



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

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

**OTOMOTİV SANAYİ ATIK SULARININ
KARAKTERİZASYONU VE ARITILABİLİRLİĞİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Semih Ayberk ALDIĞ

DANIŞMAN

Dr. Öğr. Üyesi Gamze SÖNMEZ

AKSARAY, 2023

Aksaray Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü'nün 202301403 numaralı Yüksek Lisans öğrencisi Semih Ayberk ALDIĞ tarafından hazırlanan “**OTOMOTİV SANAYİ ATIK SULARININ KARAKTERİZASYONU VE ARITILABİLİRLİĞİ**” 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:

.....Üniversitesi

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

Üye:

.....Üniversitesi

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

Tez Savunma Tarihi: 22/06/2023

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

Semih Ayberk ALDIĞ



TEŞEKKÜR

Aksaray Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalına yüksek lisans tezi olarak sunulan bu çalışmanın oluşturulmasının her aşamasında bilgi tecrübe ve desteğini esirgemeyen danışman hocam Dr. Öğr. Üyesi Gamze SÖNMEZ'e sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Laboratuvar çalışmalarında her türlü bilgi ve yardımlarını esirgemeyen Prof. Dr. Mustafa IŞIK ve Dr. Öğr. Üyesi İsmail ŞİMŞEK hocalarıma çok teşekkür ederim.

Yaşamım boyunca desteğini benden esirgemeyen aileme de sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Semih Ayberk ALDIĞ
AKSARAY, 2023

İÇİNDEKİLER

TEŞEKKÜR	i
İÇİNDEKİLER	ii
ÖZET.....	iv
ABSTRACT	v
ŞEKİLLER DİZİNİ	iv
ÇİZELGELER DİZİNİ	vii
SİMGELER VE KISALTMALAR	viii
1. GİRİŞ.....	1
2. KAYNAK ÖZETLERİ	4
2.1 Otomotiv Endüstrisi.....	4
2.2 Otomotiv Endüstrisinde Atık Su Kaynakları ve Karakterizasyonu.....	4
2.3 Otomotiv Endüstrisi Üretim Aşamaları.....	7
2.3.1 Pres.....	7
2.3.2 Kaynak	7
2.3.3 Boyama	7
2.3.4 Montaj.....	8
2.4 Otomotiv Endüstrisinin Çevresel Etkileri	8
2.5 Otomotiv Atık Sularının Arıtım Yöntemleri	10
2.5.1 Fiziksel arıtım yöntemleri.....	12
2.5.2 Biyolojik arıtım yöntemleri	12
2.5.3 Kimyasal arıtım yöntemleri	13
2.5.3.1 Koagülasyon Flokülasyon	13
2.5.3.2 Adsorpsiyon.....	15
2.5.3.3 Oksidasyon	16
2.5.4 İleri oksidasyon prosesleri	16
2.5.4.1 Fenton prosesi.....	18
2.5.4.2 Foto-Fenton prosesi	20
2.5.4.3 UV oksidasyon yöntemi	21
2.5.4.4 UV/H ₂ O ₂ oksidasyon yöntemi.....	22
2.5.4.5 Ozon oksidasyonu	23
3. MATERYAL VE YÖNTEM	24
3.1 Analizlerde Kullanılan Otomotiv Endüstrisi Atık Suyu Özellikleri.....	24
3.2 Analizlerde Kullanılan Araç ve Gereçler	25
3.3 Deneysel Çalışmalar	26
3.3.1 Koagülasyon-flokülasyon prosesi.....	26
3.3.1.1 Koagülasyon flokülasyon prosesinde kullanılan kimyasallar	27
3.3.1.2 Koagülasyon flokülasyon prosesinin uygulanması	27
3.3.2 UV/H ₂ O ₂ prosesi.....	29
3.3.2.1 UV/H ₂ O ₂ prosesinde kullanılan kimyasallar	29
3.3.2.2 UV/H ₂ O ₂ prosesinin uygulanması	30
3.3.3 Fenton Prosesi.....	31
3.3.3.1 Fenton prosesinde kullanılan kimyasallar	31
3.3.3.2 Fenton prosesinin uygulanması	32
3.3.4 Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve bulanıklık ölçümleri	33
4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA	35
4.1 Koagülasyon Flokülasyon Prosesi ile Arıtılabilirlik Çalışması.....	35

4.1.1 Koagülasyon flokülasyon prosesinde pH'ın etkisi	35
4.1.2 Koagülasyon flokülasyon prosesinde koagülant dozunun etkisi	38
4.1.3 Koagülasyon flokülasyon prosesinde anyonik polimer dozunun etkisi....	41
4.2 UV/H ₂ O ₂ Prosesi ile Arıtılabilirlik Çalışması	44
4.2.1 UV/H ₂ O ₂ prosesinde pH değerinin etkisi	45
4.2.2 UV/H ₂ O ₂ prosesinde H ₂ O ₂ konsantrasyonunun etkisi.....	47
4.3 Fenton Prosesi ile Arıtılabilirlik Çalışması	50
4.3.1 Fenton prosesinde H ₂ O ₂ konsantrasyonunun etkisi	51
4.3.2 Fenton prosesinde Fe ²⁺ konsantrasyonunun etkisi.....	53
5. SONUÇ VE ÖNERİLER	56
KAYNAKLAR	60
ÖZGEÇMİŞ.....	68



YÜKSEK LİSANS TEZİ

OTOMOTİV SANAYİ ATIK SULARININ KARAKTERİZASYONU VE ARITILABİLİRLİĞİ

Semih Ayberk ALDIĞ

Aksaray Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Dr. Öğr. Üyesi Gamze SÖNMEZ

ÖZET

Endüstriyel faaliyetlerden kaynaklanan çevre kirliliği, günümüzün en önemli sorunlarından biridir. Otomotiv endüstrisi ise ülke ekonomisi için ihracat kapasitesi yüksek ve istihdam açısından önemli bir sektördür. Bu endüstriden kaynaklanan atık suların arıtılması hem sürdürülebilir bir üretim hem de çevresel ve ekonomik açıdan önemlidir. Bu tez çalışmasında otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyunun koagülasyon flokülasyon, ultraviyole/hidrojen peroksit (UV/H₂O₂) ve Fenton (Fe²⁺/H₂O₂) prosesleri kullanılarak arıtılabilirliği araştırılmıştır. Çalışmanın tamamında her bir proses için optimum giderim verimlerinin elde edildiği koşulların belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu çalışmada yaygın ve ekonomik olarak kullanılan alum (Al₂(SO₄)₃·18H₂O), demir (II) sülfat (FeSO₄·7H₂O), ve demir (III) klorür (FeCl₃·6H₂O) koagülantları ve anyonik polimer kullanılmıştır. Alum, demir (III) klorür ve demir (II) sülfat için optimum pH değerleri sırasıyla 7, 9 ve 8 optimum koagülant dozajları demir (III) klorür ve demir (II) sülfat için 400 mg L⁻¹ alum için ise 120 mg L⁻¹ olarak bulunmuştur. KOİ giderim verimleri demir (III) klorür, alum ve demir (II) sülfat için % 49,6 % 46,6 ve % 44,6 bulanıklık giderim verimleri ise, demir (III) klorür için % 74,4 alum için % 50,3 ve demir (II) sülfat için % 80,2 bulunmuştur. Optimum anyonik polimer dozları alum için 0,25 mg L⁻¹ demir (III) klorür için 1 mg L⁻¹ ve demir (II) sülfat için ise 4 mg L⁻¹ olarak belirlenmiştir. KOİ ve bulanıklık gideriminin de koagülasyon flokülasyon prosesinin giderim sağladığı ancak alıcı ortama deşarj için yeterli olmadığı görülmüştür. Elde edilen sonuçlar doğrultusunda koagülasyon flokülasyon prosesi ile optimum koşullarda gerçekleştirilen proses çıkış suyuna ileri oksidasyon proseslerinden UV/H₂O₂ ve Fenton prosesleri ayrı ayrı uygulanarak artım verimliliği üzerindeki katkısının belirlenmesi amaçlanmıştır. Sonuçlar değerlendirildiğinde KOİ giderim verimi maksimum, UV/ H₂O₂ ile pH=3’de ve 400 mg L⁻¹ H₂O₂ konsantrasyonunda % 63,4 olarak elde edilmiştir. Çalışma neticesinde, atık suyun toplam % 63,4 KOİ giderim verimi elde edilmesine rağmen deşarj standartları sağlanamamıştır. Ancak alternatif arıtım yöntemleri kullanımı ile deşarj limitlerine uyulmasına imkan sağlayabilir.

Anahtar Kelimeler: Otomotiv endüstrisi, Koagülasyon-Flokülasyon, İleri oksidasyon yöntemleri, Fenton, UV/H₂O₂, KOİ giderimi, Bulanıklık giderimi.

Haziran, 2023;68 sayfa

M.Sc. THESIS

CHARACTERIZATION AND TREATABILITY OF AUTOMOTIVE INDUSTRY WASTEWATER

Semih Ayberk ALDIĞ

**Aksaray University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering**

Supervisor: Asst. Prof. Dr. Gamze SÖNMEZ

ABSTRACT

Environmental pollution caused by industrial activities is one of the most important problems of today. The automotive industry, on the other hand, is an important sector for the country's economy with a high export capacity and employment. The treatment of wastewater originating from this industry is important both for a sustainable production and from an environmental and economic point of view. In this thesis, the treatability of automotive industry dyeing process wastewater using coagulation flocculation, ultraviolet/hydrogen peroxide (UV/H₂O₂) and Fenton (Fe²⁺/H₂O₂) processes was investigated. It is aimed to determine the conditions in which optimum removal efficiencies are obtained for each process throughout the study. In this study, alum (Al₂(SO₄)₃·18H₂O), ferrous (II) sulfate and ferric (III) chloride (FeCl₃·6H₂O) coagulants and anionic polymer, which are widely and economically used, were used. The optimum pH values for alum, ferric (III) chloride and ferrous (II) sulfate are 7,9,8 respectively and the optimum coagulation dosages are 400mg L⁻¹ for ferric (III) chloride and ferrous (II) sulfate and 120 mg L⁻¹ for alum was found a. COD removal efficiencies are %49.6 %44.6 and %44.6 for ferric (III) chloride, alum and ferrous (II) sulfate, while turbidity removal efficiencies are %74.4 for alum, %50.3 and %80.2 for ferrous (II) sulfate. Optimum anionic polymer doses were determined as 0.25 mg L⁻¹ for alum, 1 mg L⁻¹ for ferric (III) chloride and 4 mg L⁻¹ for ferrous (II) sulfate. It has been observed that COD and turbidity removal are also provided by the coagulation flocculation process, but it is not sufficient for discharge into the receiving environment. In line with the results obtained, it is aimed to determine the contribution of the coagulation flocculation process on the increase efficiency by applying the UV/H₂O₂ and fenton processes, one of the advanced oxidation processes, separately to the process effluent, which is carried out under optimum conditions. When the results were evaluated, the maximum COD removal efficiency was obtained as %63.4 of the UV/H₂O₂ at pH=3 and 400 mg L⁻¹ H₂O₂ concentration. As a result of the study, although a total COD removal efficiency of 63.4% of the wastewater was obtained, the discharge standards could not be met. However, the use of alternative treatment methods can enable compliance with discharge limits.

Keywords: Automotive industry, Coagulation-Flocculation, Advanced oxidation methods, Fenton, UV/H₂O₂, COD removal, Turbidity removal.

June, 2023; 68 page

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 3.1. Otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyu numune görünüşü	25
Şekil 3.2. Otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyu arıtımı için uygulanan arıtım diyagramı	26
Şekil 3.3. Koagülasyon flokülasyon prosesinde kullanılan koagülantlar	27
Şekil 3.4. Koagülasyon flokülasyon prosesi için çalışma düzeneği	28
Şekil 3.5. Koagülasyon flokülasyon prosesi sonrasında numunelerin görünüşü.....	29
Şekil 3.6. Otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyu arıtımında kullanılan UV/H ₂ O ₂ prosesi deney düzeneği.....	30
Şekil 3.7. Otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyu arıtımında kullanılan Fenton prosesi deney düzeneği	32
Şekil 3.8. Fenton prosesi sonrasında numunelerin görünüşü.....	33
Şekil 4.1. Koagülasyon flokülasyon prosesi ile KOİ gideriminde pH değerinin etkisi	37
Şekil 4.2. Koagülasyon flokülasyon prosesi ile bulanıklık gideriminde pH'ın değerinin etkisi	38
Şekil 4.3. Koagülasyon flokülasyon prosesi ile KOİ gideriminde koagülant dozunun etkisi.....	40
Şekil 4.4. Koagülasyon flokülasyon prosesi ile bulanıklık gideriminde koagülant dozunun etkisi.....	41
Şekil 4.5. Koagülasyon flokülasyon prosesi ile KOİ gideriminde anyonik polimer dozunun etkisi.....	42
Şekil 4.6. Koagülasyon flokülasyon prosesi ile bulanıklık gideriminde anyonik polimer dozunun etkisi	43
Şekil 4.7. Koagülasyon flokülasyon prosesi ile bulanıklık gideriminde anyonik polimer dozunun ve çökelme sürenin etkisi	43
Şekil 4.8. Koagülasyon flokülasyon (ön arıtım) + farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen UV/H ₂ O ₂ prosesleri uygulanmış atık suda KOİ giderimi	46
Şekil 4.9. Koagülasyon flokülasyon (ön arıtım) + farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen UV/H ₂ O ₂ prosesleri uygulanmış atık suyun bulanıklık değerleri	47
Şekil 4.10. Koagülasyon flokülasyon (ön arıtım) + farklı H ₂ O ₂ konsantrasyonlarında gerçekleştirilen UV/H ₂ O ₂ prosesleri uygulanmış atık suda KOİ giderimi ..	49
Şekil 4.11. Koagülasyon flokülasyon (ön arıtım) + farklı H ₂ O ₂ konsantrasyonlarında gerçekleştirilen UV/H ₂ O ₂ prosesleri uygulanmış atık suyun bulanıklık değerleri	49
Şekil 4.12. Koagülasyon flokülasyon (ön arıtım) + farklı H ₂ O ₂ konsantrasyonlarında gerçekleştirilen Fenton prosesleri uygulanmış atık suyun KOİ değerleri .	52
Şekil 4.13. Koagülasyon flokülasyon (ön arıtım) + farklı H ₂ O ₂ konsantrasyonlarında gerçekleştirilen Fenton prosesleri uygulanmış atık suyun bulanıklık değerleri	52
Şekil 4.14. Koagülasyon flokülasyon (ön arıtım) + farklı Fe ²⁺ konsantrasyonlarında gerçekleştirilen Fenton prosesleri uygulanmış atık suyun bulanıklık değerleri	54
Şekil 4.15. Koagülasyon flokülasyon (ön arıtım) + farklı Fe ²⁺ konsantrasyonlarında gerçekleştirilen Fenton prosesleri uygulanmış atık suyun bulanıklık değerleri	54

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğinde taşıt fabrikaları için belirlenen deşarj limitleri	6
Çizelge 2.2. Otomotiv endüstrisi proses atıkları ve prosesler sonucu oluşan kirleticiler	9
Çizelge 2.3. Otomotiv endüstrisi atık suyu arıtımı ile ilgili yapılmış çalışmalar ve bu çalışmalarda elde edilen giderim verimleri	11
Çizelge 2.4. Bazı oksidanların standart oksijen potansiyelleri	17
Çizelge 3.1. Otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyu karakterizasyonu	24
Çizelge 4.1. Koagülasyon flokülasyon prosesi ile KOİ ve bulanıklık gideriminde üç farklı koagülant için optimum pH değerinin belirlenmesi	36
Çizelge 4.2. Koagülasyon flokülasyon prosesi ile KOİ ve bulanıklık gideriminde üç farklı koagülant için optimum koagülant dozunun belirlenmesi.....	40
Çizelge 4.3. Koagülasyon flokülasyon prosesi ile KOİ ve bulanıklık gideriminde üç farklı koagülant için optimum anyonik polimer dozunun belirlenmesi	42
Çizelge 4.4. Koagülasyon flokülasyon ile KOİ ve bulanıklık gideriminde optimum proses koşulları ve elde edilen giderim verimleri	44
Çizelge 4.5. Koagülasyon flokülasyon + UV/H ₂ O ₂ prosesleri uygulanmış atık su için optimum giderim verimlerinin elde edildiği proses koşulları	50
Çizelge 4.6. Koagülasyon flokülasyon + Fenton prosesleri uygulanmış atık su için optimum giderim verimlerinin elde edildiği proses koşulları	55

SİMGELER VE KISALTMALAR

AKM	Askıda Katı Madde
C₀	Başlangıç Kirletici Konsantrasyonu
C_{Bulanıklık}(%)	Yüzde Olarak Bulanıklık Giderim Verimi
C_e	Arıtım Sonrası Kirletici Konsantrasyonu
C_{KOI}(%)	Yüzde Olarak KOİ Giderim Verimi
EC	Elektriksel İletkenlik
eV	Elektrovolt
Fe²⁺	2 Değerlikli Demir İyonu
Fe³⁺	3 Değerlikli Demir İyonu
FeCl₃.6H₂O	Demir (III) klorür
FeSO₄.7H₂O	Demir Sülfat Heptahidrat
H₂O₂	Hidrojen Peroksit
H₂SO₄	Sülfürik Asit
İOP	İleri Oksidasyon Prosesleri
K₂Cr₂O₇	Potasyum Dikromat
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
L	Litre
mg	Miligram
mL	Mililitre
NaOH	Sodyum Hidroksit
°C	Santigrat
OH	Hidroksil İyonu
rpm	Dakikadaki Devir Sayısı
UV	Ultraviyole

1. GİRİŞ

Otomotiv endüstrisi, ihracat potansiyeli ve sağladığı istihdam olanakları nedeniyle birçok ülke ekonomisi için büyük bir öneme sahip olan endüstrilerden biridir. Birçok gelişmiş ülkede ve Türkiye'de hem çevresel etkileri hemde üretim kapasitesi açısından önemli bir paya sahiptir. Teknoloji ve imalat usullerindeki gelişmeler, nüfusun kentlileşmesi ve artması otomobil kullanımını ve otomotiv ürünlerine olan talebi arttırmıştır (Kasaplar, 2019). Ayrıca otomotiv sektörü, yaptığı üretim ile inşaat, tarım, savunma ve turizm gibi bazı sektörlerin de verimli bir şekilde işlemesine katkıda bulunurken, tekstil, demir-çelik, cam, plastik, elektronik ve elektrik sektörleri gibi başka birçok sektörün ürünlerinden de yararlanmaktadır (Kuybu, 2013).

Fakat artan tüketimin oluşturduğu çevresel sorunlar endişe verici boyutlara gelmektedir. Bu sebeple otomotiv üretiminin çevresel etkileri oldukça önemlidir. Üretim sürecinde başta enerji ve su olmak üzere pek çok doğal kaynak tüketilmektedir. Buna bağlı olarak tehlikeli ve tehlikesiz olan farklı formlarda (gaz, sıvı, katı) atıklar da oluşmaktadır (Salihoğlu ve Salihoğlu, 2016). Özellikle büyük miktarda yağ bazlı ürünler, boya ve sentetik sıvılar otomobil üretim sürecinin bir parçası olarak kullanılır ve bu süreçler sonucunda da farklı kirlilik türleri içerebilen atık su oluşumuna yol açar. Atık su kirliliğinin türüne bağlı olarak, otomotiv endüstrileri farklı türde atık su arıtma yöntemleri kullanır (Aleksic vd., 2019).

Mevcut üretim proseslerinde kullanılan tehlikeli kimyasallar ve oluşturduğu atıklar sebebiyle en sakıncalı olan proses boyama prosesidir. Konu ile ilgili yapılan araştırmalarda bu sebeple boyama prosesi üzerine yoğunlaşmıştır. Pek çok çalışmada boyama ve kaplama prosesi araç imalatının oluşturduğu kirliliklerin başını çekmektedir ve çevresel risklerin %60-%80 ini oluşturmaktadır (Papasava vd., 2001; Orsato ve Wells, 2007; Orduei ve Elkamel, 2017; Yavaş, 2021).

Boyamanın uygulandığı proseslerde sac haldeki karoserin bütününe bir dizi işlemlerle kaplama gerçekleştirilir (Uscar, 2008). Kaynak işleminden sonra ilk olarak durulama prosesinde temizlendikten sonra fosfatlanır ardından katofreze (elektro kaplama) tabi tutulurlar. Fosfatlama işlemindeki genel amaç boyanın yüzeye en iyi şekilde tutunabilmesini sağlamaktır. Katofrez prosesi ise elektrokimyasal prensiplerle uygulaması yapılan su bazlı astar kaplamasıdır. Metal parçalara korozyona karşı

direnç kazandırılması adına oldukça etkili bir prosestir ve otomotivden başka sektörlerde de uygulanmaya başlanmıştır (Tekkalmaz, 2010).

Fosfatlama ve katofrez prosesinde çok fazla miktarda su kullanıldığından oluşan atık su miktarı da fazladır. Proseste oluşan atık sular, uygulanan prosesler, kullanılmakta olan ekipmanlar ve temizlik işlemleri ile ilgili olarak fazla miktarda kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), ağır metal ve fosfor içeriğine de sahiptirler (El-Gohary vd., 1989, Wahaab, 2001, Olivera vd., 2008, Bajaj ve Winter, 2013). Bu sebeple boyama prosesinden kaynaklanan atık suların etkili bir şekilde artırılması alıcı ortam açısından büyük önem taşımaktadır. Eğer bu tipteki atık sular herhangi bir arıtım olmadan alıcı ortama verilirse, sucul ve karacıl ekosistemde toksik etki gösterir ve biyoakümülyasyon yoluyla da insanlara ulaşır.

Literatüre baktığımızda ise otomotiv endüstrisi için boyama prosesi ve diğer proseslerden kaynaklanmakta olan atık suların arıtılması için pek çok arıtım yöntemi denenmiş ve giderim verimleri araştırılmıştır. Bunlardan bazıları ise; ters osmos (Kuybu, 2013; Anderson vd., 1981), membran teknolojileri ve fotokatalitik prosesler (Urlu, 2017), koagülasyon-flokülasyon (Bakar ve Halim, 2013), biyolojik arıtım (Güven vd., 2017), elektroflotasyon (Mohtashami vd., 2018), anaerobik biyofilm (Olivera vd., 2008), ultrafiltrasyon (Kim vd., 1998), elektrokoagülasyon (GilPavas vd., 2009; Kasaplar, 2019) ve anaerobik artım (Sarıoğlu ve Gökçek, 2016).

Bu çalışmanın amacı, Aksaray ilinde faaliyet gösteren ve araç dış aksam (tampon, yan ayna muhafazası vb.) boyaması yapan bir tesisin boyahane departmanından alınan atık su numunelerinin arıtılabilirliğinin ve uygulanan prosesler için optimum koşulların belirlenmesidir. Bu amaç doğrultusunda ilk olarak atık suların arıtımında yaygın olarak kullanılan koagülasyon-flokülasyon yöntemi ve sonrasında da bu prosesden elde edilen atık suya ileri oksidasyon proseslerinden UV/H₂O₂ ve Fenton prosesleri ayrı ayrı uygulanmıştır. Ön arıtım olarak gerçekleştirilen koagülasyon-flokülasyon prosesinde KOİ ve bulanıklık giderim verimine etkisi olduğu düşünülen parametrelerden pH, koagülant türü ve anyonik polimer miktarları değiştirilerek sistemin giderim performansı izlenmiştir. UV/H₂O₂ prosesinde ise KOİ ve bulanıklık giderim verimleri optimum pH, H₂O₂ dozu ve UV'ye maruziyet ekseninde araştırılmıştır. Son olarak çalışılan Fenton prosesinde ise optimum demir dozu ve H₂O₂ konsantrasyonunun giderim verimine etkileri araştırılmıştır. Elde edilen

deneysel sonuçlar herbir proses için ayrı ayrı değerlendirilmiş ve otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyu için optimum şartlar belirlenerek saha ölçeğindeki uygulanacak olan arıtma sistemlerinin tasarımında yol gösterici olacaktır.



2. KAYNAK ÖZETLERİ

2.1 Otomotiv Endüstrisi

Dünyada otomotiv üretimi ilk olarak Avrupa’da başlamış, ABD’de ise tam anlamıyla seri üretimi yapılmıştır. Birinci dünya savaşından sonra ticari araç üretimi artarken, ikinci dünya savaşının ardından dünya genelinde hususi otomobil sahipliği artmıştır (Bayrakçeken, 2005). Türkiye’de ise ilk kez otomotiv üretimi askeri amaçlı jip ve kamyon üretilmesi için 1950’li yıllarda Willy’s şirketi ortaklığı ile yapılmıştır. Ardından 1960’lı yıllarda bazı iş birlikleri ile Türkiyede hususi otomobil ve ticari araç üretimine başlanmıştır. 1980’li yıllara geldiğimizde ise ülkemizdeki ekonomi politikalarının liberalleşmesine paralel olarak yeni iş birlikleri ve yerli kuruluşların da faaliyete geçmesi ile Türkiye ihracat yapacak konuma gelmiştir (Berzin, 2010). 1990’lı yıllara gelindiğinde ise Avrupa Birliği ile gümrük birliğine geçmemizle birlikte Türkiye’ye araç ithalatı kolaylaştırılmış ve ülkemizdeki otomotiv piyasasının rekabeti artmıştır. Bundan sebeple ülkemizdeki otomotiv ürünlerinin kalitesi daha da yükselmiş ve bu da bizi daha rekabetçi bir konuma getirmiştir.

Yaygınlaşan otomotiv endüstrisi ve üretilen ürünlerin halkın genelinin tüketimine sunulmasıyla üretim adetleri artmış, bu artışlar sebebiyle de çevresel etkiler ortaya çıkmıştır. Otomotiv endüstrisi barındırdığı prosesler sebebiyle oldukça yüksek su ve enerji tüketimi oranlarına sahiptir. Başta boyama prosesi olmak üzere endüstrinin tehlikeli atık oluşumuna, su ve toprak kirliliğine sebep olduğu tespit edilmiştir. Sürdürülebilirlik açısından, sektörün ihtiyaçları da göz önünde bulundurularak daha temiz teknolojiler kullanılmaya başlanmış ve konuyla ilgili ARGE çalışmaları da devam etmektedir.

2.2 Otomotiv Endüstrisinde Atık Su Kaynakları ve Karakterizasyonu

Herhangi bir ön arıtma olmaksızın deşarj edilen kirli sular, ekosistem üzerinde bir dizi çevresel etkiye neden olduğundan ve su kaynaklarına bağımlı toplulukları doğrudan etkilediğinden, atık su genellikle endüstriler için bir sorun olarak kabul edilmektedir. Türkiye’ de bulunan demir-çelik, metal işleme, otomotiv, gıda, deri, kimya sektörlerinin atık suları içeriklerine bağlı olarak farklı arıtma teknikleri kullanılarak arıtılmaktadır. Fiziksel/kimyasal oksidasyon, aktif çamur,

koagülasyon/flokülasyon prosesleri, adsorbsiyon gibi konvansiyonel arıtma sistemlerinin yanı sıra membran prosesler, fenton prosesler, elektrokimyasal oksidasyon, elektrolit arıtma ve ters osmoz gibi ileri oksidasyon yöntemleri bunlardan en yaygın olarak tercih edilenler arıtma teknikleridir (Aydın vd., 2010).

Endüstriyel sıvı atıklar doğaya ve insan sağlığına ciddi zararlar verebilir. Otomotiv endüstrisinden kaynaklanan atık sularda bu tür atık sulara verilebilecek önemli örneklerden bir tanesidir ve çevre için büyük sorun oluşturlar. Farklı proseslerden elde edildiğinden, farklı karakteristik özelliklere sahiptirler. Boyama prosesi, metal işleme, yüzey işleme, kaplama, yağ alma prosesleri bunlardan bazılarıdır. Otomotiv endüstrisinde üretilen başlıca atık sular boya, ağır metaller, fosfat, askıda katı maddeler, KOİ, BOİ, yağ ve yağlayıcı gibi kirleticiler içerir. Bu endüstrilerden atılan sıvı atıklar hacimli olmamakla birlikte toksik içerikleri nedeniyle son derece tehlikelidir (Ansari vd., 2013). Oluşan kirlilik yükü ve tehlikeli atık emisyonu açısından baktığımızda ise en önemli kısmını boyama prosesi atık suları oluşturmaktadır (Salihoğlu vd., 2018). Otomotiv endüstrisinde boyama işlemi, organik çözücülerin kullanıldığı bir prosestir. Bu atık sular, temizlik aşamasında kullanılan yardımcı ürünlerin yanı sıra boya, solvent vb. ham maddeleri de içermektedir. Genellikle bu atık sular, çoğu biyolojik olarak parçalanamayan, yapısında toksik ve tehlikeli maddeler olan yüksek konsantrasyonda toksik bileşiklere sahiptir. Oluşturduğu potansiyel insan toksisitesi nedeniyle de ciddi bir çevre sorunudur (Consejo vd., 2005; Karchiyappan, 2022). Boyahane atık suyunun tipik KOİ'si 1400-11400 mg L⁻¹ değerleri arasında değiştiği ve bu değerlerin kullanılan ekipmana, operasyonel/temizlik işlemlerine ve kullanılan kimyasalların türlerine bağlı olarak farklılık gösterebildiği bilinmektedir (El-Gohary vd., 1989; Wahaab, 2001; Oliveira vd., 2008; Bajaj ve Winter, 2013).

Bu atık suların özelliklerinden dolayı, mevcut kirliliği yok etmek veya azaltmak için etkili bir arıtmanın araştırılması gerekmektedir. Su kaynaklarının korunması ve özellikle yürürlükteki mevzuata ve uluslararası standartlara uygunluk dikkate alınarak, atık su arıtımı için çeşitli teknolojiler üzerinde çalışılmaktadır. Farklı arıtma teknikleri arasında koagülasyon-flokülasyon gibi fizikokimyasal teknolojiler ve ileri oksidasyon prosesleri bu atık suların arıtılması için uygun olabilir (Consejo vd., 2005). Bu amaç doğrultusunda çevrenin korunmasına yönelik olarak başta

uluslararası kuruluşlar ve ülkeler olmak üzere önlemler alınmış ve bu tür atık suların deşarjında uyulması gereken limit değerler tespit edilmiştir. Türkiye’de ise Çevre ve Şehircilik Bakanlığı tarafından “Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğinde” yayınlanarak herbir sektör için ayrı ayrı uyulması gereken deşarj limitleri belirlenmiştir (SKKY, 2004). Çizelge 2.1’de, bu yönetmelikte yer alan otomotiv endüstrisi için belirlenen sınır değerler gösterilmiştir. Ayrıca ülkemizde organize sanayi bölgelerinde yer alan ve üretim faaliyeti gerçekleştiren fabrikaların atık sularını, organize sanayi kanalizasyonuna verebilmeleri için uyması gerektiği deşarj limitleri vardır. Bu limitler organize sanayi bölgesi yönetimi tarafından belirlenmektedir.

Çizelge 2.1. Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğinde taşıt fabrikaları (Otomobil, Kamyon, Traktör, Minibüs, Bisiklet, Motosiklet ve Benzeri Taşıt Üreten Fabrikalar) için belirlenen deşarj limitleri (SKKY, 2004).

PARAMETRE	BİRİM	2 SAATLİK KOMPOZİT NUMUNE
KİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI (KOİ)	(mg/L)	300
ASKIDA KATI MADDE (AKM)	(mg/L)	80
YAĞ VE GRES	(mg/L)	20
AMONYUM AZOTU (NH ₄ -N)	(mg/L)	100
NİTRİT AZOTU (NO ₂ -N)	(mg/L)	5
SERBEST SİYANÜR (CN ⁻)	(mg/L)	0.05
TOPLAM KROM	(mg/L)	0.5
KROM (Cr ⁺⁶)	(mg/L)	0.05
NİKEL (Ni)	(mg/L)	1
KADMİYUM (Cd)	(mg/L)	0.05
DEMİR (Fe)	(mg/L)	3
ALÜMİNYUM (Al)	(mg/L)	3
KURŞUN (Pb)	(mg/L)	0.3
BAKIR (Cu)	(mg/L)	0.3
ÇİNKO (Zn)	(mg/L)	2
CİVA (Hg)	(mg/L)	0.005
FLORÜR (F ⁻)	(mg/L)	5
BALIK BİYODENEYİ (ZSF)	-	8
pH	-	6-9
RENK	(Pt-Co)	280

2.3 Otomotiv Endüstrisi Üretim Aşamaları

Otomotiv endüstrisi alanında faaliyet gösteren bir işletmede üretim; pres, kaynak, boyama ve montaj olmak üzere dört ana üretim hattından oluşmaktadır.

2.3.1 Pres

Otomotiv endüstrisinde üretimin ilk aşaması pres hattı ile başlar. Araçların kaportasını oluşturan parçalar pres hatlarında şekillendirilir. Pres hattında ilk olarak plaka halinde gelen düz levha saclar işlem görürken, ikinci presleme işleminde ise bir önceki proseste şekillendirilmiş olan kenarlar ve iç kısımlar kesilir. Son aşamada ise, parça kenarları kıvrılır ve istenen noktalarda delikler açılır. Sonuç olarak pres bölümünde sac levhalar, otomotiv imalatında kullanılan tavan, kapılar, ön kaput ve bagaj kapağı gibi şekillendirilmiş parçalara dönüştürülür. (Karaçal 2018; Kasaplar, 2019; URL-1).

2.3.2 Kaynak

Kaynak, iki malzemenin bütünleşmesini sağlayan ve kaynak ısısına getirilmesi ile yapılan işlemidir. Pres kalıplarında basılarak şekillendirilmiş parçalar, bu aşamada biraraya getirilir. Böylelikle otomobil şekline girmesine kaporta adı verilir. Pres fabrikasında kapılar, ön kaput, bagaj kapağı, tavan vs. şekline sokulmuş olan sac parçalar ya da tedarikçilerden temin edilmiş kısımlar, kaynak bölümünde hassas bir biçimde tabandan başlayarak birleştirilir. Birleştirilmesi bitmiş karoserler, genel bir kontrolden geçirildikten sonra boyahaneye gönderilir (Karaçal 2018; Kasaplar, 2019; URL-1).

2.3.3 Boyama

İkinci aşamada kaynak işlemi tamamlanan araç gövdeleri için bir sonraki aşamada boyama prosesi gerçekleştirilir (Kasaplar, 2019). Boyama aşamasında uygulanan işlemlerin birçok amacı vardır. Bunlar; bu parçaların birleşim yerlerinde sızdırmazlığı sağlamak, kasayı oluşturan sac parçaların paslanmasına engel olmak, titreşim ile meydana gelebilecek sesi engellemek ve son olarak kasaya rengini vermektir. Bu amaçların gerçekleşebilmesi için temel olarak uygulanan işlemler

sırayla: yüzey işlem tüneli (yağ alma ve fosfat kaplama), kataforez banyosu, mastikleme, astar, boya, son kat boya, vernik ve finisyondur (URL-1).

Boyama departmanlarında ilk olarak gövde parçasının iç ve dış kısımlarında gerçekleştirilen işlemlerle birçok bölgede kaplamanın gerçekleştirilmesi amaçlanmaktadır (Uscar, 2008). Gövde parçaları ilk olarak durulama banyolarında temizlenir ve sonrasında fosfatlama ve elektrokaplama (kataforez) işlemine tabi tutulurlar. Fosfatlama işleminde amaç (demir fosfat ve çinko fosfat kaplama işlemleri) boyanın metal yüzeye en iyi şekilde tutunmasını sağlamaktır (Tekkalmaz, 2010). Elektrokimya prensplerine dayanarak gerçekleştirilen bir işlem olan kataforez ise su bazlı astar boya kaplamasıdır. Bu işlemde temel amaç metal parçaların korozyona karşı dayanımını arttırmaktır. Ayrıca bu işlem sadece otomotiv sektöründe değil başka birçok sektörlerde de kullanım alanı bulmaktadır (Tekkalmaz, 2010).

2.3.4 Montaj

Montaj işlemi ise üretim prosesinde gerçekleştirilen son aşamadır. Bu aşamada, boyanmış otomobil kasasının üzerine koltuk, direksiyon, lastikler, farlar, aynalar, iç giydirmeler, gösterge tablosu, elektrik tesisatı, hidrolikler, kapılar ve mekanik fabrikasında üretilen motor, vites kutusu gibi parçalar takılır. Bu aşamanın son etabında ise araç üzerinde gerçekleştirilen tüm işlemler kontrol edilerek süreç tamamlanır (Karaçal 2018; URL-1).

2.4 Otomotiv Endüstrisinin Çevresel Etkileri

Otomotiv üretiminde, çok çeşitli hammadde, enerji, su ve kimyasal maddeler de kullanılmaktadır. Girdilerin çok çeşitli olmasıyla birlikte üretim proseslerinde katı, sıvı ve gaz atıklar oluşmaktadır. Bu atıkların bir kısmı giderilemeden alıcı ortama verilirken bir kısımda tehlikeli atık niteliğinde olup bertaraf yöntemleri ile giderimleri sağlanmaktadır. Kullanılan prosesler ve prosesler sonucu ortaya çıkan atıklar Çizelge 2.2’de verilmiştir (Katip vd., 2014).

Otomotiv endüstrisi faaliyetleri içerisinde oluşan atık sular krom, çinko, nikel gibi ağır metal ve fosfat içermekte, özellikle de üretim faaliyetleri sırasında gerçekleşen fosfat kaplama, metal kaplama ve boyama prosesleri sırasında oluşmaktadır. Bu tür atık sular içerdikleri toksik maddeler nedeniyle deşarj edildikleri ortamlarda

biyolojik toksisiteye sebep olabilmektedirler. Özellikle boyama ve kaplama prosesinde ortaya çıkan atık sular otomotiv endüstrisi genelinde ortaya çıkan çevresel sorunlar dikkate alındığında, bu sorunların %60-%80 gibi önemli bir miktarına karşılık gelmektedir (Yavaş, 2021).

Söz konusu atık suların çevreye olan etkileri iki aşamada incelenebilir. Bunlardan birincisi üretim aşamasında ortaya çıkan çevresel etkiler, diğeri de ürünün kullanımı esnasında ortaya çıkan çevresel etkilerdir. Üretim aşamasındaki çevresel etkiler içerisinde prosesler ve sosyal ihtiyaçlar sonucu ortaya çıkan atıklar yer almaktadır. Bunlar; ambalaj atıkları, metalik atıklar, beslenme atıkları gibi evsel nitelikli atıklardır. Boya çamuru, fosfat çamuru, atık yağ, kontamine eldiven, ambalajlar, akü, kimyasal arıtma çamurları gibi atıklar ise endüstriyel kökenli tehlikeli atıklar olarak nitelendirilmektedir (Kuybu, 2013).

Çizelge 2.2. Otomotiv endüstrisi proses atıkları ve proses sonucu oluşan kirleticiler (Katip vd., 2014).

Proses	Materyal Girişi	Hava Emisyonları	Proses Atıkları	Diğer Atıklar
Metal Şekillendirme				
Metal kesme ve/veya şekil verme	Yağ alma ve temizlik çözücileri, asitler ve metaller, kesici yağlar,	Solvent atıkları (ör. trikloreten, aseton, ksilen, toluen, vb.)	Asit/Alkalın atıkları (örn. hidroklorik, sülfürik ve nitrik asit yağlar	Metal atıkları (ör. bakır, krom ve nikel) ve solvent atıkları (örn. trikloreten, aseton, ksilen vb.
Isıl işlem	Siyanür, tuzlar, Asit/alkalin solüsyonlar (ör. hidroklorik ve sülfürik asit),		Asit/alkalin atıkları	Yanıcı atıklar, solvent atıkları (örn. trikloreten, aseton, ksilen, toluen, vb.)
Yüzey Hazırlama				
Solvent temizliği	Asit/alkalin temizleyiciler ve solventler	Solvent atıkları (ör. aseton, ksilen, toluen, vb.)	Asit/alkalin atıkları	Solvent atıkları, Yanıcı atıklar, (örn. trikloroetan, aseton, ksilen, toluen, vb.)
Asitle temizlik	Asit/alkalin solüsyonlar		Asit/alkalin atıkları	Metal atıklar
Yüzey Finisajı				
Elektro kaplama	Asit/alkalin solüsyonlar, metal rulman ve siyanür rulman solüsyonları		Asit/alkalin atıkları, siyanür atıkları, kaplama atıkları ve atık sular	Solvent atıkları, metal atıkları, reaktif atıklar

Günümüzde çevresel etkiler dikkate alındığında otomotiv endüstrileri için, geri dönüştürülebilir, daha az atık ve emisyon oluşturan, tehlikeli madde kullanımını minimuma indiren ve doğaya zarar vermeyen teknolojiler tercih edilerek otomobil üretiminin gerçekleştirilmesi amaçlanmaktadır. Bu amaç doğrultusunda otomobil endüstrisi alanında üretim yapan tüm sanayilerinde çevreye duyarlılık konusunda hassasiyet gösteren yönetim sistemlerini benimsemeleri zorunlu hale gelmiştir (Katip vd., 2014).

2.5 Otomotiv Atık Sularının Arıtım Yöntemleri

Günümüzde çevre kirliliği ile ilgili sorunların artmasına paralel olarak bu konudaki duyarlılık ve özellikle atık su deşarj standartlarında her geçen gün daha katı kısıtlamalara neden olmaktadır. Endüstriyel atık sular içerisinde otomotiv endüstrisi atık suları içerikleri nedeniyle oldukça önemli çevresel sorunlara neden olabilecek nitelikteki atık sulardır. Otomotiv endüstrisi yüksek teknolojilere ve gelişmiş üretim tesislerine sahip olmasına rağmen özellikle boya proseslerinden kaynaklanan yüksek kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), ağır metal ve fosfor içerikli atık suları nedeniyle, yüksek seviyelerde çevre kirliliğine sebep olmaktadır (Leitz, 2007). Atık suyun arıtılması çevre kirliliğinin limit değerlere ulaştırılması açısından büyük önem taşımaktadır. Literatür incelendiğinde bu tür atık suların arıtımı ve deşarj standartlarına uygun hale getirilebilmesi için birçok arıtım prosesinin farklı koşullarda çalışıldığı görülmektedir. Bu atık suların özelliklerinden dolayı, organik kirliliği ortadan kaldırmak veya azaltmak için etkili bir arıtmanın gerçekleştirilmesi gerekmektedir. Farklı arıtma teknikleri arasında koagülasyon-flokülasyon gibi fizikokimyasal teknolojiler ve ileri oksidasyon prosesleri bu atık suların arıtılması için uygun olabileceği belirtilmiştir (Consejo vd., 2005). Bu çalışmada yapılan literatür incelemesi sonucunda uygulanmış çeşitli arıtma prosesleri uygulanmış ve bu prosesler sonucunda elde edilen giderim verimleri Çizelge 2.3'te verilmiştir.

Çizelge 2.3. Otomotiv endüstrisi atık suları ile ilgili yapılmış çalışmalar ve giderim verimleri.

Atık su Kaynağı	Proses	Giderilen Parametre	Giderim Verimi (%)	Referans
Boyahane atık suyu	Aerobik Arıtım	KOİ	76	Mackul'ak vd., 2016
Genel otomotiv atık suyu	Ters Ozmos	AKM KOİ NO ₃	%90 %68 %58	Kuybu, 2013
Genel otomotiv atık suyu	Ozon, Fenton, Adsorbsiyon	Bulanıklık	%86	Karchiyappan, 2022
Genel otomotiv atık suyu	Membran Teknolojileri ve Katalitik Prosesler	Yağ gres KOİ TOK	%95 %87,4 %70,6	Urlu, 2017
Karışık otomotiv atık suyu	Koagülasyon Flokülasyon	KOİ TAKM	%70 %98	Bakar ve Halim, 2013
Genel otomotiv atık suyu	Biyolojik Arıtım	KOİ Azot	%89 %58	Güven vd., 2017
Boyahane atık suyu	Elektroflotasyon	TÇKM	%97,43	Mohtashami vd., 2018
Genel otomotiv atık suyu	Anaerobik Biyofilm	KOİ	%71-78	Olivera vd., 2008
Yağlı otomotiv atık suyu	Ultrafiltrasyon	Yağ Gres KOİ	%99 %95	Kim vd., 1998
Otomotiv atık suyu (yağ içerikli)	Elektroflotasyon	Yağ gres KOİ TOK	%95 %87,4 %70,6	GilPavas vd., 2009
Kataforez kaplama prosesi atık suyu	Elektrokoagülasyon	KOİ Toplam Fosfor	%83,80 %95,37	Kasaplar, 2019
Metal işleme prosesi atık suyu	Anaerobik Arıtım	KOİ	%47	Sarioğlu ve Gökçek, 2016
Boyahane atık suyu	Koagülasyon Flokülasyon Adsorpsiyon Ozon Fenton	KOİ	%49,60	C. Consenjo vd., 2005
Genel otomotiv atık suyu	Koagülasyon Flokülasyon	Fosfat KOİ TÇKM Bulanıklık Renk	%48 %80 %62 %72 %94	Malakootian vd., 2016
Kaplama atık suyu	Fenton, Ozon, Koagülasyon	TAKM KOİ	%23,5 %98,2	Nuno Amaral Silva, 2016
Boyahane atık suyu	Anaerobik arıtım	KOİ	%76	Bajaj ve vd., 2013

2.5.1 Fiziksel arıtım yöntemleri

Fiziksel arıtım yöntemlerinde, eleme, çöktürme, karıştırma, süzme ve yüzdürme gibi işlemler kullanılarak membran filtrasyonu, adsorpsiyon, iyon değişimi prosesleri gerçekleştirilir. Bu yöntemler genel olarak düşük giderim verimleri ve proses sonucu ortaya çıkan çamur miktarları sebebiyle biyolojik veya kimyasal arıtma proseslerinden önce gerçekleştirilirler.

Burada amaç yapılacak bir sonraki aşamada arıtma yöntemlerinin performansını etkileyebilecek, ekipmanlarda sorun oluşturabilecek atık su içerisinde bulunan kirleticilerin önemli bir kısmının giderimini sağlamaktır (Gök, 2019; Gözükıızıl, 2013).

2.5.2 Biyolojik arıtım yöntemleri

Biyolojik arıtmada amaç askıda veya çözünmüş halde bulunan organik kirleticilerin bakteriler yardımıyla parçalanmasını sağlayarak, açığa çıkan inorganik maddelerin gaz olarak havaya karışması şeklinde uzaklaştırılmasıdır. Organik kirleticilerin giderimin de kullanılan en etkili yöntem olarak bilinmektedir. Biyolojik arıtmada, doğada gerçekleşen reaksiyonların optimum şartlar ve çevre koşulları sağlanarak daha hızlı bir hale getirilmesi ve böylelikle biyoflokülasyon ve mineralizasyon proseslerine bağlı olarak gerçekleşmesidir. Biyolojik artım yöntemleri mikroorganizmaların durumuna göre askıda veya biyofilm prosesler, ortamda bulunan oksijene bağlı olarak aerobik veya anaerobik olarak sınıflandırılır (Palabıyık, 2019). Prosesin çalışma şekli doğadaki arıtım reaksiyonlarını uygun koşulların sağlanmasıyla hızlandırarak doğadakinden daha hızlı bir şekilde arıtımın gerçekleşmesini amaçlar. Bunun sağlanabilmesi için ise sıcaklık, pH, toksisite gibi parametreler kontrol altında tutulmalıdır.

Mackul'ak vd. (2016) bir otomotiv endüstrisinden kaynaklanan azotlu organik bileşikleri içeren endüstriyel boyahane atık suyu inceledikleri bir çalışmada çeşitli enzimleri atık suya ekleyerek otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyunun aerobik olarak arıtılabilirliğini incelemişlerdir. Ham atık suda %48 KOİ giderimi elde edilmiştir. Biyolojik ön arıtım uygulandığında ise bu oran %76'ya çıkmıştır.

Sarioğlu ve Gökçek (2016) bir otomotiv endüstrisi atık suyunun anaerobik arıtımı ile ilgili yaptıkları çalışmayı mezofilik sıcaklıkta gerçekleştirmişlerdir. Bu çalışmada yardımcı substrat olarak melas kullanılmıştır. En yüksek KOİ giderim verimi ise belirledikleri optimum proses koşullarında %47 olarak tespit edilmiştir.

Güven vd. (2017) Sıralı kesikli reaktör sistemi ile otomotiv endüstrisi atık suyunun (kirlilik yükü ağırlıklı olarak boyama prosesi) biyolojik olarak arıtılabilirliğini incelemiş ve %86 oranında KOİ giderimi elde etmiştir.

2.5.3 Kimyasal arıtım yöntemleri

Kimyasal arıtmada temel amaç atık su içerisinde yer alan kendi ağırlığıyla çökelemeyen askıda maddelerin ve çözünmüş halde bulunan kolloidal katı maddelerin, pıhtılaştırıcı ve pıhtılaştırmaya yardımcı maddeler kullanılarak, farklı hızlarda ve sürelerde karıştırılmasıyla yumaklaşmasını sağlamak ve oluşan yumaklarında çökeltme yoluyla su ortamından uzaklaştırılmasıdır. Bu tür arıtım yöntemleri fiziksel ve kimyasal süreçlerinin ard arda sıralı olarak uygulanmasıyla oluşur. Kimyasal arıtmada, hızlı karıştırma, yumaklaştırma, çöktürme, çamur giderme, dengeleme, filtrasyon gibi birçok işlem bir arada bulunur. Kimyasal arıtımın en önemli dezavantajı ise proses sonunda oluşan fazla miktarlarda çamurdur (Gök, 2019; Gözükcı, 2013; Toprak, 2015).

2.5.3.1 Koagülasyon Flokülasyon

Koagülasyon/flokülasyon, su ve endüstriyel atık su arıtımında kullanılan önemli proseslerden bir tanesidir (Tatsi vd., 2003). Bu proses yüksek giderim verimi elde edilmesi, kolay uygulanması, aynı zamanda alternatif teknolojilere göre daha az enerji gereksinimine ihtiyaç duyulması ve ekonomik verimliliği sebebiyle yaygın olarak tercih edilmektedir (Balık, 2013). Atık suya eklenen kimyasallar atık suda bulunan kolloidal yapıdaki ve çözünmüş haldeki maddelerin, elektrostatik yüklerini bozarlar ve tanecik yüklerini nötralize ederler. Elektrostatik yükleri bakımından nötr hale gelen tanecikler bir araya gelerek daha büyük hacimli ve daha hızlı çökebilen kütleler haline dönüşürler. Bu yapılar ise atık sudan flok halinde çökeltilebilirler. Bu süreçte eklenen kimyasal maddelere “koagülant”, atık suya kimyasal madde karıştırması işlemine “koagülasyon”, atık suda elektrostatik

yüklerinin değişip bir araya gelmeleri işlemine “floklaşma” ve büyük yapı oluşturmalarına ise ‘flokülasyon’ adı verilir (Dindar, 2019; Gök, 2019).

Koagülasyon flokülasyon prosesinde en yaygın olarak tercih edilen koagülantlar; alüminyum sülfat (alum), demir (II) sülfat, demir (III) klorür ve demir kloros lfat (FeClSO_4)’dır (Amokrane vd., 1997). Her bir koagülantın maksimum kirletici giderimi sağlayabildiği belirli pH aralığı vardır. Optimum giderimin elde edildiği pH aralıkları; arıtılmak istenen atık suyun karakteristiğine, kullanılan koagülantın özelliklerine ve konsantrasyonuna bağlı olarak değişmektedir (Song vd., 2004). Son yıllarda, Avrupa, Japonya ve Kuzey Amerika’da su arıtımı için poli-alüminyum klorür (PAC) gibi metal pıhtılaştırıcıların polimerize formlarının kullanımında, düşük maliyetleri ve daha geniş kullanılabilirlikleri nedeniyle bir artış olmuştur. Bu tür ürünlerin, partikül ve/veya maddeleri daha yüksek oranda uzaklaştırmalarının yanı sıra daha düşük alkalinite tüketimi ve daha az çamur üretimi gibi doğal avantajları nedeniyle geleneksel pıhtılaştırıcılara göre daha avantajlı olduğu iddia edilmektedir. (Sinha vd., 2004; Bakar ve Halim, 2013).

Koagülasyon flokülasyon proseslerinde kullanılan toz polielektrolitler, toz şeker görünümünde ve tanecik boyutu maksimum iki mm ebatında olan, olan maddelerdir. Polielektrolitler anyonik, katyonik ve noniyonik olmak üzere üç kategoriye ayrılırlar ve bu sınıflandırma taşıdıkları y k karakterlerine göre belirlenir. Polielektrolitlerin proses içerisinde kullanımında su ile uygun koşullarda   zelteleri oluşturulduktan sonra uygun noktadan dozlamaları gerçekleştirilir. Genellikle evsel ve endüstriyel nitelikli atık su arıtma tesislerinde kullanılan katyonik polielektrolitler (flokülantlar), oluşan fazla çamurun çamur susuzlaştırılma ekipmanları, santrifüj dekantör ve belt filtre presler ile susuzlaştırılmasıyla katı madde ile su fazını birbirinden tamamen ayırmak suretiyle, bu ekipmanların maksimum verimde çalışmalarını destekler. Kimyasal arıtma ve madencilik faaliyetlerinden kaynaklanan su arıtma proseslerinde ise genellikle anyonik polielektrolitler kullanılır ve cevher geri kazanımında, KOI, AKM, ağır metal ve kolloidlerin arıtımında kullanılırlar (Balık, 2013).

Klasik koagülasyon yöntemi dışında farklı bir uygulama şekli olan elektrokoagülasyon prosesi atık su arıtımında tercih edilen yöntemlerden bir tanesidir. Literatürde elektrokoagülasyon ve klasik koagülasyon prosesleri arasında tercih yapılırken dikkate alınan en önemli parametreler pH ve metal

konsantrasyonudur. Her iki proses koagülant dozlarının maliyeti açısından değerlendirildiğinde birbirine yakındır (Balık, 2013).

Bakar ve Halim (2013) otomotiv endüstrisi atık suyunu koagülasyon flokülasyon prosesi ile polialüminyum klorür (PAC), ferrik klorür (FeCl_3) ve alum ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) koagülantlarının ve koagülant yardımcısının AKM ve KOİ giderim verimliliği üzerine etkilerini incelemiştir. Çalışma sonucunda 70 mg L^{-1} PAC ve 2 mg L^{-1} koagülant yardımcısı kullanılarak %70 oranında KOİ giderimi %98 oranında AKM giderimi elde edildiği belirtilmiştir. FeCl_3 ve alum'un koagülant olarak kullanıldığı koşullarda ise sırasıyla %64 ve %54 oranında KOİ giderimi, %94 ve %91 oranında AKM giderimi elde edilmiştir. Ağır metal gideriminde ise PAC+koagülant yardımcısı en iyi giderim verimini sergilemiştir.

Malakootian vd. (2016) koagülasyon flokülasyon prosesi ile otomotiv endüstrisi atık suyu üzerinde yaptığı çalışmada; koagülant olarak ferrik sülfat kullanıldığında toplam askıda katı madde (TAKM), KOİ, renk, bulanıklık, fosfat giderim yüzdeleri sırasıyla 68,9, 83, 94, 84 ve 47,2 olarak belirlerken, alüminyum sülfat kullanıldığında ise bu giderim miktarı nötr pH'ta ve 150 mg L^{-1} koagülant dozunda yine sırasıyla 62, 80, 94, 73,5 ve 48 olarak tesbit etmişlerdir.

Consejo vd. (2005) otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyunu ozon, fenton, koagülasyon flokülasyon, adsorpsiyon ve bunların çeşitli kombinasyonları ile arıtım verimliliği için ideal koşulları belirlenmesi amaçlanmıştır. Ozon, hidrojen peroksit ilavesi, koagülasyon flokülasyon ve adsorpsiyon proseslerinin uygulandığı kombinasyonda %49,60'lık bir arıtma giderimi verimi elde edilmiştir.

2.5.3.2 Adsorpsiyon

Adsorpsiyon işlemi, kovalent bağ yoluyla iyon ya da moleküllerin yüzeye atomik bazda film oluşturarak bağlanmasıdır.. Yüzeye bağlanıp adsorplanan maddelere adsorban, bağlandığı yüzeye ise adsorbent denir. Moleküllerin yüzeyinde bağlanacağı aktif noktalar bittiğinde ise adsorpsiyon işlemi sonlanır. Prosesin verimini sıcaklık etkilemektedir, yenilenmesi güçtür ve tersinmezdir. (Gözükızıl, 2013; Sesler, 2014).

2.5.3.3 Oksidasyon

Bu prosesinde temel amaç zararlı bileşiklerin zararsız hale dönüştürülmesi ve böylelikle daha sonraki arıtma işlemleri için uygun hale getirilmesidir. Amonyak giderilmesi, organik bileşiklerin giderilmesi, renk, tat ve koku giderilmesi, korozyon kontrolü, demir ve mangan giderilmesi, dezenfeksiyon, alg kontrolü, siyanür, kükürt, krom indirgenmesi, başlıca kullanım alanlarıdır (Balık, 2013).

Elektron transferiyle kimyasal türler arasında indirgenme-yükseltgenme basamaklarından oluşan kimyasal oksidasyon yöntemi atık sulardaki kirleticilerin, kimyasal olarak oksitlenmesini gerçekleştirerek kararlı son ürünlere dönüştürülmesini amaçlayan bir prosestir. Proseste atık suda istenmeyen kimyasal bileşiklerin oksitlenmesi sağlanarak atık sudan uzaklaştırılmasını sağlayan ozon (O_3), hidrojen peroksit (H_2O_2), Klor (Cl_2), potasyum permanganat ($KMnO_4$) yaygın olarak kullanılmaktadır.

Proses genellikle son arıtım olarak kullanılmakla beraber daha sonraki işlemler için de ön arıtım olarak kullanılabilmesi ve organik maddeleri giderebilmesi de diğer avantajlarıdır (Çalışır, 2010., Gözükızıl, 2013., Topcu, 2017., Toprak, 2015).

2.5.4 İleri oksidasyon prosesleri

İleri oksidasyon prosesleri, biyolojik olarak neredeyse parçalanamayan antropojenik maddeleri, ilaç kalıntılarını, pestisitleri içeren kirli su ve atık suların arıtılması için önemli bir alternatiftir. Bu tür kirleticilerin biyolojik olarak parçalanamaması nedeni ile klasik biyolojik arıtma yöntemleri yetersiz kalabilmektedir. Fizikokimyasal yöntemler (koagülasyon-floklaştırma, filtrasyon, aktif karbon adsorpsiyonu, hava ile sıyırma) ise bu tür kirleticilerin gideriminde etkili olabilmekte ancak kirleticinin bir ortamdan başka bir ortama geçirilmesinden dolayı pek tercih edilmemektedirler.

İleri oksidasyon prosesleri hidroksil radikallerinin ($OH\cdot$, redoks potansiyeli=2.8 V) oluşumu temeline dayalı bir yöntem olup, uygun reaksiyon şartlarında kirletici organik maddenin tamamen mineralizasyona uğramasını, CO_2 ve H_2O gibi son ürünlerin oluşmasını sağlamaktadır (Esplugas vd., 1994, Buxton vd., 1988; İleri vd., 2006). Bu prosesler atık suyun biyobozunurluğunu arttırmak için flokülasyon, çöktürme, adsorpsiyon vb. yöntemlerden sonra ve biyolojik yöntemlerden (aerobik

aktif çamur) önce kullanılır. Hidroksil radikalleri, hidrojen peroksit ve ozon gibi güçlü oksitleyici ajanların kombinasyonunun bir sonucu olarak üretilir. Ultraviyole (UV) veya görünür radyasyon ve metal iyonları ve yarı iletkenler gibi katalizörler de hidroksil radikalleri oluşturmak için kullanılabilir. Ozonun diğer oksidan ajanlarla (UV radyasyonu ve hidrojen peroksit) kombinasyonunu kullanan İOP'leri, yalnızca normalde ozonun doğrudan saldırısına dirençli olan çözünmüş organik bileşiklerin oksidasyonuna izin verir. (Silva vd., 2014). Bazı oksidanlar ve oksidasyon potansiyelleri Çizelge 2.3'te verilmiştir.

Çizelge 2.4. Bazı oksidanların standart oksijen potansiyelleri (Pera-Titus vd., 2004).

Oksidan	Standart Oksidasyon Potansiyeli (volt)
Flor	3,03
Hidroksil Radikali	2,80
Atomik Oksijen	2,42
Ozon	2,07
Hidrojen Peroksit	1,77
Hipokloröz Asit	1,49
Klor	1,36
Brom	1,09

İleri oksidasyon proseslerinde reaktif ikinci türlerle veya oksidantla doğrudan reaksiyonla beraber oksidatif parçalanmayla giderim sağlanır (Türkeş, 2019). Hidroksil radikalleri eşleşmeyen elektronları sebebiyle diğer oksitleyicilere nazaran oldukça reaktiftirler, seçici değildirler ve kinetik hız sabitleri yüksektir. İleri oksidasyon prosesleri güçlü oksidasyon elemanlarının (O_3/H_2O_2) veya katalizörlerin (Fe, TiO_2 , Mn) bir ışık kaynağı varken (UV) veya yokken kullanıldığı; Fe^{2+}/H_2O_2 (Fenton reaksiyon), $Fe^{2+}/H_2O_2/UV$ (foto-fenton reaksiyon), H_2O_2 /Ultraviyole (UV), O_3/UV , O_3/OH , TiO_2/UV , Hidrojen Peroksit/Ozon (H_2O_2/O_3), gama ışınlaması gibi arıtma proseslerini içermektedir.

Bu proseslerin, yüksek pH'larda kirletici gideriminin yetersiz olması, kirleticiler dışında atık suda mevcut olan diğer bileşiklerle de reaksiyonda bulunarak serbest radikallerin başka tüketici maddelerle kullanılarak oksidasyon verimini düşürmesi ve

de tam mineralizasyonun gerçekleşmediği durumda oksidasyon kaynaklı inorganik ve organik yan ürünleri oluşturması gibi dezavantajları da vardır (Çalışır, 2010; Türkeş, 2019).

2.5.4.1 Fenton prosesi

Fenton prosesi, 1894 yılında Henry Fenton'un yaptığı araştırmalar sırasında keşfedilmiştir. Fenton prosesinde hidrojen peroksit (H_2O_2) ile Fe (II) iyonu arasında gerçekleşen katalitik oksidasyonu açıklamıştır (Argun, 2012; Türkeş, 2019). Fenton oksidasyonu asidik ortamda hidrojen peroksitin (H_2O_2) Fe^{2+} iyonları ile reaksiyona girmesi ile oldukça kuvvetli bir oksitleyici olan ($E^0=2,8$ eV) $OH\cdot$ radikalinin oluşturulması temeline dayanır.

H_2O_2 ve Fe^{2+} iyonları organik madde içermekte olan bir su sistemine eklenirse pH 2–4 arasında Denklem 2.1-2.2'deki daha kararlı kompleks redoks reaksiyonlarını oluşturur.



$OH\cdot$ radikalleri RH gibi organik maddelerle tepkimeye girer ve atık suda istenmeyen kirleticiler giderilir. Denklem 2.3-2.6'da bu reaksiyonlar gösterilmiştir (Birgül, 2006).



$OH\cdot$ radikalleri seçici olmadan ve doğa şartlarında pratik olarak parçalanamayan (parçalanmaya karşı dirençli) organik kirleticilerin çoğunu hızla mineralize eder CO_2 ve H_2O 'ya dönüştürür (Bingöl, 2019; Gökkuş, 2009; Türkeş, 2019). Hidrojen peroksit (H_2O_2) ve Fe^{2+} iyonları Fenton oksidasyonunun reaktifleridir (Argun, 2012).

Fenton prosesinde oksitlenebilir maddeler giderilerek; atık sudaki oksijen miktarını artmasını, KOİ konsantrasyonunun azalması ve toksisite giderimi sağlamaktadır.

Fenton prosesinde arıtım işlemi 4 aşamada gerçekleşir.

- pH ayarlama: Fenton prosesinin ilk aşamasıdır. pH 2-4 aralığına getirilerek proses için uygun olduğu bilinen asidik koşullar sağlanır.
- Oksidasyon reaksiyonu: İlk olarak hidroksil radikallerinin oluşumunu sağlamak için Fe^{2+} tuzları, sonra ise hidrojen peroksit (H_2O_2) eklenir. Ağır moleküle sahip organik maddeler bu aşamada daha hafif moleküllere oksidasyon reaksiyonları ile dönüştürülür. Ayrıca Fe^{2+} iyonu Fe^{3+} iyonuna yükseltgenir.
- Nötralizasyon-Koagülasyon: Oksidasyon reaksiyonunun tamamlanmasının ardından NaOH veya kireç ile nötralizasyonu sağlanır. Fe^{3+} iyonlarının flokleşip çökelebilmesi için en uygun pH aralığı olan 8-9 aralığına getirilerek oluşan Fe^{3+} iyon floklarının çökmesine destek olunur.
- Çöktürme: Nötralizasyon-koagülasyon işleminden sonra Fe^{3+} iyon flokları çökerek duru faz çamurdan ayrılır ve fenton çamuru oluşur. Bu işlem için otuz dakika ile bir buçuk saat arasındaki sürelerde çökeltme işlemi gerçekleştirilir (Argun, 2012; Bingöl, 2019; Dinç, 2011).

Fenton reaksiyonunun verimliliği birçok parametreye bağlı olarak değişebilir. Bunlar; pH, sıcaklık, reaktiflerin konsantrasyonları, organik ve inorganik kirleticilerin miktarlarıdır (Bingöl, 2019). Prosesin ilk yatırım maliyetlerinin uygun olması, yüksek kirleticiler giderim verimleri sağlaması, ekoloji açısından güvenli olması, hidrojen peroksitin diğer ön arıtmada kullanılan ayıraçlara göre daha ekonomik ve etkili olabilmesi, daha sonra uygulanabilecek olası biyolojik arıtma için zehirliliğin az olması, toksik ve dayanıklı bileşikler kısmen etkisizleştirebilmesi, arıtımı daha kısa sürede başlatılabilir olması, kimyasal olarak inert çamur oluşturmaması ve oluşan çamurun arıtımının sağlanabilirliği, çeşitli kimyasal maddelerin arıtımında da kararlı olması, ek ekipmana gerek duyulmadan işletilebilmesi, koku gideriminde sağlayabilmesi ve yüksek verimlilik sunması Fenton prosesinin en önemli avantajlarıdır. Kimyasal reaksiyonlar için uygun şartların sürdürülebilirliğinin güç olması, korozyon problemi, ilave kimyasal kullanılması,

çamur oluşumu ve oluşan çamuru uzaklaştırma maliyeti prosesin dezavantajlarıdır (Dinç, 2011; Gökkuş, 2009; Türkeş, 2019).

Karchiyappan (2022) yaptığı bir çalışmada otomotiv endüstrisi atık suyundan bulanıklık giderimi için ozonlama, elektro-fenton ve kitosan bazlı koagülasyon olmak üzere üç tür işlem kullanılmıştır. Her bir prosesin askıda ve koloidal partikülleri azaltmada oldukça etkili olduğu belirlenmiştir. Kitosan bazlı koagülasyon ve elektro-fenton proseslerinin otomotiv endüstrisi atık suyunu arıtmak için güvenilir ve etkili birer yöntem olduğu belirtilmiştir. Her bir proses için >%55 bulanıklık giderimleri ve ozonlama prosesi ile maksimum %86 oranında bulanıklık giderimi elde edildiği belirtilmiştir.

Amaral-Silva vd. (2016) yaptıkları bir araştırma da otomobil egzoz boruları kaplamasının üretiminden kaynaklanan bir atık suyun arıtımı için uygun bir stratejinin geliştirilmesine odaklanmıştır. Bu amaçla atık suyun arıtılabilirliğini koagülasyon-flokülasyon, ozon, fenton ve biyolojik arıtım gibi yöntemler kullanılarak incelemişlerdir. Fenton ve koagülasyon proseslerinin uygulandığı çalışmalarda istenen hedeflere ulaşmadığı, ancak ozon bazlı işlemlerin ilginç bir teknoloji olduğu oraya konmuştur. Koagülasyon-Flokülasyon ile maksimum %23,5 AKM, %6,2 KOİ giderimi elde edilmiştir. Fenton oksidasyonunda ise %77,5 oranında bir KOİ giderimi elde edilmiştir. Ozon ile yapılan çalışmada ise %98,2'lere ulaşan değerlerde KOİ giderimi gözlemlenmiştir.

2.5.4.2 Foto-Fenton prosesi

İleri oksidasyon proseslerinden bir olan Foto-Fenton atık su arıtımında günümüzde önemi giderek artan bir prosedir. Atık suya (asit pH'da) hidrojen peroksit ve bir ferrik tuzun eklenmesine dayanır ve organik materyali parçalayan hidroksil radikalleri üretmek için ayrıca, reaksiyon UV ışığı (Foto-Fenton prosesi) gibi yüksek yoğunluklu bir radyasyon kaynağı tarafından destekleniyorsa, hidroksil radikallerinin üretimi dahada hızlıdır (Consejo vd., 2005).

Fenton reaksiyonu yukarıda da açıklandığı üzere H_2O_2 'nin bozunmasına Fe^{2+} 'nin katalitik etkisi temeline dayanmaktadır (Denklem 2.1). Fe^{2+} 'nin Fe^{3+} 'e dönüşmesi ve $OH\cdot$ radikallerinin üretimi oksidasyonun ilk aşamasıdır. Ancak karanlıkta Fe^{+2} 'nin

Fe^{+3} 'e tam dönüşmesinden sonra reaksiyon yavaşlar. Oksidantların kaybolması sebebiyle daha fazla Fe^{2+} tükenmez. Bu durumda ortamda UV ışığının varlığında Fe^{3+} fotolitik olarak kullanılır ve kullanımın sonucunda Fe^{+2} iyonları yeniden oluşumu gerçekleşir (Eren, 2018). Söz konusu reaksiyon Denklem 2.7'de ifade edilen şekilde asidik koşullarda gerçekleşir.

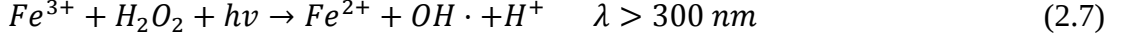


Foto-Fenton oksidasyonunda UV ışınlarının varlığı ve katalizör olarak kullanılması fenton oksidasyonunu hızlandırmaktadır. Reaksiyon ile Fe^{3+} iyonlarının foto indirgenmesiyle Fe^{2+} iyonlarının miktarının artırılması sağlanır.

2.5.4.3 UV oksidasyon yöntemi

Çoğu kimyasal oksidasyon teknolojisinin temelini UV ışını oluşturur ve su ortamında doğrudan fotoliz (serbest radikal oksidasyonu) ve dolaylı fotolize sebep olur. UV ışını $300 \text{ kJ Einstein}^{-1}$ (UV-A ışınım) enerji ile $1200 \text{ kJ Einstein}^{-1}$ (vakum UV)'e kadar olan enerjiden oluşur. Literatürde organik maddeleri arıtmada UV ışının diğer türlerinin de kullanılmasına rağmen, genellikle UV-C ışını dezenfeksiyon ve oksidasyon amaçlı kullanılır (Eren, 2018).

UV ışığı ile gerçekleştirilen ileri oksidasyon proseslerinin en önemli sorunlarından biri ise UV lambasının yüksek düzeyde elektrik enerjisi gereksinimidir. Bu durum işletme masraflarının artmasına neden olmaktadır. Bu problemi en aza indirmek için, reaksiyon koşullarının (pH, katalizör ilavesi ve konsantrasyonu, kirletici/oksidant madde oranı vb.) optimize edilmesi, reaksiyon süresinin azaltılması veya en aza düşürülmesi gibi çalışmalarla enerji gereksiniminin azaltılması gerekmektedir (Türkeş, 2019).

Fotokimyasal yöntemlerde genellikle civa ark lambalarıyla UV radyasyonu sağlanmaktadır. UV radyasyonunun şiddeti, pH, kirleticinin molekül yapısı ve atık suyun kimyasal bileşimine bağlı olarak kirletici molekülün parçalanma hızı, değişebilmektedir. Yüksek UV radyasyon şiddetinde ortamda yeterli miktarda H_2O_2 varsa ve nötr pH değerleri sağlanabiliyorsa etkin bir arıtım sağlanabilmektedir (Uysal ve Yılancıoğlu, 2016).

Fiziksel, kimyasal veya biyolojik arıtımın UV oksidasyonu öncesinde uygulandığında giderim verimine olumlu katkı sağlar. UV teknolojisinin diğer oksidanlarla beraber kullanılması, UV'nin dezenfeksiyon amacıyla kullanımının geliştirilmesini takiben yapılan araştırmaların artmasıyla gerçekleşmiştir. H₂O₂ UV prosesinde kullanıldığında çok yüksek oksitleyiciliğe sahiptir (Giray,2014; Toprak 2015).

2.5.4.4 UV/H₂O₂ oksidasyon yöntemi

Fotokimyasal proseslerde iki temel parametre vardır. Bunlar birincisi ışık diğeri de bu ışıkla radikal oluşturacak veya radikale dönüşecek maddedir. Fotokimyadaki genel dalga boyu aralığı 100-1000 nm arasında değişmektedir (Birgül 2006).

Hidrojen peroksit (H₂O₂), oldukça kuvvetli bir oksidanttır ve ayrışma sonucunda hidroksil radikali (HO•) adı verilen oldukça reaktif bir ürün açığa çıkar. Düşük seçiciliğe sahip olan hidroksil radikali bu özelliği ile atık suda bulunan organik türlerin çoğunu okside edebilme kapasitesine sahiptir (Sanja vd., 2009; Aleboyeh vd., 2012). İleri oksidasyon proseslerinde mineralizasyon oksidantın oksidasyon potansiyeli ve temas süresine bağlı olarak gerçekleşebilmektedir. UV/H₂O₂ oksidasyon prosesinde, hidrojen peroksit varlığında UV radyasyonu ile oluşan temel oksidasyon ajanı hidroksil radikali (OH•), kirletici molekülü CO₂ ve H₂O'a dönüştürür (Uysal ve Yılancıoğlu, 2016). Yani, UV ışığı hidrojen peroksiti aktive ederek iki hidroksil radikale parçalanmasını sağlar. Oluşan radikaller ise organik kirleticilerle reaksiyona girerek, organik maddenin kimyasal oksidasyonunu gerçekleştirirler (Denklem 2.8-2.10). Bu şekilde bir H₂O₂ parçalanma-oluşma döngüsü meydana gelir (Crittenden vd., 1999).



Reaksiyonun gerçekleşme süresi kirlilik yükü ve atık suyun kompleksliğine göre değişmektedir. Reaksiyon belli bir sürenin sonunda tamamlanır, prosese o süreden sonra devam edilse bile verimde bir artış gözlenmez (Baştürk, 2012)

Prosesin çalışma prensibi ise hidrojen peroksitin yüksek pH değerlerinde oksitlenme yeteneği azalır ve kararsızlaşır, bu da OH[•]'lerinin oluşumunu önemli derecede engellemektedir. pH değeri düşürüldüğünde ise (pH<2 gibi) H₃O²⁺ oluşur ve OH[•] radikalinin oluşması zorlaşır. Her iki durumda da reaksiyon olumsuz yönde etkilenir. H₂O₂ pH'ın 2-4 arasındaki değerlerde daha kararlı hale gelir ve oksidasyon verimini artırır (Dinç, 2011, Türkeş, 2019).

Ayrıca UV/H₂O₂ prosesinin diğer ileri oksidasyon proseslerine (İOP) göre çeşitli avantajları vardır. Bunlar; arıtma sırasında çamur oluşmaması, ortam koşullarında yapılabilir olması ve proste oluşan oksijenin aerobik bozulma sürecinde biyolojik arıtım için de yararlı olmasıdır (Muruganandham ve Swaminathan, 2004).

2.5.4.5 Ozon oksidasyonu

Ozon, onlarca yıldır atık su arıtımında bir oksidan olarak kullanılmıştır. Ozonun son derece yüksek oksidasyon potansiyeline sahip bir ajan olduğu bilinmektedir (Consejo vd., 2005). Ozon (O₃), oksijenin (O₂) parçalanarak diğer bir oksijen atomu ile birleşerek oluşturduğu kararsız moleküldür. Oksijen molekülünün ayrılması doğal olaylarla oluşabilmekle birlikte dış kaynaklar ile gerekli enerji verilerek de gerçekleştirilebilir. Oksijen molekülünün ayrılması için gereken enerji gaz ortamına elektrik verilerek, ozon elektroliziyle, fotokimyasal ve radyokimyasal tepkimelerle sağlanır. Güçlü bir oksidan olan O₃'ün oksidasyon etkisi Denklem 2.11'de gösterilmiştir.



Ozon oksidasyonu arıtım yönteminde KOİ ihtiyacı az, BOİ ihtiyacı fazladır. Ozon oksidasyonu yönetiminin maliyeti prosesde yarılanma ömrünün azalmasına bağlı olarak işlemin süreklilik gerektirmesi sebebiyle artar. Ozonun parçalanması alkali ortamda arttığından atık suyun pH değerinin istenilen seviyede tutulması gerekmektedir (Dindar., 2019).

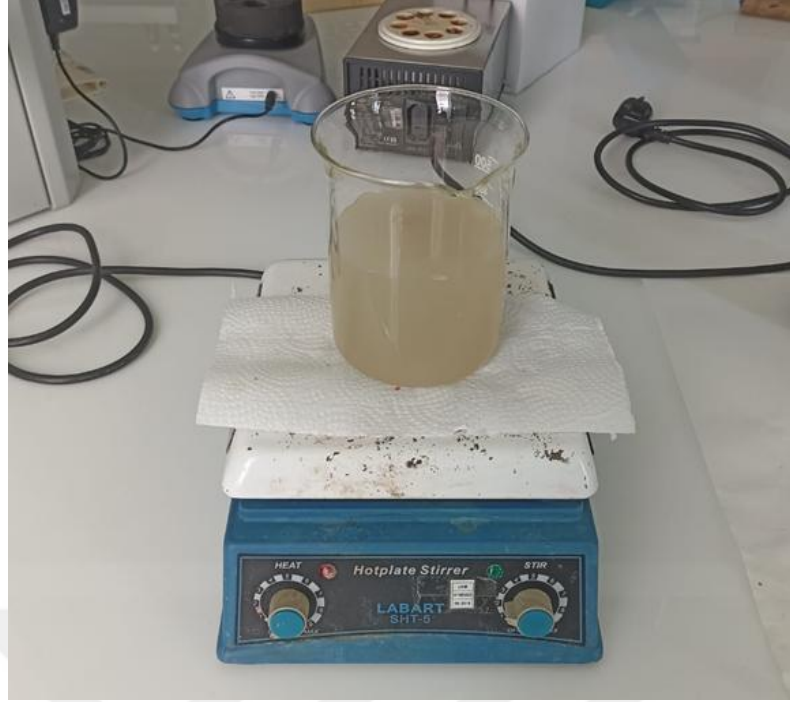
3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1 Analizlerde Kullanılan Otomotiv Endüstrisi Atık Suyu Özellikleri

Bu çalışmada koagülasyon flokülasyon, UV/H₂O₂ ve fenton prosesleri kullanılarak otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyundan KOİ ve bulanıklık giderim verimlerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Çalışmada kullanılan boyama prosesi atık suyu, Aksaray’da yer alan ve plastik dış aksam boyamasında faaliyet gösteren bir boyama fabrikasının atık su arıtma tesisinin dengeleme havuzu girişinden temin edilen ham atık sudur. Tez çalışmasında ilk olarak atık suyun karakterizasyonu yapılmıştır. Sonrasında KOİ ve bulanıklık giderim çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Yapılan çalışmalar sonucu elde edilen boyama prosesi atık suyu karakterizasyonu sonuçları Çizelge 3.1’de ve otomotiv fabrikası boyama prosesi ham atık suyunun görünüşü Şekil 3.1’de verilmiştir.

Çizelge 3.1. Otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyu karakterizasyonu.

Parametreler	Birim	Ölçüm sayısı	Değerleri
KOİ	(mg L ⁻¹)	2	14744±734,54
TDS	(g L ⁻¹)	3	4,13±0,02
pH		3	7,29±0,12
EC	(mS/cm)	3	4,76±0,08
Bulanıklık	(NTU)	3	682,20±12,97
NH ₄	(mg L ⁻¹)	3	5,29±0,65
NH ₄ -N	(mg L ⁻¹)	3	4,12±0,51
PO ₄	(mg L ⁻¹)	3	17,98±1,05
PO ₄ -P	(mg L ⁻¹)	3	5,78±0,11
NO ₃	(mg L ⁻¹)	3	153,27±5,23
NO ₃ -N	(mg L ⁻¹)	3	35,29±5,23



Şekil 3.1. Otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyu numune görünüşü.

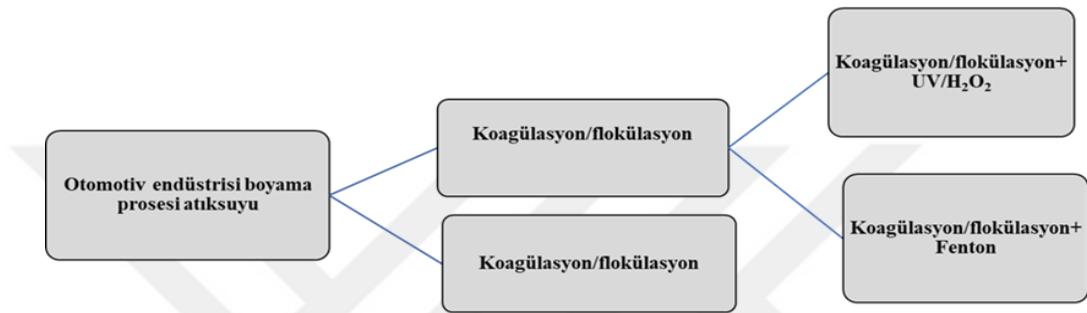
3.2 Analizlerde Kullanılan Araç ve Gereçler

pH ile iletkenlik ölçümlerinde HACH HQ440D marka masa üstü multimetre; bulanıklık ölçümünde WTW marka, TURB 355 IRV model, Turbidty meter; KOİ analizlerinde WTW CR 4200 marka termoreaktör kullanılmıştır. UV/H₂O₂ prosesinde, PURFECT 01 MODEL, 50 Hz, 220 V, 254 nm dalga boyunda ışık yayan Tetra marka, UV reaktörü ile çalışılmıştır. Reaktör içerisindeki akış Velp Scientifica SP311 model peristaltik pompa ile sağlanmıştır. Prosesin uygulanması esnasında peristaltik pompa sabit 10 rpm hızda çalıştırılmıştır. Fenton ve koagülasyon-flokülasyon çalışmalarında ise Velp-Scientifica marka JLT6 Jar testi düzeneği kullanılmıştır. Kuru kimyasalların tartımında ise AND Gf-600 marka hassas terazi’de çalışılmıştır.

Çalışmada; KOİ (SM 5220 C), iletkenlik (SM 2510 B), bulanıklık (SM 2130B), pH (SM 4500B), Toplam Azot (EN ISO 12260), Amonyum NH₄-N (SM 4500), Fosfat PO₄-P (SM 4500 P) ölçümleri standart metotlara göre gerçekleştirilmiştir. NH₄-N (Merck 1.14752.0001) ve PO₄-P (Merck 1.14848.0001) hazır kitleri ile ölçülmüştür (APHA, 2005).

3.3 Deneyisel Çalışmalar

Otomotiv endüstrisi atık suyu, üretim sürecinde metal kaplama, fosfat kaplama ve boyama gibi işlemlerden kaynaklanan ve ağır metaller, fosfatlar ve organik maddeler içeren kirli bir sudur. Bu tez çalışması kapsamında otomotiv endüstrisi boyama prosesi çıkışından alınan atık suya yapılacak deneyisel çalışmalar kapsamında aşağıdaki akış diyagramında gösterilen arıtım metotları uygulanmış ve her bir proses için tek başına veya ardışıklı olarak giderim verimleri belirlenmiştir (Şekil 3.2).



Şekil 3.2. Otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyu arıtımı için uygulanan arıtım diyagramı.

3.3.1 Koagülasyon-flokülasyon prosesi

Otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık sularının arıtılabilirlik çalışmaları ilk olarak koagülasyon-flokülasyon prosesi kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Koagülasyon-flokülasyon prosesinin performansında etkili olduğu düşünülen koagülant dozu, pH ve koagülant yardımcısı olarak kullanılan anyonik polimer dozu değiştirilerek KOİ ve bulanıklık giderimleri incelenmiştir. Çalışmanın bu aşamasında koagülasyon-flokülasyon prosesi için optimum şartların belirlenmesi ve atık suyun bu şartlarda işleme tabi tutulması amaçlanmıştır. Çalışmanın tamamında KOİ tayini, standart metotlarda belirtilen Standart Methods:5220C (Kapalı Reflux Titrimetrik Metodu)’e göre, bulanıklık ölçümleri ise WTW marka, TURB 355 IRV model, Turbidty meter kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

3.3.1.1 Koagülasyon flokülasyon prosesinde kullanılan kimyasallar

Koagülasyon flokülasyon çalışmalarında alüminyum sülfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, $M=666.42 \text{ g/mol}$), demir (II) sülfat ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $M=278,2 \text{ g/mol}$) ve demir (III) klorür ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $M=270,32 \text{ g/mol}$) olmak üzere üç farklı koagülant ile çalışılmıştır (Şekil 3.3). Koagülant yardımcısı olarak ise anyonik polimer (SNF Floerger Flopam AN 905 PWG) kullanılmıştır. Stok koagülant çözeltileri için hesaplanan miktarlarda tartılan koagülantlar ultra saf su kullanılarak hazırlanmıştır. pH değerlerinin ayarlanmasında ise 6 N sodyum hidroksit (NaOH) ve 6 N sülfirik asit (H_2SO_4) çözeltileri kullanılmıştır.



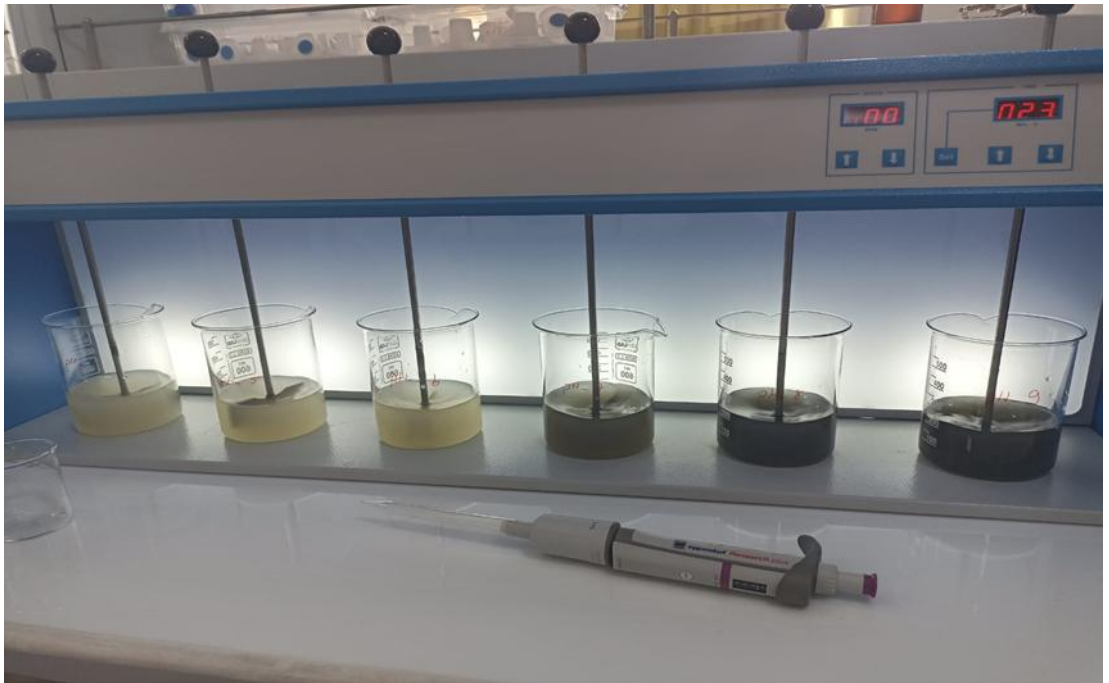
Şekil 3.3. Koagülasyon flokülasyon prosesinde kullanılan koagülantlar.

3.3.1.2 Koagülasyon flokülasyon prosesinin uygulanması

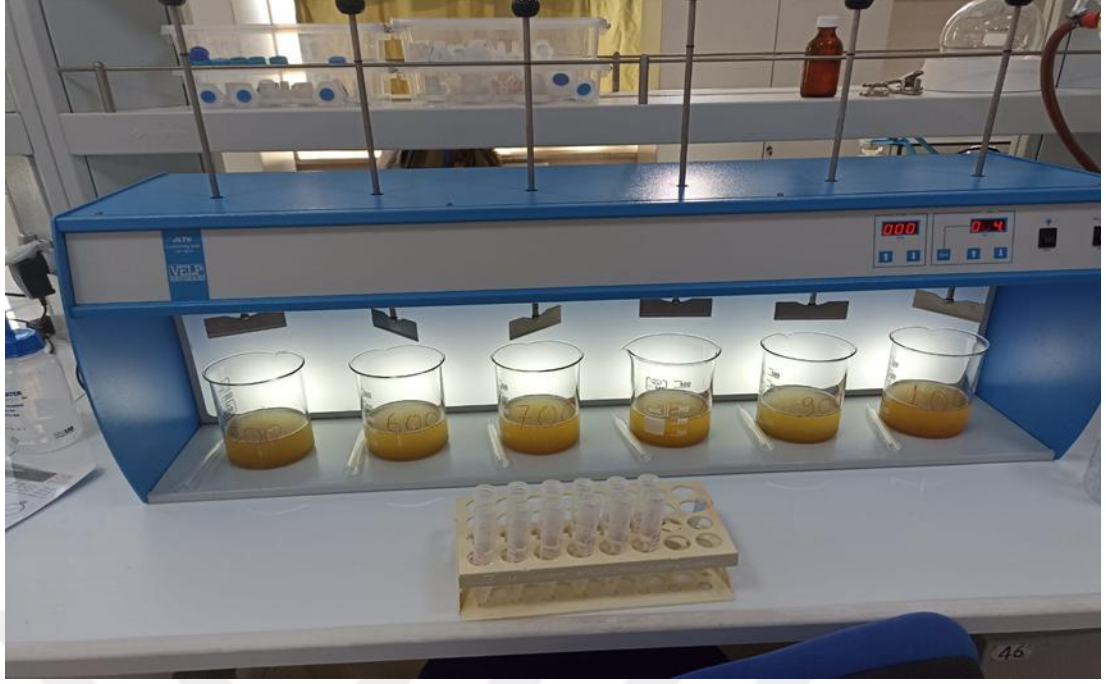
Koagülasyon/flokülasyon deneyleri, klasik jar testi düzeneği cihazıyla yapılmıştır. İlk olarak alümin ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$), demir (II) sülfat ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ve demir (III) klorür ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $M=270,32$) için 2 g L^{-1} 'lik ve anyonik polimer için $0,2 \text{ g L}^{-1}$ 'lik stok çözeltiler hazırlanmıştır. Arıtılabilirlik çalışmalarında uygulanan dozlar bu çözeltiler dikkate alınarak hesaplanılmıştır. Optimizasyon çalışmalarına başlanmadan önce, herbir koagülant için ayrı ayrı optimum pH çalışmasında kullanmak amacıyla kaba koagülant dozunu belirlenmiştir. Bunun için literatürdeki benzer bir çalışmadan yararlanılarak 200 ml atık su örneğine nötr'e yakın pH değerlerinde artan dozlarda koagülant ilave edilmiş, her ilaveden sonra 1 dakika hızlı karıştırma (100 rpm), ardından 3 dakika yavaş karıştırma (30 rpm) gerçekleştirilmiştir. Çalışılan atık suyun kendi pH değeri 7-7,4 olduğundan bu aşamada pH ayarlaması yapılmamıştır. Görünür bir flok oluşuncaya kadar bu işleme devam edilerek sonraki adımda kullanılacak kaba koagülant dozu belirlenmiştir (Eckenfelder vd., 2009).

Koagülasyon prosesini optimize etmek için, jar testleri koagülant dozajı 30-400 mg L⁻¹ aralığında ve pH değeri 4-9 aralığında seçilen değerlerde gerçekleştirilmiştir. Deneysel işlemlerin 1. aşamasında, belirlenen kaba koagülant dozajları kullanılarak, optimum pH değerini bulmak amacıyla pH değeri 4, 5, 6, 7, 8 ve 9'a ayarlanmıştır. 2. aşamada ise ilk aşamada belirlenen optimum pH değeri kullanılarak optimum koagülant dozajını belirlemek amacıyla 30, 60, 120, 200, 300 ve 400 mg L⁻¹ koagülant kullanılmıştır. Son olarak ise, 1. ve 2. aşamada belirlenen optimum pH değeri ve koagülant dozu kullanılarak, optimum anyonik polimer dozajını belirlemek amacıyla 0,25-0,50-1-2-3 ve 4 mg L⁻¹ anyonik polimer kullanılmıştır.

Koagülasyon deneylerinin tamamında, 200 ml hacminde hazırlanan otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suları jar testi düzeneğine yerleştirilmiştir. Atık su numuneleri 100 rpm hızda 3 dakika boyunca hızlı karıştırıldıktan sonra 30 rpm hızda 20 dakika boyunca yavaş karıştırılmış ve 30 dakika süreyle çökmesi için beklenilmiştir. Koagülasyon flokülasyon için çalışma düzeneği Şekil 3.4'te ve proses sonrasında numunelerin görünüşü Şekil 3.5'te verilmiştir. KOİ ve bulanıklık analizleri için erlenlerin üst sıvı yüzeyinin 2 cm altından numuneler alınmış ve Standart Metotlara (APHA, 2005) göre analizler gerçekleştirilmiştir.



Şekil 3.4. Koagülasyon flokülasyon prosesi için çalışma düzeneği.



Şekil 3.5. Koagülasyon flokülasyon prosesi sonrasında numunelerin görünüşü.

3.3.2 UV/H₂O₂ prosesi

Çalışmanın ikinci aşamasında koagülasyon flokülasyon prosesinin ardından UV/H₂O₂ prosesi ile otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyundaki bulanıklık ve KOİ giderimi çalışılmıştır. Koagülasyon flokülasyon prosesi için elde edilen optimum koşullarda (demir (III) klorür (FeCl₃·6H₂O)=400 mg L⁻¹ pH=9, anyonik polimer=1 mg L⁻¹) gerçekleştirilen arıtım çalışması çıkışından alınan atık suya bir ileri oksidasyon prosesi olan UV/H₂O₂ uygulanmıştır.

UV/H₂O₂ prosesi ile yapılan çalışmalarda temel amaç optimum giderim verimi sağlayan H₂O₂ konsantrasyonunun ve pH değerinin belirlenmesidir. Tüm optimum H₂O₂ ve pH çalışmaları gerçekleştirilirken aynı zamanda her bir deney setinde optimum süre çalışmaları da gerçekleştirmiştir. Yapılan tüm deneysel çalışmalar oda sıcaklığında gerçekleşmiştir.

3.3.2.1 UV/H₂O₂ prosesinde kullanılan kimyasallar

H₂O₂ konsantrasyonlarını sağlamak amacıyla Merck firmasından temin edilen %30'lık, yoğunluğu 1,11 g/cm³ olan H₂O₂ kullanılarak hazırlanan 250 g L⁻¹ derişimindeki H₂O₂ stok çözeltisi kullanılmıştır. Arıtılabilirlik çalışmalarında

denenen tüm H_2O_2 konsantrasyonları için reaktöre ilave edilecek H_2O_2 miktarları bu stok çözelti dikkate alınarak hesaplanılmıştır.

3.3.2.2 UV/ H_2O_2 prosesinin uygulanması

UV/ H_2O_2 prosesi ile KOİ ve bulanıklık giderim çalışmalarında ilk olarak H_2O_2 derişimi sabit tutularak optimum pH değerin belirlenmesi amaçlanmıştır. 350 ml olarak hazırlanan boyama prosesi atık sularında 3, 5, 9 ve atık suyun kendi pH değeri olan 7,4 değerlerine çalışılmıştır. Atık suların pH değerleri 6 N H_2SO_4 çözeltisi ve 6 N NaOH çözeltisi kullanılarak ayarlanmıştır. Belirtilen koşullarda hazırlanan atık sular 254 nm ışık yayan UV reaktörüne peristaltik pompa yardımıyla 10 rpm hızda verilmiştir. Numuneler reaktöre verilmeden önce sabit 400 mg/L H_2O_2 konsantrasyonunu sağlayacak hacimde stok çözelti manyetik karıştırıcı üzerindeki beherlere ilave edilmiştir. Tüm optimum pH çalışmaları gerçekleştirilirken UV reaktörü çıkışından 5, 10, 15, 30, 45, 60, 75 ve 90. dakikalarda çıkış örnekleri alınmıştır. Her bir çıkış örneğinde 2 tekrarlı KOİ ve 3 tekrarlı bulanıklık ölçümleri gerçekleştirilmiştir. UV/ H_2O_2 prosesinde kullanılan çalışma düzeneği Şekil 3.6'de verilmiştir.



Şekil 3.6. Otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyu arıtımında kullanılan UV/ H_2O_2 prosesi deney düzeneği.

Çalışmanın ikinci aşamasında ilk aşamada belirlenen optimum pH değerinde, 300-800 arasında değişen farklı H_2O_2 konsantrasyonları çalışılmıştır. Prosesler uygulanırken ortam koşullarının aynı olmasına özen gösterilmiştir. Optimum H_2O_2 konsantrasyonunun belirlenmesinin amaçlandığı bu aşamada da UV reaktörü çıkışından 5, 10, 15, 30, 45, 60, 75 ve 90. dakikalarda çıkış örnekleri alınmış ve analizler gerçekleştirilmiştir.

3.3.3 Fenton Prosesi

Çalışmanın son aşamasında koagülasyon flokülasyon prosesi için elde edilen optimum koşullarda gerçekleştirilen arıtım çalışması çıkışından alınan atık suya yine bir ileri oksidasyon prosesi olan Fenton prosesi uygulanmıştır. Böylelikle koagülasyon sonrası uygulanabilenecek ileri arıtım prosesi için ikinci bir alternatifin değerlendirilmesi ve optimum koşulların belirlenmesi amaçlanmıştır. Daha önce yapılmış çalışmalarda Fenton prosesinin işleyiş prosedürü gereğince düşük pH'larda ($<3,5$) etkili olduğu bilindiğinden bu çalışma kapsamında optimum pH çalışması gerçekleştirilmemiştir (Birgül ve Solmaz, 2006; Çetinkaya vd., 2018; Meriç vd., 2004). Çalışmanın ilk kademesinde optimum H_2O_2 konsantrasyonu belirlenirken ikinci kademede ise belirlenen H_2O_2 konsantrasyonu sabit tutularak optimum Fe^{2+} konsantrasyonunun belirlenmesi amaçlanmıştır.

3.3.3.1 Fenton prosesinde kullanılan kimyasallar

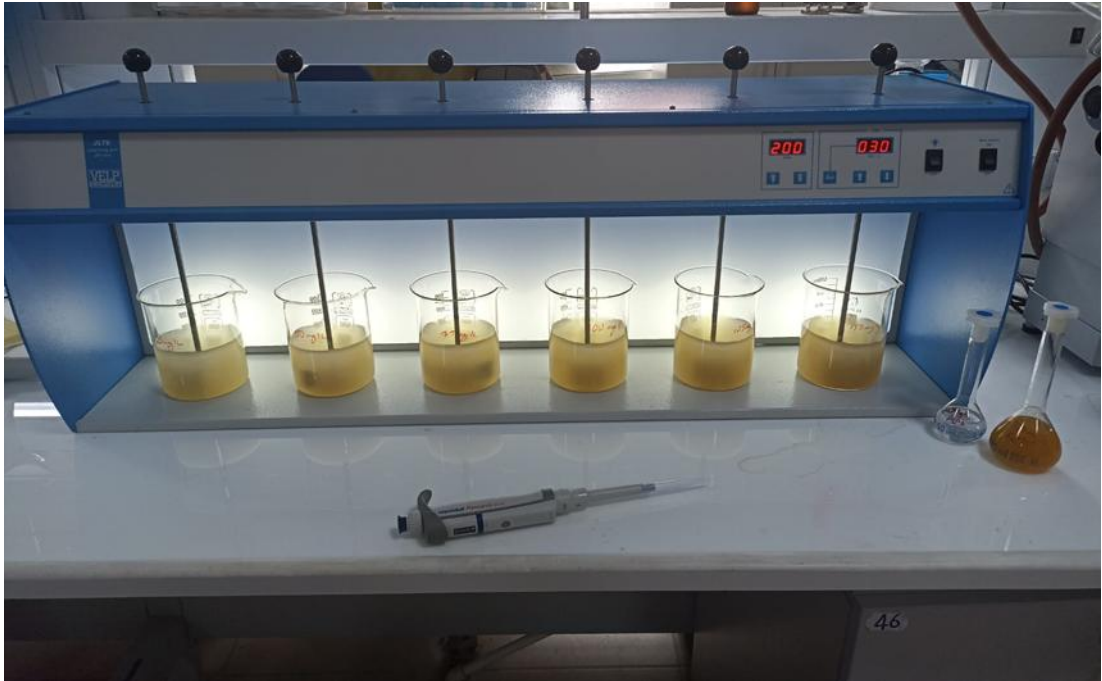
Fenton prosesinde ilk olarak önce kullanılacak stok çözeltiler hazırlanmıştır. Optimizasyon çalışmalarında kullanmak için $250 \text{ g L}^{-1} H_2O_2$ stok çözeltisi için Merck firmasından temin edilen %30'luk, yoğunluğu $1,11 \text{ g/cm}^3$ olan H_2O_2 kullanılmıştır. 25 g L^{-1} 'lik Fe^{2+} stok çözeltisi için ise $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ (Surechem products ltd.-England) kullanılarak stok çözelti hazırlanmıştır. Stok çözeltiler hazırlanırken ultra saf su kullanılmıştır. Her iki stok çözeltisinden de denenmek istenen Fe^{2+} ve H_2O_2 derişimlerine göre hesaplanan miktarlarda otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyu içerisine ilave edilmiştir.

pH $<3,5$ koşulunu sağlamak için 6 N H_2SO_4 çözeltisi kullanılmıştır. Prosesin sonunda pH değerinin yükseltilerek, $OH\cdot$ radikallerinin oluşumunu durdurmak amacıyla 6 N NaOH çözeltisi kullanılmıştır.

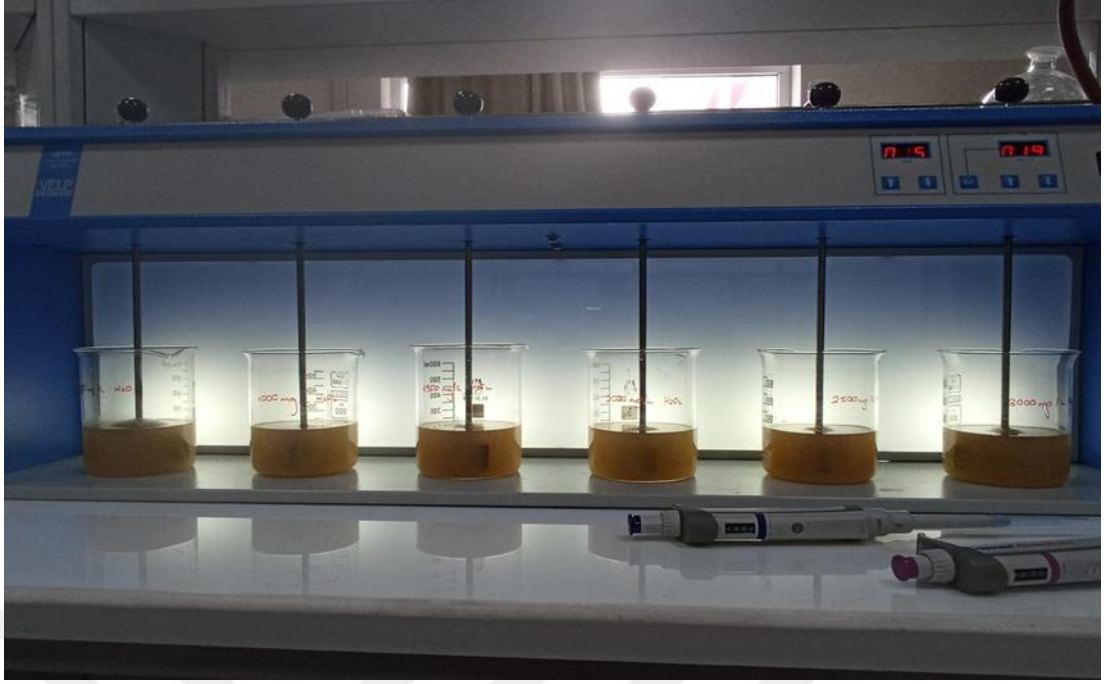
3.3.3.2 Fenton prosesinin uygulanması

Fenton prosesi ile yapılan çalışmaları otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyundan bulanıklık ve KOİ gideriminde öncelikle proses performansını etkileyen Fe^{2+} ve H_2O_2 gibi değişkenlerin optimum değerlerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Çalışmanın ilk aşamasında Fe^{2+} derişimi 100 mg L^{-1} '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 çalışmalar $\text{pH} < 3,5$ koşullarında ve 250 ml hacimde hazırlanan boyama prosesi çıkış atık sularında gerçekleştirilmiştir. 6 N H_2SO_4 çözeltisi $\text{pH} < 3,5$ koşulunu sağlamak amacıyla çalışmanın başlangıcında beherlere uygun miktarlarda ilave edilmiştir. Proses gerçekleştirilirken jar testi düzeneğindeki beherler 5 dakika boyunca 200 rpm'de hızlı, 25 dakika 15 rpm'de yavaş olmak üzere toplamda 30 dakika karıştırılmıştır. Proses süresi tamamlandığında $\text{OH}\cdot$ radikali oluşumunu durdurmak ve prosesi sonlandırmak için 6N NaOH çözeltisi beherlere yeterli miktarlarda ilave edilerek pH değeri tekrar 8-8,5 değerine yükseltilmiştir. Çalışma düzeneği Şekil 3.7'de ve Fenton prosesi sonrasında numunelerin görünüşü Şekil 3.8'de verilmiştir.



Şekil 3.7. Otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyu arıtımında kullanılan Fenton prosesi deney düzeneği.



Şekil 3.8. Fenton prosesi sonrasında numunelerin görünüşü.

Koagülasyon flokülasyon prosesi sonunda, beherlerdeki numuneler 60 dakika süreyle çökelmeleri için bekletilmiştir. Son aşamada ise her bir beherin üst fazından alınan numunelerde iki tekrarlı KOİ ve üç tekrarlı bulanıklık analizleri gerçekleştirilmiştir.

3.3.4 Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve bulanıklık ölçümleri

KOİ analizi, su kalitesinin belirlenmesinde kullanılan bir yöntemdir. KOİ, su numunesindeki organik maddelerin oksijen eşdeğeri cinsinden miktarını ölçer. Atık sularda ise organik kirlilik derecesini belirlemek ve biyolojik oksijen ihtiyacını tahmin etmek için önemlidir.

KOİ analizleri, “SM 5220 C. closed reflux titrimetric method” yöntemine göre, her numune için 2 tekrarlı olacak şekilde gerçekleştirilmiştir. Analizler için, parçalama tüpüne 2.5 ml numune veya 2.5 ml'ye seyreltilmiş numune, 1.5 ml standart $K_2Cr_2O_7$ çözeltisi ve 3.5 ml sülfürik asit reaktifi ilave edilmiştir. Karıştırıldıktan sonra tüpün kapağı derhal kapatılmıştır. Tüp 148 °C'de termoreaktöre yerleştirilmiş ve karışımın reaksiyona girmesi için 2 saat bekletilmiştir. Çıkarılıp oda sıcaklığına kadar soğuyan numuneler erlene alınarak ve 1-2 damla ferroin indikatörü ilave edilip standart demir amonyum sülfat çözeltisi (DAS) ile kiremit kırmızısı rengi elde edilene kadar titre

edilmiştir. Sarf edilen DAS çözeltisi aşağıdaki eşitlikte yerine konularak KOİ değeri hesaplanmıştır. DAS çözeltisinin günlük standardizasyonu yapılmıştır.

$$KOİ \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = \frac{(A-B)*M*8000}{\text{numune (ml)}} \quad (3.1)$$

A: Şahit için demir amonyum sülfat sarfiyatı

B: Numune için demir amonyum sülfat sarfiyatı

M: Demir amonyum sülfat çözeltisinin molaritesi.

Elde edilen KOİ değerleri aşağıdaki eşitlik kullanılarak KOİ giderim verimleri hesaplanmıştır.

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

$C_{KOİ}(\%)$: Yüzde olarak KOİ giderim verimi, C_0 : Başlangıç KOİ değeri (mg L^{-1}), C_e : Arıtım sonrası KOİ değeri (mg L^{-1})

Bulanıklık giderimi ise;

$$C_{Bulanıklık}(\%) = \left(\frac{C_0 - C_e}{C_0} \right) * 100 \quad (3.3)$$

$C_{Bulanıklık}(\%)$: Yüzde olarak bulanıklık giderim verimi, C_0 : Başlangıç bulanıklık değeri (NTU), C_e : Arıtım sonrası bulanıklık değeri (NTU)

4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

Otomotiv endüstrisi plastik dış aksam boyamasında faaliyet gösteren bir fabrikanın atık su arıtma tesisinin dengeleme havuzu girişinden alınan ham atık suda koagülasyon-flokülasyon, fenton ve UV/H₂O₂ prosesleri uygulanarak bulanıklık ve KOİ giderim verimleri araştırılmış ve optimum koşulların belirlenmesi amaçlanmıştır.

4.1 Koagülasyon Flokülasyon Prosesi ile Arıtılabilirlik Çalışması

Koagülasyon/flokülasyon, su ve endüstriyel atık su arıtımında tercih edilen önemli proseslerden bir tanesidir. (Tatsi vd., 2003). Bu proses uygulaması kolay ancak ağır metal ve inorganik bileşiklerin arıtılması için oldukça etkili yöntemdir (Yavaş, 2021). Çalışmanın ilk aşmasında, otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyundan KOİ ve bulanıklık gideriminde koagülasyon flokülasyon prosesi uygulanmıştır. Çalışmada koagülasyon flokülasyon prosesinde giderim verimini etkileyen önemli parametrelerden pH, koagülant dozu ve koagülant yardımcısı olarak anyonik polimer'in farklı dozunun giderim verimi üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Koagülasyon flokülasyon çalışmalarında alüminyum sülfat (Al₂(SO₄)₃·18H₂O), demir (II) sülfat (FeSO₄·7H₂O) ve demir (III) klorür (FeCl₃·6H₂O) olmak üzere üç farklı koagülant, koagülant yardımcısı olarak ise anyonik polimer (SNF Floerger Flopam AN 905 PWG) kullanılmıştır.

4.1.1 Koagülasyon flokülasyon prosesinde pH'nın etkisi

pH parametresi atık suların fiziksel-kimyasal özellikleri üzerinde ve aynı zamanda da bu sularda bulunan kirleticilerin giderim hızı üzerinde etkili bir faktördür (Robert ve Sheldon, 1996; İrdemez vd., 2006). Kimyasal koagülasyon prosesinde pH değeri, hidrolize metal koagülantlarla destabilizasyondaki baskın hidroliz türünü belirlemektedir. Proseste koagülantın en verimli hidroliz türlerinin olduğu pH değeri, optimum koagülasyonun gerçekleşmesi için büyük önem taşımaktadır. Bu konuda yapılan çalışmalarda koagülantların etkili olduğu bir pH aralığı ve bu aralıkta en yüksek giderim verimin sağlandığı optimum pH değerinin bulunması amaçlanmaktadır. Bu pH aralığının genişliği, kullanılan koagülantın türüne, dozuna

ve arıtmak istenilen atık suyun özelliklerine bağlı olarak farklılık gösterebilmektedir. (Song vd., 2004; Bratby, 2016; Sever, 2021).

Bu çalışmada alimümyum sülfat (alum), demir (II) sülfat ve demir (III) klorür koagülantları için pH 4, 5, 6, 7, 8 ve 9 değerlerinde jar testi düzeneğinde deneyler gerçekleştirilmiştir. Herbir koagülant için pH çalışmalarında kullanmak üzere literatür de yapılan benzer bir çalışmadaki gibi koagülant dozları belirlenmiş ve bu değerler sabit tutulmuştur (Eckenfelder vd., 2009). pH çalışmaların sonucu üç koagülant için elde edilen KOİ ve bulanıklık giderim verimleri Çizelge 4.1’de verilmiştir.

Çizelge 4.1. Koagülasyon flokülasyon prosesi ile KOİ ve bulanıklık gideriminde üç farklı koagülant için optimum pH değerinin belirlenmesi (giriş bulanıklık=682,2 NTU, KOİ=15264 mg L⁻¹).

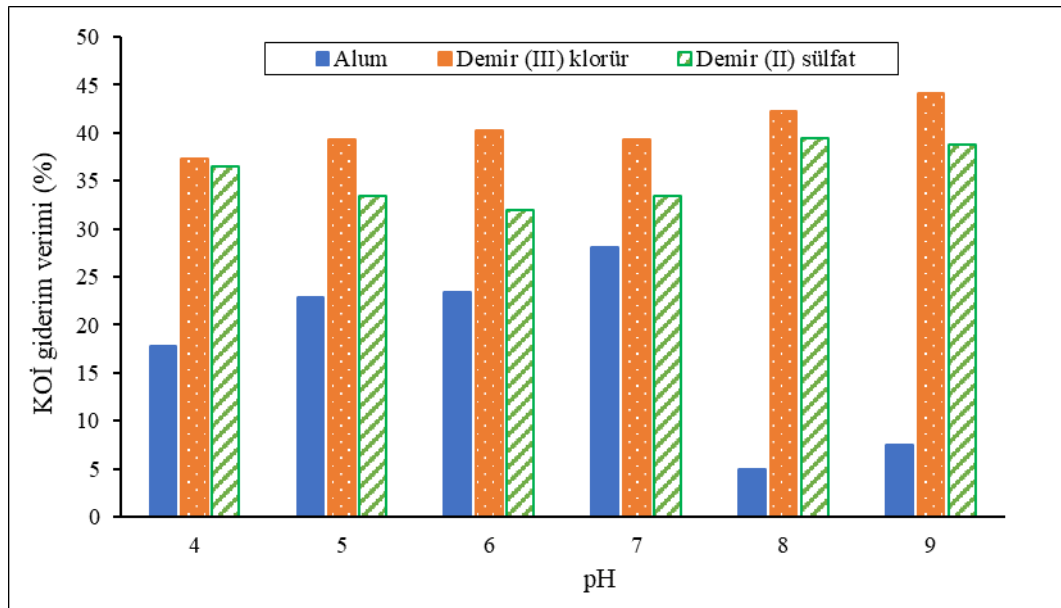
pH	Al ₂ (SO ₄) ₃ ·18H ₂ O		FeCl ₃ ·6H ₂ O		FeSO ₄ ·7H ₂ O	
	Çıkış KOİ (mg L ⁻¹)	KOİ giderimi (%)	Çıkış KOİ (mg L ⁻¹)	KOİ giderimi (%)	Çıkış KOİ (mg L ⁻¹)	KOİ giderimi (%)
4	12549,0	17,8	9570,00	37,30	9692,50	36,50
5	11764,5	22,9	9271,00	39,26	10153,50	33,48
6	11686,5	23,4	9121,00	40,25	10384,50	31,97
7	10980,5	28,1	9271,00	39,26	10154,00	33,48
8	14510,0	4,9	8822,50	42,20	9243,50	39,44
9	14117,5	7,5	8523,50	44,16	9353,00	38,73
pH	Çıkış Bulanıklık (NTU)	Bulanıklık giderimi (%)	Çıkış Bulanıklık (NTU)	Bulanıklık giderimi (%)	Çıkış Bulanıklık (NTU)	Bulanıklık giderimi (%)
4	626,40	8,18	437,63	35,85	640,40	6,13
5	463,00	32,13	366,83	46,23	540,57	20,76
6	378,03	44,59	286,27	58,04	407,67	40,24
7	373,57	45,24	255,27	62,58	175,50	74,27
8	413,30	45,24	223,70	67,21	161,20	76,37
9	401,30	45,24	185,00	72,88	179,53	73,68

Her üç koagülant için elde edilen sonuçlar Şekil 4.1 ve Şekil 4.2’de görüldüğü üzere karşılaştırmalı olarak değerlendirilmiştir. Alimümyum sülfat için optimum pH değeri 7, demir (III) klorür için 9 ve demir (II) sülfat için 8 olarak bulunmuştur. KOİ ve bulanıklık giderme verimi, optimum olarak belirtilen pH değerlerinden daha yüksek ve düşük değerlerde azalmıştır. Alimümyum sülfat, demir (III) klorür ve demir (II) sülfat kullanılarak elde edilen maksimum KOİ giderme verimleri sırasıyla, alum için pH=7’de %28, demir (III) klorür için pH=9 %44 ve demir (II) sülfat için pH=8’de

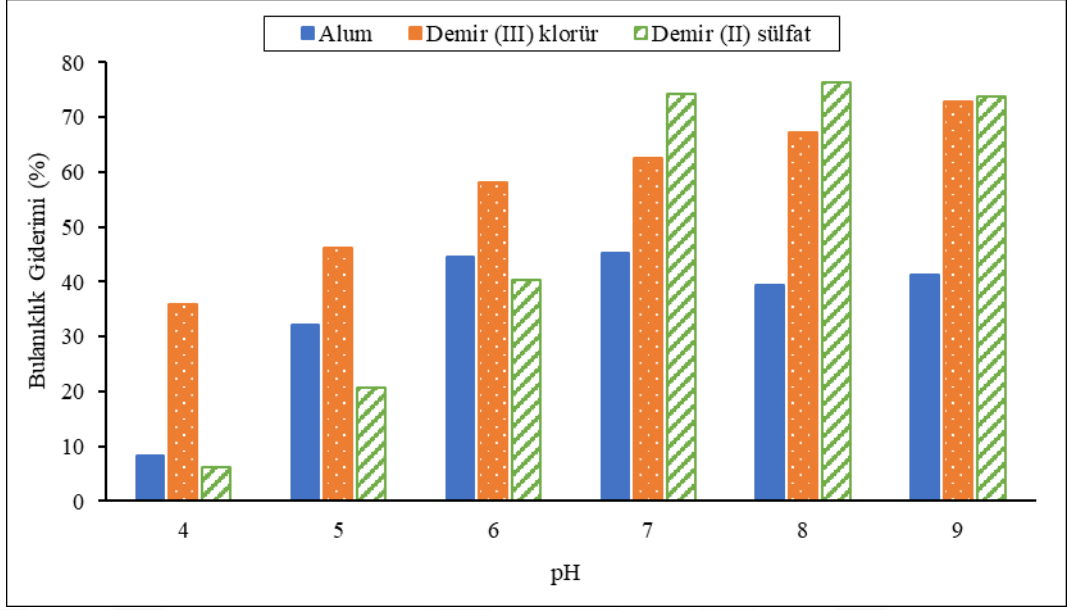
%39 olarak bulunmuştur. Bulanıklık giderim verimleri ise sırasıyla sırasıyla %45, %73 ve %76 olarak bulunmuştur.

Benzer şekilde otomobiller için yedek parça üreten bir tesisten alınan atık sular için koagülasyon flokülasyon prosesi uygulanarak KOİ gideriminin amaçlandığı bir çalışmada, bu tez çalışmasına paralel olarak optimum pH, koagülant dozu ve anyonik polimer dozu çalışılmıştır. Üç farklı koagülant için gerçekleştirilen deneylerde alüminyum sülfat için optimum pH=7 ve bu pH değerinde %36 KOİ giderimi elde edilmiştir. Demir (III) klorür için ise optimum pH=6 ve KOİ giderimi %51 olarak tespit edilmiştir (Bakar ve Halim, 2013).

Otomotiv endüstrisi atık suları için üç farklı proses kullanılarak gerçekleştirilen başka bir çalışmada kitosan bazlı koagülasyon prosesi ile bulanıklık giderimi çalışılmıştır. Çalışmada flok oluşumu ve büyüklüğü üzerinde proses süresi, pH ve koagülant dozunun etkisi incelenmiştir. Optimum koagülant dozu $0,8 \text{ g L}^{-1}$ kitosan olarak ve pH değerinde ise 2-4 aralığında bulanıklık gideriminde artış olduğu gözlemlenmiştir (Karchiyappan, 2022). Kullanılan koagülantların farklı olması nedeniyle bizim çalışmamızda daha yüksek pH değerinde bulanıklık giderim veriminin daha yüksek olduğu görülmektedir. Özellikle demir (III) klorür ve demir (II) sülfat için pH değeri 7-9 aralığında %60'ın üzerinde bulanıklık giderimleri elde edilmiştir.



Şekil 4.1. Koagülasyon flokülasyon prosesi ile KOİ gideriminde pH değerinin etkisi.



Şekil 4.2. Koagülasyon flokülasyon prosesi ile bulanıklık gideriminde pH'ın değerinin etkisi.

4.1.2 Koagülasyon flokülasyon prosesinde koagülant dozunun etkisi

Koagülasyon-flokülasyonda genellikle alüminyum sülfat, demir sülfat, ferrik klorür ve ferrik kloro-sülfat gibi inorganik metal tuzları kullanılır. Bu inorganik pıhtılaştırıcılar arasında demir tuzları genellikle alüminyum tuzlarından daha etkilidir (Amokrane vd., 1997; Yavaş, 2021). Bu konuda yapılan çalışmalarda optimum giderim koşulları belirlenirken önemli olan faktörlerden biri de kullanılacak koagülantın cinsi ve dozudur.

Otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suları için koagülasyon flokülasyon prosesinin uygulandığı çalışmaların ikinci aşamasında alüminyum sülfat, demir (II) sülfat ve demir (III) klorür konsantrasyonlarının KOİ ve bulanıklık giderim verimi üzerine etkisi incelenmiştir. Çizelge 4.2'de elde edilen sonuçlar gösterilmiştir. Her bir koagülant için birinci aşamada elde edilen optimum pH değerlerinde 30-400 mg L⁻¹ arasında değişen koagülant dozları çalışılmıştır. Optimum koagülant dozları, alum için 120 mg L⁻¹, demir (III) klorür ve demir (II) sülfat için 400 mg L⁻¹ olarak belirlenmiştir. Bu çalışmada, KOİ giderim verimleri alum, demir (III) klorür ve demir (II) sülfat için %46, %47 ve %44 olarak bulunmuştur. Bulanıklık giderim verimleri ise, alum için %45, demir (III) klorür için %75 ve demir (II) sülfat için %70 bulunmuştur.

Her üç koagülant için elde edilen KOİ giderim verimleri incelendiğinde (Şekil 4.3 ve 4.4) optimum dozun altında veya üzerindeki konsantrasyonlarda giderim veriminin daha düşük olduğu görülmektedir. Özellikle demir (III) klorür ve demir (II) sülfat için yapılan çalışmalarda 400 mg L^{-1} 'de en yüksek giderim verimleri elde edilmesi üzerine daha yüksek koagülant dozları denemiş ancak giderim veriminin daha yüksek konsantrasyonlarda düştüğü tespit edilmiştir. Koagülant olarak alüminyum sülfat ve demir (III) klorür'ün kullanıldığı benzer bir çalışmada sırasıyla alüminyum sülfat için maksimum % 46 KOİ giderim verimi optimum olarak belirlenen 100 mg L^{-1} koagülant dozunda, demir (III) klorür için ise maksimum KOİ giderimi %60 oranında 200 mg L^{-1} koagülant konsantrasyonunda elde edilmiştir. Aynı çalışmada bu çalışma sonuçlarına paralel olarak daha yüksek konsantrasyonlarda koagülant kullanımı giderim veriminde düşüşe neden olmuştur (Bakar ve Halim, 2013).

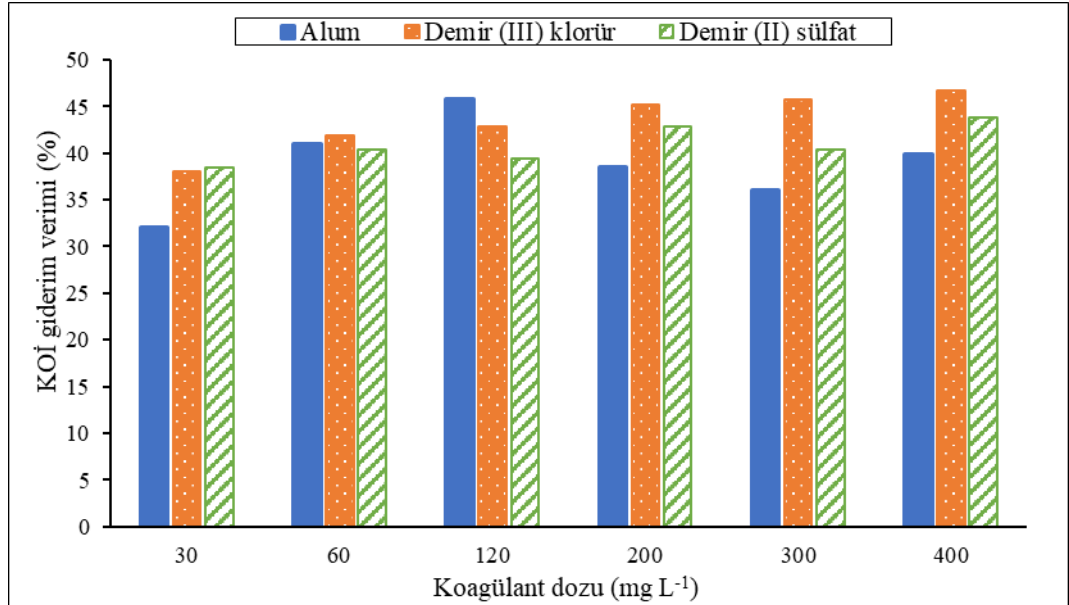
Hafif ticari ve ticari araç üretimi faaliyetlerinden kaynaklanan atık su numunesinin yine koagülasyon flokülasyon prosesi ile arıtılabilirliğinin incelendiği bir başka çalışmada ise PAC ve demir (III) klorür koagülant olarak kullanılmıştır. Optimum pH değeri sırasıyla 6,5 ve 9,5 olarak belirlenmiştir. Her iki koagülant içinde belirlenen optimum pH değerlerinde 3 farklı koagülant dozu için ($0,6 \text{ mL/L}$, $0,8 \text{ mL/L}$ ve 1 mL/L) çalışılmış ve KOİ giderim verimi sırasıyla; PAC için $1,0 \text{ mL/L}$ PAC dozunda %85, demir (III) klorür için $0,8 \text{ mL/L}$ demir (III) klorür dozunda %80 olarak tesbit edilmiştir. Aynı zamanda bu çalışmada da belirli bir konsantrasyonun üzerindeki (1 mL/L) koagülant dozundaki artışın beklenenin aksine KOİ gideriminde düşüşe neden olduğu belirtilmiştir. Bu sonuç bizim çalışmamızda elde ettiğimiz sonuçlarla da örtüşmektedir. Bu sonucun demir içerikli koagülant sebebiyle oluşan demir sülfat metal konsantrasyonunu arttırdığı için giderim verimlerini etkilemesi olarak açıklanabilir (Yavaş, 2021).

Bulanık giderimleri incelendiğinde ise alum ve demir (II) sülfat için belirlenen optimum doz olan 120 mg L^{-1} ve 400 mg L^{-1} 'deki bulanıklık giderimlerinden daha yüksek bulanıklık giderimlerinin elde edildiği koagülant konsantrasyonlarının olduğu, ancak bu konsantrasyonlarda KOİ gideriminin optimum dozda elde edilen KOİ giderimine göre oldukça düşük olduğu görülmektedir. Şekil 4.3 ve Şekil 4.4'te koagülant dozunun KOİ ve bulanıklık giderim verimlerine etkisi verilmiştir.

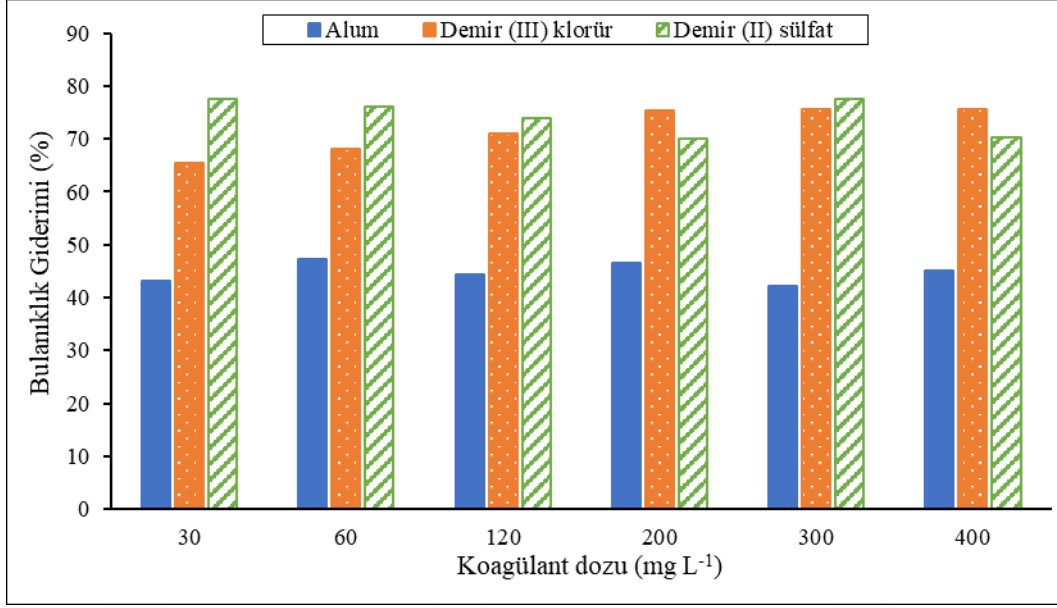
Çizelge 4.2. Koagülasyon flokülasyon prosesi ile KOİ ve bulanıklık gideriminde üç farklı koagülant için optimum koagülant dozunun belirlenmesi (giriş bulanıklık=682,2 NTU, giriş KOİ=15264 mg L⁻¹).

Al₂(SO₄)₃·18H₂O			FeCl₃·6H₂O		FeSO₄·7H₂O	
Kog.Dozu (mg L⁻¹)	Çıkış KOİ (mg L⁻¹)	KOİ giderimi (%)	Çıkış KOİ (mg L⁻¹)	KOİ giderimi (%)	Çıkış KOİ (mg L⁻¹)	KOİ giderimi (%)
30	10361,0	32,1	9454,50	38,06	9403,00	38,40
60	9014,5	40,9	8872,50	41,87	9099,50	40,39
120	8263,0	45,9	8727,50	42,82	9251,50	39,39
200	9389,5	38,5	8363,50	45,21	8720,50	42,87
300	9765,0	36,0	8291,00	45,68	9099,50	40,39
400	9164,5	40,0	8145,50	46,64	8568,50	43,87
Kog.Dozu (mg L⁻¹)	Çıkış Bulanıklık (NTU)	Bulanıklık giderimi (%)	Çıkış Bulanıklık (NTU)	Bulanıklık giderimi (%)	Çıkış Bulanıklık (NTU)	Bulanıklık giderimi (%)
30	387,10	43,26	235,40	65,49	153,00	77,57
60	359,80	47,26	217,33	68,14	162,63	76,16
120	379,17	44,42	197,33	71,07	177,77	73,94
200	365,27	46,46	167,80	75,40	205,17	69,93
300	394,97	42,10	166,43	75,60	152,43	77,66
400	374,90	45,05	166,87	75,54	202,93	70,25

Kirlilik yükünün içeriği sebebiyle yüksek koagülant dozlarında dahi giderim veriminde büyük değişiklikler olmamıştır.



Şekil 4.3. Koagülasyon flokülasyon prosesi ile KOİ gideriminde koagülant dozunun etkisi.



Şekil 4.4. Koagülasyon flokülasyon prosesi ile bulanıklık gideriminde koagülant dozunun etkisi.

4.1.3 Koagülasyon flokülasyon prosesinde anyonik polimer dozunun etkisi

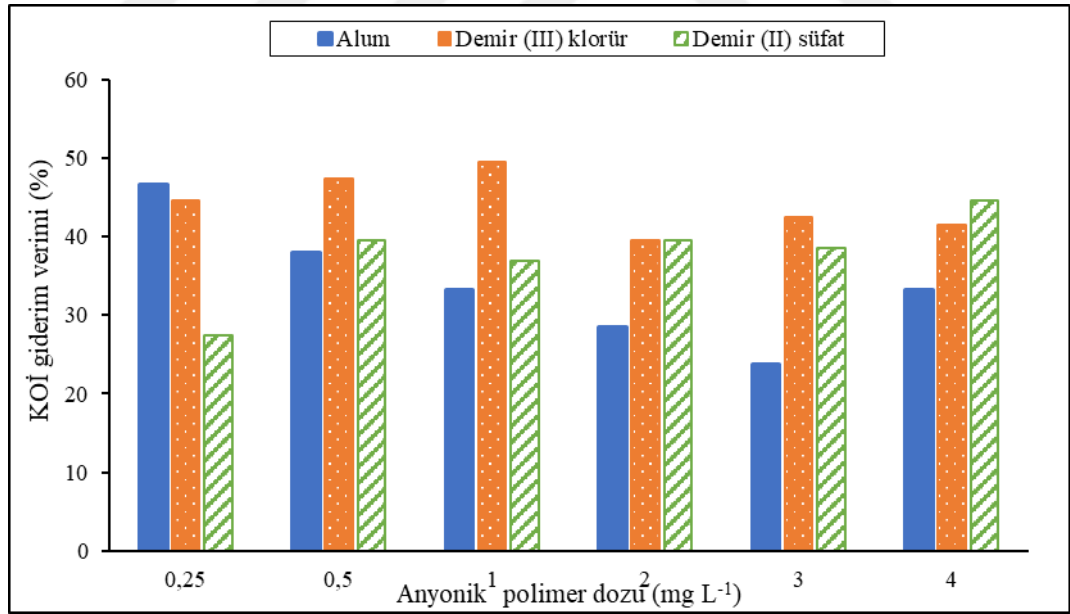
Koagülantlar için belirlenen optimum pH ve koagülant dozlarında elde edilen KOİ ve bulanıklık giderimlerinde anyonik polimerin koagülant yardımcısı olarak etkisini belirlemek amacıyla 0,25-4 mg L⁻¹ arasında değişen anyonik polimer dozları denenmiştir. Elde edilen giderim verimleri Çizelge 4.3'te verilmiştir.

Optimum anyonik polimer dozları alum için 0,25 mg L⁻¹, demir (III) klorür için 1 mg L⁻¹ ve demir (II) sülfat için 4 mg L⁻¹ olarak belirlenmiştir. KOİ giderim verimleri alum, demir (III) klorür ve demir (II) sülfat için sırasıyla %47, %50 ve %45 olarak bulunmuştur (Şekil 4.5). Bulanıklık giderim verimleri ise, anyonik polimer'in kullanılmayıp, sadece koagülantların kullanıldığı bir önceki aşamaya göre önemli ölçüde artış göstermiştir. Her bir koagülant için ayrı ayrı çalışılan anyonik polimer dozlarında, birbirine oldukça yakın bulanıklık giderimleri elde edilmiştir. Bulanıklık giderim verimlerini, KOİ giderim verimleri ile birlikte değerlendirerek belirlediğimiz anyonik polimer dozlarında alum, demir (III) klorür ve demir (II) sülfat için sırasıyla %50, %74 ve %80 bulanıklık giderim verimleri belirlenmiştir (Şekil 4.6).

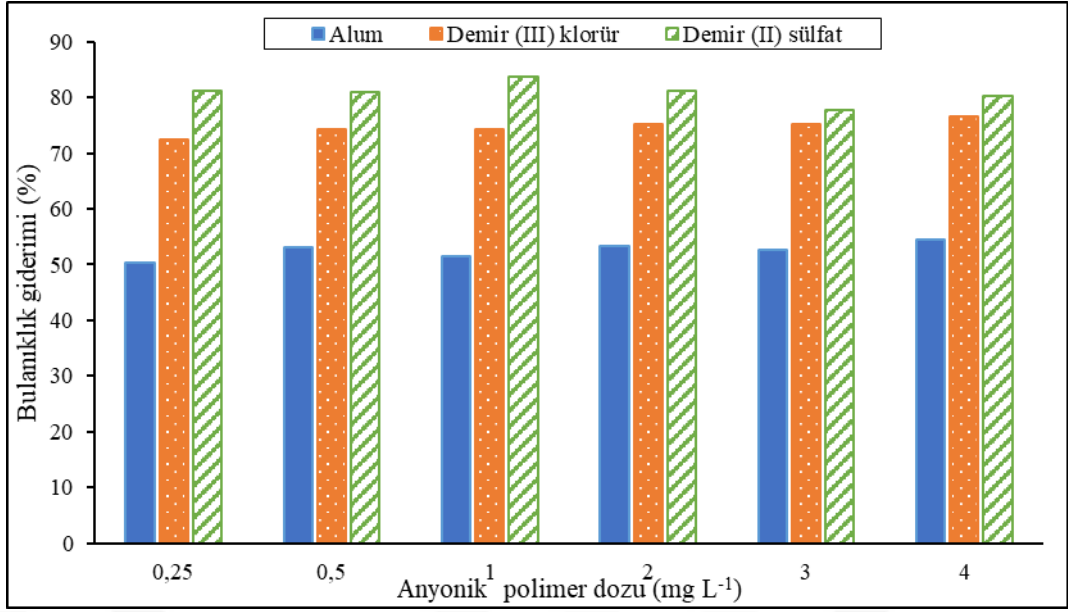
Çizelge 4.3. Koagülasyon flokülasyon prosesi ile KOİ ve bulanıklık gideriminde üç farklı koagülant için optimum anyonik polimer dozunun belirlenmesi (giriş bulanıklık=682,2 NTU, giriş KOİ=15264 mg L⁻¹).

	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$		$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$		$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	
Any.Pol. Dozu (mg L ⁻¹)	Çıkış KOİ (mg L ⁻¹)	KOİ giderimi (%)	Çıkış KOİ (mg L ⁻¹)	KOİ giderimi (%)	Çıkış KOİ (mg L ⁻¹)	KOİ giderimi (%)
0,25	8145,5	46,6	8461,50	44,57	11077,00	27,43
0,5	9454,5	38,1	8030,50	47,39	9230,50	39,53
1	10182,0	33,3	7692,50	49,60	9615,50	37,01
2	10909,0	28,5	9230,50	39,53	9230,50	39,53
3	11636,5	23,8	8769,50	42,55	9384,50	38,52
4	10182,0	33,3	8923,00	41,54	8461,50	44,57

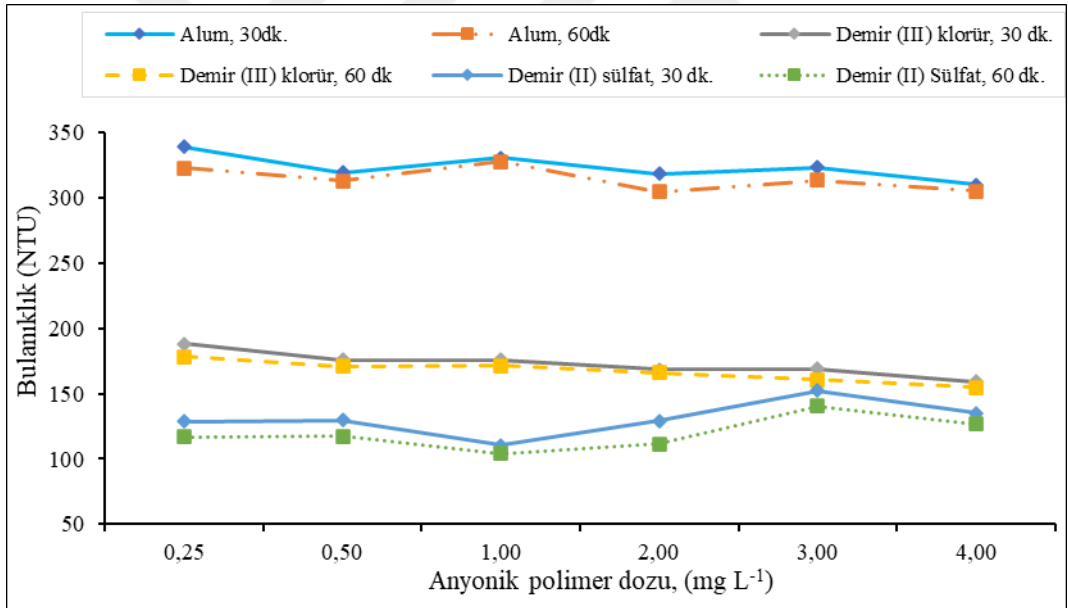
Any.Pol. Dozu (mg L ⁻¹)	Çıkış Bulanıklık (NTU)	Bulanıklık giderimi (%)	Çıkış Bulanıklık (NTU)	Bulanıklık giderimi (%)	Çıkış Bulanıklık (NTU)	Bulanıklık giderimi (%)
0,25	339,10	50,29	187,87	72,46	128,77	81,12
0,5	319,57	53,16	175,97	74,21	129,43	81,03
1	330,90	51,50	175,87	74,22	110,63	83,78
2	318,60	53,30	168,53	75,30	129,13	81,07
3	323,37	52,60	169,10	75,21	152,30	77,68
4	309,90	54,57	159,33	76,64	134,87	80,23



Şekil 4.5. Koagülasyon flokülasyon prosesi ile KOİ gideriminde anyonik polimer dozunun etkisi.



Şekil 4.6. Koagülasyon flokülasyon prosesi ile bulanıklık gideriminde anyonik polimer dozunun etkisi.



Şekil 4.7. Koagülasyon flokülasyon prosesi ile bulanıklık gideriminde anyonik polimer dozunun ve çökelme süresinin etkisi.

Optimum pH ve koagülant dozlarında yapılan anyonik polimer dozunun araştırıldığı çalışmada özellikle bulanıklık giderim verimi üzerine koagülasyon flokülasyon prosesinde gerçekleştirilen hızlı, yavaş karıştırma işlemleri sonrası çökelme süresinin etkisini belirlemek amacıyla 30 dakikalık bulanıklık ölçümlerine ilave olarak 60 dakika sonunda bulanıklık değerleri tekrar ölçmüştür. Elde edilen bulanıklık değerleri Şekil 4.7' de verilmiştir. 60 dakikalık çökelme süresinin bulanıklık giderimi

üzerinde önemli bir etkisinin olmadığı görülmüştür. 30 dakikalık çökelme süresindeki bulanık değerlerinde olduğu gibi birbirine çok yakın değerlerin elde edildiği görülmektedir. Her üç koagülant birbiri ile karşılaştırıldığında demir (II) sülfat'ın bulanıklık gideriminde diğer iki koagülant'a göre daha etkili olduğu, ancak aynı performansı KOİ giderimi için sağlamadığı tesbit edilmiştir.

Otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık sularının arıtılabilirlik çalışması kapsamında ilk olarak çalıştığımız koagülasyon flokülasyon prosesi sonucunda üç farklı koagülant için elde ettiğimiz optimum koşullar ve giderim verimleri Çizelge 4.4' de özetlenmiştir.

Çizelge 4.4. Koagülasyon flokülasyon ile KOİ ve bulanıklık gideriminde optimum proses koşulları ve elde edilen giderim verimleri (Hızlı karıştırma: 3 dk. 100 rpm; yavaş karıştırma: 20dk. 30 rpm).

Koagülant türü	Optimum Koşullar			Giderim Verimleri (%)		
	pH	Koagülant Dozu (mg L ⁻¹)	Anyonik Polimer Dozu (mg L ⁻¹)	KOİ	Bulanıklık (30 dak. Çökelme)	Bulanıklık (60 dak. Çökelme)
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O	7	120	0,25	46,6	50,3	52,7
FeCl ₃ .6H ₂ O	9	400	1	49,6	74,2	74,9
FeSO ₄ .7H ₂ O	8	400	4	44,6	80,2	81,4

Elde edilen KOİ ve bulanıklık giderimleri birlikte değerlendirildiğinde; 400 mg L⁻¹ demir (III) klorür konsantrasyonunda, pH=9 ve anyonik polimer konsantrasyonun 1 mg L⁻¹ olarak çalışıldığı optimum koşullarda %49,6 KOİ ve 74,2 bulanıklık gideriminin elde edildiği görülmüştür. Çalışmanın devamında özellikle KOİ giderimini daha da arttırmak amacıyla uygulanacak ileri oksidasyon proseslerinden UV/H₂O₂ ve Fenton proseslerinde demir (III) klorür için belirlenen optimum koşullarındaki koagülasyon flokülasyon çıkışından temin edilen atık su örnekleri ile çalışılmıştır.

4.2 UV/H₂O₂ Prosesi ile Arıtılabilirlik Çalışması

İleri oksidasyon prosesleri ağırlıklı olarak endüstriyel atık sularda, yüzey sularında ve yeraltı sularında gözlenen zor ve tehlikeli kirleticilerin yok edilmesi için çok güçlü ve seçici olmayan oksitleyici türlerin, hidroksil radikallerinin (OH[•]) üretimini sağlayan proselerdir (Schrack vd., 2007). Bu proseslerden biri olan UV/H₂O₂

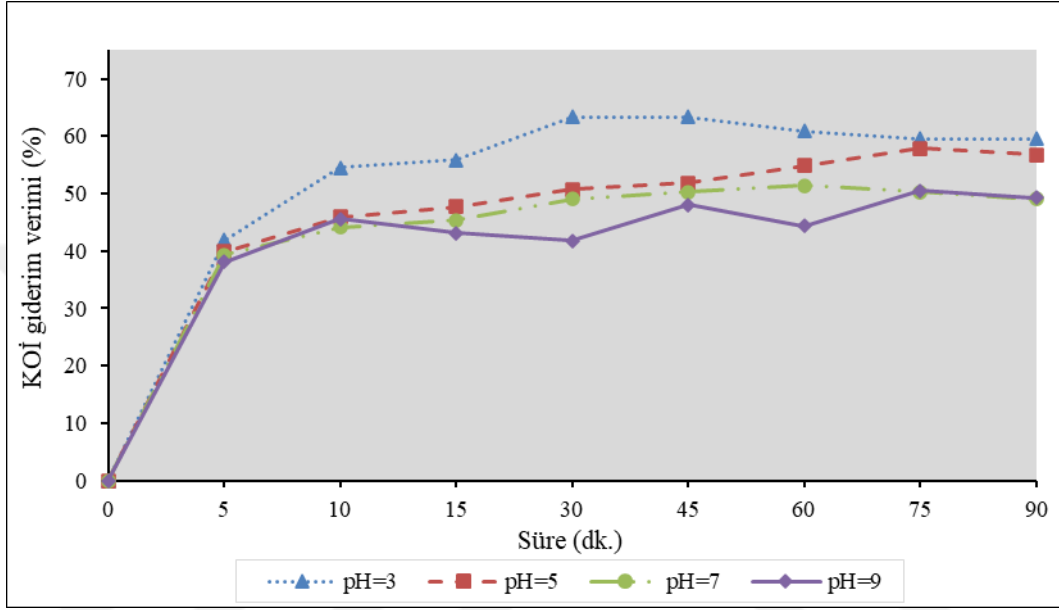
işleminde, hidrojen peroksitin fotolizi, etkili oksitleyici türler olan hidroksil radikalini ($\text{OH}\cdot$) üretimini sağlar. Hidroksil radikalının oksidasyon potansiyeli 2.8 eV'dir ve atık suda bulunan kirleticileri tamamen yok edebilir (Muruganandham ve Swaminathan, 2004). Çalışmanın ikinci aşamasında optimum koşullarda gerçekleştirilen koagülasyon flokülasyon prosesi çıkışından alınan otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyunda ilk olarak fotooksidatif bir proses olan $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$ çalışılmış ve optimum koşulların belirlenmesi amaçlanmıştır. Benzer şekilde, farklı atık su türleri için yapılmış koagülasyon flokülasyon prosesi çıkışından alınan atık sulara ileri oksidasyon proseslerinin uygulandığı çalışmalar literatürde mevcuttur (Pérez vd., 2007; Azbar vd., 2004)

4.2.1 $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$ prosesinde pH değerinin etkisi

Otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyunda ilk olarak pH değerinin $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$ prosesi üzerindeki etkisi araştırılmıştır. 350 ml olarak hazırlanan atık su çalışılacak pH değerine uygun olarak ayarlandıktan sonra içerisine $400 \text{ mg L}^{-1} \text{ H}_2\text{O}_2$ konsantrasyonu sağlayacak şekilde stok çözelti ilave edilmiştir. Çözeltinin homojenliğinin sağlanabilmesi için işlemler manyetik karıştırıcı üzerinde gerçekleştirilmiştir. Daha sonra hazırlanan çözelti UV reaktöre verilmiştir. Çıkış numuneleri 5-10-15-30-45-60-75 ve 90 dakikalık proses sürelerinin sonunda alınmıştır. Belirlenen dakikalarda alınan numunelerde KOİ ve bulanıklık ölçümleri yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar Şekil 4.8 ve 4.9'da verilmiştir.

Sonuçlar incelendiğinde KOİ gideriminde düşük pH değerlerinde elde edilen verimlerin daha yüksek olduğu izlenmiştir (Şekil 4.8). Benzer şekilde $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$ 'nin uygulandığı bir çalışmada optimum giderim verimliliği için asidik koşullarını etkili olduğu belirtilmiştir (Azbar vd., 2004). En yüksek KOİ giderimi % 63'lük giderim yüzdesi ile $\text{pH}=3$ 'te ve 30. dakikada elde edilmiştir. Çalışılan diğer pH değerlerine bakıldığında ise sırasıyla en yüksek giderim verimleri $\text{pH}=5$ 'te %58, $\text{pH}=7$ 'de %51 ve $\text{pH}=9$ 'da %50 KOİ giderimi olarak tespit edilmiştir. Hidroksil radikallerinin ve hidrojen peroksitin yüksek pH değerlerinde hızlı bozunuyor olması bu durumun sebebi olarak belirtilebilir. (Assadi ve Eslami, 2010). Bu konuda yapılan birçok çalışma incelendiğinde H_2O_2 'in yüksek pH değerlerinde oksitleme yeteneğinin azaldığı ve kararsız hale geldiği belirtilmiştir. Bu durum oksidasyon reaksiyonuna negatif yönde etki eder ve $\text{OH}\cdot$ radikallerinin oluşumu önemli oranda düşürür.

Düşük pH değerinde ise (pH 2'nin altına düştüğünde) H_3O^{2+} oluşur, $OH\cdot$ radikallerinin oluşumu zorlaşır. Bu durumda oksidasyon reaksiyonunu olumsuz yönde etki eder. (Aleboyeh vd., 2003; Schrank vd., 2007; Dinç, 2011; Türkeş, 2019). pH çalışması verileri oksidasyon süresi yönünden incelendiğinde ise 30-45. dakikalardan sonraki artışın KOİ giderim verimleri üzerinde pozitif bir etkisinin olmadığı görülmüştür.

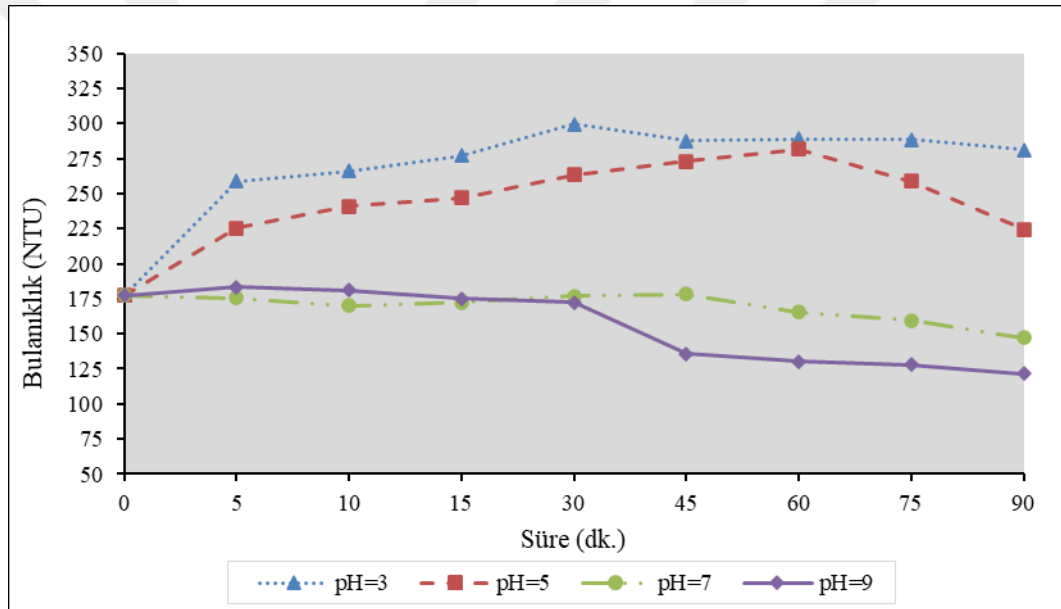


Şekil 4.8. Koagülasyon flokülasyon (ön arıtım) + farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen UV/ H_2O_2 prosesleri uygulanmış atık suda KOİ giderimi ($H_2O_2 = 400 \text{ mg L}^{-1}$).

Optimum koşullarda gerçekleştirilen koagülasyon flokülasyon prosesi çıkış suyuna uygulanan UV/ H_2O_2 prosesinde KOİ giderimindeki artışın aksine özellikle düşük pH'lardaki bulanıklık değerlerinde bir miktar artış gözlenmiştir. 682,2 NTU olarak tespit edilen ham atık suyun bulanıklığı ilk olarak gerçekleştirilen koagülasyon flokülasyon prosesi çıkışında, optimum olarak belirlenen koşullar altında 177,4 NTU'ya kadar düşürülmüştür. UV/ H_2O_2 prosesi ile gerçekleştirilen pH çalışmasında ise pH=3 ve pH =5 değerlerinde bulanıklık değerinde artış görülmüştür (Şekil 4.9). pH = 3 ve pH =5 'de en yüksek bulanıklık değerleri sırasıyla 30. dakikada 299,43 NTU ve 60. dakikada 281,90 NTU olarak tespit edilmiştir. Bulanıklıktaki bu artış özellikle KOİ giderim veriminin en yüksek olduğu koşullara karşılık gelmektedir. Bu durum klor, ozon veya hidrojen peroksit gibi kimyasalların organik maddeyi okside edebilir ve KOİ seviyesini düşürebilirken aynı zamanda suyun fiziksel özelliklerinde

değişikliklere neden olabilmekten kaynaklanabilmektedir. Bunun nedeni, organik maddenin parçalanmasının, ışığı dağıtabilecek ve bulanıklığı artırabilecek küçük parçacıkları suya salabilmesidir. Suyun fiziksel özellikleri üzerindeki etkilerini en aza indirirken, zararlı kirleticileri azaltmada etkili olmalarını sağlamak için su arıtma işlemlerinde kullanılan kimyasal arıtma işlemlerini dikkatlice değerlendirmek önemlidir (Stefan, 2017).

pH =7 ve pH =9 değerinde ise bulanıklık değerlerinde bir artış olmamış en düşük bulanıklık değeri pH =9'da 90. dakikada 121,37 NTU olarak tesbit edilmiştir. Buradan da görüldüğü üzerinde KOİ değerinde düşüş elde edilen koşullarda bulanıklık değerlerinde artış tesbit edilmiştir.



Şekil 4.9. Koagülasyon flokülasyon (ön arıtım) + farklı pH değerlerinde gerçekleştirilen UV/H₂O₂ prosesleri uygulanmış atık suyun bulanıklık değerleri (H₂O₂= 400 mg L⁻¹).

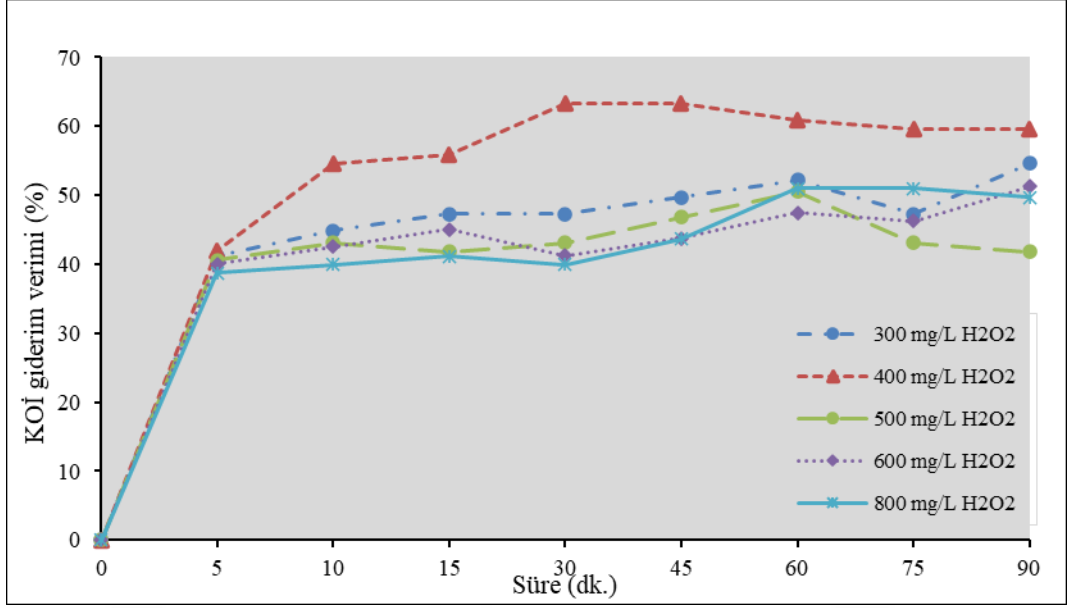
4.2.2 UV/H₂O₂ prosesinde H₂O₂ konsantrasyonunun etkisi

UV radyasyonu altında ortama kuvvetli oksidan olarak eklenen farklı dozlardaki H₂O₂ konsantrasyonunun etkisini belirlemek amacıyla 300-800 mg L⁻¹ aralığında değişen H₂O₂ konsantrasyonlarında çalışılmıştır. Çalışmanın bir önceki aşamasında optimum olarak belirlenen pH=3 değeri denenilen tüm H₂O₂ konsantrasyonları için sabit tutulmuştur. Elde edilen sonuçlar Şekil 4.10 ve Şekil 4.11'de verilmiştir. Sonuçlar incelendiğinde maksimum KOİ giderim verimi %63,4 olarak 400 mg L⁻¹

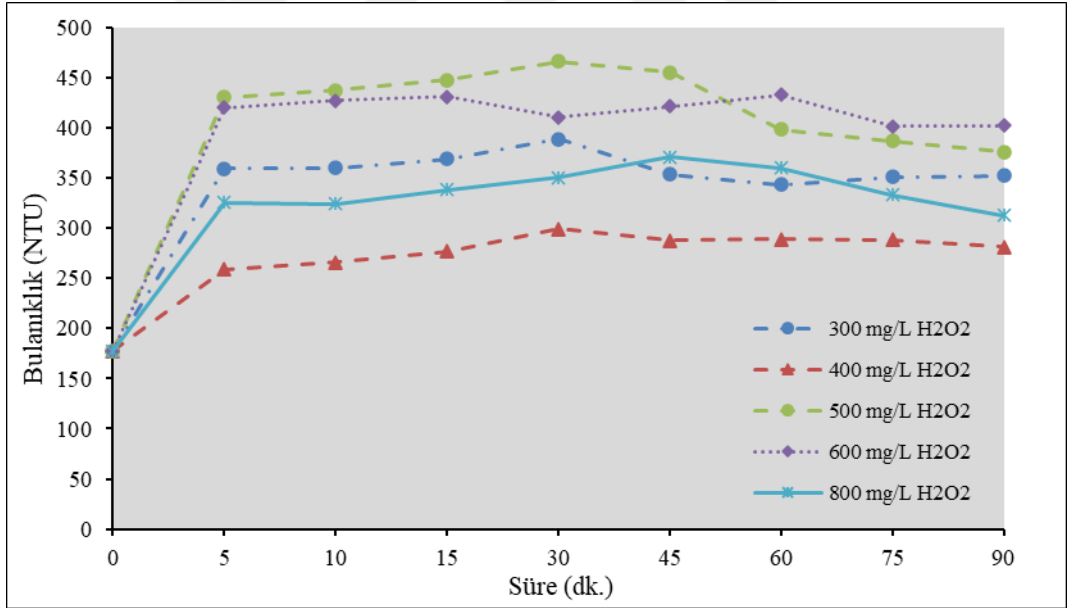
H₂O₂ konsantrasyonunda elde edilmiştir. 500, 600 ve 800 mg L⁻¹ H₂O₂ konsantrasyonlarında elde edilen en maksimum KOİ giderim verimleri sırasıyla %50, %51 ve %51 olarak tesbit edilmiştir. H₂O₂ dozundaki artışın hep verim artışına neden olmadığı, belli bir dozdan sonra inhibe etkisi olduğu gözlenmiştir. Bunun nedeni benzer çalışmalarda da açıklandığı gibi hidrojen peroksit konsantrasyonu yükseldiğinde, fazla hidrojen peroksitin hidroksil radikallerini tüketmesi ve bir hidroksil radikali temizleyicisi gibi çalışmasıdır (Schrack vd., 2007). Ayrıca farklı bir çalışmada fazla miktardaki H₂O₂ dozunun giderim etkinliği üzerinde olumsuz etkiler yaratabileceği, bunun nedenin de hidroksil radikalleri ile fazla hidrojen peroksit arasındaki reaksiyonla oluşan çok daha az güçlü OH₂ radikallerinin oluşumuna sebep olabileceği belirtilmiştir (Azbar vd., 2004).

Düşük konsantrasyondaki H₂O₂ ise yeterli hidroksil radikali üretemez ve uzaklaştırma oranı sınırlıdır (Muruganandham ve Swaminathan, 2004). Bu çalışmada da 300 mg L⁻¹ H₂O₂ dozu yetersiz gelmiş ve bu dozda maksimum KOİ giderimi %54 oranında ve 90. dakikada elde edilebilmiştir. 400 mg L⁻¹ H₂O₂ dozuna elde edilen %63,4 'lük giderim verimi ise 30. dakikada elde edilmiştir. Proses süresinin daha kısa olması da ayrıca önemli bir faktördür. Bu nedenle optimum H₂O₂ konsantrasyonu değeri, arıtılacak atık su bileşimine bağlıdır ve reaksiyon performansını iyileştirmek için H₂O₂ dozajının optimize etmek çok önemlidir.

UV/H₂O₂ prosesi optimum H₂O₂ çalışmasında bulanıklık değerleri incelendiğinde ise yine bir artış söz konusudur (Şekil 4.11). Özellikle 600 ve 800 mg L⁻¹ H₂O₂ konsantrasyonlarının çalışıldığı koşullarda bulanıklık değerleri giriş değerlerine göre yükseliş göstermiştir. En düşük bulanıklık değeri 400 mg L⁻¹ H₂O₂ konsantrasyonunda 258,63 NTU olarak ölçülmüştür. UV'nin kullanıldığı bazı çalışmalarda bulanıklık artışı bir dezavantaj olarak verilmiştir (Dindar, 2019). UV radyasyonu kullanılan ileri oksidasyon proseslerindeki oksidasyon verimi suyun bulanıklığının artması nedeniyle düşebilmektedir. Bulanıklık sudaki ışık geçirimsizliğini azalttığı için UV ışığının absorplanması azalacak ve UV tabanlı ileri oksidasyon proseslerinde daha az OH[•] üretilmesine sebep olacaktır (Gürses, 2016; Bolton, 2001).



Şekil 4.10. Koagülasyon flokülasyon (ön arıtım) + farklı H₂O₂ konsantrasyonlarında gerçekleştirilen UV/H₂O₂ prosesleri uygulanmış atık suda KOİ giderimi (pH=3).



Şekil 4.11. Koagülasyon flokülasyon (ön arıtım) + farklı H₂O₂ konsantrasyonlarında gerçekleştirilen UV/H₂O₂ prosesleri uygulanmış atık suyun bulanıklık değerleri (pH=3).

Koagülasyon flokülasyon + UV/H₂O₂ proseslerinin deneysel optimizasyon çalışmaları sonucunda elde edilen KOİ ve bulanıklık giderimleri bütün halde Çizelge 4.5'da gösterilmiştir. Koagülasyon flokülasyon sonrası uygulanan UV/H₂O₂ ile otomotiv endüstrisi boyama prosesi çıkış suyunda % 63,4 KOİ ve % 62 bulanıklık

giderimi elde edilmiştir. Bu değerler sonucunda çıkış suyundaki KOİ değeri 4594 mg L⁻¹ ye, bulanıklık değeri ise 258,63 NTU değerine düşürülebilmektedir.

Çizelge 4.5. Koagülasyon flokülasyon + UV/H₂O₂ prosesleri uygulanmış atık su için optimum giderim verimlerinin elde edildiği proses koşulları.

Ham Atık Su Özellikleri		Deney Koşulları			
		1-Koagülasyon flokülasyon için		2-UV/H ₂ O ₂ prosesi için	
KOİ (mg/L)	12549	Koagülant türü	FeCl ₃ . 6H ₂ O	pH	3
pH	7,43	Kogülant dozu	400 mg L ⁻¹	H ₂ O ₂	400 mg L ⁻¹
Bulanıklık (NTU)	682,2	pH değeri	9		
		Any.polimer dozu	1 mg L ⁻¹		
		Karıştırma hızları	3 dk. 100 rpm 20 dk. 30rpm		
		Çökelme süresi	30 dk.		
Optimum Şartlarda Proses Performansı		KOİ Giderimi (%)		Bulanıklık Giderimi (%)	
		63,4		62	

4.3 Fenton Prosesi ile Arıtılabilirlik Çalışması

Fenton reaksiyonları, organik veya inorganik bileşikleri oksitleyen aktif oksijen türleri oluşturmak için peroksitlerin (genellikle hidrojen peroksit) demir iyonları ile reaksiyonlarını kapsar. Son yıllarda Fenton reaksiyonu, atık su arıtma prosesinde birçok tehlikeli organik maddenin atık sudan uzaklaştırılması için verimli bir şekilde kullanılmaktadır (Babuponnusami ve Muthukumar, 2014).

Fenton deneyleri değişen Fe²⁺ ve H₂O₂ dozlarında gerçekleştirilerek, maksimum KOİ ve bulanıklık giderimini sağlayan optimum koşulların belirlenmesi amaçlanmıştır. Literatür incelendiğinde Fenton reaksiyonlarında kullanılan Fe²⁺ ve H₂O₂ reaktanlarının başlangıç konsantrasyonlarının çok önemli olduğu görülmektedir. Aşırı demir konsantrasyonlarında, demir radikal tutucu olarak davranır, ayrıca arıtma sonrasında oluşan çamurun tekrar arıtmaya tabi tutulması gerekebilmektedir. H₂O₂ yüksek konsantrasyonlarda kullanıldığında ise iyi bir arıtma sağlayabilir ancak H₂O₂'in aşırı miktarları diğer proseslerde olduğu gibi radikal tutucu olarak davrandığından arıtma veriminde düşüşlere neden olur. Bundan dolayı arıtma proseslerinin başlangıcında her iki parametre için de optimum konsantrasyonların belirlenmesi önemlidir (Dokuzoğlu vd., 2008).

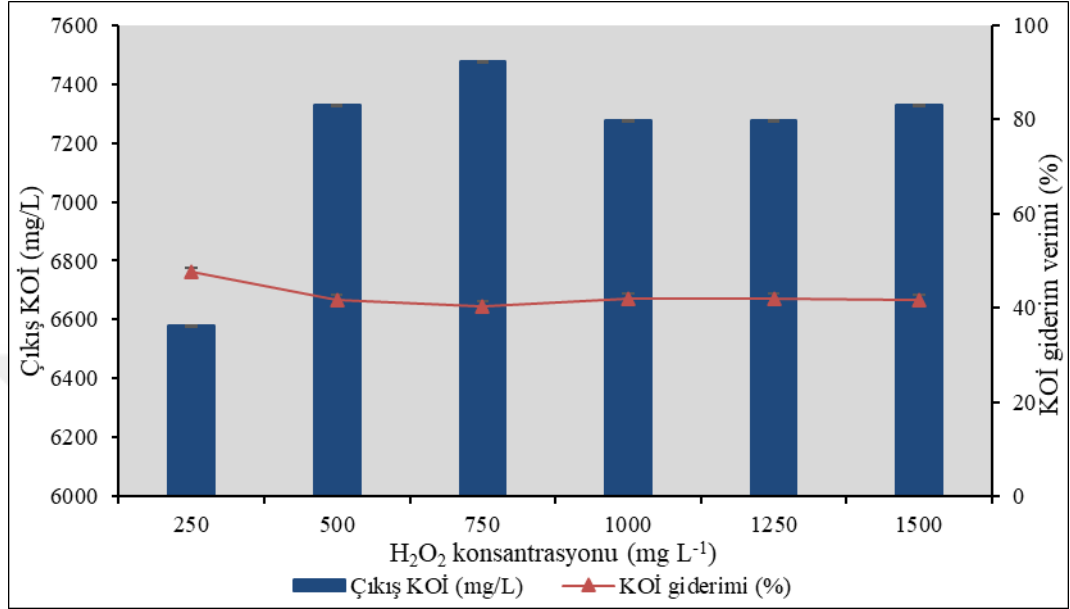
Fenton prosesi için diğerk önemli bir parametre ise pH değeridir. Ancak bu çalışma kapsamında optimum pH çalışması yapılmamıştır. Literatür incelediğinde farklı yapıdaki birçok endüstriyel atık su için Fenton prosesi ile yapılan arıtılabilirlik çalışmalarında asidik koşullarda redoks reaksiyonlarının daha kararlı olduğu belirlenmiştir. pH 2-4 aralığında H_2O_2 ve Fe^{2+} iyonları daha kararlı hale gelir. Fe^{2+} iyonları pH 4'ten yüksek olduğunda kararsızdır ve kolayca demir hidroksi kompleksleri üretmeye meyilli demir iyonları oluştururlar. Ayrıca yüksek pH değerlerinde H_2O_2 'in oksitleme yeteneği azalarak kararsız hale gelir ve $OH\cdot$ radikallerinin oluşumu önemli oranda düşer. pH 2'nin altına düştüğünde ise H_3O^{2+} oluşur ve $OH\cdot$ radikallerinin oluşumu zorlaşır. En uygun pH değeri 3 olarak uygulamada kabul görmektedir (Kwon vd., 1999; Benitez vd., 2001; şahinkaya vd., 2008; Babuponnusami ve Muthukumar, 2014; Din, 2011; Türkeş, 2019).

4.3.1 Fenton prosesinde H_2O_2 konsantrasyonunun etkisi

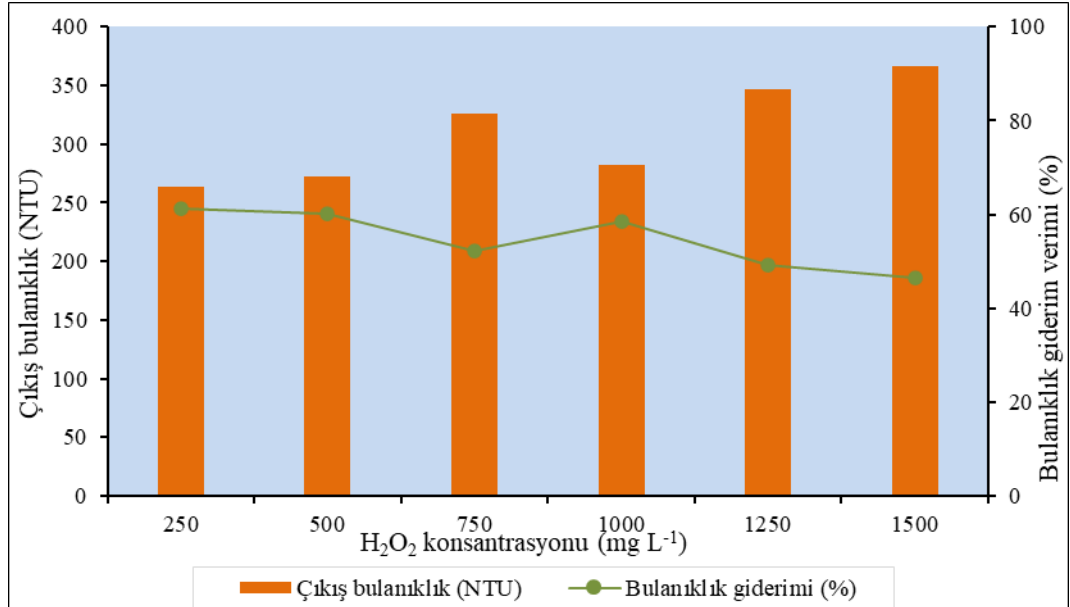
Fenton prosesinde H_2O_2 konsantrasyonu, bozunma sürecinin genel verimliliğine karar vermede çok önemli bir rol oynar. Genellikle, hidrojen peroksit dozunun artmasıyla kirleticinin % bozunumunun arttığı gözlenmiştir (Kang ve Hwang, 2000; Babuponnusami ve Muthukumar, 2014). Ancak Fenton işlemi sırasında kullanılmayan hidrojen peroksit aynı zamanda KOİ'ye katkıda bulunur ve bu nedenle fazla miktar önerilmez. Bu nedenle hidrojen peroksit dozajı, miktarın tamamı kullanılacak şekilde ayarlanmalıdır ve buna laboratuvar ölçekli çalışmalarla karar verilmelidir (Babuponnusami ve Muthukumar, 2014).

Bu çalışmada 250 ml hacmindeki, optimum koşullarda gerçekleştirilen koagölasyon flokülasyon prosesi çıkış suyuna, sabit pH =3 ve Fe^{2+} =100 mg L^{-1} koşullarında 250-1500 mg L^{-1} aralığında değişen konsantrasyonlarda H_2O_2 ilavesi yapılarak Fenton reaksiyonu gerçekleştirilmiştir. Elde edilen sonuçlar şekil 4.12 ve şekil 4.13' de gösterilmiştir. Sonuçlar incelendiğinde en yüksek KOİ giderimi 250 mg L^{-1} H_2O_2 konsantrasyonunda %47,57 olarak elde edilmiştir. 500, 750, 1000, 1250 ve 1500 mg L^{-1} H_2O_2 konsantrasyonlarında ise %40-42 arasında değişen KOİ giderimleri elde edilmiştir. şekil 4.12'de görüldüğü üzerinde H_2O_2 konsantrasyonundaki artış giderim verimine yansımamıştır. Fenton oksidasyonunda oluşan $OH\cdot$ radikallerinin kaynağı hidrojen peroksittir. Ancak optimum miktardan fazla H_2O_2 bulunması prosesin maliyetini arttırmakla beraber fazla miktarda bulunan $OH\cdot$ radikallerinin H_2O_2 ile

reaksiyona girerek oksidasyon gücü zayıf olan hidrojen dioksiti ($\text{HO}_2\cdot$) oluşturmaktadır. Bu durum yukarıda da belirtildiği gibi Fenton prosesinin çıkış suyunda KOİ değerinin ve kirliliğin artmasına neden olabilmektedir (Babuponnusami ve Muthukumar, 2014; Argun, 2012; Toprak, 2015).



Şekil 4.12. Koagülasyon flokülasyon (ön arıtım) + farklı H₂O₂ konsantrasyonlarında gerçekleştirilen Fenton prosesleri uygulanmış atık suyun KOİ değerleri (pH =3 ve Fe²⁺ =100 mg L⁻¹).



Şekil 4.13. Koagülasyon flokülasyon (ön arıtım) + farklı H₂O₂ konsantrasyonlarında gerçekleştirilen Fenton prosesleri uygulanmış atık suyun bulanıklık değerleri (pH =3 ve Fe²⁺ =100 mg L⁻¹).

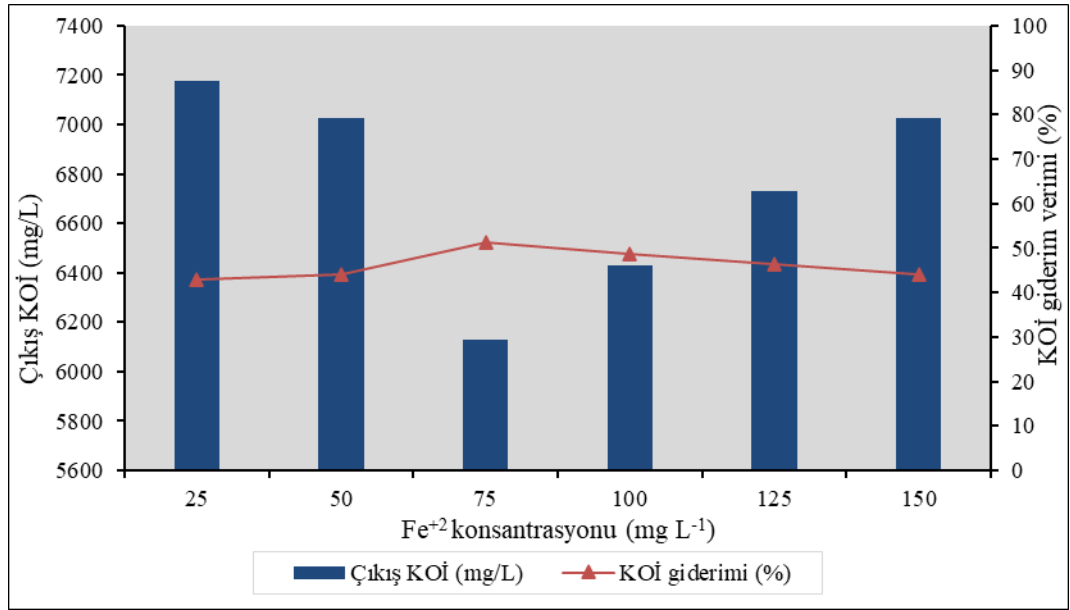
Optimum koşullarda gerçekleştirilen koagülasyon flokülasyon prosesi çıkış suyuna uygulanan Fenton prosesinde, UV/H₂O₂ prosesinde olduğu gibi bulanıklık değerlerinde artış gözlemlenmiştir.

4.3.2 Fenton prosesinde Fe²⁺ konsantrasyonunun etkisi

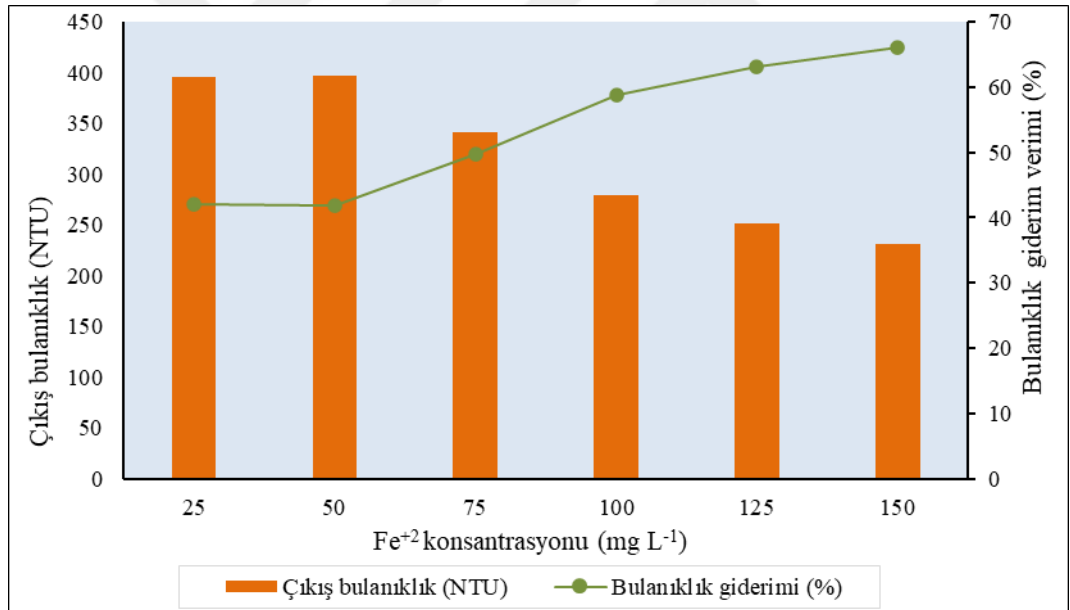
Fenton oksidasyonunda giderim verimini etkileyen önemli parametrelerden bir tanesinde Fe²⁺ konsantrasyonudur. Fenton prosesi için yapılan çalışmanın ikinci aşamasında ilk aşamada belirlenen optimum 250 mg L⁻¹ H₂O₂ konsantrasyonunda ve pH=3 değerinde, 25-150 mg L⁻¹ arasında değişen Fe²⁺ konsantrasyonları çalışılmıştır. Elde edilen sonuçlar Şekil 4.14 ve Şekil 4.15'te verilmiştir. En yüksek KOİ giderimi 75 mg L⁻¹ Fe²⁺ konsantrasyonunda %51,14 olarak tespit edilmiştir. Bu konsantrasyonu altında ve üstündeki Fe²⁺ konsantrasyonlarında elde edilen KOİ giderim verimleri daha düşüktür. 25 ve 50 mg L⁻¹ Fe²⁺ konsantrasyonunda %43 ve %44 KOİ giderimi elde edilirken 100 mg L⁻¹ ve üzerindeki konsantrasyonlarda yine giderim yüzdesinde düşüş vardır. Bu nedenle otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyu için uygulanan Fenton prosesinde optimum Fe²⁺ konsantrasyonu 75 mg L⁻¹ olarak belirlenmiştir.

Fenton oksidasyonunda Fe²⁺ iyonu H₂O₂ ile reaksiyona girer ve OH• radikallerinin oluşumunu sağlar. Fe²⁺ iyonunun yokluğunda OH• radikalleri oluşmayacağından etkili bir oksidasyon gerçekleşemez. Parçalanma hızı, reaksiyon hızı ve OH• radikalının oluşumu bu iyonun konsantrasyonun artışına paralel olarak artış gösterir. Bununla birlikte Fe²⁺ iyonundaki fazla artış prosesin çıkışında toplam çözünmüş katı içeriğinin veya askıdaki demir miktarında artışa neden olabilir ki bu da istenmeyen bir durumdur. (Babuponnusami ve Muthukumar, 2014; Dinç, 2011; Gözükızıl, 2013; Toprak, 2015; Türkeş, 2019).

Bulanıklık giderimi optimum doz olarak belirlediğimiz 75 mg L⁻¹'in üzerindeki konsantrasyonlarda artış göstererek %66'lar civarına çıkmış ancak bu konsantrasyonlarda KOİ giderim verimi düşük olduğu gözlenmiştir (Şekil 4.15). Her iki parametre birlikte değerlendirildiğinde Fe²⁺ için optimum doz 75 mg L⁻¹'in olarak belirlenmiştir.



Şekil 4.14. Koagülasyon flokülasyon (ön arıtım) + farklı Fe²⁺ konsantrasyonlarında gerçekleştirilen Fenton prosesleri uygulanmış atık suyun bulanıklık değerleri (pH =3 ve H₂O₂=250 mg L⁻¹).



Şekil 4.15. Koagülasyon flokülasyon (ön arıtım) + farklı Fe²⁺ konsantrasyonlarında gerçekleştirilen Fenton prosesleri uygulanmış atık suyun bulanıklık değerleri (pH =3 ve H₂O₂=250 mg L⁻¹).

Koagülasyon flokülasyon + fenton proseslerinin deneysel optimizasyon çalışmaları sonucunda elde edilen KOİ ve bulanıklık giderimleri bütün halde Çizelge 4.6'da gösterilmiştir. Koagülasyon flokülasyon sonrası uygulanan fenton ile otomotiv endüstrisi boyama prosesi çıkış suyunda % 51,4 KOİ ve % 50 bulanıklık giderimi elde edilmiştir. Bu değerler sonucunda çıkış suyundaki KOİ değeri 6131 mg L⁻¹'ye,

bulanıklık değeri ise 341,7 NTU değerine düşürülebilmektedir. Koagülasyon flokülasyon sonrası ayrı ayrı uygulanan UV/H₂O₂ ve Fenton prosesleri, giderim verimleri dikkate alınarak karşılaştırıldığında UV/H₂O₂ çıkışında elde edilen giderim verimlerinin daha yüksek olduğu görülmüştür.

Çizelge 4.6. Koagülasyon flokülasyon Fenton prosesleri uygulanmış atık su için optimum giderim verimlerinin elde edildiği proses koşulları.

Ham Atık Su Özellikleri		Deney Koşulları		
		1-Koagülasyon flokülasyon için		2-Fenton prosesi için
KOİ (mg/L)	12549	Koagülant türü	FeCl ₃ , 6H ₂ O	pH
pH	7,43	Kogülant dozu	400 mg L ⁻¹	H ₂ O ₂
Bulanıklık (NTU)	682,2	pH değeri	9	Fe ²⁺
		Any.polimer dozu	1 mg L ⁻¹	
		Karıştırma hızları	3 dk. 100 rpm 20 dk. 30rpm	Karıştırma hızları
		Çökelme süresi	30 dk.	Çökelme süresi
Optimum Şartlarda Proses Performansı		KOİ Giderimi (%)		Bulanıklık Giderimi (%)
		51,4		50

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu tez çalışmasında Aksaray’da yer alan ve plastik dış aksam boyamasında faaliyet gösteren bir boyama fabrikasının atık su arıtma tesisinin dengeleme havuzu girişinden temin edilen ham atık suda ilk olarak koagülasyon flokülasyon, sonrasında da bu proses çıkışından alınan atık suda ileri oksidasyon proseslerinden fenton ve UV/H₂O₂ prosesleri kullanılarak bulanıklık ve KOİ giderim verimleri araştırılmıştır. Her bir proses için çalışmalar ayrı ayrı yürütülmüş ve optimum proses koşulları belirlenerek ve bu koşullarda elde edilen giderim verimlerinin tesbiti amaçlanmıştır.

Deneysel çalışmalarda ilk aşamada bu tür atık sularda sıkça kullanılan kimyasal arıtım proseslerinden biri olan koagülasyon flokülasyon prosesi çalışılmıştır. Farklı koagülantlar ve koagülant dozları, farklı pH değerleri ve koagülant yardımcısı dozlarında tekrarlanan deneylerin tamamı oda sıcaklığında gerçekleştirilmiştir. Proses çıkışından alınan numunelerde bulanıklık üç tekrarlı, KOİ analizleri ise iki tekrarlı olarak yapılmıştır. Koagülasyon flokülasyon çalışmaları alüminyum sülfat (alum), demir (II) sülfat ve demir (III) klorür olmak üzere üç farklı koagülant için gerçekleştirilmiştir. Her bir koagülant için ilk olarak optimum pH değerinin belirlenmesi amacıyla 4, 5, 6, 7, 8 ve 9 değerlerinde jar testi düzeneğinde deneyler gerçekleştirilmiştir. İkinci aşamada belirlenen optimum pH değerlerinde 30-400 mg L⁻¹ arasında değişen koagülant dozları denenmiştir. Son olarak ise belirlenen optimum pH ve koagülant dozunda 0,25-4 mg L⁻¹ arasında değişen anyonik polimer konsantrasyonları çalışılmıştır.

Alimümyum sülfat (alum) için; %47 KOİ ve %50 oranında bulanıklık gideriminin elde edildiği pH =7, 120 mg L⁻¹ koagülant ve 0,25 mg L⁻¹ anyonik polimer konsantrasyonu optimum koşullar olarak belirlenmiştir. Optimum pH çalışmasında pH değeri 4-7 aralığında KOİ ve bulanıklık giderimlerinde artış tespit edilirken, pH=7’nin üzerindeki değerlerde her iki giderim veriminde de düşüş olmuştur. Aynı şekilde koagülant dozunun 120 mg L⁻¹’nin üzerinde olduğu konsantrasyonlarda KOİ gideriminde düşüş, bulanıklık gideriminde ise birbirine çok yakın değerler elde edilmiştir. Giderim verimleri üzerinde anyonik polimer kullanımının etkisini belirlemek amacıyla yapılan son aşamada ise özellikle bulanıklık giderimi anyonik polimer konsantrasyonun artışına paralel olarak yükselmiş, 4 mg L⁻¹ anyonik polimer

dozunda maksimum %54 bulanıklık giderimi elde edilmiştir. Ancak KOİ gideriminde aynı pozitif artış görülmemiştir. Aksine 0,25 mg L⁻¹ anyonik polimer konsantrasyonunda elde edilen %47'lik KOİ 4 mg L⁻¹ anyonik polimer konsantrasyonunda %33'e kadar düşmüştür.

Demir (III) klorür için yapılan çalışmalarda ise pH =9, 400 mg L⁻¹ koagülant dozu ve 1 mg L⁻¹ anyonik polimer konsantrasyonu optimum koşullar olarak belirlenmiş ve bu koşullarda %50 KOİ ve %74 bulanıklık giderimi elde edilmiştir. Hem pH hem de koagülant konsantrasyonundaki artış, her iki giderim performansında da pozitif etki sağlayarak artışa neden olmuştur. Anyonik polimer dozundaki artış ise koagülant olarak alum'un kullanıldığı çalışmada da olduğu gibi bulanıklık giderimini artmıştır. 4 mg L⁻¹ anyonik polimer kullanımında %77 oranında bulanıklık giderimi sağlanmıştır. Ancak anyonik polimerin 1 mg L⁻¹'in üzerindeki kullanımı KOİ giderimini düşürmüştür.

Son olarak çalışılan demir (II) sülfat için pH =8, 400 mg L⁻¹ koagülant konsantrasyonu ve 4 mg L⁻¹ anyonik polimer'in kullanıldığı koşullarda %45 KOİ ve %80 bulanıklık giderimi elde edildi. Çalışılan diğer iki koagülant ile karşılaştırıldığında bulanıklık giderimi için en yüksek giderimi sağlayan koagülant olmuştur. Ancak KOİ gideriminde Demir (III) klorür'de elde edilen %50'lik KOİ gideriminin üzerine çıkılamamıştır. Elde edilen sonuçlar doğrultusunda demir (III) klorür için tespit edilen optimum koşullarda gerçekleştirilen KOİ ve bulanıklık giderimlerinin çalışılan koagülantlar içerisinde en etkin sonuçların elde edildiği koşullar olduğu tespit edilmiştir.

Koagülasyon flokülasyon prosesinde demir (III) klorür için tespit edilen optimum koşullarda elde edilen %50 KOİ ve %74 bulanıklık giderimlerini geliştirmek için çalışmanın ikinci aşamasında bu koşullar altında elde edilen çıkış suyuna ilk olarak UV/ H₂O₂ prosesi uygulanmıştır. UV/H₂O₂ prosesinin optimizasyonuna ait optimum proses süresinin, H₂O₂ konsantrasyonunun ve pH değerinin belirlenmesine yönelik deneysel çalışmalar yapılmıştır. Deneysel çalışmada atık suyun pH değeri 3, 5, 7 ve 9 olmak üzere dört farklı pH değerine ayarlanmıştır. Her bir pH değeri için yapılan çalışmada ve H₂O₂ konsantrasyonu 400 mg L⁻¹'de sabit tutularak 5-10-15-30-45-60-75 ve 90 dakikalık proses süreleri sonunda çıkış numuneleri alınmıştır. Alınan örneklerde yapılan KOİ ve bulanıklık analiz sonuçlarına göre, en yüksek KOİ

giderimi % 63'lük giderim yüzdesi ile pH=3'te ve 30. dakikada elde edilmiştir. Çalışılan diğer pH değerlerine ise sırasıyla en yüksek giderim verimleri pH =5'te %58, pH =7'de %51 ve pH =9'da %50 KOİ giderimi olarak tespit edilmiştir. Elde edilen bu sonucun H₂O₂'in yüksek pH değerlerinde oksitleme yeteneğinin azalması ve kararsız hale gelmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir ve UV/H₂O₂ prosesinin çalışıldığı birçok çalışma ile örtüşmektedir. Bununla birlikte UV/H₂O₂ özellikle düşük pH'lardaki bulanıklık değerlerinde bir miktar artış gözlenmiştir. KOİ gideriminin yüksek olduğu pH=3 ve pH =5 değerlerinde en yüksek bulanıklık değerleri sırasıyla 30. dakikada 299,43 NTU ve 60. dakikada 281,90 NTU olarak tespit edilmiştir. Bu durum organik maddenin parçalanması sonucunda, ışığı dağıtabilecek ve bulanıklığı artırabilecek küçük parçacıkları suya salabilmesinden kaynaklanmaktadır. pH =7 ve pH =9 değerinde ise bulanıklık değerlerinde bir artış olmamış, proses girişinde 177,4 NTU olarak ölçülen bulanıklık değeri pH =9'da 90. dakikada 121,37 NTU olarak tespit edilmiştir.

UV/H₂O₂ prosesinde H₂O₂ konsantrasyonunun etkisini belirlemek amacıyla 300-800 mg L⁻¹ aralığında değişen H₂O₂ konsantrasyonlarında çalışılmıştır. Çalışmanın bir önceki aşamasında optimum olarak belirlenen pH=3 değeri denenen tüm H₂O₂ konsantrasyonları için sabit tutulmuştur. Maksimum KOİ giderim verimi %63,4 olarak 400 mg L⁻¹ H₂O₂ konsantrasyonunda elde edilmiştir. H₂O₂ dozundaki artışın KOİ giderim veriminde artış sağlamadığı, belli bir dozdan sonra düşüşe neden olduğu görülmüştür. 500, 600 ve 800 mg L⁻¹ H₂O₂ konsantrasyonlarında elde edilen maksimum KOİ giderim verimleri sırasıyla %50, %51 ve %51 olarak tespit edilmiştir. Fazla miktardaki H₂O₂ dozunun giderim etkinliği üzerinde olumsuz etkiler yaratabileceği ve oluşan hidroksil radikalleri ile fazla hidrojen peroksit arasındaki reaksiyonla oluşan OH₂ radikallerinin oksidasyon kapasitesinin daha düşük olduğu literatürdeki çalışmalarda belirtilmiştir.

Optimum H₂O₂ çalışmasında bulanıklık değerleri incelendiğinde ise yine bir artışın olduğu gözlenmiştir. En düşük bulanıklık değerleri 400 mg L⁻¹ H₂O₂ konsantrasyonunda 5. dakikada 258,63 NTU olarak belirlenirken, 600 ve 800 mg L⁻¹ H₂O₂ konsantrasyonlarının çalışıldığı koşullarda daha yüksek bulanıklık değerleri ölçülmüştür. UV'nin kullanıldığı bazı çalışmalarda bulanıklık artışı aynı zamanda proses performansı bakımından bir dezavantaj oluşturabilmektedir. Suyun

bulanıklığının artması sudaki ışık geçirimsliğini azalttığı için aynı zamanda oksidasyon verimini de düşürmektedir.

Sonuç olarak koagülasyon flokülasyon prosesi çıkışında elde edilen otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık suyuna uygulanan UV/H₂O₂ prosesi için optimum koşullar pH=3, H₂O₂ konsantrasyonu 400 mg L⁻¹ ve proses süresi 30 dakika olarak tespit edilmiştir. Bu optimum koşullar altında koagülasyon flokülasyon çıkışında %50 olan KOİ giderim verimi %63,4'e yükselmiş ancak bulanıklık gideriminde amaçlanan artış gerçekleşmemiştir.

Çalışmanın son aşamasında koagülasyon flokülasyon prosesinde demir (III) klorür için tespit edilen optimum koşullarda elde edilen %50 KOİ ve %74 bulanıklık giderimlerini geliştirmek için fenton prosesi uygulanmıştır. 250 mg L⁻¹ H₂O₂ ve 75 mg L⁻¹ Fe²⁺ konsantrasyonları optimum olarak belirlenmiş ve bu koşullarda maksimum % 51,4 KOİ ve % 50 bulanıklık giderimi elde edilmiştir. Bu değerler sonucunda çıkış suyundaki KOİ değeri 6131 mg L⁻¹'ye, bulanıklık değeri ise 341,7 NTU değerine düşürülebilmektedir. Koagülasyon flokülasyon sonrası ayrı ayrı uygulanan UV/H₂O₂ ve Fenton prosesleri, giderim verimleri dikkate alınarak karşılaştırıldığında UV/H₂O₂ çıkışında elde edilen giderim verimlerinin daha yüksek olduğu görülmüştür. Ancak her iki arıtım prosesinde de çıkış suyunda SKKY'de yer alan tablo 18.2'de KOİ parametresi için belirtilen deşarj limiti olan 300 mg L⁻¹ sınır değeri sağlanamamaktadır. Bununla birlikte çalışılan atık suyun literatürdeki benzer yapıdaki atık sulara oranla giriş KOİ değerinin çok yüksek olması nedeniyle koagülasyon flokülasyon+ UV/H₂O₂ prosesleri ile sağlanan %63,4 oranındaki KOİ giderimi de oldukça önemlidir. Dolayısıyla koagülasyon flokülasyon+UV/H₂O₂ proseslerinin alternatif arıtım yöntemleri ile arıtılarak deşarj limitlerine uyulmasına imkan sağlanabilir. Bu şekilde özellikle otomotiv endüstrisi boyama prosesi atık sularının veya buna benzer yapıdaki endüstriyel atık suların çevre üzerinde yaratabileceği olumsuz etkilerin azaltılmasına da katkı sağlanabilecektir.

KAYNAKLAR

- Aleboyeh, A., Aleboyeh, H. ve Moussa, Y., 2003. Critical Effect of Hydrogen Peroxide in Photochemical Oxidative Decolorization of Dyes: Acid Orange 8, Acid Blue 74 and Methyl Orange, *Dyes and Pigments*, 57, 1, 67-75.
- Aleboyeh, A., Kasiri, M.B. ve Aleboyeh, H., 2012. Influence of dyeing auxiliaries on AB74 dye degradation by UV/H₂O₂ process, *Journal of Environmental Management*, 113, 426-43.
- Aleksic, N., Šušteršič, V., Gordić, D., Nikolić, D. ve Rakić, N. 2019. Reduction of water consumption in waste water treatment systems in the automotive industry, 14th International Conference on Accomplishments in Mechanical and Industrial Engineering, *Proceedings*, 241-246.
- Amaral-Silva, N., Martins, R. C., Castro-Silva, S., Paiva, C. ve Quinta-Ferreira, R. M., 2016. Integration of advanced oxidation processes and activated sludge for the treatment of high refractory industrial wastewater, *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 91, 9, 2503-2509.
- Amokrane, A., Comel, C. ve Veron, J., 1997. Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation, *Water research*, 31, 11, 2775-2782.
- Anderson, J.E., Springer, W.S. ve Strosberg, G.G., 1981. Application of reverse osmosis to automotive electrocoat paint wastewater recycling, *Desalination*, 36, 2, 179-188.
- Ansari F., Pandey, Y. ve Kumar P., 2013. Performance evaluation of effluent treatment plant for automobile industry, *International journal of Energy and Environment*, 4, 6, 1079-1086.
- 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 Lisans Tezi, Aksaray Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Aksaray.
- Assadi, A. ve Eslami, A., 2010. Comparison of phenol photodegradation by UV/H₂O₂ and photo-fenton processes, *Environmental Engineering Management Journal*, 9, 6, 807-812.
- Aydın, S., Çelik, Y., Güneysu, S. ve Arayıcı, S., 2010. Evaluation of Methods and Efficiencies of Industrial Wastewater Treatment in Turkey, *KSÜ Journal of Engineering Sciences*, 13, 2.
- Azbar, N. U. R. I., Yonar, T. ve Kestioglu, 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, 1, 35-43.

- Babuponnusami, A. ve Muthukumar, K., 2014. A review on Fenton and improvements to the Fenton process for wastewater treatment, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2, 1, 557-572.
- Bajaj, M. ve Winter, J., 2013. Biogas and biohydrogen production potential of highstrength automobile industry wastewater during anaerobic degradation, *J.Env. Man.*, 128, 522–529.
- Bakar, A.F.A. ve Halim, A.A., 2013. Treatment of automotive wastewater by coagulation-flocculation using poly-aluminum chloride (PAC), ferric chloride (FeCl_3) and aluminum sulfate (alum), *AIP Conference Proceedings*, Volume 1571, 1, 524-529.
- Balık, Ö.Y., 2013. Boya Endüstrisi Atık suyunun Koagülasyon İle Ön Arıtımı, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Baştürk, E., 2012. Reaktif Mavi 181 boyasının ileri oksidasyon yöntemlerinden UV/ H_2O_2 prosesi ile giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Aksaray Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Aksaray.
- Bayrakçeken H., 2005. Dünya’da ve Türkiye’de otomotiv sanayinin sektörel analizi, *Makine Teknolojileri Elektronik Dergisi*, 2, 1-11.
- Benitez, F.J., Acero, J.L., Real, F.J., Rubio, F.J. ve Leal, A.I., 2001. The role of hydroxyl radicals for the decomposition of p-hydroxy phenylacetic acid in aqueous solutions, *Water Res.*, 35, 5, 1338.
- Berzin, C. J., 2010. Turkey's Automotive Industry: Driven to Grow, Turkey: Bridging Two Worlds, Lehigh University, Martindale Center Publications, 28.
- Bingöl, S., 2019. Fenton ve fenton benzeri proseslerle azo boyar madde giderimi üzerine bir araştırma, Yüksek Lisan Tezi, Atatürk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.
- Birgül, A., 2006. Tekstil endüstrisi atık su 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.
- Bolton, J.R., 2001. Ultraviolet Applications Handbook, Bolton Photosciences Inc., Edmonton, Canada.
- Bratby, J., 2016. Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment, 1. Baskı. IWA Publishing.
- Buxton, G.V., Greenstock, C.L., Helman, W.P. ve Ross, A.B., 1988. Critical Review of Data Constants for Reactions of Hydrated Electrons, Hydrogen Atoms and

Hydroxyl Radicals in Aqueous Solutions, J. Phys. Chem. Ref. Data, 17, 513-586.

Consejo, C., Ormad, M. P., Sarasa, J. ve Ovelleiro, J. L., 2005. Treatment of wastewater coming from painting processes: application of conventional and advanced oxidation Technologies, Ozone: Science and Engineering, 27, 4, 279-286.

Crittenden, J.C., Hu, S., Hand, D.W. ve Gren, S.A., 1999. A Kinetic Model for H₂O₂/UV Process in a Completely Mixed Batch Reactor, Water Research, 33, 2315-2328.

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.

Dinç, H., 2011. Boya atısuğunun kimyasal ve ileri arıtma yöntemleri ile arıtılması, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Dindar, N., (2019). Tekstil endüstrisi atık sularında ileri arıtma prosesleri kullanılarak organik madde giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Pamukkale Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Denizli.

Dokuzoğlu, Z., Alkan, U. ve Yentürk, A., 2008. Reaktif boyar madde içeren tekstil atık sularının ileri oksidasyonu, Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi, 13, 2.

Eckenfelder, W.W., Ford, D.L. ve Engle, A.J., 2009. Industrial Water Quality, McGraw-Hill Education.

El-Gohary, F.A., Abo-ElEla, S.I. ve Ali, H.I., 1989. Wastewater management in the automobile industry, Water Sci. Technol., 21, (4-5), 255-263.

Eren, Z., 2018. Su kaynaklarındaki ilaç kalıntılarının ileri oksidasyon yöntemleri ile arıtılabilirliğinin incelenmesi. Academic Platform-Journal of Engineering and Science, 6, 3, 153-163.

Esplugas, S., Yue, P.L. ve Pervez M.I., 1994, Degradation of 4-chlorophenol by Photolytic Oxidation, Wat. Res., 28, 6, 1323-1328.

GilPavas, E., Molina-Tirado, K., ve Gómez-García, M. Á., 2009. Treatment of automotive industry oily wastewater by electrocoagulation: statistical optimization of the operational parameters, Water Science and Technology, 60, 10, 2581-2588.

- Giray, S., 2014. Kumaş boyaması yapan kahramanmaraş tekstil fabrikaları atık sularının ultrases fenton ve fenton oksidasyonu ile arıtımının araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kahramanmaraş.
- Gök, A., 2019. Tekstil endüstrisi atık sularının elektro-fenton prosesi ile arıtımı, Yüksek Lisans Tezi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun.
- Gökkuş, Ö., 2006. Dispers boyarmadde içeren tekstil atık sularında renk giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Cumhuriyet Üniversitesi, Sivas.
- Gözükızıl, F., 2013. Tekstil endüstrisi atık sularından fenton prosesi ve biyosorpsiyon yöntemi ile renk giderimi ve örnek tesis modeli, Yüksek Lisans Tezi, Bilecik Şeyh Edebali Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Bilecik.
- Gürses, H., 2016. UV/H₂O₂ Prosesi İle Atık sulardan Non-iyonik Yüzey Aktif Maddenin (Np-10) Uzaklaştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Bursa Uludağ Üniversitesi, Bursa.
- Güven, D., Hanhan, O., Aksoy, E. C., Insel, G. ve Çokgör, E., 2017. Impact of paint shop decanter effluents on biological treatability of automotive industry wastewater, Journal of Hazardous materials, 330, 61-67.
- İleri, T. K., Çokay, E. ve Şengül, F., 2006. Toksik Kirleticilerin İleri Oksidasyon Prosesleri ile Arıtımı, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Fen ve Mühendislik Dergisi, 8, 2, 1-9.
- İrdemez, Ş., Demircioğlu, N. ve Yıldız Y.Ş., 2006, The effects of pH on phosphate removal from wastewater by electrocoagulation with iron plate electrodes, Journal of Hazardous Materials, 137, 2, 1231–1235.
- Kang, Y. W. ve Hwang, K. Y., 2000. Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the Fenton process, Water Research, 34, 10, 2786-2790.
- Karaçal, P.N., 2018. Environmental Hotspots In Cataphoresis Process Of Automotive Industry, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Mühendisliği ve Teknoloji Enstitüsü, İstanbul.
- Karchiyappan, T., 2022. Studies on treatment of automotive industry wastewater using ozonation, electro-Fenton and chitosan based coagulation process, Current Research in Green and Sustainable Chemistry, 5, 100178.
- Kasaplar, M., 2019. Otomotiv Endüstrisi Atık sularının Arıtımında Elektrokoagülasyon Prosesinin Uygulanması, Yüksek Lisans Tezi, Bursa Uludağ Üniversitesi, Bursa.
- Katip, A., Karaer, F. ve Özengin, N., 2014. Otomotiv Sektörünün Çevresel Açidan Değerlendirilmesi, Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Dergisi, 19, 2, 51-65.

- Kim, B.R., Kalis, E.M., Florkey, D.L., Swatsenbarg, S.L., Luciw, L., Bailey, C.H., Gaines, W.A., Phillips, J.H. ve Kosokowsky, G.B., 1998. Evaluation of commercial ultrafiltration systems for treating automotive oily wastewater, *Water Env. Res.*, 70, 7, 1280-1289.
- Kuybu, E., 2013. Otomotiv Endüstrisi Atık sularının Ters Osmos Yöntemiyle Geri Kazanımının Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Bursa Uludağ Üniversitesi, Bursa.
- Kwon, B.G., Lee, D.S., Kang, N. ve Yoon, J., 1999. Characteristics of pchlorophenol oxidation by Fenton's reagent, *Water Research*, 33, 2110.
- Leitz, C.W., 2007. Life Cycle Cost Modeling of Automotive Paint Systems, Massachusetts Institute of Technology.
- Mackuľak, T., Bodík, I., Smolinská, M., Takáčová, A., Drtil, M., Gál, M. ve Faberová, M., 2016. Automotive industry wastewater treatment by mixture of enzymes, *Monatshefte für Chemie-Chemical Monthly*, 147, 159-164.
- Malakootian, M., Toolabi, A., Derakhshan, Z. ve Ghaneian, M. T., 2016. Efficiency of coagulation and flocculation process combined with chemical sequestration in removal of organic and inorganic contaminants from aautomotive industry sewage, *Journal of Community Health Research*, 5, 3, 182-194.
- 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.
- Mohtashami, R., Shang, J. Q. ve Xu, Y., 2018. Treatment of automotive paint wastewater using electroflotation: kinetic study, influencing factors and data analysis, *Environmental Processes*, 5, 577-591.
- Muruganandham, M. ve Swaminathan, M., 2004. Photochemical oxidation of reactive azo dye with UV-H₂O₂ process, *Dyes and pigments*, 62, 3, 269-275.
- Oliveira, R. P., Ghilardi, J. A., Ratusznei, S. M., Rodrigues, J. A. D., Zaiat, M. ve Foresti, E., 2008. Anaerobic sequencing batch biofilm reactor applied to automobile industry wastewater treatment: volumetric loading rate and feed strategy effects, *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 47,8, 1374-1383.
- Ordouei, M.H. ve Elkamel, A., 2017. New composite sustainability indices for Cradle-toCradle process design: case study on thinner recovery from waste paint in auto industries, *J. Clean. Prod.*, 166, 253-262.
- Orsato, R.J. ve Wells, P., 2007. U-turn: the rise and demise of the automobile industry, *J. Clean. Prod.*, 15,11-12, 994-1006.

- Palabıyık, B.B., 2019. Gıda Endüstrisi Şekerleme Atık sularının İki Aşamalı Anaerobik Biyolojik Arıtımının Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, İstanbul.
- Papasavva, S., Kia, S., Claya, J. ve Gunther, R., 200). Characterization of automotive paints: an environmental impact analysis, *Progress in organic coatings*, 43, 1-3, 193-206.
- Pérez, T. Z., Geissler, G. ve Hernandez, F., 2007. Chemical oxygen demand reduction in coffee wastewater through chemical flocculation and advanced oxidation processes, *Journal of Environmental Sciences*, 19, 3, 300-305.
- Pera-Titus, M., Molina, V., Banos, M. A., Gimenez, J., ve Esplugas, S. 2004. Degradation of chlorophenols by means of advanced oxidation processes: a general review, *Appl. Catal. B Environ.*, 47, 219-256.
- Robert, J.S. ve Sheldon, J.B.D., 1996. Coagulation and precipitation of a mechanical pulping effluent. I: Removal of carbon, colour and turbidity, *Water Research*, 30, 1169- 1178.
- Salihoğlu, G. ve Salihoğlu, N.K., 2016. A review on paint sludge from automotive industries: Generation, characteristics and management, *J. Environmental Management*, 169, 223-235.
- Salihoğlu, N. K., Ucaroglu, S. ve Salihoğlu, G., 2018. Bioconversion of industrial wastes: paint sludge from automotive manufacturing, *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 20, 2100-2109.
- Sanja, P., Dinko, V., Natalija, K. Ve Danijel, S., 2009. Decolourization and mineralization of commercial reactive dyes by using homogeneous and heterogeneous Fenton and UV/Fenton processes, *J Hazard Mater*, 164,1137–1145.
- Sarioğlu, M. Ve Gökçek, Ö. B., 2016. Treatment of automotive industry wastewater using anaerobic batch reactors: The influence of substrate/inoculum and molasses/wastewater, *Process Safety and Environmental Protection*, 102, 648-654.
- Schrank, S. G., Dos Santos, J. N. R., Souza, D. S. ve Souza, E. E. S., 2007. Decolourisation effects of Vat Green 01 textile dye and textile wastewater using H₂O₂/UV process, *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 186, 2-3 , 125-129.
- Sesler, Ş., 2014. İndigo yıkama & pamuklu kumaş boyama yapan bir tekstil endüstrisinin arıtılmış atık suyunda renk giderimi için en uygun koagülasyon / flokülasyon teknolojüsünün belirlenmesi, Yüksek Lisan Tezi, Namık Kemal Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Tekirdağ

- Sever, E., 2021. Meşrubat sanayi atık sularının arıtımında elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyon yöntemlerinin değerlendirilmesi, Yüksek Lisans Tezi, Tekirdağ Namık Kemal Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Tekirdağ.
- Silva, M. B., Carneiro, L. M., Silva, J. P. A., dos Santos Oliveira, I., Izário Filho, H. J. ve de Oliveira Almeida, C. R., 2014. An application of the Taguchi method (robust design) to environmental engineering: Evaluating advanced oxidative processes in polyester-resin wastewater treatment, American Journal of Analytical Chemistry, 5, 828-837.
- Sinha, S., Yoon, Y., Amy, G. ve Yoon, J., 2004. Determining the effectiveness of conventional and alternative coagulants through effective characterization schemes, Chemosphere, 57, 9, 1115-1122.
- SKKY, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, 2011. Resmi Gazete Tarihi: 31.12.2004 Resmi Gazete Sayısı: 25687.
- Song, Z., Williams, C.J. ve Edyvean, R.G.J., 2004. Treatment of tannery wastewater by chemical coagulation, Desalination, 164, 3, 249-259.
- Stefan, M. I., (Ed.) 2017. Advanced oxidation processes for water treatment: fundamentals and applications. IWA publishing.
- Şahinkaya, S., Aygun, A. ve Sevimli, M.F., 2008. The Application of Fe^0/H_2O_2 for Color Removal. VIII th International Scientific Conference, Modern Management of Mine Producing Ecology and Environmental Protection, SGEM, 1, 803-811.
- Tatsi, A.A., Zouboulis, A.I., Matis, K.A. ve Samaras, P., 2003. Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates, Chemosphere, 53, 7, 737-744.
- Tekkalmaz, N., 2010. Kataforez Kaplamada Yatay Yüzeylerde Oluşan Görüntü Bozukluğu Nedenlerinin İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı, Eskişehir.
- 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.
- Türkeş, S., 2019. Tekstil endüstrisi atık sularının fenton ve foto-fenton prosesleri ile arıtılabilirliğinin incelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana.

URL1<https://webdosya.csb.gov.tr/db/cygm/editordosya/Otomotiv_Sanayi_Kilavuz_u.pdf>, Erişim tarihi: 25.052023.

Urlu, E. N., 2017. Otomotiv Sanayi Atık Sularının Arıtma Teknolojileri ve Geri Kazanım Alternatiflerinin Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Cumhuriyet Üniversitesi, Sivas.

Uscar, 2008., Technology Roadmap For Automotive Manufacturing Energy Reduction, U.S. Department of Energy, Office of Energy Efficiency & Renewable Energy Industrial Technologies Program and U.S. Council for Automotive Research.

Uysal, Y. ve Yılcıoğlu, D., 2016. Gaziantep OSB Atık sularından UV/H₂O₂ Fotooksidasyonu İle Renk Giderimi, Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi, 19, 3, 129-134.

Wahaab, R., 2001. Assessment of automobile industry wastewater treatment units, Bull. Environ. Contam. Toxicol., 66, 770–776.

Yavaş, Ö., 2021. Otomotiv Endüstrisi Kaynaklı Atık suların PAC ve Demir Koagülantı ile Arıtılabilirlik ve İşletme Giderleri Yönüyle Karşılaştırılması. Ulusal Çevre Bilimleri Araştırma Dergisi, 4, 1, 33-40.

ÖZGEÇMİŞ

Adı ve Soyadı : Semih Ayberk ALDIĞ

Adres : AKSARAY / Merkez

EĞİTİM BİLGİLERİ (Kurum ve Yıl)

Lisans : Aksaray Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü,
2012-2020

Yüksek Lisans : Aksaray Üniversitesi, Çevre Müh. Anabilim Dalı,
2020-2023

MESLEKİ DENEYİM VE ÖDÜLLERİ