



**T.C.
AKSARAY ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

**TEKSTİL ENDÜSTRİSİ ATIK SULARINDA FENTON VE UV
PROSESLERİ İLE KOİ VE RENK GİDERİMİNİN
İNCELENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Nilay TUNCER

DANIŞMAN

Dr. Öğr. Üyesi Gamze SÖNMEZ

AKSARAY, 2020

Aksaray Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü'nün 172301410 numaralı Yüksek Lisans öğrencisi Nilay TUNCER tarafından hazırlanan “**TEKSTİL ENDÜSTRİSİ ATIK SULARINDA FENTON VE UV PROSESLERİ İLE KOİ VE RENK GİDERİMİNİN İNCELENMESİ**” adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından OY BİRLİĞİ ile Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak kabul edilmiştir.

Danışman: Dr. Öğr. Üyesi Gamze SÖNMEZ

Aksaray Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Yüksek Lisans Tezi olduğunu onaylıyorum.....

Üye: Prof. Dr. Mustafa IŞIK

Aksaray Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Yüksek Lisans Tezi olduğunu onaylıyorum.....

Üye: Doç. Dr. Ömer APAYDIN

Yıldız Teknik Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Yüksek Lisans Tezi olduğunu onaylıyorum.....

Tez Savunma Tarihi: 26/08/2020

Jüri tarafından kabul edilen bu tezin Yüksek Lisans Tezi olması için gerekli şartları yerine getirdiğini onaylıyorum.

.....

Doç. Dr. Mehmet Ali HINIS

Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü

DOĞRULUK BEYANI

Yüksek lisans tezi olarak sunduğum bu çalışmayı, akademik kurallara ve bilimsel etik, ahlak ve geleneklere aykırı düşecek bir yol ve yardıma başvurmaksızın yazdığımı, yararlandığım eserlerin kaynakçada gösterilenlerden oluştuğunu, çalışmamda kullandığım verilerin orijinallliğini ve her türlü intihalden uzak olduğunu beyan ederim.

Enstitü tarafından belli bir zamana bağlı olmaksızın, tezimle ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun saptanması durumunda, ortaya çıkacak tüm ahlaki ve hukuki sonuçlara katlanacağımı bildiririm.

İmza

Nilay TUNCER

TEŞEKKÜR

Aksaray Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalına yüksek lisans tezi olarak sunulan bu çalışmanın gerçekleştirilmesinde bana yol gösteren, tecrübelerini ve bilgisini benimle paylaşan, çalışmanın her aşamasında bilgi, öneri ve yardımlarını esirgemeyerek gelişmeye katkıda bulunan, güler yüzünü, samimiyetini ve emeğini benden esirgemeyen saygı değer danışman hocam Dr. Öğr. Üyesi Gamze SÖNMEZ’e teşekkür ve şükranlarımı sunarım.

Laboratuvar çalışmalarım esnasında her türlü yardım ve desteğini esirgemeyen Öğr. Gör. Tolga BAHADIR ve Dr. Öğr. Üyesi İsmail ŞİMŞEK hocalarıma çok teşekkür ederim.

Yaşamımda maddi ve manevi desteğini esirgemeyen, ne olursa olsun aldığım kararlarda beni destekleyen, yanımda duran, sabrı, sebatı, azmi ve kararlı olmayı öğreten değerli aileme en içten teşekkürlerimi sunarım.

Hayatım boyunca ve yüksek lisans eğitim yaşamımda bana her türlü desteği veren, cesaretlendiren ve hep yanımda olan, sevgili eşim Ekrem TUNCER’e sonsuz şükranlarımı sunuyorum.

Bu tezi canım oğlum Kerem Ali TUNCER’e ithaf ediyorum.

Nilay TUNCER
AKSARAY, 2020

İÇİNDEKİLER

TEŞEKKÜR	i
İÇİNDEKİLER	ii
ÖZET.....	iv
ABSTRACT	v
SİMGELER VE KISALTMALAR	viii
1.GİRİŞ	1
2. KAYNAK ÖZETLERİ	4
2.1 Tekstil Endüstrisi.....	4
2.2 Tekstil Atık Sularının Kaynakları	5
2.2.1 Tekstil endüstrisi üretim aşamaları	6
2.2.1.1 Haşılama	6
2.2.1.2 Haşıl sökme.....	6
2.2.1.3 Yıkama	7
2.2.1.4 Yün karbonizasyonu	7
2.2.1.5 Ağartma.....	8
2.2.1.6 Merserizasyon	8
2.2.1.7 Boyama	9
2.2.1.8 Apreleme	10
2.2.2 Tekstil endüstrisinde renk oluşumuna neden olan boyalar.....	11
2.2.2.1 Bazik (Katyonik) boyalar	13
2.2.2.2 Asit (Anyonik) boyalar	13
2.2.2.3 Direkt boyalar	14
2.2.2.4 Reaktif boyalar	14
2.2.2.5 Küp (Vat) boyalar	14
2.2.2.6 Dispers boyalar	15
2.2.2.7 Kükürt boyalar	15
2.3 Tekstil Atık Sularının Genel Özellikleri	15
2.3.1 Fiziksel parametreler	19
2.3.2 Kimyasal parametreler	20
2.3.3 Biyolojik parametreler	20
2.4 Tekstil Atık Sularının Çevresel Etkileri	21
2.5 Tekstil Atık Sularının Arıtım Yöntemleri	23
2.5.1 Fiziksel arıtım yöntemleri.....	24
2.5.1.1 Membran filtrasyonu.....	25
2.5.1.2 İyon değişimi	26
2.5.2 Biyolojik arıtım yöntemleri	26
2.5.2.1 Aerobik yöntem	27
2.5.2.2 Anaerobik yöntem.....	28
2.5.2.3 Biyosorpsiyon	29
2.5.3 Kimyasal arıtım yöntemleri	29
2.5.3.1 Adsorpsiyon	30
2.5.3.2 Koagülasyon – Flokülasyon.....	31
2.5.3.3 Oksidasyon.....	32
2.5.4 İleri oksidasyon prosesleri	32
2.5.4.1 Fenton prosesi	34
2.5.4.2 Foto-Fenton oksidasyon yöntemi.....	43
2.5.4.3 UV oksidasyon yöntemi.....	44

2.5.4.4 H ₂ O ₂ /UV oksidasyon yöntemi	44
2.5.4.5 Ozon oksidasyonu	49
2.5.4.6 O ₃ /H ₂ O ₂ oksidasyon yöntemi	50
2.5.4.7 O ₃ /UV oksidasyon yöntemi	50
2.5.4.8 O ₃ /UV/H ₂ O ₂ oksidasyon yöntemi	51
2.5.4.9 UV/TiO ₂ oksidasyon yöntemi	52
2.5.4.10 Ultrases fenton oksidasyonu	53
3. MATERYAL VE YÖNTEM	54
3.1 Analizlerde Kullanılan Tekstil Atık Suyu Özellikleri	54
3.2 Analizlerde Kullanılan Araç ve Gereçler	55
3.3 Deneysel Çalışmalar	56
3.3.1 Fenton prosesi	56
3.3.1.1 Fenton prosesinde kullanılan kimyasallar	56
3.3.1.2 Fenton prosesinin uygulanması	57
3.3.2 UV/H ₂ O ₂ prosesi	59
3.3.2.1 UV/H ₂ O ₂ prosesinde kullanılan kimyasallar	59
3.3.2.2 UV/H ₂ O ₂ prosesinin uygulanması	59
3.3.3 Renk ölçümleri	61
3.3.4 Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ölçümleri	62
4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA	63
4.1 Fenton Prosesinde H ₂ O ₂ Konsantrasyonunun Etkisi	63
4.2 Fenton Prosesinde Fe ²⁺ Konsantrasyonunun Etkisi	67
4.3 Fenton Prosesi ile Etkin KOİ ve Renk Giderimleri	71
4.4 UV/H ₂ O ₂ Prosesinde Optimum Proses Süresinin Belirlenmesi	72
4.5 UV/ H ₂ O ₂ Prosesinde H ₂ O ₂ Konsantrasyonunun Etkisi	75
4.6 UV/ H ₂ O ₂ Prosesinde pH'nın Etkisi	79
4.7 UV/H ₂ O ₂ Prosesi ile Etkin KOİ ve Renk Giderimleri	81
4.8 UV ve UV/H ₂ O ₂ Proseslerinin değişen pH değerlerindeki KOİ ve Renk Giderim Verimleri Açısından Karşılaştırılması	83
4.9 Fenton ve UV/ H ₂ O ₂ Proseslerinin KOİ ve Renk Giderim Verimleri Açısından Karşılaştırılması	85
5. SONUÇ VE ÖNERİLER	90
KAYNAKLAR	96
ÖZGEÇMİŞ	105

YÜKSEK LİSANS TEZİ
TEKSTİL ENDÜSTRİSİ ATIK SULARINDA FENTON VE UV PROSESLERİ
İLE KOİ VE RENK GİDERİMİNİN İNCELENMESİ

Nilay TUNCER

Aksaray Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Dr. Öğr. Üyesi Gamze SÖNMEZ

ÖZET

Tekstil endüstrisinin üretim prosesleri çok çeşitli ve karmaşık yapıdadır. Proseslerde kullanılan boyar maddelerin ve kimyasalların çeşitlilik göstermesi sonucunda tanımlanması zor, kompleks yapıda atık sular oluşmaktadır. Miktarı ve kompleks yapısı dikkate alındığında tekstil endüstrisinden kaynaklanan atık sular diğer endüstriyel sektörlere göre daha fazla çevreyi kirletici özelliğe sahiptirler. Alıcı ortamda çok düşük konsantrasyonlarda dahi boyar madde bulunması çevre açısından istenmeyen bir durumdur ve su kaynağının tekrar kullanımını sınırlandırmaktadır. Ayrıca su çevresinde yaşayan insanları ve ortamdaki canlı yaşamını olumsuz etkileyebilmektedir.

Bu tez çalışmasında tekstil endüstrisi atık suyunun ileri oksidasyon yöntemlerinden Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$), ultraviyole (UV) ve ultraviyole/hidrojen peroksit ($\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$) prosesleri kullanılarak arıtılabilirliği araştırılmıştır. Çalışmanın tamamında her bir proses için optimum giderim verimlerinin elde edildiği koşullarının belirlenmesi amaçlanmıştır. İlk olarak Fenton prosesindeki deneysel çalışmalar pH<3 ve 30 dakika proses süresi sabit tutularak farklı H_2O_2 ve Fe^{2+} konsantrasyonlarında gerçekleştirilmiştir. Optimum konsantrasyonlar H_2O_2 için 1mg/L ve Fe^{2+} için 1mg/L olarak tespit edilmiştir. Bu koşullarda KOİ, bulanıklık ve renk için sırasıyla %87,9, %98,4 ve %96,4 giderim verimleri elde edilmiştir. UV/ H_2O_2 prosesinde ise farklı proses süreleri, H_2O_2 konsantrasyonları ve pH değerleri denenmiştir. Optimum koşullar; proses süresi 30 dakika, H_2O_2 konsantrasyonu 1mg/L, pH değeri 3 olarak tespit edilmiş ve KOİ’de %86,7, renkte %96,5 giderim verimleri elde edilmiştir. UV prosesi ile yapılan çalışmalarda ise KOİ’de %80,7 ve renkte %90,9 giderim verimleri elde edilmiştir. Deneysel çalışmalarda elde edilen sonuçlar incelendiğinde tekstil endüstrisi atık sularından renk ve KOİ gideriminde ileri oksidasyon yöntemlerinin oldukça etkili olduğu ve optimum koşullarda bu yöntemlerin etkin bir şekilde kullanılabileceği belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Tekstil atık suları, İleri oksidasyon yöntemleri, Fenton, UV/ H_2O_2 , KOİ giderimi, Renk giderimi.

Ağustos, 2020; 105 sayfa

M.Sc. THESIS

INVESTIGATION OF COD AND COLOR REMOVAL WITH FENTON AND UV PROCESSES IN TEXTILE INDUSTRY WASTEWATER

Nilay TUNCER

T.C.

Aksaray University

Graduate School of Natural and Applied Sciences

Department of Environmental Engineering

Supervisor: Asst. Prof. Dr. Gamze SÖNMEZ

ABSTRACT

The manufacturing processes of the textile industry are very diverse and complex. As a result of the variety of dyestuffs and chemicals used in the processes, complex wastewater is formed that is difficult to define. Considering its quantity and complex structure, wastewater originating from the textile industry has more environmental pollution compared to other industrial sectors. The presence of colorant in very low concentrations in the receiving environment is undesirable for the environment and limits the reuse of the water source. It can also negatively affect people living around the water and their live life in the environment.

In this thesis, the treatability of the waste water of the textile industry was investigated using Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$), ultraviolet (UV) and ultraviolet/hydrogen peroxide ($\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$) processes. The aim of the whole study is to determine the conditions in which optimum removal efficiencies are obtained for each process. Initially, experimental studies in Fenton process were carried out at different concentrations of H_2O_2 and Fe^{2+} , keeping the process time constant at $\text{pH} < 3$ and 30 minutes. Optimum concentrations were determined as 1mg/L for H_2O_2 and 1 mg/L for Fe^{2+} . In these conditions, 87,9%, 98,4% and 96,4% removal efficiencies were obtained for COD, turbidity and color, respectively. In the $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$ process, different process durations, H_2O_2 concentrations and pH values were tested. Optimum conditions; process time was determined as 30 minutes, H_2O_2 concentration 1mg/L, pH value was determined as 3 and 86,7% removal efficiency in COD and 96,5% in color were obtained. In studies carried out with UV process, 80,7% in COD and 90,9% in color removal efficiencies were obtained. When the results obtained in the experimental studies are examined, it is determined that advanced oxidation methods are very effective in removing color and COD from the wastewater of the textile industry and that these methods can be used effectively under optimum conditions.

Keywords: Textile wastewater, Advanced oxidation methods, Fenton, $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$, COD removal, Color removal.

August, 2020; 105 page

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 3.1. Tekstil atık suyu numune görünüşü	55
Şekil 3.2. Tekstil atık suyu arıtımında kullanılan fenton prosesi deney düzeneği	58
Şekil 3.3. Fenton prosesi sonrasında numunelerin görünüşü	58
Şekil 3.4. UV/H ₂ O ₂ prosesinin şematik görünümü.....	60
Şekil 3.5. UV reaktörünün açık görünümü	60
Şekil 3.6. Tekstil atık suyu arıtımında kullanılan UV/H ₂ O ₂ prosesi deney düzeneği	61
Şekil 4.1. Fenton prosesi ile bulanıklık, KOİ ve renk gideriminde optimum H ₂ O ₂ konsantrasyonunun belirlenmesi	64
Şekil 4.2. Fenton prosesi ile renk gideriminin H ₂ O ₂ konsantrasyonu ile ilişkisi	65
Şekil 4.3. Fenton prosesi ile KOİ gideriminin H ₂ O ₂ konsantrasyonu ile ilişkisi	66
Şekil 4.4. Fenton prosesi ile bulanıklık, KOİ ve renk gideriminde optimum Fe ²⁺ konsantrasyonunun belirlenmesi	68
Şekil 4.5. Fenton prosesi ile KOİ gideriminin Fe ²⁺ konsantrasyonu ile ilişkisi	69
Şekil 4.6. Fenton prosesi ile renk gideriminin Fe ²⁺ konsantrasyonu ile ilişkisi	70
Şekil 4.7. UV/H ₂ O ₂ prosesi ile KOİ ve renk gideriminde optimum sürenin belirlenmesi	73
Şekil 4.8. UV/H ₂ O ₂ prosesi ile KOİ ve renk giderim veriminde optimum H ₂ O ₂ konsantrasyonunun belirlenmesi	76
Şekil 4.9. UV/H ₂ O ₂ prosesi ile KOİ ve renk giderim veriminde optimum pH değerinin belirlenmesi	80
Şekil 4.10. UV ve UV/H ₂ O ₂ proseslerindeki pH değerinin KOİ ve renk giderim verimine etkisi	84
Şekil 4.11. Fenton ve UV/H ₂ O ₂ proseslerindeki H ₂ O ₂ konsantrasyonlarının KOİ giderim verimine etkisi	86
Şekil 4.12. Fenton ve UV/H ₂ O ₂ proseslerindeki H ₂ O ₂ konsantrasyonlarının renk giderim verimine etkisi	87

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Tekstil endüstrisi üretim aşamalarında kullanılan kimyasallar ve atık su karakteristikleri	11
Çizelge 2.2. Boyar madde çeşitlerinin atık sudaki bileşimleri	12
Çizelge 2.3. Tekstil ürününün ham madde türüne göre kullanılan su miktarı, süreçler ve bu süreçlerden kaynaklanan atık su karakterizasyonu	17
Çizelge 2.4. Tekstil endüstrisi üretim aşamalarında oluşan atık su karakterizasyonu	18
Çizelge 2.5. Atık sularının kirletici parametreleri ve kategorileri	19
Çizelge 2.6. Sentetik Tekstil terbiyesi ve benzeri sanayi atık sularının alıcı ortama deşarj standartları	22
Çizelge 2.7. Dokunmuş kumaş terbiyesi ve benzeri sanayi atık sularının alıcı ortama deşarj standartları	22
Çizelge 3.1. Tekstil atık suyu karakterizasyonu	54
Çizelge 4.1. Fenton prosesi ile bulanıklık, KOİ ve renk gideriminde optimum H ₂ O ₂ konsantrasyonunun belirlenmesi.....	64
Çizelge 4.2. Fenton prosesi ile bulanıklık, KOİ ve renk gideriminde optimum Fe ²⁺ konsantrasyonunun belirlenmesi	68
Çizelge 4.3. Fenton prosesi ile optimum KOİ ve renk giderimleri sağlayan deneysel koşullar	72
Çizelge 4.4. UV/H ₂ O ₂ prosesi ile KOİ ve renk gideriminde optimum sürenin belirlenmesi	73
Çizelge 4.5. UV/H ₂ O ₂ prosesi ile KOİ ve renk giderim veriminde optimum H ₂ O ₂ konsantrasyonunun belirlenmesi	76
Çizelge 4.6. UV/H ₂ O ₂ prosesi ile KOİ ve renk giderim veriminde optimum pH değerinin belirlenmesi	79
Çizelge 4.7. UV/H ₂ O ₂ prosesi ile optimum KOİ ve renk giderimleri sağlayan deneysel koşullar	82
Çizelge 4.8. UV ve UV/H ₂ O ₂ proseslerindeki farklı pH değerlerinin KOİ ve renk giderim verimine etkisi.....	83
Çizelge 4.9. Fenton ve UV/ H ₂ O ₂ proseslerindeki H ₂ O ₂ konsantrasyonlarının renk ve KOİ giderim verimine etkisi	85
Çizelge 4.10. Fenton, UV ve UV/H ₂ O ₂ prosesleri ile optimum şartlarda etkin KOİ ve renk giderimleri	88

SİMGELER VE KISALTMALAR

AKM	Askıda Katı Madde
BOİ	Biyolojik Oksijen İhtiyacı
C₀	Başlangıç Kirleticisi Konsantrasyonu
C_e	Aritim Sonrası Kirleticisi Konsantrasyonu
C_{koi}(%)	Yüzde Olarak KOİ Giderim Verimi
C_{renk}(%)	Yüzde Olarak Renk Giderim Verimi
EC	Elektriksel İletkenlik
E⁰	Oksidasyon Potansiyeli
eV	Elektrovolt
Fe²⁺	2 Değerlikli Demir İyonu
Fe³⁺	3 Değerlikli Demir İyonu
FeSO₄.7H₂O	Demir Sülfat Heptahidrat
H₂O₂	Hidrojen Peroksit
H₂SO₄	Sülfürik Asit
Hz	Hertz
İOP	İleri Oksidasyon Prosesleri
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
K₂Cr₂O₇	Potasyum Dikromat
L	Litre
mL	Mililitre
mM	Milimolar
mg	Miligram
nm	Nanometre
OH	Hidroksil İyonu
O₃	Ozon
Pt-Co	Platin-Kobalt
rpm	Dakikadaki Devir Sayısı
TKM	Toplam Katı Madde
TAM	Toplam Askıda Madde
TiO₂	Titanyum Dioksit
UV	Ultraviyole
°C	Santigrat

1. GİRİŞ

Günümüzde gelişen endüstriyel faaliyetler ve nüfus artışı çevre kirliliğini etkileyen önemli faktörlerdir. Bu faktörler doğal kaynaklarımızdan biri olan suyun kirliliğini de arttırmaktadır. Çevre kirliliği doğanın dengesini değiştirmekle kalmayıp bazen de yaptığı tahribatların etkileri doğada geri dönülemez durumlar meydana getirmektedir. Doğal dengenin korunması ve gelecek nesillerin temiz doğal kaynak sularından faydalanabilmesi için su kirliliğinin kontrolü büyük önem kazanmaktadır.

Çevreyi ve insan sağlığını tehdit edici tehlikeli atık sulara neden olan en büyük endüstrilerinden biri tekstil endüstrisidir. Tekstil endüstrisinin yıkama, boyama ve ağartma gibi üretim proseslerinde tatlı su kullanılmaktadır. Tekstil endüstrisinde üretilen her ton ürün için 25-250 m³ arasında değişen su tüketimi vardır (Chacon vd., 2006). Tekstil endüstrisi atık suları, kullanılan değişik yapıdaki boyalar, yüzey aktif maddeler, yağ-gres, sülfat ve tekstil yardımcı maddelerine bağlı olarak yüksek miktarda organik madde, inorganik madde ve renk parametreleri başta olmak üzere kompleks yapıda kirletici maddeler içermektedir (Gönder ve Barlas, 2005). Bu parametrelere bağlı olarak tekstil endüstrisinde kullanılan organik ve inorganik maddelere göre ortaya çıkan atık suların karakteristik yapıları da farklı olmaktadır. Tekstil atık sularının arıtımında dikkate alınması gereken en önemli parametreler kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve renktir.

Miktarı ve kompleks yapısı dikkate alındığında tekstil endüstrisinden kaynaklanan atık sular diğer endüstriyel sektörlere göre daha fazla kirletici özelliğe sahip olmakla birlikte alıcı ortamda çok düşük konsantrasyonlarda boyar madde bulunması estetik açıdan istenmeyen bir durumdur, atık su çevresinde yaşayan insanların sağlığı üzerinde de olumsuz bir etki yaratmaktadır ve su kaynağının tekrar kullanılmasını da sınırlamaktadır (Çetinkaya vd., 2018; Vandervivere vd., 1998; Çalışır M., 2010; Birgül ve Solmaz, 2007). Boyalı atık suların ekonomik ve giderim verimi yüksek metotlarla arıtılması tekstil sektörü için önem kazanmakla kalmayıp deşarj standartlarıyla ilgili her geçen gün artan katı kısıtlamalar da gündeme gelmektedir. Bu sebeple boyar madde içeren atık sularının renk giderim prosesleri insanlar ve çevre açısından önem kazanmaktadır. Tekstil atık suları alıcı ortamlara deşarj edilmeden önce kirletici parametrelerin kaynakları belirlendikten sonra atık suyun karakteristiğine uygun olarak gerekli arıtma işlemlerinin uygulanması gerekmektedir. Atık sulardaki bu

kirletici maddeleri ve parametreleri ortadan kaldırmak için bazı kimyasal, fiziksel, biyolojik arıtma yöntemleri uygulanmıştır (Waber ve Smith, 1986; Smith vd., 2013; Çetinkaya vd., 2018).

Biyolojik arıtma yöntemleri kolay ve ucuzdur. Fizikokimyasal (adsorpsiyon, koagülasyon ve çöktürme) arıtma yöntemlerinde ise kirleticilerin bir fazdan diğer bir faza geçişi söz konusu olduğundan büyük miktarda çamur, atık oluşmakta ve bunların giderilmesi için tekrar arıtım yapılmasını zorunlu hale getirmektedir. Tekstil endüstrisinde boyama işleminde kullanılan kompleks yapıdaki kimyasal maddelerin kalıcı ve biyolojik olarak ayrışmasının zor olması nedeniyle, toksik endüstriyel kirleticilerle kirlilik yükünün azaltılmasında biyolojik ve fizikokimyasal (adsorpsiyon, koagülasyon ve çöktürme) arıtma proseslerine karşı dirençli olup bu tip arıtma prosesleri ile arıtılamayan atıksular ortaya çıkmıştır (Pagga ve Brown 1986; İnce ve Gönenç, 1987; Birgül ve Solmaz, 2007). Bu nedenle, boya moleküllerinin tam ayrışmasını ve kirlilik yükünü azaltmayı sağlayan arıtma yöntemlerinin geliştirilmesine önem verilmiştir. Bu arıtma yöntemlerin arasında yüksek oksidatif hidroksil radikalinin ($\text{OH}\cdot$) oluşumuna dayanan ileri oksidasyon prosesleri (Advanced Oxidation Processes (AOP's)) güçlü bir alternatiftir.

Endüstriyel atıklardaki artan deşarj sınırı kısıtlamaları, çevreyi ve insan sağlığını tehdit edici tehlikeler nedeniyle, ileri oksidasyon proseslerinin gelişimi hala devam etmektedir. Tekstil atık sularından renk, KOİ ve TOK gideriminde başarılı bir şekilde en çok kullanılan ileri oksidasyon prosesleri; Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$), ultraviyole (UV), foto-Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$), hidrojen peroksitle birlikte ozon ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$), ultraviyole ile ozon (UV/O_3), ultraviyole ile hidrojen peroksit ($\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$), homojen ve heterojen ileri oksidasyon prosesleridir. (Birgül ve Solmaz, 2007; Gürtekin ve Şekerdağ, 2008; Solmaz vd., 2006).

Tekstil atık suyundaki rengi ve kirlilik yükü fazlalığını ortadan kaldırmak için, Fenton prosesi düşük maliyeti, reaktiflerin (Fe^{2+} ve H_2O_2) toksik olmaması, homojen katalitik yapısı nedeniyle, kütle sınırlamasının olmaması, teknolojinin ve işletmesinin kolay olmasından dolayı oldukça caziptir. Fenton oksidasyon prosesinde organik maddeler Fe^{2+} varlığında H_2O_2 ile reaksiyona girerek atıksu içerisindeki KOİ , renk ve toksisiteyi azaltmaktadır (Gürtekin ve Şekerdağ, 2008; Sun vd., 2006; Toprak, 2015; Giray, 2014).

Atık sudaki boya molek  lleri hidrojen peroksit (H_2O_2) varlığında UV ışığı ile parçalanarak y  ksek konsantrasyonda hidroksil radikallerini ($OH\cdot$) oluşturarak CO_2 ve H_2O 'a d  n  şt  r  r. UV ışığı hidrojen peroksiti aktive ederek iki hidroksil radikaline ($OH\cdot$) parçalanmasını sağlayarak organik maddelerin kimyasal oksidasyonunu gerçekleştirir (Kocaer ve Alkan, 2002; Eren, 2009).

Bu çalışmada tekstil end  strisinde faaliyet g  steren fabrikanın arıtma tesisinin dengeleme havuzu girişinden alınan ham atık suyun karakterizasyonu yapıldıktan sonra KOİ ve renk arıtımı, fenton oksidasyonu ve ultraviyole (UV) y  ntemleriyle giderilmesi deneysel olarak çalışılmıştır. İlk olarak Fenton prosesinde en y  ksek KOİ ve renk giderimin elde edildiği optimum parametreler ve ikinci olarak UV prosesi için KOİ ve renk giderimi için gerekli optimum parametreler belirlenmeye çalışılmıştır. Proses girişlerindeki KOİ ve renk değerleri ile uygulanan prosesler sonucu elde edilen çıkış suyundaki KOİ ve renk değerleri karşılaştırılarak elde edilen veriler doğrultusunda uygulanan iki prosesin optimum koşullarda renk ve KOİ giderimin de ki etkinliği çalışılmıştır.

2. KAYNAK ÖZETLERİ

2.1 Tekstil Endüstrisi

Tekstil endüstrisi, her geçen gün artan taleplerle, özellikle gelişmekte olan ülkeler olmak üzere dünya genelinde elde edilen iş gücü, kazanç ve yan sanayisinin genişliği bakımından en önemli endüstrilerdendir. Tekstil endüstrisi; doğal, yapay ve sentetik elyaflar kullanarak kumaş vb. tekstil ürünlerini üreten aynı zamanda üretimde kullandığı ham maddeye, üretim teknolojisine ve ürettiği ürüne bağlı olarak da çeşitli alt sınıflara ayrılmıştır. Tekstil endüstrisi, doğal ve yapay ipliklerin hazırlanması, tekstil ürünlerine dönüştürülmesini, ürünlerin geliştirilmesi, üretilmesi ve nihai ürünün dağıtılması gibi adımları içermektedir. Tekstil endüstrisinde doğal ve yapay iplikler dokuma-örme ya da diğer yöntemlerle giyim, triko, kumaş, ev tekstili, döşeme, halı gibi tekstil ürünlerine dönüştürülmektedir. İplik ve elde edilen tekstil ürünlerine boya, kasar, apre, yıkama gibi terbiye prosesleri uygulanarak bu ürünlerin geliştirilmesi sağlanmaktadır. Ayrıca tekstil endüstrisinin üretim süreçleri ve nihai ürün için gerekli olan düğme, fermuar, dokuma tezgahı, dikiş makinesi, iğne, iplik, dantel, boya ve kimyasallar gibi malzemelerin temini için geniş yelpazede yan sanayi alanı vardır (Dindar, 2019; Gök, 2019; Sesler, 2014; Türkeş, 2019).

Tekstil endüstrisindeki ürünler 3 ana gruba ayrılır;

- Giyim; triko, elbise, pantolon gibi giyim ürünlerinin üretildiği gruptur.
- Ev Tekstili; evde kullanılan masa örtüsü, çarşaf, nevresim, halı, perde, diğer örtü türleri, havlu gibi ürünlerinin üretildiği gruptur.
- Teknik Tekstiller; tekstil ürünlerine fonksiyonel özellikler katılarak özel tasarlanan yüksek ya da düşük sıcaklıklara maruz kalan kişileri koruyan, su geçirmeyen, yüksek basınca dayanıklı dalış giysileri, astronot giysileri gibi ürünlerinin üretildiği gruptur (Dindar, 2019).

Gelişmekte olan diğer ülkeler gibi Türkiye'deki tekstil endüstrisinin teknik gelişmelerinde, iş gücü, kazancı, yan sanayisi ve lojistiği ülke ekonomisine büyük orandaki katkısı ile hazır giyim ve tekstil ihracatımız, 2018'de Türkiye'nin 168 milyar USD olan toplam ihracatı içinde %16,3'ünü kapsamaktadır (URL-2). Türkiye 2017 yılında dünya tekstil ihracatında %4,3'lük bir paya sahiptir (Uyanık ve Çelikel, 2019).

2.2 Tekstil Atık Sularının Kaynakları

Tekstil endüstrisinde tekstil ürününün işlem uzunluğu, proses çeşitliliği, entegrasyonları, kullanılan ham madde, iş yapıları, kullanılan boyar maddeler ve kimyasallar bakımından farklı alt sektörlerin bir arada bulunmasına yol açmaktadır (Gök, 2019; Perez ve vd., 2017). Bu durum üretim proseslerinin çok çeşitli ve karmaşık yapıda olmasına neden olmaktadır. Ayrıca üretim proseslerinde kullanılan boyar maddeler ile diğer kimyasalların çeşitlilik göstermesiyle de üretim sonucunda tanımlanması zor, kompleks yapıda atık suların oluşumuna neden olmaktadır (Giray, 2014; Sevimli, 2000; Xu ve vd., 2004). Tekstil ürünleri üretiminde kullanılan haşılama, haşıl sökme, ağartma, mersevizasyon, boyama, yıkama, baskı, apreleme işlemleri ana işlemlerdir. Tekstil endüstrisinin üretim prosesleri kuru ve yaş prosesler olmak üzere ikiye ayrılır. Kuru proseslerde su tüketimi olmaması nedeniyle atık suyun kirlilik yüküne fazla etkisi yoktur. Fakat yaş proseslerde özellikle boyama, yıkama ve apreleme işlemlerinde üretilen her ton ürün için 25-250 m³ arasında değişen temiz su tüketimi gerçekleşmektedir. Bu su kirlilik yükü bakımından önemli çevre sorunlarına neden olan atık suya dönüşmektedir (Chacon vd., 2006; Türkeş, 2019). Atık suyun yarattığı çevresel sorunlardan birisi üretimde kullanılan boyar maddelerin atık suda oluşturduğu renktir. Tekstil endüstrisinde kullanılmak üzere dünya genelinde yaklaşık $7 \times 10^5 - 10 \times 10^5$ ton boyar maddenin üretildiği ve yıllık olarak $2,8 \times 10^5$ ton tekstil atık su boyasının ortaya çıktığı tahmin edilmektedir (Mahamallik ve Pal, 2017; Türkeş, 2019). Atık sular alıcı ortama verildiğinde alıcı ortamda çok düşük konsantrasyonlarda dahi boyar madde bulunması estetik ve çevre açısından istenmeyen bir durumdur. Alıcı ortamdaki atık su, çevresinde yaşayan insanların sağlığı ve su canlılarının yaşamı üzerinde olumsuz bir etki yaratmaktadır ve su kaynağının tekrar kullanılmasını da sınırlamaktadır (Birgül ve Solmaz, 2007; Çetinkaya vd., 2018; Çalışır, 2010; Vandervivere vd., 1998).

2.2.1 Tekstil endüstrisi üretim aşamaları

2.2.1.1 Haşılama

Dokuma için kullanılan çözgü ipliklerin veya elyafların dokuma sırasında aşındırıcı etkilere maruz kalıp kopmasını engellemek ve dokuma işlemini kolaylaştırmak için ipliklerin ya da elyafların kalitelerine göre haşıl sıvısı ile kaplanır. Liflerin birbirine yapışmasıyla iplerin ya da elyafların kayganlaşması sağlanır ve böylece mukavemeti arttırılır. Bu işleme haşılama denir (Anonim, 2018; Arslan ve vd., 2016; Gök, 2019, EPA, 1997; EPA, 2000; URL-1; Türkeş, 2019). Haşılama işleminde sıkma silindirler içeren tekneye haşıl sıvı ilave edilir, iplikler ya da elyaflar haşıl sıvısı ile temas ederek ipliğe ya da elyafa geçmesi sağlanır ve kaplama işlemi yapılmış olur. Bu adımdan sonra iplikler ya da elyaflar kurutularak istenilen özellikler kazandırılır (Giray, 2014; Gökkuş, 2009). Haşılama işleminde kullanılan haşıl sıvısı için doğal ya da sentetik malzemeler kullanılabilir. Doğal olanlar nişasta, nişasta ürünleri, selüloz ürünleri ve yumurta akı gibi malzemelerdir. Sentetik olanlar ise polivinilin, polivinilin alkol, polivinilin asetat, karboksimetil selüloz, poliakrilik gibi kimyasal malzemelerdir. Haşılama işleminde kullanılan malzemelerden dolayı açığa çıkan atık sular yüksek AKM, KOİ ve BOİ parametrelerine sahiptir (Anonim, 2018; Bulut, 2011; Giray, 2014; Sevimli, 2000; Türkeş, 2019).

2.2.1.2 Haşıl sökme

Haşıl sökme işlemi dokuma üzerindeki haşıl maddelerinin, sodyum hidroksit gibi baz özelliği olan çözeltiler kullanılarak uzaklaştırılmasıdır (Pekel, 2009; TÜBİTAK, 2013; Türkeş, 2019). Dokuma üzerine yapılacak, boyama, baskı gibi işlemlerde kullanılan ağartıcı, boyar ve kimyasal maddelerin haşıl sıvısı ile kaplı elyafa veya ipe geçmeleri zorlaşarak kusurlu baskı, dalgalı ağartma, dalgalı ya da hatalı boyama gibi hataların ortaya çıkmasına neden olur. Bu sebepten dolayı dokumaya uygulanacak terbiye işlemlerinden önce haşıl maddelerinin giderilmesi gerekmektedir. Haşıl sökmenin amacı dokumayı terbiye işlemlerinin uygulanabilirliğini arttırmaktır. Haşıl sökmek için sodyum hidroksit, silikatlar, klor, sodyum bisülfid, deterjanlar, nişastanın hidrolizi içinse asitler ve enzimler gibi kimyasal maddeler kullanılır. Haşıl sökme işleminin sonunda yağ, gres ve katı atıklar içeren atık su oluşur. Oluşan bu atık su tekstil ürünü oluşumu sırasında toplanan tüm atık sulardaki katı atığın %50'sini ve KOİ miktarının

%70'e kadar olan kısmını oluşturabilmektedir (Anonim, 2018; Başer, 1998; Bulut, 2011; Giray, 2014; Özcan ve Ulusoy, 1978).

Dokumada haşıllama sırasında nişasta gruplarının kullanıldığı haşıl sökme işleminde, nişastanın şişmesi için kaynak suda bekletilerek enzimlere ve reaktiflere olan etkinliği artırılır, suda çözünen ürünlere parçalanır ve su ile yıkanarak uzaklaştırılır. Nişastanın parçalanarak dokumadan haşıl sökme işlemiyle uzaklaştırılması su ile çürütülerek, asitler, oksidasyon maddeleri ve enzimler ile gerçekleştirilir (Başer, 1998; Giray, 2014).

2.2.1.3 Yıkama

Yıkama işlemi sırasında yıkama solventleri, deterjanlar, sıcak alkaliler gibi kimyasalların kullanımına ek olarak sürtme, kırışma, eskitme ve tiftikleme gibi işlemlerde kullanılmaktadır. Sürtme, eskitme ve tiftikleme gibi işlemler özellikle denim kumaş üretiminde yapılan yıkama işlemlerinde kullanılır. Yıkama işleminde oluşan atık suyun toksik ve kimyasal madde içeriği, KOİ ve AKM miktarları yüksektir ve pH'ı genellikle 10-11 arasında yer almaktadır. Özellikle ham yünün yıkama işleminde yünde bulunan yağ-gres, katı madde, dışkı gibi maddeler atık su bileşimini etkilemektedir (Arıkan ve vd., 2015; TÜBİTAK, 2013; Türkeş, 2019). Yıkama işleminde kullanılan elyafın cinsi, kimyasallar, suyun sıcaklığı ve temas süresi gibi etkenler atık suyun kompleks yapısını değiştirerek yıkama toplam atık yükünün yaklaşık %30 artmasına neden olmaktadır (Bahadır, 2012; Birgül, 2006; Giray, 2014).

2.2.1.4 Yün karbonizasyonu

Yünde bulunan kirleticilerin özelliklerine göre fiziksel işlemler ya da yıkama işlemleriyle giderilmesi mümkün olmamaktadır. Bu sebepten, yüne zarar vermeyecek yüksek sıcaklıkta, kuvvetli asitler uygulanarak yün üzerindeki selüloz ayrıştırılarak uzaklaştırılır. Bu işlem yün karbonizasyonudur. Yün karbonizasyonu işleminde açığa çıkan atık sular yüksek miktarda katı madde içermektedir (TÜBİTAK, 2013; Türkeş, 2019).

2.2.1.5 Ağartma

Ağartma dokumada bulunan liflerin içerdiği farklı renklerdeki boyar maddelerin dokumaya zarar vermeden oksitleyici ya da indirgeyici etkisi olan kimyasallar ile parçalanarak dokumadan uzaklaştırılıp, beyazlatılması işlemidir (Arslan ve vd., 2016; Gök, 2019; Türkeş, 2019; Whewell, 2019). Ağartma işleminde liflerin zarar görmemesini sağlayacak çalışma koşullarının sağlanması gerekmektedir. Ağartma işlemi, dokumaya oksijenin uygulanmasıyla renkli boyar maddelerin indirgenerek parçalanmasını sağlayan oksidasyonla gerçekleştirilir (Bulut, 2011; Giray, 2014; Gök, 2019). Ağartma işleminde; kireç kaymağı, hipoklorit, sodyum hipoklorit (NaClO), hidrojen peroksit (H_2O_2), sodyum peroksit, sodyum klorit (NaClO_2) gibi oksitleyici kimyasallar kullanılır (Anonim, 2018; Bulut, 2011; Giray, 2014; Gök, 2019; TÜBİTAK, 2013; Türkeş, 2019). Ağartma işlemi sonucunda oluşan atık su yüksek pH değerlerine (11-12,5) ve yüksek KOİ miktarına sahiptir (Anonim, 2018). Peroksit ağartması uzun süre beyazlık sağlar fakat çok pahalıdır. Klor ağartması ucuzdur fakat depolama sırasında sararır ve biyolojik arıtmada inhibisyon problemine neden olabilirler (Giray, 2014; TÜBİTAK, 2013). Sodyum hipoklorit toksik özelleğe sahip klorlu organik yan ürünler oluşturabilmektedir ve bu yüzden tercih edilmemektedir (Anonim, 2018; Li ve vd., 2016; Türkeş, 2019).

2.2.1.6 Mersevizasyon

Mersevizasyon selüloz yapılı elyafların yumuşaklığını, parlaklığını, dayanıklılığını, pürüzsüzlüğünü, boyanabilirliğini ve konforlu ürünlere dönüştürülebilirliğini arttırmak için uygulanan kimyasal işlemdir. Mersevizasyon işlemi doğal elyafların mukavemetini %20, boyalar ve ıslanabilirlik için afiniteyi artırır (Anonim, 2018; Arslan ve vd., 2016; Bulut, 2011; Giray, 2014; Gök, 2019; Türkeş, 2019).

Mersevizasyon işleminde iplikler ya da kumaşlar soğuk %15-20'lik kostik soda (sodyum hidroksit) çözeltisinden geçirilerek 15-18 °C arasındaki sıcaklıklara maruz bırakılır ve kostiğin çoğunluğu sıcak suyla uzaklaştırılır. Kalıntı kostik soğuk asit banyosunda nötralizasyonunu gerçekleştirmek için ramöz üzerinde gerilme işlemi yapılarak uzaklaştırılır. Bu işlem sırasında kalan baz atıklarda uzaklaştırılır. Daha sonraki yapılan banyolarda ise kumaş üzerindeki asitler uzaklaştırılır. Mersevizasyon işleminden çıkan atık su yüksek alkaliniteye sahiptir. İpliklerin ya da kumaşların kostik

soda (sodyum hidroksit) çözeltisinden geçirilmesi sonucunda, solventlerdeki çözünürlük, kumaşın ya da ipliğin fiziksel sıklığı, mukavemeti, boyar madde absorplaması, oksijenle reaksiyonu, düşük sıcaklıklardaki reaksiyon hızı, parlaklığı artar ve ipliğin ya da kumaşın boyu kısalmır (Bulut, 2011; Giray, 2014; Polat, 2013; Türkeş, 2019).

2.2.1.7 Boyama

Boyama işlemi kumaşa, dokumaya, ipliğe veya elyafa istenilen rengi vermek için boyar maddeler ve yardımcı kimyasallar kullanılarak yapılır. Boyama işleminde kullanılan su miktarı diğer işlemlere göre daha fazladır. Tekstil ürünü üretiminde kullanılan suyun yaklaşık %20'si boyama işleminde kullanılır. Boyama işleminde kullanılan boyaların cinsine göre yaklaşık %40'ı ürüne karışmayıp atık suya geçmektedir. Boyama sürecindeki optimizasyonlarla atık suya karışan boya miktarı %5'e kadar düşürülebilir ve sürecin maliyeti azaltılabilir (Anonim, 2018; Birgül, 2006; Giray, 2014; Odabaşoğlu, 2013; Türkeş, 2019).

Boyama işleminde çoğunlukla çok çeşitli, solmayan ve parlak renk özelliklerine sahip olan sentetik boyalar kullanılır. Sentetik boyalar kompleks ve toksik yapıda olmaları nedeniyle atık su karakteristiğini etkiler ve arıtılarak deşarj standartlarına getirilmesi güçleşir. Kükürt, nitratlar, asetik asit, sabunlar, naftol, küp boyaları, krom bileşikleri, enzimler ve kadmiyum, civa, nikel, bakır, arsenik, kurşun, gibi ağır metallerin hazırlanması, kobalt ve bazı yardımcı kimyasal maddelerin tekstil atık sularının yüksek oranda toksik olmasına neden olmaktadır (Gök, 2019; Kant, 2012). İstenilen rengi veren boyaya kromofor grubu, boyanın kumaşa fiske olmasını sağlayan gruba ise fonksiyonel grup denilir. Atık suyun kompleks yapısı pH'a, boyama işleminin yöntemine ve kullanılan boya cinsine göre değişmektedir. Boyama sürecinden kaynaklanan atık su yüksek renkliliğe, toplam çözünmüş katılara, BOİ, KOİ değerlerine sahiptir ve tekstil ürünü üretiminde gerçekleşen atık suyun kirlilik yükünün yaklaşık %20-%40'ını oluşturur. (Bulut, 2011; Giray, 2014; Kesitoğlu, 1992; Kocaer ve Kalkan, 2002).

2.2.1.8 Apreleme

Apreleme kumaşın sağlamlığı, parlaklığı, pürüzsüzlüğü, yumuşaklığı, görünüşü gibi fiziksel ve kimyasal özelliklerin olumlu yönde değiştirilmesi işlemidir. (Gök, 2019; Biroğlu, 2012; Türkeş, 2019). Apreleme işleminde su, yumuşatıcı maddeler, nişasta, dekstrin kolası, yüzey aktif maddeler, çözücüler, boyalar, üre, doğal ve sentetik balmumları, amonyum, çinko klorit, sentetik reçineler gibi kimyasallar kullanılarak kumaş su geçirmeye, küflenmeye, aşınmaya ve yanmaya karşı güçlendirilir (Anonim, 2018; Bahadır, 2012; Giray, 2014; TÜBİTAK, 2013; Türkeş, 2019). Pamuk, ipek ve viskona apreleme işlemi uygulanırken suda az çözünen boyaların çözünürlüğünü arttırarak dokumaya sabitlemek için üre kullanılır (Bisschops ve Spanjer, 2003; Gök, 2019). Apreleme sürecinde 1 kilo ürünü aprelemek için 100 ile 150 litre arasında su tüketilmektedir (Nandhakumar, 2012; Odabaşoğlu ve vd., 2013; Türkeş, 2019).

Tekstil endüstrisi üretim aşamalarında kullanılan kimyasallar ve atık su karakteristikleri Çizelge 2.1’de verilmiştir (Gök, 2019).

Çizelge 2.1. Tekstil endüstrisi üretim aşamalarında kullanılan kimyasallar ve atık su karakteristikleri (Gök, 2019).

Üretim Aşaması	Kullanılan Kimyasallar	Atık Su Karakteristikleri
Haşılama	Nişasta, selüloz, polivinil asetat, poliakrilat ve yapıştırıcı	Yüksek BOİ, KOİ ve TAM, atık su hacmi azdır
Haşıl Giderme ve Yıkama	Enzimler, asit, alkali, sıcak kostik sodaiklor, peroksitler, silikat, sodyum bisülfid, deterjanlar	Kirletici yükünün %35 ve çıkış BOİ konsantrasyon değeri %3, çok yüksek BOİ, TKM
Ağartma	NaOCl, H ₂ O ₂ , H ₂ SO ₄ , HCl, kostik soda, sodyum bisülfid	Yüksek TKM, orta dereceli BOİ ve yüksek çözünmüş katılar
Merserizasyon	Konsantre kostik soda ve asit yıkama	Düşük BOİ ve TKM, nötralizasyondan önce oldukça alkali
Boyama	Boyalar ve kullanılan yardımcı kimyasallar	Yüksek renk, TÇM, BOİ ve pH; düşük TAM, toksisite
Apreleme	Pentaklorofenoller, etilklorofosfatlar	Çeşitli bileşenler ve toksisite içerikli düşük hacimli atık su

2.2.2 Tekstil endüstrisinde renk oluşumuna neden olan boyalar

Tekstil ürünlerinin boyama süreci kompleks, detaylı alt süreçleri ve birçok farklı işlemleri kapsamaktadır. Bu yüzden, boyama sürecini etkileyen boyar maddesinin cinsi, kullanılan kimyasalların miktarı ve konsantrasyonu, boyama yöntemi, boyama işlemi yapılacak elyafların özelliği, prosesin sıcaklığı, boyama süresi gibi birçok etken vardır. Boyama yapılacak lif ya da elyafın özelliğine göre kullanılan kimyasallar ve boyar maddelerin cinsi, miktarı ve konsantrasyonu değişiklik göstermektedir. Bu durum tekstil endüstrisi atık su yapılarının kompleks ve çok değişken olmasına neden olmaktadır. Boyar maddeler direkt, reaktif, asidik, bazik (katyonik), disper, pigment, sülfür, metal kompleks tuz boyaları olarak çeşitlendirilebilir. Bu durum tekstil atık

sularının çeşitlilik göstermesine neden olmaktadır (Çoban, 1999; Dindar, 2019; TÜBİTAK, 2013). Tekstil ürünlerinde bulunan renklerin kuru temizleme, yıkama, ışık, sürtünme gibi etkenlere karşı dirençli olması için boya haslıklarının yüksek olması gerekir ve bunun için boyalara yapılan kimyasal işlemler atık suların karakteristiklerini önemli ölçüde etkiler (Copper, 1993; Sesler, 2014). Çizelge 2.2’de tekstil endüstrisinde renk oluşumuna neden olan boyar maddelerin çeşitlerine göre atık su içindeki bileşimleri gösterilmiştir.

Çizelge 2.2. Boyar madde çeşitlerinin atık sudaki bileşimleri (Bahadır, 2012).

Boyar Madde Çeşidi	Atık Su İçerisindeki Bileşim
Direkt boyar madde	Su içerisinde boya, tuz, sodyum karbonat, iyonların oluşumu
Reaktif boyar madde	Atık suda renk, sodyum fosfat, sodyum hidroksit, sodyum hidrokarbonat iyonlarının oluşumu
Asidik boyar madde	Renk, sülfürik asit, amonyum sülfat, yüzey aktif madde
Metal Kompleks Tuz boyar madde	Renk, sodyum asetat, sülfürik asit, amonyum sülfat, yüzey aktif madde
Katyonik boyar madde	Boya, sodyum asetat, sodyum karbonat, amonyum asetat, yüzey aktif madde
Sülfür boyaları	Boya, sodyum sülfat, sodyum asetat, mirabilite

İngiltere’de gerçekleştirilen bir araştırmada; iki atık su arıtım tesisi (Loughborough ve Wanlip) giriş atık suyu incelendiğinde atık suda bulunan boyar maddelerin oranlarının; %64 reaktif, %11 dispers, %6,5 direkt olduğu ve kalan kısmı oluşturan %18,5’lik kısmının ise bazik, asidik, metal-kompleks, kükürt ve küp boyar maddeler içerdiği tespit edilmiştir (Eren ve Anış, 2006; O’neill vd., 2000; Sesler, 2014). Dünyada yılda ortalama 21 milyon ton pamuğun renklendirilmesi için 120 bin ton reaktif boyar madde kullanılmaktadır. Tekstil endüstrisi atık sularında çoğunlukla 1 litrede 10-20 mg konsantrasyon değerinde boyar madde bulunmaktadır. Ayrıca 1 kg boyanmış pamuk üretimi için 100 kg su kullanılmakta olup ve kullanılan boyar maddelerin %0,6’sı atık suya geçmektedir. Bu durum boyar madde cinsine bağlı olarak elyafa tutunamayan boyaların oranı %50’ye çıkabilmektedir. Dünyada her yıl yaklaşık 280,000 ton boyalı

atık su alıcı ortama deşarj edilmektedir. Boyar maddelerin kimyasal ve fotolitik özellikleri sabit olduğunda ekosistemde kendiliğinden ayrışması zor ve kalıcıdır. Bu yüzden atık sular alıcı ortama deşarj edilmeden önce oluşturabilecekleri ekotoksik risk ve doğa estetiğini bozan görüntü gibi sorunları atık suya uygulanan bir ya da birden fazla arıtım yöntemleri ile giderilebilir (Dokuzoğlu, 2008; Eren ve Anış, 2006; O'Neill vd., 2000; Sesler, 2014; TÜBİTAK, 2013).

2.2.2.1 Bazik (Katyonik) boyalar

Bazik (katyonik) boyalar bazların çoğunlukla hidroklorürü şeklinde ve nadiren asetat tuzları şeklinde mevcuttur. Bazik boyaların renk kısmı katyondur ve katyonik boyalar olarak da adlandırılır. Bazik boya N ve S atomları içerir ve bu atomlar pozitif yük taşıyıcılarıdır. Bazik boyalar özelliklerinden dolayı bazik ortamda etki ederler. Sulu çözeltilerde lifin anyon grubuyla boyanın katyonu elektrostatik çekim kuvvetleriyle birbirlerine bağlanırlar (Başer, 1998; Çalışır, 2010; Giray, 2014; Sesler, 2014). Bazik boyaların kuvvetli renkleri ve parlak olmaları ana özelliklerindendir. Polyakrilik 80-90°C'de elyafı kısa sürede boyar ve kumaşa tutunması kuvvetlidir. Polikarbon nitril pamuk ve tamamı yün olmayan elyafların boyama işleminde kullanılır. Asetik asit ve tannik asit ise en çok kullanılan bazik boyalardır (Başer, 1998; Dokuzoğlu, 2008; Giray, 2014; Özcan vd.,1978; Sevimli, 2000).

2.2.2.2 Asit (Anyonik) boyalar

Asit boyaları molekülünde bir ya da birden çok karboksilik asit veya sülfonil asit grubu bulunmaktadır ve diğer ismi anyonik boyalardır. Asit boyaların renk kısmı anyondur ve sulu çözeltilerde lifin katyon grubuyla elektrostatik çekim kuvvetleriyle birbirlerine bağlanırlar (Çalışır, 2010; Giray, 2014; Sesler, 2014; Sevimli, 2000). Asit boyalar özelliklerinden dolayı asidik ortamda etki ederler ve organik asit tuzlarından oluşurlar. Asit boyaları, krom, kalay, bakır ve alüminyum içerirler. Asit boyaları protein liflerinin, katyonik modifiye akrilonitril elyafı, yün, ipek, poliamid, deri ve besin gruplarının boya işleminde kullanılır (Başer, 1998; Dokuzoğlu, 2008; Giray, 2014; Sesler, 2014).

2.2.2.3 Direkt boyalar

Direkt boyalar çoğunlukla sülfonik asitlerin ve nadiren karboksilik asitlerin sodyum tuzları şeklinde mevcuttur. Direkt boyaların renk kısmı anyondur ve genellikle azo yapılı boyalar grubundadır. Direkt boyalar çoğunlukla selülozik elyafın ve yünün, nadiren de ipek, deri, naylon ve kâğıdın boyama işlemlerinde kullanılır. Direkt boya çeşitlerinin boyama işleminin kolay olması, boya işleminde elyafın yıpranmaması ve ucuz olması gibi özellikler avantajlarındandır. Direkt ve asit boyalarının yapısal olarak birbirinden ayıran net bir sınır yoktur ve sadece boya uygulama işlemi farklılık gösterir (Bayduz, 1996; Dokuzoğlu, 2008; Giray, 2014; Sesler, 2014; Sevimli, 2000).

2.2.2.4 Reaktif boyalar

Reaktif boyalar ile elyaf reaksiyona girerek kovalent bağ oluşturarak haslığı yüksek boyama işlemini gerçekleştirirler. Reaktif boyaların renk kısmında reaktif grup bulunur. Reaktif boya çeşitlerinin yapılarında kromofom bulunduran renkli grupla birlikte reaktif grup ve molekülünde çözünürlük taşıyan grup bulundurmaları ortak özellikleridir. Selüloz, ipek, yün, poliamid gibi elyaf çeşitlerinin boyama işleminde reaktif grupla reaksiyona girmesiyle boyama işlemi gerçekleşir ve reaktif grup elyaf üzerinde güçlü şekilde tutunur (Başer, 1998; Dokuzoğlu, 2008; Giray, 2014). Yıkama haslıkları küp boyalardan daha düşük, direkt boyalardan yüksek olan reaktif boyalar geniş kullanım alanı, parlak ve canlı renklere sahip olması, istenilen haslığı sağlayabilmesi, pamuklu ve selüloz elyafla yapılan üretimin artması gibi etkenlerden dolayı boyama işleminde tercih edilirler. (Dokuzoğlu, 2008; Giray, 2014; Gökkuş, 2009; Sesler, 2014; Sevimli, 2000).

2.2.2.5 Küp (Vat) boyalar

Küp boyaların moleküllerinde iki ya da daha fazla oksijen atomu bulunur. Küp boyalar çoğunlukla çökelmeyen, zor donan, kuruması kolay olmayan, suda çözünmeyen iri, ince veya çok ince toz halinde bulunurlar. Küp boyalarını sodyum hidroksit ve sodyum hidrosülfid gibi indirgen kimyasallar kullanılarak leuko bileşiklerine dönüştürülerek suda çözünebilir hale getirilir. Vat (küp) boyaların ışık ve yıkama haslıkları çok iyidir fakat renk gamı geniş değildir, renk tonları mattır parlak değildir, boyama işlemi zordur ve yüksek fiyatlıdır. Küp boyalar yıkamaya, sürtünmeye ve ışığa karşı

dirençlidir. K p boyanın yaygın çeşidi olan indigo boyalar suda     nmemesinden dolayı genellikle kimyasal koagülasyonla giderilir ve denim boyamada çok kullanılır. K p boyalar nadiren protein elyafların boyama işleminde de kullanılır ( alışır, 2010; Giray, 2014; Manu ve Chaudhari, 2003; Sesler, 2014; Sevimli, 2000).

2.2.2.6 Dispers boyalar

Dispers boyalar düşük molekül ağırlıklı, yapısında hidroksil ve amino grupları bulunduran, suda az     nen boyalardır. Boyama işlemi boyunca boyaların  oğunluğ  s spansiyondadır. Süspansiyonun içinde boyanın elyafa nüfuzu sürekli ve aşamalı olarak     nen çok seyreltik sulu   zeltilelerle yapılır. Elyafın boyama işleminde poliamid, akrilik ve polyester gibi disper boyalar kullanılır. Polyester elyaflar; aktif grup bulundurmadıklarından boyadaki katyon ve anyon gruplarıyla bağ kuramaz, hidrofobik ve kristalinite özellikleri çok olduğundan büyük molekül içeren boyalar polyestere zor nüfuz eder bu yüzden polyester elyafların boyama işleminde çoğunlukla dispers boyalar kullanılır (Başer, 1998; Dokuzoğlu, 2008; Manu ve Chaudhari, 2003;  zcan ve Ulusoy, 1978; Sesler, 2014; Sevimli, 2000).

2.2.2.7 Kükürt boyalar

Kükürt boyaları yüksek sıcaklıkta nitro ve amin grupları içeren amino bileşiklerin sodyums lfid ve sülfürle reaksiyonu sonucu meydana gelir. Selülozik elyafın, özellikle pamuğun renklendirilmesinde kükürt boyaları tercih edilir. Kükürt boyaları çoğunlukla koyu mavi, kahverengi, siyah gibi koyu renkleri kullanılır ( alışır, 2010; Dokuzoğlu, 2008; Sevimli, 2000).

2.3 Tekstil Atık Sularının Genel  zellikleri

Tekstil endüstriyi ürünleri çok geniş yelpazeye sahip olduğundan istenilen tekstil ürünlerinin üretim süreçleri, aşamaları, kullanılan ham maddeleri ve boyaları, kimyasallar farklılık göstermektedir. Bu durum tekstil endüstriyi atık sularının çok değişken içerikli, kompleks yapılı ve kirlilik yükünün fazla olmasına neden olmaktadır. Tekstil endüstriyi atık suları, farklı renklere, geniş pH aralığına, yüksek miktarda organik bileşiklere, yüksek KOÇ konsantrasyonuna, yüksek sıcaklığa, yüksek alkalinite değerine, yüksek iletkenliğe, bulanıklığa, yüksek BOŞ konsantrasyonuna, askıda katı miktarına (AKM), toplam     nm ş katı maddeye sahiptir. Tekstil

ürünlerinin boyama işleminde kullanılan boyaların çoğunu sentetik ve kompleks yapılı azo boyar maddeler oluşturduğundan biyolojik sistemde ayrışmaları güçtür (Baburşah, 2004; Güngör, 2011; Kurbus vd. 2003; Solmaz vd., 2006; TÜBİTAK, 2013).

Tekstil üretim süreçlerinde yüksek miktarda su tüketimi, kullanılan kimyasallar, boyar maddeler, atık su hacmini ve kirlilik yükünü arttırmaktadır. Tekstil endüstrisinde 1 ton ürün için yaklaşık 100 kg KOİ miktarı içeren ortalama 200-350 m³ atık su açığa çıkmaktadır. Tekstil endüstrisi geniş yelpazede ürünler içermesinden dolayı üretim süreçlerinde kullanılan kimyasal madde, boyar madde miktarları, cinsleri farklılık göstererek günlük ve saatlik olarak oluşturduğu atık suyun yapısı ve miktarı da değişiklik göstermektedir. Bu değişiklik atık suyun KOİ konsantrasyonunda da değişikliklere neden olmaktadır (Chacon vd., 2006; Dokuzoğlu, 2008; Giray, 2014; Mahamallik ve Pal, 2017; Türkeş, 2019; Verma vd., 2012).

Boyar maddelerin yapısında inorganik tuzları da bulunmaktadır. Boyar maddelerin çoğunlukla kullanıldığı haşıl sökme, yıkama ve ağartma süreçlerinden kaynaklanan atık sudaki KOİ miktarı toplam atık sudaki KOİ miktarının yaklaşık %90'ıdır. Atık suyun karakteristik yapısını su/boya oranı ve elyafa tutunan boyar madde miktarı etkilemektedir. Boyama sürecinde kullanılan ve elyafa nüfuz edemeyen boyar maddeler, inorganik ve organik yardımcı kimyasallar atık suda yüksek çözünmüş katı maddelere, renge, yüksek KOİ ve BOİ konsantrasyonlarına neden olmaktadır. Üretilmek istenen tekstil ürünün ham madde türüne göre kullanılan su miktarı, süreçler ve bu süreçlerden kaynaklanan atık su karakterizasyonu Çizelge 2.3'te verilmiştir (Correia vd., 1994; Giray, 2014).

Çizelge 2.3. Tekstil ürününün ham madde türüne göre kullanılan su miktarı, süreçler ve bu süreçlerden kaynaklanan atık su karakterizasyonu (Correia vd., 1994; Giray, 2014).

Elyaf Türü	Süreç	Su Tüketimi (L/Kg)	pH	BOİ ₅ (mg/L)	TKM (mg/L)
Pamuk	Haşıl Sökme	3-9	-	1700-5200	16000-32000
	Piştirme	26-43	10-13	50-2900	7600-17400
	Kasar	3-124	8,5-9,6	90-1700	2300-14400
	Merserizasyon	232-308	5,5-9,5	45-65	600-900
	Boyama	8-300	5-10	11-1800	500-14100
Yün	Piştirme	46-100	9-14	30000-40000	1129-64448
	Boyama	16-22	4,8-8	380-2200	3855-8315
	Yıkama	334-835	7,3-10,3	4000-11455	4830-19267
	Nötralizasyon	104-313	1,9-9	28	1241-4830
	Kasar	3-22	6	390	908
Naylon	Piştirme	50-67	10,4	1360	1882
	Boyama	17-33	8,4	368	641
Akrilik	Piştirme	50-67	9,7	2190	1874
	Boyama	17-33	1,5-3,7	175-2000	833-1968
	Son Durulama	67-83	7,1	668	1191
Polyester	Ön Terbiye	25-42	-	500-800	-
	Boyama	17-33	-	480-27000	-
	Son Durulama	17-33	-	650	-
Viskon	Ön Yıkama, Boyama	17-33	8,5	2832	3334
	Tuz Banyosu	7-13	6,8	58	4890
Asetat	Ön Yıkama, Boyama	33-50	9,3	2000	1778

Farklı üretim süreçlerine göre tekstil endüstrisi üretim süreçlerinde oluşan atık sularda farklı özelliklere sahip olabilmektedir. Bu doğrultuda üretim süreçlerine göre atık suyun karakterizasyonu Çizelge 2.4’te verilmiştir (Kocaer ve Akan, 2002; Türkeş, 2019).

Çizelge 2.4. Tekstil endüstrisi üretim aşamalarında oluşan atık su karakterizasyonu (Kocaer ve Akan, 2002; Türkes,2019).

Üretim Aşaması	pH	BOİ ₅ (mg/L)	KOİ (mg/L)	AKM (mg/L)	Yağ/Gres (mg/L)	Renk (ADMI)
Haşılama	7-9,5	600-200	1100-3000	-	-	370
Haşıl Sökme	4-8	1600-3800	2100-6200	400-6000	100-400	1245
Yıkama	12	600-900	1200-1500	150-250	600-900	1910
Merserizasyon	9-12	100-250	150-300	300-400	400-600	5600
Kasarlama	10-12,5	650-2700	1000-3500	400-700	-	-
Boyama	6,5-12	80-500	200-700	50-100	-	4000

Tekstil atık su karakterizasyonu fiziksel, kimyasal ve biyolojik olarak üç kategoriye ayrılır (Dindar, 2019; Gözükızıl, 2013). Bu kategoriler ve kirletici parametreler Çizelge 2.5’te verilmiştir (Gözükızıl, 2013).

Çizelge 2.5. Atık sularının kirletici parametreleri ve kategorileri (Gözükızıl, 2013).

Tekstil atıksularının kirletici parametreleri ve katagorileri		
1-Kimyasal Parametreler	2-Fiziksel Parametreler	3-Biyolojik Parametreler
•Organik ve inorganik bileşikler	•Çözünmemiş bileşikler	• Kimyasal zehirlilik
•pH	• Koku	• Patojenik bakteriler
•Asidite ve alkalilik	• Sıcaklık	
•Toplam organik karbon	• Renk	
•Klor iyonu	• Köpük	
•Klor ihtiyacı	• Korozyon	
•Kimyasal oksijen ihtiyacı	• Radyoaktivite	
•Biyolojik oksijen ihtiyacı	• Çözünmüş oksijen	
•Sertlik (Kalsiyum ve Magnezyum)		
•Toplam çözünmüş tuzlar		
•Fenol		
•Yağ ve hidrokarbonlar		
•Spesifik iyonlar (As, Ba, Cd, Cr, CN, F, Pb, Sn, Ag)		

2.3.1 Fiziksel parametreler

Atık sudaki sıcaklık, pH, renk, bulanıklık ve katı maddeler gibi parametreler fiziksel parametredir. Atık suda bulunan askıda katı madde, çözünmüş katı madde ve çökebilir katı madde toplam katı madde miktarını vermektedir. Askıda katı maddeler ızgara gibi fizikokimyasal, çökebilir katı maddeler yer çekimi kuvvetiyle kendiliğinden çökerek membran yöntemleriyle atık sudan uzaklaştırılır. Çözünmüş katılar ise fiziksel ayırma yöntemleriyle atık sudan arıtılamazlar. Atık suyun sıcaklığı ve pH seviyesi deşarj edildiği alıcı ortamdaki biyolojik hayat üzerindeki en etkin fiziki faktörlerdendir. Atık sudaki çözünmüş oksijen miktarının ve BOİ değerinin

bulunmasında sıcaklık ve pH kullanılmaktadır. Bulanıklık değeri atık suda bulunan katı maddelerin ışığı absorbe edebilme ya da dağıtabilme yeteneğini gösterir ve atık sudaki katı madde miktarını vermektedir. Renk, tekstil atık sularının arıtılmasında kullanılan en önemli faktördür (Birgöl, 2006; Dindar, 2019; Tan, 2006).

2.3.2 Kimyasal parametreler

Atık su kimyevi özellikleri, çözünen organikler, toksik içerikler, azot ve fosfor barındıran bileşimler tarafından belirlenir. Atık sudaki organikler arasında en önemlileri KOİ ve TOK kimyasal ölçütleridir. Atık sudaki organiklerin kimyasal metotlarla oksidasyonları açısından gerekli oksijen hacmi, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) olarak nitelendirilir. Organiklerin asidik koşullarda oksitlenebilmeleri, potasyum bikromat ve katalizör (gümüş sülfat) sayesinde olabilmektedir KOİ ölçütünün en pozitif yanı, 2 saat içerisinde analiz sonucu elde edilebilmesidir. Ancak biyolojik bozunabilen yahut bozunamayan organiklerin bertarafında isteneni verememesi KOİ ölçütünün negatif yönüdür. Öte yandan atık su içeriğindeki inorganik indirgeyici organik içerikler (sülfür, metal iyonları) ve klorürler KOİ testi sonuçlarında yanıltıcı etki yaratacak şekilde girişim eğilimi göstererek değerlerin yüksek sonuçlanmasına sebep olmaktadır (Birgöl, 2006; Dindar, 2019; Tan, 2006).

Toplam Organik Karbon (TOK) atık sudaki organik (karbon bazlı) bileşenlerin miktar bilgisini vermektedir. Çözünmüş oksijen, atık sudaki organik kirleticiler tarafından kullanıldığı için, kirlilik artışından söz edilir (Dindar, 2019).

2.3.3 Biyolojik parametreler

Mikroorganizmanın aerobik ortamda su içindeki organikliği ayrıştırması için ihtiyaç duyduğu oksijen hacmi biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) ölçütü ile belirlenir. Bağımsız olarak değerlendirildiğinde BOİ negatif bir etki oluşturmaz fakat oksijen miktarında azalmaya sebep olduğu için negatif bir tesir oluşturduğu söylenebilir. BOİ değişkeni, arıtma ünitelerinin dizayn aşamasında, çalıştırılmasında, deşarj sınırlamalarının uygunluk denetiminde ve biyolojik arıtma sistemlerinin verimlilik değerlendirmesinde yol göstericidir (Birgöl, 2006; Dindar, 2019; Tan, 2006).

İçme suyu ve atık su kalite kriterlerini oluşturmak adına bakteriyolojik testler uygulanmaktadır. Tek hücreli veya çok hücreli patojenik mikroorganizmaların sulardaki miktarı tespit edilirken bakteriyolojik testlere başvurulur. En sık görülen patojenik mikroorganizma tipi koli basili ile streptokoktur. Bu ölçütler suyun insan sağlığı açısından risk oluşturmadan kullanılabilmesi bakımından çok önemlidir (Birgül, 2006; Dindar, 2019; Tan, 2006).

2.4 Tekstil Atık Sularının Çevresel Etkileri

İnsan nüfusunun ve ihtiyaçlarının her geçen gün artması kentleşmedeki, sanayileşmedeki ve teknolojiadaki gelişmelerin artmasını tetiklemiş ve tekstil endüstrisi de bundan etkilenmiştir. Kumaş, ev, giyim gibi tekstil ürünlerinin hızla değişen moda uyum sağlaması çok çeşitli, kaliteli, konforlu, rahat, dayanıklı, hızlı üretilen tekstil ürünlerinin gerekliliğini ortaya çıkarmıştır. Bu durum tekstil endüstrisinin üretim süreçlerinin çok değişkenlik göstermesine, dinamik olmasına ve sürekli gelişmesine neden olmuştur (Eser vd., 2016; Türkeş, 2019).

Tekstil endüstrisi atık sularının arıtılmadan alıcı ortama deşarj edilmesiyle, doğal dengenin bozulmasını, su kaynaklarının tükenmesini, alıcı ortamdaki biyolojik yaşamı, çevre ve toplum sağlığını olumsuz etkilemesini önlemek için deşarj standartlarına her geçen gün artan katı kısıtlamalar getirilmektedir. Bu durum arıtım yöntemlerinin önem kazanarak hızla gelişmesini sağlamaktadır. Atık su deşarj standartlarının belirlenmesinde kullanılan ham madde, boyalar, kimyasallar, ekipmanlar ve üretim süreçleri gibi birçok etken vardır. Central Pollution Control Board (Çevre Kirliliği Kontrol Kurulunun, CPCB) ulusal çevre koruma departmanı deşarj standartlarını atık suyun deşarj edildiği alıcı ortama, çevresine ve farklılık gösteren çevre güvenliğine bağlı olarak düzenler. Türkiye’de deşarj standartları Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği ile düzenlenir (Gök, 2019). Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliğine göre bazı tekstil sanayi sektörünün atık su deşarj standartları Çizelge 2.6 ve Çizelge 2.7’de verilmiştir.

Çizelge 2.6. Sentetik Tekstil terbiyesi ve benzeri sanayi atık sularının alıcı ortama deşarj standartları (Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği [SKKY], 2004).

Parametre	Birim	Kompozit Numune	Kompozit Numune
		2 Saatlik	24 Saatlik
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)	mg/L	400,0	300,0
Sülfür (S ⁻²)	mg/L	0,1	-
Fenol	mg/L	1,0	0,5
Çinko (Zn)	mg/L	12,0	10,0
Balık Biyodeneyi (ZSF)	mg/L	3,0	2,0
pH		6-9	6-9
Renk	Pt-Co	280,0	260,0

Çizelge 2.7. Dokunmuş kumaş terbiyesi ve benzeri sanayi atık sularının alıcı ortama deşarj standartları (SKKY, 2004).

Parametre	Birim	Kompozit Numune	Kompozit Numune
		2 Saatlik	24 Saatlik
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)	mg/L	400,0	300,0
Askıda Katı Madde (AKM)	mg/L	140,0	100,0
Amonyum Azotu (NH ₄ -N)	mg/L	5,0	-
Serbest Klor	mg/L	0,3	-
Toplam Krom	mg/L	2,0	1,0
Sülfür (S ⁻²)	mg/L	0,1	-
Sülfıt	mg/L	1,0	-
Fenol	mg/L	1,0	0,5
Balık Biyodeneyi (ZSF)	mg/L	4,0	3,0
pH		6-9	6-9
Renk	Pt-Co	280,0	260,0

Tekstil atık sularında bulunan metal iyonları, katı maddeler, boyalar, kimyasallar, renkler gibi kirlletici parametreler alıcı ortama deşarj edilmesiyle ekotoksik risk oluşturarak sudaki biyolojik yaşam, çevre ve insan sağlığı üzerinde çok fazla olumsuz

etkiye neden olabilmektedir. Bu olumsuz etkilerin azaltılmasına, atık suyun tekrar kazanılıp kullanılabilmesi ve doğal su kaynaklarının korunması, doğal dengenin korunması, gelecek nesillerin temiz doğal kaynak sularından faydalanabilmesi ve sürdürülebilir yaşam için son zamanlarda su kirliliğinin kontrolüne ve arıtım teknolojilerine verilen önem artmaktadır. Birleşmiş Milletler Çevre Programı (The United Nations Environment Programme – UNEP), 2011 yılı raporunda şimdiki doğal kaynak tüketim hızının 2050'ye gelindiğinde şimdiki tüketim hızından üç kat daha fazla olacağını öngörmüştür (Eser vd., 2016; Valdicherla ve Saravanan, 2014). Dünyayı en fazla kirlüten sanayilerden biri olan tekstil ve hazır giyim sektöründe de giderek artan bu sorunun çözümü için, renk giderimi sağlayan, toksisiteyi azaltan, aromatik bileşikleri mineralize eden, tuzu geri kazanabilen, atık sudaki boyaları ve suyu yeniden kullanılabilir hale getiren, toksik çamur üretmeyen ya da hiç çamur üretmeyen arıtım teknolojilerine verilen önem her geçen gün artmaktadır (Giray, 2014; Gök, 2019).

Atık suda bulunan katı maddeler, ışık geçirgenliğini azaltarak sudaki biyolojik yaşamdaki birincil üretimi azaltması, toksik ve kanserojenik etkiyi arttırması, suyun estetik görünüşünü bozması gibi olumsuz etkilere neden olabilmektedir. Atık sudaki doymuş karboksilik asitler ve alkoller biyolojik yükseltgenme yaparken oksijen kullanarak alıcı ortamdaki suda çözünmüş oksijen ihtiyacının artmasına neden olur. Biyokimyasal ayrışma reaksiyonlarında alkol ve çeşitli organik bileşiklerin etkisi olmaktadır. Bazı bileşikler düşük derişimlerde toksik değildir fakat iki veya daha fazla bileşiğin birlikte bulunduğu durumda mikro organizmalara karşı toksik olabilmekte ve biyolojik parçalanmaya engel olabilmektedir. Tekstil endüstrisi atık suları diğer endüstrilere göre daha fazla kirlilik yüküne, toksisiteye, KOİ, BİO₅, renk, bulanıklık, organik madde ve inorganik madde miktarına sahiptir (Baburşah, 2004; Giray, 2014; Rodrigues vd., 2009).

2.5 Tekstil Atık Sularının Arıtım Yöntemleri

Çevreyi ve insan sağlığını tehdit edici tehlikeli atık sulara neden olan en büyük endüstrilerinden biri tekstil endüstrisidir. Tekstil endüstrisi üretim proseslerinde tatlı su kullanarak üretilen her ton ürün için 25-250 m³ arasında değişen su tüketimi vardır (Chacon vd., 2006). Tekstil endüstrisi, farklı üretim proseslerine sahip olması nedeniyle, çeşitli konsantrasyonlarda boyar maddeleri ve kompleks yapıda kimyasal

maddeler kullanılmaktadır. Bu nedenle atık suları kompleks yapıda kirletici madde içerikli ve renkli olmaktadır. Tekstil endüstrisinin atık suyu, miktarı ve kompleks yapısı nedeniyle diğer endüstriyel atık sulara göre arıtılması en zor atık sulardan biridir.

Tekstil endüstrisinde kullanılan suların büyük bir kısmı atık su olarak çevreye deşarj edilmektedir. Deşarj edilen atık suyun çevreye etkilerinin fazla olması ve çok düşük konsantrasyonlarda bile boyar madde bulunması estetik açıdan istenmeyen durumlara sebebiyet vermektedir. Bununla birlikte atık su çevresinde yaşayan insanların sağlığı ile sudaki doğal yaşam üzerinde de olumsuz bir etkiye sahiptir. Günden güne artan çevre kirliliği konusundaki duyarlılık özellikle atık su deşarj standartlarında artan katı kısıtlamalara neden olmaktadır. Bu sebeple boyar madde içeren atık sularından renk giderim prosesleri insanlar ve çevre açısından önem kazanmaktadır.

Tekstil endüstrisi atık sularının karakteristik yapılarında renk, yüksek KOİ, geniş pH aralığı ortak kirletici parametrelerdir. Tekstil atık suları alıcı ortamlara deşarj edilmeden önce söz konusu kirletici parametrelerin kaynakları belirlendikten sonra atık suyun karakteristiğine uygun olarak ekonomik ve işletmesi kolay arıtma işlemlerinin uygulanması gerekmektedir. Kompleks yapıdaki tekstil atık sularını tek bir arıtma işleminin uygulanması arıtmada istenilen verimin elde edilmesinde yeterli değildir, bu yüzden farklı arıtma teknolojilerinin bir arada kullanılması gerekmektedir. Tekstil endüstrisi atık sularının arıtımında birçok kimyasal, fiziksel ve biyolojik arıtma yöntemleri kullanılmaktadır. Boyar madde içeren tekstil atık sularındaki boya moleküllerinin tam ayrışmasını ve kirlilik yükünü azaltmayı sağlayan arıtma yöntemlerinden yüksek oksidatif hidroksil radikalının ($OH\cdot$) oluşum prensibine dayanan ileri oksidasyon prosesleri (AOP's) güçlü bir alternatiftir (Çakır, 2018; Dokuzoğlu, 2008; Eren, 2009; Gök, 2019; Suryawan vd., 2012).

2.5.1 Fiziksel arıtım yöntemleri

Fiziksel arıtma yöntemleri atık su içerisinde bulunan maddelere fiziksel kuvvet uygulama esas alınarak kendiliğinden çökebilen katı maddelerin ve yüzen maddelerin giderilmesi amacıyla yapılır. Bu amaçla iri malzemeleri ayırmak için ızgara ve elekler, kum ve benzeri maddeleri ayırmak için kum tutucuları yüzen maddeleri ayırmak için yağ ayırıcılar, kendi halinde çökebilen maddeleri ayırmak için ise çökeltme havuzları

kullanılır. Fiziksel arıtım yöntemlerinde, eleme, çökeltme, karıştırma, süzme ve yüzdürme işlemleri kullanılarak adsorpsiyon, membran filtrasyonu veya iyon değişimi yöntemleri uygulanır. Fiziksel arıtım yöntemleri düşük giderim verimleri ve yüksek miktarda ortaya çıkan çamur nedeniyle biyolojik veya kimyasal arıtma yöntemlerinden önce kullanılır. Bu şekilde atık su içerisinde bulunan kirleticilerin büyük bir kısmının giderilmesi, daha sonra yapılacak arıtma yöntemlerini engelleyebilen ve prosesteki ekipmanları bozabilen nitelikteki katı maddelerin atık sudan giderilmesi sağlanır (Biroğul, 2012; Gök, 2019; Gözükızıl, 2013).

2.5.1.1 Membran filtrasyonu

Membran filtrasyonu ayırma yönteminin temel prensibi itici kuvvetle membrandan geçme yönü doğrultusunda akışı sağlayarak bazı maddelerin geçişini engellemektir. Membran filtrasyonu ayırma yönteminde kullanılan itici güç olarak kütle transferi, konsantrasyon farkı, basınç farkı ve elektriksel potansiyel farkından yararlanılır, en yaygın kullanılan itici güç ise basınç farkıdır. Membran ayırma yöntemleri ultrafiltrasyon (UF), mikrofiltrasyon (MF), nanofiltrasyon (NF), ters ozmos (TO), elektrodializ (ED) ve pervaporasyondur. Membran ayırma yöntemlerinde arıtım atık sudaki moleküllerin boyutlarına ve molekül kütlelerine göre olur (Topcu, 2017; Toprak, 2015).

Membran arıtma yöntemleri ilk olarak 1980’li yılların başlarında vat ve indigo boya maddelerin geri kazanımı için kullanılmaktaydı. Membran filtrasyonu tekstil atık sularındaki düşük konsantrasyonda boyar madde içeren suyun tesise geri kazandırılması, renk giderimi, arıtmadan çıkan suyun yeniden kullanımı, bazı boyar maddelerin geri kazanımı gibi pek çok avantaja ve enerji kullanımını minimuma indirme özelliğine sahiptir. Bunlarla birlikte diğer avantajı ise sistemin sıcaklık değişimlerine, beklenmedik bir kimyasal etkiye ve mikrobiyal aktivitelere karşı dirençli olmasıdır. Membran filtrasyon yönteminin; arıtmadan sonra membranda yoğunlaşp kalan konsantre atığın uzaklaştırılması probleminin ortaya çıkması, maliyetinin yüksek olması, suyun yeniden kullanımı açısından önemli bir parametre olan çözünmüş katı madde içeriğini düşürememesi, membranın tıkanma ihtimali ve membranın yenileme gerekliliğinin olması gibi dezavantajlara sahiptir (Baburşah, 2004; Demirci, 2007; Kocaer ve Alkan, 2002; Topcu, 2017; Toprak, 2015; Wang vd., 2011).

2.5.1.2 İyon değişimi

İyon değişimi arıtım yönteminin temel prensibi katyonların H^+ ya da Na^+ , anyonlarında OH^- ile yer değiştirmesine dayanır, atık suda istenmeyen anyon ve katyonlar bu prensiple giderilir. Yer değiştirme elektrostatik güçlerle tutulan benzer yüklü iyonların çözeltiden katı bir yüzeye ya da katı bir yüzeyden çözeltiye transfer edildiği fiziksel ve kimyasal bir işlem den oluşmaktadır. İyon değişimi olayı, aktif merkezin herhangi bir iyonla seçici olarak yer değiştirmesine uygun olarak yürüyen bir denge reaksiyonudur (Duran ve Demirer, 1997; Kocaer ve Alkan, 2002).

Tekstil atık suyunda boyar maddeler üstteki organik faza tutunarak su fazını renksiz hale getirir ve bu yer değiştirme iki bölgenin doğunluğa erişene kadar iyon değiştirici reçineler üzerinden geręekleşir. Bu sayede atık sudaki hem katyonik hem de anyonik boyalar uzaklaştırılır. İyon değiştiricilerin çoğu divinilbenzen ile çapraz bağlı stirenin polimer kimyasına göre değişmektedir. Katyon değiştirici reğinelerin çoğu aktif grup olarak SO_3H^- içeren sentetik polimerik bileşikleridir. Anyon değiştirici olarak kullanılan reçineler ise sentetik reğine aminleridir (Giray, 2014; Gözükızıl, 2013; Toprak, 2015).

İyon değişimi arıtım yönteminde çözücünün kullanıldıktan sonra iyileştirilebilmesi, çözünebilir boyaların etkin şekilde giderilmesi ve rejenerasyonla adsorban kaybının bulunmaması yöntemin avantajlarındandır. Ancak bu yöntemde disper boyalarında giderilmesinde etkili olmaması, her sınıf boya giderimde etkin verimlilik elde edilememesi, organik çözücülerin pahalı olması, yüksek maliyetli olmasından dolayı tekstil endüstrisi atık sularının artımında tercih edilmemektedir (Kocaer ve Alkan, 2002; Gözükızıl, 2013).

2.5.2 Biyolojik arıtım yöntemleri

Biyolojik arıtma, atık sulardaki organik ve inorganik karakterli maddelerin mikroorganizmalar tarafından besin ve enerji kaynağı olarak kullanılmasıyla ve bakteriyolojik faaliyetlerle parçalanarak zararsız bileşiklere dönüştürülmesi yöntemidir (Kestioğlu, 2001). Mikroorganizmaların arıtma işlemini doğadaki reaksiyonları hızlandırılarak daha kısa bir sürede geręekleřtirebilmeleri için çözünmüş oksijen, pH, sıcaklık, toksik maddeler gibi parametrelerin kontrol altında tutulması

gerekmektedir. Biyolojik arıtma yöntemleri aerobik, anaerobik ve biyosorpsiyon olarak üçe ayrılır.

Biyolojik arıtma yöntemleri kolay ve ucuzdur. Tekstil endüstrisinde boyama işleminde kullanılan kompleks yapıdaki kimyasal maddelerin kalıcı ve biyolojik olarak ayrışmasının zor olması nedeniyle, toksik endüstriyel kirleticilerle kirlilik yükünün azaltılmasında biyolojik ve arıtma yöntemlerine karşı dirençlidir. Tekstil atık sularının arıtımında da ilk akla gelen biyolojik arıtım yöntemi aktif çamur sistemidir. Aktif çamur sistemleri tekstil endüstrisindeki kompleks yapılardaki boya bileşimini biyolojik olarak ya parçalayamamakta ya da inert kalmaktadır. Bu durum aktif çamur sistemi çıkışındaki suda renk gideriminin çok az olmasına neden olmaktadır (Galindo vd., 2001; Gözükızıl, 2013; Kocaer ve Alkan, 2002; Sağlam, 2008).

2.5.2.1 Aerobik yöntem

Aerobik arıtma, mikroorganizmaların yaşamlarını devam ettirebilmeleri için ortamda bulunan organik ve inorganik maddeleri çözünmüş oksijen etkisi ile karbonlu bileşikler parçalayarak CO₂ ve H₂O'ya dönüştürmesidir. Azotlu bileşikler ilk aşamada amonyağa sonrada nitrat formuna dönüşürler (Dindar, 2019; Toprak, 2015).

Aerobik arıtma prosesleri aktif çamur sistemleri, oksidasyon hendekleri, havalandırılmalı lagünler, stabilizasyon havuzları, biyodisk üniteleri ve damlatılmalı filtre sistemleri gibi bölümlere ayrılmaktadır. Biyolojik arıtımda en yaygın kullanılan proses aktif çamur sistemleridir (Dindar, 2019; Koçyiğit, 2008).

Tekstil endüstrisinde boyama işleminde kullanılan kompleks yapıdaki boyar maddelerin, kalıcı ve biyolojik olarak ayrışmasının güç olması, moleküler ağırlıklarının yüksek olması nedeniyle biyolojik hücre zarından geçişlerinin zor olması, toksik etki oluşturmaları sebebiyle atık sudaki kirlilik yükünün azaltılmasında ve renk gideriminde aerobik biyolojik arıtma yöntemlerinin etkileri düşük olmaktadır. Bu dezavantajları azaltmak ve yüksek renk giderim verimi elde etmek için *phanerocheata chrysosporium coriolus versicolor* gibi küflerle arıtım yapılsa da pH değerlerinde renk giderimi yapmaları, özel besi gereksinimleri ve çevre koşullarına karşı hassas olmaları gerçek boyuttaki tesislerde kullanılabilirliğini kısıtlamaktadır

(Dindar, 2019; Giray, 2014; Sağlam, 2008; Sevimli, 2000; Topcu, 2017; Toprak, 2015).

2.5.2.2 Anaerobik yöntem

Anaerobik arıtmanın temeli organik maddelerin oksijen yokluğunda anaerobik mikroorganizmalar tarafından parçalanması işlemine dayanmaktadır. Anaerobik arıtım yönteminde ilk olarak asidojenik bakteriler hücre dışı enzim salgılarıyla katı organik maddeleri hidrolize edilerek düşük moleküler ağırlıklı basit, çözünebilir ara ürün olan organik maddelere dönüştürür. Oluşan organik maddeler asidojenik bakteriler tarafından kullanılarak asetik asit, karbondioksit ve moleküler hidrojen açığa çıkar ve metanojenik bakteriler tarafından asetik asiti ve karbondioksiti metan gazına dönüştürüp ortamdan gaz halinde uzaklaştırılır. Karbondioksit ve metan içeren biogaz parçalamanın verimini belirlemektedir. Organik kirliliği yüksek olan atık suların arıtılmasında anaerobik arıtım kullanılır (Giray, 2014; Kocaer ve Alkan, 2002; Toprak, 2015).

Anaerobik sistemler, oksijene ihtiyaç duymaması, metan gazı oluşturmaması, boyar maddelerin bakteriyel parçalanması beyaz çürükçül funguslara göre çok daha hızlı olması ve az miktarda çamur oluşturmaması sistemin avantajlarındandır. Fakat renk giderimi sonucunda toksik aromatik aminlerin oluşması, çıkış suyunun oksijenle teması sonucunda rengin geri gelmesi ve ek karbon kaynağı ihtiyacı olması sistemin dezavantajlarındandır. Ayrıca anaerobik arıtma yöntemlerinde sülfat ve nitrat giderimi gerçekleşirken yan ürün olarak H_2S gazının çıkması ve giderim veriminin düşük olması diğer dezavantajlarındandır. (Demirci, 2007; Dindar, 2019; Giray, 2014).

Yüksek KOİ miktarına sahip tekstil atık suyunun aerobik arıtma prosesinde arıtılması aşırı çamur üretimi, şişkin çamur, havalandırma için gerekli enerji ihtiyacı gibi işletme dezavantajlarına sahiptir. Azo boyar maddelerinden kaynaklanan renkli tekstil atık suların renk gideriminde aerobik arıtım prosesi başarılı olamamaktadır. Fakat aerobik arıtım prosesinin öncesine anaerobik bir arıtım prosesinin eklenmesi aerobik arıtım prosesi için bir ön arıtım sağlaması, enerji üretimi için metan gazı eldesi, daha az çamur üretiminin olması ve tekstil atık sularından KOİ ve renk gideriminde etkin olması gibi avantajlara sahiptir (Işık ve Sponza, 2004).

2.5.2.3 Biyosorpsiyon

Biyosorpsiyon mikrobiyal kütle tarafından kimyasal maddelerin adsorpsiyonudur ya da kütlede birikimidir. Tekstil atık sularında bulunan boyar maddelerin giderilmesinde mantar, maya ve ölü bakteriler kullanılmaktadır. Ölü mikrobiyal hücreler toksik atıklardan etkilenmemeleri, çeşitli işlemlerle yenilenerek tekrar kullanılabilmesi, sürekli nutrient gereksinimi duymamaları biyosorpsiyon prosesini avantajlı hale getirmektedir. Ayrıca mantar biyokütlesi basit, ucuz fermantasyon teknikleriyle üretilebilir olması, insanlara ve hayvanlara karşı patojen olmaması biyosorpsiyon prosesinin diğer avantajlarındanıdır. Biyosorpsiyon prosesinin düşük maliyetli yenilenebilir olması, yüksek seçicilikte olması, proses ekipmanlarının kolaylıkla bulunabilir olması ve biyosorbent materyallerin doğada bol miktarda bulunması diğer avantajlarıdır (Giray, 2014; Topcu, 2017; Toprak, 2015).

Tekstil endüstrisinde kullanılan boyaların kompleks yapıdaki kimyası, toksitenin yüksek olması nedeniyle atık suların içerikleri ve parametreleri değişiklik gösterir. Mikroorganizmaların etkileşim hızları ve kapasiteleri mikroorganizmaların cinsine, boyanın kompleks kimyasına, ortamın koşullarına ve mikrobiyal kütleinin spesifik kimyasına göre değişmektedir. (Robinson vd., 2001; Sağlam, 2008).

2.5.3 Kimyasal arıtım yöntemleri

Kimyasal arıtım yönteminde atık suda bulunan kendi ağırlığıyla askıda ve çözünmüş halde bulunan kolloidal katı maddelerin, pıhtılaştırıcı ve pıhtılaştırmaya yardımcı maddeler karıştırma işlemiyle ilave edilmesiyle yumaklaşarak çökelmeleri sağlanır. Atık suda bulunan, toksik kirleticilerin, polar olmayan organik maddelerin, yüksek tuz konsantrasyonlarının, fosforun ayrıştırılmasının zor olduğu ağır metallerin, süspanse edilmiş organik maddelerin, yağların, greslerin, emülsiyon yapan organik maddelerin, organik ve inorganik bileşenlerin gideriminde kimyasal arıtım yöntemi kullanılmaktadır. Kimyasal arıtım yöntemleri seri fiziksel ve kimyasal süreçlerin birleşmesinden oluşur ve içerisinde çöktürme, çamur giderme, dengeleme, hızlı karıştırma, yumaklaştırma, filtrasyon ve dezenfeksiyon işlemleri bulunur. Kimyasal arıtım sonunda büyük miktarlarda çamur oluşur. Kimyasal arıtım yöntemleri adsorpsiyon, oksidasyon koagülasyon ve flokülasyondur (Gök, 2019; Gözükızıll, 2013; Toprak, 2015).

Tekstil atık sularının değişen kompleks yapısı nedeniyle atık suyun arıtımında atık suyun yapısı ve içerdiği organik bileşiklere göre kullanılan kimyasal ve kimyasalın miktarında değişiklik yapılabilmesi, mekanik arıtımın yeterli olmaması kimyasal yöntemle arıtılmasının daha uygun olduğunu göstermektedir. Ayrıca kimyasal arıtım yönteminde atık sular arıtılıp tesisdeki diğer proseslerde proses suyu olarak kullanılabilir. Tekstil endüstrisi atık sularının arıtımında en çok tercih edilen kimyasal yöntemler, oksidasyon yöntemleri, kimyasal çöktürme ve flokülasyon yöntemidir (Gök, 2019; Gözükızıl, 2013; Tanyıldızı, 2016; Topcu, 2017; TÜBİTAK, 2013).

2.5.3.1 Adsorpsiyon

Adsorpsiyon, atom, iyon ya da moleküllerin temas ettikleri yzeeye kovalent bağ ile yzeeye moleküler ya da atomik bir film oluşturarak kimyasal bağlanmasıdır. Adsorpsiyonda yzeeye bağlanarak absorplanan maddelere adsorban, yzeeye ise adsorbent denir ve yüzeyde moleküllerin bağlanacağı aktif noktalar bitince bağlanma olayı durarak adsorpsiyon işlemini sonlandırır. Adsorban ile adsorbent arasındaki bağlanmayı sıcaklık etkiler ve adsorpsiyon işlemi tersinmez ve yenilenmesi güçtür (Gözükızıl, 2013; Sesler, 2014; Tanyıldızı, 2016; TÜBİTAK, 2013).

Tekstil atık sularından rengin giderilmesi için adsorpsiyon kapasitesi farklı olan organik ve inorganik adsorbentler kullanılmaktadır. Adsorpsiyon kapasitesi sıcaklık, pH, temas süresi, yüzey alanına, gözenek yapısına, tanecik büyüklüğüne bağlı olarak değişir. Tekstil atık suyundaki farklı kirletici parametreleri adsorpsiyon kapasitesi yüksek olan metal hidroksit bileşikleri ile adsorbe edilerek çökelme yoluyla sudan uzaklaştırmasına dayanmaktadır. Tekstil atık suyunda bulunan boyaların moleküler yapısı ve çözünürlüğü adsorpsiyon mekanizmasını etkileyen önemli parametrelerdendir (Bingöl vd., 2008; Sağlam, 2008; Sesler, 2014; Topcu, 2017; TÜBİTAK, 2013).

İnorganik adsorbentlerin yüksek özel yüzey alanı, mikrobiyal parçalanmaya karşı dirençli olması, mekanik ve kimyasal olarak dayanıklı olması; organik adsorbentlerin ucuz olması, kolay bulunabilmeleri ve yenilenebilir olmaları adsorpsiyonun avantajlarındandır. Tekstil atık sularından rengin, kokunun ve özellikle mordant olmak üzere, katyonik ve asit boyaların giderimi için kullanılan en yaygın ve etkili adsorbent aktif karbondur. Fakat aktif karbonun pahalı olması, aktif karbonun geri kazanım ve

yeniden kullanımı giderim veriminde azalmaya sebep olması, dispers, vat, direkt, reaktif ve pigment boyaların giderimden çok etkili olmaması dezavantajıdır. Tekstil boyalı atık sularda renk gideriminde ekonomik ve etkili bir giderim yöntemi olması nedeniyle son yıllarda önerilen arıtım teknolojilerden biri adsorpsiyondur (Demirci, 2007; Sağlam, 2008; Sesler, 2014; Topcu, 2017; TÜBİTAK, 2013).

2.5.3.2 Koagülasyon – Flokülasyon

Atık suda bulunan kolloidal ve çözünmüş maddeler, atık suya karıştırılan kimyasal maddeler aracılığı ile kolloidal taneciklerin elektrostatik yük hareket stabilitelerini değişik şekillerde bozarlar ve taneciklerin yüklerinin nötralize olmasını sağlarlar. Elektrostatik yükleri nötralize olan ince tanecikler yapışkan, birleşebilir kütleler haline gelir, tanecikler bir araya gelerek daha büyük ve hızlı çökebilen yapıya dönüşür. Bu yapılar atık sudan floklaştırılarak uzaklaştırılır. Atık suya kimyasal madde karıştırma işlemine koagülasyon, kimyasal maddelere koagülant, atık suda elektrostatik yük hareket stabilitelerinin değişip bir araya gelmeleri floklaşma ve daha büyük yapı oluşturmalarına flokülasyon adı verilir. Koagülant olarak en yaygın kimyasal maddeler, alüminyum sülfat ($Al_2(SO_4)_3$), demir sülfat ($FeSO_4$), demir III klorür ($FeCl_3$) ve kireçtir. Koagülasyon-flokülasyon arıtımının karıştırma süresi, hızı, pH, sıcaklık, tuz konsantrasyonu, boyar maddenin kompleks yapısı ve konsantrasyonu giderim verimini etkilemektedir (Baburşah, 2004; Dindar, 2019; Giray, 2014; Gök, 2019; Kocaer ve Alkan, 2002).

Tekstil atık sularının renk ve KOİ gideriminde koagülasyon-flokülasyon arıtım yöntemi verimli ve ilk yatırım maliyeti düşüktür. Özellikle dispers ve vat boyaların renginin giderilebilmesinde verimi yüksektir. Asit, direkt, mordant ve reaktif boyalar ise koagüle olur ama oluşan flokların kalitesi zayıf oldukları için ortama flokülant ilave edilmesi bile çökeltme verimini pek artıramamaktadır. Reaktif boyalar ve bazı asidik boyaların flokülasyonu ancak %20 arıtım verimi ile gerçekleştiği için yeterli renk giderimine ulaşamamaktadır. Koagülasyon işleminde organik koagülantlarla renk giderimi yüksektir. Organik koagülantlar pahalı olsalar da daha az çamur oluşturmaları nedeniyle tercih edilmektedir. Koagülasyon-flokülasyon arıtım yönteminin yüksek işletme maliyeti, optimum koşulların boyaların kompleks yapısı nedeniyle tek seferde belirlenememesi, her denemenin zaman alması, az miktarda da olsa renk kalıntısı olması, çok miktardaki çamurun oluşması ve oluşan çamurun bertaraf edilmesindeki

güçlük, çözünür haldeki boyar maddelerin renginin giderilememesi, aşırı koagülant kullanılması, katyonik flokleştiricilerin fazlalığının amonyak konsantrasyonunun artmasına neden olması koagülasyon-flokülasyon arıtım yönteminin dezavantajlarındandır (Baburşah, 2004; Birgül, 2006; Demirci, 2007; Giray, 2014; Gök, 2019; Kavvalakis vd., 2016; Tanyıldızı, 2016; Toprak, 2015; TÜBİTAK, 2013).

2.5.3.3 Oksidasyon

Kimyasal oksidasyon arıtım yöntemi kimyasal türler arasında elektron transferiyle indirgenme-yükseltgenme basamaklarından oluşup, atık sudaki arıtılmak istenen boya maddesinin molekülündeki aromatik halka kırılarak kimyasal olarak oksitlenmesi sağlanarak kararsız son ürüne dönüştürülmesi işlemidir. Oksidasyona uğrayan molekülde aromatik halka içeren maddeye oksitlenmiş bileşik denir. Kimyasal oksidasyon arıtım yönteminde istenmeyen kimyasal bileşiklerini ve boya maddelerini oksitleyerek atık sudan giderilmesini sağlayan ozon (O_3), klor (Cl_2), hidrojen peroksit (H_2O_2), potasyum permanganat ($KMnO_4$) en yaygın kullanılan oksidantlardır. Oksidasyon kimyasal yöntemler içinde en yaygın olarak kullanılan renk giderme yöntemidir çünkü giderim veriminin yüksek olması, oksitleme ürünlerinin zararlı olmaması, oksitleyici maddenin ekonomik olması ve uygun sürede gerçekleşmesi önemli parametrelerdir. Kimyasal oksidasyon, genelde bir son arıtma olarak veya istenmeyen maddelerin azaltılarak kirlilik yükünün azaltılmasını sağlaması ve daha sonraki arıtma işlemleri için ön arıtma olarak da kullanılabilmesi, rengin yanında ilave organik madde giderimi de yapması diğer avantajlarındandır (Çalışır, 2010; Gözükızıl, 2013; Topcu, 2017; Toprak, 2015).

2.5.4 İleri oksidasyon prosesleri

Tekstil endüstrisi atık suları yüksek KOI/BOI_5 oranı, yüksek kirlilik yükü, kompleks yapıda kimyasal, toksik ve kalıcı organik maddeler içermesi nedeniyle atık suyun biyolojik ve fizikokimyasal (adsorpsiyon, koagülasyon ve çöktürme) arıtım yöntemleri ile yeterli düzeyde arıtılamamasına sebep olmaktadır. Biyolojik arıtma yöntemleri kolay ve ucuzdur fakat tekstil endüstrisinde kullanılan kompleks yapıdaki kimyasal maddelerin kalıcı ve biyolojik olarak ayrışmasının zor olması nedeniyle ve deşarj standartlarında her geçen gün artan kısıtlamalardan dolayı istenilen düzeyde arıtım yapılamamaktadır. Biyolojik arıtmaya ilave fizikokimyasal arıtım yöntemleri her ne

kadar bu kirleticilerin gideriminin de etkin olsa da kirleticilerin bir fazdan diğer bir faza geçişi söz konusu olduğundan büyük miktarda çamur, atık oluşmakta ve bunların giderilmesi için tekrar arıtım yapılmasını zorunlu hale getirmektedir. Bu nedenle, boya moleküllerinin tam ayrışmasını ve kirlilik yükünü azaltmayı sağlayan arıtma yöntemlerinin geliştirilmesine önem verilmiştir. Kimyasal oksidasyon arıtım yöntemlerinde karşılaşılan problemler ileri oksidasyon prosesleri ile giderilebilir. Bu arıtma yöntemlerinin arasında yüksek oksidatif hidroksil radikalının ($\text{OH}\cdot$) oluşumuna dayanan İOP güçlü bir alternatiftir (Birgül ve Solmaz, 2007; Çalışır, 2010; Çetinkaya ve vd., 2018; Türkeş, 2019).

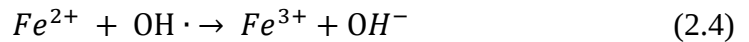
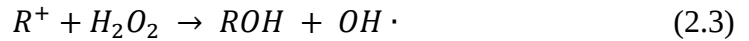
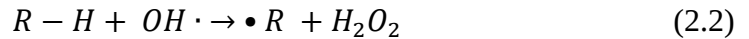
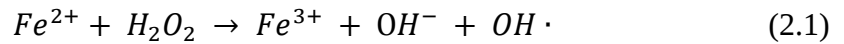
İleri oksidasyon prosesleri atık suda bulunan kirlilik yükü fazla, ayrışmaya karşı dirençli ve tehlikeli kirleticileri çok güçlü ve seçici olmayan $\text{OH}\cdot$ radikalleri gibi oksitleyiciler ile giderilmesini sağlayan arıtım yöntemleridir (Comninellis ve vd., 2008; Toprak, 2015). İleri oksidasyon proseslerinde giderim oksidantla doğrudan reaksiyonla veya reaktif ikincil türlerle meydana gelen oksidatif parçalanma ile gerçekleşir (Türkeş, 2019). Hidroksil radikalleri eşleşmemiş elektronlarından dolayı diğer oksitleyicilere göre oldukça reaktiftirler, yüksek kinetik hız sabitlerine sahiptir ve seçici değildirler. İleri oksidasyon prosesleri bir ışık kaynağının varlığında (UV) veya yokluğunda, güçlü oksidasyon elemanlarının (O_3 , H_2O_2) ve/veya katalizörlerin (Fe, Mn, TiO_2) kullanıldığı; H_2O_2 /ultraviyole (UV), hidrojen peroksit/ozon ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{O}_3$), O_3/UV , TiO_2/UV , $\text{O}_3/\text{OH}\cdot$, $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ (Fenton reaksiyon), $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$ (foto-Fenton reaksiyon), gama ışınlaması gibi arıtma proseslerini içermektedir. İOP prosesinin verimi prosesdeki $\text{OH}\cdot$ üretim verimiyle doğru orantılıdır. Kimyasal oksidasyon arıtım yöntemlerinde oksidanların tek başına kullanılmasından dolayı bozunma hızları yavaş ve arıtım süresi uzundur. İleri oksidasyon proseslerinde ise birden fazla oksidanın birlikte kullanıldığı hibrit arıtma yöntemlerinin kimyasal oksidasyon yöntemlerine göre bozunma hızlarının daha hızlı olmasını ve arıtım süresinin daha kısalmasını sağlamaktadır. İleri oksidasyon proseslerin maliyeti; enerji verimi, işletim koşulları ve çıkış suyunun karakteristiğine bağlıdır. İOP'lerin hızlı renk gidermesi, az miktarda arıtma çamuru oluşturması, reaksiyon süresinin kısa olması avantajlarındandır. İOP'lerin her boyar madde için uygun olmaması, yüksek pH'larda renk ve KOİ gideriminin yeterli olmaması dezavantajlarındandır. İOP'lerde serbest radikaller oldukça reaktiftir ancak seçici değildirler bu yüzden kirleticiler dışında atık suda bulunan diğer bileşiklerle de reaksiyona girerek radikallerin diğer tüketici maddeler

tarafından kullanılmasıyla, oksidasyon verimini düşürmesi ve tam mineralizasyon gerçekleşmemesi durumunda organik ve inorganik oksidasyon yan ürünleri oluşturması diğer bir dezavantajdır (Çalışır, 2010; Türkeş, 2019).

2.5.4.1 Fenton prosesi

Fenton oksidasyonu ilk kez Henry John Horstman Fenton tarafından yaptığı araştırmalar sırasında 1894 yılında keşfedilmiştir ve hidrojen peroksit (H_2O_2) ile Fe (II) iyonu arasındaki katalitik oksidasyon reaksiyonunu ifade etmiştir (Argun, 2012; Türkeş, 2019). Haber ve Weis tarafından 1934 yılında fenton tepkimesinde etkin yükseltgenin $OH\cdot$ radikali olduğunu keşfetmişlerdir (Türkeş, 2019). Fenton oksidasyonu asidik şartlarda hidrojen peroksitin (H_2O_2) Fe^{2+} iyonları ile reaksiyonu sonucunda oluşan kuvvetli oksidasyon potansiyeline sahip ($E^0=2,8$ eV) $OH\cdot$ radikali oluşum prensibine dayanır ve $OH\cdot$ radikalleri seçici olmadan ve dirençli organik kirleticilerin çoğunu hızla CO_2 ve H_2O 'ya dönüştürür (Bingöl, 2019; Gökkuş, 2009; Türkeş, 2019). Hidrojen peroksitin (H_2O_2) ve Fe^{2+} iyonları Fenton oksidasyonunun Fenton reaktifi olarak adlandırılır (Argun, 2012). Fenton reaksiyonu oksitlenebilir maddeleri gidererek; atık suyun oksijen miktarını arttırmasını, KOI azalmasını, toksisite ve renk giderimini sağlamaktadır.

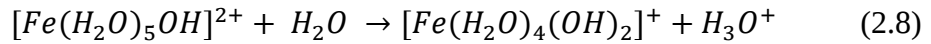
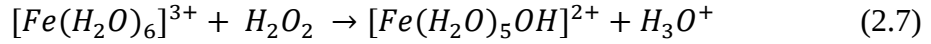
H_2O_2 ve Fe^{2+} iyonları organik madde içeren bir su sistemine eklenirse kuvvetli asidik ortamda pH 2–4 arasında Denklem 2.1.-2.4'teki daha kararlı kompleks redoks reaksiyonlarını oluşturur (Gözükızıl, 2015; Toprak, 2015).



Oluşan $OH\cdot$ radikalleri RH gibi organik maddeler ile tepkimeye girer ve boya molekülünün kromofor ve kromojenleri parçalanarak atık suda istenmeyen renkler giderilir. Denklem 2.5 ve 2.6'da bu reaksiyonlar gösterilmiştir.

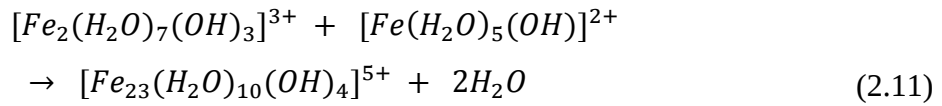
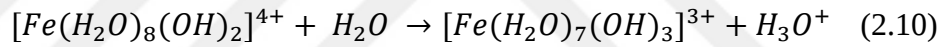
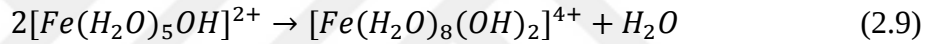


Atık suya demir iyonları verildiğinde hidroksil iyonları ile Denklem 2.7 ve 2.8'deki koagülasyon reaksiyonları sonucunda hidroksil komplekslerini oluşturur (Akal ve vd., 2007; Toprak, 2015).



Oluşan kompleksler düşük pH değerlerinde polimerize olarak koagülasyonu gerçekleştirir.

Denklem 2.9 - 2.11'de koagülasyon reaksiyonları gösterilmiştir.



Fenton prosesinde arıtım işlemi 4 adımda aşağıdaki gibi gerçekleşir.

- pH ayarlama: Fenton prosesinin başlangıcında asidik koşulları sağlamak için uygun pH aralığı olan pH 2 - 4 aralığına getirilir.
- Oksidasyon reaksiyonu: İlk Fe^{2+} tuzları, sonra hidrojen peroksit (H_2O_2) ilave edilerek, hidroksil radikalleri oluşur. Oksidasyon reaksiyonuyla ağır moleküllü organik maddeler daha hafif moleküllere dönüştürülür ve Fe^{2+} iyonu Fe^{3+} iyonuna yükseltgenir.
- Nötralizasyon – Koagülasyon: Oksidasyon reaksiyonundan sodyum hidroksit veya kireç ile nötralizasyon sağlanır. Fe^{3+} iyonlarının flokleşip çökebilmesi için en uygun pH aralığı olan pH = 8-9 aralığına getirilerek Fe^{3+} iyon floklarının çökmesi desteklenir.

- Çöktürme: Yarım saat ile bir buçuk saat arasında gerçekleşen bekleme süresi sonunda nötralizasyon – koagülasyon sonrasında Fe^{3+} iyon flokları çökerek duru faz çamurdan ayrılır ve fenton çamuru oluşur (Argun, 2012; Bingöl, 2019; Dinç, 2011).

Fenton reaksiyonunun verimi, pH, sıcaklık, Fenton Reaktiflerinin konsantrasyonlarına organik ve inorganik kirleticilerin miktarına bağlı olarak değişmektedir (Bingöl, 2019). Fenton oksidasyonu ilk yatırım maliyetinin uygun olması, yüksek renk giderim verimi sağlaması, ekolojik açıdan güvenli olması, hidrojen peroksit diğer ön arıtım ayıracılarına göre daha ekonomik ve etkili olması, diğer arıtım proseslerine uygulanabilir olması, biyolojik arıtma için zehirliliği azaltması, toksik ve dayanıklı bileşiklerin kısmen etkisizleştirilmesi, arıtımı kısa sürede başlatılabilir olması, kimyasal olarak inert çamur arıtımı sağlaması, çeşitli kimyasal maddelerin arıtımında kararlılık, ek ekipmana gerek duyulmaması, koku giderimi sağlaması ve yüksek verimliliği avantajlarındandır. İlave kimyasal kullanılması, kimyasal reaksiyonlar için uygun şartların sürdürülebilirliğinin güç olması, korozyon problemi, çamur oluşumu ve oluşan çamuru uzaklaştırma maliyeti ve zorluğu fenton oksidasyonunun dezavantajlarındandır. Tekstil endüstrisi atık sularının kompleks yapısından renk ve KOİ giderimi için en çok tercih edilen arıtım yöntemidir (Dinç, 2011; Gökkuş, 2009; Türkeş, 2019).

Fenton prosesinin verimini etkileyen parametreler

a) pH'nın etkisi

Fenton prosesinde redoks reaksiyonları asidik koşullarda daha karalıdır (Dinç, 2011). Özellikle tekstil endüstrisi atık sularından renk, KOİ ve AKM giderilmesinde, redoks reaksiyonlarıyla arıtım yapılması daha kolay olduğu için asidik şartlar pH aralığı 2-4 aralığı daha uygundur (Türkeş, 2019). Bazik şartlarda Fe^{2+} iyonu Fe^{3+} kolloidlerine dönüşerek katalitik etkinliğini kaybeder. pH 2–4 aralığında hidrojen peroksit (H_2O_2) ve Fe^{2+} iyonları daha kararlı hale gelir. pH değeri 4'ün üzerine çıktığında Fe^{2+} iyonları kararsız hale gelir ve demir hidroksokompleksleri üretme olasılığı olan demir iyonlarını oluşturur. Ayrıca yüksek pH değerlerinde hidrojen peroksitin (H_2O_2) oksitleme yeteneği azalarak kararsız hale gelir ve $OH\cdot$ radikallerinin oluşumu önemli oranda düşer. Düşük pH değerinde (pH 2'nin altına düştüğünde) H_3O^{2+} oluşur ve $OH\cdot$ radikallerinin oluşumu zorlaşır.

FeSO₄ ilavesi içerisinde H₂SO₄ bulundurmasından dolayı pH değerini düşürür. H₂O₂ ilavesi de pH değerini düşürür. Bu sebeplerden dolayı pH değerinin sürekli kontrol altında tutularak reaksiyonun istenilen durumda ilerlemesi sağlanmalıdır. Hidrojen peroksit (H₂O₂) ve Fe²⁺ iyonlarının kararsızlığı redoks reaksiyonuyla renk giderimini olumsuz yönde etkiler (Dinç, 2011; Türkeş, 2019).

b) Fe²⁺ iyonu konsantrasyonunun etkisi

Fenton oksidasyonunda Fe²⁺ iyonu H₂O₂ ile reaksiyona girerek OH• radikallerini oluşturur ve OH• radikallerini oluşturan temel faktör olan Fe²⁺ iyonu ortamda olmazsa etkin bir oksidasyon gerçekleşmez. Oksidasyonda Fe²⁺ iyonu konsantrasyonu arttığında, parçalanma hızı, reaksiyon hızı ve OH• radikal oluşumu artar. Bunlara bağlı olarak fenton prosesinin renk ve KOİ giderim verimi de artacaktır. Fakat Fe²⁺ iyonu konsantrasyonundaki artış doğrusal değildir ve belli konsantrasyonun üzerinde parçalanma hızı oldukça azalarak giderim verimini arttırıcı etkide bulunamaz. Fazla Fe²⁺ iyonu kullanılması prosesin çıkışında çözünmüş veya askıdaki demir miktarını arttırır. Fenton prosesinin atık suya uygulanabilmesi ve oksidasyonun makul zaman diliminde gerçekleşmesi için minimum demir konsantrasyonu 3-15 mg/L arasında ve Fe/organik kirlilik yükünün 1/10-50 (ağırlık/ağırlık) oranında olması gerekmektedir. Fenton prosesinde optimum demir konsantrasyonunu belirlemek oksidasyon ve proses çıkış suyunun karakteristiği için önemlidir (Dinç, 2011; Gözükızıl, 2013; Toprak, 2015; Türkeş, 2019).

c) H₂O₂ konsantrasyonunun etkisi

Fe²⁺ iyonlarının fenton oksidasyonu ile renk veriminin etkisine benzer şekilde hidrojen peroksit (H₂O₂) fazla konsantrasyonda kullanıldığında fazla, az konsantrasyonda kullanıldığında az giderim verimi sağlamaktadır. Bunun sebebi fenton oksidasyonu ile oluşan OH• radikallerinin kaynağının hidrojen peroksit olmasıdır. Fenton prosesinde optimum miktardan fazla hidrojen peroksit (H₂O₂) bulunması prosesin maliyetini arttırmakla kalmayıp fazla miktarda bulunan OH• radikallerinin H₂O₂ ile reaksiyona girerek oksidasyon gücü zayıf olan Hidrojen dioksiti (HO₂•) oluşturmaktadır. Fenton prosesinin çıkış suyunda hidrojen peroksit (H₂O₂) kalması girişim yaparak KOİ değerinin ve kirliliğin artmasına neden olmaktadır (Argun, 2012; Dinç, 2011; Toprak, 2015; Türkeş, 2019).

d) Sıcaklığın etkisi

Hidrojen peroksitin dönüşüm süresi sıcaklıkla ilişkilidir ve renk giderimi verimini önemli derecede etkilemektedir. Oksidasyonun ilerleyen reaksiyon adımlarında H_2O_2 miktarının 10-20 mg/L değerini aştığı durumda sıcaklık artışı meydana gelir, sıcaklık arttıkça reaksiyon süresi kısalır, hız sabitlerinin artmasına yol açar, yarı ömürlerinde azalmasına neden olur ve renk giderim verimi artar. Düşük sıcaklıklarda ise renk giderimi için gerçekleşen reaksiyon süresi yüksek sıcaklıklardakine göre daha uzundur, hız sabitleri azalır, yarı ömürleri artar ve renk giderim verimi azalır. Düşük sıcaklıklarda hızlı renk giderimini yapabilmek için yüksek konsantrasyonlarda Fe^{2+} iyonu ve hidrojen peroksit (H_2O_2) ilavesine yapılmalıdır ve yüksek konsantrasyon Fe^{2+} iyonu ve hidrojen peroksit (H_2O_2) ilavesi de daha fazla çamur oluşumuna neden olarak prosesin maliyetini arttırır. Bu sebeplerden dolayı sıcaklığın artmasıyla reaksiyonun ve renk gideriminin artması ile hızlandığı görülse de bu doğrusal değildir. Reaksiyon sıcaklığının 40-50°C'yi aştığında hidrojen peroksit (H_2O_2), suya (H_2O) ve oksijene (O_2) parçalanarak oksidasyon verimini düşürür ve reaksiyon ekzotermik olacağından soğutma gerekli olacaktır. Fenton prosesi için optimum sıcaklık 20-40°C aralığındadır. Tekstil endüstrisi boyama ve son işlemlerden kaynaklanan atık suların arıtımı için 50°C'den daha düşük sıcaklıklar tercih edilir (Argun, 2012; Dinç, 2011; Gökkuş, 2009; Toprak, 2015; Türkeş, 2019).

e) Reaksiyon süresinin etkisi

Atık sudaki kirlilik yükü ve organik madde yapılarına bağlı olarak reaksiyon süresi değişebilmektedir. Reaksiyonun gerçekleşip bittiğini belirlemek zordur. Genelde reaksiyonun tamamlanıp bitmesi için, çok yüksek organik içerikli atık sularda 10-24 saat gibi yüksek süreler beklenebilmekteyken düşük organik içerikli atık sularda 1 saatin altında başarı sağlanabilmektedir (Argun, 2012; Dinç, 2011).

Fenton prosesi ile yapılan bazı çalışmalar

Bingöl (2019), Fenton prosesi ile azo boyar madde giderimi üzerine 20°C’de yaptığı çalışmada Reactive Red 2 boyar maddesinin giderimi için optimum şartlar; pH 4, Fe^{2+} dozajı 3 mg/L, H_2O_2 konsantrasyonu 150 mg/L olarak belirlenmiştir ve 3 dk 200 rpm ve 17 dk 80 rpm hızında karıştırılarak toplamda 20 dakikalık reaksiyon süresinden sonra nötr hale getirilerek 2 saat bekletilmesiyle 537 nm’de renk giderme verimi %99 ve KOİ giderme verimi ise %89,1 olarak bulunmuştur.

Türkeş (2019), Tekstil endüstrisi atık sularını fenton prosesi ile arıtılabilirliğinin incelediği çalışmada Adana’da bulunan ve dokuma kumaş üretimi yapan bir tekstil fabrikasının atık suyu kullanılmıştır. Fenton prosesinde 3-4 dakika hızlı karıştırma (250 devir/dakika), 60 dakika yavaş karıştırma (100 devir/dakika), çökme süresi 60 dakika olarak belirlenmiştir. Optimum şartlar; pH 3, Fe^{2+} dozajı 0,7 g/L, H_2O_2 konsantrasyonu 2 mM olarak belirlenmiştir renk giderme verimi %66, KOİ giderme verimi %67 olarak ve AKM giderme verimi ise %84 olarak bulunmuştur.

Dindar (2019), Tekstil endüstrisi atık sularında ileri arıtım prosesleri kullanılarak organik madde giderimini incelediği çalışmada bir tekstil endüstrisine ait atık su kullanılmıştır. Fenton prosesinde 2 dakika hızlı karıştırma (100 devir/dakika), 60 dakika yavaş karıştırma (30 devir/dakika), çökme süresi 120 dakika olarak belirlenmiştir. Optimum şartlar; pH 3,0, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}/\text{H}_2\text{O}_2$ oranı 30 mM/100 mM belirlenmiştir renk giderme verimi %84 ve KOİ giderme verimi %89 olarak bulunmuştur.

Toprak (2015), Fenton oksidasyon yöntemiyle acid blue boyar maddesi giderimi üzerine yaptığı çalışmada optimum şartlar; pH=3,5, H_2O_2 konsantrasyonu=125 mg/L, demir iyonu konsantrasyonu 180 mg/L, 2 dk hızlı (90 rpm), 75 dk yavaş (20 rpm) karıştırılarak toplam reaksiyon süresi 75 dakika olarak belirlenmiştir. Reaksiyon süresi sonunda pH’ları 8,0-10,0 aralığına getirilen ve 1 saat çökelmeye bırakılan numunelerin renk giderim verimleri 643 nm’de %88,425 ve KOİ giderim verimi %76 olarak bulunmuştur.

Giray (2014), Kumaş boyaması yapan Kahramanmaraş tekstil fabrikaları atık sularının fenton oksidasyonu ile arıtımını araştırdığı çalışmada Kahramanmaraş ili sınırları içerisinde bulunan ve boyama yapan bir Tekstil fabrikasının atık suyunun fenton prosesi ile giderimi Fenton prosesinde 2 dk hızlı (90 rpm), 90 dk yavaş (40 rpm) karıştırma süresi, toplam reaksiyon süresi 90 dakika, çökme süresi 60 dakika olarak belirlenmiştir. Fenton prosesi optimum şartlar; pH=3, Fe^{2+} konsantrasyonu 0,2 g/L ve H_2O_2 konsantrasyonu 2,2 g/L olarak bulunmuştur. AKM giderimi %77,14, KOİ giderim verimi %88,97, Pt-Co verimi %97,11 ve RES verimi 436 nm’de %96,79, 525 nm’de %97,83, 620 nm’de %97,81 olarak bulunmuştur.

Gözükızıl (2013), tekstil atık sularından fenton prosesiyle renk giderimi üzerine yaptığı çalışmada sentetik tekstil boyar maddesi olan reaktif grubu remazol red ve remazol yellow boyar maddelerini optimum şartlarda; pH=3, H_2O_2 konsantrasyonu remazol red için 60 mg/L, remazol yellow için 100 mg/L, demir iyonu konsantrasyonu remazol red için 80 mg/L, remazol yellow için 100 mg/L, 1dk 100 rpm daha sonra 30 dakika süreyle 300 rpm hızla karıştırılıp 30 dakika çökmeye bırakılarak belirlenmiştir. Renk giderim verimleri remazol red için %98, remazol yellow için %85 olarak bulunmuştur.

Argun (2012), Reaktif mavi 114 boyasının fenton prosesi ile giderimi üzerine yaptığı çalışmada optimum şartlar; sıcaklık 20°C (293 K), pH=3, H_2O_2 konsantrasyonu=500 mg/L, demir iyonu konsantrasyonu 50 mg/L, reaksiyon süresi 20 dakika, 30 dakika çökme süresi olarak belirlenmiştir ve renk giderimi %86 olarak bulunmuştur.

Dinç (2011), Boya atık suyunun fenton prosesiyle arıtılması üzerine yaptığı çalışmada boya atık suyu 2400-45000 mg/L KOİ konsantrasyonuna ve 2900-3500 mg/L askıda katı konsantrasyonuna sahiptir. Fenton oksidasyon süresi 4 saat olarak belirlenmiş, $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}=10$ oranında, 2000 mg/ Fe^{2+} konsantrasyonunda %96 KOİ, %100 renk giderimi, $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}=25$ oranında, 2000 mg/ Fe^{2+} konsantrasyonunda %99 KOİ, %100 renk giderimi bulunmuştur.

Çalışır (2010), sentetik tekstil terbiyesi atık sularında renk giderimi çalışmasında fenton prosesinde 120 rpm’de 2 dakika hızlı karıştırma (HK) ve 30 rpm’de 20 dakika yavaş karıştırma (YK), çökme süresi 90 dakika olarak belirlenmiştir, optimum şartlar; pH=3,5, $\text{Fe}^{2+}=75$ mg/L ve $\text{H}_2\text{O}_2=80$ mg/L olarak bulunmuştur ve renk giderim verimi;

absorbansa göre %97,1; Pt-Co'a göre %93,7 olarak, KOİ giderim verimi ise %79,6 olarak bulunmuştur.

Eren (2009), İleri oksidasyon prosesleri ile tekstil boyar maddelerinin ve tekstil atık sularının arıtılmasını araştırdığı çalışmada Reactive Yellow 15 (RY15), methine gruba ait Basic Yellow 51 (BY51) tekstil boyar maddelerinin fenton prosesi ile giderimi incelenmiştir. Fenton oksidasyonunda 2 dakika 120 rpm'de hızlı, ardından 20 dakika 50 rpm'de yavaş karıştırılmıştır. Yapılan çalışmalarda optimum şartlar; pH=3'te, $Fe^{3+}=2,63$ mM, $H_2O_2=39,96$ mM, $T=15^{\circ}C$ 'de BY51 ve RY15 için %98'in üzerinde renk ve %92'nin üzerinde KOİ verimi elde edilmiştir.

Gökkuş (2009), Boyar madde içeren tekstil atık sularında fenton prosesi ile renk ve KOİ giderimini incelediği çalışmada Everzol Yellow 3RS H/C için optimum pH 4, Fe^{2+} konsantrasyonu 10 mg/L, H_2O_2 konsantrasyonu 100 mg/L, 35 dakikalık temas süresi ve sıcaklık $50^{\circ}C$ olarak belirlenmiştir ve %95,34 renk ve %81,99 KOİ giderimi; Syndirect Blue için optimum pH 3, Fe^{2+} konsantrasyonu 75 mg/L, H_2O_2 konsantrasyonu 75 mg/L, 10 dakikalık temas süresi ve sıcaklık $60^{\circ}C$ olarak belirlenmiştir ve %99,91 renk ve %94,08 KOİ giderimi ve Synacid Red için optimum pH 3,5, Fe^{2+} konsantrasyonu 50 mg/L, H_2O_2 konsantrasyonu 75 mg/L, 30 dakikalık temas süresi ve sıcaklık $30^{\circ}C$ olarak belirlenmiştir ve %98,95 renk ve %89,02 KOİ giderimi elde edilmiştir.

Yılmaz (2009), Baskı boyama atık sularının fenton prosesinin inert KOİ bileşenlerine etkisini incelediği çalışmada pamuklu kumaşa baskı boyama işlemi yapan bir tekstil fabrikasındaki farklı proseslerinden gelen atık sular 1/2 oranında karıştırılarak kullanılmıştır ve atık sudaki partiküler inert KOİ 10 mg/L ve çözünmüş inert KOİ 128 mg/L'dir. Fenton prosesi optimum şartlar; pH 4, 750 mg/L $FeSO_4$, 400 mg/L H_2O_2 ve 20 dakika 30 rpm yavaş karıştırma ve yarım saat çökeltim uygulanarak renk giderimi %60 ve KOİ giderimi %61 olarak bulunmuştur.

Türel (2008), Azo boyar maddenin ve azo boyar madde üretimi atık sularının fenton prosesi ile arıtılması üzerine yaptığı çalışmada Asit Kırmızı 183 çözeltisinin optimum şartlar; pH=2,8; $Fe^{3+}=3$ mM; $H_2O_2=30$ mM, reaksiyon süresi 20 dakika belirlenmiştir ve renk giderimi %98 ve kısmi bir TOK giderimi %56 sağlanmıştır.

Arslan ve Gürsoy (2008), Fenton prosesinin reaktif ve asit boyar maddelerinin aerobik biyolojik arıtılabilirliğine etkisini incelediği çalışmada, asit (Acid Red 183-AR 183; Acid Orange 51-AO 51) ve reaktif (Reactive Blue 4-RB 4) boyar maddelerinin sulu çözeltilerinin Fenton ileri oksidasyon prosesi ile arıtılabilirliklerini araştırmışlardır. pH = 3'te Fe^{2+}/H_2O_2 molar oranı = 4 mM/ 20 mM ve arıtma süresi 10 dakika olarak belirlenmiştir. Bu koşullar altında, AR 183, AO 51 ve RB 4 boyaları için sırası ile %100, %100 ve %93 renk, %58, %78 ve %69 KOİ, ayrıca %54, %76 ve %49 TOK giderimleri elde edilmiştir.

Birgül (2006), Tekstil endüstri atık su arıtımında ileri oksidasyon proseslerinin kullanımını araştırdığı çalışmada Bursa ili sınırları içerisinde bulunan biri havlu üretiminde faaliyet gösteren diğeri ise masa örtüsü, çarşafı başlayan ve karışık tipte boyama yapan iki farklı tekstil endüstrisi atık su arıtma tesisi çıkış sularına Fenton prosesi ile giderim oranları incelenmiştir. Fenton prosesinde 100 dev/dak da 2 dakika hızlı, 30 dev/dak da 20 dakika yavaş karıştırma, çökme süresi 2 saat olarak belirlenmiştir. Atık su 1 ile gerçekleştirilen çalışma için optimum şartlar; pH=3, $FeSO_4=200$ mg/L ve $H_2O_2=200$ mg/L olarak bulunmuştur ve KOİ giderim verimi %58, renk giderim verimi %97'dir. Atık su 2 ile gerçekleştirilen Fenton deneylerinde ise optimum şartlar; pH=3, 150 mg/L $FeSO_4$ ve 150 mg/L H_2O_2 olarak bulunmuştur ve KOİ giderim verimi %49, renk giderim verimi %94'tür.

Gökkuş (2006), Dispers boyarmadde içeren tekstil atık sularında renk giderimini incelediği çalışmada elyaf boyamada kullanılan boyarmaddelerden C.I. Dispers Yellow 119 (DY 119) ve C.I. Dispers Red 167 (DR 167)'nin Fenton prosesi ile arıtılmasını incelenmiştir. DY 119 için optimum şartlar; pH 3, sıcaklık 30 °C, yavaş karıştırma süresi 15 dakika, 50 mg/L Fe^{2+} ve 75 mg/L H_2O_2 olarak bulunmuştur ve bu optimum şartlarda %99,7 renk giderimi ve %98,7 KOİ giderimi elde edilmiştir. DR 167 için optimum şartlar; pH 3, sıcaklık 60 °C, yavaş karıştırma süresi 25 dakika, 50 mg/L Fe^{2+} ve 100 mg/L H_2O_2 olarak belirlenmiş ve bu optimum şartlarda %94,9 renk giderimi ve %96,1 KOİ giderim verimlerine ulaşılmıştır.

Gönder (2004), Fenton prosesi ve iyon değişimi kombinasyonu ile renkli atık suların arıtımını incelediği çalışmada İstanbul Avcılarda bulunan bir tekstil boyama işletmesine ait biyolojik arıtma tesisi çıkışındaki atık su kullanılmıştır. Fenton prosesinde 240 rpm hızında 30 dakika karıştırma, çökme süresi 90 dakika olarak

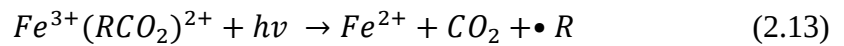
belirlenmiştir, optimum şartlar; pH=4, FeSO₄=10 mg/L ve H₂O₂=90 mg/L olarak bulunmuştur ve KOİ giderim verimi %39, 436nm, 525nm, 620 nm deki renk giderim verimleri oldukça iyidir.

2.5.4.2 Foto-Fenton oksidasyon yöntemi

Fenton oksidasyonunda UV ışınları katalizör olarak kullanılmaktadır ve fenton oksidasyonunu hızlandırmaktadır. Fe³⁺ iyonlarının foto indirgenmesiyle Fe²⁺ iyonlarının miktarını artırır. Foto-Fenton reaksiyonları; Fe³⁺ iyonlarının Fe²⁺ iyonlarına indirgenmesinden, ferrik karboksilat komplekslerinin fotodekarboksilasyonundan ve hidrojen peroksitin fotolizinden oluşan 3 adımda gerçekleşmektedir. Fe³⁺ hidroksilatının veya ferri hidroksilatın (Fe³⁺ (OH)²⁺) radyasyon etkisi ile bozunması sonucu Fe²⁺ iyonunu ve hidroksil radikalini oluşturmaktadır ve bozunma reaksiyonu Denklem 2.12’de gösterilmiştir.



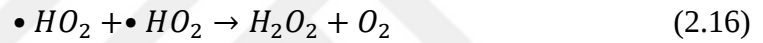
Bozunma reaksiyonu dalga boyuna bağlıdır; dalga boyu düştükçe organik maddelerin parçalanma hızını artırır, dalga boyu arttıkça hidroksil radikalinin ve Fe²⁺ iyonunun etkisini azaltır. Karboksilat ve polikarboksilatlar; Fe³⁺ iyonları ile iyon çiftini oluşturabilir, fotokimyasal olarak aktif ve uyarıldıklarında ise Fe²⁺ iyonu oluşturabilirler. Reaksiyon Denklem 2.13’deki gibidir.



•R radikali, çözülmüş oksijenle tepkimede bulunabilir ve daha sonra çözülmüş oksijenden ayrılabilir. Fenton oksidasyonu tepkimesine Fe²⁺ iyonları katılarak hidroksil radikalini oluşturur. Organik kirletici maddelerin fenton oksidasyonu esnasında karboksilatlar fotokatalizöre dönüşürler. Kuvvetli absorpsiyon yüküne sahip demir komplekslerinin bulunduğu ortamda hidrojen peroksit direkt fotoliz edildiğinde kirleticilerin fotodegradasyona katkıları azalmaktadır (Dindar, 2019).

2.5.4.3 UV oksidasyon yöntemi

Ultraviyole ışınlar ile gerçekleştirilen oksidasyon reaksiyonunda metal tuzları katalizör olarak kullanılarak H_2O_2 ve O_3 içeren fotokimyasal ayrışma ile hidroksil radikallerinin oluşumu sağlanır. Katalizör olarak en etkin ve yaygın kullanılan TiO_2 katalizörüdür. Bazı organik maddeleri UV ışınlarıyla moleküllerde bağ ayrılması ve serbest radikal oluşumu ile parçalanmasını sağlar. Bazı organik maddelerin UV ile oksidasyonu çözünmüş oksijenle O_2^- iyonu oluşumuna bağlıdır, Denklem 2.14’de gösterilmiştir ve O_2^- iyonu H_2O_2 oluşturmaktadır, Denklem 2.15-2.18’de gösterilmiştir (Toprak, 2015; Giray, 2014). Seyreltik çözeltilerde UV ışınlarıyla humik asitlerin foto oksidasyonu gerçekleşir (Toprak, 2015).



UV oksidasyonu atık suya uygulanmadan önce fiziksel, kimyasal veya biyolojik arıtım uygulamak giderim verimini olumlu etkiler. UV teknolojisi dezenfeksiyon amacıyla geliştirilmesiyle UV teknolojisinin oksidan olarak kullanımı alanında araştırmalar yoğunluk kazanmıştır ve diğer oksidanlarla beraber kullanımını sağlayan önemli gelişmelere sebep olmuştur. UV’de H_2O_2 yüksek oksitleyici özelliğe sahiptir (Giray, 2014; Toprak, 2015).

2.5.4.4 H_2O_2 /UV oksidasyon yöntemi

UV ışığı H_2O_2 varlığında boyar maddeleri parçalayarak yüksek konsantrasyonlardaki $OH\cdot$ radikallerinin oluşumu ile CO_2 ve H_2O ’ya dönüştürülür. UV ışığı H_2O_2 ’i aktive ederek $OH\cdot$ radikallerinin oluşumunu sağlar ve Denklem 2.19’da gösterilmiştir.



H₂O₂/UV oksidasyon yönteminde H₂O₂ konsantrasyonu, pH, boyar maddenin kompleks yapısı, UV radyasyonun şiddeti ve boya banyosunun dekompozisyonuna bağlı olarak giderim verimi ve hızı değişmektedir. Boya banyosunun dekompozisyonu pH=7’de daha iyidir. Optimum H₂O₂ konsantrasyonu yüksek UV radyasyon şiddetlerine ve boyar madde yapısına göre değişmektedir. Boya banyolarında oksidasyon temsilcisi yoksa H₂O₂’in oksidasyon yeteneği artmaktadır (Giray, 2014; Gökkuş, 2006; Toprak, 2015). H₂O₂/UV oksidasyon yönteminin boyar madde içeren atık suların arıtılmasında kullanılması atık çamur oluşturmaması ve kötü kokulara neden olan organik maddelerin önemli derecede azaltılması en iyi avantajlarından biridir (Giray 2014; Kocaer ve Alkan, 2002).

Reaksiyon süresi atık suyun kompleks yapısına ve kirlilik yüküne göre değişiklik göstermektedir. Oksidasyon reaksiyonu belirli bir süreye ulaştığında tamamlanarak bu süreden sonra giderim verimlerinde artış söz konusu olmaz (Baştürk, 2012).

Hidrojen peroksit (H₂O₂) yüksek pH değerlerinde oksitleme yeteneği azalarak kararsız hale gelir, OH• radikallerinin oluşumu önemli oranda düşmektedir. Düşük pH değerinde ise (pH 2’nin altına düştüğünde) H₃O²⁺ oluşur, OH• radikallerinin oluşumu zorlaşır. Bu iki durumda oksidasyon reaksiyonunu olumsuz yönde etki eder. Hidrojen peroksit (H₂O₂) pH 2–4 aralığında daha kararlı hale gelerek oksidasyon verimini artırır (Dinç,2011; Türkeş, 2019).

Artan H₂O₂ konsantrasyonu ile OH• radikalleride artarak giderimin belli bir konsantrasyona kadar arttığı ve belli bir konsantrasyondan sonra OH• radikali ile reaksiyona girerek giderim verimini düşürdüğü gözlemlenmiştir (Baştürk, 2012).

H₂O₂/UV oksidasyon yöntemi kullanılarak yapılan bazı çalışmalar aşağıda verilmiştir.

Rosa ve vd. (2020), Tekstil atık sularının girdilerinin, maliyetlerinin ve çevresel etkilerinin azaltılması için bir seçenek olarak sürekli H₂O₂/UV gelişmiş oksidatif sürecin uygulanmasını inceledikleri çalışmada, Brezilya’daki kumaş boyama atık sularındaki tekstil boya atıklarının geri dönüşümü amacıyla ileri oksidasyon yöntemlerinden önerilen UV/H₂O₂ prosesi başarıyla uygulanmıştır. Elde edilen sonuçlarda, toplam organik karbonun %93 ve tuzun %95’ini giderim sağladığını; sodyum karbonat ve sodyum hidroksit tüketimi, sırasıyla %33,21 ve %25,51 azaldığını

göstermektedir. UV/H₂O₂ prosesi ile arıtılmış suyun, devam eden proseslerde sürekli olarak tekrar kullanılmasıyla %92,86 su tasarrufu ve işlem maliyetlerinde ise %22,47 azalma sağlamıştır. Bunun yanında önerilen proste ortalama su tüketimi geleneksel prosesle kıyaslandığında 1kg boyanmış kumaş için 350 L'den 23,33 L'ye düşürülmüştür. Bu prosesle sadece ilave renk boyama prosesinde değil bunun yanında ağartma, yıkama ve beyaz boyama proseslerinde de başarılı olunmuştur. Böylece bu çalışma atık suları ileri oksidasyon yöntemi kullanılarak arıtmanın su ve kimyasal tüketimini, çevresel etkilerini ve maliyetlerini azaltmada etkili olduğunu göstermiştir.

Arshad ve vd. (2020)'nin UV/H₂O₂/TiO₂ ileri oksidasyon prosesi ile işleme tabi tutulan Reaktif Red-147 boyasının bozunma ürünü dağılımını inceledikleri çalışmada, hidrojen peroksit (H₂O₂) ve nano foto katalizör (TiO₂) varlığında UV ışınlaması altında reaktif kırmızı (RR-147) boyanın bozulmasına odaklanmaktadır. Boya konsantrasyonu, pH, H₂O₂, UV ışınlama süresi ve TiO₂ gibi farklı parametrelerin etkisi incelenmiştir. 50 ppm boya konsantrasyonu, pH 3,4 değerinde, H₂O₂ 0,9mL, TiO₂ 0,6g ve UV ışınlama süresi 60 dakika için maksimum %92 bozunma gözlenmiştir. Boya sulu çözeltisi, optimize edilmiş koşullar altında UV/H₂O₂/TiO₂ prosesine maruz bırakıldığında KOİ'de %57 giderim elde edilmiştir.

Çakır (2018), Tekstil boyar maddelerinin ileri oksidasyon yöntemleri (UV, UV/H₂O₂, UV/Ozon, UV/H₂O₂-Ozon) ile muamele edilmesini incelediği çalışmada, tekstil endüstrisinde sıkça kullanılan Reaktif Black 5 (RB5)'in sulu çözeltilerinde yapısını bozmak için farklı koşullar araştırılmıştır. RB5 iki farklı derişim olan 6 mg/L ve 50 mg/L'de çalışılmıştır. RB5 çözeltileri 254 nm dalga boyunda maksimum emisyon yapan 16 W gücünde UV lambası ile 0,3 mM ve 2,4 mM derişimlerinde hidrojen peroksit varlığında ve yokluğunda dört farklı ışınlama süreleri 30, 60, 120 ve 180 dakika olarak kullanılmıştır. UV/H₂O₂ prosesinde 50 mg/L derişimdeki RB5 çözeltisi için belirlenen minimum koşullarda 0,3 mM H₂O₂ derişiminde ve 180 dakika UV ışınlamasıyla %95,07'sinin bozunduğu gözlenmiştir. 6 mg/L RB5 çözeltisi içinse 0,3 mM H₂O₂ derişiminde ve 60 dakika UV ışınlamasında %100 bozunduğu tespit edilmiştir.

Zuorro ve Lavecchia (2014), Sulu çözelti içinde diazo boya Reaktif Green 19'un parçalanması için UV/H₂O₂ ileri oksidasyon prosesinin (AOP) değerlendirilmesini inceledikleri çalışmada, UV radyasyonu ve hidrojen peroksitin varlığında pH ve H₂O₂

dozunun RG19'u bozunmasına etkileri araştırılmıştır. Optimum koşullar olan UV ışını $1500 \mu\text{Wcm}^{-2}$, pH 6,5 değerinde ve 30 mM H_2O_2 konsantrasyonunda, boya çözeltilisinden rengin tamamen giderilmesi yaklaşık 20 dakika içinde gerçekleştirilmiştir. Toplam organik karbon (TOC) ölçümleri, mineralizasyonun renk gideriminden daha yavaş gerçekleştiğini ve TOC'nin %63'ünden fazlasının 90 dakika içinde giderildiğini göstermiştir.

Altun (2013), Tekstil atık sularının renk gideriminde ileri oksidasyon tekniklerinin uygulanabilirliğini incelediği çalışmada $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$ oksidasyon yöntemi kullanarak 40W UV ışığı varlığında, oda sıcaklığında, atık suyun kendi pH=7,6'da deneyleri gerçekleştirmiştir. $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$ oksidasyonda optimum şartlar: 25 mM H_2O_2 konsantrasyonunda ve oksidasyon süresi 30 dakika olarak belirlenmiştir ve renk giderimi %93 olarak bulunmuştur.

Baştürk (2012), Reaktif mavi 181 boyasının ileri oksidasyon yöntemlerinden UV/ H_2O_2 prosesi ile giderimini incelediği çalışmada sentetik atık suda boya derişimi 100 mg/L olarak kullanılmıştır. Optimum şartlar; pH=3'te, 500 mg/L H_2O_2 konsantrasyonunda ve oksidasyon süresi 20 dakika olarak belirlenmiştir ve renk giderimi %99 olarak bulunmuştur.

Elmorsi ve vd. (2010), Atık sudaki Mordan kırmızı 73 azo boyasının $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$ ve foto-Fenton işlemi kullanılarak renk giderimi inceledikleri çalışmada, Mordan kırmızısı 73 (MR73) azo boyasının sudaki renk giderilmesi UV/ H_2O_2 ve foto-Fenton işlemleri kullanılarak laboratuvar ölçekli deneylerde araştırılmıştır. Fotodegradasyon deneyleri, 254 nm'de UV kaynağı olarak düşük basınçlı bir cıvalı lamba ile donatılmış karıştırılmış kesikli bir foto reaktörde gerçekleştirilmiştir. pH, H_2O_2 , boya gibi çalışma parametrelerinin etkisi ve inorganik tuzların (NaNO_3 , NaCl ve Na_2CO_3) varlığı da araştırmıştır. Elde edilen sonuçlarda, optimum koşullar altında 60 dakikadan daha kısa bir sürede tam boya renk gideriminin elde edildiğini ve boya bozunmasının pH, H_2O_2 ve başlangıç boya konsantrasyonuna bağlı olduğunu göstermiştir. Bir Fe^{2+} iyonu varlığında foto-Fenton işlemi, oldukça etkili olmuştur ve boyanın 15 dakika içinde %99 renk giderilmesi ile sonuçlanmıştır. MR73 boyasının mineralizasyonu, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) belirlenerek araştırılmıştır. UV/ H_2O_2 prosesi ile 3 saatlik bir fotoperiyotta boyanın %65'i mineralize edilirken, foto-Fenton prosesi, aynı 3 saatlik sürede %85 mineralizasyon üreterek daha etkili olmuştur. Sonuç olarak deneysel

veriler hem H_2O_2 /UV hem de foto-Fenton süreçleri, MR73 boyasının sulu çözeltiden ayrıştırılması için umut verici tekniklerdir.

Chang ve vd. (2006)'nın C.I. Asit Siyahı 24 atık suyunun komple renk giderimi ve mineralizasyonu için sıfır değerlikli demir (ZVI) ve UV/ H_2O_2 ardışık prosesini kullanan entegre bir teknik kullanımını inceledikleri çalışmada, boya çözeltisinin sıfır değerlikli demir ile indirgenmesi, mineralizasyondan daha iyi renk giderme verimliliğine ulaşmıştır. UV/ H_2O_2 işlemi sadece rengi gidermekle kalmaz, aynı zamanda organik bileşikleri tamamen mineralize eder. UV/ H_2O_2 prosesi ile etkin bir şekilde mineralleştirilebilen toplam organik karbonun (TOC) sadece %30'unun giderilmesiyle sonuçlanmıştır. Önerilen ardışık ZVI- UV/ H_2O_2 entegrasyon tekniği, AB 24 atık sudaki renk ve TOC'yi aynı anda etkili bir şekilde gidermekle kalmaz, aynı zamanda ışınlama gücü ve zaman talebinden de tasarruf sağlar. Ayrıca, renk giderim hız sabitleri, sadece UV/ H_2O_2 işlemine kıyasla yaklaşık 3,77-4,0 kat daha büyüktür. 30 dakikalık reaksiyon süresinde, sıfır değerlikli demir, %56,7'lik bir rengin giderilmesine ulaşmada hızını çok azalttı, fakat sonuçta sadece yaklaşık %30'luk TOC giderimi elde edilmiştir. Sonuç olarak, boya atık suyunun renk gideriminin ve mineralizasyonunun %90'ı, UV ışınlama süresinin sırasıyla 11 ve 50 dakika içinde UV/ H_2O_2 işlemiyle 30 dakika boyunca sıfır değerlikli demirin birleştirilmesiyle elde edilmiştir. Tam mineralizasyona ulaşan entegrasyon tekniği, enerji talebini de korumak için UV/ H_2O_2 işleminden 145 dakika daha az ışınlama süresi kazandırır.

Shu ve Chang (2005) ftalosiyanın boya CI Direct Blue 199'un UV/ H_2O_2 prosesi kullanılarak renk giderimini ve mineralizasyonunu inceledikleri çalışmada, tekstil endüstrilerinden gelen atık sulardaki C.I. DB 199'un renk giderim oranlarının, UV dozajı, hidrojen peroksit dozajı, başlangıç boya konsantrasyonu ve pH gibi farklı çalışma koşullarının etkisi araştırılmıştır. C.I. DB 199'un; 20 mg/L başlangıç boya konsantrasyonu, 116,32 mM hidrojen peroksit dozu, 30 dakika içinde 560 W UV dozu ve pH 8,9 değerindeki çalışma koşullarında renkte %90 ve toplam organik karbondaki (TOC) %74 giderim elde edilmiştir.

Shu ve vd. (2004) Azo boya Asit Siyahı 1'in UV/ H_2O_2 prosesinin çalışma parametrelerinin optimizasyonu ile renk gideriminin inceledikleri çalışmada, Hidrojen peroksit dozajı, UV dozu ve başlangıç boya konsantrasyonu gibi çalışma parametrelerinin renk giderimi üzerindeki etkileri araştırılmıştır. Elde edilen

sonuçlarda, hidrojen peroksit konsantrasyonu 3,75 ila 42,8 mmol/L arasında değişmekte ve 175-1400 W/L UV dozu arasında değişirken AB1'in %90 renk giderilmesine 21,4 dakika içinde ulaşılabildiğini göstermiştir. Asit siyahı çözeltisi, 21,24 mmol/L'lik optimum hidrojen peroksit dozu ve 1,2 dakikadan daha kısa bir süredeki 1400 W/L'lik UV dozajında renk tamamen giderilmiştir. Renk giderme oranı, hacimsel UV dozajıyla doğrusal olarak ve başlangıçtaki hidrojen peroksit konsantrasyonunun artmasıyla doğrusal olmayan bir şekilde artmıştır. Bozunma hızının optimum bir hidrojen peroksit dozajına kadar arttığı, bu dozdan sonra ise reaktifin önleyici bir etki gösterdiği bulunmuştur.

2.5.4.5 Ozon oksidasyonu

Oksijenin (O₂) parçalanarak başka bir oksijen atomuyla birleşmesi sonucu kararsız yapıda olan ozonu (O₃) oluşturur. Oksijen molekülünü ayırmak için gerekli enerji kaynağı doğal olaylarla oluşabileceği gibi dış kaynaklardan da üretilebilir. Oksijen molekülünü ayırmak için gerekli enerjiyi dış kaynaklardan fotokimyasal tepkimeler, ozon elektrolizi, oksijenin gaz ortamına elektrik verilmesi ve radyokimyasal tepkimeler ile sağlanır. O₃ oluşumunu güneş ışığı, Ultraviyole ışığı ve şimşek çakması gibi doğal olaylarla da sağlanır. O₃; oksijenin üç atomlu bir allotropudur, aktif veya atomik oksijen olarak adlandırılır, mavi renklidir, ağır ve kalıcı kokuya sahip bir gazdır. O₃ güçlü bir oksidandır ve oksidasyon etkisi Denklem 2.20'de gösterilmiştir.



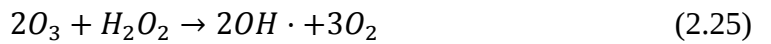
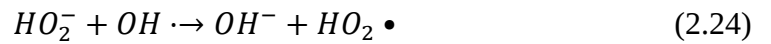
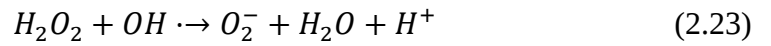
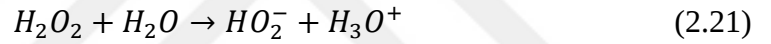
Hidroksil radikale göre ozon molekülü daha seçici, zayıf bir madde olmasından dolayı oksidasyon reaksiyonun gerçekleşmesinde tercih edilen bir oksidandır. Atık suda bulunan çözünmeyen dispers boyalar haricindeki boyar maddelerin rengi giderilmek için ozon oksidasyonu kullanılabilir. Organik madde içermeyen atık suların tekrar kullanılabilmesi için istenilen renk standardını sağlamada ve biyolojik arıtım yöntemlerine dirençli maddelerin oksitlenerek giderim verimini arttırmada ozon oksidasyonu tercih edilmektedir.

Ozon oksidasyonu arıtım yönteminde biyokimyasal oksijen ihtiyacı fazla ve kimyasal oksijen ihtiyacı azdır. Boyar madde yapısında klor ve kükürt bulunması parçalanma ürünlerini toksik özellikte yapabilmektedir. Ozon oksidasyonunda yarılanma ömrü

azalır ve buna bağlı olarak arıtım prosesinde ozonlama işleminin süreklilik gerektirmesi ozon oksidasyon yönteminin maliyetini artırır. Alkali ortamlarda ozonun parçalanması arttığı için atık suyun pH'nın kontrol altında tutulması gerekmektedir (Dindar, 2019).

2.5.4.6 O₃/H₂O₂ oksidasyon yöntemi

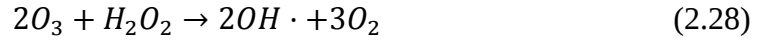
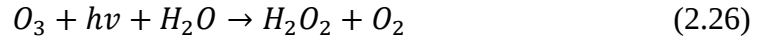
H₂O₂ ozonun parçalanmasını tetikler ve H₂O₂'in sulu ortamdaki reaksiyonu sonucu oluşan HO₂⁻ molekülleri O₃ ile hızlı bir reaksiyona girerek ozonun OH[•] radikallerine parçalanmasını hızlandırır. H₂O₂ yüksek dozlarda reaksiyonu bozucu etki yaratmaktadır ve asidik şartlarda ozonla çok yavaş reaksiyon verir. Yüksek pH'larda H₂O₂ ile ozon reaksiyona girerek •HO₂ iyonlarını oluşturur. Gerçekleşen bu durum atık suda renk giderim verimini artırır fakat atık suya fazladan kirlilik yükünü kazandırır. O₃/H₂O₂ oksidasyon reaksiyon adımları Denklem 2.21-2.24'de, kısaltılmış tam reaksiyon Denklem 2.25'te gösterilmiştir (Dindar, 2019; Giray, 2014; Toprak, 2015)



Tekstil endüstrisinde O₃/H₂O₂ arıtım yöntemi renk gideriminde direkt, metal kompleks veya mavi dispers boyar maddeleri arıtımı için uygunken asit boyar maddesinin, kırmızı disper boya maddesinin ve metal kompleks-disper- reaktif boyar maddelerini içeren karışımlarının arıtımına çok etkili değildir (Dindar, 2019; Giray, 2014).

2.5.4.7 O₃/UV oksidasyon yöntemi

O₃/UV oksidasyonunda UV ozon moleküllerini aktive ederek OH[•] radikalleri, suda H₂O₂ oluşur ve O₃/UV oksidasyon reaksiyon adımları Denklem 2.26-2.28'de gösterilmiştir (Dindar, 2019; Giray, 2014).

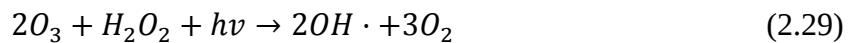


Suda bulunan bikarbonat gibi radikal harcayan iyonlar reaksiyonu olumsuz etkiler ve alkalinitenin giderilmesi gerekir. H_2O_2 'in fotolizi çok yavaş gerçekleşir ve reaksiyonların tümü H_2O_2 ile O_3 arasında gerçekleşir. O_3 /UV oksidasyonu UV ışığının ve O_3 'un üretim maliyetinin yüksek olmasından dolayı tercih edilmemektedir (Dindar, 2019; Giray, 2014).

253,7 nm dalga boyunda ozon moleküllerinin absorpsiyonu maksimumdur ve çoğunlukla kuvars bir kolla sarılmış orta basınçlı civa lambaları 200-280 nm dalga boyunda ultraviyole ışık üreterek ışık kaynağı olarak kullanılır. Organik bileşiklerin O_3 /UV oksidasyonu ile diğer reaksiyon mekanizmalarını ve artan oksidasyon oranını arttırabilir. Bazı organik bileşikler UV ışımasıyla doğrudan uyarılabilir ve uyarılan organik maddeler ozon molekülü ile reaksiyona girerek değişik formda parçalanabilir ürünler oluşturur ve bu reaksiyon mekanizmasının verimliliğini ozon konsantrasyonu ile arttırılır. O_3 normal şartlarda UV ışığını absorbe ederek UV enerjisi için organik bileşiklerle rekabet eder (Toprak, 2015).

2.5.4.8 O_3 /UV/ H_2O_2 oksidasyon yöntemi

Ozon oksidasyonunda pH'ın artmasıyla $OH \cdot$ radikallerinin oluşumu artar, O_3 ile UV ışığının birlikte kullanılması $OH \cdot$ radikallerinin oluşumunu biraz daha arttırır ve ozondaki süperoksit iyonu ayrışarak ortamdaki suyun da etkisi ile birlikte H_2O_2 oluşur. Bu sisteme H_2O_2 'nin ilave edilmesi $OH \cdot$ radikallerinin oluşumunu daha da arttırarak oksidasyon hızını, verimini arttırır ve Denklem 2.29'da oksidasyon reaksiyonu gösterilmiştir. Ayrıca tam mineralizasyon sağlanarak çok güçlü bir oksidasyon gerçekleşir ve yüksek kirlilik taşıyan atık suların arıtımında kullanılan en verimli arıtım yöntemlerinde birisidir.



O₃/UV/H₂O₂ oksidasyon prosesinin işlem maliyetleri; atık su akış hızı ve tipi, kontaminant varlığı ve istenilen renk giderim standardına göre değişmektedir ve prosese H₂O₂'nin ilave edilmesi maliyeti arttırmaktadır (Giray, 2014).

2.5.4.9 UV/TiO₂ oksidasyon yöntemi

UV/ TiO₂ oksidasyon yönteminde yarı-iletken yapıda radikal kaynakları kullanılır. İletken ve yalıtkan arasında elektriksel iletkenliğe sahip olan katılara yarı-iletken olarak adlandırılır ve iki farklı enerji bandından oluşurlar. Bantlar bulunduğu enerji düzeyi spektrumunu içerir ve enerji düzeyleri arasındaki ayırım, enerji bantlarının küçük ve genellikle sürekli bir spektrum formundadır (Dindar, 2019; Giray, 2014).

Işık, bir enerji kaynağı oluşturarak bir elektronun valans bandındaki elektron fotonu absorplar, absorplanan foton elektronun enerji seviyesini yükselterek elektronun iletim bandına geçişini veya enerji bandının uyarılması sonucu enerji yükseltilmesini sağlar (Giray, 2014).

Titanyum dioksitin (TiO₂) bant açıklığı 3,2 eV'tur ve bu değeri aşması için gerekli olan dalga boyunun 387,5 nm'den küçük olmalıdır. Birincil fotokatalitik mekanizma Denklem 2.30'da gösterilmiştir.



Bant boşlukları H₂O ve OH⁻ ile tepkimeye girerek TiO₂ bileşiğinin yüzeyinde OH[·] radikalini oluşturur. Denklem 2.31-2.32'de gösterilmiştir.



Oda sıcaklığı ve basıncında uygulanan UV/TiO₂ oksidasyon yöntemi için; güneş ışığı gibi doğal kaynaklardan yararlanılması, prosesin düşük miktardaki konsantrasyonlarda uygulanması, titanyumun maliyetinin düşük olması ve ek ilave maddeye gerek olmaması avantajlarındandır (Dindar, 2019; Giray, 2014).

2.5.4.10 Ultrases fenton oksidasyonu

İnsan kulağının algılayamayacağı kadar yüksek frekanslı, 20.000 Hz. ile 1 GHz. arasındaki frekanslı ses dalgalarına ultrases denilir. Ultrasesin etkisi kavitasyon olayına dayanmaktadır. Kavitasyon oluşma mekanizmasına göre akustik, hidrodinamik, optik ve partikül kavitasyon olarak dörde ayrılır. Kimyasal reaksiyonlarda hidrodinamik ve akustik kavitasyon etkilidir. Ultrasesin temelini oluşturan 16 kHz ile 100 MHz arasındaki ses dalgalarının sulu ortamda oluşturduğu kavitasyon akustik kavitasyondur. Ses dalgaları sulu ortamda mikro kabarcıkları oluşturur, kısa sürede çok büyük miktarda enerji çıkartarak moleküllerin büyümesi, çökmesi ile su moleküllerinin ek kimyasal madde ya da ışık şiddetine gerek duymadan uygun sıcaklık ve basınçta parçalanarak $\text{OH}\cdot$, $\text{H}\cdot$, OH_2 ve H_2O_2 radikallerinin oluşumunu sağlar. Kavitasyon olayı reaktörün her yerinde aynı zamanda gerçekleşir. Ultrases prosesinde su moleküllerinin parçalanmasıyla oluşan $\text{OH}\cdot$ radikalleri fenton oksidasyonunda kullanılır ve oksidasyonun gerçekleşmesi için gerekli olan H_2O_2 ihtiyacını azaltmaktadır. Ultrases ile oluşan kuvvetli radikaller atık suda istenmeyen organik ve toksik maddeleri oksitleyerek daha kararlı olan son ürünlere CO_2 , N_2 , NO_3 , COOH ya da zararlı etkisi daha az olan yan ürünlere dönüştürür ve atık çamuru oluşturmaz. Ultrases oksijensiz ortamda organik maddelerin parçalanması için istenilen sıcaklık, yüksek buhar basıncı gereklidir ve bu olaya piroliz denir. Piroliz olayı yüksek konsantrasyonlu çözeltilerin veya düşük konsantrasyonda $\text{OH}\cdot$ radikallerin bulunduğu çözeltilerin arıtımında kullanılmaktadır. Ultrases fenton arıtım yönteminin istenmeyen yan ürünlerin oluşmaması ve uygulamanın kolay olması avantajlarındandır (Giray, 2014; Toprak, 2015).

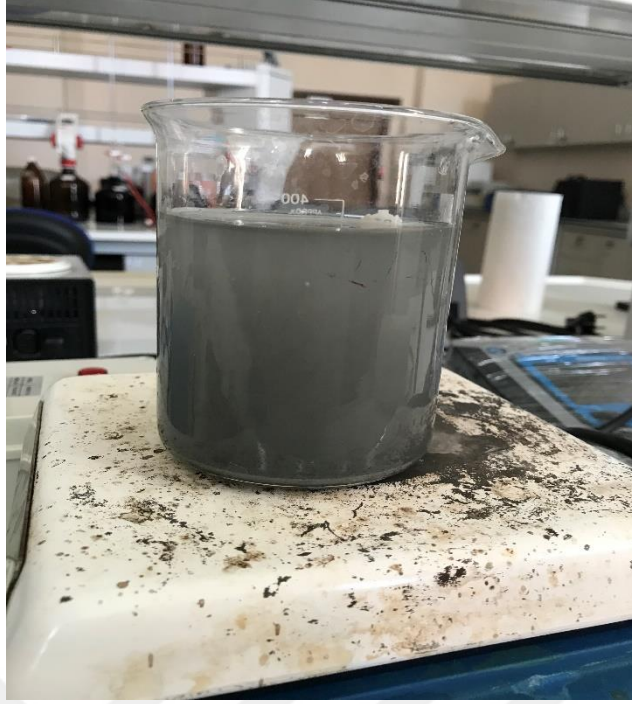
3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1 Analizlerde Kullanılan Tekstil Atık Suyu Özellikleri

Çalışmada tekstil endüstrisi atık suyunda fenton ve UV/H₂O₂ prosesleri kullanılarak renk ve KOİ giderim verimleri araştırılmıştır. Çalışmada kullanılan tekstil atık suyu, denim ve non-denim üretiminde faaliyet gösteren bir tekstil fabrikasının atık su arıtma tesisinin dengeleme havuzu girişinden temin edilen ham atıksudur. Tez kapsamında yapılacak tüm KOİ ve renk giderim çalışmaları öncesinde ilk olarak atık suyun karakterizasyonu yapılmıştır. Yapılan çalışmalar sonucu elde edilen tekstil atık suyu karakterizasyon sonuçları Çizelge 3.1’de verilmiştir. Tekstil atık suyunun numune görünüşü Şekil 3.1’de verilmiştir.

Çizelge 3.1. Tekstil atık suyu karakterizasyonu.

Parametreler	Birim	Değerleri
KOİ	(mg/L)	397
AKM	(mg/L)	3690
UAKM	(mg/L)	260
pH		8,3
NH ₄ -N	(mg/L)	2,13
PO ₄ -P	(mg/L)	1,35
EC	(µS/cm)	2013
Bulanıklık	(NTU)	735
Renk	(Pt-Co)(456 nm)	186
F ⁻	(mg/L)	1,69
Cl	(mg/L)	278
Br ⁻	(mg/L)	0,27
NO ₃ ⁻	(mg/L)	0,54
PO ₄ ⁻²	(mg/L)	5,37
SO ₄ ⁻²	(mg/L)	180
TN	(mg/L)	1,48



Şekil 3.1. Tekstil atık suyu numune görünüşü.

3.2 Analizlerde Kullanılan Araç ve Gereçler

Anyonların analizinde Dionex marka, ICS-1000 model, Ion Chromotography; toplam azot analizinde Shimadzu marka, TOC-VCPN/TNM-1 model, Total Organic Carbon Analyzer; renk ölçümünde PG Instruments marka, TETRA T80+ UV/VIS spektrometre; pH ile iletkenlik ölçümlerinde Orion marka masa üstü multimetre; bulanıklık ölçümünde WTW marka, TURB 355 IRV model, Turbidty meter kullanılmıştır. UV/H₂O₂ prosesinde, Tetra marka, PURFECT 01 MODEL, 50 Hz, 220 V, 254 nm dalga boyunda ışık yayan UV reaktörü ile çalışılmıştır. Reaktör içerisindeki akış Velp Scientifica SP311 model peristaltik pompa ile sağlanmıştır. Çalışma süresince pompa 10 rpm hızda çalıştırılmıştır.

Çalışmada; bulanıklık (SM 2130B), iletkenlik (SM 2510 B), pH (SM 4500B), renk (SM 2120 C), KOİ (SM 5220 C), Toplam Azot (EN ISO 12260), Amonyum NH₄-N (SM 4500), Klor (SM 4110 B), Fosfat PO₄-P (SM 4500 P), AKM (SM 2540 B), UAKM (2540 C), anyon (4110-B), ölçümleri standart metotlara göre gerçekleştirilmiştir. PO₄-P (Merck 1.14848.0001) ve NH₄-N (Merck 1.14752.0001) hazır kitleri ile ölçülmüştür (American Public Health Association, [APHA], 2005).

3.3 Deneysel Çalışmalar

3.3.1 Fenton prosesi

Bu çalışmada ilk olarak Fenton prosesi ile tekstil atık suyundan renk ve KOİ giderimi amaçlanmıştır. Fenton prosesinin işleyiş prosedürü ve bu prosesin düşük pH'larda (<3,5) etkili olduğu daha önce yapılmış çalışmalarda belirlendiğinden optimum pH çalışması yapılmamıştır (Birgöl ve Solmaz, 2006; Çetinkaya vd., 2018; Meriç vd., 2004; Modirshahla vd., 2007). Çalışmanın ilk aşamasında optimum H₂O₂ konsantrasyonun belirlenmesi amaçlanmış, ikinci aşamasında ise belirlenen optimum H₂O₂ dozunda Fe²⁺ konsantrasyonun belirlenmiştir.

3.3.1.1 Fenton prosesinde kullanılan kimyasallar

Fenton prosesinde deneysel uygulamalara başlamadan önce kullanılacak stok çözeltiler hazırlanmıştır. Bunun için optimum H₂O₂ derişimlerini sağlamak amacıyla kullanılacak H₂O₂ stok çözeltisi hazırlanmıştır. Merck firmasından temin edilen %35'lik, yoğunluğu 1,13 g/cm³ olan H₂O₂ kullanılmıştır. 500 mg/L derişiminde hazırlanan stok çözeltilerden denenmek istenen H₂O₂ derişimlerini sağlayacak şekilde 250 ml olarak belirlenen hacimlerdeki tekstil atık sularına yeterli miktarlarda ilave edilmiştir.

Fe²⁺ stok çözeltisi için ise FeSO₄.7H₂O (Surechem products ltd.-England) kullanılmıştır ve 500 mg/L'lik stok çözelti hazırlanmıştır. Yine denenmek istenen Fe²⁺ derişimlerine göre hesaplanan miktarlarda tekstil atık suyu içerisine ilave edilmiştir.

pH<3,5 koşulunu sağlamak amacıyla 6 N H₂SO₄ çözeltisi kullanılmıştır. OH⁻ radikallerinin oluşumunu durdurup, prosesi sonlandırmak amacıyla pH değerini arttırmak için ise 5 N NaOH çözeltisi kullanılmıştır.

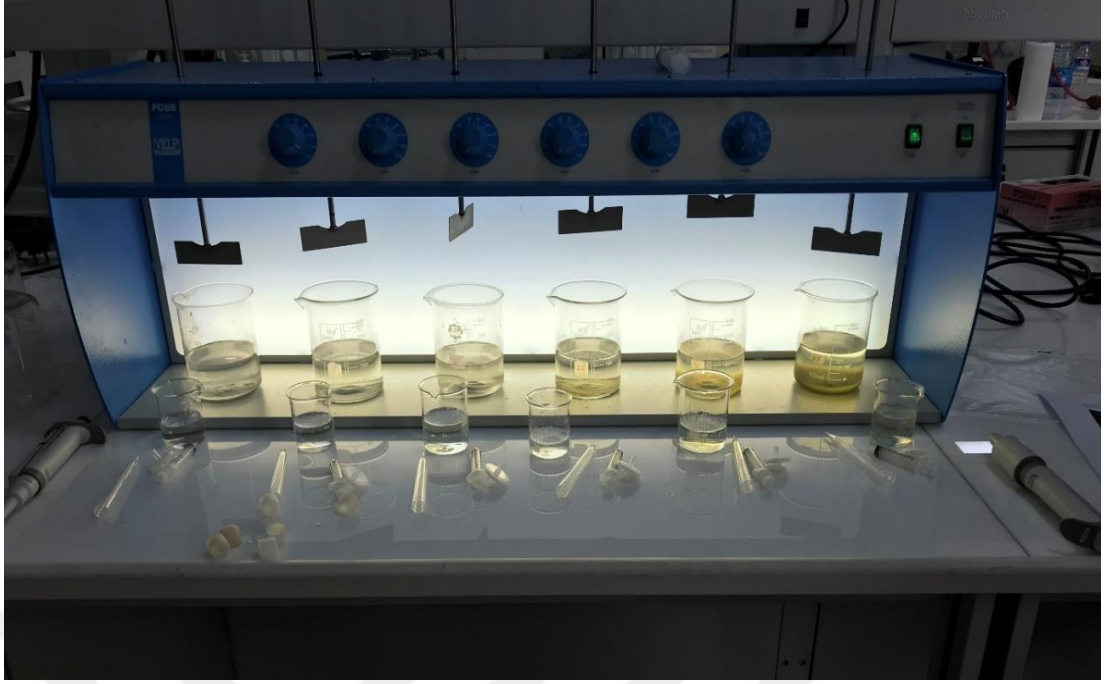
3.3.1.2 Fenton prosesinin uygulanması

Fenton prosesi ile yapılan çalışmalarda tekstil atık suyundan renk ve KOİ gideriminde öncelikle proses performansını etkileyen Fe^{2+} ve H_2O_2 gibi değişkenlerin değerleri belirlenmeye çalışılmıştır. Çalışmanın ilk aşamasında Fe^{2+} derişimi 10 mg/L'de sabit tutularak optimum H_2O_2 derişimi, sonrasında da belirlenen optimum H_2O_2 derişimi sabit tutularak optimum Fe^{2+} derişimleri belirlenmiştir.

Fenton prosesi ile ilgili yapılan tüm deneyler 250 ml hacimde hazırlanan tekstil atık sularında $\text{pH} < 3,5$ koşullarında gerçekleştirilmiştir. $\text{pH} < 3,5$ koşulunu sağlamak amacıyla çalışmanın başlangıcında beherlere uygun miktarlarda 6 N H_2SO_4 çözeltisi ilave edilmiştir. Çalışma sırasında tüm beherler 5 dakika 200 rpm'de hızlı, 25 dakika 15 rpm'de yavaş olmak üzere toplamda 30 dakika karıştırılmıştır. Bu işlemlerin tamamı jar testi düzeneğinde yapılmıştır. Örnek çalışma düzeneği Şekil 3.2'de ve Fenton prosesi sonrasında numunelerin görünüşü Şekil 3.3'te verilmiştir. Hızlı ve yavaş karıştırma işlemleri sonrasında, beherlerdeki numuneler 30 dakika süreyle çökmeye bırakılmıştır. Bu sürenin sonunda $\text{OH}^\bullet$ radikali oluşumunu durdurmak ve prosesi sonlandırmak için 5N NaOH çözeltisi ilave edilerek pH tekrar 8-8,5 değerine yükseltilmiştir ve her bir behere katalaz ilave edilmiştir.

S^{-2} , SO_3^{-2} , NO_2^- , Fe^{2+} gibi inorganik maddelerin $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ile oksitlenmesi atık suyun içerdiği organik maddelerin olduğundan daha fazla ölçülmesine ve dolaylı olarak organik madde içindeki karbon miktarının daha fazla ölçülerek gerçek KOİ değerinin değişmesine neden olmaktadır. Ayrıca klorür, bromür veya iyodür gibi indirgen özellik gösteren bazı iyonlar, KOİ deneyi sırasında oksitlenirler ve KOİ ölçümünde hataya neden olmaktadır. Deneysel çalışmalarda katalaz ilavesi ile bu hatalar giderilmektedir.

Son aşamada ise her bir beherin üst fazından alınan numunelerde üç tekrarlı KOİ ve renk analizleri yapılmıştır.



Şekil 3.2. Tekstil atık suyu arıtımında kullanılan Fenton prosesi deney düzeneği.



Şekil 3.3. Fenton prosesi sonrasında numunelerin görünüşü.

3.3.2 UV/H₂O₂ prosesi

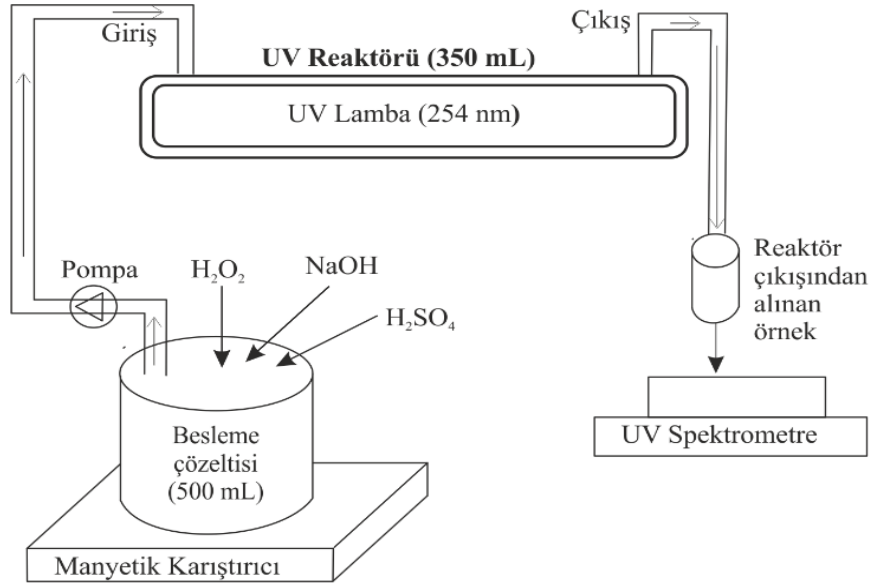
Bu çalışmanın ikinci aşamasında UV/H₂O₂ prosesi ile tekstil atık suyundan renk ve KOİ giderimi çalışılmıştır. UV/H₂O₂ prosesi ile yapılan çalışmalarda en fazla giderim verimi sağlayan optimum H₂O₂ derişimi, süre ve pH değerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Yapılan tüm deneysel çalışmalar oda sıcaklığında gerçekleşmiştir.

3.3.2.1 UV/H₂O₂ prosesinde kullanılan kimyasallar

Fenton prosesinde olduğu gibi hesaplanan H₂O₂ konsantrasyonlarını sağlamak amacıyla Merck firmasından temin edilen %35'lik, yoğunluğu 1,13 g/cm³ olan H₂O₂ kullanılarak hazırlanan 500 mg/L derişimindeki H₂O₂ stok çözeltisi kullanılmıştır. pH ayarlamalarında ise 6 N H₂SO₄ çözeltisi ve 5 N NaOH çözeltisi kullanılmıştır.

3.3.2.2 UV/H₂O₂ prosesinin uygulanması

UV/H₂O₂ prosesi ile giderim çalışmalarının ilk aşamasında optimum süre çalışması yapılmıştır. 350 ml olarak hazırlanan tekstil atık suları 1 mg/L H₂O₂ derişiminde farklı sürelerde 254 nm ışık yayan UV reaktöründe bekletilmiştir. Numuneler reaktöre verilmeden önce gerekli miktarlardaki H₂O₂ manyetik karıştırıcı üzerindeki beherlere ilave edilmiştir. UV/H₂O₂ prosesinin şematik görünüşü Şekil 3.4'de verilmiştir. UV reaktörünün açık görünümü Şekil 3.5'te verilmiştir. Numuneler reaktör içerisine peristaltik pompa yardımıyla 10 rpm hızda verilmiştir. Tüm çalışma süresince numunelerin reaktör giriş çıkışındaki pH değerli düzenli olarak ölçülmüştür. UV reaktörü çıkışında numuneler behere alınmış ve katalaz ilave edilerek proses sonlandırılmıştır. UV/H₂O₂ prosesi için örnek çalışma düzeneği Şekil 3.6'da verilmiştir. 30 dk'lık çökelme süresinin sonunda beherlerin üzerinden alınan numunelerde 3 tekrarlı olarak KOİ ve renk analizleri yapılmıştır. Renk analizleri öncesi tüm numuneler 0,45 µm gözenek çapında selüloz membran filtreden geçirilmiştir.



Şekil 3.4. UV/H₂O₂ prosesinin şematik görünümü.

UV/H₂O₂ prosesi için yapılan süre çalışması sonunda optimum KOİ ve renk giderimlerinin elde edildiği süre için ikinci aşamada farklı H₂O₂ konsantrasyonları çalışılmıştır. Tüm çalışmalarda ortam koşullarının aynı olmasına dikkat edilmiştir.

Son olarak ise optimum pH çalışması yapılmıştır. Farklı pH değerlerinin giderim verimi üzerindeki etkisi değerlendirilmiştir. Denenmek istene pH değerlerini sağlamak için uygun miktarlarda 6N H₂SO₄ ve 5N NaOH çözeltileri behere ilave edilmiştir.



Şekil 3.5. UV reaktörünün açık görünümü.



Şekil 3.6. Tekstil atık suyu arıtımında kullanılan UV/H₂O₂ prosesi deney düzeneği.

3.3.3 Renk ölçümleri

Spektrometrik renk ölçümü, absorbans ya da tutulan ışığın fiziksel rengi demektir. Spektrofotometre yardımıyla rengin absorplanma miktarı tespit edilir ve renklilik miktarı hassas bir şekilde belirlenir. Renk (kırmızı, yeşil, sarı), “baskın dalga boyu” terimi ile, parlaklık derecesi “luminans” terimi ile, doygunluğu ise “safılık” terimi ile ifade edilir. Bu değerler en uygun şekilde, filtre edilmiş numunenin ışık geçirgenliği karakteristiklerinden spektrofotometre yardımı ile tespit edilir (APHA, 2005).

Ülkemizde atık su arıtımı için geçerli olan yasal mevzuat Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğine göre renk parametresi deşarj kriterleri Pt-Co olarak belirtilmiştir. Buna nedenle çalışmamızda kullandığımız tüm renk parametresi ile ilgili tüm deneysel sonuçlar Pt-Co biriminde verilmiştir. Çalışma öncesinde dalga boyu taraması yapılmıştır. Atık suyun dalga boyu Pt-Co absorbansının maksimum dalga boyu aralığı içinde olduğu 456 nm seçilmiştir.

Proses sonunda renk analizleri için alınan numuneler ilk olarak 0,45 µm gözenek çapında selüloz membran filtreden geçilerek renk ölçümü için hazır hale getirilmiştir. Her bir ölçüm öncesi numunelerin pH ölçümleri yapılmıştır. Numunelerin pH değeri pH değeri 4 ile 10 aralığı dışındaysa 7’ye ayarlanması gerekmektedir ancak analizi yaptığımız hiçbir numunede pH aralığı bu aralığın dışında bir değer almamıştır. Uygun

kuvvetlere yerleştirilen numuneler uygun dalga boyunda spektrometrede okutularak absonbans değerleri ölçülmüştür. Belirlenen aralıkta spektrofotometrede absorbans değerleri ölçülen numunelerin konsantrasyon değeri hesaplanmıştır.

Renk giderimi ise;

$$C_{Renk}(\%) = \left(\frac{C_0 - C_e}{C_0} \right) * 100 \quad (3.1)$$

$C_{Renk}(\%)$: Yüzde olarak renk giderim verimi, C_0 : Başlangıç renk değeri (Pt-Co), C_e : Arıtım sonrası renk değeri (Pt-Co)

3.3.4 Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ölçümleri

KOİ ölçümleri, “SM 5520 C. closed reflux titrimetric method” yöntemine göre, her numune için 3 tekrarlı olacak şekilde gerçekleştirilmiştir. KOİ analizleri için KOİ tüplerine 2,5 mL numunelerden, 1,5 mL $K_2Cr_2O_7$ ve 3,5 mL H_2SO_4 çözeltisi ilave edilerek termoreaktörde 148 °C’de 2 saat parçalanmaya bırakılmıştır. Bu sürenin sonunda termoreaktörden çıkarılan numuneler oda sıcaklığına geldikten sonra demir amonyum sülfat çözeltisi ile ferroin çözeltisi indikatörü ile titrimetrik yöntem kullanılarak analiz edilmiştir. Demir amonyum sülfat çözeltisinin günlük standardizasyonu yapılmıştır. Elde edilen KOİ değerleri aşağıdaki eşitlik kullanılarak KOİ giderim verimleri hesaplanmıştır.

$$C_{KOI}(\%) = \left(\frac{C_0 - C_e}{C_0} \right) * 100 \quad (3.2)$$

$C_{KOI}(\%)$: Yüzde olarak KOİ giderim verimi, C_0 : Başlangıç KOİ değeri (mg/L), C_e : Arıtım sonrası KOİ değeri (mg/L)

4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

Bir tekstil fabrikasına ait atık su arıtma tesisinin, dengeleme havuzunun girişinden alınan ham atık suda fenton ve UV/H₂O₂ prosesleri uygulanarak renk ve KOİ giderim verimleri araştırılmıştır. Yapılan deneysel çalışmalar sonucunda elde edilen bulgular aşağıda verilmiştir.

4.1 Fenton Prosesinde H₂O₂ Konsantrasyonunun Etkisi

Çalışmada ilk olarak, tekstil atık suyundan renk ve KOİ gideriminde ileri oksidasyon proseslerinden biri olan Fenton prosesi uygulanmıştır. Bu proses için uygulanan optimum çalışma koşullarından biri olan optimum H₂O₂ konsantrasyonunun belirlenmesi amaçlanmıştır.

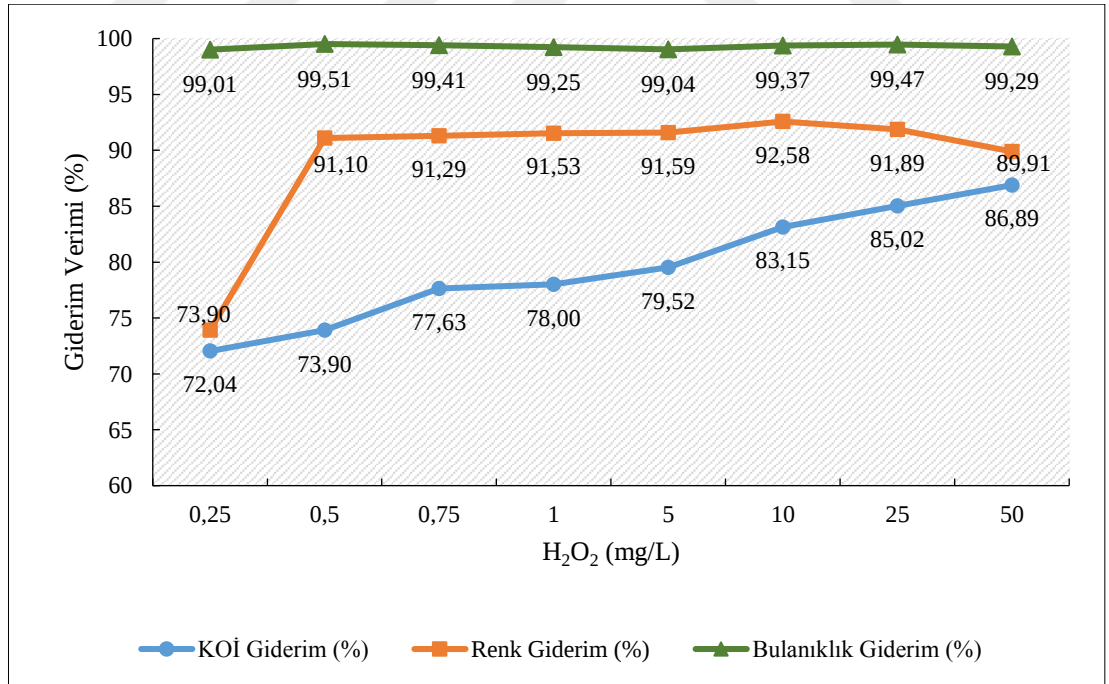
Literatür araştırmalarında da belirtildiği gibi Fenton prosesi deneysel çalışmalarında ilk olarak pH 2-4 aralığına ayarlanmıştır. Oksidasyon süresince atık suda ilk olarak kısa süreli hızlı, ardından uzun süreli yavaş karıştırma yapılmıştır. Oksidasyon reaksiyonu sonunda yumaklaşma olabilmesi için pH 7,5-8 aralığına getirilerek ayarlanmıştır. Burada uygulanan pH aralıkları Toprak (2015) ve Bingöl (2019)'ün yaptığı araştırmalarında ve literatürde yer alan daha birçok farklı araştırmada belirlendiği üzere ideal pH koşulları olarak belirlenmiştir.

Fenton prosesinde OH[•] radikal üretim kaynağı olarak oksidasyon reaksiyonuna etki eden en önemli parametrelerden biri H₂O₂ konsantrasyonudur. Bu amaçla ilk aşamada Fe²⁺ konsantrasyonu 10 mg/L'de sabit tutularak optimum H₂O₂ konsantrasyonunun belirlenmesi amaçlanmıştır. H₂O₂'in renk, KOİ ve bulanıklık giderim verimine etkisi 0,25-50 mg/L konsantrasyon aralığında denenmiştir. İstenilen Fe²⁺ ve H₂O₂ konsantrasyonlarını sağlamak için 1000 mg/L'lik H₂O₂ ve 250 mg/L'lik Fe²⁺ stok çözeltilerinden hesaplanan miktarlarda beherlere ilave edilmiştir.

0,25-50 mg/L H₂O₂ konsantrasyon aralığında ve sabit 10 mg/L Fe²⁺ konsantrasyonunda KOİ, renk ve bulanıklık için elde edilen sonuçlar Çizelge 4.1 ve Şekil 4.1'de verilmiştir.

Çizelge 4.1. Fenton prosesi ile bulanıklık, KOİ ve renk gideriminde optimum H_2O_2 konsantrasyonunun belirlenmesi (sabit Fe^{2+} derişimi=10 mg/L, pH ≤ 3 , giriş bulanıklık değeri=735,00 NTU, giriş KOİ= 397,39, giriş renk değeri=186,73 (Pt-Co)).

H_2O_2 (mg/L)	Çıkış Bulanıklık (NTU)	Bulanıklık Giderim (%)	Çıkış KOİ (mg/L)	KOİ Giderim (%)	Çıkış Renk (Pt-Co)	Renk Giderim (%)
0,25	7,27	99,01	111,11	72,04	48,73	73,90
0,50	3,60	99,51	103,70	73,90	16,63	91,10
0,75	4,35	99,41	88,89	77,63	16,26	91,29
1,00	5,54	99,25	87,41	78,00	15,81	91,53
5,00	7,08	99,04	81,40	79,52	15,70	91,59
10,00	4,66	99,37	66,98	83,15	13,86	92,58
25,00	3,93	99,47	59,53	85,02	15,15	91,89
50,00	5,19	99,29	52,09	86,89	18,84	89,91

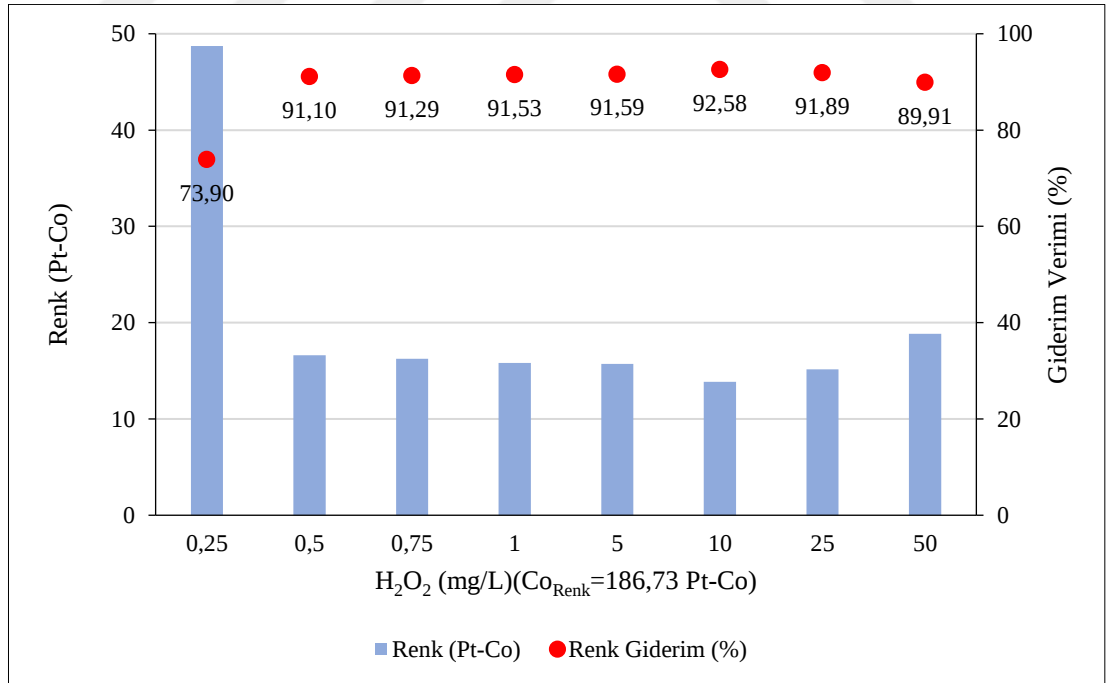


Şekil 4.1. Fenton prosesi ile bulanıklık, KOİ ve renk gideriminde optimum H_2O_2 konsantrasyonunun belirlenmesi (sabit Fe^{2+} derişimi=10 mg/L, pH ≤ 3).

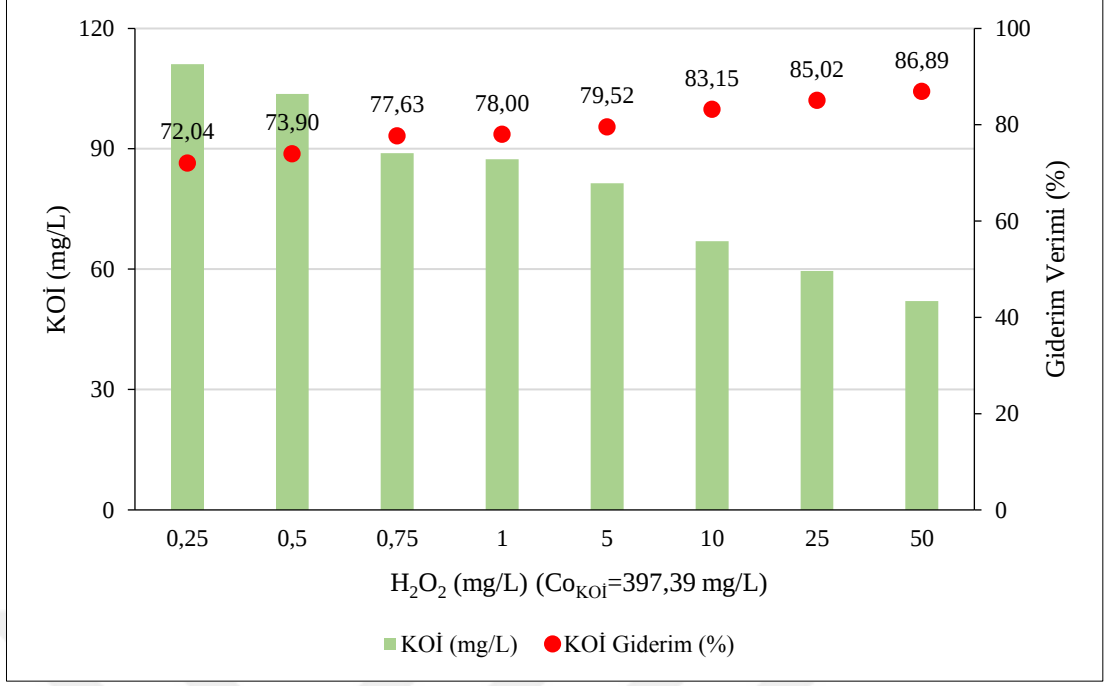
Deneysel çalışmada H_2O_2 konsantrasyonu 0,25 mg/L'den 0,5 mg/L'ye arttırıldığında renk giderimde %73,90'dan ani bir artışla %91,10 giderim değeri elde edilmiştir (Şekil 4.2). 0,5 mg/L'den sonraki denenen tüm H_2O_2 konsantrasyonlarında %90'nın üzerinde renk giderimi sağlanmıştır. En yüksek renk giderim verimi ise 10 mg/L H_2O_2 konsantrasyonunda %92,58'dir.

Çetinkaya ve ark. (2018)'nin klasik fenton işlemi için pH 3'te 90 dakika süreyle 0,10 g/L 1 Fe (II) ve 2,20 g/L H_2O_2 konsantrasyonları kullanıldığında maksimum renk giderimi elde edilmiş ve Pt-Co için sırasıyla 436 nm'de %97, 525 nm'de %98 ve 620 nm'de %97 bulunmuştur. Fakat H_2O_2 konsantrasyonu 2,80 g/L'ye arttırıldığında rengin giderilmesi %5 civarında negatif yönde dalgalanmıştır.

Deneysel çalışmalar sonucunda elde edilen verilerin Çetinkaya ve ark. (2018)'nin endüstriyel tekstil atık sularının klasik Fenton prosesiyle renk giderimi ile ilgili yaptıkları çalışmasında elde ettikleri verilerle paralellik göstermiştir. H_2O_2 konsantrasyonunun artmasıyla renk giderim veriminin de belli H_2O_2 konsantrasyonuna kadar arttığı daha sonra azaldığı görülmektedir.



Şekil 4.2. Fenton prosesi ile renk gideriminin H_2O_2 konsantrasyonu ile ilişkisi (sabit Fe^{2+} derişimi=10 mg/L, pH $\leq$ 3).



Şekil 4.3. Fenton prosesi ile KOİ gideriminin H₂O₂ konsantrasyonu ile ilişkisi (sabit Fe²⁺ derişimi=10 mg/L, pH ≤ 3).

Başka bir çalışmada ise Gönder (2004), tekstil işletmesi biyolojik atık su arıtma tesisi çıkışından alınan atık suyunu Fenton prosesi ile yaptığı arıtım çalışmasında, H₂O₂ miktarının belirlenmesi için FeSO₄ miktarı, optimize edilen 10 mg/L değerinde sabit tutulmuş, 20-100 mg/L arasında altı farklı dozda H₂O₂ artan 0,25, 0,5, 0,75, 1, 5, 10, 25, 50 mg/L konsantrasyonlarda ilave edilmiştir. 90 mg/L H₂O₂ dozu ile renk sınır değerleri sağlanmış ve KOİ gideriminde ise bu dozdan itibaren önemli bir değişiklik gözlemlenmemiştir. Bu nedenlerle 90 mg/L değeri optimum H₂O₂ miktarı olarak belirlenmiştir. Deneysel çalışmada elde edilen verilerin Gönder (2004)'in elde ettiği sonuçlarla benzerlik göstermektedir.

Deneysel çalışmada elde edilen bulanıklık giderimleri, denenen her H₂O₂ konsantrasyonu için %99 değerinin üzerindedir. KOİ giderim verimi, H₂O₂ konsantrasyonunun artmasıyla düzenli bir şekilde artmaktadır. 10 mg/L'den sonra ilave edilen H₂O₂ konsantrasyondaki artış oranı kadar KOİ giderimi aynı oranda artmamıştır ve KOİ giderimine çok etkisi olmadığı gözlemlenmiştir (Şekil 4.3). 50 mg/L H₂O₂ konsantrasyonunda en yüksek KOİ giderimi olan %86,89 elde edilmiştir. Ancak 10 mg/L ile 50 mg/L H₂O₂ konsantrasyonları arasındaki KOİ giderim verimleri arasında çok fazla fark yoktur.

En yüksek renk gideriminin ise 10 mg/L H_2O_2 konsantrasyonunda %92,58'tür. Verilere bakıldığında 1 mg/L H_2O_2 konsantrasyonunda elde edilen renk gideriminin %91,53 olduğu görülmektedir. Maksimum renk giderimdeki farkın çok az olması ve H_2O_2 konsantrasyonunu arttırmak için fazla miktarda H_2O_2 kullanımı gerekmektedir. Bu durum atık su arıtım tesisi boyutunda düşünüldüğünde yüksek miktarda kimyasal kullanımını gerektirmesinden dolayı gider maliyetini arttırmaktadır. Bu sebeplerden optimum H_2O_2 konsantrasyonunu 1mg/L seçilmiştir.

4.2 Fenton Prosesinde Fe^{2+} Konsantrasyonunun Etkisi

Çalışmamızın bu aşamasında, ileri oksidasyon tekniklerinden Fenton prosesi ile tekstil atık suyunun renk ve KOİ giderim verimlerinin ve bu proses için optimum Fe^{2+} konsantrasyonunun belirlenmesi amaçlanmıştır.

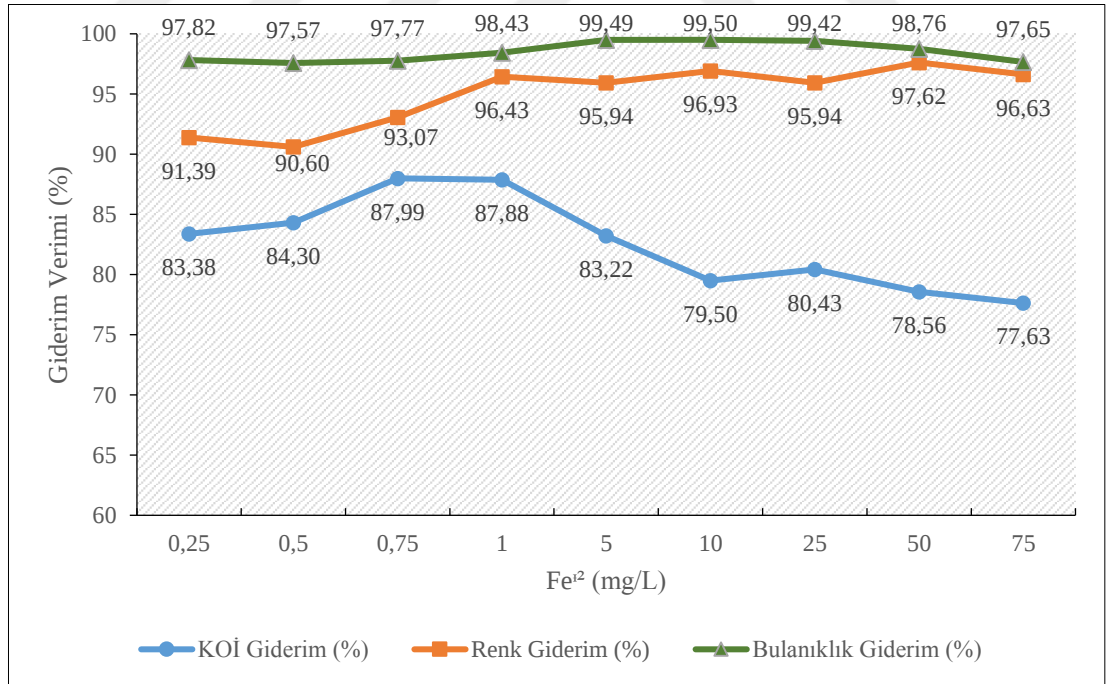
Fenton prosesi oksidasyonunda diğer önemli bir parametre Fe^{2+} konsantrasyonudur. H_2O_2 'yi $OH\cdot$ radikallerini üretmesi için bileşenlerine katalitik olarak ayıran temel etken Fe^{2+} konsantrasyonudur. Fenton prosesinde Fe^{2+} iyonunun yokluğunda oksidasyon reaksiyonu gerçekleşemez ve $OH\cdot$ radikalleri üretilemez. Bu durum arıtımın etkinliğini azaltır. Oksidasyon reaksiyon hız sabiti, H_2O_2 'den çok Fe^{2+} konsantrasyonundan daha fazla hassasiyetle etkilenir (Dinç, 2011; Eren, 2009; Toprak, 2015).

Fenton prosesi ile yapılan deneysel çalışmanın ikinci aşamasında, aynı pH değerinde ($pH \leq 3$) ilk aşamada belirlenen optimum 1mg/L H_2O_2 konsantrasyonu sabit tutularak optimum Fe^{2+} derişiminin belirlenmesi amaçlanmıştır. Fe^{2+} 'in renk, KOİ ve bulanıklık giderim verimine etkisi 0,25-75 mg/L konsantrasyon aralığında denenmiştir. Fe^{2+} ve H_2O_2 konsantrasyonları için 1000 mg/L'lik H_2O_2 ve 250 mg/L'lik Fe^{2+} stok çözeltilerinden hesaplanan miktarlarda beherlere ilave edilmiştir.

Elde edilen sonuçlar Çizelge 4.2 ve Şekil 4.4'de verilmiştir.

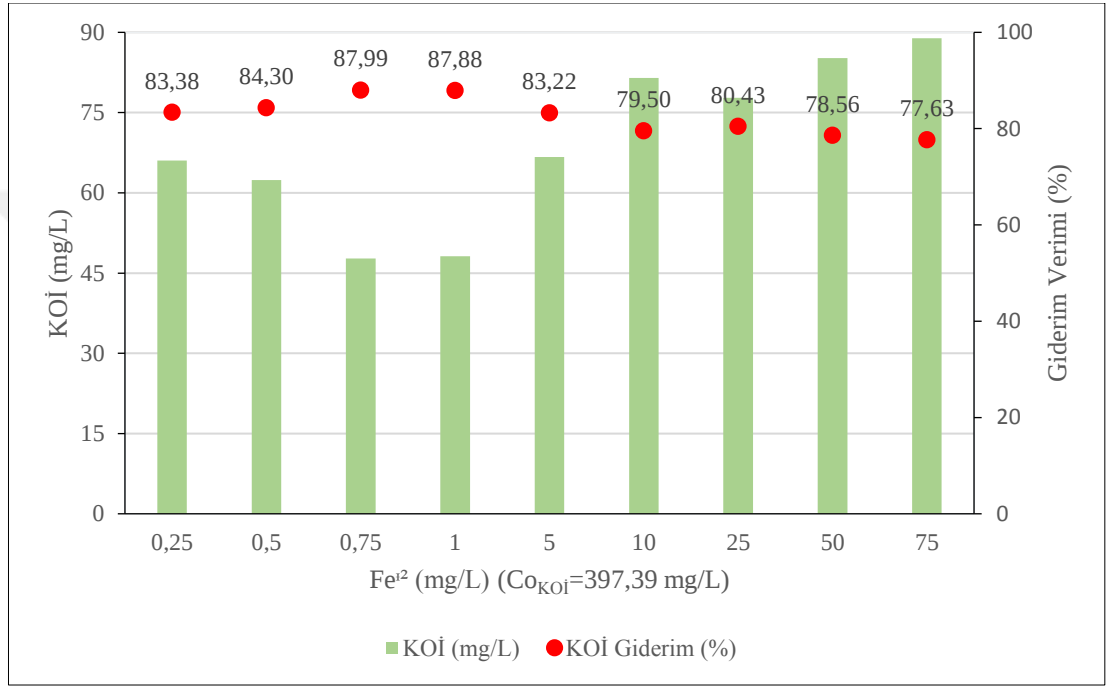
Çizelge 4.2. Fenton prosesi ile bulanıklık, KOİ ve renk gideriminde optimum Fe^{2+} konsantrasyonunun belirlenmesi (sabit H_2O_2 derişimi=1 mg/L, $\text{pH} \leq 3$, giriş bulanıklık değeri= 735,00 NTU, giriş KOİ= 397,39, giriş renk değeri=186,73 (Pt-Co)).

Fe^{2+} (mg/L)	Bulanıklık (NTU)	Bulanıklık Giderim (%)	KOİ (mg/L)	KOİ Giderim (%)	Renk (Pt-Co)	Renk Giderim (%)
0,25	15,99	97,82	66,06	83,38	16,07	91,39
0,50	17,83	97,57	62,39	84,30	17,55	90,60
0,75	16,41	97,77	47,71	87,99	12,94	93,07
1,00	11,51	98,43	48,15	87,88	6,66	96,43
5,00	3,73	99,49	66,67	83,22	7,59	95,94
10,00	3,65	99,50	81,48	79,50	5,74	96,93
25,00	4,26	99,42	77,78	80,43	7,59	95,94
50,00	9,10	98,76	85,19	78,56	4,45	97,62
75,00	17,24	97,65	88,89	77,63	6,29	96,63



Şekil 4.4. Fenton prosesi ile bulanıklık, KOİ ve renk gideriminde optimum Fe^{2+} konsantrasyonunun belirlenmesi (sabit H_2O_2 derişimi=1 mg/L, $\text{pH} \leq 3$).

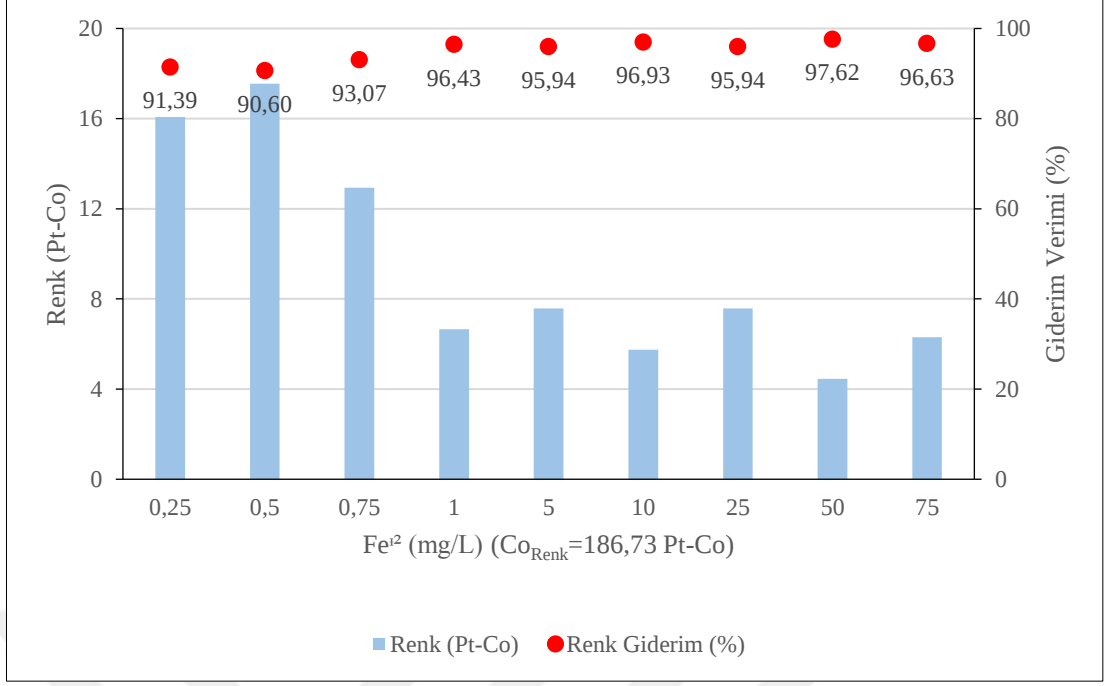
Elde edilen sonuçlara göre bulanıklık giderimi Fe^{2+} konsantrasyonu 10 mg/L'ye kadar küçük sapmalarla artarak sağlanmıştır ve en yüksek bulanıklık giderimi Fe^{2+} konsantrasyonu 10 mg/L'de %99,5 olarak bulunmuştur. Fakat Fe^{2+} konsantrasyonu 10 mg/L'yi aşan demir iyonu ilavesiyle fazla gelen demir, suyun bulanıklığını artırarak giderim verimini negatif yönde etkilemiştir. Denenen her Fe^{2+} konsantrasyonu için bulanıklık giderimi %97'nin üzerinde görülmüştür ve yeterli giderim sağlanmıştır (Şekil 4.4).



Şekil 4.5. Fenton prosesi ile KOİ gideriminin Fe^{2+} konsantrasyonu ile ilişkisi (sabit H_2O_2 derişimi=1 mg/L, pH ≤ 3).

KOİ giderimi değeri Fe^{2+} konsantrasyonu 0,75 mg/L'ye kadar düzenli artarak en yüksek KOİ giderimi %87,99 olarak sağlamıştır fakat demir iyonu ilavesiyle fazla gelen demir iyonları $\text{OH}^\cdot$ radikallerini tutarak suyun kimyasal oksijen ihtiyacını artırmıştır ve Fenton prosesindeki giderim verimini negatif yönde dalgalandırmıştır (Şekil 4.5).

Renk giderimi dalgalanarak artmıştır. En yüksek renk giderimi H_2O_2 konsantrasyonu 1 mg/L ve Fe^{2+} konsantrasyonu 50 mg/L'de %97,62 elde edilmiştir. Fakat renk ve bulanıklığın giderimin Fe^{2+} konsantrasyonu 75 mg/L'ye gelmesiyle giderim negatif yönde etkilenmiştir (Şekil 4.6). Negatif yöndeki dalgalanmanın sebebi artan Fe^{2+} iyonu daha fazla $\text{OH}^\cdot$ radikali tutarak oksidasyon reaksiyonunu olumsuz etkilemesidir.



Şekil 4.6. Fenton prosesi ile renk gideriminin Fe²⁺ konsantrasyonu ile ilişkisi (sabit H₂O₂ derişimi=1 mg/L, pH ≤ 3).

Literatürlerde, daha önce yapılan çalışmalarda da benzer sonuçlar elde edilmiştir.

Eren (2009)'in de tekstil boyar maddelerinin ve tekstil atık sularının Fenton prosesiyle arıtılmasını araştırdığı çalışmada elde edilen sonuçlarla deneysel çalışmadan elde edilen sonuçlar benzerlik göstermektedir. Eren (2009), pH=3'te H₂O₂=39,96 Mm konsantrasyonunda BY51'in optimum Fe²⁺ dozunu 2,63 mM (mg/L) olarak bulmuştur ve fenton oksidasyonu ile arıtılmasında KOİ giderme verimi %92,2 olduğu, demir dozu arttıkça fenton oksidasyonunun etkinliğinin azaldığı izlenmiştir. RY15 boyar maddesinin pH=3'te H₂O₂=13,32 mM (mg/L) konsantrasyonunda artan Fe²⁺ dozunun 1,32 mM (mg/L)'a kadar renk giderme verimini artırdığı (%96,3) ve bu değerden sonra renk giderme veriminde çok az düşüş meydana geldiği görülmektedir.

Gözükızıl (2013)'in tekstil endüstrisi atık sularından Fenton prosesiyle renk giderimini araştırdığı çalışmada, atık su pH'ı ve H₂O₂ konsantrasyonu sabit tutularak, FeSO₄ konsantrasyonunu 10-100 ppm aralığında değiştirilerek, 1dakika 100 rpm yavaş 30 dakika 300 rpm hızlı karıştırma yapıldıktan sonra 30 dakika çökelmeye bırakılmıştır. 80 mg/L FeSO₄ konsantrasyonunda Remazol Red boyar maddesi için maksimum renk giderim verimi %88 ve Remazol Yellow boyar maddesi için ise maksimum renk giderim verimi %68 olarak bulunmuştur. Fakat 80 mg/L FeSO₄ konsantrasyonundan

sonra demir iyonu dozu artırılrsa da Remazol Red ve Remazol Yellow boyar maddelerinin renk giderim verimleri negatif yönde etkilenmiştir. 100 mg/L FeSO_4 konsantrasyonunda Remazol Red boyar maddesi için maksimum renk giderim verimi yaklaşık %80 ve Remazol Yellow boyar maddesi için ise maksimum renk giderim verimi yaklaşık %65 olarak bulunmuştur.

Çalışmada elde edilen bulanık giderimleri denenen her Fe^{2+} konsantrasyonu için %97'nin üzerindedir. KOİ giderim veriminde en yüksek iki giderim, Fe^{2+} konsantrasyonu 0,75 mg/L'de %87,99 ve Fe^{2+} konsantrasyonu 1 mg/L'de %87,88 olarak bulunmuştur. KOİ giderim veriminde en yüksek değerlerdeki renk giderimleri ise Fe^{2+} konsantrasyonu 0,75 mg/L'de %93,07 ve Fe^{2+} konsantrasyonu 1 mg/L'de %96,43 olarak bulunmuştur. En yüksek renk giderimi Fe^{2+} konsantrasyonu 50 mg/L'de %97,62 elde edilmiştir ve bu konsantrasyonda elde edilen KOİ giderimi ise %78,56 olarak bulunmuştur. Elde edilen bu değerler sonucunda optimum Fe^{2+} konsantrasyonu belirlenirken, iki farklı parametre göz önüne alınmıştır. Bu parametrelerin ilki en yüksek renk gideriminin elde edildiği Fe^{2+} konsantrasyonunda KOİ giderim verimi diğer Fe^{2+} konsantrasyonuna göre düşük olmasıdır. Değerlendirdiğimiz ikinci parametre ise oksidasyon için fazladan kullanılan demir iyonlarıdır. Bu fazlalık hem gider maliyetini arttırdığından hem de daha fazla miktarda kimyasal kullanımını gerektirdiğinden dezavantajlı bulunmuştur. Bu iki parametre birlikte değerlendirildiğinde daha düşük Fe^{2+} konsantrasyonunda daha yüksek KOİ giderimi elde edilen konsantrasyonlardaki renk giderimleri incelendi ve en yüksek renk giderimi Fe^{2+} konsantrasyonu 1 mg/L de %96,43 olarak bulunmuştur ve optimum Fe^{2+} konsantrasyonu olarak 1 mg/L olarak belirlenmiştir.

4.3 Fenton Prosesi ile Etkin KOİ ve Renk Giderimleri

Fenton prosesinin deneysel optimizasyon çalışmaları sonucunda elde edilen H_2O_2 konsantrasyonu 1 mg/L ve Fe^{2+} konsantrasyonu 1 mg/L'de ölçülen bulanıklık, KOİ ve renk giderimlerinin tamamı Çizelge 4.3'te gösterilmiştir.

Çizelge 4.3. Fenton prosesi ile optimum KOİ ve renk giderimleri sağlayan deneysel koşullar.

Ham Atık Su Özellikleri		Deney Koşulları	
KOİ (mg/L)	397,39	pH	≤ 3
AKM (mg/L)	3690	Fe ²⁺ (mg/L)	1
pH	8,30	H ₂ O ₂ (mg/L)	1
EC (μs/cm)	2013	Numune Hacmi (mL)	250
Bulanıklık (NTU)	735	Hızlı Karıştırma	5dk (200 rpm)
Renk (Pt-Co /456nm)	186,74	Yavaş Karıştırma	25 dk (15 rpm)
		Çökeltme süresi (dk)	30 dk
		Sıcaklık	Oda Sıcaklığı
Optimum Şartlarda Fenton Proses Performansı	Bulanıklık Giderim (%)	KOİ Giderim (%)	Renk Giderim (%)
	98,43	87,88	96,43

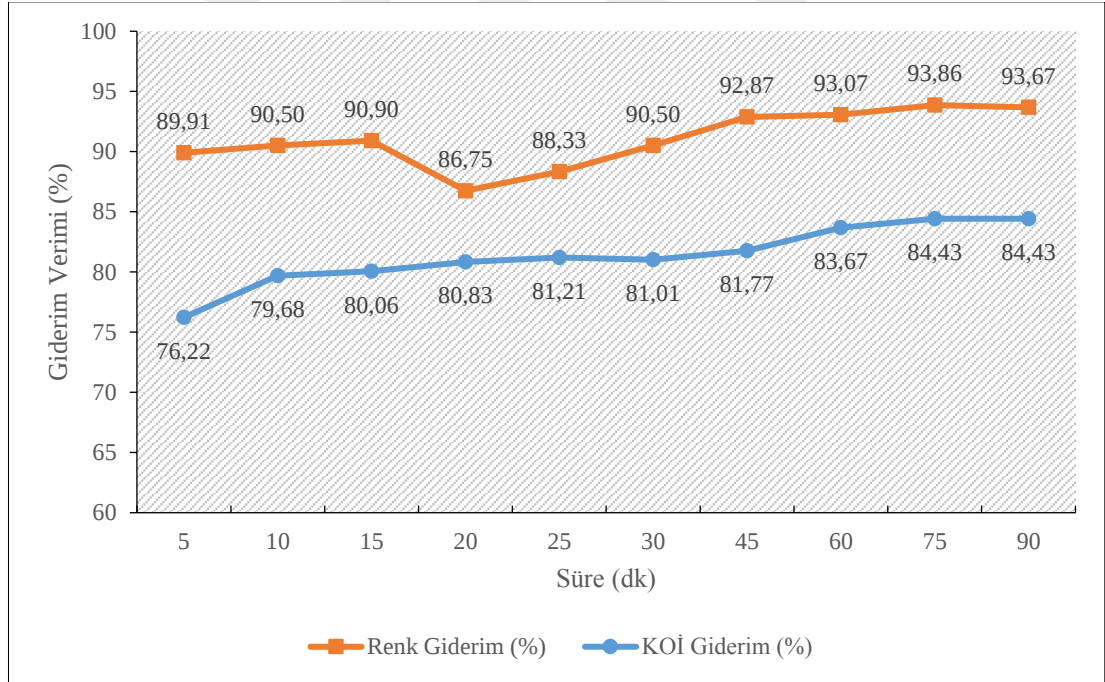
4.4 UV/H₂O₂ Prosesinde Optimum Proses Süresinin Belirlenmesi

Çalışmamızın bu aşamasında tekstil atık suyundan renk ve KOİ giderimi Fenton prosesinden sonra ileri oksidasyon tekniklerinden UV/H₂O₂ prosesi ile değerlendirilmiş ve bu proses için ilk olarak optimum proses süresinin belirlenmesi amaçlanmıştır.

Çalışmada, UV/H₂O₂ prosesi için sabit 1mg/L H₂O₂ konsantrasyonunda, atık suyun kendi pH değerinde ve farklı proses süreleri denemiştir. 5-10-15-20-25-30-45-60-75 ve 90 dakikalık proses sürelerinin sonunda çıkış numuneleri alınmıştır. Belirlenen dakikalarda alınan numunelerde renk ve KOİ ölçümleri yapılarak giderim verimleri değerlendirilmiştir. Elde edilen veriler Çizelge 4.4 ve Şekil 4.7’de verilmiştir.

Çizelge 4.4. UV/H₂O₂ prosesi ile KOİ ve renk gideriminde optimum sürenin belirlenmesi (H₂O₂ derişimi=1 mg/L, pH =8,3, giriş KOİ= 397,39, giriş renk değeri=186,73 (Pt-Co)).

Süre(dk)	KOİ(mg/L)	KOİ Giderim (%)	Renk (Pt-Co)	Renk Giderim (%)
5	94,48	76,22	18,84	89,91
10	80,76	79,68	17,73	90,50
15	79,24	80,06	16,99	90,90
20	76,19	80,83	24,74	86,75
25	74,67	81,21	21,79	88,33
30	75,47	81,01	17,73	90,50
45	72,45	81,77	13,30	92,87
60	64,91	83,67	12,94	93,07
75	61,89	84,43	11,46	93,86
90	61,89	84,43	11,83	93,67



Şekil 4.7. UV/H₂O₂ prosesi ile KOİ ve renk gideriminde optimum sürenin belirlenmesi (H₂O₂ derişimi=1 mg/L, pH =8,3).

Elde edilen deneysel sonuçlarda sürenin artmasıyla KOİ gideriminde çok küçük sapmalarla artış söz konusudur. 75. ve 90. dakikalardaki KOİ giderim verimi aynıdır ve en yüksek giderim verimi %84,43'tür. 5 ile 10 dk arasında KOİ giderim verimindeki artış diğer dakikalar arasındaki giderim verimi artışından daha fazladır. KOİ giderim verimi 10. dk ve sonrasındaki süre artışlarından çok ve 25-45 dk arasında ortalama %81 KOİ giderimi sağlanmıştır. Renk gideriminde ise 15. dk'ya kadar artmış, 20. dk'da giderim verimi negatif yönde etkilendikten sonra sürenin artmasıyla tekrardan renk giderim verimi 75. dk'ya kadar düzenli artmıştır ve 90. dk'da küçük bir sapmayla negatif yönde etkilenmiştir. 75. dk'da en yüksek renk giderim verimi %93,86 olarak bulunmuştur. Denenen tüm sürelerde KOİ giderim verimleri birbirlerine çok yakın değerler ve %76'nın üzerinde giderim verimleri elde edilmiştir. Bu yüzden optimum sürenin belirlenmesinde renk giderim verimi önem kazanmıştır. Denenen sürelerdeki 15. dk'daki renk giderim verimi %90,9 ve 30'uncu dk'daki renk giderim verimi ise %90,5'tir ve elde edilen bu iki sonucun değerleri çok yakındır. Fakat 15. dk'dan sonra renk giderim veriminde ani bir düşüş söz konusudur. Görülen bu ani düşüşün iki nedeni olabilir. Bunlardan birincisi boyar maddelerin renk giderimi için gerçekleşen mineralizasyonunda ara ürünler oluşabilir ve bu ara ürünler tekrar bir araya gelerek renkli bileşikler oluşturabilir. İkinci olarak atık suda bulunan inorganik ve organik bileşiklerin oksidasyon reaksiyonuna negatif yönde girişim yapmış olabilir. Bu sebepler gözönünde bulundurularak optimum süre 30 dk olarak seçilmiştir (Şekil 4.7).

Shu vd. (2006)'nin boya üretim süreci atıklarının UV/H₂O₂ prosesi ile çözümünü incelediği çalışmada, sirkülasyonlu bir parti reaktör sisteminde UV/H₂O₂ prosesi ile boya üretim sürecinden gelen atık sudaki renk ve KOİ'nin giderilmesi için hidrojen peroksit dozajı, UV gücü ve atık su yoğunluğu üzerindeki etkileri incelenmiştir. Belirli çalışma koşulları altında H₂O₂ konsantrasyonunun artmasıyla renk ve KOİ giderim oranları da artmıştır. UV gücünün arttırılması, çeşitli H₂O₂ konsantrasyonlarında renk ve KOİ gideriminin artmasına neden olurken, boya üretim tesisi çıkış suyunun yoğunluğu zıt etkiye neden olmuştur. %10 boya üretim tesisi çıkış suyu yoğunluğu için, 180 dakika sonunda giderim verimleri KOİ için %92,3 ve renk için %98,1'in elde edilmiştir. %50'lik daha yüksek yoğunluk için, 420. dakikada KOİ ve renk giderim verimi sadece %20,0 ve %49,1'e ulaşmıştır.

Dokuzoğlu vd. (2008)'nin reaktif boyar madde içeren tekstil atık sularının ileri oksidasyonunu incelediği çalışmada Black B (Reactive Black 5) içeren sentetik çözelti kullanılmıştır. 200 mg/L RB5 içeren ve pH'ı 7'ye ayarlanmış atık su hazırlanarak 600 mL'lik reaktöre doldurulmuştur. Üç farklı oksidasyon süresi (15, 30 ve 60 dakika) ve üç farklı H₂O₂ dozu (250, 500 ve 1000 mg/L) kullanılarak UV ışığına tabi tutulmuştur. Çözeltilerin ABS ($\lambda_{max} = 596 \text{ nm}$ 'de) ölçümleri yapılmıştır. Her bir H₂O₂ dozu için 15, 30 ve 60 dk oksidasyon süreleri uygulanmıştır. H₂O₂ dozu 250 mg/L'de; 15 dk'lık oksidasyon süresi sonunda RB5'in ABS değeri 6,8'den 0,69'a, 30 dk'lık oksidasyon süresinde 0,2'ye ve 60 dk'lık oksidasyon süresinde ise 0,02'ye düşmüştür. H₂O₂ dozu 500 mg/L'de; 15 dk'lık oksidasyon süresi sonunda ABS değeri 0,55'e, 30 dk'da 0,03'e ve 60 dk'da ise 0,002'ye düşerek yüksek giderim verimleri elde edilmiştir. H₂O₂ dozu 1000 mg/L'de; 15 dk'lık oksidasyon süresi sonunda ABS değeri 0,20'ye, 30 dk'da 0,01'e ve 60 dk'da ise 0,001'e düşmüştür. Hem artan H₂O₂ dozu hem de artan süre ile renk giderimi de bunlara paralel olarak artış göstermiştir. Oksidasyon süresinin artmasıyla RB5'in ABS değerinde önemli derecedeki azalışla yüksek renk giderim verimleri elde edilmiştir. Yaklaşık %100 renk giderimine 500 mg/l H₂O₂ dozunda 30 ve 60 dk'lık; 1000 mg/l H₂O₂ dozunda ise 15, 30 ve 60 dk'lık oksidasyon süresinde ulaşılmıştır. Minimum H₂O₂ dozu ve minimum oksidasyon süresinde %89 renk giderimi elde edildiği sağlandığı görülmüştür.

Deneyisel çalışmada elde ettiğimiz sonuçları literatürdeki, daha önce yapılan çalışmalar ile elde edilen, Dokuzoğlu ve ark. (2008)'nin yaptığı çalışmada da elde edilen sonuçlar benzerlik göstermektedir.

4.5 UV/ H₂O₂ Prosesinde H₂O₂ Konsantrasyonunun Etkisi

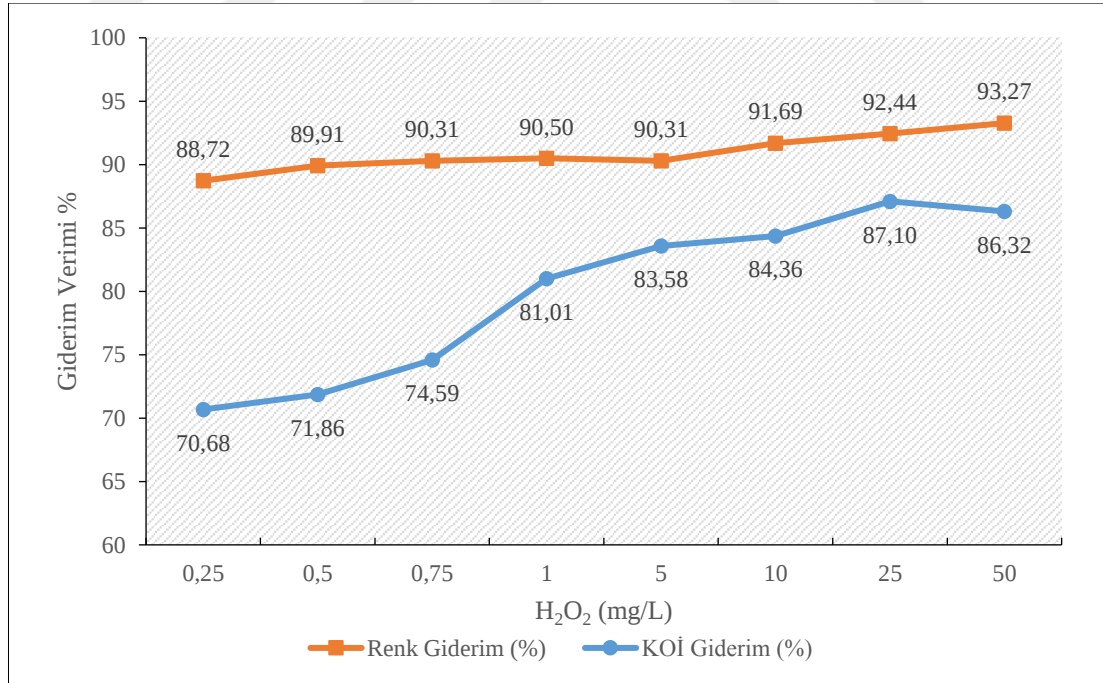
UV ışığı H₂O₂'i aktivasyon sağlayarak OH $\cdot$ radikallerinin oluşumuna neden olur ve optimum H₂O₂ konsantrasyonu yüksek UV radyasyon şiddetlerine ve boyar madde yapısına göre değişmektedir (Giray, 2014). OH $\cdot$ radikalleri boya molekülleriyle reaksiyona girerek atık sudaki renk giderilir (Kocaer ve Alkan, 2002).

UV/H₂O₂ ile renk ve KOİ giderim çalışmalarının ikinci aşamasında optimum H₂O₂ konsantrasyonunun belirlenmesi amaçlanmıştır. Deneyisel çalışmada oksidasyon süresi bir önceki aşamada belirlenen optimum süre olan 30 dakika olarak belirlenmiş ve atık suyunun kendi pH değerinde çalışılmıştır. 0,25-50 mg/L arasında değişen H₂O₂

konsantrasyonları denenerek, çıkış numuneleri alınmıştır. Alınan numunelerde renk ve KOİ ölçümleri yapılarak giderim verimleri hesaplanmıştır. Elde edilen veriler Çizelge 4.5 ve Şekil 4.8’de verilmiştir.

Çizelge 4.5. UV/H₂O₂ prosesi ile KOİ ve renk giderim veriminde optimum H₂O₂ konsantrasyonunun belirlenmesi (Reaksiyon süresi=30 dk, pH =8,3, giriş KOİ= 397,39, giriş renk değeri=186,73 (Pt-Co)).

H ₂ O ₂ (mg/L)	KOİ (mg/L)	KOİ Giderim (%)	RENK (Pt-Co)	Renk Giderim (%)
0,25	116,50	70,68	21,05	88,72
0,50	111,84	71,86	18,84	89,91
0,75	100,97	74,59	18,10	90,31
1,00	75,47	81,01	17,73	90,50
5,00	65,24	83,58	18,10	90,31
10,00	62,14	84,36	15,52	91,69
25,00	51,26	87,10	14,12	92,44
50,00	54,37	86,32	12,57	93,27



Şekil 4.8. UV/H₂O₂ prosesi ile KOİ ve renk giderim veriminde optimum H₂O₂ konsantrasyonunun belirlenmesi (Reaksiyon süresi=30 dk, pH =8,3).

Elde edilen sonuçları incelediğimizde H_2O_2 konsantrasyonundaki artışla renk giderim verimindeki artış küçük bir sapmayla paralellik göstermektedir. En yüksek renk giderimin elde edildiği H_2O_2 konsantrasyonu 50 mg/L’de %93,27 olarak bulunmuştur. Denenen H_2O_2 konsantrasyonlarında renk giderim veriminde ani bir artış gözlenmemiş, denenen her H_2O_2 konsantrasyonu için elde edilen sonuçlar %88’in üzerinde seyretmiş ve birbirlerine çok yakın giderim verimleri elde edilmiştir. Bu sebepten optimum H_2O_2 konsantrasyonunu belirleyecek olan parametre KOİ giderim verimidir. Artan H_2O_2 konsantrasyonu ile KOİ giderim verimi 25 mg/L H_2O_2 konsantrasyonuna kadar düzenli artış göstermiştir fakat H_2O_2 konsantrasyonun 50 mg/L’ye ulaştıktan sonra KOİ giderim verimi negatif yönde etkilenecek şekilde düşmüştür. Bunun sebebi artan H_2O_2 konsantrasyonunun $OH\cdot$ radikalleriyle reaksiyona girerek oksidasyon reaksiyonunu negatif yönde girişim yapmasına neden olmasından kaynaklanmaktadır. H_2O_2 konsantrasyonu 0,75 mg/L’den 1 mg/L’ye çıkartıldığında KOİ giderim veriminde ani bir artış gözlenmektedir ve arıtım teknolojisi bir arıtım tesisi boyutunda düşünüldüğünde gider maliyetini ve çevreye olan zararı minimumuma indirmek için gereken kimyasalları minimum dozda kullanmak gereklidir. Bu sebeplerden dolayı optimum H_2O_2 konsantrasyonu 1 mg/L seçilmiştir.

Bu çalışmanın sonuçları literatürlerdeki, daha önce yapılan çalışmalar ile elde edilen, Altun (2013)’un, Baştürk (2012)’ün, Schrank ve ark. (2007)’nin ve Dokuzoğlu ve ark. (2008)’nin yaptığı çalışmalarda da elde edilen sonuçlar benzerlik göstermektedir.

Altun (2013), tekstil atık suyunun kendi pH’ında (7,6), oda sıcaklığında ve 30 dakika reaksiyon süresinde 5, 10, 25, 50 ve 100 mM (mg/L) H_2O_2 konsantrasyonlarını deneyerek UV/ H_2O_2 prosesindeki 436 nm, 525 nm ve 620 nm, renk giderimi için optimum H_2O_2 konsantrasyonunu belirlemek istemiştir. Renk giderimi 25 Mm (mg/L) konsantrasyonuna kadar düzenli artar ancak diğer taraftan H_2O_2 konsantrasyonu arttığında (50 mM ve 100 mM) renk giderimi azalır. Renk gideriminin azalmasının arkasındaki nedeni aşırı hidrojen peroksitin hidroksil radikalleri ile reaksiyonuna dayandırmıştır.

Baştürk (2012), sentetik boya çözeltinde UV/ H_2O_2 prosesi kullanarak farklı derişimlerde 100, 200, 300, 400, 500, 1000, 2000 ve 4000 mg/L hidrojen peroksit dozu denemiştir, belirli sürelerde (2.-4.-6.-8.-10.-12.-14.-16. dakikada) numuneler alınarak 635 nm’deki renk giderimlerine etkisini inceleyerek optimum H_2O_2 dozunu

belirlemiştir. Çalışmasında artan süre ve H_2O_2 dozu ile renk gideriminde de pozitif yönde paralellik gözlenmiştir. Denenen H_2O_2 dozlarında renk gideriminde ani artışa neden olan 500 mg/L H_2O_2 dozudur. H_2O_2 dozu denenen 1000, 2000 ve 4000 mg/L seviyelerinde de elde edilen renk giderim verimi oldukça yüksektir, fakat elde edilen giderim değerleri 500 mg/L H_2O_2 dozunda elde edilen giderim değerine çok yakındır. Bu sebepten ve proses maliyeti açısından 500 mg/L H_2O_2 dozu optimum olarak seçilmiştir.

Dokuzoğlu vd. (2008)'nin reaktif boyar madde içeren tekstil atık sularının ileri oksidasyonunu incelediği ve Black B (Reactive Black 5) içeren sentetik çözelti kullanarak yaptığı çalışma bir önceki aşamada bahsedilmiştir. Bu çalışmada 15 dakikalık oksidasyon süresinde; H_2O_2 dozu 250 mg/L'de RB5'in ABS değeri 6,8'den 0,69'a, H_2O_2 dozu 500 mg/L'de ABS değeri 0,55'e ve H_2O_2 dozu 1000 mg/L'de ise ABS değeri 0,20'ye düştüğü gözlemlenmiştir. 30 dakikalık oksidasyon süresinde; H_2O_2 dozu 250 mg/L'de ABS değeri 0,20'ye, H_2O_2 dozu 500 mg/L'de ABS değeri 0,03'e ve H_2O_2 dozu 1000 mg/L'de ise ABS değeri 0,01'e düştüğü gözlemlenmiştir. 60 dakikalık oksidasyon süresinde ise; H_2O_2 dozu 250 mg/L'de ABS değeri 0,20'ye, H_2O_2 dozu 500 mg/L'de ABS değeri 0,002'e ve H_2O_2 dozu 1000 mg/L'de ise ABS değeri 0,001'e düştüğü gözlemlenmiştir. Bu sonuçların ışığında artan H_2O_2 dozu ile ABS değeri düşmüş ve renk giderimi de bunlara paralel olarak artış göstermiştir.

Schrank vd. (2007)'nin H_2O_2 /UV prosesi kullanılarak Vat Green 01 tekstil boyasının ve tekstil atık suyunun renk giderimine etkilerini incelediği çalışmada Vat Green 01 tekstil boyasının ve gerçek tekstil atık suda renk giderimi, pH, hidrojen peroksit konsantrasyonu ve boya konsantrasyonunun fonksiyonu olarak H_2O_2 varlığında UV radyasyonu kullanılarak araştırılmıştır. Boya ile yapılan çalışma sonuçlarında, başlangıç H_2O_2 konsantrasyonu, hidrojen peroksitin atık su fotolitik degradasyonunu inhibe ettiği belirli bir noktaya kadar arttıkça bozunmanın arttığını göstermiştir. Renk giderim hızı, boya konsantrasyonuna göre sahte birinci dereceden kinetiğe sahiptir. H_2O_2 / UV prosesi, Vat Green 01 boya maddesinin parçalanarak maksimum giderim oranının %41, Vat Green 01 boya maddesi içeren tekstil atık suyunda ise renk giderim oranının %70'ine ulaşmıştır. Tekstil atık suyunda renk giderim oranı %70 olduğunda KOİ giderimi oranı %69'a ulaşmıştır. Prosesin en iyi H_2O_2 dozu, Vat Green 01 boya maddesi için 0,5 g/L ve tekstil atık suyu içinse 1,0 g/L'dir. Bu değerlere kadar,

reaksiyon ortamındaki bol miktarda H_2O_2 nedeniyle H_2O_2 /UV proses verimliliğini düşürmüştür. Hidrojen peroksit konsantrasyonu yükseldiğinde, fazla hidrojen peroksit hidroksil radikallerini tüketerek bir hidroksil radikal temizleyicileri gibi performans gösterir.

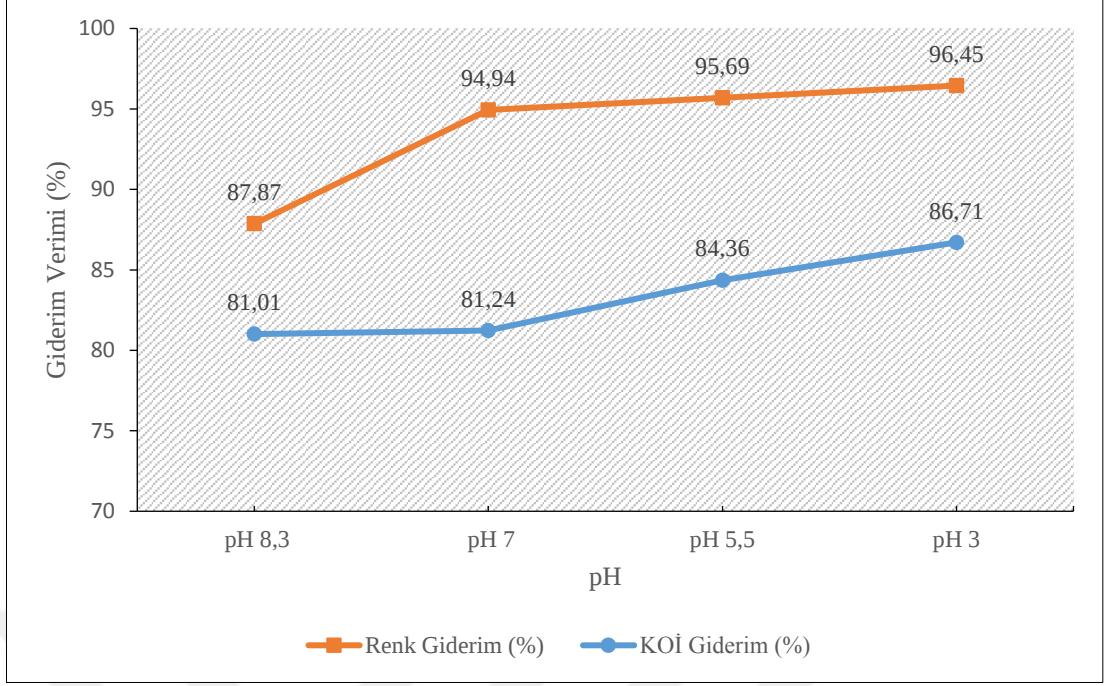
4.6 UV/ H_2O_2 Prosesinde pH'nın Etkisi

Hidrojen peroksit (H_2O_2) yüksek pH değerlerinde oksitleme yeteneği azalarak kararsız hale gelir, $OH\cdot$ radikallerinin oluşumu önemli oranda düşer ve oksidasyon reaksiyonuna negatif yönde etki eder. Düşük pH değerinde ise (pH 2'nin altına düştüğünde) H_3O^{2+} oluşur, $OH\cdot$ radikallerinin oluşumu zorlaşır ve oksidasyon reaksiyonunu olumsuz yönde etki eder. Hidrojen peroksit (H_2O_2) pH 2–4 aralığında daha kararlı hale gelerek oksidasyon verimi daha yüksektir (Türkeş, 2019; Dinç, 2011).

UV/ H_2O_2 prosesi için yapılan çalışmaların son aşamasında önceden belirlenen optimum değerler olan reaksiyon süresi 30 dakika ve H_2O_2 konsantrasyonu ise 1 mg/L kullanılmıştır. UV/ H_2O_2 prosesindeki deneysel çalışmalar oda sıcaklığında gerçekleştirilmiş ve 3-5,5-7-8,3 pH değerleri denenmiştir. Denenen pH değerlerinde çıkış numuneleri alınmıştır. Alınan numunelerde renk ve KOİ ölçümleri yapılarak giderim verimleri değerlendirilmiştir. Elde edilen veriler Çizelge 4.6 ve Şekil 4.9'da verilmiştir.

Çizelge 4.6. UV/ H_2O_2 prosesi ile KOİ ve renk giderim veriminde optimum pH değerinin belirlenmesi (Reaksiyon süresi=30 dk, H_2O_2 konsantrasyonu =1 mg/L, giriş KOİ= 397,39, giriş renk değeri=186,73 (Pt-Co)).

pH	KOİ (mg/L)	KOİ Giderim (%)	Renk (Pt-Co)	Renk Giderim (%)
8,3	75,47	81,01	17,73	87,87
7	74,56	81,24	7,40	94,94
5,5	62,14	84,36	6,29	95,69
3	52,82	86,71	5,19	96,45



Şekil 4.9. UV/H₂O₂ prosesi ile KOİ ve renk giderim veriminde optimum pH değerinin belirlenmesi (Reaksiyon süresi=30 dk, H₂O₂ konsantrasyonu =1 mg/L).

Elde edilen sonuçları incelediğimizde pH değerinin azalmasıyla renk ve KOİ giderim verimleri pozitif yönde değişmiştir. pH 3 değerinde en yüksek renk giderim verimi %96,45 ve en yüksek KOİ giderim verimi %86,71 olarak elde edilmiştir (Şekil 4.9). Bu sebepten dolayı optimum pH 3 olarak seçilmiştir.

Elde edilen sonuçların literatürde, daha önce yapılan çalışmalarda elde edilen, Baştürk (2012)'ün ve Sözütek ve Erbatur (2015)'un yaptığı çalışmalarda elde ettikleri sonuçlarla benzerlik göstermektedir.

Sözütek ve Erbatur (2015)'un AB-I, RR198 ve AO-II boyar maddelerinin UV/H₂O₂ sistemi ile giderimini incelediği çalışmada, pH 3,7'de boya çözeltileri konsantrasyonu sabit tutularak (0,1 mM), farklı derişimde H₂O₂ (1,0 mM, 2,5 mM, 5,0 mM) kullanılarak optimum H₂O₂ derişimi belirlenmek istenmiştir. Boyar maddelerin renk ölçümleri AO-II için 483 nm, RR198 için 516 nm ve AB-I için 616 nm'de yapılmıştır. H₂O₂/Boya oranları (mM/mM) 10, 25, 50 olacak şekilde ayarlanmıştır. AB-I, RR198 ve AO-II boya çözeltilerine belirlenen oranda H₂O₂ eklendikten sonra UV lambası çalıştırılarak UV/H₂O₂ sistemi çalıştırılmıştır. [H₂O₂]/[Boya] oranının artırılması ile renk giderim oranlarında artış gözlenmiştir. Örneğin [H₂O₂]/[RR198] oranı 10 olduğu durumda 70 dakikalık reaksiyon sonunda renk giderim oranı %89 olarak

gerçekleşirken aynı sürede $[H_2O_2]/[RR198]$ oranı 50'ye artırıldığında renk giderimi %99 olarak gözlenmiştir. $[H_2O_2]/[Boya]$ oranı 50'ye artırıldığında renk giderim oranları da AB-I ve AO-II için sırasıyla %84'ten %100'e ve %97'den %99 değerlerine artmıştır. H_2O_2 derişiminin artmasına paralel renk giderimin artması en üst limit olarak kullanılan H_2O_2 derişiminin radikal tutucu etkisi yaratmayacak düzeyde kaldığını göstermiştir. Bununla beraber oranın 25'ten 50 değerine çıkarılması önemli bir fark yaratmamıştır ve H_2O_2 , oksidasyon prosesleri için girdi maliyetini oluşturduğu için çalışmalarda $[H_2O_2]/[Boya]$ oranı 25 olarak seçilmiştir.

Baştürk (2012), sentetik boya çözeltinde UV/ H_2O_2 prosesi kullanarak 500 mg/L H_2O_2 dozunda pH 2 ile pH 7 arasında pH değerleri 2, 3, 4, 5, 6 olan farklı değerler denemiştir, belirli sürelerde (2.-4.-6.-8.-10.-12.-14.-16. dakikada) numuneler alınarak 635 nm'deki renk giderimlerine etkisini inceleyerek optimum pH değerini belirlemiştir. Çalışmasında artan süre ve azalan pH değeri ile renk gideriminde de pozitif yönde paralellik gözlenmiştir. Denenen pH 3 değerinde en iyi renk giderimi elde ederek %96 olarak bulmuştur ve optimum pH'ı 3 olarak belirlemiştir.

Baştürk ve Karataş (2015), UV/ H_2O_2 prosesi ile antrakuinon boya Reaktif Mavi 181 çözeltisinin renk giderimini incelediği çalışmada, H_2O_2 dozajı, pH değeri, boya konsantrasyonu ve sıcaklık gibi çalışma parametrelerinin etkileri araştırılmıştır. Optimum koşullar 20 dakika reaksiyon süresi için H_2O_2 = 500 mg/L, RB181= 500 mg/L ve pH 3 olarak belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlara göre, UV/ H_2O_2 prosesi boya renk gideriminde tatmin edici sonuçlar verirken COD ve TOC için tatmin edici sonuçlar vermez.

4.7 UV/ H_2O_2 Prosesi ile Etkin KOİ ve Renk Giderimleri

UV/ H_2O_2 prosesinin deneysel optimizasyon çalışmaları sonucunda elde edilen reaksiyon süresi 30 dk, H_2O_2 konsantrasyonu 1 mg/L ve pH 3 değerinde ölçülen KOİ ve renk giderimleri bütün halde Çizelge 4.7'de gösterilmiştir.

Çizelge 4.7. UV/H₂O₂ prosesi ile optimum KOİ ve renk giderimleri sağlayan deneysel koşullar.

Ham Atık Su Özellikleri		Deney Koşulları	
KOİ (mg/L)	397,39	pH	3
AKM (mg/L)	3690	H ₂ O ₂ (mg/L)	1
pH	8,30	Numune Hacmi (mL)	350
EC (µs/cm)	2013	Sıcaklık	Oda Sıcaklığı
Bulanıklık (NTU)	735	Çökeltme süresi (dk)	30 dk
Renk (Pt-Co /456nm)	186,74	UV reaktör tipi	51 Hz, 220 V, 254 nm dalga boyunda ışığa sahip
Optimum Şartlarda	KOİ Giderim (%)		Renk Giderim (%)
UV/H ₂ O ₂ Prosesi	86,71		96,45
Performansı			

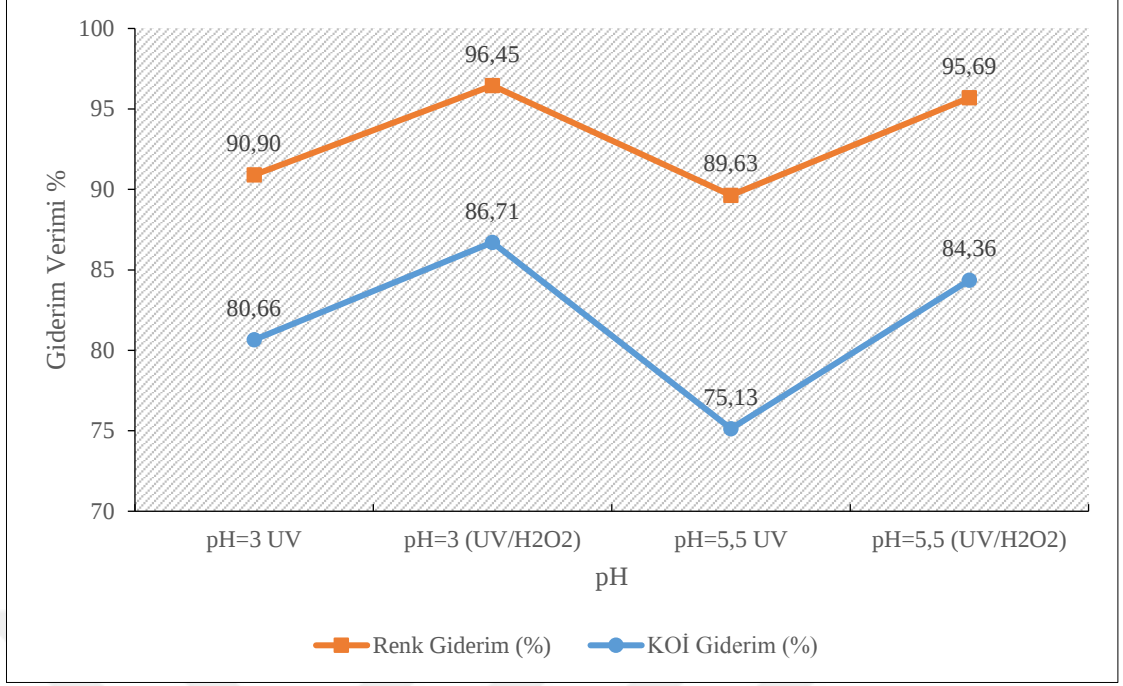
Kılıç ve Yonar (2017)'in el baskısı işletmelerinden kaynaklanan tekstil atık sularından KOİ ve renk gideriminde UV/H₂O₂ prosesiyle arıtılabilirliğini incelediği çalışmada oldukça yüksek KOİ ve renk giderim verimi elde etmişlerdir. UV/H₂O₂ prosesi ile yapılan deneysel çalışmada 256 nm dalga boyunda, 15 W'lık lambalar kullanılmıştır. Deneylerde pH=3-8 aralığındaki değerler ve H₂O₂=25-150 mg/L dozları denenmiştir. 90 dakikalık oksidasyon süresinde optimum H₂O₂ dozu 125 mg/L'de ve pH 3 değerinde KOİ giderim verimi %91, renkte ise %93 giderim verimi elde edilmiştir. Elde edilen sonuçlar, H₂O₂ konsantrasyonunun ve pH'ın KOİ ve rengin foto oksidasyonuna etkili bulunduğunu göstermiştir.

4.8 UV ve UV/H₂O₂ Proseslerinin değişen pH değerlerindeki KOİ ve Renk Giderim Verimleri Açısından Karşılaştırılması

Çalışmamızın son aşamasında, UV reaktörünün tek başına kullanılarak tekstil endüstrisi atık suyunda renk ve KOİ giderimine etkisi araştırılmıştır ve UV/H₂O₂ prosesinden elde edilen giderimlerle karşılaştırılmıştır. UV/H₂O₂ prosesinde yapılan işlemlerin aynısı yapılmıştır fakat H₂O₂ ilave edilmemiştir. UV prosesindeki reaksiyon süresi önceki aşamada yapılan UV/H₂O₂ prosesinde belirlenen optimum süre olan 30 dakika kullanılmıştır. Denenmek istenen pH değerleri UV/H₂O₂ prosesinde en yüksek renk ve KOİ giderim verimi elde edilen pH 3 ve pH 5,5 değerleri seçilmiştir. Deneysel çalışmada 30 dk UV ışına maruz kalan numunelerin UV reaktörü çıkışında renk ve KOİ ölçümleri yapılarak giderim verimleri değerlendirilmiştir. Proseslere göre elde edilen veriler izelge 4.8 ve şekil 4.10'da verilmiştir.

Çizelge 4.8. UV ve UV/H₂O₂ proseslerindeki farklı pH değerlerinin KOİ ve renk giderim verimine etkisi (UV ve UV/H₂O₂ Prosesleri Reaksiyon süresi=30 dk, UV/H₂O₂ Prosesi H₂O₂ konsantrasyonu 1 mg/L, giriş KOİ= 397,39, giriş renk değeri=186,73 (Pt-Co)).

pH	Proses	KOİ (mg/L)	KOİ Giderim (%)	RENK (Pt-Co)	Renk Giderim (%)
3	UV	76,86	80,66	13,30	90,90
3	UV/H ₂ O ₂	52,82	86,71	5,19	96,45
5,5	UV	98,82	75,13	15,15	89,63
5,5	UV/H ₂ O ₂	62,14	84,36	6,29	95,69



Şekil 4.10. UV ve UV/H₂O₂ proseslerindeki pH değerinin KOİ ve renk giderim verimine etkisi (UV ve UV/H₂O₂ Prosesleri Reaksiyon süresi=30 dk, UV/H₂O₂ Prosesi H₂O₂ konsantrasyonu 1 mg/L).

UV prosesinde elde edilen sonuçların UV/H₂O₂ proseslerindeki sonuçlarla benzerlik göstermiştir. pH değerinin azalmasıyla renk ve KOİ miktarları azalmış, giderim verimleri ise artmıştır. UV prosesi pH 3 değerinde en yüksek renk giderimi %90,9 ve KOİ giderimi ise %80,66'ı olarak bulunmuştur. UV/H₂O₂ pH 3 değerinde elde edilen renk ve KOİ giderimleri UV prosesine göre daha yüksektir. Bunun sebebi literatürde de bahsedildiği gibi UV ışığı hidrojen peroksiti aktive ederek OH[•] radikallerinin oluşumunu artırır ve atık suda istenmeyen kirleticilerin parçalanarak daha fazla giderilmesini sağlar (Giray, 2014; Gökkuş, 2006; Toprak, 2015). UV ve UV/H₂O₂ proseslerindeki renk ve KOİ giderimleri karşılaştırıldığında UV/H₂O₂ prosesindeki giderimlerin daha yüksek olduğu görülmüştür.

Azbar ve ark. (2004) yaptıkları çalışmada polyester ve asetat elyaf boyama atık suyuna UV prosesinde 60 dakika reaksiyon süresi uygulanarak KOİ'de %4, renkte ise %7 oranında giderme verimi elde edilmiştir. 60 dakikalık UV prosesine H₂O₂ ilavesi yapıldığında ise, KOİ ve renk giderme verimleri %90'ın üzerine çıkmıştır.

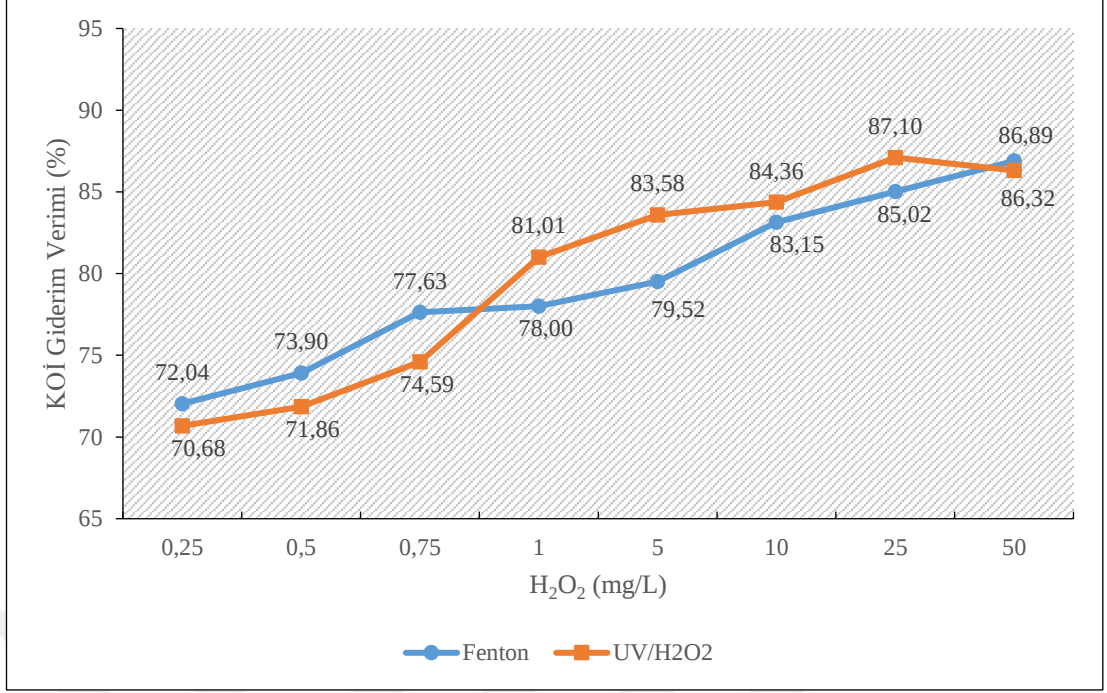
Elde edilen sonuçların literatürde, daha önce yapılan çalışmalarda elde edilen Azbar ve ark. (2004)'ün yaptığı çalışmada elde edilen sonuçlarla benzerlik göstermektedir.

4.9 Fenton ve UV/ H₂O₂ Proseslerinin KOİ ve Renk Giderim Verimleri Açısından Karşılaştırılması

Çalışmamızın tamamında Fenton ve UV/ H₂O₂ prosesleri ile tekstil endüstrisi atık suyunda renk ve KOİ giderim verimleri farklı deneysel koşullarda araştırılmıştır. Fenton ve UV/ H₂O₂ proseslerin için yapılan çalışmalarda 0,25-50 mg/L konsantrasyon aralığında H₂O₂ konsantrasyonları denenmiştir ve proses çıkışlarındaki numunelerin renk ve KOİ analizleri yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar Çizelge 4.9, Şekil 4.11 ve Şekil 4.12’de verilmiştir.

Çizelge 4.9. Fenton ve UV/ H₂O₂ proseslerindeki H₂O₂ konsantrasyonlarının renk ve KOİ giderim verimine etkisi (Fenton ve UV/H₂O₂ Prosesleri Reaksiyon süresi=30 dk).

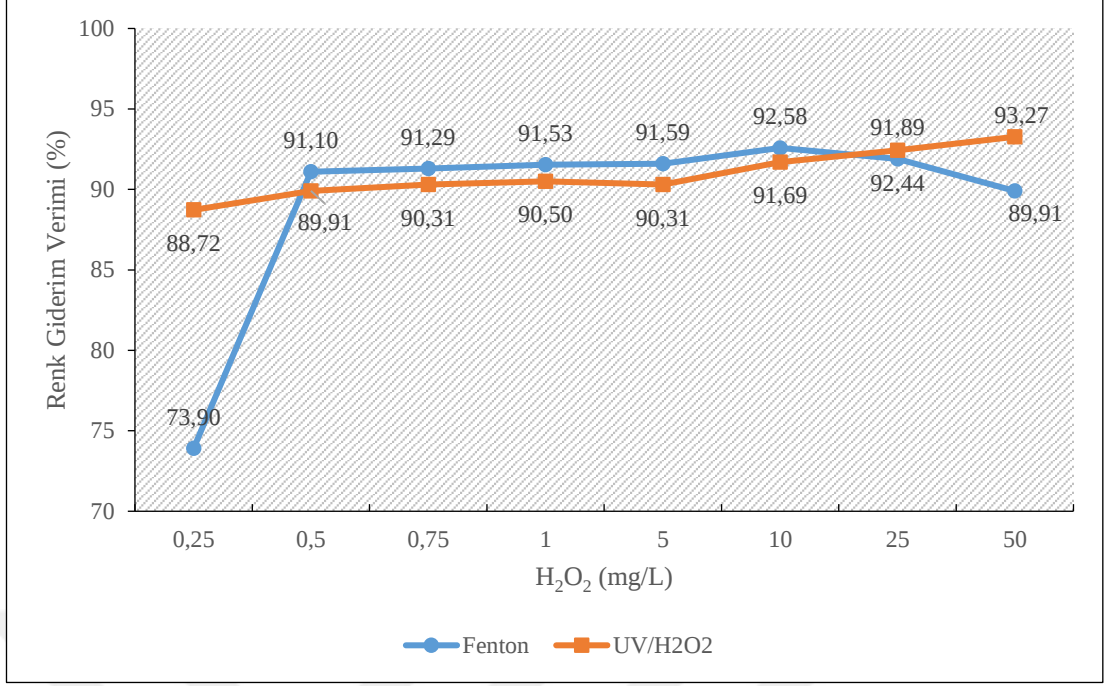
H ₂ O ₂ (mg/L)	KOİ Giderim (%)		Renk Giderim (%)	
	Fenton	UV/H ₂ O ₂	Fenton	UV/H ₂ O ₂
0,25	72,04	70,68	73,90	88,72
0,50	73,90	71,86	91,10	89,91
0,75	77,63	74,59	91,29	90,31
1,00	78,00	81,01	91,53	90,50
5,00	79,52	83,58	91,59	90,31
10,00	83,15	84,36	92,58	91,69
25,00	85,02	87,10	91,89	92,44
50,00	86,89	86,32	89,91	93,27



Şekil 4.11. Fenton ve UV/H₂O₂ proseslerindeki H₂O₂ konsantrasyonlarının KOİ giderim verimine etkisi (Fenton ve UV/H₂O₂ Prosesleri Reaksiyon süresi=30 dk).

Fenton prosesinde H₂O₂ konsantrasyonu arttıkça KOİ giderim verimi de artmıştır. En yüksek KOİ giderim verimi %86,89 ile 50 mg/L H₂O₂ konsantrasyonunda sağlanmıştır. UV/H₂O₂ prosesinde ise H₂O₂ konsantrasyonu ile belli noktaya kadar artmıştır. 25 mg/L H₂O₂ konsantrasyonunda en yüksek KOİ giderim verimi %87,10 olarak elde edilmiştir. H₂O₂ konsantrasyonu 50 mg/L'ye ulaştığında KOİ giderim verimi %86,32'ye düşmüştür. UV/H₂O₂ prosesinde ise H₂O₂ konsantrasyonu 0,75mg/L'den 1mg/L'ye çıkartıldığında KOİ giderim veriminde ani bir artış gözlemlenmiştir.

Fenton prosesi H₂O₂ konsantrasyonu 0,25 mg/L, 0,5 mg/L ve 0,75 mg/L H₂O₂ konsantrasyonlarında UV/H₂O₂ prosesine göre daha iyi KOİ giderim verimine sahiptir. Fakat H₂O₂ konsantrasyonu 1mg/L'den 25 mg/L'ye kadar arttırıldığında UV/H₂O₂ prosesi Fenton prosesine göre daha iyi KOİ giderimi sağlamıştır. H₂O₂ konsantrasyonu 50 mg/L olduğunda UV/H₂O₂ prosesinin giderim verimi düşmüştür ve Fenton prosesinde daha iyi KOİ giderim verimi elde edilmiştir (Şekil 4.11).



Şekil 4.12. Fenton ve UV/H₂O₂ proseslerindeki H₂O₂ konsantrasyonlarının renk giderim verimine etkisi (Fenton ve UV/H₂O₂ Prosesleri Reaksiyon süresi=30 dk).

Fenton prosesinde H₂O₂ konsantrasyonu arttıkça renk giderim verimi belli noktaya kadar artmıştır. En yüksek renk giderim verimi %92,58 ile 10 mg/L H₂O₂ konsantrasyonunda elde edilmiştir. H₂O₂ konsantrasyonu 25 mg/L ve 50 mg/L'ye çıkartıldığında renk giderim veriminde düşüş gözlemlenmiştir ve elde edilen renk giderim verimleri sırasıyla %92,44 ve %89,91'dir. Fenton prosesinde H₂O₂ konsantrasyonu 0,25 mg/L'den 0,5 mg/L'ye çıkartıldığında renk giderim veriminde %73,90'dan %91,10'a ani bir artış gözlemlenmiştir. UV/H₂O₂ prosesinde ise H₂O₂ konsantrasyonu arttıkça renk giderim veriminde küçük bir sapmayla artmıştır. 50 mg/L H₂O₂ konsantrasyonunda en yüksek renk giderim verimi %93,27 olarak elde edilmiştir.

Fenton ve UV/H₂O₂ proseslerinde 0,50 mg/L ile 25 mg/L H₂O₂ konsantrasyonları arasında elde edilen renk giderim verimleri maksimum %1,3'lük sapma yaparak birbirlerine çok yakın değerler elde edilmiştir. 0,50 mg/L ile 10 mg/L H₂O₂ konsantrasyonları arasında Fenton prosesinde daha yüksek renk giderim verimi elde edilmiştir. H₂O₂ konsantrasyonları 0,25 mg/L, 0,5 mg/L ve 50 mg/L olduğunda ise UV/H₂O₂ prosesinde daha yüksek renk giderim verimi elde edilmiştir (Şekil 4.12).

Daha önceki aşamalarda Fenton, UV ve UV/H₂O₂ proseslerinde yapılan optimizasyon çalışmaları sonucunda elde edilen verilerin karşılaştırması Çizelge 4.10’da verilmiştir.

Çizelge 4.10. Fenton, UV ve UV/H₂O₂ prosesleri ile optimum şartlarda etkin KOİ ve renk giderimleri.

Optimum Şartlardaki Proses Performansı	KOİ (mg/L)	KOİ Giderim (%)	RENK (Pt-Co)	Renk Giderim (%)
Fenton	48,15	87,88	6,66	96,43
UV/H ₂ O ₂	52,82	86,71	5,19	96,45
UV	76,86	80,66	13,30	90,90

Elde edilen veriler karşılaştırıldığında KOİ giderimde %1,18 daha yüksek giderim sağlayan Fenton prosesi %87,88 giderim verimi ile daha etkidir. Renk giderimde ise %0,02 daha yüksek giderim sağlayan UV/H₂O₂ prosesi %96,45 giderim verimi ile daha etkindir. Fakat renk gideriminde %0,02’lik ve KOİ gideriminde %1,18’lik fark göz ardı edilebilir olduğu durumlarda iki proseste etkin renk ve KOİ giderimlerine sahiptir. Bu durumda arıtım tesisinin işletim ve kurulum maliyetleri, giderilmek istenen diğer kirletici parametrelere ve kullanılan kimyasal miktarları ve maliyetleri değerlendirilerek proses seçimi yapılmalıdır.

Bu çalışmanın sonuçları Dokuzoğlu vd. (2008)’nin yaptığı çalışmada da elde edilen sonuçlarla benzerlik göstermektedir.

Dokuzoğlu vd. (2008)’nin reaktif boyar madde içeren tekstil atık sularının ileri oksidasyonunu incelediği ve Black B (Reactive Black 5) içeren sentetik çözelti kullanarak yaptığı çalışma oksidasyon yöntemlerinden UV/H₂O₂ ve Fenton prosesi karşılaştırılmıştır. Bu iki proses ile yapılan çalışmanın sonucunda elde edilen renk giderimleri her iki prosesinde tam giderimi sağladığını göstermiştir. RB5’in renk gideriminde Fenton prosesi daha ekonomik ve uygun arıtım yöntemi olarak gözükse de, oluşan çamurun çevre problemine neden olabilmektedir ve bu çamurun bertarı için ilave arıtım prosesi kullanımının gerekli olması, atık suyun pH ayarlamalarında

kullanılan kimyasallar prosesin ekonomik yapısını olumsuz etkilemektedir. UV/H₂O₂ çevreye dost bir uygulama olarak bilinmektedir ve çamur gibi ekstra kirlilik oluşturmayarak ilave arıtma masraflarını engellemektedir.



5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu tez çalışmasında tekstil ürünlerinin üretiminde faaliyet gösteren bir tekstil fabrikasına ait atık su arıtma tesisinin dengeleme havuzu girişinden alınan ham atık suda ileri oksidasyon proseslerinden fenton ve UV/H₂O₂ prosesleri kullanılarak renk ve KOİ giderim verimleri araştırılmıştır. Her bir proses için ayrı ayrı yürütülen çalışmalarda optimum proses koşulları belirlenmiş ve bu koşullarda elde edilen giderim verimlerinden yararlanılarak proseslerin karşılaştırılması amaçlanmıştır.

Deneysel çalışmalarda ilk olarak Fenton prosesi uygulanmıştır. Tüm çalışmalar oda sıcaklığında gerçekleştirilmiş ve proses çıkışlarından alınan numunelerin bulanıklık, iletkenlik, KOİ ve renk analizleri 3 tekrarlı yapılarak giderim verimleri hesaplanmıştır. Fenton prosesi için optimum H₂O₂ ve Fe²⁺ konsantrasyonlarının belirlenmesinde pH=3 olarak ayarlanmış ve 10 mg/L sabit Fe²⁺ konsantrasyonunda 0,25-50 mg/L konsantrasyon aralığında denenen sekiz farklı H₂O₂ konsantrasyonu için %99 değerinin üzerinde bulanıklık giderimi sağlanmıştır.

KOİ giderim verimi ise H₂O₂ konsantrasyonun artmasıyla düzenli şekilde arttığı tespit edilmiştir. En yüksek KOİ giderimin verimi 50 mg/L ve 25 mg/L H₂O₂ konsantrasyonlarında sırasıyla %86,89 ve %85,02 olarak birbirine yakın değerler elde edilmiştir. En düşük H₂O₂ konsantrasyonu 0,25 mg/L'de KOİ giderim verimini %72,04 olarak elde edilmiştir.

Renk giderim verimi en yüksek 10 mg/L H₂O₂ konsantrasyonunda %92,58 olarak elde edilmiştir. H₂O₂ konsantrasyonu 0,25 mg/L'den 0,5 mg/L'ye arttırıldığında renk giderim veriminde %73,90'dan ani bir artışla %91,1'e çıktığı gözlemlenmiştir. 1 mg/L H₂O₂ konsantrasyonunda giderim verimleri renk için %91,53 ve KOİ içinse %78,00 elde edilmiştir. 1 mg/L H₂O₂ konsantrasyonunda ve bu değerden daha yüksek H₂O₂ konsantrasyonlarında elde edilen renk giderim verimleri birbirine çok yakın olması, fazladan kullanılan kimyasal miktarını ve gider maliyetini azaltmak için optimum H₂O₂ konsantrasyonu 1 mg/L seçilmiştir.

Fenton prosesi için yapılan çalışmaları ikinci aşamasında Fe²⁺'in renk, KOİ ve bulanıklık giderim verimine etkisini ve optimum Fe²⁺ konsantrasyonunu belirlemek için; pH≤3 değerinde gerçekleştirilen deneysel çalışmalarda H₂O₂ konsantrasyonunu

optimum doz olarak belirlenen 1mg/L’de sabit tutulmuştur. Fe^{2+} konsantrasyonu 0,25-75 mg/L aralığında 9 farklı konsantrasyon denenmiştir. Denen her Fe^{2+} konsantrasyonu için %97 değerinin üzerinde bulanıklık giderimi sağlanmıştır. Bulanıklık gideriminin Fe^{2+} konsantrasyonunun 10 mg/L’ye kadar artmasıyla küçük sapmalarla yükseldiği gözlemlenmiştir ve en yüksek bulanıklık giderimi Fe^{2+} konsantrasyonu 10 mg/L’de %99,5 olarak elde edilmiştir. Fakat Fe^{2+} konsantrasyonu 10 mg/L’yi aşan değerlerde bulanıklık değeri artarak giderim verimini negatif yönde etkilemiştir.

Elde edilen sonuçlara göre artan Fe^{2+} konsantrasyonu ile renk giderim verimi dalgalanarak artmıştır. H_2O_2 konsantrasyonu 1 mg/L ve Fe^{2+} konsantrasyonu 50 mg/L’de en yüksek renk giderim verimi %97,62 olarak ve KOİ giderim verimi ise %78,56 elde edilmiştir. Fe^{2+} konsantrasyonu 75 mg/L’ye artırılmasıyla elde edilen renk ve bulanık giderim verimleri negatif yönde etkilenmiştir. Bu negatif yöndeki etkilenmenin nedeni artan Fe^{2+} iyonunun daha fazla $\text{OH}\cdot$ radikali tutarak oksidasyon reaksiyonunu olumsuz etkilemesinden ve artan Fe^{2+} iyonlarının atık suya kendi rengini vermesinden kaynaklanmaktadır.

KOİ giderimi değeri başlangıçta artan Fe^{2+} konsantrasyonu ile artarak en yüksek iki KOİ giderim verimi Fe^{2+} konsantrasyonu 0,75 mg/L ve 1 mg/L’de sırasıyla %87,99 ve %87,88 olarak elde edilmiştir. 1 mg/L Fe^{2+} konsantrasyonundan sonra demir iyonu ilavesiyle fazla gelen demir iyonları $\text{OH}\cdot$ radikallerini tutarak suyun kimyasal oksijen ihtiyacını artırmıştır ve Fenton prosesindeki giderim verimini negatif yönde etkileyerek dalgalandırmıştır. 0,75 mg/L ve 1 mg/L Fe^{2+} konsantrasyonlarındaki en yüksek KOİ giderim verimi elde edilen değerlerdeki renk giderim verimleri ise sırasıyla %93,07 ve %96,43 olarak elde edilmiştir. Elde edilen bu değerler sonucunda en yüksek KOİ giderim verimlerinin sağlandığı Fe^{2+} konsantrasyonlarında daha yüksek renk giderim verimi sağlayan 1 mg/L Fe^{2+} konsantrasyonu optimum Fe^{2+} konsantrasyon olarak belirlenmiştir. Optimum konsantrasyon belirlenirken kullanılan kimyasal miktarını ve proses maliyetini minimize etmektir.

Fenton prosesi H_2O_2 konsantrasyonu 1 mg/L ve Fe^{2+} konsantrasyonu 1 mg/L’deki optimizasyonu sonucunda elde edilen giderim verimleri bulanıklıkta %98,43, KOİ’de %87,88 ve renkte %96,43 olarak elde edilmiştir.

Çalışmanın ikinci aşamasında UV/H₂O₂ prosesinin optimizasyonuna ait optimum proses süresinin, H₂O₂ konsantrasyonunun ve pH değerinin belirlenmesine yönelik deneysel çalışmalar yapılmıştır. Deneysel çalışmada atık suyun kendi pH değerinde ve H₂O₂ konsantrasyonu 1 mg/L’de sabit tutularak süre çalışması yapılmıştır. 5-10-15-20-25-30-45-60-75 ve 90 dakikalık proses süreleri sonunda çıkış numuneleri alınarak yapılan KOİ ve renk analiz sonuçlarına göre optimum sürenin belirlenmesi amaçlanmıştır.

Elde edilen deneysel sonuçlarda sürenin artmasıyla KOİ giderim veriminde arttığı gözlemlenmiştir. En yüksek KOİ giderim verimi 75 ve 90 dakikalık proses süreleri sonunda %84,43 olarak elde edilmiştir. Denenen en düşük süre olan 5 dakikada KOİ giderim verimi %76,22 olarak elde edilmiştir. 10. dakika ve sonrasında elde edilen KOİ giderim verimleri %79,68 ile %84,43 aralığında birbirine yakın değerler elde edilmiştir.

Renk giderim verimi en yüksek 75. dakikada %93,86 olarak elde edilmiştir. 20. ve 25. dakikalar haricinde denenen diğer sürelerde %89,90’ın üzerinde ve birbirlerine çok yakın değerlerde renk giderim verimi elde edilmiştir. 20. ve 25. dakikada gerçekleşen renk giderim verimindeki yaklaşık %3’lük düşüş atık suda bulunan organik ve inorganik bileşiklerin oksidasyona olumsuz girişim yapmasından kaynaklandığı tahmin edilmektedir. Bu sebepten renk giderim verimi %90,50 ve KOİ giderim verimi %81,01 olarak elde edilen 30. dakika optimum süre olarak seçilmiştir.

Deneysel çalışma optimum proses süresi 30 dakikada, atık suyun kendi pH değerinde 0,25-50 mg/L aralığında 8 farklı H₂O₂ konsantrasyon denenerek çıkış numunelerindeki renk ve KOİ giderim verimlerine etkisi incelenerek UV/H₂O₂ prosesindeki optimum H₂O₂ konsantrasyonun belirlenmesi amaçlanmıştır.

Elde edilen sonuçları incelediğimizde H₂O₂ konsantrasyonundaki artışla renk giderim verimi küçük bir sapmayla paralellik göstererek artmıştır. Denenen her H₂O₂ konsantrasyonu için %88’in üzerinde ve birbirine yakın renk giderim verimleri elde edilmiştir. En yüksek renk giderim verimi %93,27 olarak H₂O₂ konsantrasyonu 50 mg/L’de elde edilmiştir.

KOİ giderim verimi ise artan H_2O_2 konsantrasyonu ile 25 mg/L H_2O_2 konsantrasyonuna kadar düzenli artmıştır. 25 mg/L H_2O_2 konsantrasyonunda en yüksek KOİ giderim verimi %87,10 olarak elde edilmiştir. H_2O_2 konsantrasyonunun 50 mg/L olduğunda KOİ giderim verimi negatif yönde etkilenecek şekilde düşmüştür. Bunun sebebi artan H_2O_2 konsantrasyonunun $OH\cdot$ radikalleriyle reaksiyona girerek oksidasyon reaksiyonunu negatif yönde girişim yapmasına neden olmasından kaynaklanmaktadır. H_2O_2 konsantrasyonu 0,75 mg/L'den 1 mg/L'ye çıkartıldığında KOİ giderim verimi %74,59'dan %81,01'e ani bir artış gözlemlenmiştir. Bu sebepten optimum H_2O_2 konsantrasyonu 1mg/L seçilmiştir ve renk giderim verimi %90,50'dir.

DeneySEL çalışma optimum proses süresi 30 dakikada, 1 mg/L H_2O_2 konsantrasyonunda, pH 3 ve 8,3 aralığında 4 farklı pH değeri denenerek çıkış numunelerindeki renk ve KOİ giderim verimlerine etkisi incelenerek UV/ H_2O_2 prosesindeki optimum pH değerin belirlenmesi amaçlanmıştır.

Elde edilen sonuçları incelediğimizde pH değerin azalmasıyla renk ve KOİ giderim verimleri artmaktadır. pH 3 değerinde en yüksek renk ve KOİ giderim verimleri sırasıyla %96,45 ve %86,71 olarak elde edilmiştir. pH 2-4 aralığında hidrojen peroksit daha kararlı hale gelerek oksidasyonla giderim verimlerinin daha yüksek olmasını sağlamaktadır (Türkeş, 2019; Dinç, 2011). Bu sebeplerden optimum pH 3 olarak seçilmiştir.

UV/ H_2O_2 prosesinin pH 3'te, H_2O_2 konsantrasyonu 1 mg/L'de ve proses süresi 30 dakikadaki optimizasyonu sonucunda elde edilen giderim verimleri KOİ'de %86,71 ve renkte %96,45 olarak elde edilmiştir.

Son olarak UV ve UV/ H_2O_2 proseslerinin değışen pH değerlerindeki KOİ ve renk giderim verimleri açısından karşılaştırılması amaçlanmıştır. Bu amaç doğrultusunda deneySEL çalışmalar oda sıcaklığında, UV proses süresi UV/ H_2O_2 prosesinde optimum süre olarak belirlenen 30 dakika ve UV/ H_2O_2 prosesinde en yüksek renk ve KOİ giderim verimi elde edilen pH 3 ve pH 5,5 değerlerinde gerçekleştirilmiştir.

Elde edilen sonuçları incelediğimizde UV prosesinde pH değerin azalmasıyla renk ve KOİ giderim verimlerinin arttığı gözlemlenmiştir ve UV/ H_2O_2 proseslerinde elde edilen sonuçlarla paralellik göstermiştir. UV prosesi pH 3 değerinde en yüksek renk

ve KOİ giderim verimleri sırasıyla %90,9 ve %80,66 olarak elde edilmiştir. pH 3 ve pH 5,5 değerlerinde elde edilen renk ve KOİ giderim verimleri UV prosesine göre UV/H₂O₂ prosesinde daha yüksektir. Bunun sebebi UV ışığı hidrojen peroksiti aktive ederek OH[•] radikallerinin oluşumunu arttır ve oksidasyon reaksiyonunun verimini arttırarak atık suda istenmeyen kirleticilerin parçalanarak daha fazla giderilmesini sağlar.

Fenton ve UV/H₂O₂ proseslerinde H₂O₂ konsantrasyonun renk ve KOİ giderim verimlerine etkisi incelenerek karşılaştırılması amaçlanmıştır. Deneysel çalışmalar oda sıcaklığında, atık suyun kendi pH değerinde gerçekleştirilmiştir. UV/H₂O₂ prosesi için önceki aşamalarda belirlenen optimum proses süresi 30 dakikadır. Fenton prosesinde ise proses süresi 5 dakika 200 rpm’de hızlı, 25 dakika 15 rpm’de yavaş olmak üzere toplamda 30 dakikadır. Fenton ve UV/H₂O₂ proseslerindeki deneysel çalışmalarda 0,25-50 mg/L konsantrasyon aralığında 8 farklı H₂O₂ konsantrasyonları denenmiştir ve proses çıkışlarındaki numunelerin renk ve KOİ analizleri yapılmıştır.

Elde edilen sonuçlara göre Fenton prosesinde, 0,25 mg/L, 0,5 mg/L ve 0,75 mg/L H₂O₂ konsantrasyonlarında, UV/H₂O₂ prosesine göre maksimum %3,04 daha yüksek KOİ giderim verimi elde edilmiştir. H₂O₂ konsantrasyonu 1 mg/L ve 25 mg/L aralığında UV/H₂O₂ prosesinde, Fenton prosesine göre maksimum %4,06 daha yüksek KOİ giderim verimi elde edilmiştir. H₂O₂ konsantrasyonu 50 mg/L’de, Fenton prosesi için en yüksek KOİ giderim verimi %86,89 olarak elde edilmiştir. H₂O₂ konsantrasyonu 50 mg/L’de UV/H₂O₂ prosesinde ise KOİ giderim verimi %86,32 olarak elde edilmiştir. İki proses için de KOİ giderim verimlerinde çok yakın değerler elde edildiğini göstermektedir. UV/H₂O₂ prosesindeki en yüksek KOİ giderim verimi %87,10 olarak 25 mg/L H₂O₂ konsantrasyonunda elde edilmiştir.

UV/H₂O₂ prosesi, H₂O₂ konsantrasyonu 0,25 mg/L, 25 mg/L ve 50 mg/L’de Fenton prosesine göre sırasıyla %14,82, %0,55 ve %3,36 daha yüksek renk giderim verimi elde edilmiştir. Denenen diğer H₂O₂ konsantrasyonlarında ise Fenton prosesi UV/H₂O₂ prosesine göre maksimum %1,19 daha yüksek renk giderim verimi elde edilmiştir. 0,25 mg/L H₂O₂ konsantrasyonu haricindeki diğer konsantrasyonlarda iki prosesten de elde edilen renk giderim verimleri %89,90’ın üzerinde ve birbirine yakın seyretmiştir. Fenton prosesinde en yüksek renk giderim verimi H₂O₂ konsantrasyonu

10 mg/L'de %92,58 olarak elde edilmiştir. UV/H₂O₂ prosesinde ise en yüksek renk giderim verimi H₂O₂ konsantrasyonu 50 mg/L'de %93,27 olarak elde edilmiştir.

Fenton prosesinin optimizasyonu H₂O₂ konsantrasyonu 1mg/L, Fe²⁺ konsantrasyonu 1 mg/L ve pH ≤ 3,05 değerinde gerçekleştirilmiştir. UV/H₂O₂ prosesinin optimizasyonu proses süresi 30 dakika, H₂O₂ konsantrasyonu 1mg/L ve pH değeri 3'de gerçekleştirilmiştir. Fenton ve UV/H₂O₂ proseslerinde yapılan optimizasyon çalışmaları sonucunda elde edilen veriler karşılaştırıldığında KOİ giderimde %1,18 daha yüksek giderim sağlayan Fenton prosesi %87,88 giderim verimi ile daha etkindir. Renk giderimde ise %0,02 daha yüksek giderim sağlayan UV/H₂O₂ prosesi %96,45 giderim verimi ile daha etkindir. Giderim verimlerinde renkte %0,02'lik ve KOİ'da %1,18'lik fark istenilen deşarj standartlarında göz ardı edilebilir olduğu durumlarda iki proste etkin renk ve KOİ giderim verimlerine sahiptir. Bu durumda arıtım tesisinin işletim ve kurulum maliyetleri, giderilmek istenen diğer kirletici parametrelere ve kullanılan kimyasal miktarları ve maliyetleri değerlendirilerek proses seçimi yapılmalıdır.

Fenton prosesinde kullanılan reaktiflerin (Fe²⁺ ve H₂O₂) toksik olmaması, düşük maliyeti, kütle sınırlamasının olmaması, homojen katalitik yapıya sahip olması, teknolojinin ve işletmesinin kolay olması Fenton prosesinin tercih sebepleridir. Fenton prosesinde oluşan atık çamurun çevre problemine neden olabilmesi ve bu çamurun bertarafı için ilave arıtım prosesin gerekliliği, atık suyun pH ayarlamalarında kullanılan kimyasallar prosesin ekonomik yapısını olumsuz etkilemektedir. UV/H₂O₂ prosesinde atık çamur gibi ekstra kirlilik oluşturmuyarak ilave arıtma maliyetini ortadan kaldırmaktadır. Fakat UV/H₂O₂ prosesinde kullanılan UV reaktöründeki ışık kaynaklarının periyodik bakımı ve değişimi ekstra maliyet getirmesi prosesin ekonomik yapısını olumsuz etkilemektedir.

Bu tez çalışması sonucunda; yüksek renk ve KOİ içeren kompleks yapıdaki tekstil atık sularının arıtımında ve deşarj standartlarına uygunluğunu sağlamada yaşanan güçlükleri, çevreye ve insan sağlığına verebilecekleri zararları minimize etmede daha yüksek arıtım verimine sahip ileri oksidasyon yöntemlerinden Fenton, UV ve UV/H₂O₂ proseslerinin etkin bir çözüm yöntemi olarak kullanılabileceğini göstermektedir.

KAYNAKLAR

- Akal, S. ve Birgöl, A., 2007. Tekstil endüstrisi atıksuları üzerinde ileri oksidasyon ve kimyasal arıtma prosesi kullanarak KOİ ve renk gideriminin araştırılması, Uludağ Üniversitesi Ekoloji Dergisi, 15,62,72-80.
- Altun, Y., 2013. Applicability of advanced oxidation processes for the decolorization of textile wastewater, Yüksek Lisans Tezi, Fatih Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Anonim, 2018. Tekstil ürünlerinin bitirilmesi kaynak verimliliği rehberi, Türkiye Cumhuriyeti Sanayi ve Teknoloji Bakanlığı, Tübitak MAM, Yayın No e-7, Ankara.
- APHA, American Public Health Association, 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater, 21st ed., Washington, DC.USA.
- Argun Y., 2012. Reaktif Mavi 114 boyasının fenton prosesi ile giderimi, Yüksek Lisan Tezi, Aksaray Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Aksaray.
- Arshad, R., Bokhari, T., Javed, T., Bhatti, I., Rasheed, S., Iqbal, M., Nazir, A., Naz, S., Khan, M., Khosa, M., Iqbal, M. ve Rehman, M., 2020. Degradation product distribution of ReactiveRed-147 dye treated by UV/H₂O₂/TiO₂ advancedoxidation process, Journal of Materials Reserach and Technology, 1317, 11.
- Arslan, İ. ve Gürsoy, B., 2008. Fenton prosesinin reaktif ve asit boyar maddelerinin aerobik biyolojik arıtılabilirliğine etkisi, İ.T.Ü. 11. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, İstanbul, 157- 164.
- Arslan, S., Eyvaz, M., Gürbulak, E. ve Yüksel, E., 2016. A review of state of the art technologies in dye containing wastewater treatment the textile industry case, DOI: 10.5772/64140.
- Azbar, N., Yonar, T. ve Kestioğlu, K., 2004. Comparison of various advanced oxidation processes and chemical treatment methods for COD and color removal from a polyester and acetate fiber dyeing effluent, Chemosphere, 55, 35-43.
- Baburşah, S., 2004. Tekstil endüstrisi atıksularının gerikazanımı ve yeniden kullanılması, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Bahadır, E., 2012. Tekstil endüstrisi arıtılmış atıksularında renk ve öncelikli kirleticilerin ozon teknolojisi ile gideriminin araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Namık Kemal Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Tekirdağ.
- Başer, İ., 1998 Tekstil teknolojisi, Marmara Üniversitesi, Teknik Eğitim Fakültesi Yayın No 13, İstanbul, 307.

- Baştürk, E., 2012. Reaktif Mavi 181 boyasının ileri oksidasyon yöntemlerinden UV/H₂O₂ prosesi ile giderimi, Yüksek Lisan Tezi, Aksaray Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Aksaray.
- Baştürk, E. ve Karataş, M., 2015. Decolorization of anthraquinone dye reactive blue 181 solution by UV/H₂O₂ process, Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, 299, 67–72.
- Bayduz, N., 1996. Boyama teknolojileri I- ders notları, Marmara Üniversitesi, Teknik Eğitim Fakültesi, Tekstil Eğitimi Bölümü, İstanbul.
- Bingöl, S., 2019. Fenton ve fenton benzeri proseslerle azo boyar madde giderimi üzerine bir araştırma, Yüksek Lisan Tezi, Atatürk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.
- Bingöl, Z., Sağol, S. ve Demirdicioğlu, N., 2008. Kalsiyum aljinat bilyeleri ile çinko iyonlarının adsorpsiyonu, İstanbul Teknik Üniversitesi 11. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, İstanbul, 83- 89.
- Birgül, A., 2006. Tekstil endüstrisi atıksu arıtımında ileri oksidasyon proseslerinin kullanımı, Yüksek Lisans Tezi, Uludağ Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Bursa.
- Birgül, A. ve Solmaz, S., 2006. Tekstil endüstrisi atık suları üzerinde ileri oksidasyon ve kimyasal arıtma prosesleri kullanılarak KOİ ve renk gideriminin araştırılması, Ekoloji, 15, 60, 1-6.
- Biroğul, N., 2012. Bir tekstil atıksuyunun koagülasyon – flokülasyon – membran filtrasyon süreçleri ile arıtılabilirliğinin incelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Eskişehir.
- Bisschops, I. ve Spanjers, H., 2003. Literature review on textile wastewater characterisation, Environmental Technology, 24, 11, 1399-1411.
- Bulut, F., 2011. Tekstil endüstrisinde atıksuların entegre membran arıtma sistemi ile arıtımı ve geri kullanımı, Yüksek Lisans Tezi, Pamukkale Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Pamukkale.
- Chacon, J., Leal, M., Sanchez, M. ve Bandala, E., 2006. Solar photocatalytic degradation of azo-dyes by photo-Fenton process, Dyes and Pigments, 69, 144-150.
- Chang, M., Shu, H. ve Yu, H., 2006. An integrated technique using zero-valent iron and UV/H₂O₂ sequential process for complete decolorization and mineralization of C.I. Acid Black 24 wastewater, Journal of Hazardous Materials B138, 574–581.
- Comninellis, C., Kapalka, A., Malato, S., Parsons, S., Poullos, I. ve Mantzavinos, D., 2008. Advanced oxidation processes for water treatment: advances and trends for R&D, Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 83, 6, 769-776.

- Cooper, P., 1993. Removing colour from dyehouse waste waters- a review of tecnology available, Journal of the Society of Dyers and Colourists, 109, 3, 97-100.
- Correia, V., Stephenson, T. ve Judd, S., 1994. Characterization of textile wastewater- a review., Environmental Technology, 15, 10, 917-929.
- Çakır, S., 2018. Tekstil boyar maddelerinin ileri oksidasyon yöntemleri (UV, UV/H₂O₂, UV/Ozon,UV/H₂O₂-Ozon) ile muamele edilmesi, Yüksek Lisans Tezi, Hacettepe Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- Çalışır, M., 2010. Ardışık kesikli aktif çamur sisteminde arıtılmış sentetik tekstil terbiyesi atık sularında renk giderimi ve ekonomik analizi, Yüksek Lisans Tezi, Namık Kemal Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Tekirdağ.
- Çetinkaya, S., Morcali, M., Akarsu, S., Ziba, C. ve Dolaz, M., 2018. Comparison of classic fenton with ultrasound fenton processes on industrial textile wastewater, Sustainable Environment Research, 28, 4, 165-170.
- Çoban, S., 1999. Genel tekstil terbiyesi ve bitim işlemleri, Ege Üniversitesi Yayını, İzmir, 70-80.
- Demirci, C., 2007. Pamuklu tekstil endüstrisi atıksularındaki rengin foto-fenton prosesiyle giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Elazığ.
- Dinç, H., 2011. Boya atısuğunun kimyasal ve ileri arıtma yöntemleri ile arıtılması, İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Dindar, N.,2019. Tekstil endüstrisi atıksularında ileri arıtma prosesleri kullanılarak organik madde giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Pamukkale Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Denizli.
- Dokuzoğlu, Z., 2008. Boyar madde içeren tekstil atıksularının ileri oksidasyon işlemiyle biyolojik arıtılabilirliğinin artırılması, Yüksek Lisans Tezi, Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Bursa.
- Dokuzoğlu, Z. Alkan, U. ve Yentürk, A., 2008. Reaktif boyar madde içeren tekstil atıksularının ileri oksidasyonu, Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi, Cilt 13, Sayı 2.
- Duran, M. ve Demirer, G., 1997, Su arıtımında temel işlemler, TMMOB, Çevre Mühendisleri Odası, Ankara.
- Elmorsi, T., Riyad, Y., Mohamed, Z. ve Bray, H., 2010. Decolorization of Mordant red 73 azo dye in water using H₂O₂/UV and photo-Fenton treatment, Journal of Hazardous Materials.
- EPA, 1997. Profile of the textile industry, U:S: Government Printing Office Superintendent Of Documents, Washington.

- Eren, H. ve Anış, P., 2006. Tekstil boyama atıksularının ozonlama ile renk giderimi, Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi, Cilt 11, Sayı 1.
- Eren, Z., 2009. İleri oksidasyon prosesleri ile tekstil boyarmaddelerinin ve tekstil atıksularının arıtılması, Doktora Tezi, Atatürk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.
- Eser, B., Çelik P., Çay, A. ve Akgümüş, D., 2016. Tekstil ve konfeksiyon sektöründe sürdürülebilirlik ve geri dönüşüm olanakları, Tekstil ve Mühendis, 23, 101,43-60.
- Galindo, C., Jacques, P. ve Kalt, A., 2001. Photochemical and photocatalytic degradation of an indigoid dye: a case study of Acid Blue 74 (AB74), Journal of Photochem and Photobiology A: Chemistry, 141, 47-56.
- Giray, S., 2014. Kumaş boyaması yapan kahramanmaraş tekstil fabrikaları atıksularının ultrases fenton ve fenton oksidasyonu ile arıtımının araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kahramanmaraş.
- Gök, A., 2019. Tekstil endüstrisi atıksularının elektro-fenton prosesi ile arıtımı, Yüksek Lisans Tezi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun.
- Gökkuş, Ö., 2006. Dispers boyarmadde içeren tekstil atıksularında renk giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Cumhuriyet Üniversitesi, Sivas.
- Gökkuş, Ö., 2009. Boyarmadde içeren tekstil atıksularında fenton prosesi ve kimyasal koagülasyon uygulanarak renk ve KOİ gideriminin incelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Erciyes Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kayseri.
- Gönder, Z., 2004. Fenton prosesi ve iyon değişimi kombinasyonu ile renkli atıksuların arıtımı, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Gönder, Z. ve Barlas, H., Kasım 2005. Fenton prosesi ile renkli atıksulardan renk ve KOİ giderimi, II. Mühendislik Bilimleri Genç Araştırmacılar Kongresi, 562-567.
- Gözükızıl, F., 2013. Tekstil endüstrisi atıksularından fenton prosesi ve biyosorpsiyon yöntemi ile renk giderimi ve örnek tesis modeli, Yüksek Lisans Tezi, Bilecik Şeyh Edebali Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Bilecik.
- Güngör, R., 2011. Tesis içi geri kazanım-yeniden kullanım alternatifi sonrasında denim yıkama atıksularının inert KOİ'sinin belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Namık Kemal Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Tekirdağ.
- Gürtekin, E. ve Şekerdağ N., 2008. Color removal from textile wastewater with fenton process, Journal of Engineering and Natural Sciences Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi, Sigma, Cilt 26, Sayı 3.

- Işık, M., ve Sponza, D., 2004. Simule Tekstil Atıksuyunun Anaerobik/Aerobik Arıtımı, Ekoloji Çevre Dergisi, 14, 53, 1-8.
- İnce, N. ve Gönenç, D., 1997. Treatability of textile azo dye by UV/H₂O₂. Environmental Technology, 18, 179-185.
- Kant, R., 2012. Textile dyeing industry an environmental hazard, Natural Science, 04. 10.4236/ns.2012.41004.
- Kavvalakis, M., Dialynas, G. ve Dialynas, G., 2016. Advanced treatment of laundry wastewater with coagulation and flocculation.
- Kestioğlu, K., 1992. Tekstil çıkış sularından adsorblama tekniği ile renk giderimi, İ.T.Ü. Endüstriyel Kirlenme Sempozyumu, Dokuz Eylül Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Bornova, İzmir, 74-85.
- Kestioğlu, K., 2001. Atıksu arıtımında biyokimyasal prosesler, Uludağ Üniversitesi Güçlendirme Vakfı Yayınları No:170, Bursa.
- Kılıç, M. ve Yonar, T., 2017. El baskısı işletmelerinden kaynaklanan tekstil atıksularının UV/H₂O₂ prosesiyle arıtılabilirliğinin yapay sinir ağları ile araştırılması, Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Dergisi, Cilt 22, Sayı 3.
- Kocaer, F. ve Alkan, U., 2002. Boyar madde içeren tekstil atıksularının arıtım alternatifleri, Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi, Bursa, 7, 1, 47-55.
- Koçyiğit, H., 2008. Tekstil atıksularındaki reaktif boyaların (Reaktif Mavi 19, Reaktif Kırmızı 198) ardışık kesikli reaktörlerle arıtılabilirliğinin incelenmesi, Doktora Tezi, Hacettepe Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- Kurbus, T., Marechal, A. ve Voncina, D., 2003. Comparison of H₂O₂/UV, H₂O₂/O₃ and H₂O₂/Fe⁺² processes for the decolorisation of vinylsulphone reactive dyes, Dyes and Pigments, 58, 245–252.
- Li, Z., Wang, Y. ve Wang, Z., 2016. Study on bleaching technology of cotton fabric with sodium percarbonate, MATEC Web of Conferences, 67, 06048.
- Mahamallik, P. ve Pal, A., 2017. Degradation of textile wastewater by modified photo-Fenton process: Application of Co(II) adsorbed surfactant-modified alumina as heterogeneous catalyst, Journal of Environmental Chemical Engineering, Cilt 5, Sayı 3, 2886-2893.
- Manu, B. ve Chaudhari, S., 2003. Decolorization of indigo and azo dyes in semicontinuous reactors with long hydraulic retention time, Process Biochemistry, 38, 1213- 1221.

- Meriç, S., Kaptan, D. ve Ölmez, T., 2004. Color and COD removal from wastewater containing Reactive Black 5 using Fenton's oxidation process, *Chemosphere*, 54, 435-441.
- Modirshahla, N., Behnajady, M. ve Ghanbary, F., 2007. Decolorization and mineralization of C.I. Acid Yellow 23 by Fenton and photo Fenton processes, *Dyes and Pigments*, 73, 305-310.
- Nandhakumar, R., Kaviyarasu, R. ve Kalidass, M., 2012. Dyeing of fabrics without water: A review, *The Indian Textile Journal*, 2, 37-39.
- O'Neill, C., Lopez, A., Esteves, S., Hawkes, F., Hawkes, D. ve Wicox, S., 2000. Azo – dye degradation in an anaerobic-aerobic treatment system operating on simulated textile effluent, *Cilt 53, Sayı 2*, 249-254.
- Odabaşoğlu, H., Avinç, O. ve Yavaş, A., 2013. Susuz boyama, *Tekstil ve Mühendis*, 20, 90, 63-79.
- Özcan, Y. ve Ulusoy, E., 1978. Tekstil elyaf ve boyama tekniği, İstanbul Üniversitesi Yayınları No: 56, İstanbul, 600.
- Pagga, U. ve Brown, D., 1986. The degradation of dyestuffs. Part II. Behaviours of dyestuffs in aerobic biodegradation tests. *Chemosphere*, 15, 479-491.
- Pekel, L., 2009. Çöktürme yönteminin kullanıldığı boya atıksu arıtma sisteminin geliştirilmesi tahmin edici kontrol (GPC) ile pH kontrolü, Yüksek Lisans Tezi, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- Perez, J., Arrieta, A., Encinas, A. ve Dios, A., 2017. Manufacturing processes in the textile industry. Expert Systems for fabrics production, *Advances in Distributed Computing and Artificial Intelligence Journal*, 6, 4, 15-23.
- Polat, S., 2013. Katyonik ağartma aktivitarö kullanarak hidrojen peroksit ağartmasının pamuklu örme kumaşlar için optimize edilmesi, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Robinson, T., McMullan, G., Marchant, R. ve Nigam, P., 2001. Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative, *Bioresource Technology Journal*, 77, 3, 247-256.
- Rodrigues, S., Madeira, L. ve Boaventura, R., 2009. Optimization of the azo dye procion Red H-EXL degradation by fenton's reagent using experimental design, *Journal of Hazardous Materials*, 164, 2, 3, 987-994.
- Rosa, J., Tambourgi, E., Vanalle, R., Gamarra, F., Santana, J. ve Araujo, M., 2020. Application of continuous H₂O₂/UV advanced oxidative process as an option to reduce the consumption of inputs, costs and environmental impacts of textile effluents, *Journal of Cleaner Production*.

- Sağlam, Ç., 2008. Boyar madde içeren atık suların arıtımında farklı fotokatalitik oksidasyon parametrelerinin araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Gebze İleri teknoloji Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Gebze.
- Scharnk, S., Santos, J., Souza, D. ve Souza, E., 2007. Decolourisation effects of vat green 01 textile dye and textile wastewater using H₂O₂/UV process, *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 186, 125–129.
- Sesler, Ş., 2014. İndigo yıkama & pamuklu kumaş boyama yapan bir tekstil endüstrisinin arıtılmış atıksuyunda renk giderimi için en uygun koagülasyon / flokülasyon teknolojüsünün belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Namık Kemal Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Tekirdağ.
- Sevimli, M., 2000. Tekstil endüstrisi atıksularından ozonlama ile renk giderimi ve ozonlamanın biyolojik arıtılabilirliğe etkisi, Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü. İstanbul.
- Shu, H., Chang, M. ve Hsieh, W., 2006. Remedy of dye manufacturing process effluent by UV/H₂O₂ process, *Journal of Hazardous Materials B128*, 60–66.
- SKKY, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, 2011. Resmi Gazete Tarihi: 31.12.2004 Resmi Gazete Sayısı: 25687.
- Smith, D., Williams, F. ve Moffatt, S., 2013. Wastewater treatment methods, In: Donaldson D, Raahauge BE, editors. *Essential Readings in Light Metals: Alumina and Bauxite*, vol. 1. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, 685, 90.
- Solmaz, S., Birgül, A., Üstün, G. ve Yonar, T., 2006. Colour and COD removal from textile effluent by coagulation and advanced oxidation processes, *Coloration Technology*, 122, 102-109.
- Sözütek, A. ve Erbatur, O., 2015. Üç boyar maddenin UV/H₂O₂ ve fenton oksidasyonu yöntemleri ile gideriminin araştırılması, *Çukurova Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, Cilt 33, 3.
- Sun, J., Sun, S., Liang, G. ve Qiao, L., 2006. Degradation of azo dye Amido black 10B in aqueous solution by Fenton oxidation process, *Dyes and Pigments*, 1-6.
- Suryawan, I., Helmy, Q. ve Notodarmojo, S., 2017. Textile wastewater treatment: colour and COD removal of Reactive Black-5 by ozonation, *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*, 106:012102. DOI:10.1088/1755-1315/106/1/012102.
- Tan, A., 2006. Atık sularda bazı kirlilik parametrelerinin incelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Trakya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Edirne.
- Tanyıldızı, A., 2016. Tekstil boyar maddelerinin fotokatalitik degradasyon ile giderimi, Fırat Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Elazığ.

- Topcu, S., 2017. Tekstil endüstrisinde ileri oksidasyon/membran filtrasyon bütünleşik sistemiyle su geri kazanımı ve konsantre yönetimi, Yüksek Lisans Tezi, Gebze Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Gebze.
- Toprak, D., 2015. Ultrases-Fenton oksidasyon yöntemi ile acid blue 264 boyar maddesinin oksitlenerek renk gideriminin araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Mersin Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Mersin.
- Töre, G., Güngör, R. ve Yavuz, S., 2010. Biyolojik arıtma sonrası granüler filtrasyon ile denim yıkama atıksularının geri kazanım verimliliğinin değerlendirilmesi, İTÜ 12. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, İstanbul, 227- 240.
- Tübitak, 2013. Boyar madde içeren atıksular için deşarj renk standardının belirlenmesi ve arıtım teknolojilerinin araştırılması, 109G083 No'lu Tübitak Kamag Projesi El Kitabı.
- Türel, G., 2008. Treatment of an azo dye and azo dye production wastewaters with fenton-like and photo-fenton-like advanced oxidation processes, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Türkeş, S., 2019. Tekstil endüstrisi atıksularının fenton ve foto-fenton prosesleri ile arıtılabilirliğinin incelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana.
- URL-1<<https://tekstiltekstil.com/hasil-sokme/>>, Erişim tarihi: 28.12.2019.
- URL-2<<https://www.ekovitrin.com/turkiye-de-tekstil-sektoru-makale,1482.html>>, Erişim tarihi: 15.06.2019.
- Uyanık, S. ve Çelikel, D., 2019. Türk Tekstil Endüstrisi Genel Durumu, Teknik Bilimleri Dergisi, Cilt: 9, Sayı: 1, 32-41.
- Vadicherla, T. ve Saravanan, D., 2014. Textiles and apparel development using recycled and reclaimed fibers, in "roadmap to sustainable textiles and clothing eco-friendly raw materials, technologies, and processing methods", Springer Science-Business Media, Singapore.
- Vandervivere, P., Bianchi, R. ve Verstraete, W., 1998. Treatment and reuse of wastewater from the textile wet-processing industry: review of emerging technologies. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 72, 289-302.
- Verma, A., Dash, R. ve Bhunia, P., 2012. A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters, Journal of Environmental Management, 93, 154-168.
- Wang, Z., Xue, M., Huang, K., ve Liu, Z., 2011. Textile dyeing wastewater treatment, In Advances in treating textile effluent, Intech Open.
- Weber, W. ve Smith, E., 1986. Removing dissolved organic contaminants from water. Environmental Science & Technology, 9, 20, 970.

Whewell, C. ve Abrahart, E., 2019. Textile, Encyclopædia Britannica.

Xu, X., Li, H., Wang, W. ve Gu, j., 2004. Degradation of dyes in aqueous solutions by the Fenton process, Chemosphere, Cilt 57, Sayı 7, 595-600.

Yılmaz, Y., 2009. Baskı boyama atıksulunun inert KOİ bileşenlerine fenton prosesinin etkisi, Yüksek Lisan Tezi, Cumhuriyet Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Sivas.

Zuorro, A. ve Lavecchia, R., 2014. Evaluation of UV/H₂O₂ advanced oxidation process (AOP) for the degradation of diazo dye Reactive Green 19 in aqueous solution, Desalination and Water Treatment, 52, 1571-1577.



ÖZGEÇMİŞ

Adı ve Soyadı : Nilay TUNCER

EĞİTİM BİLGİLERİ (Kurum ve Yıl)

Lisans : Eskişehir Osmangazi Üniversitesi, Kimya Mühendisliği Bölümü, 2008-2011

Yüksek Lisans : Aksaray Üniversitesi, Çevre Müh. Anabilim Dalı, 2017-2020

MESLEKİ DENEYİM VE ÖDÜLLERİ

1. Eroğlu Giyim San. Tic. A.Ş. / Metod Mühendisi (Temmuz 2016-Temmuz 2020)
2. TAI - TUSAŞ - Türk Havacılık ve Uzay Sanayi/ C Sınıfı İş Güvenliği Uzmanlığı Stajı (Ağustos 2012 - Ekim 2012)