



**SEYRELTİK MEZBAHA BOYUN KANININ
MEMBRAN BİYOREAKTÖR SİSTEMİ
İLE ARITIMININ İNCELENMESİ**

Enes ÖZGENÇ

**Yüksek Lisans Tezi
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Çevre Teknolojisi Bilim Dalı
Doç. Dr. Okan Tarık KOMESLİ**

2019

Her Hakkı Saklıdır

**ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**SEYRELTİK MEZBAHA BOYUN KANININ MEMBRAN
BİYOREAKTÖR SİSTEMİ İLE ARITIMININ İNCELENMESİ**

Enes ÖZGENÇ

**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
Çevre Teknolojisi Bilim Dalı**

**ERZURUM
2019**

Her hakkı saklıdır



T.C.
ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



TEZ ONAY FORMU

**SEYRELTİK MEZBAHA BOYUN KANININ MEMBRAN BİYOREAKTÖR
SİSTEMİ İLE ARITIMININ İNCELENMESİ**

Doç. Dr. Okan Tarık KOMESLİ danışmanlığında, Enes ÖZGENÇ tarafından hazırlanan bu çalışma 19/07/2019 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı – Çevre Teknolojisi Bilim Dalı'nda Yüksek Lisans Tezi olarak (.../...) oybirliği/oy çokluğu ile kabul edilmiştir.

Başkan: Prof. Dr. Alper Erdem YILMAZ

İmza:

Üye: Doç. Dr. Okan Tarık KOMESLİ

İmza:

Üye: Dr. Öğr. Üyesi İbrahim CENGİZ

İmza:

Yukarıdaki sonuç;

Enstitü Yönetim Kurulunun 25.../07.../ 2019... tarih ve 30.../...67.....
nolu kararı ile onaylanmıştır.

Prof. Dr. Mehmet KARAKAN
Enstitü Müdürü

Not: Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaklardan yapılan bildirişlerin, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak olarak kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere tabidir.

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

SEYRELTİK MEZBAHA BOYUN KANININ MEMBRAN BİYOREAKTÖR SİSTEMİ İLE ARITIMININ İNCELENMESİ

Enes ÖZGENÇ

Atatürk Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Çevre Teknolojisi Bilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Okan Tarık KOMESLİ

Yapılan çalışmada, membran biyoreaktör sistemi ile seyreltik mezbaha boyun kanının arıtım verimi incelenmiştir. Çalışma sırasında 8, 10 ve 12 L/m²-sa akı değerlerinde KOİ, NH₄⁺-N ve PO₄⁻³-P giderim verimleri incelenmiştir. Bu çalışma prensibinde, laboratuvar ölçeğinde kurulan biyolojik reaktör sistemine, seyreltik mezbaha boyun kanı ile katı-sıvı ayrımını etkin bir şekilde gerçekleştirmek için peristaltik pompa ile besleme yapılmıştır. Sentetik olarak seyreltilen mezbaha boyun kanının KOİ, NH₄⁺-N ve PO₄⁻³-P konsantrasyonu sırasıyla 1000-1200, 0,2-0,4 ve 40-50 mg/L aralığında değişiklik göstermiştir. En yüksek KOİ ve PO₄⁻³-P giderim verimi 8 L/m²-sa akı değerinde gözlemlenmiştir. Bu akı değeri için membran biyoreaktör sisteminde KOİ ve PO₄⁻³-P giderim verimi sırasıyla %99 ve %98'in üzerindedir. Yapılan çalışmada, yüksek miktarda protein içeren mezbaha boyun kanındaki parçalanabilir protein ve protein olmayan azotlu bileşikler mikroorganizmalar tarafından parçalanarak serbest amino asit ve amonyak formuna dönüştüğü görülmüştür. Dönüşümün, nitrifikasyondan daha fazla olduğu görüldüğünden dolayı NH₄⁺-N giderim verimi gerçekleşmemiştir. Elde edilen sonuçlar, seyreltik mezbaha boyun kanının, membran biyoreaktör sistemi ile yüksek verimlerde giderilebileceğini göstermiştir. Seyreltik mezbaha boyun kanı ile yapılan bu çalışmanın sonucunda elde edilen akı verisi, membran yüzeyindeki kirliliğin yüksek akı değerlerinde daha hızlı gerçekleştiğini göstermiştir.

2019, 67 sayfa

Anahtar Kelimeler: Membran Biyoreaktör (MBR), Batık Membran Filtrasyonu, Nutrient Giderimi, Mezbaha Boyun Kanı

ABSTRACT

Master Thesis

INVESTIGATION OF TREATMENT BY MEMBRANE BIOREACTOR SYSTEM OF DILUTED SLAUGHTERHOUSE NECK BLOOD

Enes ÖZGENÇ

Ataturk University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering
Department of Environmental Technology

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Okan Tarık KOMESLİ

In this study, the treatment efficiency of diluted slaughterhouse neck blood was investigated by membrane bioreactor system. During the study, fluxes of MBR system were arranged 8, 10 and 12 L/m²-h and removal of COD, NH₄⁺-N, PO₄⁻³-P in each fluxes was investigated. In this study principle, biological reactor system established on laboratory scale was fed with peristaltic pump in order to realize efficiently solid-liquid separation by diluted slaughterhouse neck blood. COD, NH₄⁺-N and PO₄⁻³-P concentration of synthetically diluted slaughterhouse neck blood were 1000-1200, 0,2-0,4 and 40-50 mg/L respectively. The highest COD and PO₄⁻³-P removal efficiency was achieved when flux was arranged as 8 L/m²-h. For this flux value, COD and PO₄⁻³-P removal efficiency in membrane bioreactor system was over 99 and 98% respectively. In this study, degradable protein and non-protein nitrogenous compounds in slaughterhouse neck blood containing high amounts of protein are broken down by microorganisms. As a result, the protein breaks down into free amino acids and ammonia. The removal efficiency of NH₄⁺-N did not occur because the conversion appeared to be greater than nitrification. The results showed that diluted slaughterhouse neck blood was removed in high efficiency with membrane bioreactor system. The flux data obtained at the end of this study conducted with diluted slaughterhouse neck blood, showed that the pollution on the membrane surface was realized faster at high flux values.

2019, 67 pages

Keywords: Membrane Bioreactor (MBR), Submerged Membrane Filtration, Nutrient Removal, Slaughterhouse Neck Blood

TEŞEKKÜR

Bu çalışmayı değerli fikirleriyle bilimsel anlamda yön vererek titizlikle yöneten, çalışma süresince teşvik, hoşgörü ve fedakârlığı esirgemeyen, akademik çalışma, azim ve kararlılığını veren, bilgi ve tecrübelerinden istifade ettiğim ve sunduğu her türlü imkânla birlikte, gösterdiği sabır, hassasiyet ve desteği için saygıdeğer hocam Sayın Doç. Dr. Okan Tarık KOMESLİ'ye teşekkürlerimi sunarım.

Tez çalışmalarım kapsamında yardımlarını esirgemeyen, gösterdiği hassasiyet, ilgi ve yardımlarıyla çalışmalarına yön veren, tez ve deneylerle ilgili tüm konularda benimle bilgilerini paylaşan, yaydığı pozitif enerji ve dostluk duygusuyla mükemmel bir çalışma ortamı sağlayan, deneysel çalışmalarımı yakından takip ederek yorum ve önerileriyle yardımını aldığım ve tez çalışmalarına gerçek anlamda yüksek değer katarak birlikte çalışmaktan her zaman keyif aldığım ve alacağım çok değerli hocam Sayın Onur SÖZÜDOĞRU'ya teşekkürlerimi sunarım.

Tez çalışmalarım süresince yardımlarını esirgemeyen Çevre Mühendisliği Bölümünün öğretim üyelerine, araştırma görevlilerine ve diğer çalışan bütün personele ayrıca teşekkür ederim.

Öğrenim hayatımın başlangıcından bu yana maddi ve manevi yardımlarını hiçbir zaman esirgemeyen, her zaman sonsuz hoşgörü ve özveriyle beni destekleyen çok değerli AİLEM'E her şey için sonsuz teşekkürlerimi bildiririm.

Son olarak bu zor çalışma sürecinde en çok fedakârlığı gösteren, yükümü paylaşan, İrem BALIK'a, tüm işlerimde göstermiş olduğu sabır ve manevi desteklerinden ötürü, teşekkürlerimi sunarım.

Enes ÖZGENÇ

Temmuz, 2019

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
TEŞEKKÜR.....	iii
İÇİNDEKİLER	iv
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	ix
ÇİZELGELER DİZİNİ	x
1. GİRİŞ.....	1
2. KURAMSAL TEMELLER.....	3
2.1. Mezbaha Atıksularının Su ve Çevre Kirliliğine Yüklediği Zararlar	3
2.2. Biyolojik Arıtma.....	8
2.3. Membran Biyoreaktörler	9
2.3.1. Membranlar	9
2.3.2. Membran proseslerinin özellikleri ve gruplandırılması	13
2.3.3. Membran biyoreaktör türleri	16
2.3.4. Membran biyoreaktörlerin avantaj ve dezavantajları	20
2.3.5. Membranların kirlenmesi/tıkanması.....	21
2.3.6. Membran tıkanma proseslerini etkileyen faktörler	23
2.3.7. Membran kirlenme türleri	25
2.3.8. Membranlarda geri yıkama	27
2.3.8.a. Fiziksel geri yıkama.....	27
2.3.8.b. Kimyasal geri yıkama.....	28
2.3.9. Membran biyoreaktörlerin performansı	28
2.3.10. Membran biyoreaktörleri etkileyen temel etkenler	29
2.4. Mezbaha Atıksu Arıtımında Yapılan Deneysel Çalışmalar	32
3. MATERYAL ve METOD.....	37
3.1. Deneysel Düzenek	37
3.2. Aşı Mikroorganizma.....	40
3.3. Akı Ayarı	40

3.4. Kimyasal Oksijen İhtiyacının Belirlenmesi	41
3.5. NH_4^+ -N, NO_3^- -N ve PO_4^{3-} -P Ölçüm Analizleri	42
3.6. pH	42
3.7. Çözünmüş Oksijen Konsantrasyonu, Sıcaklık, Elektriksel İletkenlik.....	43
3.8. Mikroorganizma Konsantrasyonunun Belirlenmesi.....	43
3.9. Membran Kirlilik/Tıkanmasını Giderme Yöntemi.....	43
3.10. Mezhiba Boyun Kanının Bileşenleri	44
4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA.....	45
4.1. MLSS Değişimleri.....	46
4.2. Değişik Akılarda KOİ Değişimleri ve Giderim Verimi	47
4.3. Değişik Akılarda NH_4^+ -N Değişimleri ve Giderim Verimi	50
4.4. Değişik Akılarda PO_4^{3-} -P Değişimleri ve Giderim Verimi	52
5. SONUÇ ve ÖNERİLER.....	55
KAYNAKÇA.....	59
ÖZGEÇMİŞ	68

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Δp	: Membran basınç farkı
AÇ	: Aktif çamur
Ag_2SO_4	: Gümüş sülfat
AKM	: Askıda katı madde
AKR	: Ardışık kesikli reaktör
BaSO_4	: Baryum sülfat
bMBR	: Batık membran biyoreaktör
BOI_5	: 5 günlük BOİ
BOİ	: Biyolojik oksijen ihtiyacı
C	: Karbon
$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$	: Kalsiyum fosfat
CaCO_3	: Kalsiyum karbonat
CaSO_4	: Kalsiyum sülfat
ÇO	: Çözünmüş oksijen (mg/L)
DBR	: Döner biyolojik reaktörler
ED	: Elektrodializ
Eİ	: Elektriksel iletkenlik ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
EPS	: Hücre dışı polimerik madde
F/M	: Besi maddesi miktarı (Besin/Mikroorganizma)
H_2SO_4	: Sülfürik asit
HgSO_4	: Civa sülfat
HRT	: Hidrolik bekletme süresi
J	: Akı
$\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$	: Potasyum dikromat
KOİ	: Kimyasal oksijen ihtiyacı
MBBR	: Hareketli yataklı biyofilm reaktörler
MBR	: Membran biyoreaktör
MBRs	: Membran biyoreaktörler
MF	: Mikrofiltrasyon

MLSS	: Karışım sıvısı askıda katı maddeleri
N	: Azot
NaCl	: Sodyum klorür
NF	: Nanofiltrasyon
NH ₃	: Amonyak
NH ₃ -N	: Amonyak azotu
NH ₄ ⁺	: Amonyum
NH ₄ ⁺ -N	: Amonyum azotu
NO ₃ ⁻ -N	: Nitrat azotu
P	: Fosfor
PE	: Polietilen
PES	: Polietilensülfon
PHA	: Polihidroksialkanat
PO ₄ ⁻³ -P	: Fosfat fosforu
PP	: Polipropilen
PVDF	: Polivinildenflorid
R _a	: Adsorplanma direnci
R _{cp}	: Konsantrasyon polarizasyon direnci
R _g	: Jel polarizasyon direnci
R _m	: Membran direnci
RO	: Ters osmoz
R _p	: Gözeneklerin tıkanması direnci
SBR	: Seri bağlı kesikli reaktörler
SMP	: Çözünür mikrobiyal ürünler
SrSO ₄	: Stronsiyum sülfat
SRT	: Çamur alıkonma süresi
TAKM	: Toplam askıda katı madde
TMP	: Transmembran basıncı
TN	: Toplam azot
TP	: Toplam fosfor
UASB	: Yukarı akışlı çamur yataklı anaerobik reaktör
UF	: Ultrafiltrasyon

YS : Yapay sulak alanlar

μ : Akışkan viskozitesi



ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. Atıksu arıtma teknolojilerinin yıllara göre değişim şeması.....	9
Şekil 2.2. Membran prosesler akım şeması	10
Şekil 2.3. Parçacık boyutuna göre membran ayırma proseslerinin seçim şeması	11
Şekil 2.4. Yatay akış ve dik akış filtrasyonu.....	14
Şekil 2.5. Harici MBR sistemi	16
Şekil 2.6. Havalandırma tankı içerisinde batık MBR sistemi.....	16
Şekil 2.7. Harici bir filtrasyon tankında batık membran sistemi	17
Şekil 2.8. Membran kirlenmesi.....	24
Şekil 2.9. Membran filtrasyonda oluşan dirençler	25
Şekil 3.1. MBR sisteminin deneysel düzeneği 1	37
Şekil 3.2. MBR sisteminin deneysel düzeneği 2	38
Şekil 3.3. Seyreltik mezbaha boyun kanı ile beslenen membran biyoreaktör sisteminin deneysel düzeneği.....	38
Şekil 3.4. KOİ analizi sırasında konsantrasyon belirlemek için kullanılan kalibrasyon eğrisi grafiği.....	42
Şekil 4.1. Deneysel çalışma sırasında MLSS değişimi.....	46
Şekil 4.2. MBR giriş atıksuyu ve çıkış suyu KOİ değişimleri.....	47
Şekil 4.3. MBR sisteminde değişik akılarda KOİ giderim verimleri.....	48
Şekil 4.4. MBR giriş atıksuyu ve çıkış suyu NH_4^+ -N değişimleri.....	50
Şekil 4.5. MBR giriş atıksuyu ve çıkış suyu PO_4^{3-} -P değişimleri.....	52
Şekil 4.6. MBR sisteminde değişik akılarda PO_4^{3-} -P giderim verimleri	53

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Membran proseslerinin uygulama alanlarına göre gruplandırılması	12
Çizelge 2.2. Membran proseslerinin kendi içerisinde sürücü kuvvetlerine göre gruplandırılması	15
Çizelge 2.3. Batık membran prosesleri için işletme koşulları	18
Çizelge 2.4. bMBR ve harici MBR sistemlerinin karşılaştırılması	19
Çizelge 3.1. Membran biyoreaktör sistemi ve membran materyalinin özellikleri.....	40
Çizelge 3.2. Ham mezbaha boyun kanı ve seyreltik mezbaha boyun kanının karakteristiği.....	44

1. GİRİŞ

Çevre ve su kirliliği, dünyanın karşı karşıya kalmış olduğu en büyük problemlerden birisi olarak görülmektedir. Hızla gelişen; nüfus, yerleşim alanları ve endüstrileşmeden dolayı temiz su kaynaklarının kirlenmesi, doğrudan veya dolaylı bir şekilde insanları ve diğer canlı varlıkları olumsuz bir şekilde etkilemektedir. Yoğun ölçüde kirlilik tehditi altında olan doğada, tüketilen su miktarının artmasının sonucu olarak farklı karakterizasyonda atıksular oluşmakta ve doğanın özümleme kapasitesini aşmaktadır. Arıtılmamış veya deşarj standartlarını sağlamayan atıksular, alıcı ortamların (göl, nehir, ırmak, vb.) kirlilik derecesini önemli derecede artırmakta ve iklim değişikliklerinden kaynaklanan düzensiz yağışlardan dolayı mevcut yer altı ve yüzeysel sular bu durumlardan olumsuz ölçüde etkilenmektedir. Az gelişmiş ya da gelişmekte olan ülkelerde endüstriyel atıksuların %70'i, evsel atıksuların ise %95'i arıtılmadan alıcı ortamlara deşarjı gerçekleşmekte ve temiz su kaynakları oldukça kirlenmektedir (Bakış vd 2011). Dolayısıyla, ekolojik dengenin bozulmasına neden olmaktadır. Doğal çevrenin yapı ve bileşiminin bozularak özünün değişmesi, canlı hayatı üzerinde olumsuz etkiler oluşturduğundan dolayı çevre ve halk sağlığını korumak adına değişik karakteristiklere sahip atıksuların verimli bir şekilde giderimi için uygun yöntemlerin araştırılması, çağdaş yaşamın odak noktası haline gelmiş durumdadır. Zaman ilerledikçe değişen teknolojilerin ve yeni kirlletici bileşenlerin belirmesiyle atıksu karakterizasyonu sürekli olarak değişmektedir. Bu durum, sadece çevre ve su kirliliğini beraberinde getirmemekle birlikte sağlık problemlerine de sebep olabilecek boyuta gelmiş durumdadır. Ekolojik dengenin bozulmasına neden olan endüstriyel atıksular alıcı ortama yükleyeceği zarar, hacim ve konsantrasyonuna bağlı olarak değişiklik göstermektedir. Özellikle son yıllarda endüstriyel atıksuların kirlilik derecesi açısından çok ciddi boyutlara ulaşmış olduğu bilinen bir gerçektir.

Bu atıksulardan birisi olan mezbaha boyun kanı hem ciddi ölçüde küresel tehdit, hem de içerdiği patojen ve toksik kimyasallardan dolayı önemli bir kirlilik kaynağı olarak görülmektedir. Farklı Avrupa kanunları mezbaha atıksularının karakterizasyonunu 'çok kirlletici' olarak sınıflandırmaktadır. Gelişmiş ülkelerde çevre ve insan sağlığını koruma

bakımından mezbahane atıksu deşarj standardı üzerindeki mevzuat katı bir şekilde uygulanmaktadır. Dolayısıyla, sanayileşen ülkelerde mezbahaneler, halk sağlığını ve çevre sağlığını korumak maksadıyla sıkı bir şekilde yönetilmektedir. Bu durum, endüstriyel atıksu arıtım teknolojisinin zaman geçtikçe daha çok ilerlemesine olanak tanımıştır. Bu zamana kadar atıksu arıtımında klasik arıtım yöntemleri yaygın bir şekilde kullanılmıştır ancak atıksudaki organik kirliliği gidermek konusunda yetersiz olduğu belirtilerek günümüzde yeni arıtım yöntemlerinin bulunmasına ve geliştirilmesine sebep olmuştur. Endüstriyel atıksularda, yüksek organik madde içeriğinden dolayı arıtma teknolojilerinin büyük bir bölümü biyolojik arıtma proseslerine dayanmaktadır. Bu teknolojiler arasından membran biyoreaktör sistemleri, düşük çamur üretimi, daha az alan ihtiyacı ve etkin katı-sıvı ayrımı sayesinde elde edilen yüksek giderim verimi gibi sağladığı avantajlar sayesinde evsel ve endüstriyel atıksu arıtımında giderek artmakta olan bir popülerlik kazanmış ve son zamanlarda kullanım alanı oldukça genişlemiş durumdadır. MBR, karışım sıvısı ile çıkış suyunu ayıran membran filtrasyonu ile atıksudaki mikroorganizmalar tarafından oksijen kullanılarak organik maddenin giderildiği biyoreaktör ile bütünleşik bir biyolojik arıtım sistemidir. MBR sistemi, nütrientleri çökebilir biyokütle formuna getirerek ortamdan giderilmesini sağlayan alternatif bir sistem olarak geliştirilmiştir. Bu çalışmanın amacına yönelik havalı (aerobik) ve havasız (anaerobik) olmak üzere birçok farklı arıtma sistemi geliştirilmiştir ve membran biyoreaktör teknolojisi, yapısında organik madde bakımından yüksek olan seyreltik mezbaha boyun kanının arıtılması için birer alternatif olarak görülmüştür. Bu deneysel çalışmada, yüksek KOİ, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ içeriğine sahip mezbaha boyun kanının arıtılmasında aerobik membran biyoreaktör sistemi kullanılacaktır. Biyoreaktör, vakum pompası ile farklı akı değerlerinde, seyreltik mezbaha boyun kanı ile beslenecektir. Batık membran filtrasyon sistemi kullanılarak MBR sisteminin değişik akı değerlerinde arıtma verimleri, sistem performansı ve çıkış suyu kalitesi incelenerek en uygun deneysel koşullar belirlenecektir.

2. KURAMSAL TEMELLER

2.1. Mezbaha Atıksularının Su ve Çevre Kirliliğine Yüklediği Zararlar

Mezbaha atıksuları, gıda ve tarım endüstrisi kategorisinde endüstriyel atıksu olarak kabul görmüş ve Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı tarafından su hacmi ve kirlletici konsantrasyonu bakımından çevreye en fazla zarar veren atıksulardan biri olarak tanımlanmıştır (ABD-EPA 2004; Tong *et al.* 2018). Endüstrilerin birçok farklı prosesinden kaynaklanan ve deşarj edilmiş oldukları alıcı su ortamında olumsuz etkilere neden olan endüstriyel atıksular, karakteristiğinde inorganik ve/veya organik maddeleri bulundurmaktadır. Ekolojik dengenin bozulmasına neden olan endüstriyel atıksular, alıcı ortama yükleyeceği zarar, hacim ve konsantrasyonuna bağlı olarak değişiklik göstermektedir. Özellikle son yıllarda endüstriyel atıksuların kirlilik derecesinin çok ciddi boyutlara ulaşmış olduğu bilinen bir gerçektir. Bu atıksulardan birisi olan mezbaha boyun kanı atıksuyu, hem ciddi ölçüde küresel tehdit hem de içerdiği patojen ve toksik kimyasallardan dolayı önemli bir kirlilik kaynağıdır (Abyar *et al.* 2018; Reilly *et al.* 2018). Dolayısıyla, arıtımı gerçekleşmeden alıcı ortamlara deşarj edilen mezbaha atıksuları yüzeysel sulara, yeraltı ve içme sularına karışarak önemli boyutlarda çevre ve su kirliliği problemlerini yaratmanın yanı sıra canlılar açısından da oldukça toksik etkiler oluşturmaktadır. Doğa belirli konsantrasyonlara kadar alıcı ortamlara verilmiş ya da verilecek olan kirlilik yükünü kabul edebilmektedir. Dolayısıyla, mezbahanelerden gelen kirliliğin atıksularla doğaya deşarjı gerçekleşmeden önce doğanın özümleme kapasitesini aşmayacak ölçüde zararsız bir forma dönüştürülmelidir.

Mezbaha atıksularında bulunan ana kirleticiler, organik maddelerdir ve protein, yağ ve fiberlerin kompleks karışımı olarak ifade edilmektedir (Ruiz 1997; Tong *et al.* 2018). Et işleme ve kesim işlemlerinden kaynaklanan, karakteristiğinde yüksek organik madde ve azotlu madde bulunduran, KOİ, BOİ₅, AKM, çözünmüş madde ve yağ konsantrasyonlarının oldukça yüksek olduğu biyolojik olarak ayrışabilen atıksular meydana gelmektedir (Oğuz ve Oğuz 1993; Liu *et al.* 2015). Biyolojik büyümeyi gerçekleştirerek besin maddeleri bakımından oldukça yüksek ve zengin olan organik

maddeleri içeren mezbaha atıksularının genel olarak organik yüküne; yağ, kan, çözünebilir proteinler ve kolloidal parçacıklar neden olmaktadır (Ün vd 2009; Ahmadian *et al.* 2012). Aynı zamanda, mezbaha atıksuları; besin maddelerini, ağır metalleri, rengi ve bulanıklığı da içermektedir (Tevkur 2015). En önemli bileşeni kan olan mezbaha atıksuyunun arıtımı, organik madde içeriğinin yüksek olması bakımından zordur.

Et üretim endüstrisi; dünya nüfusunun artışı, gelir ve yaşam standartları artışına paralel olarak büyümeye devam eden endüstrilerdir (Tong *et al.* 2018). Mezbaha endüstrileri kendi faaliyetlerini sürdürmek için büyük hacimlerde su ihtiyacı duymaktadır ve bu yüzden drenaj sistemine deşarjı yapılmadan önce arıtımı yapılması gereken önemli miktarda atıksu üretmektedir (Reilly *et al.* 2018). Kesimi yapılan hayvan başına su tüketim kapasitesi, uygulanan işleme ve hayvanın cinsine göre 1 – 9 m³ aralığında değişmektedir (Aziz *et al.* 2019). Bu sebeple, et işleme tesisleri ve mezbahanelerde kullanılan su miktarı ve oluşan atıksu miktarı bakımından diğer tesislerle karşılaştırıldığında önemli derecede farklılıklar göstermektedir. Büyükbaş hayvanın kesimi sonucu oluşan atıksular, kesimhane hattından gelen işlem suyu ve organik maddelerin konsantrasyonunda oldukça önemli bir değişime sebep olan boyun kanından gelen karışımdır. Önemli bir kirlilik bileşeni olarak bilinen mezbaha boyun kanı, et işleme ve kesim prosesleri sırasında oluşan hayvan kesimi sonucunda elde edilmektedir (ABD-EPA 2002). Kesim sürecinde bir hayvandan, ağırlığının yaklaşık olarak %6 - 7'si kadar kan atığı oluşmaktadır ve kan atığının %7'si proteindir (Gökalp ve Yanar 1986). Kanın BOİ₅ değeri yaklaşık olarak 150000-200000 mg/L ve pıhtılaşmış kanın BOİ₂₀ değeri ise 470000 mg/L civarında olup atıksudaki kirlilik yükünü önemli derecede artırmaktadır. Yapısında oldukça yüksek miktarlarda KOİ, BOİ, TAKM, TP, TN içeren mezbaha boyun kanı aynı zamanda yapısında bakteriler, patojenik ve patojenik olmayan virüsler ve parazit yumurtaları içerdiği için ciddi ölçüde çevresel kirlilik kaynağı olarak görülmektedir (Nunez *et al.* 1999; Vidal *et al.* 2019).

Mezbaha atıksuları; su kullanımı, et işlenme miktarı, kan tutma verimi ve kesilen hayvan cinsine bağlı olarak da organik yükteki değişikliğe neden olmaktadır (Masse and Masse 2000; Satyanarayan *et al.* 2005). Su ve toprakta mikrobiyolojik olarak bozulmaya karşı oldukça dirençli olan organik bileşiklerin derişimleri çok küçük bile olsa toksik ve zararlı olarak kabul görmektedir (Babuponnusami and Muthukumar 2014; Pouran *et al.* 2015). Dolayısıyla, organik bileşenler; toksik, kanserojen, mutajenik, endokrin bozucu olduklarından dolayı sularda aktif olması, insan sağlığı bakımından önemli derecede olumsuz etkilere neden olmakta ve risk teşkil etmektedir. Bu atıksuların alıcı ortamlara doğrudan deşarj edilmesi durumunda, yüzeysel su ortamında birincil üretimi sınırlandıran faktörler olan yüksek TN ve TP içeriğinden dolayı alıcı ortamda çözünmüş oksijen tüketimine ve su ortamının olumsuz yönde etkilenmesine dolayısıyla ötrofikasyona neden olmaktadır (Rinquest *et al.* 2019). Yüzeysel su ortamlarında bulunan azot ve fosfor yüklerinin kontrolsüz bir şekilde alıcı ortamlara deşarjı ile ortamda gerek balık ölümleri gerek oksijen tüketimi gerek ötrofikasyon gerekse sucul büyümeyi artırdığı ve ekolojik problemlere yol açtığı görülmüştür. Deşarj edilen bu endüstriyel atıksularda mevcut toplam askıda katı madde, su ortamında dipsel birikimlere neden olmakta ve bulanıklığa meydan vermektedir. Sonuç olarak alg mineralizasyonu, çözünmüş oksijen konsantrasyonunu olumsuz ölçüde etkileyerek sudaki yaşam faaliyetlerinin bozulmasına neden olmaktadır. Biyolojik oksijen ihtiyacı nedeniyle oksijen konsantrasyonunun azalması, hem sudaki aerobik yaşam faaliyetlerini hem de sucul canlıların yaşam koşulları gibi önemli unsurları ortadan kaldırabilir. Oksijenin tamamen yok olmasıyla beraber anaerobik ayrışma safhası meydana gelmekte ve metan ve hidrojen sülfid gibi istenmeyen ayrışma ürünleri ortaya çıkmaktadır. Alıcı ortamlara karışan mezbaha boyun kanında bulunan patojenler, bu atıksuya maruz kalan canlılara bulaşabilir dolayısıyla alıcı ortamların gerek içme gerekse sulama amacı ile kullanımını kısıtlı hale getirmektedir (Cao and Mehrvar 2011). Bu nedenle azot ve fosforun kontrolü ve deşarj standartlarının sınırlandırılması önem kazanmıştır ve son yıllarda kurulan bütün klasik atıksu arıtma tesislerinde azot ve fosfor giderim prosesleri de yer almaktadır. Ayrıca, deşarj öncesi giderilmesi gereken amonyum, yüzeysel sularda nitrifikasyona neden olmakta ve çözünmüş oksijen konsantrasyonunun azalmasına yol açmaktadır. Mezbaha boyun kanı atıksuyu, bünyesinde su hayatına doğrudan zehirli olan krom ve amonyak gibi bileşikler

barındırabilir ve ham mezbaha boyun kanının alıcı su ortamına doğrudan deşarj edilmesi, yüksek organik yükten dolayı mümkün olmamaktadır (Uğurlu 2004). Mezbaha atıksuları; KOİ, TN ve TP bakımından yüksek konsantrasyonlarda olduğundan dolayı dünya çapında zararlı olduğu düşünülmektedir (Tong *et al.* 2018). Örneğin, mezbaha atık sularındaki KOİ çoğu kez %95 oranında giderilmeyi gerektirmektedir ve aynı zamanda, N ve P için de çevreye deşarj edilmeden önce gerekli ölçüde arıtım seviyeleri gerekmektedir (Reilly *et al.* 2018). Dolayısıyla, mezbaha atıksularında bulunan organik bileşenleri gidermek büyük önem arz etmektedir.

Ayrıca, çevreye zarar veren başlıca kaynaklardan birisi de insan faaliyetleri sonucu ortaya çıkan atıksulardır (Nwabanne and Obi 2017). Et işleme endüstrilerinin çevre ve halk sağlığı açısından genel etkileri ise insan kaynaklı mezbaha faaliyetleri ile doğrudan etkileşim halinde olması, kan atığının ve kötü kokuların yetersiz yönetimi sebebiyle olumsuz ölçüde etkilenen çevre ile dolaylı etkileşimlerle ilgilidir (Mbuligwe 2009). Bu nedenlerden dolayı çevre kirliliği ve insan sağlığı üzerine etkilerini önlemek ve çevreye salınımı önemli sorunlara yol açtığı için organik yük bakımından yüksek olan mezbaha boyun kanının çevre ile dolaylı etkileşim haline geçmeden önce alıcı ortamlara deşarj edilmeden verimli bir şekilde arıtılması gerekmektedir (Vidal *et al.* 2019). Bu sebeple su; endüstriyel proseslerde son derece değerli, ekonomik, stratejik ve önemli bir maliyet kaynağı olarak görülmektedir ve mezbaha atıksularının alıcı ortamlara deşarjı gerçekleşmeden önce belirli seviyeler ölçüsünde arıtıma tabi tutulmalıdır (Reilly *et al.* 2018). Dolayısıyla, mezbaha atıksularının zararsız bir form kazanmasıyla temiz su kaynaklarının kirlenmesi de önlenmiş olacaktır.

Kentleşme ve endüstriyel ilerlemelere paralel olarak su tüketimi ve atıksu miktarındaki artış, yerleşim alanlarına olan talebin artması, kalite kontrol ve standartlardaki gelişmeler, su ve atıksu arıtımında daha verimli biyoteknolojilerin araştırılması çalışmalarını hızlandırmıştır. Özellikle son yıllarda mezbaha atıksuları, kirlilik derecesi açısından oldukça risk teşkil ettiği ve bu atıksuların ileri düzeyde arıtılması gerektiği yapılan araştırmalar sonucunda ortaya çıkmıştır. İleri arıtım yapılması uygun görülen mezbaha atıksularının, sürdürülebilir bir kalkınma için işlenerek yeniden kullanılması

bunun sonucu olarak gelecek nesillere temiz su kaynağı sağlanması gerekmektedir. Bu sebeple, mezbaha boyun kanı atıksuyunun istenilen arıtım derecesine göre birçok farklı işletim yöntemleri bulunmaktadır. Bu yöntemler ön arıtım işleminden sonra istenilen arıtım düzeyine göre; arazi uygulaması, fizikokimyasal arıtma, biyolojik arıtma, ileri oksidasyon prosesleri ve birleşik işlemler olmak üzere beş ana alt gruba ayrılmaktadır (Valta *et al.* 2015). Her sistemin kendi içerisinde avantajları ve dezavantajları bulunmaktadır. Bunlarla beraber, özel bir arıtımın seçimi; temel olarak arıtılan mezbaha atıksuyunun karakteristiğine, en uygun teknolojiye ve farklı ülkelerdeki mevcut düzenlemelere bağlıdır. Mezbaha boyun kanı bileşiklerinin konsantrasyonlarını azaltmak için elektrokoagülasyon, membran ayırma, gelişmiş oksidasyon, fiziko-kimyasal işlemler ve biyolojik arıtma gibi çok sayıda teknoloji uygulanmıştır (Aziz *et al.* 2019). Bu prosesler içerisinde membran biyoreaktör teknolojisi, yapısında yüksek süspansiyonlu katı madde, proteinler, lifler, lipitler ve karbonhidrat bakımından zengin olan mezbaha atıksuyunun arıtılması için birer alternatif olarak görülmektedir (Bull *et al.* 1982; Tritt and Schuchardt 1992; San Jose 2004; Mittal 2004; Eryuruk *et al.* 2014; Aziz *et al.* 2019). Ön arıtım, genel olarak; ayırma, çöktürme, kan ve yağ toplama adımlarını içermektedir. Arazi uygulaması, mezbaha atıksuyunun dolaysız bir şekilde tarım arazisi üzerine sulanmasını içermektedir. Fizikokimyasal giderim metotları; çözünmüş hava flotasyonu, koagülasyon, flokülasyon, elektrokoagülasyon ve membran teknolojilerini kapsamaktadır. Biyolojik arıtma metodu, aerobik ve anaerobik yöntemleri kapsamaktadır. Birçok farklı ileri oksidasyon çeşidi bulunmaktadır ve atıksuda bulunan organik ve inorganik maddelerin hidroksil radikalleriyle reaksiyonu sonucu oksidasyonu ve bozunması için UV/H₂O₂ ve UV/O₃ proseslerini kapsamaktadır. Kombine prosesler ise et işleme endüstrisinde suyun geri kazanılmasına izin veren yüksek kalitede arıtılmış su sağlayabilmektedir (Tevkur 2015).

Bu zamana kadar atıksu arıtımında kullanılan klasik arıtım teknikleri yaygın ölçüde kullanılmıştır fakat atıksudaki organik kirleticileri giderme konusunda yetersiz olduğu belirtilmiştir (Gao *et al.* 2004; Bethi *et al.* 2016) ve yüksek maliyet gerektiren ileri arıtım sistemleri düşük maliyetli arıtım proseslerinin araştırılmasına sebep olmuştur (Yoon *et al.* 2004). Diğer arıtım yöntemleri ile karşılaştırıldığında biyolojik arıtım,

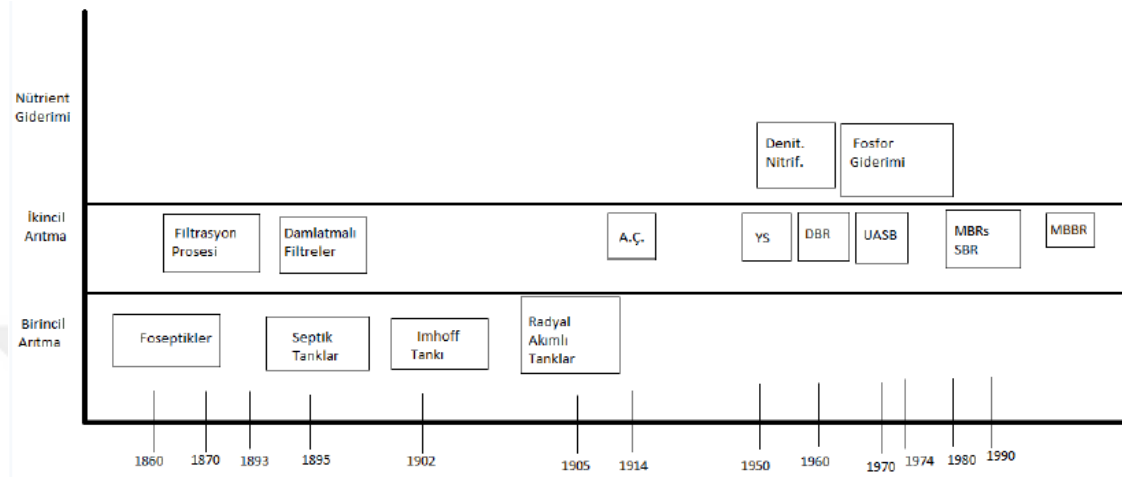
atıksu arıtımında en yaygın olarak kullanılan yöntemlerden biri haline gelmiş durumdadır (Abyar *et al.* 2018). Mezbaha atıksularında fazla miktarlarda çözünmüş ve yüksek organik madde içeriğinden dolayı arıtma teknolojilerinin büyük bir bölümü biyolojik arıtma proseslerine dayanmaktadır. Bu prosesler arasında membran biyoreaktör sistemleri; düşük çamur üretimi, daha az alan ihtiyacı ve etkin ayrımı sayesinde elde edilen yüksek organik madde giderim verimi gibi sağladığı avantajlar sayesinde su ve atıksu arıtımında giderek artan bir popülerlik kazanmış ve son zamanlarda kullanım alanı oldukça genişlemiş durumdadır.

2.2. Biyolojik Arıtma

Biyolojik arıtım sistemlerinde amaç, atıksuda çökelemeyen kolloidalleri gidererek organik maddeleri daha kararlı bir forma getirmektir. Endüstriyel atıksu karakteristiğinde bulunan atıksular için organik ve inorganik bileşenlerin giderilmesi oldukça önemlidir. Ortamdaki oksijen konsantrasyonunun varlığına göre aerobik ve anaerobik şekilde kategorize edilen biyolojik arıtım, organik madde gideriminde oldukça etkili ve sık kullanılan bir yöntemdir. Aynı zamanda, azot ve fosfor gideriminde de oldukça etkili bir yöntem olduğu belirtilmiştir. Mikroorganizmalar aracılığıyla atıksu içerisinde fazla miktarda bulunan çözünmüş organik madde ve AKM, enerji ve besin kaynağı olarak kullanılarak atıksudan uzaklaştırılmaktadır. İçeriğinde organik madde, inorganik madde, canlı ve ölü mikroorganizmaları bulunduran aktif çamur sistemi, biyolojik arıtım proseslerinde sık kullanılan etkili bir yöntemdir. Mikroorganizmalar aracılığıyla kolloidal maddelerin ve çözünmüş maddelerin çökebilan biyolojik floklara dönüştürülmesinde oldukça etkilidir. Bu yöntem esasında, havalandırma havuzundaki mikroorganizmaların askıda kalmasının önemli olduğu belirtilmiştir. Atıksuların biyolojik arıtımında askıda büyüyen, yüzeyde büyüyen, birleşik askıda ve tutunarak büyüyen havalı prosesler ile membran sistemler kullanılmaktadır.

Günümüzde sahip olduğu birçok farklı avantajlarından dolayı membran prosesler giderek yaygınlaşmaktadır. Aktif çamur sistemlerinin gelişmiş bir hâl almasıyla

membran teknolojisi, çıkış suyu kalitesi ve düşük maliyet bakımından oldukça dikkat çekici uygulamalar olmuştur (Kulil 2015).



Şekil 2.1. Atıksu arıtma teknolojilerinin yıllara göre değişim şeması (Lofrano and Brown 2010; Yıldız vd 2013; Kulil 2015)

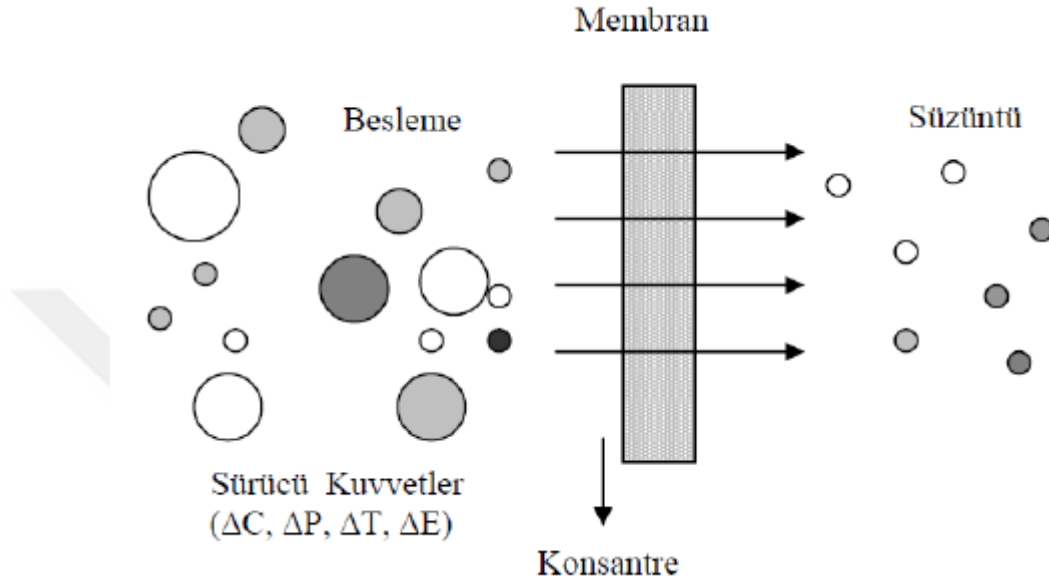
AÇ: Aktif çamur; YS: Yapay sulak alanlar; DBR: Döner biyolojik reaktörler; UASB: Yukarı akışlı çamur yataklı anaerobik reaktörler; MBRs: Membran biyoreaktörler; MBBR: Hareketli yataklı biyofilm reaktörler, SBR: Seri bağlı kesikli reaktörler (Kulil 2015).

2.3. Membran Biyoreaktörler

2.3.1. Membranlar

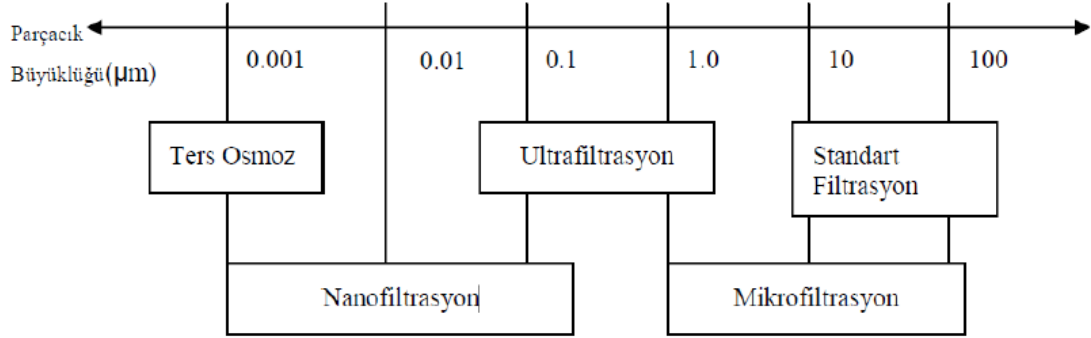
İki farklı fazın birbirinden etkin bir şekilde ayrımını yapan membran, aynı zamanda çeşitli karışımların ayrımı için geçirgen veya yarı geçirgen olarak tanımlanabilmektedir (Büyükdere 2008). Yoğun olarak saflaştırma, fraksiyonlara ayırma ve konsantrasyon artırma gibi çeşitli gayelerle kullanılan membran teknolojileri atıksu arıtımında; genel olarak biyolojik arıtım, uçucu organik madde ve mikroorganizma giderimi, sertlik ve filtrasyon amaçları için kullanılmaktadır (Yıldız vd 2013). Besleme atıksuyu ile membran ayırma sistemindeki giriş akımı, membrandan geçebilen akışkan kısım; süzüntü (permeat) ve membrandan geçemeyen; konsantre (retentat) şeklinde iki akım haline dönüşmektedir (Salt ve Dinçer 2006; Kulil, 2015). Membran kütle transferini

sağlayan sürücü kuvvetler; sıcaklık, basınç, konsantrasyon ve elektriksel potansiyel farkıdır (Koyuncu 2001).



Şekil 2.2. Membran prosesler akım şeması (Kaleli 2006)

Membran difüzyon deneyi ilk olarak Fransız Abbe Nollet tarafından 1748 yılında gerçekleştirilmiştir (Özkan 2007; Yıldız vd 2013). 1950 yılının sonlarında Loeb ve Sourirajan tarafından selüloz asetat membranların uygulanması maksadıyla faz dönüşüm metodunu geliştirmelerine rağmen 1960 yılında Michaels, asimetrik poliyonik membranları geliştirmiştir. Ancak, membranların atıksu arıtımı amacıyla kullanımı 1980’li yıllara dayanmakta ve giderek kullanımı yaygın hale gelmektedir (Koyuncu 2001). Membran prosesleri, uygulanan arıtım teknolojisi içinde iyi bir alternatif arıtım seçeneği olduğu belirtilmiştir (Kulil 2015). MBR sistemi, biyolojik arıtım ile beraber birleşik membran filtrasyonunu kapsayan bir proses olmasının yanı sıra (Han vd 2005) atıksu arıtımı ve işlenmesinde yaygın bir şekilde kullanılmaktadır (Gander *et al.* 2000; Lee *et al.* 2003; Arabi and Nakhla 2008; Ke and Junxin 2009; Wang *et al.* 2012). Bu proses, suda çözünmüş partikülleri membran yüzeyindeki küçük boşluklarda tutmakta ve böylece sudan giderimini sağlamaktadır. Bu işlem küçük boşluklarda tutunacak moleküllerin büyüklüğü ve ağırlıklarına göre gerçekleşmektedir.



Şekil 2.3. Parçacık boyutuna göre membran ayırma proseslerinin seçim şeması (Erol 2011; Kulil 2015).

Kullanılan membran türü bakımından basınçta farklılıklar meydana gelmektedir. Çizelge 2.1’de membran proseslerinin uygulama alanlarına göre gruplandırılması belirtilmiştir. Membran ayırma prosesi seçilirken işletim sırasında uygun basınç miktarı seçilmelidir. Eğer uygun olarak seçilen basınç miktarından daha fazlası uygulanırsa membran deformasyonuna dolayısıyla membran yapısının bozulmasına sebep olabilmektedir. Eğer uygulamak için uygun olarak belirlenen basınç altında işletilirse membrandan yeteri kadar verim alınamayabilir. Genellikle membranlar; yüksek geçirgenlik özeliğine, iyi seçiciliğe, kararlı işletme gibi özellikleri yapısında bulundurmalı ve membran ayırma proseslerinin seçiminde, ekonomik maliyetler ön planda tutulduğundan dolayı düşük maliyet gerektirmesi gibi özellikleri de yapısında bulundurmalıdır (Tang and Chen 2002).

Çizelge 2.1. Membran proseslerinin uygulama alanlarına göre gruplandırılması

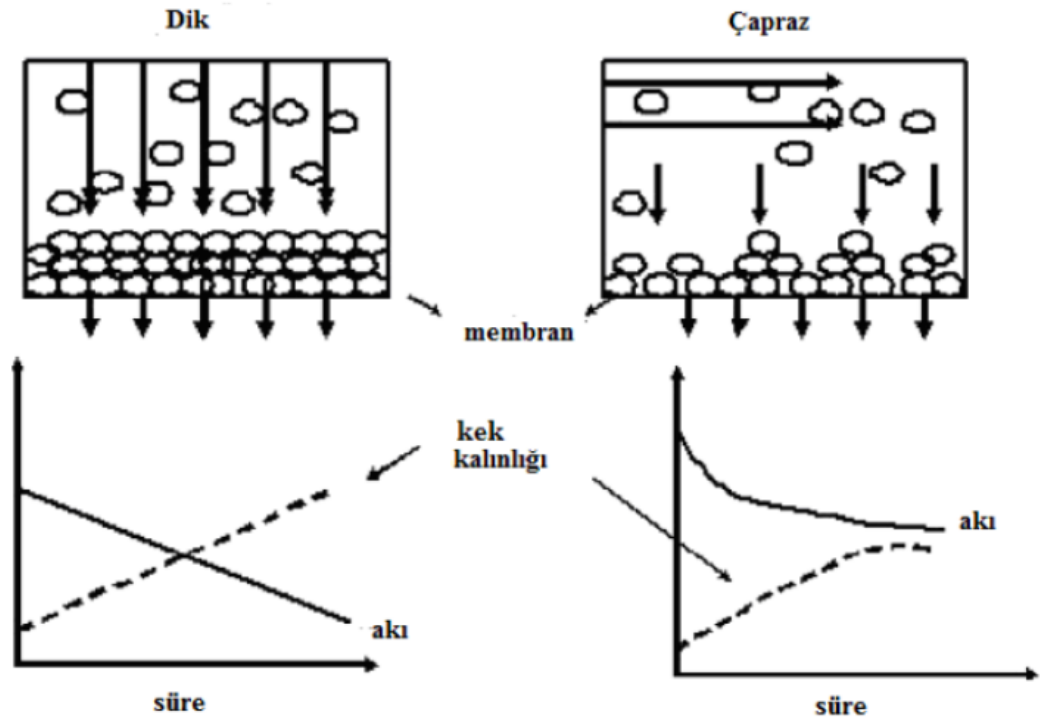
Membran Prosesi	Membran Tipi	Uygulanan Basınç Türü	Uygulamalar	Membran Kalınlığı
Mikrofiltrasyon	Simetrik ve asimetrik, mikroporoz	Hidrostatik basınç (<2)	Partikül ayrımı, steril filtrasyon	10-15 µm
Ultrafiltrasyon	Asimetrik, mikroporoz	Hidrostatik basınç (1-8 bar)	Makro moleküllerin ayrımı	0,1-1 µm
Nanofiltrasyon	Asimetrik	Hidrostatik basınç (10-30 bar)	Küçük organik bileşiklerin ve seçilmiş tuzların ayrımı	0,1-1 µm
Ters Osmoz	Asimetrik, Kompozit	Hidrostatik basınç (10-100 bar)	Küçük moleküller ağırlıklı çözünmüş maddelerin ayrımı	0,1-1 µm

Ters osmoz (RO), nanofiltrasyon (NF), ultrafiltrasyon (UF) ve mikrofiltrasyon (MF) işlemleri, gözenek boyutuna bağlı olarak partikülleri, kolloidleri ve makromolekülleri giderebilmektedir (Bustillo-Lecompte *et al.* 2015). Son zamanlarda, ön arıtım olarak nanofiltrasyon ve ters osmoz membran ayırma proseslerinden sonra partiküler maddeleri ayırmak amacıyla kullanılan mikrofiltrasyon membranlar 0,05 - 5 µm aralığında değişen nominal por çapına sahiptir. Moleküler büyüklük farkına dayanan membran teknolojisi olarak bilinen ve çözünmüş maddelerin, küçük partiküler maddelerin etkin ayrımını gerçekleştirmek amacıyla kullanılan ultrafiltrasyon membran gözenek çapı 0,05 ile 1 µm aralığındadır. Ters osmoz ve ultrafiltrasyon teknolojilerinin arasında bulunan nanofiltrasyon, moleküler ağırlığı düşük ve iki değerlikli iyonların gideriminde uygulanmaktadır. Por çapı 0,001 µm'den daha büyük moleküllerin giderimi

için kullanılan membran ayırma prosesi olmasına rağmen ters osmozla karşılaştırıldığında su kalitesinin daha düşük olduğu belirtilmektedir. Ancak, son zamanlarda kullanımı yaygınlaşmış olduğu belirtilmektedir (Kaleli 2006; Erol 2011; Sabri 2012; Kulil 2015). Tek yüklü iyonların tutulması için kullanılan ters osmoz membran ayırma prosesi, inorganik ve düşük molekül ağırlığına sahip organik maddelerin tutulması esasına dayanır. Bu prodesteki önemli değişkenler; AKM konsantrasyonu, pH, sıcaklık, çözünmüş madde miktarı, basınç ve akış hızıdır (Topacık 2006; Sabri 2012).

2.3.2. Membran proseslerinin özellikleri ve gruplandırılması

Membranların verimli bir şekilde işletilmesi için birkaç özelliğe sahip olması gerekmektedir. İlk olarak kirlenmeyi kısıtlamak için membran gözenekleri ile filtre edilecek partiküler maddelerle minimum ölçekte etkileşime girmesi gerekmektedir. Homojen bir şekilde dağılan boşluk hacimlerine sahip yüksek gözenekli membran ayırma proseslerinin filtrasyon verimini artırdığı belirtilmektedir (Hasar 2001). Biyolojik adsorpsiyon kapasitesini sınırlamak için membran prosesinin hidrolik, nötral ve negatif olması tercih edilmelidir. Aynı zamanda, membranlar biyolojik olarak parçalanır özellikte olmamalı ve kirlendiği zaman temizlenebilir olmalıdır (Hasar 2001). Yatay (çapraz) akışlı membran filtrasyonunda konsantre akım ayrı bir akım olarak membrandan uzaklaşmaktadır. Dik akışlı (ölü uç) filtrasyonunda ise durum ayrı bir akım olarak uzaklaşmadan havuz içerisinde birikmesi şeklindedir (Taşıyıcı 2009). Membran yüzeyinde bulunan kek kalınlığı Şekil 2.4’de belirtildiği gibi klasik filtrasyon ile devamlı bir şekilde artış göstermektedir. Fakat, çapraz akışlı filtrasyonda belirli bir süre sonra sabit kalınlığa ulaşmaktadır.



Şekil 2.4. Yatay akış ve dik akış filtrasyonu (Coutinho *et al.* 2009; Özyaka 2011)

Membran prosesler yapılarına göre gözenekli (MF, UF) ve gözeneksiz (NF, RO) olmak üzere 2 gruba ayrılmaktadır. Gözenekli membranlar; büyük (>50 nm), orta (2-50 nm) ve küçük (<2 nm) gözenekli olmak üzere 3 sınıfa ayrılmaktadır (Özyaka 2011). Ayrıca, membranlar üretilmiş oldukları malzemeler bakımından organik, inorganik ve sürücü kuvvetlerine göre gruplandırılmaktadır.

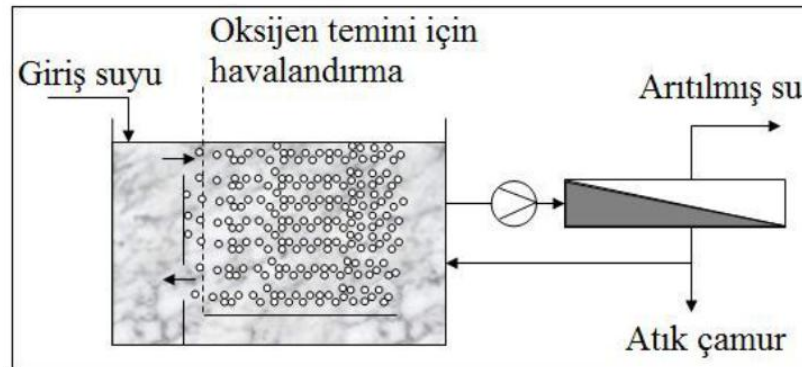
Çizelge 2.2. Membran proseslerinin kendi içerisinde sürücü kuvvetlerine göre gruplandırılması (Özyaka 2011; Kulil 2015)

Membran Prosesi	Faz 1	Faz 2	Sürücü Kuvvet
Mikrofiltrasyon	Sıvı	Sıvı	Basınç
Ultrafiltrasyon	Sıvı	Sıvı	Basınç
Nanofiltrasyon	Sıvı	Sıvı	Basınç
Ters Osmoz	Sıvı	Sıvı	Basınç
Gaz Ayırma	Gaz	Gaz	Basınç
Diyaliz	Sıvı	Sıvı	Konsantrasyon Farklılığı
Osmoz	Sıvı	Sıvı	Konsantrasyon Farklılığı
Pervaporasyon	Sıvı	Gaz	Basınç
Elektrodiyaliz	Sıvı	Sıvı	Elektriksel Potansiyel Farklılığı
Termo-Osmoz	Sıvı	Sıvı	Sıcaklık/Basınç
Membran Distilasyonu	Sıvı	Sıvı	Sıcaklık/Basınç

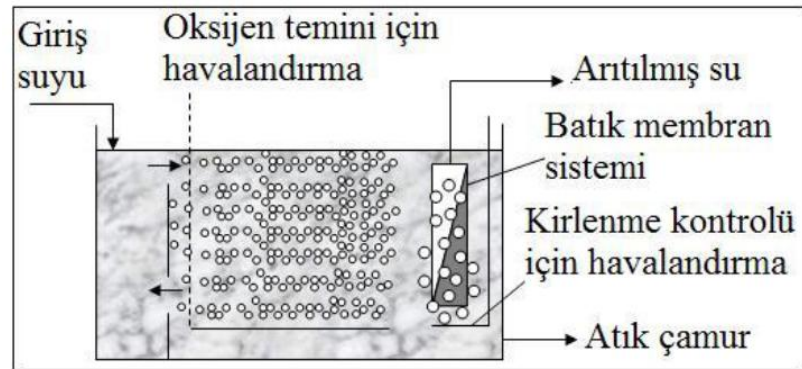
Yaygın olarak kullanılan membran malzemeleri; polivinildenflorid (PVDF), Polietilensülfon (PES), Polietilen (PE), Polipropilen (PP)' dir (Judd 2006). İdeal bir membran; arıtılan birim su başına tüketilen enerji miktarının düşük olması, yıkama yapılabilecek bir şekilde tasarlanabilir olması, membran alanının, modül hacmine oranının yüksek olması, birim membran alanının düşük maliyetle olması, besleme yapılarak kütle transferini arttırmak ve oluşacak kirlenmeyi minimum seviyede tutmak için yüksek türbülansa sahip olması, çamurun birikebileceği ölü bölgeler olmaması, temizlenmesi kolay olması gibi özellikleri barındırmalıdır (Acı 2011; Gürel ve Büyükgüngör 2011).

2.3.3. Membran biyoreaktör türleri

Membranların farklı uygulamaları arasında genel olarak harici (yan akışlı) ve batık tipler olarak iki tip yapılandırma kullanılmaktadır. MBR sisteminin ilk jenerasyonu, harici MBR prosesinde membran, havalandırma havuzunun dışında bulunmaktadır. Harici membran biyoreaktörde karışık sıvı AKM'leri membran modülünde birikmektedir. Oysa, batık membran biyoreaktör sistemlerinde membran, karışık sıvıya batık haldedir ve süzüntü suyu yerçekimi kuvvetiyle oluşan akım ile emilmektedir. Batık membran biyoreaktör sistemlerinde boşluklu fiber membranlar ve düz levha biçimindeki membranlar kullanılmaktadır. Harici membran biyoreaktörde ise genel olarak tüp şeklinde membran kullanılmaktadır (Lesjean *et al.* 2004).

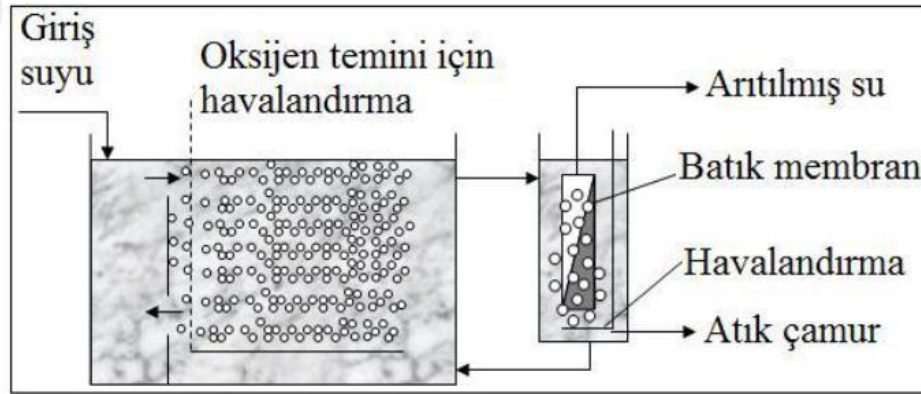


Şekil 2.5. Harici MBR sistemi (Gürel ve Büyükgüngör 2011)



Şekil 2.6. Havalandırma tankı içerisinde batık MBR sistemi (Gürel ve Büyükgüngör 2011).

Batık membranlarda iki türde havalandırma bulunmaktadır. Reaktörde bulunan karışık sıvıların kirletme olasılığından dolayı batık membranlarda düzenli bir şekilde kontrol gereksinimine ihtiyaç olmaktadır. Bu kontrol, membran yüzey alanında çapraz akış meydana getiren hava kabarcığı kullanarak membran yüzeyinin havalandırma ile temizlenmesi sağlanmakta ve akıda azalmalara sebep olan kirletici maddelerin giderimi sağlanmaktadır. Sistem böylece daha verimli bir şekilde işletilmiş olacaktır (Wang and Hu 1985). Düşük işletme akılarına daha fazla geçirgenliğe sahip olduğundan dolayı daha yüksek hidrolik verimlilikle işletilmektedir. Düşük akılarda çalışıldığında membran kirlenmesi/tıkanması daha az oluşmaktadır. Harici MBR ile karşılaştırıldığında daha az pompa masrafı gerektirmesine rağmen membranlarda olası bir tıkanmaya yer vermemek için daha fazla hava ihtiyacı gerektirmektedir. Batık MBR sistemlerin, düşük akılarda sabit ölçüde bir süzüntü suyu elde etmek için daha fazla membran yüzey alanına ihtiyaç gereksinimi olduğu belirtilmiştir (Judd 2002; Kitiş *et al.* 2011).



Şekil 2.7. Harici bir filtrasyon tankında batık membran sistemi (Gürel ve Büyükgüngör 2011)

Bu dizayn prosesinde, sabit çamur konsantrasyonu elde etmek amacıyla aktif çamurun sürekli olarak geri devrettirilmesinin zorunlu olduğu belirtilmiştir. (Cornel and Krause 2008).

Çizelge 2.3. Batık membran prosesleri için işletme koşulları (Gürel ve Büyükgüngör 2011)

PARAMETRE	DEĞER
Akı, L/m ² -sa	15-35
Transmembran basıncı, kPa	20
Biyokütle konsantrasyonu, g MLSS/L	5-25
Katı madde alıkonma süresi, gün	>20
Çamur üretimi kg AKM / kg KOİ.gün	<0.25
Hidrolik alıkonma süresi, saat	1-9
F/M, kg KOİ / kg MLSS.gün	<0.2
Hacimsel yükleme, kg KOİ/m ³ .gün	≤20
Hava akış hızı, modül başına Nm ³ /saat	8-12
İşletme sıcaklığı, °C	10-35
İşletme pH'ı	7-7.5
Geri yıkama sıklığı, dakika	5-16
Geri yıkama süresi, saniye	15-30
Filtrasyonda enerji tüketimi, kW.saat/m ³	0.2-0.4
Membranın havalandırması, %	80-90
Süzüntü ekstraksiyonu için pompaj, %	10-20

Batık membran prosesler ve harici membran prosesler karşılaştırılacak olursa birbiri içerisinde farklı açılardan avantajları olduğu bilinmektedir. Ancak, son dönemlerde bMBR sistemleri, çıkış suyu kalitesinin daha iyi olması ve daha düşük çamur üretiminden dolayı dikkat çekmiş durumdadır (Han vd 2005). Çizelge 2.4'de bMBR ile harici MBR arasındaki fark belirtilmiştir.

Çizelge 2.4. bMBR ve harici MBR sistemlerinin karşılaştırılması (Yiğit 2007)

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

Batık membranlarda su, vakum filtrasyon ile çekilmektedir. Ayrıca, membrandan geçemeyen kısım reaktör içerisinde kalmaktadır. Basınçla çalışan sistemler ile karşılaştırıldığında batık membran sistemi, daha az enerji maliyeti sağladığından dolayı bu sistem oldukça avantajlı görülmektedir (Howell *et al.* 2004; Taşyıcı 2009). Konvansiyonel aktif çamur prosesindeki kısıtlamaların önüne geçebilmek ve ikincil arıtım gereksinimine ihtiyaç duymamak için tasarlanan bMBR sistemlerinde, biyokütle giderimi büyük oranda gerçekleşmektedir ve çökebilme özelliği, sistemi sınırlayıcı bir hâl aldırmadığı için geniş SRT (çamur alıkonma süresi) aralıklarında işletilebilmektedir. SRT aralıkları kısa ve yüksek olarak karşılaştırılacak olursa kısa aralık değerinde SRT, alandan tasarruf etmesine sebep olmaktadır. Yüksek aralık değerinde ise düşük çamur üretim kapasitesinden dolayı yüksek oranda MLSS konsantrasyonuna neden olmaktadır (Rosenberger *et al.* 2002; Pollice *et al.* 2004; Massé *et al.* 2006; Kulil 2015). Geri yıkama ile temizlenebilen, aynı zamanda esnek bir yapısı olan batık hollow fiber membranlar çamur birikmesi ya da fiber dolanması gibi durumlar söz konusu olduğu zaman membran temizlenmesi esnasında bir takım zorluklara neden olabilmektedir

(Kulil 2015). Membran biyoreaktörlerde çamur yaşı çok uzun olabilmektedir. Çünkü, çamurun tümü reaktör içerisinde kalabilmektedir. Dolayısıyla, hidrolik bekletme ve SRT (çamur alıkonma süresi) birbirinden farklı olabilmektedir (Kim *et al.* 2008; Gürel ve Büyükgüngör 2011). Membran biyoreaktörlerde, çamuru tümüyle reaktör hacmi içerisinde tutmak için yaygın olarak ultrafiltrasyon ve mikrofiltrasyon membran ayırma prosesleri kullanılmaktadır. Ultrafiltrasyon membran kullanılmasının bir sonucu olarak bakteri ve virüslerin etkin ayrımı yapılabilmektedir (Lee *et al.* 2003). Ayrıca, mikrofiltrasyon da dahil olmak üzere suda iyi derecede çözünen maddeler ile birlikte mikroorganizma içeren katıların geçidine olanak tanıdığı belirtilmiştir (Gander *et al.* 2000). Reaktör sistemindeki çamuru tamamen tutmanın avantajı; mikrobiyal konsantrasyon artışına olanak tanımak, düşük çamur üretimi, biyolojik işletim verimini arttırmaktır (Lee *et al.* 2003).

2.3.4. Membran biyoreaktörlerin avantaj ve dezavantajları

Membran biyoreaktör sistemleri, bir takım avantajları barındırmasına rağmen dezavantajları da bulunmaktadır. MBR için gereksinim duyulan alan ihtiyacının az olması, daha az miktarda oluşan çamur, yükleme hızının yüksek olması, çıkış suyu dezenfeksiyonunun yüksek kalitede olması, organik maddelerin etkin bir şekilde giderilmesi ve arıtılması zor olan atıksulara uygulanması gibi özellikler membran biyoreaktör sisteminin avantajları olarak bilinmektedir (Çınar vd 2006). Ayrıca, arıtma tesislerinin kapasitesini artırmasında etkili olması, çöktürme havuz ünitesine gereksinim önlenecek yatırım maliyetlerinin azaltılması, su geri kazanımına sebep olması ve birçok farklı ileri arıtım teknolojilerinde ön arıtım olarak kullanılması gibi özelliklerde membran biyoreaktör sistemlerinin başta gelen avantajları arasında yer almaktadır (Lee *et al.* 2002; Judd 2006; Yiğit 2007; Wang *et al.* 2012; Kulil 2015). MBR sistemleri, klasik aktif çamur sistemleri ile karşılaştırıldığında birçok avantaja sahip olduğu görülmektedir. Örneğin, klasik aktif çamur sistemlerinde çökelme safhasında yaşanan bir takım sorunlar nedeniyle çamur konsantrasyonu çok fazla artırılmadığından dolayı MBR sisteminde çamur konsantrasyonunu artırmak daha mümkün olmaktadır. Havalandırma tankında çamur konsantrasyonu ne kadar artarsa

gerekli hacimde bir o kadar düşmektedir. Ayrıca, klasik arıtım sistemleri ile MBR sistemleri karşılaştırıldığında membran proseslerinde, litresinde 10 ile 15 gram aralığında çamur konsantrasyonu elde edilebilmektedir (Sözüdoğru 2015). Membran biyoreaktör sistemlerinde yüksek filtrasyon performansına bağlı olarak membran filtrasyonunun çıkış suyu berrak haldedir. Kullanılan membran modülünün gözenek çapı 0,1 mikron altında olması çıkış suyunun sterile yakın olmasını sağlamaktadır. Dezavantajları; membran biyoreaktörlerde arıtma işlemi tek bir tankta gerçekleştiğinden dolayı proses, mekanik ve kontrol bakımından diğer sistemlere göre daha karmaşık durumdadır. Fakat, otomasyon sistemi yardımıyla işletim daha kolay olmaktadır (Komesli 2006). Hücre dışı polimerik maddelerden veya bazı nedenlerden dolayı membranların kirlenerek gözenekleri tıkanmakta ve arıtılan su kapasitesini sınırlamaktadır (Kitiş *et al.* 2011). Dolayısıyla, akıyı ve membranın geçirgenliğini azaltmaktadır (Hirani *et al.* 2014). Yüksek çamur yaşında işletildiğinden dolayı membran biyoreaktörde filtre edilemeyen inorganik maddeler birikerek mikroorganizmaların popülasyon genetiğine zarar verebilecek boyutlara ulaşmaktadır (Manem and Sanderson 1996). MBR sistemlerinde işletme maliyetleri yükselmektedir. Çünkü, kirlenme sürekli bir şekilde membran tıkanmasına neden olmakta ve periyodik olarak membranın fiziksel veya kimyasal geri yıkanmasını ya da membran modülünün değiştirilmesini gerektirmektedir. Membranın uzun ömürlü olması ve maliyeti düşürmek için kirlenme problemlerinin de dikkate alınması gerekmektedir.

2.3.5. Membranların kirlenmesi/tıkanması

Membran biyoreaktörde membran tıkanması, gerek kentsel gerekse endüstriyel atıksuların arıtılması için yaygın uygulamalarda son derece önemli bir problem olarak ortaya çıkmaktadır. Besleme atıksuyundaki mevcut çözünmüş maddeler, kolloid ve süspansiyon maddelerinin membran yüzeyinde birikmesi, membran gözeneklerinin kirlenmiş olduğunun bir ifadesidir (Barlas 2002; Kaleli 2006; Salahi *et al.* 2010; Kitiş *et al.* 2011). Membranlarda meydana gelen bu tıkanma, geçirgenlik miktarını sınırlamaktadır. Yani, birim membran alanının başına arıtılan temiz su çıkışının azalmasına sebep olmaktadır (Stephenson *et al.* 2000; Chang *et al.* 2001; Judd 2001; Water Environment Federation

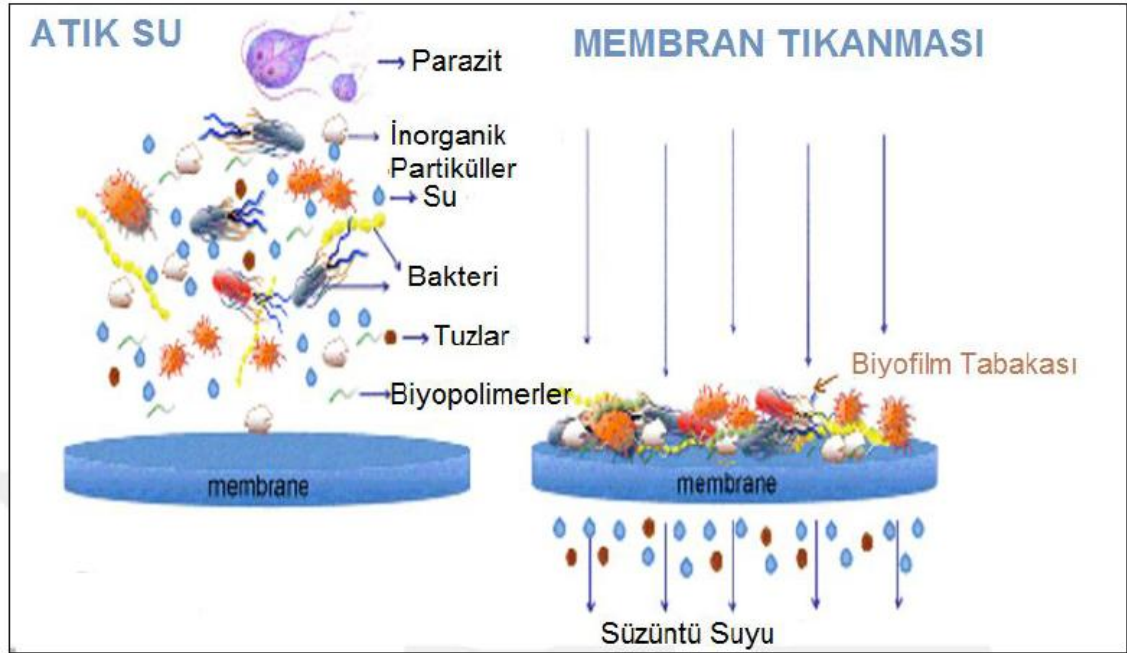
2001; Cho and Fane 2002; Hong *et al.* 2002; Le Clech *et al.* 2006; Yang *et al.* 2006; Yun *et al.* 2006; Yıldız 2013). Membran kirlenmesinin bir sonucu olarak sabit basınç altında işletilen sistemlerde, akıda düşme problemi oluşmaktadır. Sabit akıda işletilen sistemlerde ise durum basınçta artış şeklindedir. Dolayısıyla, membran performansının kaybı ve basınç artışı membran deformasyonuna neden olabilmektedir (Pendergast and Hoek 2011). Bu problemi önlemek amacıyla besleme atıksuyu membrana verilmeden önce ön arıtım yapılmalıdır. Membranların tıkanması, membranların yapısından ve membran yüzeyinde biriken maddelerin fizikokimyasal ve biyolojik olarak etkileşim içinde bulunduklarından dolayı önemli ölçüde etkilenmektedir (İnce 2008). Ayrıca, membran tıkanmalarının önemli bir nedeni de akı değeri olmaktadır. MBR sistem için uygun bir akı değeri belirlendiğinde gerek duyulan membran yüzey alanını minimize etmek, geri yıkama ve temizleme işlemlerini uygulamak için sistemin devre dışı bırakılması arasında ince bir ilişki vardır. Yüksek akılarda işletilen sistemlerde daha düşük membran yüzey alanına ihtiyaç olurken membran kirlenmesi ve sonuç olarak geri yıkama işlem periyodu daha uzun olacaktır (Zhang *et al.* 2015). Membran tıkanmaları, geri dönüşümlü ve geri dönüşümsüz olarak ikiye ayrılmaktadır. Geri dönüşümlü tıkanma, membran yüzeyinde oluşan jel ve kek tabakasının hava kabarcıklarıyla veya geri yıkama yapılarak giderilmesidir. Geri dönüşümsüz tıkanma ise çözünmüş maddeler veya koloidal maddelerin adsorpsiyon işlemi sonucunda membran gözeneklerinin içerisinde birikmesi ve bu tıkanıklığın kimyasal temizleme işlemi ile giderilmesi olarak ifade edilir (Yıldız 2013). Membran biyoreaktörlerde kirleticiler; hücre dışı polimerik madde (EPS), çözünür mikrobiyal ürünler (SMP), çözünmüş organik madde, organik ve inorganik maddeler, çamur flokları, biyopolimer parçaları ve koloidal maddeler olmaktadır. Membran gözeneklerini bloke etmesi, membran yüzey alanına yapışık bir halde bulunması, ozmotik etkiye sebep olması ve kek yapısını etkileme gibi sebeplerinden dolayı EPS bileşikler, en önemli membran kirletici bileşiklerdir.

Membranlar genel olarak sabit bir akıda işletilmektedir ve transmembran basıncı (TMP); keskin bir TMP artışı, sürekli TMP artışı ve tekrar hızlı TMP artışı olmak üzere üç faz profiline sahiptir. Hücre dışı polimerik madde, membran kirlenmesini ve bu profili önemli ölçüde etkilemektedir. İlk fazda kirleticilerin ve membran yüzey

özelliklerine bağlı olan porların bloke olması durumu meydana gelmektedir. Çözünür mikrobiyal ürünler içeren organikler mikrofiltrasyon ve ultrafiltrasyon gibi membran ayırma proseslerinin gözeneklerine girerek tıkanmaya neden olmaktadır. Ayrıca, flok adhezyonu ve kek formasyonu, membran biyoreaktörlerde görülen hücre dışı polimer maddelerinin neden olduğu diğer bir tıkanma türüdür. Kek tabaka formasyonu, sürekli olarak işletilen sistemlerde membran yüzey alanında oluşmaktadır (Lin *et al.* 2014; Kulil 2015). Membran kirlenmesi, süzüntü suyu veriminde azalmaya sebep olmaktadır. Kimyasal yollarla yapılan temizlemeler esnasında membran modülünde oluşan deformasyon, yüksek değiştirme maliyeti ve havalandırma maliyeti gerektirmektedir (Drews 2010).

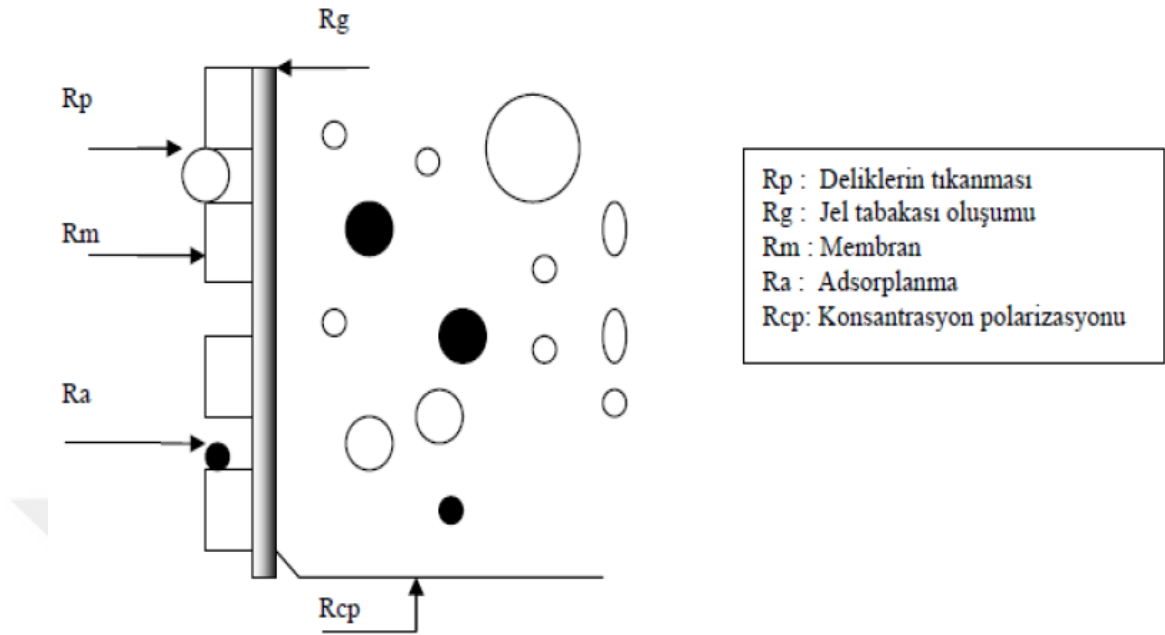
2.3.6. Membran tıkanma proseslerini etkileyen faktörler

- Kirletici özellikleri (konsantrasyon, çözünürlük, yük, hidrofobisite, molekül boyutu)
- Membran özellikleri (yüzey pürüzlülüğü, yüzey yükü, yüzeydeki fonksiyonel gruplar, por boyutu ve dağılımı, hidrofobisite)
- İşletim şartları (akı, çözelti sıcaklığı, akış hızı)
- Besleme atıksuyunun özellikleri (iyonik güç, pH, çözelti kimyası, organik/inorganik madde varlığı)



Şekil 2.8. Membran kirlenmesi (Yılmaz 2016)

Normal koşullarda membran filtrasyonda, akışkana karşı bir direnç oluşmaktadır. R_m (membran direnci) olarak adlandırılmaktadır. Membran yüzeyinde mevcut çözünmüş madde konsantrasyonunun artışı ile membranın sahip olduğu dirence ilave olarak bir direnç daha oluşmakta ve R_{cp} (konsantrasyon polarizasyon direnci) olarak adlandırılmaktadır. Belirli bir süre sonra konsantrasyon polarizasyon direncine ilave olarak membran yüzeyinde oluşan jelimsi tabakanın neden olduğu R_g (jel polarizasyon direnci) oluşmaktadır. Membran gözeneklerinin tıkanması sonucu oluşan direnç ise R_p (gözeneklerin tıkanması direnci) olarak adlandırılmaktadır. Membran yüzeyinde oluşan kirleticilerin adsorplanması ve boşluk çapının azalmasının bir sonucu olarak oluşan direnç R_a (adsorplanma direnci) olarak tanımlanmaktadır (Koyuncu 2001; Coşkun 2010). Membran filtrasyonda oluşan bu direnç, membran akışının düşmesinin bir ifadesidir ve membranın geri yıkama yapılmasını gerekli kılmaktadır.



Şekil 2.9. Membran filtrasyonda oluşan dirençler (Kaleli 2006; Ochando *et al.* 2015).

Konsantrasyon polarizasyon, membran yüzeyinde kirletici seviyesi maksimuma ulaştığında membran filtrasyondan ana çözeltiye geri akım gerçekleşmesi olayıdır. Membran yüzeyindeki filtrasyon ile tutulan kirleticiler, ikincil bir filtrasyon gibi hareket eden ve hem jel tabakası olarak hem de dinamik membran olarak isimlendirilen bir kek katmanını oluşturmaktadır (Yıldız 1999; Clech *et al.* 2006). Konsantrasyon polarizasyonu, sıvı akış direncini artırdığından dolayı süzüntü akısını azaltmaktadır. Çapraz akış hızında meydana gelen artış ise konsantrasyon polarizasyonunu azaltabilmektedir (Wang *et al.* 2014; Kulil 2015).

2.3.7. Membran kirlenme türleri

Membran tıkanması, membran kirletici maddelerinin kimyasal ve biyolojik özellikleri bakımından; biyolojik, organik ve inorganik kirlenme olarak üç gruba ayrılmaktadır. Biyokirlenme; çamur, mantar, bakteri, alg, maya gibi mikroorganizmaların membran yüzey alanının üzerinde birikmesi sonucunda oluşmaktadır (Tijing *et al.* 2014; Wang *et al.* 2014). İnorganik kirlenme, besleme atıksuyu içeriğinde bulunan sodyum klorür (NaCl), kalsiyum fosfat ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$), silikat, CaCO_3 (kalsiyum karbonat), CaSO_4

(kalsiyum sülfat), stronsiyum sülfat (SrSO_4), baryum sülfat (BaSO_4), demir oksit gibi sert mineral tuzlarının çökerek veya kristalleşerek inorganik kolloidlerin birikmesinden dolayı meydana gelmektedir. Organik kirlenme; mikrobiyal salgıların sonucu olarak giriş suyundan gelen proteinler, polisakkaritler, poliakrilikler, hümik ve fulvik asit ve diğer çözünebilen ve kolloidal organikler tarafından neden olunan kirlenme türüdür. Farklı sıcaklık ve bileşikteki sıvı çözeltileri ayıran bir proses olan membran distilasyonunda (Drioli 1987), tek kirlenme mekanizması görülmemekle beraber değişik kirlenici maddelere göre daha karmaşık kompozisyonlar meydana gelebilmektedir (Tijing *et al.* 2014; Wang *et al.* 2014). Membran kirlenme olayları; dönüşümlü kirlenme, dönüşümsüz/kalıcı kirlenme, kalıcı kirlenme, dönüşümsüz/kesin kirlenme olarak dört türde membran kirlenmesi durumu tanımlanmıştır (Kulil 2015). Özellikle kek tabakası oluşumunun nedeni olan dönüşümlü kirlenme, membran yüzeyine kirlenici maddelerin hafif bağlanması sonucu olarak oluşmakta ve kirlilik, geri yıkama gibi fiziksel temizleme metoduyla giderilebilmektedir. Dönüşümsüz/kalıcı kirlenme, kritik akılarda uzun süreli bir şekilde işletilen membran filtrasyonu sonucunda güçlü bir kirlenici tabaka olarak bilinen jel tabakası sonucunda gerçekleşen bir kirlilik türüdür. Kalıcı kirlenme, Kraume ve Judd tarafından ileri sürülen kirlilik türüdür ve ileri kimyasal geri yıkamayla giderilemeyen fakat iyileştirici temizleme ile giderilebileceği belirtilmiştir (Meng *et al.* 2009; Santos *et al.* 2011; Kulil 2015). Dönüşümsüz/kesin kirlenme, uzun süreli işletilen membran yüzeyinin kirlenmesi ve dolayısıyla membran filtrasyonunun ham geçirgenliğinin kurtarılabılır bir boyutta olmadığı kirlenme türü olarak bilinmektedir (Wang *et al.* 2014). Membran tıkanma/kirlenme durumunu önlemek için birçok farklı yöntem bulunmaktadır. Membran kirlenmesine sebep olan kirlenici gruplar, ön arıtım seçeneği ile giderilebilir. Membran yüzey alanında tıkanmaya/birikmeye neden olabilecek büyük boyutlu maddelerin giderimi yapılabilir. Membran filtrasyon sonucu oluşan arıtılmış su ile geri yıkama yapılarak membran gözenekleri temizlenebilir. Membran yüzeyindeki kirlilik derecesi önemli boyutlarda ise sistem pasif hale getirilerek membran sistemden çıkarılarak sitrik asit (inorganikler için), sodyum hipoklorit (organik maddeler için) vb. kimyasal ajanlar ile temizlenerek işleme alınabilir. Dolayısıyla, membran filtrelerin sürekli bir şekilde verimli olarak çalışması sağlanabilmektedir.

Membran biyoreaktör sistemleri gerek evsel gerekse endüstriyel atıksuların arıtımında, suyun yeniden kullanımında, içme ve kullanma suyu olarak alıcı ortamlardan geri kazanımında, uygun deşarj standartlarında arıtılmasında, birçok farklı endüstrilere proses suyu temininde ve kullanılmış kimyasal maddelerin geri kazanımında geniş ölçekte uygulama alanlarına sahip popüler atıksu arıtma metotlarından birisi olmuş durumdadır (Metcalf and Eddy 2014; Yu and Graham 2015). MBR, klasik aktif çamur sistemlerine benzer olarak işletilmektedir. Ancak, ikincil bir çökeltmeye ve üçüncül bir aşama olan kum filtrasyonuna gerek duyulmamaktadır. Örneğin, klasik aktif çamur sistemlerinde biyolojik oksidasyon işlemi ve çöktürme iki ayrı tankta gerçekleşmektedir. Membran biyoreaktörlerde ise bütün işlemler tek bir tank içerisinde gerçekleşmektedir. Havalandırma tankı ve reaktör alan içerisinde aktif çamur oluşturularak tank içerisinde entegre bir şekilde bulunan batık membrandan vakum pompası ile arıtılmış su çekilmektedir (Sözüdoğru 2015). Klasik aktif çamur sistemleri ile karşılaştırıldıklarında $10 \text{ kgKOİ/m}^3\text{-gün'e}$ kadar yüksek organik yükleri karşılayabilme kapasitesine sahiptir (Özkaya 2001; İnce 2008). Aynı zamanda, yüksek mikroorganizma konsantrasyonlarında (40 g/L kadar çıkabilen) işletilebilmelerinden dolayı daha düşük havalandırma havuz tankı hacmine sahiptir (Mrayed *et al.* 2011). Membran teknolojisi son yıllarda çarpıcı bir şekilde ilerleme kaydetmesinden dolayı güven ve esnekliğiyle beraber oldukça popüler bir arıtım seçeneği olmuş durumdadır (Sözüdoğru 2015).

2.3.8. Membranlarda geri yıkama

Membran tıkanması ya da kirlilik kontrolü gibi etkenlerin azaltılmasına yönelik membran temizliği önemli bir konu olarak ortaya çıkmıştır. Fiziksel ve kimyasal geri yıkama, temel membran geri yıkama yöntemleri olarak kullanılmaktadır.

2.3.8.a. Fiziksel geri yıkama

Gevşeme olarak bilinen hava kabarcıklarının membran yüzeyini ovması ve kullanılan membran ayırma prosesinin geri yıkama ile tıkanmanın giderilmesi, başarılı bir geri

yıkama yöntemidir. İkisi birlikte kullanılabilir olduğunda geri yıkama, hava takviyesi ile geliştirilebilmektedir (Judd 2016). Yapılan bu temizleme teknikleri, membran kirlilik ölçüsünü sınırlamak amacıyla membran biyoreaktör sistemlerinin dizayn parametreleri arasında yer almış durumdadır (Le-Clech *et al.* 2006). Fiziksel geri yıkama yöntemleri dışında ultrasonifikasyon, askıda partikül, taşıyıcı ilavesi, mekanik yıkama ve titreşim gibi birçok farklı yöntem ileri sürülmüştür. Kimyasal yıkamaya göre daha az etkili olan fiziksel yıkamanın geçici kirlilik gidermede etkili olduğu bilinmektedir. Fiziksel geri yıkama yönteminde herhangi bir kimyasala gereksinim duyulmadığından dolayı membrana daha az zarar veren bir yöntem olduğu bilinmektedir (Wang *et al.* 2014; Kulil 2015).

2.3.8.b. Kimyasal geri yıkama

Membran yüzey alanındaki kirlilik faktörünün artması ile hava kabarcıklarının membran yüzeyini ovması ve geri yıkama verimi önemli ölçüde azalmaktadır. Böylece fiziksel yıkama yöntemlerine ek olarak birçok farklı kimyasal yöntem önerilmiştir (Le-Clech *et al.* 2006). Kimyasal yıkama metodunda, dönüşümsüz kirlenme gideriminin baz ile giderimi için kostik soda, asit ile giderimi için sülfürik, sitrik, hidroklorik, vb. asitler, oksidant ile kirlilik giderimi için ise hipoklorit ve hidrojen peroksit kullanımı yapılabilmektedir (Wang *et al.* 2014). Fiziksel yıkama ile kimyasal yıkama karşılaştırılacak olursa; fiziksel yıkamada kek veya iri boyutlu taneciklerin giderimi sağlanırken, kimyasal yıkamada ise floklar giderilmektedir (Mutamim 2013). Fakat verimsiz veya geç yapılan kimyasal temizleme yöntemi membranın ömrünü azaltabilir ve membran değiştirme maliyetinin artmasına neden olabilmektedir (Drews 2010).

2.3.9. Membran biyoreaktörlerin performansı

Membranın arıtım performansını ortaya koyan unsurlar; akı, alıkoyma ve seçicilik gibi parametrelerdir. Akı, birim zamanda birim alandan geçen hacim olarak tanımlanmaktadır ve m^3/m^2 -gün olarak ifade edilmektedir. MF ve UF membranlarından geçen akı, membrana verilen basınç miktarı ile doğru orantılı bir şekilde değişmektedir.

$$J = \frac{\Delta p}{\mu R_m}$$

$$J = Ak_1$$

Δp = Membran basınç farkı

μ = Akışkan viskozitesi

R_m : Membran hidrolik direnci (Baştürk 2013).

Alıkoyma, membran filtrasyon esnasında membran modülü tarafından tutulan kısmın bir ölçüsü olarak tanımlanır. Membran filtrasyonunda seçicilik ise membran filtreden geçenlerin bir ölçüsü olarak ifade edilmektedir. Membranın ideal olduğunu saptamak, yüksek seçicilik ile alıkoyma parametreleriyle yüksek akılar elde edilmesiyle ilişkili olduğu söylenmektedir (Yazıcı 2012).

2.3.10. Membran biyoreaktörleri etkileyen temel etkenler

Membranlar m² alan başına gözenek dağılımının yüzeyde nasıl bir şekilde olduğuna, gözenek çapı, gözenek sayısı, kimyasal yapılarına ve membran yüküne göre ifade edilmektedirler. Membran filtrasyon sırasında meydana gelen kek tabakası, verim kapasitesini, geri kazanım verimini ve madde taşınımı gibi faktörler membranın ekonomik olup olmadığının belirlenmesini ifade etmektedir (Zhang *et al.* 2015). Membranlar yaygın ölçüde; mikron ölçekteki partikül filtrasyonu, kolloid ve büyük moleküllerin ayrımı, iyonik tür ayrımı, AKM veya çözünmüş madde ayrımı, konsantre çözeltiler elde etmek amacıyla kullanılmaktadırlar (Kaleli, 2006; Yarmuhammet, 2012). MBR sistemlerinin uygun şekilde işletilebilmesi için MLSS konsantrasyonu, besi maddesi miktarı (F/M), transmembran basıncı (TMP), HRT (hidrolik bekletme süresi), SRT (çamur alıkonma süresi) ve akı, işletme sırasında kontrol altında tutulması gereken önemli parametrelerdir (Kulil 2015). Birçok farklı etken, membran biyoreaktörlerin performansını önemli ölçüde etkilemektedir. En önemli unsur ise arıtım performansını ve işletim sistemini dolaysız bir şekilde etkileyen SRT (çamur alıkonma süresi) olmaktadır (Han vd 2005; Wang *et al.* 2009; Ke and Junxin 2009). Membran biyoreaktörde, çamur yaşı kontrol parametresi klasik sistemlere göre daha kolay bir

parametre olduğu söylenmiştir (Yiğit 2007). Ayrıca, çamur alıkonma süresi (SRT) sadece membran filtrasyonu etkilemekle kalmamakta aynı zamanda biyolojik aktivite, biyolojik bozunma ve partikül boyut dağılımındaki biyokütle özelliklerini de etkilemektedir (Sabia *et al.* 2013). Uzun çamur yaşı ile işletilen sistemler, reaktörde yüksek biyokütleyle neden olduğundan dolayı arıtım verimini yükseltmektedir. Fakat, uzun çamur yaşı ile çalıştırılan sistemlerde ölü ve aktif olmayan mikroorganizmaların reaktörde birikip işletim prosesini etkileyeceği göz ardı edilmemelidir (Ke and Junxin 2009). Eğer, MBR sistemi 20 gün veya daha fazla çamur alıkonma sürelerinde işletilirse, artan içsel solunumdan dolayı yeni biyokütlenin azalmasına neden olmaktadır. Dolayısıyla, uzaklaştırılan biyokütle miktarının azalmasının bir sonucu olarak maliyette düşüş gözlenecektir. Aynı zamanda, yüksek SRT (çamur alıkonma süresi) nitrifikasyonun daha etkin çalışmasına neden olacaktır. Sentetik toksik madde gideriminde rol oynayan mikroorganizmalar daha verimli bir biçimde çalışacaktır (Yiğit 2007). Batık MBR sistemlerinde önemli ölçüde etkisi olan bir başka unsur ise membran kirlenici olarak bilinen protein, nükleik asit, polisakkarit, yağ gibi organik maddeler, eriyik hücre maddeleri, hidroliz sonucu açığa çıkan ürünler, bakterilerin yapmış olduğu salgıların toplamı olan EPS (hücre dışı polimerik madde) bileşikleridir (Arabi and Nakhla 2008). EPS bileşikleri bağıl ve çözünür mikrobiyal bileşikler olarak ikiye ayrılır. Bağıl EPS bileşikleri, hücre yüzeyinin dışında biyolojik olarak çözünmeyen maddelerden oluşmaktadır. SMP ise süpernatant içerisinde çözünür mikrobiyal ürünleri kapsamaktadır. Hücre dışı polimerik maddeler hidratlıdır ve çamur içerisindeki su seviyesi yüksektir (Ye *et al.* 2011; Kulil 2015). Fakat, SMP çözünebilir mikrobiyal bileşikler olarak bilinmektedir (Arabi and Nakhla 2009). Hücre dışı polimerik maddeler ve çözünür mikrobiyal ürünler bakterilerin metabolik faaliyetlerinden ziyade ölümleri sonucunda da ortaya çıkan bileşikler olarak bilinmektedir. Yapılan bir çalışmada, ölü ve canlı bakterilerin üretmiş oldukları EPS üretim miktarları karşılaştırılarak EPS üretiminde gözlenen artışa bağlı olarak ölü bakterilerinde katkıda bulunduğu belirtilmiştir (Kulil 2015). Aktif çamur floklarının meydana gelmesi için hücre dışı polimerik madde içerikli floklar önemlidir. Aynı zamanda, aktif çamur sistemlerindeki bazı bakteriler, çözünür mikrobiyal ürünler oluşturmaktadır (Menniti and Morgenroth 2010). EPS bileşikleri, flokların yapısını ve fonksiyonel işlevlerine ilaveten flokların fizikokimyasal özelliklerini saptamada kabul

edilen bileşiklerdir (Nguyen *et al.* 2008; Ye *et al.* 2011). Çamur floklarının içerisinde oluşturmuş olduğu ağ yapısı, çamurun su verme özelliğini zorlaştırmasına sebep olan EPS bileşiklerinin (Ayol 2007) çevre şartlarına ve işletim koşullarına hassas olduğu belirtilmiştir. Yüksek besin maddesi miktarı biyokütlenin hızlı bir şekilde kullanılmasından dolayı hücre dışı polimerik madde sentezini artırmakta (Mutamim 2013) ve karbon/azot oranı gibi etkenler mikrobiyal fizyolojiyi etkilemektedir. Dolayısıyla, çamur içerisindeki EPS bileşiklerinin yapısını etkilemektedirler (Ye *et al.* 2011). Ayrıca, dikkate alınması gereken bir diğer parametre ise membran biyoreaktör sistemindeki mevcut mikroorganizma konsantrasyonuna etki eden çözünmüş oksijen konsantrasyonudur. Çözünmüş oksijen konsantrasyonu, biyokütle oksijen kazanmasını sağlamakta ve aynı zamanda membranların kirlilik kontrolü amacıyla da kontrol edilen bir parametredir. Çözünmüş oksijen; çözünür mikrobiyal bileşikler, flokların boyut dağılımını, biyofilm özellikleri gibi sistemin biyolojisini, membran tıkanması üzerinden etkileyebilmektedir (Judd 2006). Yüksek konsantrasyonlardaki çözünmüş oksijen düzeyinde flokülasyon gelişmekte ve membran kirliliğinin daha düşük olmasının yanı sıra oluşan konsantrenin daha iyi bir şekilde çökebildiği gözlemlenmiştir (Faust 2014; Kulil 2015). Membran biyoreaktörlerin performansına etki edebilecek bir diğer faktör ise kullanılacak membranın sistem sıcaklığına karşı dayanıklı olmasıdır. Arıtılacak suyun karakteristik özelliğine bağlı olarak membran türü ve tasarım gibi unsurlar önemli etkiye sahiptir. Seramik membranların 800°C'e kadar, selüloz asetat membranların 40°C'ye kadar dayanıklılığı gözetilmiş ve ters osmozun da 25°C sistem verimlilik performansı açısından daha iyi veriler elde edildiği belirtilmiştir (Barlas 2002). Ayrıca, atıksu içerisinde bulunan kimyasallar, membran performans kalitesini olumsuz yönde etkileyebileceğinden dolayı membranın arıtılacak atıksu karakteristiğine göre kullanılması gerekmektedir. Örneğin, selüloz asetat membran türü kloro karşı dayanıklı olmadığı için bu membran türünün kullanılmaması gerekmektedir (Kaykıoğlu vd 2012).

2.4. Mezhiba Atıksu Arıtımında Yapılan Deneysel Çalışmalar

- ✓ (Seo *et al.* 2000), Yaptıkları deneysel çalışmalarda, iki aşamada kesikli havalandırmalı membran biyoreaktörde eş zamanlı organik azot ve fosfor giderimini incelemişlerdir. Sistem iki reaktörden oluşmaktadır ve gerçek atıksu kullanmışlardır. Deneylerini, havalandırmanın açık ve kapalı olduğu zaman döngülerinde iki faz şeklinde gerçekleştirmişlerdir. Çamur yaşının 25 gün ve hidrolik kalış süresinin ise 16-19 saat arasında tutulduğunu ve reaktörde MLSS konsantrasyonunun 2700-3400 mg/L aralığında olduğunu belirtmişlerdir. Reaktördeki su sıcaklığı 16-20°C'de tutulmuştur. Havalandırmanın açık ve kapalı olduğu zaman döngü süreleri birinci ve ikinci reaktörde 30/90 dakika ve 60/60 dakika olarak ayarlandığında BOİ ve KOİ giderim verimlerini sırasıyla %98.3 ve %95.6 olarak bulmuşlardır. Nispeten düşük miktarlarda azot ve fosfor gideriminin bu koşullarda gerçekleştiğini belirtmişlerdir. Bununla birlikte, her iki reaktör için 60/60 dakika kesikli havalandırma koşulları ile iki hafta kararlı durumda N ve P giderim verimi sırasıyla TN olarak %91.6'ya ve TP olarak %66'ya yükseldiğini belirtmişlerdir. Yaptıkları deneysel çalışmalarda, giriş suyunun toplam azot konsantrasyonu işletme periyodu sırasında 27.9-47.1 mg/L aralığında değişmiştir. Çıkış suyu TN konsantrasyonunu, 10 gün işletme süresinden sonra 10.7 mg/L ve ilk aşamada giderim verimliliğini %73.6, ikinci aşamada ise %91.6 olarak bulmuşlardır. Giderim verimliliğindeki bu artışın havalandırmanın açık ve kapalı olduğu zaman değişikliğinden kaynaklandığını bulmuşlardır. Ham atıksuda TP konsantrasyonu birinci aşamada 3.8-5 mg/L aralığında ve ikinci aşamada 35-40 mg/L aralığında değişmiştir. Giderim verimlerini sırasıyla %46.6 ve %66 olarak bulmuşlardır. İkinci aşamada fosfor giderim verimindeki bu artışın, birinci reaktörde havalandırmanın uzun zaman aralığında yapılmadığından kaynaklandığı belirtmişlerdir.
- ✓ (Bohdziewicz and Sroka 2005), Et endüstrisinden gelen atıksuları, ters osmoz kullanarak ön arıtma ve AKR sisteminde biyolojik arıtma olarak iki aşamayı kapsayan deneysel çalışmalarda, KOİ giderim veriminin %85.8 olduğunu, TP giderim veriminin %97.5 ve TN giderim veriminin ise %90 olduğunu

belirtmişlerdir. Ayrıca (Bohdziewicz and Sroka 2005), Biyolojik aktif çamur ve ters osmoz yöntemlerini birleştiren hibrit sistemlerin KOİ, TN ve TP giderimi için uygun bir teknoloji olduğunu vurgulamışlardır.

- ✓ (Merzouki *et al.* 2005), Mezbaha atıksuyu ile eş zamanlı karbon, azot ve fosfor giderimi için sabit yataklı bir nitrifikasyon reaktörü ile birleştirilmiş bir anaerobik-anoksik reaktörü (AKR) kullanarak deneysel çalışmalar gerçekleştirmişlerdir. KOİ, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim verimini sırasıyla %99, %85 ve %99 olarak bulmuşlardır. (Merzouki *et al.* 2005), Arıtma işleminin ham atıksuda başarılı bir şekilde gerçekleştiremediğini ancak ön arıtmadan sonra çok iyi nütrient gideriminin olduğunu ifade etmişlerdir.
- ✓ (Li *et al.* 2008), AKR reaktörde kesikli olarak havalandırılan mezbaha atıksularından nütrient giderimi için yaptıkları deneysel çalışmalarda besleme atıksuyunun KOİ konsantrasyonu 4672 ± 952 mg/L, TN konsantrasyonunun 356 ± 46 mg/L ve TP konsantrasyonu ise 29 ± 10 mg/L aralığında olduğunu belirtmişlerdir. 1,2 gKOİ/L-gün organik yükleme hızında çıkış suyunda KOİ, TN ve TP konsantrasyonları verilen sıra ile 150 mg/L, 15 mg/L ve 0.8 mg/L olduğunu ve giderim verimlerini ise sırasıyla %96, %96 ve %99 olarak bulmuşlardır. Ayrıca (Li *et al.* 2008), Azot dengesi çalışmasını yapmışlar ve N'nin %66'sının denitrifikasyona bağlı olduğunu %34'ünün ise biyokütle sentezi için mikroorganizmalar tarafından tüketildiğini ifade etmişlerdir.
- ✓ (Sawsan *et al.* 2009), Yaptıkları çalışmada kalsiyum klorit ve alüm kullanarak kimyasal çöktürmeyle su ve atıksulardan fosfor giderimini çalışmışlardır. Koagülasyon deneylerini, Jar testi kullanarak laboratuvar sıcaklığında 6 pedal karıştırıcı ile gerçekleştirmişlerdir. Asit yada alkali ilavesi ile pH ayarlamasını yapmışlardır. Yaptıkları çalışmada, alüminyum fosfat olarak fosfat gideriminin özellikle suyun pH'sına bağlı olduğunu belirtmişlerdir. Fosfor gideriminde pH'nın 5,7-6,0 arasında optimum pH'a bağlı olarak oldukça yüksek olduğunu belirtmişlerdir. Bu pH değerinde, 80 mg/L alüm dozajının toplam fosforun %83'ünü giderdiği ve pH 6 değerinde fosfor gideriminin daha iyi olduğunu belirtmişlerdir. Ayrıca, pH'nın fosfor gideriminde önemli rol oynadığını ve giderim veriminin pH'nın artmasıyla yükseldiğini belirtmişlerdir.

- ✓ (Yordanov 2010), Kümes hayvanları kesimhane atıksularının arıtımı için UF kullanmanın fizibilitesini araştırmış ve işlemin 4 bar basınçta UF-25PAN tip membran kullanarak uygulandığını belirtmiştir. Ayrıca (Yordanov 2010), KOÇ ve BO ₅ giderim verimliliğini ise %94' n üzerinde bulmuştur. Sonuç olarak, UF'nin etkili bir membran ayırma yöntemi olduğunu ifade etmiştir.
- ✓ (Gürel ve Büyükgüngör 2011), Mezbaa atıksuyundan nütrient ve organik maddelerin giderimi için biyoreaktörde, batık membran filtrasyon performansını araştırmışlardır. Deneysel çalışmalarında ultrafiltrasyon membran türünü, Polysulphone membran materyalini kullanmışlardır. Besleme atıksuyunun KOÇ konsantrasyonu 114-1033 mg/L, TN konsantrasyonu 82-127 mg/L, TP konsantrasyonu 8-23 mg/L ve pH değerini ise 8.0-8.5 olarak bulmuşlardır. Deneysel  alışmalarında, KOÇ, TN, NH₄⁺-N ve TP verimliliklerini sırasıyla %97, %44, %99 ve %65 olarak bulmuşlardır. Mezbaa atıksuyunun nitrat konsantrasyonunu 0.253-1.938 mg/L aralığında olduğunu ve arıtımın sonunda çıkış suyundaki NO₃⁻-N konsantrasyonu minimum ve maksimum olarak sırasıyla 39.25 ve 80.52 mg/L olduğunu belirtmişlerdir. (Gürel ve Büyükgüngör 2011), Ham atık sudaki amonyum azotunun, güçlü ve uzun havalandırma ile nitrat olarak oksitlendiği sonucuna varmışlardır. Ayrıca (Gürel ve Büyükgüngör 2011), denitrifikasyon prosesinin MBR sistemine ilave olarak kullanılabileceğini ifade etmişlerdir.
- ✓ (Jia *et al.* 2012), Kesimhane atıksularında AKR kullanarak KOÇ, NH₄⁺-N ve PO₄⁻³-P giderim verimliliğinin etkisini araştırmışlardır. Atıksuyun KOÇ konsantrasyonu 1900-2480 mg/L, NH₄⁺-N konsantrasyonu 102-126 mg/L, PO₄⁻³-P konsantrasyonu ise 29-43 mg/L olarak analiz etmişlerdir. KOÇ, NH₄⁺-N ve PO₄⁻³-P giderim verimliliğini sırasıyla %99, %85 ve %99 olarak bulmuşlardır. Sıcaklığın, biyolojik arıtım proses verimini belirlemede önemli olduğunu ifade etmişlerdir. Ayrıca (Jia *et al.* 2012), AKR' de nütrient giderimi için farklı sıcaklıklarda çalışmışlar ve optimal sıcaklığın 30 C olduğunu ve giderim verimini ise sırasıyla %96, %92 ve %91 olarak bulmuşlardır.
- ✓ (Liu *et al.* 2015), Kesimhane atık suyunun biyolojik nütrient giderimi, aerobik granül çamur oluşumunu ve özelliklerini araştırmak için laboratuvar ölçekli deneyler yapmışlardır. Deneysel  alışmalarını, 20 L  alışma hacmine sahip

kabarcık kolon reaktöründe gerçekleştirmişlerdir. (Liu *et al.* 2015), Kesimhane atıksuyunda; KOİ, amonyak ve fosfat giderim verimliliklerini sırasıyla %95.1, %99.3 ve %83.5 olarak bulmuşlardır. Ayrıca (Liu *et al.* 2015), KOİ, amonyak ve fosfat giderim performansının çamur granülasyonu ile artırılabilceğini belirtmiştir.

- ✓ (Wang Y *et al.* 2015), Yaptıkları çalışmada, kesikli olarak havalandırılan MBR sisteminde; KOİ, azot ve fosforun fazla çamur deşarjı olmadan tek reaktörde giderim verimini araştırmışlardır. Çalıştıkları reaktör, sütun tipi havalandırılmalı reaktör olup batık membran filtrasyon modülünden oluşmaktadır. Uzun süreli çalışma sırasında, havalandırmanın periyodik olarak kapatılmasının değişken aerobik ve anoksik koşullarına neden olduğunu belirtmişlerdir. Aerobik ve anoksik fazlarda; nitrifikasyon, denitrifikasyon ve fosfor alımı gibi reaksiyonlar meydana geldiğini ve pH değişimine neden olduğunu belirtmişlerdir. Ayrıca, pH'nın değişiminin çamurdaki fosfatın çökmesini desteklediğini ifade etmişlerdir. Deneysel çalışmalarında çözünmüş oksijen konsantrasyonu, havalandırmanın aktif edilmesiyle 5 mg/L'ye ulaşırken havalandırmanın durdurulmasıyla sıfıra düşmüştür. Atıksuyun reaktörde bekleme süresi 6 veya 8 saatten oluşmuştur. Giderim verimleri, bekleme süresine göre değişiklik göstermiştir. Bu doğrultuda, KOİ ve TN giderim verimini sırasıyla 94.4 ± 2.5 ve 94.2 ± 5.7 olarak bulmuşlardır. Fosfor giderimine, biyokütle koşullarının yanı sıra hidrolik kalış süresinin ve giriş suyundaki fosfat konsantrasyonunun etki ettiğini belirtmişlerdir. MBR sistemde, fosfor giderimini 53.3 ± 29.7 olarak belirlemişlerdir. Ayrıca, yaptıkları deneysel çalışmada giderilen TP'nin biyokütlede depolandığını ve çamurda depolanan fosforun %68.7'sinin 350 mg/L'nin üzerinde olduğunu bulmuşlardır.
- ✓ (Rajab *et al.* 2016), Kümes hayvanları kesimhane atıksuyunun arıtımı için aerobik ve anaerobik olarak iki rejimden oluşan (AKR) laboratuvar ölçekli biyoreaktör performansını araştırmışlardır. AKR'nin şok yükleme oluşumunu tolere edebileceğini, organik yükleme hızını 4.5 kgKOİ/m³-gün'e kadar karşılayabileceğini ve yüksek kalitede çıkış suyu sağladığını belirtmişlerdir. Deneysel çalışmalar sırasında KOİ, çözünmüş KOİ ve NH₃-N giderim

verimlerini ortalama olarak sırasıyla (97 ± 2), (95 ± 3) ve (98 ± 1.3) olarak bulmuşlardır.

- ✓ (Tong *et al.* 2018), Tam ölçekli bir çalışmada, geliştirilmiş alure tipi biyolojik sistem ile mezbaha atıksularında KOİ, TN ve TP giderimini çalışmışlar ve bu çalışma periyodu sırasında KOİ, TN ve TP giderim verimini verilen sırayla %97.1, %90.8 ve %90.1 olduğunu belirtmişlerdir. Ayrıca, denitrifiye fosfor giderimi ve aerobik fosfor alımının daha verimli ve kararlı fosfor giderimini sağladığını belirtmişlerdir.
- ✓ (Abyar *et al.* 2018), Et işleme tesisi atıksularından biyolojik C, N ve P giderimi üzerine yüksek hızlı yukarı akışlı anaerobik-anoksik ve oksik bir reaktör tasarlayarak deneysel çalışmalarda bulunmuşlardır. Deneysel çalışmalar sırasında KOİ, TKN, NO_3^- -N, TN ve PO_4^{3-} -P için giderim verimliliğini sırasıyla %98.33, %92.06, %91.97, %90.48 ve %83.48 olarak bulmuşlardır. KOİ/TN oranının, KOİ giderimi üzerinde etkisinin önemli olmadığını ve bu biyoreaktör türünde, yüksek KOİ gideriminin anaerobik ayrışma, oksik ve anoksik safhalarında giderildiğini belirtmişlerdir. Aynı zamanda (Abyar *et al.* 2018), nitrat nitrojeninin, fosfor gideriminde elektron alıcısı olarak kullanıldığını belirtmişlerdir.

3. MATERYAL ve METOD

3.1. Deneysel Düzenek

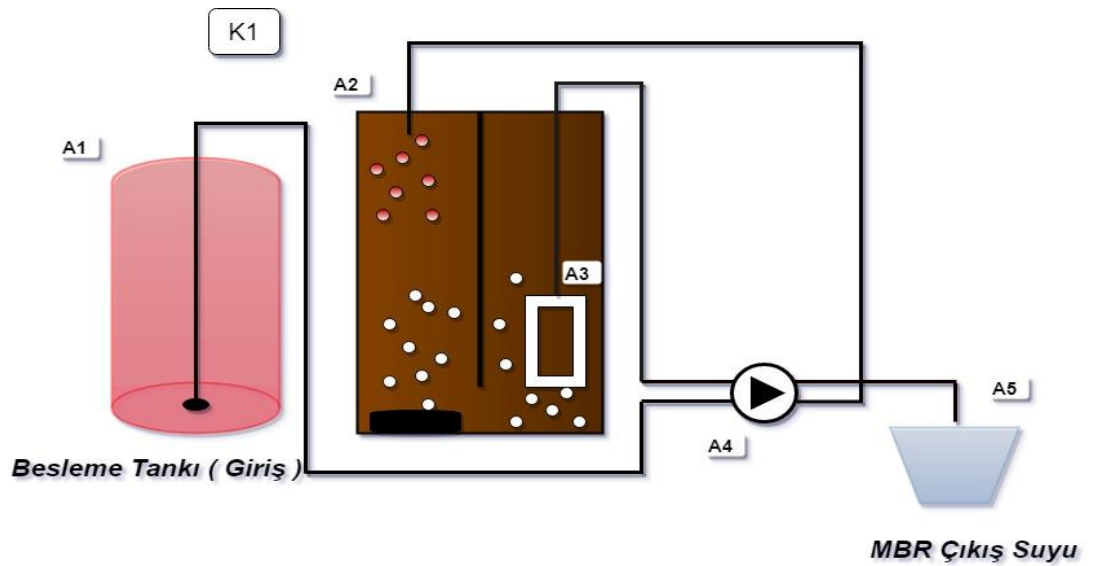
Yapılan bu çalışma sırasında yüksek konsantrasyonlarda organik madde içeren seyreltik mezbaha boyun kanının batık membran filtrasyon sistemi ile arıtımı araştırılmıştır. Yapılan bu çalışma sırasında kullanılan deneyisel düzenek şekil 3.1 ve şekil 3.2’de gösterilmiştir.



şekil 3.1. MBR sisteminin deneyisel düzeneği 1



Şekil 3.2. MBR sisteminin deneysel düzeneği 2



Şekil 3.3. Seyreltik mezbaha boyun kanı ile beslenen membran biyoreaktör sisteminin deneysel düzeneği

A1 : Besleme Tankı (Giriş)

A3: Membran Modülü
(Polyethersulfone (PES))

A5 : MBR Çıkış Suyu

A2 : Membran Biyoreaktör

A4 : Vakum Pompası

K1 : Kontaktör

Yukarıdaki şekilde de belirtildiği üzere deneysel çalışma, aktif çamur ünitesi ve membran ünitesi olmak üzere iki tanktan oluşmaktadır. 3 farklı akı ayarında vakum filtrasyon yapılarak katı ve sıvı ayrımı şeklinde işletilen MBR sistemi ile değişik akı değerlerinde KOİ, azot ve fosfor giderimi incelenmiştir. Vakum pompasının (A₄) çalışma ve durma süreçleri kontaktör (K₁) tarafından 4 dakika çalışıp 2 dakika dinlenme şeklinde sağlanmaktadır. Seyreltik mezbaha boyun kanı ile besleme yapılan (A₁) sistemde vakum pompası yardımı ile MBR tankına (A₂) girmektedir. MBR tankında katı ve sıvı ayrımını gerçekleştiren düz plaka (*flat sheet*) membran (A₃) bulunmaktadır. Vakum pompası (A₄) ile membrandan arıtılan su, peristaltik pompa yardımıyla değişik akılarda (A₅) haznesine verilmektedir. Karışımı gerçekleştirmek için aktif çamur ünitesine (A₂) sürekli ince hava verilmiştir. Ayrıca, membran bölgesine de membran kirlenmesini önlemek ve türbülans bir akım oluşturmak için vakum pompasının çalıştığı süre boyunca kaba hava verilerek işletilmiştir. Hava sağlama işlemi iki ayrı difüzör ile yapılmıştır. Biyolojik tank ile membran tankı arasında bulunan boşluk, çamur konsantrasyonunun denge halinde olmasını sağlamaktadır. Reaktör tabanına yerleştirilen difüzörün temel işlevi, membran kirliliğini önlemesine ilaveten reaktör içerisindeki mikrobiyal canlıların oksijen ihtiyacını karşılamak ve çıkış suyundaki nütrientlerin bir kısmının giderimini sağlamaktır. Reaktördeki çözünmüş oksijen konsantrasyonu, pH, elektriksel iletkenlik ve MLSS konsantrasyonu sürekli olarak kontrol edilmiştir. Reaktör oda sıcaklığında işletildiğinden dolayı sıcaklık kontrolünü sağlamak için herhangi bir cihaz kullanılmamıştır. Ayrıca, MBR sisteminin işletim sürecinde besleme tankı, çıkış suyu tankı ve MBR tank besleme hatları periyodik olarak reaktör dışında meydana gelebilecek mikrobiyal büyüme faaliyetlerini önlemek nedeniyle asit çözeltisi ile temizlenmiştir. MBR sisteminin işletimi esnasında tüm deneysel çalışmalarda numuneler alınarak giriş ve çıkış suyundaki KOİ, NH₄⁺-N ve PO₄⁻³-P konsantrasyonları günlük olarak ölçülmüştür. Membran biyoreaktör sistemi ve membran materyalinin özellikleri Çizelge 3.1’de verilmiştir.

Çizelge 3.1. Membran biyoreaktör sistemi ve membran materyalinin özellikleri

Tank Hacmi	16 L
Membran Alanı	0.03 m ²
Membran Modül Boyutları	100x150x10 mm
Membran Materyali	Poliethersulfone (PES)
Gözenek Çapı	0.04 mikron
Akı (L/m²-sa)	8-10-12
Membran Yapısı	Plaka
Tank Hacmi (cm³)	15x30x50
MLSS (g/L)	MF başlangıcında : 2,5 g/L MF sonunda : 12 g/L

3.2. Aşı Mikroorganizma

Çalışma sırasında kullanılan aktif çamur Erzurum Atıksu Arıtma tesisinden alınmıştır ve çamur konsantrasyonu 2,5 g/L'dir. Reaktör 1,5 ay boyunca mezbaha boyun kanı ile beslenerek çamur konsantrasyonu 12000 mg/L konsantrasyonuna kadar ulaşmıştır. Deneysel çalışma sırasında ise çamur konsantrasyonu 10000-12000 mg/L aralığında değişiklik göstermiştir. Sistem denge haline gelene kadar günlük olarak KOİ, NH₄⁺-N, PO₄³⁻-P ve MLSS ölçümleri periyodik bir şekilde analiz edilerek mikroorganizma gelişimi takip edilmiştir.

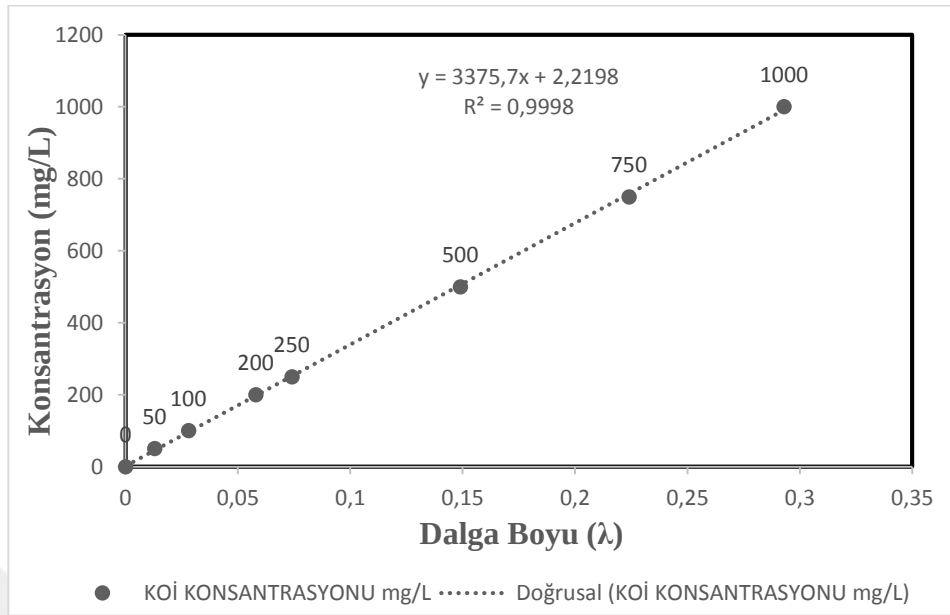
3.3. Akı Ayarı

Yapılan deneysel çalışma sırasında akı değeri, membran alanı ve membran gözeneklerinin tıkanması faktörlerine göre 8, 10 ve 12 L/m²-sa olarak ayarlanmıştır. Akı değeri ile membran yüzey alanının çarpımı ile elde edilen debi, ml/dk cinsinden hesaplanmıştır. Vakum pompası, çalışılan akı değeri için giriş ve çıkış suyu debisine

göre 100 ml' lik mezür ile ayarlanmıştır. 8, 10 ve 12 L/m²-sa akı değerlerinde hidrolik kalış süreleri verilen sıra ile 44.4 sa, 35.5 sa ve 29.6 sa olarak hesaplanmıştır.

3.4. Kimyasal Oksijen İhtiyacının Belirlenmesi

Çalışma süresince KOİ ölçüm analizleri besleme atıksuyu ve membran çıkış suyu olmak üzere Standart Metodlar *Method#5220C*'e göre *Merck Pharo 300* model spektrofotometre ile ölçülmüştür. Bu doğrultuda 850 mg KHP (Potasyum Hidrojen Ftalat) 1 L saf suda çözülerek litresinde 1000 mg içeren standart çözelti hazırlanmıştır. Çözelti belirli oranlarda (50,100,200,250,500,750,1000) mg/L seyreltilerek farklı KOİ değerlerine sahip seri numuneler elde edilmiştir. Elde edilen bu numunelerden 1,5 ml alınarak analiz için KOİ şişelerine konulmuştur. Üzerine 10,216 g/L K₂Cr₂O₇, 167 ml H₂SO₄ ve 33 gram HgSO₄ içeren parçalama çözeltisinden 1 ml ve 11 g/L AgSO₄ bulunan H₂SO₄ çözeltisinden 2 ml ilave edilmiştir. Daha sonra hazırlanan KOİ numuneleri 148°C'de 2 saat süre ile *WTW CR2200* ve *MERCK TR 320* termoreaktörlerde ısıtılmıştır. 2 saat süre ile ısıtılan numuneler oda sıcaklığına gelene kadar soğuduktan sonra 600 nm'de *Merck Pharo 300* model spektrofotometrede absorpsiyon değerleri ölçülmüştür. Elde edilen kalibrasyon eğrisi sayesinde KOİ numunelerinin konsantrasyon ölçümleri mg/L cinsinden yapılmıştır.



Şekil 3.4. KOİ analizi sırasında konsantrasyon belirlemek için kullanılan kalibrasyon eğrisi grafiği

3.5. $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ Ölçüm Analizleri

$\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ölçümleri besleme atıksuyu ve membran çıkış suyu olmak üzere her gün ikişerli örnek alınarak yapılmıştır. Ölçümler sırasında $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (Kit Kodu: 14752), $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (Kit Kodu: 09713) ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ (Kit Kodu: 14842) olmak üzere hazır Merck kitler kullanılmıştır. $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ analizleri Merck Pharo 300 model spektrofotometre ile yapılmıştır.

3.6. pH

pH ölçüm analizleri için SCHOTT Handylab PH 12 model pH metre kullanılmıştır. Cihaz daha önceden hazırlanmış solüsyonlarla kalibre edilmiştir.

3.7. Çözünmüş Oksijen Konsantrasyonu, Sıcaklık, Elektriksel İletkenlik

Sıcaklık ve çözünmüş oksijen konsantrasyon değerleri *Orion Model 835 O₂* oksijen metre ile gerçekleştirilmiştir. Elektriksel iletkenlik değer ölçümü *SCHOTT Handylab Multi 12* model cihazıyla bakılmıştır.

3.8. Mikroorganizma Konsantrasyonunun Belirlenmesi

Deneysel çalışmalar sırasında, havalandırma tankı ve filtre haznesindeki toplam askıda katı madde ölçümleri Standart Metodlar (Method #2540B) göre yapılmıştır. Ayrıca, toplam askıda katı madde konsantrasyonunun ölçümü için reaktörden alınan 100 ml numune, darası önceden alınan porselen krozeyle eklenerek önceden ısıtılmış etüvde 105°C’de kurutulması sonrasında desikatörde sabit tartım ağırlığına getirilerek ve hassas terazide tartımı yapılarak konsantrasyonu mg/L cinsinden analiz edilmiştir.

3.9. Membran Kirlilik/Tıkanmasını Giderme Yöntemi

Üç farklı akıda vakum yapılarak katı ve sıvı ayrımı şeklinde işletilen membran modülü her akı periyodu sonrasında reaktörden çıkarılarak ilk olarak musluk suyu ile tersten düşük basınçla su basılmıştır. Membran gözeneklerinin açılması sağlandıktan sonra sodyum hipoklorür ile yaklaşık 1 saat aynı işlem tekrar edilerek reaktöre entegre edilmiştir. Membrana daha sonra tekrar musluk suyu basılarak membran yüzeyinde bulunan kalıntı sodyum hipoklorür uzaklaştırılmıştır. Ayrıca, sistem işletim sırasında iken membran filtre ile arıtılmış su reaktöre pompa yardımıyla geri vakum yapılarak fiziksel membran geri yıkama yöntemi ile membran tıkanması/kirliliği kontrol edilmiştir.

3.10. Mezbaha Boyun Kanının Bileşenleri

Çalışmalarda kullanılan atıksu, entegre et endüstrisi tesisinden mezbaha boyun kanı olarak temin edilmiştir. Tesiste oluşan atıksular fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtıma uğramadan kanalizasyona verilmektedir. Kan numuneleri atıksu kanalına girmeden ham kan şeklinde temin edilmiştir. Daha sonra kan numuneleri bidonlarla laboratuvara getirilerek +4°C altında bir sıcaklıkta tutularak muhafaza edilmiştir. Çizelge 3.2’de mezbaha boyun kanı atıksuyunun karakterizasyonuna ilişkin yapılan analizler belirtilmiştir.

Çizelge 3.2. Ham mezbaha boyun kanı ve seyreltik mezbaha boyun kanının karakteristiği

Parametre	Ham Kan	Seyreltik Kan
KOİ (mg/L)	293000 - 330000	1000 - 1200
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	3 - 6	0,2 - 0,4
PO ₄ ³⁻ -P (mg/L)	15000 - 16000	40 - 50
Çözünmüş Oksijen (mg/L)	-	-
İletkenlik (µs/cm)	10000 - 12000	405 - 620
pH	7 - 7,4	6,8 - 7,5

Kan yüksek protein içeriğine sahip bir yan üründür. Yaş kanın %55’i plazmadan oluşmakta ve oluşan plazmanın su oranı %90’dır. Yaş kandaki mevcut plazmada, protein oranı %6-7 civarındadır. Bunun %4’ü serum albümini, %2.7’si serum globini (kanda hemoglobin formunda bulunan bileşik) ve %0.3’ü kanın pıhtılaşmasında görev alan fibrinojendir. Serumdaki mevcut inorganik maddelerden bazıları sodyum, klor, kalsiyum, potasyum, iyot, demir ve bikarbonattır. Bu inorganik maddelerin toplam miktarı %0.9 civarındadır. Büyük miktarda kırmızı kan hücresi olan eritrositlerden meydana gelen ve yaklaşık %38 oranında ham protein ihtiva eden kanın korpüsküler (partiküler) kısmı yaş kandaki proteinin %80’nini kapsamaktadır (Kansu ve Göğüş 1969; Drepper and Drepper 1979).

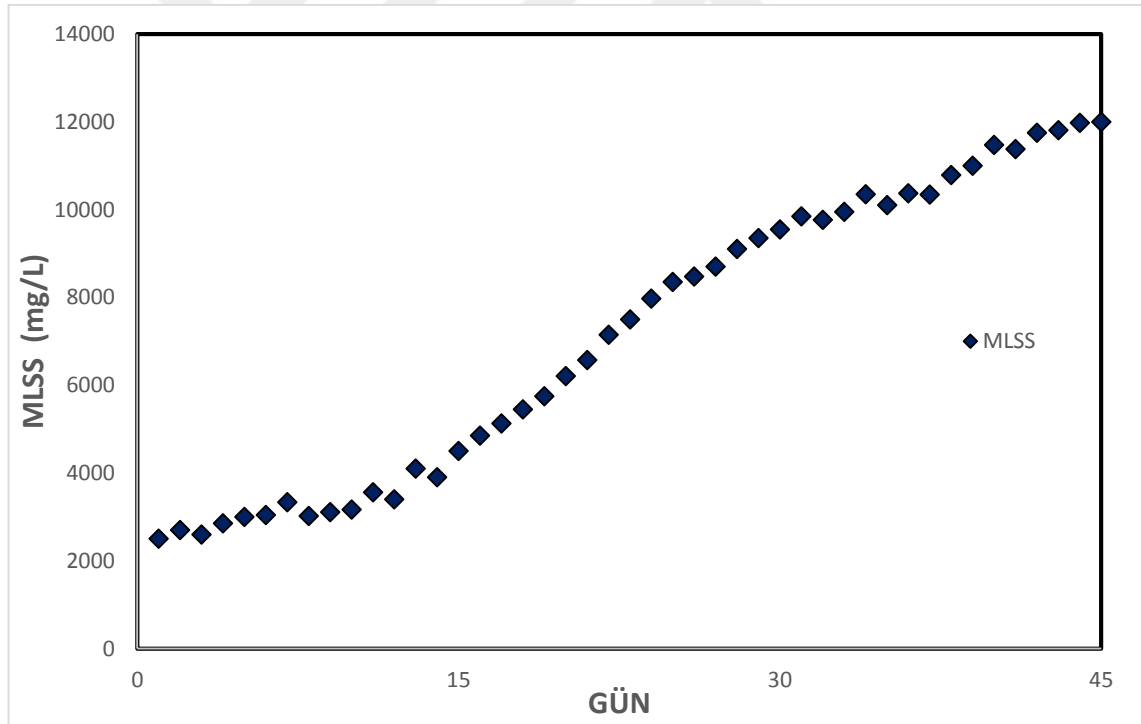
4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA

Atıksulardaki mezbaha boyun kanı kirliliği, doğa ve temiz su kaynakları açısından önemli ölçüde risk teşkil etmektedir. Mezbaha boyun kanının arıtılması zorunlu olmakla beraber istenilen deşarj standartları aralığında bulunması gerekmektedir. Son zamanlarda temiz su kaynaklarına duyulan gereksinimin artmasıyla birlikte MBR atıksu arıtma sistemleri hızlı bir şekilde yaygınlaşmış durumdadır. Bu bölümde, endüstriyel atıksu niteliğindeki seyreltik mezbaha boyun kanının, batık membran filtrasyon sistemi ile arıtılması ve arıtımına etki eden parametreler takip edilerek sistemin arıtma verimi analiz edilmiştir. Batık membran biyoreaktöründe analiz edilen giriş atıksuyu ve çıkış suyundaki $KOİ$, NH_4^+-N ve $PO_4^{3-}-P$ parametrelerine ait değişimler ve giderim verimlilikleri değerlendirilerek sistem performansı sürekli bir şekilde incelenmiştir.

Deneysel çalışma periyodu süresince giriş numuneleri ile birlikte her akı değeri için periyod sonlarından alınan çıkış suyu numunelerinde $KOİ$, NH_4^+-N ve $PO_4^{3-}-P$ analizleri ile reaktör performansı ve giderim verimleri günlük olarak incelenmiştir. Besleme atıksu karakteristiği, her akı değeri için başlangıç özelliği olarak seçilmiştir. Yapılan bu çalışma sürecinde farklı akı değerlerinde çalışılmıştır. Biyolojik ve membran bölgesi olarak iki ayrı kısımdan oluşan membran biyoreaktör sisteminden vakum pompası ile alınan çıkış suyunda $KOİ$, NH_4^+-N ve $PO_4^{3-}-P$ analizleri yapılarak, akının $KOİ$, azot ve fosfor gideriminde nasıl bir etkiye sahip olduğu incelenmiştir. Aynı zamanda, deneysel çalışmalar boyunca mikroorganizma konsantrasyonu, pH, elektriksel iletkenlik ve çözünmüş oksijen konsantrasyonu düzenli olarak analiz edilmiştir. MBR sisteminde, çıkış suyundaki $KOİ$, NH_4^+-N ve $PO_4^{3-}-P$ parametrelerinin periyodik olarak analiz edildiği membran biyoreaktör sisteminin stabil olarak çalıştığı ve tüm koşulların zamanla değişmediği durumlar, kararlı hâl koşulları olarak kabul edilmiştir. Membran biyoreaktör sistemi, dengeye gelene kadar işletilmiştir ve deney sonuçlarının ortalaması alınmıştır. Membran biyoreaktör sisteminde, uygulanan her akı değeri için elde edilen veriler parametre olarak ayrı bir şekilde incelenmiştir. Deneysel çalışma koşullarında, MBR sisteminde, çıkış suyundaki nütrient miktarlarında azalma görülmüştür ve MLSS konsantrasyonunda artış meydana gelmiştir.

4.1. MLSS Değişimleri

Çalışma esnasında kullanılan aktif çamur Erzurum Atıksu Arıtma tesisinden alınmıştır ve alınan çamurun konsantrasyonu 2,5 g/L'dir. Biyolojik reaktör içerisinde mikrobiyal büyüme faaliyetleri; seyreltik mezbaha boyun kanı, KOİ, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ yüklemeleri ile sağlanmıştır. Reaktörde çamur konsantrasyonu 12000 mg/L konsantrasyonuna kadar yaklaşık 1,5 ay süre ile KOİ konsantrasyonu 1000-1200 mg/L konsantrasyonunda seyreltik mezbaha boyun kanı ile besleme yapılmıştır. Deneysel çalışma sırasında ise çamur konsantrasyonu 10000-12000 mg/L aralığında değişiklik göstermiştir. Sistemin çamur yaşı 50 gün olarak belirlenmiştir. Çalışma sırasındaki MLSS konsantrasyonu Şekil 4.1'de belirtilmiştir.



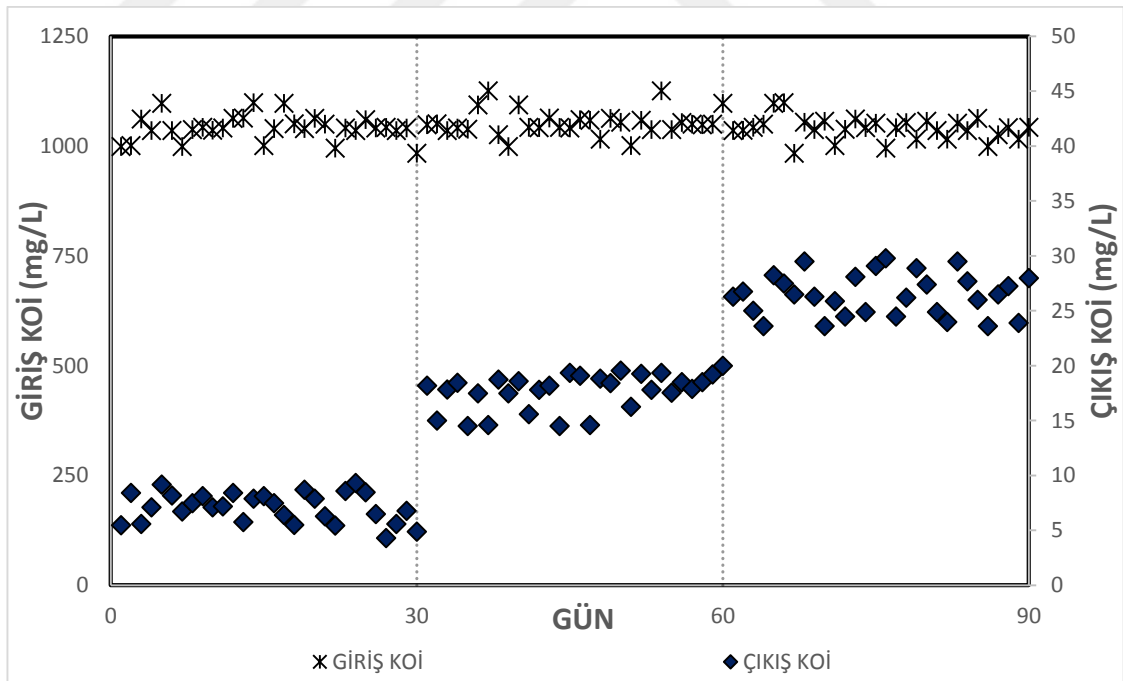
Şekil 4.1. Deneysel çalışma sırasında MLSS değişimi

Şekil 4.1'de görüldüğü üzere membran biyoreaktörde çamur konsantrasyonu 2500 mg/L ile başlamış olup sistem denge haline geldiğinde 12000 mg/L konsantrasyonuna kadar ulaşmıştır. MLSS ve akı değeri arttıkça membran kirlenmesinde de artış görülmüştür.

Bu durum, periyodik bir şekilde membranın fiziksel ve kimyasal temizlenmesini gerektirmiştir. Fiziksel geri yıkamanın etki etmediği durumlarda membran modülü kimyasal yıkama yapılarak tekrar reaktöre entegre edilmiştir. Biyoreaktöründe temizlendiği bu süreç, MLSS konsantrasyonunun bir miktar azalmasına neden olmuştur. Ancak, kayıp konsantrasyonun kısa süre içerisinde stabil hale geldiği görülmüştür.

4.2. Değişik Akılarda KOİ Değişimleri ve Giderim Verimi

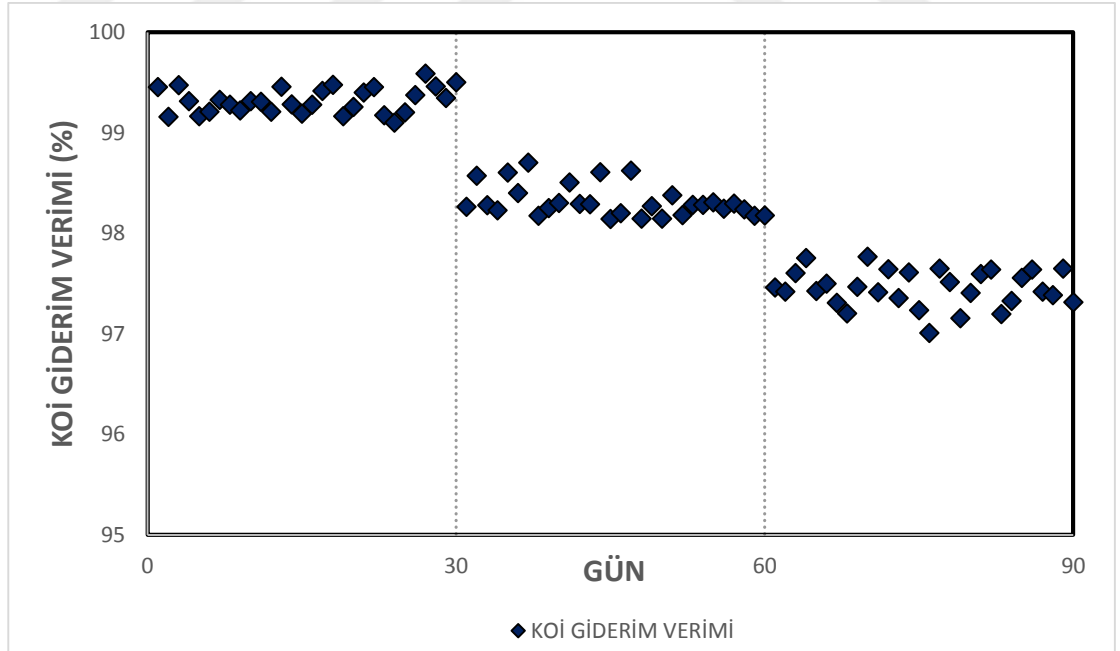
KOİ konsantrasyonu ve KOİ giderim verimi, sistemin arıtım performansının belirlenmesi açısından oldukça önemlidir ve sistem performansı bu parametrelerle değerlendirilebilmektedir. Şekil 4.2 ve Şekil 4.3’de 8 L/m²-sa, 10 L/m²-sa ve 12 L/m²-sa akı değerlerine ait MBR sisteminin KOİ değişimleri ve KOİ giderim verimleri incelenmiştir.



Şekil 4.2. MBR giriş atıksuyu ve çıkış suyu KOİ değişimleri

Havali arıtma sistemleri, organik madde içeriği bakımından yüksek olan atıksulardaki KOİ konsantrasyonlarını oldukça düşük seviyelere kadar düşürebilmekte dolayısıyla

arıtım verimini önemli oranda artırabilmektedirler. Yapılan bu çalışmada, MBR sisteminde 8 L/m²-sa, 10 L/m²-sa ve 12 L/m²-sa akı değerlerinde, KOİ değişimleri ve giderim verimleri incelenmiştir. Musluk suyunun litresine 4 ml mezbağa boyun kanı ilave edilerek hazırlanan besleme atıksuyunun KOİ konsantrasyonu, 1000-1200 mg/L aralığında değişiklik göstermiştir. Besleme atıksuyu, biyolojik reaktör sistemine peristaltik pompa yardımıyla verilmiştir. 8 L/m²-sa akı değerinde işletilen MBR sisteminde, çıkış suyundaki KOİ konsantrasyonları 4-10 mg/L aralığında değişiklik göstermiştir ve KOİ giderim veriminin ortalama olarak %99'un üzerinde olduğu görülmüştür. 10 L/m²-sa akı değerinde işletilen membran biyoreaktör sisteminde, çıkış suyundaki KOİ konsantrasyonları 14-20 mg/L aralığında değişiklik göstermiştir ve KOİ giderim verimi ortalama olarak %98'in üzerinde bulunmuştur. 12 L/m²-sa akı değerinde işletilen MBR sisteminde, çıkış suyundaki KOİ konsantrasyonları 23-30 mg/L aralığında salınım göstermiştir ve KOİ giderim veriminin ortalama %97'nin üzerinde olduğu görülmüştür.



Şekil 4.3. MBR sisteminde değişik akılarda KOİ giderim verimleri

Şekil 4.2 ve Şekil 4.3’de belirtildiği gibi en yüksek KOİ giderim veriminin 8 L/m²-sa akı değerinde, %99’un üzerinde olduğu görülmüştür. KOİ, biyokütlenin enerji

kaynağını korumasını ve faaliyetlerini devam ettirebilmesi için mikroorganizmalar tarafından substrat olarak kullanılmıştır.

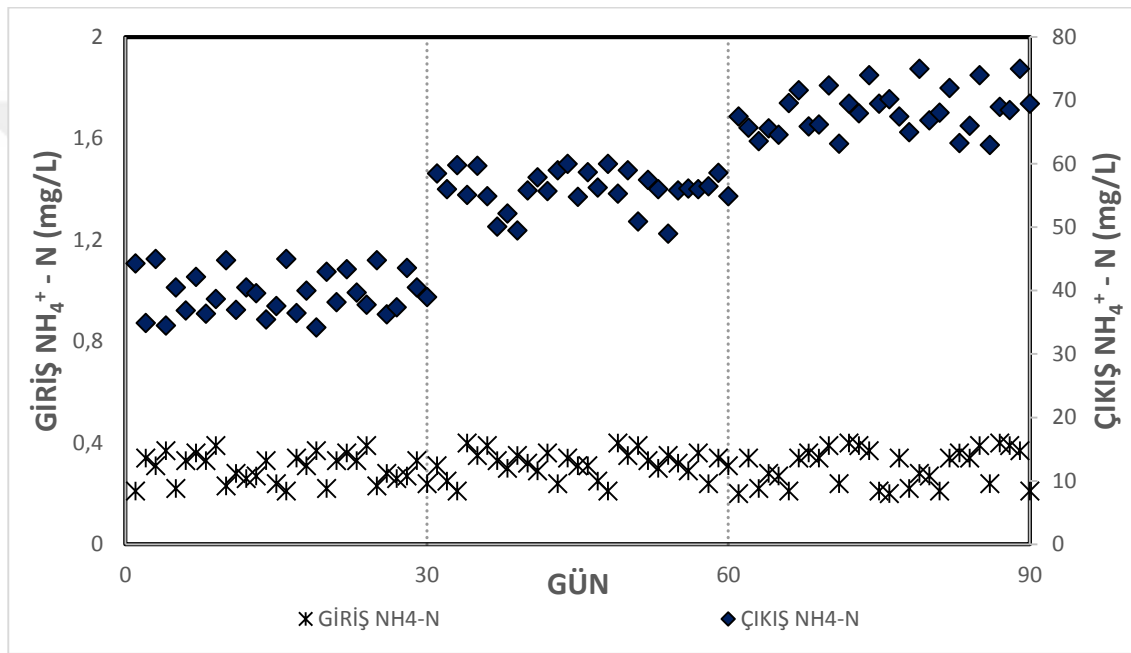
Ancak, akı artmasının bir sonucu olarak KOİ giderim veriminde düşüş görülmüştür. Akı değerinin artması durumunda sisteme daha fazla miktarda atıksu girişi olmaktadır ve sistemde atıksuyun hidrolik kalış süresinin azalmasına neden olmaktadır. Bu yüzden, KOİ giderim verimi, akı değerinin artması ile düşmüştür. Ayrıca, hidrolik kalış süresinin yetersiz olmasından dolayı MBR sistemindeki biyolojik arıtım faaliyetlerini sürdüren mikroorganizmalar, atıksu içerisindeki besin maddeleri ile etkileşimi açısından yeterli ölçüde reaksiyon süresi oluşturamamıştır. Dolayısıyla, sistemdeki organik maddeyi daha az parçalayarak sistemin KOİ giderim verimini olumsuz yönde etkilemiştir.

Uzun çamur yaşı ile işletilen membran biyoreaktörler, yüksek biyokütle ile sonuçlanmaktadır. Düşük çamur yaşı ile işletilen sistemler ise nitrifiye bakterilerinin sistemden daha erken uzaklaştırılmasına neden olmaktadır. Dolayısıyla, hidrolik kalış süresi her ne kadar yüksek olursa olsun bu durum biyokütle artışının gerçekleşmemesine ve sonuç olarak arıtım performansının düşmesine sebep olmaktadır.

Ayrıca, hidrolik kalış süresinin ve çamur yaşı etkisinin haricinde, organik yükleme hızıda KOİ giderim veriminde önemli bir etkidir. Organik yüklemenin gereğinden fazla miktarda yapılması, membran biyoreaktörde, biyokütle konsantrasyonunun artmasına neden olacaktır. Bu da, çıkış suyunda daha fazla miktarda organik madde konsantrasyonuna ve membran kirlenmesine sebep olmaktadır. Biyoreaktörün, zayıf yükleme hızı ile beslenmesi durumunda ise mikroorganizmalar substrat ihtiyacını karşılayamayacaktır. Bu durum, arıtım verimini olumsuz yönde etkilemesine neden olmaktadır.

4.3. Değişik Akılarda $\text{NH}_4^+\text{-N}$ Değişimleri ve Giderim Verimi

Deneysel çalışmalar sırasında MBR sisteminde 8 L/m²-sa, 10 L/m²-sa ve 12 L/m²-sa akı değerlerinde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ değişimi ve giderim verimleri incelenmiştir. MBR sisteminde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ değişimi ve giderim verimi için analiz edilen değerler Şekil 4.4’de belirtilmiştir.



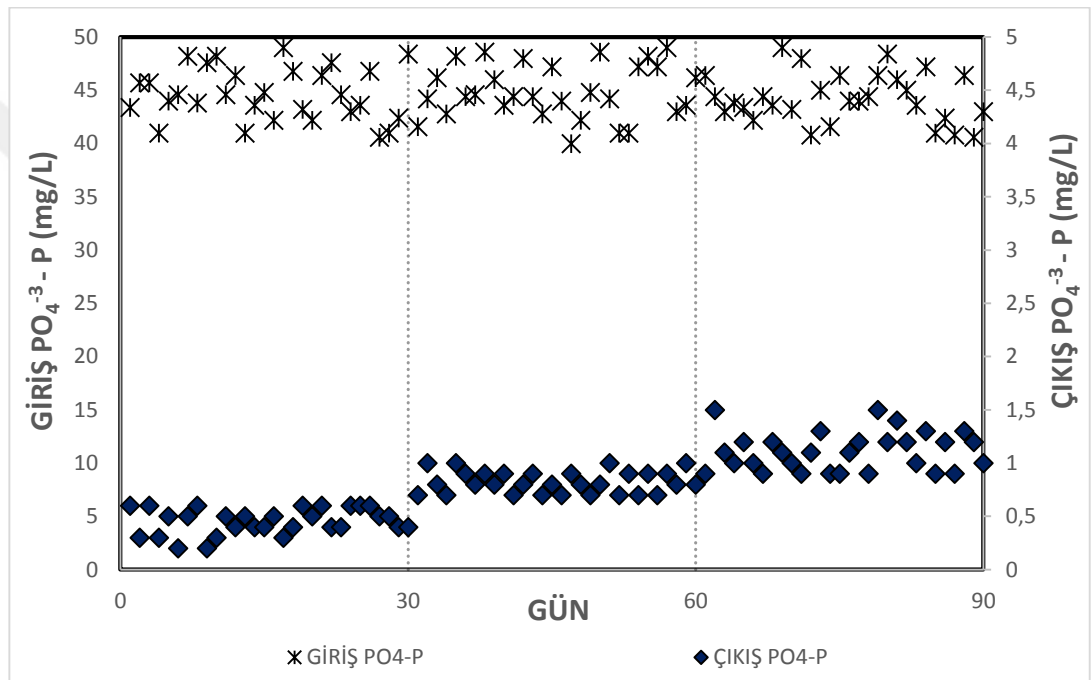
Şekil 4.4. MBR giriş atıksuyu ve çıkış suyu $\text{NH}_4^+\text{-N}$ değişimleri

Seyreltik mezbaha boyun kanı ile beslenen membran biyoreaktör sisteminde giriş suyundaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonu, besleme atıksuyunun hazırlanma koşullarına göre 0,2-0,4 mg/L aralığında değişiklik göstermektedir. Şekil 4.4’de belirtildiği gibi seyreltik mezbaha boyun kanı ile beslenen membran biyoreaktör sisteminde 8 L/m²-sa, 10 L/m²-sa ve 12 L/m²-sa akı değerlerinde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ değişimi ve giderim verimleri araştırılmıştır. Yapılan deneysel çalışmada, membran biyoreaktör sistemi ilk olarak 8 L/m²-sa akı değerinde işletilmiştir. 8 L/m²-sa akı değerinde işletilen membran biyoreaktör sisteminde, çıkış suyundaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonu 34-45 mg/L aralığında değişiklik göstermiştir. 10 L/m²-sa akı ayarında işletilen membran biyoreaktör sisteminde, çıkış suyundaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonu 49-60 mg/L aralığında değişiklik

göstermiştir. 12 L/m²-sa akı değeri için MBR sisteminde, çıkış suyundaki NH₄⁺-N konsantrasyonu 63-75 mg/L aralığında değişiklik göstermiştir. NH₄⁺-N giderim veriminin de analiz edildiği bu çalışmada, KOİ ve PO₄⁻³-P giderim verimleri %95'in üzerinde olmasına rağmen NH₄⁺-N giderimi olmamıştır. Aksine, seyreltik mezbaha boyun kanı ile hazırlanan besleme atıksuyunun NH₄⁺-N konsantrasyonu, MBR sisteminde, çıkış suyundaki NH₄⁺-N konsantrasyonundan oldukça düşüktür. MBR çıkış suyunun NH₄⁺-N konsantrasyonunda meydana gelen artışın bir diğer nedeni, yüksek miktarda protein içeren mezbaha boyun kanında bulunan parçalanabilir protein ve protein olmayan azotlu bileşiklerin, mikroorganizmalar tarafından parçalanarak serbest aminoasit ve anorganik azot bileşiklerinin en fazla redüklenmiş hali olan NH₃ formuna dönüşmesidir. Aerobik ve anaerobik ayrışma reaksiyonlarında proteinlerin ayrışma ürününün amonyak olduğu belirtilmiştir (Samsunlu 2017). MBR sistemi uzun çamur yaşında (SRT = 50 gün) çalıştırılmıştır. Nitrifikasyon prosesinin doğası gereği, uzun çamur yaşlarında nitrifikasyon oluşması muhtemeldir. MBR sisteminde 8, 10 ve 12 L/m²-sa akı değerlerinde haftalık rutin olarak yapılan çıkış suyu nitrat analizlerinde, NO₃⁻-N konsantrasyonları 8 L/m²-sa akı değeri için 177-225 mg/L aralığında, 10 L/m²-sa akı değeri için 139-200 mg/L aralığında, 12 L/m²-sa akı değeri için 102-165 mg/L aralığında değişim göstermiştir. Ölçülen nitrat konsantrasyonuna bağlı olarak nitrifikasyonun gerçekleştiği görülmüş olup hidrolik kalış süresinin azalmasıyla nitrifiye olan amonyak miktarının azaldığı buna bağlı olarak çıkış suyundaki nitrat konsantrasyonu, artan akının etkisiyle azalma göstermiştir. MBR sisteminde anoksik şartlar kısmen sağlandığı için denitrifikasyonun tam olarak gerçekleşmediği düşünülmektedir. Proteinlerin biyolojik olarak parçalanması sonucunda oluşan serbest aminoasit ve amonyak miktarı, hidrolik kalış süresinin artan akıya bağlı olarak düşmesinden dolayı oluşan nitrat miktarından daha fazladır. Bu nedenden dolayı, MBR ile NH₄⁺-N gideriminin olmadığı görülmüştür.

4.4. Değişik Akılarda $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ Değişimleri ve Giderim Verimi

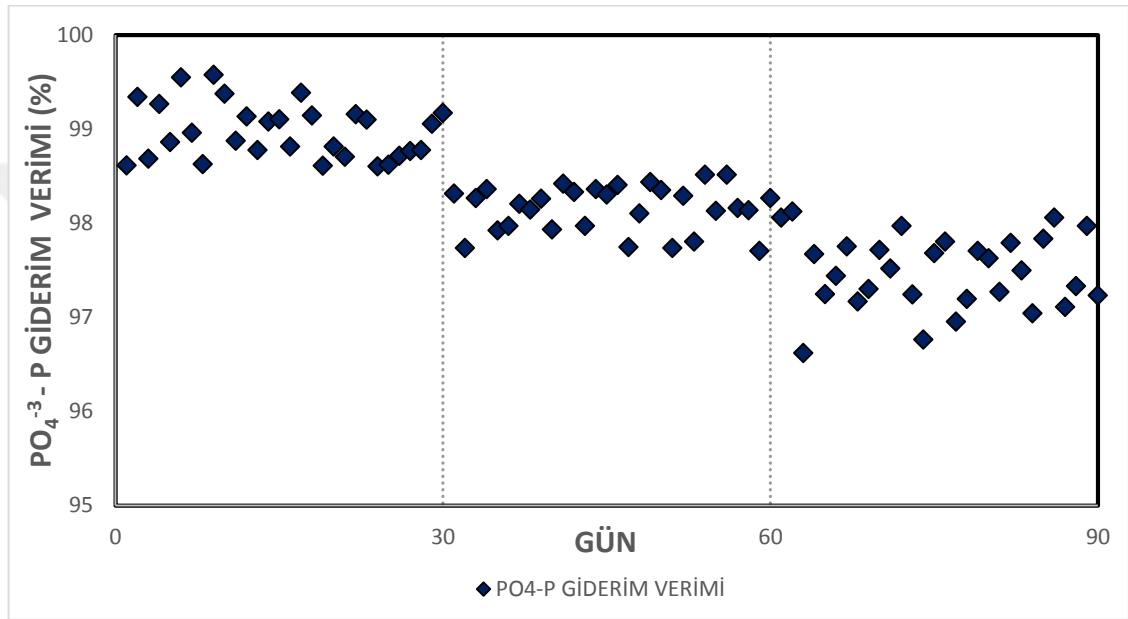
Deneysel çalışmalar sırasında MBR sisteminde 8 L/m²-sa, 10 L/m²-sa ve 12 L/m²-sa akı değerlerinde $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ değişimi ve giderim verimleri incelenmiştir. MBR sisteminde farklı akı değerlerinde $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ değişimi Şekil 4.5’de ve MBR sisteminde $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim verimleri Şekil 4.6’da belirtilmiştir.



Şekil 4.5. MBR giriş atıksuyu ve çıkış suyu $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ değişimleri

Şekil 4.5’de belirtildiği gibi 8 L/m²-sa, 10 L/m²-sa ve 12 L/m²-sa akı değerlerinde $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ değişimi ve giderim verimleri araştırılmıştır. Besleme atıksuyunun $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonu, hazırlanma koşullarına göre 40-50 mg/L arasında değişiklik göstermektedir. Yapılan bu çalışmada, membran biyoreaktör sistemi ilk olarak 8 L/m²-sa akı değerinde işletilmiştir. 8 L/m²-sa akı değerinde işletilen membran biyoreaktör sisteminde, çıkış suyundaki $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonları 0,2-0,6 mg/L aralığında değişiklik göstermiştir ve giderim verimi ortalama olarak %98,5’in üzerindedir. 10 L/m²-sa akı değerinde işletilen MBR sisteminde, çıkış suyundaki $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonları 0,7-1 mg/L aralığında değişiklik göstermiştir ve giderim

verimi ortalama olarak %98'in üzerinde belirlenmiştir. 12 L/m²-sa değerinde işletilen MBR sisteminde, çıkış suyundaki PO₄⁻³-P konsantrasyonu 0,9-1,5 mg/L aralığında değişiklik göstermiştir ve PO₄⁻³-P giderim verimi ortalama olarak %97'nin üzerinde belirlenmiştir. Deneysel çalışmalar sırasında PO₄⁻³-P giderim verimleri Şekil 4.6'da belirtilmiştir.



Şekil 4.6. MBR sisteminde değişik akılarda PO₄⁻³-P giderim verimleri

Şekil 4.6'da belirtildiği üzere mikrobiyal faaliyetler, akı değerinin artmasının bir sonucu olarak hidrolik kalış süresi azaldığı için düşmüştür. Havalı arıtma sistemlerinde mikroorganizmalar enerji üretmek, sentez reaksiyonlarını gerçekleştirebilmek ve yaşamsal faaliyetlerini sürdürebilmek için sucul ortamdaki mevcut fosforu hücre içerisinde tutarlar. Asimilatif olarak tutulan bu fosfor, sistemden atılan çamurla birlikte uzaklaştırılır. Ancak, akı değeri arttıkça sistemde suyun kalış süresi azalmakta dolayısıyla mikroorganizmaların ortamdaki maddeler (Karbon, Azot, Fosfor) ile reaksiyon süreleri azaldığından ve mikroorganizmaların enerji üreterek çoğalmak için kullanacakları organik madde ile yeterince reaksiyon gerçekleştiremediğinden dolayı mikroorganizmalar asimile ile PO₄⁻³-P giderim verimini yeterli ölçüde gerçekleştirememiştir. Fosforun 8, 10 ve 12 L/m²-sa akı değerlerinde etkili bir şekilde biyolojik olarak giderimi, yeterli miktarda biyolojik olarak kolay parçalanabilen organik

maddelerin olduğunu göstermektedir. Sonuç olarak fosfor gideriminin, biyokütle ve hidrolik kalış süresinden etkilendiği görülmüştür. Sistemde çamur yaşı 50 gün olarak belirlenmiştir ve sistemden günlük yaklaşık olarak 320 ml çamur atılmıştır. MBR sistemindeki aktif çamur, fosforu süpernatanttan alabilir ve biyokütlerde depolayabilmektedir. Sistemden fosfat konsantrasyonu bakımından yüksek olan çamurun, fazla çamur olarak deşarj edilmesiyle de fosforun bir kısmının bu aşamada giderildiği görülmüştür. Ayrıca, vakum pompasının çalışma ve durma süreçleri kontaktör tarafından 4 dakika çalışıp 2 dakika dinlenme şeklinde sağlanmaktadır. Aktif çamur ünitesine, biyoreaktörün tabanına yerleştirilen difüzör ile sürekli bir şekilde ince hava verilmiştir. Fakat, membran ünitesine vakum pompasının çalıştığı süre boyunca difüzör ile kaba hava sağlanmıştır. Kaba havalandırmadan dolayı oksijenin sudaki çözünürlüğü düşüktür. Membran tankı, kesikli olarak havalandırıldığı için anoksik şartlar kısmen de olsa sağlanmıştır. Örneğin, 8 L/m²-sa akı değerinde hidrolik kalış süresi 44.4 saattir ve membran ünitesine yaklaşık olarak 15 saat boyunca hava verilmemiştir. Fosfor gideriminde, meydana gelen anoksik-aerobik koşulların da etkili olduğu düşünülmektedir. Besleme atıksuyunun hazırlanmasında kullanılan musluk suyunun sertliği, 115-120 mgCaCO₃/L aralığında değişiklik göstermiştir. Musluk suyunun içeriğinde bulunan Ca⁺² ve Mg⁺² sertliğinin miktarları sırasıyla 100-105 ve 15-20 mgCaCO₃/L aralığında değiştiği belirlenmiştir. PO₄⁻³-P giderimi, musluk suyunun sertliğinden dolayı çökerek giderilmiş olabilir. Biyolojik fosfatın, inorganik fosfat olarak salınması suretiyle kimyasal çökeltme ile uzaklaştırılabileceği düşünülmektedir.

5. SONUÇ ve ÖNERİLER

Deneysel çalışmalar sırasında membran biyoreaktör sisteminin besleme suyu, musluk suyunun litresine 4 ml mezbaha boyun kanı ilave edilerek hazırlanmıştır. Besleme atıksuyunun KOİ konsantrasyonu, 1000-1200 mg/L aralığında değişiklik göstermiştir ve 3 farklı akı ayarında vakum pompasıyla biyolojik reaktör sistemine verilmiştir. Bu doğrultuda, batık membran filtrasyon sistemi ile KOİ, azot, ve fosfor giderimi incelenmiştir. Bu çalışmada aerobik şartlar altında arıtılan, seyreltik mezbaha boyun kanının KOİ ve PO_4^{3-}P giderimi, batık membran filtrasyon sistemi ile yüksek verimlerde gerçekleştiği görülmüştür. Ancak, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimi gerçekleşmemiştir. Reaktörde su sıcaklığı 21-23°C aralığındadır.

8 L/m²-sa, 10 L/m²-sa ve 12 L/m²-sa olarak 3 farklı akı ayarında işletilen MBR sisteminde en yüksek KOİ giderimi 8 L/m²-sa akıda gerçekleşmiştir. KOİ gideriminin en verimli olduğu akı değeri için MBR sisteminde, çıkış suyundaki KOİ değeri 4-10 mg/L aralığında değişiklik göstermiştir ve %99'un üzerinde giderim verimi sağlanmıştır. 10 L/m²-sa akı değerinde membran biyoreaktör sisteminde, çıkış suyundaki KOİ değeri 14-20 mg/L aralığında değişiklik göstermiştir ve %98.5'in üzerinde giderim verimi gerçekleşmiştir. 12 L/m²-sa akı değerinde membran biyoreaktör sisteminde, çıkış suyundaki KOİ değeri 23-30 mg/L aralığında salınım göstermiştir. Membran biyoreaktör sistemi, 12 L/m²-sa akı ayarında %97'nin üzerinde giderim performansı göstermiştir. Elde edilen bu sonuçlar doğrultusunda en yüksek KOİ giderim verimi 8 L/m²-sa akı değerinde %99'un üzerinde giderim verimi ile sonuçlanmıştır. KOİ'nin mikroorganizmaların oksidasyonu sonucunda giderildiği görülmüştür. KOİ giderim veriminde, akı artmasının bir sonucu olarak gözlemlenen bu düşüşün en önemli nedenleri; hidrolik bekletme süresi (HRT), çamur yaşı ve organik yüklemekten kaynaklanabilmektedir. Sonuç olarak, hidrolik kalış süresinin düşmesi ile birlikte atıksu sistemde daha az bulunduğu ve mikroorganizmalar organik madde ile yeterince reaksiyona giremediğinden dolayı KOİ giderim verimi, akının artması ile olumsuz yönde etkilenmiştir. Biyoreaktör uzun çamur yaşında işletilmiştir. Dolayısıyla, yüksek biyokütle konsantrasyonlarına neden olmuştur ve sistemin KOİ giderim verimini olumlu

yönde etkilemiştir. Ancak, artan biyokütle konsantrasyonu membran modülünün kirlenmesine neden olmuştur. Organik yüklemenin fazla miktarlarda yapıldığı durumda ise biyokütle konsantrasyonunun artmış olduğu ve çıkış suyunda daha fazla konsantrasyonlarda organik madde olduğu görülmüştür. Sonuç olarak, MBR sisteminin KOİ giderim verimi üzerinde oldukça iyi bir etki sağladığı gözlemlenmiştir.

Besleme atıksuyunun $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonu hazırlanma şartlarına göre 0,2-0,4 mg/L aralığında değişmektedir. 8 L/m²-sa akı değerinde MBR sisteminde, çıkış suyundaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonu 34-45 mg/L aralığında değişiklik göstermiştir. 10 L/m²-sa akı değerinde çıkış suyundaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonu 49-60 mg/L aralığında değişmiştir. 12 L/m²-sa akı değeri için bu değer 63-75 mg/L aralığında değişiklik göstermiştir. Akı değeri arttıkça, MBR sisteminde çıkış suyundaki amonyum azotu konsantrasyonu da artış göstermiştir. Yani, hidrolik kalış süresinin azalması ile nitrifiye olan amonyak miktarı azalmıştır. Böylece, giriş suyundaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonu, çıkış suyunun $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonundan daima düşük çıkmıştır. Bunun sebebi, boyun kanında bulunan yüksek protein, MBR sistemde mikroorganizmalar tarafından parçalanarak serbest aminoasit ve NH_3 formuna dönüşmesinden kaynaklanmaktadır. Dolayısıyla, çıkış suyunun $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonunda artış görülmüştür. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimi gözlemlenmemiştir.

8 L/m²-sa, 10 L/m²-sa ve 12 L/m²-sa olarak 3 farklı akı ile işletilen MBR sisteminde $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim verimi en yüksek 8 L/m²-sa akı değerinde gerçekleşmiştir. Besleme atıksuyunun $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonu 40-50 mg/L aralığında değişiklik göstermektedir ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ gideriminin en yüksek olduğu akı değeri için membran biyoreaktör sisteminde, çıkış suyundaki $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ değeri 0,2-0,6 mg/L aralığında değişiklik göstermiştir ve ortalama olarak $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim verimi %98,5'in üzerinde belirlenmiştir. 10 L/m²-sa akı değerinde membran biyoreaktör sisteminde, çıkış suyundaki $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ değeri 0,7-1 mg/L aralığında salınım göstermiştir ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim verimi %98'in üzerinde bulunmuştur. 12 L/m²-sa akı değerinde membran biyoreaktör sisteminde, çıkış suyundaki $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ konsantrasyonu 0,9-1,5 mg/L aralığında değişmiştir ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim verimi ortalama olarak %97'nin üzerinde belirlenmiştir.

$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim verimlerine göre, mikroorganizmalar sudaki fosforu oksijenli ortamda yaşamsal faaliyetlerini sürdürmek ve hücre sentezinde enerji kaynağı olarak kullanmıştır. Ayrıca, sistemden atılan çamurun fosfor giderim verimini etkilediği görülmüştür. Fosfor gideriminde, meydana gelen anoksik-aerobik koşulların da etkili olduğu düşünülmektedir. Aynı zamanda, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderimi, musluk suyunun sertliğinden dolayı çökerek giderilmiş olabilir. Biyolojik fosfatın, inorganik fosfat olarak salınması suretiyle kimyasal çökeltme ile uzaklaştırılabileceği düşünülmektedir. Sonuç olarak, fosfor gideriminin biyokütle ve hidrolik kalış süresinden etkilendiği görülmüştür. Ancak, akı değerinin artması ile birlikte hidrolik kalış süresi azalmakta dolayısıyla mikroorganizma, enerji üreterek mikrobiyal faaliyetlerini sürdürmek ve popülasyonunu artırabilmek için ortamda gerekli olan karbon, azot ve fosfor maddeleri ile yeterli reaksiyon süresi olmadığından dolayı akı değerinin artması ile $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim verimlerinde düşüş görülmüştür.

Deneyisel çalışmalardan elde edilen sonuçlar doğrultusunda, MBR sisteminde çalışılan süre kapsamında akı artmasının sonucu olarak KOİ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim verimleri yukarıda belirtilen sonuçlara göre negatif ölçüde etkilenmiştir. Ayrıca, akı değerinin artması ile çıkış suyunun $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonunda da artış meydana gelmiştir ve giderim verimi olmamıştır. Düşük akı ayarında çalışılan membran biyoreaktör sisteminde, arıtım veriminin yüksek olmasıyla beraber membran modül kirlenmesinin diğer akılarda olduğundan çok daha az gerçekleştiği gözlemlenmiştir. Batık membran filtrasyon ile katı-sıvı ayrımının etkin bir şekilde yapılmasının yanı sıra KOİ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ gideriminde de pozitif bir etki sağlamıştır. KOİ ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ giderim veriminin %95'in üzerinde olması batık membran modülünün, seyreltik mezbaha boyun kanının arıtımında oldukça iyi bir performans sergilediğini ve sistem işleyişinin kolay ve daha az maliyetli olduğunu göstermiştir.

Öneriler

- Farklı membran modülleri ve akılarda deneysel çalışmalar yapılabilir.
- Membran filtre modülü için farklı geri yıkama senaryoları düşünülebilir.
- Değişik akılarda TMP dikkate alınmalıdır.
- Sonraki çalışmalarda farklı prosesler entegre edilerek su geri kazanımı hedeflenebilir.
- Farklı ileri arıtım yöntemleri ile deneysel çalışmalar yapılarak su geri kazanımı sağlanabilir.
- MBR sistemi, farklı pH değerlerinde mezbaha boyun kanı atıksuyu ile beslenip pH'nın etkisi çalışılabilir.

KAYNAKÇA

- Abyar H., Younesi H., Bahramifar N., Zinatizadeh A, Biological CNP removal from meat-processing wastewater in an innovative high rate up-flow A₂O bioreactor., *Chemosphere*, Volume 213, December 2018, Pages 197-204, doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.09.047>
- Acı, G., (2011). Sızıntı Sularının Membran Proseslerle Arıtılabilirliği: Odayeri Örneği, Yüksek Lisans Tezi, YTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Ahmadian, M., Yousefi, N. Van Ginkel, S.W., Zare, M., Reza Rahimi, S., Fatehizadeh, A., 2012. Kinetic study of slaughterhouse wastewater treatment by electrocoagulation using Fe electrodes. *Water Sci. Technol.* 66 (4):754-760.
- Alp, Ö., 2005. Atıksuların Arıtılması. Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, İstanbul.
- Arabi, S. ve Nakhla, G., 2008. "Impact of Calcium on the Membrane Fouling in Membrane Bioreactors", *Journal of Membrane Science*, 314: 134-142.
- Asad Aziz, Farrukh Basheer, Ashish Sengar, Irfanullah, Saif Ullah Khan, Izharul Haq Farooqi, Biological wastewater treatment (anaerobic-aerobic) technologies for safe discharge of treated slaughterhouse and meat processing wastewater., *Science of The Total Environment* (2019), doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.295>
- Ayol, A., (2007). "Aritma Çamuru Flok Ayırıştırma Mekanizmalarının Çamur Su Verme Özellikleri Üzerine Etkisi: Enzimlerle Arıtım Yöntemi", *İTÜ Dergisi/e: Su Kirlenmesi Kontrolü*, c.17 s.3: 15-24.
- Babuponnusami, A., Muthukumar, K., 2014, A review on Fenton and improvements to the Fenton process for wastewater treatment, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2, 557-572.
- Bakış, R., Koyuncu, H., Özkan, A., Banar, M., Yılmaz, G., Yörükoğulları, E., 2011. Porsuk Havzası Yüzeysel ve Yeraltı Suyu Kirlilik Düzeyinin Araştırılması. *Anadolu Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi*, Araştırma Makalesi, Cilt-Sayı 12-2, Sayfa 75-89.
- Barlas, H. 2002. Suların Arıtımında İleri Teknolojiler" ders notları. *İÜ Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Avcılar, İstanbul*.
- Baştürk, İ., (2013). Zeytin Karasularının Membran Prosesleri ile Arıtımında Çözünmüş Madde, Basınç ve Akı İlişkisinin Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, YTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Bethi, B., Sonawane, S.H., Bhanvase, B.A., Gumfekar, S.P., 2016, Nanomaterials-based advanced oxidation processes for wastewater treatment: A review, *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 109, 178-189.
- Bohdziewicz, J., Sroka, E., 2005. Integrated system of activated sludge-reverse osmosis in the treatment of the wastewater from the meat industry. *Process Biochem.* 40 (5), 1517e1523. In: <http://dx.doi.org/10.1016/j.procbio.2003.11.047>.
- Bozkurt, H., (2013). Mezbaha ve Sızıntı Sularının Anaerobik Yukarı Akışlı Reaktörde Arıtılabilirliği, Yüksek Lisans Tezi, Harran Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Şanlıurfa.

- Bustillo-Lecompte C-F., Mehrvar M, Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances., *Journal of Environmental Management* 161 (2015) 287-302, doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.008>
- Büyükdere, A., 2008, Tekstil Endüstrisi Atıksularının Membran Teknolojileri ile Arıtılması ve Geri Kazanılması, Yüksek Lisans, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Cao W., Mehrvar M. 2011. Slaughterhouse wastewater treatment by combined anaerobic baffled reactor and UV/H₂O₂ processes. *Chem. Eng. Res. Des.*, 89(7), 1136–1143.
- Cornel, P. ve Krause, S., (2008). *Membrane bioreactors for wastewater treatment* in Li, N.N., eds, *Advanced Membrane Technology and Applications*, John Wiley&Sons, Inc, 217-238, USA.
- Coşkun, T. 2010. Zeytin Karasuyunun Fizikokimyasal ve Membran Proseslerle Arıtımı. *FBE Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Çevre Mühendisliği Programı*, ss. 132.
- Coutinho, C., Chiu, M., Basso, R., Ribeiro, A., Gonçalves, L. ve Viotto, L., (2009). “State of Art of the Application of Membrane Technology to Vegetable Oils : A Review”, *Food Research International*, 42 : 536-550.
- Çalık, S., 2017. Ağır Metal Mikrokirliliği İçeren Atıksuların Membran Biyoreaktör+Granül Aktif Karbon Sistemi ile Arıtımının İncelenmesi. *Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi Erzurum*.
- Çelik, T., 2017. Süt Ve Süt Endüstrisi Atıksularının Membran Prosesler ile Geri Kazanımı. Yüksek Lisans Tezi, Niğde Ömer Halisdemir Üniversitesi, Niğde.
- Çinar, Ö., Hasar, H. ve Kinaci, C., (2006). Modeling of submerged membrane bioreactor treating cheese whey wastewater by artificial neural net-work, *Journal of Biotechnology*, 123, 204-209.
- Drepper, G, and Drepper, K. 1979 A method of manufacturing new proftejn products from animal blood for use in food and feed. *Fleischwirtsch*, 59: 9.
- Drews, A., (2010). “Membrane Fouling in Membrane Bioreactors-Characterisation Contradictions, Cause And Cures”, *Journal of Membrane Science*, 363: 1-28.
- Erol, F., (2011). Zeytin Karasularının Membran Proseslerle Nihai Arıtımının İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, YTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Faust, L., Temmink, H., Zwijnenburg, A., Kemperman, A. J. B. ve Rijnaarts, H. H. M., (2014). “Effect of Dissolved Oxygen Concentration on The Bioflocculation Process in High Loaded MBRs”, *Water Research*, 66 : 199-207.
- Gander, M., Jefferson, B. ve Judd, S., (2000). ”Aerobic MBRs for domestic wastewater treatment: a review with cost considerations”, *Separation and Purification Technology*, 18: 119-130.
- Gao, M., Yang, M., Li, H., Yang, Q., and Zhang, Y. 2004. Comparison between a submerged membrane bioreactor and a conventional activated sludge system on treating ammonia-bearing inorganic wastewater. *Journal of biotechnology*, 108(3), 265-269.
- Gürel, L. ve Büyükgüngör, H., (2011). “Atıksu Arıtımında Membran Biyoreaktörler”, *İTÜ Dergisi/e: Su Kirlenmesi Kontrolü*, c.21 s.1 : 13-23.

- Gürel, L., Büyükgüngör, H., 2011. Treatment of slaughterhouse plant wastewater by using a membrane bioreactor. *Water Sci. Technol.* 64 (1), 214-219. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2011.677>.
- Han, S., Bae, T., Jang, G. ve Tak, T., (2005). "Influence of Sludge Retention Time on Membrane Fouling and Bioactivities in Membrane Bioreactor System", *Process Biochemistry*, 40: 2393-2400.
- Hasar, H., (2001). Batık Membran – Aktif Çamur Sistemlerinin Arıtma Kapasitesinin Geliştirilmesi ve Modellenmesi, Doktora Tezi, Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Elazığ.
- Hirani Z. M., Bukhari Z., Oppenheimer J., Jjemba P., LeChevallier M. W., Jacangelo J. G., (2014), "Impact of MBR cleaning and breaching on passage of selected microorganisms and subsequent inactivation by free chlorine", *Water Research*, 57 313-324.
- Howell, J. A., Chua, H. C. ve Arnot, T. C., (2004). "In Situ Manipulation of Critical Flux in A Submerged Membrane Bioreactor Using Variable Aeration Rates, and Effects of Membrane History", *Journal of Membrane Science*, 242: 13-19.
- İnce, M. 2008. Düzenli Deponi Sahası Sızıntı Sularının Yüksek Performanslı Kompakt Membran Biyoreaktörlerle Arıtılabilirliğinin Araştırılması. *Doktora Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Mühendislik Ve Fen Bilimleri Enstitüsü*, 169.
- J. Vidal, A. Carvajal, C. Huiliñir, R. Salazar, Slaughterhouse wastewater treatment by a combined anaerobic digestion/solar photoelectro-Fenton process performed in semicontinuous operation., *Chemical Engineering Journal* (2019), doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122097>
- J.P. Li, M.G. Healy, X.M. Zhan, M. Rodgers, Nutrient removal from slaughterhouse wastewater in an intermittently aerated sequencing batch reactor., *Bioresource Technology* (2008), doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.001>
- Jia Y., Gao C., Zhang L., Jiang G, Effects of Pre-fermentation and Influent Temperature on the Removal Efficiency of COD, NH_4^+ -N and PO_4^{3-} -P in Slaughterhouse Wastewater by Using SBR., *Energy Procedia*, Volume 16, Part C, 2012, Pages 1964-1971, doi: <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2012.01.300>
- Judd, 2002. The Development of the Membrane Bioreactor Technology for Sewage Treatment in the UK. *School of Water Sciences, Cranfield University, UK*.
- Judd, S., (2006). The MBR Book: Principles and applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment, Elsevier Ltd., Oxford.
- Kaleli, B., 2006, Atık Suların İleri Arıtımında Membran Proseslerinin Kullanımının Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Kansu, S. ve Göğüş, A.K, 1969, Hayvan Besleme Fizyolojisi ve: Biyokimyasına Giriş; Ankara Üni, Zir Fak, Yayın No: 365, Ankara.
- Kaya, R., 2018. Membran Biyoreaktörlerde Titreşim İle Tıkanma Kontrolü. Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul.
- Kaya, Ş., 2018. İleri Oksidasyon Prosesleri ile Endüstriyel Atıksuların Arıtılması. Doktora Tezi, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi, Eskişehir.
- Kaykıoğlu, G., Çoban, A., Debik, E., Kayacan, B. B., ve Koyuncu, İ. (2012). Aerobik ve anaerobik ön arıtmalı membran sistemler ile tekstil atıksularının geri kazanımı.

- Ke, O. ve Junxin, L., (2009). "Effect of Sludge Retention Time on Sludge Characteristics and Membrane Fouling of Membrane Bioreactor", *Journal of Environmental Sciences*, 21: 1329-1335.
- Kim, J., Chang, I., Shin, D. ve Park, H., (2008). "Membrane Fouling Control Through the Change of the Depth of a Membrane Module in a Submerged Membrane Bioreactor for Advanced Wastewater Treatment", *Desalination*, 231: 35-43.
- Kishino, H., Ishida, H., Iwabu, H., and Nakano, I. 1996 . Domestic wastewater reuse using a submerged membrane bioreactor. *Desalination*, 106(1), 115-119.
- Kitiş, M., Yiğit, N. Ö., Köseoğlu, A. G. H., ve Bekaroğlu,. 2011. İleri Atıksu Arıtma ve Atıksuların Tekrar Kullanılması.
- Komesli, O. T. 2006. Use Of Membrane Bioreactors In Treatment And Re-Use Of Domestic Wastewaters. *A Thesis Submitted To The Graduate School Of Natural And Applied Sciences Of Middle East Technical University*, ss: 147.
- Komesli, O. T., Teschner, K., Hegemann, W., and Gokcay, C. F. 2007. Vacuum membrane applications in domestic wastewater reuse. *Desalination*, 215(1), 22-28.
- Koyuncu, İ. 2001. Nanofiltrasyon Membrantları ile Tuz Gideriminde Organik İyon Etkisi.
- Kulil, B., 2015. Membran Biyoreaktörde Farklı C/N Oranlarına Sahip Atıksuların Arıtılması. Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, İstanbul.
- L.A., Nunez, B., Martinez, *Water Sci. Technol.* 1999, 40, 99-106.
- Le-Clech, P., Chen, V. ve Fane, T. A. G., (2006). "Fouling in Membrane Bioreactors Used in Wastewater Treatment", *Journal of Membrane Science*, 284: 17-53.
- Lee, W., Kang S. ve Shin H., (2003). "Sludge Characteristics and Their Contribution to Microfiltration in Submerged Membrane Bioreactors", *Journal of Membrane Science*, 216: 217-227.
- Lee, Y., Cho, J., Seo, Y., Lee, J. W. ve Ahn, K., (2002). "Modeling of Submerged Membrane Bioreactor Process for Wastewater Treatment", *Desalination*, 146: 451-457.
- Lesjean, B., Rosenberger, S., Schrotter, J-C. ve Re-cherche, A., (2004). Membrane-aided biological wastewater treatment –An overview of applied systems, *Membrane Technology*, 8, 5-10.
- Lin, H., Zhang, M., Wang, F., Meng, F., Liao, B., Hong, H., Chen, J. ve Gao, W., (2014). "A critical review of extracellular polymeric substances (EPSs) in membrane bioreactors: Characteristics, roles in membrane fouling and control strategies", *Journal of Membrane Science*, 460: 110-125.
- Liu Y., Kang X., Li X., Yuan Y, Performance of aerobic granular sludge in a sequencing batch bioreactor or slaughterhouse wastewater treatment., *Bioresource Technology* 190 (2015) 487–491, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.008>
- Lofrano, G. and Brown, J., (2010). "Wastewater Management Through the Ages: A History of Mankind", *Science of the Total Environment*, 408: 5254-5264.
- Manem, J., and Sanderson, R. 1996. Membrane Bioreactors, Water Treatment: Membrane Processes. *AWWARF, and McGraw Hill: New York*.
- Massé, A., Spérandio, M. ve Cabassud, C., (2006). "Comparison Of Sludge Characteristics And Performance Of A Submerged Membrane Bioreactor And

- An Activated Sludge Process At High Solids Retention Time”, *Water Research*, 40: 2405-2415.
- Masse, D.I. and Masse, L. (2000) Characterization of wastewater from hog slaughterhouses in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment systems, *Canadian Agricultural Engineering*, 42 (3),139-146.
- Mbuligwe S.E., 2009. Waste management and resource recovery in the food processing industry: the livestock industry. In: Bellinghouse V.C., editor. *Food Processing: Methods, Techniques and Trends*. New York, NY: Nova Science Publishers Inc. 77s.
- Meng, F., Chae, S., Drews, A., Kraume, M., Shin, H. ve Yang, F., (2009). “Recent Advances in Membrane Bioreactors (MBRs): Membrane Fouling and Membrane Material”, *Water Research*, 43: 1489-1512.
- Menniti, A. ve Morgenroth, E., (2010). “The Influence of Aeration Intensity on Predation and EPS Production in Membrane Bioreactors”, *Water Research*, 44: 2541-2553.
- Merzouki, M., Bernet, N., Delgenes, J.P., Benlemlih, M. 2005. Effect of prefermentation on denitrifying phosphorus removal in slaughterhouse wastewater., *Bioresource Technology*, 96, 1317–1322, doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.11.017>
- Metcalf, and Eddy. 2014. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*: McGraw-Hill international ed.
- Mutamim, N. S. A., Noor, Z. Z., Hassan, M. A. A., Yuniarto, A. ve Olsson, G., (2013). “Membrane Bioreactor: Applications and Limitations in Treating High Strength Industrial Wastewater”, *Chemical Engineering Journal*, 225: 109-119.
- Nguyen, T. P., Hilal, N., Hankins, N. P. ve Novak, J. T., (2008). “The Relationship Between Cation İons And Polysaccharide On The Floc Formation Of Synthetic And Activated Sludge”, *Desalination*, 227: 94-102.
- Nwabanne, J.T., Obi C.C., 2017. Abattoir wastewater treatment by electrocoagulation using iron electrodes, *Pelagia Research Library, Der Chemica Sinica*, 8(2):254-260
- Ochando-Pulido, J. M., Verardo, V., Segura-Carretero, A., and Martinez-Ferez, A. 2015. Analysis of the concentration polarization and fouling dynamic resistances under reverse osmosis membrane treatment of olive mill wastewater. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*(0). doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jiec.2015.06.017>
- Oğuz, M., Oğuz, M. 1993. Characterization of Ankara meat packing plant wastewater and treatment with a rotating biological contactor. *Int. J. Environ. Stud.*,44:39-44
- Özkan, Ü., (2007). *Tekstil Endüstrisi Proses Suyu Hazırlanmasında Membran Proseslerin Uygulanması*, Yüksek Lisans Tezi, YTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Özkaya, B. 2001. Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Sızıntı Suyu Geri Devir Etkilerinin Tam Ölçekli Bir Sahada (Oda Yeri) Araştırılması. *Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, İstanbul*.
- Özyaka, V. Ş., (2011). *Kompost ve Geri Kazanım Tesisi Sızıntı Sularının Membran Proseslerle Arıtılabilirliği: İstanbul Örneği*, Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

- Pendergast, M. M., and Hoek, E. M. 2011. A review of water treatment membrane nanotechnologies. *Energy and Environmental Science*, 4(6), 1946-1971.
- Pollice, A., Laera, G. ve Blonda, M., (2004). "Biomass Growth and Activity in A Membrane Bioreactor with Complete Sludge Retention", *Water Research*, 38: 1799-1808.
- Pouran, S.R., Aziz, A.R.A., Daud, W.M.A.W., Embong, Z., 2015, Niobium substituted magnetite as a strong heterogeneous Fentoncatalyst for wastewater treatment, *Applied Surface Science*, 315, 175-187.
- Pouran, S.R., Aziz, A.R.A., Daud, W.M.A.W., 2015, Review on the main advances in photo-Fenton oxidation system for recalcitrant wastewaters *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 21, 53-69.
- Rahomi Rajab, A., Razman Salim, M., Sohaili, J., Nur Anuar, A., Salmiati, Krishna Lakkaboyana, S., 2016. Performance of integrated anaerobic/aerobic sequencing batch reactor treating poultry slaughterhouse wastewater., *Chemical Engineering Journal* (2016), doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2016.10.144>
- Reilly M., Cooleyb A., Titob D., Tassouc S., Theodoroua M. 2018. Electrocoagulation treatment of dairy processing and slaughterhouse wastewaters., 2nd International Conference on Sustainable Energy and Resource Use in Food Chains, ICSEF 2018, 17-19 October 2018, Paphos, Cyprus, doi: <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2019.02.106>
- Rinquest, Z., Basitere, M., Ntwampe, S.K.O., Njoya, M., 2019. Poultry slaughterhouse wastewater treatment using a static granular bed reactor coupled with single stage nitrification-denitrification and ultrafiltration systems., *Journal of Water Process Engineering*, doi: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.02.018>
- Rodrigo del Pozo¹, Didem Okutman Taş², Hakan Dulkadiroğlu², Derin Orhon² and Victorino Diez¹ (2013). "Biodegradability of slaughterhouse wastewater with high blood content under anaerobic and aerobic conditions", *İstanbul Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi – Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 78:384–391 (online: 2003).
- Rosenberger, S., Krüger, U., Witzig, R., Manz, W., Szewzyk, U. ve Kraume, M., (2002). "Performance of a Bioreactor with Submerged Membranes for Aerobic Treatment of Municipal Wastewater", *Water Research*, 36: 413-420.
- Sabia, G., Ferraris, M. ve Spagni, A., (2013). "Effect of Solid Retention Time on Sludge Filterability and Biomass Activity: Long-Term Experiment on A Pilot-Scale Membrane Bioreactor Treating Municipal Wastewater", *Chemical Engineering Journal*, 221: 176-184.
- Salahi, A., Gheshlaghi, A., Mohammadi, T., and Madaeni, S. S. 2010. Experimental performance evaluation of polymeric membranes for treatment of an industrial oily wastewater. *Desalination*, 262(1), 235-242.
- Salt, Y. ve Dinçer S., (2006). "Özel Ayırma İşlemlerinde Bir Seçenek: Membran Prosesleri", *Mühendislik ve Fen Bilimler dergisi*, Sigma 4: 1-23.
- Samsunlu, A. 2017. Atık Suların Arıtılması, Güncelleştirilmiş Baskı, Birsen Yayınevi: İSTANBUL.
- Samsunlu, A. 2017. Çevre Mühendisliği Kimyası, Güncelleştirilmiş Baskı, Birsen Yayınevi: İSTANBUL.
- Santos, A., Ma, W. ve Judd, S. J., (2011). "Membrane Bioreactors: Two Decades of Research and Implementation", *Desalination*, 273: 148-154.

- Satyanarayan, S., Ramakant and Vanerkar, A.P. (2005) Conventional approach for abattoir wastewater treatment, *Environmental Technology*, 26, 441-447.
- Sawsan A. M., Mohammed and Haider Abbas Shanshool, 2009. Phosphorus Removal from Water and Waste Water by Chemical Precipitation Using Alum and Calcium Chloride., *Iraqi Journal of Chemical and Petroleum Engineering* Vol.10 No.2 (June 2009) 35-42.
- Seo, G.T., Lee, T.S., Moon, B.H., Lim, J.H., Lee, K.S, 2000. Two stage intermittent aeration membrane bioreactor for simultaneous organic, nitrogen and phosphorus removal., *Water Sci Technol* 41 (10-11): 217-225, <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0647>
- Sözüdoğru, O., 2015. Yüksek Azot Ve Fosfor İçerikli Atıksuların Kesikli Ardışık Biyolojik Reaktöre Entegre Edilmiş Batık Membran Filtrasyon Sistemi ile Arıtımın İncelenmesi. *Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi Erzurum*.
- T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı, Çevre Görevlisi Eğitimi Ders Notları
- Tang, C., and Chen, V. 2002. Nanofiltration of textile wastewater for water reuse. *Desalination*, 143(1), 11-20.
- Taşıyıcı, S., (2009). Batık Membran Sistemleri ile İçme Suyu Arıtımı: Membran Tıkanıklığını Azaltmak için Farklı Yöntemlerin Kullanılması, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Tchobanoglous, G., and Burton, F. L. 1991. Wastewater engineering. *Management*, 7, 1-4.
- Tevkur, S., 2015. Mezbaha Atıksularının Elektrokoagülasyon Prosesi Kullanılarak Arıtılması. Yüksek Lisans Tezi, Munzur Üniversitesi, Tunceli
- Tijing, L., D., Woo, Y., C., Choi, J., Lee, S., Kim, S. ve Shon, H., K., (2014). "Fouling and Its Control in Membrane Distillation — A review", *Journal of Membrane Science*, 14: 1-78.
- Tong, S., Wang, S., Zhao, Y., Feng, C., Xu, B., Zhu, M., Enhanced alure-type biological system (E-ATBS) for carbon, nitrogen and phosphorus removal from slaughterhouse wastewater: A case study., *Bioresource Technology* (2018), doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.11.094>
- TOPACIK, M., 2006, Çöp Sızıntı Sularının Nanofiltrasyon ile Arıtılması, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi.
- Topal, M., Topal, I., 2014. Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi Çıkış Sularının Kehli Deresi Su Kalitesi Üzerine Etkisinin Belirlenmesi. *Beu Journal Of Science*, Cilt-Sayı 3-1, Sayfa 53-64.
- Uğurlu, M., 2004. Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Kağıt Atık Sularında Bazı İnorganik Bileşenlerin Giderilmesi, *G.Ü. Fen Bilimleri Dergisi*, 17(3):85-99
- US EPA., 2004. Effluent limitations guidelines and new source performance standards for the meat and poultry products point source category. US Environmental Protection Agency, Washington DC.
- US-EPA., 2002. Environmental assessment of proposed effluent limitations guidelines and standards for the meat and poultry products industry point source. US Environmental Protection Agency, Washington DC.
- Ün, U.T., Koparal A.S., Oğütveren, Ü.B., 2009. Hybrid processes for the treatment of cattle-slaughterhouse wastewater using aluminum and iron electrodes. *J. Hazard. Mater.*, 164:580–586.

- Valta, K., Kosanovic, T., Malamis, D., Moustakas, K., Loizidou, M., 2015. Overview of water usage and wastewater management in the food and beverage industry. *Des. Water Treat.*, 53 (12):3335-3347.
- Wang, S.-S., and Hu, G.-J. 1985. Membrane fouling and determination of gel layer growth rate in membrane separation. *Desalination*, 56, 405-412.
- Wang, X., Qian, J., Li, X., Chen, K., Ren ve Y., Hua, Z., (2012). "Influences of Sludge Retention Time on the Performance of Submerged Membrane Bioreactors with The Addition of Iron İon", *Desalination*, 296: 24-29.
- Wang, Y.-K., Pan, X.-R., Geng, Y.-K., Sheng, G.-P., (2015). "Simultaneous Effective Carbon and Nitrogen Removals and Phosphorus Recovery in an Intermittently Aerated Membrane Bioreactor Integrated System", *Sci. Rep.* 5, 16281; doi: 10.1038/srep16281.
- Wang, Z., Ma, J., Tang, C., Y., Kimura, K., Wang, Q. ve Han, X., (2014). "Membrane Cleaning in Membrane Bioreactors: A Review", *Journal of Membrane Science*, 468: 276-307.
- Yarmuhammet, G. 2012. Tekstil Endüstrisinde Farklı Proses Atıksularının Arıtımında Membran Uygulamaları *İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı. Yüksek Lisans Tezi*, 248.
- Yazıcı, S., (2012). Elektrodializ Bipolar Membran Proseslerin Tıkanma Mekanizması ve Önleme Çalışmalarının Analizi: Sızıntı Suyu Örneği, Yüksek Lisans Tezi, YTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Ye, F., Ye, Y. ve Li, Y., (2011). "Effect of C/N Ratio on Extracellular Polymeric Substances (EPS) and Physicochemical Properties of Activated Sludge Flocs", *Journal of Hazardous Materials*, 188: 37-43.
- Yıldız, E. 1999. Çapraz Akış Mikrofiltrasyon Sistemli Püskürtme Çevrimli (Jet Loop) Reaktörlerde Biyolojik Arıtım. *Doktora Tez, Atatürk Üniversitesi, Erzurum*.
- Yıldız, H., 2013. Aneorobik Membran Biyoreaktörde Mezbaşa Atıksularının Arıtılabilirliği. Yüksek Lisans Tezi, Harran Üniversitesi, Şanlıurfa.
- Yıldız, S., Namal, O. ve Çekim. M., (2013). " Atıksu Arıtma Teknolojilerindeki Tarihsel Gelişimler", *Selçuk Üniversitesi Mühendislik – Bilim ve Teknoloji Dergisi*, c.1, s.1.
- Yılmaz, H., 2016. Atıksu Arıtımında Membran Filtrasyon Performansının Arttırılmasında *Bdellovibrio Bacteriovorus*'un Biyofilm Giderme Etkisinin Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Gebze Teknik Üniversitesi, Gebze.
- Yılmaz, S., 2012. Bira Endüstrisi Atık Sularının İleri Arıtımı. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi, İstanbul.
- Yiğit, N. Ö., (2007). Membran Biyoreaktörü ile (MBR) Evsel Atıksu Arıtımı, Doktora Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Isparta.
- Yoon, S.-H. 2003. Important operational parameters of membrane bioreactor-sludge disintegration (MBR-SD) system for zero excess sludge production. *Water research*, 37(8), 1921-1931.
- Yoon, S.-H., Kim, H.-S., and Yeom, I.-T. 2004. The optimum operational condition of membrane bioreactor (MBR): cost estimation of aeration and sludge treatment. *Water research*, 38(1), 37-46.
- Yordanov, D., 2010. Preliminary study of the efficiency of ultrafiltration treatment of poultry slaughterhouse wastewater. *Bulg. J. Agric. Sci.* 16 (6), 700e704. <http://www.agrojournal.org/16/06-06-10.pdf>.

- Yu, W., and Graham, N. J. D. 2015. Performance of an integrated granular media – Ultrafiltration membrane process for drinking water treatment. *Journal of Membrane Science*, 492(0), 164-172. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2015.05.032>
- Zhang, Z., Bligh, M. W., Wang, Y., Leslie, G. L., Bustamante, H., and Waite, T. D. 2015. Cleaning strategies for iron-fouled membranes from submerged membrane bioreactor treatment of wastewaters. *Journal of Membrane Science*, 475, 9-21.



ÖZGEÇMİŞ

03.04.1994 tarihinde Erzurum’da doğdu. İlk, orta ve lise öğrenimini Erzurum’da tamamladı. 2012 yılında Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nü kazandı. 2017 yılında, Çevre Mühendisliği Bölümü’nden mezun oldu. Aynı yıl, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Teknolojileri Bilim Dalı’nda yüksek lisans öğrenimine başladı.

