan Anoksik Tanka Geri Devir



b) Kaskat Geri Devir

Şekil 9.9 MLE (Modifiye Ludzack-Ettinger) prosesine entegre MBR sistemi a) Doğrudan anoksik tanka geri devir b) Kaskat geri devir

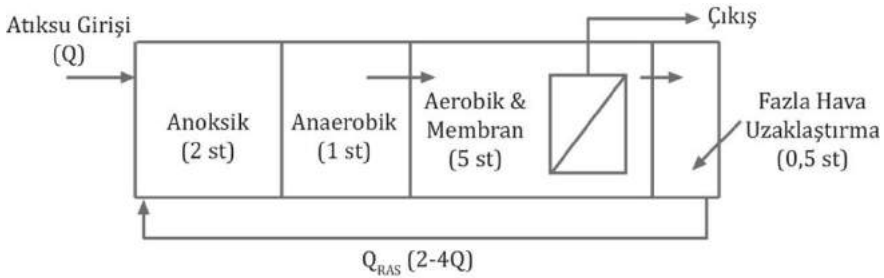
9.5.3.2. Hyundai İleri Nütrient Giderim (HANT) Prosesi

HANT prosesi hem azot hem de fosfor giderimi için 1990 yıllarının başında geliştirilmiştir. Şekil 9.10'da verilen akış diyagramında görüldüğü üzere anoksik tanka geri devir yapılmadan önce fazla havanın sudan alınması için ek bir tank kullanılmaktadır. Anaerobik tank anoksik tanktan sonra yerleştirilmektedir. Denitrifiye olmuş atıksu anaerobik tanka geçtiğinden dolayı, anaerobik tanka atıksu PAO fosfatı serbest bırakmaya yetecek kadar düşük ORP ile girmektedir. Diğer bir üstünlüğü ise anoksik tanktaki AKM konsantrasyonunun daha yüksek olmasıdır. Aktif çamur geri devri (Q_{RAS}) 2Q-4Q aralığındadır. İnorganik koagülant dozajı olmaksızın kentsel atıksu arıtımı çıkış TN ve TP değerleri sırasıyla 5-10 mg/l'te ve 1-2 mg/l'te değerlerinde olmaktadır.

Tablo 9.5 Klasik ve Modifiye MLE-MBR prosesinin karşılaştırılması

	Klasik MLE-MBR Prosesi	Modifiye MLE-MBR Prosesi
Üstünlükler	Daha basit akış hattı Anoksik tankta daha yüksek AKM	Anoksik tanka daha az oksijen transferi Denitrifikasyon veriminin daha iyi optimize edilebilmesi
Mahsurlar	İçsel geri devir ile aşırı çözülmüş oksijen geri devrinin proses dengesini bozmaması Optimum azot giderimi için içsel geri devirin ayarlanmasında daha az esnek olması Ham atıksudaki biyolojik parçalanabilir KOİ konsantrasyonu düşük olan sularda azot gideriminin durması	Daha kompleks akış hatları bulunması Anoksik tankta daha düşük AKM için daha büyük tank gerektirmesi

Bu proses için potansiyel mahsurlardan bir tanesi optimum azot giderimi için gerekli olan geri devir oranlarının membran tankındaki AKM konsantrasyonunun sabit tutulabilmesi için gerekli geri devir oranından bağımsız ayarlanamamasıdır. Örnek olarak, anaerobik ve anoksik tankta düşük ORP elde edebilmek için içsel geri devrin azaltılması membran tankındaki katı madde birikiminden dolayı daimi olarak yapılamamaktadır.



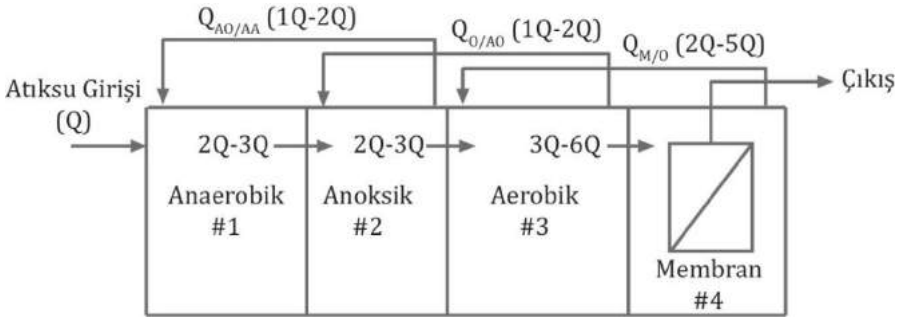
Şekil 9.10 HANT proses diyagramı (Yoon, 2004)

9.5.3.3. Modifiye UCT (University of Cape Town) Prosesi

Modifiye UCT prosesi şekil itibariyle Virginia Initiative Plant (VIP) prosesiyle aynı olmaktadır. Ancak tipik olarak UCT prosesi 13-25 gün arasındaki çamur yaşı için tasarlanırken, VIP prosesi 5-10 gün için tasarlanmaktadır. Konu MBR olduğu zaman bu iki proses arasındaki farklar ortadan kalkmaktadır. UCT işleminin en önemli üstünlüğü nitrat içeren aktif çamur anaerobik tanka doğrudan gönderilmemektedir. Böylece ORP, fosfor birikim organizmalarından (PAO) fosfat salınımını en üst düzeye çıkaracak kadar düşük kalmaktadır. Ancak kaskat tip geri devirden dolayı anaerobik tanktaki AKM konsantrasyonu seyreltik kalmaktadır. Anaerobik tanktaki düşük AKM konsantrasyonu probleminin üstesinden gelmek için tank büyüklüğünün artırılması gerekmektedir.

Modifiye UCT prosesinde MLE prosesine benzer olarak prosesin sonundaki aktif çamur sistemin başına kaskatlı şekilde geri devir

yaptırılmaktadır (Şekil 9.11). Membran tankındaki aktif çamur havalandırma havuzuna, havalandırma havuzundan anoksik tanka, anoksik tanktan ise anaerobik tanka olmak üzere geri devir gerçekleştirilebilir. İçsel geri devir oranları yine Şekil 9.11’de verilmektedir.



Şekil 9.11 MBR sistemlerinde kullanılan UCT proses diyagramı (Yoon, 2015)

Dikkate alınması gereken noktalardan bir tanesi yüksek geri devir oranlarından dolayı her bir tankta gerçekleşen etkili hidrolik bekleme süresi (HRT) değerinin, atıksu debisi ve reaktör hacmi bazlı hesaplanan teorik HRT değerinden daha düşük olmasıdır. Ortalama geri devir oranları kabul edildiğinde ($Q_{M/O}=3,5 Q$, $Q_{O/AO}=1,5Q$ ve $Q_{AO/AA}=1,5Q$), anaerobik, anoksik ve aerobik tanklardaki gerçek HRT hesaplanan değerlerin sırasıyla $1/3$, $1/4$ ve $1/7$ 'si olacaktır.

Örnek verilecek olursa anoksik tanktaki hesaplanan HRT 1-3 saat arasında iken gözlenen HRT, geri devirden kaynaklı olarak 0,17-0,5 saat olmaktadır. Kısa HRT şartları altında akışlar sistem performansı bakımından önemlidir. Bu nedenle yeterli karıştırmanın sağlanması gerekmektedir. Bununla birlikte ham atıksu, geri devir hattıyla birleştiği noktada ekstra karışma izin verecek şekilde tasarlanmalıdır. Tablo 9.6’da her tankta hesaplanan ve gözlenen HRT değerleri verilmiştir.

Modifiye UCT prosesinin her bir tankındaki AKM, kütle dengesi ile hesaplanmaktadır. Hesaplamalarda 4 farklı varsayım kullanılmaktadır. Bu varsayımlar,

- Ham atıksuların sistemden geçtiği her tankta üretilen AKM, mevcut AKM'ye kıyasla önemsizdir.
- Tank içerisindeki AKM'nin denge değerinde olduğu kabul edilmektedir.
- Ham atıksu içerisindeki AKM anaerobik tankdaki AKM miktarına göre gözardı edilebilmektedir.
- Membran tankından atılan fazla çamurun debisi $Q_{M/O}$ debisine kıyasla göz ardı edilebilmektedir.

Tablo 9.6 UCT prosesinde etkili HRT değerleri

Debi hedefi		Anaerobik	Anoksik	Aerobik	Membran
Debi	Besleme	1Q			
Orijini	Anaerobik		2Q-4Q (3Q)		
	Anoksik	1Q-3Q (2Q)		2Q-6Q (4Q)	
	Aerobik		1Q-5Q (3Q)		3Q-6Q (4,5Q)
	Membran			2Q-5Q (3,5Q)	
Hesaplanan HRT (st)		0,5-1,0	1-3	3-5	1-2
Gerçek HRT (st)		0,17-0,30	0,17- 0,50	0,40-0,70	0,22-0,44

Her bir tanktaki AKM konsantrasyonu aşağıda verilen eşitlikler ile hesaplanabilmektedir.

Q= Hamsu debisi

X= AKM konsantrasyonu

Giriş= Çıkış

$$Q_{M/O} = 3,5 Q,$$

$$Q_{O/AO} = 1,5Q \text{ ve}$$

$$Q_{AO/AA} = 1,5Q$$

$$\text{\underline{Aerobik Tank:}} \quad Q_{AO/AA} X_{AO} = (Q_{AO/AA} + Q) X_{AA} \quad (9.7)$$

$$\text{\underline{Anoksik Tank:}} \quad Q_{O/AO} X_O + (Q_{AO/AA} + Q) X_{AA} = Q_{AO/AA} X_{AO} + (Q_{O/AO} + Q) X_{AO} \quad (9.8)$$

$$\text{\underline{Membran Tank:}} \quad Q_{M/O} X_M = (Q_{M/O} + Q) X_O \quad (9.9)$$

Eğer $Q_{AO/AA}$, $Q_{O/AO}$ ve $Q_{M/O}$ sırasıyla 2Q, 2Q ve 4Q kabul edilirse yukarıdaki formüllere göre 4 tanktaki bağlı AKM sırasıyla $X_{AA}:X_{AO}:X_O:X_M=0,36:0,53:0,8:1$ olmaktadır. Her bir tank için efektif çamur yaşını hesaplamak için denklem (9.10)'dan yararlanılmaktadır.

$$SRT_i = \frac{V_i X_i}{Q_X X_M} \quad (9.10)$$

Burada,

Q_X : Membran tankından atılan çamurun debisini
 X_M : Membran tankındaki AKM konsantrasyonunu

göstermektedir.

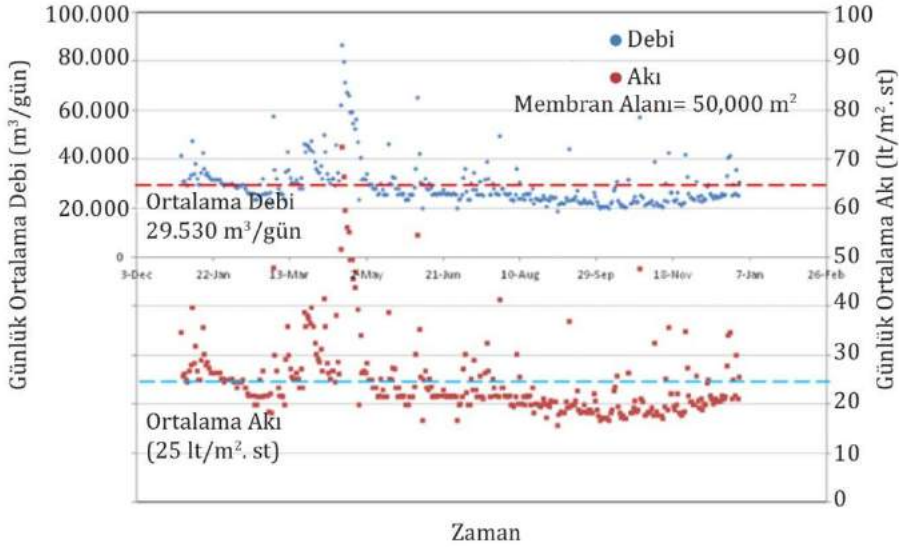
9.6. MBR Sistemlerinin Tasarım Kriterleri

9.6.1. Akı ve Membran Alanı

Membranların tasarım akıları AKM miktarı, sıcaklık, havalandırma miktarı, F/M oranı gibi parametreler göz önünde bulundurularak üretici firmalar tarafından belirlenmektedir. İhtiyaç duyulacak membran modül sayısı ve toplam membran alanı kabul edilen ortalama işletme akısına göre değişiklik göstermektedir. Gerçek atıksu giriş debisi profilini

belirlemek oldukça karmaşık olmaktadır. Giriş debisi profili günün zamanına, hava şartlarına, mevsimsel geçişlere, suyun alındığı alandaki yerleşim tipine, endüstriyel kaynakların varlığına göre değişiklik göstermektedir. Bu nedenle MBR sistemleri, tam hidrolik bilgiler sağlanmadan tasarlanmamalıdır. Membran tıkanma hızı kritik akının altında işletildiği zaman kademeli olarak artış göstermektedir. Ancak kritik akının üzerindeki işletme koşullarında membran tıkanma hızı logaritmik olarak artmaktadır. Kritik akı, biyolojik şartlara göre değişiklik göstermektedir. Biyolojik sistemlerin ortam koşulları zamana bağlı olarak değişim gösterdiği için üretici kullanma kılavuzuna göre işletilen sistemlerin sürekli olarak başarılı işletme koşullarını yakalamaları garanti edilmemektedir. Bununla birlikte sistem tasarım akısının üretici verilerindeki değerlerden daha az seçilmesi, membran sistemlerinin stabilitesini uzun vadede arttırmaktadır.

Şekil 9.12'de verilen gerçek ölçekli MBR işletmesinin akı zaman grafiğinden görülebileceği gibi günlük ortalama akı 15 lt/m².st ile 73 lt/m².st arasında değişmektedir. Yıllık ortalama 20 lt/m².st seviyelerinde olmaktadır. Saatlik pik debinin dengeleme tankı tarafından tutulduğu varsayılırsa membran sisteminin Nisan ayı içerisinde 10 günden fazla bir sürede 40 lt/m².st akının üzerinde işletildiği görülmektedir. Eğer pik debiyi tutmak için %50 daha fazla membran modülü sisteme eklenmiş olsaydı, yıllık ortalama akının ve günlük pik akının sırasıyla 17 ve 50 lt/m².st değerlerine düşmesi beklenmektedir. Ancak bu durumda, ilk yatırım ve işletme maliyetinin önemli miktarda artması söz konusu olmaktadır. Görüldüğü üzere ihtiyaç duyulan membran alanını belirlemede standart bir yöntem bulunmamaktadır. Bu durum tasarımı yapılan sistemin hidrolik koşullarına bağlı olarak değişiklik göstermektedir. Ancak genel olarak membran üreticileri evsel nitelikli atıksuların arıtımında 20-40 lt/m².st aralığında, endüstriyel tesis tasarımlarında ise ortalama 10-18 lt/m².st akı değerlerini tasarım için kabul etmektedirler. Tasarımda kullanılacak akının kabulü yapılırken su sıcaklığı faktörünün değerlendirilmesi önem arz etmektedir.



Şekil 9.12 Günlük ortalama debiye bağlı olarak günlük ortalama akı profili (Yoon, 2015)

9.6.2. Ön Arıtma Sisteminin Seçimi

Ham atıksu içerisinde bulunan biyolojik olmayan, yüzen veya askıda duran büyük materyallerin tamamı membranların performansını doğrudan etkilemektedir. Bir araya toplanarak membranların arasında ölü bölgeler oluşturup sistemleri kullanılamaz hale getirmekte veya mevcut kapasitelerini düşürmektedir. Şekil 9.13'te ön arıtmanın düzgün çalışmamasından dolayı MBR sisteminin uğradığı zararlar görülmektedir (Yoon, 2015). Özellikle ince boşluklu fiber membranların arası lifli malzemelerle dolduğu zaman temizlemenin tek yolu mekanik temizliktir. Düz plaka membranlarda ise bütün panellerin çerçeveden ayrılarak temizlenmesi gerekmektedir. Bu problem en az 2 mm gözenekli ince ızgaralar veya perfore eleklerle çözülebilmektedir. Bu noktada dikkat edilmesi gereken nokta, ızgara gözenek çapı arttırıldığında aynı debiyi geçirmek için daha fazla ızgara alanına ihtiyaç duyulacağı için yatırım maliyetinin artmasıdır. MBR sistemlerinde kullanılan ızgara/eleklerden bazıları Şekil 9.14'te verilmiştir.



Şekil 9.13 Yetersiz ön arıtımda karşılaşılan problemler (Yoon, 2015)

Fiberli malzemeler membran modüllerinin çerçeveleri tarafından yakalanmaktadır. Türbülansla beraber reaktör içerisinde hızlıca hareket eden bu fiberli yapılar bir araya gelmekte ve büyük yığınlar oluşturmaktadır. Özellikle mevsim değişimlerinde MBR havuzu üzerine dökülen yapraklar membranların zarar görmesi bakımından problem teşkil etmektedir. Yapraklar türbülansla zaman içerisinde saplarından ayrılırken yaprak saplari membran yüzeylerine dolanarak veya çizerek

membran yüzeyine zarar verebilmektedirler. Bu durum AKM kaçağının meydana gelmesine de neden olabilmektedir.

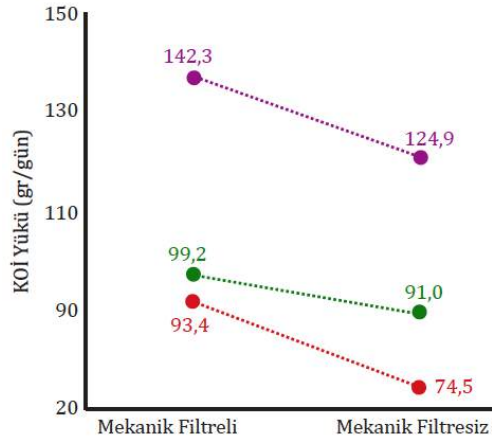


Şekil 9.14 MBR sistemlerinde kullanılan ızgara/eleklerin görünümü
(Frechen, 2010)

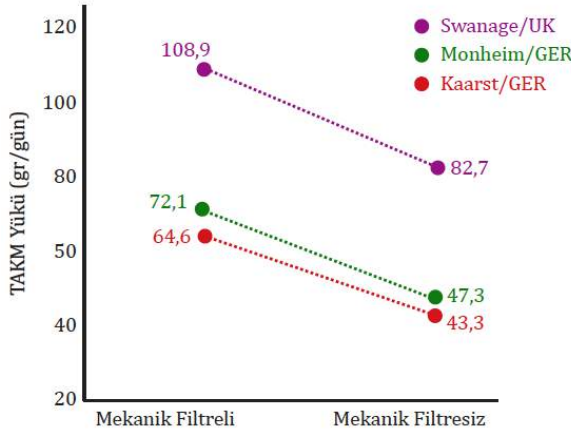
Mekanik ince ızgaraların kullanılmasının üstünlüğü BOİ/KOİ ve AKM'nin bir miktarını uzaklaştırarak MBR'nin organik yüklem oranını azaltmasıdır. Bir çok durumda daha düşük organik yüklem daha uzun çamur yaşı değerlerine neden olmakta ve daha az membran tıkanma eğilimi görülmektedir. Şekil 9.15'te görüldüğü gibi KOİ %10-15, AKM ise %20 civarında uzaklaştırılabilmektedir. Tablo 9.7'de ise KOİ ve AKM giderme verimi bakımından mekanik ön filtrelerin verimliliğini gösteren değerler verilmiştir.

Tablo 9.7 Çeşitli boyuttaki mekanik ızgaraların arıtma verimleri
(Frechen, 2008)

Elek çapı	AKM (%)	KOİ (%)
0,8 mm	20	27
2 mm	7	4
Izgara çubuğu aralığı 0,5 mm	13	19
Izgara çubuğu aralığı 1 mm	6	2



a) KOİ Giderimi



b) TAKM Giderimi

Şekil 9.15 Mekanik ön arıtmanın MBR'lerdeki veriminin incelenmesi (Schier,2009, Frechen 2010)

9.6.3. Biyokütle Üretim Hızı

Mikroorganizmalar büyüyüp çoğaldıktan sonra önemli bir süre biyoreaktör içerisinde kalmaktadır. Bu süre zarfında mikroorganizmalar kütlelerini azaltan endojenik bir solunuma uğramaktadır. Buna ek olarak, ölü mikroorganizmalar diğer yaşayan mikroorganizmalar

tarafından tüketilebilen ve kütlelerin azalmasına yol açan iç solunum fazına da girebilmektedir. Bu nedenle gözlenen biyolojik katı büyüme verimi Y_{obs} , her zaman gerçek büyüme verimine göre daha düşük olmaktadır. Y_{obs} , üretilen toplam biyokütle ile tüketilen toplam substratın oranıdır ve denklem 9.11 ile ifade edilmektedir.

$$Y_{obs} = \frac{Q_x \cdot X_x}{Q \cdot (S_o - S_e)} \quad (9.11)$$

Burada:

- Y_{obs} : Gözlemlenen biyokütle üretimini (gAKM/gKOİ veya BOİ)
 Q : Giriş debisini (lt/gün)
 Q_x : Atılan çamur debisini (lt/gün)
 S_o : Giriş KOİ veya BOİ (mg/lt)'sini
 S_e : Çıkış KOİ veya BOİ (mg/lt)'sini
 X_x : Atılan çamurun AKM veya UAKM konsantrasyonunu (mg/lt)

göstermektedir. Y_{obs} kinetik parametrelerden tahmin edilebilmektedir. Biyolojik bozunmanın birinci dereceden bir reaksiyon olduğu varsayılarak çamur üretim miktarı Y_{obs} ile Y arasındaki bağıntıdan bulunabilmektedir (denklem 9.12).

Sistemde biriken biyokütle hızı = Substrattan üretilen biyokütle hızı - Biyokütle çürüme hızı - Biyokütle uzaklaştırılma hızı

$$\frac{dX}{dt} = Y \cdot \frac{Q \cdot (S_o - S_e)}{V} - k_d \cdot X - \frac{Q_x \cdot X_x}{V} \quad (9.12)$$

Burada,

- Y : Pratik çamur büyüme hızını (gAKM/ gKOİ veya BOİ)
 K_d : Biyokütle çürüme sabitini (gün⁻¹)

göstermektedir. Denge durumunda X reaktör içerisinde sabit olacağından dolayı dX/dt sıfır olacaktır. Denklem (9.12) tekrar düzenlendiğinde aşağıdaki eşitlik elde edilecektir.

$$Y = k_d \cdot \frac{V \cdot X}{Q \cdot (S_o - S_e)} - \frac{Q_x \cdot X_x}{Q \cdot (S_o - S_e)} \quad (9.13)$$

Bu denklemlerin düzenlenmesiyle aşağıdaki eşitlik elde edilebilmektedir.

$$Y_{obs} = \frac{Y}{1 + k_d \cdot \theta} \quad (9.14)$$

Burada,

θ : Çamur yaşını (gün)

göstermektedir. k_d ve Y için verilen tipik değerler Tablo 9.8'de verilmiştir. Birimlerine bağlı olarak dört farklı değer verilmesine rağmen her biri birbiri cinsinden ifade edilebilmektedir.

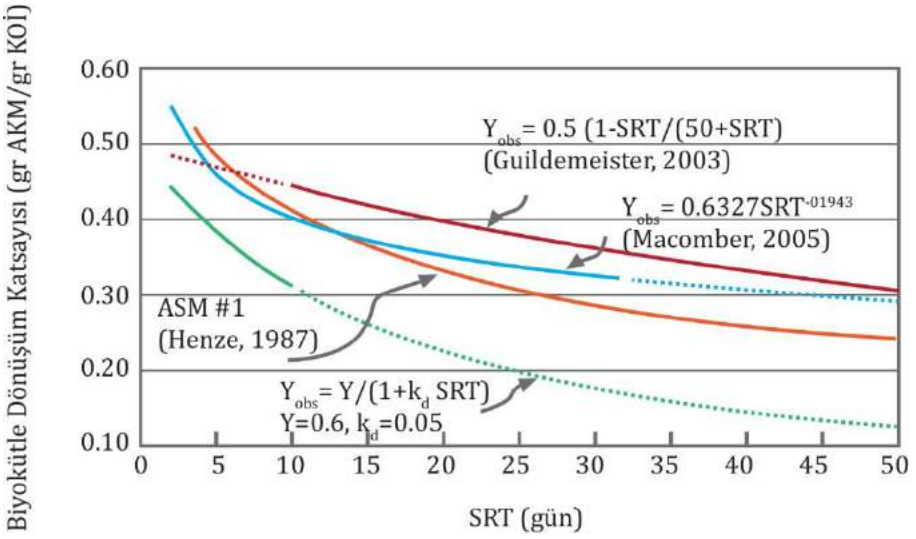
Yukarıdaki eşitliklerden de görülebileceği gibi biyokütle üretim miktarının bulunması için sabit bir k_d değeri kullanılmaktadır. Ancak k_d biyolojik olmayan katıların birikmesinden dolayı çamur yaşına bağlı olarak değişiklikler göstermektedir.

Mikroorganizmalar zaman içerisinde yaşlanarak ölmekte ve yeni hücreler oluşmaktadır. Ölü hücrelerin geri kullanılmayan kısmı ise biyokütle içerisinde zamanla birikir. Biyolojik olarak parçalanamayan bu hücre kalıntıları biyokütle içerisindeki biyolojik olarak aktif kısmı azaldığından dolayı k_d değerini düşürmektedir. Literatürdeki Y ve k_d değerleri klasik aktif çamur prosesinden elde edildiği için klasik sistemler için kullanılan çamur değerlerinde (4-10 gün) geçerli olmaktadır. Çamur yaşı ile Y_{obs} arasındaki bağıntının en doğru ve direkt korelasyonu iyi kontrol edilen laboratuvar deneyleri ile elde

edilebilmektedir (Macomber ve diğ., 2005). Y_{obs} bulmak için farklı korelasyon yöntemleri ile elde edilen bağıntılar Şekil 9.16'da karşılaştırılmıştır. Tablo 9.9'da ise çamur yaşının bir fonksiyonu olarak Y_{obs} ve F/M oranlarının tipik değerleri verilmiştir.

Tablo 9.8 Tipik kinetik katsayı değerleri (Yoon, 2015)

Kinetik katsayı	Birim	Aralık	Tipik	Açıklama
Y	gAKM/gKOİ	0,4-0,6	0,5	Değerlerin tamamı KOİ/BOİ=2 ve UAKM/AKM=0,8 kabul edilerek birbirleri cinsinden yazılabilir
	gUAKM/gKOİ	0,3-0,5	0,4	
	gAKM/gBOİ	0,8-1,2	1,0	
	gUAKM/gBOİ	0,6-1,0	0,8	
k_d	gün ⁻¹	0,025-0,075	0,06	UAKM bazlı Y için kullanılır
		0,02-0,6	0,05	AKM bazlı Y için kullanılır
UAKM/AKM	-	0,7-0,9	08	İnorganik koagülant olmadığı durumda
KOİ/BOİ	-	1,25-2,5	2,0	



Şekil 9.16 Biyokütle üretim miktarının tahmini için kullanılan korelasyonların karşılaştırması (Yoon, 2015’den uyarlanmıştır, kesikli çizgiler ekstrapolasyon sonuçlarını göstermektedir)

Tablo 9.9 Y_{obs} ve F/M oranlarının tipik değerleri (Cicek ve diğ., 2001; Macomber ve diğ., 2005).

SRT gün	Y_{obs}		UAKM/AKM	F/M
	gUAKM/gKOİ	gAKM/gKOİ		
2	0,477	0,558	0,855	1,048
5	0,384	0,461	0,833	0,521
10	0,329	0,396	0,831	0,304
20	0,298	0,358	0,832	0,168
30	0,268	0,328	0,817	0,124

9.7. MBR Tasarım Prosedürü

Batık MBR sistemleri için tasarım, ampirik ve biyokinetik sitokiyometrilerin bir kombinasyonudur. Tasarımın yapılabilmesi için

havalandırma, geçirgenlik, kimyasal yıkama prosedürü, giriş suyu kalitesi ve biyolojik bileşenler için biyokinetiklerin arasındaki ilişkiyle alakalı uygun varsayımların yapılması gerekmektedir. Klasik sistemlerde olduğu gibi biyolojik sistem tasarımının ilk olarak gerçekleştirilmesi doğru bir yaklaşım olmamaktadır. MBR sistemleri için temel tasarım adımları aşağıda sıralanmıştır (ATV-DWA-M-227):

- Tasarım için verilerin toplanması (giriş debisi, kirlilik yükünün belirlenmesi, arıtma ihtiyacının belirlenmesi)
- Membran proses ve kapasite hesabının yapılması
- Biyolojik prosesin hesaplanması (oksijen ihtiyacının belirlenmesi)
- Havalandırma ünitesinin tasarımı

Tablo 9.10'da tasarımda kullanılan parametreler ham ve hesaplanmış veri olarak özetlenmektedir. Proses tasarımının tüm adımları, detaylı olarak bu bölümde verilmiştir. Bu bölümde aynı zamanda, tasarım aşamasında dikkat edilmesi gereken hususlar kinetik denklemler ve tasarım detayları ile birlikte anlatılmıştır.

9.7.1. Proses Analizi

MBR'ların proses analizi için kinetik denklemler ve kinetik katsayılar geliştirilmiştir. Reaktör tasarımı için gerekli basit kinetik denklemler ve katsayılar bölüm içerisinde verilmiştir. Proses analizinde kullanılacak MBR sistemlerindeki karakteristik değerler ise Tablo 9.10'da verilmiştir.

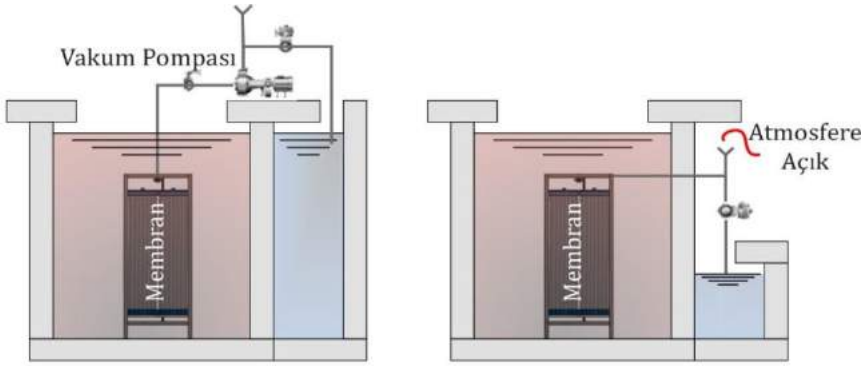
Ayrıca biyolojik fazla çamur miktarını bulmak için gereken metotlar ve denklemler de alt başlıklar halinde aşağıda sunulmuştur. MBR sistemleri vakum pompası kullanımına göre iki ayrı şekilde işletilebilmektedir. Şekil 9.17'te farklı işletme modları için şematik gösterim verilmiştir.

Tablo 9.10 MBR'larda kullanılan tasarım parametreleri (Judd, 2011)

Ham veri		Hesaplanmış veri	
Süzüntü, besleme debisi (m ³ /st)	Q _p , Q _f	Akı, J (lt/m ² .st)	Q _p /A _m
Membran alanı (m ²)	A _m	Geçirgenlik, K (lt/m ² .st /bar)	J/ΔP _m
Ortalama membran geçiş basıncı, TMP (bar)	ΔP _m	Membran alanı başına gerekli olan havalandırma ihtiyacı, SAD _m (Nm ³ /m ² .st)	Q _A /A _m
Membran havalandırma miktarı (m ³ /st)	Q _{A,m}	Süzüntü debisi başına membran havalandırma ihtiyacı, SAD _p	1000xSAD _m /J veya Q _{A,m} /Q _p
Fiziksel temizleme (geri yıkama) aralığı (st)	t _p	Her kimyasal temizlemedeki fiziksel temizleme döngüsünün sayısı, n	n ^{t_c/(t_p+τ_p)}
Fiziksel temizleme (geri yıkama) süresi (st)	τ _p	Net akı, J _{net} (lt/m ² .st)	n ^{(J.tb-Jb.τ_p)/(t_c+τ_c)}
Geri yıkama akısı, lt/m ² .st	J _b		
Kimyasal yıkama aralığı (st)	t _c		
Kimyasal yıkama süresi (st)	τ _c		

Tablo 9.11 MBR sistemi karakteristikleri

Parametre	Birim	Değer
Gözenek çapı (UF/MF)	μm	0,04-0,4
Akı	Ortalama	lt/m ² .st
	Pik	lt/m ² .st
Biyoreaktör katı konsantrasyonu	askıda mg/lt	8000-12000
SRT	gün	10-30
HRT	st	~4-6
Ön arıtma boyutu	ızgara mm	≤ 2
Membran türü	-	İçi boşluklu fiber, düz plaka
Membran yüzey alanı	m ²	0,8-105
Havalandırma türü	-	Kaba, ince taneli baloncuklar
Tahmini ömrü	membran yıl	>5 yıla kadar



a) Vakum Pompası ile İşletilen MBR Tankı b) Yer Çekimi ile İşletilen MBR Tankı

Şekil 9.17 MBR sistemler için farklı işletme tertip tarzları a) Vakum pompası ile işletilen MBR tankı b) Yerçekimi kuvveti ile işletilen MBR tankı

MBR tankında süzüntü çıkışı MBR modül kotunun altına inşa edilirse yer çekimi ve hidrolik şartlar gereği su membrandan geçmeye başlayacaktır. Bu durumda enerji tüketimi gerçekleştirilmeden MBR sistemleri işletilebilmektedir (Şekil 9.17b).

Ancak bu sistemin uygulanması için atıksu karakteristiği ve tesis hidroliği çok önemlidir. Atıksu içerisindeki katı madde konsantrasyonu yüksek veya su karakteristiği gereği çamur yaşının yüksek tutulması gerektiği durumlarda uygulanamaz. Ancak vakum pompası ile çalıştırılan sistemler su geçişini her koşulda garanti etmektedir. Membranlarda süzüntü suyu alabilmek için ihtiyaç duyulan vakum basıncı -0,3 ile -0,5 bar arasında değişebilmektedir.

9.7.2. Atıksu İçeriği İçin Kritik Noktalar

Özellikle biyolojik nütrient giderimi yapan aktif çamur veya MBR sistemlerinin tasarımı ve var olan sistemlerin kapasitesini değerlendirmek için atıksu özelliklerinin bilinmesi gerekmektedir. Özellikle endüstriyel atıksu deşarjı olan kanalizasyon sistemlerinde atıksuyun karakteristiğinin doğru değerlendirilebilmesi için kirlilik yüklerinin fraksiyonları sistem tasarımında önem arz etmektedir. Tablo 9.12'de atıksu karakterizasyonu için kullanılan bazı parametreler ve hesaplamalarda kullanılan denklemler verilmiştir.

9.7.3. Membran Sistem Tasarımı

MBR sistemlerinin tasarımı ile alakalı göz önünde bulundurulması gerekenler bu bölümde özetlenmiştir. Proses analizi, konvansiyonel aktif çamur sistemlerine oldukça benzemekte, kinetik denklemler de en basit haliyle aynıdır. Kinetik denklemler ve denklemlere bağlı kullanılan katsayılar kolaylık olması açısından bu bölüm içerisinde verilmiştir.

Tablo 9.12 Atıksu karakterizasyonunda kullanılan tipik denklemler (Metcalf&Eddy, 2007)

Denklem	Terimlerin tanımı
$nbuAKM = [1 - \frac{bpKOİ}{pKOİ}]uAKM$	$bKOİ$: Biyoayrıştırılabilir KOİ, $bpKOİ$: mg/lt
$\frac{bpKOİ}{pKOİ}$	$iAKM$: Biyoayrıştırılabilir KOİ, $nbKOİ$: mg/lt
$= \frac{bKOİ/BOİ)(BOİ - bBOİ)}{KOİ - bKOİ}$	$nbpKOİ$: İnert AKM, mg/lt $nbUAKM$: Biyoayrıştırılamaz KOİ,
$KOİ = bKOİ + nbKOİ$	$pKOİ$: mg/lt
$bKOİ = \sim 1,6 (BOİ)$	$rbKOİ$: Biyoayrıştırılamaz KOİ, $sBOİ$: mg/lt
$nbKOİ = nbsKOİ + nbpKOİ$	$sKOİ$: Biyoayrıştırılamaz
$bKOİ = sbKOİ + rbKOİ$	$sbKOİ$: UAKM, mg/lt
$iAKM = AKM - uAKM$	Partiküler KOİ, mg/lt Kolay ayrıştırılabilir KOİ, mg/lt Çözünebilir BOİ, mg/lt Çözünebilir KOİ, mg/lt Zor ayrıştırılabilir KOİ, mg/lt

MBR teknolojisi, anahtar hidrolik tasarım parametreleri olan net akı (J_{net}), izin verilen maksimum pik akı ($J_{net,pik}$) ve pik giriş debisine (Q_{pik}) göre tasarım yapılır. Pik debinin ortalama debinin iki katı olduğu kabul edilebilmektedir. Ancak, $J_{net,pik}$, %140 oranında J_{net} 'den daha büyük olabilir. MBR sistemlerinin tasarımında ortalama debide gelen atıksuyu arıtmak için ihtiyaç duyulan membran alanından %40 oranında daha fazla membran alanı seçilerek sistem garanti altına alınmış olmaktadır. Membran modül paket yoğunluğunun ölçülerek hesap edilmesi minimum membran tankı hacminin belirlenmesinde faydalı olmaktadır. Kaba kabarcıklı membran havalandırma sistemi biyolojik bozunma için kullanılacak oksijen ihtiyacına katkıda bulunmaktadır. Bu sebeple biyolojik sistem hava ihtiyacı hesaplanırken bu katkı dikkate alınmalıdır. Eğer membran tankı ile biyolojik tank ayrı inşa edilirse, en

önemli işletme kısıtlaması, membran tankındaki kısa bekletme süresi olmaktadır. Katı madde miktarının sabit tutulabilmesi amacıyla membranların yerleştirildiği tanktaki bekletme süresi nispeten daha küçük alınmaktadır. Membran tank ile biyolojik tank arasındaki geri devir debisi çıkış suyu debisinin 3-5 katı olarak alınabilmektedir. Membran tankında azalan oksijen miktarı membranları havalandırmada kullanılan sistem ile tekrar istenilen değerlere çıkarılmaktadır. Membran tankındaki çözülmüş oksijen konsantrasyonu yüksektir. Bu nedenle membran tankındaki çamur doğrudan denitrifikasyon bölgesine değil, aerobik bölgeye geri devir yapılmaktadır. Eğer tasarım edilecek sistemde biyolojik tank ile membran tank birleşik yapılacaksa havalandırma sistemlerinin ayrı yapılması gerekmektedir. Biyolojik sistemde oksijen transfer verimini artırmak için ince kabarcıklı havalandırma yapılması uygun olmaktadır. Ancak membranların tıkanmasını engellemek ve verimli akı elde etmek amacıyla membran tankında membranların kaba kabarcıklı sistemler ile havalandırılmaları gerekmektedir (Judd, 2011).

Tablo 9.13'te μ_m ve K_s değerleri IWA-PRC'nin aktif çamur model standardı (ASM1) içerisinde belirlenmiş değerleridir (Henze ve diğ., 1987). Aktif çamur prosesi için IWAPRC'nin modeli kabul görmüş bir modeldir. Aktif çamur nitrifikasyon için kullanılan tipik kinetik katsayılar ise Tablo 9.14'te verilmiştir.

Çöktürme prosesi yerine membranlar kullanıldığında mikrobiyal popülasyon üzerinde basınç değişikliği yaşandığından biyolojik kinetik katsayılar da değişiklikler gözlenmiştir. Flok parçacıkları üzerinde meydana gelen kayma gerilimindeki değişiklikler, değişen karışım ve kütle transferi gibi durumlar kinetik parametreleri de etkilemektedir. Proses analizinde kinetik katsayıları kullanmadan önce laboratuvar veya pilot ölçekli denemeler yapıp, sonuçlar değerlendirilmelidir. Tablo 9.13 ve 9.14'te verilen katsayılar aktif çamur prosesinde kullanılan tipik değerlerdir.

Tablo 9.13 20°C'de heterotrofik bakteri için aktif çamur tasarım katsayıları (Metcalf&Eddy, 2007)

Katsayı	Birimler	Aralık	Tipik değer
μ_m	gUAKM/ gUAKM.gün	3,0–13,2	6,0
K_s	gKOİ/m ³	5,0–40,0	20,0
Y	gUAKM/ gbKOİ	0,30–0,50	0,40
k_d	gUAKM/gUAKM,gün	0,06–0,20	0,12
f_d	birimsiz	0,08–0,20	0,15
μ_{mn}	birimsiz	1,03–1,08	1,07
k_d	birimsiz	1,03–1,08	1,04
K_s	birimsiz	1,00	1,00

Tablo 9.14 20°C'de aktif çamur tasarımı için nitrifikasyon kinetik katsayıları (Metcalf&Eddy, 2007)

Katsayı	Birimler	Aralık	Tipik değer
μ_m	gUAKM/g UAKM.gün	0,50–0,90	0,85
K_n	g NH ₄ -N/m ³	0,5–1,0	0,70
Y_n	gUAKM/ gNH ₄ -N	0,10–0,15	0,12
k_{dn}	gUAKM/g UAKM.gün	0,05–0,17	0,17
μ_n	birimsiz	1,06–1,123	1,072
K_n	birimsiz	1,03–1,123	1,053
k_{dn}	birimsiz	102–1,08	1,029

9.7.4. MBR Sistemlerinin Tasarım Adımları

Son yıllardaki teknolojik gelişmeler ile doğru orantılı olarak birçok evsel ve endüstriyel nitelikli atıksu arıtımında MBR sistemlerinin kullanımı artış göstermiştir. Deşarj standartlarının iyileştirilmesi, çevresel kirliliğinin önlenemez şekilde artması, önümüzdeki yıllar için MBR sistemlerin kullanılmasını zorunluluk haline getirecektir. Bu sebeple çevre mühendisliği alanında MBR sistemlerin doğru tasarımının

yapılması ve işletilmesi oldukça önemli bir konudur. MBR sistemlerinin tasarımı yüksek mühendislik bilgisi gerektiren konulardan biridir. Halen tasarımların optimize edilebilmesi için birçok çalışma gerçekleştirilmektedir. MBR sistemlerinin tasarımında üretici firma bilgileri, membran özellikleri ve biyolojik kinetikler göz önünde bulundurulurken tasarım yapılmaktadır. Bu bölümde MBR sistemlerinin tasarımı için yapılan varsayımlar detaylı olarak verilmiştir. Aynı zamanda biyolojik sistem için klasik Monod kinetikleri ve ATV-DVWK-A 131 E yöntemi kullanılarak ayrı ayrı tasarım gerçekleştirilmiştir.

9.7.5. MBR Tasarımı İçin Hesaplama Adımları

9.7.5.1. Membran Alanının ve Modül Boyutlarının Belirlenmesi

Membran filtrasyonu hesabı MBR sistem tasarımında ilk adımdır. Membran filtrasyonu sisteminin tasarımı belli adımları gerektirmektedir. Bu adımlar:

- Net akı hesabı
- Membran tipinin belirlenmesi
- Gerekli membran alanının belirlenmesi
- Hava ihtiyacının belirlenmesidir.

MBR sistemlerinin tasarımında kullanılan akı değeri sıcaklık ve kullanılacak membran materyaline göre değişmektedir. Genellikle akı değeri verisi kullanılacak membran firmasının verilerinden yararlanılmaktadır. Özellikle endüstriyel atıksu arıtımında akının belirlenmesi için pilot ölçekli çalışmalara ihtiyaç vardır. Ancak literatürde kullanılacak yaklaşık akı değerleri Tablo 9.15’de farklı MBR uygulamaları için verilmiştir.

Tablo 9.15 Farklı uygulamalar için akı değerleri

Konsantrasyon (AKM= 8-15 g/lit)	Ortalama tasarım akısı (lt/m².st)	Günlük pik akı (lt/m².st)
Evsel Atıksu	< 15 °C	< 15
	> 15 °C	< 30
Endüstriyel Atıksu	< 15 °C	< 12
	>15 °C	< 15

Daha öncede bahsedildiği gibi sıcaklık membran akısını doğrudan etkileyen bir parametredir. Tasarım esnasında söz konusu bölge için minimum sıcaklık göz önünde bulundurulmazsa verimli bir sonuç elde etmek oldukça zordur. Optimum sıcaklık aralığı membran tipine bağlı olarak değişmektedir. Membranlar için uygun sıcaklık 5 ile 40 °C arasında değişmektedir. Aynı zamanda çamur viskozitesi 250 mPa.s'dan daha yüksek olmamalıdır. Üreticilerden elde edilen bilgilere göre membran akısının 20 lt/m².st olduğu kabul edilmiştir. Toplam ihtiyaç duyulan membran alanını hesaplamak için aşağıdaki formülden yararlanılmaktadır. Hesaplamalar pik debide pik akı değeri ile gerçekleştirilmektedir.

$$\text{Membran Alanı (m}^2\text{)} = Q_p / J_p \quad (9.15)$$

Hesaplanan membran alanına göre firma bilgileri göz önünde bulundurularak membran kaset sayısı belirlenmektedir. Kaset sayısı ve modül büyüklüklerinin belirlenmesi membran havuz hacminin belirlenmesi için önemlidir. Tablo 9.16'da membran modüllerinin özellikleri için tahmini boyutlar verilmiştir. Veriler içi boşluklu fiber membran modülleri için geçerlidir. Membran modüllerinin bir araya getirilerek oluşturulan standart bir kapasiteye sahip modül topluluğuna membran modül kaseti adı verilmektedir. Bazı firmalar kaset içerisindeki membranları element olarak da adlandırabilmektedirler. Membran kasetleri havuz içerisine özelliklerine bağlı olarak yatay veya dikey konumda yerleştirilirler. Çoğu firma membran kasetlerinin üst üste yerleştirilmeye uygun olacak şekilde üretim gerçekleştirilmektedir.

Bu membran modüllerinin havuz içerisinde kapladığı alanı azaltmaktadır. Tablo 9.16'da membran modül için tipik özellikler verilmiştir. Ayrıca, membran tankı için hesaplama adımları aşağıda verilmiştir:

Tablo 9.16 Tipik membran modül özellikleri ve boyut varsayımları (GEN MBR, 2016)

Modül tipi	Tip 1*	Tip 2*
Membran alanı (m ²)	265	555
Standart koşullarda süzüntü akışı, m ³ /gün modül (T>15°C, AKM<1,0 mg/l, bulanıklık<1.0 NTU)	20 lt/m ² .st	
Havayla sıyırma debisi, NL/ dk modül	0,2-0,4 m ³ /m ² .st	
Boyutlar		
Genişlik, mm	550	1100
Uzunluk, mm	1350	1350
Yükseklik, mm	2650	2650

*Tip1 ve Tip 2 kabul edilen örnek boyutlardır.

1.Adım: İhtiyaç duyulan modül sayısının belirlenmesi:

İhtiyaç duyulan membran kaset sayısının belirlenmesi için seçilen modül kapasitesine göre elde edilen katalog bilgilerinden faydalanmaktadır. İhtiyaç duyulan membran kaset sayısı denklem 9.16'dan hesaplanabilir.

$$\text{İhtiyaç duyulan membran modül sayısı} = \frac{\text{Membran Alanı (m}^2\text{)}}{\text{Modül Kapasitesi (m}^2\text{/modül)}} \quad (9.16)$$

MBR sistemi oluşturulurken, havuz boyutları membran kasetlerinin yerleştirilme şekline göre değişmektedir. Hesaplanan verilere göre biyolojik havuza yerleştirilecek membran alanı hesabı, belirlenen modül

sayısına göre tekrar yapılarak kullanılacak membran alanı kontrol edilebilmelidir.

$$\text{Havuzaya yerleştirilecek membran alanı} = \text{Modül sayısı} * \text{Her Modüldeki Membran Alanı} \quad (9.17)$$

Elde edilen sonuçlara göre işletme akı değeri hesaplanıp katalog bilgileri ile karşılaştırılması gerekmektedir. Firma tarafından izin verilen maksimum akı değeri aşılsa membran modül sayısı artırılmalıdır.

$$\text{İşletme Akısı (lt/m}^2\text{.st)} = \text{Debi (m}^3\text{/st)} / \text{Havuzaya Yerleştirilecek Membran Alanı (m}^2\text{)} \quad (9.18)$$

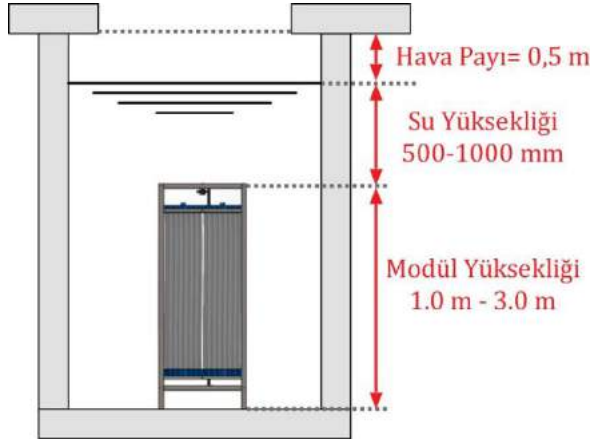
2.Adım: MBR tank hacminin belirlenmesi (Ayrık sistemler için):

Tank boyutlarının hesaplanabilmesi için üretici firmaya ait modül boyut bilgilerinin bilinmesi gerekmektedir. Modüller ile alakalı boyutlar Tablo 9.16’da verilen değerler ışığında kabul edilmiştir. Modül tipi olarak Tip 1 seçilmiştir.

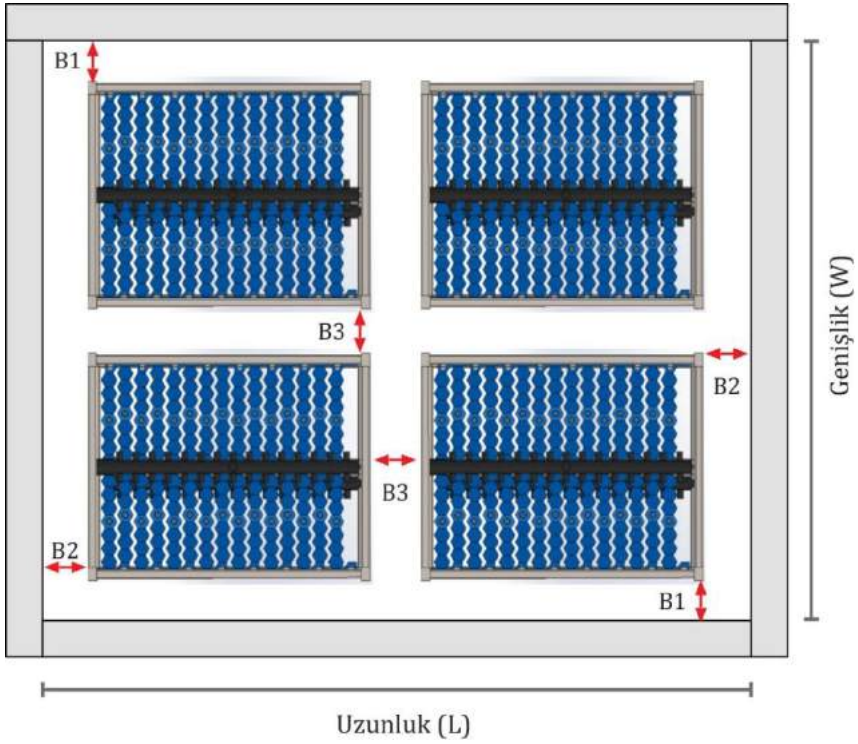
MBR tankı tasarımı modül boyutlarının yanısıra modüllerin tank içerisine yerleştirilmesi için belirlenen kriterler dikkate alınarak gerçekleştirilmektedir. Şekil 9.18 ve Şekil 9.19’da modüllerin MBR tanka yerleştirilmesi esnasında dikkate alınması gereken kriterleri şematik olarak belirtilmektedir. Tasarım kriterleri ise Tablo 9.17’de verilmiştir.

Tablo 9.17 Tank ve modüller arasındaki mesafe

	Minimum	Maksimum
Modül ile tank duvarı arası mesafe, mm (B1)	250	650
Membran ile tank duvarı arasındaki mesafe, mm (B2)	250	650
Modüller arasında ki mesafe, mm (B3)	250	750



Şekil 9.16 Membran modüllerin tank içerisine yerleşiminin kesit görüntüsü (GEN MBR, 2016)



Şekil 9.19 Membran modüllerin tank içerisine yerleşiminin plan görüntüsü (GEN MBR, 2016)

MBR tank boyutlarına karar verebilmek için detaylı mühendislik çalışmalarına ihtiyaç duyulmaktadır. Aynı zamanda üretici firma bilgileri de, MBR tanklarının boyutlarını belirlemede önemlidir. Ancak, genel bir uygulama olarak su yüksekliği membran modül yüksekliğinden en az 50 cm daha yüksek olmalıdır.

Tank içindeki su yüksekliği 9.19 denklemi ile hesaplanabilir. Hesap için membran modül üzerinde ön görülen su yüksekliği a 'nın bilinmesi gerekmektedir.

$$\text{Su yüksekliği} = \text{Modül boyu} + a \quad (9.19)$$

Tank derinliğinin hesaplanabilmesi için belirlenen hava payı su yüksekliğine eklenerek hesaplanabilir. Üreticilerin MBR tankı için önerdikleri minimum hava payı 0,5 m'dir.

$$\text{Tank Derinliği} = \text{Su yüksekliği} + \text{Hava payı} \quad (9.20)$$

Üretici firma tarafından verilen modül boyutları ile birlikte modüller ve modüllerin tank duvarları ile arasındaki maksimum-minimum mesafeler dikkate alınarak formül (9.21), (9.22) ve (9.23)'e göre hesaplamalar yapılmaktadır. Maksimum ve minimum boyutların arasında kalacak şekilde tank boyutları belirlenebilir. Belirlenen tank boyutlarına göre denklem 9.24 kullanılarak MBR tank hacmi hesabı gerçekleştirilir.

$$\text{Min. Tank Uzunluğu} = [(2 \times B2_{\min} + (n-1) \times B3_{\min} + n \times \text{Modül uzunluğu}) / 1000] \quad (9.21)$$

$$\text{Max. Tank Uzunluğu} = [(2 \times B2_{\max} + (n-1) \times B3_{\max} + n \times \text{Modül uzunluğu}) / 1000] \quad (9.22)$$

$$\text{Min. Tank Genişliği} = [(2 \times B1_{\min} + (n-1) \times B3_{\min} + n \times \text{Modül genişliği}) / 1000] \quad (9.23)$$

Max. Tank Genişliği= $[(2 \times B1_{max} + (n-1) \times B3_{max} + n \times \text{Modül genişliği})/1000]$

Membran tankı hacmi ise

$$\text{Membran Tank Hacmi } (V_{MBR}) = W \times L \times H \quad (9.24)$$

formülü ile hesaplanabilir.

3.Adım: Membran modülleri için ihtiyaç duyulan hava debisinin hesaplanması:

Membranların havalandırılması oldukça önemlidir. Membran yüzeyine yapışan kek tabakası hava kabarcıkları ile sıyrılarak uzaklaştırılmaktadır. Bu sebeple MBR sistemlerinde önerilen havalandırma oranları (membranlar için) Tablo 9.18'de verilmiştir. Bu değerler her üretici için farklılık göstermektedir. Membran modülleri için teorik hava ihtiyacı Tablo 9.16'daki bilgilere göre birim membran alanı için 0,35 m³/m² membran.st seçilebilir.

Tablo 9.18 Havalandırma debisi/büyük taneli hava körukleri (GEN MBR, 2016)

	Birim	Minimum	Maksimum	Tavsiye edilen
Gereken hava sıyırması	m ³ /m ² st	0,2	0,4	0,35
Blower besleme basıncı	dk	300 mbar + havalandırma borusu basınç kayıpları		

9.7.5.2 Biyolojik Tank Hesabının Yapılması

Biyolojik tank hesaplamaları SKKY Teknik Usuller Tebliğinde de verildiği gibi Monod ve ATV-DVWK-A131E esas alınarak ayrı ayrı yapılmıştır. MBR proseslerinde uygulanan katsayılar ve kabul edilen katı

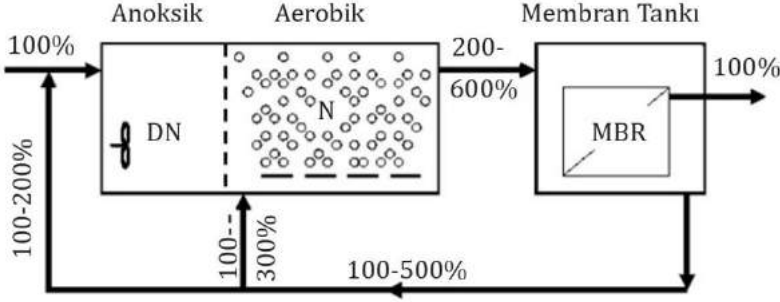
madde muhtevası düşük seçildiğinden dolayı tasarımı yapılacak sisteme ait havuz hacimleri azalmaktadır. Kinetik katsayılar aktif çamur sistemlerinin tasarımı için kullanılan tipik değerlere göre seçilmiştir (Tablo 9.13-9.14).

Biyolojik havuz içerisinde 8-12 g/lt AKM konsantrasyonu ve membran tankında 9-15 g/lt AKM konsantrasyonu olduğu kabulüne göre tasarım yapılabilir. Tablo 9.19'da MBR tasarımı için önerilen AKM konsantrasyonları verilmiştir. Biyolojik tanktaki yüksek AKM konsantrasyonunu sağlayabilmek için membran tankından geri devir gereklidir. Birleşik sistemlerde geri devir söz konusu değildir ve biyolojik tank ile membran tankı için aynı AKM değeri kullanılabilir.

Filtrasyon sisteminde konsantre katı madde miktarından dolayı muhtemel problemlerden kaçınabilmek için geri devir oranının dikkatlice ayarlanması gerekmektedir. Muhtemel geri devir oranlarını gösteren şema Şekil 9.18'de verilmiştir.

Tablo 9.19 MBR tasarımında kullanılan tipik AKM ve geri devir oranı (Judd, 2011)

Parametre	Tipik değer	Tasarım önerileri
MBR tankı içerisindeki AKM	9-15 g/lt	12 g/lt
Biyolojik tank içerisindeki AKM	8-12 g/lt	10 g/lt
Geri devir oranı	Günlük kapasitenin %100-500 arası	%200



Şekil 9.20 Tipik geri devir akım şeması (Yoon, 2015)

Konvansiyonel Yönteme Göre Biyolojik Proses (Karbon, Azot, Fosfor Giderimi) Hesabı

Konvansiyonel yönteme göre gerçekleştirilecek tasarımda izlenmesi gereken adımlar tasarım akım şeması olarak Şekil 9.21'de verilmiştir. Tasarım akım şeması üzerinde belirtilen denklemler Tablo 9.20'de verilmiştir.

Klasik yönteme göre yapılan hesaplamalar Monod kinetiği esaslı olup, kinetik katsayılar MBR sistemleri için tercih edilen katsayıların kullanılmasını gerektirmektedir. Tablo 9.21'de hesaplamalarda kullanılacak katsayılar verilmiştir. Katsayılar seçilen işletme sıcaklığına göre Arrhenius sıcaklık denklemi ile düzeltilmelidir.

Monod kinetikleri kullanılarak biyolojik sistemlerin tasarımını yapmak konvansiyonel bir yöntemdir. Aşağıda konvansiyonel yöntem ile yapılan hesaplamalar adım adım verilmiştir.

1.Adım: Çamur Yaşının Belirlenmesi

Konvansiyonel yöntem ile hesaplamalar yapılırken ilk belirlenmesi gereken husus çamur yaşının belirlenmesidir. Katı maddelerin tamamı MBR tankı içerisinde kaldığından dolayı çamur yaşını kontrol etmek

MBR sistemlerinde kolaydır. Nitrifikasyonu gerçekleştirecek ototrofik bakterilerin büyüme hızının yavaş olmasından dolayı çamur yaşı belirlenirken ototrofik bakteriler için geçerli olan kinetikler ile çıkış amonyum konsantrasyonu kullanılarak hesaplamalar gerçekleştirilmektedir. Çamur yaşı, denklem 9.25 yardımı ile hesaplanabilir.

$$SRT = SF \cdot \frac{1}{\mu_n} \quad (9.25)$$

Ancak hesabın gerçekleştirilebilmesi için ototrofik bakterilerin spesifik büyüme hızının bulunması gerekmektedir. Denklem 9.26, ototrofik bakteriler için spesifik büyüme hızının bulunması için kullanılabilir.

$$\mu_n = \left(\frac{\mu_{mn} Ne}{K_n + Ne} \right) \left(\frac{DO}{K_o + DO} \right) - k_{dn} \quad (9.26)$$

Burada,

- μ_{mn} : Ototrofik bakteriler için maksimum spesifik büyüme hızını, gUAKM/gUAKM.gün
- Ne : Çıkış amonyum konsantrasyonunu, mg/lt
- DO : Çözünmüş oksijen miktarını, mg/lt
- K_o : Ototrof bakteriler için oksijen yarı doyumluk sabitini, mg/lt
- k_{dn} : Ototrof bakteriler için oksijen ölüm oranını, gUAKM/gUAKM.gün

ifade etmektedir.

2.Adım: Üretilen çamur miktarının hesaplanması

Günlük üretilen çamur miktarının hesaplanmasında, karbon ve azot giderimi sonrasında oluşan çamur miktarlarının toplamı biyolojik çamur oluşumunu vermektedir. Biyolojik çamur üretimine, içsel solunum ile parçalanmış mikroorganizmaların oluşturduğu katı madde miktarı da

ilave edilmelidir. Biyolojik çamur, denklem (9.27)'deki gibi hesaplanabilir.

$$P_{X,bio} = \frac{Q.Y.(S_0-S)}{1+kd.SRT} + \frac{f_d kdQY(S_0-S)SRT}{1+kd.SRT} + \frac{Q.Y_n.(NO_x)}{1+kd.SRT} \quad (9.27)$$

Burada,

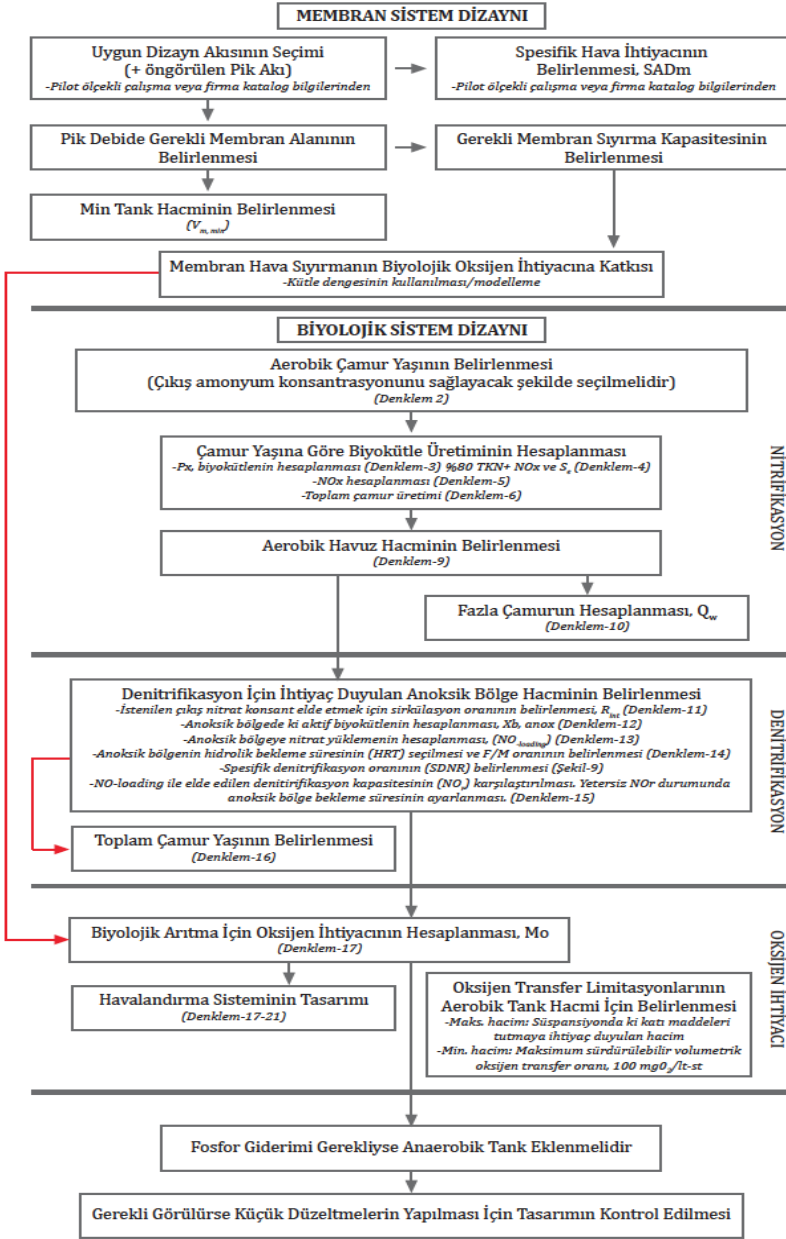
- Y_H : Heterotrof bakteriler için substrat dönüşüm oranını, gUAKM/g bKOİ
- k_d : Heterotrof bakteriler için mikroorganizma ölüm hızını, gUAKM/gUAKM.gün
- S_0 : Giriş organik madde konsantrasyonunu, mg/l
- S : Çıkış organik madde konsantrasyonunu, mg/l
- f_d : Ölen biyokütlenin inert partiküler KOİ'ye dönüşüm oranını (0,15)
- Y_n : Ototrofik bakteriler için substrat dönüşüm oranını, gUAKM/g bKOİ
- NO_x : Nitrata okside olan TKN konsantrasyonunu, mg/l

ifade etmektedir. NO_x miktarı nitrifikasyon sonucu oluşan çamur miktarını etkilemektedir. NO_x miktarını hesaplamak için azot kütle dengesinin kullanılması gerekmektedir. Denklem 9.28 ile NO_x (mg N/l) miktarı hesaplanmaktadır.

$$NO_x = TKN - Ne - 0,12.P_{x,H}/Q \quad (9.28)$$

Burada,

- TKN : Toplam Kjeldahl azotu konsantrasyonu, mg/l
- Ne : Çıkış amonyum konsantrasyonu, mg/l



Şekil 9.21 Konvansiyonel tasarıma göre izlenmesi gereken tasarım adımları (Judd, 2011)

ifade etmektedir. MBR sistemlerinde %100 verimli nitrifikasyonun gerçekleşmesi konvansiyonel sistemlere göre daha kolay olmakta ve sistem daha stabil kalmaktadır. Aynı zamanda MBR sistemlerinde daha küçük floklar oluştuğundan dolayı oksijen transfer verimi daha yüksek olmaktadır.

Oluşacak toplam çamur miktarını AKM cinsinden bulabilmek için atıksu içerisindeki biyolojik olmayan inert kısmında çamur miktarına eklenmesi gerekmektedir. Denklem 9.29 kullanılarak toplam günlük çamur üretimi hesaplanabilir.

$$P_{X,TSS} = \frac{P_{X,bio}}{0,85} + Q(nbUAKM + iAKM) \quad (9.29)$$

İçsel solunum ile parçalanmış mikroorganizmalar ise organik stoplazmalarını karışık sıvıya verirler ve %15-30 oranında inorganik madde ortamda kalmaktadır. Toplam çamur hesabında organik maddenin çözünmeyen kısmı da eklenerek hesaplamalar gerçekleştirilir.

3.Adım: Reaktör hacminin belirlenmesi

Biyolojik reaktör içerisinde bulanmasını istediğimiz AKM konsantrasyonu ve üretilen toplam katı madde ($P_{X,TSS}$) kullanılarak biyolojik reaktör hacmi belirlenebilir. Denklem 9.30 kullanılarak biyolojik reaktör hacmi belirlenebilir.

$$V_{aer} = \frac{P_{X,TSS}\theta_x}{X_{aer}} \quad (9.30)$$

Atık çamur debisi ise

$$Q_w = V_{aer} / \theta_x$$

ile hesaplanabilir.

4.Adım: Denitrifikasyon için gerekli anoksik bölge hacminin hesaplanması

Nitrat sirkülasyon oranı r_{int} ve anoksik bölgedeki aktif biyokütle konsantrasyonu ($X_{b,anox}$), denklem 9.31 ve 9.32 kullanılarak hesaplanabilir.

$$r_{int} = \frac{NO_x}{NO_e} - 1 \quad (9.31)$$

$$X_{b,anox} = \left(\frac{Q \cdot \theta_x}{V} \right) \left(\frac{Y \cdot (S - S_e)}{1 + k \cdot \theta_x} \right) \left(\frac{r_{int}}{r_{int} + 1} \right) \quad (9.32)$$

Bir çok tam ölçekli MBR arıtma tesisi denitrifikasyonu gerçekleştirecek şekilde tasarlanmaktadır. Genellikle aerobik havalandırma havuzu öncesinde yerleştirilir. Denitrifikasyon kapasitesi nitrat yükleme oranından daha yüksek olmak zorundadır. Denitrifikasyon kapasitesi (NOR) ve Nitrat yükü ($NO_{yükü}$) denklem 9.33 ve 9.34 kullanılarak hesaplanır.

$$NOR = V_{anox} SDNR (X_{b,anox}) \quad (9.33)$$

$$NO\text{-yükü} = Q r_{int} NO_x \quad (9.34)$$

SDNR, (gr $NO_3\text{-N}$ /gr UAKM) spesifik denitrifikasyon oranı denitrifikasyon bölgesindeki F/M oranı kullanılarak belirlenebilmektedir.

$$F/M = \frac{Q \cdot S}{V_{anox} X_{b,anox}} \quad (9.35)$$

5.Adım: Oksijen İhtiyacının Belirlenmesi

Mikroorganizmaların organik maddeleri parçalayabilmesi için ihtiyaç duyduğu oksijen miktarı, denklem 9.36 yardımı ile hesaplanabilir.

$$Ro = Q(S - S_e) - 1,42 P_{X,bio} + 4,33 NO_x - 2,86 Q(NO_x - NO_e) \quad (9.36)$$

Tablo 9.20 Biyolojik sistemlerin tasarlanması için kullanılan tipik denklemler (Metcalf&Eddy, 2007)

Biyolojik Parametreler	Denklem	Denklem no.
Spesifik büyüme hızı, g UAKM/g UAKM.gün	$\mu_n = \left(\frac{\mu_{nm}N}{K_n+N}\right)\left(\frac{DO}{K_0+DO}\right) - k_{dn}$	1
Aerobik çamur yaşı, SRT, gün	$SRT = SF \frac{1}{\mu_n}$ $SRT = \frac{VX}{(Q-Q_w)X_e + Q_w X_r}$ $\frac{1}{SRT} = -\frac{YkS}{K_s + S} k_d$	2
Çamur oluşumu, kg/gün	$P_x = \frac{Q.Y.(S_0-S)}{1+k_d.SRT} + \frac{f d k_d Q Y (S_0-S) SRT}{1+k_d.SRT} + \frac{Q.Y.n.(NO_x)}{1+k_d.SRT}$	3
Çıkış konsantrasyonu, BOİ g/m ³	$S = \frac{K_s [1 + (k_d)SRT]}{SRT (Yk - k_d) - 1}$	4
Nitrat'a okside olan TKN konsantrasyonu, NO _x g/m ³	TKN-Ne-0,12P _x /Q	5
Toplam Çamur Üretimi, P _{XT} , kg/gün	P _x /0,85+Q(nbVSS+iTSS)	6
Biyo bozunur olamayan giriş UAKM, nbVSS, g/m ³	$\mu = \left(1 - \frac{bpCOD}{pCOD}\right) VSS$	7
Giriş inert TSS, iTSS, kg/gün	TSS-VSS	8
Aerobik Havuz Hacmi, V _{aer} , m ³	$\frac{M_{X,TSS} \times \theta_x}{X_{aer}}$	9
Atık çamur debisi, Q _w , m ³ /gün	$\frac{V_{aer}}{\theta_x}$	10
Nitrat geri devir oranı, IR	$\frac{NO_x}{NO_e} - 1$	11
Anoksik bölgedeki aktif çamur konsant., X _b , g/m ³	$\left(\frac{Q \cdot \theta_x}{V}\right) \left(\frac{Y \cdot (S - S_e)}{1 + k}\right) \left(\frac{IR}{IR + 1}\right)$	12

Tablo 9.20 (Devamı) Biyolojik sistemlerin tasarlanması için kullanılan tipik denklemler (Metcalf&Eddy, 2007)

Biyolojik Parametreler	Denklem	Denklem no.
Anoksik bölgede ki nitrat yükü, NO, g/gün	$Q_{IR} (TKN-Ne-0,12Px/Q)$	13
Anoksik bölgede ki substrat aktif biyokütle konsantrasyonu, F/M, g BOİ/g AKM	$\frac{QS_0}{VX}$	14
Aerobik bölgedeki MLSS konsantrasyonu, g/m ³	$X_m \left(\frac{Rm}{Rm+1} \right)$	19
Toplam hacim, m ³	$V_{anox} + V_{aer}$	20
Membran havalandırmasından kaynaklanan O ₂ transferi	$Q_{oxy} = Q_{air} (lt/dak) \times (\xi) \times (a) \times 0,227 kg O_2/m^3$	21
Anoksik bölgede ki MLSS konsantrasyonu, g/m ³	$X_{aer} \left(\frac{IR}{IR+1} \right)$	18
Denitrifikasyon kapasitesi	$V_{anox} SDNR (X_{b,anox})$	15
SRT _{proses, gün}	$\left(\frac{V_{aer} X_{aer} + V_{anox} X_{anox}}{Q_w X_{aer}} \right) = \theta x, aer + \theta x, anox$	16
Oksijen ihtiyacı, Oİ, kg/gün	$Q(S-S_e) - 1,42M_{x,bio} + 4,33NO_x - 2,86 Q(NO_x-NO_e) = M_m + M_b$	17

ATV-DVWK-A131E Yöntemine Göre Biyolojik Sistemin Tasarım Adımları

ATV-DVWK-A131E yöntemine göre yapılan hesaplamaların gerçekleştirilebilmesi için izlenmesi gereken akım şeması Şekil 9.22'de

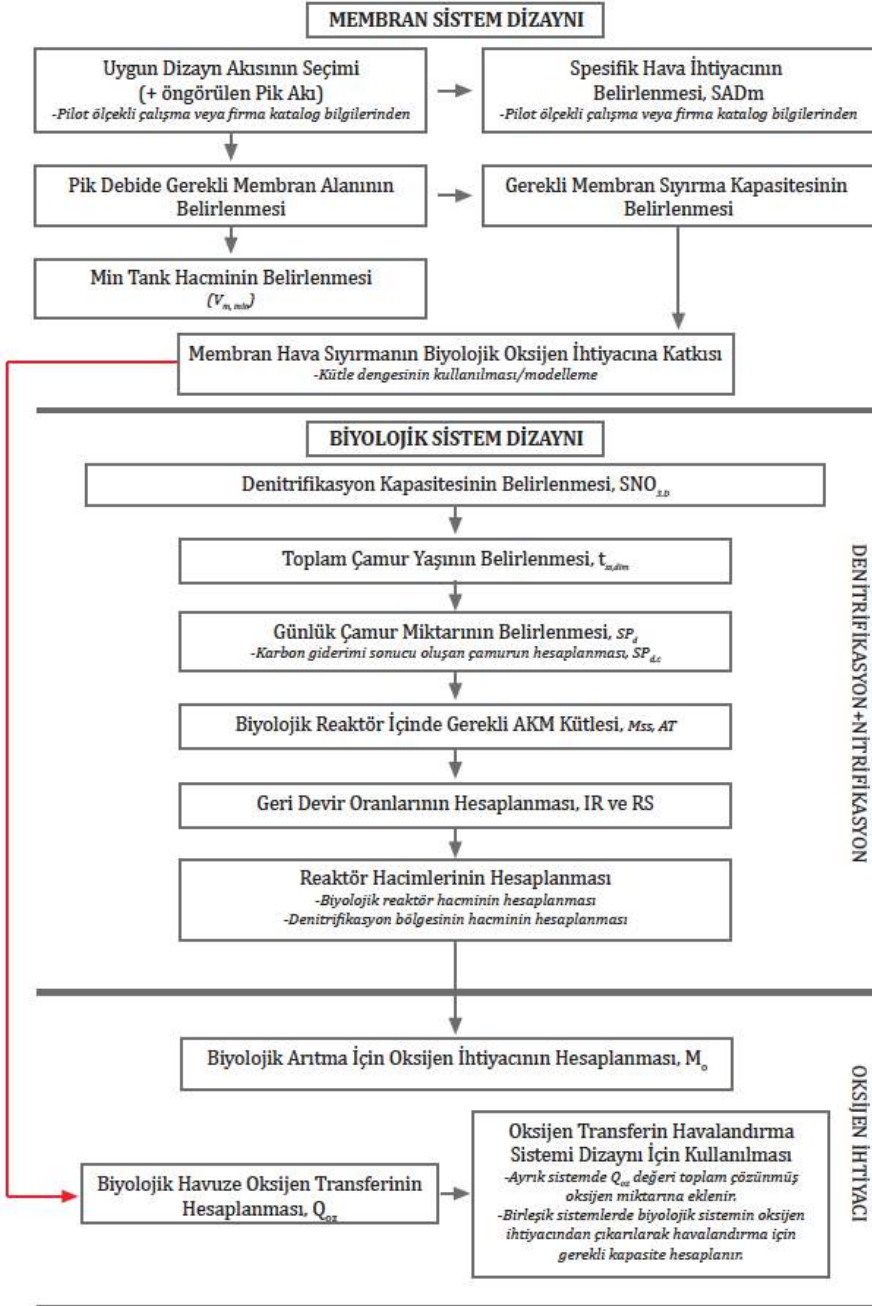
verilmiştir. Tablo 9.22’de ise hesaplamalarda kullanılan sembol ve terimlerin tanımları verilmiştir.

Tablo 9.21 Nitrifikasyon-Denitrifikasyon yapan mikroorganizmalar için kinetik sabitler (Metcalf&Eddy, 2007)

Parametre	Birim	Değer (20°C)	Değer (15°C)	θ
Heterotrof bakteriler için maksimum spesifik çoğalma hızı, μ_m	g UAKM/g UAKM.gün	6	4,28	1,07
Ototrof bakteriler için maksimum spesifik çoğalma hızı, μ_{mn}	g UAKM/g UAKM.gün	0,85	0,6	$\frac{1,07}{2}$
Heterotrof bakteriler için substrat dönüşüm oranı, Y_H	g UAKM/g bKOİ	0,4	0,4	-
Ototrof bakteriler için substrat dönüşüm oranı, Y_A	g UAKM/g NH ₄ -N	0,12	0,12	-
Heterotrof bakteriler için mikroorganizma ölüm hızı, k_d	g UAKM/g UAKM.gün	0,12	0,1	1,04
Ototrof bakteriler için mikroorganizma ölüm hızı, k_{dn}	g UAKM/g UAKM.gün	0,17	0,11	1,04
Heterotrof bakteriler için substrat yarı doygunluk sabiti, K_s	g bKOİ/ m ³	20	20	1,00
Ototrof bakteriler için amonyak yarı doygunluk sabiti, K_N	g NH ₄ -N/m ³	0,7	0,57	$\frac{1,05}{3}$
Ototrof bakteriler için oksijen yarı doygunluk sabiti, K_O	g/m ³	0,5	0,5	-

bKOİ: Biyolojik olarak ayrışabilir KOİ

$$k(T) = k_{\max} \cdot \theta^{T-20} : \text{Arrhenius sıcaklık düzeltmesi denklemi}$$



Şekil 9.22 ATV-DVWK-A131E yöntemi için tasarım adımları

Tablo 9.22 ATV-DVWK-A131E yönteminde kullanılan sembol listesi

Sembol	Açıklama	Birim
$S_{NO_3, D}$	Günlük denitrifiye edilecek ortalama nitrat konsantrasyonu	mg/lt
$C_{N, IAT}$	Giriş TKN konsantrasyonu	mg/lt
$S_{orgN, EST}$	Çıkış organik azot konsantrasyonu	mg/lt
$S_{NH_4, EST}$	Çıkış amonyum konsantrasyonu	mg/lt
$S_{NO_3, EST}$	Çıkış nitrat konsantrasyonu	mg/lt
$X_{orgN, BM}$	Hücre içine alınan azot konsantrasyonu	mg/lt
$C_{COD, IAT}$	Aritma tesisi girişinde toplam KOİ konsantrasyonu	mg/lt
$C_{BOD, IAT}$	Aritma tesisi girişinde BOİ konsantrasyonu	mg/lt
V_D	Anoksik bölme hacmi	m ³
V_{AT}	Toplam reaktör hacmi (Anoksik + Aerobik)	m ³
$t_{SS, dim}$	Toplam çamur yaşı	gün
SF	Güvenlik faktörü	-
$X_{P, Prec}$	Çöktürülmesi gereken fosfor konsantrasyonu	mg/lt
$C_{P, IAT}$	Giriş fosfor konsantrasyonu	mg/lt
$C_{P, EST}$	Çıkış suyunda beklenen fosfor konsantrasyonunu	mg/lt
$X_{P, BM}$	Heterotrofların çoğalmak amacıyla kullandıkları fosfor konsantrasyonunu	mg/lt
$X_{P, BioP}$	Biyolojik olarak giderilecek fosfor konsantrasyonunu	mg/lt
$SP_{d, c}$	Karbon giderimi sonucu oluşan çamur miktarı	kg/gün
Q_d	Ortalama kuru hava debisi	m ³ /gün
$X_{COD, SP}$	Karbon giderimi sonucu üretilen çamurun KOİ eşdeğeri	mg/lt
$X_{inorgSS, IAT}$	Aritma tesisi girişinde inorganik askıda katı madde konsantrasyonu	mg/lt
$X_{COD, INERT, IAT}$	İnert partiküler giriş KOİ konsantrasyonu	mg/lt
$X_{COD, BM}$	Oluşan biyokütlenin KOİ eşdeğeri	mg/lt
$X_{COD, INERT, BM}$	İçsel solunum sonucu oluşan inert partiküler KOİ konsantrasyonu	mg/lt

Tablo 9.22 (Devamı) ATV-DVWK-A131E yönteminde kullanılan sembol listesi

Sembol	Açıklama	Birim
$S_{COD, IAT}$	Aritma tesisi girişinde çözünmüş inert KOİ konsantrasyonu	mg/lt
$X_{COD, IAT}$	Aritma tesisi girişinde partiküler inert KOİ konsantrasyonu	mg/lt
$C_{COD, deg, IA}$ T	Aritma tesisi girişinde biyolojik olarak ayrışabilir KOİ konsantrasyonu	mg/lt
$X_{SS, IAT}$	Aritma tesisi girişinde partiküler KOİ konsantrasyonu	mg/lt
t_{ss}	Toplam çamur yaşı	gün
b	15 oC'de mikroorganizmalar için ölüm katsayısı	gün
Y	Mikroorganizma dönüşüm oranı	g KOİ/ g KOİ
F_T	Sıcaklık düzeltme faktörü	-
T	Sıcaklık	°C
B	AKM'nin inert kısmı	-
$SP_{d,P}$	Fosfor giderimi sonucu oluşan çamur miktarı	kg/gün
$X_{P, BioP}$	Biyolojik olarak giderilen fosfor konsantrasyonu	mg/lt
$X_{P, Prec, Fe}$	Demir kullanılarak çöktürülen fosfor konsantrasyonu	mg/lt
$X_{P, Prec, Al}$	Alüminyum kullanılarak çöktürülen fosfor konsant.	mg/lt
SP_d	Toplam günlük çamur miktarı	kg/gün
$M_{SS, AT}$	Biyolojik reaktör içinde gerekli olan AKM kütlesi	kg
SS_{BS}	Son çöktürme havuzu dip çamurunda AKM konsantrasyonu	kg/m ³
SVI	Çamur hacim indeksi	lt/kg
t_{Th}	Son çöktürme havuzunda çamur yoğunlaştırma süresi	st
SS_{RS}	Geri devir çamurundaki AKM konsantrasyonu	kg/m ³
Q_{RS}	Geri devir çamur debisi	m ³ /gün
RC	Toplam geri devir oranı	-
$S_{NH4, N}$	Nitrifiye edilecek amonyum konsantrasyonu	mg/lt

Tablo 9.22 (Devamı) ATV-DVWK-A131E yönteminde kullanılan sembol listesi

Sembol	Açıklama	Birim
$S_{NO_3, EST}$	Çıkıştaki nitrat konsantrasyonu	mg/lt
IR	İçsel geri devir oranı	-
RS	Aktif çamur geri devri	-
SS_{AT}	Reaktör içi biyokütle konsantrasyonu	kg/m ³
θ_h	Hidrolik bekletme süresi	st
Q_d	Ortalama kuru hava debisi	m ³ /gün
$OU_{d, C}$	Karbon giderimi sonucu tüketilen oksijen miktarı	kg O ₂ /gün
$S_{COD, inert, EST}$	Çıkış çözülmüş inert KOİ konsantrasyonu	mg/lt
$OU_{d, N}$	Nitrifikasyon sonucu tüketilen oksijen miktarı	kg O ₂ /gün
$S_{NO_3, D}$	Denitrifiye edilecek nitrat konsantrasyonu	mg/lt
$S_{NO_3, IAT}$	Giriş nitrat konsantrasyonu	mg/lt
$S_{NO_3, EST}$	Çıkış nitrat konsantrasyonu	mg/lt
$OU_{d, D}$	Denitrifikasyon sonucu açığa çıkan oksijen miktarı	kg O ₂ /gün
OU_h	Saatlik oksijen ihtiyacı	kg O ₂ /st
f_c	Karbon için pik faktör	-
f_N	Azot için pik faktör	-
q_A	Yüzeysel yükleme hızı	m/st
q_{SV}	Çamur hacim yükleme hızı	m/st
DSV	Seyreltilmiş çamur hacim indeksi	lt/m ³
SS_{EAT}	Son çöktürme havuzu girişinde AKM konsantrasyonu	kg/m ³
A_{ST}	Son çöktürme havuzu alanı	m ²
Q_{wwh}	Saatlik yağışlı hava debisi	m ³ /st
h_1	Temiz su bölgesi	m
h_2	Ayırma bölgesi/ geri devir bölgesi	m
h_3	Yoğun akış ve çamur depolama bölgesi	m
h_4	Yoğunlaştırma ve çamur ayırma bölgesi	m
h_{tot}	Toplam havuz derinliği	m

Aşağıda sırası ile ATV-DVWK-A131E yöntemine göre hesaplama adımları verilmiştir:

1.Adım: Denitrifikasyon kapasitesinin belirlenmesi

$$S_{NO_3, D} = C_{N, IAT} - S_{orgN, EST} - S_{NH_4, EST} - S_{NO_3, EST} - X_{orgN, BM} \quad (9.37)$$

Burada,

- $S_{NO_3, D}$: Günlük denitrifiye edilecek ortalama nitrat konsantrasyonunu (mg/lt)
- $C_{N, IAT}$: Giriş TKN konsantrasyonunu
- $S_{orgN, EST}$: Çıkış organik azot konsantrasyonunu (Eğer aktif çamur sisteminin dışında atık çamura başka bir işlem yapılmıyorsa 2 mg/lt seçilir.)
- $S_{NH_4, EST}$: Çıkış amonyum konsantrasyonunu (Güvenli tarafta kalmak için kural olarak 0 mg/lt seçilir.)
- $S_{NO_3, EST}$: Çıkış nitrat konsantrasyonunu (Azot için çıkış standardının 0,6 - 0,8'i arasında seçilir (8 mg/lt))
- $X_{orgN, BM}$: Hücre içine alınan azot konsantrasyonunu (Giriş KOİ konsantrasyonunun 0,02 - 0,025'i arasında kabul edilir, $500 \cdot 0,02 = 10$ mg/lt)

ifade etmektedir. Gerekli denitrifikasyon kapasitesi, ($S_{NO_3, D}/C_{COD, IAT}$) oranına göre bulunmaktadır.

$$S_{NO_3, D}/C_{COD, IAT} = 0,5 \cdot (S_{NO_3, D}/C_{BOD, IAT}) \quad (9.38)$$

$C_{COD, IAT}$: Arıtma tesisi girişinde toplam KOİ konsantrasyonunu, mg/lt

$C_{BOD, IAT}$: Arıtma tesisi girişinde BOİ konsantrasyonunu, mg/lt

ifade etmektedir. Bu oran sisteme giren KOİ başına ne kadar nitratin denitrifiye edileceğini gösteren bir orandır. Buna göre Tablo 9.23'ten gerekli V_D/V_T (anoksik hacim/toplam hacim) oranı seçilir.

Tablo 9.23 10°C-12°C kuru hava sıcaklığı için denitrifikasyon hacim oranının belirlenmesinde kullanılacak değerler (giriş kg BOİ₅ başına denitrifiye edilecek kg nitrat azotu) (ATV-A131E)

V_D/V_T	$S_{NO3,D}/C_{BOD,IAT}$	
	Önde denitrifikasyonu yapan sistemler ve benzer prosesler	Eşzamanlı ve kesikli denitrifikasyon yapan sistemler
0,2	0,11	0,06
0,3	0,13	0,09
0,4	0,14	0,12
0,5	0,15	0,15

*12 °C'den yüksek sıcaklıklar için denitrifikasyon kapasitesi 1 °C başına %1 şeklinde artırılabilir.

* $V_D/V_T = 0,2$ 'den küçük ve $V_D/V_T = 0,5$ 'ten büyük denitrifikasyon hacimleri boyutlandırma için tavsiye edilmez.

2. Adım: Toplam çamur yaşının belirlenmesi

Nitrifikasyon ve denitrifikasyon için gerekli olan çamur yaşı aşağıdaki formülle belirlenir.

$$t_{SS,dim} = SF \cdot 3,4 \cdot 1,103^{(15-T)} \cdot \frac{1}{1 - (V_D / V_{AT})} \quad (9.39)$$

Burada,

$t_{SS,dim}$: Toplam çamur yaşını, gün (Aerobik çamur stabilizasyonun reaktörde yapılması durumunda çamur yaşı $t_{SS,dim} \geq 25$ gün olmalıdır.)

SF : Güvenlik faktörünü

ifade etmektedir. Güvenlik faktörü (SF) seçiminde, maksimum büyüme hızında değişimlere yol açabilecek atıksudaki substratlar, kısa dönemli sıcaklık değişimleri ve pH'daki değişimler, ortalama çıkış amonyum konsantrasyonu ve girişteki nitrojen yükündeki değişimlerin çıkış amonyak konsantrasyonu üzerine etkileri gibi faktörler dikkate alınmaktadır. Daha önceki deneyimlere dayanarak KOİ yükünün 12000 kg/gün olduğu durumlarda güvenlik faktörünün 1,45 alınması tavsiye edilmektedir. Böylece ortalama çıkış amonyum konsantrasyonu, maksimum büyüme hızını negatif olarak etkileyen bir faktör bulunmadıkça 1,0 mg/l civarında tutulabilmektedir. KOİ yükünün 2400 kg/gün'den küçük olması durumunda SF değeri 1.8 alınmaktadır.

3. Adım: Günlük oluşan çamur miktarı (SP_d)

Karbon giderimi sonucu oluşan çamur hesabı:

$$SP_{d,c} = Q_d \cdot \left(\left(\frac{X_{COD,SP}}{0,8 \cdot 1,45} \right) + X_{inorgSS,IAT} \right) / 1000 \quad (9.40)$$

ile hesaplanabilir.

Burada,

$SP_{d,c}$: Karbon giderimi sonucu oluşan çamur miktarını, kg/gün

Q_d : Ortalama kuru hava debisini, m³/gün

$X_{COD,SP}$: Üretilen çamurun KOİ eşdeğerini, mg/l

$X_{inorgSS,IAT}$: Arıtma tesisi girişinde inorganik askıda katı madde konsantrasyonunu, mg/l

ifade etmektedir. $X_{COD,SP}$ aşağıdaki gibi hesaplanır:

$$X_{COD, SP} = X_{COD, INERT, IAT} + X_{COD, BM} + X_{COD, INERT, BM} \quad (9.41)$$

Burada,

$X_{COD, INERT, IAT}$: İner partiküler giriş KOİ konsantrasyonunu, mg/lt

$X_{COD, BM}$: Oluşan biyokütlenin KOİ eşdeğerini, mg/lt

$X_{COD, INERT, BM}$: İçsel çözünüm sonucu oluşan iner partiküler KOİ konsantrasyonunu, mg/lt

ifade etmektedir. Atıksudaki KOİ bileşenlerinin analizler sonucu belirlenmesi gereklidir. Farklı bölgelerdeki evsel atıksular için ve/veya kanalizasyona endüstriyel atıksu girişinin yoğun olduğu bölgeler için mutlaka atıksuya özgü KOİ bileşenlerinin analiz edilerek belirlenmesi gerekmektedir. Tablo 9.24'de atıksu içerisindeki KOİ yüzdeleri verilmiştir. $X_{COD, BM}$ aşağıdaki gibi hesaplanır:

Tablo 9.24 Atıksu KOİ ve Azot Bileşenleri (SKKY Teknik usuller tebliği, 2007)

Parametre	Toplam KOİ içerisindeki yüzdesi, %
$S_{COD, INERT, IAT}$	5
$X_{COD, INERT, IAT}$	10
$S_{COD, IAT}$	10
$X_{COD, IAT}$	75
$C_{COD, deg, IAT}$	85
$X_{SS, IAT}$	-

$$X_{COD, BM} = C_{COD, deg, IAT} \cdot Y \cdot \left(\frac{1}{1 + b \cdot t_{SS} \cdot F_T} \right) \quad (9.42)$$

Burada,

$C_{COD, deg, IAT}$: Arıtma tesisi girişinde biyolojik olarak ayrışabilir KOİ konsantrasyonunu, mg/lt

$t_{SS, dim}$:	t_{SS}
F_T	:	$1,072^{(T-15)}$
B	:	15 °C'de mikroorganizmalar için ölüm katsayısını (gün ⁻¹)
Y	:	Mikroorganizma dönüşüm oranını (g KOİ/ g KOİ _{biyolojik} ayırışabilir)
F_T	:	Sıcaklık düzeltme faktörünü
T	:	Sıcaklığı, °C

ifade etmektedir.

$$X_{COD, BM} = 425 \cdot 0,67 \cdot \left(\frac{1}{1 + 0,17 \cdot 12,5 \cdot 1} \right) = 91,1 \text{ mg / lt} \quad (9.43)$$

$$X_{COD, inert} = 0,2 \cdot X_{COD, BM} \cdot t_{SS} \cdot b \cdot F_T \quad (9.44)$$

$$X_{COD, SP} = X_{COD, INERT, IAT} + X_{COD, BM} + X_{COD, INERT, BM}$$

$$X_{inorgSS, IAT} = B \cdot X_{SS, IAT}$$

Burada,

- B : AKM'nin inert kısmını (B değeri 0,2 ila 0,3 (%70 ila %80 organik) arasında alınabilir. Eğer bu değer için hiçbir çalışma mevcut değilse ham atıksu için B =0,3 ve birincil çöktürme tankından çıkış için B = 0,2 alınması tavsiye edilmektedir.)
- $X_{SS, IAT}$: Arıtma tesisi girişinde partiküler KOİ konsantrasyonunu, mg/lt

ifade etmektedir.

Fosfor giderimi sonucu oluşan çamur:

$$SP_{d,P} = Q_d \cdot (3 \cdot X_{p, BioP} + 6,8 \cdot X_{p, Prec, Fe} + 5,3 \cdot X_{p, Prec, Al}) / 1000 \quad (9.45)$$

Burada,

- $SP_{d,P}$: Fosfor giderimi sonucu oluşan çamur miktarını, kg/gün
 $X_{P, BioP}$: Biyolojik olarak giderilen fosfor konsantrasyonunu, mg/lt
 $X_{P, Prec, Fe}$: Demir kullanılarak çöktürülen fosfor konsantrasyonunu, mg/lt
 $X_{P, Prec, Al}$: Alüminyum kullanılarak çöktürülen fosfor konsantrasyonunu, mg/lt

ifade etmektedir. Biyolojik fosfor giderimi için biyolojik giderilen fosforun miligramı başına 3 mg AKM hesaba katılabilir. Kimyasal fosfor gideriminde ise kimyasal olarak demir bileşikleri kullanılması durumunda mg giderilen fosfor başına 6,8 mg AKM ve kimyasal olarak alüminyum bileşikleri kullanılması durumunda mg giderilen fosfor başına 5,3 mg AKM oluşmaktadır.

$$X_{P, Prec} = C_{P, IAT} - C_{P, EST} - X_{P, BM} - X_{P, BioP} \quad (9.46)$$

Burada,

- $X_{P, Prec}$: Çöktürülmesi gereken fosfor konsantrasyonunu, mg/lt
 $C_{P, IAT}$: Giriş fosfor konsantrasyonunu, mg/lt
 $C_{P, EST}$: Çıkış suyunda beklenen fosfor konsantrasyonunu, mg/lt (Fosfor çıkış standardının 0,6-0,7'si arasında alınır.)
 $X_{P, BM}$: Heterotrofların gelişim amaçlı kullandıkları fosfor konsantrasyonunu, mg/lt (Giriş KOİ konsantrasyonunun 0,005'i kabul edilir.)
 $X_{P, BioP}$: Biyolojik olarak giderilecek fosfor konsantrasyonunu, mg/lt (Giriş KOİ konsantrasyonunun 0,005-0,007'si arasında alınır.)

ifade etmektedir.

Günlük oluşan toplam çamur miktarı (SP_d kg AKM/gün):

$$SP_d = SP_{d,c} + SP_{d,p} \quad (9.47)$$

ile hesaplanabilir.

4. Adım: Biyolojik reaktör içinde gerekli olan AKM kütlesi ($M_{SS,AT}$):

Biyolojik reaktör içinde gerekli olan AKM değeri,

$$M_{SS,AT} = t_{SS, dim} \cdot SP_d \quad (9.48)$$

5. Adım: Geri Devir Hesabı:

İçsel geri devir oranı:

$$RC = \frac{S_{NH4,N}}{S_{NO3,EST}} - 1 \quad (9.49)$$

ile hesaplanmaktadır. Burada,

RC : Toplam geri devir oranını

$S_{NH4,N}$: Nitriye edilecek amonyum konsantrasyonunu ($C_{N, IAT}$), mg/lit

$S_{NO3,EST}$: Çıkıştaki nitrat konsantrasyonunu, mg/lit

ifade etmektedir.

Toplam geri devir oranı,

$$RC = IR + RS \quad (9.50)$$

şeklinde içsel geri devir oranı (IR) ve aktif çamur geri devir (RS)'nin toplamıdır.

6. Adım: Biyolojik reaktör hacmi (V_{AT}):

Toplam tank hacmi,

$$V_T = \frac{t_{SS} \cdot SP_d}{SS_T} \quad (9.51)$$

Buradan V_D/V oranı kullanılarak aerobik ve anoksik tank hacimleri hesaplanabilir. Anaerobik reaktör hacmi hidrolik bekletme süresi (θ_h) seçilerek boyutlandırılmıştır. Anaerobik reaktör için bekletme süresi 0,5-2 saat arasında seçilmesi önerilmektedir.

$$\text{Anaerobik Hacim} = \frac{Q_d}{\theta_h}$$

7. Adım: Oksijen İhtiyacı:

Karbon giderimi sonucu tüketilen oksijen miktarı:

$$OU_{d,C} = Q_d \cdot (C_{COD,IAT} - S_{COD,inert,EST} - X_{COD,SP}) / 1000 \quad (9.52)$$

ile hesaplanmaktadır.

Burada,

$OU_{d,C}$: Karbon giderimi sonucu tüketilen oksijen miktarını, kg O₂/gün

$C_{COD,IAT}$: Giriş KOİ konsantrasyonunu, mg/l

$S_{COD,inert,EST}$: Çıkış çözülmüş inert KOİ konsantrasyonunu = ($S_{COD,inert,IAT}$), mg/l

$X_{COD,SP}$: Karbon giderimi sonucu oluşan çamurun KOİ eşdeğerini, mg/l

ifade etmektedir. Nitrifikasyon sonucu tüketilen oksijen:

$$OU_{d,N} = Q_d \cdot 4,3 \cdot (S_{NO3,D} - S_{NO3,IAT} - S_{NO3,EST}) / 1000 \quad (9.53)$$

ile hesaplanmaktadır. Burada,

$OU_{d,N}$: Nitrifikasyon sonucu tüketilen oksijen miktarını, kg O₂/gün

- $S_{NO_3, D}$: Denitrifiye edilecek nitrat konsantrasyonunu, mg/lt
 $S_{NO_3, IAT}$: Giriş nitrat konsantrasyonunu, mg/lt
 $S_{NO_3, EST}$: Çıkış nitrat konsantrasyonunu, mg/lt

ifade etmektedir. Denitrifikasyon sonucu açığa çıkan oksijen:

$$OU_{d,D} = Q_d \cdot 2,9 \cdot S_{NO_3,D} / 1000 \quad (9.54)$$

ile hesaplanmaktadır. Burada,

$OU_{d,D}$: Denitrifikasyon sonucu açığa çıkan oksijen miktarını,
 kg O₂/gün

ifade etmektedir. Saatlik oksijen ihtiyacı (OU_h):

$$OU_h = \frac{f_C \cdot (OU_{d,C} - OU_{d,D}) + f_N \cdot OU_{d,N}}{24} \quad (9.55)$$

Oksijen ihtiyacının belirlenmesinde azot ve karbon yüklerindeki günlük salınımlar dikkate alınmalıdır. Bu amaçla karbon için f_C , azot için f_N pik faktörleri kullanılmaktadır. f_C ve f_N değerleri Tablo 9.25'e göre seçilmektedir. Bu değerlerin belirlenmesi şu şekilde yapılabilir:

- İlk olarak, f_C değeri 1 kabul edilerek tasarıma esas çamur yaşına göre Tablo 9.25'ten f_N değeri seçilir ve bu değerler kullanılarak OU_h hesaplanır.
- f_N değeri 1 kabul edilerek tasarıma esas çamur yaşına göre Tablo 9.25'ten f_C değeri seçilir ve bu değerler kullanılarak OU_h hesaplanır.
- Büyük olan OU_h, saatlik hava debisi olarak kabul edilir.

Tablo 9.25 Oksijen ihtiyacı hesabında kullanılan pik faktörler (ATV A131E, 2000)

f _C ve f _N değerler	Çamur yaşı (gün)				
	4	6	8	10	15
	25				
f _C	1,3	1,25	1,2	1,2	1,15
	1,1				
BOD _{d,BOD,l} için f _N ≤ 1200 kg/gün	-	-	-	2,5	2,0
	1,5				
BOD _{d,BOD,l} için f _N > 6000 kg/gün	-		2,0	1,8	1,5

Membran yüzeyinin temizlenmesi için uygulanan havalandırmanın ne kadarlık O₂ transfer ettiğinin hesaplanması gerekmektedir.

$$Q_{O_2} = Q_{hava} \times \xi \times (a) \times 0,227 \text{ kg O}_2/\text{m}^3 \quad (9.56)$$

Burada,

Q_{O_2} : Su içerisine transfer olan oksijen miktarını, kg O₂/st

Q_{hava} : Membranların havalandırılması için ihtiyaç duyulan hava miktarını

ξ : Oksijenin çözünürlük verimi (%) (720 m³ hava /st)

ifade etmektedir. Formüldeki katsayılar Tablo 9.26'dan seçilmektedir.

Tablo 9.26 Oksijen transfer hesabı için katsayılar (Elokdi, 2007)

Su derinliği% (m)	1	2	3	4	5
Oksijen çözünürlük verimi (%)	2	3,5	5	6	7
MLSS (%)	0	0,5	1	1,5	2
Alfa Faktör (a)	1	0,95	0,85	0,75	0,60

MBR sistemlerinde son çöktürme havuz ihtiyacı bulunmamaktadır. Katı madde ayrımı biyolojik reaktör içerisinde gerçekleşmektedir. Günlük

oluşan çamur doğrudan reaktör içerisinden çamur stabilizasyon ünitesine gönderilmektedir.

MBR sistemlerinin tasarımı gerçekleştirilirken dikkat edilmesi gereken hususlar bulunmaktadır. Membranların gözenek tıkanmalarını engellemek için günlük üretilen çamur oranının (SS/BOD), 0,4-1,2 arasında olması istenmektedir (Çağlar, 2013). Atıksu karakteristiğine göre HRT (hidrolik bekleme süresi) değiştirilebilir. Tavsiye edilen min. HRT değeri 6 saattir. HRT, biyolojik reaktör ile MBR tankı hacminin günlük ortalama debiye oranlanması ile hesaplanmaktadır.

9.7.6. MBR İçin Tasarım Örneği

Günlük ortalama debisi 1000 m³/gün olan bir atıksu arıtma tesisi için MBR tasarımı Tablo 9.27 ve 9.28'de verilen bilgiler esas alınarak gerçekleştirilecektir.

Membran Ünitesinin Hesaplanması

Tablo 9.27'de verilen akı değerleri göz önünde bulundurularak net akının 20 lt/m².st olduğu kabulü yapılmıştır. İhtiyaç duyulan toplam membran alanı:

$$\text{Membran Alanı (m}^2\text{)} = Q_p / J_p$$

$$\text{Membran Alanı (m}^2\text{)} = 42 \text{ (m}^3\text{/st)} / (20 \text{ lt/m}^2\text{.st)} \times 1000 \text{ (lt/m}^3\text{)}$$

$$\text{Membran Alanı (m}^2\text{)} = 2100 \text{ m}^2$$

Üretici firma membran modül bilgileri dikkate alınarak modül tipi seçilmiştir. Uygulama için Tablo 9.16'daki Tip 1 (ikili) modülün kullanılması uygun görülmüştür.

$$\text{Membran Alanı} = 2100 \text{ m}^2$$

$$\text{Membran Modül Kapasitesi} = 265 \text{ m}^2\text{/modül}$$

İhtiyaç duyulan membran kaset sayısı= Membran Alanı (m²)/ Modül Kapasitesi (m²/modül)

İhtiyaç duyulan membran kaset sayısı =2100 /265

Tablo 9.27 Giriş atıksuyu için öngörülen giriş ve çıkış değerleri

Parametre	Giriş değeri	Çıkış değeri
Q _{günlük} (günlük ortalama debi)	1000 m ³ /gün	-
Q _{saatlik} (saatlik ortalama debi)	42 m ³ /st	-
BOİ ₅	250 mg/lt	5
KOİ	500 mg/lt	20
TKN	60 mg/lt	10
NH ₄ -N	40 mg/lt	0
Norg-N	20 mg/lt	2
TP	10 mg/lt	5
SS	250 mg/lt	2

Tablo 9.28 Atıksu kirlilik fraksiyonları

Parametre	Toplam KOİ içerisindeki yüzdesi %	Konsantrasyonlar (mg/lt)
S _{COD, INERT, IAT}	5	25
X _{COD, INERT, IAT}	10	50
S _{COD, IAT}	10	50
X _{COD, IAT}	75	375
C _{COD,deg,IAT}	85	425
X _{SS, IAT}	-	

İhtiyaç duyulan membran kaset sayısı= 7,9 ~ 8 Adet membran modülü kullanılacaktır.

*Havuzaya yerleştirilecek membran alanı = Modül sayısı * Her Modüldeki Membran Alanı*

*Havuzaya yerleştirilecek membran alanı = 8 * 265*

Havuzaya yerleştirilecek membran alanı = 2120 m²

$$\text{İşletme Akısı (lt/m}^2\text{.st)} = \text{Debi (m}^3\text{/st)} / \text{Membran Alanı (m}^2\text{)}$$

$$\text{İşletme Akısı (lt/m}^2\text{.st)} = 42 \text{ (m}^3\text{/st)}/2120 \text{ (m}^2\text{)}$$

$$\text{İşletme Akısı (lt/m}^2\text{.st)} = 19,8 \text{ lt/m}^2\text{.st} < 20 \text{ lt/m}^2\text{.st} \text{ uygundur.}$$

Eğer hesaplanan işletme akısı izin verilen pik değer in üzerinde olursa, membran modül sayısının arttırılması gerekmektedir.

MBR Tank Hacminin Belirlenmesi

Tablo 9.16'daki modül için verilen boyutlar dikkate alınarak aşağıdaki kabuller yapılmıştır. Modüller membran havuzu içerisinde 2 sıra 4'erli gruplar halinde sıralanacaktır.

$$\text{Su yüksekliği, m} = \text{Modül boyu} + a$$

$$\text{Su yüksekliği, m} = 2650 \text{ mm} + 500 \text{ mm}$$

$$\text{Su yüksekliği, m} = 3150 \text{ mm}$$

$$\text{Su yüksekliği, m} = 3,5 \text{ m (Seçilen)}$$

$$\text{Tank derinliği, m} = \text{Su yüksekliği} + \text{Hava payı}$$

$$\text{Tank derinliği, m} = 3,5 \text{ m} + 0,5 \text{ m}$$

$$\text{Tank derinliği, m} = 4 \text{ m.}$$

Havuz uzunluğu ve genişliği aşağıdaki formüller ile hesaplanabilir.

$$\text{Min. Tank Uzunluğu} = [(2 \times B_{2\text{min}} + (n-1) \times B_{3\text{min}} + n \times \text{Modül uzunluğu}]/1000$$

İlk olarak havuz uzunluk hesabı yapılır ise,

$$\text{Min. Tank Genişliği} = [(2 \times B_{1\text{min}} + (n-1) \times B_{3\text{min}} + n \times \text{Modül genişliği}]/1000$$

$$\text{Min. Tank Uzunluğu} = [(2 \times B_{2\text{min}} + (n-1) \times B_{3\text{min}} + n \times \text{Modül uzunluğu}]/1000$$

$$\text{Min. Tank Uzunluğu} = [2 \times 250 + (4-1) \times 250 + 4 \times 550] / 1000$$

$$\text{Min. Tank Uzunluğu} = 3450 \text{ mm} = 3,45 \text{ m}$$

Seçilen Havuz Uzunluğu (L) = 3,5 m

$$\text{Min. Tank Genişliği} = [(2 \times B1_{\min} + (n-1) \times B3_{\min} + n \times \text{Modül genişliği}] / 1000$$

$$\text{Min. Tank Genişliği} = [(2 \times 250) + (1 \times 250) + (2) \times 1350] / 1000$$

$$\text{Min. Tank Genişliği} = 3,45 \text{ m}$$

Seçilen Tank Genişliği : 3,5 m

MBR tank hacmi ise,

$$\text{MBR Tank Hacmi } (V_{MBR}) = W \times L \times H$$

$$\text{MBR Tank Hacmi } (V_{MBR}) = 3,5 \times 3,5 \times 4$$

$$\text{MBR Tank Hacmi } (V_{MBR}) = 49 \text{ m}^3$$

şeklinde bulunur. Hesaplanan tank boyutları özet olarak Tablo 9.29'da verilmiştir.

Membran modüller için ihtiyaç duyulan hava debisinin hesaplanması:

Membran modülleri için teorik hava ihtiyacı Tablo 9.16'daki bilgilere göre birim membran alanı $0,35 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{st}$ seçilmiştir. Bu değer her modül için ; $93 \text{ m}^3/\text{st}$ değerine karşılık gelmektedir. Hava sıyırma için ihtiyaç duyulacak toplam hava debisi:

$Q_{hava} = 8 \times 92 = 744 \text{ m}^3/\text{st}$ olarak hesaplanmaktadır.

Tablo 9.29 MBR tankının hesaplanan verileri

Tanktaki paralel ünite sayısı	2	Paralel Ünite
Paralel üniteadaki modül sayısı	4	Modül
Toplam modül sayısı	8	Modül
MBR tank sayısı	1	Tank
Değerler		
Su seviyesi (m)	3,5	
Hava payı (m)	0,50	
Tank derinliği (m)	4	
Tank uzunluğu (m)	3,5	
Tank genişliği (m)	3,5	
MBR tank hacmi (m ³)	49	

Biyolojik Ünitelerin Hesaplanması

Hesaplar ATV yöntemine göre yapılmıştır.

Denitrifikasyon Kapasitesinin belirlenmesi

Günlük denitrifikasyona edilecek ortalama nitrat konsantrasyonu (mg/l),

$$S_{NO_3, D} = C_{N, IAT} - S_{orgN, EST} - S_{NH_4, EST} - S_{NO_3, EST} - X_{orgN, BM}$$

$$S_{NO_3, D} = 60 - 2 - 8 - 10 = 40 \text{ mg N/L}$$

Gerekli Denitrifikasyon Kapasitesi;

$$S_{NO_3, D}/C_{COD, IAT} = 0,5 \cdot (S_{NO_3, D}/C_{BOD, IAT})$$

$$S_{NO_3, D}/C_{COD, IAT} = 0,5 \cdot (40/500)$$

$$S_{NO_3, D}/C_{BOD, IAT} = 0,16$$

bulunmaktadır. İşletme sıcaklığı 15 °C olduğu için denitrifikasyon kapasitesi % 3 arttırılmıştır.

$$S_{NO_3,D}/C_{BOD,IAT} = (0,16).(1,03) = 0,164$$

Hesaplanan $S_{NO_3, D}/ C_{BOD, IAT}$ değerine göre V_D/V_{AT} oranı Tablo 9.23'ten seçilmektedir. $V_D/V_{AT} = 0,5$

Toplam Çamur Yaşının Belirlenmesi:

Toplam çamur yaşı aşağıdaki formül ile hesaplanabilir.

$$t_{SS,dim} = SF \cdot 3,4 \cdot 1,103^{(15-T)} \cdot \frac{1}{1 - (V_D / V_{AT})}$$

$$t_{SS,dim} = 1,8 \cdot 3,4 \cdot 1,103^{(15-15)} \cdot \frac{1}{1 - (0,5)} \cong 12,5 \text{ gün}$$

Biyolojik fosfor giderimi

Çöktürülmesi gereken fosfor konsantrasyonu, Denklem 9.46 yardımı ile

$$X_{P, Prec} = C_{P, IAT} - C_{P, EST} - X_{P, BM} - X_{P, BioP}$$

$$C_{P, EST} = 0,6.1 = 0,6 \text{ mg/lit}$$

$$X_{P, BM} = 0,005.500 = 2,5 \text{ mg/lit}$$

$$X_{P, BioP} = 0,007.520 = 3,5 \text{ mg/lit}$$

$$X_{P, Prec} = 10 - 0,6 - 2,5 - 3,5 = 3,4 \text{ mg/lit}$$

şeklinde bulunmaktadır. Bu sonuca göre (sadece biyolojik fosfor giderimi halinde) fosfor için deşarj standardı değeri sağlanamaz ise arıtma tesisinde fosfor giderimi için ilave kimyasal arıtma uygulanması gerekmektedir. Fosfor gideriminin gerekli olmadığı ve arıtılmış suyun sulama amaçlı kullanılacak olması durumunda kimyasal fosfor giderimi yapılmasına gerek olmayabilir. Fakat özellikle hassas alanlara deşarj

yapan arıtma tesislerinde biyolojik fosfor gideriminin yetmediği durumlar için kimyasal fosfor giderimi yapılması gereklidir. Bu durumda oluşacak kimyasal çamur son işlemlerde (çamur susuzlaştırma ve çürütme) dikkate alınmalıdır.

Günlük oluşan çamur miktarının hesaplanması:

Günlük oluşan çamur miktarı, aşağıdaki gibi hesaplanır:

$$SP_{d,C} = Q_d \cdot \left(\left(\frac{X_{COD,SP}}{0,8 \cdot 1,45} \right) + X_{inorgSS,IAT} \right) / 1000$$

$$X_{COD,SP} = X_{COD,INERT,IAT} + X_{COD,BM} + X_{COD,INERT,BM}$$

Burada,

$X_{COD,INERT,IAT}$: İnert partiküler giriş KOİ konsantrasyonu, mg/lit

$X_{COD,BM}$: Oluşan biyokütlenin KOİ eşdeğerini, mg/lit

$X_{COD,INERT,BM}$: İçsel solunum sonucu oluşan inert partiküler KOİ konsantrasyonunu, mg/lit

göstermektedir. Atıksudaki KOİ bileşenlerinin analizler sonucu belirlenmesi gerekmektedir. Farklı bölgelerdeki evsel atıksular için ve/veya kanalizasyona endüstriyel atıksu girişinin yoğun olduğu bölgeler için mutlaka atıksuya özgü KOİ bileşenlerinin analiz edilerek belirlenmesi gerekmektedir. Burada, Tablo 9.12'deki bilgiler esas alınmıştır.

$$X_{COD,BM} = C_{COD,deg,IAT} \cdot Y \cdot \left(\frac{1}{1 + b \cdot t_{SS} \cdot F_T} \right)$$

$C_{COD,deg,IAT}$: Arıtma tesisi girişinde biyolojik olarak ayrışabilir KOİ konsantrasyonu, mg/lit

$$t_{SS,dim} = t_{SS}$$

$$F_T = 1,072^{(T-15)}$$

- b : 15°C'de mikroorganizmalar için ölüm katsayısı (gün⁻¹)
 Y : Mikroorganizma dönüşüm oranı (g KOİ/g KOİ_{biyolojik ayrışabilir})
 F_T : Sıcaklık düzeltme faktörü
 T : Sıcaklığı, °C

$$F_T = 1,072^{(T-15)} = 1,072^{(15-15)} = 1$$

$$X_{COD,BM} = 425 \cdot 0,67 \cdot \left(\frac{1}{1 + 0,17 \cdot 12,5 \cdot 1} \right) = 91,1 \text{ mg / lt}$$

$$X_{COD,inert, BM} = 0,2 \cdot X_{COD,BM} \cdot t_{SS} \cdot b \cdot F_T$$

$$X_{COD,inert,BM} = 0,2 \cdot 91,1 \cdot 12,5 \cdot 0,17 \cdot 1 = 38,7 \text{ mg/lt}$$

$$X_{COD, SP} = X_{COD, INERT, IAT} + X_{COD, BM} + X_{COD, INERT, BM}$$

$$X_{COD, SP} = 50 + 91,1 + 38,7 \approx 180 \text{ mg/lt}$$

$$X_{inorgSS,IAT} = B \cdot X_{SS,IAT}$$

B: AKM'nin inert kısmı: B değeri 0,2 ile 0,3 (%70 ile %80 organik) arasında alınabilir. Eğer bu değer için hiçbir çalışma mevcut değilse ham atıksu için B=0,3 ve birincil çöktürme tankından çıkış için B=0,2 alınması tavsiye edilmektedir.

$X_{SS, IAT}$: Arıtma tesisi girişinde partiküler KOİ konsantrasyonu, mg/lt

$$X_{inorgSS,IAT} = 0,2 \cdot 300 = 60 \text{ mg/lt}$$

$$SP_{d,C} = 1000 \cdot \left(\left(\frac{180}{0,8 \cdot 1,45} \right) + 60 \right) / 1000 = 215,2 \text{ kg / gün}$$

Fosfor giderimi sonucu oluşan çamur:

$$SP_{d,P} = Q_d \cdot (3 \cdot X_{p,BioP} + 6,8 \cdot X_{p,PreC,Fe} + 5,3 \cdot X_{p,PreC,Al}) / 1000$$

$$SP_{d,P} = 1000 \cdot (3 \times 3,5 + 6,8 \times 3,4) / 1000 = 33,6 \text{ kg AKM/gün}$$

Günlük oluşan toplam çamur miktarı (SP_d , kg AKM/gün):

$$SP_d = SP_{d,c} + SP_{d,p}$$
$$SP_d = 215,2 + 33,6 = 248,6 \text{ kg AKM/gün}$$

olmaktadır.

Biyolojik reaktör içinde gerekli olan AKM kütlesi ($M_{SS,AT}$):

$$M_{SS,AT} = t_{SS, \text{dim}} \cdot SP_d$$
$$M_{SS,AT} = 12,5 \cdot 248,6 = 3107,5 \text{ kg AKM}$$

Geri Devir Hesabı:

İçsel geri devir oranı:

$$RC = \frac{S_{NH_4,N}}{S_{NO_3,EST}} - 1$$

İle hesaplanmaktadır. Burada,

- RC : Toplam geri devir oranını
 $S_{NH_4,N}$: Nitrifiye edilecek amonyum konsantrasyonunu ($C_{N, IAT}$), mg/lit
 $S_{NO_3,EST}$: Çıktıdaki nitrat konsantrasyonunu, mg/lit

ifade etmektedir.

$$RC = \frac{60}{8} - 1 = 6,5$$

$$RC = IR + RS$$

$$IR = 6,5 - 2 = 4,5$$

Biyolojik tankdaki MLSS konsantrasyonu aşağıda ki formül ile hesaplanabilir.

$$MLSS_{bio} : (MLSS_{MBR} \times r) / (1 + r)$$

$MLSS_{bio}$: Biyolojik tankdaki katı madde konsantrasyonu, g/lt

$MLSS_{MBR}$: MBR tankında ki çamur konsantrasyonu, g/lt

r : Geri devir oranı

Biyolojik tank içerisindeki MLSS konsantrasyonunun 15.000 mg/lt olduğu kabul edilirse, membran tankı içerisindeki MLSS konsantrasyonu,

$$15.000 = (MLSS_{MBR} \times 2) / 1 + 2$$

$$MLSS_{MBR} = 22500 \text{ mg/lt}$$

bulunmaktadır.

Biyolojik reaktör hacmi (V_{AT}):

$$V_{AT} = \frac{tss \cdot SP_d}{SS_{AT}}$$

$$V_{AT} = 12,5 \cdot 248,5 / 15 \text{ g/lt}$$

$SS_{AT} = 15000 \text{ mg/lt}$ seçilmiştir.

$$V_{AT} = 207 \text{ m}^3$$

Buradan V_D/V oranı kullanılarak aerobik ve anoksik tank hacimleri hesaplanabilir. Anoksik hacim,

$$V_D = 0,5 \cdot 207 = 103,5 \text{ m}^3$$

olmaktadır. Anaerobik reaktör hacmi hidrolik bekletme süresi (θ_h) seçilerek boyutlandırılmıştır. Anaerobik reaktör için bekletme süresi 0,5-2 saat arasında seçilmesi önerilmektedir. Anaerobik hacim,

$$\text{Anaerobik Hacim} = \frac{Q_d}{\theta_h} = 1000 / 0,5 / 24 = 84 \text{ m}^3$$

olmaktadır.

Oksijen İhtiyacının Belirlenmesi

Karbon giderimi sonucu tüketilen oksijen:

$$OU_{d,C} = Q_d \cdot (C_{COD,IAT} - S_{COD,inert,EST} - X_{COD,SP}) / 1000$$

$$OU_{d,C} = 1000 \cdot (500 - 25 - 180) / 1000 = 295 \text{ kg } O_2 / \text{gün}$$

Nitrifikasyon sonucu tüketilen oksijen:

$$OU_{d,N} = Q_d \cdot 4,3 \cdot (S_{NO3,D} - S_{NO3,IAT} - S_{NO3,EST}) / 1000$$

$$OU_{d,N} = 1000 \cdot 4,3 \cdot (40 - 0 - 8) / 1000 = 137,6 \text{ kg } O_2 / \text{gün}$$

Denitrifikasyon sonucu açığa çıkan oksijen:

$$OU_{d,D} = Q_d \cdot 2,9 \cdot S_{NO3,D} / 1000$$

$OU_{d,D}$: Denitrifikasyon sonucu açığa çıkan oksijen miktarı, kg O_2 /gün

$$OU_{d,D} = 1000 \cdot 2,9 \cdot 40 / 1000 = 116 \text{ kg } O_2 / \text{gün}$$

Saatlik oksijen ihtiyacı (OU_h):

$$OU_h = \frac{f_C \cdot (OU_{d,C} - OU_{d,D}) + f_N \cdot OU_{d,N}}{24}$$

Tablo 9.25'deki veriler dikkate alınarak $f_C = 1,17$ $f_N = 1,8$ kabul edilmiştir.

$$OU_h = \frac{1,17 \cdot (295 - 116) + 1,8 \cdot 137,6}{24} = 19 \text{ kg } O_2 / \text{st}$$

Membranların havalandırılması esnasında meydana gelen O_2 transferi,

$$Q_{O_2} = Q_{hava} \times \xi \times (a) \times 0,227 \text{ kg } O_2/m^3$$

ile hesaplanabilir.

Buradaki ifadeler, Tablo 9.26 yardımı ile bulunabilir. Buna göre,

Q_{O_2} : Su içerisine transfer olan oksijen miktarını, kg O_2 /st

Q_{hava} : Membranların havalandırılması için ihtiyaç duyulan hava miktarını, lt/dk

ξ : Oksijen çözünürlük verimini (%) (%7) → (Tablo 9.26'dan)

a : Alfa faktörünü (0,6) (Tablo 9.26'dan)

göstermektedir. Buna göre oksijen miktarı,

$$Q_{O_2} = 114408 \text{ kg } O_2/gün = 4,7 \text{ kg } O_2/st$$

şeklinde dir. Hava debisi ise,

$$Q_{hava} = 720 \text{ m}^3 \text{ hava } /st$$

olarak hesaplanır.

ξ ve a katsayıları Tablo 9.21'den alınmıştır. Bulunan bu değer birleşik MBR sistemlerin biyolojik aktivitenin ihtiyacını karşılamıyor ise ek olarak ince kabarcıklı havalandırma ünitesi tasarlanmalıdır. Ayrık sistemlerde ise bu değer fazladan verilmiş olur. Çünkü biyolojik aktivite için ayrıca havalandırma yapılması gerekmektedir ve biyolojik tank içerisindeki çözünmüş oksijen konsantrasyonunun 2 mg/lt'den az olmaması gerekmektedir.

KAYNAKLAR

- 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, 211-218.
- Berube, P., (2010). Chapter 9:Membrane Bioreactors: Theory and Applications to Wastewater Reuse, *Sustainability ScienceandEngineering*, 2, 255-292, ISSN1871-2711,DOI10.1016/S1871-2711(09)00209-8
- Chang, J., S., Chang, C. Y., Chen, A. C., Erde,, L., Vigneswaran, S., (2006). Long term operation of submerged membrane bioreactor for the treatment of high strength acrylonitrile-butadiene-styrene (ABS) wastewater: Effect of hydraulic retention time. *Desalination*, 191, 45-51.
- Choi, H., Zhang, K., Dionysiou, D. D., Oerther, D. B., Sorial, G. A. (2005). Effect of permeate flux and tangential flow on membrane fouling for wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 45, 68-78.
- Cicek, N.; Macomber, J.; Davel, J.; Suidan, M.T.; Audic, J.; Genestet, P. (2001). Effect of solids retention time on the performance and biological characteristics of a membrane bioreactor, *Water Sci. Technol.*, 43(11), 43–50.
- Elokdi, H., (2007). MBR Workshop, Membrane Biological Reactor Design, Operation and Maintenance, *Enviro Arabia*.
- Frechen, F.-B., Schier, W., Exler, H., Ohme, M. (2010). Mechanical pre-treatment (MPT) on municipal MBR plants. *Proceedings of the MBR Asia 2010*, April 27. Bangkok, Thailand.
- Frechen, F.-B., Schier, W., Linden, C. (2008). Pretreatment of municipal MBR applications. *Desalination*, 231:108–114.
- Hasar, H., Kınacı, C., Ünlü, A., Toğrul, H., Ipek, U., (2004). Rheological properties of activated sludge in a sMBR, *Biochemical Engineering Journal*, 20, 1-6.

- Henze, M.; Grady Jr., C. P. L.; Gujer, W.; Marais, G. V. R.; Matsuo, T. (1987). A general model for single sludge wastewater treatment systems. *Water Res.* 21, 505–515.
- Jiang, T., Kennedy, M. D., Guinzbourg, B. F., Vanrolleghem, P. A., Schippers, J. C. (2005). Optimising the operation of a MBR pilot plant by quantitative analysis of the membrane fouling mechanism. *Water Science and Technology*, 51, 19-25.
- Judd S., (2011). *The MBR Book Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment*, ISBN: 978-1856174817, Elsevier.
- 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, 1803.
- Khoshfetrat, A. B., Nikakhtari, H., Sadeghifar, M., Khatibi, M. S. (2011). Influence of organic loading and aeration rates on performance of a lab-scale upflow aerated submerged fixed-film bioreactor, *Process Safety and Environmental Protection*, 89, 193-197.
- Kootenaie, G., Aminirad, H. (2014). *Membrane Biological Reactors (MBR) and Their Applications for Water Reuse*, IJABBR, eISSN: 2322-4827, International Journal of Advanced Biological and Biomedical Research.
- Kornboonraksa, T., Lee, S. H. (2009). Factors affecting the performance of membrane bioreactor for piggery wastewater treatment *Bioresource Technology*, 100, 2926-2932.
- Kraume, M., Wedi, D., Schaller, J., Iversen, V., & Drews, A. (2009). Fouling in MBR: what use are lab investigations for full scale operation? *Desalination*, 236(1-3), 94-103
- Lousada-Ferreira, M., Geilvoet, S., Moreau, A., Atasoy, E., Krzeminski, P., Van Nieuwenhuijzen, A., (2010). MLSS concentration: Still a poorly understood parameter in MBR filterability, *Desalination*, 250, 618-622.
- Macomber, J.; Cieck, N.; Suidan, M.; Dave, J.; Ginestet, P.; Audic, J. (2005). Biological kinetic data evaluation of an activated sludge

- system coupled with an ultrafiltration membrane, *J. Env. Eng.*, 131(4), p579-586.
- Metcalf&Eddy (2007). *Water Reuse, Issues, Technologies and Applications*, McGrawHill, ABD.
 - Ng, C. A., Sun, D., Zhang, J., Chua, H. C., Bing, W., Tay, S., & Fane, A. (2005). Strategies to improve the sustainable operation of membrane bioreactors In: *Proceedings of international desalination association conference*, Singapore.
 - Qin, J. J., Oo, M. H., Tao, G., Kekre, K. A. (2007). Feasibility study on petrochemical wastewater treatment and reuse submerged MBR, *Journal of Membrane Science*, 293, 161-166.
 - Smith, P. J., Vigneswaran, S., Ngo, H. H., Ben-Aim, R., & Nguyen, H. (2005). Design of a generic control system for optimising back flush durations in a submerged membrane hybrid reactor, *Journal of Membrane Science*, 255, 99-106.
 - Syed, W., Zhou, H., Sheng, C., Mahendraker, V., Theodoulou, M. (2009). Effects of hydraulic and organic loading shocks on sludge characteristics and its effects on membrane bioreactor performance, *Proceeding of WEFTEC*, Orlando, Florida.
 - Trussell, R. S., Merlo, R. P., Hermanowicz, S. W., Jenkins, D. (2006). The effect of organic loading on process performance and membrane fouling in a submerged membrane bioreactor treating municipal wastewater, *Water Research*, 40, 2675-2683.
 - Visvanathan, C., Thu, L. N., Jegatheesan, V., Anotai, J. (2005). Biodegradation of pentachlorophenol in a membrane bioreactor. *Desalination*, 183, 455-464.
 - Visvanathan, C., Yang, B. S., Muttamara, S., & Maythanukhraw, R. (1997). Application of air backflushing technique in membrane bioreactor, *Water Science and Technology*, 36, 259-266.
 - Yoon S.H. (2015). *Membrane Bioreactor Processes: Principles and Applications (Advances in Water and Wastewater Transport and Treatment)*, CRC Press, ISBN-10: 1482255839.
 - Yoon Tai II, Lee H.S., Chang G.K. (2004). Comparison of pilot scale performances between membrane bioreactor and hybrid

conventional wastewater treatment systems *Journal of Membrane Science* Volume 242, Issues 1–2, 5-12

- Zhang, J., Zhou, J., Liu, Y., Fane, A.G. (2010). A comparison of membrane fouling under constant and variable organic loadings in submerge membrane bioreactors, *Water Research*, 44, 5407-5413.

**Gen MBR
Modülü**



AnMBR Arıtma
tesisi



(Christian vd., 2010)

BÖLÜM 10

ANAEROBİK MEMBRAN BİYOREAKTÖRLER

Recep Kaan Dereli^{1,2}, Mustafa Evren Erşahin^{1,2} ve Hale Özgün^{1,2}

10.1. Giriş

10.1.1. Anaerobik Membran Biyoreaktör (AnMBR) Teknolojisinin Esasları

Anaerobik membran biyoreaktör (AnMBR), anaerobik (havasız) biyolojik arıtma ve membran proseslerinin bir arada kullanıldığı, her iki prosesin de üstünlüklerini içeren bir teknolojidir. AnMBR'ler özellikle enerji verimli atıksu arıtımında sağladığı üstünlükler dikkate alındığında, her geçen gün artan oranda araştırılmakta ve elde edilen bulgular ışığında daha fizibil bir teknoloji haline gelmektedir (Liao ve diğ., 2006; Dereli ve diğ., 2012a; Ersahin ve diğ., 2012; Ozgun ve diğ., 2013; Ersahin, 2015).

AnMBR'lerde kullanılan membran prosesi yavaş çoğalan anaerobik mikroorganizmaların fiziksel olarak reaktör içerisinde tutulmasını sağlamaktadır. Dolayısıyla, reaktör içerisinde yüksek aktif biyokütle konsantrasyonu elde etmek için çökeltim prosesine veya granülasyona ihtiyaç duyulmamaktadır. Ayrıca, yüksek miktarda partiküler formda organik madde konsantrasyonuna sahip atıksularda katı maddelerin hidrolizi ve biyolojik olarak parçalanması için yeterli süre sağlanabilmektedir (Lin ve diğ., 2010; Lin ve diğ., 2011a). AnMBR prosesinde partiküler maddelerin membran ile sudan ayrılması sayesinde çamur bekletme süresi (SRT) ve hidrolik bekletme süresi (HRT) birbirinden bağımsız olarak kontrol edilebilmektedir. Özellikle, atıksu karakterizasyonuna uygun olmayan reaktör tasarımı veya

¹ İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İTÜ

² Prof. Dr. Dincer Topacık Ulusal Membran Teknolojileri Uyg-Ar Merkezi, İTÜ

işletiminden kaynaklanan sorunlar nedeniyle biyokütlenin yeterli süre reaktör içinde tutulamadığı durumlar için AnMBR kullanılması, istenilen miktarda aktif biyokütlenin reaktörde tutulmasını sağlayabilmektedir. Ayrıca AnMBR'ler ile atıksularda bulunabilen spesifik kirleticileri parçalayan özel mikroorganizmalar da biyoreaktör içinde tutulabilmektedir (van Lier, 2008; Tao ve diğ., 2012). Bu nedenle, özellikle yüksek tuzluluk, yüksek sıcaklık, yüksek katı madde konsantrasyonu ve atıksuda biyolojik aktiviteyi veya granülasyonu engelleyici şekilde toksik madde bulunması gibi olağanüstü koşulların söz konusu olduğu durumlarda AnMBR teknolojisi, evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımında tercih edilir bir teknoloji olmaktadır (Jeison ve diğ., 2009; Yang ve diğ., 2013; Munoz Sierra ve diğ., 2014).

AnMBR'ler diğer atıksu arıtma teknolojilere göre daha az yer kaplamakta olup, sadece atıksu arıtma amaçlı değil, aynı zamanda besi madde içeriği yüksek arıtılmış su elde edilmesi amacıyla da kullanılmaktadır. Örneğin, AnMBR'ler ile evsel atıksuların tarımsal sulama amaçlı yeniden kullanımına olanak sağlayabilecek patojen içermeyen ve besi maddesi bakımından zengin arıtılmış su üretilebilmektedir. Arıtılmış su partiküler organik madde içermediğinden AnMBR teknolojisi ile çok yüksek arıtma verimleri elde edilebilmektedir. Son yıllarda atıksu deşarj standartlarının sıkılaşması, su geri kazanımına ve yeniden kullanımına olan ilginin artması, membran maliyetlerinin düşmesi ve üretim teknolojilerinin gelişmesi nedeniyle, AnMBR teknolojisinin atıksu arıtımında kullanımı yoğun bir araştırma ve uygulama alanı bulmuştur. Ayrıca anaerobik proses ile elde edilen biyogazın elektrik enerjisine dönüşümü sayesinde, AnMBR işletiminde gerekli olan enerji ihtiyacı da azaltılabilmektedir. AnMBR prosesi ile giriş atıksu KOİ içeriğinin yaklaşık %98'i biyogaza dönüştürülebilmektedir (van Zyl ve diğ., 2008). Belirtilen üstünlüklerin yanında, AnMBR teknolojisinin en önemli mahsuru membran tıkanmasıdır. Tıkanmaya bağlı olarak oluşan yüksek enerji gereksinimi, düşük akı ve yüksek yatırım maliyeti bu teknolojinin diğer mahsurları arasında sıralanabilir. AnMBR prosesinin farklı arıtma prosesleriyle

üstünlük ve mahsurları açısından karşılaştırmalı olarak değerlendirilmesi Tablo 10.1.'de verilmektedir (Lin ve diğ., 2013).

10.1.2. AnMBR Teknolojisinin Tarihsel Gelişimi

Membran prosesinin fiziksel bir ayırıcı olarak anaerobik reaktörler ile birlikte kullanılması ilk olarak 1978 yılında uygulanmaya başlanmıştır (Grethlein, 1978). Bu ilk uygulamada membran, septik tank çıkışına yerleştirilmiştir. Endüstriyel atıksu arıtımında, 1980'lerin başında kuvvetli karakterdeki peyniraltı atıksularının arıtımı için ilk AnMBR prosesi geliştirilmiştir. 1990'lı yıllara gelindiğinde, AnMBR'lerin biyolojik arıtma ve filtrasyon performanslarının incelenmesi üzerine birçok çalışma gerçekleştirilmeye başlanmıştır (Kataoka ve diğ., 1992; Bailey ve diğ., 1994; Cadi ve diğ., 1994). AnMBR prosesi için bu süreçte farklı isimler de kullanılmıştır. Bu kullanımlara örnek olarak membran anaerobik reaktör sistemi (MARS), anaerobik parçalanma ultrafiltrasyon sistemi (ADUF), çapraz akışlı ultrafiltrasyon membran anaerobik reaktör (CUMAR) verilebilir (Dereli ve diğ., 2012a).

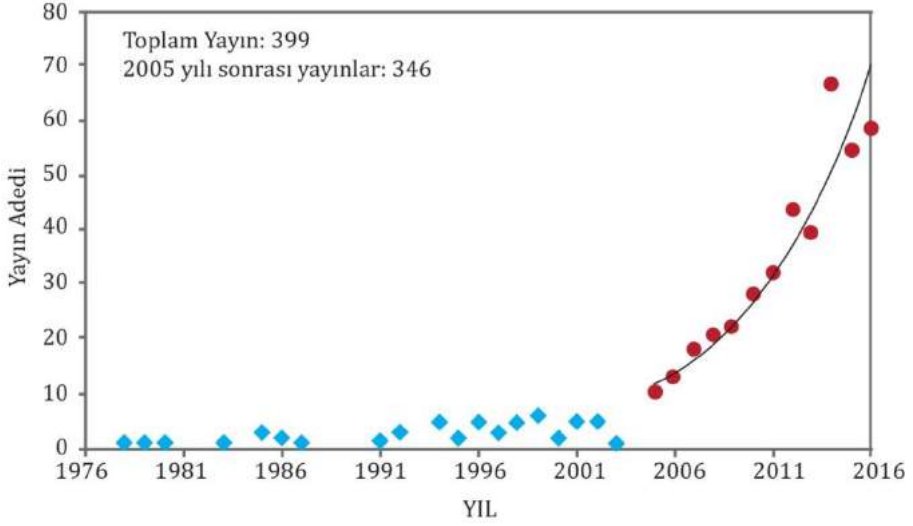
1990 yılında Japonya'da başlatılan özel bir program kapsamında, AnMBR teknolojisi ile ilgili farklı tertip tarzları içeren birçok pilot ve tam ölçekli reaktör işletilmeye alınmış ve bu reaktörlerde farklı karakterde substratlar arıtılmıştır (Kimura, 1991). Bu programın temel sonucu olarak, AnMBR teknolojisi ile oldukça yüksek arıtma verimi elde edilmesine karşın, süzüntü akısının düşük olduğu ve yüksek tıkanma problemleri olduğu ortaya konmuştur. Buradan hareketle, enerji maliyetleri ve membran ilk yatırım/yenileme maliyetlerinin çok yüksek olacağı tahmin edilerek, AnMBR'lerin diğer teknolojiler yanında sürdürülebilir bir teknoloji olmadığı sonucuna varılmıştır. Elde edilen bu sonuçlar, AnMBR'ler üzerine çalışmaların 2000'li yıllara kadar oldukça yavaş seyretmesine yol açmıştır.

Tablo 10.1 AnMBR prosesinin farklı arıtma prosesleriyle karşılaştırılması

Kriter	Konvansiyonel		AeMBR	AnMBR
	Aerobik Arıtma	Anaerobik Arıtma		
Organik madde giderim verimi	Yüksek	Yüksek	Yüksek	Yüksek
Arıtılmış su çıkış kalitesi	Yüksek	Orta-Zayıf	Çok Yüksek	Yüksek
Organik yükleme hızı	Orta	Yüksek	Yüksek-Orta	Yüksek
Çamur üretimi	Yüksek	Düşük	Yüksek-Orta	Düşük
Alan ihtiyacı	Yüksek	Yüksek-Orta	Düşük	Düşük
Biyokütlenin reaktörde tutulması	Düşük-Orta	Düşük	Çok Yüksek	Çok Yüksek
Nütrient ihtiyacı	Yüksek	Düşük	Yüksek	Düşük
Alkalinite ihtiyacı	Düşük	Bazı endüstriyel atıksular için yüksek	Düşük	Yüksek-Orta
Enerji ihtiyacı	Yüksek	Düşük	Yüksek	Düşük
Sıcaklığa karşı hassasiyet	Düşük	Düşük-Orta	Düşük	Düşük-Orta
Devreye alınma süresi	2-4 Hafta	2-4 ay	< 1 hafta	< 2 hafta
Biyoenerji geri kazanımı	Yok	Var	Yok	Var

Membran maliyetlerinin düşmesi, tıkanmaya dirençli yeni membran malzemelerinin geliştirilmesi, gittikçe sıkılaşılan deşarj standartları, enerji maliyetlerindeki artış ve su geri kazanımına verilen önemin artmasıyla birlikte, 2000'li yılların ortalarından itibaren AnMBR prosesi üzerindeki araştırmalar önemli ölçüde artış göstermeye başlamıştır. Ayrıca, dünyada atıksu arıtımında ki enerji verimliliğinin ana tasarım ve işletme kriteri olarak kabul edilmesi ve en düşük maliyetle en yüksek verimde arıtımın sağlanması kavramının Avrupa'da yaygınlaşmaya başlamasıyla birlikte, AnMBR teknolojisinin evsel ve endüstriyel atıksu arıtımında önemi her geçen gün artmaya başlamıştır.

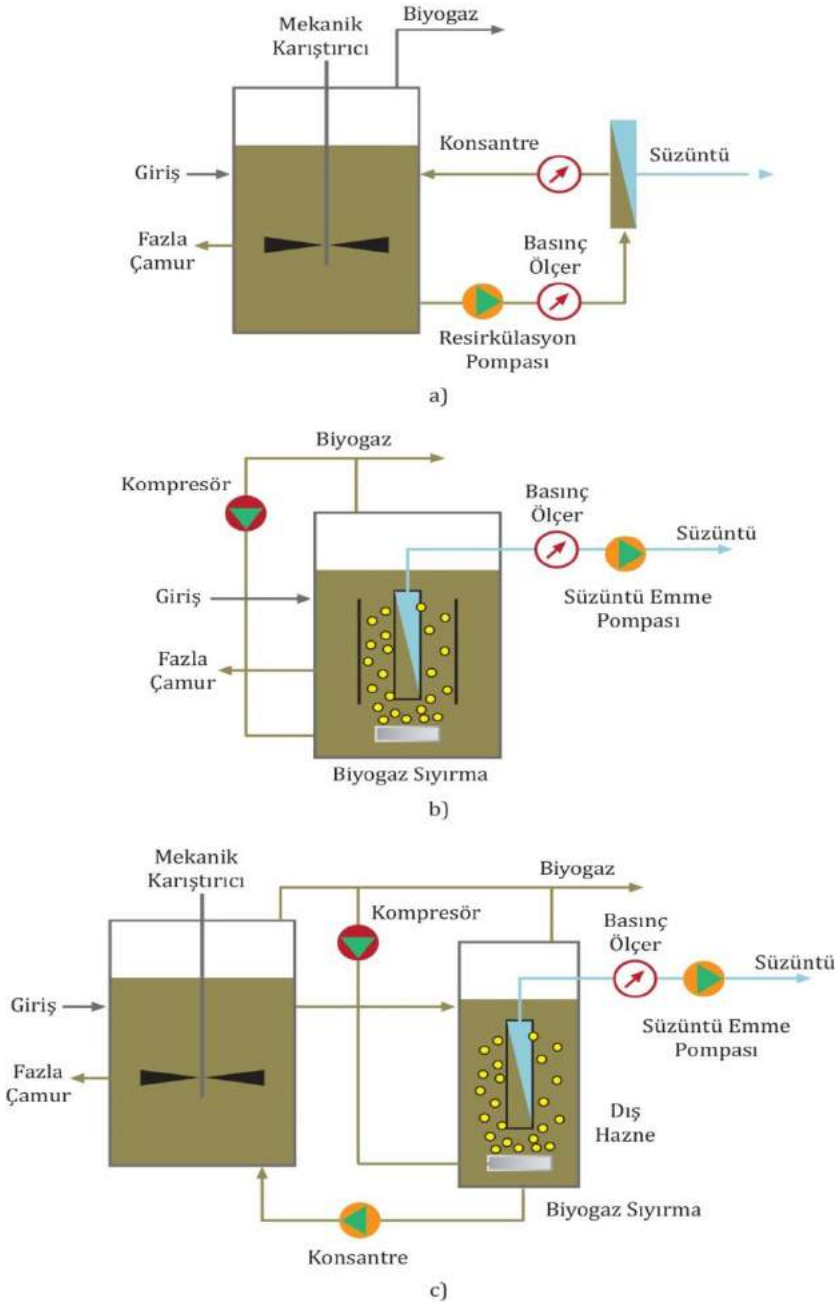
AnMBR teknolojisi üzerinde artan bilimsel araştırmalar beraberinde pilot ve tam ölçekli tesislerin uygulanabilirliği ile ilgili çalışmaları da getirmiştir. Buna bağlı olarak, dünya ölçeğindeki farklı firmalar tarafından AnMBR prosesinin ticarileştirilmesine ve patent altına alınmasına başlanmıştır. Bu konuda çalışan bazı şirketler arasında Kubota (Japonya), ADI Sistemleri (Kanada), Veolia-Biothane (Fransa-Hollanda), Pentair (ABD) ve GE Power (ABD) firmaları sayılabilir. Örneğin, Biothane ve Pentair şirketlerinin birlikte geliştirdiği ve MEMTHANE® olarak adlandırdıkları düşük enerjili AnMBR sisteminin 2015 itibarıyla Avrupa, ABD ve Afrika'da olmak üzere 7 adet tam ölçekli uygulaması bulunmaktadır. Farklı büyüklükteki bu tesislerin kurulu hacimleri 675-20000 m³ arasında değişmektedir (van Lier ve diğ., 2015). Şekil 10.1.'de 2000'li yılların ortalarından itibaren AnMBR teknolojisine yönelik artan araştırma ilgisi görülmektedir. AnMBR prosesinin son yıllarda giderek önem kazanmasında bu prosesin yüksek organik madde içeren (kuvvetli) atıksuların arıtılmasında başarıyla uygulanması büyük rol oynamıştır. Bu amaçla, AnMBR prosesi başlıca gıda ve meşrubat endüstrisi atıksuları ile hayvan gübresi arıtımında kullanım alanı bulmuştur (Zhang ve diğ., 2007; Meabe ve diğ., 2013). Ayrıca, katı madde ve patojen içermeyen ve nütrient açısından zengin arıtılmış su elde edilmesi imkanı sağlamasıyla, AnMBR'ler evsel atıksu arıtımında da artış gösteren bir araştırma konusu haline gelmiştir (Ho ve Sung, 2010; Gao ve diğ., 2010; Liu ve diğ., 2012; Ozgun ve diğ., 2015).



Şekil 10.1 1978-2016 yılları arası AnMBR'ler ile ilgili yayınlanan bilimsel makalelerin sayısı (Bu grafik SCOPUS veri tabanında “anaerobik” ve “membran” anahtar kelimelerinin makale başlıklarında aratılması sonucu oluşturulmuştur. Bulunan makalelerin konuya uygunlukları teker teker kontrol edilmiştir. Dereli (2015)'te rapor edilen veriler güncellenmiştir.)

10.1.3. AnMBR Tasarımında Temel Faktörler ve Farklı Reaktör Kombinasyonları

AnMBR prosesinde genellikle mikrofiltrasyon (MF) veya ultrafiltrasyon (UF) membranları kullanılmaktadır. Bu membranlar, içi boşluklu fiber, düz plaka veya tübüler membran modüller olarak kullanılabilir. Temizleme ve membran değişiminin kolay olması nedeniyle literatürde yapılmış AnMBR çalışmalarında genellikle düz plaka membran modülleri tercih edilmiştir. Membran ünitesi AnMBR sisteminde harici veya biyoreaktör içerisinde batık olarak yer alabilir (Şekil 10.2a-b). Ayrıca, membran ünitesi biyoreaktör dışında teşkil edilen bir hazne içerisinde batık olarak da konumlandırılabilir (Şekil 10.2c).



Şekil 10.2 AnMBR Tertip tarzları a) Harici, b) Reaktör içerisinde batık, c) Dış haznede batık (Liao ve diğ., 2006; Dereli, 2015)

Batık membran tertip tarzı ile daha düşük enerji tüketimi sağlanabilmektedir. Harici tertip tarzında ise membran değişimi daha kolay olup, daha yüksek akılar elde edilebilmektedir. Ancak harici membran modülünde uygulanan yüksek çapraz akış hızları nedeniyle mikrobiyal aktivite olumsuz yönde etkilenebilmektedir (Lin ve diğ., 2013). AnMBR prosesinde kullanılan membranlar polimerik, metalik ve inorganik (seramik) malzemelerden yapılabilmektedir.

AnMBR proseslerinin tasarımında dikkat edilmesi gereken en önemli faktör, atıksu karakterizasyonu ve miktarıdır. Seçilen membran malzemesinin atıksuyun özelliklerine (sıcaklık, pH vb.) uygun olması gerekmektedir. İnorganik membranlar atıksudaki korozif maddelerden ve yüksek sıcaklıklardan polimerik membranlara göre daha az etkilenmektedir. Ancak polimerik membranlar, inorganik membranlara göre daha ucuz olduklarından genellikle daha yaygın olarak kullanılmaktadırlar. Diğer önemli bir belirleyici parametre ise tasarım ve işletme akısıdır. Akı parametresi, membran yüzey alanını doğrudan belirlediği için ilk yatırım maliyetinde de belirleyici olmaktadır. Tasarım için arıtma hedeflerinin iyi belirlenmesi gerekmektedir. Hedeflenen çıkış suyu kalitesine yönelik olacak şekilde membran prosesi (MF, UF v.b.) seçilmelidir. Örneğin, alıcı ortama deşarj edilecek arıtılmış su ile yeniden kullanım amacıyla üretilen arıtılmış suyun kalitesi ve bu kaliteye ulaşmak için seçilecek proseslerin tertip tarzları önemli derecede farklılık gösterebilmektedir.

Tıkanma, AnMBR proseslerinin işletiminde karşılaşılan en önemli problemdir. Membran gözeneklerinin atıksu içerisinde bulunan kirletici maddelerin birikimi ile dolması ve/veya membran yüzeyinde organik ve/veya inorganik maddelerin birikmesi sonucunda kek tabakası oluşması membranın tıkanmasına neden olmaktadır. Kek tabakası oluşumu AnMBR'lerde membran performansını olumsuz etkileyen en önemli mekanizmadır (Jeison ve van Lier, 2007a; Torres ve diğ., 2011). Tıkanma sonucunda membran akısı düşmekte veya işletme basıncı artmaktadır. Bu nedenle, membran temizleme sıklığı işletme stratejisi açısından kritik hale gelmektedir. Membran temizleme sıklığı, kullanılan

kimyasallar ve enerji açısından işletme maliyetini etkileyen önemli bir faktördür. Bu bakımdan, membran tıkanmasını engellemek için uygulanacak olan yöntem tasarımı belirleyici olmaktadır. AnMBR tasarımında dikkate alınması gereken en önemli işletme ve mühendislik parametreleri SRT, HRT, organik yükleme hızı (OLR), besi-mikroorganizma oranı (F/M), sıcaklık, pH ve nütrient ihtiyacı olarak sıralanabilir.

AnMBR prosesi, membran ünitesinin farklı tipteki anaerobik reaktörlere entegre edilmesiyle oluşturulabilmektedir. AnMBR prosesinde kullanılacak anaerobik reaktör tiplerine örnek olarak tam karışımli reaktör (TKR), yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktör (UASB), genişmiş granüler çamur yataklı (EGSB) ve akışkan yataklı (FB) reaktör verilebilir (Ho ve Sung, 2009; Kim ve diğ., 2011; Ozgun ve diğ., 2013). Bugüne kadar yapılan çalışmalarda, AnMBR prosesinde en yaygın kullanılan reaktör tipi TKR olmuştur (Smith ve diğ., 2012). Yüksek hızlı çamur yataklı reaktörlerde biyokütlenin önemli bir miktarı biyoreaktör içerisindeki çamur yatağında tutulduğundan, membran ile temas eden partiküler madde miktarı ve buna bağlı olarak membran tıkanması azalabilir. Fakat, membran yüzeyinde mikrobiyal çoğalma, kolloidal maddeler, çözünmüş mikrobiyal ürünler (SMP) ve hücre dışı polimerik maddeler (EPS) de tıkanmaya katkı sağlayan diğer önemli faktörlerdir (Meng ve diğ., 2009; Huang ve diğ., 2011; Ersahin ve diğ., 2014). Bu nedenle, membran tıkanmasını önlemek için birçok faktörün bir arada değerlendirilmesi gerekmektedir.

10.2. Uygulama Alanları

10.2.1. Evsel Atıksu Arıtımında AnMBR Uygulamaları

Evsel atıksuyun sürdürülebilirlik kapsamında atık olmaktan ziyade, yeniden kullanılabilir bir kaynak olarak değerlendirilmesi, arıtımı için enerji nötr veya enerji pozitif sistemlerin kullanılmasını

gerektirmektedir (McCarty ve diğ., 2011). Mevcut konvansiyonel aerobik arıtma tesislerinde evsel atıksudaki enerji, birincil çamur ve üretilen fazla biyokütlelerin anaerobik çürütülmesi sonucu metan gazı olarak geri kazanılabilmektedir. Ancak bu yöntemle evsel atıksuyun enerji potansiyelini oluşturan toplam ayrışabilir KOİ'nin yaklaşık %45'i karbondioksit'e dönüşerek kaybolmaktadır (McCarty ve diğ., 2011). Ayrıca konvansiyonel aerobik arıtma proseslerinde havalandırma nedeniyle ihtiyaç duyulan enerji, çamurun anaerobik ayrışması sonucu elde edilen enerjiye göre oldukça yüksek kalmaktadır. Dolayısıyla, evsel atıksu arıtımında enerji geri kazanımını sağlamak, maliyetleri azaltmak ve olumsuz çevresel etkileri minimize etmek açısından konvansiyonel aerobik arıtma prosesleri yerine ana akımda uygulanabilecek anaerobik prosesler ön plana çıkmaktadır. Ana akımda uygulanabilecek anaerobik prosesler ile anaerobik çürütme içeren konvansiyonel aerobik prosesler karşılaştırıldığında, ana akımda anaerobik proseslerin kullanılması durumunda evsel atıksudaki ayrışabilir KOİ'nin tamamına yakınının metana dönüştüğü, havalandırma ihtiyacının tamamen ortadan kalktığı ve daha az miktarda çamur oluştuğu görülmektedir.

Son yıllarda su kaynaklarının korunması ve kaynakta ayırmaya verilen önem ile birlikte evsel atıksu karakterizasyonunda ve atıksu miktarlarında değişim gözlenirse de, birçok bölgede evsel atıksu hala düşük organik kuvvette ve yüksek miktarlarda oluşmaktadır. Bunun yanı sıra, evsel atıksuyun sıcaklığı düşük olabilmekte ve mevsimsel olarak değişim gösterebilmektedir. Anaerobik reaktörlerin genellikle mezofilik (35 °C) ve termofilik (55 °C) koşullarda etkin olarak işletilebilmesi, düşük sıcaklığa sahip olan ve yüksek miktarlarda oluşan evsel atıksuların arıtımı için aerobik proseslerin anaerobik proseslere göre çok tercih edilmesine sebep olmuştur. Anaerobik proseslerin kullanılması durumunda yüksek hacimlerde oluşan evsel atıksuların ısıtılması, evsel atıksuların düşük organik içeriğe sahip olduğu dikkate alındığında enerji açısından fizibil olmayacaktır. Bu nedenle, sıcak iklime sahip olan bölgeler dışında anaerobik prosesler evsel atıksu arıtımı için genellikle tercih edilmemiştir.

Yüksek hacimde oluşan evsel atıksuyun düşük yatırım maliyeti ile az alan kaplayacak şekilde arıtılabilmesi için arıtmanın düşük HRT'lerde gerçekleşmesi gerekmektedir. Ayrıca anaerobik mikroorganizmaların düşük çoğalma hızları, sistemin yüksek SRT'de işletilmesini gerekli kılmaktadır. Bu durumda evsel atıksu arıtımında HRT ve SRT'nin birbirinden bağımsız kontrol edilebilmesi gereklidir. HRT ve SRT'nin birbirinden bağımsız olma gerekliliği, özellikle daha düşük biyokütle çoğalma hızlarının sözkonusu olduğu düşük sıcaklıklarda ön plana çıkmaktadır. AnMBR teknolojisi sayesinde evsel atıksuların arıtımında ana akım prosesi olarak anaerobik prosesler uygulanabilir hale gelmiştir. AnMBR sisteminde, aktif biyokütle ve partiküler organik maddenin biyoreaktörde tutulması sayesinde, düşük sıcaklıklarda dahi yüksek SRT'de işletme yapılarak yüksek kalitede çıkış suyu elde edilmektedir (Ozgun ve diğ., 2013; Ozgun, 2015). Bu nedenle, AnMBR teknolojisi kullanılarak evsel atıksulardan yüksek besin maddesi ve düşük patojen içeriği olan ve katı madde içermeyen arıtılmış su elde edilmesi günümüzde yoğun olarak araştırılmaktadır.

Evsel atıksu arıtımında AnMBR kullanımı ile ilgili mevcut araştırma konuları enerji kazanımı, maliyet ve çözünmüş metan geri kazanımı üzerinde yoğunlaşmıştır. Literatürde evsel atıksu arıtımında AnMBR teknolojisinin kullanıldığı çalışmalarda elde edilen arıtma ve filtrasyon performansları, sistem özellikleri ve işletme koşullarını da içerecek şekilde sırasıyla Tablo 10.2 ve Tablo 10.3'te verilmektedir.

Tablo 10.2 Evsel atıksu arıtımında kullanılan AnMBR'lerin arıtma performansı

Reaktör Tipi/ Modül Tertip Tarzi	Hacim	Sıcaklık	Atıksu Kaynağı	Giriş KOİ kons.	HRT	OLR	SRT	KOİ Giderim Verimi	AKM	CH ₄ Üretimi	Kaynak
	(lt)	(°C)		(mg/lt)	(st)	(kg KOİ/ m ³ .gün)	(gün)	(%)	(g/lt)	(lt CH ₄ / g KOİgid)	
Havasız Filtre- Havasız FB Reaktör Harici	2,3	10; 25	Sentetik ve Gerçek	480±50	4,2; 5,6; 9,8	-	-	>90	-	-	Seib ve diğ. (2016)
TKR/ Harici	550	23±1	Gerçek	-	8,5	-	40, 70, 100	-	11,3- 21,3	-	Dong ve diğ. (2016)
UASB Reaktör/ Harici	7	25	Sentetik	530±30	6	2	-	92	-	-	Ozgun ve diğ. (2015)
UASB Reaktör/ Batık	284	18	Gerçek	978±210	12,8- 14,2	1,6-2	-	90	-	-	Gouveia ve diğ. (2015)
TKR/ Harici	2	35±1	Sentetik	400±10	0,96-12	0,8-10	1000	98	4,9-13.3 ^a	0,129- 0,396	Wei ve diğ. (2014)
TKR/ Batık	5	15±0,1	Sentetik ve Gerçek	440	16-24	0,44- 0,66; 0,17- 0,393	300	92±5; 69±10	-	-	Smith ve diğ. (2013)

^ag UAKM/L; ^bL CH₄/gün; ^cToplam organik karbon giderim verimi; ^dNumune alma dışında sistemden çamur atılmamıştır.

Tablo 10.2 (Devamı) Evsel atıksu arıtımında kullanılan AnMBR'lerin arıtma performansı

Reaktör Tipi/ Modül Tertip Tarzı	Hacim	Sıcaklık	Atıksu Kaynağı	Giriş KOİ kons.	HRT	OLR	SRT	KOİ Giderim Verimi	AKM	CH ₄ Üretimi	Kaynak
	(lt)	(°C)		(mg/lt)	(st)	(kg KOİ/ m ³ .gün)	(gün)	(%)	(g/lt)	(lt CH ₄ / g KOİgid)	
TKR/ Batık	5	25-30	Gerçek	426,8± 59,4	10	1,02± 0,14	30; 60; 90	84-86	8,03- 13,579	0,19- 0,50 ^b	Huang ve diğ. (2013)
TKR/ Batık	1300	33, 21	Gerçek	410, 720	6-21	0,71, 0,64	76±10, 74±16	-	-	-	Gimenez ve diğ. (2012)
UASB Reaktör/ Batık	4,33	21-24	Sentetik	452±34, 8	8	1,2	-	96,3- 98,7	-	-	Ceron- Vivas ve diğ. (2012)
UASB Reaktör/ Batık	10	27-30	Sentetik	500±10	2; 12	6; 1	-	85; 96 ^c	1,6; 10,1	-	Liu ve diğ. (2012)
TKR/ Batık	6	-	Sentetik	425	12	-	∞ ^d	83	4,6	-	Achilli ve diğ. (2011)
TKR/ Harici	4	15; 25	Sentetik	500	12	1	-	>85; >95	-	-	Ho ve Sung (2010)
UASB Reaktör/ Harici	10	30	Sentetik	500	24	5,1	50	96	-	-	Gao ve diğ., (2010)

^ag UAKM/L; ^bL CH₄/gün; ^cToplam organik karbon giderim verimi; ^dNumune alma dışında sistemden çamur atılmamıştır.

Tablo 10.3 Evsel atıksu arıtımında kullanılan AnMBR'lerin filtrasyon performansı

Reaktör Tipi/Modül Tertip Tarzı/ Membran Tertip Tarzı	Membran Tipi	Malzeme	Gözenek Çapı (μm)	Membran Alanı (m^2)	Akı ($\text{lt}/\text{m}^2.\text{st}$)	Transmembran Basıncı (TMP) (kPa)	Çapraz Akış Hızı (m/sn)	Biyogaz Sıyırma Hızı (lt/dk)	Kaynak
Havasız Filtre- Havasız FB Reaktör/Harici/ Tübüler	-	PVDF, Seramik	0,018; 0,05	0,059; 0,05	5,9; 6,3; 7,4	9 \pm 4; 22 \pm 8	0,018- 0,024	-	Seib ve diğ. (2016)
TKR/Harici/İçi Boşluklu Fiber	-	PVDF	0,04	5,4	17	1,5-30	-	13,1	Dong ve diğ. (2016)
UASB Reaktör/Harici/-	UF	PES	0,03	0,11	12,3	8,5	1	-	Ozgun ve diğ. (2015)
UASB Reaktör/Batık/ İçi Boşluklu Fiber	UF	-	0,045	0,93	10-14	40-55	-	9-16 ^a	Gouveia ve diğ. (2015)
TKR/Harici/İçi Boşluklu	UF	PVDF	0,03	0,031	6-12	<10	0,1-0,3	-	Wei ve diğ. (2014)
TKR/Batık/Düz Plaka Tipte	MF	PES	0,2	0,0387	>7	10-80	-	4,67	Smith ve diğ. (2013)
TKR/Batık/Düz Plaka Tipte	-	Polieter sülfon (PES)	0,45	0,118	-	0-30	-	-	Huang ve diğ. (2013)

^a m/sa; ^b Moleküler ağırlık engelleme sınırı olarak kDa biriminde rapor edilmiştir.

Tablo 10.3 (Devamı) Evsel atıksu arıtımında kullanılan AnMBR'lerin filtrasyon performansı

Reaktör Tipi/Modül Tertip Tarzı/ Membran Tertip Tarzı	Membran Tipi	Malzeme	Gözenek Çapı (μm)	Membran Alanı (m^2)	Akı ($\text{lt}/\text{m}^2.\text{st}$)	Transmembran Basıncı (TMP) (kPa)	Çapraz Akış Hızı (m/sn)	Biyogaz Sıyırma Hızı (lt/dk)	Kaynak
TKR/Batık/İçi Boşluklu Fiber	UF	-	0,05	-	-	-	-	-	Gimenez ve diğ. (2012)
UASB Reaktör/Batık/ Tübüler	UF	PVDF	100 ^b	0,0085	4,2±0,2; 5,2±0,4	<40	-	-	Ceron- Vivas ve diğ. (2012)
UASB Reaktör/Batık/İçi Boşluklu Fiber	MF	PVDF	0,1	1	5	<35	-	-	Liu ve diğ. (2012)
TKR/Batık/Düz Plaka Tipte	MF	Poliolenin	0,4	0,1	10,5	-	-	8	Achilli ve diğ. (2011)
TKR/Harici/ Tübüler	MF	Politetra- floroetilen (PTFE)	1	0,09	5	6,9-55,2	-	-	Ho ve Sung (2010)
UASB Reaktör/Harici/ Düz Plaka Tipte	UF	Poli (eter-blok-amid) ile Kaplanmış Polivinilidin Florür (PVDF)	100 ^b ; 30 ^b	0,052	8-12	-	-	-	Gao ve diğ. (2010)

^a m/sa; ^b Moleküler ağırlık engelleme sınırı olarak kDa biriminde rapor edilmiştir.

AnMBR teknolojisinin çamuru reaktörde tutabilme ve özellikle düşük sıcaklıklar için yüksek çıkış suyu kalitesi elde etme gibi önemli üstünlükleri membran ünitesi kullanımı sonucu sağlanmaktadır. Membranın sağladığı bu üstünlüklerin yanı sıra; anaerobik biyoteknoloji de düşük miktarda çamur oluşumu, havalandırma ihtiyacının olmamasına bağlı olarak düşük enerji gereksinimi ve metan oluşumu ve dolayısıyla net enerji üretimi gibi birçok üstünlük sağlamaktadır. Ayrıca, AnMBR'ler yüksek OLR'de işletmeye olanak vermesi ve aktif çamur proseslerine göre daha yüksek reaktör derinliklerinde işletilebilmeleri nedeniyle daha az alan kaplama potansiyeline sahiptirler. Askıda katı madde (AKM) içermeyen AnMBR çıkış suyu nütrient geri kazanımı açısından ileri arıtmaya da tabi tutulabilmektedir. Sıralanan tüm bu üstünlüklere rağmen, tıkanma problemi AnMBR'lerin evsel atıksu arıtımında yaygın kullanımını engelleyen en önemli faktördür. Membranın tıkanma potansiyeli arıtma tesisi tertip tarzı, membran özellikleri, çamur ve giriş atıksu karakterizasyonu ve işletme koşulları gibi tasarım ve işletme ile ilgili birçok faktörden etkilenmektedir. Bu nedenle, membran tıkanmasını engellemek için farklı yöntemlerin kullanıldığı birçok çalışma gerçekleştirilmiştir.

Reaktör tasarımı, membranın tıkanma potansiyelini etkileyen en önemli faktörlerden biridir. Özellikle son on yılda TKR, UASB reaktör ve EGSB reaktör gibi farklı anaerobik reaktör tiplerinin farklı membran türleri ile birlikte kullanıldığı pek çok çalışma yapılmıştır. Bu alternatifler arasında UASB reaktörlerde çamurun tamamı yerine reaktör üst suyu membrana ulaşmaktadır. Dolayısıyla, tıkanma ile ilgili problemlerin azaltılması açısından UASB membran entegrasyonu tercih edilmektedir. Özgün ve diğ. (2015) evsel atıksudan tarımsal sulamada kullanım amaçlı düşük patojen ve yüksek besi madde içeriği olan su eldesini ve enerji geri kazanımını sağlayacak yenilikçi bir AnMBR tertip tarzının uygulanabilirliğini araştırmıştır. Bu çalışmada bir harici membran ünitesi UASB reaktöre entegre edilmiş ve sistem AnMBR olarak işletilmiştir. Süzüntü akımında katı madde gözlenmeyen ve KOİ giderim veriminin yaklaşık %92 seviyelerinde olduğu bu çalışmada, ortalama TMP değeri 85 mbar civarında kalmış ve ciddi bir membran tıkanma

problemi ile karşılaşılmamıştır. UASB reaktörlerin membran ile entegrasyonunun 25 °C için oldukça uygun olduğu gözlenmiştir. Gouveia ve diğ. (2015) ise reaktör tipi olarak benzer şekilde UASB reaktör kullanmış ancak membran UASB reaktöre batık olarak entegre edilmiştir. Düşük sıcaklık koşullarında gerçekleştirilen bu çalışmada ise KOİ giderim verimi %90 seviyelerinde olup, 400 ve 550 mbar aralığındaki TMP değerlerinde 10-14 lt/m².st aralığında akılar elde edilmiştir.

Membran malzemesinin seçimi de işletme sırasında karşılaşılabilecek tıkanma problemlerini engellemek açısından oldukça önem taşımaktadır. Gao ve diğ. (2010) sentetik evsel atıksu arıtımında AnMBR teknolojisi kullandıkları çalışmalarında Poli(eter-blok-amid) ile kaplanmış PVDF ve herhangi bir malzeme ile kaplanmamış polieterimid (PEI) membranları kullanarak sistemi işletmiş ve elde edilen sonuçlar tıkanmanın PEI membranda Poli(eter-blok-amid) ile kaplanmış PVDF membrana göre daha hızlı gerçekleştiğini göstermiştir. Bu durum farklı membran malzemeleri üzerinde tutunan spesifik mikrobiyal türler ile ilişkilendirilmiştir. Bu anlamda tıkanmayı engellemek için uygun membran malzemesi ve farklı mikrobiyal türlerin biyofilm oluşturma potansiyellerinin birlikte değerlendirilmesi gerekmektedir.

İşletme koşulları da membran tıkanması üzerinde oldukça etkili olup, tıkanmayı engellemek için SRT'nin optimizasyonu ile ilgili çalışmalar gerçekleştirilmektedir. AnMBR'lerde SRT'deki artış (30-100 gün veya sonsuz) yüksek alıkonma sürelerine bağlı olarak AKM konsantrasyonunda artışa (5-15 g/lt) neden olmakta ve buna bağlı olarak tıkanma hızlarında artış gözlenmektedir. Huang ve diğ. (2013)'nin evsel atıksu arıtımı amaçlı batık AnMBR kullandıkları çalışmasında, sistem 90 günlük çamur yaşında işletildiğinde, çamurun AKM konsantrasyonunda gözlenen artışa bağlı olarak, 60 günlük çamur yaşına göre daha yüksek tıkanma hızları elde edilmiştir. Ancak SRT 60 günden 30 güne düşürüldüğünde tıkanma potansiyelinde azalma beklenmesine rağmen artış gözlenmiştir. Bu durumda sistemde biriken SMP miktarı ile ilişkilendirilmiş ve tıkanma kontrolü açısından optimum

SRT değeri 60 gün olarak belirlenmiştir. Benzer şekilde, Dong ve diğ. (2016) gerçek evsel atıksu arıtımı için AnMBR kullanarak uzun dönemli bir çalışma gerçekleştirmiş ve farklı SRT'lerde (40-100 gün) sistem işletilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre, SRT 40 gün olacak şekilde sistem işletildiğinde çamurun AKM konsantrasyonunda azalma ve buna bağlı olarak kısa dönem için membranın tıkanma eğiliminde de azalma gözlenmiştir. Uzun dönemli işletmede ise SRT'nin tıkanma üzerinde etkisi olmamıştır. Bu çalışmalar sistem özelliklerine ve işletme koşullarına bağlı olarak seçilen optimum SRT'nin arıtma ve filtrasyon performansı açısından önem taşıdığını göstermektedir.

Çamur yaşının yanı sıra, besin kaynağı ve mikroorganizma miktarı arasındaki dengenin göstergesi olan F/M oranı da giderim verimini, çamur özelliklerini ve mikrobiyal türlerin dağılımını değiştirerek membran tıkanmasında etkili olan diğer önemli bir işletme parametresidir. Çok yüksek veya çok düşük seçilen F/M oranlarında çamur floklaşma potansiyelinde problemler gözlenebilmektedir. Liu ve diğ. (2012) F/M oranının membran tıkanması üzerindeki etkisini inceledikleri çalışmada, membran tıkanmasının yüksek F/M (3,8 g KOİ/g AKM.gün) koşullarında işletilen sistemde düşük F/M'de (0,1 g KOİ/g AKM.gün) işletilen sisteme göre daha yüksek seviyelerde olduğunu tespit etmişlerdir. Bu durum yüksek F/M koşullarında işletilen AnMBR'de artan SMP miktarı ve azalan partikül boyut dağılımı ile ilişkilendirilmiştir.

Seib ve diğ. (2016) sentetik ve gerçek evsel atıksu arıtımı için polimerik ve seramik tübüler membran içeren dört adet AnMBR sistemi kullanmış ve bu sistemlerde enerji ihtiyacını düşürmek için çapraz akış hızını azaltmanın etkisini araştırmışlardır. Sistem 0,018-0,024 m/sn aralığındaki düşük çapraz akış hızlarında işletilmiş ve granüler aktif karbon (GAC) ilavesinin tıkanma üzerindeki etkisi de seramik ve polimerik membranlar için test edilmiştir. GAC ilavesi sayesinde tıkanma potansiyeli etkilenmeden çapraz akış hızlarında önemli seviyelerde azalma sağlanmıştır. Bu sayede, enerji ihtiyacı 3-5 m/sn çapraz akış hızlarında işletilen tübüler sistemlere göre %98-99

seviyelerinde azalmıştır. 10°C'de dahi çıkış akımında biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ₅) konsantrasyonu 10 mg/l'tnin altında kalmıştır. Smith ve diğ. (2013) ise biyogaz ile sıyırmanın membran tıkanması üzerindeki etkisini incelemiş, elde edilen sonuçlar AnMBR'nin kısa ve uzun dönemli işletilebilmesinde biyogaz ile sıyırmanın oldukça etkin rol oynadığını göstermiştir.

Membran tıkanma kontrolünde yaygın olarak kullanılan diğer bir yöntem ise sistemin kesikli olarak işletilmesidir. Kesikli işletme koşullarında filtrasyon prosesi periyodik olarak durdurulmakta ve TMP değeri sıfıra gelmektedir. Böylece membran üzerinde zayıfça tutunan maddeler difüzyon ile reaktör sıvısına geri transfer olmaktadır. Ceron-Vivas ve diğ. (2012) sentetik evsel atıksu arıtımında AnMBR kullandıkları çalışmalarında biyogaz ile sıyırmayla desteklenen kesikli işletme koşullarının membran tıkanması üzerinde oldukça etkin olduğunu göstermiştir. Tıkanma probleminin yanı sıra, özellikle düşük sıcaklıkta işletilen AnMBR'lerin evsel atıksu arıtımında kullanılması durumunda düşük sıcaklığa bağlı olarak çıkış suyunda yüksek miktarda çözünmüş metan bulunmakta ve buna bağlı olarak sistemin enerji verimliliği azalmaktadır. Sera gazlarından biri olan metanın süzüntü akımındaki yönetimi oldukça önemlidir.

Smith ve diğ. (2013) evsel atıksuyun 15°C'de AnMBR ile arıtıldığı çalışmalarında üretilen metan gazının %40-50 aralığındaki kısmının, metanın düşük sıcaklıktaki çözünürlüğü ve aşırı doygunluğa bağlı olarak süzüntü akımında çözünmüş formda bulunduğunu bildirmiştir. Çözünmüş metanın süzüntü akımından geri kazanılması ile ilgili birçok yöntem farklı araştırmacılar tarafından çalışılmıştır. Gimenez ve diğ. (2012) biyogaz ile reaktörü karıştırmanın aşırı doygunluk seviyesine ulaşmayı engelleyerek çıkış akımında gözlenebilecek çözünmüş metan konsantrasyonunu minimize edebilecek bir yöntem olduğunu ifade etmiştir.

10.2.2. Endüstriyel Atıksu Arıtımında AnMBR Uygulamaları

Anaerobik mikroorganizmalar metabolizmalarının bir sonucu olarak çok yavaş çoğalabilen ve çevresel şartlardan (sıcaklık, pH, toksik maddeler) oldukça etkilenen canlılardır (Öztürk, 2007). Özellikle çok yüksek sıcaklık, tuzluluk, inhibitör, yağ-gres ve partiküler madde içeren endüstriyel atıksuların anaerobik granüler çamur yataklı reaktörler ile arıtımında granül oluşumunun olumsuz etkilendiği ve arıtma veriminin düştüğü gözlenmiştir (van Lier, 2008).

Yüksek sıcaklık koşullarında granül oluşumu için gerekli EPS'nin daha az salgılandığı belirlenmiş (Quarmby ve Forster, 1995) ve bu nedenle termofilik (55°C) şartlarda işletilen anaerobik reaktörlerde granül oluşumunun sağlanamadığı görülmüştür (Soto ve diğ., 1992). Özellikle, endüstriyel distilasyon proseslerinde oluşan atıksular yüksek sıcaklıklarda deşarj edilmekte olup genellikle anaerobik arıtma öncesinde soğutulmaları gerekmektedir.

Yüksek miktarda yağ ve gres içeren atıksuların anaerobik arıtımında, biyokütlede aktivite kaybı, uzun zincirli yağ asidi (LCFA) inhibisyonu ve toksisite gibi problemler görülmektedir (Hwu, 1997; Pereira ve diğ., 2002). Ayrıca yağ ve gres, mikroorganizma floklarının ve granüllerinin etrafını sararak biyokütlenin yüzmesine ve zamanla reaktörden yıkanmasına sebep olmaktadır (Rinzema ve diğ., 1989; Hawkes ve diğ., 1995). Bu tür atıksuların anaerobik çamur yataklı reaktörler ile arıtımında, reaktör yeterli biyokütle tutulamamakta ve arıtma verimi hızlı bir şekilde azalmaktadır.

Et işleme, patates işleme endüstrisi atıksuları yüksek konsantrasyonlarda AKM ihtiva etmektedir. AKM içeriği yüksek atıksuların anaerobik arıtımında hidroliz safhası hız sınırlayıcı adım olmaktadır. Özellikle yavaş hidroliz olan organik maddeler anaerobik çamur yataklı reaktörlere beslendiğinde, yatakta birikerek çamurun aktivitesinin düşmesine ve granül yapısının bozulmasına neden olur. Bu nedenle, bu atıksuların UASB reaktörler ile arıtımı öncesi AKM'nin

giderilmesi önerilmektedir (Rajeshwari ve diğ., 2000). Ancak, bu durum atıksuyun biyometan potansiyelinin düşmesine neden olmaktadır.

İlaç, tekstil, kağıt üretimi gibi birçok endüstride oluşan atıksular mikroorganizmalar üzerinde inhibe edici etkiye sahip organik ve inorganik kirleticiler ile biyolojik ayrışmaya dirençli organik maddeler ihtiva etmektedir. Bu atıksuların biyolojik arıtımı için mikroorganizmaların kirleticilere aklime olması gereklidir. Bu nedenle, bu kirleticileri parçalayabilen özel mikroorganizma türlerinin biyoreaktör içerisinde tutulabilmesi büyük önem taşımaktadır. Anaerobik granüler çamur yataklı reaktörlerde mikroorganizmaların reaktördeki kalış süreleri granül oluşturmalarına bağlıdır. Eğer bu türler granül oluşturmaz ise bir süre sonra reaktörden atılabilir ve sistemin kirletici giderim verimi düşebilir. Örneğin, fenol içeren atıksuların havasız çamur yataklı reaktörler ile arıtımında uzun aklimasyon sürelerine ihtiyaç duyulmuş, düşük granül oluşumu ve düşük fenol giderim verimleri elde edilmiştir (Tay ve diğ., 2000).

Balık işleme, petrokimya, deri endüstrisi atıksuları yüksek tuzluluk içermektedir (Lefebvre ve Moletta, 2006). Yüksek tuzluluk içeren atıksular, özellikle aklime olmamış anaerobik mikroorganizmaların inbibisyonuna, aktivitelerinde azalmaya ve hücre parçalanmasına neden olabilmektedir (Ismail ve diğ., 2010). Yüksek tuz konsantrasyonu içeren atıksuların anaerobik arıtımında, reaktörler düşük OLR'de çalıştırılabilmekte ve düşük arıtma verimi elde edilebilmektedir (Lefebvre ve diğ., 2006). Genellikle uzun adaptasyon süreleri gerekmektedir. Ayrıca, granül oluşumu da olumsuz etkilenmekte ve biyokütle genellikle çökme hızları düşük, küçük floklar halinde kalmaktadır.

Endüstriyel atıksuların anaerobik arıtımında en sık karşılaşılan problemlerden biri de atıksu debisi ve kirletici yüklerinde gün içerisinde görülebilen hızlı değişimlerdir. Bu durum özellikle anaerobik arıtma sistemlerinde hidrolik ve/veya organik şoklara neden olmakta ve arıtma performansını olumsuz etkileyebilmektedir. Hidrolik şoklar

biyokütlenin reaktörden yıkanmasına neden olurken, organik şoklar reaktörde pH'ın düşmesine ve uçucu yağ asidi (UYA) birikimine yol açmaktadır (Błaszczuk ve diğ., 1994). Bu nedenle anaerobik arıtma sistemlerinin öncesinde dengeleme reaktörü yapılması gerekmektedir.

Kağıt endüstrisi gibi bazı endüstriyel atıksular yüksek miktarda kalsiyum muhteva etmektedir. Bu tür atıksuların granüler çamur yataklı reaktörlerde arıtımında, reaktör içerisindeki kimyasal denge ve pH'a bağlı olarak granül yüzeyinde kalsiyum tuzları çökelebilmektedir. Bu durum granül yüzeyinde kabuk oluşumuna, aktivite kaybına ve zamanla granül yatağının taşlaşmasına neden olmaktadır (van Langerak ve diğ., 2000).

Mikroorganizmaların granüller halinde çoğalması ve bu granüllerin iyi çökme özelliği göstermesi, yüksek hızlı anaerobik çamur yataklı reaktörlerin performansında önemli rol oynamaktadır. Endüstriyel atıksuların anaerobik granüler çamur yataklı reaktörler ile arıtımında karşılaşılan en temel sorun, reaktörde aktif biyokütle tutulmasında yaşanan zorluklardır. Bu durumda, anaerobik arıtma sistemlerinde yavaş çoğalan biyokütlenin reaktörde kalış süresinin arttırılabilmesi için partiküler maddeleri fiziksel olarak sistemde tutabilen AnMBR teknolojisi kullanılmaktadır. Membran teknolojisinin yatırım ve işletme maliyetleri granüler çamur yataklı reaktörlere göre daha yüksektir. Ancak endüstriyel atıksuların arıtımında birçok durumda iyi granülasyon sağlanamamakta ve mevcut teknolojilerin performansı yeterli olmamaktadır. Ayrıca HRT'de görülebilen yüksek salınımlar (şok yükler) farklı bir ekstrem durum olarak reaktör performansını olumsuz yönde etkilemektedir. Bunun gibi ekstrem şartların görüldüğü ve mevcut teknolojilerin performanslarının yeterli olmadığı durumlarda AnMBR teknolojisi endüstriyel atıksu arıtımında önemli bir alternatif olarak değerlendirilmelidir. Özellikle, su geri kazanımı ve yeniden kullanımı nedeniyle, endüstrilerde konsantre atıksu oluşumunun artması beklenmektedir. Ayrıca, üretim proseslerindeki çeşitliliğin ve kullanılan kimyasal türlerinin artması sonucu gelecekte zor arıtılabilen atıksu türleri de artacaktır.

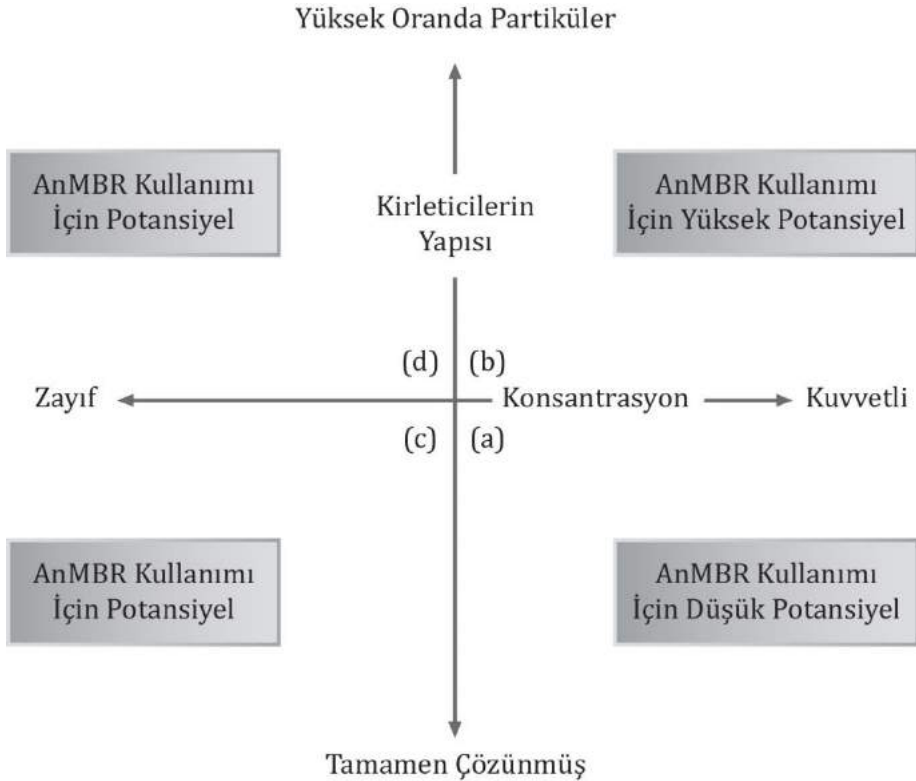
AKM içeriği düşük olan atıksuların anaerobik arıtımında granüler çamur yataklı reaktörler ilk yatırım ve işletme maliyeti bakımından üstün durumdadır (Liao ve diğ., 2006). Gelecekte de bu potansiyelin sürdürülmesi beklenmektedir. Ancak, AnMBR'ler özellikle organik madde ve AKM içeriği yüksek olan atıksular için önemli bir arıtma alternatifi olmaktadır (Şekil 10.3.). AnMBR'ler ile daha önce anaerobik arıtımı mümkün olmayan veya sadece düşük OLR'lerde arıtılabilen bazı endüstriyel atıksuların daha etkin olarak arıtımı mümkün olmaktadır. Bu bakımdan, AnMBR'lerin düşük yüklü anaerobik çamur çürütücüler ile yüksek yüklü granüler çamur yataklı sistemler arasındaki teknik boşluğu doldurması beklenmektedir. AnMBR'ler özellikle granülasyonun sağlanamadığı koşullar ve atıksu türleri için oldukça uygundur.

10.2.2.1. Laboratuvar Ölçekli Çalışmalar

Filtrasyon sistemlerinde tıkanma kaçınılmaz bir sonuç olup, önemli olan tıkanmayı azaltan işletme koşullarının belirlenmesidir. Bu bakımdan laboratuvar ölçekli, kontrollü çalışmalara büyük oranda ihtiyaç duyulmaktadır. Kontrollü şartlar altında işletilen sistemlerde, değişen işletme parametrelerinin organik ve inorganik kirleticiler üzerindeki etkileri bilimsel olarak ortaya konulabilir. Ayrıca, membran temizlenmesinde kullanılacak olan yöntemler optimize edilebilir.

Farklı endüstriyel atıksuların AnMBR teknolojisi ile arıtılabilirliği konusunda birçok laboratuvar ölçekli çalışma yapılmıştır. Bu çalışmalardaki temel amaç, AnMBR sistemlerin biyolojik arıtma performansı (KOİ giderim verimi, maksimum OLR, metan üretim verimi vb.) ve filtrasyon performansı (sürdürülebilir akı, TMP, filtrasyon sisteminin işletimi, membran temizleme yöntemlerinin verimi vb.) hakkında bilgi edinmektir. Bu doğrultuda, özellikle biyoreaktör işletme parametrelerinin (SRT, HRT, F/M vb.) sistemin biyolojik ve filtrasyon verimi ile olan ilişkisi en önemli inceleme konularından biri haline gelmiştir. AnMBR'ler biyolojik arıtma ve fiziksel ayırım proseslerinin bir

birleşimi olduğu için, biyolojik parametrelerin membran tıkanması üzerindeki etkilerinin belirlenmesi ve buna göre en uygun işletme koşullarının belirlenmesi büyük önem taşımaktadır.



Şekil 10.3 AnMBR'lerin farklı karakterdeki atık(su)ların arıtımında kullanım potansiyeli (Liao ve diğ., 2006)

SRT, AnMBR sistemlerinde biyolojik giderim ve filtrasyon verimini etkileyen en önemli parametrelerden biridir. Membran biyoreaktör sistemleri teorik olarak sonsuz SRT ile işletilebilir. Yüksek SRT, işletme açısından daha az çamur oluşumu, daha yüksek hidroliz ve biyometanizasyon oranı gibi birçok üstünlük sağlamaktadır. Ancak, filtrasyon açısından düşünüldüğünde yüksek SRT daha yüksek AKM konsantrasyonu, inert organik ve inorganik maddelerin reaktörde birikimi, mikroorganizma tarafından salgılanan SMP'nin birikimi gibi

birçok olumsuz etkiye neden olabilir. Bu nedenle işletme şartlarının en iyi arıtma ve filtrasyon verimini sağlayacak şekilde optimize edilmesi gerekmektedir (Dereli ve diğ., 2012a).

Son dönemde farklı türde endüstriyel atıksuların AnMBR'ler ile arıtımı sonucu elde edilen biyolojik arıtma ve filtrasyon performansları Tablo 10.4 ve Tablo 10.5'te özetlenmiştir. İşletme koşulları uygun olarak seçilen AnMBR sistemleri ile birçok atıksuda %90'ın üzerinde KOİ giderim verimi elde edildiği görülmektedir. Tablo 10.4 ve Tablo 10.5 incelendiğinde laboratuvar ölçekli AnMBR sistemlerinde genellikle OLR'nin 8-10 kg KOİ/m³.gün aralığında, akının ise 5-10 lt/m².st aralığında kaldığı görülmektedir. Çalışmaların büyük bir kısmında, reaktör içerisine batık olarak konumlandırılmış düz plaka tipte membran modüllerinin kullanıldığı görülmektedir. Bu tip modüllerde membran tıkanmasını engellemek için en sık kullanılan yöntem, üretilen biyogazın membran modülünün alt kısmından difüzörler ile sisteme geri devrettirilmesidir. Yapılan çalışmalarda 0,2-20 lt/dk aralığında çok farklı gaz geri devir hızlarının kullanıldığı görülmektedir.

Son yıllarda, AnMBR'ler ile boyar madde içeren tekstil atıksularının arıtımı oldukça ilgi çekmektedir (Baêta ve diğ., 2012). Tekstil atıksularında en sık kullanılan boyar maddelerden olan azo boyaların aerobik arıtmaya karşı dirençli olduğu ve yalnızca anaerobik şartlarda giderilebildiği bilinmektedir. Spagni ve diğ. (2012), Reaktif Orange 16 içeren sentetik tekstil atıksuyunu AnMBR ile arıtıldığı çalışmada %99 renk giderim verimi elde etmiştir. Atıksudaki, boyar madde konsantrasyonu 3,2 g/lt'nin üzerine çıktığında, metan üretiminin inhibe olduğu ve KOİ giderim veriminin azaldığı belirlenmiştir. Baêta ve diğ. (2013), Remazol Yellow Gold RNL azo boyasını içeren atıksuyun AnMBR ile arıtımını da çalışmış ve %90-94 seviyelerinde renk giderim verimi elde etmiştir. Ayrıca, AnMBR'ye toz aktif karbon eklendiğinde renk ve KOİ giderim veriminin arttığı gözlenmiştir. Yurtsever ve diğ. (2015) sentetik tekstil atıksularının arıtımında AnMBR ile MBR sistemlerini karşılaştırmıştır. AnMBR ile atıksudaki rengin tamamı giderilebilirken, MBR'de renk giderim verimi ancak %30-50 seviyelerinde kalmıştır.

Buna karşılık, AnMBR'de elde edilen akıya (9 lt/m².st) kıyasla, MBR'de iki kat yüksek akı (20 lt/m².st) elde edilmiştir.

Birçok endüstriyel atıksu anaerobik mikroorganizmalar için gerekli mikro nütrientleri içermemektedir. Bu bakımdan gerekli nütrientlerin belirli aralıklarla veya sürekli olarak reaktöre beslenmesi gerekebilmektedir. Kahve atıklarının fazla aktif çamur ile birlikte arıtıldığı bir AnMBR'de, mikro nütrient (Fe, Co, Ni) dozlamasının arıtma verimi ve sistem performansı üzerinde olumlu etkisi olduğu görülmüştür (Qiao ve diğ., 2013). Yu ve diğ. (2016) yüksek nişasta içeren endüstriyel atıksuların AnMBR ile arıtımında mikro nütrient (Fe, Ni, Co, Cu, Zn) dozlanmasının metan üretimini ve arıtma verimini olumlu şekilde etkilediğini belirtmiştir. Ancak, optimum mikro nütrient dozunun belirlenmesi gerektiği ve optimum dozun aşılması halinde mikro nütrientlerin inhibisyona neden olabileceği vurgulanmıştır.

AnMBR'lerde en önemli membran kirlenme mekanizmasının kek tabakası oluşumu olduğu belirlenmiştir (Charfi ve diğ., 2012). Ancak özellikle endüstriyel atıksularda sıklıkla karşılaşılan yüksek inorganik madde (NH₄⁺, PO₄³⁻, SO₄²⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺) konsantrasyonları, AnMBR'lerde su kimyası ve pH'a bağlı olarak inorganik kirlenmeye sebep olabilir. İnorganik maddeler membran gözenekleri içerisinde çökelerek veya kek tabakasının içerisindeki polimerik malzemeler ile kompleksler oluşturarak membranların tıkanmasına neden olmaktadır. Mota ve diğ. (2013) şeker kamışı vinası arıtımında kullanılan bir AnMBR'de inorganik kirliliğin zamanla geri dönüşümsüz membran tıkanmasına neden olduğunu belirtmiştir. Yurtsever ve diğ. (2016) sülfat bakımından zengin tekstil atıksularının arıtımında özellikle metal-sülfür çökeleklerinin membran kirliliğinde önemli rol oynadıklarını göstermiştir. Yapılan analizler sonucunda membran üzerinde ve kek tabakasında demir, alüminyum, bakır, fosfor, magnezyum, sülfür ve kalsiyum gibi birçok inorganik madde gözlenmiştir.

Tablo 10.4 Farklı endüstriyel atıksuların arıtımında kullanılan laboratuvar ölçekli AnMBR'lerin arıtma performansı

Atıksu Türü	Efektif Reaktör Hacmi/ Sıcaklık (lt/°C)	OLR (kg KOİ/ m ³ .gün)	HRT (gün)	SRT (gün)	AKM (g/lt)	KOİ Giderim Verimi (%)	Spesifik CH ₄ Üretimi (m ³ /kg KOİ _{giderilen})	Kaynak
Bira Üretimi (Sentetik ve Gerçek)	15/35	2-11,5	1,83	30- ∞ ^a	4-12	>98	0,313	Chen ve diğ. (2016)
Tekstil (Sentetik)	4/-	-	1,75-2	∞	10,9	80-85	-	Yurtsever ve diğ. (2016)
Nişasta	Asit reakt: 2/37, Metan reakt: 4/37	5,28- 11,81	60	200	11,9	>97	0,275- 0,312 ^b	Yu ve diğ. (2016)
İlaç Üretimi	8,63/27	13	30,6	100	9,5-10,2	46,1- 60,3	0,17-0,22	Ng ve diğ. (2015)
Tekstil (Sentetik)	4/32-34	0,5-1	1-2	∞	8-12	94	-	Yurtsever ve diğ. (2015)
İlaç Üretimi	10/27	8,7-34	10,6- 42,6	700	1,5-8,4	14,7- 47,2	0,142- 0,159	Ng ve diğ. (2014)
Yiyecek Atığı	5/55	70,2- 125,4	10,5- 18,7	1,74- 3,12	-	-	-	Lee ve diğ. (2014)
Konsantre ve Seyreltilmiş Melas	10/34	1,1-4,1	5,3- 100,3	1535	14	26,3- 92,2	-	De Vrieze ve diğ. (2014)
Biyoetanol Üretimi	10/37	6,1-8,3	10-12	20-50	16,5- 28,3	98-99	0,26-0,29	Dereli ve diğ. (2014a)

^a Numune alma dışında sistemden çamur atılmamıştır; ^b m³ CH₄/kg KOİ_{beslenen} olarak rapor edilmiştir; ^c g UAKM/L, ^d m³/kg KOİ.gün olarak rapor edilmiştir; ^e Toplam biyogaz olarak rapor edilmiştir.

Tablo 10.4 (Devamı) Farklı endüstriyel atıksuların arıtımında kullanılan laboratuvar ölçekli AnMBR'lerin arıtma performansı

Atıksu Türü	Efektif Reaktör Hacmi/ Sıcaklık	OLR	HRT	SRT	AKM	KOİ Giderim Verimi	Spesifik CH ₄ Üretimi	Kaynak
	(lt/°C)	(kg KOİ/ m ³ .gün)	(gün)	(gün)	(g/lt)	(%)	(m ³ /kg KOİ _{giderilen})	
Bambu Endüstrisi	5/28-30	2,2-11	2-10	-	8-15	91	-	Wang ve diğ. (2013)
Tekstil (Sentetik)	3,25/35	0,53-0,59	1	-	-	73-94	-	Baêta ve diğ. (2013)
Yiyecek Üretimi	8/28-39	5,6-7,8	10	-	1	58	-	Chitapornpan ve diğ. (2013)
Şeker Kamışı Vinası	Asit reakt: 6,7/22, Metan reakt: 24/22	2,5	Asit reakt: 1,4 Metan reakt: 5	∞	13,5 ^c	96,9±0,7	-	Mota ve diğ.(2013)
Kahve Atıkları (Tekil ve Fazla Aktif Çamur ile Birlikte)	7/55	1,96-11,8	20-70	20-100	20-75	67	0,210-0,235 ^b	Qiao ve diğ. (2013)
Tekstil (Sentetik)	11,4/35	2,7	2,5	150-200	20,3±1,9	55-95	0,32-0,34	Spagni ve diğ. (2012)
Palmiye Yağı Üretimi	50/-	1-11	6,8-600	12,1-1000	11,8-20,8	96-99	0,25-0,57 ^d	Abdurrahman ve diğ. (2011)

^a Numune alma dışında sistemden çamur atılmamıştır; ^b m³ CH₄/kg KOİ_{beslenen} olarak rapor edilmiştir; ^c g UAKM/L, ^d m³/kg KOİ.gün olarak rapor edilmiştir; ^e Toplam biyogaz olarak rapor edilmiştir.

Tablo 10.4 (Devamı) Farklı endüstriyel atıksuların arıtımında kullanılan laboratuvar ölçekli AnMBR'lerin arıtma performansı

Atıksu Türü	Efektif Reaktör	OLR	HRT	SRT	AKM	KOİ Giderim Verimi	Spesifik CH ₄ Üretimi	Kaynak
	Hacmi/ Sıcaklık							
	(lt/°C)	(kg KOİ/ m ³ .gün)	(gün)	(gün)	(g/lt)	(%)	(m ³ /kg KOİ _{giderilen})	
Bambu Endüstrisi	5/28-30	2,2-11	2-10	-	8-15	91	-	Wang ve diğ. (2013)
Termomekanik Hamurlaştırıcı Posası (Kağıt Endüstrisi)	10/37-45-55	2,59 ± 0,53	-	350	10,9±0,5	76-83	0,21 ^e	Gao ve diğ. (2011)
Termomekanik Hamurlaştırıcı Üst Suyu (Kağıt Endüstrisi)	10/37	2,6-4,8	-	280	6,7-9,1	90	0,25-0,30	Lin ve diğ. (2011b)

^a Numune alma dışında sistemden çamur atılmamıştır; ^b m³ CH₄/kg KOİ_{beslenen} olarak rapor edilmiştir; ^c g UAKM/L, ^d m³/kg KOİ.gün olarak rapor edilmiştir; ^e Toplam biyogaz olarak rapor edilmiştir.

Tablo 10.5 Farklı endüstriyel atıksuların arıtımında kullanılan laboratuvar ölçekli AnMBR’lerin filtrasyon performansı

Atıksu Türü	Membran Tipi (Gözenek Çapı; Modül Tertip Tarzı; Membran Alanı)	Membran Modülü	TMP	Çapraz Akış Hızı	Biyogaz Sıyırma Hızı	Akı	Kaynak
			(bar)	(m/sn)	(lt/dk)	(lt/m ² .st)	
Bira Üretimi (Sentetik ve Gerçek)	UF (0,04 µm; İçi boşluklu fiber; 0,047 m ²)	Harici, Batık	0,05-0,1	-	12	8,64	Chen ve diğ. (2016)
Tekstil (Sentetik)	MF (0,45 µm; Düz plaka tipte; 0,01 m ²)	Batık	<0,5	-	0,17	4,35-4,93	Yurtsever ve diğ. (2016)
Nişasta	UF (MWCO ^a : 200 kDa; 0,1 µm; Tübüler; 0,125 m ²)	Harici, Çapraz Akışlı	-	3	-	-	Yu ve diğ. (2016)
İlaç Üretimi	UF (0,04 µm; İçi boşluklu fiber; 0,047 m ²)	Harici, Batık	<0,4	-	4	6	Ng ve diğ. (2015)
Tekstil (Sentetik)	MF (0,45 µm; Düz plaka tipte; 0,01 m ²)	Batık	<0,75	-	0,17	4,3-9,1	Yurtsever ve diğ. (2015)
İlaç Üretimi	UF (0,04 µm; İçi boşluklu fiber; 0,047 m ²)	Harici, Batık	<0,4	-	2	5-20	Ng ve diğ. (2014)
Yiyecek Atığı	MF (0,45 µm; Düz plaka tipte; 0,1 m ²)	Batık	-	-	3,5	0,2-1	Lee ve diğ. (2014)
Konsantre ve Seyreltilmiş Melas	MF (0,4 µm; Düz plaka tipte; 0,12 m ²)	Batık	<0,01	-	-	0,02-0,41	De Vrieze ve diğ. (2014)
Termomekanik Hamurlaştırıcı Üst Suyu (Kağıt Endüstrisi)	MF (MWCO:70 kDa; Düz Plaka; 0,03 m ²)	Batık	<0,4	-	0,75	4,8-9,1	(Lin ve diğ., 2011b)

^a MWCO: Moleküler Ağırlık Engelleme Sınırı.

Tablo 10.5 (Devamı) Farklı endüstriyel atıksuların arıtımında kullanılan laboratuvar ölçekli AnMBR'lerin filtrasyon performansı

Atıksu Türü	Membran Tipi (Gözenek Çapı; Modül Tertip Tarzı; Membran Alanı)	Membran Modülü	TMP	Çapraz Akış Hızı	Biyogaz Sıyırma Hızı	Akı	Kaynak
			(bar)	(m/sn)	(lt/dk)	(lt/m ² .st)	
Biyoeanol Üretimi	UF (0,03 µm; Tübüler; 0,0115 m ²)	Harici, Çapraz Akışlı	<0,35	0,5	-	10-14	Dereli ve diğ. (2014b)
Bambu Endüstrisi	UF (0,02 µm; İçi Boşluklu; 0,07 m ²)	Harici, Batık	0,15-0,9	-	0,3-1,3	0,45-2,23	Wang ve diğ. (2013)
Tekstil (Sentetik)	MF (0,4 µm; - 0,8 m ²)	-	-	-	-	-	Baêta ve diğ. (2013)
Şeker Kamışı Vinası	MF (0,45 µm; İçi Boşluklu; 0,045 m ²)	Batık	<0,5	-	-	4,8	Mota ve diğ. (2013)
Kahve Atıkları (Tekil ve Fazla Aktif Çamur ile Birlikte)	MF (0,2 µm; Düz Plaka; 0,116 m ²)	Batık	0,03-0,06	-	5	2-7,6	Qiao ve diğ. (2013)
Tekstil (Sentetik)	UF (0,4 µm; Düz Plaka; 0,12 m ²)	Batık	<0,4	-	20	2	Spagni ve diğ. (2012)
Palmiye Yağı Üretimi	UF (MWCO: 200 kDa; 0,1 µm; Tübüler; 0,024 m ²)	Harici, Çapraz Akışlı	1,5-2	-	-	-	Abdurrahman ve diğ. (2011)
Termomekanik Hamurlaştırıcı Posası (Kağıt Endüstrisi)	UF (MWCO:70 kDa; Düz Plaka; 0,03 m ²)	Batık	-	-	1,5	5,7-6,9	Gao ve diğ. (2011)

^a MWCO: Moleküler Ağırlık Engelleme Sınırı.

Membranların biyoreaktör içerisinde tüm mikroorganizmaları tutabilme özelliğine dayanılarak, çok zor arıtılabilen atıksuları arıtabilecek özel mikroorganizma türlerinin veya atıksuya aklime türlerin reaktör içerisinde tutulması sağlanabilmektedir. Son yıllarda, AnMBR'ler fotosentetik bakteri (alg) veya çok yavaş çoğalan anaerobik amonyum oksitleyen (ANAMMOX) bakterileri çoğaltmak için de kullanılmaya başlanmıştır (Zamalloa ve diğ., 2012; Li ve diğ., 2014). Chitagözenekpan ve diğ. (2013) yiyecek üretimi atıksularının arıtımında foto-biyoreaktör olarak tasarlanmış bir AnMBR kullanarak yaklaşık %58 KOİ giderim verimi elde etmiştir. Ayrıca, protein eldesinde kullanılabilir fotosentetik bakteri yetiştirmiştir.

Teli ve diğ. (2015) biyolojik arıtmaya dirençli ve içerisinde birçok inhibitör bulunduran metal işleme atıksularının arıtımında AnMBR kullanmış ancak başarılı sonuçlar elde edememiştir. Bu çalışmada metal işleme atıksularındaki inhibitörlere dirençli türlerin reaktöre eklenmesi gerektiği önerilmiştir. Wang ve diğ. (2015) toksik kloro-fenol içeren (5-11 mg/l) seyreltik atıksuyu (160-300 mg KOİ/l) arıttıkları bir AnMBR sisteminde, sırasıyla %82 KOİ ve %93 kloro-fenol giderim verimi elde etmiştir.

Ng ve diğ. (2015) çok yüksek tuzluluk ve toksik madde içeren ilaç üretimi atıksularının arıtımında deniz tabanındaki tortulardan elde edilen mikroorganizmalar ile aşılınmış bir AnMBR kullanmıştır. Yüksek tuzluluğa aklime çamur ile aşılınan reaktörün KOİ giderim verimi ve biyogaz üretimi kontrol reaktörüne göre daha yüksek olmuştur. Ayrıca, biyo-aşılınmış reaktör sisteminde yer alan membran, kontrol reaktöründe bulunan membrana göre daha düşük bir hızla tıkanmıştır. Bu durum biyo-aşılınmış reaktörde ölçülen SMP miktarının kontrol reaktörüne göre daha az olması ile ilişkilendirilmiştir. Elde edilen sonuçlar, aklime çamurun ilave edilmesi yöntemi ile AnMBR'lerde daha yüksek arıtma ve filtrasyon performansı sağlanabileceğini göstermektedir.

Yüksek miktarda yağ-gres içeren endüstriyel atıksuların anaerobik arıtımında inhibisyon, biyokütle ve aktivite kaybı gibi birçok problem rapor edilmiştir. Dereli ve diğ. (2014a) yüksek konsantrasyonda yağ-gres içeren mısırdan etanol üretimi atıksularının AnMBR ile arıtımını incelemiştir. 6,1-8,3 kg KOİ/m³.gün aralığındaki OLR'lerde oldukça yüksek (>%98) KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Membran sayesinde sistemde biyokütle kaybı olmamıştır. Ancak uzun dönemli işletme sırasında LCFA inhibisyonu gözlenmiş ve biyokütlerde aktivite kaybı olmuştur. Oldukça düşük çapraz akış hızında (0,5 m/sn) işletilen tübüler UF membranı ile yüksek akılar (10-14 lt/m².st) elde edilmiştir (Dereli et al., 2014b).

De Vrieze ve diğ. (2014) çok yüksek konsantrasyonda organik kirlilik ve tuz içeren melasın AnMBR kullanılarak arıtımını incelemiştir. Uzun dönemli işletme sırasında yüksek tuz konsantrasyonundan (40,3 mS/cm) dolayı reaktörde kararlı bir işletme durumu sağlanamamış ve anaerobik mikroorganizmalar inhibe olmuştur. Su ile seyreltilmiş melas ile yapılan çalışmada ise oldukça yüksek OLR'lerde %90'ın üzerinde KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Ayrıca biyogaz sirkülasyonu ve membran vibrasyonunun, membran tıkanması üzerindeki etkisi incelenmiş ve membran tıkanmasını önlemede biyogaz sirkülasyonunun daha etkili bir yöntem olduğu belirlenmiştir.

Yüksek tuzluluğa (N⁺, K⁺) sahip ilaç üretim atıksularının arıtımında AnMBR kullanılan bir çalışmada, 7,7-9,2 kg KOİ/m³.gün aralığındaki OLR'de %42-45 KOİ giderim verimi elde edilmiştir (Ng ve diğ., 2014). KOİ giderim veriminin düşük olmasının en temel nedeni atıksudaki toksik bileşikler ve yüksek tuzluluk olarak belirlenmiştir. Çalışmada işletilen AnMBR'lerden birine mikroorganizmaların tutunarak biyofilm oluşturabileceği 2,5 cm çapında dolgu malzemesi yerleştirilmiştir. Dolgu malzemesi yerleştirilen AnMBR'de özellikle düşük akılarda membranın daha yavaş tıkandığı gözlenmiştir. Bu durum dolgu malzemesi yerleştirilen AnMBR'de AKM, SMP ve EPS konsantrasyonlarının düşük olması ile ilişkilendirilmiştir.

Lee ve diğ. (2014), yiyecek atıklarını asidik şartlarda işletilen bir AnMBR'de arıtarak hidrojen üretimini incelemişlerdir. Membran kullanılması yoluyla hidrojen üreten bakteriler reaktörde tutulabilmiş ve sistem 70-125 kg KOİ/m³.gün aralığındaki OLR'lerde çalıştırılabilmektedir. AnMBR sisteminin hidrojen üretme verimi 2,2 mol H₂/mol-glikoz olarak rapor edilmiştir.

10.2.2.2. Pilot ve Tam Ölçekli Çalışmalar

AnMBR sistemlerin biyolojik arıtma ve filtrasyon performansları ile ilgili birçok laboratuvar ölçekli bilimsel çalışma gerçekleştirilmiş ve veri üretilmiştir (Liao ve diğ., 2006; Dereli ve diğ, 2012a). Ancak, laboratuvar ölçekli çalışmaların en önemli mahsuru bu sistemlerde kullanılan membran modüllerinin hidrolik ve akışkanlar mekaniği açısından gerçek membran modüllerini yeteri kadar temsil edici özellikte olmamalarıdır. Bu nedenle, laboratuvar ölçekli çalışmalardan elde edilen verilerin pilot ölçekli çalışmalar ile desteklenmesi ve doğrulanması, tam ölçekli sistemlerin tasarım kriterlerinin belirlenmesinde oldukça önem taşımaktadır. AnMBR kullanılarak gerçekleştirilen pilot ölçekli çalışma sayısı oldukça azdır. Bu durumun AnMBR sistemine olan ilginin ancak son dönemlerde artış göstermesi ile ilişkili olduğu düşünülmektedir.

Farklı endüstriyel atıksu türlerinin arıtımında kullanılan pilot ölçekli AnMBR sistemlerin arıtma ve filtrasyon performansları Tablo 10.6 ve Tablo 10.7'de özetlenmektedir. Laboratuvar ölçekli çalışmalara benzer şekilde pilot ölçekli çalışmalarda da en çok kullanılan tertip tarzı içi boşluklu fiber ve düz plaka tipte membranların kullanıldığı batık AnMBR sistemleridir. Bu sistemler genellikle 2-6 kg KOİ/m³.gün aralığındaki OLR'lerde ve 1-8 lt/m².st akılar ile işletilmiştir. Akı ve OLR parametrelerinin değerleri laboratuvar ölçekli çalışmalarda elde edilen verilerle karşılaştırıldığında, pilot ölçekli çalışmalarda bir miktar daha düşük kalmaktadır. Bu durum AnMBR gibi oldukça karmaşık bir sistemin laboratuvar ölçeğinde daha kontrollü şartlar altında

işletilebilmesi ve ölçek büyüdükçe işletme de karşılaşılan zorluklar nedeniyle ortaya çıkmaktadır. Ancak, pilot ölçekli çalışmaların sayısı arttıkça, edinilecek deneyim ve bilgi birikimi sayesinde optimum işletme şartları belirlenebilir.

Jensen ve diğ. (2015), ön arıtma uygulanmış mezbaha atıksularının ve ham mezbaha atıksularının arıtımında pilot ölçekli iki AnMBR sistemi kullanmıştır. Her iki reaktörde de %95'in üzerinde KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Ancak ham mezbaha atıksularının beslendiği AnMBR'de substratın metan gazına dönüşme oranı %77 seviyelerinde kalmış ve reaktörde organik madde birikimi gözlenmiştir. Ham mezbaha atıksularındaki yağ ve gresin reaktör içinde biriktiği ve uzun dönemde mikroorganizmalar üzerinde inhibisyon etkisi oluşturduğu belirtilmiştir. Ayrıca ham mezbaha atıksularının beslendiği reaktörün filtrasyon performansının da diğer reaktöre göre daha düşük seviyelerde olduğu gözlenmiştir.

De Vrieze ve diğ. (2015) yüksek yağ konsantrasyonları içeren mutfak atıklarının arıtımında pilot ölçekli AnMBR sistemi kullanmıştır. Başlangıçta çamur atılmayan sistem daha sonra SRT 60 gün olacak şekilde işletilmiştir. Bu sistemde KOİ giderim veriminin %94 seviyelerinde olduğu gözlenmiştir. 60 günlük SRT ile işletilen dönemde ise substratın biyogaza dönüşüm verimi %78 olmuştur. Dereli ve diğ. (2014a)'nin bulgularına benzer şekilde atıksu içeriğindeki kalsiyumun (Ca^{2+}) anaerobik mikroorganizmalar üzerinde inhibisyon etkisi olan LCFA'ları çökelttiği gözlenmiştir.

Dereli ve diğ. (2014a) yüksek miktarda yağ içeren (toplam KOİ'nin %40'ı) biyoetanol atıksularının AnMBR sistemi ile arıtımında, atıksudaki iki değerlikli kationların (Ca^{2+} ve Mg^{2+}) LCFA ile çökeldiğini belirlemiştir. Bu çökeleklerin LCFA inhibisyonunu azalttığı, ancak düşük çözünürlükleri nedeniyle biyometan üretim potansiyelini olumsuz etkilediği gösterilmiştir.

Tablo 10.6 Farklı endüstriyel atıksuların arıtımında kullanılan pilot ve tam ölçekli AnMBR'lerin arıtma performansları

Atıksu Türü	Reaktör Hacmi/ Sıcaklık (m ³ /°C)	OLR (kg KOİ/m ³ .gün)	HRT (gün)	SRT (gün)	AKM (g/l)	KOİ Giderim Verimi (%)	Spesifik CH ₄ Üretimi (m ³ /kg KOİ _{giderilen})	Kaynak
Deri İşleme	0,08/-	6	1,67	-	6,6- 18,4	59	0,06	Umairakunjarum ve Shanmugam (2016)
Mutfak Atıkları	1,2/39	4,7-5,9	-	60-∞	30,4- 39,4	>99	-	Xiao ve diğ. (2015)
DAF Sonrası Mezbaha	0,2/37	3-3,5	2-7	>1000	25 ^a	>95	0,365 ^b	Jensen ve diğ. (2015)
Mezbaha	0,2/37	3-3,5	4-7	50-∞	20- 40	>95	-	Jensen ve diğ. (2015)
Etanol Üretimi	12/37	4,5-7	16	200	24	98	0,31	Dereli ve diğ. (2012b)
Yiyecek Üretimi	0,76/35	5,1	-	-	7,9- 10,4	97	-	Diez ve diğ. (2012)
Tekila Üretimi	1,3/37	4,8	12,4	70	-	95	-	Grant ve diğ. (2010)
Patates İşleme	3,3/35	2-12	3,5- 14	80	40	99	0,34	Singh ve diğ. (2010)
Yiyecek (Salata Sosu) Üretimi	8700/33	1,2	29	-	23	99,4	-	Christian ve diğ. (2010)

^a Toplam katı madde (TKM)/L; ^b m³/kg KOİ_{beslenen} olarak rapor edilmiştir.

Tablo 10.7 Farklı endüstriyel atıksuların arıtımında kullanılan pilot ve tam ölçekli AnMBR'lerin filtrasyon performansı

Atıksu Türü	Gözenek Çapı; Modül Tertip Tarzı; Membran Alanı	Membran Modülü	TMP (bar)	Çapraz Akış Hızı (m/sn)	Gaz Sıyırma Hızı (m ³ /m ² .st)	Akı (lt/m ² .st)	Membran Temizleme Prosedürü	Kaynak
Deri İşleme	0,4 µm; Düz Plaka; 0,25 m ²	Batik	-	-	5	6,8	-	Umayakunjaram ve Shanmugam (2016)
Mutfak Atıkları	100 kDa ^a ; Tübüler; 0,1 m ²	Harici, Çapraz Akışlı	-	2,2	-	7,5-32	Fiziksel Temizleme, %0,2 NaOCl, HCl (pH = 2), %1 EDTA	Xiao ve diğ. (2015)
DAF Sonrası Mezbaha	İçi Boşluklu fiber; 0,93 m ²	Batik	<0,1	-	2,3	3,5-6,25	-	Jensen ve diğ. (2015)
Mezbaha	İçi Boşluklu fiber; 0,93 m ²	Batik	<0,25	-	2,3	0,9-1,6	-	Jensen ve diğ. (2015)
Etanol Üretimi	0,08 µm; Düz Plaka; 18 m ²	Batik	0,1 – 0,2	0,003-0,013	47-65	4,3±1,1	NaOCl ve HCl	Dereli ve diğ. (2012b)
Yiyecek Üretimi	0,4 µm; İçi Boşluklu fiber; 2 m ²	Batik	-	-	17,6	6,5-8	500 mg/L NaOCl	Diez ve diğ. (2012)
Tekila Üretimi	Düz Plaka	Batik	-	-	-	-	- ^b	Grant ve diğ. (2010)

^a Moleküler ağırlık engelleme sınırı olarak kDa biriminde rapor edilmiştir; ^b Çalışma boyunca membran temizliği yapılmamıştır; ^c TMP 0,1 bar'a ulaştığında membranlar yerinde temizlenmiştir.

Tablo 10.7 (Devamı) Farklı endüstriyel atıksuların arıtımında kullanılan pilot ve tam ölçekli AnMBR'lerin filtrasyon performansı

Atıksu Türü	Gözenek Çapı; Modül Tertip Tarzı; Membran Alanı	Membran Modülü	TMP (bar)	Çapraz Akış Hızı (m/sn)	Gaz Sıyırma Hızı (m ³ /m ² .st)	Akı (lt/m ² .st)	Membran Temizleme Prosedürü	Kaynak
Patates İşleme	0,4 µm; Düz Plaka -	Batık	0,03-0,04	-	-	0,83-5	%10 Sitrik Asit (2 st)	Singh ve diğ. (2010)
Yiyecek (Salata Sosu) Üretimi	0,4 µm; Düz Plaka -	Batık	0,03	-	-	2,5-4,2	- ^c	Christian ve diğ. (2010)

^a Moleküler ağırlık engelleme sınırı olarak kDa biriminde rapor edilmiştir; ^b Çalışma boyunca membran temizliği yapılmamıştır; ^c TMP 0,1 bar'a ulaştığında membranlar yerinde temizlenmiştir.

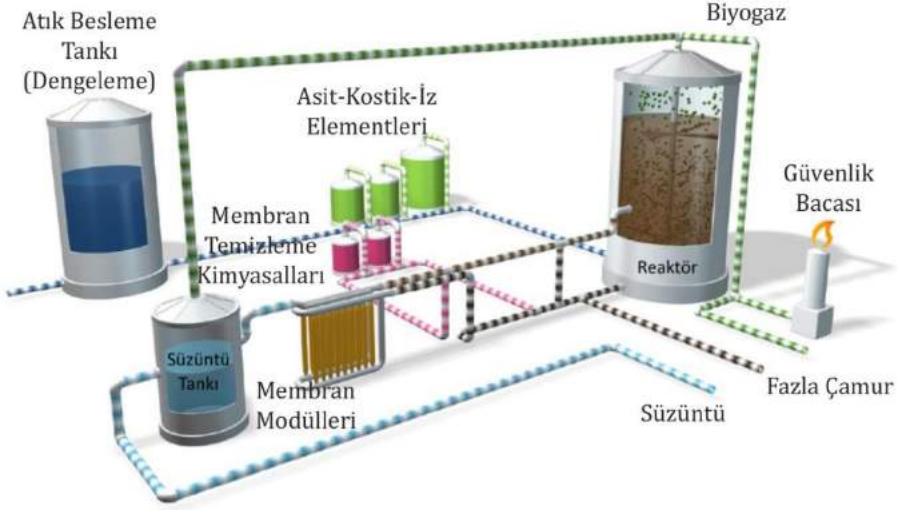
Diez ve diğ. (2012), 6000 mg/lit yağ-gres içeren yiyecek üretimi atıksularını yukarı akışlı pilot ölçekli AnMBR sistemi ile arıtarak %97 KOİ giderim verimi ve 6,5-8 lt/m².st akı elde etmiştir. Umaiyakunjaram ve Shanmugam (2016), yüksek partiküler madde konsantrasyonu içeren deri endüstrisi atıksularının pilot ölçekli AnMBR sisteminde arıtılabilirliğini incelemiştir. Ancak, oldukça düşük ortalama KOİ giderme verimi ve metan üretimi rapor edilmiştir. Bunun, atıksuda inhibisyona neden olabilecek maddeler ile ilişkili olduğu düşünülmektedir.

Tam ölçekli AnMBR uygulamaları henüz çok yaygınlaşmamıştır. Bunun en önemli nedenleri, membran tıkanması, AnMBR'nin yeni bir teknoloji olması, membran sistemlerinin konvansiyonel arıtma teknolojilerine göre daha karmaşık olması ve MBR'lere kıyasla AnMBR'lerde daha düşük akıların elde edilmesidir. Ancak yine de bazı firmalar patentli AnMBR sistemlerini farklı endüstriyel atıksuların arıtımında tam ölçekli olarak kullanmaktadır (Şekil 10.4). Japonya'da 2006-2008 yılları arasında Kubota firması tarafından farklı türde endüstriyel atıksuları (içki üretimi, patates işleme, yiyecek üretimi, çöp biyogazlaştırma tesisi) arıtan beş tam ölçekli AnMBR sistemi kurulmuştur. Bu tesislerde 10-15 kg KOİ/m³.gün arasındaki OLR'lerde %98'in üzerinde KOİ ve AKM giderim verimleri elde edilmiştir (Kanai ve diğ., 2010). ADI Systems Firması (Kanada), Kubota membranlarını kullanarak ABD'de birçok endüstri için batık tertip tarzlı AnMBR sistemi kurmuştur (Christian ve diğ., 2010). ADI Systems özellikle salata ve barbekü sosu üretimi, mısır gevreği üretimi ve şekerleme üretimi endüstrilerinin atıksularının arıtımında kullanılan mevcut anaerobik arıtma proseslerini membran eklenmesi yoluyla AnMBR sistemine çevirmiş ve oldukça iyi sonuçlar elde etmiştir. Veolia Water Technologies Firması'nın (Fransa) alt firmalarından olan Biothane Systems (Hollanda) özellikle ABD, İngiltere, Hollanda ve Polonya'da tübüler membranların kullanıldığı çapraz akışlı AnMBR sistemleri kurmuştur. Bu tesislerde kullanılan membranlar Pentair firmasının ürettiği 8 cm çaplı tübüler UF membranlarıdır. MEMTHANE® olarak patentlenen çapraz akışlı AnMBR sistemi bugüne

kadar süt, okolata, biyoetanol ve yiyecek üretimi endüstrilerinden oluşan atıksuların arıtımında etkin bir şekilde kullanılmıştır (ekil 10.5).



Şekil 10.4 Tam lekli AnMBR uygulamaları a) ABD’de süt endüstrisi atıksularının arıtıldığı tam ölçekli bir AnMBR (Veolia, 2017a) b) a ıkındaki AnMBR’ye ait çapraz akışlı membran modülleri (Veolia, 2017a) c) ABD’de gıda endüstrisi atıksularının arıtıldığı tam ölçekli ve plaka tipi membran kullanan bir AnMBR (Christian ve diğ., 2010) d) Japonya’da alkol distilasyon atıksularının arıtıldığı tam ölçekli bir AnMBR (Kanai ve diğ., 2010) e) İngiltere’de süt endüstrisi atıksularının arıtıldığı tam ölçekli bir AnMBR (Veolia, 2017b) f) e ıkındaki AnMBR’ye ait çapraz akışlı membran modülleri (Veolia, 2017b)



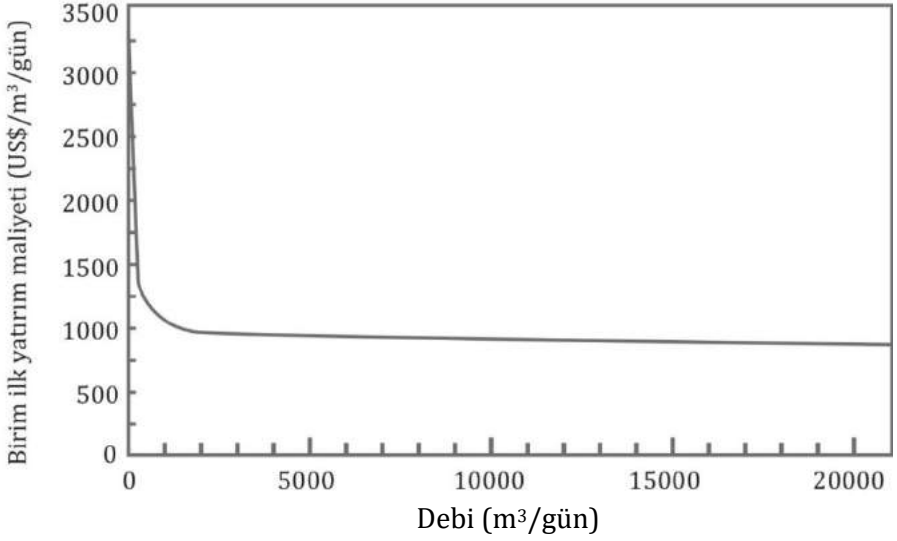
Şekil 10.5. Tipik bir MEMTHANE reaktörü proses akım şeması (Veolia, 2017c)

10.3. Fizibilite

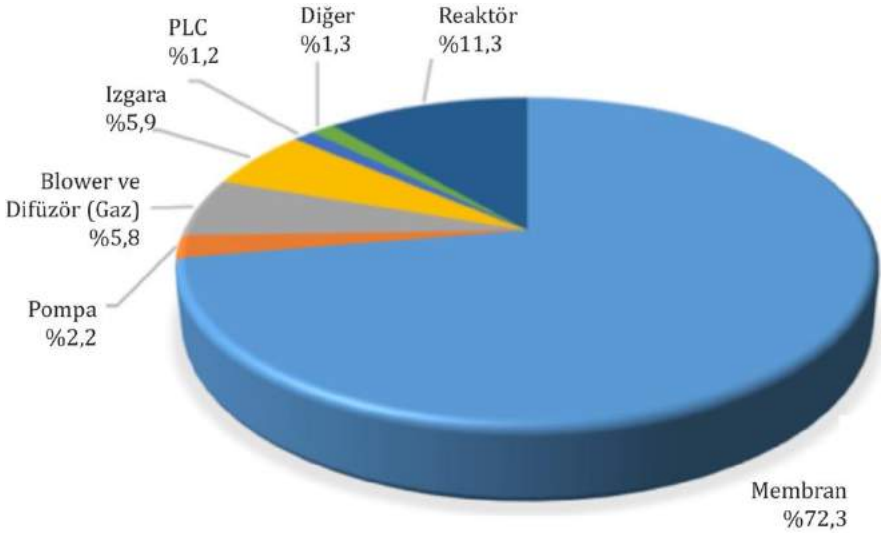
AnMBR'ler, biyokütlenin tamamen reaktör içerisinde kalmasını sağlayarak, bu amaçla kullanılan çökeltim havuzuna ihtiyacı ortadan kaldırmaktadır. Buna ilave olarak, düşük çamur üretimi, yüksek arıtılmış su kalitesi, net enerji üretimi ve konvansiyonel aktif çamur sistemlerinde olduğu gibi havalandırmaya bağlı maliyetin bulunmaması, AnMBR teknolojisini fizibil hale getirmektedir (Lew ve diğ., 2009; Dereli ve diğ., 2012a; Ozgun ve diğ., 2013; Hai ve diğ., 2013). Membran maliyeti, tıkanma kontrolü için membran yüzeyinin biyogaz ile sıyırılması için harcanan enerji maliyeti (özellikle batık AnMBR'lerde) ve gerekli çapraz akış hızının sağlanması için gerekli enerji maliyeti (özellikle harici AnMBR'lerde) AnMBR'lerde en önemli maliyet bileşenleridir (Jeison ve van Lier, 2008; Ersahin ve diğ., 2016). Maliyetler uygulanan akı değerine ve membran fiyatlarına oldukça bağlıdır. Membran malzeme maliyeti enerji maliyetine göre ekonomik açıdan daha önemli bir faktördür (Jeison ve van Lier, 2007b). Biyogaz

sıyırması ve çapraz akış için gerekli enerji maliyetlerini etkileyen en önemli faktörler ise sırasıyla biyogaz sıyırma hızı ve çapraz akış hızıdır. Bu faktörlerdeki değişime ve atıksu KOİ konsantrasyonuna bağlı olarak batık AnMBR'lerde enerji ihtiyacı 0,03-3,57 kW-st/m³ arasında değişmektedir. Harici AnMBR'lerde ise enerji ihtiyacı 0,23-16,52 kW-st/m³ arasında değişmektedir. Geri kazanılan biyogaz enerjisi (ısıya dönüştürülen enerjisi) ise atıksu kuvvetine göre (0,24-10 g KOİ/lit) 0,62-34,8 kW-st/m³ arasında değişmektedir (Martin ve diğ., 2011). Evsel atıksu arıtımı için, tam ölçekli batık bir AnMBR sistemi için tesis kapasitesine bağlı olarak ilk yatırım maliyetinin değişimi Şekil 10.6'da verilmiştir (Lin ve diğ., 2011a). Şekil 10.6 incelendiğinde, ilk yatırım maliyetinin arıtma tesisi kapasitesinin artmasıyla azaldığı ve 800 \$/m³.gün seviyesinde sabit kaldığı görülmektedir. Bu değer, tam ölçekli aerobik MBR'ler için verilen değerler ile karşılaştırılabilir seviyededir (Cote ve diğ., 2004). 20.000 m³/gün kapasiteye ve 10 lt/m².st akı değerine sahip tam ölçekli batık bir AnMBR için ilk yatırım maliyetinin dağılımı (arazi maliyeti hesaplamaya dahil edilmemiştir) Şekil 10.7'de verilmiştir (Lin ve diğ., 2011a). Şekil 10.7 incelendiğinde, en yüksek maliyet bileşenini membranların oluşturduğu, membran maliyetini takiben ise reaktör maliyeti ve biyogaz blower ve difüzör maliyetinin geldiği görülmektedir. Akı değerinin 10 lt/m².st değerinden 30 lt/m².sa değerine çıkarılması halinde, membran maliyetinin toplam ilk yatırım maliyeti içerisindeki payı %72,3'ten %46,4'e düşmektedir.

AnMBR'de işletme maliyetleri başlıca biyogaz sıyırma enerjisi, pompalama, çamur uzaklaştırma ve kimyasal madde sarfiyatından kaynaklanmaktadır. 20.000 m³/gün kapasiteye sahip, evsel atıksu arıtan tam ölçekli batık bir AnMBR için toplam işletme maliyeti 235.000 \$/yıl olarak verilmiştir (Lin ve diğ., 2011a). Söz konusu toplam işletme maliyetinin dağılımı Şekil 10.8'de verilmiştir. Benzer kapasitede tam ölçekli batık bir aerobik MBR için toplam işletme maliyeti 82.2741 \$/yıl olup, AnMBR'ye göre üç kattan daha fazla maliyete sahiptir (Verrecht ve diğ., 2010; Lin ve diğ., 2011a).

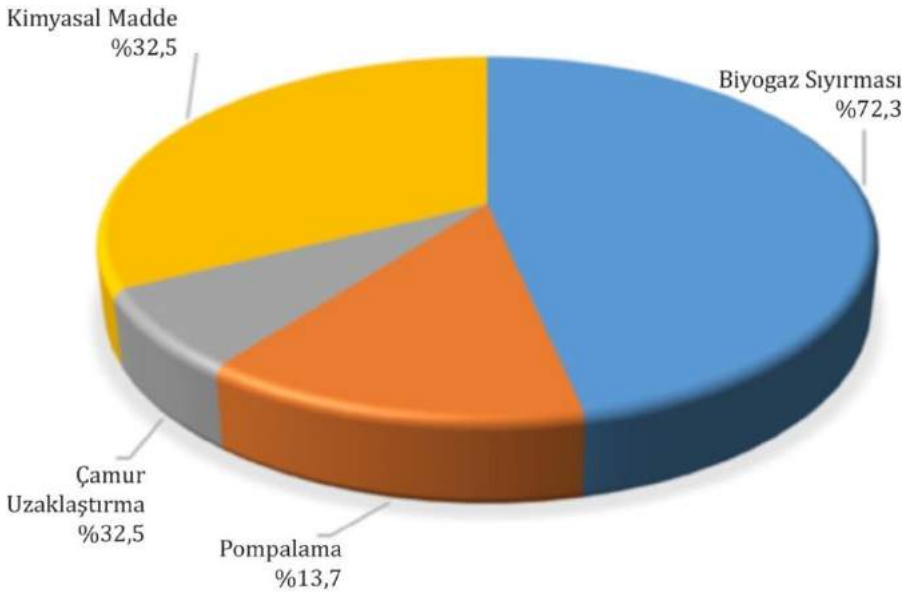


Şekil 10.6 Tam ölçekli batık AnMBR için ilk yatırım maliyetinin tesis kapasitesine bağlı olarak değişimi (net bugünkü değer) (Lin ve diğ., 2011a)



Şekil 10.7 Tam ölçekli batık AnMBR için ilk yatırım maliyetinin dağılımı (Lin ve diğ., 2011a)

AnMBR teknolojisinin getirdiği en önemli üstünlüklerden biri de biyogaz üretimi yoluyla net enerji eldesidir. Şekil 10.7 ve Şekil 10.8'de maliyet detayları verilen tam ölçekli AnMBR tesisi için yıllık enerji geri kazanımının parasal değeri 341.640 \$/yıl olarak hesaplanmıştır (Lin ve diğ., 2011a). Bu değeri aynı tesisin yıllık işletme maliyetinin yaklaşık 1,5 kat fazlasıdır. Bu sonuçlar, söz konusu tam ölçekli batık AnMBR tesisinin, maliyet açısından pozitif veya en kötü şartlarda nötr seviyede işletilebileceğini göstermektedir. Mevcut bir konvansiyonel anaerobik prosesin AnMBR'ye dönüştürülmesi durumunda işletme maliyetlerinin %50 civarında azaltılabilmesi mümkündür (Christian ve diğ., 2010). Maliyetteki bu azalma, arazi ihtiyacı değişmeden sistemin kapasitesinin artırılması, reaktör içerisinde daha fazla mikroorganizmanın tutulması ile susuzlaştırma ve çamur uzaklaştırma maliyetinin azaltılması sonucu sağlanabilmektedir.



Şekil 10.8 Tam ölçekli batık AnMBR için işletme maliyetinin dağılımı (Lin ve diğ., 2011a)

10.4. Genel Değerlendirme

Membran teknolojilerinin atıksu arıtma proseslerinde kullanılmaya başlanması birçok üstünlük sağlamıştır. Genel olarak sonuçlar değerlendirildiğinde; AnMBR teknolojisinin gerekli tasarım ve işletme şartları sağlandığında evsel atıksu arıtımı için oldukça uygun bir teknoloji olduğu söylenebilir. AnMBR teknolojisi ile aerobik arıtma proseslerine benzer kalitede çıkış suyu elde edilmekle beraber, enerji geri kazanımı ve düşük çamur oluşumu gibi ilave üstünlükler de sağlanmaktadır. Ancak bu sistemin tam ölçekli uygulamalarının yapılabilmesi için tıkanma ve süzüntüde çözünmüş metan kaybı gibi mahsurları önleyecek ilave çalışmaların yapılması gerekmektedir. Gelecek çalışmalar membran tıkanmasını azaltıp akı artışını sağlamaya yönelik olarak; tıkanma azaltımı mekanizmaları, kirlilik kontrol stratejileri ve enerji geri kazanımını artırma konuları üzerine yoğunlaştığında ve bu konularda ilerlemeler sağlandığında AnMBR teknolojisi evsel atıksu arıtımı için tam ölçekli olarak da uygulanabilir hale gelecektir.

AnMBR'ler granül oluşumunun sağlanamadığı endüstriyel atıksuların arıtımında biyogaz eldesi ve partiküler madde içeriği çok düşük, yüksek kalitede arıtılmış su geri kazanımı sağlayabilen yenilikçi bir prodestir. Gelecekte endüstrilerde su geri kazanımı ve yeniden kullanım uygulamalarının artacağı düşünöldüğünden, endüstrilerde oluşan atıksuların karakterizasyonlarının değışmesi ve arıtımlarının güçleşmesi beklenmektedir. Bu bakımdan AnMBR gibi yenilikçi arıtma teknolojilerine olan ihtiyaç artacaktır.

Özellikle zor ayrışan organik maddeleri içeren atıksuların arıtımında, bu kirleticileri arıtabilecek özellikte ve aklima mikroorganizma türlerine ihtiyaç duyulmaktadır. AnMBR sistemleri bu mikroorganizmalara uygun çamur yaşında işletilerek özellikle fenol, pestisit, adsorbe olabilir organohalojenler gibi kirleticilerin giderimini sağlayabilir. Ayrıca tuzlu atıksulara özgü halofilik bakteriler ve ANAMMOX bakterileri gibi yavaş

çoğalan mikroorganizmalar, membranlar sayesinde AnMBR içerisinde tutulabilir ve bu yolla arıtma verimi artırılabilir.

AnMBR'lerin azo boyaların giderimi ve tekstil atıksularında renk giderimi amacıyla kullanım potansiyeli oldukça yüksektir. Azo boyalar sadece anaerobik şartlar altında giderilebilmektedir. Bu bakımdan, AnMBR'ler tekstil atıksularının arıtımı ve renk gideriminde ön arıtma amacıyla kullanılabilir. Yüksek yağ-gres konsantrasyonları içeren atıksuların mevcut granüler çamur yataklı reaktörler ile arıtımında birçok sorunla karşılaşmaktadır. Bu tür atıksular yağ ve gresin bir ön arıtma ile gideriminden sonra konvansiyonel teknolojiler ile arıtılabilmektedir. Ancak yağ ve gresin atıksudan giderilmesi geri kazanılabilecek biyometan potansiyelini ciddi oranda düşürmektedir. Bu bakımdan, AnMBR'ler yağ ve gres içeren atıksuların arıtımında kullanım potansiyeli oldukça yüksek bir teknolojidir.

AnMBR'lerin kompleks prosesler olması nedeniyle, işletilmeleri esnasında kontrol ve otomasyona ihtiyaç duyulmaktadır. Biyoreaktör ve filtrasyon prosesinde optimum işletme şartlarının belirlenebilmesi için özellikle pilot ölçekli çalışmalara ihtiyaç duyulmaktadır. Bu şekilde, farklı türlerdeki atıksular için tam ölçekli tesis tasarımına esas olacak tasarım kriterleri belirlenebilir. AnMBR'lerin yakın gelecekte pilot ve tam ölçekli uygulamaları arttıkça dünya atıksu arıtma pazarında önemli bir paya sahip olacağı tahmin edilmektedir.

KAYNAKLAR

- Abdurrahman, N. H.; Rosli, Y. M.; Azhari, N. H., (2011). Development of a membrane anaerobic system (MAS) for palm oil mill effluent (POME) treatment, *Desalination*, 266, 208-212.
- Achilli, A.; Marchand, E. A.; Childress, A. E., (2011). A performance evaluation of three membrane bioreactor systems: Aerobic, anaerobic, and attached-growth, *Water Science and Technology*, 63, 2999-3005.

- Baêta, B. E. L.; Luna, H. J.; Sanson, A. L.; Silva, S. Q.; Aquino, S. F., (2013). Degradation of a model azo dye in submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR) operated with powdered activated carbon (PAC), *Journal of Environmental Management*, 128, 462-470.
- Baêta, B. E. L.; Ramos, R. L.; Lima, D. R. S.; Aquino, S. F., (2012). Use of submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR) containing powdered activated carbon (PAC) for the treatment of textile effluents, *Water Science and Technology*, 65(9), 1540-1547.
- Bailey, A. D.; Hansford, G. S.; Dold, P. L., (1994). The enhancement of upflow anaerobic sludge bed reactor performance using crossflow microfiltration, *Water Research* 28(2), 291-295.
- Blaszczyk, R.; Gardner, D.; Kosaric, N., (1994). Response and recovery of anaerobic granules from shock loading, *Water Research*, 28 (3), 675-680.
- Cadi, Z.; Huyard, H.; Manem, J.; Moletta, R., (1994). Anaerobic digestion of a synthetic wastewater containing starch by a membrane reactor, *Environmental Technology*, 15(11), 1029-1039.
- Ceron-Vivas, A.; Morgan-Sagastume, J. M.; Noyola, A., (2012). Intermittent filtration and gas bubbling for fouling reduction in anaerobic membrane bioreactors, *Journal of Membrane Science*, 423-424, 136-142.
- Charfi, A.; Ben Amar, N.; Harmand, J., (2012). Analysis of fouling mechanisms in anaerobic membrane bioreactors, *Water Research*, 46(8), 2637-2650.
- Chen, H.; Chang, S.; Guo, Q.; Hong, Y.; Wu, P., (2016). Brewery wastewater treatment using an anaerobic membrane bioreactor, *Biochemical Engineering Journal*, 105, 321-331.
- Chitapornpan, S.; Chiemchaisri, C.; Chiemchaisri, W.; Honda, R.; Yamamoto, K., (2013). Organic carbon recovery and photosynthetic bacteria population in an anaerobic membrane

- photo-bioreactor treating food processing wastewater, *Bioresource Technology*, 141, 65-74.
- Christian, S.; Grant, S.; McCarthy, P.; Wilson, D.; Mills, D., (2010). The first two years of full-scale anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) operation treating high strength industrial wastewater. *Proceedings of IWA 12th World Congress on Anaerobic Digestion*, Guadalajara, Mexico, 31 Ekim-4 Kasım.
 - Cote, P.; Masini, M.; Mourato, D. (2004). Comparison of membrane options for water reuse and reclamation, *Desalination*, 167, 1-11.
 - De Vrieze, J.; Hennebel, T.; Van den Brande, J.; Bilad, R. M.; Bruton, T. A.; Vankelecom, I. F. J.; Verstraete, W.; Boon, N., (2014). Anaerobic digestion of molasses by means of a vibrating and non-vibrating submerged anaerobic membrane bioreactor, *Biomass Bioenergy*, 68, 95-105.
 - Dereli, R. K. (2015). Treatment of Industrial Wastewaters by Anaerobic Membrane Bioreactors: Implications of Substrate Characteristics. Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi-Delft University of Technology, İstanbul-Delft, Türkiye-Hollanda.
 - Dereli, R. K.; Ersahin, M. E.; Ozgun, H.; Ozturk, I.; Jeison, D.; van der Zee, F.; van Lier, J. B., (2012a). Potentials of anaerobic membrane bioreactors to overcome treatment limitations induced by industrial wastewaters, *Bioresource Technology*, 122, 160-170.
 - Dereli, R. K.; Grelot, A.; Heffernan, B.; van der Zee, F. P.; van Lier, J. B., (2014b). Implications of changes in solids retention time on long term evolution of sludge filterability in anaerobic membrane bioreactors treating high strength industrial wastewater, *Water Research*, 59, 11-22.
 - Dereli, R. K.; Urban, D. R.; Heffernan, B.; Jordan, J. A.; Ewing, J.; Rosenberger, G. T.; Dunaev, T. I., (2012b). Performance evaluation of a pilot scale anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) treating ethanol thin stillage, *Environmental Technology*, 33(13-15), 1511-1516.

- Dereli, R. K.; van der Zee, F. P.; Heffernan, B.; Grelot, A.; van Lier, J. B., (2014a). Effect of sludge retention time on the biological performance of anaerobic membrane bioreactors treating corn-to-ethanol thin stillage with high lipid content, *Water Research*, 49, 453-464.
- Diez, V.; Ramos, C.; Cabezas, J. L., (2012). Treating wastewater with high oil and grease content using an Anaerobic Membrane Bioreactor (AnMBR). Filtration and cleaning assays, *Water Science and Technology*, 65(10), 1847-1853.
- Dong, Q.; Parker, W.; Dagnew, M., (2016). Long term performance of membranes in an anaerobic membrane bioreactor treating municipal wastewater, *Chemosphere*, 144, 249-256.
- Ersahin, M. E. (2015). Application of Dynamic Membranes in Anaerobic Membrane Bioreactor Systems. Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi-Delft University of Technology, İstanbul-Delft, Türkiye-Hollanda.
- Ersahin, M.E.; Gimenez, J.B.; Ozgun, H.; Tao, Y.; Spanjers, H.; van Lier, J.B., (2016). Gas-lift anaerobic dynamic membrane bioreactors for high strength synthetic wastewater treatment: Effect of biogas sparging velocity and HRT on treatment performance, *Chemical Engineering Journal*, 305, 46-53.
- Ersahin, M. E.; Ozgun, H.; Tao, Y.; van Lier, J. B., (2014). Applicability of dynamic membrane technology in anaerobic membrane bioreactors, *Water Research*, 48, 420-429.
- Ersahin, M. E.; Ozgun, H.; Dereli, R. K.; Ozturk, I.; Roest, K.; van Lier, J. B., (2012). A review on dynamic membrane filtration: Materials, applications and future perspectives, *Bioresource Technology*, 122, 196-206.
- Gao, D.; Zhang, T.; Tang, C. Y.; Wu, W.; Wong, C.; Lee, Y. H.; Yeh, D.; Criddle, C. S., (2010). Membrane fouling in an anaerobic membrane bioreactor: Differences in relative abundance of bacterial species in the membrane foulant layer and in suspension, *Journal of Membrane Science*, 364(1-2), 331-338.

- Gao, W. J.; Leung, K. T.; Qin, W. S.; Liao, B. Q., (2011). Effects of temperature and temperature shock on the performance and microbial community structure of a submerged anaerobic membrane bioreactor, *Bioresource Technology*, 102, 8733-8740.
- Gimenez, J. B.; Marti, N.; Ferrer, J.; Seco, A., (2012). Methane recovery efficiency in a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAnMBR) treating sulphate-rich urban wastewater: Evaluation of methane losses with the effluent, *Bioresource Technology*, 118, 67-72.
- Gouveia, J.; Plaza, F.; Garralon, G.; Fdz-Polanco, F.; Pena, M., (2015). A novel configuration for an anaerobic submerged membrane bioreactor (AnSMBR). Long-term treatment of municipal wastewater under psychrophilic conditions, *Bioresource Technology*, 198, 510-519.
- Grant, S.; Christian, S.; Vite, E.; Juarez, V., (2010). Anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) pilot-scale treatment of stillage from tequila production. Proceedings of IWA 12th World Congress on Anaerobic Digestion, Guadalajara, Mexico, 31 Ekim-4 Kasım.
- Grethlein, H. E., (1978). Anaerobic digestion and membrane separation of domestic wastewater. *Journal - Water Pollution Control Federation*, 50(4), 754-763.
- Hai, F.I.; Yamamoto, K.; Lee, C.H., (2013). *Membrane Biological Reactors: Theory, Modeling, Design, Management and Applications to Wastewater Reuse*, IWA Publishing, İngiltere.
- Hawkes, F. R.; Donnely, T.; Anderson, G. K., (1995). Comparative performance of anaerobic digesters operating on ice-cream wastewater, *Water Research*, 29(2), 525-533.
- Ho, J.; Sung, S., (2010). Methanogenic activities in anaerobic membrane bioreactors (AnMBR) treating synthetic municipal wastewater, *Bioresource Technology*, 101(7), 2191-2196.
- Ho, J. H.; Sung, S. W., (2009). Anaerobic membrane bioreactor treatment of synthetic municipal wastewater at ambient temperature, *Water Environment Research*, 81, 922-928.

- Huang, Z.; Ong, S. L.; Ng, H. Y., (2011). Submerged anaerobic membrane bioreactor for low-strength wastewater treatment: effect of HRT and SRT on treatment performance and membrane fouling, *Water Research*, 45, 705-713.
- Huang, Z.; Ong, S. L.; Ng, H. Y., (2013). Performance of submerged anaerobic membrane bioreactor at different SRTs for domestic wastewater treatment, *Journal of Biotechnology*, 164(1), 82-90.
- Hwu, C. S., (1997). Enhancing Anaerobic Treatment of Wastewaters Containing Oleic Acid. Ph.D. Thesis, Wageningen University, the Netherlands.
- Ismail, S. B.; de La Parra, C. J.; Temmink, H.; van Lier, J. B., (2010). Extracellular polymeric substances (EPS) in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors operated under high salinity conditions, *Water Research*, 44(6), 1909-1917.
- Jeison, D.; Telkamp, P.; van Lier, J. B., (2009). Thermophilic sidestream anaerobic membrane bioreactors: the shear rate dilemma, *Water Environment Research*, 81(11), 2372-2380.
- Jeison, D.; van Lier, J.B., (2008). Feasibility of thermophilic anaerobic submerged membrane bioreactors (AnSMBR) for wastewater treatment. *Desalination*, 231, 227-235.
- Jeison, D.; van Lier, J. B., (2007a). Cake formation and consolidation: Main factors governing the applicable flux in anaerobic submerged membrane bioreactors (AnSMBR) treating acidified wastewaters, *Separation and Purification Technology*, 56, 71-78.
- Jeison, D.; van Lier, J.B., (2007b). Thermophilic treatment of acidified and partially acidified wastewater using an anaerobic submerged MBR: factors affecting long-term operational flux, *Water Research*, 41(17), 3868-3879.
- Jensen, P. D.; Yap, S. D.; Boyle-Gotla, A.; Janoschka, J.; Carney, C.; Pidou, M.; Batstone, D. J., (2015). Anaerobic membrane bioreactors enable high rate treatment of slaughterhouse wastewater, *Biochemical Engineering Journal*, 97, 132-141.
- Kanai, M.; Ferre, V.; Wakahara, S.; Yamamoto, T.; Moro, M., (2010). A novel combination of methane fermentation and MBR

- Kubota Submerged Anaerobic Membrane Bioreactor process, *Desalination*, 250(3), 964-967.
- Kataoka, N.; Tokiwa, Y.; Tanaka, Y.; Fujiki, K.; Taroda, H.; Takeda, K., (1992). Examination of bacterial characteristics of anaerobic membrane bioreactors in three pilot-scale plants for treating low-strength wastewater by application of the colony-forming-curve analysis method, *Applied and Environmental Microbiology*, 58(9), 2751-2757.
 - Kim, J.; Kim, K.; Ye, H.; Lee, E.; Shin, C.; McCarty, P. L.; Bae, J., (2011). Anaerobic fluidized bed membrane bioreactor for wastewater treatment, *Environmental Science and Technology*, 45, 576-581.
 - Kimura, S., (1991). Japan's Aqua Renaissance '90 Project, *Water Science and Technology*, 23(7-9), 1573-1582.
 - Lee, D. Y.; Xu, K. Q.; Kobayashi, T.; Li, Y. Y.; Inamori, Y., (2014). Effect of organic loading rate on continuous hydrogen production from food waste in submerged anaerobic membrane bioreactor, *International Journal of Hydrogen Energy*, 39(30), 16863-16871.
 - Lefebvre, O.; Moletta, R., (2006). Treatment of organic pollution in industrial saline wastewater: A literature review, *Water Research*, 40, 3671-3682.
 - Lefebvre, O.; Vasudevan, N.; Torrijos, M.; Thanasekaran, K.; Moletta, R., (2006). Anaerobic digestion of tannery soak liquor with an aerobic post-treatment, *Water Research*, 40, 1492-1500.
 - Lew, B.; Tarre, S.; Beliaevski, M.; Dosoretz, C.; Green, M., (2009). Anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for domestic wastewater treatment *Desalination*, 243, 251-257.
 - Li, Z.; Xu, X.; Shao, B.; Zhang, S.; Yang, F., (2014). Anammox granules formation and performance in a submerged anaerobic membrane bioreactor, *Chemical Engineering Journal*, 254, 9-16.
 - Liao, B. Q.; Kraemer, J. T.; Bagley, D. M., (2006). Anaerobic membrane bioreactors: applications and research directions, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 36(6), 489-530.

- Lin, H.; Chen, J.; Wang, F.; Ding, L.; Hong, H., (2011a). Feasibility evaluation of submerged anaerobic membrane bioreactor for municipal secondary wastewater treatment, *Desalination*, 280, 120-126.
- Lin, H.; Liao, B. Q.; Chen, J.; Gao, W.; Wang, L.; Wang, F.; Lu, X., (2011b). New insights into membrane fouling in a submerged anaerobic membrane bioreactor based on characterization of cake sludge and bulk sludge, *Bioresource Technology*, 102 (3), 2373-2379.
- Lin, H.; Peng, W.; Zhang, M.; Chen, J.; Hong, H.; Zhang, Y., (2013). A review on anaerobic membrane bioreactors: Applications, membrane fouling and future perspectives, *Desalination*, 314, 169-188.
- Lin, H. J.; Xie, K.; Mahendran, B.; Bagley, D. M.; Leung, K. T.; Liss, S. N.; Liao, B. Q., (2010). Factors affecting sludge cake formation in a submerged anaerobic membrane bioreactor, *Journal of Membrane Science*, 361(1-2), 126-134.
- Liu, Y.; Liu, H.; Cui, L.; Zhang, K., (2012). The ratio of food-to-microorganism (F/M) on membrane fouling of anaerobic membrane bioreactors treating low-strength wastewater, *Desalination*, 297(3), 97-103.
- Martin, I.; Pidou, M.; Soares, A.; Judd, S.; Jefferson, B., (2011). Modelling the energy demands of aerobic and anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment, *Environmental Technology*, 32(9), 921-932.
- McCarty, P. L.; Bae, J.; Kim, J., (2011). Domestic wastewater treatment as a net energy producer-can this be achieved? *Environmental Science and Technology*, 45(17), 7100-7106.
- Meabe, E.; Deleris, S.; Soroa, S.; Sancho, L., (2013). Performance of anaerobic membrane bioreactor for sewage sludge treatment: Mesophilic and thermophilic processes, *Journal of Membrane Science*, 446, 26-33.
- Meng, F.; Chae, S. R.; Drews, A.; Kraume, M.; Shin, H. S.; Yang, F., (2009). Recent advances in membrane bioreactors (MBRs):

- membrane fouling and membrane material, *Water Research*, 43, 1489-1512.
- Mota, V. T.; Santos, F. S.; Amaral, M. C. S., (2013). Two-stage anaerobic membrane bioreactor for the treatment of sugarcane vinasse: Assessment on biological activity and filtration performance, *Bioresource Technology*, 146, 494-503.
 - Munoz Sierra, J. D.; Spanjers, H.; van Lier, J. B., (2014). Biomass acclimatisation during start-up of AnMBR reactors treating saline phenolic wastewater. Proceedings of 11th Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion, La Habana, Cuba, 25-28 November.
 - Ng, K. K.; Shi, X.; Ng, H. Y., (2015). Evaluation of system performance and microbial communities of abioaugmented anaerobic membrane bioreactor treating pharmaceutical wastewater, *Water Research*, 81, 311-324.
 - Ng, K. K.; Shi, X.; Tang, M. K. Y.; Ng, H. Y., (2014). A novel application of anaerobic bio-entrapped membrane reactor for the treatment of chemical synthesis-based pharmaceutical wastewater, *Separation and Purification Technology*, 132, 634-643.
 - Ozgun, H., (2015). Anaerobic Membrane Bioreactors for Cost-Effective Municipal Water Reuse. Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi-Delft University of Technology, İstanbul-Delft, Türkiye-Hollanda.
 - Ozgun, H.; Dereli, R. K.; Ersahin, M. E.; Kinaci, C.; Spanjers, H.; van Lier, J. B., (2013). A review of anaerobic membrane bioreactors for municipal wastewater treatment: Integration options, limitations and expectations, *Separation and Purification Technology*, 118, 89-104.
 - Ozgun, H.; Gimenez, J. B.; Ersahin, M. E.; Tao, Y.; Spanjers H.; van Lier J. B., (2015). Impact of membrane addition for effluent extraction on the performance and sludge characteristics of upflow anaerobic sludge blanket reactors treating municipal wastewater, *Journal of Membrane Science*, 479, 95-104.

- Öztürk, İ., (2007). Anaerobik Arıtma ve Uygulamaları, Genişletilmiş 2. Baskı. Su Vakfı Yayınları, İstanbul.
- Pereira, M. A.; Mota, M.; Alves, M. M., (2002). Operation of an anaerobic filter and EGSB reactor for the treatment of an oleic acid-based effluent: influence of inoculum quality, *Process Biochemistry*, 37, 1025-1031.
- Qiao, W.; Takayanagi, K.; Shofie, M.; Niu, Q.; Yu, H. Q.; Li, Y. Y., (2013). Thermophilic anaerobic digestion of coffee grounds with and without waste activated sludge as co-substrate using a submerged AnMBR: System amendments and membrane performance, *Bioresource Technology*, 150, 249-258.
- Quarmby, J.; Forster, C. F., (1995). A comparative-study of the structure of thermophilic and mesophilic anaerobic granules, *Enzyme and Microbial Technology*, 17(6), 493-498.
- Rajeshwari, K. V.; Balakrishnan, M.; Kansal, A.; Lata, K.; Kishore, V. V. N., (2000). State of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment, *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 4, 135-156.
- Rinzema, A.; Alphenaar, A.; Lettinga, G., (1989). The effect of lauric acid shock loads on the biological and physical performance of granular sludge in UASB reactors digesting acetate, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 46, 257-266.
- Seib, M. D.; Berg, K. J.; Zitomer, D. H., (2016). Low energy anaerobic membrane bioreactor for municipal wastewater treatment, *Journal of Membrane Science*, 514, 450-457.
- Singh, K.; Burke, D.; Grant, S., (2010). Anaerobic flat sheet membrane bioreactor treating food processing wastewater: Pilot-scale performance. *Proceedings of IWA 12th World Congress on Anaerobic Digestion, Guadalajara, Mexico, 31 Ekim-4 Kasım.*
- Smith, A. L.; Skerlos, S. J.; Raskin, L., (2013). Psychrophilic anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater, *Water Research*, 47(4), 1655-1665.

- Smith, A. L.; Stadler, L. B.; Love, N. G.; Skerlos, S. J.; Raskin, L., (2012). Perspectives on anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater: A critical review, *Bioresource Technology*, 122, 149-159.
- Soto, M.; Mendez, R.; Lema, J. M., (1992). Characterization and comparison of biomass from mesophilic and thermophilic fixed bed anaerobic digesters, *Water Science and Technology*, 25(7), 203-212.
- Spagni, A.; Casu, S.; Grilli, S., (2012). Decolourisation of textile wastewater in a submerged anaerobic membrane bioreactor, *Bioresource Technology*, 117, 180-185.
- Tao, Y.; Gao, D.W.; Fu, Y.; Wu, W. -M.; Ren, Q. J., (2012). Impact of reactor configuration on anammox process start-up: MBR versus SBR, *Bioresource Technology*, 104, 73-80.
- Tay, J. H.; He, Y. X.; Yan, Y. G., (2000). Anaerobic biogranulation using phenol as the sole carbon source, *Water Environmental Research*, 72, 189-194.
- Teli, A.; Vyrides, I.; Stuckey, D. C., (2015). Treatment of metalworking fluids using a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR), *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 90(3), 507-513.
- Torres, A.; Hemmelmann, A.; Vergarai C.; Jeison, D., (2011). Application of two-phase slug-flow regime to control flux reduction on anaerobic membrane bioreactors (AnMBR), *Separation and Purification Technology*, 79(1), 20-25.
- Umaiyakunjaram, R.; Shanmugam, P., (2016). Study on submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR) treating high suspended solids raw tannery wastewater for biogas production, *Bioresource Technology*, 216, 785-792.
- van Langerak, E. P. A.; Ramaekers, H.; Wiechers, J.; Veeken, A. H. M.; Hamelers, H. V. M.; van Lier, J. B., (2008). High-rate anaerobic wastewater treatment: diversifying from end-of-the-pipe treatment to resource-oriented conversion techniques, *Water Science and Technology*, 57(8), 1137-1148.

- van Lier, J. B., (2008). High-rate anaerobic wastewater treatment: diversifying from end-of-the-pipe treatment to resource-oriented conversion techniques, *Water Science and Technology*, 57(8), 1137-1148.
- van Lier, J. B.; van der Zee, F. P.; Frijters, C. T. M. J.; Ersahin, M. E., (2015). Celebrating 40 years anaerobic sludge bed reactors for industrial wastewater treatment, *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 14, 681-702.
- van Zyl, P. J.; Wentzel, M. C.; Ekama, G. A.; Riedel, K. J., (2008). Design and start-up of a high rate anaerobic membrane bioreactor for the treatment of a low pH, high strength, dissolved organic wastewater, *Water Science and Technology*, 57, 291-295.
- Verrecht, B.; Maere, T.; Nopens, I.; Brepols, C.; Judd, S., (2010). The cost of a large-scale hollow fibre MBR *Water Research*, 44(18), 5274-5283.
- Wang, W.; Yang, Q.; Zheng, S.; Wu, D., (2013). Anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for bamboo industry wastewater treatment, *Bioresource Technology*, 149, 292-300.
- Wang, Y. K.; Pan, X. R.; Sheng, G. P.; Li, W. W.; Shi, B. J.; Yu, H. Q., (2015). Development of an energy-saving anaerobic hybrid membrane bioreactors for 2-chlorophenol-contained wastewater treatment, *Chemosphere*, 140, 79-84.
- Wei, C.; Harb, M.; Amy, G.; Hong, P.; Leiknes, T., (2014). Sustainable organic loading rate and energy recovery potential of mesophilic anaerobic membrane bioreactor for municipal wastewater treatment, *Bioresource Technology*, 166, 326-334.
- Xiao, X.; Huang, Z.; Ruan, W.; Yan, L.; Miao, H.; Ren, H.; Zhao, M., (2015). Evaluation and characterization during the anaerobic digestion of high-strength kitchen waste slurry via a pilot-scale anaerobic membrane bioreactor, *Bioresource Technology*, 193, 234-242.
- Yang, J.; Spanjers, H.; Jeison, D.; van Lier, J. B., (2013). Impact of Na⁺ on biological wastewater treatment and the potential of

- anaerobic membrane bioreactors: a review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 43(24), 2722-2746.
- Yu, D.; Li, C.; Wang, L.; Zhang, J.; Liu, J.; Wei, Y., (2016). Multiple effects of trace elements on methanogenesis in a two-phase anaerobic membrane bioreactor treating starch wastewater, *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100(15), 6631-6642.
 - Yurtsever, A.; Cinar, O.; Sahinkaya, E., (2016). Treatment of textile wastewater using sequential sulfate-reducing anaerobic and sulfide-oxidizing aerobic membrane bioreactors, *Journal of Membrane Science*, 511, 228-237.
 - Yurtsever, A.; Sahinkaya, E.; Aktas, T.; Ucar, D.; Cinar, T.; Wang, Z., (2015). Performances of anaerobic and aerobic membrane bioreactors for the treatment of synthetic textile wastewater, *Bioresource Technology*, 192, 564-573.
 - Zamalloa, C.; De Vrieze, J.; Boon, N.; Verstraete, W., (2012). Anaerobic digestibility of marine microalgae *Phaeodactylum tricorutum* in a lab-scale anaerobic membrane bioreactor, *Applied Microbiology and Biotechnology*, 93(2), 859-869.
 - Zhang, J.; Padmasiri, S. I.; Fitch, M.; Norddahl, B.; Raskin, L.; Morgenroth, E., (2007). Influence of cleaning frequency and membrane history on fouling in an anaerobic membrane bioreactor, *Desalination*, 207(1-3), 153-166.
 - <URL> Veolia Water Technologies (2017a). http://www.daytonwaterconference.org/pdf/presentations/DWC_MAY2010_innovations.pdf, 26.12.2017.
 - <URL> Veolia Water Technologies (2017b). <https://www.veoliawatertechnologies.co.uk/case-studies/arla-foods>, 26.12.2017.
 - <URL> Veolia Water Technologies (2017c). http://technomaps.veoliawatertechnologies.com/processes/lib/pdfs/productbrochures/biothane/3272150617_VWT_NL_European_Memthane_bro.pdf, 20.10.2017

AnMBR Arıtma Tesisİ



(Veolia, 2018)

**Dinamik Membran
Kek Tabakası**



BÖLÜM 11

DİNAMİK MEMBRANLAR

Mustafa Evren Erşahin^{1,2}, Hale Özgün^{1,2} ve Recep Kaan Dereli^{1,2}

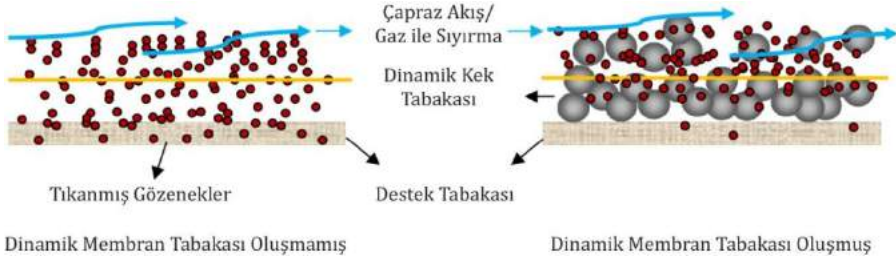
11.1. Giriş

Polimerik ve inorganik membranlar su ve atıksu arıtımında özellikle tuz ve partiküler maddelerin sudan ayrılması amacı ile uzun süredir başarılı bir şekilde kullanılmaktadır. Global ölçekte membran piyasasının her yıl %10,3 büyüyerek 2021 yılında 13,95 milyar dolarlık bir hacme ulaşması beklenmektedir (Marketsandmarkets, 2017). Dayanıklılık, seçicilik ve yüksek performans gibi özellikleri ile birçok uygulamada öne çıkan membranların fiyatları düşmesine rağmen, kurulu oldukları tesislerde membran prosesleri halen ilk yatırım ve işletme (membran yenileme, enerji) maliyetlerinin oldukça önemli bir kısmını oluşturmaktadır (Sutherland, 2005). Ayrıca membran tıkanması, düşük akı ve tıkanma kontrolü için harcanan enerji ve maliyet gibi hususlar membran proseslerin uygulamalarında karşılaşılan en önemli sorunlardır (Yoon, 2016). Dinamik membran (DM) teknolojisi bu sorunların çözümünde alternatif bir yöntem olarak son yıllarda ön plana çıkmaktadır (Erşahin, 2015). İkincil membran tabakası olarak da tanımlanabilecek DM, boşluklu yapıdaki destek malzemesinin (örneğin; kumaş filtre, elek, vb. (konvansiyonel membranlar hariç)) üzerinde filtre edilen sıvının içerisinde bulunan katı madde ve partiküllerin birikmesi ile oluşan tabakadır. Konvansiyonel membranların tıkanmasında önemli bir rol oynayan kolloidler ve partiküler maddeler, destek malzemesi üzerinde birikerek ikincil bir filtre (membran) tabakası oluşturmaktadır (Şekil 11.1). DM tabakasının en iyi örneklerinden biri atıksu arıtımında gerçek membranlar üzerinde oluşan kek (çamur) tabakasıdır. Kek (DM)

¹ İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İTÜ

² Prof. Dr. Dincer Topacık Ulusal Membran Teknolojileri Uyg-Ar Merkezi, İTÜ

tabakasındaki gözenek çapı zamanla destek tabakasının gözenek çapından çok daha küçük bir hale gelmekte ve konvansiyonel membranların gözenek boyutlarına ulaşmaktadır. Bu durum, konvansiyonel membranlar ile elde edilen süzöntü suyu kalitesinin, membrandan çok daha ucuz ve basit destek malzemelerinin kullanılması ile elde edilebilmesine imkan sağlamaktadır. DM tabakası su ve gaz (hava, biyogaz, vb.) ile geri yıkama yapılarak veya basit bir fırçalama işlemi ile temizlenerek destek tabakası üzerinde yeniden oluşturulabilmektedir. Ancak bu işlem sırasında süzöntü suyu kalitesinde geçici olarak bozulma gözlenebilmektedir (Ersahin ve diğ., 2012). Temizleme sonrasında tekrar DM oluşumu ise kısa süre içerisinde gerçekleşebilmektedir.



Şekil 11.1 DM oluşumu (Ersahin, 2015)

11.2. Dinamik Membran Teknolojisinin Tarihsel Gelişimi

DM teknolojisinin fiziksel sistemlerde uygulanması ile ilgili araştırmalar 1960'lı yıllardan bu yana sürdürülmektedir. DM'ler ile ilgili yapılan ilk araştırmalar konvansiyonel membran kullanılarak yapılmış olup, ilerleyen yıllarda konvansiyonel membranlar yerine daha ucuz ve basit destek malzemeleri (kumaş, elek vb.) kullanılmıştır. Bu konudaki ilk araştırma Marcinkowsky ve diğ. (1966) tarafından yapılmış olup, çalışmada çinko oksiklorür ($ZnOCl_2$)'den oluşan bir DM tabakası ile ters osmoz (TO) prosesinin tuz giderim verimi incelenmiştir. Hiperfiltrasyon olarak adlandırılan bu proses ile özellikle tuz giderimi ve tekstil

atıksularında boyar madde geri kazanımı amacıyla laboratuvar ve pilot ölçekli çalışmalar yapılmış ve başarılı sonuçlar elde edilmiştir (Kraus ve diğ., 1967; Johnson ve diğ., 1968; Thomas ve diğ., 1974; Brandon ve Gaddis, 1977).

DM'lerin ultrafiltrasyon (UF) amaçlı kullanımı ile ilgili çalışmalar 1980'lerde başlamış ve bu dönemde yapılan çalışmalar özellikle endüstriyel atıksulardan su, boyar madde ve protein geri kazanım verimine odaklanmıştır (Groves ve diğ., 1983; Turkson ve diğ., 1984). Kishihara ve diğ. (1989), gıda endüstrisinde şeker kamışı suyunun konsantre edilmesi amacıyla dinamik UF teknolojisini kullanmış ve başarılı sonuçlar elde etmiştir. Benzer bir çalışmada, Jiratananon ve diğ. (1997), ananas suyunu konsantre etmek amacıyla dinamik UF ve konvansiyonel UF membranlarını karşılaştırmış ve dinamik UF membranının konvansiyonel UF membranına benzer performans gösterdiğini tespit etmiştir.

DM'ler mikrofiltrasyon (MF) amacı ile de kullanılmış olup, bu konudaki çalışmalar 1990'lardan itibaren başlamıştır. Özellikle, evsel atıksuların dinamik MF membranları ile arıtımında oldukça başarılı sonuçlar elde edilmiştir (Al-Malack ve Anderson, 1996a; Al-Malack ve Anderson, 1997a). Ayrıca su/yağ karışımlarının ayrılması için de dinamik MF membranlarından yararlanılmıştır (Zhao ve diğ., 2005; Zhao ve diğ., 2006; Pan ve diğ., 2012).

DM teknolojisi, aerobik ve anaerobik şartlarda işletilen membran biyoreaktörlerde (MBR) de kullanılabilir. Anaerobik dinamik membran biyoreaktörler (AnDMBR) ile ilgili ilk çalışma Pillay ve diğ. (1994) tarafından yapılmıştır. Konvansiyonel MBR'lerde membran tıkanmasının en önemli sebeplerinden biri olan kek tabakası oluşumunu filtrasyon açısından bir üstünlüğe çeviren DM teknolojisi aerobik dinamik membran biyoreaktör (DMBR) ve AnDMBR uygulamaları ile özellikle son 10 yılda önemli seviyede ilgi çekmiş olup, konu ile ilgili birçok çalışma yapılmış ve günümüzde halen yapılmaya devam

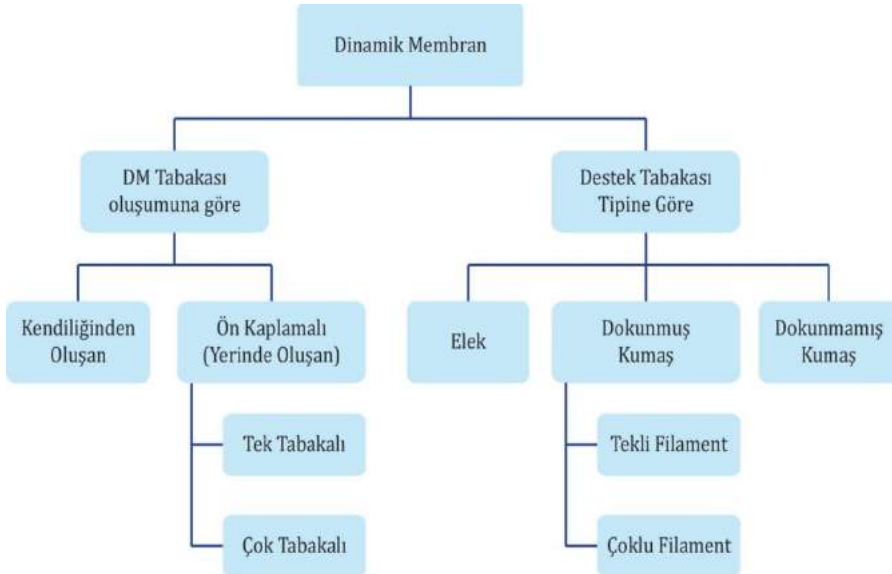
etmektedir (Ersahin ve diğ., 2012; Ersahin, 2015; Salerno ve diğ., 2017; Sahinkaya ve diğ., 2017).

11.3. Dinamik Membran Türleri

DM'ler, dinamik tabakanın (membranın) oluşum mekanizmasına ve destek tabakasının özelliklerine göre iki şekilde değerlendirilmektedir (Şekil 11.2) (Ersahin ve diğ., 2012). DM tabakası oluşumuna göre, kendiliğinden oluşan ve ön kaplamalı DM'ler olarak ikiye ayrılmaktadır. Kendiliğinden oluşan DM'lerde, membranı oluşturan madde aynı zamanda filtre edilen akışkandan ayrılması istenen maddedir. DM tabakası, filtre edilen çözeltinin içerisindeki kolloidal ve partiküler maddelerin zaman içerisinde gözenekli yapıdaki destek malzemesi üzerinde birikimi ile oluşmaktadır. Ön kaplamalı DM'lerde ise membran tabakası, filtre edilen akışkan içerisine harici olarak eklenen bir madde tarafından oluşturulmaktadır (Matsuyama ve diğ., 1994; Jiratananon ve diğ., 1997). Ön kaplamalı DM'ler gözenekli yapıdaki destek malzemesinin özel olarak hazırlanmış bir veya birden çok kolloidal malzeme ile kaplanması ile elde edilebilmektedir. Bu kapsamda; ön kaplamalı DM'ler tekil katkılı veya kompozit olarak iki sınıfa ayrılmaktadır. Kompozit DM'ler farklı malzemeler ile gerçekleştirilen kaplama işlemleri ile hazırlanmaktadır. Kompozit DM'lerin oluşturulmasında iki aşamalı bir kaplama işlemi gerçekleştirilirken, ikinci aşamada genellikle ilave edilen polimer yardımıyla DM'nin tutma kapasitesinin yüksek seviyeye çıkarılması sağlanır (Wang ve diğ., 1999). Bu yöntemin en önemli mahsuru, destek tabakasının yüzeyini kaplayarak gözenek çapını azaltacak, özel olarak hazırlanmış kolloidal malzemelere ihtiyaç duyulmasıdır. Fiziksel DM'lerin sınıflandırılması için DM'yi oluşturan maddenin ve destek malzemenin gözenek yarıçapları da kullanılabilir. Bu yöntemle DM'ler iki yarıçapın birbirine göre büyüklüğü dikkate alınarak sınıflandırılmaktadır (Tanny ve diğ., 1978). Kendiliğinden oluşan ve ön kaplamalı DM'lerin yağ-su emülsiyon artırımı performanslarının birbiriyle karşılaştırıldığı bir çalışmada, ön kaplamalı Fe₂O₃ DM'nin, membran tıkanma hızını

azaltmak açısından kendiliğinden oluşan DM'ye göre daha iyi performans sağladığı belirlenmiştir (Lu ve diğ., 2016).

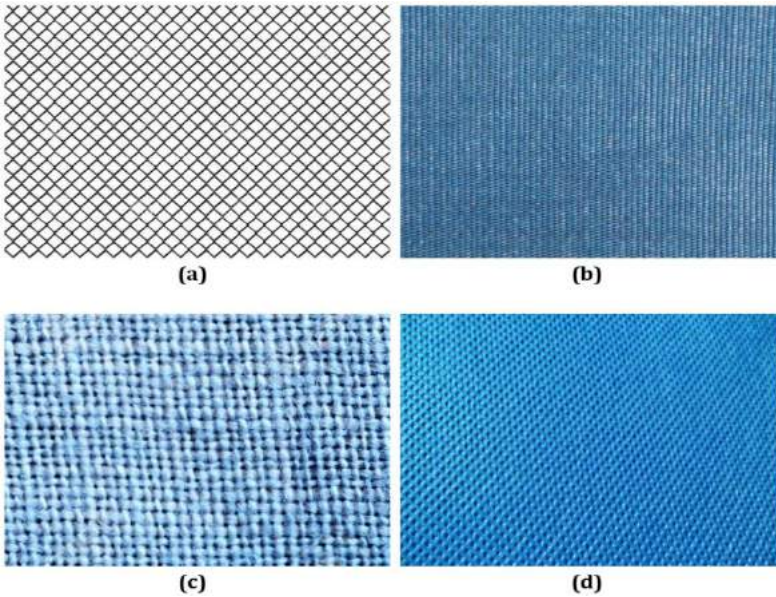
DM'ler destek tabakasına göre; elek, dokunmuş kumaş ve dokunmamış kumaş olmak üzere üç gruba ayrılır (Şekil 11.3) (Ersahin ve diğ., 2012). Elek tipi destek yapıları genellikle metal veya organik polimer yapıları tellerin birbirleri üzerine ağ şeklinde örülmesi veya kaynatılması ile oluşturulmaktadır. Dokuma tipi destek malzemeleri tekli filament iplikler veya çoklu filament iplikler ile dokunabilmektedir. Tekli filament iplikler ile dokunan kumaşların yüzeyi oldukça pürüzsüzdür. Çoklu filament iplikler ise birden çok ipliğin birbiri üzerine bükülmesi ile oluşturulan sicimsi yapılar olup, bu sicimler ile dokuma işlemi gerçekleştirilir. Dokunmamış kumaşlar, bir araya getirilen liflerin kimyasal ve/veya ısıl yöntemlerle sabitleştirilmesiyle, iç içe geçirilip birbiri ile bağlanmasıyla elde edilen tekstil ürünleridir. Bu tür malzemeler çok ince yapıda olduğu halde, zaman içerisinde lif matrisi içerisine giren kolloidler ve partiküller malzemenin gözenekli yapısı içerisinde kalmakta ve tıkanmaya sebep olmaktadır.



Şekil 11.2 DM'lerin sınıflandırılması

11.4. Dinamik Membran Tabakası Oluşumu için Kullanılan Malzemeler

DMBR ve AnDMBR'lerde genellikle mikroorganizma floklarının kek tabakası oluşturması yoluyla kendiliğinden meydana gelen DM'ler kullanılmaktadır (Fuchs ve diğ., 2005; Jeison ve diğ., 2008; Ersahin ve diğ., 2013; Salerno ve diğ., 2017). Ancak, ön kaplamalı DM'ler de MBR uygulamalarında kullanılabilir. Biyolojik sistemlerde kaplama malzemesi olarak kullanılan diğer malzemeler toz aktif karbon (Ye ve diğ., 2006), kaolin (Li ve diğ., 2006), diatomittir (Cao ve diğ., 2010) ve poli-tetrafloroetilen (Ho ve diğ., 2007). Konsantre atısu arıtımı yapan vir AnDMBR prosesinde tekli filament yapısına sahip polipropilen filtre üzerinde oluşmuş DM tabakası Şekil 11.4'te görülmektedir (Ersahin, 2015).



Şekil 11.3 Destek tabakası olarak kullanılacak malzemeler a) Elek b) Tekli filament dokunmuş kumaş c) Çoklu filament dokunmuş kumaş d) Dokunmamış kumaş

Fiziksel DM uygulamalarında genellikle ön kaplamalı DM'ler tercih edilmekte olup, en sık kullanılan kaplama malzemeleri koloidal formdaki metal oksitler ve organik polimerlerdir. Literatürde, zirkonyum (IV) oksit (Thomas ve Mixon, 1974; Freilich ve Tanny, 1978), 2-polivinilpiridin (2-PVP), polivinilamin hidroklorür (PVA) (Tanny ve Jagur-Grodzinski, 1973), zirkonyum (IV) oksit-poli akrilik asit (PAA) (Sheppard ve Thomas, 1974), metilselüloz, alüminyum (III)-PAA (Igawa ve diğ., 1977); mangan (IV) dioksit (MnO_2) (Al-Malack ve Anderson, 1996b), kaolin (Noor ve diğ., 2002; Yang ve diğ., 2015), diatomit (Chu ve diğ., 2008; Zhang ve diğ., 2014), magnezyum hidroksit ($Mg(OH)_2$) (Zhao ve diğ., 2005), polietilenoglikol, polivinil alkol (de Amorim ve Ramos, 2006), toz aktif karbon (Mao-sheng ve diğ., 2008; Wu ve diğ., 2017), çift tabakalı kaolin/ MnO_2 (Yang ve diğ., 2011), titanyum dioksit (TiO_2) (Pan ve diğ., 2012), nano kalsiyum karbonat ($CaCO_3$), grafit oksit, grafen oksit (Gao ve diğ., 2013a), demir (III) oksit (Fe_2O_3) (Lu ve diğ., 2016) gibi malzemeler ile birçok ön kaplamalı DM çalışması yapılmıştır.



Şekil 11.4 Destek tabakası üzerinde oluşan DM tabakası (Ersahin, 2015)

11.5. Destek Malzemeleri

DM oluşturulmasında farklı malzemeler kullanılmakla birlikte, üzerinde DM'yi oluşturmak amacıyla da farklı destek malzemeleri kullanılmaktadır. DM teknolojisinde kullanılan destek malzemesinin seçimi, arıtma ve membran performansı bakımından en az DM oluşumu için kullanılan malzeme kadar önemlidir. Destek malzemesi, filtre edilen çözeltideki kolloidal ve partiküler maddelerin DM oluşturabileceği uygun gözenek çapına ve yapısına sahip olmalıdır. Destek tabakası, membran modülü oluşturmaya uygun yapıda olmalı ve fizikokimyasal etkilere karşı dayanıklı olmalıdır. Uzun dönemli işletmelerde karşılaşılabilecek tıkanma problemlerine karşı kolay temizlenebilir olmalıdır. Ayrıca ucuz ve kolay temin edilebilir olmalıdır. Bu kapsamda destek tabakası olarak organik ve inorganik malzemeler kullanılabilir.

DMBR ve AnDMBR uygulamalarında; metal elekler (Chu ve diğ., 2013), polimerik (nylon, dakron) elekler (Zhang ve diğ., 2011; Salerno ve diğ., 2017, Sahinkaya ve diğ., 2017), tekli filament dokunmuş kumaş (Ersahin ve diğ., 2014), çoklu filament dokunmuş kumaş (Ersahin ve diğ., 2013), dokunmamış kumaş (Gao ve diğ., 2013b) ve seramik membranlar (Li ve diğ., 2006) gibi birçok malzeme destek tabakası olarak kullanılmıştır.

Fiziksel DM uygulamalarında ise; seramik membran (Lu ve diğ., 2016; Yang ve diğ., 2015), gözenekli karbon tüp (Pan ve diğ., 2012), çoklu filament polyester dokunmuş kumaş (Al-Malack ve Anderson, 1997b), dokunmamış kumaş (Horng ve diğ., 2009), paslanmaz çelik tüp (Wang ve diğ., 1999), ön kaplamalı MF membranları (Jiraratananon ve diğ., 1997; Hwang ve Cheng, 2003), ön kaplamalı UF membranları (Na ve diğ., 2000) ve ön kaplamalı TO membranları (Kryvoruchko ve diğ., 2004) destek tabakası olarak başarıyla kullanılmıştır. Paslanmaz çelik ve seramik malzemeler fiziksel DM uygulamalarının ilk zamanlarında yoğun olarak kullanılmakla birlikte, yüksek maliyetli olmaları sebebiyle sonraki yıllarda çok fazla kullanım alanı bulamamıştır. Bu malzemeler

yerine daha düşük maliyetli kumaş malzemelerin kullanımı ağırlık kazanmıştır (Ersahin ve diğ., 2012).

11.6. Uygulama Alanları

11.6.1. Fiziksel Sistemlerde Dinamik Membran Uygulamaları

DM teknolojisi fiziksel filtrasyon amacıyla başarıyla uygulanabilmektedir (Ersahin ve diğ., 2012). DM'ler; DM'yi oluşturan maddelere ve oluşum koşullarına bağlı olarak RO, nanofiltrasyon (NF), UF veya MF membranlarına eşdeğer performansa sahip olabilirler (Ip, 2005; Poostchi ve diğ., 2015a). DM'nin özellikleri birçok farklı parametreye bağlı olarak değişebilmektedir. DM performansını etkileyen en önemli faktörler arasında DM oluşturan maddenin konsantrasyonu ve polimerizasyon derecesi, DM hazırlama çözeltisinin iyonik gücü ve pH'ı, DM oluşumu sırasında uygulanan basınç ve DM'yi oluşturan maddenin sirkülasyon hızı sayılabilir (Ip, 2005).

Fiziksel DM uygulamaları en yaygın olarak TO ve UF membranları için denenmiş olsa da, son yıllarda MF uygulamalarında da bir artış gözlenmektedir. Desalinasyon amaçlı kullanım, fiziksel DM uygulamalarının ilk ortaya çıkışında ve gelişmesinde çok önemli bir rol oynamıştır.

Desalinasyonun yanı sıra, fiziksel DM teknolojisi yağlı atıksuların arıtımı amaçlı da kullanılmıştır. Tekstil atıksularının arıtımında DM teknolojisi ile %95'in üzerinde yüksek boya giderim verimleri elde edilmiştir (Ersahin ve diğ., 2012). Protein giderimi ve evsel atıksu arıtımı amacıyla da UF membranların kullanıldığı DM uygulamaları mevcuttur (Na ve diğ., 2000; Ip, 2005). Evsel atıksu arıtımında MF'nin destek malzemesi olarak kullanıldığı fiziksel DM prosesi ile 90 lt/m².st.bar değerine kadar kararlı hal permeabilite değeri ve %99 bulanıklık giderimi elde edilmiştir (Al-Malack ve Anderson, 1996b; Al-Malack ve Anderson, 1997a). TiO₂/PVA kaplanmış polyester filtreden elde edilen DM'nin

atıksu arıtımı yapan MBR içinde kullanılmasıyla, ticari poliviniliden florür (PVDF) membranlar ile benzer arıtılmış su kalitesi elde etmek mümkündür. Fiziksel DM ile PVDF membranlara göre 4 kat daha uzun filtrasyon süresi elde edilebilmektedir (Liu ve diğ., 2012). Meşrubat endüstrisinde meyve sularının seyreltilmesi veya konsantrale hale getirilmesinde dinamik UF membranları kullanılabilir. Meyve suyu işlemede, seramik destek malzemesi kullanılarak oluşturulan DM ile %87'ye varan makromolekül ve %6 civarında şeker giderimi sağlanabilmektedir (Jiraratananon ve diğ., 1997). DM'lerde (CaCO_3) ve fotokatalizörlerin ($\text{Fe-ZnIn}_2\text{S}_4$) birarada kullanılmasının, sulardan halojenli bileşiklerin gideriminde fizibil bir alternatif olduğu tespit edilmiştir. Bu sistem ile uzun süreli denemeler sonucunda kararlı halde oldukça yüksek süzöntü suyu kalitesi elde etmenin mümkün olduğu görülmüştür (Gao ve diğ., 2013b). Emülsifiye haldeki yağlı atıksuların arıtımında DM ve ultraviyole (UV) fotokataliz birarada kullanıldığında, UV'nin daha yüksek akı ve daha düşük membran tıkanması sağladığı görülmüştür. Ayrıca, UV ışık gücü ile akı artışı arasında bir ilişki olduğu saptanmıştır (Chen ve diğ., 2014). Yağ içeren suların arıtımında TiO_2 DM kullanılması durumunda %98 oranında yağ giderimi sağlanabilmektedir (Pan ve diğ., 2012).

Fiziksel DM oluşumunu ve performansını pek çok faktör etkilemektedir. Bu faktörler aşağıda özetlenmektedir.

11.6.1.1. DM Oluşumu için Kullanılan Malzemenin Seçimi

Fiziksel DM oluşturmak için birçok katkı maddesi kullanılabilir. DM'yi oluşturan maddelerin gözenek boyutu ve kullanılan polielektrolitin modifikasyonu, katkı malzemesinin etkisini belirleyen iki önemli özelliktir. DM'yi oluşturan malzemenin partikül şekli ve boyut dağılımı DM performansını önemli derecede etkilemektedir. Örneğin; düzensiz partikül şekillerine sahip silikadan elde edilen DM kullanılarak, küp şeklindeki kireçtaşından elde edilen DM'ye göre daha iyi süzöntü suyu kalitesi elde edilmesi mümkündür (Holdich ve Boston, 1990). Daha

küçük partikül boyutuna sahip çözelti kullanılarak elde edilen DM'de büyük partikül boyutlu çözeltilere göre daha yüksek giderim verimi sağlanabilmektedir. Küçük boyutlu partiküller daha sıkı bir DM gözenek yapısı oluşturmakta ve bunun sonucunda daha düşük bir gözeneklilik sağlanabilmektedir (Nakao ve diğ., 1986). Buna karşın; daha küçük partikül boyutu kompakt bir DM yüzeyi oluşturduğundan dolayı daha yüksek bir hidrolik direnç oluşmakta ve daha düşük akılar elde edilmektedir (Chen ve Chiang, 1998). DM'yi oluşturan koloidal maddenin boyutunun destek malzemesinin gözenek çapından küçük olması durumunda, kolloidler sadece destek malzemesinin yüzeyinde değil aynı zamanda gözeneklerin içinde de birikirler. Bu durumda destek malzemesinin gözeneklerinin tıkanması ve filtrasyon direncinin artışı ile karşı karşıya kalınmaktadır (Nakao ve diğ., 1986, Ersahin ve diğ., 2013). DM'yi oluşturan maddelerin uygun polimer kullanılarak modifiye edilmesi durumunda filtrasyon performansı olumlu yönde değiştirilebilmektedir. Örneğin; Zr(IV)-poliakrilikasit (PAA)'in poliamin ile işlem görmesi durumunda, giderim performansında %67-75 aralığında iyileşme elde edilmesi mümkündür (Spencer, 1984).

11.6.1.2. Destek Malzemesi Seçimi

Fiziksel DM teknolojisinin uygulanmasında uygun gözenekli bir destek malzemesinin seçilmesi en önemli adımlardan biridir. Seçilecek malzemenin; yüksek basınca dayanıklı olması, gözenek çapının membranı oluşturacak maddenin destek malzemesi yüzeyinde tutunmasına olanak verecek boyutta olması, düşük maliyetli, uzun ömürlü ve kolay temin edilebilir olması gerekmektedir.

11.6.1.3. pH

Fiziksel DM oluşumunu etkileyen diğer bir faktör pH'tır. DM oluşumu sırasında kullanılan çözeltinin pH'ı DM tabakasının yapısını kontrol etmektedir. DM'yi oluşturan maddenin partiküler olması halinde pH,

süspansiyonun partikül boyutunu ve dolayısıyla DM özelliklerini etkilmektedir. Büyük partiküller DM tabakasının permeabilitesini olumlu yönde etkilerken, küçük partiküller daha sıkı bir DM tabakası oluşumuna neden olarak daha yüksek filtrasyon direnci oluştururlar (Al-Malack ve Anderson, 1997a). İzoelektrik noktada (İEN) elde edilen DM'nin en düşük gözenekliliğe ve akıya sahip olduğu tespit edilmiştir (Matsuyama ve diğ., 1994). Bu durum, İEN'de elektriksel itme kuvvetinin en zayıf ve partiküller arası kohezyon kuvvetlerinin en güçlü durumda olmasından kaynaklanmaktadır. Etkin bir DM tabakasının oluşum süresi (dönüşüm süresi) partiküllerin kolloidal büyümesi ile doğru orantılı olduğundan pH ile de ilişkilidir (Freilich ve Tanny, 1980). pH İEN'ye yaklaştıkça, partikülün yük dağılımındaki değişimlere bağlı partiküllerin biraraya gelerek büyümesi sağlanmaktadır. Dönüşüm süresi partikül boyutuna bağlı olup, partikül boyutu azaldığında bu süre artmaktadır. Düşük pH değerlerinde, dönüşüm süresi oldukça uzamakta ve makul süreler içinde DM oluşumu sağlanamamaktadır (Ip, 2005). DM yapımında PAA kullanılması durumunda, PAA molekülünün yapısı ve DM oluşturma kapasitesi de çözeltinin pH'ından etkilenmektedir. pH'ın düşürülmesi PAA'nın çökebilirliğini artırmaktadır. Nötral polimer membran oluşumunda ise, çözelti pH'ının DM oluşumu üzerine etkisi daha azdır.

11.6.1.4. DM Oluşum Süresi ve DM Tabakasının Kalınlığı

DM oluşum süresi de DM uygulamalarındaki önemli bir faktördür. DM oluşum süresi; DM kalınlığını etkileyen bir parametredir. Membran performansı destek malzemesi yüzeyinde çökelebilen kolloidlerin miktarına bağlıdır. Çökelebilen kolloidlerin miktarı, membran oluşum süresi ve koşullarının değiştirilmesi ile kontrol edilebilmektedir (Wang ve diğ., 1999). Daha uzun DM oluşum süresi, daha kalın DM tabakası ve düşük akı elde edilmesine neden olur. Bununla beraber, DM'nin yapısı, membran tabakasının kalınlığına ve dolayısıyla DM oluşum süresine bağlı değildir.

DM tabakasının kalınlığı çökelebilen kolloidlerin miktarına ve dolayısıyla DM'yi oluşturan maddenin çözelti içerisindeki konsantrasyonuna bağlıdır. Genel olarak; çözelti konsantrasyonunun arttırılması, DM tabakasının kalınlığının artmasına sebep olur. Bu durumda akı azalmakla birlikte DM'nin tutma kapasitesi de artış göstermektedir (Cai ve diğ., 2000). Akı, çözelti konsantrasyonunun karekökü ile ters orantılı iken, kek kütlesi ise çözelti konsantrasyonunun karekökü ile doğru orantılıdır (Freilich and Tanny, 1980). Ayrıca, çözeltide bulunması halinde tuz konsantrasyonunun da DM'nin permeabilitesi ve tutma kapasitesi üzerinde önemli seviyede etkiye sahip olduğu tespit edilmiştir (Correia ve Judd, 1996). Bu etkinin tuz konsantrasyonuna bağlı olan çözelti iyonik gücünün gözenek çapını değiştirmesi dolayısıyla, DM'yi oluşturan maddenin yapısında meydana gelen değişimlerden kaynaklandığı belirlenmiştir.

11.6.1.5. Basınç

Fiziksel DM oluşumunda etkin olan faktörlerden biri de DM oluşumu sırasında uygulanan basınçtır. Fiziksel DM uygulamalarında konvansiyonel olarak takip edilen yöntem, sabit basınç altında çalışmaktır. DM oluşum basıncı 0,2 bar-70 bar ve oluşum süresi 1-120 dak arasında değişebilmektedir (Ip, 2005). Yüksek basınç altında oluşan DM'nin, basınç kaynaklı kolloidal DM tabakasının sıkışması dolayısıyla, tutma kapasitesinin arttığı; fakat düşük akı elde edilebildiği tespit edilmiştir (Nakao ve diğ., 1986). Bununla beraber; fiziksel DM uygulamalarında basıncın akı üzerindeki etkisinin çok önemli olmadığını belirten çalışmalar da literatürde mevcuttur (Matsuyama ve diğ., 1994). Genellikle fiziksel DM çalışmalarında farklı koşullar altında deneysel araştırmalar gerçekleştirildiğinden, farklı sonuçlara ulaşılması olasıdır. Bu nedenle, literatürde mevcut fiziksel DM çalışmalarının sonuçlarını kullanırken ve bu sonuçları kullanarak karşılaştırma yaparken çalışma koşullarının mutlaka göz önünde bulundurulması gerekmektedir.

11.6.1.6. Çapraz Akış Hızı

Çapraz akış hızı fiziksel DM uygulamalarında dikkate alınması gereken diğer bir parametredir. Fiziksel DM çalışmalarında genel olarak çapraz akış hızı 0,1-9,1 m/sn arasında değişmektedir (Ip, 2005; Ersahin ve diğ., 2012). Yeni oluşmuş bir DM'de genellikle çapraz akış hızı arttıkça akı da artar. İnce kek tabakasına sahip uygulamalarda yüksek çapraz akış hızı, DM üzerindeki büyük partiküllerin koparak sürüklenmesine neden olabilmektedir (Igawa ve diğ., 1978). Bu nedenle, uygulamada bu duruma dikkat edilerek optimum kalınlıkta DM oluşumunu sağlayacak bir çapraz akış hızı tespit edilmelidir.

11.6.2. Biyolojik Sistemlerde Dinamik Membran Uygulamaları

11.6.2.1. Aerobik Dinamik Membran Biyoreaktörler

DM teknolojisi fiziksel filtrasyon sistemlerinde kullanılabildiği gibi, biyolojik sistemlerde aerobik veya anaerobik MBR sistemi içerisinde de başarıyla uygulanabilmektedir (Ersahin ve diğ., 2012). DMBR; atıksu arıtımında aerobik biyolojik arıtma proseslerinin DM teknolojisi ile birleştirilmesiyle meydana gelmiştir. Bu reaktörlerde membran yerine kullanılan daha basit ve ucuz bir destek malzemesinin üzerinde biriken mikrobiyal floklar bir kek tabakası oluşturarak oldukça yüksek kalitede süzüntü suyu elde edilmesini sağlamaktadır. Birçok çalışmada dinamik MBR'lerde, gerçek membranlar ile teşkil edilmiş MBR'lere benzer şekilde yüksek organik madde ve askıda katı madde giderimi elde edilmiştir (Kiso ve diğ., 2000; Chu ve Li, 2006; Ye ve diğ., 2006). DM modülü biyoreaktörlere entegre edildiğinde, çamur flokları ve mikrobiyal hücrelerden oluşan partiküller; naylon elek, kumaş veya paslanmaz çelik gibi farklı destek tabakaları üzerinde birikerek kek tabakasını oluşturmaktadır. Kek tabakası kalınlaşarak yüksek filtrasyon dirençlerine neden olduğunda ise DM kolaylıkla temizlenmekte ve temizleme işlemini takiben kolaylıkla yeniden oluşmaktadır. UF veya MF üniteleri içeren konvansiyonel MBR'lere göre DMBR'lerin düşük

membran maliyeti, yüksek akı ve kimyasal madde kullanmadan pratik membran temizliği gibi pek çok üstünlüğü bulunmaktadır. Buna karşılık; DM tabakasına bağlı olarak bazı mahsurlar da söz konusudur. Sistemin işletmeye alma/başlangıç aşamasında; DM tabakasının oluşumu için belirli bir süre gerekli olduğundan, süzüntü suyunun kalitesi istenen düzeyde olmayabilir. Ayrıca, DM tabakası havalandırma yoğunluğu, reaktör içerisindeki statik su yüksekliği ve çamur özelliklerinden kolayca etkilenebilmekte, bu durum da süzüntü suyunun kalitesinde ani bozulmalara neden olabilmektedir (Hu ve diğ., 2016; Hu ve diğ., 2017). Dolayısıyla; DMBR'lerde performans ve stabilitenin artırılması için işletme koşullarının optimizasyonu, uygun destek tabakası malzemesi ve modül tertip tarzının seçimi, farklı harici malzemelerin biyolojik reaktör içerisine ilave edilmesi ile çamur özelliklerinin değiştirilmesi gibi pek çok yöntem denenmektedir. DMBR teknolojisinin kullanıldığı farklı çalışmalarda elde edilen arıtma ve filtrasyon performansları, sistem özellikleri ve işletme koşullarını içerecek şekilde, sırasıyla Tablo 11.1 ve Tablo 11.2'de verilmektedir.

11.6.2.2. Anaerobik Dinamik Membran Biyoreaktörler

DM teknolojisi aerobik arıtma sistemlerinde olduğu gibi anaerobik arıtma sistemlerinde de kullanılabilir. 2000 yılından itibaren DM teknolojisi yoğun olarak aerobik arıtma sistemlerinde uygulanmıştır. Atıksu arıtımında enerji verimliliğinin oldukça önem kazanması ile birlikte, 2010 yılını takip eden dönemde DM teknolojisi ile anaerobik arıtma sistemlerinin entegre edildiği AnDMBR prosesi oldukça yaygın olarak araştırılmaya başlanmıştır (Hu ve diğ., 2017). Son dönemde farklı türde atıksuların arıtımında kullanılan AnDMBR sistemlerinin arıtma ve filtrasyon performansları Tablo 11.3 ve Tablo 11.4'te özetlenmektedir.

AnDMBR teknolojisi maliyet-etkin atıksu arıtımı sağladığı halde, bu teknolojinin uygulanması henüz başlangıç aşamasındadır. AnDMR ile ilgili mevcut çalışmalar; daha çok teknolojinin farklı atıksu türlerini arıtma performansı ve fizibilitesi, membran modüllerinin

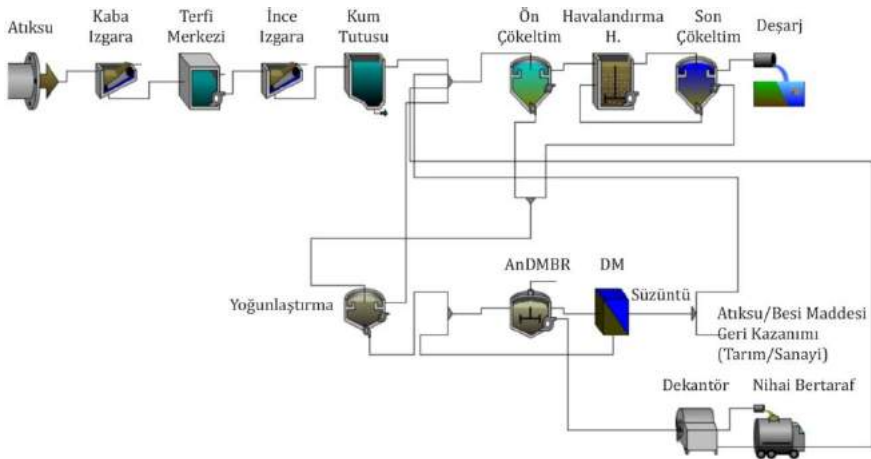
optimizasyonu, reaktör içerisindeki çamurun ve DM (kek) tabakasının özellikleri üzerine yoğunlaşmıştır (Xie ve diğ., 2014; Alibardi ve diğ., 2014, Ersahin ve diğ., 2017, Hu ve diğ., 2017). DM filtrasyon prosesinin modellenmesi, DM oluşum mekanizması, DM tabakasının karakterizasyonu ve biyogaz üretimi ile ilgili sınırlı sayıda çalışma mevcuttur (Ma ve diğ., 2013; Ersahin ve diğ., 2016a; Saleem ve diğ., 2017; Hu ve diğ., 2017).

AnDMBR prosesi üzerine 2010 yılından itibaren çoğunlukla sentetik atıksu arıtımında laboratuvar ölçekli çalışmalar gerçekleştirilmiştir. DM teknolojisinin entegre edildiği anaerobik biyoreaktör türleri, tam karışimli reaktörler (TKR) ve yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktör (UASB)'lerdir (Ma ve diğ., 2013; Ersahin ve diğ., 2014; Hu ve diğ., 2017). DM filtrasyonu, düz plaka ve tübüler tertip tarzlarında denenmiş olup, içi boşluklu membranlar ile ilgili yapılmış herhangi bir çalışma yoktur. Bu durum, DM destek tabakasının düşük yoğunlukta olması ve karmaşık üretim prosedürü ile ilişkilendirilebilir. AnDMBR'ler ile ilgili çalışmaların çoğunda batık sistemler kullanılmıştır. Ersahin ve diğ. (2017)'nin batık ve harici modül tertip tarzlarını karşılaştırdığı çalışmada, AnDMBR'lerde de konvansiyonel AnMBR'lerde olduğu gibi, batık sistemlerde harici sistemlere göre daha az enerji tüketimi olduğu belirlenmiştir. Ayrıca membran montajı ilave bir hacimde gerçekleştirilmediği için, batık sistemlerde ilk yatırım maliyetinin de harici sistemlere göre daha düşük olması beklenmektedir (Hu ve diğ., 2017).

AnDMBR prosesi ile AnMBR prosesi karşılaştırıldığında; AnDMBR prosesinde arıtma performanslarının daha düşük olduğu görülmektedir. Bu durum; DM tabakasının oluşum aşamasında küçük partiküller ve kolloidlerin DM tarafından tutulmamasına bağlıdır. Ancak elde edilen süzüntü suyu kalitesi konvansiyonel anaerobik sistemler ile karşılaştırıldığında oldukça yüksek olup, ön arıtma amaçlı kullanılabilir durumdadır. AnDMBR'lerde yüksek akılar ve düşük filtrasyon dirençleri elde etmek mümkündür. Dolayısıyla; membran modül maliyeti, membran akısı, membran temizliği ve enerji gereksinimi açısından

AnDMBR'lerin AnMBR'lere göre daha üstün olduğu görülmektedir. OLR, çamur oluşumu, alan ihtiyacı, alkalinite gereksinimi, sıcaklık hassasiyeti ve enerji geri kazanımı açısından AnDMBR ve AnMBR'ler arasında herhangi bir fark gözlenmemektedir (Hu ve diğ., 2017).

Destek malzemesi açısından düşük ilk yatırım maliyeti ve biyogaz yoluyla enerji üretimi dikkate alındığında, yüksek akı gerekmeyen durumlar için, örneğin çamur veya konsantre endüstriyel atıksu arıtımı gibi, AnDMBR'lerin fizibil bir arıtma teknolojisi olarak kullanılabilceği tespit edilmiştir (Ersahin, 2015). Evsel atıksu arıtma tesislerinde, atıksu arıtma çamurlarının arıtımı amacıyla AnDMBR prosesinin kullanımına örnek olabilecek bir akım şeması, Şekil 11.5'te verilmiştir.



Şekil 11.5 AnDMBR prosesinin evsel atıksu arıtma çamurlarının arıtımında kullanımı

Tablo 11.1 DMBR prosesinin arıtma performansı

Modül/ Membran Tertip Tarzı	Hacim/Sıcaklık (lt/°C)	Atıksu Türü	AKM (g/lt)	OLR (kg KOİ/m³.gün)	HRT (st)	SRT (gün)	KOİ Giderim Verimi (%)	Kaynak
Batık/Düz Plaka	15/-	Evsel atıksu	2,5; 5	-	4-10	-	80,3-90,7	Hu ve diğ. (2017)
Batık/Düz Plaka	10/-	Kadmiyum içeren sentetik atıksu	3,5	-	8	14	89-94	Huang ve diğ. (2017)
Batık/-	20/20-22	Evsel atıksu	-	-	6	30	95,7-96,3	Duan ve diğ. (2017)
Batık/Düz Plaka	4,6/20	Evsel atıksu	2,1±0,4	1,25	6,7	16	87-93	Salerno ve diğ. (2017)
-/Düz Plaka	3,5/-	Sentetik tekstil atıksuyu	5,8±0,7	-	12±1,33	60	97	Sahinkaya ve diğ. (2017)
Batık/-	4/-	Sentetik Atıksu	-	1,19-2,38	4-16	-	48,3-82,1	Sreeda ve diğ. (2017)

^a Numune alma dışında sistemden çamur atılmamıştır.

Tablo 11.1 (Devamı) DMBR prosesinin arıtma performansı

Modül / Membran Tertip Tarzı	Hacim/Sıcaklık (lt/°C)	Atıksu Türü	AKM (g/lt)	OLR (kg KOİ/m³.gün)	HRT (st)	SRT (gün)	KOİ Giderim Verimi (%)	Kaynak
Batık/Düz Plaka	34/-	Evsel atıksu	3±0,5	-	-	30	91	Hu ve diğ. (2016)
Batık/Düz Plaka	7,5/20-23	Sentetik atıksu	8±0,2	-	-	-	-	Fakhimi ve Mehrnia (2016)
Batık/Düz Plaka	6/-	Sentetik atıksu	6,5-8,7	-	12	34	70-92	Poostchi ve diğ. (2015b)
Batık/Düz Plaka	28/-	Banyo atıksuları	5	-	-	-	>73	Wang ve diğ. (2015a)
Batık/Düz Plaka	6/5-25	Çözünmüş sentetik atıksu	3	-	6	14	82-92,9	Huang ve diğ. (2015)
Batık/Tübüler	200/-	-	8-9	-	72	12	-	Loderer ve diğ. (2015)
Batık/Tübüler	22,2; 54,1/-	Evsel atıksu	3,8	-	8	40	51,9-88,4	Xiong ve diğ. (2014)
Batık/Düz Plaka	6/23-25	Sentetik evsel atıksu	8,5±0,8	-	12	32	98±0.7	Rezvani ve diğ. (2014)

^a Numune alma dışında sistemden çamur atılmamıştır.

Tablo 11.1 (Devamı) DMBR prosesinin arıtma performansı

Modül / Membran Tertip Tarzı	Hacim/Sıcaklık (lt/°C)	Atıksu Türü	AKM (g/lt)	OLR (kg KOİ/m³.gün)	HRT (st)	SRT (gün)	KOİ Giderim Verimi (%)	Kaynak
Batık/Düz Plaka	6/-	Sentetik atıksu	-	-	-	-	-	Liang ve diğ. (2013)
Batık/-	49/-	Evsel atıksu	-	0,57-2,92	3-8	-	85-94,7	Long ve diğ. (2013)
Batık/Düz Plaka	6/23-25	Sentetik evsel atıksu	6,1-8,7	-	4,7-12,5	33,4	-	Poostchi ve diğ. (2012)
Batık/-	3000/-	Evsel atıksu	4,1±0,1	0,699	5	∞ ^a	86,3	Wang ve diğ. (2012)
Batık/-	30/24-25	Sentetik atıksu	4	-	15	-	>90	Li ve diğ. (2013)

^a Numune alma dışında sistemden çamur atılmamıştır.

Tablo 11.2 DMBR prosesinin filtrasyon performansı

Modül / Membran Tertip Tarzı	Destek Malzemesi	Gözenek Çapı (μm)	Transmembran Basıncı (kPa)	Akı (lt/m ² .st)	Hava Sıyırma Hızı (lt/st)	Filtrasyon Alanı (m ²)	Kaynak
Batık/Düz Plaka	Naylon elek	75	-	50-100	-	0,04	Hu ve diğ. (2017)
Batık/Düz Plaka	Dokunmamış kumaş	-	-	48,1	100	0,026	Huang ve diğ. (2017)
Batık/-	Dokunmamış kumaş	-	-	62	156- 270	0,15	Duan ve diğ. (2017)
Batık/Düz Plaka	Naylon elek	20; 50	10	93 \pm 4	0; 9; 15; 30	0,0072	Salerno ve diğ. (2017)
-/Düz Plaka	Naylon elek	20; 53	0-60; 2,1 \pm 1,1	26 \pm 2,5	45	0,0098	Sahinkaya ve diğ. (2017)
Batık/-	Yüksek yoğunluklu polietilen elek	2000	-	-	3,79 ^a	-	Sreedha ve diğ. (2017)
Batık/Düz Plaka	Naylon elek	25	-	46-85	1800	0,04	Hu ve diğ. (2016)
Batık/Düz Plaka	Dokunmamış kumaş	15	-	39	-	0,026	Huang ve diğ. (2015)

^a cm/dak

Tablo 11.2 (Devamı) DMBR prosesinin filtrasyon performansı

Modül / Membran Tertip Tarzı	Destek Malzemesi	Gözenek Çapı (μm)	Transmembran Basıncı (kPa)	Akı ($\text{lt}/\text{m}^2.\text{st}$)	Hava Sıyırma Hızı (lt/st)	Filtrasyon Alanı (m^2)	Kaynak
Batık/Düz Plaka	Tekli filament yapısına sahip polyester elek	48	0-70	150	150; 300; 600; 900	0,0156	Fakhimi ve Mehrnia (2016)
Batık/Düz Plaka	Tekli filament yapısına sahip polyester elek	30	5-60	40	-	0,016	Poostchi ve diğ. (2015b)
Batık/Düz Plaka	Dokunmamış kumaş	38,1	<30	8-18	192- 432	0,4	Wang ve diğ. (2015a)
Batık/Tübüler	Dokunmuş polyester kumaş	47	0,2-1,8	150	60-900	0,64	Loderer ve diğ. (2015)
Batık/Tübüler	Dokunmamış kumaş	75	-	-	222	0,048	Xiong ve diğ. (2014)
Batık/Düz Plaka	Tekli filament yapısına sahip polyester elek	30	<26	30	10; 50; 90; 150	0,016	Rezvani ve diğ. (2014)

^a *cm/dk*

Tablo 11.2 (Devamı) DMBR prosesinin filtrasyon performansı

Modül / Membran Tertip Tarzı	Destek Malzemesi	Gözene k Çapı (µm)	Transmembran Basıncı (kPa)	Akı (lt/m².st)	Hava Sıyırma Hızı (lt/st)	Filtrasyon Alanı (m²)	Kaynak
Batık/Düz Plaka	Dokunmamış kumaş	-	0,392	<20,8	600±30	0,03	Liang ve diğ. (2013)
Batık/-	Dokunmamış kumaş	50	-	-	1500	0,1	Long ve diğ. (2013)
Batık/Düz Plaka	Tekli filament yapısına sahip polyester elek	30	<10	30; 40; 60; 80	7,8-96	0,0156	Poostchi ve diğ. (2012)
Batık/-	Naylon elek	80	>2,5	41,7	-	1,8	Wang ve diğ. (2012)
Batık/-	Naylon elek	90	-	-	-	0,045	Li ve diğ. (2013)

^a cm/dk

Tablo 11.3 AnDMBR prosesinin arıtma performansı

Modül / Membran Tertip Tarzı	Hacim/Sıcaklık (lt/°C)	Atıksu Türü	AKM (g/lt)	OLR (kg KOİ/m ³ .gün)	HRT (st)	SRT (gün)	KOİ Giderim Verimi (%)	Kaynak
Harici/-	7/35	Atık aktif çamur	-	-	432	24	24-32 ^b	Kooijman ve diğ. (2017)
Batık/-	25/37	Gıda atıkları	15,9-40	-	168- 240	30	-	Tang ve diğ. (2017)
Batık/-	-/15	Sentetik atıksu	-	3,71-4,56	3	-	-	Yang ve diğ. (2017)
Harici/-	5,5/37	Sentetik atıksu	-	-	2-12	-	-	Park ve diğ. (2017)
Harici/Düz Plaka	7,4/35,5±0,2	Sentetik atıksu	6,4±0,4; 8,1±0,24	2-3,6	132- 240	40	>99	Ersahin ve diğ. (2016b)
Harici/Düz Plaka	0,684/20-24	Sentetik evsel atıksu	5-12	0,16-3,3	6- 137	5- >110	>50	Alibardi ve diğ. (2016)
Batık/Düz Plaka	69/35±2	Atık aktif çamur	-	-	120	20	50,8±6,8 ^c	Yu ve diğ. (2016)
Batık/Düz Plaka	69/35±2	Atık aktif çamur	-	-	120	20	50,8±6,8 ^c	Yu ve diğ. (2016)

^aNumune alma dışında sistemden çamur atılmamıştır; ^b Uçucu Katı Madde Giderimi; ^c Uçucu Askıda Katı Madde Giderimi; ^d Çözünmüş KOİ Giderimi

Tablo 11.3 (Devamı) AnDMBR prosesinin arıtma performansı

Modül / Membran Tertip Tarzı	Hacim/Sıcaklık (lt/°C)	Atıksu Türü	AKM (g/lt)	OLR (kg KOİ/m³.gün)	HRT (st)	SRT (gün)	KOİ Giderim Verimi (%)	Kaynak
Harici/-	0,684/35±1	Sentetik atıksu	18±4,8; 7±0,9	0,7-5	24- 163	∞ ^a	75±8; 80±5	Saleem ve diğ. (2016)
Batık/Tübüler	14/35	Atık çamur	15-20	-	120- 240	-	<30 ^d	Liu ve diğ. (2016)
Batık/Düz Plaka	0,78/25	2-Klorofenol içeren sentetik atıksu	-	-	5,2- 13,4	-	70,8±9,2- 82,4±3,4	Wang ve diğ. (2015)
Batık/Düz Plaka	6,8/35,7±0,1	Sentetik atıksu	5,02±0,3; 6,45±0,4	2	240	20; 40	>99	Ersahin ve diğ. (2014)
Batık/Düz Plaka	48/37±1	Sızıntı Suyu ve Sentetik Atıksu	-	0,75-4,87	60	125	22,4-62,2	Xie ve diğ. (2014)
Harici/-	0,684/35±1	Sentetik atıksu	10,5-25,2	0,7-5,04	48- 168	>200	65-92	Alibardi ve diğ. (2014)
Batık/Düz Plaka	69/35±2	Atık aktif çamur	-	-	144	20	-	Yu ve diğ. (2014)
Batık/Düz Plaka	42/-	Evsel atıksu	-	-	2,2	35	79,4±10,4	Ma ve diğ. (2013)
Batık/Düz Plaka	45/10-30	Evsel atıksu	-	-	8	-	63,4±11,8	Zhang ve diğ. (2013)

^a Numune alma dışında sistemden çamur atılmamıştır; ^b Uçucu Katı Madde Giderimi; ^c Uçucu Askıda Katı Madde Giderimi; ^d Çözünmüş KOİ Giderimi

Tablo 11.4 AnDMBR'lerin filtrasyon performansı

Modül / Membran Tertip Tarzı	Destek Malzemesi	Gözenek Çapı	Transmembran Basıncı	Akı	Biyogaz Sıyırma Hızı	Filtrasyon Alanı	Kaynak
		(μm)	(kPa)	($\text{lt}/\text{m}^2.\text{st}$)	(lt/st)	(m^2)	
Harici/-	Tekli filament yapısına sahip dokunmuş kumaş	-	15-30	0,1	158 ^a	0,025	Kooijman ve diğ. (2017)
Batık/-	Naylon elek	50	-	2-11,4	-	0,04	Tang ve diğ. (2017)
Batık/-	Kot kumaş	~100	<20	15-20	720 ^b	-	Yang ve diğ. (2017)
Harici/-	Polyester elek	100	-	-	-	-	Park ve diğ. (2017)
Harici/Düz Plaka	Tekli filament yapısına sahip polipropilen filtre	10	41,5 \pm 0,5; 38 \pm 0,7; 36 \pm 0,9	2,2	17 ^b ; 35 ^b ; 52 ^b	0,014	Ersahin ve diğ. (2016b)
Harici/Düz Plaka	Tekli filament yapısına sahip poliamid/naylon elek	200	5-20	1,4-28	10 ^a	0,004	Alibardi ve diğ. (2016)
Batık/Düz Plaka	Dakron elek	39	<30	15	37,5 ^b	0,038-0,046	Yu ve diğ. (2016)
Harici/-	Tekli filament yapısına sahip poliamid/naylon elek	200	<20	1-7,2	1-360 ^a	0,004	Saleem ve diğ. (2016)

^a m/st (Çapraz Akış Hızı); ^b m/st

Tablo 11.4 (Devamı) AnDMBR'lerin filtrasyon performansı

Modül / Membran Tertip Tarzı	Destek Malzemesi	Gözenek Çapı	Transmembran Basıncı	Akı	Biyogaz Sıyırma Hızı	Filtrasyon Alanı	Kaynak
		(μm)	(kPa)	($\text{lt}/\text{m}^2.\text{st}$)	(lt/st)	(m^2)	
Batık/Tübüler	İpek	100	1,3-6	1-3,5	-	0,0314	Liu ve diğ. (2016)
Harici/-	Tekli filament yapısına sahip poliamid/naylon elek	200	<20	1-7,2	1-360 ^a	0,004	Alibardi ve diğ. (2014)
Batık/Düz Plaka	Dakron elek	39	<30	15	-	0,038	Yu ve diğ. (2014)
Batık/Düz Plaka	Dakron elek	61	<35	60	-	0,324	Ma ve diğ. (2013)
Batık/Düz Plaka	Dakron elek	61	<25	65	-	-	Zhang ve diğ. (2011)
Batık/Düz Plaka	Paslanmaz çelik elek	0,7	<8	2,7-6,9	-	0,022	Wang ve diğ. (2015b)
Batık/Düz Plaka	Tekli filament yapısına sahip polipropilen filtre	10	53-68	2,6	35 ^b	0,018	Ersahin ve diğ. (2014)
Batık/Düz Plaka	Dakron elek	40	<40	6	-	-	Xie ve diğ. (2014)

^a m/st (Çapraz Akış Hızı); ^b m/st

11.7. Genel Değerlendirme

DM proseslerinin tasarımında en önemli faktör uygun destek tabakası malzemesi ve buna uygun membran modülünün seçimidir. Destek malzemesinin yapısı ve gözenek çapı da DM oluşumunu etkilemektedir. Etkin bir DM tabakası oluşumu için destek malzemesi gözenek çapının 10-50 µm arasında olması tavsiye edilmektedir. Elek veya dokunmuş kumaş malzemeler, dokunmamış kumaş malzemelere göre DM oluşumuna imkan veren yüzeysel filtrasyona daha uygundur. Bu tür malzemeler üzerinde oluşturulan DM tabakası kolay ve etkin bir şekilde fiziksel olarak temizlenebilmektedir. OLR, arıtılan atık tipi ve reaktör tertip tarzına göre değişmekle beraber, DMBR prosesinde 0,5-3 kg KOİ/m³.gün aralığında, AnDMBR prosesinde ise 0,2-5 kg KOİ/m³.gün aralığında değişmektedir. DMBR ve AnDMBR uygulamalarında literatürde mevcut çalışmalarda uygulanan genel tasarım ve işletme parametrelerine ait değerler Tablo 11.1-11.4'te verilmiştir. DM teknolojisinin stabil ve yüksek kalitede süzüntü suyu kalitesi elde etmek amacıyla başarıyla kullanılabilceği birçok çalışmada tespit edilmiştir. Örneğin konsantre atıksu arıtımında AnDMBR'ler güvenilir ve yeterli bir arıtım sağlama potansiyeline sahiptir. AnDMBR prosesi ile %99 KOİ giderimi ve partiküler madde tutulması gerçekleştirilebilmektedir. Mikrofiltrasyon veya ultrafiltrasyon membranlarına alternatif olarak, farklı çeşitte ve düşük maliyette filtre malzemesinin DM tabakası oluşumu vasıtasıyla filtrasyon amaçlı kullanılması mümkündür. DM tabakasının oluşumunda özellikle hücre dışı polimerik maddelerin (EPS) önemli katkısı vardır. Çamur yaşı, DM tabakası oluşumu ve sıkışmasını etkileyen önemli bir işletme parametresidir. DM'nin giderim veriminde kek tabakası içindeki mikrobiyal aktivite ile kek tabakasının fiziksel giderim potansiyeli rol oynamaktadır.

Destek malzemesi açısından düşük ilk yatırım maliyeti ve biyogaz yoluyla enerji üretimi (AnDMBR prosesinde geçerli) dikkate alındığında, yüksek akı gerekmeyen durumlar için, örneğin çamur veya konsantre endüstriyel atıksu arıtımı gibi, DM teknolojisnin fizibil bir arıtma yöntemi olarak kullanılabilir. DM teknolojinin kullanılması durumunda

kimyasal yıkama ihtiyacı olmayacağından, kimyasal maliyetleri açısından dinamik MBR'ler çok daha üstündür. Günümüzde dinamik MBR'ler üzerine yapılmış olan çalışmalar halen sınırlı olduğundan uzun dönemli uygulanabilirlik çalışmalarına daha fazla ihtiyaç vardır. Özellikle tam ölçekli sistemlerde sürdürülebilir bir filtrasyon eldesi için DM tabakası kontrol metotları ve biyoreaktör içi çamur özelliklerinin filtrasyon karakteristikleri üzerine etkileri konularında çalışmalar yapılması faydalı olacaktır.

KAYNAKLAR

- Alibardi, L., Bernava, N., Cossu, R., Spagni, A., (2016). Anaerobic dynamic membrane Bioreactor for Wastewater Treatment at Ambient Temperature. *Chemical Engineering Journal*, 284, 130–138.
- Alibardi, L., Cossu, R., Saleem, M., Spagni, A., (2014). Development and Permeability of A Dynamic Membrane for Anaerobic Wastewater Treatment. *Bioresource Technology*, 161, 236–244.
- Al-Malack, M.H., Anderson, G.K., (1996a). Coagulation-crossflow Microfiltration of Domestic Wastewater. *Journal of Membrane Science*, 121 (1), 59–70.
- Al-Malack, M.H., Anderson, G.K., (1996b). Use of MnO₂ as A Dynamic Membrane with Crossflow Microfiltration: Slow Membraning Technique. *Desalination*, 109, 15–24.
- Al-Malack, M.H., Anderson, G.K., (1997a). Crossflow Microfiltration with Dynamic Membranes. *Water Resource*, 31 (8), 1969–1979.
- Al-Malack, M.H., Anderson, G.K., (1997b). Cleaning Techniques of Dynamic Membranes. *Separation Purification Technology*, 12 (1), 25–33.
- Brandon, C.A., Gaddis, J.L., (1977). Full-scale Demonstration of Hyperfiltration for Closed-cycle Textile Dyeing Facility. *Desalination*, 23 (1–3), 19–28.

- Cai, B., Ye, H., Yu, L., (2000). Preparation and Separation Performance of A Dynamically Formed MnO₂ Membrane. *Desalination*, 128, 247–256.
- Cao, D.W., Chu, H.Q., Jin, W., Dong, B.Z., (2010). Characteristics of the Biodiatomite Dynamic Membrane (Cake Layer) for Municipal Wastewater Treatment. *Desalination*, 250, 544–547.
- Chen, C.C., Chiang, B.H., (1998). Formation and Characteristics of Zirconium Ultrafiltration Dynamic Membranes of Various Pore Sizes. *Journal of Membrane Science*, 143, 65–73.
- Chen, H., Yang, T., Li, G.C., Hu, K.C., (2014). A Coupling Process of Precoating Dynamic Membrane with Photocatalysis for Treatment of Oily Wastewater. *Advanced Material Research*, 1004–1005, 957–961.
- Chu, H., Zhang, Y., Zhou, X., Dong, B., (2013). Bio-enhanced Powder-Activated Carbon Dynamic Membrane Reactor for Municipal Wastewater Treatment. *Journal of Membrane Science*, 433, 126–134.
- Chu, H.Q., Cao, D.W., Jin, W., Dong, B.Z., (2008). Characteristics of Bio-diatomite Dynamic Membrane Process for Municipal Wastewater Treatment. *Journal of Membrane Science*, 325 (1), 271–276.
- Chu, L., Li, S., (2006). Filtration Capability and Operational Characteristics of Dynamic Membrane Bioreactor for Municipal Wastewater Treatment. *Separation and Purification Technology*, 51 (2), 173–179.
- Correia, V.M., Judd, S.J., (1996). Examination of the Permeability Dependence on Ionic Strength of Low-pressure Dynamically-formed Membranes. *Journal of Membrane Science*, 116, 129–139.
- de Amorim, M.T.P., Ramos, I.R.A., (2006). Control of Irreversible Fouling by Application of Dynamic Membranes. *Desalination*, 192 (1–3), 63–67.
- Duan, W., Niu, Q., Xu, X., Li, W., Fu, D., (2017). Influence of Attapulgite Addition on the Biological Performance and Microbial Communities of Submerged Dynamic Membrane

- Bioreactor. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 7 (4), 488–501.
- Ersahin, M.E., (2015). Application of Dynamic Membranes in Anaerobic Membrane Bioreactor Systems. Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi-Delft University of Technology, İstanbul-Delft, Türkiye-Hollanda.
 - Ersahin, M.E., Dereli, R.K., Ozgun, H., Ozturk, I., Roest, K., van Lier, J.B., (2012). A Review on Dynamic Membrane Filtration: Materials, Applications and Future Perspectives. *Bioresource Technology*, 122, 196–206.
 - Ersahin, M.E., Gimenez, J.B., Ozgun, H., Tao, Y., Spanjers, H., van Lier, J.B., (2016b). Gas-lift Anaerobic Dynamic Membrane Bioreactors for High Strength Synthetic Wastewater Treatment: Effect of Biogas Sparging Velocity and HRT on Treatment Performance. *Chemical Engineering Journal*, 305, 46–53.
 - Ersahin, M.E., Tao, Y., Ozgun, H., Spanjers, H., van Lier, J.B., (2016a). Characteristics and Role of Dynamic Membrane Layer in Anaerobic Membrane Bioreactors. *Biotechnology and Bioengineering*, 113 (4), 761–771.
 - Ersahin, M.E., Ozgun, H., Tao, Y., van Lier, J.B., (2014). Applicability of Dynamic Membrane Technology in Anaerobic Membrane Bioreactors. *Water Research*, 48, 420–429.
 - Ersahin, M.E., Ozgun, H., van Lier, J.B., (2013). Effect of Support Material Properties on Dynamic Membrane Filtration Performance. *Separation Science and Technology*, 48 (15), 2263–2269.
 - Ersahin, M.E., Tao, Y., Ozgun, H., Gimenez, J.B., Spanjers, H., van Lier, J.B., (2017). Impact of Anaerobic Dynamic Membrane Bioreactor Configuration on Treatment and Filterability Performance. *Journal of Membrane Science*, 526, 387–394.
 - Fakhimi, N., Mehrnia, M.R., (2016). Control of Mixing for Optimal Formation of Dynamic Membrane in MBRs. *Desalination and Water Treatment*, 57 (34), 15759–15771.
 - Freilich, D., Tanny, G.B., (1978). The Formation Mechanism of Dynamic Hydrous Zr(IV) Oxide Membranes on Microporous

- Supports. *Journal of Colloid and Interface Science*, 64 (2), 362–370.
- Freilich, D., Tanny, G.B., (1980). The Influence of Colloid Stability on the Formation and Properties of Dynamic Hydrous Zr(IV) Oxide Membranes. *Journal of Colloid and Interface Science*, 77 (2), 369–378.
 - Fuchs, W., Resch, C., Kernstock, M., Mayer, M., Scoeberl, P., Braun, R., (2005). Influence of Operational Conditions on the Performance of A Mesh Filter Activated Sludge Process. *Water Research*, 39 (4), 803–810.
 - Gao, B., Liu, L., Liu, J., Yang, F., (2013a). Photocatalysis and Rotating Dynamic Membrane Hybrid System with Fe-ZnIn₂S₄ Efficiently Removes 2,4,6-Tribromophenol in Water: Effect of Dynamic Membrane. *Procedia Environmental Sciences*, 18, 509–514.
 - Gao, B., Liu, L., Liu, J., Yang, F., (2013b). A Photo-catalysis and Rotating Nano-CaCO₃ Dynamic Membrane System with Fe-ZnIn₂S₄ Efficiently Removes Halogenated Compounds in Water. *Applied Catalysis B*, 138–139, 62–69.
 - Groves, G.R., Buckley, C.A., Cox, J.M., Kirk, A., Macmillan, C.D., Simpson, M.J., (1983). Dynamic Membrane Ultrafiltration and Hyperfiltration for the Treatment of Industrial Effluents for Water Reuse. *Desalination*, 47 (1–3), 305–312.
 - Ho, J.H., Khanal, S.K., Sung, S., (2007). Anaerobic Membrane Bioreactor for Treatment of Synthetic Municipal Wastewater at Ambient Temperature. *Water Science and Technology*, 55 (7), 79–86.
 - Holdich, R.G., Boston, J.S., (1990). Microfiltration Using A Dynamically Formed Membrane. *Filtration+ Separation*, 27 (3), 184–187.
 - Horng, R.Y., Huang, C., Chang, M.C., Shao, H., Shiau, B.L., Hu, Y.J., (2009). Application of TiO₂ photocatalytic Oxidation and Non-woven Membrane Filtration Hybrid System for Degradation of 4-chlorophenol. *Desalination*, 245, 619–182.

- Hu, Y., Wang, X.C., Tian, W., Ngo, H.H., Chen, R., (2016). Towards Stable Operation of A Dynamic Membrane Bioreactor (DMBR): Operational Process, Behavior and Retention Effect of Dynamic Membrane. *Journal of Membrane Science*, 498, 20–29.
- Hu, Y., Yang, Y., Wang, X.C., Ngo, H.H., Sun, Q., Li, S., Tang, J., Yu, Z., (2017). Effects of Powdered Activated Carbon Addition on Filtration Performance and Dynamic Membrane Layer Properties in A Hybrid DMBR Process. *Chemical Engineering Journal*, 327, 39–50.
- Hu, Y., Wang, X.C., Hao Ngo, H., Sun, Q., Yang, Y., (2017). Anaerobic Dynamic Membrane Bioreactor (AnDMBR) for Wastewater Treatment: A Review. *Bioresource Technology*, 247, 1107–1118.
- Huang, Z., Liu, D., Zhao, H., Zhang, Y., Zhou, W., (2017). Performance and Microbial Community of Aerobic Dynamic Membrane Bioreactor Enhanced by Cd(II)-Accumulating Bacterium in Cd(II)-containing Wastewater Treatment. *Chemical Engineering Journal*, 317, 368–375.
- Huang, Z., Qie, Y., Wang, Z., Zhang, Y., Zhou, W., (2015). Application of Deep-sea Psychrotolerant Bacteria in Wastewater Treatment by Aerobic Dynamic Membrane Bioreactors at Low Temperature. *Journal of Membrane Science*, 475, 47–56.
- Hwang, K.Y., Cheng, Y.H., (2003). The Role of Dynamic Membrane in Cross-flow Microfiltration of Macromolecules. *Separation Science and Technology*, 38 (4), 779–795.
- Igawa, M., Seno, M., Takahashi, H., Yamabe, T., (1977). Reverse Osmosis by Dynamic Membranes. *Desalination*, 22 (1–3), 281–289.
- Igawa, M., Seno, M., Takahashi, H., Yamabe, T., (1978). Reverse Osmosis with Dynamically Formed Membranes from Water-soluble Polymers. *Journal of Applied Polymer Science*, 22, 1607–1618.
- Ip, A.W.C., (2005). Dynamic Membranes Formation and Characterisation Studies. *Doktora Tezi*, UNESCO Centre for

Membrane Science and Technology, The University of New South Wales, Australia.

- Jeison, D., Diaz, I., van Lier, J.B., (2008). Anaerobic Membrane Bioreactors: Are Membranes Really Necessary? *Electronic Journal of Biotechnology*, 11 (4), 1–7.
- Jiraratananon, R., Uttapap, D., Tangamornsuksun, C., (1997). Self-forming Dynamic Membrane for Ultrafiltration of Pineapple Juice. *Journal of Membrane Science*, 129 (1), 135–143.
- Johnson Jr, J.S., Kraus, K.A., Fleming, S.M., Cochran Jr, H.D., Perona, J.J., (1968). Hyperfiltration Studies XIV Porous Tubes Precoated with Filteraids as Supports for Dynamically Formed Membranes. *Desalination*, 5 (3), 359–369.
- Kishihara, S., Tamaki, H., Fujii, S., Komoto, M., (1989). Clarification of Technical Sugar Solutions Through A Dynamic Membrane Formed on A Porous Ceramic Tube. *Journal of Membrane Science*, 41, 103–114.
- Kiso, Y., Jung, Y.J., Ichinari, T., Park, M., Kitao, T., Nishimura, K., Min, K.S., (2000). Wastewater Treatment Performance of A filtration Bio-reactor Equipped with A Mesh as A filter Material. *Water Research*, 34 (17), 4143–4150.
- Kooijman, G., Lopes, W., Zhou, Z., Guo, H., de Kreuk, M., Spanjers, H., van Lier, J., (2017). Impact of Coagulant and Flocculant Addition to An Anaerobic Dynamic Membrane Bioreactor (AnDMBR) Treating Waste-activated Sludge. *Membranes*, 7 (2), pii: E18.
- Kraus, K.A., Shor, A.J., Johnson Jr, J.S., (1967). Hyperfiltration Studies X. Hyperfiltration with Dynamically-formed Membranes. *Desalination*, 2 (2), 243–266.
- Kryvoruchko, A.P., Atamanenko, I.D., Yurlova, L.Y., (2004). Concentration/purification of Co(II) Ions by Reverse Osmosis and Ultrafiltration Combined with Sorption on Clay Mineral Montmorillonite and Cation-exchange Resin KU-2-8n. *Journal of Membrane Science*, 228, 77–81.
- Li, F., Chen, J., Deng, C., (2006). The Kinetics of Crossflow Dynamic Membrane Bioreactor. *Water SA*, 32 (2), 199–203.

- Li, W.W., Sheng, G.P., Wang, Y.K., Liu, X.W., Xu, J., Yu, H.Q., (2011). Filtration Behaviors and Biocake Formation Mechanism of Mesh Filters Used in Membrane Bioreactors. *Separation and Purification Technology*, 81, 472–479.
- Liang, S., Qu, L., Meng, F., Han, X., Zhang, J., (2013). Effect of Sludge Properties on the Filtration Characteristics of Self-forming Dynamic Membranes (SFDMs) in Aerobic Bioreactors: Formation Time, Filtration Resistance, and Fouling Propensity. *Journal of Membrane Science*, 436, 186–194.
- Liu, H., Wang, Y., Yin, B., Zhu, Y., Fu, B., Liu, H., (2016). Improving Volatile Fatty Acid Yield from Sludge Anaerobic Fermentation Through Self-forming Dynamic Membrane Separation. *Bioresource Technology*, 218, 92–100.
- Liu, L., Zhao, C., Yang, F., (2012). TiO₂ and Polyvinyl Alcohol (PVA) Coated Polyester Filter in Bioreactor for Wastewater Treatment. *Water Research*, 46(6), 1969–1978.
- Loderer, C., Gahleitner, B., Woerle, A., Fuchs, W., (2015). Dynamic Filtration-influence of Different Precipitation Agents on the Filtration Performance Using An Inside-out Filtration Module. *Desalination Water Treatment*, 53 (4), 940–950.
- Long, F., Liu, K., Shi, Q., Yin, Y., Yan, B., Wang, L., Chen, L., (2013). Non-woven Operational Stability of Dynamic Membrane Bioreactor and Its Fluence Factors. *Advanced Material Research*, 608–609, 320–323.
- Lu, D., Cheng, W., Zhang, T., Lu, X., Liu, Q., Jiang, J., Ma, J., (2016). Hydrophilic Fe₂O₃ Dynamic Membrane Mitigating Fouling of Support Ceramic Membrane in Ultrafiltration of Oil/Water Emulsion. *Sep. and Pur. Techn*, 165, 1–9.
- Ma, J., Wang, Z., Zou, X., Feng, J., Wu, Z. (2013). Microbial communities in an anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for municipal wastewater treatment: Comparison of bulk sludge and cake layer. *Process Biochemistry*, 48, 510–516.
- Mao-sheng, Y., Han-min, Z., Feng-lin, Y., (2008). Experimental Study on Application of the Boundary Layer Theory for

- Estimating Steady Aeration Intensity of Precoated Dynamic Membrane Bioreactors. *Desalination*, 230 (1–3), 100–112.
- Marcinkowsky, A.E., Kraus, K.A., Phillips, H.O., Johnson, J.S., Shor, A.J., (1966). Hyperfiltration Studies IV. Salt Rejection by Dynamically Formed Hydrous Oxide Membranes. *J. of the Americal Chemical Society*, 88 (24), 5744–5750.
 - Matsuyama, H., Shimomura, T., Teramoto, M., (1994). Formation and Characteristics of Dynamic Membrane for Ultrafiltration of Protein in Binary Protein System. *Journal of Membrane Science*, 92, 107–115.
 - Na, L., Zhongzhou, L., Shuguang, X., (2000). Dynamically Formed Poly (Vinyl Alcohol) Ultrafiltration Membranes with Good Anti-Fouling Characteristics. *Journal of Membrane Science*, 169, 17–28.
 - Nakao, S., Nomura, T., Kimura, S., Watanabe, A., (1986). Formation and Characteristics of Inorganic Dynamic Membranes for Ultrafiltration. *Journal of Chemical Engineering of Japan*, 19 (3), 221–226.
 - Noor, M.J.M.M., Ahmadun, F.R., Mohamed, T.A., Muyibi, S.A., Pescod, M.B., (2002). Performance of Flexible Membrane Using Kaolin Dynamic Membrane in Treating Domestic Wastewater. *Desalination*, 147 (1–3), 263–268.
 - Pan, Y., Wang, T., Sun, H., Wang, W., (2012). Preparation and Application Of Titanium Dioxide Dynamic Membranes in Microfiltration of Oil-in-water Emulsions. *Separation and Purification Technology*, 89, 78–83.
 - Park, J.H., Anburajan, P., Kumar, G., Park, H.D., Kim, S.H., (2017). Biohydrogen Production Integrated with an External Dynamic Membrane: A Novel Approach. *International Journal of Hydrogen Energy*
 - Pillay, V.L., Townsend, C.A., Buckley, C.A., (1994). Improving the Performance of Anaerobic Digesters at Wastewater Treatment Works: The Coupled Cross-flow Microfiltration/Digester Process. *Wat. Sci. and Tech.*, 30 (12), 329–337.

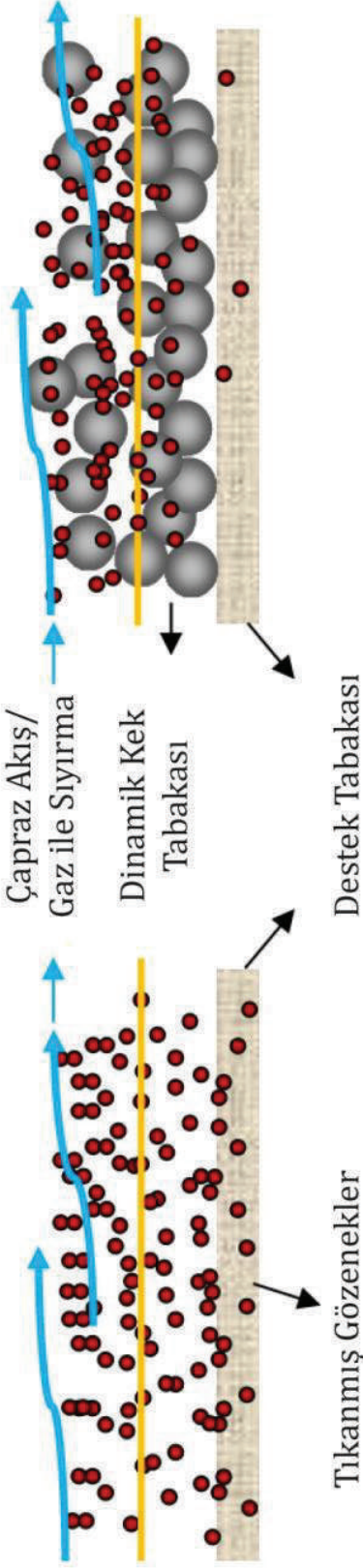
- Poostchi, A.A., Bayat, M., Rezaei, M., Amini, E., Mehrnia, R., (2015a). Formation of Pre-coating Dynamic Membrane on Mesh Filter by Cross-Flow Filtration of PAC-Water Suspension in A Bioeactor: Experimental and Modeling. *Desalination and Water Treatment*, 55, 17–27.
- Poostchi, A.A., Mehrnia, M.R., Rezvani, F., (2015b). Dynamic Membrane Behaviours During Constant Flux Filtration in Membrane Bioreactor Coupled with Mesh Filter. *Environmental Technology*, 36 (14), 1751–1758.
- Poostchi, A.A., Mehrnia, M.R., Rezvani, F., Sarrafzadeh, M.H., (2012). Low-cost Monofilament Mesh Filter Used in Membrane Bioreactor Process: Filtration Characteristics and Resistance Analysis. *Desalination*, 286, 429–435.
- Rezvani, F., Mehrnia, M.R., Poostchi, A.A., (2014). Optimal Operating Strategies Of SFDM Formation for MBR Application. *Separation and Purification Technology*, 124, 124–133.
- Rummyantsev, M., Shauly, A., Yiantsios, S., Hasson, D., Karabelas, A., Semiat, R., (2000). Parameters Affecting the Properties of Dynamic Membranes Formed by Zr Hydroxide Colloids. *Desalination*, 131, 189–200.
- Sahinkaya, E., Yurtsever, A., Çınar, Ö., (2017). Treatment of Textile Industry Wastewater Using Dynamic Membrane Bioreactor: Impact of Intermittent Aeration on Process Performance. *Sep. and Pur. Tech.*, 174, 445–454.
- Saleem, M., Alibardi, L., Lavagnolo, M.C., Cossu, R., Spagni, A., (2016). Effect of Filtration Flux on the Development and Operation of A Dynamic Membrane for Anaerobic Wastewater Treatment. *Journal of Environmental Management*, 180, 459–465.
- Saleem, M., Alibardi, L., Cossu, R., Lavagnolo, M.C., Spagni, A., (2017). Analysis of Fouling Development Under Dynamic Membrane Filtration Operation. *Chemical Engineering Journal*, 312, 136–143.
- Salerno, C., Vergine, P., Berardi, G., Pollice, A., (2017). Influence of Air Scouring on the Performance of a Self Forming Dynamic

- Membrane BioReactor (SFD MBR) for Municipal Wastewater Treatment. *Bioresource Technology*, 223, 301–306.
- Sheppard, J.D., Thomas, D.G., (1974). Engineering Development of Hyperfiltration with Dynamic Membranes Part II. Brackish Water Pretreatment Pilot Plant. *Desalination*, 15 (3), 307–323.
 - Spencer, H.G., Todd, D.K., McClellan, D.B., (1984). Properties of Dynamically Formed Polyblend Membranes. *Desalination*, 49, 193–201.
- Sreedha, P., Sathya, A.B., Sivasubramanian, V., (2017). Novel Application of High-Density Polyethylene Mesh as Self-Forming Dynamic Membrane Integrated into A Bioreactor for Wastewater Treatment. *Environmental Technology*.
- Sutherland, K., (2005). Profile of the International Membrane Industry: Market Prospects to 2008. Elsevier Advanced Technology, Oxford, UK.
 - Tang, J., Wang, X.C., Hu, Y., Ngo, H.H., Li, Y., (2017). Dynamic Membrane-assisted Fermentation of Food Wastes for Enhancing Lactic Acid Production. *Bioresource Technology*, 234, 40–47.
 - Tanny, G., Jagur-Grodzinski, J., (1973). Dynamically Formed Polyelectrolyte Membranes on Partially Cured Cellulose Acetate. *Desalination*, 13 (1), 53–62.
 - Tanny, G.B., Johnson Jr. J.S., (1978). The Structure of Hydrous Zr(IV) Oxidepolyacrylate Membranes: Poly(acrylic Acid) Deposition. *Journal of Applied Polymer Science*, 22, 289–297.
 - Thomas, D.G., Hayes, P.H., Mixon, W.R., Sheppard, J.D., (1974). Engineering Development of Hyperfiltration with Dynamic Membranes Part III. The Pilot Plant and Its Performance with Brackish Water Feed. *Desalination*, 15 (3), 325–341.
 - Thomas, D.G., Mixon, W.R., (1974). Engineering Development of Hyperfiltration with Dynamic Membranes Part I. Process and Module Development. *Desalination*, 15 (3), 287–306.
 - Turkson, A.K., Mikhlin, J.A., Weber, M.E., (1984). Dynamic Membranes for Ultrafiltration. *Journal of Colloid and Interface Science* 101 (2), 583–586.

- Wang, C., Chen, W.N., Hu, Q.Y., Ji, M., Gao, X., (2015a). Dynamic Fouling Behavior and Cake Layer Structure Changes in Nonwoven Membrane Bioreactor for Bath Wastewater Treatment. *Chemical Engineering Journal*, 264, 462–469.
- Wang, Y.K., Pan, X.R., Sheng, G.P., Li, W.W., Shi, B.J., Yu, H.Q., (2015b). Development of An Energy-Saving Anaerobic Hybrid Membrane Bioreactors for 2-Chlorophenol-Contained Wastewater Treatment. *Chemosphere*, 140, 79–84.
- Wang, J.Y., Liu, M.C., Lee, C.J., Chou, K.S., (1999). Formation of Dextran-Zr Dynamic Membrane and Study on Concentration of Protein Hemoglobin Solution. *Journal of Membrane Science*, 162 (1-2), 45–55.
- Wang, Y.K., Sheng, G.P., Li, W.W., Yu, H.Q., (2012). A Pilot Investigation into Membrane Bioreactor Using Mesh Filter for Treating Low-Strength Municipal Wastewater. *Bioresource Technology*, 122, 17–21.
- Wu, S.E., Hwang, K.J., Cheng, T.W., Lin, Y.C., Tung, K.L., (2017). Dynamic Membranes of Powder-Activated Carbon for Removing Microbes and Organic Matter from Seawater. *Journal of Membrane Science*, 541, 189–197.
- Xie, Z., Wang, Z., Wang, Q., Zhu, C., Wu, Z., (2014). An Anaerobic Dynamic Membrane Bioreactor (AnDMBR) for Landfill Leachate Treatment: Performance and Microbial Community Identification. *Bioresource Technology*, 161, 29–39.
- Xiong, J., Fu, D., Singh, R.P., (2014). Self-adaptive Dynamic Membrane Module with A High Flux and Stable Operation for the Municipal Wastewater Treatment. *Journal of Membrane Science*, 471, 308–318.
- Yang, J., Ji, X., Lu, L., Ma, H., Chen, Y., Guo, J., Fang, F., (2017). Performance of An Anaerobic Membrane Bioreactor in Which Granular Sludge and Dynamic Filtration Are Integrated. *Biofouling*, 33 (1), 36–44.
- Yang, T., Ma, Z.F., Yang, Q.Y., (2011). Formation and Performance of Kaolin/MnO₂ Bi-layer Composite Dynamic Membrane for Oily

- Wastewater Treatment: Effect of Solution Conditions. *Desalination*, 270 (1–3), 50–56.
- Yang, T., Qiao, B., Li, G.C., Yang, Q.Y., (2015). Improving Performance of Dynamic Membrane Assisted by Electrocoagulation for Treatment of Oily Wastewater: Effect of Electrolytic Conditions. *Desalination*, 363, 134–143.
 - 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.
 - Yoon, S.H., (2016). *Membrane Bioreactor Processes, Principles and Applications*. CRC Press, Taylor & Francis Group, Newyork, USA.
 - Yu, H., Wang, Q., Wang, Z., Sahinkaya, E., Li, Y., Ma, J., Wu, Z., (2014). Start-up of An Anaerobic Dynamic Membrane Digester for Waste Activated Sludge Digestion: Temporal Variations in Microbial Communities. *PLoS One*, 9 (4), e93710.
 - Yu, H., Wang, Z., Wu, Z., Zhu, C., (2016). Enhanced Waste Activated Sludge Digestion Using A Submerged Anaerobic Dynamic Membrane Bioreactor: Performance, Sludge Characteristics and Microbial Community. *Scientific Reports*, 6, 20111.
 - Zhang, X., Wang, Z., Wu, Z., Wei, T., Lu, F., Tong, J., Mai, S., (2011). Membrane Fouling in An Anaerobic Dynamic Membrane Bioreactor (AnDMBR) for Municipal Wastewater Treatment: Characteristics of Membrane Foulants and Bulk Sludge. *Process Biochemistry*, 46 (8), 1538–1544.
 - Zhang, Y., Zhao, Y., Chu, H., Zhou, X., Dong, B., (2014). Dewatering of *Chlorella Pyrenoidosa* Using Diatomite Dynamic Membrane: Filtration Performance, Membrane Fouling and Cake Behavior. *Colloids and Surfaces B Biointerfaces-Journal*, 113, 458–466.
 - Zhao, Y., Tan, Y., Wong, F.S., Fane, A.G., Xu, N., (2005). Formation of Dynamic Membranes for Oily Water Separation by Crossflow Filtration. *Separation and Purification Technology*, 44 (3), 212–220.

- Zhao, Y., Tan, Y., Wong, F.S., Fane, A.G., Xu, N., (2006). Formation of $Mg(OH)_2$ Dynamic Membranes for Oily Water Separation: Effects of Operating Conditions. *Desalination*, 191, 344–350.
- <URL> Markets and markets, (2017). <http://www.marketsandmarkets.com/Market-Reports/membranes-market-1176.html>. 26.12.2017



Dinamik Membran Tabakası Oluşmamış

Dinamik Membran Tabakası Oluşmuş

Dinamik Membran Tabakası Oluşumu

Alta MBR işletmesinde kullanılan bir UF membranı görülürken, üstte MEM-TEK'te antibiyotikanma özelliği kazandırılmış bir UF membranının MBR işletmesi sonrası görüntüsü görülmektedir.



BÖLÜM 12

YENİLİKÇİ MEMBRAN BİYOREAKTÖR (MBR) PROSELERİ

İsmail Koyuncu^{1,2}, Halil Hasar^{2,3}, Derya Y. Koseoğlu-İmer^{1,2}, Börte Köse-Mutlu², Murat Eyvaz⁴, Bahar Özbey-Ünal^{2,4} ve Yunus Aksoy³

Membran Biyoreaktör (MBR) sistemleri gün geçtikçe geliştirilmekte, yeni membran prosesler ile birlikte kullanılmakta ve yeni biyoteknolojik yöntemlerle daha etkili ve daha az tıkanan bir biyolojik proses ortaya koymak için çalışılmaktadır. Bu bölümde, Bölüm 9, 10 ve 11’de verilen bilgilere ilave olarak, bakterilerin yeter sayı etkisini azaltan QQ MBR prosesi, ileri osmoz membranının kullanıldığı Osmotik MBR prosesi (OsMBR), distilasyon membranının kullanıldığı membran distilasyon MBR (MDBR) prosesi, biyofilm sistemlerinin oluşturulduğu membran biyofilm reaktör (MBFR) prosesi ve ekstraktif MBR (ExMBR) prosesinden bahsedilmiştir. Bir çoğunun laboratuvar ve pilotaşamada olduğu tüm bu prosesler, MBR sistemlerinin gelecekte gideceği yön hakkında bilgi vermektedir.

12.1. Yeter Sayı Etkisini Azaltan (*Quorum Quenching*) Membran Biyoreaktör (QQ MBR) Prosesi

12.1.1. Giriş

Hızla artan dünya nüfusu ve gelişen sanayi, doğal kaynakları orantısız tüketmekte, bu tüketim iklim değişikliği ve su kıtlığı gibi önemli çevresel sorunları doğurmaktadır. Gittikçe artan su kıtlığına sürdürülebilir çözüm arayışlarından biri olarak öne çıkan membran biyoreaktörler

¹ İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İTÜ

² Prof. Dr. Dincer Topacık Ulusal Membran Teknolojileri Uyg-Ar Merkezi, İTÜ

³ Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Fırat Üniversitesi

⁴ Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, GTÜ

(MBR), atıksuların membran sistemlerle arıtılıp sulama amaçlı olarak geri kazanımına dayanmaktadır. MBR sistemleri umut verici bir sistem olmasının yanı sıra tıkanmadan kaynaklı sınırlamalara da sahiptir. Tıkanmaların çoğu biyokütlenin membran yüzeyinde tutunarak birikmesinden kaynaklanan biyokirlenmedir.

Mikroorganizmaların buldukları ortamlar içerisinde birbirleri ile iletişime geçerek yeterli sayıya ulaştıklarında topluluk davranışlarına yöneldikleri tıp bilim dalının son yıllarda ortaya çıkardığı bilimsel bir gerçektir. Biyofilm oluşturmak da mikroorganizmaların en başta gelen topluluk psikolojisi davranışlarıdır. Bir araya gelerek dış etkilere karşı korunmalarını arttırmak ve yaşamsal döngülerini sağlayabilmek amacı ile yeter sayı etkisi "*Quorum Sensing*" mekanizmasını kullanmaktadırlar.

Ekolojik ortamlar içerisinde iletişim sinyallerini üretebilen türler olduğu gibi iletişim sinyallerini besin kaynağı olarak kullanabilen türler de bulunmaktadır. Bu türler kendi döngüleri için sinyal moleküllerini besin olarak kullanırken aslında bir araya gelmeye çabalayan türlerin birbirleri ve türler arasındaki iletişimlerini sekteye uğratmaktadırlar. Bu bakterilerin mekanizmalarının, bu amaç doğrultusunda kullanılması da yeni keşfedilen yeter sayı etkisini azaltma "*Quorum Quenching*" olarak isimlendirilmektedir. Bu mekanizmanın membran biyorektör işletimine adapte edildiği çalışmalar kapsamında etkili bakteri immobilizasyon tertip tarzları ve değişik türde bakteriler denenerek MBR sistemlerinde biyokirlenmenin engellenmesi ve kontrolü için bu yenilikçi yaklaşım ortaya konulmuş ve araştırılmıştır. Yeter sayı etkisini azaltma "*Quorum Quenching*" immobilizasyon medyalarının uygulamalarının sağladığı TMP (Transmembran basıncı) azalmaları sayesinde MBR işletimindeki enerji sarfiyatlarında azalma gerçekleşmektedir. Daha önce Çevre Mühendisliği uygulama alanları içerisinde oldukça yeni yer bulan ve literatürdeki mevcut uygulamaların kısıtlı olduğu yeter sayı etkisini azaltma "*Quorum Quenching*" mekanizması atıksu arıtımında kullanılabilir ve birim atıksu arıtma maliyetleri önemli ölçüde azaltılabilir.

12.1.2. Biyotıkanmayı Önleyici Yeni Bir Yaklaşım: Yeter Sayı Etkisi “*Quorum Sensing*” ve Yeter Sayı Etkisini Azaltma “*Quorum Quenching*” Kavramları

12.1.2.1. Yeter Sayı Etkisi “*Quorum Sensing*” Mekanizması

Son yıllarda tek hücreli bakteri âlemi hakkındaki anlayışımızda bir dizi değişiklikler meydana gelmiştir. Bakteri hücrelerinin birbirleri ile işbirliği içinde olmadığı, sosyal etkileşim ve çok hücreli davranışları sergilemediğine dair görüşler değişmiştir. Bakterilerin hücre içi aktiviteleri sonucunda karmaşık işbirliği gerektiren davranış modelleri sergilediği görülmüştür. Bu aslında hücre nüfus yoğunluğunun bir fonksiyonu olan ve gen ifadesinin düzenlenmesini kolaylaştıran yayılım özelliğine sahip (bazen fermon veya oto-uyarıcı olarak da adlandırılan) küçük sinyal molekülleri sayesinde gerçekleşir. Bu olaya, yeter sayı etkisi “*Quorum Sensing*” (QS) denmektedir. QS sinyal molekülünün kimyasal olarak birçok farklı ailesi tanımlanmıştır. Üzerinde en yoğun araştırma yapılan QS sinyal molekülü, gram negatif bakterilerde bulunan N-acylhomoserinelactone (AHL)’dir. QS, faydalı türlerde bitki biyokontrol özelliklerinin ve patojenik türlerde zehirlilik belirtilerinin ayrıntılandırılmasını kolaylaştırdığı gibi biyofilm oluşumu ve koloni kaçışlarının yönetilmesini de sağlayarak çevresel adaptasyona katkıda bulunmaktadır (Redfield, 2002; Winzer ve diğ., 2002; Hense ve diğ., 2007). Gram pozitif bakterilerde AHL aracılığıyla oluşan QS sistemi bulunmamaktadır. Bunun yerine gram pozitif bakterilerin kısa oligopeptit otoindükleyicileri yaptığı ve taşıdığı belirlenmiştir. Otoindükleyici peptitler (AIP) olarak bilinen bu oligopeptitler 5-17 aminoasitten oluşup, bazen alışılmışın dışında yan zincir modifikasyonları göstermektedir (Federle ve Bassler, 2003; Delisa ve Bentley, 2002; Xavier ve Bassler, 2003). Bakterilerde türler arası iletişimi sağlayan otoindükleyici molekül AI-2 olup, AI-2 üretiminden sorumlu olan gen de LuxS’dır (Federle ve Bassler, 2003). Hem gram negatif ve hem de gram pozitif bakteriler AI-2’yi bir sinyal olarak kullanmaktadır. Bu nedenle AI-2’nin evrensel veya türlerarası atasal bir sinyal olduğu önerilmektedir (Coulthurst ve diğ., 2002).

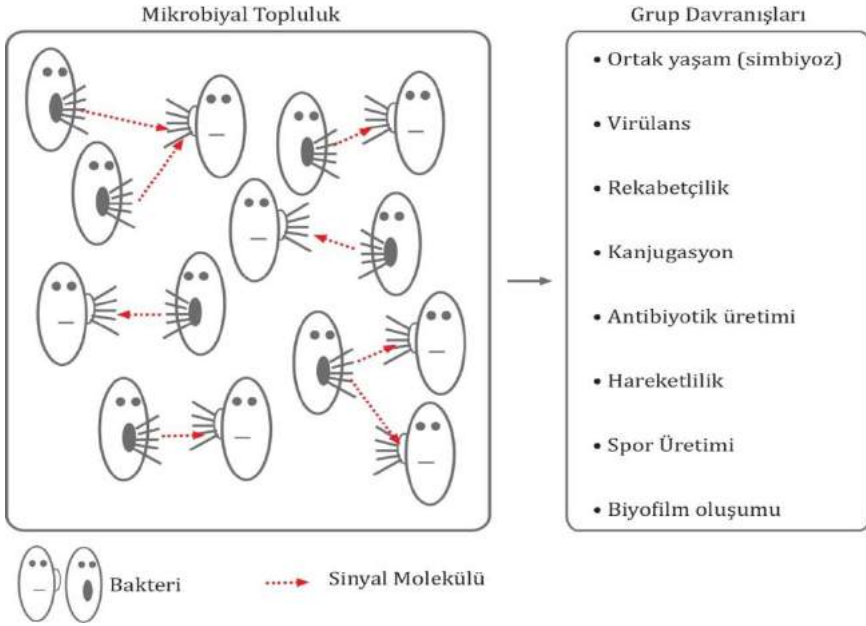
QS sinyal molekülleri kimyasal açıdan çeşitlilik göstermektedir. Birçok bakteri farklı ya da aynı kimyasal sınıfa ait ve hiyerarşiler teşkil eden sinyal moleküllerini kullanarak çeşitli etkileşimler gösteren QS gen düzenleyici modüllere (QS sinyal sentez ve QS sinyal transdüksiyon mekanizması kodlarını içeren genler) sahiptir. Genel olarak QS sistemleri, besinlere erişimi arttırmak, belirli çevresel bölgelere ulaşmak, rakip organizmalara karşı kolektif savunma yapmak veya popülasyonun geleceği tehdit altında olduğu zamanlarda kaçmak için popülasyonun davranışlarını koordine etmek amacıyla kullanılmaktadır (Şekil 12.1).

Kontrollü yeter sayı etkisi "*Quorum Sensing*" prosesi tek bir bakteri tarafından yapıldığında verimsizken, eşzamanlı olarak başka hücrelerle birlikte yapıldığında faydalı olmaktadır. Bu nedenle, bakterilerin çok hücreli organizmalar gibi davranmasını sağlayan yeter sayı etkisi "*Quorum Sensing*", ökaryot ve prokaryotlar arasındaki ayrımı zorlaştırmaktadır. QS sinyalleri, buldukları organizmalarda gen ifadelerinin koordine edilmesinin ötesinde biyolojik özellikler göstermektedir. QS sistemleri ve QS sinyal molekülleri, biyoteknoloji, ilaç üretimi ve tarım endüstrileri tarafından yenilikçi bir antibakteriyel ürün olarak değerlendirilmekte ve ilgi çekici bulunmaktadır.

12.1.2.2. Yeter Sayı Etkisini Azaltma "*Quorum Quenching*" Mekanizması

Son yirmi yılda MBR teknolojisi atıksuların ileri arıtımında çok önemli ve ileri teknolojilerden biri olmuştur. İleri moleküler biyoteknikler ile gerçekleştirilen son çalışmalarda membran üzerinde oluşan kek tabakasının porozite ve biyohacim gibi karakteristiklerinin membranın geçirgenlik kaybı ile çok yakından ilgili olduğunu göstermiştir (Yun ve diğ., 2006; Hong ve diğ., 2007). Biyotıkanmayı kontrol amaçlı malzeme, mühendislik ve kimyasal yaklaşımları ile çalışmalar yapılmış fakat hepsinin biyofilm oluşumunu engellemekle ilgili sınırlamaları olmuştur. Bunun sebebi, biyofilm oluşumunun tamamen doğal biyolojik bir süreç

olmasıdır (Yeon ve diğ., 2005; Yu ve diğ., 2007; Lee ve diğ., 2001). Yeter sayı etkisi “*Quorum Sensing*” mekanizması membran biyoreaktorlerdeki su geçirgenliğinin azalmasına sebep olan membran yüzeyindeki biyofilm oluşumunu arttırmaktadır.

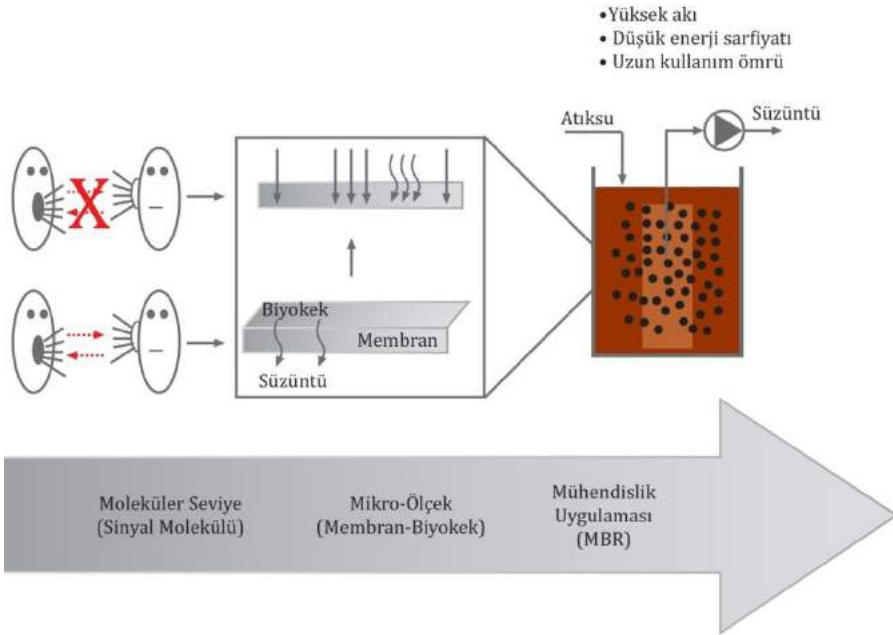


Şekil 12.1 Mikroorganizmaların QS mekanizması ile gösterdikleri grup davranışları (WEMT, 2017)

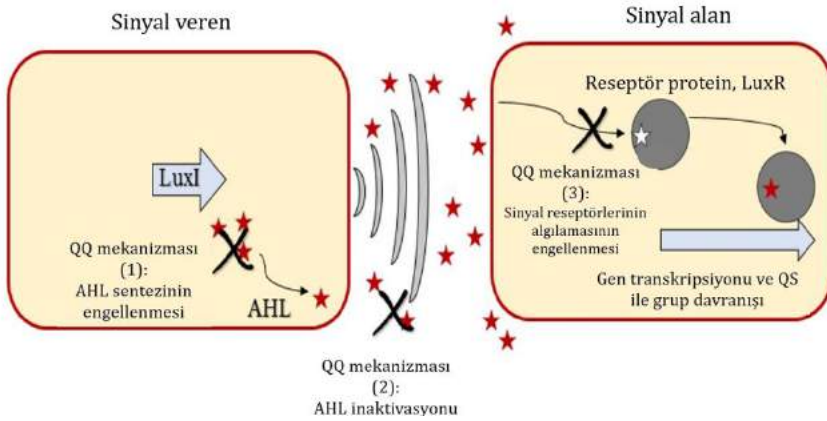
Enzimatik yeter sayı etkisini azaltma “*Quorum Quenching*” mekanizmasının N-acil homoserinlaktone (AHL) sinyal moleküllerini ayrıştırması ile biyofilm oluşumunu engellediği kanıtlanmıştır. Davies ve diğ. (1998)’nin, ilk kez bu mekanizmadan bahsedip, *Pseudomonas aeruginosa*’nın biyofilm oluşturmasının bu mekanizma ile bağlantısının olduğunun söylenmesinin ardından, tıbbi cihazlar ve bitkiler için yapılan pek çok çalışma sonucunda QS kontrolünün başarı ile biyofilm oluşumunu azalttığı ve engellediği belirtilmiştir (Baveja ve diğ., 2004; Dong ve diğ., 2001).

Tüm bu sonuçlar, MBR'lerin çok daha yüksek performanslarla çalışabilmesinin hücrelerarası iletişimin kesilerek biyofilm oluşumunu daha doğrusu membran biyokirlenmesinin engellenmesi ile mümkün olabileceği hipotezinin ortaya konmasını sağlamıştır (Şekil 12.2). AHL'nin QS konsepti ile kontrolü 3 temel yol ile gerçekleştirilebilmektedir (Hwang, 2008) (Şekil 12.3):

- AHL üretiminin engellenmesi
- Sinyal alıcıların algısının bozulması
- AHL sinyal moleküllerinin inaktive edilmesi



Şekil 12.2 MBR'de QS bazlı biyotıkanma kontrolü konsepti (Yeon ve diğ. (2009)'dan uyarlanmıştır)



Şekil 12.3 QQ mekanizmaları (Köse Mutlu, 2015)

12.1.3. QQ MBR Uygulama Örnekleri

Literatürde, çeşitli QQ MBR uygulamaları bulunmaktadır. Uygulamalar arasında QQ türü, immobilizasyon medyası gibi farklılıklar bulunmaktadır. İleriki alt bölümlerde gruplanarak detayları anlatılacak olan QQ MBR uygulamalarının listesi Tablo 12.1’de verilmiştir.

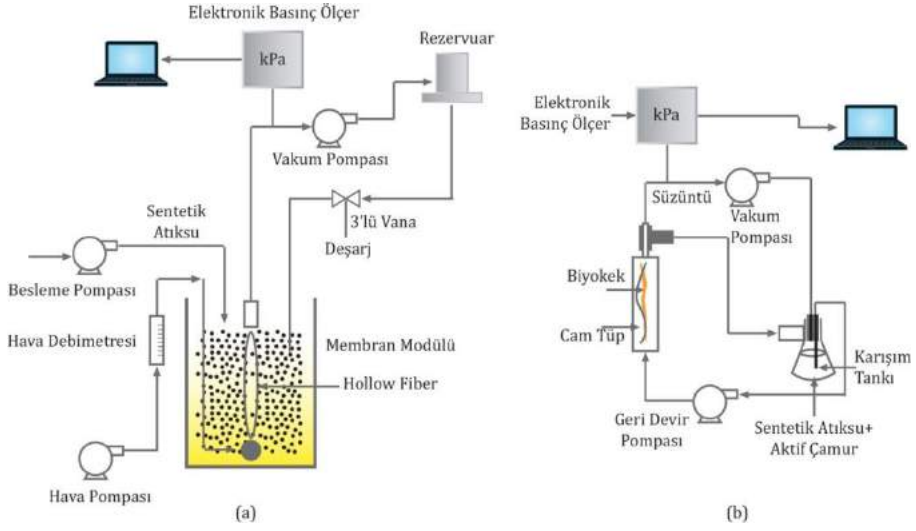
12.1.3.1. Enzimatik QQ MBR Uygulamaları

Yeter sayı etkisini azaltma “*Quorum Quenching*” mekanizması olarak bakteriyel iletişimin enzimatik olarak engellenmesi atıksuların ileri arıtımında kullanılan MBR’lerin biyotıkanmasının kontrol edilebilmesine yönelik denenen yeni bir yaklaşımdır. İlk gerçekleştirilen çalışmalarda sinyal moleküllerini inhibe etmek için QQ enzimi direkt olarak reaktörlere ilave edilerek kullanılmıştır, ardından değişik enzim uygulamaları da denenmiştir.

Yeon ve diğ. (2009a)’un gerçekleştirdiği bir çalışmada, 1 lt hacme sahip lab ölçekli MBR sürekli olarak işletilmiştir. Şekil 12.4’te işletilen MBR sistemlerinin şematik diyagramı verilmektedir. 58. ve 72. saatlerinin

ardından TMP'nin de ciddi bir şekilde arttığı gözlenmiştir. Sabit akıyla işletilen MBR'lerin işletiminde kademeli TMP artışı gözlenmektedir. Bu mekanizmanın açıklanmasının aydınlatılması gerekmektedir (Park, 2005b). Bu bağlamda, TMP artışı ve AHL sinyallerindeki gelişmenin bu yakın ilişkisi bize kademeli TMP artışında QS'in potansiyel bir rolü olduğu hakkında anlamlı bir ipucu sağlamaktadır. Dolayısıyla, QQ mekanizmasının membran biyoyıkanmasını ne şekilde engellediği araştırılmıştır. EPS'nin MBR'ler için kilit bir tıkaçıcı olduğu ve biyofilm oluşumunda büyük bir rol oynadığı bilgisi ile değişik işletme periyotlarında birim biyokek kütlesi başına EPS miktarı da ölçülmüştür. Açılaz enziminin ilavesi, EPS konsantrasyonlarını düşürmüştür. C8-HSL ilavesinin ise EPS'yi arttığı gözlenmiştir. Bu sonuçlar, QQ mekanizmasının EPS oluşumunun etkilenmesi ile açıklanabilmesinin yanısıra, QS aktivitesi ile biyotıkanma arasındaki korelasyona da ek bir kanıt oluşturmuştur. Fakat, kısa katalitik yarı ömürleri ve serbest enzimin azaldıkça yenilenmesinin zorluğu sebebiyle, bu tekniğin sürekli olarak işletilen MBR'lerde kullanımında zorluklar gözlenmiştir. Dolayısı ile serbest enzim uygulaması her ne kadar başarılı olursa olsun daha verimli bir uygulama arayışına girilmiştir.

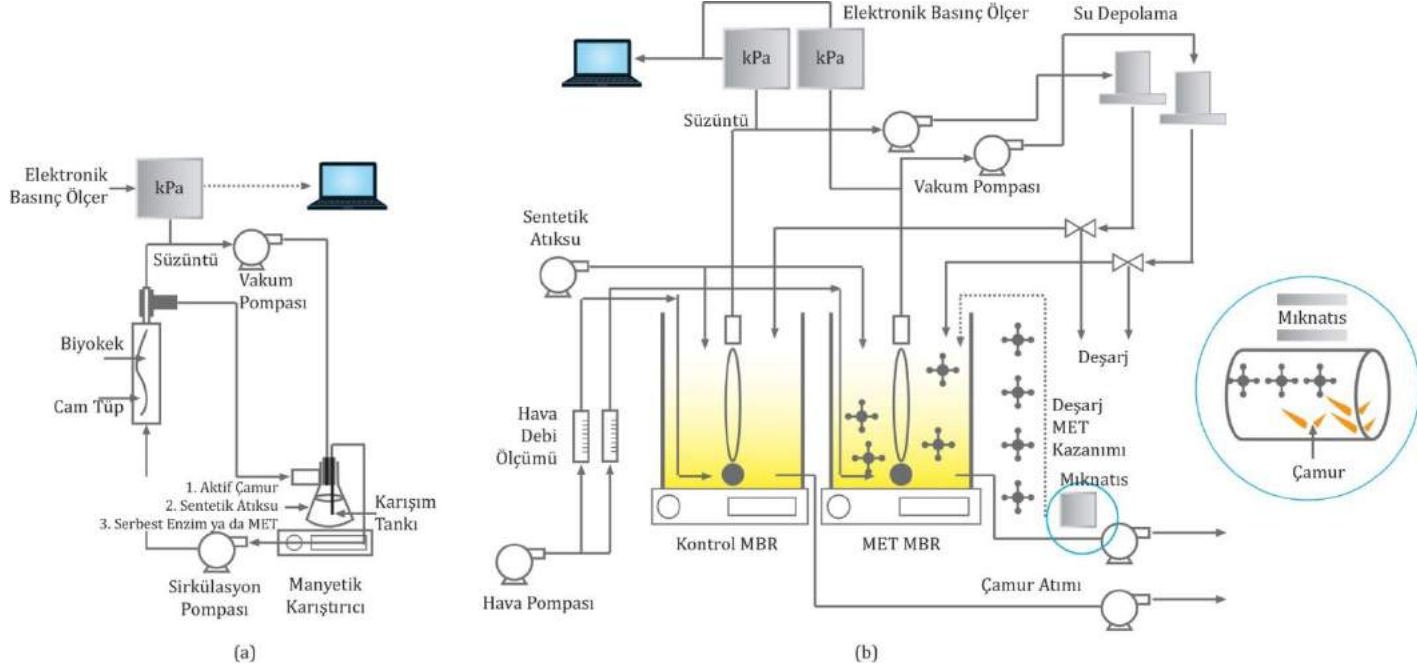
Serbest enzimlerin teknik kısıtlamalarının üstesinden gelebilmesi amacıyla, manyetik partiküller üzerine bir QQ enzimi olan açılaz enziminin immobilize edilmesi ile manyetik enzim taşıyıcıları (MET) kullanılmıştır. Bu çalışmayı, Yeon ve diğ. (2009b) serbest enzim çalışmasının ardından gerçekleştirmişlerdir. MET'ler, membranların gözenek çaplarından büyük boyutları sayesinde reaktör içerisinde kalabiliyor ve manyetik tutucular yardımı ile bir kenara çekilip alınabiliyor ve yenilenip yeniden kullanılabilirlerdir. Ayrıca, AHL'nin bozunması açısından da serbest enzimlere göre daha stabil olması beklenmektedir. MET'lerin stabilitesinin daha da arttırılması amacı ile çapraz bağlama ile enzimler manyetik taşıyıcının yüzeyine adsorbe edilerek enzim kaplaması yapılmıştır. Çalışmadaki deneysel sistematik Şekil 12.5'te verilmektedir.



Şekil 12.4 Enzimatik QQ MBR uygulamasında a) Sürekli b) Kesikli MBR sistemlerinin şematik diyagramı (Yeon ve diğ. (2009a)'den uyarlanmıştır)

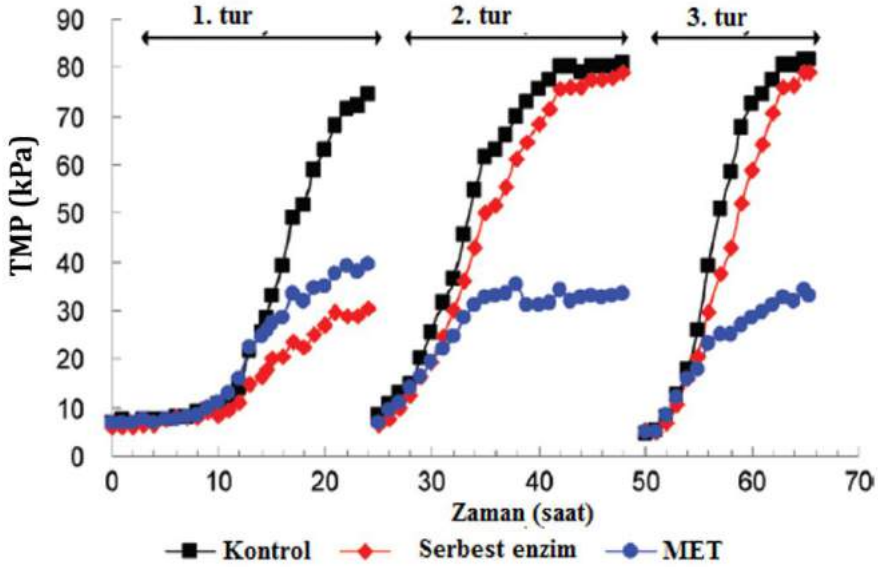
Tablo 12.1 Yeter sayı etkisini azaltma “*Quorum Quenching*” uygulamaları (Yavuztürk Gül ve diğ., 2017)

QQ Uygulaması	Immobilizasyon Medyası	Enzim/Bakteri/Mantar	Kaynak
Enzimatik QQ	Serbest enzim	<i>Açilaz</i>	Yeon ve diğ., (2009a)
	Manyetik enzim taşıyıcı		Yeon ve diğ., (2009b)
	Sodyum aljinat		Jiang ve diğ., (2013)
	Mezoporoz silica		Lee ve diğ., (2014)
Bakteriyel QQ	Mikrobiyal vessel (MV)	Rekombinant <i>Escherichia coli</i>	Oh ve diğ., (2012)
	Mikrobiyal vessel	<i>Rhodococcus sp.</i> BH4	Oh ve diğ., (2013)
	Seramik mikrobiyal vessel (CMV)	<i>Pseudomonas sp.</i> 1A1	Cheong ve diğ., (2014)
	Mikrobiyal vessel	<i>Bacillus sp.</i> T5	Yavuztürk Gul ve Koyuncu, (2017)
	Mikrobiyal boncuklar (CEB)	<i>Rhodococcus sp.</i> BH4	Kim ve diğ., (2013)
	Polimerik membran tabakası ile kaplanmış makrokapsüller	<i>Rhodococcus sp.</i> BH4	Kim ve diğ., (2014)
	Dönel mikrobiyal taşıyıcı çerçeve (RMCF)	<i>Rhodococcus sp.</i> BH4	Kose Mutlu ve diğ., (2015, Ergon-Can ve diğ., (2017)
	Bakteri tutundurulmuş plaka (QQ-sheets)	<i>Rhodococcus sp.</i> BH4	Nahm ve diğ., (2017)
Mantarlı QQ	Mikrobiyal boncuk	<i>Candida albicans</i>	Hornby ve diğ., (2001)



Şekil 12.5 MET ile QQ MBR işletimi şematik diyagramları a) Toplam geri devirli kesikli MBR ve b) Sürekli-olarak işletilen MBR (Yeon ve diğ. (2009b)'den uyarlanmıştır)

Bunun yanısıra, MET'ler serbest enzimlere göre daha yüksek verimlerde biyotıkanmayı azaltmıştır (Şekil 12.6) ve sürekli işletimde aktif çamur içerisindeki stabil özellikleri dolayısı ile daha üstündür.

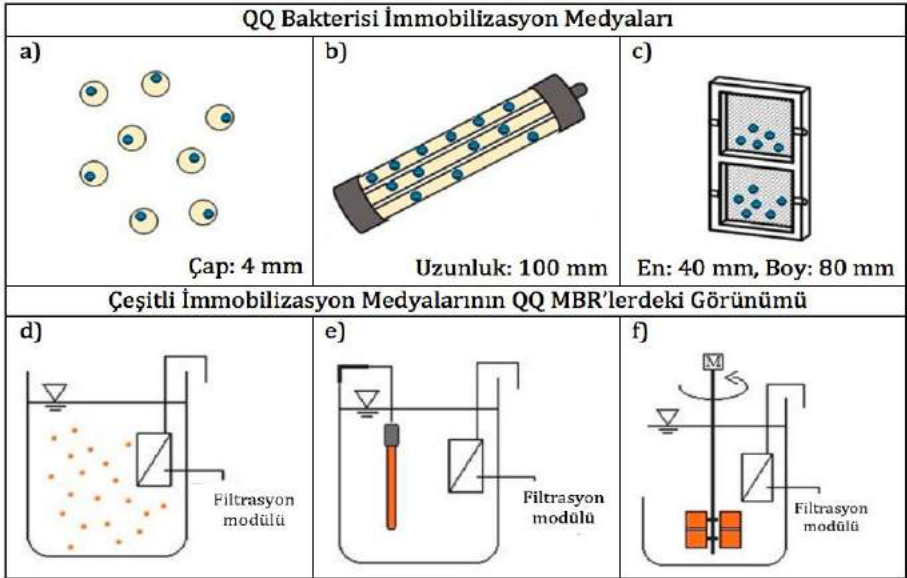


Şekil 12.6 Kesikli olarak işletilen MBR'lerin üç işletme çevrimi süresince TMP profilleri (Yeon ve diğ. (2009b)'den uyarlanmıştır)

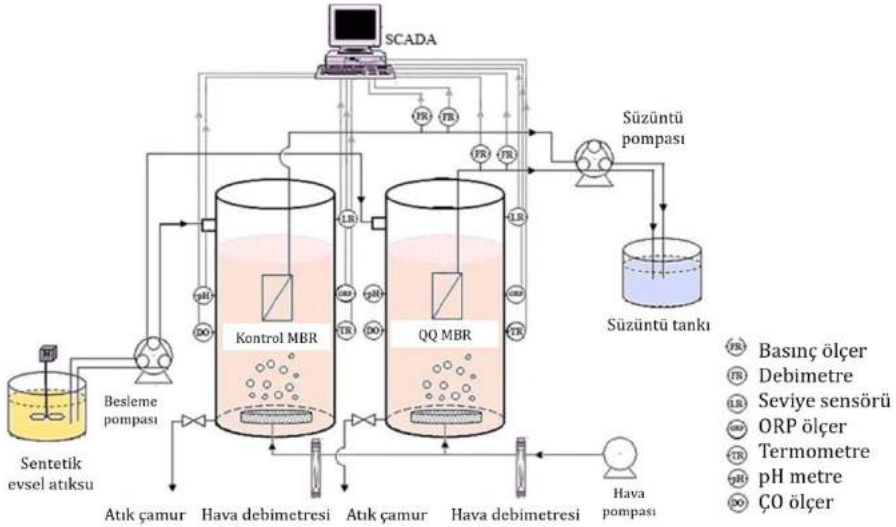
12.1.3.2. Bakteriyel QQ MBR Uygulamaları

Manyetik enzim taşıyıcılar sayesinde enzimin sürekli azalması sorununa ve geri kazanılması durumuna çözüm bulunabilmesine rağmen enzim fiyatlarının oldukça yüksek oluşu bu tekniğin kullanılmasını kısıtlamaktadır. Dolayısı ile araştırmacılar, bu sinyal parçalayan enzimin doğal yollardan elde edilip edilemeyeceği sorusuna cevap aramaya başlamışlardır ve literatürdeki bilgiler doğrultusunda bu enzimleri salgılayan spesifik bakterileri amaçları doğrultusunda çoğaltıp çeşitli şekillerde aktif çamura karıştırmadan belli miktarlarda membran biyoreaktörde bulundurmanın pratik yöntemlerini denemişlerdir. Bu yöntemler sayılı yöntemlerdir. En çok tercih edilen bakteriyel QQ MBR

uygulamalarından biri mikrobiyal veseller (MV), diğeri ise hücre ile doldurulmuş boncuklar (CEB)'dir. Prof. Dr. Dincer Topacık Ulusal Membran Teknolojileri Uyg-Ar Merkezi tarafından yürütölmüş 112M739 ve 114Y706 numaralı TÜBİTAK Projeleri kapsamında pek çok QQ MBR çalışmaları yürütölmüştür. Bu projeler kapsamında, başarılı ve en çok kullanılan olan bu iki yöntem (MV ve CEB) ölkemizde ilk kez uygulanmış ve bu bağlamda bu uygulamaların keşfi ve deneylerinin sonuçları ile ilgili detaylı bilgiler elde edilmiştir. Ardından 112M739 numaralı proje kapsamında MV ve CEB'lerin mahsurlarını ortadan kaldıran bir dönel bakteri taşıyıcı ortam (RMCF) tasarlanmış, üretilmiş ve kullanılmıştır. 114Y706 numaralı projede ise QQ özellikli yeni türler değişik kaynaklardan zenginleştirilmiş kültür metoduyla izole edilmiş ve MV ve CEB'ler kullanılarak denenmiştir. Bahsedilen üç değişik immobilizasyon medyasının şematik gösterimi Şekil 12.7 ve Şekil 12.8'de görölebilir.



Şekil 12.7 Çeşitli QQ immobilizasyon medyalarının şematik görünümü
a) CEB b) MV c) RMCF d) CEB'lerin reaktördeki görünümü e) MV'nin reaktördeki görünümü ve f) RMCF'nin reaktördeki görünümü (Köse Mutlu ve diğ., 2015b)



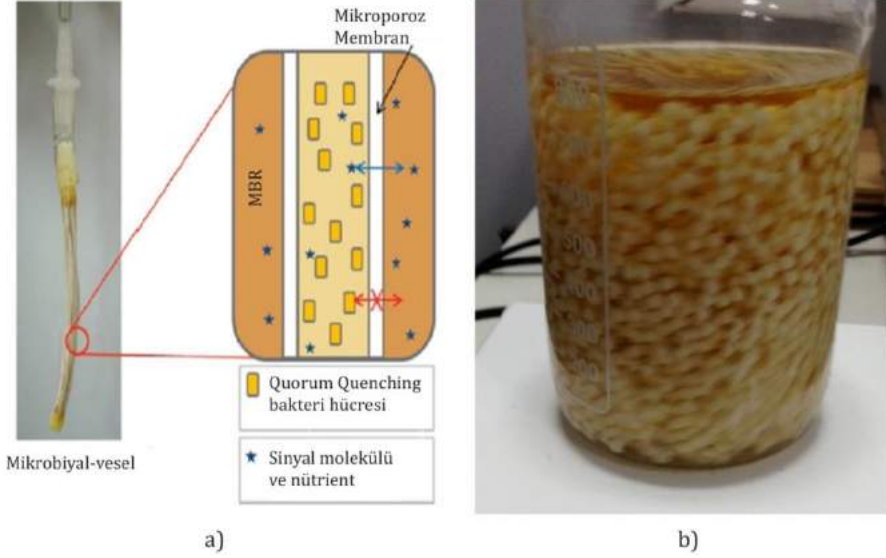
Şekil 12.8 112M739 ve 114Y706 numaralı TÜBİTAK projelerinde kullanılan QQ MBR'lerin şematik görünümü (Köse Mutlu ve diğ., 2015b)

MV, CEB ve RMCF immobilizasyon ortamlarının literatürde yer aldığı sıra ile bir kaç çalışmadan örnek verilecektir. Bakteriyel QQ MBR işletme mantığına odaklanmak istenirse ilk olarak MV'den bahsetmek gerekmektedir. Oh ve diğ. (2012)'nin gerçekleştirdiği bir çalışmada, bakteriyel hücrelerin türler arasında birbiri ile iletişiminin engellenmesi ile birlikte daha değişik ve yenilikçi bir çalışma ile uygulanabilir bir kontrol mekanizması geliştirilmiştir. Gerçek bir atıksu arıtma tesisinden izole edilerek elde edilen N-açıl homoserin lakton üretebilen *Escherichia coli* ve bir yeter sayı etkisini azaltma "Quorum Quenching" bakterisi olan *Rhodococcus sp.* bakterileri mikroporoz içi boşluklu fiber membranlarının tüplerinin içerisine kapsüle edilerek mikrobiyal vessel denilen yapılar oluşturulmuş (Şekil 12.9a) ve bunlar membran biyoreaktöre daldırılmışlardır (Oh ve diğ., 2012). Kesikli MBR çalışmalarında, kontrol reaktöründe -boş vessel içeren- TMP değerlerinin 25 kPa değerlerine ulaşması yaklaşık 28 saat alırken vesel ile işletilen reaktörde bu süre 39 saat olmuştur.

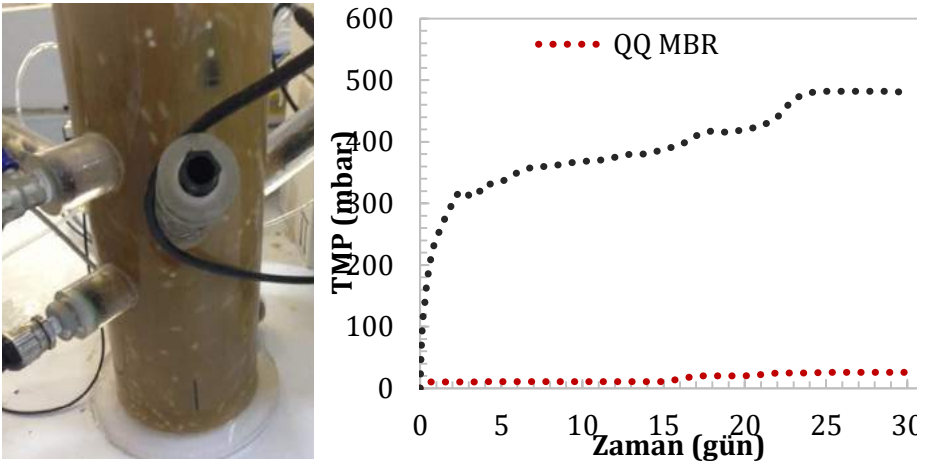
Aljinat ve bunun içerisine hapsedilmiş *Rhodococcus sp.* BH4 bakterisi (ya da başka bir tür bakteri ile de doldurulabilir) ile serbest hareket edebilen ve mikro-poroz yapısı bulunan bakteriler üretilmiş ve bu boncuklara bakteri doldurulmuş boncuk (CEB) denilmiştir. CEB'ler direkt olarak batık membrana dâhil edilmiş ve aktif çamurdaki mikroorganizmalar ile beraber serbestçe hareket halinde olacak şekilde bırakılmışlardır. Böylelikle membran yüzeyine de denk gelerek biyofilmin tutunmasını engellemişlerdir. Her iki mekanizma ile biyofilm oluşumunun engellenebileceği düşünülmüştür.

Kim ve diğ. (2013)'nin gerçekleştirdiği çalışmada, CEB'nin biyofilm azaltma kapasitesi denenmiş ve iki reaktör de boncuk koşulları hariç tamamen aynı koşullar ile paralel olarak işletilmiştir. TMP değerlerinin artış profilleri kontrol ve CEB reaktörlerinde kontrol edilerek ve karşılaştırma yapılarak biyofilm oluşum farkları incelenmiştir. Kontrol reaktöründeki TMP değerlerinin 70 kPa değerine ulaşması 1,8 gün almıştır. CEB reaktörü içinse bu süre, 18,8 gün olmuştur. CEB'ler biyofilm oluşumunu engelleyerek TMB artış hızını 10 kat yavaşlatmıştır (Kim ve diğ., 2013). CEB'ler aljinat yerine daha dayanıklı olması için çeşitli polimerler kullanılarak da üretilebilirler. Bu bağlamda, 112M739 numaralı proje kapsamında üretilen PVA CEB'ler de QQ MBR uygulamalarında kullanılmış ve oldukça başarılı TMP azaltımı sonuçları elde edilmiştir (Şekil 12.9b ve Şekil 12.10).

MV ve CEB uygulamalarının ardından, yeni bir QQ ürün tasarlanmış ve üretilmiştir. RMCF olarak isimlendirilen bu yenilikçi biyo-ürün, MV ve CEB'nin üstünlüklerini biraraya getirecek ve mahsurlarını da sahip olmayacak şekilde tasarlanmıştır (Şekil 12.11). Mikrofiltrasyon membranı ile kaplı odacıklarda oluşan bu yeni ürünün odacıklarına QQ bakteri immobilize edilmesi ve elde edilen ürünün MBR içerisinde döndürülmesi ile kısa ve uzun süreli işletmelerde QQ aktiviteleri ortaya konulmuştur. Kısa ve uzun süreli işletimlerdeki dönme hareketinden kaynaklanan fiziksel temizleme etkisi de değişik çalışma planları ile ortaya konulmuştur ve başarılı bir şekilde TMP artışının engellendiği gözlenmiştir.



Şekil 12.9 a) Mikrobiyal vesellerin fotoğrafı ve yakından bakış diyagramı, (Oh ve diğ. 2012) ve b) PVA CEBlerin görünümü (Köse Mutlu ve diğ., 2015c)



Şekil 12.10 PVA CEB'lerin QQ MBR içerisindeki görünümü (sol) ve elde edilen TMP artışı (sağ) (Köse Mutlu ve diğ., 2015c)

Lee ve diğeri (2016b), gerçekleştirdikleri bir çalışmada atıksu arıtımında kullanılan MBR'lerde biyotıkanmanın kontrolü için ilk kez fungal QQ mekanizmasından yararlanmışlardır. Aslında ilk olarak 2001 yılında *Candida albicans* tarafından salgılanan fungal Q sinyali rapor edilmiştir (Hornby, 2001). Bu fungal sinyal molekülü bakterilerin biyofilm oluşumu için gerekli metabolik özelliklerini etkilemiştir (Jabra-Rizk ve diğ., 2006; Koo ve diğ., 2003). Lee ve diğ., (2016b), *C. albicans*'ın QQ etkisini onu CEB'lere immobilize edip ardından MBR içerisine ilave ederek uygulamıştır. Gerçekleştirilen çalışmanın sonucunda kontrol MBR ve QQ MBR'larda elde edilen TMP değerlerinin oranı 24,4 olarak belirlenmiştir. Bu oranın 6,9'u fiziksel yıkama etkisinden kaynaklanmıştır.

12.1.5. QQ MBR Teknolojisinin Geleceği

Mikroorganizmalar arası sinyalizasyonun biyofilm oluşumu üzerine etkisi, pek çok mühendislik uygulamasının (MBR'lerin de dahil olduğu) limitleyici bir özelliğini ortaya çıkarabilmektedir. Özellikle EPS sebebiyle oluşan membran biyotıkanmasının engellenmesi konusu, son yıllarda araştırmacıların üzerine yoğunlaştığı oldukça önemli bir konu olmuştur. QS mekanizmasının engellenmesi göreceli olarak yeni bir yol olsa da şüphesiz, MBR'lerdeki biyotıkanmanın kontrolü açısından izlenmesi gereken en doğru yollardan biridir. Bu tarz QQ MBR uygulamalarında pek çok değişik immobilizasyon medyası ve QQ türü denenebilir. Oldukça yeni bir konu olan QQ MBR çalışmalarının gelecekte yönelebileceği ve yönelmesinin faydalı olabileceği araştırma konuları şu şekilde sıralanabilir:

- Saf QQ kültürlerin izolasyonu konusunda daha çok çalışmalar yapılmalı ve izolasyonun değişik kaynakları ve değişik genetik metotları denenmelidir. Bu konudaki gen sekans çalışmalarının sayısı artırılabilir.
- QQ mekanizmasının biyofilmi tamamen ortadan kaldırmasının yanı sıra, biyofilm kalınlığının istenilen ve belirli bir seviyede

tutulması gereken (örneğin; membran biyofilm reaktörler) çalışmalara adaptasyonlarının örnekleri arttırılabilir.

- QQ türlerin immobilize edilerek reaktörlere ilave edilmesi ve bu sayede karışık kültür içerisindeki güvenliklerinin sağlanmasını vaad eden immobilizasyon medyalarının değişik özelliklerde tasarlanarak üretilmesi QQ MBR uygulamalarının pilot ve gerçek ölçekteki uygulamalarını arttıracaktır.
- QQ mekanizması direkt olarak karışık kültür içerisindeki mikrobiyal aktivitelere müdahale ettiğiinden membrane biyoreaktör bünyesindeki karışık kültürün moleküler analizleri konusunda çalışmalar yapılarak uzun vadede QQ mekanizmasının MBR'lerin diğer performanslarına etkisinin olup olmadığı araştırılabilir.
- Özellikle, değişik akı, süre ve havalandırma (anoksik, anaerobik gibi) gibi çeşitli işletme koşullarında gerçekleştirilecek pilot ölçekli çalışmaların gerekliliği yadsınamaz durumdadır.

12.2. İleri Osmoz (Osmotik) Membran Biyoreaktörler (OsMBR)

12.2.1. Giriş

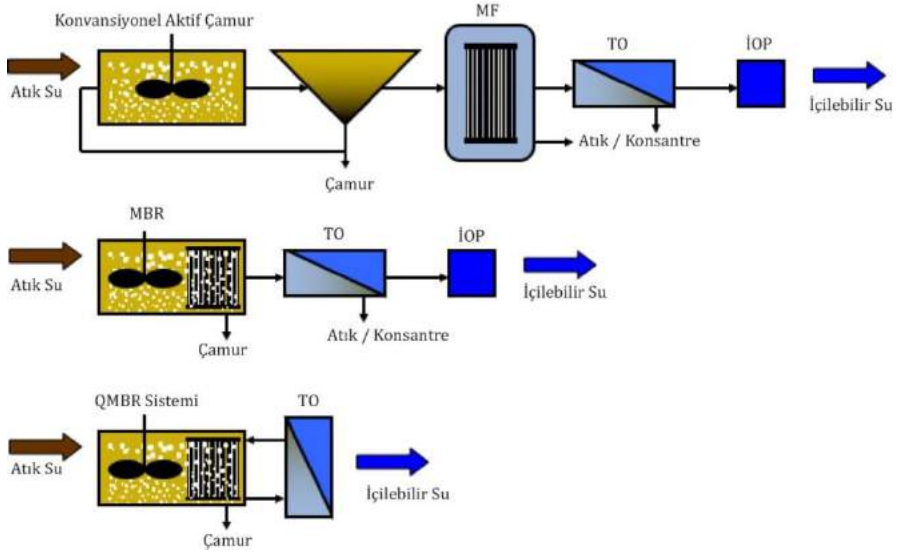
Osmotik membran biyoreaktör (OsMBR), ileri osmoz (İO) prosesinin bir membran biyoreaktöre (MBR) entegre edildiği yeni bir teknolojidir. Bu teknoloji, yüksek ürün suyu kalitesi, düşük membran kirliliği eğilimi ve klasik MBR'lere kıyasla yüksek kirlilik tersinirliği nedeniyle atıksu arıtmada artan bir popülerite kazanmıştır (Wang ve diğ., 2016). Osmoz, fiziksel bir proses olup osmotik basınç etkisiyle çözücü maddenin seçici bir geçirgen zardan (membran) taşınması olarak açıklanmaktadır. Osmotik basınç, bir membran ile ayrılmış olan az mineralli (az tuzlu) suyun daha çok mineral içeren su tarafına (çekme çözeltisine (ÇÇ)) doğru geçişini engellemek için tuzlu su tarafına uygulanan basınçtır ve su içerisinde çözünen mineral konsantrasyonu ile doğru orantılıdır. Membran ise çözücü maddenin (suyun) geçişine izin verirken çözünmüş maddelerin geçişine izin vermeyen bir bariyer olarak davranır. ÇÇ

çözeltisi tarafına geçen su molekülleri, bu çözeltiyi seyreltir. Daha sonra ters osmoz veya membran distilasyonu gibi uygun bir ilave prosesle (Tekrar konsantrasyon ünitesi) suyun geri kazanılması gerekmektedir. Bu sistemle bazen tuz/mineral de geri kazanılarak tekrar ÇÇ çözeltisi olarak kullanılabilir (Luo ve diğ., 2014). Bu süreçte madde taşınımını sağlayan sürücü kuvvet osmotik basınç olduğundan enerjiye ihtiyaç duyulmamaktadır (Tan ve diğ., 2014).

12.2.2. OsMBR ile İlgili Temel Bilgiler

Mikrofiltrasyon (MF) veya ultrafiltrasyon (UF) membranları ile işletilen geleneksel MBR'lere benzer şekilde OsMBR'ler de bir aktif çamur prosesi ve bir membran ayırma ünitesinden meydana gelmektedir (Cornelissen ve diğ., 2008). Membran olarak, basınç sürücülü bir membran yerine osmotik basınçla işletilen ve gözeneksiz yapıda olan İO membranı kullanılmaktadır (Achilli ve diğ., 2009). OsMBR'lerin konvansiyonel MBR'lerden farklı, Şekil 12.12'de gösterilmiştir. Buna göre OsMBR sistemlerinde TO membranlarının konsantre akımı, ÇÇ çözeltisi olarak tuzlu su çevrimi için kullanıldığı için konsantre olarak açığa çıkmamaktadır. Bu durum, bu prosesin en önemli üstünlüğüdür.

Tipik bir OsMBR, bir biyoreaktör, bir İO membran ayırma ünitesi ve bir de membrana osmotik basıncı sağlayacak ÇÇ sisteminden oluşur. Ayrıca, gerekli oksijen ve membran kirlenme kontrolü için bir havalandırma sistemi de yer alır. OsMBR'ler, arıtma hedeflerine (örneğin, atıksu arıtımı, atıksu ıslahı ve/veya biyogaz geri kazanımı), biyolojik arıtma şartlarına (örneğin, aerobik, anaerobik ve biyolojik nütrient giderimi), ÇÇ sistemi tertip tarzlarına (ÇÇ'nin yeniden konsantre edilip edilmemesi) ve membran tertip tarzına (batık veya yan akımlı) göre sınıflandırılabilir. Yaygın olarak kullanılan OsMBR tertip tarzları Şekil 12.13'de sunulmuştur (Wang ve diğ., 2016).



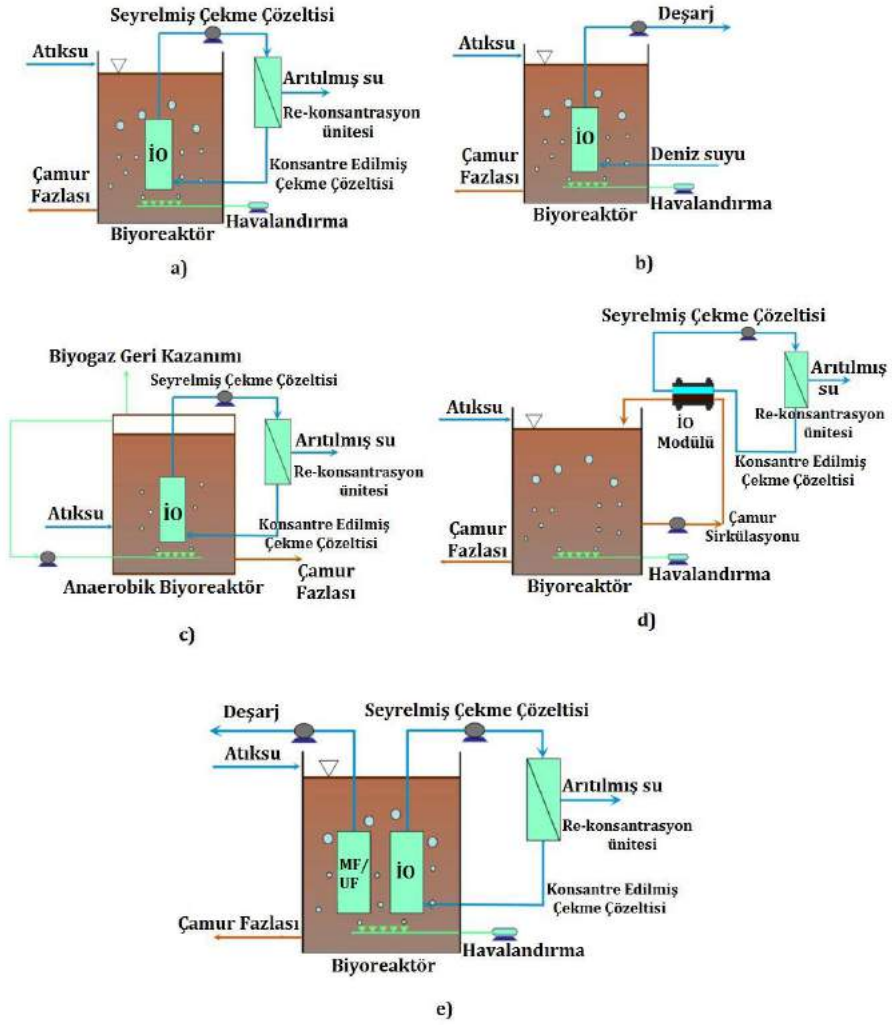
Şekil 12.12 OsMBR ile konsansiyonel MBR'lerin karşılaştırılması gösterimi

İO membranları, kirleticileri yüksek oranda tutma kapasitesi sebebiyle, parçacık, bakteri ve hastalık yapıcı mikroorganizmaların (patojenler) etkili bir şekilde tutabilmektedir. Ayrıca, tutulmak istenen bileşiklerin yapısına ve membran özelliklerine bağlı olarak çözünmüş tuzlar, besi maddeleri (nütrientler), ağır metaller ve organik mikrokirleticiler de yüksek oranda İO membranı tarafından alıkonabilmektedir (Yong ve diğ., 2012; Bilad ve diğ., 2014; Wang ve diğ., 2016). İO prosesi hidrolik basınç gerektirmediğinden, hem enerji ihtiyacı azalmakta, hem de nanofiltrasyon (NF) ve ters osmoz (TO) gibi basınç sürücülü membranlara göre İO membranı düşük kirlenme eğilimi ve yüksek tersinir kirlenme özelliği göstermektedir. Bahsedilen üstünlükleri sebebiyle İO membranı içeren MBR çeşitli atıksuların arıtımında kullanılmakta ve proses performansı araştırılmaktadır (Tablo 12.2) (Wang ve diğ., 2016).

Tablo 12.2 Literatürde OsMBR üzerine yapılan çalışmaların kısa bir özeti (Wang ve diğ., 2016)

Reaktör	Membran	Materyal	Akı (lt/m ² .st)	Atıksu	İşletme süresi (gün)	Giderme verimi (%) / Çıkış konsantrasyonu (mg/lt)					Biyogaz üretimi (lt CH ₄ / g KOİ)
						TOK	KOİ	NH ₄ ⁺ -N	TN	TP	
OsMBR	İnce boşluklu fiber İO	TFC	3,9	Sentetik evsel atıksu	55	-	-	-	-	-	-
OsMBR	Düz plaka İO	CTA	9	Sentetik evsel atıksu	28	99,8/ 3±0,5 ^a	-	97,7/ 1,5± 0,5 ^a	-	-	-
OsMBR	Düz plaka İO	CTA	2,7	Sentetik evsel atıksu	73	>99/-	-	-	-	-	-
OsMBR	Düz plaka İO	CTA	5,45	Sentetik evsel atıksu	80	98/<5	-	98/ <0,1	-	-	-
OsMBR	Düz plaka İO	CTA	0,5	Evsel atıksu	124	-	>96/-	-	>82/-	>99 /	-
MF-OsMBR	Düz plaka İO	CTA	5,5	Sentetik evsel atıksu	45	99/>5	-	>98/-	-	-	-
UF-OsMBR	Düz plaka İO	CTA	4,8	Evsel atıksu	125	-	>96/ <3	-	>82/-	>99 /	-
AnOsMBR	Düz plaka İO	CTA	3,5	Sentetik evsel atıksu	155	-	96,7/ <15	-/6,8- 36,3	-	100 /-	0,21

^aÇamur yaşı 10 gün



Şekil 12.13 Farklı tertip tarzlarında işletilen OsMBR sistemlerinin şematik gösterimi; a) Aerobik şartlarda atıksu ıslahı amacıyla işletilen batık OsMBR, b) Aerobik şartlarda atıksu arıtımı amacıyla işletilen batık OsMBR, c) Anaerobik şartlarda biyogaz geri kazanımı amacıyla işletilen batık OsMBR, d) Aerobik şartlarda yan akımlı OsMBR, e) Aerobik şartlarda birleşik MBR (reaktörde tuz birikmesini önlemek amacıyla MF ve UF süzütüsü biyoreaktör dışına alınmaktadır) (Wang ve diğ., 2016)

12.2.3. OsMBR'lerde Karşılaşılan İşletme Zorlukları

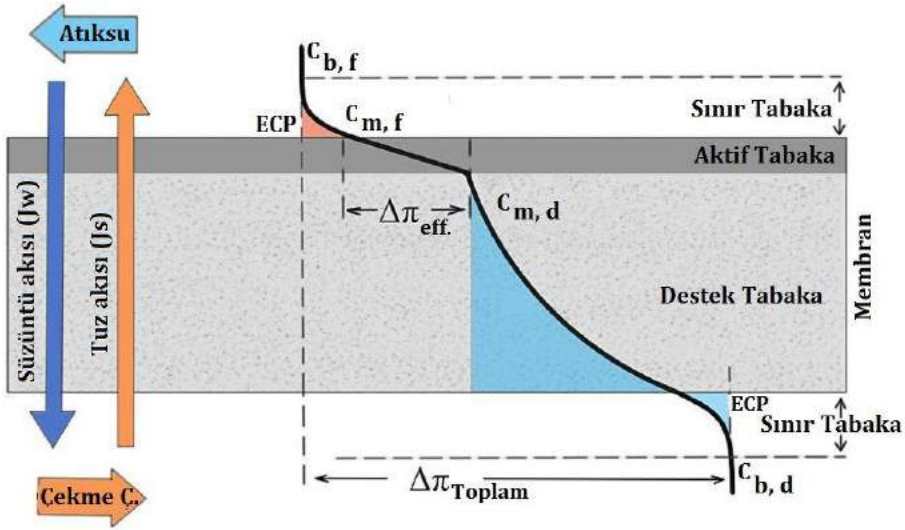
Konvansiyonel MBR'ler ile karşılaştırıldığında OsMBR proseslerinin başlıca kısıtlayıcı faktörü düşük akı değerleridir (Yap ve diğ., 2012; Eyvaz ve diğ., 2016). Bu durum OsMBR'lerin ekonomik olarak uygulanabilirliğini azaltmaktadır. Membran kirlenmesi hesaba katılmadığında, membranın akı karakteristiğini başlıca etkileyen parametrenin membranın özellikleri olduğu söylenebilir (Wang ve diğ., 2016). Çoğu İO membranları aktif ve destek olmak üzere iki farklı tabakadan oluşan asimetrik yapıya sahiptir. Aktif tabaka genellikle yoğun ve seçici kısım olup, gözenekli destek tabakası ise mekanik dayanım sağlamaktadır. OsMBR'lerde kullanılacak ideal bir İO membranının,

- Yüksek tuz tutunumu sağlaması için aktif tabakası çok ince ve yoğun olmalıdır.
- Uzun süreli işletilebilir ve iç konsantrasyon polarizasyonu düşük olması için destek tabakası mümkün olduğunca ince, hidrofilik, gözenekli ve mekanik dayanımı yüksek olmalıdır.
- Yüksek akı ve düşük tıkanma sağlanması için suya olan afinitesi yüksek olmalıdır (Lutchmiah ve diğ., 2014).

Ayrıca biyoreaktör içerisinde muhtemel tuz birikimini önlemek için SRT/HRT (çamur yaşı/hidrolik bekleme süresi) oranının da optimize edilmesi gerekmektedir (Xiao ve diğ., 2011). İO membranında su ve ters tuz akısına etki eden konsantrasyon profili Şekil 12.14'te, membran kirlenmesinde ters tuz akısı etkisinin şematik gösterimi ise Şekil 12.15'te gösterilmiştir.

Osmotik sürücülü membran proseslerde konsantrasyon polarizasyonu, çekme çözeltisi ile besleme çözeltisi arasındaki konsantrasyon farkı ile oluşur. İO proseslerinde hem iç konsantrasyon polarizasyonu hem de dış konsantrasyon polarizasyonu oluşabilir. Genellikle dış konsantrasyon polarizasyonu yoğun aktif tabakanın yüzeyinde, iç konsantrasyon polarizasyonu da gözenekli destek tabakası içerisinde

oluşur. Dış konsantrasyon polarizasyonunun osmotik sürücü kuvveti azaltmaya yönelik olumsuz etkisi, besleme çözeltisinin (atıksu) akış türbülansı veya hızını artırarak giderilebilirken, iç konsantrasyon polarizasyonu membranın destek tabakasında olduğundan dolayı akış hızının ya da türbülansın artırılması gibi hidrodinamik koşulların değiştirilmesiyle azaltılamamaktadır (Zhao ve diğ., 2012).

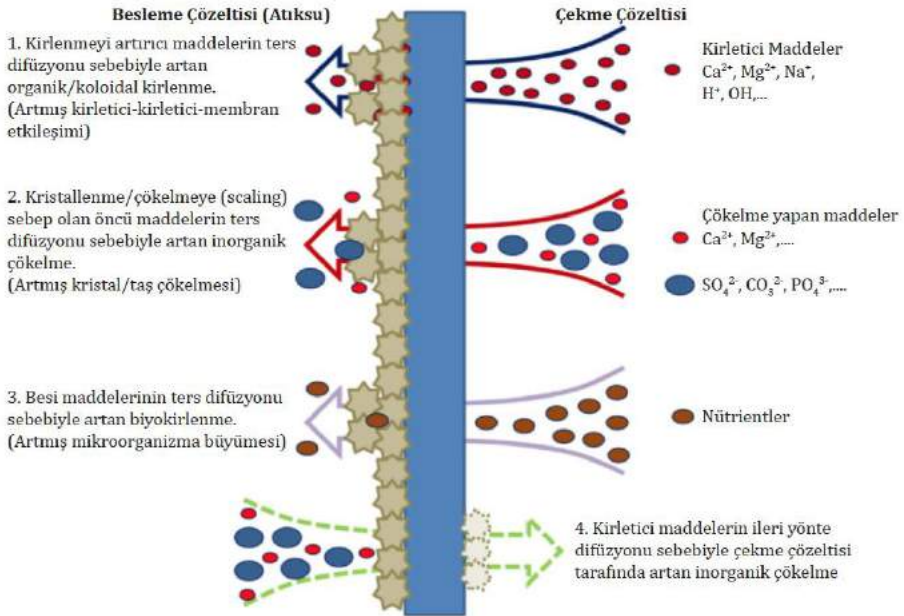


Şekil 12.14 İO sistemlerinde su ve ters tuz akılarına etki eden konsantrasyon profilinin şematik gösterimi. Membran yüzeyindeki sınır tabakalardaki hidrodinamik koşullar ECP'yi (dış konsantrasyon polarizasyonu) kontrol ederken, destek tabaka özellikleri de ICP'yi (iç konsantrasyon polarizasyonu) belirlemektedir (Bogler ve diğ., 2017)

12.2.4. OsMBR'lerin Tasarımında Optimize Edilmesi Gereken Parametreler

OsMBR'lerin tasarımında optimize edilmesi gereken parametreler şu şekilde sıralanabilir:

- Çekme çözeltisi ekonomik, proses sonunda mümkünse geri kazanılabilir, toksik olmayan, osmotik basıncı yüksek ve biyoreaktör içerisindeki mikroorganizma gelişimini engellememesi için düşük ters difüzyon özelliğine sahip olmalıdır.
- Membran özellikleri ve OsMBR içerisindeki tertip tarzı konsantrasyon polarizasyonunu azaltacak biçimde seçilmeli/belirlenmelidir.



Şekil 12.15 İO membranında ters tuz difüzyonu kaynaklı kirlilik artışının şematik gösterimi (She ve diğ., 2016)

- İO membranının biyoreaktörde atıksuya temas eden aktif yüzeyindeki hidrodinamik koşullar havalandırma gibi etkenlerle optimize edilmelidir. Uygun havalandırma seçimi, biyoreaktör içinde gerekli oksijeni sağladığı gibi, membran yüzeyindeki kirlenmeyi de hafifletici etkiye sahip olabilmektedir.

- Membran modülü, destek halkaları özellikleri ve geometrisi en iyi hidrodinamik şartların sağlanması için optimize edilmelidir.
- İO membranı yüzeyinde muhtemel bir tersinmez kirlenmenin oluşumunu engellemek için OsMBR içinde osmotik geri yıkama süresi ve sıklığı uygun olarak seçilmelidir.
- OsMBR prosesinde çamur yaşı, konvansiyonel MBR'lere göre daha önemli bir parametredir. Çamur yaşı, azot ve fosfor gibi besi maddelerinin etkili bir şekilde giderimi için yeterince büyük, biyoreaktör içerisinde tuz/mineral birikimini azaltmak için gerektiği kadar küçük seçilmelidir. Ayrıca tuz birikimini engellemek için biyoreaktör içinde çamur atılmasına yardımcı olmak üzere, MF veya UF membranları İO membranlarıyla aynı anda kullanılabilir (Eyvaz ve diğ., 2016).

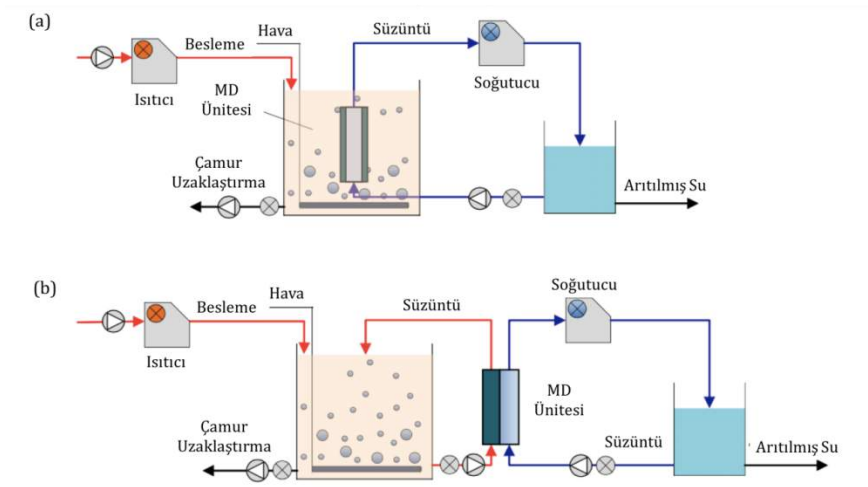
12.3. Membran Distilasyon Biyoreaktörler (MDBR)

12.3.1. Giriş

Membran distilasyon biyoreaktör (MDBR), biyoreaktör sisteminin membran distilasyon (MD) membranı ile entegre edildiği bir MBR prosesidir. Dahili ve harici MDBR olmak üzere başlıca iki temel MDBR prosesi işletim şekli bulunmaktadır (Şekil 12.16) (Phungsai, 2013). Söz konusu proseste, MD membranı, biyokütle, uçucu olmayan bileşenlere, düşük molekül ağırlıklı bileşenlere ve zor ayrışabilir bileşenlere karşı bir bariyer görevi görmektedir. MDBR sistemleri genellikle yoğunlaşan sıvının membran ile temas ettiği direkt temas membran distilasyon (DTMD) tertip tarzı ile işletilmektedir (Goh ve diğ., 2015). MDBR prosesi, biyolojik arıtımın MD ile entegrasyonunu kolaylaştırmak adına termofilik koşullar altında çalıştırılmaktadır (genellikle 55-60°C) (Phattaranawik ve diğ., 2008). Yüksek sıcaklıklarda işletilen bir termofilik biyoproses, yüksek organik bozunma hızı, düşük çamur miktarı ve geliştirilmiş biyodegradasyon sürecinden dolayı üstün hale gelmektedir. Aynı zamanda termofilik koşullar altında işletilen aerobik atıksu arıtımında daha az çamur oluştuğundan dolayı, MD

prosesi atıksu arıtımı içi termofilik biyoprosesi ile etkili bir şekilde entegre edilebilmektedir (Wijekoon, 2015). MDBR prosesinde polipropilen (PP), poliviniliden florür (PVDF) veya politetrafloroetilen (PTFE) gibi mikro gözenekli hidrofobik membranlar kullanılmaktadır (Phattaranawik ve diğ., 2008). Bunun dışında, hidrofobik membranlardan yalnızca buhar fazı taşınımı olduğundan dolayı süzöntü kalitesi biyolojik aktiviteden bağımsızdır.

MDBR prosesi ile geleneksel MF/UF-MBR prosesi arasındaki farklar Tablo 12.3'te özetlenmiştir. Görüldüğü üzere, uçucu olmayan bileşenler uzaklaştırılmakta ve atık çamur ile birlikte deşarj edilene kadar birikim yapmaktadır (Phattaranawik ve diğ., 2008). Bunun dışında MDBR prosesi, geleneksel MBR'da MF veya UF membranlarda uzaklaştırılmayan düşük molekül ağırlıklı moleküllerin uzaklaştırıldığı "yüksek alıkonma" MBR konseptine sahiptir. Bu da, MDBR prosesinde organik alıkonma süresinin hidrolik alıkonma süresinden oldukça uzun olduğu ve zor ayrıştırılabilen organiklerin daha uzun süre tutularak bozunabileceği anlamına gelmektedir (Fane, 2016).



Şekil 12.16 MDBR prosesi işletimi a) dahili MDBR ve b) harici MDBR (Phungsai, 2013)

Tablo 12.3 MF/UF-MBR ile MDBR prosesleri arasındaki temel farklar (Phattaranawik ve diğ., 2008)

Özellikler	MF/UF-MBR	MDBR
İtici güç	Basınç (genellikle vakum tercih edilmekte)	Atmosferik basınçta termal (sıcaklık farkı)
Membran	UF veya MF, hidrofilik membran tercih edilmekte	Gözenekli, PTFE ve PVDF gibi hidrofobik MF
Membran gözeneklerindeki faz	Sıvı	Buhar, gaz
Uzaklaştırılan bileşenler	MF için %50'den daha az küçük organik bileşen, sporlar ve küçük virüslerin tutulması	%100 tuz, uçucu olmayan organik bileşen ve mikroorganizma giderimi
Süzüntü kalitesi	Biyolojik aktiviteye bağlı, 3-10 ppm TOK	Biyolojik aktiviteden bağımsız, distilasyon ürünü ile kıyaslanabilir. TOK<0.8 ppm
İnorganikler	Tuz giderimi yok	Tuz uzaklaştırılmakta ve atık çamur ile deşarj edilmekte
Çalışmaya başlama süresi	Yavaş	Daha hızlı
Organik ve hidrolik alıkonma süresi	ORT~HRT	ORT, organikle CO ₂ veya uçucu hale gelene kadar, HRT'den bağımsız
Akı	10-30 lt/m ² .st (genellikle)	Membran özelliklerine bağlı olmakla birlikte 55°C'de 2-15 lt/m ² .st (~ TO akısı)
Entegre Membranı İzleme Süreci	Partikül sayımı teknikleri, lazer türbidimetre izleme, basınç düşüşlerini gözleme	Sürekli iletkenlik izleme

12.3.2. MDBR Prosesi Tertip Tarzı

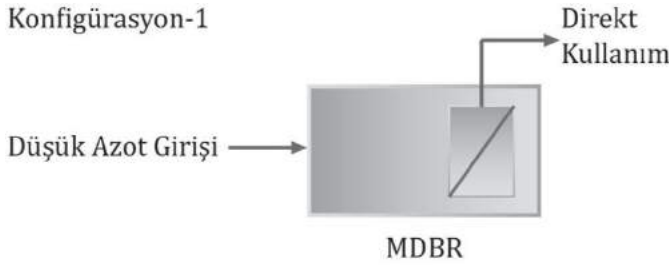
Üç farklı MDBR tertip tarzı bulunmaktadır (Şekil 12.17). Sistemde elektrik enerjisi ihtiyacını azaltmak için atık ısı girişi ve ısı kazanım prosesleri gerekmektedir. İlk tertip tarzında, MDBR sistemi yüksek karbon ve düşük azot içeriğine sahip endüstriyel atıksu arıtımı için

mevcut hali ile kullanılabilir. Süzüntü kalitesine bağlı olarak, süzüntü suyu örneğin soğutma kulelerinde besleme suyu olarak endüstride yeniden kullanılabilir (NH₄-N<1 ppm olması durumunda). Bu tertip tarzının üstünlüğü son arıtıma ihtiyaç duymaması olup mahsuru ise endüstriyel besleme suyu kalitesine ve süzüntü suyunun kullanım alanına bağlı olarak sınırlanmaktadır (Goh ve diğ., 2015).

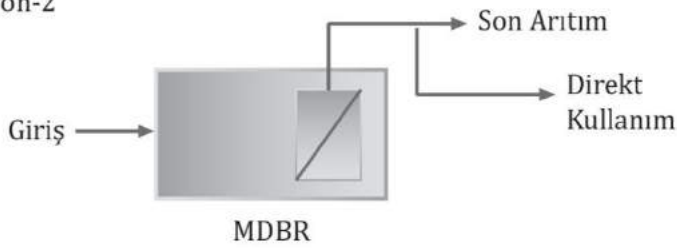
İkinci tertip tarzı, MDBR prosesinin birçok farklı atıksu arıtımında kullanılabilirliğini mümkün kılmaktadır (atıksudaki nütrient içeriğinden bağımsız olarak). Bu tertip tarzının mahsuru, ürün suyunun kullanımına bağlı olarak, süzüntüden amonyumun giderilmesi için amonyak sıyırma veya iyon değiştirici gibi enerji ve/veya kimyasal yoğunluklu son arıtıma ihtiyaç duyulmasıdır (Wang ve diğ., 2007). Proses ve giderim verimliliği, süzüntü suyundaki amonyum konsantrasyonu ile sınırlanmaktadır.

Üçüncü tertip tarzı, anaerobik bir MDBR sistemidir. Sistemden biyogaz kazanılabilmekte ve enerji kullanımı için ilave gaz gerekebilmektedir. Mahsurları ise süzüntüden amonyak ve metan kazanımı için son arıtım gerekebilmektedir (Smith ve diğ., 2012). Bunun muhtemel nedeni ise sıcaklık arttıkça metan gazının çözünürlüğünün azalmasıdır. Örneğin sıcaklık 35 °C'den 55 °C'ye yükseldiğinde, metanın suda çözünürlüğü yaklaşık olarak %24 oranında azalmaktadır. Anaerobik MDBR'da, metan gazının çözünürlüğündeki bu düşüş aslında metanın çoğunun gaz fazında bulunmasından dolayı ekstraksiyon ve kazanımını kolaylaştırarak faydalı olabilmektedir. İlave olarak, MDBR'da, anaerobik MBR'a kıyasla, metan gazının süzüntüye geçişi daha yavaş bir gaz difüzyon prosesi ile gerçekleşmektedir. Anaerobik MBR'da, çözünmüş metan, süzüntü suyuna poiseulle akıktan dolayı daha hızlı transfer olabilmektedir. Dolayısıyla anaerobik MDBR'de süzüntü suyu metan içeriği, anaerobik MBR'a göre daha azdır (Goh ve diğ., 2015).

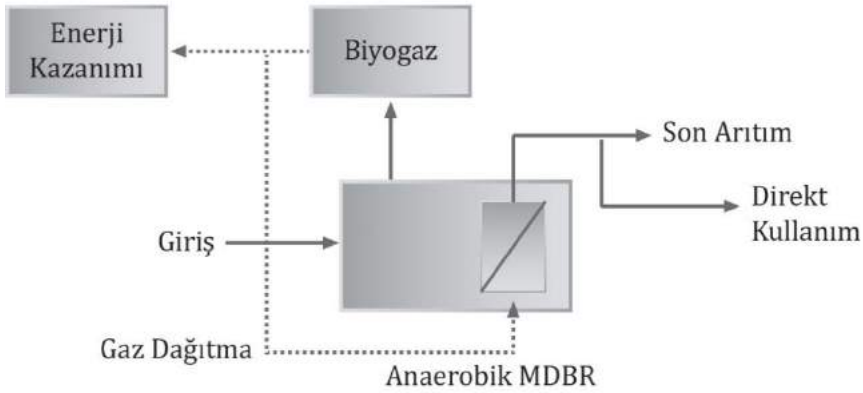
Konfigürasyon-1



Konfigürasyon-2



Konfigürasyon-3



Şekil 12.17 Atıksu arıtımında kullanılan MDBR tertip tarzları (Goh ve diğ., 2015)

12.3.3. MDBR ile Atıksu Arıtımı

MDBR, yüksek tuz giderimi, düşük işletme basıncı ve orta işletme sıcaklığından dolayı atıksu arıtımında fizibil bir şekilde kullanılabilir. Son yıllarda, termofilik aktif çamur prosesi içeren MDBR sistemleri oldukça fazla araştırılmaktadır. Phattaranawik ve diğ. (2008) tarafından yapılan çalışmada, termofilik biyoreaktör ve MD sisteminden oluşan yeni bir dahili MDBR prosesi sunulmuştur. Khaing ve diğ. (2010), petrokimyasal atıksuyun arıtımında ve yeniden kullanımında dahili MDBR sisteminin fizibilitesini araştırmışlar ve bu çalışmada petrokimyasal atıksuyundaki atık ısıyı ısı kaynağı olarak kullanmışlardır. Reaktörün biyolojik aktivitesine bakılmaksızın mükemmel bir çıkış suyu kalitesi elde edilmiştir.

MDBR ile ilgili gerçekleştirilen çalışmalarda, sürdürülebilir akıya ulaşmak için membranlarda kirliliğin azaltılması üzerine yoğunlaşmıştır. Phattaranawik ve diğ. (2009) tarafından yapılan çalışmada, dahili MDBR sistemlerinde hızlı bir akı düşüşü gözlenmiştir. 5 lt/m².st süzöntü akı değeri elde edilmiştir. Bu değer geleneksel MBR sistemlerine kıyasla daha düşüktür. Kek tabaka oluşumundan dolayı hızlı kirlenme gerçekleşmiş ve bundan dolayı süzöntü akısının hızla düştüğü belirtilmiştir. Gryta (2011) tarafından yapılan çalışmada membran kirliliği oluşumunun engellenmesi için besleme suyunun ön arıtılması önerilmiştir. Dahili MDBR sisteminde, MD modülü çamur ile direkt etkileşim halinde olduğundan dolayı membranda hızlı kirlenme oluştuğu belirtilmiştir.

MDBR sistemi genellikle yüksek kalitede süzöntü suyunun gerekli olduğu ve/veya giderimi zor organiklerin verimli bir şekilde giderimi için uzun alıkonma sürelerinin gerektiği senaryonlara daha uygundur. MDBR prosesleri, tıbbi ilaç, tekstil, gıda, kağıt hamuru ve kağıt endüstrisi, palm yağı veya atık ısının olduğu ve alanın sınırlı olduğu yerlerde oldukça fazla kullanım alanına sahiptir. Aynı zamanda MDBR sistemleri endüstriyel sulardan yeniden kullanım için su üretebilmektedir. Termofilik anaerobik çürütmeye sahip MDBR

sistemleri, aerobik çürütmeye nazaran enerji tüketimi, çamur üretimi ve besin ihtiyacı gibi birçok açıdan daha üstün durumdadır. MDBR verimliliği biyolojik aktiviteden bağımsız olduğundan dolayı, termofilik anaerobikten çıkan kötü kalitedeki su MD prosesi ile geri devir edilebilmektedir (Phungsai, 2013).

12.4. Membran Biyofilm Reaktörler (MBfR)

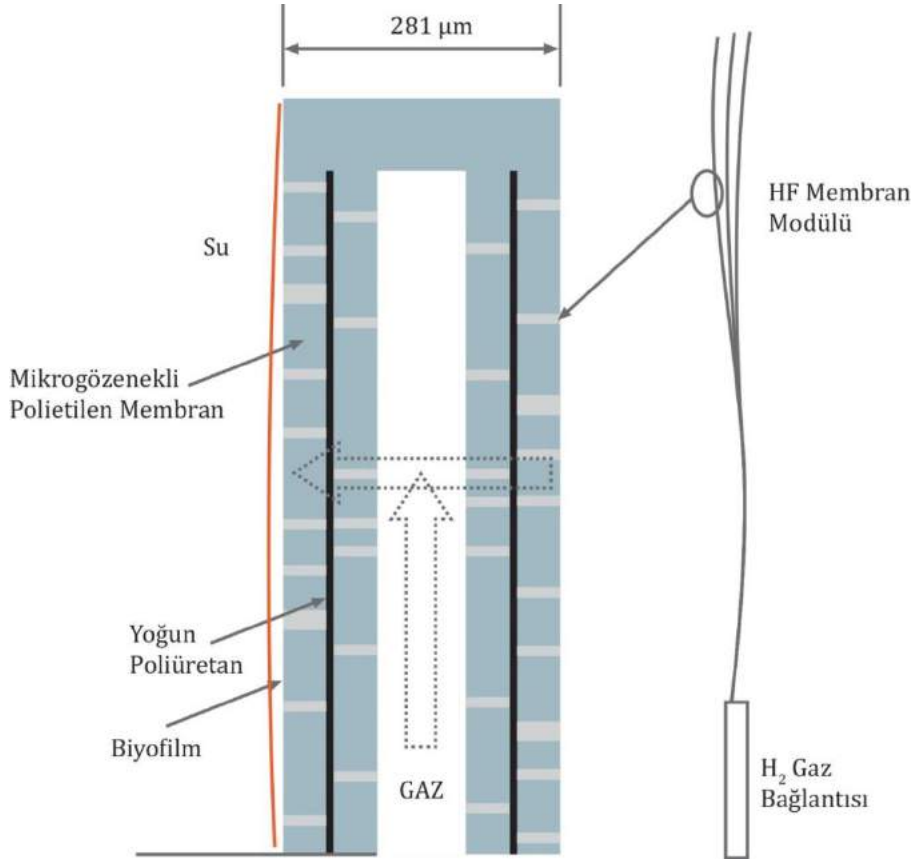
12.4.1. Giriş

Membran biyofilm reaktörler (MBfR), gaz substratının etkin bir şekilde kullanıldığı bir biyolojik arıtma prosesidir. MBfR sistemlerinde membranların iç kısmından verilen gaz substratı difüze olarak membranın dış yüzeyinde bulunan biyofilm tabakasına ulaşır ve burada bulunan mikroorganizmalar tarafından etkin bir şekilde kullanımı gerçekleşir. Membran biyofilm reaktöründe gaz geçirimli membranlar, bakterilerin gelişmesi için bir destek tabakası olarak kullanılır (Şekil 12.18).

Membran biyofilm reaktörler (MBfR) membran fiberlerinin kullanılarak difüzyon ile gaz transferi ve biyofilm büyümesi için etkin bir yüzey sağlaması açısından önemlidir. Gaz transferini etkili bir şekilde sağlayan MBfR'lar, biyofilm ve destek materyali olarak gaz difüze eden bir membrandan oluşmaktadır (Lee ve Rittmann, 2000). Gaz geçirimli bir membranın dış yüzeyinde biyofilm gelişirken, membranın iç yüzeyinde ise belli bir basınç altında gaz substratı mevcuttur. Gaz substrat membran duvarından difüze olmakta ve biyofilmdeki mikrobiyal topluluk tarafından tüketilmektedir (Hasar ve İpek, 2010). Bir gaz olduğu sürece substrat bir elektron verici ya da bir elektron alıcısı olabilir.

Membran biyofilm reaktörlerini, membran biyoreaktörlerden ayıran en önemli özellik elektron alıcı/verici olarak bir gazın kontrollü kullanılması, membran yüzeyinde biyofilm oluşması ve membranın

sıvı/katı ayırımında kullanılmamasıdır. MBfR sistemleri, gazın etkin bir şekilde kullanılmasını sağlayarak gaz sarfiyatını en aza indirmektedir. Diğer taraftan, özellikle ikincil çıkış sularının denitrifikasyonunda tamamlayıcı bir yaklaşım olarak kullanılabilmesinden dolayı önem kazanmıştır.



Şekil 12.18 Membran biyofilminin çalışma mekanizması (Rittmann, 2007)

12.4.2. Membran Biyofilm Reaktör Çeşitleri

12.4.2.1. Hidrojen Tabanlı Membran Biyofilm Reaktörü (H₂-MBfR)

Hidrojen, oksitlenmiş kirleticilerin indirgenmesi için mükemmel bir elektron vericisidir. Canlılara karşı toksik olmaması, düşük biyokütle verimleri ve çeşitli bakteri popülasyonları tarafından elektron verici olarak etkin bir şekilde kullanılabilmesi en önemli üstünlükleridir. Geçmişte, birçok H₂ tabanlı sistemlerde H₂ gazı direkt olarak reaktör sıvısına kabarcıklı olarak verilmekteydi. Fakat H₂ gazı, reaktöre kabarcıklı olarak verildiğinde düşük çözünürlüğe sahip olduğundan yaklaşık olarak %85'i atmosfere kaçmaktadır (Rittmann, 2007). Gaz difüzyon membranları kullanıldığı taktirde, H₂ gazı kabarcıksız bir şekilde membran kesiti boyunca difüze olmaktadır. Difüze olan gaz biyofilme yetiştiğinde güvenli bir şekilde bakteri tarafından tamamen kullanılabilir. Bu nedenle MBfR sistemleri, H₂ dağıtımı için güvenli bir çözüm sunmaktadır. H₂-MBfR'lar yeraltı suyu, ikincil arıtma çıkış suları, tarımsal sular vb. sularda okside olmuş kirleticileri arıtmak için kullanılabilirler. H₂-MBfR çeşitli atıksuları arıtmak için uygulanmış olmasına rağmen tam ölçekli olarak sadece yeraltı suyu arıtımında kullanılmıştır.

12.4.2.2. Oksijen Tabanlı MBfR (O₂-MBfR)

Literatürde hava veya O₂ tabanlı MBfR'lar klasik kabarcıklı havalandırmaya kıyasla birçok üstünlüğe sahip olduğundan dolayı birçok çalışmada kullanılmıştır. Bu üstünlükler aşağıda sıralanmıştır:

- MBfR, özellikle yüksek gaz basınçları veya saf oksijen kullanıldığında yüksek gaz transfer oranlarına ulaşır. Bu nedenle, daha küçük tank boyutları yeterli olmaktadır.
- Geleneksel kabarcıklı havalandırmaya kıyasla, MBfR'ın yüksek gaz transfer verimleri önemli miktarda enerji tasarrufu sağlayabilir.

- MBfR, atıksudan KOİ ve azotun eşzamanlı olarak giderilmesini sağlayan bakteriyel toplulukların gelişmesine imkân tanımaktadır.
- Gaz kabarcığının önlenmesi uçucu organik bileşiklerin ve sera gazlarının sıyrılmasını önler ve yüzey aktif maddeler mevcut olduğunda köpürme problemini ortadan kaldırabilir.

O₂-MBfR, fenol, benzen, toluen, etil benzen ve ksilen (BTEX) bileşikleri, klorlu çözücüler ve klorofenoller gibi organik ksenobiyotikler ve toksik kirleticileri arıtmak için laboratuvar ölçeğinde kullanılmışlardır (Syron ve Casey, 2008; Hanay ve diğ., 2014).

12.4.3. MBfR Uygulama Alanları

12.4.3.1. İnorganik Oksitlenmiş Kirleticilerin Giderimi

H₂-MBfR, çeşitli inorganik oksitlenmiş kirleticileri arıtmak için kullanılmıştır. MBfR'da ototrofik denitrifikasyon, hem su hem de atıksu arıtımı için araştırılmıştır (Ergas ve Reuss, 2001; Lee ve Rittmann, 2003; Hasar ve diğ., 2008). Birçok araştırmacı çeşitli spesifik kirleticilerle yaptıkları çalışmalarda, perklorat, klorat, klorit, bromat, kromat, selenat, selenit, arsenat, diklorometan, klorlu halojenler ve antibiyotiklerin biyolojik olarak indirgenmesinde birincil elektron alıcısı olarak nitrat veya oksijen kullanıldığında hidrojenotrofik biyofilm tarafından azaltılabileceğini ortaya koymuşlardır (Nerenberg ve Rittmann, 2004; Chung ve diğ., 2006; Chung ve diğ., 2007; Xia ve diğ., 2011; Karatas ve diğ., 2011; Aydın ve diğ., 2016; Taskan ve diğ., 2016).

Lee ve Rittmann (2002), H₂ gazının elektron verici olarak MBfR'da kullanılmasıyla 30 dk'lık bekletme süresinde tam denitrifikasyona ulaşmıştır. Bu çalışmada nitrat yükü ile gaz basıncının denitrifikasyonu etkilediği görülmüştür. Artan nitrat yükü yüksek H₂ basıncını gerekli kılmıştır. Uygun gaz basıncı ve yüzeysel yükleme ile iyi bir denitrifikasyon sağlanabildiğini göstermişlerdir. Kinetik sonuçlarına

bağlı olarak denitrifikasyonu etkileyen 5 ana faktör belirlenmiştir. İlki H₂ basıncının artmasıyla elektron alıcısı ve yüklemeler açısından giderim yüzdelerinin artmasıdır. İkincisi elektron alıcı yükünün azalması düşük çıkış konsantrasyonuna ve giderim yüzdesinin artmasına sebep olmasıdır. Üçüncü olarak yüksek nitrat yüklemesi ve düşük H₂ basıncında (0,32 mg-N/cm²-gün, 2,5 psi ve 1,5 psi) nitrat giderimi %10 un altındayken, nitrit oluşumu çok düşük ve yaklaşık olarak 0.5 mg-N/lt dir. Dördüncü olarak yüksek perklorat giderimi yalnız yüksek azot giderimiyle başarılabilmiştir. Son olarak en fazla 6,5 psi H₂ gaz basıncında, maksimum 0,16 mg/cm²-gün nitrat yüklemesi ve 1800 mg/m²-gün perklorat yüklemesi altında eşzamanlı nitrat, nitrit, perklorat giderimine ulaşılmıştır.

Baca gazı emisyonlarındaki düzenlemeler ile zorunlu hale gelen BGD (Baca Gazı Desülfirizasyonu) sistemleri kömürle çalışan güç tesislerinde baca gazı desülfirizasyonu için kullanılmaktadır. Bu sistemler yüksek konsantrasyonda nitrit, nitrat ve selenat üretmektedir. BGD suyunda toplam inorganik azotu (nitrit ve nitrat azotu) selenattan daha fazla bulunmaktadır (Steven ve diğ., 2011). Selenat, baca gazı desülfirizasyonu suyunu arıtan klasik metotlarla giderilmezken biyolojik olarak MBfR'da nitrat ve nitrit ile birlikte elektron alıcısı olarak kullanılabilir (Chung ve diğ., 2006). Gaz difüzyon membranları H₂ gazının mikroorganizmalara geçmesini sağlayarak H₂ gazını indirgenmesini ve nitrat, nitrit ve selenatın yükseltgenmesini sağlamaktadır. Van Ginkel ve diğ. (2010), baca gazı desülfirizasyonu suyunda, H₂ gazının kısıtlı olmaksızın eşzamanlı nitrat ve selenatın indirgenmesini çalışmış ve asit yıkamasından sonra BGD suyu 500 ppm nitrat azotu ve 36 ppm Se içerdiğini belirlemişlerdir. Yürütülen çalışma sonucunda nitrat ve selenatın %98'den daha fazla giderildiği görülmüştür. H₂-MBfR'lar kromun indirgenmesinde ideal bir ötotrofik biyolojik reaktör olarak kullanılmıştır (Lee ve Rittmann, 2000, 2002, 2003; Nerenberg ve Rittmann, 2002; 2004; Nerenberg ve diğ., 2002; Rittmann diğ., 2004; Ergas and Reuss, 2001). +6 değerlikli kromun +3 değerlikli kroma indirgenmesi, çevresel bir aşı ile MBfR'da denitrifikasyon şartları altında hızlı bir şekilde gerçekleşmiştir. H₂ gaz

basıncı arttırıldığında veya yük arttırıldığında +6 değerlikli kromun indirgemesi artmıştır (Chung ve diğ., 2006). Kısa süreli denemeler girişteki kromat yükünün, H₂ gaz basıncının, nitrat konsantrasyonunun krom indirgemedede önemli etkisi olduğunu göstermiştir. Özellikle H₂ gaz basıncı ve H₂'yi paylaşacaklar arasındaki rekabet indirgeme mekanizmasını etkilemektedir. Kromun indirgenmesinde etkin pH nötr civarlarındadır. +6 değerlikli krom sülfat indirgenmesini inhibe etmektedir. Çökeltme testleri pH'nın birazcık ayarlanmasıyla kromun +3 değerlikli hidroksit bileşiği olarak çökeltebildiğini göstermiş ve bu çökelekler filtrasyonla giderilebilmiştir. Bu çalışmalar MBfR sistemlerinin, su ve atıksuda krom gidermede öncü bir proses olduğunu göstermiştir. Krom indirgenmesinde en önemli parametreler şunlardır: H₂ basıncı, nitrat konsantrasyonu ve pH (Chung ve diğ., 2006).

12.4.3.2. Organik Kirleticilerin Giderimi

H₂-MBfR, anaerobik koşullar altında organik bileşikleri biyolojik olarak parçalayabilir. Klorlu çözücüler, klorofenoller, kloronitrobenzenler ve N-nitrosodimetilamin (NDMA) gibi dezenfeksiyon yan ürünlerinin, nitro redüksiyon ve indirgeyici deklorinasyon yoluyla giderildiği tespit edilmiştir (Chung ve diğ., 2008; Xia ve diğ., 2011; Karatas ve diğ., 2011). Ayrıca, membran biyofilm reaktöründe gaz substratı olarak oksijen kullanılarak yüksek oranda KOİ giderimi elde edilmiştir (Hasar ve diğ., 2008; Hasar, 2009). MBfR, biyofilmin her iki tarafında O₂ geçişine olanak tanınmasından ötürü sıvı içine O₂ sağlandığında daha yüksek miktarda KOİ giderimini teşvik edebilir (Wu ve diğ., 2006). Karbon oksidasyonu için MBfR'ların kullanımında, heterotrof mikroorganizmalar hızlı büyüme oranlarına sahip olduğundan biyolojik tıkanmaya sebep olmakta ve gaz substratının biyofilm yapısına dağılmasını engellemektedir. Bu durum MBfR sistemleri için önemli bir mahsur oluşturmaktadır.

MBfR'lar, KOİ oksidasyonu ve eşzamanlı azot giderimi (nitrifikasyon ve denitrifikasyon) için oldukça uygundur. MBfR reaktöründe O₂

konsantrasyonunun yüksek olduğu yüzeyde nitrifikasyon yapabilen biyofilm tabakası gelişir ve böylece bu mikroorganizmalar sistem içerisinde heterotroflarla rekabet halinde kalabilir. Gaz substratı olarak oksijen kullanıldığında, oksijen elektron alıcı olarak organik maddeleri ve amonyumu oksitlemektedir. İnorganik elektron verici olarak hidrojenin kullanılması durumunda biyofilm topluluğu H₂ oksitleyen ötotroflar olarak baskın hale geçerler. Hasar ve diğ. (2008)'de yaptığı bir çalışmada O₂ ve H₂'ye dayalı ardışık MBfR sisteminde, eş zamanlı KOİ ve azot gideriminde nitrifikasyon derecesinin önemli olduğunu, KOİ yükü 3,4 g/m².gün'den az olduğunda, çıkış KOİ konsantrasyonunun 40 mg/lit olarak elde edildiğini belirlemişlerdir.

12.4.4. Membran Biyofilm Reaktör Tertip Tazları

Şu ana kadar temel olarak iki tip tam karışımli MBfR reaktörü geliştirilmiştir. Bunlardan birincisinde reaktör sıvısının karıştırması sirkülasyon yoluyla meydana gelirken diğeri yöntemde ise mekanik bir karıştırma söz konusudur. Şu ana kadar yapılmış çalışmalar içerisinde tübüler reaktörler (Şekil 12.19a) en yaygın kullanılan MBfR reaktör tipidir (Karatas ve diğ., 2014). Bu reaktörlerde sirkülasyon hızı besleme akış hızının en az 10 kat fazlası olacak şekilde tutularak reaktör sıvısının karıştırılması sağlanmıştır. Sirkülasyon hızı reaktörün karışımını ve performansını direk olarak etkilemektedir. Bazı çalışmalarda bu değer besleme akış hızının 100-150 kat kadar fazlasına ulaşabilmektedir (Karataş ve diğ., 2014). Bütün çalışmalarda, MBfR reaktöründe sirkülasyon hızının yükselmesi ile arıtım performansının arttığı rapor edilmiştir. Shin ve diğ. (2008) içi boşluklu fiber MBfR reaktörleri için sürekli karıştırmalı tank reaktör (CSTR) geliştirmişlerdir (Şekil 12.19b). Bu reaktörde, membran modülleri direk olarak reaktör içerisine daldırılmıştır. Bu reaktörlerde karışım reaktörün alt tarafındaki manyetik karıştırıcı tarafından sağlanmıştır. CSTR tipi MBfR reaktörü, uzun süreli olarak 300 günün üzerinde rahatlıkla işletilebilmiştir. Ayrıca bu reaktörde yüksek denitrifikasyon hızı elde edilebilmiştir. Bu reaktörler sirkülasyon pompasına ihtiyaç duymadan var olan atıksu

arıtma sistemlerin biyolojik arıtım reaktörüne membran ünitesinin ilave edilmesi ile kolay bir şekilde inşa edilebilir. Wu ve diğ. (2017), kesikli beslemeli MBfR sistemini sulak alan modeli şeklinde oluşturmuştur (Şekil 12.19c). Bu MBfR, 7 polipropilen fiberler yumağından meydana gelmektedir. Fiberlerin uçları gaz kaçışını engellemek amacıyla yapıştırıcı ile kapatılmıştır. Her yumak 12 fiberden meydana gelmektedir. Bir karıştırma çubuğu (325 rpm) reaktör sıvısını karıştırmak için kullanılmaktadır. Diğer bir sistemde ise H₂-MBfR içerisinde silikon tüp kullanılarak içi boşluklu fiberlerin kullanıldığı durumdan daha yüksek bir dış çap elde edilebilmiştir. Bu sistemlerde silikon tüpün sarılacağı iki adet destek yapısına ihtiyaç duyulmaktadır. Şekil 12.19d-f, silikon tüp membran modüllerinin üç farklı şeklini göstermektedir. MBfR sistemlerinde yüksek substrat transferi sağlamak için tam karışimli H₂-MBfR sistemine ihtiyaç duyulmaktadır. Fakat, şu ana kadar yapılmış çalışmalar halen MBfR'ın hidrolik analizinde yetersiz kalmaktadır. Detaylı bir hidrolik analiz, mevcut MBfR'lerin işletme şartlarının optimize edilmesini sağlayarak arıtma performansının artırılmasını sağlayabilecektir.

12.4.5. MBfR Sistemlerinde Membran Tasarımı

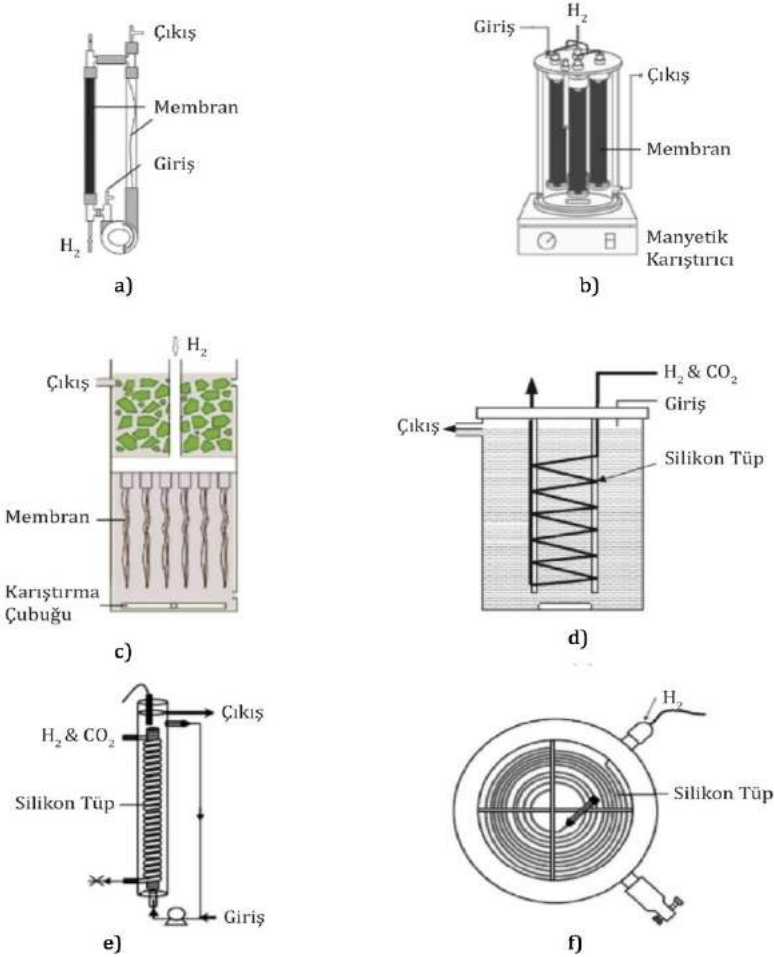
Membranlar, membran biyofilm reaktörlerinin performansını ve maliyetini etkileyen en önemli faktörlerden biridir. Çünkü MBfR reaktörlerinde kullanılan gaz substratının difüzyonu ve buna bağlı olarak membranın dış yüzeyinde meydana gelen biyofilm oluşumu membranın gaz difüzyon performansına bağlıdır. Bu nedenle membran dizaynı MBfR sistemleri için kritik bir öneme sahiptir. MBfR reaktörlerinde kullanılacak iyi bir membran malzemesi yüksek gaz basınçlarına dayanıklı, iyi bir biyofilm oluşumu sağlayabilmeli ve maliyeti düşük olmalıdır. Literatürde yapılmış çalışmalarda ilk geliştirilen MBfR'lerde kompozit membranlar kullanmış ve bu MBfR'lerden iyi bir performans elde edilmiştir (Schnobrich ve diğ., 2007; Chung ve diğ., 2007; Tang ve diğ., 2010). Fakat bu membranların maliyeti nispeten yüksektir. Kompozit membranlar üç tabakadan

meydana gelmektedir. Dış ve iç tabakalar mikro gözenekli polietilenden yapılmaktadır. Bu iki tabakanın arasında 1 µm kalınlığında gözeneksiz poliüretan tabaka mevcuttur. Gözeneksiz tabaka, basınçlı bir şekilde uygulanan gaz substratının membran yüzeyinde baloncuk oluşturmadan difüzyonunu sağlamak için kullanılmaktadır. İkinci nesil MBfR'lerde maliyeti düşürmek amacıyla gözenekli içi boşluklu fiber membranlar kullanılmıştır (Sahu ve diğ., 2010; Zhang ve diğ., 2009).

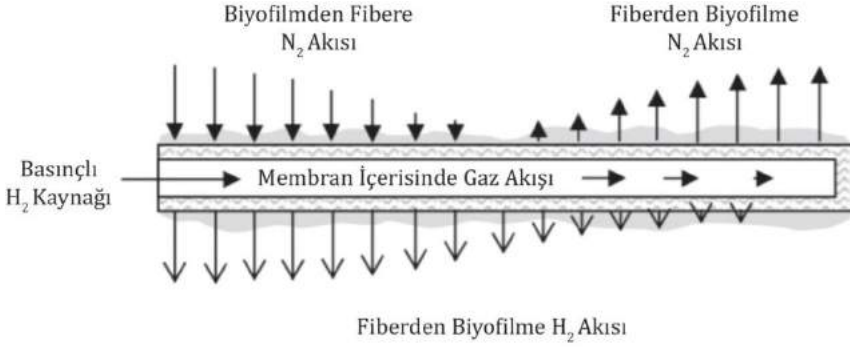
Eğer membran malzemesi, yoğun bir maddeden üretilmişse, duvar kalınlığının azalması difüzyon direncinin düşmesine ve membranda meydana gelen gaz transferinin artmasına yol açmaktadır. Bu durum gaz transferini arttırmak açısından daha iyidir. Ancak içi boşluklu fiber membranlarda duvar kalınlığının azalmasına bağlı olarak dış çapta meydana gelen azalma spesifik yüzey alanını (membran alanının reaktör hacmine oranı) azaltmaktadır. Bu durum MBfR'ın arıtma performansını düşürmektedir. Diğer taraftan membranların duvar kalınlığının azalması membran dayanımını düşürmektedir. Bu nedenle MBfR sistemlerinde kullanılan membranlar yüzeyde oluşan biyofilm ağırlığını taşıyabilmeli ve reaktör sıvısı kesme kuvvetine karşı yeterli mekanik dayanıma sahip olmalıdır.

Membran uzunluğu performans açısından önemli olan diğer bir parametredir. Uzun membranlar, gaz geri difüzyonu veya basınç kaybı nedeniyle, gaz konsantrasyon gradyentlerine maruz kalabilir ve mekanik yüklerden dolayı gerilme veya kırılma meydana gelebilir. Bu nedenle MBfR sistemlerinde modül tasarımı, yüksek derecede karıştırmaya ihtiyaç duymayan ve kütle transferini en üst düzeye çıkaracak şekilde yapılmalıdır. Bir MBfR'de membran fiberlerine uygulanan gaz substratı dik akışlı ve sürekli akışlı olacak şekilde işletilebilir. Dik akışlı işletmede membranın uç kısmı kapatılır ve iç kısımdan verilen gazın tamamı dış kısma difüze olacak şekilde dış yüzeydeki biyofilme dağılır. Sürekli akışlı sistemde ise membranın uzak ucu açıktır ve gaz sürekli olarak akış halindedir. Pahalı ve tehlikeli olan gazlar (hidrojen gibi) genellikle ölü sonlu işletilen sistemlerde

kullanılmaktadır. Hava veya oksijen gibi ucuz ve zararsız gazlar ise genellikle sürekli sistemlerde kullanılmaktadır (Şekil 12.20).



Şekil 12.19 Farklı MBfR reaktör tipleri a) içi boşluklu fiber kullanılan tübüler reaktör (Hasar ve diğ., 2008) b) içi boşluklu fiber kullanılan sürekli karıştırmalı tank reaktör (Shin ve diğ., 2008) c) içi boşluklu fiber kullanılan in situ reaktör (Wu ve diğ., 2017) d) bir destek yapısına sarılmış silikon tüp reaktör (Ho ve diğ., 2001) e) silikon tüp ile sarılmış bir tübüler reaktör (Terada ve diğ., 2001) f) spiral sargılı silikon tüp reaktör (Schnobrich ve diğ., 2007)

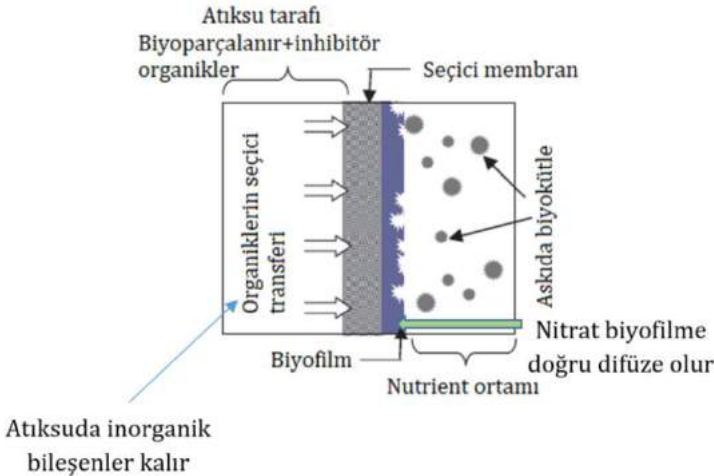


Şekil 12.20 Bir içi boşluklu fiberde dik akışlı gaz beslemesi ve geri difüzyon olayının şematik gösterimi (Martin ve Nerenberg, 2012)

12.5. Ekstraktif Membran Biyoreaktörler (ExMBR)

Tehlikeli atıkların deşarjları için getirilen yasal düzenlemeler, bu tip atıksuların arıtılması için gerekli yeni teknolojilerin ortaya çıkmasına sebep olmuştur. Suda çözünürlüğü az olan ve uçucu organik bileşenler içeren bu tip atıksuların arıtımında konvansiyonel teknolojiler yetersiz kalmaktadır. Bu tip suların arıtımındaki en temel yaklaşım bakteriyolojik olarak bu molekülleri ara ürünlere parçalamaktır. Fakat biyolojik arıtım ekstrem pH ve iyonik şiddet şartlarından kolayca etkilenmektedir. Biyolojik arıtım ve membran ayırımının biraraya getirildiği ekstraktif membran biyoreaktör (ExMBR) sistemleri özellikle konvansiyonel teknolojiler ile arıtımı mümkün olmayan tehlikeli organik maddelerin arıtımı için yenilikçi ve gelişmekte olan bir teknoloji sunmaktadır. Biyolojik arıtım ile membran ayırım konusundaki ilerlemelerin en büyük nedeni ekstrem şartlara karşı biyolojik reaksiyonların uzun süreli verimliliğini sağlamaktır. Evsel ve endüstriyel atıksuyun arıtımı için membran teknolojisini biyolojik reaktörlerle birleştirmek biyoreaktörler içerisinde eş zamanlı üç genel prosesinin uygulanmasına yol açmıştır. Bunları, katıların ayrılması, biyolojik dönüşümlerin sağlanması ve endüstriyel atıksulardan tehlikeli organik kirleticilerin uzaklaştırılmasıdır. Ticari aerobik ve anaerobik membran biyoreaktörler, geleneksel biyolojik arıtma yöntemlerine alternatif

sunarken, yüksek organik yükleme hızlarında yüksek kaliteli bir çıkış suyu eldesini sağlamaktadır. MBR sistemleri hem evsel hem de endüstriyel atıksular için uygun bir teknolojidir. Ancak, toksik organik maddelerin işletiminde karşılaşılan en büyük problem biyolojik ortamın bu toksik maddelerden etkilenip arıtım verimlerinin düşmesidir. Bu nedenle özellikle tehlikeli organik maddeler içeren atıksuların arıtımında yüksek verimle çalışan yeni tertip tarzlarında MBR sistemlerinin geliştirilmesi yenilikçi ve gelişme aşamasında olan MBR sistemlerinin ana çalışma konularından biri olmuştur. Özellikle işletim koşullarına bağlı olarak geliştirilmiş tertip tarzlarından olan kabarcıksız havalandırma ve ekstraktif membran biyoreaktörler (ExMBR) gibi membran biyofilm teknolojilerinden sayılan sistemler gelişim aşamasında olan teknolojiler arasındadır. Kabarcıksız havalandırmada oksijenin biyoreaktörde dağılımını ve kütle transferini iyileştirmek için gaz geçirgen membranlar kullanılmaktadır. ExMBR sistemlerinde ise Şekil 12.21'de gösterildiği gibi silikon membranlar kullanılarak, zararlı kimyasal içeren atık sulardan organik kirleticilerin biyodegradasyon için nutrient ortamına aktarılması gerçekleştirilmektedir (Brindle ve Stephenson, 1996).



Şekil 12.21 ExMBR şematik gösterim (Hai ve Yamamoto, 2011; Livingston, 1994)

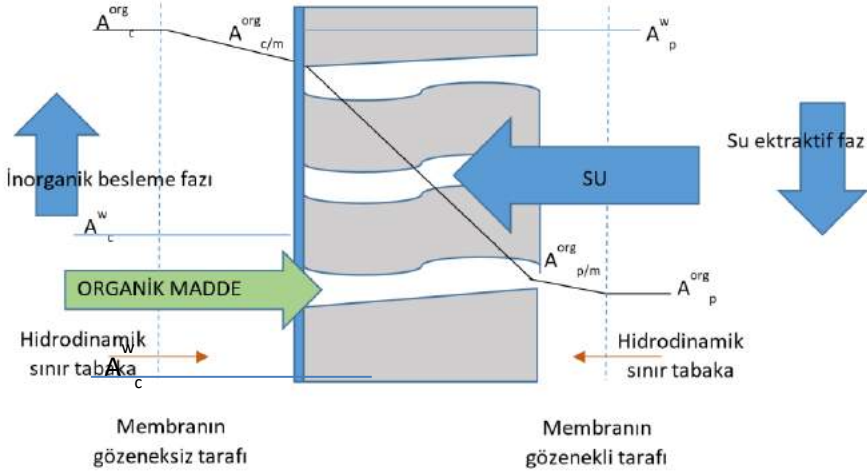
ExMBR, asitler, bazlar, tuzlar, uçucu, toksik ve dirençli organik bileşikler içeren atıksuların arıtımı için Imperial College'da geliştirilmiş bir procestir (Livingston, 1994). ExMBR teknolojisinin yeniliği, yoğun bir organofilik (silikon kauçuk) membran kullanarak atıksuyun biyolojik ortamdan ayrılmasıdır. Organik bileşenler membranın gözeneksiz tarafından biyolojik ortama nüfuz ederken, asitler, bazlar ve katalizörler gibi inorganik maddeler atıksu ortamında kalır. Böylelikle sadece arıtılması istenilen organik maddenin seçimli bir şekilde atıksu tarafından biyolojik ortama geçmesi sağlanır. Dolayısıyla, biyoortamın inorganik bileşimi, atıksuyun içeriğinden bağımsız olarak kontrol ve optimize edilebilir. Bu durum biyolojik bozunmanın kontrollü şartlar altında gerçekleşmesini sağlamaktadır. Sürücü kuvvet, kirleticinin biyolojik olarak bozunduğu biyoortam ile atıksu fazı arasındaki konsantrasyon farkıdır. Bakteriyel birikme nedeniyle, membran yüzeyinde sabit bir biyofilm tabaka oluşur. Biyofilm tabakasının ince olması (200-400 µm) uçucu organik bileşiklerin havayla sıyrılmasını azalttığı için üstünlük sağlamaktadır. Bununla birlikte, biyofilm kalınlığındaki artış membran yüzeyindeki kirletici akısında bir azalmaya neden olmaktadır. Benzer sorun membran havalandırılmalı biyofilm reaktörlerde de yaşanmaktadır. ExMBR sistemindeki biyofilm büyümesinin matematiksel modellenmesi, oksijenin sudaki sınırlı çözünürlüğü nedeniyle sadece ince biyofilmlerde nüfuz edebildiğini göstermiştir. Bu oksijen sınırlılığı nedeniyle aktif tabaka biyofilm/biyoortam arayüzüne çok yakındır. Sonuç olarak, organik akı ile biyofilm büyümesi arasında ters bir ilişki gözlenmektedir. Bu konu ile ilgili yapılan çalışmalarda, tuz ilavesi yoluyla bakterilerin metabolizmasını azaltarak, yüzeydeki kesme kuvvetleri arttırılarak ve bifazik bir sistem kullanılarak yüzeyde kontrolsüz biyofilm büyümesi sınırlandırmaya çalışılmıştır (Emanuelsson ve diğ., 2003).

ExMBR sistemlerinde toksik organik maddeleri içeren atıksu, seçici geçirgen membranın yüzeyinden geçirilirken, karşı tarafta biyolojik ortam içerisinde bakteriyolojik kültürün gelişimi sağlanmaktadır. Membran, atıksuyun içindeki inorganik ve yüklü bileşenlere karşı geçirimsizdir ve bu nedenle atıksuyun pH ve iyonik kuvvetinin,

biyoortamdaki pH ve iyonik kuvvet üzerine herhangi bir etkisi yoktur. Böylece, biyolojik ortam atıksuyun toksik bileşenine rağmen elementel açıdan mikrobiyal büyüme için en uygun şartları sağlayacak şekilde kontrol edilebilir. Başarılı uygulama örneklerinde fenol, nitroklorobenzen, dikloroanilin, dikloroetan ve monoklorobenzen (MCB) gibi maddeleri içeren atıksular ile çalışılmış ve ExMBR teknolojisinin arıtım veriminin yüksekliği gösterilmiş ve bunun yanında membran biyofilm tabakasındaki kütle transferinin sistem performansına olan etkileri modellenmiş ve sistem parametreleri optimize edilmiştir (Livingston ve diğ., 1998)

ExMBR sistemlerinde genellikle polidimetilsilokan (PDMS) ve etilen propilen dienmonomer (EPDM) maddelerinden yapılan, gözeneksiz, hidrofobik organik moleküllere karşı yüksek geçirgenlik gösteren ve bu bileşenlerin organik aktivite gradyenti ile bir fazdan diğer faza geçişini sağlayan membranlar kullanılmaktadır. Organik gradyent pervaporasyon ve sulu-organik ekstraksiyon reaksiyonlarındaki gibi geçirgen moleküller için yüksek afiniteli ekstraksiyon fazını kullanarak, kimyasal reaksiyonlarla ekstraktif faza geçen moleküllerin tüketilmesi ile veya ekstraktif membran biyoreaktördeki gibi biyokimyasal reaksiyonlar yoluyla sağlanmaktadır. Şekil 12.22'de şematik olarak görülebileceği gibi organik maddelerin kütle transfer hızı membranın her iki yüzeyindeki hidrodinamik sınır şartlarındaki dirençle sınırlanmaktadır. Bu sınır şartlar akışkanın hızının artmasıyla veya membranın direnciyle azalmaktadır. Gözeneksiz membranlardaki kütle transferi çözünme-difüzyon mekanizmasıyla meydana gelmektedir. Toluen veya benzen gibi hidrofobik moleküller polimerik membranlara karşı yüksek afinite gösterirler, membran direnci hidrodinamik sınır şartlarındaki direncin yanında ihmal edilebilir seviyede olabilmektedir. Fenol veya anilin gibi düşük hidrofobikliğe sahip maddelerde ise membran direnci hidrodinamik sınır şartlardaki dirence göre daha dominanttır. Membran direncinin yüksek olduğu durumlarda organik maddelerin biyolojik ortama geçişleri yavaşlamakta bu da giderim performansını düşürmektedir. Bu sebeple özellikle membran direncinin

azaltılmasına yönelik çalışmalara büyük önem verilmektedir (Cocchini ve diğ., 2002)



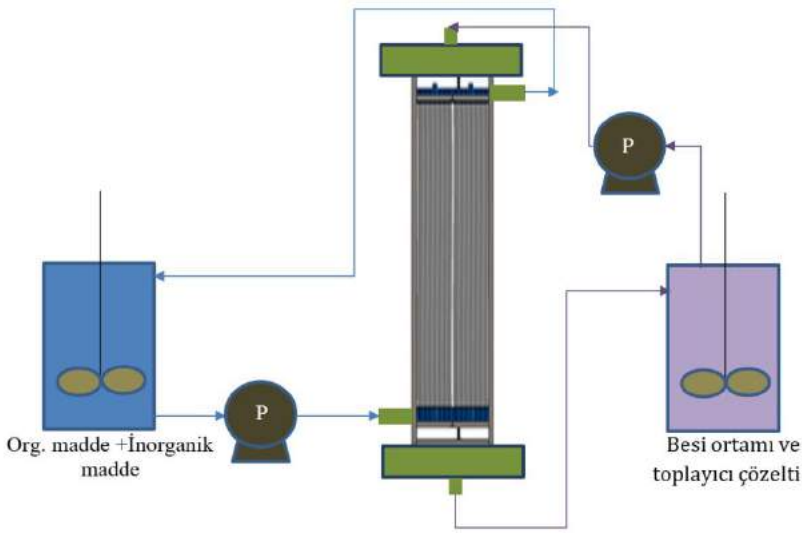
Şekil 12.22 ExMBR çalışma mekanizması

ExMBR teknolojisinin en önemli özelliği, biyofilm prensibine dayanan bir sistem olduğu için düşük biyokütle konsantrasyonunda işletilmeleridir bu klasik MBR sistemlerine göre bazı üstünlükler sağlamaktadır:

- Düşük konsantrasyonlu askıda katıların düşük viskozitesi nedeniyle havalandırma sisteminin enerji tüketimini azaltır.
- Membran yüzeyinde daha az kek birikimi dolayısıyla membran modüllerinde daha az tıkanma problemleri görülür.
- Daha düşük enerji ve daha az alan gerektirir.

Bu üstünlüklerinin yanında eğer azotlu maddelerinde giderimi sağlanacak ise ExMBR reaktörlerinde iyi bir karışım sağlamak ve nitrifikasyon reaksiyonunu hızlandırmak için aşırı havalandırma yapmak gerekmektedir buda enerji tüketimlerini arttırmaktadır. Bu mahsuru gidermek adına havalandırma sırasında reaktörden ayrılan

büyük miktarda hava kabarcığının reaktöre monte edilmiş bir mekanik veya elektrikli sistemin çalıştırılması için yeniden kullanılma potansiyelini değerlendirilen sistemler geliştirilmektedir. Aşırı havalandırma enerjisinin tekrar kullanılması, toplam enerji optimizasyonu için faydalı olmaktadır. Bu nedenle, anoksik-aerobik biyoparçalanmaya ve enerji geri kazanım ünitesine sahip bir ExMBR sistemi daha kompakt, daha enerji verimli ve daha ekonomik olma özelliğindedir (Phattaranawik ve Leiknes, 2011). Birçok çalışma bu teknolojinin kimya endüstrisine uygulanabilirliğini pilot ölçekli çalışmalar ile kanıtlamıştır (Livingston ve diğ. 1998). Genellikle Şekil 12.23'de gösterilmiş olan bir akım şeması ile işletilmektedirler. Bu akım şemasından da görülebileceği gibi artılmak istenilen toksik ve uçucu organik madde ve diğer bileşenleri içeren atıksu içi boşluklu membran modülünde membranların içinden dışarı doğru sirküle edilmektedir. Bu sirkülasyon sırasında membranın iç yüzeyinden organik maddenin özelliğine göre meydana gelen difüzyon olayı ile organik madde membranın dış yüzeyine geçmektedir. Diğer bileşenler ve inorganik maddeler tekrar giriş çözeltisine devredilmektedir. Bu esnada membrandan geçen organik madde ise içi boşluklu membranların dış yüzeyinde bulunan biyofilmden geçerken parçalanmakta ve ara ürünler dış yüzeyde sirküle edilen besi ortamı ve aynı zamanda toplayıcı çözelti olarak ta isimlendirilebilen ortam tarafından alınmaktadır. Biyofilm oluşumu için belirli bir süre reaktör sadece besi ortamı ile beslenerek aşılama yapılmaktadır. Sistem difüzyon mekanizması ile çalıştığı için her iki akımdaki kütle transfer katsayıları büyük önem taşımaktadır.



Şekil 12.23 ExMBR sistemi işletme akım şeması

KAYNAKLAR

- Achilli, A., Cath, T.Y., Marchand, E.A., Childress, A.E. (2009). The forward osmosis membrane bioreactor: a low fouling alternative to MBR processes, *Desalination*, 239, 10–21.
- Baveja, J. K., Willcox, M. D. P., Hume, E. B. H., Kumar, N., Odell, R. Poole-Warren, L. A. (2004). Furanones as potential anti-bacterial coatings on biomaterials, *Biomaterials*, 25, 5003–5012.
- Bilad, M.R., Arafat, H.A., Vankelecom, I.F.J. (2014b). Membrane technology in microalgae cultivation and harvesting: a review. *Biotechnol. Adv.*, 32, 1283– 1300.
- Bogler, A., Lin, S., Bar-Zeev, E., 2017. Biofouling of membrane distillation, forward osmosis and pressure retarded osmosis: Principles, impacts and future directions. *Journal of Membrane Science*, 542, 378-398.
- Brindle K., Stephenson T., (1996). The application of membrane biological reactors for the treatment of wastewaters, *Biotechnology Bioengineering*, 20:49, 601-610

- Cheong, W.-S. Kim, S.-R. Oh, H.-S. Lee, S.H. Yeon, K.-M. Lee C.-H., Lee, J.-K. (2014) Design of Quorum Quenching Microbial Vessel to Enhance Cell Viability for Biofouling Control in Membrane Bioreactor, *Journal of Microbiology and Biotechnology*. 24 97–105.
- Chung, J., Krajmalnik-Brown, R., Rittmann, B. E. (2008). Bioreduction of Trichloroethene Using a Hydrogen-Based Membrane Biofilm Reactor. *Environmental Science and Technology*, 42(2), 477–483.
- Chung, J., Li, X., Rittmann, B. E. (2006). Bio-reduction of arsenate using a hydrogen-based membrane biofilm reactor. *Chemosphere*, 65(1), 24–34. Chung, J., Rittmann, B. E., Wright, W. F., & Bowman, R. H. (2007). Simultaneous Bio-reduction of Nitrate, Perchlorate, Selenate, Chromate, Arsenate, and Dibromochloropropane Using a Hydrogen-based Membrane Biofilm Reactor. *Biodegradation*, 18(2), 199–209.
- Cocchini, U., Nicoletta, C., Livingston, A. G., (2002). Countercurrent transport of organic and water molecules through thin film composite membranes in aqueous–aqueous extractive membrane processes. Part I: experimental characterisation, *Chemical Engineering Science* 57, 4087 – 4098.
- Cornelissen, E.R., Harmsen, D., Korte, K.F. de, Ruiken, C.J., Qin, J.-J., Oo, H., Wessels, L.P. (2008). Membrane fouling and process performance of forward osmosis membranes on activated sludge, *J. of Membrane Sci.*, 319, 158–168.
- Coulthurst, S. J., Whitehead, N. A., Welch, M. ve Salmond, G. P. C. (2002). Can boron get bacteria talking?, *Trends in Biochemical Sciences*, 27(5), 217-219.
- Davies, D. G., Parsek, M. R., Pearson, J. P., Iglewski, B. H., Costerton, J. W. ve Greenberg, E. P. (1998). The involvement of cell-to cell signals in the development of a bacterial biofilm, *Science*, 280, 295–298.
- Delisa, M. P. ve Bentley, W. E. (2002). Bacterial autoinduction: looking outside the cell for new metabolic engineering targets, *Microbial Cell Factories*, 1(5), 1-9.

- Dong, Y. H., Wang, L. H., Xu, J. L., Zhang, H. B., Zhang, X. F., Zhang, L. H. (2001). Quenching quorum-sensing-dependent bacterial infection by an N-acylhomoserine lactonase, *Nature*, 411, 813–817.
- Downing, L. S., ve Nerenberg, R. (2007). Kinetics of microbial bromate reduction in a hydrogen-oxidizing, denitrifying biofilm reactor. *Biotechnology and Bioengineering*,
- Downing, L. S., ve Nerenberg, R. (2008). Total nitrogen removal in a hybrid, membrane-aerated activated sludge process. *Wat. Res.*, 42(14), 3697–3708.
- Emanuelsson, E. A. C., Parcangeli, J., Livingston, A. G., (2003). The anoxic extractive membrane bioreactor, *Water Research*, 37:6, 1231-1238.
- Ergas, S.J., Reuss, A.F., (2001). Hydrogenotrophic denitrification of drinking water using a hollow fibre membrane bioreactor. *Journal of Water Supply: Research and Technology, AQUA* 50, 161–171
- Ergon-Can, T. Kose-Mutlu, B. Koyuncu, Ismail Lee, C.H. (2017). Biofouling control based on bacterial quorum quenching with a new application: Rotary microbial carrier frame, *Journal of Membrane Science*. 525 116–124.
- Eyvaz M., Aslan, T., Arslan, S., Yuksel, E., Koyuncu, İ., (2016). Recent Developments in Forward Osmosis Membrane Bioreactors: A Comprehensive Review. *Des. and Wat. Treatment*, 57:59, 28610-28645.
- Fane T. (2016) Membrane Distillation Bioreactor (MDBR). In: Drioli E., Giorno L. (eds) *Encyclopedia of Membranes*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Federle, M. J. ve Bassler, B. (2003). Interspecies communication in bacteria, *The Journal of Clinical Investigation*, 112(9), 1291-1299.
- Goh, S., Zhang, J., Liu, Y., & Fane, A. G. (2015). Membrane distillation bioreactor (MDBR)–A lower green-house-gas (GHG) option for industrial wastewater reclamation. *Chemosphere*, 140, 129-142.

- Gryta, M. (2011). Water desalination by membrane distillation. In *Desalination, Trends and Technologies*. InTech.
- Hai, F. I., ve Yamamoto, K. (2011). Membrane Biological Reactors, *Treatise on Water Science*, 571-613.
- Hasar H., ve İpek U., (2010). Gas Permeable-Membrane for Hydrogenotrophic Denitrification. *Clean-Soil Air Water*, 38 (1), 23-26.
- Hasar H., Siqing X., Chang H.A., Rittmann B. E., (2008). Simultaneous removal of organic matter and nitrogen compounds by an aerobic/anoxic membrane biofilm reactor, *Water Research*, 42-4109-4116.
- Haugen, K., Semmens, M., Novak, P. (2002). A novel in situ technology for the treatment of nitrate contaminated groundwater. *Water Research*, 36(14), 3497-3506.
- Hense, B. A., Kuttler, C., Muller, J., Rothballer, M., Hartmann, A. H. ve Kreft, J.-U. (2007). Does efficiency sensing unify diffusion and quorum sensing?, *Nature Review Microbiology*, 5, 230-239.
- Ho, C. M., Tseng, S. K., Chang, Y. J. (2001). Autotrophic denitrification via a novel membrane-attached biofilm reactor. *Letters in Applied Microbiology*, 33(3), 201-205.
- Hong, S. H., Lee, W. N., Oh, H. S., Yeon, K. M., Hwang, B. K., Lee, C. H., Change, I. S., Lee, S. (2007). The effects of intermittent aeration on the characteristics of bio-cakelayers in a membrane bioreactor, *Environmental Science and Technology*, 41, 6270-6276.
- Hornby, J.M. Jensen, E.C. Lisec, A.D. Tasto, J.J. Jahnke, B. Shoemaker, R. Dussault, P. Nickerson, K.W. (2001). Quorum Sensing in the Dimorphic Fungus *Candida albicans* Is Mediated by Farnesol, *Applied Environmental Microbiology* 67 2982-2992.
- Hwang, B. K., Lee, W. N., Yeon, K. M., Park, P. K., Lee, C. H., Chang, I. S., Drews, A. and Kraume, M. (2008). Correlating TMP increases with microbial characteristics in the bio-cake on the membrane surface in a membrane bioreactor, *Environmental Science and Technology*, 42(11), 3963-3968.

- Jabra-Rizk, M.A. Meiller, T.F. James, C.E. Shirtliff, M.E. (2006). Effect of farnesol on *Staphylococcus aureus* biofilm formation and antimicrobial susceptibility., *Antimicrobial Agents and Chemotherapy*, 50 1463–9.
- Jiang, W. Xia, S. Liang, J. Zhang, Z. Hermanowicz, S.W. (2013). Effect of quorum quenching on the reactor performance, biofouling and biomass characteristics in membrane bioreactors, *Water Research*, 47, 187–196.
- Karataş, S., Hasar, H., Taşkan, E., Özkaya, B., Şahinkaya, E. (2014). Bio-reduction of tetrachloroethen using a H₂-based membrane biofilm reactor and community fingerprinting. *Water Research*, 58.
- Khaing, T. H., Li, J., Li, Y., Wai, N., Wong, F. S. (2010). Feasibility study on petrochemical wastewater treatment and reuse using a novel submerged membrane distillation bioreactor. *Separation and Purification Technology*, 74(1), 138-143.
- Kim, S.R. Lee, K.B. Kim, J.E. Won, Y.J. Yeon, K.M. Lee, C.H. Lim, D.J. (2014). Macroencapsulation of quorum quenching bacteria by polymeric membrane layer and its application to MBR for biofouling control, *Journal of Membrane Science*, 473, 109–117.
- Koo, H. Hayacibara, M.F. Schobel, B.D. Cury, J.A. Rosalen, P.L. Park, Y.K. Vacca-Smith, A.M. Bowen, W.H. (2003). Inhibition of *Streptococcus mutans* biofilm accumulation and polysaccharide production by apigenin and tt-farnesol, *Journal of Antimicrobiology and Chemotherapy*, 52, 782–789.
- Köse Mutlu, B., (2015a). Applications Of Bacterial Quorum Quenching with *Rhodococcus* sp. BH4 for Effective Biofouling Control in MBR, Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, Türkiye
- Köse Mutlu, B., Ergön Can, T., Lee, C.H., Koyuncu, I., (2015c). PVA Boncuklara İmmobilize Edilmiş *Rhodococcus* Sp. BH4 Quorum Quenching Bakterisinin Kullanımı ile Membran Biyoreaktörlerde Membran Biyotıkanmasının Engellenmesi, Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi, 27(2), 35-42.
- Köse-Mutlu, B., Ergön-Can, T., Koyuncu, İ., Lee, C.-H., (2015b).

Quorum quenching MBR operations for biofouling control under different operation conditions and using different immobilization media, *Desalination and Water Treatment* 3994 1–11.

- LaPara, T. M., Cole, A. C., Shanahan, J. W., Semmens, M. J. (2006). The effects of organic carbon, ammoniacal-nitrogen, and oxygen partial pressure on the stratification of membrane-aerated biofilms. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 33(4), 315–323.
- Lee, B., Yeon, K.-M. Shim, J., Kim, S.-R Lee, C.-H. Lee, J. Kim, J. (2014). Effective Antifouling Using Quorum-Quenching Acylase Stabilized in Magnetically-Separable Mesoporous Silica, *Biomacromolecules*, 15, 1153–1159.
- Lee, K. Lee, S. Lee, S.H. Kim, S.R. Oh, H.S. Park, P.K. Choo, K.H. Kim, Y.W. Lee, J.K. Lee, C.H. (2016b). Fungal Quorum Quenching: A Paradigm Shift for Energy Savings in Membrane Bioreactor (MBR) for Wastewater Treatment, *Environmental Science and Technology*, 50, 10914–10922.
- Lee, K.C., ve Rittmann, B.E., (2000). A novel hollow fiber membranebiofilm reactor for autohydrogenotrophic denitrification of drinking water. *Water Science and Technology*, 41, (4–5),219–226.
- Lee, K.C., ve Rittmann, B.E., (2002). Applying a novel autohydrogenotrophic hollow fiber membrane biofilm reactor for denitrification of drinking water. *Water Research*, 36, 2040–2052
- Lee, K.C., ve Rittmann, B.E., (2003). Effect of pH and precipitation on autohydrogenotrophic denitrification using the hollow fiber membrane biofilm reactor. *Water Research*, 37, 1551–1556
- Livingston, A. G., (1994). Extractive membrane bioreactors: a new process technology for detoxifying chemical industry wastewaters, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 60, 117-124.
- Livingston, A. G., Arcangeli, J. P., Boam, A. T., Zhang, S., Marangon, M., Santos, L. M. F. (1998) Extractive membrane bioreactors for

- detoxification of chemical industry wastes: process development, *Journal of Membrane Science*, 151:1, 29-44.
- Luo, H., Wang, Q., Zhang, T.C., Tao, T., Zhou, A., Chen, L., Bie, X. (2014a). "A review on the recovery methods of draw solutes in forward osmosis". *Journal of Water Process Engineering*, 4, 212–223.
 - Lutchmiah, K., Verliefde, R. D., Roest, K., Rietveld, L. C., Cornelissen, E. R. (2014). Forward osmosis for application in wastewater treatment: a review. *Water Research*, 58, 179–97.
 - Martin, K., ve Nerenberg, R. (2012). The membrane biofilm reactor (MBfR) for water and wastewater treatment: principles, applications, and recent developments. *Bioresource Technology*, 122, 83-94.
 - Matsumoto, S., Terada, A., Aoi, Y., Tsuneda, S., Alpkvist, E., Picioreanu, C., Van Loosdrecht, M. C. M. (2007). Experimental and simulation analysis of community structure of nitrifying bacteria in a membrane-aerated biofilm. *Water science and technology*, 55(8-9), 283-290.
 - Nahm, C.H. Choi, D.C. Kwon, H. Lee, S. Lee, S.H. Lee, K. Lee, C.H. Choo, K.H. Lee, J.K. Park, P.K. (2017). Application of quorum quenching bacteria entrapping sheets to enhance biofouling control in a membrane bioreactor with a hollow fiber module, *Journal of Membrane Science*, 526, 264–271.
 - Nerenberg, R., Rittmann, B. E., Najm, I. (2002). Perchlorate reduction in a hydrogen-based membrane-biofilm reactor. *American Water Works Association. Journal*, 94(11), 103.
 - Oh, H.S. Kim, S.R. Cheong, W.S. Lee, C.H. Lee, J.K. (2013) Biofouling inhibition in MBR by *Rhodococcus* sp. BH4 isolated from real MBR plant, *Applied Microbiology and Biotechnology*, 97, 10223–10231.
 - Oh, H.-S. Yeon, K.-M. Yang, C.-S. Kim, S.-R. Lee, C.-H. Park S.Y., Han, J.Y. Lee, J.-K. (2012). Control of Membrane Biofouling in MBR for Wastewater Treatment by Quorum Quenching Bacteria Encapsulated in Microporous Membrane, *Environmental Science and Technology*, 46, 4877–4884.

- Ontiveros-Valencia, A., Ziv-El, M., Zhao, H.-P., Feng, L., Rittmann, B. E., Krajmalnik-Brown, R. (2012). Interactions between Nitrate-Reducing and Sulfate-Reducing Bacteria Coexisting in a Hydrogen-Fed Biofilm. *Environmental Science and Technology*, 46(20), 11289–11298.
- Park, J. S., Yeon, K. M., Lee, C. H. (2005b). Hydrodynamics and microbial physiology affecting performance of a new MBR, membrane-coupled high-performance compact reactor, *Desalination*, 172, 181-188.
- Phattaranawik, J., Fane, A. G., Pasquier, A. C. S., Bing, W., Wong, F. S. (2009). Experimental study and design of a submerged membrane distillation bioreactor. *Chemical Engineering and Technology*, 32(1), 38-44.
- Phattaranawik, J., Fane, A. G., Pasquier, A. C., Bing, W. (2008). A novel membrane bioreactor based on membrane distillation. *Desalination*, 223(1-3), 386-395.
- Phattaranawik, J., ve Leiknes, T., (2011). Extractive biofilm membrane bioreactor with energy recovery from excess aeration and new membrane fouling control, *Bioresource Technology*, 102, 2301–2307.
- Phungsai, P. (2013). Development of Thermophilic Anaerobic Membrane Distillation Bioreactor (Doctoral dissertation, Asian Institute of Technology).
- Redfield, R. J. (2002). Is quorum sensing a side effect of diffusion sensing?, *Trends in Microbiology*, 10, 365-370.
- Rittmann, BE., (2007). The membrane biofilm reactor is a versatile platform for water and wastewater treatment. *Environmental Engineering Research*, 12(4), 157-175.
- Sahu, A., Conneely, T., Nüsslein, K., Ergas, S.J. (2009) Hydrogenotrophic denitrification and perchlorate reduction in ion exchange brines using membrane biofilm reactors. *Biotechnology and Bioengineering*. 104 (3), 483-491.
- Schnobrich, M. R., Chaplin, B. P., Semmens, M. J., Novak, P. J. (2007). Stimulating hydrogenotrophic denitrification in simulated groundwater containing high dissolved oxygen and

- nitrate concentrations. *Water Research*, 41(9), 1869–1876.
- Shin, J., Sang, B., Chung, Y., Choung, Y. C.- (2008). A novel CSTR-type of hollow fiber membrane biofilm reactor for consecutive nitrification and denitrification. *Desalination*, 221(1-3), 526-533.
 - Smith, A. L., Stadler, L. B., Love, N. G., Skerlos, S. J., Raskin, L. (2012). Perspectives on anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater: a critical review. *Bioresource technology*, 122, 149-159.
 - Steven W. Van Ginkel, Ziming Yang, Bi-o Kim, Mark Sholin, Bruce E. Rittmann (2011). The removal of selenate to low ppb levels from flue gas desulfurization brine using the H₂-based membrane biofilm reactor (MBfR). *Bioresource Technology*, 102 (2011) 6360–6364
 - Syron, E., & Casey, E. (2008). Membrane-Aerated Biofilms for High Rate Biotreatment: Performance Appraisal, Engineering Principles, Scale-up, and Development Requirements. *Environmental Science and Technology*, 42(6), 1833–1844.
 - Tan, J.M., Qiu, G.L., Ting, Y.P. (2014). Osmotic membrane bioreactor (OsMBR) for municipal wastewater treatment and the effects of silver nanoparticles on system performance, *Journal of Clean Production*, 88, 146-151.
 - Tang, Y., Ziv-El, M., Zhou, C., Shin, J., (2010), Bioreduction of nitrate in groundwater using a pilot-scale hydrogen-based membrane biofilm reactor. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China*, 4, 280–285.
 - Taşkan, B., Hanay, Ö., Taşkan, E., Erdem, M., Hasar, H. (2016). Hydrogen-based membrane biofilm reactor for tetracycline removal: biodegradation, transformation products, and microbial community. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(21).
 - Terada, A., Hibiya, K., Nagai, J. (2003), Nitrogen removal characteristics and biofilm analysis of a membrane-aerated biofilm reactor applicable to high-strength nitrogenous wastewater treatment. *Journal of Bioscience and Bioengineering*. 95(2):170-8

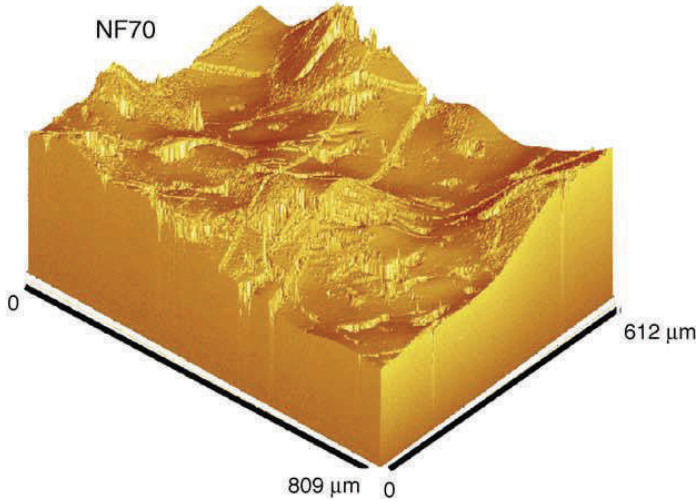
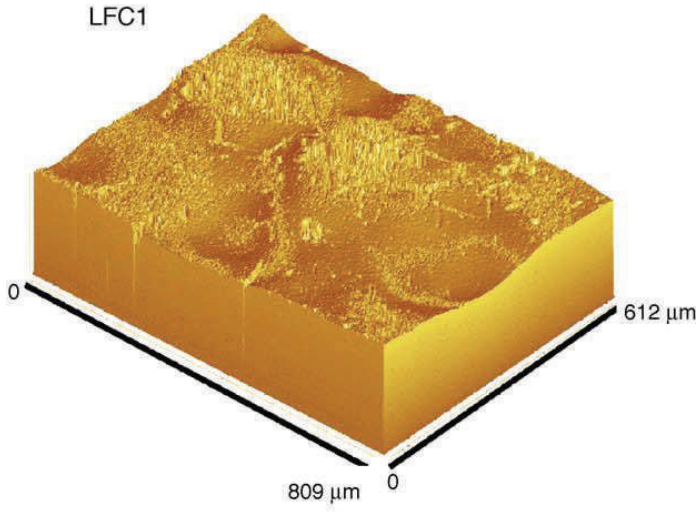
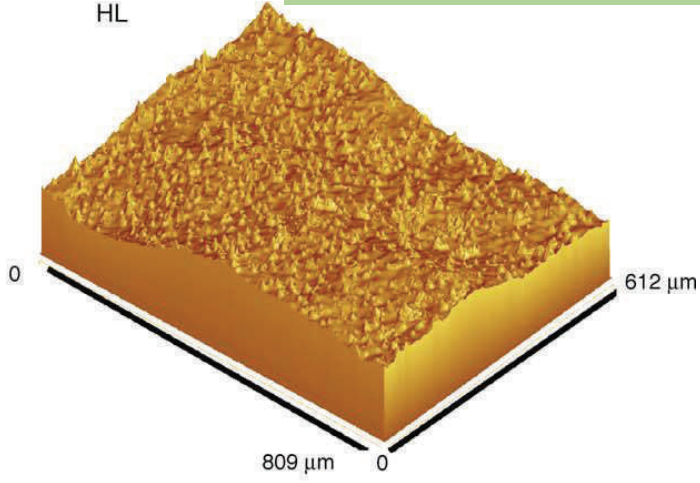
- Terada, A., Kaku, S., Matsumoto, S., Tsuneda, S. (2006). Rapid autohydrogenotrophic denitrification by a membrane biofilm reactor equipped with a fibrous support around a gas-permeable membrane. *Biochemical Engineering Journal*, 31(1), 84–91.
- <URL>: WEMT, (2017). <https://mikrobio.net/fisiologi-mikrob/quorum-sensing.html>, 26.12.2017.
- Wang, X., Chang, V.W.C., Tang, C.Y., (2016). Osmotic membrane bioreactor (OsMBR) technology for wastewater treatment and reclamation: advances, challenges, and prospects for the future. *J. of Membrane Sci.* 504, 113–132.
- Wang, Y., Kmiya, Y., Okuhara, T. (2007). Removal of low-concentration ammonia in water by ion-exchange using Namordenite. *Water Research*, 41(2), 269-276.
- Wijekoon, K. C. (2015). Removal of trace organic chemicals by membrane bioreactors and hybrid processes. University of Wollongong Tez Koleksiyonu.
- Winzer, K., Hardie, K. R., Williams, P. (2002). Bacterial cell-to-cell communication: sorry can't talk now-gone to lunch!, *Current Opinion in Microbiology*, 5, 216-222.
- Wu, C., ve Ushiwaka, S. (2006). Boosting nitrification by membrane-attached biofilm. *Water Science and Technology*, 54(9), 121-128.
- Wu, Y., Li, Y., Ontiveros-Valencia, A., Ordaz-Díaz, L., Liu, J., Zhou, C., Rittmann, B. E. (2017). Enhancing denitrification using a novel in situ membrane biofilm reactor (isMBfR). *Water Research*, 119, 234–241.
- Xavier, K.B. ve Bassler, B.L. (2003). LuxS quorum sensing: more just a numbers game, *Current Opinion in Microbiology*, 6, 191-197.
- Xia, S., Zhang, Z., Zhong, F., (2011), High efficiency removal of 2-chlorophenol from drinking water by a hydrogen-based polyvinyl chloride membrane biofilm reactor. *Journal of Hazardous Material*, 186(2-3), 1367-73.
- Xia, S., Zhong, F., Zhang, Y., Li, H., Yang, X. (2010). Bio-reduction of nitrate from groundwater using a hydrogen-based membrane

- biofilm reactor. *Journal of Environmental Sciences*, 22(2), 257–262.
- Xiao, D., Tang, C.Y., Zhang, J., Lay, W.C.L., Wang, R., Fane, A.G. (2011). Modeling salt accumulation in osmotic membrane bioreactors: implications for FO membrane selection and system operation, *J. of Mem. Sci.*, 366, 314–324.
 - Yap, W.J., Zhang, J., Lay, W.C.L., Cao, B., Fane, A.G., Liu, Y. (2012). State of the art of osmotic membrane bioreactors for water reclamation, *Bioresource Technology*, 122, 217–222.
 - Yavuztürk Gül, B. ve Koyuncu, I. (2017). Assessment of New Environmental Quorum Quenching Bacteria as a Solution for Membrane Biofouling, *Process Biochemistry*.
 - Yavuzturk-Gul, B. Kose-Mutlu, B. Park, P. Lee, C.H-. Koyuncu I., (2017) *Encyclopedia of Water: Science, Technology, and Society (ChaQuorum Quenching for Biofouling Control in Membrane Bioreactors)*, New Jersey, ABD, John, Wiley & Sons, Inc.
 - Yeon, K. M., Park, J. S., Lee, C. H., Kim, S. M. (2005). Membrane coupled high-performance compac reactor: A new MBR system for advanced wastewater treatment bioreactor, *Water Research*, 39, 1954-1961.
 - Yeon, K.M. Cheong, W.S. Oh, H.S. Lee, W.N. Hwang, B.K. Lee, C.H. Beyenal, H. Lewandowski, Z. (2009a). Quorum sensing: A new biofouling control paradigm in a membrane bioreactor for advanced wastewater treatment, *Environmental Science and Technology*, 43, 380–385.
 - Yeon, K.M. Lee, C.H. Kim, J. (2009b). Magnetic enzyme carrier for effective biofouling control in the membrane bioreactor based on enzymatic quorum quenching, *Environmental Science and Technology*, 43, 7403–7409.
 - Yong, J.S., Phillip, W.A., Elimelech, M. (2012). Coupled reverse draw solute permeation and water flux in forward osmosis with neutral draw solutes, *Journal of Membrane Science*, 392–393, 9–17.
 - Yu, H. Y., Xu, Z. K., Lei, H., Hu, M. X., Yang, Q. (2007). Photo induced graft polymerization of acrylamide on polypropylene

microporous membranes for the improvement of antifouling characteristics in a submerged membrane-bioreactor, *Separation and Purification Technology*, 53, 119-125.

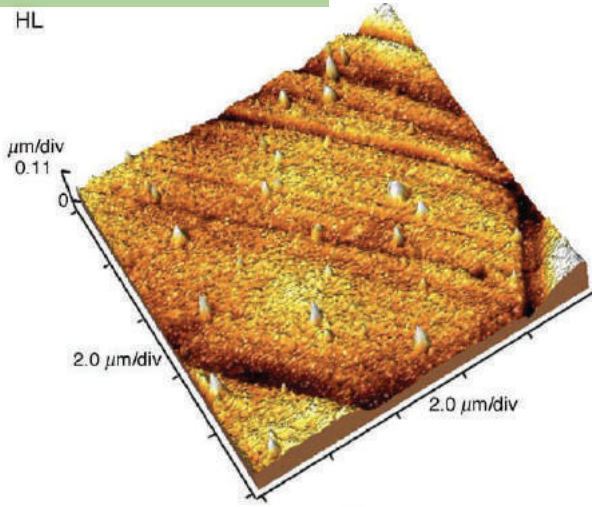
- Yun, M. A., Yeon, K. M., Park, J. S., Lee, C. H., Chun, J., Lim, D. J. (2006). Characterization of biofilm structure and its effect on membrane permeability in MBR for dye wastewater treatment, *Wat. Res.*, 40, 45-52.
- Zhang, Y., Zhong, F., Xia, S., Wang, X., Li, J. (2009). Autohydrogenotrophic denitrification of drinking water using a polyvinyl chloride hollow fiber membrane biofilm reactor. *Journal of Hazardous Material*. 170, 203-209.
- Zhao, S., Zou, L., Tang, C.Y., Mulcahy, D. (2012). Recent developments in forward osmosis: opportunities and challenges, *J. of Memb. Sci.*, 396 1-21.

Membran Yüzeyinden Alınan Optik Profilometre Görüntüleri

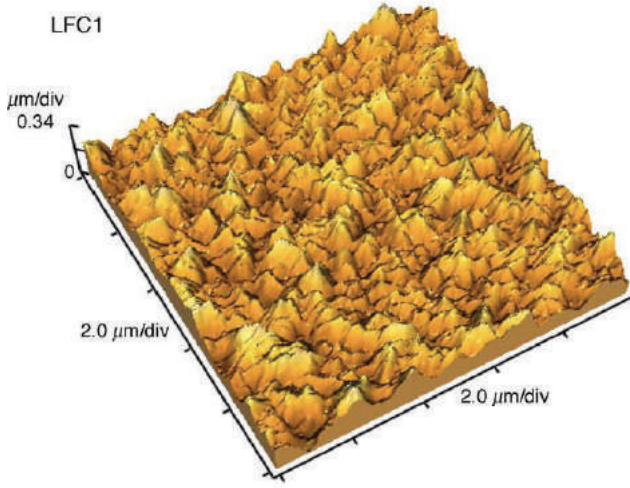


Membran Yüzeyinden Alınan AFM Görüntüleri

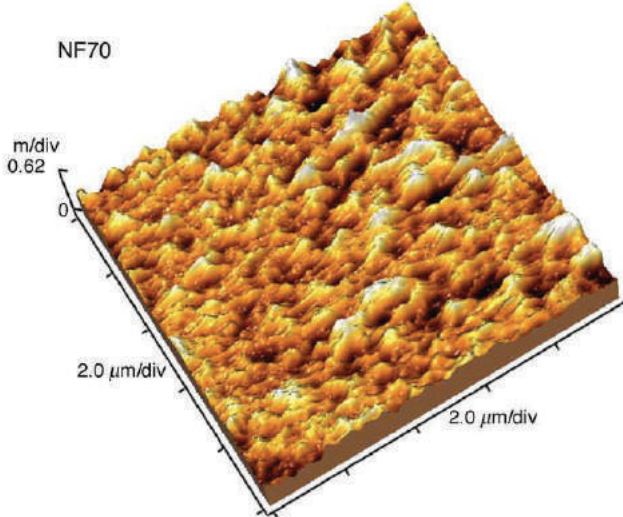
HL



LFC1



NF70



BÖLÜM 13

GRİ SU ARITIMI

İsmail Koyuncu^{1,2}, Mehmet Emin Paşaoğlu^{1,2} ve Recep Kaya^{1,2}

13.1. Giriş

Evsel kaynaklı atıksular, tuvaletlerden oluşan “siyah su” ve banyo, mutfak atıksularından oluşan “gri su” akımlarının toplamından meydana gelmektedir. Evsel su kullanımının çoğu yıkama ve temizlik amaçlı tüketimlerden oluşmaktadır. Dolayısıyla gri su hacim olarak daha baskındır. Banyo ve durulamalardan (duş, banyo ve lavabo vb.) meydana gelen atıksular zayıf gri su, mutfak atıksuyu ve çamaşır makinesi atıksularını içeren atıksular ise kuvvetli gri sular olarak adlandırılmaktadır. Bazı raporlarda, mutfak lavabo atıksularının yüksek nütrient ve askıda katı madde içermesinden dolayı siyah sular kısmında, hatta özel olarak kahverengi sular olarak da tanımlandığı görülmektedir (Ludwing, 2000). Siyah sular büyük sağlık problemlerine neden olabileceklerinden dolayı toplanmalı ve arıtılmalıdır. Siyah suların kişi başına miktarı kültürler, mekânlar ve hatta yaşam biçimine göre değişiklik gösterebilmektedir. Kentsel bölgelerin çoğunda gri ve siyah sular birlikte merkezi arıtma tesislerinde arıtılmaktadır (Salvato, 1992; Salvato, 1994). Ancak son dönemlerde bu akımların kaynağında ayrılıp, ayrı olarak arıtımına yönelik çalışmalar hız kazanmıştır.

Atıksu kullanımı genel olarak yerleşim bölgeleri arasında suya ulaşım, harcama alışkanlıkları ve ekonomik duruma bağlı olarak değişkenlik gösterebilmektedir. Genellikle gri sular toplam evsel atıksular içerisinde daha az kirlilik taşıyan bölümü oluşturmaktadır. Gri sulardaki fekal kirlilik ve organik kirlilik, katı maddeler ve yağları içeren akımların uzaklaştırılmasıyla önemli ölçüde azaltılmış olmaktadır. Atıksulardaki

¹ İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İTÜ

² Prof. Dr. Dincer Topacık Ulusal Membran Teknolojileri Uyg-Ar Merkezi, İTÜ

potansiyel üstünlüklere rağmen gri sulardaki kirletici konsantrasyonları karışık atıksulardaki kirleticilerden bazı durumlarda daha az değildir. Bunun arkasındaki neden, akımların birbirleri arasındaki rölatif hacimlerdeki büyük değişimler ve her bir gri su kaynağının farklı akım özellikleri gösterebilmesidir. Örneğin, çok kirli giysilerin yıkanmış olduğu bir çamaşır makinesinden çıkan atıksuyun karakteristiğinin, el ile yıkama atıksularından daha farklı olacağı bilinmektedir. Ayrıca, deterjanlar ve bazen bor, kanalizasyondaki atıksu ve tuvalet sifonlarından gelen sularla seyrelmediğinden dolayı daha yüksek konsantrasyonlarda bulunabilmektedir. Gri suyun doğasını etkileyen çeşitli faktörler aşağıda belirtilmiştir:

- Gri (Zayıf ya da Kuvvetli) su içeren akımlar: Gri su çamaşır makinelerinden, banyolardan, lavabolardan ve bulaşık makinelerinden oluşmaktadır. Bu akımların birleşimi ya da ayrılması hali mevcuttur.
- Gri su kaynağı: Gri su müstakil evlerden, yüksek binalardan, umumi duşlardan (örneğin spor salonları) ya da ofis binaları gibi çok çeşitli kaynaklardan toplanabilmektedir.
- Kültürel değişkenler ve kullanıcı karakteristikleri: Çamaşırhane deterjanları, çamaşır yumuşatıcı ve kişisel bakım ürünleri gibi kimyasallar, apartman sakinlerinin yaşları ve sayıları, su hacmini ve içeriğini etkilemektedir. Buna ek olarak, su kullanma alışkanlıkları gri su akımlarının günlük dağılımını etkilemektedir (Jefferson ve diğ., 2004; Ramon ve diğ., 2004; Abu Ghunmi ve diğ., 2008; Donner ve diğ., 2010).
- İklimsel ve coğrafik değişkenler: Bu değişkenler, su tüketimini ve ayrıca, günlük ya da sezonluk su tüketimi dağılımını etkilemektedir.
- Su iletim hatları ve gri su toplama borulaması: Gri su içerisine borulamadan kaynaklı çinko ve bakır gibi metaller karışabilmektedir (Eriksson ve diğ., 2002; Meininger ve Oldenburg, 2009).
- Kaynak suyunun kalitesi: Su teminindeki su kaynağının tipine bağlı olarak elde edilen gri su karakteristiği farklılık

gösterebilmektedir. Örneğin, yeraltı sularının tuzsuzlaştırılmasında elde edilmiş olan gri su, göl veya nehir gibi sulardan elde edilen gri sular ile karşılaştırıldığında, çeşitli iyonlar, alkalinite ve sertlik bakımından değişkenlik gösterebilmekte ve dolayısıyla gri su kalitesi etkilenmektedir.

Bu faktörlerin karakterize edilmesi, herhangi bir gri su kaynağının doğası hakkında ön değerlendirmeye yardımcı olmaktadır. Uygun arıtma ve geri dönüşüm şemalarının tasarımı, bu yaklaşımların kullanılması meydana gelebilecek riskleri minimuma indirecektir. Örneğin, akım debilerinin ve yüklerinin bilinmesi, kurulması düşünülen arıtma tesisi boyutu, tipi ve depolama hacminin hesaplanmasına imkan sağlamaktadır. Mikrobiyal kirliliğin derecesinin gri suyun geri kazanımının değerlendirilmesi aşamasındaki risklerin değerlendirilmesine olanak verecektir.

Gri sular doğası gereği evsel kullanımdan kaynaklı sabun, tuzlar, kozmetik içeren ürünler (yüz kremleri ve makyaj malzemeleri), gıda, baharatlar, yağlar ve mineralleri içermektedir. Bu nedenle gri suyun karakteristiğini incelerken yaygın kullanılan evsel tüketim ürünlerinin ve ilgili malzemelerin araştırılması yerinde olacaktır (Eriksson ve diğ., 2002).

13.2. Gri Suyun Karakteristikleri

13.2.1. Fiziksel Karakteristikler

Gri su ve arıtımının kalitesini etkileyen temel karakteristik özellikler sıcaklık, renk, koku ve askıda katılardır. Gri suyun sıcaklığı, su kaynağını etkileyen ortamın sıcaklığına bağlı olarak değişmektedir. Çoğu durumda gri suyun sıcaklığı ortam sıcaklığından yüksek olmaktadır. Bunun nedeni, gri su kaynaklarının ağırlıklı olarak banyo, yıkama, çamaşır ve durulama suları gibi sıcaklığı yüksek olan sular olmasıdır. Gri su bir depoda ya da dengeleme tankında toplandığı zaman sıcaklık değişiklik

gösterebilmekte ve su sıcaklığı ortam sıcaklığına yakın (ya da çok az yüksek) olabilmektedir. 30°C-40°C üzerindeki yüksek sıcaklıklar gri sulardaki bakteri gelişimini ve toplanma depolarındaki kalıntı birikmesini geliştirmesi nedeniyle istenmeyen durumlar oluşturmaktadır.

Gri sular renk olarak grinin farklı tonlarında olmasından dolayı gri su adını almaktadır. Rengin kaynağı çoğunlukla sabunlar ve deterjan ürünlerinden kaynaklanmaktadır. Renk genellikle estetik bir problem olmakla birlikte arıtma sırasında giderilmesi tavsiye edilmektedir.

Ham gri suda koku kaynağı genellikle deterjan ve diğer temizleme ajanları gibi evsel tüketim ürünlerinden meydana gelmektedir. Bununla birlikte, ham gri su bir tank ya da dengeleme havuzunda uzun süre biriktirildiği zaman, çözülmüş oksijen saatler içerisinde azalmakta ve havasız süreç başlamaktadır. Bu süreç, sülfatın sülfid içeren bileşenlere indirgenmesini içermekte ve çürük yumurta kokusunu hatırlatan bir koku ile teşhis edilebilmektedir (Eriksson ve diğ., 2002).

Atıksudaki genel katıları ve gri su özelindeki katıları tanımlamak için toplam askıda katı madde (TSS) parametresi kullanılmaktadır. Askıda katılar, 0,45 µm gözenek çapına sahip filtreden geçemeyen askıda katılar olarak tanımlanmaktadır. Yaygın olarak kullanılan ölçüm metodu, hacmi bilinen bir sıvının filtreden geçirilmesi ve filtrenin üzerinde kalan katıların kurutulduktan sonraki ağırlığının ölçülmesidir (APHA, 2005). Kil partiküller, organik maddeler, algler ve mikroorganizmalar, askıda katılar ve kolloid partiküller sulara bulanıklığa neden olmaktadır. Bulanıklık seviyesinin yüksek olması dezenfeksiyon etkinliğini düşürmektedir. Gri sudaki askıda katıların kaynakları gıda artıkları, toprak, toz, saç ve deri parçaları ve çamaşır makinelerinden gelen liflerdir (Eriksson ve diğ., 2002).

Bu nedenle, çamaşır makinelerinden ve mutfaktan gelen yüksek toplam katı madde konsantrasyonları diğer kaynaklardan daha fazla olmaktadır (Eriksson ve diğ., 2002). Genel olarak gri sular, tipik evsel atıksulardan

daha düşük konsantrasyonlarda toplam katı madde konsantrasyonları sahiptir (Birks ve Hills, 2007). Toplam katı madde konsantrasyonu gün içerisinde değişebilmekle birlikte kaynağına bağlı olarak da (Çamaşır makinesi, mutfak ya da duş vb) değişebilmektedir (Almeida ve diğ., 1999). Gri sudaki katıların büyük çoğunluğu 10-100 µm aralığındadır.

13.2.2. Kimyasal Karakteristikler

Bir çözeltinin tuzluluğu, suyun içerisindeki iyonların mg/lt cinsinden konsantrasyonudur. Tuzluluk, suyun içerisinde bulunan iyonların konsantrasyonlarının kantitatif olarak ölçülmesi ile belirlenebilmektedir. Tuzluluğu ölçmek için birçok metot bulunmakla birlikte en yaygın olarak kullanılan teknik, çözünmüş katıların (TDS) ağırlığının hesaplanmasıyla yapılan gravimetrik metottur (APHA, 2005). En önemli tuzluluk kaynakları soydum, azot ve deterjanlarda ve çamaşır tozlarında bulunan fosfor bazlı sabunlardır (Morel ve Diener, 2006). Yüksek tuzluluk, bitki örtüsü ve toprak özelliklerini etkileyebilmektedir. Tavsiye edilen değerler, bitki örtüsü ve toprak türüne, iklim ve sulama rejimine göre birçok faktörden etkilenmektedir (ANZECC, 2000). Arıtılmış gri sular sulama amaçlı kullanılırken, tuzluluk kadar sodyum, klorür ve bor (bitkiler için toksiktir) seviyelerine de dikkat edilmelidir. Sodyumun (Na⁺) evsel kullanımı oldukça yaygın olup, toprağa en büyük zararı veren iyonlardan birisidir. Soydum, gıda işleme, su yumuşatma (iyon değiştirme) ve deterjanların yapı maddesi olarak kullanılmaktadır. Bu nedenle, gri sular içerisinde yüksek konsantrasyonda bulunabilmesi oldukça muhtemeldir. Sodyum iyonları, kalsiyum (Ca) ve magnezyum (Mg) iyonlarının konsantrasyonlarını aşarsa, toprak yapısına (özellikle killi toprakta) zarar verebilmektedir. Soydum adsorpsiyon oranı (SAR), sodyum, magnezyum ve kalsiyum iyonları kullanılarak hesaplanmaktadır:

$$SAR = \frac{[Na^+]}{\sqrt{\frac{([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}])}{2}}} \quad (13.1)$$

Burada, SAR Sodyum adsorpsiyon oranı (meq/lt), $[Na^+]$, $[Ca^{2+}]$ ve $[Mg^{2+}]$ sırasıyla sodyum, kalsiyum ve magnezyum konsantrasyonlarıdır (meq/lt).

Gri sulardaki ağır metaller genellikle çok düşük konsantrasyonlardadır (Jefferson ve diğ., 2004). Gri sudaki muhtemel metal ağır kaynakları, borulama malzemelerindeki kadmiyum (Cd), civa (Hg), nikel (Ni), ve kurşun, çatal-bıçak, mücevher, bozuk paralar, evsel tüketim ürünleri, el sanatları malzemeleri ve hatta diş dolgularıdır. (AMSA, 2000; Eriksson ve diğ., 2009). Hangi kaynaktan ne miktarda metal içeriği geldiğini ve salınım hızını belirlemek için çok detaylı bir çalışma yapılması gerekmektedir.

Sulardaki hidrojen iyonları (proton) konsantrasyonu pH ile ölçülmektedir. pH ayrıca, sudaki hidrojen iyonlarının aktivitesi olarak tanımlanmaktadır. Alkalinite ise sudaki alkali iyonların toplamıdır. Bu değerler, meq/lt ya da mg/lt $CaCO_3$ birimleri ile ifade edilebilmektedir. Gri su arıtım sistemlerinde doğal kimyasal reaksiyonlar suyun alkalinitesini artırmaktadır.

Organik maddeler, bir organizmanın aktivitesi sonucu oluşan bir ürün ya da organizmadan kalan artıklardır. Bir organik bileşikte hidrojen ve karbon atomları birbirine bağlıdır. Kimyasal olarak gri sudaki organik madde $C_nH_aO_bN_c$ olarak açıklanmaktadır. Organik madde, gri suların kalitesini değerlendirirken önemli bir faktördür. Gri sularda, hatta zayıf karakterdeki gri sularda dahi genellikle $KOİ$ ve $BOİ_5$ değerleri 100 mg/lt seviyelerine ulaşabilmektedir. Gri sularda $KOİ$ ve $BOİ_5$ 'in ana kaynağını çamaşırhane ve yıkama tozları ya da çamaşırhane, yıkama ve yemek artıkları yıkama suları oluşturmaktadır (Eriksson ve diğ., 2002). Bunlara ek kaynaklar ise vücut hücreleri, yağlar ve artık yemeklerdir. Birçok ülke, çok düşük biyolojik parçalanabilirliğe sahip olan yüzey aktif maddelerin (Örneğin, alkilbenzensülfonatlar) kullanımını yasaklamış ve bu maddelerin daha kolay biyobozunur hale gelebilen yüzey aktif maddelerle (Örneğin, lineer alkilbenzensülfonatlar (LAS)) değiştirilmesini talep etmiştir (Morel ve Diener, 2006).

Gri sular, evsel atıksularla karşılaştırıldıklarında özellikle idrar (sarı su) kısmının ayrılmasından dolayı daha az azot konsantrasyonu ihtiva etmektedir (Birks ve Hills, 2007). Gri sulardaki azot kaynağı, (genellikle) yıkamadan ve (özellikle) insan vücudu yıkama sularından meydana gelen azot içerikli deri partikülleridir. Gri sulardaki bir diğer en önemli azot kaynağı ise mutfak atıksuları ve protein içeren yemek artıklarıdır.

Gri sulardaki az miktardaki fosfor yıkama tozlarından ve yıkama sıvılarından meydana gelmektedir. Avrupa'da son on yılda deterjanlara fosfor eklenmesine karşı yasaklama getirilmiştir. Ancak, böyle bir yasaklamanın olmadığı ülkelerde fosfor yüksek konsantrasyonlarda bulunabilmektedir. Bulaşık yıkama makinelerine olan rağbet günden güne artış gösterdiğinden dolayı atıksulardaki fosfor miktarı gelecekte artış gösterecektir (Friedler ve Reznitsky, 2004; Meininger ve Oldenburg, 2009). Bu artış mutfak kaynaklı atıksulardan oluşan gri sulardaki artışı açıklamaktadır.

13.3. Gri Su Kaynakları

Evsel su kullanımının çoğunluğu temizlik ve durulama (duş, bulaşık yıkama ve çamaşırhane) amacıyla tüketilmektedir. Durulama sularından atıksu toplama sistemine gelen akımlar değişik karakterlerde olabilmektedir. Her bir akımın tüketimi farklı olduğundan dolayı bunun sonucunda oluşan kirlilik seviyesi de farklı olmaktadır.

Çamaşır makineleri gri sulara en önemli kirlilik katkısı yapan kaynaklardan birisidir. Çamaşır ve bulaşık makineleri ortalama olarak 4-5 yıkama adımına sahip olup çeşitli kalitede gri sular oluşturmaktadır. Kirliliğin çoğu ilk iki aşamada salınmakta olup, kirlilik diğer adımlarda keskin bir şekilde düşüşe uğramaktadır.

Çamaşır makinelerinin işletilmesinde ilk aşama toplam su hacminin %18'lik kısmını oluşturmaktadır. İnsanlar ve kültürler arasında banyo yaparken su kullanımı değişiklik göstermektedir. İsrail'de yapılan bir

ankete göre banyoda kullanılan su miktarı $53 \pm 27,5$ lt ve duş için $28 \pm 18,8$ lt'dir (Friedler, 2004). Güney İngiltere'deki bir rapora göre ise su tüketimi banyo için 61,4 lt ve duş için 42,3 lt'dir. İsrail'de duş suları, evsel gri sulara % 20 oranında katkı yapmaktadır. Banyo ve duşlar gri sulara ortalama olarak 4×10^6 cfu/100 mL oranında fekal koliform katkısı yapmaktadır (Friedler, 2004). Şekil 13.1'de gri su kaynaklarının ülkelere göre dağılımı verilmiştir.

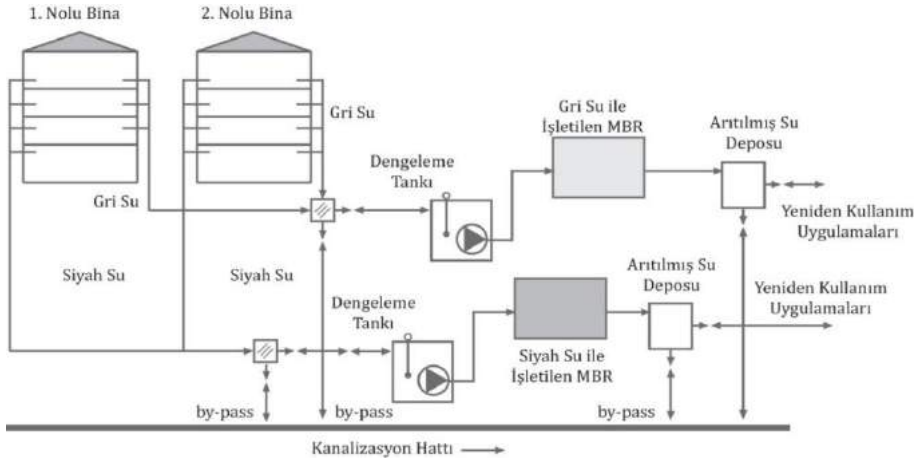
13.4. Gri Su Kalitesi

Gri su karakteri, suyu oluşturan insanların yaşama alışkanlıklarına ve kullanılan ürüne göre çok farklılıklar gösterebilmektedir (Eriksson ve diğ., 2002).

Mutfak ve çamaşırhane gri sularındaki organik ve fiziksel kirliliğin, banyo ve diğer karışık gri sulara oranla daha büyük olduğu görülmektedir. Tüm gri sular, KOİ:BOİ₅ bakımından iyi biyobozunur özellik göstermektedir. Atıksu arıtımında kabul gören (KOİ:N:P oranı 100:20:1), banyo sularından üre ve dışkınn ayrılmasından dolayı azot ve fosfor bakımından zayıftır (Metcalf ve Eddy, 2003). Banyo gri sularına benzer şekilde, çamaşırhane ve karışık gri sular azot bakımından zayıftır.

Bazı durumlarda çamaşırhane ve karışık gri suları, fosfor katkısız deterjanlar kullanılması sebebiyle fosfor bakımından da zayıf karaktere sahiptir. Mutfak gri suyu organik maddeler, askıda katılar, bulanıklık ve azot bakımından en yüksek değere sahiptir. Diğer gri sulardan farklı olarak mutfak atıksuları, azot ve fosfor bakımından eksiklik içermemektedir. Bazı bilimsel çalışmalarda mutfak atıksuları diğer akımlardan ayrılmaktadır. Bununla birlikte eğer gri sular biyolojik olarak arıtılacak ise optimum KOİ:N:P oranını sağlayabilmek adına az miktarda mutfak gri suyu diğer akımlarla birlikte karıştırılarak arıtılmalıdır. Banyo ve çamaşırhane atıksuları diğer gri su akımlarıyla karşılaştırıldığında, mikroorganizma bakımından daha az kirliliğe sahip

olduğu görülmektedir (Metcalf ve Eddy, 2003). Mutfak gri suyunun, yüksek miktarda kolay bozunabilen organik maddelerin varlığından dolayı, koliform içeriği daha yüksek olmaktadır (Li ve diğ., 2009). Şekil 13.2’de gri ve siyah suların ayırık olarak toplandığı ve arıtıldığı akım şeması gösterilmiştir.



Şekil 13.2 Gri su ve siyah su ayırımı ve arıtılması (Atasoy ve diğ., 2007)

13.5. Gri Suların Arıtımında Kullanılan Teknolojiler

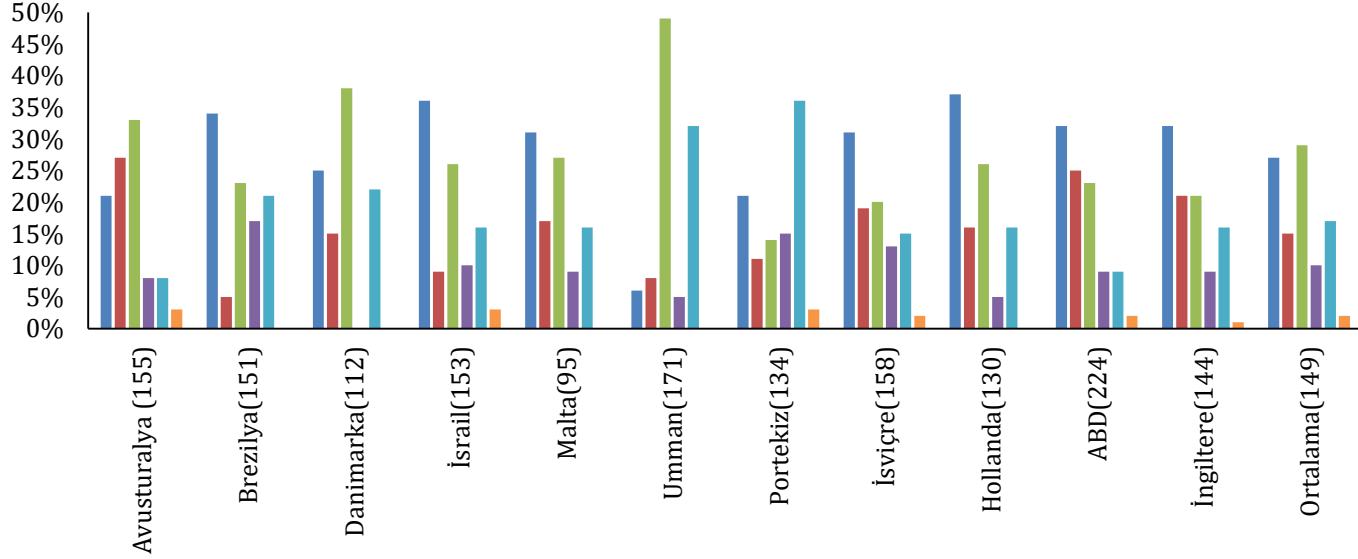
Gri su ile ilgili yapılan farklı çalışmalar, her türlü gri suyun biyolojik olarak iyi parçanabilir olduğunu göstermiştir. Bu nedenle, gri suyun yeniden kullanımı için uygulanan işlem yöntemleri fiziksel, kimyasal ve biyolojik sistemleri içermektedir. Tablo 13.1.’de bu yöntemlerin bir karşılaştırması verilmiştir. Bu yöntemlerin çoğunda ön arıtma olarak bir katı-sıvı ayırma basamağı gelmekte ve sonrasında bunu dezenfeksiyon basamağı izlemektedir. Müteakip arıtmanın tıkanmasını önlemek için, partiküller ve yağ-gresi miktarını azaltmak için foseptik deposu, filtre torbaları, elek ve filtreler gibi ön arıtmalar uygulanmaktadır. Dezenfeksiyon aşaması mikrobiyolojik gereksinimleri karşılamak için kullanılmaktadır (Egyptian-German Private Sector Development Programme Raporu, 2011).

Gri su arıtımında en yaygın olarak MF ve UF membranları kullanılmaktadır. Bu membranlar bazı durumlarda basınçlı membran filtre, bazı durumlarda ise membran biyoreaktör (MBR) sistemi şeklinde arıtılmaktadır. En yaygın olarak kullanılan teknik, MBR teknolojisidir. Membranlarda mevcut olan uniformsuzluk nedeniyle tüm patojenlerin giderimiyle ilgili bir kesinlik söz konusu değildir. Bu nedenle ihtiyaç olması durumunda MBR sonrasında dezenfeksiyon yöntemlerinin kullanılması da düşünülmelidir (Kennedy ve diğ., 2008). Aşağıda MBR teknolojisine yönelik olarak yapılan uygulamalardan örnekler verilmiştir.

Gri su arıtımında membran teknolojileri Membran biyoreaktör (MBR), membran filtrasyon yoluyla katıların ayrımını biyolojik arıtım ile birleştiren bir arıtım sistemidir. (Şekil 13.3). Membran yalnızca çok küçük partiküllerin belirli gözenek boyutundan geçmesine izin veren fiziksel bir bariyerdir.

Membran süzütüsü temel olarak su, çözünmüş iyonlar ve çok küçük partiküllerden oluşmaktadır. Biyokütlenin çöktürmeyle ayrılmasına kıyasla membranlarla ayrılması konvansiyonel aktif çamur prosesleri için çok büyük bir gelişmedir. Biyolojik reaktördeki biyokütlenin 10000-15000 mg/lt TKM konsantrasyonlarına ulaşması etkili bir ayırım yapmaya imkan sağlamaktadır. Bu yüksek biyokütle konsantrasyonu reaktörde daha düşük hidrolik bekletme süresi seçilmesine imkan sağlarken, yüksek çamur yaşı ve sonucunda daha küçük reaktör hacimlerinde çalışılabilmektedir (Gross ve diğ., 2015).

Evsel Kaynaklı Gri Suyun Kompozisyonu



Ülkelere ait günlük ort. su tüketimi (lt/kişi.gün)

- WC, Tuvalet Sifonu
- B&S, Banyo ve Duş
- KS, Mutfak Lavabosu
- WM, Çamaşır Makinesi
- WB, Lavabo
- DW, Bulaşık Makinesi

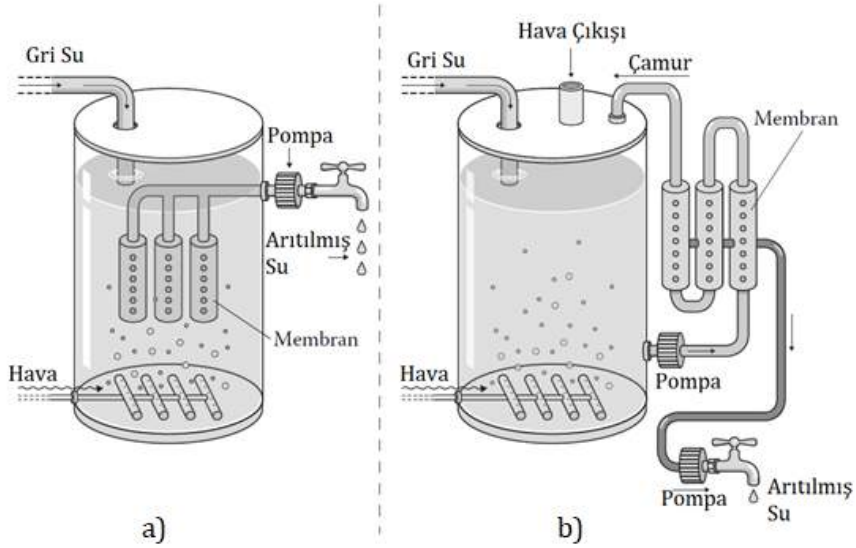
Şekil 13.1 Farklı ülkelerde evsel atıksuyun kaynaklara göre dağılımı (%) (Parantez içindeki değerler günlük ortalama su tüketimini (lt/(kişi.gün)) olarak göstermektedir.) (Gross ve diğ., 2015)

Tablo 13.1 Gri suların arıtımında uygulanan yaygın arıtma teknolojileri (EGPSD, 2011)

Arıtma Tekniği	Tanımı	Üstünlükleri	Mahsurları
Kum Filtre	Gri sudaki kirleticileri adsorbe eden kum yatağı vardır.	Kolay işletim, düşük işletme maliyeti	Yüksek yatırım maliyeti, patojenleri azaltması ancak yok edememesi, tıkanmaya maruz kalması ve aşırı yüklendiğinde taşma meydana gelmesi
Membran Biyoreaktör	Aerobik biyolojik arıtımın ve filtrasyonun birlikte kullanılmasıyla organik kirleticilerin tüketimi ve tüm patojenlerin filtrelenmesini sağlamaktadır.	Düzenli tasarlandığında ve işletildiğinde değişken nitelikli ve miktardaki gri sulara uyum sağlayabilmesi ve arıtılmış suyun uzun süre depolanmasına izin vermesi	Yüksek yatırım maliyeti, yüksek işletme maliyeti, kompleks işletim gereksinimi
Aktif Karbon Filtre	Aktif karbonda karbon atomları arasındaki milyonlarda küçük gözenek oksijenle açılmaktadır. Bu nedenle bu filtreler gazlardan veya sıvılardan kokulu veya renkli maddeleri adsorbe etmek için yaygın şekilde kullanılmaktadır.	Kolay işletilebilen aktif karbon organik kimyasalların yanı sıra klor gibi inorganik bileşikleri yakalamakta iyi performansla sahip olması	Yüksek yatırım maliyeti, sodyum, nitrat vb. gibi kimyasallar aktif karbon tarafından tutulmaması, yalnızca belirli safsızlıkları ortadan kaldıracak şekilde bağlanma noktaları dolduğunda filtrenin çalışmayı durdurulmaması

Tablo 13.1 (Devamı) Gri suların arıtımında uygulanan yaygın arıtma teknolojileri (EGPSD, 2011)

Arıtma Tekniği	Tanıml	Üstünlükleri	Mahsurları
Dezenfeksiyon	Gri suyun dezenfeksiyonunda klor, ozon veya UV ışığı kullanılmaktadır.	Düzgün tasarlandığında ve işletildiğinde bakterilerin öldürülmesinde çok etkili ve aynı zamanda işletiminin kolay olması	Klor ve ozon gibi toksik yan ürünler oluşturabilmesi, ozon ve ultraviyole gri suyun organik içeriğindeki değişikliklerden olumsuz etkilenmesi
Aerobik Biyolojik Arıtma	Havadaki oksijeni gri suya aktarmak için hava kabarcıkları kullanılmaktadır. Mevcut bakteri çözünmüş oksijeni tüketme ve organik kirleticileri sindirerek kirletici konsantrasyonunu artırmaktadır.	Değişen kalite ve miktarlardaki gri sulara yüksek derecede uyum sağlayabilmesi ve arıtılmış suyun süresiz olarak depolanmasına izin vermesi	Yüksek yatırım maliyeti, yüksek işletim maliyeti, karmaşık işletimi gereksinimi, tüm patojenlerin giderilememesi

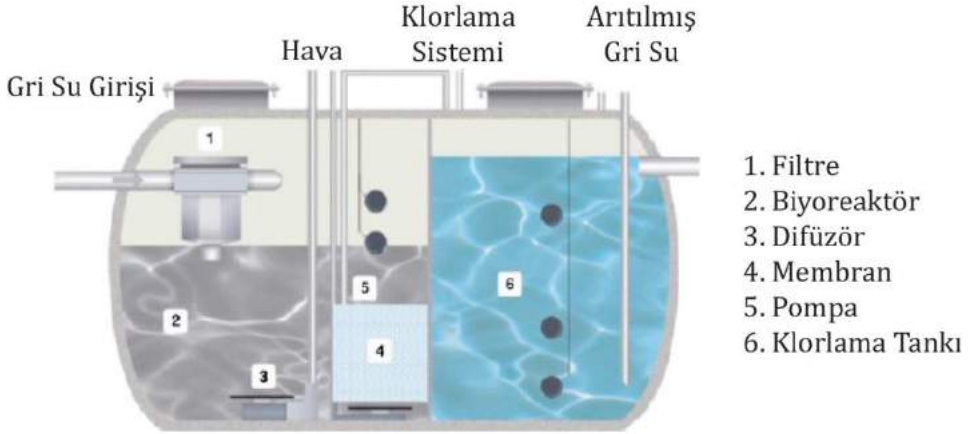


Şekil 13.3 MBR sistemlerinin akım şeması a) Batık MBR membranı b) Çapraz Akışlı membran (Gross ve diğ., 2015)

Genellikle 5 mg/lt konsantrasyonu altında TKM ve 1 NTU'dan daha az değerlere sahip olan arıtılmış su, birçok amaç için kullanıma uygun olmaktadır. Ayrıca, MBR'lerde kullanılan membranlar genellikle 0,5-5 µm gözenek çapı civarında olup, bakterilerin çapları da bu ebatlardan büyük olduğundan bakteri geçişine izin vermemektedir. Ancak, virüsler boyutları gözenek çapıyla aynı ya da daha küçük olduğundan gözeneklerden geçebilmektedir (Gilboa ve Friedler, 2008).

MBR, aktif çamur prosesinin kompakt bir şekilde teşkiline imkan sağlamaktadır. Bu nedenle bu proses yerleşimin yoğun olduğu spor tesisleri ve ofis binalarında yerinde uygulanabilmektedir. Buna ek olarak, membranlar gri su üretiminde genellikle meydana gelebilen yüksek yükleme hızlarında biyokütlenin sistemden yıkanmasını engellemektedir. Bir çok üstünlüğünün yanında MBR'nin yüksek yatırım ve bakım maliyetleri en büyük mahsur olarak karşımıza çıkmaktadır (Gross ve diğ., 2015).

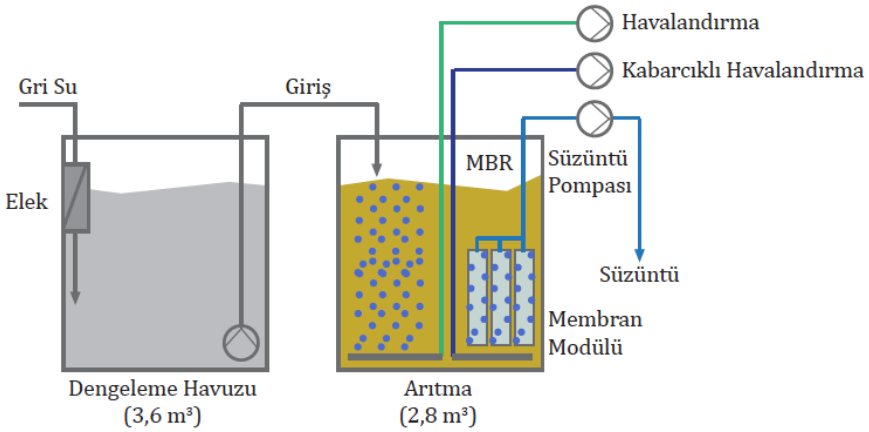
Gri suyun arıtılmadan önce ayrı bir hat ile toplanması gerekmektedir. Santasmanas ve diğ. (2013) tarafından yapılan bir çalışmada MBR kullanılarak gri suyun geri kazanımı üzerine çalışılmıştır. Çalışma kapsamında gri suyun geri kazanımı izgara, biyolojik oksidasyon, membran filtrasyonu ve klor ile dezenfeksiyon üniteleri kullanılmıştır. Aktif çamur tankında organik maddelerin oksidasyonu yapıldıktan sonra UF membranı ile katı/sıvı faz ayrımı gerçekleştirilmiştir. Klor ile dezenfeksiyon ise suyun sonraki aşamalarda kullanımı sırasında oluşması muhtemel sağlık risklerini ortadan kaldırmak için uygulanmıştır. Yapılan çalışmada elde edilen analiz sonuçları, Tablo 13.2 ve 13.3'te verilmiştir. Sistemin şematik şekli ise Şekil 13.4'te gösterilmiştir (Santasmanas ve diğ., 2013). Paris ve diğ. (2010) tarafından Güney Vietnam, Mekong deltasındaki Can Tho Üniversitesi kampüs yurdu atıksularında üç aylık periyotta MBR sistemi kullanılarak işletim yapılmıştır. Projenin temel amacı tuvalet sifonlarında kullanılmak üzere yüksek kalitede servis suyu üretmektir. Aktif çamur havuzunda ($BOI_5:NH_4-N:PO_4=100:12.5:3$) düşük nütrient koşulları altında işletim sağlanmıştır. İşletim periyodunda %92,2 oranında KOİ giderimi sağlanmıştır. Sistemin akım şeması Şekil 13.5'te, kullanılan membranların resmi ise Şekil 13.6'da verilmiştir.



Şekil 13.4 Gri su arıtımı için kullanılan MBR sistemi şematik şekli
(Santasmanas ve diğ., 2013)

Tablo 13.2 Sisteme gelen arıtılmamış gri suyun karakteristiği (Santasmanas ve diğ., 2013)

Parametre	Numune Sayısı	Gri Su		
		Minimum	Ortalama	Maksimum
pH	50	7,2	7,7	8,3
İletkenlik ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	50	910	1267	1652
Bulanıklık (NTU)	50	50	68	158
BOİ5 (mgO_2/lt)	50	50	138	258
KOİ (mgO_2/lt)	50	153	302	461
Yüzey aktif madde ($\text{mg LSS}/\text{lt}$)	25	0,1	7,1	20
E-koli (CFU/100ml)	25	80	$3,3 \times 10^4$	$4,4 \times 10^5$
Nematod yumurtaları (yumurta/10 lt)	25	<1	<1	<1
TP (mg/lt)	25	0,8	3	15
TN (mg/lt)	25	11	23	36



Tablo 13.3 Arıtılmış gri suyun dezenfeksiyondan önceki karakteristiği (Santasmanas ve diğ., 2013)

Parametre	Numune Sayısı	Gri Su			Giderim Verimleri (%)
		Min.	Ort.	Maks.	
pH	50	7,5	7,9	8,3	
İletkenlik (μ S/cm)	50	931	1244	1633	
Bulanıklık (NTU)	50	0,2	1,2	4,3	98
BOİ5 (mgO ₂ /lt)	50	1	6	16	95
KOİ (mg O ₂ /lt)	50	5	29	74	90
Yüzey aktif madde (mgLSS/lt)	25	0,06	0,1	0,6	98
E-koli (CFU/100 ml)	25	<5 ^a	<5 ^a	100	log4
Nematod yumurtaları (yumurta/1 0 lt)	25	<1	<1	<1	
TP(mg/lt)	25	2	3	8	
TN (mg/lt)	25	14	22	30	

^a: saptama sınırı



Teknik veriler:
Membran Alanı: 18 m²
Modül Sayısı: 6
Membran Malzemesi:
PES

İşletme Parametreleri:
Debi: 3000-4500
lt/gün
MLSS: 3,0-4,5 g/lt
Ortalama F/M: 0,06 kg
COD/(kg MLSS*gün)

Şekil 13.6 MBR tesisi ve membranlar (Paris ve diğ., 2010)

Atasoy ve diğ. (2007) tarafından yapılmış bir çalışmada ise gri ve siyah suların MBR ile arıtımının performansı ve uygunluğu incelenmiştir. TÜBİTAK Marmara Araştırma Merkezi (MRC)'nin lojman binaları bölgesinde, iki adet lojman binasında bulunan 28 dairenin gideri ayrı menhollerde ve ayrı tanklarda toplanmıştır. Tankların girişlerinde 6 ve 3 mm örgü tel elekten geçerek tanklarda biriktirilmiştir. Bu sayede gri ve siyah sular su deposuna girişte kaba ve ince elekten geçmiştir. Toplanan bu gri sular, iki adet MBR sistemi ile arıtılmaktadır. Tablo 13.4'te pilot ölçekli MBR'lerin işletim parametreleri gösterilmiştir. Gri su ve siyah su için MBR süzüntü konsantrasyonları ve giderme verimleri Tablo 13.5'te verilmiştir.

Yapılan çalışmada batık membran biyoreaktörlerin gri ve siyah su arıtımında geri dönüşüm amaçlı olarak sürdürülebilir su yönetimine uygun olduğu görülmüştür. Farklı geri kazanım seçenekleri çoğunlukla yeterli kalitede süzüntü sağlanabilmesine bağlı olmaktadır. Sonuçlar incelendiğinde gri su ve siyah suyun MBR ile arıtımında tuvalet sifon suyu, temizlik ve sulama amaçlı olarak kullanılabilmesi uygun bulunmuştur.

Nolde tarafından yapılan bir çalışmada, iki adet tesis üzerinde çalışılmıştır (Nolde, 2000). İlk gri su arıtma sistemi, 70 kişilik bir binanın (Berlin-Kreuzberg, Manteuffelstraße 41) bodrumunda 15 m² alan içerisinde lavabolardan ve duşlardaki suları arıtan bir sistem olarak kurulmuştur. Çalışmaların başlamış olduğu 1989 yıllarında pilot tesis tam olarak optimize edilmemiş olup, 1997 yılında dört kademeli döner biyodisk (RBC) olarak yenilenmiştir (Şekil 13.7).

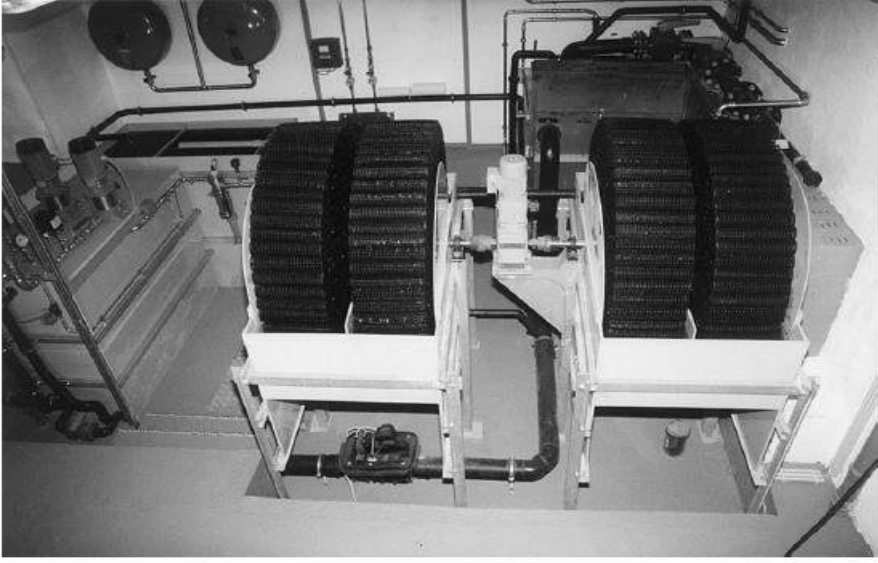
İkinci gri su arıtma sistemi (GW-2) ise iki kademeli akışkan yataklı reaktörde Berlin-Wedding Bornemannstraße bulunan 2 kişik bir ailenin duş sularının toplandığı bir sistemdir. Sistemin toplam hacmi 165 lt (1. Kademe: 105 lt; 2. Kademe 60 lt) ve banyodaki tuvaletin üzerinde konumlandırılmıştır (Şekil 13.8). Küp şekilli poliüretan malzeme iki kademe için de biyofilm taşıyıcı olarak kullanılmıştır.

Tablo 13.4 Pilot ölçekli MBR'lerin işletim parametreleri (Atasoy ve diğ., 2007)

İşletme Parametreleri	Gri Su	Siyah Su
Efektif Reaktör Hacmi, lt	600	600
İşletme Süresi, Gün	50	50
Gözenek Çapı, µm	0,4	0,4
Membran Alanı, m ²	5	5
Akı, lt/m ² .st	26-36	30-40
Hidrolik Bekletme Süresi, st	18	36
Çevrim Sayısı, gün	8	8
Deşarj Öncesi Aerobik Süre/çevrim, dk	~33	~33
Başlangıç AKM, gr/lt	1,5	3,0
Organik Yükleme Hızı, kg KOİ/m ³ .g	0,3	0,8

Tablo 13.5 Süzüntü konsantrasyonları ve giderme verimleri (Atasoy ve diğ., 2007)

Parametre	Gri Su		Siyah Su	
	Süzüntü Konsantrasyonları	Giderme Verimi, %	Süzüntü Konsantrasyonları	Giderme Verimi, %
BOİ ₅ , mg/lt	< 5	> 95	8 ± 4	98
Toplam KOİ, mg/lt	13 ± 3,3	95	42 ± 8,81	96
TÇM, mg/lt	2 ± 0,4	94	2 ± 1,19	99
Toplam Azot, mg/lt	0,55 ± 0,2	92	19 ± 4,73	89
NH ₄ -N, mg/lt	0,23 ± 0,1	82	11 ± 3,76	92
NO _x -N, mg/lt	0,32 ± 0,1	-	8 ± 3,1	-
Toplam Koliform/ 100 ml	0,32 ± 0,1	100	0	100



Şekil 13.7 Dört kademeli RBC sistemi (Nolde, 2000)

Farklı gri su arıtma sistemlerindeki 10 yıllık deneyim sonucunda gri suların biyolojik prosesler ile giderilmesinin, halkın kabulü açısından daha uygun olduğu kanısına varılmıştır. Her türlü kullanım açısından içme suyu kalitesinde suyun gerekli olmadığı durumlarda bilimsel olarak incelenmeli ve risk analizi yapılmalıdır. Sürdürülebilir su konsepti servis suyu kullanımı açısından konvansiyonel sistemler için daha düşük enerji ve kimyasal gereksinimi bulundurmaktadır. Büyük ölçekli çok aşamalı döner biyodisk (RBC) sistemi ile işletilen gri su arıtım sistemlerinde gri su arıtma için gerekli enerji, UV dezenfeksiyon ve servis suyu dağıtımı dahil $1,5 \text{ kWh/m}^3$ olarak hesaplanmıştır (Nolde, 1996).



Şekil 13.8 İki kademeli gri su arıtma sistemi (Nolde, 2000)

Gri suyun arıtımının teknik olarak fizibil olduğu kanıtlanmıştır. Tuvaletlerde sifon suyu olarak kullanılan şebeke suları (15 lt ile 55 lt/kışı.gün) yerine, hijyen riskine neden olmayan arıtılmış gri sular servis suyu olarak kullanılabilir. Bununla birlikte gri su geri kazanım projesi bakımından Türkiye’de batık tip membran kullanılan ilk 5 yıldızlı otel İstanbul Hilton Hotel’idir (Şekil 13.9). Çıkış suyu, tuvalet rezervuarlarında sifon suyu ve yeşil alan sulamasında kullanılmaktadır. Pilot sistemin işletilmesi 2011 yılında başlamış olup, performans değerleri Tablo 13.6’da belirtilmiştir.



Şekil 13.9 İstanbul Hilton oteli gri su arıtma ünitesi görüntüleri (MBR, 2017)

Tablo 13.6 Tesis özellikleri ve işletme performansı (MBR, 2017)

Tesis Bilgileri		Tasarım Parametreleri		İşletme Performansı	
Maksimum günlük debi, m ³ /gün	100	Giriş Ortalama Yükleri			
Havalandırma kapasitesi, ton	15	BOİ, mg/lt	200	BOİ, mg/lt	<10mg/lt
Ortalama günlük debi, m ³ /gün	80	KOİ, mg/lt	400	AKM, mg/lt	<5mg/lt
Pik Debi, m ³ /st	3,75	AKM, mg/lt	70	Fekal koliform	0
Havalandırma Tankında, AKM, mg/lt	12000	Deşarj Parametreleri			
Membran Ünitesi, m ³	1x100	BOİ, mg/lt	5		
Membran Yüzey Alanı, m ²	200	TN, mg/lt	5		
Çamur Yaşı, gün	7	TP, mg/lt	1		
Çamur Deşarjı, m ³ /gün	2	AKM, mg/lt	5		

Yapılan bir çalışmada çok katlı binalardaki gri su arıtımının ekonomik fizibilitesini araştırılmıştır (Friedler ve Hadari, 2006). Döner biyodisk (RBC) ve membran biyoreaktör (MBR) sistemleri model olarak seçilerek ekonomik fizibilitesi incelenmiştir (Şekil 13.10). Gri suyun bina içerisinde iletimi üç ana bileşenden oluşmaktadır. Bunlar,

- Daire bazında ham gri suyun toplanması,
- Arıtılan gri suyun çatıdaki depolama tankında toplanması,
- Arıtılan gri suyun dairelerde bulunan tuvaletlere sifon suyu eklenmesidir.

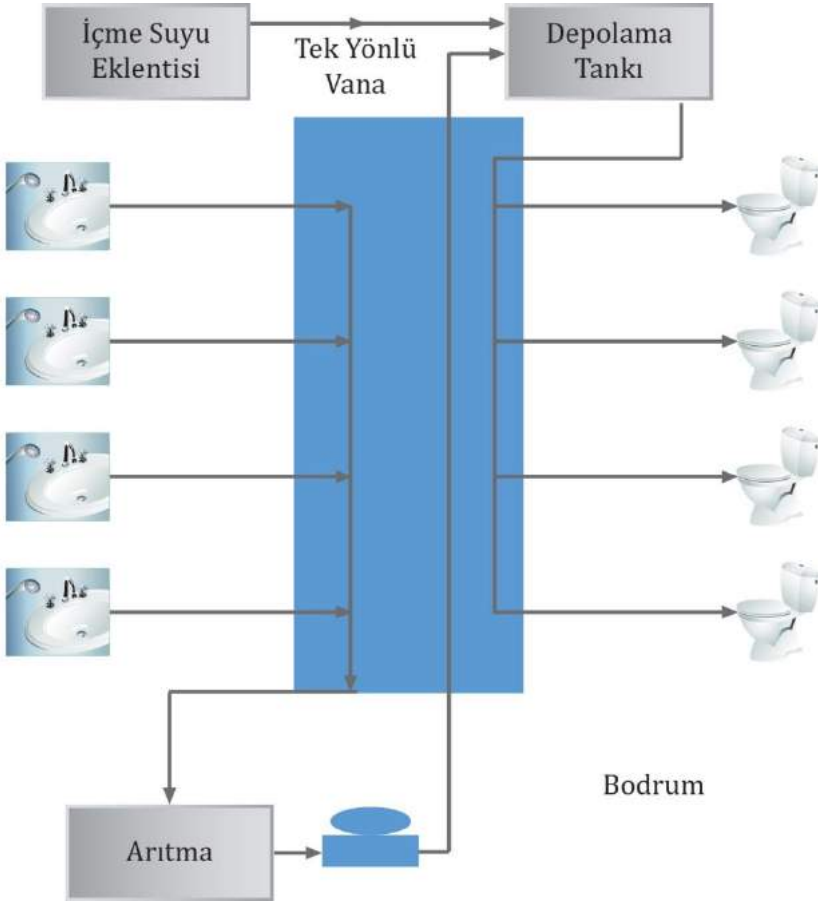
Yatay borular düşük kirlilik yüküne sahip gri sularını (duş, banyo ve lavabo) merkezi dikey toplama borusuna aktarmaktadır. Gri ve siyah suların toplanmasında kullanılan yatay borular çoğu binanın yapımında standart olarak bulunduğu için dolayı ekstra maliyet getirmemektedir. Dahası, çoğu çok katlı binalarda, banyo ve tuvaletler dikey toplama borusuna yakın olduğundan maliyetler azalmaktadır.

Tipik bir “geri dönüşümsüz” binada gri ve siyah suyun birleştirildiği düşey toplama borusu mevcuttur. Gri su geri kazanımı olan bir binada ise düşey toplama borusunun içinde ham gri suyu giriş kattaki depoya ulaştıran bir hat yerleştirilmesi gerekmektedir.

Arıtılan gri su binanın çatısında bulunan depolama tankına gönderilmekte ve oradan da cazibeyle dikey toplama hattına aktarılarak her bir dairenin tuvalet sifonlarına gönderilmektedir. Arıtılmış gri suyun eksikliğinde içme suyu tek yönlü vana ile eklenmektedir.

MBR ünitesi ham gri suyun debisini, kalitesini ve sıcaklığını dengelemek için dengeleme havuzu içermektedir. Devamında membran biyoreaktör ve dezenfeksiyon (klorlama) üniteleri bulunmaktadır. Döner biyodisk (RBC)’te ise bir dengeleme tankını çöktürme tankı ve klorla dezenfeksiyon ünitesi izlemektedir. Şehir ortamında fazla çamur ve diğer çökeltiler kanalizasyona deşarj edilmektedir. Bina yatırım

maliyetlerine bakıldığında, İsrail'deki 20 dairelik bir binadaki yatırım maliyetinin % 0,5'inden az olduğu görülmüştür.



Şekil 13.10 Gri su toplama ve dağıtım hattı şeması (Friedler ve Hadari, 2006)

1 m³ suyun fiyatının 1,16 US \$ ve atıksu deşarj maliyetinin m³ başına 0,3 US \$ olduğu düşünüldüğünde 28 dairelik bir bina için döner biyodisk (RBC) bazlı sistem ekonomik olarak daha uygulanabilir olmaktadır. Ancak, MBR bazlı sistemde ise 37 dairelik bir binada yatırım uygulanabilir hale gelmektedir.

Bununla birlikte 10 kat yüksekliğindeki 4 binanın atıksuları bir araya getirilirse MBR sistemi daha uygulanabilir olmaktadır.

Sistemin geri dönüş maliyeti binanın büyüklüğüne ve suyun maliyetine bağlı olarak hassasiyet göstermektedir. Bunun nedeni, arıtma sisteminin özgün maliyetinin toplam yatırım maliyetinin büyük bir bölümünü oluşturduğu gerçeğidir. Buna karşın iletim sisteminin spesifik maliyeti toplam yatırım maliyetinin yalnızca bir kısmını oluşturmaktadır.

Hareketli yatak biyofilm reaktör ile membran filtrasyonu birleştirilerek (MBBMR) yapılmış bir çalışmada, dört kişilik bir evin gri sularının arıtımını 10 ay boyunca incelenmiştir (Jabornig ve Favero, 2013). Membranların ortalama akısı 12,9 lt/m².st olarak belirlenmiş ve çıkış suyu kalitesi Uluslararası standard/Amerikan Ulusal Standardı'na uygunluk göstermektedir. Gri suların arıtılması için hali hazırda uygulanmakta olan birçok metod bulunmaktadır. Şu ana kadar, basit kaba filtreler gibi düşük teknolojiye sahip sistemler, çok katmanlı biyolojik arıtmalar, membran filtrasyonu ve UV dezenfeksiyonun birlikte kullanıldığı sistemler gibi sistemler kullanılmıştır. Gelişmiş biyolojik arıtma ve patojenlerin giderimi bakımından yenilikçi ve güvenilir bir teknoloji olan aerobik membran biyoreaktör sistemleri bulunmaktadır. Tablo 13.7'de MBR teknoloji ile yapılmış son çalışmalara ait çıkış suyu kaliteleri gösterilmiştir.

Yapılan tüm çalışmalarda organiklerin ve mikroorganizmaların mükemmel giderim verimlerine ulaşılmış ancak, işletme ve tahmin edilen yatırım maliyetleri konusunda net bir sonuca ulaşılamamıştır. MBR teknolojisi sadece az sayıdaki kanalizasyon ve gri su arıtımı uygulamalarında uygulanabilmektedir (Lesjean ve diğ., 2008). Bu sistemin yaygınlaşmasının önündeki en büyük engellerden birisi yatırım ve ticari işletmesinin konvansiyonel biyolojik arıtmaya nazaran daha yüksek olmasıdır (Friedler ve Hadari, 2006; Humeau ve diğ. 2011). Yaygınlaşma karşısındaki diğer kısıt ise membranlardaki tıkanma problemleri olup bunun sonucunda tıkanma kontrolü için membranların yüzeylerinin hava ile sıyırılması için yüksek enerji gerekmektedir.

Tablo 13.7 Gri su arıtımı MBR çalışmalarından örnekler (Lesjean ve diğ., 2008)

Membran Tipi	Su Kaynağı	BOİ ₅ (mg/lt)		KOİ (mg/lt)		AKM (mg/lt)		Toplam Azot (mg/lt)		Toplam Fosfor (mg/lt)		Bulanıklık (NTU)		Kaynaklar
		Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	
Düz-Plaka	Banyo ve mutfak	-	-	493	24,0	90	<1	21,0	10,0	7,40	3,50	-	-	Lesjean ve diğ., (2008)
Düz-Plaka	Sentetik Gri su	-	-	194	17,5	-	-	10,8	2,81 ^a	-	-	-	-	Kraume ve diğ., (2010)
Düz-Plaka	Mutfak sularını içeren gerçek gri sular	-	-	274	13,7	-	-	18,0	1,62 ^a	-	4,40	-	-	Kraume ve diğ., (2010)
Düz-Plaka	Duşlar	-	-	233	21,0	-	-	32,9	9,20 ^a	-	0,85	-	-	Kraume ve diğ., (2010)

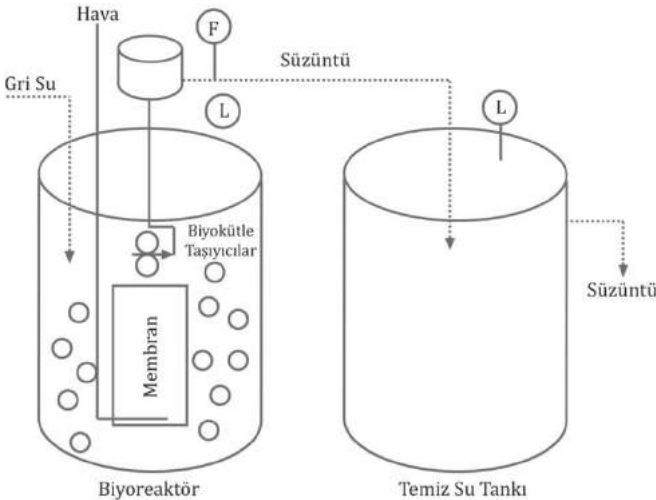
^aToplam azot NH_4-N+NO_3-N toplamından hesaplanmıştır

Tablo 13.7 (Devamı) Gri su arıtımı MBR çalışmalarından örnekler (Lesjean ve diğ., 2008)

Membran Tipi	Su Kaynağı	BOİ ₅ (mg/lt)		KOİ (mg/lt)		AKM (mg/lt)		Toplam Azot (mg/lt)		Toplam Fosfor (mg/lt)		Bulanıklık (NTU)		Kaynaklar
		Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	
İçi Boşluklu Fiber	Çamaşır makinesi, mutfak, banyo ve duş atıksuları	-	-	808	6,57	2180	1,22	-	-	-	-	2131	1,63	Jong ve diğ., (2010)
İçi Boşluklu Fiber	Çamaşır makinesi ve mutfak lavabosu	-	-	463	65,0	78	-	12,2	11,1	0,53	0,18	133	6,90	Bani- Melhem ve diğ., (2012)
İçi Boşluklu Fiber	Spor ve Eğlence Kampı	59,0	4,00	109	15,0	-	-	15,2	5,70	1,00	0,90	29,0	0,50	Merz ve diğ., (2007)

^aToplam azot NH₄-N+NO₃-N toplamından hesaplanmıştır.

Konvansiyonel MBR'ın mahsurlarına alternatif olarak membran biyofilm bioreaktörler (MBfR) geliştirilmiştir (Leiknes ve Ødegaard, 2007). MBfR reaktörü iki bölümden oluşmaktadır. İlk bölümde hareketli biyofilm büyüme ortamı bulunurken, diğer bölümde membran modülleri bulunmaktadır. İçeride biriken çamur ilk bölüme geri çevrilmekte ya da pompa ile sistemden uzaklaştırılmaktadır. Bu proses atıksu ile işletildiğinde konvansiyonel MBR'ye kıyasla daha düşük AKM'ye sahip olduğundan dolayı daha yüksek akılara imkan sağlamaktadır. Daha düşük AKM membranlarda tıkanmayı azaltmakta ve membran bağlantı noktalarında daha az çamur birikmesine imkan vermektedir (Jabornig ve Favero, 2013). Gri su arıtımında kullanılan küçük, yerinde arıtma MBR tesislerinin ilk yatırım ve işletme maliyetlerini düşürmek amacıyla, Jabornig ve Favero (2013) tarafından yapılan çalışmada hareketli yatak biyofilm reaktör ile membran filtrasyonunu bir tank içerisine yerleştirilmiştir (Şekil 13.11). Birleştirilen bu proses hareketli yatak biyofilm membran biyoreaktör (MBBMR) olarak adlandırılmıştır ve Tablo 13.8'de tasarım detayları belirtilmiştir. 10 aylık çalışma sonucunda kombine proses arıtma çıkış suyu uluslararası standartları sağlamış ve enerji ihtiyacı $1,3 \text{ kWh/m}^3$ seviyelerine düşürülebilmıştır.



Şekil 13.11 Hareketli yatak biyofilm membran reaktör pilot tesisine ait akım şeması (Jabornig ve Favero, 2013)

Tablo 13.8 MBBMR pilot tesisine ait işletme parametreleri (Jabornig ve Favero, 2013)

Hareketli Yatak Biyoreaktör	Tasarım
Biyoreaktör tank düşük seviyesi (lt)	110
Biyoreaktör tank yüksek seviyesi (lt)	350
Hidrolik bekletme süresi (st)	24
Biyofilm yükleme hızı (kg BOİ ₅ /m ³ .gün)	0,004
Biyofilm alanı (m ²)	9,4
Biyokütle taşıyıcıları hacmi (lt)	30
Havalandırma açık/kapalı (dk/dk)	1/10, 5/10
Biyoreaktördeki askıda katılar (mg AKM/lt)	100-500
Membran Filtrasyonu	
Membran alanı (m ²)	6
Gözenek çapı (µm)	0,2
Süzüntü çevrim süresi (dk)	6-15
Süzüntü emiş (st/gün)	1-4
Geri-yıkama süresi (sn)	15-30
Hava sıyırma açık/kapalı (dk/dk)	1/10,5/10

KAYNAKLAR

- Abu Ghunmi, L., Zeeman, G., Van Lier, J., Fayyed, M., (2008). Quantitative and qualitative characteristics of grey water for reuse requirements and treatment alternatives: The case of Jordan, *Water Science and Technology*, 58:7, 1385–1396.
- Almeida, M. C., Butler, D., Friedler, E., (1999). At-source domestic wastewater quality, *Urban Water*, 1, 49–55.
- AMSA (2000). *Evaluation of Domestic Sources of Mercury*, Association of Metropolitan Sewerage Agencies, Washington, DC.
- ANZECC (2000). *Australian Water Quality Guidelines for Fresh and Marine Waters*, Canberra, Australian Capital Territory, Australia: Australian and New Zealand Environment and Conservation Council.

- Atasoy, E., Murat, S., Baban, A., Tiris, M., (2007). Membrane Bioreactor (MBR) Treatment of Segregated Household Wastewater for Reuse, *Clean Soil, Air, Water*, 35, 465-472.
- APHA. (2005) In: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, Ed. A. D., Eaton, L. S., Clesceri, E. W., Rice, and A. E., Greenberg, 20th ed. Washington, DC: American Public Health Association.
- Bani-Melhem, K., Smith, E., (2012). Grey water treatment by a continuous process of an electrocoagulation unit and a submerged membrane bioreactor system, *Chemical Engineering Journal*, 198-199, 201-210.
- Birks, R., ve Hills, S., (2007). Characterisation of indicator organisms and pathogens in domestic greywater for recycling, *Environmental Monitoring and Assessment*, 129:1-3, 61-69.
- Donner, E., Eriksson, E., Revitt, D. M., Scholes, L., Lützhøft, H. C. H., Ledin, A., (2010). Presence and fate of priority substances in domestic greywater treatment and reuse systems, *Sci. of the Total Environment*, 408:12, 2444-2451.
- Eriksson, E., ve Donner, E., (2009). Metals in greywater: Sources, presence and removal efficiencies, *Desalination*, 248:1-3, 271-278.
- Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., Ledin, A., (2002). Characteristics of grey wastewater, *Urban Water* 4:1, 85-104.
- Eriksson, E., (2002). Potential and problems related to reuse of water in households. Ph.D. Thesis. Environment and Resources DTU, Technical University of Denmark, ISBN 87-89220-69-2.
- Friedler, E., (2004). Quality of individual domestic greywater streams and its implication for on-site treatment and reuse possibilities, *Environmental Technology*, 25:9, 997-1008.
- Friedler, E., Resnitsky, L., (2004). Study of Boron, Sodium and Chlorides Contribution of Domestic Dishwashers to Municipal Wastewater in Israel and Its Implication on Wastewater Reuse—Present Situation and Long Term Forecasting, Submitted to the Israeli Ministry of Environment, pp. 99 (Hebrew).
- Friedler, E., (2008). The water saving potential and the socio-economic feasibility of greywater reuse within the urban sector—

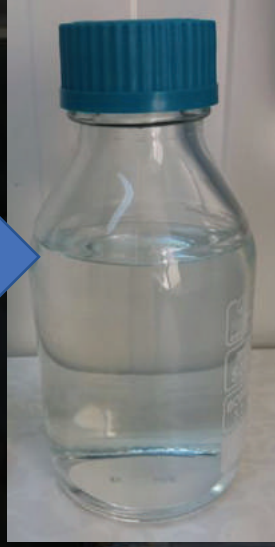
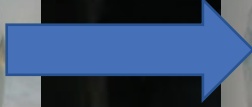
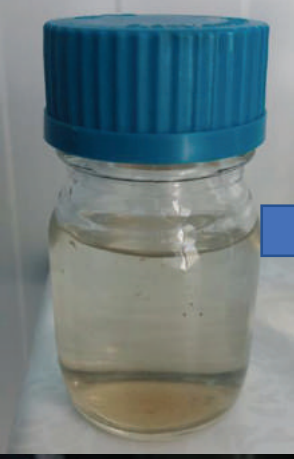
Israel as a case study, *International Journal of Environmental Studies*, 65:1, 57–69.

- Friedler, E., Hadari, M., (2006). Economic feasibility of on-site greywater reuse in multi-storey buildings, *Desalination*, 190, 221-234.
- Gilboa, Y., ve Friedler, E., (2008). UV disinfection of RBC-treated light greywater effluent: Kinetics, survival and regrowth of selected microorganisms, *Water Research* 42:4–5, 1043–1050.
- Gross, A., Maimon, A., Alfiya, Y., Friedler, E., (2015). *Greywater Reuse*, Chapter 1. *Greywater Characteristics*, CRC Press, IWA Publishing.
- *Grey Water Recycling & Reuse, Towards a Sustainable Unitization of Domestic Water*, (2011). Egyptian-German Private Sector Development Programme (PSDP), Editor: Dr. Wael Abdelmoez Mohamed, Cairo.
- Humeau, P., Hourlier, F., Bulteau, G., Massé, A., Jaouen, P., Gérente, C., Faur, C., Le Cloirec, P., (2011). Estimated costs of implementation of membrane processes for on-site greywater recycling, *Water Science and Technology*, 63, 12.
- Jabornig, S., Favero, E., (2013). Single household greywater treatment with a moving bed biofilm membrane reactor (MBBMR), *J. of Mem. Sci.*, 446, 277-285.
- Jefferson, B, Palmer, A, Jeffrey, P, Stuetz, R, Judd, S., (2004). Grey water characterisation and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse, *Water Science and Technology*, 50:2, 157–164.
- Jong, J., Lee, J., Kim, J., Hyun, K., Hwang, T., Park, J., Choung, Y., (2010) The study of pathogenic microbial communities in graywater using membrane bioreactor, *Desaliantion*, 250, 568-572.
- Kennedy, M. D., Kamanyi, J., Salinas-Rodriguez, S. G., Lee, N. H., Schippers, J. C., Amy, G., (2008). Water treatment by microfiltration and ultrafiltration. In: *Advanced Membrane Technology and Applications*, Ed. Li, N. N., Fane, A. G., W Ho, W. S. W., Matsuura, T., Hoboken, N. J., John Wiley & Sons.

- Kraume, M., Scheumann, R., Baban, A., Elhamouri, B., (2010). Performance of a compact submerged membrane sequencing batch reactor (SM-SBR) for greywater treatment, *Desalination*, 250, 1011-1013.
- Leiknes, T., ve Ødegaard, H., (2007). The development of a biofilm membrane bioreactor, *Desalination*, 202, 135-143.
- Lesjean , B., ve Gnirss, R., (2006). Grey water treatment with a membrane bioreactor operated at low SRT and low HRT, *Desalination*, 199, 432 – 434.
- Lesjean, B., ve Huisjes, E.H., (2008). Survey of the European MBR market: trends and perspectives, *Desalination*, 231, 71-81.
- Li, F., (2009). Treatment of household grey water for non-potable reuses, PhD thesis, Hamburg University of Technology.
- Li, F., Wichmann, K., Otterpohl, R., (2009). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses, *Science of the Total Environment*, 407, 3439-3449.
- Ludwing, A., (2000). A Compendium of greywater mistakes and misinformation on the web.
- Meinzinger, F. ve Oldenburg, M., (2009). Characteristics of source-separated household wastewater flows: A statistical assessment, *Water Science and Technology*, 59:9, 1785–1791.
- Merz, C., Scheumann, R., Elhamouri, B, Kraume, M., (2007). Membrane bioreactor technology for the treatment of greywater from a sports and leisure club, *Desalination*, 215, 37-43.
- Metcalf ve Eddy, (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, Ed. Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D., New York: McGraw-Hill.
- Morel, A. ve Diener, S., (2006). Greywater Management—in Low and Middle-Income Countries. Sandec (Water and Sanitation in Developing Countries) at Eawag (Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology), Vol. 14/06.
- Nolde, E., (2000). Grey water reuse systems for toilet flushing in multi-storey buildings-over ten years of experience in Berlin, *Urban Water*, 1, 275-284.

- Nolde, E., (1996). Greywater Reuse in Households-Experience from Germany. In J. Staudenmann, A. Schönborn, & C. Etnier (Eds.), Proceedings of the Second International Conference on Ecological Engineering for Wastewater Treatment. Environmental Research Forum Volumes 5–6, In Recycling the Resource–Ecological Engineering for Wastewater Treatment (pp. 55–64), September 18–22, 1995, Wädenswil, Zürich, Switzerland.
- Paris, S., Schlapp, C., (2010). Greywater recycling in Vietnam-Application of the HUBER MBR process, Desalination, 250, 1027-1030.
- Ramon, G., Green, M., Semiat, R., Dosoretz, C., (2004). Low strength graywater characterization and treatment by direct membrane filtration, Desalination 170:3, 241–250.
- Santasmanas, G., Rovira, M., Clarens, F., Valderrama, C., (2013). Grey water reclamation by decentralized MBR prototype, Resources, Conservation and Recycling, 72, 102-107.
- Salvato J.A., (1992.) Environmental Engineering and Sanitation, 4th edn. Wiley, New York.
- Salvato J.A., (1994). Environmental Engineering and Sanitation-supplement 4th edn. Wiley, New York.
- <URL>: MBR Atıksu Aritma Sistemleri Ltd, (2017). <http://www.mbraritma.com.tr/files/Hilton.pdf>, 05.12.2017.

MEM-TEK tarafından gerçekleştirilen pilot ölçekli çalışmada atıksu arıtma tesisi çıkışından alınan su geri kazanılarak içme suyu kalitesinde su elde edilmiştir.



**Çin'in Yunnan eyaletinin
Kunming şehrinde bulunan bu
yeşil alanın altında bir MBR
tesisi bulunmaktadır.**



BÖLÜM 14

EVSEL ATIKSULARIN MEMBRAN TEKNOLOJİLERİ İLE GERİ KAZANIMI

Derya Y. Köseoğlu-İmer^{1,2}, Serkan Güçlü^{1,2} ve İsmail Koyuncu^{1,2}

14.1. Giriş

Artan nüfus ve endüstrileşme, dünyada ve ülkemizde kullanılabilir temiz su kaynaklarının azalmasına sebep olmaktadır. Bunun nedenleri, Dünya nüfusunun artmasıyla kişi başına düşen su miktarının azalması, nüfusla beraber artan sanayi faaliyetlerinin su ihtiyaçlarının artması, hızlı kentleşme ile su kaynaklarının yok edilmesi ve tarımsal sulama ihtiyacının artmasıdır. Su kullanımının artması ile birlikte su kıtlığı da yaşanmaya başlamıştır.

Türkiye'nin ekonomik olarak kullanılabilir su miktarı, kişi başına yıllık 1500 m³ civarındadır. Kişi başına yıllık 1000-2000 m³ suyu bulunan ülkeler su stresi altında sayılmaktadır. Ülkemizde bölgesel su problemi yaşanmaktadır. Diğer bir deyişle bazı bölgelerde yeterli su var iken, diğer bölgelerde yeterli su bulunmamaktadır. Su bulunmayan bölgeler için alternatif su temini yöntemlerinin uygulanması gerekmektedir. Bu yöntemler, su dağıtım sistemlerindeki su kayıplarının azaltılması, evsel ve endüstriyel atıksuların geri kazanılması ve hangi kalitede su gerekli ise o kalitede suyun sürekli olarak sağlanmasıdır (içme suyu, yıkama suyu, sulama suyu, endüstriyel su vb.). Tablo 14.1'de Cisneros (2014) tarafından yapılan su yeterliliği sınıflandırması ve su geri kazanımı ihtiyacı verilmiştir.

¹ İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İTÜ

² Prof. Dr. Dincer Topacık Ulusal Membran Teknolojileri Uyg-Ar Merkezi, İTÜ

Tablo 14.1 Su sınıflandırması ve su geri kazanımı ihtiyacı (Cisneros, 2014)

Sınıflandırma	Sınır değeri (m³/kişi-yıl)	Su geri kazanımı
Su stresi olasılığı	<1700	Önerilmekte
Su kıtlığı	<1000	Gerekli
Minimum yaşam sınırı	<100	Kesinlikle uygulanmalı ve daha başka alternatif su kaynakları bulunmalı

Ülkemizde kullanılan suyun %70-75 oranının tarım ve yeşil alan sulamasında, %10-15 oranının da endüstride kullanıldığı ve son yıllarda yaşanan su kıtlığı da düşünüldüğünde, kentsel atıksuların tarımsal maksatlı ve endüstriyel atıksuların soğutma ve proses suyu olarak geri kazanımı büyük önem arz etmektedir. Arıtılan atıksular yeraltına (akiferlere) enjekte edilebilmekte ve rekreasyon maksatlı kullanılan alanlara (göller vb.) beslenebilmektedir. Dolaylı olarak, yangın suyu ve tuvaletlerde geri kazanım ve doğrudan içme suyu olarak geri kazanım alternatifleri de mümkün olabilmektedir. Atıksuların geri kazanımındaki teknoloji gereksinimi, geri kazanılacak suyun kullanım maksatları ile ilişkilidir. Su, tarımsal veya yeşil alan sulamasında kullanılacak ise iyi bir şekilde dezenfekte edilmiş biyolojik arıtma çıkışı yeterli olabilmektedir. Ancak, doğrudan veya dolaylı kullanım suyu olarak geri kazanım sözü konusu olacak ise daha ileri arıtma alternatifleri (membran teknolojileri, aktif karbon ve ileri oksidasyon yöntemleri vb.) gündeme gelmelidir.

Bu bölümde, evsel atıksuların geri kazanımı ve alternatif bir su kaynağı olarak değerlendirilmesi ve özellikle membran teknolojilerin kullanıldığı geri kazanım teknolojileri hakkında detaylı bilgiler sunulmuştur.

14.2. Evsel Atıksuların Geri Kazanımının Önemi

Dünya’da su tüketimi gün geçtikçe artmakta, buna karşılık mevcut su kaynakları azalmaktadır. Dünya’da kişi başına su tüketimi yılda ortalama 800 m³ civarındadır. Dünya nüfusunun yaklaşık %20’sine karşılık gelen 1,4 milyar kişi yeterli içme suyuna, 2,3 milyar kişi ise sağlıklı suya ulaşmamaktadır. Bazı tahminler, 2025 yılından itibaren 3 milyardan fazla insanın su kıtlığı ile karşılaşacağını göstermektedir. Dünya Gıda ve Tarım Teşkilatı (FAO-Food and Agriculture Organization) verilerine göre, 1995 yılında su kıtlığı ve su stresi yaşayan nüfusun dünya nüfusuna oranı sırası ile %29 ve %12 iken, 2025 yılında bu oranların %34 ve %15’e yükselmesi beklenmektedir. Son on yılda 18 ülke su kıtlığı problemi ile karşı karşıya kalmıştır. Bunlar, Ortadoğu ve Kuzey Afrika ülkeleri ile bazı Avrupa ve Asya ülkeleridir. 2025 yılında bu sayının 29 ve 2050 yılında 54’e, bu şartlarda yaşamak zorunda kalan nüfusun da 3,76 milyara yükselmesi beklenmektedir. Bu duruma göre, 2050’de 9,4 milyar olması beklenen dünya nüfusunun %40’ı su sıkıntısı çekecektir (WWF-Türkiye, 2008).

Global düzeydeki su sıkıntısı problemlerine karşılık, özellikle yoğun su tüketen endüstrilerin ve tarımsal faaliyetlerin olduğu bölgelerde, yeterli olmayan su kaynaklarının daha fazla tüketilmemesi için bazı önlemler alınmalıdır. Bu önlemler Şekil 14.1’de gösterildiği gibi su geri kazanımı, suyun içme ve kullanma amacıyla depolanması, suyun havzalar arasında optimum şartlarda iletilmesi ve desalinasyon teknolojileri şeklinde olabilir. Desalinasyon özellikle tatlı su kaynaklarının yetersiz olduğu durumlarda deniz suyundan içme ve kullanma suyu eldesini sağlamaktadır. Suyun iletilmesi ve suyun depolanması su temini projeleri ile uygulamaya alınan önlemlerdir. Su geri kazanımı ise son yıllarda uygulamalarını gördüğümüz temiz suya olan bağımlılığı azaltan bir yöntemdir.

Dünya’da yaşanan bu kuraklıklar ve beraberinde su kıtlığı ile birlikte, önerilen yöntemler arasında kentsel atıksuların ileri teknolojiler ile arıtılıp geri kazanımı ve yeniden kullanımı büyük bir önem kazanmıştır.

Son yıllarda Dünya’da bu konuda yapılan çalışmalara hız verilmiştir. Su geri kazanımı hem bölgesel hem de ulusal ölçekte suyun sürdürülebilirliğinin önemli bileşeni haline gelmektedir. Özellikle tekstil, kağıt ve gıda endüstrisi gibi yüksek su tüketen endüstrilerin artması, bu endüstrilerin su ihtiyaçlarını karşılayacak kaynakların bulunmasında yaşanan zorluklar, tarımsal faaliyetlerin yoğun olduğu bölgelerdeki su kıtlığı problemleri ve su maliyetlerindeki artışlar, atıksuların uygun teknolojiler ile arıtılarak geri kazanımını gerekli kılmaktadır.



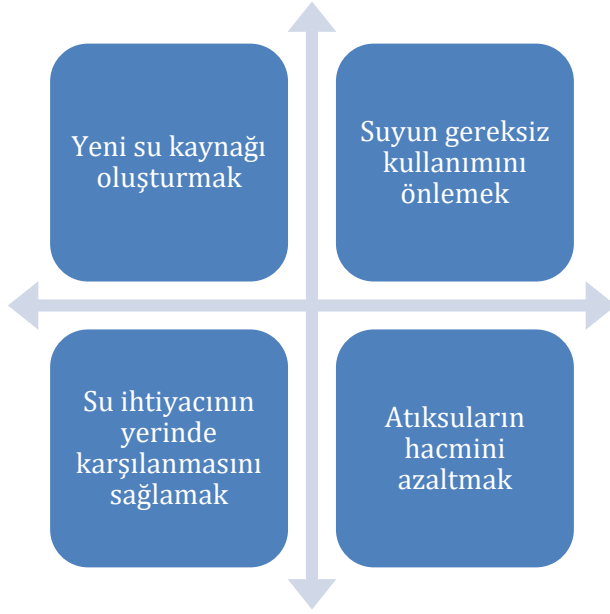
Şekil 14.1 Alternatif su temini yöntemleri

Suyun geri kazanılmasını ön plana çıkaran pek çok tetikleyici etken vardır. Bunlar aşağıda sıralanmıştır:

- Susuzluk problemine uzun süreli çözüm arayışı
- Geri kazanılan suyun maliyetinin deniz suyundan su eldesi maliyetinden düşük olması
- Tarım alanları gibi yüksek su ihtiyacı olan alanların çevresinde oluşan nispeten düşük kirlilik özelliklerine sahip atıksuların yeniden kullanılabilir su potansiyelinin değerlendirilmesi
- Bazı durumlarda su geri kazanım maliyetlerinin atıksuyu doğrudan deşarj etme maliyetlerinden daha düşük olması

- Deşarj standartlarının çok sıkı olduğu bölgelerde atıksu arıtma maliyetlerinin suyun geri kazanımı ve yeniden kullanımı ile düşürülmesi
- Suyun sürdürülebilirliği çerçevesinde geri kazanım teknolojilerine olan ihtiyacın artması
- Yüksek su talebinin olduğu endüstrilerde suyun geri kazanımı işe oluşan memnuniyet ve çevre koruma bilincinin gelişmesi

Atıksu geri kazanımında sağlanacak en büyük fayda, mevcut yeraltı ve yüzeysel su kaynaklarına olan bağımlılığın azalması, büyük hacimlerdeki temiz su kullanımının önüne geçilmiş olması ve temiz su kütlelerinin ekolojik yaşamının koruma altına alınacak olmasıdır. Bu çerçevede su geri kazanımındaki temel motivasyon faktörleri Şekil 14.2'de gösterilmektedir.



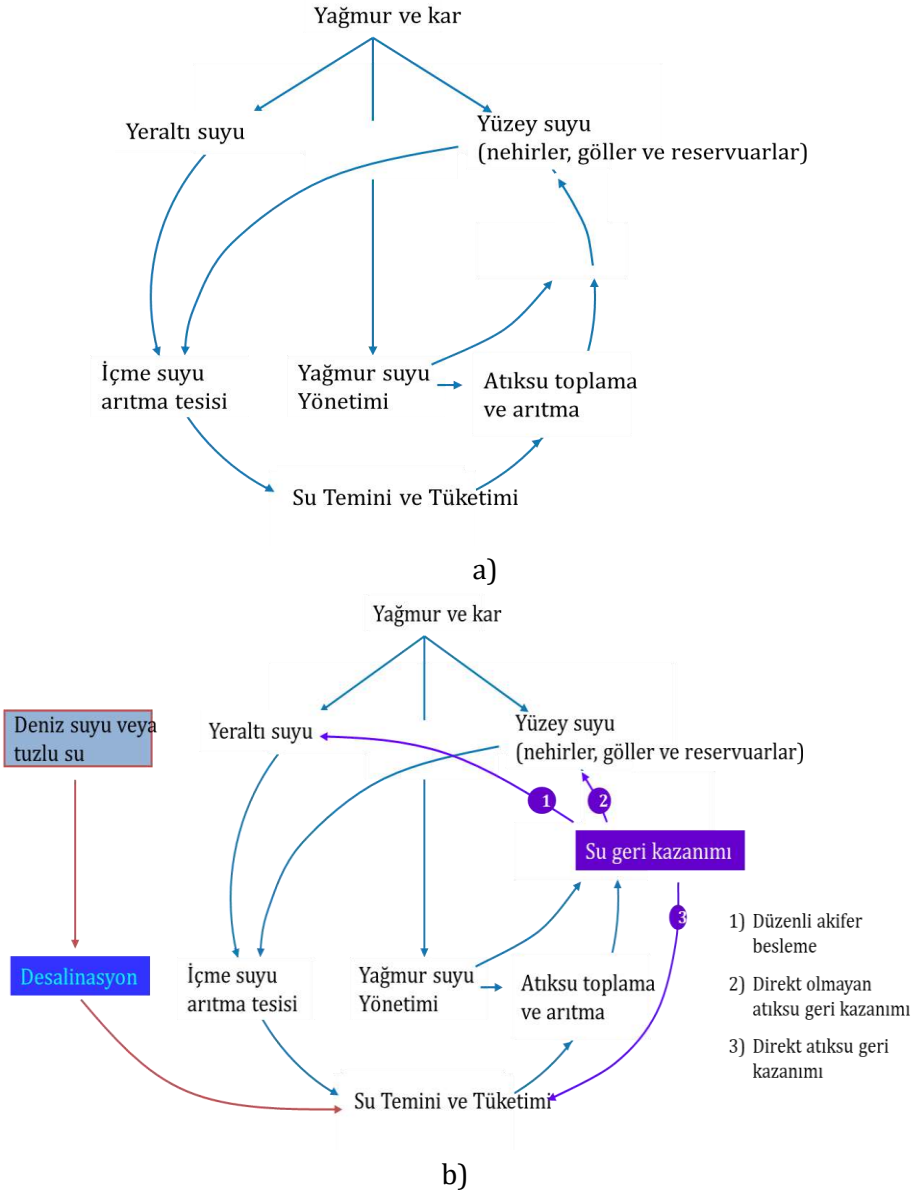
Şekil 14.2 Su geri kazanımında motivasyon faktörleri

Suyun yeniden kullanımı aynı miktarda suyun belirli bir amaç için düzenli olarak geri kazanılarak kullanılmasını ifade etmektedir.

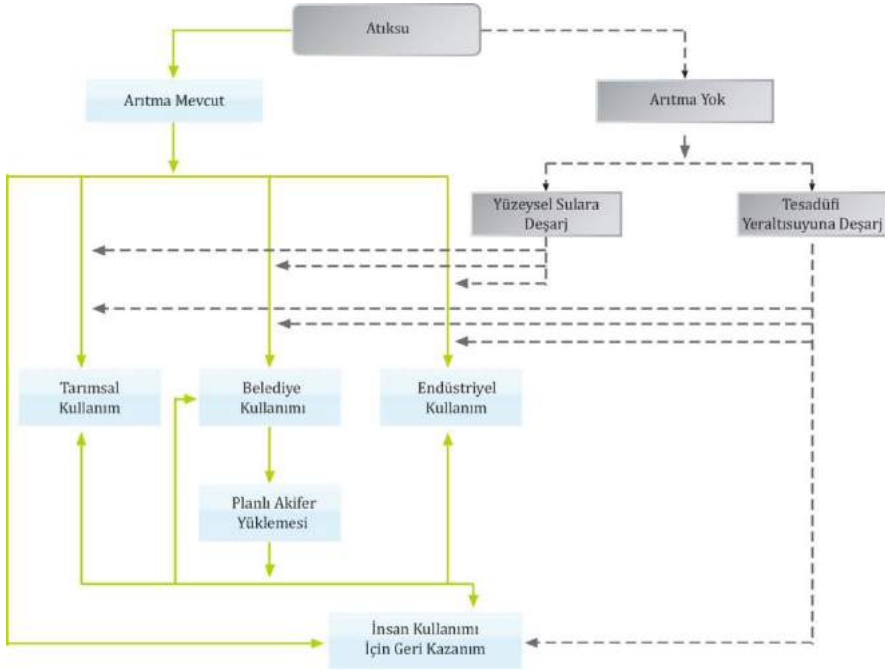
Atıksuların iyileştirilmesi kavramı ise atıksuyun aynı amaç için yeniden kullanılabilir hale getirilmesini ifade ederken, atıksu geri dönüşü kavramı suyun bir arıtma basamağından geçirilerek farklı bir proseste kullanımı anlamına gelmektedir. Bu tanıma göre atıksu geri kazanımı özel olarak geliştirilen teknolojik bir uygulamayı içermelidir (Cisneros, 2014).

Su geri kazanımındaki teknoloji gelişmelerle birlikte, doğadaki hidrolojik döngü içerisinde dolaylı veya doğrudan su geri kazanımı da gösterilir hale gelmiştir. Şekil 14.3a ve b’de konvansiyonel su çevrimi ve alternatif su temini yöntemlerinin de ilave edildiği su çevriminin şematik gösterimi sunulmuştur. Şekil 14.3a’da içme suyu kaynağı olarak kullanılan yeraltı ve yüzey suyunun içme suyu arıtma tesisine beslenmesi ve sonrasında tüketilen suların ise atıksu arıtma tesisinde arıtılıp tekrar yüzey suyuna verilmesi görülmektedir. Şekil 14.3b’de ise hidrolojik döngü içerisinde alternatif su yönetimi teknikleri olan desalinasyon ve su geri kazanım aşamalarının konvansiyonel su temini çevrimine eklendiği şematik şekil gösterilmektedir. Bu şemalardan da görüleceği üzere evsel atıksulardan su geri kazanımının doğal su temini çevrimine eklenmesi durumunda, bu suların yeraltı ve yüzey sularına beslenmesiyle mevcut su hacimlerinin azalması engellenmektedir.

Su geri kazanımına dair diğer bir akım şeması, Şekil 14.4’te verilmiştir. Doğrudan ve dolaylı yoldan atıksuların yeniden kullanımını gösteren bu şemada doğrudan kullanımda atıksu bir arıtma teknolojisinden geçmekte ve bu teknoloji sonucunda geri kazanılan su direkt olarak endüstri veya tarımsal amaç için istenilen yerde kullanılmaktadır. Bu amaçla yapılacak geri kazanımda uygulanacak atıksu arıtma yöntemi geri kazanılan suyun ne amaçla kullanılacağına bağlı olarak seçilmektedir. Dolaylı atıksu kullanımında ise arıtma yapılmamış yeraltı veya yüzeysel sulara deşarj edilmiş atıksular, mevcut geri kazanılan su aşamasıyla karıştırılarak kullanılmaktadır.

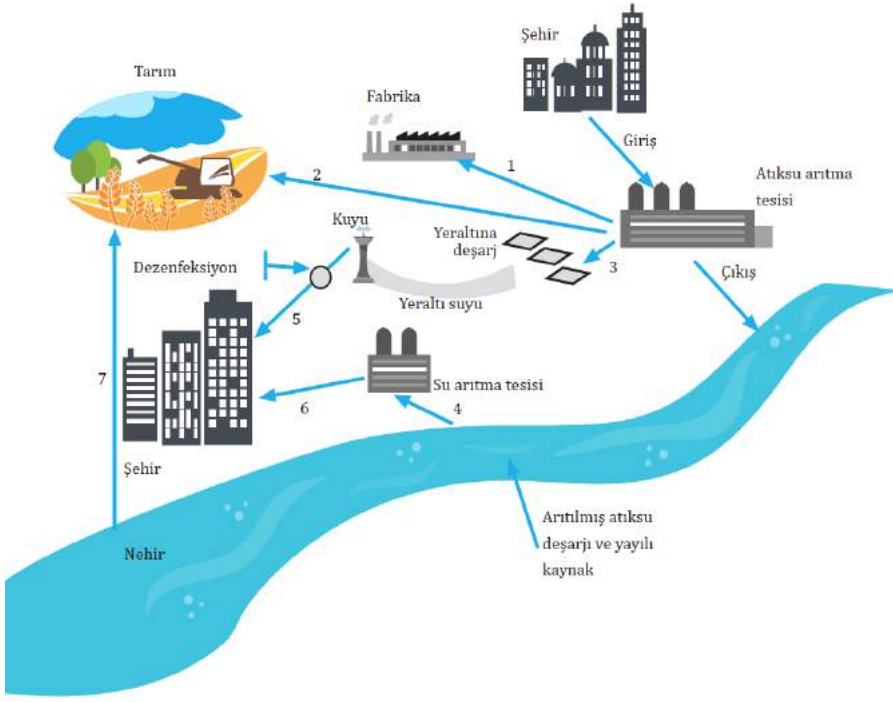


Şekil 14.3 Su çevrimi a) Konvansiyonel su çevrimi b) Alternatif yöntemlerinin su çevrimi içindeki yeri



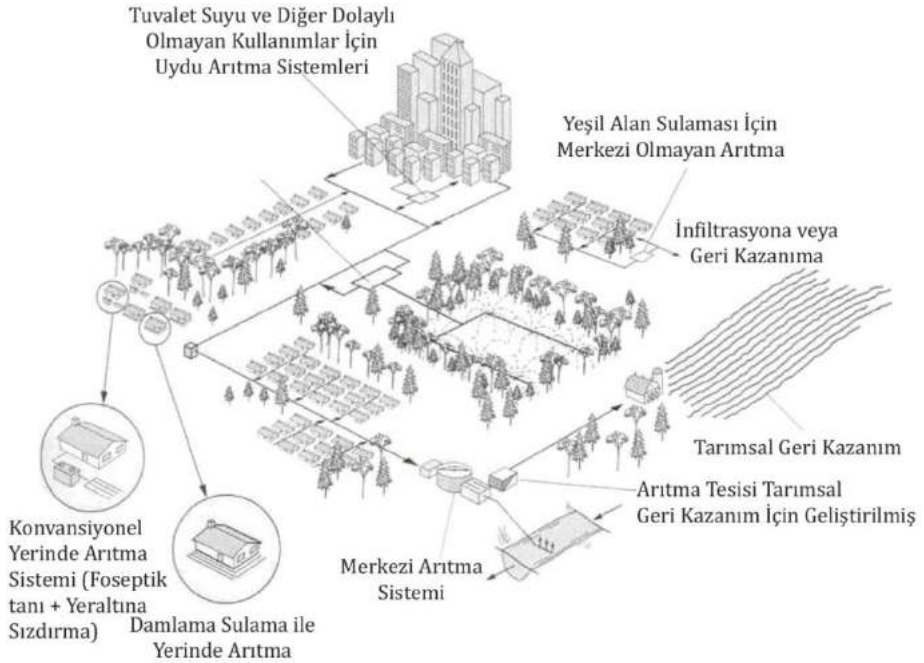
Şekil 14.4 Atıksuyun doğrudan ve dolaylı kullanımı tipleri (Cisneros, 2014)

Şekil 14.5'te ise geri kazanılan suların genel kullanım alanları gösterilmiştir. Bu kullanım alanları, endüstriyel geri kullanım, doğrudan tarımsal geri kullanım, yeraltına deşarj ve nehirlerden dolaylı kullanım olarak sayılabilir. Bu alanlardan en çok son yıllarda tarımsal sulama için geri kullanım ve endüstriyel geri kullanım tercih edilmektedir. Bunun nedeni en çok su tüketen alanların tarımsal ve endüstriyel faaliyetler olmasıdır. Bu kullanım alanları ve geri kazanılan su potansiyelinin dengesi yapılacak fizibilite çalışmaları ile belirlenmelidir.



Şekil 14.5 Atıksu geri kazanım uygulamaları (1:Doğrudan endüstriyel geri kullanım 2: Doğrudan tarımsal geri kullanım 3: Yeraltına deşarj 4: Nehirden dolaylı kullanım 5: Kuyulardan dolaylı kullanım 6: İçme suyu şebekesine 7: Dolaylı tarımsal kullanım) (EUREAU, 2004)

Atıksu geri kazanım tesisi yeri seçiminde geri kazanımının amacı ve uygulanabilirliği çok önemlidir. Arıtma sistemleri, Şekil 14.6'da gösterildiği gibi merkezi, merkezi olmayan, uydu ve yerinde arıtma sistemleri şeklinde olabilmektedir. Merkezi arıtma sisteminde geri kazanılacak atıksuyun kullanılacak bölgelere olan mesafesi çok fazla ise uydu arıtma sistemleri yapılarak, arıtılan atıksuyun uzak mesafelere taşınması sorunu önlenir. Bunun yanında, merkezi kanalizasyon sistemine bağlı olmayan yerleşimler için merkezi olmayan arıtma uygulanabilir ve arıtılan atıksu, aynı bölgede tekrar yeşil alan sulaması için kullanılabilir. Ayrıca, hiç kanal sisteminin olmadığı yerlerde de, yerinde arıtma sistemleri ile arıtılan atıksuyun tekrar aynı bölgede geri kullanımı sağlanabilir.



Şekil 14.6 Merkezi, merkezi olmayan, uydu ve yerinde arıtma sistemlerinin yeri (Asano ve diğ., 2007)

14.3. Geri Kazanılan Atıksuların Kullanım Alanları

Evsel atıksulardan su geri kazanımı teknolojilerinin planlanması ve uygulanmasında, geri kazanılmış suyun halk ve çevre sağlığı açısından gerekli güvenilirlik derecesini sağlaması beklenmektedir. Prensipinde, atıksu veya düşük kaliteli sular, yeterli arıtma sağlandığı sürece diğer bir deyişle su kalitesi gereksinimi sağlandığı sürece herhangi bir amaç için kullanılabilir. Uygun teknolojiler ile kalite standartları sağlamış geri kazanılan sular, tarımsal sulama, peyzaj amaçlı sulama, endüstriyel geri kazanım ve yeniden kullanım ve yeraltı suyunu zenginleştirmeyi içermektedir. Özellikle evsel atıksu arıtma tesislerinden geri kazanılan sular, sınırları yönetmeliklerce belirlenmiş tarımsal ve peyzaj sulamaları ile ilgili uygulamalarda yaygın olarak kullanılmaktadır. Küresel bakışta suyun yeniden kullanımı/geri kazanımı uygulamaları, mevcut su

kaynaklarının yerine geçmek ya da su kaynaklarını arttırmak amacıyla kullanılmakta ve geliştirilmektedir. Genelde, su yeniden kullanım uygulamaları 7 kategoriden oluşmaktadır. Bunlar, tarımsal sulama, peyzaj sulaması, endüstriyel tekrar kullanım, yeraltı suyu zenginleştirme, çevresel ya da rekreasyonel kullanımlarda, içme suyu harici kentsel kullanım ve doğrudan ya da dolaylı yoldan içme suyu amacıyla tekrar kullanımdır. Her bir kategori ilgili su kullanım miktarı, spesifik su gereksinimi ve lokal ve bölgesel olarak kullanımı sınırlayan faktörler bakımından farklılık göstermektedir. Aşağıda alt başlıklar halinde geri kazanım suyunun kullanıldığı uygulamalar detaylandırılmıştır (Wachinski, 2013).

14.3.1. Tarımsal Sulama Amacıyla Kullanım

Atıksuyun yeniden kullanımı ile ilgili olarak tarımsal sulama, hacim bakımından en önemli payı oluşturan ve tüm Dünya'da özellikle tarımsal faaliyetlerin yüksek olduğu gelişmiş ülkelerde yüksek talep gören önemli bir kullanım alanıdır (Leverenz ve Asano, 2011). Atıksuyun tarım için yeniden kullanımı çok eski bir uygulama olmasına rağmen hala yağmur hariç sulamanın %1'inden az bir kısmını oluşturmaktadır (Cisneros, 2014). Geri kazanım suyunun tarımsal kullanımındaki üstünlük ve mahsurları Tablo 14.2'de verilmiştir (Wachinski, 2013).

Atıksuların direkt veya arıtılarak tarımsal faaliyetler için yeniden kullanımı çiftçiler açısından sıfır veya düşük maliyetli ve yüksek gübre içeriğine sahip bir su sağladığından dolayı üstünlük sağlamaktadır. Atıksu içerisinde bulunan bazı nütrientler tarımsal üretim verimini artırıp ek gübre ihtiyacını düşürmektedir. Arıtılmış veya arıtılmamış atıksu, tarım için direkt kullanılabilir veya nehir ve göllere beslenerek dolaylı yollardan da kullanım imkanı sağlamaktadır (Cisneros, 2014).

Tablo 14.2 Tarımsal faaliyetler için geri kazanım suyunun kullanımının üstünlük ve mahsurları (Cisneros, 2014)

Üstünlükler	Mahsurlar
<ul style="list-style-type: none">• Organik maddeleri ve diğer besi maddeleri toprağa geri kazandırır• Gübre kullanımını azaltır• Atıksu arıtılmış olsa bile kirleticilerin yüzeysel sulara deşarjı engellenmiş olur• Eğer uygulanan toprak geçirimli ise akiferlerin beslenmesini sağlar• Fakir bölgelerde gübre özelliği ile ekonomiye katkı sağlar• Kurak ve yarı kurak bölgelerde tarım yapılabilme imkanı sağlar• Düşük maliyetli bir atıksu bertarafı sağlar	<ul style="list-style-type: none">• Faydaları maksimize etme ve sorunları minimize etme açısından çok dikkatli planlanmalıdır• Eğer uygun prosedürler uygulanmazsa, su tuzluluğu ve metal içeriği toprağın kalitesini zaman içerisinde bozar• Kontrolsüz koşullarda atıksu içerisindeki patojenler insanlar, hayvanlar ve bitkiler için sağlık problemi ve toksik etki oluşturabilir• Yaygın kullanım için devlet teşviğine ihtiyaç duyulur• Atıksu üretimi devamlı olduğu için sulamaya ihtiyaç olmadığı anlarda depolama ihtiyacı doğabilir• Patojenlerin varlığı, toprağın ve akiferin kirlilik olasılığı, tuzluluk, toksisite, tarımsal ürünün markette kabul edilebilirliği riskleri vardır

Tarımsal sulama için geri kazanılmış sularda dikkate alınması ve sürekli olarak kontrol edilmesi gereken parametreler, tuzluluk, sodyum, iz elementler, aşırı klor kalıntısı ve nütrientlerdir. Suda çözülmüş halde bulunan tuz miktarı olarak tanımlanan tuzluluk, bitkilerin büyümesini direkt olarak etkilemekte, tarımsal ürünlerin kalitesini bozmakta ve bunların yanında toprak özelliklerini uzun süreli olarak kötüleştirmektedir. Bu nedenle limit değerlerin belirtildiği yönetmelik hakkında bilgi sahibi olunmadığında, hem toprak hem de suyun tuzluluğu sulanan bitkilerin büyümesi ve gelişmesinde uzun süreli verim kayıplarına sebep olmaktadır.

Çoğunlukla, sulamada kullanılan suyun tuzluluk açısından uygun olup olmadığı, o sudan alınan bir numunenin “elektriksel iletkenliği (ECw)” ya da “özgül iletkenliği” ne bakılarak değerlendirilmektedir. Eğer sulama suyunda tuz tehlikesi ve toksik kimyasal madde kirliliği söz konusu ise geri kazanılan su ile mevcuttaki ham su temini kaynağının karıştırılması, suyun kalitesinde genel bir iyileşme sağlayabilmekte ve potansiyel toksisite problemini azaltabilmektedir. Toprakta emilen tek değerlikli (Na^+) ve iki değerlikli (Ca^{2+}) katyonların konsantrasyonuna bağlı olarak suların seyreltilmesi özellikle sodyum problemini önlemektedir (Bunani ve diğ., 2015). Eysel atıksulardan geri kazanılan suların tarımsal kullanımında dikkat edilmesi gereken kirletici türleri aşağıda sıralanmıştır.

Biyolojik Kirleticiler: Bu kategoride virüsler, bakteriler, protozoalar ve helmint yumurtaları olmak üzere 4 çeşit biyolojik kirletici bulunmaktadır. Bu kirleticiler atıksuda bulunan ve geri kazanım teknolojisi ile giderilememiş olan sulama sırasında toprağa ve bitki yapısına geçme riski olan ve aynı zamanda insan sağlığına zararlı olan organizmaları içermektedir. WHO 1989’da biyolojik kirleticiler bakımından ağırlıklı riskin helmint yumurtalarından kaynaklandığını ve bunu bakterilerin ve virüslerin takip ettiğini belirtmiştir (Cisneros, 2014).

Kimyasal Kirleticiler: Kimyasal kirletici kategorisinde sağlıkla ilgili en önemli tehlike ağır metallerdir. Bunların çoğu eser miktarlarda biyolojik açıdan faydalıdır. Ancak yüksek konsantrasyonlarda zararlı etkilere sahiptir. Kobalt ve bakır gibi bazı elementlerin tarımsal sulamada insan sağlığına etki yapacak bir konsantrasyon sınırı olmadığı belirlenmiştir. Bor, flor ve çinkonun ise limit değerleri bulunmaktadır. Özellikle kadmiyum bu kategoride en önemli riski taşıyan kirleticidir. Çünkü zamanla toprakta birikir ve buradan insan vücuduna geçen kadmiyum bazı organlarda birikerek uzun vadede toksik etkiye sebep olmaktadır. Et ve süt ürünleri bu kirleticilerden doğrudan etkilenmez. Genellikle kadmiyum endüstriyel atıksularda bulunur ve bu suların geri kazanımında risk taşımaktadır (Cisneros, 2014).

Organik Kirleticiler: Atıksuların tarımsal kullanımında organik kirleticilerin etkisine dair kanıtlanmış bir bilgi yoktur. Kantitatif risk analizlerine göre riskler önemsiz gibi görünmektedir. Çoğu toksik organik madde yüksek moleküler ağırlıktadır. Böylece bitkiler tarafından absorbe edilemez ve toprakta kalırlar. Asıl önemli etki bitkileri korumak için doğrudan üzerlerinde kullanılan pestisitlerin yapraklar ve meyveler üzerinde birikmesiyle oluşmaktadır (Cisneros, 2014).

Son yıllarda öncelikli kirleticiler ile ilgili çalışmalara ağırlık verilmiştir. Birçok ülkenin yasal mevzuatında kirletici sınıfında bulunmayan bu kirleticiler zararlı etkileri, suda ve karada yaşayan canlılar üzerinde endokrin ve üreme fonksiyonları üzerindeki bozucu özellikleri sonrası bilim insanları tarafından özellikleri ve etkileri araştırılmaya ve çevredeki akıbetleri de incelenmeye başlanmıştır. Arıtılmış olsa bile atıksu kaynaklı olarak devamlı çevreye salınmaları ve yaygın biçimde görülmesi endişeleri de beraberinde getirmektedir (Cisneros, 2014).

14.3.2. Geri Kazanım Sularının Kentsel İhtiyaç İçin Kullanımı

Önümüzdeki on yıl içinde dünya nüfusunun %60'ının şehirlerde yaşayacak olması öngörüldüğünden kentsel yerleşim bölgelerinin su ihtiyacının daha da artması beklenmektedir. Bu nedenle tarımsal sulama dünya ölçeğinde yeniden kullanım yönünde en büyük hacmi oluşturmaktadır. Bundan dolayı, bölgesel düzeyde kentsel ihtiyaç için su geri kazanımı ve yeniden kullanımı stratejisi büyük önem kazanacaktır. Yerleşim yerlerindeki su temini ihtiyacı arttıkça oluşan atıksu oranı da artacaktır ve böylece bu atıksuların şehirde tekrar kullanımı yönünde kullanılan teknolojiler artış gösterecektir. Ayrıca modern kentlerdeki çevreci yaklaşımlar ile kentsel alanlardaki suların tarımsal alanlarla da kullanılan sular ile birleştirilip büyük su kütlelerinin geri kazanımı planlanmaktadır (Cisneros, 2014). Geri kazanım suyunun kentsel kullanımına dair üstünlük ve mahsurlar, Tablo 14.3'te verilmiştir.

Geri kazanım suyunun kentsel amaçla yeniden kullanımı sağlık riski seviyesi ve ihtiyaç duyulan su kalitesine göre üç gruba ayrılmış ve Tablo 14.4'te verilmiştir. Dünya'da kentsel amaçlı geri kazanım çalışmalarının başarılı uygulama örnekleri mevcuttur. Ancak, insani tüketimi amacıyla kullanımı hala sınırlıdır. Kentsel kullanımda doğrudan geri kazanım suyu kullanımı yapılacak ise dikkatlice planlanmış ve mühendisliği yapılmış uygulama projelerine yer verilmelidir.

Tablo 14.3 Geri kazanım sularının kentsel kullanımının üstünlük ve mahsurları (Cisneros, 2014)

Üstünlükler	Mahsurlar
<ul style="list-style-type: none"> • Atıksuyun olduğu bölgede yeniden kullanımını sağlar • Temiz su için uygulanacak su teminindeki enerji maliyetini düşürür • Esnek su geri kazanım senaryoları ile çeşitli kullanımlar için su sağlar • Su geri kazanımı kolayca ölçülür • Çoğu durumda çok kaliteli su istemeyen kullanıcılara daha düşük maliyetli su verilmesini sağlar • Tekrar kullanılabilen bir su kaynağı sağlar 	<ul style="list-style-type: none"> • Sosyal kabul gerektirir • Nüfusu etkileyen bir problem oluşmaması ve yapılan tüm çalışmaların itibarının sarsılmaması için güvenilir prosedürler oturtulmalıdır • Orta ve yüksek kaliteli su gerektiren yerler için maliyeti yüksek olabilir • Dağıtım şebekesinden verilen geri kazanılmış su, kullanıcılar için dolaylı veya dolaysız olarak sağlık riski meydana gelebilir • Mikrobiyal büyüme, çamur oluşumu, köpük oluşumu, korozyon, tıkanma, leke bırakma riskleri vardır

Doğrudan kullanımı olmayan geri kazanımı içeren bazı örnekler de mevcuttur. Bu durumlar atıksu arıtma tesisi çıkışı sularının taze su kaynakları ile karıştırılması ve tekrar kullanılması ve arıtılmamış atıksuların çevreye deşarjı ve su kaynakları ile karışarak tekrar kullanılmasıdır (Cisneros, 2014).

Kentsel atıksular genellikle konvansiyonel aktif çamur prosesi ile arıtılmaktadır ve bu arıtma adımımda giderilemeyen yüksek konsantrasyonlarda kolloidal maddeler, partiküller, askıda katı maddeler ve çözünmüş organik maddeler bulunmaktadır. Ayrıca, kentsel atıksuların arıtılmış halinde biyolojik aktivite yüksek düzeydedir. Bu suların geri kazanımında membran teknolojisi uygulanacak ise bu kolloidlerin membran tıkanmasına, diğer bir deyişle süzüntü akısının düşmesine sebep olmaması için kolloidal ve partiküller maddelerin konsantrasyonunu azaltmak ve biyolojik aktiviteyi durdurmak için ön filtreden geçirilmesi önerilmektedir.

14.3.3. Rekreatiyonel Kullanım

Bu geri kullanım seçeneği bazen kentsel kullanım kapsamında değerlendirilmektedir ve bu maksatlı kullanılacak bir su kaynağı olmayan bölgelerde kullanım potansiyeli iyice artmaktadır. Suyun rekreatiyonel amaçlı yeniden kullanımının iki çeşidi vardır. Bunlar doğrudan insan temasından uzak durulması gereken rekreatiyonel bölgelerinde kullanım ve insanların yüzme, yelkenli, balık tutma gibi çeşitli aktivitelerle temas ettiği rekreatiyonel bölgelerinde kullanımdır. Bunların dışında da Avustralya'da kayak pisti için kar üretimi, golf sahaları için çim sulaması gibi kullanım örnekleri de mevcuttur. Pek çok turistik bölgede farklı uygulama örnekleri görülebilmektedir (Cisneros, 2014).

1,4 milyar üzerinde insan hali hazırda nehir kenarında yaşamakta ve insanların yüksek su tüketim oranları temiz su ekosistemlerine zarar vermektedir. Bu sebeple, suyun çevreye yeniden kazandırılması önemli bir uygulamadır. Çevrenin suya ihtiyacı olduğunun giderek daha fazla farkına varılması, özellikle arıtma tesisi çıkışından gelen suyun kuruyan gölleri canlandırmada ve biyoçeşitliliği arttırmak, nehir akışlarını düzenlemek ve sulak alanlardaki su seviyesini yükseltmek amacıyla kullanılabilmesini göstermiştir. Su kütlelerini beslerken mevcut su kalitesinin bozulmamasına dikkat edilmelidir.

Tablo 14.4 Kentsel amaçlı yeniden kullanımın risk değerlendirmesi (Cisneros, 2014)

Risk sınıflandırma	Kullanım amacı
Düşük risk özelliği taşıyan sular	Düşük veya kısa süreli ziyaret potansiyeli olan yeşil alanların sulanması (mezarlıklar) Caddelerin ve kamu araçlarının temizlenmesi Araç yıkama İnsanların temas etmediği turistik amaçlı göller Tuvalet suyu Kar ve buz eritme suyu
Orta risk özelliği taşıyan sular	Kamuya açık olan yeşil alanlarda yapılan sulama Eğitim alanlarının sulanması Yangın kontrolü İnşaat sektörü İnsanların temas ettiği göller Çevresel koruma ve restorasyon projeleri
Yüksek risk özelliği taşıyan sular	Akifer yeniden dolumu İnsan tüketimi

Atıksuyun çevresel iyileştirme projelerinde kullanımı rekreasyon projeleri ile birleştirilebilir ve şehir imajının iyileştirilmesinde kullanılabilir (Cisneros, 2014). Atıksuların rekreasyonel amaçla yeniden kullanımına dair üstünlük ve mahsurlar Tablo 14.5'te verilmiştir.

Tablo 14.5 Atıksuların rekreasyonel amacıyla yeniden kullanımının üstünlük ve mahsurları (Cisneros, 2014)

Üstünlükler	Mahsurlar
<ul style="list-style-type: none">• Su kaynaklarının aşırı tüketimini azaltır• Çok çeşitli projelerde değerlendirilme potansiyelleri mevcuttur• Yağmur suyu toplama alanları ile birleştirilebilir	<ul style="list-style-type: none">• Düşük kalitede su ekosistemler üzerinde negatif etkide bulunabilir• Su nasıl olsa geri kazanılıyor diye suyun gereksiz kullanımı artabilir• Yüksek maliyet• Patojenlerin varlığı, yüzey sularda kirlenme olasılığı, ötrofikasyon, toksisite

14.3.4. Endüstriyel Yeniden Kullanım

Endüstriyel amaçlı yeniden kullanım, diğer geri kazanım seçeneklerinden ayrılmaktadır. Çünkü kendine özgü kuralları, ekonomik faktörleri ve iyi tanımlanmış ihtiyaçları vardır. Endüstriyel faaliyetlerde atıksuyun yeniden kullanımı seçeneklerinden önce, geri dönüşüm seçeneğinin oluşturulması daha genel bir durumdur. Suyun geri dönüşümü endüstrilerin bütçeleri üzerinde pozitif etkide meydana getirmektedir. Diğer taraftan atıksu yeniden kullanılmak istendiğinde, herhangi bir ekonomik fayda sağlamadan önce yatırımlar yapılmalı, uygun metotlar seçilmeli ve takip programları oluşturulmalı ve ihale süreçleri gerçekleştirilmelidir (Cisneros, 2014). Atıksuların endüstride yeniden kullanımına dair üstünlük ve mahsurlar Tablo 14.6'da verilmiştir.

Endüstriyel geri kazanım seçenekleri endüstriyel prosesler kadar çeşitlidir. Endüstriler arasında bir procesten bir procese ihtiyaç duyulan suyun miktarı ve kalitesi değişkenlik göstermektedir. Özel bir uygulama olduğu için, içme suyu standartlarının devlet tarafından düzenlendiği gıda endüstrisi hariç suyun geri kazanımı kalitesi kriterleri endüstriyel

kullanıcıların kendisi tarafından belirlenmektedir. Teknoloji olarak farklı ihtiyaçlar için kullanılabilir çok çeşitli arıtma teknolojileri mevcuttur. Endüstrilerde, uygun olmayan su kalitesi üretim sürecini olumsuz etkileyebileceğinden teknolojinin seçimi yalnızca mali boyutlara değil, aynı zamanda sürecin güvenilirliğine göre belirlenmelidir. Bu sebeple endüstriyel uygulamalarda yüksek güvenilirlik sağladığı için genellikle membran teknolojileri tercih edilmektedir. Evsel atıksuların ikincil arıtma sonrası filtrasyon veya bazen yumuşatma ile kullanım potansiyeli oluşturması, özellikle bu suların endüstrilerde soğutma suyu olarak kullanımında oldukça yaygın kullanılan bir yöntemdir (Cisneros, 2014).

Tablo 14.6 Atıksuların endüstriyel alanda geri kullanımının üstünlük ve mahsurları (Cisneros, 2014)

Üstünlükler	Mahsurlar
<ul style="list-style-type: none"> • Kullanılan su çıkışlarından enerji kazanımına imkan verir (ısı enerjisi gibi) • Suyu yeniden kullandığı için üretim maliyetlerini düşürür • Üretimdeki temel maddelerin geri kazanımını sağlayabilir • Atıksuyun birim arıtma maliyetini ve atıksu deşarj maliyetini azaltır 	<ul style="list-style-type: none"> • Eğer su kalitesi iyi biçimde tanımlanmaz ise her geri kazanım aşamasında su içerisinde bulunan bazı kirleticiler birikebilir ve ürün kalitesini olumsuz etkileyebilir • Uçucu organik bileşikler ve <i>Legionella</i> gibi bakteriler aerosoller ile yayılarak sağlık problemi oluşturabilir.

Belirli bir ürün kalitesinin sağlanması gerektiğinden ve ekonomik unsurları olmasından dolayı Tablo 14.7’de endüstriyel kullanım amaçlı su geri kazanımında karşılaşılabilecek potansiyel problemler ve bunlarla ilgili arıtma yöntemleri özetlenmiştir.

Tablo 14.7 Atıksuların endüstride yeniden kullanımında oluşabilecek problemlerin sebepleri ve kullanılabilir arıtma yöntemleri (Cisneros, 2014)

Problem	Olası Sebepler	Arıtma Yöntemi
Çökelme	İnorganik maddeler, tuzlar	Antiçökelme kimyasalları kullanımı Aktif karbon adsorpsiyonu Filtrasyon İyon değiştirici Akımın düzenlenmesi
Korozyon	Çözünmüş ve askıda katılar, pH dengesizliği	Korozyon önleyiciler Ters osmoz (TO) Nanofiltrasyon (NF)
Biyolojik Büyüme	Organik kalıntılar, amonyak azotu ve fosfor	Biyositler Biyolojik arıtma Filtrasyon
Tıkanma ve Biyofilm oluşumu	Fosfatlar, çözünmüş ve askıda katılar, organik kalıntılar	Antiçökelme kimyasalları kullanımı Korozyon kontrolü Biyolojik büyüme kontrolü Filtrasyon Fiziksel ve kimyasal arıtma

14.3.5. Geri Kazanım Suyunun Akiferlere Beslenmesi

Bazı ülkelerde arıtılmış ve yeniden kullanım kalitesine getirilmiş sular su seviyesini arttırmak amacıyla akiferlere beslenmektedir. Yeraltı suyu seviyesinin dengelenmesinde, kıyı bölgelerde toprağa tuz girişinin engellenmesinde ve daha sonra su kaynağı maksatlı olarak kullanmak için bu yöntem birçok ülkede tercih edilmektedir.

Arıtılmış su ile yeraltı suyu depolarının yeniden doldurulması pek çok üstünlük içermektedir. Dengelenmiş bir depolama, sulama, endüstriyel ve evsel gibi pek çok alanda kullanım imkanı sağlamaktadır. Ancak bu

besleme teknolojisi sadece belli tip topraklarda ve akifer tiplerinde uygulanabilmektedir. Bu kullanımda toprak kalitesi ve geçirgenliği önemli parametrelerdir (Cisneros, 2014). Atıksuların yeniden kullanımı amacıyla akiferlere beslenmesine ait teknolojik üstünlük ve mahsurlar Tablo 14.8’de verilmiştir. Akiferlerin beslenmesi için temel olarak iki yöntem vardır;

Araziye yayarak sızdırma; Arıtılmış su toprağa yayılır ve yer çekimi ile kendisi akifere iner. Akifere sızıp toprak içerisinden geçerken içerisindeki kirleticiler toprak akifer arıtma diye adlandırılan proses ile sudan doğal yollarla giderilir. Bu opsiyon düşük işletme ve bakım maliyetlidir.

Doğrudan kuyu enjeksiyonu; Bu opsiyonda atıksu ileri derecede arıtılarak kuyular yardımıyla toprağın altına enjekte edilir. Derin akiferler için kullanılır. Yatırım ve işletme maliyeti yüksektir.

Tablo 14.8 Atıksuların geri kullanımın amacıyla akiferlere beslenmesinin üstünlük ve mahsurları (Cisneros, 2014)

Üstünlükler	Mahsurlar
<ul style="list-style-type: none">• Sudaki iz organiklerin biyoparçalanabilirliğini veya giderimini sağlar• En düşük maliyetli su depolama yöntemidir• Buharlaşma ile su kaybı önlenir• Su kirleticilerden korunur• Akifere doldurulan su herhangi bir amaç için kullanılabilir	<ul style="list-style-type: none">• Depolama alanı için detaylı teknik çalışmalar gerektirir• Enerji maliyetlerinin belirlenmesi gerekir• Akifer dolumu işlemi ekstra maliyet oluşturur. Sistemler bakım ve izleme gerektirir• Arsenik ile depolanan suyun kalitesi bozulabilir

14.3.6. İnsani Tüketim Amacıyla Kullanım

Son zamanlarda geliştirilmiş güvenilir teknolojiler ile arıtılmış atıksuların doğrudan su kaynağı olarak kullanılabilmesi mümkündür.

Fakat bu uygulanmanın önündeki en büyük engel teknoloji veya maliyet unsurları değil, toplumsal kabul problemidir.

İnsani tüketim için planlanmış yeniden kullanım da, atıksuyun içme suyu standartlarına getirilmesi ve şebekeye verilmesi yani doğrudan kullanım ve aynı seviyede arıtıp arıtılan suyun göle, akifere veya başka seyreltme ortamına verilmesi yani doğrudan olmayan kullanım olmak üzere iki kullanım çeşidi vardır.

İnsani tüketim için doğrudan olmayan planlı su geri kazanımı şehirlerin su kaynağı seçeneklerine girmiş olsa bile henüz dünyada iki örneği mevcuttur. Birincisi Namibya Windhoek'tedir ve 40 yıldır işleyen bir sistemleri vardır. Geçen bu süre zarfında toplumda herhangi bir hastalık görülmemiştir. Projede oldukça yüksek sosyal faaliyetler mevcuttur. Çok iyi bir halkla ilişkiler yönetimi sergilenmiş ve arıtılan suyun kalitesi her gün günlük gazetede yayınlanmıştır. 250 lt/sn kapasiteli sistem multibariyer konsepti ile işletilmektedir. Geri kazanılan su 1/4 veya 1/5 oranında seyreltilip şebekeye verilmektedir. Bir diğer örnek, Singapur'da bulunmaktadır ve NEWater projesi olarak adlandırılmaktadır. İlerleyen bölümlerde bu sisteme ait detaylar verilmiştir (Cisneros, 2014). Atıksuların insani tüketim amacıyla yeniden kullanımına dair üstünlük ve mahsurlar Tablo 14.9'da verilmiştir.

Tablo 14.9 Atıksuların insani tüketim amacıyla yeniden kullanımının üstünlük ve mahsurları (Cisneros, 2014)

Üstünlükler	Mahsurlar
<ul style="list-style-type: none">Su temini için herhangi bir kaynak bulunmadığı durumlarda temel insan ihtiyaçları için su sağlanmış olmaktadır	<ul style="list-style-type: none">Bu seçeneğin öğrenilmesi ve kabul edilmesi için uygun sosyal iletişim programlarının geliştirilmesi gereklidirSosyal kabul için öncelikle diğer tip geri kullanımların ilk sıraya konulması gereklidir

14.4. Evsel Atıksu Geri Kazanımının Tarihçesi ve Mevcut Durum

Dünya'daki geri kazanım uygulamaları çok eskilere dayanmaktadır. Ancak, modern geri kazanım uygulamaları 1960'lı yıllardan sonra başlamıştır. 1960'lı yıllarda, atıksu arıtma teknolojisindeki gelişmelerle birlikte modern geri kazanım uygulamaları da başlamıştır. Tablo 14.10'da Dünya'da su geri kazanımı konusunda yaşanan gelişmeler verilmiştir. Genelde, geri kazanım uygulamalarının büyük bir kısmı tarımsal sulama maksatlı olarak yapılmıştır. 1977 yılında Kaliforniya'daki geri kazanım tesisi (Water Factory 21), geri kazanılmış atıksuyun kullanım suyu olarak kullanıldığı dolaylı kullanıma ilk ve en güzel örneklerden birisidir. Yeraltına enjekte edilen arıtılmış atıksu, kuyularla tekrar çekilerek kullanım suyu olarak tüketilmektedir. Doğrudan kullanım için ise Singapur'daki NEWater projesi çok güzel bir örnektir. İleri teknoloji ile arıtılmış atıksu, doğrudan şehir şebekesine verilmekte ve şişe suyu olarak satılmaktadır. Bu örneklere ait ayrıntılı bilgiler Bölüm 14.5.2'de anlatılmaktadır.

Evsel atıksu geri kazanımının mevcut durumunu değerlendirirken ülkeler bazında yönetmeliklerinde incelenmesi gerekmektedir. Atıksu geri kazanımında kullanılan yönetmeliklerin tarihçesi Tablo 14.11'de verilmiştir. Atıksuların tarımsal sulamada kullanımı için ilk yönetmelik 1918 yılında Kaliforniya'da ortaya konmuştur. Birçok ülke uzun yıllar, atıksuların tarımsal sulama amaçlı geri kullanımında, Kaliforniya kriterlerini kullanmışlardır. 1952 yılında İsrail ve 1973 yılında Dünya Sağlık Teşkilatı (WHO) tarafından yönetmelikler çıkartılmıştır. Kaliforniya ve İsrail yönetmelikleri, 1978 yılında tekrar revize edilmiştir. Kaliforniya dışında, Amerika'nın değişik eyaletleri de benzer yönetmelikler çıkartmışlardır. EPA, ilk olarak 1992 yılında tavsiye niteliğinde bir yönetmelik çıkartmış ve bunu daha sonra 2004 ve 2012 yıllarında revize etmiştir. İlk olarak 1989 yılında ortaya konan WHO yönetmeliği, 2006 yılında tekrar revize edilmiştir. Son yıllarda, Avrupa'nın pek çok, Kuzey Afrika ve Orta Doğu ülkelerinde atıksu geri kazanımı konusunda çalışmalar yapılmakta olup, bir kısmında özel yönetmelikler çıkartılmıştır. Türkiye'de atıksuların tekrar kullanımı ile

ilgili olarak, 1991 yılında çıkartılmış olan SKKY Teknik Usuller Tebliği bulunmaktadır. Bu yönetmelik, 2010 yılında revize edilmiştir.

14.4.1. EPA Yönetmeliği

İlk olarak 1992 yılında EPA tarafından hazırlanmış atıksuların geri kullanımı yönetmeliği, 2004 ve 2012 yıllarında revize edilmiştir. Bu yönetmelikte öngörülen su kalitesi kriterleri, Tablo 14.12’de verilmiştir. Bu yönetmeliğe göre, iki değişik seviyede dezenfeksiyon öngörülmüştür. Fekal koliform konsantrasyonunun, insanların su ile temas etmesi durumunda suda hiç bulunmaması, su ile temas olmaması halinde ise 200 adet/100 ml’den küçük olması istenmektedir. Yönetmelikte, parazit ve virüsler için bir standart bulunmamaktadır. Benzer şekilde, su geri kazanma tesisleri için de iki değişik seviye öngörülmüştür. Bunlar

Tablo 14.10 1960’lı yıllar sonrasında uygulanan belli başlı atıksu geri kazanım uygulamaları (Asano ve diğ., 2007)

Yıl	Yer	Uygulama
1960	Sacramento, ABD	Kaliforniya’da su geri kazanımı teşvik edilmeye başlanmıştır.
1962	Los Angeles, ABD	Arıtılmış suyun yeraltına sızdırılması projesi başlamıştır.
1962	La Soukra, Tunus	Arıtılmış suyun yeraltına deşarjı ve sulamada kullanılması başlamıştır.
1965	San Diego, ABD	Arıtılmış sular ile beslenen göller balıkçılık ve yüzmeye açılmıştır.
1965	İsrail	İkincil arıtma çıkışı bitki sulamasında kullanılmaya başlamıştır.
1975	Fountain Valley, ABD (Water Factory 21)	Arıtılmış suların kullanma suyu temin edilen yeraltı kuyularına beslenmesine başlanmıştır.

Tablo 14.10 (Devamı) 1960'lı yıllar sonrasında uygulanan belli başlı atıksu geri kazanım uygulamaları (Asano ve diğ., 2007)

Yıl	Yer	Uygulama
1977	Irving, ABD	Arıtılmış su ikinci bir şebeke ile yeşil alan sulamasında kullanılmaya başlanmıştır.
1977	St.Petersburg, FL, ABD	Büyük bir su geri kazanım projesi başlatılmıştır.
1977	Tel Aviv, İsrail	Dan Region Projesi: Arıtılmış su yeraltına deşarj ediliyor ve kuyularla çekilip 100 km uzaklıktaki bölgelerin sulaması yapılıyor.
1984	Tokyo, Japonya	Evsel atıksu arıtma çıkışından gelen arıtılmış su, ikinci bir şebeke ile büyük iş merkezlerinin tuvalet sifonlarında kullanılmıştır.
1989	Girona, İspanya	Golf sahalarının sulaması gerçekleştirilmektedir.
1999	Adelaine, Avustralya	Avustralya'nın en büyük geri kazanım uygulaması olan 120000 m ³ /günlük evsel atıksu arıtma tesisi çıkışı tarımsal sulamada kullanılmıştır.
2002	Singapur	NEWater projesi başlamıştır. TO çıkışı direkt olarak şebekeye verilmektedir.
2003	Sacramento, ABD	Su geri kullanımı 2030 projesi başlatılmıştır.

ikincil arıtma + dezenfeksiyon ve ikincil arıtma + filtrasyon + dezenfeksiyondur. Yönetmeliğe göre dağıtma sisteminde en az 0,5 mg/lt bakiye klor bulunmalıdır. Uygulama maksadına göre değişmekle birlikte, yeraltı kuyularına en az 15 ile 90 m mesafelerde bulunmalıdır. Amerika'daki birçok eyalet, EPA yönetmeliğini örnek almakla birlikte, 18 eyaletin kendi bağımsız su geri kazanım yönetmeliği, 18 eyaletin de

atıksu geri kazanım yönergesi bulunmaktadır. 14 eyalette ise herhangi bir yönetmelik veya yönerge bulunmamaktadır. (EPA, 2004).

Tablo 14.11 Atıksu geri kazanımında kullanılan yönetmeliklerin tarihçesi (Angelakis ve diğ., 2007)

Yıl	Uygulama
1918	Kaliforniya Halk Sağlığı tarafından, 'Atıksuların sulamada kullanımı' ile ilgili olarak ilk yönetmelik ortaya konmuştur.
1952	İsrail'deki ilk yönetmelik
1973	WHO standardı (100 FK/100 ml, numunenin % 80'nin de)
1978	Kaliforniya'daki atıksuların geri kullanımı yönetmeliği (2.2 TK/100 ml)
1978	İsrail yönetmeliği (12 FK/100 ml, numunenin % 80'nin de, 2.2 FK/100 ml, numunenin % 80'nin de)
1983	Dünya Bankası Raporu
1983	Florida (USA) yönetmeliği (Sıfır <i>E. coli</i> / 100 ml)
1984	Arizona (USA) yönetmeliği: (1 virus/40 l) ve <i>Giardia</i> (1 cyst / 40 l)
1985	Feachem raporu
1985	Engelberg raporu
1989	WHO standardı (1000 FK/100 ml, < 1 nematod yumurtası/l)
1990	Texas yönetmeliği (75 FK/100 ml)
1991	WHO ve US EPA'ya göre Fransa yönetmeliği
1992	EPA yönetmeliği (Sıfır FK/100 ml (7 günlük ortalama, bütün numunelerde en fazla 14 FK/100 ml))
2000	Kaliforniya yönetmeliği revize edilmiştir
2003	WHO tarafından arıtılmış suyun yeraltına deşarjı raporu
2004	EPA yönetmeliği revize edildi. (Sıfır FK/100 ml (7 günlük ortalama, bütün numunelerde en fazla 14 FK/100 ml))
2006	WHO yönetmeliği revize edildi.
2012	EPA yönetmeliği revize edildi.

FK: Fekal koliform, TK: Toplam koliform

14.4.2. Dünya Sağlık Teşkilatı (WHO) Yönetmeliği

Dünya Sağlık Teşkilatı (WHO), 1971 yılında atıksu geri kazanımı konusunda çalışan uzmanları toplamış ve bu toplantı sonucu elde edilen bilgiler 1973 yılında WHO su geri kazanımı tavsiyeleri olarak sunulmuştur. Daha sonra bu tavsiyeler, 1989 ve 2006 yıllarında iki kez revize edilmiştir. EPA yönetmeliğine göre daha az kısıtlayıcı bir yönetmeliktir. EPA yönetmeliğinde olduğu gibi koliform bakteri üzerinde bir standart bulunmamakta, bunun yerine helmintler için sınırlamalar getirilmektedir. Tablo 14.13'te tarımsal sulamada sağlıkla ilgili sınırlamalar verilmiştir. 15 yaşın altındaki çocukların bulunması halinde, ek sağlık önlemleri alınmakta ve helmint yumurtası sayısının 0,1'in altında olması gerekmektedir.

Tablo 14.12 Sulamada kullanılacak arıtılmış atıksuların sınıflandırılması (EPA, 2012)

Geri kazanım türü	Arıtma tipi	Geri kazanılmış suyun kalitesi
Her türlü yeşil alan sulaması (Parklar, golf sahaları vb.)	İkincil arıtma Filtrasyon Dezenfeksiyon	pH=6-9 BOİ ₅ < 10 mg/lt Bulanıklık < 2 NTU Fekal koliform: 0/100 ml Bakiye klor > 1 mg/lt
		pH=6-9 BOİ ₅ < 30 mg/lt AKM < 30 mg/lt Fekal koliform < 200 ad/100 ml Bakiye klor > 1 mg/lt
Çim üretimi ve kültür tarımı gibi halkın girişinin kısıtlı olduğu yerler	İkincil arıtma Dezenfeksiyon	pH=6-9 BOİ ₅ < 10 mg/lt Bulanıklık < 2 NTU Fekal koliform: 0/100 ml Bakiye klor > 1 mg/lt
Yüzeysel ve yağmurlama sulama ile sulanan ve ham olarak doğrudan yenilebilen her tür gıda ürünü	İkincil arıtma Filtrasyon Dezenfeksiyon	pH=6-9 BOİ ₅ < 10 mg/lt Bulanıklık < 2 NTU Fekal koliform: 0/100 ml Bakiye klor > 1 mg/lt

Tablo 14.12 (Devamı) Sulamada kullanılacak arıtılmış atıksuların sınıflandırılması (EPA, 2012)

Geri kazanım türü	Arıtma tipi	Geri kazanılmış suyun kalitesi^a
Meyve bahçeleri ve üzüm bağları gibi ürünlerin salma sulama ile sulanması	İkincil arıtma Dezenfeksiyon	pH=6-9 BOİ ₅ < 30 mg/lt AKM < 30 mg/lt Fekal koliform < 200 ad/100 ml Bakiye klor > 1 mg/lt
Otlak hayvanları için mera ve tarla sulaması	İkincil arıtma Dezenfeksiyon	pH=6-9 BOİ ₅ < 30 mg/lt AKM < 30 mg/lt Fekal koliform < 200 ad/100 ml Bakiye klor > 1 mg/lt
Balık tutma, yüzme gibi su ile temasın olduğu yerler durumlar	İkincil arıtma Filtrasyon Dezenfeksiyon	pH=6-9 BOİ ₅ < 10 mg/lt Bulanıklık < 2 NTU Fekal koliform: 0/100 ml Bakiye klor > 1 mg/lt
Estetik amaçlı olarak kullanılan ve insanlar ile suyun temas etmesinin mümkün olmadığı durumlar	İkincil arıtma Dezenfeksiyon	pH=6-9 BOİ ₅ < 30 mg/lt AKM < 30 mg/lt Fekal koliform < 200 ad/100 ml Bakiye klor > 1 mg/lt
Beton üretimi	İkincil arıtma Dezenfeksiyon	pH=6-9 BOİ ₅ < 30 mg/lt AKM < 30 mg/lt Fekal koliform < 200 ad/100 ml Bakiye klor > 1 mg/lt

Tablo 14.12 (Devamı) Sulamada kullanılacak arıtılmış atıksuların sınıflandırılması (EPA, 2012)

Geri kazanım türü	Arıtma tipi	Geri kazanılmış suyun kalitesi^a
Endüstriyel soğutma suyu	İkincil arıtma Dezenfeksiyon	pH=6-9 BOİ5 < 30 mg/lt AKM < 30 mg/lt Fekal koliform < 200 ad/100 ml -Bakiye klor > 1 mg/lt
Yapay ve doğal sulak alanlar (Minimum bu standartların sağlanması gerekir.)	İkincil arıtma Dezenfeksiyon	BOİ5 < 30 mg/lt AKM < 30 mg/lt Fekal koliform < 200 ad/100 ml -Bakiye klor > 1 mg/lt
Kullanım suyu maksatlı olmayan yeraltı suyuna deşarj	Yere bağlı (Minimum ikincil arıtma)	Yere bağlı olarak değişmekte
Kullanım suyu maksatlı yeraltı suyuna deşarj	İkincil arıtma Filtrasyon Dezenfeksiyon İleri arıtma sistemleri	pH=6,5-8,5 TOK < 2 mg/lt Bulanıklık < 2 NTU Fekal koliform: 0/100 ml -Bakiye klor > 1 mg/lt İçme suyu standartlarının sağlanması

Tablo 14.13 Tarımsal sulamadaki biyolojik kirletici sınır değerleri (WHO, 2006)

Maruz kalma senaryosu	Log patojen giderimi*	Helmint yumurtası sayısı /lt
Kısıtlanmasız sulama		
Marul	6	≤ 1
Soğan	7	≤ 1
Kısıtlanmalı sulama		
Mekanik ağırlıklı	3	≤ 1
İşçi ağırlıklı	4	≤ 1
Merkezi damlama sulama		
Yüksek boylu bitkiler	2	≤ 1
Küçük boylu bitkiler	4	≤ 1

* *Rotavirüs giderimi*

14.4.3. Avustralya

Avustralya'daki atıksuların geri kazanımı yönetmeliğinde dört değişik sınıf bulunmaktadır. Bu sınıflandırma Tablo 14.14'te verilmiştir. Mikrobiyolojik parametre olarak, *E.Coli*'ye bağlı sınıflandırma yapılmıştır. Ayrıca, uygulama tipine göre değişik kimyasal sınıflandırmalar yapılmıştır.

Tablo 14.14 Avustralya'da geri kullanılacak atıksuyun sınıflandırılması (EPA SA, 1999)

Sınıf	Kullanım maksadı	Mikrobiyolojik kalite (<i>E.Coli</i> /100 ml)	Kimyasal/ Fiziksel kriter	Arıtma tesisi prosesi tipi
A	Kısıtlamasız sulama (direkt olarak yenen bitkiler) Su ile temas olması Bahçe sulama Araba sulama	<10 (Gerektiği durumda virüs, protozoa ve helminth giderimi istenebilir.)	Bulanıklık ≤ 2 NTU BOİ ≤ 20 mg/lt Kimyasal içeriği kullanıma uygun olmalıdır.	İkincil arıtım+ filtrasyon+ dezenfeksiyon
B	Su ile ikincil temas halinde Kısıtlamalı sulama Mera-otlak sulama Yangın suyu	<100 (Gerektiği durumda virüs, protozoa ve helminth giderimi istenebilir.)	BOİ ≤ 20 mg/lt AKM ≤ 30 mg/lt Kimyasal içeriği kullanıma uygun olmalıdır.	İkincil arıtım+ dezenfeksiyon
C	Su ile temasın olmaması halinde Kısıtlamalı sulama Mera-otlak sulama	<1000 (Gerektiği durumda virüs, protozoa ve helminth giderimi istenebilir.)	BOİ ≤ 20 mg/lt AKM ≤ 30 mg/lt Kimyasal içeriği kullanıma uygun olmalıdır.	İkincil arıtım+ dezenfeksiyon

Tablo 14.14 (Devamı) Avustralya’da geri kullanılacak atıksuyun sınıflandırılması (EPA SA, 1999)

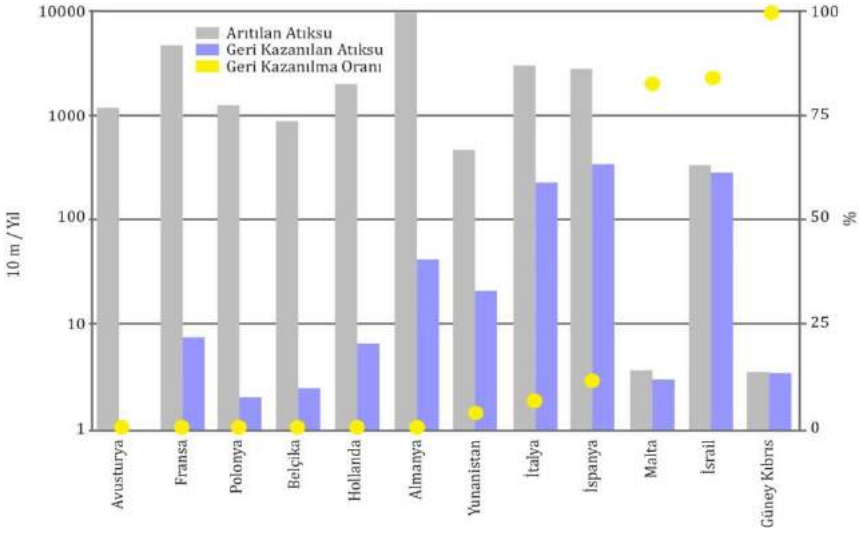
Sınıf	Kullanım maksadı	Mikrobiyolojik kalite (<i>E.Coli</i> /100 ml)	Kimyasal/ Fiziksel kriter	Arıtma tesisi prosesi tipi
D	Kısıtlamalı sulama Meyve bahçelerinin sulanması Mera-otlak sulama	<10000 (Gerektiği durumda helminth giderimi istenebilir.)	Kimyasal içeriği kullanıma uygun olmalıdır.	İkincil arıtım+ dezenfeksiyon

14.4.4. Avrupa Ülkeleri

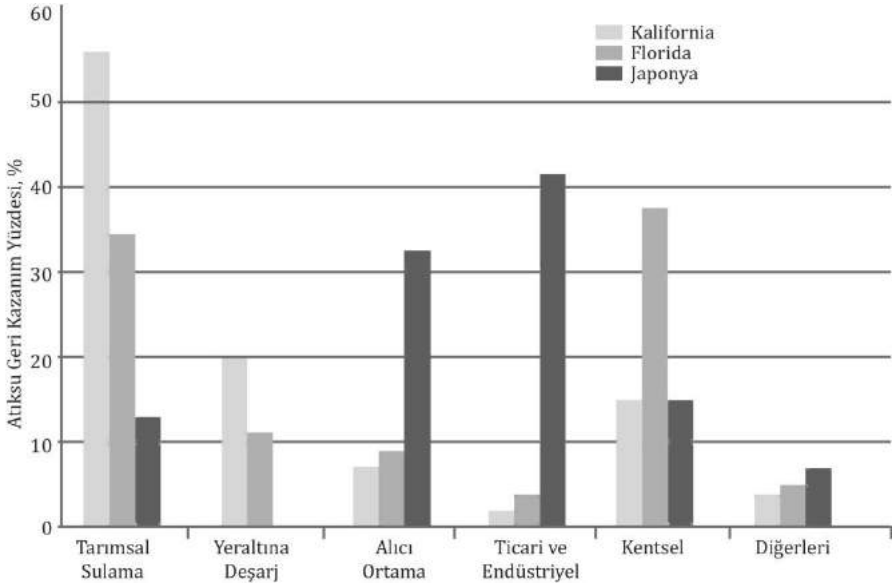
Avrupa ülkeleri içerisinde, ortak bir atıksu geri kazanımı yönetmeliği bulunmamaktadır. Bazı ülkelerin kendilerinin hazırlamış olduğu kriterler bulunmaktadır. Yönetmeliği bulunan ülkeler, Güney Kıbrıs, Fransa, İtalya ve İspanya’dır. Bunun yanında, birçok ülkenin bu konuda hazırlığı bulunmaktadır. Şekil 14.7’de, Avrupa ülkelerindeki geri kazanım durumu gösterilmiştir. Buna göre su geri kazanımı, Güney Kıbrıs, İspanya, İtalya, Yunanistan, Fransa, Hollanda, Belçika ve Almanya’da yoğunlaşmıştır. Örnek olması açısından, Güney Kıbrıs için belirlenmiş su geri kazanımı yönetmeliği Tablo 14.15’te verilmiştir.

14.4.5. Japonya

Birçok ülkede atıksu geri kazanımı tarımsal sulama maksatlı olarak yapılırken, Japonya’da, kentsel geri kazanım ağırlıklı olmaktadır. Tablo 14.16’da atıksu geri kazanım kriterleri verilmiştir. Şekil 14.8’de ise Kaliforniya, Florida ve Japonya’daki atıksu geri kazanımının alanlara göre dağılımı verilmiştir.



Şekil 14.7 Avrupa ülkelerinde atıksu geri kazanım oranları (EUREAU, 2004)



Şekil 14.8 Kaliforniya, Florida ve Japonya'daki atıksu geri kazanımın alanlara göre dağılımı (Asano, 1998)

Tablo 14.15 Güney Kıbrıs'ın arıtılmış atıksuların sulamada kullanılması yönetmeliği (Angelakis ve diğ, 2007)

Sulama Maksadı	BOİ₅ mg/lt	AKM mg/lt	Fekal koliform (MPN/ 100ml)	Bağırsak nematodu (Sayı/lt)	Arıtma ihtiyacı
Bütün bitkiler	10 ^a	10 ^b	5 ^a 15 ^b	0	İkincil arıtım+ filtrasyon+ dezenfeksiyon
Piştirilerek yenilen bitkiler	10 ^a 15 ^b	10 ^a 15 ^b	50 ^a 100 ^b	0	İkincil arıtım+ filtrasyon+ dezenfeksiyon
Halkın sınırlı girdiği alanlar	20 ^a 30 ^b	30 ^a 45 ^b	200 ^a 1000 ^b	0	İkincil arıtım+7 gün depolama (veya filtrasyon) + dezenfeksiyon
Hayvan yemi için otlak	20 ^a 30 ^b	30 ^a 45 ^b	1000 ^a 5000 ^b	0	İkincil arıtım+7 gün depolama (veya filtrasyon) + dezenfeksiyon
Endüstriyel bitkiler	50 ^a 70 ^b	-	3000 ^a 10000 ^b	0	İkincil arıtım+ dezenfeksiyon

Tablo 14.16 Japonya’da uygulanan atıksu geri kazanım kriterleri (Ogoshi ve diğ, 2001)

Parametreler	Tuvalet sifon suyu	Yeşil alan sulama	Alıcı ortama
Toplam koliform (Sayı/100 ml)	1000*	0	0
Bakiye klor, mg/lt	Yeterli miktarda	≥0.4	-
Bulanıklık, NTU	-	-	≤10
BOİ, mg/lt	-	-	≤10
pH	5.8-8.6	5.8-8.6	5.8-8.6

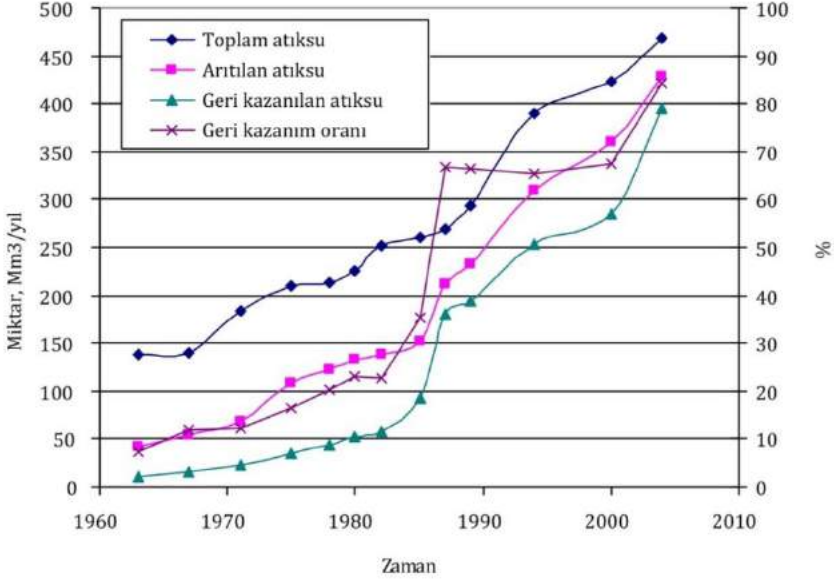
*Kaliforniya’daki kriterler 2.2 TK/100 ml’dir.

14.4.6. İsrail

İsrail konumu itibari ile büyük su kıtlığı ile karşı karşıyadır. Bundan dolayı, atıksu geri kazanımı büyük bir önem kazanmış olup oluşan kentsel atıksuyun % 80’inden fazlası geri kazanılmaktadır (Şekil 14.9). İsrail’de uygulanan atıksu geri kazanımı kriterleri Tablo 14.17’de verilmiştir.

Tablo 14.17 İsrail’de tarımsal sulamada uygulanan kalite kriterleri

Parametreler	Sınıf C	Sınıf D
	Meyveler, konserve yapılan sebzeler, soyulmuş sebzeler, golf sahaları, (kısıtlamalı kullanım)	Parklar, yeşil alanlar, pişmeden yenen yiyecekler
BOİ ₅ , mg/lt	35	15
AKM, mg/lt	30	15
Koliform sayısı /100 ml	250	1,2 (% 80’inde) 2,2 (%50’sinde)
Bakiye klor, mg/lt	0,15	0,5



Şekil 14.9 İsrail’de atıksu geri kazanımının zamana göre değişimi (Dreizin, 2008)

14.4.7. Türkiye (SKKY Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği, TUT)

Türkiye’nin ekonomik olarak kullanılabilir su miktarı, kişi başına yıllık 1500 m³ civarındadır. Tablo 14.1’de su kullanımına bağlı olarak su stresinin seviyesini gösteren değerler ve su geri kazanımı ihtiyacı verilmiştir. Tabloya göre kişi başına yıllık 1700 m³’den az suyu bulunan ülkeler su stresi yaşama olasılığı altındadır. Bu nedenle Türkiye’de bölgesel açıdan su probleminin olduğu söylenebilir. Bazı bölgelerde yeterli su var iken, diğer bölgelerde ulaşılabilir su kaynakları yeterli değildir. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı ülkemizde 20 Mart 2010’da Resmi Gazete’de “Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği”ni yayınlamıştır. Bu tebliğ kapsamında evsel atıksuların geri kazanımına yönelik proses ve su kalitesi tavsiyeleri de bulunmaktadır. Bu tebliğ kapsamında sunulan atıksu arıtımında kullanılan teknolojiler ve

giderdiği kirleticiler Tablo 14.18’de verilmiştir. Kullanılan teknolojilerin logaritmik mikroorganizma giderme verimleri de Tablo 14.19’da sunulmuştur. İleri arıtma sistemleri, özellikle membran teknolojileri uygulandıkça su kalitesinin de arttığı gözlenmektedir. Özellikle mikroorganizmaların gideriminde en verimli sistemlerden birisi olarak kabul edilmektedir. Tablo 14.20’de atıksu geri kazanılmak istenirse uygulanması tavsiye edilen teknolojiler verilmiştir. Membran teknolojiler atıksu geri kazanımında olmazsa olmaz teknolojiler arasındadır. MF, UF, NF ve TO sistemleri mevcut arıtma teknolojilerin devamında kullanılan membran teknolojilerdir. MF ve UF membranları ile işletilen membran biyoreaktör sistemleri ise hem arıtma hem de geri kazanım için kullanılabilen kombine sistemlerdir. Tarımsal sulamada kullanılacak değişik sınıf sular için istenen sulama suyu kalite kriterleri, Tablo 14.21 ve 14.22’de verilmiştir.

14.5. Evsel Atıksuların Geri Kazanımında Membran Teknolojilerinin Kullanımı

Atıksu geri kazanımı hem evsel hem de endüstriyel atıksulara uygulanabilmektedir. Fakat seçilecek teknoloji atıksuyun özelliklerine göre değişim göstermektedir. Örneğin evsel atıksuların geri kazanımında patojen mikroorganizmalar ve mikro kirleticilerin su ortamından tamamen uzaklaştırılması önemli iken, endüstriyel atıksuların geri kazanımında ağır metaller ve kanserojen organik maddelerin giderimi büyük önem kazanmaktadır. Arıtılması gereken su kütlelerinin artması nedeniyle son yıllarda daha az yer kaplayan, farklı atıksulara uygulanabilen, ekonomik ve çıkış suyu kalitesi bakımından oldukça verimli olan yeni arıtma teknolojilerinin üzerine araştırmalar yoğunlaşmıştır. Bu teknolojilerin seçiminde öncelikli faktör geri kazanılacak suyun ne amaçla kullanılacağı ve ulaşılmak istenilen kalite değeridir. Bu faktör, arıtmanın ne ölçekte yapılacağını dolayısıyla seçilecek teknolojideki arıtma basamaklarını, kullanılacak kimyasalları, enerjiyi ve personel ihtiyacını ve nihayetinde de arıtma maliyetini etkileyecektir.

Tablo 14.18 Atıksu geri kazanımı için uygulanan arıtma teknolojileri ve giderdikleri kirleticiler (TUT, 2010)

Arıtma birimleri	Askıda katı madde	Kolloidal maddeler	Partiküler organik madde	Çözünmüş organik madde	Azot	Fosfor	Eser maddeler	Toplam çözünmüş madde	Bakteri	Protozoa	Virüs
İkincil arıtma	X			X							
Nütrient giderimi				X	X	X					
Filtrasyon	X								X	X	
Yüzey filtrasyonu	X		X						X	X	
Mikrofiltrasyon (MF)	X	X	X						X	X	
Ultrafiltrasyon (UF)	X	X	X						X	X	X
Flotasyon	X	X	X							X	X
NF			X	X			X	X	X	X	X
TO				X	X	X	X	X	X	X	X
Elektrodiyaliz		X						X			
Karbon adsorpsiyonu				X			X				
İyon değiştirme					X		X	X			
İleri oksidasyon			X	X			X		X	X	X
Dezenfeksiyon				X					X	X	X

Tablo 14.19 Değişik arıtma sistemlerinin mikroorganizma logaritmik giderme verimleri (TUT, 2010)

	Arıtma sistemleri						
	Birincil arıtma		İkincil arıtma		Üçüncül arıtma		İleri arıtma
	Ön çöktürme	Aktif çamur	Damlatmalı filtre	Filtrasyon	MF	TO	
<i>Fekal koliform</i>	<0,1-0,1	0-2	0,8-2	0-1	1-4	4-7	
<i>Salmonella</i>	<0,1-2	0,5-2	0,8-2	0-1	1-4	4-7	
<i>Cyryptosporidium</i>	0,1-1	1		0-3	1-4	4-7	
<i>Giardia</i>	<1	2		0-3	2-6	>7	
<i>Enterik virus</i>	<0,1	0,6-2	0-0,8	0-1	0-2	4-7	

Tablo 14.20 Atıksu geri kazanım maksadı ve uygulanabilecek arıtma sistemleri (TUT, 2010)

Atıksu geri kazanım maksadı	Arıtma sistemleri
Tarımsal sulama	Klasik aktif çamur + filtrasyon + klorlama
Golf sahaları sulama	Nitrifikasyon içeren aktif çamur sistemi + kimyasal fosfor giderimi + (filtrasyon) + klorlama
Yeşil alan sulama	Azot gideren aktif çamur sistemi + mikrofiltrasyon + UV
Dinlenme maksatlı kullanılan sulakalanları besleme	Azot ve fosfor giderimini içeren MBR + UV
Dolaylı kullanım suyu (Yeraltı suyuna veya yüzeysel sulara deşarj)	Nitrifikasyon içeren aktif çamur sistemi + mikrofiltrasyon + ters osmoz + UV/H ₂ O ₂
Endüstriyel soğutma suyu	Azot gideren aktif çamur sistemi + mikrofiltrasyon + UV
Endüstriyel proses suyu	Azot gideren aktif çamur sistemi + filtrasyon + nanofiltrasyon + iyon değiştirme + UV

Tablo 14.21 Sulama sularının sınıflandırılması (TUT, 2010)

Geri kazanım türü	Arıtma tipi	Geri kazanılmış suyun kalitesi ^a	İzleme periyodu	Uygulama mesafesi ^b
Sınıf A				
<i>a-Tarımsal sulama: Ticari olarak işlenmeyen gıda ürünleriⁱ</i>				
<i>b-Kentsel alanların sulanması</i>				
a) Yüzeysel ve yağmurlama sulama ile sulanan ve ham olarak direkt olarak yenilebilen her tür gıda ürünü	İkincil arıtma Filtrasyon	-pH=6-9 -BOİ5 < 20 mg/L -Bulanıklık < 2 NTU -Fekal koliform: 0/100 mL	-pH: Haftalık -BOİ5: Haftalık -Bulanıklık: Sürekli -Koliform: günlük	İçme suyu temin edilen kuyulara en az 50 m mesafede
b) Her türlü yeşil alan sulaması (Parklar, golf sahaları vb.)	Dezenfeksiyon	-Bazı durumlarda, spesifik virüs, protozoa ve helmint analizi istenebilir. -Bakiye klor > 1 mg/L	-Bakiye klor: sürekli	

Tablo 14.21 (Devamı) Sulama sularının sınıflandırılması (TUT, 2010)

Geri kazanım türü	Arıtma tipi	Geri kazanılmış suyun kalitesi ^a	İzleme periyodu	Uygulama mesafesi ^b	
Sınıf B					
<i>a-Tarımsal sulama: Ticari olarak işlenen gıda ürünleri^m</i>					
<i>b-Girişi kısıtlı sulama alanları</i>					
<i>c- Tarımsal sulama: Gıda ürünü olmayan bitkiler</i>					
a) Meyve bahçeleri ve üzüm bağları gibi ürünlerin salma sulama ile sulanması	İkincil arıtma Dezenfeksiyon	-pH=6-9	-pH: Haftalık -BOİ ₅ : Haftalık -AKM: günlük	-İçme suyu temin edilen kuyulara en az 90 m mesafede. -Yağmurlama sulama yapılıyor ise halkın bulunduğu ortama en az 30 m mesafede	
b) Çim üretimi ve kültür tarımı gibi halkın girişinin kısıtlı olduğu yerler		-Fekal koliform < 200 ad/100 mL			-BOİ ₅ : Haftalık -AKM: günlük
c) Otlak hayvanları için mera sulaması		-Bazı durumlarda, spesifik virüs, protozoa ve helmint analizi istenebilir. -Bakiye klor > 1 mg/L			-Koliiform: günlük -Bakiye klor: sürekli

Tablo 14.22 Sulama sularının kimyasal kalitesine göre sınıflandırma (TUT, 2010)

Parametreler	Birimler	Kullanımında zarar derecesi		
		Yok (I. sınıf su)	Az - orta (II. sınıf su)	Tehlikeli (III. sınıf su)
Tuzluluk				
İletkenlik	$\mu\text{S/cm}$	< 700	700-3000	>3000
Toplam çözünmüş madde	mg/lt	< 450	450-2000	>2000
Geçirgenlik				
	0-3	EC $\geq 0,7$	0,7-0,2	< 0,2
	3-6	$\geq 1,2$	1,2-0,3	< 0,3
	6-12	$\geq 1,9$	1,9-0,5	< 0,5
SAR _{Rad}	12-20	$\geq 2,9$	2,9-1,3	< 1,3
	20- 40	$\geq 5,0$	5,0-2,9	< 2,9
Özgül iyon toksisitesi				
Sodyum (Na)				
Yüzey sulaması	meq/lt	< 3	3-9	> 9
Damlatmalı sulama	meq/lt	< 3	> 3	
Klorür (Cl)				
Yüzey sulaması	meq/lt	< 4	4 -10	> 350
Damlatmalı sulama	meq/lt	< 3	> 3	
Bor (B)	mg/lt	< 0,7	0,7-3,0	> 3.0
Nitrat (NO ₃ -N)	mg/lt	< 5	5-30	> 30
pH			6,5-8,4	

Seçilecek teknolojiyi etkileyen diğer faktörler atıksuyun kalitesi, eser elementlerin varlığı ve miktarı, zamana bağlı olarak meydana gelen nicel ve niteliksel değişimlerdir. Şekil 14.10'da evsel atıksu arıtımında deşarj kriterlerine bağlı olarak seçilecek teknolojik adımlar ve arıtma basamakları/alternatifleri için oluşturulmuş ve izlenebilecek akım

şeması verilmiştir. Bu şemadan da görülebileceği gibi, su kalite standartlarına bağlı olarak seçilecek veya kullanılacak çok sayıda arıtma prosesi mevcuttur.

Birçok ülkede yeni arıtma tesisi konseptlerinde membran teknolojilerinin kullanımı hızla artmaktadır. Özellikle arıtma tesislerinde su geri kazanımı uygulamaları planlanmış ise geri kazanımda su kalitesi ihtiyaçlarındaki sınır değerlerin daha zorlayıcı olması nedeniyle membran teknolojilerinin kullanımı kaçınılmazdır. Bununla birlikte TDS (toplam çözünmüş katı) konsantrasyonunun giderimi artan bir oranda önem kazanmıştır. Bu nedenle uygulanacak membran proseslerin konsantre akımının da yönetimini kurgulamak gerekmektedir. Bu konuyla ilgili detaylı bilgiler Bölüm 16'da anlatılmaktadır.

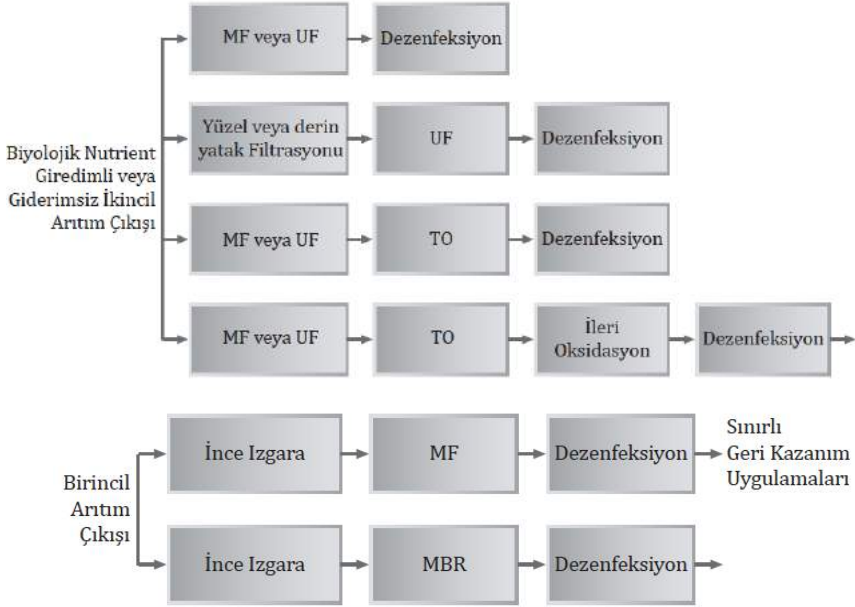
Membran teknolojileri atıksuların ileri arıtımında ve geri kazanımında son yıllarda büyük önem kazanmıştır. Bunun nedeni özellikle su ihtiyacındaki artışa paralel olarak su geri kazanımı konusunun öneminin kazanması ve membran teknolojilerinin de bu konuda hem kalite hem de miktar olarak talebi karşılayacak nitelikte olmasıdır. Bunun yanında membran teknolojileri, evsel atıksuların geri kazanımında endokrin bozucu bileşenler ve ilaç aktif maddeleri gibi öncelikli kirleticilerin gideriminde de yüksek verimliliğe sahip sistemlerdir. Arıtmada veya geri kazanımda membran tipi seçilerek istenilen çıkış kalitesini sağlamak mümkün olmaktadır. Örneğin, MF ve UF membranları, membran biyoreaktör sistemlerinde kullanıldığında tek başına partikül ve koloidal kirleticilerin giderimini sağlayabilmektedir. Mevcut arıtma teknolojilerin ileri arıtma ve su geri kazanımı adımı olarak NF/TO membranları kullanıldığında da bu sular kullanım suyu kalitesindedir. Şekil 14.10'da membran sistemleri ile entegre edilmiş su geri kazanım proses akım şemaları gösterilmektedir. Genellikle ilk kullanılan membran prosesi MF veya UF'dir. UF adımı MF sistemlerinden daha yüksek arıtma verimi sağlamaktadır. Bunun yanında daha küçük gözenekli UF membranların bazıları kolloid, protein ve karbonhidrat

gibi molekül ağırlığı yüksek çözünmüş bileşenlerin gideriminde de kullanılabilir.

Membran ile entegre kullanılan atıksu arıtma tertip tarzlarının, çıkış kalitesi, enerji tüketimi ve sistem karmaşıklığı faktörlerine bağlı olarak üstünlük ve mahsurları vardır. Genellikle, membran sistemleri geri kazanım/ileri arıtma açısından en verimli tertip tarzını verecek şekilde fiziksel, kimyasal ve biyolojik proseslerle beraber kullanılmaktadır. Konvansiyonel ikincil arıtma veya MBR teknolojisiyle gerçekleştirilmiş arıtma sonrasında, arıtmanın verimini iyileştirmek için çok küçük gözenek boyutuna sahip membranların kullanımı mümkündür. Çözünmüş organiklerin ve inorganiklerin ileri arıtımı istendiğinde, NF ve TO gibi membran teknolojileri uygulanabilir.

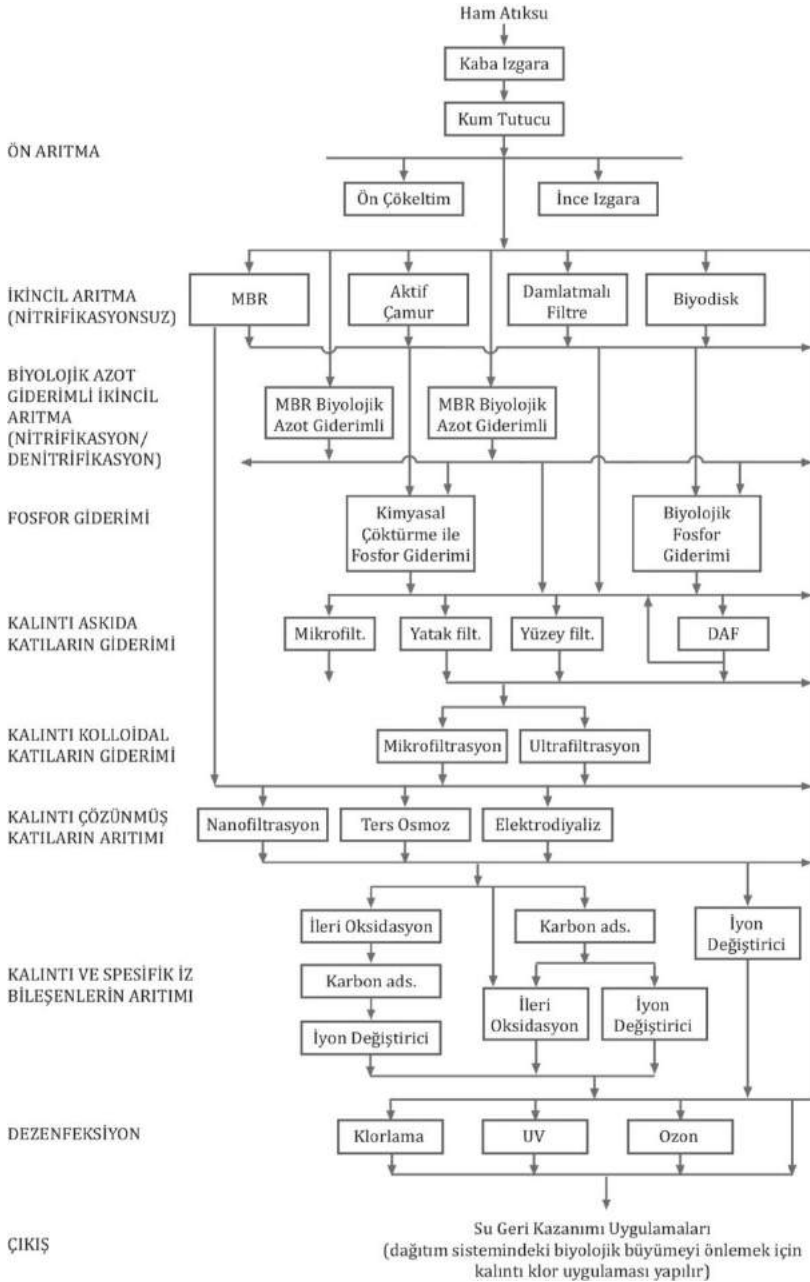
NF, moleküler ağırlığı 300-1000 gr/mol arasında ve TO'da 300 gr/mol'den daha düşük olan partikülleri arıtabilir. TO, sodyum ve klor gibi tek değerlikli iyonları %98-100 aralığında arıtabilirken, NF membranları, bu iyonları %50-90 oranında arıtabilir. Bu membranların geri kazanımda uygulamaları da farklılık göstermektedir. NF genellikle su yumuşatma ve sulardaki TDS konsantrasyonunu azaltmada kullanılırken TO deniz suyu ve tuzlu sudaki tuzun gideriminde kullanılmaktadır (Sadr ve Saroj, 2015). Membran sistemlerinin su geri kazanımı için evsel atıksu arıtma tesislerine entegre edildiği örnek uygulamalar aşağıda alt başlıklarda özetlenmiştir.

Konvansiyonel evsel atıksu arıtımında genellikle biyolojik arıtma sonrası dezenfeksiyon uygulaması yapılmaktadır. Dezenfeksiyon öncesinde askıda, kolloidal ve çözünmüş katıların arıtılması için kullanılacak ek arıtma prosesleri ile arıtılmış suyun geri kazanımı potansiyeli artmaktadır. Bu arıtma adımlarında en verimli teknolojinin membran teknolojileri olduğu söylenebilir. Bu adımlarda membran teknolojilerin yanı sıra diğer filtrasyon teknikleri, çözünmüş hava flotasyonu (DAF), adsorbsiyon, iyon değiştirme ve ileri oksidasyon prosesleri de kullanılmaktadır.

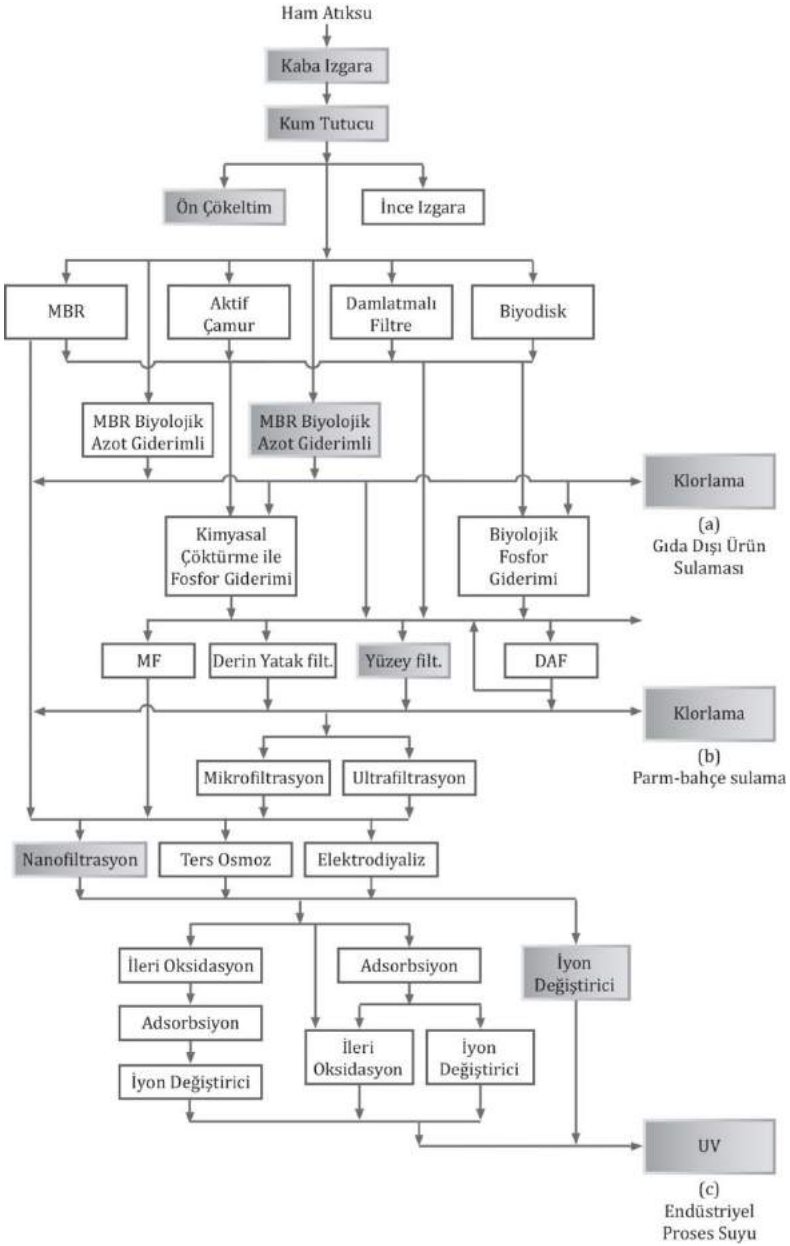


Şekil 14.10 Membran sistemler ile entegre edilmiş su geri kazanım akım şemaları (Asano ve diğ., 2007)

Geri kazanılacak suyun kalitesinde belirlenen hedef bu sistemlerin seçimini etkilemektedir. Örneğin, geri kazanımda toplam çözünmüş katılar için bir limit değer varsa NF veya TO gibi membran proseslerin seçimi gerekmektedir (Asano ve diğ., 2007). Şekil 14.11 ve Şekil 14.12’de ise son kullanım amacına göre seçilecek su geri kazanım prosesleri için akım şeması gösterilmektedir. Bu akım şemasında, üç kategoride su geri kazanımı amacıyla konvansiyonel evsel atıksu arıtma proseslerine uygulanacak ek arıtma aşamaları gösterilmektedir. İlk geri kazanım kategorisi gıda dışı ürün sulamasıdır. Bu kategoride, gri olarak renklendirilmiş adımlar takip edilirse, ızgara, ön çöktim, azot gideriminin yapıldığı biyolojik arıtma sonrası klorlama sistemi oluşmaktadır. Konvansiyonel biyolojik arıtma proseslerinin yanı sıra bu adımda membran biyoreaktör prosesinin de uygulanabilirliği vardır. İkinci kategori olan park-bahçe sulaması için ise gerekli olan arıtma adımları biyolojik arıtma sonrası biyolojik veya kimyasal fosfor



Şekil 14.11 Evsel atıksu arıtımında ve su geri kazanımında uygulanan alternatif arıtma prosesleri akım şeması (Asano ve diğ., 2007)



Şekil 14.12 Farklı kullanım amacıyla uygulanacak geri kazanım prosesleri için tipik akış şeması a) Gıda dışı ürün sulaması b) Park-bahçe sulama c) Endüstriyel proses suyu (Asano ve diğ., 2007)

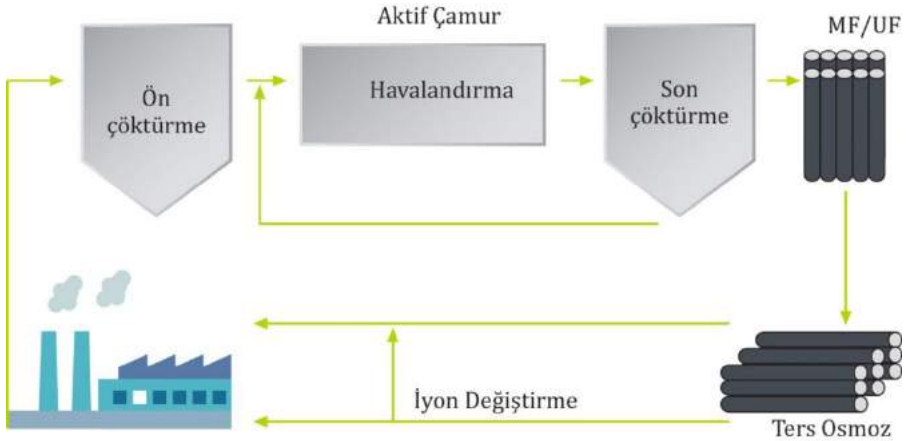
giderimi ve arkasından askıda katı maddelerin giderimi proseslerinin (MF, derin yatak filtrasyonu, yüzey filtrasyonu ve çözünmüş hava flotasyonu) uygulanması ve klorlamadır. Son kategori ise endüstriyel proses suyu amacıyla su geri kazanımdır. Bu aşamadaki adımlar ise askıda katıların giderimi sonrası koloidal ve çözünmüş katıların membran prosesler ile giderilmesi, iyon değiştirme ve UV ile dezenfeksiyondur (Asano ve diğ., 2007).

14.5.1. Konvansiyonel Aktif Çamur ve Düşük Basıncılı Membran Proseslerin Kullanımı (AÇ-DBM)

Bu teknolojiye konvansiyonel aktif çamur prosesinin son çöktürme çıkışı veya ileri arıtma çıkışı vakum veya basınçla işletilen MF veya UF membran sistemleri ile arıtılmaktadır. İkincil arıtma tam karışım, kademeli havalandırma, uzun havalandırma, oksijenli aktif çamur prosesi veya sabit film ikincil arıtma prosesi gibi azot-fosfor arıtımı yapan veya yapmayan herhangi bir aktif çamur prosesi olabilmektedir. Fosfor arıtma, biyolojik veya kimyasal olarak yapılabilmektedir. Membran sistemler ile entegre edilmiş ilk biyoproses, MF-UF içi boşluklu fiber membran teknolojisinin konvansiyonel aktif çamurun çıkışında ileri arıtma olarak kullanılmasıdır. Bu proseslerin temel özellikleri şu şekildedir:

- Tüm ikincil arıtma proseslerinde kullanılma potansiyeline sahiptir (lagün, sabit film biyoprosesleri ve tüm aktif çamur prosesleri).
- Konvansiyonel aktif çamur proseslerinde AKM konsantrasyonu 1500-5000 mg/l arasında değişmektedir.
- Konvansiyonel ön arıtma olarak kum tutucu ve ön çöktürme veya ızgara (<2 mm) kullanılabilir.
- Çamur geri devir oranı konvansiyonel sistemlerin değerlerindedir (Wachinski, 2013).

Bu tertip tarzlarında eğer basınçla işletilen membranlar kullanılacaksa nütrient giderimi için ilave bir tanka ihtiyaç duyulmamaktadır. Son çöktürme havuzundaki artan debiden dolayı bekletme süresi azaldığından kaçan floklar MF/UF membranları tarafından tutulmaktadır. MF/UF süzütüsü, membrana ne kadar katı gelirse gelsin sürekli bir sabit kalite sağlamalıdır. Çünkü daha sonrasında bu süzütü yüzeysel sulara direkt deşarj edilebilir, standartları sağlayacak şekilde bir alıcı ortama deşarj etmek için son çöktürme tankı çıkışıyla karıştırılabilir veya Şekil 14.13'te akış şeması gösterilen NF veya TO ile kombine edilmiş bir sistem ile kazan suyu olarak endüstriyel proseslerde kullanılabilir özelliktedir. Şekil 14.13'te verilen örnek sistemde düşük basınçlı membran sistemini TO prosesi izlemektedir. Silika ve metal için gerekli endüstriyel su standartlarını sağlamak amacıyla ilave arıtma olarak, iyon değiştirme veya elektrodeiyonizasyon (EDI) prosesleri kullanılmaktadır. Bu sistemlerin tasarım şartları, membran akısı, enerji ihtiyacı, sabit akıyı sağlamak için gerekli şartlar, tesisin genişletilmesi için gerekli maliyete karşılık beklenen su kalitesinin ve miktarının değerlendirilmesidir. Bu su geri kazanım teknolojisinin uygulanması, membran sistemlerinin tesis içindeki yer ihtiyacının sağlanması ile kesinlik kazanmaktadır (Wachinski, 2013).



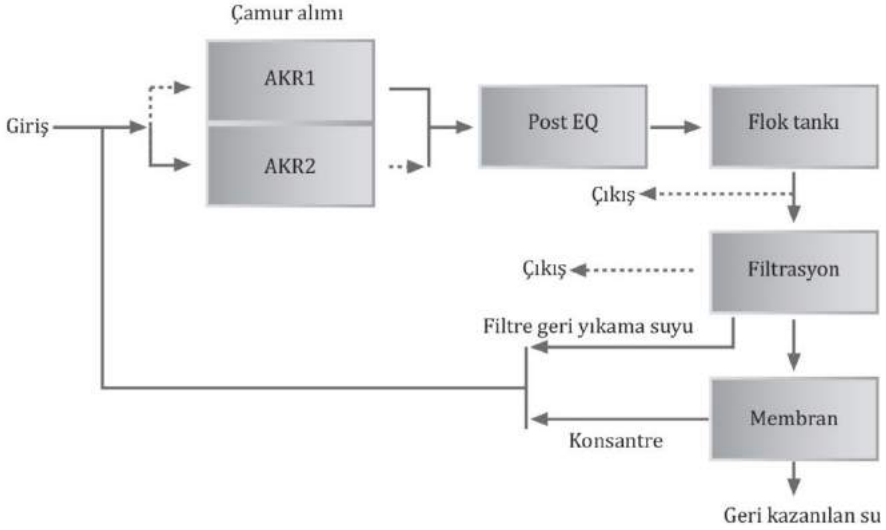
Şekil 14.13 Konvansiyonel aktif çamur sistemlerinin membran sistemleri ile kombinasyonu (AÇ-DBM) (Wachinski, 2013)

14.5.2. Ardışık Kesikli Reaktör (AKR) ve Düşük Basınçlı Membran Prosesi (DBM) Entegrasyonu (AquaMB prosesi)

İlk başlıkta verilen konvansiyonel aktif çamur/düşük basınç membran prosesinin geliştirilmiş hali AquaMB prosesi olarak isimlendirilmektedir. Bu proses Şekil 14.14'te gösterildiği gibi ardışık kesikli reaktör (AKR) teknolojisi ile biyolojik arıtmanın yapıldığı, ara adım olarak disk filtrasyon ve son adım olarak, MF veya UF membran filtrasyonun kullanıldığı bir procestir. Biyolojik arıtma adımında her bir ardışık reaktör bir çöktürme ve boşaltma fazını içermektedir. Arıtma çıkışı disk filtrasyon prosesine verilmektedir. AquaSBR, ardışık doldur-boşalt işlemleri arasındaki sırayı takip eden birden fazla reaktör içermektedir. Bu sıralama bir reaktör dolarken diğer reaktörün suyunun disk filtrasyon ve MF veya UF sistemine verilmesini içermektedir. Bu proseslerin temel özellikleri şu şekildedir:

- Biyolojik arıtma adımında tasarım AKM konsantrasyonu 4500-5500 mg/l'tir. Bu değer konvansiyonel aktif çamur prosesinden yüksek, MBR sistemlerinden ise daha düşüktür.
- Çamur geri devri yapılmamaktadır.
- Biyokütle MF veya UF öncesi çöktürme ve disk filtrasyon ile ayrılmaktadır.
- Membran akıları, 60-120 lt/m².st arasında değişmektedir ve bu değerler MBR sistemlerinden (15-30 lt/m².st) daha yüksektir.
- Kapladığı alan konvansiyonel AKR sisteminden daha fazladır. Fakat sürekli akışlı sistemlerden daha düşüktür. AKR'lar genellikle tek bir tankta işletilirler. Ancak bu reaktör tasarımında iki tankla işletilmektedir.
- Çıkış suyu kalitesi MBR'ın çıkışıyla aynı veya daha iyi seviyelerdedir.
- Nutrient giderimi membranın bir fonksiyonu değildir. Biyolojik olarak giderilmektedir. Toplam azot konsantrasyonu 3-5 mg/l'te arasında değişmektedir.

- Enerji ihtiyacı, ileri arıtmayı içermeyen konvansiyonel biyolojik arıtmadan yüksektir. Fakat daha az havalandırma yapıldığından MBR'den düşüktür (Wachinski, 2013).



Şekil 14.14 Ardışık kesikli reaktör (AKR)-düşük basınçlı membran (LPM)-AquaMB prosesi (Wachinski, 2013)

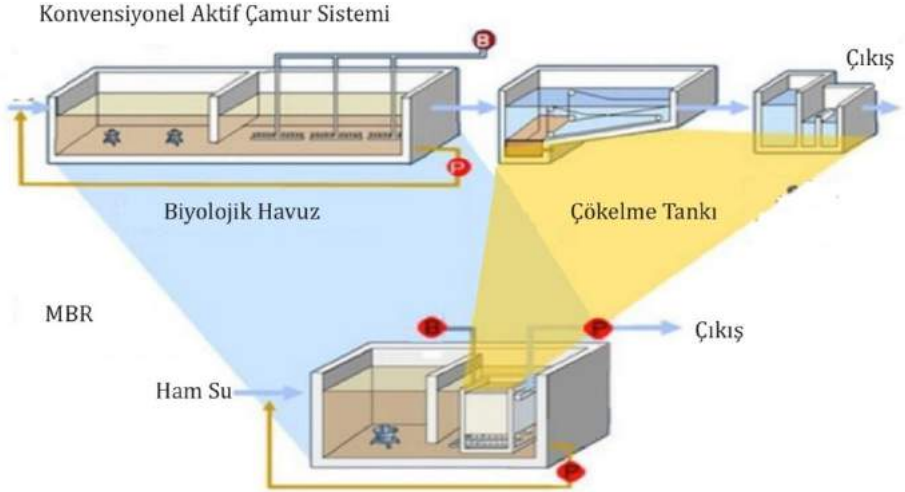
14.5.3. Membran Biyoreaktör (MBR) Prosesi

Membranların biyolojik arıtmaya entegre edildiği teknoloji MBR'lerdir. Bu prosesler Şekil 14.15'te görülebileceği ve Bölüm 9'da detaylı bir şekilde anlatıldığı üzere, konvansiyonel aktif çamur sistemlerindeki havalandırma havuzu yerine, MF ve UF membranların dahili veya harici olarak kullanıldığı sistemlerdir. MBR sistemlerinin arıtma prosesleri ve tasarım tertip tarzları, yüksek oranlarda nütrient giderimini ve yüksek kalitede çıkış suyu kalitesini sağlamaktadır. Bunun yanında, çamur yaşının seçimine bağlı olarak MBR sistemleri konvansiyonel aktif çamur sistemlerinde giderilemeyen endokrin bozucu bileşenler gibi mikrokirleticilerin gideriminde önemli bir proses olarak yer almaktadır. MBR teknolojisi işletim kolaylığı, proses olarak genişletilebilir olması,

yüksek arıtma değerleri sağlaması ve çıkış suyunun tekrar kullanım uygulamalarında ve doğrudan TO arıtma prosesinde kullanılabilir nitelikte ve kapasitede olması gibi üstünlüklere sahiptir (Wachinski, 2013). MBR sistemlerinde membranlar doğrudan kirleticiler ile temas halinde olduğu için uygun bir ön arıtma yapmak gerekmektedir. AÇ-DBM ve AKR-DBM tertip tarzları membran öncesinde kirlenme ve tıkanmayı önlemek adına yağ-gres, sürfaktantlar ve diğer kirletici maddeleri gidermek için konvansiyonel arıtma teknolojilerini kullanmaktadır. MBR'ların ön arıtma sistemi olarak ise genellikle konvansiyonel kum ve yağ tutucu prosesi arkasından 2 mm'den küçük ızgara kullanılmaktadır. MBR sistemlerinin genel özellikleri şu şekildedir;

- İlk MBR sistemleri çok yüksek AKM konsantrasyonlarında (12000-20000 mg/lt) işletmek için tasarlanmışlardır. Günümüzde ise 9000-15000 mg/lt (ortalama 10000 mg/lt) seviyelerinde çalışılmaktadır. Aktif çamur sistemlerinde bu değer 2000-5000 mg/lt ve AquaMB prosesinde 6000-8000 mg/lt seviyelerindedir.
- Yüksek AKM konsantrasyonu, düşük hidrolik bekletme süresi sağlamaktadır ve böylelikle daha küçük havalandırma tankları kullanılabilir.
- Denitrifikasyon ön anoksik bölgeler veya ileri anoksik bölgelerle sağlanabilmektedir.
- Ön arıtma için 2 mm ızgaralar kullanılmaktadır.
- Çamur geri devri oldukça yüksek olup giriş debisinin 5 katına kadar çıkmaktadır.
- Havalandırma ihtiyacı ve dolayısıyla enerji maliyeti en yüksek prosestir. Son raporlara göre bu değer 0,3 kWst/m³ olarak verilmiştir.
- Bu prosesin geri kazanım sektöründeki en büyük üstünlüğü son çöktürme adımının membran filtrasyon prosesi ile yer değiştirilebilir olmasıdır. Böylelikle dezenfeksiyonda sağlanmış olarak ve daha az yer kaplayan kompakt membran sistemleri ile geri kazanım sağlanabilmektedir (Wachinski, 2013).

Tablo 14.23'te klasik aktif çamur/filtrasyon ve MBR sistemlerinin arıtma verimleri karşılaştırılmıştır. Bu tablodan da görülebileceği gibi MBR sistemleri hem organik madde giderimi hem de biyolojik tür giderimi açısından daha yüksek verimlere sahiptir.



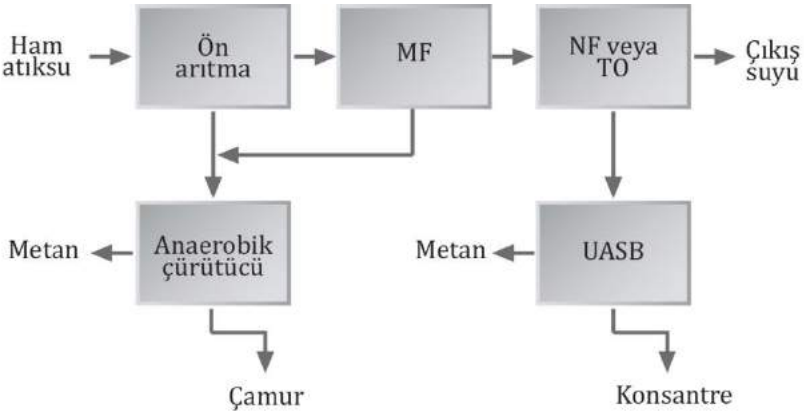
Şekil 14.15 MBR prosesi akış şeması

Tablo 14.23 Aktif çamur ve MBR sistemlerinin verimlerinin çıkış konsantrasyonları bakımından karşılaştırılması (Wachinski, 2013)

	Klasik aktif çamur	MBR
BOİ (mg/lt)	>10-30	1-5
AKM (mg/lt)	>10-30	<1
TN (mg/lt)	5-10	<5
TP (mg/lt)	<2	<0,5
Bulanıklık, NTU	>5-20	<2
Koliform, mpn	2,2	<2,2
Patojen/virüs	Çok az giderim	2-3 log
Metal/organikler	benzer	benzer

14.5.4. Evsel Atıksu Ön Arıtma Çıkışı ile Düşük Basıncılı Membranların Birleştirilmesi (IMANS Prosesi)

Bu proste konvansiyonel evsel atıksu arıtma tesisinin ön arıtma kısmı direkt olarak MF ve arkasından NF veya TO filtrasyon sistemlerine yönlendirilmektedir. Bu proses IMANS sistemi olarak isimlendirilmiştir. Şekil 14.16'da sistemin akış şeması görülmektedir. Membran teknolojisi proste BOİ'yi konsantre etmekte ve aynı zamanda su geri kazanımı için yüksek kalitede çıkış suyu üretimini sağlamaktadır. MF çıkış suyunda bulanıklık değeri 0,1 NTU seviyelerine kadar düşmekte ve bu doğrudan TO prosesine beslenebilmektedir. Yüksek BOİ içeren MF konsantresi ise ön arıtma çamuru ile karıştırılarak yüksek hızlı anaerobik prosese biyogaz üretmek amacıyla beslenmektedir (Wachinski, 2013). Bu prosesin aktif çamur ve diğer membranla birleştirilmiş biyoproseslere göre üstünlüğü düşük enerji ihtiyacı ve oluşan düşük çamur miktarıdır.



Şekil 14.16 IMANS sistemi (Wachinski, 2013)

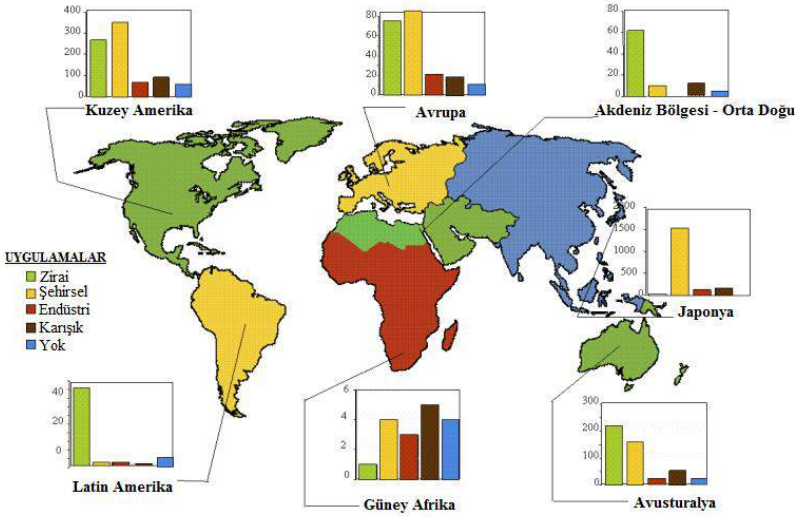
14.6. Membran Prosesler ile Geri Kazanım Örnek Uygulamaları

14.6.1. Dünya'daki Su Geri Kazanımı Örnek Uygulamalar

Evsel atıksuların geri kazanımında elde edilen su genelde tarımsal sulama amaçlı kullanılsa da bazı teknolojiler bu suyun doğrudan veya dolaylı olarak içme suyu kaynağı şeklinde kullanımına da izin vermektedir. Bu durum psikolojik açıdan çözülmesi ve toplumun bilinçlendirilmesi gereken bir konudur. Çoğunluğu Japonya ve ABD'de bulunan ayrıca Avusturalya ve Avrupa birliğinde de 450'den fazla ve Dünya genelinde toplamda 3300'den fazla su geri kazanım tesisi bulunmaktadır. Dünya genelinde projelerin dağılımı ve suyun hangi geri kazanım amacıyla kullanıldığı Şekil 14.17'de gösterilmiştir. Geri kazanım amacı yukarıdaki bölümde de bahsedildiği gibi dört kategoride yoğunlaşmıştır. Bunlar tarımsal sulama, akifere geri besleme, kentsel, rekreasyonel ve çevresel kullanım, soğutma suyu da dahil olmak üzere endüstriler için proses suyu ve yukarıdaki proseslerin kombinasyonudur. Bu haritada da görülebileceği gibi en fazla su geri kazanım tesisi olan ve yeniden kullanım kategorisi olarakta kentsel kullanımın sağlandığı bölge, Japonyadır. Bunu yine kentsel kullanımın genel dağılım içerisinde en fazla olduğu Kuzey Amerika takip etmektedir. Akdeniz bölgesinde ise tarımsal sulama amacıyla kurulmuş geri kazanım tesislerinin sayısı 60'ı bulmaktadır. Tarımsal sulamanın ön planda olduğu diğer bölgeler ise Latin Amerika ve Avustralya'dır (Bixio ve diğ, 2008).

Coğrafya olarak ülkemize yakın olan Avrupa'yı detaylı olarak incelemek amacıyla Şekil 14.18'de Avrupa'daki su geri kazanımı projeleri hacim ve kullanım amacı şeklinde harita üzerinde gösterilmiştir. Avrupa'nın sahillerinden, adalara, güneydeki yarı kurak bölgelerden yoğun bir şekilde şehirleşmiş Kuzey ve merkez Avrupa'ya kadar tüm bölgeler bu harita da gösterilmiştir. Genel olarak harita incelendiğinde tarımsal sulamanın ön planda olduğu görülebilmektedir. Ülkemizde de su geri kazanımının yoğunlukla tarımsal amaçlı olduğu yine bu haritadan anlaşılmaktadır. Atlantik kıyılarına doğru gelindiğinde birkaç yerde

kentsel kullanım için yapılmış projeler görülmekle birlikte bu oran tarımsal sulamanın yanında oldukça küçük kalmaktadır. Yapılan bir değerlendirmede, 2000 ile 2025 yılları arasında yerleşim bölgelerinden çıkan arıtılmış suyun kullanımının Avrupa'da 750 Mm³/yıl'dan 1540-4000 Mm³/yıl'a çıkabileceği belirtilmiştir (Bixio ve diğ, 2008).

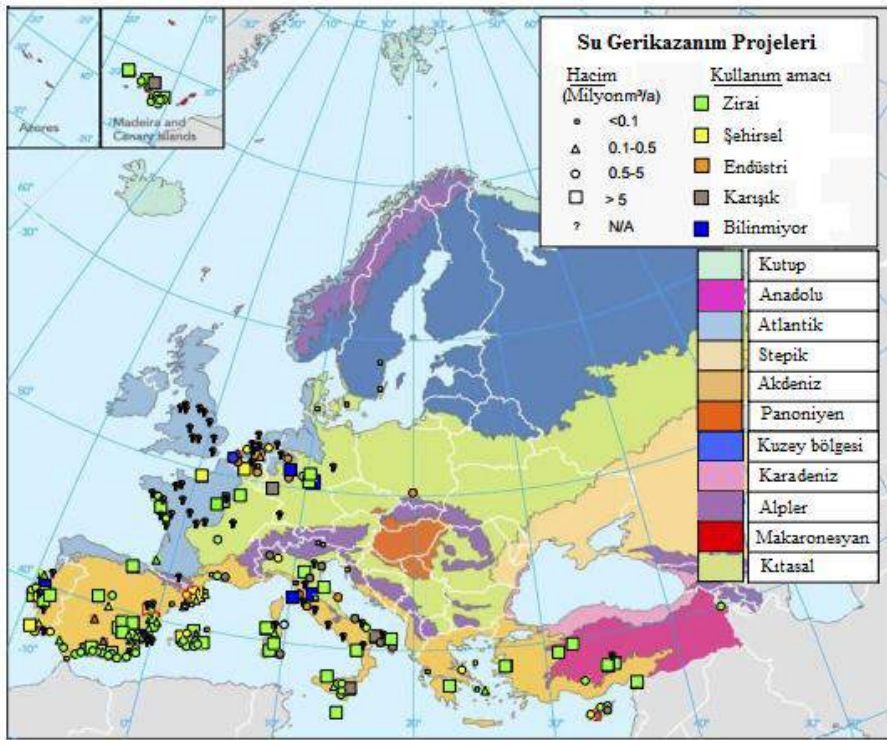


Şekil 14.17 Dünya'daki su geri kazanım tesislerinin sayısı ve suyun kullanım alanları (Bixio ve diğ, 2008)

Geri kazanılan suyun kullanım amacı bölgeden bölgeye büyük farklılıklar gösterebilir. Bunun sebepleri yeniden kullanılacak sudaki partiküler madde konsantrasyonu için sınır değerler, finansal parametreler, su stresinin düzeyi, alternatif su kaynaklarının mevcudiyeti ve uygunluğu, havzanın coğrafik özellikleri ve suyun son kullanım alanı olarak sayılabilmektedir.

Avrupa'da su kaynakları yönetimi "Su Çerçevesi Direktifleri" kapsamında yapılmakta ve gelecek yıllarda havzalardan başlayarak daha entegre bir su çevrimi yönetimi hedeflenmektedir. İçme suyu haricinde planlanan su geri kazanımı ve yeniden kullanımı stratejileri

gittikçe daha geniş bir alanda kabul edilmekte ve hızla genişlemektedir. Bu strateji birçok konvansiyonel su kullanım kaynaklarını tamamlayabilmektedir. Konvansiyonel su kaynaklarından geri kazanılmış su kaynağına geçmek öncelikle maliyet açısından engellenmektedir. Bu bir yandan su geri kazanımının maliyetlerinin diğer yandan çevreye etkisi ve sosyal etkilerinin göz önünde bulundurulmasını gerektirmektedir. Birçok geri kazanım teknolojisi özellikle insani tüketim amacıyla kullanıldığında sosyal açıdan kabul edilebilirliği zorunlu kılmaktadır.



Şekil 14.18 Avrupa haritasında geri kazanım suyu kullanım kategorileri ve hacimleri (Bixio ve diğ, 2008)

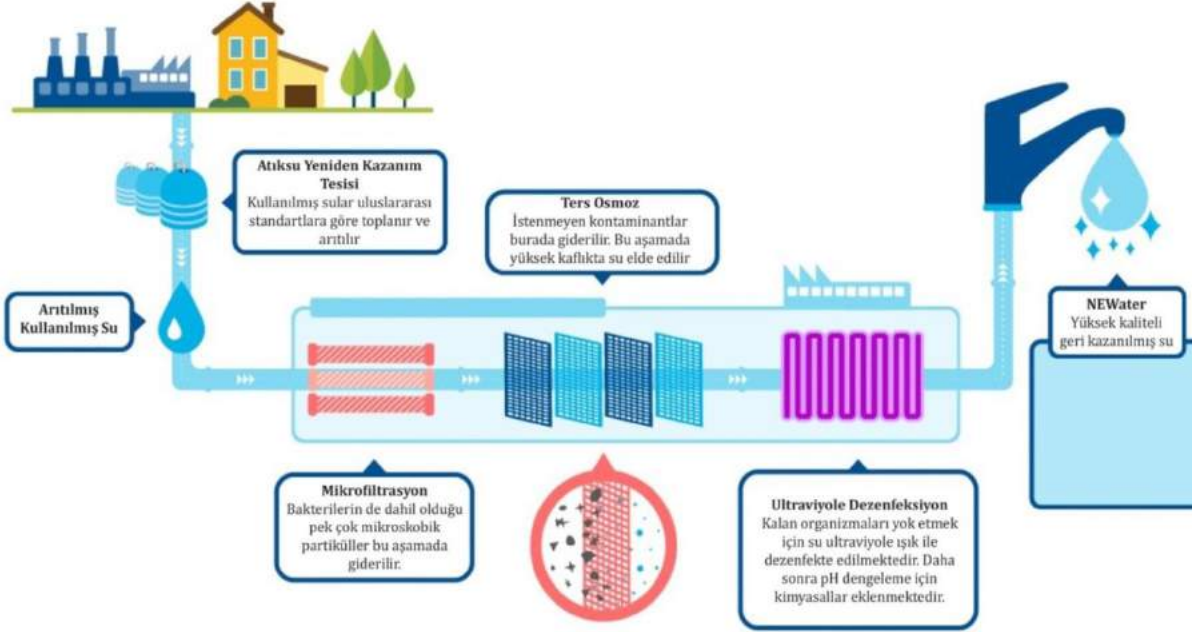
Aşağıda yol göstermesi adına, Dünya çapında kabul görmüş ve projeleriyle/raporlarıyla yayınlanmış örnek uygulamalar özetlenmiştir.

Singapur NeWater Projesi

Şekil 14.19’da ise proses akım şeması verilmiş olan Singapur’da kurulu NeWater projesi kapsamında evsel atıksu arıtma tesisi çıkış suları membran sistemleriyle arıtılarak şehrin su ihtiyacını karşılanmakta hatta şişe su şeklinde içme suyu olarak kullanılmaktadır. Arıtma sistemi genel hatları ile şu şekildedir; Birinci adımda atıksular konvansiyonel atıksu arıtma tesisinde arıtılmaktadır. İkinci adımda arıtma tesisi çıkış suyundan askıda katı maddeler, koloidal partiküller ve hastalık yapıcı bakterilerin giderilmesi için MF/UF sisteminden geçirilmektedir. Bu sistemlerin çıkış suyu 3. adımda TO sisteminden filtre edilmekte ve böylelikle sudaki tüm bakteri-virüs-protozoalar, ağır metaller, nitrat, sülfat, organik bileşikler uzaklaştırılmaktadır. Son adımda ise TO çıkış suyunun içme suyu olarak kullanılabilmesi için UV dezenfeksiyonu yapılmakta ve pH ayarlaması sonrasında doğrudan içme suyu olarak kullanılmaktadır (PUB, 2017). Uzun yıllar gözlenen su kalitesi değerleri Tablo 14.24’te verilmiştir.

Tablo 14.24 Singapur Newater projesinde gözlemlenen su kalitesi (EPA, 2012)

Parametre	Birim	Analiz limiti	Değer
Fiziksel Kontrol Parametreleri			
TOK	µg/l	20	40-100
AKM	mg/l	2,5	<2,5
Bulanıklık	NTU	0,1	<0,1
İz Kirleticiler			
Toplam Östrojen	µg/l	0,003	<0,003
Östron (E1)	µg/l	0,001	<0,001
17β-estradiol (E2)	µg/l	0,001	<0,001
Etinelestradiol (EE2)	µg/l	0,001	<0,001
İbuprofen	µg/l	0,005	<0,005
Naproksen	µg/l	0,005	<0,005
Gemfibrozil	µg/l	0,005	<0,005
NDMA	µg/l	2	<2 - 10
1,4 Dioxane	µg/l	1	<1
MTBE	µg/l	5	<5
PCBs	µg/l	0,2	<0,2

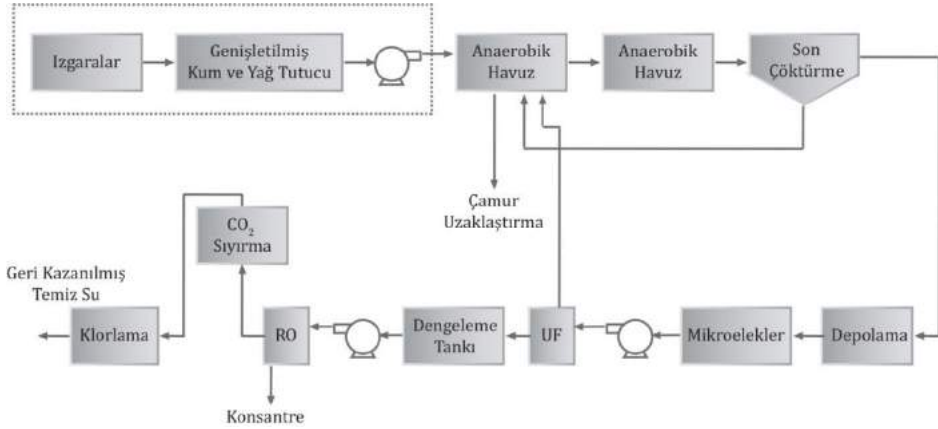


Şekil 14.19 Singapur NeWater projesi atıksu geri kazanım akım şeması (PUB, 2017)

Dünya'nın Membran Kullanılan En Büyük Su Geri Kazanım Tesisi Projesi, Kuveyt-Sulaibiya Örneği

Dünya'nın membran kullanılan en büyük su geri kazanım tesisi 350000 m³/gün kapasite ile Kuveyt'te bulunmaktadır. Sulaibiya'da bulunan bu su geri kazanım tesisine ait akım şeması Şekil 14.20'de verilmiştir. Kuveyt şehri ve çevresinden toplanan atıksular Ardiya bölgesinde bulunan ön arıtma sisteminden geçirilerek 25 km uzunluğunda bir kanal ile Sulaibiya'ya pompalanmaktadır. Burada konvansiyonel bir biyolojik atıksu arıtma tesisi, gelen atıksuyu ikincil derecede arıtmakta ve çıkış suyu, UF ve TO proseslerini içeren geri kazanım tesisinde işlenmektedir (SUEZ, 2017).

Ardiya'da gerçekleştirilen ön arıtma sadece kaba ve ince ızgara ile kum ve yağ tutucu ünitelerini içermektedir. Biyolojik atıksu arıtma tesisi ileri derecede azot ve fosfor giderimi için anaerobik, anoksik ve aerobik havuzlardan oluşmakta ve son çöktürme tankı bulunmaktadır. Ardiya'da su debisindeki dalgalanma kaynaklı riskleri minimize etmek için gerekli hesaplamalar ve kontroller yapılmıştır (SUEZ, 2017).



Şekil 14.20 Sulaibiya atıksu geri kazanım tesisi akım şeması (SUEZ, 2017)

Minimum bulanık değerlerinin elde edilmesi ve tesisin kimyasal kullanım miktarını azaltmasını sağlaması sebebiyle TO sistemi ön arıtması için UF membran sistemi tercih edilmiştir. Daha iyi kalitede ön arıtma yapılması TO membranının ömrünü de uzatmakta, işletme basıncını düşürmekte ve TO sisteminin kimyasal yıkama döngüsünün süresini arttırmaktadır. Günümüzde membranlı bir ön arıtma sistemi kullanmadan TO sistemlerinin yüksek performanslı olarak işletilmesi imkansızdır. Çünkü aksi durumda poliamid ince film kaplama ile üretilmiş TO membranların çok hızlı bir şekilde tıkanıp gözenmektedir. UF ve TO'nun beraber uygulanması içme ve kullanma suyu seviyesinde bir kalite sağlarken ürün suyunun tarım ve yeraltı suyu deşarjında kullanım imkanı da ortaya çıkmaktadır. UF sistemine beslenen su önce bir disk filtre sisteminden geçmektedir. Daha sonra az bir miktar koagülant dozlaması yapılmakta ve partiküllerin giderilmesi sağlanarak TOK gideriminin artırılması amaçlanmaktadır. UF ürün suyunun SDI değeri 2'nin altında olması beklenmekle beraber yapılan ölçümler 1'in altına düşürüldüğünü göstermiştir (SUEZ, 2017). Çamur bertarafı için, anaerobik çamur çürütücüleri ve çamur kurutma yatakları kullanılmaktadır. Bu bahsedilen sistemler düşük koku, düşük işletme ve bakım maliyeti ve minimum çamur atığı sağladığı için tercih edilmiştir ve Kuveyt şartlarında oldukça iyi bir biçimde çalışmaktadır. Tüm bu faydalara ek olarak çıkan çamurun toprak şartlandırma ve organik gübre olarak kullanılması da artı bir fayda sağlamaktadır (SUEZ, 2017).

Tesis tipik bir evsel atıksu ile işletilmektedir. Biyolojik arıtma çıkışı maksimum 20 mg/lt BOİ ve 20 mg/lt AKM çıkışı kriterlerine göre tasarlanmıştır. Su geri kazanım tesisinin tasarımında kullanılan giriş su kalitesine ve geri kazanılan su kalitesine ait değerler Tablo 14.25'te verilmiştir. Su geri kazanım tesisi atıksu arıtma tesisinde yaşanabilecek problemlere bağlı olarak oluşabilecek pik değerlere göre tasarlanmıştır. Besleme suyunda görülen toplam çözünmüş katı madde (TDS) değeri ortalama 1280 mg/lt iken maksimum 1800 mg/lt civarındadır. Bu değerlerin kullanılan TO sistemi ile 100 mg/lt TDS değerlerinin altına düşürülebildiği görülmektedir. TO sistemi ayrıca virüsler ve bakteriler için de çok önemli bir ikinci bariyer görevi görmektedir. Evsel

atıksuların TO ile geri kazanımında görülen en önemli limit faktörlerden birisi kalsiyum fosfat çökmesi olup sistem kalsiyum fosfat çökmesi sebebiyle % 85 geri kazanım değerinde sabitlenmiştir. TO ürün suyu, bir karbondioksit sıyrıcıdan geçerek pH'sı yükseltilmekte ve böylece minimum kostik kullanımı sağlanmaktadır. Tesis çıkışında su klorlanmaktadır. TO konsantresi ise Basra körfezine deşarj edilmektedir (SUEZ, 2017).

Tablo 14.25 Su geri kazanım ünitesi giriş-çıkış su kalitesi (SUEZ, 2017)

Parametre	Birim	Giriş	UF Çıkış	TO Çıkış
pH	-	6,5-8	6,5-7,5	6-8
İletkenlik	µS/cm	1200-3000	1100-2200	42
AKM	mg/lt	100-500	<10	<1
UAKM	mg/lt	70-350	<7	<1
KOİ	mg/lt	250-750	<40	0
BOİ ₅	mg/lt	100-400	<10	<1
Yağ ve Gres	mg/lt	10-50	T.E.	<0,05
TDS	mg/lt	700-1800	800-1500	<100
Klorür	mg/lt	200-400	200-400	12
Amonyak	mg/lt	15-50	1-5	<1
Nitrat	mg/lt	0,04-0,7	0,1-1,5	<1
Toplam Koliform	Koloni/100 ml	3,20x10 ⁺⁸	400	T.E.
Fekal Koliform	Koloni/100 ml	4,10x10 ⁺⁷	0-10	T.E.
Salmonella	Koloni/100 ml	4,50x10 ⁺⁶	T.E.	T.E.
Streptococci	Koloni/100 ml	1,40x10 ⁺⁷	T.E.	T.E.
Fungi	Koloni/100 ml	2,10x10 ⁺⁵	2-100	T.E.

UF ön arıtma sisteminde hidrofilik içi boşluklu fiber membranlar tercih edilmiştir. Modül boyutları 8" x 60" (20 cm x 152 cm) olup her bir

modülün membran alanı 40 m²'dir. Her bir membran kılıfına bu membran modüllerinden 4 tane ve her bir UF ünitesine 32 membran kılıfı yerleştirilmiştir. Her birinde 32 kılıf olan 62 UF membran ünitesi bulunmaktadır. Toplamda 8704 adet UF membran modülü bulunmaktadır. Tesiste 3096 adet TO modül kılıfı bulunurken toplamda 21672 adet TO membranı kullanılmaktadır (SUEZ, 2017).

Her bir UF ünitesi diğerlerinden bağımsız olarak işletilebilmekte ve düzenli olarak geri yıkılmaktadır. Konsantre akımı ve geri yıkama suyu biyolojik arıtmanın başına geri verilmektedir. Periyodik olarak geri yıkama suyuna kimyasal ilavesi yapılarak kimyasal olarak güçlendirilmiş geri yıkama uygulanmaktadır. Böylece sadece hidrolik yıkama ile giderilemeyen membran üzerinde birikmiş olan maddeler yıkanıp temizlenmektedir. Bu hidrolik ve kimyasal geri yıkamalar 62 UF membran ünitesi arasında belirli sıralarla yapıldığından dolayı tesis tamamen durmamakta ve herhangi önemli bir üretim kaybı yaşanmamaktadır. Böylece tesiste devamlı su üretilebilirliği sağlanmaktadır (SUEZ, 2017).

Kaliforniya - Orange County Su Geri Kazanım Tesisi Örneği

Kaliforniya, Orange County bölgesi yarı kurak bir bölge olup bölgenin su kaynakları çok uzun yıllar boyunca Kuzey Kaliforniya ve Kolorado nehrine bağlı olarak elde edilmektedir. Ancak yıllar süren kuraklık ve çevresel etkiler sebebiyle bu bölgeden getirtilen su hem tükenmeye hem de yüksek maliyetli gelmeye başlamıştır. Bunun üzerine bir de Kaliforniya nüfusunun 2020 yılına kadar 15 milyon kişi artması beklenmektedir. Yeni su kaynakları olmadığı için su geri kazanımı önemli bir rol oynamaya başlamıştır (EPA, 2012).

Bu bölgede su geri kazanmanın maliyetinin Kuzey Kaliforniya'dan su getirmenin maliyetinden üçte iki oranında daha ucuz olduğu belirlenmiş ve deniz suyu tuzsuzlaştırılmasından 3 kat daha az enerji harcadığı hesaplanmıştır. Böylece bu bölgeye kurulmuş olan geri kazanım tesisi ile

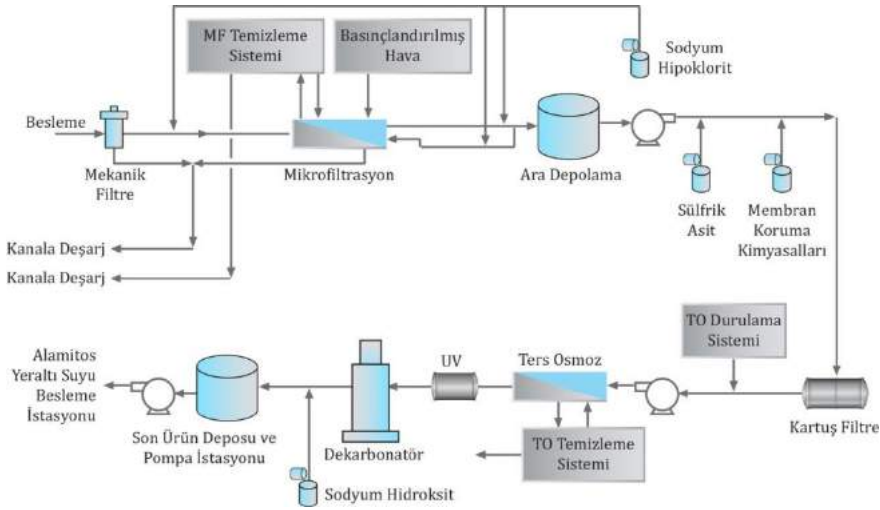
600000 nüfusa su sağlanırken 21000 eve yetecek kadar da enerji tasarrufunun sağlanacağı projelendirilmiştir (EPA, 2012). Kurulu olan geri kazanım tesisi MF, TO ve ileri oksidasyon arıtma basamaklarını içermektedir. İleri oksidasyon olarak hidrojen peroksit ve UV kullanılmaktadır. Şekil 14.21’de tesiste kullanılan membran sistemlerinden resimler verilmiştir. Geri kazanım tesisinin kapasitesi yaklaşık 270000 m³/gün’dür. Kullanılan membran sistemleri sayesinde farmasötikler, pestisitler ve diğer zararlı maddeler alıcı ortama verilmeden giderilebilmektedir (EPA, 2012). Geri kazanılan su yeraltına beslendikten sonra içme suyu kaynağı olarak kullanılacağı için tesisin su çıkış kalitesi oldukça önemlidir. Tesiste çok detaylı izlemeler yapılmaktadır. Alüminyum ve krom gibi ağır metal içeriklerinin içme suyu standartlarının oldukça altında olduğu görülmüştür. Trikloroetilen, NDMA ve 1,4-dioksan gibi organik maddeler, nutrientler ve mikrobiyal indikatörler ya tespit edilememiştir ya da sağlanması gereken değerlerin oldukça altında olduğu bulunmuştur. Standartlarda deşarj değeri verilmemiş olan kimyasal kirleticiler (Mikrokirleticiler, Bifenol-A, İbuprofen, endokrin bozucular) ürün suyunda tespit edilememiştir. Kafein tespit edilse de sağlık için zarar oluşturabilecek seviyelerde olmadığı kanaatine varılmıştır (EPA, 2012).



Şekil 14.21 Orange County’de kullanılan membranlara ait görüntüler: MF (solda), TO (sağda) (EPA, 2012)

Leo J. Vander Lans Su Geri Kazanım Tesisi Örneği

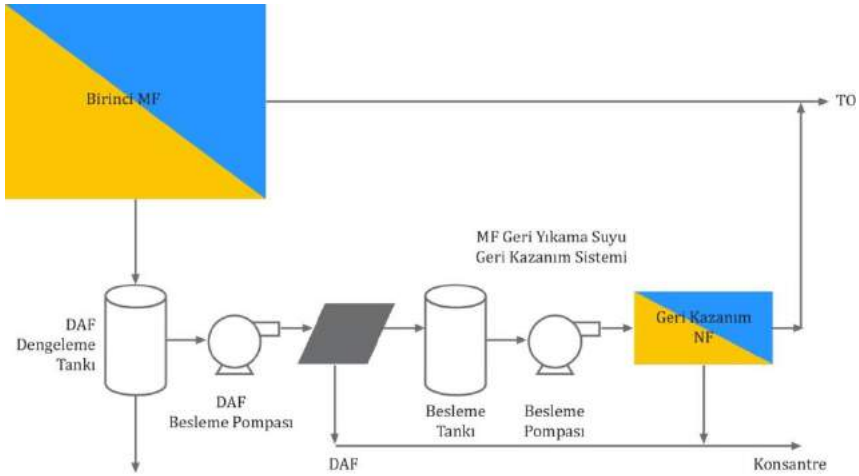
Leo J. Vander Lans su geri kazanım tesisi deniz suyunun yeraltı suyuna karışmasını engellemek ve yeraltı suyunu korumak için akifer besleme amaçlı kurulmuştur ve kapasitesi günlük 11200 m³/gün olan bir su geri kazanım tesisidir. Long Beach Su Arıtma Tesisi ve Los Coyotes Su Arıtma tesisi olmak üzere iki farklı noktadan arıtılmış su Leo J. Vander Lans su geri kazanım tesisine gelmektedir. Burada arıtılmış olan su komşu havzalardan transfer edilen su ile karıştırılarak Alamitos bölgesinde yeraltına beslenmektedir (EPA, 2012). Arıtma tesisinde klasik "Kaliforniya Modeli" kullanılmaktadır. Önce MF kullanılarak bulanıklıktan ve çeşitli mikroorganizmalardan arındırılan su TO sistemine beslenmektedir. Ardından da UV ile dezenfeksiyon yapıp akifer beslemesi yapılmaktadır. Tesise ait akım şeması Şekil 14.22'de verilmiştir (EPA, 2012).



Şekil 14.22 Leo J. Vander Lans su geri kazanım tesisi akım şeması (EPA, 2012)

Mevcut MF sistemi 600 membran modülü içermektedir. Proses akısı 58 lt/m².st'dir. Geri kazanım oranı %95 olarak belirlenmiştir. Geri yıkama temizlikleri günlük olarak gerçekleştirilirken kimyasal yıkamalar aylık

olarak gerçekleştirilmektedir. Tesiste MF geri yıkama akımını geri kazanacak sistem bulunmaktadır. Bu sisteme ait akım şeması Şekil 14.23'te verilmiştir. Birincil MF prosesinden çıkan konsantre, önce DAF ardından MF uygulanması ile geri kazanılmaktadır. Çıkan konsantrede atık olarak atılmaktadır. Çıkış suyu doğrudan TO sistemine beslenmektedir. TO sisteminin akısı 20,3 lt/m².st olarak belirlenmiştir. Geri kazanım oranının arttırılabilmesi için 3 kademeli TO sistemi kurulmuştur. Toplam TO geri kazanım oranının %92 mertebelerinde olduğu belirtilmektedir. Üretilen su, UV dezenfeksiyonundan geçirilerek ileri derecede oksidasyon yapılmaktadır. Üretilen su kalsiyum klorür ve sodyum hidroksit ile pH ve mineral ayarlaması yapılarak su stabilize edilmektedir. Tesisten çıkan konsantre akımlar lokal bir kanalizasyon deposuna alınıp arıtılarak okyanusa deşarj edilmektedir (EPA, 2012). Tesisteki giriş ve çıkış suyu kalitesine ait değerler Tablo 14.26'da verilmiştir. Tablodan görüleceği üzere iki farklı noktadan gelen geri kazanım tesisi ham suları benzer özelliktedir. Çıkışta da oldukça kaliteli bir su elde edilmekte ve tüm parametreler bazında bölge yasalarının gerekliliklerini sağlamaktadır.



Şekil 14.23 Mikrofiltrasyon konsantresi geri kazanım sistemi (EPA, 2012)

Florida Marco Adası Atıksu Arıtma Tesisi Örneği

Florida'da Everglade sulak alanında bulunan bu adanın nüfusu kışları 40000, yazları ise ortalama 17000 kişi civarında seyretmektedir. Bu ada genel olarak bataklık kurutulması ve doldurma ile yapılan yapay bir adadır. 2003 yılında adada bulunan 40 yıllık arıtma tesisinin kapasitesinin artırılması için mevcut sistem MBR sistemine çevrilmiştir. Böylece arıtma tesisi kurulu alanını değiştirmeden kapasite artışı sağlanmıştır. Membran kullanılmadan önce arıtma tesisinin kapasitesi 3800 m³/gün civarında iken MBR sisteminin kurulmasıyla tesisin arıtma kapasitesi yaklaşık 13000 m³/gün'e çıkarılmıştır. MBR ile elde edilen yüksek kaliteli su dezenfekte edildikten sonra tarımsal maksatlı olarak kullanılmakta, golf sahası sulamasında değerlendirilmekte ve artanı kuyularla yeraltına beslenmektedir. Tesisten bir görüntü Şekil 14.24'te verilmiştir (EPA, 2012).

Tablo 14.26 Leo J. Vander Lans su geri kazanım tesisi su kalitesi (EPA, 2012)

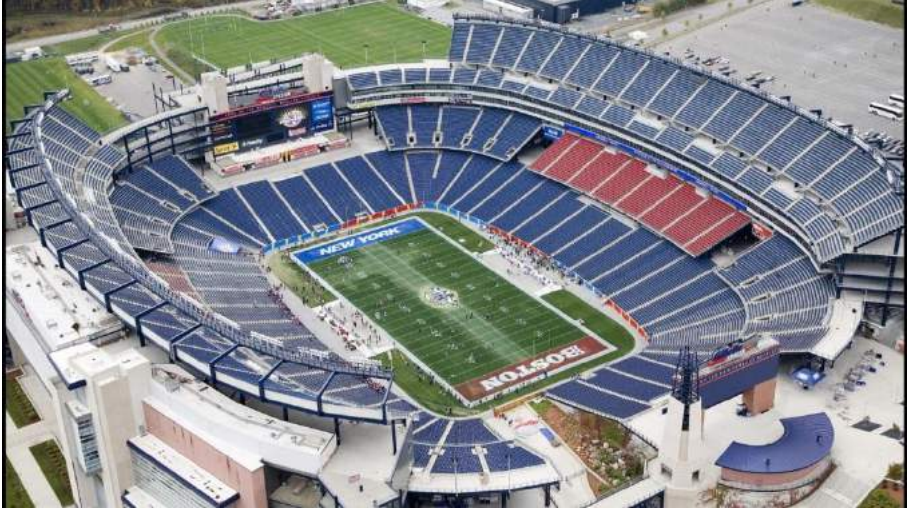
Parametre	Giriş Kaynağı		Geri Kazanılan Su
	Long Beach	Los Coyotes	
TOK (mg/lt)	6,7	7,5	0,44
Bulanıklık (NTU)	0,48	0,5	0,07
TDS (mg/lt)	703	787	83
pH	7,9	7,9	8,12
Toplam Azot (mg/lt)	9	9,3	2,05
Nitrat (mg/lt)	6	5,3	1,74
Amonyak (mg/lt)	1,5	2,0	0,22
NDMA (ng/lt)	291	296	4,9
1,4 Dioksan (µg/lt)	-	2,55	Tespit Edilemedi



Şekil 14.24 Florida Marco Adası atıksu geri kazanım sistemi (EPA, 2012)

Massachusetts'te Stadyum Atıksularının Geri Kazanımı Örneği

Şekil 14.25'te resmi verilen Gillette stadyumunun 66829 koltuk kapasitesi olup etkinlik günleri ağırlıklı olarak tuvalet kullanımı için 2300 m³/gün civarında kullanım suyu ihtiyacı olduğu belirtilmiştir. Bu ihtiyacın önemli kısmının karşılanması için su geri kazanımı tercih edilmiştir ve bu amaçla sırasıyla MBR, ozon ve UV proseslerini içeren bir arıtma sistemi kurulmuştur. 950 m³/gün atıksu arıtma kapasitesine sahip bu tesis maksimum 4900 m³/gün atıksuyu artıracak şekilde genişletilebilir biçimde tasarlanmıştır. Arıtılan ve geri kazanılan su 1900 m³ kapasiteli tanklarda depolanarak gerektiğinde kullanılmaktadır. Ortalama olarak atıksuyun %60'ı geri kazanılarak tuvalet şifonlarında kullanılmaktadır. Artanı yeraltına beslenmektedir. Geri kazanılan suyun dolaşımı için ayrılan boru hattı bu konuda popülerleşen mor renk ile normal hatlardan ayrılmıştır. Komple su ve atıksu geri kazanım sisteminin kurulum maliyetinin 13 milyon \$ olduğu belirtilmiştir (EPA, 2012).

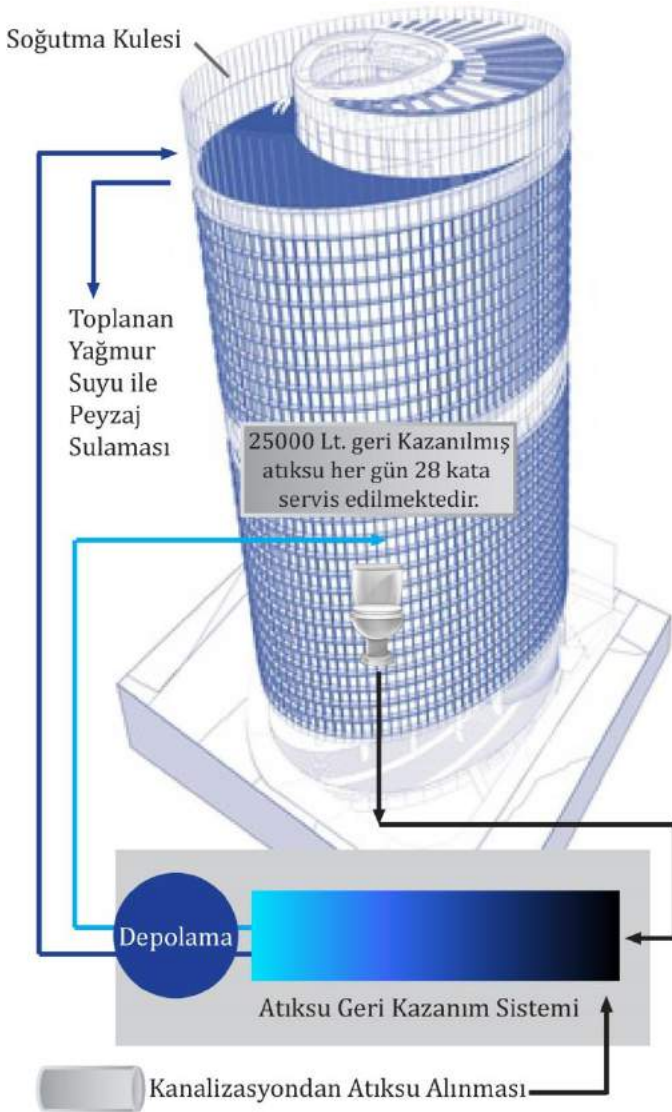


Şekil 14.25 Atıksu geri kazanım sistemi kullanılan Gillette stadyumunun görüntüsü (thesportsdb, 2017)

Avustralya Sydney’de Gökdelen Su İhtiyacının Geri Kazanım ile Sağlanması Örneği

Avustralya’nın sıcak iklimi ve coğrafi kaynaklı kuraklığı, yenilikçi su kaynaklarının bulunmasını ve uygulanmasını destekleyici bir unsur olmaktadır. Bu duruma örneklerden birisi Bligh Street gökdeleni örneğidir. 29 katlı bu binanın tüm atıksuları toplanmakta ve bina içinde tekrar kullanılmaktadır. Ancak, hesaplamalar yapılırken binanın soğutma sistemi, tuvaletleri ve çevre sulaması için gerekli miktarın sağlanamadığı görülmüş ve mevcut atıksuya ek olarak yakınlardaki kanalizasyon hattından ilave atıksu alınarak ihtiyaç olan miktar tamamlanmıştır. Bu atıksu geri kazanım modeli ile binanın taze su ihtiyacı %90 oranında azaltılmıştır. Mevcut kanalizasyon hattının bir su kaynağı olarak görülmesi de yenilikçi, önemli bir yaklaşımdır (EPA, 2012). Binanın otoparkına kurulan sistem ile günlük yaklaşık 100 m³ atıksu arıtılarak kullanılmaktadır. Atıksuyun arıtılması için yasal gereklilikleri ve uygun su kalitesini sağlayacak şekilde bir modüler MBR sistemi kullanılmıştır. Arıtma sistemi mekanik filtre, biyolojik arıtma,

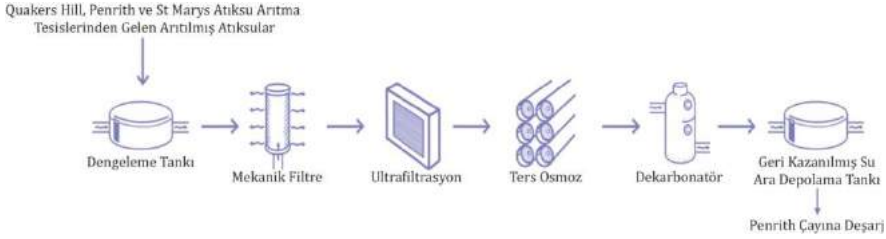
0,04 μm çaplı UF membranı içermektedir. Dezenfeksiyon için UV ve klorlama kullanılmaktadır. Binanın soğutma sisteminde kullanılan su, içerisindeki çözülmüş maddelerin uzaklaştırılması amacıyla TO sistemi ile ekstradan arıtılmaktadır. Kullanılan sisteme ait akım şeması Şekil 14.26'da verilmiştir (EPA, 2012).



Şekil 14.26 Gökdelen su geri kazanım sistemi akım şeması (EPA, 2012)

Avustralya St. Mary's Su Geri Kazanım Tesisi Örneği

Yıllık 18 milyon m³ atıksuyu geri kazanan bu tesis üç farklı atıksu arıtma tesisinden gelen üçüncül derecede arıtılmış suları işleyerek geri kazanmaktadır. Bu tesise gelen sular kaba ve ince filtreden geçirilmiş biyolojik olarak arıtılarak nütrient içeriği çok yüksek oranda giderilmiş ve dezenfekte edilmiş bir halde gelmektedir. Şekil 14.27'de tesise ait bir akım şeması verilmiştir. Dengeleme tankında toplanan su mekanik bir filtreden geçirilerek UF membran sistemine alınmaktadır. Burada askıda katı maddeler, bakteriler, virüsler ve organik maddelerin bir kısmı giderilmektedir. Daha sonra su Şekil 14.28'de bir görüntüsü verilen TO sistemine alınmaktadır. Bu TO sisteminde toplam 3696 adet TO modülü bulunmaktadır. TO prosesinden çıkan ürün suyunun içerisindeki karbondioksit sıyırılmakta ve pH ayarı yapıldıktan sonra depo tankına alınmaktadır. Buradan Penrith çayına verilen su en son baraja ulaşarak su kaynağı olarak kullanılmaktadır (EPA, 2012).



Şekil 14.27 Avustralya St. Mary's su geri kazanım tesisi akım şeması (thesportsdb, 2017)

Belçika Torreele Su Geri Kazanım Tesisi Örneği

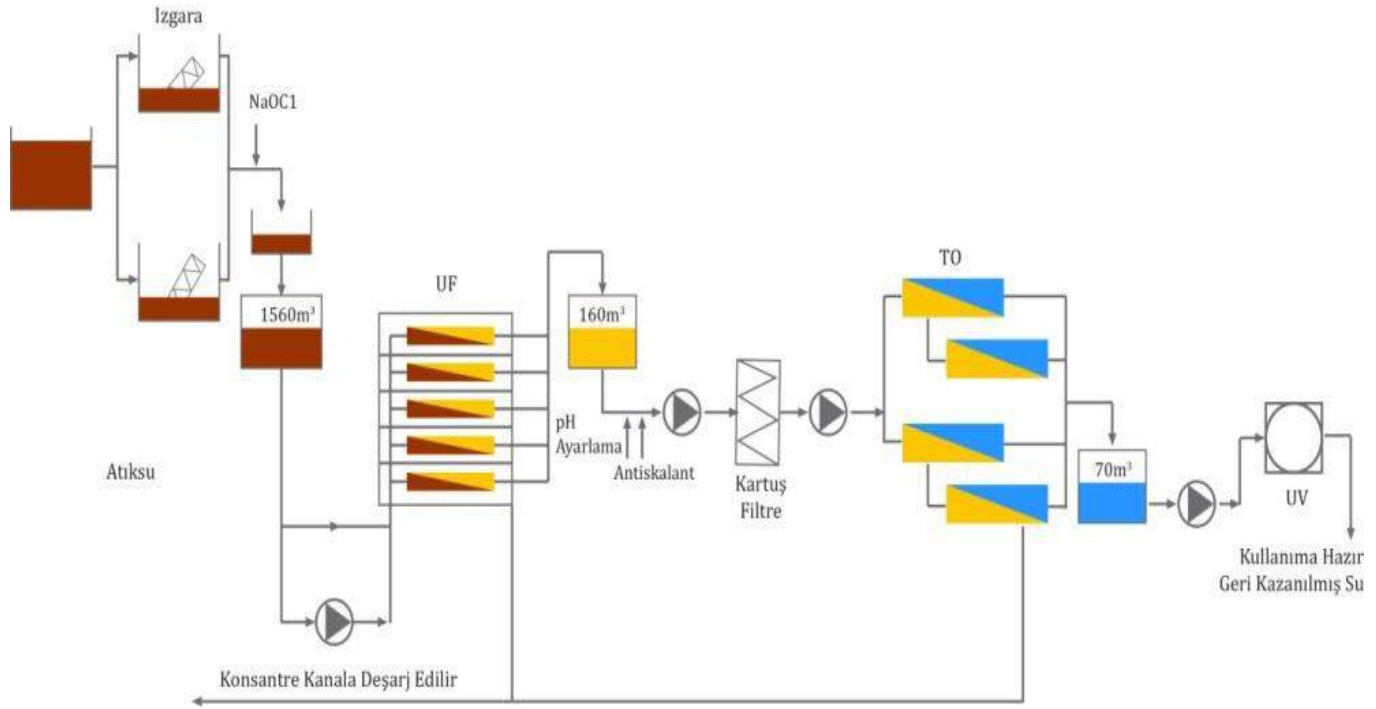
Belçika Flaman körfezinin batı kısımlarında su ihtiyacı 1950 yılında 526000 m³ iken 1990 yılında 5500000 m³ seviyesine çıkmıştır. Bu ihtiyacı karşılamak adına yeraltı suyu çok fazla kullanılmış bunun sonucunda deniz suyunun yeraltı suyuna karışmaya başladığı anlaşıldığında alternatif su temini yolları aranmaya başlanmıştır. Bu kapsamda akifer beslemesi için su kaynağı sağlaması amacıyla Toreele

su geri kazanım tesisi kurulmuştur. Yeraltına beslenen su daha sonra başka kuyulardan çekilerek şehre içme ve kullanma suyu olarak temin edilmektedir. Yani geri kazanılan atıksu dolaylı yoldan içme suyu kaynağı olarak kullanılmaktadır (EPA, 2012).

Arıtma tesisine ait bir akım şeması Şekil 14.29'da verilmiştir. Ön çöktürme, biyolojik arıtma ve son çöktürme işleminden geçen su önce UF sisteminden ardından TO sisteminden geçirildikten sonra UV ile dezenfekte edilerek 18200 m²'lik bir doğal sulak alana beslenerek yeraltı suyuna karışması sağlanmaktadır. Bu sulak alanda suların yeraltı suyuna geçene kadar bekleme süresi yaklaşık 55 gündür. Proje başladığından beri bölgenin %35-40 civarı su ihtiyacı bu geri kazanım yöntemiyle sağlanmaktadır. Yağmur suları atıksularla beraber toplandığı için giriş suyu kalitesi dönemsel olarak değişiklikler gösterse de akifer besleme için kullanılan suyun kalitesi Tablo 14.27'de gösterildiği gibi yüksek kalitededir (EPA, 2012).



Şekil 14.28 Avustralya St. Mary's su geri kazanım tesisinde kullanılan TO sistemi (Sydneywater, 2017)



Şekil 14.29 Torreele su geri kazanım tesisi akım şeması (EPA, 2012)

Tablo 14.27 Belçika Torreele su geri kazanım tesisi kalite değerleri (EPA, 2012)

Parametre	Akifer Besleme Suyu
İletkenlik ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	45 (<10-89)
pH	6,29 (5,28-6,86)
Toplam Organik Karbon (mg/lt)	0,4 (0,1-1,1)
Toplam Sertlik (mg/lt CaCO_3)	<0,5
Klorür (mg/lt)	3,2 (1,0-4,7)
Florür (mg/lt)	<0,2
Sülfat (mg/lt)	<1
Nitrat (mg/lt)	2,5 (<1-6,3)
Amonyak (mg/lt)	0,13 (0,03-0,38)
Fosfat (mg/lt)	<0,1
Silisyum (mg/lt)	0,3 (0,1-0,4)
Toplam Trihalometan ($\mu\text{g}/\text{lt}$)	3,8 (1,2-6,7)
Aluminyum ($\mu\text{g}/\text{lt}$)	12 (2-59)
Krom ($\mu\text{g}/\text{lt}$)	<2,5
Bakır ($\mu\text{g}/\text{lt}$)	<5
Kurşun ($\mu\text{g}/\text{lt}$)	<5
Civa ($\mu\text{g}/\text{lt}$)	<0,2
Nikel ($\mu\text{g}/\text{lt}$)	<3
Sodyum (mg/lt)	10,5 (4,5-17,7)
Çinko ($\mu\text{g}/\text{lt}$)	<20
Toplam Koliform Bakteri	0
E. Coli	0

Çin'den Su Geri Kazanımı Örneği

Çin'in ekonomik büyümesi ve hızlı şehirleşmesi su kaynaklarının üzerindeki baskıyı arttırmıştır. Çin, Dünya'daki tatlı su kaynaklarının büyük kısmını bünyesinde barındırır da bunların düzensiz dağılımı belirli bölgelerde su sıkıntısı çekilmesine yol açmaktadır. Su kaynaklarının kirlenmemesi için atıksu yatırımlarına önem verilmiştir.

2002 yılında ülke genelinde evsel atıksuların %40'ı arıtılırken 2010 yılında evsel atıksuların %75'i arıtılabilir hale gelmiştir. Çin'de hali hazırda soğutma kuleleri gibi endüstriyel uygulama maksatlı su geri kazanımı yapılsa da son yıllarda evsel atıksuların geri kazanımına yönelik çalışmalar önem kazanmaya başlamıştır. Pekin'de kurulan 80000 m³/gün kapasitedeki su geri kazanım tesisiyle Olimpiyat Parkının peyzaj sulaması yapılmakta, Haidan ve Chaoyang bölgesinin yolları temizlenmekte, araçlar yıkanmakta ve diğer çeşitli maksatlar için kullanılmaktadır. Bu amaçla kurulan su geri kazanım tesisi UF membranı içeren MBR prosesinden ve sonrasında aktif karbon sisteminden oluşmaktadır. Arıtma tesisine ait bir resim Şekil 14.30'da verilmiştir (EPA, 2012).



Şekil 14.30 Pekin'de Olimpiyat Parkında bulunan su geri kazanım tesisinin görüntüsü (EPA, 2012)

Japonya Tokyo'da Gökdelen Su İhtiyacının Geri Kazanımı ile Sağlanması Örneği

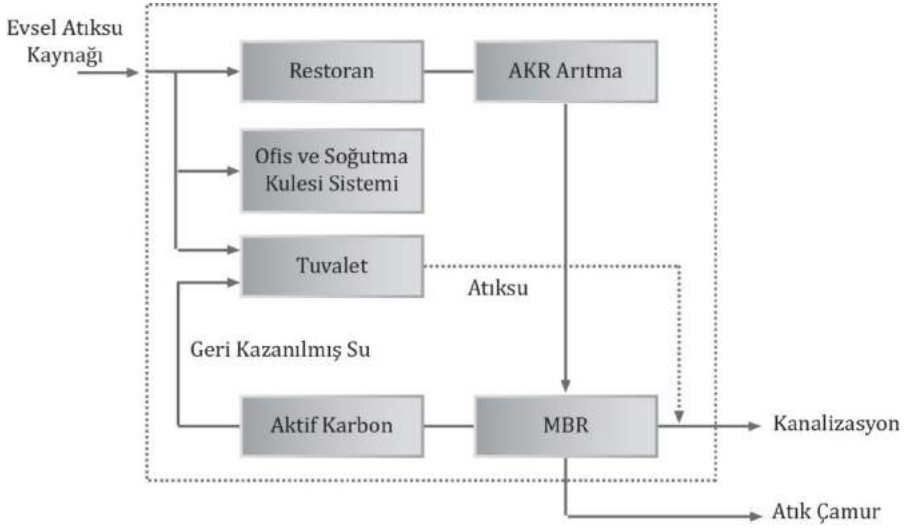
Japonya'da yaklaşık 2500 bina atıksuyu geri kazanmakta ve yağmur suyunu toplayarak çeşitli maksatlar için kullanılmaktadır. Tokyo'nun da

aralarında bulunduğu bazı büyük şehirlerde bina toplam kullanım alanı belirli büyüklüğü aşıyorsa atıksu geri kazanımı yapılması veya yağmur sularının toplanarak kullanılması zorunlu hale getirilmiştir. Bu sular tuvaletler şifon suyu, peyzaj sulaması, araç yıkama ve yangın suyu olarak kullanılabilir (EPA, 2012).

Bir bina içerisinde atıksu geri kazanımı yapılması planlanıyorsa bu sistem kompakt kolay işletilebilir, bakımı kolay ve debideki değişimlere dayanıklı olmalıdır. Bu şartların hepsini MBR sistemi sağlamaktadır. MBR su geri kazanım sistemi Şekil 14.31’de gösterilen binanın bodrum katına 2007 yılında kurulmuştur. Arıtma sisteminin kapasitesi 680 m³/gün’dür. Restorantlardan, ofislerden, ve soğutma kulesinden gelen su arıtılıp geri kazanılıp tekrar kullanılmaktadır. Siyah su olarak tabir edilen evsel atıksuların geri kazanılıp bu amaçlarla kullanımı yasalarla engellenmiştir. Bu akımda geri kazanılan su sadece tuvalet şifonlarında kullanılmaktadır. Geri kazanım sistemine ait akım şeması Şekil 14.32’de verilmiştir (EPA, 2012). MBR sistemi 1800 adet düz plaka membran modülü içermekte ve membranların ortalama gözenek çapı 0,4 µm’dir. Giriş ve çıkış su kalitesi değerleri Tablo 14.27’de verilmiştir (EPA, 2012).



Şekil 14.31 Japonya’da su ihtiyacı geri kazanım ile sağlanan bina (solda) ve kullanılan MBR sistemi (sağda) (EPA, 2012)



Şekil 14.32 Su geri kazanım akım şeması (EPA, 2012)

Tablo 14.27 Ham atıksu ve geri kazanılan atıksuya ait kalite değerleri (EPA, 2012)

Parametre	Ham Atıksu	Geri Kazanılan Su
pH	6-8	7,7 (6,8)
<i>E. Coli</i>		Tespit Edilemedi
BOD (mg/lt)	215	<1 (<5)
AKM (mg/lt)	215	<1 (5)
Renk		4 (<10)
Bulanıklık (NTU)		<1 (<2)

Avustralya Eraring Enerji Santrali Projesi

Evsel atıksuların arıtılarak endüstriyel su ihtiyacı olarak kullanılmasına başarılı bir örnek ise New South Wales, Avustralya'daki Eraring Enerji Santralidir (Şekil 14.33). Bu santraldeki soğutma suyu ihtiyacı 4000 m³/gün olup normalde su, bölgedeki yüzey su kaynaklarından temin edilmekteydi. Ancak, bu durum hem bu kadar hacimdeki temiz suyun kullanımından hem de kullanılan suyun alıcı ortama verilmesinden

dolayı zamanla bölgede ciddi çevresel problemlerin yaşanmasına sebep olmuştur. Dolayısıyla su geri kazanım projesi geliştirme zorunluluğu oluşmuş ve bölgedeki evsel atıksu arıtma tesisi çıkış suları çapraz akışlı MF içeren membran sisteminden geçirilerek tüm askıda katı maddeler, fekal koliform ve giardia bakterileri ortamdan uzaklaştırılmış ve su geri kazanılmıştır. Geri kazanılan su santralde soğutma suyu olarak kullanılmaktadır (Wachinski, 2013).



Şekil 14.33 Evsel Atıksu Arıtma Tesisi çıkış sularının membran sistemi ile arıtılarak enerji santralinde soğutma suyu olarak kullanımı (Wachinski, 2013)

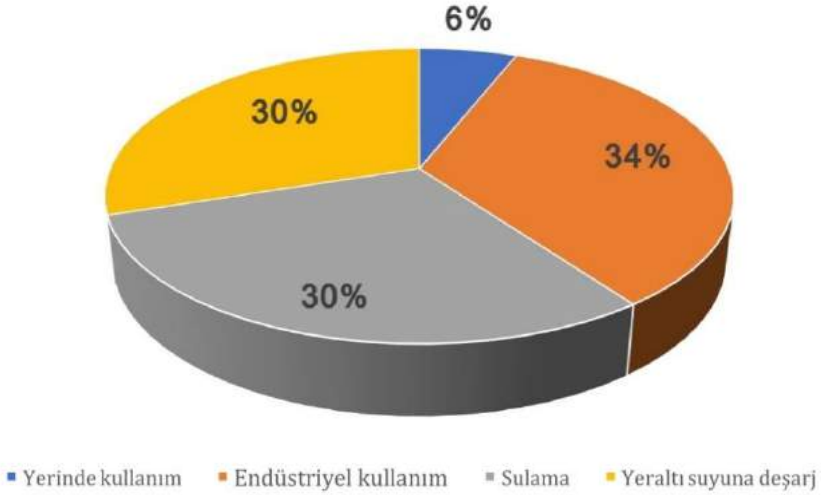
ABD Teksas/El Paso Akifer Besleme Projesi

Arıtılmış suların yeraltı suyuna beslenerek su ihtiyacı için kullanılmasına bir örnek ABD'nin Teksas eyaletinde bulunan El Paso şehrinde. Şehirde arıtılmış suyun içme suyu haricinde kullanımı 1963 yılından itibaren yapılmaktadır. Bölgede bulunan dört arıtma tesisinin çıkış sularından yaklaşık 19000 m³/gün arıtılmış su park, okul bahçesi, golf ve mezarlık gibi yeşil sahaların sulanmasında ve endüstriyel amaçlar için kullanılmaktadır. Bunun yarısı kadar arıtılmış suda içme suyu amaçlı kullanım için yeraltı suyuna beslenmektedir. Arıtılmış suyun kullanım alanları Şekil 14.34'te grafik olarak gösterilmiştir. Yeraltı suyuna deşarj için kullanılacak suların Tip-1 kapsamındaki

standartları karşılaması gerekmektedir. Gerekli olan su kalitesi limitleri şu şekildedir:

- BOİ : 5 mg/lt
- Bulanıklık : 3 NTU
- Fekal koliform : 20 CFU/100 ml

Yeraltı suyuna besleme için iki adımlı bir çalışma yürütülmüştür. İlk aşamada içme suyu teminin yapıldığı ve su seviyesi azalmış olan Hueco Bolson akiferinin beslemesi gerçekleştirilmiş, ikinci adımda ise tesisin kapasitesinin artırılarak diğer akiferlerin beslenmesi planlanmıştır. Hueco Bolson projesinin toplam yatırım maliyeti 33 milyon \$ olarak açıklanmıştır. Bunun % 65'lik kısmı Çevre Koruma Ajansı (EPA) tarafından geri kalan kısım ise atıksu kullanım bedeli üzerinden karşılanmaktadır (Wachinski, 2013).



Şekil 14.34 Texas El Paso geri kazanılan atıksuların kullanım alanları (Wachinski, 2013)

Gelgit Havuzundan Membran Teknolojiler İle Kazan Suyu Geri Kazanımı Projesi

Bu çalışmada büyük bir kimya fabrikasının yüksek saflıkta su ihtiyacı düşük maliyetli membran teknolojiler ile su geri kazanım yoluyla sağlanmıştır. Evsel kalitede suyun satın alınması yerine, firma gelgit havuzundan ileri membran sistemlerini kullanarak yüksek tuzluluğa sahip tuzlu sudan yüksek kalitede su elde etmiştir. Kurulan membran sistemi 100 m³/st debi ve çıkış tuz konsantrasyonu 3 mg/lt TDS'den az olacak şekilde tasarlanmıştır (Wachinski, 2013).

Teknoloji iki adımlı (MF ve TO) entegre membran sisteminden oluşmaktadır. Tesise giren su, kanala gelen temiz su ile gelgit havuzundan gelen tuzlu suyun bir karışımıdır. Tablo 14.28'de ham suya ait değerler verilmektedir (Wachinski, 2013).

Tablo 14.28 Ham su kalite değerleri (Wachinski, 2013)

Parametre	Ort.	Min.	Mak.
Sıcaklık (°C)	15	7	30
pH	8,0	6,5	9,5
TDS (mg/lt)	10000	-	14000
Askıda katılar (mg/lt)	10	-	18
Bulanıklık (NTU)	3	-	18
Yağ/hidrokarbonlar (mg/lt)		-	4,0
TOK (mg/lt)	12	-	25
Cl- (mg/lt)	5500		7300
Fe (mg/lt)	0,5		0,9

Ham atıksu ilk olarak 300 µm otomatik geri yıkamalı ön filtreden geçmekte olup ardından 0,1 µm'luk PVDF membran sistemine girmektedir. Bu aşamada SDI<2 değerlerinde düşük kirlenme potansiyeline sahip su üretilebilmektedir. Alg, bakteri, cysts ve diğer küçük partiküler maddeler membran sistemi tarafından

giderilmektedir. Bu sayede TO sistemindeki membran performansı sabit kalmakta ve elde edilen su kalitesi mevsimsel, tuzluluk ve sıcaklıktaki değişimlerden etkilenmemektedir.

Ön membran filtrasyonundan geçmiş su, iki aşamalı deniz suyu TO sisteminde arıtılmakta ve nihai su kalitesine ulaşılmaktadır. Enerji geri kazanımı ise türbin sistemiyle sağlanmaktadır. Projenin başlangıcından itibaren üretilen suyun bulanıklık değeri 0,2 NTU'dan küçük, toplam askıda katı madde miktarı 3 mg/l'ten düşük ve iletkenlik değeri ise 2 µS/cm değerlerinde kalmıştır. Bu yenilikçi ve verimli filtrasyonda beklenen değerlerin çok üstünde arıtma verimi sağlamıştır (Wachinski, 2013). Projenin sağladığı faydalar şu şekilde sıralanmıştır:

- Proses suyu olarak düşük maliyetli bir alternatifin sağlanması
- Beklenen değerlerin üzerinde su kalitesi ve debisinde işletim
- Modüler sistemler kullanılarak basit bir kurulum
- Desalinasyon için akım şeması belirli bir proses imkanı
- Kolay kontrol sistemi
- Kum filtresi gerektirmeyen yenilikçi ön arıtma prosesi
- Büyük sistemlere ekonomik olarak dönüştürülebilmesi

14.6.2. Türkiye'deki Su Geri Kazanımı Örnek Uygulamaları

Ülkemizde de evsel atıksuların geri kazanımı ve yeniden kullanımı ile ilgili pek çok çalışma yapılmaktadır. Şu anda yürütölmekte olan ve sonuçları paylaşılmış olan su geri kazanım projeleri uygulama örnekleri aşağıda özetlenmiştir.

İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi (İSKİ) Tarafından Yürütölen Projeler

İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi (İSKİ) tarafından gerçekleştirilen birçok çalışma ile ileri biyolojik atıksu arıtma tesisi çıkış suları park-bahçe sulamada ve sanayide yeniden kullanılabilir. İSKİ'nin

yayınladığı son rakamlara göre son bir yılda 21 milyon m³ atıksuyun geri dönüşümünün yapıldığı ve bu değer İstanbul'un 1 haftalık su ihtiyacına eşdeğer olduğu belirtilmektedir. İSKİ, geri dönüşüm suyu kullanılmasını teşvik etmek amacıyla su tarifelerinde indirim yapmıştır. Yaklaşık %62'lik bir indirim gerçekleştiren İSKİ, 2015 yılında metreküpü 91 kuruştan fiyatlandırılan geri dönüşüm suyunu şu anda 34 kuruştan fiyatlandırmaktadır. Atıksu arıtma tesislerinden elde edilen geri dönüşüm suları, Avrupa ve Anadolu Yakası'nda yer alan belediyeler, temizlik araçları, sanayi siteleri, yeşil alanlar, park ve bahçeler ile tesis ve havalimanlarında kullanılabilir. Geri dönüşüm sularının tekrar kullanılması sayesinde, baraj rezervlerinin yükü kısmen de olsa azalmaktadır, böylelikle İstanbul'un su rezervlerinin içme ve kullanma suyu amacıyla daha verimli kullanılabilmesi sağlanmaktadır. Küresel ısınma ve artan nüfus ile beraber su kaynakları yeterliliğinin stres altına girmesiyle su geri kazanımı, desalinasyon gibi teknolojiler dünya gündeminde daha fazla yer almaya başlamıştır. Ülkemizde de bu konu son günlerde sık sık gündeme gelmekte olup bu alana yatırım yapan ve gelecekle ilgili strateji oluşturan kurumlardan bir tanesi İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi (İSKİ)'dir.

Hali hazırda İstanbul genelinde tüketilen 1 haftalık su miktarı kadar su yani toplam tüketilen suyun %2'si su geri kazanımından sağlanmaktadır. Geçtiğimiz 1 yıl içerisinde Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden 474000 m³, Ambarlı İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden 691000 m³, Tuzla İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden 1806000 m³ ve Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden 18467000 m³ olmak üzere İstanbul'daki ileri biyolojik atıksu arıtma tesislerinden yaklaşık 21 milyon 438 bin m³ su geri kazanılarak çeşitli amaçlarla kullanılmıştır. Paşaköy ileri biyolojik atıksu arıtma tesisinden geri kazanılan suya ait bir görüntü Şekil 14.35'te verilmiştir.



Şekil 14.35 İSKİ Paşaköy ileri biyolojik atıksu arıtma tesisi girişi ve geri kazanım dezenfeksiyon ünitesi çıkış suyuna ait fotoğraflar (MEM-TEK Bülteni, 2015)

İSKİ'nin ileri biyolojik atıksu arıtma tesislerinde filtrasyon ve UV dezenfeksiyon işlemlerinden geçirilen su kullanılabilir kaliteye ulaşmış ve zararsız hale getirildiğinde belediyeler, temizlik araçları, sanayi siteleri, yeşil alanlar, park ve bahçeler ile tesis ve havalimanlarında kullanılabilir. Örneğin geri kazanılan suyun bir kısmı Tuzla Deri Organize Sanayi Bölgesi, Tuzla Belediyesi Şelale Parkı, Aydınlı TOKİ Konutları ve Tuzla Atıksu Arıtma Tesisi'ne sulama suyu sağlamaktadır. Tuzla, Pendik, Kartal, Maltepe ve Kadıköy sahilleri boyunca da parkların sulanması için şebeke hattı yapım çalışmaları sürdürülmektedir. Buralara Paşaköy ileri biyolojik atıksu arıtma tesisinden su sağlanacak olup 56 km uzunluğundaki hattın büyük çoğunluğu tamamlanmış durumdadır (Şekil 14.36). Ataköy ileri biyolojik atıksu arıtma tesisi ile de arıtılmış suyun İkitelli Organize Sanayi Bölgesi Sulama ve Sanayi Suyu, Yeşilköy- Sarayburnu arası sahil parkları sulama suyu, Atatürk Havaalanı sulama suyu ve Ataköy Havzasında yer alan sanayi tesislerinde kullanma suyu olarak değerlendirilmesi çalışmaları devam etmektedir.

arıtma son çökeltim havuzu çıkış suları ilk olarak UF sisteminden geçirilmekte daha sonra TO sistemine beslenmektedir. Bu sistemlerin performansı uzun süreli olarak izlenmekte hem işletim hem de arıtma parametreleri günlük olarak takip edilmektedir. Aşağıda teknik detayları verilmiş olan su geri kazanım tesisi İSKİ-Ambarlı İleri Biyolojik Atık su Arıtma Tesisi çıkışından su alarak işletilmeye başlanmıştır. Ambarlı atık su arıtma tesisi toplamda 400000 m³/gün kapasiteli biyolojik atık su arıtma tesisidir. Atıksu arıtma tesisi çıkış verileri alıcı ortam standartlarına uygun olmasına rağmen rekreasyon alanlarının sulanmasında kullanılması ve yeraltı suyunun beslenmesi için uygun değildir. Atıksudan hem sulama suyu hem de endüstriyel amaçlı kullanım suyu üretme üzerine tasarım yapılmıştır ve bu amaçla UF'den veya TO'dan olmak üzere iki farklı noktadan çıkış suyu alınabilmektedir. UF ünitesinden çıkan su sulama suyu olarak doğrudan kullanılabilir kalitededir. TO ünitesinden çıkan su ise yeraltı suyuna beslenebilir veya endüstriyel kullanma suyu olarak kullanılabilir kalitededir. Geri kazanım tesisine ham su girişi Şekil 14.37'de gösterildiği gibi son çöktürme çıkışından yapılmaktadır. Tesise alınan ham su 2 adet santrifüj pompadan geçerek yıkanabilir filtreye alınmaktadır. Santrifüj pompa ile yıkanabilir filtre arasında koagülant dozlanmaktadır. Buradan çıkan akım 2 adet kartuş filtreye girmektedir. 2x20 inç boyutundaki kartuş filtreden çıkan su ise UF membran ünitesine giriş yapmaktadır.

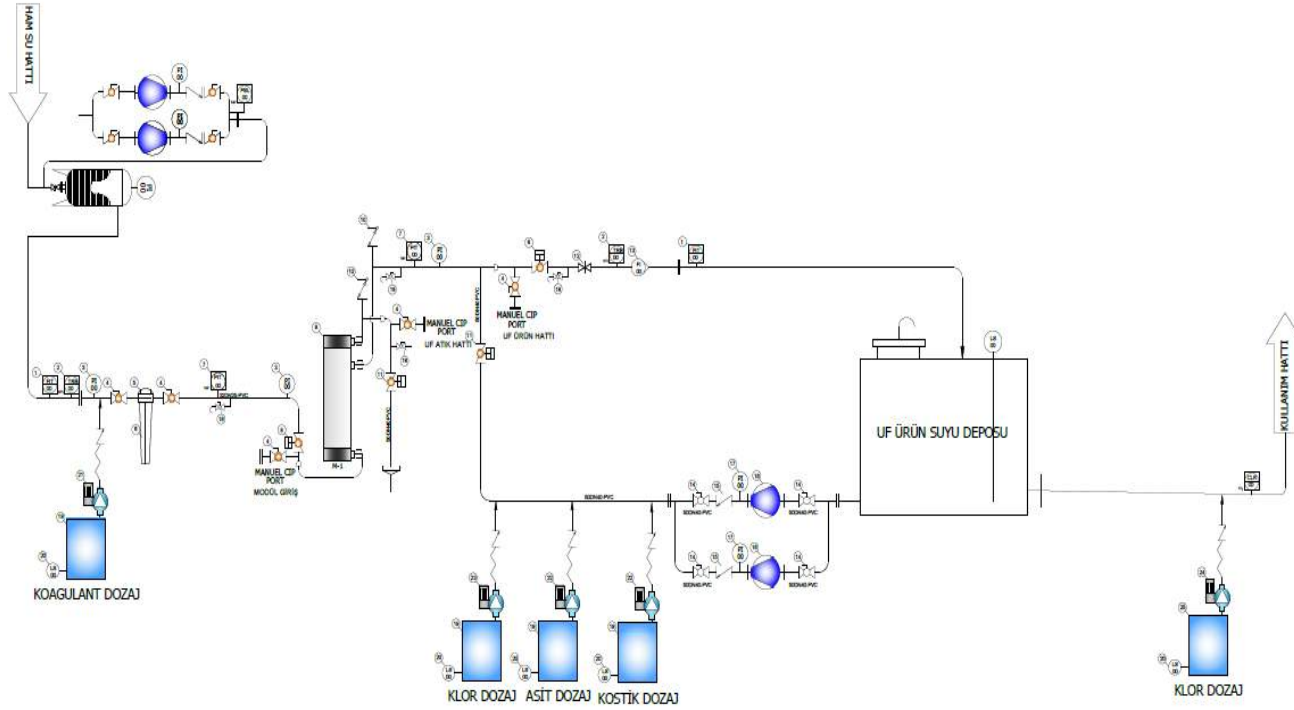


Şekil 14.37 İSKİ Ambarlı Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi son çöktürme çıkışı UF ham su girişi

UF Ünitesi

Su geri kazanım tesisinin ilk kademesi olarak UF ünitesi kullanılmaktadır. Son çökeltme havuzundan kaçan askıda katı maddeler ve bazı organik maddeler bu üniteye giderilmekte böylelikle TO sisteminde karşılaşılabilecek işletim problemlerinin önüne geçilmektedir. UF sisteminde ham su depolama kapasitesi 10 m³'dür ve besleme pompası kapasitesi 3,5 bar'da 5 m³/st seviyelerindedir. Ortalama besleme suyu debisi 4,6 m³/st ve ürün suyu debisi 4,2 m³/st değerlerindedir. UF sistemi öncesi olası partikül girişini engellemek için 60 µm boyutlarında mekanik filtreler kullanılmaktadır. UF sistemine ait akış diyagramı Şekil 14.38'de verilmiştir. Şekilden de görüldüğü gibi ön arıtma sonrası UF modülüne pompalanan ham su burada filtre edildikten sonra bir çıkış tankına alınmaktadır. Çıkış tankında biriken su TO sistemi için besleme suyu olarak kullanılmaktadır.

Sistemde giriş ve çıkış suyu debileri anlık olarak hat üzerinden izlenmektedir. İzlenen veriler SCADA ile bilgisayarda kayıt edilerek sistemin performansı izlenmektedir. Çıkış suyu kalitesi hat üzerinde bulunan anlık bulanıklık ölçer ile sürekli olarak takip edilmektedir. Sistem üzerinde bütün giriş çıkış basınçları aynı şekilde izlenerek olası bir problemde müdahale edilmektedir. UF ünitesinde arıtma neticesinde sistemde tıkanmalar meydana gelebilmektedir. Bu risklerin önüne geçebilmek amacıyla 40 dakikada bir UF ürün suyu ile UF sistemi ters yıkanmaktadır. Performanstaki kayıplar dikkate alınarak yerinde otomatik kimyasal geri yıkama periyotları uygulanmaktadır ve UF ünitesinde 12 saatte bir kimyasal yıkama yapılmaktadır. Kimyasal yıkama sırasında ürün suyuna önce kostik, sonra asit en son olarak da klor dozlanmaktadır. UF'den çıkan ürün suyu 20 ton hacmindeki UF ürün suyu deposunda biriktirilerek TO sistemine besleme suyu olarak verilmektedir. Tüm ekipmanlar SCADA sistemiyle bilgisayar ortamında kontrol edilmektedir.

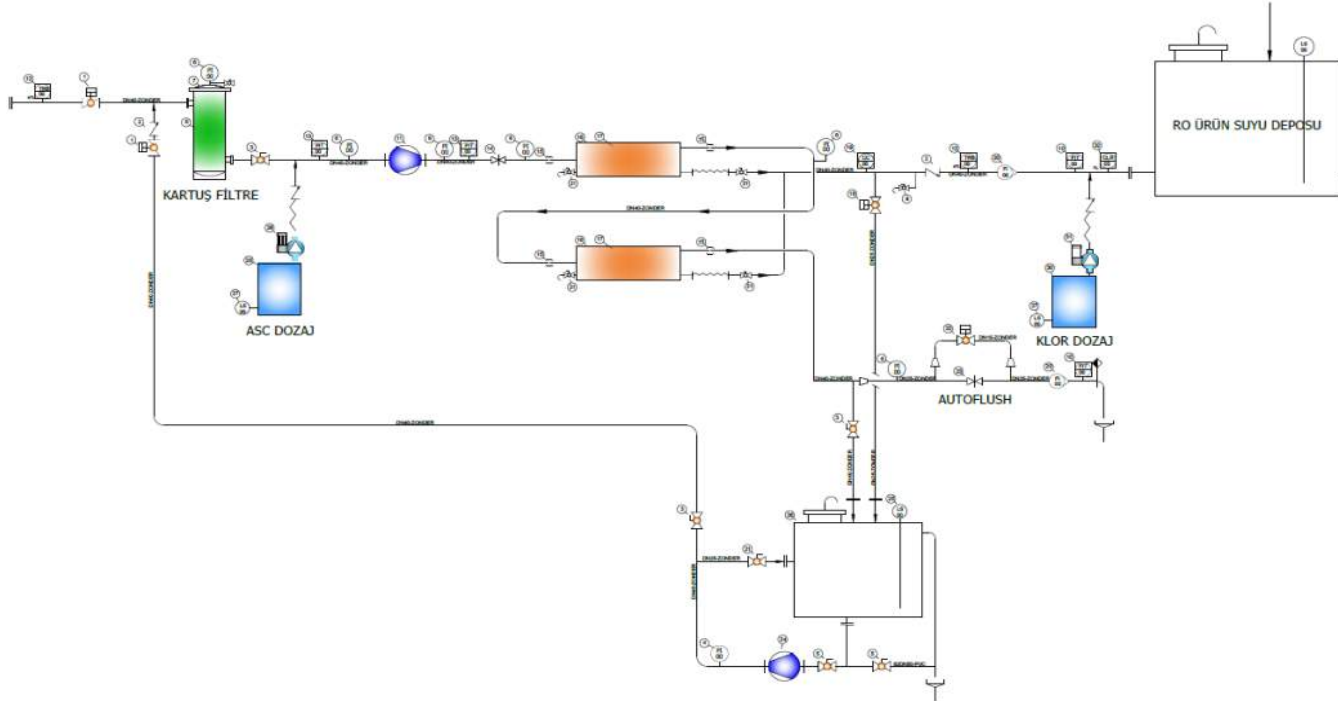


Şekil 14.38 UF sistemi akış diyagramı

TO Sistemi

TO sistemine besleme olarak UF ünitesi ürün suyu deposu kullanılmaktadır. UF ürün suyu deposundan alınan suya sodyum metabisülfid (SMBS) dozlaması yapılmaktadır. Dozlamanın ardından 5 µm kartuş filtreden geçirilmektedir. Sistem basınçları, giriş çıkış iletkenlik değerleri, giriş çıkış debileri hat üzerinden anlık olarak ölçülmektedir. TO sisteminde ham su depolama kapasitesi 10 m³'dür. TO ünitesi giriş debisi 4,5 m³/st'tir. TO ünitesi ürün debisi ise 3,3 m³/st iken konsantre debisi 1,2 m³/st'tir. TO sistemi giriş iletkenlik değeri ortalama 1,78 mS/cm olup, pH'ı 7,5 civarındadır. TO ünitesinden çıkan ürünün iletkenlik değeri ise 0,123 mS ve pH'ı 5 civarındadır. Sistemde 8x40 inç boyutlarında 6 adet modül kullanılmıştır. Şekil 14.39'da TO sistemine ait proses akım şeması verilmiştir. Sistemde çökeltme önleyici kimyasal ve çıkış suyuna kostik dozajı uygulama üniteleri de mevcuttur. UF ile aynı şekilde kimyasal yıkamalarının yerinde gerçekleştirilebilmesi için otomatik kimyasal yıkama ünitesi bulunmaktadır. Membran modül kılıflarına ve kimyasal yıkama tankına ait bir görüntü Şekil 14.40'da verilmiştir.

Tesiste detaylı olarak takip edilen ham su, UF çıkış ve TO çıkış su kalitelerine ait çeşitli parametrelerin değerleri Tablo 14.29'da verilmiştir. UF çıkışında sudaki askıda katı maddeler tutulmakta, oldukça berrak bir su elde edilmekte ve sulama suyu olarak kullanılabilir kalitede su üretilbildiği görülmektedir. TO çıkışı ise neredeyse içme suyu kalitesine yaklaşmıştır. Bu kalitede bir su yeraltı suyunun yeniden beslenmesi için kullanılabilirliği gibi çevredeki endüstrilere de proses suyu oluşturma potansiyeli de taşımaktadır.



Şekil 14.39 TO sisteminin akım şeması

Tablo 14.29 Ambarlı atıksu geri kazanım pilot sistemi su kalitesi

Parametre	Son çöktürme çıkışı	UF Çıkış	TO Çıkış
KOİ (mg/lt)	34 ± 12	17 ± 6	5 ± 3
AKM (mg/lt)	26 ± 12	2 ± 1,3	0 ± 0
TOK (mg/lt)	28 ± 19	25 ± 13	0,4 ± 0,3
Florür (ppm)	0,3 ± 0,1	0,28 ± 0,04	0,07 ± 0,06
Klorür (ppm)	329 ± 103	277 ± 68	37 ± 48
Nitrit (ppm)	0,3 ± 0,2	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,2
Nitrat (ppm)	16 ± 8	11 ± 4	4,8 ± 4
Sülfat (ppm)	156 ± 44	130 ± 26	1,4 ± 1,6
Fosfat (ppm)	6,48 ± 2	5,8 ± 1	1,6 ± 1,8
Bromür (ppm)	1,9 ± 0,6	2 ± 0,04	0,6 ± 0,8
Sodyum (ppm)	268 ± 84	224 ± 56	25 ± 33
Amonyum (ppm)	3,85 ± 2	3,52 ± 3	0,96 ± 1
Magnezyum (ppm)	14 ± 3	13 ± 4	0,45 ± 0,2
Kalsiyum (ppm)	93 ± 25	76 ± 15	2,4 ± 2
Potasyum (ppm)	26 ± 6	22 ± 5	3 ± 3
Nikel (ppm)	0,1 ± 0,05	0,11 ± 0,05	0,04 ± 0,02
Bakır (ppm)	0,06 ± 0,02	0,04 ± 0,01	0,04 ± 0,01
Alüminyum (ppm)	0,2 ± 0,07	0,16 ± 0,06	0,16 ± 0,2
Bor (ppm)	0,26 ± 0,02	0,28 ± 0,02	0,22 ± 0,03
Si (ppm)	6,95 ± 0,25	7,15 ± 0,84	0,26 ± 0,5
Kurşun (ppm)	0,01 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,03 ± 0,01
Demir (ppm)	0,07 ± 0,02	0,09 ± 0,04	0,01 ± 0,01
Mangan (ppm)	0,12 ± 0,08	0,02 ± 0,01	0,02 ± 0,01
Fekal Koliform (kob/100 ml)	>241960	11	0
Toplam Koliform (kob/100 ml)	>241960	13	0



Şekil 14.40 TO sistemi konteyner yerleşimi ve kimyasal yıkama depo tankı görüntüsü

KAYNAKLAR

- Angelakis, A.N. Durham, B., Marecos do Monte, M.H.F., Salgot, M. Wintgensand, T. ve Thoeeye, C., (2007). Wastewater Recycling And Reuse In Eureau Countries: With Emphasis On Criteria Used, EUREAU EU 1/2 Recycling & Reuse Working Group.
- Asano, T., (1998). Wastewater Reclamation And Reuse, Water Quality Management Library, Technomic Publishing Company, Volume 10, Lancaster, Pennsylvania
- Asano, T., Burton, F.L., Leverenz, H.L., Tsuchihashi, R., (2007). Water Reuse Issues, Technologies, by Metcalf & Eddy, Inc. ISBN-13: 978-0-07-145927-3.
- Bixio, D., Thoeeye, C., Wintgens, T., Ravazzini, A., Miska, V., Mustond, M., Chikurel,H., Aharoni, A., Joksimovic, D., Melin, (2008). T., Water

reclamation and reuse: implementation and management issues, *Desalination* 218, 13–23.

- Bunani, S., Yörükoğlu, E., Yüksel, Ü., Kabay, N., Yüksel, M., Sert, G., (2015). Application of reverse osmosis for reuse of secondary treated urban wastewater in agricultural irrigation, *Desalination*, 364, 68–74.
- Cisneros, B.J., (2014). *Water Recycling and Reuse: An Overview, Water Reclamation and Sustainability*.
- Dreizin, Y., (2008). *Wastewater Reuse – Risk Assessment: The Israel Case Study*, Water Commission, Israel.
- EPA SA, (1999). *South Australian Reclaimed Water Guidelines*, Environment Protection Agency & Public and Environmental Health Service, Government of South Australia.
- EPA, (2004). *Guidelines for Water Reuse*, EPA/625/R-04/108.
- EPA, (2012). *Guidelines for Water Reuse*, EPA/600/R-12/618
- EUREAU, (2004). *Why is Water Reuse so Important the EU? Drivers, Benefits and Trends*, European Union of National Associations of Water Suppliers and Waste Water Services.
- Leverenz, H.L. ve Asano, T. , (2011). *Wastewater Reclamation and Reuse System*. In: Wilderer, P., Ed., *Treatise on Water Science*, Vol. 4, Elsevier, Amsterdam, 63-71.
- Seyed M.K. Sadr, Devendra P. Saroj, (2015)., Bölüm 14-Membrane technologies for municipal wastewater treatment, *Advances in Membrane Technologies for Water Treatment* (Editör: A. Basile, A. Cassano and N.K. Rastogi), ISBN 978-1-78242-126-9, 443-463.
- Ogoshi, M., Suzuki, Y. ve Asano, T., (2001). *Water reuse in Japan* *Water Science and Technology* 43, 10, 17–23.
- SUEZ, (2017). *Sulaibiya –world’s largest membrane water reuse Project*, SUEZ Water Technologies & Solutions Technical Paper.
- TUT, (1991). *Su Kirlenmesi Kontrolü Yönetmeliği Teknik Usuller Tebliği*.
- <URL>: PUB, (2017).
<https://www.pub.gov.sg/watersupply/fournationaltaps/newater>, 22.09.2017

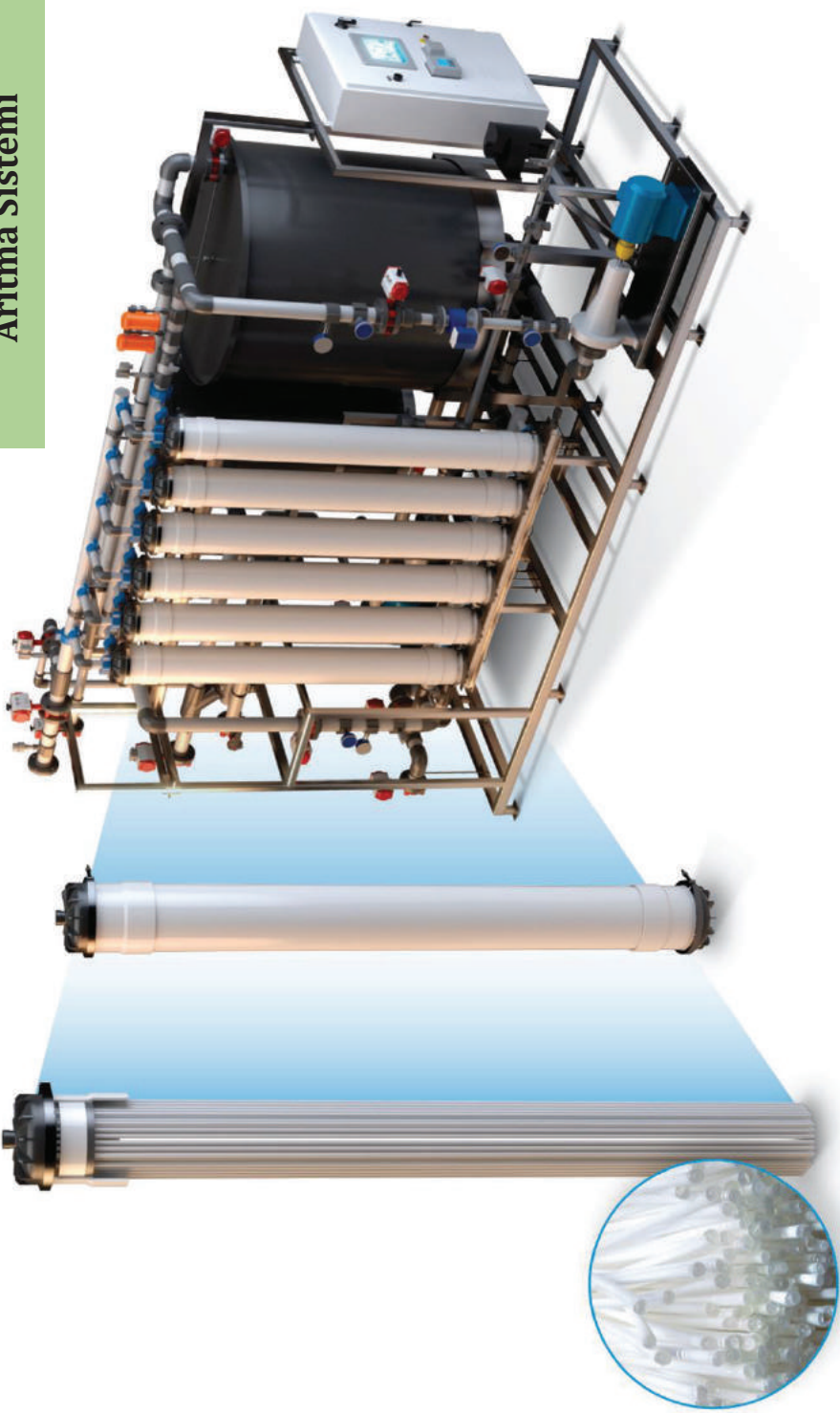
- <URL>: thesportsdb, (2017). <http://www.thesportsdb.com/team/134920>, 23.10.2017
- <URL>: Sydneywater, (2017). <http://www.sydneywater.com.au/SW/education/Wastewater-recycling/Water-recycling/st-marys-advanced-plant/index.htm>, 10.11.2017
- <URL>: WWF-Türkiye, (2017). <http://www.wwf.org.tr/su/rakamlarla-su-sorunu/duenyada-su/>, 10.10.2017
- Wachinski, A.M., (2013). Membrane Processes for Water Reuse, McGraw Hill Professional, ISBN0071748962, 9780071748964.
- WHO, (2006). WHO Guidelines for Wastewater Use in Agriculture.



Amerika, San Diego'da Mor Şebeke Uygulaması

(San Diego Union-Tribune, 2015)

Endüstriyel Tip Membran Arıtma Sistemi



BÖLÜM 15

ENDÜSTRİYEL ATIKSU ARITILMASI VE GERİ KAZANILMASINDA MEMBRAN TEKNOLOJİLERİ

Bülent Keskinler^{1,2}, Ayşegül Derya Altınay^{1,2} ve Bahar Özbey-Ünal^{1,2}

Sanayileşmenin gittikçe artması, farklı endüstrilerin oluşması ve doğanın oluşan bu endüstrilerin kirleticilerinden direkt etkilenmesi, endüstriyel atıksu arıtımının ve atıksu geri kazanımının önem kazanmasına neden olmuştur. Endüstriyel atıksuların arıtımı için birçok yöntem kullanılmaktadır. Bu yöntemler arasında kolay işletilebilirliği, modülerliği ve kapasite artış ve azalışlarına cevap verebilirliği ile membran teknolojiler gittikçe önemli bir yer tutmaktadır.

Bu bölümde, tekstil endüstrisi atıksuları, ağır metal içeren atıksular, gıda endüstrisi atıksuları, sızıntı suları, deri endüstrisi atıksuları ve zeytinyağı karasuyunun arıtılması ve geri kazanılmasındaki membran teknolojisi uygulamaları hakkında bilgi verilecektir.

15.1. Tekstil Endüstrisi Atıksu Arıtımı ve Geri Kazanımı

Tekstil endüstrisi, insanların en temel gereksinimlerinden biri olan giyim ihtiyacını karşılayan, son zamanlarda gerek ev tekstili gerek nanoteknolojiden yararlanılarak geliştirilen akıllı kumaşlar gibi farklı üretimleriyle gittikçe gelişen ve birçok ülkenin ekonomisinde ciddi yer tutan bir endüstridir. Tekstil endüstrisinde üretim, genel olarak su kullanımının çok yüksek olduğu (200-400 lt/kg kumaş), yöntem ve karakter olarak birbirinden çok farklı işlemlere sahip alt proseslerle gerçekleştirilmektedir. Şekil 15.1'de tekstil endüstrisi üretim basamakları gösterilmektedir (Koltuniewicz. ve diğ., 2008). Dolayısıyla

¹ Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, GTÜ

² Prof. Dr. Dincer Topacık Ulusal Membran Teknolojileri Uyg-Ar Merkezi, İTÜ

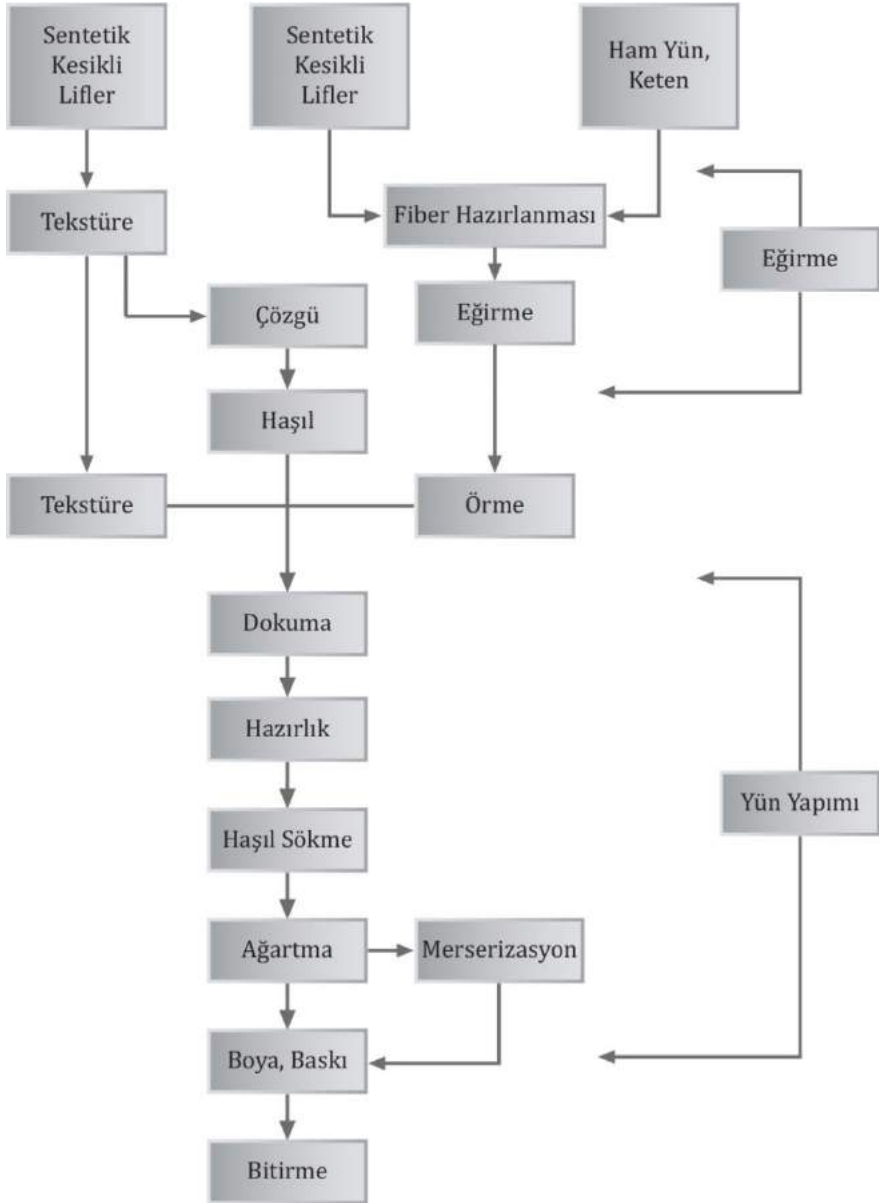
alt prosesler sonucu oluşan atık karakterleri ve kirletici yükleri de oldukça farklıdır (Tablo 15.1). Örneğin; iplik üretimi, örme, iplik yakma gibi proseslerde atıksu oluşturacak kadar (soğutma suyu vb. haricinde) su kullanımı yokken, apre işleminde çok az su kullanılmakta fakat proses sonucu oldukça konsantre bir atıksu oluşmaktadır. Boyama ve son işlemler prosesinde ise oluşan atıksu yılda 150 milyon tona ulaşan miktarıyla oldukça fazladır. Bu atıksular yüksek oranda kalıntı boya, tuz ve asit içermektir. Tekstil endüstrisi atıksularının sıcaklıkları 30-90°C, pH'ları ise 4-12 arasında değişmektedir. Bu atıksulardaki biyolojik oksijen ihtiyacının birincil nedeni proseste kullanılan kimyasallar, nişastalı şartlandırma ajanları, yünlerden gelen yağlar ve parçalanabilir yüzey aktif maddelerdir (Ho ve diğ., 2012).

Dünya genelinde yıllık olarak üretilen 700.000 ton boyanın %10-15'i, boyama sonrası atıldığı bilinmektedir. Tekstil endüstrisinde kullanılan boyalar, reaktif boyalar, direkt boyalar, naftol boyaları, indigo boyalar, azo boyalar vb. olarak gruplandırılmaktadır. Tablo 15.2'de tekstil endüstrisinde kullanılan boyalardan bazıları ticari isimleri ile gösterilmektedir. Ticari olarak ulaşılabilen, 3000'e yakın farklı çeşidi olan bu boyalar endüstriye ait atıksularda 10-1000 mg/Lt mertebesinde bulunabilmektedirler. Örneğin boyama ve durulama prosesleri dispers boyalar için kilogram ürün başına 100-150 lt atıksu üretmektedir. Reaktif ve direkt boyamalar için bu durum kilogram ürün başına 125-1651 lt dolaylarındadır. Tekstil endüstrisinde kullanılan boyalar yüksek polimerik yapılı ve biyolojik olarak parçalanabilirliği düşük maddelerdir. Boyama prosesinden günde ortalama 4000-8000 m³ su çıktığı bilinmektedir. Genel olarak büyük moleküler yapıya sahip organik kökenli tekstil boyalarının arıtımı tekstil endüstrisi atıksularının deşarjı için oldukça önemli bir parametredir.

Tablo 15.1 Tekstil alt prosesleri sonucu oluşan atıksu karakterleri (Bisschops ve diğ., 2003)

	Kumaş tipi	Haşıl sökme	Perdahlama	Beyazlatma	Boyama	Baskı
KOİ	Yün	-	5000-90000	-	7920	-
	Keten	950-20000	8000	288-13500	1115-4585	-
	Sentetik	-	-	-	620	1515
	Belirtilmemiş	10000-12000	-	-	-	785-49170
BOİ ₅	Yün	-	2270-60000	400	400-2000	-
	Keten	-	100-2900	90-1700	970-1460	-
	Sentetik	-	500-2800	-	530	590
	Belirtilmemiş	200-5200	-	-	-	600-1800
Renk	Yün	-	2000	-	2225	-
	Keten	64-1900	694	153	1450-4750	-
	Sentetik	-	-	-	1750	-
	Belirtilmemiş	-	-z	-	-	1450
Toplam Katılar	Yün	-	28900-9300	910	-	-
	Keten	-	-	2300-14400	-	-
	Sentetik	-	-	-	-	150-250
	Belirtilmemiş	7600-42900	-	-	<50000	-

Tüm birimler aksi belirtilmediği takdirde mg/lt cinsindedir.



Şekil 15.1 Tekstil endüstrisi üretim basamakları (Wang, ve diğ., 2011)

Tablo 15.2 Tekstil endüstrisinde kullanılan boyalar (Koltuniewicz, 2010)

Boya sınıfı	Renk indeks adı	Ticari adı
Reaktif	Reactive Red 120	Suncion Red H-E3B
	Reactive blue 160	Sunicon Blue H-ERN
	Reactive yellow 84	Sunicon Yellow H-Z4RN
Asidik	Acid Red 57	Nylosan Red E-BL
	Acid Blue 72	Nylosan Blue E-GL
	Acid Yellow 256	Nylosan Yellow E-2RL
Dispers	Disperse Red 60	PALANIL Red FD-BFY
	Disperse Blue 56	DZANIX Blue E-R
	Disperse Yellow 54	PALANIL Yellow 3GZ

Tekstil üretiminin alt dallarından biri olan son işlemler prosesi sonucu açığa çıkan atıksularda ise doğal ve sentetik polimerlerle bir dizi diğer zehirli maddeler bulunmaktadır. Kasar prosesinde peroksit kullanılıyor olmakla birlikte peroksit prosesi sonucu suya dönüşmektedir. Beyazlatma prosesinde en büyük kirlilik sebepleri kimyasal kullanım, su korunumu ve yüksek pH'dır. Tekstilde endüstrisinde atık anlamında karşılaşılan en büyük sorunlardan biri örgü sırasında kullanılan kimyasallardır. Kullanılan solventlerin tetrakloroetilen ve trikloroetilen içerebilmesi mümkündür.

Genel olarak tekstil endüstrisinde en yoğun karşılaşılan kirleticiler boyalar, tuzlar ve metallerdir. Tekstil atıksularındaki tuzun kaynağı boyama prosesinde kullanılan tuzlar ve bunun yanısıra prosesler sırasında oluşan nötralleşme tepkimeleridir. Tipik bir keten boyama işleminde boyanın %20'sinden %80'ine kadar tuz kullanımı mevcuttur. Bu durum da atıksudaki tuz konsantrasyonunun 2000-3000 ppm dolaylarında olmasına sebep olmaktadır. Haftada ortalama 180 ton keten örgü kumaş boyaması yapan bir işletmenin atıksuyunda 22,5 ton tuz bulunmaktadır ve bu atıksuyun pH'sı 10'un üzerindedir. Tekstilde en çok kullanılan tuzlar sodyum klorür ve sodyum sülfattır. Magnezyum tuzları, potasyum tuzları ve düşük konsantrasyonlardaki diğer tuzlar da

tekstil endüstrisinde kullanılmaktadır. Birçok tekstil atıksuyunda metaller oldukça az bulunur ya da hiç bulunmamaktadır. Metal bulunan atıksularda bakır, kadmiyum, krom, nikel ve çinkoya rastlanmaktadır. Atıksudaki bu metaller liflerden, kullanılan sulardan boyalardan, su tesisatından ya da kullanılan kimyasalların safsızlığı nedeniyle ortaya çıkabilmektedir. Bunların yanısıra tekstil atıksularının su ortamı toksisitesi de oldukça önemlidir. Su ortamı toksisitesine büyük oranda tuzlar, yüzey aktif maddeler, iyonik metaller, toksik organik kimyasallar, biyositler ve toksik anyonlar neden olmaktadır.

Endüstriye ait farklı karakterdeki atıksuların ayrı ayrı ya da karıştırılarak arıtımı mümkün olmakla birlikte, tekstil endüstrisi atıksuları arıtımı iyi planlanması gereken sulardır. Uygulamada tekstil alt proseslerine ait atıksu akımları genellikle karıştırılır ve nihai pH ayarlamasından sonra ortak atıksu arıtma tesisine gönderilir. Bu durumda iş biraz daha güçleşmektedir. Aslında atıksu arıtma yöntemlerinin, tekstil alt proseslerinden kaynaklanan atıksu akımlarının tek tek iyileştirilmesine odaklanılmalıdır. Fakat pratikte bu durumu gerçekleştirmek oldukça zordur. Her bir proses akımının ayrı ayrı arıtıldığı teknolojiler; ancak boyama süreci iyi bir şekilde belirlendiğinde, atıksu akımı içerisinde ayrılması kolayca mümkün olan ya da son işlemler aşamasında tekrar kullanılabilir türde madde bulunduran alt proses suları olduğu durumlarda kullanılmaktadır (Li ve diğ., 2011).

İyi arıtılmadan deşarj edilen tekstil endüstrisi proses suları, yüzey sularının ve dolaylı yollardan yeraltı sularının ağır derecede kirlenmesine neden olmaktadır. Bu nedenle endüstriye ait atıksuların arıtılarak deşarj edilmesi ya da endüstride su kullanımı çok yüksek olduğundan, uygun işlemlerle proseste tekrar kullanılabilir hale getirilmesi oldukça önem taşımaktadır. Tekstil atıksuyunun arıtılarak üretim prosesinde tekrar kullanılacağı durumlarda renk gideriminin yanısıra toplam askıda katı maddelerin (TAKM), BOİ, KOİ ve biyolojik olarak parçalanamayan bileşiklerin birincil arıtma basamağında başarıyla giderilmesi gerekmektedir (Li ve diğ., 2011). Bu durum tekstil

üretimi kalitesi açısından oldukça önemli bir kriterdir. Tekstil atıksularının arıtılarak proste tekrar kullanılması hem atık minimizasyonu hem de su kaynaklarının daha az kullanımı açısından oldukça önemlidir. Aksi taktirde yüksek su kullanımı, endüstrinin bulunduğu bölgelerde yüzey sularının yanısıra yeraltı suyu seviyesinin de zamanla azalmasına neden olmaktadır (Lu ve diğ., 2010).

15.1.1. Tekstil Endüstrisi Atıksularının Arıtılması

Tekstil endüstrisinin oluşturduğu atıksuyu arıtmak için birçok metot geliştirilmiştir. Bunları; biyolojik ve fizikokimyasal prosesler olarak sınıflandırmak mümkündür. Biyolojik arıtma ya da aktif çamur, KOİ giderimi için etkin ve yaygın kullanılan bir proses olmakla birlikte tekstil endüstrisi atıksularının arıtımında önemli bir parametre olan rengin tam olarak giderimi bu prosesle sağlanamaz ve sık sık kabarma gibi sorunlarla karşılaşılır. Çamurun çöktürülmesi yerine yüzdürme işlemi yapıldığında ise temizleme maliyeti oldukça yükselir ve ayrıca arıtma sisteminin işletimi daha kompleks hale gelir. Koagülasyon-flokülasyon, adsorbsiyon ve (kimyasal-/fotokimyasal-/sono-/elektro-) oksidasyon prosesleri her ne kadar renk gideriminde yüksek potansiyel sağlasa da bu proseslerin işletim maliyetinin yüksekliği proseslerin kullanımı açısından en büyük mahsuru sağlamaktadır. Bu nedenle kullanımları tekstil atıksularının bütünü arıtımı yerine, bazı proses sularının üretim aşamasında tekrar kullanımını sağlamak adına renk giderimi gibi amaçlarla sınırlı kalmıştır. Tablo 15.3'te tekstil endüstrisi atıksuyu arıtımında kullanılan yöntemler ve bu yöntemleri kısıtlayan faktörler gösterilmektedir.

Tablo 15.3 Tekstil endüstrisi atıksuyu arıtımında kullanılan yöntemler ve kısıtlamalar (Koltuniewicz ve diğ., 2010)

Proses	Basamak	Durum	Performans	Kısıt
Fenton oksidasyonu	Ön arıtma	G. Afrikada birçok tam ölçekli tesis	Tam renk giderimi; düşük yatırım ve işletim bedeli	Köpürme, elektrot ömrü
Elektroliz	Ön arıtma	Pilot ölçek	Tam renk giderimi, ucuz	
Köpük flotasyonu	Ön arıtma	Laboratuvar ölçekli	%90 renk giderimi, %40 KOİ giderimi, ucuz, kompakt	
Filtrasyon	Ana ya da ön arıtma	G. Afrika'da yaygın kullanım	Yüksek performans, su, tuz ve ısı geri kullanımı	Konsantre akımının yönetimi
Biyodegradasyon				
Aktif çamur	Ana arıtma	Yaygın kullanım	N ve KOİ giderimi	Yüksek bakiye KOİ, N, renk, Yüze aktif madde (YAM)
Ardışık anaerobik-aerobik	Ana arıtma	Kullanımı oldukça az raporlanmıştır	İyi bir KOİ, renk ve toksik madde giderimi	Yüksek bakiye renk ve KOİ
Sabit yatak	Ana arıtma	Çin'de bazı pilot denemeler	İyi bir KOİ, renk ve toksik madde giderimi	
Fungi/H ₂ O ₂	Ana arıtma	Lab. ölçekli	Tam renk giderimi	

Tablo 15.3 (Devamı) Tekstil endüstrisi atıksuyu arıtımında kullanılan yöntemler ve kısıtlamalar (Koltuniewicz ve diğ., 2010)

Proses	Basamak	Durum	Performans	Kısıt
Koagülasyon flokülasyon	Ön, ana ya da arıtma sonrası	Yaygın kullanım	Tam renk giderimi; su tekrar kullanımı	Her zaman etkili değil; çamur yönetimi
O ₃	Arıtma sonrası	Tam ölçekli	Tam renk giderimi, su tekrar kullanımı	Pahalı, aldehit oluşumu.
Sorbsiyon (karbon, kil, biyokütle)	Ön arıtma ya da arıtma sonrası	Sorbent tipine göre, laboratuvar ölçekli ya da tam ölçekli	Yeni sorbentler etkin ve ucuz, su tekrar kullanımı	Yüksek sorbent yönetimi ya da rejenerasyon maliyeti
Fotokataliz	Arıtma sonrası	Pilot ölçekli	Tama yakın renk giderimi, detoksikasyon	Sadece son cilalama aşamasında

15.1.2. Tekstil Atıksuyu Arıtımında Membran Sistemlerinin Uygulamaları

Membran teknolojiler kısa bekleme süreleriyle hızlı bir proseslerdir. Sorbsiyon ya da biyolojik prosesler gibi adsorbsiyon ya da reaksiyon basamağı gereksinimi yoktur. Bu prosesin modüler tasarıma sahip olması, arıtma sistemlerinde olabilecek olası kapasite artışlarını kolaylaştırmaktadır. Diğer arıtma tekniklerine göre herhangi bir bileşiğe ya da kirleticiye karşı özel seçiciliğinin oldukça geniş olması, membran prosesleri karmaşık atık içeriğine sahip tekstil endüstrisi atıksularının arıtımında tercih edilen bir proses haline getirmiştir (Ciardelli ve diğ., 2001).

Membran proseslerin tekstil atıksuyu için kullanımına uzun seneler önce başlanmıştır. Literatüre bakıldığında membran proseslerin tekstil endüstrisinde konvansiyonel arıtma sistemlerinin (aktif çamur, çöktürme ve kum filtrasyonu) ardından renk, biyolojik olarak parçalanamayan organik bileşikler, ağır metaller vb., maddelerin giderilerek suyun deşarj öncesi iyileştirilmesi için kullanıldığı görülmektedir (Ciardelli ve diğ., 2001). Bunun yanı sıra membran prosesler bazı arıtma teknikleri öncesi ön arıtma amaçlı olarak da kullanılmaktadır.

Tekstil atıksularına membran prosesler uygulanırken dikkat edilmesi gereken faktörler vardır. Bunlardan birincisi arıtılacak su içerisinde bulunan maddelerden tutulmak istenenleri göz önünde bulundurarak kullanılacak membranın gözenek boyutunun belirlenmesidir.

Dikkat edilmesi gereken bir diğer faktör membran materyalidir. Membran materyalinin, membranın uygulanacağı atıksuyun sıcaklığına, kimyasal özelliklerine ve pH'sına dayanıklı olması gerekmektedir. Çünkü membran materyalinin özellikleri membranın kimyasal dayanımı ve tıkanma hassasiyetini belirleyen önemli bir faktördür. Son olarak kullanılacak membranın şeklinin de iyi belirlenmesi gerekmektedir. Kullanılacak membranın işletim sırasında tıkanma hassasiyeti

membranın şekli ile doğrudan ilişkilidir (Lu ve diğ., 2010). Bu nedenle işletim sırasında kullanılacak membranın atıksuya göre membran materyali, membran tertip tarzı ve hangi filtrasyon türüne (mikrofiltrasyon, ultrafiltrasyon vb.) ait olacağı iyi belirlenmiş olmalıdır.

Mikrofiltrasyon (MF) prosesi, biten boya banyolarından ya da son yıkama sularından koloidal boyaların tutunumu için uygundur. Fakat bu proses yardımcı kimyasalların tutunumunu gerçekleştiremez. Dolayısıyla MF prosesinin nanofiltrasyon ya da benzer bir arıtma öncesi ön arıtma olarak kullanımı çok daha uygundur (Ong ve diğ., 2014).

Ultrafiltrasyon (UF) prosesi partiküller ve makromoleküllerin tutunumunda oldukça etkindir. UF prosesi ile indigo boyalar gibi az çözünür boyaların gideriminin de başarılı bir şekilde yapıldığı bilinmektedir. Örneğin Norveç'in en büyük iplik fabrikası 1989'dan beri yüksek pH'lı deterjanlar ve 100 g/dm³'den yüksek KOİ içeren sıcak yün yıkama sularını %80 KOİ, yağ ve askıda madde giderim verimi ile gerçek ölçekli UF tesisi ile arıtmaktadır (Vandevivere ve diğ., 1998, Ciardelli ve diğ., 2001).

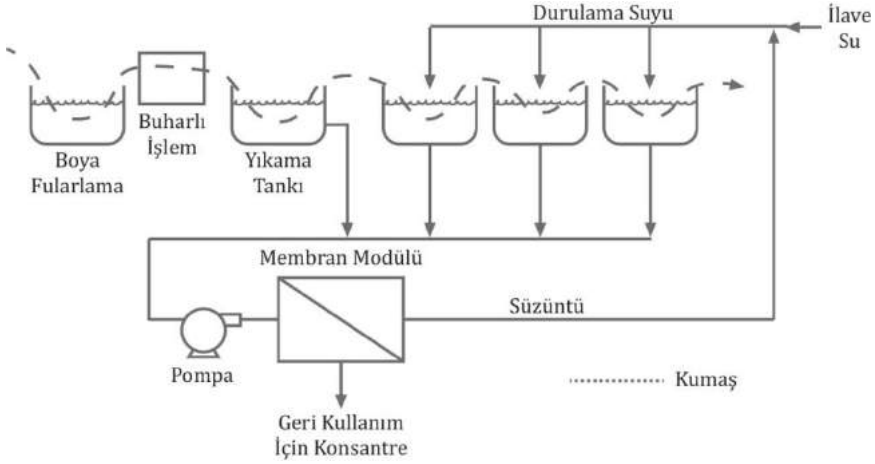
Ultrafiltrasyon membranlarının birçok endüstride başarılı uygulamaları bilinmektedir. Fakat tekstil endüstrisinde yüksek moleküler ağırlıklı kirleticiler bulunduran atıksuların arıtımında etkin olmalarına karşın düşük moleküler ağırlıklı boyaları gideremedikleri için tekstil endüstrisinde direkt kullanımları geniş yer tutmaz. UF membranların tek başına %30 ile %90 arasında değişen kirletici tutunumları tekstil endüstrisi için pek stabil görülmemektedir. Bu nedenle daha önce bahsedildiği gibi tekstil atıksuları arıtımında UF sonrası NF ya da TO prosesleri ile ileri arıtma yapılmalıdır ya da UF prosesi farklı özellikler kazandırılarak geliştirilmelidir (Koltuniewicz, 2010, Vandevivere ve diğ., 1998).

Nanofiltrasyon (NF) düşük molekül ağırlıklı organik molekülleri ve iki değerlikli iyonları fark edilir bir yumuşatma etkisi ile başarılı bir şekilde ayırmaktadır. NF prosesi ikincil tekstil atıksuyu arıtma metodu olarak

uzun süredir çalışılmaktadır. NF membranları ile büyük kapsamlı ve kolayca su kalite değerlerine ulaşılan arıtmalar yapmak mümkündür. Ayrıca tekstil atıklarından boyaların uzaklaştırılması için NF membranların kullanımının, tekstil boyalarının tutunumunu gerçekleştirmesi ve böylelikle boyaların tekrar kullanılabilir olmasıyla çevre kirliliğinin önlenmesi, yeniden kullanılabilir su üretimi gibi üstünlükleri vardır. Tekstil atıksularına NF uygulandığında, tekrar kullanılabilir, boyama ve perdahlama için uygun, rengi giderilmiş bir süzöntü elde edilmektedir. Bu proseste kullanılan düşük basınçlara ek olarak, düşük tuz redüksiyonları atıksuyun doğrudan nanofiltrasyonu için umut vericidir.

Ters osmoz (TO) prosesi, boya banyosu atıklarından tüm iyon ve türlerin uzaklaştırılması için uygundur. Üretilen süzöntü renksiz ve süzöntünün toplam tuzluluğu oldukça düşüktür. TO süzöntüleri, endüstriyel ölçekli birçok iplik boyama testinde uygulandığı gibi boyama işlemlerinde doğrudan kullanılabilir ve böylelikle su tüketimi ve tesis işletim maliyetleri %50'ye yakın oranda düşmektedir. Tekstil atıksularının TO prosesi ile arıtımı sonucu KOİ, renk ve yüzey aktif maddeler gibi kalıntı organik kirliliklerin tekstil süreçlerine herhangi bir girişim yapması engellenmektedir. Şekil 15.2'de tekstil atıksuyunun TO prosesi ile arıtıldığı genel bir akım şeması gösterilmektedir (Koltuniewicz, 2010; Li ve diğ., 2011).

Tekstil atıksuyu arıtımında basınç sürücü kuvvetli membran proseslerin yoğun kullanımı gözlenmektedir. Fakat basınç sürücülü proseslerde genellikle tıkanma olayı ile karşılaşılmaktadır. Bu nedenle membran prosesler öncesi yapılması gereken ön arıtma oldukça iyi belirlenmelidir.



Şekil 15.2 Tekstil boyahane atıksuyu arıtımına uygun ters osmoz arıtımın şeması (Ho ve diğ., 2012)

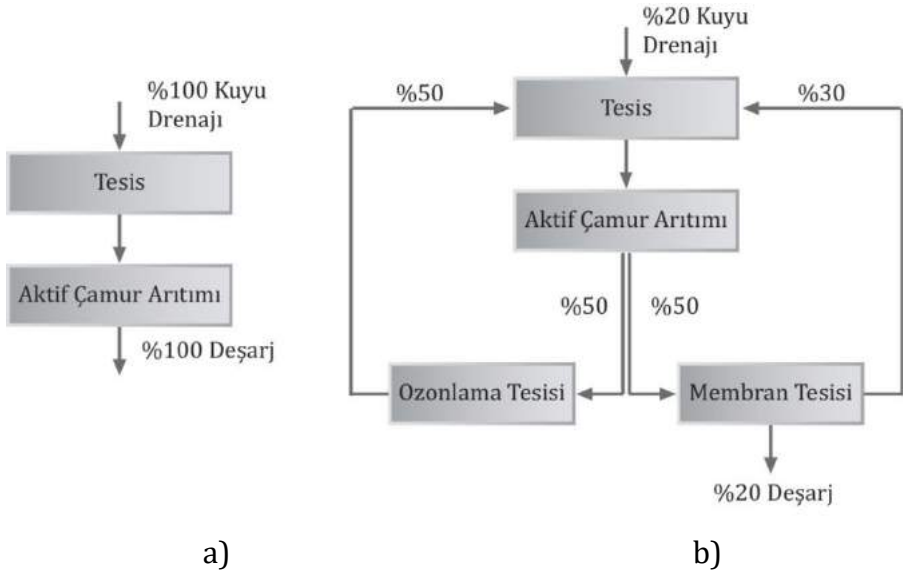
15.1.2.1. Tekstil Atıksuyundan Membran Sistemleri ile Su ve Değerli Madde Geri Kazanımı

Son yıllarda teknik ve ekonomik anlamdaki gelişmeler atıksuların membran proseslerle arıtımının geleneksel arıtma yöntemlerine kıyasla giderek üstün hale gelmesini sağlamıştır. Membranla arıtımın en dikkate değer özelliği üretilen suyun geleneksel yöntemlerle üretilen sudan oldukça üst kalitede olmasıdır. Uygulamada, membran prosesler modüler yapılarıyla geleneksel arıtma sistemlerinden çok daha az yer kaplarlar ve diğer proseslerin yerine kullanılabilirler (çöktürme prosesi gibi) (Li ve diğ., 2011). Membran prosesler üzerine yapılan çalışmaların yoğunlaşması ve yeni membran tiplerinin geliştirilmesi ile bu prosesin tekstil endüstrisinde kullanımı zamanla artmıştır. Ultrafiltrasyon membranlarının yanı sıra nanofiltrasyon ve ters osmoz membranlarının kullanıma başlanmasıyla arıtılan tekstil endüstrisi atıksularının su kalitesi oldukça yükselmiştir (Ho ve diğ., 2012). Zamanla membran proseslerin tekstil atıksuyu arıtımında kullanımı deşarj edilecek özelliklere sahip su arıtımı yapmaktan ziyade atıksudan tekstil üretim prosesinde ya da başka amaçlarla (sulama, peyzaj vb.) kullanılabilir

nitelikte su geri kazanımına yoğunlaşmıştır. Böylelikle endüstrinin su ihtiyacını karşılamak için yüzey ve yeraltı suyu tüketimi büyük ölçüde azaltılmış olacaktır (Ong ve diğ., 2014).

Tekstil endüstrisi atıksuları ters osmozla arıtıldığında elde edilen süzüntü, analitik değerler açısından (%95 tuz içeriğinin düşürülmesi, KOİ ve rengin pratik bir şekilde giderilmesi ile) yüksek niteliklidir. Dolayısıyla ters osmoz süzüntüleri problemsiz bir şekilde tekstil ıslak proseslerinde tekrar kullanılabilir. Islak proseslerde genellikle kuyu suları yumuşatma işlemine tabi tutularak kullanılır. Ters osmoz prosesi ile üretilen su kalitesi düşünüldüğünde su drenajına gereksinimin oldukça düştüğü görülmektedir. Ayrıca ıslak proseslerde kuyu suyu yerine ters osmoz süzüntülerinin kullanılıyor olması, kuyu suyuna yapılması gereken su yumuşatma ihtiyacını da ortadan kaldırmaktadır (Şekil 15.3). Bu durum, membran proseslerin tekstil atıksuları arıtımında ya da su geri kazanımında kullanımının endüstriyel ölçekte uygulanmasının, teknik ve ekonomik olarak elverişli olduğunu göstermektedir (Masson ve diğ., 1996). Tekstil atıksularından membran proseslerle geri kazanılan su, endüstri sonucu açığa çıkan atıksu hacmini de azaltarak, atık bertarafı maliyetini düşüren, düşük deşarj hacimlerini oluşturmaktadır. Bu nedenle tekstil endüstrisi atıksularından su geri kazanımı çevresel ve atıksu arıtma maliyeti açısından oldukça önemli bir uygulamadır (Koltuniewicz, 2010; Li ve diğ., 2011; Masson ve diğ., 1996).

Membran proseslerle tekstil endüstrisi atıksularından su geri kazanımının, su geri kazanımıyla sınırlı olmadığı bilinmektedir. Yapılan çalışmalar tekstil prosesleri sırasında kullanılan tuz, boya, haşıl kimyasalları gibi birçok değerli maddenin membran proseslerle ya da membran proseslerin entegre edildiği klasik yöntemlerle geri kazanılabildiğini göstermektedir. Güney Afrika'da tekstil endüstrisi atıksularının arıtımı, su ve kimyasal su geri kazanımı için ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon ve ters osmoz büyük ölçekli tesislerde kullanılmıştır (Vandevivere ve diğ., 1998).



Şekil 15.3 Tekstil boyama ve son işlemler prosesi atık sularının arıtımı
 a) Konvansiyonel b) su geri kazanımlı (Ciardelli ve diğ., 1998)

Tekstil endüstrisinde suyun tekrar kullanımı için en önemli kriter, sertlik, tuz konsantrasyonu ve rengin tamamen kaybolmasıdır. Bu kriterlere, biyolojik arıtma çıkışının nanofiltrasyonu (Vandevivere ve diğ., 1998) ya da Ciardelli ve diğ., (2011)'nin çalışmasında da görüldüğü gibi %60 oranında su geri kazanımı yapılan klasik arıtma teknikleri ardından UF uygulanması ile ulaşılabilmektedir. Ultrafiltrasyonun tekstil endüstrisi uygulamalarında genişletilmiş kullanımları vardır. Örneğin boya giderimi için UF prosesleri ile misellerin birleştirildiği prosesler kullanılmaktadır. Güney Afrika'da pamuk boyahanesi atıksularının tekrar kullanımı için yüklü UF membranlar kullanmıştır. Böylelikle hacimce %10'luk konsantrasyon oluşturularak, tuz ve %90 su geri kazanımı mümkün olmuştur (Vandevivere ve diğ., 1998).

Tekstil endüstrisi ıslak proseslerinden biri olan haşıl sökme işleminden çıkan atıksular, tipik olarak toplam atıksu hacminin %5-10'unu oluşturur ve toplam organik yükün %25-50'sini içerir. Vandevivere ve diğ. (1998)'nin yaptığı incelemede 1978'lerin başında haşıl sökme

sularından polivinilalkolün ticari olarak geri kazanılmasında UF membranların kullanıldığı görülmüştür. Hem tutulan haşıl hem de membran süzütüsü tekrar kullanılmıştır. Poliakrilat haşıllar da yüksek sıcaklıklı UF pilot sistemler kullanılarak geri kazanılmış ve tekrar kullanılmıştır (Vandevivere ve diğ., 1998). Yün yıkama suyunun ve beyazlatıcı sularının geri kazanılması için özel filtre tertip tarzlarının geliştirildiği membran prosesler kullanılmıştır. Böylelikle uygulanan membran proses maliyeti geri kazanılan tuz, su ve değerli ürünlerin yanısıra, azaltılan atık hacmi ile iyileştirilmiştir (Vandevivere ve diğ., 1998).

Erswell ve diğ. (1988), boyama banyosundan tuz geri kazanımını nanofiltrasyon membranları ile gerçekleştirmişlerdir. Çalışmalarında sodyum klorür (NaCl) kullanmışlar ve tuz membrandan direkt geçerken reaktif boyalar tutulmuştur. Düşük süzütü akılarında en yüksek tuz transferi görülmüştür. Fakat düşük akılarda boya tutunumu da düşmüştür. Böylelikle başarılı bir şekilde tuz geri kazanımı yapmak mümkün olmaktadır. Burada önemli olan tek şey atıksu içerisindeki tuz türünün küçük yapılı (monovalent) olmasıdır. Örneğin Na_2SO_4 gibi divalent tuzlar kullanıldığında NF membranı bu tuzu da tutarak tuz geri kazanımını gerçekleştirememektedir (Erswell ve diğ., 1988).

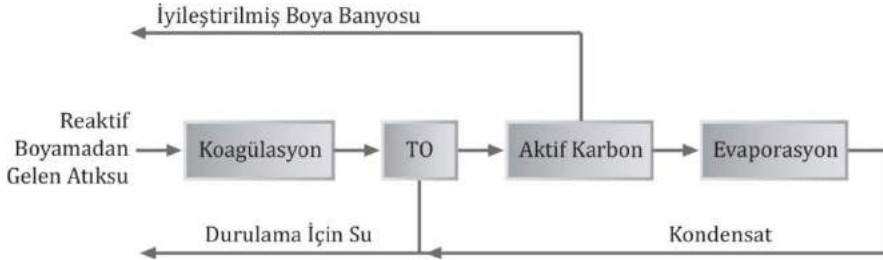
Bonomo ve diğ. (1999) ise pilot tesis çalışmalarını yıkama prosesi suları ve daha sonra da reaktif boyama prosesi suları kullanarak, ters osmoz, nanofiltrasyon ve ultrafiltrasyonla gerçekleştirmiştir. Ultrafiltrasyon prosesi boya tutunumu sağlayamamıştır. Nanofiltrasyon prosesi, 10 bar'lık bir basınçla 70 lt/m².st akı sağlayarak tamamıyla renk giderimi sağlamıştır. TO prosesi % 93 tuz giderimi ve renk giderimi gerçekleştirmesinin yanısıra renk tutunumunda nanofiltrasyon kadar başarılı olamamıştır. TO uygulamalarında yoğun polimerik membran kullanımı yüzünden düşük akı ve zayıf geçirgenlikle sonuçlanan tıkanma problemleri gözlenmektedir. Ayrıca TO etkinliği, yüksek tuz konsantrasyonlu tekstil atıksularının oluşturduğu osmotik basınç nedeniyle düşebilmektedir ve kabul edilebilir bir transmembran geçirgenliği oluşturabilmek için fazladan hidrolik basınca gereksinim

duyulabilir. Bu durumda NF, TO'ya kıyasla yüksek boya tutunumu ve elektrolitlerin daha düşük maliyetli tutunumuyla uygun bir alternatif sağlamaktadır.

15.1.2.2. Tekstil Atıksuyundan Membran Temelli Hibrit Sistemler ile Su ve Değerli Madde Geri Kazanımı

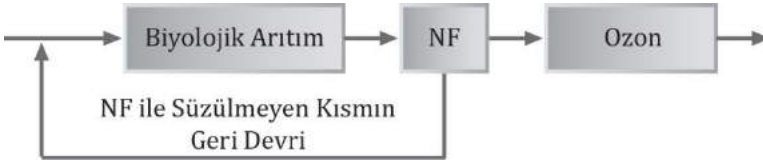
Literatüre bakıldığında tekstil atıksuyu arıtımı ve madde geri kazanımı uygulamaları için membran proseslerin birçok metotla birleştirildiği sistemler görülmektedir. Bu metotlar genel olarak; aktif çamur sistemleri, adsorbsiyon, koagülasyon, ozonlama vb. yöntemler olarak düşünülebilir.

Wenzel ve diğ. (1996), keten reaktif boyama atıksularının geri kazanımı için yaptıkları çalışmada kimyasal çöktürmenin yanı sıra membran filtrasyonu, aktif karbon adsorbsiyonu ve ters yönlü evaporasyon kondensasyon sistemi kullanmışlardır. Bu yöntem proses suyunu boya banyosu birinci durulama ve durulama sirkülasyon suyu olarak iki bölüme ayırmak için tavsiye edilir bir yöntemdir. Boya banyoları boya ve KOİ'nin aktif karbon üzerine adsorbsiyonu ile iyileştirilebilir. Fakat su içerisinde kalan tuz içeriği suyun direkt kullanımına izin vermez. Boya banyosunda bulunan tuz içeriğinin ekonomik değeri su arıtımı değeri kadardır dolayısıyla suyun geri çevirimi ekonomik olarak uygulanabilir. Durulama reçeteleri kompleksleştirme ve dağıtıcı ajanları tüm olarak bırakan bozulmuş yöntemler olabilir. Eğer ön arıtma iyi yapılırsa ve durulama için yumuşak su kullanılırsa durulama suyu NF ya da TO mertebesinde arıtılarak durulama prosesinde tekrar kullanılabilir. 90°C'de yapılan işletimler, herhangi bir ısı değiştirici gerekmeksizin sıcak suyun iyileştirilebilmesinin mümkün olduğunu göstermiştir (Şekil 15.4) (Wenzel ve diğ., 1996).



Şekil 15.4 Keten reaktif boyama atıksularının kimyasal çöktürme, membran filtrasyonu, aktif karbon adsorpsiyonu ve aynı yönlü evaporasyon kondensasyon sistemi ile geri kazanımı (Wenzel ve diğ., 1996; Koltuniewicz ve diğ., 2008)

Bir diğer uygulama ise biyolojik arıtma sonrası NF ve ozonlama uygulanan işletimlerdir. Lopez ve diğ. (1999), iki spiral sargılı modül içeren pilot tesisle 300 lt/st süzüntü üretmiştir. Bu çalışmada membranlar 10 bar basınç ve 50°C sıcaklıkta işletilmiştir. Bu tip membranlar düşük moleküllü bileşikleri ve iki değerlikli tuzları ayırarak filtrelenen suların sertliğini düşürmüştür. Membrandan geçemeyen kısım (pH 7,9, 190 ppm TOK, 595 ppm KOİ, 0 ppm BOİ ve 5000 μ S/cm iletkenlik) ise tekstil atıksuyu arıtma hattına geri gönderilmiştir. İkincil tekstil atıksuyu akımı 120 dakika boyunca ozanlanmış hava ile (12 ppm O_3) ısıtılmaktadır. Ozonlama zor atıksularda biyoparçalanabilirliği arttırmakta, potansiyel toksik maddeleri parçalamakta ya da inhibe etmektedir. Biyoparçalanabilirliğin artması BOİ konsantrasyonunu 0'dan 75 ppm'ye yükseltmektedir. TOK ve KOİ ise sırasıyla %29 ve %51 oranında belirgin bir şekilde düşmüştür. Ayrıca ozonlama potansiyel toksik maddeleri %90 oranında gidermektedir. Kinetik engel nedeniyle klorit oksidasyonu gerçekleşmez. Aldehitler daha çok ozonlamanın yan ürünü gibidirler. Ozonlama süresince toplam konsantrasyonları 1,2'den 1,88 ppm'ye yükselir (Şekil 15.5) (Lopez ve diğ., 1999, Koltuniewicz ve diğ., 2008)



Şekil 15.5 Tekstil atıksuyunun biyolojik aktif çamur, NF ve ozonlama ile arıtımı (Lopez ve diğ., 1999; Koltuniewicz ve diğ., 2008)

15.1.2.3. Pilot Ölçekli Uygulama Örnekleri

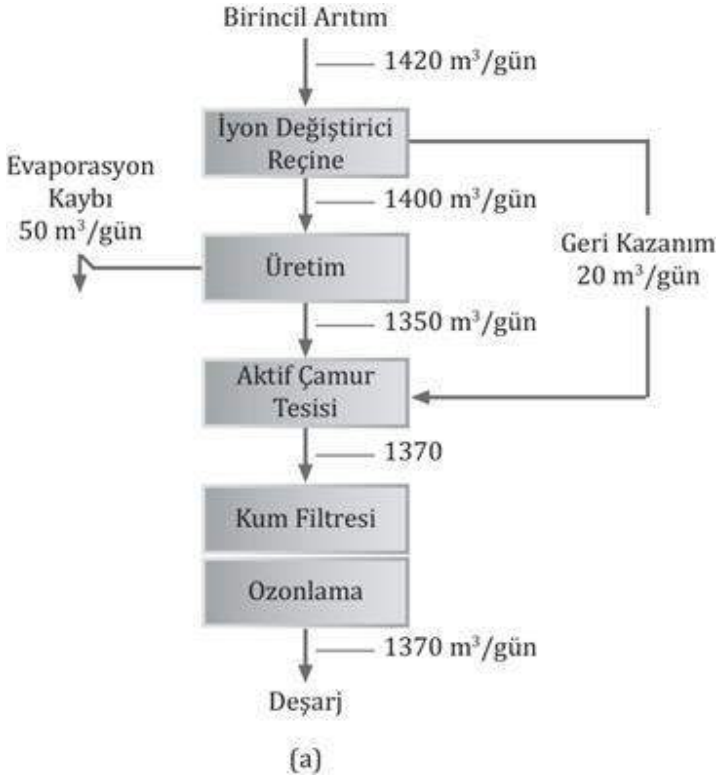
Membran tertip tarzları genellikle adapte edilen modüllere bağlı olarak sınıflandırılır. En yaygın kullanılanlardan biri spiral sargı membran modülleridir. Ciardelli ve diğ. (1998) çalışmasında, spiral sargılı membranı UF basamağında kullanmışlardır. Kullanılan membran 200 mm çapında ve 1000 mm uzunluğunda, filtrasyon alanı 23 m² ve karakteristik moleküler ağırlık kesme sınırı (MWCO) 100 kDa'dur. Ters osmoz için kullanılan modül seri halinde yerleştirilmiş, spiral sargılı tipi iki adet membrandan oluşmaktadır. Her membran 100 mm çaplı, 1000 mm uzunluğundadır ve 54 m² filtrasyon yüzey alanına sahiptir. Pilot tesis kum filtrasyonu, ultrafiltrasyon ve ters osmoz içerecek şekilde üç aşamalı kurulmuştur. Biyolojik tesisten gelen akım 3 bar'lık basınçla, 800 lt/st süzme hızlı kum filtresine gönderilir. Filtreden gelen su tankta toplanır ve daha sonra yaklaşık 4 bar basınçla UF tesisine gönderilir. Gelen akımın yaklaşık olarak %10'u süzüntü olarak ultrafiltrasyon basamağından geçer, geri kalan kısım ise tanka geri döndürülür. UF basamağının akışı ortalama 550-600 lt/st'dir. Membran filtrasyon performansı düştüğünde kimyasal yıkamaya alınır (Ciardelli ve diğ., 1998).

Bir diğer pilot ölçekli çalışmada kum filtrasyonu, UF ve NF/TO aşamalarından oluşmaktadır. Biyolojik aktif çamur tesisinin filtre yatağından çıkan akımın bir kısmı 1,8 bar'lık basınçla pilot ölçekli kum filtreye gönderilir. Filtre hızı 1200 lt/st'dir. Kum filtrede arıtılan su 0,4 bar'lık vakumla UF modülünde arıtılır. Modül içerisindeki düz

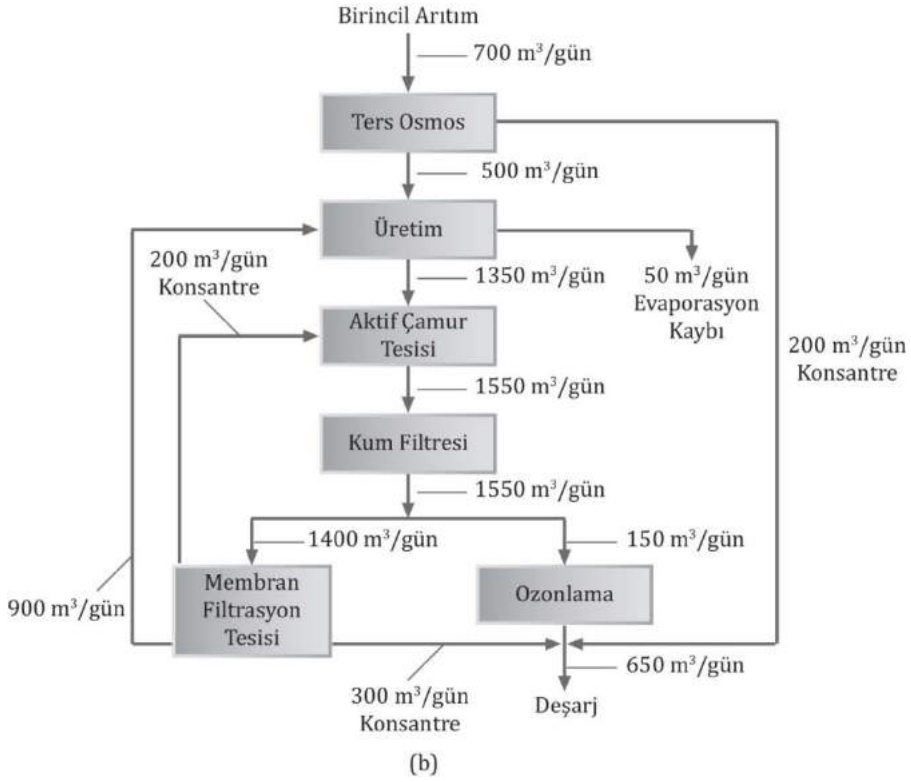
membranlar her 20 dakikada bir 90 saniyeliğine maksimum 0,4 bar'lık basınçla süzüntü suyu ile geri yıkanır. UF ile ortalama 1000 lt/st'lik süzüntü elde edilir. UF membranların akısı hidrolik olarak kötüleştiğinde kimyasal yıkama yapılır. Asit ve alkali kimyasallar, bazen maksimum 50 mg/lt serbest klor içerikli hipoklorit çözeltileri biyotıkanmayı engellemek için kullanılır. UF süzüntüsü toplanır ve son filtrasyon aşaması olan NF ya da TO prosesine gönderilir. NF modülü 9 bar, TO modülü ise 13 bar basınçta çalıştırılmıştır. Besleme akımının ortalama %35-40'ı son membran prosesinden konsantre olarak deşarj edilir (Ciardelli ve diğ., 1998; Baker ve diğ., 2004; Judd ve diğ., 2003).

İtalya'da yapılan bir çalışmada tekstil endüstrisi atıksularından su geri kazanımı için PVDF UF membranı kullanılmıştır. Toplam yüzey alanı 66 m²'dir. Karakteristik moleküler ağırlık kesme sınırı (MWCO) 70000 Da'dır. NF ve TO membranı da kullanılmıştır. Şekil 15.6'da kullanılan klasik arıtma yöntemi ve membran teknolojilerle yeniden tasarlanan arıtma akım şeması geri kazanılan ve deşarj edilen su miktarları ile birlikte gösterilmektedir.

Elde edilen sonuçlar membran proseslerin tekstil atıksularının yeniden kullanımı için uygun teknolojiler olduğunu göstermiştir. Son arıtma için olası yaklaşımlar NF ya da TO membranların üzerinde durmaktadır. Membran teknolojiler ile oluşturulan sistemde iyon değiştirici reçine yerine TO'nun demineralizasyon için kullanımı önemli bir fayda sağlamaktadır. Böylelikle üretilen TO konsantresi ozonlama tesisinin aşağı akımına deşarj edilerek aktif çamur tesisindeki sertlik ciddi anlamda azaltılmış olmaktadır. Pilot ölçekli bu çalışmanın sonuçlarından hareketle membran proseslerle oluşturulan bu yöntemin gerçek ölçekli kullanımının teknik ve ekonomik olduğu ortaya çıkmaktadır. Ayrıca bu yöntemle hem tatlı su drenajının hem de deşarj edilen atıksu miktarının düştüğü gözlemlenmiştir (Şekil 15.6) (Marcucci ve diğ., 2001).



Şekil 15.6 Tekstil atıksuyununun a) konvansiyonel sistemlerle b) konvansiyonel sistemlerin membran proseslerle genişletilmiş hali ile arıtımı (Marcucci ve diğ., 2001) (Üretim: Fabrika içindeki faaliyetleri tanımlamaktadır.)



Şekil 15.6 (Devamı) Tekstil atıksuyunun a) konvansiyonel sistemlerle b) konvansiyonel sistemlerin membran proseslerle genişletilmiş hali ile arıtımı (Marcucci ve diğ., 2001) (Üretim: Fabrika içindeki faaliyetleri tanımlamaktadır.)

15.2. Ağır Metal İçeren Atıksuların Arıtımında Membran Teknolojiler

15.2.1 Ağır Metaller ve Çevresel Etkileri

Ağır metal; atom ağırlığı 63,5 ile 200,6 arasında ve yoğunluğu 5 g/cm³'den büyük olan metallere verilen genel addır (Barakat ve diğ., 2011; Fu ve diğ., 2011). Bir çok element bu gruba giriyor olmakla birlikte çevre ile ilgili durumlarda ağır metaller dendiğinde akla arsenik, kadmiyum, krom, bakır, nikel, çinko, kurşun ve civa gelmektedir. Ağır metaller toprakta bulunan doğal bileşikler olmalarına rağmen genellikle toksik etkileri ile bilinmektedirler. Bu elementlerin iz miktarda da olsa, insan vücuduna alınması ciddi risk taşımaktadır. Örneğin su ortamında bulunan çinko, kadmiyum, nikel ve diğer ağır metallerin belli bir değere ulaşması insan psikolojisine ve diğer biyolojik sistemlerine zarar verebilmektedir. Ağır metallerin zehirlilik türleri ve maksimum kontaminant değerleri, Tablo 15.4'te gösterilmektedir (Fu ve diğ., 2011; Karnib ve diğ., 2014).

Tablo 15.4 Ağır metallerin zehirlilik türleri ve maksimum kirlilik değerleri (Barakat ve diğ., 2011)

Ağır metal	Zehirlilik türü	EYKD (mg/lt)
Arsenik	Deri bulguları, iç organ kanserleri, damar hastalıkları	0,05
Kadmiyum	Böbrek hasarı, renal bozuklukları, insanlar için kanser yapıcı	0,01
Krom	Baş ağrısı, diyare, bulantı, kusma, kanser yapıcı	0,05
Bakır	Karaciğer hasarı, Wilson hastalığı, insomnia	0,25
Nikel	Dermatit, bulantı, kronik astım, öksürük, insanlar için kanser yapıcı	0,2
Çinko	Depresyon, uyusukluk, örolojik belirtiler ve artan susuzluk	0,8
Kurşun	Genin beyinde hasar, böbrek hastalıkları, dolaşım sistemi ve sinir sistemi etkileri	0,006
Civa	Romatit artirit, böbrek hastalıkları, dolaşım sistemi ve sinir sistemi etkileri	0,00003

EYKD: En yüksek kirlenme değeri

15.2.2. Endüstriyel Atıksularda Bulunan Ağır Metaller ve Kaynakları

Ağır metal içeren endüstriyel atıksu akımları bir çok farklı endüstri sonucu açığa çıkmaktadır. Elektrolitik kaplama ve metal yüzey işleme işlemleri gibi proseslerdeki çeşitli uygulamalar sonucu kadmiyum, çinko, kurşun, krom, nikel, bakır, vanadyum, platin, gümüş ve titanyum gibi ağır metalleri içeren atıksuların önemli miktarları üretilmiş olur. Ağır metal atıklarının diğer bir önemli kaynağı baskılı devre kartı (PCB) imalatıdır.

Kalay, kurşun ve nikel lehim plakaları en çok kullanılan dirençli plakalardandır. Metal atıklarının diğer kaynakları; kromlanmış bakır-arsenat ağaç işleminin yapıldığı ve arsenik içeren atıkların üretildiği ahşap işleme endüstrisi, krom bileşikleri ve kadmiyum sülfür içeren pigmentler üreten anorganik pigment üretimi, nikel, vanadyum ve krom ile kirlenmiş dönüştürme katalizörleri üreten petrol arıtımı ve yüksek konsantrasyonlarda gümüş ve ferrosiyaniür içeren film üreten fotografik işlemlerdir. Bahsedilen endüstrilerin hepsi kapsamlı atık işlemeyi gerektiren tehlikeli atıklar olarak kategorize edilebilen büyük miktarda atıksu, kalıntı ve çamur üretmektedir.

Metal kaplama, maden işletmeleri, gübre sanayi, deri, pil, kağıt endüstrisi, pestisitler vb. endüstrilerin hızlı gelişimi ve ağır metal atıksularının direkt ya da dolaylı yoldan doğaya salınımı özellikle de gelişmiş ülkelerde ağır metal kirliliğini arttırmıştır. Organik maddelerin aksine ağır metaller biyolojik olarak parçalanamamakta ve canlı organizmasında akümülyasyonlara neden olmaktadır (Fu ve diğ., 2011). Bu nedenle ağır metallerin etkin bir şekilde arıtılması oldukça önemlidir. Ağır metalleri arıtarak uzaklaştırmak yerine proses sonucu bu elementlerin açığa çıktığı endüstri ve üretim yöntemlerinin çevreye salınımı en aza indirgeyecek şekilde düzenlenmesi, geri kazanıma önem verilerek geliştirilmesi hem arıtma maliyeti hem de çevre ve insan sağlığı açısından üzerinde ciddi bir şekilde durulması gereken

uygulamalardır (Barakat ve diğ., 2011; Fu ve diğ., 2011; Karnib ve diğ., 2014; Sorme ve diğ., 2002).

15.2.3. Ağır Metallerin Arıtımında Kullanılan Yöntemler

Ağır metallerin arıtımı için kullanılan konvansiyonel yöntemler; kimyasal çöktürme, flotasyon, adsorbsiyon, iyon değişimi ve elektrokimyasal çöktürmedir. Kimyasal çöktürme inorganik atıksulardan ağır metal giderimi için en yaygın kullanılan tekniktir. Kimyasal çöktürmeyle ağır metal gideriminde pH'nın temel şartlara (9-11) ayarlanması en önemli ve etkili parametredir. Düşük maliyeti ve kolay ulaşılabilirliği nedeniyle, kireç ve kalker birçok ülkede en çok kullanılan çöktürücü ajanlardır. Kireç ile çöktürme, metal konsantrasyonu 1000 mg/l'tnin üzerinde olan inorganik akımlara etkili bir şekilde uygulanabilmektedir. Kireçle çöktürmenin diğer üstünlükleri ise yöntemin basit bir şekilde uygulanabilirliği, ucuz ekipman gereksinimi, uygun ve güvenilir olarak işletilebilmesidir. Bununla birlikte kimyasal çöktürme ile ağır metalleri kabul edilebilir bir seviyeye indirmek için çok miktarda kimyasal kullanımı gerekmektedir. Diğer mahsurları daha fazla işlem gerektiren aşırı çamur üretimi, metallerin yavaş çökeltmesi, metal çökeleklerinin bir araya gelmesinin uzun sürmesi ve çamur yönetimi uygulamalarının çevresel sonuçlarıdır. İyon değişimi, endüstride atıksulardan ağır metal giderimi için başarıyla kullanılan yöntemlerdendir. Genel olarak iyon değişimi için sentetik organik iyon değiştirici reçine matriksi kullanılmaktadır. Bu metodun mahsuru ise matriksin atıksu içerisinde bulunan organikler ve diğer katılar ile kolayca tıkanması sonucu konsantre metal çözeltisinin tutulamamasıdır. Elektrolitik geri kazanım veya elektrikli özütme, metalleri proses suyu akımlarından uzaklaştırmak için kullanılan birçok teknolojidendir. Bu işlem, bir katot plakası ve çözünmeyen bir anod ile metal içeren sulu çözeltiden akım geçirilerek gerçekleştirilir. Pozitif yüklü metalik iyonlar, negatif olarak yüklü katotlara yapışır, sıyrılabilir ve geri kazanılabilir bir metal çökelti bırakır. Bu prosesin dikkate değer mahsuru korozyon nedeniyle elektrodların sıklıkla değiştirme

gerekliliğinin önemli bir sınırlayıcı faktör olabileceğidir (Barakat ve diğ., 2011). Ağır metallerin arıtımında kullanılan çeşitli fiziko-kimyasal metotlar, üstünlük ve mahsurları ile Tablo 15.5'te verilmiştir.

Tablo 15.5 Atıksu içerisindeki ağır metallerin giderimi için çeşitli fiziko-kimyasal metotların üstünlük ve mahsurları (Barakat ve diğ., 2011)

Arıtma yöntemi	Üstünlük	Mahsur	Kaynak
Kimyasal Çöktürme	Düşük yatırım maliyeti, kolay işletim	Çamur üretimi, çamur yönetimi için ekstra işletim maliyeti	Kurniawan ve diğ. (2006)
Yeni adsorbanlarla adsorbsiyon	Düşük maliyet, kolay işletim şartları, geniş pH aralığı, yüksek metal bağlama kapasitesi	Düşük seçicilik, atık ürünler üretmesi	Babel and Kurniawan (2003); Aklil ve diğ. (2004)
Membran filtrasyonu	Düşük alan gereksinimi, düşük basınç, yüksek ayırım seçiciliği	Membran tıkanması kaynaklı yüksek işletim bedeli	Kurniawan ve diğ. (2006)
Elektrodiyaliz	Yüksek ayırım seçiciliği	Membran tıkanması ve enerji tüketimi kaynaklı yüksek işletim bedeli	Mohammadi ve diğ. (2005)
Fotokataliz	Eş zamanlı metal ve organik madde giderimi, daha az zararlı yan ürünler	Uzun bekletme süresi, sınırlı uygulanırlığı	Barakat et al. (2004); Kajitvichyanukula ve diğ. (2005)

15.2.4. Ağır Metallerin Membran Teknolojiler ile Arıtımı

Membran teknolojiler canlı yaşamı için oldukça zararlı etkileri olan ağır metallerin giderimi ve atıksu içerisinde bulunan bu metallerin geri kazanımı için de başarılı bir şekilde uygulanabilmektedir. Ağır metal gideriminde farklı tipteki membran proseslerin yüksek etkinlikleri, kolay işletimleri ve düşük alan gereksinimleri ile oldukça umut vadecici olduğu bilinmektedir. Ağır metallerin atıksudan arıtımı için ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon, ters osmoz ve elektrodializ prosesleri kullanılmaktadır (Fu ve diğ., 2011).

15.2.4.1. Ultrafiltrasyon

UF membranlarının por boyutları, çözünmüş metal iyonlarından çok daha büyüktür. Bu nedenle UF membranları ile metal iyonlarını tutmak mümkün değildir. Yapılan çalışmalar ağır metallerin UF ile giderimi için misellerle ya da polimerlerle (PEUF) iyileştirilmiş UF membranlarının kullanıldığını göstermektedir. MEUF'ler ilk olarak 1980'lerde çözünmüş organik bileşikler ya da çok değerlikli metalleri su sistemlerinden ayırmak için kullanılmıştır. MEUF'un atıksu akımından metal iyonlarını başarılı bir şekilde ayırdığı kanıtlanmıştır. Bu ayırma tekniği yüzey aktif maddelerin atıksu içerisine eklenmesi ve kritik misel konsantrasyonuna (KMK) ulaşıldığında bu moleküllerin aglomere olarak metal iyonlarını bağlaması şeklinde gerçekleşmektedir. Böylelikle yüzey aktiflere bağlanan metal iyonları, gözenek çapı miselden daha küçük olan UF membranları tarafından tutulabilir hale gelmektedir. Fakat misel tarafından bağlanamayan türler hızlıca membrandan süzüntü tarafına geçmektedir. Yüksek tutunum elde edebilmek için kullanılacak yüzey aktif maddenin yükü tutulacak metal iyonunun yükünün zıttı olmalıdır. Genellikle bu işlem için anyonik bir yüzey aktif madde olan sodyum dodosil sülfat (SDS) kullanılmaktadır. Metal giderim etkinliği metal ve yüzey aktif madde konsantrasyonu, çözelti pH'sı, iyonik kuvvet ve membran işletim parametreleri ile ilgilidir.

Yapılan bir çalışmada MEUF prosesi SDS yüzey aktif maddesi eşliğinde kullanılmıştır ve yüzey aktif madde metal oranı (YAM/M) 5'in üzerindeyken, sentetik atıksudan %99 oranında çinko tutunumu sağlanmıştır (Barakat ve diğ., 2011; Fu ve diğ., 2011). Bir diğer çalışmada tabakhane atıksuyundan krom tuzu geri kazanımı çökeltme ve membran ayırımı birleştirilerek gerçekleştirilmiştir. Ultrafiltrasyon membranı olarak 60 kDa, 15-25 kDa ve 10 nm gözenek çaplı membran kullanılmıştır. Uygulama, mevcut arıtma tesisine krom geri kazanımı için membran entegrasyonu ile gerçekleştirilmiştir. Böylelikle hem krom geri kazanımı hem de biyolojik arıtmada proteinlerin yeniden kullanımı gerçekleştirilmiştir. Kimyasal tüketimi ve atık imha maliyeti böylelikle düşürülmüştür.

Akita ve diğ. (1999)'nin yaptıkları çalışmada ise kobalt ve nikel iyonlarının sulu ortamdan ayırımı çalışılmıştır. Noniyonik yüzey aktif madde 10-etilenoksit birimleri (PONPE10) ve 2-etilheksil fosfonik asit mono-2-etilheksilester (EHPNA) kullanmıştır. Seçici Co(II) ve Ni (II) ayırımı sağlanmıştır ve bu etkinin yükselen pH ve yüzey aktif konsantrasyonu arttıkça arttığı rapor edilmiştir. Ultrafiltrasyon membranlarının yüzey aktifler ve polimerlerle birleştirilerek metallerin arıtıldığı ya da geri kazanıldığı sistemlere çokça rastlanmaktadır. Pablo Cafiizares ve arkadaşları yaptıkları çalışmada polimerle geliştirilmiş UF sistemleri ile kurşun (Pb) ve diğer metalleri endüstriyel atıksulardan geri kazanmayı amaçlamıştır. Çalışmada metal iyonları polietilenimin (PEI) ya da poliakrilik asit (PAA) ile kompleksleştirilerek ayırım sağlanmıştır (Koltuniewicz ve diğ., 2008).

Ultrafiltrasyon prosesi ile ayrıca mineral, iyon seçici reçineler gibi adsorbanlarla oluşturulan sistemlerin kullanılmaya metal ayırımı gerçekleştirildiği bilinmektedir. UF membranları ile kompleksleşme temeline dayanan hibrit sistemler de metal ayırımı için kullanılmaktadır. Bu yöntemlerle kobalt, bakır, nikel ve cıvanın başarı ile ayrıldığı bilinmektedir. Tablo 15.6'da ağır metal gideriminde kullanılan MEUF ve PEUF sistemlere örnekler gösterilmektedir.

Tablo 15.6 MEUF ve PEUF ile ağır metal giderimi (Fu ve diğ., 2011)

UF tipi	Membran	YAM/kompleksleştirme ajanı	Ağır metal	Başlangıç konsantrasyonu	Optimum pH	Giderme verimi	Kaynak
MEUF	Seramik	Dodosil benzen sülfonik asit, dodosilamin	Pb ²⁺ , AsO ₄ ⁻	4.4-7,6 mg/lt	7,47	Pb>%99, As>%19	Ferella ve diğ., (2007)
MEUF	Polisülfon	SDS	Cd ²⁺ , Zn ²⁺	50 mg/lt	-	92-98	Huang ve diğ., (2010)
MEUF	Amicon rejenere selüloz	SDS	Cd ²⁺ , Zn ²⁺	0,5 mM	-	99	Landaburu-Aguirre ve diğ., (2010)
MEUF	Polikarbimat	SLES	Ni ²⁺	0,2 mM	7	98,6	Danisa ve Aydiner, (2009)
PEUF	Polietersülfon	PEI	Cu ²⁺ , Ni ²⁺	50 mg/lt	pH>6, pH>8	94, 100	Molinari ve diğ., (2008)
PEUF	Polietersülfon	Karboksil metil selüloz	Cu ²⁺ , Cr ³⁺ , Ni ²⁺	10 mg/lt	7	97,6, 99,5, 99,1	Barakat ve Schmidt, (2010)
PEUF	Amicon 8400	Sodyum poli akrilat, PEI	Cr(III), Cr(IV)	5.50 mg/lt	6-7, 5-6	82-100	Korus ve Loska, (2009)
PEUF	Seramik	Poli (akrilik asit) sodyum	Cu ²⁺	160 mg/lt	5,5	99,5	Camarilloa ve diğ., (2010)
PEUF	Polisülfon	Poli (amonyum akrilat)	Cd(II)	112,4 mg/lt	6,32	99	Ennigrou ve diğ., (2009)

15.2.4.2. Nanofiltrasyon

Nanofiltrasyon prosesi ayırım performansı açısından UF ve TO arasında orta bir prostestir. Nanofiltrasyonun atıksudan nikel, krom, bakır vb. gibi ağır metallerin ayırımı için oldukça etkin bir proses olduğu bilinmektedir.

Deri endüstrisinde kromun giderimi için basınç sürücülü membran proseslerin kullanıldığı bilinmektedir. Cassano ve Drioli (1997)'nin yaptığı çalışmada NF membran ile oluşturulan filtrasyon prosesini konvansiyonel çökeltme prosesi ile birleştirerek, atıksudaki krom yükünü azaltmışlardır. Dirk Jakobs ve diğ (2002) yaptığı çalışmada ise (TV ve monitörler için) tüp üretim endüstrisinde nitrik asit çözeltisi içerisindeki kurşunun giderimi için NF prosesinden yararlanılmıştır. Böylelikle % 80 süzüntü elde edilmiş ve kurşun konsantrasyonu 70 mg/l't'e yükselmiştir. Fakat çökme sınırı olan 75 mg/l't'e ulaşamamıştır.

Nanofiltrasyon membranı, elektrokaplama endüstrisinin durulama suyundan (NiSO_4 ve NiCl çözeltilerinden) katyon ve anyon giderim performansını belirlemek için kullanılmıştır. Tek tip tuzdan oluşan filtrasyon uygulamalarında, artan tuz konsantrasyonlarında sülfat ve klorit iyonları için tuz tutunumunu düşürdüğü gözlenmiştir. Çoklu tuz sistemlerinde ise 0,294 MPa basınca kadar yükselen basınçla tuz gideriminin logaritmik olarak arttığı fakat bu değerden sonra basınç yüksekliğinin tuz giderim yüzdesini etkilemeyerek, tuz gideriminin sabit seyrettiği görülmüştür. Çapraz akış hızının sistem performansına etkisi çok yüksek olmamakla birlikte, pH değişimi sistem performansı için oldukça etkilidir (Barakat ve diğ., 2011; Fu ve diğ., 2011; Sorme ve diğ., 2002).

15.2.4.3. Ters Osmoz

Ters osmoz seçici geçirgen membranların kullanıldığı, kirleticileri yüksek oranda tutarken sıvının geçişine izin veren bir prosestir. TO suda çözülmüş bileşiklerin ayırımı için oldukça başarılı olarak kullanılan bir yöntemdir. TO metal giderimi için de başarılı bir şekilde kullanılmaktadır. Literatürde düşük basınç TO membranları ile yapılan çalışmalar bulunmaktadır.

Hafez ve diğ. (2004) pilot ölçekli tesiste selüloz asetat membran kullanarak farklı basınçlar ve farklı tuz konsantrasyonlarında krom giderimi çalışmışlardır. Bu çalışmayı deri atıksularından krom giderim performansını belirlemek için yapmışlardır. Çalışmalar, ön arıtması yapılmış deri atıksularından krom geri kazanımı için TO'nun etkin olarak kullanılabilirdiğini göstermiştir. Ujang ve diğ (1996)'nin yaptığı çalışmada düşük basınç TO membranları ve kompleksleşme ile 690 kPa basıncın altındaki değerlerde Zn^{2+} ve Cu^{2+} giderimi gerçekleştirilmiştir. Normalde metalleri çözeltiden ayırmak için 690 kPa'dan daha yüksek basınç değerlerine ihtiyaç vardır. Elde edilen sonuçlar EDTA kullanımının Zn^{2+} ve Cu^{2+} giderimi için güvenilir bir metot olduğu göstermiştir.

Ağır metal kirliliğini ve metal giderim maliyetini azaltmak için çoklu membran proseslerin kullanıldığı yöntemler de geliştirilmiştir. Buna örnek olarak organik ve askıda maddeleri ayırmak için mikrofiltrasyon (MF) ve ultrafiltrasyon (UF) kullanılmış, daha sonra etkili bir tuz giderimi olan elektrodializ (ED) ve son olarak da ED'den gelen konsantrenin giderimi için NF ve TO ayrı ayrı kullanılmıştır. Böylelikle işlem sonrası geri kazanılan su miktarı arttırılmıştır.

Sonuçlar burada UF membranın filtrasyon özelliklerinin MF membranına göre beklendiği kadar iyi olmadığını göstermiştir. Atıksuyun ayrıştırılmasında özellikle NF gibi sıkıştırılma ihtiyacı olmayan TO membranlarının daha iyi performans gösterdiği

görülmüştür (Barakat ve diğ., 2011; Fu ve diğ., 2011; Karnib ve diğ., 2014; Koltuniewicz ve diğ., 2008).

15.2.4.4. Elektrodiyaliz

Elektrodiyaliz (ED) iyonların, elektrik alanı sürücü kuvveti ile yüklü membranlardan bir çözülden (besleme akımı) diğer bir çözüteye (konsantre akımı) geçirildiği, elektro temelli bir membran ayırım prosesidir. ED prosesinde kullanılan iyon seçici membranlar temel olarak anyon seçici ve katyon seçici olarak adlandırılırlar ve deniz suyu ya da acı sudan içme suyu üretiminin yanısıra bu proses ile güvenilir şekilde ağır metal giderimi yapıldığı da bilinmektedir. Nataraj ve diğ. (2007) heksavalent krom iyonlarının arıtma performansını belirlemek amacıyla pilot ölçekli ED sistemi kurmuştur. Elde edilen sonuçlar 0,1 mg/l'tlik maksimum kontaminasyon değerine ulaşılan kadar kadmiyum için oldukça tatmin edicidir. Cifuentes ve diğ. (2009) tarafından bakır redüksiyon işlemi çözülden su geri kazanımı ile bakır ve demir ayırımı çalışılmışlardır. Böylelikle ED'nin bakır ve demir için iyi bir ayırım performansı olduğu kanıtlanmıştır. Lambert ve diğ. (2006)'nin yaptığı çalışmada ise krom ayırımı modifiye edilmiş katyon değiştirici membranlarla sağlanmıştır. Mohammadi ve diğ. (2009) ise yaptıkları çalışmada atıksudan ED ile kurşun ayırımı için işletim parametrelerinin etkisini belirlemeye çalışmıştır. Yükselen voltaj ve sıcaklık ile hücre performansının arttığını fakat yükselen akış hızıyla ayırım yüzdesinin düştüğünü gözlemişlerdir. 500 mg/l'ten yüksek konsantrasyonlarda ayırım yüzdesine konsantrasyonun etkisi azalmıştır. Yüksek iyon değiştirme kapasitesine sahip membranlar kullanmak daha yüksek hücre performansları göstermektedir. Cengeloğlu ve diğ. (2003), heksavalent kromun anyon değiştirici membrandan geçişini çalışmışlardır. Bunun için kuaterner amonyum gruplarının başka tuz iyonları ile temas halinde olduğu çözüteyi kullanmıştır. Çalışma esnasında Gelman Sciences SB-6407, Tokuyama Soda Neosepta AFN ve ACM membranlar kullanmışlardır. Sonuçların ED ile yapılacak ileriki çalışmalarda atıksu ya da endüstriyel akımlardan krom (IV) giderimi

için uygulanmasına ışık tutacağı düşünülmektedir. Yapılan çalışmada membranların taşınım etkinliği SB 6407>AFN>ACM şeklinde bulunmuştur (Barakat ve diğ., 2011; Fu ve diğ., 2011; Karnib ve diğ., 2014; Koltuniewicz ve diğ., 2008).

Ruey-Shin Juang ve diğ. (1997), kurşun ve EDTA'nın şelatlı çözeltilerinden katyon değiştirici membran Neosepta CM-1 ile elektrokimyasal geri kazanımını çalışmışlardır. Ekonomik açıdan en uygulanabilir akım yoğunluğu ile yüksek Pb(II) ve EDTA geri kazanımı, yüksek şelatlaşmış kurşun iyonu konsantrasyonlarında elde edilmiştir (Barakat ve diğ., 2011; Fu ve diğ., 2011; Karnib ve diğ., 2014; Koltuniewicz ve diğ., 2008).

15.2.4.5. Sıvı Membran Uygulamaları

Emülsiyel sıvı membran uygulamaları daha önce bahsedilen membran uygulamalarından farklıdır. Burada membran, emülsiyel tertip tarzının bulunduğu sıvı fazdır. Sürfaktan sıvı membran ya da sıvı sürfaktan membranlar olarak da anılan emülsiyon sıvı membranları esasında su/yağ/su (S/Y/S) ya da yağ/su/yağ (Y/S/Y) sistemleridir. S/Y/S sistemleri için sıvı membran iki yağ fazı arasında bulunan su fazıdır. Sıvı boyunca metal iyonlarının membran bariyerden taşınması "kolaylaştırılmış taşınım" mükemmel bir örnektir (Kitagawa ve diğ., 1977).

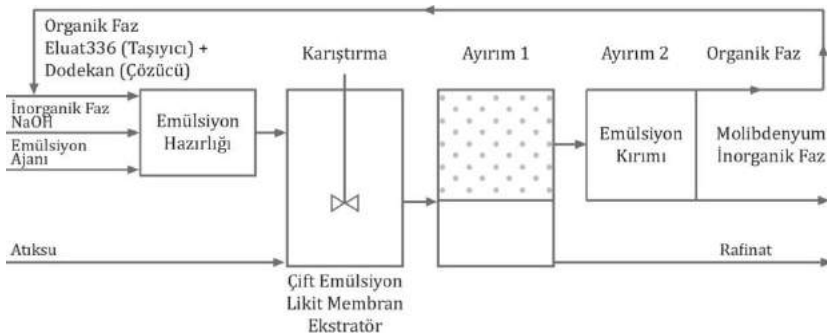
Sıvı membranlar ağır metal ayırımı için uzun süredir kullanılmakta olan bir işlemdir. Schiffer ve arkadaşları 1974'te, Kitagawa ve arkadaşları 1977'de, Frankenfeld ve Li 1977'de, 1979'da, Boyadzhiev ve Kyuchoukov 1980'de, Weiss, Griegoriev ve Miihl 1982'de, Fuller ve Li 1984 yıllarında çinko, kurşun, krom, kadmiyum, bakır ve civanın atıksudan ayırımı için bu yöntemi kullanmışlardır. 1990 yılında Marr, Bart, and Draxler çinko, kadmiyum, bakır ve kurşunu metalurjik tesis atıksularından ve yakma tesisleri atıklarından ayırmak için kullanmıştır (Koltuniewicz ve diğ., 2008) .

Kulkarni ve diğ (2002), sıvı emülsiyon membranları (ELM) molibden tuzlarının sulu seyreltik akımlarını zenginleştirmek için kullanmıştır. Sıvı membranlarda Aliquat 336 taşıyıcı olarak, organik çözücü ve emülsifer ajan olarak kullanılmıştır. Molibdenin ELM prosesi ile ekstraksiyonunda pH oldukça önemlidir. Ayrıca alıkonma süresi, membran viskozitesi (sürfaktan konsantrasyonu), özütleyici konsantrasyonu, karıştırma hızı, emülsiyon fazı (V_m) ile besleme fazı (V_1) arasındaki oran da önemli proses parametreleridir. Şekil 15.7'de Kulkarni ve diğ. (2002), kullandığı sistemin şematik olarak gösterimi verilmektedir (Koltuniewicz ve diğ., 2008). Kitagawa ve diğ. (1977) yaptıkları çalışmada, çift basamaklı karşı akımlı pilot tesiste Tablo 15.7'deki işletim şartları altında krom giderimi çalışmışlardır.

Tablo 15.7 Pilot ölçekli sıvı membran tesisi işletim şartları (Kitagawa ve diğ., 1977)

	Test işletimi						
	1	2	3	4	5	6	7
Reaktif (I)/membran (M)	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2
Karıştırma (rpm)	300	200	300	300	300	300	300
Besleme akış hızı (VF), cc/dak	150	150	340	250	150	150	150
Arıtma oranı	1/5	1/5	1/10	1/7	1/5	1/5	1/5

Arıtma oranı: Emülsiyon ağırlığı/atıksu besleme akımı ağırlığı



Şekil 15.7 Molibdenyumun sıvı emülsiyon membranlarla ayırımı (Kulkarni ve diğ., 2002; Koltuniewicz ve diğ., 2008)

15.3. Gıda Sektörü Atıksularının Arıtımında Membran Sistemleri

15.3.1. Atıksu Özellikleri

Gıda endüstrisinden açığa çıkan atıksu özellikleri ve hacmi, üretim prosedürlerine ve üretilen ürünlere göre değişim göstermektedir. Yiyecek ve içecek üreten fabrikalarda, ürün ve/veya üretim değişikliğinden dolayı atıksu da özellik ve hacim bakımından birbirinden farklılık göstermektedir. Gıda endüstrisinden kaynaklanan atıksuların hemen hemen hepsi biyolojik arıtma prosesleri kullanılarak arıtılabilmektedir. Gıda üretim işletmelerinden açığa çıkan atıksular BOİ, AKM ve yağ konsantrasyonu bakımından yüksek değerlere sahip olup asidifikasyondan dolayı yoğun kokuya sahiptir. Gıda sektörü atıksularına aerobik ve anaerobik biyolojik prosesler uygulanmadan önce yağ ve katı maddelerin giderilmesi, arıtma sisteminin zarar görmemesi açısından oldukça fazla önem teşkil etmektedir. Gıda üretimi dört temel sektöre ayrılabilir. Bunlar, et, kümes ve deniz mahsülleri, meyve ve sebze, süt işletmesi ve içecektir. Bazı gıda endüstrilerinde açığa çıkan atıksu hacimleri ve kirlilik yükleri Tablo 15.8'de verilmektedir (Muro ve diğ., 2012).

Gıda endüstrisinden açığa çıkan atıksulardaki yüksek organik bileşikler parçalamak için genellikle aerobik ve anaerobik fermantasyon prosesleri kullanılmaktadır. Her bir ülke için kendi yönetmeliklerince genel şartlar oluşturulmakta ve atıksuların geleneksel arıtma, sonrasında kirlilik oluşumunu önleyecek şekilde sınır değerlere göre tamamlanmaktadır. Deşarj şartları, maksimum akış hızını, sıcaklığı, askıda katı madde miktarını, çözünmüş katı miktarını, BOİ₅'i, azot, fosfor ve bulanıklığı içermektedir.

Geleneksel arıtma sistemlerinin sonunda uygulanan membran ayırma prosesleri, gıda atıksu arıtımında önemli bir yere sahiptir (Vourch ve diğ., 2008). Gıda atıksu arıtımında kullanılan membranlar yapısal ve işlevsel olarak birbirinden farklılık göstermektedir (Turano ve diğ., 2002).

Tablo 15.8 Bazı gıda endüstrilerine göre üretilen atıksu hacimleri ve kirlilik yükleri (Muro ve diğ., 2012)

Proses	Atıksu üretimi (m³/ton)	KOİ (mg/lt)	BOİ₅ (mg/lt)
Et işleme			
Haşlama tüpü	0,3	1.800	1400
Soğutucu yıkama	1,7	150	140
Soğutma tankları	0,7	550	500
Meyve suyu			
Portakal	5,0	11.200	8100
Elma	1,2	2.000	1400
Domates atıksuyu		1..200	
Meyve suyu (genel)		2.500-7.000	
Sebze işleme			
Dondurulmuş havuç	30	5.000	4500
Zeytin işleme		10.000-200.000	
Patates nişastası			
Yıkama	0,7	3000	2500
Nişasta durulama	1,5	7800	6500
Bira üretimi			
Alkol tesisi	4,2	2500	1800
Balık endüstrisi			
Balık tahliyesi		5000-7000	
Tuzlu su		4000-14000	
Pişmiş balık		4000-20000	
Süt endüstrisi			
Peynir altı suyu	90	65000	42000
Boru sonu atıksuyu	1,5	1800	860
Flaş soğutucu kondensatı		100-570	
Şişe durulama		50-1000	
Kostik çözeltileri		8000-10000	

Gıda endüstrisi standartları, yeniden kullanım için (temizleme amaçlı kullanılsa bile) geri kazanılan suyun en az içme suyu kalitesinde olmasını belirtmektedir. Sıcak su kazanı ilave suyu veya ılık temizleme suyu gibi diğer uygulamalar için uygulanan yönetmelikler bile oldukça sıkıdır. Süt işleme fabrikasından (süt tozu üretimi) açığa çıkan buhar kondensatının sıcak su kazanı ilave suyu olarak yeniden kullanımı ve et işleme endüstrisinde ılık temizleme olarak soğutucu yıkama suyunun geri kazanımı üzerine yapılan çalışmalar bulunmaktadır (Hafez ve diğ., 2007).

Gıda endüstrisi atıksu arıtımında membran uygulamalarının sistematik çalışmaları, farklı işletme koşulları altında membranın işlevsellik ve filtrasyon performansı üzerine yoğunlaşmıştır. Gerçekleştirilen birçok çalışma, süzüntü suyu akı performansının arttırılması ve maksimum giderme veya atıksudan bazı türlerin geri kazanımı için çapraz akış hidrodinamiğinin optimize edilmesi ve/veya membran geometrisi üzerine odaklanmaktadır. Membranın işlevselliğini etkileyen hidrodinamik faktörler çapraz akış hızı ve transmembran basıncıdır (TMP). Süzüntü suyu akısı, bu değişkenlerin simultane girişiminden dolayı artabilmekte veya azalabilmektedir. Ayrıca, sıcaklık, seyrelme ve pH membran filtrasyonunda membran verimliliğini etkileyen diğer değişkenlerdir. Süzüntü suyu akısı, besleme suyu sıcaklığı arttıkça viskozite düştüğünden ve/veya askıda katıların çözünürlüğünün artmasından dolayı artmaktadır (Galambos ve diğ., 2004). İstisnai olarak kalsiyum ve magnezyum tuzlarının varlığında sıcaklık arttığında çökelme oluşabilir. Bu problem, besleme suyunun ön arıtımı ile en aza indirgenir (Sdiğar ve diğ., 2006).

Süzüntü hızında özellikle bazı kolloidlerin destabilize olmaya ve çökmeye eğilimli olduğu izoelektrik nokta pH'sının önemli bir etkisi bulunmaktadır. Aynı zamanda membran yüzeyinin amfoterik yapısını etkilediğinden veya türlerin spesifik adsorbsiyonundan dolayı da yüzey yükünde değişime sebep olduğundan etkileyebilmektedir (Vourch ve diğ., 2008).

15.3.2. Gıda Endüstrisi Atıksularının Membran Prosesler ile Geri Kazanımı ve Yeniden Kullanımı

Tatlı su ihtiyacının günden güne artması, ciddi su sıkıntıları, kuraklık ve deşarj suyu kalite limit değerlerinin daha da sıkı hale gelmesi, gıda endüstrisi atıksularının yeniden kullanımını gerekli kılmaktadır. İlave olarak, çevresel ve ekonomik şartlar gıda atıksularının yeniden kullanılmak üzere arıtımını teşvik etmektedir (Casani ve diğ., 2005).

Tablo 15.9'da, gıda endüstrisi için membran teknolojisi ile atıksuların arıtılması ve su geri kazanımı üzerine elde edilen önemli sonuçları özetlemektedir. Gıda endüstrisinde tipik atıksular, tesiste yer alan farklı alanlardan gelmekte, zamanla değişime uğrayabilmekte ve atıksu kompozisyonu gıda endüstrisi tipine hatta üretimin hangi aşamasında olduğuna ("yerinde temizleme" basamağı, sterilizasyon, ısıtma vb.) bağılı olarak değişebilmektedir. Bu tip sular toksik bileşikler içermemekte (pestisitlerin suda kirletici olabileceğı meyve ve sebzelerin yıkanmasından kaynaklı atıksular hariç), yüksek biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) ve kimyasal oksijen ihtiyacının (KOİ) yanısıra bazı durumlarda yüksek toplam çözünmüş katı (TÇK) madde miktarı ile karakterize edilmektedir. Bu yüksek içerikler, organik (proteinler, karbonhidratlar, yağlar) ve inorganik (tuzlar, katkı maddeleri, boyalar) bileşenlerden kaynaklanmaktadır.

15.3.3. Gıda Endüstrisi Atıksularının Arıtımı için Membran Proseslerin Optimizasyonu

Membran filtrasyonunun etkili bir ayırma tekniğı olarak kullanılabilmesi ve ekonomik olarak çekici kılınabilmesi için proses optimizasyonu gerekmektedir. Proses optimizasyonunun amacı, uzun süreli bir işletim için kabul edilebilir kirlilik seviyelerinde mümkün olan en yüksek akı değerine ulaşmaktır. İyi seçilen bir atıksu ön arıtımı ve atıksudaki bileşenlere bağılı olarak uygun membran seçimi, filtrasyon süresince ideal akıyı tahmin etmede ve değerlendirmede

kullanılabilmektedir. Bununla birlikte, gıda üretiminden gelen bileşiklerin giderimini maksimize etmek için besleme suyu pH'sının, iyonik kuvvetinin ve sıcaklığın kontrolü sık sık gerekmektedir. Optimizasyon metotları ve istatistiksel tasarımlar, membran prosesleri geliştirmek için kimya alanından mühendisliğe kadar birçok farklı bilim alanında oldukça fazla kullanıma sahiptir. Özellikle Tepki Yüzeyi Metodolojisi (RSM), proses tahmininde veya optimize edilmesinde yardım etmesi amacıyla kullanılan ardışık bir deneysel türüdür. Membran özelliklerinin, besleme kompozisyonunun ve işletme koşullarının su akışı üzerinde muhtemel eşzamanlı girişimlerini açıklayabilmek adına değişkenler, matematiksel-istatistiksel bir modele entegre edilmektedir. Gıda atıksu arıtımında kullanılmak üzere birçok membran prosesi ve işletme koşulları raporlanmıştır (Stoller ve diğ., 2006; Iaquina ve diğ., 2009; Escobar ve diğ., 2011). Tablo 15.10'da, gıda üretiminden kaynaklı atıksuların arıtma optimizasyonu yer almaktadır. Süzüntü suyu akıları, kullanılan membran tipinden, membran alanından ve besleme suyu kalitesinden dolayı birbirlerinden farklıdır.

15.3.4. Gıda Endüstrisinde Yerinde Temizlik Çözeltilerinin Geri Kazanımı

Gıda endüstrisi atıksularından gelen temizleme çözeltilerinin geri kazanımı için özel bir işlem gerekebilmektedir. Süt endüstrisinde temizlikte ve sterilize edilme aşamasında yüksek miktarlarda asit ve alkali çözeltiler kullanılmaktadır. Günde 1,5 milyon litre sütün işlenmesi için tüketilen NaOH, HNO₃ ve deterjan/dezenfektan miktarları sırasıyla 3500, 1000 ve 1000 kg'dır (Fernández ve diğ., 2010). Gıda endüstrisinde oluşan toplam kirliliğin %40'dan fazlası, yerinde temizleme birimlerinden gelmektedir. Özellikle, gıda endüstrisinde kullanılan yerinde temizleme (CIP), ürün tipine bağlı olarak birkaç adım içerebilmekte, ama bu basamakların her birinden toplanan nihai atık akımı genellikle birlikte arıtılmakta ve 400-600 mg O₂/lt KOİ içermektedir (Daufin ve diğ., 2001). Membranlar ile temizleme çözeltisi bileşenlerinin geri kazanımını açıklayan birçok çalışma bulunmaktadır.

Tablo 15.9 Gıda endüstrisi atıksu arıtımında membran uygulamaları

Endüstri/Atıksu kaynağı	Entegre membran arıtma prosesi	Su geri kazanımı	Kaynak
Süt İşletmesi/ Konsantre ve kurutma basamaklarından buhar kondensatları	Kartuş filtre-NF-TO-UV-Oksidasyon	İçme suyu	Chmiel ve diğ., (2003)
	İki basamaklı NF sistemi	Buhar kazanında kullanım	Mavrov ve diğ., (2000); Chmiel ve diğ., (2000); Cuda ve diğ., (2006), Vourch ve diğ., (2008)
Süt İşletmesi/Flaş soğutucu	Kartuş filtre-NF-UV	Buhar kazanı hazırlama suyu	Koo ve diğ., (2011)
Süt/Şişe makineleri, peynir işleme	UF ve TO	Belirtilmemiş	Rögener ve diğ., (2002); Tay ve Jeyaseelan (1995)
	MF, UF, NF	Belirtilmemiş	Scharnagl ve diğ., (2000); Muro ve diğ., (2012)
İçecek/şişe durulama, mayalama, berrak bira rezarvarı	MBR-NF, TO	Belirtilmemiş	Mavrov ve Bélières, (2000); Braeken ve diğ., (2004); Simate ve diğ., (2011); Cornelissen, (2002); Blöcher ve diğ., (2002)
Meyve ve sebze prosesi/Durulama, tahıl prosesi	MF, UF, NF, TO	Durulama	Rajkumar ve diğ., (2010); Muro ve diğ., (2012)

Tablo 15.9 (Devamı) Gıda endüstrisi atıksu arıtımında membran uygulamaları

Endüstri/Atıksu kaynağı	Entegre membran arıtma prosesi	Su geri kazanımı	Kaynak
Et ve deniz ürünü/Mezbahane, kabuklu deniz canlısı ve ton balığı hazırlama	İki basamaklı NF-UV farklı kombinasyonlarda SBR, MBR, UF ve TO	İçme suyu	Afonso ve diğ., (2002a); Bohdziewicz ve diğ., (2002), (2003), Bohdziewicz ve diğ., (2005), Kuca ve diğ., (2009); Walha ve diğ., (2009); Dumay ve diğ., (2008)

Tablo 15.10 Gıda atıksu arıtımında kullanılan örnek membran prosesi işletme koşulları

Gıda Endüstrisi Atıksuyu	Membran proses/membran alanı (m ²)	Optimum koşullar	Maksimum süzüntü akısı (lt/m ² .st)	Kaynak
Zeytinyağı	UF/32 NF/32	Yağ konsantrasyonu, besleme suyu akış hızı, sıcaklık, kritik akı, membran tipi	415,8 222,0	Stoller ve diğ., (2006)
Domates püresi	NF/2,51	Besleme konsantrasyonu, iletkenlik, besleme akış hızı, transmembran basıncı	8,21	Iaquinta ve diğ., (2009)
Mısır gevreği	UF/0,56	Transmembran basıncı, membran tipi, boya konsantrasyonu (parlak mavi ve tartrazin), besleme akış hızı, filtrasyon zamanı	19,5	Escobar ve diğ., (2011)

Dresch ve diğ. (2001), yaptıkları çalışmada endüstriyel CIP sistemlerinde atık NaOH çözeltilerinin rejenerasyonunda NF teknolojisinin, çöktürme, santrifüj ve mikrofiltrasyon (0,1 µm kesme değeri) tekniklerine kıyasla daha umut verici bir teknoloji olduğuna dikkat çekmektedir.

Bunun yanısıra, Gésan-Guiziu ve diğ. (2007), yaptıkları çalışmada, kullanılan deterjanda yüzey aktif madde içeriğinin çok az tutulabildiği MF teknolojisinin uygun bir metot olabileceğini ve MF işletim maliyetlerinin UF ve NF maliyetlerine kıyasla çok daha düşük olduğunu (daha düşük TMP), buna karşın MF kullanıldığında süzüntü KOİ'sinin çok daha yüksek olduğunu ve bundan dolayı muhtemel kullanımlarının sınırlanabileceğini rapor etmişlerdir. Alkali ve asit temizleme adımlarında NaOH veya HNO₃ çözeltileri kullanıldığı zaman süzüntüde bu bileşenlerin geri kazanımı kolay olabilmektedir. Bunun nedeni, ultrafiltrasyonda veya hatta NF'de bile bu bileşenlerin tutunumunun çok düşük olması ve elde edilen süzüntü akımının sonrasında diğer kirleticilerin membran tarafından tutulması ile CIP'de kullanılabilmesidir. Bunun yanısıra, temizleme maddeleri diğer kimyasallar tarafından oluştuğunda (antiskalantlar, anyonik/katyonik deterjanlar, köpük kesici bileşenler, yüzey aktif maddeler vs.), bu maddelerin süzüntü akımında geri kazanımı pek mümkün olmamaktadır (Wendler ve diğ., 2002).

MF, UF veya NF tekniklerinin kullanımı, yüzey aktif maddenin süzüntü akımında geri kazanımı veya konsantre akımında geri kazanımına bağlı olarak değişmektedir. Eğer yüzey aktif maddeler, kritik misel konsantrasyonunun (KMK) altında ise bu tekniklerin hiçbiri ile tutulamaz ama eğer KMK'nin üstünde ise MF veya UF teknikleri bu bileşenleri tutabilmekte ve süzüntü akımı temizleme özelliğini kaybetmektedir. Son yıllarda, süzüntü akımından yüzey aktif maddelerin geri kazanımını amaçlayan NF proseslerine bağlı bazı çalışmalar yayınlanmaktadır. Bu durumlarda, membran yüzeyindeki yük etkileşiminin membran seçiciliği ve geçirgenliği üzerinde önemli bir rol oynadığı için süzüntü akısı ve yüzey aktif madde tutunumu, membran

malzemesine (membran izoelektrik noktası-IEP) ve besleme koşullarına (pH, konsantrasyon vb.) oldukça bağlıdır. Seyreltik kostik ve asidik yıkama çözeltileri (8000-10000 mg O₂/lt arasında KOİ içeren) 150-300 Da arasında molekül ağırlığı ayırma sınırı değerine sahip NF membranları ile geri kazanılabilmektedir. 0,9 MPa basınç altında süzüntü suyu akısı ortalama olarak 7 ve 12 lt/m².st arasında değişmektedir (Räsänen ve diğ., 2002). NF, endüstriyel CIP'lerde de karşılaşılan ve çeşitli varyasyonlarda çözelti kompozisyonları içeren kostik çözeltilerinin geri kazanımında iyi bir performans göstermektedir. Bazı yayınlarda, 70°C ve 0,4 MPa transmembran basıncında yüksek süzüntü akış hızlarına (40-110 lt/m².st) sahip 1000 MWCO seramik membranda değişken besleme kompozisyonu (100 ve 11000 mg O₂/lt KOİ arasında) ve 0,4-5,6 g/lt askıda katı madde nanofiltre edildiğinde %99'dan daha fazla NaCl geçirimi ölçülmüştür (Muro ve diğ., 2012).

Gıda endüstrisine ait CIP'lerde kullanılan asidik deterjanlarla ilgili olarak bazı sonuçlar yayınlanmıştır. Bu yayınlardan bir tanesinde NF membran ile iki HNO₃ çözeltisi test edilmiştir. Alkali basamağı olmadan yapılan temizlemeden sonra 18500 mg O₂/lt'den daha fazla KOİ'ye sahip temizleme çözeltisi elde edilmiştir. Diğer çözeltiler ise düşük KOİ'ye sahip olup (1800 mg O₂/lt) alkali temizleme basamağından sonra elde edilmiştir. Her iki çıkış da 50°C sıcaklıkta, 3 MPa basınç altında ve %75 maksimum geri kazanım oranında nanofiltre edilmiştir. Diğer çalışmalarda, temizleme çözeltisinde farklı tuzlar (Ca(NO₃)₂ ve Mg(NO₃)₂) analiz edilmiştir. Düşük KOİ çözelti numunesi 40 lt/m².st akış hızında nanofiltre edilmiş ve sonuç KOİ'si düşük bulunmuştur (450 mg O₂/lt) (Muro ve diğ., 2012).

Yapılan çalışmalarda sıcaklığın ve pH'ın akı azalması üzerinde güçlü bir etkisinin olduğu tespit edilmiştir. Yüksek sıcaklıklarda (40°C) gözenekler yüzey aktif monomerleri ile tıkanıp için yüksek giriş akıları hızlıca düşmekte ve yüksek sıcaklıklarda çözünenlerin membran yapısından (organik membranlarda) difüzyonu veya yayılması arttığı için sıcaklıkla birlikte giderme verimi düşmektedir. Diğer bir yandan,

büyük süt işletmeleri (genellikle gıda şirketleri) geleneksel temizleme ajanlarını yeni geliştirilen tek fazlı deterjanlar ile değiştirmektedir. Bu yeni formülasyonlar daha pahalı olmakta ama CIP basamakları, temizleme ve dezenfeksiyon, daha kısaldı yalnızca bir veya iki basamağa sahip olmaktadır. Tek fazlı deterjanlar, deterjan şirketleri tarafından tasarlanmakta ve formülasyonlarına ulaşılabilir olmamakla birlikte genellikle alkaliler, asitler, yüzey aktif maddeler, kompleksleştirici ajanlar ve köpük gidericiler içermektedir. Bu deterjanların geri kazanımı, bütün bileşenlerin membrandan geçmesi nedeniyle kolay olmamakta ve diğer kirleticilerden membran ile ayrılabilir. Bazı yazarlar, süt işleme tesisinde kullanılan bu tek fazlı bu deterjanların NF prosesi ile geri kazanımı üzerine çalışmıştır (Fernández ve diğ., 2010). 1800 saat işletme sonrasında 0,9 MPa'da, 70°C'de ve %75 geri kazanım oranında NF membranında (200 Da MWCO) sabit bir süzüntü akısı (45 lt/m².st) sağlanmasına rağmen temiz tek fazlı deterjanda bulunan bazı bileşenlerin membran tarafından kısmen alıkonduğu görülmüştür.

15.3.5. Gıda Endüstrisi Atıksuyunda Bulunan Diğer Değerli Bileşenlerin Geri Kazanımı

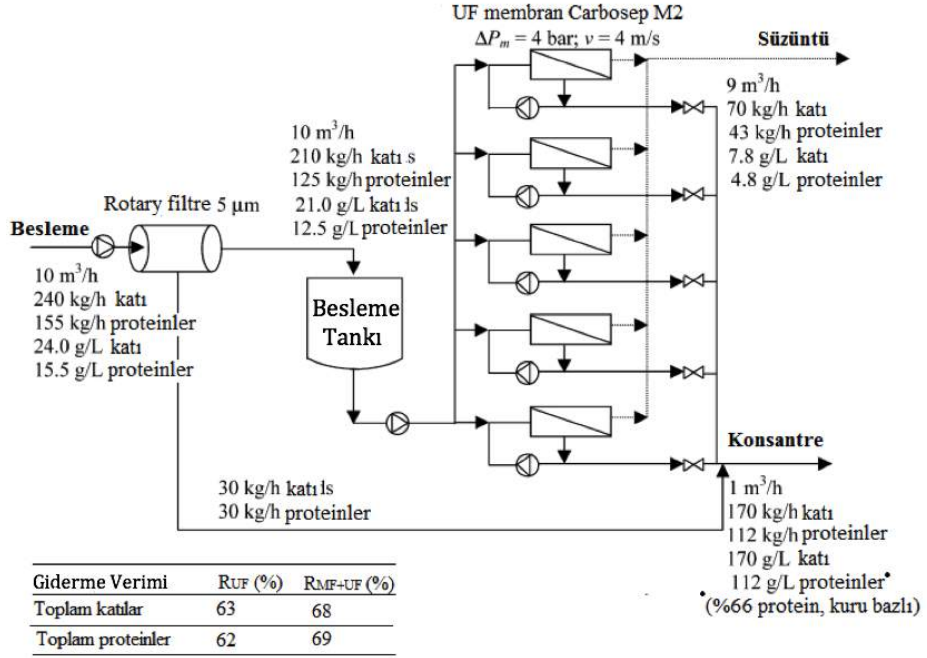
Bu bölümde, peynir ve balık işletme atıksularında protein ve işlevsel proteinlerin geri kazanımı için membran teknolojilerine ait uygulamalar genel olarak açıklanmıştır. Chollangi ve diğ. (2007) tarafından yapılan çalışmada, ultrafiltrasyon membran teknikleri kullanılarak süt işleme atıksularının zenginleştirilmiş laktoz ve zenginleştirilmiş protein akımlarına ayrılması değerlendirilmiştir. Prosesin verimliliğini belirlemek için 3, 5 ve 10 kDa MWCO'lu rejener selülozik malzemeye sahip üç adet membran kullanılmıştır. İşletme sıcaklığı, transmembran basıncı ve besleme suyu laktoz konsantrasyonu gibi farklı işletme koşulları altında filtrasyon performansları incelenmiştir. 3, 5 ve 10 kDa membranlarda süzüntü akımında sırasıyla %70-80, %90-95 ve %100 laktoz geri kazanımı sağlamıştır. Muro ve diğ. (2012) tarafından yapılan çalışmada peynir fabrikasından açığa çıkan kalıntı peynir altı suları için UF ve NF filtrasyon basamaklarından oluşan membran prosesler

kullanılarak protein, laktoz ve mineral madde geri kazanımı gerçekleştirilmiştir. Peynir altı sularının arıtımında kullanılan membran proseslerin sonuçları işletme koşullarına bağlı olarak değişmiş ve sıcaklık ultrafiltrasyon prosesini en fazla etkileyen parametre olmuştur. 30 °C, 1,5 bar ve 2,4 Lt/st işletme şartları altında 15 kDa membran ile işletilen sistemde peynir altı suyundan %80 oranında protein geri kazanımı sağlanmıştır. 25°C ve 1,8 bar işletme şartları altında 0,150 kDa membran ile işletilen NF prosesinde, transmembran basıncının laktoz rejeksiyonunu (%70) etkilediği görülmüştür.

Balık işleme prosesinden açığa çıkan atıksularla ilgili olarak, deşarj suları yüksek miktarda değerli protein potansiyeline sahiptir. Bu proteinler UF ile konsantre edilebilmekte ve balık yemi prosesine geri döndürülebilmektedir. Bu da bu ürünün kalitesini ve ekonomik faydasını arttırmakta, arıtılan su denize deşarj edilebilmekte veya tesiste tekrar kullanılmak üzere geri gönderilebilmektedir. Afonso ve diğ. (2002) tarafından, deniz mahsülleri işletmelerine ait atıksuların arıtımında ve proteinlerin geri kazanımında basınç sürücülü membran ayırma proseslerinin uygulanmasıyla ilgili olarak geniş bir çalışma yayınlanmıştır. Talcahuano'da bulunan balık yemi tesisinden açığa çıkan iki deşarj suyu karakterize edilmiştir. UF deneylerinde, MWCO'u 15 kDa olan membran kullanılmıştır. İşletme koşulları optimize edilmiş ve sonrasında 4 bar basınç altında, 4 m/sn çapraz akış hızında, ortam sıcaklığında ve doğal pH'ında konsantrasyon deneyleri gerçekleştirilmiştir. Sonuçlar, UF'nin balık yemi atıksularından organik yükü düşürdüğü ve proteinleri içeren değerli ham materyalleri geri kazanımını sağladığını göstermiştir. Çalışmada kullanılan sistem Şekil 15.8'de gösterilmektedir.

Dumay ve diğ. (2008) tarafından gerçekleştirilen çalışmada surimi tesisinden gelen yıkama sularının laboratuvar ölçekli ultrafiltrasyon teknolojisi kullanılarak arıtımı üzerine yoğunlaşmıştır. Laboratuvar ölçekli olarak gerçekleştirilen çalışmada dört adet membran materyali (polietersülfon, poliakrilonitril, polivinilidenflorür ve rejenere edilmiş selülüz) kullanılmış ve beş tane MWCO (3 kDa ile 100 kDa arasında)

değeri çalışılmıştır. Araştırma, membranların biyokimyasal bileşenleri için (proteinler ve lipidler) yüksek tutunum oranına sahip olduğunu göstermiştir.



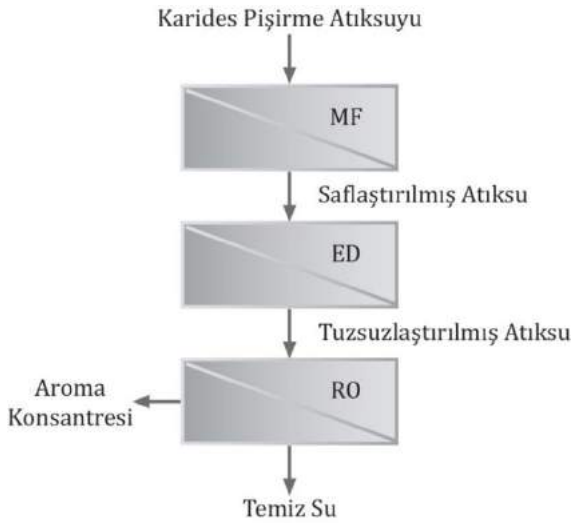
Şekil 15.8 Balık yemi konsantre etme ve protein geri kazanım sistemi (Afonso ve diğ., (2004))

Cros ve diğ., (2006) yaptıkları çalışmada karides pişirme suyunun işlenmesi için gerekli membran yüzey alanı, hacim, mineral ve organik madde konsantrasyonları ve daha sonrasında da prosesin kar etme gücünü hesaplamayı amaçlamıştır. Çalışmada Şekil 15.9'da gösterilen yöntem izlenerek, karides suyunu konsantre etmek için membran prosesler kullanıldığında sistemin üç yıldan daha kısa bir sürede kara geçtiği ve membran sistemlerle karides pişirme suyunun arıtımının mümkün olduğu gösterilmiştir.

Membran teknolojisindeki gelişmeler gıda endüstrisinde atıksu arıtımı için birçok üstünlük göstermiştir. Membranların uygulanmasıyla,

ayrılan bileşenler ve temiz su genellikle kimyasal olarak değişmemiş formda yeniden kazanılabilmekte ve kolaylıkla yeniden kullanılabilir.

Membran sistemlerinin bir veya her bir çıkış akımı geri kazanıldığında ya da yeniden kullanıldığında maksimum fayda elde edilebilmekte, dolayısıyla proses için gereken materyal ihtiyacı azaltılmakta ve atık bertaraf maliyeti minimize edilmektedir.



Şekil 15.9 Karides pişirme suyunun membran proseslerle arıtımında izlenen yol Cros ve diğ., (2006)

15.3.6. Gıda Endüstrisinde Gerçekleştirilen Örnek Uygulamalar

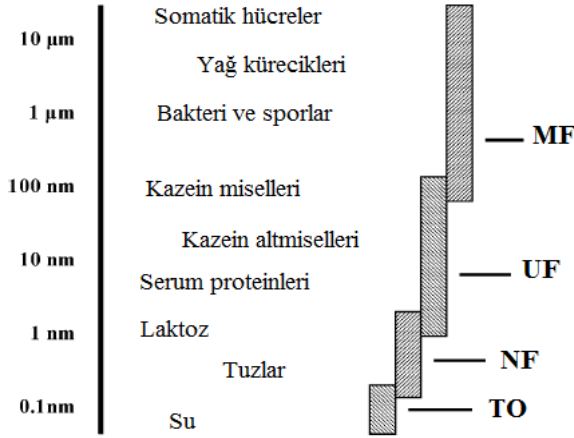
15.3.6.1. Sütten, Peynir Altı Suyundan ve Peynir Salamurasından Bakteri ve Sporların Giderimi

Süt yapısında bulunan, geniş partikül boyut dağılımlı (1 nm-20 µm), yüksek konsantrasyonlu dispers bileşikler (ağırlıkça %13) ve bu bileşiklerin natürel varyasyonlarıyla, membran proseslerle ayırım için oldukça kompleks bir yapıdadır. Fakat süt içerisinde bulunan

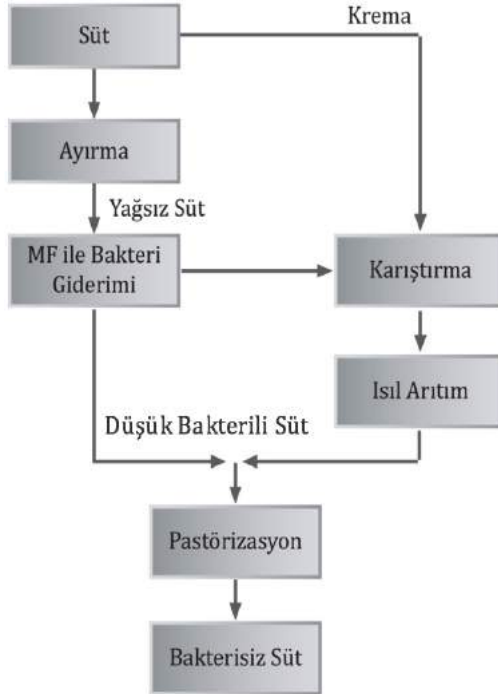
maddelerin boyutlarına bakıldığında membran proseslerin sütün fraksiyonlanması için kullanımının oldukça mantıklı olduğunu görülmektedir (Şekil 15.10). Membran proseslerin peynir suyunun işlenmesinde ve diğer süt uygulamalarında yaygın ve etkin bir şekilde kullanımı bilinmektedir.

MF ile süttten bakteri ve sporların giderimi ultrapastörizasyon prosesine örnek bir uygulamadır. Bu uygulama ile sütün organoleptik ve kimyasal özellikleri bozulmamaktadır. Bactocatch isimli ilk ticari sistem Alfa Laval tarafından geliştirilmiş ve Tetra Al cross_Bactocatch ismi ile Tetra Pak tarafından pazarlanmıştır. Bu proseste ham süt az yağlı süte ve kremaya ayrılmış ve akım şeması Şekil 15.11’de verilmiştir

Az yağlı süt 1,4 mm gözenek boyutuna sahip seramik membran kullanılarak sabit basınç altında mikrofiltrasyon prosesine gönderilmiştir. Dolayısıyla, konsantre kısmında bütün bakteri ve sporlar tutulmuş, süzöntü kısmında bakteri konsantrasyonu ham halininin %0,5’inden daha az hale getirilmiştir. Daha sonra konsantre kısım, standardize edilmiş bir miktar krema ile karıştırılmış ve 4 saat süresince 130°C’de geleneksel yüksek ısı arıtımya tabi tutulmuştur. Isıl işlemden sonra tekrardan süzöntü kısmına geri gönderilmiş ve karışım sonrasında pastörize edilmiştir. Bakteri ve sporların giderimi için MF uygulaması diğer süt ürünlerinin üretimi için de kullanılabilir. Peynir üretiminde, düşük bakterili süt kullanımı sporlar giderildiğinden, peynirin kalitesini arttırmakta ve dolayısıyla nitrat gibi ilave madde ekleme ihtiyacını elimine etmektedir. Peynir altı suyu protein konsantrasi (WPC) ve izolatlarının (WPI) üretimi sırasında, bakteri ve sporların giderimiyle yüksek kaliteli ürün eldesi için MF konsepti kullanılmaktadır. MF uygulanmasıyla, WPC/WPI’nın ısıl arıtması minimize edilmekte, bu da proteinlerin fonksiyonel özelliklerini korumaktadır. Bunun dışında seramik veya spiral sargılı membranlar kullanılarak peynir salamurasının sanitasyonunda MF uygulaması, ısıl arıtma gibi geleneksel uygulamalara göre daha iyi bir peynir kalitesi sunmaktadır (Ottosen ve diğ., 1999).



Şekil 15.10 Süt içerisinde bulunun bileşenler: boyut ölçümü ve membran prosesler MF: mikrofiltrasyon, UF: ultrafiltrasyon, NF: nanofiltrasyon, TO: Ters osmoz (Brans ve diğ., 2014)



Şekil 15.11 MF ile süttten bakteri giderimi (Ottosen ve diğ., 1999)

15.3.6.2. Peynir Üretimi

Membran teknolojisinin süt endüstrisinde diğer bir uygulaması ise UF ile beyaz peynir üretimin ve salamuranın arıtılmasıdır. Günümüzde, süt, krem ve lor peynir üretiminde membran prosesleri başarılı bir şekilde kullanılabilir. Peynir prosesinde UF üç şekilde kullanılabilir (Malik ve diğ., 2014):

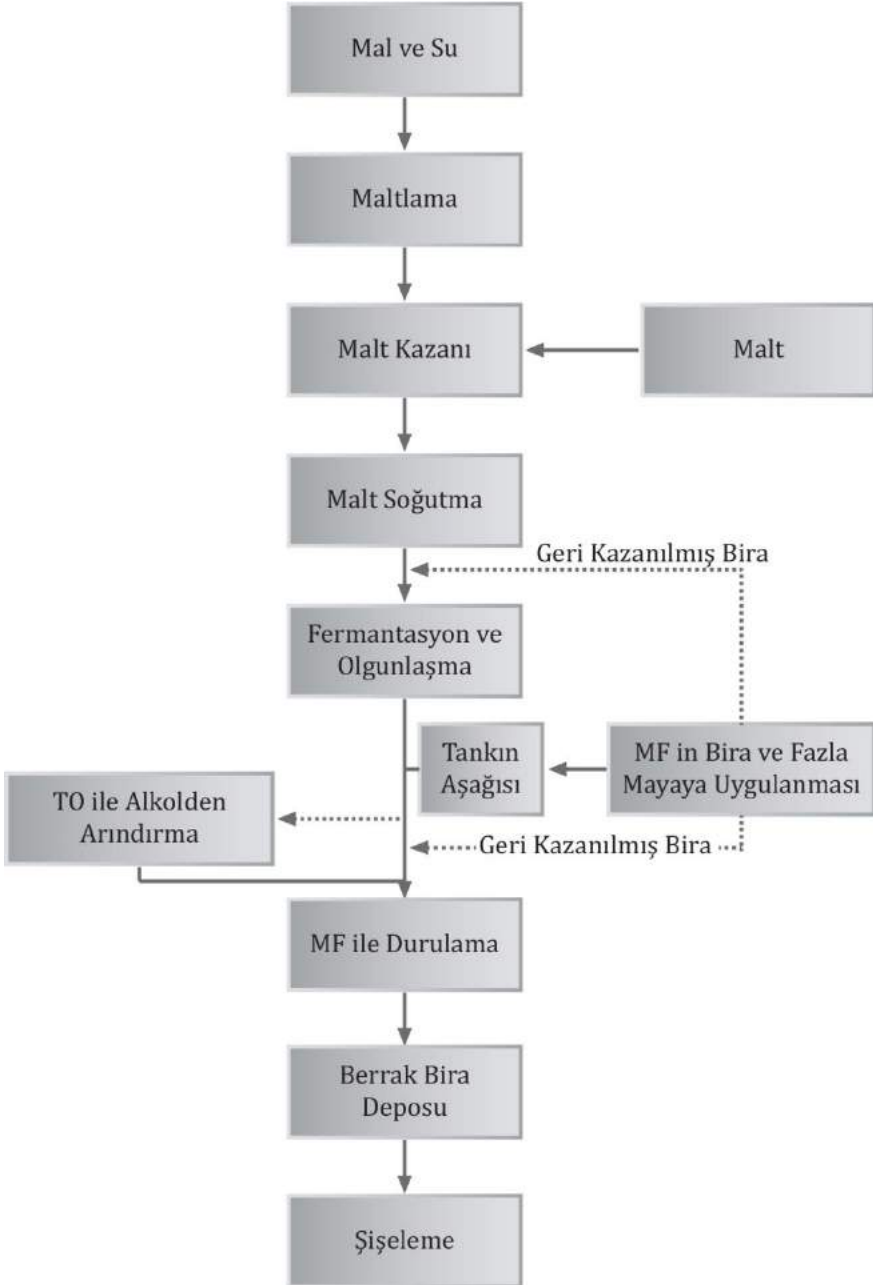
- Ön konsantrasyon: Peynir sütü 1,2-2 oranında konsantre edilebilmekte ve birçok peynir türünde kullanılabilir.
- Kısmi konsantrasyon: Peynir sütü 2-6 oranında konsantre edilmekte ve çedar ve benzeri peynir üretiminde kullanılabilir.
- Toplam konsantrasyon: Peynir sütü toplam katı içeriği alınacak şekilde konsantre edilmektedir. Maksimum verim artmakta ve dolayısıyla peynir altı suyu drene edilmemektedir. Ağırlıkça laktoz içeren UF süzütüsü TO ile konsantre edilebilmektedir. TO süzütüsü başka bir TO ünitesi ile ikinci kez işlem görebilmektedir. Pastörizasyon veya UV ışığı ile arıtmadan sonra, süzütü proses suyu olarak kullanılabilir, tesisin su maliyeti azaltılmaktadır.

15.3.6.3. Bira Endüstrisi

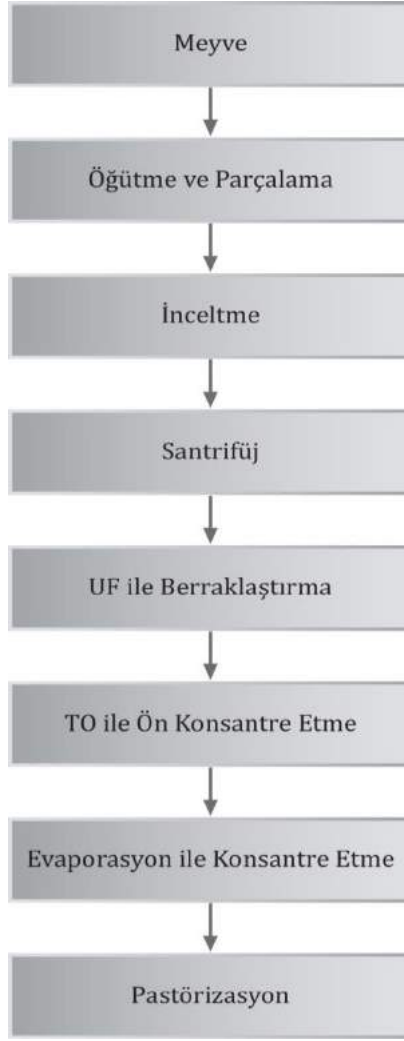
Membran teknolojisinin geleneksel mayalama prosesine entegre edilmesiyle oraya çıkan akım şeması Şekil 15.12'de verilmiştir (Malik ve diğ., 2014).

15.3.6.4. Meyve Suyu Endüstrisi

Membran proses içeren genel meyve suyu üretim prosesi Şekil 15.13'te verilmiştir (Malik ve diğ., 2014).



Şekil 15.12 Membran teknolojisi ile bira üretimi (Malik ve diğ., 2014)



Şekil 15.13 Meyve suyu üretiminde membran teknolojisi (Malik ve diğ., 2014)

Meyve Suyu Durultma

Başta elma olmak üzere, üzüm, ananas ve portakal suyunun UF ile durultulması geleneksel proseslere göre hem ekonomik hem de kalite açısından üstünlük sağlamaktadır. UF prosesi askıda katıları ve diğer

yüksek moleküler katıları gidermekte, meyve suları hem daha duru olmakta hem de kalite açısından iyileşmektedir. Dolayısıyla UF prosesi, geleneksel prosesin saflaştırma basamağı olabilmektedir. Yüksek getiriye, yüksek kapasiteye ve iyi kaliteye ulaşabilmek adına, UF sistemi öncesi enzim arıtımı ve uygun bir ön filtrasyon prosesi gerekebilmektedir. Meyve suyu durultmasında günümüze kadar polimerik ve seramik tübüler modüller kullanılmıştır (Malik ve diğ., 2014).

Meyve Suyu Konsantresi

Elma suyunun konsantre edilmesi için, TO ve evaporasyon kombinasyonu kullanılabilir. İlk basamakta TO kullanılarak %50'den daha fazla su içeriği giderilebilmekte, şeker ve asidin %98-99'u, uçucu bileşenlerin %80-90'ı konsantre kısımda kalmaktadır. TO uygulanması ile 20-25 briks konsantre seviyelerine ulaşılabilir. Aynı zamanda, TO süzüntü suyu, proses suyu olarak yeniden kullanılabilir (Malik ve diğ., 2014).

15.4. Sızıntı Sularının Arıtımında Membran Sistemleri

Toplanan atıkların bertarafı ile ilgili gerçekleştirilen resmi bir çalışmada, kentsel atıkların %35'nin ve endüstriyel atıkların %36'nın geri kazanım, insinerasyon veya kompostalama işlemine karşın kentsel atıkların %62'sinin ve endüstriyel atıkların %57'sinin katı atık depolama sahalarına gönderildiği görülmüştür.

Hem yasalara hem de teknik eğilimlere ayak uydurmak adına, katı atık depolama ve son depolama alanlarının çoğunda atıklar çevresel açıdan ve işletme maliyetleri açısından rasyonel bir şekilde yönetilmelidir. Çevreye taşınımı açısından depolama sahaları atıklarından iki tip kirlilik oluşabilmektedir. Bunlar;

- Sızıntı suları: Atıklardan süzölen su olarak tanımlanabilmekte (yağmur suyu veya yeraltı suyu sızıntısı), toprağın veya yeraltı sularının kirliliğine neden olabilmektedir.
- Biyogaz: Organik maddenin fermentasyonu ile üretilmekte ve hava kirliliğine sebep olmaktadır.

Sızıntı suları ile ilgili olarak, alıcı ortamlarla (nehir, deniz, kentsel atıksu arıtma tesisi) uyumlu mevcut deşarj kriterlerine göre kontrol altında tutularak veya arıtılarak kirlilik yükünün kontrolü sağlanabilmektedir.

15.4.1. Sızıntı Suyunun Karakterizasyonu

İçerdiği atık tipine (endüstriyel, kentsel) ilave olarak, sızıntı suyu özellikleri konumuna, tasarımına, depolama sahasının işletim moduna ve aynı zamanda zamana bağılı olarak gelişimine göre belirlenmektedir.

Temel olarak, kentsel depolama sahalarında yirmi yıl içerisinde meydana gelen üç tane bozuşma fazı görölebilmektedir. Atık depolandıktan sonra meydana gelen ilk fazda, giriş aerobik fazı hızlıca sınırlı oksijeni tüketmekte ve suyun süzölmesi ile asetonjik fermentasyon gelişerek yüksek BOİ, KOİ ve amonyak azotuna sahip sızıntı suyu oluşmaktadır. Uçucu yağ asitleri (UYA) salınan organik maddenin ana bileşenini oluşturmakta, bunun yanında düşük pH metalleri çözmektedir. Bundan sonra yavaş yavaş bozuşmanın metanojenik fazı başlamakta ve asetojenik prosesten açığa çıkan basit organik bileşenler tüketilerek biyogaz üretimi gerçekleşmektedir. Bu basamakta, sızıntı suyu kompozisyonu iki mikrobiyolojik mekanizma arasında dinamik dengeyi oluşturmakta ve yüksek amonyak konsantrasyonu ile birlikte daha düşük BOİ ve KOİ değerleri içermektedir. Sürekli olarak çözülmüş inorganik materyaller açığa çıkmaktadır. Depolama sahası yaşı arttıkça, atık stabilasyonu meydana gelmektedir. BOİ/KOİ oranına paralel olarak uçucu yağ asit içeriğinin düşmesiyle, sızıntı suyu organik madde içeriği, yüksek moleköl ağırlıklı hümik ve fulvik benzeri (HMW) materyalden oluşmaktadır. Söz konusu

üç basamakta sızıntı suyu kompozisyonu oldukça değişmekte ve bu üç tip sızıntı suyu depo sahası yaşına bağlı olarak şu şekilde tanımlanmaktadır (Tablo 15.11) (Baig ve diğ., 1997). Depolama sahası sızıntı suları genellikle KOİ, BOİ, BOİ/KOİ oranı, pH, askıda katı, amonyak azotu (NH₃-N), toplam Kjeldahl azotu (TKN) ve ağır metaller gibi temel parametreler içermektedir. Literatürde, farklı düzenli depolama sahalarından açığa çıkan sızıntı suyu kompozisyonu birbirine göre oldukça fazla değişkenlik gösterebilmektedir. Tablo 15.12’de sızıntı suyu kompozisyonu aralıkları özetlenmiştir. Bu verilerden de görüldüğü üzere deponi sahasının yaşı ve dolayısıyla katı atık stabilizasyonunun derecesi suyun karakterizasyonunu oldukça fazla etkilemektedir. KOİ değerleri, Thessaloniki Greater Area’dan (Yunanistan) alınan sızıntı suyu numunesinde 70900 mg/lt iken yaşı 10 yıldan fazla olan Marsilya (Fransa) yakınlarından alınan numunede 100 mg/lt olarak bulunmuştur. İstisnalar dışında, sızıntı suyunun pH aralığı biyolojik aktivitesine bağlı olarak 5,8-8,5 arasında değişmektedir. Aynı zamanda TKN’nın ana bileşenini amonyak oluşturmakta ve 0,2-13000 mg/lt aralığında değişmektedir. BOİ/KOİ oranı 0,7-0,04 arasında değişmekte ve deponi sahası yaşlandıkça bu oran azalmaktadır. Sonuç olarak, stabilize bir deponi sahası sızıntı suyu düşük BOİ/KOİ oranı ve oldukça yüksek bir NH₄-N değeri ile karakterize edilmektedir (Renou ve diğ., 2008).

Tablo 15.11 Sızıntı suyunun karakterizasyonu

Sızıntı Tipi	Suyu	Genç	Orta	Yaşlı
Sızıntı Yaşı	Suyu	<5	5-10	>10
pH		<6,5	7	>7,5
KOİ, g/lt		>20	3-15	<2
BOİ/KOİ		>0,3	0,1 – 0,3	<0,1
TOK/KOİ		0,3	-	0,4
Organik Madde		%70-90 UYA	%20-30 UYA	HMW
Azot		100 - 2000 mg/lt TKN		
Metaller, g/lt		2	<2	<2

Tablo 15.12 Sızıntı suyunun ülkelere göre kompozisyonu

Yaşı	Ülke	KOİ	BOİ	BOİ/KOİ	pH	AKM	TKN	NH ₃ _N
G	Kanada	13800	9660	0,70	5,8	-	212	42
G	Yunanistan	70900	26800	0,38	6,2	950	3400	3100
G	İtalya	10540	2300	0,22	8,2	1666	-	5210
G	Türkiye	16200- 20000	10800- 11000	0,55-0,67	7,3-7,8	-	-	1120- 2500
G	Türkiye	35000- 50000	21000- 25000	0,5-0,6	5,6-7,0	-	-	2020
O	Kanada	3210- 9190	-	-	6,9-9,0	-	-	-
O	Yunanistan	5350	1050	0,2	7,9	480	1100	940
O	Türkiye	9500	-	-	8,15	-	1450	1270
O	İtalya	3840	1200	0,31	8	-	-	-
Y	Fransa	100	3	0,03	7,7	13-480	5-960	0,2
Y	Malezya	1533- 2580	48-105	0,03-0,04	7,5-9,4	159-233	-	-
Y	Türkiye	10000	-	-	8,6	1600	1680	1590
Y	Finlandiya	556	62	0,11	-	-	192	159

G: Genç, O: Orta, Y:Yaşlı

15.4.2. Sızıntı Suları ile İlgili Deşarj Standartları

15.4.2.1. Türkiye’de Uygulanan Deşarj Standartları

Türkiye’de sızıntı sularının deşarj standartları şehir atıksu kanal şebekesine (kanalizasyona) veya alıcı su ortama deşarjına göre değişkenlik göstermektedir. Sızıntı sularına ön arıtma uygulandıktan sonra atıksu kanal şebekesine deşarjı için Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (2004, Değişik R.G.-13/2/2008-26786) Tablo 25’de belirtilen ‘Atıksuların atıksu altyapı tesislerine deşarjında öngörülen atıksu standartları’ uygulanmaktadır. Bu değerler Tablo 15.13’te verilmiştir. Kanal şebekesine deşarj limitleri Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği’ndeki değerlerden düşük olan İSKİ, BUSKİ vb. su ve kanalizasyon idareleri, sızıntı suları için özel protokollerle deşarj limitleri belirlemektedir.

Katı atık depo sahası sızıntı sularının alıcı ortama (yüzeysel sularına) deşarjı için Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (Değişik R.G.-13/02/2008-26786) Tablo 20.6’da Katı Artık Değerlendirme ve Bertaraf Tesisleri için öngörülen limitler uygulanmaktadır. Bu değerler, Tablo 15.14’te verilmiştir (Öztürk ve diğ., 2010).

15.4.2.2. Dünya’da Uygulanan Deşarj Standartları

Sızıntı suyu deşarj kalitesi, zamanla sıkı hale gelen deşarj standartları ile uyum göstermek zorundadır. Tablo 15.15’te EPA’nın artırılmış su sucul ekosistemine deşarj standartları verilmektedir (EPA, 2005).

Tablo 15.13 Sızıntı sularının ön arıtmayı müteakip şehir atıksu kanal şebekesine deşarjı için uygulanan standartlar (SKKY Tablo 25)

Parametre	Kanalizasyon sistemleri tam arıtma ile sonuçlanan atıksu altyapı tesislerinde	Kanalizasyon sistemleri derin deniz deşarjı ile sonuçlanan atıksu altyapı tesislerinde
Sıcaklık (°C)	40	40
pH	6,5-10,0	6,5-10,0
Askıda katı madde(mg/lit)	500	350
Yağ ve gres (mg/lit)	250	50
Katran ve petrol kökenli yağlar (mg/lit)	50	10
Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ)(mg/lit)	4000(İSKİ-1000)	600
Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ ₅) (mg/lit)	-	400
Sülfat (SO ₄ ²⁻) (mg/lit)	1700	1700
Toplam sülfür (S) (mg/lit)	5	5
Fenol (mg/lit)	20	10
Serbest klor (mg/lit)	5	5
Toplam azot (N) (mg/lit)	-(a)	40
Toplam fosfor (P) (mg/lit)	-(a)	10
Arsenik (As) (mg/lit)	3	10
Toplam siyanür (Toplam CN ⁻)(mg/lit)	10	10
Toplam kurşun (Pb) (mg/lit)	3	3
Toplam kadmiyum (Cd) (mg/lit)	2	2
Toplam krom (Cr) (mg/lit)	5	5
Toplam civa (Hg) (mg/lit)	0,2	0,2
Toplam bakır (Cu) (mg/lit)	2	2
Toplam nikel (Ni) (mg/lit)	5	5
Toplam çinko (Zn) (mg/lit)	10	10
Toplam kalay (Sn) (mg/lit)	5	5
Toplam gümüş (Ag) mg/lit)	5	5
Cl ⁻ (Klorür) (mg/lit)	10000	-
Metilen mavisi ile reaksiyon veren yüzey aktif maddeleri (MBAS) (mg/lit)	Biyolojik olarak parçalanması Türk Standartları Enstitüsü standartlarına uygun olmayan maddelerin boşaltımı prensip olarak yasaktır.	

a) Bu parametrelere atıksu değerlendirilmesinde bakılmayacaktır.

b) Bünyesinde %2'den fazla inert KOİ içeren ve toplam KOİ değeri 5000 mg/lit'den fazla olan kuvvetli organik atıksular için KOİ yerine BOİ₅ değeri esas alınır.

Tablo 15.14 Katı atık değerlendirme ve bertaraf tesislerinden kaynaklanan sızıntı sularının alıcı ortama deşarj standartları (SKKY Tablo 20.6, Değişik R.G.-13/02/2008-26786)

Parametre	Birim	Kompozit numune 2 saatlik	Kompozit numune 24 saatlik
Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ)	mg/lt	700	500
Toplam Kjeldahl azotu	mg/lt	20	15
Askıda katı madde (AKM)	mg/lt	200	100
Yağ ve gres	mg/lt	20	10
Toplam fosfor (P)	mg/lt	2	1
Toplam krom (Cr ⁺⁵)	mg/lt	2	1
Krom (Cr ⁺⁵)	mg/lt	0,5	0,5
Kurşun (Pb)		2	1
Toplam siyanür (CN ⁻)		1	0,5
Kadmiyum (Cd)		0,1	-
Demir (Fe)		10	-
Florür (F ⁻)		15	-
Bakır (Cu)		3	-
Çinko (Zn)		5	-
Balık biyodeneyi (ZSF)	-	10	-
pH	-	6-9	6-9

15.4.3. Sızıntı Suyu Arıtma Yöntemleri

Sızıntı suyunun arıtımında mevcut olarak kullanılan birçok arıtma metodu bulunmaktadır. Bu arıtma teknolojileri fiziksel/kimyasal ve biyolojik arıtmayı içermektedir. Bu arıtma metotlarından bazıları aşağıda yer almaktadır:

Tablo 15.15 EPA sızıntı suyu alıcı su ortamına deşarj standartları (EPA, 2005)

Kirleticiler (mg/lt)	Deşarj Limitleri	
	Sucul Ekosistem	
pH	6,5-9	--
BOİ ₅	10	10
ÇO	>6	>6
AKM	20	10
Toplam azot	5	5
NH ₄ _N	0,5	0,2
TP	0,5	0,5
Cu	0,01	0,002
Fe	1	0,005
Pb	0,005	0,0001
Hg	0,0001	0,015
Ni	0,15	0,07
Ag	0,0001	0,01
Zn	0,05	0,05
Fenol (Toplam)	0,05	0,05
Toluen	0,3	--
Benzen	0,3	0,3
PCB'ler	0,000001	0,0004
PAH'lar	0,003	0,003

- Kimyasal çöktürme
- Aerobik biyolojik arıtma
- Anaerobik biyolojik arıtma
- Karbon adsorbsiyonu
- Multimedya filtrasyon
- Membran prosesler
- Hava ile sıyırma
- Çamur susuzlaştırma

Arıtma metotları değişken olsa bile, en fazla kullanılan geleneksel

metotlar aerobik biyolojik sistemlerin çeşitli formlarını içermektedir. Bu metotlar ise biyolojik lagünleri, aktif çamur sistemlerini ve ardışık basamaklı reaktörleri kapsamaktadır. Biyolojik yöntemler genelde iyi sonuç vermekle birlikte bazı mahsurları bulunmaktadır. Performansın iyileştirilmesi açısından alıkonma süreleri çok uzundur. Ayrıca mikrobiyolojisi toksik ağır metallere, yükleme hızlarına ve sıcaklık değişimlerine karşı hassastır. İlave olarak, çıkış suyu kriterlerine ulaşabilmek adına birçok arıtma teknolojisinin ilave edilmesi gerekmektedir. Bu yeni gelişmelerden biri de atıksu arıtımında kullanılan polimerik membran filtrasyon sistemleridir.

15.4.4. Sızıntı Suyu Arıtımında Membran Filtrasyon Prosesleri

15.4.4.1. Sızıntı Suyu Arıtımında Mikrofiltrasyon (MF) Prosesinin Kullanımı

MF prosesi, genellikle diğer membran proseslerin (UF, NF veya TO) ön arıtmasında veya kimyasal arıtma ile ortak bir şekilde kullanılmakta olup, kolloidlerin ve askıda maddelerin giderilmesinde kullanılan etkin bir yöntemdir. Fakat genelde tek başına kullanılmamaktadır. Piatkiewicz ve diğ. (2001) tarafından yapılan çalışmadan MF prosesi ön filtrasyon basamağı olarak kullanılmış ve önemli bir giderime ulaşılmamıştır (%25-35 arasında KOİ giderimi).

15.4.4.2. Sızıntı Suyu Arıtımında Ultrafiltrasyon (UF) Prosesinin Kullanımı

UF prosesi, membranın içerdiği materyal tipine bağlı olarak makromoleküllerin ve partiküllerin gideriminde etkili bir şekilde kullanılmaktadır. UF sistemi, organik maddenin kısmen giderilmesinde kullanılabilir. Aynı zamanda süzüntü sularında gerçekleştirilen analizler, süzülen kısmın toksisitesi ve direnci hakkında bilgi verebilmektedir.

Syzdek ve Ahlert (1984) tarafından yapılan çalışmada, UF prosesinin ters osmoz için etkili bir ön arıtma olabileceği önerilmiştir. UF'nin, TO membranların kirlenmesini önlemek amacıyla sızıntı suyunda büyük molekül ağırlıklı bileşenlerin gideriminde kullanılabilceği bildirilmiştir. Chen ve diğ. (2012) tarafından yapılan çalışmada, sızıntı suyunun pilot ölçekli SBR sistemi deşarjına batık ultrafiltrasyon membran prosesi uygulanmış, membran sistemi için en iyi işletme koşulu ve çıkış suyu kalitesi araştırılmıştır. Sistem hidroklorik asit ile temizlendiğinde ve en iyi işletme şartlarında işletildiğinde, membran sisteminin stabil kaldığı görülmüştür. Transmembran basıncının (TMP) 0,025 MPa'dan daha az olduğu ve membran sisteminin KOİ ve NH₄-N gideriminde etkili olduğu görülmüştür. SDI ise 1'den azdır. Bunların sonucunda bir sonraki proses için kirlilik azaltılmıştır. Sun ve diğ. (2010) tarafından yapılan çalışmada sızıntı suyunun arıtımını geliştirmek amacıyla PTFE ve PVDF içerikli iki çeşit ultrafiltrasyon membranı kullanılmıştır. Çalışma sonuçları, her iki membranın sızıntı suyu arıtma prosesindeki verimliliğinin hemen hemen aynı olduğunu, ama PTFE'nin biraz daha iyi performans sergilediğini, kontaminasyon direncinin iyi olduğunu ve sızıntı suyu arıtması için uygun olduğunu göstermiştir.

15.4.4.3. Sızıntı Suyu Arıtımında Nanofiltrasyon (NF) Prosesinin Kullanımı

NF teknolojisi, organik, inorganik ve mikrobiyal bileşenlerin kontrolü gibi çoklu su kalite ihtiyaçlarını karşılamak adına çok yönlü bir yaklaşım sunabilmektedir. Çalışılan NF membranları genellikle 200-2000 Da aralığında molekül ağırlık engelleme sınırına sahip polimerik film yapısındadırlar. Sülfat iyonları ve çözünmüş organik madde için yüksek giderme oranına sahip iken klor ve sodyum için düşük giderme oranlarına sahiptir.

Vogel ve diğ. (2007) tarafından gerçekleştirilen çalışmada, sentetik sızıntı suyu ile çalışılan NF prosesinin kirlenme eğilimini görmek adına laboratuvar ölçekli filtrasyon deneyleri yapılmıştır. Sonuçlar, organik

madde ile kombinasyon halinde olan kalsiyumun kirlenme prosesinin ilerlemesinde büyük bir rol oynadığını göstermiş ve membran kirliliğinin besleme çözeltisindeki kalsiyum konsantrasyonuna bağlı olduğu görülmüştür. Bununla birlikte, Bisfenol A (BPA) rejeksiyonunun membran kirliliğine çok önemli bir girişim yaptığı görülmüştür. Gözenek tıkanması ve kirlenme tabakasının oluşması ile filtrasyon verimliliğinin arttığı ve bunun da BPA tutunumunun artmasına neden olduğu öne sürülmüştür.

Mohammad ve diğ. (2004) tarafından yapılan çalışmada Malezya'daki düzenli deponi sahasından açığa çıkan sızıntı suyu KOİ, iletkenlik, nitrat, amonyak azotu, Pb, Cd, Cu, Zn ve Fe gibi ağır metallerin alıkonma kapasitesini belirlemek adına NF membran ile filtre edilmiştir. Kullanılan NF membranı HL membranıdır ve AFM görüntüsünde görünür ayırık gözenekler tespit edilmiştir. Nitrat ve amonyak azotu dışında kirleticilerin toplam giderme verimi %85'den daha fazla bulunmuştur. Kısacası nanofiltrasyon, biyolojik-fiziksel arıtma ve membran filtrasyonu ile kombine edilmiş hibrit arıtma sisteminde alternatif bir ileri filtrasyon teknolojisi olarak dikkate alınabilmektedir.

15.4.4.4. Sızıntı Suyu Arıtımında Ters Osmoz (TO) Prosesinin Kullanımı

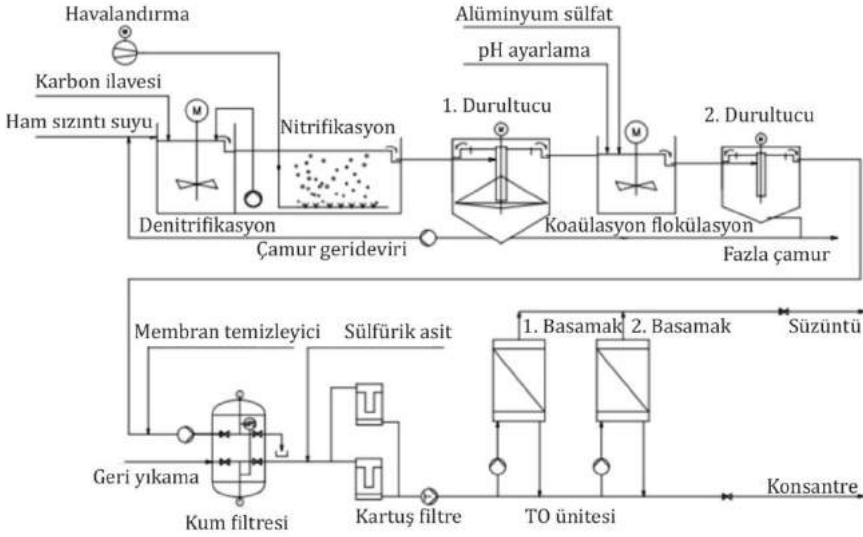
TO prosesi, depolama sahası sızıntı suyu arıtımı için yeni prosesler arasında en ümit verici ve verimli metot olarak görülmektedir. Geçmişten günümüze hem laboratuvar ölçekli hem de endüstriyel ölçekli olmak üzere sızıntı suyundan kirleticilerin ayrımı üzerine birçok TO denemesi gerçekleştirilmiştir. Gerçekleştirilen bu çalışmalarda, KOİ ve ağır metal konsantrasyonu gideriminin %98 ve %99'dan daha fazla olduğu rapor edilmiştir.

Linde ve Jönsson (1995) tarafından gerçekleştirilen çalışmada, sızıntı suyu arıtımında membran performansı incelenmiştir. Kirleticilerin giderimi oldukça yüksek bulunmuştur. KOİ ve NH₄-N giderimi %98'den

daha fazladır. Özel atık içeren sızıntı sularının tuz konsantrasyonu ve dolayısıyla osmotik basıncı oldukça yüksektir. Dolayısıyla çalışmalar sonucu çok düşük TO akısı elde edilmiştir. Sir ve diğ. (2012) tarafından gerçekleştirilen çalışmada ters osmoz ile sızıntı suyunun arıtımı incelenmiştir. Kuzey Bohemia'da yer alan deponi sahasından alınan sızıntı suyu 7,2 g/lit çözülmüş inorganik tuz içermektedir. Ağır metaller, arsenik, amonyak azotu ve ilgili organik kirleticiler diğer kirletici bileşenler olarak belirtilmiştir. Spiral sarımlı membran elementi (FILMTEC SW 30-4040) içeren membran ünitesi (LAB M30) 7,4 m² membran alanına sahiptir ve pilot ölçekli tesis deneylerinde kullanılmıştır. Bütün deneyler kesikli modda gerçekleştirilmiştir. İki basamaklı sistem ile %94 geri kazanım oranına ulaşılmıştır. İzlenen bileşenlerde amonyak azanotu için %94 ve iki değerlikli iyonlar için %99 giderim oranına ulaşılmıştır. Toplam çözülmüş katılarda ise ortalama %99,3 giderim oranına ulaşılmıştır.

Li ve diğ. (2009), ince açık kanallı spiral sargılı modüller kullanarak sızıntı suyu arıtımı üzerine çalışmıştır. 1. fazda, süzüntü akısı 6,5 lt/m².st'den 4,23 lt/m².st'e aniden düşmüştür. 2. fazda, 20 barlık giriş transmembran basıncında 7,81 lt/m².st akı elde edilmiş ve %70 oranında ortalama geri kazanım sağlanmıştır. Çalışma, su kalitesi, proses stabilitesi ve membran akısı açısından açık kanallı spiral sargılı ters osmoz modüllerinin tatmin edici sonuçlar verdiğini göstermiştir. Elde edilen süzüntü suyu kalitesi ile sızıntı suyu deşarjı için Alman standartları sağlanmıştır. Her filtrasyon döngüsünün sonunda, geri dönüşümsüz membran kirlenmesini gidermek amacıyla alkali kimyasal temizleme işlemi gerçekleştirilmiştir. Bakım prosedüründen sonra, membran akısı giriş değerinde olacak şekilde geri kazanılmıştır. Membran kirlenmesinin önlenmesi ve kontrolü membran performansını etkileyen başlıca faktör olarak tespit edilmiştir. Çalışmada kullanılan sızıntı suyu arıtıma tesisi Şekil 15.14'te gösterilmektedir. Liu ve diğ. (2007) tarafından gerçekleştirilen çalışmada, sızıntı suyu arıtımında kullanılan disk-tüp TO membranı analiz edilerek membran kirlenmesi ve kimyasal temizleme üzerine araştırma yapılmıştır. Çalışma sonuçları, membran kirlenme tabakasının kompleks bir sistem olduğunu, Al ve Si

kolloidlerinin, Ca ve F inorganik bileşenlerinin membran kirlenmesinde önemli bir rol aldığını göstermiştir. Organik bileşenler kirlenme tabakasının oluşumunda önemli bir role sahip olduğundan, kimyasal temizleme için alkali temizlemeden sonra asit ajanları önerilmiştir.



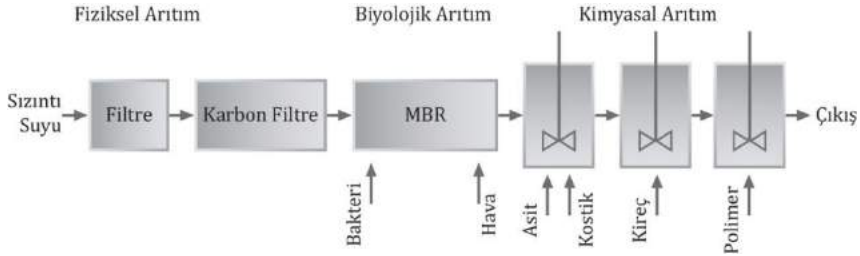
Şekil 15.14 Sızıntı suyu arıtma sistemi (Li ve diğ., 2009)

Guo ve diğ. (2011) tarafından yapılan çalışmada sızıntı suyunun arıtımında ters osmoz membranı test edilmiş ve farklı teknik koşulları altında akı varyasyonları, desalasyon oranı, KOİ ve $\text{NH}_4\text{-N}$ giderim oranı incelenmiştir. pH değişiminin KOİ ve $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimini çok etkilemediği ama desalasyon oranını oldukça değiştirdiği görülmüştür. pH arttığında membran akısının düştüğü görülmüştür. Sızıntı suyu pH'nın 7,15-8,15 aralığında olması önerilmiştir. Membran akısının ve desalasyon oranının giriş iletkenliğinin artmasıyla birlikte azaldığı görülmüş ve 18 mS/cm'den fazla giriş iletkenliği ile çalışılması önerilmemiştir.

15.4.5. Sızıntı Suyu Arıtımında Örnek Membran Uygulamaları

15.4.5.1. Batık Membran Biyoreaktör Prosesi

Sızıntı suyunun arıtılabilirliğinde, MBR prosesinin kullanımı test edilmiştir. Yerinde uygulanan 1 m³/gün kapasiteli prototip bir sistem ile su arıtımı gerçekleştirilmiş ve sonuçlar değerlendirilmiştir. Bu çalışmada, 5 m³ biyolojik tank ile batık membran kullanılmıştır. Sızıntı suyu önce, 0,5 m³ hacimli anoksik tanka beslenmiş, sonrasında biyolojik bölümden membran arıtma basamağına alınmıştır. Çalışma 2.5 ay boyunca yürütülmüştür. İlk 15 günlük periyotta, KOİ 500 mg/l'tnin altında, askıda katı madde içeriği ise 10 mg/l'tnin altında tespit edilmiştir. İkinci periyotta, KOİ değerleri 2000 mg/l't civarında iken askıda katı madde içeriği incelenmemiştir. Üçüncü periyotta, membran çıkış değerlerinde farklılıklar görülmüş, askıda katı değerleri 10 mg/l'tnin altında bulunmuştur. Son 15 günlük periyotta, MBR çıkış değerlerinde istenen limit değerlere ulaşılmıştır. Prosesine ait akım şeması ve prototip tesisinin genel görünümü Şekil 15.15 ve Şekil 15.16'da verilmiştir. Genel olarak değerlendirildiğinde, biyolojik arıtmadan sonra, sızıntı suyu membran proses ile arıtılabilmektedir (Dede ve diğ., 2016).



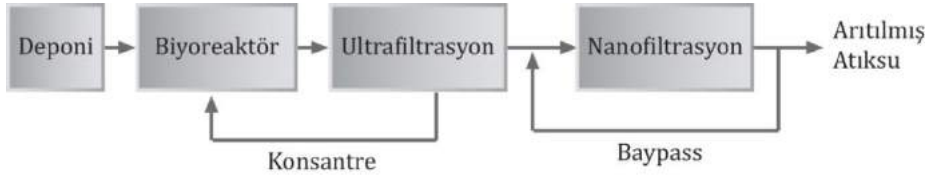
Şekil 15.15 Membran biyoreaktör prototip tesisi akım şeması



Şekil 15.16 Prototip tesis genel görünüşü (Dede ve diğ., 2016).

15.4.5.2. Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi (Kocaeli Uygulaması)

Prototip çalışmaları yapıldığında, literatür değerlendirmeleri ve referans MBR uygulamaları dikkate alınmış, Kocaeli atıklarının depolanmasından açığa çıkan deponi sahası sızıntı suyunun arıtılması için en uygun proses olarak membran biyoreaktör (MBR) sistemine karar verilmiştir. 2014 yılında, MBR sızıntı suyu arıtma tesisi işletmeye alınmış, istenen deşarj değerlerine ulaşılmıştır. O tarihten bu yana sızıntı suyunun arıtımı bu tesiste devam etmektedir. Sızıntı suyu arıtma tesisi 500 m³/gün kapasiteye sahip olacak şekilde projelendirilmiştir. Tesisten çıkış suyu İzmit Su ve Kanalizasyon İdaresi (ISU) kanalizasyon hattına verilmekte ve bu nedenden dolayı, projelendirmede, ISU atıksu kanalizasyon deşarj yönetmeliğinde yer alan limit değerler ve parametreler dikkate alınmıştır. Arıtma prosesinde, MBR ve NF kombinasyonu seçilmiştir. Prosesten açığa çıkan çamur ve NF atığı, konsantr düzenli deponi alanlarında bertaraf edilmektedir. Arıtılmış su, kollektörden hat ile ISU kanalizasyonuna verilmektedir. Proses akım şeması Şekil 15.17'de, tesise ait genel görüntü Şekil 15.18'de verilmektedir (Dede ve diğ., 2016).



Şekil 15.17 Sızıntı suyu arıtma tesisi akım şeması (Dede ve diğ., 2016)



Şekil 15.18 Sızıntı suyu arıtma tesisi genel görünüşü (Dede ve diğ., 2016)

15.4.5.3. Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi (İstanbul Uygulaması)

İstanbul Anadolu yakasında ortalama 1700 m³/gün kapasiteli Kömürcüoda sızıntı suyu arıtma tesisi ve Avrupa yakasında ortalama 2000 m³/gün kapasiteli Odayeri sızıntı suyu arıtma tesisi bulunmaktadır. Her iki arıtma tesisinde de çöp sızıntı sularının arıtılabilmesi adına ön çöktürme, membran biyoreaktör (nitrifikasyon-denitrifikasyon-UF membranları), nanofiltrasyon ünitesi ve çamur susuzlaştırma üniteleri kullanılmakta ve %80 verimle arıtım hedeflenmektedir. Arıtılan sızıntı suları sonrasında, Avrupa yakası için İSKİ isale hattı ile Baltalimanı İleri Arıtma Tesisi'ne, Anadolu yakası için ise alıcı ortama deşarj edilmektedir. Tesislere ait genel görünüm Şekil

15.19'da, 2016 yılı için günlük arıtılan sızıntı suyu miktarları ise Tablo 15.16'da verilmiştir (İstaç Faaliyet Raporu, 2016).



a) Odayeri Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi



b) Kömürcüoda Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi

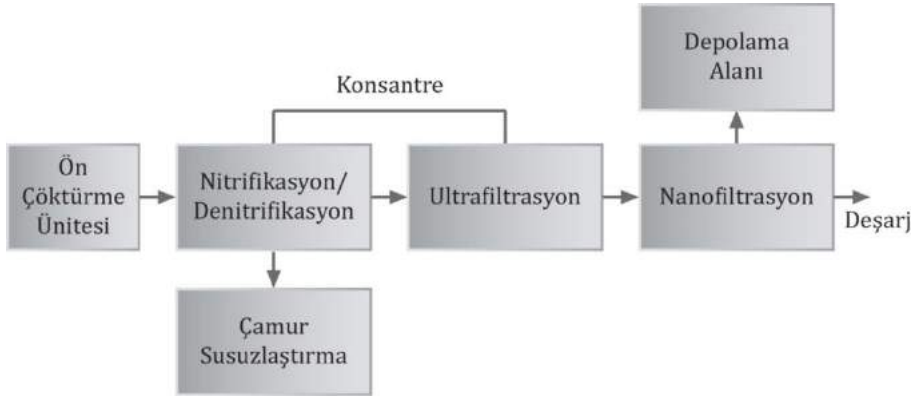
Şekil 15.19 İstanbul Sızıntı Suyu Arıtma Tesislerine ait genel görünüş

Arıtma tesisine gelen çöp sızıntı suları öncesinde ön çöktürme havuzuna alınmakta ve yoğunluğu sudan fazla olan partiküllerin çökmesi sağlanmaktadır. Ön çöktürme işlemi uygulanan sızıntı suyu biyolojik arıtma kısmına gönderilmektedir. Ön çöktürme havuzunda dibe çöken çamur ise susuzlaştırılma tesisine alınmakta ve buradan açığa çıkan sızıntı suyu da biyolojik kısma yönlendirilmektedir. Biyolojik arıtma, nitrifikasyon ve denitrifikasyon basamaklarından oluşmaktadır. Burada tesisi başlangıcında KOİ değeri genelde 15.000-25.000 mg/l civarındayken, biyolojik arıtma sonucunda KOİ değeri 1.200-1.300 mg/l'tye indirilmektedir. Biyolojik arıtma basamağında aerobik ve

anoksik koşullar altında organik madde ve eksi değerlikli azotun oksitlenmesi sağlanmaktadır. Membran biyoreaktörde, biyolojik arıtım ile arıtılan sular UF membranlarına beslenmektedir. UF membranlarına ait giriş basınç değeri 5,5-7 bar arasında değişmektedir. UF membranları 30 nm gözenek çapına sahiptir. UF membran ile arıtılan sular sonrasında NF tesisine gönderilmektedir. NF tesisinde, çöp sızıntı suları alıcı ortama deşarj edilebilecek seviyelere getirilmektedir. NF membranları işletme basınç değerleri 8-17 bar arasındadır. Çöp sızıntı suyu arıtma tesislerine ait akım şeması Şekil 15.20'de verilmiştir (İBB, Atık Yönetim Müdürlüğü, 2017).

Tablo 15.16 2016 yılı için Odayeri ve Kömürcüoda tesislerine ait çöp sızıntı suyu arıtma miktarları (İstaç Faaliyet Raporu, 2016)

	Avrupa Yakası Arıtma- Odayeri Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi (m³)	Asya Yakası Arıtma- Kömürcüoda Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi (m³)
Ocak	119.462	45.416
Şubat	91.203	49.309
Mart	69.784	47.921
Nisan	92.975	49.858
Mayıs	90.548	42.626
Haziran	106.468	49.187
Temmuz	83.379	36.874
Ağustos	96.318	41.628
Eylül	92.476	35.171
Ekim	73.321	41.062
Kasım	65.174	43.434
Aralık	89.419	42.385
TOPLAM	1.070.527	524.871



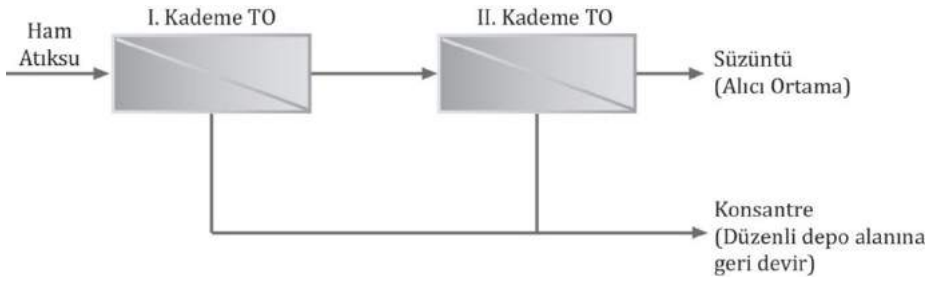
Şekil 15.20 Sızıntı suyu arıtma tesisi akım şeması-İstanbul

15.4.5.4. Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi (Bassum, Almanya Uygulaması)

Almanya Bassum'da bulunan ve genel görünümü Şekil 15.21'de gösterilmekte olan sızıntı suyu arıtma tesisi mobil bir konteynera yerleştirilmiş membran sistemlerden oluşmaktadır. Konteyner içerisinde tubüler ve spirall sargılı iki aşamalı TO sistemi bulunmaktadır (Şekil 15.22). Kiralık bir tesis olan Bassum sızıntı suyu arıtma tesisi kiralık olarak işletilmektedir ve tesis 60 m³/gün kapasiteli olup kullanılan sistemler tamamen otomasyonludur. Tesise gelen sızıntı suyu ve tesisten çıkan süzöntü karakterleri Tablo 15.17'de gösterilmektedir. Arıtma tesisine giriş ve çıkış değerleri ile bir seferde elde edilen konsantrasyon faktörü yaklaşık 4,5-5'tir (Schoemann ve diğ., 2003).



Şekil 15.21 Bassum, Almanya'da bulunan sızıntı suyu arıtma tesisinin genel görünümü (Visvanathan ve diğ., 2011)



Şekil 15.22 Sızıntı suyu arıtma tesisi akım şeması-Bassum, Almanya

15.5. Deri Endüstrisi

Tabaklama, doğal bir yenilenebilir kaynak olan hayvan derilerinin, tekstil ve ayakkabı çanta vs gibi kullanılabilir deriye (çok çeşitli ürünlerin üretiminde kullanılan bir piyasa malzemesi) dönüştürülmesi işlemidir. Tabaklamanın dünyadaki ikinci en eski meslek olduğu öne sürülmektedir. Deri endüstrisi artık uluslararası ölçekte büyük ekonomik önemi olan büyük bir sanayi olarak kabul edilmektedir. Tabaklama endüstrisi bazen çevresel gerekçelerle eleştirilmekte, ancak diğer olası alternatif olan bu post ve derilerin bozulması daha ciddi çevresel zararlara neden olabilmektedir.

Tablo 15.17 Bassum sızıntı suyu arıtıma tesisi. Ham atıksu ve TO süzüntüsü karakterleri (Schoemann ve diğ., 2003)

Parametre	Ham Atıksu	Süzüntü (2. Kademe sonu)
pH	7,56-8,68	3,72-4,63
İletkenlik (mS/cm)	7,84-17,13	15-33
KOİ (mg/lt)	1805-3926	<15
BOİ ₅ (mg/lt)	96-1413	0,9-2,4
AOX (mg/lt)	835-2150	<10-47
Tot. N (mg/lt)	810-1729	1,6-3,8
NH ₄ -N (mg/lt)	470-1066	0,68-1,3
Cl ⁻ (mg/lt)	1200-2203	<1-1,8
Fe II (mg/lt)	7-34	<0,005-0,05
Fe (total) (mg/lt)	6,3-36	<0,001-0,07
Mg (mg/lt)	70-210	0,02-<0,01
Ca (mg/lt)	82-190	0,11-<0,5
Pb (mg/lt)	0,013-0,098	<0,001-0,02
Cr (mg/lt)	0,16-0,60	<0,001-0,017
Cu (mg/lt)	0,002-0,079	<0,001-0,01
Zn (mg/lt)	<0,01-0,41	<0,01-0,42
Cd (mg/lt)	0,0008-0,0071	<0,0002
Hg (mg/lt)	<0,0002-0,0003	<0,0002
Ni (mg/lt)	0,11-0,27	<0,001-0,011

Deri üretimi için kullanılan teknoloji, tabaklama maddeleri arasında popüler hale gelen geleneksel bir yöntemdir. Bugüne kadar yalnızca iki proses kullanılmaktadır. Bunlar, bitkisel tabaklama veya Doğu Hindistan tabaklama (EI) ve krom tabaklamadır. Bitkisel tabaklamada, quebracho

kabukları, babul ağaçları veya saz ekstraktı kullanılırken krom tabaklamada krom kullanılmaktadır. Derinin ana proteini olan kollajen, bitki içeriğinde olan polifenoller veya krom ile reaksiyona girmektedir. Bitkisel tabaklamada, kollajen, dengeli bir matris oluşturmak için bitki içeriğiyle hidrojen bağı oluşturarak reaksiyona girmektedir. Krom tabaklamada, pH 3,5-4,0'de deri matrisine krom (III) tuzlarının difüzyonu sağlanarak koordinat kovalent bağ yoluyla Cr (III)'ün kolajen proteinine geri dönüşsüz bağlanmasına yol açılmaktadır. Bitkisel tabaklama işlemi tek ve diğer ağır deri üretiminde kullanılırken, krom tabaklama, ayakkabı astarları ve döşemelik deriler gibi hafif deri üretiminde kullanılmaktadır. Krom ile tabaklanmış post veya deriler, tabaklama prosesinde mavi cilalama olarak adlandırılmaktadır.

Deri üretiminin %90'ı krom tabaklama prosesi ile yapılmaktadır. El tabaklama veya krom tabaklamayla derinin tabaklanması işlemleri, hammaddenin belirli ürünler geliştirilebileceği ara form haline dönüştürülmesi aşamasında ortak çalışma birimlerine sahiptir. Deri prosesi şu basamakları içermektedir: 1) Ham üründen nihai ürüne 2) Ham üründen bitkisel tabaklama 3) Bitkisel tabaklamadan nihai ürüne 4) Ham üründen mavi cilalamaya 5) Mavi cilalamadan nihai ürüne 6) Kabuktan nihai ürüne (Ramanujam ve diğ., 2009).

15.5.1. Deri Endüstrisi Atıksuları

Farklı işletmelerden gelen atıksular, kirliliğin artmasına neden olan yüksek konsantrasyonlarda organik ve inorganik maddeler içermektedir. Özellikle deri sanayi, işletmelerinde teknolojik seviyesinin düşüklüğü ile karakterize edilen en kirletici endüstrilerden biri olarak dikkate alınmaktadır.

Organik kirleticiler (protein ve lipidik bileşenler) deriden gelmekte (ham deri işlenirken %30 organik madde kaybına sahiptir) veya çalışma döngüsü süresince (örneğin tanninler) ortaya çıkmaktadır. İnorganik kirleticiler, proses süresince kullanılan kimyasallardan

kaynaklanmaktadır.

Çevrenin korunması açısından düzenlemelerin giderek daha sıkılaşması deri endüstrisini, işletme sırasından açığa çıkan kimyasalların ve yan ürünlerin geri kazanımına ve yeniden çevrimi için yeni stratejiler üzerinde araştırmaya zorlamaktadır.

Her bir işlem sonucunda açığa çıkan su akımları genel olarak birlikte karıştırılmakta ve daha sonrasında kimyasal, fiziksel ve biyolojik arıtma işlemlerine tabi tutulmaktadır.

Bazı ülkelerde tabaklama işlemlerinin azaltılması yönünde bir karar alınmıştır. Bitmiş banyoların arıtımında membran proseslerin uygulanabilirliği, bu endüstrinin devam etmesi ve birincil kaynakların geri kazanılması ve geri dönüştürülmesi için çok ilginç perspektifler sunmaktadır. Deri endüstrisinin farklı işlemlerinden açığa çıkan suların yüzdesi ve karakterizasyonu Tablo 15.18'de verilmiştir (Cassano ve diğ., 2001).

15.5.2. Deri Endüstrisi Atıksularının Membran Prosesler ile Arıtılması

Uygulanan teknolojinin konvansiyonel veya ileri düzey olmasına bağlı olarak, işletmede meydana gelen su tüketimi aşırı derecede değişmektedir. Geleneksel yöntemlere kıyasla gelişmiş olarak kabul edilebilen teknolojiler genellikle düşük atık veya daha temiz teknolojiler içermektedir. Özellikle su kaynaklarının sınırlı olduğu kuru bölgelerde bu faktör önemli bir rol oynamaktadır.

Her bir proses için gerekli olan suya ek olarak, temizleme ve benzeri amaçlar için de belirli bir miktarda su kullanılmaktadır. İyi koşullardaki ham post için gerekli olan minimum hacim 2-3 m³/ton'dur.

Tablo 15.18 Deri endüstrisine ait çeşitli proseslerden çıkan atıksu hacmi ve kompozisyonu (Cassano ve diğ. 2001)

Parametre	Suda bekletme		Kireçleme		Kireçten arındırma		Asitleme krom kaplama		Boyama, yeniden tabaklama	
	Min	Maks.	Min	Maks.	Min	Maks.	Min	Maks.	Min	Maks.
pH	6	10	12,5	13	6	11	4	3,2	4	10
Sıcaklık	10	30	10	25	20	35	-	-	20	60
Çökebilir içerik (mg/lt)	100	250	300	700	50	150	20	45	100	500
Toplam askıda katı (mg/lt)	2300	6700	6700	25000	2500	10000	380	1400	10000	20000
BOİ ₅ (mg/lt)	2000	5000	5000	20000	1000	4000	100	250	6000	15000
KOİ (mg/lt)	5000	11800	20000	40000	2500	7000	800	400	15000	75000
Krom (III) (mg/lt)	-	-	-	-	-	-	-	4100	0	3000
Sülfid (mg/lt)	0	700	2000	3300	25	250	-	-	-	-
Klor (mg/lt)	17000	50000	3300	25000	2500	15000	8950	2000	5000	10000
Yağ (mg/lt)	1700	8400	1700	8300	0	5	-	-	20000	50000

Tablo 15.18 (Devamı) Deri endüstrisine ait çeşitli proseslerden çıkan atıksu hacmi ve kompozisyonu (Cassano ve diğ. 2001)

Parametre	Suda bekletme		Kireçleme		Kireçten arındırma		Asitleme krom kaplama		Boyama, yeniden tabaklama	
	Min	Maks.	Min	Maks.	Min	Maks.	Min	Maks.	Min	Maks.
Klorlu solventler (mg/lt)	-	-	-	-	0	2500	-	-	20000	50000
Yüzey aktif maddeler (mg/lt)	0	400	0	300	0	500	-	-	500	2000
Deşarj edilen toplam su hacmi (%)	18		12			22	2	3	38	

Tabakhane atıksuları birçok farklı şekilde arıtılabilmektedir. Her bir tabaklama basamağına yerinde arıtma uygulanabilmekte ya da yerinde sadece ön arıtma uygulanarak veya herhangi bir arıtma uygulanmadan merkezi arıtma tesisine gönderilebilmektedir. Yine de, arıtılmamış tabaklama atıksuyu ve çamurlarının neden olduğu çevre üzerindeki geniş toksik etkilerinden dolayı bir arıtma gerekmektedir.

Krom tabaklama işleminden açığa çıkan krom atığını arıtmak için farklı yöntemler mevcuttur. Kimyasal çöktürme, koagülasyon, çözücü ekstraksiyonu ve membran prosesler, iyon değiştirici ve adsorbsiyon yöntemleri, atıklardan kromun geri kazanılması için mevcut olan bazı metotlardır (Kanagarajet ve diğ., 2008; Fabbicino ve diğ., 2013). Son yıllarda membran teknolojileri hızla gelişmekte ve uygulama olanakları genişlerken maliyetleri düşmeye devam etmektedir. Membran proseslerinin ana üstünlüğü, faz değişikliği yapılmaksızın ve ek kimyasallar veya termal enerji kullanılmadan konsantrasyon ve ayırma işlemine ulaşılmasıdır. Dolayısıyla bu da membran prosesleri enerji ve geri kazanım uygulamaları açısından uygun hale getirmektedir (Das ve diğ., 2007).

Cassano ve diğ. (2001) ve Cassano ve diğ. (2007) tarafından gerçekleştirilen çalışmada, deri endüstrisinden gelen atıksuların arıtımında membran proseslerin kullanım potansiyeli hakkında bilgi verilmiştir. Krom banyosundan çıkan atıkların geri kazanılması ve konsantre edilmesi için entegre bir membran şeması (UF'den sonra NF polimerik membranları) kullanmışlardır. Bu proses, NF süzüntüsünün yüksek miktarda klor içeren yüzey temizleme banyolarında yeniden kullanımına izin vermektedir.

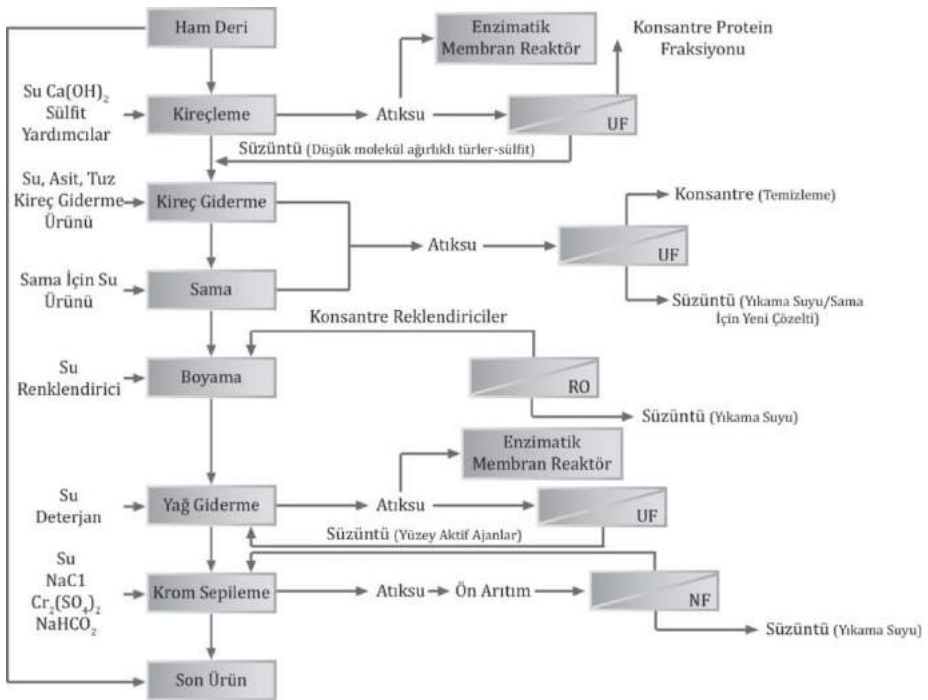
Kalıntı tabaklama banyosunda üç değerlikli kromun geri kazanılması için NF membranı test edilmiştir (Suthanthararajan ve diğ., 2004). Ön arıtılmış atıksu, NF ve TO içeren pilot ölçekli membran sisteminde arıtılmıştır. Süzüntü geri kazanımı %78 iken %98 oranında toplam askıda katı giderimi elde edilmiştir. Arıtılan su, tabaklama işleminin son basamağında kullanılmıştır. Scholz ve diğ. (2003) tarafından yapılan

çalışmada tabaklama proses suyundan kimyasalların geri kazanılması ve yeniden kullanılması için membran filtrasyon prosesinin teknolojik ve ekonomik faydaları incelenmiştir. Taleb Ahmed ve diğ. (2004, 2006) tabaklama atıksuyundan krom giderimi için fizikokimyasal arıtma ve NF'den oluşan bir kombinasyon önermiştir. Galiana-Aleixandre ve diğ. (2005), yüzey temizleme ve tabaklama prosesinden açığa çıkan sulardan sülfat giderimi ve yeniden kullanımı için NF prosesi çalışmıştır.

Literatürde, sadece atıksulardan krom giderimi gerçekleştirerek tabaklama banyosunda yeniden kullanılması yer almayı aynı zamanda durulama atıksularının membran ile arıtılması ve rejeksiyon akımlarının yeniden kullanılması ile ilgili çalışmalar da bulunmaktadır. Bununla ilgili, Cassano ve diğ. (2007) tabaklama atıksularından krom geri kazanımı için entegre membran prosesi (UF, NF) uygulamıştır. Kiril Mert ve diğ. (2012) tarafından yapılan çalışmada deri üretiminde krom tabaklama işleminden açığa çıkan atıksularda Cr (III)'ün ve proses suyunun membran prosesler ile geri kazanımı incelenmiştir. Alternatif arıtma kartuş filtre, NF (NF10-XN45) ve TO (ACM2) membranları içermektedir. Kartuş filtreden geçirilen ham krom atıksuyu, üç farklı basınçta (12-16-18 bar) NF (NP10) membrana verilmiştir. Bu alternatif çalışmada en uygun basınç 20 bar olarak bulunmuş, KOİ, Cr (III) ve AKM giderim verimleri sırasıyla %65, %49 ve %87 olarak tespit edilmiştir. NP010 membrandan sonra su XN45 membrana beslenerek Cr (III) değeri 2,7 kat daha fazla konsantre edilmiştir. KOİ, AKM, SO_4^{2-} , Na^+ ve iletkenlik değerleri deşarj kriterlerine düşmüştür. Sonuç olarak, bu membranların yatırım ve proses maliyeti uygulanabilir olarak değerlendirilmiştir.

Deri endüstrisi, 1) işletmeye bağlı olarak meydana gelen çevre problemleri 2) düşük teknoloji kullanımı 3) belirli bölgelerde küçük-orta ölçekli endüstrilerin çok fazla sayıda yoğunlaşma eğilimi gibi sorunlarından dolayı ilginç bir örnek çalışma olabilmektedir. Şekil 15.23'te tabaklama prosesi için entegre membran proseslerine dayalı ideal bir proses akım şeması verilmiştir (Drioli ve diğ., 2001). Ranganathan ve diğ., (2011) tarafından yapılan çalışmada geleneksel ve

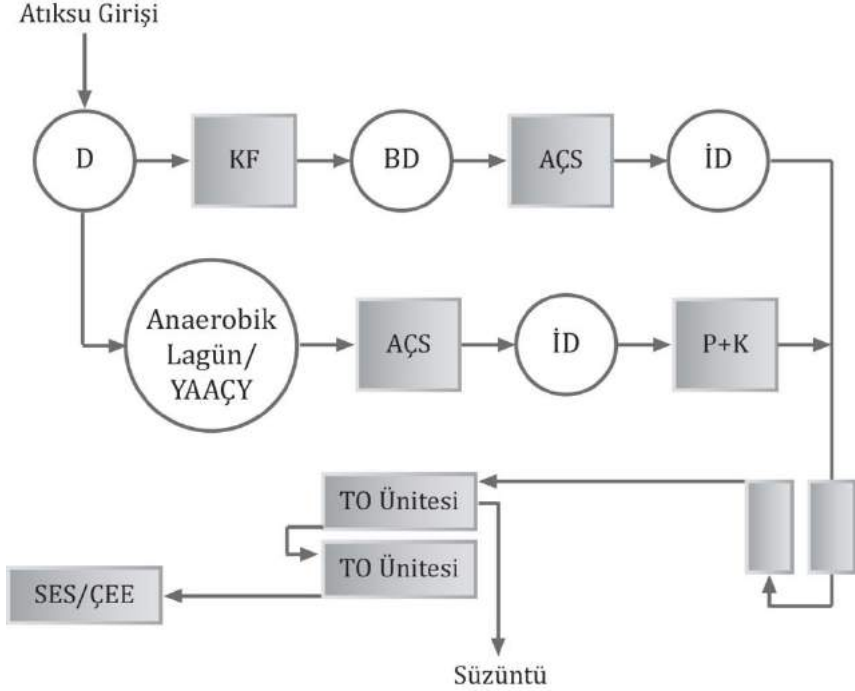
ileri TO arıtma teknolojileriyle tabaklama endüstrisi sularının yeniden kullanılması teknik ve ekonomik açıdan değerlendirilmiştir. Atıksu, TO membran modüllerine gönderilmeden önce nötralizasyon, klari-flokülasyon ve biyolojik prosesler gibi geleneksel arıtma yöntemleri ile ön arıtımı gerçekleştirilmiştir. Arıtılmamış kompozit atıksuyun pH, BOİ, KOİ, AKM, TÇK ve toplam krom gibi karakteristik özellikleri sırasıyla 4,0-4,6, 680-3600 mg/lt, 1698-7546 mg/lt, 980-1480 mg/lt, 4200-14500 mg/lt ve 26,4-190 mg/lt'dir. Ca, Na, Cl ve SO₄ gibi inorganik iyonlar atıksuda oldukça fazladır.



Şekil 15.23 Deri endüstrisinde tabaklama prosesi için önerilen entegre membran prosesleri (Drioli ve diğ., 2001)

Geleneksel arıtma önemli derecede organik kirleticileri arıtırken, çözülmüş inorganik tuzların arıtımında başarısız olmuştur. Çalışma sonucunda sırasıyla %93-98, %92-99 ve %91-96 TÇK, sodyum ve klor giderimi gerçekleştirilmiştir. Atıksuyun %70-85'i geri kazanılmış ve

endüstriyel prosese geri döndürülmüştür. Konsantre akımlar ya solar evaporasyon sisteminde ya da çoklu etkili evaporasyon teknolojisinde işlem görebilmektedir. En son geri kalan tuzlar polietilen çantalarda toplanabilmekte ve bilimsel olarak yönetilen güvenli deponi sahasında bertaraf edilebilmektedir. Sistemin ait akım şeması Şekil 15.24’de verilmiştir.



Şekil 15.24 Deri endüstrisi sıfır deşarjlı entegre atıksu arıtma tesisi şematik gösterimi (D: Dengeleme tankı, KF: Klariflokülasyon, BD: Birincil çöktürme, AÇS: Aktif çamur sistemi, İD: İkincil çöktürme, YAAÇY: Yukarı akışlı anaerobik çamur yatağı, P+K: Polielektrolit ve kireç arıtma, SES: Solar evaporasyon sistemi, ÇEE: Çoklu etkili evaporasyon sistemi) (Ranganathan ve diğ., 2011)

15.6. Zeytin İşleme Endüstrisi

Zeytinyağı üretiminin çoğunluğu Akdeniz bölgesinde yapılmaktadır. Zeytinyağı ihtiyacı dünya genelinde hızla arttığından dolayı, çevresel kirlilik de özellikle Akdeniz bölgelerinde büyüyen bir problem oluşturmaktadır. Zeytinyağı üreten ülkeler, bu atıkların bertaraf edebilmek için çevresel ve ekonomik açıdan bir çözüm bulmak zorunda kalmaktadırlar.

Zeytin endüstrisinden açığa çıkan sıvı ve katı atıklar genelde koyu renkli olup yüksek miktarda organik madde içeriğine sahiptir. İçeriğinde kolay olarak çözünemeyen birçok kompleks bileşik bulunmaktadır. Üretim tesisleri genellikle oldukça keskin kokulu uçucu bileşen emisyonlarına sahiptir. Atıklar doğada bertaraf edildiğinde de koku sıkıntısı yaşanmaktadır. Doğal su alanlarında zeytin karasuyu atıklarından dolayı renkli ve yağlı bir tabaka oluşması ve artan oksijen ihtiyacı açısından su kalitesinin bozulması ciddi bir problem oluşturmaktadır. Aynı zamanda toprak kalitesi etkilenmekte, bitki yaşamına toksit etki oluşturmakta ve toprakta bertaraf edildiğinde koku problemi oluşmaktadır. Dolayısıyla, zeytin karasuyu atıksularının alıcı ortama direkt deşarjına izin verilmemekte ve çevrede bertaraf edilmeden önce bazı önlemlerin alınması zorunlu kılınmaktadır (Azbar ve diğ., 2004).

Geleneksel pres prosesinde, zeytinler önce yıkanmakta, kırılmakta ve sıcak su ilavesi ile yoğrulmaktadır. Sonrasında preslenerek yağ çıkarılmaktadır. Prosesten açığa çıkan sıvı atık, zeytin suyu ve ilave edilen suyun bir karışımıdır ve kalıntı yağ içermektedir. Sonuç olarak, zeytinyağı sudan dikey bir santrifürj veya dekantör aracılığıyla ayrılmaktadır. Tablo 15.19'da farklı zeytinyağı üretim teknikleri için ana parametreler gösterilmektedir (Azbar ve diğ., 2004).

Geleneksel kesikli pres metodundan sürekli santrifürj bazlı zeytinyağı üretim prosesine geçilmesinin bir sonucu olarak verimlilik daha da artmaktadır. Bu sistemlerde, zeytinlerden %21'e kadar daha fazla zeytinyağı üretimi gerçekleşmekte ama buna bağlı olarak, santrifürj

proseslerinden daha da fazla suyun alınmasıyla birlikte atıksu üretiminde artış meydana gelmektedir (Mendoza ve diğ., 1996). Kesikli ve sürekli zeytinyağı ekstraksiyon proseslerinden açığa çıkan atıksuların karakteristik özellikleri Tablo 15.20'de verilmiştir (Pulido, 2016).

Tablo 15.19 Farklı zeytinyağı üretim teknikleri için ana parametreler (Azbar ve diğ., 2004)

Üretim Prosesi	Giriş	Giriş Miktarı	Çıkış	Çıkış Miktarı (kg)
Geleneksel pres prosesi	Zeytin	1 ton	Yağ	
	Yıkama suyu	0,1-0,12 m ³	Katı Atık (%25 su+%6 yağ)	200
	Enerji	40-63 kWst	Atıksu (%88 su+katı ve yağ)	400
Üç fazlı proses	Zeytin	1 ton	Yağ	
	Yıkama suyu	0,1-0,12 m ³	Katı Atık (%50 su+%4 yağ)	200
	Dekantör için temiz su	0.5-1 m ³	Atıksu (%94 su+%1 yağ)	500-600
	Kirli yağı temizlemek için su	10 lt		1000-1200
	Enerji	90-117 kWst		
İki fazlı proses	Zeytin	1 ton	Yağ	
	Yıkama suyu	0,1-0,12 m ³	Katı+Atıksu (%60 su+%3 yağ)	200
	Enerji	<90-117 kWst		800-950

Tablo 15.20 Kesikli ve sürekli zeytinyağı ekstraksiyon proseslerinden açığa çıkan atıksuların karakterizasyonu (Pulido, 2016)

Proses	KOİ (g/lit)	BOİ ₅ (g/lit)	AKM (g/lit)	pH	İletkenlik (mS/cm)	Toplam Fenol (g/lit)
Zeytin Temizleme	0,8-2,2	0,3-1,5	8-18	5,5-6,6	2,5-3,0	0-0,1
Kesikli pres	130	90-100	10-12	4,5-5,0	2,0-5,0	1,0-2,4
Üç faz	30-200	5-45	5-35	3,5-5,5	2,0-7,9	0,3-7,5
İki faz	4-16	0,8-6,0	2-7	3,5-6,0	1,5-2,5	0,1-1,0

Zeytin karasuyu bertarafıyla ilgili ana problem çevresel olarak dost ve ekonomik açıdan uygulanabilir bir çözümün bulunmasıdır. Zeytin karasularının biyolojik arıtılmasında, yüksek organik yükü ve yüksek kimyasal oksijen ihtiyacından (KOİ) dolayı sınırlı verimliliğe sahip yüksek kapasite ve işletme maliyetli ünitelerin inşa edilmesi gerekmektedir. Zeytin çekirdeklerinden gelen toksik organiklerin varlığından dolayı, bu atıklar bakteriler açısından toksik olmakta ve biyolojik arıtımı imkansız hale gelmektedir (Gonzelez ve diğ. 1990).

Zeytin karasularının arıtımını gerçekleştirilebilmek adına membran prosesi kompakt modüler doğası, yüksek verimliliği, makul yatırım ve işletme maliyetiyle uygun bir arıtma teknoloji olarak dikkat çekmektedir. Membran prosesler, su arıtımında birçok geleneksel prosesin yerini almıştır. Yeni membran materyallerinin, tasarımlarının, modül konseptlerinin varlığı bu teknolojiyi yatırımcılar açısından çekici yapmaktadır (Pulido ve diğ., 2015).

15.6.1. Zeytin Karasularının Membran Teknolojiler ile Arıtılması

Paraskeva ve diğ. (2007) tarafından yapılan çalışmada, zeytin karasularının arıtımında farklı membran proseslerin kombinasyonu

kullanılmıştır. UF'nin NF ve/veya TO ile kombinasyonu bu proses için oldukça verimli bulunmuştur. UF'den sonra TO uygulanmasıyla daha verimli bir arıtmaya ulaşılmıştır. Ultrafiltrasyon konsantresi, yağlar, lipitler, katılar vb açısından zengin bulunmuştur.

Diğer bir çalışmada ise, zeytin karasuyunda UF prosesi için süzöntü akılarıyla birlikte TOK ve KOİ giderim verimleri incelenmiştir (Akdemir ve diğ., 2009). JW (PVDF) ve MW isimli iki tip UF membran da birbirine benzer giderim verimliliği vermiştir. MWCO'su büyük UF membranlarda akı değerinin arttığı ve verimliliğin azaldığı görülmüştür. Bir önceki çalışmalarında, ön arıtımsız UF'de elde edilen KOİ giderim verimi %80'den daha fazla bulunmuştur (Akdemir ve diğ., 2008).

El-Abbasi ve diğ (2009), şeker, polifenol gibi yüksek katma değerli bileşenlerin arıtımı için MD kullanmıştır. PTFE (TF200) ve PVDF (GVHP) olmak üzere iki tip ticari membran kullanılıp birbirleriyle karşılaştırılmış ve direkt temas membran distilasyonu (DTMD) performansı üzerine membran parametrelerinin etkisi (mesela süzöntü akısı, polifenol giderimi) incelenmiştir. Sonuçlar, TF200 membranında dokuz saatlik işletme sonucunda daha iyi bir giderimin sağlandığı (%99) ve bu değerin GVHP için %89 olduğunu göstermiştir.

Dhaouadi ve Marrot (2008) tarafından yapılan çalışmada zeytin karasularının seyreltilmiş çözeltileri, fenolik bileşenlere dayanıklı seramik membran biyoreaktörde test edilmiştir. Askıda katı ve fenolik bileşen bulundurmeyen sabit bir süzöntü suyu akısı elde edilmiştir. Deneyle süresince herhangi bir kirlenme problemi görülmemiştir. Çalışma sonunda, geleneksel biyolojik proseslerden önce fenolik bileşenlerin giderimi için ön arıtma basamağı olarak membran biyoreaktörlerin kullanılabilmesi önerilmiştir.

Coşkun ve diğ. (2010) tarafından yapılan çalışmada, zeytin karasularının NF ve TO membranları kullanılarak arıtılabilirliği incelenmiştir. %97,5 oranında toplam KOİ giderim verimliliğine ulaşılmıştır. TO membranlarının NF membranlardan daha iyi yüksek kaliteli çıkış suyu

ürettiği görülmüştür. NF membranlar arasında yüksek akı ve giderim verimliliğinden dolayı en uygun membran olarak NF270 membranı seçilmiştir.

İspanya'da bulunan zeytinyağı üretim tesisinden gelen atıksuda, organik madde, yağ ve fenol gidermek amacıyla silikon karpit (SiC) seramik ultrafiltrasyon membranı kullanılarak arıtılabilirlik çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmada, Haziran-Ekim 2015 ayları sırasında elde edilen pilot ölçekli test sonuçları verilmiştir. Askıda katı madde içeriği yüksek olduğundan dolayı, UF öncesi ön arıtma işlemi uygulanmıştır. Ön arıtma işlemi Nikuni DAF flotasyon sistemi ile gerçekleştirilmiştir. UF pilot sistemi, LabBrain CFU063, 0,04 µm gözenek boyutuna sahip SiC seramik membran ile işletilmiştir. Sonuçlar Tablo 15.21'de verilmektedir (Tomczak-Wandzel ve diğ. 2016).

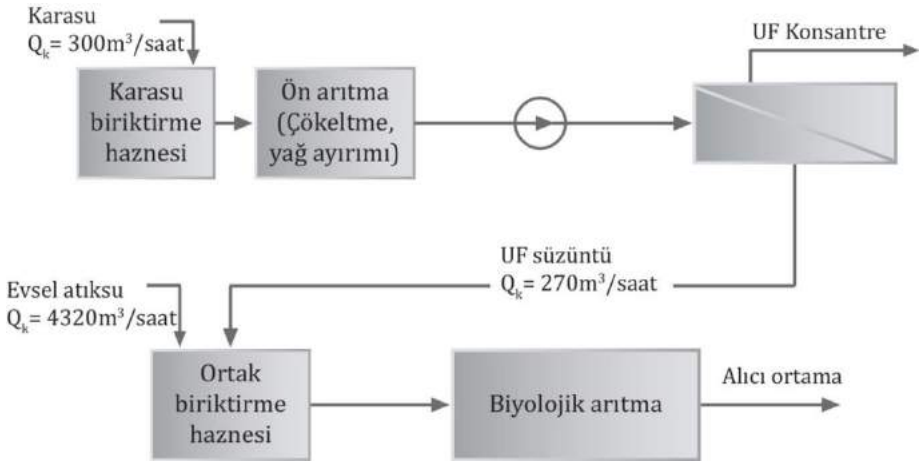
Tablo 15.21 Zeytin karasuyu için DAF-Nikuni ve UF sisteminden oluşan pilot ölçekli çalışma sonuçları (Tomczak-Wandzel ve diğ. 2016).

Parametre	Giriş Kons. (mg/lit)	DAF Giderim (%)	UF Giderim (%)	Toplam Giderim (%)	Çıkış Kons. (mg/lit)
KOİ	3090	68,2	10,2	71,5	882
AKM	1007	98,6	92,9	99,9	<1
Yağ&Gres	91	76,9	23,8	82,4	16
Fenol	36	30,1	1,2	30,4	25

DAF-UF sistemi ile zeytinyağı atıksularından %99,9 toplam askıda katı, %71,5 KOİ ve %82,4 yağ giderimi elde edilmiştir. Don Benito'da yer alan deşarj limitlerine göre, DAF Nikuni ön arıtımından sonra yalnızca toplam askıda katı madde konsantrasyonu açısından sınır değerleri sağlanmıştır. KOİ seviyesi deşarj limitlerinin çok az üstünde bulunmuştur. Bunun yanında, fenol seviyeleri %30,4'den daha fazla giderilememiş, süzüntü suyu konsantrasyonu 1 mg/lit olan deşarj limitlerinin üzerinde bulunmuştur. Bundan dolayı, fenol içeriğini daha da azaltmak adına ileri oksidasyon prosesi önerilmiştir. Yüksek seviyelerde AKM giderimi, ileri oksidasyon prosesi ile arıtıma üzerinde

önemli bir etkiye sahip olabilmektedir. Yüksek verimlilikte AKM giderimi, ileri oksidasyon prosesinde kullanılan kimyasal dozajını düşürebilmektedir. Membran, eğer membran akısı $60-70 \text{ lt/m}^2.\text{st}'de$ tutulursa 48 saat üzerinde sürekli olarak sabit bir akıda işletilebilmektedir (Wandzel ve diğ., 2016).

İtalya'nın Lamezia Bölgesinde, karasuyun direkt olarak ultrafiltrasyon membranları ile arıtılıp, evsel atıksular ile $16/1$ oranında karıştırıldıktan sonra biyolojik olarak arıtılabilirliği üzerinde çalışılmış ve tam ölçekli bir tesis kurulmuştur. Kurulan arıtma tesisine ait akış diagramı, Şekil 15.25'te verilmiştir (Borsani ve diğ., 1996; Koyuncu ve diğ., 2002).



Şekil 15.25 Lamezia Bölgesi ortak arıtma sistemi akış diagramı (Borsani ve diğ., 1996; Koyuncu ve diğ., 2002)

Bu bölgede zeytinyağı imalathaneleri yaklaşık olarak yılda 100 gün civarında çalışmaktadır. Bu imalathanelerde, bu süre zarfında yaklaşık olarak günde 500 ton'dan, 50000 ton zeytin işlenmektedir. UF ünitesinde karasuyun BOİ_5 ve KOİ giderme verimleri % 65 ile 70 arasında değişmektedir. Tablo 15.22'de, UF membranlarındaki besleme, süzüntü akımı ve konsantre akımına ait minimum ve maksimum konsantrasyonlar verilmiştir. UF membranında arıtılan atıksular, ortak

bir biriktirme haznesinde evsel atıksular ile 16/1 oranında karıştırıldıktan sonra biyolojik olarak arıtılması sağlanmıştır (Borsani ve Ferrando, 1996). Bu çalışmada, hem UF ile ön arıtma yapılmadan hem de UF ile ön arıtma yapıldıktan sonra biyolojik arıtmanın verimi değerlendirilmiştir (Borsani ve diğ., 1996; Koyuncu ve diğ., 2002)

Tablo 15.22 Karasuyun UF membranındaki besleme, süzüntü ve konsantre akımlarındaki minimum ve maksimum su kalitesi değerleri (Borsani ve diğ., 1996; Koyuncu ve diğ., 2002)

Parametre (mg/lt)	Karasu		UF süzüntü akımı		UF konsantre akımı	
	Min.	Maks.	Min.	Maks.	Min.	Maks.
pH	4,42	4,6	6	8	6	8
AKM, mg/lt	10440	50200	40	1560	9070	126480
BOİ ₅ , mg/lt	34800	98000	10600	49000	31000	235000
KOİ, mg/lt	50980	127000	17800	57000	52560	294000
Yağ ve gres, mg/lt	1963	29300	225	6800	908	55000
Toplam fenol, mg/lt	200	500	123	300	315	500

Özet olarak, zeytinyağı endüstrisinde membran teknolojisinin kullanımı umut vadeci sonuçlar vermektedir. Membranlar, zeytinyağlarının işlenmesi ve zeytin karasularının arıtımı için alternatif çevre dostu proseslerinin geliştirilmesine olanak vermektedir. Umut verici sonuçların yanında, prosesin yağ kompozisyonuna etkisini değerlendirmek, akış hızını geliştirmek, kirlenme problemlerini azaltmak ve ekonomik açıdan incelemek adına bu yaklaşım üzerinde daha fazla çalışmalar yapılmalıdır (Çiftçi ve diğ., 2012).

KAYNAKLAR

- Act, C. A., Act, R., Act, R. (2005). Environmental Protection Agency (EPA). Report on Carcinogens, 168.

- Afonso, M. D., ve Bórquez, R. (2002). Review of the treatment of seafood processing wastewaters and recovery of proteins therein by membrane separation processes—prospects of the ultrafiltration of wastewaters from the fish meal industry. *Desalination*, 142(1), 29-45.
- Afonso, M. D., Ferrer, J., Bórquez, R. (2004). An economic assessment of proteins recovery from fish meal effluents by ultrafiltration. *Trends in food science & technology*, 15(10), 506-512.
- Ahmed, M. T., Taha, S., Chaabane, T., Akretche, D., Maachi, R., Dorange, G. (2006). Nanofiltration process applied to the tannery solutions. *Desalination*, 200(1-3), 419-420.
- Ahmed, M. T., Taha, S., Chaabane, T., Cabon, J., Maachi, R., Dorange, G. (2004). Treatment of the tannery effluents from a plant near Algiers by nanofiltration (NF): experimental results and modeling. *Desalination*, 165, 155-160.
- Akdemir, E. O., & Ozer, A. (2008). Application of a statistical technique for olive oil mill wastewater treatment using ultrafiltration process. *Separation and Purification Technology*, 62(1), 222-227.
- Akdemir, E. O., ve Ozer, A. (2009). Investigation of two ultrafiltration membranes for treatment of olive oil mill wastewater. *Desalination*, 249(2), 660-666.
- Akita, S., Castillo, L. P., Nii, S., Takahashi, K., Takeuchi, H. (1999). Separation of Co (II)/Ni (II) via micellar-enhanced ultrafiltration using organophosphorus acid extractant solubilized by nonionic surfactant. *Journal of Membrane Science*, 162(1), 111-117.
- Aklil, A., Mouflihb, M., Sebti, S., (2004). Removal of heavy metal ions from water by using calcined phosphate as a new adsorbent. *J. Hazard. Mater.* A112, 183–190.
- Azbar, N., Bayram, A., Filibeli, A., Muezzinoglu, A., Sengul, F., Ozer, A. (2004). A review of waste management options in olive oil production. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 34(3), 209-247.

- Baig, S., Thiéblin, E., Zuliani, F., Jenny, R., Coste, C. (1997, April). Landfill leachate treatment: case studies. In Proceedings of the International Conference on Ozonation and Related Oxidation Process in Water and Waste Treatment, 21–23 April 1997, Berlin, Germany (Vol. 4).
- Baker, Richard W.R.W., (2004). "Membrane technology and applications.", John Wiley & Sons, Ltd, (2004):. 96-103
- Barakat, M. A. (2011). New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*, 4(4), 361-377
- Barakat, M.A., Chen, Y.T., Huang, C.P., (2004). Removal of toxic cyanide and Cu(II) ions from water by illuminated TiO₂ catalyst. *J. Appl. Catal. B: Environ.* 53, 13–20.
- Barakat, M.A., Schmidt, E., (2010). Polymer-enhanced ultrafiltration process for heavy metals removal from industrial wastewater. *Desalination* 256, 90-93.
- Bhosle, B. M., ve Subramanian, R. (2005). New approaches in deacidification of edible oils a review. *Journal of Food Engineering*, 69(4), 481-494.
- Bisschops, I., ve Spanjers, H. (2003). Literature review on textile wastewater characterisation. *Environmental technology*, 24(11), 1399-1411.
- Blöcher, C., Noronha, M., Fünfroeken, L., Dorda, J., Mavrov, V., Janke, H. D., Chmiel, H. (2002). Recycling of spent process water in the food industry by an integrated process of biological treatment and membrane separation. *Desalination*, 144(1-3), 143-150.
- Boerlage, S. F., Kennedy, M., Tarawneh, Z., De Faber, R., Schippers, J. C. (2004). Development of the MFI-UF in constant flux filtration. *Desalination*, 161(2), 103-113.
- Bohdziewicz, J., ve Sroka, E. (2005). Treatment of wastewater from the meat industry applying integrated membrane systems. *Process Biochemistry*, 40(3), 1339-1346.

- Bonomo, L., Nurizzo, C., Rolle, E. (1999). Advanced wastewater treatment and reuse: related problems and perspectives in Italy. *Water Science and Technology*, 40(4-5), 21-28.
- Borsani, R. ve Ferrando, B. (1996) Ultrafiltration plant for olive vegetation waters by polymeric membrane batteries, *Desalination*, 108, 281-286.
- Braeken, L., Van der Bruggen, B., Vandecasteele, C. (2004). Regeneration of brewery waste water using nanofiltration. *Water Research*, 38(13), 3075-3082.
- Brans, G. B. P. W., Schroën, C. G. P. H., Van der Sman, R. G. M., Boom, R. M. (2004). Membrane fractionation of milk: state of the art and challenges. *Journal of Membrane Science*, 243(1), 263-272.
- Camarilloa, R., Llanos, J., García-Fernández, L., Pérez, Á, Cañizares, P., (2010). Treatment of copper (II)-loaded aqueous nitrate solutions by polymer enhanced ultrafiltration and electrodeposition. *Sep. Purif. Technol.* 70, 320-328.
- Casani, S., Rouhany, M., Knøchel, S. (2005). A discussion paper on challenges and limitations to water reuse and hygiene in the food industry. *Water research*, 39(6), 1134-1146.
- Cassano, A., Della Pietra, L., Drioli, E. (2007). Integrated membrane process for the recovery of chromium salts from tannery effluents. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 46(21), 6825-6830.
- Cassano, A., Drioli, E., Molinari, R., Bertolutti, C. (1997). Quality improvement of recycled chromium in the tanning operation by membrane processes. *Desalination*, 108(1-3), 193-203.
- Cassano, A., Molinari, R., Romano, M., Drioli, E. (2001). Treatment of aqueous effluents of the leather industry by membrane processes: a review. *Journal of Membrane Science*, 181(1), 111-126.
- Cengeloğlu, Y., Tor, A., Kir, E., Ersöz, M. (2003). Transport of hexavalent chromium through anion-exchange membranes. *Desalination*, 154(3), 239-246.

- Chen, Q., ve Yang, F. (2012). Pilot studies on treating leachate by submerged ultrafiltration membrane. *Membrane Sci Technol*, 32, 83-86.
- Chmiel, H., Kaschek, M., Blöcher, C., Noronha, M., Mavrov, V. (2003). Concepts for the treatment of spent process water in the food and beverage industries. *Desalination*, 152(1-3), 307-314.
- Chmiel, H., Mavrov, V., Belieres, E. (2000). Reuse of vapour condensate from milk processing using nanofiltration. *Filtration & separation*, 37(3), 24-27.
- Chollangi, A., and Hossain, M. M. (2007). Separation of proteins and lactose from dairy wastewater. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 46(5), 398-404.
- Ciardelli, Gianluca, L. Corsi, L. and M. Marcucci, M., (2001). "Membrane separation for wastewater reuse in the textile industry,." *Resources, conservation and recycling* 31.2, (2001): 189-197.
- Ciftci, O. N., Ciftci, D., & Jenab, E. (2012). Potential Applications of Green Technologies in Olive Oil Industry. In *Olive Oil- Constituents, Quality, Health Properties and Bioconversions*. InTech.
- Cifuentes, L., García, I., Arriagada, P., Casas, J.M., (2009). The use of electrodialysis for metal separation and water recovery from CuSO_4 and H_2SO_4 solutions. *Sep. Purif. Technol.* 68, 105-108.
- Cornelissen, E. R., Janse, W., and Koning, J. (2002). Wastewater treatment with the internal MEMBIOR. *Desalination*, 146(1-3), 463-466.
- Coskun, T., Debik, E., and Demir, N. M. (2010). Treatment of olive mill wastewaters by nanofiltration and reverse osmosis membranes. *Desalination*, 259(1), 65-70.
- Cros, S., Lignot, B., Jaouen, P., and Bourseau, P. (2006). Technical and economical evaluation of an integrated membrane process capable both to produce an aroma concentrate and to reject clean water from shrimp cooking juices. *Journal of food engineering*, 77(3), 697-707.

- Čuda, P., Pospíšil, P., and Tenglerová, J. (2006). Reverse osmosis in water treatment for boilers. *Desalination*, 198(1-3), 41-46.
- Danisa, U., Aydiner, C., (2009). Investigation of process performance and fouling mechanisms in micellar-enhanced ultrafiltration of nickel-contaminated waters. *J. Hazard. Mater.* 162, 577e587.
- Das, C., DasGupta, S., De, S. (2007). Treatment of soaking effluent from a tannery using membrane separation processes. *Desalination*, 216(1-3), 160-173.
- Daufin, G., Escudier, J. P., Carrere, H., Berot, S., Fillaudeau, L., Decloux, M. (2001). Recent and emerging applications of membrane processes in the food and dairy industry. *Food and Bioproducts Processing*, 79(2), 89-102.
- Dede, Ş., Ulutaş, A., Yiğit, S. K. (2016). Research Of Leachate Treatability With Biological, Physical, Chemical And Membrane Bioreactor Processes. *Sigma: Journal Of Engineering & Natural Sciences/Mühendislik Ve Fen Bilimleri Dergisi*, 34(2).
- Dhauadi, H., and Marrot, B. (2008). Olive mill wastewater treatment in a membrane bioreactor: process feasibility and performances. *Chemical Engineering Journal*, 145(2), 225-231.
- Dresch, M., Daufin, G., Chaufer, B. (2001). Integrated membrane regeneration process for dairy cleaning-in-place. *Separation and Purification Technology*, 22, 181-191.
- Drioli, E., and Romano, M. (2001). Progress and new perspectives on integrated membrane operations for sustainable industrial growth. *Industrial & engineering chemistry research*, 40(5), 1277-1300.
- Dumay, J., Radier, S., Barnathan, G., Berge, J. P., & Jaouen, P. (2008). Recovery of valuable soluble compounds from washing waters generated during small fatty pelagic surimi processing by membrane processes. *Environmental technology*, 29(4), 451-461.
- El-Abbassi, A., Hafidi, A., García-Payo, M. C., Khayet, M. (2009). Concentration of olive mill wastewater by membrane distillation for polyphenols recovery. *Desalination*, 245(1-3), 670-674.

- Ennigrou, D.J., Gzara, L., Ben Romdhane, M.R., Dhahbi, M., (2009). Cadmium removal from aqueous solutions by polyelectrolyte enhanced ultrafiltration. *Desalination* 246, 363-369.
- Erswell, A., Brouckaert, C. J., Buckley, C. A., (1988). The reuse of reactive dye liquors using charged ultrafiltration membrane technology, *Desalinisation*, 70, (1988) 157-67.
- Fabbicino, M., Naviglio, B., Tortora, G., d'Antonio, L. (2013). An environmental friendly cycle for Cr (III) removal and recovery from tannery wastewater. *Journal of environmental management*, 117, 1-6.
- Ferella, F., Prisciandaro, M., Michelis, I.D., Veglio, F., (2007). Removal of heavy metals by surfactant-enhanced ultrafiltration from wastewaters. *Desalination* 207, 125e133.
- Fernández, P., Riera, F. A., Álvarez, R., Álvarez, S. (2010). Nanofiltration regeneration of contaminated single-phase detergents used in the dairy industry. *Journal of food engineering*, 97(3), 319-328.
- Fu, F., ve Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review. *Journal of environmental management*, 92(3), 407-418.
- Galambos, I., Molina, J. M., Járay, P., Vatai, G., & Bekássy-Molnár, E. (2004). High organic content industrial wastewater treatment by membrane filtration. *Desalination*, 162, 117-120.
- Galiana-Aleixandre, M. V., Iborra-Clar, A., Bes-Piá, B., Mendoza-Roca, J. A., Cuartas-Urbe, B., ve Iborra-Clar, M. I. (2005). Nanofiltration for sulfate removal and water reuse of the pickling and tanning processes in a tannery. *Desalination*, 179(1-3), 307-313.
- Gésan-Guiziou, G., Alvarez, N., Jacob, D., Daufin, G. (2007). Cleaning-in-place coupled with membrane regeneration for re-using caustic soda solutions. *Separation and Purification Technology*, 54(3), 329-339.
- Gonzalez, M. D., Moreno, E., Quevedo-Sarmiento, J., & Ramos-Cormenzana, A. (1990). Studies on antibacterial activity of waste

waters from olive oil mills (alpechin): inhibitory activity of phenolic and fatty acids. *Chemosphere*, 20(3-4), 423-432.

- Guo, J., Liu, X., Qu, C., Wang, S. (2011, November). The Training Course Design of First-line Managers under the Model of Competence. In *Information Management, Innovation Management and Industrial Engineering (ICIII)*, 2011 International Conference on (Vol. 2, pp. 553-556). IEEE.
- Hafez, A., Khedr, M., Gadallah, H. (2007). Wastewater treatment and water reuse of food processing industries. Part II: Techno-economic study of a membrane separation technique. *Desalination*, 214(1-3), 261-272.
- Hafez, A., ve El-Mariharawy, S. (2004). Design and performance of the two-stage/two-pass RO membrane system for chromium removal from tannery wastewater. Part 3. *Desalination*, 165, 141-151.
- Hafidi, A., Pioch, D., Ajana, H. (2005a). Soft purification of lampante olive oil by microfiltration. *Food chemistry*, 92(1), 17-22.
- Hafidi, A., Pioch, D., Ajana, H. (2005b). Effects of a membrane-based soft purification process on olive oil quality. *Food chemistry*, 92(4), 607-613.
- Ho, W., ve Sirkar, K. (2012). *Membrane handbook*. Springer Science & Business Media.
- Ho, Winston, and Kamallesh Sirkar. *Membrane handbook*. Springer Science & Business Media, 2012.
- Huang, J.H., Zeng, G.M., Zhou, C.F., Li, X., Shi, L.J., He, S.B., (2010). Adsorption of surfactant micelles and Cd²⁺/Zn²⁺ in micellar-enhanced ultrafiltration. *J. Hazard. Mater.* 183, 287e293
- Iaquinta, M., Stoller, M., Merli, C. (2009). Optimization of a nanofiltration membrane process for tomato industry wastewater effluent treatment. *Desalination*, 245(1-3), 314-320.
- Imtiazuddin, S. M., Majid Mumtaz, and Khalil A. Mallick. (2012). "Pollutants of wastewater characteristics in textile industries.", *Journal of Basic & Applied Sciences* 8, (2012): 554-556.

- İstaç İstanbul Çevre Yönetimi Sanayi ve Ticaret Anonim Şirketi, (2016). 2016 Yılı Faaliyet Raporu.
- Jakobs, D., ve Baumgarten, G. (2002). Nanofiltration of nitric acidic solutions from picture tube production. *Desalination*, 145(1-3), 65-68.
- Jiménez, J. E., Urista, C. M., Estupiñán, J. C. (2011). Optimization of the effluent ultrafiltration process of a cereal industry. *Afinidad*, 68(552).
- Juang, R. S., Wang, S. W., Lin, L. C. (1999). Simultaneous recovery of EDTA and lead (II) from their chelated solutions using a cation exchange membrane. *Journal of membrane Science*, 160(2), 225-233.
- Judd, Simon, and ve Bruce Jefferson, eds. *Membranes for industrial wastewater recovery and re-use*. Elsevier, 2003.
- Kajitvichyanukula, P., Ananpattarachaia, J., Pongpom, S., (2005). Sol-gel preparation and properties study of TiO₂ thin film for photocatalytic reduction of chromium(VI) in photocatalysis process. *Sci. Technol. Adv. Mater.* 6, 352–358.
- Kanagaraj, J., Babu, N. C., Mandal, A. B. (2008). Recovery and reuse of chromium from chrome tanning waste water aiming towards zero discharge of pollution. *Journal of Cleaner Production*, 16(16), 1807-1813.
- Karnib, M., Kabbani, A., Holail, H., & Olama, Z. (2014). Heavy metals removal using activated carbon, silica and silica activated carbon composite. *Energy Procedia*, 50, 113-120.
- Kaya, Y., Barlas, H., Arayici, S. (2009). Nanofiltration of Cleaning-in-Place (CIP) wastewater in a detergent plant: Effects of pH, temperature and transmembrane pressure on flux behavior. *Separation and Purification Technology*, 65(2), 117-129.
- Kitagawa, T., Nishikawa, Y., Frankenfeld, J., Li, N. (1977). Wastewater treatment by liquid membrane process. *Environmental Science & Technology*, 11(6), 602-605.

- Koltuniewicz, A. (2010). Integrated Membrane Operations in Various Industrial Sectors Comprehensive Membrane Science and Engineering, Chapter 4.05, 109-164
- Koltuniewicz, A. B., ve Drioli, E. (2008). Membranes in clean technologies. Membranes, 31, 3-1.
- Koo, C. H., ve Mohammad, A. W. (2011). Recycling of oleochemical wastewater for boiler feed water using reverse osmosis membranes—A case study. Desalination, 271(1), 178-186.
- Korus, I., ve Loska, K., (2009). Removal of Cr(III) and Cr(VI) ions from aqueous solutions by means of polyelectrolyte-enhanced ultrafiltration. Desalination 247, 390-395.
- Koyuncu, İ. ve Topacik, D. (2002). Zeytinyağı Endüstrisi Atıksularının Membran Teknolojisi ile Arıtılabilirliğinin Değerlendirilmesi, 1. Zeytinyağ Üretiminde Çevre sorunları ve Çözümleri” 7-9 Haziran 2002, Balıkesir, 2002.
- Kuca, M., ve Szaniawska, D. (2009). Application of microfiltration and ceramic membranes for treatment of salted aqueous effluents from fish processing. Desalination, 241(1-3), 227-235.
- Kulkarni, P. S., ve Mahajani, V. V. (2002). Application of liquid emulsion membrane (LEM) process for enrichment of molybdenum from aqueous solutions. Journal of Membrane Science, 201(1), 123-135.
- Kurniawan, T.A., Chan, G.Y.S., Lo, W.H., Babel, S., (2006). Physicochemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals. Chem. Eng. J. 118, 83–98.
- Kurniawan, T.A., ve Babel, S., (2003). A research study on Cr(VI) removal from contaminated wastewater using low-cost adsorbents and New trends in removing heavy metals from industrial wastewater 375 commercial activated carbon. In: Second Int. Conf. on Energy Technology towards a Clean Environment (RCETE), vol. 2. Phuket, Thailand, 12–14 February, pp. 1110–1117.
- Lambert, J., Avila-Rodriguez, M., Durand, G., Rakib, M., (2006). Separation of sodium ions from trivalent chromium by

- electrodialysis using monovalent cation selective membranes. *J. Membr. Sci.* 280, 219e225.
- Landaburu-Aguirre, J., Pongrácz, E., Perämäk, P., Keiski, R.L., (2010). Micellarenhanced ultrafiltration for the removal of cadmium and zinc: use of response surface methodology to improve understanding of process performance and optimisation. *J. Hazard. Mater.* 180, 524e534.
 - Li, F., Wichmann, K., Heine, W. (2009). Treatment of the methanogenic landfill leachate with thin open channel reverse osmosis membrane modules. *Waste Management*, 29(2), 960-964.
 - Li, Norman N., (2011)., eds. *Advanced membrane technology and applications*. John Wiley & Sons, 2011.
 - Linde, K., Jönsson, A. S., Wimmerstedt, R. (1995). Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis. *Desalination*, 101(1), 21-30.
 - Lopez, A., Ricco, G., Ciannarella, R., Rozzi, A., Di Pinto, A. C., & Passino, R. (1999). Textile wastewater reuse: ozonation of membrane concentrated secondary effluent. *Water science and technology*, 40(4-5), 99-105.
 - Lu, Xujie, (2010). "Textile wastewater reuse as an alternative water source for dyeing and finishing processes: a case study." *Desalination* 258.1 (2010):, 229-232.
 - Malik, A., Masood, F., Ahmad, S. (2014). Food processing: Strategies for quality assessment, a broad perspective. In *Food Processing: Strategies for Quality Assessment* (pp. 1-8). Springer New York.
 - Marcucci, M., Nosenzo, G., Capannelli, G., Ciabatti, I., Corrieri, D., Ciardelli, G. (2001). Treatment and reuse of textile effluents based on new ultrafiltration and other membrane technologies. *Desalination*, 138(1-3), 75-82.
 - Masson, M., ve Deans, G. (1996). Membrane filtration and reverse osmosis purification of sewage: Secondary effluent for re-use at Eraring Power Station. *Desalination*, 106(1), 11-15.


- Mavrov, V., ve Bélières, E. (2000). Reduction of water consumption and wastewater quantities in the food industry by water recycling using membrane processes. *Desalination*, 131(1), 75-86.
- Mendoza, A., Hidalgo-Casado, F., Ruiz-Gómez, M.A., Martínez-Román, F., Moyano-Pérez, M.J., Cert-Ventulá, A., Pérez-Camino, M.C., Ruiz-Méndez, M.V., (1996). Characteristics of olive oils from first and second centrifugation. *Oil Grease* 47, 163–181.
- Mert, B. K., ve Kestioglu, K. (2012). Applicability of Nanofiltration in the Recovery of Chrome Tanning Wastewater. *Procedia Engineering*, 44, 1907-1909.
- Mohammad, A. W., Hilal, N., Pei, L. Y. (2004). Treatment of landfill leachate wastewater by nanofiltration membrane. *International journal of green energy*, 1(2), 251-263.
- Mohammadi, T., Mohebb, A., Sadrzadeh, M., Razmi, A., (2005). Modeling of metal ion removal from wastewater by electro dialysis. *Sep. Purif. Technol.* 41, 73–82.
- Mohammadi, T., Razmi, A., Sadrzadeh, M., (2004). Effect of operating parameter on Pb^{2+} separation from wastewater using electro dialysis. *Desalination* 167, 379e385.
- Molinari, R., Poerio, T., Argurio, P., (2008). Selective separation of copper(II) and nickel (II) from aqueous media using the complexation ultrafiltration process. *Chemosphere* 70, 341e348.
- Muro, C., Riera, F., Del Carmen Díaz, M. (2012). Membrane separation process in wastewater treatment of food industry. In *Food Industrial Processes-Methods and Equipment*. InTech.
- Nataraj, S.K., Hosamani, K.M., Aminabhavi, T.M., (2007). Potential application of an electro dialysis pilot plant containing ion-exchange membranes in chromium removal. *Desalination* 217, 181e190.
- Ngo, H. H., Guo, W., Xing, W. (2009). Applied technologies in municipal solid waste landfill leachate treatment. *Waste Water Treatment Technologies-Volume II*, 199.

- Ochando-Pulido, J. M., ve Martinez-Ferez, A. (2015). On the recent use of membrane technology for olive mill wastewater purification. *Membranes*, 5(4), 513-531.
- Ong, Y. K., Li, F. Y., Sun, S. P., Zhao, B. W., Liang, C. Z., Chung, T. S. (2014). Nanofiltration hollow fiber membranes for textile wastewater treatment: Lab-scale and pilot-scale studies. *Chemical engineering science*, 114, 51-57.
- Ottosen N, Konigsfeldt P. (1999). Microfiltration of cheese brine. Denmark: Preliminary, APV Nordic, Membrane Filtration, Silkeborg
- Öztürk, İ., Onay, T. T., Çallı, B., Mertoğlu, B., Yıldız, Ş. (2010). Sızıntı Suyu Yönetimi İhtisas Komİsyonu Taslak Çalışma Raporu, T.C. Çevre Ve ŞEhiRciLiK Bakanliğı Çevre Yönetimi Genel Müdürlüğü.
- Paraskeva, C. A., Papadakis, V. G., Tsarouchi, E., Kanellopoulou, D. G., & Koutsoukos, P. G. (2007). Membrane processing for olive mill wastewater fractionation. *Desalination*, 213(1-3), 218-229.
- Piatkiewicz, W., Biemacka, E., Suchecka, T. (2001). A polish study: treating landfill leachate with membranes. *Filtration & separation*, 38(6), 22-26.
- Pulido, J. M. O. (2016). A review on the use of membrane technology and fouling control for olive mill wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, 563, 664-675.
- Rajkumar, K., Muthukumar, M., Sivakumar, R. (2010). Novel approach for the treatment and recycle of wastewater from soya edible oil refinery industry—An economic perspective. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(10), 752-758.
- Ramanujam, R. A., Ganesh, R., Kandasamy, J. (2009). Wastewater treatment technology for tanning industry. *Waste Water Treatment Technologies-Volume II*, 116.
- Ranganathan, K., ve Kabadgi, S. D. (2011). Studies on feasibility of reverse osmosis (membrane) technology for treatment of tannery wastewater. *Journal of Environmental Protection*, 2(01), 37.

- Räsänen, E., Nyström, M., Sahlstein, J., Tossavainen, O. (2002). Purification and regeneration of diluted caustic and acidic washing solutions by membrane filtration. *Desalination*, 149(1-3), 185-190.
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. (2008). Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of hazardous materials*, 150(3), 468-493.
- Rogener, F., Mavrov, V., Chmiel, H. (2002). Treatment of rinsing water from a bottle washing machine by membrane filtration with a goal of re-use. *Chemie Ingenieur Technik*, 74(4), 517-524.
- Rosenberg, M., (1995). Current and future applications of membrane processes in the dairy industry. *Trends Food Sci. Technol.* 6:12–19 Food Engineering Series Editor: Gustavo V. Barbosa-Cánovas
- Scharnagl, N., Bunse, U., Peinemann, K. V. (2000). Recycling of washing waters from bottle cleaning machines using membranes. *Desalination*, 131(1-3), 55-63.
- Scholz, W., ve Lucas, M. (2003). Techno-economic evaluation of membrane filtration for the recovery and re-use of tanning chemicals. *Water Research*, 37(8), 1859-1867.
- Sdiğar, B., Chakrabarti, P. P., Vijaykumar, A., Kale, V. (2006). Wastewater treatment in dairy industries—possibility of reuse. *Desalination*, 195(1-3), 141-152.
- Simate, G. S., Cluett, J., Iyuke, S. E., Musapatika, E. T., Ndlovu, S., Walubita, L. F., Alvarez, A. E. (2011). The treatment of brewery wastewater for reuse: State of the art. *Desalination*, 273(2), 235-247.
- Šír, M., Podhola, M., Patočka, T., Honzajková, Z., Kocurek, P., Kubal, M., Kuraš, M. (2012). The effect of humic acids on the reverse osmosis treatment of hazardous landfill leachate. *Journal of hazardous materials*, 207, 86-90.
- Sorme, L., ve Lagerkvist, R., (2002). Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *Sci. Total Environ.* 298, 131–145.

- Stoller, M., ve Chianese, A. (2006). Optimization of membrane batch processes by means of the critical flux theory. *Desalination*, 191(1-3), 62-70.
- Sun, L., Liu, H.W., Yang, Z.X. (2010). Clinical evaluation of Xueshuantong on unstable angina pectoris. *Acta Chin Med Pharmacol*, Volume 1, Page 14
- Suthanthararajan, R., Ravindranath, E., Chits, K., Umamaheswari, B., Ramesh, T., ve Rajamam, S. (2004). Membrane application for recovery and reuse of water from treated tannery wastewater. *Desalination*, 164(2), 151-156.
- Syzdek, A. C., ve Ahlert, R. C. (1984). Separation of landfill leachate with polymeric ultrafiltration membranes. *Journal of Hazardous materials*, 9(2), 209-220.
- Tay, J. H., ve Jeyaseelan, S. (1995). Membrane filtration for reuse of wastewater from beverage industry. *Resources, Conservation and Recycling*, 15(1), 33-40.
- Tomczak-Wandzel, R., ve Piotrowski, M. (2016). Case study: Pilot treatment of olive mill and metal processing wastewater by ceramic membrane ultrafiltration.
- Turano, E., Curcio, S., De Paola, M. G., Calabrò, V., Iorio, G. (2002). An integrated centrifugation-ultrafiltration system in the treatment of olive mill wastewater. *Journal of Membrane Science*, 209(2), 519-531.
- Ujang, Z., ve Anderson, G. K. (1996). Application of low-pressure reverse osmosis membrane for Zn²⁺ and Cu²⁺ removal from wastewater. *Water Science and Technology*, 34(9), 247-253.
- <URL>: İstanbul Büyükşehir Belediyesi, Atık Yönetim Müdürlüğü, <https://atikyonetimi.ibb.istanbul/hizmetlerimiz/cop-sizinti-suyu-arutma-tesisi/>, 11.12.2017.
- <URL>: Schoeman J J, Steyn A, Slabbed J L, Venter E A., (2003). <http://www.wrc.org.za/Knowledge%20Hub%20Documents/Research%20Reports/1167-1-03.pdf>, 28.12.2017.

- <URL>: Visvanatan C. (2011). <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.597.7316&rep=rep1&type=pdf>, 26.12.2017.
- Vandevivere, P. C., Roberto B., Willy V., (1998). Treatment and reuse of wastewater from the textile wet-processing industry: Review of emerging technologies., *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 72.4 (1998);, 289-302.
- Vogel, D., Bilitewski, B., Nghiem, L. D. (2007). Membrane fouling in the nanofiltration of landfill leachate and its impact on trace contaminant removal. *International Journal of Environment and Waste Management*, 1(4), 338-350.
- Vourch, M., Balanec, B., Chaufer, B., Dorange, G. (2008). Treatment of dairy industry wastewater by reverse osmosis for water reuse. *Desalination*, 219(1-3), 190-202.
- Walha, K., Amar, R. B., Bourseau, P., Jaouen, P. (2009). Nanofiltration of concentrated and salted tuna cooking juices. *Process Safety and Environmental Protection*, 87(5), 331-335.
- Wang, Z., Xue, M., Huang, K., Liu, Z. (2011). Textile dyeing wastewater treatment. In *Advances in treating textile effluent*. InTech.
- Wendler, B., Goers, B., Wozny, G. (2002). Regeneration of process water containing surfactants by nanofiltration-investigation and modelling of mass transport. *Water science and technology*, 46(4-5), 287-292.
- Wenzel, H., Knudsen, H. H., Kristensen, G. H., Hansen, J. (1996). Reclamation and reuse of process water from reactive dyeing of cotton. *Desalination*, 106(1), 195-203.



Özellikle enerji sektöründe, soğutma suyu olarak ciddi bir su kullanımı ve su ihtiyacı bulunmaktadır.

(Azernews, 2014)



DİZİN

A

AeMBR, 553, 554, 560, 562
Aerobik membran biyoreaktör, 18, 553
Anaerobik MBR, 782
Anaerobik membran biyoreaktör, 18
ARROW, 1076, 1077, 1079

B

Basınç geciktirmeli osmoz, 18, 21, 1325, 1326, 1330, 1336, 1341
Basınç sönümlenme testi, 1267, 1388
Biyoenenerji, 14, 656
Bulanıklık, 39

C

CDI, 537, 538, 1069, 1070, 1071
CEB, 470, 762, 765, 766, 767, 768, 769, 770, 1261, 1263, 1265, 1277, 1312, 1397
CIP, 179, 227, 280, 396, 399, 404, 415, 420, 461, 462, 468, 470, 981, 984, 985, 986, 1038, 1174, 1178, 1262, 1264, 1265, 1312, 1407

D

Deri endüstrisi, 1014, 1016, 1017
Derin kuyu enjeksiyonu, 1055, 1120
Desalinasyon, 18, 28, 30, 31, 294, 295, 320, 322, 404, 407, 431, 432, 514, 719, 851, 929, 1048, 1053, 1092, 1094, 1100, 1108, 1113, 1116, 1118, 1121, 1122, 1208, 1210, 1214, 1215, 1390
Dinamik membran, 234, 711, 1386
Düz-Plaka, 840, 1340, 1342, 1343

E

Elektrodeiyonizasyon, 18, 25, 82, 532, 536, 1391
Elektrodiyaliz, 17, 18, 22, 56, 79, 532, 886, 968, 974, 1050, 1067, 1068, 1069, 1080, 1391, 1406
Elektrokoagülasyon, 1062, 1063, 1078, 1392
Endüstriyel atıksu, 203, 205
ExMBR, 753, 795, 796, 797, 798, 799, 801

F

Fujiwara testi, 1319, 1321, 1322

G

GEN MBR, 197, 205, 608, 610, 612, 1314, 1323
Geri yıkama, 176, 459, 460, 461, 1259, 1261, 1265, 1313, 1393, 1397, 1400
Gıda endüstrisi, 980, 983, 986
Gözenek çapı, 40
Gri su, 814, 815, 818, 820, 821, 822, 827, 830, 837, 838, 840, 841, 842

H

Hemodiyaliz, 16, 530

İ

İçi boşluklu fiber, 17, 42, 43, 62, 183, 194, 195, 196, 197, 204, 225, 226, 229, 230, 282, 302, 303, 382, 561, 575, 601, 682, 1255, 1395, 1400
İçme suyu, 4, 5, 6, 11, 14, 16, 18, 26, 69, 177, 197, 218, 219, 220, 221, 222, 296, 413, 418, 422, 425,

426, 432, 433, 434, 435, 436,
437, 439, 440, 441, 463, 468,
518, 833, 837, 849, 850, 854,
859, 866, 870, 903, 906, 912,
920, 926, 927, 936, 974, 979,
1055, 1085, 1089, 1090, 1186,
1188, 1195, 1208, 1217, 1228,
1256, 1274, 1275, 1298

İleri oksidasyon, 886, 912, 1071
İleri osmoz, 18, 21, 73, 771, 1065,
1327, 1396

İnce film kompozit, 1396

İSKİ, 544, 545, 929, 931, 932, 933,
1000, 1010

K

Kabarcık noktası, 1297, 1396
Kapasitif deiyonizasyon, 537, 1397,
1400

Kaset sayısı, 1400

Konsantrasyon polarizasyonu, 73,
75, 135, 138, 139, 140, 141, 142,
145, 146, 149, 157, 158, 159,
160, 180, 181, 200, 217, 351,
375, 776, 777, 1065, 1332, 1334,
1335, 1336, 1337, 1338, 1339,
1340, 1346, 1349, 1398

Konsantre, 16, 53, 55, 56, 66, 69,
70, 74, 75, 77, 82, 104, 105, 176,
180, 185, 186, 196, 217, 225,
227, 231, 301, 303, 304, 305,
306, 307, 320, 324, 326, 334,
347, 361, 362, 363, 364, 365,
367, 368, 369, 373, 374, 375,
376, 377, 379, 383, 384, 387,
388, 396, 397, 400, 402, 403,
404, 405, 406, 407, 409, 411,
412, 428, 495, 532, 535, 539,
540, 544, 546, 559, 581, 613,
674, 713, 720, 733, 738, 772,
891, 902, 914, 936, 944, 957,
962, 967, 974, 984, 987, 988,
990, 992, 995, 1009, 1020, 1021,
1029, 1030, 1047, 1048, 1049,

1050, 1052, 1054, 1055, 1057,
1061, 1062, 1063, 1064, 1065,
1066, 1071, 1072, 1073, 1075,
1076, 1077, 1078, 1079, 1080,
1081, 1085, 1086, 1087, 1088,
1090, 1091, 1098, 1099, 1100,
1101, 1103, 1104, 1105, 1107,
1112, 1113, 1114, 1115, 1119,
1120, 1121, 1122, 1123, 1127,
1131, 1139, 1140, 1141, 1142,
1168, 1186, 1192, 1206, 1208,
1211, 1214, 1222, 1262, 1273,
1279, 1289, 1302, 1303, 1318,
1330, 1351, 1353, 1387, 1390,
1393, 1399, 1401, 1403

Kuyu suyu, 294, 369, 544, 956,
1153, 1158, 1160, 1171, 1190,
1201, 1202, 1205, 1206
Kütlesel akı, 1398

M

Maliyet, 9, 17, 49, 69, 284, 355, 392,
479, 487, 491, 492, 493, 499,
559, 663, 693, 694, 696, 711,
725, 769, 837, 866, 869, 870,
905, 968, 1100, 1104, 1106,
1107, 1112, 1117, 1153, 1154,
1155, 1157, 1158, 1159, 1160,
1162, 1169, 1170, 1171, 1172,
1173, 1174, 1176, 1177, 1180,
1181, 1185, 1186, 1187, 1188,
1189, 1196, 1197, 1199, 1200,
1206, 1208, 1211, 1214, 1215,
1218, 1222, 1228, 1230, 1234,
1242, 1244, 1245, 1246, 1247,
1286, 1290, 1350, 1351, 1353,
1362

MBfR, 785, 787, 788, 789, 790, 791,
792, 793, 794, 807, 809, 842,
1399

MDBR, 753, 779, 780, 781, 782,
783, 784, 803, 1399

Membran biyoreaktör, 18, 24, 25

Membran distilasyonu, 18, 22

Membran kontaktör, 18, 23
Membran kristalizasyonu, 1064
Membran otopsis, 174, 1315,
1319, 1320, 1401
MEMTHANE, 657, 691, 693
Mikrobiyal yakıt hücreleri, 1354,
1401
Mikrofiltrasyon, 18, 19, 29, 55, 56,
60, 63, 217, 288, 369, 373, 374,
416, 419, 421, 518, 519, 521,
738, 767, 772, 886, 914, 953,
1003, 1255, 1269, 1272, 1401
Moleküler ağırlık engelleme sınırı,
40

N

Nanofiltrasyon, 55, 56, 67, 68, 168,
179, 294, 299, 426, 519, 520,
521, 531, 532, 868, 953, 958,
1004, 1114, 1190, 1206, 1285,
1402
Nanokompozit, 51, 52, 1396, 1402
NeWater, 906

O

Orange County, 911, 912
OsMBR, 753, 771, 772, 773, 774,
775, 776, 777, 778, 779, 809,
810, 1396

Ö

Ön arıtma, 260, 291, 292, 293, 321,
337, 572, 591, 902, 1304

P

Paketleme oranı, 1403
Pervaporasyon, 17, 18, 23, 55, 56,
83, 84, 131, 1403
Porozite, 237, 1403
Proses suyu, 14, 59, 70, 74, 79, 81,
517, 518, 522, 523, 529, 531,
541, 543, 545, 850, 887, 895,

896, 903, 929, 936, 967, 992,
995, 1140

Q

QQ MBR, 753, 759, 761, 763, 764,
765, 766, 767, 768, 769, 770,
771
Quorum Quenching, 753, 754, 755,
756, 757, 759, 762, 766, 802,
805, 806, 807, 811, 1408

R

ROSA, 412, 480, 481, 482, 491

S

Sağlamlık testleri, 1265, 1293
SDI, 170, 171, 172, 261, 307, 324,
325, 326, 337, 338, 339, 340,
341, 368, 369, 412, 413, 434,
436, 439, 441, 467, 470, 479,
909, 928, 1004, 1158, 1192,
1198, 1287, 1288, 1298, 1397
Seçicilik, 13, 62
Sıfır-sıvı deşarjı, 1056
Sıvı membran, 975, 976
Sızıntı suyu, 735, 997, 1001, 1003,
1004, 1005, 1008, 1009, 1010,
1011, 1012, 1013, 1042
Siyah su, 813, 821, 830, 831, 832,
1404
SKKY, 612, 630, 872, 884, 1000,
1001
SPARRO, 1075, 1076
Spiral sargılı membran, 198, 199,
362
Su geri kazanım, 11, 12, 13, 544,
850, 851, 852, 863, 908, 911,
913, 919, 982, 983
Su kılıfı, 12, 13, 14
Su stresi, 4, 5, 849, 851, 884
Süngerimsi yapı, 1405

T

Tekstil atıksuyu, 727, 952, 953,
955, 959, 960
Ters elektroliz prosesi, 1068
Ters osmoz, 16, 18, 20, 29, 39, 41,
46, 48, 60, 65, 67, 68, 71, 72, 74,
83, 102, 105, 119, 128, 130, 131,
137, 149, 164, 173, 175, 179,
191, 193, 198, 199, 213, 219,
261, 287, 288, 289, 294, 295,
296, 299, 310, 316, 320, 321,
322, 326, 336, 347, 369, 370,
372, 378, 381, 384, 431, 434,
436, 437, 439, 440, 443, 463,
465, 479, 480, 483, 491, 530,
531, 534, 535, 542, 543, 544,
546, 712, 772, 773, 887, 955,
956, 958, 961, 969, 1004, 1006,
1007, 1056, 1062, 1066, 1069,
1070, 1073, 1076, 1123, 1125,
1153, 1156, 1157, 1159, 1160,
1161, 1170, 1171, 1192, 1201,
1202, 1203, 1204, 1208, 1209,
1214, 1219, 1220, 1221, 1247,
1255, 1285, 1291, 1297, 1330,
1332, 1334, 1335, 1338, 1340,
1346, 1351, 1352, 1353
Tıkanma, 157, 164, 169, 171, 178,
180, 200, 202, 209, 227, 268,
269, 270, 272, 274, 276, 277,

278, 319, 333, 336, 446, 573,
574, 660, 671, 868, 1388, 1393,
1402, 1406

Tuzlu su, 14, 373, 374, 410, 978,
1062, 1070, 1172, 1231
Tübüler, 42, 43, 62, 180, 182, 183,
201, 202, 204, 226, 227, 234,
561, 666, 667, 682, 683, 689,
728, 731, 735, 737, 1357, 1361,
1407

U

Ultrafiltrasyon, 18, 19, 29, 55, 56,
64, 115, 149, 217, 421, 425, 436,
455, 457, 458, 459, 460, 461,
462, 466, 468, 469, 470, 518,
519, 886, 953, 955, 958, 969,
970, 1003, 1027, 1171, 1204,
1255, 1269, 1272, 1407

V

VSEP, 1074, 1075, 1079, 1147

Y

Yakıt hücresi, 1354, 1355, 1368,
1369, 1371, 1372
Yeter sayı etkisini azaltma, 755,
756, 1408