

T.C.
ONDOKUZ MAYIS ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



GERÇEK TEKSTİL ATIKSULARININ FOTOKİMYASAL
PROSESLERLE ARITIMI

HACER ÖZTÜRK

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**T.C.
ONDOKUZ MAYIS ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**GERÇEK TEKSTİL ATIKSULARININ
FOTOKİMYASAL PROSESLERLE ARITIMI**

HACER ÖZTÜRK

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

**SAMSUN
2020**

Her hakkı saklıdır.

TEZ ONAYI

Hacer ÖZTÜRK tarafından hazırlanan “GERÇEK TEKSTİL ATIKSULARININ FOTOKİMYASAL PROSESLERLE ARITIMI” adlı tez çalışması 02/01/2020 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda **Yüksek Lisans Tezi** olarak kabul edilmiştir.

Danışman Doç. Dr. Ayşe KULEYİN
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Jüri Üyeleri

Başkan Prof. Dr. Feryal AKBAL
Ondokuz Mayıs Üniversitesi
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı



Üye Doç. Dr. Ayşe KULEYİN
Ondokuz Mayıs Üniversitesi
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı



Üye Dr.Öğr. Üyesi Hakan DULKADİROĞLU
Nevşehir Hacı Bektaş Veli Üniversitesi
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı



Yukarıdaki sonucu onaylarım 02/01/2020

Prof. Dr. Bahtiyar ÖZTÜRK

Enstitü Müdürü

ETİK BEYAN

Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez içindeki bütün bilgilerin doğru ve tam olduğunu, bilgilerin üretilmesi aşamasında bilimsel etiğe uygun davrandığımı, yararlandığım bütün kaynakları atıf yaparak belirttiğimi beyan ederim.

Tarih : 02.01.2020

HACER ÖZTÜRK

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

GERÇEK TEKSTİL ATIKSULARININ FOTOKİMYASAL

PROSESLERLE ARITIMI

Hacer Öztürk

Ondokuz Mayıs Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Ayşe KULEYİN

Bu çalışmada gerçek tekstil atıksularından homojen foto-Fenton ve heterojen foto-Fenton oksidasyon yöntemleri ile renk (Pt-Co), KOİ, TOK giderimi incelenmiştir. Homojen foto-Fenton deneylerinde demir türevleri Fe^{2+} ve Fe^{3+} olarak kullanılmıştır. Çalışmada ilk olarak sabit süre, Fe^{2+}/Fe^{3+} ve H_2O_2 dozlarında pH 2.0-2.5-3.0-3.5-4.0 değerleri denenmiş ve Fe^{2+} dozu için optimum değer 3.0 olarak bulunurken Fe^{3+} için optimum pH değeri 3.5 olarak bulunmuştur. Bir sonraki aşamada sabit pH ve farklı sürelerde Fe^{2+} ve H_2O_2 dozu belirleme çalışmaları yapılmış ve optimum değer 2 mM Fe^{2+} ve 10 mM H_2O_2 olarak bulunmuştur. Aynı şekilde Fe^{3+} ve H_2O_2 dozu için optimum pH ve farklı sürelerde çalışılmış optimum değerler 2 mM Fe^{3+} ve 10 mM H_2O_2 olarak aynı şekilde bulunmuştur. Heterojen foto-Fenton prosesine Fe_2O_3 -Sepiyolit eklenerek pH, doz ve süre belirleme çalışmaları yapılmıştır. Heterojen foto-Fenton Prosesi için optimum pH 3.0, optimum doz 10g/L ve optimum süre 60 dakika olarak bulunmuştur.

Çalışılan prosesler karşılaştırıldığında en iyi verimin Fe_2O_3 -Sepiyolit eklenen heterojen foto-Fenton prosesi olduğu görülmüştür. Heterojen foto-Fenton prosesi için optimum koşullarda renk(Pt-Co), KOİ, TOK giderim verimleri sırasıyla %98, %82, %80 olarak bulunmuştur.

Ocak 2020, 63 sayfa

Anahtar Kelimeler: Tekstil Endüstrisi, Homojen Foto-Fenton, Heterojen Foto-Fenton, İleri Oksidasyon Prosesleri

ABSTRACT

Master's Thesis

PHOTOCHEMICAL OF REAL TEXTILE WASTEWATERS

TREATMENT WITH PROCESSES

Hacer Öztürk

Ondokuz Mayıs University

Graduate School of Sciences

Department of Environmental Engineering

Advisor: Doç. Dr. Ayşe KULEYİN

In this study, color (Pt-Co), COD, TOC removal efficiencies were investigated by using homogeneous photo-Fenton and heterogeneous photo-Fenton oxidation methods using real textile wastewater. In homogeneous photo-fenton experiments, iron derivatives were used as Fe^{2+} and Fe^{3+} . In the study, pH 2.0-2.5-3.0-3.5-4.0 values were tried for the fixed time, $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ and H_2O_2 doses and the optimum value for Fe^{2+} dose was found to be 3.0, while the optimum pH value for Fe^{3+} was found to be 3.5. As the next step, fixed pH and Fe^{2+} and H_2O_2 dose determination studies were performed and optimum value was found as 2 mM Fe^{2+} and 10 mM H_2O_2 . In the same way, optimum pH for Fe^{3+} and H_2O_2 dose and optimum values studied at different times were found to be 2 mM Fe^{3+} and 10 mM H_2O_2 . Fe_2O_3 -Sepiolite was added to heterogeneous photo-Fenton process to determine pH, dose and time. The optimum pH 3.0, optimum dose 10 g/L and optimum time for heterogeneous photo-fenton process were found to be 60 min.

When the studied processes were compared, the best yield was found to be the Heterogeneous Photo-Fenton process with Fe_2O_3 -Sepiolite added. Color (Pt-Co), COD, TOC removal efficiencies were found to be 98%, 82%, 80% under optimum conditions for heterogeneous photo-Fenton process, respectively.

January 2020, 63 page

Keywords: Textile Industry, Homogeneous Photo-Fenton, Heterogeneous Photo-Fenton, Advanced Oxidation Processes

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR

Bu çalışmada, homojen foto-Fenton ve heterojen foto-Fenton prosesleri ile gerçek tekstil atıksuyu kullanılarak renk, KOİ ve TOK giderimini ve atıksuyun geri kazanımını sağlamak için araştırma yapılmıştır. Tez kapsamında çalışma konusu Tekirdağ ilinde faaliyet gösteren bir tekstil endüstrisi biyolojik çıkıştan alınan atıksu numunelerde foto-Fenton yöntemi kullanılarak sulama suyu deşarj standartlarına uygun hale getirilmesi için çalışmalar yapılmıştır.

Araştırma, Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Başkanlığı bünyesinde gerçekleştirilmiştir. Bu çalışma 115Y845 kodlu Akdeniz Ülkelerinde Tekstil Endüstrisi Atıksularının Tarımda Kullanılmak Amacıyla Arıtımı, Yenilikçi Ve Sürdürülebilir Arıtma Yöntemlerinin Endüstriyel Prosesle Entegrasyonu adlı TÜBİTAK Araştırma Projesi tarafından desteklenmiştir.

Çalışma 5 bölümü içermektedir. Birinci bölüm kısa bir giriş kısımandan oluşmaktadır. İkinci bölüm tekstil endüstrisi ve ileri oksidasyon prosesleri ile ilgili literatür bilgisi, üçüncü bölüm materyal metot bölümünden meydana gelmektedir. Dördüncü bölüm deneysel sonuçların verildiği ve tartışıldığı Bulgular ve Tartışma bölümü ve beşinci bölüm sonuç bölümü olarak yer almaktadır.

Yüksek lisans tezimin hazırlanmasında çalışmalarına yön veren, bilgi ve yardımlarını esirgemeyen ve bana her türlü desteği sağlayan danışman hocam, Sayın Doç. Dr. Ayşe KULEYİN 'e içten teşekkürlerimi sunarım. Laboratuvar çalışmalarım sırasında destek ve yardımlarını esirgemeyen hocam, Sayın Prof. Dr. Feryal AKBAL'a teşekkürlerimi sunarım. Çalışmalarımın başından sonuna kadar tüm aşamalarında yardımlarının yanı sıra, gösterdiği sabır ve desteğinden dolayı Araştırma Görevlisi Handan ATALAY'a teşekkür ederim.

Tez çalışmalarımın her aşamasında maddi ve manevi desteğini, benden esirgemeyen annem Emine ÖZTÜRK, babam Ali ÖZTÜRK ve kardeşlerime çok teşekkür ederim. Tüm zor anlarımda imdadıma yetişen vefalı dostum Elif Nihan KADIOĞLU'na tüm destekleri ve yardımları için teşekkür ederim.

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR	iii
İÇİNDEKİLER DİZİNİ	iv
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	vii
SİMGELER	vii
KISALTMALAR	viii
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	ix
1-GİRİŞ	1
2.GENEL BİLGİLER	2
2.1.Tekstil Endüstrisinin Tanımı	2
2.2.Tekstil Endüstrisi işlemleri.....	2
2.3 Tekstil Atıksuyu Özellikleri	5
2.4 Tekstil Endüstrisi Atıksularında Kirlenici Parametreler	6
2.4.1 Fiziksel parametreler.....	6
2.4.2 Kimyasal parametreler	6
2.4.3 Biyolojik parametreler	6
2.5 Tekstil Endüstrisi Atıksu Arıtma Yöntemleri	7
2.5.1 Fiziksel ve fizikokimyasal yöntemler	7
2.5.2 Biyolojik yöntemler	9
2.5.3 Oksidasyon Yöntemleri	10
2.6 Fotokimyasal Olaylar	13
2.7 UV Bazlı İleri Oksidasyon Prosesleri	14
2.8 Homojen Fotokimyasal Prosesler.....	15
2.8.1 Foto-Fenton prosesi	15
2.8.2 UV+H ₂ O ₂ prosesi.....	16
2.8.3 O ₃ /H ₂ O ₂ /UV prosesi	17
2.8.4 O ₃ /UV prosesi.....	18
2.8.5 Vakum Ultraviyole(VUV) Prosesi.....	18
2.8.6 UV/SO ₄ ⁻ prosesi.....	19

2.8.7 UV/Cl ₂ prosesi	19
2.9 Heterojen Fotokimyasal Prosesler	20
2.9.1 Fotokataliz Oksidasyon (UV/TiO ₂)	20
3. MATERYAL VE METOD	23
3.1. Tesisin Tanımı	23
3.2. Çalışmalarda Kullanılan Atıksu Karakterizasyonu	23
3.3. Çalışmada Kullanılan Cihazlar	24
3.4. Çalışmada Kullanılan Kimyasal Maddeler	24
3.5. Fotoreaktör	25
3.6. Foto-Fenton Proses Çalışmaları	25
3.7. Analiz Yöntemleri	26
3.8. Deneysel Verilerin Hesaplanması İçin Kullanılan Eşitlikler	27
4. BULGULAR VE TARTIŞMA	28
4.1. Homojen foto-Fenton	28
4.1.1. Fe ²⁺ ile gerçekleştirilen homojen foto-Fenton denemelerinde optimum pH değerinin belirlenmesi	28
4.1.2. Fe ²⁺ ile gerçekleştirilen homojen foto-Fenton denemelerinde optimum Fe ²⁺ dozu etkisinin belirlenmesi	29
4.1.3. H ₂ O ₂ ile gerçekleştirilen homojen foto-Fenton denemelerinde optimum H ₂ O ₂ dozu etkisinin belirlenmesi	33
4.2. Homojen Foto-Fenton Benzeri	37
4.2.1. Demir kaynağı olarak Fe ³⁺ kullanılması durumunda optimum pH değerinin belirlenmesi	37
4.2.2. Demir kaynağı olarak Fe ³⁺ kullanılması durumunda optimum Fe ³⁺ dozunun belirlenmesi	39
4.2.3. Demir kaynağı olarak Fe ³⁺ kullanılması durumunda optimum H ₂ O ₂ dozunun belirlenmesi	43
4.3 Foto Fenton ve Foto Fenton Benzeri Proseslerin Karşılaştırılması	46
4.4. Heterojen Foto-Fenton Proseslerinin Uygulanması	48
4.4.1. Foto-Fenton prosesine Fe ₂ O ₃ -Sepiyolit eklenmesinde optimum pH değerinin belirlenmesi	48
4.4.2. Foto-Fenton prosesine Fe ₂ O ₃ -sepiyolit eklenmesinde Fe ₂ O ₃ -sepiyolit dozunun belirlenmesi	49
4.4.3 Foto-Fenton prosesine Fe ₂ O ₃ -sepiyolit eklenmesinde optimum sürenin belirlenmesi	51

4.4.4 Fe ₂ O ₃ -Sepiyolit eklenen heterojen Foto-Fenton prosesi için tekrarlı kullanımı	52
4.5 Homojen ve Heterojen Sistemlerin Karşılaştırılması	54
4.6.Foto Fenton Prosesi İçin Farklı Fe ⁺² Dozlarında Oluşan Çamur Miktarının Hesaplanması.....	56
5.SONUÇ	57
KAYNAKLAR	59
ÖZGEÇMİŞ	63



SİMGELER VE KISALTMALAR

SİMGELER

CaCO_3	Kalsiyum karbonat
E	Enerji
Fe	Demir
Fe(OH)_2	Demir(II)hidroksit
Fe(OH)_3	Demir(III)hidroksit
Fe^{2+}	Demir (II)
Fe^{3+}	Demir (III)
FeCl_3	Demir(III)klorür
FeSO_4	Demir sülfat
H	Hidrojen
H_2O_2	Hidrojen peroksit
H_2SO_4	Sülfürik asit
HO_2	Hidroperoksil
$\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$	Potasyum dikromat
MnO_2	Mangan dioksit
O	Oksijen
O_3	Ozon
OH	Hidroksil radikali

KISALTMALAR

AKM	Askıda katı madde
BOİ	Biyolojik oksijen ihtiyacı
dk	Dakika
h _v	Foton enerjisi
İOP	İleri Oksidasyon Prosesi
KOİ	Kimyasal oksijen ihtiyacı
kW	Kilowatt
MF	Mikrofiltrasyon
mM	Milimolar
mS	Mikrosiemens
NF	Nanofiltrasyon
PVA)	Polivinil alkol
t	Zaman
TAKM	Toplam askıda katı madde
TOK	Toplam organik karbon
UV	Ultraviyole

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1.	Kumaşın ıslak işlenmesinde yer alan adımlar için akış diyagramı.....	3
Şekil 2.2.	Tekstil atıksuları arıtma yöntemleri.....	7
Şekil 2.3.	UV Spektrumu dalga boyları	13
Şekil 2.4.	Foto-Fenton Prosesi işlemi için reaksiyon mekanizması.....	15
Şekil 2.5.	UV-TiO ₂ işlemi altında organik bileşiklerin parçalanma mekanizması	22
Şekil 3.1.	Tesisin atıksu arıtma prosesi.....	23
Şekil 3.2.	Foto-Fenton Proseslerinin gerçekleştirildiği fotoreaktör.....	25
Şekil 4.1.	Foto-Fenton prosesi kullanılarak farklı başlangıç pH değeri için Renk, KOİ ve TOK giderim verimleri.....	29
Şekil 4.2.	Foto-Fenton prosesi için farklı Fe ²⁺ dozlarının renk giderim verimi üzerine etkisi.....	33
Şekil 4.3.	Foto-Fenton prosesi için farklı Fe ²⁺ dozlarının KOİ giderim verimi üzerine etkisi.....	33
Şekil 4.4.	Foto-Fenton prosesi için farklı Fe ²⁺ dozlarının TOK giderim verimi üzerine etkisi.....	34
Şekil 4.5.	Foto-Fenton prosesi için farklı H ₂ O ₂ dozlarının renk giderim verimleri	36
Şekil 4.6.	Foto-Fenton prosesi için farklı H ₂ O ₂ dozlarında TOK giderim verimleri	37
Şekil 4.7.	Foto-Fenton prosesi için farklı H ₂ O ₂ dozlarında TOK giderim verimleri	37
Şekil 4.8.	Foto-Fenton benzeri proses için farklı başlangıç pH larında Renk, KOİ ve TOK giderim verimleri	39
Şekil 4.9.	Foto-Fenton benzeri proses için farklı Fe ³⁺ dozlarının renk (Pt-Co) giderim verimi üzerine etkisi)	42

Şekil 4.10.	Foto-Fenton benzeri proses için farklı Fe^{3+} dozlarının KOİ giderim verimi üzerine etkisi	43
Şekil 4.11.	Foto-Fenton benzeri proses için farklı Fe^{3+} dozlarının TOK giderim verimi üzerine etkisi	43
Şekil 4.12.	Foto-Fenton benzeri prosesi için farklı H_2O_2 dozlarının Renk (Pt-Co) giderim verimi üzerine etkisi.....	46
Şekil 4.13.	Foto-Fenton benzeri prosesi için farklı H_2O_2 dozlarının KOİ giderim verimi üzerine etkisi	46
Şekil 4.14.	Foto-Fenton benzeri prosesi için farklı H_2O_2 dozlarının TOK giderim verimi üzerine etkisi	47
Şekil 4.15.	Foto Fenton ve Foto Fenton benzeri prosesler kullanıldığında Renk, KOİ ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması	48
Şekil 4.16.	Fe_2O_3 -Sepiyolit eklenen heterojen Foto-Fenton prosesinde başlangıç pH'sına bağlı olarak Renk, KOİ ve TOK giderim verimleri.....	50
Şekil 4.17.	Fe_2O_3 -Sepiyolit eklenen heterojen Foto-Fenton prosesinde Fe_2O_3 -Sepiyolit dozunun giderim verimleri.....	51
Şekil 4.18.	Fe_2O_3 -Sepiyolit eklenen heterojen Foto-Fenton prosesi için reaksiyon süresinin giderim verimlerine etkisi	53
Şekil 4.19.	Fe_2O_3 -Sepiyolit eklenen heterojen Foto-Fenton prosesi için tekrarlı kullanımın giderim verimlerine etkisi	54
Şekil 4.20.	Optimum koşullarda homojen ve heterojen Foto- Fenton prosesleri için renk(Pt-Co) giderim verimlerinin karşılaştırılması	55
Şekil 4.21.	Optimum koşullarda homojen ve heterojen Foto- Fenton prosesleri için KOİ giderim verimlerinin karşılaştırılması	56
Şekil 4.22.	Optimum koşullarda homojen ve heterojen Foto- Fenton prosesleri için TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması	56

TABLÖLAR DİZİNİ

Tablo 2.1	Tekstil atıksularının genel özellikleri.....	6
Tablo 2.2.	Bazı oksidanların standart oksidasyon potansiyelleri	12
Tablo 2.3.	İleri oksidasyon işlemlerinin çeşitleri ve sınıflandırılması	12
Tablo 3.1.	Çalışmalarda kullanılan tekstil atıksuyunun karakterizasyonu	24
Tablo 4.1.	Foto-Fenton için optimum pH değerinin belirlenmesi.....	29
Tablo 4.2.	Foto-Fenton prosesi 1 mM Fe ⁺² için elde edilen deneysel sonuçlar	31
Tablo 4.3.	Foto-Fenton prosesi 2 mM Fe ⁺² için elde edilen deneysel sonuçlar	31
Tablo 4.4.	Foto-Fenton prosesi 3 mM Fe ⁺² için elde edilen deneysel sonuçlar	32
Tablo 4.5.	Foto-Fenton prosesi 4 mM Fe ⁺² için elde edilen deneysel sonuçlar	32
Tablo 4.6.	Foto-Fenton prosesi 5 mm H ₂ O ₂ için elde edilen deneysel sonuçlar	35
Tablo 4.7.	Foto-Fenton prosesi 10 mm H ₂ O ₂ için elde edilen deneysel sonuçlar	35
Tablo 4.8.	Foto-Fenton prosesi 15 mm H ₂ O ₂ için elde edilen deneysel sonuçlar	36
Tablo 4.9.	Foto-Fenton benzeri işlem için optimum pH değerinin belirlenmesi..	39
Tablo 4.10.	Foto-Fenton benzeri proses için 1 mM Fe ⁺³ dozunda elde edilen deneysel sonuçlar.....	40
Tablo 4.11.	Foto-Fenton benzeri proses için 2 mM Fe ⁺³ dozunda elde edilen deneysel sonuçlar.....	41

Tablo 4.12.	Foto-Fenton proses için 3 mM Fe^{+3} dozunda elde edilen deneysel sonuçlar.....	41
Tablo 4.13.	Foto-Fenton proses için 4 mM Fe^{+3} dozunda elde edilen deneysel sonuçlar.....	42
Tablo 4.14.	Foto-Fenton benzeri proses için 5 mm H_2O_2 dozunda elde edilen deneysel sonuçlar.....	44
Tablo 4.15.	Foto-Fenton benzeri proses için 10 mm H_2O_2 dozunda elde edilen deneysel sonuçlar.....	45
Tablo 4.16.	Foto-Fenton benzeri proses için 15 mm H_2O_2 dozunda elde edilen deneysel sonuçlar.....	45
Tablo 4.17.	Foto Fenton ve Foto Fenton benzeri proseslerin karşılaştırılması	48
Tablo 4.18.	Fe_2O_3 -Sepiyolit eklenen heterojen Foto-Fenton işlemi için optimum pH değerinin belirlenmesi	49
Tablo 4.19.	Fe_2O_3 -Sepiyolit eklenen heterojen Foto-Fenton işlemi için optimum Fe_2O_3 -Sepiyolit dozunun belirlenmesi	51
Tablo 4.20.	Fe_2O_3 -Sepiyolit eklenen heterojen Foto-Fenton prosesi için optimum sürenin belirlenmesi.....	52
Tablo 4.21.	Fe_2O_3 -Sepiyolit eklenen heterojen Foto-Fenton prosesi için tekrarlı kullanımın değerlendirilmesi.....	53
Tablo 4.22.	Homojen ve Heterojen Foto-Fenton proseslerin karşılaştırılması	55
Tablo 4.23.	Foto-Fenton prosesi denemeleri sonucunda oluşan çamur miktarı.....	57

1-GİRİŞ

Su, en temel ihtiyaçlardan biridir ve dünyadaki tüm yaşam için gereklidir. Elektrik üretimi, sulama, madencilik, ağartma, kağıt ve kağıt hamuru üretimi, tekstil üretimi ve gıda işleme gibi birçok endüstriyel proses, işlemin ana bileşenlerinden biri olarak su gerektirir. Su kirliliği terimi, antropojenik maddeler tarafından kirlenmiş ve insan tüketimine uygun olmayan suyu ifade eder. Nüfus artışı ve teknolojik gelişme, su kirliliğinin temel faktörleridir. Endüstri de bu kirlenmeye katkıda bulunur ve sonuç olarak, kirli suyun arıtılması için birincil, ikincil ve üçüncül arıtma işlemleri olan birçok arıtma yöntemin geliştirilmesine neden olmuştur.

Tekstil endüstrileri tekstil imalat süreçlerinde çok miktarda su kullanılmaktadır. Haşıl sökme, temizleme, ağartma ve merserize etme gibi hazırlama aşamalarında genellikle su gerektiren sistemlerdir. Tüketilen toplam su miktarı, elyafın tipine, kullanılan makine tipine ve nihai üründe gereken bitirme etkisinin tipine bağlıdır. Tekstil işleme de boyalar, soda külü, kostik soda, tuz, asit, formaldehit bazlı reçine ve klorlu ağartma maddesi gibi farklı kimyasalların kullanımı nedeniyle, olumsuz bir etkiye sahip olan büyük miktarda atık su üretilir.

Geçtiğimiz on yılda, tekstil boyama atık sularının fizikokimyasal, biyokimyasal, birleşik işlem prosesleri ve diğer teknolojiler dahil olmak üzere, ekonomik açıdan uygulanabilir ve arıtımı sağlamak için prosesler geliştirilmiştir. Tekstil atıklarının arıtılmasında adsorbsiyon, iyon değiştirme, biyolojik arıtım ve membranlar kullanılmaktadır. Bu proseslerin yetersiz kaldığı noktalarda ileri oksidasyon prosesleri tercih edilmektedir (Kumar vd, 2017).

Bu çalışmada, Foto-Fenton prosesiyle tekstil endüstrisi atıksuyunda bulunan renk ve organik bileşenlerin giderimi için uygulanacak kimyasal madde dozu, reaksiyon süresi, pH, Fe_2O_3 -sepiyolit ilavesi gibi faktörlerin oksidasyona etkileri araştırılmıştır. Ayrıca tekstil atıksularında, renk(Pt-Co), KOİ, TOK için foto-Fenton ve foto-Fenton benzeri proseslerin verimliliği karşılaştırılmıştır.

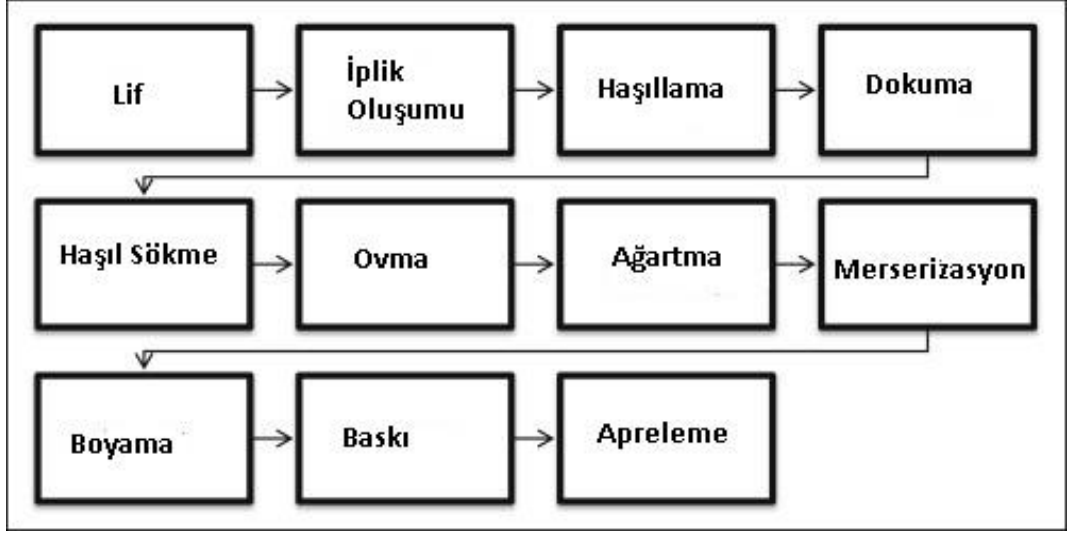
2.GENEL BİLGİLER

2.1.Tekstil Endüstrisinin Tanımı

Tekstil endüstrisi, çeşitli liflerin ipliğe dönüştürülmesi ve ardından kumaş haline getirilmesidir. Tekstil lifleri iki ana gruba ayrılır, doğal lifler ve sentetik lifler. Doğal lifler türleri arasında pamuk, keten, yün ve ipek bulunur. Sentetik lifler, ya viskoz ve selüloz asetat gibi doğal polimerlerden ya da polyester, poliamid, poliakrilnitril, poliüretan ve polipropilen gibi sentetik polimerlerden elde edilir(Pang ve Abdullah, 2013).Tekstil endüstrileri ayrıca kuru ve yaş prosesler olmak üzere iki gruba ayrılabilir. Kuru proseslerde katı atıklar, yaş proseslerde ise sıvı atıklar üretilmektedir. Yaş prosesler; haşıl sökme, ovma, ağartma, merserizasyon, boyama, baskı ve apreleme aşamalarını içerir. Tekstil endüstrisi, yaş işlemler için daha fazla su tüketimi nedeniyle atık suların ana kaynağıdır. Bu atık su, asitler, alkaliler, boyalar, hidrojen peroksit, nişasta, yüzey aktif maddeler ve metal sabunları gibi kimyasallar içerir (Paul vd., 2012). İçerdiği kimyasallar nedeniyle çevresel etkisi bakımından, tekstil endüstrisinin diğer tüm endüstrilerden daha fazla su kullandığı ve atıksu ürettiği tahmin edilmektedir. Ortalama büyüklükteki tekstil fabrikaları, günde işlenen kg kumaş başına yaklaşık 200 L su tüketmektedir (Kant, 2012)

2.2.Tekstil Endüstrisi işlemleri

Tekstil endüstrisi aşamaları genel olarak haşılama ve haşıl sökme, ovma, ağartma, merserizasyon, boyama ve apreleme işlemlerinden oluşur. Tekstil endüstrisi aşamaları Şekil 2.1’de gösterilmiştir.



Şekil 2.1. Kumaşın ıslak işlenmesinde yer alan adımlar için akış diyagramı.

Haşılama ve Haşıl Sökme

Haşıl, tekstil kumaşı hazırlama işlemleri sırasında liflerin mekanik mukavemetini arttıran ve liflerin kabarıklığını, aşınmasını ve sökülmesini önleyen yapışkan maddelerdir. Dokuma sırasında ipliklerin kopmasını önlemek için çözgü iplikleri haşıla kaplanır. Boyamanın iyi bir düzeyde olmasını sağlamak için, haşıl reaktifleri kumaş renklendirmeden önce uzaklaştırılmalıdır. Buna ek olarak, tekstil ile etkileşime giren balmumu ve pektin gibi doğal safsızlıklar da haşıl sökme sırasında kısmen uzaklaştırılır. Haşıl sökme genellikle, geleneksel proseste kumaşın asit, alkali veya oksidan ile muamele edilmesiyle hidroliz veya oksidasyon ile sağlanır. Tekstil endüstrisindeki kirliliğin yaklaşık %50'sinin haşıl sökme faaliyetlerinden kaynaklandığı bildirilmiştir (Varadarajan ve Venkatachalam, 2016).

Ovma

Ovma işlemi, elyafın daha sonraki işlemler için uygun hale getirilmesi için uygulanan bir işlemdir. Ovma, tekstil ürününün alkali maddeler, yüzey aktif madde veya organik çözücüler ile kaynatılmasını içerir. Bu işlem sırasında, ham pamuklu kumaşın hidrofobik yapısını oluşturan balmumu ve pektin gibi safsızlıklar tamamen giderilir ve kumaşın ıslanabilirliği artırılır (Varadarajan ve Venkatachalam, 2016).

Ağartma

Ağartma genellikle kumaş beyazlığını arttırmak için renklendirmeden önce yapılır. Hidrojen peroksit, ticari ağartma için alkali koşullar altında kullanılır. Sodyum hipoklorit ve sodyum klorit gibi diğer kimyasal oksitleyici ajanlar da endüstriyel ağartma işleminde kullanılır (Varadarajan ve Venkatachalam, 2016). Günümüzde ise hipoklorit yerine çevreye daha az zarar veren perasetik asit kullanılmaktadır. (Abdel-Halim ve Al-Deyab, 2013; Liang, 2015).

Merserizasyon

Merserizasyonu işlemi, parlaklık vermek ve boyamayı kolaylaştırmak için ağartma işleminden sonra gerçekleştirilir. Temel olarak, kumaşın yüksek konsantrasyonlu (ağırlıkça yaklaşık% 18 ila 24) sodyum hidroksit ile muamele edilmesidir. Bu işlemde, kumaş NaOH çözeltisinde emprenye işlemi sırasında uzunlamasına büzülmeden geçer. Burada, bu uzunlamasına büzülme, kumaşın uzatılması veya kumaşın gerilim altında tutulmasıyla önlenir. Aşırı kostik, pamuklu kumaşı stres altında tutarken 1-3 dakika sonra yıkanır. Daha sonra, malzeme tercih edilen parlaklık, kolay boya alımı ve geliştirilmiş emicilik özelliklerini kazanır. Membran teknikleri veya çok etkili buharlaştırıcılar, yıkama suyunda sodyum hidroksitin geri kazanılması için kullanılabilir (Fu vd, 2013; Lee vd, 2014).

Boyama

Sürekli artan kalite, haslık, çeşitlilik ve renk derinliği ihtiyacını karşılamak için tekstil endüstrileri çok çeşitli sentetik boyalar kullanmaktadır. Tekstil endüstrisinde kükürt boyaları, asit boyaları, bazik boyalar, dispers boyalar, direkt boyalar, reaktif boyalar ve kazan boyaları dâhil olmak üzere çok çeşitli boyalar kullanılmaktadır.

Boyama, kumaş veya ipliğin, renk vermek için bir boyayla işlenmesidir. Kromofor azo (olarak gruplar, N, N), karbonil (C=O), nitro (NO₂), kinoid grupları ve benzeri auxochrome grupları amin, karboksil, sülfonat boyalar ve hidroksil renk veren maddelerdir. Azo ve antrakınon en önemli gruplardır. Bu kromoforlar aynı zamanda kontaminasyonun tekstil atık suyuna renk vermesine neden olur (Waring ve Hallas, 2013).

Apreleme

Apreleme işleminde, kumaşlar çeşitli bitim işlemlerine maruz bırakılmaktadır. Kumaşa belirli özellikleri geliştirmek için terbiye işlemi kullanılır. Yumuşatma, su geçirmezlik, antibakteriyel ve UV koruyucu gibi spesifik özellikler bitim işleminde kumaşa verilir. Terbiye işlemleri de su kirliliğine katkıda bulunur (Kant, 2012).

2.3 Tekstil Atıksuyu Özellikleri

Tekstil endüstrisi, tarımdan sonra en çok su kirliliğine neden olan endüstridir. Tekstil endüstrisinde uygulanan ağartma, boyama, baskı ve apreleme gibi çeşitli işlemlerde yaklaşık 3600 farklı boya ve 8000 farklı kimyasal kullanılmaktadır. Bu kimyasalların birçoğu insan sağlığı, sucul yaşam, su ve toprak kirliliğine doğrudan veya dolaylı bir şekilde tehdit oluşturmaktadır. Günde yaklaşık 8000 kg kumaş işleme kapasitesine sahip bir tekstil fabrikası her gün ortalama 1.6 milyon litre su tüketmektedir (Tanveer ve Wahab, 2018)

Tekstil endüstrisi boyama ve diğer işlemlerde kullanılan organik ve inorganik formdaki bileşiklerin çok çeşitli olmasından dolayı oluşan atıksuyun karakteristik özellikleri de farklılık göstermektedir. Bu nedenle tekstil endüstrisi atıksuların biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) yüksektir (İleri ve Karaer, 2011). Tablo 2.1’de gösterildiği gibi tekstil atık suları; renk, tuzluluk, sıcaklık, pH, biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), toplam çözünmüş katılar (TÇK), toplam azot, toplam fosfor ve ayrıca gibi Krom (Cr), Arsenik (Ar), Bakır (Cu) ve Çinko (Zn) gibi iz ağır metaller içerir. Tekstil atıklarındaki besin konsantrasyonları değişkendir ve kaynağa bağlıdır (Fazal vd, 2018).

Tablo 2.1 Tekstil atıksularının genel özellikleri(Lim vd,2010)

Genel Özellikler	Birim	Değer
pH		3.85-11.40
Sıcaklık	°C	35-58
İletkenlik	Eİ	6.89
KOİ	mg O ₂ /L	250-990
BOİ	mg O ₂ /L	50-550
TSS	mg/L	100-700
Toplam PO ₄ ⁻¹	mg/L	4.0-12
SO ₄ ⁻²	mg/L	50-900

2.4 Tekstil Endüstrisi Atıksularında Kirletici Parametreler

Tekstil atık suları yüksek KOİ ve BOİ'ye sahip, askıda katı maddelerin fazla olduğu yoğun renkli atık sulardır. Tekstil atık sularında temel kirletici parametreler fiziksel, kimyasal ve biyolojik olarak üç grupta toplanabilir.

2.4.1 Fiziksel parametreler

- Çözünmemiş bileşikler
- Sıcaklık
- Koku
- Renk
- Radyoaktivite
- Köpük
- Korozyon
- Çözünmüş oksijen

2.4.2 Kimyasal parametreler

- Organik ve inorganik bileşikler
- Asidite ve alkalilik
- pH
- Toplam organik karbon
- Kimyasal oksijen ihtiyacı
- Klor ihtiyacı
- Sertlik (Kalsiyum ve Magnezyum)
- Toplam çözünmüş tuzlar
- Fenol
- Yağ ve hidrokarbonlar

2.4.3 Biyolojik parametreler

- Biyolojik oksijen ihtiyacı
- Patojenik bakteriler
- Kimyasal zehirlilik

2.5 Tekstil Endüstrisi Atıksu Arıtma Yöntemleri

Mevcut literatür de, fiziko-kimyasal, kimyasal ve biyolojik işlemlerin yanı sıra ileri oksidasyon işlemleri gibi yeni prosesler arıtma işleminde uygulanmaktadır. Bununla birlikte, arıtma işlemini uygulamak için ekonomik ve teknik olarak uygulanabilir tek bir yöntem yoktur ve yeterli giderimi elde etmek için genellikle iki veya üç yöntem birleştirilmelidir. Tekstil atıksuları arıtma yöntemleri Şekil 2.2 'de gösterilmiştir.



Şekil 2.2 Tekstil atıksuları arıtma yöntemleri(Holkar vd, 2016).

2.5.1 Fiziksel ve fizikokimyasal yöntemler

Adsorpsiyon

Tekstil atıksuyu arıtımında en yaygın kullanılan yöntemlerden biri de adsorpsiyon yöntemidir. Adsorpsiyon, bir adsorban ve bir çözelti arasında fazlar arası aktarımı içeren fizikokimyasal bir ayırma işlemidir. Bu yöntem sayesinde, atık sudaki kirleticiler gözenekli malzemenin adsorbe edilir ve uzaklaştırılır. Yaygın olarak kullanılan adsorbanlar aktif karbon, silikon polimerleri ve kaolindir (Wang vd, 2016).

Adsorpsiyon yöntemi, adsorban yüzey alanı, partikül büyüklüğü, sıcaklık, pH ve temas süresi gibi fiziksel ve kimyasal faktörlerden etkilenir (Patel ve Vashi, 2010). Adsorban seçiminde ana kriterler, yüksek afinite, hedef bileşik kapasitesi ve adsorban rejenerasyon olasılığı gibi özelliklere dayanır (Karcher ve diğ., 2002). Aktif karbon en çok kullanılan adsorbandır ve birçok boya çeşidi için çok etkili olabilir. Bu prosesin

dezavantajları, kullanılmış adsorbanların çevre dostu bir şekilde imhası, aşırı bakım maliyetleri ve atık suları adsorpsiyon kolonuna beslenmeden önce kabul edilebilir aralıkta azaltmak için atık suyun ön arıtımıdır.

Membran Prosesleri

Tekstil atık suyunun arıtılması için membran proseslerden biri olan Membranbiyo reaktörler (MBR) uygulaması gelişmekte olan bir teknolojidir. MBR, birbirine bağlı iki arıtma işlemine sahip bir karma işlemdir. Bu işlemler biyolojik arıtma ve membran filtrasyondur. MBR, yüksek kalitede geri dönüştürülebilir arıtılmış su üreten çekici bir atıksu arıtma teknolojisi haline gelmiştir. MBR sistemleri az yer kaplayan, az bakım gerektiren, biyoreaktördeki çamur koşullarından bağımsız olarak nihai arıtılmış su kalitesinde tutarlılık, düşük çamur üretimi ve geleneksel aktif çamur işlemlerine göre organik ve kalıcı organik kirletici maddeler de daha yüksek miktarda giderim, gibi birçok avantaj sunar. Bununla birlikte, zarın tıkanması MBR işleminin ana dezavantajıdır, çünkü süzme akışında düşüşe veya işlem süresi boyunca trans membran basıncında artışa neden olur, bu da membran temizliği için daha yüksek işletme maliyetleri ve sonuçta membranların ömrünü azaltır. MBR'deki kirlenmeler atık su ve biyokütle bileşimi doğrudan ilgilidir. MBR kirlenmesi, organik kirlenme, inorganik kirlenme, partikül kirlenme, biyo kirlenmenin yanı sıra bu kirlenmenin birleşiminden kaynaklanabilir (Jegatheesan vd,2016).

Ters ozmoz terimi, çözelti halindeki bir sıvının kendiliğinden yarı geçirgen bir zardan geçmesi olayını tanımlar. Bu yolla farklı konsantrasyonlara sahip iki çözelti çözüldüğü sıvıdan ayrılır. Bu yarı geçirgen membranlar çok ince bir materyalden oluşmaktadır. İdeal şartlarda bu membran, çözeltiyi inorganik ve organik maddelerden, kolloitlerden, bakterilerden, istenmeyen moleküllerden ve ayrıca iyonlarından ayırarak saf çözelti haline getirir. Çözelti akışı daima seyreltilmiş saf çözeltiye doğru gerçekleşmektedir. Bu akış ozmotik basıncın dengelendiği ana kadar sürmektedir. Bu an çözelti akışının membranın iki yönünde de gerçekleştiği zaman dilimidir. Bu olayda seyreilmeye ulaşma isteği ile, konsantre çözeltide meydana gelen hacim artmasının yol açtığı hidrostatik yüksek basınç arasında dinamik bir denge söz konusudur. Bu hidrostatik yüksek basınç çeşitli konsantrasyonlara sahip çözeltiler arasındaki ozmotik basınç farkına eşittir. Ozmotik basınç iki çözelti arasındaki konsantrasyon farkına bağlıdır (Muhiddin vd, 2002).

Koagülasyon-Flokülasyon

Koagülasyon-flokülasyon yöntemleri, dispers boya içeren atık suyun renginin giderilmesi için kullanılan yöntemlerden biridir. Atık su arıtımında koagülasyon-flokülasyon çözünmüş ve süspanse katıların fiziksel halini değiştirmek ve çökeltme ile giderilmelerini kolaylaştırmak için kimyasalların eklenmesini içerir (Liang vd, 2014).

Koagülasyon genellikle koloidal parçacıkları dengesizleştiren ve mikro-flok oluşumuna yol açan bir veya birkaç kimyasal reaktifin dağılmasını içerir. Bir flokülasyon katkısı eklenerek mikro-flok partiküllerinin birbirine bağlanması, daha kolay ayrılmasını ve daha büyük partiküller oluşmasını sağlar. Daha sonra basit bir ayırma adımı partikülü ortadan kaldırır. Koagülasyon esas olarak inorganik metal tuzları, örneğin alüminyum ve ferrik sülfatlar ve klorürler tarafından indüklenir. En yaygın katkı maddeleri alüminyum sülfat (genellikle şap olarak bilinir), ferrik klorür ve ferrik sülfattır. Bu katyonların eklenmesi, negatif yüklü kolloidlerle spesifik olarak etkileştikleri ve nötralize ettikleri için koloidal dengesizleşmeye neden olur. Örneğin, arıtılacak suya Fe (III) pıhtılaştırıcı ilave edildikten sonra, Fe (III) iyonları hızla pıhtılaşma sürecinde önemli bir rol oynayan bir dizi hidroliz türü oluşturarak kontrol edilemez bir şekilde hidrolize olur.

Flokülasyon, partiküllerin floklaşmasını içeren hızlı katı-sıvı ayrımlarında kullanılır. Flokülasyon ajanları inorganik ve polimerik malzemeler olarak sınıflandırılır. İnorganik floklaştırıcılar neredeyse hiç kullanılmamaktadır, çünkü verimli floklaşma için üretilen büyük miktarda çamur dezavantaj olmaktadır. Ayrıca pH'a karşı oldukça duyarlıdır, çok ince parçacıklara karşı verimsizdirler ve sadece birkaç dispers sistem için geçerlidirler (Renault vd, 2009).

2.5.2 Biyolojik yöntemler

Biyolojik arıtma yöntemleri, tekstil atık sularındaki sadece çözünmüş maddeleri uzaklaştırır. Giderim verimliliği mikroorganizma yükü oranından, sıcaklığından ve sistemdeki oksijen konsantrasyonundan etkilenir. Oksijen gereksinimi temelinde, biyolojik yöntemler aerobik, anaerobik ve anoksik veya fakültatif veya bunların bir kombinasyonu olarak sınıflandırılabilir. Anaerobik ve aerobik yöntemin kombinasyonu tipik olarak anaerobik bir işlem kullanan gerçek uygulamada uygulanır. Kimyasal oksijen ihtiyacının (KOİ) tekstil atık sularının arıtılması, ardından düşük KOİ'nin elde edilen tekstil atık sularının arıtılması için aerobik yöntem

kullanılır. Anaerobik işlemle “metanojenik biyogaz” üretimi, yalnızca atıksu, polivinil alkol (PVA) veya nişasta gibi daha biyolojik olarak bozunabilir organik bileşikler içeren atık suyu arıtmak için 3 g/L'den daha yüksek bir KOİ'ye sahipse mümkündür. Böylece, anaerobik arıtma, bazı kalorifik değere sahip metanojenik biyo-gaz üretimiyle sonuçlanır. Bu biyolojik yöntemlerde, mikroorganizmalar kendilerini tekstil boyalarına adapte eder ve yeni esnek suşlar doğal olarak hayatta kalma gereksiniminden doğar ve bu da birkaç boyayı daha az tehlikeli formlara dönüştürür.

Tekstil atık suyunun tamamen bozulması için biyolojik yöntemlerin faydaları şunlardır:

- çevre dostu,
- düşük maliyetli,
- daha az çamur üretimi,
- tehlikeli olmayan metabolitler veya tam mineralizasyon (Holkar vd,2016)

2.5.3 Oksidasyon Yöntemleri

Bu yöntemler uygulama kolaylığından dolayı boyar ve organik maddelerinin kimyasal yollarla giderimin de en çok kullanılan metotlardır. Bu oksidasyon teknolojileri ileri oksidasyon işlemleri (İOP) ve kimyasal oksidasyon olarak sınıflandırılabilir. Bu işlemler, çevre koşulları altında, kısmen veya tamamen toksik başlangıç maddelerini ve yan ürünlerdeki kimyasalları, boyaları giderebilmektedir. Bu oksidasyon teknolojileri, ayrı ayrı olduğu gibi birbirleriyle etkileşim halinde de kullanılabilir. Bu sinerjizm, hibrit ileri oksidasyon işlemi (İOP) teknolojileri olarak adlandırılır (Holkar vd, 2016).

Kimyasal Oksidasyon

Kimyasal oksidasyon yöntemleri O_3 ve H_2O_2 gibi oksitleyici ajanlar kullanır. Ozon ve H_2O_2 , yüksek pH değerlerinde güçlü seçici olmayan hidroksil radikalleri oluşturur. Bu yüksek oksidasyon potansiyeli nedeniyle bu radikaller, boya kromoforlarının konjüge edilmiş çift bağlarını ve ayrıca karmaşık aromatik boya halkaları gibi diğer fonksiyonel grupları parçalayabilir. Daha sonra kromoforik olmayan daha küçük moleküllerin oluşumu atık suların rengini azaltır (Tehrani-Bagha vd, 2010). Bu yöntemler, çift bağlı boya molekülleri için yararlıdır. Bu oksitleyici

ajanlar, hidroksil radikallerinin daha az üretimi nedeniyle İOP işlemlerine eşit olarak düşük bir bozunma hızına sahiptir (Holkar vd,2016).

İleri Oksidasyon Prosesleri

Tekstil atık suları içerdiği boyalardan dolayı toksik, mutajenik ve kanserojen yapıya sahip olabilmektedir. Adsorpsiyon, koagülasyon ve membran işlemleri, elektrokimyasal ayırma yöntemleri, gibi fiziko kimyasal yöntemler ve biyolojik arıtma yöntemleri, boyaların su ortamından uzaklaştırılması için etkili bulunurken, bu yöntemler tekstil atık sularında bulunan toksik maddeler ve kalıcı organik bileşiklerin mineralizasyonu için etkili değildir (Khatrı ve diğ., 2018). Son otuz yılda, atık sulardan kalıcı organik kirleticileri tamamen uzaklaştırmak için daha etkili prosesler geliştirilmeye çalışılmıştır. Bu bağlamda, ileri oksidasyon prosesleri (İOP'ler) en etkili yöntemlerden biridir (Moreira ve diğ.,2017). İleri oksidasyon prosesleri (İOP'ler), kalıcı organik kirleticileri atık sulardan uzaklaştırmak için geliştirilen umut verici, verimli ve çevre dostu yöntemlerdir. Genel olarak, İOP'ler, hidroksil radikalleri($\bullet\text{OH}$) gibi güçlü bir oksitleyici ajanın yerinde üretilmesine dayanır. İOP organik bileşikleri oksitlemek için temel olarak hidroksil radikalleri üretir ve kullanır. (Pera-Titus ve diğ., 2004). Tablo 2.3'de bazı oksidanların standart oksidasyon potansiyelleri gösterilmiştir. Tablo 2.4'de ise oksidasyon işlemlerinin çeşitleri ve sınıflandırılmaları verilmiştir.

Tablo 2.2. Bazı oksidanların standart oksidasyon potansiyelleri (Pera-Titus vd, 2004)

Oksidan	Standart oksidasyon potansiyeli (volt)
Florin(F_2)	3.03
Hidroksil Radikali($\text{OH}^\bullet$)	2.80
Ozon(O_3)	2.07
Hidrojen Peroksit(H_2O_2)	1.77
Potasyum Permanganat(KMnO_4)	1.67
Klor dioksit(ClO_2)	1.50
Klor(Cl_2)	1.36
Brom(Br_2)	1.09

Tablo 2.3. İleri oksidasyon işlemlerinin çeşitleri ve sınıflandırılması (Mota vd, 2009)

FOTOKİMYASAL OLMAYAN		FOTOKİMYASAL	
Homojen Prosesler			
➤ Fenton (Fe ²⁺ veya Fe ³⁺ /H ₂ O ₂)		➤ Foto Fenton(Fe ²⁺ or Fe ³⁺ /H ₂ O ₂ /UV)	
➤ H ₂ O ₂ /O ₃		➤ UV/SO ₄ ⁻	
➤ O ₃ /HO		➤ UV /O ₃	
➤ ElektroOksidasyon		➤ UV/Cl ₂	
➤ Süper Kritik Su Oksidasyonu		➤ Vakum Ultraviyole(VUV)	
➤ Islak Hava Oksidasyonu		➤ UV /O ₃ /H ₂ O ₂	
Heterojen Prosesler			
➤ Katalitik ıslak hava oksidasyonu		➤ Heterojen fotokataliz: ZnO/UV, TiO ₂ /UV, TiO ₂ /H ₂ O ₂ / UV	

Fenton Prosesi

Fenton reaksiyonu, H.J.Fenton 1894 yılında bulunmuş; ancak, 1960'ların sonlarında organikleri parçalamak için oksitleyici bir işlem olarak kullanılmaya başlanmıştır. Fenton işlemi, uygulama kolaylığı ve yüksek katalitik verimi nedeniyle en yaygın uygulanan İOP'lerden biridir. Fenton oksidasyonu, asidik şartlar altında, bir demir iyonu ile katalize edilen hidrojen peroksitin ayrışması sonucu hidroksil radikalleri oluşturan prosestir. Fenton reaksiyonu sırasında, hidroksil radikalleri üretilir ve kirleticilere reaksiyona girer, organik moleküllerin ayrışması ve oksitlenmesi sağlanarak H_2O_2 ve CO_2 açığa çıkar (Law ve Leung 2019).

Klasik Fenton prosesi, aşağıdaki reaksiyonların bir dizisini içerir:

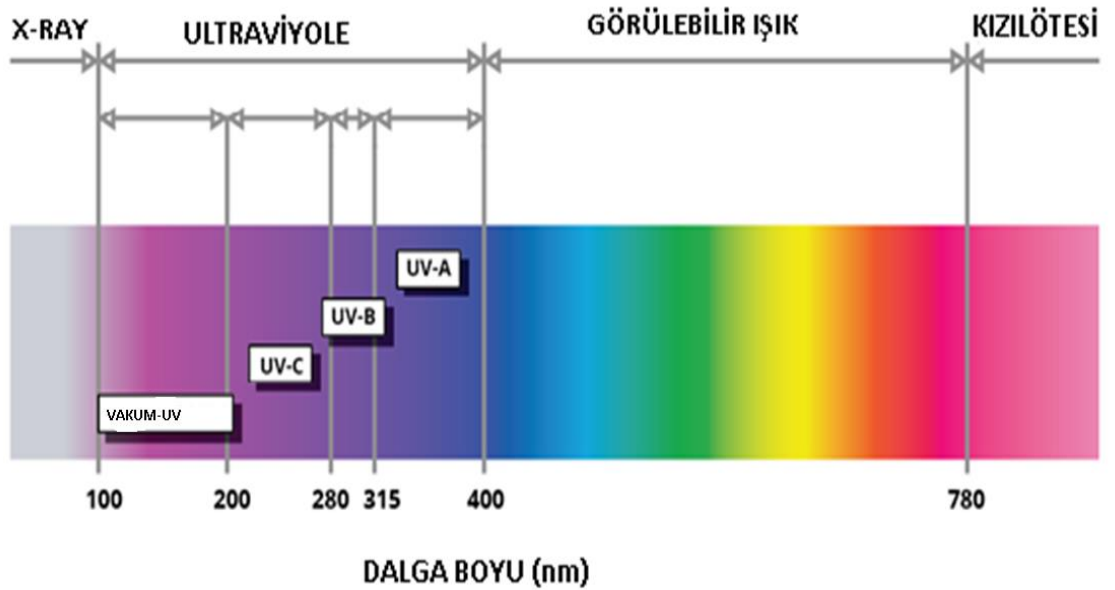


Hidroksil radikallerinin oluşumu (Denklem 1) çok hızlıdır. Net reaksiyon genel olarak (Denklem 1) ile (Denklem 7), H_2O_2 'nin bir katalizör olarak demir varlığında ayrışması olarak tanım Fenton reaksiyonu gerçekleşirken reaksiyona etki eden bazı faktörler bulunmaktadır. Bu faktörler ise aşağıda sıralandığı gibidir:

- Demir İyonları Konsantrasyonu
- Demir İyonu Türü
- H_2O_2 Konsantrasyonu
- Sıcaklığın Etkisi
- pH 'nın Etkisi
- Reaksiyon Zamanının Etkisi alınabilir (Law ve Leung 2019).

2.6 Fotokimyasal Olaylar

Fotokimyasal proseslerin gerçekleşmesi için gerekli olan temel iki parametreden birincisi ışık diğeri de bu ışıkla radikal oluşturacak veya radikale dönüşecek maddedir. Güneş ışınları; kızıl ötesi ışınlar , gözle görülen ışınlar ve morötesi UV ışınlar olarak sınıflandırılır. Ultraviyole (UV) ışık 100 ila 400 nm dalga boyunda elektromanyetik bir radyasyondur . Bu spektrum dört bölgeye bölünmüştür: UV-A (315–400 nm), UV-B (280–315 nm), UV-C (200–280 nm) ve vakum UV (100–200 nm). Şekil 2.2 'de UV spektrum dalga boyları gösterilmiştir.



Şekil 2.3. UV Spektrumu dalga boyları

UVA: Dalga boyu 315-400 nm arasında olan radyasyondur. UV-A stratosfer tabakasını geçerek yeryüzüne kadar ulaşır. Ayrıca derinin alt kısımlarına kadar etki yaparak, öncelikle cildin koyulaşmasına neden olmakla birlikte deri kanserinin gelişimini de artırmaktadır.

UVB: Dalga boyu 280-315nm arasında olan radyasyondur. Atmosferdeki stratosferik ozonun konsantrasyonuna bağlı olarak değişik oranlarda yeryüzüne % 41 ulaşır. Uzun süre maruz kalınması durumunda tüm canlılar için zararlı etkiye sahiptir.

UVC: Dalga boyu 200-280nm arasında olan radyasyondur. UV radyasyonun en tehlikeli kısmı olup, tamamı atmosferdeki ozon ve oksijen tarafından emilir.

Vakum-UV : Dalga boyu 100-200 nm arasında olan radyasyondur.

2.7. UV Bazlı İleri Oksidasyon Prosesleri

UV bazlı İOP'ler, UV ışınlamasına (genellikle UV-C) ve UV ışığının farklı radikal çeşitleriyle kombinasyonuna dayanan işlemleri içerir. Ultraviyole ışık geçmişte dezenfeksiyon amacıyla kullanılmıştır, ancak daha sonra İOP'lerinin geliştirilmesiyle fotoliz işlemlerinde kullanılmaya başlanmıştır. Fotoliz, ışığa maruz kalma ve fotonların Emilimi yoluyla kirleticileri azaltma yöntemidir. Fotonların bu şekilde Emilimi, bir bileşikteki dış elektronların dengesiz hale gelmesine ve böylece reaktif veya bölünmüş olmalarına neden olur. UV lambaları bu süreçte ışık kaynağı olarak yaygın şekilde kullanılır, ayrıca güneşte aynı zamanda uygun bir kaynaktır. (Fast vd, 2017). UV ışık kaynakları genellikle mono veya polikromatik emisyon spektrumlarına sahip düşük veya orta basınçlı cıva lambalarından oluşur. Bu UV cıva lambaları, toksik cıva içeren ve kısa ömürlü olma gibi dezavantajları vardır.

Son zamanlarda, özel dalga boyu dağılımlarına sahip UV kaynağı olarak geliştirilen ışık yayan diyotlar (UV-LED'ler) geleneksel UV cıva lambalarının sorunlarını çözme imkânı sunmaktadır. UV-LED'ler cıva içermemesi, daha az enerji tüketimi ve daha uzun ömür için potansiyele sahip olma özellikleriyle cıvalı lambalara üstünlük sağlamaktadır. UV-LED'lerin diğer bir üstünlüğü, yarı iletken malzemeleri uygun oranlarda birleştirilerek emisyon spektrumlarının 210 ila 365 nm aralığında istenen herhangi bir dalga boyunda olacak şekilde üretilebilmeleridir (Zou vd., 2019).

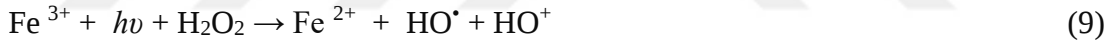
2.8. Homojen Fotokimyasal Prosesler

Homojen ileri oksidasyon prosesleri, tüm reaktantların çözünmüş olarak bulunduğu sistemler olarak tanımlanabilir. Atıksudan organik kirleticilerin giderilmesi için ozon veya hidrojen peroksit gibi kimyasal oksitleyicilerin kullanıldığı ve çözünmüş karbonlu bileşiklerin yakıldığı oksidasyon prosesleri gerekir (Serpone,2005).

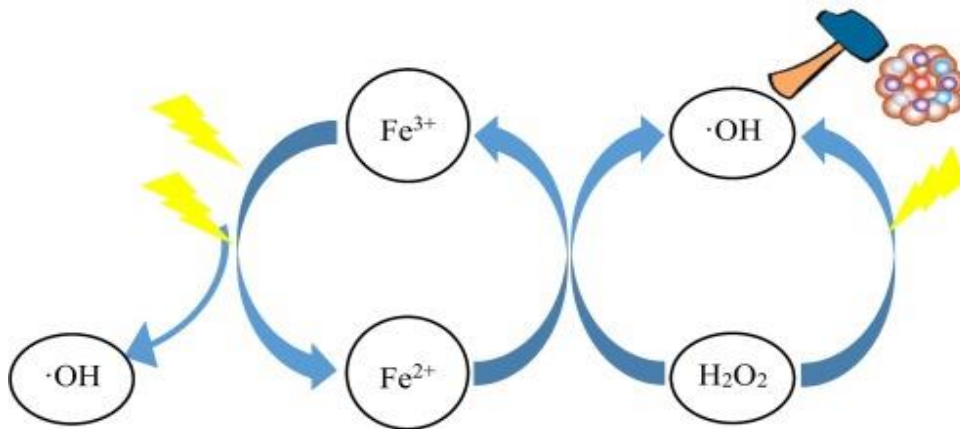
2.8.1. Foto-Fenton prosesi

Fenton işleminde ana adım yavaştır, ancak işlem sırasında ışınlama uygulaması bunu engelleyebilir. Fenton reaksiyonu ile birlikte UV-ışını radyasyonu, foto-Fenton olarak bilinir. Fenton işleminde ışınlama, Fe^{3+} 'ün Fe^{2+} 'ye foto-indirgenmesini hızlandırır; bu, başlangıçtaki Fe^{2+} 'yi yeniden üretir ve demir tortusu üretimini oksidasyonunu azaltır, hidroksil radikalleri oluşturur (Mazivila vd, 2019)

Foto-Fenton işlemi en çok çalışılan İOP'lerden biridir. Hidroksil radikali üretiminin sağlanması basitleştirilmiş reaksiyon dizisi hidrojen peroksit foto-Fenton işlemlerde reaksiyonların ile tanımlanır 8 ve 9 , aşağıdaki gibidir:



Şeki 2.3 'de Foto Fenton proses aşamaları gösterilmiştir.



Şekil 2.4. Foto-Fenton Prosesi işlemi için reaksiyon mekanizması (Zhang vd,2019).

Foto-Fenton prosesinin dezavantajlarından biri, dar bir pH aralığında (2.8-3.5) çalışma ihtiyacıdır. Fe^{2+} ve Fe^{3+} türlerinin katalitik rollerini üstlenmelerini sağlamak,

böylece aktif olmayan demir oksihidroksitlerin çökmesini önlemek ve fotoaktif türlerin konsantrasyonunu maksimuma çıkarmak için sıkı bir pH kontrolü gereklidir. Bu amaç için, gerçek uygulamalar asitleştirici reaktiflerin eklenmesini ve ilgili çevresel ve ekonomik dezavantajlarla son nötrleştirmeyi içerir. Nötr pH'da çalışma olasılığı araştırmacılar tarafından büyük ilgi görmüştür (Clarizia ve diğ., 2017).

Georgi, humik asit ilavesinin, pH 5-7.0 aralığında bir organik tür (benzen) içeren sulu bir çözeltiye etkisini incelemişlerdir. Benzen oksidasyonu için oran değerleri, humik asit yokluğunda pH 3.0'da ölçülenlere kadar yüksek değildi. Foto-Fenton işlemlerini nötr pH'ta etkileyen düşük verimlilik esas olarak demir çökmesinden kaynaklanır ve bu nedenle demir kompleksleştirme maddelerinin uygun şekilde eklenmesiyle önlenabilir.

Fenton ve foto-Fenton işlemi karşılaştırıldığında, foto-Fenton işleminin 32 kat daha az demir tüketen 25 kat daha az çamur hacmi ürettiği ve geleneksel Fenton işlemine kıyasla aynı KOİ uzaklaştırma verimliliğini sağladığı görülmüştür (Gautam vd, 2019).

Foto –Fenton prosesi avantajları

- Hidrojen peroksit aktivasyonu enerjiye ihtiyaç duymaz
- Kolay kullanım ve daha az bakım ve ucuz Fenton'ın reaktifi
- Kısa reaksiyon süresi
- Doğada homojen olmak, herhangi bir toplu aktarımı içermez

Foto –Fenton prosesi dezavantajları

- Fe^{2+} iyonları yeniden üretilenden daha fazla tüketilir.
- Dar işletme pH değeri pH 2-3 arasında.
- Arıtma sonunda çamur arıtması için yüksek miktarda kimyasal ve insan gücü gerekir.
- Oluşan az sayıda demir türü doğada çok karmaşık olduğu için oksidanlar boşa harcanır (Sun vd, 2009).

2.8.2 UV+H₂O₂ prosesi

Hidrojen peroksit (H₂O₂), atık sularda mevcut olan kirletici madde seviyelerini azaltmak için uygulanan güçlü bir oksidandır. H₂O₂ kullanımı, oksitleyici ajanlar

olarak işlev görecek hidroksil radikalleri oluşturacak şekilde ayrışabilen diğer reaktifler veya enerji kaynakları ile birlikte hareket ettiğinde daha etkili hale gelir. 300 nm'den kısa dalga boylarında UV ışımasıyla, H₂O Denklem (9)'de gösterildiği gibi ayrışıp hidroksil radikallerini oluşturur.



Hidrojen peroksit ayrıca, hidroksil radikalleri ve bu şekilde oluşturulan ara ürünlerle de reaksiyona girerek, 10 ile 14 arasındaki denklemlerle basitleştirilmiş bir şekilde açıklanan reaksiyon mekanizmasına göre reaksiyona girebilir.



Organik bileşiklere yapılan girişim, oluşan hidroksil (HO[•]) ve hidroperoksil (HO₂) radikalleri nedeniyle meydana gelir (Al-Kdasi vd, 2004).

2.8.3 O₃/H₂O₂/UV prosesi

O₃/H₂O₂/UV prosesinde meydana gelen hidroksil radikalleri ile organik kirleticiler fotookside ve mineralize olurlar. UV ışınlaması altındaki elektron transferiyle H₂O₂, ozonun parçalanmasını başlatır ve bu reaksiyon sonucunda OH[•] radikalleri üretilir (Huang ve diğ.,1993; Zayas vd, 2007). Bu proste aşağıda verilen reaksiyonlar gerçekleşmektedir (Domenech vd, 2001):





Organik kirliliklerin ozonla meydana gelen reaksiyonları, hidrojen peroksitin ilave edilmesiyle oluşan OH[•] radikallerinin etkisiyle birlikte oksidatif parçalanma oranlarını arttırmaktadır. Bu proses OH[•] radikallerinin fotokimyasal olarak oluşumunu hızlandırmaktadır. O₃/H₂O₂/UV prosesi endüstriyel atıksuların arıtılmasında kullanılmakta olup, bu proses ile ilgili kurulan pilot ölçekli reaktörler işletilmektedir (Legrini vd, 1993).

2.8.4 O₃/UV prosesi

Ozon UV ışığıyla birleşince iyi bir hidroksil radikali (HO[•]) kaynağı olabilir. 200–300 nm dalga boyu aralığındaki UV ışığının ışıması, 253.7 nm'de maksimum absorpsiyon ile ozon tarafından emilir. UV ışıınımı nedeniyle, O (¹D) olarak bir oksijen atomu ve bir reaksiyon molekülü 25 ve 26'da gösterildiği gibi iki hidroksil radikali meydana getirmek üzere reaksiyona giren bir oksijen molekülü oluşur:



Ozon ile UV ışığı, hidroksil iyonlarının üretimini artırır. UV ile ozonlama kombinasyonunun bireysel işlemlerden daha etkili olduğunu kanıtlayan H₂O₂ oluşumuna neden olur. Bu yöntem, tek başına ozona dirençli bu tür bileşiklerin ayrıştırılmasında kullanılabilir (Gautam vd, 2019). 96 W UV ışıınımı ve 3.8 g/saat ozon dozu ile TOK 'un çok etkili mineralizasyonunu sağlamıştır (Chen vd, 2007),

2.8.5 Vakum Ultraviyole(VUV) Prosesi

Su, 200 nm'den küçük dalga boylarını önemli ölçüde absorbe edemez. Vakum UV'de (<200 nm) su emmeye başlar ve su OH[•] ve H[•]'ye ayrılır. VUV radyasyonunun emiliminin bir sonucu olarak homoliz ve suyun fotokimyasal iyonlaşması gerçekleşir. Bu reaksiyonlar için kuantum verimleri, Φ sırasıyla 0.33 ve 0.045'tir. Oluşan ürünler, moleküler oksijeni ve oksijenli türlere işaret eden indirgeme

ve oksidasyon reaksiyonlarının manifoldlarını başlatan hidroksil radikalleri, hidrojen atomları ve çözülmüş elektronlardır



Doğrudan hidroksil radikallerinin oluşumu nedeniyle, VUV ışınlaması ileri oksidasyon işlemleri (İOP) arasında sayılır. Suyun VUV fotolizi, gelişmiş oksidasyon koşullarının üretilmesi için oldukça etkili bir yöntemdir ve hidroksil radikallerinin oluşum hızı, diğer gelişmiş oksidasyon işlemleriyle karşılaştırılabilir (Zoschke vd., 2014).

Echigo vd (1996), VUV ışıması altında oluşturulan hidroksil radikallerini saptamak için ESR-spin yakalama tekniğini kullanmışlardır. Bu yöntemde, hidroksil radikalleri bir sıkma tutucu madde kullanarak daha kararlı radikallere dönüştürülmektedir.

2.8.6 UV/SO₄⁻ prosesi

OH bazlı İOP'lere farklı bir alternatif, sudaki organik kirleticilerin oksidasyonu için öncelikle sülfat radikallerini (SO₄⁻) üreten UV/SO₄'tür. Sülfat radikalleri güçlü bir oksitleyici güce sahiptir ve OH'den daha seçici oksidanlardır. Peroksidisülfat (PDS, S₂O₈²⁻), UV-C aktivasyonu ile homolitik olarak parçalanır. S₂O₈²⁻ nin kuantum verimi H₂O₂'den daha büyüktür ve S₂O₈²⁻ için molar absorpsiyon biraz daha yüksektir, aynı zamanda oksitleyici ajan olarak PDS kullanılarak daha yüksek radikal oluşumu ile sonuçlanır (Miklos vd, 2018).

Son araştırmalar, laboratuvar ölçekli deneylerde UV/SO₄'ün, UV / H₂O₂'ye kıyasla avantajlarını göstermiştir.

2.8.7 UV/Cl₂ prosesi

UV/Cl₂, UV ile aktive edilen klorinin radikal türler oluşturduğu, yani hedef bileşiklerin oksitlendiği Cl ve Cl₂⁻ ve HO[•] gibi ümit verici bir İOP'dir.

UV/Cl₂ prosesi, UV ile aktive edilen klorinin, radikal türler, Cl ve Cl₂ ve OH'yi oluşturduğu ve daha sonra hedef bileşikleri oksitlediği, gelecek vaat eden bir İOP'dir (Miklos vd, 2018).

2.9 Heterojen Fotokimyasal Prosesler

Heterojen Foto-Fenton prosesi, UV ışığının varlığında ve asidik koşullar altında Fe (OH)²⁺ formunda var olan ferrik iyonları (demir kompleksi) ile HO• üreten prostestir.

Homojen fazda, meydana gelen kimyasal değışiklikler yalnızca, reaksiyona giren maddelerin Fenton reaktifleri arasındaki reaksiyonun bozunacak bileşiklerle etkileşimidir. Bununla birlikte, heterojen fazda kimyasal değışimlere ek olarak fiziksel adımlar, katalizörün yüzeyinde, reaktif moleküllerin sınırlı miktarda adsorpsiyonunun meydana geldiğı kütle transferinin aktif bölgelerinde gerçekleşir. Reaksiyonun sonunda, ürün molekülleri, desorbe edilir ve aktif bölgeleri, yüzeye yapışıp reaksiyona girecek yeni bir reaktif molekül kümesi için kullanılabilir halde bırakır (Soon vd, 2011).

Bu karmaşık adımlar yüzey özelliklerini oluşturuyor ve katı katalizörün gözenek yapısı önem kazanır, çünkü bunlar katı katalizlenmiş Fenton reaksiyonuna karşı kinetik hızlarını, verimlerini ve stabilitelerini güçlü bir şekilde etkiler (Soon vd, 2011).

2.9.1 Fotokataliz Oksidasyon (UV/TiO₂)

Fotokataliz, organik kirleticilerin parçalanması için gerekli serbest radikallerin üretilmesinde yarı iletken malzemelerin kullanılmasına dayanan prostestir. TiO₂, ZnO, Fe₂O₃, ZnS ve CdS gibi yarı iletken oksitler fotokatalist olarak kullanılabilir. UV-TiO₂ arıtma işlemi, atık sudaki çeşitli organik ve inorganik maddeleri parçalamak için UV radyasyonundan enerji etkili bir heterojen fotokatalitik işlemidir. Fotokataliz bozunma işlemi aşağıda belirtildiğı gibi beş aşamaya sahiptir:

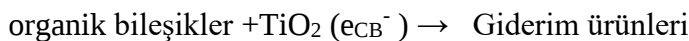
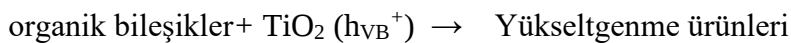
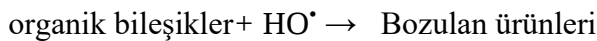
- (i) organik kirleticilerin sıvı fazdan TiO₂ yüzeyine kütle transferi
- (ii) organik kirleticilerin fotonla aktiveştirilen TiO₂ yüzeyi üzerine adsorpsiyonu
- (iii) TiO₂ yüzeyinde fotokataliz reaksiyonu
- (iv) bozulmuş organik kirleticilerin (ara/mineralleşmiş ürünler) TiO₂ yüzeyinden desorpsiyonu
- (v) bozulan kirleticilerin arayüz bölgesinden kütle akışkanına kütle transferi.

En yavaş adım organiklerin bozunması sırasında gerçekleştirilen reaksiyonların toplam hızını belirler. Kütle transfer aşamaları (i) ve (v), reaksiyon aşamaları (ii), (iii)

ve (iv)'e kıyasla çok hızlıdır. Bu nedenle, (ii) ve (iii) adımları fotokatalitik reaksiyonların genel hızını etkilemez ve hız sınırlayıcı değildir (Al-Mamun vd, 2019).

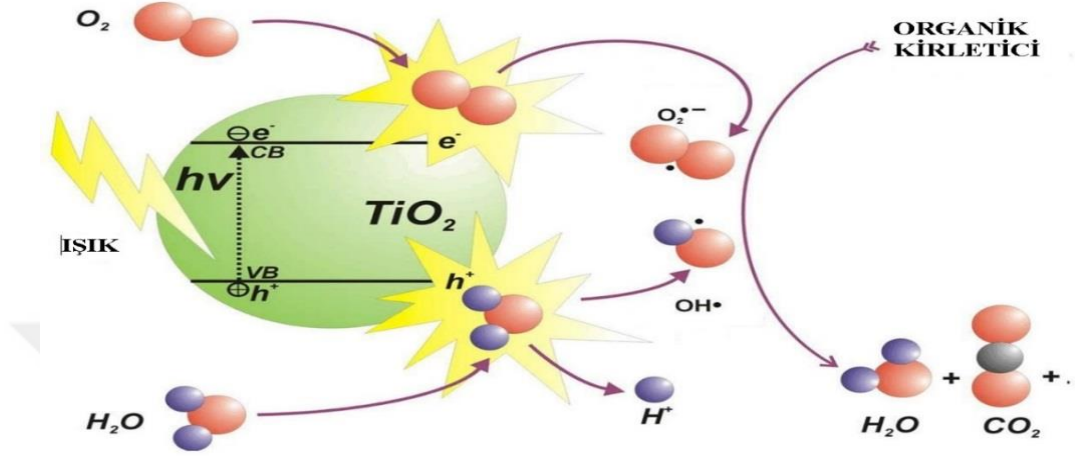
Fotokataliz işlemi, UV-TiO₂ prosesi kullanılarak organik bileşiklerin fotokatalitik bozunmasını tanımlamaktadır. TiO₂ nanoparçacıkları UV/görünür ışığa maruz kaldığında, foto-jenere gözenekler üretilir (Denk. (29)). Sonuç olarak, fotojenlenmiş gözenekler OH⁻ veya H₂O ile oksidasyon reaksiyonuna maruz kalır ve OH[•] (Denk. (30) ve (31)) üretir. Bu OH[•] radikali esasen organik bileşiklerin bozulmasından sorumludur. Denklem (32)'de gösterildiği gibi, etkin elektronla hapsolmuş oksijen (O₂) kullanılır, bu elektronların ve fotojenlenmiş gözeneklerin rekombinasyonunu önler. Denklem (33), (34), (35), (36), UV-TiO₂'nin diğer reaksiyonlarını temsil eder. Oksijen sınırlıysa, TiO₂'deki foto üretilen elektronların ve gözeneklerin hızlı rekombinasyonu fotokatalitik reaksiyonların verimini düşürür.

Fotokatalitik işlem için ana reaksiyonlar aşağıda verilmiştir:



İşlemde, uygun enerjiye sahip TiO₂ UV ışığının varlığında elektron değerlik bandından iletim bandına kadar uyarılır. Daha sonra, valans bant gözenneği (h_{VB}⁺) ve iletken bant elektronunun (e_{CB}⁻) yük taşıyıcı yeniden birleştirilebilir ve temizlenebilir. h_{VB}⁺ ve e_{CB}⁻ ayrıca OH⁻, H₂O gibi türlerin oksitlenmesi, organik bileşikler ve çözültide

bulunan O_2 gibi türlerin indirgenmesi ile de temizlenebilir. Tekstil atıksularında UV- TiO_2 işlemi altında organik bileşiklerin parçalanma mekanizması, Şekil 2.4 ile açıklanmıştır (Ibhadon vd., 2013)



Şekil 2.5. UV- TiO_2 işlemi altında organik bileşiklerin parçalanma mekanizması

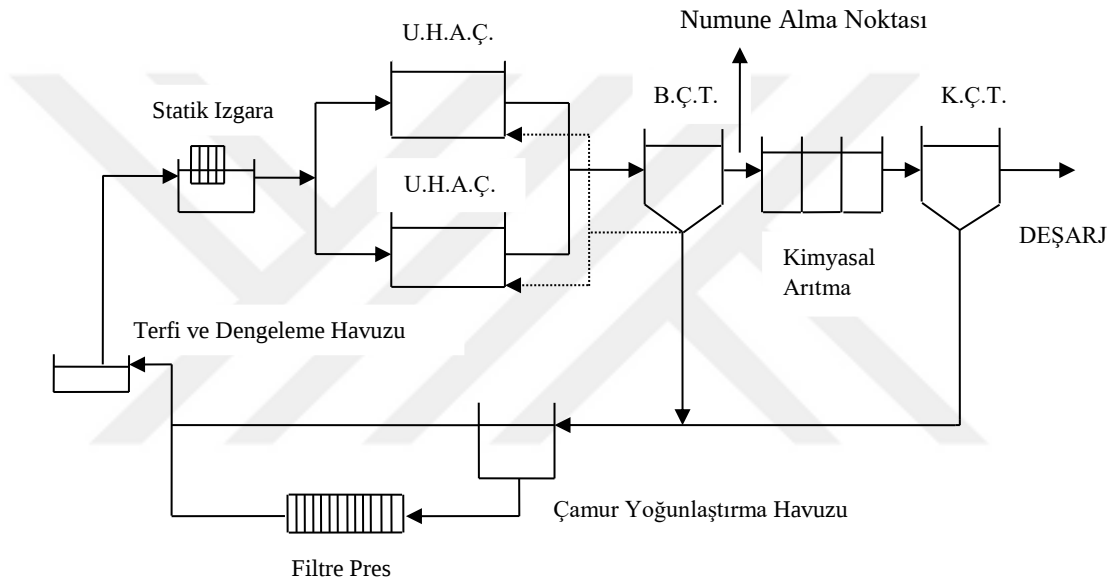
TiO_2 bant boşluğunun uyarılması, TiO_2 'nin adsorbe edilmiş yüzeyine göre gözeneklerin ve elektronların temizlenmesi ile ifade edilen yük ayrılmasına neden olur. Giriş enerjisinin yarı iletken parçacıklara olan ultra-bant aralığı, iletkenlik bandına yükselen bir valans bandının elektronuna yol açmasına neden olur; Valans bant gözeneği ve iletken bant elektronu arasında bir elektron uyarımı oluşur.

h_{VB}^+ ve e_{CB}^- daha sonra TiO_2 yarı iletkeninin yüzeyine geçer ve redoks reaksiyonlarına katılabilir. TiO_2 yarı iletkeninin iletim bandından gelen e^- , süperoksit radikali (O_2) ayrışan O_2 molekülü tarafından temizlenir, çünkü TiO_2 'nin iletim bandı, oksijenin azaltma potansiyeli ile neredeyse izoenerjetiktir (Ibhadon vd, 2013).

3. MATERİYAL VE METOD

3.1. Tesisin Tanımı

Tesis Tekirdağ sınırları Marmara Havzası içerisinde yer alıp, oluşan atıksularını arıtma işleminden geçirildikten sonra deşarj standartlarına uygun şekilde Kınıklı Deresine deşarj etmektedir. Tesis günlük 50 m^3 evsel atıksu ile 900 m^3 endüstriyel atıksu oluşturmakta toplam da $950 \text{ m}^3/\text{gün}$ atıksu deşarj etmektedir. Yüzey suyununa deşarj edilen atıksu Şekil 3.1’de görüleceği üzere fiziksel, biyolojik ve kimyasal arıtım işlemlerinden geçmektedir.



Şekil 3.1. Tesisin atıksu arıtma prosesi (Eurotex, 2017)

3.2. Çalışmalarda Kullanılan Atıksu Karakterizasyonu

Deneysel çalışmalarda biyolojik arıtım çıkışından alınan atıksu kullanılmıştır. Biyolojik arıtma çıkışlı atıksuyun kullanılma amacı kirlilik yükünü azaltarak uygulanacak olan proseslerin maliyetini minimum seviyeye düşürmektir. Çalışılan atıksuyun ölçülen parametreleri ve değerleri Tablo 3.1’de gösterilmiştir.

Tablo 3.1. Çalışmalarda kullanılan tekstil atıksuyunun karakterizasyonu

Parametre	Değişim Aralığı	Ortalama
pH	7.4-8.4	7.97
İletkenlik ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2380-4000	3034
KOİ (mg/L)	91-98	95
Renk 465nm (PtCo)	150-210	184
Renk 1inch (ADMI)	105-145	126
RES 436nm (m-1)	4.9-6.5	5.6
RES 525nm (m-1)	3.3-4.7	4.1
RES 620nm (m-1)	1.8-2.90	2.4

3.3. Çalışmada Kullanılan Cihazlar

UV Fotoreaktör	(Luzchem LZC-4)
Spektrofotometre	(HACH DR 6000)
Manyetik karıştırıcı	(elektro-mag M221)
Termoreaktör	(HACH Lange LT200)
Santrifüj cihazı	(Sigma3-16P)
Şırınga filtre	(CHROMAFIL 0,45 μm)
İletkenlik ve pH	(Thermo Scientific-Orion Star A215)
Hassas Terazı	(Precisa LS 220A SCS)

3.4. Çalışmada Kullanılan Kimyasal Maddeler

$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}_2$	Merck
$\text{FeCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}_2$	Merck
NaOH	Sigma-Aldrich
Mn_2O_2	Merck
$\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$	Merck
HgSO_4	Sigma-Aldrich
AgSO_4	Merck
Na_2CO_3	Merck
$\text{Fe}(\text{NO}_3)_3$	Merck
H_2SO_4	Merck, %95-97
H_2O_2	Merck,%35

3.5. Fotoreaktör

Ultraviyole radyasyonun uygulanmasına ilişkin tüm deneyler Luzchem LZC-4 fotoreaktörde gerçekleştirilmiştir (Şekil 3.2).Yapılan denemelerde ışık kaynağı olarak UV-C kullanılmıştır. Foto-Fenton deneyleri, 10 cm çapında 600 mL'lik kuvarsta gerçekleştirilmiştir. Fotoreaktör de 14 lamba bulunmaktadır ve bu lambaların gücü 8W'tur.



(a)



(b)

Şekil 3.2. Foto-Fenton proseslerinin gerçekleştirildiği fotoreaktör(a),Foto-Fenton proseslerinde kullanılan kuvars(b)

3.6. Foto-Fenton Proses Çalışmaları

Bu çalışmada gerçek tekstil atıksuyu kullanılarak foto-Fenton prosesi çalışılmıştır. Atıksuyun pH değeri 6 N'lik H_2SO_4 kullanılarak istenen değere ayarlanmıştır. Foto-Fenton deneylerinde 600 ml kuvars hücreye 100 ml atıksu konulmuştur. Daha sonra belirlenen miktar ve konsantrasyonlarda Fe^{+2} ve H_2O_2 çözeltisi katılmış, cihaza yerleştirilerek reaksiyon başlatılmıştır. Takip edilen süre aralığında, demirin katı $Fe(OH)_3$ olarak çökmesi için pH 9-10'a yükseltilmiştir, bu pH değerini sağlayabilmek için $Ca(OH)_2$ ilave edilmiştir. $Ca(OH)_2$ ilave edilmesi ile çökme sağlanmış ve deney sonuçlandırılmıştır. Numuneler 20 dakika 9000 rpm'de santrifüj edilmiştir. Santrifüjden sonra numunelerde H_2O_2 kalıntısının kalmaması için 60 dakika MnO_2 ile karıştırılmıştır. Tüm numuneler, ilk önce kâğıt filtreden geririlmişti sonrada

0.45 mm şırınga filtreleri ile filtrelenmiştir. Giriş ve çıkış numunelerinde renk (Pt-Co), KOİ, TOK, pH ve EC analizi gerçekleştirilmiştir.

3.7. Analiz Yöntemleri

3.7.1. Renk analizi

Renk ölçümü; Hach Lange DR 6000 marka spektrofotometre cihazında 465 nm dalga boyunda Pt-Co birimi olarak okunarak ölçülmüştür.

3.7.2. Elektriksel iletkenlik (EC) ve pH analizi

Elektriksel iletkenlik ve pH 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.

3.7.3. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) analizi

KOİ analizleri, HCl DR-6000 spektro-fotometre ile (standart metot 5220 D) kapalı reflux kolorimetrik metoda göre yapılmıştır. Hazırlanan KOİ solüsyonlarının kalibrasyon grafiği oluşturularak ölçüm aralığı belirlenmiştir.

3.7.3 Toplam organik karbon (TOK)

TOK analizleri, Teledyne Tekmar Lotix yanma tok katalizörü standart metot 5310-B ile yapılmıştır.

3.7.4. Toplam askıda katı madde tayini (AKM)

Toplam askıda katı madde tayinleri standart metot 1989S2-75'e göre yapılmıştır.

$$AKM = \frac{(A-B)}{\text{mL numune}} \times 1000$$

A: filtre + filtre edilemeyen katıların ağırlığı(mg)

B: Filtre ağırlığı(mg)

Fe₂O₃-sepiyolit hazırlanması

0,1M Fe(NO₃)₃ çözeltisine yavaşça Na₂CO₃ tozunun eklenip manyetik karıştırıcıyla karışımı sağlanmıştır. [Na]:[Fe] mol oranı 1,5:1 olana kadar 60°C’de 2 saat boyunca 100 rpm çalkalayıcıda karıştırılmıştır. Daha sonra belirlenen miktarda sepiyolit çalkalayıcıya konulan çözeltiye ilave edilerek 24 saat boyunca çalkalanmaya bırakılmıştır. Bu işlem bittikten sonra sepiyolit filtre edilmiştir ve 500 rpm’de 10 dakika boyunca santrifüjlenmiş daha sonra 105 °C’de 8 saat süre ile etüvde kurutulmuştur. Daha sonra kül fırını içerisinde 2 saat boyunca 350 °C’de kalsine edilmiştir. Bu işlemlerden sonra Fe₂O₃-sepiyolit elde edilmiştir (Liang ve diğ., 2015)

3.8. Deneysel Verilerin Hesaplanması İçin Kullanılan Eşitlikler

Giderim (Arıtma) veriminin hesaplanması

Yapılan tüm çalışmalarda giderim verimi Denklem 37’deki gibi hesaplanmıştır.

$$V(\%) = \left(\frac{C_0 - C_e}{C_0} \right) * 100 \quad (37)$$

Burada, C₀ başlangıçta atıksudaki kirletici konsantrasyonunu (mg/L),

C_e t anında atıksuda kalan kirletici konsantrasyonunu (mg/L) göstermektedir.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. Homojen foto-Fenton

4.1.1. Fe^{2+} ile gerçekleştirilen homojen foto-Fenton denemelerinde optimum pH değerinin belirlenmesi

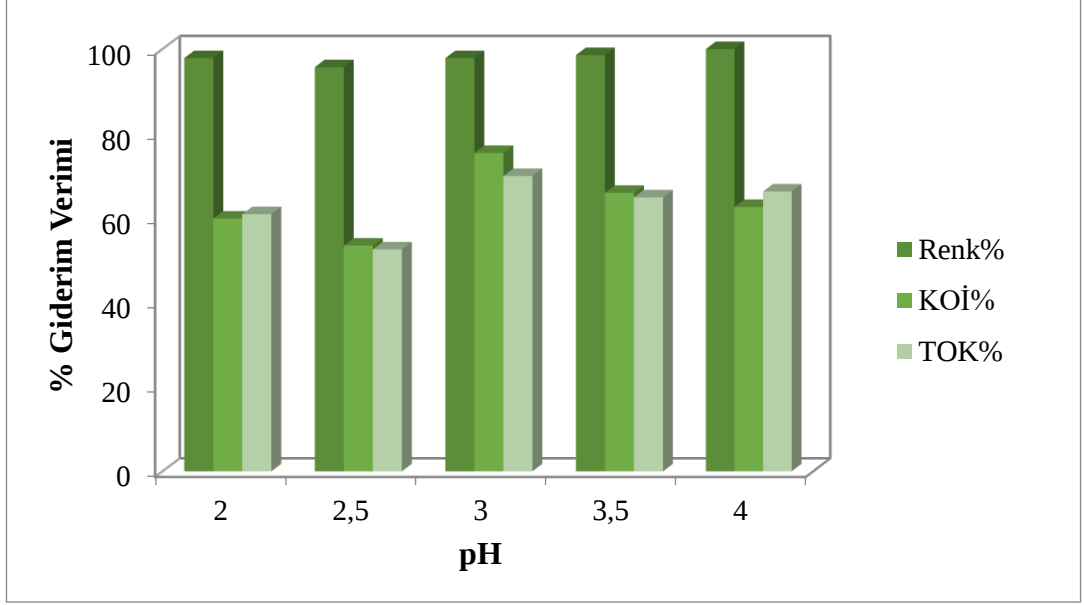
pH, foto-Fenton ile ilgili işlemlerin performansını sınırlayan en önemli faktörlerden biridir. Demir türevini ve hidrojen peroksitin ayrışmasını etkiler. Foto-Fenton reaksiyonunun etkinliğini pH belirler ve asidik pH oksidasyon reaksiyonunu yüksek oranda destekler (Zhang vd. 2005).

Yapılan çalışmalarda; Fe^{2+} , H_2O_2 ve deney süresi sabit tutularak, pH 2,0-2,5-3,0-3,5-4,0 değerlerinde foto-Fenton prosesi gerçekleştirilmiştir. Yapılan denemeler; Fe^{2+} : 2 mM, H_2O_2 : 10 mM ve 30 dakikalık reaksiyon süresince uygulanmıştır. Çalışma sonucu elde edilen sonuçlar Tablo 4.1’de ve renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri Şekil 4.1’ de grafik olarak gösterilmiştir.

Tablo 4.1. Homojen foto-Fenton denemeleri için optimum pH değerinin belirlenmesi

Başlangıç	Eİ	Renk	KOİ	TOK
pH’sı	(mS/cm)	(Pt-Co)	(mg/L)	(mg/L)
Orjinal pH (8.77)	2.90	140	74	26.0
2.0	4.46	3	29	10.1
2.5	3.70	6	34	12.3
3.0	3.43	3	18	7.8
3.5	3.33	2	25	9.1
4.0	3.24	<ÖL	27	8.7

<ÖL: Ölçüm limitinden küçüktür.



Şekil 4.1. Foto-Fenton prosesi kullanılarak farklı başlangıç pH değeri için Renk, KOİ ve TOK giderim verimleri (Fe^{2+} : 2 mM, H_2O_2 : 10 mM, t: 30 dakika)

Foto-Fenton prosesiyle yapılan optimum pH belirleme çalışmalarında 5 farklı pH değeri denenmiştir ve bu başlangıç pH değerlerinde renk (Pt-Co), KOİ ve TOK için giderim verimlerine bakılmıştır. Renk giderim verimleri 2.0-2.5-3.0-3.5-4.0 pH değerleri için sırasıyla %97, %95, %97, %98 ve %100 olup KOİ giderim verimleri sırasıyla %59, %53, %75, %66 ve %62'dir. TOK giderim verimleri ise sırasıyla %60, %52, %69, %64 ve %66 olarak bulunmuştur. Çalışmalar sonucunda pH değerleri için renk giderim verimlerinde sonuçların birbirine yakın olduğu gözlemlenmiştir. KOİ ve TOK giderim verimlerinde pH 3.0 değerinde giderim verimi daha yüksek olduğu için optimum değer olarak pH 3.0 belirlenmiştir.

Foto-Fenton sistemi çıkış sularındaki pH değeri, demiri çöktürmek için en az 8,0 civarında olmalıdır (Stumm ve Morgan, 1996). Çalışmamızda Foto-Fenton sistemi çıkış sularının pH'sı 3.0'dan 9-10'a kadar yükseltilerek pH 9-10 civarlarında uygun çökelme ve organik madde giderimi elde edilmiştir.

4.1.2 Fe^{2+} ile gerçekleştirilen homojen foto-Fenton denemelerinde optimum Fe^{2+} dozu etkisinin belirlenmesi

İlk reaksiyon hızı, mevcut katalizör miktarına (Fe^{2+}) bağlıdır, bu nedenle uygun reaksiyon başlatmak için yeterli miktarda Fe^{2+} kullanmak gereklidir. Fe^{2+} dozajındaki

bir artış renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderimini arttırır, ancak bu artışın belirli Fe^{2+} konsantrasyonlarının üzerinde düşük olduğu bildirilmiştir (Zhang ve diğ., 2006).

Süreye bağlı olarak yapılan çalışmalarda belirlenen optimum pH dozunda ve 10 mM H_2O_2 kullanılarak Fe^{2+} 1-2-3-4 mM konsantrasyonlarında foto-Fenton deneyleri yapılmıştır. Çalışmalar sonucu elde edilen veriler Tablo 4.2, 4.3, 4.4 ve 4.5'te gösterilmiştir. Renk, KOİ, TOK giderim verimleri ise grafiksel olarak Şekil 4.2, 4.3 ve 4.4'te gösterilmiştir.

Tablo 4.2 Foto-Fenton prosesi 1 mM Fe^{2+} için elde edilen deneysel sonuçlar

Süre(dk)	Eİ (mS/cm)	Renk (Pt-Co)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
0	2.90	144	84	27.0
5	3.54	14	42	13.0
10	3.53	8	37	12.5
15	3.58	9	31	12.0
30	3.63	4	30	11.0
45	3.61	5	26	9.9
60	3.81	7	25	9.5

Tablo 4.3 Foto-Fenton prosesi 2 mM Fe^{2+} için elde edilen deneysel sonuçlar

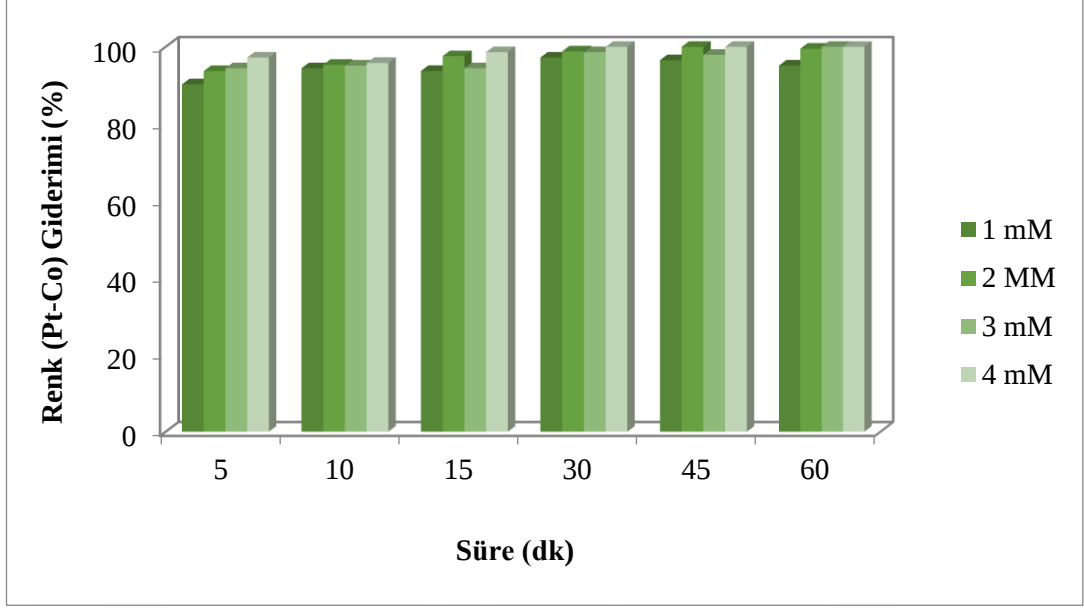
Süre(dk)	Eİ (mS/cm)	Renk (Pt-Co)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
0	2.83	144	86	29.7
5	3.52	11	31	9.7
10	3.5	12	29	10.0
15	3.61	7	27	9.0
30	3.55	2	24	8.7
45	3.57	<ÖL	22	8.5
60	3.57	<ÖL	21	8.6

Tablo 4.4 Foto-Fenton prosesi 3 mM Fe²⁺ için elde edilen deneysel sonuçlar

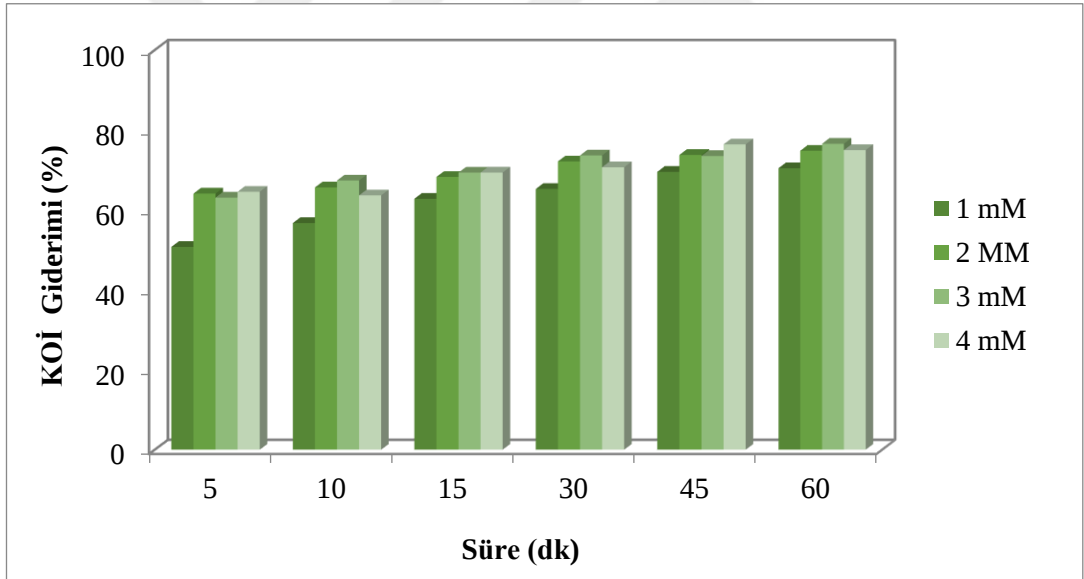
Süre(dk)	Eİ (mS/cm)	Renk (Pt-Co)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
0	2.93	144	84	29.7
5	3.57	8	31	9.3
10	3.58	7	27	8.8
15	3.65	8	26	8.5
30	3.58	2	22	8.6
45	3.62	3	22	8.7
60	3.67	<ÖL	20	8.5

Tablo 4.5 Foto-Fenton prosesi 4 mM Fe²⁺ için elde edilen deneysel sonuçlar

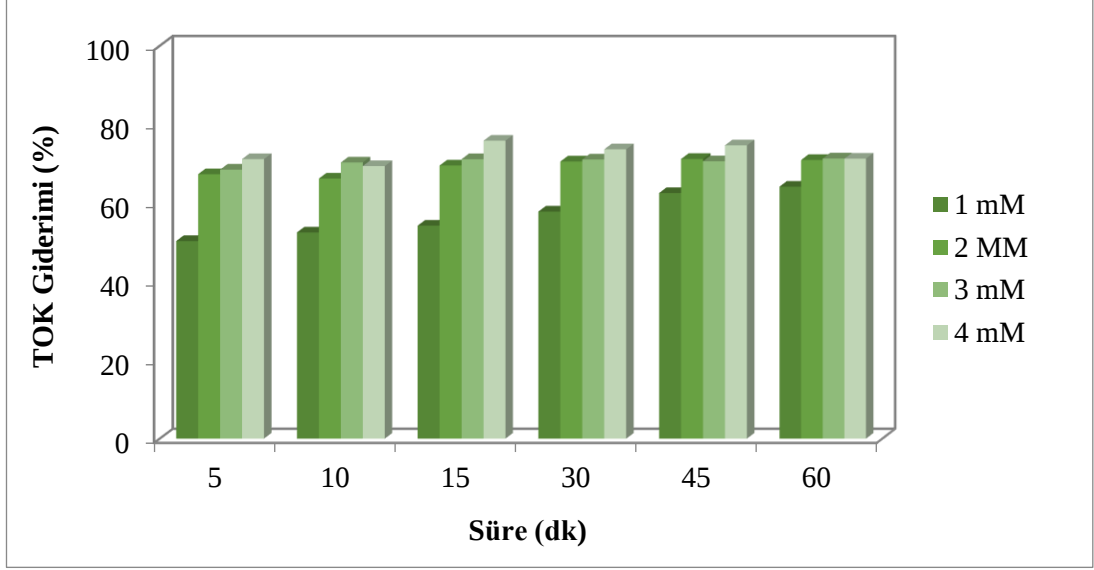
Süre (dak)	Eİ (mS/cm)	Renk (Pt-Co)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
0	2.93	144	86	29.7
5	3.80	4	31	8.5
10	3.71	6	27	9.1
15	3.80	2	24	7.1
30	3.93	<ÖL	21	7.8
45	3.78	<ÖL	21	7.5
60	3.81	<ÖL	20	8.5



Şekil 4.2 Foto-Fenton prosesi için farklı Fe^{2+} dozlarının renk (Pt-Co) giderim verimi üzerine etkisi (pH:3, 10 Mm H_2O_2)



Şekil 4.3 Foto-Fenton prosesi için farklı Fe^{2+} dozlarının KOİ giderim verimi üzerine etkisi (pH:3, H_2O_2 10 mM)



Şekil 4.4 Foto-Fenton prosesi için farklı Fe^{2+} dozlarının TOK giderim verimi üzerine etkisi (pH:3, H_2O_2 : 10 Mm)

Yapılan deneysel çalışmaların sonucunda renk parametresi için sonuçların birbirine yakın olduğu gözlemlenmiştir. Elde edilen verimler genel olarak %95 ve üzerindedir. KOİ ve TOK verimlerinin 1 mM Fe^{2+} de daha düşük olduğu ve Fe^{2+} dozu artıkça verimin arttığı gözlemlenmiştir. 2-3-4 mM Fe^{2+} için KOİ verimleri 60 dakikada sırasıyla,%75, %76, %, %75 olarak elde edilmiştir. TOK giderim verimleri 60 dakikada 2,3,4 mM Fe^{2+} için sırasıyla;%70, %71, %71 olarak bulunmuştur.

Aşırı Fe^{2+} iyonu kullanıldığında fotokimyasal bozunma işleminin engellendiği bilinmektedir, çünkü Fe^{2+} hidroksil radikalleri tarafından organiklerle rekabet eder. Aşırı Fe^{2+} miktarı fazla miktarda çamur üretir ve toplam çözünmüş katıları artırır. Foto-Fenton işleminde daha yüksek bir Fe^{2+} konsantrasyonu, kahverengi bulanıklık oluşturması nedeniyle UV radyasyonun penetrasyonunu engelleyebilir ve hidroksil radikallerinin rekombinasyonuna neden olabilir (Umar ve diğ., 2010).

Optimum Fe^{2+} dozu 2 mM olarak belirlenmiştir. 60 dakikada renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %99, %74, %70 olarak bulunmuştur.

4.1.3. H_2O_2 ile gerçekleştirilen homojen foto-Fenton denemelerinde optimum H_2O_2 dozu etkisinin belirlenmesi

H_2O_2 Foto-Fenton oksidasyonunda, baskın hidroksil radikallerinin ($\text{OH}^\bullet$) kaynağı olarak önemli bir rol oynar (Wang vd, 2016).

Süreyeye bağılı olarak yapılan çalışmalarda, daha önceki bölümde belirlenmiş olan pH 3 değeriinde ve 2 mM Fe²⁺ kullanılarak 5, 10, 15 mM H₂O₂ konsantrasyonlarında foto-Fenton deneyleri yapılmıştır. Çalışmalar sonucu elde edilen veriler Tablo 4.6, 4.7 ve 4.8’de gösterilmiştir. Renk, KOİ, TOK giderim verimleri ise grafik olarak Şekil 4.5, 4.6 ve 4.7’de gösterilmiştir.

Tablo 4.6 Foto-Fenton prosesi 5 mm H₂O₂ için elde edilen deneysel sonuçlar

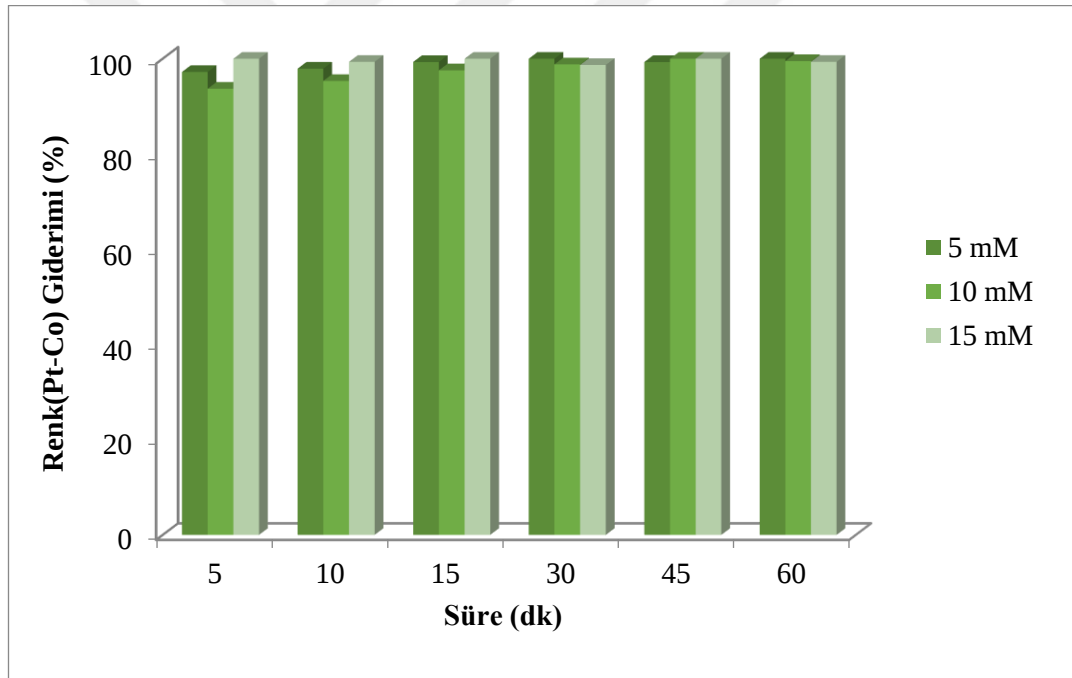
Süre(dk)	Eİ (mS/cm)	Renk (Pt-Co)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
0	2.93	144	82	29.7
5	3.99	4	35	11.6
10	4.00	3	28	10.9
15	4.09	1	27	10.8
30	3.76	<ÖL	26	10.3
45	4.01	1	25	10.3
60	4.21	<ÖL	24	10.8

Tablo 4.7 Foto-Fenton prosesi 10 mm H₂O₂ için elde edilen deneysel sonuçlar

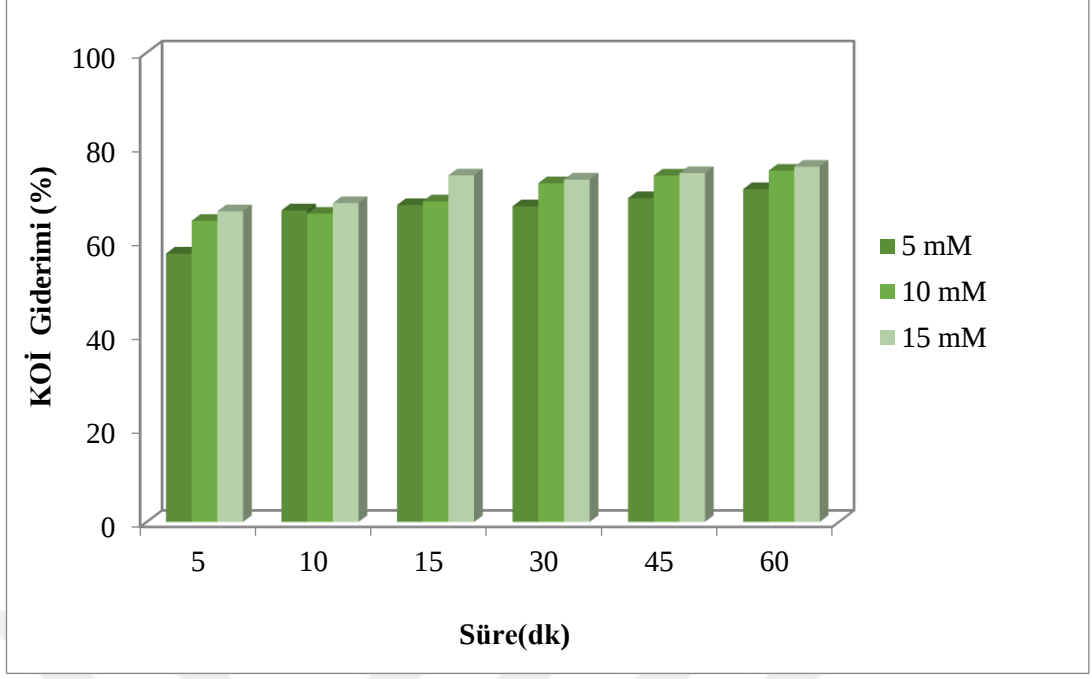
Süre(dk)	Eİ (mS/cm)	Renk (Pt-Co)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
0	2.83	144	86	29.7
5	3.52	11	31	9.7
10	3.50	12	29	10.0
15	3.61	7	27	9.0
30	3.55	2	24	8.7
45	3.57	<ÖL	22	8.5
60	3.57	<ÖL	21	8.6

Tablo 4.8 Foto-Fenton prosesi 15 mm H₂O₂ için elde edilen deneysel sonuçlar

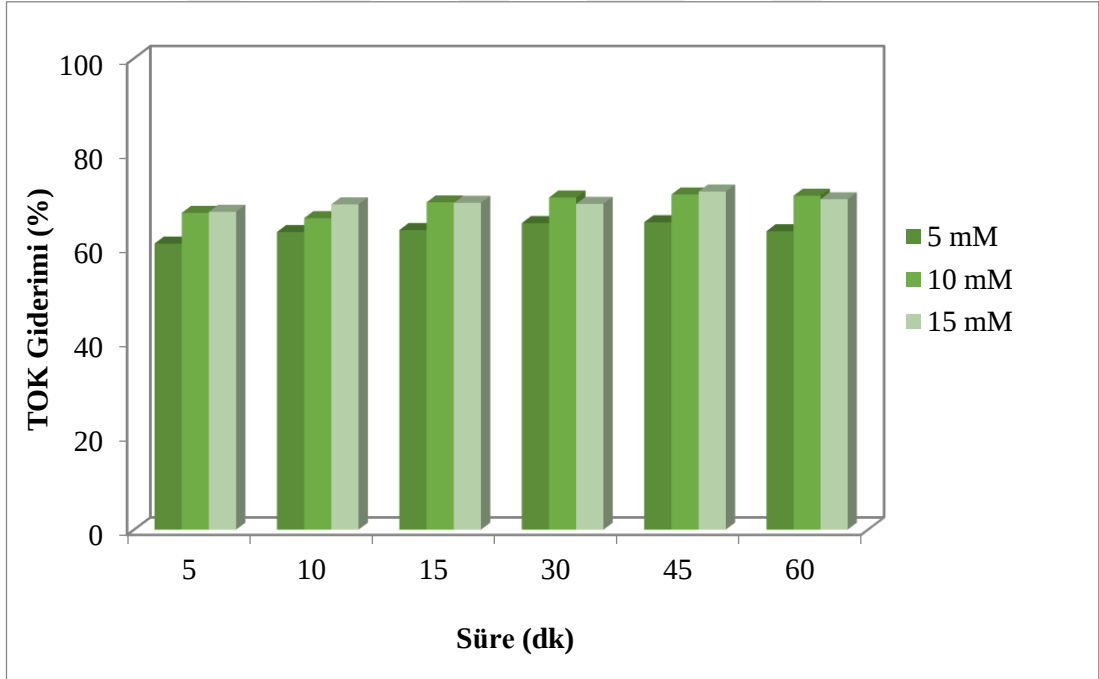
Süre(dk)	Eİ (mS/cm)	Renk (Pt-Co)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
0	2.86	144	86	29.7
5	3.62	2	29	9.6
10	3.74	2	27	9.2
15	3.77	3	22	9.1
30	3.75	3	23	9.1
45	3.86	2	22	8.3
60	3.97	2	21	8.8



Şekil 4.5 Foto-Fenton prosesi için farklı H₂O₂ dozlarının renk (Pt-Co) giderim verimleri (pH 3, Fe²⁺ 2 mM)



Şekil 4.6 Foto-Fenton prosesi için farklı H₂O₂ dozlarında TOK giderim verimleri (pH 3, Fe²⁺ 2 mM)



Şekil 4.7 Foto-Fenton prosesi için farklı H₂O₂ dozlarında TOK giderim verimleri (pH 3, Fe²⁺ 2 mM)

Deneyisel çalışmaların sonucunda renk giderim verimleri için elde edilen sonuçlar 5, 10, 15 mM H₂O₂ için sırasıyla; %100, %99 ve %99 olarak bulunmuştur.

KOİ ve TOK giderim verimlerinin 5 mM H₂O₂ için daha düşük olduğu gözlemlenmiştir. 10 ve 15 mM H₂O₂ KOİ ve TOK giderim verimleri daha yüksektir.

Düşük H₂O₂ dozu, tam mineralleşmeyi sağlamak için yeterli hidroksil radikalleri üretmez. Daha yüksek H₂O₂ dozları genellikle yüzde oksidasyonun artmasına neden olur ve H₂O₂'nin etkinliği oksitlenmesi zor olan organik bileşiklerin oluşumu nedeniyle belirli bir noktada azalmaya başlar (Kochany vd, 2009). Ayrıca aşırı H₂O₂, H₂O₂'nin kendiliğinden oluşmasına ve bunun sonucu olarak O₂ gazının oluşumundan dolayı demir tortusu flotasyonuna veya düşük tortu sedimentasyonuna neden olur (Umar vd, 2010).

Literatürdeki bilgilerde dikkate alınarak optimum değer olarak 10 mM H₂O₂ olarak belirlenmiştir. Optimum koşul olarak tespit edilen 60 dakikada; renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %99, %74, %70 olarak bulunmuştur.

4.2. Homojen Foto-Fenton Benzeri

4.2.1. Demir kaynağı olarak Fe³⁺ kullanılması durumunda optimum pH değerinin belirlenmesi

Foto- Fenton benzeri işlemlerde, pH değeri etkili bir giderim için önemli bir parametredir. Geleneksel homojen Foto-Fenton işlemlerinde uygun pH değeri yaklaşık 3.0'dır .Foto-Fenton benzeri işlemlerde ise optimum pH reaksiyon sistemine, özellikle katalizör performansına dayanan reaksiyon mekanizmalarına bağlıdır (Wang ve Zhuan, 2019).

Yapılan çalışmalarda; Fe³⁺ dozu, H₂O₂ dozu ve deney süresi sabit tutularak, pH 2-2,5-3-3,5-4 değerlerinde foto-Fenton prosesi uygulanmıştır. Yapılan çalışmalarda; Fe⁺³ 2 mM, H₂O₂ 10 mM, ve reaksiyon süresi 30 dakika olarak çalışılmıştır. Çalışma sonucu elde edilen sonuçlar Tablo 4.9'da ve Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri Şekil 4.8'de grafik olarak gösterilmiştir.

Tablo 4.9 Foto-Fenton benzeri işlem için optimum pH değerinin belirlenmesi

Başlangıç pH'sı	Eİ (mS/cm)	Renk (Pt-Co)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Orijinal pH(8.2)	2.21	167	95	34.0
2.0	3.99	82	65	27.8
2.5	3.07	7	60	27.6
3.0	2.80	7	53	26.7
3.5	2.75	5	45	22.9
4.0	1.33	10	45	22.3

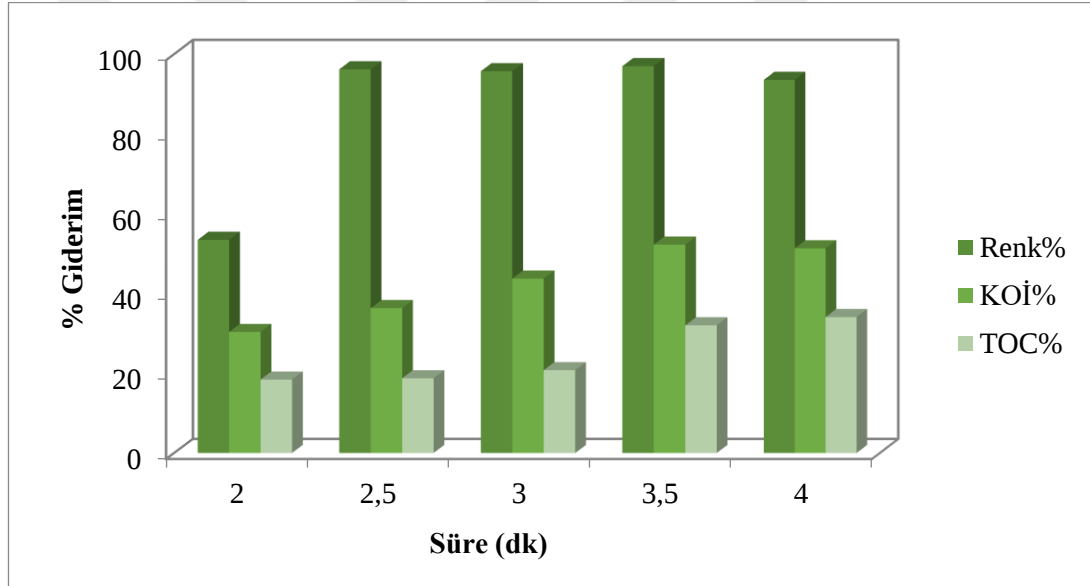
**Şekil 4.8** Foto-Fenton benzeri proses için farklı başlangıç pH larında Renk, KOİ ve TOK giderim verimleri (Fe^{3+} 2 mM, H_2O_2 10 mM, t 30 dakika)

Foto-Fenton benzeri prosesiyle yapılan optimum pH belirleme deneysel çalışmaların da 5 farklı başlangıç pH değeri denenmiştir. Bu pH değerleri için renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimlerine bakılmıştır. Çalışmalar sonucunda pH 2 için giderim verimin daha düşük olduğu diğer pH değerlerinde verimlerin yüksek ve birbirine yakın olduğu gözlemlenmiştir. Renk giderim verimleri 2-2,5-3-3,5-4 pH değerleri için sırasıyla %53, %96, %95, %97 ve % 93 olarak bulunmuştur. KOİ giderim verimleri sırasıyla %30, %37, %44, %53 ve %51; TOK giderim verimleri

sırasıyla %18, %19, %21, %33 ve %34 olarak elde edilmiştir. KOİ ve TOK giderim verimlerinde pH 3,5 değerinde giderim veriminin daha yüksek olduğu gözlemlenmiştir. Optimum pH değeri 3,5 olarak belirlenmiştir.

Foto-Fenton sistemi çıkış sularındaki pH 3'den 9-10'a kadar yükseltilmişti aynı şekilde Foto-Fenton benzeri çıkış sularında pH değeri 3'den 9-10'a kadar yükseltilerek uygun çökelme ve giderim verimi elde edilmiştir.

4.2.2. Demir kaynağı olarak Fe^{3+} kullanılması durumunda optimum Fe^{3+} dozunun belirlenmesi

Fenton benzeri oksidasyon sürecinde katalizör dozu (Fe^{3+}), organik kirleticilerin ayrışmasında çok önemli etkiye sahiptir. Katalizörün aşırı dozu, hidroksil radikallerini ($OH^{\bullet}$) yok edebilir ve kirleticilerin bozulmasını engel olabilir. Ayrıca, aşırı katalizör dozu maliyetleri artıracak ve pratik uygulamayı sınırlandıracaktır (Wang ve Zhuan, 2019).

Süreye bağlı olarak yapılan çalışmalarda belirlenen optimum pH dozunda ve 10 mM H_2O_2 kullanılarak Fe^{3+} 1-2-3-4 mM konsantrasyonlarında Foto-Fenton benzeri deneyleri yapılmıştır. Çalışmalar sonucu elde edilen veriler Tablo 4.10, 4.11, 4.12 ve 4.13'te gösterilmiştir. Renk, KOİ, TOK giderim verimleri ise grafik olarak Şekil 4.9, 4.10 ve 4.11'de gösterilmiştir.

Tablo 4.10 Foto-Fenton benzeri proses için 1 mM Fe^{3+} dozunda elde edilen deneysel sonuçlar

Süre(dk)	Eİ (mS/cm)	Renk (Pt-Co)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
0	3.01	219	77	27.8
5	3.03	25	54	22.6
10	3.15	11	53	21.3
15	2.96	7	51	20.3
30	3.63	4	47	19.2
45	3.16	8	44	16.8
60	3.97	6	44	16.7

Tablo 4.11 Foto-Fenton benzeri proses için 2 mM Fe³⁺ dozunda elde edilen deneysel sonuçlar

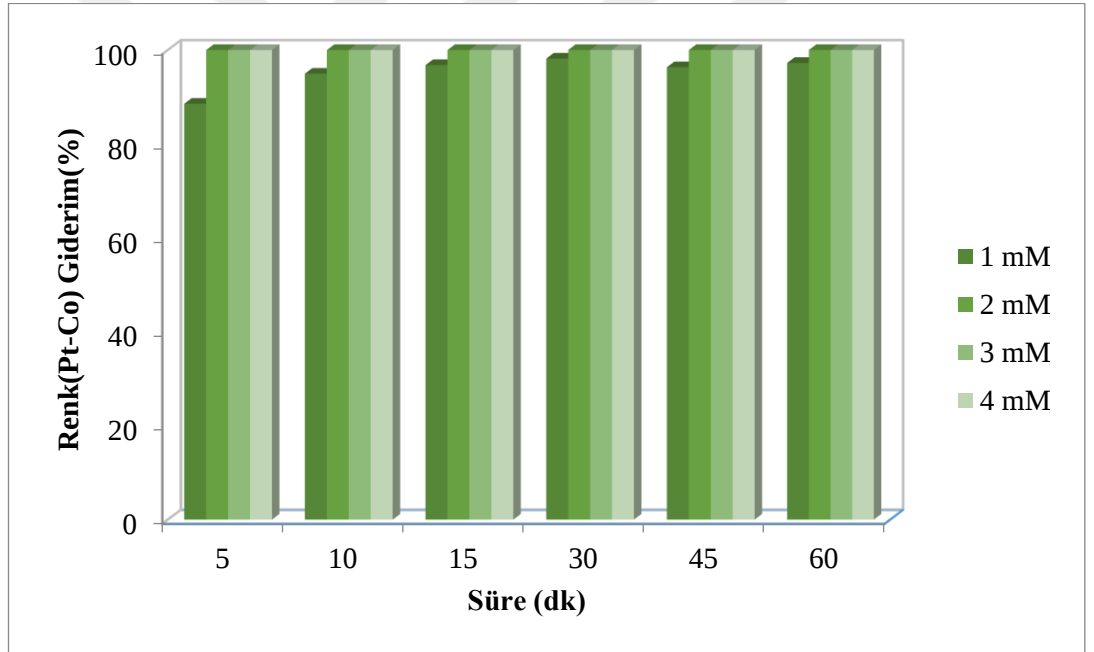
Süre(dk)	Eİ (mS/cm)	Renk (Pt-Co)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
0	2.85	174	90	32.8
5	3.19	<ÖL	60	23.3
10	3.19	<ÖL	58	23.9
15	3.22	<ÖL	56	22.9
30	3.30	<ÖL	51	21.5
45	3.44	<ÖL	50	19.4
60	3.58	<ÖL	47	19.7

Tablo 4.12 Foto-Fenton proses için 3 mM Fe³⁺ dozunda elde edilen deneysel sonuçlar

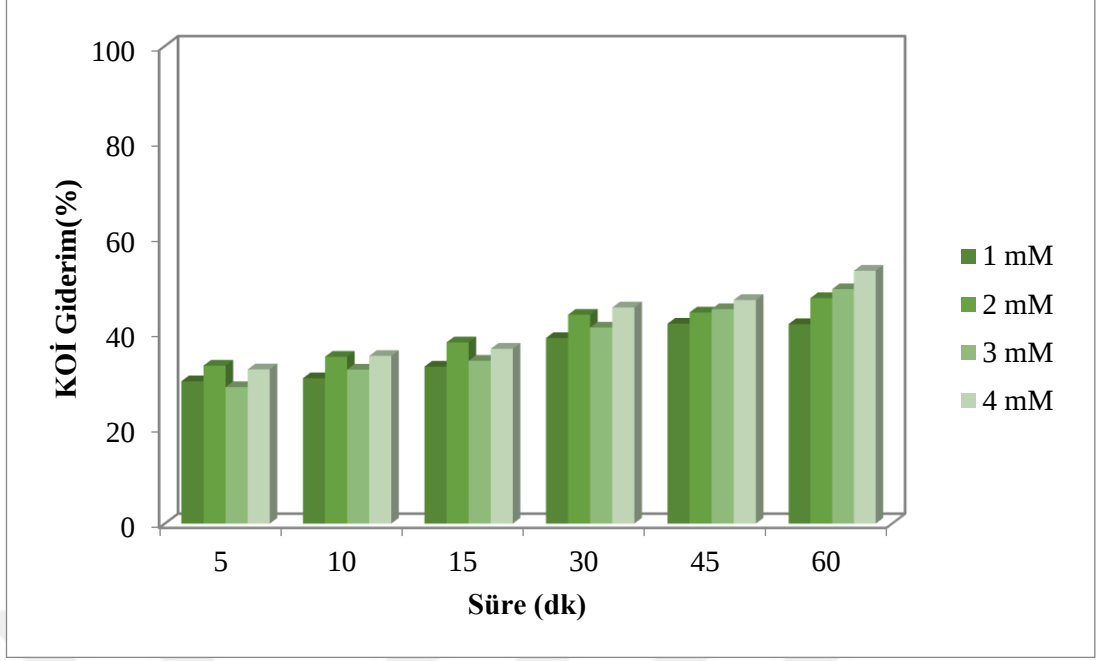
Süre(dk)	Eİ (mS/cm)	Renk (Pt-Co)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
0	2.85	202	90	32.8
5	3.26	<ÖL	64	23.5
10	3.29	<ÖL	61	23.0
15	3.30	<ÖL	59	23.0
30	3.42	<ÖL	53	20.6
45	3.44	<ÖL	49	20.0
60	3.71	<ÖL	46	18.9

Tablo 4.13 Foto-Fenton proses için 4 mM Fe³⁺ dozunda elde edilen deneysel sonuçlar

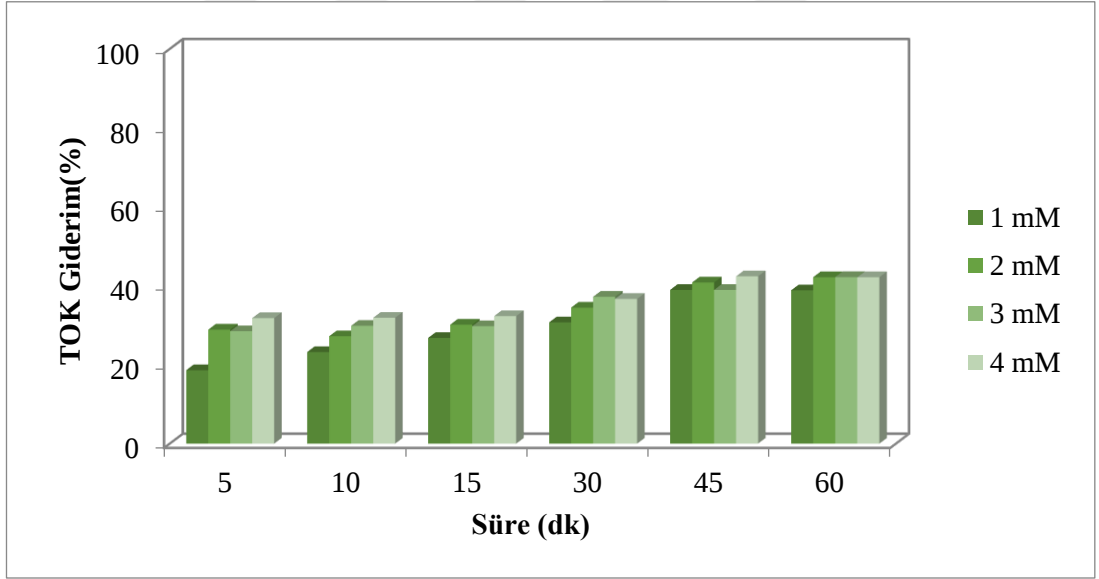
Süre(dk)	Eİ (ms/cm)	Renk (Pt-Co)	KOİ (mg/L)	TOK (ppm)
0	2.85	219	89	27.8
5	3.57	<ÖL	60	17.5
10	3.59	<ÖL	57	17.9
15	3.57	<ÖL	56	17.8
30	3.55	<ÖL	48	17.5
45	3.55	<ÖL	47	16.0
60	3.55	<ÖL	42	16.0



Şekil 4.9 Foto-Fenton benzeri proses için farklı Fe³⁺ dozlarının renk (Pt-Co) giderim verimi üzerine etkisi (pH 3,5, H₂O₂ 10 mM)



Şekil 4.10 Foto-Fenton benzeri proses için farklı Fe^{3+} dozlarının KOİ giderim verimi üzerine etkisi (pH 3,5, H_2O_2 10 mM)



Şekil 4.11 Foto-Fenton benzeri proses için farklı Fe^{3+} dozlarının TOK giderim verimi üzerine etkisi (pH 3,5, H_2O_2 10 mM)

Yapılan deneysel çalışmaların sonucunda renk (Pt-Co) giderim verimlerinin 1 mM Fe^{3+} 'te 2, 3, 4 mM Fe^{3+} dozuna göre daha düşük olduğu gözlemlenmiştir.

Katalizör (Fe^{3+}) dozajındaki bir artış bazen organik maddelerin giderim verimi arttırmada faydalı olabilir. Bununla birlikte, katalizör herhangi bir sınırlama olmadan eklenemez. Homojen foto- Fenton benzeri işlemlerde aşırı katalizör yüklenmesi,

arıtma işlemi sırasında olumsuz bir etkiye sahip olabilir, yani süpürücü etki oluşturur (Wang vd, 2016).

Sulu çözelti içine katalizör miktarının fazla olması durumunda, üretilen OH[•] fazla katalizör tarafından tüketilir. Fazla katalizör miktarının diğer bir dezavantajı ise işlem maliyetini arttırmasıdır. Homojen foto-Fenton benzeri işlemlerde aşırı konsantrasyon, büyük miktarda çamur oluşmasına neden olur ve çamur işleme işlemlerine duyulan ihtiyacı arttıracaktır (Wang vd, 2016).

Literatürdeki bilgilerden faydalanılarak foto-Fenton benzeri prosesi için optimum Fe⁺³ 2 mM olarak belirlenmiştir. Optimum koşul 60 dakika reaksiyon süresinde; renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %100, %47, %42 olarak bulunmuştur.

4.2.3 Demir kaynağı olarak Fe³⁺ kullanılması durumunda optimum H₂O₂ dozunun belirlenmesi

Süreye bağlı olarak yapılan çalışmalarda belirlenen optimum pH'da (3.5) ve 2 mM Fe³⁺ dozunda 5, 10, 15 mM H₂O₂ konsantrasyonlarında Foto-Fenton benzeri prosesi deneyleri yapılmıştır. Çalışmalar sonucu elde edilen veriler Tablo 4.14, 4.15 ve 4.16'da gösterilmiştir. Renk, KOİ, TOK giderim verimleri ise grafik olarak Şekil 4.12, 4.13 ve 4.14'te sunulmuştur.

Tablo 4.14 Foto-Fenton benzeri proses için 5 mm H₂O₂ dozunda elde edilen deneysel sonuçlar

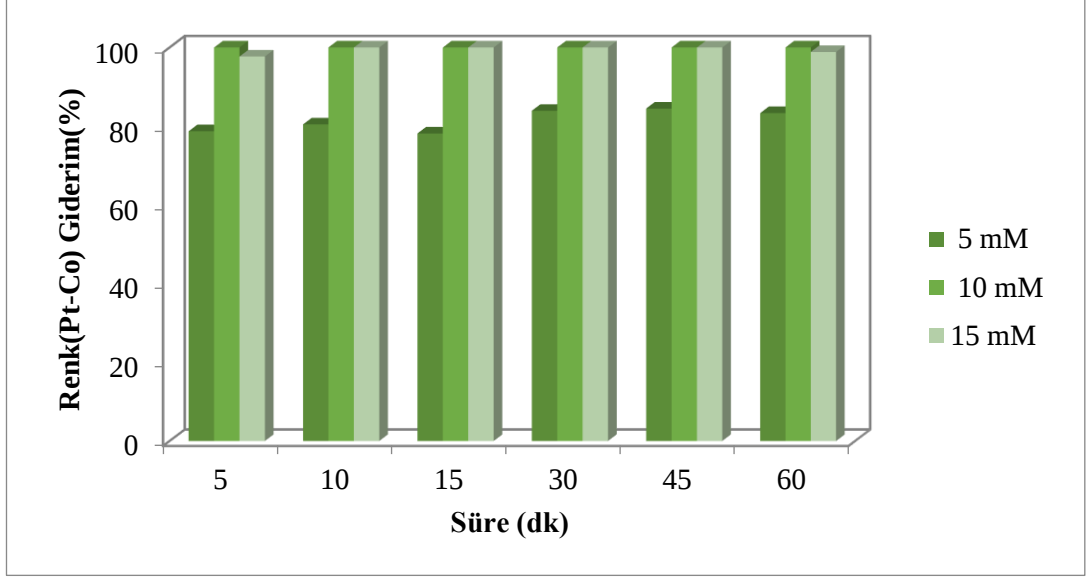
Süre(dk)	Eİ (mS/cm)	Renk (Pt-Co)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
0	2.85	174	89	32.8
5	3.12	37	60	17.5
10	3.13	34	57	17.9
15	3.22	38	56	17.8
30	3.27	28	48	17.5
45	3.31	27	47	16.0
60	3.59	29	42	16.0

Tablo 4.15 Foto-Fenton benzeri proses için 10 mm H₂O₂ dozunda elde edilen deneysel sonuçlar

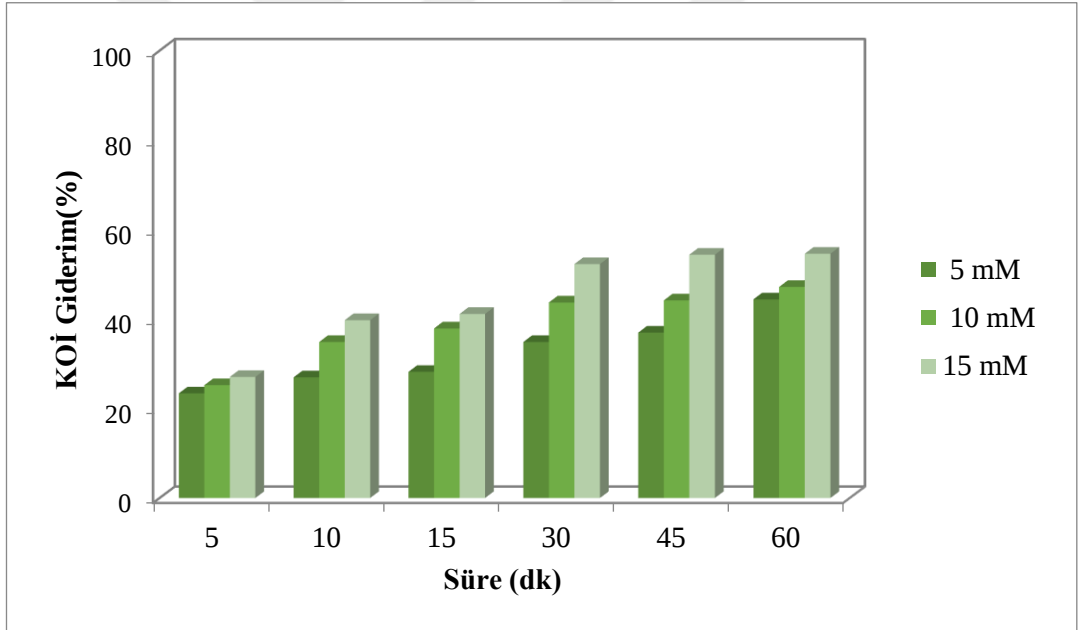
Süre(dk)	Eİ (mS/cm)	Renk (Pt-Co)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
0	2.85	174	90	32.8
5	3.19	<ÖL	60	23.3
10	3.19	<ÖL	58	23.9
15	3.22	<ÖL	56	22.9
30	3.30	<ÖL	51	21.5
45	3.44	<ÖL	50	19.4
60	3.58	<ÖL	47	19.7

Tablo 4.16 Foto-Fenton benzeri proses için 15 mm H₂O₂ dozunda elde edilen deneysel sonuçlar

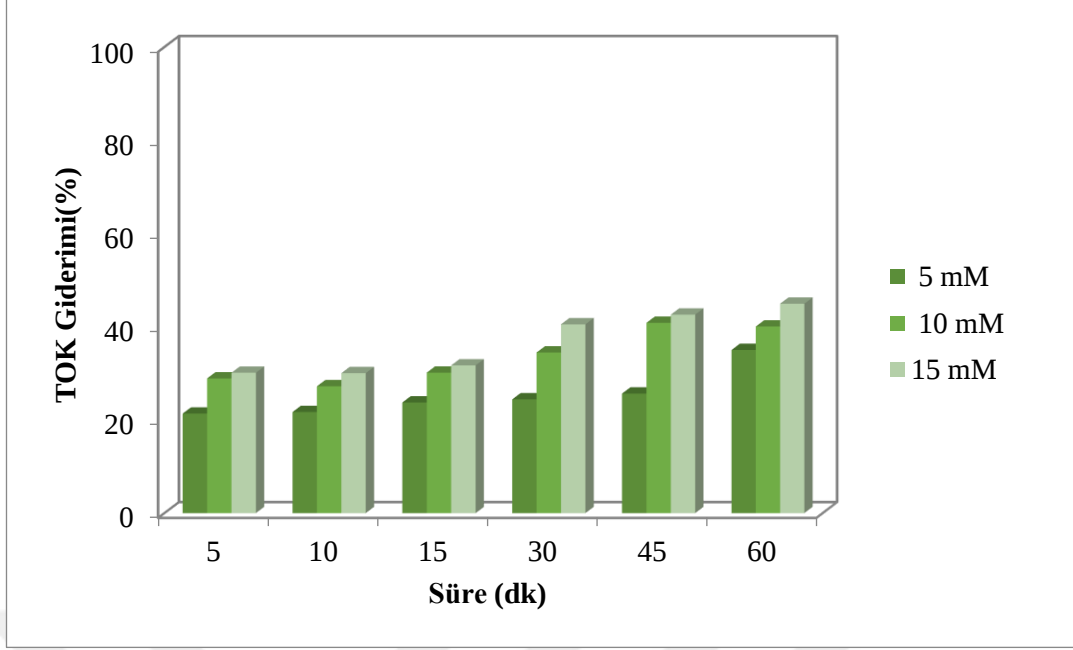
Süre(dk)	Eİ (ms/cm)	Renk (Pt-Co)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
0	2.85	174	90	32.8
5	3.07	4	65	22.9
10	3.10	<ÖL	54	22.9
15	3.09	<ÖL	53	22.4
30	3.26	<ÖL	43	19.5
45	3.23	<ÖL	41	16.8
60	3.33	<ÖL	41	18.1



Şekil 4.12 Foto-Fenton benzeri prosesi için farklı H_2O_2 dozlarının Renk (Pt-Co) giderim verimi üzerine etkisi (pH 3.5, Fe^{3+} 2 mM)



Şekil 4.13 Foto-Fenton benzeri prosesi için farklı H_2O_2 dozlarının KOİ giderim verimi üzerine etkisi (pH 3.5, Fe^{3+} 2 mM)



Şekil 4.14. Foto-Fenton benzeri prosesi için farklı H_2O_2 dozlarının TOK giderim verimi üzerine etkisi (pH 3.5, Fe^{3+} 2 mM)

Deneysel çalışmaların sonucunda elde edilen verilere göre renk giderim verimleri 5, 10, 15 mM H_2O_2 için sırasıyla; %100, %99 ve %99 olarak bulunmuştur. KOİ ve TOK giderim verimlerinin 5 mM H_2O_2 için daha düşük olduğu gözlemlenmiştir. 10 ve 15 mM H_2O_2 için KOİ ve TOK giderim verimleri daha yüksektir.

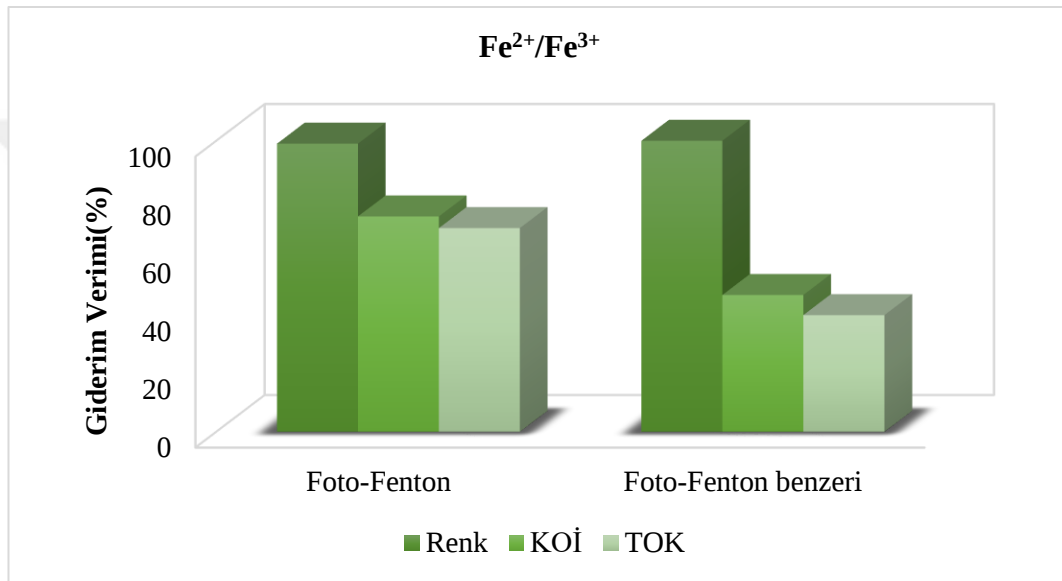
Foto-Fenton benzeri prosesi için H_2O_2 optimum 10 mM olarak belirlenmiştir. Optimum koşul 60 dakika reaksiyon süresinde; renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla %100, %47, %42 olarak bulunmuştur.

4.3. Foto Fenton ve Foto Fenton Benzeri Proseslerin Karşılaştırılması

Yapılan Foto-Fenton ve Foto-Fenton benzeri çalışmalardaki optimum koşullar karşılaştırılmıştır. Çalışmalar sonucunda elde edilen veriler Tablo4.17’de ve Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri Şekil 4.15’ te grafik olarak gösterilmiştir.

Tablo 4.17. Foto Fenton ve Foto Fenton benzeri proseslerin karşılaştırılması

Prosesler	Renk(%)	KOİ(%)	TOK(%)
	(Pt-Co)	(mg/L)	(mg/L)
Foto-Fenton	99	75	70
Foto-Fenton benzeri	100	47	42



Şekil 4.15. Foto Fenton ve Foto Fenton benzeri prosesler kullanıldığında Renk, KOİ ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması

Foto-Fenton oksidasyonunda optimum pH 3 iken Foto-Fenton benzeri oksidasyonunda optimum pH 3.5 olarak tespit edilmiştir. İki proses içinde optimum katalzör dozları 2 mM olarak ve H₂O₂ dozu 10 mM olarak bulunmuştur. Renk giderim karşılaştırıldığında veriminde farklılık görülmemektedir. KOİ ve TOK giderim verimlerinde Foto-Fenton Oksidasyonun da daha iyi bir giderim sağlanmıştır

4. 4. Heterojen Foto-Fenton Proseslerinin Uygulanması

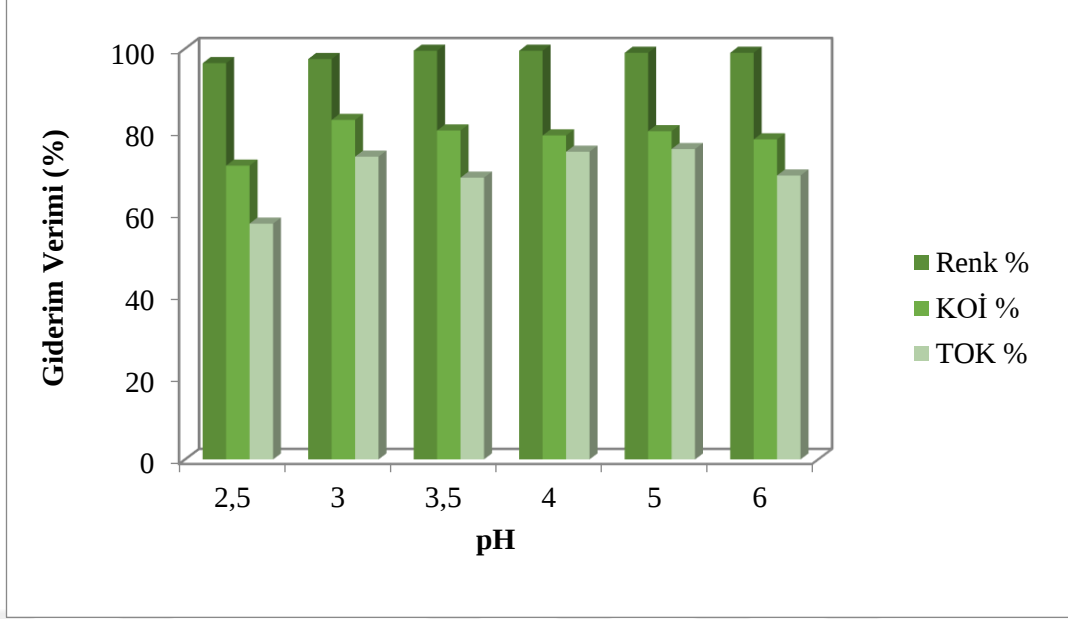
4.4.1. Foto-Fenton prosesine Fe₂O₃-Sepiyolit eklenmesinde optimum pH değerinin belirlenmesi

pH, fotokimyasal oksidasyon için önemlidir. pH, katalizörlerin sıfır yüklenme değerinden daha düşük veya daha yüksek olduğunda, katalizör yüzeyi farklı yük değerlerine sahiptir(Mehrjouei vd, 2015).

Yapılan çalışmada pH değerini belirlemek için sabit süre 60 dk, H₂O₂:10 mM, 10 g/L Fe₂O₃-Sepiyolit kullanılarak heterojen Foto-Fenton prosesleri gerçekleştirilmiştir. Çalışılan pH aralıkları 2,5-3-3,5-4-5-6 şeklinde olup elde edilen veriler Tablo 4.18’de ve Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri Şekil ’4.16’da grafik olarak gösterilmiştir.

Tablo 4.18 Fe₂O₃-Sepiyolit eklenen heterojen Foto-Fenton işlemi için optimum pH değerinin belirlenmesi

Başlangıç	Eİ	Renk	KOİ	TOK
pH’sı	(mS/cm)	(Pt-Co)	(mg/L)	(mg/L)
Orijinal pH	2.51	199	89	24.9
2.0	4.15	7	25	10.5
2.5	3.66	5	15	6.5
3.0	3.15	1	17	7.7
3.5	2.89	1	18	6.2
4.0	2.64	2	17	6.0



Şekil 4.16 Fe_2O_3 -Sepiyolit eklenen heterojen Foto-Fenton prosesinde başlangıç pH'sına bağlı olarak Renk, KOİ ve TOK giderim verimleri (Fe_2O_3 -Sepiyolit dozu 10 g/L, H_2O_2 :10 mM, t:60 dakika)

Deneyisel çalışmaların sonucunda elde edilen verilere göre pH 2,5 'ta diğer pH değerlerine göre KOİ ve TOK giderim verimlerinin daha düşük olduğu gözlemlenmiştir. pH yükseldikçe elde edilen giderim verimleri arasında çok fazla bir değişim gözlenmemiştir. Bu durum göz önünde bulundurularak optimum koşul pH 3 seçilmiştir. Renk giderim verimleri ise tüm pH değerleri için %90'nın üzerindedir ve birbirine yakındır.

10 g/L Fe_2O_3 -Sepiyolit dozu ve 60 dakika reaksiyon sürtesinde optimum pH değeri için Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla; %97, %82, %73 olarak bulunmuştur.

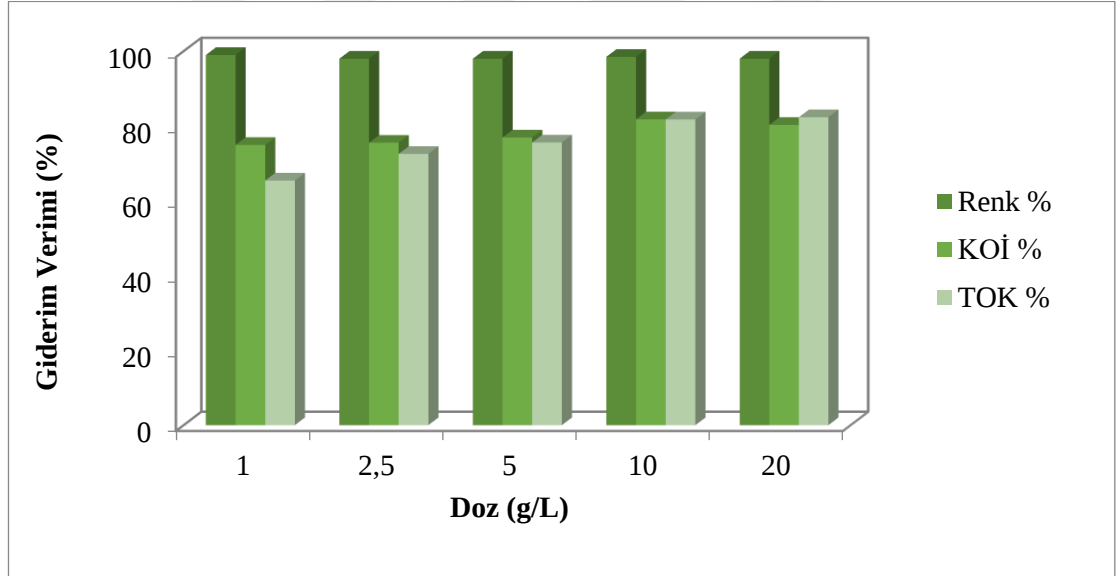
4.4.2. Foto-Fenton prosesine Fe_2O_3 -sepiyolit eklenmesinde Fe_2O_3 -sepiyolit dozunun belirlenmesi

Yapılan çalışmada Fe_2O_3 -Sepiyolit dozunu belirlemek için sabit süre 60 dakikada, optimum pH 3.0 ve H_2O_2 :10 mM, kullanılarak heterojen foto-Fenton prosesi gerçekleştirilmiştir. Çalışılan doz miktarları 1-2.5-5-10-20 g/L şeklinde olup elde

edilen veriler Tablo 4.19’da ve Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri Şekil 4.17’de grafik olarak gösterilmiştir.

Tablo 4.19. Fe₂O₃-Sepiyolit eklenen heterojen Foto-Fenton işlemi için optimum Fe₂O₃-Sepiyolit dozunun belirlenmesi

Fe ₂ O ₃ -Sepiyolit dozu	Eİ	Renk	KOİ	TOK
g/L	(mS/cm)	(Pt-Co)	(mg/L)	(mg/L)
0	2.82	200	92	24
1	3.25	2	23	8
2.5	3.58	4	22	7
5	3.63	4	21	6
10	3.74	3	17	4
20	3.33	4	18	4



Şekil 4.17. Fe₂O₃-Sepiyolit eklenen heterojen Foto-Fenton prosesinde Fe₂O₃-Sepiyolit dozunun giderim verimleri (H₂O₂:10 mM, t:60 dakika, pH:3)

Çalışmalar sonucu elde edilen verilerde 1-20 g/L doz miktarlarında renk (Pt-Co) verimleri yüksektir. KOİ ve TOK verimleri 1-2.5-5 g/L doz miktarlarında birbirine

yakındır.10-20 g/L de KOİ ve TOK verimleri daha yüksektir. Bu durum katalizör miktarı artıkça veriminde arttığını göstermektedir.

10 g/L ve 20 g/L dozları arasında kayda değer bir verim artışı olmadığından dolayı optimum doz miktarı olarak 10 g/L belirlenmiştir.

60 dakika reaksiyon sürtesinde pH 3 değeri ve 10 g/L Fe₂O₃-Sepiyolit dozu için renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla; %99, %82, %81 olarak bulunmuştur.

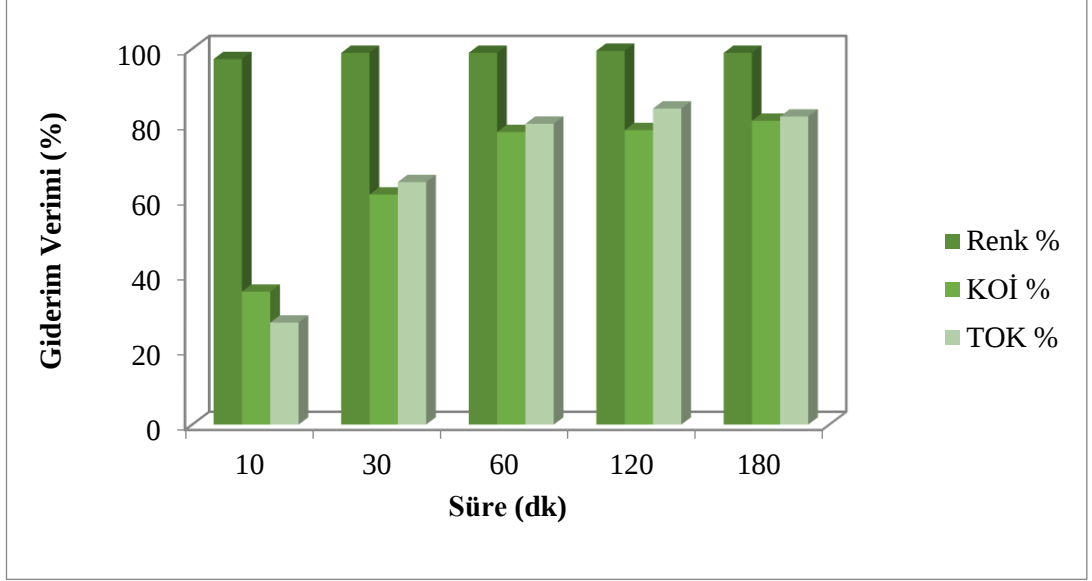
4.4.3 Foto-Fenton prosesine Fe₂O₃-sepiyolit eklenmesinde optimum sürenin belirlenmesi

Foto Fenton Prosesine Fe₂O₃-Sepiyolit prosesinin etkinliğini belirleme de önemli faktörlerden biride süredir.

Yapılan çalışmada süreyi belirlemek için optimum pH(3.0) ve H₂O₂:10 Mm ve Fe₂O₃-Sepiyolit:10 g/L kullanılarak heterojen Foto-Fenton prosesleri gerçekleştirilmiştir. Çalışılan süreler 10-30-60-120-180 dakika şeklinde olup elde edilen veriler Tablo 4.20’de ve Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri Şekil 4.18’de grafik olarak gösterilmiştir.

Tablo 4.20. Fe₂O₃-Sepiyolit eklenen heterojen foto-Fenton prosesi için optimum sürenin belirlenmesi

t	Eİ (mS/cm)	Renk (Pt-Co)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
0	2.74	182	92	31.6
10	2.91	5	58	23.0
30	2.94	2	33	11.2
60	3.34	2	19	6.3
120	3.75	1	18	5.0
180	4.00	2	18	5.7



Şekil 4.18. Fe_2O_3 -Sepiyolit eklenen heterojen foto-Fenton prosesi için reaksiyon süresinin giderim verimlerine etkisi (H_2O_2 :10 mM, Fe_2O_3 -Sepiyolit:10 g/L, pH:3)

Deneysel çalışmaların sonucunda 10-180 dakika reaksiyon sürelerinde renk (Pt-Co) giderim verimleri %97'nin üzerinde olup süreyle çok değişiklik olmamıştır. KOİ ve TOK giderim verimlerinde ise 60 dk da kayda değer artış olmuştur. 60-120-180 dakikaları için giderim verimlerinde fazla bir fark gözlenmediği ve zamandan tasarruf etmek için optimum süre 60dk seçilmiştir.

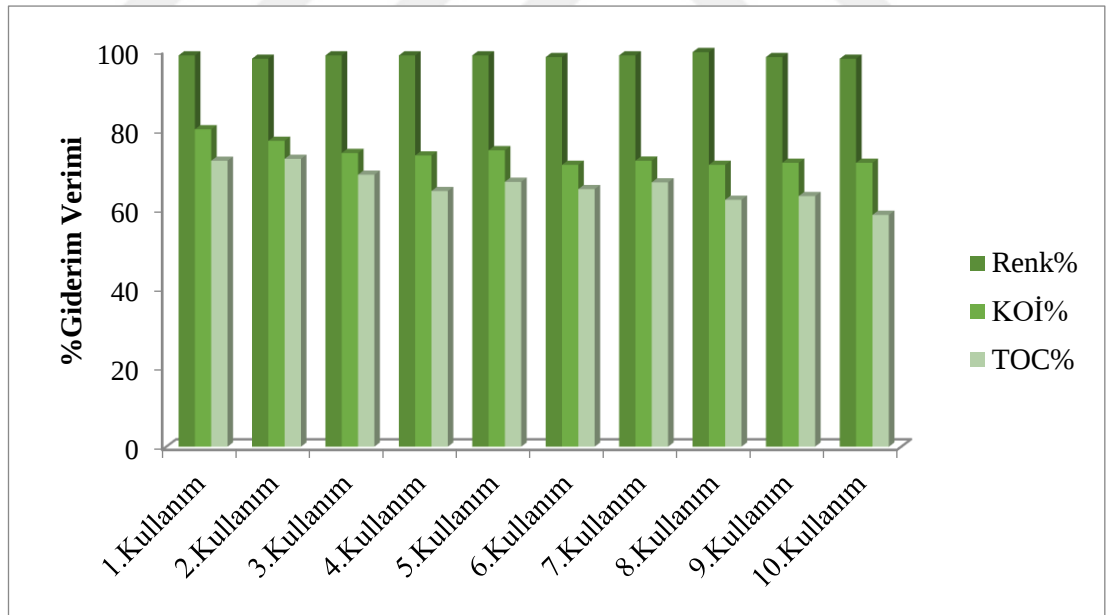
10 g/L Fe_2O_3 -Sepiyolit dozu ve pH 3 değeri optimum süre için renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri sırasıyla; %98, %77, %80 olarak bulunmuştur.

4.4.4. Fe_2O_3 -Sepiyolit eklenen heterojen Foto-Fenton prosesi için tekrarlı kullanımı

Heterojen foto-Fenton proseinde kullanılan Fe_2O_3 -Sepiyolit kolayca ayrılabilirdiği için gramında azalma olmadan tekrar kullanımı olabilmektedir. Fe_2O_3 -Sepiyolit eklenen heterojen foto-Fenton prosesi için optimum koşullarda 10 tekrar kullanım deneyi yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar Tablo 4.21'de ve renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri şekil 4.19'da gösterilmiştir.

Tablo 4.21. Fe₂O₃-Sepiyolit eklenen heterojen Foto-Fenton prosesi için tekrarlı kullanımın değerlendirilmesi

	Eİ (mS/cm)	Renk (Pt-Co)	KOİ (mg/L)	TOK (mg/L)
Giriş	2.74	240	86	30.4
1.Kullanım	2.96	3	21	8.4
2.Kullanım	3.05	5	19	8.3
3.Kullanım	3.09	3	18	9.5
4.Kullanım	3.07	3	23	10.7
5.Kullanım	3.14	3	21	10.0
6.Kullanım	3.11	4	29	10.6
7.Kullanım	3.21	3	24	10.1
8.Kullanım	3.13	1	25	11.4
9.Kullanım	3.18	4	21	11.1
10.Kullanım	3.27	5	23	12.6



Şekil 4.19. Fe₂O₃-Sepiyolit eklenen heterojen foto-Fenton prosesi için tekrarlı kullanımın giderim verimlerine etkisi (H₂O₂:10 mM, Fe₂O₃-Sepiyolit dozu:10 g/L, pH:3, t:60 dk)

Çalışmalar sonucunda 10 tekrarlı kullanımda renk giderim veriminde kayda değer bir azalma görülmemiştir. KOİ giderim veriminde azalma miktarı %9 ve TOK giderim

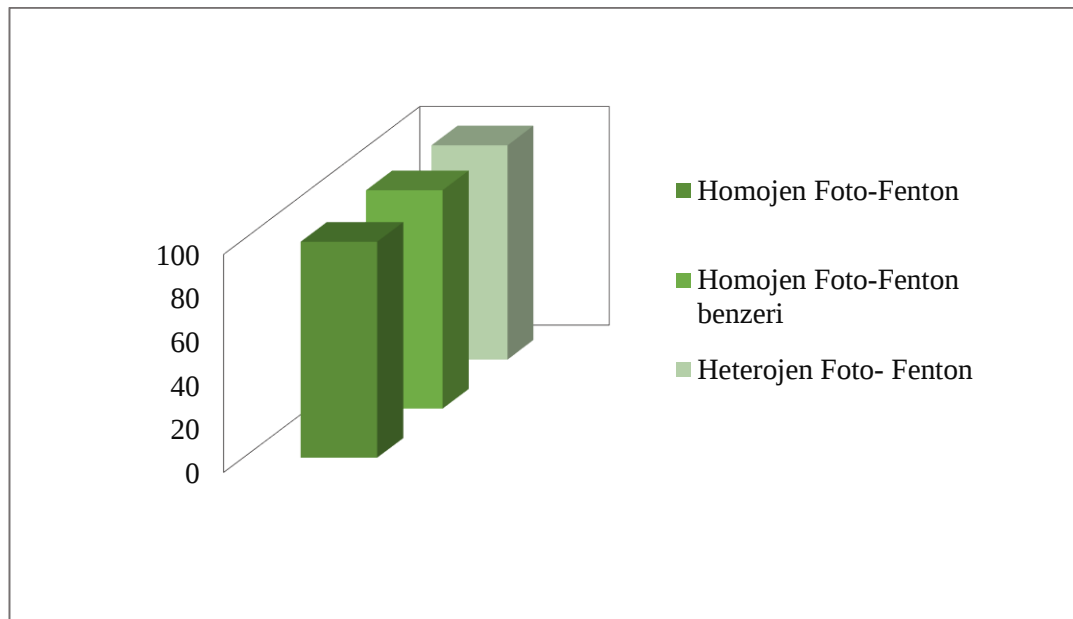
verimindeki azalma %14'tür. Fe₂O₃-Sepiyolit katalizörü 10 kez kullanımına rağmen giderim verimlerinde çok fazla düşüş olmamıştır. Bu durum Fe₂O₃-Sepiyolit katalizörünün tekrar kullanılabilirliğini kanıtlamaktadır.

4.5 Homojen ve Heterojen Sistemlerin Karşılaştırılması

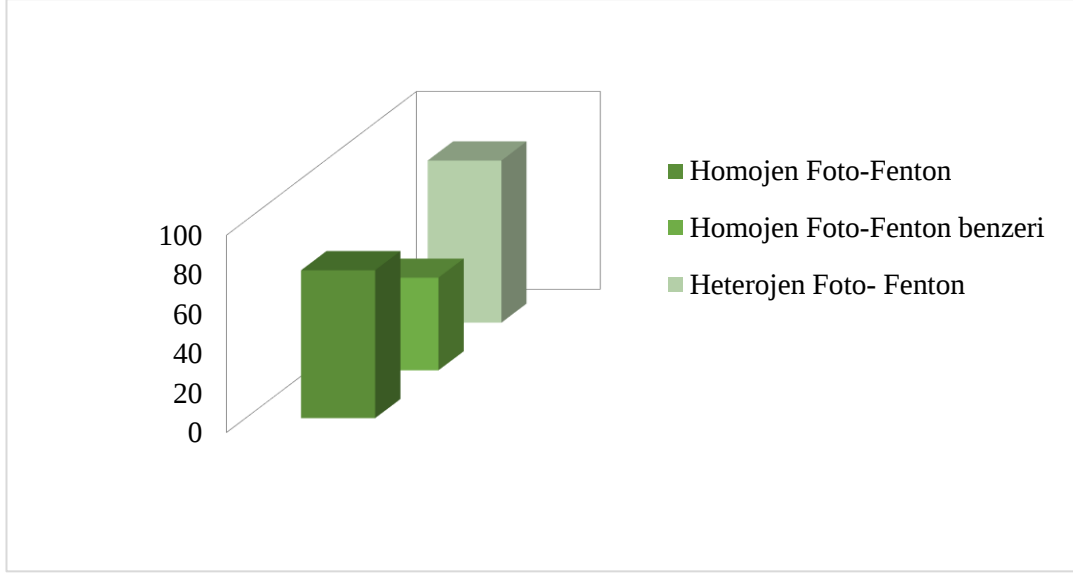
Yapılan tüm çalışmalardaki proseslerin optimum koşullar karşılaştırılmıştır. Çalışmalar sonucunda elde edilen veriler Tablo 4.22'de ve Renk (Pt-Co), KOİ ve TOK giderim verimleri Şekil 4.20, 4.21, 4.22' de grafik olarak gösterilmiştir.

Tablo 4.22. Homojen ve Heterojen Foto-Fenton proseslerin karşılaştırılması

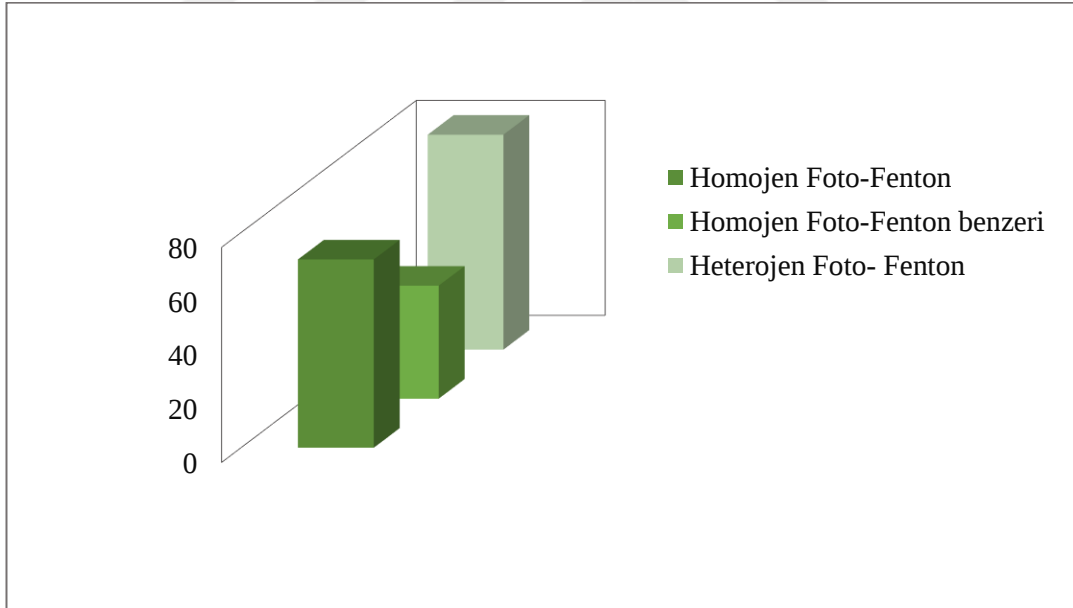
Prosesler	Optimum Değerler	Renk(%)	KOİ(%)	TOK(%)
Homojen Foto-Fenton	2 mM Fe ²⁺ /10 mM H ₂ O ₂	99	75	70
Homojen Foto-Fenton benzeri	2 mM Fe ³⁺ /10 mM H ₂ O ₂	100	47	42
Heterojen Foto-Fenton	10 g/L Fe ₂ O ₃ -sepiyolit/10 mM H ₂ O ₂	98	82	80



Şekil 4.20. Optimum koşullarda homojen ve heterojen Foto- Fenton prosesleri için renk (Pt-Co) giderim verimlerinin karşılaştırılması



Şekil 4.21. Optimum koşullarda homojen ve heterojen Foto- Fenton prosesleri için KOİ giderim verimlerinin karşılaştırılması



Şekil 4.22. Optimum koşullarda homojen ve heterojen Foto- Fenton prosesleri için TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması

Tüm prosesler karşılaştırıldığında renk giderim verimlerinin hepsinde yüksek olduğu görülmektedir. En düşük giderim verimleri Foto-Fenton benzeri prosesinde olmuştur. Heterojen Foto-Fenton ve Homojen Foto-Fenton Prosesi kıyaslandığında ise

Heterojen Foto-Fenton prosesinde giderim verimlerinin daha yüksek olduğu gözlemlenmiştir.

4.6. Foto Fenton Prosesi İçin Farklı Fe^{+2} Dozlarında Oluşan Çamur Miktarının Hesaplanması

Foto-Fenton oksidasyon proseslerinin büyük ölçekli uygulamalarını engelleyen bazı kısıtlamalar bulunmaktadır. Bunlardan bir tanesi, imhasında zorluk çekilen ve ikincil kirlenmeye neden olabilecek olan aşırı demir çamuru üretimidir (Bello ve diğ., 2019).

Yaptığımız çalışmada Foto-Fenton prosesi için oluşacak çamur miktarını görmek için denemeler yapılmıştır. Deneysel çalışmalar reaksiyon süresi 60 dakika, pH 3, H_2O_2 dozu 10 mM sabit alınarak 2, 3, 4 mM Fe^{+2} dozlarında uygulanmıştır. Elde edilen sonuçlar Tablo 4.23'te gösterilmiştir.

Tablo 4.23. Foto-Fenton prosesi denemeleri sonucunda farklı Fe^{2+} dozlarına göre oluşan çamur miktarı

Fe^{2+} dozu	AKM(mg/L)
2 mM	724
3 mM	756
4 mM	764

Çalışmaların sonucu, Fe^{2+} miktarının artışı çamur miktarını artırdığını göstermektedir.

5.SONUÇ

Çalışmada biyolojik arıtım çıkışından alınan tekstil atıksuyu kullanılmıştır. İlk olarak uygulanan proses homojen foto-Fenton prosesidir. Foto-Fenton prosesinde sabit sürede (30 dakika), 2 mM Fe^{2+} ve 10 mM H_2O_2 dozunda optimum pH değeri 3.0 olarak belirlenmiştir. Fe^{2+} dozunun optimum değerini belirlemek için farklı reaksiyon sürelerinde, pH 3.0 ve 10 mM H_2O_2 dozunda 1, 2, 3, 4 mM Fe^{2+} dozları denenmiş ve optimum koşul 2 mM olarak bulunmuştur. H_2O_2 dozunun optimum değerini belirlemek içinde süreye bağlı olarak pH 3.0 ve 2 mM Fe^{2+} dozunda 5, 10, 15 mM H_2O_2 dozları denenmiş ve optimum koşul 10 mM olarak bulunmuştur. Sonuç olarak foto-Fenton prosesi için optimum koşullar reaksiyon süresi 60 dakika; pH 3.0, H_2O_2 :10 mM, Fe^{2+} 2 mM dir. Optimum koşullarda foto-Fenton prosesi için renk, KOİ ve TOK için giderim verimleri sırasıyla %99, %74, %70 olarak bulunmuştur.

Foto-Fenton benzeri oksidasyon içinde ilk olarak pH değeri belirlemek için sabit süre, 2 mM Fe^{3+} ve 10 mM H_2O_2 dozlarında 5 farklı değer denenmiş ve optimum değer 3.5 bulunmuştur. Optimum Fe^{3+} dozunu belirlemek için süreye bağlı pH 3.5 ve 10 mM H_2O_2 de 1, 2, 3, 4 mM Fe^{3+} dozları denemiş ve 2 mM optimum doz olarak bulunmuştur. H_2O_2 dozunun optimum değeri için süreye bağlı olarak optimum pH da ve 2 mM Fe^{3+} dozunda 5, 10, 15 Mm H_2O_2 değerleri denemiş ve optimum 10 mM olarak bulunmuştur. Optimum koşullarda foto-Fenton benzeri prosesi için 60 dakikada renk, KOİ ve TOK için giderim verimleri sırasıyla %100, %47, %42 olarak bulunmuştur.

Heterojen foto-Fenton Prosesi içinde ilk olarak pH deneyleri yapılmıştır. 60 dakika reaksiyon süresinde, 10g/L Fe_2O_3 -Sepiyolit ve 10 mm H_2O_2 dozunda gerçekleştiren heterojen proses için optimum pH 3 olarak bulunmuştur. 60 dakika da ve optimum pH da 1-2.5-5-10-20 g/L Fe_2O_3 -Sepiyolit dozları denenmiş ve optimum değer 10g/L olarak bulunmuştur. Daha sonra optimum pH ve Fe_2O_3 -Sepiyolit dozunda 10-30-60-120-180 reaksiyon süreleri denenmiş ve optimum süre 60 dakika olarak bulunmuştur. Optimum koşullarda heterojen foto-Fenton prosesi için 60 dakikada renk, KOİ ve TOK için giderim verimleri sırasıyla %98,%82,%80 olarak bulunmuştur. Fe_2O_3 -Sepiyolit optimum koşullar da tekrarlı kullanımı araştırılmıştır ve 10 kez tekrarlı kullanım deneyi yapılmıştır. 10 kez tekrar kullanımda giderim verimlerinin aynı kaldığı gözlemlenmiştir. Bu nedenle Fe_2O_3 -sepiyolit heterojen foto-Fenton prosesi için tekrarlı kullanıma uygundur.

Tüm alışmalar karşılaştırıldığında en dūřuk verimin foto-Fenton benzeri proste olduğu görülmüştür. En yüksek giderim verimin ise heterojen foto-Fenton prosesinde olduğu bulunmuştur.



KAYNAKLAR

- Advances in Treating Textile Effluent. InTech, pp. 91e116.
- Al-Kdasi, A., Idris, A., Saed, K., and Guan, C. T. 2004. Treatment of textile wastewater by advanced oxidation processes—a review. *Global nest: the Int. J.* 6(3), 222-230.
- Al-Mamun, M. R., Kader, S., Islam, M. S., and Khan, M. Z. H. 2019. Photocatalytic activity improvement and application of UV-TiO₂ photocatalysis in textile wastewater treatment: a review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*.
- Bello, M. M., Raman, A. A. A., and Asghar, A. 2019. A review on approaches for addressing the limitations of Fenton oxidation for recalcitrant wastewater treatment. *Process Safety and Environmental Protection*.
- Boczka, G., and Fernandes, A. 2017. Wastewater treatment by means of advanced oxidation processes at basic pH conditions: a review. *Chemical Engineering Journal*, 320, 608-633.
- Brillas, E., and Garcia-Segura, S. 2019. Benchmarking recent advances and innovative technology approaches of Fenton, photo-Fenton, electro-Fenton, and related processes: A review on the relevance of phenol as model molecule. *Separation and Purification Technology*, 116337.
- Chen, W. S., Juan, C. N., and Wei, K. M. 2007. Decomposition of dinitrotoluene isomers and 2, 4, 6-trinitrotoluene in spent acid from toluene nitration process by ozonation and photo-ozonation. *Journal of Hazardous Materials*, 147(1-2), 97-104
- Clarizia, L., Russo, D., Di Somma, I., Marotta, R., and Andreozzi, R. 2017. Homogeneous photo-Fenton processes at near neutral pH: a review. *Applied Catalysis B: Environmental*, 209, 358-371.
- Echigo, S., Yamada, H., Matsui, S., Kawanishi, S., and Shishida, K. 1996. Comparison between O₃/VUV, O₃/H₂O₂, VUV and O₃ processes for the decomposition of organophosphoric acid triesters. *Water Science and Technology*, 34(9), 81-88.
- Fast, S. A., Gude, V. G., Truax, D. D., Martin, J., and Magbanua, B. S. 2017. A critical evaluation of advanced oxidation processes for emerging contaminants removal. *Environmental Processes*, 4(1), 283-302.
- Fazal, T., Mushtaq, A., Rehman, F., Khan, A. U., Rashid, N., and Farooq, W., 2018. Bioremediation of textile wastewater and successive biodiesel production using microalgae. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82, 3107-3126.
- Gautam, P., Kumar, S., and Lokhandwala, S. 2019. Advanced oxidation processes for treatment of leachate from hazardous waste landfill: A critical review. *Journal of Cleaner Production*, 117639.
- Georgi, A., Schierz, A., Trommler, U., Horwitz, C. P., Collins, T. J., and Kopinke, F. D. 2007. Humic acid modified Fenton reagent for enhancement of the working pH range. *Applied Catalysis B: Environmental*, 72(1-2), 26-36.

- Holkar, C. R., Jadhav, A. J., Pinjari, D. V., Mahamuni, N. M., and Pandit, A. B. 2016. A critical review on textile wastewater treatments: possible approaches. *Journal of environmental management*, 182, 351-366.
- Huang, D., Hu, C., Zeng, G., Cheng, M., Xu, P., Gong, X., and Xue, W. 2017. Combination of Fenton processes and biotreatment for wastewater treatment and soil remediation. *Science of the Total Environment*, 574, 1599-1610
- Hussain, T., and Wahab, A. 2018. A critical review of the current water conservation practices in textile wet processing. *Journal of Cleaner Production*, 198, 806-819.
- Ibhadon, A. O., and Fitzpatrick, P. 2013. Heterogeneous photocatalysis: recent advances and applications. *Catalysts*, 3(1), 189-218.
- İleri, S., Karaer, F., 2011, Tekstil İşletmesi Atıksularında Fenton Prosesi İle Akut Toksikite Giderimi, Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi, Cilt 16, Sayı 2
- Jegatheesan, V., Pramanik, B. K., Chen, J., Navaratna, D., Chang, C. Y., and Shu, L. 2016. Treatment of textile wastewater with membrane bioreactor: a critical review. *Bioresource technology*, 204, 202-212.
- Khatri, J., Nidheesh, P. V., Singh, T. A., and Kumar, M. S. 2018. Advanced oxidation processes based on zero-valent aluminium for treating textile wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 348, 67-73.
- Kochany, J., and Lipczynska-Kochany, E. 2009. Utilization of landfill leachate parameters for pretreatment by Fenton reaction and struvite precipitation—a comparative study. *Journal of Hazardous Materials*, 166(1), 248-254.
- Kumar, S., Saravanan, A. 2017. Sustainable wastewater treatments in textile sector, 346, Hindistan
- Law, J. C. F., and Leung, K. S. Y. 2019. Redox mediators and irradiation improve fenton degradation of acesulfame. *Chemosphere*, 217, 374-382.
- Liang, C. Z., Sun, S. P., Li, F. Y., Ong, Y. K., and Chung, T. S. 2014. Treatment of highly concentrated wastewater containing multiple synthetic dyes by a combined process of coagulation/flocculation and nanofiltration. *Journal of Membrane Science*, 469, 306-315.
- Liang, H., Zhou, S., Chen, Y., Zhou, F., and Yan, C. 2015. Diatomite coated with Fe₂O₃ as an efficient heterogeneous catalyst for degradation of organic pollutant. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 49, 105-112.
- Lim, S. L., Chu, W. L., and Phang, S. M. (2010). Use of *Chlorella vulgaris* for bioremediation of textile wastewater. *Bioresource technology*, 101(19), 7314-7322.
- Liu, B., Wu, J., Cheng, C., Tang, J., Khan, M. F. S., and Shen, J. 2019. Identification of textile wastewater in water bodies by fluorescence excitation emission matrix-parallel factor analysis and high-performance size exclusion chromatography. *Chemosphere*, 216, 617-623.

- Maslahati Roudi, A., Chelliapan, S., Wan Mohtar, W., and Kamyab, H. 2018. Prediction and optimization of the fenton process for the treatment of landfill leachate using an artificial neural network. *Water*, 10(5), 595.
- Mazivila, S. J., Ricardo, I. A., Leitão, J. M., and da Silva, J. C. E. (2019). A review on advanced oxidation processes: From classical to new perspectives coupled to two-and multi-way calibration strategies to monitor degradation of contaminants in environmental samples. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, e00072.
- Mehrjouei, M., Müller, S., and Möller, D. 2015. A review on photocatalytic ozonation used for the treatment of water and wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 263, 209-219.
- Miklos, D. B., Remy, C., Jekel, M., Linden, K. G., Drewes, J. E., and Hübner, U. 2018. Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment—A critical review. *Water Research*, 139, 118-131.
- Moreira, F. C., Boaventura, R. A., Brillas, E., ve Vilar, V. J. 2017. Electrochemical advanced oxidation processes: a review on their application to synthetic and real wastewaters. *Applied Catalysis B: Environmental*, 202, 217-261.
- Mota, A. L. N., Albuquerque, L. F., Beltrame, L. C., Chiavone-Filho, O., Machulek Jr, A., and Nascimento, C. A. O. 2009. Advanced oxidation processes and their application in the petroleum industry: a review. *Brazilian Journal of Petroleum and Gas*, 2(3)
- Muhiddin, C. A. N., ETEMOĞLU, A. B., ve Atakan, A. V. C. I. (2002). Deniz Suyundan Tatlı Su Eldesinin Teknik Ve Ekonomik Analizi.
- Pang, Y. L., and Abdullah, A. Z. (2013). Current status of textile industry wastewater management and research progress in Malaysia: a review. *Clean–Soil, Air, Water*, 41(8), 751-764.
- Paul, S. A., Chavan, S. K., and Khambe, S. D. (2012). Studies on characterization of textile industrial waste water in Solapur city. *International Journal of Chemical Sciences*, 10(2), 635-642.
- Pouran, S. R., Raman, A. A. A., and Daud, W. M. A. W. 2014. Review on the application of modified iron oxides as heterogeneous catalysts in Fenton reactions. *Journal of Cleaner Production*, 64, 24-35.
- Renault, F., Sancey, B., Badot, P. M., and Crini, G. 2009. Chitosan for coagulation/flocculation processes—an eco-friendly approach. *European Polymer Journal*, 45(5), 1337-1348.
- Serpone, N., Othmer, K., 2005. Wiley, J. and Sons, Photokatalysis Web Edition. Soon, A. N., ve Hameed, B. H. 2011. Heterogeneous catalytic treatment of synthetic dyes in aqueous media using Fenton and photo-assisted Fenton process. *Desalination*, 269(1-3), 1-16.
- Stumm, W. and Morgan, J.J., 1996. Aquatic Chemistry, third ed. Wiley- Interscience, NewYork.

- Tanveer Hussain, Abdul Wahab Varadarajan, G., and Venkatachalam, P. 2016. Sustainable textile dyeing processes. *Environmental chemistry letters*, 14(1), 113-122.
- Umar, M., Aziz, H. A., and Yusoff, M. S. 2010. Trends in the use of Fenton, electro-Fenton and photo-Fenton for the treatment of landfill leachate. *Waste management*, 30(11), 2113-2121.
- Verma, M., and Haritash, A. K. 2019. Degradation of amoxicillin by Fenton and Fenton-integrated hybrid oxidation processes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(1), 102886.
- Wang, J., and Zhuan, R. 2019. Degradation of antibiotics by advanced oxidation processes: An overview. *Science of The Total Environment*, 135023.
- Wang, N., Zheng, T., Zhang, G., and Wang, P. 2016. A review on Fenton-like processes for organic wastewater treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(1), 762-787.
- Wang, Z., Xue, M., Huang, K., Liu, Z., 2011, Textile dyeing wastewater treatment. In: Zhang, H., Choi, H. J., and Huang, C. P. 2005. Optimization of Fenton process for the treatment of landfill leachate. *Journal of Hazardous materials*, 125(1-3), 166-174.
- Zhang, H., Zhang, D., and Zhou, J. 2006. Removal of COD from landfill leachate by electro-Fenton method. *Journal of Hazardous Materials*, 135(1-3), 10
- Zhang, M. H., Dong, H., Zhao, L., Wang, D. X., and Meng, D. 2019. A review on Fenton process for organic wastewater treatment based on optimization perspective. *Science of the total environment*.
- Zoschke, K., Börnick, H., Worch, E., 2014, Vacuum-UV radiation at 185 nm in water treatment – A review, Volume 52, Pages 131-145
- Zou, X. Y., Lin, Y. L., Xu, B., Zhang, T. Y., Hu, C. Y., Cao, T. C., and Gao, N. Y. 2019. Enhanced ronidazole degradation by UV-LED/chlorine compared with conventional low-pressure UV/chlorine at neutral and alkaline pH values. *Water research*, 160, 296-303.

ÖZGEÇMİŞ

Adı ve Soyadı : Hacer Öztürk
Doğum Yeri : Trabzon
Doğum Tarihi : 28.06.1993
Yabancı Dili : İngilizce

Eğitim Durumu

Lise : Çarşıbaşı Anadolu Lisesi (06.2011)
Lisans : Bülent Ecevit Üniversitesi
Mühendislik Fakültesi
Çevre Mühendisliği Bölümü (07.2016)
Yüksek Lisans : Ondokuz Mayıs Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Yayınlar

Öztürk Hacer, Kadioğlu Nihan, Atalay Handan, Peker Merve, Özkaraova Emre Burcu, Kuleyin Ayşe, Akbal Feryal (2018).TEKSTİL ATIKSULARININ ARITIMINDA FOTO-FENTON PROSESİNİN OPTİMİZASYONU. Uluslararası Su ve Çevre Kongresi SUÇEV,592-597.(Tam Metin Bildiri/Sözlü Sunum)(Yayın NO:4758313)

Kadioğlu Elif Nihan, Öztürk Hacer, Atalay Handan, Gök Ayşem, Özkaraova Emre Burcu, Kuleyin Ayşe, Akbal Feryal (2018).TEKSTİL ATIKSUYUNUN FENTON PROSESİ İLE ARITIMINDA OPTİMUM KOŞILLARIN ARAŞTIRILMASI. Uluslararası Su ve Çevre Kongresi SUÇEV,586-591.(Tam Metin Bildiri/Sözlü Sunum)(Yayın NO:4758228)