T.C.
ERCİYES ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

İÇME SUYUNDAN Fe_3O_4/L-ARG@AC KOMPOZİT ADSORBAN İLE METOLAKLOR GİDERİMİ

Hazırlayan
Fatma Ezgi YAĞMUR

Danışman
Prof. Dr. Nuray ATEŞ

Yüksek Lisans Tezi

Mayıs 2025
KAYSERİ

T.C.
ERCİYES ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

İÇME SUYUNDAN Fe_3O_4/L-ARG@AC KOMPOZİT ADSORBAN İLE METOLAKLOR GİDERİMİ

(Yüksek Lisans Tezi)

Hazırlayan
Fatma Ezgi YAĞMUR

Danışman
Prof. Dr. Nuray ATEŞ

Bu çalışma, Erciyes Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi tarafından FYL-2024-13641 kodlu proje ile desteklenmiştir

Mayıs 2025
KAYSERİ

BİLİMSEL ETİĞE UYGUNLUK

Bu çalışmadaki tüm bilgilerin, akademik ve etik kurallara uygun bir şekilde elde edildiğini beyan ederim. Aynı zamanda bu kural ve davranışların gerektirdiği gibi, bu çalışmanın özünde olmayan tüm materyal ve sonuçları tam olarak aktardığımı ve referans gösterdiğimi belirtirim.

Fatma Ezgi YAĞMUR

“İçme Suyundan Fe_3O_4/L-Arg@AC Kompozit Adsorban ile Metolaklor Giderimi” adlı Yüksek Lisans Tezi, Erciyes Üniversitesi Lisansüstü Tez Önerisi ve Tez Yazma Yönergesi’ ne uygun olarak hazırlanmıştır.

Hazırlayan
Fatma Ezgi YAĞMUR

Danışman
Prof. Dr. Nuray ATEŞ

Çevre Mühendisliği ABD Başkanı

Prof. Dr. Oktay ÖZKAN

Bu tez, hayatım boyunca beni destekleyen, sabırları, fedakârlıkları, her türlü bilgi ve birikimi ile bana pusula olan, yolumu aydınlatan, canım aileme...

Saygı, sevgi ve sonsuz minnetle.

TEŞEKKÜR

Bu tez çalışmasının hazırlanması sürecinde bilgi, ilham ve sabırla yolumu aydınlatan, bilimsel birikimi, titiz yaklaşımı, destekleyici tutumu ile bana rehberlik eden kıymetli danışmanım sayın Prof. Dr. Nuray ATEŞ'e teşekkürlerimi sunuyorum.

Tez savunmam sırasında kıymetli görüşleriyle beni daha derin düşünmeye iten ve katkılarıyla çalışmamı geliştirmeme vesile olan değerli jüri üyeleri Sayın Dr. Öğr.Üyesi İbrahim UYANIK'a ve Sayın Prof.Dr. Senar AYDIN'a teşekkür ederim.

Hayat yolculuğumda her zaman arkamda duran, sevgileriyle beni saran ve sabırlarıyla bana güç veren annem Esin Yağmur'a, babam Mehmet Yağmur'a ve abim A. Taylan Yağmur'a sonsuz teşekkür ederim. Özellikle beni her daim okumaya, araştırmaya ve öğrenmeye yönlendiren, bu konuda sonsuz destekleriyle bana katkı sağlayan, hayat felsefeleri, sevgileri ile yaşamımda bana rol model ve pusula olan sevgili anne ve babama minnettarım. Karşılaştığım her zorlukta yanımda olan, yüreklendirici sözleri ile beni destekleyen, cesaretlendiren, moral sağlayan abim Taylan'a ve ailemin geri kalan üyelerine ayrıca teşekkürlerimi sunuyorum.

Bu çalışmanın oluşmasında doğrudan ya da dolaylı katkı sağlayan tüm hocalarıma, arkadaşlarıma ve üniversitemin değerli çalışanlarına teşekkür ederim.

Bu tez çalışması Erciyes Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü (Proje No: FYL-2024-13641) tarafından desteklenmiştir. Bu proje ile tez çalışmama maddi olarak destek sağladığı için Erciyes Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü'ne teşekkür ederim.

Fatma Ezgi YAĞMUR

MAYIS, KAYSERİ

İÇME SUYUNDAN Fe_3O_4/L-ARG@AC KOMPOZİT ADSORBAN İLE METOLAKLOR GİDERİMİ

Fatma Ezgi YAĞMUR

Erciyes Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü
Yüksek Lisans Tezi, Mayıs 2025
Danışman: Prof. Dr. Nuray ATEŞ

ÖZET

Bu tez çalışmasının amacı, Fe_3O_4/L-Arg@AC nanokompozit malzemenin sentezlenmesi ve çeşme suyundan, metolaklor giderimindeki adsorpsiyon performansının incelenmesidir. Çalışma, nanokompozit sentezi ve adsorpsiyon deneyleri olmak üzere iki aşamada yürütülmüştür. Fe_3O_4/L-Arg@AC performansının değerlendirilmesinde karşılaştırmalı olarak ham aktif karbon (AC Puriss), nitrik asit ile modifiye edilmiş aktif karbon (AC-HNO_3) ve Fe_3O_4/L-Arg adsorbanları kullanılmıştır. Malzemelerin karakterizasyonu FTIR, BET, SEM-EDX ve pHpzc analizleri ile gerçekleştirilmiştir. Adsorpsiyon kinetiğini tanımlamak amacıyla pseudo birinci-derece (PBD), pseudo ikinci-derece (PİD), partikül içi difüzyon (Weber-Morris), sıvı film difüzyon (SFD) ve çift üstel model (ÇÜM) kullanılmış; kapasite değerlendirmelerinde Freundlich ve Langmuir izoterm modellerinden yararlanılmıştır. Karakterizasyon sonuçları, Fe_3O_4/L-Arg ve Fe_3O_4/L-Arg@AC malzemelerinin başarıyla sentezlendiğini göstermiştir. Demir oksit katkısı, aktif karbonun yüzey alanını azaltmış, gözenek hacmini artırmış ve aktif karbona magnetik özellik kazandırmıştır. Kinetik test sonuçları, modellerin korelasyon katsayılarına (R^2>0,90) göre adsorpsiyon sürecinin belirlenmesinde tek bir modelin baskın olmadığını göstermiştir. Çift üstel adsorpsiyon kinetik model sonuçlarına göre, Fe_3O_4/L-Arg@AC, diğer adsorbanlara kıyasla en yüksek sıvı film (0,63) ve partikül içi difüzyon katsayısına (0,20) sahip olduğu gözlenmiştir. İzoterm test sonuçlarına göre, adsorpsiyon prosesi Freundlich modeli ile daha iyi açıklanmakta olup, yeni nanokompozit malzemenin adsorpsiyon kapasitesi 16 μg/mg'dır. En yüksek metolaklor giderimi %99,3 ile Fe_3O_4/L-Arg@AC ile elde edilmiş olup, bu yeni nanokompozit, çevresel uygulamalar için umut vadedici bir adsorban olarak değerlendirilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Adsorpsiyon, aktif karbon, demir oksit-l-arginine, metolaklor, modifikasyon.

REMOVAL OF METOLACHLOR FROM DRINKING WATER BY Fe_3O_4/L-ARG@AC COMPOSITE ADSORBENT

Fatma Ezgi YAĞMUR
Erciyes University, Graduate School of Natural and Applied Sciences
Master Thesis, May 2025
Supervisor: Prof. Dr. Nuray ATEŞ

ABSTRACT

The aim of this thesis is to synthesize a Fe_3O_4/L-Arg@AC nanocomposite material and to investigate its adsorption performance for metolachlor removal from tap water. The study was conducted in two stages: nanocomposite synthesis and adsorption experiments. For the performance evaluation of Fe_3O_4/L-Arg@AC, raw activated carbon (AC Puriss), nitric acid-modified activated carbon (AC-HNO_3), and Fe_3O_4/L-Arg adsorbents were used for comparison. The materials were characterized using FTIR, BET, SEM-EDX, and pH_{PZC} analyses. To describe the adsorption kinetics, the pseudo-first-order (PFO), pseudo-second-order (PSO), intraparticle diffusion (W&M), liquid film diffusion (LFD), and double exponential model (DEM) were applied. Freundlich and Langmuir isotherm models were used to evaluate the adsorption capacities. Characterization results confirmed the successful synthesis of Fe_3O_4/L-Arg and Fe_3O_4/L-Arg@AC materials. The addition of iron oxide decreased the surface area of activated carbon, increased the pore volume, and imparted electrostatic properties to the material. Kinetic analysis indicated that no single model was dominant in describing the adsorption process, as all models exhibited high correlation coefficients (R^2 >0.90). According to the results of the double exponential kinetic model, Fe_3O_4/L-Arg@AC exhibited the highest liquid film diffusion coefficient (0.63) and intraparticle diffusion coefficient (0.20) among the tested adsorbents. According to the results of the isotherm tests, the adsorption process is better described by the Freundlich model, and the adsorption capacity of the new nanocomposite material is 16 µg/mg. The highest metolachlor removal efficiency, 99.3%, was achieved with Fe_3O_4/L-Arg@AC, indicating that this novel nanocomposite is promising adsorbent for environmental applications.

Keywords: Adsorption, activated carbon, iron oxide-l-arginine, metolachlor, modification.

İÇİNDEKİLER

İÇME SUYUNDAN Fe_3O_4/L-ARG@AC KOMPOZİT ADSORBAN İLE METOLAKLOR GİDERİMİ

BİLİMSEL ETİĞE UYGUNLUK ii
YÖNERGEYE UYGUNLUK iii
KABUL VE ONAY iv
TEŞEKKÜR vi
ÖZET vii
ABSTRACT viii
İÇİNDEKİLER ix
TABLOLAR LİSTESİ xii
ŞEKİLLER LİSTESİ xiii
GİRİŞ 1

1. BÖLÜM
GENEL BİLGİLER VE LİTERATÜR ÇALIŞMASI

1.1. Pestisitler 3
1.2. Pestisitlerin Canlı Yaşamına ve İnsana Etkisi 4
1.3. Pestisitlerin Taşınımı 5
1.4. Pestisitlerin Dünyada ve Türkiye'de Kullanımı 5
1.5. Dünyada ve Türkiye'de Yasal Mevzuatlar 8
1.6. Pestisit Giderim Yöntemleri 10
1.7. Adsorpsiyon Prosesi 12
1.8. Adsorpsiyonu Etkileyen Faktörler 13
1.8.1. pH 13
1.8.2. Sıcaklık 13
1.8.3. Temas Süresi 14
1.8.4. Adsorbat Madde 14
1.8.5. Adsorban Madde 14
1.8.6. Karıştırma Hızı 14
1.9. Adsorpsiyon Türleri 15
1.10. Aktif Karbon 15
1.11. Aktif Karbon Modifikasyon Yöntemleri 17

1.11.1. Kimyasal Modifikasyon Yöntemleri....18
1.11.2. Fiziksel Modifikasyon Yöntemi....19
1.11.3. Biyolojik Modifikasyon Yöntemi....20
1.12. Adsorpsiyon Prosesi ile Pestisit Giderim Yöntemleri....21
1.13. Fe_3O_4/L-Arg@Aktif Karbon Nanokompozit....23

2. BÖLÜM

MATERYAL VE YÖNTEMLER

2.1. Adsorbanlar....25
2.2. Kimyasallar....25
2.3. Adsorban Sentezi....26
2.4. Adsorpsiyon Testleri....28
2.4.1. Kinetik Testler....28
2.4.2. İzoterm Testleri....29
2.5. Analitik Yöntemler....31
2.5.1. Metolaklor Analizi....31
2.5.1.1. Doğrudan Enjeksiyon Analizi....32
2.5.1.2. DLLME Ekstraksiyon Analizi....33
2.5.2. pH_{PZC} Analizi....35
2.5.3. BET Analizi....35
2.5.4. Elektron Taramalı Mikroskop (SEM) Analizi....35
2.5.5. Fourier Dönüşümlü Kızılötesi Spektrometre (FTIR-ATR) Analizi....36

3. BÖLÜM

BULGULAR

3.1. Adsorbanların Karakterizasyonları....37
3.1.1. FTIR Analizleri....38
3.1.2. BET Yüzey Alanı....39
3.1.3 Partikül Boyut Dağılımı....40
3.1.4. SEM-EDX....41
3.2. Temas Süresinin Etkisi....43
3.3. Adsorpsiyon Kinetiği....44
3.4. Adsorpsiyon İzoterm Modelleri....52
3.5. Adsorbanların Metolaklor Giderim Performansları....54

4. BÖLÜM
SONUÇLAR VE ÖNERİLER

4.1. Sonuçlar 56
4.2. Öneriler 58
KAYNAKÇA 59
ÖZGEÇMİŞ 78

TABLOLAR LİSTESİ

Tablo 1. Türkiye'de yıllara göre pestisit kullanım miktarı 6
Tablo 2. Adsorban maddelerin genel özellikleri 25
Tablo 3. Metolaklorun yapısal ve kimyasal özellikleri 26
Tablo 4. Metolaklorun analizinde HPLC cihazında kullanılan parametreler 32
Tablo 5. Deneysel çalışmalarda kullanılan adsorbanların fiziko-kimyasal özellikleri 40
Tablo 6. Pseudo birinci-derece ve pseudo ikinci-derece kinetik parametreleri 47
Tablo 7. Weber-Morris ve sıvı film difüzyon kinetik model parametreleri 49
Tablo 8. Çift üstel model parametreleri 51
Tablo 9. Modifiye Freundlich ve Langmuir model parametreleri 53

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 1. Dünyada pestisit kullanım dağılımı 6
Şekil 2. Türkiye'de kullanılan pestisitlerin yüzde dağılımı 7
Şekil 3. Türkiye'de pestisit kullanım miktarı fazla olan iller 7
Şekil 4. Dünya, AB ülkeleri ve Türkiye için yıllara göre kullanılan pestisit miktarı (kg/ha) 8
Şekil 5. Aktif karbon modifikasyon yöntemleri 18
Şekil 6. Fe_3O_4/L-Arginine@AC sentezleme prosedürü 27
Şekil 7. Fe_3O_4/L-Arg@AC üretimi, A: $FeSO_4 \cdot 4H_2O$ ve $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ karışımı, ... 27
Şekil 8. Metolaklorun adsorpsiyon ve analiz süreci 28
Şekil 9. Kinetik ve izoterm testlerinin deneysel süreci 29
Şekil 10. Metolaklorun doğrudan enjeksiyon yöntemi ile elde edilen HPLC-UV kromatogramı 33
Şekil 11. Metolaklor için doğrudan enjeksiyon yöntemi ile elde edilen kalibrasyon eğrisi 33
Şekil 12. Metolaklorun DLLME yöntemi ile elde edilen HPLC-UV kromatogramı .. 34
Şekil 13. Metolaklor için DLLME yöntemi elde edilen kalibrasyon eğrisi 34
Şekil 14. Çalışma kapsamında kullanılan ve sentezlenen adsorbanlar: AC Puriss (A), AC-HNO_3 (B), Fe_3O_4 (C), Fe_3O_4/L-arg (D), Fe_3O_4/L-arg@AC (E) 37
Şekil 15. Magnetik özellik kazandırılmış adsorbanlar: Fe_3O_4 (A), Fe_3O_4/L-Arg (B), Fe_3O_4/L-Arg@AC (C) 38
Şekil 16. Orijinal, modifiye ve kompozit adsorbanlara ait FTIR görüntüleri 39
Şekil 17. Adsorbanlara ait partikül boyut dağılım grafikleri 41
Şekil 18. Deneysel çalışmalarda kullanılan adsorbanların SEM görüntüleri 42
Şekil 19. Fe_3O_4/L-Arg@AC EDX analiz sonuçları 43
Şekil 20. Adsorbanların zamana bağlı kapasite grafikleri 44
Şekil 21. Adsorpsiyon kütle transfer adımları (Wang ve Guo, 2020) 45
Şekil 22. Metolaklor adsorpsiyonu için pseudo birinci-derece kinetik modeli 46
Şekil 23. Metolaklor adsorpsiyonu için pseudo ikinci-derece kinetik modeli 46
Şekil 24. Adsorbanların Weber-Morris kinetik model grafikleri 49
Şekil 25. Adsorbanların sıvı film difüzyon kinetik model grafikleri 50
Şekil 26. Metolaklor için modifiye Freundlich izoterm model grafikleri 53
Şekil 27. Adsorbanların metolaklor giderim performansları 55

GİRİŞ

Günümüzde, insan nüfusunun artışına bağlı olarak üretim tüketim faaliyetlerinde artış gözlemlenmektedir. Bu bağlamda, ürünlerin kaliteli ve yüksek verimle elde edilebilmesi gerekmektedir. Kaliteli ve yüksek verimli ürün eldesi ise, ürünlerin sağlıklı bir şekilde geliştirilmesi, toplanması, taşınması ve depolanmasıyla doğru orantılıdır. Tüm bu süreç içerisinde bir ürünün herhangi bir zararlı ya da haşereden uzak tutularak yetiştirilmesi ancak zirai tarım ilaçları kullanılarak sağlanmaktadır. Bu sebeple, tarımsal üretimin verimini artırmak için çeşitli kimyasallar kullanılmaktadır. Toprak kalitesini ve mahsul üretimini artırmak için kullanılan zirai kimyasallar arasında pestisitler, sentetik gübreler, hormonlar, kireçleme ve asitleştirici maddeler ve toprak düzenleyiciler bulunmaktadır (Shahid ve Khan, 2022).

Son zamanlarda 1100'den daha fazla pestisit Avrupa ülkelerinde pazarlanmaktadır. Zirai ilaçların kullanılması tarımsal verimlilik açısından önemli olmasına rağmen, bu ilaçların aşırı ve kontrolsüz kullanımı doğa ve ekosistem için zararlı hale gelebilmektedir Dünya çapında pestisit kullanımın bu denli yaygınlaşması hava, su, toprak kaynaklarının kirlenmesine sebebiyet vermekte ve bu kaynaklar için toksik etki oluşturmaktadır. Son yapılan araştırmalar, sucul ortamlarda bulunan pestisit miktarının, kronik referans limitinden daha yüksek konsantrasyonlarda olduğunu ve su ortamlarında bulunan pestisitlerin tehlike arz ettiğini öne sürmüştür. Ayrıca Çevre Koruma Ajansına (USEPA) göre metolaklor, olası insan kanserojeni olarak sınıflandırılmasıyla birlikte diğer canlı grupları üzerinde de olumsuz etkilere sahiptir. Metolaklorun bu denli yüksek toksik etkiye sahip olması su kaynaklarından arıtılmasını gerektirmektedir (Cederberg vd., 2019).

Yüzeysel ve yeraltı su kaynaklarının kontaminasyonuna sebebiyet veren pestisitler, günümüzde kullanılan konvansiyonel arıtma tesislerinde giderilememesi bir sorun teşkil etmektedir. Bu sebeple, mikrokirleticilerin gideriminde, membran filtrasyonlar, ozonlama, ileri oksidayon prosesleri ve elektrokimyasal uygulamalar gibi ileri arıtım

yöntemleri kullanılmaktadır. Fakat bu yöntemler çoğu zaman mikrokirletici arıtımında etkili olmasına rağmen, ekonomik bakımdan bir dezavantaja sahiptir. Bu yöntemler arasında adsorpsiyon; ucuz işletilmesi, kolay ulaşılabilirliği, uygulanabilirliği ve yüksek giderim verimi sağlaması bakımından avantajlıdır. Su arıtımında, adsorpsiyon prosesi içerisinde en yaygın kullanılan adsorban, aktif karbondur (Saleh vd., 2020).

Aktif karbon, gözenekli yapısı, partikül boyut kontrolünün kolay sağlanması açısından etkin bir adsorbandır. Fakat ham aktif karbonun BET (Brunauer-Emmett-Teller) iç gözenek hacmi ve BET yüzey alanı modifiyeli haline göre düşüktür. Ayrıca sudan kolaylıkla ayrıştırılamaması ham aktif karbonu yetersiz kılmaktadır. Bu bakımdan adsorpsiyon kapasitesinin artırılması amacı ile aktif karbon çeşitli yöntemler ile (fiziksel olarak ısı, kimyasal olarak asit, baz ve çeşitli metaller, biyolojik olarak bakteriler ile) modifiye edilebilmektedir. Bu modifikasyon yöntemleri ile aktif karbonun BET iç-dış yüzey alanında ve yüzey fonksiyonel grup sayısında artış meydana getirilebilir, aktif karbona sürdürülebilir, yenilenebilir özellikler kazandırabilir ve adsorpsiyon kapasitesi iyileştirilebilmektedir (Yin vd., 2007).

Metolaklor dünya çapında, en yaygın olarak kullanılan ve yüzey sularında en sık karşılaşılan pestisitlerden biridir. Konvansiyonel arıtma tesisleri ise mikrokirletici arıtımında yetersizdir. Bu tez çalışmasında, aktif karbon, BET iç gözenek hacminin artırılması, yüzey fonksiyonel grupların bağlanması ve adsorpsiyon kapasitesinin artırılması amacı ile HNO_3 ve Fe_3O_4/L-Arginine ile modifiye edilmiştir. Çalışma süreci içerisinde, daha önce literatürde bulunmayan yenilikçi Fe_3O_4/L-arg@AC nanokompozitin sentezlenmesi amaçlanmış olup, sulu ortamdan metolaklor giderim performansı incelenmiştir. Bu kapsamda, karşılaştırılmalı olarak yapılan deneysel çalışmalarda, ham aktif karbon (AC), nitrik asit modifiyeli aktif karbon (AC-N), Fe_3O_4/L-Arg ve Fe_3O_4/L-Arg@AC adsorbanları kullanılmıştır. Bu amaç çerçevesi içerisinde, adsorpsiyon prosesinin hızının ve kapasitesinin tanımlanmasında kinetik ve izoterm testleri kullanılmış ve metolaklor giderim performansı araştırılmıştır.

1. BÖLÜM
GENEL BİLGİLER VE LİTERATÜR ÇALIŞMASI

1.1. Pestisitler

Gelişen dünyada, her geçen gün nüfusun artmasıyla beraber üretim ve tüketim faaliyetleri de artmaktadır. Üretimin kaliteli ve verimli bir şekilde elde edilmesi, ürünlerin sağlıklı bir şekilde geliştirilmesi, toplanması, taşınması ve depolanmasıyla doğru orantılıdır. Tüm bu süreç içerisinde bir ürünün herhangi bir zararlı ya da haşereden uzak tutularak gelişmesi, taşınması ve depolanması işlemleri zirai tarım ilaçları kullanılarak sağlanabilmektedir. Bu sebeple, tarımsal üretim verimini artırmak için çeşitli kimyasallar kullanılmaktadır (Shahid ve Khan, 2022). Toprak kalitesini ve mahsul üretimini artırmak için kullanılan zirai kimyasallar arasında pestisitler, sentetik gübreler, hormonlar, kireçleme ve asitleştirici maddeler ve toprak düzenleyiciler bulunmaktadır.

Pestisitler, bitkilerdeki zararlıları, yabani otları ve hastalıkları kontrol etmek ve ürünlerin kalitesini artırmak için ev, endüstriyel, tarımsal ve diğer kamusal alanlarda yaygın olarak kullanılan kimyasallar olarak tanımlanmaktadır (Mojiri vd., 2020; Pathak vd., 2022). 1600'lü yıllarda, karıncaların kontrolünde arsenik ve bal karışımı, 1800'lü yılların sonunda, toprak kontrolünde nikotin sülfat, kalsiyum arsenat ve kükürt gibi belirli kimyasallar (Kaur vd., 2019), 1867 yılında bakırın saf olmayan bir formu olan arsenik, patates böceği salgınının kontrolünde kullanılmıştır (Kaur vd., 2019). Pestisitler, II. Dünya Savaşı (1939-1945) boyunca gıda üretimini hızlandırmak ve böcek yoluyla bulaşıcı hastalıkları kontrol etmek amacıyla kullanılmıştır (Tudi vd., 2021). Bu yüzden pestisitlerin kullanımı 1945'li yıllardan itibaren giderek artmıştır (Pimentel ve Levitan, 1986). 1945'li yılların 3.çeyreğinde, sentetik pestisitlerin kullanımının yaygınlaşmış olmasıyla beraber, DDT, BHC, aldirin, dieldirin, eldirin, 2,4-D gibi pestisitlerin etkileri keşfedilmiştir (Zhang vd., 2017).

Genellikle pestisitler, etkiledikleri canlı sınıfına ve kimyasal yapısına göre sınıflandırılmaktadır. Etkiledikleri canlı grubuna göre pestisitler, herbisitler, insektesitler, fungusitler, rodentesitler ve diğer bileşenler olarak (Yadav ve Devi, 2017; Zhan vd., 2020), kimyasal yapısına göre ise, organofosfatlar, organokloridler, karbamatlar ve pretroitler olarak 4 ana grupta toplanmaktadır (Eldridge, 2008; Pathak vd., 2022).

1.2. Pestisitlerin Canlı Yaşamına ve İnsana Etkisi

Pestisitlerin yaygın kullanımı, su sistemleri, karasal yaşam alanları ve atmosfer kalitesi için büyük riskler oluşturmaktadır (Pathak vd., 2022; Rani vd., 2021; Zhou vd., 2024). Bu ekosistemlerin birbirine bağlı yapısı sebebiyle, bir alandaki pestisit kontaminasyonu, diğer bir alana kolaylıkla geçiş yapabilmektedir. Pestisitlerin, su akışı, sızıntı ve atmosferik taşıma yolu ile yayılması yerel dağıtımı kolaylaştırmakta olup, aynı zamanda küresel yayılımı artırmakta ve bu sistemler üzerinde kalıntılar oluşturmaktadır (Zhou vd., 2024). Sürekli olarak pestisite maruz kalan toprak sistemlerinde, biyokütle ve mikrobiyal çeşitlilikte azalma, besin döngüsünde ise bozulmalar meydana gelmektedir Qin vd., 2014). Ayrıca pestisitler, toprak içerisinde, azot döngüsüne zarar vermekte olup, yararlı böceklerin ölümüne ve ekolojik dengesizliğin artmasına neden olmaktadır (Hussain vd., 2009). Kronik olarak bir herbisit türü olan atrazine maruz kalan bitkilerde, fotosentez engelleyici etkiler ortaya çıkarken, insanlarda kardiyovasküler problemler, retinal bozulmalar, kas bozulmaları ve kanser gibi etkiler ortaya çıkmaktadır (Saleh vd., 2020). Bunun yanı sıra, mantar sporlarının gelişmesini ve büyümesini önlemek için kullanılan pestisitler, taze su balıkları üzerinde yüksek toksik etkiye sahiptir (Sutherland ve Ralph, 2019). Su bitkilerinin aşırı ve kontrolsüz pestisite maruz kalması sonucu, su ortamında oksijen seviyesi düşmekte ve sucul ekosistemde canlı yaşamı sona ermektedir (Rani vd., 2021). Ayrıca pestisitler, insan sağlığı üzerinde, nörolojik bozukluklar, diyabet, kanser, hormon ve immünolojik işlev bozuklukları gibi olumsuz etkilere sahiptir (Zhou vd., 2024). Tüm bunların yanı sıra, metolaklor böbrekler, karaciğer, kardiyovasküler ve sinir sistemi üzerinde toksik etkilere sebep olmaktadır (Lo vd., 2008). Çevre koruma ajansına göre (USEPA), metolaklor, olası insan kanserojeni olarak sınıflandırılmaktadır, bununla birlikte yüksek dozlarda metolaklora maruz kalan dişi farelerde karaciğer bozulmaları gözlemlenmiştir (Silver vd., 2015). Maryland'da yapılan ekolojik bir araştırmada, yeraltı su kayaklarında tespit edilebilir miktarda metolaklor bulunan bölgelerde, çocukluk çağı

kemik kanseri riskinin önemli ölçüde arttığı gözlemlenmiştir (Thorpe ve Shirmohammadi, 2005).

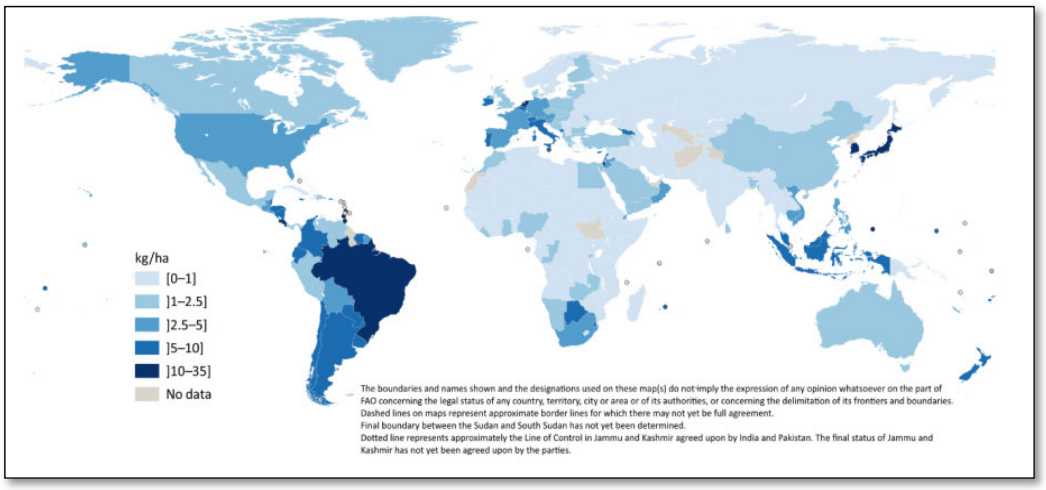
1.3. Pestisitlerin Taşınımı

Pestisitler, hedef bir bitkiye uygulandığında çevreye yayılma etkisi göstermektedir (Sağlam, 2008; Tudi vd., 2021). Çevre içerisine giren pestisitler, taşınma veya bozunma gibi süreçlerden geçebilmektedir (Liu vd., 2015). Pestisitler ve metabolitleri, hedeflenen bir alandan hedeflenmeyen bir alana adsorpsiyon, süzme, buharlaşma veya yüzey akışı yoluyla taşınabilmekte (Robinson vd., 1999) ve mikrobiyolojik, fiziksel prosesler ile (nem, sıcaklık, ışık, oksijen, mikroorganizmalar vb.) bozunabilmektedir (Pathak vd., 2022; Qian vd., 2017; Robinson vd., 1999; Yue vd., 2017). Toprak yüzeyine veya bitkiye uygulanan pestisitlerin çok az miktarı bitki hastalıklarına karşı mücadele ederken, büyük miktarı ise toprak yüzeyinde kalıntı oluşturmakta ve yüksek oranda toprak kirliliğine neden olmaktadır (Qin vd., 2014). Bu doğrultuda toprak yüzeyinde veya içerisinde bulunan pestisitler buharlaşıp atmosfere karışabilmekte veya uygulama esnasında havada taşınabilmektedir (Grella vd., 2020; Ou vd., 2020; Pourreza vd., 2020; Sağlam, 2008). Rüzgâr ve buharlaşma yoluyla atmosferde tutunan pestisitler yağmur suyu ile tekrardan toprağa geçiş sağlayabilmektedir (Fontana vd., 2010). Toprak içerisinde veya yüzeyinde bulunan pestisitler yağmur veya sulama sularının yardımıyla aşağı yönde hareket ederek yer altı suyuna karışabilmektedir (Fontana vd., 2010). Uzun süreli yağmur veya sulama suyu, toprağı doygun hale getirdikten sonra su, toprak yüzeyinde birikme yaparak yüzey akışını oluşturabilmektedir (Peker, 2020). Yüzey akışını oluşturan aşırı sulama veya yağmur suyu eğim yardımı ile bir akış oluşturabilmekte (Das vd., 2020); böylelikle içerisinde pestisit barındıran sular, yüzey suyuna karışabilmektedir. Aşırı sulama veya yağış suyu ile pestisit taşınımı doğada gözlenebilmektedir.

1.4. Pestisitlerin Dünyada ve Türkiye'de Kullanımı

Dünyada, 2019 yılı verilerine göre, 4,19 milyon ton pestisit tüketilmiş olup bu tüketimin en fazla olduğu ülkeler sırasıyla; Çin (1,76 milyon ton), Amerika Birleşik Devletleri (408 bin ton), Brezilya (377 bin ton) ve Arjantin'dir (204 bin ton) (Pathak vd., 2022; Sharma vd., 2019). 2022 yılı verilerine göre ise 3,7 milyon ton pestisit tüketilmiş olup bu tüketimin en fazla olduğu ülkeler sırasıyla; Brezilya (801 kiloton (kt)), Amerika Birleşik Devletleri (468 kt), Endonezya (295 kt), Arjantin (263 kt), Çin (236 kt) (162 kt), Kanada

(98 kt), Rusya Federasyonu (97 kt), Kolombiya (78 kt) ve Fransadır (69 kt) (*FAO*, 2022). 2022 yılına ait dünyada pestisit tüketim dağılımı Şekil 1'de gösterilmiştir.

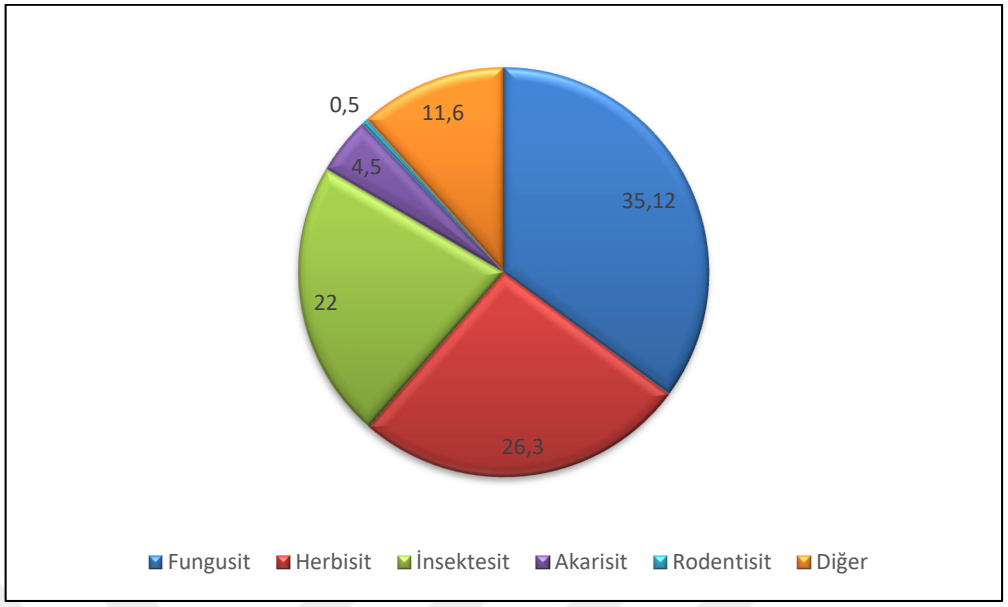


Şekil 1. Dünyada pestisit kullanım dağılımı (FAO, 2022)

Türkiye'de pestisit kullanım miktarı, yıllara göre 50-60 bin ton aralığında değişkenlik göstermektedir (Gökduman, 2024). Ülkemizde 2018 yılından itibaren pestisit kullanım miktarları Tablo 1'de gösterilmiştir. Tablodan da anlaşılacağı üzere en fazla pestisit tüketimi 60.000 ton ile 2018 yılına aittir. 2022-2023 verilerine göre Türkiye'de 55-57 bin ton arasında pestisit tüketimi olmuştur. Türkiye'de kullanılan 2022 yılına ait pestisit tüketiminin Şekil 2'de görüleceği üzere, %35,12'ini fungusitler, %26,3'ünü herbisitler (yabancı ot öldürücüler), %22,0'sini insektisitler (böcek öldürücüler), %4,5'ini akarisitler (akar öldürücüler), %0,5'ini rodentisitler (kemirgen öldürücüler) ve %11,6'sını diğerleri (bitki aktivatörü, bitki gelişim düzenleyici, böcek cezbedici, fumigant, nematosit, kükürt, madeni yağlar) oluşturmaktadır.

Tablo 1. Türkiye'de yıllara göre pestisit kullanım miktarı (Gökduman, 2024)

Yıllar	**Toplam (Ton)**	**İnsektisit (Ton)**	**Fungisit (Ton)**	**Herbisit (Ton)**	**Akarisit (Ton)**	**Rodentisit +Mollussisit (Ton)**	**Diğerleri (Ton)**
2018	60.020	13.583	23.047	14.794	2.486	309	5.801
2019	51.297	11.609	19.698	12.644	2.124	264	4.958
2020	53.672	12.347	20.600	13.250	2.200	280	4.995
2021	52.965	11.071	19.098	13.320	2.342	283	6.851
2022	55.374	12.205	19.446	14.553	2.462	298	6.410
2023	57.766	12.326	19.614	15.509	3.104	297	6.916



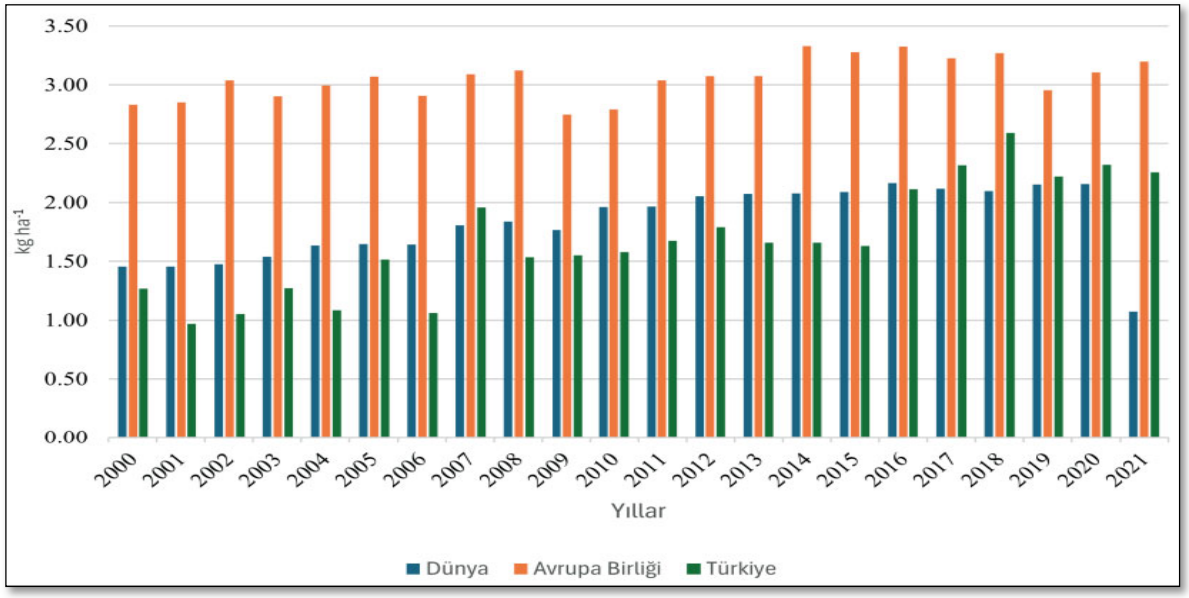
*Şekil 2.*Türkiye'de kullanılan pestisitlerin yüzde dağılımı (Gökduman, 2024)

2020 yılına göre, pestisit kullanım miktarı Şekil 3'te görüleceği üzere, il bazında sırasıyla, toplam kullanımın %8,1'i ile Antalya (4.349 Ton), %7,7'si ile Manisa (4.132 Ton), %6,9'u ile Adana (3.727 Ton), %5,9'u ile Mersin (3.205 Ton), ve %5,6'sı ile Bursa'ya (3.019 Ton) aittir. Bu illerde pestisit kullanımının fazla olması; sebze ve meyve üretiminin yüksek olması ile açıklanabilmektedir (Özercan ve Taşcı, 2022).



*Şekil 3.*Türkiye'de pestisit kullanım miktarı fazla olan iller (Özercan ve Taşcı, 2022)

Aynı zamanda 2022 yılına ait, il bazında en fazla pestisit tüketimi sırasıyla, toplam kullanımın %7,7'si ile Antalya (4.272 Ton), %7,6'sı ile Manisa (4.213 Ton), %7,2'si ile Mersin (3.985 Ton), %5,9'u ile Adana (3.276 Ton), ve%4,1'i ile Malatya'ya (2.280 Ton) aittir. Yıllara göre, Dünya, Türkiye ve AB ülkelerinde kullanılan pestisit miktarları Şekil 4'te gösterilmiştir. Şekilden de anlaşılacağı üzere, yıllar içerisinde hektar başına kullanılan pestisit miktarı, Dünya ve Türkiye genelinde artış eğiliminde olduğu, AB ülkeleri için artış eğiliminin yavaşladığı söylenebilmektedir (Yılmaz vd., 2024).



Şekil 4. Dünya, AB ülkeleri ve Türkiye için yıllara göre kullanılan pestisit miktarı (kg/ha) (Yılmaz vd., 2024)

1.5. Dünyada ve Türkiye'de Yasal Mevzuatlar

Tarımsal ürünlerde pestisitlerin aşırı ve kontrolsüz kullanımı, hedef olmayan canlılar ve çeşitli organizmalar üzerine yüksek toksik etkiye sebep olmaktadır (Chen vd., 2011). Türkiye ve dünya genelinde, pestisitlerin çeşitli ekosistemlere verdiği zararlı etkileri ortadan kaldırmak için yasal mevzuatlar uygulanmaktadır. Dünyada ilk olarak 1940 yıllarında, DDT'nin yaygın olarak kullanılmaya başlanmasıyla beraber pestisitler ile ilgili tehlike fark edilmeye başlanmıştır (Handford vd., 2015). ABD'de pestisitler ile ilgili yasal düzenlemeler 1947 yılında, "Federal Böcek İlacı, Fungusit ve Kemirgen İlacı Yasası (Federal Insecticide, Fungicide, and Rodenticide Act, FIFRA)" ile başlamıştır. Bu doğrultuda, 1962 yılında "Silent Spring" dergisi yayınlamış ve sentetik pestisitlerin neden

olduğu çevresel hasar kamuoyuna duyurulmuştur (Carson ve Darling, 1962). 1980 yıllarına gelindiğinde, gelişmiş ülkelerde DDT kullanımı yasaklanmış ve pestisit mevzuatının geliştirilmesine yönelik çalışmalar başlamıştır. Ayrıca bu yıllarda, küresel çevrenin ve gelecek nesillerin korunması adına Birleşmiş Miletler Çevre Programı kurulmuştur. Birleşmiş Miletler Çevre Programı, Dünya Sağlık Örgütü (WHO) ve Gıda ve Tarım Örgütü ile, entegre zararlı yönetimi (EZY) ve kalıcı organik kirleticilerin kullanımına yönelik konular üzerine beraber çalışmaya başlamıştır. Son yıllarda ABD'de pestisitlerin kullanımı ve yasaklanması, ABD Çevre Koruma Ajansı (USEPA) tarafından denetlenmektedir. AB'de daha önce parçalanmış mevzuat tüm üye devletler için uyumlu pestisit standartları EC standartları haline getirilmiş olup çeşitli ülkeler bu standartları baz almaktadır (Handford vd., 2015). Ayrıca çoğu ülke pestisit kullanımının denetlenmesinde MRL (Maksimum Kalıntı Limitleri) kullanmaktadır (European Food Safety Authority, 2014).

Türkiye'de kullanılan pestisit miktarı, AB'de kullanılan pestisit miktarından daha az seviyededir. Bu nedenle, Türkiye'de, sürdürülebilir tarım uygulamaları ile dolaylı yoldan pestisit kullanım miktarının azaltılmasına yönelik çalışmalar bulunmaktadır (Yılmaz vd., 2024). Bu kapsamda, "Pestisit ve Benzeri Maddelerin Ruhsatlandırma Usul ve Esasları" adlı yönetmelik 1995 yılında Türkiye'de yürürlüğe girmiştir. Ayrıca pestisitler ile ilgili yapılan diğer yasal düzenlemeler arasında, 2010/27778 sayılı "İyi Tarım Uygulamaları", 2017/30235 sayılı "Bitki Koruma Ürünlerinin Ruhsatlandırılması ve Piyasaya Arzı" ve 2021/31611 sayılı "Türk Gıda Kodeksi Pestisitlerin Maksimum Kalıntı Limitleri" hakkındaki yönetmelikler bulunmaktadır (Doğan ve Karpuzcu, 2019; Yılmaz vd., 2024). Bununla beraber, Türkiye'de Üretici Kayıt Defteri uygulaması önerilmiş olup, pestisitlerin kontrollü bir şekilde kullanılmasına yönelik koruma tedbirleri geliştirilmiştir. Tarımsal uygulamalar esnasında su kaynaklarında kalıntı pestisitlerin kontrolü için bazı standartlar geliştirilmiştir. Sağlık bakanlığı tarafından geliştirilen, İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik kapsamında su kaynaklarında olması muhtemel pestisit türleri tespit edilmekte olup, maksimum kronik referans limit değerine göre, pestisit konsantrasyonu değerlendirilmektedir. Ayrıca bu yönetmeliğe göre, su kütlelerinde bulunan pestisit konsantrasyonun 0,50 µg/L'yi geçmemesi gerekmektedir. Türkiye'de geliştirilen bu uygulamaların ve yönetmeliklerin yanı sıra, Dünya genelinde de uygulandığı üzere, pestisit yönetimi, entegre zararlı yönetimi, zararlı kontrolü, zararlı

yönetimi gibi konular üzerine EZY uygulanmaktadır (Lamichhane, 2017). Türkiye genelinde EZY'nin ilk uygulaması olarak, Avrupa Birliği protokolü olan, GLOBALAP (Avrupa Birliği Ülkeleri Perakendecileri Tarım Ürünleri Çalışma Grubu, İyi Tarım Uygulamaları Protokolü) yürürlüğe konmuştur (Doğan ve Karpuzcu, 2019). Bu bakımdan EZY'nin uygulanması, denetlenmesi ve yönetimi Gıda Tarım ve Hayvancılık Bakanlığına aittir. Gıda Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı tarafından geliştirilen talimatnamelerde, hedef organizmaların direnç oluşturmaması için pestisit kullanım dozları belirlenmiş olup, aynı zamanda hedef olmayan canlı grubu üzerine kalıntı pestisit miktarının minimize edilmesi amaçlanmıştır. Ayrıca, Bakanlık tarafından, Avrupa Birliği uyum sürecine mutabık kalınarak çeşitli pestisitlerin kullanımı yasaklanmıştır. Hem insanlar hem de diğer canlı organizmalar için yüksek toksisitiye sahip olan organoklorlu pestisitlerin (endosulfan, amitraz, kinetin, metolaklor gibi) 2009 yılında imalat ve ihracatı sonlandırılmış olup, 2011 yılında bu pestisitlerin kullanımı tamamen yasaklanmıştır. Ayrıca, Gıda Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı tarafından, çeşitli canlı grupları üzerine, yüksek zararlı etkisiyle bilinen organofosfatlı pestisit olarak bilinen klorpirifos'un kullanımı, 2016 yılında yasaklanmıştır (European Food Safety Authority, 2014).

1.6. Pestisit Giderim Yöntemleri

Pestisitlerin insan sağlığı ve çevre üzerindeki olumsuz etkilerinin giderilmesine yönelik çeşitli arıtım teknolojileri kullanılmaktadır. Pestisitler, fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma yöntemleri ile atıksudan giderilebilmektedir (Jatoi vd., 2021; Saleh vd., 2020). Bu yöntemler arasında, fotokatalitik bozunma (Ambreen ve Yasmin, 2020), foto fenton ve biyolojik oksidasyon (Martín vd., 2008), membran filtrasyonlar (Ahmad vd., 2008), ileri oksidasyon prosesi (Saritha vd., 2007), aerobik, anaerobik arıtma (Murthy ve Manonmani, 2007), ozonlama (Maldonado vd., 2006), koagülasyon (Jia vd., 2006) ve adsorpsiyon (Benmouhoub vd., 2020; Dąbrowski, 2001) gibi çeşitli arıtma yöntemleri bulunmaktadır.

Fiziksel arıtma yöntemlerinde genellikle, membran filtrasyonlar yaygın olarak kullanılmaktadır (Saleh vd., 2020). Filtre tipi membran boyutuna göre değişmektedir (Hylling vd., 2019). Son zamanlarda organik maddelerin ve pestisitlerin giderimi için ultrafiltrasyon ve nanofiltrasyon kullanılmaktadır (El-Nahhal ve El-Nahhal, 2021). Dimethoate (bir organofosfat insektisit) ve atrazine gibi pestisitlerin gideriminde en etkili

membran filtrasyon, sırasıyla %85 ve %95 oranlarında giderim verimleri sağlayarak nanofiltrasyon olmuştur (Saleh vd., 2020b). Ancak, membran filtrasyonlar oldukça yüksek maaliyete sahip olması nedeniyle dezavantajlıdır (Pronk vd., 2019).

Atıksularda pestisit gideriminde kullanılan en yaygın biyolojik yöntemler aerobik, anaerobik arıtma ve membran biyoreaktör (MBR)'dır. Aktif çamurun herbisit giderim verimliliği ancak 70 saat uygulama sonucunda %40-%80 arasında değişim göstermektedir (Saleh vd., 2020). Aerobik-anaerobik arıtım aerobik reaktörde (22 °C'de) 172 gün boyunca reaksiyon gerçekleştirilmiş ve triadimenol (fungusit) giderimi %96 oranlarında sağlanmıştır (Shawaqfeh, 2010). Fakat, arıtma sürecindeki uzunluk göz önünde bulundurulduğunda, etkili giderim verimi elde edilememesi bakımından aerobik veya anaerobik prosesler dezavantajlıdır.

Hibrit arıtma sistemleri ele alındığında, MBR sistemleri genellikle atıksu arıtma tesislerinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Membran filtrasyon ile biyolojik arıtımın bir kombinasyonu olması sebebiyle, aerobik ve anaerobik arıtım yöntemlerine göre bir avantaja sahiptir. Anoksik bir MBR'da 15 saatin içinde ametrin (herbisit) giderimi %65 olarak belirlenmiştir. Reaksiyon zamanı arttıkça giderim oranları sırasıyla %83, %92 ve %99 oranında değişmiştir. Bu bakımdan, biyolojik arıtım yöntemlerinde en etkili metodun, hibrit prosesler olduğu gözlenmektedir. Atıksu arıtma tesislerinde kullanım kolaylığı, giderim verimleri ve kullanım yaygınlığı bakımından; MBR, proseslerde tercih edilmektedir. Tüm bunların yanı sıra MBR, bakım, onarım ve yüksek enerji tüketim maaliyeti bakımından bir dezavantaja sahiptir (Rahman vd., 2023).

Kimyasal arıtma yöntemleri arasında, ileri oksidasyon prosesleri, demirle güçlendirilmiş kum filtreleri, koagülasyon-flokülasyon, iyon değiştirme ve adsorpsiyon prosesleri yer almaktadır (Sharma vd., 2018). Fakat giderilecek kirleticinin konsantrasyonuna ve bileşenine bağlı olarak, kimyasal yöntemler çoğu zaman maliyetli prosesler olarak düşünülmektedir (Marican ve Durán-Lara, 2018). Buna rağmen, kimyasal arıtma yöntemleri arasında adsorpsiyon prosesi, kolay ulaşılabilirliği, etkili arıtma verimliliği ve düşük maliyetli olması bakımından avantajlı bir prosestir (Al-Ghouti ve Da'ana, 2020; Lima, 2018).

1.7. Adsorpsiyon Prosesi

Adsorpsiyon prosesi antik çağlardan beri bilinmektedir (Sing vd., 1999). Adsorpsiyon ile ilgili ilk niceliksel araştırmalar 18. yüzyılın sonlarında Scheele, Priestley ve Fontana tarafından 1773-1777 yıllarında başlamıştır (Dąbrowski, 2001). Ayrıca bu terim, ilk olarak 1881 yılında, Emil du Bois-Reymond tarafından öne sürülmüştür (Kayser, 1881). Adsorpsiyon prosesi iki faz arasındaki yüzeyde veya arayüzde belirli bir bileşenin konsantrasyonundaki artış olarak tanımlanmakta olup (Gupta vd., 2007), arıtma verimi, pH, sıcaklık, kirletici konsantrasyonu, temas süresi, adsorban parçacık boyutu ve adsorban yapısı gibi parametrelerden etkilenmektedir (Gupta vd., 2012). Arayüzeyde, adsorban madde ile adsorbat madde arasında, zayıf veya kuvvetli bir çekim kuvveti ve sınır yüzeyinde, iki madde arasında derişim farkı oluşabilmektedir. Genellikle, zayıf çekim kuvveti, fiziksel adsorpsiyonun gerçekleşmiş olduğunu gösterirken, kuvvetli çekim kuvveti ise kimyasal adsorpsiyonun gerçekleştiğini göstermektedir (Kula, 2020).

Adsorpsiyon işlemi 4 adımda gerçekleşmektedir. İlk olarak, gaz veya sıvı formdaki adsorbat madde, adsorban yüzeyine difüze olmaktadır. Sonrasında, adsorbat madde, adsorban maddenin sınır yüzeyini geçerek, adsorban maddenin iç gözeneklerine doğru hareket etmektedir. Üçüncü adımda, adsorbat madde, adsorban maddenin adsorpsiyon işleminin gerçekleşeceği iç kısımlarına doğru ilerlemektedir. Son olarak adsorbat madde ile adsorban madde arasında etkileşimler sonucunda, adsorbat maddenin, adsorban madde tarafından tutunması gerçekleşmektedir (Balci, 2018; Demir ve Yalçın, 2014).

Literatürde yapılan araştırmaların çoğu, kirleticilerin sulu çözeltilerden etkili bir şekilde giderilmesine odaklanmıştır (Khairy vd., 2018). Kirleticiler, atıksudan fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemlerle giderilmektedir. Etkili arıtma verimliliği, düşük maliyetli ve hızlı olması bakımından, bir kimyasal yöntem olan adsorpsiyon prosesi yaygın olarak su arıtımında kullanılmaktadır (Lima, 2018; Uddin, 2017). Adsorpsiyon prosesinde kullanılan adsorbanlar için, basit ve esnek kullanım alanı, düşük maliyet ve etkili arıtma verimliliği bir avantaj sayılırken, yine adsorban maddelerin rejenerasyon işlemini gerektirmesi bir dezavantaj olarak sayılmaktadır (Mojiri vd., 2020). Adsorpsiyon işleminde kullanılmak üzere birçok adsorban kullanılmaktadır (Marican ve Durán-Lara, 2018). Adsorbanlar aktif karbon, tarımsal atık, polimer adsorbanlar, endüstriyel atık, biyo-adsorbanlar ve inorganik adsorbanlar olarak kategorize edilebilmektedir (Ahmad

vd., 2010). Sulu çözeltiden organik kirleticilerin giderilmesinde, genellikle, aktif karbon grafen (Madej vd., 2018), biyokömür (Mojiri vd., 2019), bentonit (Durán vd., 2019) zeolit (Vakili vd., 2019), kitosan (Mojiri vd., 2019) ve nanopartikül adsorbanlar (Boruah vd., 2017) kullanılmaktadır. Su arıtımında kullanılan bu adsorbanların giderim verimleri, gözenek hacminin büyüklüğüne, yüzey alanının genişliğine, permeabilite ve kirletici madde ile arasındaki bağ uyumuna göre değişkenlik göstermektedir (Jatoi vd., 2021; Saleh vd., 2020). Aktif karbon yüksek adsorpsiyon kapasitesi, (Des Ligneris vd., 2018), geniş yüzey alanı ve yüksek gözenekliliğe (Abraham vd., 2018) sahip olması sebebiyle yukarıda bahsedilen adsorbanlara göre daha çok tercih edilmektedir.

1.8. Adsorpsiyonu Etkileyen Faktörler

Adsorpsiyona etki eden başlıca faktörler, çözeltinin pH'ı adsorban dozajı, adsorbat madde konsantrasyonu, temas süresi, karıştırma hızı ve sıcaklık olarak sıralanabilmektedir. Bu parametreler adsorpsiyon hızına etki etmekte olup, denge fazı üzerine önemli rol oynamaktadır**.**

1.8.1. pH

Adsorpsiyon kapasitesini önemli ölçüde etkileyen unsurlardan biri pH'tır. Bir çözeltide ki pH'ın değişimi adsorban madde üzerindeki fonksiyonel grupların ayrılmasına ya da bağlanmasına etki etmektedir (Balçik, 2018). Ayrıca çözeltideki pH'ın değişmesine bağlı olarak, iyonizasyon derecesi ve iyon yükleri de değişmektedir. İyonizasyon derecesi ve iyon yükleri değişmesi ile beraber katı madde yüzeyinde ki elektriksel çekim kuvveti de değişmektedir (İlçi, 2017). Bununla beraber, asidik pH'larda, negatif yüke sahip kirletici maddeler için, adsorban maddenin yüzeyi pozitif yükle yüklenecek ve adsorpsiyon kapasitesinde artış meydana gelebilecektir. pH'ın yüksek olması durumunda ise, adsorban maddenin yüzeyi negatif yükle yüklenecek ve pozitif yüklü kirletici maddelerin adsorpsiyon işlemi kolaylıkla gerçekleşebilecektir (Filiz, 2007).

1.8.2. Sıcaklık

Adsorpsiyon kapasitesini etkileyen bir diğer önemli fizikokimyasal unsur ise sıcaklıktır. Sıcaklığın artması veya azalmasına bağlı olarak, adsorpsiyonun endotermik veya ekzotermik olduğu belirlenmektedir. Bu kapsamda, sıcaklığın azalması ile, adsorpsiyon

kapasitesi artıyorsa adsorpsiyonun endotermik olduğu, sıcaklığın artması ile beraber, adsorpsiyon kapasitesi düşüyorsa adsorpsiyon prosesinin ekzotermik olduğu anlaşılmaktadır (Yagub vd., 2014).

1.8.3. Temas Süresi

Adsorban madde ile adsorbat madde arasındaki gerçekleşen temas etki süresi, adsorpsiyon giderim verimine etki eden diğer önemli bir unsurdur. İlk aşamada, adsorbat madde, adsorban maddenin etrafını çevreleyen sıvı filmi tarafından hızla absorplanmaktadır. Temas süresinin artması ile, adsorpsiyon kapasitesinde ve hızında düşüş meydana gelmektedir. Bunun ana sebebi ise, adsorban maddenin kısa sürede denge fazına ulaşmasından kaynaklanmaktadır. Bu bağlamda, adsorpsiyon işleminin en iyi gerçekleştiği sürecin denge fazında olduğu söylenebilmektedir (Arslan, 2009; İlçi, 2017).

1.8.4. Adsorbat Madde

Bir adsorbat maddenin adsorplanması, adsorban maddenin kapasitesine bağlı olarak değişkenlik göstermektedir. Bununla beraber adsorban maddenin geniş gözenek hacmine ve geniş yüzey alanına sahip olması, adsorpsiyon kapasitesini artıran unsurlardandır. Genellikle adsorban madde üzerindeki aktif alan yüzeyi arttığında, adsorban dozunun artmasıyla, giderim veriminde artış gözlenmektedir (Balçik, 2018).

1.8.5. Adsorban Madde

Adsorpsiyon kapasitesini ve giderim verimini etkileyen önemli parametrelerden biri de adsorban maddenin dozajı, yüzey alanı ve gözenek yapısıdır. Bu değişkenlere bağlı olarak, adsorpsiyon süreci içerisinde, giderim veriminde değişkenlik gözlenebilmektedir. Adsorban maddenin aktif yüzey alanının artması ile, gözenek hacminde artış görülmekte, adsorbat maddenin adsorpsiyon işlemi yüksek verim ile gerçekleşmektedir. Yine adsorban madden dozajının artması ile doğru orantılı olarak giderim veriminde artış olması beklenmektedir (Gómez vd., 2014).

1.8.6. Karıştırma Hızı

Adsorpsiyon prosesine etki eden diğer önemli bir unsur ise karıştırma hızıdır. Karıştırma hızı ile, adsorban madde ve adsorbat madde arasındaki çarpışma olasılığı artacak, yüksek

giderim verimi elde edilecektir. Karıştırma hızının artması ile, adsorpsiyon hızında artış meydana gelirken, karıştırma hızının yavaşlaması ile adsorpsiyon hızında düşüş gözlemlenmektedir. Belli bir karıştırma hızı ve temas süresinin etkisiyle, adsorban maddenin denge fazına ulaşması beklenmektedir. Belli bir temas süresi ve karıştırma hızı aşıldığında oluşan denge fazında bozulmalar meydana gelebilecek ve adsorpsiyon kapasitesinde ve buna bağlı olarak giderim veriminde düşüş gözlenecektir. Deneysel çalışmalarda, denge fazı göz önünde bulundurularak, optimum koşuların seçilmesi gerekmektedir (Güneş, 2016).

1.9. Adsorpsiyon Türleri

Adsorpsiyon türleri, adsorplanan madde yüzeyi ile adsorbat madde arasındaki çekim kuvvetine göre 3 başlık altında incelenmektedir.

Adsorban madde ile adsorbat madde arasındaki uzun ve zayıf Van Der Waals çekim kuvvetinin etkili olduğu adsorpsiyon türü fiziksel adsorpsiyondur. Bu adsorpsiyon türünde, bağlar tersinir ve aktivasyon enerjisi düşüktür. Ayrıca adsorpsiyon kapasitesi, ısı artığında düşmektedir (Kiliçer, 2006). Bu sebeple, fiziksel adsorpsiyon düşük ısı ile karakterize edilebilmektedir. Zayıf Van Der Waals kuvvetinin etkisiyle, rejenerasyon işlemi kolaylıkla gerçekleşmektedir.

Kimyasal adsorpsiyonda, adsorbat madde ile adsorban maddenin katı yüzeyinde kimyasal etkileşimlerin ve kovalent bağların baskın olduğu adsorpsiyon türüdür. Bu adsorpsiyon türünde, bağlar tersinmez ve tek tabakalıdır. Adsorpsiyon aktivasyon enerjisi yüksek olup, adsorpsiyon kapasitesi sıcaklığın artması ile artış göstermektedir (Erkut, 2008).

Elektrostatik adsorpsiyon türünde, adsorban madde ile katı yüzey arasında elektrostatik çekim kuvvetlerinin baskın olması söz konusudur. Bu adsorpsiyon türünde, negatif yüklü karbon parçacıkları, pozitif yüklü kirletici maddeleri elektrostatik bir çekim kuvvetiyle kendine çekmekte olup, adsorpsiyon verimi bu elektriksel difüzyon ile artış göstermektedir (Balçik, 2018).

1.10. Aktif Karbon

Son yapılan çalışmalara göre, yüksek porozite (Abraham vd., 2018) ve geniş yüzey alanına sahip (Des Ligneris vd., 2018) olması sebebiyle aktif karbonun, diğer

adsorbanlara göre avantajlı olduğu öne sürülmüştür (Jusoh vd., 2014). Bu kapsamda, yüksek adsorpsiyon kapasitesi sebebiyle (Des Ligneris vd., 2018), aktif karbonun sudan farmasötiklerin ve pestisitlerin adsorplanmasında mükemmel bir adsorban olduğu yapılan çalışmalarda öne sürülmüştür (Zahoor, 2013). Yine aktif karbonun diğer organik bileşiklerin gideriminde etkili olduğu, Ligneris vd. (2018) yaptığı çalışmada kanıtlanmıştır (Des Ligneris vd., 2018).

Aktif karbon, kömür, linyit ve hindistan cevizi kabuğu gibi ham karbon içeren malzemelere oksijen ve buhar yardımıyla ısıl işlem uygulanarak elde edilmektedir (Cosgrove vd., 2019). Ayrıca literatürde yapılan çalışmalar, buğday, mısır samanı, zeytin çekirdeği, huş ağacı, miskantus, ayçiçeği kabuğu, çam kozalağı, kolza tohumu, pamuk artıkları, zeytin artıkları, çam rayed, okaliptüs maculata, şeker kamışı, badem kabukları, şeftali çekirdekleri, üzüm çekirdekleri, saman, yulaf kabukları, mısır sapı, kayısı çekirdekleri, pamuk sapı, kiraz çekirdekleri, fıstık kabuğu, fındık kabukları, pirinç kabukları, mısır koçanı, mısır kabukları, fındık kabukları, ceviz kabukları, pirinç kabukları ve pirinç samanı gibi tarımsal atıklardan düşük maliyetli AC veya adsorban elde etmek için birçok girişimde bulunulduğunu göstermektedir (Gayathiri vd., 2022; Heidarinejad vd., 2020).

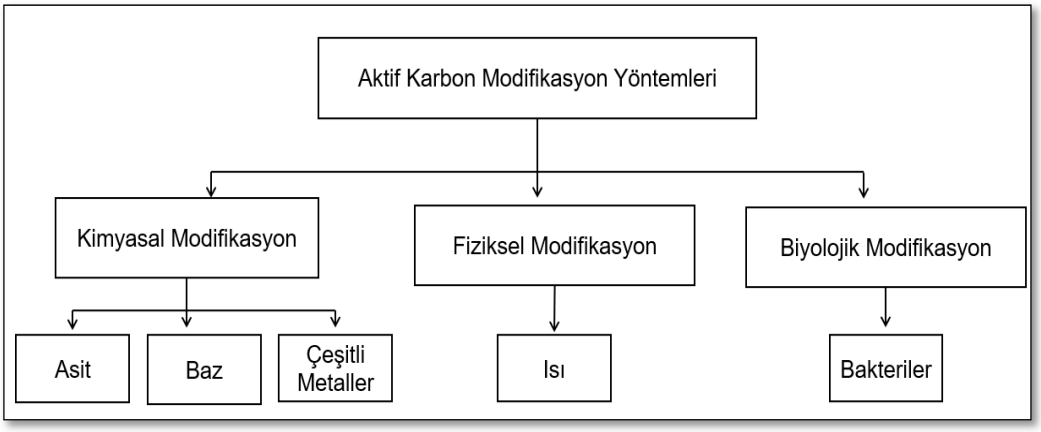
Aktif karbon giderim verimi, yapı yüzey kimyası (uç grupların türü ve konsantrasyonu), adsorbatın kimyasal özellikleri (fonksiyonel gruplar, iyonik yapı, polarite, çözünürlük, vb.) ve adsorpsiyon çözeltisinin özellikleri (pH, sıcaklık, diğer türlerin varlığı), adsorbat konsantrasyonu gibi çok sayıda etkene bağlıdır (Marczewski vd., 2016). Bununla birlikte granül aktif karbon, toz aktif karbon, karbon kumaş, elektrot, fiber ve karbon siyahı gibi çeşitli AC malzemeleri mevcuttur; fakat aralarında en çok kullanılan formatlar granüler ve toz aktif karbondur (Marican ve Durán-Lara, 2018).

Gözenek yüzey hacmi 0,2 mL/g'dan büyük olan aktif karbonun gözenek çapı ise, 3 Å ile birkaç bin angstrom arasında değişmektedir (Orbak, 2002). 300-2500 m^2/g yüzey alanına ve geniş mikro gözenek yapısına sahip olması, mikrokirleticilerin arıtımında avantajlı kılmaktadır. Ayrıca aktif karbonun bileşiminde, %87-97 oranlarında karbon bulunmakta olup, geri kalan oranda, hidrojen, sülfür ve oksijen içermektedir (Özdemir, 2009). Gözenek boyutuna göre, adsorban madde 3 kısımdan oluşmakta olup, mikroporlar (1 nm) aktif karbonların daha yüksek yüzey alanına sahip olmasına katkıda bulunmaktadır.

Mezoporlar (1-25 nm), kirletici moleküllerin adsorplanmasında önemli rol oynarken, makroporlar (>25nm) adsorpsiyon için önemsiz bir etkiye sahiptir. Buna rağmen, makroporlar, kirletici maddelerin, iç yüzeye nüfus etmesine yardımcı olabilecek yolların açılmasında rol oynamaktadır (Patrick, 1995).

1.11. Aktif Karbon Modifikasyon Yöntemleri

Aktif karbonun, sulu ortamlarda veya gazlı ortamlarda çözünmüş çok çeşitli organik ve inorganik kirleticilerin giderilmesinde etkili bir adsorban olduğu kanıtlanmıştır. Aktif karbon 500 ila 1500 m^2/g arasında değişen son derece yüksek yüzey alanına ve mikro, mezo, makro gözeneklerden oluşan iyi gelişmiş iç gözenek yapısı nedeniyle bir avantaja sahiptir (Bhatnagar vd., 2013; Chingombe vd., 2005). Ayrıca, yüzeyinde fonksiyonel gruplar, bulundurması sayesinde, su ve atıksu arıtımında yaygın olarak kullanılmaktadır (Monser ve Adhoum, 2002). Aktif karbonun yüzeyinde, genellikle kirleticilerin adsorplanmasında önemli rol oynayan karboksil, karbonil, fenoller, laktonlar, kinonlar ve diğer fonksiyonel gruplar bulunmaktadır. Aktif karbonun, adsorpsiyon kapasitesi, yüzeyinde bulunan bu fonksiyonel gruplar tarafından önemli ölçüde etkilenmektedir (Bhatnagar vd., 2013). Çoğu kirletici madde için, aktif karbonun adsorpsiyon kapasitesinin iyi olduğu bildirilmiştir (Ellerbusch ve Cheremisinoff, 1978; Yang, 2003). Ancak son zamanlarda, aktif karbonun sudan hem kirletici giderme potansiyelini, hem de yüzey potansiyelini artırmak amacıyla, literatürde çeşitli modifikasyon çalışmaları yapılmıştır (Monser ve Adhoum, 2002). Bu bağlamda aktif karbonun fiziksel ve kimyasal yapısı çeşitli yöntemler ile değiştirilebilmektedir (Pietrowski vd., 2012). Ancak aktif karbonun adsorpsiyon kapasitesini etkileyen çeşitli faktörleri göz önünde bulundurmak, modifikasyon çalışmaları için son derece önem arz etmektedir. Aynı zamanda, aktif karbonun, sulu çözelti içerisindeki, metal, inorganik ve/veya organik türlere karşı olan afinitesini artırmak için, fiziksel ve kimyasal özelliklerini bilmek önemlidir. Aktif karbonun adsorpsiyon kapasitesini artırmak için fiziksel, kimyasal ve biyolojik modifikasyon yöntemleri kullanılmaktadır (Yin vd., 2007). Aktif karbon, kimyasal olarak asit, baz ve çeşitli metallerle, fiziksel olarak ısıyla ve biyolojik olarak bakterilerle modifiye edilebilir (Bhatnagar vd., 2013). Şekil 5'de, aktif karbon modifikasyon yöntemleri gösterilmiştir.



Şekil 5. Aktif karbon modifikasyon yöntemleri (Yin vd., 2007)

1.11.1. Kimyasal Modifikasyon Yöntemleri

Kimyasal modifikasyon işlemi 3 farklı şekilde gerçekleştirilmekte olup, aktif karbonun yüzeyine çeşitli fonksiyonel gruplar (karboksil, kinon, karbonil, lakton, hidroksil, karboksilik anhidrit vb.) eklenebilmekte veya bu gruplar yüzeyden çıkarılabilmektedir (Aykut Şenel vd., 2022). Bu bağlamda aktif karbon kimyasal yöntem olarak, asit, baz ve çeşitli metaller ile modifiye edilebilmektedir.

Asit ile Modifikasyon

Aktif karbonun yüzeyini hidrofilik hale getirmek ve yüzeyde bulunan diğer mineralleri gidermek için asit ile modifikasyon yöntemleri kullanılmaktadır (Shen vd., 2008). Nitrik asit ve sülfonik asit bu alanda en çok kullanılan kimyasallardır (Bhatnagar vd., 2013). Aktif karbon yüzey fonksiyonel gruplarını artırmak için kullanılan bu yöntem ile aynı zamanda ağır metallerin adsorpsiyonu da gerçekleşmektedir. Bununla beraber, aktif karbonun yüzey hacmini ve kirletici tutma kapasitesini artırması sebebiyle asit modifiyeli aktif karbonun, ham aktif karbona göre avantajlı olduğu kanıtlanmıştır (Bhatnagar vd., 2013; Li vd., 2018; Nejadshafiee ve Islami, 2020; Sultana vd., 2022). Kullanılan bu yöntem, aktif karbonun ağır metal tutma kapasitesini artırması sebebiyle avantaja sahip iken, diğer yandan aktif karbonun mikro gözenek yapısına zarar vermesi bakımından bir dezavantaja sahiptir (Maroto-Valer vd., 2004).

Baz ile Modifikasyon

Aktif karbonun baz ile modifiye işleminde, aktif karbon yüzeyi pozitif yük ile yüklenmekte olup, negatif yüklü kirleticilerin gideriminde etkili olduğu kanıtlanmıştır (Yin vd., 2007). Aktif karbonun bazik özelliklerini artırmak için çeşitli yöntemler kullanılmaktadır. Fakat, inert hidrojen ve amonyak atmosferinde yüksek sıcaklıkta gerçekleştirilen modifikasyon, en yaygın olarak kullanılan yöntemdir (Shaarani ve Hameed, 2011). Baz ile modifiye edilen aktif karbona bazik özellikler eklenmekte, dipol -dipol, hidrojen ve kovalent vb. bağ yapısı ile asit moleküllerine yönelik etkileşimi artmaktadır (Bhatnagar vd., 2013). Ayrıca baz ile modifiye edilen aktif karbonun, sudan organik kirleticilerin arıtımında etkili olduğu yapılan çalışmalarda kanıtlanmıştır. Baz modifiyesi ile aktif karbonun yüzeyine çeşitli fenolik ve karbonil gruplar eklenmektedir. Bu sayede aktif karbonun fenol içerikli kirleticilerin adsorpsiyonunda daha etkili olduğu, literatürde yapılan çalışmalarda öne sürülmüştür (Przepiórski, 2006).

Metaller ile Modifikasyon

Metaller, yüksek adsorpsiyon kapasitesi sağlaması nedeniyle aktif karbon modifikasyonunda dikkat çekici bir etkiye sahiptir (Bhatnagar vd., 2013). Metal kaplama ile aktif karbon modifikasyonunda en yaygın kullanılan metaller ise genellikle gümüş (Miyanaga vd., 2002), bakır (Yeddou vd., 2011), alüminyum (Tchomgui-Kamga vd., 2010) ve demir (Vaughan Jr ve Reed, 2005) olmaktadır. Metal ile modifiye edilen aktif karbonun, sudan ağır metal, arsenik, florür gibi kirleticilerin gideriminde etkili olduğu yapılan çalışmalarda belirtilmiştir (Bhatnagar vd., 2013; Yin vd., 2007). Bu bakımdan, demir tuzu ile modifiye edilen aktif karbonun, diğer metallere göre daha yaygın kullanılmaktadır. Huang ve Vane (1989)'nin yaptıkları çalışmada, demir ile modifiye edilmiş karbonun modifiye edilmemiş aktif karbona göre 10 kat daha fazla arsenik giderdiği öne sürülmüştür. Bunun yanı sıra Fe_3O_4, aktif karbona yüksek adsorpsiyon kapasitesi sağlaması, sürdürülebilir ve yenilenebilir özellikler eklemesi sebebiyle, avantajlıdır (Altıntıg vd., 2017; Moosavi vd., 2020; Rocha vd., 2020; Yu vd., 2021; Zhang vd., 2021).

1.11.2. Fiziksel Modifikasyon Yöntemi

Aktif karbon modifikasyonunda mikrodalga ısıtma, ultraviyole, buhar modifikasyonu vb. gibi çeşitli fiziksel aktivasyon yöntemleri kullanılmaktadır (Sizmur vd., 2017).

Isı ile Modifikasyon

Isı ile modifikasyon işleminde, aktif karbonun yüzey alanı ve gözenek hacminde artış meydana gelmektedir (Li vd., 2020). Bu durum ise aktif karbonun adsorpsiyon kapasitesini artırması bakımından bir avantaja sahiptir.

Mikrodalga ile Modifikasyon

Aktif karbon modifikasyonunda mikrodalga ısıtma yöntemi diğer ısıtma işlemlerine göre daha fazla rağbet görmektedir. Fakat bu yöntemle beraber, aktif karbonun özgül yüzey alanında artış meydana gelirken oksijen içeren asidik yüzey gruplarında azalma meydana gelmektedir**.** Aktif karbonun yüzeyinde bulunan, yüzey asidik grupların sayısında kademeli azalış ile yüzey bazikliğinde artış gözlemlenmektedir. Buda aktif karbonun yüzeyinde, piron ve kromen gibi fonksiyonel grupların oluşmasına sebep olmaktadır (Lam vd., 2019).

1.11.3. Biyolojik Modifikasyon Yöntemi

Aktif karbon biyolojik olarak bakterilerle modifiye edilebilmektedir. Bu bakımdan son yıllarda ilgi gören bir araştırma konusu haline gelmiştir.

Bakteriler ile Modifikasyon

Biyolojik olarak modifiye edilen aktif karbon, fenol gibi düşük moleküler ağırlığa sahip, sudan kolaylıkla parçalanabilecek kirleticilerin gideriminde etkilidir (Walker ve Weatherley, 1999). Adsorptif özelliği, bakterilere koruyucu ortam sağlayan karbon parçacıklarının gözenekli yapısı, mikroorganizmaların karbon yüzeyine kolaylıkla tutunmasını sağlayacak fonksiyonel grupların bulunması sebebiyle aktif karbon bir avantaja sahiptir. Bu özelliğe sahip olan aktif karbon ile bakteriler arasında mutualist bir ilişki mevcuttur. Sonuç olarak, aktif karbona adsorbe edilen bakteriler kirleticilere karşı oldukça etkilidir (Rivera-Utrilla vd., 2001). Böylelikle mikroorganizmalar aktif karbona, çeşitli şekillerde faydalı olabilmektedir. Bahsedilen faydalı etkilerinden biri, dirençli organiklerin bir kısmını ön ozonlama ile biyolojik olarak parçalanabilir organiklere dönüştürerek karbon yatağı ömrünü uzatılabilmesidir. Daha sonra, bağlanan mikroorganizmalar, aktif karbondaki adsorpsiyon alanlarını işgal etmeden önce biyolojik olarak parçalanabilir kısmı biyokütleye, karbondioksite ve atık ürünlere

dönüştürebilmektedir (Ellerbusch ve Cheremisinoff, 1978; Rivera-Utrilla vd., 2001). Ayrıca, mikroorganizmalar aktif karbon üzerinde biyofilm tabakası oluşturabilmekte ve aynı zamanda aktif karbonun yüzey yük yoğunluğunu değiştirebilmektedir. Negatif yüzey yükü artan aktif karbon bu sayede ağır metalleri ve çoğu pozitif yüklü kirleticileri giderebilmektedir (Rivera-Utrilla vd., 2011). Ancak, biyoadsorpsiyonun belirgin bir dezavantajı vardır, bu da aktif karbon üzerinde kapsülleme etkisi olabilecek biyofilm oluşumudur. Bahsedilen biyofilm oluşumu çok kalınlaşırsa, adsorbat türleri biyofilmden partikül içine difüzyonu zorlaşabilir ve böylece adsorpsiyon kapasitesi azalabilmektedir (Lowry ve Burkhead, 1980).

1.12. Adsorpsiyon Prosesi ile Pestisit Giderim Yöntemleri

Adsorpsiyon prosesi ile pestisit gideriminde en etkili yöntem aktif karbon ve zeolit gibi maddelerin kullanımı ile sağlanmıştır. Bu yüzden pestisit gideriminde aktif karbon, zeolit gibi maddelerin kullanılması yüksek giderim verimleri açısından avantajlıdır (Mojiri vd., 2020).

Kumar vd. (2017), gerçekleştirdikleri deneysel araştırmada, herbisitlerin kendi içerisinde granül karbon ile giderim verimleri karşılaştırılmıştır. Giderim veriminin adsorbe olma kapasitesi ile doğru orantılı olduğu öne sürülmüştür. Bu bakımdan karşılaştırılan herbisitlerin adsorbe olma yüzdelerine göre giderim verimleri değişkenlik göstermiştir. Çalışmada, en yüksek oranda adsorbe olan herbisitler sırasıyla metribuzin> atrazin> alaklor> metolaklor olduğu tespit edilmiştir. Granül aktif karbonun, sulardan metribuzin, atrazin ve metolaklor gibi herbisitlerin gideriminde iyi bir materyal olduğu aktarılmıştır (Kumar vd., 2017). Liu vd. (2022), çalışmalarında, ekolojik biyokömür, kil ile modifiye edilmiş biyokümür, manyetik ($FeCl_3$) biyokömür ve kil ile modifiye edilmiş- manyetik biyokömürün topraktan metolaklor giderim verimi karşılaştırılmıştır. Yapılan araştırmaya göre kil ve manyetik biyokömürün diğer tüm arıtma türlerine göre daha iyi arıtma verimi sağladığı öne sürülmüştür. Gözenek yapısını daha çok genişletmesi, yüksek oranda oksijen içerikli fonksiyonel grupların bulunmasına katkı sağlaması ve adsorpsiyon kapasitesini daha da artırması bakımından, kil ve manyetik biyokömür kombinasyonunun daha avantajlı olduğu yapılan çalışma içerisinde kanıtlanmıştır (Liu vd., 2022).

Yu vd. (2021), yaptıkları çalışmada, iki farklı manyetik aktif karbonun glifosatın giderilmesi üzerindeki etkileri araştırılmıştır. Araştırma sonucuna göre, glifosatın gideriminde, manyetik aktif karbonun, toz aktif karbona göre 2-3 kat daha etkili olduğu belirtilmiştir (Yu vd., 2021). Nejadshafiee ve İslami (2020), yaptığı çalışmada, aktif karbon, Fe_3O_4 nanopartükülü ve askorbik asit kullanılarak yeni adsorban madde geliştirilmiştir. Geliştirilen yeni adsorban madde ile boya ve pestisit giderim verimleri incelenmiştir**.** Çalışma sonucuna göre AA@Fe_3O_4NP'ler@AC'nun boya ve pestisit giderimi üzerinde yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip olduğu yapılan çalışma içerisinde öne sürülmüştür. Manyetik aktif karbon, sudan bir magnet yardımıyla kolaylıkla ayrıştırılması, geri kazanım oranının ve giderim veriminin yüksek olması bakımından bir avantaja sahiptir (Nejadshafiee ve Islami, 2020). Vinayagam vd. (2022)'nın çalışmasında ise, aktif karbon Fe_2O_3 nanokompoziti ile modifiye edilmiştir. Modifiye edilen manyetik aktif karbonun, 2,4-diklorofenoksiasetik (2,4-D) asidin sulu çözeltiler içerisinden giderme verimleri incelenmiştir. İnceleme sonucuna göre, manyetik aktif karbon, 2,4-D gideriminde yüksek adsorpsiyon kapasitesi ile (%98,18 giderim verimi) bir avantaja sahiptir (Vinayagam vd., 2022). Satapanajaru vd. (2003) yürüttükleri çalışmada, sıfır değerlikli demir ile metolaklor arıtımı gerçekleştirilmiştir. Arıtma verimine olan katkıları görmek için deney içerisine, demir ve alüminyum tuzları eklenmiştir. Deney sonucuna göre, metolaklor yıkım kinetiğinin, sıfır değerlikli demir ile arıtım işleminden sonra eklenen demir ve alüminyum tuzları ile arttığı ve bu sayede metolaklorun büyük bir çoğunluğunun giderildiği yapılan çalışma içerisinde öne sürülmüştür (Satapanajaru vd., 2003). Yılmaz vd. (2023), 4 farklı aktif karbon kullanılarak asetoklor ve metolaklor giderim verimlerini incelemiştir. Deneyler Norit SX ULTRA, Norit CA1, Norit SX F Cat, AC Puriss olmak üzere 4 farklı aktif karbon ile yürütülmüştür. Deney sonuçlarına göre, metolaklor ve asetoklor giderim verimleri içerisinde en yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip olan aktif karbonun, AC puriss ve Norit SX-ULTRA, en düşük adsorpsiyon kapasitesine sahip olan aktif karbonun ise Norit CA1 olduğu belirtilmiştir (Yilmaz vd., 2023). Wang vd. (2021) laboratuvar şartlarında manyetik aktif karbon üretmiş olup, sudan asetoklor giderim verimleri değerlendirmiştir. Bu çalışma sonucuna göre ise asetoklor giderimi için $MnFe_2O_4$'ün son derece başarılı bir adsorban madde olduğu makale içerisinde kanıtlanmıştır (Wang vd., 2021). Ayrıca, demir metali ile modifiye edilen aktif karbonun neonikotinoid'i ve bentazon'u gidermede etkili olduğu bildirilmiştir (Rocha vd., 2024). Aktif karbonun nitrik asit ve klorosülfonik asit

ile modifiyesi ile pestisit giderimi Aykut-Şenel vd. (2024)'nin çalışmasında incelenmiştir. Bu çalışma sonucuna göre pestisit asit modifiyeli aktif karbon ile yüksek oranda giderilmiştir (Aykut-Senel vd., 2024).

Grafen bazlı adsorbanlar, glikofosfatı (herbisit) %89 (Yamaguchi vd., 2017), biyokömür, karbamatları %76-%84,3, metolaklor'u %70 (Ćwieląg-Piasecka vd., 2018), modifiye biyokömür, triazinin'i %96 (Suo vd., 2019), doğal kil, metomil'i (insektesit) %30 (El-Geundi vd., 2012), modifiye bentonit kil, sülfentrazon'u %99, sülfosülfuron'u %99, imazaquin'ni %73, klorotoluron'u %95, asetoklor'u %90 (Polubesova vd., 2005), deltamethir'ni %98 (Ahmad ve Yasin, 2018), zeolit, bentazon'u (herbisit) %100, klopiralid'i (herbisit) %16,9 imidacloprid'i (böcek ilacı) %99,7, soproturon'u (herbisit) %100, metalaxyl-M'i (fungisit) %99,8 (De Smedt vd., 2015) oranında gidermiştir. Benzer şekilde, aktif karbon ile karbofuran (insektesit) %90-%96 (Lin, 2011) ve triazol (fungusit) %99 (Crini vd., 2017) oranında giderildiği bildirilmiştir.

1.13. Fe_3O_4/L-Arg@Aktif Karbon Nanokompozit

Adsorpsiyon prosesinde yaygın olarak kullanılan aktif karbonun kullanıldıktan sonra sıvı fazdan kolaylıkla ayrıştırılması ve tekrar rejenerasyonun gerçekleşmesi gerekmektedir. Ayrıştırma işlemi için ise, filtrasyon veya vakum filtrasyon gibi ekstra yüksek enerji tüketimine sebep olabilecek yöntemler gerekmektedir. Ayrıca kirletici maddelere karşı adsorpsiyon kapasitesinde iyileştirilmelerin yapılması son derece önemlidir. Bu sebeple yukarıda açıklandığı üzere aktif karbon modifiye edilebilmektedir. Bu bakımdan, aktif karbonun Fe_3O_4 ile modifiye edilerek magnetik hale getirilmesi avantaj oluşturmaktadır. Ancak, demir oksit ile modifiye edilen aktif karbonun yüzey alanında genel olarak bir düşüş gözlemlenmektedir. Fakat bu düşüşün yanı sıra, demir ile modifiye edilen aktif karbonun yüzey alanında aktif alanların oluşumu artmaktadır. Deneysel çalışma içerisinde, aktif karbonun yüzey alanını ve gözenek hacmini genişletmek amacıyla, aktif karbon ilk olarak nitrik asit ile modifiye edilmiştir. Literatürde yapılan çalışmalara göre, nitrik asit ile modifiye edilen aktif karbonun yüzey alanında ve fonksiyonel grupların sayısında genel olarak artış gözlemlenmektedir (Bhatnagar vd., 2013). Fonksiyonel grupların sayısında artışın gözlemlenmesi, pH değişime bağlı olarak demir oksit ile arasındaki elektrostatik çekim kuvvetine etki etmektedir. Fe_3O_4 ise yine pH'ın değişimine bağlı olarak kirletici maddelerle arasında, kuvvetli elektrostatik bir çekim kuvveti

oluşturacaktır. Ayrıca bu elektrostatik çekim kuvvetinin yanı sıra, demir bazlı materyaller, yüksek özgül yüzey alanına, güçlü redoks kapasitesine sahip olabilmesi sayesinde, organik kirleticilerin oksidasyonunda, ağır metallerin gideriminde güçlü bir etkiye sahiptir. Bu bakımdan demir oksit, kirleticilerle hızlı temas kurabilmesi, yüksek kirletici adsorplama kapasitesi ile avantaj sağlamaktadır. Yine literatürde yapılan çalışmalar, aktif karbonun metal oksitler ile modifikasyonun, organik kirleticilerin bozunmasında etkili olduğunu öne sürmektedir (Bhatnagar vd., 2013). Ek olarak, düşük toksisite, kimyasal inertlik ve biyouyumluluğa sahip demir oksit nanomalzeme, biyoteknoloji ile muazzam bir potansiyel göstermektedir. Düşük maliyetleri, yüksek adsorpsiyon kapasiteleri, kolay ayırma işlemleri, gelişmiş kararlılıkları, çevre dostu olmaları ve düşük toksik etkiye sahip olmaları nedeniyle demir oksit nano materyalleri umut vadedici bir etkiye sahiptir (Moosavi vd., 2020).

L-arginine ise, protein sentezinde kullanılan bir aminoasittir. İçeriğinde bulunan, karboksil ve amino gruplarının partikül yüzeyinde bol miktarda bulunması sayesinde metaller ile kuvvetli bir bağ kurabilmektedir. Böylelikle L-arginine ile modifiye edilen aktif karbonun demir tutma kapasitesi artmakta, aktif karbonun adsorpsiyon kapasitesi yükselmektedir (Guo vd., 2017; Pormazar vd., 2022; Wu vd., 2016).

2. BÖLÜM

MATERYAL VE YÖNTEMLER

2.1. Adsorbanlar

Adsorpsiyon deneylerinde, AC Puriss (Kat. No. 31616), nitrik asit modifiyeli AC-HNO_3, Fe_3O_4/L-Arginine, Fe_3O_4/L-Arg@Aktif karbon olmak üzere 4 farklı adsorban madde kullanılmıştır. Aktif karbon, demir oksit-L-Arginine ve nitrik asit ile kimyasal olarak modifiye edilmiştir. Diğer yandan AC Puriss ve Fe_3O_4/L-Arg deneysel çalışmalarda kullanılmıştır. Adsorban maddelerin genel özellikleri Tablo 2'de gösterilmiştir.

Tablo 2. Adsorban maddelerin genel özellikleri

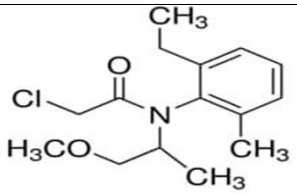
Adsorban Madde	**S_{BET} (m^2/g)**	**Toplam gözeneklilik hacmi (cm^3/g)**	**Gözeneklilik genişliği (nm)**	**pH_{pzc}**
AC Puriss	358	0.247	2.76	7,09
AC-HNO_3	844	0.818	3.93	2,7
Fe_3O_4/L-Arg	71	0.219	12.281	4,8
Fe_3O_4/L-Arg@AC	250	0.360	5.73	6,8

2.2. Kimyasallar

Sertifikalı metolaklor standardı Sigma-Aldrich'ten (Supelco Kat. No. 36163) temin edilmiş olup, içeriği 100 mg/mL ve saflığı≥%95,0'dir. Deneysel çalışmalarda HPLC/GC saflığında ve Merck'ten (Darmstadt, Almanya) marka metanol, asetonitril, dikloroetan içeren organik çözücüler, $FeSO_4.4H_2O$ ve $FeCl_3.6H_2O$ kullanılmıştır. Asetonitril içerisinde seyreltilmiş ve 10^4 µg/L metolaklor ara stok çözeltisinden kalibrasyon çözeltileri hazırlanmıştır. Adsorpsiyon testleri için metolaklor içeren çeşme suyu

kullanılmıştır. Manyetik aktif karbon kompozit sentezlenmesi için toz aktif karbon AC Puriss (Kat. No. 31616) ve L-Arginine (Kat. No. A5006) Sigma-Aldrich'ten satın alınmıştır. Metaloklorun yapısal ve kimyasal özellikleri Tablo 3'te gösterilmiştir.

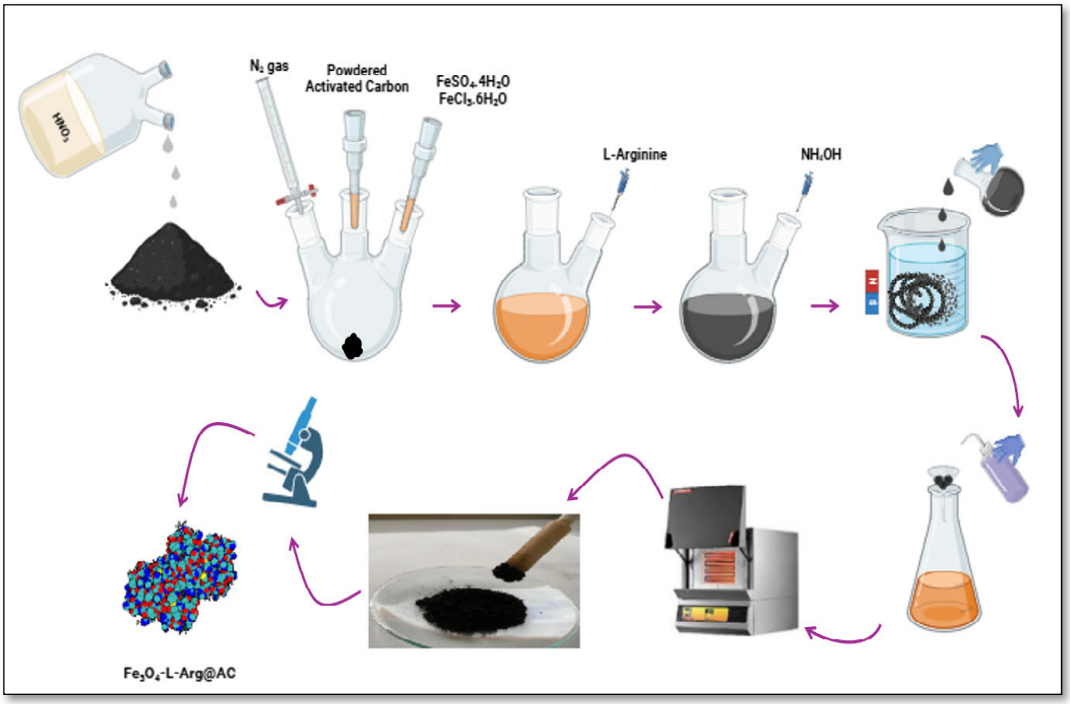
Tablo 3. Metolaklorun yapısal ve kimyasal özellikleri (Yilmaz vd., 2023)

Özellik	**Metolaklor**
Mokleküler Yapı	
CAS Numarası	51218-45-2
Formül	$C_{15}H_{22}ClNO_2$
Moleküler Ağırlık (g/mol)	283,79
Sudaki Çözünürlük @ 25 ºC(mg/L)	488
Yüzey Alanı ($Å^2$)	265
Erime Noktası	-51,05 °C
Yoğunluk	1,12 g/cm³
Topolojik Polar Yüzey Alanı ($Å^2$)	29,5
$logK_{ow}$	3,13
Henry Sabiti	$2,44*10^{-8}$

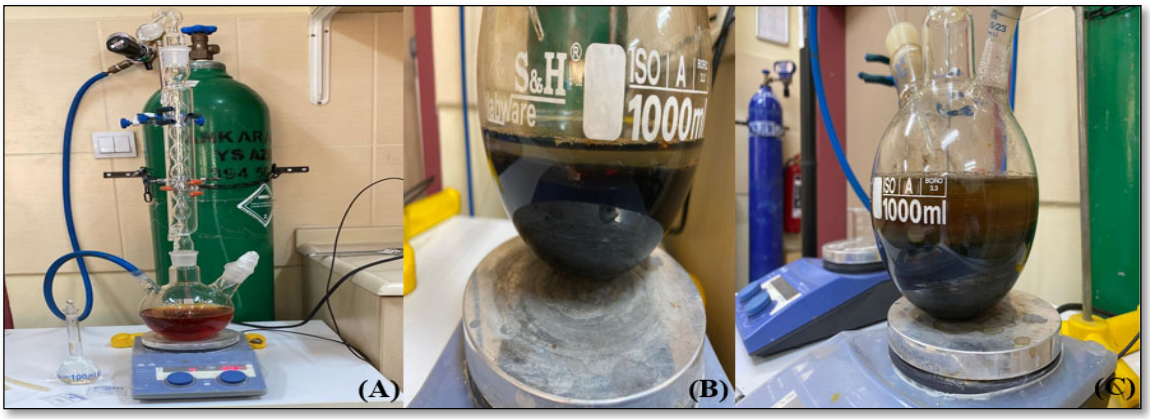
2.3. Adsorban Sentezi

Adsorban maddenin yüzey alanını genişletmek amacı ile, aktif karbon, Naushad vd. (2019), çalışmalarında olduğu gibi nitrik asit ile modifiye edilmiştir. Çalışma içerisinde aktif karbon, 250 ml %65 saflıkta HNO_3, 250 ml saf su karışımına eklemiş olup, 70 ºC'de 6 saat süre ile 100 rpm hızla karıştırılmıştır. Aktif karbonun yüzeyini nötr hale getirmek için, aktif karbon birçok kez saf su ile yıkanmıştır. Aktif karbonun yüzeyi nötr hale geldikten sonra, AC-N (nitrik asit ile modifiye edilmiş AC) 100 ºC 24 saat kurutulmaya bırakılmıştır. Fe_3O_4/L-arg@AC nanopartiküllerinin hazırlanmasında Pormazar vd. (2022), tarafından verilen prosedür, küçük değişikliklerle uygulanmıştır. Kompozit maddelerin deneysel sentez prosedürünün şematik gösterimi Şekil 6 ve görüntüleri Şekil

7’de görülmektedir. Başlangıçta, 6 g $FeSO_4 \cdot 4H_2O$ ve 11,7 g $FeCl_3 \cdot 6H_2O$, 300 mL suda çözülmüş ve 3 boyunlu balona konulmuş ve içerisine 5 gram AC-N eklenmiştir. Numune 70 °C'de 30 dakika N_2 gazı altında karıştırılmıştır. Daha sonra, 100 mL deiyonize suda çözülmüş 15 gram L-arginine çözeltiye eklenmiş ve 1 saat boyunca sakince karıştırılmıştır. Ardından, çözeltiye 100 mL %25 saflıkta NH_4OH damla damla eklenmiş olup 1,5 saat karıştırılmıştır. Prosedür sonrasında çöken siyah nanopartikül kütlesi bir mıknatıs veya filtre kâğıdı kullanılarak toplanmış, deiyonize su ile yıkanmış ve 50 °C'lik bir fırında 12 saat süre ile kurutulmuştur.



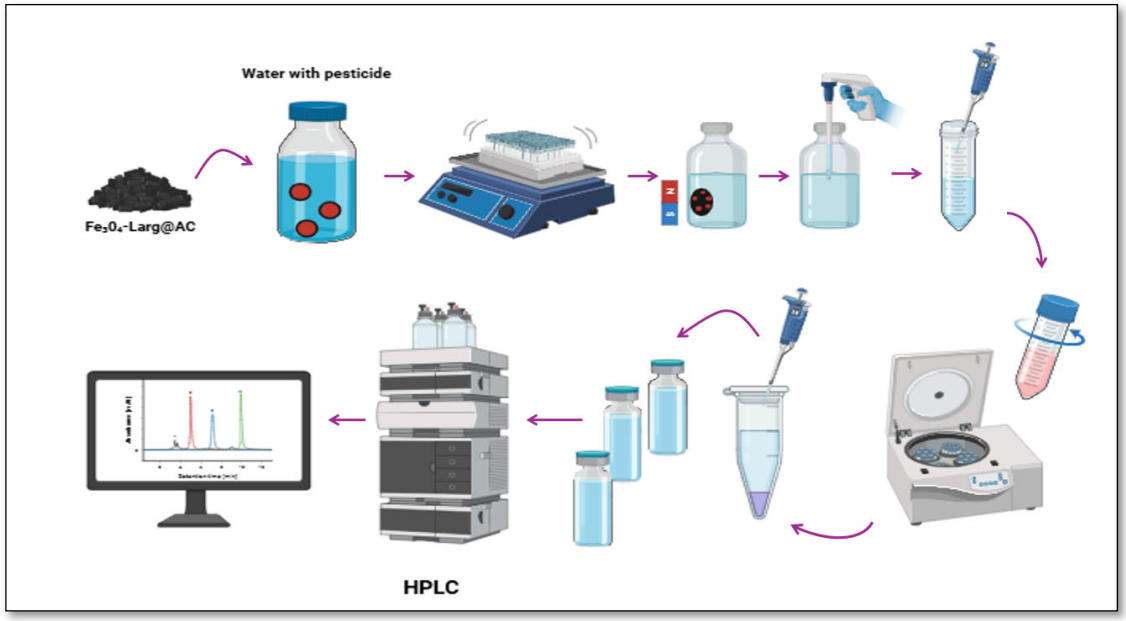
Şekil 6. Fe_3O_4/L-Arginine@AC sentezleme prosedürü



Şekil 7. Fe_3O_4/L-Arg@AC üretimi, A: $FeSO_4 \cdot 4H_2O$ ve $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ karışımı, B: Karışıma aktif karbon, L-Arginine ve NH_3OH eklenmiş hali, C: Fe_3O_4/L-Arg@AC çöktürülmüş hali

2.4. Adsorpsiyon Testleri

Adsorpsiyon testi iki aşamada gerçekleştirilmiştir: (1) dengeye ulaşma süresini belirlemek için kinetik testler kullanılmıştır, (2) adsorpsiyon kapasitesini değerlendirmek için izoterm testleri kullanılmıştır. Adsorbanlar ile metolaklorun adsorpsiyon ve analiz süreci Şekil 8'da gösterilmiştir. Adsorpsiyon testleri ve metolaklor analizleri iki tekrarlı olarak gerçekleştirilmiştir.



Şekil 8. Metolaklorun adsorpsiyon ve analiz süreci

2.4.1. Kinetik Testler

Kinetik testler, 10 mg/L metolaklor içeren 100 mL su numuneleri 125 ml'lik politetrafloraetilen (PTFE) kapaklı, koyu (amber) renkli cam şişelere konularak yürütülmüştür. Numunelerin pH'sı 7±0,1 arasında olacak şekilde H_2SO_4 veya NaOH ile ayarlanmıştır. Belirlenen temas süreleri boyunca çalkalayıcıda yatay bir şekilde 120 rpm'de çalkalanmıştır. Kinetik deneyler için, 100 mg/L sabit adsorban dozunda 5, 10, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120, 150 ve 180 dakikalık adsorpsiyon süreleri test edilmiştir. Belirlenen süre aralıklarında numuneler alınmış 45 µm PES filtre kâğıdı kullanılarak sıvı faz ve katı faz ayrımı gerçekleştirilmiştir.

2.4.2. İzoterm Testleri

İzoterm testlerinde, adsorban dozları 10 mg/L ile 500 mg/L (10, 50, 100, 150, 200, 250, 300, 350, 400, 450 ve 500 mg/L) arasında değişecek şekilde çözeltiye eklenmiş ve 120 rpm'de kinetik testlerde belirlenen temas süresi boyunca 100 ml'lik kahverengi şişelerde çalkalanmıştır. Numunelerin pH'sı 7±0,1 arasında olacak şekilde H_2SO_4 veya NaOH ile ayarlanmıştır. Önceden belirlenen adsorpsiyon süresi sonunda 0,45 µm PES filtre kâğıdı kullanılarak adsorban partikülleri ve sulu faz birbirinden ayrıştırılmıştır. Filtre işleminden önce kullanılan filtre kâğıdı, filtre içeriğindeki materyallerin olası süzülmesini önlemek için saf su (500 mL) ile yıkanmıştır. Aktif karbon içermeyen kontrol numuneleri deneylere dahil edilmiştir. Kinetik ve izoterm testler için çalkalama prosedürü, laboratuvar ortamında

Şekil *9*'da görüldüğü üzere gerçekleştirilmiştir.



Şekil 9. Kinetik ve izoterm testlerinin deneysel süreci

Adsorpsiyon kapasitesi, Denklem 1'de verilen, başlangıç ve nihai absorbat konsantrasyon farkının, adsorban dozuna bölünmesiyle elde edilen eşitlikle hesaplanmıştır (Aykut-Senel vd., 2024b).

$$q = \frac{(C_0 - C)V}{M} \quad (1)$$

Pseudo birinci-derece model, pseudo ikinci-derece model dahil olmak üzere iki yaygın kinetik modelin doğrusal formları kinetik verilere uyarlanmıştır. Doğrusallaştırılmış pseudo birinci- ve ikinci-derece modelleri Denklem 2 ve 3'te verilmiştir (Dauda vd., 2023; Yu vd., 2012).

$$Ln(qe - qt) = Ln(q_e) - k_1 * t \quad (2)$$

Pseudo ikinci derece hız kinetiğini bulmak için ise aşağıda Denklem 3'te verilen formül kullanılmaktadır.

$$\frac{t}{qt} = \frac{1}{K_2 q_e^2} + \frac{1}{qe} * t \quad (3)$$

Denklem 2 ve 3'te verilen eşitlikte, k_1 (1/saat) ve k_2 (g/mg-saat) sırasıyla pseudo birinci- ve ikinci-derece kinetik modellerinin hız sabitleridir; t zamanında ve dengede q_t ve q_e adsorpsiyon kapasiteleridir (mg/g).

Weber ve Morris tarafından önerilen partikül içi difüzyon modeli, adsorpsiyon sürecinin hız sınırlayıcı adımını yorumlamak için kapsamlı bir şekilde uygulanmaktadır ve aşağıdaki gibi tanımlanmaktadır (Hu vd., 2024; Kaur vd., 2025; Wu vd., 2009).

$$q = k_i t^{1/2} + C \quad (4)$$

Burada, qt t zamanındaki adsorpsiyon kapasitesi (mg/g) olup, gözenek difüzyon parametresi (mg/g-$h^{1/2}$), t temas süresi ve C ise bir sabittir (mg/g).

Adsorbat moleküllerinin sıvı fazdan katı faza taşınması sırasında, aşağıdaki şekilde verilen sıvı film difüzyon model denklemi kullanılabilmektedir (Li vd., 2025; Nasser vd., 2024; Zhang vd., 2024):

$$Ln(1 - \frac{q_t}{q_e}) = K_{fd} t \quad (5)$$

Burada q_t/q_e dengeye ulaşma fraksiyonu, K_{fd} ise film difüzyon hız sabitidir. Çift üstel model denklemi 6 ile gösterilmiştir.

$$q_t = q_e + \frac{D_1}{Ma}\exp(-k_1 t) - \frac{D_2}{Ma}\exp(-k_2 t) \quad (6)$$

Burada, D_1 ve D_2 sırasıyla hızlı ve yavaş adımın adsorpsiyon hızı parametreleridir. K_1 ve K_2 sırasıyla hızlı ve yavaş adımın adsorpsiyon sürecini kontrol eden difüzyon parametreleridir ve Ma adsorban kütlesidir (Igarashi vd., 2024; Sohrabi vd., 2021; Zahedinejad vd., 2023; Zhu vd., 2017). Çift üstel model, MATLAB programı üzerinden çözümlenmiştir.

Langmuir modeline göre birim adsorban tarafından adsorplanan madde miktarı formülü denklem 7 ile, Freundlich modeline göre ise çözeltilerin adsorplanması denklem 8 ile ifade edilmektedir (Dehghani vd., 2018; Gui vd., 2018).

$$q_e = \frac{q_{max} * K_L * C_e}{1 + K_L C_e} \quad (7)$$

$$Log\ q_e = Log\ K_F + \left(\frac{1}{n}\right) Log C_e\ ) \quad (8)$$

Bu durumda, qe dengedeki madde miktarı (mg/g) ve q_{max} adsorbanın maksimum adsorpsiyon kapasitesidir (mg/g). C_e su örneğindeki denge maddesi konsantrasyonunu ifade ederken (mg/L), D adsorban dozudur (mg/L). K_L adsorbatın adsorbana bağlı afinitesidir (L/mg). n, adsorban üzerindeki enerji noktalarının dağılımını ve adsorpsiyon itici kuvvetinin büyüklüğünü ifade eden üstel bir terimdir. K_F hetero-dağılım sistemi için değiştirilmiş Freundlich parametresidir [(mg/g) /(mg/L)$^{1/n}$].

2.5. Analitik Yöntemler

2.5.1. Metolaklor Analizi

Metolaklor, GL Sciences Inertsil ODS-4 (partikül boyutu: 5 µm, uzunluk: 250 mm, i.d: 4.6 mm kolon, GL Sciences) ve bir UV dedektörü ile donatılmış bir Shimadzu LC-2030C HPLC ile analiz edilmiştir. Kalibrasyon standartlarının ve metolaklor içeren su örneklerinin analizi, doğrudan enjeksiyon ya da HPLC analizinden önce dağıtıcı sıvı-sıvı mikroekstraksiyon (DLLME) sonrası enjeksiyon teknikleri kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Pestisitlerin kantitatif analizi Altıparmak vd. (2024), çalışmasında olduğu gibi, metolaklor standart karışımlarından hazırlanan 6-8 noktalı standart örnekler kullanılarak oluşturulmuştur. Ekstraksiyon prosedüründe, metolaklor için 1,2-dikloroetan

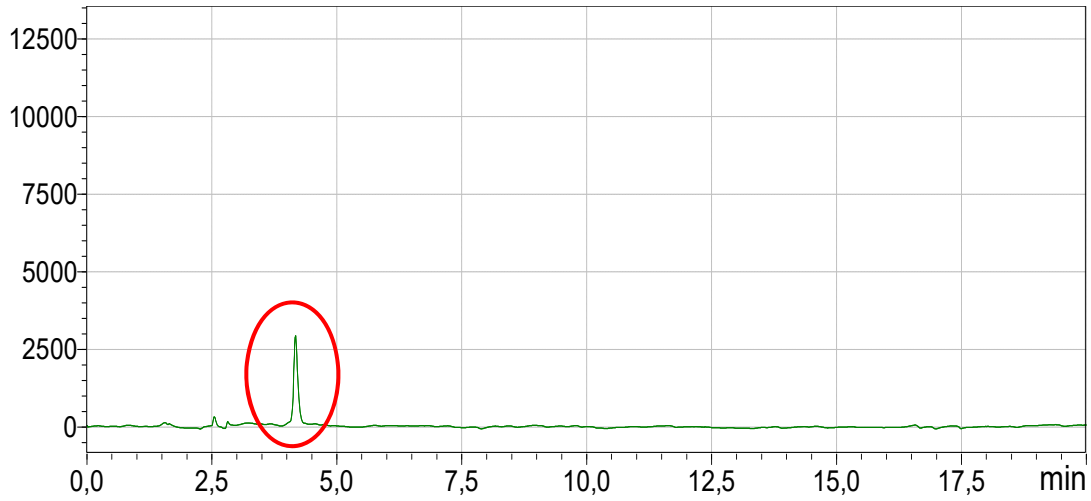
(300 µL) ve metanol (1 mL) ekstraksiyon-dispersif çözücü karışımları kalibrasyon çözeltilerine veya su örneklerine (8 mL) eklenmiştir. Ekstraksiyon prosedüründe, örnekler önce 1 dakika boyunca vortekslenmiş ve daha sonra 6000 rpm'de 2 dakika boyunca karıştırılmıştır. Son olarak, ayrılan organik fazlar, 230 nm dalga boylarında HPLC cihazıyla analiz edilmek üzere 100 µL'lik ekler içeren şişelere alınmıştır. (LoD) ve kantifikasyon sınırı (LoQ) tespit sınır seviyesi metolaklor için 1,24 ve 3,75 µg/L'dir. Metolaklorun analizinde uygulanılan HPLC işletme parametreleri Tablo 4'te gösterilmiştir. Metolaklor analizinin geliştirilmesi, LoQ, LoD ve geri kazanım değerleri Altıparmak vd. (2024) çalışmasında verilmektedir.

Tablo 4. Metolaklorun analizinde HPLC cihazında kullanılan parametreler

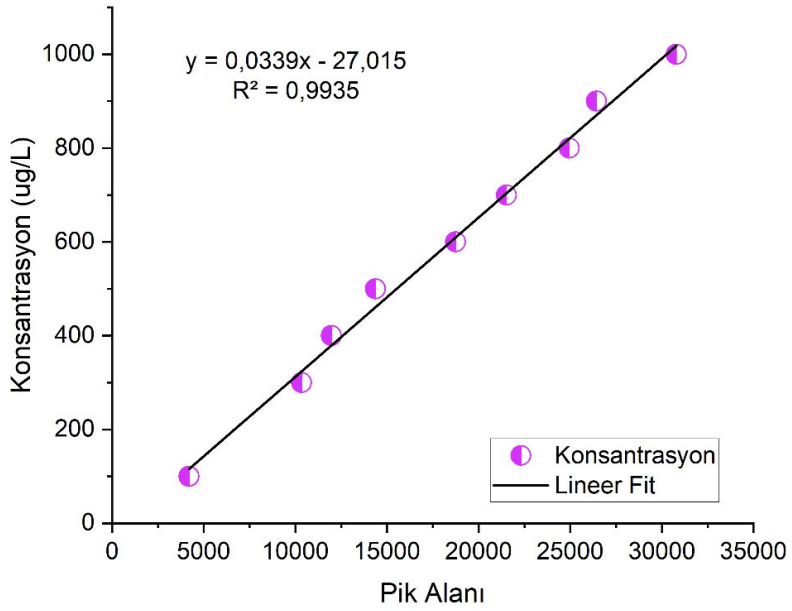
Akış Hızı (mL/dk)	1.00
Sıcaklık (°C)	40
Mobil Faz Oranları (v/v)	80 asetonitril/20 safsu
Süre (dk)	20
Enjektör (µL)	20
Dalga Boyu (UV-Vis)	230 nm
Geliş Süresi (dk)	4,75

2.5.1.1. Doğrudan Enjeksiyon Analizi

Metolaklor ana stok standart solüsyonundan (10^4 µg/L) hazırlanan 6-8 noktalı 100-1000 µg/L konsantrasyonlarında standart solüsyonlar kullanılarak oluşturulmuştur. Numuneler ve standart solüsyonlar doğrudan HPLC cihazına enjeksiyon yapılarak analiz edilmiştir. Tablo 4'te gösterildiği üzere metolaklor tespitinde, analiz süresi 20 dk, dalga boyu 230 nm ve enjeksiyon 20 (µL) olarak uygulanmıştır. Doğrudan enjeksiyon ile elde edilen kromatogram Şekil 10'da ve kalibrasyon eğrisi Şekil 11'de gösterilmiştir.



Şekil 10. Metolaklorun doğrudan enjeksiyon yöntemi ile elde edilen HPLC-UV kromatogramı

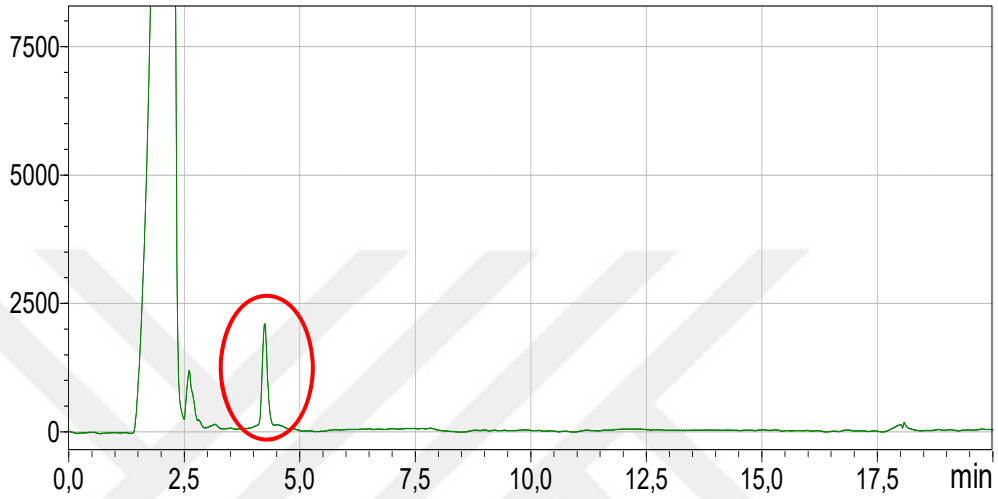


Şekil 11. Metolaklor için doğrudan enjeksiyon yöntemi ile elde edilen kalibrasyon eğrisi

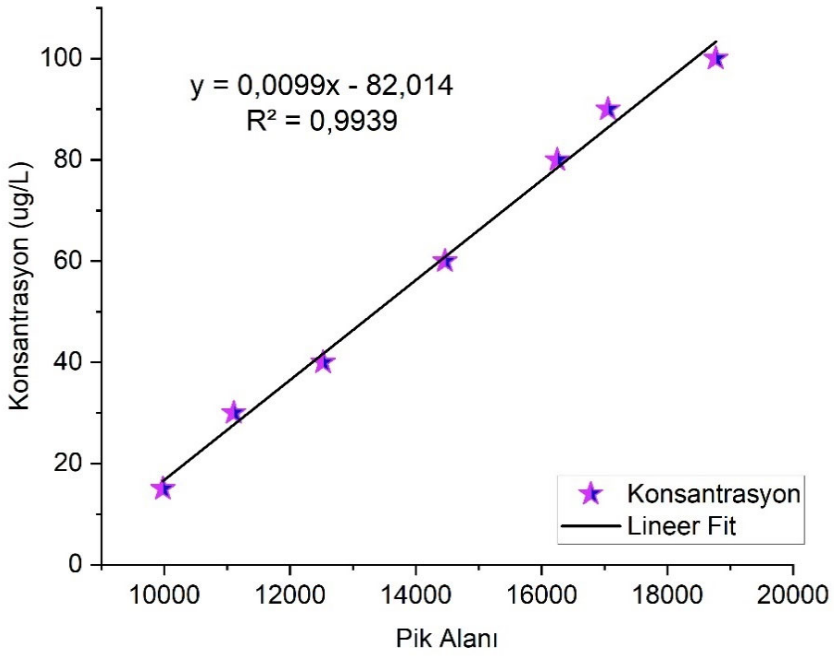
2.5.1.2. DLLME Ekstraksiyon Analizi

Metolaklor ana stok standart solüsyonundan (10^4 µg/L) hazırlanan 6-8 noktalı 5-100 µg/L konsantrasyonlarında standart solüsyonlar kullanılarak kalibrasyonlar oluşturulmuştur. Numuneler ve standart solüsyonlar önce DLLME prosedürü uygulanarak ekstraksiyonu

gerçekleştirilmiş, daha sonra HPLC cihazına enjeksiyon yapılarak analiz edilmiştir. Tablo 4'te gösterildiği üzere metolaklor tespitinde, analiz süresi 20 dk, dalga boyu 230 nm ve enjeksiyon 20 (µL) olarak uygulanmıştır. DLLME ekstraksiyonu sonrasında elde edilen kromatogram Şekil 12'de ve kalibrasyon eğrisi Şekil 13'de gösterilmiştir.



Şekil 12. Metolaklorun DLLME yöntemi ile elde edilen HPLC-UV kromatogramı



Şekil 13. Metolaklor için DLLME yöntemi elde edilen kalibrasyon eğrisi

2.5.2. pH_{PZC} Analizi

Adsorbanların yüzey kimyası, nötral yük noktası (pH_{PZC}, toplam net yüzey yükünün sıfır olduğu pH değeri), asit ve baz nötralizasyon kapasiteleri ile karakterize edilmektedir. Kompozit adsorbanların pH_{PZC} değerleri, pH denge durumuna ulaştırma metodu ile belirlenmiştir (Dastgheib vd., 2004). Saf su içinde hazırlanmış olan 0,1 M NaCI çözeltisinin pH değerleri 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11 ve 12 olacak şekilde 0,5-1,0 M HCl ve/veya 0,5-1,0 M NaOH ile ayarlanmıştır. Bu çözeltilerden 25 ml'lik amber numune şişelerine 20 ml numune alınmış ve her birinin üzerine 100 mg adsorban eklenmiştir. Her bir pH değeri için adsorban içermeyen kontrol numuneleri de hazırlanmıştır. Hazırlanan numuneler 48 saat boyunca 100 rpm ve 20±5 ^{0}C'de karıştırılmıştır. Karıştırma süresi sonrasında numuneler 1 saat boyunca adsorbanların çökelmesi için bekletilmiş ve numunelerin pH değerleri ölçülmüştür. pH_{PZC} değeri, 48 saatlik temas süresi sonunda sabit kalan pH değeridir. Ancak, genellikle pH_{PZC} değerinin tam belirlenmesi için interpolasyon yapmak gerekmektedir. Orijinal ve modifiye aktif karbonlar için 48 saat sonra sabit kalan pH_{PZC} değeri kaydedilmiş, asit ile modifikasyonun adsorbanların net yüzey yüküne etkisi belirlenmiştir.

2.5.3. BET Analizi

Modifiye aktif karbon ve kompozit yüzey alanları ve toplam gözenek hacimleri Micromeritics Gemini VII Surface Area ve Porosity Surface Analyzer cihazı ile belirlenmiştir. Adsorbanların yüzey alanının belirlenmesinde 77°K'de hızlandırılmış yüzey alanı ve posimetry sistem ile N_2 adsorpsiyon-desorpsiyon izotermleri kullanılmıştır. BET analizleri Erciyes Üniversitesi Teknoloji Araştırma ve Uygulama Merkezi'nde hizmet alımı şeklinde yaptırılmıştır.

2.5.4. Elektron Taramalı Mikroskop (SEM) Analizi

Modifiye aktif karbon ve kompozit adsorbanların ve membranların SEM analizleri Erciyes Üniversitesi Nanoteknoloji Araştırma Merkezi'nde hizmet alımı şeklinde gerçekleştirilmiştir. SEM analizleri Zeiss Gemini 500 cihazı ile Erciyes Üniversitesi TAUM merkezinde 10 kV ve vakum altında gerçekleştirilmiştir. Membranlar yaklaşık 3 mm boyunda ve 0,5 mm eninde kesilerek ölçüm öncesi kaplama cihazı (Polarano sc7620, İngiltere) ile altın ve paladyum (%80 Au-%20 Pd) kaplanmıştır.

2.5.5. Fourier Dönüşümlü Kızılötesi Spektrometre (FTIR-ATR) Analizi

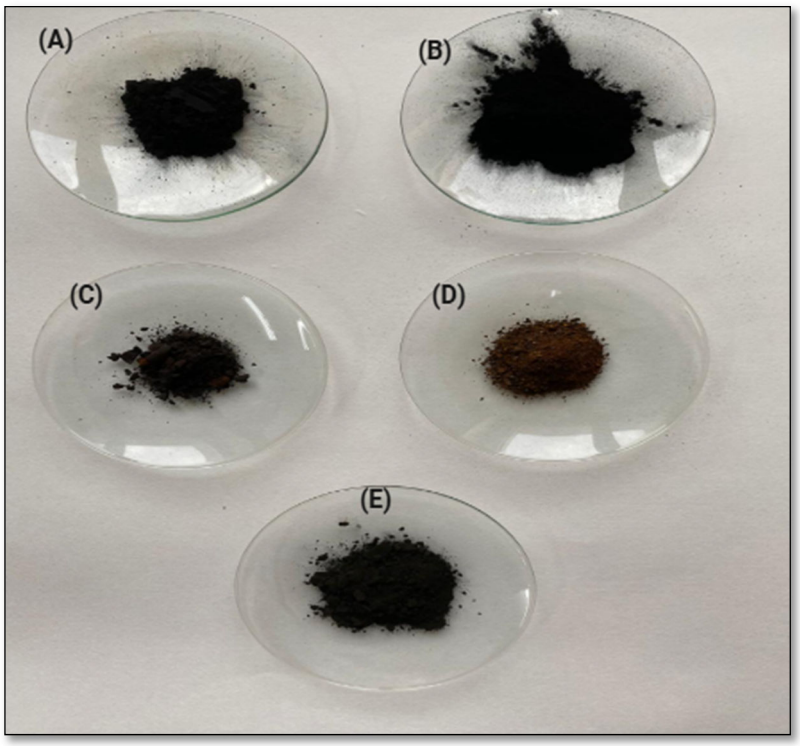
FTIR-ATR analizleri adsorban yüzey modifikasyon işlemleri sonucunda, yüzeye eklenen yeni fonksiyonel gruplar veya yüzeyde oluşan değişimler hakkında moleküler seviyede 4000-400 cm^{-1} dalga boyu aralığında bilgi vermektedir. Modifiye aktif karbon ve kompozit adsorbanların FTIR analizleri 400-4000 cm^{-1} dalga boyu aralığında Perkin Elmer 400 FT-IR/FT-FIR cihazı ile Erciyes Üniversitesi Teknoloji Araştırma ve Uygulama Merkezi'nde hizmet alımı şeklinde gerçekleştirilmiştir. Modifikasyon sonrasında adsorbanlar yüzeyinde oluşan yeni grupların tespitinde Erciyes Üniversitesi Mühendislik Fakültesi bünyesinde bulunan Thermo Nicolet Avatar 370 cihazı kullanılmıştır. Analiz öncesinde tüm örnekler 1 gece boyunca 50°C'de etüvde kurutulmuştur.

3. BÖLÜM

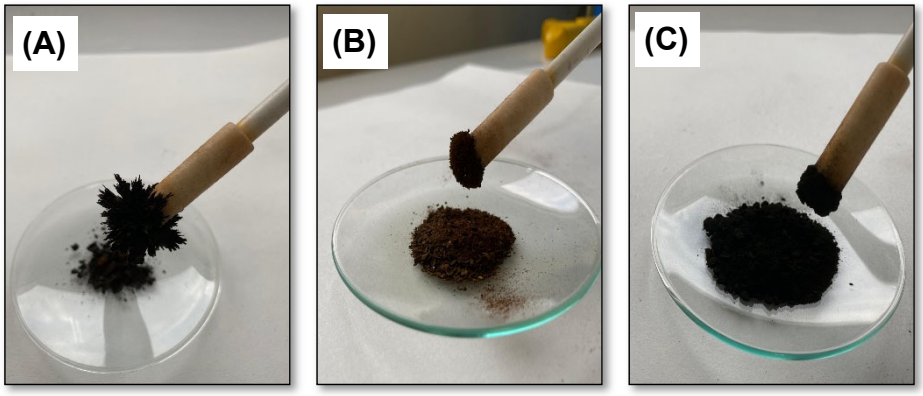
BULGULAR

3.1. Adsorbanların Karakterizasyonları

Deneysel çalışma içerisinde sentezlenen ve modifiye edilen adsorbanların resmi Şekil 14'de gösterilmiştir. Bunun yanında, Şekil 15'den de görüldüğü üzere, Fe_3O_4, Fe_3O_4/L-Arg ve Fe_3O_4/L-Arg@AC'e magnetik özellik kazandırılmıştır.



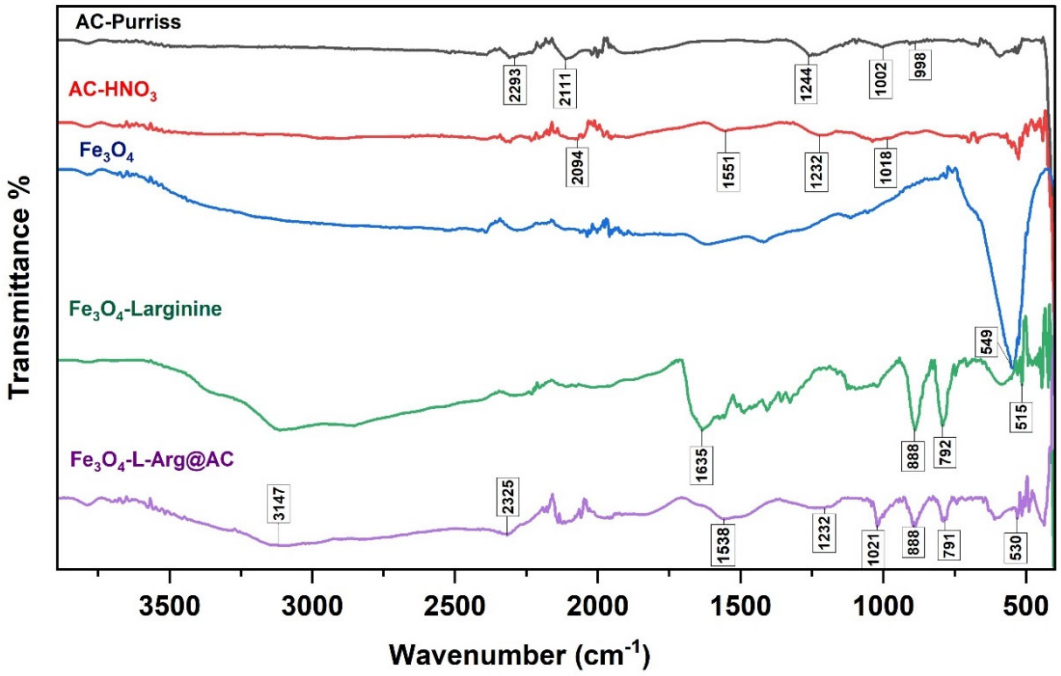
Şekil 14. Çalışma kapsamında kullanılan ve sentezlenen adsorbanlar: AC Puriss (A), AC-HNO_3 (B), Fe_3O_4 (C), Fe_3O_4/L-arg (D), Fe_3O_4/L-arg@AC (E)



Şekil 15. Magnetik özellik kazandırılmış adsorbanlar: Fe_3O_4 (A), Fe_3O_4/L-Arg (B), Fe_3O_4/L-Arg@AC (C)

3.1.1. FTIR Analizleri

FTIR spektroskopisi adsorbanların karakterize edilmesinde yaygın olarak kullanılan bir yöntemdir. Bu metot yardımı ile, adsorban maddenin iç tabakasında bulunan anyon varlığı, anyonların oluşturduğu bağlar ve onların yerleşimi tespit edilebilmektedir (Başok, 2019). IR spektrumuyla, maddeyi oluşturan atom bağlarının titreşimine karşılık gelen frekans pikleri okunabilmektedir (Lin ve Wang, 2012). Bu analiz yöntemi ile, deneysel çalışmalar sırasında üretilen veya kullanılan adsorban maddeler analiz edilmiştir. Şekil 16'da görüldüğü üzere; 3400 cm^{-1} bandında, hidrojen bağı, fenolik hidroksil ve N-H gerilme titreşimleriyle ilişkili -OH gerilme pikleri vardır (Teng vd., 2015). Aktif karbon adsorpsiyonu ise, 2200-2800 cm^{-1} arasındaki pikler ile ilişkilendirilmektedir (Liu vd., 2017). 1554-2324 cm^{-1} arasında oluşan pikler ise amit gruplarındaki N-H, C=C ve C=O gerilme titreşimlerini göstermektedir (Pormazar vd., 2022). 2120-1010 cm^{-1} arasındaki pikler N-H ve C-O gerilim titreşimlerini temsil ederken (Pormazar vd., 2022), 440 ila 620 cm^{-1} arasındaki pikler ise; Fe-O adsorpsiyon piklerini temsil etmektedir (Eftekhari vd., 2019; Yang vd., 2010). 790 cm^{-1} bandı C-H gerilim titreşimine (Ghodsinia vd., 2023), 898 cm^{-1} bandı ise C-O-C gerilim titreşimlerine atfedilmektedir (Yagmur vd., 2024).



Şekil 16. Orijinal, modifiye ve kompozit adsorbanlara ait FTIR görüntüleri

Şekil 16'dan da anlaşılacağı üzere, aktif karbona ait pikler 2000-3000 cm^{-1} arasındaki bantta görülmektedir. Bu pikler, nitrik asit ve demir oksit-L-arginine modifiyeli aktif karbon FTIR sonuçlarında da gözlemlenmektedir. Nitrik asit modifiyeli aktif karbon FTIR sonucuna bakıldığında ise, 1500 cm^{-1} bandında N-H ve C-O bağına ait pikler bulunmaktadır. Fe_3O_4/L-arg@AC'a ait FTIR sonucunda, N-H ve C-O bağına ait pikler mevcuttur. Fe_3O_4 ve Fe_3O_4/L-arg sonuncunda 440-620 cm^{-1} bandı arasında demir oksit pikleri görülmekte olup, Fe_3O_4/L-arg@AC'a ait FTIR sonucunda da bu pikler mevcuttur. Fe_3O_4/L-arg@AC FTIR sonucu göz önünde bulundurulduğunda başarılı bir modifiye işleminin gerçekleştiği söylenebilmektedir.

3.1.2. BET Yüzey Alanı

AC Purris, AC-HNO_3, Fe_3O_4/L-arg, Fe_3O_4/L-arg@AC'a ait yapısal parametreler Tablo 5'te gösterilmiştir. Manyetit moleküllerinin eklenmesiyle beraber aktif karbonun BET yüzey alanında düşüş meydana gelmiştir. Literatürde yapılan çalışmalar, genel olarak demir oksitin aktif karbon yüzey alanını düşürdüğüne yöneliktir. Diğer yandan, Fe_3O_4/L-arg@AC'a ait gözeneklilik hacmi, AC Purris ve Fe_3O_4/L-Arg'e göre yüksektir. Bu durum ise, demirin aktif karbon gözeneklilik hacmine önemli ölçüde katkı sağladığının bir göstergesidir. Demir oksitin aktif karbonun iç gözeneklilik hacmini artırması, partikül içi

difüzyon hızına olumlu yönde etki etmekte olup, adsorplama kapasitesini artırmaktadır. Ayrıca, demir oksitin sahip olduğu elektrostatik çekim kuvveti ile kirletici maddeleri kolaylıkla absorplayabilmesi, sağladığı bir diğer avantajlardan biridir. AC-HNO_3'e ait gözeneklilik hacminin diğer 3 adsorban maddeye göre yüksek olması bir avantaj olarak görülebilmektedir ancak, AC-HNO_3'e ait partikül içi difüzyon hızı (k_2) düşüktür. Bu da kirletici maddelerin AC-HNO_3 tarafından adsorpsiyon potansiyelini düşürmekte olup bir dezavantaja sahiptir.

Tablo 5. Deneysel çalışmalarda kullanılan adsorbanların fiziko-kimyasal özellikleri

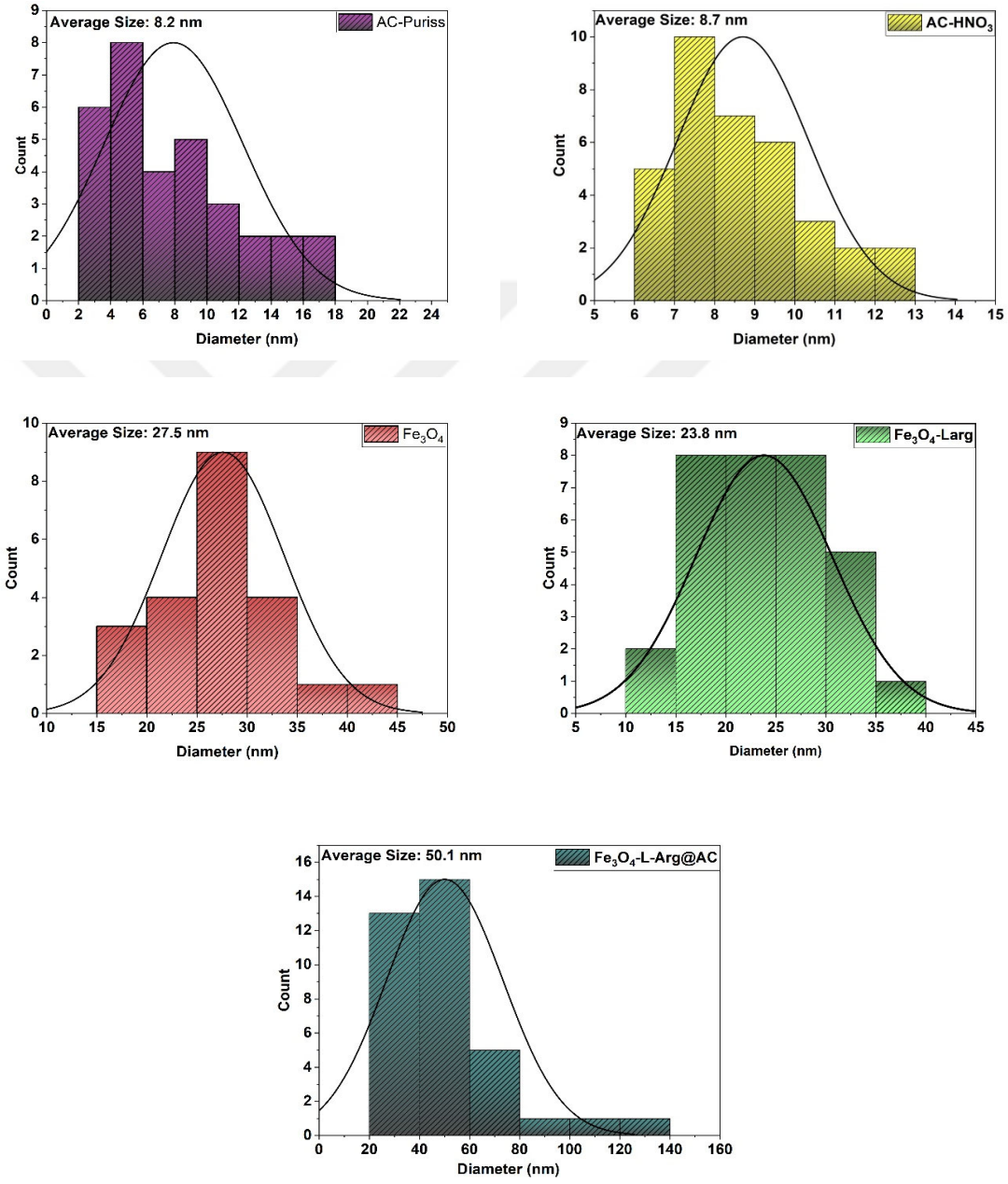
Adsorban Madde	**S_{BET} (m^2/g)**	**Toplam gözeneklilik hacmi (cm^3/g)**	**Ortalama gözenek genişliği (4V/A) (nm)**	**Gözeneklilik genişliği (nm)**	**Mikro gözenek alanı (m^2/g)**	**t-plot dış yüzey alanı (m^2/g)**
AC-Puriss	358	0,247	7,87	2,76	193,10	164,58
AC-HNO_3	844	0,818	6,97	3,93	323,40	497,87
Fe_3O_4/L-arg	71	0,219	11,66	12,28	-	76,95
Fe_3O_4/L-arg@AC	250	0,360	7,81	5,73	3,372	246,45

Tablo 2'de pH_{pzc} değerleri gösterilmiştir. Adsorbanlara ait net yüzey yükünün, pH_{pzc} değerlerinin altındaki pH değerlerinde pozitif yükle, üstündeki değerlerde ise negatif yükle yüklendiği bilinmektedir. Adsorbanlara ait pH_{pzc} değerleri göz önünde bulundurulduğunda, diğer 3 adsorban maddeye ait pH_{pzc} değeri aktif karbona göre (7,09) düşüktür. Bu durum ise, adsorbanların kısmen pozitif yükle yüklendiğini ve adsorpsiyon kapasitesinin arttığını göstermektedir.

3.1.3 Partikül Boyut Dağılımı

Adsorbanlara ait partikül boyut dağılımı Şekil 17'de gösterilmiştir. Bu grafiklerden de anlaşılacağı üzere ortalama boyut dağılımı, AC Puriss, AC-HNO_3, Fe_3O_4, Fe_3O_4/L-arg, Fe_3O_4/L-arg@AC için sırasıyla, 8,2, 8,7, 27,5, 23,8 ve 50,1 nm olarak bulunmuştur. Aktif

karbonun partikül boyut dağılımının küçük olması sulu fazdan ayrımını zorlaştırmaktadır. Bu sebeple, modifiye Fe_3O_4/L-arg@AC partikül boyut dağılımı diğer 4 maddeye göre yüksek olup, aktif karbonun sudan kolaylıkla ayrışmasına olanak sağlamıştır.

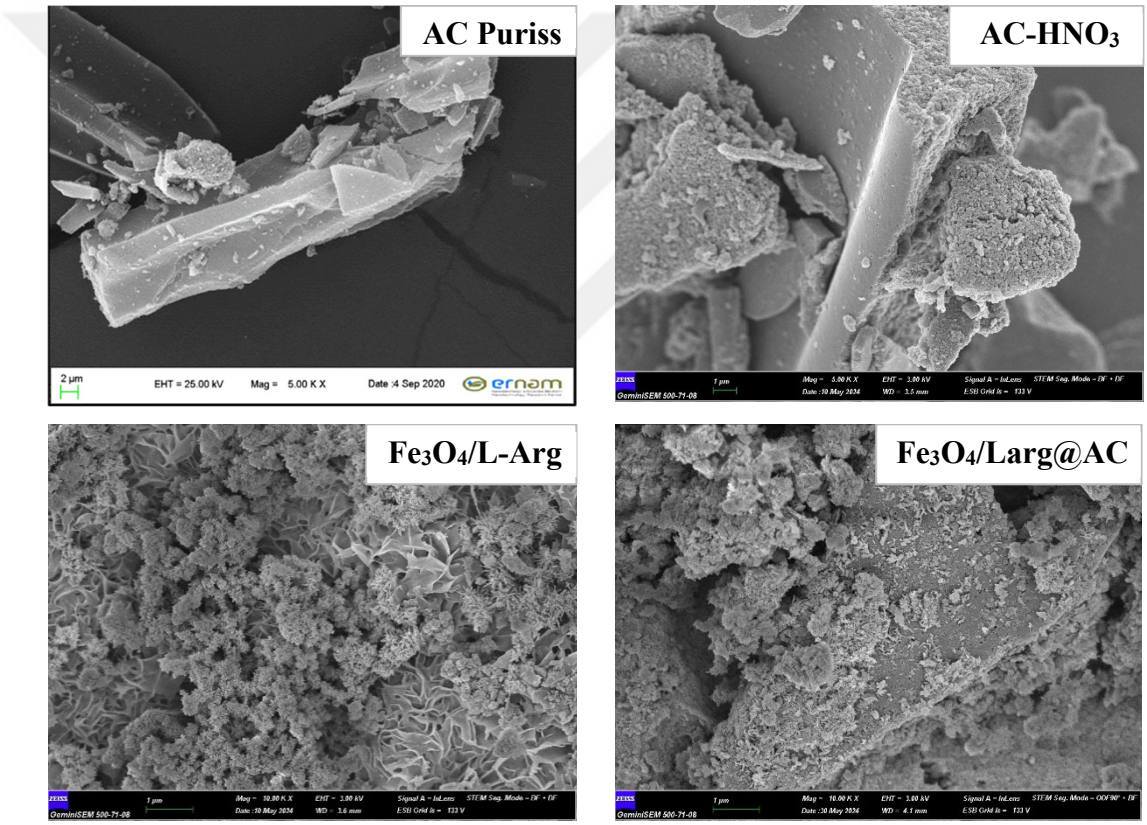


Şekil 17. Adsorbanlara ait partikül boyut dağılım grafikleri

3.1.4. SEM-EDX

Deneysel çalışmalarda kullanılan adsorbanların SEM görüntüleri Şekil 18'de verilmiştir. Şekil 18'de görüldüğü gibi, aktif karbonun (AC Puriss) yüzey yapısının oldukça düz ve

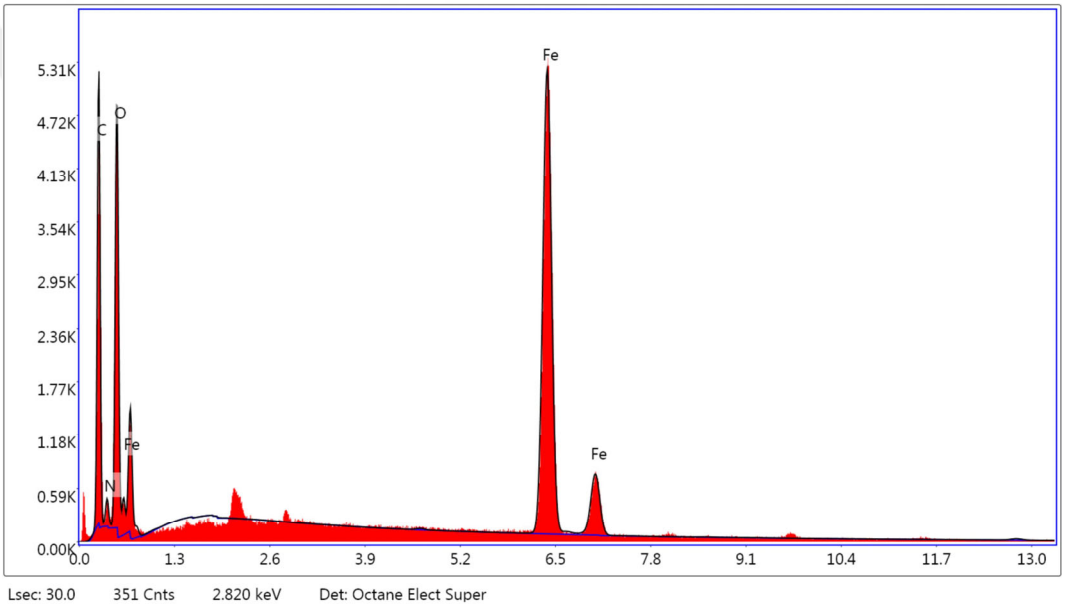
pürüzsüz olduğu gözlemlenirken, nitrik asit modifiyeli aktif karbonun (AC-HNO_3) yüzey yapısının daha pürüzlü ve çıkıntılı olduğu gözlemlenmektedir. Bu durum ise nitrik asitin, aktif karbonun gözenek ve iç yapısını tahrip ettiğinin bir göstergesidir. Fe_3O_4/L-arg'ne ait şekilde çiçeksi ve noktasal yapılar gözlemlenmektedir. Burada çiçeksi yapının L-arginine'ne ve noktasal yapının ise Fe elementine ait olduğu söylenebilmektedir. Fe_3O_4/L-arg@AC ait şekil göz önünde bulundurulduğunda, bir plaka üzerinde şerit ve noktasal yapıların bulunduğu gözlemlenmektedir. Burada plaka şeklindeki yapı aktif karbonu, şerit veya çiçeksi yapılar L-arginine'ni ve noktasal yapılar ise Fe elementini temsil etmektedir.



Şekil 18. Deneysel çalışmalarda kullanılan adsorbanların SEM görüntüleri

AC Puriss'e ait EDX verileri incelendiğinde, yapısında %91,3 oranında C ve %4,07 oranında O bulunmaktadır. Nitrik asit modifiyeli aktif karbonun analiz sonucu incelendiğinde ise, karbon oranında düşüş meydana gelerek, C oranının %83,08'e gerilediği, diğer yandan nitrik asitin aktif karbonun yüzeyine fonksiyonel grupları bağlamasıyla beraber oksijen oranında artış meydana gelerek, O oranının %16,9'a yükseldiği söylenebilmektedir. Fe_3O_4'e ait verilere bakıldığında, yapısında %62,9

oranında Fe ve %27,72 oranında O bulundurmaktadır. Fe_3O_4/L-arg'ne ait verilerde ise, adsorban madeninin %85,14 oranında Fe ve %14,86 oranında O içerdiği söylenebilmektedir. Fe_3O_4/L-arg'ne ait verilerde Fe oranı, Fe_3O_4'e göre yüksektir. Bu durumun ana sebebi ise L-arginine'nin demir tutma kapasitesinin yüksek olmasıdır. Fakat L-arginine ile demirin yüksek oranda tutulması oksijen oranında düşüş meydana getirmiştir. Fe_3O_4/L-arg@AC analiz sonuçları ise, nanokompozit maddenin %44,43 oranında Fe, %31,63 oranında C, %20,48 oranında O ve 3,45 oranında N içerdiğini göstermektedir. Fe_3O_4/L-arg@AC EDX grafiği Şekil 19'da gösterilmiştir.

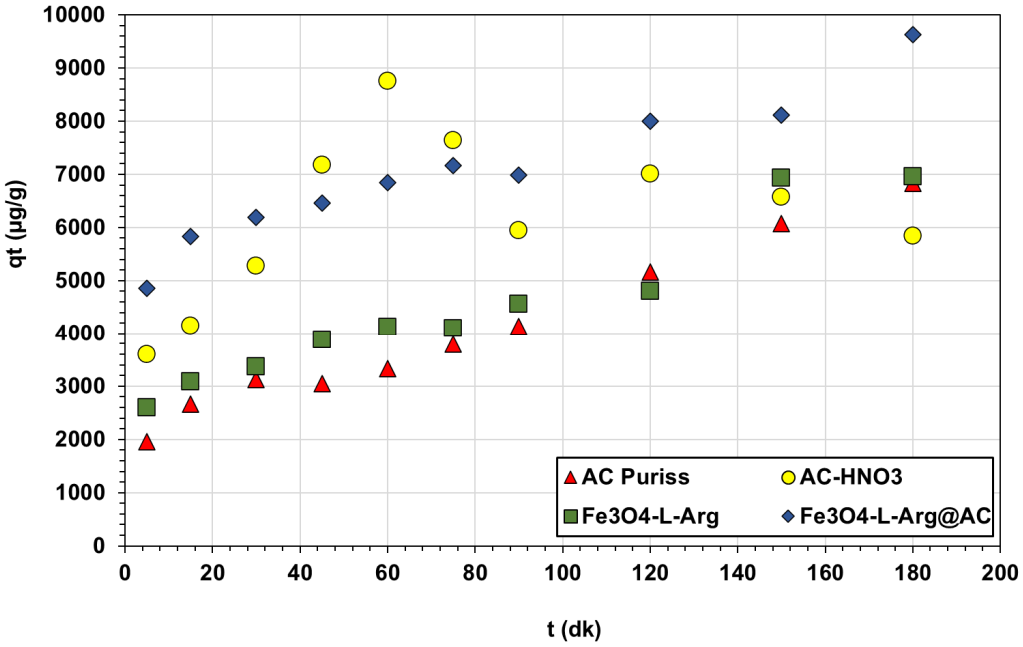


Şekil 19. Fe_3O_4/L-Arg@AC EDX analiz sonuçları

3.2. Temas Süresinin Etkisi

Metolaklor adsorpsiyonunda kullanılan adsorban maddeler, 5 ila 180 dk arası denge süreleri deneysel çalışmada değerlendirilmiş olup, Şekil 20'de gösterilmiştir. Şekilden de anlaşılacağı üzere tüm adsorban maddeler için denge süresi yaklaşık 100 dk'dır. Adsorbanlar için adsorpsiyon denge fazına ulaştıktan sonraki giderim verimleri karşılaştırılmış olup, Fe_3O_4/L-arg@AC, Saf AC, Fe_3O_4/L-arg ve AC-HNO_3'nin giderim verimleri sırasıyla %81,8, %71,3, %67,4 ve %58,5'tir. AC-HNO_3'ün kısa sürede denge fazına ulaşması, adsorpsiyonun ilerleyen sürelerinde AC-HNO_3'in kapasitesinde düşüş meydana getirmiştir. Bu durum ise, nitrik asit ile modifiye edilen aktif karbonu

dezavantajlı kılmaktadır. Diğer yandan, 3 adsorban maddenin zamana bağlı metolaklor adsorpsiyonu hemen hemen aynı profile sahiptir. Grafiklerden de görüldüğü üzere, en yüksek kapasiteye sahip adsorban madde Fe_3O_4/L-arg@AC'dur. Fe_3O_4/L-arg@AC'nun diğer 3 adsorban maddeye göre yüksek kapasite ile adsorpsiyona başlaması ve aynı şekilde yüksek kapasite ile adsorpsiyona devam etmesi avantajlı sayılmaktadır. Bu durum, deneysel süre içerisinde kirletici maddelerin etkili bir şekilde giderilmesine olanak sağlamaktadır.



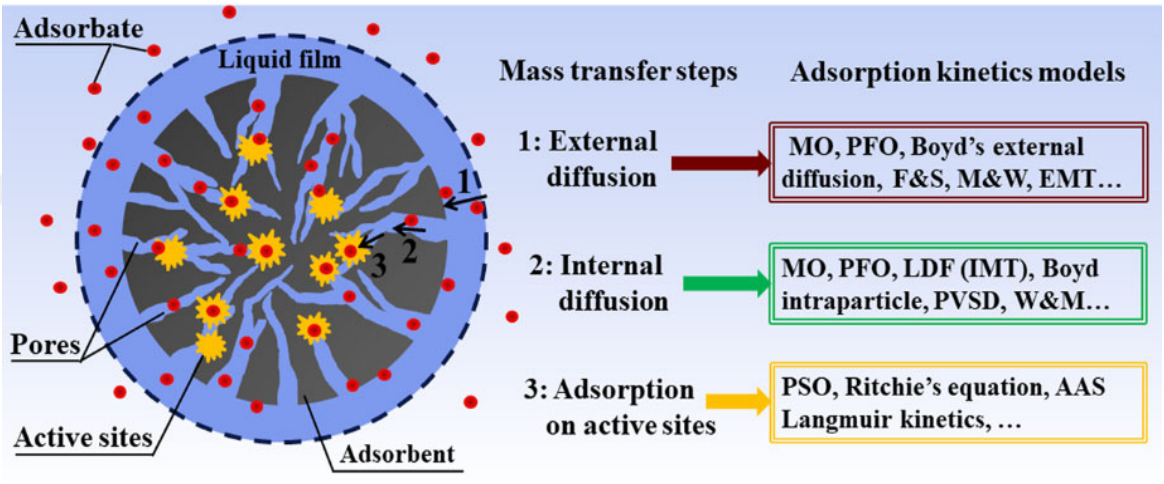
Şekil 20. Adsorbanların zamana bağlı kapasite grafikleri

Kapasite grafikleri incelendiğinde, denge fazından önce ve denge fazından sonra olmak üzere iki ayrı bölgenin bulunduğu gözlemlenmektedir. Literatürdeki çalışmalar, bu iki ayrı bölgenin iki ayrı eğime karşılık geldiğini ve iki farklı adsorpsiyonun gerçekleştiğini öne sürmektedir (Lima vd., 2015; Nasser vd., 2024).

3.3. Adsorpsiyon Kinetiği

Adsorpsiyon süreci ve denge süresi hakkında bilgi edinmek için kinetik testlerden yararlanılmaktadır (Foroutan vd., 2021). Adsorpsiyon kinetikleri, adsorpsiyon hızı, adsorban performansını ve kütle transfer mekanizmasını anlamımıza katkı sağlamaktadır.

Adsorpsiyon kütle transfer kinetiği, Şekil 21'de gösterildiği üzere 3 adımdan oluşmaktadır. İlk adım dış difüzyon olup, bu adımda, adsorbat, adsorbanın etrafındaki sıvı filminden geçmektedir. İkinci adım iç difüzyondur. İç difüzyon, adsorbatın adsorbanın gözeneklerindeki difüzyonunu tanımlamaktadır. Üçüncü adım, adsorbatın adsorbanın aktif bölgelerindeki adsorpsiyonunu temsil etmektedir (Wang ve Guo, 2020).

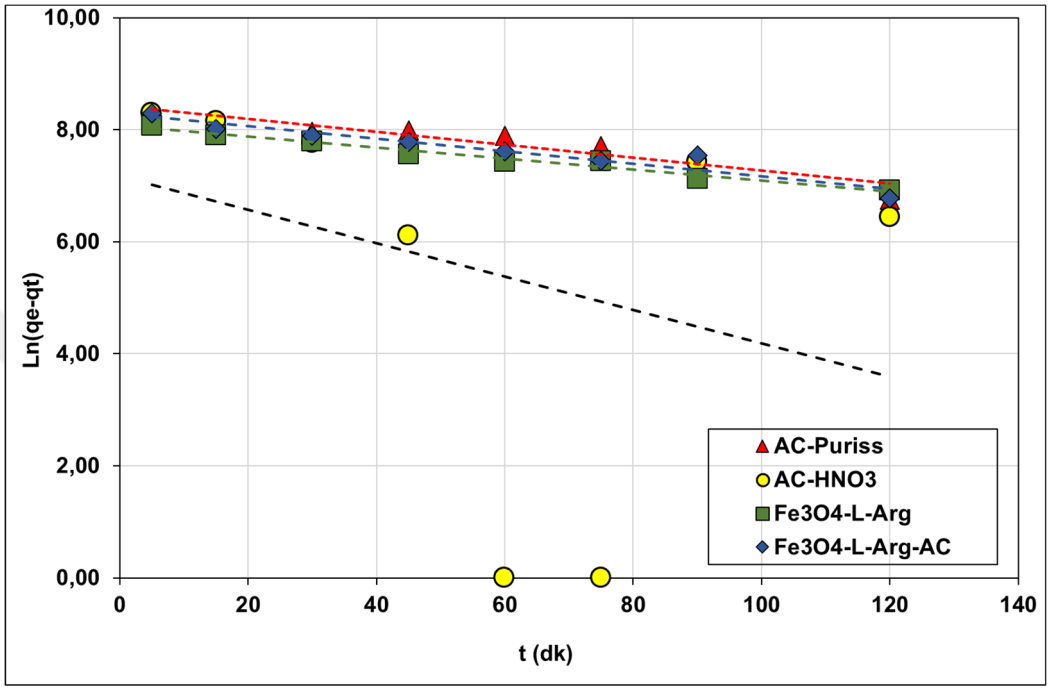


Şekil 21. Adsorpsiyon kütle transfer adımları (Wang ve Guo, 2020)

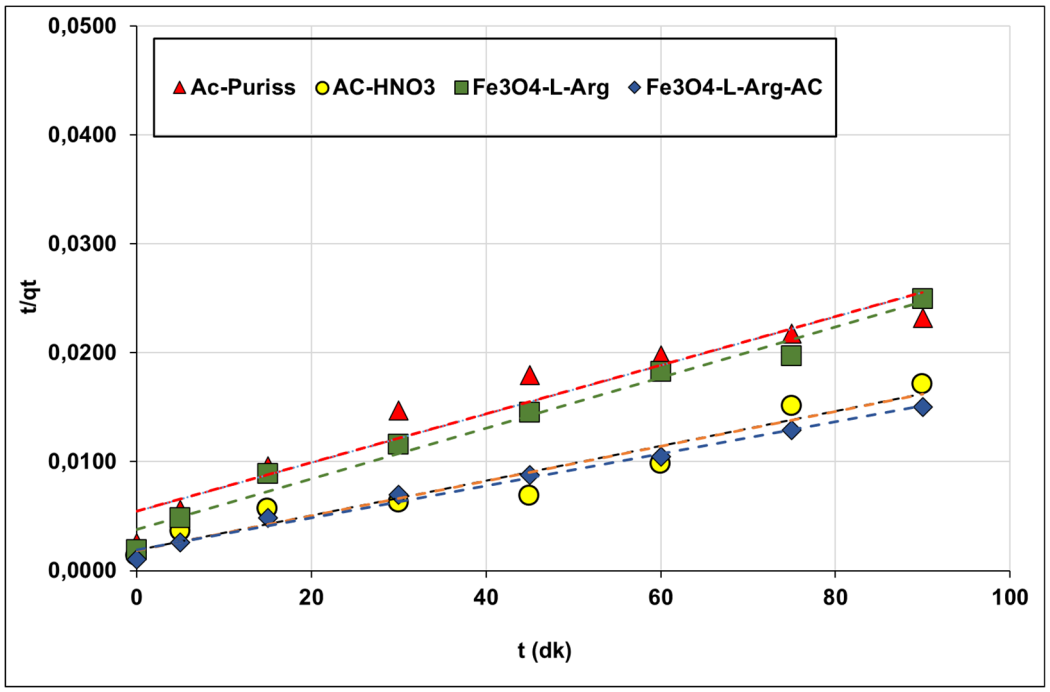
Şekil 21'de gösterildiği üzere, dış difüzyon MO (Karışık derece), PBD, Boyd Dış Difüzyon, F&S (Frusawa and Smith), M&W (Weber Moriss) ve EMT (İç Kütle Transfer Modeli) gibi modeller ile tanımlanabilmektedir. İç difüzyon, sıvı film ve partikül içi difüzyonu içermektedir. Bu sebeple iç difüzyon, MO, PBD, SFD, Boyd İç Difüzyon, W&M PVSD (Gözenek Hacmi ve Yüzey Difüzyon Modeli) vb. modelleri ile açıklanabilmektedir. Aktif site üzerinde gerçekleşen adsorpsiyon ise, pseudo ikinci derece, Ritchie denklemi, AAS ve Langmuir kinetikleri ile tanımlanabilmektedir (Wang ve Guo, 2023). Pseudo birinci derece, Pseudo ikinci derece kinetik modelleri, adsorpsiyon dinamiklerini anlamak ve adsorpsiyon sürecini geliştirmek için yaygın olarak kullanılmaktadır (Hosseinzehi vd., 2023; Yu vd., 2012).

Kinetik testler, 10 farklı temas süresinde (5, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120, 150, 180) ve 100 mg/L adsorban dozajında yürütülmüştür. Adsorbanların kinetik parametrelerinin belirlenmesinde pseudo birinci- için t'ye karşı ln(qe − qt) ve pseudo ikinci-derece modeli için t'ye karşı çizilen t/qt doğrusal grafikleri Şekil 22'de ve Şekil 23'te gösterilmiştir. AC

Puriss, Fe_3O_4/L-Arg ve Fe_3O_4/L-arg@AC için pseudo birinci-derece kinetik modellerinin birbirine çok benzer olduğu Şekil 22'de görülmektedir. Diğer taraftan, nitrik asit modifikasyonunun aktif karbon yapısını oldukça değiştirdiği ve pseudo birinci-derece kinetik modeline uymadığı gözlenmiştir.



Şekil 22. Metolaklor adsorpsiyonu için pseudo birinci-derece kinetik modeli



Şekil 23. Metolaklor adsorpsiyonu için pseudo ikinci-derece kinetik modeli

Kinetik testlerden elde edilen kinetik parametre değerleri Tablo 6'da verilmiştir. Burada, q_e denge koşullarında adsorbe edilen organik madde miktarıdır, k_1 yalancı birinci dereceden hız sabiti (g/mg.sa), k_2 yalancı ikinci dereceden hız sabiti (g/mg.sa) ve R^2 korelasyon katsayısıdır. Pseudo birinci-derece kinetik modeli, başlangıç adsorbat konsantrasyonu yüksek olduğunda ve adsorbanın yüzeyinde yalnızca birkaç aktif adsorpsiyon alanı var olduğunda kinetik veriler için daha iyi tanımlanmaktadır. Bunun yanında, pseudo ikinci-derece kinetik modeli, başlangıç adsorbat konsantrasyonu düşük olduğunda ve adsorban üzerinde bol miktarda adsorpsiyon aktif alanı var olduğunda kinetik verilere daha iyi uymaktadır (Lei vd., 2023). Ayrıca, difüzyonel adsorpsiyon süreci pseudo birinci-derece, aktif bölge adsorpsiyon süreci ise pseudo ikinci-derece kinetik modeli ile açıklanabilmektedir (Wang ve Guo, 2023). Bu modeller tarafından oluşturulan denklemler ile işlemin fiziksel adsorpsiyon veya kimyasal adsorpsiyon tarafından yönetilip yönetilmediği sonucuna varılabilmektedir (González-López vd., 2022). Tablo 6'da verildiği üzere her iki kinetik model, yüksek korelasyon değerlerine sahip olmaları sebebiyle, adsorpsiyon prosesini iyi bir şekilde tanımlamaktadır. Hem pseudo birinci-derece hem pseudo ikinci-derece modeli R^2 değerleri göz önünde bulundurulduğunda, adsorban yüzeyinde hem fiziksel hem kimyasal adsorpsiyonun baskın olduğu söylenebilmektedir (Hussain vd., 2025).

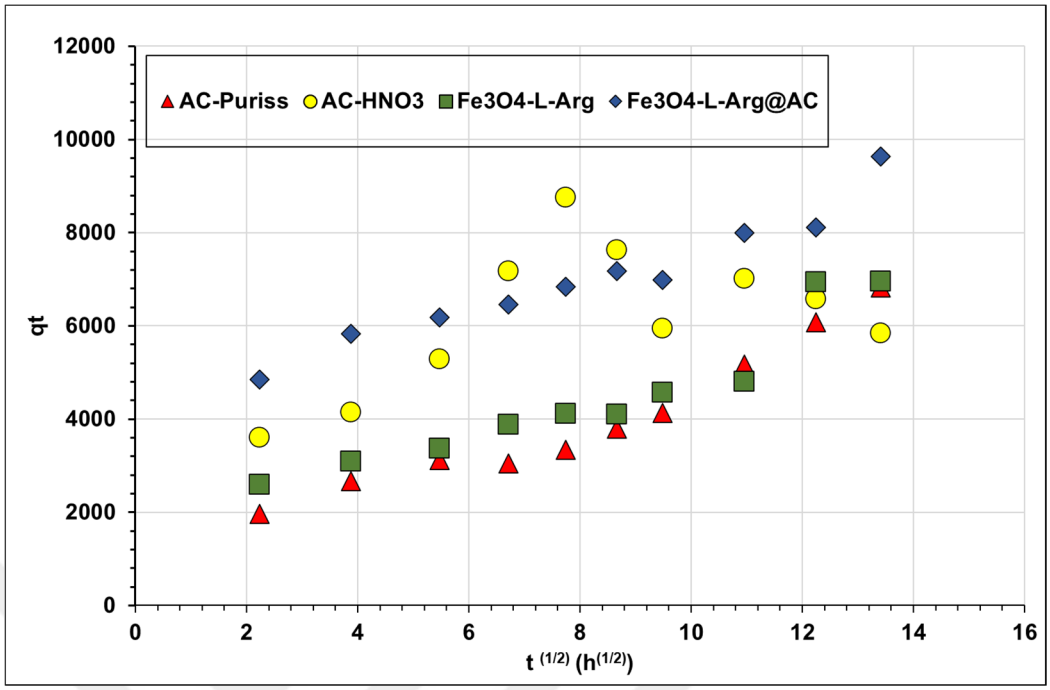
Tablo 6. Pseudo birinci-derece ve pseudo ikinci-derece kinetik parametreleri

Adsorbanlar		**Pseudo Birinci-Derece**			**Pseudo İkinci-Derece**			
	$q_{e,deney}$ **(µg/mg)**	$q_{e,model}$ **(µg/mg)**	k_1 **(1/sa)**	R^2	$q_{e,model}$ **(µg/mg)**	k_2 **(g/mg-sa)**	R^2	**H**
AC Purisss	6027	4535	0,0115	0,87	5263	0,000009	0,91	248
AC-HNO_3	7635	1289	0,0297	0,11	7143	0,000026	0,94	1316
Fe_3O_4/L-Arg	5819	3228	0,0099	0,97	5263	0,000012	0,99	340
Fe_3O_4/Larg-@AC	8872	3954	0,0111	0,96	8333	0,000015	0,99	1042

Diğer yandan, teorik $q_{e,deney}$ değeri ile hesaplanan $q_{e,model}$ değeri göz önünde bulundurulduğunda, pseudo ikinci-derece modelinin $q_{e,model}$ değerinin, deneysel $q_{e,deney}$ değerine daha yakın olduğu söylenebilmektedir (Amar vd., 2020). Bu da, metolaklor adsorpsiyonunda, pseudo ikinci-derece kinetik modelinin daha uygun olduğunu

göstermektedir (Bousba vd., 2018). Verilerin pseudo ikinci-derece modeline daha iyi uyması, metolaklor adsorban madde üzerindeki adsorpsiyonunda hidrojen bağları ve π–π etkileşimleri gibi kimyasal sorpsiyonun baskın olabileceğine atfedilmektedir (Wang vd., 2021; Yang vd., 2021). Bu çalışmada test edilen adsorbanlar için pseudo ikinci-derece modeli hız sabiti (k_2) ve başlangıç sorpsiyon hızı (H) değerlendirilmiştir. Çalışma sonucuna göre, adsorbanlar arası k_2 hız sabiti ve başlangıç sorpsiyon hız H değerleri AC-HNO_3>Fe_3O_4/Larg@AC>Fe_3O_4/L-Arg>AC Puriss ve AC-HNO_3>Fe_3O_4/Larg@AC>Fe_3O_4/L-Arg>AC Puriss sıralanmaktadır. Nitrik asit ile modifiye edilmiş aktif karbonun diğer adsorbanlara göre, hız sabiti ve başlangıç sorpsiyon hız değeri daha yüksektir. AC-HNO_3 adsorbanın, kısa sürede denge fazına ulaşması, nitrik asitin aktif karbonun gözenek yüzey hacminin artırmasına rağmen (Aykut Şenel vd., 2022), ilerleyen süreçte metolaklor adsorpsiyon kapasitesinde düşüş meydana getirmiş olup bu nedenle bir dezavantaja sahiptir (Yilmaz vd., 2023).

Weber-Morris modelinin sonuçlarına göre Şekil 24'te parçacık içi difüzyon modeline özgü neredeyse (AC-HNO_3 hariç) doğrusal grafikler gözlemlenmiştir. AC-HNO_3 haricindeki diğer adsorbanlar yüksek R^2 değerleri (0,88 ile 0,93) ile Weber-Morris modeline uymaktadır. Her 3 adsorban için lineer doğruların gözlemlenmesi, adsorpsiyonun parçacık içi ve makro gözenek difüzyonuna atfedilmektedir (Lima vd., 2015; Zhu vd., 2016). AC-HNO_3 için lineer bir uyumun gözlemlenmemesi, nitrik asitin, aktif karbonun iç gözenek yapısını tahrip etmesine bağlanmaktadır. Parçacık içi difüzyon sabitleri Tablo 7'de gösterilmiş olup, başlangıç sorpsiyon değer (k_i) 4 adsorban için, AC Puriss> Fe_3O_4/L-Arg> Fe_3O_4/Larg-@AC>AC-HNO_3 olarak sıralanmaktadır. Bu sonuca göre, AC Puriss'in yüksek sorpsiyon değerine sahip olması, başlangıçta, kirletici maddenin makro gözenek yapısı tarafından sorpsiyona uğraması ile açıklanabilmektedir. Bunun yanı sıra, Fe_3O_4/L-Arg yapısında AC bulundurmamasına rağmen, oldukça yüksek adsorplama hızına sahiptir (Castro vd., 2009; Costa vd., 2006; Nazari vd., 2020).



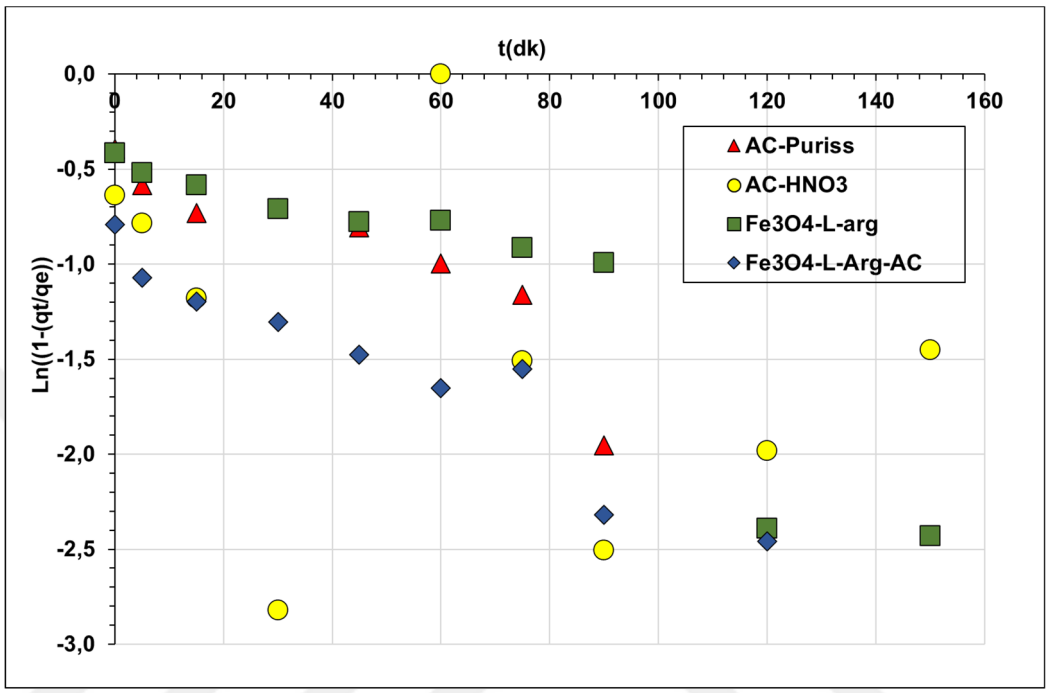
Şekil 24. Adsorbanların Weber-Morris kinetik model grafikleri

Tablo 7.Weber-Morris ve sıvı film difüzyon kinetik model parametreleri

Adsorbanlar	**Weber-Morris**		**Sıvı Film Difüzyon**	
	k_i	R^2	K_{fd}	R^2
AC Puriss	440,43	0,91	0,0115	0,87
AC-HNO_3	226,49	0,27	0,0052	0,12
Fe_3O_4/L-Arg	384,45	0,88	0,0115	0,83
Fe_3O_4/L-Arg-@AC	358,97	0,93	0,0111	0,95

Weber-Morris modeline benzer şekilde, AC-HNO_3 dışındaki 3 adsorbanın sıvı film difüzyon kinetik modelleri yüksek korelasyon değerlerine sahiptir (Şekil 25). Bu sebep dolayısıyla 3 adsorban madde sıvı film difüzyon adsorpsiyon modeli ile açıklanabilmektedir. AC-HNO_3 kinetiğinin sıvı film difüzyon adsorpsiyon modeli ile tanımlanamaması, nitrik asitin aktif karbonun iç gözenek yapısını tahrip etmesi ile ilişkilendirilebilmektedir. Weber-Morris model grafiklerinde lineer doğrunun orijinden geçmemesi, adsorpsiyon prosesini kontrol eden tek unsurun partikül içi difüzyon modeli

olmadığına atfedilmektedir. Parçacık içi difüzyon ve sıvı film difüzyon korelasyon katsayılarının birbirine yakın olması (Tablo 7), parçacık içi difüzyon ve sıvı film difüzyonunun birlikte adsorpsiyon sürecini belirlediğini göstermektedir (Li vd., 2025).



Şekil 25. Adsorbanların sıvı film difüzyon kinetik model grafikleri

Adsorpsiyon difüzyon modeli genellikle 3 ardışık adımdan oluşmaktadır. Bunlar, film difüzyonu, partikül içi difüzyon, adsorpsiyon ve desorpsiyon olarak tanımlanmaktadır. Çift üstel model ise, iki aşamalı bir adsorpsiyon modeli olarak açıklanmaktadır. Bu adsorpsiyon modeline göre, difüzyon ve adsorpsiyon iki aşamalı olarak gerçekleşmektedir. Ayrıca bu model, hızlı ve yavaş adımdan oluşup, k_1, film difüzyonunu temsil eden hızlı adımı, k_2 ise partikül içi difüzyonu temsil eden yavaş adımı tanımlamaktadır (Zhu vd., 2017). Ayrıca, aktif karbonun, oksijen içeren fonksiyonel gruplarının bulunduğu ve adsorpsiyon bölgesini temsil eden 2 ayrı bölgesi bulunmaktadır. Bu bölümler D_1 ve D_2 katsayıları ile tanımlanabilmektedir. Ancak, bu katsayılar, difüzyona ve adsorpsiyona bir etkisi bulunmadığı için göz ardı edilebilmektedir (Zhu vd., 2017). Bu nedenle organik maddelerin aktif karbon ve diğer adsorban maddeler üzerindeki adsorpsiyonu, çift üstel adsorpsiyon modeli ile açıklanabilmektedir. İlk olarak organik maddeler, adsorban maddenin yüzeyine temas ederek, film difüzyonuna hızla yayılmaktadır. Bu adımda organik maddeler film tabakası üzerinde difüze olmaktadır (Zhou vd., 2014). Tablo 8'de görüleceği üzere 4 adsorban, yüksek korelasyona sahip

olmaları sebebiyle (R^2= 0,84-0,91) çift üstel model ile tanımlanabilmektedir. Film difüzyon hız katsayısı (k_1) 0,6394, 0,506, 0,1734 ve 0,01 değerleri ile adsorbanlar Fe_3O_4/L-arg@AC>Fe_3O_4/L-arg>AC-HNO_3>AC Puriss olarak sıralanmaktadır. Bu verilerden anlaşılacağı üzere, Fe_3O_4/L-arg@AC ait k_1 değeri diğer 3 adsorban maddeye göre daha yüksektir. Fe_3O_4/L-Arg@AC'ye ait, demir oksit elektrostatik çekim kuvveti ile organik maddeler, kolaylıkla ve hızla film difüzyonuna transfer olmuştur. Bu durum ise, Fe_3O_4/L-Arg'nin ile modifiye edilen aktif karbonu avantajlı kılmaktadır. Ayrıca, nitrik asit aktif karbonun iç gözenek yapısını bozmasına rağmen, adsorban madde üzerine fonksiyonel grupları bağlamasıyla, kirleticilerin hızla film difüzyon tabakasına taşınmasına sebep olmuştur. İkinci adımda, organik maddeler, partikül içine yavaş bir şekilde difüze olabilmektedir (Zhou vd., 2014). Bu bakımdan, 0,209, 0,0732, 0,0066 ve 0,0051 k_2 değerleri ile adsorbanlar Fe_3O_4/L-arg@AC>AC-HNO_3>Fe_3O_4/L-arg>AC Puriss olarak sıralanmaktadır. Tüm 4 adsorbanların k_2 hız sabitinin düşük veya yüksek olması, adsorban maddenin gözenek hacminin büyüklüğü ile ilişkilendirilebilmektedir (Zhu vd., 2017). Bu durum, organik maddelerin, adsorban maddenin partikül içi difüzyon hızına etki edebilmektedir. Fe_3O_4/L-arg@AC'nun gözenek hacmi, ham aktif karbonun gözenek hacminden büyük olup, Fe_3O_4/L-arg'ninin aktif karbonun gözenek hacmine yüksek oranda katkı sağladığı söylenebilmektedir. Bu sebep dolayısıyla demir modifiyeli aktif karbonun sahip olduğu k_2 değeri, diğer 3 adsorban maddeye göre yüksektir. Diğer yandan, nitrik asit modifiyeli aktif karbonun gözenek hacmi, demir modifiyeli aktif karbonun gözenek hacminden daha büyüktür. Fakat demirin sahip olduğu elektrostatik çekim kuvveti ile kirleticileri iyi bir şekilde absorplayabilme potansiyeli, diğer 3 adsorban maddeye göre daha yüksektir.

Tablo 8. Çift üstel model parametreleri

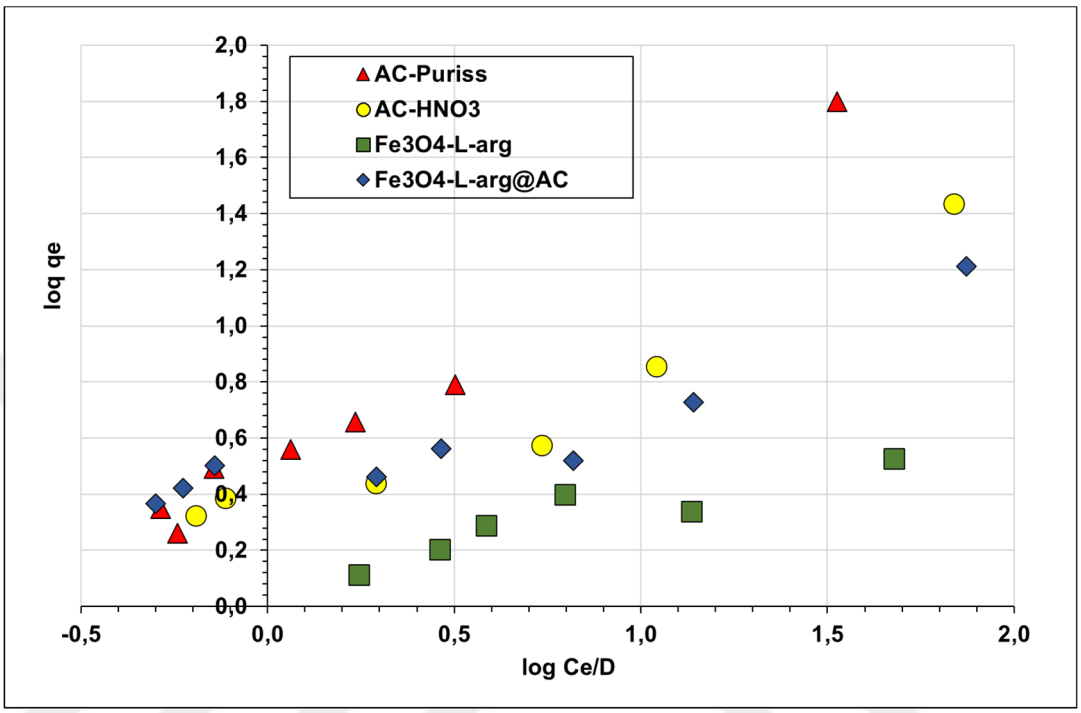
Adsorbanlar	**Çift Üstel Model**		
	k_1	**k_2**	**R^2**
AC Puriss	0,01	0,0051	0,91
AC-HNO_3	0,1734	0,0732	0,83
Fe_3O_4/L-arg	0,506	0,0066	0,85
Fe_3O_4/L-arg@AC	0,639	0,209	0,84

3.4. Adsorpsiyon İzoterm Modelleri

İzoterm modelleri, adsorpsiyon prosesi reaksiyonlarının mekanizmasının ve adsorbat moleküllerinin katı/sıvı bağlantısında nasıl dağıldığının anlaşılmasında (Egbosiuba vd., 2020), ayrıca adsorbat ile adsorban maksimum adsorpsiyon kapasitesi arasındaki ilişkinin açıklanmasında kullanılmaktadır (Azari vd., 2019; Hosseinzehi vd., 2023). Bu çalışma içerisinde, farklı adsorban dozlarında (10-500 mg/L), 180 dk temas süresinde, metolaklorun denge adsorpsiyon afinitesini belirlemek için, Langmuir ve modifiye Freundlich izoterm modelleri kullanılmıştır. Langmuir modeli, sabit homojen bir noktada yalnızca bir çözünen molekülün adsorbe edildiğini varsayan bir modeldir. Diğer yandan modifiye Freundlich modeli, çok katmanlı adsorpsiyonla, heterojen yüzeyde adsorbat alımının meydana gelmesini ve konsantrasyondaki adsorbe edilen adsorbat madde miktarının sonsuza kadar artmasını temsil eden bir modeldir (Al-Ghouti ve Da'ana, 2020; Zhao vd., 2022).

Şekil 26'da adsorbanların doz bazlı doğrusallaştırılmış modifiye Freundlich izoterm grafikleri gösterilmektedir. Adsorbanların Langmuir ($1/q_e$ vs $1/C_e$) ve modifiye Freundlich (Log q_e vs Log C_e/doz) izoterm model parametreleri Tablo 9'da verilmiştir. Çalışma sonucuna göre, deneysel veriler, yüksek R^2 (0,98-0,82) korelasyon katsayısına sahip olması bakımından modifiye Freundlich izoterm modeli ile daha iyi açıklanmaktadır. Bunun ana sebebi, kirletici konsantrasyonun düşük olmasıyla beraber adsorbat maddenin çoklu katmanlarda başarı ile adsorbe edilebilmesinden kaynaklanmaktadır. Freundlich izoterminde 1/n değeri, adsorpsiyon yoğunluğunu (Sohn ve Kim, 2005) ve adsorpsiyon prosesi ile adsorbat arasındaki doğrusallığının derecesini (Ragadhita ve Nandiyanto, 2021) göstermektedir. Ayrıca n=1 ise lineer, n<1 kimyasal, n>1 fiziksel, 1/n>1 ise hem fiziksel hem kimyasal reaksiyonlu adsorpsiyon gerçekleşmiş olmaktadır (Desta, 2013; Ragadhita ve Nandiyanto, 2021). Freundlich izoterminde 1/n değeri, AC Puriss, AC-HNO_3, Fe_3O_4/L-Arg ve Fe_3O_4/Larg-@AC için sırasıyla 0,805, 0,53, 0,26 ve 0,32'dir. Adsorpsiyon kapasitesine karşılık gelen Freundlich sabiti K_F ise, AC Puriss, AC-HNO_3, Fe_3O_4/L-Arg ve Fe_3O_4/L-Arg@AC için sırasıyla 3,57, 2,26, 1,25 ve 2,74 değerleri olarak elde edilmiştir. Tablo 9'dan da anlaşılacağı üzere, saf aktif karbonun (AC Puriss) adsorpsiyon kapasitesi diğer 3 adsorban maddeye göre daha yüksektir. Diğer yandan, Fe_3O_4/L-Arg ile modifiye edilen aktif karbonun BET gözenek hacmi saf aktif karbonun gözenek yüzey hacminden yüksek olup, metolaklor giderim

verimi diğer 3 adsorban maddeye göre daha yüksektir. Bunun ana sebebi ise, Fe_3O_4/L-Arg'nin kirletici maddeyi giderebilme potansiyelinin yüksek olmasından kaynaklanmaktadır (Castro vd., 2009; Costa vd., 2006; Nazari vd., 2020).



Şekil 26. Metolaklor için modifiye Freundlich izoterm model grafikleri

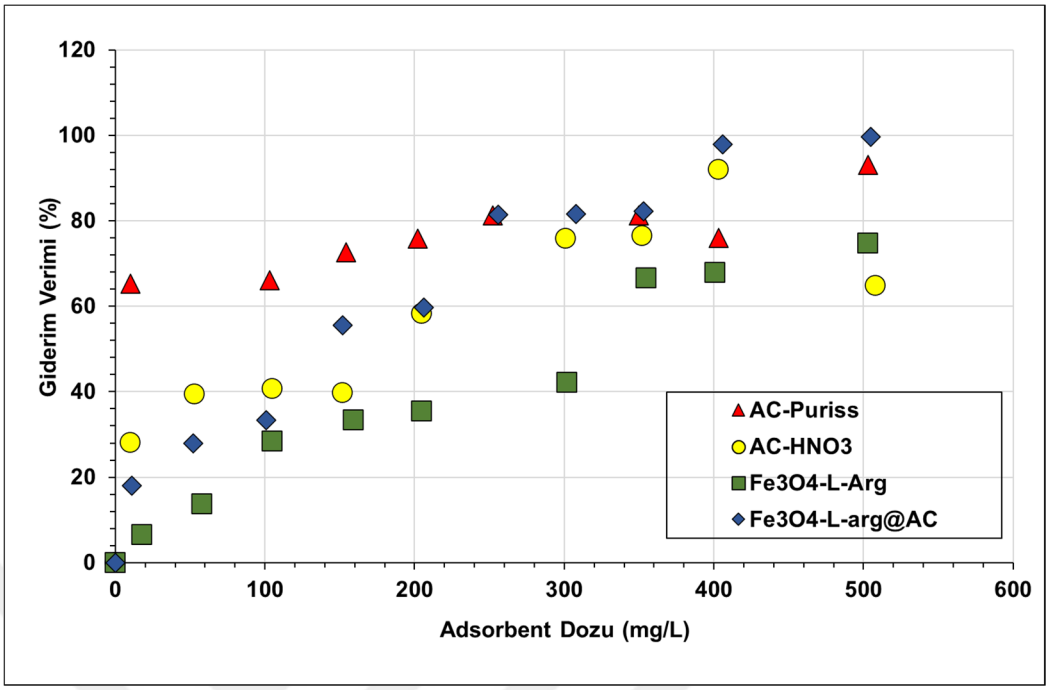
Langmuir izoterminde R_L değeri, boyutsuz sabit veya ayırma faktörüdür (Desta, 2013; Ragadhita ve Nandiyanto, 2021; Saadi vd., 2015). Eğer R_L değeri, $R_L>1$ ise olumsuz, $R_L=1$ ise lineer, RL=0 ise güçlü, $0<R_L<1$ ise normal, adsorpsiyon sürecinin gerçekleştiğini göstermektedir (Ragadhita ve Nandiyanto, 2021;Saadi vd., 2015). Langmuir izoterminde R_L değeri, AC Puriss, AC-HNO_3, Fe_3O_4/L-Arg ve Fe_3O_4/Larg-@AC için sırasıyla 1,00, 0,59, 1,00 ve 1,00'dir.

Tablo 9. Modifiye Freundlich ve Langmuir model parametreleri

Adsorbanlar		**Freundlich Model**				**Langmuir Model**			
	$q_{e,deney}$ *(µg/mg)*	$q_{e,max}$ *(µg/mg)*	K_F	1/n	R^2	$qe_{,max}$ *(µg/mg)*	K_L	R_L	R^2
AC Purisss	63	55	3,57	0,81	0,98	4,35	0,002	1,00	0,51
AC-HNO_3	27	21	2,26	0,53	0,93	15	0,0007	0,59	0,54
Fe_3O_4/L-Arg	3,4	3,5	1,25	0,26	0,85	3	0,0006	1,00	0,80
Fe_3O_4/L-Arg@AC	16	12	2,74	0,32	0,82	6,7	0,0035	1,00	0,54

3.5. Adsorbanların Metolaklor Giderim Performansları

Adsorbanların metolaklor giderim performansları; başlangıç metolaklor konsantrasyonu 1000 µg/L olan numuneler kullanılarak, pH 7,8, 120 rpm karıştırma hızı ve 26 °C sıcaklık koşullarında, 10–500 mg/L arasında değişen adsorban dozlarında değerlendirilmiştir. Şekil 27'de adsorbanların metolaklor giderim performansları gösterilmiştir. Deneysel çalışma bulgularına göre, artan adsorban dozu ile giderim veriminin de arttığı belirlenmiştir. Metolaklor için maksimum giderim verimi, 500 mg/L adsorban dozunda, >%99, %93, %74, %64 değerleri ile Fe_3O_4/L-Arg@AC>AC Puriss>Fe_3O_4/L-Arg>AC-HNO_3 olarak sıralanmaktadır. Fe_3O_4/L-Arg@AC'nin denge kapasitesi, AC Puriss ve AC-HNO_3 göre düşük olmasına rağmen, en yüksek giderim veriminin Fe_3O_4/L-Arg@AC ile sağlanması, aktif karbonun yüzeyine bağlanan demir ve L-arginine sayesinde olduğu ile ilişkilendirilmektedir. Adsorpsiyon işleminde kullanılan tüm adsorbanlar için etkin dozun 300 mg/L ve üzeri olarak kabul edilmesi durumunda, metolaklor giderim verimleri dört farklı adsorban madde için %40 ile %99 arasında değişkenlik göstermektedir. AC Puriss ve AC-HNO_3 için adsorban dozunun artmasıyla, giderim veriminde düşüş gözlemlenmiştir. Bu durum ise, adsorpsiyonun ilerleyen sürelerinde, aktif karbonun gözeneklerinin dolması ile ilişkilendirilebilmektedir. Diğer yandan, Fe_3O_4/L-Arg ve Fe_3O_4/L-Arg@AC yüksek adsorpsiyon dozlarında giderim verimleri de artmıştır. Deneysel çalışmalarda Fe_3O_4/L-Arg herhangi bir aktif karbon kombinasyonu olmadan da yüksek dozlarda etkili kirletici giderim verimi sağladığı gözlemlenmiştir.



Şekil 27. Adsorbanların metolaklor giderim performansları

Manyetik aktif karbon ile pestisit giderimine yönelik olan literatür çalışmaları, manyetik aktif karbonun pestisit gideriminde etkin olduğuna yöneliktir (Kumar vd., 2017; Nejadshafiee ve Islami, 2020; Wang vd., 2021; Yu vd., 2021). Örneğin Wang ve diğerleri (2021), yaptığı çalışmada, maksimum dozda asetoklor, %95 oranında giderilirken, Vinayagam vd. (2022)'nin çalışmasında, 2,4-diklorofenoksiasetik (2,4-D), %98,18 oranında, Yu ve diğerleri (2021)'nin yaptığı çalışmada glikofosfat %90 oranında, Kumar ve diğerleri (2017)'nin çalışmalarında ise granül aktif karbon ile metolaklor %94 oranında giderilmiştir. Bu bağlamda, tez çalışması içerisinde üretilen nanokompozit malzeme pestisit gideriminde etkindir ancak düşük dozlarda giderim veriminin etkinliğini artırmak için nanokompozit malzemenin bileşen dozları değiştirilip giderim verimindeki etkinlik değerlendirilebilir.

4. BÖLÜM

SONUÇLAR VE ÖNERİLER

4.1. Sonuçlar

Bu tez çalışmasında, daha önce literatürde bulunmayan yeni Fe_3O_4/L-arg@AC nanokompozit malzemenin üretilmesi gerçekleştirilmiş olup, sulu ortamdan metolaklor giderim performansı AC Puriss, AC-HNO_3 ve Fe_3O_4/L-Arg'ine göre karşılaştırılmıştır. Deneysel çalışmalar sırasında kullanılan adsorbanların yüzey morfolojisi, fizikokimyasal ve elementel analiz özellikleri, FTIR, BET, SEM-EDX, pH_{PZC} analiz teknikleri ile karakterizasyonları değerlendirilmiştir. FTIR sonucu, 4 farklı adsorban maddeye ait fonksiyonel grupların Fe_3O_4/L-arg@AC'da mevcut olduğunu göstermektedir. SEM-EDX analiz sonuçları ise, yeni üretilen nanokompozit malzemenin Fe-N-C-O gibi elementel bağları içerdiğini kanıtlamıştır. BET yüzey alanı analiz sonucuna göre, Fe_3O_4/L-arg@AC'nun yüzey alanı aktif karbonun yüzey alanına göre düşüktür diğer yandan demir oksit, aktif karbonun gözenek hacmini genişletmiş ayrıca adsorpsiyon kapasitesini artırmıştır. Tüm bu sonuçlar göz önünde bulundurulduğunda Fe_3O_4/L-arg@AC başarı ile sentezlenmiştir.

Tez çalışması kapsamında, Fe_3O_4/L-arg@AC'nin sulu çözeltiden metolaklor adsorpsiyon hızı kinetik modelleri ile değerlendirilmiştir. Adsorpsiyon kinetik mekanizmasını tanımlamak amacıyla, pseudo birinci- ve ikinci-derece, partikül içi difüzyon (Weber-Morris), sıvı film difüzyon ve çift üstel kinetik adsorpsiyon modelleri kullanılmıştır. Kinetik testler, her bir kinetik model eğrisinin orijininden geçmediğini, bu nedenle adsorpsiyon sürecini kontrol eden tek unsurun belirli bir model olmadığını göstermektedir. Ayrıca kinetik modellere ait yüksek korelasyon katsayıları adsorpsiyon sürecinde, partikül içi ve partikül dışı difüzyon modellerinin baskın olduğunu kanıtlamaktadır.

Modifiye Freundlich ve Langmuir adsorpsiyon izoterm modelleri ile adsorbanların denge fazı adsorpsiyon mekanizmalarını değerlendirilmiştir. Adsorbanların denge fazı adsorpsiyon eğilimleri, yüksek R^2 değerine sahip olması sebebiyle, adsorpsiyon prosesi en iyi modifiye Freundlich modeli ile açıklanmaktadır. Bu bağlamda, çoklu katmanlarda metolaklor adsorpsiyonu başarı ile gerçekleşmiştir. İzoterm test sonuçlarına göre, maksimum dozda Fe_3O_4/L-arg@AC'nun metolaklor giderim verimi %99,6'dır. Diğer yandan AC Puriss, AC-HNO_3, Fe_3O_4/L-Arg'nin maksimum dozda giderim verimleri sırasıyla, %93, %65, %75 olarak gözlenmiştir. Ham aktif karbon ile demir oksit-L-arginine modifiyeli aktif karbon giderim verimleri karşılaştırıldığında arada %6'lık bir fark gözlemlenmiştir. Ancak, aktif karbon demir oksit-L-arginine modifikasyonunda, bileşen dozları değiştirilerek giderim verimi de değiştirilebilmektedir. Fe_3O_4/L-arg@AC'nun diğer adsorbanlara göre daha yüksek metolaklor giderim performası göstermiş olması, Fe_3O_4/L-Arg ile modifiye edilmiş aktif karbonu avantajlı kılmaktadır. Her ne kadar, demir oksit ile modifiye edilen aktif karbonun BET yüzey alanında düşüş gözlemlense de demir oksit, aktif karbonun kapasitesini artırmış BET iç gözenek hacmini genişletmiştir. Ayrıca, Fe_3O_4/L-Arg ile aktif karbona güçlü bir elektrostatik çekim kuvveti kazandırılmış, kirletici adsorplama hızı artırılmıştır. Nitekim çift üstel adsorpsiyon kinetik model sonuçları göz önünde bulundurulduğunda, Fe_3O_4/L-arg@AC'ye ait sıvı film difüzyon hız katsayısı ve partikül içi difüzyon hız katsayısı diğer 3 adsorban maddeye göre yüksektir. Bu da demir oksit ile aktif karbona kazandırılan elektrostatik çekim kuvvetinin kirletici maddelerin adsorpsiyonunda hızlı bir etkiye sahip olduğunu göstermektedir. Yine diğer adsorban maddeler için, çift üstel adsorpsiyon model test sonuçları göz önünde bulundurulduğunda, Fe_3O_4/L-Arg, Fe_3O_4/L-Arg@AC'den sonra hızlı bir etkiye sahip olduğu görülmektedir. Bu da her koşulda, Fe_3O_4/L-Arg'ni avantajlı kılmaktadır.

Tüm bu sonuçlar ele alındığında, demir oksitin elektrostatik çekim kuvveti, organik kirleticilerin sulu fazdan giderilmesinde etkilidir. Bildiğimiz kadarıyla daha önceki literatür çalışmalarında bulunmayan Fe_3O_4/L-Arg@AC nanokompozit malzeme, yüksek adsorpsiyon kapasitesi, yenilebilir, ekonomik ve sulu fazdan kolaylıkla ayrılabilir olması bakımından umut vadedici bir etkiye sahiptir.

4.2. Öneriler

Bu çalışmada, yenilikçi Fe_3O_4/L-Arg@AC nanokompozit malzeme üretilmiş ve bir herbisit türü olan metolaklor pestisiti içme suyundan başarı ile giderilmiştir. Bundan sonraki çalışmalarda,

- Fe_3O_4/L-Arg@AC nanokompozit malzemenin kinetik ve izoterm modelleri ile değerlendirilmesinin yanında, farklı sıcaklık koşullarında termodinamik adsorpsiyon mekanizmaları da değerlendirilebilir.
- Metolaklor veya çeşitli organik kirleticilerin Fe_3O_4/L-Arg@AC adsorbanı ile farklı su ve atıksu kaynaklarında adsorpsiyon davranışları incelenebilir.
- Fe_3O_4/L-Arg ile modifiye edilen aktif karbonun gözenek hacmini artırmakla birlikte, toplam BET yüzey alanının düşmesine yol açmıştır. Bundan dolayı, yüzey alanını artırıcı farklı modifikasyon süreçleri veya ikinci bir metal oksit dopingi ile sentezleme gerçekleştirilebilir.
- Fe_3O_4/L-Arg@AC adsorbanının rejenerasyon kapasitesinin belirlenmesi ve adsorpsiyon-sonrası yeniden kullanılabilirliğinin test edilmesi planlanabilir.
- Metolaklor gideriminde oldukça başarı göstermesi ile birlikte, Fe_3O_4/L-Arg@AC adsorbanının farklı organik kirleticilerin tekli veya kompozit adsorpsiyon testlerinin gerçekleştirilmesi ile adsorbanın seçicilik ve rekabet etkisi analiz edilebilir.
- Fe_3O_4/L-Arg@AC'nun bileşen dozları değiştirilerek kirletici giderim verimleri karşılaştırılabilir.

KAYNAKÇA

Abraham, F. A., Thenmozhi, R., Sivakumar, M., Sivakumar, K., Sasikumar, G., Thamaraimuthuayyanraj, S. 2018. Waste water treatment unit using activated charcoal. **International research journal of Engineering and Technology, 5**(3): 312-315.

Ahmad, A. L., Tan, L. S., Shukor, S. A. 2008. Dimethoate and atrazine retention from aqueous solution by nanofiltration membranes. **Journal of Hazardous Materials, 151**(1): 71-77.

Ahmad, S., Yasin, K. 2018. Removal of organic pollutants by using surfactant modified Bentonite. **Journal of the Chemical Society, 40**(3): 447-456.

Ahmad, T., Rafatullah, M., Ghazali, A., Sulaiman, O., Hashim, R., Ahmad, A. 2010. Removal of Pesticides from Water and Wastewater by Different Adsorbents: A Review. **Journal of Environmental Science and Health, Part C, 28**(4): 231-271.

Al-Ghouti, M. A., Da'ana, D. A. 2020. Guidelines for the use and interpretation of adsorption isotherm models: A review. **Journal of Hazardous Materials, 393:** 122383.

Altıntıg, E., Altundag, H., Tuzen, M., Sarı, A. 2017. Effective removal of methylene blue from aqueous solutions using magnetic loaded activated carbon as novel adsorbent. **Chemical Engineering Research and Design, 122**: 151-163.

Amar, I., Sharif, A., Ali, M., Alshareef, S., Altohami, F., Abdulqadir, M., Ahwidi, M. M. 2020. Removal of methylene blue from aqueous solutions using nano-magnetic adsorbent based on zinc-doped cobalt ferrite. **Chemical Methodologies, 4**(1): 1-18.

Ambreen, S., Yasmin, A. 2020. Novel metabolites of triazophos formed during degradation by bacterial strains *Pseudomonas kilonensis* MB490, *Pseudomonas kilonensis* MB498 and *pseudomonas* sp. MB504 isolated from cotton fields. **Journal of Environmental Science and Health, Part B, 55**(12): 1106-1113.

Arslan, S. 2009. Bitkisel Kaynaklı Aktif Karbon ile Pestisit Giderimi. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul, 91 s.

Aykut Şenel, B., Kaplan Bekaroğlu, Ş. Ş., Ateş, N. 2022. Toz Aktif Karbonun Nitrik Asit ve Sülfonik Asit ile Kimyasal Modifikasyonu ve Karakterizasyonu. **SDU Journal of Engineering Sciences & Design, 10**(4): 1333-1340.

Aykut-Senel, B., Ozgur, C., Bakirdere, S., Kaplan-Bekaroglu, S. S., Ates, N. 2024. Simultaneous removal of mixed pesticides and natural organic matter from surface waters by nitric and chlorosulfonic acid functionalized powdered activated carbon. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology, 99**(7): 1646-1659.

Azari, A., Mahmoudian, M. H., Niari, M. H., Eş, I., Dehganifard, E., Kiani, A., Javid, A., Azari, H., Fakhri, Y., Khaneghah, A. M. 2019. Rapid and efficient ultrasonic assisted adsorption of diethyl phthalate onto FeIIFe2IIIO4@ GO: ANN-GA and RSM-DF modeling, isotherm, kinetic and mechanism study. **Microchemical Journal, 150**: 104144.

Balci, A. 2018. Astrazon Kırmızısı ve Astrazon Mavisinin Ticari Aktif Karbon Üzerine Adsorpsiyonu ve Adsorpsiyon Prosesinin Optimizasyonu. Kilis 7 Aralik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Kilis, 86 s

Balçik, B. 2018. Atık Lastiklerden Aktif Karbon Eldesi ve Boyar Madde Gideriminde Kullanılması. İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul, 104 s.

Başok, N. 2019. Fe3O4 Kapli Aktif Karbon ile Arsenik Giderimi. Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Sakarya, 67 s.

Benmouhoub, C., Turmine, M., Kadri, A., Pailleret, A. 2020. Influence of Dodecylsulfate Adsorption on the Stability of Cerium Oxide Nanoparticle-Based Colloidal Aqueous Dispersions. **Langmuir, 36**(48): 14563-14572.

Bhatnagar, A., Hogland, W., Marques, M., Sillanpää, M. 2013. An overview of the modification methods of activated carbon for its water treatment applications. **Chemical Engineering Journal, 219**: 499-511.

Boruah, P. K., Sharma, B., Hussain, N., Das, M. R. 2017. Magnetically recoverable Fe3O4/graphene nanocomposite towards efficient removal of triazine pesticides from aqueous solution: Investigation of the adsorption phenomenon and specific ion effect. **Chemosphere, 168**: 1058-1067.

Bousba, S., Bougdah, N., Messikh, N., Magri, P. 2018. Adsorption removal of humic acid from water using a modified Algerian bentonite. **Physical Chemistry Research, 6**(3): 613-625.

Carson, R., Darling, L. 1962. Silent Spring. Boston et Cambridge. Houghton Mifflin/Riverside Press.

Castro, C. S., Guerreiro, M. C., Gonçalves, M., Oliveira, L. C., Anastasia, A. S. 2009. Activated carbon/iron oxide composites for the removal of atrazine from aqueous medium. **Journal of Hazardous Materials, 164**(2-3): 609-614.

Cederberg, C., Persson, U. M., Schmidt, S., Hedenus, F., Wood, R. 2019. Beyond the borders–burdens of Swedish food consumption due to agrochemicals, greenhouse gases and land-use change. **Journal of Cleaner Production, 214**: 644-652.

Chen, C., Qian, Y., Chen, Q., Tao, C., Li, C., Li, Y. 2011. Evaluation of pesticide residues in fruits and vegetables from Xiamen, China. **Food Control, 22**(7): 1114-1120.

Chingombe, P., Saha, B., Wakeman, R. J. 2005. Surface modification and characterisation of a coal-based activated carbon. **Carbon, 43**(15): 3132-3143.

Cosgrove, S., Jefferson, B., Jarvis, P. 2019. Pesticide removal from drinking water sources by adsorption: A review. **Environmental Technology Reviews, 8**(1): 1-24.

Costa, R. C., Lelis, M. F. F., Oliveira, L. C. A., Fabris, J. D., Ardisson, J. D., Rios, R., Silva, C. N., Lago, R. M. 2006. **Journal of Hazardous Materials, 129**(1-3): 171-178.

Crini, G., Saintemarie, A. E., Rocchi, S., Fourmentin, M., Jeanvoine, A., Millon, L., Morin-Crini, N. 2017. Simultaneous removal of five triazole fungicides from synthetic solutions on activated carbons and cyclodextrin-based adsorbents. **Heliyon, 3**(8): 1-20.

Ćwieląg-Piasecka, I., Medyńska-Juraszek, A., Jerzykiewicz, M., Dębicka, M., Bekier, J., Jamroz, E., Kawałko, D. 2018. Humic acid and biochar as specific sorbents of pesticides. **Journal of Soils and Sediments, 18**(8): 2692-2702.

Dąbrowski, A. 2001. Adsorption—From theory to practice. **Advances in Colloid and Interface Science, 93**(1-3): 135-224.

Das, S., Hageman, K. J., Taylor, M., Michelsen-Heath, S., Stewart, I. 2020. Fate of the organophosphate insecticide, chlorpyrifos, in leaves, soil, and air following application. **Chemosphere, 243**: 125194.

Dauda, M., Ajani, A., Afolabı, T. J., Alade, A. 2023. Investigation of adsorptive removal of methylene blue from synthetic wastewater using polymeric composite. **Journal of the Turkish Chemical Society Section A: Chemistry, 10**(4): 961-974.

De Smedt, C., Ferrer, F., Leus, K., Spanoghe, P. 2015. Removal of Pesticides from Aqueous Solutions by Adsorption on Zeolites as Solid Adsorbents. **Adsorption Science & Technology, 33**(5): 457-485.

Dehghani, M. H., Zarei, A., Mesdaghinia, A., Nabizadeh, R., Alimohammadi, M., Afsharnia, M., McKay, G. 2018. Production and application of a treated bentonite–chitosan composite for the efficient removal of humic acid from aqueous solution. **Chemical Engineering Research and Design, 140**: 102-115.

Demir, E., Yalçın, H. 2014. Adsorbentler: Sınıflandırma, özellikler, kullanım ve öngörüler. **Türk Bilimsel Derlemeler Dergisi, 2**: 70-79.

Des Ligneris, E., Dumée, L. F., Kong, L. 2018. Nanofiber-based materials for persistent organic pollutants in water remediation by adsorption. **Applied Sciences, 8**(2): 166.

Desta, M. B. 2013. Batch Sorption Experiments: Langmuir and Freundlich Isotherm Studies for the Adsorption of Textile Metal Ions onto Teff Straw (*Eragrostis tef*) Agricultural Waste. **Journal of Thermodynamics,** 3: 1-6.

Doğan, F. N., Karpuzcu, M. E. 2019. Türkiye'de tarım kaynaklı pestisit kirliliğinin durumu ve alternatif kontrol tedbirlerinin incelenmesi. **Pamukkale Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi, 25**(6): 734-747.

Durán, E., Bueno, S., Hermosín, M. C., Cox, L., Gámiz, B. 2019. Optimizing a low added value bentonite as adsorbent material to remove pesticides from water. **Science of the Total Environment, 672**: 743-751.

Eftekhari, A., Foroughifar, N., Hekmati, M., Khobi, M. 2019. Fe_3 O_4 @ L -arginine magnetic nanoparticles: A novel and magnetically retrievable catalyst for the synthesis of 1′3-diaryl-2N-azaphenalene. **Journal of the Chinese Chemical Society, 66**(7): 761-768.

Egbosiuba, T. C., Abdulkareem, A. S., Kovo, A. S., Afolabi, E. A., Tijani, J. O., Auta, M., Roos, W. D. 2020. Ultrasonic enhanced adsorption of methylene blue onto the optimized surface area of activated carbon: Adsorption isotherm, kinetics and thermodynamics. **Chemical Engineering Research and Design, 153**: 315-336.

Eldridge, B. F. 2008. Pesticide application and safety training for applicators of public health pesticides. California Department of Public Health, Vector-Borne Disease Section, 1616 s.

El-Geundi, M. S., Nassar, M. M., Farrag, T. E., Ahmed, M. H. 2012. Removal of an insecticide (methomyl) from aqueous solutions using natural clay. **Alexandria Engineering Journal, 51**(1): 11-18.

Ellerbusch, F., Cheremisinoff, P. N. 1978. Carbon Adsorption Handbook. Ann Arbor Science Publishers,1054 s.

El-Nahhal, I., El-Nahhal, Y. 2021. Pesticide residues in drinking water, their potential risk to human health and removal options. **Journal of Environmental Management, 299**: 113611.

Erkut, E. 2008. Aktif Karbon Adsorpsiyonu ile Boyarmadde Giderimi. Anadolu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Eskişehir, 140 s.

European Food Safety Authority. 2014. Conclusion on the peer review of the pesticide human health risk assessment of the active substance chlorpyrifos. **EFSA Journal, 12**(4).

FAO. 2022. Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2022). Pesticides use, pesticides trade and pesticides indicators. FAO.

Filiz, E. 2007. Doğal Kaynaklardan Elde Edilen Adsorbanlarla Sulardan Ağır Metal Giderimi. İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul, 140 s.

Fontana, A. R., Lana, N. B., Martinez, L. D., Altamirano, J. C. 2010. Ultrasound-assisted leaching-dispersive solid-phase extraction followed by liquid–liquid microextraction for the determination of polybrominated diphenyl ethers in sediment samples by gas chromatography–tandem mass spectrometry. **Talanta, 82**(1): 359-366.

Foroutan, R., Peighambardoust, S. J., Peighambardoust, S. H., Pateiro, M., Lorenzo, J. M. 2021. Adsorption of crystal violet dye using activated carbon of lemon wood and activated carbon/Fe3O4 magnetic nanocomposite from aqueous solutions: A kinetic, equilibrium and thermodynamic study. **Molecules, 26**(8): 2241.

Gayathiri, M., Pulingam, T., Lee, K. T., Sudesh, K. 2022. Activated carbon from biomass waste precursors: Factors affecting production and adsorption mechanism. **Chemosphere, 294:** 133764.

Ghodsinia, S. S., Eshghi, H., Mohammadinezhad, A. 2023. Synthesis of double-shelled periodic mesoporous organosilica nanospheres/MIL-88A-Fe composite and its elevated performance for Pb2+ removal in water. **Scientific Reports, 13**(1): 8092.

Gómez, J. M., Galán, J., Rodríguez, A., Walker, G. M. 2014. Dye adsorption onto mesoporous materials: pH influence, kinetics and equilibrium in buffered and saline media. **Journal of Environmental Management, 146**: 355-361.

González-López, M. E., Laureano-Anzaldo, C. M., Pérez-Fonseca, A. A., Arellano, M., Robledo-Ortíz, J. R. 2022. A Critical Overview of Adsorption Models Linearization: Methodological and Statistical Inconsistencies. **Separation & Purification Reviews, 51**(3): 358-372.

Gökduman, S. 2024. Depolama Sürelerinin Detoks Sularında Pestisit Miktarı Üzerine Etkisi. Balıkesir Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Balıkesir, 75 s.

Grella, M., Miranda-Fuentes, A., Marucco, P., Balsari, P., Gioelli, F. 2020. Development of drift-reducing spouts for vineyard pneumatic sprayers: Measurement of droplet size spectra generated and their classification. **Applied Sciences, 10**(21): 7826.

Gui, H. J., Li, F. S., Wei, Y. F., Yamada, T. 2018. Adsorption characteristics of natural organic matter on activated carbons with different pore size distribution. **International Journal of Environmental Science and Technology, 15**(8): 1619-1628.

Guo, S., Jiao, P., Dan, Z., Duan, N., Chen, G., Zhang, J. 2017. Preparation of L-arginine modified magnetic adsorbent by one-step method for removal of Zn (II) and Cd (II) from aqueous solution. **Chemical Engineering Journal, 317:** 999-1011.

Gupta, V. K., Ali, I., Saleh, T. A., Nayak, A., Agarwal, S. 2012. Chemical treatment technologies for waste-water recycling—An overview. **Rsc Advances, 2**(16): 6380-6388.

Gupta, V. K., Jain, R., Varshney, S. 2007. Removal of Reactofix golden yellow 3 RFN from aqueous solution using wheat husk—An agricultural waste. **Journal of Hazardous Materials, 142**(1-2): 443-448.

Güneş, S. 2016. Portakal (Citrus sinensis L.) Küspesinden Üretilen Aktif Karbonun Sulu Çözeltilerden Reaktif Boyar Madde Adsorpsiyonunda Kullanımı. Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Sakarya 143 s.

Handford, C. E., Elliott, C. T., Campbell, K. 2015. A review of the global pesticide legislation and the scale of challenge in reaching the global harmonization of food safety standards. **Integrated Environmental Assessment and Management, 11**(4): 525-536.

Heidarinejad, Z., Dehghani, M. H., Heidari, M., Javedan, G., Ali, I., Sillanpää, M. 2020. Methods for preparation and activation of activated carbon: A review. **Environmental Chemistry Letters, 18**(2): 393-415.

Hosseinzehi, M., Ehrampoush, M. H., Tamaddon, F., Mokhtari, M., Dalvand, A. 2023. Eco-environmental preparation of magnetic activated carbon modified with 3-aminopropyltrimethoxysilane (APTMS) from sawdust waste as a novel efficient adsorbent for humic acid removal: Characterisation, modelling, optimisation and equilibrium studies. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 103**(16): 4339-4359.

Hu, Q., Ma, S., He, Z., Liu, H., Pei, X. 2024. A revisit on intraparticle diffusion models with analytical solutions: Underlying assumption, application scope and solving method. **Journal of Water Process Engineering, 60**: 105241.

Hussain, N., Asif, M., Shafaat, S., Khan, M. S., Riaz, N., Iqbal, M., Javed, A., Butt, T. A., Shaikh, A. J., Bilal, M. 2025. Multilayer adsorption of reactive orange 16 dye onto Fe2O3/ZnO hybrid nanoadsorbent: Mechanistic insights from kinetics, isotherms and dynamic light scattering studies. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology, 100**(1): 50-66.

Hussain, S., Siddique, T., Arshad, M., Saleem, M. 2009. Bioremediation and Phytoremediation of Pesticides: Recent Advances. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 39**(10): 843-907.

Hylling, O., Fini, M. N., Ellegaard-Jensen, L., Muff, J., Madsen, H. T., Aamand, J., Hansen, L. H. 2019. A novel hybrid concept for implementation in drinking water treatment targets micropollutant removal by combining membrane filtration with biodegradation. **Science of The Total Environment, 694**: 133710.

Igarashi, K., Ezaki, T., Samejima, M. 2024. Mechanism-based Modelling for Fitting the Double-exponential Progress Curves of Cellulase Reaction. **Journal of Applied Glycoscience, 71**(4): 103-110.

İlçi, A. 2017. Sulu Çözeltilerden Pestisitlerin Adsorpsiyonunda Zeytinyağı Fabrikası Katı Atığından (Pirina) Elde Edilen Aktif Karbonun Kullanılabilirliğinin Araştırılması.

Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Sakarya, 175 s.

Jatoi, A. S., Hashmi, Z., Adriyani, R., Yuniarto, A., Mazari, S. A., Akhter, F., Mubarak, N. M. 2021. Recent trends and future challenges of pesticide removal techniques–a comprehensive review. **Journal of Environmental Chemical Engineering, 9**(4): 105571.

Jia, Z., Li, Y., Lu, S., Peng, H., Ge, J., Chen, S. 2006. Treatment of organophosphate-contaminated wastewater by acidic hydrolysis and precipitation. **Journal of Hazardous Materials, 129**(1-3): 234-238.

Jusoh, A., Lam, S. S., Hartini, W. J. H., Ali, N. 2014. Removal of pesticide in agricultural runoff using granular-activated carbon: A simulation study using a fixed-bed column approach. **Desalination and Water Treatment, 52**(4-6): 861-866.

Kaur, J., Kumar, N., Sharma, S., Kumar, R. 2025. Effect of turbulent stirring and orbitally shaking on methylene blue adsorption by $(NH_4)_2V_6O_{16}\cdot 1.5\ H_2O$ nanostructures: An intra-diffusion model analysis. **Desalination and Water Treatment, 321**: 100950.

Kaur, R., Mavi, G. K., Raghav, S., Khan, I. 2019. Pesticides classification and its impact on environment. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences, 8**(3): 1889-1897.

Kayser, H. 1881. Ueber die Verdichtung von Gasen an Oberflächen in ihrer Abhängigkeit von Druck und Temperatur. **Annalen der Physik, 250**(11): 450-468.

Khairy, M., Ayoub, H. A., Rashwan, F. A., Abdel-Hafez, H. F. 2018. Chemical modification of commercial kaolin for mitigation of organic pollutants in environment via adsorption and generation of inorganic pesticides. **Applied Clay Science, 153**: 124-133.

Kiliçer, T. 2006. Malatya 1. Organize Sanayi Bölgesi Atık Suyunun Aktif Karbon, Zeolit ve Ozon Kullanılarak Arıtımının İncelenmesi. İnönü Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Malatya, 96 s.

Kula, S. 2020. Modifiye Edilmiş Balık Kılçığı Kullanarak Sulu Çözeltiden Kadmiyum Giderimi. Eskişehir Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Eskişehir, 110 s.

Kumar, Y. B., Singh, N., Singh, S. B. 2017. Removal of herbicides mixture of atrazine, metribuzin, metolachlor and alachlor from water using granular carbon. **Indian Journal of Chemical Technology, 24**(4): 400-404.

Lam, S. S., Su, M. H., Nam, W. L., Thoo, D. S., Ng, C. M., Liew, R. K., Yuh Yek, P. N., Ma, N. L., Nguyen Vo, D. V. 2019. Microwave Pyrolysis with Steam Activation in Producing Activated Carbon for Removal of Herbicides in Agricultural Surface Water. **Industrial & Engineering Chemistry Research, 58**(2): 695-703.

Lamichhane, J. R. (2017). Pesticide use and risk reduction in European farming systems with IPM: An introduction to the special issue. **Crop Prot, 97**: 1-6.

Lei, X., Lian, Q., Zhang, X., Karsili, T. K., Holmes, W., Chen, Y., Zappi, M. E., Gang, D. D. 2023. A review of PFAS adsorption from aqueous solutions: Current approaches, engineering applications, challenges, and opportunities. **Environmental Pollution, 321**: 121138.

Li, Q., Sun, J., Ren, T., Guo, L., Yang, Z., Yang, Q., Chen, H. 2018. Adsorption mechanism of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid onto nitric-acid-modified activated carbon fiber. **Environmental Technology, 39**(7): 895-906.

Li, S., Song, K., Zhao, D., Rugarabamu, J. R., Diao, R., Gu, Y. 2020. Molecular simulation of benzene adsorption on different activated carbon under different temperatures. **Microporous and Mesoporous Materials, 302**: 110220.

Li, Y., Li, H., Zhou, Y., Xia, Q., Yi, M., Shang, J., Cheng, X. 2025. Efficient adsorption performance and mechanism of fluoroquinolone antibiotic onto the acid wash-assisted Co NPs/NC adsorbent. **Separation and Purification Technology, 353:** 128457.

Lima, E. C. 2018. Removal of emerging contaminants from the environment by adsorption. **Ecotoxicology and Environmental Safety, 150:** 1-17.

Lima, É. C., Adebayo, M. A., Machado, F. M. 2015. Kinetic and Equilibrium Models of Adsorption. C. P. Bergmann F. M. Machado (Ed.), **Carbon Nanomaterials as Adsorbents for Environmental and Biological Applications**. Springer International Publishing,126 s.

Lin, J. H. 2011. Adsorption studies on the removal of pesticides (Carbofuran) using activated carbon from rice straw agricultural waste. **World Academy of Science, Engineering and Technology.**

Lin, S.-Y., Wang, S.-L. 2012. Advances in simultaneous DSC–FTIR microspectroscopy for rapid solid-state chemical stability studies: Some dipeptide drugs as examples. **Advanced Drug Delivery Reviews, 64**(5): 461-478.

Liu, L., Wang, X., Fang, W., Li, X., Shan, D., Dai, Y. 2022. Adsorption of metolachlor by a novel magnetic illite–biochar and recovery from soil. **Environmental Research, 204**: 111919.

Liu, Y., Liu, X., Dong, W., Zhang, L., Kong, Q., Wang, W. 2017. Efficient adsorption of sulfamethazine onto modified activated carbon: A plausible adsorption mechanism. **Scientific Reports, 7**(1): 12437.

Liu, Y., Mo, R., Tang, F., Fu, Y., Guo, Y. 2015. Influence of different formulations on chlorpyrifos behavior and risk assessment in bamboo forest of China. **Environmental Science and Pollution Research, 22**(24): 20245-20254.

Lo, Y.-C., Yang, C.-C., Deng, J.-F. 2008. Acute alachlor and butachlor herbicide poisoning. **Clinical Toxicology, 46**(8): 716-721.

Lowry, J. D., Burkhead, C. E. 1980. The role of adsorption in biologically extended activated carbon columns. **Journal Water Pollution Control Federation**, 389-398.

Madej, K., Janiga, K., Piekoszewski, W. 2018. The Potential of Graphene as an Adsorbent for Five Pesticides from Different Classes in Rape Oil Samples Using Dispersive Solid-Phase Extraction. **Journal of Analytical Methods in Chemistry, 8**: 1-8.

Maldonado, M. I., Malato, S., Pérez-Estrada, L. A., Gernjak, W., Oller, I., Doménech, X., Peral, J. 2006. Partial degradation of five pesticides and an industrial pollutant by ozonation in a pilot-plant scale reactor. **Journal of Hazardous Materials, 138**(2): 363-369.

Marczewski, A. W., Seczkowska, M., Deryło-Marczewska, A., Blachnio, M. 2016. Adsorption equilibrium and kinetics of selected phenoxyacid pesticides on activated carbon: Effect of temperature. **Adsorption, 22**(4-6): 777-790.

Marican, A., Durán-Lara, E. F. 2018. A review on pesticide removal through different processes. **Environmental Science and Pollution Research, 25**(3): 2051-2064.

Maroto-Valer, M. M., Dranca, I., Lupascu, T., Nastas, R. 2004. Effect of adsorbate polarity on thermodesorption profiles from oxidized and metal-impregnated activated carbons. **Carbon, 42**(12-13): 2655-2659.

Martín, M. B., Pérez, J. S., Sánchez, J. G., de Oca, L. M., López, J. C., Oller, I., Rodríguez, S. M. 2008. Degradation of alachlor and pyrimethanil by combined photo-Fenton and biological oxidation. **Journal of Hazardous Materials, 155**(1-2): 342-349.

Miyanaga, S., Hiwara, A., Yasuda, H. 2002. Preparation and high bacteriostatic action of the activated carbons possessing ultrafine silver particles. **Science and Technology of Advanced Materials, 3**(2): 103.

Mojiri, A., Andasht Kazeroon, R., Gholami, A. 2019. Cross-linked magnetic chitosan/activated biochar for removal of emerging micropollutants from water: Optimization by the artificial neural network. **Water, 11**(3): 551.

Mojiri, A., Zhou, J. L., Robinson, B., Ohashi, A., Ozaki, N., Kindaichi, T., Farraji, H., Vakili, M. 2020. Pesticides in aquatic environments and their removal by adsorption methods. **Chemosphere, 253**: 126646.

Monser, L., Adhoum, N. 2002. Modified activated carbon for the removal of copper, zinc, chromium and cyanide from wastewater. **Separation and Purification Technology, 26**(2-3): 137-146.

Moosavi, S., Lai, C. W., Gan, S., Zamiri, G., Akbarzadeh Pivehzhani, O., Johan, M. R. 2020. Application of Efficient Magnetic Particles and Activated Carbon for Dye Removal from Wastewater. **ACS Omega, 5**(33): 20684-20697.

Murthy, H. R., Manonmani, H. K. 2007. Aerobic degradation of technical hexachlorocyclohexane by a defined microbial consortium. **Journal of Hazardous Materials, 149**(1): 18-25.

Nasser, S. M., Abbas, M., Trari, M. 2024. Understanding the rate-limiting step adsorption kinetics onto biomaterials for mechanism adsorption control. **Progress in Reaction Kinetics and Mechanism, 49**: 14686783241226858.

Nazari, P., Askari, N., Rahman Setayesh, S. 2020. Oxidation-precipitation of magnetic Fe3O4 /AC nanocomposite as a heterogeneous catalyst for electro-Fenton treatment. **Chemical Engineering Communications, 207**(5): 665-675.

Nejadshafiee, V., Islami, M. R. 2020. Bioadsorbent from Magnetic Activated Carbon Hybrid for Removal of Dye and Pesticide. **ChemistrySelect, 5**(28): 8814-8822.

Orbak, İ. 2002. Tunçbilek Linyitinden Kimyasal Aktivasyon Yöntemi ile Aktif Karbon Üretimi İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul,97s.

Ou, J., Li, H., Ou, X., Yang, Z., Chen, M., Liu, K., Teng, Y., Xing, B. 2020. Degradation, adsorption and leaching of phenazine-1-carboxamide in agricultural soils. **Ecotoxicology and Environmental Safety, 205**: 111374.

Özdemir, B. 2009. Aktif Karbon Üretim Sürecinin Termogravimetrik Analiz ile İncelenmesi İstanbul Teknik Üniversitesi, Enerji Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul,103 s.

Özercan, B., Taşcı, R. 2022. Türkiye'de pestisit kullanımının iller, bölgeler ve pestisit grupları açısından incelenmesi. **Ziraat Mühendisliği, 375**: 75-88.

Pathak, V. M., Verma, V. K., Rawat, B. S., Kaur, B., Babu, N., Sharma, A., Dewali, S., Yadav, M., Kumari, R., Singh, S., Mohapatra, A., Pandey, V., Rana, N., Cunill, J. M. 2022. Current status of pesticide effects on environment, human health and it's eco-friendly management as bioremediation: A comprehensive review. **Frontiers in Microbiology, 13**: 1-29.

Patrick, P. J. W. 1995. Prorsity in Carbons. **Edward Arnold, Great Britain**, 209-253.

Peker, B. 2020. Sultan Sazlığında Pestisit Kirliliğinin Tespiti. Erciyes Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Kayseri, 91 s.

Pietrowski, P., Ludwiczak, I., Tyczkowski, J. 2012. Activated carbons modified by Ar and CO2 plasmas–acetone and cyclohexane adsorption. **Materials Science, 18**(2): 158-162.

Pimentel, D., Levitan, L. 1986. Pesticides: Amounts applied and amounts reaching pests. **Bioscience, 36**(2): 86-91.

Polubesova, T., Nir, S., Zadaka, D., Rabinovitz, O., Serban, C., Groisman, L., Rubin, B. 2005. Water Purification from Organic Pollutants by Optimized Micelle−Clay Systems. **Environmental Science & Technology, 39**(7): 2343-2348.

Pormazar, S. M., Ehrampoush, M. H., Dalvand, A. 2022. Removal of humic acid from aqueous solution by Fe_3O_4@L-arginine magnetic nanoparticle: Kinetic and equilibrium studies. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 102**(14): 3286-3301.

Pourreza, A., Moghimi, A., Niederholzer, F. J., Larbi, P. A., Zuniga-Ramirez, G., Cheung, K. H., Khorsandi, F. 2020. Spray backstop: A method to reduce orchard spray drift potential without limiting the spray and air delivery. **Sustainability, 12**(21): 8862.

Pronk, W., Ding, A., Morgenroth, E., Derlon, N., Desmond, P., Burkhardt, M., Wu, B., Fane, A. G. 2019. Gravity-driven membrane filtration for water and wastewater treatment: A review. **Water Research, 149**: 553-565.

Przepiórski, J. 2006. Enhanced adsorption of phenol from water by ammonia-treated activated carbon. **Journal of Hazardous Materials, 135**(1-3): 453-456.

Qian, S., Zhu, H., Xiong, B., Zheng, G., Zhang, J., Xu, W. 2017. Adsorption and desorption characteristics of endosulfan in two typical agricultural soils in Southwest China. **Environmental Science and Pollution Research, 24**(12): 11493-11503.

Qin, F., Gao, Y. X., Guo, B. Y., Xu, P., Li, J. Z., Wang, H. L. 2014. Environmental behavior of benalaxyl and furalaxyl enantiomers in agricultural soils. **Journal of Environmental Science and Health, Part B, 49**(10): 738-746.

Ragadhita, R., Nandiyanto, A. B. D. 2021. How to calculate adsorption isotherms of particles using two-parameter monolayer adsorption models and equations. **Indonesian Journal of Science and Technology, 6**(1): 205-234.

Rahman, T. U., Roy, H., Islam, M. R., Tahmid, M., Fariha, A., Mazumder, A., Tasnim, N., Pervez, M. N., Cai, Y., Naddeo, V. 2023. The advancement in membrane bioreactor (MBR) technology toward sustainable industrial wastewater management. **Membranes, 13**(2): 181.

Rani, L., Thapa, K., Kanojia, N., Sharma, N., Singh, S., Grewal, A. S., Srivastav, A. L., Kaushal, J. 2021. An extensive review on the consequences of chemical pesticides on human health and environment. **Journal of Cleaner Production, 283**: 124657.

Rivera-Utrilla, J., Bautista-Toledo, I., Ferro-García, M. A., Moreno-Castilla, C. 2001. Activated carbon surface modifications by adsorption of bacteria and their effect on aqueous lead adsorption. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology, 76**(12): 1209-1215.

Rivera-Utrilla, J., Sánchez-Polo, M., Gómez-Serrano, V., Álvarez, P. M., Alvim-Ferraz, M. C. M., Dias, J. M. 2011. Activated carbon modifications to enhance its water treatment applications. An overview. **Journal of Hazardous Materials, 187**(1-3): 1-23.

Robinson, D. E., Mansingh, A., Dasgupta, T. P. 1999. Fate and transport of ethoprophos in the Jamaican environment. **Science of the Total Environment, 237**: 373-378.

Rocha, B. C. D. S., Moraes, L. E. Z. D., Santo, D. E., Peron, A. P., Souza, D. C. D., Bona, E., Valarini, O. 2024. Removal of bentazone using activated carbon from spent coffee grounds. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology, 99**(6): 1342-1355.

Rocha, L. S., Pereira, D., Sousa, É., Otero, M., Esteves, V. I., Calisto, V. 2020. Recent advances on the development and application of magnetic activated carbon and char for the removal of pharmaceutical compounds from waters: A review. **Science of the Total Environment, 718**: 137272.

Saadi, R., Saadi, Z., Fazaeli, R., Fard, N. E. 2015. Monolayer and multilayer adsorption isotherm models for sorption from aqueous media. **Korean Journal of Chemical Engineering, 32**(5): 787-799.

Sağlam, H. 2008. Melen Havzasında Pestisit Uygulamaları ve Pestisitlerin Biyolojik Bozunma, Yüzeysel Akış ve Sızma Yüzdelerinin Tahmini. İstanbul Teknik Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul, 180 s.

Saleh, I. A., Zouari, N., Al-Ghouti, M. A. 2020. Removal of pesticides from water and wastewater: Chemical, physical and biological treatment approaches. **Environmental Technology & Innovation, 19**: 101026.

Saritha, P., Aparna, C., Himabindu, V., Anjaneyulu, Y. 2007. Comparison of various advanced oxidation processes for the degradation of 4-chloro-2 nitrophenol. **Journal of Hazardous Materials, 149**(3): 609-614.

Satapanajaru, T., Comfort, S. D., Shea, P. J. 2003. Enhancing Metolachlor Destruction Rates with Aluminum and Iron Salts during Zerovalent Iron Treatment. **Journal of Environmental Quality, 32**(5): 1726-1734.

Shaarani, F. W., Hameed, B. H. 2011. Ammonia-modified activated carbon for the adsorption of 2, 4-dichlorophenol. **Chemical Engineering Journal, 169**(1-3): 180-185.

Shahid, M., Khan, M. S. 2022. Ecotoxicological implications of residual pesticides to beneficial soil bacteria: A review. **Pesticide Biochemistry and Physiology, 188**: 105272.

Sharma, A., Ahmad, J., Flora, S. J. S. 2018. Application of advanced oxidation processes and toxicity assessment of transformation products. **Environmental Research, 167**: 223-233.

Sharma, A., Kumar, V., Shahzad, B., Tanveer, M., Sidhu, G. P. S., Handa, N., Kohli, S. K., Yadav, P., Bali, A. S., Parihar, R. D., Dar, O. I., Singh, K., Jasrotia, S., Bakshi, P., Ramakrishnan, M., Kumar, S., Bhardwaj, R., Thukral, A. K. 2019. Worldwide pesticide usage and its impacts on ecosystem. **SN Applied Sciences, 1**(11): 1446.

Shawaqfeh, A. T. 2010. Removal of pesticides from water using anaerobic-aerobic biological treatment. **Chinese Journal of Chemical Engineering, 18**(4): 672-680.

Shen, W., Li, Z., Liu, Y. 2008. Surface chemical functional groups modification of porous carbon. **Recent Patents on Chemical Engineering, 1**(1): 27-40.

Silver, S. R., Bertke, S. J., Hines, C. J., Alavanja, M. C. R., Hoppin, J. A., Lubin, J. H., Rusiecki, J. A., Sandler, D. P., Beane Freeman, L. E. 2015. Cancer incidence and metolachlor use in the A gricultural H ealth S tudy: An update. **International Journal of Cancer, 137**(11): 2630-2643.

Sing, K. S., Rouquerol, F., Rouquerol, J. 1999. Adsorption by Powders and Porous Solids: Principles, Methodology, and Applications.Marseille University. 467 s

Sizmur, T., Fresno, T., Akgül, G., Frost, H., Moreno-Jiménez, E. 2017. Biochar modification to enhance sorption of inorganics from water. **Bioresource Technology, 246**: 34-47.

Sohrabi, N., Mohammadi, R., Ghassemzadeh, H. R., Heris, S. S. S. 2021. Equilibrium, kinetic and thermodynamic study of diazinon adsorption from water by clay/GO/Fe3O4: Modeling and optimization based on response surface methodology and artificial neural network. **Journal of Molecular Liquids, 328**: 115384.

Sultana, M., Rownok, M. H., Sabrin, M., Rahaman, M. H., Alam, S. N. 2022. A review on experimental chemically modified activated carbon to enhance dye and heavy metals adsorption. **Cleaner Engineering and Technology, 6**: 100382.

Suo, F., Liu, X., Li, C., Yuan, M., Zhang, B., Wang, J., Ma, Y., Lai, Z., Ji, M. 2019. Mesoporous activated carbon from starch for superior rapid pesticides removal. **International Journal of Biological Macromolecules, 121**: 806-813.

Sutherland, D. L., Ralph, P. J. 2019. Microalgal bioremediation of emerging contaminants-Opportunities and challenges. **Water Research, 164**: 114921.

Tchomgui-Kamga, E., Alonzo, V., Nanseu-Njiki, C. P., Audebrand, N., Ngameni, E., Darchen, A. 2010. Preparation and characterization of charcoals that contain

dispersed aluminum oxide as adsorbents for removal of fluoride from drinking water. **Carbon, 48**(2): 333-343.

Teng, Z., Su, X., Zheng, Y., Zhang, J., Liu, Y., Wang, S., Wu, J., Chen, G., Wang, J., Zhao, D., Lu, G. 2015. A Facile Multi-interface Transformation Approach to Monodisperse Multiple-Shelled Periodic Mesoporous Organosilica Hollow Spheres. **Journal of the American Chemical Society, 137**(24): 7935-7944.

Thorpe, N., Shirmohammadi, A. 2005. Herbicides and Nitrates in Groundwater of Maryland and Childhood Cancers: A Geographic Information Systems Approach. **Journal of Environmental Science and Health, Part C**, **23**(2): 261-278.

Tudi, M., Daniel Ruan, H., Wang, L., Lyu, J., Sadler, R., Connell, D., Chu, C., Phung, D. T. 2021. Agriculture development, pesticide application and its impact on the environment. **International Journal of Environmental Research And Public Health, 18**(3): 1112.

Uddin, M. K. 2017. A review on the adsorption of heavy metals by clay minerals, with special focus on the past decade. **Chemical Engineering Journal, 308**: 438-462.

Vakili, M., Mojiri, A., Kindaichi, T., Cagnetta, G., Yuan, J., Wang, B., Giwa, A. S. 2019. Cross-linked chitosan/zeolite as a fixed-bed column for organic micropollutants removal from aqueous solution, optimization with RSM and artificial neural network. **Journal of Environmental Management, 250**: 109434.

Vaughan Jr, R. L., Reed, B. E. 2005. Modeling As (V) removal by a iron oxide impregnated activated carbon using the surface complexation approach. **Water Research, 39**(6): 1005-1014.

Vinayagam, R., Pai, S., Murugesan, G., Varadavenkatesan, T., Narayanasamy, S., Selvaraj, R. 2022. Magnetic activated charcoal/Fe2O3 nanocomposite for the adsorptive removal of 2, 4-Dichlorophenoxyacetic acid (2, 4-D) from aqueous solutions: Synthesis, characterization, optimization, kinetic and isotherm studies. **Chemosphere, 286**: 131938.

Walker, G. M., Weatherley, L. R. 1999. Biological activated carbon treatment of industrial wastewater in stirred tank reactors. **Chemical Engineering Journal, 75**(3): 201-206.

Wang, J., Guo, X. 2020. Adsorption kinetic models: Physical meanings, applications, and solving methods. **Journal of Hazardous Materials, 390**: 122156.

Wang, J., Guo, X. 2023. Adsorption kinetics and isotherm models of heavy metals by various adsorbents: An overview. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 53**(21): 1837-1865.

Wang, Y., Lin, C., Liu, X., Ren, W., Huang, X., He, M., Ouyang, W. 2021. Efficient removal of acetochlor pesticide from water using magnetic activated carbon: Adsorption performance, mechanism, and regeneration exploration. **Science of the Total Environment, 778**: 146353.

Wu, F.-C., R.-L., Juang, R.-S. 2009. Initial behavior of intraparticle diffusion model used in the description of adsorption kinetics. **Chemical Engineering Journal, 153**(1-3): 1-8.

Wu, Z.-C., Wang, Z.-Z., Liu, J., Yin, J.-H., Kuang, S.-P. 2016. Removal of Cu (II) ions from aqueous water by l-arginine modifying magnetic chitosan. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 499**: 141-149.

Yadav, I. C., Devi, N. L. 2017. Pesticides classification and its impact on human and environment. **Environmental Science and Engineering, 6**(7): 140-158.

Yagmur, F. E., Senol-Arslan, D., Ates, N. 2024. Comprehensive Characterization of Activated Carbon Functionalized With Fe3O4 and L-Arginine. **ICEESEN, 4:** 284-290.

Yagub, M. T., Sen, T. K., Afroze, S., Ang, H. M. 2014. Dye and its removal from aqueous solution by adsorption: A review. **Advances in Colloid and Interface Science, 209**: 172-184.

Yamaguchi, N., Santos, J. C., Almeida, A. C., Rubio, A. J., Junior, N. V., Botassini, M., Nascimento, N., Bergamasco, R. 2017. Glyphosate removal using reusable ferrite manganese graphene. **Chemical Engineering Transactions, 57**: 685-690.

Yang, H., Zheng, X., Zhang, D., Tang, G., Li, X., Wu, H., Yan, W., Zhi, H. 2021. Comparison of the effect of PANI/TiO2, Dow resins and activated carbon in removing model dissolved organic matter (DOM) and phosphorus. **Journal of Water Process Engineering, 43**: 102302.

Yang, K., Peng, H., Wen, Y., Li, N. 2010. Re-examination of characteristic FTIR spectrum of secondary layer in bilayer oleic acid-coated Fe3O4 nanoparticles. **Applied Surface Science, 256**(10): 3093-3097.

Yang, R. T. 2003. Adsorbents: Fundamentals and Applications. John Wiley & Sons, 373 s.

Yeddou, A. R., Chergui, S., Chergui, A., Halet, F., Hamza, A., Nadjemi, B., Ould-Dris, A., Belkouch, J. 2011. Removal of cyanide in aqueous solution by oxidation with hydrogen peroxide in presence of copper-impregnated activated carbon. **Minerals Engineering, 24**(8): 788-793.

Yılmaz, H., Düzenli, A., Dağ, M. M. 2024. Dünya, Avrupa Birliği Ülkeleri ve Türkiye'de Pestisit Kullanımı ve Yasal Düzenlemeler. **Türkiye Tarımsal Araştırmalar Dergisi, 11**(3): 315-330.

Yilmaz, E., Altiparmak, E., Dadaser-Celik, F., Ates, N. 2023. Impact of Natural Organic Matter Competition on the Adsorptive Removal of Acetochlor and Metolachlor from Low-Specific UV Absorbance Surface Waters. **ACS Omega, 8**(35): 31758-31771.

Yin, C. Y., Aroua, M. K., Daud, W. M. A. W. 2007. Review of modifications of activated carbon for enhancing contaminant uptakes from aqueous solutions. **Separation and Purification Technology, 52**(3): 403-415.

Yu, Lv, L., Lan, P., Zhang, S., Pan, B., Zhang, W. 2012. Effect of effluent organic matter on the adsorption of perfluorinated compounds onto activated carbon. **Journal of Hazardous Materials, 225**: 99-106.

Yu, P., Li, X., Zhang, X., Zhou, H., Xu, Y., Sun, Y., Zheng, H. 2021. Insights into the glyphosate removal efficiency by using magnetic powder activated carbon composite. **Separation and Purification Technology, 254**: 117662.

Yue, L., Ge, C., Feng, D., Yu, H., Deng, H., Fu, B. 2017. Adsorption–desorption behavior of atrazine on agricultural soils in China. **Journal of Environmental Sciences, 57**: 180-189.

Zahedinejad, M., Sohrabi, N., Mohammadi, R. 2023. Magnetic multi-walled carbon nanotubes as an efficient sorbent for pirimicarb removal from aqueous solutions in continuous (FBAC) and batch formats: Thermodynamic, kinetic, isotherm study, optimization and modeling by RSM-ANN. **Journal of Molecular Liquids, 370**: 120915.

Zahoor, M. 2013. Removal of pesticides from water using granular activated carbon and ultrafiltration membrane—A pilot plant study. **Journal of Encapsulation and Adsorption Sciences, 3:** 71-76

Zhan, H., Huang, Y., Lin, Z., Bhatt, P., Chen, S. 2020. New insights into the microbial degradation and catalytic mechanism of synthetic pyrethroids. **Environmental Research, 182**: 109138.

Zhang, Q., Xia, Z., Wu, M., Wang, L., Yang, H. 2017. Human health risk assessment of DDTs and HCHs through dietary exposure in Nanjing, China. **Chemosphere, 177**: 211-216.

Zhang, Z., Wang, T., Zhang, H., Liu, Y., Xing, B. 2021. Adsorption of Pb (II) and Cd (II) by magnetic activated carbon and its mechanism. **Science of the Total Environment, 757**: 143910.

Zhang, Z., Zhou, Y., Zhou, J., Zhang, C., Zhang, H. 2024. Highly efficient and selective adsorption of uranium (VI) in acidic solution by TOPO impregnated PAN capsules. **Separation and Purification Technology, 330**: 125505.

Zhao, Z., Sun, W., Ray, M. B. 2022. Adsorption isotherms and kinetics for the removal of algal organic matter by granular activated carbon. **Science of the Total Environment, 806**: 150885.

Zhou, W., Li, M., Achal, V. 2024. A comprehensive review on environmental and human health impacts of chemical pesticide usage. **Emerging Contaminants,** 100410.

Zhou, X., Wei, J., Liu, K., Liu, N., Zhou, B. 2014. Adsorption of Bisphenol A Based on Synergy between Hydrogen Bonding and Hydrophobic Interaction. **Langmuir, 30**(46): 13861-13868.

Zhu, J., Zhan, H., Miao, X., Zhao, K., Zhou, Q. 2017. Terahertz double-exponential model for adsorption of volatile organic compounds in active carbon. **Journal of Physics D: Applied Physics, 50**(23): 235103.

Zhu, Q., Moggridge, G. D., D'Agostino, C. 2016. Adsorption of pyridine from aqueous solutions by polymeric adsorbents MN 200 and MN 500. Part 2: Kinetics and diffusion analysis. **Chemical Engineering Journal, 306**: 1223-1233.

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı: Fatma Ezgi Yağmur
Uyruğu: Türkiye (T.C)
e-mail:

EĞİTİM

Derece	Kurum	Mezuniyet Tarihi
Yüksek Lisans	Erciyes Üniversitesi, Çevre Mühendisliği	2025
Lisans	Erciyes Üniversitesi, Çevre Mühendisliği	2021

YABANCI DİL

İngilizce

YAYINLAR

1. Yagmur, F., Senol-Arslan, D., Ates, N. Comprehensive Characterization of Activated Carbon Functionalized With Fe_3O_4 and L-Arginine, The 4th International Conference on Energy, Environment and Storage of Energy ICEESEN 2024, Nevşehir, Turkey, 5-7 September 2024, 273-279.