



**T.C.
ONDOKUZ MAYIS ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI**

**TEKSTİL ENDÜSTRİSİ ATIK SULARININ MEMBRAN
DESTEKLİ İLERİ OKSİDASYON PROSESLERİ İLE GERİ
KAZANIMI**

Doktora Tezi

Handan ATALAY EROĞLU

Danışman
Prof. Dr. Feryal AKBAL

SAMSUN
2023

**T.C.
ONDOKUZ MAYIS ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI**



**TEKSTİL ENDÜSTRİSİ ATIK SULARININ MEMBRAN
DESTEKLİ İLERİ OKSİDASYON PROSESLERİ İLE GERİ
KAZANIMI**

Doktora Tezi

Handan ATALAY EROĞLU

Danışman
Prof. Dr. Feryal AKBAL

Bu çalışma TÜBİTAK tarafından 115Y845 proje numarası ile desteklenmiştir.

SAMSUN
2023

TEZ KABUL VE ONAYI

Handan ATALAY EROĞLU tarafından, **Prof. Dr. Feryal AKBAL** danışmanlığında hazırlanan “**TEKSTİL ENDÜSTRİSİ ATIK SULARININ MEMBRAN DESTEKLİ İLERİ OKSİDASYON PROSESLERİ İLE GERİ KAZANIMI**” başlıklı bu çalışma, jürimiz tarafından 22.9.2023 tarihinde yapılan sınav sonucunda oy birliği ile başarılı bulunarak Doktora Tezi olarak kabul edilmiştir.

	Unvanı Adı Soyadı Üniversitesi Ana Bilim/Ana Sanat Dalı	Sonuç
Başkan	Prof. Dr. Nihal BEKTAŞ Gebze Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı	☒ Kabul ☐ Ret
Üye	Prof. Dr. Feryal AKBAL Ondokuz Mayıs Üniversitesi Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı	☒ Kabul ☐ Ret
Üye	Prof. Dr. Levent ALTAŞ Aksaray Üniversitesi Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı	☒ Kabul ☐ Ret
Üye	Prof. Dr. Emre Burcu ÖZKARAOVA Ondokuz Mayıs Üniversitesi Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı	☒ Kabul ☐ Ret
Üye	Doç. Dr. Mevlüt GÜRBÜZ Ondokuz Mayıs Üniversitesi Makine Mühendisliği Ana Bilim Dalı	☒ Kabul ☐ Ret

Bu tez, Enstitü Yönetim Kurulunca belirlenen ve yukarıda adları yazılı jüri üyeleri tarafından uygun görülmüştür.

Prof. Dr. Ahmet TABAK
Enstitü Müdürü

BİLİMSEL ETİĞE UYGUNLUK BEYANI

Hazırladığım Doktora tezinin bütün aşamalarında bilimsel etiğe ve akademik kurallara riayet ettiğimi, çalışmada doğrudan veya dolaylı olarak kullandığım her alıntıya kaynak gösterdiğimi ve yararlandığım eserlerin Kaynaklar'da gösterilenlerden oluştuğunu, her unsurun enstitü yazım kılavuzuna uygun yazıldığını ve TÜBİTAK Araştırma ve Yayın Etiği Kurulu Yönetmeliği'nin 3. bölüm 9. maddesinde belirtilen durumlara aykırı davranılmadığını taahhüt ve beyan ederim.

Etik Kurul Gerekli mi ?

Evet ☐ (Gerekli ise ekler kısmına ekleyiniz)

Hayır ☒

06 /07 / 2023

Handan ATALAY EROĞLU

TEZ ÇALIŞMASI ÖZGÜNLÜK RAPORU BEYANI

Tez Başlığı : TEKSTİL ENDÜSTRİSİ ATIK SULARININ MEMBRAN DESTEKLİ İLERİ OKSİDASYON PROSESLERİ İLE GERİ KAZANIMI

Yukarıda başlığı belirtilen tez çalışması için şahsım tarafından 05/07/2023 tarihinde intihal tespit programından alınmış olan özgünlük raporu sonucunda;

Benzerlik oranı : % 8

Tek kaynak oranı : % 3 çıkmıştır.

06 /07 / 2023

Prof. Dr. Feryal AKBAL

ÖZET

TEKSTİL ENDÜSTRİSİ ATIK SULARININ MEMBRAN DESTEKLİ İLERİ OKSİDASYON PROSESLERİ İLE GERİ KAZANIMI

Handan ATALAY EROĞLU
Ondokuz Mayıs Üniversitesi
Lisansüstü Eğitim Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı
Doktora, Haziran/2023
Danışman: Prof. Dr. Feryal AKBAL

Bu çalışmanın amacı, tekstil endüstrisi atıksuları için etkili ve düşük maliyetli geri kazanım proseslerinin araştırılması, membran konsantrelerinin azaltılmasına yönelik alternatiflerin değerlendirilmesi ve tekstil endüstrisi için maksimum su geri kazanımı ve minimum atık oluşumu sağlayan atıksu geri kazanım proseslerinin belirlenmesidir. Bu çalışmada, tekstil atıksularının geri kazanımını sağlayacak laboratuvar ölçeğinde membran destekli ileri oksidasyon prosesleri içeren bir sistem tasarlanmıştır. Çalışmada Fenton, Foto-Fenton, aktif karbon/H₂O₂ ve aktif karbon/PMS oksidasyon prosesleri mikrofiltrasyon (MF) ve ters osmoz (TO) proseslerini içeren membran sistem ile entegre edilmiştir.

Fenton ve Foto-Fenton prosesleri optimum koşulların belirlenmesi amacıyla, 2,3 ve 4 mM Fe²⁺ dozlarında, 5, 10 ve 15 mM H₂O₂ dozlarında ve farklı hidrolik bekleme sürelerinde sürekli işletilmiştir. En yüksek giderim verimi pH 3.0 değerinde 10 mM H₂O₂ dozu ve 3 mM Fe²⁺ ile elde edilmiştir. Farklı hidrolik bekleme sürelerinde sürekli işletilen Fenton oksidasyonunda kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) giderim verimi %70 ve toplam organik karbon (TOK) giderim verimi %76 dolaylarında elde edilmiştir. Membran istem öncesinde, düşük maliyetli tarımsal atıklardan elde edilen karbonların katalizör olarak kullanıldığı H₂O₂ ve PMS oksidasyonu ile KOİ ve TOK giderim veriminin artırılması hedeflenmiştir. Bu amaçla kullanılan ticari aktif karbon, manyetik aktif karbon ve çam fıstığı aktif karbonların katalizörlüğünde, PMS ve H₂O₂ oksidanları ile gerçekleştirilen oksidasyonlarda KOİ giderim verimleri sırasıyla %79, %81 ve %83'e ulaşmıştır. Tekstil atıksuyu oksidasyon sonrasında 2,4,6 ve 8 bar basınçlarda MF ve TO membranlarından geçirilmiş, elde edilen ürün ve konsantrede KOİ giderim verimleri ve geri kazanım oranları hesaplanmıştır. En verimli giderim performansının; ürün KOİ değerinin <10 mg/L, iletkenliğin 25 µs/cm ve rengin tamamen giderildiği, çam fıstığından elde edilen aktif karbon katalizörlüğünde H₂O₂ oksidasyonu ile gerçekleştiği gözlemlenmiştir. Tekstil endüstrisi atıksuyu arıtımı için önerilen bu birleşik süreç, atıksuyun geri kazanımı için iletkenlik, KOİ ve renk parametreleri açısından verimli bir süreç olarak değerlendirilmiştir.

Anahtar Sözcükler: Fenton, Membran, Tekstil Endüstrisi Atıksuları

ABSTRACT

RECOVERY OF TEXTILE INDUSTRY WASTEWATER BY MEMBRANE-ASSISTED ADVANCED OXIDATION PROCESSES

Handan ATALAY EROĞLU
Ondokuz Mayıs University
Institute of Graduate Studies
Department of Environmental Engineer
Ph.D., June/2023
Supervisor: Prof. Dr. Feryal AKBAL

The aim of this study is to investigate effective and low-cost recovery processes for textile industry wastewater, evaluate alternatives to reduce membrane fouling, and determine wastewater recovery processes that maximize water reuse and minimize waste generation in the textile industry. In this study, a laboratory-scale system incorporating membrane-supported advanced oxidation processes has been designed for the recovery of textile wastewater. The study integrated Fenton, Photo-Fenton, activated carbon/H₂O₂, and activated carbon/PMS oxidation processes with a membrane system that includes microfiltration (MF) and reverse osmosis (RO) processes.

Fenton and Photo-Fenton processes were continuously operated at different hydraulic retention times, with doses of 2, 3, and 4 mM Fe²⁺ and 5, 10, and 15 mM H₂O₂, to determine the optimum conditions. The highest removal efficiency was achieved with a pH of 3.0, 10 mM H₂O₂, and 3 mM Fe²⁺. Continuous Fenton oxidation operated at different hydraulic retention times resulted in chemical oxygen demand (COD) removal efficiency of around 70% and total organic carbon (TOC) removal efficiency of around 76%. Prior to the membrane system, low-cost carbon obtained from agricultural waste was used as a catalyst in H₂O₂ and PMS oxidation to increase COD and TOC removal efficiency. Using commercial activated carbon, magnetic activated carbon, and pine nut activated carbon as catalysts, COD removal efficiencies of 79%, 81%, and 83%, respectively, were achieved in oxidations.

Textile wastewater was passed through MF and RO membranes at pressures of 2, 4, 6, and 8 bars after oxidation, and the COD removal efficiencies and recovery rates of the product and concentrate were calculated. The most efficient removal performance was observed with pine nut activated carbon as the catalyst in H₂O₂ oxidation, resulting in a product COD value of <10 mg/L, conductivity of 25 µs/cm, and complete color removal. This combined process proposed for textile industry wastewater treatment is considered an efficient process in terms of conductivity, COD, and color parameters for wastewater recovery.

Keywords: Fenton, Membrane, Textile Industry Wastewaters

ÖN SÖZ VE TEŞEKKÜR

Akademik hayatıma güçlü bir rol model olan, her durumda farklı bir perspektife sahip oluşuyla beni her zaman kendisine hayran bırakan sevgili danışmanım Prof. Dr. Feryal AKBAL'a en derin minnettarlığımı ifade etmek isterim.

Bu tez çalışması süresince değerli zamanları ve önerileri için tez izleme komitesi üyeleri Prof. Dr. E.Burcu ÖZKARAOVA ve Doç. Dr. Mevlüt GÜRBÜZ'e teşekkür ederim.

Laboratuvar süreçlerini paylaştığımız, dinginliği ve naifliği ile bulunduğu ortama huzur veren sevgili Nihan KADIOĞLU'na teşekkür ederim.

Tecrübesi ile bana yol gösteren ve bunu dostluğu ile pekiştiren Gözde ÖZBAYRAM'a teşekkür ederim. İlk tanıştığımız andan itibaren hissettirdiği sevgi ve güven için Başak AYDIN FIRAT'a teşekkür ederim.

Kararlarımı destekleyen ve beni her zaman sevgileriyle bütün hissettiren bir aileye sahip olduğum için canım annem Fatma ATALAY ve canım babam Yusuf ATALAY'a teşekkür ederim. Diğer yarım, annem ile babamın en güzel armağanı, neşe kaynağım canımın içi kardeşim Ahmet ATALAY'a her zaman desteğini derinden hissettirdiği için teşekkür ederim.

Süreç boyunca her türlü zorluğu kolay kılan, motive ve teşvik eden, sevgili yol arkadaşım Osman EROĞLU'na teşekkür ederim.

Handan ATALAY EROĞLU



Aileme...

İÇİNDEKİLER

TEZ KABUL VE ONAYI	i
BİLİMSEL ETİĞE UYGUNLUK BEYANI	ii
TEZ ÇALIŞMASI ÖZGÜNLÜK RAPORU BEYANI	ii
ÖZET	iii
ABSTRACT	iv
ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR	v
İÇİNDEKİLER	vii
SİMGELER VE KISALTMALAR	x
ŞEKİLLER DİZİNİ	xi
TABLolar DİZİNİ	xv
1. GİRİŞ	1
2. GENEL BİLGİLER	3
2.1. Tekstil Endüstrisi	3
2.2. Türkiye’de Tekstil Endüstrisinin Genel Durumu	3
2.3. Tekstil Endüstrisinde Kullanılan İşlem Basamakları	4
2.3.1. Haşılama ve Haşıl Sökme	5
2.4. Ovma	6
2.5. Ağartma	6
2.6. Mersevizasyon	6
2.7. Boyama	7
2.8. Baskı	8
2.9. Apreleme	8
2.10. Tekstil Endüstrisinde Kullanılan Boyar Maddeler	8
2.11. Tekstil Boyalarının Sınıflandırılması	11
2.11.1. Dispers Boyalar	11
2.11.2. Direkt Boyalar	11
2.11.3. Reaktif Boyalar	12
2.11.4. Vat Boyalar	13
2.11.5. Bazik Boyalar	13
2.11.6. Asit Boyalar	14
2.11.7. Kükürt Boyalar	14
2.11.8. Azo Boyalar	15
2.11.9. Mordant Boyalar	16
2.12. Tekstil Endüstrisi Atıksularının Karakterizasyonu	17
2.13. Tekstil Endüstrisi Atıksularının Arıtımı	20
2.13.1. Birincil Arıtım	22
2.13.2. İkincil Arıtım	22
2.13.3. Üçüncül Arıtım	24
3. TEKSTİL ENDÜSTRİSİ ATIK SULARININ GERİ KAZANIMI	25
3.1. İleri Oksidasyon Prosesleri	25
3.1.1. Kimyasal Oksidasyon	29
3.1.1.1. Fenton Prosesi	29
3.1.1.2. Fenton Benzeri Prosesler (Fe^{3+} / H_2O_2)	31
3.1.1.3. Ozon (O_3)	32
3.1.1.4. Peroksonasyon (O_3 / H_2O_2)	34
3.1.1.5. Islak Hava ve Katalitik Islak Hava Oksidasyonu	35
3.1.2. Fotokimyasal Prosesler	36
3.1.2.1. Foto-Fenton Prosesi	36
3.1.2.2. Peroksit’in Fotolizi (H_2O_2 / UV)	38
3.1.2.3. O_3 / UV	38
3.1.2.4. (O_3 / H_2O_2 / UV)	39
3.1.2.5. Homojen Fotokataliz (Fe^{3+} / UV)	40

3.1.2.6. Heterojen Fotokataliz (TiO_2 / UV).....	40
3.1.3. Sonokimyasal Prosesler	42
3.1.3.1. Ultrasonik Radyasyon.....	42
3.1.3.2. Sono-Fenton Prosesi	43
3.1.4. Elektrokimyasal Prosesler	44
3.1.4.1. Anodik Oksidasyon.....	44
3.1.4.2. Elektro-Fenton Prosesi.....	45
3.2. Membran Prosesler	47
3.2.1. Yapı ve Morfolojiye Dayalı Sınıflandırma	50
3.2.1.1. İnorganik Membranlar	50
3.2.1.2. Organik Membranlar.....	50
3.2.2. Geometrisine Göre Sınıflandırma	51
3.2.2.1. Düz levha modülü	52
3.2.2.2. Sarmal şekilli	52
3.2.2.3. Hollow-Fiber modül.....	52
3.2.2.4. Tübüler modül.....	53
3.2.2.5. Kapiller modül	53
3.2.3. Ayırma Mekanizmasına Göre Sınıflandırma	53
3.2.4. Ayırma Sürecine Göre Sınıflandırma	53
3.2.5. Membran Ayırma Yöntemleri.....	55
3.2.5.1. Mikrofiltrasyon (MF).....	55
3.2.5.2. Ultrafiltrasyon (UF)	56
3.2.5.3. Nanofiltrasyon (NF).....	56
3.2.5.4. Ters Osmoz (TO).....	57
3.2.6. Moleküler Ağırlık Engelleme Sınırı (MWCO).....	58
3.2.7. Konsantrasyon Polarizasyonu.....	58
3.2.8. Membran Tıkanması	59
3.3. Atıksu Geri Kazanım	60
4. MATERYAL VE METOD.....	65
4.1. Çalışma Alanı.....	65
4.2. Atıksu Özellikleri.....	65
4.3. Oksidasyon Denemeleri	66
4.4. Membran Destekli İleri Oksidasyon Sisteminin Sürekli İşletilmesi	68
4.4.1. Fenton ve Foto-Fenton Oksidasyonu	68
4.4.2. Membran Filtrasyonu.....	70
4.5. Konsantre akıma oksidasyon uygulanması	71
4.6. Aktif karbonun katalizör olarak kullanılmasıyla gerçekleştirilen oksidasyon denemeleri.....	73
4.7. Aktif Karbon Hazırlanması.....	74
4.8. İstatistiksel Analiz.....	74
4.8.1. Yapay Sinir Ağları (Artificial Neural Network ANN)	74
4.9. Gerçekleştirilen Analizler	76
4.9.1. pH ve Elektriksel iletkenlik (EI)	76
4.9.2. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ).....	76
4.9.3. Renk analizleri	76
4.9.4. Toplam organik karbon (TOK).....	76
4.9.5. Metal Ölçümleri	77
4.9.6. İyon Ölçümleri	77
5. BULGULAR VE TARTIŞMA.....	78
5.1. Fenton ve Foto-Fenton Oksidasyonu	78
5.1.1. Hidrolik Bekleme Süresinin Etkisi	78
5.1.2. pH Etkisi	83
5.1.3. Fe^{2+} Konsantrasyonu Etkisi.....	84

5.1.4. H ₂ O ₂ Konsantrasyonu Etkisi.....	90
5.2. Fenton ve Membran Proseslerinin Entegrasyonu	96
5.2.1. Membran Öncesi Fenton Oksidasyonu	96
5.2.2. Membran Sonrası Oluşan Konsantre Akımda Fenton Oksidasyonu.....	98
5.3. LC-MS Analizi Sonuçları	103
5.4. İyon Analizi Sonuçları	104
5.5. Fenton Oksidasyonu ve Membranın Birleşik Sisteminde Sistemden Elde Edilen Arıtılmış Atıksuyun Geri Kazanım Olanaklarının Araştırılması	109
5.6. İstatistiksel Analiz (ANN)	110
5.6.1. Fenton Prosesi için ANN Sonuçları	111
5.6.2. Foto-Fenton Prosesi için ANN Sonuçları	114
5.7. Aktif Karbonun Katalizör Olarak Kullanılmasıyla Gerçekleşen Oksidasyon Sonuçları	118
5.7.1. Çam Fıstığı Aktif Karbonunun Katalizör Olarak Kullanılmasıyla Gerçekleşen Oksidasyonu Sonuçları	120
5.7.2. Ticari Aktif Karbonun Katalizör Olarak Kullanılmasıyla Gerçekleşen Oksidasyon Sonuçları	126
5.7.3. Manyetik Aktif Karbonun Katalizörlüğünde Gerçekleştirilen Oksidasyon Sonuçları	133
5.8. Oksidasyonunun Membran sistem ile birleştirilmesi.....	139
5.8.1. Atıksuyun Membran sistemden geçirilmesi.....	139
5.8.2. Fenton sonrası arıtılmış atıksuyun membran sistemden geçirilmesi.....	142
5.8.3. Ticari Aktif Karbonun Katalizör Olarak Kullanılmasıyla Gerçekleştirilen Oksidasyon Sonucu Elde Edilen Arıtılmış Atıksuyun Membran Sistemden Geçirilmesi	145
5.8.4. Manyetik Aktif Karbonun Katalizör Olarak Kullanılmasıyla Gerçekleştirilen Oksidasyon Sonucu Elde Edilen Arıtılmış Atıksuyun Membran Sistemden Geçirilmesi	149
5.8.5. Çam Fıstığı Aktif Karbonun Katalizör Olarak Kullanılmasıyla Gerçekleştirilen Oksidasyon Sonucu Elde Edilen Arıtılmış Atıksuyun Membran Sistemden Geçirilmesi	153
5.9. Kesikli Olarak İşletilen, Farklı Aktif Karbonun Katalizörlüğünde Gerçekleştirilen Oksidasyon ve Membranın Birleşik Olduğu Sistemde Geri Kazanım.....	157
6. SONUÇ	159

SİMGELER VE KISALTMALAR

BOİ	: Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
IHO	: Islak Hava Oksidasyonu
İOP	: İleri Oksidasyon Prosesleri
KIHO	: Katalitik Islak Hava Oksidasyonu
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MF	: Mikrofiltrasyon
MWCO	: Molekül Ağırlığı Engelleme Sınırı
NF	: Nanofiltrasyon
UF	: Ultrafiltrasyon
UV	: Ultraviyole Işın
TO	: Ters Osmoz
TOK	: Toplam Organik Karbon
PMS	: Peroksimonosülfat

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. Tekstil üretim endüstrisinin farklı aşamalarında yer alan başlıca kirlenici bileşenler.....	5
Şekil 2.2. Tekstil atıksularının arıtım yöntemleri (Senthil Kumar and Saravanan 2017)	21
Şekil 3.1. Atıksularda uygulanan İleri Oksidasyon Prosesleri (Ameta and Ameta 2018, Kumari and Kumar 2023).....	29
Şekil 3.2. Fotokatalitik bozunma mekanizması (Muthu, Khadir et al. 2021)	41
Şekil 3.3. Tipik bir membran ayırım süreci (Rezakazemi and Younas 2021)	48
Şekil 3.4. Membran sınıflandırılmasının genel kategorileri (Saleh and Gupta 2016)	49
Şekil 3.5. Membran tıkanması ve konsantrasyon polarizasyonu a. Konsantrasyon polarizasyonu b. Jel/tortu tabakası c. Gözenek tıkanması d. Gözenek adsorpsiyonu (Rezakazemi and Younas 2021).....	60
Şekil 3.6. Suyun yeniden kullanım alternatifleri (EPA 2012)	61
Şekil 4.1. Tesise ait atıksu arıtım proses şeması	65
Şekil 4.2. Laboratuvar Ölçekli Reaktör Akım Şeması.....	67
Şekil 4.3. Proses Akış Diyagramı	68
Şekil 4.4. Entegre Oksidasyon ve Membran Proses Akım Şeması.....	72
Şekil 5.1. Fenton Oksidasyonu Zamana Karşı % Renk, KOİ ve TOK Verimleri (pH: 3, Fe ²⁺ : 3 mM, H ₂ O ₂ : 10 mM).....	79
Şekil 5.2. Foto-Fenton Oksidasyonu Zamana Karşı % Renk, KOİ ve TOK Verimleri (pH: 3, Fe ²⁺ : 3 mM, H ₂ O ₂ : 10 mM)	81
Şekil 5.3. Fenton, Foto-Fenton Oksidasyonunda KOİ Giderim Verimlerinin Karşılaştırılması (pH: 3, Fe ²⁺ : 3 mM, H ₂ O ₂ : 10 mM).....	81
Şekil 5.4. Fenton, Foto-Fenton Oksidasyonu TOK Giderim Verimlerinin Karşılaştırılması (pH: 3, Fe ²⁺ : 3 mM, H ₂ O ₂ : 10 mM)	82
Şekil 5.5. Fenton Oksidasyonunda Fe ⁺² Dozuna Göre KOİ Giderim Verimleri (pH: 3, H ₂ O ₂ : 10 mM).....	85
Şekil 5.6. Fenton Oksidasyonunda Fe ⁺² Dozuna Göre TOK Giderim Verimleri (pH: 3, H ₂ O ₂ : 10 mM).....	86
Şekil 5.7. Fenton Oksidasyonunda Fe ⁺² Dozuna Göre Renk Giderim Verimleri (pH: 3, H ₂ O ₂ : 10 mM).....	86
Şekil 5.8. Foto-Fenton Oksidasyonunda Fe ⁺² Dozuna Göre KOİ Giderim Verimleri (pH: 3, H ₂ O ₂ : 10 mM).....	88
Şekil 5.9. Foto-Fenton Oksidasyonunda Fe ⁺² Dozuna Göre TOK Giderim Verimleri (pH: 3, H ₂ O ₂ : 10 mM).....	89
Şekil 5.10. Foto-Fenton Oksidasyonunda Fe ⁺² Dozuna Göre Renk Giderim Verimleri (pH: 3, H ₂ O ₂ : 10 mM).....	89
Şekil 5.11. Fenton Oksidasyonunda Farklı H ₂ O ₂ Dozlarında KOİ Giderim Verimleri (pH: 3, Fe ²⁺ : 3 mM)	92
Şekil 5.12. Fenton Oksidasyonunda Farklı H ₂ O ₂ Dozlarında TOK Giderim Verimleri (pH: 3, Fe ²⁺ : 3 mM)	92

Şekil 5.13. Fenton Oksidasyonunda Farklı H_2O_2 Dozlarında Renk Giderim Verimleri (pH: 3, Fe^{2+} : 3 mM)	93
Şekil 5.14. Foto-Fenton Oksidasyonunda Farklı H_2O_2 Dozlarında KOİ Giderim Verimleri (pH: 3, Fe^{2+} : 3 mM).....	94
Şekil 5.15. Foto-Fenton Oksidasyonunda Farklı H_2O_2 Dozlarında TOK Giderim Verimleri (pH: 3, Fe^{2+} : 3 mM).....	95
Şekil 5.16. Foto-Fenton Oksidasyonunda Farklı H_2O_2 Dozlarında Renk Giderim Verimleri (pH: 3, Fe^{2+} : 3 mM).....	95
Şekil 5.17. Oksidasyon ve membran sistemin entegrasyonu ile sürekli işletilen sistemde KOİ TOK ve renk giderim verimleri	98
Şekil 5.18. Tekstil atıksuyun ters osmos membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün akımdaki KOİ, TOK ve renk giderim verimleri	100
Şekil 5.19. Tekstil atıksuyunun ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen konsantre akıma uygulanacak oksidasyon için farklı Fe^{2+} ve H_2O_2 dozlarında KOİ, TOK ve renk giderim verimleri	102
Şekil 5.20. Tekstil atıksuyunun ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen konsantre akıma uygulanan oksidasyon sonucunda elde edilen KOİ ve TOK giderim verimleri	103
Şekil 5.21. Tekstil atıksuyu LC-MS spektrumu.....	103
Şekil 5.22. Fenton oksidasyonu uygulanan tekstil atıksuyuna ait LC-MS spektrumu.....	104
Şekil 5.23. Fenton-MF-TO prosesleri ile arıtılmış tekstil atıksuyuna ait LC-MS spektrumu	104
Şekil 5.24. Atıksuyun ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantre akımdaki anyonlar.....	106
Şekil 5.25. Atıksuyun ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantre akımdaki katyonlar.....	106
Şekil 5.26. Atıksuyun Fenton oksidasyonu sonrasında ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantre akımdaki anyonlar.....	108
Şekil 5.27. Atıksuyun Fenton oksidasyonu sonrasında ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantre akımdaki anyonlar.....	109
Şekil 5.28. Fenton ve foto-Fenton için optimize edilmiş ANN yapısı.....	111
Şekil 5.29. Fenton prosesi için KOİ giderim verimi ile ANN kullanarak tahmin edilen değerler arasındaki ilişki.....	113
Şekil 5.30. Fenton prosesi için TOK giderim verimi ile ANN kullanarak tahmin edilen değerler arasındaki ilişki.....	114
Şekil 5.31. Foto-Fenton prosesi için KOİ giderim verimi ile ANN kullanarak tahmin edilen değerler arasındaki ilişki.....	116
Şekil 5.32. Foto-Fenton prosesi için TOK giderim verimi ile ANN kullanarak tahmin edilen değerler arasındaki ilişki.....	117
Şekil 5.33. Aktif karbon türlerinin katalizör olarak kullanıldığı durumda H_2O_2 ve PMS kullanımında % KOİ ve renk giderim verimleri.....	119
Şekil 5.34. H_2O_2 ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum karbon dozu denemesi	121
Şekil 5.35. H_2O_2 ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum süre denemesi.....	122
Şekil 5.36. H_2O_2 ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum pH denemesi	122

Şekil 5.37. Çam fıstığı aktif karbon katalizörlüğünde optimum H_2O_2 dozu denemesi.....	123
Şekil 5.38. PMS ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum karbon dozu denemesi.....	124
Şekil 5.39. PMS ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum süre denemesi.....	124
Şekil 5.40. PMS ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum pH denemesi.....	125
Şekil 5.41. Çam fıstığı aktif karbon katalizörlüğündeki oksidasyonda PMS dozu denemesi.....	126
Şekil 5.42. H_2O_2 ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum karbon dozu denemesi	128
Şekil 5.43. H_2O_2 ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum süre denemesi.....	129
Şekil 5.44. H_2O_2 ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum pH denemesi	129
Şekil 5.45. Ticari aktif karbon katalizörlüğündeki oksidasyonda H_2O_2 dozu denemesi.....	130
Şekil 5.46. PMS ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum karbon dozu denemesi.....	131
Şekil 5.47. PMS ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum süre denemesi	131
Şekil 5.48. PMS ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum pH denemesi.....	132
Şekil 5.49. Ticari aktif karbon katalizörlüğündeki oksidasyonda PMS dozu denemesi	132
Şekil 5.50. H_2O_2 ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum karbon dozu denemesi	134
Şekil 5.51. H_2O_2 ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum süre denemesi.....	135
Şekil 5.52. H_2O_2 ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum pH denemesi	135
Şekil 5.53. Manyetik aktif karbon katalizörlüğündeki oksidasyonda H_2O_2 dozu denemesi	136
Şekil 5.54. PMS ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum karbon dozu denemesi.....	137
Şekil 5.55. PMS ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum süre denemesi	137
Şekil 5.56. PMS ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum pH denemesi.....	138
Şekil 5.57 Manyetik aktif karbon katalizörlüğündeki oksidasyonda PMS dozu denemesi .	139
Şekil 5.58. Tekstil atıksuyunun membran sistemde farklı basınçlarda ürünlerdeki konsantrasyon değişimi	140
Şekil 5.59. Tekstil atıksuyunun membran sistemde farklı basınçlarda konsantredeki konsantrasyon değişimi	141
Şekil 5.60. Tekstil atıksuyunun farklı basınçlardaki giderim verimi	141
Şekil 5.61. Atıksuyun farklı basınçlardaki geri kazanım oranı.....	142
Şekil 5.62. Fenton sonrası arıtılmış atıksuyun membran sistemde farklı basınçlarda ürünlerdeki konsantrasyon değişimi	143
Şekil 5.63. Fenton sonrası arıtılmış atıksuyun membran sistemde farklı basınçlarda konsantredeki konsantrasyon değişimi.....	144
Şekil 5.64. Fenton sonrası arıtılmış atıksuyun membran sistemde farklı basınçlardaki giderim verimleri	144
Şekil 5.65. Fenton sonrası arıtılmış atıksuyun membran sistemde farklı basınçlardaki geri kazanım oranları	145
Şekil 5.66. Ticari aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile ürün konsantrasyonlarındaki değişim	147
Şekil 5.67. Ticari aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile konsantre konsantrasyonlarındaki değişim	148

Şekil 5.68. Ticari aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile giderim verimleri	148
Şekil 5.69. Ticari aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile geri kazanım oranları	149
Şekil 5.70. Manyetik aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile ürün konsantrasyonlarındaki değişim.....	151
Şekil 5.71. Manyetik aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile konsantre konsantrasyonlarındaki değişim.....	151
Şekil 5.72. Manyetik aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile giderim verimleri.....	152
Şekil 5.73. Manyetik aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile geri kazanım oranları.....	152
Şekil 5.74. Çam fıstığı aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile ürün konsantrasyonlarındaki değişim.....	154
Şekil 5.75. Çam fıstığı aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile konsantre konsantrasyonlarındaki değişim.....	155
Şekil 5.76. Çam fıstığı aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile giderim verimleri.....	155
Şekil 5.77. Çam fıstığı aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile geri kazanım oranları.....	156

TABLÖLER DİZİNİ

Tablo 2.1. Tekstil boyalarının endüstriyel uygulama kategorilerine göre sınıflandırılması (Samsami, Mohamadizani et al. 2020)	16
Tablo 2.2. 1 kg renkli kumaş boyama işlemi için küresel envanter (Parisi, Fatarella et al. 2015).....	19
Tablo 3.1. Çeşitli Oksidanların Oksitleyici Potansiyellerinin Karşılaştırılması (Ameta and Ameta 2018)	27
Tablo 3.2. Farklı İleri Oksidasyon Proseslerinin Avantaj ve Dezavantajları.....	46
Tablo 3.3. Sürücü Kuvvetlere Göre Membran Ayırma İşlemlerinin Sınıflandırılması (Saleh and Gupta 2016)	54
Tablo 3.4. Sürücü Kuvvet, Retentat ve Permeat Bakımından Ayırma Sürecinin Özellikleri (Saleh and Gupta 2016)	55
Tablo 3.5 Artan arıtım düzeylerine uygun yeniden kullanım örnekleri (EPA 2012).....	61
Tablo 3.6. Tüm tekstil işlemleri için uygun su kalitesi (Vajnhandl and Valh 2014)	64
Tablo 4.1. Giriş atıksuyu karakterizasyonu (Ortalama değer 15 ölçümün ortalaması alınarak hesaplanmıştır).....	66
Tablo 5.1. Fenton Oksidasyonu Akış Denemesi (pH: 3, Fe ²⁺ : 3 mM, H ₂ O ₂ : 10 mM).....	78
Tablo 5.2. Foto-Fenton Oksidasyonu Süre Denemesi (pH: 3, Fe ²⁺ : 3 mM, H ₂ O ₂ : 10 mM) .	80
Tablo 5.3 Fenton Oksidasyonu Fe ²⁺ Dozu Denemesi (pH: 3, H ₂ O ₂ : 10 mM)	84
Tablo 5.4. Foto-Fenton Oksidasyonu Fe ²⁺ Dozu Denemesi (pH: 3, H ₂ O ₂ : 10 mM).....	87
Tablo 5.5. Fenton Oksidasyonu H ₂ O ₂ Dozu Denemesi (pH: 3, Fe ²⁺ : 3 mM)	91
Tablo 5.6. Foto-Fenton Oksidasyonu H ₂ O ₂ Dozu Denemesi (pH: 3, Fe ²⁺ : 3 mM).....	93
Tablo 5.7. Oksidasyon ve membran sistemin entegrasyonu ile sürekli işletilen sistem	97
Tablo 5.8. Oksidasyon ve membran sistemin entegrasyonu ile sürekli işletilen sistemde membrandaki basınç ve akı değişimleri	98
Tablo 5.9. Tekstil atıksuyun ters osmos membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantrasyon.....	99
Tablo 5.10. Tekstil atıksuyun ters osmos membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantrasyon akımındaki basınç ve akı değişimleri	100
Tablo 5.11. Tekstil atıksuyunun ters osmos membranından geçirilmesiyle elde edilen konsantrasyon akıma uygulanacak oksidasyon için Fe ²⁺ ve H ₂ O ₂ dozu denemesi	101
Tablo 5.12. Tekstil atıksuyunun ters osmos membranından geçirilmesiyle elde edilen konsantrasyon akıma uygulanan oksidasyon	102
Tablo 5.13 Atıksuyun ters osmos membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve atıktaki bulunan iyonlar	105
Tablo 5.14 Atıksuyun Fenton oksidasyonu sonrasında ters osmos membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantrasyonda bulunan iyonlar.....	107
Tablo 5.15. Arıtılmış atık suyun farklı geri kazanım standartlarına uygunluğu	110
Tablo 5.16 Fenton oksidasyonunda KOİ ve TOK için üretilen yapay sınırların ağırlıkları. 111	
Tablo 5.17. Fenton prosesi için bağımsız değişken önem düzeyi.....	112

Tablo 5.18. Foto-Fenton oksidasyonunda KOİ ve TOK için üretilen yapay sınırların ağırlıkları	115
Tablo 5.19. Foto-Fenton prosesi için bağımsız değişken önem düzeyi	115
Tablo 5.20. Ticari aktif karbon ve Çam Fıstığı aktif karbon özellikleri	119
Tablo 5.21. Çam fıstığından elde edilen aktif karbonda H ₂ O ₂ ve PMS oksidanları ile optimizasyon.....	120
Tablo 5.22. Ticari aktif karbonda H ₂ O ₂ ve PMS oksidanı ile optimizasyon.....	127
Tablo 5.23. Manyetik karbonda H ₂ O ₂ ve PMS oksidanları ile optimizasyon.....	133
Tablo 5.24. Tekstil atıksuyunun membrandan geçirilmesi ile elde edilen ürün ve konsantre akımına ait verimler.....	140
Tablo 5.25. Fenton sonrası arıtılmış atıksuyun membrandan geçirilmesi ile elde edilen ürün ve konsantre akımına ait verimler	142
Tablo 5.26. Ticari aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun membrandan geçirilmesi ile elde edilen ürün ve konsantre akımına ait verimler ..	146
Tablo 5.27. Manyetik aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun membrandan geçirilmesi ile elde edilen ürün ve konsantre akımına ait verimler ..	150
Tablo 5.28. Çam Fıstığından elde edilen aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile geri kazanım oranları	153
Tablo 5.29. Arıtılmış atıksuyun farklı geri kazanım standartlarına uygunluğu	157

1. GİRİŞ

Sanayi devrimi insan hayatını ve sağlık sistemini iyileştirmiş olsa da, çevresel anlamda ortaya çıkan olumsuz sonuçlar dünyayı ciddi bir tehlikeyle karşı karşıya bırakmıştır (Kadhom, Albayati et al. 2020). Tüm evren ve dünyadaki canlı organizmaların varlığı tamamen suya bağlıdır. Nüfustaki hızlı artış, sanayileşme, atıksuların uygun olmayan şekilde deşarjı ve iklim değişikliği, doğal su döngüsü üzerinde büyük bir etkiye neden olmuştur. Temiz su talebindeki hızlı artışla birlikte, artan bu tatlı su talebini karşılamak için başka alternatifleri keşfetme yönünde bir baskı oluşmuştur. Yeraltı sularının uygunsuz atık deşarjı ile kirlenmesinin azaltılması, endüstriyel atıksu arıtımı, yenilikçi yaklaşımların kullanılması gibi çeşitli çalışmalar küresel su krizi sorunlarını hafifletmek için uygulanmaktadır (Momina and Ahmad 2023). Tekstil endüstrisi, dünyanın en büyük endüstrileri arasında olmasına rağmen, atıksularda yüksek düzeyde boya, tehlikeli metalik bileşenler ve kimyasallar içermektedir. Tekstil atıksuları, toksik kompleks elementler içeren tehlikeli atıklardır, uygun şekilde bertaraf edilmediği takdirde çevreye zarar verebilir, su ekosistemlerini ve insan sağlığını tahrip edebilir. Boya atıksularından kaynaklanan kirleticiler, ekosistemlerin toplulukların ihtiyaç duyduğu işlevlerini yerine getirmesini engellemekte ve çevresel sürdürülebilirliği tehdit etmektedir. Tekstil boyama endüstrisinin atık su deşarjlarının yoğun rengi sebebiyle neden olduğu kirlilik gizlenemez ve bu boyaların biyolojik olarak parçalanmalarının zayıf olması nedeniyle kalıcıdır (Amalina, Razak et al. 2022). Tekstil endüstrisinde kullanılan boyalar doğal ve sentetik boyalar olmak üzere ikiye ayrılır. Doğal boyalar genelde sentetik boyalardan daha az alerjik, daha az zehirlidirler ve biyolojik olarak kolay parçalanabilirler. Sentetik boyalar tipik olarak kullanımlarına, kimyasal yapılarına, iyonik formlarına, çözelti durumlarına ve renklerine göre sınıflandırılır. Boyaları organize etmenin en etkili yöntemi, sayısız avantaj sağlayan kimyasal yapılarıdır. Sentetik boyalar, mevcut biyolojik ve fiziksel dirençli renklendirme maddesi gereksinimlerini karşılamak üzere formüle edilmiştir. Böylece, özellikle tekstil ve kumaş endüstrilerinde sentetik boyalar yerleşmiş ve yavaş yavaş doğal boyaların yerini almıştır (Amalina, Razak et al. 2022). Kimyasal yapıları çok çeşitlidir, örneğin çok farklı kimyasal ve fiziksel özelliklere sahip azo ve nitro boyalar, ftalosiyanın ve diarilmetan boyalar mevcuttur. Boyalar, ışığı emen ve görünür bölgeye renk veren karmaşık doymamış organik maddelerdir.

Bu çalışmada, tekstil endüstrisi atıksuları için etkili ve düşük maliyetli geri kazanım proseslerinin araştırılması, membran konsantrelerinin azaltılmasına yönelik alternatiflerin değerlendirilmesi ve tekstil endüstrisi için maksimum su geri kazanımı ve minimum atık oluşumu sağlayan atıksu geri kazanım proseslerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Membran sistemlerin işletilmesinde karşılaşılan en önemli sorunlardan biri olan membran kirlenmesi membran performansını, verimini ve dolayısıyla membran teknolojisinin yaygın olarak uygulanmasını sınırlandıran bir faktör olarak kabul edilmektedir. Membran kirlenmesi zamanla süzüntü akışında meydana gelen azalama olarak gözlenir ve geri dönüşümlü veya geri dönüşümsüz olabilir. Bu çalışmada tekstil atıksularının geri kazanımını sağlayacak laboratuvar ölçeğinde İOP-membran içeren entegre bir arıtma sisteminin tasarlanması ve sürekli işletim için optimum koşulların belirlenmesi hedeflenmiştir. Ayrıca ileri oksidasyon proseslerinin performansının membran kirlenmesinin azaltılması açısından da incelenmesi ve membran sistemlerin daha uzun süreli ve daha verimli işletilmesini sağlayan proses koşullarının belirlenmesi de hedeflenmiştir.

Tekstil endüstrisi yüksek oranda su kullanan ve bunun sonucu olarak da yüksek miktarda atıksu oluşturan endüstrilerden biridir. Tekstil endüstrisi atıksularının arıtımı ve geri kazanımı amacıyla birçok çalışma gerçekleştirilmiştir. Yapılan çalışmalarda genellikle çeşitli proses kombinasyonları kullanılarak tekstil atıksularının geri kazanımı üzerinde durulmuştur. Bununla birlikte, membran konsantrelerinin azaltılması ve bertarafı halen çözüm getirilmesi gereken konular arasındadır.

Bu çalışmada, tekstil endüstrisi atıksuları için etkili ve düşük maliyetli geri kazanım proseslerinin araştırılması, membran konsantrelerinin azaltılmasına yönelik alternatiflerin değerlendirilmesi ve tekstil endüstrisi için maksimum su geri kazanımı ve minimum atık oluşumu sağlayan atıksu geri kazanım proseslerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu kapsamda tekstil atıksularının geri kazanımını sağlayacak laboratuvar ölçeğinde İOP-membran içeren entegre bir arıtma sisteminin tasarlanması ve sürekli işletim için optimum koşulların belirlenmesi hedeflenmiştir. Ayrıca ileri oksidasyon proseslerinin performansının membran kirlenmesinin azaltılması açısından da incelenmesi ve membran sistemlerin daha uzun süreli ve daha verimli işletilmesini sağlayan proses koşullarının belirlenmesi de hedeflenmiştir.

2. GENEL BİLGİLER

2.1. Tekstil Endüstrisi

Tekstil, insan yaşamının önemli ihtiyaçları arasında gıdadan sonra ikinci sırada yer almaktadır. Tekstil endüstrisi lifleri ipliğe dönüştürür, ipliği kumaşlara veya ilgili ürünlere dönüştürür ve bu malzemeleri çeşitli üretim işlemleriyle boyayıp bitirir. Tekstil endüstrileri, ürün, proses ve hammadde çeşitleri açısından doğası gereği çok karmaşıktır. Islak işlem basamağı sırasında çok sayıda boya, kimyasal, yardımcı kimyasal ve ebatlama malzemesi kullanılmaktadır. Üretim sırasında kumaşın boyutlandırma, ovma, merserize etme, ağartma, boyama, baskı ve son işlem gibi çeşitli fiziksel ve kimyasal işlemlerden geçmesi gerekir. Bir tekstil endüstrisinde, kumaşlara istenen kaliteyi vermek için bir dizi boya ve yardımcı kimyasallar kullanılır. Endüstrinin atık suları doğası gereği oldukça alkalidir ve yüksek konsantrasyonda BOİ, KOİ, TSS ve alkalinite içerir ve deşarj edilmeden önce uygun şekilde arıtımı gerçekleşmediği sürece çevresel sorunlara neden olurlar (Ghaly, Ananthashankar et al. 2014, Kamal, Ahmed et al. 2016). Tekstil atıksularının bileşimi son derece heterojendir. Atık sular, boyama ve terbiye işlemlerinden elde edilen büyük miktarlarda toksik ve işlenmesi zor maddeler içerir (Al-Kdasi, Idris et al. 2004, Sabur, Khan et al. 2012). Tekstil endüstrisi atık suyunun en önemli sorunu, renklendirme için kullanılan boyalardır (Qadir and Chhipa 2015). Atık sular, yüzey aktif maddeler, tuzlar, ağır metaller, enzimler, oksitleyici ve indirgeyici maddeler dahil olmak üzere çok çeşitli kirleticiler içerir (Jo, Park et al. 2008). Tekstil tesislerinin çevresindeki hem yüzey suyunun hem de yeraltı suyunun kalitesi, çok kirli atıksuların deşarjı nedeniyle zamanla bozulmaktadır (Carneiro, Umbuzeiro et al. 2010, Prabha, Kumar et al. 2013).

2.2. Türkiye’de Tekstil Endüstrisinin Genel Durumu

Tekstil endüstrisi, dünyanın en büyük ve en yaygın üretim sektörlerinden biridir ve birçok ülkenin ekonomisinde önemli bir role sahiptir. Türkiye’de de tekstil sektörü, Cumhuriyet’in ilk yıllarında sanayileşme sürecinin başladığı sektörlerden biri olmuştur. Günümüzde ise teknolojik gelişmelerin de katkısıyla geniş bir ürün yelpazesine sahip olan tekstil sektörü, Türkiye ekonomisi için önemli bir sektördür.

Tekstil sektörü, Gayri Safi Yurtiçi Hasıla (GSYH) içinde önemli bir paya sahiptir. Ayrıca, sektör büyük bir istihdam sağlamak ve yüksek ihracat potansiyeliyle

dikkat çekmektedir. Türkiye'deki imalat sanayi üretiminin %8,8'ini ve imalat sanayinde yaratılan katma değerin %9,9'unu tekstil sektörü oluşturmaktadır.

Türkiye, tekstil sektöründe iplik, ev tekstili ve kot kumaş üretiminde Avrupa'nın en büyük kapasitesine sahiptir. Ancak, Türkiye'deki büyük tekstil sektörü çevresel sorunları da beraberinde getirmektedir. Tekstil sektörü, yoğun su tüketimiyle bilinir ve boya maddeleri, organik ve inorganik maddeler içeren atıksular oluşturur. Örneğin, Tekirdağ, Kırklareli ve Edirne illerindeki Meriç-Ergene havzasında, 2010 yılı verilerine göre günlük 200.000 m³ atıksu sadece tekstil sektöründen kaynaklanmaktadır. Bu nedenle, sürdürülebilir kalkınma için bu atıksuların uygun teknolojilerle arıtılması ve suyun geri kazanılması için çalışmalar yapılması önem arz etmektedir. Türkiye'deki tekstil endüstrisi, yıllık toplam su tüketiminin %15'inden sorumludur ve su tüketen en büyük ikinci endüstri olarak öne çıkar. Bu nedenle, tüketilen suyun arıtılması ve su kaynaklarının kirlenmesinin önlenmesi büyük önem taşımaktadır (Çoban and Kök 2005).

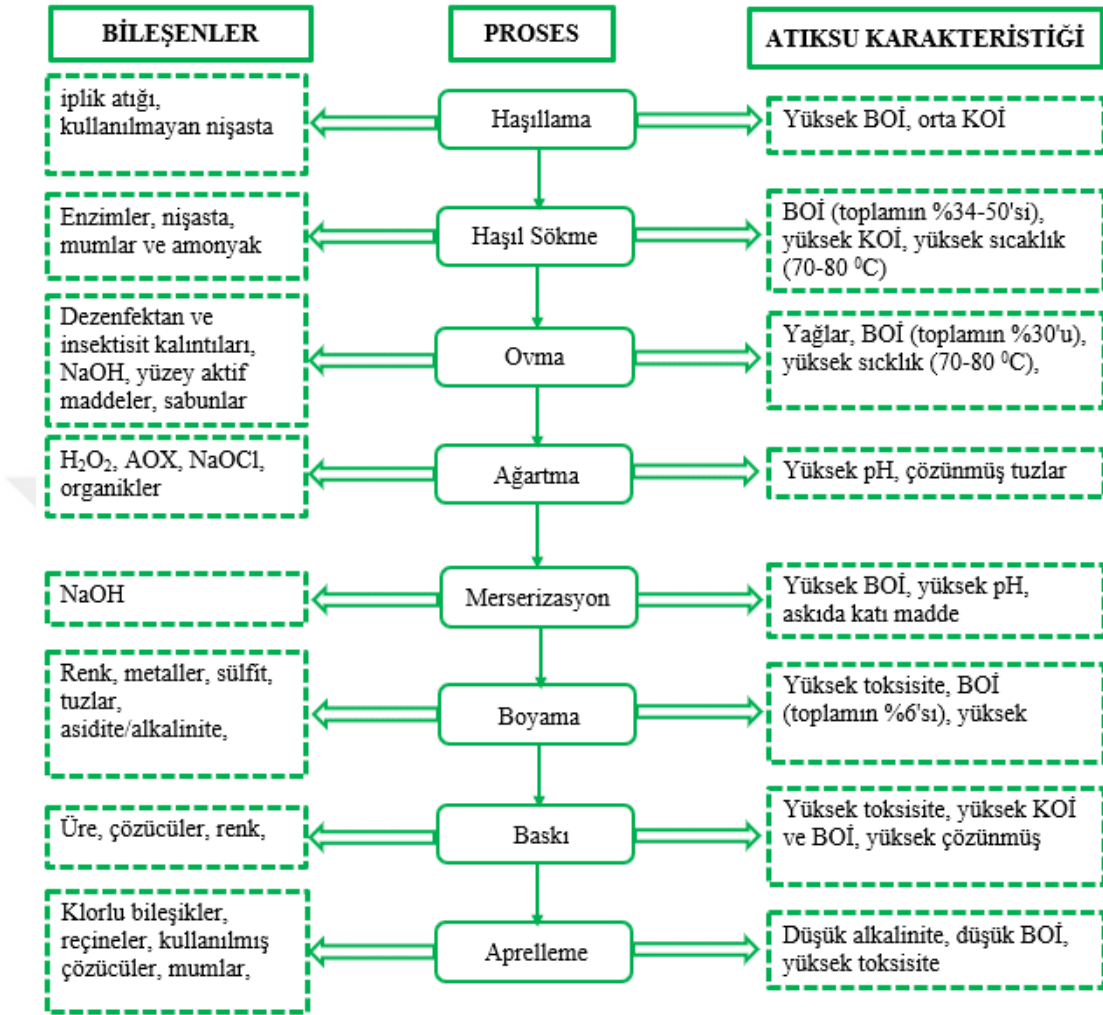
2.3. Tekstil Endüstrisinde Kullanılan İşlem Basamakları

Tekstil endüstrisi, giyim, ev ürünleri ve endüstriyel ürünlere ek işleme için tekstille ilişkili ürünleri (örneğin lifler, iplik ve kumaş) imal eden veya işleyen çeşitli tesisler kümesinden oluşur. Tekstil endüstrisi tesisleri elyafları çeşitli şekillerde toplar ve düzenler; elyafları iplik veya dokumaya dönüştürür; ipliği kumaşa veya diğer ürünlere dönüştürür ve tekstil imalatında yer alan çeşitli adımlar sırasında bu ürünleri boyayıp bitirir (Ghosh and Gangopadhyay 2000). Tekstil üretiminin gerçekleştiği dört aşama şunlardır;

- İplik oluşumu
- Kumaş oluşumu
- Kumaş işleme (ıslak işleme)
- Tekstil imalatı

Tekstil ıslak işleme, zarif ve pratik özelliklerini vererek tekstilde yüksek değere katkıda bulunduğu için tekstil imalatında kilit bir aşamadır. Tekstil ıslak işleme, ara ürün olarak çok miktarda su kullanılmasını gerektirir. Bu su, sabitlenmemiş boyalar, kimyasallar ve yardımcı maddelerle kirlenir ve son aşamada atık olarak deşarj edilir. Tekstil atıksularının arıtılması kompleks kimyasal karışım içerdiğinden zordur. Şekil

2.1’de Tekstil üretim endüstrisinin farklı aşamalarında yer alan başlıca kirlenici bileşenler gösterilmiştir.



Şekil 2.1. Tekstil üretim endüstrisinin farklı aşamalarında yer alan başlıca kirlenici bileşenler

2.3.1. Haşılama ve Haşıl Sökme

Haşılama işleminde iplik, dokuma, örme ve taftlamada kullanım kolaylığı için kaplanır. haşılama, polivinil alkol, karboksimetil selüloz ve polisiklik asitler gibi kimyasallar uygulanarak gerçekleştirilir. Yaklaşık 60.000 metre kumaş üreten ortalama bir değirmenden boşaltılan atık suda yaklaşık 750 kilogram (kg) haşıl maddesinin bulunduğu tahmin edilmektedir.

İplikte haşıl elementlerinin bulunması boyama, baskı ve terbiye gibi işlemleri zorlaştırır. Örneğin nişastanın varlığı, boyanın liflere dağılmasını engelleyebilir. Haşıl sökme işlemi sırasında, nişasta hidroliz veya oksidasyon yoluyla ayrılır veya suda çözünür bir duruma dönüştürülür (Madhu and Chakraborty 2017). Her bir haşıl sökme

işleminde sonra, tüm haşıl veya bozulmuş haşıl izleri, yıkama suyunun etkili bir şekilde ortadan kaldırılmasıyla iyice yıkanarak ayrılır. Yıkamadan sonra, buharla ısıtılan silindirlerde veya bir germe makinesinde sıcak hava ile termal kurutma gerçekleştirilir (Horrocks and Anand 2000). Haşıl sökme işlemi, yüksek düzeyde biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) içeren toplam atık su miktarına yaklaşık %50 katkıda bulunur. (Babu, Parande et al. 2007).

2.4. Ovma

Pamuk mumu ve pamuğun diğer selülozik olmayan bileşenleri, bu işlemde gliserol, eterler ve ovma çözücülerini gibi sıcak alkali, deterjan veya sabun çözeltileriyle ayrılır (Madhu and Chakraborty 2017). Ovma, sodyum hidroksit (NaOH), dezenfektanlar, deterjanlar, insektisit kalıntıları, pektin, katı yağlar, sıvı yağlar, balmumu, sıkma cilaları, örgü yağlayıcıları ve kullanılmış çözücülerin kullanımından biriken tekstil atık sularına büyük organik yüklere katkıda bulunan kesikli veya sürekli işlemlerde gerçekleştirilebilir. Bu atık suların pH'ı 10 ile 11 arasında değişen oldukça alkalidir (Sarayu and Sandhya 2012).

2.5. Ağartma

İpliğin içindeki doğal renk maddesi kumaşa kremsi bir görünüm kazandırır. Soluk ve parlak tonların üretilmesini sağlayacak beyaz iplik elde etmek için ipliğin renginin ağartılarak renginin açılması esastır. Hipoklorit, en eski endüstriyel ağartma maddelerinden biridir. Ancak günümüzde ağartma maddesi olarak emilebilir organohalidler de kullanılmaktadır. Ağartma işleminde çok toksik klorlu organik yan ürünlerin üretimi, adsorbe edilebilir organik olarak bağlanmış halojen (AOx) kullanılarak azaltılabilir. Perasetik asit ($\text{CH}_3\text{CO}_3\text{H}$) ayrıca hipoklorite karşı güvenli bir alternatiftir. $\text{CH}_3\text{CO}_3\text{H}$ kullanılarak daha az lif hasarı ile daha yüksek parlaklık değerleri elde edilebilir. Son zamanlarda, tuzdan arındırma, ovma ve ağartma için tek adımlı ön işlemler, atık suyun miktarını ve toksisitesini en aza indirmeye yardımcı olmuştur (Slokar and Le Marechal 1998, Rott and Minke 1999, Madhu and Chakraborty 2017).

2.6. Mersevizasyon

Kumaş ve pamuk lifleri, parlaklık sağlamak, mukavemeti artırmak ve boya alımını artırmak için ağartmadan sonra gri formda mersevizasyon edilir. Mersevizasyon işlemi, pamuklu malzemelerin 1-3 dakika boyunca güçlü bir kostik soda çözeltisi

(yaklaşık %18-24) ile işlenmesini ve ardından kostik çözeltinin yıkanmasını içerir. Bu çözelti ile muamele edildiğinde pamuğun uzunlamasına büzülmesi meydana gelebilir. Dolayısıyla bu işlem sırasında büzülmeyi önlemek için lifler / kumaşlar gerilim altında tutulur. Kumaş ve lifler gerekli parlaklık, geliştirilmiş mukavemet, uygun alım potansiyeli ve güçlendirilmiş emicilik özelliklerini elde eder (Horrocks and Anand 2000, Babu, Parande et al. 2007). Yıkama suyunda bulunan NaOH'in geri kazanımı için membran teknikleri kullanılabilir. Çinko klorür ($ZnCl_2$) kullanımı, kumaşın ağırlığını arttırmanın, boya alımını hızlandırmanın ve NaOH'in kolayca geri kazanılmasını sağlamanın başka bir yoludur. Bu uygulamanın nötralizasyona ihtiyacı yoktur ve bu nedenle çevre dostudur (Karim, Das et al. 2006).

2.7. Boyama

Boyama sırasında renk sağlamak için liflere veya kumaşa kimyasal pigmentler (boyalar) uygulanır. Tekstil endüstrisinde, kömür katranından ve petrol endüstrisinin ara ürün sentetik boyalar en sık kullanılır. Boyaların liflere adsorpsiyonunu arttırmak için boyalara organik işleme yardımcıları, formaldehit, ağır metaller, yüzey aktif maddeler, tuzlar ve sülfür gibi çok sayıda kimyasal eklenebilir ve bu kimyasallar, boyama işleminden kaynaklanan atık sudaki kilit kirleticilerdir. (Szymczyk, El-Shafei et al. 2007, Sarayu and Sandhya 2012). Boyama işleminde, arıtma banyolarını ısıtmak için boyaları buhar halinde taşımak için su uygulanır. Pamuk lifinin boyanması, ıslak işlemler için çok miktarda su gerektirir. Örneğin, 1 kg pamuğu reaktif boyalarla boyamak için 0,6-0,8 kg sodyum klorür ($NaCl$), 30-60 gram boya maddesi ve 70-150 litre su gerekir (Chakraborty, De et al. 2005).

Boyama prosedürü tamamlandıktan sonra, yüksek miktarda tuz ve organik madde içeren çeşitli renkli boya banyoları deşarj edilir. Genel olarak, boya banyoları oldukça kirlidir. Örneğin, reaktif boyama ile oluşan atıksu, reaktif boyaların % 20-30'unu oluşturan tekstil malzemelerine sabitlenmemiş hidrolize reaktif boyaları içerir. Kullanılmayan bu boyalar, boyama işlemlerinden kaynaklanan atık suların farklı renklerini oluşturur. Organik maddeler veya boyama yardımcıları geri dönüştürülemez. Bu nedenle, atık sulara eklenmeleri, yüksek biyokimyasal (BOİ) ve kimyasal oksijen ihtiyacına (KOİ) neden olur (Babu, Parande et al. 2007).

2.8. Baskı

Bir boyama bölümü olan baskı genellikle “yerelleştirilmiş boyama” olarak yorumlanır. Baskıda, tasarımı oluşturan kumaşın seçilen bölümlerine boyalar uygulanır. Baskıda yer alan gerekli reaksiyonlar boyamaya benzer. Boyamada çözelti halinde renk kullanılırken, baskıda boyanın kalın bir macunu olarak renk uygulanır. Üre, baskıda en sık kullanılan kimyasal reaktif boyadır ve yüksek kirlilik yüküne yol açar (Sheth and Musale 2004, Babu, Parande et al. 2007, Saxena, Raja et al. 2017). Son zamanlarda, elektrostatik baskı ve mürekkep püskürtmeli baskı gibi bu diğer tekniklerde olduğundan daha çevre dostu olan ekransız baskı teknikleri gelişmiştir (Lukanova and Ganchev 2005).

2.9. Apreleme

Apreleme (finishing), tekstil ürünlerinde kullanım özelliklerini, renk tutumunu ve görünüm özelliklerini geliştirmek ya da ürüne katma değer sağlayabilecek (yanmazlık, buruşmazlık, parlaklık, koku ve kir tutmazlık vb.) özelliklerin kazanılması, genellikle boyama işleminden sonra yapılan en son işlemler bütününe denmektedir. Apreleme işlemlerine bitim (son) işlemler de denilmektedir.

Hem doğal hem de suni elyaf tekstillerin işlenmesinde bir dizi son işlem gereklidir. Son işlem, rafine kumaşa kesin özellikler geliştirmek için yapılır ve çapraz bağlama, yumuşatma ve su yalıtımı için tasarlanmış çok sayıda son işlem maddesinin kullanılmasını içerir. Biyosidal son işlem maddeleri, bitmiş tekstil kumaşına belirli antimikrobiyal özellikler sağlamak ve ayrıca nihai ürünleri mikrobiyal bozulmadan korumak için kullanılır. Temel olarak biyositler, malzemeleri korumak veya mikrobiyolojik bozulmadan korumak için maddeleri dezenfekte etmek, sterilize etmek veya sterilize etmek için kullanılan inorganik veya organo-sentetik kimyasallardır. Tekstil biyositleri esas olarak boyahane atık suundaki toksisite ile bağlantılıdır. Benzer şekilde, boya taşıyıcıları da tekstil atık sularına toksisiteyi artırıcı etkide bulunur (Alaton, Insel et al. 2006, Alaton 2007).

2.10. Tekstil Endüstrisinde Kullanılan Boyar Maddeler

Tekstil boyama endüstrisi 4000 yıldan fazla bir süredir varlığını sürdürmektedir. 150 öncesine kadar boyalar doğal kaynaklardan elde edilmekteydi (Ferreira, Hulme et al. 2004). Boyalar, su veya yağda çözünen sentetik organik bileşiklerdir, pigmentler çözünmezken partikül halinde kalırlar (Vazquez-Ortega, Lagunes et al. 2020).

Tekstilde farklı ürünlerin renklendirilmesinde farklı organik boyalar kullanılmaktadır. Örneğin farklı kimyasal ve fiziksel özelliklere sahip azo ve nitro boyalar, ftalosiyanın ve diarilmetan boyalar olmak üzere çeşitlidir. Boyalar, ışığı emen ve görünür bölgeye renk veren karmaşık doymamış organik maddelerdir (Belpaire, Reyns et al. 2015, Rehman, Usman et al. 2020).

Ek olarak, boya, görünür spektrumun (kromofor) bir kısmını emme özelliğine sahip bir maddedir. Renk, boya tarafından emilmeyen, ancak yansıyan ışığın fraksiyonu ile verilir. Konjuge çift bağlar, ışığın emilmesine elverişli kimyasal bir yapı oluşturur. Bu nedenle, renklendiriciler genellikle aromatik aminler içerir. Boyalar, görünür spektrumdaki (380-750 nm) ışık radyasyonunu emme kapasiteleri ile karakterize edilir. Beyaz ışığın bir cisme yansıtılarak veya iletim veya difüzyon yoluyla renkli ışığa dönüşümü, enerjinin kromoforik gruplar adı verilen belirli atom grupları tarafından seçici olarak emilmesinden kaynaklanır. Farklı maddelerin az çok yoğun renklendirilmesi, kimyasal yapılarıyla bağlantılıdır. Aslında boya, belirli ışık radyasyonlarını emebilen ve ardından tamamlayıcı renkleri yansıtabilen bir gövdedir (Benkhaya, M' rabet et al. 2020).

Tekstil endüstrisinde, dünya çapında yılda yaklaşık 7×10^7 ton sentetik boya üretilmekte ve bunun yaklaşık %10'u boyama ve işlendikten sonra atık olarak işlenmektedir. Tekstil lifi üretimindeki artışlar doğrultusunda boya üretiminin de arttığı görülmektedir (Chandanshive, Kadam et al. 2018). Boyalar, kağıt, deri ve giysilerin boyanması ve bir çok farklı amaç için günlük hayatımızın her alanında kullanılmaktadır. Kullanılan boyaların % 50'ye kadarı tekstil elyafına sabitlenmez, sıvı fazda kirletici olarak kalır (Burkinshaw and Salihu 2013).

Genel olarak, yakın zamanda 7000'den fazla farklı kimyasal yapıya sahip yaklaşık 40000 boya ve pigment tanımlanmıştır. Tekstil endüstrisinde dünya çapında tahmini boya tüketimi yılda 10000 tondur (katyonik, anyonik ve iyonik olmayan) ve yılda yaklaşık 100 ton boya atıksuyla alıcı ortama deşarj edilmektedir. Tekstil boyama ve baskı işlemleri, kumaşın ön işlemleri, sentetik boyalarla boyamayı, baskıyı ve son olarak bitirme aşamalarını içerir ve her aşama su kirliliğine katkıda bulunur. Dünya Bankası'na göre tekstil atık suyunun ortalama %17-20'si yoğun pigmentli boyama işleminden gelmektedir. Her yıl tekstil endüstrisinden üretilen atıksularla yaklaşık 280.000 ton boya alıcı ortama deşarj edilmektedir. Tekstil atıksuyundaki ortalama boya konsantrasyonu yaklaşık 300 mg/L'dir. Bazı boyahane atıklarında boya

konsantrasyonunun 400 mg/L kadar yükselmekte olduğu bildirilmektedir. Boya içeren atıksular başlıca çevresel tehlikelerden biridir. Düşük konsantrasyonlarda bile boyalar fark edilir ve kimyasal kontaminasyon sudaki yaşamı ve besin zincirini, insanları olumsuz etkiler (Yagub, Sen et al. 2014, Dasgupta, Sikder et al. 2015, Bhatia, Sharma et al. 2017).

Aslında boyalar, moleküllerinde üç temel gruba sahip organik bileşiklerdir: kromofor, auokrom ve matris. Boyanın aktif bölgesi kromofordur, ışık enerjisini emen atomların uzamsal lokalizasyonunu özetleyebilir (Azzopardi, Owens et al. 2017).

Kromofor, alkenlerin yanı sıra ($-C=C-$), nitro ($-NO_2$), azo ($-NNN-$), nitroso ($-NOO$), tiyokarbonil ($-C=S$), karbonil ($-C=O$) olan atom gruplarından oluşmaktadır. Elektromanyetik dalgaların kromofor tarafından emilmesi, bir molekülün elektronlarının uyarılmasından kaynaklanır. Onları içeren molekül kromojenik hale gelir. Kromojenik molekül, yalnızca "oksokrom" adı verilen diğer atom gruplarının eklenmesiyle boyama olanaklarına sahiptir. Bu oksokromik gruplar, boyaların sabitlenmesine neden olur ve boyanın rengini değiştirebilir. Asidik ($COOH$, SO_3 ve OH) veya bazik (NH_2 , NHR ve NR_2) olabilirler. Molekülün atomlarının geri kalanı, boyanın üçüncü kısmı olan matrise karşılık gelir. Tekstil boyaları, geleneksel yöntemlerle kolayca giderilemeyen karboksilik, amin ve azo grupları gibi fonksiyonel gruplar içermektedir (Temesgen, Gabbiye et al. 2018).

Genel olarak boyalar, kromoforik, auokromik grupların ve konjuge aromatik yapıların (benzen halkaları, antrasen, perilen vb.) birleşiminden oluşur. Aromatik çekirdeklerin sayısı arttığında, çift bağların konjugasyonu artar. Elektronların aktivitesi π veya n artarken p-bağlarının enerjisi azalır. Benzer şekilde, bir elektron verici oksokromik grup (amino, hidroksi, alkoksi, vb.) konjuge bir aromatik sistem üzerine yerleştirilir, bu grup p sisteminin konjugasyonuna katılır, molekül büyük dalga boylarında emilir ve daha koyu renkler verir (Zhenwang, ZhenLu et al. 2000).

Renk İndeksinde (CI) 40.000 ticari isim altında listelenen yaklaşık kimyasal olarak farklı 8000 sentetik boya vardır. Her renklendirici, sınıfını, rengini ve sipariş numarasını gösteren bir kod adı altında sınıflandırılır (Benkhaya, M' rabet et al. 2020).

2.11. Tekstil Boyalarının Sınıflandırılması

Sentetik boyaların keşfinden önce, sınırlı sayıda doğal boya mevcut olduğu bilinmektedir. Sentetik boyaların üretimindeki küresel artış nedeniyle boyaların sınıflandırılması zorunlu hale gelmiştir.

Endüstriyel uygulama kategorileri;

2.11.1. Dispers Boyalar

Direkt boyaların aksine suda çözünmeyen, organik çözücülerde çözünebilen, üzerlerinde hidrofil grup bulunmayan ya da sınırlı sayıda bulunan organik maddelerdir. Bu boyalar genelde sentetik elyafları, özellikle polyesterleri boyamada tercih edilirler. Suda çözünmedikleri için dağılırlar bu sebeple dispers (dağılan) boyalar olarak adlandırılmaktadırlar. Suda dağılımlarını artırabilmek amacıyla ortama organik çözücü veya emülgatörler gibi farklı maddeler eklenebilir (Hassan, Awwad et al. 2009). Dispers boyaların çoğu azo yapılarına dayanır. Ancak menekşe ve mavi renkleri genellikle antrakinin türevlerinden elde edilir. Dispers azo boyaları, toplam dispers boyaların % 50'sinden fazlasını oluşturan dispers boyalar arasında en büyük kategoridir. Bu boyalar, inatçı doğası ve biyolojik olarak parçalanamayan davranışı nedeniyle kalıcı boya sınıfı arasındadırlar (Jamil, Bokhari et al. 2020, Qiu, Tang et al. 2020).

Dispers boyalar süblimasyon sıcaklıklarına göre sınıflandırılır: A sınıfı boyalar en düşük süblimasyon sıcaklığına sahipken, D sınıfı boyalar en yüksek süblimasyon sıcaklığına sahiptir. Süblimasyon sıcaklığı da boyaların moleküler boyutuna göredir. A sınıfı boyalar moleküler boyutta nispeten küçüktür, D Sınıfı boyalar ise A Sınıfı boyalardan önemli ölçüde daha büyüktür. Boyanın alt tabakalara difüzyonunu kolaylaştırmak için boya banyosunda kaynatılarak polyestere uygulanır (Choudhury 2011).

Nano boyutlu dispers boya parçacıkları, özellikle yüksek sıcaklıkta boyama işleminde daha iyi stabilite sağlayabilir. Bu boyalar, tesviye özelliklerinde diğer tiplere göre belirgin avantajlar göstermektedir (Qin, Yuan et al. 2020).

2.11.2. Direkt Boyalar

İlk direkt boya, 1884'te keşfedilen Kongo kırmızısıdır. Suda çözünmediği için sulu çözeltisi kumaş ile doğrudan temas ettirilebilmektedir. Kolay uygulanabilen

boyalardır. Boyar maddenin üzerine suda daha iyi çözünebilmesi için iyonik gruplar veya hidrofil gruplar eklenebilmektedir. Suda çözünürlüğü arttırabilmek için en çok kullanılan yöntem sülfolanmış maddelerden boyar madde üretmektir. Sülfo grubu ($-SO_3H$) asidik özellik taşımaktadır. Bu nedenle NaOH veya KOH ile nötralize edildiğinde iyonik hale geçmekte, bu da çözünmeyi arttırmaktadır. Esas olarak kâğıt ürünlerini renklendirmek için kullanılmaktadırlar (Barnett 2007).

Formülleri incelendiğinde aslında direkt boyalar azo boyalarıdır. Genellikle iki ya da daha fazla azo kromofor grubu içermektedirler, ancak tek azo grubu içerenleri de mevcuttur. Her ne kadar direkt boyaların arasında azo boyalarının daha çok olduğu bilinse de diğer kimyasal boyar madde sınıflarında üretilen boyalar eğer suda çözünüyorlarsa uygulama olarak bu boyar maddeler de direkt boyalar sınıfına dahil edilirler. Direkt boyalarla pamuk elyaf ve yün elyaf kolaylıkla boyanabilir ancak boyar madde elyaf yüzeyinde adhezyon ve hidrojen bağları yardımıyla tutunabilir. Boya elyaf üzerinde kuvvetle tutunamadığından dolayı ardışık yıkamalarda boyar madde yüzeyden yavaş yavaş uzaklaşır ve renk solmaya başlar (Burkinshaw and Salihu 2013, Wasim, Sabir et al. 2019).

2.11.3. Reaktif Boyalar

Reaktif boyalar, parlaklıkları ve farklı renk tonları nedeniyle çok popüler hale gelmiştir. Bu sebeple günümüzde en çok kullanılan boyar madde türüdür. Neredeyse tüm elyaf türleri üzerinde kullanılabilen ve elyafla kimyasal bağ ile bağlanarak kolay kolay yerinden sökülemeyen, yıkanma sonucu rengin solmadığı boyar maddelerdir (Mahmoodi, Hayati et al. 2010). Aslında reaktif boyalar yeni keşfedilmemişlerdir, bilinen boyar maddeler üzerine, boya molekülü kumaşa kimyasal bağla bağlanan, reaksiyon yeteneği yüksek gruplar eklenerek boyar madde molekülüne bağlanması sağlanmış ve reaktif boyaların oluşması sağlanmıştır (Vickerstaff 1957, Rauf and Hisaindee 2013).

Bu boyalar diklorotriazin veya monoklorotriazin halkası içeren boyar maddelerdir. Kloro triazinler fazlasıyla aktif kimyasal gruplardır. Selüloz, yün, akrilik veya poliester elyafta bulunan $-OH$, $-NH$, $C=O$ gibi gruplar üzerinde kimyasal bağ oluşturarak tutunurlar, bu sebepten boyar maddenin elyaf üzerine tutunması kuvvetli olmaktadır (Clark 2011).

Yapılan bir çalışma reaktif boyaların, reaktif gruplarının liflere bağlanma yetenekleri, stabiliteleri ve işleme koşulları vb. nedeniyle yaygın olarak kullanıldığını bildirmiştir. Bu boyalar ikinci en büyük boya sınıfını oluşturmaktadır. Ayrıca bu boyalar, tekstil liflerindeki amin veya sülfhidril protein grupları ile kovalent bir bağ oluşturabileceği ifade edilmiştir (Mahmoodi, Hayati et al. 2010).

Reaktif boyalar, selülozik liflerin yanı sıra az miktarda ipek ve yün liflerinin boyanmasında kullanılır. Bu boyalar, daha iyi boyama işleme koşulları, parlak renkler ve geniş bir renk yelpazesi sunmaktadır (Clark 2011).

Yapılan bir çalışmada reaktivite düzeyinin artması için kullanılan en yaygın reaktif grupların sırasıyla; trikloropirimidin, aminokloro-s-triazin, sülfatoetilsülfon, diklorokinoksalin, aminofloro-s-triazin, diflorokloropirimid, diklorotriazin olduğu bildirilmiştir (Khatri, Peerzada et al. 2015). Bazı reaktif boyalar bakır, krom ve nikel ile bağlanır. Bu boyaların ayrışması, alıcı ortamda besin zincirine girebilecek toksik ağır metallerin oluşumuna neden olurlar (Hassan, Awwad et al. 2009).

2.11.4. Vat Boyalar

Bu türdeki boyar maddeler suda çözünmezler fakat kimyasal bir indirgeme işleminden sonra suda çözünür hale gelirler. İndirgeme işlemi esnasında renklerini kaybedebilir ya da renkleri değişebilir. Bu durumda kumaş ve elyaf üzerine tutunabilirler, daha sonra kumaşa tutunmuş olan indirgenmiş boyar madde indirgeme işleminin tersi olan yükseltgenme işlemi ile tekrar eski rengine dönebilirler (Burkinshaw and Son 2010).

Yapılan çalışmalar vat boyasının diğer boyalara göre renk solmasına karşı direncinin daha yüksek olduğunu bildirmiştir. Esas olarak sıcak suda çözünürler ve bazıları az miktarda Na_2CO_3 varlığında çözünür. Bu boya sınıfı, bu sonuncuya olan yakınlıkları nedeniyle selülozik liflere uygulanmaya yöneliktir ve nanofiberler üzerindeki uygulamaları bugüne kadar araştırılmamıştır. İndigo, vat boyalarının genel ailesine aittir. En önemli doğal vat boyası, indigo bitkisi indigofera'nın çeşitli türlerinde glukosde indican olarak bulunan İndigo veya indigotindir (Khatri, Ahmed et al. 2017).

2.11.5. Bazik Boyalar

Asidik boyaların tersi olarak molekülleri üzerinde bazik gruplar bulunduran ve üzerinde asidik gruplar barındıran elyafları boyamada kullanılan boyar maddelerdir.

Bu maddelerde genelde kuarterner amonyum yapısında bir grup vardır, bu sebepten ötürü katyonik boyar maddeler olarak da bilinirler. Sıklıkla kullanılan metilen mavisi kükürtlü boyalar sınıfında yer alan, aynı zamanda bazik boyalar sınıfındadır (Al-Duri and Mckay 1991, Hunger 2007).

Bu boyaların ya bir amonyum grubu üzerinde bulunan pozitif yüke ya da birçok triarilmetan, ksanten ve akridin boyasında bulunan boya katyonu üzerindeki lokalize yüke sahip olabileceği ifade edilmiştir (Hunger 2007).

Bu boyalar çoğunlukla akrilik, kağıt ve naylon yüzeylere uygulanmaktadır. Ancak bazı modifiye polyester yüzeylerde de kullanımı mümkün olabilmektedir. Bazik boyalar, çoğunlukla formülün ayrılmaz bir parçasını oluşturan bir kuaterner amin grubu içerir, ancak bu sistematik değildir. Bazen pozitif yüklü bir oksijen veya kükürt atomu azotun yerini alabilir (Broadbent 2001).

2.11.6. Asit Boyalar

Molekülleri üzerinde asidik grupları bulunduran ve asidik özellikler gösteren boyar maddelerdir. Bu sebepten ötürü üzerinde bazik gruplar bulunduran elyafları (akrilik ve yün elyafları) boyamada tercih edilen boyar maddelerdir. Genellikle asidik pH'da uygulanırlar. Asidik boyalar molekülleri üzerinde direkt asidik ekili olan $-SO_3H$ grupları ya da asitliği artırıcı $-NO_2$ grupları bulunmaktadır. (Gulrajani 2011, Miladinova, Vaseva et al. 2016). Bu boyalar, özellikle sülfonik asit boyalar için, parlak renkleri ve yüksek çözünürlükleri nedeniyle tekstil, ilaç, baskı, deri, boya, kağıt ve diğer alanlarda yaygın olarak kullanılmaktadırlar (Wu, Li et al. 2020). Asit boyaların kullanımının toplam boya tüketiminin yaklaşık %30-40'ını oluşturduğu ve naylon, pamuk, yün üzerine yoğun olarak uygulandığı ifade edilmiştir (Miladinova, Vaseva et al. 2016).

2.11.7. Kükürt Boyalar

İlk kükürt boyası 1873 yılında Kruvasan ve Bretonnière tarafından hazırlanmıştır. Kükürt boyaları aslında bir tür vat boyasıdır. Uygulamada kükürt boya bir indirgen ile muamele edilerek bazik ortamda suda çözünür hale getirilmesi sağlanır. Bu haliyle elyaf ve kumaşa uygulanır. Kumaş boya maddesini tuttuktan sonra H_2O_2 veya $K_2Cr_2O_7$ gibi bir yükseltgen ile muamele edilerek, boyar madde eski rengine dönüştürülür, kumaşa nüfus etmiş olduğundan dolayı kumaş boyanmıştır ve suda

özünmediđi için de yıkama ile boyar madde kolay kolay kumaş üzerinden uzaklaşmamaktadır (Ferreira, Hulme et al. 2004, Holme 2006).

Bu boyalar klora dayanıklı değildir. Buna ek olarak, elde edilen renklendirmeler ışığa ve suya karşı yüksek dayanıma sahiptir. Esas olarak selülozik liflerin boyanmasında % 80'i siyah kükürt boyası kullanılmaktadır. Bu boyalar renk indeksine (CI) göre kükürt boyaları, Löko sülfür boyaları, çözünmüş kükürt boyaları, yoğunlaştırılmış kükürt boyaları olmak üzere dört gruba ayrılır (Sekar 2011).

2.11.8. Azo Boyalar

Azo boyalar en çok kullanılan boya çeşitlerindendir. Tekstil üretimi ile ilgili tüm boyar maddelerin %60-70'ini oluşturdıkları bildirilmiştir. Azo boyaları, uygulamadaki tüm tekstil boyalarının %60-70'ini oluşturan en büyük tekstil boyası ailesine aittir (Brüşweiler and Merlot 2017). Bu boyalar, iki simetrik ve / veya asimetrik özdeş veya azo olmayan alkil veya aril radikalini birleştiren fonksiyonel grup (-N = N-) ile karakterize edilmektedir. Dünyanın yıllık sentetik boya üretiminin %70'ini içeren en büyük payı oluştururlar. Azo renkleri boyadığı tekstilin üzerinde, naftol adı verilen renksiz veya hafif renkli bileşimin reaksiyonuyla oluşur. Heterosiklik halkalar içeren azo boyalar parlak ve derin gölgeye yol açar. Azo boyaların ana dezavantajı, mavi-mor renk aralığında donuk tonlar vermektir (Chattopadhyay 2011, Brüşweiler and Merlot 2017).

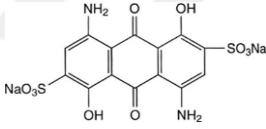
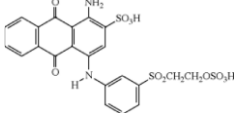
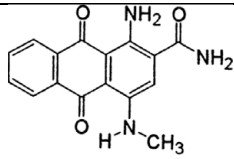
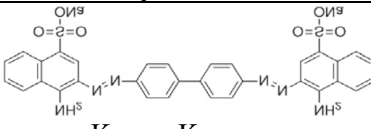
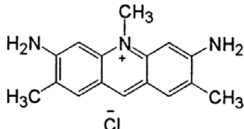
Azo boyaların %60-70'i toksik, kanserojendir. Kimyasal yapıları nedeniyle biyolojik olarak parçalanabilirliğe dayanıklıdır. Azo boyalarının biyolojik olarak parçalanması, tehlikeli ve kanserojen olabilen amin yan ürünleri üretebilir. Azo boyalarının %7-8'i, benzidin ve 3,3'-dimetilbenzidin gibi kanserojen aromatik aminlerin oluşmasına neden olabildikleri için yasal düzenlemeler ile yasaklanmışlardır (Chen, Deng et al. 2017, Semiao, Haminiuk et al. 2020).

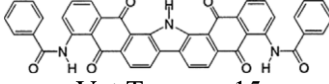
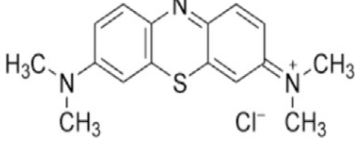
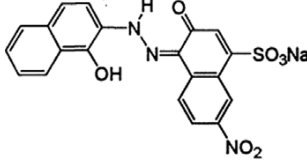
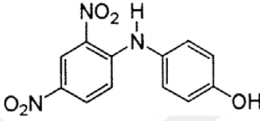
Ek olarak, heterosiklik bir sisteme dayanan azo boyalar, renk mukavemetleri, mükemmel ışık dirençleri, daha parlak tonları vb. nedeniyle boya endüstrisinin önemli bir parçası haline gelmiştir. Bu boyaların biyolojik arıtma süreçleri, ana boya molekülünden daha toksik olan inatçı aromatik aminler üretme eğilimindedir (Riaz, Navaid et al. 2019).

2.11.9. Mordant Boyalar

Mordant boyalar bir boyanın metal iyonu tarafından koordine edilmesiyle meydana gelmektedir. Metal kompleksi boyalar, iki veya çok değerlikli geçiş metal iyonlarının seçici asit boyalarla koordinasyonu yoluyla sentezlenir. Kumaş üzerine boyar madde uygulanmasının ardından metal iyonu eklenmesi işlemine mordanlama denir. Birçok kaynakta mordan sözcüğü sadece $^0\text{Cr(III)}$ iyonu için kullanılmaktadır. Cr(III) bu amaç için en çok kullanılan metal iyonu olduğundan dolayı tekstil sektöründe mordan denildiğinde akla Cr(III) iyonunu gelmektedir. Aslında mordanlama bütün metal iyonları için kullanılan bir tanımdır. Bu amaçla en çok kullanılan metal iyonları Co(II) , Fe(III) , Cr(III) ve Cu(II) iyonlarıdır. En sık kullanılan mordan olan krom tuzu atık su yükünü artırır. Bu, demir ve alüminyum ile karmaşık oluşum yoluyla çevre dostu formazan ve diğer boyaların geliştirilmesini gerektirmiştir (Chakraborty, De et al. 2005, Chakraborty 2011).

Tablo 2.1. Tekstil boyalarının endüstriyel uygulama kategorilerine göre sınıflandırılması (Samsami, Mohamadizani et al. 2020)

Boya Tipi	Yapısı	Özellikleri ve Uygulama Alanları
Asit	 Asit Mavi 45	Rengin solmaya karşı direncinin derecesi doğrudan boya molekülü boyutuna göre değişir. Asit boyalar, poliamid, yün, ipek, kağıt, mürekkep, deri, mürekkep püskürtmeli baskı, kozmetik vb. tekstil yüzeylerine uygulanır.
Reaktif	 Reaktif Mavi 19	Reaktif boyanın sabitlenmesi 60 °C'nin üzerindeki sıcaklıkla gerçekleşir. Esas olarak pamuk liflerinin boyanması ve basılması için kullanılır.
Dispers	 Dispers Mavi 5	Dispersiyonlu boyaların poli (etilen tereftalat) boyamaya uygun tek boya olduğu doğrulanmıştır.
Direkt	 Kongo Kırmızı 1	Direkt boyalar nispeten ucuzdur. Çok çeşitli tonları mevcuttur, ancak yüksek renk parlaklığına sahip değildirler. Selüloz lifleri, pamuk, viskon, kağıt, deri, poliamite uygulanırlar.
Bazik	 Bazik Turuncu 5	Bazik boyalar ucuzdur. Alkolde çözünür olduğu, ancak suda kolayca çözünmezler. Sentetik elyaflarda, kağıtlarda, mürekkeplerde uygulanırlar.

Vat	 Vat Turuncu 15	Vat boyalar renk solmazlığı ile bilinir. Selüloz, pamuk, viskon, yün için bir afiniteye sahiptirler.
Azo	 Metilen Mavisi	Bu boya türleri pamuk, suni ipek, selüloz asetat ve polyester gibi tekstil liflerine uygulanır. Azo, kükürt ve dispers boyalar suda çözünmez.
Mordant	 Mordant Siyahı 11	Tekstil endüstrisinde yaygın olarak kullanılan birçok mordan boyanın nanokristalin TiO ₂ yüzeyinde koordinasyon kompleksleri oluşturduğu bildirilmiştir. Bazı tekstil substratları için düşük afinite ile karakterize edilirler. Yün, deri ve ipek gibi tekstil liflerine uygulanırlar.
Sülfür	 Sülfür Mavisi 11	Pamuk, deri, kağıt, poliamid elyaflar, rayon, ipeğe uygulanır.

Boyama işlemi sırasında boyaların %100'ü elyafa sabitlenmez. Örneğin reaktif boyalar, %20-50 ile pamuk ve viskoz arasında minimum sabitleme aralığını gösterir. Tekstil boyama işlemlerinden gelen renkli atık suyun büyük bir kısmı, en zayıf fiksasyon özelliğine sahip reaktif boyalarla pamuk boyama gibi boyama işlemine neden olmaktadır. Bu nedenle, boyanın tekstil ürünü üzerindeki fiksasyon oranı, boya tüketimini ve endüstriden renkli atık su üretimini en aza indirmek için de çok önemlidir (Mughal, Saeed et al. 2013).

2.12. Tekstil Endüstrisi Atıksularının Karakterizasyonu

Tekstil endüstrisi dünyanın en büyük endüstrilerinden biridir ve işlenmesinde büyük miktarda su tüketilmektedir. Ön işlem, boyama, baskı ve son işlem, tekstil endüstrilerinin boyama ve baskı sürecindeki ana adımlardır. Reaktif boyalar, kimyasallar, yüksek kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) ve organik bileşikler gibi birçok kirletici içeren tüm bu işlemlerde fazla miktarda atıksu üretilmektedir (El-Gohary and Tawfik 2009). Tekstil endüstrisi atık sularının yarattığı çevresel sorunlar, yüksek renk ve askıda katı madde nedeniyledir. Tekstil üretim prosesinin atıksuları, inorganik bileşikler, boya atıkları, renk kalıntıları, katalitik kimyasallar ve temizleme çözücüler gibi birçok kirletici içerir (EPA 1996).

Tekstil endüstrisinin neden olduğu çevre üzerindeki en önemli yük şu şekilde özetlenebilir:

- Suyun ve enerji kaynaklarının yoğun tüketimi.
- Özellikle boyaların ve kimyasalların boyama ve baskı işlemlerinde yoğun kullanımı.
- Deşarj edilmeden önce başta renk olmak üzere arıtılması gereken birçok safsızlığa sahip atıksu üretilmektedir (Alkaya and Demirer 2014).

Tekstil atıksularının arıtımı sırasında yüksek miktarda enerjiye gereksinim duyulmaktadır, ayrıca arıtım işlemlerinin ardından tehlikeli atık olarak değerlendirilen çamur oluşmaktadır. Aynı zamanda enerji gerektiren yakma gibi özel bir bertaraf işlemine ihtiyaç duyulmaktadır. Anlaşılabacağı üzere yoğun su tüketimi ve kirlilik tekstil endüstrisi ile ilgili en önemli çevre sorunları arasında yer almaktadır. Bu nedenle, tekstil üretim sektöründeki kuruluşlar, daha az su tüketmek ve deşarj edilen atıksu miktarını azaltmak amacıyla daha verimli ve çevre dostu teknolojiler geliştirmeyi, aynı zamanda deşarj sınırlamalarını karşılamak için deşarj edilen atıksuyun kalitesini iyileştirmeyi hedeflemektedir (Chen, Ding et al. 2015).

Özellikle boyama ve baskı işlemleri olmak üzere tekstil ürünlerinin üretimi sırasında yüksek miktarlarda su tüketilmektedir. Günlük üretim kapasitesi 8000 kg olan bir tekstil üretim tesisinin günlük su tüketimi yaklaşık 1,6 milyon litredir. Boyama ve baskı işlemleri için tüm su tüketimin yaklaşık %25'i kullanılmaktadır. ABD EPA'ya göre 1 kg kumaşı boyamak, tekstil malzemesine ve boyama işlemine göre değişmekle beraber ortalama 40 litre suya ihtiyaç duyulmaktadır. Boyalı tekstil malzemesinin yıkanması gibi diğer işlemler için de su gereklidir. Tablo 2.2'de 1 kg renkli kumaş üretimi için su, kimyasal madde ve enerji tüketimini göstermektedir (EPA 1996, Kant 2011).

Tablo 2.2. 1 kg renkli kumaş boyama işlemi için küresel envanter (Parisi, Fatarella et al. 2015)

Aşama	Girdi	Geleneksel Proses
Ön Arıtım	Su	20 L
	Çözücü	120 kg
	Gaz	-
	Enerji	0.13 kws
Boyama	Su	20 L
	Çözücü	20.98 g
	Boyar Madde	10 g
	Yardımcı Maddeler	25 g
	Enerji	3.82 kws
Yıkama	Su	10 L
	Yıkama Ajanları	5 g
	Enerji	0.16 kws
Kurutma	Gaz	0.27 kws
	Enerji	0.04 kws

Tüm dünyada her yıl bir milyon tondan fazla boya üretildiğine ve bunun 0,28 milyon tonunun atıksu ile birlikte deşarj edildiği düşünülmektedir (Maas and Chaudhari 2005). Tekstil endüstrisindeki boyama ve terbiye işlemleri, kolayca işlenemeyen çok miktarda kimyasal ve boya maddesi kullandıkları için büyük tehdit oluşturmaktadır. Bu kimyasallar karmaşık organik yapıya sahip olduklarından dolayı sorunu ciddi hale getirir. Ağır metaller ise başka bir endişe kaynağıdır. Tekstil endüstrisi özellikle boya ve baskı endüstrilerinden gelen atık sular, alıcı ortamlara deşarj edilmeden önce uygun arıtmaya ihtiyaç duymaktadır, tekstil atıksularının en büyük payı gelişmekte olan ülkelerden gelmektedir. Tekstil işleme endüstrisinde atıksu birçok kirletici içerir, suda yaşayan canlılar ve insanlar üzerinde ciddi etkilere neden olabileceğinden ötürü arıtılması gerekmektedir. Bu nedenle, tekstil atıksularının arıtılması, neden olduğu kirlilikle ilgili sorunların önlenmesi için son derece önemlidir (Lau and Ismail 2009).

Tekstil endüstrisinden kaynaklı çevre üzerindeki bu etkiyi azaltmak için çeşitli çalışmalar yapılmıştır. Özellikle tasarım aşamasında tekstil ürünlerinin çevresel yüklerini azaltma eğilimleri, tedarik zincirinin sonraki aşamalarını etkileyen çok önemli bir husustur. Daha az su gerektiren yeşil teknoloji ile yönetilen çevresel etkisi düşük boyalar ve prosesler, üretim sonrası veya üretim sırasında alınan önlemlerden

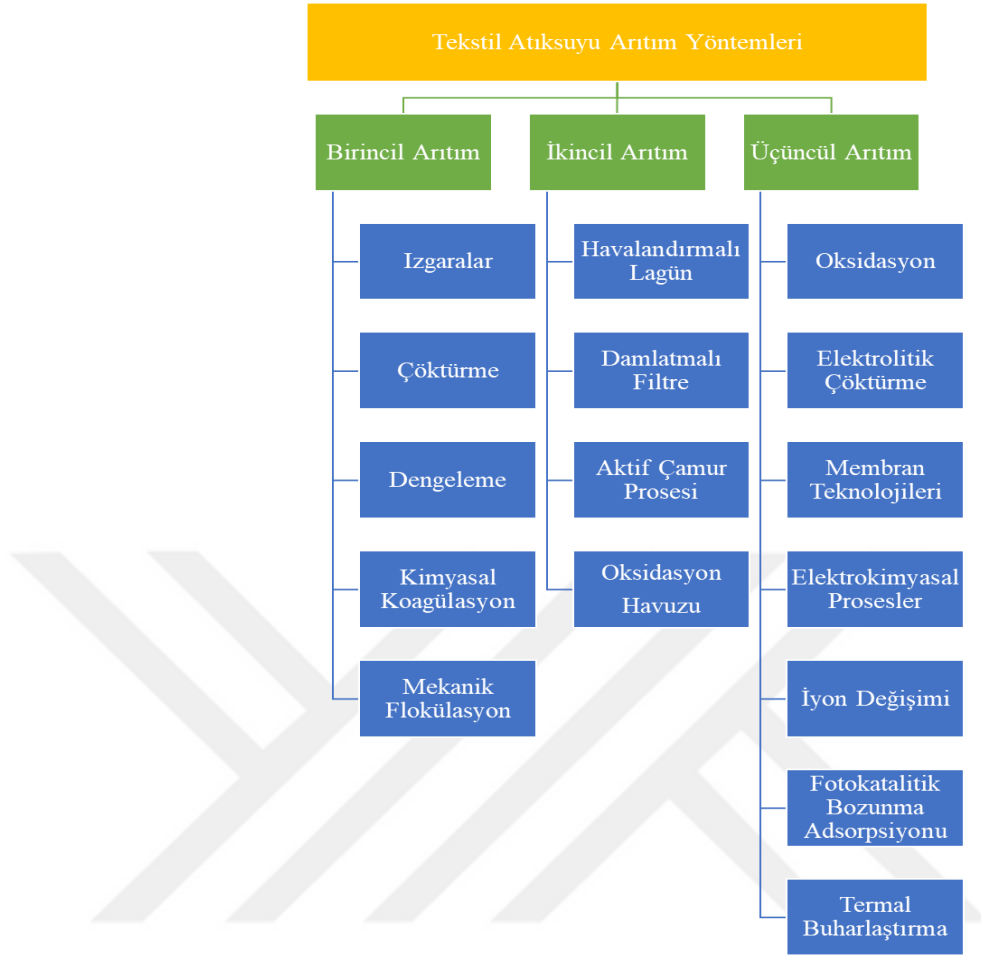
daha etkilidir. Çevre ile ilgili yönetmeliklerin sıkı bir şekilde uygulanması amacıyla, başından sonuna kadar tüm sorunların üstesinden gelebilecek çevre dostu bir tekstil endüstrisi modelinin benimsenmesi önemlidir (Robinson, McMullan et al. 2001, Parisi, Fatarella et al. 2015).

Tekstil atıksularının genel olarak içerikleri:

- a. askıda katı maddeler,
- b. mineral yağlar,
- c. geri dönüştürülemeyen veya düşük geri dönüştürülebilir yüzey aktif maddeler,
- d. fenol üreten ıslak terbiye işlemi (ör. Boyama),
- e. ağartmada üretilen halojenli organik maddeler çözücüler ve
- f. çözücüler kullanan tekstil atıkları. Tekstil atıksuları genellikle sıcak ve çok renklidir ve ağır metal (örneğin krom, bakır, çinko) içerebilmektedirler (Siddique, Rizwan et al. 2017).

2.13. Tekstil Endüstrisi Atıksularının Arıtımı

Tekstil endüstrisi atıksularının arıtma süreci endüstriler için hala zorluk teşkil etmektedir. Kirliliğe neden olan sentetik boyaların geleneksel arıtma işlemleri ile uzaklaştırılması çok zordur. Renklendirici maddelerin çoğu arıtma çamuru ile katı atık haline dönüştürülür veya kimyasal veya biyolojik yollarla parçalanır. Bu nedenle, tekstil atık su arıtma işlemlerinin çoğu, membran filtrasyonu, pıhtılaşma/flokülasyon, çökeltme, flotasyon, adsorpsiyon, iyon değişimi, iyon çifti ekstraksiyonu, ultrasonik mineralizasyon, elektroliz, kimyasal indirgeme/oksidasyon, mikrobiyal iyileştirme gibi fiziksel, kimyasal veya biyolojik arıtmayı içerir. Şekil 2.2’de tekstil atıksularının arıtım yöntemlerini göstermektedir.



Şekil 2.2. Tekstil atıksularının arıtım yöntemleri (Senthil Kumar and Saravanan 2017)

Oluşan atıksu akımlarından bazıları kendi başlarına arıtılabilir ve tesis içinde kullanılabilir. Bazıları atıksu olarak deşarj edilir veya başka arıtım işlemlerine tabi tutulur. Atıksuyun geri kalanı ise tek bir büyük akışta birleştirilir ve biyolojik olarak arıtılabilir. Bu nedenle, genel atıksu arıtma senaryosunda ele alınması gereken birçok farklı atıksu türü olduğunu anlamak mümkündür. Tipik olarak, endüstrilerin çoğunda, büyük bir akış veya tek bir büyük akış vardır ve bu fizikokimyasal veya biyolojik olarak veya her ikisinin bir kombinasyonu ile arıtılabilmektedir (Sarayu and Sandhya 2012).

Tekstil endüstrisinden deşarj edilen atıksular, azot, organikler, fosfor ve metal giderimi için çeşitli fizikokimyasal işlemlerden geçer, bu işlemler flokülasyon, koagülasyon, ozonlama ve biyolojik işlemleri içerir. Fizikokimyasal işlem sürecinin dezavantajları; çamur oluşumu ve bertarafı ve gereken alandır. Biyolojik proses sürecinin dezavantajları ise atıksuda bulunan toksik ağır metallerin mikroorganizma

büyümesini olumsuz etkilemesi, kullanılan boyaların çoğunun doğada biyolojik olarak parçalanamaz olması ve atıksuyun arıtılması için uzun süre gerekmesidir. Tekstil atıksularının arıtılması birincil, ikincil ve üçüncül arıtma olmak üzere üç aşamayı da içermektedir (Babu, Parande et al. 2007).

Su endüstriyel prosesler sonucunda çözünmüş kirleticiler ve çözünmemiş/askıda kirleticiler olmak üzere iki tür kirletici içerir. Çözünmemiş/askıda kalan kirleticiler temel olarak askıda kalan katılardır. Çözünmüş kirleticiler ise suda çözünen organik ve inorganik maddelerden oluşmaktadır (Holkar, Jadhav et al. 2016).

2.13.1. Birincil Arıtım

Birincil arıtma, askıda katı maddelerin uzaklaştırıldığı ve atık suyun ikincil veya biyolojik arıtma için hazırlandığı fizikokimyasal bir arıttır. Birincil arıtma işlemi, ızgara, dengeleme, koagülasyon/flokülasyon, flotasyon, sedimentasyon ve filtrasyon gibi çeşitli aşamalardan oluşur. Izgaralarda, büyük katı parçacıklar atık sudan uzaklaştırılır. Dengeleme de ise düşük seviyedeki konsantrasyonlar ve değişimler eşitlenir. Atıksuyun pH'sı nötralizasyon işlemiyle nötralize edilir. Nötralizasyon sadece dengeleme açısından gereklilik değil, aynı zamanda ileri arıtma süreçleri için de faydalı olmaktadır. pH'ın nötralize edilmesiyle ileri arıtım daha kolay hale gelir. Askıda katı maddeler, FeCl₃, FeSO₄, polielektrolitler vb. gibi çeşitli tuzlar kullanılarak koagülasyon/flokülasyon işlemi sırasında daha hızlı çökmesi sağlanır Parçacıklar pıhtılaşma ve yumaklaşmadan sonra, çöktürme veya filtrasyon işlemiyle atıksudan uzaklaştırılırlar. Çöktürme ve filtreleme işlemleri askıda katı maddelerin yanı sıra yağ-gresin atıksudan uzaklaştırılmasında da etkili olmaktadır (Verma, Dash et al. 2012, Un and Aytac 2013).

2.13.2. İkincil Arıtım

Birincil arıtmanın ardından atıksu, ikincil arıtma veya biyolojik arıtma için hazır hale gelmiş olmaktadır. Çözünür organik bileşikler için biyolojik bozunma meydana gelir. Organik ve inorganik olmak üzere iki tür çözünmüş katı vardır ve bunların arasında organik çözünmüş katıların uzaklaştırılması daha kolaydır. Organik çözünmüş katıların uzaklaştırmak için biyolojik işlem kullanılır. Biyolojik süreç, dolaylı olarak BOİ ve KOİ olarak temsil edilen çözünmüş organik katıların uzaklaştırılması için bakteri veya mikroorganizmaların kullanılması anlamına gelir.

İkincil arıtımda mikroorganizma varlığında iki tip yaklaşım vardır; biri aerobik arıtım, diğeri anaerobik arıtımdır. Aerobik arıtım hava varlığında yapılır ve anaerobik işlem hava gerektirmez. Günümüzde aerobik süreç, anaerobik sürece kıyasla daha popülerdir çünkü anaerobik süreç mikrobiyal doğası nedeniyle daha hassastır. Ancak aerobik ve anaerobik arıtımın kombinasyonu da sıklıkla kullanılan bir yöntemdir, birçok atıksuyun arıtılmasında etkin bir biçimde kullanılmaktadır. Aerobik arıtma sürecinde aslında bakteriler atık suda büyür ve atıksuyun oksijen ihtiyacını kademeli olarak azaltır, buna paralel olarak atıksuda çoğalmaya devam etmektedirler. Aerobik arıtım işlemi için, atıksu arıtım sisteminde bir havalandırıcı veya dağınık bir havalandırma mekanizması ile oksijen sağlanmaktadır. Difüze havalandırma sistemi daha enerji verimli olması nedeniyle atıksu arıtma sistemlerinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Biyolojik parçalanma, bakterilerin atıksu ile beslendiği biyoreaktörde gerçekleşmektedir. Gerekirse azot ve fosfor gibi çeşitli besinlerin eklenebilmektedir. Arıtılmış atıksu, bir sonraki aşamaya ilerlerken biyokütle ise dibe çöker. Sistemde biyokütle dengesini korumak için biyoreaktörlerde geri devir yapılmaktadır (Abu-Ghunmi and Jamrah 2006).

Anaerobik bozunma temel olarak kapalı bir tankta havasız ortamda meydana gelen bakteriyel bozunmadır. Mikroorganizmalar biyolojik süreçteki aktif maddelerdir. Mikroorganizmalar, organik maddedeki karbon atomlarını bir enerji kaynağı olarak büyümeleri için kullanırlar. Organik maddeler denklemde CHO, mikroorganizmalar MO olarak ifade edilmektedir. Mikroorganizmalar, atıksuda bulunan organik maddeleri karbondioksit, su ve enerjiye dönüştürmekte çoğalmaktadır (Jegatheesan, Pramanik et al. 2016).

Biyokütle adı verilen aktif çamurda farklı bakteri türleri bulunur ve biyokütlenin en önemli bileşeni bakterilerdir. Bakteriler diğer tüm mikroorganizmalara hakimdir. Boya moleküllerinin parçalanmasında en yaygın mantarlar ligninolitik mantarlardır. Beyaz çürük mantarlar olarak adlandırılan başka bir mantar da lakkaz, manganez peroksidaz, lignin peroksidaz vb. çeşitli enzimler üretir. Bu enzimler boyama veya terbiye kısmında atıksuya ulaşan ilgili birçok aromatik bileşiği parçalamaktadır. Bu mantarlar çeşitli fenolik, fenolik olmayan, suda çözünen ve çözünmeyen boyaları oksitleyebilir (Andleeb, Atiq et al. 2010).

2.13.3. Üçüncül Arıtım

Üçüncül veya ileri atıksu arıtımı, ikincil arıtımla giderilemeyen spesifik atıksu bileşenlerinin giderilmesi gerektiğinde uygulanır. Azot, fosfor, ilave askıda katı maddeler, refrakter organikler, ağır metaller ve çözünmüş katılar için ayrı ayrı arıtım işlemlerinin uygulanıyor olması gerekmektedir. İleri arıtma işlemleri bazen birincil veya ikincil arıtma ile birleştirilir (örneğin, fosforu gidermek için birincil arıtma veya havalandırma havzalarına kimyasal ekleme) veya ikincil arıtma yerine kullanılır. Entegre arıtım olarak da adlandırılır. Örneğin, fosfor giderimi için, genellikle ikincil arıtım yaklaşık 1-2 mg/L fosforu uzaklaştırır, bu nedenle çıkış suyunda büyük miktarda fosfor deşarj edilir ve göllerin ve doğal su ortamlarının ötrofikasyonuna neden olur. Genellikle ortofosfat, polifosfat ve organik olarak bağlı fosfor olarak görünür. Fosfor, enerjiyi sentezlemek, taşımak ve sürdürmek için mikroorganizmalar tarafından önemli ölçüde gereklidir, ayrıca mikroorganizmalar tarafından daha sonra kullanılmak üzere depolanır. İkincil arıtım sırasında etkili fosforun yaklaşık %10-30'u uzaklaştırılır (Metcalf 2003).

Çözünmüş organik maddeler ikincil arıtma işleminde kısmen giderilebilse de, tamamının giderimi çok zordur. İkincil arıtımın ardından son işlem olan üçüncül arıtım süreci başlamaktadır. Arıtım süreçleri fizikokimyasal veya mekanik süreçlerdir, bu süreçler özel gereksinimlere dayanmaktadır. Üçüncül arıtma süreci, endüstrinin özel gereksinimlerine göre belirlenebilir veya değiştirilebilir veya özelleştirilebilir. Aynı zamanda atıksuda çözünen maddelerin türüne de bağlıdır.

3. TEKSTİL ENDÜSTRİSİ ATIK SULARININ GERİ KAZANIMI

3.1. İleri Oksidasyon Prosesleri

Küresel ekonomik büyüme hızla artmaktadır. Aynı zamanda hızlı kentleşme ve sanayileşme, insan sağlığı üzerinde çeşitli olumsuz etkiler yaratan ve bir bütün olarak çevreyi etkileyen, önemli miktarda atıksu oluşumuna neden olmaktadır. Çevre kirliliği ve sanayileşme çevre dostu arıtma teknolojilerinin geliştirmesi için önem arz etmektedir. En yaygın arıtma işlemlerinin elektrik ve/veya diğer enerji kaynaklarının kullanımı gibi sınırlamaları mevcuttur. Karmaşık ve inatçı moleküllere sahip atıksu üretiminin her geçen gün arttığı gözlemlenmektedir. Bu organik bileşiklerin çoğunun sudaki varlığı, insanlar ve hayvanlar için toksik, endokrin bozucu, mutajenik veya potansiyel olarak kanserojen olmasından dolayı halk sağlığı için ciddi bir tehdit oluşturmaktadır. Bu durum atıksuyun tamamen mineralizasyonunda kullanılacak yeni teknolojilere yönelik acil bir ihtiyaç oluşmasına neden olmuştur. Atıksuların arıtılması için biyolojik arıtım, adsorpsiyon, kimyasal arıtma, filtrasyon, flokülasyon, aktif karbon ve iyon değişim reçineleri gibi çeşitli geleneksel arıtma yöntemleri mevcuttur. Biyolojik işlemlere uygun olmayan kirleticilerin, yüksek kimyasal stabilite ve/veya tamamen mineralize edilmenin zorluğu ile de karakterize edilebileceği sıklıkla gözlemlenmiştir. Bu bağlamda, atıksuda bulunan bu tür biyorefraktör maddeleri giderimi için oksidasyon işlemleri tercih edilmektedir. Bununla birlikte, kirlilik yükü, proses sınırlamaları ve çalışma koşulları, belirli bir bileşiğin bozunması için en uygun oksidasyon işleminin seçimi sırasında dikkate alınması gereken temel faktörlerdir. Yüksek bozunma verimliliğinin yanı sıra, doğrudan oksidasyon işlemleri, hedef bileşiklerin parçalanması için belirli çalışma koşullarını gerektirir ve bu da işlemin işletme maliyetini artırmaktadır (Al-Kdasi, Idris et al. 2004, Boczkaj and Fernandes 2017, Ameta and Ameta 2018).

Amaç, atıksuyu etkili bir şekilde arıtmak için organik kirleticilerin parçalanmasının yanı sıra mineralizasyonunu, yani hedef molekülün en yüksek kararlı durumuna: su, karbondioksit ve oksitlenmiş inorganik anyonlar veya biyolojik olarak uzaklaştırılabilen daha kolay bozunabilir moleküllere dönüştürülmesini kapsamalıdır. İleri Oksidasyon Prosesleri (İOP), atıksu arıtma proseslerinin inatçı organik

bileşiklerin parçalanması için alternatif güçlü bir teknik olarak önerilmektedir (Al-Kdasi, Idris et al. 2004).

Atıksu arıtımı için birçok İOP tanımlanmış ve kullanılmıştır, ancak Fenton ve foto-Fenton prosesleri, yalnızca kullanıldığında veya geleneksel ve biyolojik yöntemlerle birleştirildiğinde, inatçı bileşiklerin arıtılması için en güçlü, etkili, enerjik olarak verimli, uygun maliyetli yöntem olduğunu kanıtlamıştır. Bu işlemler karmaşık ekipman veya maliyetli reaktifler gerektirmediği ve nispeten daha basit yaklaşımları, daha az tehlikeli kimyasalların kullanımı ve doğada döngüsel olmaları nedeniyle ekolojik olarak uygulanabilir (Dewil, Mantzavinos et al. 2017).

İleri Oksidasyon Prosesleri endüstriyel düzeyde, hastanelerde ve atıksu arıtma tesislerinde toksik atıksuları arıtmak için kullanılan bir dizi oksidatif su arıtımını ifade eder. İleri Oksidasyon Prosesleri arasında UV/O₃, UV/H₂O₂, Fenton, foto-Fenton, sonoliz, fotokataliz, süperkritik su oksidasyon işlemleri vb. bulunmaktadır. İleri Oksidasyon Prosesleri ilk olarak Glaze ve arkadaşları (Glaze, Kang et al. 1987) su arıtımında etkili olan yeterli miktarda hidroksil radikalleri içeren işlemler olarak ifade edilmiştir. İşlem sırasında hidroksil radikali ve süperoksit anyon radikali, hidrojen peroksit ve tekli oksijen gibi diğer reaktif oksijen türlerini üretmek için tanımı, gelişimi ve çeşitli yöntemleri de tartışılmıştır. Bununla birlikte, hidroksil radikali, İleri Oksidasyon Proseslerindeki en verimli ve etkili türdür (Ameta and Ameta 2018).

Genel olarak, organik kirleticiler, hidroksil radikali ile etkileşime girerek karbon merkezli bir yeni bir radikal oluşturur. Daha sonra moleküler oksijenle reaksiyonu sonucu sonraki reaksiyonlara girecek olan peroksit radikali oluşturur; Böylece ketonlar, aldehitler veya alkoller gibi bir dizi oksidasyon ürünü üretilir. Hidroksil radikalleri ayrıca, okside bir ürün veren sulu ortamda kolayca hidrolize olabilen, elektron bakımından zengin substratlardan bir elektronu soyutlayarak radikal bir katyon oluşturabilir. CO₂, su gibi oksidasyon ürünleri genellikle daha az toksiktir ve biyoremediasyona daha duyarlıdır (Bethi, Sonawane et al. 2016).

Genel olarak prosesin verimliliği büyük ölçüde seçilen İOP yöntemine, hedef kirleticinin fiziksel ve kimyasal özelliklerine ve işletme koşullarına bağlıdır. İOP'leri dezenfeksiyon için uygulaması daha azdır, çünkü bu radikaller çok kısa bir yarı ömre (mikrosaniye mertebesinde) sahiptir, bu da çok düşük radikal konsantrasyonları oluşturması nedeniyle dezenfeksiyon için yeterli değildir, ancak bu yönde de bazı

çalışmalar yapılmaktadır. İOP'lerin kurulumu düşük maliyetlidir, ancak gerekli kimyasalların ve enerjinin mevcut olması nedeniyle yüksek işletme maliyetlerine sahiptir. Maliyetleri sınırlamak için, İOP'ler genellikle biyolojik bir arıtmaya bağlı bir ön arıtma olarak kullanılır. İleri oksidasyon, mikro kirleticileri atık sudan uzaklaştırma ve suyun dezenfeksiyonu için ileri arıtma veya son iyileştirme adımı olarak da kullanılabilir. Çeşitli İOP'lerinin kombinasyonu, maliyetleri düşürmenin yanı sıra kirletici gideriminin arttırılmasında oldukça etkili bir yoldur (Al-Kdasi, Idris et al. 2004, Ameta and Ameta 2018).

İleri oksidasyon genellikle hidrojen peroksit (H_2O_2) veya ozon (O_3), katalizörler (demir iyonları, elektrotlar, metal oksitler) ve ışınlama (UV ışığı, güneş ışığı, ultrasonlar) gibi güçlü oksitleyici ajanların ayrı ayrı veya kombinasyon halinde kullanılmasını içerir (düşük sıcaklık ve basınç). Işıklı çalışan İOP'lerin, su kıtlığının yüksek olduğu bölgelerde güneş ışığının bolluğu ve nispeten düşük maliyetler ve yüksek verimlilikler nedeniyle atık su arıtımı için en çekici yöntem olduğu varsayılmaktadır. Farklı oksidasyon işlemlerinde yaygın olarak kullanılan farklı oksidanlar ve bunların elektrokimyasal oksidasyon potansiyelleri Tablo 3.1'de özetlenmiştir (Boczkaj and Fernandes 2017).

Tablo 3.1. Çeşitli Oksidanların Oksitleyici Potansiyellerinin Karşılaştırılması (Ameta and Ameta 2018)

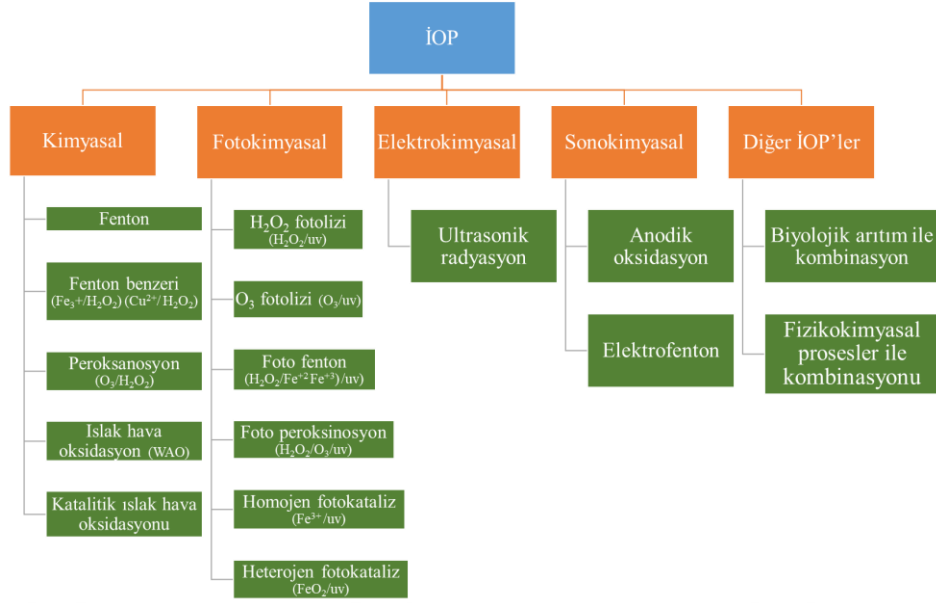
Oksitleyici Ajan	Elektrokimyasal Oksidasyon Potansiyeli (EOP) (V)
Flor	3.06
Hidroksil Radikali	2.80
Oksijen (atomik)	2.42
Ozon	2.08
Persülfat	2.01
Perbromat	1.85
Hidrojen Peroksit	1.78
Perhidroksil Radikali	1.70
Hipoklorit	1.49
Bromat	1.48
Klor	1.36
Dikromat	1.33
Klor Dioksit	1.27
Permanganat	1.24
Oksijen (moleküler)	1.23
Perklorat	1.20
Brom	1.09
İyot	0.54

Bu verilerden anlaşılacağı üzere hidroksil radikalının flordan sonra en etkili oksidanlardan biri olduğu görülmektedir. Hidroksil radikalleri çözünmüş kirleticilerle reaksiyona girerek, tamamen CO₂, H₂O ve inorganik iyonlara mineralize olana kadar bir dizi oksidasyon reaksiyonu başlatır (Ameta and Ameta 2018).

İleri oksidasyon proseslerinin diğer arıtma proseslerine göre önemli avantajları bulunmaktadır. Atıksuda bulunan bileşikler konsantre edilmek yerine bozunur, böylece ikincil atığın oluşması engellenmiş olur ve bertaraf edilmesine gerek kalmaz. İOP'lerde hidroksil radikali ve diğer aktif oksitleyici türler farklı yöntemlerle üretilir. Hidroksil radikali 2,8 V (pH 0) ile 1,95 V (pH 14) arasında oksidasyon potansiyeline sahip, su arıtımında kullanılan en reaktif oksitleyici türdür. Sularda organik kirleticilerin varlığına ilişkin küresel endişe ve su iyileştirme ve arıtma için bazı yenilikçi ve verimli teknolojilerin geliştirilmesi gerekliliği göz önüne alındığında, İOP'ler ön plana çıkmaktadır. İOP'ler, kalıcı organik kirleticileri atık sudan uzaklaştırmak için önemli, umut verici, verimli ve çevre dostu yöntemler oluşturur. Genel olarak, İOP'ler, hidroksil radikalleri ($\bullet\text{OH}$) gibi güçlü bir oksitleyici ajanın yerinde üretilmesine dayanmaktadır (Ameta, Benjamin et al. 2013).

İOP, doğası gereği fazların homojen veya heterojen olması veya hidroksil radikallerinin üretim türüne bağlı olarak sınıflandırılabilir. Kimyasal, foto-kimyasal, sono-kimyasal ve elektrokimyasal gibi farklı yöntemlerle hidroksil radikalleri üretilir. Ayrıca, İOP'ler diğer tekniklerle de birleştirilebilir (örneğin fizikokimyasal veya biyolojik prosesler ile). Şekil 3.1'de atıksulara uygulanan tüm İOP'lerin bir özetini sunulmaktadır.

Kirlilik türüne, kaynakların uygunluğuna ve sürecin maliyetine bağlı olarak kullanılacak İOP türü belirlenir, reaktif oksijen türlerinin üretim kaynağına göre sınıflandırılır.



Şekil 3.1. Atıksularda uygulanan İleri Oksidasyon Prosesleri (Ameta and Ameta 2018, Kumari and Kumar 2023)

Son yıllarda, katalitik ıslak hava oksidasyonu, süperkritik su oksidasyonu, sülfat radikal tabanlı İOP'ler, karbonat radikal tabanlı İOP'ler ve farklı İOP'lerin kombinasyonu gibi diğer İOP türleri de yaygın olarak kirleticilerin arıtılmasında kullanılmaktadır. Ayrıca, yüksek bozunma verimliliğiyle çeşitli kirleticilerin arıtılmasında büyük potansiyel göstermişlerdir.

3.1.1. Kimyasal Oksidasyon

Kimyasal prosesler, reaktif oksijen türlerinin üretimi için kullanılan en eski yöntemlerden biridir. Bu süreç, kirleticilerin parçalanması için oksitleyici ajanın üretilmesinde kimyasal reaktiflerin kullanılmasını içerir. Reaktif oksijen türlerinin oluşumunda en yaygın olarak kullanılan kimyasallar hidrojen peroksit ve ozondur. Oksidantların çoğu genellikle Fenton süreci ve Peroxone süreci olmak üzere iki süreçle üretilir. Kimyasal reaktifin oksidantların üretimi için optimum sıcaklık, basınç ve pH koşullarına ihtiyacı vardır, bu da kirleticilerin parçalanması için geniş ölçekte kullanımını sınırlar.

3.1.1.1. Fenton Prosesi

Fenton prosesi ilk olarak H. J. Fenton (1894) tarafından keşfedilmiştir (Fenton 1894). Fenton prosenin oksidasyon mekanizması yaklaşık 90 yıldır araştırılmaktadır. Araştırmalar, prosenin 20'den fazla kimyasal reaksiyon içerdiğini göstermektedir. Geleneksel Fenton prosesinde, yüksek oksidatif hidroksil radikali ($\bullet\text{OH}$) güçlü asidik

koşullar altında peroksitin (H_2O_2) demir (Fe^{2+}) ile reaksiyonuyla oluşmaktadır. Fenton prosesinde yer alan reaksiyonlar şunlardır;



Bu proses, çoğu dirençli organik bileşiği hızlı ve seçici olmayan bir şekilde karbondioksit ve suya parçalayabilir. Hidroksil radikalleri, organik kirleticileri redoks reaksiyonlarıyla parçalar. Fenton prosesi, pH değeri yaklaşık 3 olan dar bir aralıkta daha etkilidir. pH'ın uygun bir şekilde kontrol edilmesi süreç verimliliğini artırır; performans düşük ve yüksek pH değerlerinde azalır (Pignatello, Oliveros et al. 2006).

Fenton prosesi genellikle pH değeri 3 altında işletilir. $\bullet\text{OH}$ 'in oksidasyon aktivitesi çözelti pH'sıyla ilişkilidir. $\bullet\text{OH}$ 'in oksidasyon potansiyeli pH azaldıkça artar ve oksidasyon kapasitesi artar (Pignatello, Oliveros et al. 2006, Duesterberg, Mylon et al. 2008). Ayrıca, Fenton reaktifi aktivitesi pH arttıkça azalır çünkü aktif Fe^{2+} eksikliği nedeniyle inaktif demir oksihidroksitlerin ve ferrik hidroksit çökeltisinin oluşumu meydana gelir. Aynı zamanda, H_2O_2 'nin otomatik bozunması yüksek pH değerlerinde meydana gelir (Szpyrkowicz, Juzzolino et al. 2001).

Çok düşük pH değerlerinde, demir kompleks türleri $[\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6]^{2+}$ ve kararlı oksonyum iyonu $[\text{H}_3\text{O}_2]^+$ mevcuttur, bu da Fe^{2+} ve H_2O_2 arasındaki reaktiviteyi azaltır (Kavitha and Palanivelu 2005). Bu nedenle, Fenton sürecinin organik bileşikleri parçalamak için verimliliği hem yüksek hem de düşük pH'da azalır. Ayrıca, Fenton reaksiyon sisteminde birçok rekabetçi reaksiyon bulunmaktadır. Fenton oksidasyonunda, reaksiyon hızı demir dozajına bağlıdır, mineralizasyon derecesi ise oksidant konsantrasyonuyla doğrudan ilişkilidir (Xu, Li et al. 2009).

Fenton reaktifi açısından $\bullet\text{OH}$ üretimi ve tüketimi arasındaki karşılıklı ilişkilerin anlaşılması önemlidir. Bu ilişkiler araştırılmış ve $[\text{Fe}^{2+}]^0/[\text{H}_2\text{O}_2]^0$ oranına (Fe^{2+} başlangıç konsantrasyonu ve H_2O_2 başlangıç konsantrasyonu oranı) göre üç kategoriye ayrılmıştır. Sonuçları, $[\text{Fe}^{2+}]^0/[\text{H}_2\text{O}_2]^0$ oranının ve organik maddelerin Fenton reaksiyonu yollarındaki rekabeti etkileyebileceğini göstermiştir (Yoon, Lee et al. 2001).

Fenton prosesinin uygulanmasının başlıca dezavantajları, H₂O₂'in yüksek maliyeti ve atıksuyun deşarjından önce nötralizasyon adımıyla üretilen yüksek miktarda ferrrik çamurudur. Bu dezavantajlar ve giderek daha da katı hale gelen su düzenlemeleri, Fenton teknolojisini uygulamaya yönelik çözümler geliştirmek için bir zorluktur. Bir yandan, •OH üretimini artırmak için enerji Fenton'a dahil edilmiştir, örneğin foto-Fenton, elektro-Fenton vb. Öte yandan, demir bazlı katalizörler ve Fenton çamurunun yeniden kullanımı Fenton benzeri bir reaksiyon olarak geliştirilmiştir (Yoon, Lee et al. 2001, Xu, Li et al. 2009).

Fenton prosesi, hidroksil radikallerinin (•OH) güçlü oksidasyon potansiyelini kullanarak ileri oksidasyon proseslerinden (İOP'ler) biri olarak iki farklı hedefe ulaşabilir: İlk olarak, dirençli kirleticilerin mineralizasyonu yoluyla atıksuyun KOİ içeriğini seçilen maksimum izin verilen konsantrasyon değerine kadar azaltma. İkincisi ise, işlenen deşarjların biyolojik arıtımını mümkün kılmak amacıyla biyolojik olarak parçalanabilirliklerinin geliştirilmesi (Mojiri, Aziz et al. 2013).

Tüm olumlu sonuçlara rağmen, Fenton reaksiyonunun bazı dezavantajları vardır: Fe²⁺ yeniden oluşum hızının yavaş olması, asidik ortamda çalışma gerekliliği, yüksek miktarda reaktif kullanımı, çözünmüş demirin ayrılması gerekliliği ve yüksek miktarda demir çamurunun birikmesi, bu ikincil kirliliğin arıtımı için ek bir işlem gerektirir. Bu sınırlamaları aşmak için demirin başka katalizör metallerle değiştirilmesi, foto-Fenton prosesi ve diğer tekniklerle kombinasyon önerilmektedir.

3.1.1.2. Fenton Benzeri Prosesler (Fe³⁺ / H₂O₂)

Geleneksel Fenton reaksiyonu, Fe²⁺ tarafından H₂O₂'in aktive edilerek hidroksil radikallerinin oluşturulmasını ifade eder, ancak Fe²⁺ kolaylıkla Fe³⁺'e oksitlenir ve Fe²⁺'nin indirgenmesi zor gerçekleşmektedir. Fenton sisteminin temel dezavantajı, H₂O₂ ve Fe²⁺ gibi reaktiflerin maliyetidir. Son zamanlarda, bu sorunun çözülmesi amacıyla inorganik heterojen yardımcı katalizörleri reaksiyona ekleyerek heterojen katalitik bir sistem oluşturma yolunda çalışmalar mevcuttur (Li, Chen et al. 2022).

"Fenton benzeri" ile Fenton arasındaki fark, kullanılan reaktifin Fe³⁺ ve H₂O₂ karışımı olmasıdır, burada hidrojen peroksit hidroksil radikallerine ayrışır ve Fe³⁺, aşağıdaki tepkimeyi takiben Fe²⁺'ye indirgenir.

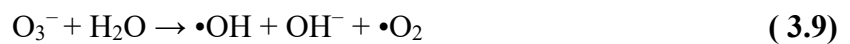
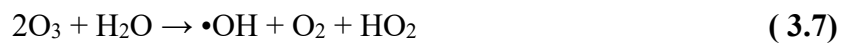


Fenton benzeri prosesler, kirletici giderimi açısından etkinlikleri ve işletmelerin kolaylığı nedeniyle geniş ölçüde kullanılmalarına rağmen, aşırı çamur oluşumu ve sınırlı çalışma pH aralığı gibi önemli dezavantajları bulunmaktadır. Fe^{3+} / Fe^{2+} döngüsünü yardımcı kataliz ile güçlendirme, Fenton prosesini geliştirmek için giderek daha önemli bir strateji olmuştur. İndirgeyici ajan olan etilen di amin tetra asetik asit (EDTA), hidroksilamin (HA), askorbik asit (AA) ve tartarik asit (TA) gibi organik yardımcı katalitik sistemler, Fe^{3+} ü indirgeyerek Fe^{3+} / Fe^{2+} dönüşümünü hızlandırabilir ve Fenton reaksiyonu için pH aralığını genişletebilir (Xiang, Liu et al. 2022).

Yardımcı katalizör, kendi başına çok az aktiviteye sahip olan ancak katalizin bazı özelliklerini, elektronik yapı, iyonik değerlik vb. değiştirebilen bir madde olarak tanımlanır, böylece katalizin aktivitesi, seçiciliği, toksisiteye dayanıklılığı veya kararlılığı geliştirilebilir. Mevcut araştırmalara göre, inorganik heterojen yardımcı katalizleri iki ana kategoriye ayrılır: a) geçiş metal yardımcı katalizleri, başlıca molibden, tungsten ve diğer geçiş metallerini içerenler; b) metal olmayan yardımcı katalizler, başlıca karbon, bor ve fosfor içeren malzemeleri içerir. Organik ajanlarla karşılaştırıldığında, heterojen yardımcı katalizler daha az sarf edilmesi, geri kazanılabilir olması, daha stabil olması ve çevre dostu olması açısından daha üstündür (Li, Chen et al. 2022).

3.1.1.3. Ozon (O₃)

Ozonlama, çok etkili ve ekonomik olarak uygulanabilir bir üçüncül arıtma teknolojisidir. Ozon, olarak 2.07 V potansiyele sahip seçici bir oksidandır. Kısa ömürlü bir bileşiktir. Oksidant olarak ozon, seçici bir şekilde çift bağlar, aminler ve aromatik halkalar gibi elektron zengini fonksiyonel gruplar ile reaksiyona girmektedir (Merenyi, Lind et al. 2010). Aromatik bileşikler ozonlama ile aromatik halka yapısının bozulmasına neden olur. Ozon, yüksek derecede kararsız bir gazdır ve hedef kirleticilerle moleküler ozon olarak doğrudan veya hidroksil radikaller gibi ikincil oksidanın oluşumu yoluyla reaksiyona girmektedir (Eşitlikler 3.7-3.9) (Malik, Ghosh et al. 2020).



Bu durumda biyolojik olarak parçalanabilir özellik ve kompleks kirleticilerin biyolojik ayrışabilirliği artar. Düşük pH'da, baskın tepkime mekanizması moleküler ozon tarafından doğrudan elektrofilik reaksiyona girer. Bu da, moleküler ozon tarafından daha fazla parçalanamayan karboksilik asitlerin oluşumuna yol açar. Yüksek pH'da, kirleticiler ozonun ayrışmasıyla oluşan hidroksil radikaller ile parçalanır. Ozon, ön aşamalarda dezenfeksiyon, detoksifikasyon ve çamur azaltma için kullanılabilir. Ozonun kullanımı, her bir atıksu türüne bağlı olarak ozonlamanın amacına bağlıdır (Anandan, Lee et al. 2010).

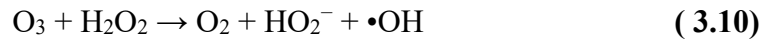
Birçok işletme parametresi, O_3 'ün oluşumu ve ardından $\cdot OH$ radikallerine dönüşümü üzerinde güçlü bir etkiye sahiptir. Bu parametreler arasında, kirleticinin kimyasal yapısı ve konsantrasyonu, atık suyun kalitesi, pH ve sıcaklık dikkate alınmalıdır. Ozonlamanın başlıca avantajları şunlardır:

- Atıksuyun hacmi süreç boyunca sabit kalır ve çamur oluşturmaz,
- Ozonlama üniteleri nispeten basittir ve sadece az bir alan gerektirir,
- O_3 yerinde üretilir, bu nedenle H_2O_2 , demir tuzları veya diğer kimyasalların stok çözümlerine ihtiyaç duyulmaz,
- Hem akış hızı hem de kompozisyon açısından atıksu değişimlerinde bile uygulanabilir,
- O_3 kalıntıları, ozonun oksijene parçalanma eğilimi nedeniyle ortadan kaldırılabılır (Cuerda-Correa, Alexandre-Franco et al. 2019)

Ozonlamanın ana dezavantaj ekipmanın nispeten yüksek maliyeti ve bakımı ile birlikte süreci sürdürmek için gereken yüksek enerji gereksinimleridir. Dikkate alınması gereken bir başka önemli nokta da uygun bir kütle transferinin sağlanması gerekliliğidir. O_3 moleküllerinin gaz fazından sıvı fazına aktarılması gerektiği unutulmamalıdır, böylece organik moleküllerin kimyasal bağlarına saldırma gerçekleşebilir. Çok sık olarak kütle transferi, sürecin sınırlayıcı adımı olarak kabul edilebilir. Yetersiz bir kütle transferi, sürecin giderim verimliliğini olumsuz etkileyebilir ve dolayısıyla işletme maliyetlerinin artmasına neden olabilir. Uygun bir reaktör tasarımı, ozonlamanın bu önemli dezavantajını önlemeye yardımcı olabilir. Ayrıca, atık su içinde yüksek seviyelerde bromür iyonları bulunuyorsa, ozonlama bromat oluşumuna yol açabilir ve bu maddenin karsinogen olarak etkisi kanıtlanmıştır (Stylianou, Katsoyiannis et al. 2018).

3.1.1.4. Peroksonasyon (O₃ / H₂O₂)

Ozonlama, su ve atıksu arıtımında yaygın olarak kullanılan bir alternatif yaklaşımdır ve ozon (O₃), sulu çözeltilerdeki organik ve inorganik kirleticileri parçalamak için güçlü bir oksitleyici olarak kullanılmaktadır (E₀ = 2.07 V). O₃ ve H₂O₂'in kombinasyonu, peroksonasyon prosesi olarak adlandırılmıştır. Ozonlamaya göre, hidrojen peroksit, ozonun su içindeki bozunmasını hızlandırması ve bu şekilde daha fazla hidroksil radikali üretmesini sağladığından daha verimli olduğu rapor edilmiştir. Hidroksil radikali üretimi Eşitlik 3.10 'a göre gerçekleşmektedir:



Ozonun belirli tip kirleticileri üzerinde doğrudan etkisi, yüksek moleküler ağırlığa sahip organik bileşikler parçalama yeteneği nedeniyle avantajlıdır. Bununla birlikte, bu büyük moleküllerin ayrışması genellikle düşük moleküler ağırlıkta yan ürünlerin oluşmasına neden olur ve bu yan ürünler, hem ileri ozon oksidasyonuna hem de $\bullet OH$ radikal aracılı yollarla ayrışmaya karşı dirençli olabilir. Bu nedenle, temel kirleticiler tamamen tek başına ozonlama ile ayrıştırılsa bile, mineralizasyon derecesi yetersiz olabilir. Bu, sadece ozonlamanın bir İOP olarak kullanımının belki de en önemli dezavantajıdır, çünkü düşük moleküler ağırlıkta yan ürünler, temel kirleticilerden daha fazla akut toksisite gösterebilmektedir (Dantas, Contreras et al. 2008).

Ozonlama sırasında hidrojen peroksit eş zamanlı olarak kullanılması, işlem verimliliğini artırmaya yardımcı olabilir, çünkü O₃'ün H₂O₂ ile reaksiyonu $\bullet OH$ radikallerinin oluşumuna neden olur. O₃ / H₂O₂ birleşik oksidasyon sistemi (peroksonasyon), doğrudan ozon-kirletici reaksiyonunun gaz-sıvı madde transferi sorunları nedeniyle yavaş bir kinetik rejimi takip ettiği durumlarda ozonlamaya kıyasla daha yüksek dönüşüm verimleri sağlar (Glaze, Beltran et al. 1992).



Ayrıca, ozon doğrudan hidrojen peroksit ile tepkimeye girebilir ve daha fazla hidroksil ve ozon oluşur:



Sulu çözeltideki hidrojen peroksit kısmen konjuge bazı olan hidroperoksit iyonuna (HO_2^-) ayrışır. Hidroperoksit iyonları, ozonla reaksiyona girerek onun ayrışmasına neden olur ve hidroksil radikalini içeren bir dizi zincir reaksiyonun gerçekleşir. Ayrıca, ozon hidroksil radikalleriyle reaksiyona girerek daha fazla hidroperoksit iyonu oluşturur, bu da ozonla daha fazla reaksiyona girebilir ve böylece sürecin devam etmesini sağlar. Bu şekilde, suda çözünen kirleticiler, doğrudan (ozonla moleküler reaksiyon) veya dolaylı olarak (hidroksil radikaliyle reaksiyon) oksidasyona uğramaya müsaittir (Andreozzi, Caprio et al. 1999).

Araştırmalar, $\text{O}_3 / \text{H}_2\text{O}_2$ sisteminin, atıksularda bulunan dirençli organik kirleticilerin hızlı ve tam mineralizasyonunu başarıyla gerçekleştirmede son derece etkili olduğunu göstermektedir. H_2O_2 'in eklenmesi, O_3 bozunmasını hızlandırır ve $\bullet\text{OH}$ radikallerinin oluşumunu kolaylaştırır. Bu da genel süreci daha hızlı hale getirir. Çünkü hidroksil radikalinin tepkime hız sabiti, O_3 'ün tepkime hız sabitinden daha yüksektir. Reaksiyon, alkali koşullarda (pH 7-8) etkilidir. Bu süreç sonunda yüksek konsantrasyonda hidroksil radikali elde edildiği için, kirleticilerin giderim verimi yüksektir. Ozon bazlı İOP'ler, yüksek dezenfektan özellikleri ve güçlü oksitleyici güçleri nedeniyle geniş bir yelpazedeki dirençli kirleticilerin giderilmesi için iyi bir seçenek olarak kabul edilmektedir. Peroksonayson, farklı endüstrilerden gelen atıksuların arıtılmasında kullanılabilir. Bununla birlikte, katalizör eklenmesi, enerji kaynağı (UV, elektrik vb.) gibi hibrit bir yaklaşım ile giderimin verimliliği daha da artırılabilir. (Kumari and Kumar 2023).

3.1.1.5. Islak Hava ve Katalitik Islak Hava Oksidasyonu

Islak hava oksidasyonu (IHO), çeşitli endüstrilerin atık sularındaki dirençli organik kirleticilerin arıtılması için umut vadeden bir teknolojidir. Yüksek kirletici giderim verimi, kolay koşullarda çalışması ve zararlı kimyasal reaktifler içermemesi nedeniyle çevre dostu bir yöntem olarak değerlendirilmektedir. Kirleticiler ve endüstriyel atıklar üzerinde yapılan IHO çalışmaları, endüstriyel atık su arıtma teknolojisi olarak potansiyelini ortaya koymaktadır. Bu çalışmalar genellikle fenolik bileşikler model kirletici olarak kullanılmaktadır. Fenol, geniş çapta endüstrilerde kullanılan ve daha yüksek moleküler ağırlığa sahip aromatik bileşiklerin

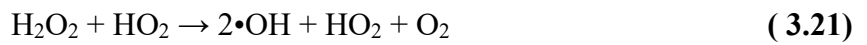
oksidasyonunda bir ara ürün olarak kabul edilen bir bileşiktir. IHO'nun biyolojik proseslerle entegrasyonu, özellikle asetik asit gibi kısa zincirli karboksilik asitlerin düşük ekotoksositeye sahip olması nedeniyle toksik kirleticiler içeren endüstriyel atıksuların arıtılması için daha cazip hale gelebilir. IHO'dan elde edilen arıtılmış atıksuyun biyolojik bozunabilirliği ve toksisitesi, sonraki biyolojik işlem için uygunluğun değerlendirilmesi için kontrol edilmelidir (Luan, Jing et al. 2017).

Islak oksidasyon süreci, yüksek sıcaklık ve basınçta oluşan hidroksil radikali ($\bullet\text{OH}$) kullanarak düşük toksositeye sahip ve yüksek derecede bozunabilen kirleticilerle reaksiyona girmeyi içerir. Ancak bu süreç, kirletici maddenin tam mineralizasyonuna yol açmaz, bu nedenle bazı katalizörler ıslak hava oksidasyon prosesine eklenerek, organik maddenin tam oksidasyonu daha düşük sıcaklık ve basınçta gerçekleştirilir. Katalitik ıslak Hava oksidasyonu (KİHO) mekanizması, bir katalizörün yardımıyla makromoleküler kirleticilerin daha küçük moleküllere dönüşmesini ve katalizörün varlığında tam mineralizasyonunu içermektedir (Kumari and Kumar 2023).

3.1.2. Fotokimyasal Prosesler

3.1.2.1. Foto-Fenton Prosesi

Foto-Fenton prosesi, hidrojen peroksit fotolizine bağlı olarak radikallerin oluşumuna dayanır. Bu süreçte ultraviyole ışınları kullanılır ve O-O bağının H_2O_2 'ye ayrılması ve hidroksil radikalının üretilmesi sağlanır (Eşitlikler 3.19-3.24) (Zhang, Li et al. 2019).



Klasik Fenton reaksiyonunun verimliliği Fe^{3+} ile Fe^{2+} arasındaki dönüşüm oranından etkilenir. Hidrojen peroksit ve UV ışınları, Fe^{2+} veya Fe^{3+} oksalat iyonu ile birleştirildiğinde foto-Fenton (FF) prosesi olarak adlandırılır, geleneksel Fenton yöntemine göre daha fazla $\bullet\text{OH}$ üretilir (Zepp, Faust et al. 1992). Fenton reaksiyonundan sonra oluşan hidroksi- Fe^{3+} kompleksleri pH 2.8-3.5 aralığında $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ formunda mevcuttur. Ferrik Fe^{3+} 'ün foto-indirgenmesi (Eşitlik 3.25) ile

yeniden oluşan Fe^{2+} , foto-Fenton reaksiyonunda H_2O_2 ile reaksiyona girerek $\bullet\text{OH}$ ve Fe^{3+} üretilir ve döngü devam eder:



H_2O_2 'nin doğrudan fotolizi (Eşitlik 3.26), organik bileşiklerin parçalanması için kullanılan $\bullet\text{OH}$ üretir ve dolayısıyla organik kirleticilerin parçalanma hızını artırır.



Ancak, foto-Fenton düşük konsantrasyonlu organik kirleticilerin daha iyi parçalanmasında etkilidir. Yüksek konsantrasyonlu organik kirleticiler, demir kompleksinin UV emilimini azaltabilir, bu da daha uzun UV süresi ve daha fazla H_2O_2 dozajı gerektirir (Zuo and Hoigne 1992).

Yapılan çalışmalarda, yüksek H_2O_2 konsantrasyonunun bir radikal avcısı olarak hareket ettiğini, düşük H_2O_2 konsantrasyonunun ise yetersiz hidroksil radikalleri oluşturduğu gözlemlenmiştir. Foto-Fenton'ın verimliliğini artırmak için EDTA, EDDS, oksalat ve diğer organik karboksilik asit gibi çeşitli organik ligandlar fotokataliz altında Fe^{3+} ile kompleksleştirilir. Bu iyonlar tarafından elde edilen olumlu etkiler aşağıdaki noktalara atfedilebilir:

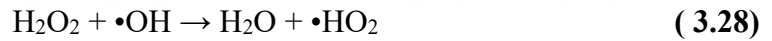
- Diğer Fe^{3+} -komplekslere göre geniş bir dalga boyu aralığında UV ışığı için daha yüksek bir yeteneği olan demir-ligandların, ferrik (Fe^{3+}) iyonun feröz (Fe^{2+}) iyonuna indirgenmesini ve buna bağlı olarak daha fazla $\bullet\text{OH}$ 'in yeniden oluşumunu teşvik etmesi,
- H_2O_2 aktivasyonunu ve $\bullet\text{OH}$ radikali oluşumunu teşvik etmesi,
- pH 7.0'de demir çözünürlüğünü iyileştirmesi ve
- Geniş bir güneş radyasyon spektrumu aralığında çalışabilmesi (Pouran, Aziz et al. 2015).

Klasik Fenton'a kıyasla, foto-Fenton birçok avantaja sahiptir. Fotoindüklenmiş $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ redoks döngüsü, Fenton'da katalizör dozajını azaltabilir ve böylece demir çamurunun oluşumunu etkili bir şekilde azaltır. Aynı zamanda güneş veya UV ışığı, H_2O_2 'nin kullanımını artırır ve birkaç küçük molekül organik fotolizini gerçekleştirir. Bununla birlikte, foto-Fenton'un gün ışığının düşük kullanımı, uzun süre UV enerjisi gerektirmesi, yüksek enerji tüketimi ve maliyet gibi birçok dezavantajı da mevcuttur (Bandala, Brito et al. 2009, Giri and Golder 2014, Xiao, Guo et al. 2014).

3.1.2.2. Peroksit'in Fotolizi (H₂O₂ / UV)

Ultraviyole (UV) radyasyonu, dünya genelinde su ve atıksu arıtımında yaygın olarak kullanılmaktadır ve bu alanda giderek daha fazla uygulamaya sahip olmaktadır. Bu yöntem yalnızca ışığa duyarlı bileşikler içeren ve düşük KOİ seviyelerine sahip sularda (örneğin, nehir ve içme suyu) uygulanabilir. Diğer yandan, atıksu arıtma tesislerinin deşarjları, yüksek konsantrasyonda organik bileşikler içerebilir. Bu durumlarda, özellikle ozon ve hidroksil radikaline düşük reaktivite gösteren ancak belirgin bir fotoaktivite gösteren organik moleküllerin giderilmesi için H₂O₂ / UV önemli bir alternatiftir. H₂O₂ / UV prosesi, iki kimyasal sürecin birleşik etkisinden faydalanır: a) UV fotolitik (doğrudan veya dolaylı olması fark etmez), b) H₂O₂'in O-O bağının homolitik kopmasıyla oluşan •OH radikalleriyle çözünmüş kirleticilerin reaksiyonu (Yuan, Hu et al. 2011, Cuerda-Correa, Alexandre-Franco et al. 2019).

Sulu çözeltideki bir organik bileşiğin fotolizi, hidrojen peroksitin varlığında katalizlenen çok karmaşık bir süreçtir. H₂O₂ / UV sisteminin verimi, fotokatalitik bozunma ile H₂O₂'den hidroksil radikallerinin (•OH) stokiometrik olarak oluşmasından kaynaklanır ve fotolitik bozunmanın ilk aşamasında gerçekleşir.



Bu reaksiyonlar sayesinde daha fazla radikal üretilir. •OH ve •HO₂, yüksek reaktiviteye sahip oldukları için daha aktiftirler.

Özetle, bozunma ve eşzamanlı hidrojen peroksit oluşumu döngüsü kurulabilir. Bu döngünün genel sonucu, ultraviyole ışınının yoğunluğu, sıcaklık, pH ve organik bileşiklerin doğası gibi bir çok değişkene bağlıdır. Bununla birlikte, H₂O₂ / UV, birçok durumda ozonlamaya göre, kirletici türlerin doğası ve konsantrasyonuna daha az duyarlı olduğu için en uygun oksidasyon süreçlerinden biri olarak kabul edilmektedir (Cédat, de Brauer et al. 2016).

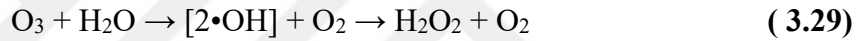
3.1.2.3. O₃ / UV

Ozonlama tek başına, klor veya klor dioksit gibi geleneksel kimyasal oksidantlara göre birçok avantaja sahiptir; ancak, organik bileşikleri tamamen mineralizasyona sağlamak için yeterli miktarda hidroksil radikali oluşturmaz. Bu, doğrudan ozon-biyokirletici reaksiyonunun düşük kinetik sabit değerine sahip

olmasından kaynaklanır. Dolayısıyla, ozonun ayrışmasıyla oluşan hidroksil radikallerinin yoğunluğu yetersizdir (Peyton and Glaze 1988).

O₃ / UV kombinasyonu, hidroksil radikallerinin hızlı bir şekilde, yüksek konsantrasyonlarda oluşmasını sağlar, tam mineralizasyon için uygundur. Bu nedenle, ozonlama ve UV ışınlamasının birlikte kullanımı, genel olarak asitler, alkol ve düşük moleküler ağırlığa sahip organoklorinler gibi çeşitli organik bileşiklerin parçalanması için en sık kullanılan İOP'lerden biri haline gelmiştir. O₃ / UV'nin en önemli avantajı da bromat oluşumunun engellenmesidir (I Litter and Quici 2010).

Ozonun hidroksil radikalleri üretimi iki aşamalı bir süreçtir. İlk aşamada, ozon molekülünün foto indüklenmiş homolizi gerçekleşir, ikinci aşamada ise atomik oksijen ile suyun reaksiyonu sonucunda hidroksil radikalleri üretilir. Ancak, hidroksil radikalleri birleşerek hidrojen peroksit oluşturur; bu nedenle, ozonun çözeltide fotolizi aşağıdaki gibi ifade edilir;



UV ışığının O₃ ile birleştirilmesinin dayanıklı kirleticilerin giderim verimini artırdığını göstermektedir. Bu durum, fotoliz aracılığıyla daha fazla miktarda •OH radikali oluşumuna bağlanabilir. Bununla birlikte, bu yöntemin ekonomik uygunluğu, O₃ ve UV ışığının üretimi için fazla miktarda enerji gereksinimi nedeniyle sınırlıdır. (Peyton and Glaze 1988, I Litter and Quici 2010).

3.1.2.4. (O₃ / H₂O₂ / UV)

O₃ / H₂O₂ / UV sisteminin temel avantajı, ozonun aynı anda hidrojen peroksit ve UV ışıması ile hızlı bir şekilde parçalanması ve bu sayede •OH radikallerinin daha hızlı oluşumunun sağlanmasıdır. Ayrıca, bu sistem normal şartlarda da uygulanabilir (atmosfer basıncında ve oda sıcaklığında). Bununla birlikte, sistemi oluşturan üç bileşenin (ozon, hidrojen peroksit ve UV ışığı) yüksek maliyeti, bu sürecin daha geniş bir kullanımını sınırlayan önemli bir dezavantaj oluşturmaktadır. Sonuç itibarıyla, bu üçlü sistem genellikle yüksek kirletici konsantrasyonuna sahip atıksuların arıtılmasında kullanılabilir. Ayrıca dirençli kirleticilerin uygun bir şekilde parçalanması ve mineralizasyonu için de kullanılmaktadır (Lee, Lee et al. 2011).

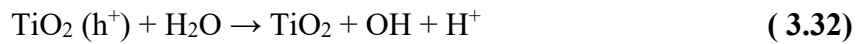
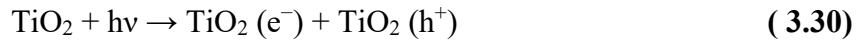
3.1.2.5. Homojen Fotokataliz (Fe^{3+} / UV)

Bu ileri oksidasyon prosesi H_2O_2 gibi diğer kimyasal bileşenlerin eklenmeden UV ışınları ile Fe^{3+} 'ün uyarılmasını içermektedir. Bu homojen fotokataliz sistem, sulu çözeltide Fe^{3+} 'ün foto-indirgenme reaksiyonunu ile Fe^{2+} ve $\bullet\text{OH}$ radikalinin oluşmasını sağlar (Xu, Li et al. 2009).

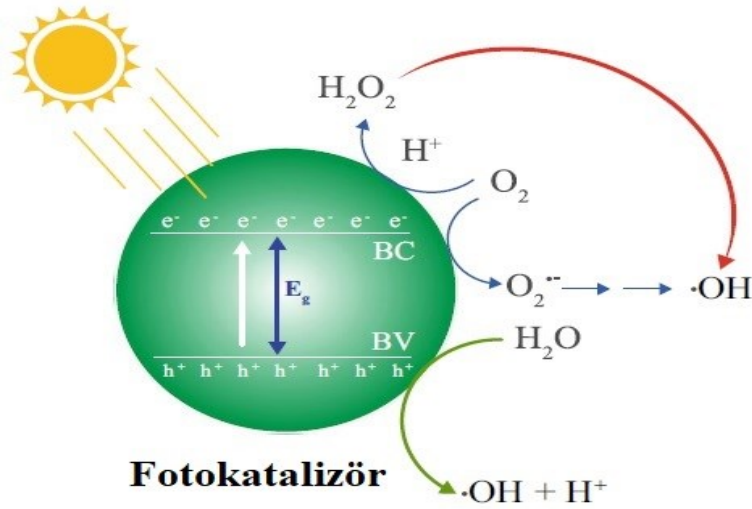
3.1.2.6. Heterojen Fotokataliz (TiO_2 / UV)

Heterojen fotokatalitik proseslerin kullanımı, hidroksil radikallerinin verimli bir şekilde üretilmesi için etkili yöntemlerden biri olarak ifade edilmektedir. Yarı iletken malzemelerin eklenmesi ile içme suyu ve atıksu içinde bulunan organik ve inorganik bileşiklerin indirgenmesini sağlamaktadır. Fotokataliz, yarı iletkenin enerji bant aralığının üzerindeki radyasyonun Emilimiyle aktive olan bir yarı iletkenin bulunmasıyla, foto kimyasal bir reaksiyonun hızlandırılması olarak tanımlanır. Heterojen terimi, kirleticilerin sıvı fazda bulunurken katalizörün katı fazda olmasına atıfta bulunur. En yaygın olarak kullanılan katalizör, yüksek kimyasal stabiliteye, düşük maliyete ve sağladığı verimli sonuçlara sahip olan titanyum dioksittir (TiO_2) (Gogate and Pandit 2004).

Fotokataliz sürecinin ilk reaksiyonu, katalizör tarafından UV radyasyonunun Emilimiyle elektron (h^+/e^-) çiftlerinin oluşumuyla gerçekleşir.



Çevresel uygulamalarda, fotokatalitik süreçler aerobik koşullar altında gerçekleştirilir ve oksijen katalizörün yüzeyine adsorbe olabilir. Dolayısıyla, yüksek indirgeyici gücünden dolayı, bahsedilen elektronlar TiO_2 yüzeyine adsorbe olan oksijeni indirger ve böylece superoksit radikalın (O_2^-) oluşumuna neden olurlar. Organik madde ayrıca katalizörün yüzeyine adsorbe olduğunda, bir elektronun katalizörden transferiyle doğrudan oksitlenebilir. Yarı iletken parçacığa adsorbe edilmiş redoks türlerinin varlığında ve ışık altında, oksidasyon ve indirgeme reaksiyonları katalizörün yüzeyinde bir arada gerçekleşir (Pirkanniemi and Sillanpää 2002). Şekil 3.2'de fotokatalitik bozunma mekanizması gösterilmiştir.



Şekil 3.2. Fotokatalitik bozunma mekanizması (Muthu, Khadir et al. 2021)

Fotokatalitik oksidasyon prosesi, oksijenin, UV ışını ve bir yarı iletkenin (özellikle TiO_2 'in) aynı anda uygulanması, birçok bileşiğin giderilmesinde uygulanan bir süreçtir, ancak genellikle fotokatalizörün ayrılması gerekliliği nedeniyle tam olarak ölçekte geliştirilmemiştir. TiO_2 toz halinde (nanometre boyutunda) kullanıldığında daha verimlidir. Fotokatalizörün yüzeyine gelen ışının minimum enerjiye sahip olması önemlidir, böylece yarı iletkenin değerlik bandındaki elektronlar iletken banda geçirilebilir ve elektron çiftlerinin oluşması sağlanabilir. Titanyum dioksitin özel durumunda, yakın ultraviyole ışınlama gereklidir. TiO_2 'in nispeten büyük bant aralığı (3,2 eV) nedeniyle güneş spektrumunun sadece %5'inden fazlasını ($\lambda < 380$ nm yakın UV) emebileceği anlamına gelmektedir. Sonuç olarak, TiO_2 'in görünür bölgedeki fotokatalitik aktivitesinin artırılması, son yıllarda bilimsel olarak ilgi görmüştür. TiO_2 'in görünür ışınlama altında fotokatalitik özelliklerini iyileştirmek amacıyla organik moleküller veya nanopartiküller ile yüzey modifikasyonu veya metal ve metal olmayan iyonlarla doplanması gibi farklı alternatifler geliştirilmiştir (Méndez-Medrano, Kowalska et al. 2016, Wang, Zheng et al. 2016, Hao, Shi et al. 2019, Wang, Wang et al. 2019).

Bu İOP'in başlıca avantajları, basınç altında ve oda sıcaklığında çalıştırılabilmesi, katalizörün ışınlama için güneş ışığı kullanabilme olasılığı, katalizörün düşük maliyeti ve tekrar kullanılabilirliğidir. Ayrıca, bu proses birçok bileşiğin tam mineralizasyonunu gerçekleştirebilmektedir. Bununla birlikte, büyük ölçekte katalizör yüzeye homojen ışın sağlamanın zorlukları veya süspansiyondaki

katalizörü geri kazanmak için sonrasında bir ayrışma işlemine ihtiyaç duyulması önemli dezavantajlarından. Bu yöntemin uygulanabilirliğini kısıtlayıcı temel sorun ise pahalı bir fotokatalizör olan TiO₂'in ayrıştırılması ve geri dönüşümü konusundaki zorluktur (Hao, Shi et al. 2019).

3.1.3. Sonokimyasal Prosesler

3.1.3.1. Ultrasonik Radyasyon

Bu teknik, kimyasal reaksiyonları etkinleştirmek için ultrasonik ışımayı kullanmaya dayanır; hidroksil radikalleri, 20 kHz ile 1 MHz arasındaki ses dalgası frekansları uygulanarak su içinde oluşturulur. Ultrasonik dalgaların yayıldığı su ortamında meydana gelen çeşitli olaylar arasında ultrasonik kavitasyon öne çıkar. Kavitasyon, sıvı içindeki mikro kabarcıkların veya boşlukların oluşumu, büyümesi ve patlaması olarak tanımlanır. Bu süreç, kısa bir zaman aralığında (milisaniyeler) gerçekleşir ve büyük miktarda enerji açığa çıkarır. Kavitasyon olayının oluşumu, ultrasonik dalgaların alanının frekansı ve gücüne bağlıdır. Bu süreçte, kabarcıklar içinde yaklaşık 5000 °C'ye varan sıcaklıklar ve yerel olarak son derece yüksek basınçlar (100 MPa) oluşur. Bu koşullar, karmaşık kimyasal reaksiyonların gerçekleştirilmesine neden olmaktadır (Pokhrel, Vabbina et al. 2016).



Kavitasyonun gerçekleştiği bir sulu çözelti, kavitasyon kabarcıkları olarak adlandırılan kimyasal mikrореaktörlerle dolu bir ortama benzetilebilir. En azından suyun sonolizi, yani molekülün yüksek reaktif $\bullet\text{OH}$ ve $\bullet\text{H}$ radikallerine homolitik olarak parçalanması gerçekleşir. Bu radikallerin, özellikle $\bullet\text{OH}$ radikallerinin, çözeltide bulunabilecek toksik ve tehlikeli moleküllerin oksidasyonunda sonraki katılımları, ek reaktif maddelerin kullanılması gereksinimini ortadan kaldırma olasılığını teorik olarak mümkün kılar. Ayrıca, bu işlem düşük sıcaklık veya basınç koşulları altında gerçekleşebilir. Organik bileşiklerin parçalanması, hidroksil radikallerinin veya yüksek sıcaklıkların (pirolitik bir mekanizma) etkisiyle gerçekleşebilir (González-García, Sáez et al. 2010).

Ancak, çoğu kirleticinin bozunma verimliliği ve hızı tamamen tatmin edici değildir. Bu proses uygulamasıyla kirleticilerin tam mineralizasyonu, özellikle dayanıklı kirleticiler için son derece zordur. Ayrıca, İOP olarak kullanımı enerji tüketimi açısından verimsizdir. Bununla birlikte, sonikasyon, diğer yaygın olarak

kullanılan İOP, özellikle Fenton reaktifi ve onunla üretilen diğer reaktiflerle birlikte yardımcı bir işlem olarak başarıyla uygulanabilmektedir (Sathishkumar, Mangalaraja et al. 2016).

3.1.3.2. Sono-Fenton Prosesi

Fenton reaktifi ve ultrasonik dalgalar kullanarak yapılan kombine işlem sono-Fenton olarak adlandırılır, ayrıca organik maddenin parçalanması üzerinde sinerjistik bir etki sağladığı bilinmektedir. Ultrasonik dalgalar oluşan kavitasyon nedeniyle daha fazla $\bullet\text{OH}$ oluşumuyla Fenton oksidasyonunun hızını artırabilmektedir (Ranjit, Palanivelu et al. 2008).

Kavitasyonun fiziksel etkisi, mikrotürbülans ve şok dalgalarının oluşturduğu durumlar ile ortamda yoğun konveksiyon oluşturmaktadır. Kavitasyonun kimyasal etkisi ise çözücü buharının kavitasyon kabarcıklarının geçici çökmesi ile oksijen ($\bullet\text{O}$), hidroperoksil ($\bullet\text{OOH}$) ve $\bullet\text{OH}$ gibi radikal türlerin oluşumudur. Öte yandan, Fe^{3+} sürekli olarak H_2O_2 ile tepkimeye girer (Eşitlik 3.35'e göre)(Ioan, Wilson et al. 2007, Chakma and Moholkar 2013).



Fenton reaksiyonundan sonra Fe^{3+} 'ün bir kısmı Fe—OOH_2 formunda bulunur. Fe—OOH_2 hızla Fe^{2+} ve OOH 'e ayrışabilir, bu da $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ redoks döngüsünü teşvik eder. Ayrıca, ultrasonik dalgalar çözeltide reaktiflerin difüzyonunu destekler, karıştırma ve kütle transfer etkisi sağlar ve Fenton reaksiyonunun verimliliğini artırır. Bununla birlikte, sono-Fenton'un yüksek maliyeti ve enerji yoğunluğu gibi bazı dezavantajları mevcuttur, bu nedenle pratik uygulamaları da sınırlıdır (Neppolian, Jung et al. 2002).

Yapılan çalışmalara göre, sonokimyasal oksidasyonla karşılaştırıldığında, sono-Fenton işleminde kirleticilerin atıksudan uzaklaştırılmasında daha etkilidir. Bu durum, Fe^{2+} ile hidrojen peroksitin reaksiyonu sonucunda oluşan ekstra $\bullet\text{OH}$ oluşumu nedeniyle olduğu düşünülmektedir (Serna-Galvis, Botero-Coy et al. 2019).

3.1.4. Elektrokimyasal Prosesler

3.1.4.1. Anodik Oksidasyon

Elektro-oksidadasyon, veya anodik oksidadasyon olarak da adlandırılan, atıksu içinde bulunan organik kirleticilerin giderilmesi için en popüler elektrokimyasal ileri oksidadasyon yöntemlerinden biridir (Martinez-Huitle and Ferro 2006).

Bu işlem, kirleticilerin elektrolitik bir hücrede oksidadasyonunu, aşağıdaki mekanizmalar ile parçalanmasını içerir:

a). Anota doğrudan elektron transferi.

b). Dolaylı veya aracılı oksidadasyon, anot üzerinde suyun elektrolizi ile oluşan oksitleyici türlerle, fiziksel olarak adsorbe olan •OH radikalleri veya kimyasal olarak adsorbe olan "aktif oksijen" ile. Bu tür türlerin varlığı, iki farklı yaklaşımın önerilmesine olanak sağlar (Panizza, Delucchi et al. 2005):

1). Elektrokimyasal dönüşüm, dayanıklı organik bileşiklerin "aktif oksijen" tarafından karboksilik asitler gibi biyolojik olarak parçalanabilir bileşiklere seçici olarak dönüştürüldüğü süreçtir.

2). Elektrokimyasal yanma, fiziksel olarak adsorbe olan •OH radikallerinin organik bileşikleri mineralize ettiği süreçtir.

Anodik oksidadasyon, suda bulunan kirleticilerinin oksidadasyonunu, doğrudan temas veya elektrokimyasal hücrenin anodik yüzeyinde gerçekleşen oksidatif süreçlerle başarabilir. Bu nedenle, oksidadasyon süreci anotta gerçekleşmek zorunda değildir, ancak anot yüzeyinde başlatılır. Sonuç olarak, bu işlem iki ana tür süreci bir araya getirir (Panizza and Cerisola 2009):

- Anot yüzeyinde kirleticilerin heterojen oksidadasyonu; Bu, basit adımlardan oluşan karmaşık bir süreçtir. Kirleticilerin elektrot yüzeyine taşınması, kirletici maddenin elektrot yüzeyine adsorpsiyonu, elektron transferi ile doğrudan elektrokimyasal reaksiyon, ürünlerin desorpsiyonu ve bu ürünlerin çözeltiye taşınması
- Anot yüzeyinde üretilen oksitleyiciler tarafından kirleticilerin homojen oksidadasyonu: Bu oksitleyici türler, suyun heterojen anodik oksidadasyonu veya elektrolitik hücrenin çözünmesinde etkili olan su içindeki iyonlardan oluşabilir. En önemli oksitleyici, suyun oksidadasyonu ile oluşan hidroksil

radikalidir, Reaksiyon 3.36, veya hidroksil iyonunun oksidasyonu ile oluşabilir, Reaksiyon 3.37.



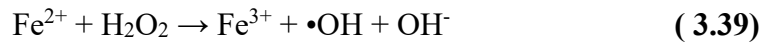
Bu $\bullet\text{OH}$ radikalinin oluşumu, anodik oksidasyonu bir İOP olarak düşünmek için temel argümandır. Hidroksil radikallerin yüksek oksidasyon kapasitesi nedeniyle, bunlar gerçek su matrislerinde bulunan farklı türlerden birçok başka oksitleyici türün oluşumunu teşvik eder. Bu türlerin varlığının bozunma veriminde önemli bir etkisi olduğu anlaşılmaktadır. Tüm bu mekanizmaların sinerjistik etkileri, diğer İOP'lerle karşılaştırıldığında bu teknolojiye elde edilen yüksek verimliliği ve yüksek mineralizasyonu açıklayabilir (Cuerda-Correa, Alexandre-Franco et al. 2019).

3.1.4.2. Elektro-Fenton Prosesi

Elektrokimyasal prosesler, Fenton prosesini iyileştirmek amacıyla atıksu arıtımı sırasında Fenton ile birleştirilebilir (EF prosesi). Fe^{2+} ve H_2O_2 , elektrokimyasal yöntemle Fenton reaktifi olarak üretilir. Elektro-Fenton prosesi aşağıdaki reaksiyonlar ile gerçekleşmektedir; elektrokimyasal işlem uygulandığında asidik bir çözelti içinde katot yüzeyinde çözünmüş oksijenin iki elektron indirgenmesi yoluyla H_2O_2 yerinde üretilir (Eşitlik 3.38) (Guinea, Arias et al. 2008, Panizza and Cerisola 2009).



Ayrıca, Eşitlik 3.39'dan üretilen ferrrik iyon, katot yüzeyindeki Fe^{3+} iyonlarının elektrokimyasal yenilenmesi ile Fe^{2+} 'ye indirgenebilir.



Su, anotta oksijene oksitlenir (Eşitlik 3.41):



Aşırı oksijen gerilimi ile anodun yüzeyinde bulunan su oksidasyonu ile $\bullet\text{OH}$ oluşturur:



Geleneksel Fenton reaksiyonu ile karşılaştırıldığında, elektro-Fenton belirli avantajlara sahiptir. Bunlar:

- Elektrokimyasal süreçler aracılığıyla yerinde H_2O_2 üretimi, organik madde bozunum verimliliğinin artmasına, maliyetin azalmasına ve taşıma ile ilişkili risklerin azalmasına yardımcı olur.
- Ferrit iyonunun katotta ferrit iyonlarının indirgenmesi yoluyla yeniden oluşumu, demir çamurunun üretimini azaltır.
- Fenton oksidasyonu, anodik oksidasyon, flokülasyon ve elektrik adsorpsiyon gibi organik madde bozunum yollarının çeşitlendirilmesini sağlama (Panizza and Cerisola 2009).

Bununla birlikte, elektro-Fenton proseslerinin H_2O_2 üretimiyle ilgili bazı zorlukları vardır. H_2O_2 üretimi yavaştır çünkü oksijen su içinde düşük çözünürlüğe sahiptir ve düşük pH ($pH < 3$) değerlerinde akım verimliliği düşüktür. Ayrıca, elektro-Fenton prosesinin verimliliği elektrot yapısı, pH, katalizör konsantrasyonu, elektrolitler, çözünmüş oksijen seviyesi, akım yoğunluğu ve sıcaklık gibi faktörlere bağlıdır (Pipi, De Andrade et al. 2014).

Tablo 3.2. Farklı İleri Oksidasyon Proseslerinin Avantaj ve Dezavantajları

Proses	Avantaj	Dezavantaj
$Fe^{2+} / Fe^{3+} / H_2O_2$	Basit, düşük maliyetli malzemeler, güçlü oksidan üretimi, yüksek verimlilik, endüstriyel ölçekte kolay uygulanabilirlik	Fe^{2+} düşük rejenerasyon hızı, düşük pH gereksinimi, yüksek reaktif dozları, çamur oluşumu, H_2O_2 'in depolanma ve taşınma zorluğu
O_3 / H_2O_2	Basit serbest radikal üretimi, yüksek bakterisidal etkinlik, daha az zaman alıcı, yüksek giderim verimlilikleri.	Sulu çözeltilerde O_3 'un düşük çözünürlüğü, sınırlı kütle transferi, reaktifin yüksek maliyeti, yüksek kirletici konsantrasyonlarında etkisiz olma, yüksek enerji tüketimi, UV lambalarının kısa ömürlü olması
IHO / KIHO	Kolay işletme koşulları, akış hızları ve deşarj ile uyumlu olarak adapte edilebilir, kirleticilerin daha yüksek mineralizasyonu, akış hızları ve atık su bileşimlerine uyulanabilir, ikincil kirlilik üretmez	Yüksek yatırım maliyeti, yüksek enerji tüketimi
H_2O_2 / UV	Basit, ucuz ve güvenilir radikal kaynağı, yüksek H_2O_2 ayrışma verimi, geniş bir organik bileşik yelpazesinin oksidasyonu, çamur üretimi olmaması	H_2O_2 'in depolanma ve taşınma zorluğu, UV lambalarının kısa ömrü, H_2O_2 'in düşük emilim katsayısı, UV aydınlatması için reaktör tasarımının eksikliği, yan ürün oluşumu

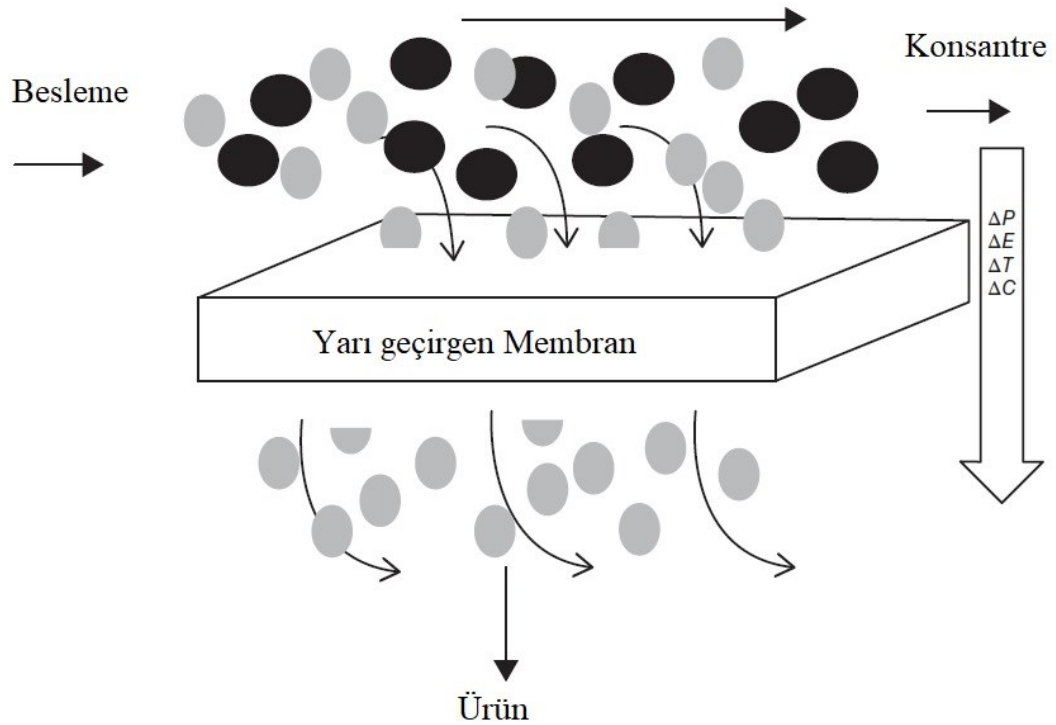
O₃ / UV	Kolay kullanım, nispeten kısa tepkime süreleri, güçlü bir oksidant üretimi.	Moleküler ozonun seçiciliği, yüksek işletme maliyeti, sınırlı kütle transferi, atıksu arıtmasının tam olmaması, UV lambalarının kısa ömrü, yan ürün oluşumu
H₂O₂ / Fe²⁺ (Fe³⁺) / UV	Yüksek verimlilik, kolay ekipman, çamur üretimi olmaması, ekstra radikal üretimi, güneş enerjisi ile kullanılma olasılığı	Yüksek işletme maliyeti, yüksek enerji tüketimi, UV lambalarının kısa ömrü
H₂O₂ / O₃ / UV	Yüksek miktarda hidroksil radikalının üretimi, O ₃ /H ₂ O ₂ ve UV/O ₃ sistemlerinin birleştirilmesi, yüksek giderim verimlilikleri	Reaktifin yüksek maliyeti, yüksek enerji tüketimi, UV lambalarının kısa ömrü
Fe³⁺ / UV	Yüksek verimlilik, hidrojen peroksit eklenme gereksinimi olmaması, H ₂ O ₂ /Fe ²⁺ (Fe ³⁺)/UV ve H ₂ O ₂ /UV işlemlerine kıyasla daha az maliyetli bir yöntem olması	Düşük pH gereksinimi, yüksek enerji tüketimi, UV lambalarının kısa ömrü ve sınırlı verimliliği
TiO₂ / UV	Basit, kullanılabilir ve düşük maliyetli malzemeler, ortam koşullarında çalışma, geniş pH aralığı, geniş organik bileşik yelpazesinin oksidasyonu, güneş enerjisi ile kullanılma olasılığı	Katalitik çamur oluşumu, sınırlı kütle transferi, UV lambalarının kısa ömrü ve sınırlı verimliliği, arıtma sonrası katalizörün geri kazanılmasının zorluğu, endüstriyel ölçekte kullanımın zorluğu
Sonokimyasal	Basit, çevre dostu, ortam koşullarında çalışma, toksik yan ürünlerin üretilmemesi	Yüksek sermaye maliyeti, düşük OH• radikal üretimi, atıksuların tam olarak arıtilamaması
Elektrokimyasal	Hızlı, güçlü oksidasyon yeteneği, düşük sıcaklık ve basınç gereksinimleri, büyük hacimlerde işletilmesi, kimyasal reaktiflere veya büyük miktarda katalize ihtiyaç duyulmaması, düşük çamur üretimi	Yüksek enerji tüketimi, yüksek işletme maliyeti, bakım gereksinimi, yüksek iletkenlikli atıksularda kullanım

3.2. Membran Prosesler

Membran teknolojisi son yirmi ila otuz yılda atıksu arıtımındaki faydaları nedeniyle ortaya çıkmıştır. Enerji gereksinimi, ekipman boyutu ve maliyet etkinliğindeki önemli azalma, membran teknolojisinin temel özellikleridir. Membran teknolojisi, ekonomik ve sürdürülebilirlik arasında bir köprüleme tekniği olarak kullanılabilir. Ayrıca, atıksu arıtımı için çevre dostu bir yöntem olarak kanıtlanmış kolay erişilebilir bir tekniktir. En yaygın olarak kullanılan membran işlemleri mikrofiltrasyon (MF), ultrafiltrasyon (UF), nanofiltrasyon (NF) ve ters ozmoz (TO) olarak bilinir. Atıksu özelliklerine bağlı olarak, enerji, verimlilik ve teknik beceri gereksinimlerinde sürekli gelişim için her zaman alan vardır. Membran işlemlerinde yaygın bir sorun olan membran tıkanıklığını azaltmak için membran modüllerinde

sürekli değişiklikler yapılmaktadır. Membran teknolojisinin adsorpsiyon veya koagülasyon gibi diğer teknolojilerle birleştirilerek kullanılması çeşitli atıksu arıtmalarında araştırılmaktadır (Greenlee, Lawler et al. 2009, Adeleye, Conway et al. 2016).

Membran teknolojisi, farklı ayırma süreçlerini kapsayan genel bir terimdir. Membran, boyutlarına veya afiniteye dayalı olarak bir besleme çözeltisinden istenmeyen bileşikleri seçici olarak ayıran yarı geçirgen bir malzemenin seçici ince tabakası olarak tanımlanır ve basınç, sıcaklık, elektriksel veya konsantrasyon farkı gibi bir potansiyel gradyan uygulayarak çalışır. Bir türün, diğer bir türden daha hızlı bir şekilde membran üzerinden geçtiği durumda ayırma gerçekleşir. Şekil 3.3’de tipik bir membran ayırma süreci gösterilmiştir. Membran teknolojisinin başlıca avantajı, geleneksel ayırma, saflaştırma ve formülasyon süreçlerinden farklı olarak, kimyasal katkı maddeleri eklenmeden istikrarlı ürünler üretmesi, göreceli olarak düşük enerji tüketimiyle çevresel etki potansiyeli taşımasıdır. Diğer avantajlar arasında modüler ve ölçeklendirilmesi kolay olması, düzenli, kompakt ve basit bir süreç olması, membran kullanarak teknoloji uygulamalarının sermaye ve işletme maliyetinin azalması, çevre dostu olması yer alır.

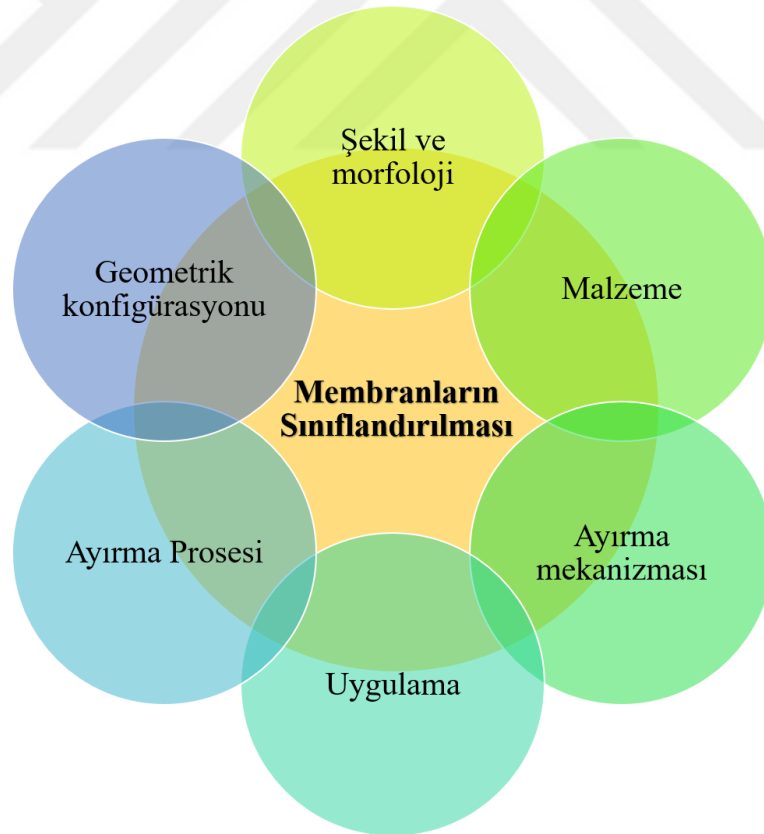


Şekil 3.3. Tipik bir membran ayırma süreci (Rezakazemi and Younas 2021)

Genel olarak, membranlar ortalama gözenek boyutlarına, hareket gücüne, morfolojiye ve malzemelere göre sınıflandırılır. Membran malzemesinin gözenek boyutu, onu ilk olarak ayıran en önemli faktördür. Bununla birlikte, membran malzemeleri organik ve inorganik olabilir.

Membranlar, su üretimi, atıksu arıtma, gaz ve petrol ayırımı, katalizör geri kazanımı vb. gibi alanlarda başarıyla kullanılmaktadır. Membran malzemesi seçerken temel düşünce, hedeflenen uygulamasıdır. Bu nedenle, geçirgenlik, kimyasal stabilite, mekanik dayanıklılık, tıkanma direnci, döküm yeteneği, gözenek özellikleri, akış vb. gibi birkaç faktör göz önünde bulundurulmalıdır. Ayırma faktörleri, seçicilik, hassasiyet ve maliyet gibi diğer faktörler de göz önünde bulundurulmalıdır.

Çeşitli uygulamalar için mevcut olan geniş membran yelpazesi nedeniyle, birkaç sınıflandırma şeması bulunmaktadır. Şekil 3.4'de gösterildiği gibi, membranların sınıflandırılmasını aşağıdaki temel kriterlere sınıflandırılabilir.



Şekil 3.4. Membran sınıflandırılmasının genel kategorileri (Saleh and Gupta 2016)

Membranlar doğal veya sentetik malzemeler olarak geniş bir yelpazede bulunmaktadır. Sentetik malzemeler organik (polimerler ve makromoleküller) veya inorganik (seramikler ve metaller) olabilir. Membranın yapısı ve morfolojisi simetrik veya asimetrik olabilir. Yapılarına bağlı olarak membranlar homojen veya heterojen, kalın veya ince olabilir ve membranlar arasındaki geçiş, geçirgen türün kimyasal özelliğini değiştirme yeteneğine bağlı olarak pasif ve aktif veya reaktif olabilir. Pasif taşıma, basınç, konsantrasyon ve elektriksel fark gibi çeşitli faktörler tarafından yönlendirilir.

3.2.1. Yapı ve Morfolojiye Dayalı Sınıflandırma

3.2.1.1. İnorganik Membranlar

İnorganik membranların yapı ve morfolojisi, ayırım verimliliğinde önemli bir rol oynar. Morfolojilerine göre, inorganik membranlar iki gruba ayrılabilir:

- Yoğun veya gözeneksiz
- Gözenekli inorganik membranlar.

İlk grup örnekleri, zirkonya, gümüş, nikel ve palladyum ve alaşımlarından hazırlanan membranlardır. Genellikle hidrojen ve oksijen gibi gaz bileşenlerinin ayrımı için kullanılırlar ve taşıma yüklü parçacıklar aracılığıyla gerçekleşir. Bununla birlikte, düşük geçirgenlikleri nedeniyle endüstriyel uygulamaları sınırlıdır.

Gözenekli gruba örnekler ise cam, alümina, zirkonya, zeolit, karbon, kordiyerit, silikon karbür, silikon nitrit, titanyum, mulit ve kalay oksittir. Bu grup, farklı yapılarına göre simetrik ve asimetrik membranlar olarak daha da sınıflandırılabilir. 0.3 mm'den daha büyük gözeneklere sahip gözenekli inorganik membranlar genellikle parçacıklar ve büyük moleküller için elek görevi görür (Saleh and Gupta 2016).

3.2.1.2. Organik Membranlar

Polimer membranlar üç gruba ayrılabilir:

- Gözenekli membranlar
- Yoğun (gözeneksiz) membranlar
- Elektriksel olarak yüklü bariyerler

Gözenekli membranlar, 50 nm'den daha büyük gözeneklere sahip makrogözenekli, 2 ile 50 nm arasında gözenek boyutuna sahip mezogözenekli ve 2 nm'den daha küçük gözeneklere sahip mikrogözenekli olarak daha da

sınıflandırılabilir. Membranların yapısı homojen, mikrogözenekli veya yoğun olabilen ve heterojen, asimetrik veya ince film kompozit olabilen olarak sınıflandırılabilir. Homojen membranların yapısı tümüyle homojendir. Homojen mikrogözenekli membranlar, kesit boyunca homojen bir gözenek yapısına sahiptir (Saleh and Gupta 2016).

3.2.2. Geometrisine Göre Sınıflandırma

Membran sistemlerde genellikle iki ana akış yapısı tasarlanır. İlk olarak, besleme akışı membran yüzeyine teğet olan çapraz akış veya tangentiye akıştır ve retentat aynı taraftan daha aşağıda uzaklaştırılır. Buna karşılık, permeat akışı diğer tarafta takip edilir. İkinci olarak, ölü akım filtrasyonunda ise sıvı akışının yönü membran yüzeyine normaldir. Her iki akış geometrisi de bazı avantajlar ve dezavantajlar sunar.

Membran modülü terimi, membranın besleme akışını permeat ve retentat akışlarına ayırmak için cihazlar ve donanımlarla nasıl düzenlendiğini tanımlamak için kullanılır. Membran modülleri, hidrodinamik koşullar, filtrasyon alanları, enerji tüketimi vb. üzerinde farklı özellikler elde etmek amacıyla endüstri üreticileri tarafından tasarlanır ve geliştirilmektedir.

Gerçek uygulamalarda birçok farklı modül türü bulunmaktadır. Modüller, tasarımları, işletme şekilleri, üretim maliyetleri ve besleme çözeltisini membran veya genel olarak modül üzerinden pompalama için gereken enerji gereksinimleri açısından farklılık gösterir. Modül örnekleri şunlardır:

- Tüplü, levha-çerçeve ve kapiller modüller, doğru besleme akışıyla konsantrasyon polarizasyonu ve membran kirlenmesinin etkin bir şekilde kontrol edildiği
- Spiral sargılı ve boş lifli modüller, membran kirlenmesine karşı hassastır.

Bu nedenle, farklı modüllerin belirli bir uygulama ve süreç için tasarlanması ve ticari olarak en iyi çözümü sunması gerekmektedir çünkü tek tip bir modül tüm membran süreçlerini ve uygulamaları için etkin olarak kullanımı mümkün olmamaktadır. Bu nedenle, özellikle sentetik membranlar olmak üzere, membranlar düz levha, disk, spiral sargılı, levha ve çerçeve modüllerin yapımında kullanılan düz şekil; ve tüplü ve kapiller veya boş lifli modüllerde kullanılan silindirik gibi çeşitli geometrilerde tasarlanabilmektedir.

Silindirik membranlar üç şekilde ayırt edilebilir (De Falco, Marrelli et al. 2011)

- İç çapı 10 mm'den büyük tübüler membranlar
- İç çapı 0.5 ila 10 mm arasında olan kapiller membranlar
- İç çapı 0.5 mm'den küçük olan Hollow fiber membranlar

3.2.2.1. Düz levha modülü

Düz levhalar ilk tip membranlardır. Besleme boşluğu ve ürün boşlukları, iki uç plaka arasına katmanlı olarak yerleştirilmiştir. Besleme membran yüzeyinin üzerinden geçirilir ve boşluk plakası besleme akışını modül içinde dağıtır. Düz levha membranların birbirinin üzerine istiflendiği bir modül olan düz disk yığını mevcuttur. Düz levha membran yığını, spiral elementlerde kullanılan besleme boşlukları ve permeat boşlukları ile birlikte sıralanır. Yığın, plastikten yapılmış bir kutuda mühürlenir. Kutu, birbirine bağlanmalarına izin veren hızlı salınım boru bağlantıları ile donatılmıştır. Bu sistem, birim hacim başına düşük yüzey alanı dezavantajına sahiptir (Tlili, Sajadi et al. 2022).

3.2.2.2. Sarmal şekilli

Başka bir modül, merkezi bir delikli borunun etrafına sarılmış bir plaka-çerçeve sistemidir ve permeatı toplayan merkezi bir delikli boru üzerine sarılır. Besleme ve permeatın temasını önlemek ve moleküllerin membranla etkileşim kurması için bir boşluk membranların arasına yerleştirilir. Besleme akışı aksiyal yönde hareket ederken, permeat merkeze doğru radyal bir yönde akar (Koutsou and Karabelas 2015).

3.2.2.3. Hollow-Fiber modül

Silindirik modüller, Hollow-Fiber, tüplü ve kapiller modüller gibi farklı formlarda tasarlanabilir. Hollow-Fiber bir modül genellikle ince, ince ve paralel kapiler liflerden oluşan bir demet şeklinde yapılmıştır ve besleme ve permeat odalarından sızıntıyı engellemek için her iki ucu da kapatılmıştır. Liflerin dış çapı 1.0 ile 1.5 mm arasında değişirken iç çapı 0.5 ile 1 mm arasındadır. Hollow-Fiber modüller iki şekilde çalışacak şekilde tasarlanabilir (Gabelman and Hwang 1999, Saleh and Gupta 2016):

- İçten dışa modülde, permeat membranın dışındaki muhafaza içinde toplanır;
- Dıştan içe modülde permeat membran gözeneklerine geçer.

3.2.2.4. Tübüler modül

Tübüler modül, tüplerin içine yerleştirilen membranlardan oluşur ve bu tüpler bir silindirik kabuk içine yerleştirilir. Tüplerin iç çapları 5 ile 25 mm arasında değişir. Bu modülde aktif tabaka genellikle iç tarafta yer alır ve permeat membran tabakasından dışarıya geçer (besleme içeride). Bu nedenle akış içten dışıdır çünkü membranın destek tabakasına zayıf bir bağlantısı vardır (Armbruster, Cheong et al. 2018).

3.2.2.5. Kapiller modül

Kapiller membran modülü, bir modülde bir araya getirilen birçok kapillerden oluşur. Kapillerin serbest uçları, epoksi reçineler ve poliüretanlar kaplanır. İçten dışı ve dıştan içe olmak üzere iki tür modül düzeni ayırt edilebilir. Seçicilik, basınç, basınç düşümü, mevcut membran tipi vb. gibi uygulamaya dayanır (Spruck, Hoefer et al. 2013).

3.2.3. Ayırma Mekanizmasına Göre Sınıflandırma

Genellikle membran tarafından seçici olarak uzaklaştırılan veya tutulan bileşenlerin belirli bir özelliğine bağlı olan dört ayırma mekanizması bulunmaktadır:

- Süzme: Bu mekanizmada, ayırma işlemi büyük boyut farkına dayanır. Membran, daha büyük boyuttaki bileşenleri tutarken daha küçük olanların geçişine izin verir.
- Çözünürlük-difüzyon: Bu mekanizmada, ayırma işlemi malzemelerin membrandaki çözünürlük ve difüzyon özelliklerinin farkına dayanmaktadır.
- Elektrokimyasal: Bu mekanizmada, ayırma işlemi, ayrılması gereken türlerin yük farkına dayanmaktadır.
- Yük etkileşimleri: Bu mekanizmada, ayırma işlemi türler arasındaki etkileşimlere dayanmaktadır (De Falco, Marrelli et al. 2011).

3.2.4. Ayırma Sürecine Göre Sınıflandırma

Ayırma sürecinde membran, besleme fazı ile permeat fazı arasına yerleştirilir. Kütle akışı, besleme tarafından permeat doğru türetilir. Membran ayırma süreci, besleme akışını retentat ve permeat akışına ayırmak üzere çalışır. Sürücü güç, basınç gradyanları (termodinamik basınç ve kısmi basınç farkı), konsantrasyon gradyanları (aktivite veya iyonik güçlük) ve besleme ile permeat fazı arasındaki elektriksel

potansiyel farkı olabilir. Membranlara uygulanan sürücü kuvvetler; basınç farkı (ΔP), konsantrasyon farkı (ΔC), sıcaklık farkı (ΔT) ve elektriksel potansiyel farkıdır (ΔE). Sürücü kuvvete bağlı olarak, membran ayırma süreçleri Tablo 3.3'de gösterildiği gibi sınıflandırılmaktadır.

Tablo 3.3.Sürücü Kuvvetlere Göre Membran Ayırma İşlemlerinin Sınıflandırılması (Saleh and Gupta 2016)

Sürücü Güç	Besleme Fazı	Permeat	Membran Proses	Ayırma Mekanizması
ΔP	Sıvı	Sıvı	Mikrofiltrasyon	Boyut
			Ultrafiltrasyon	Boyut
			Nanofiltrasyon	Boyut ve afinite
	Gaz	Gaz	Ters osmoz Gaz Ayırımı	Boyuta ve afinite Boyut ve afinite
ΔE	Sıvı	Gaz	Pervaporasyon	Afinite
	Sıvı	Sıvı	Elektrodiyaliz	Yük
ΔC	Sıvı	Sıvı	Diyaliz Osmoz	Boyut Afinite
$\Delta T / \Delta P$	Sıvı	Sıvı	Termo-Osmoz Membran Distilasyonu	Buhar basıncı

Basınç tarafından kütle akışının türetildiği bazı örnekler mikrofiltrasyon, ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon, ters osmoz, piezodializ, gaz ayırma, buhar geçirgenlik ve pervaporasyondur. Ayırma mekanizması boyuta veya afinite dayanabilmektedir. Elektriksel potansiyel tarafından kütle akışının türetildiği membran ayırma sürecine elektrodializ ve membran elektrolizi örnek verilebilir. Ayırma mekanizması, yüklü moleküller var olduğunda iyonik veya yüklü membranların kullanıldığı durumlarda yüklerle çalışabilir. Konsantrasyon gradyanı tarafından kütle akışının türetildiği membran ayırma süreci, diyaliz, difüzyon diyalizi, osmoz ve sıvı membranları içerebilir. Ayırma mekanizması, boyut, afinite veya kimyasal doğası olabilmektedir.

Sürücü gücün yanı sıra, membranın kendisi de ayırma sürecinin seçiciliğini ve akışını belirlemek için önemli bir faktördür. Membranın doğası, yapısı ve malzemesi uygulamayı belirler. Tablo 3.4'te sürücü güce, retentat ve permeat göre bazı ayırma süreçlerinin karakteristiklerini göstermektedir.

Tablo 3.4. Sürücü Kuvvet, Retentat ve Permeat Bakımından Ayırma Sürecinin Özellikleri (Saleh and Gupta 2016)

Ayırma Prosesi	Sürücü Kuvvet	Retentat	Permeat
Ters Osmoz Nanofiltrasyon	Basınç	Madde, Su Su, iki değerlikli iyonlar, iyonlaşmış asitler, düşük moleküler ağırlığa sahip moleküller	Su Tek değerlikli iyonlar, iyonlaşmamış asitler, su
Ultrafiltrasyon	Basınç	Partiküller, bakteri, su	Küçük moleküller, su
Mikrofiltrasyon	Basınç	Askıda katılar, su	Çözülmüş maddeler, su
Diyaliz	Konsantrasyon	Büyük moleküller, su	Küçük moleeküller, su
Pervoperasyon	Kısmi Basınç	Buharlaşmayan moleküller, su	Buharlaşan küçük moleküller, su
Elektrodiyaliz	Potansiyel	Çözülmüş anyonik olmayan maddeler, su	Suda çözülmüş iyonize olmuş maddeler, su

Başka bir sınıflandırma, ayrılması gereken bileşenlerin fiziksel veya kimyasal özelliklerine göre yapılabilir. Ayrılması gereken bileşenlerin fiziksel ve kimyasal özelliklerindeki farklar, belirli bir uygulama için belirleyici bir faktördür. Moleküllerin boyutu, yoğunluğu, buhar basıncı ve donma noktası gibi fiziksel özellikler, membran ayırmasını kolaylaştırır. Başka bir faktör, afinite ve yük gibi kimyasal özelliklerdir; moleküllerin kimyasal doğası da ayırma sürecini belirlemek için dikkate alınabilir. Bu nedenle, ayrılması gereken bileşenlerin özellikleri, uygun ayırma sürecini seçmek için kullanılabilir (El-Bourawi, Ding et al. 2006, Murali, Sankarshana et al. 2013).

3.2.5. Membran Ayırma Yöntemleri

3.2.5.1. Mikrofiltrasyon (MF)

Mikrofiltrasyon (MF), gözenek boyutuna dayalı olarak membran ayırma tekniklerinin ilk sınıfıdır. MF membranı öncelikle su içindeki bakterileri analiz etmek için geliştirilmiştir. 1960'larda, ilk ticari MF membranı biyolojik ve farmasötik uygulamalarda da kullanılmıştır. O zamandan beri atıksu arıtımında yaygın olarak kullanılmaktadır. Membran ünitesini geliştirmek için çeşitli malzemeler kullanılmıştır, bunlar arasında selülozik malzeme (selüloz asetat, nitroselüloz) ve selülozik olmayan malzemeler (politetrafloretillen, poliviniliden florür, poliolefinler, poliamidler) bulunmaktadır. Bununla birlikte, selüloz asetatı ve nitroselüloz malzemelerinin karışımından yapılan membranlar günümüzde yaygın olarak kullanılan

mikrofiltrelerdir. Mikrofiltrasyon işleminde simetrik veya asimetrik gözenekli membran yapısı kullanılır. Mikrofiltrasyon işlemi, ölü nokta filtresi veya çapraz akım temelli olabilir. Ayırma işleminin itici gücü basınçtır. Membran işlemini tanımlamak için genellikle geçişli basınç kullanılır. Bu, suyu membranın içinden geçirmek için gereken basınç veya besleme ve ürün arasındaki basınç farkıdır. Mikrofiltrasyon, genellikle 0.1 - 3.0 bar (geçişli) basınçlarda çalışan düşük basınçlı bir membran filtrasyon işlemi olarak kabul edilir. MF'nin büyük gözenekleri askıda katı maddeleri uzaklaştırırken, proteinler MF membranından kolayca geçebilir. MF membranları aynı zamanda sudan kum, kil, alg ve bazı bakterileri ayırmak için de kullanılabilir. 0.1 µm'den daha büyük çapı olan türleri ayırmak için kullanılabilir (Fane, Wang et al. 2011, Zeman and Zydney 2017).

3.2.5.2. Ultrafiltrasyon (UF)

Ultrafiltrasyon (UF), boyut dışlama prensibine (bir büyüklüğü geçirmeyen) dayalı basınçlı membran ayırma işlemleri arasında yer almaktadır. UF membranlarının gözenek boyutu yaklaşık olarak 0.01 µm'dir. Bu membranlar, 300-500.000 Da molekül ağırlık aralığındaki türlerin geçişini engelleyebilir. MF membranları tarafından tutulabilen maddelere ek olarak boyutları 10^{-3} - 10^{-1} µm arasında değişen virüsler, hümitik asitler, yüksek moleküler ağırlıklı proteinler ve organik maddeler de UF membranları ile sudan ayrılabilir. UF işlemleri genellikle 2-10 bar basınçta gerçekleşmektedir. Türler arasındaki boyut farkı yeterince yüksekse, ayırma verimliliği daha da artar. UF, günümüzde su, enerji, gıda ve çevre alanında çeşitli uygulamalara sahip olması nedeniyle membran ile ayırma işlemlerinin baskın bir parçası olarak kabul edilmektedir. UF işlemleri, diyaliz ve MF'den sonra en çok kullanılan membran ile ayırma işlemi olarak kabul edilmektedir (Zeman and Zydney 2017).

3.2.5.3. Nanofiltrasyon (NF)

Nanofiltrasyon (NF), ters osmoz ve UF arasında yer alan basınçlı bir membran işlemidir. Gözenek boyutu yaklaşık olarak 0,001 µm'dir. NF membranları çoğu organik molekölü, virüsleri ve çeşitli tuzları uzaklaştırır. Bu membranlar, çift değerli iyonları uzaklaştırarak sert suyu yumuşatmak için de sıkça kullanılmaktadır. NF membranları yüzeylerinde negatif yük taşırlar. Bu negatif yük, özellikle anyon itme etkisini gösterir ve türlerin reddedilmesine neden olur. NF, düşük basınçta çalışması,

yüksek ürün akısı sağlaması, çok değerli tuz ve organik çözücülerin tutulması, düşük yatırım ve işletme maliyetine sahip olması gibi farklı yönlerden ters osmoza göre avantajlıdır. NF membranı, sülfat veya fosfat gibi tek başına negatif yüklü iyonlar yerine birden fazla negatif yüke sahip iyonlar için daha uygundur. Bununla birlikte, NF membranları molekülün boyutu ve şekline bağlı olarak yüksüz ve pozitif yüklü iyonları da reddeder (Jye and Ismail 2016).

3.2.5.4. Ters Osmoz (TO)

TO, prensip olarak diğer membranlara göre en sıkı gözenek yapısına sahip olanı temsil etmektedir. TO membranı yalnızca suyun geçebileceği bir yapıya sahiptir; aslında, çözünmüş ve askıda bulunan tüm türler reddedilir. TO membranlarının gözenek boyutu yaklaşık olarak 0,0001 μm 'dir. Permeat esas olarak saf su olduğundan, TO aynı zamanda suya mevcut olan ve özellikle yetersiz diyeti olan insanlar ve sıcak iklimlerde yaşayan insanlar için belirli bir miktarda içme suyu içinde bulunması faydalı olan kalsiyum, çinko, magnezyum vb. gibi sağlıklı minerallerin çoğunu da uzaklaştırır. TO suyunu kalsiyum ve magnezyum yataklarından geçirerek sağlıklı hale getirilebilir. TO, tek değerli iyonları uzaklaştırarak tuzlu suyu tuzdan arındırmak için kullanılır. NF ve TO, aynı zamanda yoğun membran ayırma işlemleri olarak da adlandırılır, çünkü ayırım, permeat (türler) ile membran malzemesi arasındaki fizikokimyasal etkileşimlere bağlıdır. Atıksu arıtma ve yeniden kullanımında, TO sistemleri genellikle toplam organik karbon (TOK) uzaklaştırma için son adımda kullanılır. TO'un çözünmüş türleri etkili bir şekilde uzaklaştırdığı, mikroorganizmaları ve nötr baz bileşiklerini uzaklaştırdığı kanıtlanmıştır (Uemura and Henmi 2008).

TO'nun çalışma prensibini anlamak için önce osmozun çalışmasını anlamak gerekmektedir. Osmoz, farklı konsantrasyonlara sahip iki tuz çözeltisinin yarı geçirgen bir membran tarafından ayrıldığı durumlarda, suyun daha zayıf çözeltiden daha güçlü çözeltiye taşınmasına atıfta bulunur. Tuzların göçü, iki çözeltinin aynı konsantrasyona ulaşana kadar devam eder ve osmotik denge sağlanır. Yarı geçirgen membran doğal olarak suyun geçmesine izin verir, ancak tuzu geçirmez. TO'da, iki çözelti bir yarı geçirgen membranla ayrılmış olsa da, suyun doğal akışını tersine çevirmek üzere basınç uygulanır. Bu, su türlerinin daha yoğun çözeltiden daha zayıf çözeltiye doğru hareket etmesine zorlar. Böylece, çözelti yarı geçirgen membranın bir tarafında birikir ve saf su membranın diğer tarafından geçer (Rezakazemi and Younas 2021, Goh, Wong et al. 2022).

3.2.6. Moleküler Ağırlık Engelleme Sınırı (MWCO)

Genellikle UF membranlarında gözenek çapı kavramı yerine moleküler ağırlık engelleme sınırı (molecular weight cut off) ifadesi kullanılır. MWCO performans ilişkili bir parametre olmakla beraber minimum giderim oranının %90 olduğu moleküler ağırlık değerini ifade etmektedir. Moleküler ağırlık engelleme değeri, filtrasyon membranlarının karakterize edilmesi için kullanışlı bir ifade şeklidir. İlk olarak UF membranlarında proteinleri tutulması ile makromoleküllerin saflaştırması amacıyla kullanılmıştır. Makromoleküllerin moleküler ağırlığı, membranların karakterize edildiği ve belirli bir moleküler ağırlığa kadar makromoleküllerin tutulup tutulmadığına bağlıdır. Bu, membranın gözenek boyutuna bağlıdır. Moleküler ağırlık engelleme değeri, bir türün veya çözeltinin %90 reddedilen moleküler ağırlık engelleme değerinin Dalton cinsinden belirtir. MWCO 500, 500'den büyük moleküler ağırlığa sahip moleküllerin reddedildiğini, 500'den küçük olanların ise membranın üzerinden geçtiğini ifade eder. Herhangi bir membranın MWCO değeri, çözeltinin membranla etkileşiminin kimyasal yapısından, moleküler yöneliminden, konfigürasyonundan ve işletme koşullarından etkilenebilir (Meireles, Bessieres et al. 1995).

3.2.7. Konsantrasyon Polarizasyonu

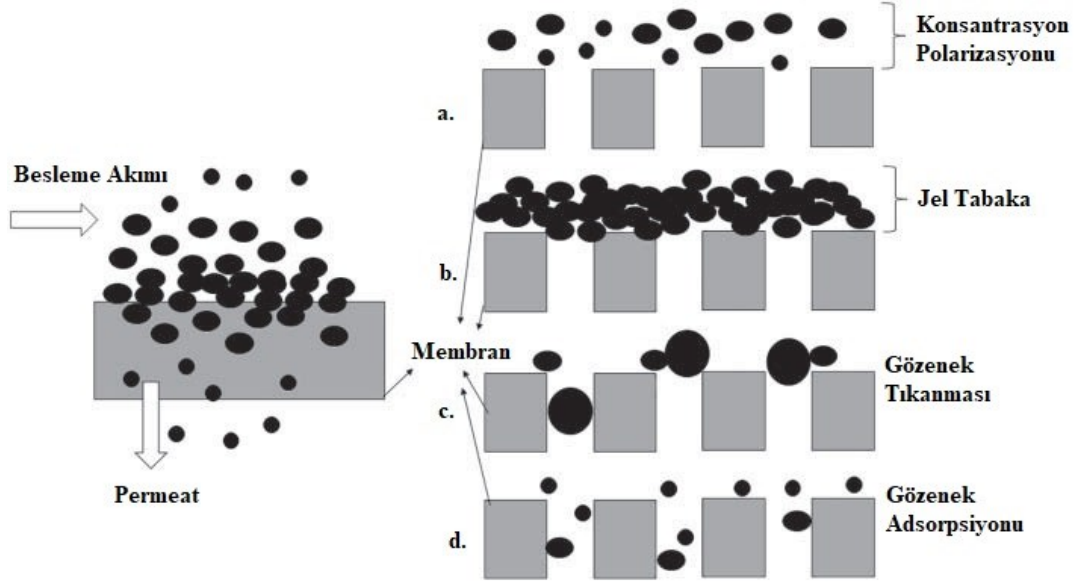
Membran filtrasyonunda konsantrasyon polarizasyonu, çözücü akısını ve çözelti reddini engelleyen önemli bir sorundur. Konsantrasyon polarizasyonu, membran ayırma süreçlerinde önemli bir özelliktir. Membran tarafından reddedilen türler, membran yüzeyinde birikir. Bu birikme, membran yüzeyindeki türlere konsantrasyon polarizasyonu denir. Bu birikme bölgesinde konsantrasyon gradyenti oluşur. Çözücünün taşıyıcı akısıyla membran yüzeyine getirilen türler ve kitlesel geri difüzyon arasında bir denge bulunmaktadır. Ancak bazen membran yüzeyindeki tür konsantrasyonunda denge azalır. Sıvı hidrodinamiğinin öngördüğünden daha düşük olan çözünürlük limitine ulaşır. Sonuç olarak, membran etkin bir şekilde besleme tarafında daha yüksek bir konsantrasyonla karşılaşır, bu da akış hızını ve görünür çözelti reddini azaltır. Konsantrasyon polarizasyonunun şiddeti genellikle işletme koşulları, modül geometrisi ve sıvı hidrodinamiği ile kontrol edilebilir. Konsantrasyon polarizasyonu, membranın yüzeyinde bir jel tabakası oluşuncaya kadar işletme besleme basıncıyla daha düşük bir transmembran çözücü akışına yol açar. Ayrıca, membran yüzeyinde sıvı payını artırarak veya modüllere kanal aralayıcılarını

yerleştirerek türbülans oluşturarak azaltılabilir. Bu şekilde, transmembran çözücü akışı basınçla daha fazla artmaz ve sınırlayıcı akış olarak adlandırılır (Cui, Jiang et al. 2010).

3.2.8. Membran Tıkanması

Tıkanma, membran yüzeyine veya içindeki gözeneklere, çözücünün veya diğer türlerin birikmesini ifade eder. Örneğin, türlerin yüzeydeki konsantrasyon dengesi, taşınım akışı ve besleme kütle konsantrasyonu nedeniyle türlerin çökmesi jel oluşturması durumunda, bu durum "tıkanma" olarak adlandırılır. Oluşan jel tabakası, membranla birlikte ek bir kütle transfer direncine neden olur. Bu tür durumlarda, artan besleme basıncı transmembran akışını iyileştirmeyebilir; aksine jel tabakasını artırabilir veya yoğunlaştırabilir (Vilker, Colton et al. 1981).

Tıkanma, gözenek geometrisi veya tür-gözenek duvarı etkileşimleri nedeniyle oluşabilir. Sonuç olarak, gözenekler tamamen tıkanabilir veya marjinal olarak çapları azalabilir, bu da transmembran akışında azalmaya ve reddin sabit kalmasına veya artmasına neden olabilir. Uygun ve zamanında yapılan membran/modül temizliği tıkanmayı tersine çevirebilir; ancak zamanla geri dönüşü olmayan tıkanmalar da meydana gelebilir, bu da membran yüzeyini ve gözenekleri kalıcı olarak bozabilir. Bu tür durumlarda, gerçek transmembran akışını ve tür reddini yeniden elde etmek için membranın değiştirilmesi kaçınılmaz hale gelir. Konsantrasyon polarizasyonu ve tıkanma, transmembran çözücü akışını azaltmasına rağmen, tür reddi üzerinde zıt etkilere sahiptir. Örneğin, konsantrasyon polarizasyonu basınç, sıcaklık, besleme konsantrasyonu ve hız gibi işletme parametrelerine bağlıdır, ancak zamandan bağımsızdır. Buna karşılık, tıkanma kısmen işletme parametrelerine, özellikle besleme konsantrasyonuna bağlı olmakla birlikte zamanla da değişebilir. Bu olaylar Şekil 3.5'te şematik olarak açıklanmıştır (Shirazi, Lin et al. 2010).

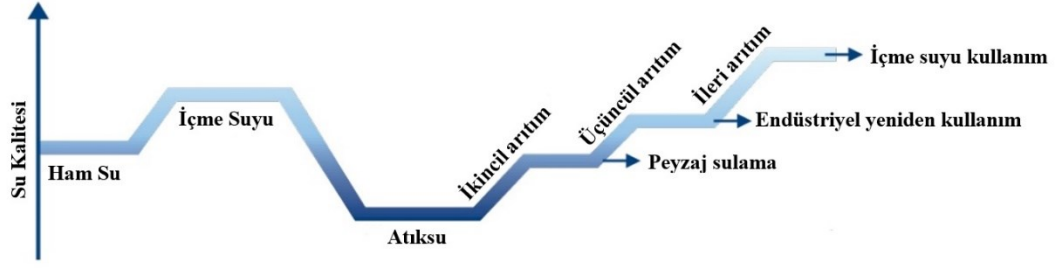


Şekil 3.5. Membran tıkanması ve konsantrasyon polarizasyonu a. Konsantrasyon polarizasyonu b. Jel/tortu tabakası c. Gözenek tıkanması d. Gözenek adsorpsiyonu (Rezakazemi and Younas 2021)

UF'da besleme tarafında kütleli taşınım direnci ve tıkanma nedeniyle membran yüzeyinde jel/tortu tabakası oluşumu, transmembran akış ve tür reddi açısından önemli bir rol oynar. Genellikle, membran yüzeyinin tıkanma eğilimlerini azaltmak için uygun membran işlemi ve malzeme seçimi yapılır. Temas eden sıvıyla membranın hidrofilitliğini artırmak için baz polimer yüzey kimyası değiştirilebilir. Bu da çoğu sulu uygulamada akışı artırır ve tıkanmayı azaltır. Tıkanma, NF ve TO sistemlerini büyük ölçüde etkilerken, MF ve UF etkin işlemlerde hafif etkiler yapmaktadır. Bu nedenle, tıkanmaya yol açabilecek koşullardan kaçınmak amacıyla NF ve TO'dan önce kapsamlı ön işlem yapılması gerekmektedir (Cui, Jiang et al. 2010, Shirazi, Lin et al. 2010).

3.3. Atıksu Geri Kazanım

Genellikle geri kazanılmış atıksuyun artan kullanımı, geleneksel kaynaklara göre daha fazla finansal, teknik ve kurumsal zorlukları beraberinde getirir de, geri kazanılmış atıksuyun kullanımına bağlı olarak herhangi bir su kalitesi seviyesine ulaşılacak bir dizi arıtım seçeneği bulunmaktadır. Bu aynı zamanda geri kazanılan suyun evrimini yansıtmaktadır; başlangıçta arazi uygulaması ve arıtma ile başlayan, geri kazanılmış atıksuyun yeraltı suyunun beslenmesi ve tarımsal sulama amacıyla kullanılması, bugün dolaylı içme suyu yeniden kullanımı için içme suyu kalitesini karşılamak amacıyla uygulanan gelişmiş arıtma işlemlerine kadar uzanmıştır.



Şekil 3.6. Suyun yeniden kullanım alternatifleri (EPA 2012)

Şekil 3.6’da suyun yeniden kullanım alternatiflerini göstermektedir. Bununla birlikte ‘Amacına Uygun’ kavramı ortaya çıkmaktadır. Bu kavram, Şekil 3.6’da grafiksel olarak temsil edilmektedir. Bu şekil, atıksu arıtma teknolojilerinin (dezenfeksiyon ile birleştirilmiş) artan su kalitesi bir merdiven sunarak, geri kazanılan suyun son uygulamasını, ekonomik verimliliği ve çevresel sürdürülebilirliği sağlamak için doğru arıtım seviyesinin seçilmesi gerektiğini göstermektedir.

Arıtılmış atıksular evsel/kentsel atıksular farklı amaçlar için yeniden kullanılabilir. Arıtılmış atıksuların yeniden kullanımı planlanan atıksu arıtma tesisinde su kalitesi hedefleri ile birlikte arıtım hedeflerine ulaşılabilmesi için nihai kullanım hedefinin belirlenmesi gerekir. Geri kazanılmış suların nihai kullanımı için gerekli olan arıtım düzeylerini gösteren Tablo 3.5 olarak verilmiştir.

Tablo 3.5 Artan arıtım düzeylerine uygun yeniden kullanım örnekleri (EPA 2012)

Arıtım Seviyesi	Artan Arıtım Seviyeleri			
	Birincil Arıtım	İkincil Arıtım	Filtrasyon ve Dezenfeksiyon	İleri Arıtım
Prosesler	Çöktürme	Biyolojik oksidasyon ve dezenfeksiyon	Kimyasal çöktürme, biyolojik veya kimyasal nütrient giderimi, filtrasyon ve dezenfeksiyon	Aktif karbon, ters osmoz, ileri oksidasyon prosesleri, toprak akifer arıtımı vb.
Nihai Kullanım	Önerilen kullanım yok	Bahçe yüzeysel sulanması	Golf sahası sulanması ve peyzaj	Dolaylı olarak içilebilir suyun yeniden kullanımı,
		Gıda dışı mahsül sulanması	Tuvalet sifonu	içilebilir su
		Sınırlı peyzaj göletleri	Araç yıkama	akiferine yeraltı suyu eklenmesi, yüzey suyu rezervuarlarını artırma ve içme suyunun yeniden kullanımını içerir
		İçme suyu olmayan akiferlerin yeniden dolumu	Gıda ürünlerinin sulanması	
		Sulak alanlar, vahşi yaşam alanları ve akarsu zenginleştirme	Sınırlı olmayan rekreasyon amaçlı gölet	
		Endüstriyel soğutma prosesleri	Endüstriyel sistemler	
İnsan Maruziyeti	İnsan Maruziyetinin kabul edilebilir seviyelerinde artış			
Maliyet	Maliyetteki artış			

Kullanım hedeflerine göre atıksuların geri kazanım amaçları şöyle sıralanabilir;

- Kentsel yeniden kullanım
- Tarımsal sulama amaçlı yeniden kullanım

Su bulunabilirliği, hem ulusal hem de uluslararası tarım işletmelerinin başarısı için merkezi bir öneme sahiptir ve insan sağlığı, gıda güvenliği, ekonomi, sosyoloji, davranış bilimleri ve çevre bilimleri gibi birçok alanda etkiler yaratmaktadır. Bu nedenle, dünya genelindeki tüm tatlı su kaynaklarının neredeyse %60'ı sulama amaçlarına ayrılmaktadır. Sulama olmadan tarım, dünyanın mevcut nüfusu için gıda üretimi mümkün değildir. 2050 yılına gelindiğinde, artan nüfus ve gelirlerin, 2009 seviyelerine göre üretimde %70 daha fazla talep yaratması beklenmektedir. Artan üretimin çoğunun mevcut tarım arazilerinde yoğunlaşması beklenirken, sulamanın önemli bir rol oynaması öngörülmektedir (Blakeney 2011).

Birçok bölgede, geri kazanılmış su, çiftçilere sunulan en yüksek kalitede su olabilmekte ve ucuz bir gübre kaynağı olarak görülebilmektedir. Ancak, bu avantaj, su ve besin maddelerinin uygun miktarları ve zamanlamasına bağlıdır. Büyüme aşamasına bağlı olarak fazla besin maddesi verimi olumsuz olarak da etkileyebilir (Dobrowolski, O'Neill et al. 2008).

- Çevresel yeniden kullanım (Sulak alanlar, akarsularda debi düzenlemesi)

Çevresel yeniden kullanım, öncelikle geri kazanılmış suyun sulak alanları desteklemek ve akarsu ve nehir akışlarını desteklemek amacıyla kullanılmasını içerir. Akifer yeniden şarjı da çevresel yeniden kullanım olarak düşünülebilir, ancak bu uygulama birçok yeniden kullanım sisteminin yönetimi için önemlidir.

- Endüstriyel yeniden kullanım (Soğutma kuleleri, buhar kazanları, proses içi yeniden kullanım)

Geleneksel olarak, kağıt hamuru ve kağıt tesisleri, tekstil tesisleri ve soğutma kulesi amaçları için geri kazanılmış su kullanan diğer tesisler, geri kazanılmış suyun başlıca endüstriyel kullanıcıları olmuştur. 2004 Su Yeniden Kullanım Kılavuzları'nın yayınlanmasından bu yana, geri kazanılmış suyun endüstriyel kullanımı elektronikten gıda işlemeye kadar çeşitli endüstrilerde büyümüş, ayrıca enerji üretim endüstrisi tarafından daha geniş bir şekilde benimsenmiştir. Son birkaç yıl içinde, bu endüstriler, proses suyu, kazan besleme suyu ve soğutma kulesi kullanımından tuvalet sifonlarına ve alan sulamasına kadar çeşitli amaçlar için geri kazanılmış su kullanımını

benimsemiştir. Ayrıca, LEED sertifikasyonu arayan endüstri ve ticaret tesisleri, yeşil profilini artırmak için geri kazanılmış suya yönelmektedir. Ayrıca, bu tesisler geri kazanılmış suyun, amaçlanan kullanımlar için performansta herhangi bir bozulma olmadan daha pahalı içme suyunu yerine koyabilen bir kaynak olduğunu kabul etmektedirler. Geri kazanılmış su ilk kez endüstriyel amaçlar için kullanıldığında (ilk kağıt hamuru ve kağıt endüstrilerine kadar uzanır), genellikle yerinde arıtılmış ve yeniden kullanılmıştır. Kurak eyaletlerde su kaynakları giderek daha fazla stres altında kaldıkça ve yeraltı su kaynaklarının kullanılabilirliği son derece sınırlı hale geldikçe, belediye tesisleri sulama, endüstriyel ve enerji şirketleri için geri kazanılmış su üretmeye başlamıştır.

Gıda ve içecek üretim endüstrisi, halkın algısı nedeniyle başlangıçta geri kazanılmış su kullanmakta ve bu kullanımı duyurmakta tereddüt etmekteydi. Su yeniden kullanım prensiplerinin bilinirliği arttıkça, su kalite kriterlerini karşılayan ve halk sağlığı endişelerini ele alan yüksek derecede arıtılmış işlem sularının yeniden kullanımı da artmıştır. Birçok durumda, bir üretim tesisi içinde suyun yeniden kullanılması sadece "yeşil" değil, aynı zamanda işletme maliyetlerini azaltabilir ve bir endüstrinin su ayak izini azaltabilir ve bazı durumlarda kamu su temininden daha iyi su kalitesi sağlayabilmektedir. Bir tesisin "su ayak izini" azaltması, daha fazla ürün üretimine ve daha az atığa, ayrıca ekonomik avantajlara olanak tanımaktadır (Darshane, Gadson et al. 2012).

- Yeraltı suyunun beslenmesi
- İçme suyu amaçlı yeniden kullanım (doğrudan, dolaylı)

Genel olarak tekstil endüstrisinde kullanılmak üzere önerilen üç su kalitesi seviyesi bulunmaktadır:

- (i) Yüksek kalitede su, boyama banyoları, baskı pastaları, bitiş banyoları ve son durulama banyoları dahil olmak üzere tüm işlemlerde kullanılabilir. Bu tür suyun tüketimi toplam su tüketiminin %10 ila %20'sini oluşturur. Tablo 3.6'da dört farklı kaynak sunulmuştur: yumuşatılmış su, geri dönüştürülmüş atıksu (önerilen), belirli değerlere sahip içme suyu ve Britanya Yün Tekstilleri Konfederasyonu su özellikleri.

Tablo 3.6. Tüm tekstil işlemleri için uygun su kalitesi (Vajnhandl and Valh 2014)

Parametre	Birim	Yumuşatılmış su	Geri dönüştürülmüş atıksu	Suyun belirlenmiş ana değerleri	Britanya Yün Tekstil Konfederasyonu
Renk	pt-Co	Görünmez	Görünmez	20	Görünmez
KOİ	mg/L	-	20-50	-	-
pH	ml/L	6.5-7.5	6.5-7.5	5.5-9.5	6.0-8.0
Toplam Sertlik	mg/L	50	90	250 Ca 50 Mg	60-80
Klorür	mg/L	300	500	400	-
Sülfat	mg/L	-	-	250	-
Fe	mg/L	0.05	0.1	0.2	0.2
Cu	mg/L	0.05	0.005	3	0.1
Al	mg/L	-	0.01	0.05	-
Mn	mg/L	-	-	0.05	0.05
Zn	mg/L	-	-	5	0.1

(ii) Orta kalite su, yıkama işlemlerinden sonra kullanılır; yıkama işleminden sonra, yıkama işlemleri, ağartma, boyama/baskı ve bitiş dahil olmak üzere toplam su tüketiminin %50 ila %70'ini oluşturur. Yıkama işlemlerindeki son durulama banyosu her zaman yüksek kalite su kullanmalıdır, böylece malzemenin herhangi bir kirlilik içermediğinden emin olunur.

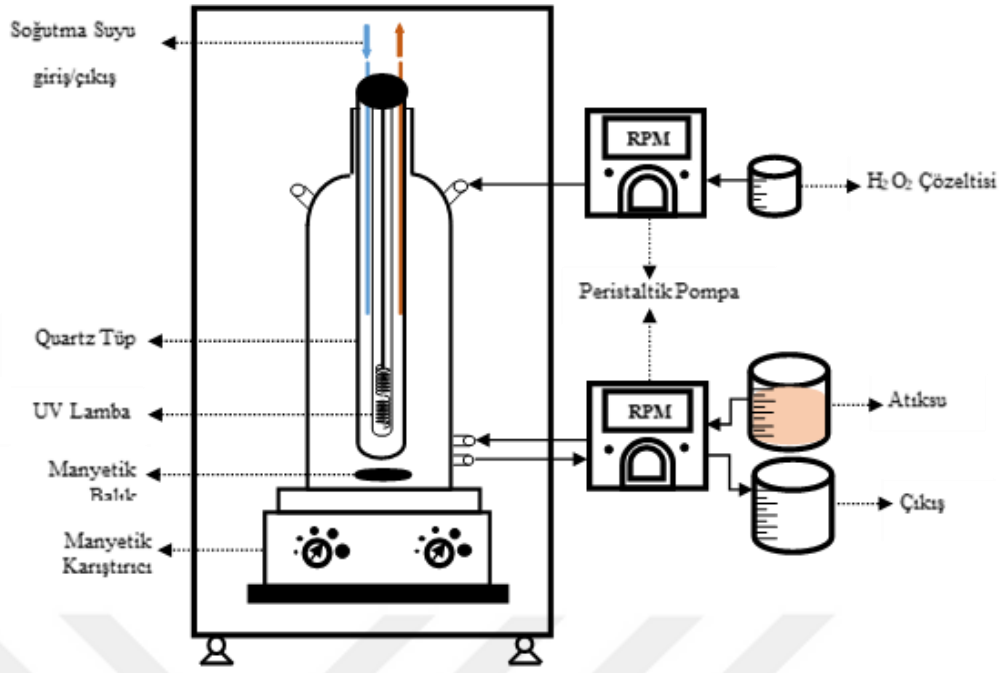
(iii) Düşük kalite su, ekipmanın temizlenmesi, baskı işlemlerinde ekran temizliği ve baskı pastası konteynerlerinin ve zeminlerin genel temizliği için kullanılabilir. Miktar, toplam su tüketiminin yalnızca %10 ila %20'sini oluşturur, ancak bu tür işlemler için yüksek kalite su kullanmak israf olarak sayılmaktadır (Vajnhandl and Valh 2014).

Tablo 4.1. Giriş atıksuyu karakterizasyonu (Ortalama değer 15 ölçümün ortalaması alınarak hesaplanmıştır)

Parametre	Minimum	Maksimum	Ortalama
pH	7.07	8.77	7.83
EC ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	1602	2862	2246
KOI (mg/L)	84	141	97
TOK (mg/L)	18.4	39.1	30.0
Renk (Pt-Co)	120	245	165
Bulanıklık (NTU)	1.7	13.3	5.2
F ⁻ (mg/L)	0.17	1.20	0.48
Cl ⁻ (mg/L)	93.2	633.2	355.7
NO ₃ ⁻ (mg/L)	0.002	3.268	0.977
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	35.1	418.1	236.1
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0.030	6.280	1.308
Na ⁺ (mg/L)	264.7	627	407.5
K ⁺ (mg/L)	1.44	3.49	2.44
Mg ²⁺ (mg/L)	4.03	16.10	63.38
Ca ²⁺ (mg/L)	6.36	40.41	16.91

4.3. Oksidasyon Denemeleri

Deneyisel çalışmalar biyolojik arıtım çıkışından alınan atıksu numuneleri ile gerçekleştirilmiştir. Şekil 4.2'de görüldüğü gibi reaktör, toplam hacmi 2 L'dir, giriş/çıkış ve diğer reaktiflerin sisteme eklenebilmesi için 4 adet porttan oluşmaktadır. Reaktördeki sıcaklık kontrolü için bir soğutma sistemine bağlanmıştır. Atıksuyun etkin bir şekilde karıştırılmasını sağlamak amacıyla reaktöre manyetik bir karıştırıcı eklenmiştir. UV ışınlaması, bir kuvars tüp ile kaplı bir cıva buharlı lambası tarafından sağlanmıştır.



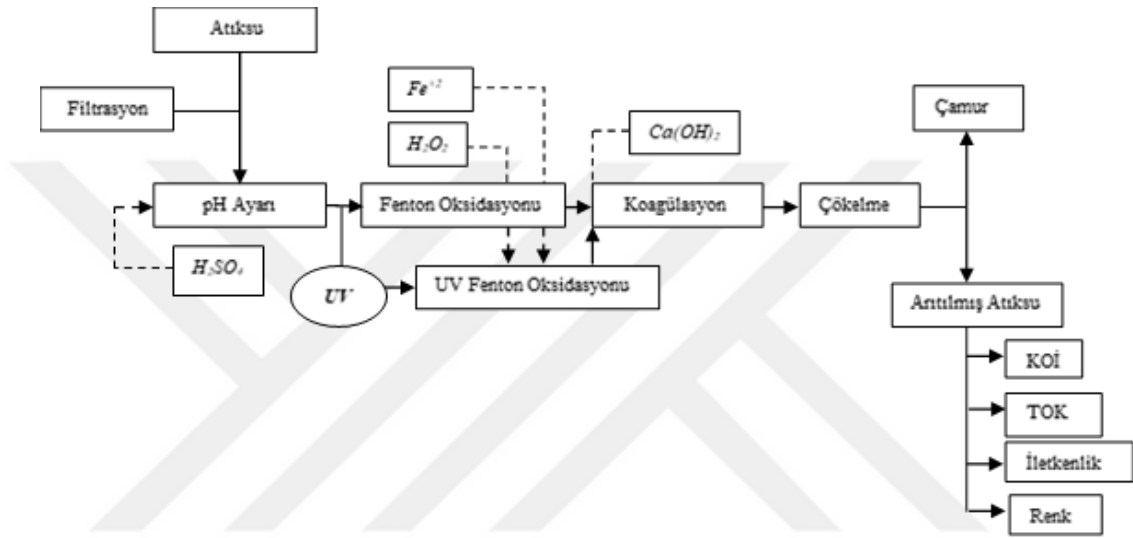
Şekil 4.2. Laboratuvar Ölçekli Reaktör Akım Şeması

Fenton ve Foto-Fenton oksidasyonu deneyleri laboratuvar ölçekli pilot reaktörde gerçekleştirilmiştir. Reaktör sürekli olarak işletilmiştir. 6 N H_2SO_4 çözeltisi kullanılarak atıksu numunesinin pH değeri Fenton Oksidasyonu için optimum olan pH 3'e ayarlanmıştır. Belirlenen miktarda Fe eklenerek karıştırılmış ardından reaktör başlangıç hacmi ve sisteme giriş hacimlerine paylaştırılmıştır. Bir peristaltik pompa yardımı ile sisteme H_2O_2 beslenmesi sağlanmış, diğer pompa ile de sisteme giren/çıkan suyun debisi kontrol edilmiştir.

Fenton Oksidasyonunu başlatmak üzere reaktöre başlangıç hacmi için gereken H_2O_2 dozu eklenmiş ve sistemin homojen karışmasını sağlamak amacıyla manyetik karıştırıcı çalıştırılmış, ardından pompalar çalıştırılarak sistem sürekli olarak işletilmeye başlanmıştır.

Foto-Fenton deneyleri için de aynı adımlar izlenmiştir, reaktöre gerekli miktarda H_2O_2 eklenmesinin ardından UV lamba açılmış ve sistemin ışıklı olarak işletilmesi sağlanmıştır. Başlangıç anından itibaren 0-280 dakika arasında belirlenen akışlarda pompalar çalıştırılarak farklı hidrolik bekleme sürelerinde oksidasyon reaksiyonunun gerçekleşmesi sağlanmıştır. Bu esnada numune alma noktalarından numuneler alınmıştır. Alınan numunelerdeki reaksiyonu durdurmak ve demiri çöktürmek üzere $Ca(OH)_2$ çözeltisi eklenmiş, pH 8-9 aralığına getirilmiştir. Numunenin üst fazından 100 mL alınarak santrifüj tüpüne koyulmuş, 900 devirde 10 dakika santrifüjlenerek

numune içinde asılı kalan kirecin de çökmesi sağlanmıştır. KOİ analizlerinde girişim yapmaması amacıyla kalıntı H_2O_2 giderimi amacıyla MnO_2 eklenmiş ve karıştırılmıştır. 60 dakika sonunda cam elyaf filtrenin ardından 0.45 mm şırınga filtreden geçirilerek tüm numuneler ölçüm için hazırlanmıştır. Sürekli olarak işletilen sistemde MnO_2 eklenmesi yerine çöktürme tankının üst fazındaki su önce kum kolonundan, daha sonra mangan kolonundan geçirilerek ileriki adımlarda KOİ ölçümlerine giriş yapması ve membrana zarar vermesi önlenmiştir. Sürekli sistem detaylı olarak Şekil 4.3'te gösterilmiştir.



Şekil 4.3. Proses Akış Diyagramı

4.4. Membran Destekli İleri Oksidasyon Sisteminin Sürekli İşletilmesi

Gerçekleştirilen İleri Oksidasyon ve Membran Sistem entegrasyonu ve sürekli işletilmesi çalışmaları 2 aşamadan oluşmaktadır. İlk aşamada Fenton ve Foto-Fenton prosesleri membran sisteme entegre edilerek sistem sürekli olarak işletilmiştir. İkinci aşamada heterojen oksidasyon denemelerinde ise oksidasyon membran entegre sistemi kesikli olarak işletilmiştir.

4.4.1. Fenton ve Foto-Fenton Oksidasyonu

Oksidasyon işleminin gerçekleştiği reaktörün toplam hacmi 2 L'dir, giriş/çıkış ve diğer reaktiflerin sisteme eklenebilmesi için 4 adet porttan oluşmaktadır. Reaktördeki sıcaklık kontrolünü sağlamak amacıyla bir soğutma sistemine bağlanmıştır. Çözeltinin etkin bir şekilde karışması için reaktöre manyetik bir karıştırıcı eklenmiştir. UV ışınlaması, bir kuvars tüp ile kaplı bir cıva buharlı lambası tarafından sağlanmıştır.

Fenton oksidasyonu deneyleri laboratuvar ölçekli pilot reaktörde gerçekleştirilmiştir. Reaktör sürekli olarak işletilmiştir. 6 N H₂SO₄ çözeltisi kullanılarak atıksu numunesinin pH değeri Fenton Oksidasyonu için optimum olan pH 3'e ayarlanmıştır. pH açısından Fenton reaksiyonu, maksimum oksidatif aktivitesini 2.5 ile 3.0 arasında gösterir ve bu aralığın artması veya azalmasıyla büyük ölçüde azalır. Bu sebeple uygun pH aralığında oksidasyonun gerçekleşmesi önemlidir. Daha yüksek pH değerlerinde, Fe³⁺ Fe(OH)₃ olarak çökmeye başlar ve H₂O₂ daha kolay bir şekilde O₂ ve H₂O'ya parçalanır. Ayrıca, daha yüksek pH değerlerinde Fe²⁺ komplekslerinin oluşması mevcut katalizörün konsantrasyonunu azaltır. Diğer yandan, pH değeri 2.5'in altına düştüğünde [Fe(H₂O)₆]²⁺ kompleksi oluşabilir, bu da H₂O₂ ile yavaş bir şekilde •OH üretir. Belirlenen optimum miktar olan 3 mM Fe⁺² eklenerek karıştırılmış ardından reaktör başlangıç hacmi ve sisteme giriş hacimlerine paylaştırılmıştır. Bir peristaltik pompa yardımı ile sisteme H₂O₂ beslenmesi sağlanmış, diğer pompa ile de sisteme giren/çıkan suyun debisi kontrol edilmiştir. Fenton Oksidasyonunu başlatmak üzere reaktöre başlangıç hacmi için gereken H₂O₂ dozu eklenmiş ve sistemin homojen karışmasını sağlamak amacıyla manyetik karıştırıcı çalıştırılmış, ardından pompalar çalıştırılarak sistem sürekli olarak işletilmeye başlanmıştır. Başlangıç anından itibaren belirlenen akışlarda pompalar çalıştırılarak, farklı hidrolik bekleme sürelerinde oksidasyon reaksiyonunun gerçekleşmesi sağlanmıştır.

Fenton oksidasyonu sonrasında reaktörden çıkan arıtılmış atıksu pH kontrolü yapılarak, reaksiyonun durdurulmasını sağlamak amacıyla çökeltim tankına alınmıştır. Tanka bağlı olan pH metre sayesinde pH 8 dolaylarında olacak şekilde kireç çözeltisi eklenmiştir. Çökeltim tankının üst fazından bir peristaltik pompa yardımı ile alınan arıtılmış atıksu kum kolonu, ardından mangan kolonundan geçirilmiştir. Kum kolonu ile çökelemeyen katılar tutulmuş, mangan kolonu ile de sistemde tüketilmeden kalan peroksitin giderilmesi sağlanmıştır. Son olarak arıtılmış atıksu membran sisteme beslenmek üzere membran besleme tankına peristaltik pompa yardımı ile aktarılmıştır. Membran besleme tankındaki arıtılmış atıksu belirli bir seviyeye ulaştığında membran sistem de çalışmaya başlatılmıştır.

Foto-Fenton oksidasyonu için de UV lamba eşliğinde Fenton oksidasyonunda uygulanan adımlar tekrarlanmıştır. Sistem Foto-Fenton oksidasyonu için de sürekli olarak işletilmiştir.

4.4.2. Membran Filtrasyonu

Genel olarak, membran teknolojileri, özellikle basınçla çalışan membran teknikleri, suyun yeniden kullanımı için verimli çözümlerden biri olarak kabul edilmektedir. Ancak, bu proseslerin dezavantajlarından biri, atıksuda bulunan kirleticilerin membranların yüzeyinde veya gözenekleri içinde birikmesinden kaynaklanan membran kirlenmesidir. Bunun sonucu olarak, zaman içinde süzüntü akısında bir azalma gözlemlenir, bu sadece sistem üretkenliğini etkilemekle kalmaz, enerji veya kimyasal tüketimini de artırır, aynı zamanda membranların (özellikle polimerik olanların) tahrip olmasına neden olur, böylece genel arıtma maliyetleri artar. Organik kirlenme sorunu için bir çözüm, İleri Oksidasyon Proseslerinin (İOP) uygulanması olabilir. İOP'ler, organik bileşiklerin sudan uzaklaştırılmasında yüksek verim elde edilen yöntemlerdir. Genel olarak, İOP'lerin uygulanması, jel tabakası veya filtrasyon keki oluşumuna neden olan organik kirleticilerin ayrıştırılmasını ve mineralize olmasını sağlar (Fane, Wang et al. 2011).

Membran ve İOP teknolojisinin entegrasyonu temel olarak bozunma ve ayırma süreçlerinden oluşur. Bu entegrasyonda İOP teknolojisinin karmaşık moleküllerden basit moleküllere kadar olan hedef kirleticileri ayrıştırarak, daha sonra membran filtrasyonu ile bu moleküllerin ayrılması sağlanmaktadır. Membran kirlenmesinin azaltılması açısından, sistemlerin daha uzun süreli ve daha verimli işletilmesini sağlamak amacıyla atıksu Fenton oksidasyonuna tabi tutulmuş sonrasında arıtılmış atıksu membran sistemden geçirilmiştir. Her bir deney seti için aşağıdaki formül kullanılarak geri kazanım oranı (R) hesaplanmıştır.

$$R = Q_p / Q_f \quad (4.1)$$

Q_p ürün akısını, Q_f besleme (giriş) akısını göstermektedir.

Her bir deney seti için aşağıdaki formül kullanılarak % giderim verimi (R_e) hesaplanmıştır.

$$R_e = \left(1 - \frac{C_p}{C_f}\right) * 100 \quad (4.2)$$

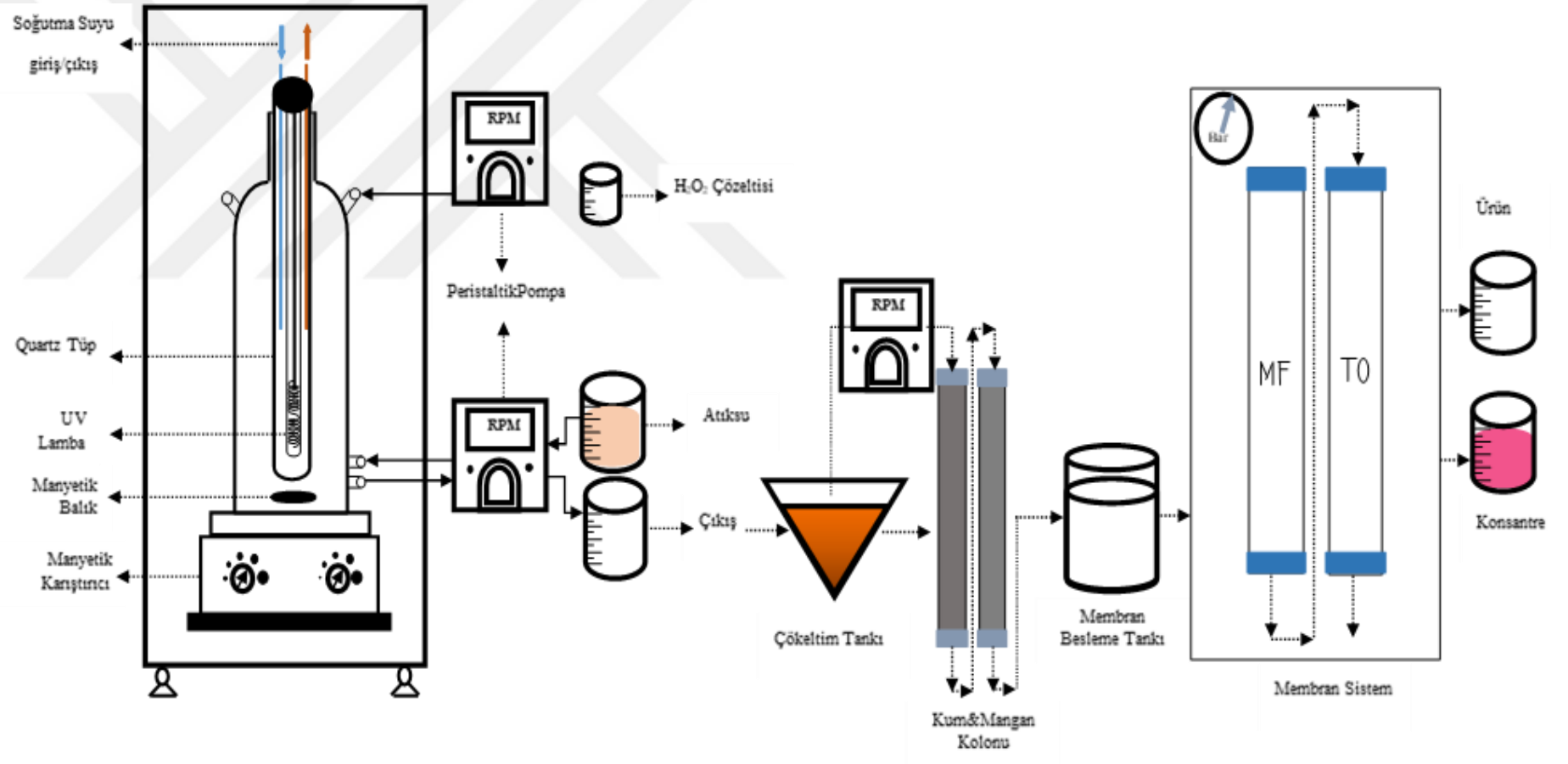
C_p ürün konsantrasyonunu, C_f besleme (giriş) konsantrasyonunu göstermektedir.

Fenton oksidasyonu sonucunda arıtılmış atıksu TO membranından geçirilmiş, entegre sistemin sürekli şekilde işletilmesi sağlanmıştır. Gerçekleştirilen adımlar Şekil 4.4'te özetlenmiştir

4.5. Konsantre akıma oksidasyon uygulanması

Elde edilen konsantre akıma oksidasyon uygulanmak üzere, herhangi bir ön arıtma olmaksızın tekstik atıksuyu membran sistemden geçirilmiştir. Tekstil atıksuyu TO membranından geçirilmesinin ardından elde edilen konsantreye oksidasyon işlemi uygulanmış, verim KOİ, TOK ve renk parametreleri ile izlenmiştir. Oksidasyon öncesinde optimum Fe^{2+} ve H_2O_2 dozu belirlenmiştir.

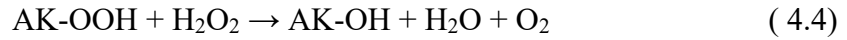
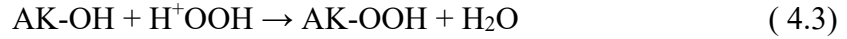




Şekil 4.4. Entegre Oksidasyon ve Membran Proses Akım Şeması

4.6. Aktif karbonun katalizör olarak kullanılmasıyla gerçekleştirilen oksidasyon denemeleri

Aktif karbonun (AK) H₂O₂'i parçaladığı bilinmektedir. Bu sürecin bir yüzey hidroksil grubunun bir hidrojen peroksit anyonu ile değişimi içerdiği varsayılmıştır (Denklem 4.3). Oluşan yüzey peroksit, oksidasyon potansiyeli artmış olarak kabul edilir ve başka bir H₂O₂ molekülünün parçalanmasını, O₂'nin serbest bırakılmasını ve karbon yüzeyinin yeniden oluşturulmasını sağlamaktadır.



Bu reaksiyonların dışında, H₂O₂, serbest radikallerin oluşturmak üzere AK yüzeyinde aktive edilebilir. AK'un, AK ve AK⁺ olarak oksitlenmiş ve indirgenmiş katalizör formları olarak bilinen, Fenton reaksiyonundan bilinen Haber-Weiss mekanizması gibi bir elektron transfer katalizörü olarak işlev gördüğü düşünülmektedir.



Yapılan bir çalışmada, AK/H₂O₂ ile birkaç organik kirleticinin oksidasyon hızı için pH 3 civarında optimum olduğunu gözlemlemiştir. Bu, pH'ın artmasıyla H₂O₂'in (OOH aracılığıyla) parçalanma hızının artması, azalan pH ile H₂O₂'nin redoks potansiyelinin artması ve bu nedenle reaktif oksijen türlerinin artması gibi birkaç etkinin üst üste gelmesine bağlanmıştır. Ayrıca AK yüzeyinin kimyasal özelliklerindeki olası değişikliklerin de rol oynamış olabileceği düşünülmektedir (Georgi and Kopinke 2005).

Bitkisel kökenli atıklar, karbonlu malzeme üretiminde sürdürülebilir bir kaynak olarak kullanılabilirler. Bu çalışmada tarımsal atıklardan karbonlu malzeme üretilerek kolay temin edilebilen, düşük maliyetli ve atık yönetimi açısından avantajlı malzeme üretimi amaçlanmıştır. Üretilen aktif karbonun adsorpsiyon özelliğinden ziyade katalitik etkisinden faydalanılarak, Fenton oksidasyonu sonucu elde edilen verimin daha yüksek seviyelere taşınmasını amaçlanmıştır. Bu sayede oksidasyon sonucu membran sisteme beslenecek olan arıtılmış atıksuyun yükü azaltılmış olacaktır. Membranların kullanım ömrünün artması ve TO membranına beslenecek olan akımın KOİ değerinin azaltılması amacıyla membran öncesi oksidasyon uygulanması önem kazanmaktadır.

Oksidasyon denemeleri için farklı malzemelerden aktif karbonlar üretilmiş, her biri için atıksuda KOİ ve renk giderim verimleri izlenmiştir. İçlerinden en verimli olan seçilerek sürekli sisteme adapte edilebilmesi için optimum koşullar belirlenmiştir. Gerçekleştirilen denemelerde 0,5 g/L aktif karbon kullanılmış ve reaksiyon süresi başlangıç olarak 1 saat olarak belirlenmiştir. Kesikli olarak gerçekleştirilen denemelerde, aktif karbonun atıksu numunesi içerisinde homojen olarak bulunmasını sağlamak amacıyla çalkalayıcı kullanılmıştır. Farklı aktif karbonlar arasında en verimlisi çam fıstığından elde edilen karbon olarak bulunmuştur. Farklı sürelerde ve karbon oranlarında PMS ve H₂O₂ oksidanları ile bir dizi deney gerçekleştirilmiştir. Çam fıstığından üretilen aktif karbonun ileri oksidasyon membran entegre sisteminde kullanılmak üzere optimum doz, pH, oksidan dozu ve reaksiyon süresi belirlenmiştir.

4.7. Aktif Karbon Hazırlanması

Aktif karbon sentezi için Türkiye'nin dağlık bölgesinde yetiştirilmiş çam fıstığı kabukları kullanılmıştır. Çam fıstığı kabukları temizleme işleminin ardından ezilmiş ve elenerek partikül büyüklüğü 425 µm olan kısmı kullanılmıştır. 20 gr 425 mm boyutlu çam fıstığı kabuğu ve aktive edici ajan olarak 60 gr NaOH ile kül fırında 2 saat boyunca 600°C'de nitrojen gazı ile (0.15mL/dk N akışta) yakılmıştır. 2 saatin ardından aktifleştirilmiş numune soğumaya bırakılmış ve daha sonra pH'ı 7'ye gelene kadar distile su ile yıkanmıştır. Yıkanan numune etüvde 120°C'de 24 saat kurutulularak kullanıma hazır hale getirilmiştir.

4.8. İstatistiksel Analiz

Elde edilen deneysel verilere Yapay Sinir Ağları (Artificial Neural Network ANN) modeli uygulanmıştır. Deneysel sonuçlar ile modelde tahminlenen sonuçlar karşılaştırılarak deneysel çalışmalar ile modelin uyumluluğu gözlemlenmiştir.

4.8.1. Yapay Sinir Ağları (Artificial Neural Network ANN)

Yapay sinir ağı (ANN) modeli, insan-beyin süreçlerini simüle eden hesaplamalar ve matematik içerir. ANN, biyolojik sinir sistemi tarafından ilham alınarak belirli bir mimari formatı benimser. İnsan beyninin yapısı gibi, ANN modelleri karmaşık ve doğrusal olmayan bir şekilde sinir hücrelerinden oluşur. Sinir hücreleri ağırlıklı bağlantılarla birbirine bağlanmıştır. Veri toplama ve analizi, ağ yapısı tasarımı, gizli katman sayısı, ağ simülasyonu ve ağırlık/biyas dengelemesi gibi tüm ANN model süreçleri, öğrenme ve eğitim yöntemleri aracılığıyla hesaplanır.

- örnek sınıflandırma,
- tahmin ve
- kontrol ve optimizasyon olmak üzere üç kısımdan oluşmaktadır.

ANN, girdi değişkenleri ile çıktı değişkenleri arasındaki ilişkiyi belirlemek için kullanılan bir yöntemdir. Çıktı değişkenleri, uygun bir ANN yapısı kullanılarak girdi veritabanıyla tahmin edilebilmektedir. Her bir değişkenin çıktılarıyla olan ilişkisini açıklayabilmekte ve birden fazla değişken arasındaki doğrusal olmayan ilişkileri çözebilmektedir.

Bu metodolojide, hata işlevi olarak ortalama kare hatası (MSE) kullanılmıştır. MSE'nin hesaplanması için aşağıdaki denklem 4.1 kullanılmıştır:

$$MSE = \frac{1}{Q} \sum_{i=1}^Q (Y_{i,pred} - Y_{i,exp})^2 \quad (4.7)$$

Denklem 4.2'de mse, Q veri noktası sayısı, $Y_{i,pred}$ tahminlenen hedef değeri, $Y_{i,exp}$ deneysel hedef değeri ve i veri indeksi olarak tanımlanmıştır.

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^Q (Y_{i,pred} - Y_{i,exp})^2}{\sum_{i=1}^Q (Y_{i,pred} - Y_{i,mean})^2} \quad (4.8)$$

Denklemde, Q veri noktası sayısı, $Y_{i,pred}$ tahminlenen hedef değeri, $Y_{i,exp}$ deneysel hedef değeri $Y_{i,mean}$ tüm gözlenen değerlerin ortalamasıdır. En iyi ANN modeli, hem MSE'yi minimize etmeyi hem de R^2 'yi maksimize etmeyi hedeflemektedir.

ANN tarafından tahmin edilen çıktı değişkenleri deneysel sonuçlarla karşılaştırılır. Ancak, ANN' nin bir dezavantajı, içerde gerçekleşen mekanizmayı açıklayamamasıdır. Bu nedenle kara kutu modeli olarak da anılmaktadır. ANN kara kutu modellemesinde, çıktı değişkenleri girdi değişkenleriyle olan bireysel ilişkilerine dayanarak tahmin edilir. Bu nedenle, ANN modellemesinde en doğru tahminlemeyi elde etmek için örnekleme büyüklüğü veya eğitim verileri fazla olmalıdır. ANN yapısı, birbirleriyle bağlantılı hesaplamaların gerçekleştiği birkaç nöron içerir. Nöronlarla ilişkili ağırlıklar, bu bağlantıları güçlendirmek için bir rol oynar. ANN çeşitli çok katmanlı ileri beslemeli ağlarla oluşturulabilir. Girdi matrisi ve hedef matris, öğrenme ve tahmin için kullanılan deneysel veri setlerinden türetilmiştir. Genel olarak, deneysel veri setlerinin eğitim süreci için yarısı, doğrulama adımı için dörtte biri ve test dönemi için dörtte biri olacak şekilde bölünür (Malekian and Chitsaz 2021).

Bu çalışmada ANN modeli için tüm deneysel veriler, bir dizi deney yaparak elde edilmiş ve hesaplamalar Matlab R (2020b) yazılımı ve ANN araç kutusu kullanılarak yapılmıştır. Gizli katmanda tangent sigmoidal aktarım fonksiyonu (tansig) ve çıkış katmanında lineer aktarım fonksiyonu (purelin) kullanılmıştır. Ayrıca, Levenberg-Marquardt geri yayılım algoritması (LMA), bu çalışmada eğitim algoritması olarak kullanılmıştır. Veri setleri giriş ve hedef matrislere ayrılmıştır. Giriş değişkenleri reaksiyon süresi (dakika), akış hızı (mL/dakika), Fe^{2+} (mM) ve H_2O_2 (mM) dozajlarıdır. Buna karşılık gelen KOİ ve TOK giderim yüzdesi hedef olarak kullanılmıştır.

4.9. Gerçekleştirilen Analizler

4.9.1. pH ve Elektriksel İletkenlik (EI)

pH ve Elektriksel İletkenlik ölçümleri Thermo Scientific-Orion Star A215 pH metre cihazı ve ROSS Ultra Triode epoksi-gövde pH/ATC elektrotlu, DuraProbe 4 hücreli iletkenlik sensörü ile ölçüm yapılmıştır.

4.9.2. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)

Kimyasal Oksijen İhtiyacı analizleri, HCl DR-6000 spektrofotometre ile Standart Metot 5220 D kapalı reflux kolorimetrik metodu kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Hazırlanan KOİ solüsyonlarının kalibrasyon grafiği oluşturularak ölçüm aralığı belirlenmiştir. KOİ ölçümleri için tüplere önce sülfürik asit, dikromat ve numune eklenip hermetik olarak kapatılmış ve çalkalanmıştır. Hazırlanan KOİ tüpleri Hach Lange LT200 cihazına yerleştirilerek 148°C'de 2 saat boyunca sindirimi gerçekleştirilmiştir. 2 saat sonunda tüpler cihazdan çıkarılarak oda sıcaklığına gelmesi beklenmiştir ve HACH Lange DR6000 cihazında 420 nm dalga boyunda ölçümleri yapılmıştır.

4.9.3. Renk analizleri

Renk analizlerinde Hach Lange DR 6000 marka Spektrofotometre cihazı kullanılmıştır. Renk ölçümlerinde şahit olarak ultra saf su kullanılmıştır.

4.9.4. Toplam organik karbon (TOK)

Toplam Organik Karbon analizlerinde Standart Metot 5310 B kullanılmıştır. 680 °C'de katalitik yanma Teledyne Tekmar Lotix TOC katalizörü cihazı ile gerçekleştirilmiştir.

4.9.5. Metal Ölçümleri

Tekstil atıksuyu numunelerinde katyon ve metal ölçümleri Perkin Elmer ICP/OES cihazı ile gerçekleştirilmiştir.

4.9.6. İyon Ölçümleri

Tekstil atıksuyu numunelerinde anyon ölçümleri Thermo Scientific iyon kromatografı cihazı ile gerçekleştirilmiştir.



5. BULGULAR VE TARTIŞMA

5.1. Fenton ve Foto-Fenton Oksidasyonu

Fenton ve Foto-Fenton oksidasyon sistemlerinin optimum şartların belirlenmesi amacıyla farklı hidrolik bekleme sürelerinde, farklı demir ve peroksit konsantrasyonlarında denemeler gerçekleştirilerek belirtilen zaman aralığında sistem sürekli olarak işletilmiştir.

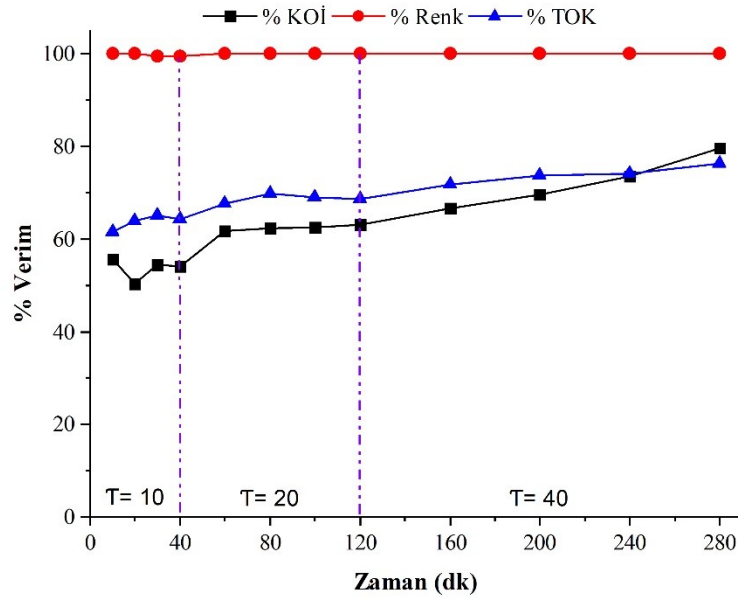
5.1.1. Hidrolik Bekleme Süresinin Etkisi

Sürekli olarak işletilen Fenton prosesinde optimum reaksiyon süresinin belirlenmesi amacıyla 500 mL tekstil atıksuyu içeren reaktör hidrolik bekleme süresi 10, 20 ve 40 dakika olacak şekilde farklı atıksu besleme hızları ile çalıştırılmıştır. H_2O_2 belirlenen konsantrasyonda ve sabit hızda (1mL/dak) sisteme beslenmiştir. Fe(II) ise belirlenen konsantrasyona bağlı olarak konsantre demir çözeltisinden pH değeri 3'e ayarlanan atıksuya ilave edilmiştir. Reaktördeki hidrolik bekleme süreleri 0-40 dakika arasında 10 dakika, 40-120 dakika arasında 20 dakika ve 120-280 dakika arasında 40 dakikadır. Sürekli Fenton prosesinde alıkonma süresinin renk, KOİ ve TOK giderimine etkisi Şekil 5.1'de verilmektedir. Fenton oksidasyonunda gerçekleştirilen denemelerde 0-280 dakikaları arasında farklı hidrolik bekleme sürelerinde alınan numunelerin KOİ, renk ve TOK analizleri yapılmış ve sonuçlar Tablo 5.1'de verilmiştir.

Tablo 5.1. Fenton Oksidasyonu Akış Denemesi (pH: 3, Fe^{2+} : 3 mM, H_2O_2 : 10 mM)

Süre	T	Renk (420nm)	İletkenlik	Ort.TOK	Ort.KOİ	%KOİ	%Renk	% TOK
dk	dk	Pt-Co	ms/cm	mg/L	mg/L	%	%	%
0	0	215	3,169	44,20	91,81	0,00	0,00	0,00
10	10	9	3,111	22,12	57,83	37,02	95,81	49,94
20	10	8	3,086	20,74	54,57	40,57	96,28	53,08
30	10	12	3,122	22,18	50,22	45,30	94,42	49,82
40	10	12	3,097	21,72	50,36	45,15	94,42	50,85
60	20	12	3,119	20,25	40,36	56,04	94,42	54,19
80	20	12	3,045	20,05	33,91	63,06	94,42	54,64
100	20	4	3,061	19,88	39,49	56,99	98,14	55,03
120	20	1	3,090	19,63	38,70	57,85	99,53	55,59
160	40	0	3,046	17,21	36,30	60,46	100,00	61,06
200	40	0	3,120	16,10	34,57	62,35	100,00	63,58
240	40	4	3,074	19,52	35,72	61,09	98,14	55,84
280	40	0	3,096	19,07	30,43	66,85	100,00	56,85

Sürekli sistemde hidrolik bekleme süresinin artmasıyla renk gideriminde değişim olmazken, KOİ ve TOK giderimlerinde artış gözlenmiştir. 10 dakikalık hidrolik bekleme süresinde renk, KOİ ve TOK giderim verimleri %94,42, %45,15 ve %50,85 20 dakikalık hidrolik bekleme süresinde %99,53, %57,85, %55,59 ve 40 dakikalık hidrolik bekleme süresinde %100, %66,85 ve %56,85 olarak bulunmuştur.



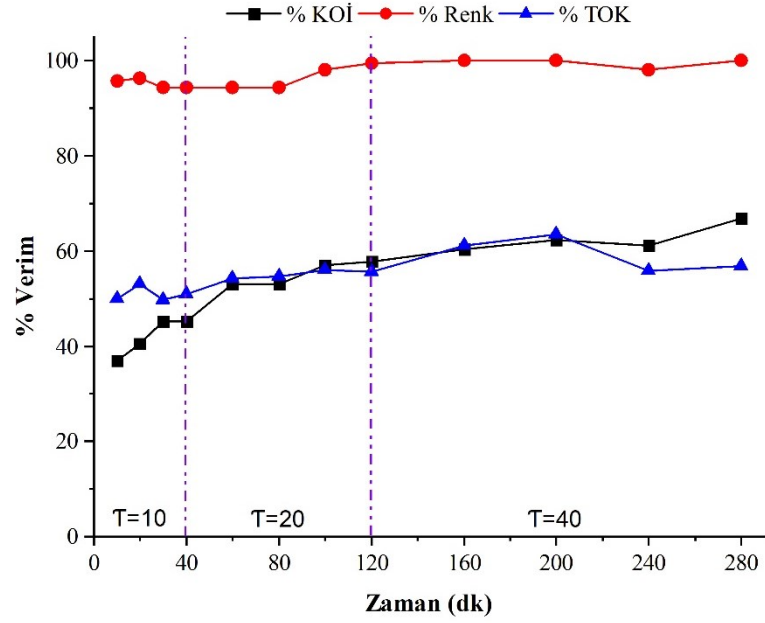
Şekil 5.1. Fenton Oksidasyonu Zamana Karşı % Renk, KOİ ve TOK Verimleri (pH: 3, Fe^{2+} : 3 mM, H_2O_2 : 10 mM)

Sürekli Foto-Fenton prosesinde optimum reaksiyon süresinin belirlenmesi amacıyla 500 mL tekstil atıksuyu içeren reaktör hidrolik bekleme süresi 10, 20 ve 40 dakika olacak şekilde farklı atıksu besleme hızları ile çalıştırılmıştır. H_2O_2 belirlenen konsantrasyonda ve sabit hızda (1mL/dak) sisteme beslenmiştir. $Fe(II)$ ise belirlenen konsantrasyona bağlı olarak konsantre demir çözeltisinden pH değeri 3'e ayarlanan atıksuya ilave edilmiştir. Reaktördeki hidrolik bekleme süreleri 0-40 dakika arasında 10 dakika, 40-120 dakika arasında 20 dakika ve 120-280 dakika arasında 40 dakikadır. Sürekli Foto-Fenton prosesinde alıkonma süresinin renk, KOİ ve TOK giderimine etkisi Şekil 5.2'de verilmektedir. Foto-Fenton oksidasyonunda gerçekleştirilen denemelerde 0-280 dakikaları arasında farklı hidrolik bekleme sürelerinde alınan numunelerin KOİ, renk ve TOK analizleri yapılmış ve sonuçlar Tablo 5.2'de verilmiştir.

Tablo 5.2. Foto-Fenton Oksidasyonu Süre Denemesi (pH: 3, Fe²⁺: 3 mM, H₂O₂: 10 mM)

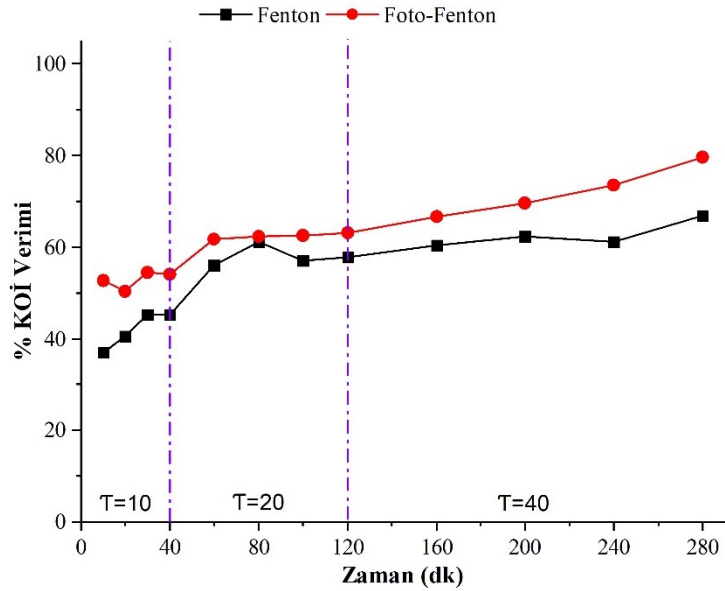
Süre	T	Renk (420nm)	İletkenlik	Ort.TOK	Ort.KOİ	%KOİ	%Renk	% TOK
dk	dk	pt-Co	ms/cm	mg/L	mg/L	%	%	%
0	0	215	3,17	44,95	91,81	0,00	0,00	0,00
10	10	0	3,008	17,32	40,65	55,72	100,00	61,46
20	10	0	2,962	16,22	45,65	50,28	100,00	63,92
30	10	1	3,040	15,73	41,81	54,46	99,53	65,00
40	10	1	3,029	16,07	42,17	54,06	99,53	64,24
60	20	0	3,002	14,57	35,14	61,72	100,00	67,58
80	20	0	3,018	13,54	34,57	62,35	100,00	69,88
100	20	0	2,968	13,90	34,42	62,51	100,00	69,07
120	20	0	2,996	14,06	33,91	63,06	100,00	68,72
160	40	0	3,055	12,66	30,65	66,61	100,00	71,84
200	40	0	3,020	11,78	27,90	69,61	100,00	73,79
240	40	0	3,058	11,61	24,28	73,56	100,00	74,16
280	40	0	3,034	10,63	18,77	79,56	100,00	76,36

Foto-Fenton prosesi sürekli sistemde hidrolik bekleme süresinin artmasıyla renk gideriminde değişim olmazken, KOİ ve TOK giderimlerinde artış gözlenmiştir. 10 dakikalık hidrolik bekleme süresinde renk, KOİ ve TOK giderim verimleri %99,53, %54,06 ve %64,24, 20 dakikalık hidrolik bekleme süresinde %100, %63,06, %68,72 ve 40 dakikalık hidrolik bekleme süresinde %100, %79,56 ve %76,36 olarak bulunmuştur. Karbondan karbondioksit dönüşen miktar, TOK ölçülerek doğrudan belirlenebilir, KOİ/TOK oranı ise oksidasyon sonrası organik bileşiklerin yapısındaki değişimin derecesiyle ilişkilendirilebilir. Hidrolik bekleme süresi 10 dakika olduğunda gerçekleşen KOİ ve TOK giderim verimindeki hızlı artış daha sonraki hidrolik bekleme sürelerinde yavaşlamıştır. KOİ/TOK oranındaki başlangıçtaki artış, organik bileşiklerin tamamen CO₂'e parçalanması nedeniyle TOK'un azalmasının bir sonucudur. Bu aşamada, KOİ, kısmen oksitlenmiş organik yan ürünlerin oluşumu ve diğer organik bileşiklerin tamamen CO₂'e parçalanması nedeniyle azalır. (Papadopoulos, Fatta et al. 2007).



Şekil 5.2. Foto-Fenton Oksidasyonu Zamanına Karşı % Renk, KOİ ve TOK Verimleri (pH: 3, Fe^{2+} : 3 mM, H_2O_2 : 10 mM)

Gerçekleştirilen sürekli Fenton ve Foto-Fenton oksidasyonlarında farklı hidrolik bekleme sürelerinde elde edilen KOİ ve TOK giderim verimlerin karşılaştırmalı olarak Şekil 5.3 ve Şekil 5.4'te gösterilmiştir.



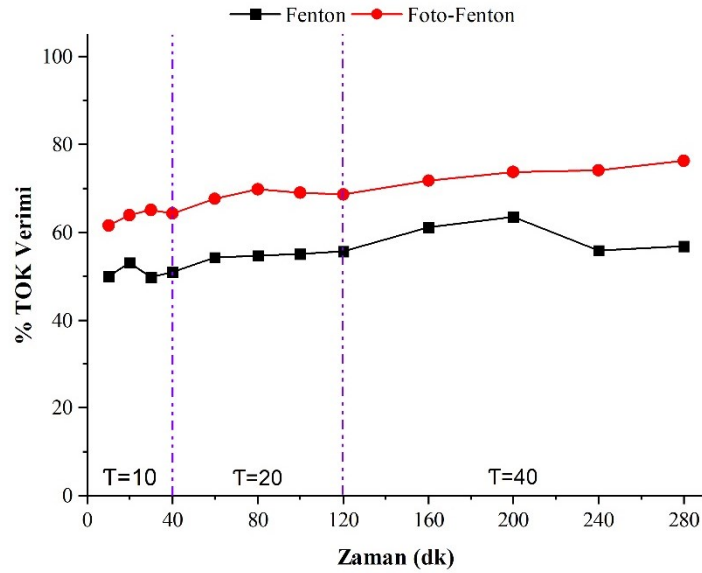
Şekil 5.3. Fenton, Foto-Fenton Oksidasyonunda KOİ Giderim Verimlerinin Karşılaştırılması (pH: 3, Fe^{2+} : 3 mM, H_2O_2 : 10 mM)

Ultraviyole veya görünür ışığın geleneksel Fenton prosesi ile birleştirilmesi, katalizörlerin katalitik kapasitesini, organik kirleticilerin giderim verimini artırabilir ve demir çamuru üretimini azaltabilir. Foto-Fenton prosesinin esası, ışık tarafından sağlanan enerjiyi kullanarak Fe^{3+} 'ün Fe^{2+} 'ye dönüşümünü hızlandırmaktır (Sun, Chen

et al. 2011). Fe^{2+} , H_2O_2 ile hızla reaksiyona girer ve Fe^{3+} üretilir, ki bu pH 2.8-3.5 aralığında $[\text{Fe}(\text{OH})]^{2+}$ şeklinde bulunur (Sirés and Brillas 2012). Işık maruziyetinde $[\text{Fe}(\text{OH})]^{2+}$, metal yük transfer uyarılmasına uğrayarak Fe^{2+} 'yi yeniden üretir ve H_2O_2 'nin ayrışmasını katalize eden ve organik kirleticileri parçalayan ek $\bullet\text{OH}$ üretir . Ayrıca, H_2O_2 'nin doğrudan fotolizi de organik kirleticilerin parçalanması için kullanılabilen $\bullet\text{OH}$ üretir (Wang, Wang et al. 2019).



Bu nedenle, Fe^{2+} ve ışığın sinerjik katalitik etkileri daha fazla $\bullet\text{OH}$ üretebilir ve Foto-Fenton prosesinde oksidasyon verimini artırabilmektedir (Zhang, Dong et al. 2019).



Şekil 5.4. Fenton, Foto-Fenton Oksidasyonu TOK Giderim Verimlerinin Karşılaştırılması (pH: 3, Fe^{2+} : 3 mM, H_2O_2 : 10 mM)

Daha fazla $\bullet\text{OH}$ üretilmesiyle artan oksidasyon verimi sonucunda Foto-Fenton oksidasyonunda KOİ ve TOK giderim verimleri az miktarda olsa yüksek elde edilmiş olsa da Foto-Fenton oksidasyonunun enerji gereksinimi Fenton oksidasyonuna göre daha fazladır (Tanveer, Yasar et al. 2022). Bu sebeple çalışmanın devamında Fenton prosesi tercih edilmiştir. Homojen bir sistemdeki Fenton reaksiyonunun çeşitli avantajları arasında kısa reaksiyon süresi, göreceli olarak basit işletme prosedürleri, düşük maliyetli ve toksik olmayan katalizörler kullanılmasıdır. Ayrıca, hidrojen peroksidi etkinleştirmek için dışarıdan enerjiye ihtiyaç duymaması, normal şartlarda ve oda sıcaklığında gerçekleştirilmesi de sistemin avantajları arasındadır. Öte yandan,

büyük ölçekli uygulamalarını engelleyen bazı dezavantajlar arasında sıkı bir pH kontrolü (2.5-3.0), katalizörün komplekslerin oluşması nedeniyle deaktive olması ve işlem sonrası nötralizasyon adımının ardından $\text{Fe}(\text{OH})_3$ çamurunun oluşmasıdır. Nötralizasyon işlemi de maliyeti artırmaktadır çünkü kimyasal reaktiflere (asit ve baz) ihtiyaç duyulmaktadır. Ayrıca üretilen çamurun uygun bir şekilde bertaraf edilmesi veya işlenmesi gerekmektedir (Ramos, Santana et al. 2021).

Fenton ve Foto-Fenton oksidasyonu için H_2O_2 ve Fe^{2+} konsantrasyonları birbirleriyle yakından ilişkili iki diğer önemli parametredir. Başlangıç kirletici konsantrasyonuna bağlı olarak, reaksiyona içine eklenmesi gereken H_2O_2 miktarı tanımlanır. Maliyet ve kirletici konsantrasyonunun yanı sıra, Fe ve H_2O_2 dozları kontrol edilmelidir, çünkü fazla kullanımları $\bullet\text{OH}$ üretimini azaltabilmektedir (Papadopoulos, Fatta et al. 2007). Bu amaçla sürekli olarak işletilen Fenton ve Foto-Fenton oksidasyonlarında optimum H_2O_2 ve Fe^{2+} dozları da belirlenmiştir.

5.1.2. pH Etkisi

Fenton prosesinde hidroksil radikali ($\text{OH}\bullet$) üretimi, pH aralığından belirgin bir şekilde etkilenir. Özellikle asidik koşullarda $\text{OH}\bullet$ radikali üretimi artar. Optimum Fenton reaksiyonu pH değeri yaklaşık olarak 3 olarak kabul edilir (Rivas, Beltrán et al. 2001). Ancak, yüksek pH seviyelerinde, Fenton reaktifinin aktivitesi önemli ölçüde azalır, çünkü bu koşullarda pasif demir oksihidroksitlerin ve $\text{Fe}(\text{III})$ hidroksit çökeltisinin oluşma eğilimi vardır. Bu durumda, serbest demir iyonları sınırlı olduğundan, hidroksil radikallerinin üretimi azalır. Ayrıca, pH arttıkça hidroksil radikallerinin oksidasyon yeteneği de azalır. Bununla birlikte, yüksek pH koşullarında hidrojen peroksitin otomatik olarak parçalanma hızı artar.

Öte yandan, çok düşük pH değerlerinde, diğer türlere göre hidrojen peroksitle daha yavaş reaksiyon veren demir kompleksi türleri özellikle $[\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6]^{2+}$ kompleksi oluşur. Ayrıca, yüksek konsantrasyonlarda hidrojen peroksit ve H^+ iyonlarının etkileşimi sonucu çözünür ve kararlı bir oksonyum iyonu olan $[\text{H}_3\text{O}_2]^+$ oluşur. Bu oksonyum iyonları hidrojen peroksiti daha kararlı hale getirir ve demir iyonları ile reaksiyonunu azaltır. Bu nedenle, Fenton prosesinin organik bileşiklerin bozunması için verimliliği, hem yüksek pH hem de düşük pH koşullarında azalır.

Sonuç olarak, Fenton prosesinin pH seviyesi, hidroksil radikali üretimi ve oksidasyon yeteneği üzerinde büyük bir etkiye sahiptir. Bu nedenle, prosesin belirli bir uygulama için en uygun pH koşullarının belirlenmesi önemlidir (Babuponnusami and Muthukumar 2014). Bu çalışmada optimum pH'ın belirlenmesi amacıyla tekstil

atıksuyu kullanılarak bir dizi kesikli deney yapılmış ve en yüksek verim pH 3'te elde edilmiştir. Bu nedenle gerçekleştirilen tüm Fenton ve Foto-Fenton oksidasyonları pH 3'te yapılmıştır.

5.1.3. Fe²⁺ Konsantrasyonu Etkisi

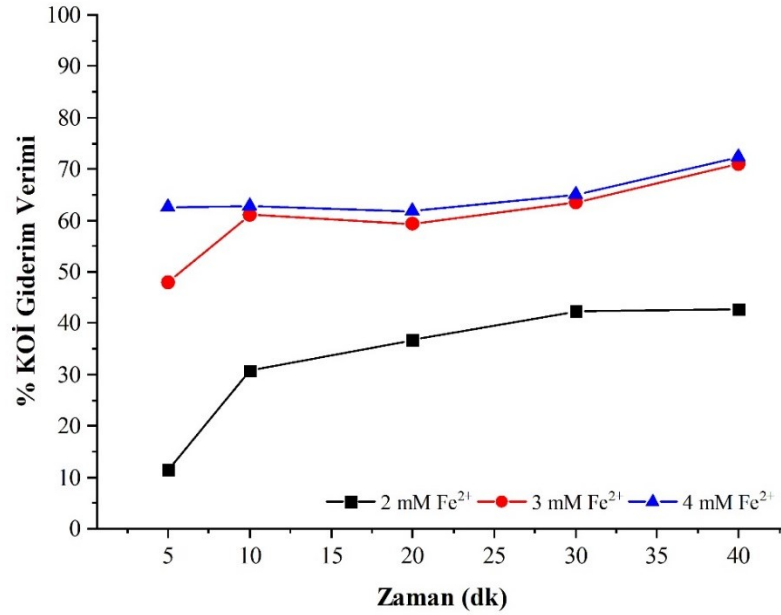
Genellikle demir iyonu konsantrasyonundaki artış, radikal oluşumunu ve dolayısıyla oksidasyon hızını artırır. Ancak, bu artışın belirli bir noktadan sonra daha fazla iyileşme sağlamadığı rapor edilmiştir. Ayrıca, yüksek düzeyde demir uygulaması, iyon konsantrasyonlarının aşırı artmasına ve elektriksel iletkenlik değerinde istenmeyen bir artışa neden olabilir. Bu nedenle, demir iyonlarının optimum miktarını belirlemek önemlidir (Babuponnusami and Muthukumar 2014). Fenton oksidasyonunda Fe²⁺ dozunun zamana göre giderim verimi üzerinde etkisini görmek amacıyla 2, 3 ve 4 mM konsantrasyonlarında gerçekleştirilen Fe²⁺ dozu denemeleri sabit pH ve H₂O₂ dozu ve ve sabit akış hızında değişken Fe²⁺ dozlarında zamana karşı renk, KOİ ve TOK parametrelerinin değişimi izlenmiştir. Yapılan deneylerde elde edilen sonuçlar Tablo 5.3'te paylaşılmıştır.

Tablo 5.3 Fenton Oksidasyonu Fe²⁺ Dozu Denemesi (pH: 3, H₂O₂: 10 mM)

Süre dk	Fe ²⁺ mM	Renk (420nm) pt-Co	İletkenlik ms/cm	Ort.TOK mg/L	Ort.KOİ mg/L	%KOİ %	%Renk %	% TOK %
0	2	187	2,959	29,72	91,96	0,00	0,00	0,00
5	2	5	3,134	22,47	81,52	11,35	97,67	24,41
10	2	5	3,108	19,67	63,70	30,73	97,67	33,80
20	2	4	3,119	20,64	58,26	36,64	98,14	30,56
30	2	2	3,134	19,44	53,04	42,32	99,07	34,61
40	2	1	3,069	18,12	52,61	42,79	99,53	39,02
0	3	168	2,959	32,21	92,10	0,00	0,00	0,00
5	3	6	3,106	18,91	47,90	47,99	96,43	41,30
10	3	5	3,036	16,00	35,87	61,05	97,02	50,34
20	3	5	2,985	14,75	37,39	59,40	97,02	54,20
30	3	2	3,133	14,27	33,70	63,41	98,81	55,70
40	3	2	3,026	11,56	26,74	70,97	98,81	64,13
0	4	140	2,959	35,23	93,12	0,00	0,00	0,00
5	4	8	2,843	23,03	34,86	62,57	94,29	34,63
10	4	7	3,144	16,01	34,71	62,72	95,00	54,55
20	4	6	3,284	14,96	35,58	61,79	95,71	57,55
30	4	7	3,253	14,10	32,54	65,06	95,00	59,98
40	4	0	3,324	14,19	25,72	72,37	96,43	59,72

Gerçekleştirilen Fenton Oksidasyonu deneyleri sonucunda renk giderimi 2 mM Fe²⁺ dozunda daha yavaş bir reaksiyon gerçekleşmiş ve diğer dozlara oranla daha

düşük giderim verimi elde edilmiştir. 2, 3 ve 4 mM Fe^{2+} dozu kullandığında birbirine yakın hızlarda ve yakın giderim verimleri elde edilmiştir. KOİ parametresi için sonuçlara bakıldığında Fe^{2+} dozu arttıkça giderim veriminin arttığı gözlemlenmiştir. 2 mM Fe^{2+} dozunda reaksiyon hızı yavaş fakat 40 dakika süre sonunda giderim verimi 3 ve 4 mM Fe^{2+} dozundaki verime yaklaşmıştır. 3 ve 4 mM Fe^{2+} dozunda ise reaksiyon hem daha hızlı hem de daha yüksek giderim verimi elde edilmiştir. Sonuç olarak KOİ giderim verimleri 40 dakika süre sonunda 2, 3 ve 4 mM Fe^{2+} için sırasıyla %42,79, %70,97 ve %72,37 olarak bulunmuştur. TOK değerlerine bakıldığında KOİ parametresinde olduğu gibi 3 ve 4 mM Fe^{2+} dozunda reaksiyon hem daha hızlı hem de daha yüksek giderim verimi elde edilmiştir. Aynı şekilde 2 mM Fe^{2+} dozunda reaksiyon hızı yavaş fakat 40 dakika süre sonunda giderim verimi 3 ve 4 mM Fe^{2+} dozundaki verime yakın bir değer elde edilmiştir. Şekil 5.5’de Fenton oksidasyonunda Fe^{+2} dozuna göre KOİ giderim verimleri gösterilmiştir.

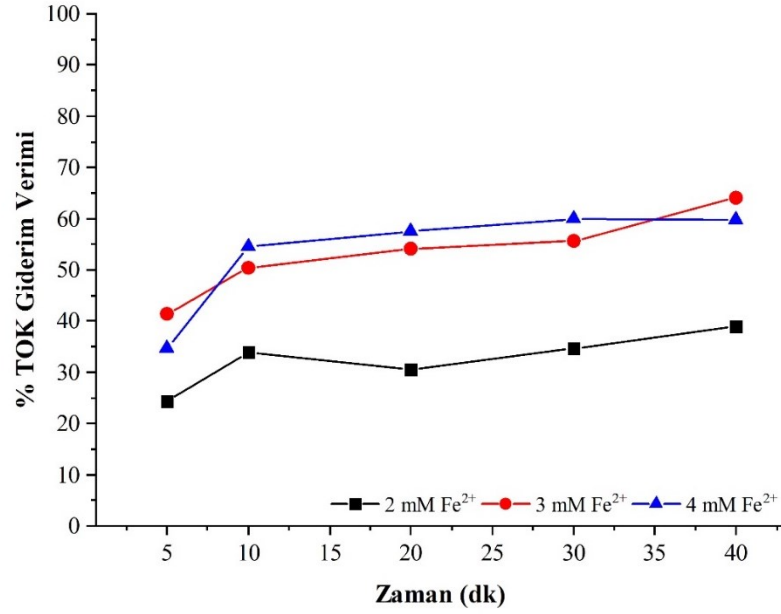


Şekil 5.5. Fenton Oksidasyonunda Fe^{+2} Dozuna Göre KOİ Giderim Verimleri (pH: 3, H_2O_2 : 10 mM)

TOK giderim verimleri 40 dakika süre sonunda 2, 3 ve 4 mM Fe^{2+} demir dozları için sırasıyla %39,02, %64,13 ve %59,32 olarak bulunmuştur. Şekil 5.6’da Fenton oksidasyonunda Fe^{+2} dozuna göre TOK giderim verimleri gösterilmiştir.

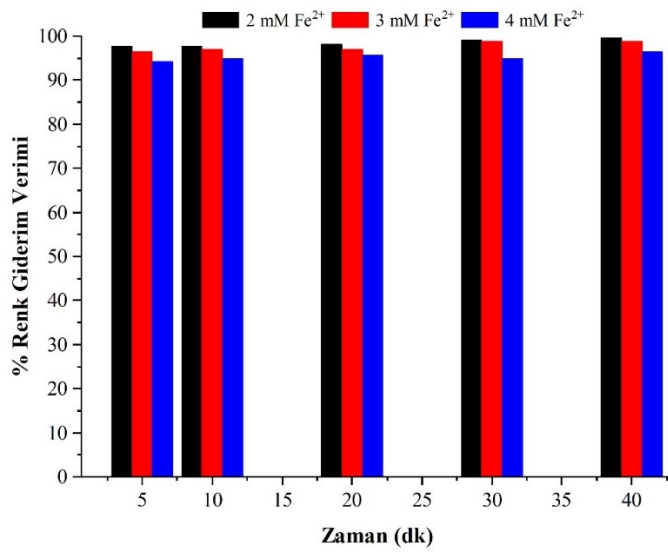
KOİ ve TOK giderim verimlerinde 3 ve 4 mM ‘ın daha yüksek olmasına rağmen yüksek Fe^{2+} dozu kullanılması, ayırma ve daha fazla ferrik bazlı çamurun bertaraf edilmesi gerekliliği ortaya çıkmaktadır. Ayrıca aşırı demir tuzu, atık toplam çözünmüş

madde (TDS)'de ve elektriksel iletkenlikte artışa neden olmaktadır (Gogate ve Pandit, 2004). Bertaraf maliyeti ve potansiyel çamur oluşumu göz önüne alındığında, deney şartlarının altında etkili KOİ, TOK ve renk giderimi sağlamak amacıyla 3 mM Fe^{2+} dozunun optimum olduğu düşünülmüştür.



Şekil 5.6. Fenton Oksidasyonunda Fe^{+2} Dozuna Göre TOK Giderim Verimleri (pH: 3, H_2O_2 : 10 mM)

Renk giderim verimleri her Fe^{+2} dozunda %95'in üzerinde olduğu gözlemlenmiştir. Şekil 5.7'de Fenton oksidasyonunda Fe^{+2} dozuna göre Renk giderim verimleri gösterilmiştir.



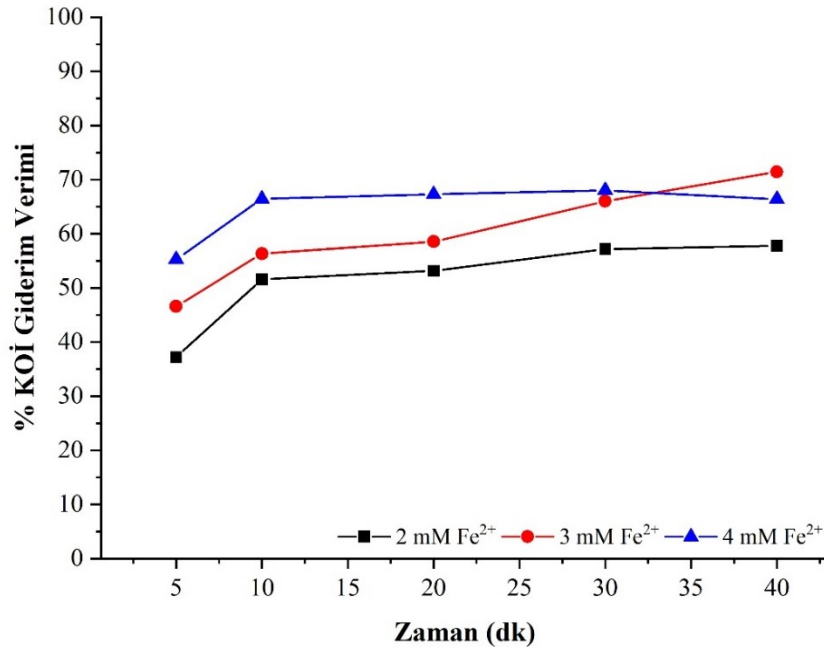
Şekil 5.7. Fenton Oksidasyonunda Fe^{+2} Dozuna Göre Renk Giderim Verimleri (pH: 3, H_2O_2 : 10 mM)

Foto-Fenton oksidasyonunda Fe^{2+} dozunun zamana göre giderim verimi üzerinde etkisini görmek amacıyla 2, 3 ve 4 mM konsantrasyonlarında gerçekleştirilen Fe^{2+} dozu denemelerinde sabit pH ve H_2O_2 dozu ve sabit akış hızında ve değişken Fe^{2+} dozlarında renk, KOİ ve TOK parametrelerinin zamana karşı değişimi izlenmiştir. Yapılan deneylerde elde edilen sonuçlar Tablo 5.4'te paylaşılmıştır.

Tablo 5.4. Foto-Fenton Oksidasyonu Fe^{2+} Dozu Denemesi (pH: 3, H_2O_2 : 10 mM)

Süre	Fe+2	Renk (420nm)	İletkenlik	Ort.TOK	Ort.KOİ	%KOİ	%Renk	% TOK
dk	mM	pt-Co	$\mu\text{s/cm}$	mg/L	mg/L	%	%	%
0	2	187	2,805	29,72	91,96	0,00	0,00	0,00
5	2	1	3,016	20,41	58,77	37,18	99,47	31,32
10	2	0	2,987	16,83	45,29	51,59	100,00	43,36
20	2	0	3,071	16,05	43,84	53,14	100,00	46,01
30	2	0	3,041	15,52	40,07	57,16	100,00	47,77
40	2	0	3,050	15,46	39,49	57,78	100,00	47,98
0	3	168	2,805	32,21	92,10	0,00	0,00	0,00
5	3	13	3,077	16,90	49,20	46,58	92,26	47,53
10	3	5	3,026	14,66	40,22	56,33	95,24	54,50
20	3	3	3,111	14,21	38,19	58,54	98,21	55,88
30	3	2	3,142	14,33	31,30	66,01	98,81	55,51
40	3	0	3,087	11,91	26,30	71,44	100,00	63,03
0	4	140	2,805	35,23	93,12	0,00	0,00	0,00
5	4	4	3,196	17,36	41,67	55,25	100,71	50,72
10	4	5	3,138	15,65	31,23	66,46	96,43	55,58
20	4	2	3,254	14,25	30,43	67,32	98,57	59,54
30	4	3	3,168	14,12	29,78	68,02	97,86	59,93
40	4	1	3,213	14,34	31,30	66,38	99,29	59,29

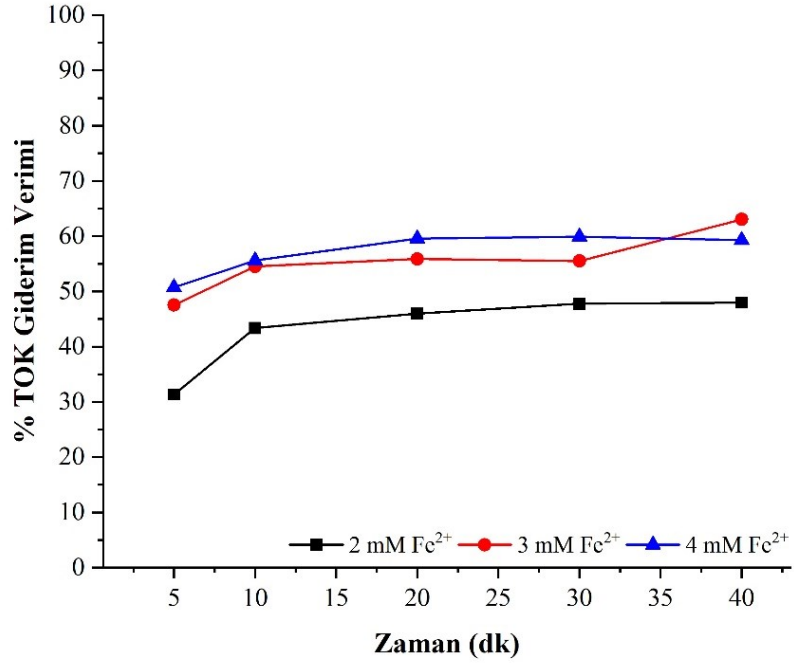
Gerçekleştirilen Foto-Fenton Oksidasyonu deneyleri sonucunda renk giderimi 2 mM Fe^{2+} dozunda daha yavaş bir reaksiyon gerçekleşmiş ve diğer dozlara oranla daha düşük giderim verimi elde edilmiştir. 2, 3 ve 4 mM Fe^{2+} dozu kullandığında birbirine yakın hızlarda ve yakın giderim verimleri elde edilmiştir. KOİ parametresi için sonuçlara bakıldığında Fe^{2+} dozu arttıkça giderim veriminin arttığı gözlemlenmiştir. 2 mM Fe^{2+} dozunda reaksiyon hızı yavaş fakat 40 dakika süre sonunda giderim verimi 3 ve 4 mM Fe^{2+} dozundaki verime yaklaşımıştır. 3 ve 4 mM Fe^{2+} dozunda ise reaksiyon hem daha hızlı hem de daha yüksek giderim verimi elde edilmiştir. Sonuç olarak KOİ giderim verimleri 40 dakika süre sonunda 2, 3 ve 4 mM Fe^{2+} için sırasıyla %57,78, %71,44 ve %66,38 olarak bulunmuştur. Şekil 5.8'de Foto-Fenton oksidasyonunda Fe^{2+} dozuna göre KOİ giderim verimleri gösterilmiştir.



Şekil 5.8. Foto-Fenton Oksidasyonunda Fe²⁺ Dozuna Göre KOİ Giderim Verimleri (pH: 3, H₂O₂: 10 mM)

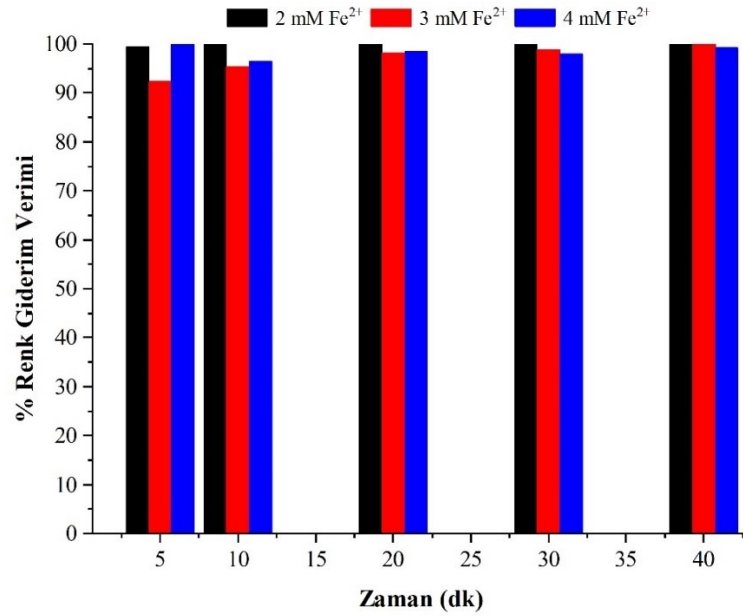
TOK değerlerine bakıldığında KOİ parametresinde olduğu gibi 3 ve 4 mM Fe²⁺ dozunda reaksiyon hem daha hızlı hem de daha yüksek giderim verimi elde edilmiştir. Aynı şekilde 2 mM Fe²⁺ dozunda reaksiyon hızı yavaş fakat 40 dakika süre sonunda giderim verimi 3 ve 4 mM Fe²⁺ dozundaki verime yakın bir değer elde edilmiştir. TOK giderim verimleri 40 dakika süre sonunda 2, 3 ve 4 mM Fe²⁺ demir dozları için sırasıyla %47,98, %63,03 ve %59,29 olarak bulunmuştur. Şekil 5.9’da Foto-Fenton oksidasyonunda Fe²⁺ dozuna göre TOK giderim verimleri gösterilmiştir.

KOİ ve TOK giderim verimlerinde 3 ve 4 mM ‘ın daha yüksek olmasına rağmen yüksek Fe²⁺ dozu kullanılması, ayırma ve daha fazla ferrik bazlı çamurun bertaraf edilmesi gerekliliği ortaya çıkmaktadır. Ayrıca aşırı demir tuzu, atık toplam çözünmüş madde (TDS)’de ve elektriksel iletkenlikte artışa neden olmaktadır. Bertaraf maliyeti ve potansiyel çamur oluşumu göz önüne alındığında, deney şartlarının altında etkili KOİ, TOK ve renk giderimi sağlamak amacıyla 3 mM Fe²⁺ dozunun optimum olduğu düşünülmüştür.



Şekil 5.9. Foto-Fenton Oksidasyonunda Fe²⁺ Dozuna Göre TOK Giderim Verimleri (pH: 3, H₂O₂: 10 mM)

Renk giderim verimleri her Fe²⁺ dozunda %90'ın üzerinde olduğu gözlemlenmiştir. Şekil 5.10'da Foto-Fenton oksidasyonunda Fe²⁺ dozuna göre Renk giderim verimleri gösterilmiştir.



Şekil 5.10. Foto-Fenton Oksidasyonunda Fe²⁺ Dozuna Göre Renk Giderim Verimleri (pH: 3, H₂O₂: 10 mM)

Daha yüksek renk giderim oranı, uzun süreli oksidasyona gereksinim, duyan başlangıçta kararlı bozunma ürünlerinin oluşmasına bağlanabilir, KOİ okside olabilen organik hem de inorganik türleri ve TOK organik türleri ifade ettiğinden, KOİ giderim veriminin TOK giderim veriminden daha yüksek olması, aromatik ara ürünlerin bozunması nedeniyle ortağa malonik ve formik asit gibi daha küçük alifatik asitlerin birikmesine bağlanabilir (Wan and Wang 2017). TOK, organik kirleticilerin bir ölçüsü olduğu için, TOK'un tamamen giderilmesi, yani mineralizasyon, esastır.

5.1.4. H₂O₂ Konsantrasyonu Etkisi

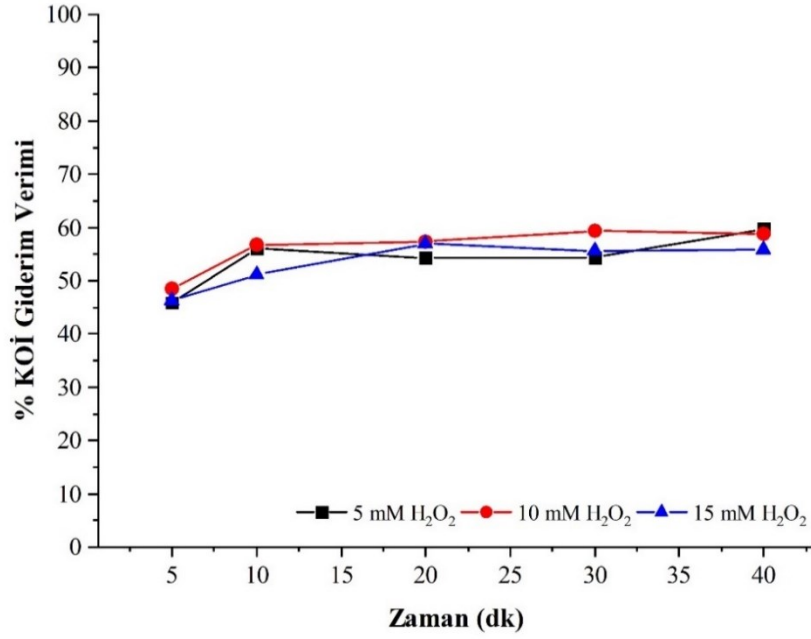
Hidrojen peroksit konsantrasyonu, degradasyon verimliliğinin belirlenmesinde son derece kritik bir faktördür. Araştırmalar göstermiştir ki, H₂O₂ konsantrasyonunun belirli bir seviyeye kadar hidroksil (•OH) radikallerinin üretimini artırırken, yüksek H₂O₂ konsantrasyonlarının •OH radikal tüketimine yol açabildiğini göstermiştir (Soares, Silva et al. 2016). Bu nedenle, tekstil atık suyundan renk, KOİ ve TOK giderimi üzerine H₂O₂ konsantrasyonunun etkisi, pH 3 seviyesinde ve sabit Fe(II) konsantrasyonu kullanılarak incelenmiştir. Proses sırasında gözlenen KOİ (oksidasyon derecesi) ve TOK değerlerinin (nihai dönüşüm derecesi) değişimleri ile KOİ/TOK ve oksidasyon oranlarının, atıksu içindeki organik maddelerin kimyasal oksidan ile reaksiyon verdiğini göstermektedir. Bu reaksiyonlar iki ana ayrışma yolunu izler: birincil ayrışma (ana bileşiğin yapısında değişikliklerle sonuçlanan ve ara organik yan ürünlerin oluşmasına yol açan) ve nihai ayrışma (bu ara organik yan ürünlerin bir kısmının tamamen karbondioksit, su ve diğer inorganik maddelere oksidasyonu yani mineralizasyonu)(Papadopoulos, Fatta et al. 2007).

Fenton oksidasyonunda H₂O₂ dozunun zamana göre giderim verimi üzerinde etkisini görmek amacıyla 5, 10 ve 15 mM konsantrasyonlarında gerçekleştirilen H₂O₂ dozu denemelerinde sabit pH ve Fe²⁺ dozu ve sabit akış hızında ve değişken H₂O₂ dozlarında enk, KOİ ve TOK parametlerinin zamana karşı gözlemlenmiştir. Yapılan deneylerde elde edilen sonuçlar Tablo 5.5'te paylaşılmıştır.

Tablo 5.5. Fenton Oksidasyonu H₂O₂ Dozu Denemesi (pH: 3, Fe²⁺ : 3 mM)

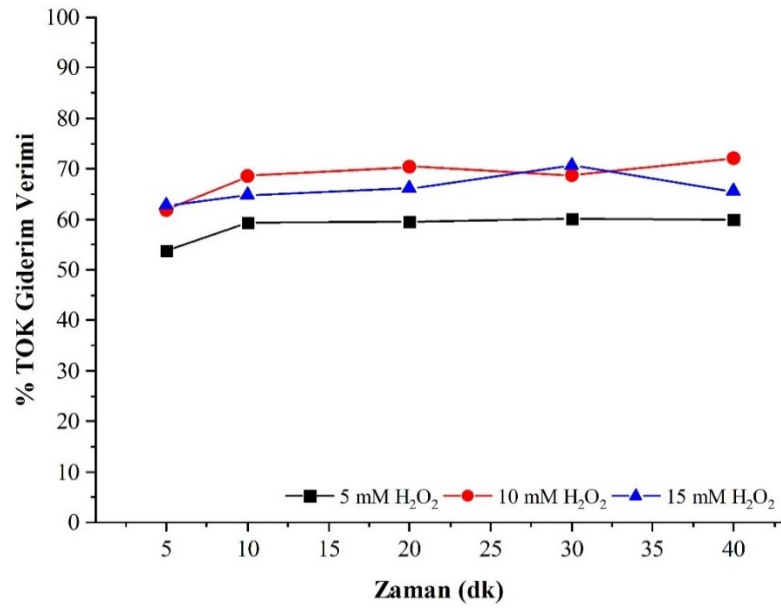
Süre dk	H ₂ O ₂ mM	Renk (420nm) pt-Co	İletkenlik ms/cm	Ort.TOK mg/L	Ort.KOİ mg/L	%KOİ %	%Renk %	% TOK %
0	5	197	2,104	48,54	91,38	0,00	0,00	0,00
5	5	12	3,107	17,80	49,49	45,84	93,91	53,80
10	5	10	2,995	15,67	40,22	55,99	94,92	59,33
20	5	8	3,129	15,56	41,74	54,32	95,94	59,63
30	5	7	3,149	15,41	41,81	54,24	96,45	60,02
40	5	7	3,150	15,42	36,74	59,79	96,45	59,99
0	10	197	2,104	48,54	91,38	0,00	0,00	0,00
5	10	9	3,107	18,52	47,03	48,53	95,43	61,84
10	10	6	2,995	15,25	39,49	56,78	96,95	68,59
20	10	5	3,129	14,40	39,06	57,26	97,46	70,33
30	10	3	3,149	15,21	37,17	59,32	98,48	68,66
40	10	3	3,150	13,53	37,61	58,84	98,48	72,13
0	15	197	2,104	48,54	91,38	0,00	0,00	0,00
5	15	6	3,107	18,08	49,06	46,31	95,94	62,75
10	15	8	2,995	17,08	44,71	51,07	96,95	64,82
20	15	6	3,129	16,47	39,35	56,94	96,95	66,08
30	15	6	3,149	14,30	40,51	55,67	96,95	70,53
40	15	9	3,150	16,75	40,36	55,83	97,46	65,48

H₂O₂'nin yüksek konsantrasyonlarda radikal süpürücü etkisinden ve H₂O₂'den O₂ ve H₂O'ye otomatik ayrışmasından dolayı, optimum H₂O₂ konsantrasyonu belirlenmesi önemlidir. Fenton oksidasyonunda H₂O₂'nin varlığı esastır, çünkü oksidasyon işlemi sırasında OH[•] radikallerinin ana kaynağıdır. Fenton oksidasyonunda H₂O₂ 'in 5, 10 ve 15 mM dozlarında giderim verimi üzerinde etkisini gözlemlemek üzere, Fe²⁺ ve pH değerleri sabit tutularak belirlenen sürelerde zamana karşı deneyler gerçekleştirilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre; renk için giderim verimlerinin %90'ın üzerinde olduğu ve 5, 10, 15 mM H₂O₂ dozlarında benzer gerçekleştiği gözlemlenmiştir. KOİ için giderim verimleri 40 dk sonunda 5, 10 ve 15 mM için sırasıyla %59,79, %58,84 ve %55,83 olarak bulunmuştur. Şekil 5.11'de Fenton oksidasyonunda H₂O₂ dozuna göre KOİ giderim verimleri gösterilmiştir.



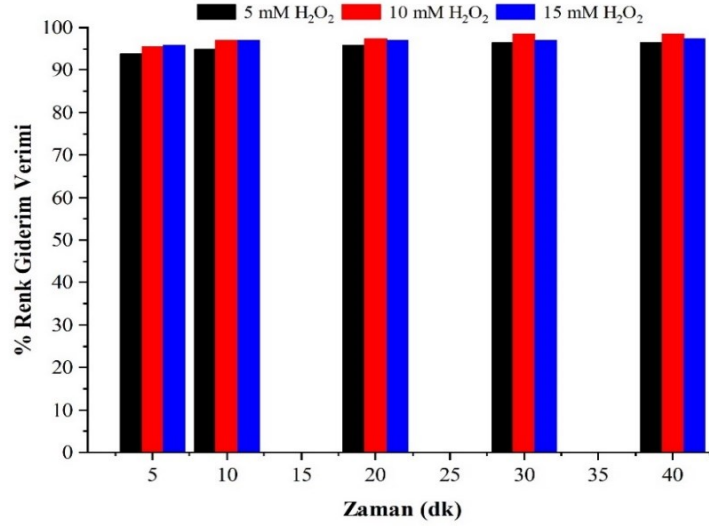
Şekil 5.11. Fenton Oksidasyonunda Farklı H₂O₂ Dozlarında KOİ Giderim Verimleri (pH: 3, Fe²⁺ : 3 mM)

TOK giderim verimi ise 5 mM H₂O₂ dozunda daha düşük verimde, 10 ve 15 mM H₂O₂ dozunda daha yüksek ve birbirine yakın giderim verimleri gözlemlenmiştir. 40 dakika sonunda TOK giderim verimleri 5, 10 ve 15 mM H₂O₂ için sırasıyla %59,99, %72,13 ve %65,48 olarak bulunmuştur. Şekil 5.12’de Fenton oksidasyonunda H₂O₂ dozuna göre TOK giderim verimleri gösterilmiştir.



Şekil 5.12. Fenton Oksidasyonunda Farklı H₂O₂ Dozlarında TOK Giderim Verimleri (pH: 3, Fe²⁺ : 3 mM)

Renk giderim verimleri her H_2O_2 dozunda %90'ın üzerinde olduğu gözlemlenmiştir. Şekil 5.13'de Fenton oksidasyonunda H_2O_2 dozuna göre Renk giderim verimleri gösterilmiştir.



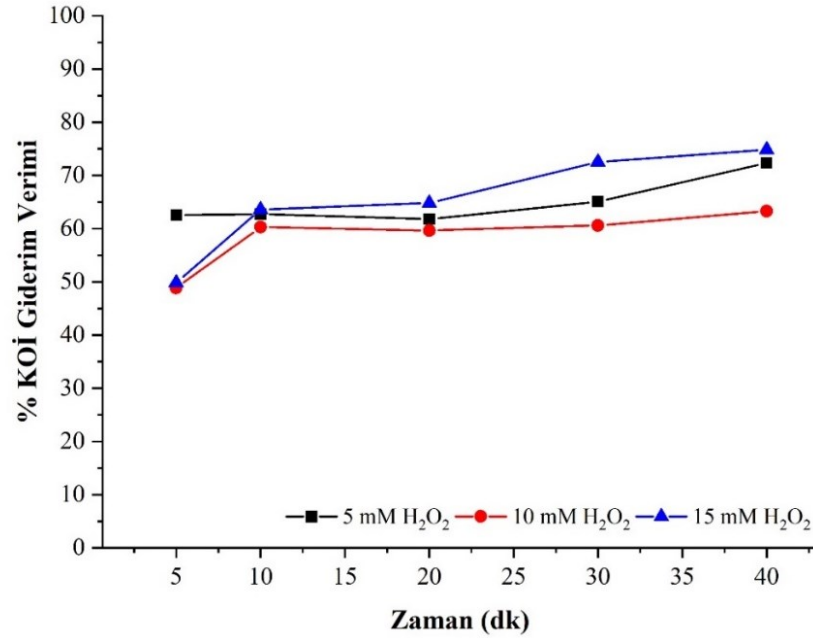
Şekil 5.13. Fenton Oksidasyonunda Farklı H_2O_2 Dozlarında Renk Giderim Verimleri (pH: 3, Fe^{2+} : 3 mM)

Foto-Fenton oksidasyonunda H_2O_2 dozunun zamana göre giderim verimi üzerinde etkisini görmek amacıyla 5, 10 ve 15 mM konsantrasyonlarında gerçekleştirilen H_2O_2 dozu denemelerinde sabit pH ve Fe^{2+} dozu ve sabit akış hızında ve değişken H_2O_2 dozlarında enk, KOİ ve TOK parametlerinin zamana karşı gözlemlenmiştir. Yapılan deneylerde elde edilen sonuçlar Tablo 5.6'da paylaşılmıştır.

Tablo 5.6. Foto-Fenton Oksidasyonu H_2O_2 Dozu Denemesi (pH: 3, Fe^{2+} : 3 mM)

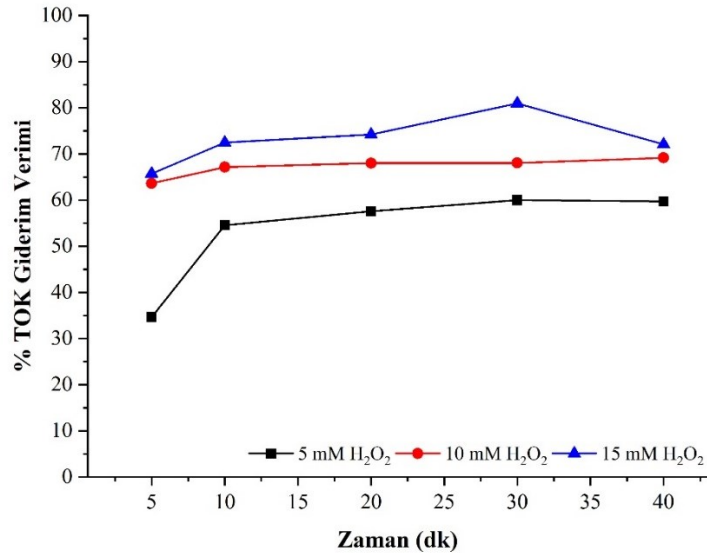
Süre	H_2O_2	Renk (420nm)	İletkenlik	Ort.TOK	Ort.KOİ	%KOİ	%Renk	% TOK
dk	mM	pt-Co	ms/cm	mg/L	mg/L	%	%	%
0	5	197	2,10	48,54	93,12	0,00	0,00	0,00
5	5	11	3,140	14,17	34,86	62,57	94,29	34,63
10	5	11	3,031	15,95	34,71	62,72	95,00	54,55
20	5	11	3,128	14,53	35,58	61,79	95,71	57,55
30	5	10	3,047	13,95	32,54	65,06	95,00	59,98
40	5	5	3,163	15,03	25,72	72,37	96,43	59,72
0	10	197	2,104	48,54	91,38	0,00	0,00	0,00
5	10	9	3,107	17,66	46,74	48,85	95,43	63,61
10	10	6	2,995	15,96	36,30	60,27	96,95	67,13
20	10	7	3,129	15,53	36,88	59,64	96,45	68,01
30	10	9	3,149	15,51	36,01	60,59	95,43	68,04
40	10	6	3,150	14,97	33,55	63,28	96,95	69,15
0	15	197	2,104	48,54	91,38	0,00	0,00	0,00
5	15	9	3,107	16,65	45,87	49,80	95,43	65,69
10	15	2	2,995	13,37	33,26	63,60	98,98	72,45
20	15	2	3,129	12,52	32,17	64,79	98,98	74,22
30	15	0	3,149	9,25	22,39	75,50	100,00	80,93
40	15	0	3,150	13,57	41,30	54,80	100,00	72,05

Foto-Fenton oksidasyonunda H_2O_2 'in 5, 10 ve 15 mM dozlarında giderim verimi üzerinde etkisini gözlemlemek üzere, Fe^{2+} ve pH değerleri sabit tutularak belirlenen sürelerde zamana karşı deneyler gerçekleştirilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre; renk için giderim verimlerinin %95'in üzerinde olduğu ve 5, 10, 15 mM H_2O_2 dozlarında benzer gerçekleştiği gözlemlenmiştir. KOİ için giderim verimleri 40 dk sonunda 5, 10 ve 15 mM için sırasıyla %72,37, %63,28 ve %54,80 olarak bulunmuştur. Şekil 5.14'te Foto-Fenton oksidasyonunda H_2O_2 dozuna göre KOİ giderim verimleri gösterilmiştir.



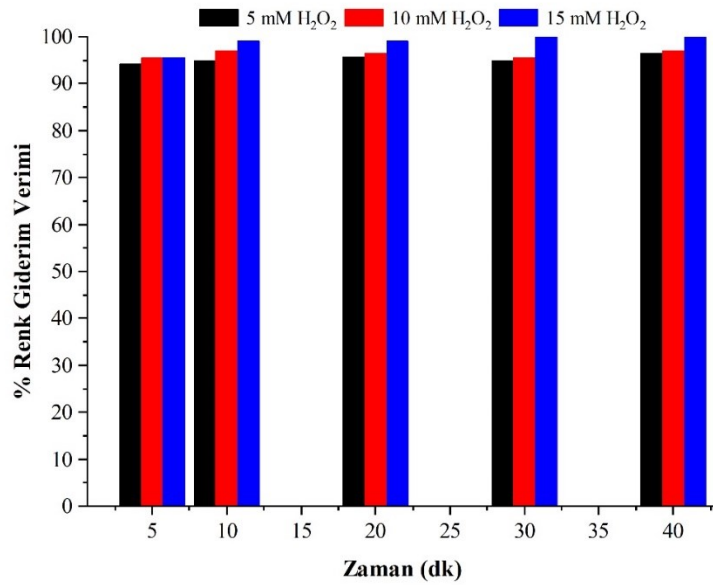
Şekil 5.14. Foto-Fenton Oksidasyonunda Farklı H_2O_2 Dozlarında KOİ Giderim Verimleri (pH: 3, Fe^{2+} : 3 mM)

TOK giderim verimi ise 5 mM H_2O_2 dozunda daha düşük verimde, 10 ve 15 mM H_2O_2 dozunda daha yüksek ve birbirine yakın giderim verimleri gözlemlenmiştir. 40 dakika sonunda TOK giderim verimleri 5, 10 ve 15 mM H_2O_2 için sırasıyla %59,72, %69,15 ve %72,05 olarak bulunmuştur. Şekil 5.15'de Foto-Fenton oksidasyonunda H_2O_2 dozuna göre TOK giderim verimleri gösterilmiştir.



Şekil 5.15. Foto-Fenton Oksidasyonunda Farklı H₂O₂ Dozlarında TOK Giderim Verimleri (pH: 3, Fe²⁺ : 3 mM)

Renk giderim verimleri her H₂O₂ dozunda %90'ın üzerinde olduğu gözlemlenmiştir. Şekil 5.16'da Foto-Fenton oksidasyonunda H₂O₂ dozuna göre Renk giderim verimleri gösterilmiştir.



Şekil 5.16. Foto-Fenton Oksidasyonunda Farklı H₂O₂ Dozlarında Renk Giderim Verimleri (pH: 3, Fe²⁺ : 3 mM)

Literatürde ve yapılan kesikli denemelerde de belirlenmiş olan optimum pH değerinde gerçekleştirilen Fenton ve Foto-Fenton deneyleri sonucunda optimum katalizör dozları belirlenmiştir.

Optimum Fe^{+2} dozunun belirlenmesi amacıyla 2, 3, 4 mM dozlarına karşılık H_2O_2 dozu 10 mM olarak sabit tutulmuştur. Deneyler sonucunda her iki oksidasyon prosesi için de fazla demirin kullanılmasının çıkışta çözünmüş katı madde miktarı arttığından dolayı optimum doz 3 mM olarak seçilmiştir.

Optimum H_2O_2 dozunun belirlenmesi amacıyla 5, 10, 15 mM dozlarına karşılık Fe 3 mM olarak sabit tutulmuştur. 0-40 dakika aralığında belirlenen farklı zamanlarda sistemden örneklerde H_2O_2 konsantrasyonunun artmasıyla KOİ ve TOK giderim veriminin fazla değişmediği görülmüştür. Bu sebeple optimum H_2O_2 dozu 10 mM olarak seçilmiştir.

Genel olarak Foto-Fenton oksidasyonunda daha yüksek giderim verimi elde edilmesine rağmen enerji gereksinimi ve bunun sonucu olan yüksek maliyet sebebiyle Fenton oksidasyonu öne çıkmaktadır (Mohapatra and Ghosh 2023).

5.2. Fenton ve Membran Proseslerinin Entegrasyonu

Sürekli olarak işletilen oksidasyon sisteminin ardından oluşan ürün membran sisteme entegre edilmiştir. Sürekli işletilen sistemde belirlenen numune alma noktalarından ve membran çıkışından alınan numuneler analiz edilmiştir. Elde edilen sonuçlar Tablo 5.7’de paylaşılmıştır.

5.2.1. Membran Öncesi Fenton Oksidasyonu

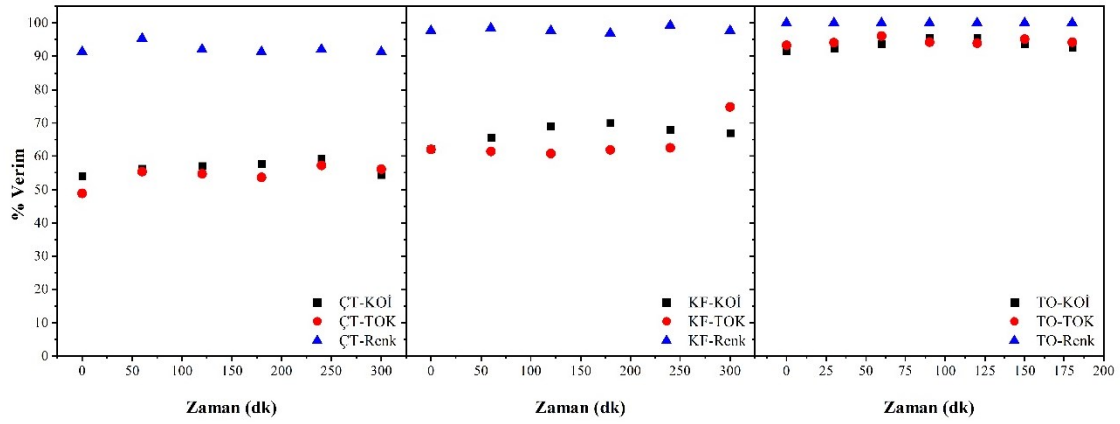
Farklı hidrolik bekleme sürelerinde, sürekli olarak işletilen membran destekli oksidasyon sisteminde çeşitli numune alma noktalarından alınan numunelerin analizi ile elde edilen sonuçlar Tablo 5.7’de verilmiştir.

Tablo 5.7. Oksidasyon ve membran sistemin entegrasyonu ile sürekli işletilen sistem

	EC (μ S/cm)	pH	Renk (Pt-Co)	TOK (ppmC)	KOİ (mg/L)	KOİ %	TOK %	Renk %
Giriş	2985	7,41	127	24,909	86,96	0,00	0,00	0,00
ÇT Çıkışı 0	3,456	8,26	11	12,744	39,88	54,14	48,84	91,34
ÇT Çıkışı 1s	3,597	8,46	6	11,122	31,96	63,25	55,35	95,28
ÇT Çıkışı 2s	3,661	8,41	10	11,265	37,38	57,02	54,78	92,13
ÇT Çıkışı 3s	3,584	8,43	11	11,557	36,75	57,74	53,60	91,34
ÇT Çıkışı 4s	3,667	8,43	10	10,659	35,29	59,42	57,21	92,13
ÇT Çıkışı 5s	3,663	8,44	11	10,917	39,67	54,38	56,17	91,34
KF Çıkışı 0	3573	8,24	3	9,467	32,79	62,29	61,99	97,64
KF Çıkışı 1s	3598	7,92	2	9,618	29,88	65,64	61,39	98,43
KF Çıkışı 2s	3637	7,87	3	9,741	26,33	69,72	60,89	97,64
KF Çıkışı 3s	3601	7,83	4	9,473	23,42	73,07	61,97	96,85
KF Çıkışı 4s	3639	7,89	1	9,332	26,96	69,00	62,54	99,21
KF Çıkışı 5s	3616	7,91	3	6,286	28,00	67,80	74,76	97,64
TO _ü 0	150,2	7,72	0	1,669	7,00	91,67	93,30	100,00
TO _ü 30dk	153,7	7,54	0	1,464	3,82	95,46	94,12	100,00
TO _ü 60dk	150,9	7,49	0	0,948	5,18	93,83	96,19	100,00
TO _ü 90dk	157,1	7,18	0	1,431	4,50	94,65	94,26	100,00
TO _ü 120dk	150,3	7,36	0	1,504	3,59	95,73	93,96	100,00
TO _ü 150dk	155,4	7,36	0	1,201	5,18	93,83	95,18	100,00
TO _ü 180dk	165,7	7,51	0	1,417	14,73	82,48	94,31	100,00
TO _k 0	7177	7,93	15	18,487	87,75			
TO _k 30dk	7698	7,92	11	19,735	92,75			
TO _k 60dk	7965	7,96	5	20,505	95,25			
TO _k 90dk	8422	7,93	10	21,564	100,25			
TO _k 120dk	8454	7,95	6	51,632	105,25			
TO _k 150dk	8718	7,91	11	21,62	115,25			
TO _k 180dk	8638	7,92	11	20,801	105,25			

Elde edilen verilere göre maksimum KOİ giderim verimi %95 dolaylarında TO membranından elde edilen süzüntüde elde edilmiştir. Arıtılmış atıksu membrana gelmeden çökeltim tankında ve kum filtresi çıkışında alınan örneklerde KOİ giderim veriminin %50-60 dolaylarında olduğu görülmektedir. En yüksek TOK giderim verimi yine %95 dolaylarında TO membranından elde edilen süzüntüde elde edilmiştir. Arıtılmış atıksu membrana gelmeden çökeltim tankında ve kum filtresi çıkışında alınan örneklerdeki giderim veriminin de %50-60 dolaylarında olduğu görülmektedir. Renk ise oksidasyonda %95 verimle giderilmiş, membran sonrasında ise rengin

tümünün giderildiği gözlemlenmiştir. Tüm parametreler için ayrıntılı olarak Şekil 5.17’de verilmiştir.



Şekil 5.17. Oksidasyon ve membran sistemin entegrasyonu ile sürekli işletilen sistemde KOİ TOK ve renk giderim verimleri

Membran sistemin işletilmesi sırasında ürün ve konsantrede gözlemlenen akılar ve membran basınçları Tablo 5.8’de verilmiştir.

Tablo 5.8. Oksidasyon ve membran sistemin entegrasyonu ile sürekli işletilen sistemde membrandaki basınç ve akı değişimleri

Numune	Basınç (Bar)	Akı (mL/dk)
TO _ü 0	4,6	64
TO _ü 30dk	5	70
TO _ü 60dk	5,2	70
TO _ü 90dk	5,2	74
TO _ü 120dk	5,8	80
TO _ü 150dk	5,8	80
TO _ü 180dk	5,9	80
TO _k 0	4,6	64
TO _k 30dk	5	54
TO _k 60dk	5,2	54
TO _k 90dk	5,2	52
TO _k 120dk	5,8	50
TO _k 150dk	5,8	50
TO _k 180dk	5,9	46

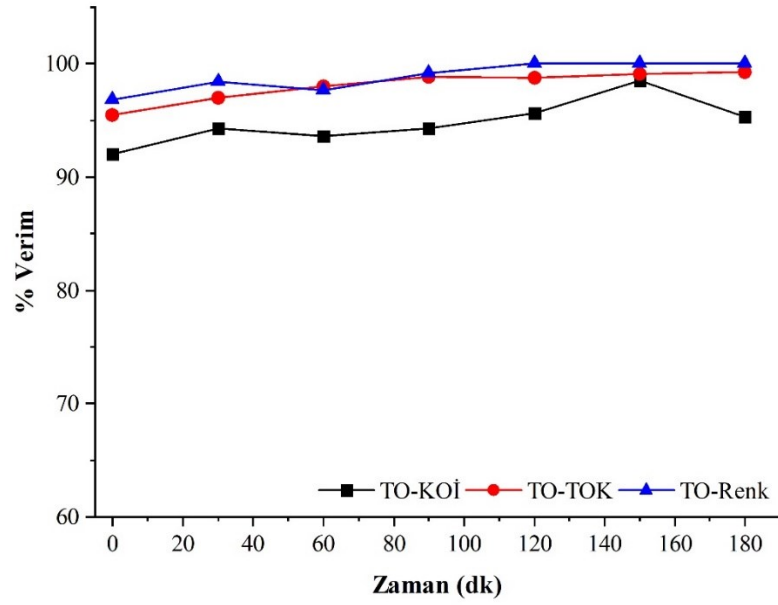
5.2.2. Membran Sonrası Oluşan Konsantre Akımda Fenton Oksidasyonu

Ham atıksuyun TO membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantre akımda elde edilen sonuçlar Tablo 5.9’da verilmiştir.

Tablo 5.9. Tekstil atıksuyun ters osmos membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantre akım

Numune	EC (µs/cm)	pH	Renk (Pt-Co)	TO (ppmC)	KOİ (mg/L)	KOİ %	TOK %	Renk %
Giriş	2985	7,4	127	24,91	86,96	0,00	0,00	0,00
TO _ü 0	99	7,2	0	1,14	86,96	92,03	95,44	96,85
TO _ü 30dk	95,65	6,78	0	0,74	4,97	94,28	97,02	98,43
TO _ü 60dk	86,83	6,66	0	0,49	5,58	93,59	98,03	97,64
TO _ü 90dk	85,62	8,02	4	0,30	4,95	94,30	98,81	99,21
TO _ü 120dk	87,75	8	2	0,31	3,82	95,61	98,76	100,00
TO _ü 150dk	86,4	8,12	3	0,22	1,33	98,47	99,11	100,00
TO _ü 180dk	88,08	8,06	1	0,18	4,05	95,35	99,30	100,00
Giriş	5595	8,1	299	39,79	3,61			
TO _k 30dk	7121	8,08	370	49,33	234,00			
TO _k 60dk	6485	8,02	373	41,51	222,75			
TO _k 90dk	7101	8	390	41,67	241,50			
TO _k 120dk	7168	8,12	390	42,67	254,00			
TO _k 150dk	7454	8,06	421	47,50	255,25			
TO _k 180dk	7789	7,08	445	45,39	275,25			

Tekstil atıksuyunun TO membranından geçirilmesiyle elde edilen en yüksek KOİ giderim verimi 150. dakikada %98, en yüksek TOK giderim verimi ise 150. dakikada %99 olarak süzüntüde elde edilmiştir Rengin ise süzüntüde tamamına yakınının giderildiği gözlemlenmiştir. Konsantre akımda ise ham suyun başlangıç KOİ değeri 87 mg/L'den 275 mg/L'ye ulaşmıştır. TOK değeri ise 25'den 49 ppmC değerine kadar artmıştır. Benzer şekilde renk değerinde de 127'den 445 pt-Co değerine kadar artış gözlemlenmiştir. Tüm parametreler için ayrıntılı grafikler Şekil 5.18'de verilmiştir.



Şekil 5.18. Tekstil atıksuyun ters osmos membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün akımdaki KOİ, TOK ve renk giderim verimleri

Membran sistemin işletilmesi sırasında ürün ve konsantrede gözlemlenen akılar ve membran basınçları Tablo 5.10’da verilmiştir.

Tablo 5.10. Tekstil atıksuyun ters osmos membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantre akımdaki basınç ve akı değişimleri

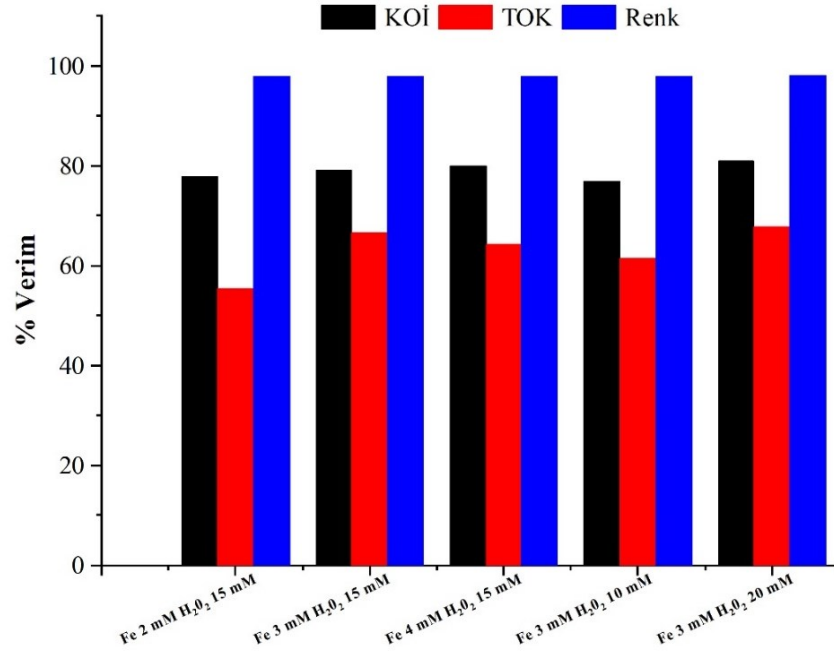
Numune	Basınç (Bar)	Akı (mL/dk)
Giriş	5,5	57
TO _ü 0	5,9	76
TO _ü 30 dk	5,5	73
TO _ü 60 dk	5,9	76
TO _ü 90 dk	5,9	76
TO _ü 120 dk	5,9	78
TO _ü 150 dk	6	71
TO _ü 180 dk	5,5	65
TO _k 30 dk	5,9	44
TO _k 60 dk	5,5	54
TO _k 90 dk	5,9	45
TO _k 120 dk	5,9	46
TO _k 150 dk	5,9	43
TO _k 180 dk	6	43

Tekstil atıksuyunun TO membranından geçirilmesinin ardından elde edilen konsantreye oksidasyon işlemi uygulanmış, verim KOİ, TOK ve renk parametreleri ile izlenmiştir. Oksidasyon öncesinde optimum Fe^{2+} ve H_2O_2 dozu belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlar Tablo 5.11’de verilmiştir.

Tablo 5.11. Tekstil atıksuyunun ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen konsantre akıma uygulanacak oksidasyon için Fe^{2+} ve H_2O_2 dozu denemesi

	EC ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	pH	Renk (PtCo)	TOK (ppmC)	KOİ (mg/L)	KOİ %	TOK %	Renk %
Giriş	6653	8,31	410	45,256	237,75	0,00	0,00	0,00
Fe^{2+} 2 mM H_2O_2 15 mM	15540	10,93	9	20,141	52,58	77,88	55,50	97,80
Fe^{2+} 3 mM H_2O_2 15 mM	15570	10,81	9	15,185	49,88	79,02	66,45	97,80
Fe^{2+} 4 mM H_2O_2 15 mM	15250	10,92	9	16,213	47,79	79,90	64,17	97,80
Fe^{2+} 3 mM H_2O_2 10 mM	15240	10,91	9	17,477	55,29	76,74	61,38	97,80
Fe^{2+} 3 mM H_2O_2 20 mM	15710	10,94	8	14,56	45,50	80,86	67,83	98,05

Oksidasyon öncesi gerçekleştirilen Fe^{2+} ve H_2O_2 dozu denemelerinde en yüksek KOİ ve TOK giderim verimleri Fe^{2+} 3 mM H_2O_2 20 mM durumunda elde edilmiştir. Fakat diğer durumlar için elde edilen giderim verimlerinin de birbirine yakın olduğu gözlenmiştir. Renk giderim verimi tüm durumlar için %98 dolaylarında elde edilmiştir. Şekil 5.19’da tekstil atıksuyunun ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen konsantre akıma uygulanacak oksidasyon için farklı Fe^{2+} ve H_2O_2 dozlarında KOİ, TOK ve renk giderim verimleri ayrıntılı olarak gösterilmiştir.



Şekil 5.19. Tekstil atıksuyunun ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen konsantre akıma uygulanacak oksidasyon için farklı Fe²⁺ ve H₂O₂ dozlarında KOİ, TOK ve renk giderim verimleri

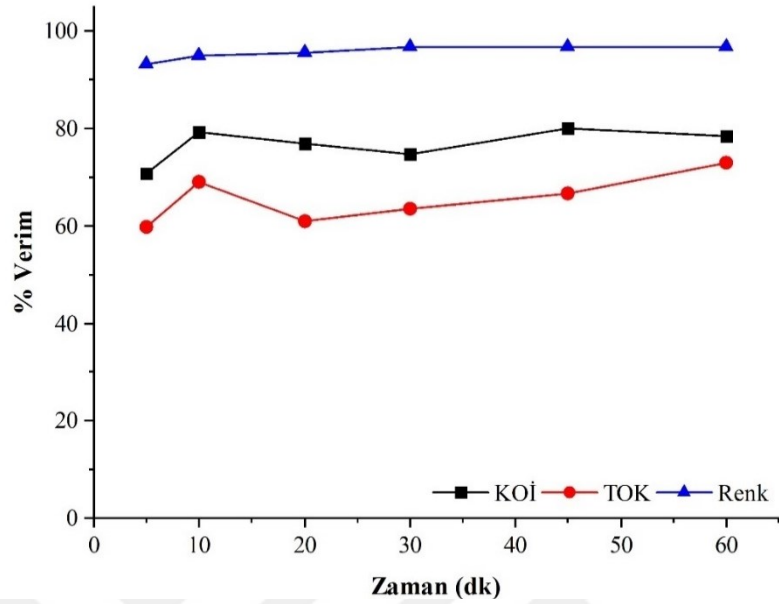
Tekstil atıksuyunun TO membranından geçirilmesinin ardından elde edilen konsantreye oksidasyon işlemi uygulanmış, elde edilen KOİ, TOK ve renk verimleri Tablo 5.12’de verilmiştir.

Tablo 5.12. Tekstil atıksuyunun ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen konsantre akıma uygulanan oksidasyon

Zaman (Dakika)	EC (µs/cm)	pH	Renk (Pt-Co)	TOK (ppmC)	KOİ (mg/L)	KOİ %	TOK %	Renk %
0	6653	8,31	410	45,256	237,75	0,00	0,00	0,00
5	7704	8,73	28	18,23	69,46	70,79	59,72	93,17
10	7645	8,83	21	14,017	49,25	79,28	69,03	94,88
20	7747	9,07	18	17,653	55,08	76,83	60,99	95,61
30	7709	9,01	13	11,987	60,29	74,64	63,51	96,83
45	7703	9,08	13	15,126	47,38	80,07	66,58	96,83
60	7711	9,09	13	12,25	51,33	78,41	72,93	96,83

Konsantre akıma uygulanan oksidasyon sonunda elde edilen en yüksek KOİ verimi %80’dir. En yüksek TOK verimi ise %73 olarak gözlemlenmiştir. Renk

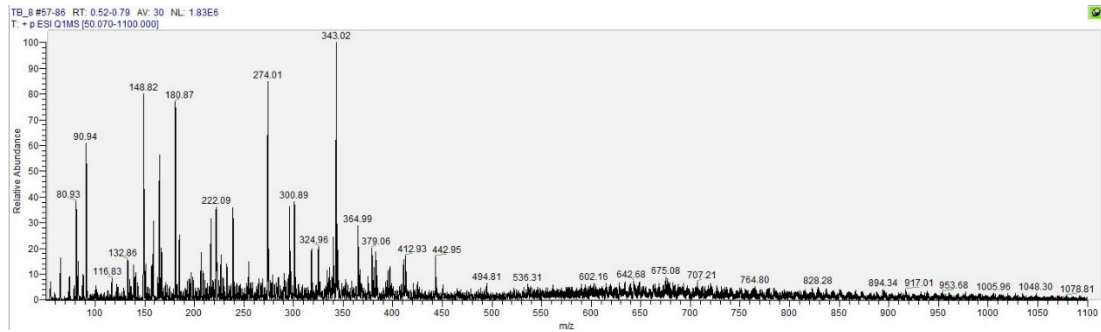
yaklaşık %97 verimle 5. dakikadan itibaren giderilmiştir. Tüm parametrelerde elde edilen verimler ayrıntılı olarak Şekil 5.20’de verilmiştir.



Şekil 5.20. Tekstil atıksuyunun ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen konsantre akıma uygulanan oksidasyon sonucunda elde edilen KOİ ve TOK giderim verimleri

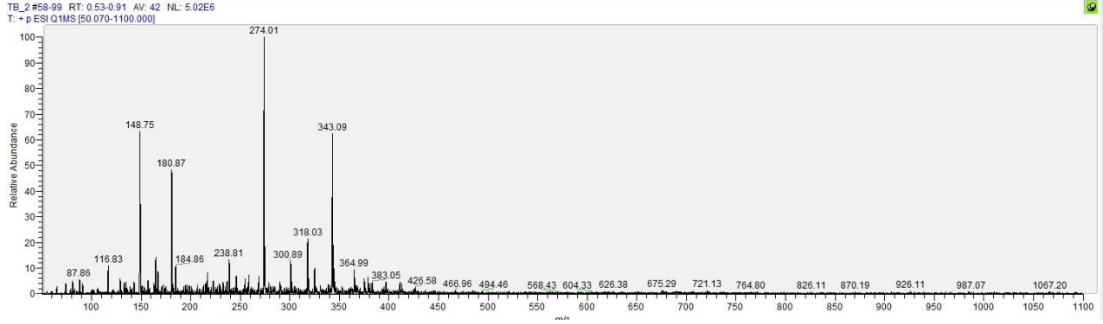
5.3. LC-MS Analizi Sonuçları

Tekstil atıksuyunun arıtım süreci sonrasında oluşan bozunma ürünleri, LC-MS ile analiz edilmiştir. Şekil 5.21’de, atıksu numunesinin herhangi bir arıtıma tabi tutulmadan önce elde edilen kromatogramını göstermektedir.



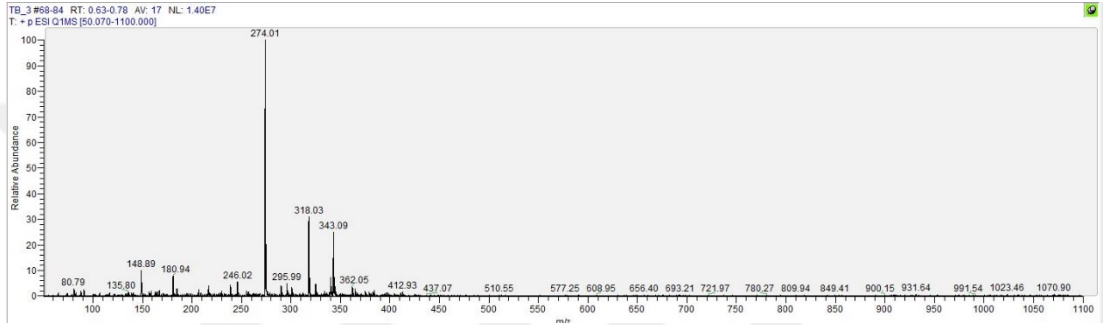
Şekil 5.21. Tekstil atıksuyu LC-MS spektrumu

Fenton oksidasyonuna tabi tutulan arıtılmış tekstil atıksuyunda bulunan çeşitli bozunma ürünlerinin ait kromatogram Şekil 5.22’de gösterilmektedir.



Şekil 5.22. Fenton oksidasyonu uygulanan tekstil atıksuyuna ait LC-MS spektrumu

Fenton oksidasyonunun membran sistemle birleştirilmesiyle arıtılmış atıksuda bulunan çeşitli bozunma ürünlerine ait kromotogram Şekil 5.23'te gösterilmiştir.



Şekil 5.23. Fenton-MF-TO prosesleri ile arıtılmış tekstil atıksuyuna ait LC-MS spektrumu

Şekil 5.21'de görüldüğü üzere tekstil atıksuyunda çok sayıda organik madde bulunmaktadır. Fenton oksidasyonu sonrasında elde edilen spektruma bakıldığında bir kısmının giderildiği görülebilmektedir. Son olarak Fenton oksidasyonu sonrası membran sistemden geçirilen arıtılmış atıksuda ise çoğunluğunun giderildiği anlaşılmaktadır.

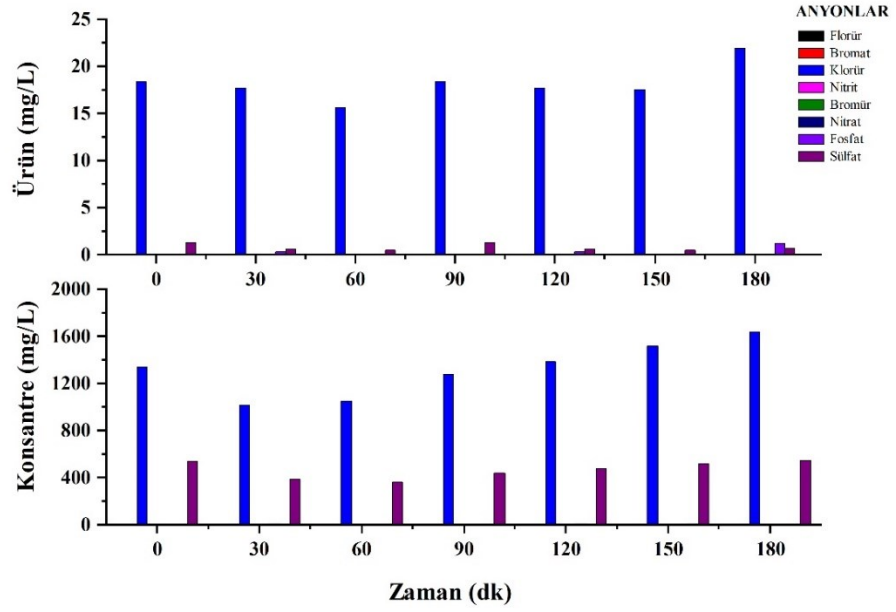
5.4. İyon Analizi Sonuçları

Atıksuyun ve Fenton oksidasyonu sonrasında arıtılmış atıksuyun ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantre akımına iyon analizi yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar Tablo 5.13 ve Tablo 5.14'te gösterilmiştir.

Tablo 5.13 Atıksuyun ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve atıkta bulunan iyonlar

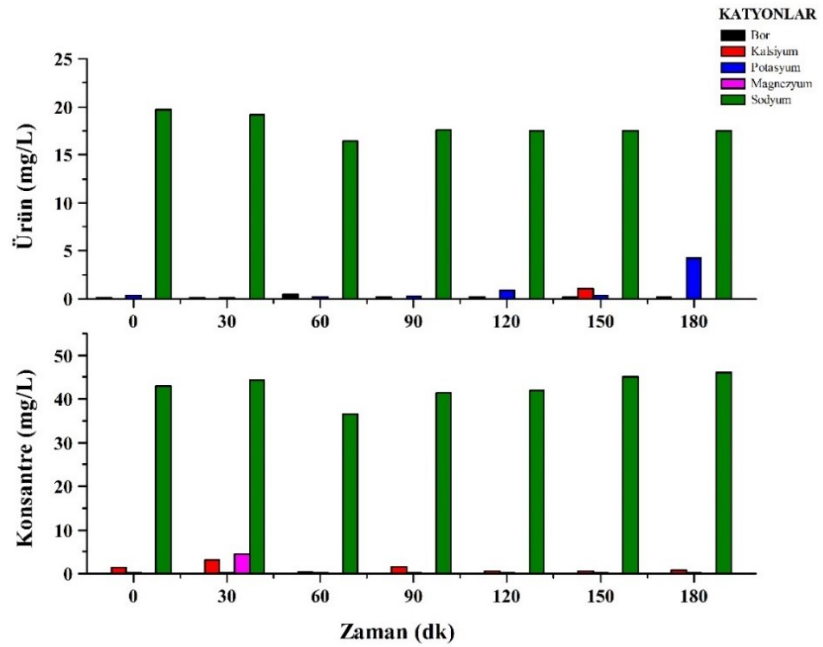
Anyonlar		Zaman (dk)						
		0	30	60	90	120	150	180
Ürün	Florür	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
	Bromat	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01
	Klorür	18,36	17,67	15,62	18,36	17,67	17,45	21,88
	Nitrit	0,12	0,02	0,08	0,12	0,02	0,08	0,03
	Bromür	0,03	0,00	0,02	0,03	0,00	0,02	0,03
	Nitrat	0,01	0,03	0,05	0,01	0,03	0,03	0,04
	Fosfat	0,00	0,26	0,01	0,00	0,26	0,01	1,11
	Sülfat	1,25	0,59	0,49	1,25	0,59	0,48	0,66
Atık	Florür	0,94	1,41	1,58	1,04	2,23	1,70	3,15
	Bromat	0,09	0,03	0,02	0,09	0,60	0,01	0,22
	Klorür	1340,16	1012,03	1048,24	1279,27	1387,73	1513,73	1635,86
	Nitrit	2,18	1,15	0,55	1,96	0,23	2,92	1,99
	Bromür	1,68	1,09	1,15	1,35	1,39	1,88	1,66
	Nitrat	1,40	4,61	3,61	3,24	4,10	3,69	3,75
	Fosfat	0,22	0,09	0,08	2,68	1,42	4,94	0,05
	Sülfat	539,62	385,92	363,11	442,17	478,95	517,53	548,85
Katyonlar								
Ürün	Bor	0,13	0,13	0,41	0,15	0,17	0,19	0,20
	Kalsiyum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	1,02	0,00
	Potasyım	0,35	0,13	0,15	0,29	0,89	0,36	4,27
	Magnezyum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Sodyum	19,67	19,18	16,39	17,55	17,53	17,52	17,50
Atık	Bor	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Kalsiyum	1,38	3,17	0,35	1,52	0,57	0,63	0,80
	Potasyım	0,15	0,28	0,11	0,14	0,14	0,14	0,15
	Magnezyum	0,00	4,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Sodyum	43,01	44,30	36,61	41,40	42,03	45,01	46,00

Atıksuyun ters osmoz membranından geçirilmesi ile elde edilen ürün ve konsantre akımında bulunan anyon ve katyonlar Şekil 5.24 ve Şekil 5.25'te ayrıntılı olarak gösterilmiştir.



Şekil 5.24. Atıksuyun ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantre akımdaki anyonlar

Şekil 5.25'te görüldüğü üzere üründe genel olarak üründe klorür iyonu 15.62 ile 21.88 mg/L arasında ölçülmüştür. Diğer anyonların miktarı klorüre göre çok düşüktür.



Şekil 5.25. Atıksuyun ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantre akımdaki katyonlar

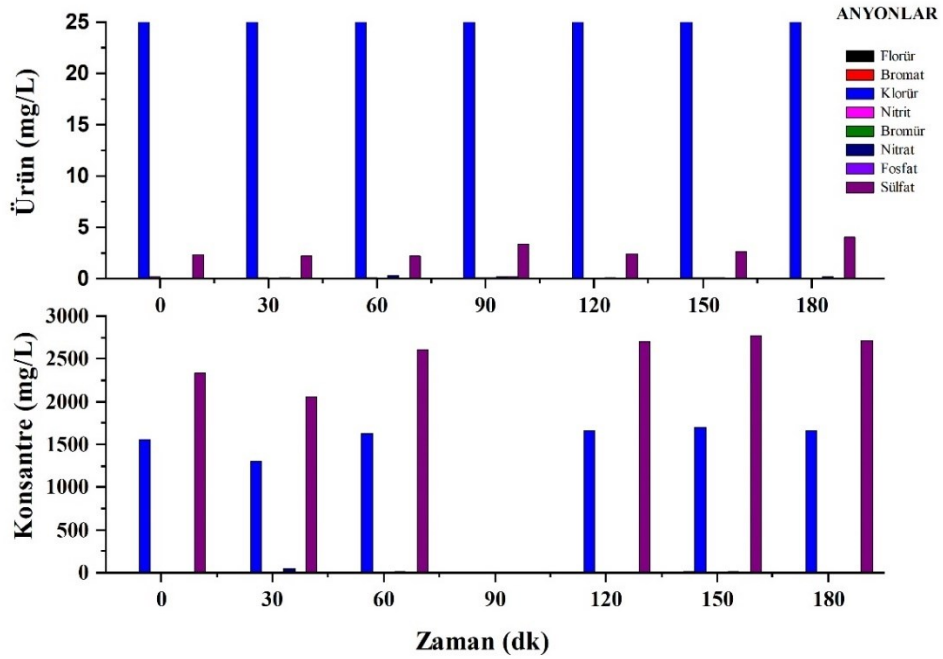
Şekil 5.25'te görüldüğü üzere üründe genel olarak üründe sodyum iyonu 16,39 ile 19,67 mg/L arasında ölçülmüştür. Diğer katyonların miktarı sodyuma göre çok düşüktür.

Atıksuyun Fenton oksidasyonuna tabii tutulduktan sonra membran sistemden geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantre akımda bulunan iyonlar Tablo 5.14'te verilmiştir.

Tablo 5.14 Atıksuyun Fenton oksidasyonu sonrasında ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantrede bulunan iyonlar

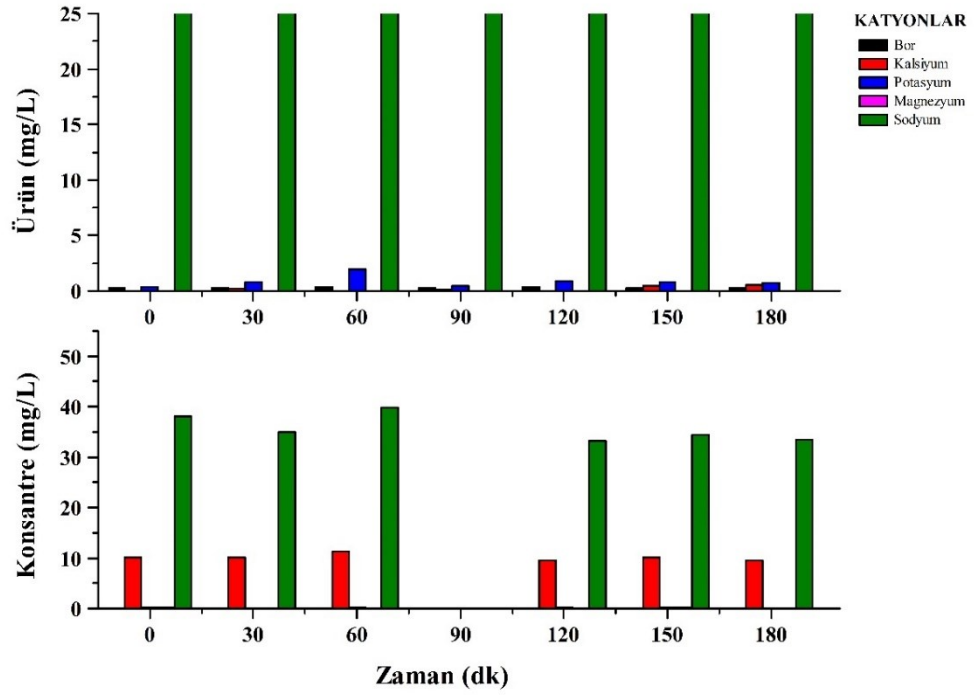
Anyonlar		Zaman (dk)						
		0	30	60	90	120	150	180
Ürün	Florür	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02
	Bromat	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00
	Klorür	40,92	41,30	38,65	42,79	38,85	41,38	43,06
	Nitrit	0,15	0,10	0,07	0,09	0,01	0,10	0,00
	Bromür	0,04	0,04	0,05	0,06	0,03	0,07	0,04
	Nitrat	0,00	0,06	0,27	0,15	0,13	0,12	0,18
	Fosfat	0,01	0,01	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00
	Sülfat	2,26	2,18	2,24	3,37	2,39	2,55	4,05
Atık	Florür	1,34	1,16	2,39		1,99	3,27	1,62
	Bromat	0,04	1,86	0,07		0,17	6,29	0,19
	Klorür	1561,96	1302,12	1631,89		1663,98	1691,21	1656,50
	Nitrit	0,84	0,33	1,26		0,45	0,44	0,94
	Bromür	1,18	0,17	0,55		1,27	1,24	1,45
	Nitrat	3,63	49,97	7,88		5,44	8,91	2,76
	Fosfat	1,72	0,09	2,01		0,75	4,46	1,12
	Sülfat	2335,41	2051,91	2613,20		2694,61	2765,91	2713,06
Katyonlar								
Ürün	Bor	0,22	0,22	0,40	0,23	0,40	0,24	0,24
	Kalsiyum	0,00	0,17	0,00	0,08	0,00	0,47	0,55
	Potasyum	0,40	0,83	1,92	0,42	0,86	0,77	0,72
	Magnezyum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Sodyum	30,50	30,25	30,15	32,38	31,51	30,85	33,26
Atık	Bor	0,00	0,00	0,00		0,00	0,00	0,00
	Kalsiyum	10,16	10,10	11,25		9,44	10,08	9,48
	Potasyum	0,13	0,09	0,13		0,10	0,15	0,10
	Magnezyum	0,19	0,09	0,09		0,00	0,17	0,00
	Sodyum	38,03	34,99	39,80		33,19	34,31	33,51

Atıksuyun Fenton oksidasyonuna tabi tutulduktan sonra ters osmoz membranından geçirilmesi ile elde edilen ürün ve konsantre akımında bulunan anyon ve katyonlar Şekil 5.26 ve Şekil 5.27’de ayrıntılı olarak gösterilmiştir. Şekil 5.26’de görüldüğü üzere üründe genel olarak üründe klorür iyonu 38,65 ile 43,06 mg/L arasında ölçülmüştür. Diğer anyonların miktarı klorüre göre çok düşüktür.



Şekil 5.26. Atıksuyun Fenton oksidasyonu sonrasında ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantre akımdaki anyonlar

Şekil 5.27’de görüldüğü üzere üründe genel olarak sodyum iyonu 30,15 ile 33,26 mg/L arasında ölçülmüştür. Diğer katyonların miktarı sodyuma göre çok düşüktür.



Şekil 5.27. Atıksuyun Fenton oksidasyonu sonrasında ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantre akımdaki anyonlar

5.5. Fenton Oksidasyonu ve Membranın Birleşik Sisteminde Sistemden Elde Edilen Arıtılmış Atıksuyun Geri Kazanım Olanaklarının Araştırılması

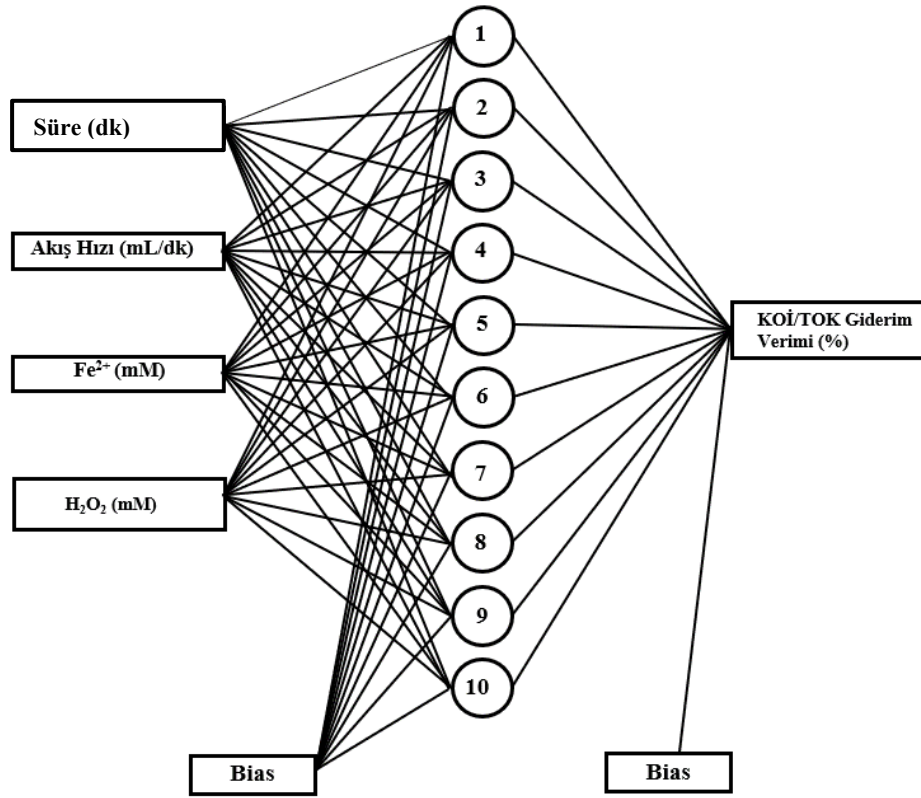
Elde edilen arıtılmış atıksuların farklı yeniden kullanım standartları ile karşılaştırılması Tablo 5.15'te gösterilmiştir. Gösterilen ilk limit değerler İspanya maksimum izin verilen geri kazanım limitlerini göstermektedir (Esteban and de Miguel 2008). Bu değerlere göre her iki farklı proses sonrası elde edilen atıksuların geri kazanım için uygun olduğu anlaşılmaktadır. Bu standartta Cl^- iyonu konsantrasyonunun 300 mgL^{-1} olması gerektiği belirtilmiştir. Araştırılmış atıksularda Cl^- iyonu konsantrasyonu $42,9$ ve $17,85 \text{ mgL}^{-1}$ olarak elde edilmiştir. Gösterilen diğer bir limit değerleri ise (Chakraborty 2010) tarafından yapılan bir çalışmada referans alınmış maksimum izin verilen geri kazanım limitlerini ifade etmektedir. Bu limit değerlere göre de Cl^- ve SO_4^{2-} iyonları arıtılmış atıksularda limitlerin altında olduğu anlaşılmaktadır. Gösterilen son limit değerler ise Çin maksimum izin verilen geri kazanım limitlerini göstermektedir (Lyu, Chen et al. 2016). Bu limit değerlerine göre de değerlendirildiğinde TÇM konsantrasyonu 1000 mgL^{-1} 'nin çok altında ve KOİ konsantrasyonu 60 mgL^{-1} 'nin altında olduğu görülmektedir.

Tablo 5.15. Arıtılmış atık suyun farklı geri kazanım standartlarına uygunluğu

Parametre	Birim	Tekstil Atıksuyu	Fenton+MF+TO	MF+TO	(Esteban and de Miguel 2008)	(Chakraborty 2010)	(Lyu, Chen et al. 2016)
pH		7.07	7.55	7.54	7.0 ±	6.5-9.2	6.5-
Bulanıklık	NTU	-	-	-	-	-	5
EC	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	2847	158	90			-
TÇM	mgL^{-1}	1424	78	55			≤
KOİ	mgL^{-1}	90	5	11.8			≤ 60
TOK	mgL^{-1}	30	1.38	0.48			
Renk	Pt-Co	147	3	1		10	
F^{-}	mgL^{-1}	0.97	0.055	0.025			
Cl^{-}	mgL^{-1}	633.17	42.90	17.85	<300	600	250
NO_3^{-}	mgL^{-1}	3.268	0.168	0.08			
SO_4^{2-}	mgL^{-1}	212.696	2.087	0.389		400	250
PO_4^{3-}	mgL^{-1}	1.443	0.012	0.22			
Na^{+}	mgL^{-1}	626	28.79	17.56			
K^{+}	mgL^{-1}	2.7	0.069	0.015			
Mg^{2+}	mgL^{-1}	0	0	0			
Fe^{3+}	mgL^{-1}	0	0	0			0.3
Cu^{2+}	mgL^{-1}	0	0	0			-
Ca^{2+}	mgL^{-1}	7.72	0	0			

5.6. İstatiksel Analiz (ANN)

Optimum nöron sayısı, eğitim ve tahmin setinin minimum ortalama kare hatası (MSE) değerine dayanarak belirlenmiştir. Optimizasyon, eğitim algoritması olarak LMA kullanılarak ve nöron sayısının 2-20 aralığında değiştirilerek gerçekleştirilmiştir. 10'dan fazla nöron kullanmak MSE'yi önemli ölçüde azaltmamıştır. Bu nedenle, 10 nöron optimum nöron sayısı olarak seçilmiştir. Şekil 5.28'de, Fenton ve foto-Fenton için optimize edilmiş sinir ağı yapısını göstermektedir. Bu yapı, 10 nöronlu gizli katmanda tangent-sigmoid transfer fonksiyonu (Tansig) ve çıkış katmanında doğrusal transfer fonksiyonu (Purelin) içeren üç katmanlı bir ANN özelliklerine sahiptir. Veri setleri, sırasıyla 50, 25 ve 25 örneği içeren eğitim (%50), doğrulama (%25) ve test (%25) alt kümelerine bölünmüştür.



Şekil 5.28. Fenton ve foto-Fenton için optimize edilmiş ANN yapısı

5.6.1. Fenton Prosesi için ANN Sonuçları

Fenton oksidasyonunda KOİ ve TOK parametreleri için üretilen yapay sinirlerin girdi ve çıktı değişkenlerine göre ağırlıkları (W) Tablo 5.16’da ayrıntılı olarak verilmiştir.

Tablo 5.16 Fenton oksidasyonunda KOİ ve TOK için üretilen yapay sinirlerin ağırlıkları

Nöron	W1				W2
	Girdi Değişkenleri				Çıktı Değişkeni
	Süre	Akış Hızı	Fe ²⁺	H ₂ O ₂	% KOİ Giderim verimi
1	1,3809	-1,5249	0,4209	1,4333	0,7808
2	1,6887	1,2343	-0,5122	-2,3182	-0,6599
3	-2,4518	2,5510	1,3034	-1,2715	0,2965
4	1,7748	0,4776	0,4624	-0,3140	0,5946
5	0,1015	2,3218	0,5490	-2,2995	0,3220
6	-1,9504	-1,2957	1,1385	2,0426	-0,9894
7	-2,0307	-1,7551	1,3214	0,4872	1,3130
8	0,3607	2,5524	-2,1121	-1,3071	0,3000
9	2,8807	-1,9797	0,7132	2,8089	0,7796
10	3,3963	0,5599	-0,0540	0,0545	2,2456

Nöron	W1				W2
	Girdi Değişkenleri				Çıktı Değişkeni
	Süre	Akış Hızı	Fe ²⁺	H ₂ O ₂	% TOK Giderim verimi
1	-1,5230	-0,0117	-0,6152	1,3585	-0,2770
2	2,8868	0,5693	1,0926	-1,9973	1,0054
3	-3,0776	-3,3326	-0,8821	0,7144	0,8371
4	-1,6501	-0,3829	-0,7902	-0,3478	1,2571
5	2,9117	-0,3312	1,1002	0,9473	0,5474
6	1,5859	-1,0793	0,1005	2,2307	-5,4227
7	-3,9896	3,0309	0,5207	-3,7095	-2,4470
8	9,2722	0,0079	-0,2260	6,5106	3,8611
9	0,4979	0,6524	-0,0627	1,3914	0,2340
10	0,6477	2,8537	6,8259	-1,4114	0,9856

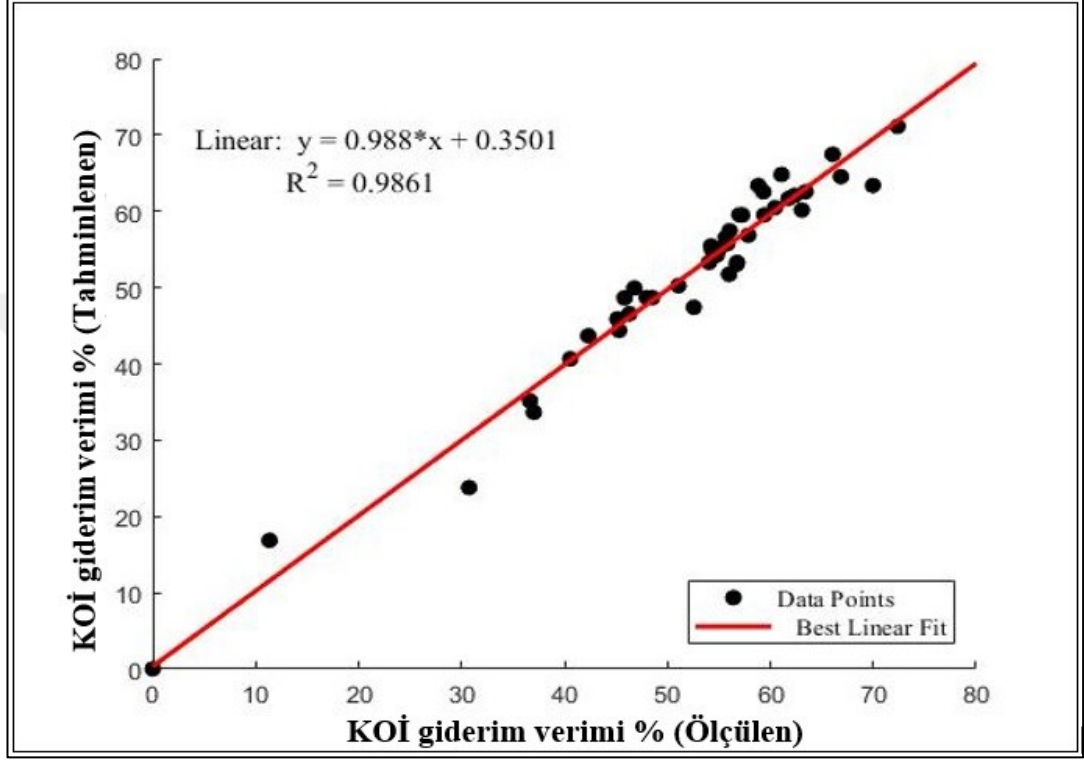
Gerçekleştirilen Fenton oksidasyonu deneylerinde her bir bağımsız değişkenin proses içindeki önem düzeyleri Tablo 5.17’de verilmiştir.

Tablo 5.17. Fenton prosesi için bağımsız değişken önem düzeyi

Girdi Değişkenleri	Önem % KOİ	Önem %TOK
Süre	53%	48%
Akış Hızı	10%	28%
Fe ²⁺	27%	14%
H ₂ O ₂	10%	9%
Toplam	100%	100%

Tablo 5.17'ye göre Fenton prosesi için KOİ ve TOK parametreleri için en önemli bağımsız değişkenin %53 ve %48 oranları ile süre olduğu anlaşılmaktadır.

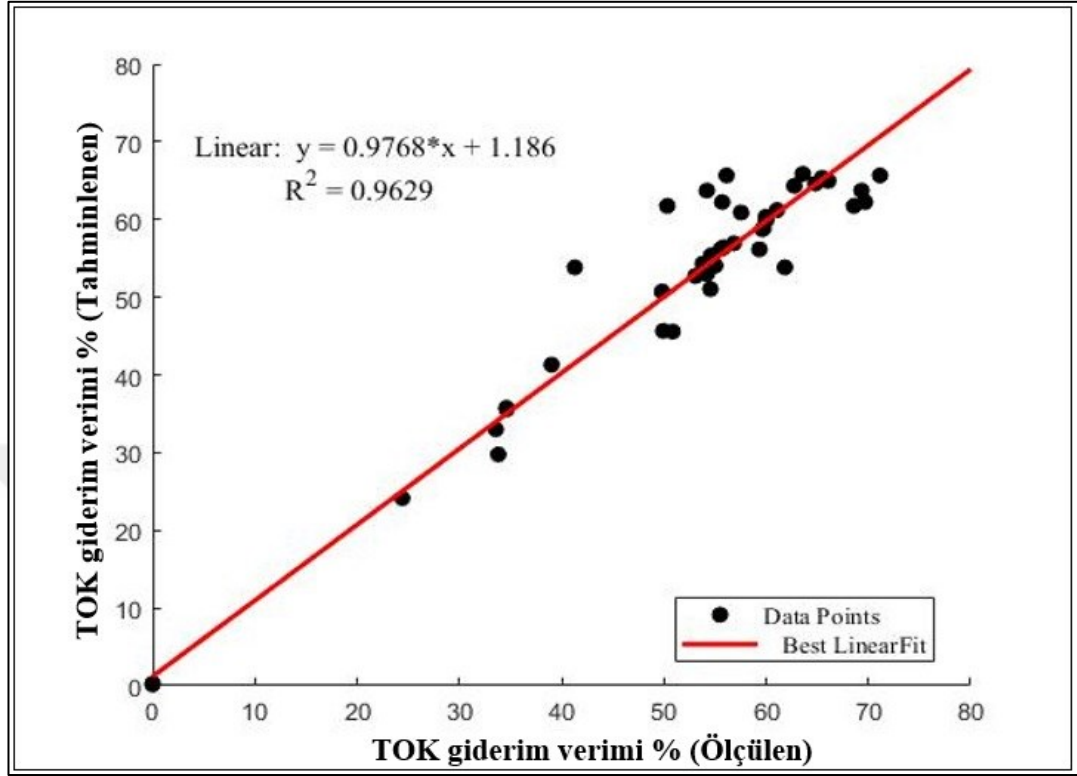
Şekil 5.29'da Fenton oksidasyonunda elde edilen deneysel KOİ giderim verimleri ile ANN modeli kullanılarak tahminlenen KOİ giderim verimleri arasındaki ilişki gösterilmektedir.



Şekil 5.29. Fenton prosesi için KOİ giderim verimi ile ANN kullanarak tahmin edilen değerler arasındaki ilişki

Şekilden de anlaşılaçağı üzere deneysel veriler ile ANN modeli ile tahminlenen verilerin son derece uyumlu olduğu anlaşılmıştır. En iyi ANN modeli, hem MSE'yi minimize etmeyi hem de R^2 'yi maksimize etmeyi ifade ettiğinden ötürü 0,9861 R^2 değeri ile seçilen modelin ilgili verilere uygun olduğu anlaşılmaktadır.

Şekil 5.30'da Fenton oksidasyonunda elde edilen deneysel TOK giderim verimleri ile ANN modeli kullanılarak tahminlenen TOK giderim verimleri arasındaki ilişki gösterilmektedir.



Şekil 5.30. Fenton prosesi için TOK giderim verimi ile ANN kullanarak tahmin edilen değerler arasındaki ilişki.

Şekilden de anlaşılacağı üzere deneysel veriler ile ANN modeli ile tahminlenen verilerin son derece uyumlu olduğu anlaşılmıştır. En iyi ANN modeli, hem MSE'yi minimize etmeyi hem de R^2 'yi maksimize etmeyi ifade ettiğinden ötürü 0,9629 R^2 değeri ile seçilen modelin ilgili verilere uygun olduğu anlaşılmaktadır.

5.6.2. Foto-Fenton Prosesi için ANN Sonuçları

Foto-Fenton oksidasyonunda KOİ ve TOK parametreleri için üretilen yapay sinirlerin girdi ve çıktı değişkenlerine göre ağırlıkları (W) Tablo 5.18'de ayrıntılı olarak verilmiştir.

Tablo 5.18. Foto-Fenton oksidasyonunda KOİ ve TOK için üretilen yapay sinirlerin ağırlıkları

Nöron	W1				W2
	Girdi Değişkenleri				Çıktı Değişkeni
	Süre	Akış Hızı	Fe ²⁺	H ₂ O ₂	% KOİ Giderim verimi
1	-0,8043	-0,6977	0,0450	-1,4452	-1,8389
2	0,0321	-0,1761	1,5505	-1,1421	-1,1035
3	1,1573	-0,7675	2,4621	0,2476	0,9416
4	-1,5079	1,0045	-2,6320	-0,7452	0,4386
5	-4,6293	-0,3403	-0,0828	-0,3194	1,8232
6	0,5432	0,1336	1,2590	-1,5076	0,0039
7	-0,1408	-1,6111	1,3923	-1,6636	0,2043
8	-1,1820	1,2791	0,8917	1,6379	0,3504
9	-15,7391	-0,1190	0,0662	-0,0389	-8,2824
10	1,6032	0,5484	-3,8323	0,5383	0,6198

Nöron	W1				W2
	Girdi Değişkenleri				Çıktı Değişkeni
	Süre	Akış Hızı	Fe ²⁺	H ₂ O ₂	% TOK Giderim verimi
1	-2,1955	1,3168	-0,0299	-0,6327	-2,3892
2	1,9959	-0,6280	0,8545	-0,9182	1,6628
3	0,7199	1,6402	3,1192	-1,5957	0,4480
4	-1,9222	-1,4211	-0,7869	-1,5440	1,8695
5	-3,2331	-2,0166	0,1777	-3,0112	-1,6997
6	0,0399	1,2440	-1,1917	-2,2115	-2,2071
7	3,5723	-2,9114	3,1604	3,9839	-2,1410
8	-18,6921	-0,4446	0,1630	0,1333	-8,4499
9	-0,4432	-1,4306	-2,2943	-0,4018	-2,7123
10	2,7361	-0,0875	-0,6825	2,6327	1,6001

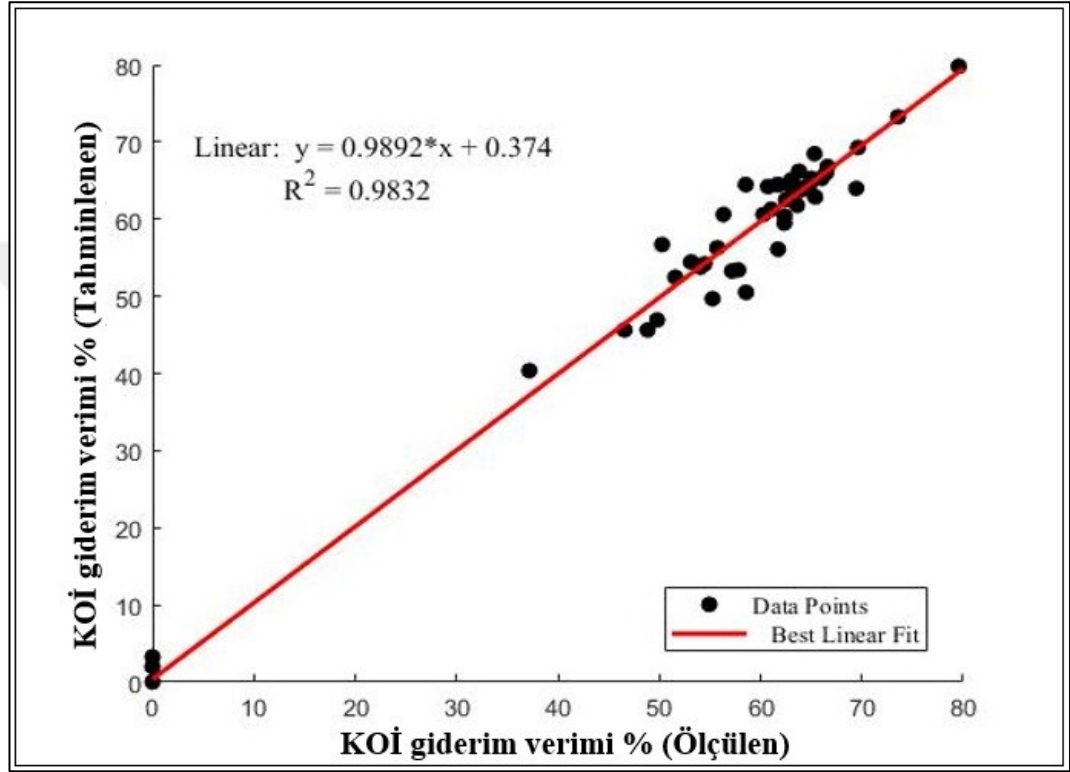
Gerçekleştirilen Fenton oksidasyonu deneylerinde her bir bağımsız değişkenin proses içindeki önem düzeyleri Tablo 5.19’da verilmiştir.

Tablo 5.19. Foto-Fenton prosesi için bağımsız değişken önem düzeyi

Giriş Değişkenleri	Önem % KOİ	Önem % TOK
Süre	57%	49%
Akış Hızı	19%	28%
Fe ²⁺	19%	11%
H ₂ O ₂	4%	12%
Total	100%	100%

Tablo 5.19'a göre Foto-Fenton prosesi için KOİ ve TOK parametreleri için en önemli bağımsız değişkenin sırasıyla %57 ve %49 oranları ile süre olduğu anlaşılmaktadır.

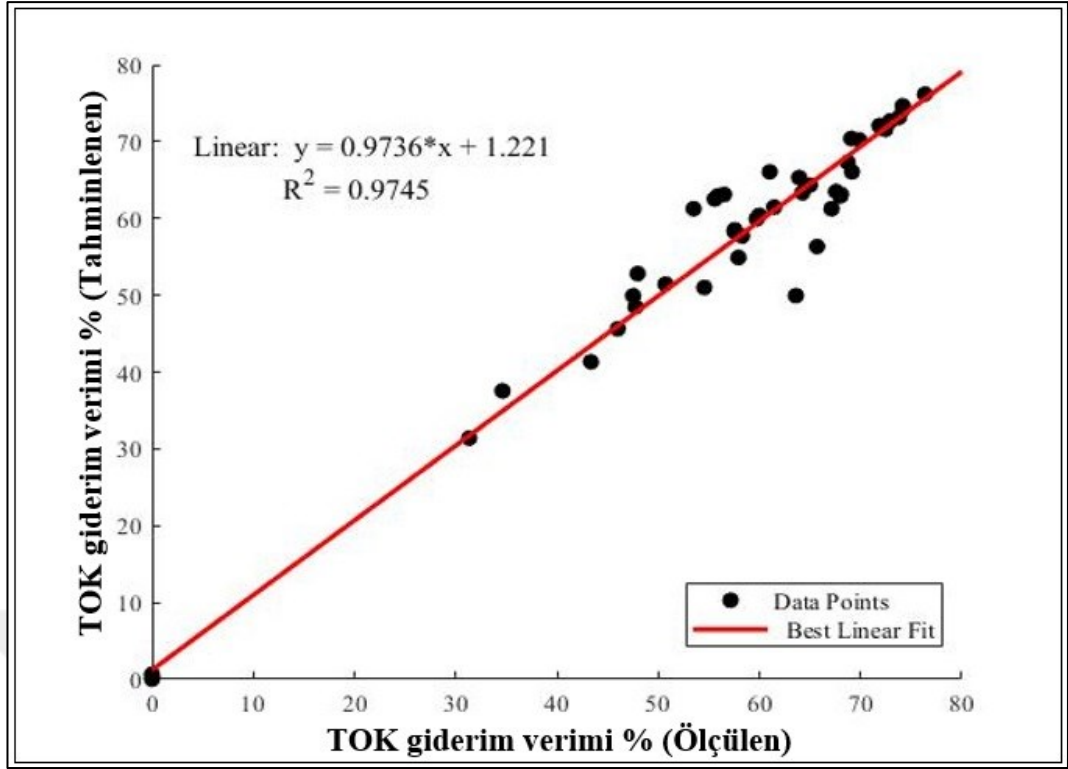
Şekil 5.31'de Foto-Fenton oksidasyonunda elde edilen deneysel KOİ giderim verimleri ile ANN modeli kullanılarak tahminlenen KOİ giderim verimleri arasındaki ilişki gösterilmektedir.



Şekil 5.31. Foto-Fenton prosesi için KOİ giderim verimi ile ANN kullanarak tahmin edilen değerler arasındaki ilişki

Şekilden de anlaşılaçağı üzere deneysel veriler ile ANN modeli ile tahminlenen verilerin son derece uyumlu olduğu anlaşılmıştır. En iyi ANN modeli, hem MSE'yi minimize etmeyi hem de R^2 'yi maksimize etmeyi ifade ettiğinden ötürü 0,9832 R^2 değeri ile seçilen modelin ilgili verilere uygun olduğu anlaşılmaktadır.

Şekil 5.32'de Foto-Fenton oksidasyonunda elde edilen deneysel TOK giderim verimleri ile ANN modeli kullanılarak tahminlenen TOK giderim verimleri arasındaki ilişki gösterilmektedir.



Şekil 5.32. Foto-Fenton prosesi için TOK giderim verimi ile ANN kullanarak tahmin edilen değerler arasındaki ilişki

Şekilden de anlaşılabacağı üzere deneysel veriler ile ANN modeli ile tahminlenen verilerin son derece uyumlu olduğu anlaşılmıştır. En iyi ANN modeli, hem MSE'yi minimize etmeyi hem de R^2 'yi maksimize etmeyi ifade ettiğinden ötürü 0,9745 R^2 değeri ile seçilen modelin ilgili verilere uygun olduğu anlaşılmaktadır.

Tablo 5.16 ve Tablo 5.18’de ANN kullanılarak Fenton ve Foto-Fenton oksidasyonunda TOK ve KOİ için üretilen yapay sinirlerin ağırlıklarını göstermektedir. Tablo 5.17 ve Tablo 5.19’da ise girdi değişkenlerinin göreceli önemini denklem 5.1 ile hesaplayarak gösterilmektedir.

$$I_j = \frac{\sum_{m=1}^{m=Nh} \left(\left(|w_{jm}^{ih}| / \sum_{k=1}^{Ni} |w_{km}^{ih}| \right) \times |w_{mn}^{ho}| \right)}{\sum_{k=1}^{k=Ni} \left\{ \sum_{m=1}^{m=Nh} \left(|w_{km}^{ih}| / \sum_{k=1}^{Ni} |w_{km}^{ih}| \times |w_{mn}^{ho}| \right) \right\}} \quad (5.3)$$

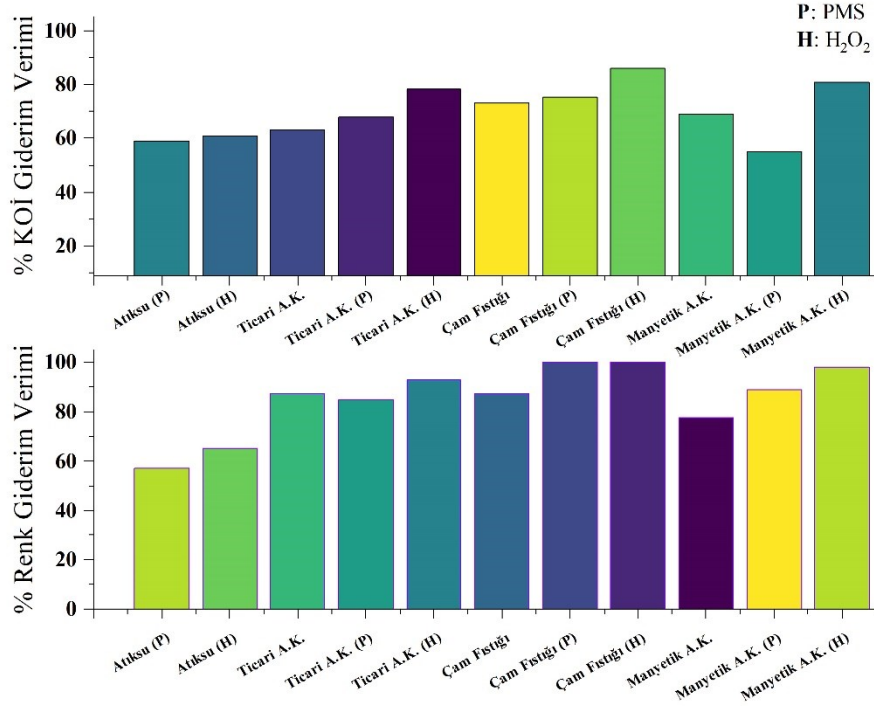
Tüm değişkenler (reaksiyon süresi, akış hızı, Fe^{2+} ve H_2O_2 dozajı), KOİ ve TOK giderim verimliliği üzerinde güçlü bir etkiye sahiptir. Ayrıca, reaksiyon süresi Fenton oksidasyon deneylerindeki göreceli önemi %57 (KOİ) ve %55 (TOK) olarak en etkili parametredir. Aynı etki foto-Fenton için de geçerlidir, KOİ için göreceli önemi %57, TOK için ise %49’dur. ANN sonuçları, modellemenin Fenton ve foto-Fenton sürecinin davranışını etkili bir şekilde simüle edebildiğini ve tahmin edebildiğini göstermektedir.

5.7. Aktif Karbonun Katalizör Olarak Kullanılmasıyla Gerçekleşen Oksidasyon Sonuçları

Aktif karbon, çözünmüş farklı maddeler için bir adsorban olarak işlev görürken, aynı zamanda adsorbe edilmiş veya çözünmüş organik maddenin okside edilmesi için kullanılabilen bir katalizör olarak da işlev görebilmektedir. Her iki özellik de farklı türdeki sularında kirleticilerin giderilmesi için kullanılabilir (Bach and Semiat 2011). Çalışmanın bu kısmında, adsorpsiyon özelliği yerine katalitik etkisinden faydalanmak hedeflenmiştir. Bu amaçla mevcut düşük maliyetli tarımsal atıklardan karbon üretilerek, katalizör olarak kullanılmasıyla oksidasyon kısmındaki verimin artırılması hedeflenmiştir. Oksidasyon sürecinde katalizör olarak farklı türlerdeki aktif karbonlar ile peroksimonosülfat (PMS) ve hidrojen peroksit (H_2O_2) oksidanları kullanılmıştır.

Antep fıstığı, ceviz, fındık ve çam fıstığı gibi tarımsal atıklardan üretilen aktif karbonlar ile gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde elde edilen sonuçlara göre çam fıstığından elde edilen aktif karbonun daha verimli olduğu anlaşılmıştır.

Sonraki aşamalarda sistemdeki aktif karbonun ve oksidanların etki düzeylerinin belirlenmesi amacıyla ticari aktif karbon, manyetik aktif karbon ve çam fıstığı aktif karbon ile denemeler yapılmıştır. Gerçekleştirilen bu denemeler Şekil 5.33'te özetlenmiştir. Gerçekleştirilen bu denemeler sonucunda atıksuda gerçekleşen oksidasyonda her bir karbon türünün katalizör veya adsorpsiyon etkisini, oksidanların etkisini net bir şekilde gözlemlemek mümkündür.



Şekil 5.33. Aktif karbon türlerinin katalizör olarak kullanıldığı durumda H₂O₂ ve PMS kullanımında % KOİ ve renk giderim verimleri

Tüm aktif karbon türlerinin katalizör olarak kullanıldığı durumlarda renk giderim verimi %68.1-100 arasında yer almaktadır. En yüksek renk giderimi %100 ile çam fıstığından elde edilen karbon katalizörlüğünde H₂O₂ ve PMS kullanılarak elde edilmiştir. En yüksek KOİ giderim verimi %88.8 ile çam fıstığından elde edilen karbon katalizörlüğünde H₂O₂ kullanılarak gerçekleştirilen oksidasyonda gözlemlenmiştir. Çalışmada kullanılan Ticari aktif karbon ve Çam fıstığı aktif karbona ait özellikler Tablo 5.20’de verilmiştir.

Tablo 5.20. Ticari aktif karbon ve Çam Fıstığı aktif karbon özellikleri

	Ticari Aktif Karbon	Çam Fıstığı Aktif Karbon
Yüzey Alanı	587.862 m ² /g	1280.189 m ² /g
Mikropor Alanı	296.311 m ² /g	729.088 m ² /g
Dış Yüzey Alanı	291.551 m ² /g	551.101 m ² /g
Toplam Por Hacmi	0.550 cm ³ /g	0.935cm ³ /g
Mikropor Hacmi	0.143 cm ³ /g	0.350 cm ³ /g
Ortalama Por Çapı	1.87255e+01 Å	1.49027e+01 Å

5.7.1. Çam Fıstığı Aktif Karbonunun Katalizör Olarak Kullanılmasıyla Gerçekleşen Oksidasyonu Sonuçları

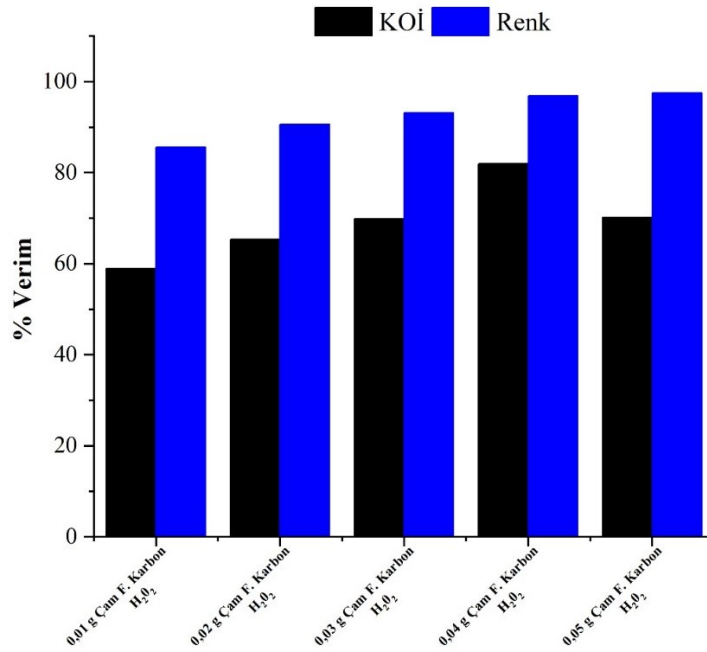
Tablo 5.21’de de görüldüğü üzere elde edilen sonuçlara göre H₂O₂ ile gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde optimum karbon dozu 0,4 g/L, pH 3, süre 60 dakika ve H₂O₂ dozu 5 mM olarak gözlemlenmiştir. PMS ile gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde optimum karbon dozu 0,5 g/L, pH 3, süre 60 dakika ve PMS dozu 5 mM olarak gözlemlenmiştir.

Tablo 5.21. Çam fıstığından elde edilen aktif karbonda H₂O₂ ve PMS oksidanları ile optimizasyon

	Oksidan	Renk (Pt-Co)	KOI (mg/L)	KOI %	Renk %
Hamsu	-	160	70.13	0.00	0.00
0.01 g K	H ₂ O ₂	23	28.04	58.91	85.63
0.02 g K	H ₂ O ₂	15	23.67	65.32	90.63
0.03 g K	H ₂ O ₂	11	20.54	69.90	93.13
0.04 g K	H ₂ O ₂	5	12.33	81.93	96.88
0.05 g K	H ₂ O ₂	4	20.33	70.21	97.50
5 dk	H ₂ O ₂	31	26.17	61.66	80.63
10 dk	H ₂ O ₂	27	20.13	70.51	83.13
20 dk	H ₂ O ₂	21	19.92	70.82	86.88
40 dk	H ₂ O ₂	17	18.46	72.95	89.38
60 dk	H ₂ O ₂	8	12.00	82.42	95.00
pH 3	H ₂ O ₂	9	12.63	81.50	94.38
pH 5	H ₂ O ₂	23	25.96	61.97	85.63
pH 7	H ₂ O ₂	30	27.63	59.52	81.25
pH 9	H ₂ O ₂	31	31.17	54.33	80.63
1 mM	H ₂ O ₂	32	31.58	53.72	80.00
2 mM	H ₂ O ₂	30	29.92	56.17	81.25
3 mM	H ₂ O ₂	27	28.88	57.69	83.13
4 mM	H ₂ O ₂	15	20.96	69.29	90.63
5 mM	H ₂ O ₂	10	13.46	80.28	93.75
0.01 g K	PMS	26	40.54	40.60	83.75
0.02 g K	PMS	20	36.79	46.09	87.50
0.03 g K	PMS	17	31.58	53.72	89.38
0.04 g K	PMS	7	30.75	54.95	95.63
0.05 g K	PMS	2	19.08	72.04	98.75
5 dk	PMS	31	44.29	35.10	80.63
10 dk	PMS	27	39.92	41.51	83.13
20 dk	PMS	21	35.13	48.53	86.88
40 dk	PMS	17	27.21	60.13	89.38
60 dk	PMS	8	19.08	72.04	95.00
pH 3	PMS	2	19.08	72.04	98.75
pH 5	PMS	26	26.17	61.66	83.75
pH 7	PMS	33	27.63	59.52	79.38
pH 9	PMS	32	31.17	54.33	80.00
1 mM	PMS	34	42.00	38.46	78.75
2 mM	PMS	21	37.42	45.18	86.88
3 mM	PMS	19	28.46	58.30	88.13
4 mM	PMS	8	20.54	69.90	95.00
5 mM	PMS	5	17.83	73.87	96.88

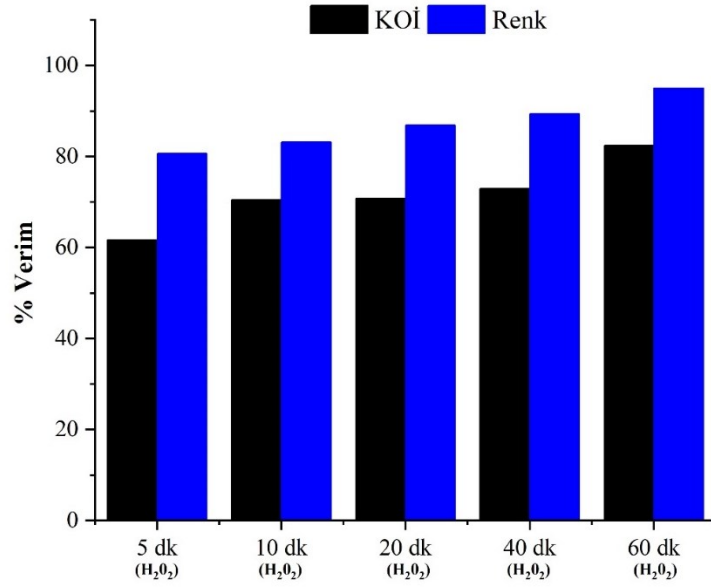
Çam fıstığından elde edilen aktif karbonun katalizör olarak kullanıldığı durumlarda, her iki oksidan türünde de renk giderim verimi %80-100 arasında yer almaktadır. En yüksek renk giderimi %98.75 ile PMS kullanımında pH 3 de elde edilmiştir. En yüksek KOİ giderim verimi %81.93 ile çam fıstığından elde edilen karbon katalizörlüğünde H_2O_2 kullanılarak gerçekleştirilen oksidasyonda gözlemlenmiştir. Genel olarak H_2O_2 katalizör olarak kullanılmasının daha verimli olduğu anlaşılmıştır.

Çam fıstığından elde edilen aktif karbonun katalizör olarak kullanılmasıyla gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 0,1-0,2-0,3-0,4 ve 0,5 g aktif karbon dozunda gerçekleştirilen optimum karbon dozu denemelerinde elde edilen %81.93 KOİ giderim verimi ile 0,4 g/L optimum karbon dozu olarak belirlenmiştir. Diğer dozlarda elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.34'te gösterilmektedir.



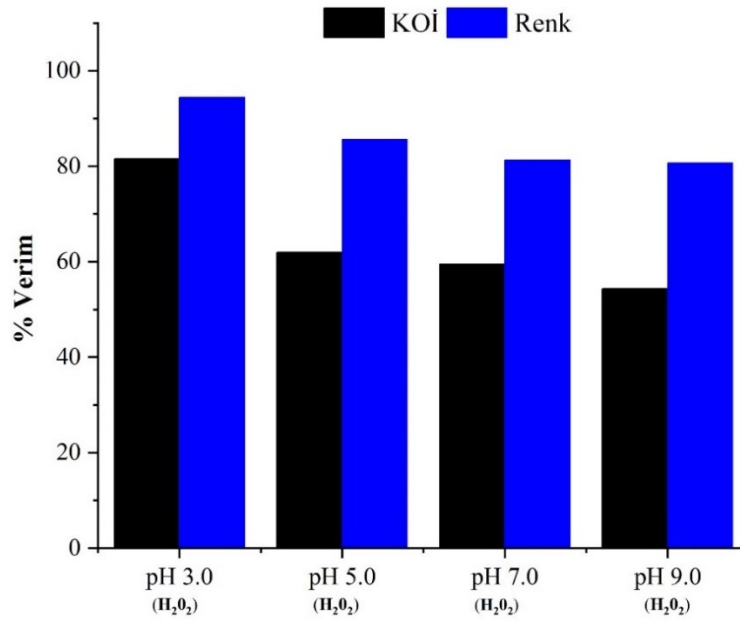
Şekil 5.34. H_2O_2 ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum karbon dozu denemesi

Çam fıstığından elde edilen aktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 5-10-20-40-60 dakikalarda gerçekleştirilen reaksiyon süresi denemelerinde elde edilen %82.41 KOİ giderim verimi ile 60 dakika optimum süre olarak belirlenmiştir. Diğer sürelerde elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.35'te gösterilmektedir.



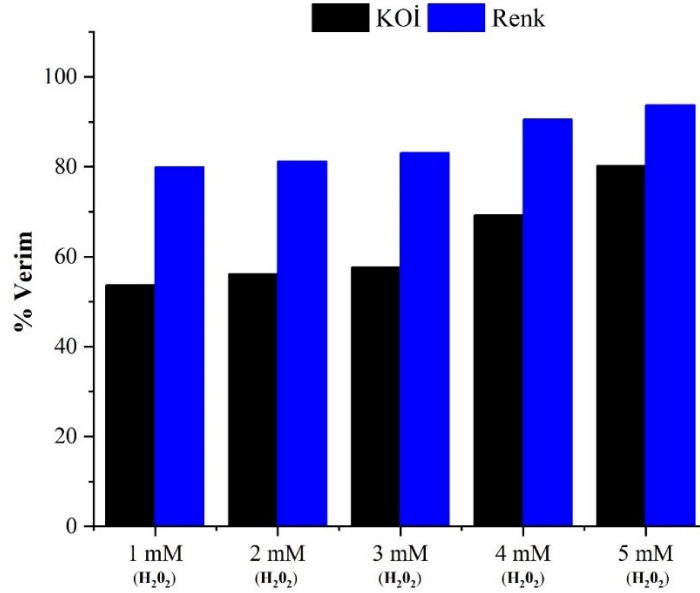
Şekil 5.35. H₂O₂ ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum süre denemesi

Çam fıstığından elde edilen aktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 3.0-5.0-7.0-9.0 pH değerlerinde gerçekleştirilen reaksiyon denemelerde elde edilen %81.5 KOİ giderim verimi ile pH 3.0 optimum pH olarak belirlenmiştir. Diğer pH değerlerinde elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.36’da gösterilmektedir.



Şekil 5.36. H₂O₂ ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum pH denemesi

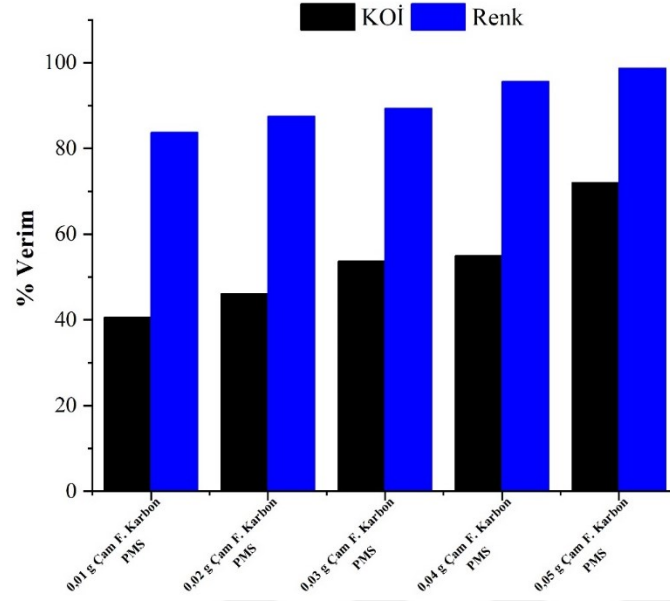
Çam fıstığından elde edilen aktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 1-2-3-4 ve 5 mM H_2O_2 dozunda gerçekleştirilen denemelerde elde edilen %80.28 KOİ giderim verimi ile 5 mM H_2O_2 optimum oksidan dozu olarak belirlenmiştir. Diğer dozlarda elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.37’de gösterilmektedir.



Şekil 5.37. Çam fıstığı aktif karbon katalizörlüğünde optimum H_2O_2 dozu denemesi

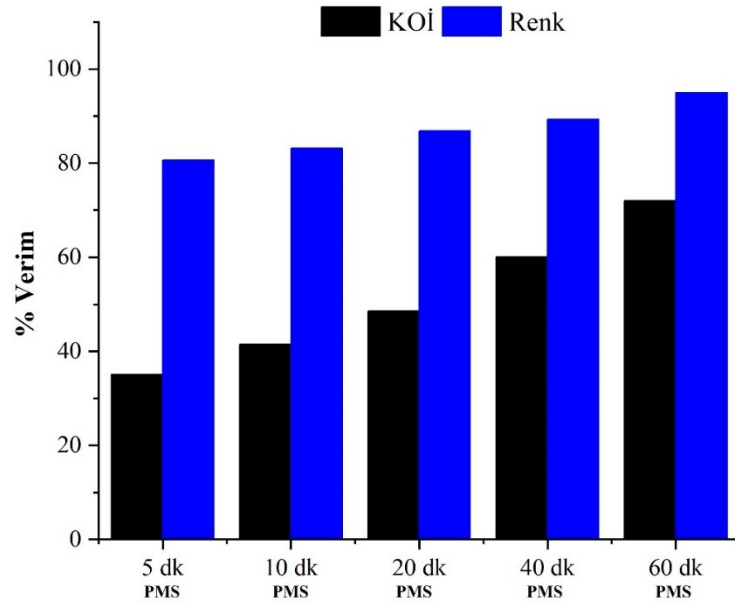
PMS oksidantı ile oksidasyon denemelerinde de H_2O_2 denemelerinde belirlenen dozlar kullanılmıştır.

Çam fıstığından elde edilen aktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 0,1-0,2-0,3-0,4 ve 0,5 g/L aktif karbon dozunda gerçekleştirilen optimum karbon dozu denemelerinde elde edilen %72.04 KOİ giderim verimi ile 0,5 g/L optimum karbon dozu olarak belirlenmiştir. Diğer dozlarda elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.38’de gösterilmektedir.



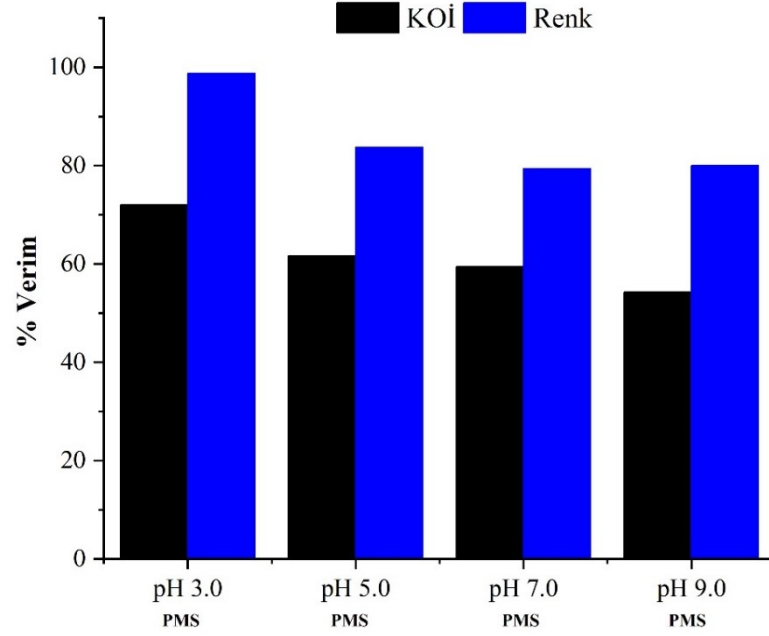
Şekil 5.38. PMS ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum karbon dozu denemesi

Çam fıstığından elde edilen aktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 5-10-20-40-60 dakikalarda gerçekleştirilen reaksiyon süresi denemelerinde elde edilen %72.04 KOİ giderim verimi ile 60 dakika optimum süre olarak belirlenmiştir. Diğer sürelerde elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.39’da gösterilmektedir.



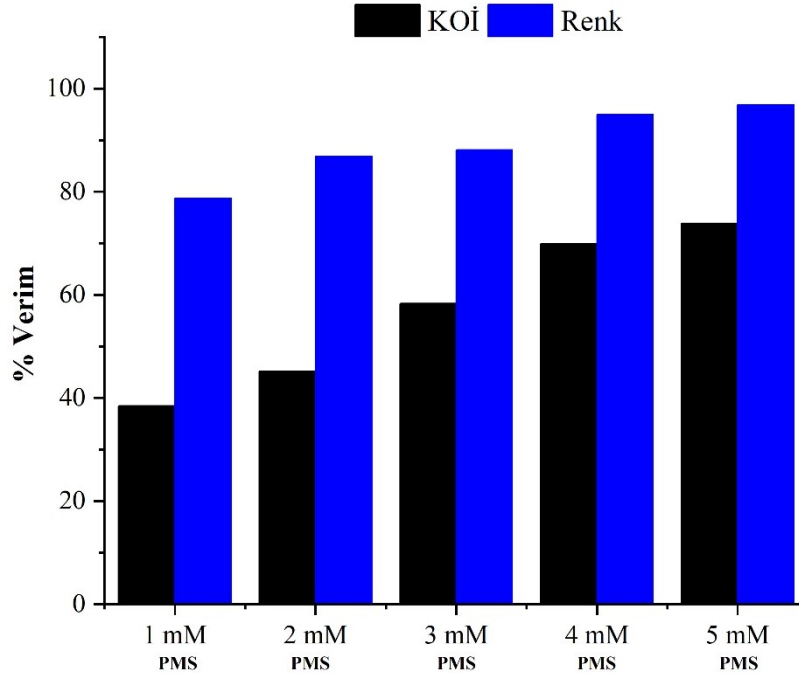
Şekil 5.39. PMS ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum süre denemesi

Çam fıstığından elde edilen aktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 3.0-5.0-7.0-9.0 pH değerlerinde gerçekleştirilen reaksiyon denemelerinde elde edilen %72.04 KOİ giderim verimi ile pH 3.0 optimum pH olarak belirlenmiştir. Diğer pH değerlerinde elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.40'ta gösterilmektedir.



Şekil 5.40. PMS ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum pH denemesi

Çam fıstığından elde edilen aktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 1-2-3-4 ve 5 mM PMS dozunda gerçekleştirilen denemelerde elde edilen %73.87 KOİ giderim verimi ile 5 mM PMS optimum oksidan dozu olarak belirlenmiştir. Diğer dozlarda elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.41'de gösterilmektedir.



Şekil 5.41. Çam fıstığı aktif karbon katalizörlüğündeki oksidasyonda PMS dozu denemesi

5.7.2. Ticari Aktif Karbonun Katalizör Olarak Kullanılmasıyla Gerçekleşen Oksidasyon Sonuçları

Tablo 5.22’de de görüldüğü üzere elde edilen sonuçlara göre H_2O_2 ile gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde optimum karbon dozu 0,5 g/L, pH 3, süre 60 dakika ve H_2O_2 dozu 5 mM olarak gözlemlenmiştir. PMS ile gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde optimum karbon dozu 0,5 g/L, pH 3, süre 60 dakika ve PMS dozu 5 mM olarak gözlemlenmiştir.

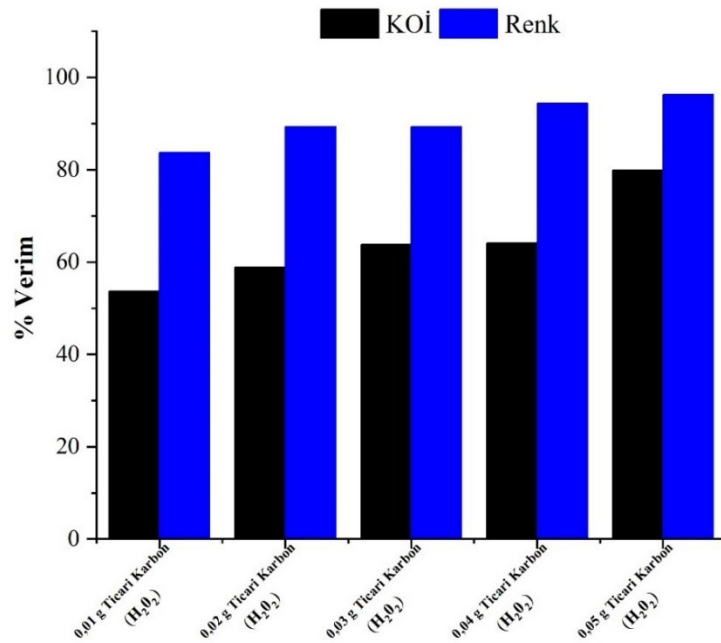
Tablo 5.22. Ticari aktif karbonda H₂O₂ ve PMS oksidanı ile optimizasyon

	Oksidan	Renk (Pt-Co)	KOİ (mg/L)	KOİ %	Renk %
Hamsu	-	160	68.25	0.00	0.00
0.01 g K	H ₂ O ₂	26	31.58	53.72	83.75
0.02 g K	H ₂ O ₂	17	28.04	58.91	89.38
0.03 g K	H ₂ O ₂	17	24.71	63.80	89.38
0.04 g K	H ₂ O ₂	9	24.50	64.10	94.38
0.05 g K	H ₂ O ₂	6	13.67	79.98	96.25
5 dk	H ₂ O ₂	30	26.38	61.36	81.25
10 dk	H ₂ O ₂	28	19.71	71.12	82.50
20 dk	H ₂ O ₂	25	19.92	70.82	84.38
40 dk	H ₂ O ₂	21	18.67	72.65	86.88
60 dk	H ₂ O ₂	9	13.88	79.67	94.38
pH 3	H ₂ O ₂	11	13.46	80.28	93.13
pH 5	H ₂ O ₂	24	25.96	61.97	85.00
pH 7	H ₂ O ₂	29	28.25	58.61	81.88
pH 9	H ₂ O ₂	34	32.42	52.50	78.75
1 mM	H ₂ O ₂	31	30.13	55.86	80.63
2 mM	H ₂ O ₂	29	29.08	57.39	81.88
3 mM	H ₂ O ₂	30	29.71	56.47	81.25
4 mM	H ₂ O ₂	16	21.58	68.38	90.00
5 mM	H ₂ O ₂	11	13.88	79.67	93.13
0.01 g K	PMS	24	32.42	52.50	85.00
0.02 g K	PMS	15	28.46	58.30	90.63
0.03 g K	PMS	13	25.54	62.58	91.88
0.04 g K	PMS	11	24.92	63.49	93.13
0.05 g K	PMS	5	18.67	72.65	96.88
5 dk	PMS	32	30.54	55.25	80.00
10 dk	PMS	26	24.71	63.80	83.75
20 dk	PMS	21	22.00	67.77	86.88
40 dk	PMS	18	22.00	67.77	88.75
60 dk	PMS	8	18.46	72.95	95.00
pH 3	PMS	7	17.63	74.18	95.63
pH 5	PMS	21	27.00	60.44	86.88
pH 7	PMS	26	27.83	59.22	83.75
pH 9	PMS	28	32.63	52.20	82.50
1 mM	PMS	33	29.92	56.17	79.38
2 mM	PMS	30	29.08	57.39	81.25
3 mM	PMS	24	29.50	56.78	85.00
4 mM	PMS	17	23.25	65.93	89.38
5 mM	PMS	9	17.63	74.18	94.38

Ticari aktif karbonun katalizör olarak kullanıldığı durumlarda, her iki oksidan türünde de renk giderim verimi %78-100 arasında yer almaktadır. En yüksek renk giderimi %96,25 ile H₂O₂ kullanımında pH 3 de elde edilmiştir. En yüksek KOİ giderim verimi %80,28 ticari aktif karbon katalizörlüğünde H₂O₂ kullanılarak gerçekleştirilen oksidasyonda gözlemlenmiştir. Genel olarak H₂O₂ katalizör olarak kullanılmasının daha verimli olduğu anlaşılmıştır.

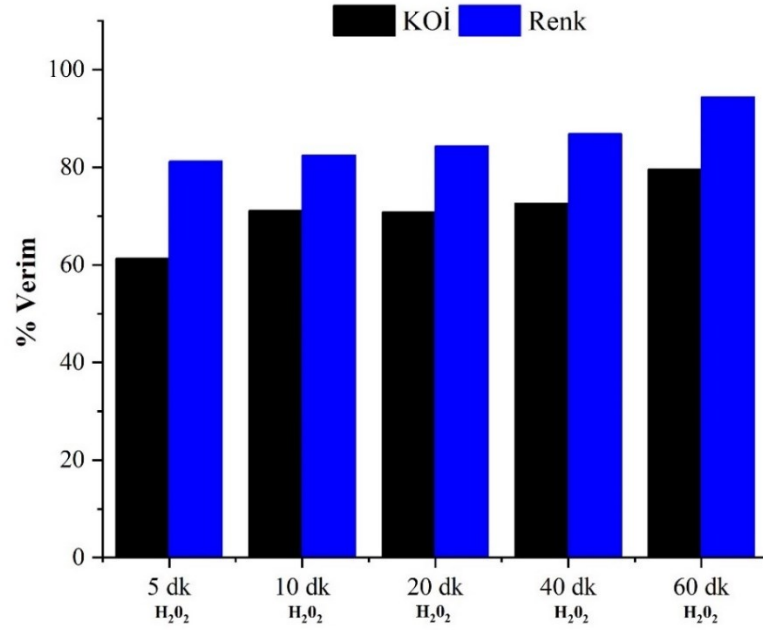
Ticari aktif karbonun katalizör olarak kullanılmasıyla gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde optimum koşulların tespit edilmesi amacı ile gerçekleştirilen deneylere ait sonuçlarla elde edilen grafikler aşağıda yer almaktadır.

Ticari aktif karbonun katalizör olarak kullanılmasıyla gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 0,1-0,2-0,3-0,4 ve 0,5 g/L aktif karbon dozunda gerçekleştirilen optimum karbon dozu denemelerinde elde edilen %79,98 KOİ giderim verimi ile 0.05 g optimum karbon dozu olarak belirlenmiştir. Diğer dozlarda elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.42’de gösterilmektedir.



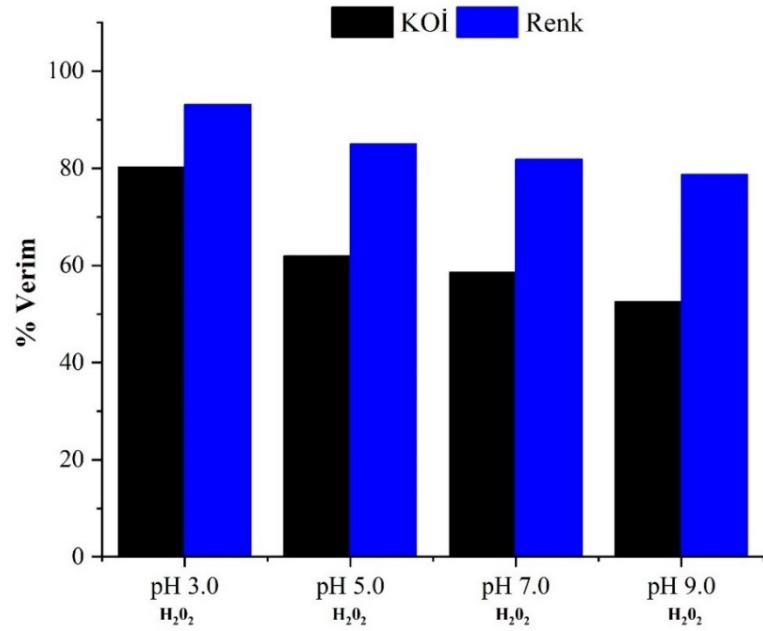
Şekil 5.42. H₂O₂ ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum karbon dozu denemesi

Ticari aktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 5-10-20-40-60 dakikalarda gerçekleştirilen reaksiyon süresi denemelerinde elde edilen %72,65 KOİ giderim verimi ile 60 dakika optimum süre olarak belirlenmiştir. Diğer sürelerde elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.43’te gösterilmektedir.



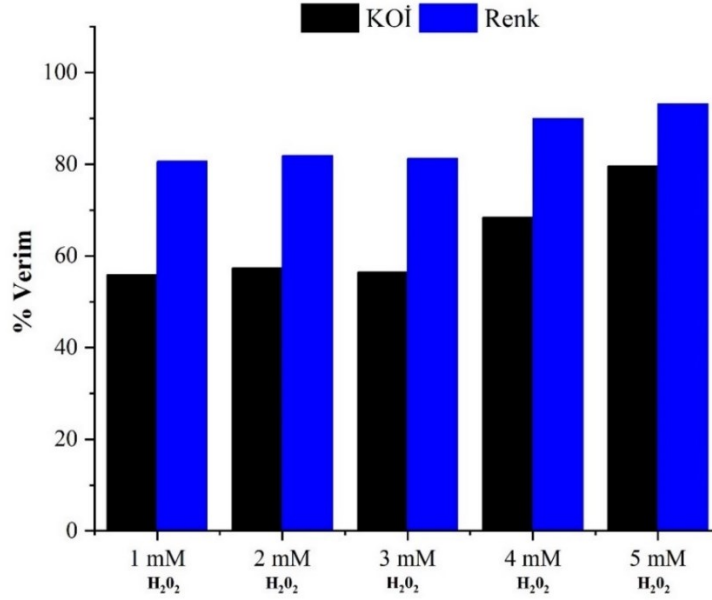
Şekil 5.43. H₂O₂ ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum süre denemesi

Ticari aktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 3.0-5.0-7.0-9.0 pH değerlerinde gerçekleştirilen reaksiyon denemelerde elde edilen %80,28 KOİ giderim verimi ile pH 3.0 optimum pH olarak belirlenmiştir. Diğer pH değerlerinde elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.44'te gösterilmektedir.



Şekil 5.44. H₂O₂ ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum pH denemesi

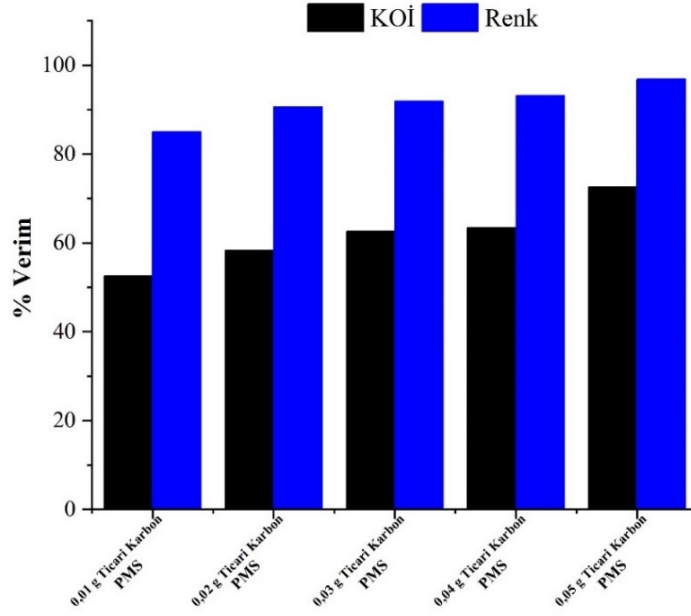
Ticari aktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 1-2-3-4 ve 5 mM H_2O_2 dozunda gerçekleştirilen denemelerde elde edilen %79,67 KOİ giderim verimi ile 5 mM H_2O_2 optimum oksidan dozu olarak belirlenmiştir. Diğer dozlarda elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.45'te gösterilmektedir.



Şekil 5.45. Ticari aktif karbon katalizörlüğündeki oksidasyonda H_2O_2 dozu denemesi

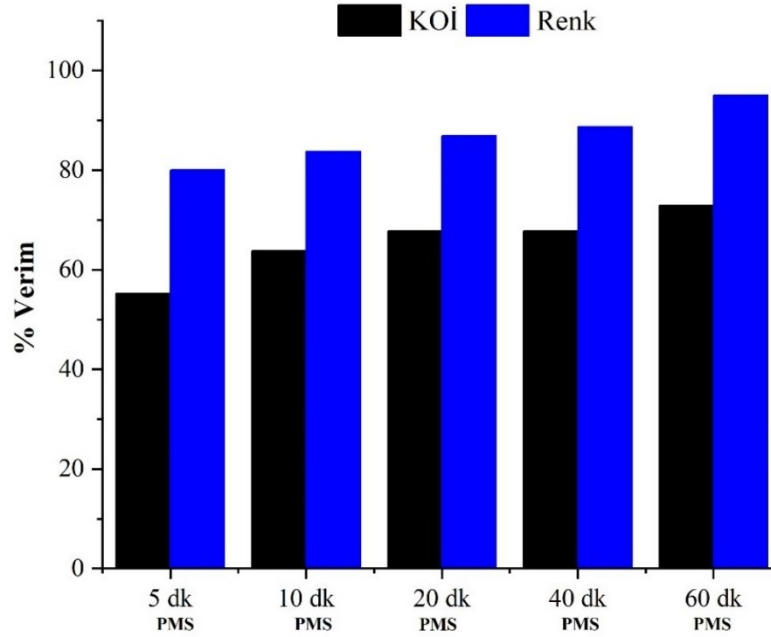
PMS oksidantı ile oksidasyon denemelerinde de H_2O_2 denemelerinde belirlenen dozlar kullanılmıştır.

Ticari aktif karbonun katalizör olarak kullanılmasıyla gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 0,1-0,2-0,3-0,4 ve 0,5 g/L aktif karbon dozunda gerçekleştirilen optimum karbon dozu denemelerinde elde edilen %72,65 KOİ giderim verimi ile 0,5 g/L optimum karbon dozu olarak belirlenmiştir. Diğer dozlarda elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.46'da gösterilmektedir.



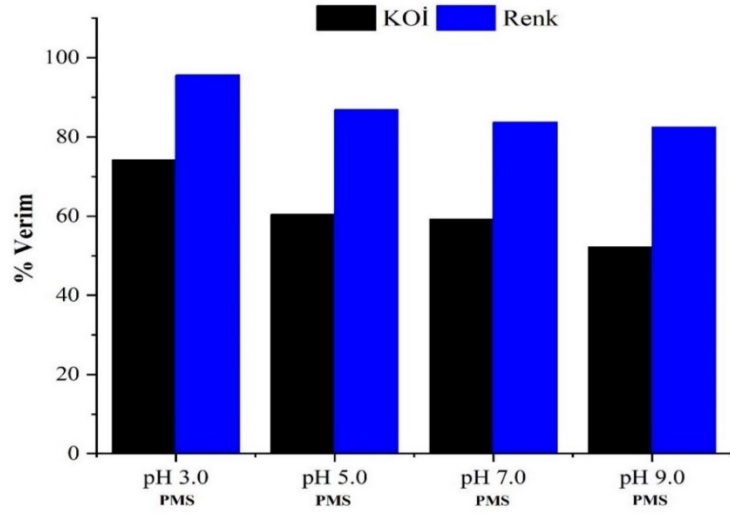
Şekil 5.46. PMS ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum karbon dozu denemesi

Ticari aktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 5-10-20-40-60 dakikalarda gerçekleştirilen reaksiyon süresi denemelerinde elde edilen %72,65 KOİ giderim verimi ile 60 dakika optimum süre olarak belirlenmiştir. Diğer sürelerde elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.47’de gösterilmektedir.



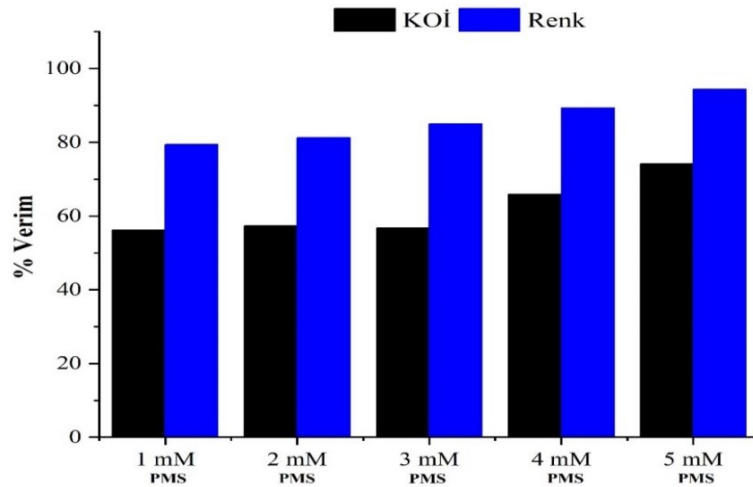
Şekil 5.47. PMS ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum süre denemesi

Ticari aktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 3.0-5.0-7.0-9.0 pH değerlerinde gerçekleştirilen reaksiyon denemelerde elde edilen %74,18 KOİ giderim verimi ile pH 3.0 optimum pH olarak belirlenmiştir. Diğer pH değerlerinde elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.48’de gösterilmektedir.



Şekil 5.48. PMS ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum pH denemesi

Ticari aktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 1-2-3-4 ve 5 mM PMS dozunda gerçekleştirilen denemelerde elde edilen %74,18 KOİ giderim verimi ile 5 mM PMS optimum oksidan dozu olarak belirlenmiştir. Diğer dozlarda elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.49’da gösterilmektedir.



Şekil 5.49. Ticari aktif karbon katalizörlüğündeki oksidasyonda PMS dozu denemesi

5.7.3. Manyetik Aktif Karbonun Katalizörlüğünde Gerçekleştirilen Oksidasyon Sonuçları

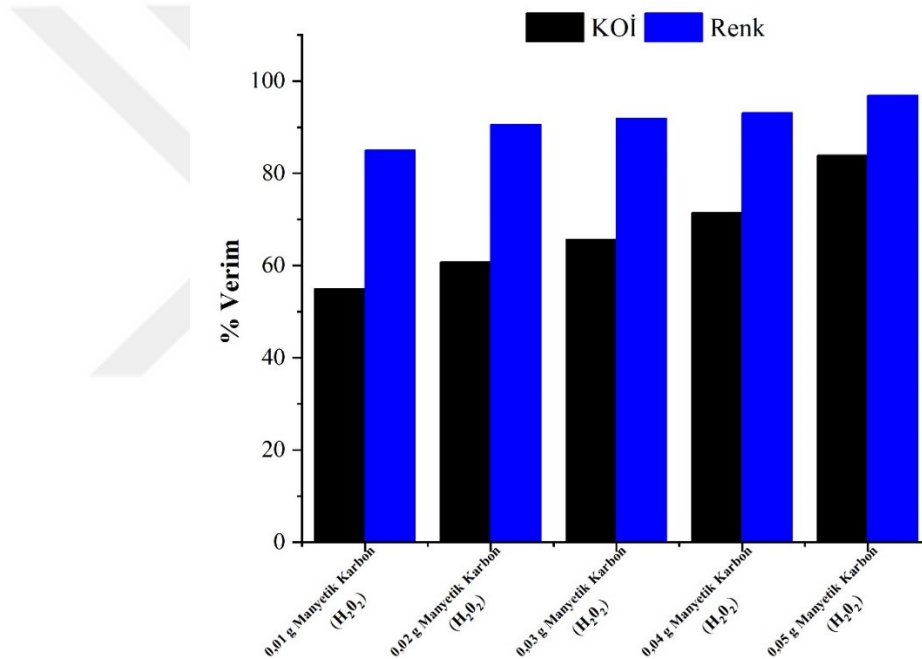
Ticari aktif karbon kullanılarak üretilen manyetik aktif karbon ile H₂O₂ ve PMS oksidanları kullanılarak gerçekleştirilen optimizasyon denemelerinde elde edilen sonuçlar Tablo 5.23'te gösterilmiştir.

Tablo 5.23. Manyetik karbonda H₂O₂ ve PMS oksidanları ile optimizasyon

	Oksidan	Renk (Pt-Co)	KOİ (mg/L)	KOİ %	Renk %
Hamsu	-	160	68.25	0.00	0.00
0.01 g K	H ₂ O ₂	24	30.75	54.95	85.00
0.02 g K	H ₂ O ₂	15	26.79	60.74	90.63
0.03 g K	H ₂ O ₂	13	23.46	65.63	91.88
0.04 g K	H ₂ O ₂	11	19.50	71.43	93.13
0.05 g K	H ₂ O ₂	5	10.96	83.94	96.88
5 dk	H ₂ O ₂	32	30.54	55.25	80.00
10 dk	H ₂ O ₂	26	22.21	67.46	83.75
20 dk	H ₂ O ₂	21	21.79	68.07	86.88
40 dk	H ₂ O ₂	18	15.96	76.62	88.75
60 dk	H ₂ O ₂	8	11.79	82.72	95.00
pH 3	H ₂ O ₂	7	11.38	83.33	95.63
pH 5	H ₂ O ₂	21	24.71	78.80	86.88
pH 7	H ₂ O ₂	26	23.25	65.93	83.75
pH 9	H ₂ O ₂	28	29.50	56.78	82.50
1 mM	H ₂ O ₂	33	30.75	54.95	79.38
2 mM	H ₂ O ₂	30	28.67	58.00	81.25
3 mM	H ₂ O ₂	24	25.75	62.27	85.00
4 mM	H ₂ O ₂	17	17.63	74.18	89.38
5 mM	H ₂ O ₂	9	10.96	83.94	94.38
0.01 g K	PMS	24	68.25	43.03	80.40
0.02 g K	PMS	15	35.33	48.23	85.00
0.03 g K	PMS	15	35.96	47.31	90.63
0.04 g K	PMS	7	30.54	55.25	90.63
0.05 g K	PMS	4	32.21	52.81	95.63
5 dk	PMS	31	38.96	31.97	97.50
10 dk	PMS	27	36.79	46.09	80.63
20 dk	PMS	21	35.96	47.31	83.13
40 dk	PMS	17	31.79	53.42	86.88
60 dk	PMS	8	30.33	55.56	89.38
pH 3	PMS	9	26.79	60.74	95.00
pH 5	PMS	23	28.67	58.00	94.38
pH 7	PMS	30	31.79	53.42	85.63
pH 9	PMS	31	35.96	47.31	81.25
1 mM	PMS	32	34.92	48.84	80.63
2 mM	PMS	30	33.88	50.37	80.00
3 mM	PMS	27	30.96	54.64	81.25
4 mM	PMS	15	32.21	52.81	83.13
5 mM	PMS	10	29.50	56.78	90.63

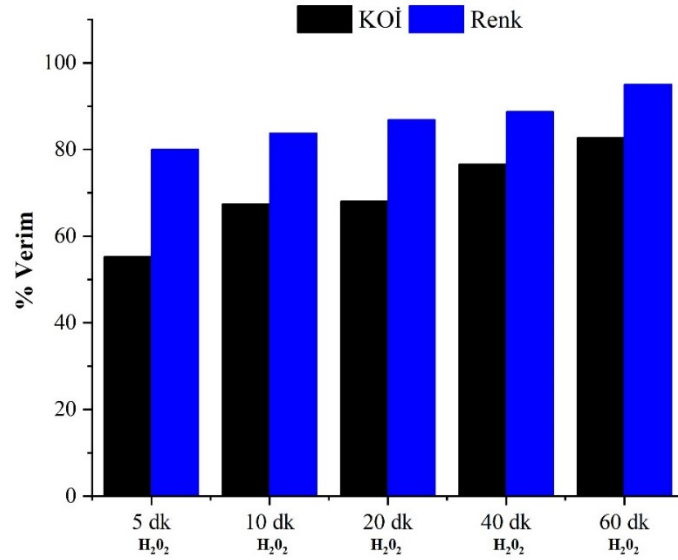
Sonuçlardan da anlaşılacağı üzere H_2O_2 oksidantı PMS'ye göre daha verimli bulunmuştur. Bununla birlikte Manyetik karbonda H_2O_2 ve PMS oksidantları ile gerçekleştirilen optimum doz denemeleri incelendiğinde 0,4 g/L karbon dozu ile 0,5 g/L karbon dozlarından elde edilen verim birbirine yakındır.

Manyetik aktif karbonun katalizör olarak kullanılmasıyla gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 0,1-0,2-0,3-0,4 ve 0,5 g/L aktif karbon dozunda gerçekleştirilen optimum karbon dozu denemelerinde elde edilen %83,94 KOİ giderim verimi ile 0,5 g/L optimum karbon dozu olarak belirlenmiştir. Diğer dozlarda elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.50'de gösterilmektedir.



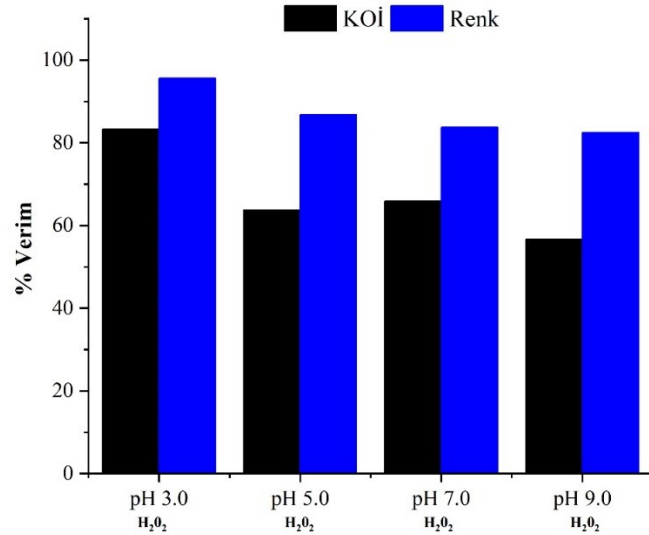
Şekil 5.50. H_2O_2 ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum karbon dozu denemesi

Diğer aktif karbon türlerinde olduğu gibi pH 3'te optimum süre 1 saat olarak belirlenmiştir. Optimum oksidan dozu ise 5 mM olarak bulunmuştur. Manyetikaktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 5-10-20-40-60 dakikalarda gerçekleştirilen reaksiyon süresi denemelerinde elde edilen %82,72 KOİ giderim verimi ile 60 dakika optimum süre olarak belirlenmiştir. Diğer sürelerde elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.51'de gösterilmektedir.



Şekil 5.51. H₂O₂ ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum süre denemesi

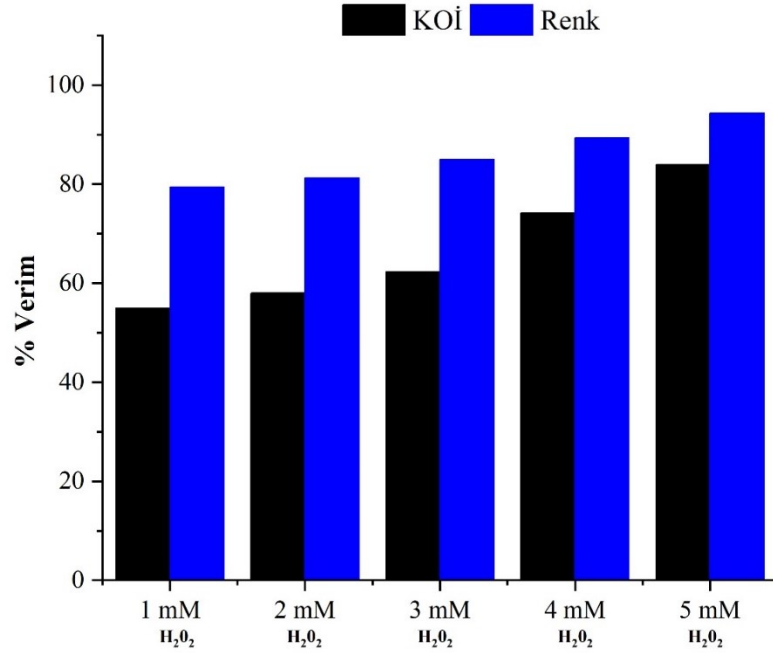
Manyetik aktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 3.0-5.0-7.0-9.0 pH değerlerinde gerçekleştirilen reaksiyon denemelerde elde edilen %83,33 KOİ giderim verimi ile pH 3.0 optimum pH olarak belirlenmiştir. Diğer pH değerlerinde elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.52’de gösterilmektedir.



Şekil 5.52. H₂O₂ ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum pH denemesi

Manyetik aktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 1-2-3-4 ve 5 mM H₂O₂ dozunda gerçekleştirilen denemelerde elde edilen %83,94 KOİ giderim verimi ile 5 mM H₂O₂ optimum oksidan dozu olarak

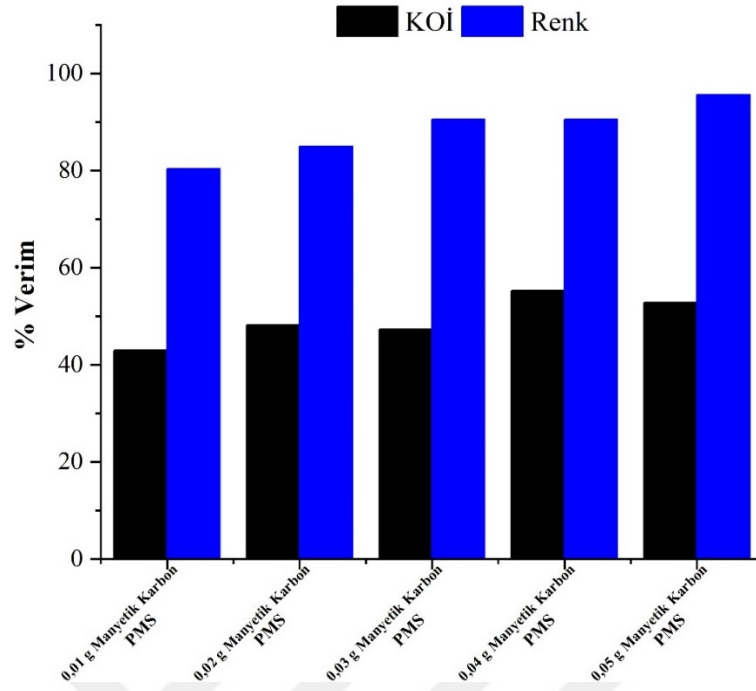
belirlenmiştir. Diğer dozlarda elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.53'te gösterilmektedir.



Şekil 5.53. Manyetik aktif karbon katalizörlüğündeki oksidasyonda H₂O₂ dozu denemesi

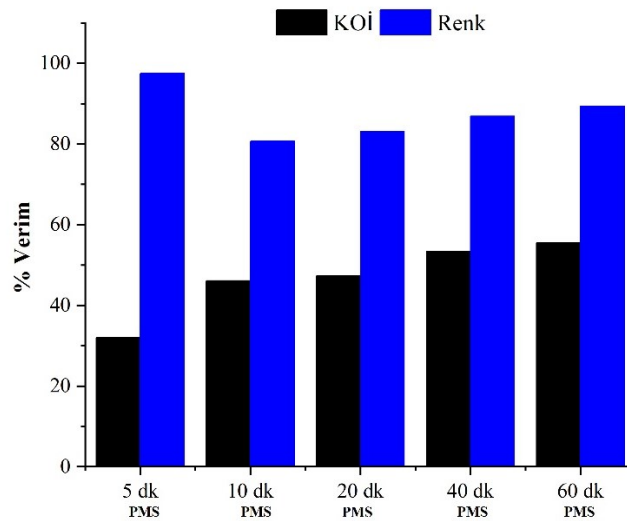
PMS oksidanı ile oksidasyon denemelerinde de H₂O₂ denemelerinde belirlenen dozlar kullanılmıştır.

Manyetik aktif karbonun katalizör olarak kullanılmasıyla gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 0,1-0,2-0,3-0,4 ve 0,5 g/L aktif karbon dozunda gerçekleştirilen optimum karbon dozu denemelerinde elde edilen %55,25 KOİ giderim verimi ile 0,5 g/L optimum karbon dozu olarak belirlenmiştir. Diğer dozlarda elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.54'te gösterilmektedir.



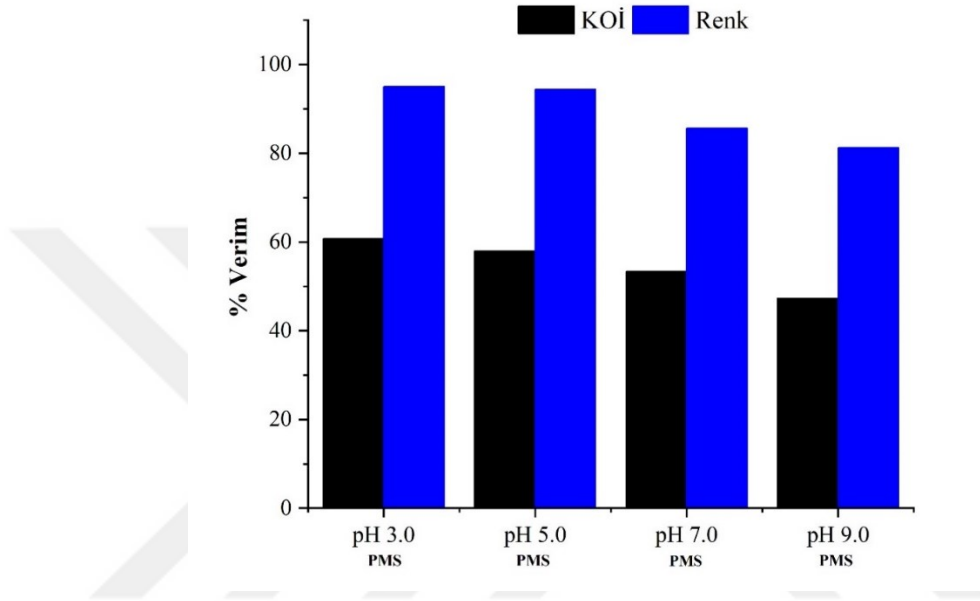
Şekil 5.54. PMS ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum karbon dozu denemesi

Manyetik aktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 5-10-20-40-60 dakikalarda gerçekleştirilen reaksiyon süresi denemelerinde elde edilen %72.65 KOİ giderim verimi ile 60 dakika optimum süre olarak belirlenmiştir. Diğer sürelerde elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.55'te gösterilmektedir.



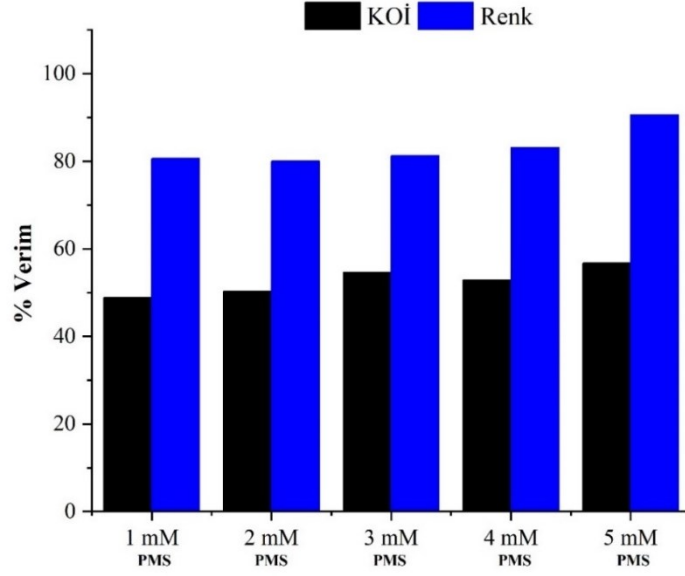
Şekil 5.55. PMS ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum süre denemesi

Manyetik aktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 3.0-5.0-7.0-9.0 pH değerlerinde gerçekleştirilen reaksiyon denemelerde elde edilen %60,74 KOİ giderim verimi ile pH 3.0 optimum pH olarak belirlenmiştir. Diğer pH değerlerinde elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.56'da gösterilmektedir.



Şekil 5.56. PMS ile gerçekleştirilen oksidasyonda optimum pH denemesi

Manyetik aktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyon denemelerinde 1-2-3-4 ve 5 mM PMS dozunda gerçekleştirilen denemelerde elde edilen %56,78 KOİ giderim verimi ile 5 mM PMS optimum oksidan dozu olarak belirlenmiştir. Diğer dozlarda elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri ayrıntılı olarak Şekil 5.57'de gösterilmektedir



Şekil 5.57 Manyetik aktif karbon katalizörlüğündeki oksidasyonda PMS dozu denemesi

Ticari aktif karbondan elde edilen manyetik karbon sonuçları, ticari aktif karbon ile karşılaştırıldığında manyetik özellik kazandırılmasının KOİ ve renk giderim verimlerini arttırdığını göstermektedir. Manyetik aktif karbon, ticari aktif karbona göre sudan ayrılmada kolaylık sağlaması nedeniyle öne çıkmaktadır.

5.8. Oksidasyonunun Membran sistem ile birleştirilmesi

Bu amaçla gerçekleştirilen çalışmalarda tekstil atıksuyu, Fenton oksidasyonu ile arıtılmış tekstil atıksuyu, heterojen oksidasyon ile arıtılmış tekstil atıksuyu membran sisteme aktarılmıştır. Gerçekleştirilen oksidasyonunda katalizör olarak ticari aktif karbon, çam fıstığından üretilmiş aktif karbon ve manyetik aktif karbon kullanılmıştır. Her bir aktif karbon türü için H_2O_2 ve PMS oksidanları da kullanılmıştır.

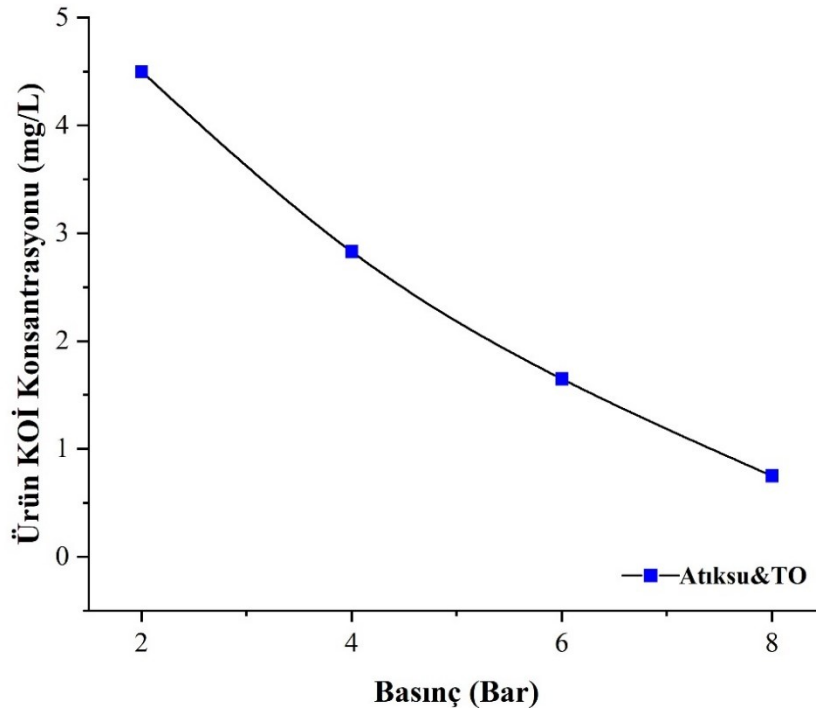
5.8.1. Atıksuyun Membran sistemden geçirilmesi

Tekstil atıksuyunun membran sistemden geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantre akıma ait KOİ ve Renk giderim verimleri Tablo 5.24'te verilmiştir.

Tablo 5.24. Tekstil atıksuyunun membranından geçirilmesi ile elde edilen ürün ve konsantre akımına ait verimler

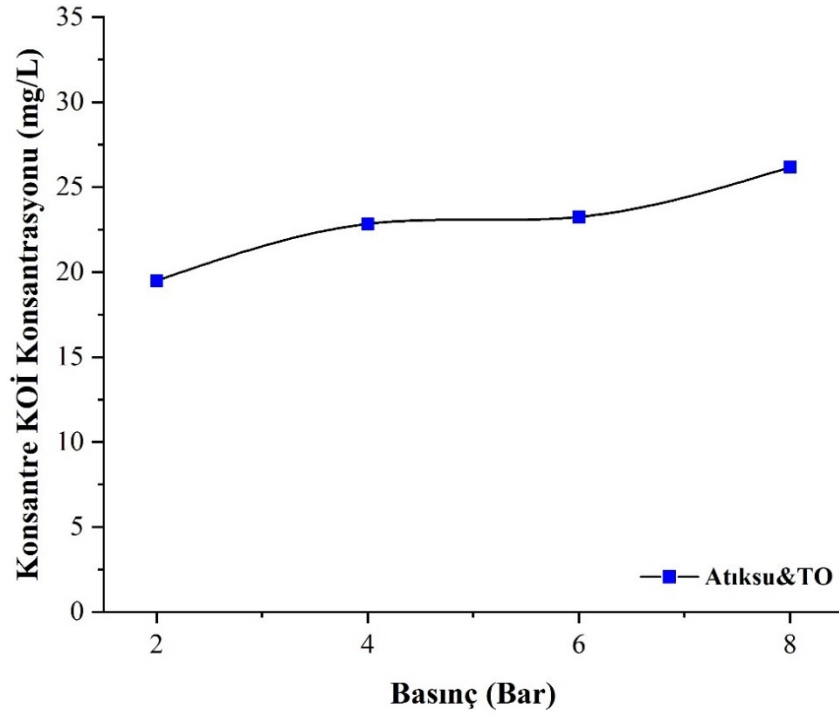
Atıksu&TO	Basınç Bar	Renk Pt-Co	İletkenlik $\mu\text{s/cm}$	Ort.KOİ mg/L	%KOİ %	%Renk %
Ürün	0	160	2996	68,25	0,00	0,00
	2	3	78,81	4,50	98,90	98,13
	4	2	48,03	2,83	95,85	98,75
	6	2	34,45	2,00	93,41	98,75
	8	1	49,55	0,75	97,07	99,38
Konsantre	0	160	2996	68,25	0,00	0
	2	120	3051	72,11	0,00	25
	4	152	3589	88,34	0,00	5
	6	185	3960	97,54	0,00	0
	8	786	4128	100,00	0,00	0

Tekstil atıksuyunun ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantreye ait sonuçlar incelendiğinde üründe KOİ ve rengin neredeyse tamamen giderildiği, iletkenliğin de $50 \mu\text{s/cm}$ düzeyine düşürüldüğü gözlemlenmiştir. Şekil 5.58’de atıksuyun membran sistemde 2, 4, 6 ve 8 bar basınçlarında üründeki konsantrasyon değişimi gösterilmektedir.



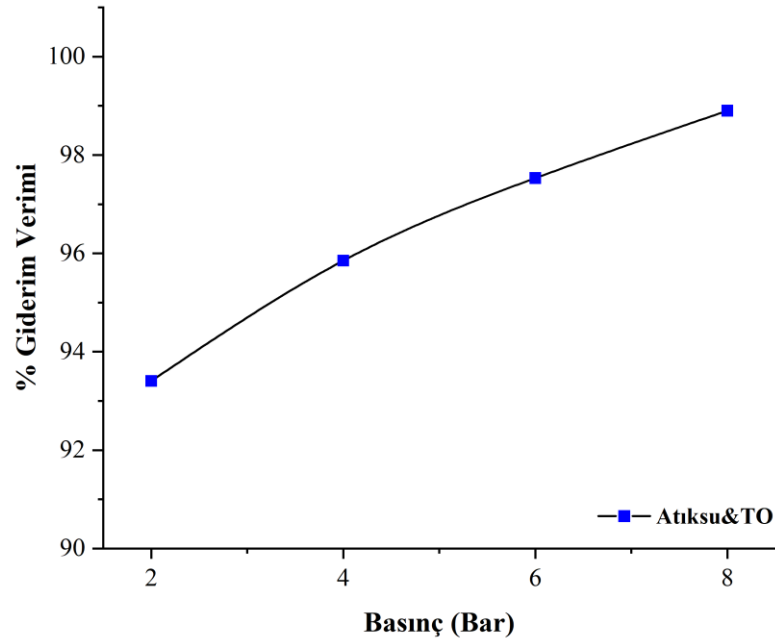
Şekil 5.58. Tekstil atıksuyunun membran sistemde farklı basınçlarda üründeki konsantrasyon değişimi

Şekil 5.59’da tekstil atıksuyunun membran sistemde 2, 4, 6 ve 8 bar basınçlarında konsantredeki konsantrasyon değişimi gösterilmiştir.



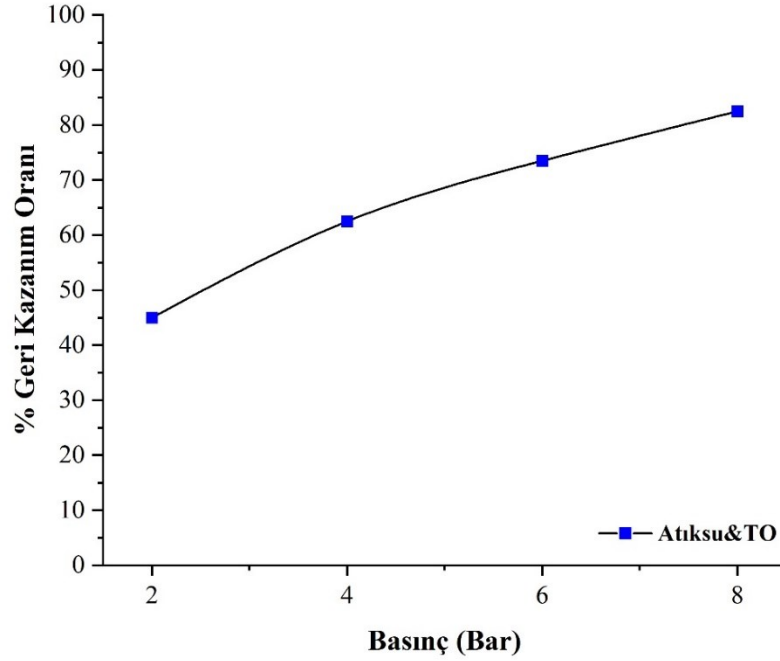
Şekil 5.59. Tekstil atıksuyunun membran sistemde farklı basınçlarda konsantredeki konsantrasyon değişimi

Şekil 5.60'da tekstil atıksuyunun membran sistemden geçirilmesiyle 2, 4, 6 ve 8 bar basınçlarındaki giderim verimi gösterilmektedir.



Şekil 5.60. Tekstil atıksuyunun farklı basınçlardaki giderim verimi

Şekil 5.61’de tekstil atıksuyunun membran sistemden geçirilmesiyle 2, 4, 6 ve 8 bar basınçlarındaki geri kazanım oranı gösterilmektedir.



Şekil 5.61. Atıksuyun farklı basınçlardaki geri kazanım oranı

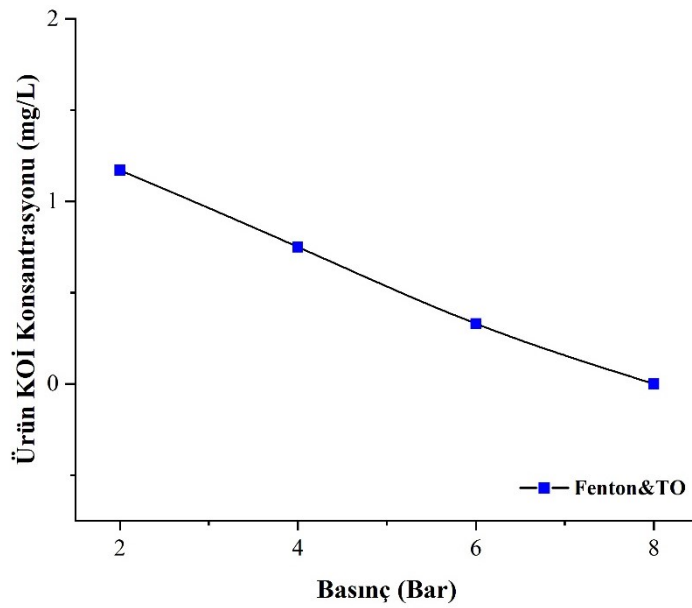
5.8.2. Fenton sonrası arıtılmış atıksuyun membran sistemden geçirilmesi

Tekstil atıksuyunun Fenton oksidasyonu sonrasında membran sistemden geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantre akıma ait KOİ ve Renk giderim verimleri Tablo 5.25’te verilmiştir.

Tablo 5.25. Fenton sonrası arıtılmış atıksuyun memrandan geçirilmesi ile elde edilen ürün ve konsantre akımına ait verimler

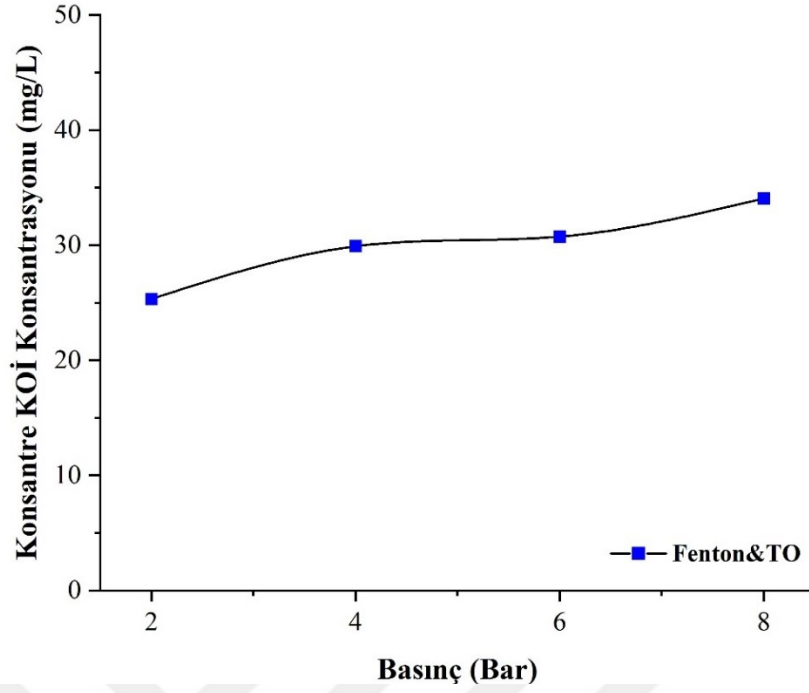
Fenton&TO	Basınç Bar	Renk Pt-Co	İletkenlik µs/cm	Ort.KOİ mg/L	%KOİ %	%Renk %
Ürün	0	3	3108	22,42	0,00	0,00
	2	1	145,1	1,17	94,80	66,67
	4	1	110,0	0,75	96,65	66,67
	6	0	103,4	0,33	98,51	100,00
	8	0	62,3	0,00	100,00	100,00
Konsantre	0	3	3108	22,42	0,00	0,00
	2	4	3570	25,33	0,00	0,00
	4	5	3941	29,92	0,00	0,00
	6	9	4281	30,75	0,00	0,00
	8	13	4973	34,08	0,00	0,00

Fenton oksidasyonu sonucunda elde edilen arıtılmış atıksuyun ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantre akımında elde edilen verimler incelendiğinde, üründe 22.42 mg/L olan membran giriş KOİ değeri neredeyse tamamen giderilmiştir. Renkte de benzer durum gözlemlenmiştir. Membrana giriş iletkenliği 3108 ms/cm değerinden 62.3 μ s/cm'ye kadar düştüğü gözlemlenmiştir. Konsantre akımda ise bu değer 4973 ms/cm'ya kadar yükselmiştir. Şekil 5.62'de Fenton sonrası arıtılmış atıksuyun membran sistemde farklı basınçlarda üründeki konsantrasyon değişimi gösterilmiştir.



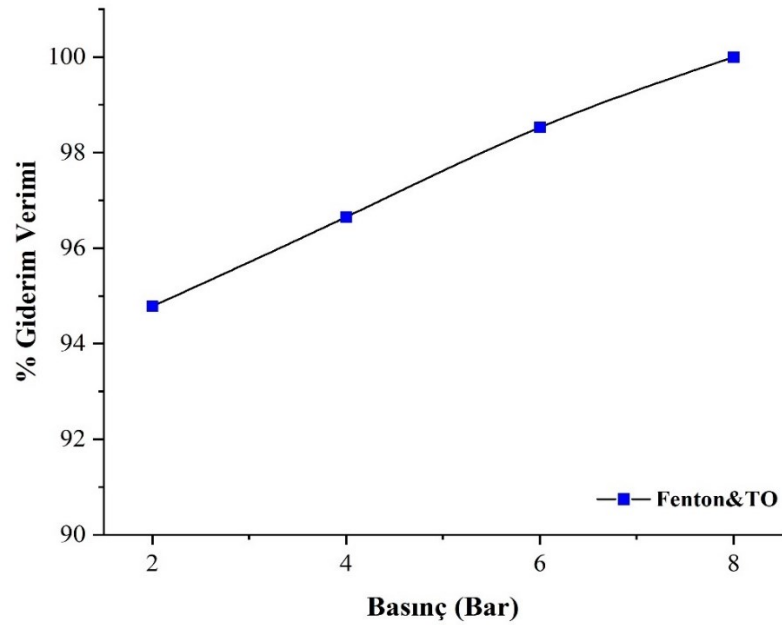
Şekil 5.62. Fenton sonrası arıtılmış atıksuyun membran sistemde farklı basınçlarda üründeki konsantrasyon değişimi

Şekil 5.63'te Fenton sonrası arıtılmış atıksuyun membran sistemde 2, 4, 6 ve 8 bar basınçlarında konsantredeki konsantrasyon değişimini gösterilmektedir.



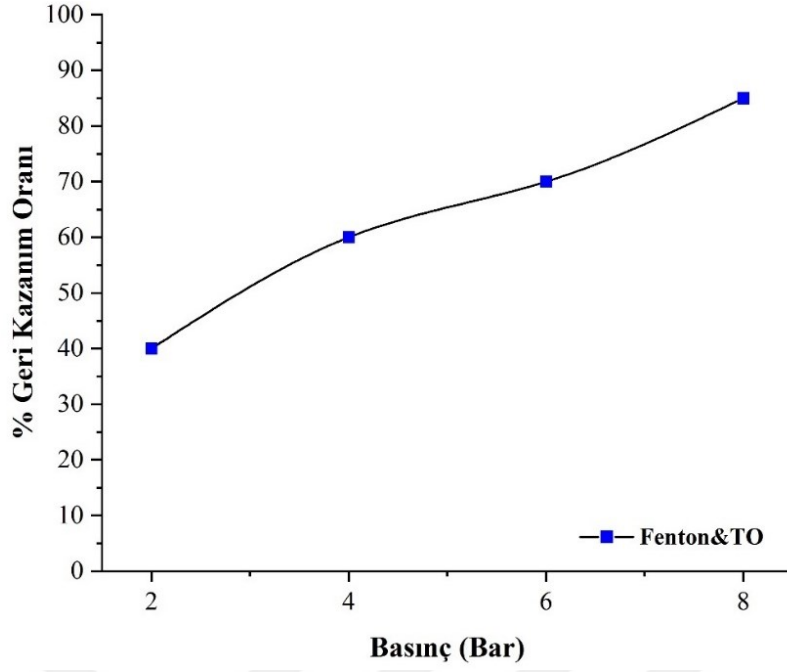
Şekil 5.63. Fenton sonrası arıtılmış atıksuyun membran sistemde farklı basınçlarda konsantredeki konsantrasyon değişimi

Şekil 5.64'te Fenton sonrası arıtılmış atıksuyun membran sistemde 2, 4, 6 ve 8 bar basınçlarındaki giderim verimleri gösterilmektedir.



Şekil 5.64. Fenton sonrası arıtılmış atıksuyun membran sistemde farklı basınçlardaki giderim verimleri

Şekil 5.65'te Fenton sonrası arıtılmış atıksuyun membran sistemde 2, 4, 6 ve 8 bar basınçlarındaki geri kazanım oranları gösterilmektedir.



Şekil 5.65. Fenton sonrası arıtılmış atıksuyun membran sistemde farklı basınçlardaki geri kazanım oranları

5.8.3. Ticari Aktif Karbonun Katalizör Olarak Kullanılmasıyla Gerçekleştirilen Oksidasyon Sonucu Elde Edilen Arıtılmış Atıksuyun Membran Sistemden Geçirilmesi

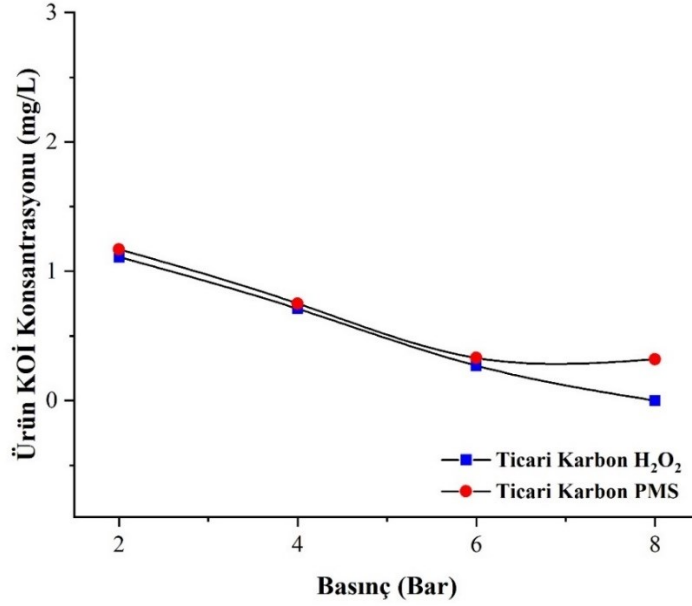
Ticari aktif karbonun katalizör olarak kullanılmasıyla gerçekleştirilen oksidasyon sonucu elde edilen arıtılmış atıksuyun membran sistemden geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantre akıma ait KOİ ve Renk giderim verimleri Tablo 5.26’te verilmiştir.

Tablo 5.26. Ticari aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun memrandan geçirilmesi ile elde edilen ürün ve konsantre akımına ait verimler

Ticari C&TO	Basınç Bar	Renk Pt-Co	İletkenlik $\mu\text{s/cm}$	Ort.KOİ mg/L	%KOİ %	%Renk %
H₂O₂						
Ürün	0	4	3205	15,75	0,00	0,00
	2	2	155,1	1,17	92,59	50,00
	4	1	124,0	0,75	95,24	75,00
	6	0	105,8	0,33	97,88	100,00
	8	0	55,4	0,00	100,00	100,00
Konsantre	0	4	3205	15,75	0,00	0,00
	2	6	3421	17,17	0,00	0,00
	4	7	3965	19,92	0,00	0,00
	6	7	4128	21,58	0,00	0,00
	8	9	4966	25,75	0,00	0,00
PMS						
Ürün	0	6	3522	31,58	0,00	0,00
	2	4	168,8	1,17	97,63	33,33
	4	2	149,0	0,75	96,31	66,67
	6	3	110,9	0,33	98,94	50,00
	8	1	51,3	0,32	98,94	83,33
Konsantre	0	6	3522	31,58	0,00	0,00
	2	7	3754	35,33	0,00	0,00
	4	7	4232	38,67	0,00	0,00
	6	9	4994	40,75	0,00	0,00
	8	14	5229	41,58	0,00	0,00

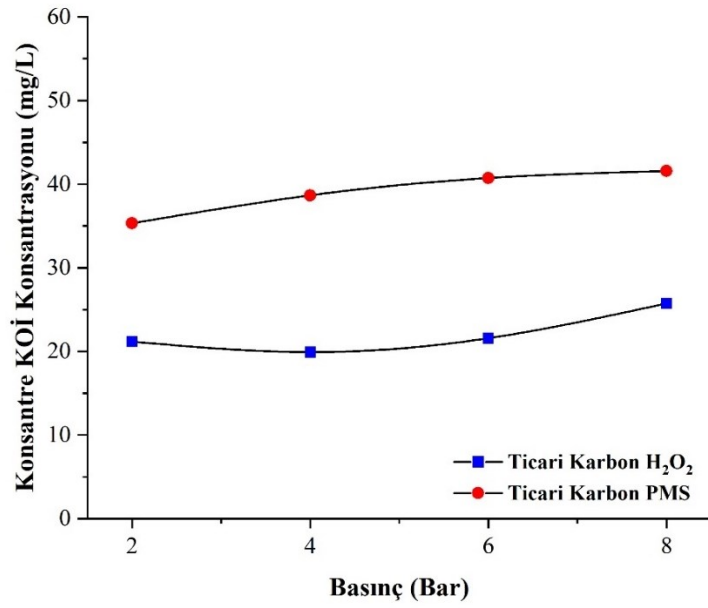
Ticari aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile H₂O₂ oksidanı varlığında arıtılmış atıksuyun memrandan geçirilmesi ile elde edilen ürün ve konsantre akımına ait verimler incelendiğinde, üründe 15.75 mg/L olan membran giriş KOİ değeri %97 dolaylarında giderilmiştir. Renk zaten çok düşük olduğundan neredeyse tamamen giderildiği gözlemlenmiştir. Membrana giriş iletkenliği 3205 ms/cm değerinden 55,4 $\mu\text{s/cm}$ 'ye kadar düştüğü gözlemlenmiştir. Konsantre akımda ise bu değer 5266 ms/cm'ye kadar yükselmiştir. PMS oksidanı kullanıldığında ise üründe 15.75 mg/L olan membran giriş KOİ değeri neredeyse tamamen giderilmiştir. Renk zaten çok düşük olduğundan neredeyse tamamen giderildiği gözlemlenmiştir. Membrana giriş iletkenliği 3205 ms/cm değerinden 51.3 $\mu\text{s/cm}$ 'ye kadar düştüğü gözlemlenmiştir. Konsantre akımda ise bu değer 5229 ms/cm'ye kadar yükselmiştir. Şekil 5.66'da ticari

aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile ürün konsantrasyonlarındaki değişimi gösterilmiştir.



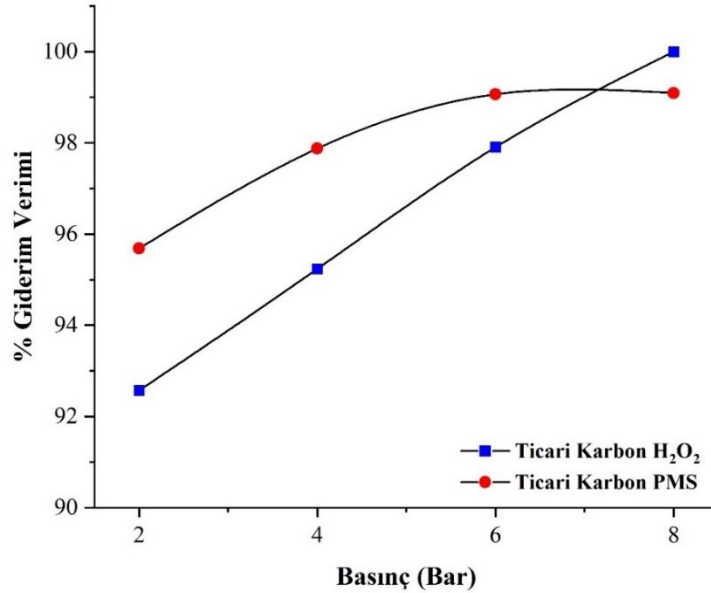
Şekil 5.66. Ticari aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile ürün konsantrasyonlarındaki değişim

Şekil 5.67’de ticari aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile gerçekleştirilen oksidasyon sonucu elde edilen arıtılmış atıksuyun 2, 4, 6 ve 8 bar basınçlarında, H₂O₂ ve PMS oksidanları ile konsantre konsantrasyonlarındaki değişimi gösterilmektedir.



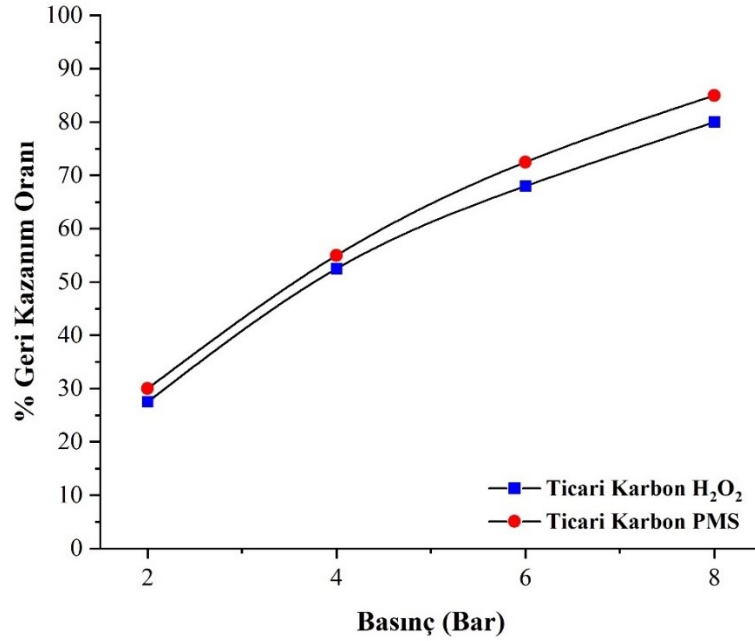
Şekil 5.67. Ticari aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile konsantre konsantrasyonlarındaki değişim

Şekil 5.68’de ticari aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile gerçekleştirilen oksidasyon sonucu elde edilen arıtılmış atıksuyun 2, 4, 6 ve 8 bar basınçlarında, H₂O₂ ve PMS oksidanları ile giderim verimleri gösterilmiştir.



Şekil 5.68. Ticari aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile giderim verimleri

Şekil 5.69’da ticari aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile gerçekleştirilen oksidasyon sonucu elde edilen arıtılmış atıksuyun 2, 4, 6 ve 8 bar basınçlarında, H₂O₂ ve PMS oksidanları ile geri kazanım oranları gösterilmektedir.



Şekil 5.69. Ticari aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile geri kazanım oranları

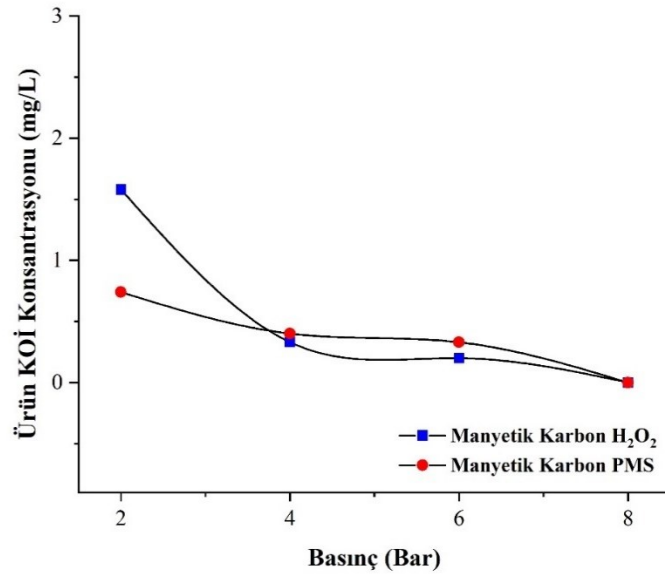
5.8.4. Manyetik Aktif Karbonun Katalizör Olarak Kullanılmasıyla Gerçekleştirilen Oksidasyon Sonucu Elde Edilen Arıtılmış Atıksuyun Membran Sistemden Geçirilmesi

Manyetik aktif karbonun katalizör olarak kullanılmasıyla gerçekleştirilen oksidasyon sonucu elde edilen arıtılmış atıksuyun membran sistemden geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantre akıma ait KOİ ve Renk giderim verimleri Tablo 5.27’de verilmiştir.

Tablo 5.27. Manyetik aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun memrandan geçirilmesi ile elde edilen ürün ve konsantre akımına ait verimler

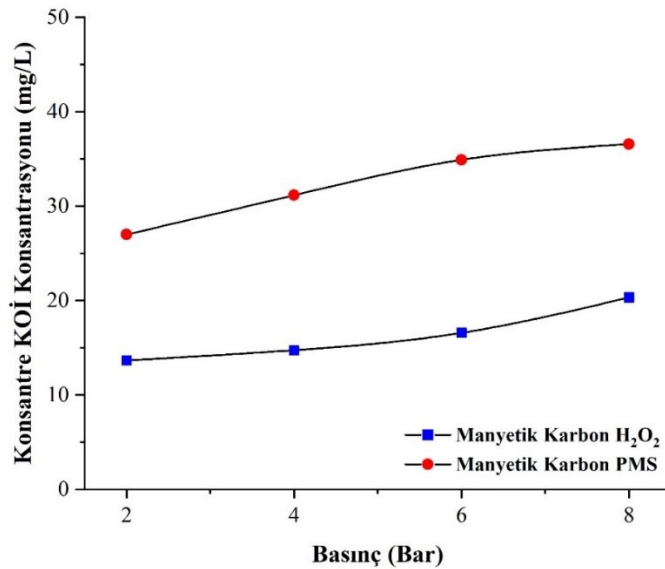
Manyetik C&TO	Basınç Bar	Renk Pt-Co	İletkenlik $\mu\text{s/cm}$	Ort.KOİ mg/L	%KOİ %	%Renk %
H₂O₂						
Ürün	0	5	3275	11,58	0,00	0,00
	2	2	141,2	1,58	86,33	60,00
	4	3	106,6	0,33	97,12	40,00
	6	0	93,3	0,20	98,09	100,00
	8	1	45,6	0,00	100,00	80,00
Konsantre	0	5	3275	11,58	0,00	0,00
	2	7	3388	13,67	0,00	0,00
	4	8	3903	15,75	0,00	0,00
	6	11	4110	16,58	0,00	0,00
	8	13	4963	20,33	0,00	0,00
PMS						
Ürün	0	9	3735	24,5	0,00	0,00
	2	4	125,3	0,74	96,94	55,56
	4	1	99,9	0,40	97,12	88,89
	6	1	76,5	0,33	98,64	88,89
	8	3	52,2	0,00	100,00	66,67
Konsantre	0	9	3735	24,50	0,00	0,00
	2	11	4371	27,00	0,00	0,00
	4	13	5586	31,17	0,00	0,00
	6	12	6156	34,92	0,00	0,00
	8	17	6901	36,58	0,00	0,00

Manyetik aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile H₂O₂ oksidanı varlığında arıtılmış atıksuyun memrandan geçirilmesi ile elde edilen ürün ve konsantre akımına ait verimler incelendiğinde, üründe 11.58 mg/L olan membran giriş KOİ değeri neredeyse tamamen giderilmiştir. Renk zaten çok düşük olduğundan neredeyse tamamen giderildiği gözlemlenmiştir. Membrana giriş iletkenliği 3275 ms/cm değerinden 45,6 $\mu\text{s/cm}$ 'ye kadar düştüğü gözlemlenmiştir. Konsantre akımda ise bu değer 4963 ms/cm'ye kadar yükselmiştir. PMS oksidanı kullanıldığında ise üründe 24,5 mg/L olan membran giriş KOİ değeri neredeyse tamamen giderilmiştir. Renk zaten çok düşük olduğundan neredeyse tamamen giderildiği gözlemlenmiştir. Membrana giriş iletkenliği 3735 ms/cm değerinden 52,3 $\mu\text{s/cm}$ 'ye kadar düştüğü gözlemlenmiştir. Konsantre akımda ise bu değer 6901 ms/cm'ye kadar yükselmiştir. Şekil 5.70'de manyetik aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile gerçekleştirilen oksidasyon sonucu elde edilen arıtılmış atıksuyun 2, 4, 6 ve 8 bar basınçlarında, H₂O₂ ve PMS oksidanları ile ürün konsantrasyonlarındaki değişimi gösterilmektedir.



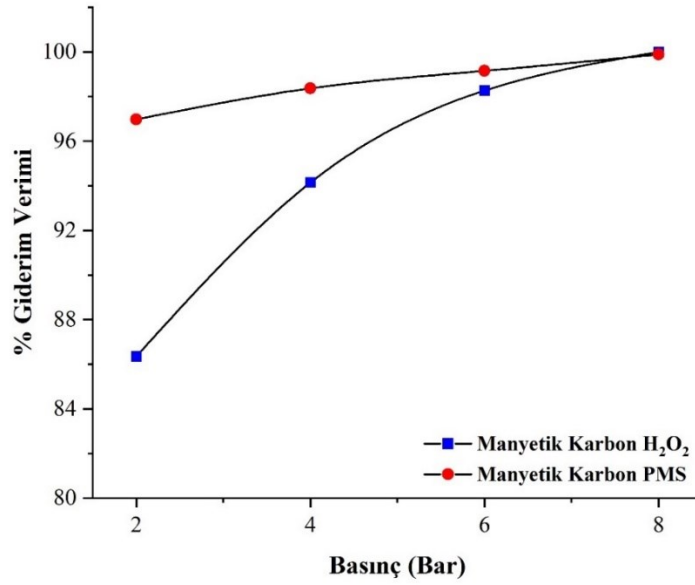
Şekil 5.70. Manyetik aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile ürün konsantrasyonlarındaki değişim

Şekil 5.71’de manyetik aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile gerçekleştirilen oksidasyon sonucu elde edilen arıtılmış atıksuyun 2, 4, 6 ve 8 bar basınçlarında, H_2O_2 ve PMS oksidanları ile konsantre konsantrasyonlarındaki değişim gösterilmektedir.



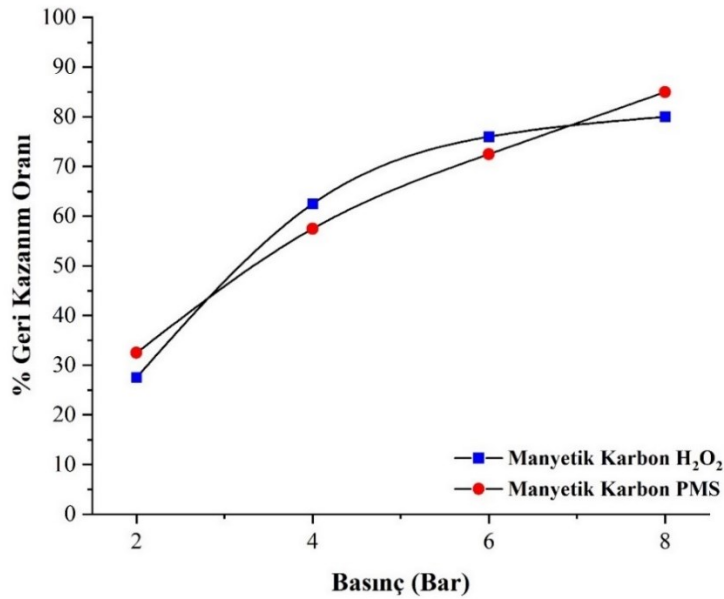
Şekil 5.71. Manyetik aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile konsantre konsantrasyonlarındaki değişim

Şekil 5.72’de manyetik aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile gerçekleştirilen oksidasyon sonucu elde edilen arıtılmış atıksuyun 2, 4, 6 ve 8 bar basınçlarında, H_2O_2 ve PMS oksidanları ile giderim verimleri gösterilmektedir.



Şekil 5.72. Manyetik aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile giderim verimleri

Şekil 5.73’te manyetik aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile gerçekleştirilen oksidasyon sonucu elde edilen arıtılmış atıksuyun 2, 4, 6 ve 8 bar basınçlarında, H_2O_2 ve PMS oksidanları ile geri kazanım oranları gösterilmektedir.



Şekil 5.73. Manyetik aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile geri kazanım oranları

5.8.5. Çam Fıstığı Aktif Karbonun Katalizör Olarak Kullanılmasıyla Gerçekleştirilen Oksidasyon Sonucu Elde Edilen Arıtılmış Atıksuyun Membran Sistemden Geçirilmesi

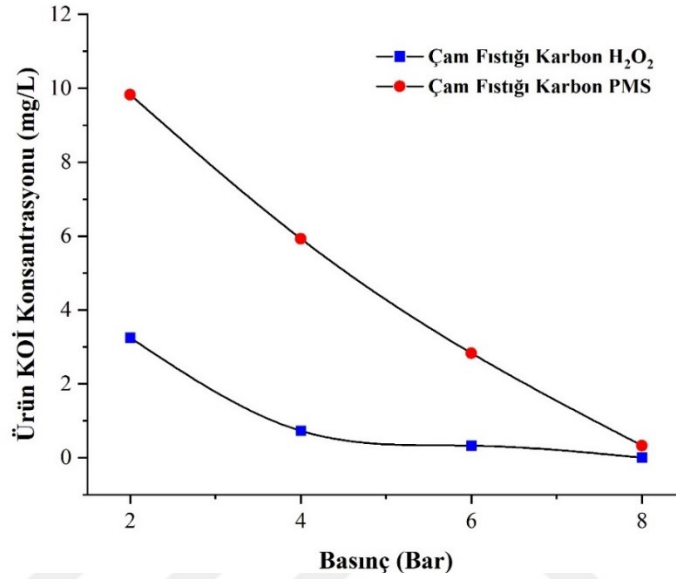
Çam fıstığından elde edilmiş aktif karbonun katalizör olarak kullanılmasıyla gerçekleştirilen oksidasyon sonucu elde edilen arıtılmış atıksuyun membran sistemden geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantre akıma ait KOİ ve Renk giderim verimleri Tablo 5.28’de verilmiştir.

Tablo 5.28. Çam Fıstığından elde edilen aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile geri kazanım oranları

Çam Fıstığı Karbon&TO	Basınç Bar	Renk Pt-Co	İletkenlik µs/cm	Ort.KOİ mg/L	%KOİ %	%Renk %
H₂O₂						
Ürün	0	6	2298	9,92	59,52	33,33
	2	2	131,1	3,25	86,73	77,78
	4	1	92,0	0,33	98,64	88,89
	6	0	43,3	0,33	98,64	100,00
	8	1	25,5	0,00	100,00	88,89
Konsantre	0	6	2298	9,92	0,00	0,00
	2	9	3178	15,33	0,00	0,00
	4	13	3311	21,17	0,00	0,00
	6	14	3929	24,50	0,00	0,00
	8	16	4230	25,33	0,00	0,00
PMS						
Ürün	0	9	2298	16,58	32,31	0,00
	2	5	142,9	9,83	64,62	44,44
	4	2	87,1	7,83	68,03	77,78
	6	2	65,4	2,83	88,44	77,78
	8	1	43,0	0,33	98,64	88,89
Konsantre	0	9	2298	16,58	0,00	0,00
	2	13	3678	19,50	0,00	0,00
	4	16	4276	22,83	0,00	0,00
	6	17	4942	23,25	0,00	0,00
	8	18	5198	26,17	0,00	0,00

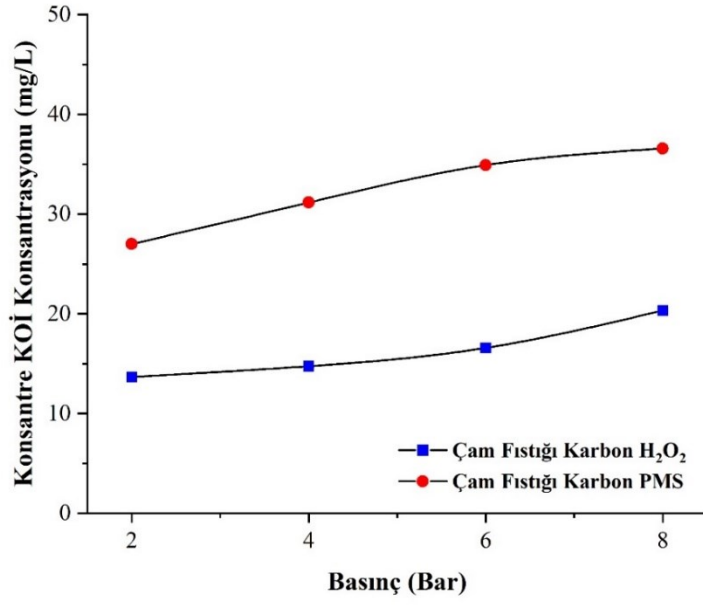
Çam fıstığından elde edilen aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile H₂O₂ oksidanı varlığında arıtılmış atıksuyun membrandan geçirilmesi ile elde edilen ürün ve konsantre akımına ait verimler incelendiğinde, üründe 9,92 mg/L olan membran giriş KOİ değeri neredeyse tamamen giderilmiştir. Renk zaten çok düşük olduğundan neredeyse tamamen giderildiği gözlemlenmiştir. Membrana giriş iletkenliği 2298 ms/cm değerinden 25,5 µs/cm’ye kadar düştüğü gözlemlenmiştir. Konsantre akımda ise bu değer 4230 ms/cm’ya kadar yükselmiştir. PMS oksidanı kullanıldığında ise üründe 16.58 mg/L olan membran giriş KOİ değeri neredeyse tamamen giderilmiştir. Renk zaten çok düşük olduğundan neredeyse tamamen

giderildiği gözlemlenmiştir. Membrana giriş iletkenliği 2298 ms/cm değerinden 43 $\mu\text{s/cm}$ 'ye kadar düştüğü gözlemlenmiştir. Konsantre akımda ise bu değer 5198 ms/cm'ya kadar yükselmiştir. Şekil 5.74'te çam fıstığı aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile gerçekleştirilen oksidasyon sonucu elde edilen arıtılmış atıksuyun 2, 4, 6 ve 8 bar basınçlarında, H_2O_2 ve PMS oksidanları ile ürün konsantrasyonlarındaki değişim gösterilmektedir.



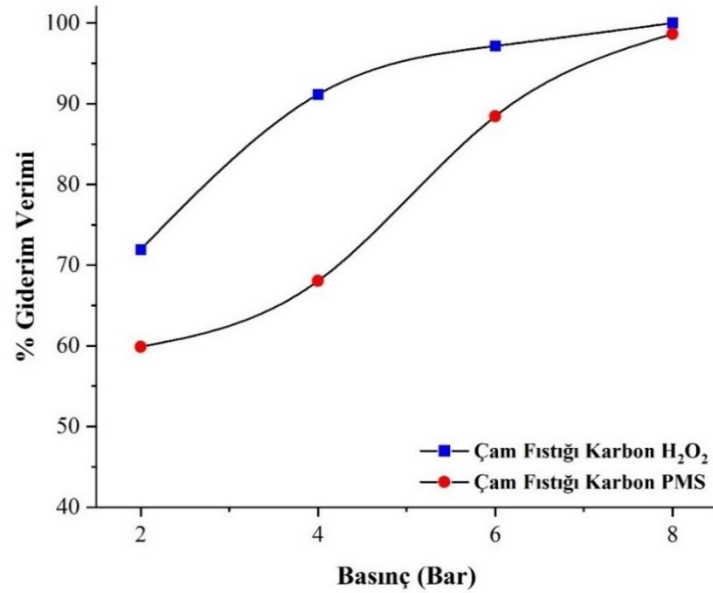
Şekil 5.74. Çam fıstığı aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile ürün konsantrasyonlarındaki değişim

Şekil 5.75'te çam fıstığı aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile gerçekleştirilen oksidasyon sonucu elde edilen arıtılmış atıksuyun 2, 4, 6 ve 8 bar basınçlarında, H_2O_2 ve PMS oksidanları ile konsantre konsantrasyonlarındaki değişim gösterilmektedir.



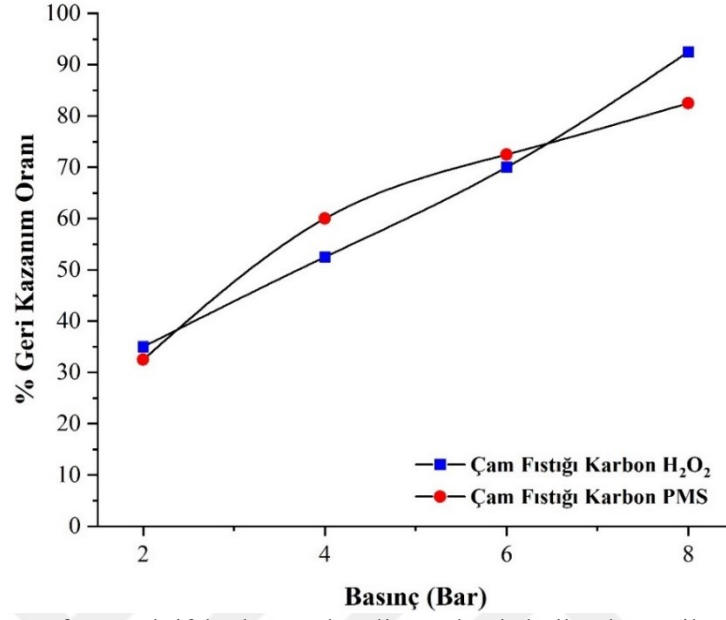
Şekil 5.75. Çam fıstığı aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile konsantre konsantrasyonlarındaki değişim

Şekil 5.76'da Çam fıstığı aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile gerçekleştirilen oksidasyon sonucu elde edilen arıtılmış atıksuyun 2, 4, 6 ve 8 bar basınçlarında, H₂O₂ ve PMS oksidanları ile giderim verimleri gösterilmektedir.



Şekil 5.76. Çam fıstığı aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile giderim verimleri

Şekil 5.77’de çam fıstığı aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile gerçekleştirilen oksidasyon sonucu elde edilen arıtılmış atıksuyun 2, 4, 6 ve 8 bar basınçlarında, H_2O_2 ve PMS oksidanları ile geri kazanım oranları gösterilmektedir.



Şekil 5.77. Çam fıstığı aktif karbonun katalizör olarak kullanılması ile arıtılmış atıksuyun farklı basınç ve oksidanlar ile geri kazanım oranları

5.9. Kesikli Olarak İşletilen, Farklı Aktif Karbonun Katalizörlüğünde Gerçekleştirilen Oksidasyon ve Membranın Birleşik Olduğu Sistemde Geri Kazanım

Farklı aktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyon ve membranın birleşik olduğu, kesikli olarak işletilen sistemden elde edilen atıksuyun farklı geri kazanım standartlarına uygunluğu Tablo 5.29’da gösterilmiştir.

Tablo 5.29. Arıtılmış atıksuyun farklı geri kazanım standartlarına uygunluğu

Parametre	Tekstil Atıksuyu	Çam F.+MF+TO	Manyetik+MF+TO	Ticari+MF+TO	(Marcucci, Ciardelli et al. 2002)	(Vandevivere, Bianchi et al. 1998)	(Lin and Chen 1997)	(Marcucci, Nosenzo et al. 2001)	(Metcalf 2003)
pH	7.07	7.5-8.5	7.5-8.5	7.5-8.5	6.5-8.0	6.5-7.5	-	-	6-8
Bulanıklık (NTU)	-	-	-	-	-	-	5	-	0.3-5
EC ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	2847	25.5	45.6	55.5	-	10	10	<100	
TÇM (mgL-1)	1424	-	-	-	100-1000	<500	10	<50	100-200
KOİ (mgL ⁻¹)	90	<10	<10	<10	0-160	<500	5	<10	-
TOK (mgL ⁻¹)	30	-	-	-	-	-	-	-	-
Toplam Sertlik (mgL ⁻¹)	-	-	-	-	0-100	90	4.2	<10	0-50
Renk (Pt-Co)	147	1	1	0	-	-	<5	<5	0-5
Cl ⁻ (mgL ⁻¹)	633.17	-	-	-	100-300	>150	-	-	
SO ₄ ²⁻ (mgL ⁻¹)	212.696	-	-	-	-	-	-	-	100

İletkenlik parametresi ele alındığında am fıstığından elde edilen aktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyon sonucu elde edilen arıtılmış atıksuda en düşük olduğu gözlemlenmiştir. Tüm arıtılmış atıksularda KOİ değeri 5 mg/L'den düşük ölçülmüştür. Renk ise gözlemlenmemiştir. Farklı geri kazanım parametrelerine göre değerlendirildiğinde iletkenlik, KOİ ve renk parametreleri açısından elde edilen arıtılmış atıksular geri kazanım limitlerine uymaktadır. Fakat bu limitler genel olarak belirlendiğinden daha özel amaçlarla kullanılacak olan arıtılmış atıksular için sınır değerleri (EPA 2012) raporunda verilmiştir. Tarım atıkları ile üretilen katalizör veya adsorban kullanılarak elde edilen arıtılmış suyun yüksek kalitesi, birçok bitkinin sulanması için uygundur. Bu, bitkilerin atıklarının da bu hibrit süreçte kullanılabildiğı döngüsel bir ekonominin iyi bir örneğini oluşturmaktadır (Tokay Yılmaz, Tekin et al. 2023). Arıtılmış tekstil atıksuyunun Tablo 5.29'da verilen farklı geri kazanım standartlarını da sağladığı görölmektedir.

6. SONUÇ

Bu tez çalışmasında, biyolojik arıtım çıkışından alınan tekstil ileri oksidasyon prosesleri ve membran proseslerinin birleştirilmesiyle proses içinde yeniden kullanımı araştırılmış ve tüm yöntemler farklı proses koşulları içerisinde en verimli olan belirlenmiştir.

Fenton ve foto-Fenton proseslerinde optimum koşulların belirlenmesi amacıyla bir seri deney gerçekleştirilmiş ve en yüksek giderim verimi pH 3.0 değerinde 10 mM H_2O_2 dozu ve 3 mM Fe^{2+} olarak belirlenmiştir. Optimum koşullarının belirlenmesinin ardından oksidasyon sistemi sürekli işletilmek üzere optimize edilmiştir. Farklı akış ve sürelerde sürekli işletilen Fenton oksidasyon sisteminde KOİ verimi %70 ve TOK verimi %76 dolaylarında elde edilmiştir. Aynı şekilde işletilen Foto-Fenton oksidasyonunda ise KOİ verimi %75 ve TOK verimi %79 dolaylarında bulunmuştur. Buradan anlaşılabacağı üzere Foto-Fenton prosesi Fentona göre çok büyük bir verim farkı oluşturmamıştır. Enerji maliyeti de göz önüne alındığında Fenton prosesinin Foto-Fentona göre daha uygulanabilir olduğu anlaşılmıştır (Mohapatra and Ghosh 2023).

Çalışmanın bir sonraki aşamasında oksidasyon prosesini geliştirmek amacıyla farklı, düşük maliyetli tarımsal atıklardan elde edilen karbonların katalizör olarak kullanılmasıyla Fenton oksidasyonu ile ulaşılmış olan oksidasyon verimin artırılması hedeflenmiştir. Bu amaçla kullanılan katalizörler arasında çam fıstığından elde edilen aktif karbon verimli bulunmuştur. Çam fıstığından elde edilen aktif karbonun katalizörlüğünde gerçekleştirilen oksidasyonda KOİ verimi %83'e ulaşmıştır. Renk tamamen giderilmiştir.

Farklı aktif karbon türlerinin kullanılarak gerçekleştirilen oksidasyon sistemi membran sisteme entegre edilerek tekstil endüstrisi atıksularının yeniden kullanılması hedeflenmiştir. Atıksuyun ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantreye ait sonuçlar incelendiğinde üründe KOİ ve rengin neredeyse tamamen giderildiği, iletkenliğin de 50 $\mu S/cm$ düzeyine düşürüldüğü gözlemlenmiştir.

Fenton oksidasyonu sonucunda elde edilen arıtılmış atıksuyun ters osmoz membranından geçirilmesiyle elde edilen ürün ve konsantre akımında elde edilen verimler incelendiğinde, 22.42 mg/L olan membran giriş KOİ değeri neredeyse tamamen giderilmiştir. Renkte de benzer durum gözlemlenmiştir. Membrana giriş

iletkenliđi 3108 ms/cm deđerinden 62.3 μ s/cm'ye kadar dűřtűđű gűzlemlenmiřtir. Konsantre akımda ise bu deđer 4973 ms/cm'ya kadar yűkselmiřtir.

Ticari aktif karbonun katalizűr olarak kullanılması ile H₂O₂ oksidanı varlıđında arıtılmıř atıksuyun memrandan geűirilmesi ile elde edilen űrűn ve konsantre akımına ait verimler incelendiđinde, 15.75 mg/L olan membran giriř KOİ deđerı %97 dolaylarında giderilmiřtir. Renk zaten çok dűřűk olduđundan neredeyse tamamen giderildiđi gűzlemlenmiřtir. Membrana giriř iletkenliđi 3205 ms/cm deđerinden 55,4 μ s/cm'ye kadar dűřtűđű gűzlemlenmiřtir. Konsantre akımda ise bu deđer 5266 ms/cm'ya kadar yűkselmiřtir. PMS oksidanı kullanıldıđında ise 15.75 mg/L olan membran giriř KOİ deđerı neredeyse tamamen giderilmiřtir. Renk zaten çok dűřűk olduđundan neredeyse tamamen giderildiđi gűzlemlenmiřtir. Membrana giriř iletkenliđi 3205 ms/cm deđerinden 51.3 μ s/cm'ye kadar dűřtűđű gűzlemlenmiřtir. Konsantre akımda ise bu deđer 5229 ms/cm'ya kadar yűkselmiřtir.

Manyetik aktif karbonun katalizűr olarak kullanılması ile H₂O₂ oksidanı varlıđında arıtılmıř atıksuyun memrandan geűirilmesi ile elde edilen űrűn ve konsantre akımına ait verimler incelendiđinde, 11.58 mg/L olan membran giriř KOİ deđerı neredeyse tamamen giderilmiřtir. Renk zaten çok dűřűk olduđundan neredeyse tamamen giderildiđi gűzlemlenmiřtir. Membrana giriř iletkenliđi 3275 ms/cm deđerinden 45,6 μ s/cm'ye kadar dűřtűđű gűzlemlenmiřtir. Konsantre akımda ise bu deđer 4963 ms/cm'ya kadar yűkselmiřtir. PMS oksidanı kullanıldıđında ise 24,5 mg/L olan membran giriř KOİ deđerı neredeyse tamamen giderilmiřtir. Renk zaten çok dűřűk olduđundan neredeyse tamamen giderildiđi gűzlemlenmiřtir. Membrana giriř iletkenliđi 3735 ms/cm deđerinden 52,3 μ s/cm'ye kadar dűřtűđű gűzlemlenmiřtir. Konsantre akımda ise bu deđer 6901 ms/cm'ya kadar yűkselmiřtir.

am fıstıđından elde edilen aktif karbonun katalizűr olarak kullanılması ile H₂O₂ oksidanı varlıđında arıtılmıř atıksuyun memrandan geűirilmesi ile elde edilen űrűn ve konsantre akımına ait verimler incelendiđinde, 9,92 mg/L olan membran giriř KOİ deđerı neredeyse tamamen giderilmiřtir. Renk zaten çok dűřűk olduđundan neredeyse tamamen giderildiđi gűzlemlenmiřtir. Membrana giriř iletkenliđi 2298 ms/cm deđerinden 25,5 μ s/cm'ye kadar dűřtűđű gűzlemlenmiřtir. Konsantre akımda ise bu deđer 4230 ms/cm'ya kadar yűkselmiřtir. PMS oksidanı kullanıldıđında ise 16.58 mg/L olan membran giriř KOİ deđerı neredeyse tamamen giderilmiřtir. Renk zaten çok dűřűk olduđundan neredeyse tamamen giderildiđi gűzlemlenmiřtir. Membrana

giriş iletkenliği 2298 ms/cm değerinden 43 μ s/cm'ye kadar düştüğü gözlemlenmiştir. Konsantre akımda ise bu değer 5198 ms/cm'ya kadar yükselmiştir.

Aktif karbonun adsorpsiyon özelliğinden ziyade katalitik etkisinden faydalanılarak, Fenton oksidasyonu sonucu elde edilen verimin daha yüksek seviyelere taşınmasını mümkündür (Tokay Yılmaz, Tekin et al. 2023). Oksidasyon prosesinde aktif karbonların katalizör olarak kullanıldığında Fenton oksidasyonuna göre verimi arttırmasının yanı sıra ayırma kolaylığı ve demir çamuru oluşturmama gibi olumlu özellikleri de mevcuttur.

Tekstil atıksuyunun oksidasyona tabi tutularak membrana beslenmesi ile membran sisteme beslenecek olan arıtılmış atıksuyun yükü azaltılmış olacaktır. Membranların kullanım ömrünün ve performansının artması sağlanmış olacaktır. Membran üreticileri TO membranına beslenecek olan akımda KOİ değerinin 8 mg/L'den düşük bir seviyede olması gerektiğini belirtmeleri sebebiyle membran öncesi oksidasyon uygulanması önem kazanmaktadır.

Tekstil endüstrisi atıksuyu arıtımı için önerilen bu birleşik sürecin, atıksuyu geri kazanmak için başarılı ve çevre dostu bir süreç olarak düşünülebileceği gözlemlenmiştir. Ayrıca, membran sistemin KOİ, iletkenlik ve renk parametrelerinin önemli bir kısmının giderilmesinden ötürü geri kazanım sürecinin en önemli aşaması olduğu anlaşılmıştır.

KAYNAKLAR

- Abu-Ghunmi, L. N. and A. I. Jamrah (2006). "Biological treatment of textile wastewater using sequencing batch reactor technology." Environmental Modeling & Assessment **11**: 333-343.
- Adeleye, A. S., J. R. Conway, K. Garner, Y. Huang, Y. Su and A. A. Keller (2016). "Engineered nanomaterials for water treatment and remediation: Costs, benefits, and applicability." Chemical Engineering Journal **286**: 640-662.
- Al-Duri, B. and G. McKay (1991). "Prediction of binary systems for kinetics of batch adsorption using basic dyes onto activated carbon." Chemical engineering science **46**(1): 193-204.
- Al-Kdasi, A., A. Idris, K. Saed and C. T. Guan (2004). "Treatment of textile wastewater by advanced oxidation processes—a review." Global nest: the Int. J **6**(3): 222-230.
- Alaton, I. (2007). "Degradation of Xenobiotics Originating From The Textile Preparation." Dyeing and Finishing Industry Using Ozonation and Advanced Oxidation, Ecotoxicology and Environmental Safety **68**: 98-107.
- Alaton, I. A., G. Insel, G. Eremektar, F. G. Babuna and D. Orhon (2006). "Effect of textile auxiliaries on the biodegradation of dyehouse effluent in activated sludge." Chemosphere **62**(9): 1549-1557.
- Alkaya, E. and G. N. Demirel (2014). "Sustainable textile production: a case study from a woven fabric manufacturing mill in Turkey." Journal of Cleaner Production **65**: 595-603.
- Amalina, F., A. S. A. Razak, S. Krishnan, A. W. Zularisam and M. Nasrullah (2022). "Dyes removal from textile wastewater by agricultural waste as an absorbent – A review." Cleaner Waste Systems **3**: 100051.
- Ameta, R., S. Benjamin, A. Ameta and S. C. Ameta (2013). Photocatalytic degradation of organic pollutants: a review. Materials Science Forum, Trans Tech Publ.
- Ameta, S. C. and R. Ameta (2018). Advanced oxidation processes for wastewater treatment: emerging green chemical technology, Academic press.
- Anandan, S., G.-J. Lee, P.-K. Chen, C. Fan and J. J. Wu (2010). "Removal of orange II dye in water by visible light assisted photocatalytic ozonation using Bi₂O₃ and Au/Bi₂O₃ nanorods." Industrial & engineering chemistry research **49**(20): 9729-9737.
- Andleeb, S., N. Atiq, M. I. Ali, R. Razi-ul-Hussnain, M. Shafique, B. Ahmad, P. B. Ghumro, M. Hussain, A. Hameed and S. Ahmad (2010). "Biological treatment of textile effluent in stirred tank bioreactor." Int. J. Agric. Biol **12**(2): 256-260.
- Andreozzi, R., V. Caprio, A. Insola and R. Marotta (1999). "Advanced oxidation processes (AOP) for water purification and recovery." Catalysis today **53**(1): 51-59.
- Armbruster, S., O. Cheong, J. Lölsberg, S. Popovic, S. Yüce and M. Wessling (2018). "Fouling mitigation in tubular membranes by 3D-printed turbulence promoters." Journal of membrane science **554**: 156-163.
- Azzopardi, E. A., S.-E. Owens, M. Murison, D. Rees, M. A. Sawhney, L. W. Francis, R. S. R. Teixeira, M. Clement, R. S. Conlan and I. S. Whitaker (2017). "Chromophores in operative surgery: current practice and rationalized development." Journal of Controlled Release **249**: 123-130.

- Babu, B. R., A. Parande, S. Raghu and T. P. Kumar (2007). "Textile technology-an overview of wastes produced during cotton textile processing and effluent treatment methods." J Cotton Sci **11**(1): 12.
- Babuponnusami, A. and K. Muthukumar (2014). "A review on Fenton and improvements to the Fenton process for wastewater treatment." Journal of Environmental Chemical Engineering **2**(1): 557-572.
- Bach, A. and R. Semiat (2011). "The role of activated carbon as a catalyst in GAC/iron oxide/H₂O₂ oxidation process." Desalination **273**(1): 57-63.
- Bandala, E. R., L. Brito and M. Pelaez (2009). "Degradation of domoic acid toxin by UV-promoted Fenton-like processes in seawater." Desalination **245**(1-3): 135-145.
- Barnett, J. C. (2007). "Synthetic organic dyes, 1856–1901: an introductory literature review of their use and related issues in textile conservation." Studies in Conservation **52**(sup1): 67-77.
- Belpaire, C., T. Reyns, C. Geeraerts and J. Van Loco (2015). "Toxic textile dyes accumulate in wild European eel *Anguilla anguilla*." Chemosphere **138**: 784-791.
- Benkhaya, S., S. M'rabet and A. El Harfi (2020). "A review on classifications, recent synthesis and applications of textile dyes." Inorganic Chemistry Communications **115**: 107891.
- Bethi, B., S. H. Sonawane, B. A. Bhanvase and S. P. Gumfekar (2016). "Nanomaterials-based advanced oxidation processes for wastewater treatment: A review." Chemical Engineering and Processing-Process Intensification **109**: 178-189.
- Bhatia, D., N. R. Sharma, J. Singh and R. S. Kanwar (2017). "Biological methods for textile dye removal from wastewater: A review." Critical Reviews in Environmental Science and Technology **47**(19): 1836-1876.
- Blakeney, M. (2011). Trends in Intellectual Property Rights relating to genetic resources for food and agriculture, FAO Rome, Italy.
- Boczkaj, G. and A. Fernandes (2017). "Wastewater treatment by means of advanced oxidation processes at basic pH conditions: a review." Chemical engineering journal **320**: 608-633.
- Broadbent, A. D. (2001). Basic principles of textile coloration, Society of Dyers and Colorists Bradford, UK.
- Brüschweiler, B. J. and C. Merlot (2017). "Azo dyes in clothing textiles can be cleaved into a series of mutagenic aromatic amines which are not regulated yet." Regulatory Toxicology and Pharmacology **88**: 214-226.
- Burkinshaw, S. and G. Salihu (2013). "The wash-off of dyeings using interstitial water. Part 4: Disperse and reactive dyes on polyester/cotton fabric." Dyes and pigments **99**(3): 548-560.
- Burkinshaw, S. and Y.-A. Son (2010). "The dyeing of supermicrofibre nylon with acid and vat dyes." Dyes and Pigments **87**(2): 132-138.
- Carneiro, P. A., G. A. Umbuzeiro, D. P. Oliveira and M. V. B. Zanoni (2010). "Assessment of water contamination caused by a mutagenic textile effluent/dyehouse effluent bearing disperse dyes." Journal of hazardous materials **174**(1-3): 694-699.
- Cédat, B., C. de Brauer, H. Métivier, N. Dumont and R. Tutundjan (2016). "Are UV photolysis and UV/H₂O₂ process efficient to treat estrogens in waters? Chemical and biological assessment at pilot scale." Water research **100**: 357-366.
- Chakma, S. and V. S. Moholkar (2013). "Physical mechanism of sono-Fenton process." AIChE Journal **59**(11): 4303-4313.

- Chakraborty, J. (2010). "14-Dyeing with phthalocyanine dye." Fundamentals and Practices in Colouration of Textiles: 159-165.
- Chakraborty, J. N. (2011). 13 - Metal-complex dyes. Handbook of Textile and Industrial Dyeing. M. Clark, Woodhead Publishing. **1**: 446-465.
- Chakraborty, S., S. De, J. Basu and S. DasGupta (2005). "Treatment of a textile effluent: application of a combination method involving adsorption and nanofiltration." Desalination **174**(1): 73-85.
- Chandanshive, V. V., S. K. Kadam, R. V. Khandare, M. B. Kurade, B.-H. Jeon, J. P. Jadhav and S. P. Govindwar (2018). "In situ phytoremediation of dyes from textile wastewater using garden ornamental plants, effect on soil quality and plant growth." Chemosphere **210**: 968-976.
- Chattopadhyay, D. (2011). Azoic dyeing. Handbook of Textile and Industrial Dyeing, Elsevier: 604-626.
- Chen, L., X. Ding and X. Wu (2015). "Water Management Tool of Industrial Products: A case study of screen printing fabric and digital printing fabric." Ecological Indicators **58**: 86-94.
- Chen, X., Q. Deng, S. Lin, C. Du, S. Zhao, Y. Hu, Z. Yang, Y. Lyu and J. Han (2017). "A new approach for risk assessment of aggregate dermal exposure to banned azo dyes in textiles." Regulatory Toxicology and Pharmacology **91**: 173-178.
- Choudhury, A. R. (2011). Dyeing of synthetic fibres. Handbook of textile and industrial dyeing, Elsevier: 40-128.
- Clark, M. (2011). "Fundamental principles of dyeing." Handbook of textile and industrial dyeing: Principles, processes and types of dyes **1**: 3-27.
- Cuerda-Correa, E. M., M. F. Alexandre-Franco and C. Fernández-González (2019). "Advanced oxidation processes for the removal of antibiotics from water. An overview." Water **12**(1): 102.
- Cui, Z. F., Y. Jiang and R. W. Field (2010). Chapter 1 - Fundamentals of Pressure-Driven Membrane Separation Processes. Membrane Technology. Z. F. Cui and H. S. Muralidhara. Oxford, Butterworth-Heinemann: 1-18.
- Çoban, O. and R. Kök (2005). "Türkiye tekstil endüstrisi ver rekabet gücü: AB ülkeleriyle karşılaştırmalı bir analiz örneği, 1989-2001." İktisat İşletme ve Finans **20**(228): 68-81.
- Dantas, R. F., S. Contreras, C. Sans and S. Esplugas (2008). "Sulfamethoxazole abatement by means of ozonation." Journal of hazardous materials **150**(3): 790-794.
- Darshane, D., J. Gadson, C. Wojna, J. Rosenfield, H. Chin and J. Bowen (2012). "Safe and Sustainable Water for the Future Through Recovery and Reuse of Beverage Process Water." Singapore International Water Week, Singapore.
- Dasgupta, J., J. Sikder, S. Chakraborty, S. Curcio and E. Drioli (2015). "Remediation of textile effluents by membrane based treatment techniques: a state of the art review." Journal of environmental management **147**: 55-72.
- De Falco, M., L. Marrelli and G. Iaquaniello (2011). "Membrane reactors for hydrogen production processes."
- Dewil, R., D. Mantzavinos, I. Poullos and M. A. Rodrigo (2017). "New perspectives for advanced oxidation processes." Journal of environmental management **195**: 93-99.
- Dobrowolski, J., M. O'Neill, L. Duriancik and J. Throwe (2008). "Opportunities and challenges in agricultural water reuse: Final report." Washington, DC: USDA Cooperative State Research, Education, and Extension Service.

- Duesterberg, C. K., S. E. Mylon and T. D. Waite (2008). "pH effects on iron-catalyzed oxidation using Fenton's reagent." Environmental science & technology **42**(22): 8522-8527.
- El-Bourawi, M., Z. Ding, R. Ma and M. Khayet (2006). "A framework for better understanding membrane distillation separation process." Journal of membrane science **285**(1-2): 4-29.
- El-Gohary, F. and A. Tawfik (2009). "Decolorization and COD reduction of disperse and reactive dyes wastewater using chemical-coagulation followed by sequential batch reactor (SBR) process." Desalination **249**(3): 1159-1164.
- EPA, U. (1996). "POLLUTION PREVENTION IN THE TEXTILE INDUSTRY."
- EPA, U. (2012). US Environmental Protection Agency. 2012 Guidelines for Water Reuse, Development, USEPA Washington, DC.
- Esteban, R. I. and E. O. de Miguel (2008). "Present and future of wastewater reuse in Spain." Desalination **218**(1-3): 105-119.
- Fane, A., R. Wang and Y. Jia (2011). "Membrane technology: past, present and future." Membrane and desalination technologies: 1-45.
- Fenton, H. J. H. (1894). "LXXIII.—Oxidation of tartaric acid in presence of iron." Journal of the Chemical Society, Transactions **65**: 899-910.
- Ferreira, E. S., A. N. Hulme, H. McNab and A. Quye (2004). "The natural constituents of historical textile dyes." Chemical Society Reviews **33**(6): 329-336.
- Gabelman, A. and S.-T. Hwang (1999). "Hollow fiber membrane contactors." Journal of Membrane Science **159**(1-2): 61-106.
- Georgi, A. and F.-D. Kopinke (2005). "Interaction of adsorption and catalytic reactions in water decontamination processes: Part I. Oxidation of organic contaminants with hydrogen peroxide catalyzed by activated carbon." Applied Catalysis B: Environmental **58**(1-2): 9-18.
- Ghaly, A., R. Ananthashankar, M. Alhattab and V. V. Ramakrishnan (2014). "Production, characterization and treatment of textile effluents: a critical review." J Chem Eng Process Technol **5**(1): 1-19.
- Ghosh, P. and R. Gangopadhyay (2000). "Photofunctionalization of cellulose and lignocellulose fibres using photoactive organic acids." European Polymer Journal **36**(3): 625-634.
- Giri, A. S. and A. K. Golder (2014). "Chloramphenicol degradation in Fenton and photo-Fenton: formation of Fe²⁺-chloramphenicol chelate and reaction pathways." Industrial & Engineering Chemistry Research **53**(42): 16196-16203.
- Glaze, W. H., F. Beltran, T. Tuhkanen and J.-W. Kang (1992). "Chemical models of advanced oxidation processes." Water Quality Research Journal **27**(1): 23-42.
- Glaze, W. H., J.-W. Kang and D. H. Chapin (1987). "The chemistry of water treatment processes involving ozone, hydrogen peroxide and ultraviolet radiation."
- Gogate, P. R. and A. B. Pandit (2004). "A review of imperative technologies for wastewater treatment I: oxidation technologies at ambient conditions." Advances in environmental research **8**(3-4): 501-551.
- Goh, P. S., K. C. Wong and A. F. Ismail (2022). "Membrane technology: A versatile tool for saline wastewater treatment and resource recovery." Desalination **521**: 115377.

- González-García, J., V. Sáez, I. Tudela, M. I. Díez-García, M. Deseada Esclapez and O. Louisnard (2010). "Sonochemical treatment of water polluted by chlorinated organocompounds. A review." Water **2**(1): 28-74.
- Greenlee, L. F., D. F. Lawler, B. D. Freeman, B. Marrot and P. Moulin (2009). "Reverse osmosis desalination: water sources, technology, and today's challenges." Water research **43**(9): 2317-2348.
- Guinea, E., C. Arias, P. L. Cabot, J. A. Garrido, R. M. Rodríguez, F. Centellas and E. Brillas (2008). "Mineralization of salicylic acid in acidic aqueous medium by electrochemical advanced oxidation processes using platinum and boron-doped diamond as anode and cathodically generated hydrogen peroxide." Water Research **42**(1-2): 499-511.
- Gulrajani, M. (2011). Disperse dyes. Handbook of textile and industrial dyeing, Elsevier: 365-394.
- Hao, H., J.-L. Shi, H. Xu, X. Li and X. Lang (2019). "N-hydroxyphthalimide-TiO₂ complex visible light photocatalysis." Applied Catalysis B: Environmental **246**: 149-155.
- Hassan, S. S., N. S. Awwad and A. H. Aboterika (2009). "Removal of synthetic reactive dyes from textile wastewater by Sorel's cement." Journal of Hazardous Materials **162**(2-3): 994-999.
- Holkar, C. R., A. J. Jadhav, D. V. Pinjari, N. M. Mahamuni and A. B. Pandit (2016). "A critical review on textile wastewater treatments: Possible approaches." Journal of Environmental Management **182**: 351-366.
- Holme, I. (2006). "Sir William Henry Perkin: a review of his life, work and legacy." Coloration Technology **122**(5): 235-251.
- Horrocks, A. R. and S. C. Anand (2000). Handbook of technical textiles, Elsevier.
- Hunger, K. (2007). Industrial dyes: chemistry, properties, applications, John Wiley & Sons.
- I Litter, M. and N. Quici (2010). "Photochemical advanced oxidation processes for water and wastewater treatment." Recent Patents on Engineering **4**(3): 217-241.
- Ioan, I., S. Wilson, E. Lundanes and A. Neculai (2007). "Comparison of Fenton and sono-Fenton bisphenol A degradation." Journal of Hazardous Materials **142**(1-2): 559-563.
- Jamil, A., T. H. Bokhari, T. Javed, R. Mustafa, M. Sajid, S. Noreen, M. Zuber, A. Nazir, M. Iqbal and M. I. Jilani (2020). "Photocatalytic degradation of disperse dye Violet-26 using TiO₂ and ZnO nanomaterials and process variable optimization." Journal of Materials Research and Technology **9**(1): 1119-1128.
- Jegatheesan, V., B. K. Pramanik, J. Chen, D. Navaratna, C.-Y. Chang and L. Shu (2016). "Treatment of textile wastewater with membrane bioreactor: a critical review." Bioresource technology **204**: 202-212.
- Jo, H.-J., E.-J. Park, K. Cho, E.-H. Kim and J. Jung (2008). "Toxicity identification and reduction of wastewaters from a pigment manufacturing factory." Chemosphere **70**(6): 949-957.
- Jye, L. W. and A. F. Ismail (2016). "Nanofiltration membranes: synthesis, characterization, and applications."
- Kadhom, M., N. Albayati, H. Alalwan and M. Al-Furaiji (2020). "Removal of dyes by agricultural waste." Sustainable Chemistry and Pharmacy **16**: 100259.
- Kamal, A. K. I., F. Ahmed, M. Hassan, M. Uddin and S. M. Hossain (2016). "Characterization of textile effluents from dhaka export processing zone (DEPZ) Area in Dhaka, Bangladesh." Pollution **2**(2): 153-161.
- Kant, R. (2011). "Textile dyeing industry an environmental hazard."

- Karim, M. M., A. K. Das and S. H. Lee (2006). "Treatment of colored effluent of the textile industry in Bangladesh using zinc chloride treated indigenous activated carbons." Analytica chimica acta **576**(1): 37-42.
- Kavitha, V. and K. Palanivelu (2005). "Destruction of cresols by Fenton oxidation process." Water research **39**(13): 3062-3072.
- Khatri, A., M. H. Peerzada, M. Mohsin and M. White (2015). "A review on developments in dyeing cotton fabrics with reactive dyes for reducing effluent pollution." Journal of Cleaner Production **87**: 50-57.
- Khatri, M., F. Ahmed, I. Shaikh, D.-N. Phan, Q. Khan, Z. Khatri, H. Lee and I. S. Kim (2017). "Dyeing and characterization of regenerated cellulose nanofibers with vat dyes." Carbohydrate Polymers **174**: 443-449.
- Koutsou, C. P. and A. J. Karabelas (2015). "A novel retentate spacer geometry for improved spiral wound membrane (SWM) module performance." Journal of Membrane Science **488**: 129-142.
- Kumari, P. and A. Kumar (2023). "ADVANCED OXIDATION PROCESS: A remediation technique for organic and non-biodegradable pollutant." Results in Surfaces and Interfaces **11**: 100122.
- Lau, W.-J. and A. Ismail (2009). "Polymeric nanofiltration membranes for textile dye wastewater treatment: preparation, performance evaluation, transport modelling, and fouling control—a review." Desalination **245**(1-3): 321-348.
- Lee, H., E. Lee, C.-H. Lee and K. Lee (2011). "Degradation of chlorotetracycline and bacterial disinfection in livestock wastewater by ozone-based advanced oxidation." Journal of Industrial and Engineering Chemistry **17**(3): 468-473.
- Li, Y., J. Chen, J. Zhong, B. Yang, Z. Yang, K. Shih and Y. Feng (2022). "Acceleration of traces of Fe³⁺-activated peroxymonosulfate by natural pyrite: A novel cocatalyst for improving Fenton-like processes." Chemical Engineering Journal **435**: 134893.
- Lin, S. H. and M. L. Chen (1997). "Treatment of textile wastewater by chemical methods for reuse." Water research **31**(4): 868-876.
- Luan, M., G. Jing, Y. Piao, D. Liu and L. Jin (2017). "Treatment of refractory organic pollutants in industrial wastewater by wet air oxidation." Arabian Journal of Chemistry **10**: S769-S776.
- Lukanova, V. and V. Ganchev (2005). "A possibility for shrinkage decrease of textile fabrics made from cotton and viscose fibres." Fibres & Textiles in Eastern Europe **1**(49): 51-53.
- Lyu, S., W. Chen, W. Zhang, Y. Fan and W. Jiao (2016). "Wastewater reclamation and reuse in China: Opportunities and challenges." Journal of Environmental Sciences **39**: 86-96.
- Maas, R. and S. Chaudhari (2005). "Adsorption and biological decolourization of azo dye Reactive Red 2 in semicontinuous anaerobic reactors." Process biochemistry **40**(2): 699-705.
- Madhu, A. and J. N. Chakraborty (2017). "Developments in application of enzymes for textile processing." Journal of cleaner production **145**: 114-133.
- Mahmoodi, N. M., B. Hayati, M. Arami and F. Mazaheri (2010). "Single and binary system dye removal from colored textile wastewater by a dendrimer as a polymeric nanoarchitecture: equilibrium and kinetics." Journal of Chemical & Engineering Data **55**(11): 4660-4668.

- Malekian, A. and N. Chitsaz (2021). Chapter 4 - Concepts, procedures, and applications of artificial neural network models in streamflow forecasting. Advances in Streamflow Forecasting. P. Sharma and D. Machiwal, Elsevier: 115-147.
- Malik, S. N., P. C. Ghosh, A. N. Vaidya and S. N. Mudliar (2020). "Hybrid ozonation process for industrial wastewater treatment: Principles and applications: A review." Journal of Water Process Engineering **35**: 101193.
- Marcucci, M., G. Ciardelli, A. Matteucci, L. Ranieri and M. Russo (2002). "Experimental campaigns on textile wastewater for reuse by means of different membrane processes." Desalination **149**(1-3): 137-143.
- Marcucci, M., G. Nosenzo, G. Capannelli, I. Ciabatti, D. Corrieri and G. Ciardelli (2001). "Treatment and reuse of textile effluents based on new ultrafiltration and other membrane technologies." Desalination **138**(1-3): 75-82.
- Martinez-Huitle, C. A. and S. Ferro (2006). "Electrochemical oxidation of organic pollutants for the wastewater treatment: direct and indirect processes." Chemical society reviews **35**(12): 1324-1340.
- Meireles, M., A. Bessieres, I. Rogissart, P. Aimar and V. Sanchez (1995). "An appropriate molecular size parameter for porous membranes calibration." Journal of Membrane Science **103**(1): 105-115.
- Méndez-Medrano, M. G., E. Kowalska, A. Lehoux, A. Herissan, B. Ohtani, D. Bahena, V. Briois, C. Colbeau-Justin, J. L. Rodríguez-López and H. Remita (2016). "Surface modification of TiO₂ with Ag nanoparticles and CuO nanoclusters for application in photocatalysis." The Journal of Physical Chemistry C **120**(9): 5143-5154.
- Merenyi, G., J. Lind, S. Naumov and C. v. Sonntag (2010). "Reaction of ozone with hydrogen peroxide (peroxone process): a revision of current mechanistic concepts based on thermokinetic and quantum-chemical considerations." Environmental science & technology **44**(9): 3505-3507.
- Metcalf, W. (2003). "Metcalf and Eddy wastewater engineering: treatment and reuse." Wastewater Engineering: Treatment and Reuse McGraw Hill. New York, NY **384**.
- Miladinova, P. M., R. K. Vaseva and V. R. Lukanova (2016). "ON THE SYNTHESIS AND APPLICATION OF SOME MONO-AND DIS-AZO ACID DYES." Journal of Chemical Technology & Metallurgy **51**(3).
- Mohapatra, T. and P. Ghosh (2023). "Photo-Fenton remediation of textile wastewater in fluidized-bed reactor using modified laterite: Hydrodynamic study and effect of operating parameters." Chemical Engineering Journal **473**: 145324.
- Mojiri, A., H. A. Aziz and S. Q. Aziz (2013). "Trends in physical-chemical methods for landfill leachate treatment." International journal of scientific research in environmental sciences **1**(2): 16-25.
- Momina and K. Ahmad (2023). "Feasibility of the adsorption as a process for its large scale adoption across industries for the treatment of wastewater: Research gaps and economic assessment." Journal of Cleaner Production **388**: 136014.
- Mughal, M. J., R. Saeed, M. Naeem, M. A. Ahmed, A. Yasmien, Q. Siddiqui and M. Iqbal (2013). "Dye fixation and decolourization of vinyl sulphone reactive dyes by using dicyanidiamide fixer in the presence of ferric chloride." Journal of saudi chemical Society **17**(1): 23-28.
- Murali, R. S., T. Sankarshana and S. Sridhar (2013). "Air separation by polymer-based membrane technology." Separation & Purification Reviews **42**(2): 130-186.
- Muthu, S. S., A. Khadir and Muthu (2021). Novel Materials for Dye-Containing Wastewater Treatment, Springer.

- Neppolian, B., H. Jung, H. Choi, J. H. Lee and J.-W. Kang (2002). "Sonolytic degradation of methyl tert-butyl ether: the role of coupled fenton process and persulphate ion." Water Research **36**(19): 4699-4708.
- Panizza, M. and G. Cerisola (2009). "Direct and mediated anodic oxidation of organic pollutants." Chemical reviews **109**(12): 6541-6569.
- Panizza, M. and G. Cerisola (2009). "Electro-Fenton degradation of synthetic dyes." Water research **43**(2): 339-344.
- Panizza, M., M. Delucchi and G. Cerisola (2005). "Electrochemical degradation of anionic surfactants." Journal of applied electrochemistry **35**: 357-361.
- Papadopoulos, A. E., D. Fatta and M. Loizidou (2007). "Development and optimization of dark Fenton oxidation for the treatment of textile wastewaters with high organic load." Journal of Hazardous Materials **146**(3): 558-563.
- Parisi, M. L., E. Fatarella, D. Spinelli, R. Pogni and R. Basosi (2015). "Environmental impact assessment of an eco-efficient production for coloured textiles." Journal of Cleaner Production **108**: 514-524.
- Peyton, G. R. and W. H. Glaze (1988). "Destruction of pollutants in water with ozone in combination with ultraviolet radiation. 3. Photolysis of aqueous ozone." Environmental science & technology **22**(7): 761-767.
- Pignatello, J. J., E. Oliveros and A. MacKay (2006). "Advanced oxidation processes for organic contaminant destruction based on the Fenton reaction and related chemistry." Critical reviews in environmental science and technology **36**(1): 1-84.
- Pipi, A. R., A. R. De Andrade, E. Brillas and I. Sires (2014). "Total removal of alachlor from water by electrochemical processes." Separation and Purification Technology **132**: 674-683.
- Pirkanniemi, K. and M. Sillanpää (2002). "Heterogeneous water phase catalysis as an environmental application: a review." Chemosphere **48**(10): 1047-1060.
- Pokhrel, N., P. K. Vabbina and N. Pala (2016). "Sonochemistry: science and engineering." Ultrasonics sonochemistry **29**: 104-128.
- Pouran, S. R., A. A. Aziz and W. M. A. W. Daud (2015). "Review on the main advances in photo-Fenton oxidation system for recalcitrant wastewaters." Journal of Industrial and Engineering Chemistry **21**: 53-69.
- Prabha, S., M. Kumar, A. Kumar, P. Das and A. Ramanathan (2013). "Impact assessment of textile effluent on groundwater quality in the vicinity of Tirupur industrial area, southern India." Environmental earth sciences **70**: 3015-3022.
- Qadir, I. and R. Chhipa (2015). "Critical evaluation of some available treatment techniques for textile and paper industry effluents: a review." Am. Chem. Sci. J **6**(2): 77-90.
- Qin, Y., M. Yuan, Y. Hu, Y. Lu, W. Lin, Y. Ma, X. Lin and T. Wang (2020). "Preparation and interaction mechanism of Nano disperse dye using hydroxypropyl sulfonated lignin." International journal of biological macromolecules **152**: 280-287.
- Qiu, J., B. Tang, B. Ju, S. Zhang and X. Jin (2020). "Clean synthesis of disperse azo dyes based on peculiar stable 2, 6-dibromo-4-nitrophenyl diazonium sulfate." Dyes and Pigments **173**: 107920.
- Ramos, M. D. N., C. S. Santana, C. C. V. Velloso, A. H. M. da Silva, F. Magalhães and A. Aguiar (2021). "A review on the treatment of textile industry effluents through Fenton processes." Process Safety and Environmental Protection **155**: 366-386.

- Ranjit, P. J. D., K. Palanivelu and C.-S. Lee (2008). "Degradation of 2, 4-dichlorophenol in aqueous solution by sono-Fenton method." Korean Journal of Chemical Engineering **25**: 112-117.
- Rauf, M. and S. Hisaindee (2013). "Studies on solvatochromic behavior of dyes using spectral techniques." Journal of Molecular Structure **1042**: 45-56.
- Rehman, A., M. Usman, T. H. Bokhari, A. ul Haq, M. Saeed, H. M. A. U. Rahman, M. Siddiq, A. Rasheed and M. U. Nisa (2020). "The application of cationic-nonionic mixed micellar media for enhanced solubilization of Direct Brown 2 dye." Journal of Molecular Liquids **301**: 112408.
- Rezakazemi, M. and M. Younas (2021). Membrane Contactor Technology: Water Treatment, Food Processing, Gas Separation, and Carbon Capture, John Wiley & Sons.
- Riaz, S., F. A. Navaid, M. I. Choudhary and A. Jabbar (2019). "Synthesis, characterization, solvatochromic study, and application of new heterocyclic monoazo acid dyes." Journal of Molecular Liquids **287**: 110917.
- Rivas, F. J., F. J. Beltrán, J. Frades and P. Buxeda (2001). "Oxidation of p-hydroxybenzoic acid by Fenton's reagent." Water Research **35**(2): 387-396.
- Robinson, T., G. McMullan, R. Marchant and P. Nigam (2001). "Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative." Bioresource technology **77**(3): 247-255.
- Rott, U. and R. Minke (1999). "Overview of wastewater treatment and recycling in the textile processing industry." Water Science and Technology **40**(1): 137-144.
- Sabur, M., A. Khan and S. Safiullah (2012). "Treatment of textile wastewater by coagulation precipitation method." Journal of Scientific Research **4**(3): 623-633.
- Saleh, T. A. A. and V. K. Gupta (2016). Nanomaterial and polymer membranes: synthesis, characterization, and applications, Elsevier.
- Samsami, S., M. Mohamadizani, M.-H. Sarrafzadeh, E. R. Rene and M. Firoozbahr (2020). "Recent advances in the treatment of dye-containing wastewater from textile industries: Overview and perspectives." Process Safety and Environmental Protection **143**: 138-163.
- Sarayu, K. and S. Sandhya (2012). "Current technologies for biological treatment of textile wastewater—a review." Applied biochemistry and biotechnology **167**: 645-661.
- Sathishkumar, P., R. V. Mangalaraja and S. Anandan (2016). "Review on the recent improvements in sonochemical and combined sonochemical oxidation processes—A powerful tool for destruction of environmental contaminants." Renewable and Sustainable Energy Reviews **55**: 426-454.
- Saxena, S., A. Raja and A. Arputharaj (2017). "Sustainability."
- Sekar, N. (2011). Direct dyes. Handbook of textile and industrial dyeing, Elsevier: 425-445.
- Semiao, M. A., C. W. I. Haminiuk and G. M. Maciel (2020). "Residual diatomaceous earth as a potential and cost effective biosorbent of the azo textile dye Reactive Blue 160." Journal of Environmental Chemical Engineering **8**(1): 103617.
- Senthil Kumar, P. and A. Saravanan (2017). 11 - Sustainable wastewater treatments in textile sector. Sustainable Fibres and Textiles. S. S. Muthu, Woodhead Publishing: 323-346.
- Serna-Galvis, E. A., A. M. Botero-Coy, D. Martínez-Pachón, A. Moncayo-Lasso, M. Ibáñez, F. Hernández and R. A. Torres-Palma (2019). "Degradation of seventeen contaminants of emerging concern in municipal wastewater effluents by sonochemical advanced oxidation processes." Water research **154**: 349-360.

- Sheth, G. N. and A. A. Musale (2004). "Studies in fluorescence and photo degradation of stilbene-based fluorescent brighteners during interaction with polymers: Theory applied to practice." Colourage **51**(1): 23-30.
- Shirazi, S., C.-J. Lin and D. Chen (2010). "Inorganic fouling of pressure-driven membrane processes — A critical review." Desalination **250**(1): 236-248.
- Siddique, K., M. Rizwan, M. J. Shahid, S. Ali, R. Ahmad and H. Rizvi (2017). "Textile wastewater treatment options: a critical review." Enhancing Cleanup of Environmental Pollutants: Volume 2: Non-Biological Approaches: 183-207.
- Sirés, I. and E. Brillas (2012). "Remediation of water pollution caused by pharmaceutical residues based on electrochemical separation and degradation technologies: a review." Environment international **40**: 212-229.
- Slokar, Y. M. and A. M. Le Marechal (1998). "Methods of decoloration of textile wastewaters." Dyes and pigments **37**(4): 335-356.
- Soares, P. A., T. F. C. V. Silva, A. Ramos Arcy, S. M. A. G. U. Souza, R. A. R. Boaventura and V. J. P. Vilar (2016). "Assessment of AOPs as a polishing step in the decolourisation of bio-treated textile wastewater: Technical and economic considerations." Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry **317**: 26-38.
- Spruck, M., G. Hoefer, G. Fili, D. Gleinser, A. Ruech, M. Schmidt-Baldassari and M. Rupprich (2013). "Preparation and characterization of composite multichannel capillary membranes on the way to nanofiltration." Desalination **314**: 28-33.
- Stylianou, S. K., I. A. Katsoyiannis, M. Mitrakas and A. I. Zouboulis (2018). "Application of a ceramic membrane contacting process for ozone and peroxone treatment of micropollutant contaminated surface water." Journal of hazardous materials **358**: 129-135.
- Sun, C., C. Chen, W. Ma and J. Zhao (2011). "Photodegradation of organic pollutants catalyzed by iron species under visible light irradiation." Physical Chemistry Chemical Physics **13**(6): 1957-1969.
- Szpyrkowicz, L., C. Juzzolino and S. N. Kaul (2001). "A comparative study on oxidation of disperse dyes by electrochemical process, ozone, hypochlorite and Fenton reagent." Water research **35**(9): 2129-2136.
- Szymczyk, M., A. El-Shafei and H. S. Freeman (2007). "Design, synthesis, and characterization of new iron-complexed azo dyes." Dyes and Pigments **72**(1): 8-15.
- Tanveer, R., A. Yasar, A.-u.-B. Tabinda, A. Ikhlaiq, H. Nissar and A.-S. Nizami (2022). "Comparison of ozonation, Fenton, and photo-Fenton processes for the treatment of textile dye-bath effluents integrated with electrocoagulation." Journal of Water Process Engineering **46**: 102547.
- Temesgen, F., N. Gabbiye and O. Sahu (2018). "Biosorption of reactive red dye (RRD) on activated surface of banana and orange peels: economical alternative for textile effluent." Surfaces and interfaces **12**: 151-159.
- Tlili, I., S. M. Sajadi, D. Baleanu and F. Ghaemi (2022). "Flat sheet direct contact membrane distillation study to decrease the energy demand for solar desalination purposes." Sustainable Energy Technologies and Assessments **52**: 102100.
- Tokay Yilmaz, F. G., G. Tekin, G. Ersöz and S. Atalay (2023). "Reclamation of real textile wastewater by sequential advanced oxidation and adsorption processes using corn-cob based materials." Environmental Pollution **335**: 122196.
- Uemura, T. and M. Henmi (2008). "Thin-film composite membranes for reverse osmosis." Advanced membrane technology and applications: 1-19.

- Un, U. T. and E. Aytac (2013). "Electrocoagulation in a packed bed reactor-complete treatment of color and cod from real textile wastewater." Journal of environmental management **123**: 113-119.
- Vajnhandl, S. and J. V. Valh (2014). "The status of water reuse in European textile sector." Journal of Environmental Management **141**: 29-35.
- Vandevivere, P. C., R. Bianchi and W. Verstraete (1998). "Treatment and reuse of wastewater from the textile wet-processing industry: Review of emerging technologies." Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental AND Clean Technology **72**(4): 289-302.
- Vazquez-Ortega, F., I. Lagunes and A. Trigos (2020). "Cosmetic dyes as potential photosensitizers of singlet oxygen generation." Dyes and pigments **176**: 108248.
- Verma, A. K., R. R. Dash and P. Bhunia (2012). "A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters." Journal of environmental management **93**(1): 154-168.
- Vickerstaff, T. (1957). "Reactive dyes for textiles." Journal of the Society of Dyers and Colourists **73**(6): 237-245.
- Vilker, V. L., C. K. Colton and K. A. Smith (1981). "The osmotic pressure of concentrated protein solutions: Effect of concentration and ph in saline solutions of bovine serum albumin." Journal of Colloid and Interface Science **79**(2): 548-566.
- Wan, Z. and J. Wang (2017). "Fenton-like degradation of sulfamethazine using Fe₃O₄/Mn₃O₄ nanocomposite catalyst: kinetics and catalytic mechanism." Environmental Science and Pollution Research **24**(1): 568-577.
- Wang, D., S. Wang, B. Li, Z. Zhang and Q. Zhang (2019). "Tunable band gap of NV co-doped Ca: TiO₂B (CaTi₅O₁₁) for visible-light photocatalysis." International Journal of Hydrogen Energy **44**(10): 4716-4723.
- Wang, N., T. Zheng, G. Zhang and P. Wang (2016). "A review on Fenton-like processes for organic wastewater treatment." Journal of Environmental Chemical Engineering **4**(1): 762-787.
- Wasim, M., A. Sabir, M. Shafiq and R. U. Khan (2019). "Fractionation of direct dyes using modified vapor grown carbon nanofibers and zirconia in cellulose acetate blend membranes." Science of the Total Environment **677**: 194-204.
- Wu, J., Q. Li, W. Li, Y. Li, G. Wang, A. Li and H. Li (2020). "Efficient removal of acid dyes using permanent magnetic resin and its preliminary investigation for advanced treatment of dyeing effluents." Journal of Cleaner Production **251**: 119694.
- Xiang, Y., H. Liu, E. Zhu, K. Yang, D. Yuan, T. Jiao, Q. Zhang and S. Tang (2022). "Application of inorganic materials as heterogeneous cocatalyst in Fenton/Fenton-like processes for wastewater treatment." Separation and Purification Technology **295**: 121293.
- Xiao, D., Y. Guo, X. Lou, C. Fang, Z. Wang and J. Liu (2014). "Distinct effects of oxalate versus malonate on the iron redox chemistry: Implications for the photo-Fenton reaction." Chemosphere **103**: 354-358.
- Xu, X.-R., X.-Y. Li, X.-Z. Li and H.-B. Li (2009). "Degradation of melatonin by UV, UV/H₂O₂, Fe²⁺/H₂O₂ and UV/Fe²⁺/H₂O₂ processes." Separation and Purification Technology **68**(2): 261-266.
- Yagub, M. T., T. K. Sen, S. Afroze and H. M. Ang (2014). "Dye and its removal from aqueous solution by adsorption: a review." Advances in colloid and interface science **209**: 172-184.

- Yoon, J., Y. Lee and S. Kim (2001). "Investigation of the reaction pathway of OH radicals produced by Fenton oxidation in the conditions of wastewater treatment." Water Science and Technology **44**(5): 15-15.
- Yuan, F., C. Hu, X. Hu, D. Wei, Y. Chen and J. Qu (2011). "Photodegradation and toxicity changes of antibiotics in UV and UV/H₂O₂ process." Journal of hazardous materials **185**(2-3): 1256-1263.
- Zeman, L. and A. Zydney (2017). "Membrane formation technologies." Microfiltration and ultrafiltration: Principles and applications.
- Zepp, R. G., B. C. Faust and J. Hoigne (1992). "Hydroxyl radical formation in aqueous reactions (pH 3-8) of iron (II) with hydrogen peroxide: the photo-Fenton reaction." Environmental science & technology **26**(2): 313-319.
- Zhang, H., G. Li, L. Deng, H. Zeng and Z. Shi (2019). "Heterogeneous activation of hydrogen peroxide by cysteine intercalated layered double hydroxide for degradation of organic pollutants: Performance and mechanism." Journal of colloid and interface science **543**: 183-191.
- Zhang, M.-h., H. Dong, L. Zhao, D.-x. Wang and D. Meng (2019). "A review on Fenton process for organic wastewater treatment based on optimization perspective." Science of The Total Environment **670**: 110-121.
- Zhenwang, L., C. ZhenLu and L. Jianyan (2000). The PT dye molecular structure and its chromophoric luminescences mechanism. 15th World Conference on Non-Destructive Testing.
- Zuo, Y. and J. Hoigne (1992). "Formation of hydrogen peroxide and depletion of oxalic acid in atmospheric water by photolysis of iron (III)-oxalato complexes." Environmental Science & Technology **26**(5): 1014-1022.

ÖZ GEÇMİŞ

Handan ATALAY EROĞLU, Sakarya Figen Sakallıoğlu Anadolu Lisesi'ni bitirdikten sonra Sakarya Üniversitesi Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği bölümünden 28.06.2012 tarihinde mezun oldu. 2013 yılında İstanbul Teknik Üniversitesi FBE Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalında Yüksek Lisans programına girdi. 2016 tarihinde yüksek lisansını tamamladı, 2017 yılında OMÜ LEE Çevre Mühendisliği ABD doktora programına başladı. 2013 yılından bu yana Araştırma Görevlisi olarak görev yapan Handan ATALAY EROĞLU, iyi derecede İngilizce bilmektedir (06.07.2023).

İletişim Bilgileri

ORCID ID : 0000-0001-5707-9336

Yayınlar:

1. Kuleyin, A., Gök, A., Eroğlu, H. A., Özkaraova, E. B., Akbal, F., Jada, A., & Duply, J. (2022). Combining Electro-Fenton and adsorption processes for reclamation of textile industry wastewater and modeling by Artificial neural Networks. Journal of Electroanalytical Chemistry, 921, 116652.
2. Kadioğlu Elif Nihan, Atalay Handan, Akbal Feryal, Özkaraova Emre Burcu (2018). Treatment of textile wastewater with heterogeneous Fenton oxidation, 11th Eastern European Young Water Professionals Conference, 229-230. (Poster Presentation)(ISBN:978-80-7592-054-6)