



T.C.
NIĞDE ÖMER HALİSDEMİR ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

MEZBAHA ATIKSULARININ KOAGÜLASYON-FLOKÜLASYON İLE ÖN
ARITIMI VE MEMBRAN PROSESLER KULLANILARAK
ARITILABİLİRLİĞİNİN ARAŞTIRILMASI

SAFİYE ÖZDEMİR

Eylül 2020

T.C.
NİĞDE ÖMER HALİSDEMİR ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

MEZBAHA ATIKSULARININ KOAGÜLASYON-FLOKÜLASYON İLE ÖN
ARITIMI VE MEMBRAN PROSESLER KULLANILARAK
ARITILABİLİRLİĞİNİN ARAŞTIRILMASI

SAFİYE ÖZDEMİR

Yüksek Lisans Tezi

Danışman

Dr. Öğretim Üyesi Öznur Begüm GÖKÇEK

Eylül 2020

Safiye ÖZDEMİR tarafından Dr. Öğretim Üyesi Öznur Begüm GÖKÇEK danışmanlığında hazırlanan “Mezbaha Atıksularının Koagülasyon-Flokülasyon İle Ön Arıtımı Ve Membran Prosesler Kullanılarak Arıtılabilirliğinin Araştırılması” adlı bu çalışma jürimiz tarafından Niğde Ömer Halisdemir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü **Çevre Mühendisliği** Ana Bilim Dalı’nda Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Başkan : Prof. Dr. Meltem SARIOĞLU CEBECİ (Sivas Cumhuriyet Üniversitesi)

Üye : Prof. Dr. Fehiman ÇİNER (Niğde Ömer Halisdemir Üniversitesi)

Üye : Dr. Öğr. Üyesi Öznur Begüm GÖKÇEK (Niğde Ömer Halisdemir Üniversitesi)

ONAY:

Bu tez, Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulunca belirlenmiş olan yukarıdaki jüri üyeleri tarafından/...../20.... tarihinde uygun görülmüş ve Enstitü Yönetim Kurulu’nun/...../20.... tarih ve sayılı kararıyla kabul edilmiştir.

...../...../20...

Prof. Dr. Murat BARUT
MÜDÜR

TEZ BİLDİRİMİ

Tez içindeki bütün bilgilerin bilimsel ve akademik kurallar çerçevesinde elde edilerek sunulduğunu, ayrıca tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanan bu çalışmada bana ait olmayan her türlü ifade ve bilginin kaynağına eksiksiz atıf yapıldığını bildiririm.

Safiye ÖZDEMİR



ÖZET

MEZBAHA ATIKSULARININ KOAGÜLASYON-FLOKÜLASYON İLE ÖN ARITIMI VE MEMBRAN PROSESLER KULLANILARAK ARITILABİLİRLİĞİNİN ARAŞTIRILMASI

ÖZDEMİR, Safiye

Niğde Ömer Halisdemir Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman

: Dr. Öğr. Üyesi Öznur Begüm GÖKÇEK

Eylül 2020, 66 sayfa

Bu yüksek lisans tez çalışmasında, mezbaha endüstrisi atıksularının ön arıtımı ve sonrasında uygulanan membran proseslerin etkisi incelenmiştir. Bu amaçla, ön arıtım için koagülasyon-flokülasyon yöntemi kullanılmıştır. Yapılan deneyler neticesinde pH 6,5, koagülant konsantrasyonu 1000 mg/L, 150 rpm hızlı karıştırma ve 10 dakika çökelme süresinde %75,25 KOİ giderimi, %90,16 bulanıklık giderimi, %91,18 AKM giderimi ile **alum** koagülantı vermiştir. Ön arıtım sonrasında atıksuyun supernatant kısmı toplanarak membran deneyleri gerçekleştirilmiştir. 50 kDA UF, 150-300kDA NF ve 500 kDA RO membranlarının tek başlarına ve UF+NF, UF+RO kombinasyonlarına ait 25 ve 50 mL'lik permeatlar toplanmıştır. En yüksek akı değeri 50 kDA membranında 5 barda gözlenmiştir. Kirlenme performansları açısından KOİ gideriminde en iyi sonuç RO (20 bar) (%88,67) ve 50 kDA UF + RO (%88,67) membranlarda elde edilmiştir. Kullanılan membranlara ait SEM, FT-IR, temas açısı ve AFM analizleri yapılarak en etkili membran seçilmeye çalışılmıştır.

Anahtar Sözcükler: Mezbaha endüstrisi atıksuyu, koagülasyon-flokülasyon, membran proses, ters osmoz, alum

SUMMARY

TREATIBILITY INVESTIGATION OF THE PRE-TREATMENT WITH COAGULATION-FLOCCULATION AND USING MEMBRANE PROCESSES OF SLAUGHTERHOUSE WASTEWATERS

ÖZDEMİR, Safiye

Niğde Ömer Halisdemir University

Graduate School of Natural and Applied Sciences

Department of Environmental Engineering

Supervisor : Assistant Professor Dr. Öznur Begüm GÖKÇEK

September 2020, 66 pages

In this MSc thesis study, pre-treatment of slaughterhouse industry wastewaters and the effect of membrane processes applied afterwards were examined. For this purpose, coagulation-flocculation method was used for pre-treatment. As a result of the experiments, pH 6.5, coagulant concentration 1000 mg / L, 150 rpm rapid mixing and 10 minutes settling time 75.25% COD removal, 90.16% turbidity removal Gave alum coagulant with 91.18% AKM removal. After pre-treatment, the supernatant part of the wastewater was collected and membrane experiments were carried out. 25 and 50 mL permeates of 50 kDA UF, 150-300kDA NF and 500kDA RO membranes alone and UF + NF, UF + RO combinations were collected. The highest flux value was observed in 50 kDA membrane at 5 bar. The best results in COD removal in terms of fouling performances were obtained in RO (20 bar) (88.67%) and 50 kDA UF + RO (88.67%) membranes. SEM, FT-IR, contact angle and AFM analyzes of the membranes used were made to select the most effective membrane.

Keywords: Slaughterhouse industry wastewater, coagulation-flocculation, membrane process, reverse osmosis, alum

ÖN SÖZ

Bu yüksek lisans çalışmasında, dünyada ve ülkemizde mezbaha endüstrisi atıksularının arıtımında şimdiye kadarki yapılmış olan çalışmaların pek çoğunun konvansiyonel (kimyasal ve biyolojik) arıtma prosesleri ile kısmi olarak arıtımı üzerine olduğu ve membran ayırma sistemlerinin kullanımının sınırlı sayıda olmasından dolayı membran proseslerin bu atıksu üzerindeki etkisi incelenmiştir. Bu amaçla, koagülasyon-flokülasyon ile ön arıtım yapılmış ve daha sonra farklı basınç ve farklı MWCO'larda ultrafiltrasyon (UF), nanofiltrasyon (NF) ve ters osmoz (RO) membranları kullanılarak mezbaha tesisi atıksuyunun arıtımı gerçekleştirilmiştir. Uygulanan ön arıtım yönteminde Box-Behnken modeli kullanılarak farklı değişkenlerin kombinasyonlarının kullanılmasını sağlanmıştır.

Yüksek lisans tez çalışmamın yürütülmesi esnasında, çalışmalarına yön veren, bilgi ve yardımlarını esirgemeyen ve bana her türlü desteği sağlayan danışman hocam, Sayın Dr. Öğretim Üyesi Öznur Begüm GÖKÇEK' e en içten teşekkürlerimi sunarım. Yüksek lisans tez çalışmam esnasında, deneylerimi yapmamda bana yardımcı olan Ruhullah Ali MERT ve Cemalettin ÜNAL arkadaşlarıma, tez ve ders dönemimde yanımda olan dostlarım Fatmanur SÖZÜER, Canan KILIÇ, Merve ALTINAY'a minnet ve şükran duygularımı belirtmek isterim.

Bu tezi, sadece bu çalışmam boyunca değil, tüm öğrenim hayatım boyunca maddi ve manevi koruyuculuğumu üstlenen babam Abidin ÖZDEMİR, annem Fatma ÖZDEMİR'e, kardeşlerime ithaf ediyorum.

Bu çalışmaya FEB2017/23 numaralı proje ile finansal destek sağlayan Niğde Ömer Halisdemir Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Birimine ve çalışanlarına katkılarından dolayı teşekkür ederim.

İÇİNDEKİLER

ÖZET	iv
SUMMARY	v
ÖN SÖZ	vi
İÇİNDEKİLER	vii
ÇİZELGELER DİZİNİ	ix
ŞEKİLLER DİZİNİ	x
SİMGE VE KISALTMALAR	xi
BÖLÜM I GİRİŞ	1
BÖLÜM II MEZBAHA ENDÜSTRİSİ ATIKSUYU	3
2.1 Mezbaha Endüstrisi Atıksularının Karakterizasyonu	3
2.2 Mezbaha Atıksularının Çevresel Etkileri.....	4
2.3 Mezbaha Atıksularının Arıtımı	5
2.3.1 Koagülasyon-flokülasyon prosesi	6
BÖLÜM III MEMBRAN SİSTEMLERİ	9
3.1 Membran Teknolojisi.....	9
3.2 Membran Ayırma Mekanizması	9
3.3 Membranların Yapılarına Göre Sınıflandırılması.....	10
3.3.1 Ayırma mekanizmalarına göre membranlar.....	10
3.3.2 Morfolojilerine göre membranlar.....	11
3.3.3 Kimyasal yapılarına göre membranlar	12
3.3.4 Geometrilerine göre membranlar	12
3.3.5 Sürücü kuvvetlerine göre membranlar	13
3.4 Membran Performansı	16
3.7 Membran Sistemlerinde Akı Azalması ve Konsantrasyon Polarizasyonu	20
3.8 Yapılmış Çalışmalar	21
BÖLÜM IV MATERYAL VE METOD	26
4.1 Mezbaha Atıksuyunun Karakterizasyonu	26
4.2 Koagülasyon-Flokülasyon Ön Arıtımı.....	26
4.3 Yanıt Yüzey Yöntemi	27
4.4 Membran Çalışma Düzenegi	28

4.5 Analitik Yöntemler	29
4.6 Taramalı Elektron Mikroskopu (SEM).....	30
4.7 Fourier Transform İnfrared (FT-IR)	30
4.8 Atomik Kuvvet Mikroskopisi (AFM).....	30
4.9 Temas Açısı Analizi.....	31
BÖLÜM V BULGULAR VE TARTIŞMA.....	32
5.1 Koagülasyon-Flokülasyon Prosesinin Optimizasyonu	32
5.1.1 ANOVA analizi.....	35
5.2 Membran Deneylerin Sonuçları.....	42
BÖLÜM VI SONUÇLAR	53
KAYNAKLAR	56
ÖZ GEÇMİŞ	65
TEZ ÇALIŞMASINDAN ÜRETİLEN ESERLER	66

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Mezbaha atıksularının genel karakteristikleri.....	3
Çizelge 2.2. Gıda endüstrisi (mezbaha ve et entegre tesisi)	4
Çizelge 3.1. Gözenek tıkanması modellerine ait denklemler	18
Çizelge 4.1. Mezbaha endüstrisi atıksu karakterizasyonu	26
Çizelge 4.2. Tasarım seviyeleri ve değerleri.....	28
Çizelge 4.3. Deneyler sırasında kullanılan membranlar ve özellikleri	30
Çizelge 5.1. FeCl ₃ ve alum koagülanları için dört bağımsız değişken ve yanıt içeren Box-Behnken tasarım matrisi	32
Çizelge 5.3. KOİ giderimi için yanıt yüzey modelinin ANOVA modeli	37
Çizelge 5.4. Bulanıklık giderimi için yanıt yüzey modelinin ANOVA modeli	38
Çizelge 5.5. AKM giderimi için yanıt yüzey modelinin ANOVA modeli	38
Çizelge 5.6. Kullanılan membranların atıksu geçirilmesi sonucunda meydana gelen akı kayıpları	44
Çizelge 5.7. Kullanılan membranlara ait kirletici performansları	45
Çizelge 5.8. Ortalama temas açısı değerleri	52

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 3.1. Membran dikey ve çapraz akışlı filtrasyon akımı	10
Şekil 3.2. Membranların ayırma mekanizmalarına göre özellikleri	11
Şekil 3.3. Morfolojilerine göre membran türleri.....	11
Şekil 3.4. Tipik membran modülleri.....	13
Şekil 3.5. Basınç sürücülü membran proseslerin uygulanma aralıkları.....	14
Şekil 3.6. Tıkanma modellerine ait kirlenme mekanizmalarının şematik olarak gösterimi tam gözenek tıkanması (a), ara seviye gözenek tıkanması (b), standart gözenek tıkanması (c) ve kek filtrasyonu (d)	19
Şekil 3.7. Konsantrasyon polarizasyonunun şematik olarak gösterimi	21
Şekil 4.1. Deneysel olarak kullanılan membran düzeneği	29
Şekil 5.1. KOİ için gerçek veya tahmini giderim yüzdeleri	34
Şekil 5.2. Bulanıklık için gerçek veya tahmini giderim yüzdeleri.....	34
Şekil 5.3. AKM için gerçek veya tahmini giderim yüzdeleri	35
Şekil 5.4. Üç bağımsız değişken arasındaki karşılıklı etkileşimlerin etkilerini gösteren üç boyutlu yüzey yanıt diyagramları: KOİ giderimi için pH (A) ve FeCl ₃ koagülant konsantrasyonu (B) (a), bulanıklık giderimi için pH (A) ve FeCl ₃ koagülant konsantrasyonu (B) (b), AKM giderimi için pH (A) ve çökeltme süresi (D) (c), KOİ giderimi için hızlı karıştırma oranı (C) ve alum koagülant konsantrasyonu (B) (d) bulanıklık giderimi için pH (A) ve alum koagülant konsantrasyonu (B) (e) ve AKM giderimi için pH (A) ve alum koagülant konsantrasyonu (B) (f).....	39
Şekil 5.5. Farklı basınçlara bağlı akı değerleri	43
Şekil 5.6. Temiz ve kirli membranlara ait AFM ve SEM görüntüleri	46
Şekil 5.7. Temiz ve kirli membranlara ait FTIR görüntüleri	48

SİMGE VE KISALTMALAR

Kısaltmalar

Dk	Dakika
kDa	Kilodalton
O ₃	Ozon

Açıklama

Simgeler

AKM	Askıda Katı Madde
BOİ	Biyolojik Oksijen İhtiyacı
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
NF	Nanofiltrasyon
NTU	Bulanıklık Parametresi
PE	Polietilen
PES	Polietersülfon
PP	Polipropilen
PS	Polisülfon
PTFE	Politetrafloroetilen
PVDF	Polivinilflorid
RO	Ters Osmoz
TN	Toplam Azot
TOK	Toplam Organik Katı
TP	Toplam Fosfor
UF	Ultrafiltrasyon

BÖLÜM I

GİRİŞ

Dünyada ve ülkemizde hızlı nüfus artışı ile beraber gıda maddelerine olan talep ve ihtiyacın artması gıda endüstrisinin gelişimini hızlandırmaktadır. Bununla birlikte, bu endüstriden kaynaklanan atık su miktarının çevre üzerindeki olumsuz etkileri de artmaktadır. Özellikle, temel besin maddelerinden biri olan et ve et ürünlerinin üretimi nüfus artışına paralel olarak artmaktadır. Bu ürünleri elde etmek için hayvanların kesimi sırasında kullanılan su miktarı da oldukça fazladır. Özellikle atık suların alıcı ortama vereceği zarar, atıksuyun hacmine ve konsantrasyonuna göre değişmektedir. Mezbaha tesisleri atık suları herhangi bir arıtma işlemi yapılmadan alıcı ortama deşarj edildiğinde, alıcı ortamın çözülmüş oksijeninin tüketilmesine ve su ortamının bozulmasına neden olmaktadır. Çözülmüş oksijenin tükenmesi, sudaki aerobik yaşamı özellikle canlı yaşamı etkilemektedir. Ortamdaki oksijen tamamen tükendiğinde ise anaerobik ayrışma meydana gelmekte ve metan, hidrojen sülfür gibi istenmeyen ayrışma ürünleri oluşmaktadır. Deşarj edilen atık sularda bulunan toplam askıda maddeler, sularda dip birikimlerine sebep olmakta ve bulanıklığa yol açmaktadır. Yağ-gres ise, su yüzeyinde film oluşturarak sudaki ışık ve oksijen transferini engellemekte ve sudaki aerobik yaşamı olumsuz etkilemektedir (Özyonar, 2007). Kesim işlemlerinin gerçekleştirildiği tesislerde en önemli kirlilik parametresi kandır. Kanın BOI'si yaklaşık olarak 100000 mg/L' dir. Bu atık sular yüksek miktarda kirlilik içerdiği için arıtılması gerekmektedir ve bu suların arıtılması için çeşitli fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma teknikleri kullanılmaktadır (Yordanov, 2010; Özyonar, 2007; Saddoud ve Sayadi, 2007). Fakat kullanılan bu teknikler atık suyun yüksek miktarda kirlilik içermesinden dolayı bazı işletme problemlerini de beraberinde getirmektedir. Bu da alternatif arıtma teknolojilerinin araştırılmasını zorunlu kılmaktadır. Biyolojik olarak parçalanabilirliği yüksek ve organik madde içeriği yüksek bir atık su olduğu için genellikle biyolojik arıtma prosesleri ile arıtılmaktadır. Biyolojik arıtma prosesi olarak kullanılan aerobik ve anaerobik proseslerin işletilmesinde sıcaklık, askıda katı madde konsantrasyonu, yüksek organik yük ve atıksuyun proseste kalma süresinin uzunluğu gibi parametreler prosesin verimliliğini etkilemektedir. Dolayısıyla bu proseslerin devamlı kontrol altında tutulması gereklidir. Ayrıca atık su hacmi ve organik yük fazlalığı bu proseslerin uygulamasında karşılaşılan başlıca problemlerdendir (Özyonar ve Karagözoğlu, 2011).

Son yıllarda deşarj standartlarının daraltılması ve suların tekrar kullanılma ihtiyacı amacıyla bu tip atık suların arıtılmasında ileri arıtma teknikleri gündemdedir. Konvansiyonel arıtma tesislerinde, uzaklaştırılmayan veya parçalanamayan dayanıklı (persistent) maddelerin zararsız hale getirilmesi için uygulanan tekniklere ileri arıtım teknikleri adı verilmektedir. Bu teknikler ile atık sulardan suyun geri kazanılması veya atık suların tekrar kullanımı, atık suların bertaraf edilmesini oldukça kolaylaştırmaktadır. Birinci ve ikinci kademe arıtmada biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) değerleri oldukça düşürülmekte ve zararlı mikroorganizmalar yok edilmektedir. Ancak, böyle sular askıda katı madde (AKM) ve bol miktarda da suda çözünen organik ve inorganik maddeleri içerebilmektedir. Bu maddelerin giderilmesi için farklı ileri arıtma teknikleri kullanılmaktadır (Membran Prosesler, İyon Değiştirici Prosesler, Adsorpsiyon Prosesleri, Ozonlama, UV/Ozon/H₂O₂ Kombinasyonları, Fenton Yöntemi, Azot ve Fosfor Giderim Teknolojileri) (Bozkurt, 2013).

Türkiye’de ve dünyada çok önemli endüstriyel kirlilik kaynaklarından olan mezbaha atıksularının arıtımına ve yönetimine yönelik şimdiye kadarki yapılmış olan çalışmaların pek çoğunun mezbaha atıksularının konvansiyonel (kimyasal ve biyolojik) arıtma prosesleri ile kısmi olarak arıtımı üzerinedir. Bu atıksuların tam bir arıtım prosesi kullanılarak atığın yönetiminde ileri arıtma tekniği olan membran ayırma sistemlerinin kullanımının sınırlı sayıda olmasından dolayı bu tez çalışmasında membran proseslerin bu atıksu üzerine etkisi incelenmiştir. Bu amaçla, koagülasyon-flokülasyon ön arıtım yöntemi uygulanmış daha sonra farklı basınç ve farklı MWCO’larda ultrafiltrasyon (UF), nanofiltrasyon (NF) ve ters osmoz (RO) membranları kullanılarak mezbaha tesisi atıksuyunun arıtımı gerçekleştirilmiştir. Uygulanan ön arıtım yöntemi olan koagülasyon-flokülasyonda farklı değişkenlerin kombinasyonlarının kullanılmasını sağlamak için model çalışması uygulanarak (Box-Behnken Modeli) çalışmaya özgünlük katılmıştır.

BÖLÜM II

MEZBAHA ENDÜSTRİSİ ATIKSUYU

2.1 Mezbaha Endüstrisi Atıksularının Karakterizasyonu

Birleşmiş Milletler Gıda ve Tarım Örgütü (FAO)'nün 2013 yılındaki raporuna göre son yıllarda et üretimi çok artmıştır ve daha da artacağı öngörülmektedir. Buradan hareketle mezbaha tesislerinin sayısının artacağı ve daha fazla hacimde atıksuyun oluşacağı sonucuna varılabilir (FAO, 2013). Mezbaha atıksuları, tarım ve gıda endüstrisi kategorisinde endüstriyel atık olarak kabul edilmiş ve Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı tarafından çevreye en zararlı atıksulardan biri olarak sınıflandırılmıştır (ABD-EPA, 2004).

Etlerin işlenmesi ve hayvanların kesilmesi işlemlerinden, oldukça yüksek azot ve fosfor içeren maddeler, çözülmüş maddeler, KOİ, BOİ₅, AKM ve yüksek yağ konsantrasyonunun olduğu biyolojik olarak ayrışabilen atıksular oluşmaktadır (Oğuz ve Oğuz, 1993). Oluşacak atıksuyun karakteristiği, kesilen hayvan sayısına, cinsine ve yapılan işleme bağlı olarak farklılık göstermektedir. Mezbaha atıksularının karakteristiği önceden yapılmış çalışmalardan derlenerek Çizelge 2.1 de verilmiştir.

Çizelge 2.1. Mezbaha atıksularının genel karakteristikleri (Bustillo-Lecompteable ve Mehrvar, 2015)

Parametre	Aralık
TOK (mg/L)	70-1200
BOİ ₅ (mg/L)	150-4635
KOİ (mg/L)	500-15900
TN (mg/L)	50-841
TKM (mg/L)	270-6400
pH	4,90-8,10
TP (mg/L)	25-200
Orto-PO ₄ (mg/L)	20-100
Orto-P ₂ O ₅ (mg/L)	10-80
K (mg/L)	0.01-100
Renk (Pt-Co birimi)	175-400
Bulanıklık (FAUa)	200-300

Et işleme ve kesim işlemlerinin gerçekleştirildiği endüstrilerde kan, önemli bir kirlilik bileşenidir. Kanın BOI'si yaklaşık olarak 100000 mg/L'dir. Kan çabuk koagüle olduğundan, kesim yapılan tesislerde çok sık yıkama yapılmaktadır ve bu işlem atıksu miktarını arttırmaktadır. Fakat son yıllarda bu bileşen yan ürün olarak elde edilmektedir. İlk yıkamada kesimin yapıldığı yerde ısı koagülasyonu ile kanın geri kazanılması da mümkündür. Proseste işkembelerin dışarı atılması esnasında da oldukça fazla su kullanılmakta ve bu işlem de atıksuya ek kirlilik yükü getirmektedir. Bu tip işlemlerin atıksu üzerine etkisi, bunların ayrı toplanması veya katıların elenmesi ile azaltılabilmektedir. Ayrıca bu endüstride atıksular, patojenik ve patojenik olmayan mikroorganizmalar ve temizlik faaliyetleri için kullanılan deterjanlar ve dezenfektanlar içerir. Mezbaha atıksuları ayrıca besin maddelerini, ağır metalleri, rengi ve bulanıklığı içerir. Ayrıca, veterinerlik amaçlı kullanılan dezenfektan, temizlik maddeleri ve ilaçların atıksuda mevcut olabileceğini belirtmek önemlidir (Bustillo-Lecompteable ve Mehrvar, 2015). Çizelge 2.1'de dünya çapındaki farklı kurumlar tarafından tavsiye edilen sucul alanlara deşarj edilecek organik bileşenlerin konsantrasyon limitleri verilmektedir. Ülkemizde Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğinde (SKKY, 2004), mezbaha ve entegre et tesisleri atıksuları için verilmiş olan deşarj standartları ise Çizelge 2.2'de mevcuttur.

Çizelge 2.2. Gıda endüstrisi (mezbaha ve et entegre tesisi) (SKKY, 2004)

Parametre	Birim	Kompozit numune (2 saatlik)	Kompozit numune (24 saatlik)
KOİ	mg/L	250	160
Yağ ve gres	mg/L	30	20
pH	-	6-9	6-9
Renk	Pt-Co	280	260

2.2 Mezbaha Atıksularının Çevresel Etkileri

Mezbaha atıksuyundaki kanın ayrı bir toplama olmaksızın doğrudan arıtıma verilmesi halinde, aerobik arıtım teknolojileri ile arıtılması mümkün değildir. Bu atıksular direkt olarak nehre deşarj edildiğinde, azot ve fosfor gibi makrobesinler içermesi sebebiyle ötrofikasyona neden olabilir. Bu besin maddelerinin deşarjı aşırı yosun büyümesini ve ardından çürümeyi tetikler. Böylece, alg mineralizasyonu çözünmüş oksijen düzeylerinin tükenmesi nedeniyle sudaki yaşamın bozulmasına yol açabilir. BOI nedeniyle oksijen konsantrasyonu azaldıkça, balıkların yaşam koşulları ve sudaki diğer

aerobik yaşam unsurları ortadan kalkabilir. Oksijen tamamen tükendiğinde, anaerobik ayrışma meydana gelir ve metan ve hidrojen sülfid gibi istenmeyen ayrışma ürünleri oluşur. Deşarj edilen atıksudaki toplam askıda kalan maddeler suda dıpsel birikimlere ve bulanıklıklara neden olur, balıkların solunum yollarını tahriş eder. Yağ ve gresler, suya, kanalizasyon sistemine ve alıcı çevreye zararlı maddelerdir. Yüzücü yağ ve gres, su üzerinde bir film oluşturur, ışık ve oksijenin aktarılmasını engeller. Sudaki canlıları ve araçları kirletir. Emülsifiye yağlar, balıkta zehirli etkiler yapar ve solunum yollarının yağ ile kaplanmasına neden olur. Ayrıca mezbaha atıksuları, su hayatına doğrudan zehirli olan krom ve amonyak gibi bileşikler içerebilir (Uğurlu, 2004). Et işleme endüstrisinin başka bir kirlenme kaynağı temizleme işleminin bir sonucu olarak yüzey aktif maddelerin eklenmesidir. Deterjanlardaki ana bileşenler olan yüzey aktif maddeler, yetersiz bir arıtım nedeniyle su ortamına girebilir, bu da ekosistemde insan, balık ve bitki örtüsünü etkileyen kısa süreli ve uzun süreli değişikliklere neden olur (Oğuz ve Oğuz, 1993; Belsky ve ark., 1999). Sucul alanlara karışan mezbaha atıksularında bulunan patojenler bu sulara maruz kalan insanlara bulaşabilir. Bu alanların içme, yüzme veya sulama amacıyla kullanımını kısıtlar (Cao ve Mehrvar, 2011). Et işleme endüstrisinin halk sağlığı üzerine genel etkileri, insanların mezbaha faaliyetleri ile doğrudan etkileşimi ve sıvı atıkların, katı atıkların ve kötü kokuların yetersiz yönetimi nedeniyle etkilenen çevre ile dolaylı etkileşimlerle ilgilidir (Mbuligwe, 2009). Um ve ark. (2008)'na göre, konvansiyonel arıtım süreçlerinin, mezbaha atıksularında bulunan antibiyotiğe dirençli *Escherichia coli* bakterilerinin azaltılması üzerinde önemli bir etkisi yoktur ve bu durum, antibiyotiğe dirençli ve patojenik bakterilerin çevreye yayılmasıyla ilgili olarak uygun şekilde işlem görmemiş mezbaha atıkları ile ilişkili halk sağlığı risklerini vurgulamaktadır. Bu nedenlerle, çevre kirliliğini ve insan sağlığı etkilerini önlemek için mezbaha atıksularının sucul ortamlara deşarj edilmeden önce verimli bir şekilde arıtılması gereklidir.

2.3 Mezbaha Atıksularının Arıtımı

Ham mezbaha atıksularının bir su ortamına doğrudan deşarjı, yüksek organik yükünden dolayı mümkün değildir. Bu nedenle, uygun bertaraf için mezbaha atıksuyunun ön arıtımı ve/veya daha fazla arıtımı gerçekleştirilmelidir. Mezbaha atıksuyu yönetiminde ilk adım, proses girdilerinin en aza indirilmesidir (Johns, 1995). Genellikle kaynağında atıksu üretimini en aza indirmek tercih edilir. Et işleme endüstrisinde su tüketimi önemli

ölçüde değişmekle birlikte, düzenli bir kesimhane çok miktarda atıksu üretir ve genellikle verimli bir tatlı su kullanıcısı değildir. Mezbaha atıksuyundan faydalı yan ürünlerin geri kazanılması için günümüzde yüksek kaliteli çıkış suları, biyogaz, gübre ve besin maddeleri elde etmeye odaklanılmıştır (Amorim ve ark., 2007). Mezbaha atıksularını arıtma yöntemleri evsel atıksuların arıtımında kullanılan mevcut teknolojilere benzer ve ön, birincil, ikincil ve hatta üçüncül arıtma içerebilir. Bu nedenle, ön arıtma işleminden sonra mezbaha atıksularının arzu edilen arıtım derecesine göre arıtım yöntemleri çeşitlidir ve bu yöntemler; arazi uygulaması, fizikokimyasal arıtma, biyolojik arıtma, ileri oksidasyon prosesleri ve birleşik işlemler olmak üzere beş ana alt gruba ayrılabilir (Valta ve ark.,2015). Her sistemin kendi avantajları ve dezavantajları vardır. Ön arıtma genel olarak; ayırma, çökeltme, kan toplama ve yağ ayırmayı içerir. Arazi uygulaması genellikle tarım arazisi üzerine mezbaha atıksuyunun doğrudan sulanmasını içerir. Fizikokimyasal arıtım metotları; çözünmüş hava flotasyonu, koagülasyon ve flokülasyon, elektrokoagülasyon ve membran teknolojileridir. Anaerobik ve aerobik biyolojik arıtım yöntemleri mezbaha atıksuyunun arıtımında kullanılabilir. İleri oksidasyon prosesleri çeşitlidir ve atıksuda bulunan organik ve inorganik maddelerin hidroksil radikalleri ile reaksiyona girmesiyle oksidasyonu ve bozunması için UV/H₂O₂ ve UV/O₃ proseslerini içerir. Kombine (birleşik) prosesler ile et işleme endüstrisinde suyun geri dönüşümüne izin veren yüksek kaliteli arıtılmış su sağlanabilir. Bu nedenle, kombine prosesler, günümüzde birçok mezbaha atıksu türü için başarıyla kullanılacak güvenilir bir teknolojiye dönüşmüştür. Bununla birlikte, spesifik bir arıtımın seçimi temel olarak arıtılan mezbaha atıksuyunun özelliklerine, en uygun teknolojiye ve farklı ülkelerdeki mevcut düzenlemelere bağlıdır (Bull ve ark., 1982; Tritt ve Schuchardt, 1992; San Jose, 2004; Mittal, 2004; Eryuruk ve ark., 2014). Bu prosesler içerisinde koagülasyon-flokülasyon prosesi mezbaha atıksularının ön arıtımında alternatif sunmaktadır.

2.3.1 Koagülasyon-flokülasyon prosesi

İçme suyu ve atıksu arıtımında koagülasyon ve flokülasyon prosesleri kullanılmaktadır. Arıtma tesisine gelen yüzeysel ham sular genellikle, kolloidal kil ve silt taneciklerinden kaynaklanan önemli miktarda bulanıklık içermektedir. Bu taneciklerde elektrostatik yük bulunmaktadır. Bu yük sebebi ile tanecikler sürekli hareket halindedir ve bir araya gelmesi engellenmektedir. Taneciklerin bir araya getirilmesinde üç mekanizma

kullanılır; (1) taneciklerin polielektrolitler kullanılarak zeta potansiyellerinin düşürülmesi ve Van der Waals çekim kuvvetleriyle taneciklerin bir araya getirilmesinin sağlanması, (2) tanecik yüzeyinde, yüzeye zıt kısımların oluşturulması ve bu kısımların diğer bir taneciği çekmesi ile taneciklerin bir araya getirilmesinin sağlanması, (3) taneciklerin polimer köprüleriyle bir araya getirilmesinin sağlanmasıdır.

Koagülant (yumaklaştırıcı) ve yardımcı koagülant olarak bilinen kimyasal maddeler suya ilave edilerek kullanılmaktadır. İlk olarak kolloidal kil ve silt taneciklerinin yükleri nötralize edilir. Böylece bu ince taneciklerin yapışkan, birleşebilir kütleler haline gelmesi sağlanmaktadır. Bu şekilde tanecikler birleşerek büyük hızlı çökelebilen tanecikler oluşturabilirler. Burada amaç kolay çökelebilen büyük tanecikler oluşturarak suyu askıda kolloidal maddelerden temizlemektir. Koagülasyon kolloidal taneciklerin birbirine yapışmasını sağlayarak flok adı verilen daha büyük taneciklerin oluşması için kullanılan kimyasal bir işlemdir.

Suların kimyasal koagülasyonu birçok amaçla yapılır. Bunlardan bazıları:

- Organik ve inorganik bulanıklığın giderilmesi
- Renk giderimi
- Bakteri ve patojen giderimi
- Alg ve organizmaların giderimi
- Koku ve tat yapıcı maddelerin giderilmesi
- Fosfat giderimi
- Biyokimyasal oksijen ihtiyacı ve kimyasal oksijen ihtiyacı parametrelerinin giderilmesi,
- Askıda katı madde giderimi
- Metal giderimidir.

Flokülasyon işlemi

Flokülasyon prosesi (yumaklaştırma) atık suyun yavaş ve uygun şekilde bir süre karıştırılarak küçük tane ve pıhtıların büyümesi birbirleriyle birleştirilmesi, yumaklaştırılması ve böylece kolayca çökelebilecek flokların (yumaklar) meydana

gelmesi işlemidir. Oluşan bu floklar bir sonraki proses olan çöktürme kademesinde çökerek atık sudan ayrılır. Flokların irileşmesi yardımcı koagülant kullanılarak artırılır. Bunların en önemlisi polielektrolitlerdir. Flokülasyon pratikte flok oluşumunu sağlamak için yapılan yavaş karıştırma işlemidir.

Flokülasyon prosesini etkileyen faktörler: Atıksuyun kalitesi, atıksudaki askıda katı madde, kolloid ve diğer kirleticilerin miktarı, pH değeri, koagülasyon ve flokülasyon birimlerindeki bekletme süresi, karıştırma tipi, çöktürme bölümünün özellikleri, suyun sıcaklığı, alkalitesi, sudaki iyonların özellikleri, koagülantın tipi ve dozajı flokülasyon prosesini etkileyen faktörlerdir.

Yapılan bu çalışmada koagülasyon-flokülasyon ön arıtım yöntemi kullanılmıştır. Bu proses de koagülant olarak alum ve demir klorür kullanılmıştır.

BÖLÜM III

MEMBRAN SİSTEMLERİ

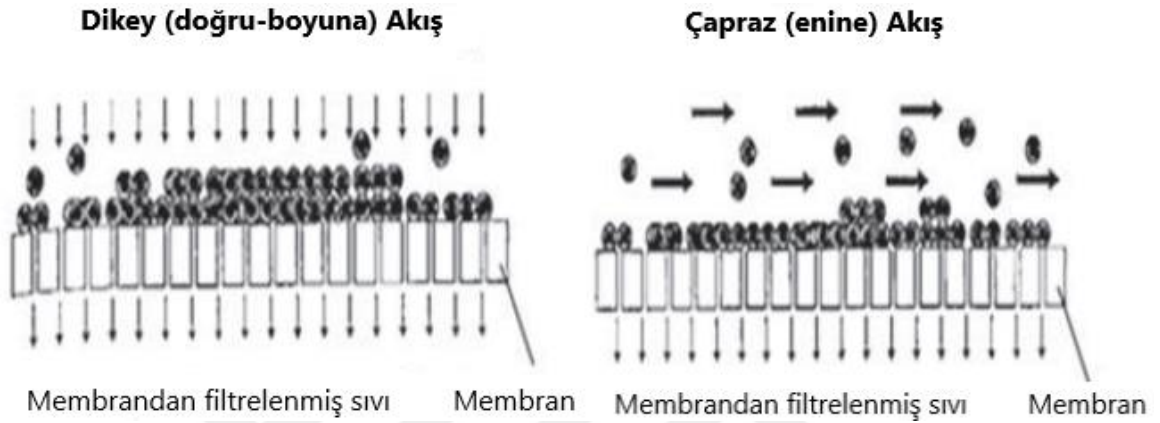
3.1 Membran Teknolojisi

Endüstriyel tesisler çevreyi etkiler ve kirlilik oluştururlar. Endüstriyel üretim esnasında ve sonrasında çevre kirliliğine neden olan farklı özelliklerde atıklar oluşmaktadır. Endüstriyel üretim sonucu oluşan atıkların en aza indirilmesi ve deşarj kriterlerinin sağlanması için yeni teknolojiler ve ileri arıtım teknikleri gerekmektedir. Membran teknolojileri son dönemlerde; nehir, göl, deniz ve kuyulardan içme ve kullanım sularının elde edilmesi, çeşitli endüstriyel proseslere su temini, atıksuların deşarj limitlerine uygun olarak arıtılması, proseslerde kullanılan kimyasal maddelerin geri kazanılması gibi değişik alanlarda kullanılabilen arıtma yöntemlerinin başında gelmektedir. İleri atıksu arıtımı amacıyla diğer proseslere kıyasla membran teknolojileri daha çok tercih edilmektedir. Bunun en önemli nedenleri, sürekli geliştirilen bir teknolojiye sahip olması, diğer arıtma yöntemleriyle karşılaştırıldığında düşük enerjiye gereksinim duymaları, kesikli ve sürekli olarak işletilebilmeleri, sıcaklık değişimlerinden fazla etkilenmemeleri, modüler tasarımlarının yapılabilmesi, fazla yer kaplamaması, taşınabilir olması, yüksek konsantrasyonlarda dahi çalışılabilmesi, yüksek kalitede çıkış suyu standartları sağlamaları, çevresel etkilerinin olmaması, ilk yatırım ve işletme maliyetinin düşük olması gibi nedenlerden dolayı membran teknolojilerine karşı ilgi her geçen gün artmaktadır.

3.2 Membran Ayırma Mekanizması

Membran, su ve atıksudaki fiziksel ya da kimyasal bileşenlerin bir kısmını geçiren yarı seçici bir malzemedir (İnce, 2008). Atıksu arıtımında, membran ayırma sistemlerinin seçiminde veya tasarımında en önemli parametre, arıtılacak suyun içeriklerini ayırmak için uygun membran özelliğinin bilinmesidir. Birçok proses için membran süspanse veya çözünmüş halde olabilen kirleticileri tutarak suyun kirleticilerden büyük ölçüde temizlenmesini sağlar (Yiğit, 2007).

Membran proseslerin klasik(dik) akışlı (sonlu) ve çapraz akış filtrasyon olmak üzere iki çalışma prensibi vardır (Şekil 3.1). Membranlar seçici bariyer görevi yapmaktadırlar. Membran özelliğine göre, su içerisinde bulunan muhteviyattan bazısı geçerken bazısı da geçişini tamamlayamaz ve membran içinde bloke olur. Besleme fazı, membrandan geçerken sürücü kuvvetlerin etkisiyle membrandan geçen akım “süzüntü (permeate)” geçemeyen akım ise “konsantre (konsentrat)” olmak üzere iki faza ayrılır.



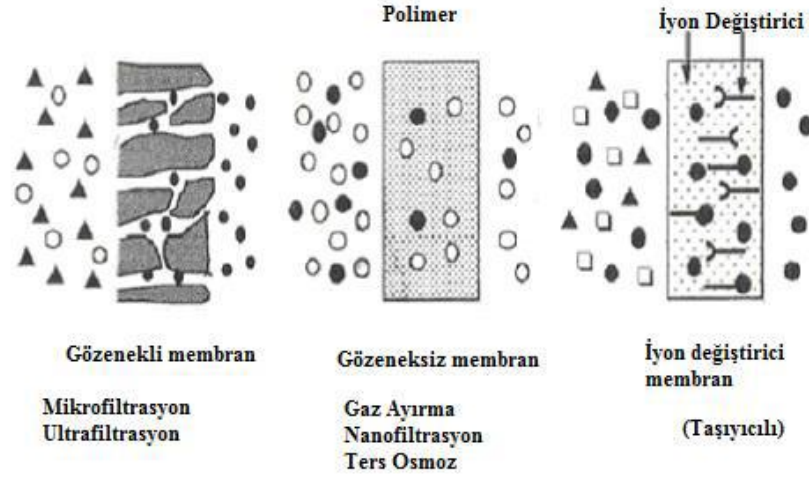
Şekil 3.1. Membran dikey ve çapraz akışlı filtrasyon akımı; Dikey akışlı filtrasyon (a) Çapraz akışlı filtrasyon (b)(Yamamoto, 2011)

3.3 Membranların Yapılarına Göre Sınıflandırılması

Membranlar ayırma mekanizmalarına, morfolojilerine, kimyasal yapılarına, geometrilere, sürücü kuvvetlerine göre 5 sınıfa ayrılırlar.

3.3.1 Ayırma mekanizmalarına göre membranlar

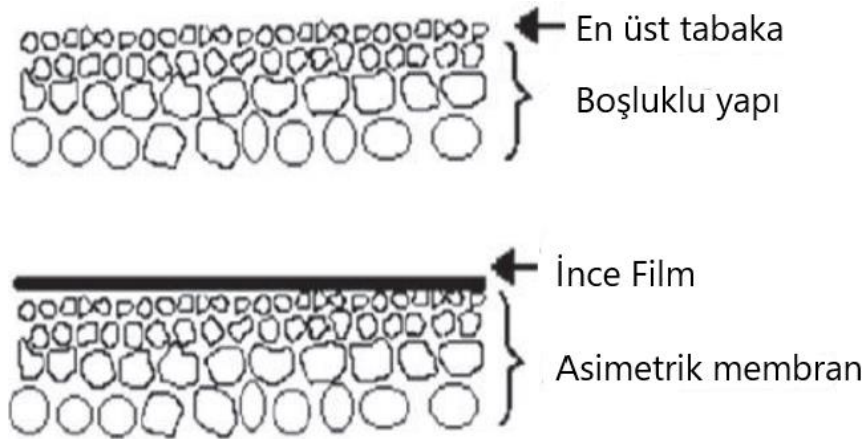
Membranlar ayırma mekanizmalarına göre gözenekli, gözeneksiz ve iyon değiştirici olarak sınıflandırılır. Ayırma işlemi gözenekli membranlarda eleme sistemi gözeneksiz membranlarda çözünme-difüzyon mekanizması ile gerçekleşmektedir. İyon değiştiricilerde ise elektrokimyasal etkiler söz konusudur. Gözenekli membranların mikrofiltrasyon için kullanılanı 0,1-10 μm ve ultrafiltrasyon için 2-10 μm 'dir. Gözeneksiz membranlar ise nanofiltrasyon ve ters osmoz uygulamalarında kullanılmaktadır.



Şekil 3.2. Membranların ayırma mekanizmalarına göre özellikleri (Mulder, 1996)

3.3.2 Morfolojilerine göre membranlar

Morfolojilerine göre membranlar simetrik, asimetrik ve kompozit membranlar olmak üzere 3'e ayrılırlar. Simetrik membranlar çok küçük gözenekli olup kalınlıkları 10–200 µm arasında değişmektedir. Homojen yapıya sahiptirler (Akpınar, 2014). Asimetrik membranlar, uniform olmayan bir yapıya sahiptirler ve kalınlıkları 10-200 µm arasında olup, 50-150 µm arasında gözenekli bir alt tabaka ve 0,1-0,5 µm kalınlığında üst tabakadan meydana gelir (Arı, 2009). Kompozit membranlar ise farklı malzemelerden üretildikleri için heterojen bir yapıya sahiptirler. Kompozit membranlar asimetrik membranlar en üst tabakasına ince bir tabaka yerleştirilmesiyle oluşturulur (Pak, 2011). Simetrik membranlar mikrofiltrasyon ve ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon ve ters osmoz membranları ise asimetrik ya da kompozit yapıya sahiptirler (Mulder, 1996).



Şekil 3.3. Morfolojilerine göre membran türleri (Hasar, 2003)

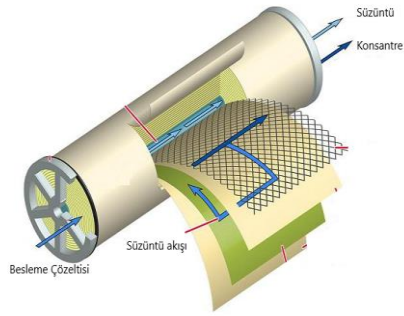
3.3.3 Kimyasal yapılarına göre membranlar

Membranlar kimyasal yapılarına göre organik (hidrofobik, hidrofilik) ve anorganik (metaller, seramik, cam vb.) membranlar olarak sınıflandırılmaktadır. Kullanım amacına göre membran malzemelerinin seçilmesi membran proseslerin verimliliği açısından önemlidir. Membran malzemesi seçiminde hususlar, sıcaklığa, basınca ve pH'ya dayanıklı olması, kimyasal direncinin yüksek olması ve pahalı olmamasına dikkat edilmelidir. Organik membranların ana maddesi polimerlerdir. Sentetik polimer membranlar hidrofilik ve hidrofobik olmak üzere iki kısımda incelenmektedir. Selüloz ve selüloz türevleri gibi hidrofilik membranlar MF ve UF gibi membran proseslerin geniş ölçekli endüstriyel uygulamalarında yaygın olarak kullanılmaktadır. Fakat selüloz asetat gibi membranlar pH'ya sıcaklığa ve biyolojik parçalanmaya karşı dayanıklı olmaması proses açısından dezavantaj oluşturmaktadır. Polisülfon (PS) ve Polietersülfon (PES) 10 gibi membranlarda hidrofilik olup UF proseslerinde ve kompozit destekli şekliyle de RO uygulamalarında kullanılabilirler. Politetrafloroetilen (PTFE), Polivinilflorid (PVDF), Polietilen (PE) ve Polipropilen (PP) gibi hidrofobik olan membranlar da, MF uygulamalarında kullanılabilir. Fakat hidrofobik membranlar, membran kirlenmesini minimize etmek amacıyla hidrofilik membranlar ile harmanlanarak modifiye edilip kullanılmaktadır (Akpınar, 2014). İnorganik membranlar, kimyasal ve termal olarak organik membranlara göre daha iyi dayanıklılık gösterirler. Sentetik polimerlerden daha çok poliamid ve polisulfan malzemeleri yaygındır ve genellikle UF membranlarda kullanılır. pH, sıcaklık ve kloro karşı direnci yüksektir. Daha pahalı olan seramik membranlar ise geniş pH ve sıcaklık aralıklarında uygulanabilir ve MF membranlarda kullanımı yaygındır (Özkaya, 2011). İnorganik membranların en büyük dezavantajları organik malzemelere göre daha kolay kırılabilmesi ve pahalı olmalarıdır. Bu yüzden geniş kullanım alanına sahip değildir.

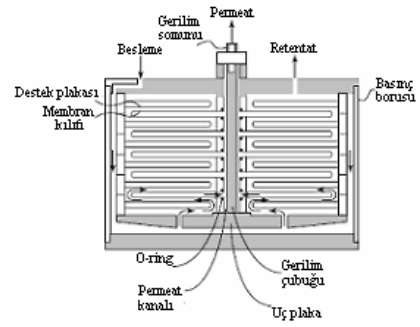
3.3.4 Geometrilerine göre membranlar

Membranlar geometrilerine göre tabaka ve silindirik tarzlı olmak üzere 2'ye ayrılırlar. Tabaka membranlar, spiral sargılı ve levha-çerçeve, silindirik membranlar ise tübüler ve boşluklu elyaf şeklinde bulunmaktadır. Modül konfigürasyonunun seçimi ve bir sistemdeki modül düzenlemesi, mühendislik parametrelerinin doğru seçilmesinin

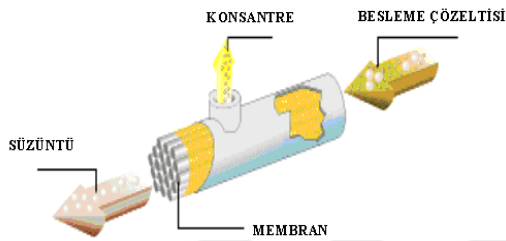
yanısına ekonomik koşullara bağlıdır. Şekil 3.4'te tipik membran modülleri gösterilmektedir.



(a) Spiral sargılı



(b) Levha-çerçeve



(c) Tübüler

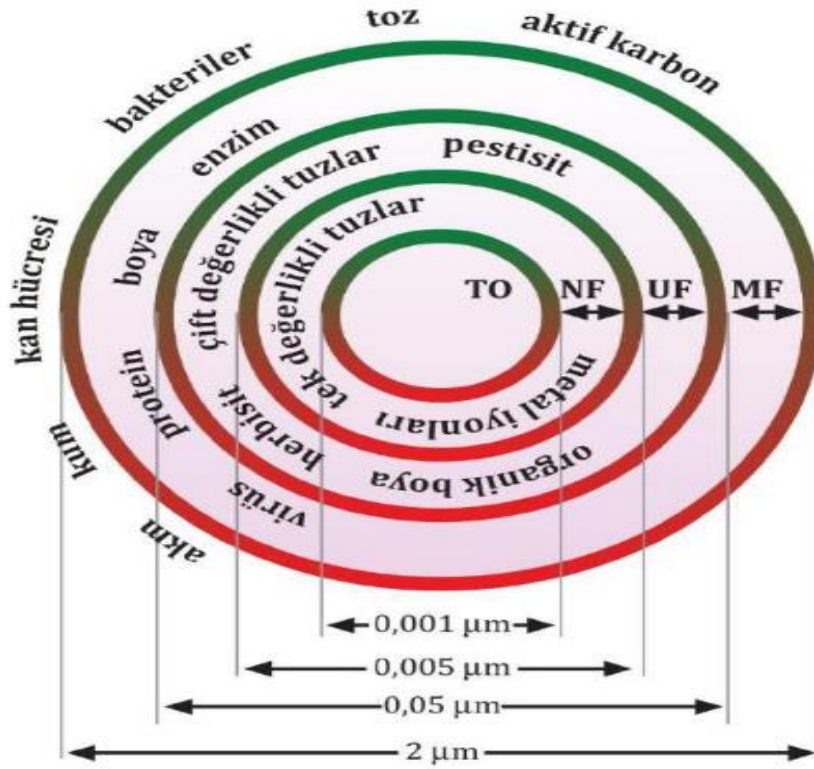


(d) İçi boş elyaf

Şekil 3.4. Tipik membran modülleri

3.3.5 Sürücü kuvvetlerine göre membranlar

Suyun membrandan geçişi için tahrik edici bir kuvvete ihtiyaç vardır. Su arıtımında tahrik edici kuvvet genelde basınçtır. Tahrik edici kuvvet olarak basıncı kullanan membran prosesleri aşağıdaki gibidir (Şekil 3.5).



Şekil 3.5. Basınç sürücülü membran proseslerin uygulanma aralıkları

Mikrofiltrasyon (MF)

1.10-7-1.10-6 m boyut aralığında partiküller uzaklaştırılır. Büyük partiküller ve askıda katı maddeler membranda tutulurken çözülmüş maddeler ve makro moleküller membrandan tutunmadan geçer. Transmembran basıncı ortalama 0,7 bardır (10 psi) (Köseoğlu, 2011). Mikrofiltrasyon geniş bir pH aralığında (1-13) ve yüksek sıcaklıklarda çözeltiler ile çalışmaya uygundur. Son yıllarda arıtma sistemlerinde toksik etkilere neden olan kimyasalların kullanımını azaltmak için ön arıtım olarak mikrofiltrasyon kullanılmaktadır (Yıldız, 2013).

Por büyüklüğünün uygunluğundan dolayı MF’de asimetrik membranlardan ziyade simetrik yapıda membranlar kullanılır. MF membranları üretiminde çoğunlukla PP (polipropilen), PTFE (politetrafloroetilen), polikarbonat malzeme kullanılır. Ayrıca son yıllarda yüksek mekanik özellikler, yüksek termik ve kimyasal dayanıklılık özelliklerinden dolayı anorganik (seramik, alüminyum, çelik, elyafı güçlendirilmiş karbon) membranlar da kullanılmaya başlanmıştır (Mulder, 1996).

Ultrafiltrasyon (UF)

1.10-7-1.10-8 m aralığındaki partiküller ve makromoleküller ultrafiltrasyon membranı ile ayrılır. Kolloidler, proteinler, mikrobiyolojik kirleticiler ve büyük organik moleküller membranda tutulurken bütün çözülmüş tuzlar ve küçük moleküller membrandan geçer. Molekül ağırlığı 1000-100.000'den büyük moleküller giderilir. Transmembran basıncı ortalama 1-7 bardır (15-100 psi) (Köseoğlu, 2011). Ultrafiltrasyon membranları genellikle çapraz akışlı olarak işletilir. Çapraz akış ile membran yüzeyindeki konsantrasyon akımın membran yüzeyine paralel olmasından dolayı süpürme ile azaltılabilir. Böylece akı azalması minimuma indirilerek membranın ekonomik ömrü artırılabilir, membranın sürekli temizlenmesi ve temizlemek için kimyasal madde ihtiyacı azaltılabilir (Pak, 2011).

Nanofiltrasyon (NF)

Nanofiltrasyon membranı yaklaşık 1 nm büyüklüğündeki partikülleri uzaklaştırır. Nanofiltrasyon çalışma aralığı ultrafiltrasyon ve ters ozmos arasındadır. 200-400'den büyük molekül ağırlıklı organik moleküller giderilir. NF membranlar çözülmüş organik ve inorganik maddeleri giderebilir. NF membranları solventleri tutamazken mikro kirleticilerin ve bakterilerin tutulmasını sağlar. NF membranları genellikle Ca, Mg gibi iki değerlikli iyonları giderirken, Cl ve Na gibi tek değerlikli iyonları düşük oranda giderebilmektedir (Özyaka, 2011).

Yüzey sularından renk ve toplam organik karbonun uzaklaştırılması, kuyu suyundan sertlik ve radyumun uzaklaştırılması, gıda ve atıksu uygulamalarında organik maddelerin anorganik kısımdan ayrılması nanofiltrasyonun uygulamaları arasındadır. Transmembran basıncı ortalama 3,5-16 bardır (50-225 psi) (Köseoğlu, 2011).

Ters osmoz (RO)

Ters osmoz, en küçük gözenek çapına sahip membran olduğu için en yüksek seviyede süzme yapmaktadır. Ters osmoz membran, molekül ağırlığı 100'den büyük olan organik molekülleri, çözülmüş bütün tuzları ve anorganik molekülleri tutmaktadır. Çözülmüş tuzların giderimi %95-99 arasındadır. Ters osmozun deniz suyunun veya kireçli suların içme suyu eldesi amacıyla desalinasyonu, atıksu geri kazanımı, gıda ve

meyve suyu işleme, biyomedikal ayırmalar, evlerdeki içme suyunun ve endüstriyel proses suyunun saflaştırılması gibi uygulamaları vardır. Ayrıca ters osmoz, yarı iletken sektörü, güç üretimi (kazan besisi suyu hazırlanması) endüstrisi ve laboratuvar/medikal uygulamaları için ultra saf su üretiminde yaygın olarak kullanılır. Transmembran basıncı ortalama 14-69 bardır (200-1000 psi) (Köseoğlu, 2011). Ters osmoz membranların gözenek çapı küçük olduğundan tıkanma ihtimali en yüksek membran çeşitidir. Bundan dolayı ters osmoz işleminden önce ön arıtım işlemi uygulamak tıkanmayı minimuma indirebilir.

3.4 Membran Performansı

Membran performansı akı ve giderme verimi ifadeleri kullanılarak belirlenir. Kullanılan membran performansı, normal şartlarda membranın özelliklerine, besleme suyu kalitesine, basınca, konsantrasyon farklılığına, sıcaklığa ve yatay hıza göre etkisi değişebilmektedir.

Basınç: Katı-sıvı veya sıvı-gaz ayırımında kullanılan membranların verimleri işletme moduna bağlı olarak transmembran basıncı izlenerek belirlenebilir. Transmembran basıncının doğru seçimi ile membranın özelliklerini koruması ve tıkanma kontrolü bakımından önemlidir. Membran sisteminin akısının kontrol altında tutulmasında basıncın önemli etkisi vardır. Membran akısı ile membran basıncı arasında iki ayrı bağlantı söz konusudur. Sistem düşük basınçta çalıştırıldığında sistem akısı ile doğru orantılı olarak etkilenirken, yüksek basınçlarda akı basınçtan etkilenmez. Bu iki bağlantı arasındaki geçiş değeri kritik basınç olarak değerlendirilmektedir. Liao ve diğ. (2006), bu değer düşük akı veya kritik akı değerinden daha düşük değerlerde (80-260 kPa aralığında) olması gerektiğini vurgulamışlardır. Membranlara uygulanan basınç ne kadar fazla ise akı da o kadar fazladır. Her zaman için, basınç ile akı arasında doğru orantılı bir ilişki vardır. Aynı zamanda, artan basınç ile süzüntü suyunun konsantrasyonu azalmaktadır.

Sıcaklık: Hem su akımını hem de osmotik basıncı etkilemektedir. Geçirgenlik katsayısı, sıcaklık ile artmaktadır. Sıcaklıkta meydana gelebilecek her bir 1°C'lik artış membranın akı değerini de % 3-5 civarında artmaktadır. Bunun için genellikle kullanılan membran

sistemlerinde çalışma sıcaklığını belirli aralıklarda tutmak amacıyla çeşitli soğutma sistemleri kullanılmaktadır (Dhodapkar ve ark., 2007).

Konsantrasyon: Membran giriş suyu konsantrasyon değerinin, membran performansı üzerinde büyük etkisi olmaktadır. Giriş konsantrasyonu arttıkça, osmotik basınçta meydana gelen artışa bağlı olarak membrana uygulanan net basınç azalmakta, bunun sonucu olarak da, giderme verimi düşmektedir. Uygulanan basınç artırılarak bu oranın dengelenmesi sağlanabilir.

Akı: Membran sistemlerin doğru işletilmesinde sistemin tasarım akısı çok önemli bir parametredir (Bostancı, 2013). Membran proseslerde akı; birim zamanda birim membran alanından geçen debi miktarı olarak ifade edilir. Akı, $m^3/m^2.gun$ veya $l/m^2.saat$ gibi birimlerle ifade edilmektedir. Akı genel olarak basınca, sıcaklığa, çapraz akış hızına, filtre edilecek ortamın içeriğine ve çözültideki partikül madde miktarına bağlıdır (Koyuncu ve ark., 2004). Akı aşağıdaki denklemdeki gibi formüle edilir. Darcy kanununa göre;

$$J = \frac{\Delta P}{\mu R_m} \quad (3.1)$$

eşitliği ile tanımlanmaktadır. Burada;

J: Akı,

ΔP : Membrandaki basınç farkı,

μ : Akıskanın viskozitesi,

R_m : Membranın hidrolik direncini göstermektedir (Koyuncu, 2001).

Membran tıkanması: Membran sistemin işletilmesi sırasında tıkanması atıksu arıtımında karşılaşılan en önemli sorunlardan biridir. Membranların tıkanması transmembran basıncına karşılık membrandan geçen akının, dolayısıyla da, birim membran alanı başına arıtılmış temiz su üretiminin azalmasına neden olur (Stephenson vd., 2000; Chang vd., 2001; Judd, 2001; Cho ve Fane, 2002; Hong vd., 2002; Le Clech vd., 2006; Yang vd., 2006; Yun vd., 2006).

Membran tıkanması, gözeneklerin tıkanması veya daralması sonucu kirleticilerin membran yüzeyinde birikmesi ile membran geçirgenliğinin azalması sonucu meydana gelmektedir. Membran geçirgenliğinin azalmasına bağlı olarak akıdaki azalma, membran tesislerinin maliyetini etkilemektedir. Membran yüzeyinde meydana gelen tıkanmanın karakteristiği ve yeri, düşen akıyı yükseltmek için alınacak tedbirlerin belirlenmesinde önemlidir. Tıkanmanın belirtisi akıdaki düşüş ve transmembran basınç farkındaki artıştır (Bostancı, 2013).

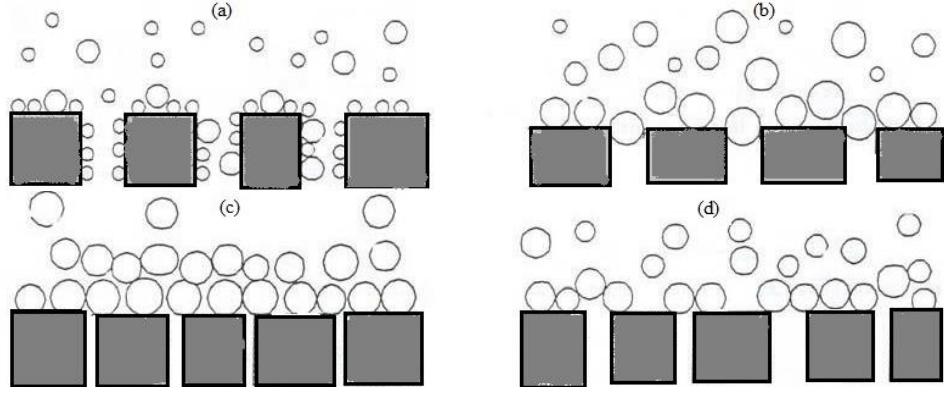
Membran tıkanma mekanizması, Şekil 3.6'da verilen gözenek tıkanması modelleri kullanılarak belirlenebilmektedir. Bu modeller, Hermia tarafından geliştirilen zamana bağlı akı azalmasını esas alarak membrandaki kirlenme mekanizmasını açıklayan modellerdir (Wanek ve diğ., 2002, Mohammadi ve diğ., 2003, Purkait ve diğ., 2005, Juang ve diğ., 2007).

Gözenek tıkanması modelleri 4 farklı kirlenme mekanizmasının (tam gözenek tıkanması, ara seviye gözenek tıkanması, standart gözenek tıkanması ve kek filtrasyonu) belirlenmesinde kullanılır. Her bir tıkanma modeli için lineerleştirilmiş denklemler, Çizelge 3.1'de verilmektedir. Denklemlerde, J_0 , deney başlangıcındaki süzüntü akısını; k , farklı filtrasyon kanunlarına göre kütle transfer katsayılarını ve t , zamanı ifade etmektedir.

Çizelge 3.1. Gözenek tıkanması modellerine ait denklemler (Özçelep, 2009)

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

Tıkanma modellerine ait kirlenme mekanizması Şekil 3.6'de gösterilmektedir.



Şekil 3.6. Tıkanma modellerine ait kirlenme mekanizmalarının şematik olarak gösterimi tam gözenek tıkanması (a), ara seviye gözenek tıkanması (b), standart gözenek tıkanması (c) ve kek filtrasyonu (d) (Özçelep, 2009)

Tam gözenek tıkanması: membran gözenek çapı ile parçacık çapının yaklaşık aynı olduğu durumlarda parçacığın membran gözeneginin ağız kısmından kapatıldığı akı azalması modelidir.

Ara seviye gözenek tıkanması: Membran yüzeyinin tamamı parçacık ile kapanmaz ve membran gözenekleri kısmen kapanabilmektedir.

Standart gözenek tıkanması: Bu tıkanma türünde, parçacık boyutu gözenek boyutundan daha küçüktür. Parçacıklar membran gözenek duvarı veya membran destek malzemesi üzerinde birikerek tıkanmaya sebep olurlar. Bu tıkanma türünde süzüntü akısında önemli azalmalar meydana gelmektedir.

Kek filtrasyonu: Parçacık boyutunun membranın gözenek boyutundan daha büyük olduğu tıkanma türüdür. Bu tıkanma türünde, parçacıklar membran yüzeyi üzerinde birikerek bir kek tabakası oluştururlar. Oluşan kek tabakası membran gözenek yapısını etkilemez, kekin sıyırılmasıyla membran temizlenebilir (Özçelep,2009 ve Aydın, 2006).

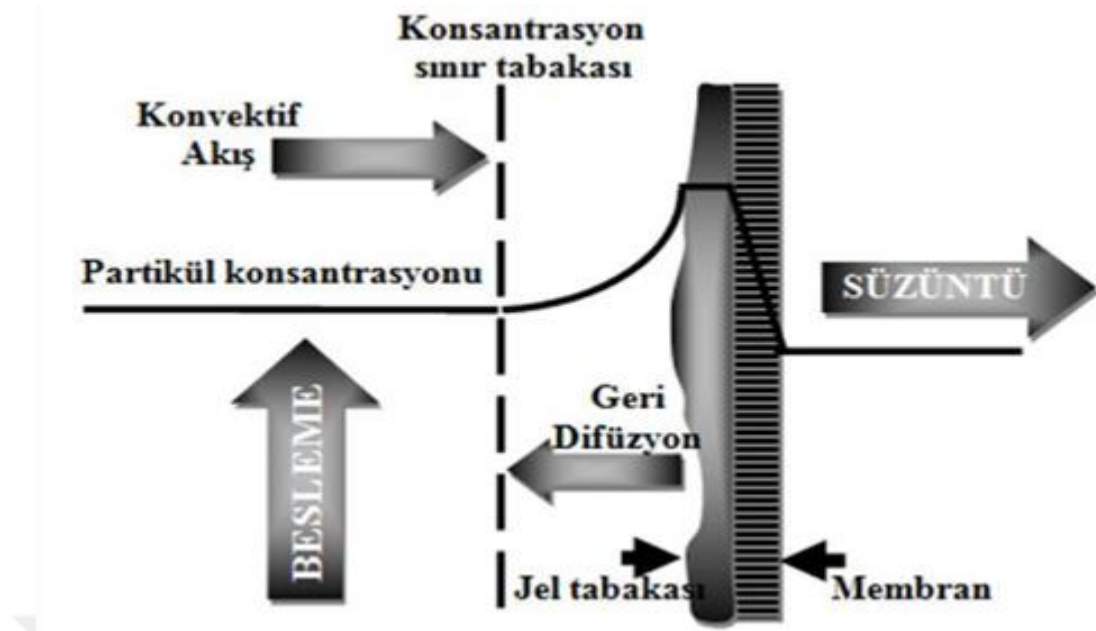
Membran tıkanmasına biyokütle özellikleri, işletim şartları ve membran fizikokimyasal karakterleri direk etki eden faktörlerdir. Genel olarak proses performansı ana kirleticilerin giderimi ve enerji talebi ile belirlenir. Tıkanma, membranın hidrolik performansını (permeabilite) düşürerek enerji masraflarını direk olarak etkiler. Ana kirleticilerin gideriminde ise fazla etkisi yoktur.

3.7 Membran Sistemlerinde Akı Azalması ve Konsantrasyon Polarizasyonu

Akı azalması, membran gözenekleri veya yüzeyinde malzemelerin birikmesi sonucu zamana bağlı olarak süzüntü akısı miktarındaki azalmadır. Akı azalmasının meydana gelmesinde etkili olan 5 faktör vardır. Bunlar; konsantrasyon polarizasyonu, kek tabakası oluşumu, inorganik çökme, organik adsorpsiyon, biyolojik kirlenmedir.

Akı azalması 4 aşamada meydana gelmektedir. 1. aşamada, su içerisindeki maddelerin depolanması nedeniyle akı yükselmesi görülür. 2. aşamada hızlı bir akı azalması gözlenir. 2. Aşamada meydana gelen akı azalması kimyasal maddeler kullanılarak ya da membranın geri yıkanmasıyla giderilebilir. 3. aşamada akı azalması daha yavaş bir şekilde olmaktadır ve membranın üzerinde oluşan tabakadan dolayı bu aşamada membran temizlenmesi ya da kimyasal temizleyicilerle bu tabaka giderilemez. 4. aşamada ise akı, çok yavaş bir şekilde azalır. Bu aşamaya gelmiş membranın filtrasyonu kararlı hale gelmiş kabul edilir (Aydiner, 2006).

Suyun membrandan geçişi sırasında membranların gözenek boyutundan daha büyük moleküller filtrasyon sırasında tutulur ve membrandan geçemeyen maddeler zaman geçtikçe membranın üzerinde birikmeye başlar. Zamanla membrana yakın bölgelerde sisteme verilen çözeltinin derişiminden daha yüksek derişime sahip bir bölge meydana gelir. Bu durumda membran yüzeyinden sisteme verilen çözeltiliye doğru geri akım oluşur. Bu olaya “Konsantrasyon Polarizasyonu” adı verilir. Konsantrasyon polarizasyonu şematik olarak Şekil 3.7’de gösterilmektedir (Cheryan 1998, Aydiner, 2006).



Şekil 3.7. Konsantrasyon polarizasyonunun şematik olarak gösterimi

Konsantrasyon polarizasyonunun meydana getirdiği etkiler: Membran yüzeyinde ozmotik basıncın artması ve akının azalması, çözünen maddelerin akısının artması, çözünen maddelerin çökmesi ve membran porlarının tıkanması, membran kirlenmesi olarak sıralanabilmektedir (Aydiner, 2006, Özçelep 2009)

3.8 Yapılmış Çalışmalar

Bozkurt, (2013), yaptığı çalışmada, laboratuvar ölçekli anaerobik çamur yataklı reaktörde mezbahe ve sızıntı sularının arıtılabilirliğini araştırmışlardır. 1 günlük hidrolik bekleme süresi ve 2000mg/L giriş KOİ'sin de Anaerobik çamur yataklı reaktörde (AÇYR) gerçekleştirilen deneylerle ortalama % 90 civarında KOİ giderim verimi elde etmişlerdir. AÇYR' de AKM giderim verimi ortalama % 80 ve UAKM giderim verimi ise % 65 olarak bulunmuştur.

Özyonar, (2007)'de yaptığı çalışmanın ilk aşamasında elektrokoagülasyon metodu ile KOİ, yağ-gres ve türbidite giderimini araştırmıştır. Bu amaçla monopolar paralel bağlı alüminyum ve demir elektrotları kullanılmıştır. Bu çalışma sonucunda, demir elektrotları ile elektrokoagülasyonda %76,73 KOİ, %94,9 Yağ-gres ve %94,62 türbidite giderimi elde edilmiştir. Çalışmanın ikinci bölümünde ise, kimyasal koagülasyon ile entegre et ve mezbahe endüstri tesisi atıksularında KOİ, yağ-gres ve türbidite giderimi yapılmıştır.

Koagülant madde olarak, $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$, $Fe_2(SO_4)_3 \cdot 7H_2O$ ve $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ kimyasalları kullanılmıştır. En fazla KOİ giderimi %37,38 ile $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ koagülant maddesinde gerçekleşmiştir. Yağ-gres ve türbitide gideriminde de en yüksek verim %88,95 ve %80,78 ile $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ ile elde edilmiştir.

Jensen vd., (2015) yaptıkları çalışmada, mezbaha atıksularının anaerobik membran biyoreaktör (AnMBR) ile arıtımını araştırmışlardır. 200L'lik kurulan pilot tesis ile %95 KOİ giderimi elde edilmiştir.

Saddoud ve Sayadi (2007)'de mezbaha atıksularının AnMBR ile arıtımı ile ilgili çalışma yapmışlardır. Bu çalışmada $4.37 \text{ kgTKOİm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 'dan $13.27 \text{ kgTKOİm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 'e kadar kademeli olarak artan OLR'de çalışmışlardır. KOİ ve BOİ5 için giderim verimleri sırasıyla %93,7 ve %93,96 olmuştur. OLR'nin $16.32 \text{ kgTKOİm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 'e artışıyla AnMBR performansında düşüş gözlemlendiği belirtilmiştir.

Yordanov, (2010) yılında kümes hayvanları mezhaba atıksularının ultrafiltrasyonla arıtımını incelediği çalışmada 25kDa ultrafiltrasyon membran kullanmıştır ve arıtım verimi KOİ ve BOİ5 için %94 civarında, askıda katı madde giderimi ise %98'dir.

Claudia vd., (2002) yaptıkları çalışmada 7,2 L UASB reaktör kullanarak mezbaha atıksularının anaerobik olarak arıtımını araştırmışlardır. Farklı alıkonma sürelerinde çalışmışlardır. Yapılan çalışma sonucunda %77 ile %91 arasında değişen KOİ giderimi, %95 BOİ5 giderimi, %81 ile %86 arasında değişen askıda katı madde giderimi elde etmişlerdir.

Almandoz vd., (2015) mezbaha atıksularının koagülasyon ön arıtımından sonra mikrofiltrasyonla arıtımını incelemişlerdir. Yapılan çalışma sonucunda atıksuda %90 KOİ giderimi, %45 toplam azot, %45 toplam karbon ve %97 bulanıklık giderimi elde etmişlerdir.

Bohdziewicz and Sroka (2005) ikincil atık olarak mezbaha atıksu arıtımı için RO prosesinin performansını araştırmışlardır. Atıksuyun önce aktif çamur kullanılarak ön arıtımı yapılmıştır. Atıksuyun RO prosesinden geçtikten sonraki giderim verimleri KOİ, BOİ, toplam fosfor ve toplam azot için sırasıyla %85,8, 50, 97.5 ve 90'dır.

Gürel ve Büyükgüngör (2011) mezbaha atıksularından nutrient ve organik madde giderim için MBR reaktörlerin performansını araştırmışlardır. MBR reaktörde UF membran kullanmışlardır. Yapılan çalışmalar sonucunda KOİ, TOK, TN ve TP için giderim verimleri sırasıyla % 97, 96, 44 ve 65'dir.

Coşkun vd., (2016) kanatlı kesimhane atıksularının membran proseslerle arıtılabilirliğini araştırmışlardır. Membran proseslerde ters osmoz, nanofiltrasyon ve ultrafiltrasyon membranlarını kullanmışlardır. En yüksek KOİ giderimi %90 NF için, %97,4 ise RO için elde etmişlerdir. İletkenlik parametresinde de %51,7 NF için, %96,6 RO için azaldığını bildirmişlerdir. KOİ ve iletkenlik giderimi açısından UF membranının ön arıtım olarak kullanılması giderim performansını çok etkilemezken membran akıları açısından değerlendirildiğinde UF membranlarının ön arıtım aşaması olarak kullanılmasının oldukça önemli olduğunu bildirmişlerdir.

Al-Mutairi vd. (2004), alüminyum tuzlarının ve polimer bileşiklerinin eklenmesi sonucu organik maddenin mezbaha atık suyundan uzaklaştırılması için koagülasyon-flokülasyon işleminin kullanımını incelemişlerdir. En yüksek KOİ giderim verimliliğinin %45 ile % 75 arasında değiştiğini tespit etmişlerdir. Mezbaha atıksu suyundan KOİ, AKM ve bulanıklık giderimi, pH 4 ile 9 arasında değişimiyle 100-1000 mg/ L aralığında alum kullanılması durumunda sırasıyla % 3-20, %98-99 ve % 76-93 arasında değişmiştir.

Aguilar vd., (2003), mezbaha atık sularının koagülasyon-flokülasyon prosesi ile giderilmesini araştırmışlardır. Mezbaha atık suyuna koagülasyon-flokülasyon işleminin uygulanması, bir pıhtılaştırıcı olarak ferrik sülfat ve aktifleştirilmiş silika, toz haline getirilmiş aktif karbon, katyonik poliakrilamid, polivinil alkol, poliakrilik asit ve pıhtılaştırıcı olarak anyonik poliakrilamidin kullanılması ile anyonik poliakrilamidin kullanılmasıyla gerçekleştirildi. Optimum koşullar yaratıldığında (pH = 7; pıhtılaşma konsantrasyonu = 500 mg / L; hızlı karıştırma hızı = 200 rpm; çökeltme süresi = 60 dakika), pıhtılaşma-topaklanma işleminin etkinliği, pıhtılaştırıcı ilavesinden önce ve sonra parçacık büyüklüğü dağılımı. Pıhtılaştırıcı yardımcı maddeler olmadan ferrik sülfat kullanılması durumunda, genel verimin oldukça önemli olmasına rağmen (%87) partikül temizleme verimi boyutta değişti.

Al-Mutairi (2006), bir mezbaha atıksu arıtma tesisinde çamurdan önce havalandırma tankındaki atık suya polimer / alum eklenmesinin toksisitesini araştırmıştır. Microtox toksisite tahlili kullanılarak, mezbaha atıksu atık sularının toksisite seviyesini önemsiz derecede arttıracak şekilde 100-200 mg / L konsantrasyonlarındaki alumun tespit edildiği belirlenmiştir. Bununla birlikte, tüm mezbaha atık sularında, 300-1000 mg / L daha yüksek konsantrasyonlarda, önemli miktarda artık kronik toksisite kalmıştır. Pıhtılaştırıcı ve topaklaştırıcıların eklenmesi, topaklamanın şartlandırıldığı bir reaktör kabında gerçekleştirilmiştir. Flotasyon sırasında ayırma için mükemmel boyut araştırılmıştır ve uygun flokülasyonu sağlamak için pıhtılaştırıcı ilavesinin ardından pH'ı dengelemesi yapılmıştır. Kesimhane atık suyunun arıtılması için alüminyum sülfat, alüminyum klorohidrat, ferrik sülfat ve ferrik klorür pıhtılaştırıcı olarak kullanılmıştır. Bulgular, reaktif olarak polialüminyum klorür kullanılarak TP, TN ve KOİ giderimlerinin sırasıyla %99,9, % 88,8 ve % 75,0'a ulaştığını göstermektedir. Ayrıca, inorganik pıhtılaştırıcı yardımcıların kullanılması durumunda, çamur hacmini %41,6 oranında azaltmak mümkündür.

Satyanarayan ve diğ. (2005), mezbaha atık su atıklarının fiziko kimyasal arıtımını, demir sülfat, anyonik polielektrolit, alum ve kireç pıhtılaştırıcıları kullanarak araştırmıştır. Yukarıda belirtilen pıhtılaştırıcılar arasında yalnızca kireç, BOİ, KOİ ve TSS için sırasıyla %38,9, %36,1 ve %41,9'a ulaşan temizleme oranlarına ulaşılmıştır. KOİ giderim oranı, demir sülfat ve kireç kombinasyonu ile %56,8'e yükseltilmiştir. Benzer şekilde, kireç ve alum kombinasyonu da KOİ gideriminde %42,6'ya ulaşan bir artışa yol açarken, kireçle birlikte alum kullanılması durumunda çamur oluşumunda bir artış meydana gelir.

Amuda ve Alade (2006), TP, AKM ve KOİ'yi SWW'den gidermek için laboratuvar ölçeğinde pıhtılaştırma-flokülasyon teknolojisini kullanmıştır. Araştırmacılar, alum, ferrik sülfat ve ferrik klorür dahil bir dizi pıhtılaştırıcı kullandı. Bulgular, şapın TP ve TSS'nin SWW'den çıkarılmasında etkili olmasına rağmen, ferrik sülfatın KOİ'yi azaltmada daha etkili olduğunu göstermektedir. Bulgular, sırasıyla %65, %34 ve %98'e ulaşan en yüksek KOİ, TP ve AKM giderme verimlerini göstermektedir.

Tariq ve arkadaşları (2012), SWW'yi arıtmak için bireysel olarak ve pıhtılaştırıcı olarak kombinasyon halinde kireç ve alum kullanılmıştır. Bulgular, şap dozundaki bir artışla,

KOİ uzaklaştırılmasında çamur hacmiyle birlikte, işlemi mümkün kılmayan maksimum %92'ye ulaşan bir artış olduğunu göstermektedir. Aksine, artan kireç dozu, KOİ azalmasında maksimum %74'e yükselirken, çamur çökmesi yüksekken, şap hacminde alum hacmine kıyasla bir azalma meydana gelmiştir. Son olarak, birleştirilmiş kireç ve alum dozu, düşük çamur hacmi ile KOİ'de %85 maksimum giderimesini sağlamıştır.

Mahtab ve diğ. (2009), son derece yüksek BOİ, KOİ ve AKM içeriğine sahip olmalarıyla karakterize edilen mezbaha atıksu arıtmasına odaklanmıştır. Atık su arıtma işlemi için bir koagülasyon ve aktif karbon üzerine adsorpsiyon işlem sistemi uygulanmıştır. Alum, kireç, demir sülfat ve demir klorür gibi farklı pıhtılaştırıcılar ayrı ayrı ve kombinasyon halinde kullanılmıştır. Alumun KOİ'yi %92'ye kadar gidermede en iyi pıhtılaştırıcı olduğu kanıtlanmıştır.

BÖLÜM IV

MATERYAL VE METOD

4.1 Mezbaha Atıksuyunun Karakterizasyonu

Mezbaha tesisi atıksuyu örneği Niğde ilinden temin edilmiş olup atıksu karakterizasyon çalışmaları yapılmıştır. Atıksu buzdolabında 4°C de bekletilmiştir. Yapılan deneyler neticesinde mezbaha atıksuyu karakterizasyonu Çizelge 4.1’de verilmiştir. Karakterizasyon belirleme deneyler Standart Metoda göre yapılmıştır.

Çizelge 4.1. Mezbaha endüstrisi atıksu karakterizasyonu

Parametre	Sonuç
Ph	7,11
Bulanıklık (NTU)	92,4
KOİ (mgKOİ/L)	3800
TOK (mg/L)	1595,5
İletkenlik (mS/cm)	4.32
AKM (mg/L)	188
TP (mg/L)	11,7

4.2 Koagülasyon-Flokülasyon Ön Arıtımı

Mezbaha atıksuyunun koagülasyon-flokülasyon deneyleri, laboratuvar ölçekli jar test cihazı (Velp Scientifica, İtalya) ile yanıt yüzey yöntemi kullanılarak deneyler gerçekleştirilmiştir. Koagülant olarak alum ve demir klorür kullanılmıştır. Her deney için oda sıcaklığında altı beher kullanılarak jar testinde deneyler gerçekleştirilmiştir. Koagülantların beherlere eklenmesinden sonra pH ayarlamak için 0,1 M HCl veya 0,1 M NaOH kullanılmıştır. 1 dakika süreyle 100-200 rpm’de hızlı karıştırma, ardından 30 dakika 45 rpm’de yavaş karıştırma ve daha sonra 10-60 dakikalık bir süre boyunca çökeltme gerçekleştirilmiştir. Çökeltmenin ardından alınan süpernatantda standart yöntemlerle KOİ, AKM ve bulanıklık analizleri yapılmıştır.

4.3 Yanıt Yüzey Yöntemi

Yanıt yüzey yöntemi, optimum koşulları belirlemek için deneysel tasarım yaparak istatistiksel bir yöntemi temsil eder. Bu çalışmada deneylerin istatistiksel tasarımı ve veri analizi için Design Expert 10,0 ve ANOVA kullanılmıştır. Optimizasyon süreci şu adımları içermektedir: a) istatistiksel olarak tasarlanmış deneyler yapmak, b) katsayıları matematiksel bir modelde tahmin etmek ve c) cevabı tahmin etmek ve modelin yeterliliğini kontrol etmek (Al-Mutairi, 2006). Box-Behnken deney tasarımı, değişkenlerin kalitesi üzerindeki ana etkilerinin, etkileşim etkilerinin ve kuadratik etkilerinin optimizasyonu ve değerlendirilmesi için kullanılmıştır.

Üç ana bağımsız değişkenin bulanıklık, AKM ve KOİ giderim etkinliği üzerindeki etkilerini değerlendirmek amacıyla toplamda 29 (yirmidokuz) deney yapılmıştır. Sonuçların analizi, belirleme katsayısı (R^2), Pareto varyans analizi (ANOVA), istatistiksel ve yanıt grafikleri kullanılarak yapılmıştır. İkinci dereceden polinomun deneysel verilere yerleştirilmesi ve ilgili model terimlerinin tanımlanması amacıyla doğrusal olmayan bir regresyon yöntemi kullanılmıştır. Tüm doğrusal terimler, kare terimler ve doğrusal etkileşim ögelerine göre doğrusal ifadeler dikkate alındığında, ikinci dereceden tepki modelini şu şekilde tanımlamak mümkündür (Denklem 1):

$$Y = \beta_0 + \sum \beta_i x_i + \sum \beta_{ii} x_i^2 + \sum \beta_{ij} x_i x_j + \varepsilon \quad (4.1)$$

Bu denklemde; β_0 denge terimi, β_i giriş faktörü, x_i eğimine veya doğrusal etkisine, β_{ii} giriş faktörü x_i 'nin ikinci dereceli etkisine, β_{ij} ise, giriş faktörleri x_i ve x_j arasındaki lineer etkileşim etkisine göre lineer anlamına gelir (Amuda ve Alade, 2006).

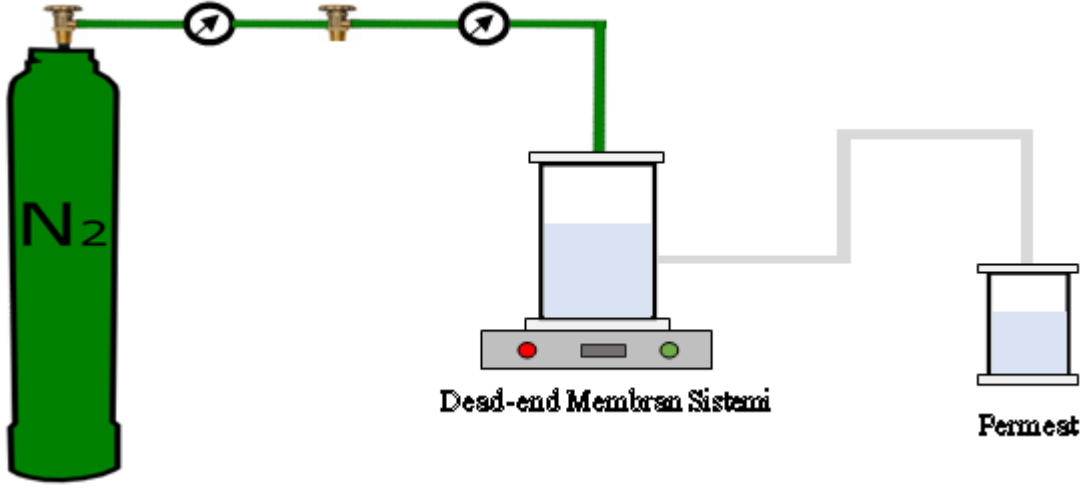
Bu araştırmada, Box-Behnken tasarımı, bulanıklık, AKM ve KOİ giderimi için koagülasyon-flokülasyon parametrelerinin optimizasyonunda kullanılmıştır. Bu tasarım, bulanıklık, AKM ve KOİ giderimi için dört faktör (pH, koagülant konsantrasyonu, hızlı karıştırma ve çökeltme süresi) kullanılarak üç düzeyde (-1, 0, 1) uygulanmıştır. A, B, C, ve D olarak yöntemde gösterilen dört bağımsız değişken üç seviyede (pH (4, 6.5, 9), pıhtılaşma konsantrasyonu (100, 550, 1000), hızlı karıştırma (100, 150, 200) ve çökeltme süresi (10, 35, 60)) seçilmiştir ve Çizelge 4.2'de bu değerler belirtilmiştir.

Çizelge 4.2. Tasarım seviyeleri ve değerleri

Değerler	Aralık ve seviyeler		
	Düşük seviye (-1)	Orta Seviye (0)	Yüksek Seviye (+1)
pH, A	4	6.5	9
Koagülant konsantrasyonu, B, (mg/L)	100	550	1000
Hızlı karıştırma , C, (rpm)	100	150	200
Çökeltme süresi, D, (min)	10	35	60

4.4 Membran Çalışma Düzenegi

Mezbaha atıksularının membran deneyleri Şekil 4.1’de verilen 300 mL kapasiteli Sterlitech marka HP4750 karıştırılmalı filtrasyon ünitesinde gerçekleştirilmiştir. Deneyler oda sıcaklığında ($25 \pm 2^\circ\text{C}$) gerçekleştirilmiştir. Filtrasyon ünitesine 250 mL atıksu doldurulduktan sonra basınç ayarlaması (3-5-8-10-15-20 bar) yapılmış ve membran yüzeyindeki atıksuyun homojen olmasını sağlamak için filtrasyon ünitesi manyetik karıştırıcının üzerine yerleştirilmiştir. Sistemde istenen membran geçiş basıncı, modüle doğrudan beslenen azot gazı ile sağlanmıştır. Bu amaçla düzeneğe bir adet azot tüpü bağlanarak; modüle gaz geçişini sağlayan azot gazı iletim ve tahliye hattına bağlı bir adet basınç açma ve bir adet basınç ayarlama vanası vasıtasıyla güvenli işletim yerine getirilmiştir. Permeat örnekleri 25 ve 50 mL’lik mezürlerde toplanmıştır. Atıksu membrandan geçirilmeden önce ve geçirildikten sonra saf su akılarına bakılmıştır. Membranlardaki akı kayıpları, toplam akı kaybı, kirlenmeden kaynaklanan akı kaybı ve konsantrasyon polarizasyonundan kaynaklanan akı kaybı olmak üzere ayrı ayrı hesaplanarak belirlenmiştir. Her deneyin sonunda membran hücresi ve membran deiyonize su ile yıkanmış ve membranın saf su akısı kontrol edilmiştir. Akıdaki azalmanın %10 nun üzerinde olduğu tespit edildiğinde yeni membran kullanılmıştır.



Şekil 4.1. Deneylerde kullanılan membran düzeneği

4.5 Analitik Yöntemler

Bütün analizler Standart Metotlar (SM)'a (Standard Method, 2005) göre yapılmıştır. Deneysel çalışmalar sonrasında elde edilen her bir numune analizi yapılmak üzere +4 °C'de buzdolabında bekletilmiştir. Tüm analizlerde pH için WTW Inolab pH7110 (Almanya), turbidimetre için HACH 2100N (USA), KOİ çürütücü için WTW CR3200 (Almanya) ve iletkenlik için WTW inolab multi 9320 cihazları kullanılmıştır. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) kapalı reflux titrimetrik yonteme göre gerçekleştirilmiştir (SM 5220 C). AKM ve iletkenlik analizleri sırasıyla SM 2540 D ve SM 2510 B metodlarına göre yapılmıştır. Giderim verimi (R) aşağıdaki eşitlik ile belirlenmiştir:

$$R (\%) = \left[1 - \frac{Y}{Y_0} \right] \times 100 \quad (4.2)$$

Burada Y_0 bulanıklık, AKM ve KOİ için başlangıç değerlerini, Y ise deney sonucu bulunan değerleri vermektedir.

Deneylerde kullanılan membranlara ilişkin genel özellikler Çizelge 4.3' de verilmiştir.

Çizelge 4.3. Deneyler sırasında kullanılan membranlar ve özellikleri

	MWCO	Özellik
UF	50 Kda	GE MW, PAN, UF, 47 mm
NF	150-300 dA	GE DL, Thin Film, NF, 47 mm
RO	500 Kda	GE AG, PVDF, RO, 47 mm

4.6 Taramalı Elektron Mikroskopu (SEM)

Membranların morfolojik özellikleri SEM ile incelenmiştir. Membran numuneleri, yaklaşık 3 mm uzunluğunda ve 0,5 mm genişlikte yaklaşık olarak kesilip ve daha sonra bir SEM ızgaraya monte edilmiştir. İncelemeden önce, her numune JEOL JFC 1600 Autofine kaplayıcı kullanılarak platin ile kaplanmıştır. Numunelerin analizinde 10 kV'de LEO 440 (Leica Zeiss, Almanya) taramalı elektron mikroskopu kullanılmıştır. Her bir membranın ortalama fiber çapı, SoftPadia tarafından Digimizer kullanılarak SEM görüntüsü farklı pozisyonlarda incelenmiş uygun ve net görüntüler alınmıştır.

4.7 Fourier Transform İnfrared (FT-IR)

Membranların FT-IR spektrumu, Thermo Nicolet Avatar 370 spektrometresi kullanılarak iletim modunda 500-4000 cm⁻¹ dalga numarası aralığında toplanarak ölçülmüştür. FT-IR ölçümünden önce, numuneler 120 ° C'de 15 dakika süreyle bir kurutma fırınında kurutulduktan sonra ölçümler yapılmıştır.

4.8 Atomik Kuvvet Mikroskopisi (AFM)

Atomik Kuvvet Mikroskopisi ölçümleri, membran yüzeyinde meydana gelen kirlenmenin analizleri Abdullah Gül Üniversitesi'nde yaptırılmıştır. Ölçümler, MultiMode 8-HR, RTESP-300 model AFM cihazında gerçekleştirilmiştir. AFM ölçümleri ile membran pürüzlülüğü hakkında yorum yapmamızı sağlayan Ra, Rrms ve Rz parametreler elde edilmiştir:

$$R_a = \frac{1}{p} \sum_{i=0}^p |Z_{cu} - Z_{av}| \quad (4.3)$$

Ra : membran yüzeyindeki ortalama pürüzlülük değeri (nm)

p : membran yüzey alanındaki ölçüm yapılan noktaların sayısı

zcu : membran yüzeyinde belli bir noktadaki yükseklik (nm)

zav : membran yüzeyinde belli bir noktadaki yüksekliklerin ortalaması (nm)

$$R_{rms} = \sqrt{\frac{\sum(Z_{cu} - Z_{av})^2}{p}} \quad (4.4)$$

Rrms: membran yüzeyindeki ortalama pürüzlülüğün standart sapması (nm)

Rz: membran yüzeyindeki en yüksek beş ve en düşük beş noktanın ortalaması (nm)

4.9 Temas Açısı Analizi

Temas açısı ölçümleri, membran yüzeyinin kirlenme neticesinde hidrofobik/hidrofilik özelliklerinin değişimini belirlemek amacıyla gerçekleştirilmiştir. Ölçümler, Abdullah Gül Üniversitesi'nde gerçekleştirilmiştir. Attension-Theta-Lite Model Gonyimetre cihazı ile "Sessile Drop" metodu ile gerçekleştirilmiştir. Mikro şırınga ile kirli ve sıyrılmış membran yüzeyi üzerine yaklaşık saf su damlatılmış, oluşan görüntü cihazın bağlı bulunduğu kamera ile anında görüntülenmiştir. Su damlası ile membranın yaptığı sağ ve sol açı, cihazda yer alan yazılım desteği ile bilgisayarda otomatik olarak ölçülmüştür. Bu iki açının ortalaması membranın temas açısı olarak kaydedilmiştir.

BÖLÜM V

BULGULAR VE TARTIŞMA

5.1 Koagülasyon-Flokülasyon Prosesinin Optimizasyonu

Tasarlanan 29 deneysel çalışma ve sonuçları, çizelge 5.1'de verilmiştir. Çizelgedeki daki ilk dört sütun, analiz edilen faktörlerin değerlerini gösterirken, kalan sütunlar FeCl₃ ve alum koagülantları için bulunan cevapları göstermektedir.

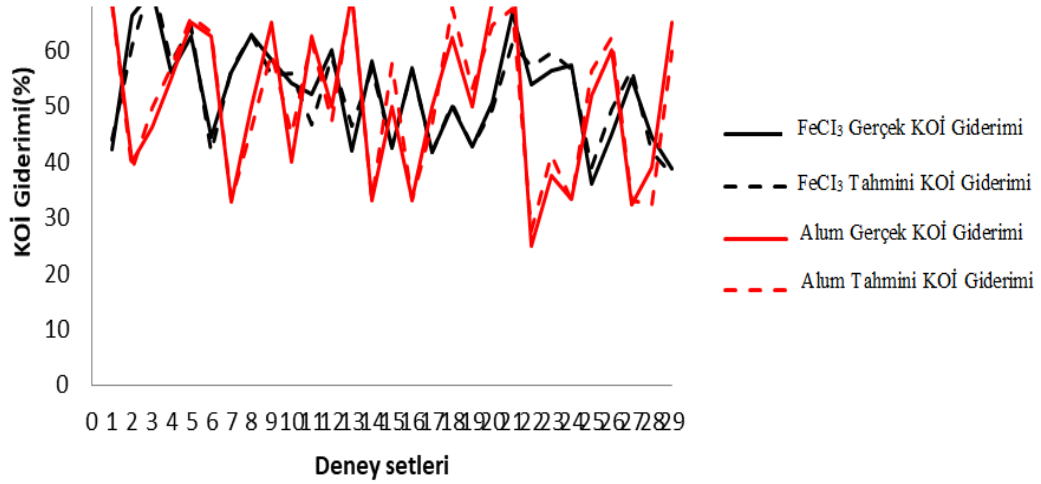
Çizelge 5.1. FeCl₃ ve alum koagülantları için dört bağımsız değişken ve yanıt içeren Box-Behnken tasarım matrisi

Çalışma pH	Koagülant konsantrasyonu (mg/L)	Hızlı karıştırma hızı (rpm)	Çökelme süresi (dak)	FeCl ₃			Alum			
				% KOİ giderimi	% Bulanıklık giderimi	% AKM giderimi	% KOİ giderimi	% Bulanıklık giderimi	% AKM giderimi	
1	4	550	150	10	42.29	30.6	54.22	68.75	91.83	91.18
2	9	550	200	35	66.2	77.58	52.94	40	78.36	80.23
3	9	1000	150	35	70.85	50.36	75.59	46.24	56.83	83.47
4	9	550	150	10	56.25	59	52.06	55	90.77	89.26
5	6.5	1000	100	35	62.67	40.96	75.59	65	79.05	76.35
6	6.5	100	150	10	44.44	24.73	75.59	62.5	68.42	71.62
7	6.5	550	150	35	56.2	77.76	68.25	32.8	70.64	94.12
8	9	550	100	35	62.72	76.69	69.35	50	84.31	89.26
9	6.5	1000	150	60	58.25	51.96	66.76	65	95.46	85.29
10	4	1000	150	35	54.22	11.92	52.06	40	53.56	77.47
11	4	550	200	35	52.11	8.19	64.71	62.5	92.53	83.38
12	9	550	150	60	60	52.847	78.24	50	87.76	96.18
13	6.5	550	200	10	42.14	61.37	64.41	70	98.08	91.18
14	6.5	550	150	35	58.1	77.27	68.24	33.1	73.49	95.15
15	6.5	550	100	60	42.47	57.3	63.38	50	98.91	93.23
16	6.5	550	150	35	56.8	81.6726	69.26	33.3	72.95	91.18
17	4	550	100	35	41.67	10.68	52.18	50	56.71	60.05
18	6.5	550	100	10	50	86.58	85.26	62.42	96.96	92.21
19	6.5	100	150	60	42.67	50.71	71.18	50	64.23	84.41
20	6.5	100	200	35	50.61	23.31	79.41	68.75	52.6	50.32
21	6.5	1000	150	10	66.67	72.81	81.47	75.25	90.16	91.18
22	9	100	150	35	53.89	60.32	76.38	25	43.24	55.88
23	6.5	1000	200	35	56.44	64.77	67.86	37.5	79.85	75.56
24	6.5	550	150	35	57.3	81.14	66.35	33.3	75,26	94.12
25	4	100	150	35	36.11	1.6	50.96	52	53,22	73,38
26	6.5	550	200	60	45.12	53.2	71.62	60	93.82	93,23
27	6.5	550	150	35	55	77.4	67.02	32.4	74.2	90,25
28	6.5	100	100	35	44.4	35.94	65.29	39.14	38.07	66,76
29	4	550	150	60	38,89	14,41	48,24	65	92,65	84,41

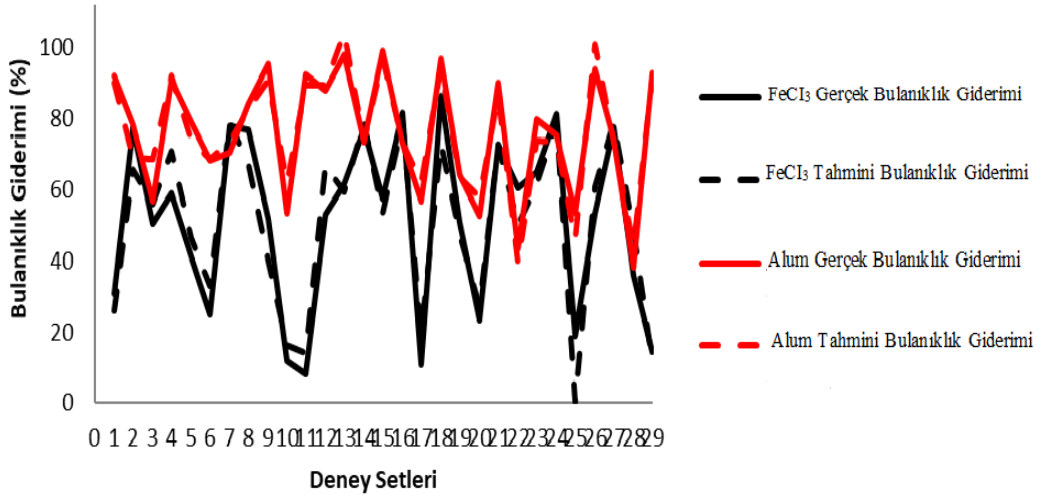
En yüksek KOİ gideriminin pH 9, 200 rpm hızlı karıştırma, 1000 mg / L koagülant konsantrasyonu ve FeCl₃ koagülantı için 35 dakikalık çökme süresinde % 70,85 olduğu belirlenmiştir. Bununla birlikte, aynı koşullar altında, bulanıklık giderimi için % 50,36 ve AKM giderimi ise % 75,59 olarak belirlenmiştir. Alum koagülantı için en yüksek KOİ giderimi başlangıç pH 6,5, 150 rpm hızlı karıştırma, 1000 mg / L koagülant konsantrasyonu ve 10 dakikalık çökme süresinde % 75,25 olarak belirlenmiştir. Ayrıca, aynı koşullar altında, bulanıklık giderimi % 90,16 ve AKM giderimi % 91,18 olarak belirlenmiştir. Bununla birlikte, belirli bir konsantrasyonda, reaktif ilavesiyle giderim veriminde değişiklik olmamaktadır. Bunun nedeni, aşırı miktarda reaktif nedeniyle flok kopmasıdır, bu da yükün ters çevrilmesine ve topaklanmış partiküllerin dağılmasına yol açar. En yüksek bulanıklık giderimi % 81,67'dir ve 550 mg / L FeCl₃ konsantrasyonunda, pH 6,5, 150 rpm'lik hızlı karıştırma hızında ve çalışma 16'da 35 dakikalık bekleme süresinde görülmektedir. Alum koagülantı için en yüksek bulanıklık giderimi ise % 98,91 oranında 550 mg / L alum pıhtılaştırıcı konsantrasyonunda, pH 6,5, 100 rpm'de hızlı karıştırma hızı ve çalışma 15'te 60 dakikalık çökme süresinde görülmektedir. Bulanıklık giderim verimi, FeCl₃ ve alum koagülantları için koagülant konsantrasyonu ve pH'in azalmasıyla azalmaktadır. FeCl₃ koagülantı için en yüksek AKM giderimi % 85,26'dır: pH 6,5, koagülant konsantrasyonu 550 mg / L, 100 rpm hızlı karıştırma hızı ve 10 dakikalık çökme süresi. Alum koagülantı için en yüksek AKM giderim verimi ise % 96,18'dir. İki koagülant için deneysel sonuçlar karşılaştırıldığında, her üç cevapta da alum koagülantının daha iyi sonuçlar verdiği gözlenmiştir.

Şekil 5.1-5.3, her cevabın gerçek ve tahmin edilen değerler arasındaki grafiksel karşılaştırmayı göstermektedir. Şekil 5.1'de, tahmin edilen KOİ giderim verimleri, FeCl₃ için 11, 13 ve 21 nolu çalışmalarda ve alum koagülantı için ise 10, 12, 21 ve 25 numaralı çalışmalarda gözlemlendiği gibi gerçek giderim verimlerinden farklıdır. Şekil 5.2'de, bulanıklığın tahmin edilen giderim verimleri, FeCl₃ koagülantı için 2, 3, 4, 8, 11, 12, 17, 18, 22 ve 25 numaralı çalışmalardaki gerçek giderim verimlerinden önemli ölçüde farklıdır. Ayrıca, alum koagülantı için, bulanıklığın tahmin edilen giderim verimleri, 3, 10, 13, 17 ve 26 numaralı çalışmalardaki gerçek giderim verimlerine göre farklılık göstermektedir. Şekil 5.3'te, AKM giderim verimi için gerçek ve tahmin edilen değerleri gösterilmektedir. FeCl₃ koagülantı için 2, 3, 4, 11, 17 ve 26 nolu çalışmalarda,

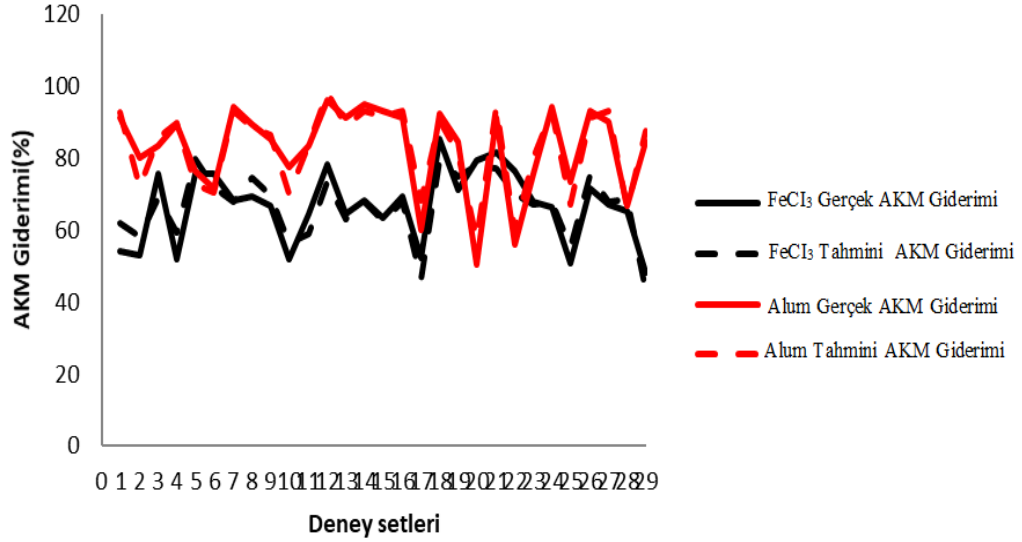
alum koagülantı için 2, 10, 17 ve 25 nolu çalışmalarda gerçek ve tahmin edilen değerler arasında fark bulunmaktadır. Box-Behnken tasarımı tarafından önerilen modeli değerlendirmek için varyans analizi (ANOVA) kullanılarak analizler yapılmıştır.



Şekil 5.1. KOİ için gerçek veya tahmini giderim yüzdeleri



Şekil 5.2. Bulanıklık için gerçek veya tahmini giderim yüzdeleri



Şekil 5.3. AKM için gerçek veya tahmini giderim yüzdeleri

5.1.1 ANOVA analizi

Yanıt yüzeyi regresyon analizinden anlaşılacağı gibi, Box-Behnken tasarımı, ikinci dereceden modelin üç cevap içinde uygun olduğunu göstermiştir. Çok değişkenli denklemlerin eşzamanlı olarak çözümü için regresyon analizi yapılmaktadır (Xia ve ark. 2012). F-testi, denklemlerin istatistiksel önemini kontrol etmek için kullanılır. (5.1-5.6). Denklem (5.1-5.6), koagülant konsantrasyonu, pH, hızlı karıştırma hızı ve çökeltme süresi değerleri göz önüne alındığında cevabı tahmin etmek için kullanılabilir. $FeCl_3$ koagülantı için Denklem (4.2)-(4.4) KOİ, bulanıklık ve AKM'nin giderim verimliliğini göstermektedir. Denklem (5.1)-(5.3) ise alum koagülantı için KOİ, bulanıklık ve AKM'nin giderim verimliliğini göstermektedir. Denklem (5.1)- (5.6)'da ifade edilen kodlanmış faktörlerle ilgili, pH (A), koagülant konsantrasyonu (B), hızlı karıştırma oranı (C) ve çökeltme süresini (D) göstermektedir. KOİ giderim verimini (Y1), bulanıklık giderim verimini (Y2) ve AKM giderim verimini (Y3) göstermektedir.

KOİ, bulanıklık ve AKM giderim verimliliğini ikinci dereceden regresyon modeli karşılamaktadır. Yanıt yüzeyi modelleri, bu çalışmada $FeCl_3$ koagülantı için sırasıyla KOİ giderimi (Y1), bulanıklık giderimi (Y2) ve AKM giderimi (Y3) için % 96,12 % 86,97 ve % 87,38 R^2 değerleri ile oluşturulmuştur. Alum koagülantı için ise sırasıyla KOİ giderimi (Y1), bulanıklık giderimi (Y2) ve AKM gideriminin (Y3) R^2 değerleri % 92,78, % 91,99 ve % 90,28'dir.

Ayrıca, ikinci dereceden modellerin tatmin edici olması R^2 değerleri ile ayarlanmış R^2 değerlerinin birbirine yakın olmasından anlaşılabilir. Bu durum giderim verimlerinin regresyon modelleri tarafından yeterince açıklanmasına yardımcı olmaktadır. Ayrıca, yukarıda belirtilen modellerin KOİ giderimi (Y1), bulanıklık giderilmesi (Y2) ve AKM giderilmesi (Y3) için Çizelge 6-6'da gösterildiği gibi ANOVA analizi, regresyondaki $p > F$ değerlerinin= 0,0001 çok düşük olasılığından modellerin yüksek önemini göstermektedir

$$Y_1 = +56,68 + 8,72 * A + 8,08 * B + 0,72 * C - 1,20 * D - 0,29 * AB - 1,74 * AC + 1,79 * AD - 3,11 * BC - 1,66 * BD + 2,63 * CD - 0,65 * A^2 + 0,10 * B^2 - 2,98 * C^2 - 6,40 * D^2 \quad (R^2 = 96,12\%; \text{Adj } R^2 = 92,23\%) \quad (5.1)$$

$$Y_2 = +79,05 + 23,50 * A + 6,56 * B - 1,64 * C - 4,55 * D - 0,72 * AB + 0,84 * AC + 2,51 * AD + 9,11 * BC - 11,71 * BD + 5,28 * CD - 26,21 * A^2 - 21,81 * B^2 - 10,59 * C^2 - 8,22 * D^2 \quad (R^2 = 86,97\%; \text{Adj } R^2 = 73,94\%) \quad (5.2)$$

$$Y_3 = 67,82 + 6,85 * A + 0,04 * B - 0,84 * C - 1,13 * D - 0,47 * AB - 7,23 * AC + 8,04 * AD - 5,46 * BC - 2,58 * BD + 7,27 * CD - 9,49 * A^2 + 4,41 * B^2 + 1,14 * C^2 + 1,19 * D^2 \quad (R^2 = 87,38\%; \text{Adj } R^2 = 74,75\%) \quad (5.3)$$

$$Y_1 = 32,99 - 6,0 * A + 2,63 * B + 1,85 * C - 4,49 * D + 8,31 * AB - 5,62 * AC - 0,31 * AD - 14,28 * BC + 0,56 * BD + 0,61 * CD + 4,48 * A^2 + 7,22 * B^2 + 10,84 * C^2 + 20,66 * D^2 \quad (R^2 = 92,78\%; \text{Adj } R^2 = 85,55\%) \quad (5.4)$$

$$Y_2 = 73,31 + 0,065 * A + 11,26 * B + 3,44 * C - 0,28 * D + 3,31 * AB - 10,44 * AC - 0,95 * AD - 3,43 * BC + 2,37 * BD - 1,55 * CD - 2,99 * A^2 - 16,37 * B^2 + 5,44 * C^2 + 20,42 * D^2 \quad (R^2 = 91,99\%; \text{Adj } R^2 = 83,99\%) \quad (5.5)$$

$$Y_3 = 92,96 + 2,03 * A + 7,25 * B - 0,33 * C + 0,85 * D + 5,87 * AB - 8,09 * AC + 3,42 * AD + 3,92 * BC - 4,67 * BD + 0,26 * CD - 6,61 * A^2 - 15,66 * B^2 - 8,15 * C^2 + 5,79 * D^2 \quad (R^2 = 90,28\%; \text{Adj } R^2 = 80,57\%) \quad (5.6)$$

Çizelge 5.3-5.5, yanıt yüzeyi kuadratik modeli için ANOVA analizini göstermektedir. Çizelge 5.3'e göre, her modelin önemi p değeri temelinde değerlendirilmiştir. $P < 0,05$

değeri, faktörlerin yanıtlara olan etkileşimini gösterir. Çizelge 5.3, KOİ giderimi üzerinde önemli bir bireysel etkiye sahip faktörleri göstermektedir. FeCl₃ koagülantı için pH (A), koagülant konsantrasyonu (B), koagülant konsantrasyonu ve hızlı karıştırma oranı (BC), hızlı karıştırma hızı ve çökeltme süresi (CD), kuadratik hızlı karıştırma hızı (C²) ve kuadratik çökeltme süresi (D²) önemli terimlerdir. Alum koagülantı için, pH (A), çökeltme süresi (D), pH ve koagülant konsantrasyonu (AB), koagülant konsantrasyonu ve hızlı karıştırma hızı (BC), kuadratik koagülant konsantrasyonu, hızlı karıştırma hızı ve çökeltme süresi (B², C², D²) önemli terimlerdir. Çizelge 5.4'de pH (A) ve kuadratik pH ve koagülant konsantrasyonu (A², B²), FeCl₃ koagülantının bulanıklık giderimi üzerinde önemli bir etkiye sahip olduğu görülmektedir. Alum koagülantı için, koagülant konsantrasyonu (B), pH ve hızlı karıştırma hızı (AC) ve kuadratik koagülant konsantrasyonu ve çökeltme süresi (B², D²) bulanıklık giderilmesi üzerinde önemli bir etkiye sahiptir. Çizelge 5.5'e göre FeCl₃ koagülantı için, pH (A), pH ve hızlı karıştırma hızı (AC), pH ve çökeltme süresi (AD), hızlı karıştırma hızı ve çökeltme süresi (CD) ve kuadratik pH (A²) AKM giderimi üzerinde önemli bir etkiye sahiptir. Alum koagülantı için, koagülant konsantrasyonu (B), pH ve hızlı karıştırma hızı (AC), kuadratik koagülant konsantrasyonu ve hızlı karıştırma hızı (B², C²) AKM giderimi üzerinde önemli bir etkiye sahiptir.

Çizelge 5.3. KOİ giderimi için yanıt yüzey modelinin ANOVA modeli

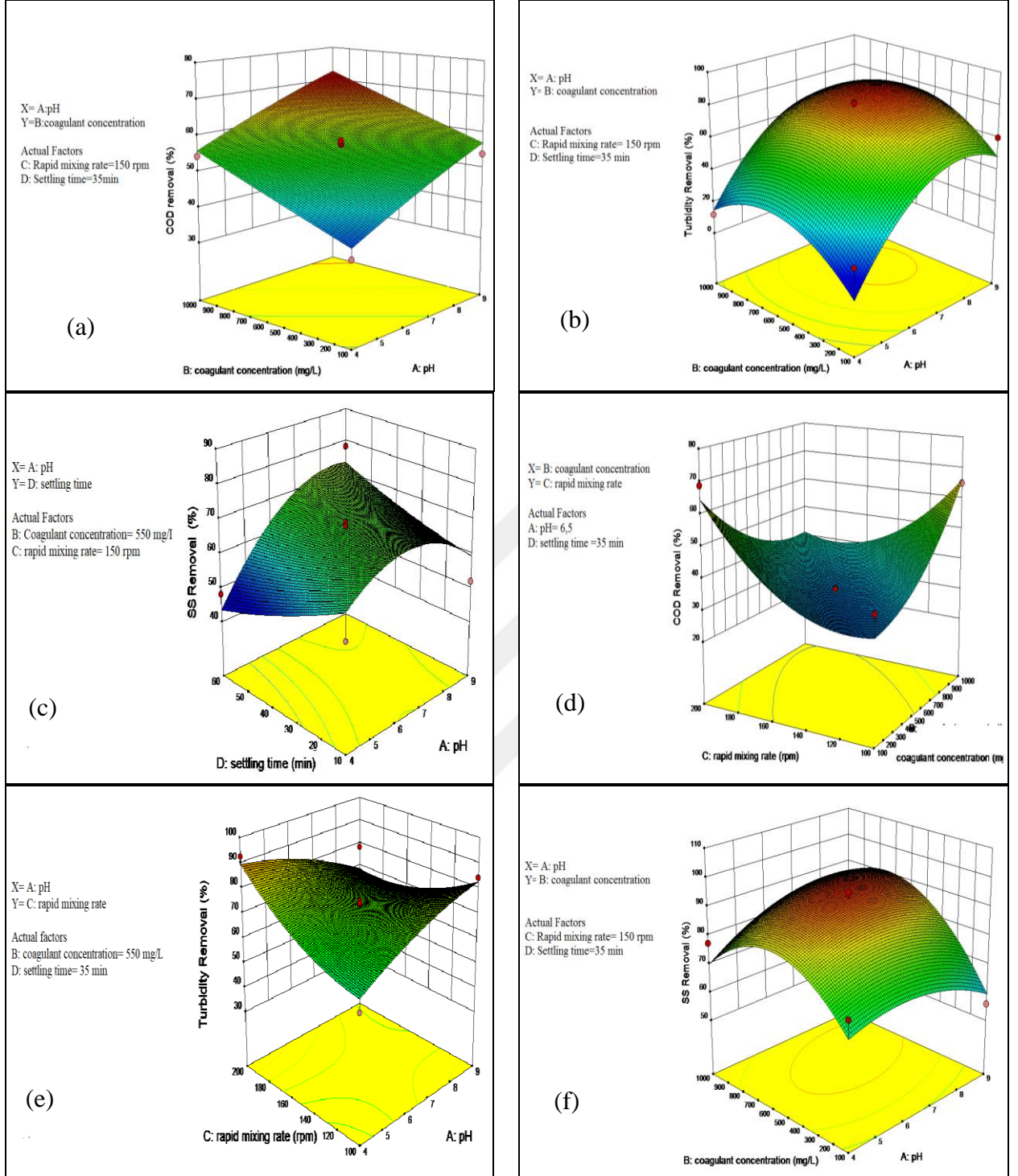
Kaynak	FeCl ₃ KOİ Giderimi					Alum KOİ Giderimi				
	Kareler Toplamı	df	Ortalama Kare	F Değeri	Prob > F	Kareler toplamı	df	Ortalama Kare	F Değeri	Prob > F
Model	2053,74	14	146,7	24,76	< 0,0001	5150,16	14	367,87	12,84	< 0,0001
A	929,63	1	929,63	156,88	< 0,0001	432,12	1	432,12	15,09	0,0017
B	720,44	1	720,44	121,58	< 0,0001	83,21	1	83,21	2,91	0,1104
C	1,83	1	1,83	0,31	0,5869	41,03	1	41,03	1,43	0,2512
D	4,55	1	4,55	0,77	0,3956	242,28	1	242,28	8,46	0,0114
AB	0,33	1	0,33	0,056	0,8167	276,22	1	276,22	9,64	0,0077
AC	8,88	1	8,88	1,5	0,2411	126,56	1	126,56	4,42	0,0541
AD	12,78	1	12,78	2,16	0,164	0,39	1	0,39	0,014	0,9087
BC	38,69	1	38,69	6,53	0,0229	815,39	1	815,39	28,47	0,0001
BD	1,76	1	1,76	0,3	0,5948	1,27	1	1,27	0,044	0,8365
CD	45,63	1	45,63	7,7	0,0149	1,46	1	1,46	0,051	0,8244
A ²	9,24	1	9,24	1,56	0,2323	130,33	1	130,33	4,55	0,0511
B ²	0,028	1	0,028	4,74E-03	0,9461	338,01	1	338,1	11,8	0,004
C ²	64,35	1	64,35	10,86	0,0053	761,5	1	761,5	26,59	0,0001
D ²	248,91	1	248,91	42	< 0,0001	2769	1	2769	96,68	< 0,0001
Residual	82,96	14	5,93			400,96	14	28,64		
Lack of Fit	77,49	10	7,75	5,67	0,0545	400,35	10	40,04	262,43	< 0,0001
Pure Error	5,47	4	1,37			0,61	4	0,15		

Çizelge 5.4. Bulanıklık giderimi için yanıt yüzey modelinin ANOVA modeli

Kaynak	FeCl ₃ Bulanıklık Giderimi					Alum Bulanıklık Giderimi				
	Kareler Toplamı	df	Ortalama Kare	F Değeri	Prob > F	Kareler Toplamı	df	Ortalama Kare	F Değeri	Prob > F
Model	14873.58	14	1062.4	6.67	0.0005	7976.74	14	569.77	11.49	< 0.0001
A	6626.86	1	6626.86	41.63	< 0.0001	0.051	1	0.051	1.02E-03	0.975
B	517.06	1	517.06	3.25	0.0931	1521.64	1	1521.64	30.69	< 0.0001
C	32.44	1	32.44	0.2	0.6586	141.7	1	141.7	2.86	0.1131
D	249	1	249	1.56	0.2316	0.93	1	0.93	0.019	0.8928
AB	2.07	1	2.07	0.013	0.9108	43.91	1	43.91	0.89	0.3626
AC	2.86	1	2.86	0.018	0.8954	435.97	1	435.97	8.79	0.0102
AD	25.19	1	25.19	0.16	0.6968	3.62	1	3.62	0.073	0.7908
BC	331.97	1	331.97	2.09	0.1707	47.13	1	47.13	0.95	0.3461
BD	548.26	1	548.26	3.44	0.0847	22.5	1	22.5	0.45	0.5115
CD	111.41	1	111.41	0.7	0.4169	9.64	1	9.64	0.19	0.666
A ²	4455.82	1	4455.82	27.99	0.0001	58.03	1	58.03	1.17	0.2976
B ²	3085.58	1	3085.58	19.38	0.0006	1739.58	1	1739.58	35.08	< 0.0001
C ²	727.16	1	727.16	4.57	0.0507	192.19	1	192.19	3.88	0.0691
D ²	438.23	1	438.23	2.75	0.1193	2705.14	1	2705.14	54.56	< 0.0001
Residual	2228.81	14	159.2			694.17	14	49.58		
Lack of Fit	2210.01	10	221	47.02	0.001	682.26	10	68.23	22.92	0.0042
Pure Error	18.8	4	4.7			11.9	4	2.98		

Çizelge 5.5. AKM giderimi için yanıt yüzey modelinin ANOVA modeli

Kaynak	FeCl ₃ AKM Giderimi					Alum AKM Giderimi				
	Kareler Toplamı	df	Ortalama Kare	F Değeri	Prob > F	Kareler Toplamı	df	Ortalama Kare	F Değeri	Prob > F
Model	2304.06	14	164.58	4.24	0.0053	3812.13	14	272.3	9.29	< 0.0001
A	562.93	1	562.93	14.5	0.0019	49.69	1	49.69	1.7	0.2139
B	0.023	1	0.023	5.80E-04	0.9811	630.35	1	630.35	21.51	0.0004
C	8.5	1	8.5	0.22	0.6471	1.29	1	1.29	0.044	0.8367
D	15.39	1	15.39	0.4	0.5391	8.58	1	8.58	0.29	0.5969
AB	0.89	1	0.89	0.023	0.8816	138.03	1	138.03	4.71	0.0477
AC	209.38	1	209.38	5.39	0.0358	261.91	1	261.91	8.94	0.0097
AD	258.57	1	258.57	6.66	0.0218	46.76	1	46.76	1.6	0.2271
BC	119.36	1	119.36	3.07	0.1014	61.49	1	61.49	2.1	0.1695
BD	26.52	1	26.52	0.68	0.4224	87.2	1	87.2	2.98	0.1065
CD	211.56	1	211.56	5.45	0.035	0.26	1	0.26	9.04E-03	0.9256
A ²	584.63	1	584.63	15.06	0.0017	283.26	1	283.26	9.67	0.0077
B ²	126.01	1	126.01	3.25	0.0932	1591.23	1	1591.23	54.3	< 0.0001
C ²	8.43	1	8.43	0.22	0.6484	431.14	1	431.14	14.71	0.0018
D ²	9.24	1	9.24	0.24	0.6331	217.8	1	217.8	7.43	0.0164
Residual	543.59	14	38.83			410.22	14	29.3		
Lack of Fit	538.35	10	53.83	41.13	0.0014	392.24	10	39.22	8.72	0.0256
Pure Error	5.24	4	1.31			17.99	4	4.5		



Şekil 5.4. Üç bağımsız değişken arasındaki karşılıklı etkileşimlerin etkilerini gösteren üç boyutlu yüzey yanıt diyagramları: KOİ giderimi için pH (A) ve FeCl₃ koagülant konsantrasyonu (B) (a), bulanıklık giderimi için pH (A) ve FeCl₃ koagülant konsantrasyonu (B) (b), AKM giderimi için pH (A) ve çökeltme süresi (D) (c), KOİ giderimi için hızlı karıştırma oranı (C) ve alum koagülant konsantrasyonu (B) (d) bulanıklık giderimi için pH (A) ve alum koagülant konsantrasyonu (B) (e) ve AKM giderimi için pH (A) ve alum koagülant konsantrasyonu (B) (f)

Şekil 5.4a, pH ve koagülant konsantrasyonunun etkisini göstermektedir. FeCl₃ koagülantı için, KOİ giderimi koagülant konsantrasyonu ve pH'taki değişikliklere karşı hassastır, bu faktörler KOİ giderimi için önemli ve doğrudan etkilidir. Daha yüksek bir koagülant konsantrasyonu ve pH ile, KOİ giderimi önemli ölçüde artar. 1000 mg/L koagülant konsantrasyonunda % 70,85 maksimum KOİ giderim verimi gösterilmektedir. Düşük konsantrasyonlarda, pH 4 ila 9 arasında, FeCl₃ koagülantı için KOİ giderim verimi azalmaktadır. Benzer gözlemler Al-Mutairi ve ark. (2006) alüminyum tuzları ve flokülant olarak polimer bileşiklerini kullanarak alum koagülantı için maksimum %76 KOİ giderimi elde etmişlerdir. Amuda ve Alade (2006), koagülant olarak alum, ferrik sülfat ve ferrik klorür kullanarak AKM, TP ve KOİ'yi mezbaha atıksuyundan gidermek için laboratuvar ölçekli koagülasyon-flokülasyon prosesini kullanmışlardır. Sonuçta, alumun mezbaha atıksuyundan AKM gideriminde etkili olmasına rağmen, ferrik sülfatın KOİ gideriminde daha önemli bir etkiye sahip olduğunu belirtmişlerdir. Tariq ve diğ. (2012), mezbaha atıksuyunu arıtmada tek başına ve kombinasyon şeklinde koagülant olarak alum ve kireç kullanmışlardır. Alum ve kirecin birlikte kullanılmasıyla %85 KOİ giderim verimi elde etmişlerdir. Mahtab ve diğ. (2009) kesimhane atıksularının koagülasyon ve adsorpsiyon arıtma sistemlerini birlikte kullanarak arıtılmasını çalışmışlardır. Çeşitli koagülantlar, ör. ferrik klorür, alum, kireç ve demir sülfat, tek başına ve kombinasyon halinde kullanılmıştır. Alum koagülantının % 92 oranında KOİ gideriminde en yüksek performans gösteren koagülant olduğu belirtilmiştir.

Şekil 5.4b, pH ve koagülant konsantrasyonunun etkisini göstermektedir. Bulanıklık giderimi, önemli ve doğrudan etkileri olan pH değişikliklerine karşı duyarlıdır. Koagülant konsantrasyonunun etkisi çok daha azdır. 550 mg/L'lik koagülant konsantrasyonu, FeCl₃ koagülantı için daha iyi sonuçlar vermiştir. Delgado ve ark. (2003) 5 ila 30 mg/L arasındaki konsantrasyonlarda koagülant olarak ferrik tuzlar kullanarak %75 bulanıklık giderimi elde etmişlerdir. Un ve diğ. (2009) sığır kesimhanesi atık sularının arıtılmasını, koagülasyon-flokülasyondan daha maliyetli bir proses olan elektrokoagülasyon (EC) kullanarak incelemişlerdir. Deneyler sonucunda benzer verimler elde etmişlerdir (yaklaşık% 90).

Şekil 5.4c, pH'ın FeCl₃ koagülantı için AKM'nin giderimi üzerinde önemli ve doğrudan etkisini göstermektedir. Koagülant konsantrasyonu yüksek bir pH'ta 100 mg/L'den 1000

mg/L'ye yükseldiğinde, AKM giderim veriminde fazla bir artış görülmemektedir. Aynı eğilim daha düşük bir pH için de görülmektedir. Satyanarayan ve diğ. (2005) koagülant olarak demir sülfat, anyonik polielektrolit, alum ve kireç kullanarak kesimhane atıksularının fizikokimyasal arıtımını araştırmışlardır. Yukarıda belirtilen koagülantlar arasında, sadece kireç AKM için % 41,9 giderim verimine ulaşmışlardır.

Şekil 5.4d, alum koagülantı için, pH 6,5 ve 35 dakikalık bir çökelme süresi ve hızlı karıştırma oranının 100 rpm olduğunda koagülant konsantrasyonunun 100mg /L'den 1000 mg/L'ye artmasıyla KOİ giderim veriminin %39,14'den %65'e arttığı görülmektedir. Aynı zamanda, koagülant konsantrasyonu 100 mg/L iken, hızlı karıştırma oranı 100 rpm'den 200 rpm'ye yükseldiğinde KOİ giderim verimi % 39,14'den % 68,75'e bir artış meydana gelmiştir.

Şekil 5.4e, 150 rpm'lik hızlı bir karıştırma hızı ve 35 dakikalık bir çökelme süresinde, koagülant konsantrasyonu 100mg/L'den 1000 mg/L'ye ve pH'ın 4'ten 9'a arttığında alum koagülantı için bulanıklık giderim veriminde etkili olmadığı görülmektedir.

Şekil 5.4f, 150 rpm'lik hızlı bir karıştırma hızı ve 35 dakikalık bir çökelme süresinde, düşük bir pH'ta alum konsantrasyonundaki bir artışın AKM gideriminde hiçbir etkisi olmadığı, ancak daha yüksek bir pH'ta artan alum konsantrasyonu ile SAKM gideriminin arttığı görülmektedir. Aguilar ve diğ. (2003) kesimhane atık sularının uzaklaştırılmasını optimal koşullar altında değerlendirmiştir (pH = 7; pıhtılaşma konsantrasyonu = 500 mg / L; hızlı karıştırma oranı = 200 rpm; çökelme süresi = 60 dakika). Koagülant olarak ferric sülfat kullanılması durumunda, toplam giderim verimi % 87 olmasına rağmen partikül giderme veriminde bir değişiklik olmadığını belirtmişlerdir.

KOİ giderim verimlerinin tahmin edilen KOİ giderim verimine yakın değerlerde olmasına dayanarak, söz konusu tasarımın modelinin uygun olduğu kabul edilmiştir ve gelecekte arıtım için en uygun koşulların belirlenmesinde bu modelin kullanılmasını mümkün kılmaktadır. Bununla birlikte, bulanıklık ve AKM parametreleri tarafından kaydedilen hataların oldukça yüksek olduğu belirlenmiştir. Bunun nedeni, doğrudan mezbaha tesisinden toplanan gerçek mezbaha atık suyu olabilir. Mezbaha atık suyunun

özellikleri, validasyon ve optimizasyon analizleri arasındaki hata ve uzaklaştırma verimliliği farklılıklarına katkıda bulunabilecek örnekler arasında değişebilir.

Kullanılan modelin ANOVA analizi, iki koagülant için de model P- değerlerinin $<0,0001$ olduğu, model F-değerlerinin 4,24-24,76 arasında anlamlı olduğunu göstermiştir. Model korelasyon katsayısı (R^2) değeri 0,87 – 0,96 arasındadır, ayarlanmış R^2 ise çok yüksek korelasyonu yansıtan ve iki koagülant için modelin önemini destekleyen 0,74-0,92 arasındadır. Bu modelin sonuçlarına göre, koagülant konsantrasyonu alum ve $FeCl_3$ koagülantı için KOİ, bulanıklık ve AKM giderilmesinde en etkili parametredir. Koagülant konsantrasyonu büyük etkiye sahiptir ve bunu alum koagülantı için çökelme süresi ve $FeCl_3$ koagülantı için pH izlemektedir. Koagülant konsantrasyonundaki artış, KOİ, bulanıklık ve AKM gideriminde bir artışa yol açmaktadır. Tahmin edilen ve deneysel sonuçlar arasındaki iyi anlaşma, modelin geçerliliğini ve optimal bir noktanın varlığını doğrulamıştır. Bu yüzey yanıt metodunun bireysel faktörlerin optimal değerlerini belirlemede güçlü bir araç olduğunu göstermektedir.

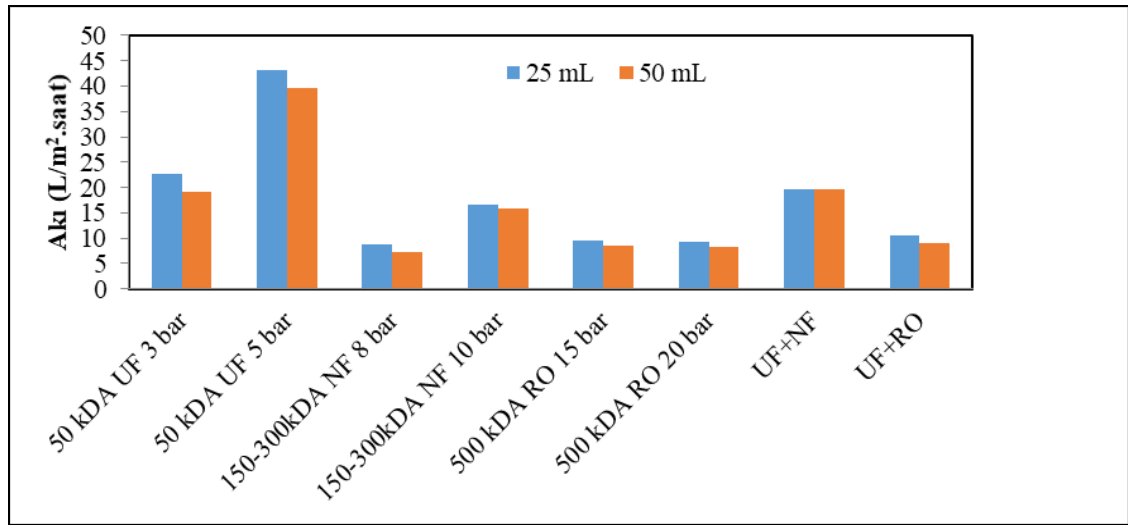
Yapılan ön arıtım sonucunda karşılaştırıldığında en iyi sonucun koagülasyon-flokülasyon ön arıtımında pH 6,5, koagülant konsantrasyonu 1000 mg/L, 150 rpm hızlı karıştırma ve 10 dakika çökelme süresinde %75,25 KOİ giderimi, %90,16 bulanıklık giderimi, %91,18 AKM giderimi ile alum koagülantı en iyi ön arıtım sonucunu vermiştir. Mezbaşa atıksuyunda membran deneyleri ön arıtım sonrasında atıksuyun supernatant kısmı toplanarak gerçekleştirilmiştir.

5.2 Membran Deneylerin Sonuçları

50 kDa UF, 150-300 kDa NF ve 500 kDa RO membranlarının tek başlarına ve UF+NF, UF+RO kombinasyonlarına ait farklı permeat hacimlerine ait değerler Şekil 5.5’de verilmiştir. 25 ve 50 mL’lik permeatlar toplanmıştır. 50 kDa membranında ve NF membranında basınç arttıkça akı da artmıştır. En yüksek akı değeri 50 kDa membranında 5 barda gözlenmiştir. 150-300 kDa NF membranında da UF membranına kıyasla gözenek çapı daha küçük olduğu için ve basınç 8 bardan 10 bara çıkarıldığında elde edilen akı değerleri yükselmiştir. Kaleli, (2006) yaptığı çalışma da benzer şekilde basınç değeri arttıkça akı değeri yükselmiştir. Aydın vd., (2006) yılında yaptıkları

çalışmada da farklı gözenek boyutlarındaki membranların akı sonuçları karşılaştırıldığında gözenek boyutu büyük olan membranın akısının daha fazla olduğu belirtilmektedir. 500 kDA RO membranıyla yapılan deneyler incelendiğinde basınç artışının akıyı etkilemediği görülmektedir.

50 kDA UF membranının NF ve RO membranlarıyla birlikte çalışılan deneyler karşılaştırıldığında en yüksek akının 50 kDA UF membranı ile NF membranının birlikte çalışıldığı deneyler olduğu gözlenmektedir.



Şekil 5.5. Farklı basınçlara bağlı akı değerleri

Akı kayıpları, toplam akı kaybı, kirlenmeden kaynaklanan akı kaybı ve konsantrasyon polarizasyonundan kaynaklanan akı kaybı olmak üzere ayrı ayrı hesaplanarak belirlenmiştir. Akı kayıplarının hesaplanabilmesi için, temiz membranın saf su akısının (J_0), atıksuyu geçirildikten sonra oluşan atıksu akısının (J), kirlenmiş membranın saf su akısının (J_f) bilinmesi gereklidir. Deneyler neticesinde hesaplanan akı kaybı değerleri Çizelge 5.6'da verilmektedir.

Çizelge 5.6. Kullanılan membranların atıksu geçirilmesi sonucunda meydana gelen akı kayıpları

Membran tipi	Akı kaybı (%)		
	Toplam akı kaybı ($J_0 - J_f / J_0$)	Kirlenmeden kaynaklanan akı kaybı ($J_0 - J_f / J_0$)	Konsantrasyon polarizasyondan kaynaklanan akı kaybı ($J_f - J / J_0$)
50 kDA UF (3 bar)	84,1	44,99	39,11
50 kDA UF (5 bar)	80,69	57,53	23,16
150-300 kDA NF (8 bar)	57,89	5,94	51,94
150-300 kDA NF (10 bar)	27,27	3,89	23,38
RO (500 kDA) 15 bar	71,3	60,62	10,68
1RO (500 kDA) 20 bar	59,21	32,76	26,45
UF+NF	42,67	22,8	19,87
UF+RO	38,77	22,12	16,65

UF membranı ile yapılan deneylerden elde edilen toplam akı kayıplarının NF membranı ile elde edilen toplam akı kayıplarından daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Ayrıca NF membranlarında hem 8 bar hem de 10 barda yapılan deneylerde konsantrasyon polarizasyonundan kaynaklanan akı kaybının daha yüksek olduğu belirlenmiştir. UF membranı sonrası NF ve RO membranı ile yapılan deneylerde elde edilen toplam akı kayıpları en düşüktür.

Kirlenmeden kaynaklanan akı kaybına, atıksu içerisinde bulunan kirletici maddelerin membranların yüzeyinde veya porlarında birikmesine neden olurken, konsantrasyon polarizasyonundan kaynaklanan kirlenme ise büyük oranda besleme konsantrasyonuna bağlıdır.

Çizelge 5.7’de verilen membranların kirlenme performanslarına bakıldığında KOİ giderimi açısından en iyi sonuç sadece RO (20 bar) (%88,67) ve UF + RO (%88,67) membranlarda elde edilmiştir. Gözenek boyutu küçüldükçe KOİ gideriminin arttığı gözlenmektedir. Bunun en önemli nedeni küçük gözenek boyutuna sahip membranlarda çok daha iyi tutulmanın gerçekleşmesi olarak açıklanabilir. Küçük gözenek boyutuna sahip membranlarda oluşan kek formu da küçük olduğu için tutulma daha iyi olmaktadır. Coşkun vd., (2016) kanatlı kesimhane atıksularının ters osmoz, nanofiltrasyon ve ultrafiltrasyon membranlarını kullanarak arıtımını yaptıkları çalışmada benzer olarak en yüksek KOİ giderimi %90 NF için, %97,4 ise RO için elde etmişlerdir. İletkenlik parametresinde de %51,7 NF için, %96,6 RO için azaldığını

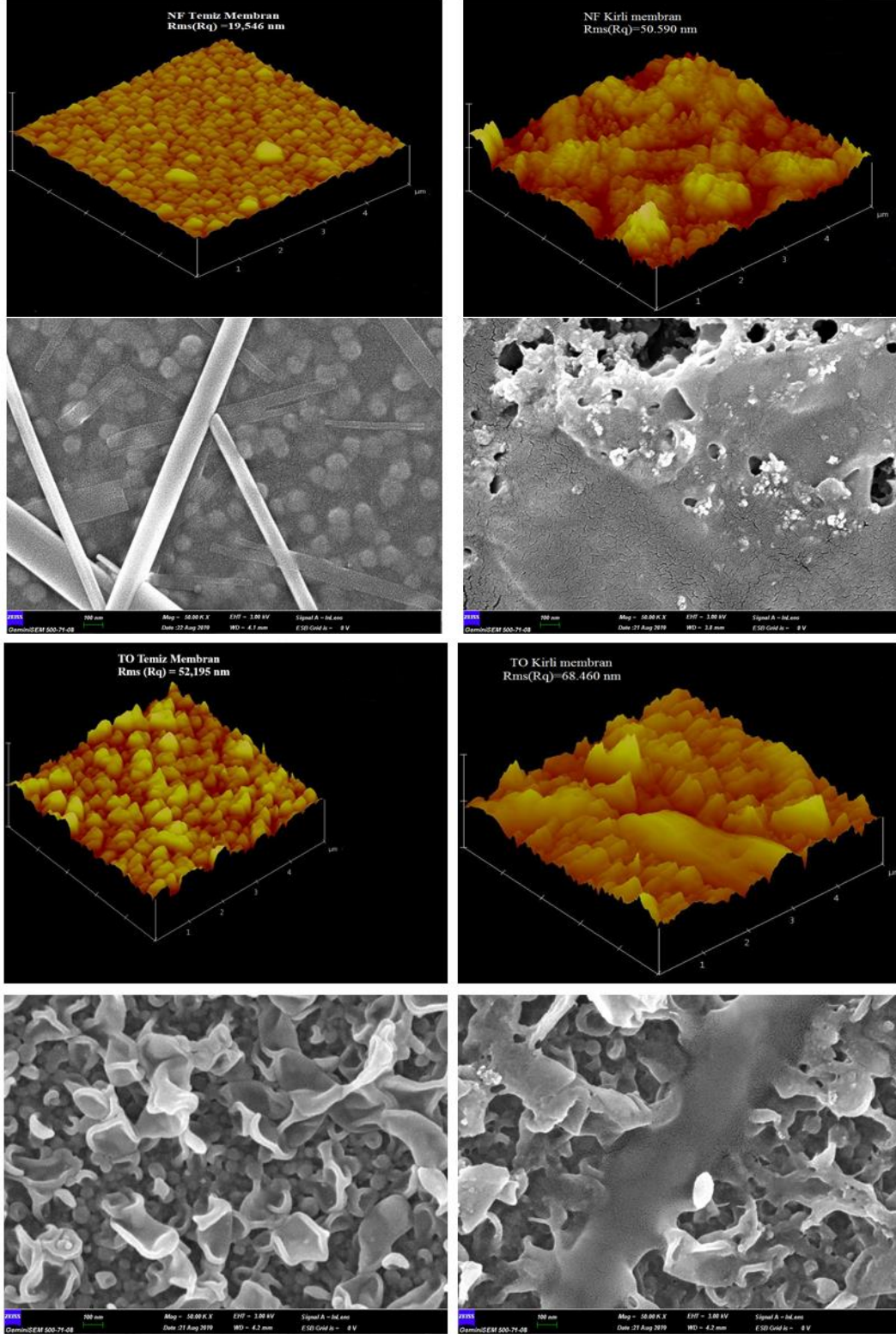
bildirmişlerdir. Yordanov, (2010) kümes hayvanları mezhaba atıksularının 25 kDA ultrafiltrasyon membranı ile arıtımını incelediği çalışmada %94 KOİ giderimi, %98 askıda katı madde giderimi elde etmişlerdir. Aydın vd., (2006) yaptıkları çalışmada da UF ve NF membranların KOİ giderimleri karşılaştırıldığında NF membranının KOİ gideriminin UF membranına kıyasla çok yüksek olduğu belirtilmektedir. Benzer şekilde Elcik vd. (2016) yaptıkları çalışmada UF ve NF membranları kullanarak evsel atıksuların arıtılmasını incelemişlerdir. NF membranı KOİ giderim veriminin UF membranından daha yüksek olduğunu belirtmişlerdir. Shih and Kozink (1980) kümes hayvanlarından kaynaklı atıksuyun ultrafiltrasyonla arıtımını gerçekleştirdikleri çalışmada %85 toplam katı, %95 KOİ giderim verimi elde etmişlerdir. NF membranı dışında tüm çalışılan membranlarda basınç arttıkça KOİ giderimi artmıştır. Göksel (2019) yaptıkları çalışmada ağaç endüstrisi atıksularının membran prosesler ile arıtılabilirliğini incelemişlerdir. Bu amaçla farklı gözenek ebatlarına (50, 100, 200 nm) sahip olan membranların farklı basınçlar altında KOİ giderme performansını değerlendirmişlerdir. Basınç arttıkça KOİ giderim veriminin azaldığını belirtmişlerdir. Akdemir ve Özer (2009) yılında yaptıkları çalışmada zeytinyağı atıksuyunun 2 farklı UF membranı farklı basınçlarda arıtımını gerçekleştirmişlerdir. Düşük basınçlarda KOİ gideriminin daha iyi olduğu sonucuna varmışlardır.

Çizelge 5.7. Kullanılan membranlara ait kirletici performansları

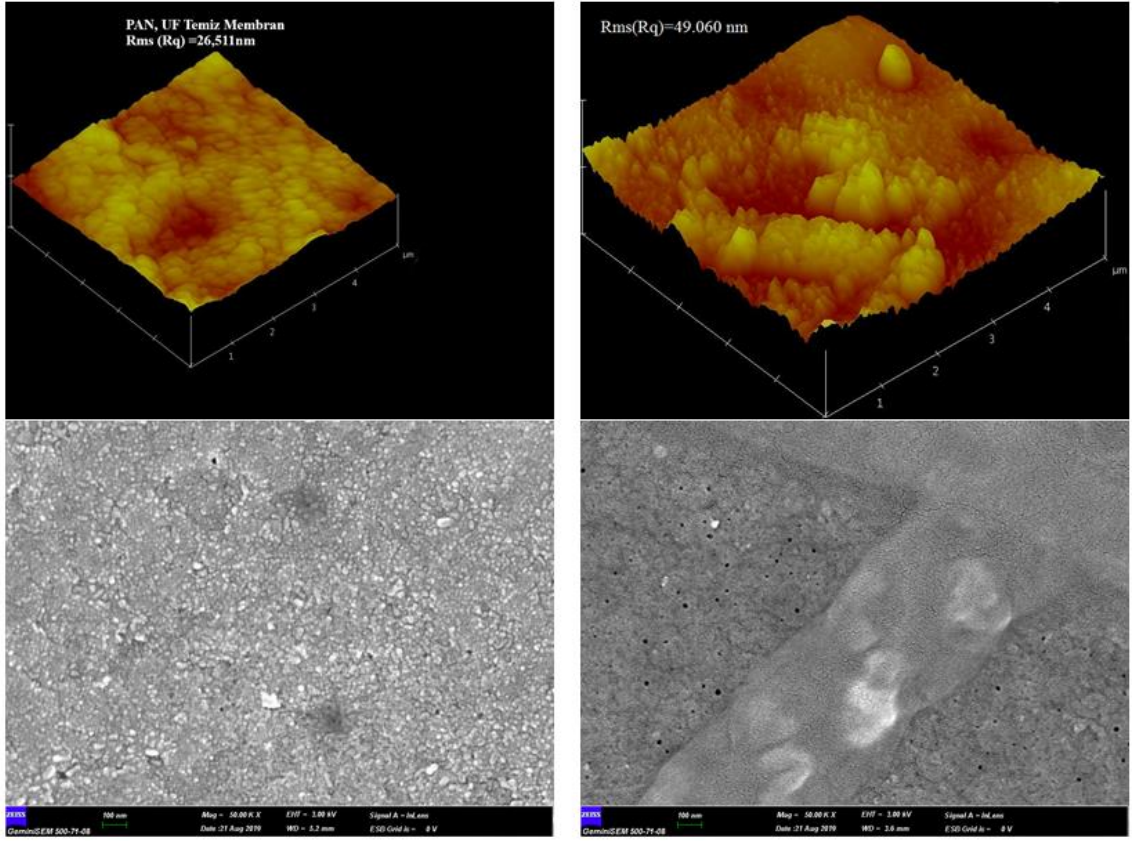
	KOİ (%)	Bulanıklık (%)	İletkenlik (%)
UF (3 Bar)	45,71	88,33	8,33
UF (5 Bar)	70	69,17	11,33
NF (8 bar)	71,43	93,67	55,33
NF (10 bar)	68,57	75,67	81,4
RO (15 bar)	82,86	63	93,07
RO (20bar)	88,57	95,17	88,67
UF+NF	62,86	97,07	79,43
UF+RO	88,57	96,05	90,5

Deneyler sonucunda temiz ve yapılan deneyler sonucunda kullanılan membranların AFM ve SEM analizleri yapılmıştır. Temiz ve kirli membranlara ait, AFM görüntüleri ile birlikte aynı membranların SEM görüntüleri Şekil 5.6'da verilmiştir. AFM görüntülerinde RMS değerlerine göre karşılaştırma yapıldığında tüm membranlarda kirli membranların RMS değeri temiz membranlardan yüksektir. Bunun nedeni porlarda oluşan tıkanmadan dolayı membran kapasitesindeki artış ile birlikte kek tabakasının

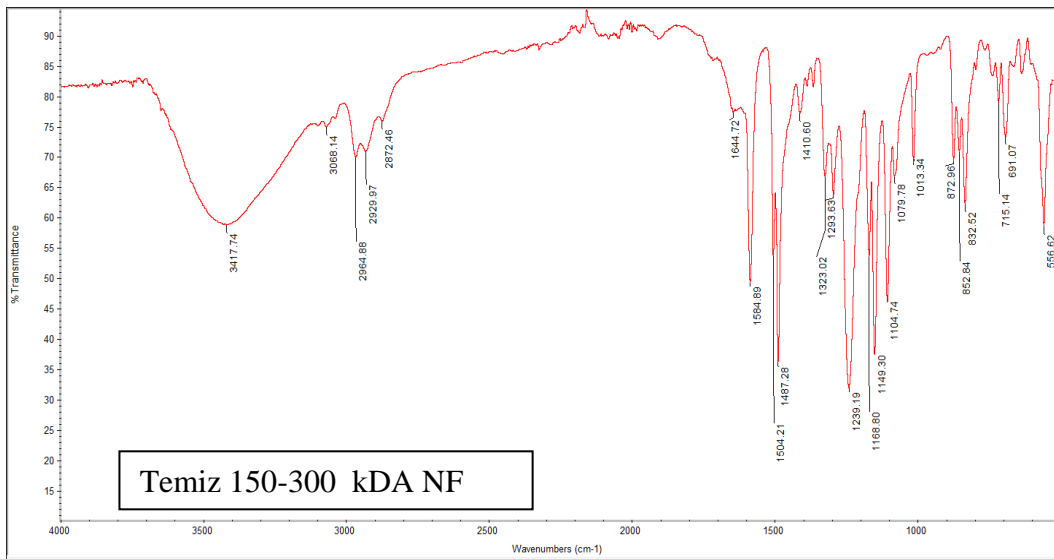
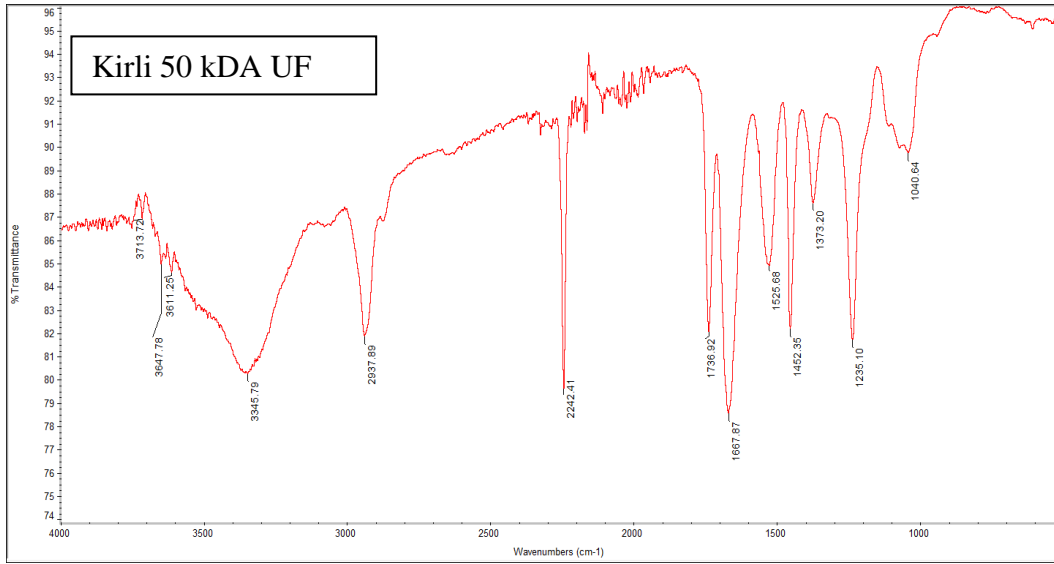
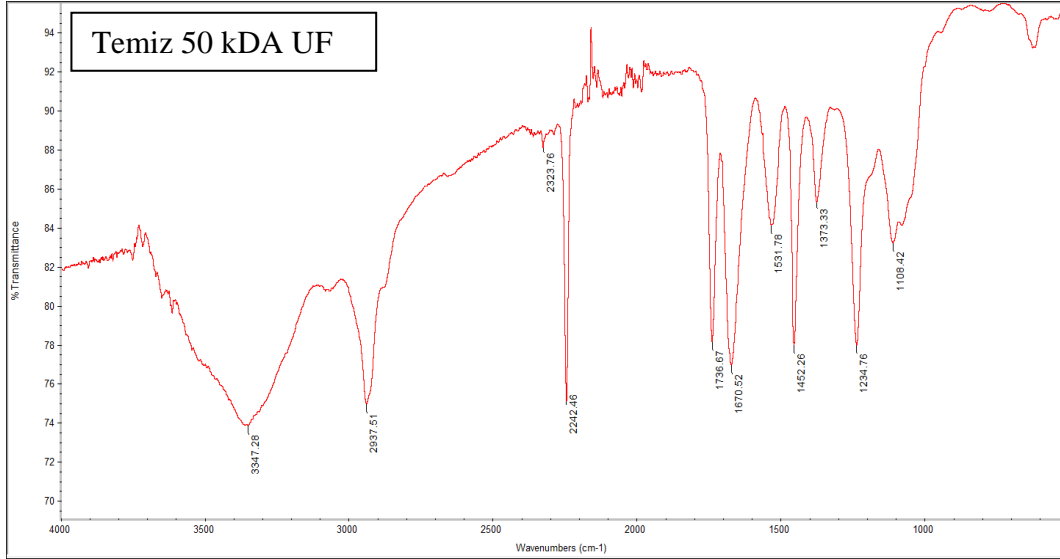
oluşumu söylenebilir. SEM görüntüleri incelendiğinde ise temiz membranlarda gözeneklerin daha çok olduğu membranların kirlenmesi sonucu gözeneklerin dolduğu ve pürüzlülük oluştuğu görülmektedir.



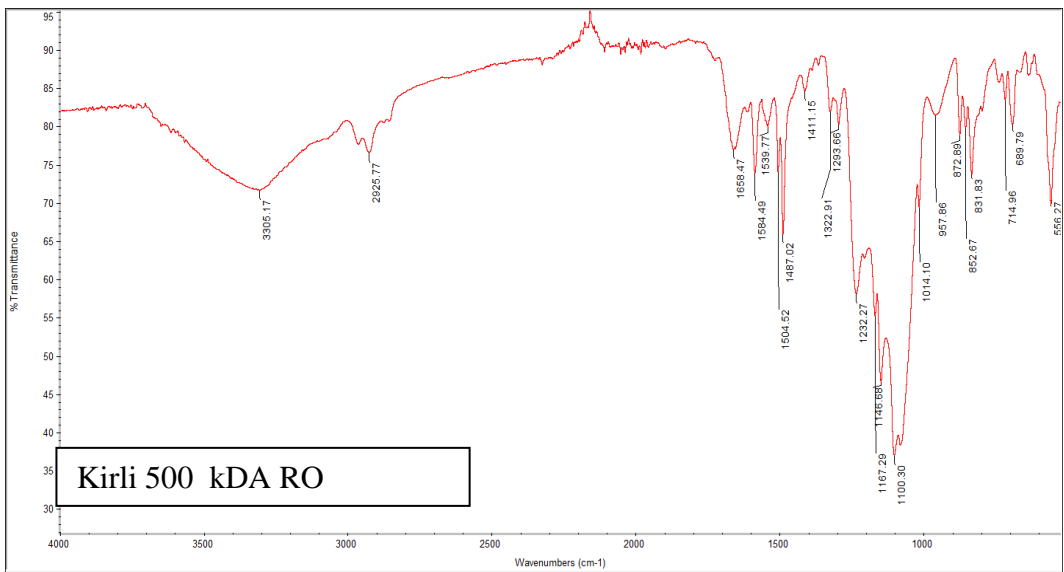
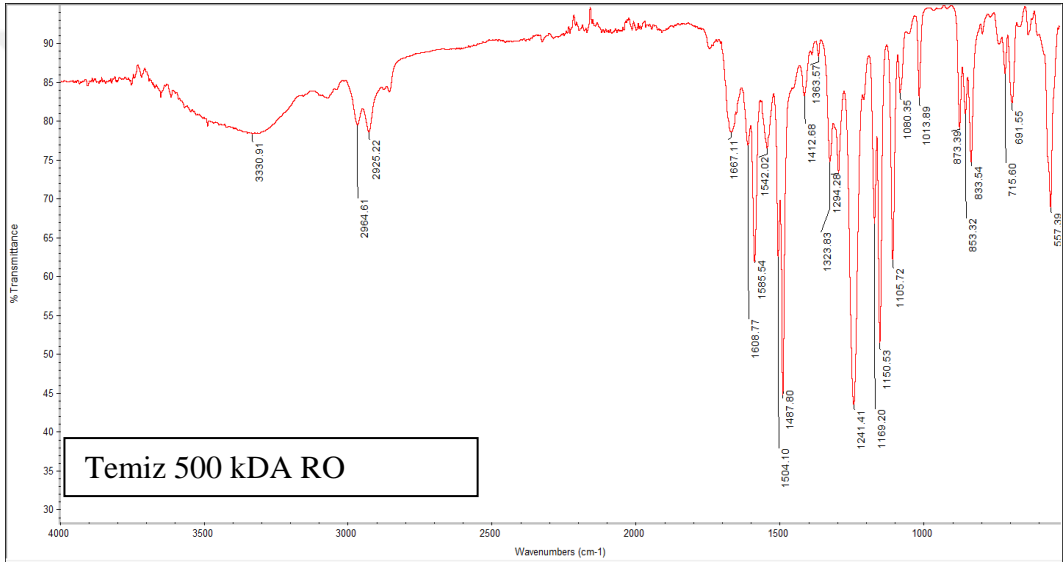
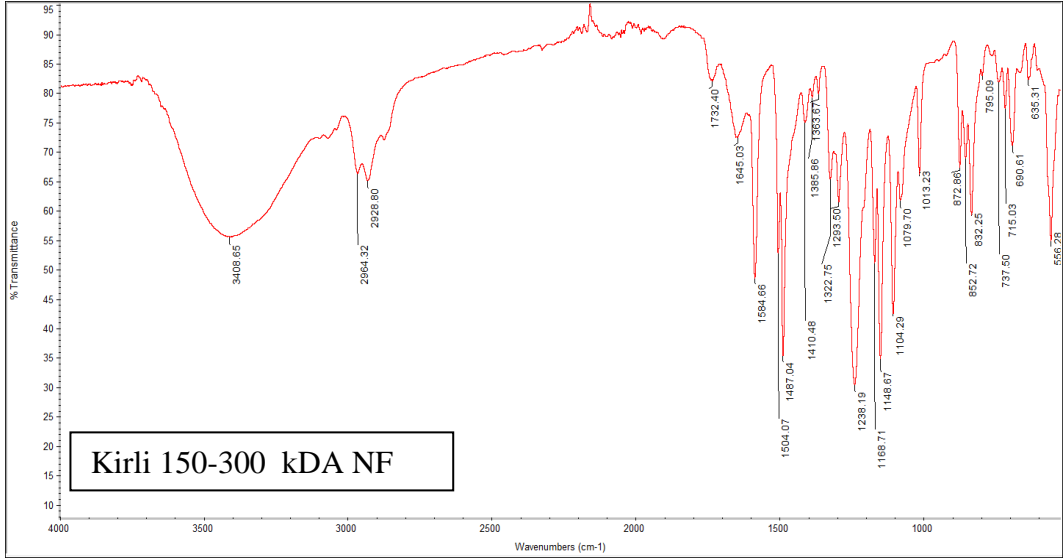
Şekil 5.6. Temiz ve kirli membranlara ait AFM ve SEM görüntüleri



Şekil 5.6. (Devamı) Temiz ve kirli membranlara ait AFM ve SEM görüntüleri



Şekil 5.7. Temiz ve kirli membranlara ait FTIR görüntüleri



Şekil 5.7. (Devamı) Temiz ve kirli membranlara ait FTIR görüntüleri

Deneylerde kullanılan temiz ve kirli membranlara ait FT-IR spektrumları Şekil 5.7' de verilmiştir. Temiz ve kirli membranların FT-IR analiz sonuçlarına bakıldığında spektrumun farklı dalga boylarında birçok pik olduğu görülmektedir. Her bir dalga boyu membrandaki organik bağları ve grupları ifade etmektedir.

Temiz 50 kDA UF membranın FT-IR spektrumuna bakıldığında 3347, 2937, 2323, 2242, 1736, 1670, 1534, 1452, 1373, 1234 ve 1108 cm⁻¹ dalga boylarında pikler verdiği görülmektedir. 3347 cm⁻¹ bandı -O-H gerilmesine, 2937 cm⁻¹ bandı C-H Alkan grubu gerilmesine, 2323 ve 2242 cm⁻¹ bandı C≡C gerilmesine, 1736, 1670, 1534, 1452 ve 1373 cm⁻¹ bandı C=C gerilmesine, 1234 ve 1108 cm⁻¹ bandı C-O gerilme titreşimine karşılık gelmektedir.

Kirli 50 kDA UF membranın FT-IR spektrumuna bakıldığında 3713, 3647, 3611, 3345, 2937, 2242, 1736, 1667, 1525, 1452, 1373, 1235, 1040 cm⁻¹ dalga boylarında pikler verdiği görülmektedir. 3713, 3647, 3611, 3345 cm⁻¹ bandı -O-H gerilmesine, 2937 cm⁻¹ bandı C-H Alkan grubu gerilmesine, 2242 cm⁻¹ bandı C≡C gerilmesine, 1736, 1667, 1525, 1452, 1373 cm⁻¹ bandı C=C gerilmesine, 1235, 1040 cm⁻¹ bandı C-O gerilme titreşimine karşılık gelmektedir.

Temiz NF membranın FT-IR spektrumuna bakıldığında 3417, 3068, 2964, 2929, 2872, 1644, 1584, 1504, 1487, 1410, 1323, 1293, 1239, 1168, 1149, 1104, 1079, 1013, 872, 852, 832, 715, 556 cm⁻¹ dalga boylarında pikler verdiği görülmektedir. 3417, 3068, 2964, 2929, 2872 cm⁻¹ bandı C-H Alkan grubu gerilmesine, 1644, 1584, 1504, 1487, 1410, 1323 cm⁻¹ bandı C=C gerilmesine, 1293, 1239, 1168, 1149, 1104, 1079 cm⁻¹ bandı C-O gerilme titreşimine, 872, 852, 832, 715, 556 cm⁻¹ C-H gerilmesine karşılık gelmektedir.

Kirli NF membranın FT-IR spektrumuna bakıldığında, 3408, 2964, 2928, 1734, 1645, 1584, 1504, 1487, 1410, 1385, 1363, 1322, 1293, 1238, 1168, 1148, 1104, 1079, 1013, 872, 852, 832, 737, 715, 690, 556 cm⁻¹ dalga boylarında pikler verdiği görülmektedir. 3408, 2964, 2928 cm⁻¹ bandı C-H Alkan grubu gerilmesine, 1734, 1645, 1584, 1504, 1487, 1410, 1385, 1363, 1322 cm⁻¹ bandı C=C gerilmesine, 1293, 1238, 1168, 1148, 1104, 1079, 1013 cm⁻¹ bandı C-O gerilme titreşimine, 872, 852, 832, 737, 715, 690, 556 cm⁻¹ C-H gerilmesine karşılık gelmektedir.

Temiz RO membranının FT-IR spektrumuna bakıldığında 3330, 2924, 2925, 1667, 1608, 1585, 1542, 1504, 1487, 1412, 1323, 1294, 1241, 1169, 1150, 1105, 1080, 1013, 873, 853, 833, 715, 691, 557 cm^{-1} dalga boylarında pikler verdiği görülmektedir. 3330, 2924, 2925 cm^{-1} bandı C-H Alkan grubu gerilmesine, 1667, 1608, 1585, 1542, 1504, 1487, 1412, 1323 cm^{-1} bandı C=C gerilmesine, 1294, 1241, 1169, 1150, 1105, 1080, 1013 cm^{-1} bandı C-O gerilme titreşimine, 873, 853, 833, 715, 691, 557 cm^{-1} C-H gerilmesine karşılık gelmektedir.

Kirli RO membranının FT-IR spektrumuna bakıldığında 3305, 2925, 1658, 1584, 1539, 1504, 1487, 1411, 1322, 1293, 1232, 1146, 1100, 1014, 957, 872, 852, 831, 714, 689, 556 cm^{-1} dalga boylarında pikler verdiği görülmektedir. 3305, 2925 cm^{-1} bandı C-H Alkan grubu gerilmesine, 1658, 1584, 1539, 1504, 1487, 1411, 1322 cm^{-1} bandı C=C gerilmesine, 1293, 1232, 1146, 1100, 1014 cm^{-1} bandı C-O gerilme titreşimine, 957, 872, 852, 831, 714, 689, 556 cm^{-1} C-H gerilmesine karşılık gelmektedir. 1000-650 cm^{-1} bandı =C-H Düzlem-Dışı bükülme bölgesi olarak adlandırılmaktadır. =C-H Düzlem-Dışı bükülme titreşimleri alkenler ve benzenler olarak iki grup altında toplanmaktadırlar.

Membranların temiz ve kirli halleri karşılaştırıldığında 50 kDA UF membranında kirli membranda 3 pik noktasının ortaya çıktığı görülmektedir. Bu piklerde -O-H geriliminin meydana geldiği görülmektedir. NF membranı karşılaştırıldığında kirli membranda 3068 ve 2872 cm^{-1} dalga boyunda bulunan 2 pikin zayıflayıp kaybolduğu, kirli membranda 1385, 1363 cm^{-1} bandı C=C gerilmesi ve 737, 690 cm^{-1} C-H gerilmesinin ortaya çıktığı görülmektedir. RO membranı karşılaştırıldığında kirli membranda 2925, 1608, 1169, 1080 cm^{-1} dalga boyunda bulunan piklerin zayıflayıp kaybolduğu görülmektedir.

Çizelge 5.8'de Temiz membranlar ile atıksu geçirilen membranlar kıyaslama yapıldığında TO membranı hariç tüm membranlarda atıksu geçirilmesinden sonraki temas açılarında bir artış meydana gelmiş ve membranların hidrofobikliği artmıştır. 50 kDA UF temiz membranı hidrofilikten hidrofobikliğe geçmiştir. TO membranında ise atıksu geçirilen membranın temiz membrana kıyasla hidrofobitesi çok az da olsa azalma göstermiştir.

Çizelge 5.8. Ortalama temas açısı değerleri

Membran	Temas açısı (°)	
	Temiz Membran	Kirli Membran
50 kDA, UF	32	53,8
NF	57	79
RO	75	47,9

Membran deneyleri sonrası yapılan tüm analizler neticesinde RO membranının tek başına ve 50 kDA UF membranının ön arıtımı sonrası birlikte kullanımı ile mezbaha endüstrisi atıksularının arıtımında önemli etkileri olduğu görülmektedir. 50 kDA UF membranının tek başına arıtımda ciddi etkisi olmazken ön arıttımdan sonra RO membranı ile birlikte kullanımı arıtma verimini artırmıştır. Akı düşüşü açısından bakıldığında en düşük akı düşüşü NF membranda (%5,94, %3,29) ve 10 kDA+NF (%2) membranda görülmüştür.

Mezbaha atıksularının membran sistemler ile arıtımıyla ilgili literatürdeki çalışmalar oldukça kısıtlıdır. Coşkun vd.,'nin 2016 yılında yaptıkları çalışmada atıksuyun santrifüjlenmesinden sonra ters osmoz, nanofiltrasyon ve ultrafiltrasyon membranlarını kullanarak giderim araştırması yapılan çalışmada bu çalışmaya benzer şekilde yüksek KOİ giderim verimi farklı RO membranında %97,4 elde edilmiştir. Membran akıları açısından değerlendirilme yapıldığında UF membranlarının ön arıtım aşaması olarak kullanılmasının oldukça önemli olduğunu bildirmişlerdir. Başka bir çalışmada 25kDa ultrafiltrasyon membranı kullanarak kümes hayvanları mezbaha atıksularının arıtımında bu çalışmaya benzer şekilde %94 KOİ ve %98 AKM giderimi elde edilmiştir (Yordanov, 2010). İkincil atık olarak mezbaha atıksuyunun RO membranlarla arıtıldığı bir çalışmada bu çalışmaya benzer şekilde KOİ için %85,8 giderim verimi elde edilmiştir (Bohdziewicz ve Sroka, 2005).

Yapılan bu tez çalışmasında öncelikle 2 farklı koagülant ile koagülasyon-floküasyon ön arıtımı araştırıldı. Deneyler neticesinde alum koagülantı (pH 6,5, hızlı karıştırma hızı 150 rpm, 1000 mg / L alum konsantrasyonu ve 10 dakikalık çökelme süresi) ile yapılan çalışma en iyi sonuçları vermiştir. Ön arıtım aşamasından sonra gerçekleştirilen membran deneylerinde ise en avantajlı ve başarılı membran ise RO (20 bar) membranı seçilmiştir.

BÖLÜM VI

SONUÇLAR

Yapılan bu tez çalışması mezbaha endüstrisi atıksularının ön arıtımı sonrası membran prosesler ile arıtılmasını kapsamaktadır. Çalışma neticesinde elde edilen sonuçlar aşağıdaki gibidir.

- (1) Mezbaha endüstrisi atıksuyuna koagülasyon-flokülasyon ön arıtım işlemi uygulanmıştır. Koagülasyon-flokülasyon prosesinde Box Behnken modeli kullanılarak atıksuyun arıtım koşulları optimize edilmiştir. Mezbaha endüstrisi atıksularının arıtılması için aynı deneysel koşullar altında iki farklı koagülant kullanılmıştır. Deneysel çalışmalar neticesinde alum koagülantı (pH 6,5 in, 1000 mg/L' lik alum konsantrasyonunun, 150 rpm'lik hızlı karıştırma hızının ve 10 dakikalık çökelme süresi) daha iyi sonuç vermiştir. Elde edilen giderim performansları KOİ, AKM ve bulanıklık açısından sırasıyla %75,25, %90,16 ve %91,18 olarak belirlenmiştir.
- (2) Ön arıtım sonrası toplanan süpernatantın membran prosesler ile arıtımı gerçekleştirilmiştir. Bu amaçla 50 kDa UF, 150-300 kDa NF ve 500 kDa RO membranları farklı basınçlarda, ayrı ayrı ve UF + NF, UF +RO kombinasyonlarıyla deneyler yürütülmüştür. En yüksek akı 5 bar'da 50 kDa UF membranda elde edilmiştir. 150-300 kDa NF membranda basınç 8 bardan 10 bara çıkarıldığında elde edilen akı değerleri artmıştır. UF membranının NF ve RO membranlarıyla ile birlikte çalışılan deneyler karşılaştırıldığında en yüksek akının UF+NF membranının kombinasyonu ile çalışılan deneyler olduğu gözlenmektedir.
- (3) Akı kayıpları açısından karşılaştırma yapıldığında, UF membranı ile yapılan deneylerden elde edilen toplam akı kaybının NF membranı ile elde edilen toplam akı kayıplarından daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Ayrıca NF membranlarında hem 8 bar hem de 10 barda yapılan deneylerde konsantrasyon polarizasyonundan kaynaklanan akı kaybının daha yüksek olduğu belirlenmiştir.

UF membranı sonrası NF ve RO membranı ile yapılan deneylerde elde edilen toplam akı kayıpları en düşüktür.

(4) Membranların kirlenme performansları karşılaştırıldığında KOİ giderimi açısından en iyi sonuç sadece RO (20 bar) (%88,67) ve UF (5 bar) + RO (20 bar) (%88,67) ardışık uygulamasında elde edilmiştir.

(5) Atıksuyun membran proseslerde arıtımından önce ve arıtımından sonrasına ait SEM, FT-IR, temas açısı ve AFM analizleri yapılarak etkili membran seçilmeye çalışılmıştır. Temiz membranlar ile atıksuyun geçirilmesinden sonra membranlar karşılaştırılmıştır. Atıksuyun geçirilmesinden sonra tüm membranların temas açılarında artış meydana gelmiştir. RO membran hariç tüm membranların hidrofobikliği artmıştır. UF membranı tek başına arıtma üzerinde önemli bir etkiye sahip olamasa da RO membranı ile ardışık kullanıldığında arıtma verimini artırmıştır. Yapılan AFM analizinde gözenek boyutları azaldıkça yüzey pürüzlülük katsayısı artmıştır. Bu durum membranın kirlilik önleyici özelliklerini etkili bir şekilde iyileştirmektedir.

Deneylerde kullanılmak üzere Niğde Belediyesi Mezbahanesi'nden alınan atıksu için yapılan karakterizasyon işlemlerinde atıksuyun KOİ konsantrasyonu 3800 mg/L olarak ölçülmüştür. Ön arıtım olarak koagülasyon-flokülasyon ileminde alum koagülantı kullanarak gerçekleştirilen deneyler neticesinde atıksuyun KOİ konsantrasyonu (%75,25) 940 mg/L ölçülmüştür. Ölçülen bu değer ile Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği çizelge 5.6'da verilen Gıda Sanayii Mezbahalar ve Entegre Et Tesisleri için deşarj standartları (Çizelge 2.2) sağlanamadığı için ön arıtım sonrası atıksu ileri arıtım yöntemlerinden olan membran proses kullanılarak arıtımı sağlanmıştır. Membran prosesler kullanılarak yapılan arıtımda %88,67 verim elde edilmiştir ve KOİ konsantrasyonu 112 mg/L olarak elde edilmiştir. Elde edilen bu sonuç sonrasında yönetmelikte belirtilen deşarj standartlarını sağladığı tespit edilmiştir. 20.03.2010 tarih 27527 sayılı Resmi Gazete'de yayınlanan Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği'nde "Tablo E7.1 Sulamada geri kullanılacak arıtılmış atıksuların sınıflandırılması" tablosu ile yapılan deneyler neticesinde pH (6,8) ve bulanıklık (0,44NTU) parametresi açısından karşılaştırma yaptığımızda bu elde edilen çıkış suyu değerlerinin sulama suyu olarak kullanılabilceği düşünülmektedir. BOİ₅ parametresi

yapılan bu çalışmada incelenmemiştir. Fakat elde edilen KOİ giderimi ile BOİ₅ parametresi 50-60 mg/L konsantrasyonda olabileceği tahminiyle Tablo E7.1 tablosunda verilen BOİ₅ parametresi sınır değerini karşılamadığı görülmektedir.



KAYNAKLAR

ABD-EPA., “Effluent limitations guidelines and new source performance standards for the meat and poultry products point source category”, *US Environmental Protection Agency*, Washington DC. 2004.

Aguilar M.I., Sáez J., Lloréns M., Soler A. and Ortuño J.F., “Microscopic observation of particle reduction in slaughterhouse wastewater by coagulation-flocculation using ferric sulphate as coagulant and different coagulant aids”, *Water Res.* 37, 2233–41, 2003.

Akdemir, E.O. and Özer, A. “Investigation of two ultrafiltration membranes for treatment of olive oil mill wastewater”, *Desalination* 249, 660–666, 2009.

Akpınar, D., “Erzurum Palandöken Baraj Gölü Suyunun Seramik Membran Mikrofiltrasyon Yöntemiyle Arıtılması”, Yüksek Lisans Tezi, *Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, Erzurum, 2014.

Almandoz, M.C., Pagliero, C.L., Ochoa, N.A. and Marchese, J., “Composite ceramic membranes from natural aluminosilicates for microfiltration applications”, *Ceramics International* 41, 5621–5633, 2015.

Al-Mutairi, N.Z., Hamoda, M.F. and Al-Ghusain, I., “Coagulant selection and sludge conditioning in a slaughterhouse wastewater treatment plant”. *Bioresour Technol* 95, 115–9. 2004.

Al-Mutairi, N.Z., “Coagulant toxicity and effectiveness in a slaughterhouse wastewater treatment plant”, *Ecotoxicol Environ Saf.* 65, 74–83, 2006.

Amorim, A.K.B., De Nardi, I.R. and Del Nery, V., “Water conservation and effluent minimization: case study of a poultry slaughterhouse”, *Resour. Conserv. Recycl.* 51 (1), 93-100, 2007.

Amuda, O.S. and Alade, A.O., “Coagulation/flocculation process in the treatment of abattoir wastewater”, *Desalination* 196, 22–31, 2006.

Arı, H., “Türkiye’de İçme Suyu Amaçlı Büyük Kapasiteli Membran Sistemlerinin Maliyet Analizi”, Yüksek Lisans Tezi, *İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, İstanbul, 2009.

Aslan, M., “Anaerobik Batık Membran Bioreaktörde Membran Modül Geometrisi ve Biyogaz Geri Devrinin Membran Kirlenmesine Etkisi”, Yüksek Lisans Tezi, *Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, Elazığ, 2012.

Aydiner, C., “Hibrit sistem toz aktif karbon/çapraz akış mikrofiltrasyon teknolojisi ile sulu ortamdan ağır metal giderimi ve modellenmesi”, Doktora Tezi, *İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü*, İstanbul, 2006.

Belsky, A.J., Matzke, A. and Uselman, S., “Survey of live stock in fluences on stream and riparianeco systems in the western United States”, *J. Soil Water Conser.* 54 (1), 419-431, 1999

Bostancı, O., “Yemek Atığından Anaerobik Membran Biyoreaktör İle Biyohidrojen Üretimi”, Yüksek Lisans Tezi, *İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, İstanbul, 2013.

Bull, M.A., Sterritt, R.M. and Lester, J.N., “The treatment of wastewaters from the meat industry: a review”, *Environ. Technol. Lett.* 3 (3), 117-126, 1982.

Bustillo-Lecompteable, C.F. and Mehrvar M., “Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances”. *J. Environ. Manage.* 161, 287-302. 2015.

Bohdziewicz, J. and Sroka, E., “Integrated system of activated sludge-reverse osmosis in the treatment of the wastewater from the meat industry”, *Process Biochem.* 40 (5), 1517-1523. 2005.

Bozkurt, H., “Mezbaha ve Sızıntı Sularının Anaerobik Yukarı Akışlı Reaktörde Arıtılabilirliği”, Yüksek Lisans Tezi, *Harran Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, Şanlıurfa, 2013.

Cao, W. and Mehrvar, M., “Slaughterhouse wastewater treatment by combined anaerobic baffled reactor and UV/H₂O₂ processes”, *Chem. Eng. Res. Des.* 89 (7), 1136–1143. 2011.

Chang, S., Chang-Mo C. and Seung-Ho H., “Treatment of oily wastewater by ultrafiltration and ozone”, *Desalination* 133, 225-232. 2001.

Chang, I.S., Le-Clech, P., Jefferson, B. and Judd, S.J., “Membrane Fouling in Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment”. *Environ. Eng. Sci.* 128 (11), 1018-1029, 2002.

Cheryan, M., Ultrafiltration and Microfiltration Handbook, *Techonomic Publishing Co., Inc.*, Pennsylvania- USA, 1–56676–598–6, 1998.

Cho, B.D. and Fane, A.G., “Fouling Transients in Nominally Sub-critical Flux Operation of a Membrane Bioreactor”. *J. of Membrane Science* 209, 391-403, 2002.

Claudia, E.T.C., Magali, C.C. and Alcina, M.F.X., “Slaughterhouse wastewater treatment:evaluation of a new three-phase separation system in a UASB reactor”, *Biosource Technology* 81, 61-89, 2002.

Coskun, T., Debik, E., Kabuk, H.A., Manav Demir, N., Basturk, İ., Yildirim, B., Temizel, D. and Kucuk, Ş., “Treatment of poultry slaughterhouse wastewater using a membrane process, water reuse, and economic analysis”, *Desalination and Water Treatment*, 57 (11), 4944-4951, 2016.

Defrance, L. and Jaffrin, M.Y., “Reversibility of fouling formed in activated sludge filtration”, *J. Membr. Sci.* 157, 73-84, 1999.

Delgado, S., Diaz, F., Garcia, D. and Otero, N., “Behaviour of Inorganic Coagulants in Secondary Effluents from a Conventional Wastewater Treatment Plant”, *Filtr Sep.* 8, 6–8, 2003.

Elcik, H., Çelik, S. Ö., Çakmıkcı, M., Ünal, E. ve Kaya, B. “Farklı Özelliklere Sahip Polimerik Membranlarla Evsel Atıksuların Arıtılması”, *Nevşehir Bilim Ve Teknoloji Dergisi* 5 (2), 104-116, 2016.

Ersoy, B., Mermer işleme tesisi atık su arıtımında kullanılan flokülantların tanıtımı, *Türkiye IV. Mermer Sempozyumu Bildiriler Kitabı*, 449-462, 2003.

Eryuruk, K., Tezcan Un, U. and Ogutveren, U.B., “Electrocoagulation in a plug flow reactor: the treatment of cattle abattoir wastewater by iron rod anodes”. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 8 (2), 461-468. 2014.

FAO, Food Outlook: Biannual report on global food markets. Meat and meatproducts. *Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations (UN)*. Rome, Italy (accessed 10.03.15.), 2013.

Göksel, Z. “Çapraz Akışlı Seramik Membran Sistemi İle Ağaç Endüstrisi Atıksularının Geri Kazanımı”, *Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, Balıkesir, 2019.

Gürel, L. and Büyükgüngör, H., “Treatment of slaughterhouse plant wastewater by using a membrane bioreactor”. *Water Sci. Technol* 64 (1), 214-219, 2011.

Hong, S. P., Bae, T. H, Tak, T. M, Hong, S. and Randall, A., “Fouling control in activated sludge submerged hollow fiber membrane bioreactors”, *Desalination* 143 (3) 219–228, 2002.

Jensen, P.D., Yap, S.D., Boyle-Gotla, A., Janoschka, J., Carney, C., Pidou, M. and Batstone, D.J., “Anaerobic membrane bioreactors enable high rate treatment of slaughterhouse wastewater”, *Biochemical Engineering Journal* 97, 132–141, 2015.

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

Johns, M., “Developments in wastewater treatment in the meat processing industry: a review”. *Bioresource Technol.* 54, 203-216, 1995.

Juang, L.-C., Tseng, D.-H. and Lin, H.-Y., “Membrane processes for water reuse from the effluent of industrial park wastewater treatment plant: a study on flux and fouling of membrane”, *Desalination* 202, 302-309, 2007.

Judd, S.J., A Review of Fouling of Membrane Bioreactors in Sewage Treatment, *School of Water Sciences*, Cranfield University, UK. 2001.

Judd S.J., “Submerged Membrane Bioreactors: Flat Plate or Hollow Fibre?” *Filtration and Separation* 39 (5), 30-31, 2002.

Judd, S. and Jefferson, B., Membranes for industrial wastewater recovery and reuse, *Elsevier*, Oxford. 2003.

Judd S.J., “A review of fouling of membrane bioreactors in sewage treatment”. *Wat. Sci. Tech.* 49 (2), 229-235, 2004.

Kaleli, B., “Atıksuların İleri Arıtımında Membran Proseslerinin Kullanımının Araştırılması”, Yüksek Lisans Tezi, *İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, İstanbul, 2006.

Kim, J. S., Lee, C.H. and Chang, I.S., “Effect of Pump Shear on the Performance of a Crossflow Membrane Bioreactor”. *Water Research* 35 (9), 2137-2144, 2001.

Koyuncu, İ., “Nanofiltrasyon Membranları ile Tuz Gideriminde Organik İyon Etkisi”, Doktora Tezi, *İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü*, İstanbul, 2001.

Köseoğlu, H., “Kimyasal Eklenmeler İle Membran Biyoreaktör Proseslerinde Tıkanma Kontrolü”, Doktora Tezi, *SDÜ Fen Bilimleri Enstitüsü*, Isparta, 2011.

Le-Clech, P., Jefferson, B. and Judd, S. J., “Impact of aeration, solids concentration and membrane characteristics on the hydraulic performance of a membrane bioreactor”. *J. Membr. Sci.* 218, 117-129, 2003.

Liao, B. Q., Kraemer, J. T. and Bagley, D. M., “Anaerobic membrane Bioreactors: Applications and Research Directions”. *Environmental Science and Technology* 36, 489-530, 2006.

Mahtab, A., Tariq, M., Shafiq, T. and Nasir, A., “Coagulation/adsorption combined treatment of slaughterhouse wastewater”. *Desalin Water Treat.* 12, 270–5, 2009

Mbuligwe, S.E., 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. 2009.

Mittal, G.S., “Characterization of the effluent wastewater from abattoirs for land application”. *Food Rev. Int.* 20 (3), 229-256. 2004.

Mohammadi, T., Kazemimoghadam, M. and Saadabadi, M., “Modeling Of Membrane Fouling And Flux Decline In Reverse Osmosis During Separation Of Oil In Water Emulsions”, *Desalination* 157, 369-375, 2003.

Mulder, M., Basic Principles Of Membrane Technology, *Kluwer Academic Publishers*, The Netherlands, 0-923-4248-8, 1996.

Oğuz, M. and Oğuz, M., “Characterization of Ankara meat packing plant wastewater and treatment with a rotating biological contactor”. *Int. J. Environ. Stud.* 44, 39-44, 1993.

Özçelep, Z.B., “Kağıt Endüstrisi Atıksularının Membran Prosesleriyle İleri Arıtımı”, Doktora Tezi, *İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, İstanbul, 2009.

Özyaka, V.Ş., “Kompost ve Geri Kazanım Tesisi Sızıntı Sularının Membran Proseslerle Arıtılabilirliği: İstanbul Örneği”, Yüksek Lisans Tezi, *Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, İstanbul, 2011.

Özyonar, F., “Entegre Et ve Et Ürünleri Tesisleri Atıksularının Kimyasal Koagülasyon ve Elektrokoagülasyon Yöntemleriyle Arıtılabilirliğinin İncelenmesi”, Yüksek Lisans Tezi, *Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, Sivas, 2007.

Özyonar, F. ve Karagözoğlu, B., “Mezbahane Atıksularından KOI, Yağ-Gres ve Bulanıklık Giderimi Üzerine Bir Çalışma: Kimyasal Koagülasyon Prosesiyle Ön Arıtımı”, *C. U. Fen Fakültesi Fen Bilimleri Dergisi* 32 (1), 2011.

Pak, Ü., “Ekmek Mayası Endüstrisi Seperasyon Prosesi Atıksularında Membran Prosesler İle Renk Giderimi”, Yüksek Lisans Tezi, *İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, İstanbul, 2011.

Purkait, M. K., Bhattacharya, P. K. and De, S., “Membrane Filtration Of Leather Plant Effluent: Flux Decline Mechanism”, *Journal Of Membrane Science* 258, 85-96, 2005.

Saddoud, A. and Sayadi, S., “Application of acidogenic fixed-bed reactor prior to anaerobic membrane bioreactor for sustainable slaughterhouse wastewater treatment”. *Journal of Hazardous Materials* 149, 700–706, 2007.

San Jose, T., “Bird slaughterhouse: generation and purification of their water”. *Tecnol. Agua* 24 (251):48-51.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, *American Public Health*. 21 st edit. 2005.

Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, *Resmi Gazete*, 31.12.2004, Sayı: 25687. 2004.

Satyanarayan, S. and Ramakant, Vanerkar A.P., “Conventional approach for abattoir wastewater treatment”. *Environ Technol.* 26, 441–7, 2005.

Shih, J. and Kozink, M. B., “Ultrafiltration treatment of poultry processing wastewater and recovery of a nutritional by-products”. *Poultry Science* 59 (2), 247-252, 1980.

Stephenson, T., Brindle, K., Judd, S. and Jefferson, B., “Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment”, ISBN 1-900222-07-8, *IWA Publishing*, UK. 2000.

Tariq, M., Ahmad, M., Siddique, S., Waheed, A., Shafiq, T. and Khan, M.H., “Optimization of coagulation process for the treatment of the characterized slaughterhouse wastewater”. *Pak J Sci Ind Res.* 55, 1–6, 2012.

Tritt, W.P. and Schuchardt, F., “Materials flow and possibilities of treating liquid and solid wastes from slaughterhouses in Germany. A review”. *Bioresource Technol.* 41 (3), 235-245, 1992.

Uğurlu, M., “Elektrokoagülasyon yöntemi ile kağıt atık sularında bazı inorganik bileşenlerin giderilmesi”, *G.Ü. Fen Bilimleri Dergisi* 17 (3), 85-99, 2004.

Um, M.M., Barraud, O., Kérourédan, M., Gaschet, M., Stalder, T. and Oswald, E., “Comparison of the incidence of pathogenic and antibiotic-resistant *Escherichia coli* strains in adult cattle and veal calf slaughterhouse effluents highlighted different risks for public health”. *Water Res.* 88, 30-38. 2008.

Tezcan Ün, Ü., Koparal, A.S. and Bakir Öğütveren, Ü., “Hybrid processes for the treatment of cattle-slaughterhouse wastewater using aluminum and iron electrodes”. *J Hazard Mater* 164, 580–6. 2009.

Valta, K., Kosanovic, T., Malamis, D., Moustakas, K. and Loizidou, M., “Overview of water usage and wastewater management in the food and beverage industry”. *Des. Water Treat.* 53 (12), 3335-3347. 2015

Vesilind, P.A., Morgan, S.M., ve Heine, L.G., Introduction to environmental engineering, *Paperback*, 315-316, 2008.

Waniek, A., Bodzek, M. and Konieczny, K., “Trihalomethane Removal Fromwater using membrane processes”, *Polish Journal of Environmental Studies* 11 (2), 171-178, 2002.

Wisniewski, C., Grasmick, A. and Leon-Cruz, A., “Critical Particle Size in Membrane Bioreactors- Case of a Denitrifying Bacterial Suspension”. *J. of Membrane Science* 178, 141-150, 2000.

Yang, W., Cicek, N. and Ilg, J., “State-of-the-art of membrane bioreactors: worldwide research and commercial applications in North America”. *J. Membr. Sci.* 270, 201-211, 2006.

Yıldız, H., “Maya Proses Atıksuyundan Anaerobik Membran Biyoreaktör İle Uçucu Yağ Asidi Üretimi”, Yüksek Lisans Tezi, *İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü*, İstanbul, 2013.

Yiğit, N.Ö., “Membran Biyoreaktörü ile (MBR) Evsel Atıksu Arıtımı”, Doktora Tezi, *SDÜ Fen Bilimleri Enstitüsü*, Isparta, 2007.

Yordanov, D., “Preliminary Study of The Efficiency of Ultrafiltration Treatment of Poultry Slaughterhouse Wastewater”, *Bulgarian Journal of Agricultural Science* 16 (6), 700-704, 2010.

Yun, M.A., Yeon, K.M., Park, J.S., Lee, C.H., Chun, J. and Lim, D.J., “Characterization of biofilm structure and its effect on membrane permeability in MBR for dye wastewater treatment”. *Water Research* 40, 45-52, 2006.

ZENON Environmental Inc., www.zenon.com, Oakville, Ontario, Canada, 2002.

Zhang, J., Chua, H.C., Zhou, J. and Fane A.G., “Factors affecting the membrane performance in submerged MBR”. *J. Membr. Sci.* 284, 54-66, 2006.

ÖZ GEÇMİŞ

Safiye Özdemir 15.07.1993 tarihinde Malatya’da doğdu. İlk orta öğretimini Malatya’da lise öğrenimini Niğde’de tamamladı. 2012 yılında girdiği Selçuk Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nden 2015 yılında yatay geçiş pogramı ile Niğde Ömer Halisdemir Üniversitesine geçiş yapıp lisans programını burada tamamladı. Temmuz 2017 de mezun oldu. 2018 yılında Niğde Ömer Halisdemir Üniversitesinde yüksek lisans öğrenimine başladı. O tarihten itibaren yüksek lisans öğrenimini devam ettirmektedir.



TEZ ÇALIŞMASINDAN ÜRETİLEN ESERLER

Bu tez çalışmasından, 1 (bir) adet uluslararası makale üretilmiştir. Bu üretilen çalışma aşağıda sunulmuştur.

Gökçek, Ö.B. and Özdemir S., “Optimization of the Coagulation–Flocculation Process for Slaughterhouse Wastewater Using Response Surface Methodology”, *Clean – Soil, Air, Water* 48, 2000033, 2020.



