

**ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Sibel TOPRAK BOZCA

**SİMÜLE TEKSTİL ATIKSULARINDAN REAKTİF BLACK 5
VE KİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI GİDERİMİNDE
ARDIŞIK Fe_2O_3 -TOZ AKTİF KARBON/AKTİF ÇAMUR
SÜRECİNİN KULLANILMASI**

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI

ADANA-2022

**ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**SİMÜLE TEKSTİL ATIKSULARINDAN REAKTİF BLACK 5 VE
KİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI GİDERİMİNDE ARDIŞIK
Fe₂O₃ -TOZ AKTİF KARBON/AKTİF ÇAMUR SÜRECİNİN
KULLANILMASI**

Sibel TOPRAK

YÜKSEK LİSANS TEZİ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

Bu Tez 21/09/2022 Tarihinde Aşağıdaki Jüri Üyeleri Tarafından Oy birliği ile Kabul Edilmiştir.

.....
Doç. Dr. Behzat BALCI
DANIŞMAN

.....
Prof. Dr. Mesut BAŞIBÜYÜK
ÜYE

.....
Doç. Dr. Rozelin AYDIN
ÜYE

Bu Tez Enstitümüz Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında hazırlanmıştır.
Kod No:

Prof. Dr. Sadık DİNÇER
Enstitü Müdürü

Bu çalışma Ç. Ü. Araştırma Projeleri Birimi tarafından desteklenmiştir.
Proje No: FYL-2021-13541

Not: Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaktan yapılan bildirişlerin, çizelge ve fotoğrafların kaynak gösterilmeden kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere tabidir.

ÖZ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**SİMÜLE TEKSTİL ATIKSULARINDAN REAKTİF BLACK 5 VE
KİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI GİDERİMİNDE ARDIŞIK Fe_2O_3 -TOZ
AKTİF KARBON/AKTİF ÇAMUR SÜRECİNİN KULLANILMASI**

Sibel TOPRAK BOZCA

**ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

Danışman : Doç. Dr. Behzat BALCI
Yıl: 2022, Sayfa: 67
Jüri : Doç. Dr. Behzat BALCI
: Prof. Dr. Mesut BAŞIBÜYÜK
: Doç. Dr. Rozelin AYDIN

Bu çalışmada, simüle edilmiş tekstil atıksuyundan Reaktif Black 5 (RB5) ve Kimyasal Oksijen İhtiyacının (KOİ) giderilmesi için Maghemit (Fe_2O_3) Kaplı Toz Aktif Karbon (MAK) ve Aktif Çamur prosesinin (AÇ) ardışık kullanımı araştırılmıştır. Toz aktif karbon (TAK), MAK ve maghemitin yüzey fonksiyonel grupları Fourier transmisyon kızılötesi spektroskopisi (FTIR) (Jasco, FT/IR-6700) ile araştırılmıştır. Karışık Çözelti Askıda Katı Madde (MLSS) konsantrasyonunun RB5 ve KOİ giderimi üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Deneysel çalışmalar, birbirini takip eden MAK/AÇ işleminin tekstil atıksuyundan RB5 ve KOİ gideriminde yüksek verimliliğe sahip olduğunu göstermiştir. MAK'ın RB5 için adsorpsiyon kapasitesi 143,6 mg/g olarak belirlenmiştir. Koble-Corrigan izotermi adsorpsiyon sürecini başarıyla tanımlamıştır. Ardışık MAK/AÇ (maghemit kaplı toz aktif karbon/aktif çamur prosesi) işleminin adsorpsiyon aşamasında, 3,75 g/L MAK ile RB5'in tamamen uzaklaştırılması sağlanmıştır. İkinci aşamada toplam KOİ gideriminin yaklaşık %99'unun 3000 mg/L MLSS içeren aktif çamur ile elde edildiği belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Aktif Karbon, Maghemit, Aktif Çamur, Adsorpsiyon

ABSTRACT

MASTER'S THESIS

USE OF SEQUENTIAL Fe_2O_3 -POWDERED ACTIVATED CARBON/ACTIVATED SLUDGE PROCESS TO REMOVE REACTIVE BLACK 5 AND CHEMICAL OXYGEN DEMAND FROM SIMULATED TEXTILE WASTEWATER

Sibel TOPRAK BOZCA

CUKUROVA UNIVERSITY
INSTITUTE OF SCIENCES
ENVIRONMENTAL ENGINEERING DEPARTMENT

Supervisor : Assoc Prof. Dr. Behzat BALCI
Year: 2022, Pages: 67
Jury : Assoc Prof. Dr. Behzat BALCI
: Prof. Dr. Mesut BAŞIBÜYÜK
: Assoc. Prof. Rozelin AYDIN

In this study, the sequential use of maghemite (Fe_2O_3) coated powder activated carbon (MAC) and activated sludge process (AS) to remove of Reactive Black 5 (RB5) and chemical oxygen demand (COD) from simulated textile wastewater was investigated. MAC can be effectively separated from the liquid phase due its magnetic properties. The effect of MAC and Mixed Liquor Suspended Solids (MLSS) concentration on the RB5 and COD removal were investigated. Experimental studies showed that the sequential MAC/AS process has high efficiency in the RB5 and COD removal from textile wastewater. The adsorption capacity of MAC for RB5 was determined as 143.6 mg/g. The Koble-Corrigan isotherm successfully described the adsorption process. In the adsorption stage of the sequential MAC/AS process, complete removal of RB5 was achieved with 3.75 g/L MAC. In the second stage, it was determined that the approximately 99% of total COD removal was obtained with activated sludge containing 3000 mg/L MLSS.

Keywords: Activated Carbon, Maghemite, Activated Sludge, Adsorption

GENİŞLETİLMİŞ ÖZET

İnsanları ve doğal çevreyi tehdit eden atıkların en önemlilerinden biri atıksulardır. Atıksu kaynaklarından dikkat edilmesi gerekenlerin başında tekstil atıksuları gelmektedir. Günümüzde teknolojik gelişmelerle birlikte tekstil endüstrisine talep artmış, bunun sonucunda daha fazla atıksu üretimi meydana gelmiştir. Tekstil endüstrisi boyama ve bitim işlemlerinde kullanmak üzere büyük miktarda su ve kimyasal maddeye ihtiyaç duymaktadır. Bu işlemlerde tüketilen organik ve inorganik bileşiklerin birçok çeşidinin olması hem boyama, hem de diğer işlemler için kullanılan suyun özelliklerini etkilemektedir.

Tekstil endüstrisi atıksuları, verildikleri su ortamlarında birikerek suyun estetik görünüşünü bozmakta ve ışık geçirgenliğini azaltmaktadırlar. Işık geçirgenliğinin ve çözünmüş oksijenin azalması, yaşamsal faaliyetler için bunları kullanan canlıların tükenmesine neden olmaktadır, ayrıca temiz su kaynaklarını da kirlettiklerinden su kaynaklarının kullanımını sınırlandırmaktadır. Bununla birlikte tekstil endüstrisinde kullanılan bazı boyaların toksik bileşikler içerdiği de bilinmektedir. Kullanılan organik ve inorganik maddelerin miktarları çok küçük olsa bile tekstil atıksuları yüksek dispersiyon yüzdesine sahip olduğu için geniş su kütlelerine yayılabilmektedir. Bu nedenle büyük hacimli atıksulardaki boyar madde ve kimyasalların etkili ve ekonomik bir şekilde giderilebilmesi son derece büyük bir önem arz etmektedir. Adsorpsiyon prosesi, tekstil atık sularından boyaların uzaklaştırılması için etkili bir proses olarak bilinir. Bununla birlikte, tekstil atık sularının arıtılması için adsorpsiyon işlemi tek başına yeterli değildir.

Adsorpsiyon prosesi ve biyolojik prosesin sırasıyla kullanımı tekstil atık sularının arıtılmasında önemli avantajlar sağlayabilir. Magnetit (Fe_3O_4), maghemit ($\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$) ve hematit ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$) gibi nano partiküller, spesifik büyüklükte yüzey alanları, yüksek manyetizasyon doygunluğu, oldukça fazla aktif sorpsiyon sitlerinden ve bir manyetik alan uygulamasıyla atıksudan hızlı ve etkili bir şekilde

ayrılabilmesinden dolayı kirleticilerin atıksulardan gideriminde adsorpsiyon proseslerinde kullanılmaları son yıllarda ön plana çıkmaktadır.

Bu çalışmada simüle edilmiş tekstil atık sularından Reaktif Black 5 (RB5) ve kimyasal oksijen ihtiyacının (KOİ) giderilmesi için maghemit (Fe_2O_3) kaplı toz aktif karbon (MAK) ve aktif çamur prosesinin (AÇ) ardışık kullanımı araştırılmıştır. Toz aktif karbon, tekstil boyalarının çıkarılması için büyük yüzey alanı sağlamaktadır. Toz aktif karbon, manyetik özelliklerinden dolayı sıvı fazdan etkin bir şekilde ayrılabilir. TAK (toz aktif karbon) ve Karışık Çözelti Askıda Katı Madde (MLSS) konsantrasyonunun RB5 ve KOİ giderimi üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Deneysel çalışmalar, birbirini takip eden MAK/AÇ (maghemit kaplı toz aktif karbon/aktif çamur prosesi) işleminin tekstil atık suyundan RB5 ve KOİ gideriminde yüksek verimliliğe sahip olduğunu göstermiştir. MAK'ın RB5 için adsorpsiyon kapasitesi 143,6 mg/g olarak belirlenmiştir. Koble-Corrigan izotermi adsorpsiyon sürecini başarıyla tanımlamıştır. Ardışık MAK/AÇ (maghemit kaplı toz aktif karbon/aktif çamur prosesi) işleminin adsorpsiyon aşamasında, 3,75 g/L MAK ile RB5'in tamamen uzaklaştırılması sağlanmıştır. İkinci aşamada toplam KOİ gideriminin yaklaşık %99'unun 3000 mg/L MLSS içeren aktif çamur ile elde edildiği belirlenmiştir. Sıralı aerobik/anaerobik işlemlerde olduğu gibi MAK/AÇ işleminde aromatik amin oluşumu yoktur. Ek olarak, adsorpsiyon aşaması sırasında boyanın tamamen uzaklaştırılması, aktif çamur biyokütlesinin tekstil boya ile dolmasını önler. Böylece biyokütlenin çöp sahasına atılması çevre için daha az tehlikeli hale gelir.

Bu çalışmada, tekstil atıksularında renk ve kimyasal madde giderimi aktif çamur sistemlerinde maghemit/aktif karbon karışımı kullanılarak irdelenmiştir. Bu amaçla adsorban olarak maghemit kaplı toz aktif karbon (MAK) kullanılmıştır. Simüle edilmiş tekstil atıksuyu kesikli sistemde çalıştırılmıştır. Renk, KOİ ve çeşitli kimyasalların giderim verimlerinde amaçlanan başarıya ulaşıldığı görülmüştür.

TEŞEKKÜR

Öncelikle çalışmamda desteklerini hiç esirgemeyen, değerli görüşlerinden yararlandığım ve örnek aldığım saygıdeğer danışman hocam Doç. Dr. Behzat BALCI'ya, yönlendirmeleri ve yardımlarından dolayı değerli hocam Dr. Öğr. Üye. F. Elçin ERKURT'ta teşekkür ederim.

Eğitim hayatım boyunca beni maddi ve manevi olarak destekleyen başta eşim Buğrahan Bozca olmak üzere sevgili aileme teşekkür ederim.

Ayrıca Çukurova Üniversitesi Bilimsel Araştırma Proje Birimine ve Çevre Mühendisliği bölümüne sağladığı imkânlardan dolayı ayrıca teşekkür ederim.

İÇİNDEKİLER

SAYFA

ÖZ	I
ABSTRACT.....	II
GENİŞLETİLMİŞ ÖZET	III
TEŞEKKÜR.....	V
İÇİNDEKİLER	VI
ÇİZELGELER DİZİNİ	VIII
ŞEKİLLER DİZİNİ	X
SİMGE VE KISALTMALAR	XII
1. GİRİŞ	1
1.1 Tekstil Endüstrisine Genel Bakış.....	1
1.1.1 Tekstil Endüstrisinde Uygulanan İşlemler.....	1
1.2. Boyar Madde	2
1.2.1. Tekstil Endüstrisinde Boyar Madde Kullanımı	2
1.2.2 Boyar Madde İçeren Tekstil Atıksuları ve Çevre Üzerindeki Etkileri	3
1.3 Alıcı Ortamda Boyar Madde Giderim Yöntemleri	3
1.3.1 Biyolojik Yöntemler	4
1.3.2 Kimyasal Yöntemler	6
1.3.3 Fiziksel Yöntemler.....	6
2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR	9
3. MATERYAL ve METOD	13
3.1 Maghemit Kaplı Toz Aktif Karbon (MAK) Üretimi	13
3.2 MAK karakterizasyonu.....	13
3.3 STA'nın Bileşimi	14
3.4 Analitik Metodlar.....	16
3.5 RB5 Giderme Deneyleri	16
4. BULGULAR VE TARTIŞMA	19

4.1. MAK'ların karakterizasyonu.....	19
4.1.2 Spesifik Yüzey Alanları.....	20
4.1.3 XRD analizi	20
4.1.4 FTIR Analizi.....	22
4.1.5 MAK'ın Manyetik Doygunluğu	23
4.2 RB5'in MAK tarafından adsorpsiyonu (Aşama 1).....	24
4.2.1 RB5'in MAK tarafından adsorpsiyonu üzerinde pH'ın etkisi	25
4.3 MAK'ın Rejenerasyonu.....	27
4.4 Adsorpsiyon İzotermi.....	28
4.5 MAK ile STA'dan KOİ Giderme (1. Aşama)	37
4.6 AÇ tarafından RB5 ve KOİ Giderme (2. Aşama)	38
4.7 Ardışık MAK/AÇ Süreci ile STA'dan RB5 ve KOİ Giderme (3. Aşama).....	42
5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER.....	51
KAYNAKLAR	53
ÖZGEÇMİŞ	67

ÇİZELGELER DİZİNİ

SAYFA

Çizelge 3.1. Simüle Edilmiş Tekstil Atıksuyularının Bileşimi	15
Çizelge 4.1. Uygulanan Adsorpsiyon İzotermi	30
Çizelge 4.2. Hata Fonksiyonunun Adsorpsiyon İzoterm Parametreleri ve Değerleri.....	34
Çizelge 4.3. Biyo-Kinetik Parametreler	42





ŞEKİLLER DİZİNİ

SAYFA

Şekil 4.1. TAK ve MAK'ın SEM analizi	19
Şekil 4.2. MAK'ın EDX analizi	19
Şekil 4.3. MAK'ın BET analizi	20
Şekil 4.4. Maghemit ve MAK'ın XRD Analizi.....	21
Şekil 4.5. TAK, Maghemit ve MAK FTIR Spektrumu	23
Şekil 4.6. MAK Manyetik Doygunluğu	24
Şekil 4.7. RB5'in Farklı MAK Konsantrasyonlarında Adsorpsiyonu.....	25
Şekil 4.8. RB5'in MAK Tarafından Uzaklaştırılmasında pH'ın Etkisi	26
Şekil 4.9. zpc MAK Grafiği.....	27
Şekil 4.10. MAK Rejenerasyonu	28
Şekil 4.11. MAK ile KOİ Giderme.....	38
Şekil 4.12. Farklı MLSS konsantrasyonları ile RB5'in AÇ tarafından uzaklaştırılması.....	39
Şekil 4.13. Farklı MLSS konsantrasyonları ile AÇ tarafından KOİ Giderimi.....	40
Şekil 4.14. STA (A, C) ve STA-F (B, D) için Biyo-Kinetik Grafikler.....	41
Şekil 4.15. 0,25 g/L MAK ile MAK/AÇ İşlemi	44
Şekil 4.16. 0,50 g/L MAK ile MAK/AÇ İşlemi	45
Şekil 4.17. 1,25 g/L MAK ile MAK/AÇ İşlemi	45
Şekil 4.18. 2,50 g/L MAK ile MAK/AÇ İşlemi	46
Şekil 4.19. 3,75-5,00-6,25 g/L MAK ile MAK/AÇ İşlemi.....	46
Şekil 4.20. KOİ Giderimi için 2,50 g/L MAK ile MAK/AÇ İşlemi.....	48
Şekil 4.21. KOİ Giderimi için 3,75 g/L MAK ile MAK/AÇ İşlemi.....	48
Şekil 4.22. KOİ Giderimi için 5,0 g/L MAK ile MAK/AÇ İşlemi.....	49
Şekil 4.23. KOİ Giderimi için 6,25 g/L MAK ile MAK/AÇ İşlemi.....	49



SİMGE VE KISALTMALAR

STA	: Simüle Tekstil Atıksuyu
MAK	: Maghemit Kaplı Toz Aktif Karbon
AÇ	: Aktif Çamur
GAK	: Granül Aktif Karbon
TAK	: Toz Aktif Karbon
SKR	: Sıralı Kesikli Reaktör
MLSS	: Karışık Çözelti Askıda Katı Madde
HBS	: Hidrolik Bekletme Süresi
KTS	: Katı Tutma Süresi
pH	: Power of hydrogen / hidrojenin gücü
KOİ	: Kimyasal oksijen ihtiyacı
RB5	: Reaktif Black 5
SEM	: Taramalı Elektron Mikroskobu
EDX	: Enerji Dağıtıcı X-ışını
FTIR	: Fourier İletim Kızılötesi
LD	: Özgül Yüzey Alanı ve Lazer Parçacık Boyutu Kırınımı
Fe ₂ O ₃	: Maghemit



1. GİRİŞ

Gelişen dünyada endüstriyel faaliyetler çevre kirlenmesine önemli miktarda etki etmektedir. Tekstil endüstrisi atıksuları farklı konsantrasyonlarda ve tiplerde boyar madde içeren atıksular üretmektedir. Bu atıksuların alıcı ortama verilmesi neticesinde ışık geçirgenliğinde ve fotosentez faaliyetlerinde azalma bunun yanında gaz çözünürlük seviyelerinin olumsuz etkilenmesi gibi problemler meydana gelmektedir (Zıba ve ark, 2016).

Genellikle tekstil endüstrisinde, özellikle boyama aşamasında, boyanın % 50 ile %100'ü lifli mat üzerine emilir veya sabitlenir ve sabitlenmemiş boya rastgele atık suya boşaltılır. İstatistikler, tekstil firmalarının bitmiş kg başı her ürün için 0,06-0,40 m³ tatlı su tükettiğini gösteriyor. Tekstil atıksularının sadece boya değil, aynı zamanda çevreye ciddi şekilde zararlı olan ve uygun şekilde giderilmez ise insan sağlığı için tehlikeli diğer kimyasal atıkları barındırabileceği bilinmektedir (Laqbaqbi ve ark, 2019).

1.1 Tekstil Endüstrisine Genel Bakış

Hızlı nüfus artışı ve sanayileşme sonucu çeşitli endüstri alanları ortaya çıkmış ve gelişmiştir. Tekstil, bu endüstri alanlarının başında gelmektedir ve ülkelerin ekonomik kalkınma sürecinde önemli rol oynayan bir sanayi dalı olarak bilinmektedir. Tekstil endüstrisi gerek üretim kapasitesi ve ihracat değerleri, gerekse istihdam açısından ülkemizin en önemli sanayi kollarından birisini oluşturmaktadır. Tekstil ürünlerine yönelik küresel talep arttıkça, bunların üretimi, kullanımı ve bertarafından kaynaklanan potansiyel çevresel etkiler de artmaktadır (Stone ve ark, 2019).

1.1.1 Tekstil Endüstrisinde Uygulanan İşlemler

Tekstil endüstrisinde iplikler, dokuma, örme veya başka yöntemlerle kumaş, triko, halı gibi tekstil ürünleri haline getirilmektedir. Bu sırada uygulanan başlıca

işlemler, haşıllama, haşıl sökme, kasar, pişirme, ağartma, merseize etme, karbonizasyon, kabartma , yanmaya karşı dayanıklılık, boyama, baskı ve apreleme gibi işlemlerdir (Zıba ve ark, 2016).

Yüksek miktarda atık su üreten ve su kirliliği potansiyeli oluşturan tekstil atıksuyunda bulunan birçok kimyasalda boyar maddeler kararlıdır ve biyolojik olarak parçalanması daha zor organik kirlilikler bulunmaktadır. (L Gebrati ve ark 2018).

1.2. Boyar Madde

Sentetik boyalar tekstil, boya, kağıt ve baskı endüstrilerinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Günümüzde 100.000'den fazla boyar madde kullanılmakta ve yılda 700.000 ton boya üretimi yapılmaktadır. Gerek üretim gerekse kullanım sonrası kalan boya göz önünde bulundurulduğunda renkli atıksuların ne kadar önemli olduğu ortaya çıkmaktadır (Kapdan ve Kargı, 2000).

1.2.1. Tekstil Endüstrisinde Boyar Madde Kullanımı

Arıtılmamış atık sudaki kirleticilerin temiz su kütlelerine güvenli bir şekilde bertaraf edilmesi için uzaklaştırılması gerekir. Kontrolsüz endüstriyel ve kentsel atıksu deşarjı, akarsuların ve nehirlerin su kalitesi üzerinde önemli derecede olumsuz etki yaratmıştır. Tekstil endüstrisi çevreyi iki şekilde etkiler; büyük su tüketimi ve çeşitli üretim süreçlerinde kullanılan kimyasalların karmaşıklığı (Nawaz ve ark,2014). Bu endüstri sektöründe boyar maddeden kaynaklanan boya atık sularının arıtılması zordur. Bunun nedeni, boyaların genellikle sentetik bir kökene sahip olmaları ve onları daha kompleks hale getiren karmaşık aromatik yapılara sahip olmalarıdır (N.F. Ali ve R.S.R. El-Mohamedy, 2010).

Önemli tekstil proseslerinden biri olan boyama işleminde kumaşların organik boyalarla boyanması sırasında kimyasal oksiyen ihtiyacı (KOİ) artmaktadır. Bu boyalar kamuoyunda ciddi estetik ve atıksuların yeniden kullanımı konularında sorun teşkil etmektedir (Nawaz ve ark, 2014). Bu ve buna benzer çeşitli sorunlar

içerdiği için tekstil atıksuları alıcı ortamlara deşarj edilmeden önce arıtma işlemine tabii tutulmalıdır.

1.2.2 Boyar Madde İçeren Tekstil Atıksuları ve Çevre Üzerindeki Etkileri

Dünyada üretilen endüstriyel atık suların yaklaşık %20'si tekstil endüstrisinden kaynaklanmaktadır. Tekstil endüstrisi yüksek miktarda su, kompleks yardımcı kimyasallar ve farklı boya türleri kullanır. Kullanılan kimyasalların atık sulara aktarılması nedeniyle tekstil endüstrisi, tehlikeli atıklar üretmektedir. Yüksek miktarda atık su üreten ve su kirliliği potansiyeli oluşturan tekstil atıksuyunda bulunan birçok kimyasal madde ve boyar maddeler kararlıdır ayrıca biyolojik olarak parçalanması daha zor organik kirlilikler bulunmaktadır. (L Gebrati ve ark 2018). Dünyada her yıl üretilen boyaların yaklaşık %70'i azoik boyalardır. Azo boyalar bir veya daha fazla azoik gruba ($-N=N-$) ve farklı fonksiyonel gruplara sahiptir. (Lai ve ark, 2023; Oke e Mohan, 2022; Sun ve ark, 2022). Bu boyar maddeler, tekstil sanayinde oldukça çok kullanıldığından tekstil atık sularının rengini değiştirerek yüksek KOİ, pH, sıcaklık ve toksik katı madde içeriğini artırmaktadır. Bu kirli atık sular, toksik özelliklerinden dolayı önemli bir çevresel problem oluşturmaktadır (Zıba ve ark, 2016.). Işık penetrasyonunun, fotosentetik aktivitenin ve gazların çözünürlüğünün azalmasına neden olmaktadır. Ayrıca su kütlelerindeki boyaların toksik yapıları nedeniyle sudaki organizmalar üzerinde olumsuz etkileri vardır (Srivastava ve ark, 2022; Rani ve ark, 2021, Mohd ve ark, 2021, Hassaan ve ark, 2020).

1.3 Alıcı Ortamda Boyar Madde Giderim Yöntemleri

Boya içeren tekstil atık sularının arıtılması için fiziksel, kimyasal ve biyolojik prosesler gibi farklı yöntemler kullanılmaktadır (Yuan ve ark, 2023; Muthukumar ve ark, 2022; Tong ve ark, 2022; Dong ve ark, 2022).

1.3.1 Biyolojik Yöntemler

Biyolojik arıtma atıksuyun içinde bulunan askıda veya çözünmüş organik maddelerin bakterilerce parçalanması ve çökebilen biyolojik yumaklarla sıvının içinde kalan veya gaz olarak havaya kaçan sabit inorganik bileşiklere dönüşmesidir. Biyolojik arıtmanın esası organik kirleticilerin doğada yok edilmeleri için yer alan biyolojik yumaklaştırma ve mineralleştirme süreçlerinin kontrolü ile çevrede ve en uygun koşullarda tekrarlanmasıdır. Böylece doğadaki tepkimelerinin hızlandırılarak daha kısa bir sürede, güvenli ortamda gerçekleştirilmeleri sağlanmaktadır (Aytaç, 2011).

Biyobozunma ve biyosorpsiyona dayalı biyolojik atıksu arıtma prosesleri, çevre dostu ve uygun maliyetli yöntemler olarak bilinmektedir (Haddad ve ark, 2018). Aerobik biyolojik prosesler, biyolojik olarak parçalanabilen bileşiklerin tekstil atık suyundan uzaklaştırılması için güçlü bir potansiyele sahiptir. Azo boyar maddeler ise güçlü elektron çekme gruplarına sahiptirler ve aerobik biyobozunmaya karşı dirençlidirler ve biyosorpsiyon yoluyla biyokütlede birikirler. Tekstil atık sularının aktif çamur gibi aerobik işlemlerle arıtılmasıyla boya içeren aerobik çamur üretilir (Oke ve Mohan, 2022; İsmail ve Sakai, 2021). 1000 ton boya içeren tekstil atık sularının aerobik proseslerle arıtılması sonucu yaklaşık 10 ton aerobik çamur üretilmektedir. Evsel çamurla karşılaştırıldığında, tekstil çamuru farklı tipte boyalar ve toksik kimyasallar içermektedir. Boya içeren aerobik çamuru bertaraf etmek için depolama, yakma ve anaerobik çürütme gibi farklı teknikler uygulanabilmektedir. Düzenli depolama sahalarında uzun süre aerobik çamur içeren boya, toksik etkileri nedeniyle toprak ekosistemi ve yeraltı suları için tehlikeli potansiyele sahiptir. Anaerobik çürütme ve yakma, yüksek maliyetli bir yatırım gerektirir (Zhou ve ark, 2021; Haddad ve ark, 2018).

Anaerobik atıksu arıtma proseslerinde, ko-substrattan kromofor grubuna elektron transfer edilerek azo boyaların renk giderimi sağlanabilir (Jin ve ark, 2022). Ancak azo boyaların anaerobik koşullarda indirgenmesi sonucu aromatik aminler oluşmaktadır. Aromatik aminler, suda yaşayan organizmalar ve insanlar

için oldukça toksik, kanserojen ve mutajenik olabilmektedir (Khan ve ark, 2022; Zhou ve ark, 2020). Ayrıca aromatik aminler, anaerobik koşullar altında bozulmaya karşı oldukça dirençlidir. Bu nedenle, anaerobik işlemde oluşan aromatik aminleri uzaklaştırmak için aerobik bir işlem de gereklidir (Gadow ve Li, 2020; Albahnasawi ve ark, 2020). Tekstil boyası içeren atık suyun biyolojik arıtımı genellikle sıralı bir anaerobik ve aerobik proses yaklaşımıdır (Kozak ve ark, 2021; Lourenco ve ark, 2015). Aromatik aminlerin aerobik proseslerdeki akibeti, kimyasal yapılarına göre farklılık gösterir. Aerobik proses ile farklı aromatik aminlerin uzaklaştırma verimleri %37 ile %100 arasında değişmektedir (Albahnasawi ve ark, 2020; Zhou ve ark, 2020; Jayapal ve ark, 2018; Baêta ve ark, 2015). Aromatik aminler toksik özelliklerinden dolayı aerobik mikroorganizmalar üzerinde inhibitör etkilere neden olabilirler. (Xu ve ark, 2020; Zhuang ve ark, 2020). Aromatik aminler kimyasal yapılarına göre mikroorganizmalar tarafından mineralize edilebilir veya aerobik arıtma sırasında biyosorpsiyon ile biyokütlede birikebilir. Aromatik aminler içeren aerobik çamurun düzenli depolama alanlarına boşaltılması, toprak ekosistemleri için bir risk potansiyeline sahiptir (Liang ve ark, 2016). Azo boya içeren tekstil atık sularının anaerobik/aerobik sistem sıralaması ile arıtılması, atık sularda ve aerobik çamurda kalan aromatik aminler nedeniyle çevre sağlığı açısından risk oluşturmaktadır. Aktif çamur gibi aerobik sistemler, biyolojik olarak parçalanabilen organik maddelerin uzaklaştırılmasında oldukça etkilidir ve kullanımı kolaydır (Ayed ve ark, 2021). Ancak aerobik sistemlerdeki tekstil atıksularında boyaların sadece belirli bir oranda biyosorpsiyonu olması ve boya içeren biyokütle oluşturmaması önemli bir problemdir. Bu nedenle ileri oksidasyon, pıhtılaşma-flokülasyon ve biyolojik aerobik işlemle adsorpsiyon gibi farklı işlemlerin ardışık kullanımı, boya içeren tekstil atık sularının arıtılması için etkili bir yöntem olabilir.

1.3.2 Kimyasal Yöntemler

Tekstil atıksularının kimyasal yöntemlerle arıtılması uzun yıllardan beri en çok rağbet gören yöntem olmuştur. Bunun en büyük nedeni şüphesiz atıksu kalitesinde meydana gelen değişikliklerin kullanılan kimyasal madde veya uygulanan dozda yapılan değişikliklerle kolayca karşılanabilir olmasıdır. Kimyasal arıtım özellikle renkli veya ince dağılmış katı tanecikler içeren atıksulara uygulanmaktadır. Kimyasal arıtım sonucu genellikle büyük hacimlerde çamur oluşur (Aytaç, 2011).

Tekstil endüstrisi atıksularının arıtımında en yaygın olarak kullanılan kimyasal yöntemleri oksidasyon yöntemleri, kimyasal çöktürme, Fotokimyasal Yöntem, Sodyum Hipoklorit (NaOCl) ve Elektrokimyasal Yöntem ile arıtmadır.

İleri oksidasyonda Fenton, Fenton benzeri, UV destekli ve ozon prosesleri yaygın olarak kullanılmaktadır. Fenton ve Fenton benzeri işlemler asidik pH değerlerinde etkilidir. Ayrıca Fenton ve Fenton benzeri prosesler, büyük miktarlarda demir çamuru oluşturarak metal kirliliğine katkıda bulunmaktadır. İleri oksidasyon proseslerinde UV destekli ve ozon uygulamalarının en büyük dezavantajı yüksek yatırım ve işletme maliyetleridir (Wang ve ark, 2022; Ma ve ark, 2022; Louhichi ve ark, 2022; Joseph ve ark, 2021).

1.3.3 Fiziksel Yöntemler

Atıksu içindeki kirleticilerin kimyalarının, bozulma veya parçalanma gibi değişimlere uğramadan fiziksel olarak giderilmesi işlemine fiziksel arıtım adı verilir (Aytaç, 2011). En çok tercih edilen fiziksel arıtma süreçleri; membran prosesler, iyon değişimi ve adsorpsiyondur.

Adsorpsiyon prosesleri, ekonomik fizibilitesi, çevre dostu olması ve yüksek kaliteli atık su sağlaması nedeniyle tekstil atık sularından reaktif boyaların uzaklaştırılması için yaygın olarak kullanılmaktadır (Patra ve ark, 2022; Hussain ve ark, 2022). Aktif karbon, yüksek yüzey alanı ve gözenekli yapısı nedeniyle etkili bir adsorbandır. Toz Aktif Karbon (TAK), Granül Aktif Karbon'dan (GAK) daha

yüksek spesifik yüzey alanına ve daha hızlı adsorpsiyon kinetiğine sahiptir. Bu nedenle, TAK, organik kirleticilerin atık sudan uzaklaştırılmasında GAK' dan daha etkilidir. Öte yandan, TAK adsorpsiyondan sonra sulu fazdan etkin bir şekilde ayrılamaz. Bu nedenle, endüstriyel atık su arıtımında TAK uygulaması sınırlıdır (Sujiono ve ark, 2022; Obón ve ark, 2022; Sultana ark, 2022; Egirani ark, 2021). Endüstriyel atıksu arıtma uygulamalarında manyetik özelliklere sahip demir oksit partiküllerinin kullanımına yönelik araştırmalar son yıllarda yaygınlaşmıştır (Cao ve ark, 2022, Xu ve ark, 2022, He ve ark, 2021, Jingjie ve ark, 2020).

Demir oksitler, çeşitli adsorbanlara manyetik özellikler kazandırmak için doğrudan veya yüzey kaplayıcı olarak kullanılabilir. Demir oksit partikülleri ile kaplanmış adsorbanlar, dışarıdan bir manyetik alan uygulanarak sulu fazdan etkin bir şekilde ayrılabilir. Maghemit (Fe_2O_3) ve manyetit (Fe_3O_4), düşük maliyetli üretimleri ve yüksek manyetik özellikleri nedeniyle adsorpsiyon prosesinde demir oksit partikülleri olarak yaygın olarak kullanılmaktadır. Manyetitin inert bir atmosferde üretilip depolanması gerekirken, maghemit standart atmosfer koşullarında üretilebilecek daha kararlı bir yapıya sahiptir (Barbara ve ark, 2020, Feng ve ark, 2018). Demir oksit kaplı-TAK, tekstil atık sularının arıtımında yüksek yüzey alanlı bir adsorban olarak kullanılabilir. Ayrıca, demir oksit kaplı-TAK, adsorpsiyondan sonra atık sudan etkin bir şekilde ayrılabilir. Demir oksit kaplı TAK ve biyolojik aerobik prosesin uygulanması, boya içeren tekstil atık sularının arıtılmasında etkili bir çözüm olabilir.

Tekstil üretimi karmaşık bir süreçtir ve tekstil atıksuları, atıksuya transfer olan birçok kimyasal ve katkı maddesi içermektedir (Kuleyin ve ark, 2021, Hongjie ve ark, 2020). Tekstil atıksularında farklı kimyasalların bulunması, adsorpsiyon ve biyolojik proseslerdeki arıtma verimlerini azaltabilir. Bu nedenle, gerçekçi simüle edilmiş tekstil atık sularının (STA) hazırlanması, boya giderme çalışmalarında, gerçek uygulamalarda prosesin verimliliğini tahmin etmek için hayati bir adımdır.

Bu çalışmanın amacı, simüle edilmiş tekstil atıksuyundan Reaktif Black 5 (RB5) ve KOİ gideriminde Fe_2O_3 kaplı toz aktif karbon (MAK) ve aktif çamur

(AÇ) prosesinin ardışık kullanımının araştırılmasıdır. Toz aktif karbon, yüksek yüzey alanına sahip kolay uygulanabilir bir adsorban olduğu için tercih edilmiştir. Toz haline getirilmiş aktif karbonun maghemit ile yüzeyinin kaplanması, adsorbanın sıvı fazdan verimli bir şekilde ayrılmasını sağlamıştır. Adsorpsiyon işleminde boyanın uzaklaştırılmasından sonra tekstil atık sularının aktif çamura aktarılması biyolojik olarak parçalanabilen maddelerin etkin bir şekilde uzaklaştırılmasını sağlayabilir.



2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

Kestioğlu ve Yalılı yaptıkları çalışmada 41,120 mg/L KOİ içeren ve biyolojik ayrılabilirliği oldukça düşük olan tekstil atık suyunu kimyasal çökeltim ve adsorpsiyon yöntemleriyle arıtmış ve bu proseslere bağlı olarak KOİ giderme verimleri belirlemişlerdir. Alüm (1250 mg/L), alüm (8000 mg/L)+non-iyonik PE (4 mg/L) ve PAC (2500 mg/L) ile yapılan kimyasal çökeltim sonunda sırasıyla; %54, %56 ve %60 KOİ giderme verimleri elde etmişlerdir.

Balcı yaptığı çalışmada Basic Blue 41 (BB41) ve Reactive Black 5 (RB5) sentetik tekstil boyar maddelerinin kesikli ve sürekli sabit yataklı sistemlerde Eucalyptus camaldulensis kabuğu üzerine adsorpsiyonu çalışmıştır. Kesikli sistem deneylerinde giriş konsantrasyonu, adsorbent tane boyutu ve pH etkisi araştırmıştır. Elde edilen veriler ile Langmuir ve Freundlich İzotermmlerinin katsayılarını hesaplamıştır. Yapılan çalışmada, okalıptüs kabuğunun BB41 boyar maddesini adsorplama yeteneğinin, RB5 boyar maddesini adsorplama yeteğine göre daha iyi olduğunu bulmuştur. Adsorpsiyon üzerinde pH değişimlerinin araştırılmasında, RB5 boyar maddesinin pH 2' de, BB41 boyar maddesinin ise pH 6'da maksimum adsorplandığını ortaya çıkartmıştır.

Öztürk yaptığı çalışmada aktif karbonun yanısıra kül, perlit, talaş ve y tong gibi alternatif maddelerin adsorpsiyon prosesindeki etkinlikleri incelemiştir. Çalışmanın ilk aşamasında, Setazol Black TNN'nin sentetik atıksulardan adsorpsiyon yöntemi ile giderimini incelemiştir. Tüm adsorbentler için optimum pH deneyleri 2, 4, 6, 8, 10 ve doğal pH'da, optimum adsorbent miktarı deneyleri 0,1-0,5-1-2 ve 3 g adsorbent miktarlarında, başlangıç boyarmadde deneyleri 50-100-200 ve 300 mg/L boya konsantrasyonlarında, optimum karıştırma hızı deneyleri 50-100-200 ve 250 rpm karıştırma hızları kullanarak gerçekleştirmiştir.

Faraji ve arkadaşları, Reaktif Black 5 (RB5), reaktif kırmızı 198 (RRR) ve reaktif maviyi çıkarmak için verimli bir adsorban olarak katyonik bir yüzey aktif madde (setiltrimetilamonyum bromür (CTAB)) ile modifiye edilmiş magnetit

nanoparçacıkların (Fe_3O_4 NP'ler) kullanımı başarıyla gerçekleştirmişlerdir. Çalışmasında elde edilen sonuçlar, CTAB kaplı $\text{Fe}_3\text{O}_4\text{NP}$ 'ler, sulu çözeltilerden reaktif boyaların uzaklaştırılması için etkili bir adsorban olarak tespit etmişlerdir.

Ü. Yılmaz yaptığı çalışmada tekstil endüstrisi atıksuyunun karakterizasyon çalışmasını yapmış ve PS/UV, $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, O_3 ve $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ oksidasyon süreçlerine tabi tutmuştur. PS/UV oksidasyon sürecinde 120 dakika sonunda %77 KOİ giderim verimi ile yasal limitleri sağlamıştır. 15 dakika sonunda %94 renk giderimi elde edilirken 5 saatin sonunda %76 TOK giderimi gözlemiştir. $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$ prosesinde 150 dakika sonunda %86 giderim verimi ile yasal limitler sağlamıştır.

S. Şahinkaya yaptığı çalışmada CI'nin hem degradasyonu için elektro-Fenton (EF) oksidasyon işleminin sonikasyon ile kombinasyonu reaktif black 5 (RB 5) ve kimyasal oksijen ihtiyacının (KOİ) sentetik tekstil atık suyundan uzaklaştırılması farklı çalışma koşulları altında incelemiştir. Hem EF hem de ultrason destekli elektro-Fenton (sono-EF) prosesleri için başlangıç pH'ı 3, DC akımı 0,25 A, H_2O_2 dozu 800 mg/L ve elektrot mesafesi 2,5 cm olarak optimum koşullar bulmuştur. Bununla birlikte, EF işlemine kıyasla, EF ile sonikasyon kombinasyonu, KOİ ve renk giderimleri açısından ihmal edilebilir ölçüde iyileştirilmiştir.

M.Ahsan ve M. Nawaz yaptıkları çalışmada kum filtrasyonu ve aktif karbon adsorpsiyon kolonları ile atık parlatmanın ardından geleneksel aktif çamur arıtması işlemlerini uygulamışlardır. Bu çalışma için 200'den fazla tekstil endüstrisi atıksularını 24 saatlik kompozit numune olarak toplamışlardır ve atıksu içerisinde herhangi bir biyolojik aktivite olmaması için $4\text{ }^\circ\text{C}$ 'de saklamışlardır. 30 litrelik poliaktif şeffaf bir kap reaktör olarak kullanmışlardır. Reaktör 7 hafta boyunca 8 saatlik hidrolik bekletme süresiyle ve 30 günlük katı alıkonmayla çalıştırılmıştır. Ph 8,5 civarı tutularak bu işlemler gibi çeşitli denemelerin sonunda KOİ, Toplam Askıda Katı Madde ve renk giderme verimliliklerinin sırasıyla %81,6, %88,5 ve %94,5 ile en umut verici çalışma olduğu kanıtlamışlardır. Ayrıca, tekniklerin bu kombinasyonu daha düşük kimyasal maliyet, orta çalışma süresi ve proses

kontrolünde daha az zorluk sunduğunu ortaya çıkartmışlardır. Bu nedenle, tekstil atıklarının arıtılması için bu kombinasyonu bi avantaj olarak önermektedirler.





3. MATERYAL ve METOD

3.1 Maghemit Kaplı Toz Aktif Karbon (MAK) Üretimi

Maghemit kaplı toz aktif karbonu (MAK) üretmek için hindistan cevizi kabuğundan üretilen ticari olarak aktifleştirilmiş bir karbon, $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ kullanılmıştır. Aktif karbon, TAK elde etmek için ezilmiştir. MAK üretimi, alkali şartlarda çöktürme yöntemiyle gerçekleştirilmiştir. Demir oksit parçacıkları elde etmek için $\text{Fe}^{3+}:\text{Fe}^{2+}$ 'nın 2:1 stokiyometrik molar oranı kullanılmıştır (Rahmayanti, 2020). 0,48 g $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve 0,25 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 250 mL distile suda çözülmüştür. Çözeltiye 1,0 g TAK ilave edilmiş ve 3 mol/L NaOH ilave edilerek pH 11'e yükseltilmiştir. Karışım, demir oksit-TAK kompoziti elde etmek için 70 °C' de 120 dakika karıştırılmıştır. Demir oksit-TAK kompoziti santrifüj edilerek ayrılmıştır ve damıtılmış su ile yıkanmıştır. Demir oksit partiküllerini Fe_2O_3 'e oksitlemek için 500 °C'de 1 saat kalsine edilmiştir. Aynı prosedür, Fe_2O_3 partiküllerini ayrı üretmek için TAK olmadan uygulanmıştır.

3.2 MAK karakterizasyonu

MAK morfolojisinin araştırılması Taramalı Elektron Mikroskobu (SEM) ile yapılmıştır. MAK ve ayrı olarak üretilen maghemitin element analizi, Energy-dispersive X-ışını spektroskopisi (EDX) (FEI Quanta 650 Field Emission) ile gerçekleştirilmiştir. MAK' ın spesifik yüzey alanının belirlenmesi için Brunauer–Emmett–Teller (BET) yöntemi kullanılmıştır (Quantachrome, Sorptometer 1042). TAK, MAK ve maghemitin yüzey fonksiyonel grupları Fourier transmisyon kızılötesi spektroskopisi (FTIR) (Jasco, FT/IR-6700) ile araştırılmıştır. Maghemit ve MAK'ın kristal fazları, 10-90° (PANalytical EMPYREAN XRD) 2θ tarama aralığında X-ışını Kırınımı (XRD) ile tanımlanmıştır.

3.3 STA'nın Bileşimi

STA'nın bileşimi, Türkiye'nin Adana şehrinde sentetik/pamuk ürünler üreten yerel bir tekstil tesisinin üretim aşamaları baz alınarak hazırlanmıştır. STA'daki yardımcı kimyasalların konsantrasyonları, üretim aşamalarındaki kullanım dozajına ve üretimden tesiste atıksu oluşumuna kadar seyreltme faktörüne göre belirlenmiştir. Ayrıca aktif çamur biyokütlesi için STA'ya inorganik besinler ve eser elementler eklenmiştir. İnorganik besinlerin bileşimi; NH_4Cl , 25 mg/L; K_2HPO_4 , 20 mg/L; CaCl_2 , 20 mg/L; MgSO_4 , 15 mg/L; $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 15 mg/L. İçerdiği eser element çözeltisi (mg/L olarak): H_3BO_3 , 50; ZnCl_2 , 50; CuCl_2 , 30; $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$, 50; $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, 50; AlCl_3 , 50; $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 50 ve NiCl_2 , 50. STA 'daki eser element çözeltisinin miktarı 1.0 ml/L'dir (Zheng ve diğerleri, 2005). STA'nın ana Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) kaynakları modifiye nişasta, organik bazlı yardımcı kimyasallar ve RB5'tir. Simüle edilmiş tekstil atık sularının bileşimi Çizelge 3.1'de verilmiştir.

Çizelge 3.1. Simüle Edilmiş Tekstil Atıksuyularının Bileşimi

Kimyasal	Tanım	STA miktarı
Reaktif Black 5(RB5)	Boya	200 mg/L
Modifiye Nişasta	Boyutlandırma Maddesi	1000 mg/L
NaCl	Boyama Destekleyici	3000 mg/L
NaHCO ₃	Boyama Arttırıcı, pH Ayarlayıcı	1500 mg/L
Asetik Asit	pH Ayarlayıcı	0,11 mg/L
%10 NaOH	Merserizasyon	0,57 mg/L
H ₂ O ₂	Ağartma maddesi	0,18 mg/L
Stabilol ZM	Stabilizatör	0,60 mg/L
Cottonclarin TR	Islatıcı	0,40 mg/L
Serawet CAS	Hızlı Islatma Maddesi	0,20 mg/L
Perlavin SRD	Sabunlama Maddesi	0,50 mg/L
Securon 1420	Boyama için Kompleks Oluşturucu	0,20 mg/L
Locanite CNT	Yıkama maddesi	60 mg/L
Seragal MIP-O2	Boyama yardımcısı	125 mg/L
Serocon MLU	Boyama yardımcısı	50 mg/L
Colorfix NF2P	Boyama yardımcısı	50 mg/L
Setasil KF-1920	Yumuşatıcı	50 mg/L
Tubingal MAC	Sanforlama yardımcısı	125 mg/L
Belsoft 200	Yumuşatıcı	50 mg/L
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)		1985 mg/L
5 günlük Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOD5)		855 mg/L
İletkenlik		1274 µs/cm
pH		7,78

3.4 Analitik Metodlar

RB5 konsantrasyonu, 597 nm dalga boyunda spektrofotometre ile ölçülmüştür (Perkin Elmer Lambda 35 UV/VIS spektrofotometre). BiO_5 ve KOİ analizi, Standart Yöntemlere (5210 B, 5220 C) göre yapılmıştır.

3.5 RB5 Giderme Deneyleri

RB5 giderme deneyleri üç aşamada gerçekleştirilmiştir. İlk aşamada; RB5'in STA 'dan MAK tarafından adsorpsiyonu gerçekleştirilmiştir. Adsorpsiyon deneyleri, pH 7 ve 20 °C'de 200 mg/L RB5, 500 mL STA ile kesikli deneyler ile gerçekleştirilmiştir. Farklı MAK konsantrasyonlarının (0,25, 0,5, 1,25, 2,5, 3,75, 5,0 ve 6,25 g/L) RB5 adsorpsiyonu üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Adsorban tarafından farklı zamanlarda (q_t) adsorbe edilen RB5 miktarı Denklem 1'den hesaplanmıştır. Adsorpsiyon deneylerinden elde edilen veriler farklı adsorpsiyon izotermine uygulanmıştır. Ayrıca farklı MAK konsantrasyonları ile STA 'dan KOİ giderimi araştırılmıştır. Deneylerin ikinci aşamasında; RB5 giderim çalışmaları AÇ ile gerçekleştirilmiştir. AÇ biyokütlesi, RB5 giderim deneylerinden önce sıralı kesikli reaktör (SKR) işlemiyle STA 'ya adapte edilmiştir. Boya moleküllerinin AÇ biyokütlesi üzerine biyosorpsiyonunu önlemek için adaptasyon işlemi RB5 içermeyen STA tarafından gerçekleştirilmiştir. Adaptasyon süresi, 8 litrelik difüzör ile havalandırılmalı silindirik bir tankta 3000 mg/L Karışık Sıvı Askıda Katı Madde (MLSS), 24 saat Hidrolik Bekletme Süresi (HBS) ve 15 günlük Katı Alıkonma Süresi (KAS) ile çalıştırılmıştır. Adaptasyon çalışmalarına çıkış suyunda stabil bir KOİ değeri elde edilene kadar devam edilmiştir. AÇ tarafından RB5 giderim deneyleri, 20 °C'de 200 mg/L RB5 ve farklı MLSS konsantrasyonları (2000, 3000, 4000 mg/L) içeren 150 mL STA ile gerçekleştirilmiştir. AÇ'nin havalandırılması ve karıştırılması, sıcaklık kontrollü bir orbital çalkalayıcı tarafından sağlanmıştır. Adsorpsiyon ve biyolojik parçalanma süreçlerinin boya giderimi üzerindeki etkilerini anlamak için aktif olmayan biyokütle ile de deneyler yapılmıştır. Biyokütlenin etkisizleştirilmesi, biyokütlenin 24 saat süreyle 5,0 g/L

sodyum azid (NaN_3) çözeltisine daldırılmasıyla gerçekleştirilmiştir (Wang ve diğerleri, 2021). KOİ giderim deneyleri, belirli zaman aralıklarında farklı MLSS konsantrasyonları ile gerçekleştirilmiştir. Deneylerin üçüncü aşamasında; MAK adsorpsiyonu ve AÇ, RB5'in STA'dan giderilmesinde ardışık olarak kullanılmıştır. İşlemin adsorpsiyon aşamasında RB5'in uzaklaştırılması için 200 mg/L RB5 içeren 500 mL STA ile farklı MAK konsantrasyonları (0,25, 0,5, 1,25, 2,5, 3,75, 5,0 ve 6,25 g/L) kullanılmıştır. Belirli zaman aralıklarında numuneler alınmış ve kalıntı boya konsantrasyonu analizi yapılmıştır. Adsorpsiyon işlemi maksimum boya giderimine kadar sürdürülmüştür. Adsorpsiyon aşamasının bitiminden sonra MAK ayrılmıştır ve STA çıkış suyu, 150 mL STA hacminde 2000, 3000 ve 4000 mg/L MLSS içeren 3 farklı AÇ sistemine aktarılmıştır. Ayrıca sıralı MAK/AÇ işlemi ile KOİ giderme deneyleri yapılmıştır.

$$q_t = \frac{(C_0 - C_t)V}{m} \quad (1)$$

C_0 = Başlangıç RB5 konsantrasyonu, mg/L

C_t = Zamandaki RB5 konsantrasyonu (t), mg/L

V= Sulu fazın hacmi, L

m= MAK miktarı, g

3.5.1 İstatistiksel analiz

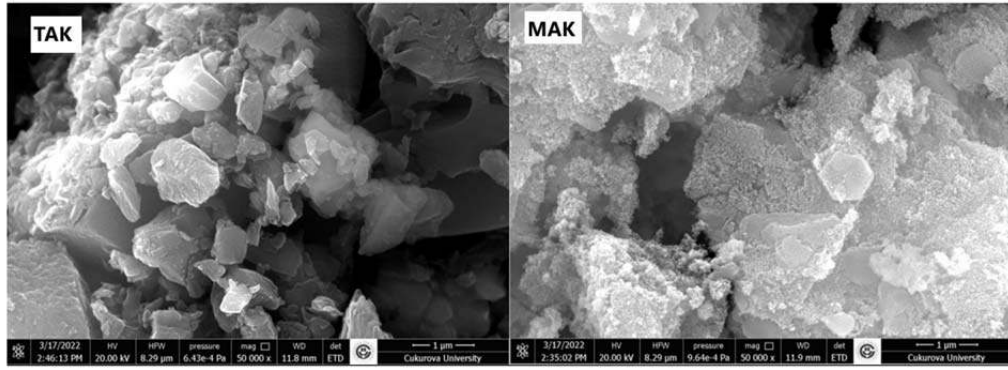
İstatistiksel değerlendirmeler, %95 ($p \leq 0.05$) güven aralığı ile SPSS Statistics 20.0 kullanılarak yapıldı. Deneyler üç kez tekrarlandı ve hesaplamalar için ortalama değer kullanılmıştır.



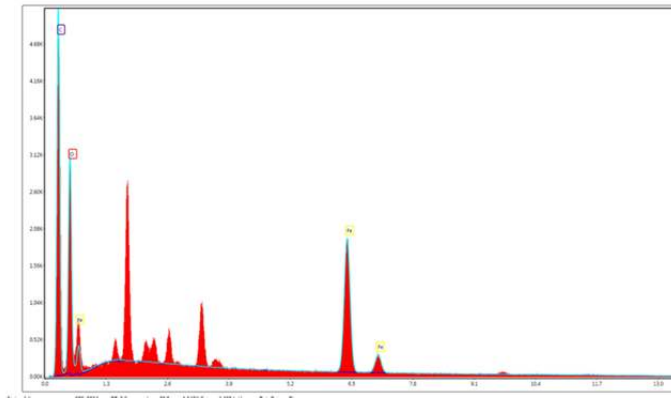
4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. MAK'ların karakterizasyonu

TAK ve MAK morfolojik yapısı SEM ile araştırılmıştır (Şekil 4.1). Ayrıca MAK'ın elementel analizi EDX ile gerçekleştirilmiştir (Şekil 4.2). MAK'ın SEM analizi, TAK yüzeyinin yoğun bir şekilde demir oksit parçacıkları ile kaplandığını göstermiştir. MAK için karbon, demir ve oksijen elementinin ağırlık yüzdeleri sırasıyla %46,23, %22,04 ve %31,77 olarak belirlenmiştir. EDX grafiğindeki tanımsız pikler, analizden önce kaplama maddesi olarak kullanılan Au elementi ile ilgilidir.



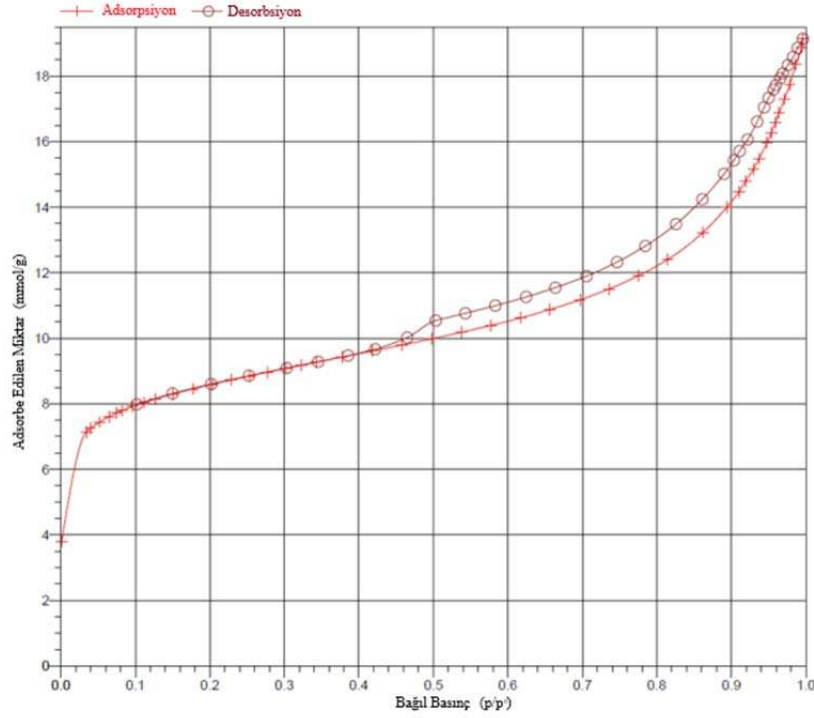
Şekil 4.1. TAK ve MAK'ın SEM analizi



Şekil 4.2. MAK'ın EDX analizi

4.1.2 Spesifik Yüzey Alanları

Spesifik yüzey alanı, toplam gözenek alanı ve MAK'ın toplam gözenek hacmi, N₂ adsorpsiyon ve desorpsiyon tekniği ile belirlenmiştir (Şekil 4.3). MAK'ın spesifik yüzey alanı, toplam gözenek alanı ve toplam gözenek hacmi sırasıyla 577,644 m²/g, 104,649 m²/g ve 0,323 cm³/g olarak belirlenmiştir. İzoterm eğrisinin Tip IV izotermine uyduğu ve MAK'ın mezogözenekli yapısına sahip olduğunu göstermektedir (Thommes ve ark. 2015).

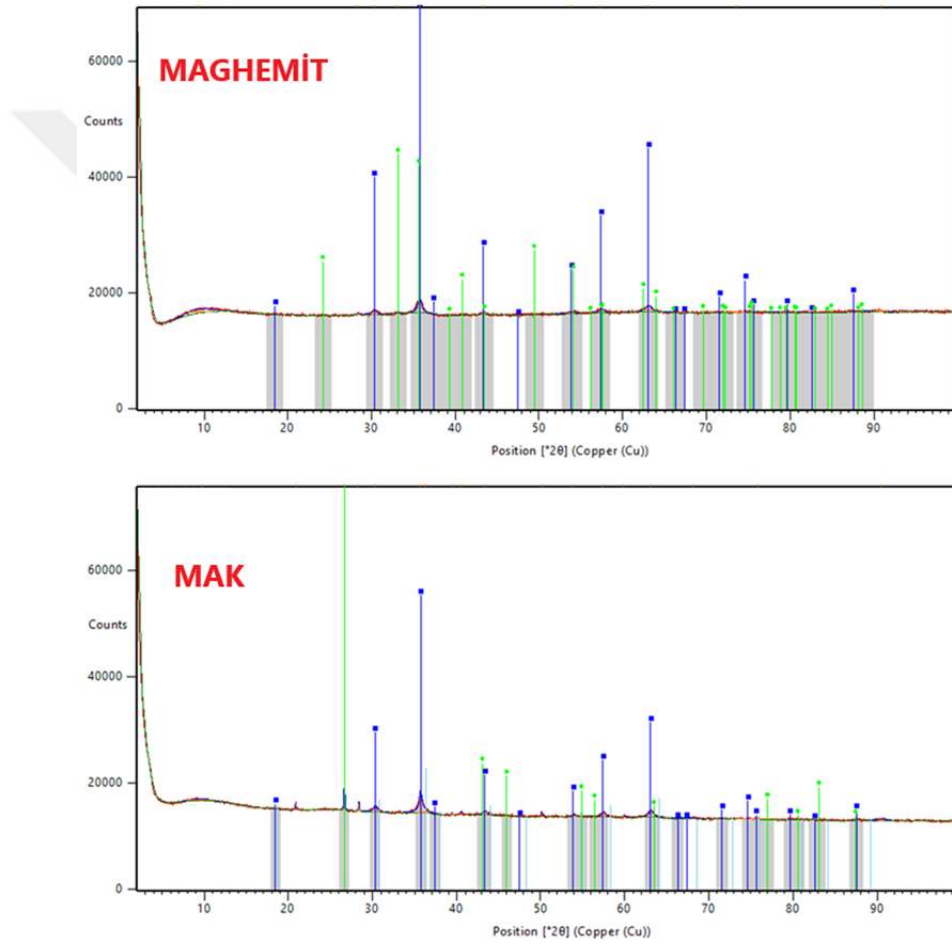


Şekil 4.3. MAK'ın BET analizi

4.1.3 XRD analizi

Maghemit ve MAK için kristal yapı incelemeleri XRD tekniği ile yapılmıştır (Şekil 4.4). 30,31°, 35,70°, 43,39°, 53,84°, 57,406°, 63,04° ve 74,61° 2θ değerlerindeki yoğun pikler, kübik kristal yapıya sahip maghemit ile güçlü bir

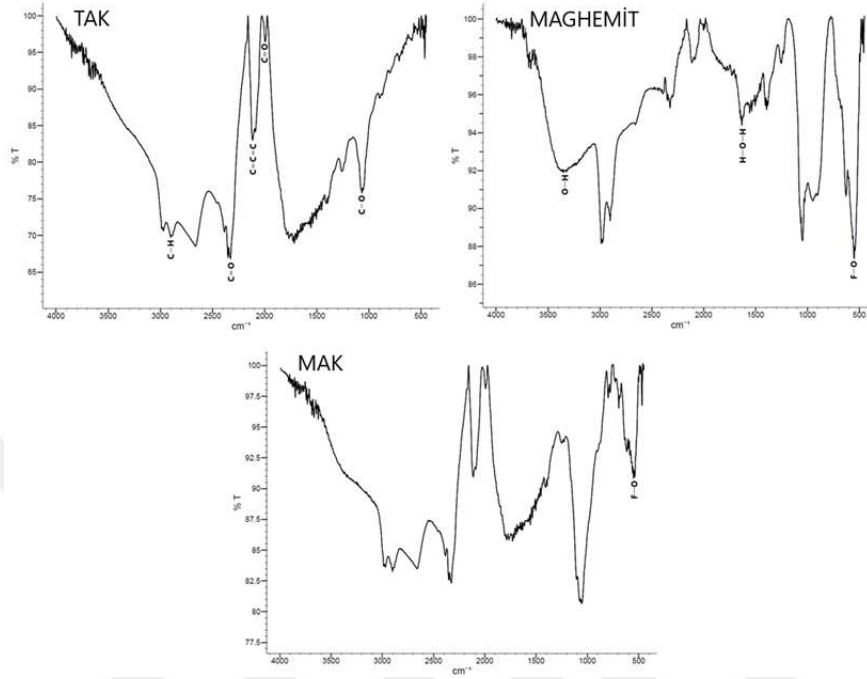
şekilde eşleşmektedir (Referans kodu: 98-025-0541). Maghemitin kübik spinel kristal yapısı, endüstriyel uygulamalarda bu malzemeye üstünlük sağlamaktadır (Shokrallahi 2017). Ayrıca, MAK'ın XRD modelinde maghemit paternine karşılık gelen pikler belirlenmiştir. XRD analizi, TAK yüzeyinin maghemit ile kaplandığını doğrulamıştır.



Şekil 4.4. Maghemit ve MAK'ın XRD Analizi

4.1.4 FTIR Analizi

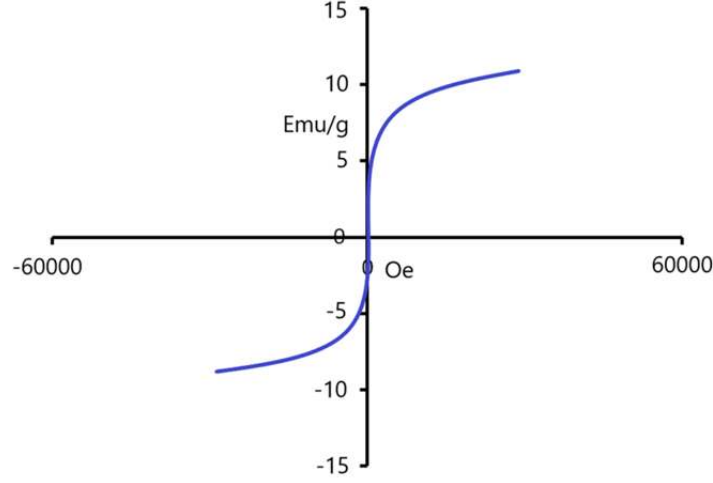
FTIR analizleri, maghemit, TAK ve MAK'ın fonksiyonel gruplarını araştırmak için gerçekleştirildi (Şekil 4.5). 2900 cm^{-1} 'de tespit edilen pik, TAK'da $-\text{CH}_2$ ve $-\text{CH}_3$ 'ün varlığından dolayı C-H gerilmesine karşılık gelmektedir. 2351 ve 1944 cm^{-1} 'de ortaya çıkan pikler, karbonil yapılarının C=O gerilmesinden kaynaklanmaktadır. 2114 ve 1054 cm^{-1} 'de tespit edilen sinyaller sırasıyla allen grubunun C=C=C'si ve fenollere bağlı C-O tekli bağı ile ilgilidir (Tran ve ark, 2017; İslam ve ark 2016). Maghemitin FTIR spektrumunda, 3350 cm^{-1} ve 1632 cm^{-1} 'deki pikler, maghemit yüzeyi üzerine su adsorpsiyonu nedeniyle sırasıyla H-O-H'nin -OH gerilmesine ve titreşimine karşılık gelmektedir (Sajedeh ve ark. 2020; Yousefi ve ark, 2018). 533 cm^{-1} 'de tespit edilen sinyal, Fe—O germe titreşimi ile ilgilidir (Pham ve ark, 2016). 1400 ila 950 cm^{-1} aralığında görülen pikler, atmosferden maghemit yüzeyine CO_2 absorpsiyonundan kaynaklanmaktadır (Emara ve ark. 2016). Fe—O gerilmesi ile ilişkili pikler, MAK'ın FTIR'ında 536 cm^{-1} 'de tespit edilmiş olup bu durum TAK'ın yüzeyine demir oksitlerin bağlandığını göstermektedir.



Şekil 4.5. TAK, Maghemit ve MAK FTIR Spektrumu

4.1.5 MAK'ın Manyetik Doygunluğu

Maksimum manyetik doygunluk değeri, manyetik adsorbanların sıvı fazdan ayrılmasını değerlendirmede önemli bir parametredir. MAK'ın maksimum satürasyon değeri 10,87 emu/g olarak belirlenmiştir (Şekil 4.6). MAK'ın manyetik özellikleri, harici bir manyetik alan uygulayarak adsorbanın karışık çözeltiden verimli bir şekilde ayrılmasını sağlayacaktır.

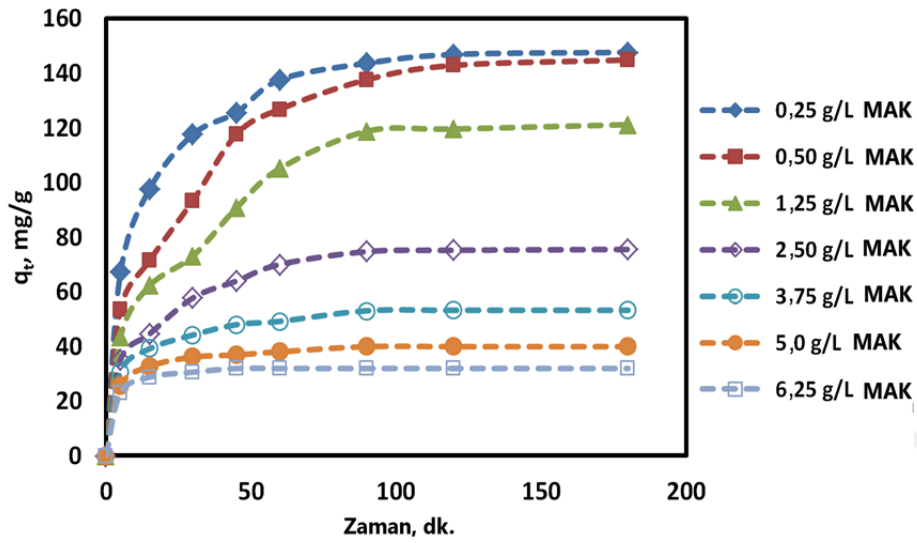


Şekil 4.6. MAK Manyetik Doygunluğu

4.2 RB5'in MAK tarafından adsorpsiyonu (Aşama 1)

Adsorpsiyon deneyleri, farklı MAK konsantrasyonları (0,25, 0,5, 1,25, 2,5, 3,75, 5,0 ve 6,25 g/L) ile 200 mg/L RB5 ile gerçekleştirilmiştir (Şekil 4.7). Denge süresinin belirlenmesi, adsorpsiyon deneyleri için önemli bir adımdır. Adsorplanan moleküller ve adsorban arasındaki reaksiyon süresi, adsorpsiyon hızı ve proses tasarımı hakkında önemli bilgiler sağlar (Daikh ve ark, 2022). 0,25, 0,50 ve 1,25 g/L MAK için denge süreleri 90 dakika olarak belirlenmiştir. Öte yandan, 2,50 ve 3,75 g/L MAK için denge süreleri 60 dakika olarak tespit edilmiştir. MAK konsantrasyonları 5,0 ve 6,25 g/L'ye yükseldiğinde denge süreleri 30 dakikaya düşmüştür. Ayrıca 5,0 ve 6,25 g/L MAK konsantrasyonlarının kullanıldığı deneylerde adsorpsiyonun önemli bir kısmı ilk 15 dakikada meydana gelmiştir. Yüksek MAK konsantrasyonları ile artan aktif sorpsiyon bölgelerinin, RB5 moleküllerinin partikül içi difüzyon hızını artırarak denge sürelerini kısaltabileceği düşünülmektedir (Akbal, 2005). 0,25, 1,25, 3,75 ve 6,25 g/L MAK için denge zamanında adsorpsiyon kapasiteleri sırasıyla 143,6, 118,72, 49,173 ve 31,92 mg/g olarak hesaplanmıştır. MAK konsantrasyonlarının artmasıyla adsorpsiyon kapasitesindeki azalma, sulu fazdaki ve MAK yüzeyindeki RB5 molekülleri

arasındaki konsantrasyon gradyanı ile açıklanabilir (Sara ve Tushar 2012). 0,25 ve 1,25, 3,75 ve 6,25 g/L MAK için 45 dakika içindeki RB5 giderim verimleri sırasıyla %15,70, %56,70, %89,95 ve %99,75 olarak hesaplanmıştır (Şekil gösterilmemiştir). MAK konsantrasyonunun artmasıyla RB5 giderme verimliliğinin artması, daha fazla aktif sorpsiyon noktalarının varlığından kaynaklanmaktadır (Farhad ve ark 2019).

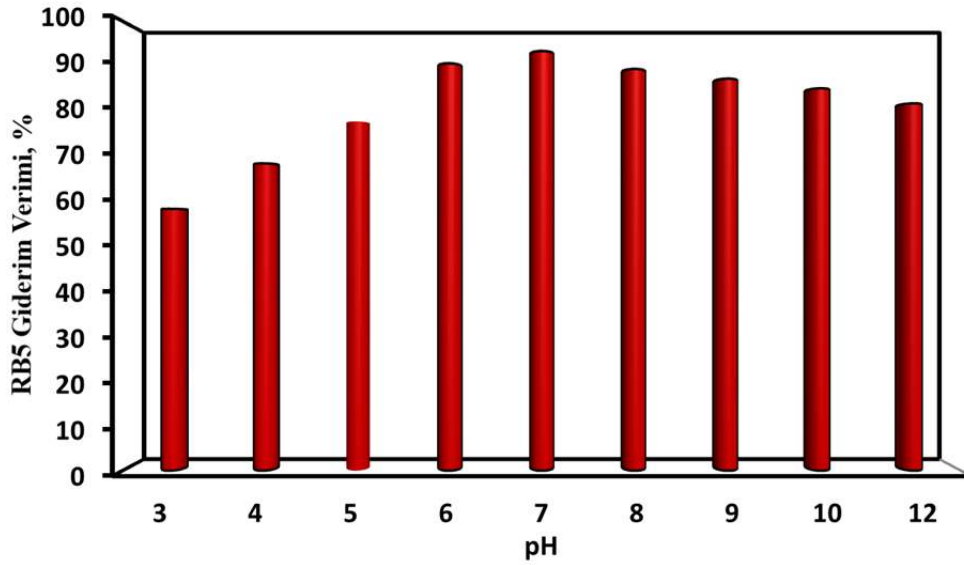


Şekil 4.7. RB5'in Farklı MAK Konsantrasyonlarında Adsorpsiyonu

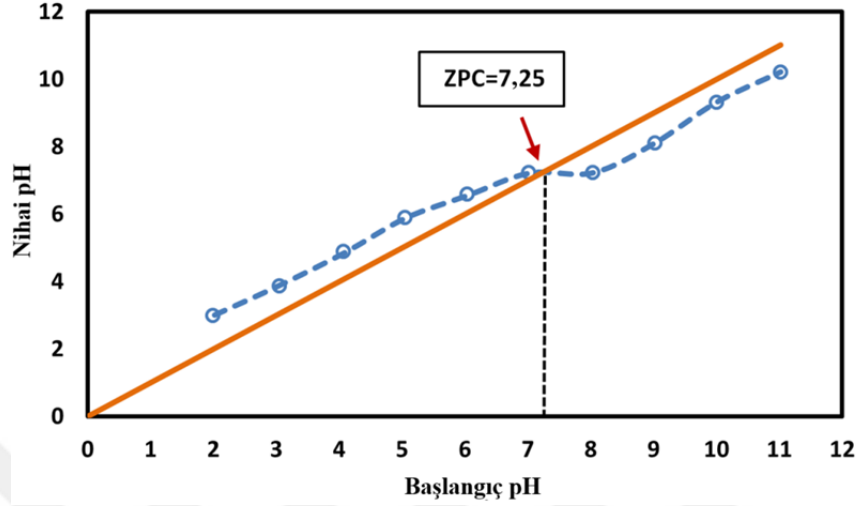
4.2.1 RB5'in MAK tarafından adsorpsiyonu üzerinde pH'ın etkisi

Sulu fazın pH'ı, adsorpsiyon sürecini etkileyebilecek kritik bir parametredir. Çözeltinin pH'ı, boya molekülleri ve adsorban arasındaki çekim ve itme kuvvetlerini etkileyebilecek olan adsorbanın yüzey yükünü değiştirebilir (Arab ve ark 2022). 200 mg/L RB5'in 0,5 g MAK ile adsorpsiyonu üzerinde pH'ın (3-12) etkisi araştırılmıştır (Şekil 4.8). Denge zamanında RB5 giderme verimlerinin, STA'nın pH'ı azaldıkça azaldığı bulunmuştur. Öte yandan, STA'nın artan pH'ı ile RB5 giderme verimliliği süresi bir miktar azalmıştır. pH 3, 7 ve 12 için RB5 giderme verimleri sırasıyla %58,25, %93,35 ve %81,70 olarak belirlenmiştir. Sıfır

noktası yükü (zpc), bir adsorbanın yüzey yükü hakkında bilgi veren önemli bir parametredir. MAK'nin zpc değeri pH drift yöntemi (pH 2-12) ile belirlenmiştir (Şekil 4.9). 10 erlenmeyere eklenmiş 50 mL 0,01 M NaCl çözeltilerinin pH değerleri, 0,1 N HCl ve 0,1 N NaOH çözeltileri kullanılarak mikropipetleme ile 2-11 arasına ayarlanmıştır. Daha sonra her bir şişeye 0,15 g MAK ilave edilmiştir ve 24 saat içinde 240 rpm'de 30 °C'de karıştırılmıştır. 24 saat sonra çözeltilerin nihai pH değerleri ölçülmüştür. MAK' ın zpc değerini belirlemek için, ilk pH değerleri, nihai pH değerlerine karşı grafik çizilmiştir. MAK'ın zpc değeri 7,25 olarak belirlenmiştir. STA'nın pH'ı zpc değerinin altında olduğunda, MAK net bir pozitif yüzey yüküne sahip olur. Öte yandan MAK'ın zpc değerinin üzerindeki pH değerlerinde MAK yüzeyi negatif olarak yüklenir (Vanaamudan ve ark. 2016). Asidik pH değerlerinde düşük RB5 giderme verimleri, MAK aktif bölgelerinin hidrojen iyonları tarafından işgal edilmesiyle açıklanabilir (Gohr ve ark 2022).



Şekil 4.8. RB5'in MAK Tarafından Uzaklaştırılmasında pH'ın Etkisi

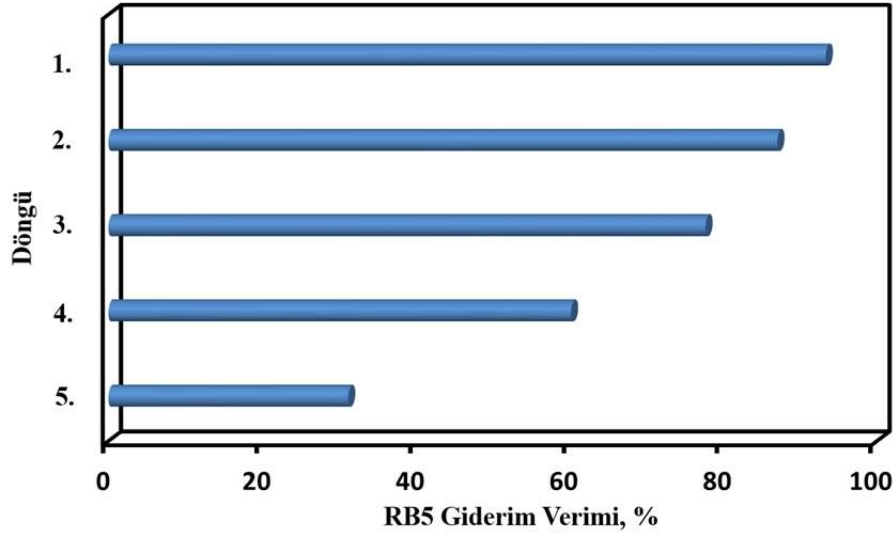


Şekil 4.9. zpc MAK Grafiği

4.3 MAK'ın Rejenerasyonu

Bir adsorbanın kararlılığı ve yeniden kullanılabilirliği, endüstriyel ölçekte işletme maliyetlerini azaltmak için çok önemlidir. Ayrıca endüstriyel atıksu arıtımında kullanılan adsorbanlar çevre sağlığına zararlı bileşikler içerebileceğinden bertarafı zor ve maliyetli uygulamalar gerektirebilir (Rashtbari ve ark. 2020). RB5 bir anyonik boya olduğundan, bir NaOH çözeltisi kullanılarak desorpsiyon çalışmaları yapılmıştır. 0,5 gram MAK üzerine 200 mg/L RB5 adsorpsiyonunda MAK, denge süresine ulaştıktan sonra santrifüjleme ile sıvı fazdan ayrılmıştır. Desorpsiyon çalışmalarından önce MAK, sıvı fazdaki boya kalıntılarını uzaklaştırmak için birkaç kez distile su ile yıkanmıştır. Desorpsiyon çalışmaları için, 200 mL 0,1 N NaOH çözeltisine 0,5 gram MAK ilave edilmiştir ve 20 °C'de 24 saat karıştırılmıştır. Karıştırma sonunda MAK, NaOH çözeltisinden ayrılmıştır ve birkaç kez distile su ile yıkanmıştır (Rashtbari ve ark. 2020). Rejenerasyon işlemi 5 döngüde gerçekleştirilmiştir (Şekil 4.10). Aynı prosedür her döngüden önce gerçekleştirilmiştir. RB5 giderme verimleri 1., 2., 3., 4. ve 5. döngüler için sırasıyla %93,35, %87,05, %77,70, %60,20 ve %31,25 olarak

bulunmuştur. Rejenerasyon deneylerinin sonuçları, MAK'ın STA'dan RB5'in çıkarılması için üç döngüde etkin bir şekilde kullanılabileceğini göstermiştir.



Şekil 4.10. MAK Rejenerasyonu

4.4 Adsorpsiyon İzotermeleri

Adsorpsiyon verilerinin çeşitli izoterm modellerine uygulanması, adsorpsiyon proseslerinin tasarımında önemli bir adımdır (Wang ve Guo, 2020). Adsorpsiyon deneylerinden elde edilen veriler, çeşitli izoterm modellerine uygulanmıştır (Tablo 2). Adsorpsiyon izoterm verilerinin çözümlenmesinde, doğrusal olmayan çözüm yöntemi kullanılmıştır. Bu yöntem, deneysel veriler ile tahmin edilen veriler arasındaki farkın kare toplamını en aza indirerek izoterm modelinin parametrelerini hesaplar (Jasper ve diğerleri, 2020). Regrasyon katsayısı (R^2) (Eşitlik 2), Toplam Kare Hatası (ERRSQ) (Eşitlik. 3), Ortalama Yüzde Hataları (APE %) (Eşitlik. 4), Ki-Kare Testi (X^2) (Eşitlik. 5), Hibrit Kesirli Hata Fonksiyonu (HYBRID) (Eşitlik. 6) ve Marquardt's Yüzde Standart Sapma (MPSD) (Eşitlik. 7) hata fonksiyonları, izoterm performansı belirlemek için dikkate alınmıştır. En uygun izoterm seçimi, R^2 katsayısının yüksek değeri ve ERRSQ,

APE % ve X^2 'nin düşük değerlerine göre yapılmıştır (Al-Ghouti ve Da'ana 2020). Adsorpsiyon izoterm parametreleri ve hata fonksiyonları Çizelge 4.1' de verilmiştir.

$$R^2 = \frac{(q_{e,exp} - \overline{q_{e,cal}})^2}{\sum (q_{e,exp} - \overline{q_{e,cal}})^2 + (q_{e,exp} - q_{e,cal})^2} \quad (2)$$

$$ERRSQ = \sum_{i=1}^N (q_{e,cal} - q_{e,exp})^2 \quad (3)$$

$$APE\% = \frac{\sum_{i=1}^N |(q_{e,exp} - q_{e,cal}) / q_{e,exp}|}{N} \times 100 \quad (4)$$

$$X^2 = \sum_{i=1}^N \frac{(q_{e,cal} - q_{e,exp})^2}{q_{e,exp}} \quad (5)$$

$$HYBRID = \frac{100}{N - P} \sum_{i=1}^N \left[\frac{(q_{e,exp} - q_{e,cal})^2}{q_{e,exp}} \right] \quad (6)$$

$$MPSD = \sqrt{\frac{1}{N - P} \sum_{i=1}^N \left(\frac{(q_{e,exp} - q_{e,cal})}{q_{e,exp}} \right)^2} \quad (7)$$

Burada $q_{e,exp}$, deneysel işlemle belirlenen denge zamanında adsorbanın birim kütlesi (mg/g) başına adsorbe edilen adsorbat miktarıdır, $q_{e,cal}$ adsorbanın birim kütlesi başına adsorbe edilen adsorbat miktarı (mg/g) izoterm modeli, N deneysel veri sayısı, P izoterm parametrelerinin sayısıdır (Ayawei ve ark., 2017).

Çizelge 4.1. Uygulanan Adsorpsiyon İzotermi

Izoterm	Doğrusal Olmayan Denklemler	Açıklama
Langmuir	$q_e = \frac{q_{\max} K_L C_e}{1 + K_L C_e}$	Langmuir izoterm modeli, tek tabakalı yüzey adsorpsiyonunu tanımlar. Denge zamanında, adsorban yüzeyindeki adsorbat tabakası, tek tabaka şeklindedir. (Chen ve ark, 2023). q_e dengedeki adsorpsiyon kapasitesidir (mg/g), C_e denge zamanındaki adsorbat konsantrasyonudur (mg/L), $q_{\max}$ maksimum adsorpsiyon kapasitesidir (mg/g) ve K_L izoterm sabitidir (L/mg) ((Eşitlik. 8).
Freundlich	$q_e = K_F C_e^{1/n}$	Freundlich izotermi, heterojen adsorpsiyon sistemlerini tanımlamak için kullanılır. K_F , izoterm sabitidir (L/mg). “n” heterojenlik faktörüdür. (Eşitlik 9). “1”den büyük bir “n” değerinin elde edilmesi adsorpsiyon işleminin uygun olduğunu gösterir. (Punia ve ark, 2022; Ayawei ve ark, 2017).
Tempkin	$q_e = \frac{RT}{b} \ln(K_T C_e)$	Tempkin modeli, adsorban yüzeyinin adsorbat molekülleri tarafından kaplanmasının artmasıyla adsorbat moleküllerinin adsorpsiyon ısısında doğrusal bir azalma olduğunu varsayar. b_t : Adsorpsiyon ısısına bağlı adsorpsiyon potansiyeli, K_T : İzoterm sabiti (L/mg), R: Gaz sabiti (8,314 J/mol. K), K mutlak sıcaklıktır (K) (Eşitlik. 10) (Pathania ve ark. , 2022).

Dubinin-Radushkevich	$q_e = q_{\max} \exp(-b_D \varepsilon^2)$ $\varepsilon = RT \ln \left(1 + \frac{1}{C_e} \right)$	Bu model genellikle Gauss enerji dağılımına sahip heterojen yüzey adsorpsiyon sistemlerini tanımlar. b_D ($\text{mol}^2\text{k/J}^2$) D-R sabitidir, ε (j/mol) Polanyi sabitidir, R ideal gaz sabitidir (8.314 J/mol K) ve T mutlak sıcaklıktır (Eşitlik. 11) (Fadzail et al. ., 2021).
Koble-Corrigan	$q_e = \frac{a_{KC} C_e^{n_{KC}}}{1 + b_{KC} C_e^{n_{KC}}}$	Langmuir ve Freundlich izoterm izotermelerinin kombinasyonundan elde edilmiştir. “ a_{KC} ” ve “ b_{KC} ” izoterm sabitleridir. “ n_{KC} ” adsorpsiyon yoğunluğunu gösterir (Eşitlik. 12) (Barad ve ark., 2022; Gheibi ve ark., 2021).
Jovanovich	$q_e = q_{\max} [1 - \exp(-K_J C_e)]$	Jovanovich modeli, Langmuir izotermine adsorpsiyon-adsorpsiyon etkileşimlerinin eklenmesiyle elde edilmiştir. K_J , model sabitidir (L/mg) (Eşitlik 13) (Majd ve ark, 2022; Shojaei ve ark, 2022).
Redlich - Peterson	$q_e = \frac{K_r C_e}{1 + a_r C_e^\beta}$	Redlich-Peterson modeli, Langmuir ve Freundlich izotermelerinin özelliklerini sağlar. K_r (L/g) ve a_r (l/mg) sabitlerdir. β , 0-1 ((Eşitlik 14) arasındaki denklem aralığının üssüdür. β 1'e yaklaştığında model Langmuir modeline yaklaşır. Öte yandan, model Freundlich'e β 'nın 0'a eğilimi ile yaklaşmaktadır (Sivarajasekar ve Baskar, 2014).
Toth	$q_e = \frac{q_{\max} C_e}{(K_T + C_e^{n_T})^{n_T}}$	Toth modeli, Langmuir modelinin modifikasyonu ile geliştirilmiştir. Model genellikle heterojen sistemler için kullanılır. K_T , izoterm sabitidir (L/mg). n_T ,

		model üssüdüdür (Eşitlik 15). n_T 1 ise model Langmuir izotermine indirgenir (Sivarajasekar ve Baskar, 2014).
Sips	$q_e = \frac{K_S C_e \beta_S}{1 - a_S C_e^{\beta_S}}$	Sips modeli, Langmuir ve Freundlich izotermine birleşiminden türetilmiştir. Model, düşük adsorbat konsantrasyonlarında Freundlich izotermine indirgenirken, yüksek adsorbat konsantrasyonlarında tek tabakalı adsorpsiyon (Langmuir izotermi) β_S model üssüdüdür. K_S (L/g) ve a_S (L/g) sabitlerdir (Eşitlik. 16) (Ayawei ve ark, 2017).
Khan	$q_e = \frac{q_{\max} b_K C_e}{(1 + b_K C_e) a_K}$	Khan izotermi, hem Langmuir hem de Freundlich izotermine özelliklerini takip eden adsorpsiyon işlemlerini tanımlayan bir modeldir. Adsorbat konsantrasyonunun yüksek olduğu adsorpsiyon proseslerinde model, Freundlich izotermine indirgenir. b_K (L/mg) ve a_K , Khan izotermine ((Eşitlik. 17) sabitleridir (Al-Ghouti ve Da'ana, 2020).
Jossens	$C_e = \frac{q_e}{H} \exp(F q_e^P)$	Jossens modeli, adsorpsiyon olaylarını tanımlamak için sorpsiyon bölgelerinde adsorban-adsorbat etkileşimlerinin enerji dağılımını kullanır. Bu model adsorpsiyonun heterojen yüzeylerde gerçekleştiğini varsayar. Model, düşük konsantrasyonlarda Henry yasasına indirgenmiştir. H, F ve P izoterm sabitleridir (Eşitlik. 18) (Majd ve diğerleri, 2022)

Weber-Van Vliet	$C_e = p_1 q_e (p_2 q_e^{p_3} + p_4)$	Weber-Van Vliet, adsorpsiyon sistemini farklı yapıda adsorpsiyon süreçlerini tanımlayabilen dört parametrelilik ampirik bir modeldir. p_1 , p_2 , p_3 ve p_4 izoterm sabitleridir (Majd ve ark, 2022; Ayawei ve ark, 2017).
Fritz– Schlunder-IV	$q_e = \frac{q_{maks} K_1 C_e^{m_1}}{1 + K_2 C_e^{m_2}}$	Fritz-Schlunder beş parametrelilik ampirik bir model geliştirdi. m_1 ve m_2 modelin üstel ifadeleridir ve ≤ 1 . K_1 ve K_2 model sabitleridir ((Eşitlik. 19) (Hamdaoui ve Naffrechoux, 2007).
Marczewski– Jaroniec	$q_e = q_{max} \left(\frac{(K_{MJ} C_e)^{n_{MJ}}}{1 + (K_{MJ} C_e)^{n_{MJ}}} \right)^{\frac{m_{MJ}}{n_{MJ}}}$	Bu izoterm, Langmuir modeline ve adsorpsiyon bölgelerindeki enerji dağılımına dayanan dört parametrelilik bir modeldir. K_{MJ} model sabitidir. m_{MJ} ve n_{MJ} model üsleridir. $n_{MJ} = m_{NJ} = 1$ (Eşitlik. 20) olduğunda model Langmuir izotermine indirgenir (Ayawei ve ark, 2017; Sivarajasekar ve Baskar, 2014).

Çizelge 4.2. Hata Fonksiyonunun Adsorpsiyon İzoterm Parametreleri ve Değerleri

İzoterm	Hata Fonksiyonları						
Langmuir	Sabitler	R^2	ERRSQ	APE%	χ^2	HİBRİT	MPSD
q_{max}	144,01	0,944	1692,4	12,86	44,277	885,58	49,79
K_L	12,96						
Freundlich							
K_F	36,37	0,988	153,98	1,43	3,11	62,27	19,26
n	3,73						
Tempkin							
K_T	8,82	0,908	1166,4	2,77	22,54	452,45	51,10
b	135,830						
Khan							
q_{max}	184,99	0,942	1652,8	19,95	41,28	1106,6	63,96
b_k	0,090						
a_k	1,284						
Toth							
q_{max}	136,55	0,948	1555	18,77	43,89	1084,4	63,41
K_T	10,57						
n_T	0,992						
Dubinin-Radushkevich							
q_{max}	124,45	0,850	4079,5	28,58	89,36	1787,7	105,68
b_D	0,000009						
Redlich-Peterson							
K_r	257408	0,988	154,1	4,01	3,01	77,22	12,20
a_r	7076,2						
β	0,733						
Jossens							
P	0,446	0,994	183,24	12,44	1,544	462,21	108,66
H	1262,4						
F	0,796						

Weber-Van Vliet							
P_1	0,0484	0,993	188,38	56,27	1,88	588,44	107,24
P_2	0,303						
P_3	0,337						
P_4	0,0218						
Koble-Corrigan							
a_{KC}	34,060	0,989	140,78	0,44	2,31	57,88	11,40
b_{KC}	0,098						
n_{KC}	0,215						
Jovanovich							
q_{max}	131,211	0,925	2281,4	13,34	55,22	1104,10	54,57
K_1	0,064						
Sips							
K_s	36,370	0,987	153,9	1,43	3,21	77,80	15,64
a_s	0,00011						
β_s	0,268						
Fritz-Schlunder							
q_{max}	145,60	0,988	155,33	7,34	3,11	64,23	89,60
K_1	126,80						
K_2	513,19						
m_1	0,00085						
m_2	-0,271						
Marczewski-Jaroniec							
q_{max}	164,86	0,988	159,85	8,07	3,61	90,37	95,06
K_{MJ}	0,0043						
m_{MJ}	2,063						
n_{MJ}	0,283						

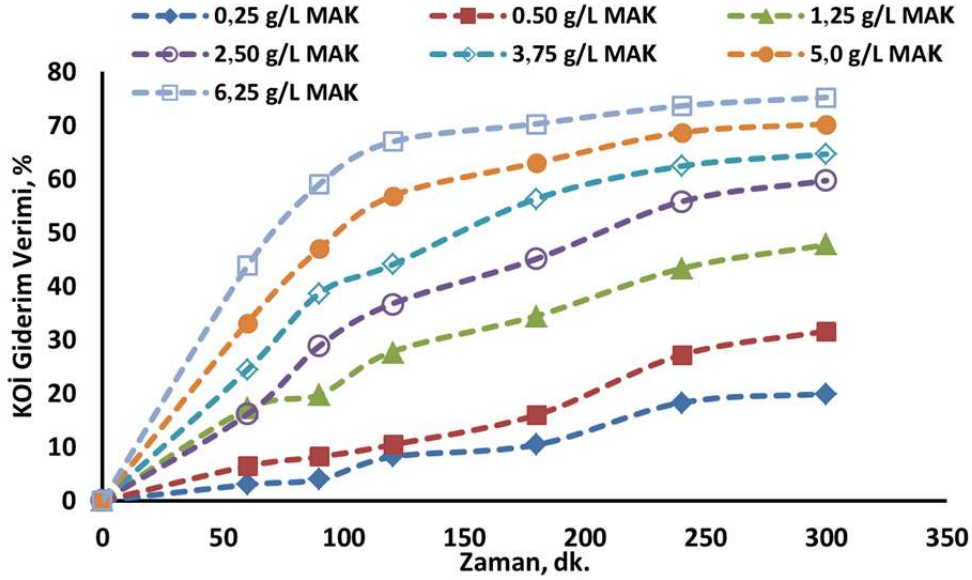
Lineer olmayan çözüm yöntemi ile elde edilen adsorpsiyon parametreleri ve hata fonksiyonları Çizelge 4.2' de verilmiştir. Dubinin-Radushkevich izotermi dışındaki tüm izotermmler için 0,90'dan büyük R^2 değerleri elde edilmiştir. Ancak, adsorpsiyon modelini seçmek için tek başına R^2 değeri yeterli değildir. Doğrusal olmayan çözüm yönteminde yüksek R^2 ile birlikte yüksek hata fonksiyon değerleri elde edilebilmektedir (Mohammad ve ark, 2020). MAK'ın maksimum adsorpsiyon

kapasitesi Langmuir, Khan, Dubinin Radushkevich, Jovanovich Fritz Schlunder ve Marczewski–Jaroniec izotermi için sırasıyla 144,01, 136,55, 124,45, 131,21, 145,60 ve 164,86 mg/g olarak tahmin edilmiştir. Langmuir izotermi, düşük R^2 (0,944), yüksek ERRSQ (1692,4) ve HYBRID (885,58) değerleri nedeniyle RB5'in MAK üzerine adsorpsiyonunu açıklamak için uygun bir model değildir. Langmuir izoterm modelinin zayıf uyumu, bu modelin adsorbat moleküllerinin adsorbanın yüzeyini yalnızca tek katmanlı bir formla kapladığını ve adsorbe edilen türler arasında etkileşim olmadığını varsaymasından kaynaklanabilir (Ding ve ark., 2012). Maksimum adsorpsiyon kapasitesini tahmin eden modeller arasında en düşük hata fonksiyonu değerleriyle Fritz-Schlunder modeli öne çıkmaktadır. Bu model tarafından tahmin edilen maksimum adsorpsiyon kapasitesi (145,60 mg/g), deneysel olarak elde edilen en yüksek q_e (143,6 mg/g) değerine de yakındır. En yüksek hata fonksiyonu değerlerinin Dubinin-Radushkevich modelinden elde edildiği tespit edilmiştir. Freundlich izoterm modeli, düşük hata fonksiyonu değerleri ile başarılı bir şekilde adsorpsiyon sürecini açıklayabilir. 3,73 olarak hesaplanan “n” değeri, adsorpsiyon işleminin uygun olduğunu ve heterojenliğin yüksek olduğunu göstermektedir (Ayawei ve ark, 2017). RB5 molekülleri, sorpsiyon bölgelerine homojen olmayan bir şekilde dağılmış ve Freundlich izoterminin varsayımları (Barjasteh-Askari ve ark, 2021) dikkate alınarak çok katmanlı olarak MAK yüzeyine adsorbe edildiği düşünülebilir. Freundlich, Redlich Peterson ve Sips modellerinden elde edilen hata fonksiyon değerleri birbirine benzer bulunmuştur. Test edilen tüm izotermi arasında en düşük ERRSQ (140,78), APE (0,44), HYBRID (57,88) ve MPSD (11,40) değerleri Koble-Corrigan izoterminden elde edilmiştir. Özellikle Koble-Corrigan izoterminden elde edilen en düşük HBYRID ve MPSD değerleri, bu izotermin adsorpsiyon verilerini açıklamada en yüksek başarıya sahip olduğunu göstermiştir. İstatistiksel olarak, bir izoterm model denklemindeki yüksek sayıda parametre, deneysel değerlere daha yakın tahmin edilen değerler sağlayabilir. Tüm hata fonksiyonları arasında HYBRID ve MPSD, izoterm parametrelerinin sayısını hesaba kattıkları için en

uygun izoterm modelinin belirlenmesinde kritik öneme sahiptir (Yaneva ve ark, 2013).

4.5 MAK ile STA'dan KOİ Giderme (1. Aşama)

Aktif karbon genellikle endüstriyel atık sudan KOİ giderimi için etkili bir adsorbandır (Liu ve ark, 2022; San-Pedro ve ark, 2020). MAK ile KOİ giderme deneyleri farklı MAK konsantrasyonları (0,25-6,25 g/L) ile gerçekleştirilmiştir. Temas süresinin KOİ giderimi üzerindeki etkisi de araştırılmıştır. STA'nın başlangıç KOİ değeri 1985 mg/L olarak hesaplanmıştır. STA'da 200 mg/L RB5'in KOİ değeri 189 mg/L olarak belirlenmiştir. STA'da, RB5 dışındaki KOİ kaynakları, organik bazlı yardımcı kimyasallardan, özellikle nişastadır. Artan temas süresi ve MAK konsantrasyonları ile KOİ giderme etkinliğinin arttığı bulunmuştur. 0,25 g/L MAK için 60 ve 300 dakika içindeki KOİ giderme verimleri sırasıyla %2,99 ve %19,96 olarak belirlenmiştir (Şekil 4.11). Öte yandan, 6,25 g/L MAK için 60 ve 300 dakika içinde KOİ giderme verimleri sırasıyla % 43,79 ve % 75,28 bulunmuştur. 3,75, 5,0 ve 6,25 g/L MAK konsantrasyonları için, RB5 giderme verimleri 90 dakikada %99,75'e ulaşırken (Şekil burada gösterilmemiştir), KOİ giderme verimleri sırasıyla 38,37, 47,07 ve %59,11 olmuştur. Aktif karbon ve aktif çamurun art arda kullanılacağı sistemlerde, aktif karbon ile en yüksek KOİ giderimine ulaşmak gerekli değildir. Optimum boya giderimi sağlandıktan sonra kalan KOİ aktif çamur ile giderilebilir. MAK'ın sadece RB5 moleküllerini adsorbe etmediği, aynı zamanda diğer organik bazlı kimyasalları STA'dan etkili bir şekilde giderdiği bulunmuştur.

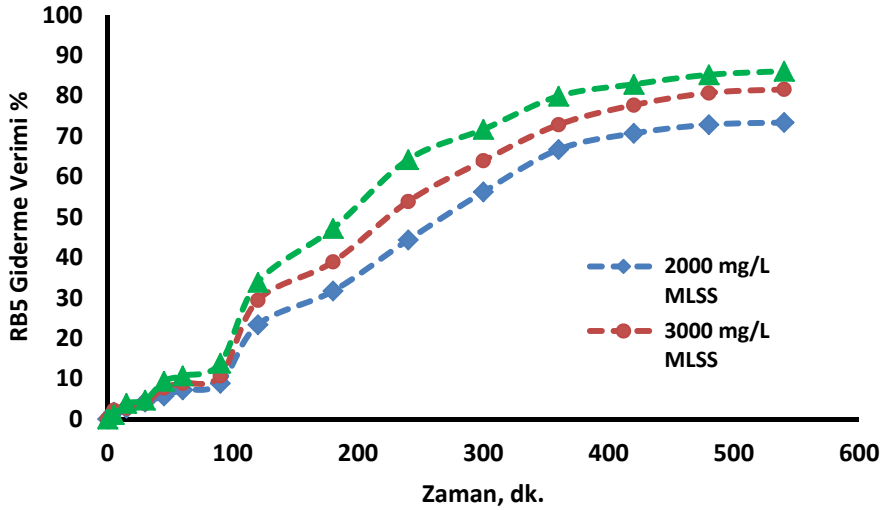


Şekil 4.11. MAK ile KOİ Giderme

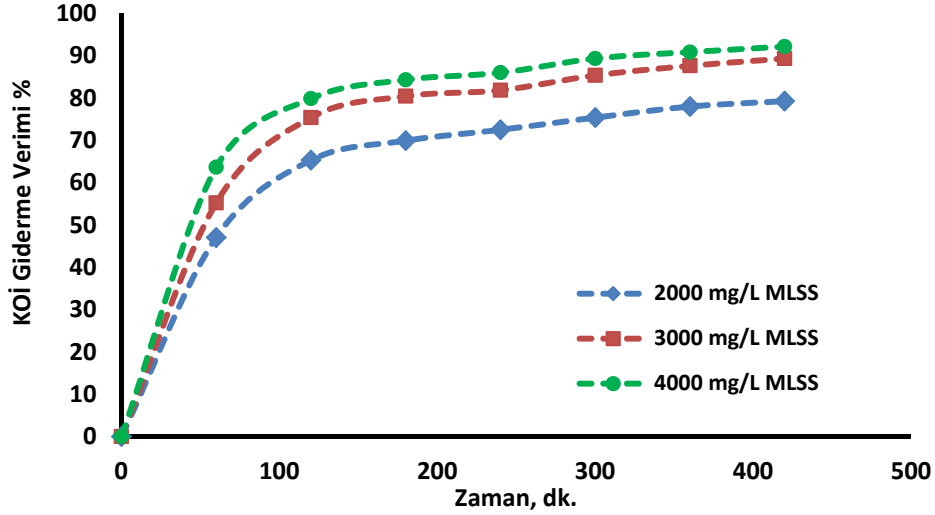
4.6 AÇ tarafından RB5 ve KOİ Gidermi (2. Aşama)

AÇ işlemi ile STA'dan RB5 ve KOİ giderim çalışmaları, üç farklı MLSS konsantrasyonu (2000, 3000 ve 4000 mg/L) ile gerçekleştirilmiştir. Çalışmalar, pH 7 ve 20 °C'de 200 mg/L sabit RB5 konsantrasyonu ile gerçekleştirilmiştir. MLSS'nin uçucu askıda katı madde yüzdesinin %83 ile %86 arasında olduğu belirlenmiştir. Aktif çamur prosesinin boyasız sentetik atıksuya adaptasyon aşamasından yaklaşık 28 gün sonra stabil bir KOİ çıkışı elde edilmiştir, ortama alışmış olan AÇ 10 gün daha çalıştırılmıştır. İnaktif biyokütle ile aktif biyokütle tarafından RB5 giderim verimleri arasındaki fark ihmal edilebilir düzeyde olarak belirlenmiştir (Şekil burada gösterilmemiştir). RB5'in biyokütle ile giderim mekanizmasının biyolojik parçalanma olmaksızın adsorpsiyon olduğu düşünülmektedir. AÇ tarafından farklı MLSS konsantrasyonları ile boya giderim deneyleri, ilk 90 dakikada önemli bir RB5 giderimi olmadığını göstermiştir (Şekil 4.12). MLSS konsantrasyonunun RB5'in biyosorpsiyonunu orta derecede etkilediği belirlenmiştir. RB5'in AÇ tarafından biyosorpsiyonunun yaklaşık 420 dakikada

tamamlandığı gözlenmiştir. 420 dakika sonunda 2000, 3000 ve 4000 mg/L MLSS için RB5 giderme verimlerinin %66,70, 72,85 ve %79,90 olduğu bulunmuştur. Biyokütle konsantrasyonunun artmasıyla RB5 giderim veriminin artması, boyaların biyosorpsiyonundan sorumlu olabilecek asidik polisakkaritler, karboksil, fosfonat, amin, hidroksil grupları gibi fonksiyonel grupların artması ile açıklanabilir (Aksu ve Akın, 2010). Deneysel çalışmalar, AÇ biyokütlesinin RB5 moleküllerini adsorbe ettiğini göstermiştir. Boya yüklü AÇ biyokütlesinin bertarafı çevre sağlığı için önemli riskler oluşturur. Bu nedenle AÇ işlemi öncesinde MAK adsorpsiyonu ile boya gideriminin sağlanması önemli bir fayda sağlayabilir. 200 mg/L RB5 içeren STA'dan KOİ giderim çalışmaları 2000, 3000 ve 4000 mg/L MLSS konsantrasyonları ile gerçekleştirilmiştir (Şekil 4.13). KOİ'nin çoğunun 120 dakika içinde farklı MLSS konsantrasyonları ile giderildiği bulunmuştur. Artan MLSS konsantrasyonları ile KOİ giderme verimleri artmıştır. 2000, 3000 ve 4000 mg/L MLSS için 120 dakika içindeki KOİ uzaklaştırma verimleri sırasıyla %65,30, 75,38 ve %79,86 olarak hesaplanmıştır.



Şekil 4.12. Farklı MLSS konsantrasyonları ile RB5'in AÇ tarafından uzaklaştırılması.



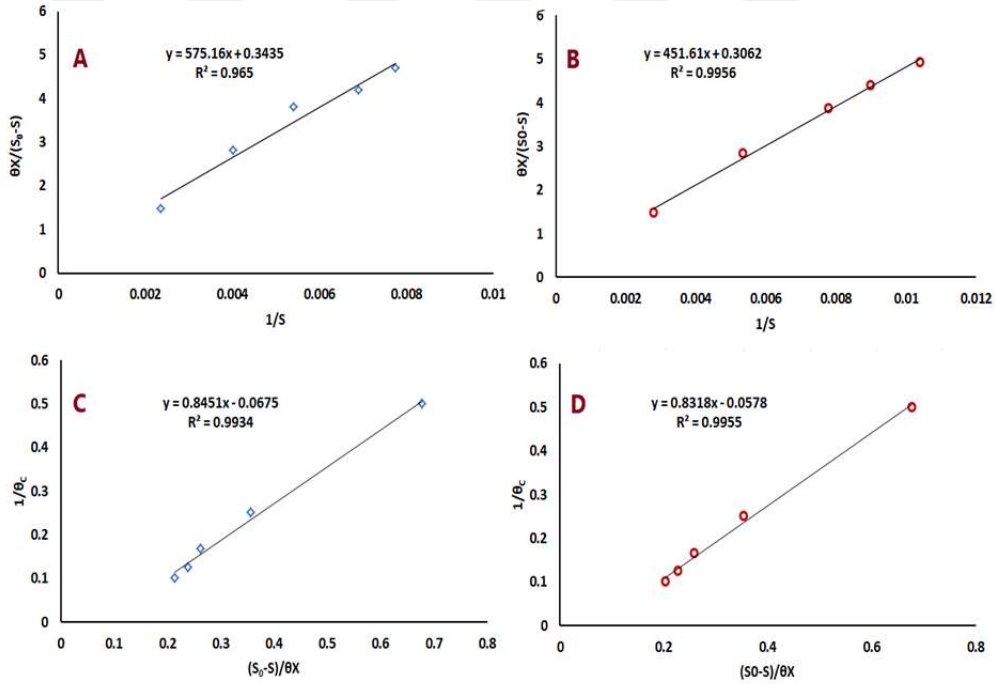
Şekil 4.13. Farklı MLSS konsantrasyonları ile AÇ tarafından KOİ Giderimi

STA bileşimindeki yardımcı kimyasalların aktif çamur mikroorganizmalarının biyolojik aktiviteleri üzerindeki etkisini anlamak için biyokinetik parametreler hesaplanmıştır. Biyokinetik hesaplamalar için iki deney grubu kullanılmıştır. Birinci grupta, organik karbon kaynağı olarak nişasta içeren RB5 ve yardımcı kimyasallar (STA-F) içermeyen sentetik atıksu kullanılmıştır. İkinci grupta kinetik parametrelerin belirlenmesi için 200 mg/L RB5 yardımcı kimyasalları ve nişasta içeren STA kullanılmıştır. Kinetik parametreleri elde etmek için her iki deney grubu için 24 saat hidrolik alıkonma süresi ile 5 farklı çamur yaşı (2, 4, 6, 8 ve 10 gün) kullanılmıştır. Substrat gideriminde BOI_5 değerleri dikkate alınmıştır. Kinetik parametreleri belirlemek için denklem 20 ve 21 kullanılmıştır.

$$\frac{\theta X}{S_0 - S} = \frac{K_s}{K} \frac{1}{S} + \frac{1}{K} \quad (\text{Eşitlik 20})$$

$$\frac{1}{\theta_c} = Y \frac{S_0 - S}{\theta X} - k_d \quad (\text{Eşitlik 21})$$

Burada θ hidrolik alıkonma süresidir (d), S_0 başlangıç substrat konsantrasyonudur (mg BOİ/L), S atık substrat konsantrasyonudur (mg BOİ/L), K substrat kullanım oranıdır (mg BOİ/mg MLVSS. d), K_S yarı doygunluk sabitidir (mg BOİ/L), θ_C katı alıkonma süresidir (d), Y biyokütle verimidir (mg MLVSS/mg BOİ) ve k_D endojen bozunma katsayısıdır (1/d). K_S ve K , $1/S$ 'ye karşı $\theta X/(S_0-S)$ grafiğinden elde edilebilir. Y ve k_D , $1/\theta_C$ 'ye karşı $(S_0-S)/\theta X$ grafiğinden belirlenebilir. Maksimum büyüme oranı (μ_{max} , 1/d), K ve Y çarpılarak hesaplanabilir (HV ve Ramakrishaniah, 2014; Mardani ve ark, 2011). Biyo-Kinetik parametreler Çizelge 4.3 'te verildi.



Şekil 4.14. STA (A, C) ve STA-F (B, D) için Biyo-Kinetik Grafikler

Çizelge 4.3. Biyo-Kinetik Parametreler

Parametreler	Simüle Edilmiş Tekstil Atıksu	Yardımcı Kimyasallar İçermeyen Atıksu
K, mg BOD/mg MLVSS.d	2,911	3,26
K _s , mg BOD/L	1674,41	1474,88
Y, mg MLVSS/mg BOD	0,8451	0,8318
k _D , 1/d	0,0675	0,0578
μ _{max} , 1/d	2,46	2,711

RB5 ve yardımcı kimyasallar içermeyen sentetik atıksularda ana karbon kaynağı lif üretiminde haşıl maddesi olarak kullanılan nişastadır. Bu simüle edilmiş atık su için μ_{max} , K_s ve K sırasıyla 2,711 1/d, 1474,88 mg BOİ/L ve 3,26 mg BOİ/mg MLVSS.d olarak hesaplanmıştır. Öte yandan nişasta, yardımcı kimyasallar ve 200 mg/L RB5 içeren STA için μ_{max} , K_s ve K sırasıyla 2,460 1/d, 1674,41 mg BOİ/L ve 2,911 mg BOİ/mg MLVSS.d olarak belirlenmiştir. Yardımcı kimyasalların varlığında nişasta kullanım oranı (K), maksimum büyüme hızı (μ_{max}) azalırken yarı doygunluk sabiti (K_s) artmıştır. Bu durum rekabetçi olmayan inhibisyon ile açıklanabilir. Bu tip inhibisyonunda, inhibitöre neden olan bileşikler, substratın mineralizasyonundan sorumlu serbest enzimlerin aktif bölgelerine bağlanarak substrat kullanım oranında bir azalmaya neden olur (Picioreanu ve ark, 2016; Zhang ve ark, 2011; Sponza; Işık ve ark, 2004).

4.7 Ardışık MAK/AÇ Süreci ile STA'dan RB5 ve KOİ Giderme (3. Aşama)

Farklı MAK ve MLSS konsantrasyonları ile ardışık MAK/AÇ deneyleri yapılmıştır. Başlangıçta, maksimum RB5 giderimine ulaşılan kadar 500 mL STA hacminde farklı MAK konsantrasyonları ile adsorpsiyon deneylerine devam edilmiştir. İkinci olarak, MAK sıvı fazdan ayrılmıştır ve STA, 150 mL'lik hacimlerde üç ayrı şişeye aktarılmıştır. Şişeler 2000, 3000 ve 4000 mg/L MLSS içerecek şekilde ayarlanmıştır. Adsorpsiyon ve aktif çamur prosesleri sırasında

belirli aralıklarla numuneler alınarak kalıntı RB5 ve KOİ analizleri yapılmıştır. Deneyler, sıralı MAK/AÇ işleminin adsorpsiyon aşamasındaki MAK konsantrasyonunun, RB5'in STA'dan giderilmesinde üzerinde çok önemli bir etkiye sahip olduğunu göstermiştir. 0,25 g/L MAK konsantrasyonu ile adsorpsiyon aşamasındaki RB5 uzaklaştırma verimliliği 45 dakika içinde %15,7 olarak hesaplanmıştır. Bu nedenle AÇ işleminin giriş RB5 konsantrasyonu 168,6 mg/L olmuştur (Şekil 4.15). AÇ işlemini 375 dakika çalıştırdıktan sonra, RB5 konsantrasyonu 2000, 3000 ve 4000 mg/L MLSS için sırasıyla 36,6, 20,2 ve 12,3 mg/L'ye düşmüştür. Ardışık MAK/AÇ prosesinde 0,25 g/L MAK ve 4000 mg/L MLSS kullanılarak 420 dakikada toplam RB5 giderim verimi %93,85 olarak belirlenmiştir. Deneysel çalışmalar, adsorpsiyon aşamasında 0,25 g/L MAK konsantrasyonunun yetersiz olduğunu ve RB5'in gideriminin çoğunun AÇ işlemi sırasında biyosorpsiyondan kaynaklandığını göstermiştir.

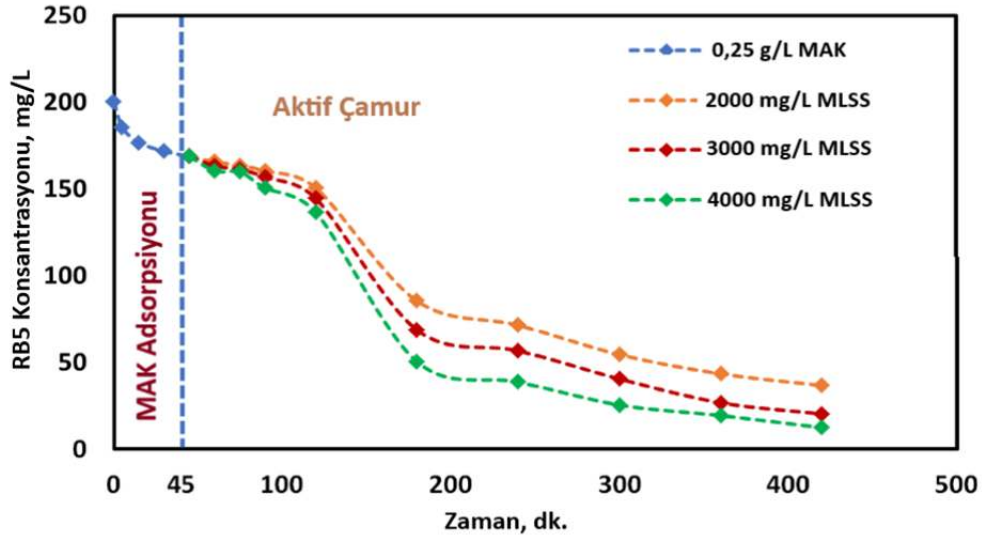
Sıralı MAK/AÇ prosesinin adsorpsiyon adımı RB5 konsantrasyonu 0,50 g/L MAK ile 90 dakikada 200 mg/L'den 133,60 mg/L'ye düşmüştür (Şekil 4.16). RB5 konsantrasyonu, AÇ fazındaki tüm MLSS konsantrasyonları için 330 dakikada tespit sınırının (<0,25 mg/L) altına düşmüştür. Sıralı MAK/AÇ sisteminde, adsorpsiyon aşamasında 0,5 g/L MAK ve AÇ aşamasında tüm MLSS konsantrasyonları ile toplam RB5 giderim verimi 420 dakikada >%99,875 olarak belirlenmiş ve RB5 gideriminin büyük bir kısmı AÇ sürecinde biyosorpsiyon şeklinde gerçekleştirilmiştir.

RB5 konsantrasyonu, ardışık sistemin adsorpsiyon aşamasında 1,25 g/L MAK ile 90 dakikada 200 mg/L'den 57,6 mg/L'ye düşmüştür (Şekil 4.17). AÇ aşamasında, kalan RB5, tüm MLSS konsantrasyonları ile 150 dakika içinde tespit sınırının altına düşmüştür. Sıralı sistemde 1,25 g/L MAK kullanılması durumunda, toplam RB5 gideriminin %71,6'sı adsorpsiyon fazında meydana gelmiştir.

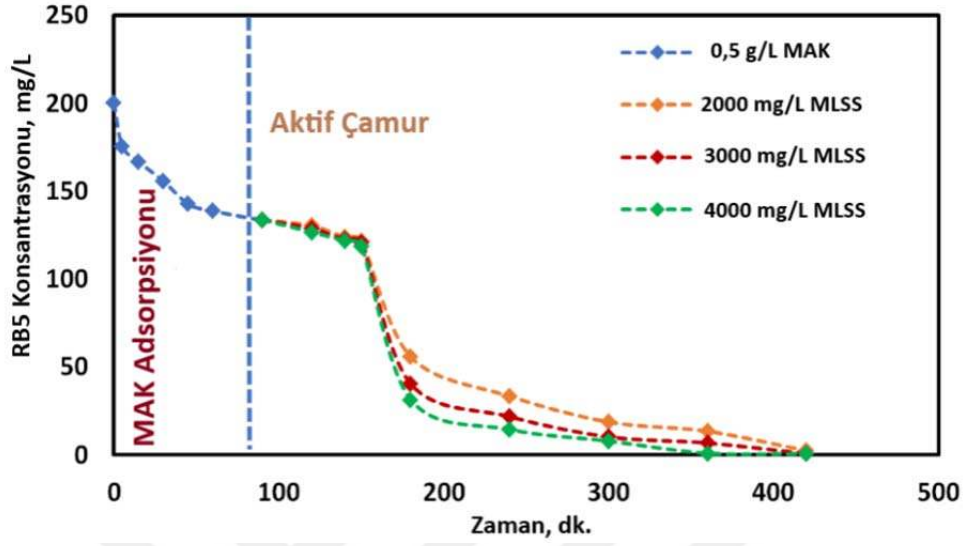
Adsorpsiyon aşamasında 2,5 g/L MAK konsantrasyonunun uygulanması sonucunda RB5 giderim verimi 90 dakikada %92,20 olarak belirlenmiştir. AÇ aşaması için başlangıç RB5 konsantrasyonu 15,6 mg/L' düşmüştür. AÇ

prosesindeki tüm MLSS konsantrasyonları ile 90 dakikalık reaksiyon süresinin sonunda RB5 konsantrasyonu tespit limitinin altına düşmüştür (Şekil 4.18).

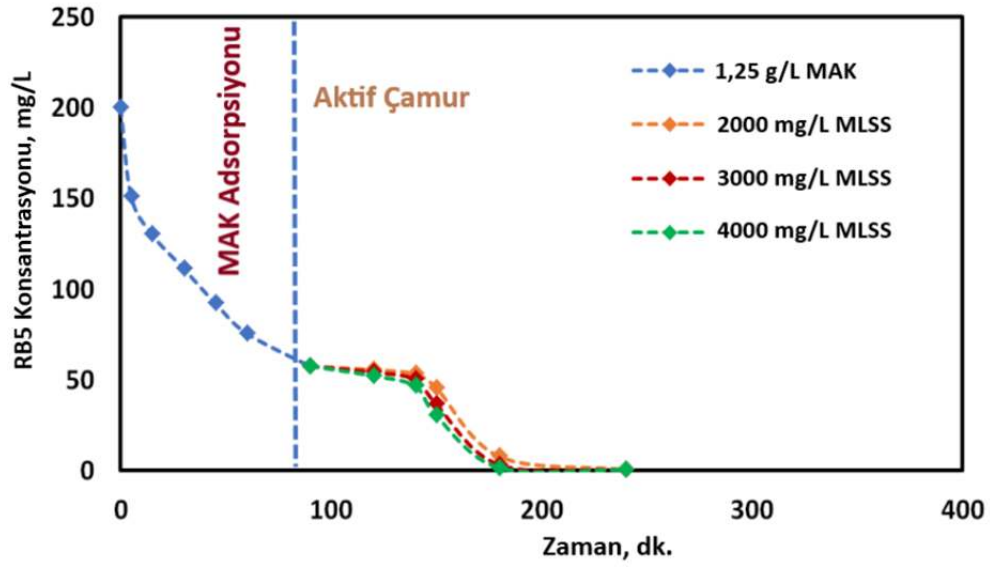
Sıralı MAK/AÇ prosesinin adsorpsiyon aşamasında 3,75, 5,0 ve 6,25 g/L MAK kullanılarak 90 dakika sonra RB5 konsantrasyonunun tespit limitinin altına düştüğü belirlenmiştir (Şekil 4.19). Bu MAK konsantrasyonlarının kullanılması sonucunda AÇ işlemine saptanabilir bir RB5 konsantrasyonu girişi olmamıştır. Bu nedenle, AÇ fazında RB5 analizinin konsantrasyonu gerçekleştirilmemiştir. Sıralı MAK/AÇ deneyleri, aktif çamur prosesinde AÇ biyokütlesinin biyosorpsiyon yoluyla RB5 ile yüklenmemesi için adsorpsiyon aşamasında 3,75, 5,0 ve 6,25 g/L MAK konsantrasyonlarına ihtiyaç olduğunu göstermiştir. Ayrıca, adsorpsiyon aşamasında 2,50 g/L MAK kullanılırsa, AÇ işleminin giriş RB5 konsantrasyonu oldukça düşük olan 15,6 mg/L'ye düşmektedir. Ayrıca adsorpsiyon aşamasında kullanılan MAK konsantrasyonunun artması ile MAK/AÇ prosesinde daha kısa sürelerde daha yüksek giderim verimleri elde edilmiştir.



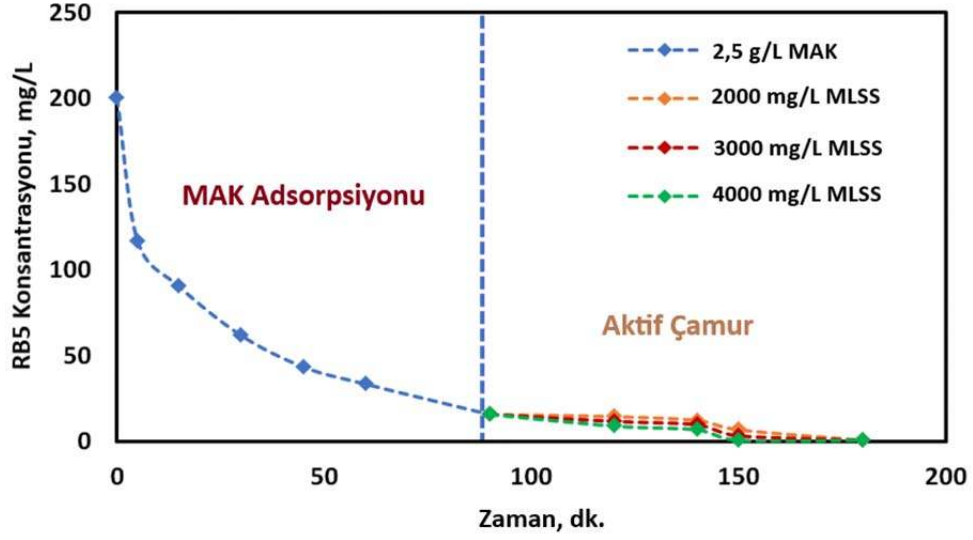
Şekil 4.15. 0,25 g/L MAK ile MAK/AÇ İşlemi



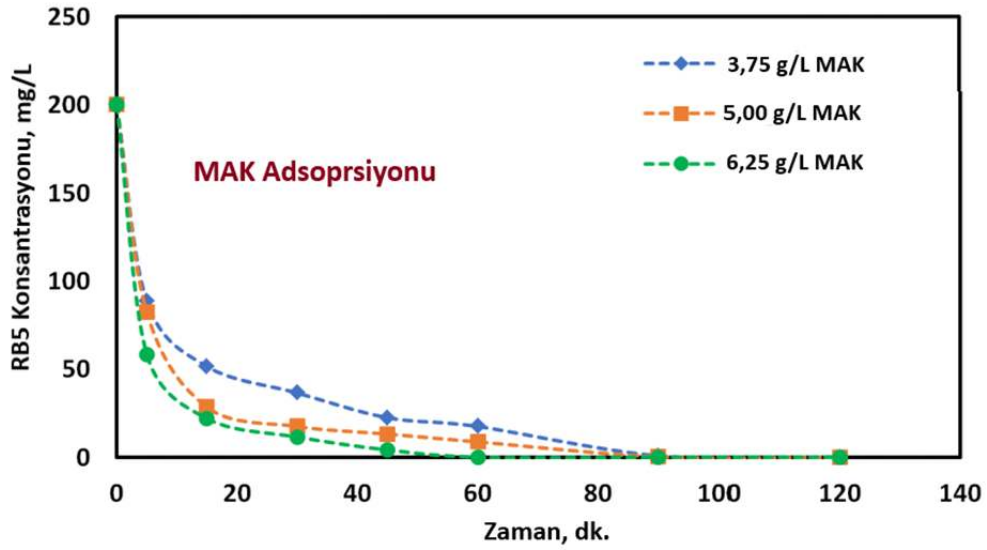
Şekil 4.16. 0,50 g/L MAK ile MAK/AÇ İşlemi



Şekil 4.17. 1,25 g/L MAK ile MAK/AÇ İşlemi



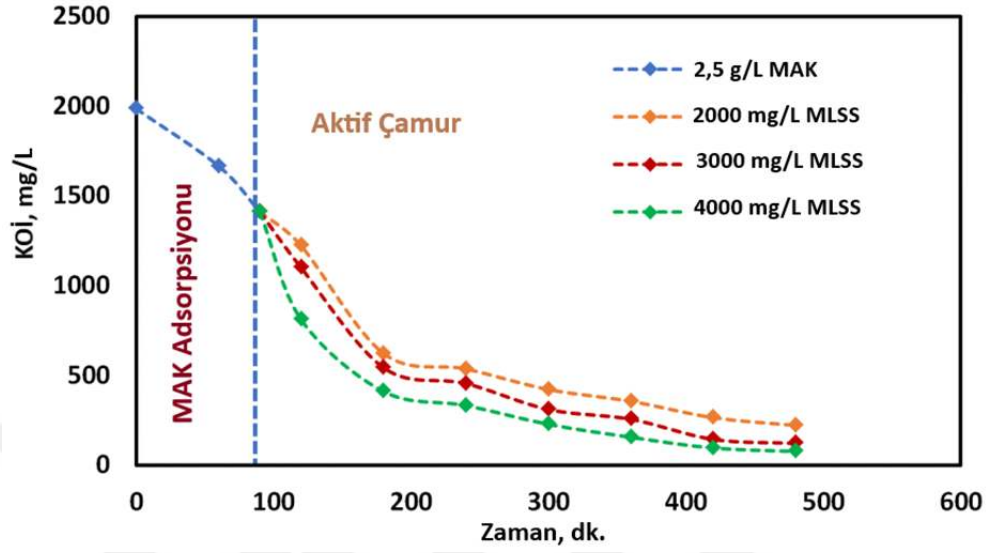
Şekil 4.18. 2,50 g/L MAK ile MAK/AÇ İşlemi



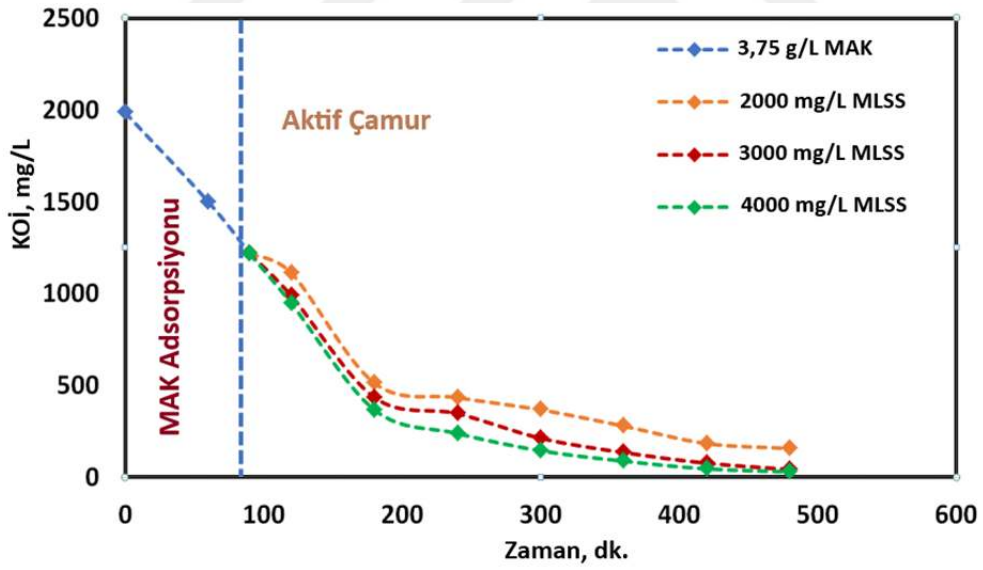
Şekil 4.19. 3,75-5,00-6,25 g/L MAK ile MAK/AÇ İşlemi

KOİ giderimi ardışık MAK/AÇ işleminde araştırılmıştır. 2,5, 3,75, 5,0 ve 6,25 g/L MAK konsantrasyonlarının kullanıldığı deneyler için KOİ giderim çalışmaları yapılmıştır. Daha düşük MAK konsantrasyonlarının kullanıldığı

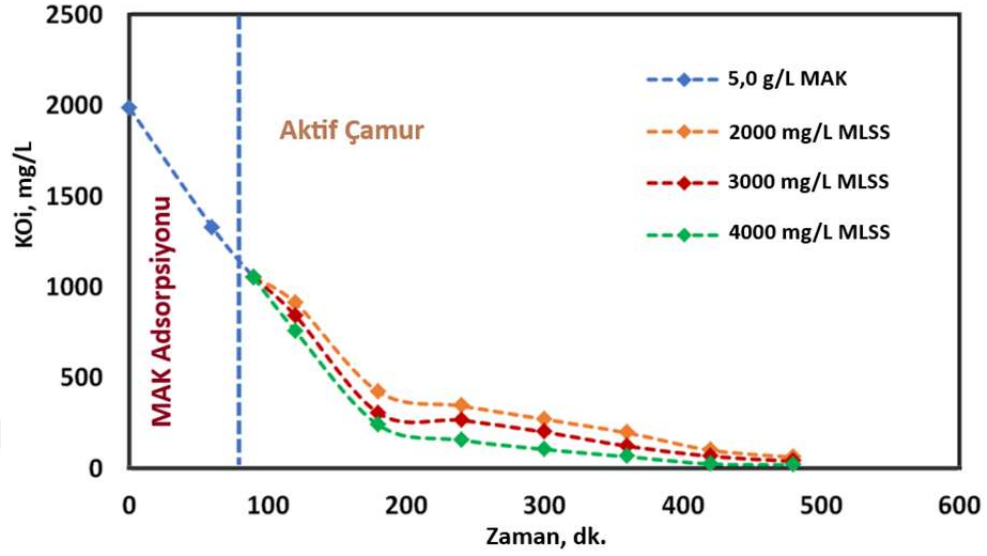
adsorpsiyon aşamasında yeterli RB5 giderimi olmadığı için, RB5 giderimi çoğunlukla AÇ aşamasında biyosorpsiyon ile sağlanmıştır. Ardışık MAK/AÇ işleminin adsorpsiyon aşamasında, maksimum RB5 giderimine kadar belirli KOİ giderim seviyeleri de elde edilmiştir. Adsorpsiyon fazı sırasında uzaklaştırılan KOİ, RB5 ve yardımcı kimyasalların MAK tarafından adsorpsiyonundan kaynaklanmaktadır. Ancak, RB5 gideriminin tamamlanmasının ardından, kalan KOİ'nin MAK tarafından adsorbe edilmemesi için STA, AÇ aşamasına aktarılmıştır. Böylece MAK rejenerasyonu ihtiyacı azalırken biyolojik olarak parçalanabilen KOİ kaynaklarının AÇ tarafından mineralizasyonu sağlanabilmektedir. Adsorpsiyon adımı 2,5 g/L MAK' ın kullanıldığı ardışık MAK/AÇ prosesinde (Şekil 4.20), 90 dakikalık adsorpsiyon süresinin sonunda yaklaşık %29 KOİ giderimi elde edilmiştir. Bu aşamada ayrıca %92,2 RB5 giderimi sağlanmıştır. AÇ fazında 370 dakikalık temas süresi sonunda 2000, 3000 ve 4000 mg/L MLSS ile toplam KOİ giderim verimleri sırasıyla %88,80, %93,83 ve %96,10 olarak belirlenmiştir. Adsorpsiyon adımı (Şekil 4.21-4.23) 3,75, 5,0 ve 6,25 g/L MAK kullanılarak 90 dakika sonunda KOİ giderme verimleri sırasıyla %38,76, %47,10 ve %59,11 olarak hesaplanmıştır. Ayrıca, 90 dakika sonunda bu MAK konsantrasyonlarında sıvı fazda RB5 tespit edilmemiştir. 3,75 g/L MAK/2000 mg/L MLSS-AÇ ve 3,75 g/L MAK/4000 mg/L MLSS-AÇ işlemlerinde 480 dakika sonunda toplam KOİ giderimi sırasıyla %92,16 ve %98,55 olarak tespit edilmiştir. Öte yandan, 6,25 g/L MAK/AÇ sisteminin tüm MLSS değerleri ile ~%99 KOİ giderme verimliliği elde edilmiştir. Ardışık MAK/AÇ prosesinin adsorpsiyon aşamasında MAK dozu arttıkça, AÇ aşamasında KOİ giriş konsantrasyonları azalmıştır ve KOİ giderim verimleri artmıştır. Ayrıca, adsorpsiyon aşamasında artan MAK konsantrasyonu ile AÇ aşamasında daha kısa temas sürelerinde daha yüksek KOİ giderme verimleri elde edilmiştir.



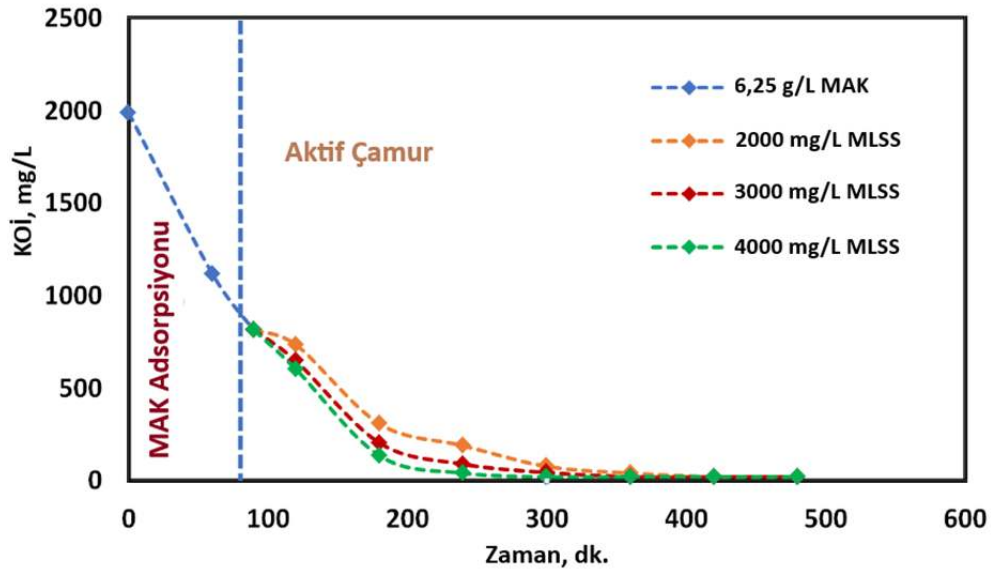
Şekil 4.20. KOİ Giderimi için 2,50 g/L MAK ile MAK/AÇ İşlemi



Şekil 4.21. KOİ Giderimi için 3,75 g/L MAK ile MAK/AÇ İşlemi



Şekil 4.22. KOİ Giderimi için 5,0 g/L MAK ile MAK/AÇ İşlemi



Şekil 4.23. KOİ Giderimi için 6,25 g/L MAK ile MAK/AÇ İşlemi



5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER

Bu çalışmada, simüle edilmiş tekstil atık suyundan RB5 tekstil boyarmaddesini ve KOİ'yi uzaklaştırmak için sıralı MAK/AÇ işlemi kullanılmıştır. MAK ve MLSS konsantrasyonunun renk ve KOİ giderimi üzerindeki etkisi araştırılmıştır. MAK'ın RB5 için deneysel adsorpsiyon kapasitesi 143,6 mg/g olarak hesaplanmıştır. Adsorpsiyon verisini en iyi tanımlayan izoterm modeli Koble-Corrigan olarak bulunmuştur. Sıralı MAK/AÇ işlemi ile yüksek renk ve KOİ giderme verimleri elde edilmiştir. Adsorpsiyon aşamasında, 3,75 g/L'lik bir MAK konsantrasyonu ile 90 dakikalık temas süresinden sonra renk tamamen uzaklaştırılmıştır. İkinci aşamada, 3000 mg/L MLSS içeren aktif çamur ile 330 dakikalık reaksiyon sonrasında toplam KOİ gideriminin yaklaşık %99 olduğu belirlenmiştir. Aktif karbonun toz formu yüksek yüzey alanı sağlayan bir yapıdadır. Ayrıca maghemit kaplı toz aktif karbon, sıvı fazdan etkin bir şekilde ayrılabilir. MAK işlemi, kolon adsorpsiyonuna iyi bir alternatif olabilir. Sıralı MAK/AÇ prosesi tekstil atık sularının arıtılmasında yüksek verimlilik sağlayabilir. MAK/AÇ işleminde aromatik amin oluşumu yoktur. Ayrıca adsorpsiyon işlemi sırasında boyar madde uzaklaştırıldığı için AÇ prosesinde biyokütle boyar maddeye maruz kalmaz. Bu, AÇ biyokütlesinin karada bertaraf edilmesini çevre için daha güvenli hale getirir.



KAYNAKLAR

- Ahmad MA., Ahmed NAB., Adegoke KA., Bello OS., 2021. Adsorptive potentials of lemongrass leaf for methylene blue dye removal. *Chem Data Collect* 31:100578. <https://doi.org/10.1016/j.cdc.2020.100578>
- Akbal F., 2005. Adsorption of basic dyes from aqueous solution onto pumice powder. *J Colloid Interface Sci* 286(2):455-458. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2005.01.036>
- Aksu Z. and Akın AB., 2010, Comparison of Remazol Black B biosorptive properties of live and treated activated sludge. *Chem Eng J* 165(1):184-193. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.09.014>
- Albahnasawi A., Yüksel E., Gürbulak E., Duyum F., 2020. Fate of aromatic amines through decolorization of real textile wastewater under anoxic-aerobic membrane bioreactor. *J Environ Chem Eng* 8(5):104226. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104226>
- Al-Ghouti MA. and Da'ana DA., 2020. Guidelines for the use and interpretation of adsorption isotherm models: A review. *J Hazard Mater* 393:122383. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122383>
- Al-Tohamy R., Sun J., Fareed MF., Kenawy ER., Ali SS., 2020. Ecofriendly biodegradation of Reactive Black 5 by newly isolated *Sterigmatomyces halophilus* SSA1575, valued for textile azo dye wastewater processing and detoxification. *Scientific Reports* 10(1):1-16. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-69304-4>
- Arab C., El Kurdi R., Patra D., 2022. Effect of pH on the removal of anionic and cationic dyes using zinc curcumin oxide nanoparticles as adsorbent. *Mater Chem Phys* 277:125504. <https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2021.125504>
- Ayawei N., Ebelegi AN., Wankasi D., 2017. Modelling and interpretation of adsorption isotherms. *J Chem* 2017. <https://doi.org/10.1155/2017/3039817>

- Ayed L., Ksibi IE., Charef A., Mzoughi RE., 2021. Hybrid coagulation-flocculation and anaerobic-aerobic biological treatment for industrial textile wastewater: pilot case study. *J. Text. Inst* 112(2):200-206. <https://doi.org/10.1080/00405000.2020.1731273>
- Aytaç, E., 2011. Elektrokoagülasyon yöntemi kullanılarak tekstil atıksularının arıtımı, Yüksek Lisans Tezi ,Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Eskişehir.
- Baeta BEL., Lima DRS., Silva SDQ, Aquino SFD., 2015. Evaluation of soluble microbial products and aromatic amines accumulation during a combined anaerobic/aerobic treatment of a model azo dye. *Chem Eng J* 259:936-944. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.08.050>
- Balcı, B., 2007. Atıksulardan Tekstil Boyar Maddelerinin Sürekli ve Kesikli Sistemlerde Ağaçkabuğu Kullanılarak Adsorpsiyon ile Giderilmesi, Yüksek Lisans Tezi, Adana.
- Barad JM., Kohli HP., Chakraborty M., 2022. Adsorption of hexavalent chromium from aqueous stream by maghemite nanoparticles synthesized by the microemulsion method. *Energy Nexus* 5:100035. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2021.100035>
- Barjasteh-Askari F., Davoudi M., Dolatabadi M., Ahmadzadeh S., 2021. Iron-modified activated carbon derived from agro-waste for enhanced dye removal from aqueous solutions. *Heliyon* 7(6): e07191. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e07191>
- Cao R., Liu S., Yang X., Wang C., Wang Y., Wang W., Pi Y., 2022. Enhanced remediation of Cr(VI) contaminated groundwater by coupling electrokinetics with ZVI/Fe₃O₄/AC-based permeable reactive barrier. *J Environ Sci* 112:280-290. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.05.002>

- Chang J., Wang H., Zhang J., Xue Q., Chen H., 2021. New insight into adsorption and reduction of hexavalent chromium by magnetite: Multi-step reaction mechanism and kinetic model developing. *Colloids Surf A: Physicochem Eng Asp* 611:125784. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2020.125784>
- Chen P., Wang Y., Zhuang X., Liu H., Liu G., Lv W., 2022. Selective removal of heavy metals by Zr-based MOFs in wastewater: New acid and amino functionalization strategy. *J Environ Sci* 124:268-280. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.10.010>
- Daikh S., Ouis D., Benyoucef A., Mouffok B., 2022. Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies for evaluation of adsorption capacity of a new potential hybrid adsorbent based on polyaniline and chitosan for Acetaminophen. *Chem Phys Lett* 798:139565. <https://doi.org/10.1016/j.cplett.2022.139565>
- Damasceno BS., da Silva AFV., de Araújo ACV., 2020. Dye adsorption onto magnetic and superparamagnetic Fe₃O₄ nanoparticles: a detailed comparative study. *J Environ Chem Eng* 8:103994. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103994>
- Dawood S. and Sen TK., 2012. Removal of anionic dye Congo red from aqueous solution by raw pine and acid-treated pine cone powder as adsorbent: equilibrium, thermodynamic, kinetics, mechanism and process design. *Water Res* 46(6):1933-1946. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.009>
- Ding L., Wu C., Deng H., Zhang X., 2012. Adsorptive characteristics of phosphate from aqueous solutions by MIEX resin. *J Colloid Interface Sci* 376(1):224-232. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2012.03.002>
- Dong M., Guo J., Wang Y., Gai X., Xiong X., Zeng J. et al., 2022. Humic acid non-covalent functionalized Multi-walled carbon nanotubes composite membrane and its application for the removal of organic dyes. *J Environ Chem Eng* 10(2):107320. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107320>

- Egirani D., Latif MT., Wessey N., Poyi N., Shehata N., 2021. Preparation and characterization of powdered and granular activated carbon from *Palmae* biomass for mercury removal. *Appl Water Sci* 11(1):1-11. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01343-8>
- Emara MM., Goher M., Abdo MH., Mahmood NM., El-Shamy AS., 2016. Synthesis and characterization of Fe, Mn and Super paramagnetic magnetite Fe_3O_4 nanoparticles. *Int J Adv Sci Res* 4(9):447-461. <http://dx.doi.org/10.21474/IJAR01/1501>
- Fadzail F., Hasan M., Mokhtar Z., Ibrahim N., 2021. Removal of naproxen using low-cost *Dillenia Indica* peels as an activated carbon. *Mater Today: Proc* 57(3):1108-1115. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.09.422>
- Faraji, M., Yamini, Y., and Rezaee, M., 2010. Magnetic nanoparticles: Synthesis, stabilization, functionalization, characterization, and applications, *Journal of the Iranian Chemical Society*, 7:1-37
- Feng M., Zhang P., Zhou HC., Sharma VK., 2018. Water-stable metal-organic frameworks for aqueous removal of heavy metals and radionuclides: A review. *Chemosphere* 209:783-800. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.114>
- Gadow SI. and Li YY., 2020. Development of an integrated anaerobic/aerobic bioreactor for biodegradation of recalcitrant azo dye and bioenergy recovery: HRT effects and functional resilience. *Bioresour Technol Rep* 9:100388. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2020.100388>
- Gheibi M., Eftekhari M., Tabrizi MG., Fathollahi-Fard AM., Tian G., 2022. Mechanistic evaluation of cationic dyes adsorption onto low-cost calcinated aerated autoclaved concrete wastes. *Int J Environ Sci Tech* 19(7):6429-6444. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03576-9>

- Gohr MS., Abd-Elhamid AI., El-Shanshory AA., Soliman HM., 2022. Adsorption of cationic dyes onto chemically modified activated carbon: Kinetics and thermodynamic study. *J Mol Liq* 346:118227. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2021.118227>
- Haddad M., Abid S., Hamdi M., Bouallagui H., 2018. Reduction of adsorbed dyes content in the discharged sludge coming from an industrial textile wastewater treatment plant using aerobic activated sludge process. *J Environ Manage* 223:936-946. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.07.009>
- Hamdaoui O and Naffrechoux E., 2007. Modeling of adsorption isotherms of phenol and chlorophenols onto granular activated carbon. part II. Models with more than two parameters. *J Hazard Mater* 147(1-2):401-11. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.023>
- Hassaan MA., El Nemr A., Madkour FF., Idris AM., Said TO., Sahlabji T., Alghamdi MM., El-Zahhar AA., 2020. Advanced oxidation of acid yellow 11 dye; detoxification and degradation mechanism. *Toxin Rev* 40(4):1472-1480. <https://doi.org/10.1080/15569543.2020.1736098>
- He L., Wang L., Zhu H., Wang Z., Zhang L., Yang L. et al., 2021. A reusable Fe₃O₄/GO-COOH nanoadsorbent for Ca²⁺ and Cu²⁺ removal from oilfield wastewater. *Chem Eng Res Des* 166:248-258. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2020.12.019>
- Hussain Z., Chang N., Sun J., Xiang S., Ayaz T., Zhang H., Wang H., 2022. Modification of coal fly ash and its use as low-cost adsorbent for the removal of directive, acid and reactive dyes. *J Hazard Mater* 422:126778. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126778>
- HV A., Ramakrishaniah DC., 2014. Determination of Bio-Kinetic Parameters for Sequencing Batch Reactor Type Sewage Treatment Plant. *International Journal of Civil Engineering Research and Development (IJCERD)*, 4(2):51-58. <https://ssrn.com/abstract=3513334>

- Islam MS., Ang BC., Gharekhani S., Afifi ABM., 2016. Adsorption capability of activated carbon synthesized from coconut shell. Carbon letters 20:1-9. <https://doi.org/10.5714/CL.2016.20.001>
- Ismail GA. and Sakai H., 2021. Review on effect of different type of dyes on advanced oxidation processes (AOPs) for textile color removal. Chemosphere 291:132906. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132906>
- Jasper EE., Ajibola VO., Onwuka JC., 2020. Nonlinear regression analysis of the sorption of crystal violet and methylene blue from aqueous solutions onto an agro-waste derived activated carbon. Appl Water Sci 10(6):1-11. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01218-y>
- Jayapal M., Jagadeesan H., Shanmugam M., Murugesan S., 2018. Sequential anaerobic-aerobic treatment using plant microbe integrated system for degradation of azo dyes and their aromatic amines by-products. J Hazard Mater 354:231-243. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.04.050>
- Jin Z., Zhao Z., Liang L., Zhang Y., 2022. Effects of ferroferric oxide on azo dye degradation in a sulfate-containing anaerobic reactor: From electron transfer capacity and microbial community. Chemosphere 286:131779. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131779>
- Joseph CG., Farm YY., Taufiq-Yap YH., Pang CK., Nga JL., Puma GL., 2021. Ozonation treatment processes for the remediation of detergent wastewater: A comprehensive review. J Environ Chem Eng 9(5):106099. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106099>
- Kestioğlu K., Yalılı M., 2006. Yüksek KOİ İçerikli Tekstil Atıksularının Kimyasal Çökeltim ve Adsorpsiyon Yöntemleriyle Arıtılabilirliği, Uludağ Üniversitesi, Mühendislik-Mimarlık Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Ekoloji 15, 59 27-31

- Khan N., Anwer AH., Sultana S., Ibhaddon A., Khan MZ., 2022. Effective toxicity assessment of synthetic dye in microbial fuel cell biosensor with spinel nanofiber anode. *J Environ Chem Eng* 10(2):107313. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107313>
- Khorshidi S., Karkhaneh A., Bonakdar S., 2020. Fabrication of amine-decorated nonspherical microparticles with calcium peroxide cargo for controlled release of oxygen. *J Biomed Mater Res A* 108(1):136-147. <https://doi.org/10.1002/jbm.a.36799>
- Kozak M., Cirik K., Başak S., 2021. Treatment of textile wastewater using combined anaerobic moving bed biofilm reactor and powdered activated carbon-aerobic membrane reactor. *J Environ Chem Eng* 9(4):105596. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105596>
- Kuleyin A., Gok A., Akbal F., 2021. Treatment of textile industry wastewater by electro-Fenton process using graphite electrodes in batch and continuous mode. *J environ chem Eng* 9:104782. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104782>
- Lai X., Ning XA., Li Y., Huang N., Zhang Y., Yang C., 2022. Formation of organic chloride in the treatment of textile dyeing sludge by Fenton system. *J Environ Sci* 125:376-387. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.11.024>
- Liang J., Ning XA., An T., Sun J., Zhang Y., Wang Y., 2016. Degradation of aromatic amines in textile-dyeing sludge by combining the ultrasound technique with potassium permanganate treatment. *J Hazard Mater* 314:1-10. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.04.018>
- Liu X., Lu J., Fu M., Zheng H., Chen Q., 2022. Activated carbon induced hydrothermal carbonization for the treatment of cotton pulp black liquor. *J Water Process Eng* 47:102733. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102733>
- Gebrati L., 2019, Inhibiting effect of textile wastewater on the activity of sludge from the biological treatment process of the activated sludge plant, *Saudi Journal of Biological Sciences*, 26, 1753-1757.

- Louhichi B., Gaied F., Mansouri K., Jeday MR., 2022. Treatment of textile industry effluents by Electro-Coagulation and Electro-Fenton processes using solar energy: A comparative study. *Chem Eng J* 427:131735. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131735>
- Lourenço ND., Franca RDG., Moreira MA., Gil FN., Viegas CA., Pinheiro HM., 2015. Comparing aerobic granular sludge and flocculent sequencing batch reactor technologies for textile wastewater treatment. *Biochem Eng J* 104:57-63. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2015.04.025>
- Ma L., Chen N., Feng C., Yao Y., Wang S., Wang G. et al., 2022. Enhanced Cr (VI) reduction in biocathode microbial electrolysis cell using Fenton-derived ferric sludge. *Water Res* 212:118144. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118144>
- Majd MM., Kordzadeh-Kermani V., Ghalandari V., Askari A., Sillanpää M., 2021. Adsorption isotherm models: A comprehensive and systematic review (2010-2020). *Sci Total Environ* 812:151334. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151334>
- Mardani S., Mirbagheri A., Amin M., Ghasemian M., 2011. Determination of biokinetic coefficients for activated sludge processes on municipal wastewater. *J Environ Health Sci Eng* 8(1):25-34. <https://ijehse.tums.ac.ir/index.php/ijehse/article/view/281>
- Mesbah M., Hamedshahraki S., Ahmadi S., Sharifi M., Igwegbe CA., 2020. Hydrothermal synthesis of LaFeO₃ nanoparticles adsorbent: Characterization and application of error functions for adsorption of fluoride. *MethodsX* 7:100786. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.100786>
- Muthukumar P., Sowmiya E., Arunkumar G., Pannipara M., Al-Sehemi AG., Anthony SP., 2022. Highly enhanced dye adsorption of MoO₃ nanoplates fabricated by hydrothermal-calcination approach in presence of chitosan and thiourea. *Chemosphere* 291:132926. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132926>

- Nawaz M. and Ahsan M., 2013. Comparison of physico-chemical, advanced oxidation and biological techniques for the textile wastewater treatment, Alexandria Engineering Journal
- Obón JM., Angosto JM., González-Soto F., Ascuá A., Fernández-López JA., 2022. Prototyping a spinning adsorber submerged filter for continuous removal of wastewater contaminants. J Water Process Eng 45:102515. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102515>
- Oke N. and Mohan S., 2022. Development of nanoporous textile sludge based adsorbent for the dye removal from industrial textile effluent. J Hazard Mater 422:126864. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126864>
- Öztürk, T., 2017. Adsorpsiyon Yöntemi İle Reaktif Boyarmadde Gideriminde Çeşitli Adsorbentlerin Etkinliğinin Değerlendirilmesi, NKUBAP.00.17.AR.14.16 nolu proje, Tekirdağ.
- Pathania D., Bhat VS., Shivanna JM., Sriram G., Kurkuri M., Hegde G., 2022. Garlic peel based mesoporous carbon nanospheres for an effective removal of malachite green dye from aqueous solutions: Detailed isotherms and kinetics. Spectrochim Acta A Mol Biomol Spectrosc 276:121197. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2022.121197>
- Patra T., Mohanty A., Singh L., Muduli S., Parhi PK., Sahoo TR., 2022. Effect of calcination temperature on morphology and phase transformation of MnO₂ nanoparticles: A step towards green synthesis for reactive dye adsorption. Chemosphere 288:132472. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132472>
- Pham XN., Nguyen TP., Pham TN., Tran TTN., Tran TVT., 2016. Synthesis and characterization of chitosan-coated magnetite nanoparticles and their application in curcumin drug delivery. Adv Nat Sci: Nanosci Nanotechnol 7(4):045010. <https://doi.org/10.1088/2043-6262/7/4/045010>

- Picioreanu C., Pérez J., van Loosdrecht MC., 2016. Impact of cell cluster size on apparent half-saturation coefficients for oxygen in nitrifying sludge and biofilms. *Water Res* 106:371-382. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.017>
- Piri F., Mollahosseini A., Hosseini MM., 2019. Enhanced adsorption of dyes on microwave-assisted synthesized magnetic zeolite-hydroxyapatite nanocomposite. *J Environ Chem Eng* 7(5):103338. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103338>
- Punia P., Aggarwal RK., Kumar R., Dhar R., Thakur P., Thakur A., 2022. Adsorption of Cd and Cr ions from industrial wastewater using Ca doped Ni-Zn nanoferrites: Synthesis, characterization and isotherm analysis. *Ceramics International* 48(13):18048-18056. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2022.02.234>
- Rahmayanti M., 2020. Synthesis of Magnetite Nanoparticles Using The Reverse Co-precipitation method with NH₄OH as precipitating agent and its stability test at various pH. *Nat Sci: J Sci Technol* 9(3):54-58. <https://doi.org/10.22487/25411969.2020.v9.i3.15298>
- Rani R., Tasmeem S., Malik A., Garg VK., Singh L., Dhull SB., 2022. Optimization of Swiss blue dye removal by cotton boll activated carbon: response surface methodological approach. *Toxin Rev* 41(1):298-314. <https://doi.org/10.1080/15569543.2021.1873386>
- Rashtbari Y., Afshin S., Hamzezadeh A., Abazari M., Poureshgh Y., Fazlzadeh M., 2020. Application of powdered activated carbon coated with zinc oxide nanoparticles prepared using a green synthesis in removal of Reactive Blue 19 and Reactive Black-5: adsorption isotherm and kinetic models. *Desalin Water Treat* 179:354-367. <https://doi.org/10.5004/dwt.2020.25020>

- San-Pedro L., Méndez-Novelo R., Hernández-Núñez E., Flota-Bañuelos M., Medina J., Giacomán-Vallejos G., 2020. Selection of the activated carbon type for the treatment of landfill leachate by fenton-adsorption process. *Molecules* 25(13):3023. <https://doi.org/10.3390/molecules25133023>
- Shojaei B., Miri R., Bazyari A., Thompson LT., 2022. Asphaltene adsorption on MgO, CaO, SiO₂, and Al₂O₃ nanoparticles synthesized via the Pechini-type Sol–Gel method. *Fuel* 321:124136. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.124136>
- Shokrollahi HJJOM., 2017. A review of the magnetic properties, synthesis methods and applications of maghemite. *J Magn Magn Mater* 426:74-81. <https://doi.org/10.1016/j.jmmm.2016.11.033>
- Sivarajasekar N. and Baskar R., 2014. Adsorption of basic red 9 onto activated carbon derived from immature cotton seeds: isotherm studies and error analysis. *Desalin Water Treat* 52(40-42):7743-7765. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.834518>
- Stone C., et al., 2019. Natural or synthetic – how global trends in textile usage threaten freshwater environments, *Science of the Total Environment*, 718-134689.
- Sponza DT., Işık M., 2004. Decolorization and inhibition kinetic of Direct Black 38 azo dye with granulated anaerobic sludge. *Enzyme Microb Technol* 34(2):147-158. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2003.10.006>
- Srivastava A., Dangi LK., Kumar S., Rani R., 2022. Microbial decolorization of Reactive Black 5 dye by *Bacillus albus* DD1 isolated from textile water effluent: kinetic, thermodynamics & decolorization mechanism. *Heliyon* 8(2):e08834. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e08834>
- Sujiono EH., Zabrian D., Zharvan V., Humairah NA., 2022. Fabrication and characterization of coconut shell activated carbon using variation chemical activation for wastewater treatment application. *Results in Chemistry* 4:100291. <https://doi.org/10.1016/j.rechem.2022.100291>

- Sultana M., Rownok MH., Sabrin M., Rahaman MH., Alam SN., 2022. A review on experimental chemically modified activated carbon to enhance dye and heavy metals adsorption. *Clean Eng Tech* 6:100382. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100382>
- Sun L., Mo Y., Zhang L., 2022. A mini review on bio-electrochemical systems for the treatment of azo dye wastewater: State-of-the-art and future prospects. *Chemosphere* 294:133801. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133801>
- Şahinkaya S., 2013. COD and color removal from synthetic textile wastewater by ultrasound assisted electro-Fenton oxidation process : *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 601–605.
- Thommes M., Kaneko K., Neimark AV., Olivier JP., Rodriguez-Reinoso F., Rouquerol J., Sing KS., 2015. Physisorption of gases, with special reference to the evaluation of surface area and pore size distribution (IUPAC Technical Report). *Pure Appl Chem* 87(9-10):1051-1069. doi:<https://doi.org/10.1515/pac-2014-1117>.
- Tong S., Chen D., Mao P., Jiang X., Sun A., Xu Z. et al., 2022. Synthesis of magnetic hydrochar from Fenton sludge and sewage sludge for enhanced anaerobic decolorization of azo dye AO7. *J Hazard Mater* 424:127622. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127622>
- Tran HN., Huang FC., Lee CK., Chao HP., 2017. Activated carbon derived from spherical hydrochar functionalized with triethylenetetramine: synthesis, characterizations, and adsorption application. *Green Process Synth* 6(6):565-576. <https://doi.org/10.1515/gps-2016-0178>
- Yılmaz Ü., 2021. Tekstil Endüstrisi Atıksularının İleri Oksidasyon Yöntemleri İle Arıtımı, Tekirdağ Namık Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Tekirdağ.

- Vanaamudan A., Chavada B., Padmaja P., 2016. Adsorption of reactive blue 21 and reactive red 141 from aqueous solutions onto hydrotalcite. *J Environ Chem Eng* 4(3):2617-2627. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.04.039>
- Wang J. and Guo X., 2020. Adsorption isotherm models: Classification, physical meaning, application and solving method. *Chemosphere* 258:127279. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127279>
- Wang X., Li J., Zhang X., Chen Z., Shen J., Kang J., 2021. The performance of aerobic granular sludge for simulated swine wastewater treatment and the removal mechanism of tetracycline. *J Hazard Mater* 408:124762. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124762>
- Wang Y., Wang H., Jin H., Zhou X., Chen H., 2022. Application of Fenton sludge coupled hydrolysis acidification in pretreatment of wastewater containing PVA: Performance and mechanisms. *J Environ Manage* 304:114305. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114305>
- Xu Y., Wang G., Zhu L., Deng W., Wang C., Ren T. et al., 2022. Desert beetle-like microstructures bridged by magnetic Fe₃O₄ grains for enhancing oil-in-water emulsion separation performance and solar-assisted recyclability of graphene oxide. *Chem Eng J* 427:130904. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.130904>
- Yaneva ZL., Koumanova BK., Georgieva NV., 2013. Linear and nonlinear regression methods for equilibrium modelling of p-nitrophenol biosorption by *Rhizopus oryzae*: Comparison of error analysis criteria. *J Chemistry* 2013. <https://doi.org/10.1155/2013/517631>
- Yousefi A., Seyyed Ebrahimi SA., Seyfoori A., Mahmoodzadeh Hosseini H., 2018. Maghemite nanorods and nanospheres: Synthesis and comparative physical and biological properties. *BioNanoScience* 8(1):95-104. <https://doi.org/10.1007/s12668-017-0431-1>

- Yuan Y., Zhang C., Zhao C., Wang B., Wang X., Gao B. et al., 2022. One-step preparation of a novel graphitic biochar/Cu₀/Fe₃O₄ composite using CO₂-ambiance pyrolysis to activate peroxydisulfate for dye degradation. *J Environ Sci* 125:26-36. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.10.030>
- Zıba ve ark., 2016, Tekstil Atık Sularında Renk Gidermede Kullanılan Koagulantlar: Nişasta ve CMPS'nin Floklaşmaya Etkisi. *KSU Mühendislik Bilimleri Dergisi*, Kahramanmaraş, 19-3.
- Zhang C., Tezel U., Li K., Liu D., Ren R., Du J., Pavlostathis SG., 2011. Evaluation and modeling of benzalkonium chloride inhibition and biodegradation in activated sludge. *Water Res* 45(3):1238-1246. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.037>
- Zheng YM., Yu HQ., Sheng GP., 2005. Physical and chemical characteristics of granular activated sludge from a sequencing batch airlift reactor. *Process Biochem* 40(2):645-650. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.01.056>
- Zhou LJ., Rong ZY., Gu W., Fan DL., Liu JN., Shi LL. et al., 2020. Integrated fate assessment of aromatic amines in aerobic sewage treatment plants. *Environ Monit Assess* 192(5):1-14. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8111-y>
- Zhou W., Chen X., Wang Y., Tuersun N., Ismail M., Cheng C. et al., 2021. Anaerobic co-digestion of textile dyeing sludge: Digestion efficiency and heavy metal stability. *Sci Total Environ* 801:149722. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149722>
- Zhou H., Zhou L., Ma K., 2020. Microfiber from textile dyeing and printing wastewater of a typical industrial park in China: Occurrence, removal and release. *Sci Total Environ* 739:140329. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140329>
- Zhuang H., Shi J., Shan S., Ping L., Zhang C., 2020. Enhanced anaerobic treatment of azo dye wastewater via direct interspecies electron transfer with Fe₃O₄/sludge carbon. *Int J Hydrog Energy* 45(53):28476-28487. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2020.07.234>

ÖZGEÇMİŞ

Sibel TOPRAK BOZCA, İlk ve orta öğrenimini Dervişler İlköğretim Okulu'nda, lise öğrenimini ise Seyhan Rotary Anadolu Lisesi'nde tamamladı. 2015 yılında Çukurova Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nü kazandı ve 2019 yılında Çevre Mühendisliği bölümünden mezun oldu. 2019 yılında Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda yüksek lisans eğitimine başladı.

