

ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**Sulu Çözeltiden Kristal Viyole Giderilmesinde Antep
Fıstığı Kabuğundan Elde Edilmiş Aktif Karbonun
Kullanılması**

Burcu TEKİN GEBEN

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Aralık, 2025

ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZ ONAYI

**Sulu Çözeltiden Kristal Viyole Giderilmesinde Antep
Fıstığı Kabuğundan Elde Edilmiş Aktif Karbonun
Kullanılması**

Burcu TEKİN GEBEN

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Bu Yüksek Lisans Tezi 24/11/2025 Tarihinde Aşağıdaki Jüri Üyeleri Tarafından Değerlendirilmiş ve Oy Birliği ile Kabul Edilmiştir.

Jüri : Prof. Dr. Belgin BAYAT
: Prof. Dr. Güray KILINÇÇEKER
: Dr. Öğr. Üye. Onur IŞIK

Bu Tez Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında Hazırlanmıştır.

Tez No:

Prof. Dr. Sadık DİNÇER
Enstitü Müdürü

Bu çalışma Ç.Ü. Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi Tarafından Desteklenmiştir.
Proje No: FYL- 2023-16486

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

İÇİNDEKİLER

ÖZ	I
ABSTRACT.....	II
TEŞEKKÜR.....	III
ÇİZELGELER DİZİNİ	IV
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	V
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	VI
1. GİRİŞ	1
1.1. Endüstriyel Atıksular ve Boyarmaddeler	1
1.1.1. Boyarmadde Kavramı ve Çevre Kirliliği.....	3
1.1.2. Boyarmadde Giderim Yöntemleri	4
1.2. Adsorpsiyon Süreci	6
1.2.1. Adsorpsiyon İzotermi	6
1.2.2. Adsorpsiyon Kinetiği.....	9
1.3. Adsorban Olarak Aktif Karbon ve Alternatif Biyomateryaller	11
1.3.1. Ticari Aktif Karbonun Üretimi ve Kısıtlamaları	11
1.3.2. Alternatif Biyomateryaller ve Hazırlama Süreci	12
2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....	15
3. MATERYAL VE YÖNTEM	23
3.1. Materyal.....	23
3.1.1. Sentetik Boyar Madde Çözeltisi	23
3.1.2. Çalışmada Kullanılan Adsorban Materyali.....	24
3.1.3. Kullanılan Cihazlar ve Reaktifler	24
3.2. Yöntem	25
3.2.1. Antep Fıstığı Kabuğundan Adsorban Materyallerinin Hazırlanması	25
3.2.2. Analitik Yöntemler	26
3.2.3. Boyarmadde Giderim Çalışmaları	27
3.3. Bu Çalışmada Kullanılan Matematiksel Eşitlikler, Adsorpsiyon Denge İzotermi ve Kinetik Modeller.....	29
4. BULGULAR VE TARTIŞMA	33
4.1. Aktive Edilmemiş (İşlem Görmemiş) Karbonize Antep Fıstığı Kabuğu Kullanılarak Kristal Viyole Giderimi.....	33
4.2. Aktive Edilmiş (İşlem Görmüş) Karbonize Antep Fıstığı Kabuğu Kullanılarak Kristal Viyole Giderimi	45
4.3. Ticari Toz Aktif Karbon Kullanılarak Kristal Viyole Giderimi	45
5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER	47

KAYNAKLAR	49
ÖZGEÇMİŞ	55



**Sulu Çözeltilerden Kristal Viyole Giderilmesinde Antep
Fıstığı Kabuğundan Elde Edilmiş Aktif Karbonun
Kullanılması**

Burcu TEKİN GEBEN

Danışman: Dr. Hasan Kıvanç YEŞİLTAŞ

İkinci Danışman: Doç. Dr. Mine Tülin ZATEROĞLU

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

ÖZ

Bu çalışmada, tarımsal bir atık olan fıstık kabuklarının katma değeri yüksek bir ürüne dönüştürülerek sulu çözeltilerden sentetik boyarmadde gideriminde adsorban olarak kullanım potansiyeli araştırılmıştır. Çalışma kapsamında ham fıstık kabukları, kül fırınında 1 saat süreyle ısıtılarak karbonize edilmiş ve öğütülerek adsorban haline getirilmiştir. Ayrıca adsorpsiyon kapasitesini artırmak amacıyla ham materyal H_2SO_4 , H_3PO_4 , HCl ve $NaOH$ gibi kimyasallarla 24 saat muamele edildikten sonra karbonize edilmiş; ancak asit aktivasyonlarının adsorban yapısını bozarak verimi düşürdüğü, bazik aktivasyonun ($NaOH$) ise sınırlı bir iyileşme sağladığı tespit edilmiştir. Bu nedenle deneysel çalışmalar, kimyasal aktivasyon uygulanmamış karbonize fıstık kabuğu üzerinde yoğunlaştırılmıştır.

Kesikli (batch) sistemde yürütülen deneylerde; adsorban dozajı, başlangıç boyarmadde konsantrasyonu ve temas süresinin giderim verimi üzerindeki etkileri incelenmiştir. Optimum adsorban dozu 0,6 g/100 mL olarak belirlenmiş ve bu dozda düşük konsantrasyonlu (21,76 mg/L) kirlilik yükünde %94,07 giderim verimine ulaşılmıştır. Elde edilen denge verileri Freundlich, Langmuir izoterminin dört tipi, Temkin ve Dubinin-Radushkevich izoterm modellerine uygulanmış; sürecin Langmuir Tip-1 modeline ($R^2 \geq 0,98$) en iyi uyumu sağladığı ve adsorpsiyonun homojen yüzeyde tek tabakalı olarak gerçekleştiği belirlenmiştir. Maksimum adsorpsiyon kapasitesi (q_{max}) yaklaşık 7,20 mg/g olarak hesaplanmıştır. Kinetik çalışmalar, adsorpsiyon hızının Yalancı İkinci Derece (Pseudo-Second Order) modeline ($R^2 \geq 0,98$) uyduğunu ve sürecin kimyasal adsorpsiyon kontrollü olduğunu göstermiştir.

Üretilen karbonize fıstık kabuğunun performansı ticari toz aktif karbon ile kıyaslandığında; ticari karbonun daha düşük doz (0,06 g) kullanılarak % 63,26 verim sağladığı görülmüştür. Ancak fıstık kabuğu kömürünün, düşük maliyeti ve atık bertarafı potansiyeli göz önüne alındığında, özellikle düşük konsantrasyonlu atıksuların arıtımında ekonomik ve çevre dostu bir alternatif olarak değerlendirilebileceği düşünülmektedir.

Anahtar Kelimeler: Adsorpsiyon, Karbonlaştırma, Boyarmadde Giderimi, Denge İzotermi, Kimyasal Kinetik

CUKUROVA UNIVERSITY
INSTITUTE OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES

MSc THESIS

**The Use of Activated Carbon Obtained from Pistachio Shells
in the Removal of Crystal Violet from Aqueous Solutions**

Burcu TEKİN GEBEN

Advisor: Dr. Hasan Kıvanç YEŞİLTAŞ

Second Advisor: Assoc. Prof. Dr. Mine Tülin ZATEROĞLU

Department of Environmental Engineering

ABSTRACT

This study investigates the potential of peanut shells, an agricultural waste, to be used as adsorbents in the removal of synthetic dyes from aqueous solutions by transforming them into a high value-added product. In this study, raw peanut shells were carbonized by heat treatment in an ash furnace for 1 hour and then ground into adsorbents. Furthermore, to increase adsorption capacity, the raw material was carbonized after being treated with chemicals such as H_2SO_4 , H_3PO_4 , HCl , and $NaOH$ for 24 hours; however, it was found that acid activations reduced the efficiency by disrupting the adsorbent structure, while basic activation ($NaOH$) provided only limited improvement. Therefore, experimental studies were focused on carbonized peanut shells without chemical activation. In batch system experiments, the effects of adsorbent dosage, initial dye concentration, and contact time on removal efficiency were investigated. The optimum adsorbent dose was determined as 0.6 g/100 mL, and at this dose, a removal efficiency of 94.07% was achieved at a low pollution load concentration (21.76 mg/L). The obtained equilibrium data were applied to the Freundlich, four types of Langmuir isotherms, Temkin, and Dubinin-Radushkevich isotherm models; it was determined that the process best fit the Langmuir Type-1 model ($R^2 \geq 0.98$) and that adsorption occurred as a single layer on a homogeneous surface. The maximum adsorption capacity (q_{max}) was calculated as approximately 7.20 mg/g. Kinetic studies showed that the adsorption rate followed a Pseudo-Second Order model ($R^2 \geq 0.98$) and that the process was chemically adsorbed. When the performance of the produced carbonized peanut shells was compared with commercial powdered activated carbon, it was observed that commercial carbon provided a yield of 63.26% using a lower dose (0.06 g). However, it was concluded that peanut shell charcoal could be considered an economical and environmentally friendly alternative, especially in the treatment of low-concentration wastewater, given its low cost and waste disposal potential.

Keywords: Adsorption, Carbonization, Dye Removal, Equilibrium Isotherm, Chemical Kinetics.

TEŞEKKÜR

Yüksek Lisans eğitimim ve tez çalışmam boyunca bilgi ve birikimiyle bana yol gösteren, her türlü desteği ve sabrı için değerli danışmanım Sayın Dr. Hasan Kıvanç YEŞİLTAS'a en içten teşekkürlerimi sunarım.

Tez sürecimdeki kıymetli katkıları ve yönlendirmeleri için Sayın Doç. Dr. Mine Tülin ZATEROĞLU'na teşekkürü bir borç bilirim.

Tez izleme ve değerlendirme aşamalarında değerli görüş ve önerileriyle çalışmama katkı sağlayan Sayın Prof. Dr. Güray KILINÇÇEKER, Sayın Prof. Dr. Belgin BAYAT ve Sayın Dr. Öğr. Üyesi Onur IŞIK'a şükranlarımı sunarım.

Çukurova Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü öğretim üyelerinden Prof. Dr. Zeynep B. ZAIMOĞLU, Prof. Dr. Behzat BALCI ve Doç. Dr. Çağatayhan Bekir ERSÜ'ye akademik katkıları için teşekkür ederim.

Bu süreçte motivasyonu, fikirleri ve desteğiyle her zaman yanımda olan Sayın Dr. Şule SARIBAŞ YEŞİLTAS'a ve araştırmamın yürütülmesine sağladığı önemli katkılarından dolayı Sayın Ayhan TAYLANCI'ya teşekkürlerimi sunarım.

Lisans eğitimimden itibaren dostluklarını ve manevi desteklerini benden esirgemeyen değerli arkadaşlarım Sayın Buğra ATALAY, Sayın Dr. Öğr. Üyesi Gülay GÜZEL, Sayın Efe TEKİN ve Sayın Emir Cüneyt AKKUTLU'ya teşekkür ederim.

Hayatım boyunca maddi ve manevi desteklerini, koşulsuz sevgilerini ve fedakarlıklarını benden esirgemeyen canım annem Şengül TEKİN ve babam Turan TEKİN'e; varlıklarıyla bana güç veren kardeşlerim Ayça TEKİN ve Ceren Gül TEKİN'e sonsuz teşekkür ederim.

Son olarak, bu zorlu süreçte sabrı ve sevgisiyle en büyük destekçim olan sevgili eşim Ali GEBEN'e ve hayatıma kattığı neşe ve ilhamla bana güç veren biricik kızım Duru'ya sevgilerimi sunarım.

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 1.1. Boyarmaddelerin anyonik, katyonik ve iyonik olmayan sınıflandırmasına ait tanımlamalar	3
Çizelge 2.1. Önceki Çalışmalara ait Özet Çizelgesi	19
Çizelge 3.1. Kristal Viyole boyarmaddesinin genel özellikleri.	23
Çizelge 3.2. Çalışmada kullanılan reaktifler.....	25
Çizelge 3.3. Aktivasyonsuz karbonize antep fıstığı kabuklarına ait çalışma setleri özetleri	28
Çizelge 3.4. Aktivasyonlu karbonize antep fıstığı kabukları ve ticari toz aktif karbona ait çalışma setleri özetleri	29
Çizelge 3.5. Adsorpsiyon Denge İzotermi ve Lineer İfadeleri	31
Çizelge 3.6. Kinetik Modeller ve Lineer İfadeleri	32
Çizelge 4.1. 20 ppm kristal viyole çözeltisi ile gerçekleştirilen çalışmaya ait sonuç değerleri.....	33
Çizelge 4.2. 60 ppm kristal viyole çözeltisi ile gerçekleştirilen çalışmaya ait sonuç değerleri.....	33
Çizelge 4.3. Langmuir denge izotermi tip 1 için hesaplanmış veriler	35
Çizelge 4.4. Freundlich, Langmuir izoterminin dört tipi ile Temkin ve Dubinin-Radushkevich denge izotermi verileri (20 ppm)	36
Çizelge 4.5. Freundlich, Langmuir izoterminin dört tipi ile Temkin ve Dubinin-Radushkevich denge izotermi verileri (60 ppm)	37
Çizelge 4.6. Kristal viyole çözeltisi ile gerçekleştirilen deneysel çalışmaya ait veriler	39
Çizelge 4.7. 60 ve 120 ppm başlangıç kristal viyole çözeltisi ile gerçekleştirilen kinetik çalışmaya ait deneysel veriler.....	41
Çizelge 4.8. 60 ppm Başlangıç Konsantrasyonuna ait Kinetik Sabitler	42
Çizelge 4.9. 120 ppm Başlangıç Konsantrasyonuna ait Kinetik Sabitler	43
Çizelge 4.10. Kristal Viyole Gideriminde Ticari Toz Karbon Kullanımına ait Çalışma Bulguları .	46

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 3.1. Kristal viyole boyarmaddesinin kimyasal yapısı (Gümüş & Gümüş, 2024)	23
Şekil 3.2. Asit ile aktive edilmiş ham antep fıstığı kabuklarının piroliz işlemine tabi tutulmadan önceki görüntüsüne ait bir görsel.....	26
Şekil 3.3. Kristal viyole analizi için kullanılan kalibrasyon eğrisi	27
Şekil 4.3. 20 ppm başlangıç kristal viyole çözeltisi ile tespit edilen değerlere ait görsel.....	34
Şekil 4.4. 60 ppm başlangıç kristal viyole çözeltisi ile tespit edilen değerlere ait grafik	34
Şekil 4.5. Langmuir tip 1 denge izoterm grafikleri (20 ppm)	35
Şekil 4.6. Langmuir tip 1 denge izoterm grafikleri (60 ppm)	36
Şekil 4.7. Freundlich denge izoterm grafikleri (sırası ile 20 ve 60 ppm)	37
Şekil 4.8. Langmuir tip 2 denge izoterm grafikleri (sırası ile 20 ve 60 ppm)	38
Şekil 4.9. Langmuir tip 3 denge izoterm grafikleri (sırası ile 20 ve 60 ppm)	38
Şekil 4.10. Langmuir tip 4 denge izoterm grafikleri (sırası ile 20 ve 60 ppm)	38
Şekil 4.11. Temkin denge izoterm grafikleri (sırası ile 20 ve 60 ppm).....	38
Şekil 4.12. Dubinin-Radushkevich denge izoterm grafikleri (sırası ile 20 ve 60 ppm)	39
Şekil 4.13. Kristal viyole çözeltisi ile gerçekleştirilen deneysel çalışmaya ait veriler (10. dakika) 40	
Şekil 4.14. Kristal viyole çözeltisi ile gerçekleştirilen deneysel çalışmaya ait veriler (40. dakika) 40	
Şekil 4.15. Kristal viyole çözeltisi ile gerçekleştirilen deneysel çalışmaya ait veriler (60. dakika) 40	
Şekil 4.16. 60 ppm başlangıç kristal viyole çözeltisi ile gerçekleştirilen kinetik çalışmaya ait deneysel veriler grafiği.....	41
Şekil 4.17. 120 ppm başlangıç kristal viyole çözeltisi ile gerçekleştirilen kinetik çalışmaya ait deneysel veriler grafiği.....	42
Şekil 4.18. Pseudo İkinci Derece Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 60 ve 120 ppm)	43
Şekil 4.19. Sıfırıncı Derece Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 60 ve 120 ppm)	43
Şekil 4.20. Birinci Derece Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 60 ve 120 ppm)	44
Şekil 4.21. İkinci Derece Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 60 ve 120 ppm).....	44
Şekil 4.22. Pseudo Birinci Derece Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 60 ve 120 ppm)	44
Şekil 4.23. Elovich Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 60 ve 120 ppm)	44
Şekil 4.24. Fractional Power Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 60 ve 120 ppm)	45

SİMGELER VE KISALTMALAR

AKM	: Askıda Katı Madde
BOİ	: Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
CO ₂	: Karbondioksit
H ⁺	: Hidrojen İyonu
OH ⁻	: Hidroksit İyonu
N	: Azot
P	: Fosfor
HCl	: Hidroklorik Asit
NaOH	: Sodyum Hidroksit
H ₂ SO ₄	: Sülfürik Asit
H ₃ PO ₄	: Fosforik Asit
PFO	: Pseudo First Order
PSO	: Pseudo Second Order

1. GİRİŞ

1.1. Endüstriyel Atıksular ve Boyarmaddeler

Günümüzde insanlığın karşı karşıya olduğu en büyük küresel sorunlardan biri, güvenli ve temiz su kaynaklarına erişimdir. Hızlı nüfus artışı, bölgesel ya da dönemsel olarak değişen tüketim alışkanlıkları ve iklim değişikliği etkisi altında, ulaşılabilir su miktarı giderek azalmakta ve mevcut su kaynakları yoğun bir şekilde kirlilik baskısı etkisindedir. Bu kirliliğin en önemli antropojenik kaynaklarından biri endüstriyel faaliyetlerdir. Endüstriyel üretim süreçleri, hammaddeyi ürüne dönüştürürken yüksek miktarlarda su tüketerek bünyesinde çeşitli üretim artıkları olan atıksular meydana getirmektedir (Akmeşe ve Tosun Satır, 2025; Armagan ve Toprak, 2015; Ihsanullah ve ark., 2020; Schwarzenbach ve ark., 2010). Küresel su tüketiminin yaklaşık %20'sinin endüstriyel amaçlı olarak kullanıldığı göz önüne alındığında, meydana gelen endüstriyel atıksuların uygun arıtımı teşkil edilmeden alıcı ortamlara deşarj edilmesi sistemde bulunan canlılar ve mevcut çevresi için oldukça tehlikelidir. Bu hususta ekosistemlerin etkilenmemesi için yasal mevzuatlar ile gerekli denetimin ve yaptırımların uygulanması hem su kaynaklarının korunması hem de sürdürülebilir bir su yönetimi için oldukça önemli bir husus olmaktadır (Kaya ve Şahin, 2022; Enache ve ark., 2023; WWAP, 2017).

Endüstriyel faaliyetler incelendiğinde tekstil, kağıt, deri, gıda, kozmetik, plastik ve matbaa endüstrileri, üretim süreçlerinde oldukça bol miktarda su kullanılmaktadır. Bu sektörler arasında tekstil endüstrisi, kullanılan su hacmi ve oluşan atıksuyun karmaşık yapısı bakımından en yoğun kirliliğe sahip atıksu olarak karşımıza çıkmaktadır (Ghaly ve ark., 2014; Akmeşe ve Tosun Satır, 2025). Bir kilogram tekstil ürününün işlenmesi için, elyafın türüne ve uygulanan prosese bağlı olarak 100 ila 200 litre arasında su harcandığı düşünülmektedir (Kant, 2012). Bu durum, tekstil endüstrisini tarımdan sonra dünyadaki en büyük ikinci su kirleticisi konumuna getirmektedir (Enache ve ark., 2023).

Tekstil ve boyama endüstrilerinden kaynaklanan atıksular, sadece renk verici boyarmaddeleri içermeyerek aynı zamanda yüksek miktarda inorganik tuz, asit, baz, ağır metal, yüzey aktif maddeleri ve üretimde kullanılan çeşitli kimyasalları içermektedir (Yaseen ve Scholz, 2019). Endüstriyel faaliyetlerin bir çıktısı olarak meydana gelen yüksek miktardaki su kütleleri içerisinde oldukça yoğun ve çeşitli kirleticiler muhteva etmektedir. Bu kirlilik ise atıksuların arıtılmasında takip edilen Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ), Biyolojik Oksijen İhtiyacı (BOİ), pH, askıda katı madde (AKM) ve sıcaklık gibi temel kirlilik parametreleri olarak arıtılma ihtiyacını meydana getirmektedir (Rahdar ve ark., 2018; Toprak ve ark., 2012). Endüstriyel atıksuların karmaşık ve konsantre yapısı nedeniyle çoğu zaman sadece geleneksel arıtma yöntemleri kullanılarak giderilememektedir (Kaya ve Şahin, 2022; Armagan ve Toprak, 2015; Kaya, 2021; Ihsanullah ve ark., 2020; Bhatia ve ark., 2017).

Endüstriyel atıksuların bir çıktısı olan atıksular görsel olarak değerlendirildiğinde şüphesiz ki en dikkat çekici kirlilik parametresi bünyesinde bulunan boyarmadde bileşimi olmaktadır. Görsel olarak dikkat çekici olduğu kadar boyarmadde içeren suların arıtılması da bir o dikkate değer olmalıdır (Kaya ve Şahin, 2022; Ihsanullah ve ark., 2020). Boyarmaddeler, çok düşük konsantrasyonlarda (1 mg/L'nin altında) suda görünür renk oluşturarak alıcı ortamın estetik kalitesini bozmaktadırlar (Banat ve ark., 1996). Buraya görsel eklenebilir referans eklenerek (Enache ve ark., 2023; Kaya, 2021). Dolayısıyla meydana gelen renk içerikli atıksularda görüntü sadece görsel bir sorun olmamaktadır. Deşarj edildiği su ortamının ışık geçirgenliğini azaltarak fotosentetik aktivitenin olumsuz olarak etkilenmesine sebep olmaktadır. Sudaki mevcut çözünmüş oksijen seviyesinin düşmesine sebep olarak sucul ekosistemin bünyesinde yer alan tüm canlıların yaşamlarını tehdit etmektedir (Bingöl, 2021; Rahdar ve ark., 2018; Ihsanullah ve ark., 2020; Robinson ve ark., 2001). Doğrudan etkilerinin yanında boyarmadde içeren suların alıcı ortama ulaşması neticesinde atıksu bünyesinde yer alan diğer kirleticiler olan ağır metaller ve boyarmaddelerin bozunma ürünleri sucul organizmaların dokularında birikim göstererek besin zincirinin bir üst basamağına mevcut kirliliği taşımaktadır (Akmeşe ve Tosun Satır, 2025; Armagan ve Toprak, 2015; Bayram ve ark., 2023; Rahdar ve ark., 2018; Lellis ve ark., 2019).

Söz konusu çevresel riskler sebebiyle, ulusal ve uluslararası çevre otoriteleri, endüstriyel atıksuların deşarj standartlarını giderek daha sıkı hale getirmektedir. Özellikle ülkemizde yer alan sıfır atık politikaları ile mevcut durum değerlendirildiğinde suyun faaliyet bünyesinde ya da alanında kullanılması öncelikli olarak düşünülmektedir. Atıksuyun yeniden kullanılması neticesinde ise mevcut tesislerin su ayak izi de olumlu olarak etkilenmekte olup daha çevreci ve sürdürülebilir bir yönetim politikası teşkil edilebilmektedir (Enache ve ark., 2023; Kaya ve Şahin, 2022; Mishra ve ark., 2021). Bu kapsamda, yüksek hacimli ve kompleks yapıdaki boyalı atıksuların arıtılması için ekonomik, verimli ve çevre dostu teknolojilerin geliştirilmesi, çevre mühendisliği ve bilim dünyasının dikkat ettiği çalışma alanlarından biri haline gelmiştir.

Boyarmaddelerin çeşitliliği dikkate alındığında ürünlerin sistematik bir şekilde değerlendirilebilmesi için kimyasal yapılarına ve/veya uygulama yöntemlerine göre sınıflandırmalar gerçekleştirilmiştir (Shaikhiev ve ark., 2023). Yapılan bu sınıflandırmalar arasında atıksu arıtım süreçleri ve adsorpsiyon mekanizmasının yorumlanması açısından boyarmaddelerin sulu çözeltideki iyonik karakterlerine göre üç temel sınıfta sınıflandırılmıştır. Bu sınıflandırma sistemine göre boyarmaddeler anyonik, katyonik ve non-iyonik boyarmaddeler olmak üzere kategorize edilmiştir (Saghir ve ark., 2022; Kaya ve Şahin, 2022; Gupta ve Suhas, 2009). İlgili tanımlar Çizelge 1.1'de yer almaktadır.

Çizelge 1.1. Boyarmaddelerin anyonik, katyonik ve iyonik olmayan sınıflandırmasına ait tanımlamalar

Sınıflandırma	Tanımı
Anyonik	Suda iyonlaştıklarında negatif (-) yüklü organik iyonlar oluşturan boyarmaddelerin tanımlandığı gruptur. Bu grup; asit, direkt ve reaktif boyarmaddeleri kapsamaktadır. Yapılarında genellikle sülfonat (SO_3^-) veya karboksilat (COO^-) gibi suda çözünürlüğü yüksek fonksiyonel gruplar bulunmaktadır (Saghir ve ark., 2022; Aksu, 2005).
Katyonik (Bazik)	Sulu çözeltide pozitif (+) yüklü iyonlar veren ve genellikle hidroklorür veya çinko klorür tuzları halinde bulunan boyarmaddelerdir. Ağırlıklı olarak akrilik, modakrilik ve polyester elyafların boyanmasında ve kağıt endüstrisinde kullanılırlar. Katyonik boyarmaddeler, çok düşük konsantrasyonlarda dahi çok yüksek renk şiddeti (parlaklığı) vermeleriyle bilinirler. Çevresel açıdan bakıldığında, katyonik boyarmaddelerin toksisitesinin genellikle anyonik boyarmaddelerden daha yüksek olduğu bildirilmiştir (Enache ve ark., 2023; Rafatullah ve ark., 2010).
İyonik olmayan	Dispers ve vat boyalar bu sınıflandırmaya dahil edilmiştir. Suda çözünürlükleri çok düşük olan veya hiç olmayan bu boyarmaddeler genellikle polyester gibi sentetik elyafların boyanmasında, yüksek sıcaklık ve basınç altında veya taşıyıcı kimyasallar yardımıyla kullanılmaktadır (Saghir ve ark., 2022; Salleh ve ark., 2011).

Çizelge 1’de yer alan sınıflandırma, bir adsorpsiyon çalışmasının temelini oluşturmaktadır. Örneğin; negatif yüzey yüküne sahip bir biyomateryal veya aktif karbon, pozitif yüklü (katyonik) bir boyarmaddeyi elektrostatik çekim kuvvetleri sayesinde kolayca tutabilirken, anyonik bir boyarmaddeyi tutabilmesi için yüzey modifikasyonuna veya düşük pH koşullarına ihtiyaç duyabilir. Dolayısıyla, atıksu karakteristiğindeki boyarmaddenin türü (anyonik/katyonik), seçilecek adsorbanın verimliliğini doğrudan belirleyen en önemli parametredir (Kaya ve Şahin, 2022; Kaya, 2021; Enache ve ark., 2023; Saghir ve ark., 2022).

1.1.1. Boyarmadde Kavramı ve Çevre Kirliliği

Boyarmaddeler, uygulandıkları materyale kalıcı renk verme yeteneğine sahip renk verici grupları bünyelerinde bulunduran organik bileşiklere denilmektedir (Gupta ve Suhas, 2009). Günümüzde endüstriyel ölçekte kullanılan yüz binden fazla boyarmadde çeşidi bulunmaktadır. Yıllık küresel üretimin ise yedi yüz bin tonu aştığı düşünülmektedir (Saghir ve ark., 2022; Enache ve ark., 2023; Akmeşe ve Tosun Satır, 2025; Zollinger, 1987; Robinson ve ark., 2001). Boyarmaddeler

kimyasal yapılarına (azo, antrakinon, ftalosiyenin vb.) ve/veya uygulama yöntemlerine (reaktif, asit, bazik, dispers vb.) göre sınıflandırılmaktadır (Shaikhiev ve ark., 2023; Hunger, 2003). Bu kimyasal maddelerin dikkat çekici özellikleri ise endüstriyel açıdan ışığa, suya, kimyasallara ve mikrobiyal saldırılara karşı yüksek direnç gösterecek şekilde üretilmiş olmalarıdır. Üreticiler ve son kullanıcılar için oldukça değerli olan bu özellik, çevresel açıdan değerlendirildiğinde arıtılması zor ve doğada bozunması oldukça problemlili olan bir atık olarak önemli bir problemin başlangıcını oluşturmaktadır (Kaya ve Şahin, 2022; Armagan ve Toprak, 2015; Akmeşe ve Tosun Satır, 2025; Forgacs ve ark., 2004).

Boyarmadde içeren atıksuların alıcı ortamlara deşarjı neticesinde öncelikli olarak deşarj edilen bölgede yoğun bir renk kirliliğine sebep olmaktadır. 1 ppm (1 mg/L) konsantrasyondan az miktarda boyarmadde içeriği bulunan suların alıcı ortamlarda renk oluşturduğu bilinmekte olup sisteme ulaşan boyarmadde içeriği neticesinde mevcut bölgenin ekosistemi de zarar görmektedir (Kaya ve Şahin, 2022; Ihsanullah ve ark., 2020; Banat ve ark., 1996). Alıcı ortama boyarmadde içeriği ulaşması ile birlikte yüzey suyunun ışık geçirgenliği doğrudan etkilenmektedir. Bu durum ise güneş ışığını kullanarak oksijen üreten ototrof canlıların fotosentez üretimini sekteye uğratmaktadır (Kaya ve Şahin, 2022; Ihsanullah ve ark., 2020; Vandevivere ve ark., 1998). Sonuç olarak su bünyesinde bulunan mevcut oksijen miktarı azalmakta ve canlı ölümlerine sebebiyet vermektedir (Bingül, 2021; Rahdar ve ark., 2018; Yagub ve ark., 2014). Mevcut ekosistemin tahribatı olarak karşımıza çıkan bu durum ise boyarmadde içeren suların arıtılmalarının ve kontrolünün çevresel açıdan ne kadar önemli olduğunu ve alınması gereken tedbirler ile bu tip atıksuların arıtım zorunluluğunu ön plana çıkarmaktadır.

Alıcı ortamlarda meydana gelen estetik kirliliğin yanı sıra özellikle sentetik boyarmaddelerin büyük bir kısmını oluşturan azo boyarmaddeler, anaerobik koşullar altında bozunduklarında aromatik aminler gibi ara ürünler meydana getirmektedir. Bu ara ürünlerin birçoğu toksik ve kanserojen etki göstermektedir (Akmeşe ve Tosun Satır, 2025; Ihsanullah ve ark., 2020; Weisburger, 2002). Bu zararlı bileşikler, besin zinciri yoluyla canlıların bünyelerinde birikim eğilimi göstererek besin piramidinin en tepesinde olan insanlara kadar ulaşmaktadır. Bu durum ise en düşük yapılı canlıdan en yüksek yapılı canlıya kadar ölüm ile sonuçlanabilecek ciddi sağlık sorunlarına sebebiyet vermektedir (Armagan ve Toprak, 2015; Bayram ve ark., 2023; Rahdar ve ark., 2018; Akmeşe ve Tosun Satır, 2025; Pinheiro ve ark., 2004).

1.1.2. Boyarmadde Giderim Yöntemleri

Endüstriyel atıksuların içerdiği boyarmaddelerin ve organik kirleticilerin giderilmesi amacıyla günümüzde fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtım teknolojileri kullanılmaktadır. Bu yöntemlerin her birinin kendine özgü avantajları olmakla birlikte, uygulanabilirlikleri mevcut atıksuyun bileşimine ve deşarj standartlarına göre belirlenmektedir (Kaya, 2021; Kaya ve Şahin,

2022; Enache ve ark., 2023; Rahdar ve ark., 2018; Robinson ve ark., 2001). Halihazırda teşkil edilmiş olan arıtma tesislerinde amaç deşarj standartlarına uygun arıtımın gerçekleştirilmesidir. Bu durum sonucunda kirleticilerin önemli bir kısmı da giderilmiş olsa geriye kalan kısmı alıcı ortamlara ulaşmaktadır. Ayrıca giderilen kirleticiler nihai son formlarına kadar dönüştürülmeyerek genellikle arıtma sisteminin bir çıktısı olan atık çamur içerisinde tutulmakta ve yeni bir atık uzaklaştırma sürecinde ara basamak olmaktadır (Kaya ve Şahin, 2022; Armagan ve Toprak, 2015; Cebeci ve Şentürk, 2020; Forgacs ve ark., 2004).

Evsel ve endüstriyel atıksuların arıtılmasında işletme maliyetlerinin düşük olması ve organik içeriğin giderilmesindeki verimleri sebebiyle biyolojik yöntemler yaygın olarak kullanılmaktadır (Pearce ve ark., 2003). Boyarmadde içeren atıksuların arıtılmasında ise atıksuyun bünyesinde bulunan kimyasallardan kaynaklı olarak, mikroorganizmalar üzerinde baskılayıcı etki meydana gelmektedir. Söz konusu bu durumun sebebi ise kompleks ve biyolojik parçalanmaya dayanıklı kimyasal içeriğin yanı sıra atıksu içerisinde mevcut canlılık için zararlı toksit içerikten kaynaklanmaktadır. Bu durum, biyolojik sistemlerin veriminde azalmaya sebebiyet verirken renk gideriminde biyolojik sistemlerin yetersiz kalmasına sebep olmaktadır (Armagan ve Toprak, 2015; Cebeci ve Şentürk, 2020; Kaya, 2021; Saghir ve ark., 2022; McMullan ve ark., 2001). Ayrıca, biyolojik süreçler sonucunda oluşan büyük hacimli atık çamurun bertarafı da ek bir maliyet ve çevresel bir problem meydana getirmektedir (Hai ve ark., 2007).

Kimyasal ve fizikokimyasal yöntemler arasında yer alan koagülasyon-flokülasyon, ozonlama ve Fenton prosesleri gibi ileri oksidasyon süreçleri, renk gideriminde oldukça etkili olmaktadır (Kaya, 2021; Kaya ve Şahin, 2022; Enache ve ark., 2023; Rahdar ve ark., 2018; Slokar ve Le Marechal, 1998). Bu yöntemler arasında yer alan oksidasyon proseslerinde atıksuda mevcut boyarmadde moleküllerini karbondioksit ve suya kadar parçalanarak daha hızlı sonuç alınmaktadır. Fakat elektrik tüketimleri ve yalnız başına teşkil edilememeleri sebebiyle ek proses ihtiyaçları bulunmaktadır. Koagülasyon-flokülasyon prosesinde ise kimyasal madde kullanılması ve atık çamur oluşması sebebiyle işletmelere düzenli bir bertaraf süreci ve maliyet oluşturmaktadır (Kaya ve Şahin, 2022; Cebeci ve Şentürk, 2020; Vandevivere ve ark., 1998). Membran filtrasyon teknikleri (nanofiltrasyon, ters osmoz) ile boyarmadde içeren atıksuların arıtılması esnasında saf suya yakın çıkış suyu elde edilebilmektedir. Fakat filtrasyon yöntemlerinde membran tıkanması problemi, konsantre atık oluşturmaları ve yüksek işletme basınçlarına ihtiyaç duyulması sebebiyle işletme maliyetleri bulunmaktadır (Kaya ve Şahin, 2022; Kaya, 2021; Enache ve ark., 2023; Ciardelli ve ark., 2001).

Boyarmadde giderim yöntemleri arasında yer alan diğer bir yöntem ise adsorpsiyon yöntemidir. Adsorpsiyon yöntemi; yüksek seçiciliği, tasarım ve işletme kolaylığı, toksik maddelere karşı direnci ve yüksek giderim verimi ile literatürde sıklıkla boyarmadde giderim çalışmalarında

adsorban olarak kullanıldığı görülmektedir (Kaya ve Şahin, 2022; Kaya, 2021; Cebeci ve Şentürk, 2020; Ihsanullah ve ark., 2020; Crini, 2006). Diğer yöntemlere kıyasla daha az atık üretmesi ve başlangıç maliyetlerinin görece düşük olması, adsorpsiyon yöntemini boyarmadde gideririminde etkin bir alternatif haline getirmektedir (Enache ve ark., 2023; Saghir ve ark., 2022; Yagub ve ark., 2014). Adsorban olarak tarımsal atıklar gibi atık materyalden düşük maliyetli adsorbanların sentezlenebilmesi ve yüzey modifiyesine imkan tanınması sebebiyle boyarmadde giderilmesinde ekonomik ve çevresel açıdan sürdürülebilir olmaktadır (Kaya ve Şahin, 2022; Cebeci ve Şentürk, 2020; Rahdar ve ark., 2018; Sulyman ve ark., 2017; Anastopoulos ve ark., 2017; Gupta ve Suhas, 2009).

1.2. Adsorpsiyon Süreci

Adsorpsiyon, bir akışkan fazda (sıvı veya gaz) çözünmüş halde bulunan maddelerin (adsorbat), katı bir materyalin (adsorban) yüzeyine tutunmasıyla gerçekleşen bir kütle transfer sürecidir (Dabrowski, 2001). Bu süreç adsorban materyalin yüzeyindeki dengelenmemiş çekim kuvvetleri ile ortamda bulunan maddelerin etkileşime girerek tutulması durumudur (Ruthven, 1984).

Adsorpsiyon süreci, adsorbanın yüzeyine tutulan maddenin adsorban ile etkileşimine göre iki temel türe ayrılmaktadır. Bunlar fiziksel adsorpsiyon ve kimyasal adsorpsiyon olarak sınıflandırılmıştır (Inglezakis ve Pouloupoulos, 2006). Fiziksel adsorpsiyon, zayıf Van der Waals kuvvetleri ile gerçekleşen, geri dönüşümlü ve düşük ısı açığa çıkaran (ekzotermik) bir süreçtir. Kimyasal adsorpsiyon ise tutulan madde ve adsorban arasında elektron alışverişi veya paylaşımı sonucu oluşan güçlü kovalent veya iyonik bağları içerdiği ve bu adsorpsiyon sürecinin genellikle tek tabakalı ve geri dönüşümsüz olduğunu ifade etmektedir (Enache ve ark., 2023; Saghir ve ark., 2022; Atkins ve de Paula, 2006). Endüstriyel atıksu arıtımında adsorpsiyon yönteminin tercih edilmesinin temel nedeni, bu sürecin esnek tasarımı, yüksek giderim verimi ve özellikle düşük konsantrasyonlardaki kirleticileri giderme yeteneğidir (Kaya ve Şahin, 2022; Kaya, 2021; Enache ve ark., 2023; Saghir ve ark., 2022; Ali ve Gupta, 2007). Adsorpsiyon sürecinin tasarımında ve analizinde, denge anındaki davranışın ve dengeye ulaşma hızının doğru modellenmesi kritik öneme sahiptir. Denge verileri, adsorbanın kapasitesini ve yüzey özelliklerini anlamak için adsorpsiyon izotermi ile adsorsiyon sürecinin hızını ve hız sınırlayıcı basamakları belirlemek için ise adsorpsiyon kinetiği ile incelenmektedir (Kaya ve Şahin, 2022; Kaya, 2021; Saghir ve ark., 2022; Foo ve Hameed, 2010; Qiu ve ark., 2009).

1.2.1. Adsorpsiyon İzotermi

Adsorpsiyon izotermi, sabit bir sıcaklıkta, denge halindeki çözelti konsantrasyonu (C_e) ile adsorbanın birim kütlesi başına tuttuğu madde miktarı (q_e) arasındaki ilişkiyi tanımlayan matematiksel modellerdir. Bu modeller, adsorpsiyon sürecinin mekanizmasını anlamak için kullanılmaktadır. Bu hususta adsorban yüzeyinin homojenliğini veya heterojenliğini, adsorpsiyonun

tabaka yapısı (tek tabakalı veya çok tabakalı oluşu) ve adsorban-adsorbat etkileşiminin enerjisi hakkında süreç bilgilerini açıklamaktadır (Kaya ve Şahin, 2022; Kaya, 2021; Enache ve ark., 2023; Foo ve Hameed, 2010). Laboratuvar çalışmalarından elde edilen verilerin izoterm modellerine uygulanması sonucunda ise elde edilen korelasyon katsayıları (R^2) ve hata analizleri, adsorpsiyon sürecinin hangi mekanizmaya daha yakın olduğunu göstermektedir. Literatür incelendiğinde dört izoterm modelinin yaygın olarak kullanıldığı anlaşılmaktadır (Cebeci ve Şentürk, 2020; Bingül, 2021; Enache ve ark., 2023). Bu izoterm modelleri ise Freundlich, Langmuir (ve modifiye edilmiş tipleri), Dubinin–Radushkevich ve Temkin modelleri olmaktadır.

Freundlich İzoterm Modeli: Freundlich izotermi adsorpsiyonun heterojen yüzeylerde ve çok tabakalı olarak gerçekleştiğini varsaymaktadır (Cebeci ve Şentürk, 2020; Saghir ve ark., 2022; Kaya, 2021; Freundlich, 1906). Bu model, yüzeydeki aktif bölgelerin enerji dağılımının sabit bir değişim gösterdiğini ve malzemenin yüzeyi doldukça adsorpsiyon ısısının logaritmik olarak düştüğünü kabul eder. Freundlich modeli Eşitlik 1.1 ile ifade edilmektedir.

$$q_e = K_F \cdot C_e^{1/n} \quad (\text{Eşitlik 1.1})$$

Eşitlik 1.1’de yer alan modelin lineerize edilmiş formu $\ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \cdot \ln C_e$ olmaktadır. Bu matematiksel modelde K_F , adsorpsiyon kapasitesiyle ilgili bir sabit olup, $1/n$ ise adsorpsiyon yoğunluğunu ve yüzey heterojenliğini gösteren bir faktördür (Enache ve ark., 2023). n değerinin 1’den büyük olması ($1 < n < 10$), adsorpsiyonun fiziksel süreçlerle elverişli olduğunu göstermektedir (Cebeci ve Şentürk, 2020; Dada ve ark., 2012).

Langmuir İzoterm Modeli: Adsorpsiyon literatüründe en yaygın kullanılan model olan Langmuir izotermi, adsorpsiyonun yapısal olarak homojen bir yüzeyde, sınırlı sayıdaki eş enerjiye sahip aktif bölgelerde ve tek tabakalı olarak gerçekleştiğini varsaymaktadır (Kaya ve Şahin, 2022; Kaya, 2021; Enache ve ark., 2023; Bayram ve ark., 2023; Langmuir, 1918). Langmuir modelinin temel kabulleri arasında adsorplanan moleküller arasında herhangi bir yanıl etkileşimin olmadığını, adsorpsiyonun tersinir olduğunu ve bir bölge dolduğunda orada başka adsorpsiyon süreci olmayacağını ifade etmektedir (Kaya ve Şahin, 2022; Saghir ve ark., 2022; Kaya, 2021). Langmuir izoterm modeli Eşitlik 1.2’de yer alan model ile ifade edilmektedir.

$$q_e = \frac{q_{maks} \cdot K_L \cdot C_e}{1 + K_L \cdot C_e} \quad (\text{Eşitlik 1.2})$$

Eşitlik 2’de q_{max} (mg/g) maksimum adsorpsiyon kapasitesini, K_L (L/mg) ise adsorpsiyon enerjisiyle ilgili Langmuir sabitini temsil etmektedir. Langmuir izoterminin elverişliliğinin tespiti için boyutsuz bir ayırma faktörü olan R_L parametresi ile kullanılmaktadır ($R_L = 1/(1 + K_L \cdot C_0)$). R_L değerinin 0 ile 1 arasında olması durumunda adsorpsiyonun elverişli olduğunu göstermektedir (Kaya ve Şahin, 2022; Bingül, 2021; Hall ve ark., 1966). Langmuir denklemi, deneysel verilerin regresyon

analizine uygunluğunu artırmak ve hata dağılımını minimize etmek amacıyla dört farklı lineer formda türetilmiştir.

Tip-1 (Hanes-Woolf): $\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_{maks} \cdot K_L} + \frac{C_e}{q_{maks}}$ eşitliği kullanılmaktadır. Literatürde en yaygın kullanılan ve hata varyansı en düşük Langmuir izoterminden kullanılan modelidir.

Tip-2 (Lineweaver-Burk): $\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_{maks}} + \frac{1}{q_{maks} \cdot K_L \cdot C_e}$ grafiği oluşturulmaktadır. Özellikle düşük konsantrasyonlardaki hatalara karşı hassas bir Langmuir modeli türetmesidir.

Tip-3 (Eadie-Hofstee): $q_e = q_{maks} - \frac{q_e}{K_L \cdot C_e}$ ilişkisini değerlendiren Langmuir modeli türetmesidir.

Tip-4 (Scatchard): $\frac{q_e}{C_e} = K_L \cdot q_{maks} - K_L \cdot q_e$ eşitliği kullanılarak elde edilen grafiğin kullanılması ile çalışmanın Langmuir izotermine uygunluğu incelenmektedir.

Dubinin-Radushkevich (D-R) İzoterm Modeli: Dubinin-Radushkevich izoterm modeli, Freundlich ve Langmuir modellerinde olduğu gibi adsorpsiyonun homojen veya heterojen yüzeylerdeki davranışını incelemek yerine, adsorpsiyonun enerji boyutunu ve gözenek dolup mekanizmasını açıklamak için kullanılmaktadır (Dubinin, 1960). Dubinin-Radushkevich modeli, adsorpsiyon potansiyeli teorisine dayanmaktadır. Dubinin-Radushkevich izoterm modeline ait model Eşitlik 1.3'de yer almaktadır.

$$\ln q_e = \ln q_m - \beta \varepsilon^2 \quad (\text{Eşitlik 1.3})$$

Eşitlik 1.3'te ε adsorpsiyon potansiyelini, ($\varepsilon = R \cdot T \cdot \ln(1 + \frac{1}{C_e})$) ve β adsorpsiyon enerjisiyle ilgili bir sabitleri ifade etmektedir. Model kullanılarak hesaplanan ortalama serbest enerji ($E = 1/2\beta$) değeri sürecin mekanizmasını ayırt etmek için kullanılan bir parametredir. E değeri 8 kJ/mol'den küçük ise sürecin fiziksel adsorpsiyon olduğunu, 8–16 kJ/mol arasında hesaplanır ise sürecin iyon değişimi veya kimyasal adsorpsiyon mekanizmasıyla gerçekleştiği kabulünü ifade etmektedir (Enache ve ark., 2023; Bingöl, 2021; Kundu ve Gupta, 2006).

Temkin İzoterm Modeli: Temkin izotermi, adsorbat ile adsorban arasındaki etkileşimleri açıkça dikkate alan bir izoterm modelidir. Temkin modeli, yüzeydeki tüm moleküllerin adsorpsiyon ısısının, yüzey doluluk oranı arttıkça lineer olarak azalacağını öngörmektedir (Saghir ve ark., 2022; Cebeci ve Şentürk, 2020; Gümüş ve Gümüş, 2024; Temkin ve Pyzhev, 1940). Temkin İzoterm modeli Eşitlik 1.4'te yer almaktadır.

$$q_e = B \cdot \ln A_T + B \cdot \ln C_e \quad (\text{Eşitlik 1.4})$$

Eşitlik 1.4’de A_T (L/g) Temkin denge bağlanma sabiti, B ise adsorpsiyon ısısı ile ilişkili bir sabittir ($B = R_T/b_T$). B sabitinin pozitif olması, adsorpsiyonun ekzotermik olduğunu bildirmekte olup bağlanmanın fiziksel ya da kimyasal olarak mı gerçekleştiğini ifade etmektedir.

1.2.2. Adsorpsiyon Kinetiği

Adsorpsiyon kinetiği, kirleticinin çözeltiden adsorban yüzeyine transfer hızını ve bu hızı kontrol eden mekanizmaları (kütle transferi, difüzyon veya kimyasal reaksiyon) belirlemek için kullanılmaktadır. Kinetik verilerin analizi, adsorpsiyon sürecinin hız sınırlayıcı basamağını tespit etmek, reaktör tasarımı gerçekleştirmek ve sistemin işletme süresini belirlemek için kullanılmaktadır (Qiu ve ark., 2009). Adsorpsiyon kinetiğinin tespit edilmesi amacıyla çözelti konsantrasyonundaki değişimi temel alan reaksiyon mertebesi modelleri ve katı fazdaki adsorpsiyon kapasitesini temel alan adsorpsiyon reaksiyon modelleri yaygın olarak kullanılmaktadır.

Reaksiyon Mertebesi Modelleri (Sıfır, Birinci ve İkinci Derece): Sıfıncı, birinci ve ikinci derece modeller homojen sistemlerdeki kimyasal reaksiyon kinetiği prensiplerine dayanmaktadır. Adsorpsiyon çalışmasında tutulan maddenin kütle transfer direncini ihmal ederek sadece konsantrasyon değişimine odaklanmaktadır (Atkins ve de Paula, 2006).

Sıfıncı Derece Kinetik: Adsorpsiyon hızının konsantrasyonundan bağımsız olduğunu ifade etmektedir ve Eşitlik 1.5 ile ifade edilmektedir.

$$C_t = C_0 - k_0 \cdot t \quad (\text{Eşitlik 15})$$

Birinci Derece Kinetik: Hızın konsantrasyonla doğru orantılı olduğunu varsaymaktadır ve Eşitlik 1.6 ile ifade edilmektedir.

$$\ln C_t = \ln C_0 - k_1 \cdot t \quad (\text{Eşitlik 1.6})$$

İkinci Derece Kinetik: Hızın konsantrasyonun karesiyle orantılı olduğunu belirtmektedir. Eşitlik 1.7’de ikinci derece kinetik modele ait eşitlik yer almaktadır.

$$\frac{1}{C_t} = \frac{1}{C_0} + k_2 \cdot t \quad “ \quad (\text{Eşitlik 1.7})$$

Katı ve sıvı adsorpsiyon sistemlerinde, özellikle gözenekli adsorbanlar kullanıldığında, bu klasik modeller süreci açıklamakta genellikle yetersiz kalmaktadır. Bu aşamada ise deneysel veriler modele veri olarak kullanılması durumunda düşük korelasyon göstermektedir (Kaya, 2021; Rahdar ve ark., 2018; Hashemian ve Shayegan, 2013; Cebeci ve Şentürk, 2020; Bingöl, 2021).

Yalancı (Pseudo) Kinetik Modeller: Adsorpsiyon mekanizmasını açıklamak için en sık kullanılan modeller, katı fazın adsorpsiyon kapasitesine (q_t) dayalı olan Yalancı (Pseudo) modelleridir (Kaya ve Şahin, 2022; Saghir ve ark., 2022; Cebeci ve Şentürk, 2020; Shaikhiev ve ark., 2022).

Yalancı Birinci Derece (Pseudo-First Order): Lagergren tarafından önerilen bu model, adsorpsiyon hızının, denge kapasitesi (q_e) ile o andaki kapasite (q_t) arasındaki farkla orantılı olduğunu varsaymaktadır (Lagergren, 1898). Genellikle adsorpsiyonun başlangıç aşamalarını ve fiziksel adsorpsiyon süreçlerini tanımlamakta başarılıdır (Bingöl, 2021; Kaya, 2021). Modelin lineerize edilmiş formu Eşitlik 1.8’de yer almaktadır.

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1}{2,303} \cdot t \quad (\text{Eşitlik 1.8})$$

Eşitlik 1.8’de yer alan q_e ve q_t (mg/g) sırasıyla denge anında ve t anında adsorplanan madde miktarını, k_1 (1/dk) ise Pseudo-First Order hız sabitini ifade etmektedir.

Yalancı İkinci Derece (Pseudo-Second Order): Ho ve McKay tarafından geliştirilmiş ve hız sınırlayıcı basamağın tutulan madde ile adsorban arasındaki elektron paylaşımını veya değişimi içeren kimyasal adsorpsiyonun gerçekleştiğini kabul etmektedir (Gümüş ve Gümüş, 2024; Cebeci ve Şentürk, 2020; Saghir ve ark., 2022; Ho ve McKay, 1999). Yalancı İkinci Derece kinetik modeli adsorpsiyonun tüm süreci boyunca deneysel verilere genellikle en iyi uyumu sağlayan yaklaşımdır (Kaya ve Şahin, 2022; Armagan ve Toprak, 2015; Bayram ve ark., 2023; Kaya, 2021). Lineer denklemi Eşitlik 1.9’da yer almaktadır.

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 \cdot q_e^2} + \frac{1}{q_e} \cdot t \quad (\text{Eşitlik 1.9})$$

Eşitlik 1.9’da k_2 (g/mg.dk) Yalancı İkinci Derece hız sabitini ve $h = k_2 \cdot q_e^2$ terimi başlangıç adsorpsiyon hızını ifade etmektedir.

Diğer Kinetik Modeller: Sürecin karmaşık yönlerini ve yüzey heterojenliğini açıklamak için alternatif modeller de mevcuttur.

Elovich Modeli: Adsorban yüzeyinin enerjik olarak heterojen olduğunu ve desorpsiyon hızının yüzey kaplaması arttıkça eksponansiyel olarak azaldığını kabul etmektedir (Chien ve Clayton, 1980). Genellikle gaz adsorpsiyonu ile kimyasal adsorpsiyon süreçlerinde kullanılır (Cebeci ve Şentürk, 2020). Lineer formu Eşitlik 1.10’da yer almaktadır.

$$q_t = \frac{1}{\beta} \cdot \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \cdot \ln t \quad (\text{Eşitlik 1.10})$$

Eşitlik 1.10’da α (mg/g.dk) başlangıç adsorpsiyon hızını, β (g/mg) ise desorpsiyon sabitini ve yüzey kaplanma derecesini temsil etmektedir.

Fractional Power (Kesirli Güç) Modeli: Adsorpsiyon kapasitesinin zamanla üstel bir ilişki içinde olduğunu gösteren deneysel bir yaklaşım ifadesidir ($q_t = k \cdot t^v$). Logaritmik formu ($\ln q_t = \ln k + v \cdot \ln t$) şeklindedir. v sabiti genellikle 1’den küçüktür ve $v \cdot k$ çarpımı spesifik adsorpsiyon hızını hesaplatmaktadır (Dalal, 1974).

1.3. Adsorban Olarak Aktif Karbon ve Alternatif Biyomateryaller

Adsorpsiyon prosesinde en yaygın kullanılan materyal aktif karbondur (Kaya ve Şahin, 2022; Enache ve ark., 2023; Hashemian ve Shayegan, 2013; Mohan ve Pittman, 2006). Aktif karbon, son derece gözenekli iç yapısı, geniş iç yüzey alanı (genellikle 500-1500 m²/g) ve yüzeyindeki çeşitli fonksiyonel gruplar sayesinde organik ve inorganik kirleticileri tutmada oldukça verimli olmaktadır (Baytar ve ark., 2018; Kaya ve Şahin, 2022; Saghir ve ark., 2022; Hashemian ve Shayegan, 2013; Bansal ve Goyal, 2005). Ticari aktif karbon materyali fiziksel formlarına göre temel olarak Toz Aktif Karbon (PAC) ve Granül Aktif Karbon (GAC) olmak üzere ikiye ayrılmaktadır (Marsh ve Rodríguez-Reinoso, 2006).

Toz Aktif Karbon (PAC), küçük partikül boyutu sayesinde daha hızlı madde tutarken genellikle kesikli reaktörlerde tercih edilmektedir. Toz aktif karbonun sulu çözeltilerde kullanılmasını takiben çözeltiden ayrılması oldukça zor olmaktadır. Bu da atık olarak prosesin bir çıktısının oluşmasına sebep olmaktadır (Najm ve ark., 1991). Granül Aktif Karbon (GAC) ise daha büyük partikül yapısına sahiptir ve sürekli akışlı kolon sistemlerinde kullanımı tercih edilmektedir. Granül aktif karbonun yeniden kullanımı toz aktif karbona göre daha elverişlidir (Sontheimer ve ark., 1988; Metcalf ve Eddy, 2014).

1.3.1. Ticari Aktif Karbonun Üretimi ve Kısıtlamaları

Ticari aktif karbon üretimi, genellikle kömür (antrasit, linyit), turba, odun veya hindistan cevizi kabuğu gibi karbonca zengin fosil veya doğal kaynakların iki aşamalı bir işleme tabi tutulmasıyla gerçekleştirilir (Bansal ve ark., 1988). İlk aşama olan karbonizasyonda, hammadde havasız ortamda ısıtılarak uçucu maddeler uzaklaştırılır ve sabit karbon içeriği artırılır. İkinci aşama olan aktivasyonda ise malzeme, ya yüksek sıcaklıkta (800–1000°C) su buharı (CO₂ ile) (fiziksel aktivasyon) ya da asit/baz (H₃PO₄, ZnCl₂, KOH vb.) gibi kimyasallar ile (kimyasal aktivasyon) işleme alınarak gözenek yapısının artırılması gerçekleştirilmektedir (Baytar ve ark., 2018; Rodríguez-Reinoso ve Molina-Sabio, 1992).

Aktif karbon üretim süreci sonunda elde edilen ürün, kirleticileri gidermede oldukça verimli olmaktadır. Fakat hammadde maliyetinin pahalılığı ve üretim sürecinin elektrik tüketimi ihtiyacı olması hammaddenin üretim dezavantajı olmaktadır (Kaya ve Şahin, 2022; Enache ve ark., 2023; Hashemian ve Shayegan, 2013; Bhatnagar ve Sillanpää, 2010). Adsorpsiyon süreci sonunda ticari aktif karbonun kullanılması durumunda kütle kaybı yaşandığı ve bu da ham materyalin miktarında azalmalara sebep olduğu bildirilmiş olduğundan daha düşük maliyetli üretim gerçekleştirilmesi amacıyla ham materyalde farklı alternatifler değerlendirilmektedir (Saghir ve ark., 2022; Kaya ve Şahin, 2022; Enache ve ark., 2023; Crini, 2006; Gupta ve ark., 2009).

1.3.2. Alternatif Biyomateryaller ve Hazırlama Süreci

Tarımsal atıklar (fındık kabuğu, pirinç kabuğu, meyve kabukları ve çekirdekleri vb.) ve endüstriyel yan ürünlerin kullanılması ile elde edilen adsorbanlar hakkında son yıllarda oldukça fazla çalışma bulunmaktadır (Kaya ve Şahin, 2022; Enache ve ark., 2023; Cebeci ve Şentürk, 2020; Shaikhiev ve ark., 2022; Bhatnagar ve Sillanpää, 2010). Çevresel sürdürülebilirlik ve atık materyalin tekrar kullanılması aşamasında oldukça değerli olan bu araştırmalar, adsorban materyalin kapasitesi ve üretim maliyetlerine göre değerlendirilerek aktif karbona karşı daha kullanılır olabilmektedir (Saghir ve ark., 2022; Kaya ve Şahin, 2022; Enache ve ark., 2023; Hashemian ve Shayegan, 2013; Gupta ve Suhas, 2009).

Atık malzemelerin adsorban haline getirilmesi süreci, ham materyalin toplanması, fiziksel kirleticilerden arındırılması (yıkama) ve neminin giderilmesi (kurutma) ile başlamaktadır (Kaya ve Şahin, 2022). Ham biyokütlenin doğrudan kullanımı adsorpsiyon çalışmalarında kullanıldığı gibi karbonlaştırılarak kullanımları ile kıyaslandığında daha az verimli olması sebebiyle özellikle endüstriyel uygulamalarda tercih edilmemektedir (Kaya ve Şahin, 2022; Cebeci ve Şentürk, 2020; Ofomaja ve Ho, 2007). Dolayısıyla materyalin adsorpsiyon kapasitesini artırmak ve gözenek yapısını geliştirmek amacıyla ısıtma işlemi (karbonizasyon) veya kimyasal modifikasyon işlemleri uygulanmaktadır (Enache ve ark., 2023; Kaya ve Şahin, 2022; Kaya, 2021; Hesas ve ark., 2013; Crini, 2006).

Karbonizasyon, biyokütlenin kontrollü bir atmosferde (genellikle N₂ gazı akışı altında veya sınırlı oksijen ortamında) ve kül fırını içerisinde yüksek sıcaklıklara (genellikle 400°C–900°C aralığında) sürdürülen termokimyasal bir bozunma işlemidir (Baytar ve ark., 2018; Saghir ve ark., 2022; Demirbas, 2004). Karbonizasyon işlemi esnasında biyokütlenin ana bileşenleri olan hemiselüloz (200–320°C), selüloz (280–400°C) ve lignin (140–900°C) farklı sıcaklık aralıklarında bozunmaya uğrayarak bünyesinde bulunan içerik ham materyalden uzaklaştırılmaktadır (Yang ve ark., 2007; Baytar ve ark., 2018).

Ham veya sadece basit karbonizasyon görmüş biyomateryaller, genellikle ticari aktif karbonlara kıyasla daha düşük yüzey alanına (Kaya ve Şahin, 2022) ve daha düşük iyot sayısına sahiptir (Baytar ve ark., 2018; Mohan ve Pittman, 2006). Ancak, bu malzemelerin en büyük avantajı yüzey kimyaları olmaktadır. Lignoselülozik yapıdan gelen hidroksil, karboksil ve fenol grupları (Enache ve ark., 2023; Cebeci ve Şentürk, 2020; Bayram ve ark., 2023), belirli boyarmaddelere (özellikle katyonik boyalara) karşı ticari karbondan daha yüksek seçicilik ve ilgi gösterebilir (Saghir ve ark., 2022; Demirbas, 2008). Doğru aktivasyon yöntemleri uygulandığında, atık kaynaklı karbonların da ticari muadilleriyle yarışabilecek düzeyde (1000 m²/g üzeri) yüzey alanına ulaşabilmektedir (Baytar ve ark., 2018; Shaikhiev ve ark., 2022; Ioannidou ve Zabaniotou, 2007). Piroliz olarak da adlandırılan karbonlaştırma sürecinde ham madde bünyesinde bulunan nem ve

oksijen içeren uçucu organik bileşenler gaz fazına geçerek materyalden uzaklaştırılmaktadır (Baytar ve ark., 2018). Uçucu maddelerin ayrılmasıyla geride kalan yapı, elementel karbon açısından zenginleşerek daha gözenekli bir yapı oluşturmaktadır (Saghir ve ark., 2022; Marsh ve Rodríguez-Reinoso, 2006).





2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

Kaya ve Şahin (2022), çalışmasında, anyonik azo boya olan Acid Orange 7 (AO7) giderimi için kuaternize fıstık kabuğu tozu (QPSP) sentezlenmiştir. Bu modifikasyon, güçlü alkali koşullar altında N-(3-kloro-2-hidroksipropil) trimetilamonyum klorür kullanılarak gerçekleştirilmiş ve bu sayede lignoselülozik yapıya kalıcı pozitif yük kazandırılmıştır. Adsorpsiyon deneyleri, başlangıç pH'nın (2–10) giderim üzerinde ihmal edilebilir bir etkiye sahip olduğunu göstermiş, en uygun temas süresi 360 dk olarak belirlenmiştir. 50 mg/L başlangıç konsantrasyonunda maksimum giderim verimi %98,42 olarak bildirilmiştir. Kinetik veriler sözde ikinci derece kinetik modeline uyum sağlarken, denge verileri Langmuir izoterm modelini desteklemiş ve maksimum adsorpsiyon kapasitesi (q_{max}) 215,5 mg·g⁻¹ olarak hesaplanmıştır. Ayrıca, QPSP'nin beş ardışık döngü sonrasında bile kapasitesinde yalnızca %3 kayıp ile mükemmel bir tekrar kullanılabilirlik sergilediği tespit edilmiştir (Kaya ve Şahin, 2022).

Enache ve ark. (2023), tarafından yürütülen çalışmada, katyonik Brilliant Green (BG) boyasının giderimi için fıstık kabukları, 48 saat boyunca %5 NaOH çözeltisi içinde çalkalanarak merseze edilmiş bir biyosorbent (PSNaOH) olarak kullanılmıştır. Adsorpsiyon hızı ilk 30 dk içinde hızlı bir artış göstererek 120 dk sonra dengeye ulaşmış, prosesin kinetikleri sözde birinci derece (PFO) modeli ile en iyi şekilde tanımlanmıştır. Cevap Yüzeyi Metodolojisi (RSM) ile yapılan optimizasyon sonucunda, 4 g/L sorbent dozu ve 10,1 mg/L başlangıç konsantrasyonu koşullarında %98,78 giderim verimine ulaşılmıştır. Denge verileri, hem homojen hem de heterojen adsorpsiyonu açıklayan Sips izoterm modeline en iyi uyumu göstermiş, maksimum adsorpsiyon kapasitesi 300 °K'de 52,42 mg/g olarak belirlenmiştir. Termodinamik analizler, adsorpsiyonun kendiliğinden ($\Delta G < 0$) ve ekzotermik ($\Delta H < 0$) olduğunu, mekanizmanın ise ortalama serbest enerji değerlerine göre temel olarak iyon değişimi esasına dayandığını göstermiştir (Enache ve ark., 2023).

Hashemian ve Shayegan (2013), çalışmasında, Violet B katyonik boyasının adsorpsiyonu için yumuşak fıstık kabukları tarımsal atığı kullanılmıştır. Adsorbent 100°C'de kurutulup öğütülmüş ve 180 µm altındaki partikül boyutuyla kullanılmıştır. Giderim verimi çözelti pH'ına bağlı olarak artış göstermiş ve maksimum adsorpsiyon pH 11'de gözlenmiştir; bu durum, yüksek bazik koşullarda adsorban yüzeyindeki negatif yükün artarak katyonik boyayı çekmesiyle açıklanmıştır. Adsorpsiyon dengeye 45 dk gibi kısa bir sürede ulaşmış ve bu süre sonunda %70'ten daha fazla giderim verimi elde edilmiştir. Kinetik veriler, yüksek korelasyon katsayıları ile sözde ikinci derece reaksiyon modeline başarılı bir şekilde uyum sağlamıştır ($R^2 > 0,982$) (Hashemian ve Shayegan, 2013).

Kaya (2021), tarafından yapılan çalışmada, Cibacron Blue (CB) reaktif boyasının giderim verimini artırmak amacıyla ham fıstık kabuğu tozu (PSP), sırasıyla 0,1 M HCl ve 0,1 M NaOH çözeltileriyle kimyasal olarak işlenerek modifiye fıstık kabuğu tozu (TPSP) elde edilmiştir. Çalışma koşulları pH (2–10), temas süresi (15 dk–16 saat), adsorban dozu (0,10–10,00 g/L) ve başlangıç konsantrasyonu (10–250 mg/L) parametreleri üzerinde incelenmiştir. Hem PSP hem de TPSP ile

yapılan adsorpsiyon çalışmaları, anyonik boyanın adsorpsiyonunun pH 2-3 gibi asidik koşullarda desteklendiğini ve 12 saat sonra dengeye ulaşıldığını göstermiştir. Maksimum giderim verimi 10 g/L dozajda TPSP için %27,6 olarak belirlenmiş, adsorban kapasitesi TPSP için 4,53 mg/g ve PSP için 1,63 mg/g olarak bulunmuştur. Kinetik veriler sözde ikinci derece modeline ($R^2>0,985$) daha iyi uyum sağlarken, denge verileri Langmuir izoterm modeline uyum göstermiştir, bu da tek tabakalı bir adsorpsiyon olduğunu kanıtlamıştır (Kaya, 2021).

Rahdar ve ark. (2018), tarafından Reactive Blue 19 (RB19) anyonik boyasının giderimine odaklanılan çalışmada, modifiye fıstık kabuğu (MPS) kullanılarak sonokimyasal ve adsorpsiyon süreçlerinin birleşimi araştırılmıştır. MPS, fıstık kabuğunun yakılması ve %30 NaOH çözeltisiyle aktive edilmesiyle hazırlanmıştır. Çalışma değişkenleri arasında pH (2–11), adsorban dozu (0,1–1,2 g/L) ve başlangıç konsantrasyonu (10–80 mg/L) yer almıştır. Sadece modifiye fıstık kabuğu kullanılarak optimal koşullarda (pH 2, 0,7 g/L MPS) 20 dk sonra %40,26 giderim verimi elde edilmiş, en yüksek verimin asidik ortamda olması, boya ile adsorbentın pozitif yüzey bölgeleri arasındaki elektrostatik çekimle açıklanmıştır. Kinetik çalışmalar, yüksek korelasyon katsayısı ($R^2=0,99$) ile sözde ikinci derece kinetik modeline uyum sağlamış ve 40 mg/L C_0 için hesaplanan denge kapasitesi (q_e) 16,7 mg/g olarak tespit edilmiştir (Rahdar ve ark., 2018).

Saghir ve ark. (2022), tarafından hazırlanan çalışmada, fıstık kabukları 900°C'de piroliz edilerek yüksek yüzey alanına sahip biyokömür (PSB-900) sentezlenmiş ve bu biyokömür anyonik Congo Red (CR) ile katyonik Methylene Blue (MB) boyalarının gideriminde kullanılmıştır. PSB-900, 467,8 m²/g özgül yüzey alanı ve 5,688 nm gözenek çapıyla dikkat çekmiş, bu yüksek porozite artan piroliz sıcaklığına bağlanmıştır. Maksimum adsorpsiyon kapasitesi CR için 614,7 mg/g ve MB için 384,2 mg/g olarak belirlenmiş, CR giderimi hafif asidik (pH 6), MB giderimi ise bazik (pH 11) koşullarda maksimuma ulaşmıştır. Kinetik analizler her iki boya için de sözde ikinci derece kinetik modeline yüksek uyum ($R^2>0,999$) gösterirken, izoterm verileri tek tabakalı adsorpsiyonu işaret eden Langmuir modeline uyum sağlamıştır. Termodinamik bulgular, süreçlerin kendiliğinden ($\Delta G<0$) ve endotermik ($\Delta H>0$) olduğunu göstermiştir (Saghir ve ark., 2022).

Toprak ve ark. (2012), tarafından yürütülen çalışmada, Taguchi metodu kullanılarak ham fıstık kabuğu ile Remazol Rot RB (C.I. Reactive Red 198) reaktif azo boyasının giderimi için optimum koşullar araştırılmıştır. İncelenen yedi değişken arasında pH, adsorban partikül boyutu ve başlangıç konsantrasyonunun performansta önemli parametreler olduğu bulunmuştur. Optimum koşullar; pH 2, 10 dk temas süresi, 20°C sıcaklık ve 25 mg/L başlangıç boya konsantrasyonu olarak belirlenmiş ve bu şartlar altında giderim verimi %88'e ulaşmıştır. Adsorpsiyonun düşük pH'ta desteklenmesi, anyonik boya molekülleri ile adsorban yüzeyindeki pozitif yüklü bölgeler arasındaki elektrostatik etkileşimle açıklanmıştır. Denge izotermi, Freundlich izoterm modeli ile daha iyi uyum sağlamış ($R^2\cong 0,98$), bu da heterojen adsorpsiyonu işaret etmiş ve maksimum adsorpsiyon kapasitesi 108,15 mg·g⁻¹ olarak belirlenmiştir (Toprak ve ark., 2012).

Armagan ve Toprak (2015), çalışması, ham fıstık kabuğunun Remazol Red (C.I. 18221) reaktif azo boyasının sulu çözeltiden giderimindeki potansiyelini incelemiştir. Çalışma, pH, adsorban konsantrasyonu, karıştırma süresi, başlangıç konsantrasyonu ve sıcaklığın etkilerini değerlendirmiştir. Maksimum giderim verimi pH 2'de ve 20°C'de elde edilmiş, dengeye 10 dk gibi oldukça hızlı bir sürede ulaşılmıştır. Kinetik veriler, $R^2 > 0,99$ korelasyon katsayısı ile sözde ikinci derece modeline yakın uyum göstermiş, bu durum adsorpsiyonun kemisorpsiyon mekanizmasıyla ilerlediğini düşündürmüştür. Denge verileri, heterojen yüzey adsorpsiyonunu gösteren Freundlich izoterm modeline daha iyi uyum sağlamış ($R^2 = 0,98$). Maksimum adsorpsiyon kapasitesi 20°C'de 108,15 mg/g olarak tespit edilmiştir. Termodinamik analizler (ΔG negatif) adsorpsiyonun kendiliğinden olduğunu ve fiziksel adsorpsiyon aralığında gerçekleştiğini göstermiştir (Armagan ve Toprak, 2015).

Cebeci ve Şentürk (2020), tarafından katyonik Chrysoidine Y azo boyası üzerine yapılan bu çalışmada, doğal Antep fıstığı kabuğu kullanılmış ve temel deneysel parametreler optimize edilmiştir. Denge süresi 150 dk olarak belirlenmiş, maksimum giderim boya çözeltisinin ham pH'ı olan pH 5'te elde edilmiş ve pH 5-9 aralığında verim %85–%86 oranında bulunmuştur. Kinetik veriler, $R^2 = 1,0000$ ile sözde ikinci derece kinetik modelini en iyi temsil etmiş, bu da kimyasal adsorpsiyonun hız kontrol adımı olabileceğini göstermiştir. İzoterm analizleri, heterojen yüzey adsorpsiyonuna işaret eden Freundlich izotermine daha çok uyum sağlarken ($R^2 \cong 0,9997$), Langmuir modelinden hesaplanan maksimum adsorpsiyon kapasitesi 0,75 g dozaj için 79,37 mg/g olarak belirlenmiştir. Adsorbentin, 1,2 M CH_3COOH ile %43 verimle rejenere edilebildiği ve bu sayede birkaç döngü boyunca tekrar kullanılabileceği belirlenmiştir (Cebeci ve Şentürk, 2020).

Akmeşe ve Tosun Satır (2025), çalışması, Antep fıstığı kabuğu dahil olmak üzere çeşitli tarımsal atıkların beş farklı boyayı (AK1, AM80, PMG, SO, VSMBO) giderme potansiyelini pH 2 ve orijinal pH (5,5–6,8) olmak üzere iki farklı pH seviyesinde incelemiştir. Anyonik boyalar (AK1, AM80, PMG) için adsorpsiyon kapasitesi pH 2'de daha yüksek bulunurken (PMG için %78,34 giderim), katyonik boyalar (SO, VSMBO) için en yüksek giderim verimi orijinal pH'ta elde edilmiştir (SO için %94,65 ve VSMBO için %93,08). Adsorpsiyon kapasiteleri SO için 5,32 mg/g ve VSMBO için 4,62 mg/g olarak kaydedilmiştir. ANOVA analizi, PMG hariç tüm boyalar için pH değişiminin adsorpsiyon kapasitesi üzerinde önemli bir etkisi olduğunu göstermiştir (Akmeşe ve Tosun Satır, 2025).

Bayram ve ark. (2023), tarafından yapılan çalışmada, iğde çekirdeklerinden (*Elaeagnus angustifolia* L.) 450°C'de 270 dakika boyunca piroliz ile elde edilen biyokömür (EAL), katyonik Kristal Viyole (KRV) boyasının giderimi için kullanılmıştır. Optimum pH pH=9 olarak belirlenmiş ve bu koşulda %93,56 sorpsiyon verimi elde edilmiştir. Adsorpsiyon dengeye yaklaşık 60 dk'da ulaşmıştır. İzoterm analizleri, adsorpsiyon sürecinin homojen tek tabakalı adsorpsiyonu temsil eden Langmuir izoterm modeline uyduğunu ($R^2 = 0,966$) ve maksimum adsorpsiyon kapasitesinin ($q_{\max}$) 10,54 mg/g olduğunu göstermiştir. Kinetik çalışmalar, $R^2 = 1$ ile yalancı ikinci derece tepkime

kinetiğine tam uyum sağlamış, bu da kimyasal adsorpsiyonun gerçekleştiğini düşündürmüştür. Termodinamik bulgular (ΔG negatif, ΔH pozitif), adsorpsiyonun kendiliğinden ve endotermik bir süreç olduğunu doğrulamıştır (Bayram ve ark., 2023).

Gümüş ve Gümüş (2024), çalışmasında, sulak alan bitkisi *Typha latifolia*'nın Sodyum Dodesil Sülfonat (SDS) ile modifiye edilmesiyle elde edilen adsorbent, katyonik Kristal Viyole (KV) boyasının sulu çözeltiden giderimi için kullanılmıştır. Adsorbentin pH_{pzc} değeri 5,6 olarak belirlenmiş, optimum çalışma koşulları pH 8, 0,5 g/L dozaj ve 240 dakika temas süresi olarak tespit edilmiştir. İzoterm modellemeleri, en iyi uyumu hem doğrusal hem de doğrusal olmayan analizlerde en düşük hata değerleriyle Temkin izoterm modelinin sağladığını göstermiştir. Maksimum adsorpsiyon kapasitesi, doğrusal olmayan Langmuir modelinden 19,98 mg/g olarak hesaplanmıştır. Kinetik model verileri, adsorpsiyon sürecinin sözde ikinci derece kinetik modeli ile yüksek uyum içinde olduğunu ($R^2=0,9852$) ve bu durumun kemisorpsiyon mekanizmasını işaret ettiğini göstermiştir (Gümüş ve Gümüş, 2024).

Bingöl (2021), çalışmasında, atık yeşil çay yaprakları, katyonik Kristal Viyole (CV) boyasının adsorpsiyonunda düşük maliyetli bir adsorbent olarak kullanılmıştır. Adsorbentin pH_{pzc} değeri 5,51 olarak belirlenmiş, en yüksek giderim verimi pH 5,58 (ham pH) koşullarında %85,69 olarak elde edilmiştir. 150 mg/L başlangıç konsantrasyonu için deneysel adsorpsiyon kapasitesi 390,438 mg/g gibi yüksek bir değere ulaşmıştır. Sıcaklık ($25^{\circ}C-55^{\circ}C$) arttıkça giderim verimi azalmış, bu da adsorpsiyonun ekzotermik olduğunu göstermiştir. İzoterm modellerinden Freundlich ve Halsey modelleri en iyi uyumu sağlamış ($R^2=0,971$), bu da adsorbent yüzeyinin heterojen olduğunu ve prosesin fiziksel adsorpsiyon olduğunu işaret etmiştir. Kinetik veriler, yüksek korelasyon katsayısı ($R^2\cong 0,9972$) ile sözde ikinci derece kinetik modelini desteklemiştir (Bingöl, 2021).

Bu tez çalışmasının önceki çalışmalar başlığında yer alan araştırmara ait özet tablosu Çizelge 2.1'de yer almaktadır.

Çizelge 2.1. Önceki Çalışmalara ait Özet Çizelgesi

Referans	Giderimi Çalışılan Kirleticisi	Malzemenin Üretim (Hazırlık) Süreci	Çalışmada Sürdürülen Deneysel Setler (*)	En Uygun Koşullar ve Sonuçları (*)	En Yüksek Giderim Verimi (%)	Adsorpsiyon Kapasitesi ($q_{\max}$ veya q_e)	En Uygun İzoterm Modeli ve Sonuçları	En Uygun Kinetik Modeli Sonuçları
Kaya ve Şahin, 2022	Acid Orange 7 (AO7) (Anyonik Azo Boya)	Fıstık kabuğu tozu (PSP), güçlü alkali koşullar altında N-(3-kloro-2-hidroksipropil) trimetilamonyum klorür kullanılarak kimyasal olarak modifiye edilmiştir	C_0 (50–500 mg/L) m (0,10–1,40 g/L) t (0–600 dk) tuz (0,01–0,50 M) pH (2–10)	C_0 : 50 mg/L t: 360 dk	$C_0=50$ mg/L için %98.42	$q_{\max}$ 215,5 mg/g (Langmuir)	Langmuir $R^2=0,9997$	Sözde ikinci derece $R^2=0,997$
Enache ve ark., 2023	Brilliant Green (BG) (Katyonik Boya)	Fıstık kabukları 5% NaOH sulu çözeltisi içinde 48 saat çalkalanmıştır (PSNaOH)	C_0 (8,6–291,4 mg/L) m (1,17–6,83 g/L) T (300 K, 330 K) pH (2, 4, 6, 8, 10)	C_0 : 10,1 mg/L m: 4,0 g/L t: 240 dk	En uygun koşullarda $t=120$ dk değeri için %98.78	$q_{\max}$ (300 °K'de) 52.42 mg/g.	Sips	Sözde birinci derece (PFO).
Hashemian ve Shayegan, 2013	Violet B (Katyonik Azo Boya)	Yumuşak fıstık kabukları yıkandıktan sonra 100°C'de kurutularak öğütülmüştür ($<180\mu\text{m}$)	C_0 (15, 25, 35 mg/L) m (0,1–3,0 g/30 ml) t (0-140 dk) pH (2–11)	t: 45 dk pH: 11	45. dk sonunda >%70.	-	-	Sözde ikinci derece
Kaya, 2021	Cibacron Blue (CB) (Reaktif Anyonik Boya)	Fıstık kabuğu tozu (PSP) önce 0.1 M HCl, ardından 0.1 M NaOH çözeltisi ile 3'er saat geri akış altında işlenmiştir (TPSP)	C_0 (10–250 mg/L) m (0,10–10,00 g/L) t (15 dk-16 saat) pH (2–10)	C_0 : 100 mg/L m: 10,00 g/L t: 12 saat pH: 2	TPSP ile %27.6.	$q_{\max}$ 4,53 mg/g (Langmuir)	Langmuir $R^2=0,9874$	Sözde ikinci derece $R^2=0,985$
Rahdar ve ark., 2018	Reactive Blue 19 (RB19) (Anyonik Boya)	Fıstık kabukları 550°C'de pirolize uğradıktan sonra 30% NaOH çözeltisi ile aktive edilmiştir (MPS).	C_0 (10–80 mg/L) m (0,1–1,2 g/L) t (10–60 dk) pH (2–11)	C_0 : 20 mg/L m: 0,7 g/L t: 45 dk pH: 2	MPS kullanılarak %40.26	q_e 16,7 mg/g ($C_0=40$ mg/L) (PSO tahmini)	-	Sözde ikinci derece $R^2=0,99$

Saghir ve ark., 2022	Congo Red (CR) (Anyonik) ve Methylene Blue (MB) (Katyonik)	Fıstık kabukları toz haline getirildikten sonra 900°C'de 4 saat N_2 atmosferinde pirolize edilmiştir (PSB-900).	C_0 (50–200 mg/L) t (0–300 dk) T (25, 35, 45 °C) pH (2–11)	m: 0,3 g/L t: 50 dk pH: CR için 6, MB için 11	-	CR q_{max} 628,9 mg/g MB q_{max} 401,8mg/g (Langmuir tahmini)	Langmuir $R^2 > 0,99$	Sözde ikinci derece $R^2 > 0,999$
Toprak ve ark., 2012	Remazol Rot RB (C.I. Reactive Red 198) (Reaktif Azo Boya)	Fıstık kabukları yıkandıktan sonra 110°C'de kurutularak öğütülmüştür (0.025–2 mm)	C_0 (25, 100, 200 mg/L), m (100, 500, 1000 mg/L) t (10, 30, 60 dk) T (20, 30, 40 °C) pH (2, 4, 8) partikül boyutu karıştırma hızı	C_0 : 25 mg/L m: 100 mg/L t: 10 dk T: 20 °C pH: 2	Optimum koşullar için %88.	q_{max} 108,15 mg/g	Freundlich $R^2 \approx 0,98$	-.
Armagan ve Toprak, 2015	Remazol Red (C.I. 18221) (Reaktif Azo Boya)	Fıstık kabukları yıkandıktan sonra 110°C'de kurutularak öğütülmüştür (250–2000 μ m)	C_0 (50–1000 mg/L) m (0,01–1 g/L) t (10–240 dk) T (20, 30, 40, 50 °C) pH (2–10)	t: 10 dk T: 20 °C pH: 2	pH 2 ve C_0 40 mg/L değerinde %94	q_{max} 108,15 mg/g	Freundlich $R^2 = 0,98$	Sözde ikinci derece $R^2 > 0,99$
Cebeci ve Şentürk, 2020	Chrysoidine Y (Katyonik Azo Boya)	Fıstık kabukları yıkanıp kurutulduktan (103–105°C), sonra öğütülmüştür.	C_0 (40, 80, 160, 320 mg/L) m (0,5–1,5 g/100 mL) t (0-360 dk) pH (2–12) partikül boyutu (1 mm - 0,106 mm)	t: 2,5 saat pH: 5-9, partikül boyutu: - 0,212 ile +0,106 mm	pH değeri 5-9; %85 ile %86 arasında	q_e : 79.37 mg/g (Langmuir)	Freundlich $R^2 \approx 0,9997$	Sözde ikinci derece $R^2 = 1$

Akmeşe ve Tosun Satır, 2025	AK1, AM80, PMG (Anyonik) SO, VSMBO (Katyonik)	Fıstık kabukları yıkandıktan sonra 50°C'de kurutularak öğütülmüştür (150 µm)	C ₀ (25 mg/L) m (0,1 g/25 mL - 4 g/L) t (1 saat) pH (5,80-6,80 ve 2)	pH: Anyonik boyalar için 2, Katyonik boyalar için 5,8	SO için %94.65; VSMBO için %93.08	AK1 q _e 1.58 mg/g SO q _e 5.32 mg/g	-	-
Bayram ve ark., 2023	Kristal Viyole (KRV) (Katyonik Boya)	İğde çekirdekleri 60°C'de kurutulduktan sonra oksijen varlığında 450°C'de 270 dk. pirolize edilmiştir.	C ₀ (5–150 mg/L) m (0,25–1,75 g) t (15–240 dk) T (25–55 °C) pH (2–9)	C ₀ : 75 mg/L m: 1,0 g t: 60 dk pH: 9	pH=9 değerinde 93.558%.	q _{max} : 10.537 mg/g Langmuir	Langmuir R ² =0,966	Sözde ikinci derece R ² =1
Gümüş ve Gümüş, 2024	Kristal Viyole (CV) (Katyonik Boya)	Typha latifolia 60°C'de kurutulduktan sonra toz haline getirilmiştir. Devamında %1 SDS çözeltisi ile modifiye edilerek kurutulmuştur	C ₀ (5–20 mg/L) m (0,5–2 g/L) t (0–360 dk) pH (5–8)	m: 0,5 g/L t: 240 dk pH: 8	pH=8 ve C ₀ =10 mg/L çalışma şartlarında yaklaşık 80%	q _{max} 19.98 mg/g (Langmuir)	Temkin R ² =0,9981	Sözde ikinci derece R ² =0,9852
Bingül, 2021	Kristal Viyole (CV) (Katyonik Boya)	Yeşil çay yaprakları demlendikten sonra yıkanarak 105°C'de kurutularak öğütülmüştür	C ₀ (25–150 mg/L) m (0,1–5 g/L) T (25–55 °C), pH (2–12) temas süresi, partikül boyutu (75–500+ µm) karıştırma hızı (100–400 rpm)	T: 25 °C pH: 5,58 partikül boyutu: 75 µm, karıştırma hızı: 200 rpm	Ham pH değerinde %85.69.	q _e 390.438 mg/g (C ₀ =150 mg/L)	Freundlich/Halsey R ² =0,971	Sözde ikinci derece R ² =0,9972
Bayram ve ark., 2023	Kristal Viyole (KRV) (Katyonik Boya)	İğde çekirdekleri 60°C'de kurutulduktan sonra oksijen varlığında 450°C'de 270 dakika piroliz işlemi	C ₀ (5–150 mg/L) m (0,25–1,75 g) t (15–240 dk) T (25–55 °C) pH (2–9)	C ₀ : 75 mg/L m: 1,0 g t: 60 dk pH: 9	pH=9 değerinde %93.56	q _{max} 10.537 mg/g (Langmuir)	Langmuir R ² =0,966	Sözde ikinci derece R ² =1,000

* C₀ : Başlangıç çözelti konsantrasyonu, m: adsorban miktarı, t: temas süresi, T: sıcaklık, tuz: tuz konsantrasyonu



3. MATERYAL VE YÖNTEM

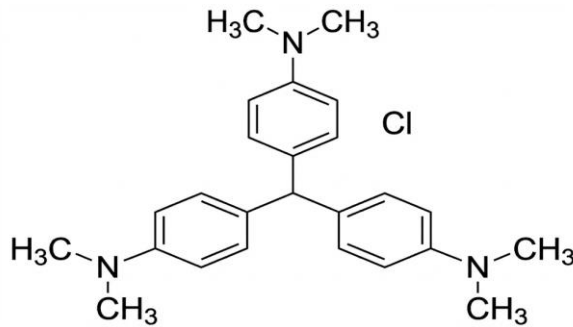
3.1. Materyal

3.1.1. Sentetik Boyar Madde Çözeltilisi

Bu çalışmada kullanılan kristal viyole çözeltisi Merck firmasından temin edilmiştir. Kristal viyole, triarilmetan boya ailesine ait, katyonik ve suda çözünebilen bir boyarmaddedir. Mor renkli bir boyarmadde olan kristal viyole tekstil ve kâğıt endüstrileri başta olmak üzere çeşitli endüstriyel faaliyette kullanılmaktadır (Yılmaz Mertsoy & Palas, 2025; Bingöl, 2021). Ayrıca kristal viyole, gram boyama yöntem ile laboratuvarlarda kullanımı ve gıda katkı maddesi olarak da kullanımları bulunmaktadır (Bayram ve ark., 2023). Kristal viyole boyarmaddesine ait özellikler ve kimyasal yapısı sırası ile Çizelge 3.1 ve Şekil 3.1’de yer almaktadır (Pubchem, 2025; Sigma-Aldrich, 2025; Gümüş & Gümüş, 2024).

Çizelge 3.1. Kristal Viyole boyarmaddesinin genel özellikleri (Pubchem, 2025; Sigma-Aldrich, 2025).

Özellik	Açıklama
IUPAC Adı	Tris(4-(dimethylamino)phenyl)methylium chloride
Ticari İsmi	Kristal viyole, basic violet 3, gentian violet
Renk İndeksi (CI) No	42555
Boyarmadde Sınıfı	Katyonik, trifenilmetan
Kimyasal Formülü	$C_{25}H_{30}N_3Cl$
Molekül Ağırlığı	407,98 g/mol
Görünüm	Koyu yeşil, kristal yapılı, toz
Maksimum Absorbans, λ	590 nm
Sudaki Çözünürlük	50 g/L (27°C)



Şekil 3.1. Kristal viyole boyarmaddesinin kimyasal yapısı (Gümüş & Gümüş, 2024)

Kristal viyole, çevre ve halk sağlığını tehdit eden kalıcı bir organik boyarmadde olarak bilinmektedir. Biyolojik parçalanmaya dirençli olan kristal viyole boyarmaddesi uzun süre deşarj edildiği ortamda bulunmaktadır (Yılmaz Mertsoy & Palas, 2025). Kristal viyole boyarmaddesi kanserojen, mutajenik ve zehirli (toksik) özelliklere sahiptir. İnsanlarda göz ve cilt tahrişine, böbrek ve solunum yetmezliğine sebebiyet vermektedir. Bu boyarmadde alıcı ortam ekosistemine ulaşması durumunda ise başta balıklar olmak üzere sistemde yer alan diğer organizmaların üzerinde birikerek ölümüne neden olmaktadır (Yılmaz Mertsoy & Palas, 2025; Bingöl, 2021). Su kütlelerinde düşük konsantrasyonlarda bulunması durumunda yüzey geçirgenliğini etkileyerek ışığın su bünyesindeki canlılara geçişini engeller, fotosentez sürecini sekteye uğratır, suyun kalitesini ve estetik görünümünü tahrip etmektedir. Dolayısıyla kristal viyole boyarmaddesinin sucul ortamlara ulaşmasının kontrol altına alınması ve herhangi bir kirlilik durumunda gerekli tedbirlerin alınması ekosistemlerin sürdürülebilirliği açısından oldukça önemlidir (Yılmaz Mertsoy & Palas, 2025; Bingöl, 2021).

3.1.2. Çalışmada Kullanılan Adsorban Materyali

Bu çalışmada kullanılan antep fıstığı kabukları Şanlıurfa ilinde tarımsal faaliyet gösteren bir işletmeden temin edilmiştir. Antep fıstığı (*Pistacia vera L.*), *Pistacia* cinsi içinde ekonomik yetiştiriciliği yapılan tek tür olmaktadır (Barut ve ark., 2021). Dünya’da yer alan ülkeler arasında Türkiye, önemli bir antep fıstığı üreticisi olup 2018 yılı verilerine göre yerkürede gerçekleştirilen üretim faaliyetlerinde üçüncü sırada yer almaktadır. Antep fıstığının oldukça fazla besin maddesinde bulunması sebebiyle Türkiye başta olmak üzere diğer ülkelerde de yoğun bir şekilde kullanılmaktadır (Baycar, 2022; Hürkul, 2021). Antep fıstığı, meyve, meyveyi saran bir iç kabuk ve iki dış kabuktan oluşmaktadır (Barut ve ark., 2021). Antep fıstığının içi değerlendirilirken yaklaşık %35-45’ini oluşturan kabuk materyali atık olarak sınıflandırılmaktadır (Hürkul, 2021). Atık olarak nitelendirilen materyalin kimyasal bileşimi ve yüksek enerji değeri göz önüne alındığında gübre, yem ve yakıt olarak değerlendirilmeleri mümkün olmaktadır (Çetin ve ark., 2022; Barut ve ark., 2021).

Antep fıstığı kabuklarının karbonizasyonu ile elektriksel iletkenlik özelliği olan polimer kompozitlerin elde edilebileceği, üretim sürecinin kolay ve uygun maliyetler ile yeniden değerlendirilebilmektedir (Çetin ve ark., 2022). Antep fıstığı kabuğu kullanılarak biyoyakıt amaçlı pelet üretimini çalışan araştırmacılar tarafından ise dış kabuğun karbon ve organik madde içeriğinin yüksek olduğu tespit edilmiştir (Develi ve ark., 2021). Ayrıca, antep fıstığı kabuklarının tekstil atık sularındaki boyar madde giderilmesinde düşük maliyetli adsorban olarak kullanılabileceği literatürde araştırmacılar tarafından bildirilmiştir (Akmeşe & Tosun Satır, 2025).

3.1.3. Kullanılan Cihazlar ve Reaktifler

Bu çalışmada kullanılan reaktifler Çizelge 3.2’de yer almaktadır. Kristal viyole ölçümleri için Hach marka DR-6000 model UV-Spektrofotometre, pH ölçümleri için WTW 3110i pH metre ile laboratuvar çalışmalarının sürdürülmesi için santrifüj cihazı, Proterm marka kül fırını, Nuve

marka etüv, Shimadzu marka hassas terazi ve Velp marka ARE 5 model manyetik karıştırıcı kullanılmıştır.

Çizelge 3.2. Çalışmada kullanılan reaktifler

Reaktif Adı	Formül	Üretici
Kristal viyole	$C_{25}H_{30}ClN_3$	Merck
Toz aktif karbon	C	Merck
Sodyum hidroksit	NaOH	Merck
Hidroklorik asit	HCl	Merck
Fosforik asit	H_3PO_4	Merck
Sülfürik asit	H_2SO_4	Merck

3.2. Yöntem

3.2.1. Antep Fıstığı Kabuğundan Adsorban Materyallerinin Hazırlanması

Şanlıurfa ilinde gerçekleştirilen tarımsal faaliyetler sonrasında atık olarak toplanan antep fıstığı kabukları öncelikli olarak yıkama işlemine tabi tutulmuştur. Bu amaçla antep fıstığı kabukları çeşme suyu kullanılarak yıkanmış ve devamında saf su ile yıkanarak bünyesinde bulunan safsızlıkların uzaklaştırılması sağlanmıştır. Yıkama işlemini takiben oda sıcaklığında bekletilen ham fıstık kabukları 105°C'ye ısıtılmış etüvde 24 saat süresince bekletilerek bünyesinde bulunan nemin uzaklaşması sağlanmıştır. Nem içeriği uzaklaştırılan antep fıstığı kabukları bir sonraki adım için bekletilmek üzere kurutma işlemini takiben desikatörde bekletilmiştir.

Desikatörde bekletilen ham fıstık kabukları ham ve aktivasyon işlemlerinde kullanılmak üzere ayrılarak iki farklı deney setinde kristal viyole gideriminde kullanılmıştır. Ham antep fıstık kabukları doğrudan kül fırınında işleme tabi tutulurken aktivasyon işlemlerinde kullanılmak üzere ayrılan ham fıstık kabukları asit ve baz içeren çözeltiler içerisinde ayrı ayrı bekletilmiş ve devamında karbonlaştırmak amacıyla kül fırınında işleme alınmıştır. Asit olarak H_3PO_4 , HCl ve H_2SO_4 kullanılmış olup baz olarak sadece NaOH kullanılmıştır.

Ham fıstık kabukları karbonlaştırma işlemi için desikatörden alınarak porselen krezeller içerisine konulmuştur (Şekil 3.2). Porselen krezeller içerisine konulan ham antep fıstığı kabukları kül fırınında 600°C'de 1 saat yakma işlemine tutularak karbonlaştırma işlemi tamamlanmıştır. Karbonlaştırma işlemini takiben soğuyan malzeme saf su ile birkaç kez yıkanarak 105°C'ye ayarlanmış olan etüvde 24 saat bekletilmiştir. Etüvde bekletilen karbonlaştırılmış antep fıstığı kabukları kurutma işlemini takiben desikatörde bekletilmiştir. Oda sıcaklığına ulaşmasını takiben piroliz işlemine uğramış olan materyal havan yardımıyla ufaltılmış ve toz haline getirilmiştir. Toz haline getirilen karbonize antep fıstığı kabuğu bu çalışmada çalışılmış olan boyarmadde giderim çalışması için hazırlanmıştır.

Bu çalışmada ham fıstık kabuklarının aktivasyon işleminin gerçekleştirilmesi amacıyla H_3PO_4 , HCl ve H_2SO_4 asitleri ile birlikte $NaOH$ bazı kullanılmıştır. Asit çözeltileri için ayrı ayrı asit ve baz çözeltileri hazırlanmıştır. Asit çözeltilerine sırası ile her bir asit 250 mL hacimli erlenlerde 5 mL asit eklenerek 250 mL hacminde asit çözeltileri hazırlanmıştır. Devamında yıkanarak kurutulmuş olan 10 g ham antep fıstığı kabuğu eklenmiştir. Benzer şekilde $NaOH$ bazı ile gerçekleştirilen aktivasyon sürecinde 5 ve 10 g $NaOH$ peleti tartılarak 250 mL hacminde çözelti hazırlanmıştır. İlgili çözeltiler 1 gün (24 saat) süre ile bekletilmiş ve devamında yıkama işlemine tabi tutularak $600^\circ C$ 'de 1 saat piroliz işlemine tabi tutulmuştur. Oda sıcaklığına ulaşmasını takiben piroliz işlemine uğramış olan materyal havan yardımıyla ufaltılmış ve toz haline getirilmiştir. Toz haline getirilen materyal bünyesinde bulunan asit muhtevasının temizlenmesi amacıyla sıcak su ile yıkama işlemi gerçekleştirilmiş, baz içerikli çözeltide bekletilen malzeme ise HCl çözeltisi ile yıkanarak distile su ile yıkama işlemi sürdürülmüştür ve pH kontrolü ile yıkama işlemi sürdürülmüştür. Nötr pH değerlerine ulaşılması ile yıkama işlemi sonlandırılarak malzeme $105^\circ C$ 'de kurutma işlemine tabi tutulmuştur. Etüvde bekletilen karbonlaştırılmış antep fıstığı kabukları kurutma işlemini takiben desikatörde bekletilmiştir. Oda sıcaklığına ulaşmasını takiben piroliz işlemine uğramış olan materyal havan yardımıyla ufaltılmış ve toz haline getirilmiştir. Toz haline getirilen karbonize antep fıstığı kabuğu bu araştırmada çalışılmış olan boyarmadde giderim çalışması için hazırlanmıştır.



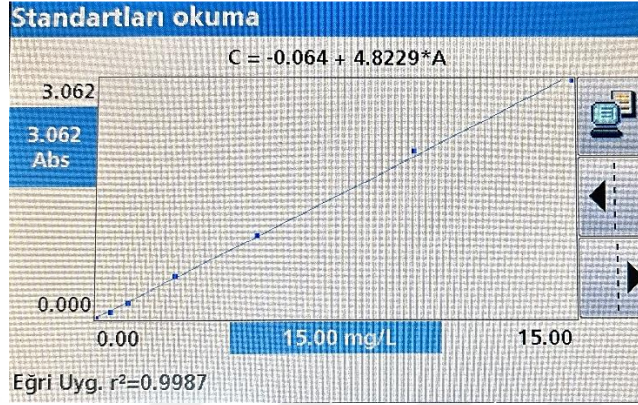
Şekil 3.2. Asit ile aktive edilmiş ham antep fıstığı kabuklarının piroliz işlemine tabi tutulmadan önceki görüntüsüne ait bir görsel

3.2.2. Analitik Yöntemler

Kristal viyole ölçüm analizleri Hach marka DR6000 model UV-VIS spektrofotometre ile yapılmıştır. Kalibrasyon işleminin gerçekleştirilmesi için 1; 2,5; 5; 10 ve 15 ppm kristal viyole çözeltisi balon jojede hazırlanmış ve 590 nm dalga boyunda okumalar yapılarak adsorban değerleri cihaza kaydedilmiştir. Kalibrasyona ait kalibrasyon denklemi ($R^2=0,9987$) Eşitlik 3.1'de ve kalibrasyon grafiği Şekil 3.3'de yer almaktadır. Bu çalışmada gerçekleştirilen pH ölçümler ise pH

4,01; pH 7 ve pH 10 tampon çözeltileri ile kalibre edilen WTW 3110i pH metre kullanılarak Standart Methods, 4500-H⁺ B metoduna göre ölçülmüştür.

$$Adsorbans = -0,064 + (konsantrasyon).4,8229 \quad (\text{Eşitlik 3.1})$$



Şekil 3.3. Kristal viyole analizi için kullanılan kalibrasyon eğrisi

3.2.3. Boyarmadde Giderim Çalışmaları

Bu çalışmada kristal viyole boyarmaddesinin sentetik çözeltiden giderilmesinde tarımsal faaliyetler sonucunda atık olarak oluşan pirolize edilmiş ham ve aktive (asit ve baz ile) antep fıstığı kabuğu ile birlikte ticari toz aktif karbon kullanılmıştır. Aktivasyon işlemine tabi tutulmamış karbonize antep fıstığı kabuğu kullanılarak gerçekleştirilen boyarmadde giderim çalışmasında; boyarmadde miktarının sabit tutulduğu ve adsorban dozunun değiştiği, boyarmadde miktarının değiştiği ve adsorban miktarının sabit tutulduğu ve zamana bağlı olarak giderim hızının tespit edilmesi için sabit konsantrasyon ve sabit madde miktarında çalışılmak üzere deneysel setler kurulmuştur. Ayrıca işlemine tabi tutulmamış (aktivasyonsuz) karbonize antep fıstığı kabuklarına ait çalışma verileri adsorpsiyon denge izoterm ve kinetik modellerine uygulanmıştır (Bknz. başlık 3.3).

Aktive edilmiş karbonize antep fıstığı kabuğu kullanılarak gerçekleştirilen kristal viyole giderim çalışmasında adsorban miktarı ve boyarmadde konsantrasyonu sabit tutularak her bir (asit ve baz ile işlem görmüş) materyal ile ayrı ayrı çalışılmıştır. Ticari toz aktif karbon ile gerçekleştirilen giderim çalışmasında ise aktive edilmiş karbonize kabuklar ile benzer şekilde sabit adsorban miktarı ve boyarmadde konsantrasyonu seçilerek araştırma gerçekleştirilmiştir.

Aktive edilmemiş (işlem görmemiş) karbonize antep fıstığı kabuğu ile gerçekleştirilen kristal viyole giderim çalışmasının ilk deneysel setinde 20 ve 60 ppm boyarmadde konsantrasyonlarında 100 mL çözelti çalışılmıştır. Çalışmada 20 ppm başlangıç konsantrasyonuna sahip başlangıç çözeltilerinde 0,1; 0,2; 0,3; 0,4; 0,5 ve 0,6 g adsorban ve 60 ppm başlangıç kristal viyole çözeltisi ile 0,1; 0,2; 0,3; 0,4; 0,5; 0,6; 0,8; 1,0; 1,2; 1,4; 1,6; 1,8 ve 2,0 g adsorban kullanılarak 180 rpm karıştırma hızında çalışılmıştır. Ortam sıcaklığında (24°C) sürdürülen giderim çalışmasında 10. ve 40.

dakikalarda numuneler alınarak santrifüj edildikten sonra kristal viyole giderimi tespiti için spektrofotometre kullanılarak ölçüm yapılmıştır. İlgili ölçüm sonucu not alınarak çalışma seti tamamlanmıştır.

Karbonize antep fıstığı kabuğu (işlem görmemiş-aktivasyonsuz) ile gerçekleştirilen bir diğer deney setinde 0,6 g adsorban miktarı ile 20, 40, 60, 80, 100 ve 120 ppm konsantrasyonlarında 100 mL çözelti hacmi alınarak 180 rpm karıştırma hızında ve oda sıcaklığında (24°C) giderim çalışması gerçekleştirilmiştir. 10., 40. ve 60. dakikaların sonunda çözeltilerden numuneler alınmış olup spektrofotometre ile kristal viyole konsantrasyonları ölçülerek not edilmiştir.

İşlem görmemiş (aktivasyonsuz) karbonize antep fıstığı kabuğu ile gerçekleştirilen son deneysel set içerisinde 60 ve 120 ppm başlangıç boyar madde çözeltileri ile 100 mL çözelti hacminde çalışılmıştır. 0,6 g adsorban ve 180 rpm karıştırma hızında oda sıcaklığında (24°C) çalışılmıştır. Numune alınarak kristal viyole ölçümleri ise 2., 5., 10., 20., 40., 60., 90., 120., 150., 180., 210., 240. ve 270. dakikalarda ölçülerek not edilmiştir. Üç çalışma setine ait özetler Çizelge 3.3'de yer almaktadır.

Çizelge 3.3. Aktivasyonsuz karbonize antep fıstığı kabuklarına ait çalışma setleri özetleri

Deney Seti	Kristal viyole başlangıç konsantrasyonu (mg/L)	Kullanılan Adsorban Miktarı (g)	Çözelti Hacmi (mL)	Karıştırma hızı (rpm) ve sıcaklık (°C)	Ölçüm süresi (dak.)
1	20	0,1; 0,2; 0,3; 0,4; 0,5 ve 0,6	100	180 ve 24	10.
	60	0,1; 0,2; 0,3; 0,4; 0,5; 0,6; 0,8; 1,0; 1,2; 1,4; 1,6; 1,8 ve 2,0	100	180 ve 24	10.
2	20, 40, 60, 80, 100 ve 120	0,6	100	180 ve 24	10., 40. ve 60.
3	60	0,6	100	180 ve 24	2., 5., 10., 20., 40., 60., 90., 120., 150., 180., 210., 240. ve 270.
	120	0,6	100	180 ve 24	2., 5., 10., 20., 40., 60., 90., 120., 150., 180., 210., 240. ve 270.

İşlem görmüş (aktivasyonlu) karbonize antep fıstığı kabuğu ile gerçekleştirilen deney setlerinde asit ve baz ile aktivasyon gerçekleştirilmiştir. Bu aşamada H_2SO_4 , H_3PO_4 , HCl ve NaOH ile aktive edilerek karbonize edilmiş antep fıstığı kabuğundan 0,6 g adsorban tartılarak 120 ppm çözeltiden 100 mL alınarak çalışılmıştır. 180 rpm karıştırma hızı ve oda sıcaklığında (24°C) sürdürülen kristal viyole çalışmasında 10., 40. ve 60. dakikalarda numune alınarak spektrofotometre ile ölçüm yapılmıştır. İlgili ölçüm sonuçları not edilmiştir.

Ticari toz aktif karbon ile gerçekleştirilen kristal viyole giderim çalışmasında 0,06 g adsorban ile 60 ve 120 ppm başlangıç konsantrasyonuna sahip çözeltilerden 100 mL alınarak gerçekleştirilmiştir. 180 rpm karıştırma hızı ve oda sıcaklığında (24°C) sürdürülen kristal viyole çalışmasında 10., 40. ve 60. dakikalarda numune alınarak çözeltideki konsantrasyonlar ölçülerek not edilmiştir. Aktivasyonlu fıstık kabukları ve ticari toz karbon ile gerçekleştirilen çalışma setleri özetleri Çizelge 3.4’de yer almaktadır.

Çizelge 3.4. Aktivasyonlu karbonize antep fıstığı kabukları ve ticari toz aktif karbona ait çalışma setleri özetleri

Deney Seti	Aktivasyonlu Antep Fıstığı				Ticari Toz Aktif Karbon	
	H_2SO_4	H_3PO_4	HCl	NaOH		
Kristal viyole başlangıç konsantrasyonu (mg/L)	120				60	120
Kullanılan Adsorban Miktarı (g)	0,6				0,06	
Çözelti Hacmi (mL)	100				100	
Karıştırma hızı (rpm) ve sıcaklık (°C)	180 ve 24				180 ve 24	
Ölçüm süresi (dak.)	10., 40. ve 60.				10., 40. ve 60.	

3.3. Bu Çalışmada Kullanılan Matematiksel Eşitlikler, Adsorpsiyon Denge İzotermi ve Kinetik Modeller

Giderim araştırmalarında başlangıç madde miktarı ile arıtım süreci sonunda giderilen madde miktarının değerlendirilmesi amacıyla verim hesabı yapılmaktadır. Verim hesabı yapılırken su, atıksu ya da çözeltide giderilmek istenilen parametre ya da parametrelerin başlangıç ortamı içindeki

miktarı ile reaksiyon süresi sonundaki miktarı not edilerek aralarındaki fark alınır. Devamında ise giderilen madde miktarı yüzde (%) olarak tespit edilir. İlgili matematiksel ifade Eşitlik 3.2’de yer almaktadır.

$$Verim (\%) = \frac{(C_0 - C_e)}{C_0} * 100 \quad (\text{Eşitlik 3.2})$$

Eşitlik 3.2’de bulunan C_0 parametresi su, atıksu ya da ortamda bulunan başlangıç konsantrasyonunu ve C_e parametresi giderim süreci sonunda ortamda bulunan belirli bir zamandaki aynı parametrenin konsantrasyonunu ifade etmektedir.

Adsorpsiyon çalışmalarında kullanılan adsorban miktarı ile tutulan madde miktarının hesaplanması önemli olmaktadır. Bu sayede mevcut adsorbanın performansı değerlendirilirken diğer adsorbanlar ile kıyaslamalar gerçekleştirebilmektedir. Tasarım açısından da önemli olan bu parametre kaynaklarda çoğunlukla q_e şeklinde ifade edilmektedir. İlgili ifadeye ait matematiksel ifade Eşitlik 3.3’de verilmiştir.

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)}{m} \quad (\text{Eşitlik 3.3})$$

Eşitlik 3.3’de bulunan C_0 parametresi su, atıksu ya da ortamda bulunan başlangıç konsantrasyonunu, C_e parametresi giderim süreci sonunda ortamda bulunan belirli bir zamandaki aynı parametrenin konsantrasyonunu ve m parametresi araştırmada kullanılan adsorban kütlesinin gram (g) cinsinden miktarını ifade etmektedir.

Adsorpsiyon süreçlerine ait verilerin ve giderim süreçlerinin anlamlılığının artırılması ve anlaşılması sebebiyle aktivasyonsuz karbonize antep fıstığı kabuklarına ait deneysel sonuçlar adsorpsiyon izoterm ve kinetik modellerine uygulanmıştır. Bu amaç ile Freundlich, Langmuir’in dört tipi, Dubinin Radushkevich ve Temkin izoterm modelleri ve sıfırıncı, birinci, ikinci, yalancı birinci derece, yalancı ikinci derece, elovich ve fractional power kinetik modelleri çalışma verilerine uygulanmıştır. Adsorpsiyon denge izotermi ve kinetik modellere ait veriler ve lineer ifadeleri sırası ile Çizelge 3.5 ve 3.6’da yer almaktadır (Yeşiltaş, 2015; Zeki, 2012).

Çizelge 3.5. Adsorpsiyon Denge İzotermi ve Lineer İfadeleri (Yeşiltaş, 2015)

İzoterm	Eşitlik	Lineer İfade	Plot	Parametreler
Freundlich	$q_e = K_f(C_e)^{1/n}$	$\ln q_e = \ln K_f + n^{-1} \ln C_e$	$\ln q_e$ e karşı $\ln C_e$	$K_f = e^{KN}$ $1/n = E$
Langmuir	$q_e = \frac{q_m K_L C_e}{(1 + K_L C_e)}$	Tip (I) $C_e/q_e = (1/K_L q_m) + (C_e/q_m)$	C_e/q_e e karşı C_e	$q_m = E^{-1}$ $K_L = E/KN$
		Tip (II) $1/q_e = (1/K_L q_m C_e) + (1/q_m)$	$1/q_e$ e karşı $1/C_e$	$q_m = (KN)^{-1}$ $K_L = \frac{KN}{E}$
		Tip (III) $q_e = q_m - (1/K_L)q_e/C_e$	q_e e karşı q_e/C_e	$q_m = KN$ $K_L = E^{-1}$
		Tip (IV) $q_e/C_e = K_L q_m - K_L q_e$	q_e/C_e e karşı q_e	$q_m = \frac{KN}{E}$ $K_L = -E$
Temkin	$q_e = q_m \ln(K_T C_e)$	$q_e = q_m \ln K_T + q_m \ln C_e$	q_e e karşı $\ln C_e$	$q_m = E$ $K_T = e^{KN/E}$
D-R	$q_e = q_m e^{(-D\varepsilon^2)}$	$\ln q_e = \ln q_m - D\varepsilon^2$	$\ln q_e$ e karşı ε^2	$q_m = e^{KN/E}$ $D = -E$

$$\varepsilon = RT \ln(1 + C_e)$$

KN= Kesim Noktası

E= Eğim

Çizelge 3.6. Kinetik Modeller ve Lineer İfadeleri (Zeki, 2012)

Modeller	Denklem	Lineer Açıklaması	Plot	Parametreler
Elovich	$q_t = \beta \ln(\alpha \beta t)$	$q_t = \beta \ln(\alpha \beta) + \beta \ln t$	$\frac{q_t}{\ln t}$ vs $\ln t$	$\beta = E$ $\alpha = \frac{1}{E} e^{\left(\frac{KN}{E}\right)}$
Fractional Power	$q_t = kt^v$	$\ln q_t = \ln k + v \ln t$	$\frac{\ln q_t}{\ln t}$ vs $\ln t$	$k = e^{KN}$ $v = E$
Sıfırıncı Derece	$q_t = q_e - k_0 t$	$q_t = q_e - k_0 t$	$\frac{q_t}{t}$ vs t	$q_e = KN$ $k_0 = -E$
Birinci Derece	$q_t = q_e \exp(k_1 t)$	$\ln \frac{q_e}{q_t} = k_1 t$	$\frac{\ln q_t}{t}$ vs t	$q_e = KN$ $k_1 = -E$
Pseudo Birinci Derece	$q_t = q_e [1 - e^{(-k_{1p} t)}]$	$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_{1p} t$	$\frac{\ln(q_e - q_t)}{t}$ vs t	$q_e = e^{KN}$ $k_{1p} = -E$
İkinci Derece	$q_t = q_e / (1 + q_e k_2 t)$	$q_t^{-1} = q_e^{-1} + k_2 t$	$\frac{q_t^{-1}}{t}$ vs t	$q_e = KN^{-1}$ $k_2 = E$
Pseudo İkinci Derece	$q_t = \frac{k_{2p} q_e^2 t}{(1 + q_e k_{2p} t)}$	Tip(I) $t/q_t = 1/k_{2p} q_e^2 + t/q_e$	$\frac{t/q_t}{t}$ vs t	$q_e = E^{-1}$ $k_{2p} = E^2 / KN$
		Tip(II) $\frac{1}{q_t} = \left(\frac{1}{k_{2p} q_e^2} \right) \left(\frac{1}{t} \right) + \left(\frac{1}{q_e} \right)$	$\frac{1/q_t}{1/t}$ vs $1/t$	$q_e = KN^{-1}$ $k_{2p} = KN^2 / E$
		Tip(III) $q_t = q_e - (1/k_{2p} q_e) q_t / t$	$\frac{q_t}{q_t/t}$ vs q_t/t	$q_e = KN$ $k_{2p} = 1/(E * KN)$
		Tip(IV) $\frac{q_t}{t} = k_{2p} q_e^2 - k_{2p} q_e q_t$	$\frac{q_t/t}{q_t}$ vs q_t	$q_e = -KN/E$ $k_{2p} = E^2 / KN$

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. Aktive Edilmemiş (İşlem Görmemiş) Karbonize Antep Fıstığı Kabuğu Kullanılarak Kristal Viyole Giderimi

Ham fıstık kabuklarının herhangi bir işlem görmeden karbonize edilmesi sonucu 20 ve 60 ppm başlangıç konsantrasyonu ve 0,1; 0,2; 0,3; 0,4; 0,5 ve 0,6 g adsorban ile gerçekleştirilen boyarmadde giderim çalışmasında temas süresinin tamamlanması ile çözeltide kalan kristal viyole konsantrasyonları, çözeltide bulunan adsorban miktarına ait giderim verimleri ve ilgili ölçüm değerine ait birim adsorban başına adsorplanan madde miktarı değerleri Çizelge 4.1 ve 4.2’de sırası ile yer almaktadır. İlgili çalışma koşulları ise 180 rpm karıştırma hızı, 24°C oda sıcaklığı ve 100 mL çözelti olmaktadır.

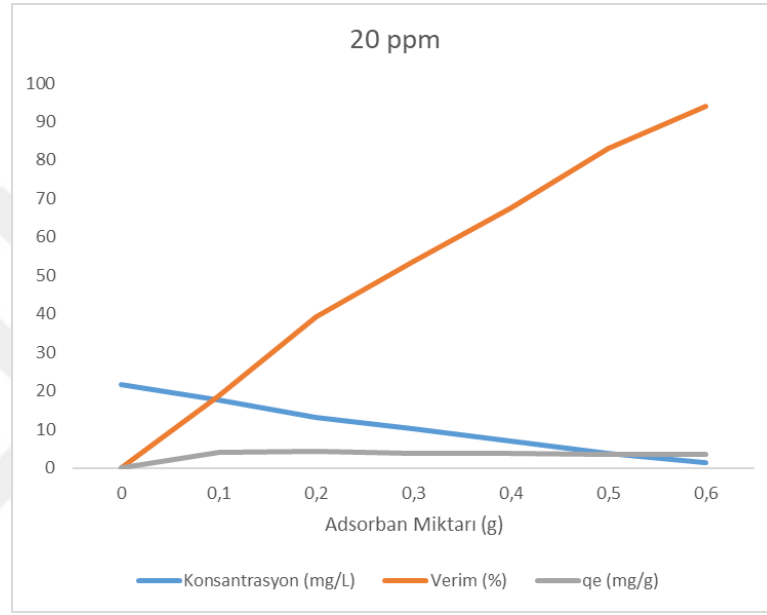
Çizelge 4.1. 20 ppm kristal viyole çözeltisi ile gerçekleştirilen çalışmaya ait sonuç değerleri

Adsorban (g)	Konsantrasyon (mg/L)	Verim (%)	q _e (mg/g)
0	21,76	-	-
0,1	17,68	18,75	4,08
0,2	13,2	39,34	4,28
0,3	10,09	53,63	3,89
0,4	7,03	67,69	3,68
0,5	3,68	83,09	3,62
0,6	1,29	94,07	3,41

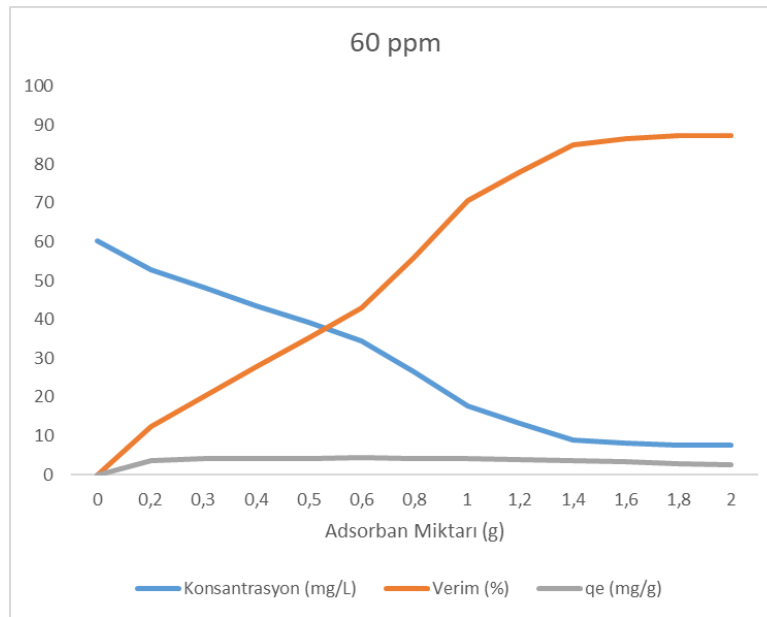
Çizelge 4.2. 60 ppm kristal viyole çözeltisi ile gerçekleştirilen çalışmaya ait sonuç değerleri

Adsorban (g)	Konsantrasyon (mg/L)	Verim (%)	q _e (mg/g)
0	60,36	0	0
0,2	52,86	12,43	3,75
0,3	48,23	20,1	4,04
0,4	43,62	27,73	4,19
0,5	39,12	35,19	4,25
0,6	34,5	42,84	4,31
0,8	26,58	55,96	4,22
1,0	17,8	70,51	4,26
1,2	13,2	78,13	3,93
1,4	9,02	85,06	3,67
1,6	8,1	86,58	3,27
1,8	7,63	87,36	2,93
2,0	7,58	87,44	2,64

Çizelge 4.1. ve Çizelge 4.2. incelendiği zaman 20 ppm başlangıç konsantrasyonuna ait deneysel setin en yüksek adsorban dozu olan 0,6 g giderim değerinin %94,07 olduğu ve aynı doz değeri ile 60 ppm başlangıç kristal viyole içeren çözelti de en yüksek tutma kapasitesi değerine ulaşıldığı gözlenmiştir. Bu aşamada bir sonraki deney seti olan değişen başlangıç boyarmadde çözeltileri ile kurulacak olan giderim araştırmasında 0,6 g değeri seçilerek ilerlenmiştir. Şekil 4.3. ve Şekil 4.4.'de 20 ve 60 ppm başlangıç kristal viyole çözeltisi ile 10 dakikada tespit edilen kristal viyole konsantrasyonu, ilgili ölçüm değerine ait verim ve tutma kapasitesi değerleri veri olarak girilerek elde edilen görseller yer almaktadır.



Şekil 4.3. 20 ppm başlangıç kristal viyole çözeltisi ile tespit edilen değerlere ait görsel

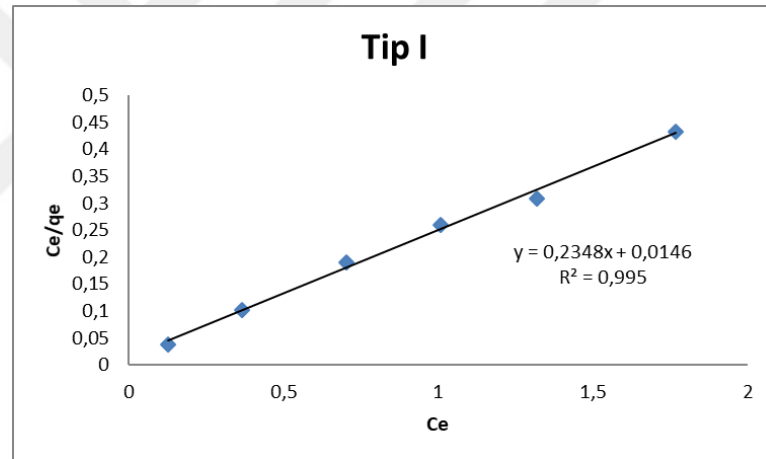


Şekil 4.4. 60 ppm başlangıç kristal viyole çözeltisi ile tespit edilen değerlere ait grafik

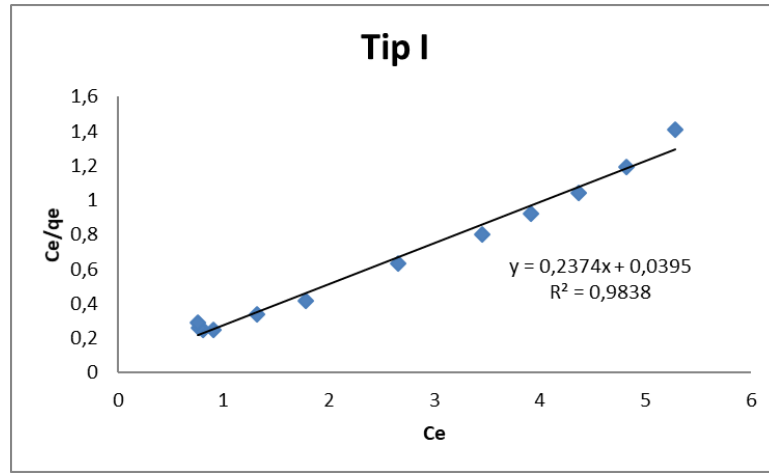
Bu çalışmada değişken adsorban dozuna göre sabit boyar madde çözeltisi konsantrasyonu ile sürdürülen kristal viyole giderim çalışmasında tespit edilen veriler Freundlich, Langmuir'in dört tipi, Temkin ve Dubinin-Radushkevich izoterm modellerine değer olarak girilmiştir. Değerler modele uygulanırken 100 mL'de yer alan miktarlarına göre hesaplamalar yapılmıştır. Gerçekleştirilen denge izotermi çalışmasında 20 ve 60 ppm için sürdürülen çalışmanın Langmuir denge izotermi tip 1'e uyduğu tespit edilmiştir. Bu durum ise adsorpsiyon sürecinin homojen olarak tek tabakalı bir şekilde adsorban yüzeyinde sürdürüldüğünü ifade etmektedir. Langmuir izoterminin Tip 1'ine ait hesaplanmış değerler Çizelge 4.3'de ve elde edilen grafikler sırası ile Şekil 4.5 ve Şekil 4.6'da verilmiştir.

Çizelge 4.3. Langmuir denge izotermi tip 1 için hesaplanmış veriler

Konsantrasyon	Model	q_{maks}	K_L	R^2
20 ppm	Langmuir Tip 1	4,258 mg/g	1,606 L/mg	0,995
60 ppm	Langmuir Tip 1	4,211 mg/g	6,044 L/mg	0,984



Şekil 4.5. Langmuir tip 1 denge izoterm grafikleri (20 ppm)



Şekil 4.6. Langmuir tip 1 denge izoterm grafikleri (60 ppm)

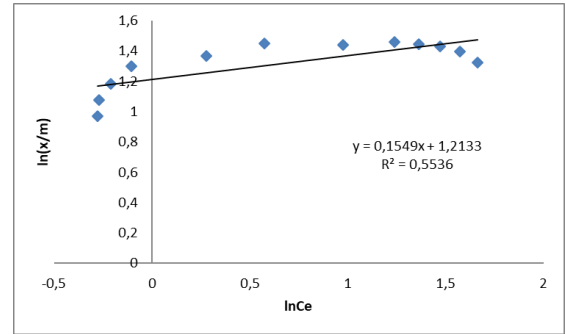
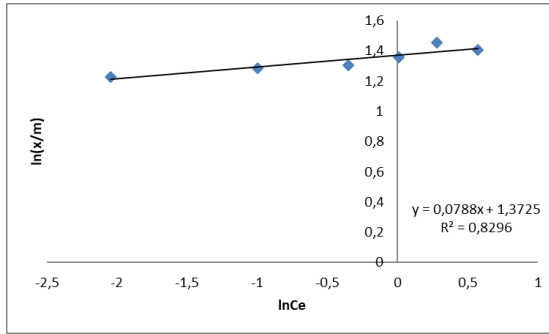
Freundlich, Langmuir izoterminin tip 2, 3 ve 4 ile Temkin ve Dubinin-Radushkevich denge izotermi değerlendirildiğinde 20 ppm için ise sırası ile R^2 değerleri 0,8296; 0,6761; 0,6135; 0,6135; 0,8054; 0,6692 ve 60 ppm için R^2 değerleri 0,5522; 0,6986; 0,5043; 0,5043; 0,8378; 0,5606 olduğu görülmüştür. İlgili denge izoterm modelleri için hesaplanan değerler Çizelge 4.4 ve Çizelge 4.5’de ve elde edilen grafikler Şekil 4.7 ile Şekil 4.12. arasında yer almaktadır.

Çizelge 4.4. Freundlich, Langmuir izoterminin dört tipi ile Temkin ve Dubinin-Radushkevich denge izotermi verileri (20 ppm)

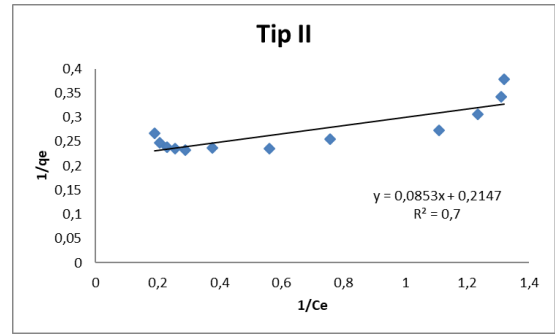
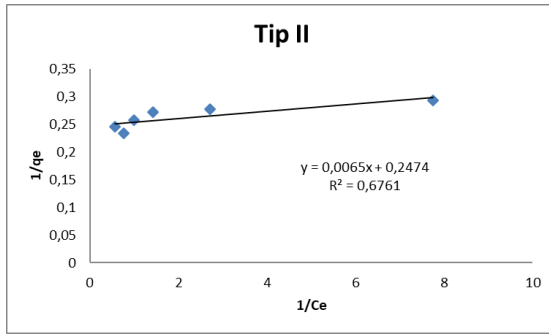
Model	Parametreler	R^2
Langmuir Tip 1	$q_{\max} = 4,2584 \text{ mg/g}$ $K_L = 1,6064 \text{ L/mg}$	0,9950
Langmuir Tip 2	$q_{\max} = 4,0424 \text{ mg/g}$ $K_L = 3,7879 \text{ L/mg}$	0,6761
Langmuir Tip 3	$q_{\max} = 4,0580 \text{ mg/g}$ $K_L = 3,6689 \text{ L/mg}$	0,6135
Langmuir Tip 4	$q_{\max} = 4,2037 \text{ mg/g}$ $K_L = 2,2508 \text{ L/mg}$	0,6135
Freundlich	$K_F = 3,2907$ $n = 12,6935$	0,8296
Temkin	$A = 5,82E+04 \text{ L/g}$ $B = 0,2978$ $b = 8319,5 \text{ J/mol}$	0,8054
Dubinin-Radushkevich	$q_s = 3,9466 \text{ mg/g}$ $K = 7,82E-08 \text{ mol}^2/\text{J}^2$ $E = 2,5294 \text{ kJ/mol}$	0,6692

Çizelge 4.5. Freundlich, Langmuir izoterminin dört tipi ile Temkin ve Dubinin-Radushkevich denge izotermi verileri (60 ppm)

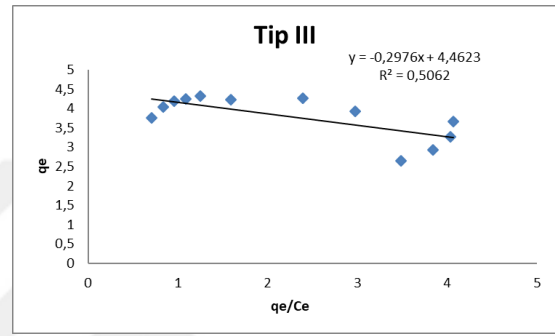
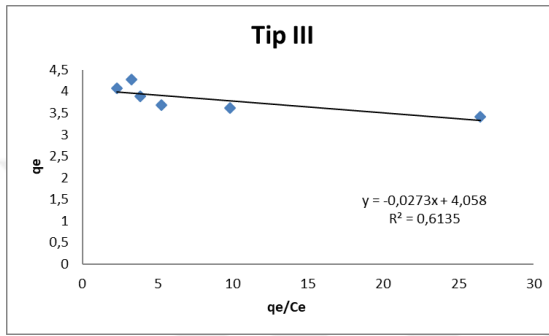
Model	Parametreler	R ²
Langmuir Tip 1	$q_{\max} = 4,2117 \text{ mg/g}$ $K_L = 6,0444 \text{ L/mg}$	0,9838
Langmuir Tip 2	$q_{\max} = 4,6565 \text{ mg/g}$ $K_L = 2,5218 \text{ L/mg}$	0,6980
Langmuir Tip 3	$q_{\max} = 4,4617 \text{ mg/g}$ $K_L = 3,3700 \text{ L/mg}$	0,5062
Langmuir Tip 4	$q_{\max} = 5,1237 \text{ mg/g}$ $K_L = 1,6993 \text{ L/mg}$	0,5062
Freundlich	$K_F = 3,3663$ $n = 6,4662$	0,5536
Temkin	$A = 551,27 \text{ L/g}$ $B = 0,5410$ $b = 4579,68 \text{ J/mol}$	0,5622
Dubinin-Radushkevich	$q_s = 4,3245 \text{ mg/g}$ $K = 8,13\text{E-}08 \text{ mol}^2/\text{J}^2$ $E = 2,4800 \text{ kJ/mol}$	0,7672



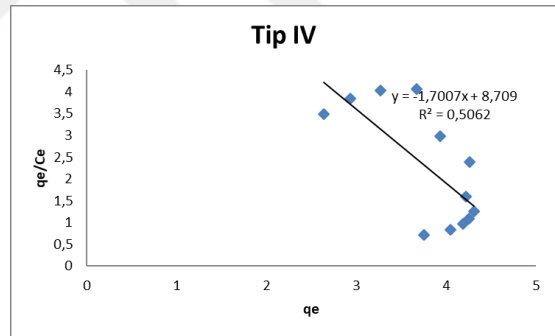
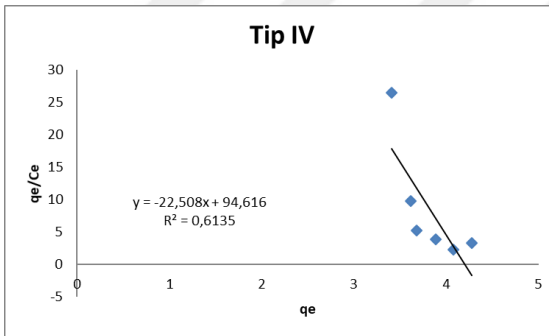
Şekil 4.7. Freundlich denge izoterm grafikleri (sırası ile 20 ve 60 ppm)



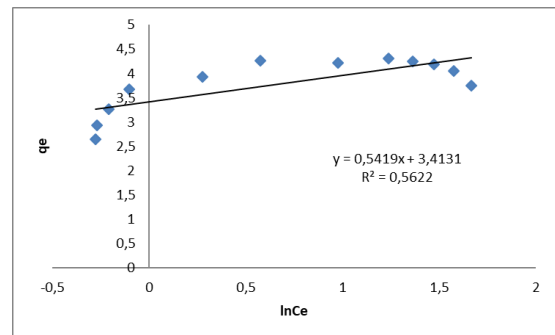
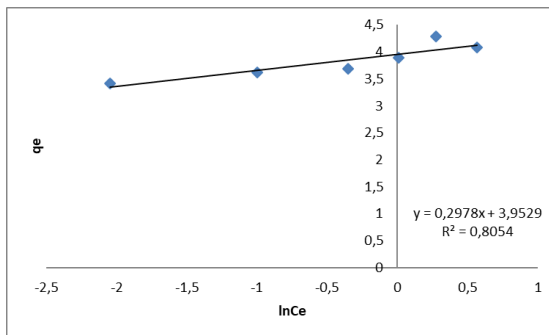
Şekil 4.8. Langmuir tip 2 denge izoterm grafikleri (sırası ile 20 ve 60 ppm)



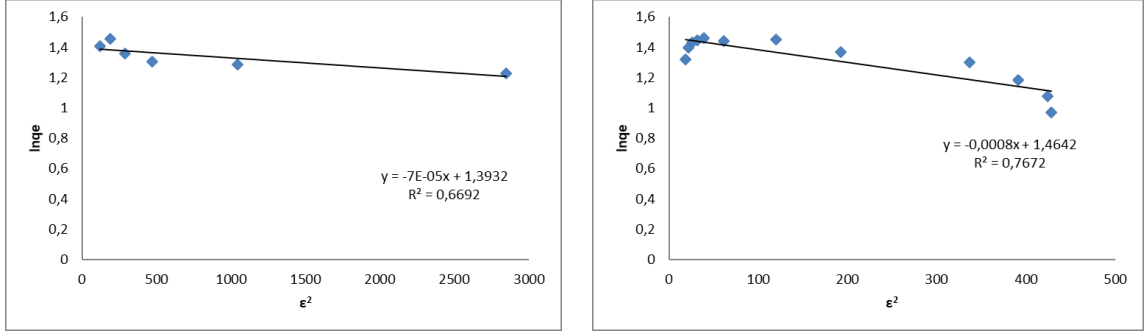
Şekil 4.9. Langmuir tip 3 denge izoterm grafikleri (sırası ile 20 ve 60 ppm)



Şekil 4.10. Langmuir tip 4 denge izoterm grafikleri (sırası ile 20 ve 60 ppm)



Şekil 4.11. Temkin denge izoterm grafikleri (sırası ile 20 ve 60 ppm)

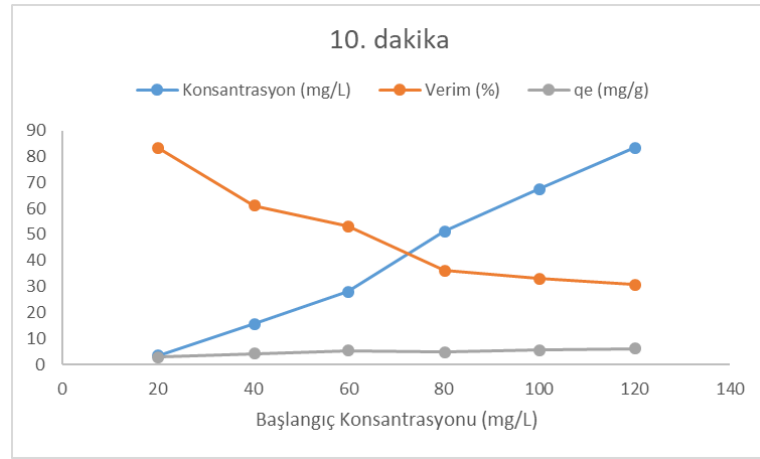


Şekil 4.12. Dubinin-Radushkevich denge izoterm grafikleri (sırası ile 20 ve 60 ppm)

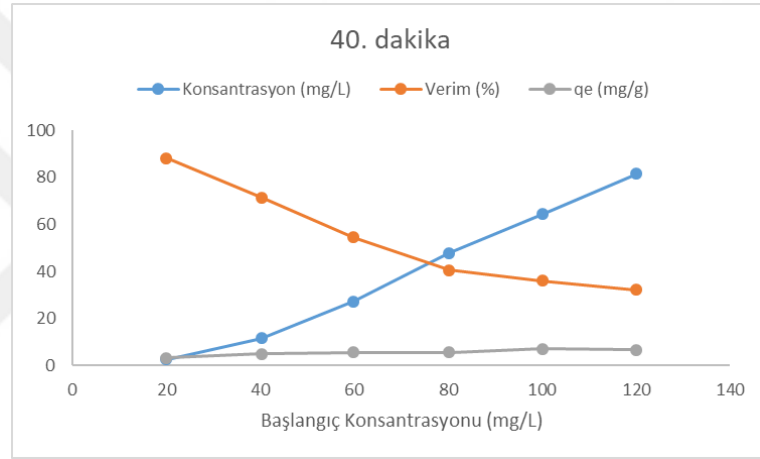
20, 40, 60, 80, 100 ve 120 ppm başlangıç boyarmadde çözeltilerinden 100 mL alınarak 0,6 g adsorban ile gerçekleştirilen Kristal viyole giderim araştırmalarında elde edilen veriler Çizelge 4.3’de yer almaktadır. 180 rpm ve 24°C oda sıcaklığında gerçekleştirilen çalışma şartlarında 10., 40., ve 60. dakika da numune alınarak kristal viyole konsantrasyonları ölçülmüştür. İlgili değerler not alınarak çözeltilerde kalan kristal viyole konsantrasyonları, çözeltilerde bulunan adsorban miktarına ait giderim verimleri ve ilgili ölçüm değerine ait birim adsorban başına adsorplanan madde miktarı değerleri Çizelge 4.6’de ve ilgili verilere ait grafikler Şekil 4.13 ile Şekil 4.15 arasında yer almaktadır.

Çizelge 4.6. Kristal viyole çözeltisi ile gerçekleştirilen deneysel çalışmaya ait veriler

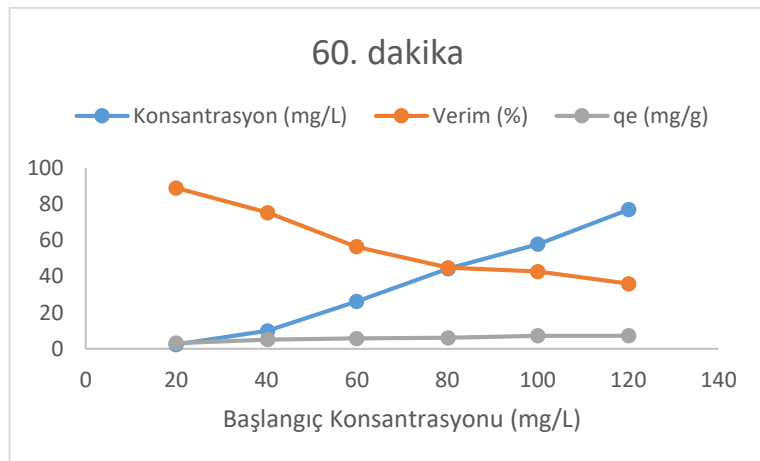
Başlangıç (mg/L)	Konsantrasyon (mg/L)			Verim (%)			q _e (mg/g)		
	10. dk	40 dk.	60. dk	10. dk	40 dk.	60. dk	10. dk	40 dk.	60. dk
20,65	3,45	2,42	2,30	83,29	88,28	88,86	2,87	3,04	3,06
40,26	15,66	11,52	9,96	61,10	71,39	75,26	4,10	4,79	5,05
59,90	28,04	27,28	26,12	53,19	54,46	56,39	5,31	5,44	5,63
80,20	51,22	47,74	44,26	36,13	40,47	44,81	4,83	5,41	5,99
100,81	67,53	64,43	57,78	33,01	36,09	42,68	5,55	6,06	7,17
120,10	83,31	81,49	76,94	30,63	32,15	35,94	6,13	6,44	7,19



Şekil 4.13. Kristal viyole çözeltisi ile gerçekleştirilen deneysel çalışmaya ait veriler (10. dakika)



Şekil 4.14. Kristal viyole çözeltisi ile gerçekleştirilen deneysel çalışmaya ait veriler (40. dakika)

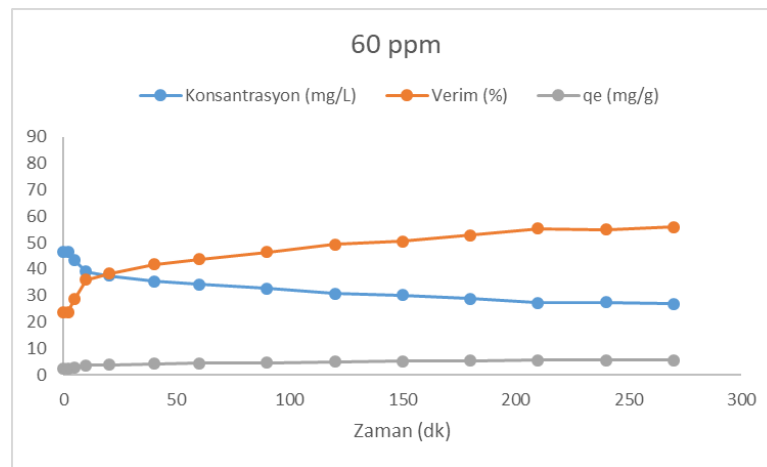


Şekil 4.15. Kristal viyole çözeltisi ile gerçekleştirilen deneysel çalışmaya ait veriler (60. dakika)

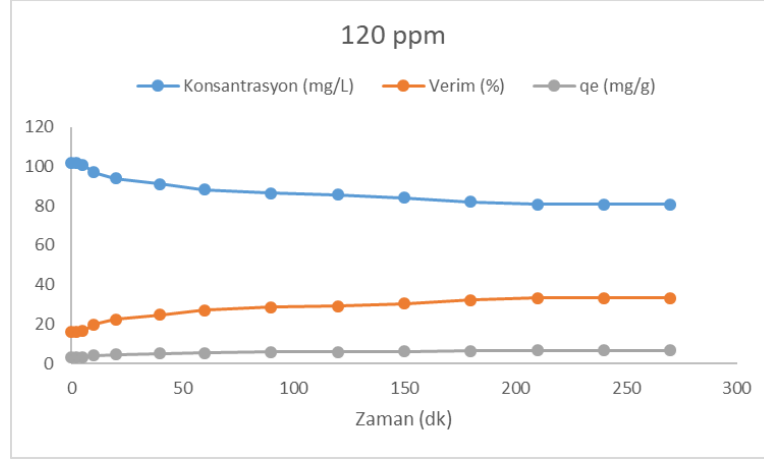
2., 5., 10., 20., 40., 60., 90., 120., 150., 180., 210., 240. ve 270. dakikalarda numune alınarak 60 ve 120 ppm çözeltiler ile tespit edilen kinetik bulgular Çizelge 4.7’de yer almaktadır. 100 mL çözelti alınarak 0,6 g adsorban ile 24°C oda sıcaklığında deneysel çalışma sonlandırılmış olup ilgili değerlere ait grafik Şekil 4.16 ve Şekil 4.17’de verilmiştir.

Çizelge 4.7. 60 ve 120 ppm başlangıç kristal viyole çözeltisi ile gerçekleştirilen kinetik çalışmaya ait deneysel veriler

Dakika	60,86 ppm			120,92 ppm		
	Konsantrasyon (mg/L)	Verim (%)	q _e (mg/g)	Konsantrasyon (mg/L)	Verim (%)	q _e (mg/g)
2	46,40	23,76	2,41	101,48	16,08	3,24
5	43,28	28,89	2,93	100,94	16,52	3,33
10	38,96	35,98	3,65	96,98	19,80	3,99
20	37,52	38,35	3,89	93,74	22,48	4,53
40	35,42	41,80	4,24	90,95	24,78	5,00
60	34,28	43,67	4,43	88,16	27,09	5,46
90	32,66	46,34	4,70	86,27	28,66	5,78
120	30,80	49,39	5,01	85,59	29,22	5,89
150	30,14	50,48	5,12	84,16	30,40	6,13
180	28,76	52,74	5,35	81,91	32,26	6,50
210	27,20	55,31	5,61	80,62	33,33	6,72
240	27,44	54,91	5,57	80,61	33,34	6,72
270	26,84	55,90	5,67	80,60	33,34	6,72



Şekil 4.16. 60 ppm başlangıç kristal viyole çözeltisi ile gerçekleştirilen kinetik çalışmaya ait deneysel veriler grafiği



Şekil 4.17. 120 ppm başlangıç kristal viyole çözeltisi ile gerçekleştirilen kinetik çalışmaya ait deneysel veriler grafiği

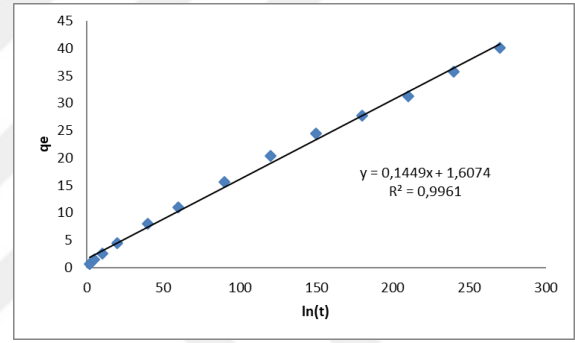
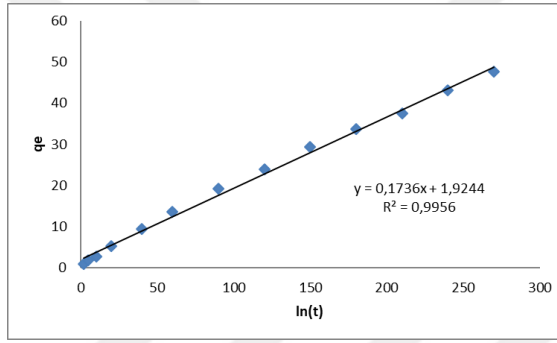
Kristal viyole giderimi neticesinde Çizelge 4.7’de yer alan ölçüm değerlerine sıfırıncı, birinci, ikinci, yalancı birinci derece, yalancı ikinci derece, elovich ve fractional power kinetik modelleri uygulanmıştır. Veriler 100 mL hacimde yer alan kütleyle göre hesaplanmıştır. 60 ve 120 ppm ile çözelti konsantrasyonu ile çalışılarak tespit edilen değerlerin kinetik modellere veri olarak girilmesi neticesinde sürecin yalancı ikinci derece (pseudo second order) kinetiğe uyduğu anlaşılmıştır (R^2 değerleri sırası ile 0,9956 ve 0,9961 olmaktadır). İlgili kinetik sabitlere ait değerler 60 ve 120 ppm için sırası ile Çizelge 4.8 ve Çizelge 4.9’da verilmiştir. Kinetik modellere ait grafikler ise Şekil 4.18 ile Şekil 4.24 arasında yer almaktadır.

Çizelge 4.8. 60 ppm Başlangıç Konsantrasyonuna ait Kinetik Sabitler

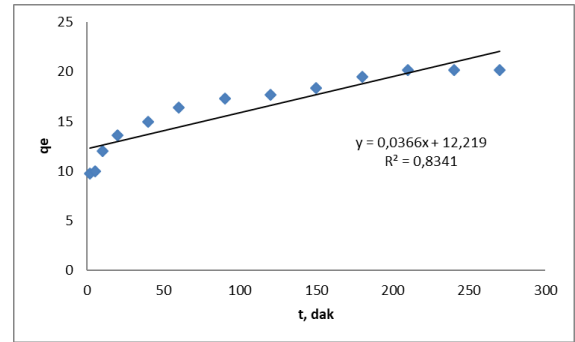
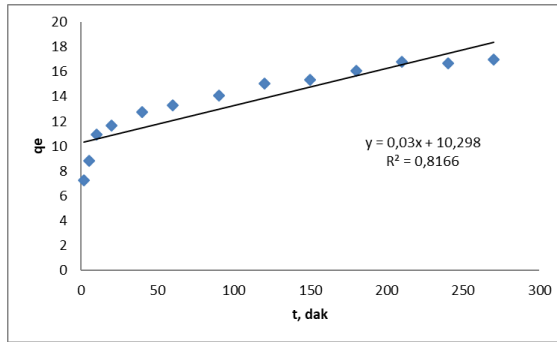
Kinetik Model	Parametreler	R^2
Sıfırıncı Derece	$k_0 = 0,0060 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{dk}^{-1}$	0,8166
Birinci Derece	$k_1 = 0,0018 \text{ dk}^{-1}$	0,8720
İkinci Derece	$k_2 = 0,0005 \text{ L} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{dk}^{-1}$	0,9167
Yalancı Birinci Derece	$q_e(\text{cal}) = 2,93 \text{ mg/g}$; $k_{1p} = 0,0143 \text{ dk}^{-1}$	0,9226
Yalancı İkinci Derece	$q_e(\text{cal}) = 5,76 \text{ mg/g}$; $k_{2p} = 0,0157 \text{ g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{dk}^{-1}$	0,9956
Elovich	$\alpha = 12,59 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dk}^{-1}$; $\beta = 1,53 \text{ g} \cdot \text{mg}^{-1}$	0,9867
Fractional Power	$k = 2,29$; $v = 0,1645$	0,9821

Çizelge 4.9. 120 ppm Başlangıç Konsantrasyonuna ait Kinetik Sabitler

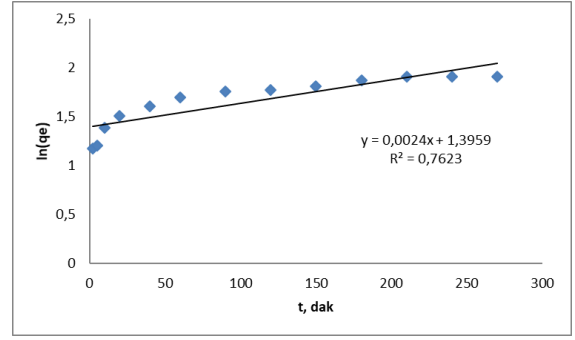
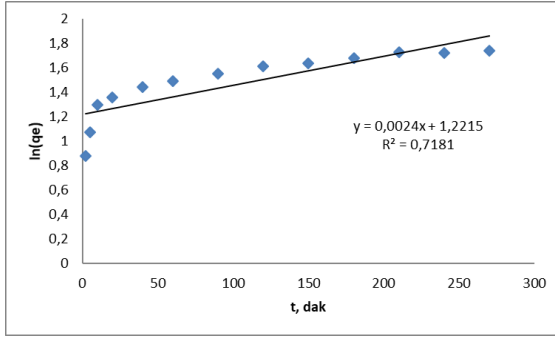
Kinetik Model	Parametreler	R ²
Sıfırıncı Derece	$k_0 = 0,0073 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{dk}^{-1}$	0,8341
Birinci Derece	$k_1 = 0,0008 \text{ dk}^{-1}$	0,8554
İkinci Derece	$k_2 = 0,0001 \text{ L} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{dk}^{-1}$	0,8752
Yalancı Birinci Derece	$q_e(\text{cal}) = 6,01 \text{ mg/g}$; $k_{1p} = 0,0274 \text{ dk}^{-1}$	0,8033
Yalancı İkinci Derece	$q_e(\text{cal}) = 6,90 \text{ mg/g}$; $k_{2p} = 0,0131 \text{ g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{dk}^{-1}$	0,9961
Elovich	$\alpha = 14,43 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dk}^{-1}$; $\beta = 1,27 \text{ g} \cdot \text{mg}^{-1}$	0,9791
Fractional Power	$k = 2,75$; $v = 0,1626$	0,9880



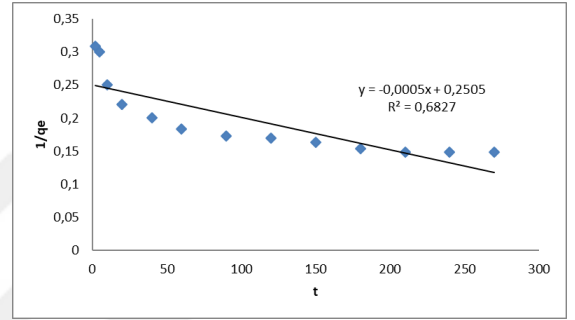
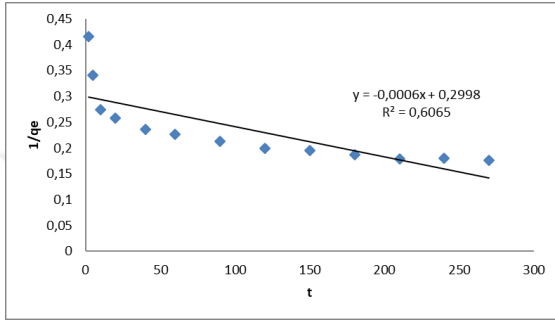
Şekil 4.18. Pseudo İkinci Derece Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 60 ve 120 ppm)



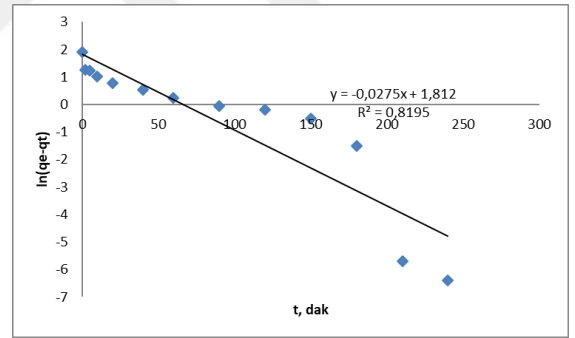
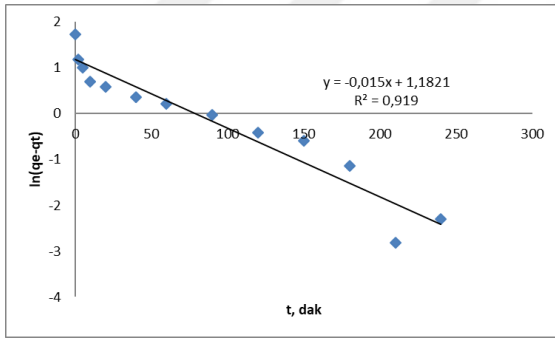
Şekil 4.19. Sıfırıncı Derece Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 60 ve 120 ppm)



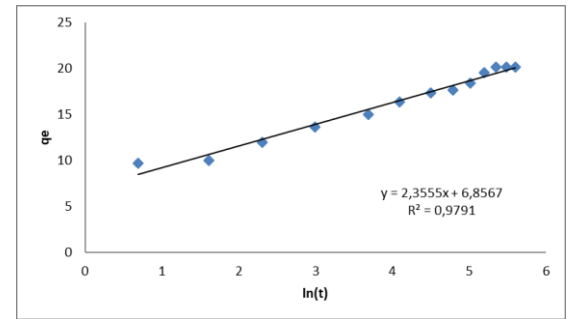
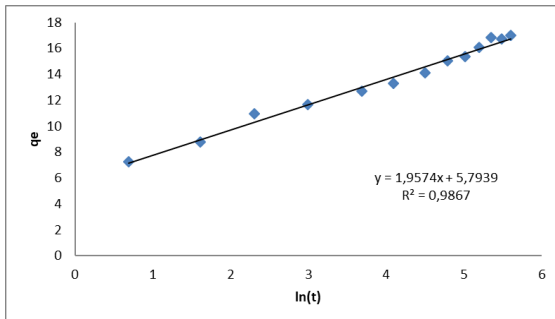
Şekil 4.20. Birinci Derece Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 60 ve 120 ppm)



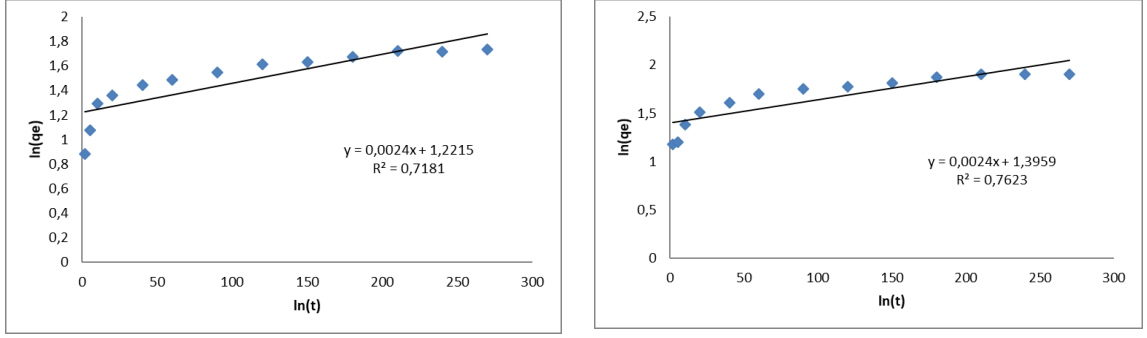
Şekil 4.21. İkinci Derece Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 60 ve 120 ppm)



Şekil 4.22. Pseudo Birinci Derece Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 60 ve 120 ppm)



Şekil 4.23. Elovich Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 60 ve 120 ppm)



Şekil 4.24. Fractional Power Hız Kinetiğine Grafikler (sırası ile 60 ve 120 ppm)

4.2. Aktive Edilmiş (İşlem Görmüş) Karbonize Antep Fıstığı Kabuğu Kullanılarak Kristal Viyole Giderimi

Ham fıstık kabuklarının aktivasyon işleminin gerçekleştirilmesi amacıyla H_3PO_4 , HCl ve H_2SO_4 asitleri ile birlikte NaOH bazı kullanılarak piroliz işlemine tabi tutulan materyal ile gerçekleştirilen kristal viyole giderimi araştırmasında 120 ppm boyar madde konsantrasyonunda çalışılmıştır. İlgili deney setinde HCl ve H_2SO_4 asitleri ile %1'in altında giderim verimi elde edilirken H_3PO_4 asidi ile hazırlanan malzeme de %2,86 verim elde edilmiştir. İlgili bu durumun yüksek asit içeriğine sahip çözeltide bekleyen ham antep fıstığı kabuklarının malzeme özelliğini yitirmesi neticesinde ulaşıldığı düşünülmektedir. Ayrıca NaOH ile denemesi gerçekleştirilmiş olan deneysel çalışma neticesinde 5 g NaOH ile 1 saat reaksiyon süresi sonunda %11,62 giderim verimi ve 2,123 mg/g tutma kapasitesi değeri elde edilmiştir. 10 g NaOH kullanılması durumunda ise bu değerler sırası ile %23,28 giderim verimi ve 4,26 mg/g olmaktadır. Söz konusu analiz sürdürülürken 10. dakika ölçülen çözeltide kalan kristal viyole miktarları ile 60. dakikada ölçülen değerler arasında önemli bir fark olmadığı da anlaşılmıştır. 10. dakikada alınan numuneler ile ölçülen değerler ise 5 g ve 10 g NaOH aktivasyonu için sırası ile %6,62 (1,21 mg/g) ve %19,09 (3,49 mg/g)'dir.

4.3. Ticari Toz Aktif Karbon Kullanılarak Kristal Viyole Giderimi

Ham antep fıstığı kabuklarının 1 saat piroliz işlemini takiben sentezlenmiş olan materyalin ticari toz aktif karbon ile kıyaslaması gerçekleştirilmiştir. Kristal viyole boyarmaddesinin giderilmesi üzerinden ilerleyen analiz sürecine ait tespit edilen ticari toz aktif karbon verileri Çizelge 4.10'da yer almaktadır. Deney seti 10.; 40. ve 60. dakikalarda çözeltiden numune alınarak santrifüj edilmesini takiben gerçekleştirilen kristal viyole ölçümlerine göre 0,06 gram adsorban kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

Çizelge 4.10. Kristal Viyole Gideriminde Ticari Toz Karbon Kullanımına ait Çalışma Bulguları

Başlangıç (mg/L)	Konsantrasyon (mg/L)			Verim (%)			q _e (mg/g)		
	10. dk	40 dk.	60. dk	10. dk	40 dk.	60. dk	10. dk	40 dk.	60. dk
60,70	33,64	25,36	22,30	44,58	58,22	63,26	45,10	58,90	64,00
120,51	93,72	90,36	90,18	22,23	25,02	25,17	44,65	50,25	50,55

Çizelge 4.10 incelendiği zaman ham antep fıstığı kabuğundan elde edilmiş materyale göre 10 kat daha az adsorban kullanılarak kristal viyole gideriminin gerçekleştirilebildiği anlaşılmaktadır. Karbonize edilmiş antep fıstığı kabukları ile benzer konsantrasyonlarda çalışılmış olup 10 kat daha fazla adsorban kullanılmıştır.

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu çalışmada, tarımsal bir atık olan Antep fıstığı kabuklarının herhangi bir kimyasal aktivasyon uygulanmadan sadece karbonizasyon işlemi ile düşük maliyetli bir adsorbana dönüştürülmesi ve sulu çözeltilerden kristal viyole boyarmaddesinin gideriminde kullanılması araştırılmıştır.

Ham fıstık kabuklarına uygulanan asit (HCl, H₂SO₄, H₃PO₄) ve baz (NaOH) aktivasyonları, beklenenin aksine adsorpsiyon performansını artırmamış, aksine asit aktivasyonları materyalin yapısını bozarak giderim verimini %3'ün altına düşürmüştür. NaOH ile yapılan aktivasyon ise maksimum %23,28 verim (4,26 mg/g) ile sınırlı kalmıştır. Bu durum, bu spesifik biyokütle için kimyasal aktivasyon yerine doğrudan ısıl işlemin (karbonizasyon) gözenek yapısını korumada daha etkili olduğunu göstermiştir.

Karbonize edilmiş fıstık kabuğu için optimum adsorban dozu 0,6 g/100 mL olarak belirlenmiştir. Bu dozajda ve düşük kirlilik yükünde ($\cong 20$ mg/L) %94,07 gibi yüksek bir giderim verimine ulaşılmıştır. Ancak başlangıç boya konsantrasyonu arttıkça (20 mg/L'den 120 mg/L'ye), adsorban yüzeyindeki aktif bölgelerin doygunluğa ulaşması nedeniyle yüzde giderim azalmıştır.

Deneyisel veriler teorik modellerle analiz edildiğinde; sürecin Langmuir Tip-1 izoterm modeline ($R^2 \geq 0,98$) ve Yalancı İkinci Derece kinetik modeline ($R^2 \geq 0,98$) en iyi uyumu sağladığı görülmüştür. Bu bulgular, adsorpsiyonun homojen bir yüzeyde, tek tabakalı (monolayer) olarak gerçekleştiğini ve hız sınırlayıcı basamağın elektron alışverişini içeren kimyasal adsorpsiyon (kemisorpsiyon) olduğunu kanıtlamaktadır. Maksimum adsorpsiyon kapasitesi (q_{max}) 7,19 mg/g olarak tespit edilmiştir.

Bu çalışmada sentezlenmiş olan karbonize antep fıstığı kabuğu, ticari toz aktif karbon ile kıyaslandığında; toz aktif karbonun 10 kat daha düşük miktarda (0,06 g) kullanılması durumunda karbonize antep fıstığı kabuğuna göre daha yüksek giderim değerlerine ulaşılabilirdiği tespit edilmiştir. Bu durum ticari ürünün yüzey alanının ve gözenekliliğinin çok daha gelişmiş olduğunu göstermektedir.

Asit ve baz aktivasyonlarının gözenek yapısını olumsuz etkilediği düşünülmekte olup ileride yapılacak araştırmalarda adsorpsiyon kapasitesini artırmak amacıyla mikrodalga destekli yöntemlerin veya çinko klorür (ZnCl₂) benzeri farklı aktivantların denenmesinin gerektiği önerilmektedir. Bol miktarda bulunan bu tarımsal atığın katma değerli bir ürüne dönüştürülmesi, yerel yönetimler tarafından sürdürülen sıfır atık ve sürdürülebilirlik süreçlerine uygun bir yöntem olup işletmelerde oluşacak atık yükünün azaltılmasına ve atığın hammadde olarak kullanılabilmesine katkı sağlayacaktır.



KAYNAKLAR

- Akmeşe, B., ve Tosun Satır, İ., 2025. Tarımsal atıklar kullanılarak tekstil atık sularındaki boyar maddelerin adsorpsiyonla arıtılması. *KSÜ Tarım ve Doğa Dergisi*, 28(2): 535–543.
- Aksu, Z., 2005. Application of biosorption for the removal of organic pollutants: a review. *Process Biochemistry*, 40(3-4): 997-1026.
- Ali, I., ve Gupta, V. K., 2007. Advances in water treatment by adsorption technology. *Nature Protocols*, 1(6): 2661-2667.
- Anastopoulos, I., Karibertis, A., Mitropoulos, A. C., ve Kyzas, G. Z., 2017. A review for coffee adsorbents. *Journal of Molecular Liquids*, 229: 555-565.
- Armagan, B., ve Toprak, F., 2015. Using pistachio shell for Remazol Red removal from aqueous solutions: equilibrium, kinetics and thermodynamics. *Desalination and Water Treatment*, 56(1): 136–145.
- Atkins, P., ve de Paula, J., 2006. *Physical chemistry* (8th ed.). Oxford University Press, Oxford.
- Banat, I. M., Nigam, P., Singh, D., ve Marchant, R., 1996. Microbial decolorization of textile-dye-containing effluents: a review. *Bioresource Technology*, 58(3): 217-227.
- Bansal, R. C., Donnet, J. B., ve Stoeckli, F., 1988. *Active carbon*. Marcel Dekker, New York.
- Bansal, R. C., ve Goyal, M., 2005. *Activated carbon adsorption*. CRC Press, Boca Raton.
- Barut, D., Tekin, H., Kılıç, İ. H., Taş, S., ve Kurt, B. S., 2021. Antepfıstığı (*Pistacia vera* L.) yumuşak dış kabuğunun kimyasal bileşimi ve antioksidan potansiyelinin belirlenmesi. *Zeugma Biological Science*, 2(1): 20–26.
- Baycar, A., 2022. Antep fıstığı ve türevlerinin Gaziantep yerel gastronomik kimliğindeki yeri. *Abant Sosyal Bilimler Dergisi*, 22(2): 749–764.
- Bayram, O., Moral, E., ve Göde, F., 2023. İğde çekirdeklerinden elde edilen biyokömür kullanılarak sulu çözeltiden Kristal Viyole boyarmaddesinin uzaklaştırılması. *İğdir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 13(1): 448-457.
- Bhatia, D., Sharma, N. R., Singh, J., ve Kanwar, R. S., 2017. Biological methods for textile dye removal from wastewater: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(19): 1836-1876.
- Bhatnagar, A., ve Sillanpää, M., 2010. Utilization of agro-industrial and municipal waste materials as potential adsorbents for water treatment—a review. *Chemical Engineering Journal*, 157(2-3): 277-296.
- Bingöl, Z., 2021. The use of waste green tea leaves for Crystal Viyole adsorption: kinetic, equilibrium and thermodynamics studies. *İğdir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 11(4): 2645-2659.

- Cebeci, M. S., ve Şentürk, I., 2020. Removal of Chrysoidine Y from aqueous solutions by agricultural waste material. *International Journal of Multidisciplinary Studies and Innovative Technologies*, 4(1): 18-28.
- Chien, S. H., ve Clayton, W. R., 1980. Application of Elovich equation to the kinetics of phosphate release and sorption in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44(2): 265-268.
- Ciardelli, G., Corsi, L., ve Marzocchi, M., 2001. Electrochemical oxidation of a model dye wastewater. *Journal of Applied Electrochemistry*, 31(11): 1255-1262.
- Crini, G., 2006. Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: a review. *Bioresource Technology*, 97(9): 1061-1085.
- Çetin, M. Ş., Demirel, A. S., Toprakçı, O., ve Karahan Toprakçı, H. A., 2022. Karbonize edilmiş Antep fıstığı kabuk atıklarından iletken, esnek polimer kompozit üretimi ve karakterizasyonu. *Gazi Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 37(2): 711–722.
- Dabrowski, A., 2001. Adsorption—from theory to practice. *Advances in Colloid and Interface Science*, 93(1-3): 135-224.
- Dada, A. O., Olalekan, A. P., Olatunya, A. M., ve Dada, O., 2012. Langmuir, Freundlich, Temkin and Dubinin–Radushkevich isotherms studies of equilibrium sorption of Zn²⁺ unto phosphoric acid modified rice husk. *IOSR Journal of Applied Chemistry*, 3(1): 38-45.
- Dalal, R. C., 1974. Desorption of soil phosphate by anion-exchange resin. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 5(6): 531-538.
- Demirbas, A., 2004. Effects of temperature and particle size on bio-char yield from pyrolysis of agricultural residues. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 72(2): 243-248.
- Demirbas, A., 2008. Heavy metal adsorption onto agro-based waste materials: a review. *Journal of Hazardous Materials*, 157(2-3): 220-229.
- Develi, H. C., Aybek, A., ve Üçok, S., 2021. Antep fıstığı kabuğu ve zeytin küspesinden biyoyakıt amaçlı pelet elde edilmesi. *Tekirdağ Ziraat Fakültesi Dergisi*, 18(4): 689–701.
- Dubinin, M. M., 1960. The potential theory of adsorption of gases and vapors for adsorbents with energetically nonuniform surfaces. *Chemical Reviews*, 60(2): 235-241.
- Enache, A.-C., Cojocaru, C., Samoila, P., Ciornea, V., Apolzan, R., Predeanu, G., ve Harabagiu, V., 2023. Adsorption of Brilliant Green dye onto a mercerized biosorbent: kinetic, thermodynamic, and molecular docking studies. *Molecules*, 28(10): 4129.
- Foo, K. Y., ve Hameed, B. H., 2010. Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical Engineering Journal*, 156(1): 2-10.
- Forgacs, E., Cserhati, T., ve Oros, G., 2004. Removal of synthetic dyes from wastewaters: a review. *Environment International*, 30(7): 953-971.
- Freundlich, H. M. F., 1906. Over the adsorption in solution. *Journal of Physical Chemistry*, 57: 1100-1107.

- Ghaly, A. E., Ananthashankar, R., Alhattab, M., ve Ramakrishnan, V. V., 2014. Production, characterization and treatment of textile effluents: a critical review. *Journal of Chemical Engineering & Process Technology*, 5(1): 1-19.
- Gümüş, D., ve Gümüş, F., 2024. Typha latifolia ile sulu çözeltiden Kristal Viyole boyasının adsorpsiyonu; doğrusal ve doğrusal olmayan izoterm, kinetik ve dizayn. *Karadeniz Fen Bilimleri Dergisi*, 14(4): 2227-2243.
- Gupta, V. K., Carrott, P. J. M., Ribeiro Carrott, M. M. L., ve Suhas, 2009. Low-cost adsorbents: growing approach to wastewater treatment—a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39(10): 783-842.
- Gupta, V. K., ve Suhas, 2009. Application of low-cost adsorbents for dye removal—a review. *Journal of Environmental Management*, 90(8): 2313-2342.
- Hai, F. I., Yamamoto, K., ve Fukushi, K., 2007. Hybrid treatment systems for dye wastewater. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37(4): 315-377.
- Hall, K. R., Eagleton, L. C., Acrivos, A., ve Vermeulen, T., 1966. Pore-and solid-diffusion kinetics in fixed-bed adsorption under constant-pattern conditions. *Industrial & Engineering Chemistry Fundamentals*, 5(2): 212-223.
- Hesas, R. H., Arami-Niya, A., Wan Daud, W. M. A., ve Sahu, J. N., 2013. Preparation and characterization of activated carbon from apple waste by microwave-assisted phosphoric acid activation: application in methylene blue adsorption. *BioResources*, 8(2): 2950-2966.
- Ho, Y. S., ve McKay, G., 1999. Pseudo-second order model for sorption processes. *Process Biochemistry*, 34(5): 451-465.
- Hunger, K. (Ed.), 2003. *Industrial dyes: Chemistry, properties, applications*. Wiley-VCH, Weinheim.
- Hürkul, M. M., 2021. Antep fıstığı (*Pistacia vera* L.) meyve kabuğu: Biyoaktif bileşikler için potansiyel kaynak. *Ankara Eczacılık Fakültesi Dergisi*, 45(3): 586-597.
- Ihsanullah, I., Jamal, A., Ilyas, M., Zubair, M., Khan, G., ve Atieh, M. A., 2020. Bioremediation of dyes: current status and prospects. *Journal of Water Process Engineering*, 38: 101680.
- Inglezakis, V. J., ve Pouloupoulos, S. G., 2006. *Adsorption, ion exchange and catalysis: Design of operations and environmental applications*. Elsevier, Amsterdam.
- Ioannidou, O., ve Zabaniotou, A., 2007. Agricultural residues as precursors for activated carbon production—a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 11(9): 1966-2005.
- Kant, R., 2012. Textile dyeing industry: an environmental hazard. *Natural Science*, 4(1): 22-26.
- Kaya, A., 2021. Adsorption studies of Cibacron Blue onto both untreated and chemically treated pistachio shell powder from aqueous solutions. *Separation Science and Technology*, 56(15): 2546-2561.
- Kaya, A., ve Şahin, S. A., 2022. Acid Orange 7 adsorption onto quaternized pistachio shell powder from aqueous solutions. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 12: 6015-6032.

- Kundu, S., ve Gupta, A. K., 2006. Arsenic adsorption onto iron oxide-coated cement (IOCC): regression analysis of equilibrium data with several isotherm models and their optimization. *Chemical Engineering Journal*, 122(1-2): 93-106.
- Lagergren, S., 1898. About the theory of so-called adsorption of soluble substances. *Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar*, 24(4): 1-39.
- Langmuir, I., 1918. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *Journal of the American Chemical Society*, 40(9): 1361-1403.
- Lellis, B., Fávaro-Polonio, C. Z., Pamphile, J. A., ve Polonio, J. C., 2019. Effects of textile dyes on health and the environment and bioremediation potential of living organisms. *Biotechnology Research and Innovation*, 3(2): 275-290.
- Marsh, H., ve Rodríguez-Reinoso, F., 2006. Activated carbon. Elsevier Science, Amsterdam.
- Mathew, M. L., Gopalakrishnan, A., Aravindakumar, C. T., ve Aravind, U. K., 2019. Low-cost multilayered green fiber for the treatment of textile industry waste water. *Journal of Hazardous Materials*, 365: 297–305.
- McMullan, G., Meehan, C., Conneely, A., Kirby, N., Robinson, T., Nigam, P., ... ve Smyth, W. F., 2001. Microbial decolourisation and degradation of textile dyes. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 56(1-2): 81-87.
- Metcalf ve Eddy, 2014. Wastewater engineering: Treatment and resource recovery (5th ed.). McGraw-Hill Education, New York.
- Mishra, S., Cheng, L., ve Maiti, A., 2021. The utilization of agro-biomass/byproducts for removal of Rhodamine B from wastewater: a review. *Journal of Cleaner Production*, 298: 126762.
- Mohan, D., ve Pittman, C. U., 2006. Activated carbons and low cost adsorbents for remediation of tri- and hexavalent chromium from water. *Journal of Hazardous Materials*, 137(2): 762-811.
- Najm, I. N., Snoeyink, V. L., Suidan, M. T., Lee, C. H., ve Richard, Y., 1991. Effect of initial concentration of a SOC on adsorption rate in PAC systems. *Journal of the American Water Works Association*, 83(8): 57-63.
- Ofomaja, A. E., ve Ho, Y. S., 2007. Effect of pH on cadmium biosorption by coconut copra meal. *Journal of Hazardous Materials*, 139(2): 356-362.
- Pearce, C. I., Lloyd, J. R., ve Guthrie, J. T., 2003. The removal of colour from textile wastewater using whole bacterial cells: a review. *Dyes and Pigments*, 58(3): 179-196.
- Pinheiro, H. M., Touraud, E., ve Thomas, O., 2004. Aromatic amines from azo dye reduction: status review with emphasis on kinetic and monitoring considerations. *Dyes and Pigments*, 61(2): 121-139.
- PubChem, 2025. Compound summary for CID 11057, Crystal Violet. National Center for Biotechnology Information. [Erişim: 17 Aralık 2025].

- Qiu, H., Lv, L., Pan, B., Zhang, Q., Zhang, W., ve Zhang, Q., 2009. Critical review in adsorption kinetic models. *Journal of Zhejiang University-Science A*, 10(5): 716-724.
- Rafatullah, M., Sulaiman, O., Hashim, R., ve Ahmad, A., 2010. Adsorption of methylene blue on low-cost adsorbents: a review. *Journal of Hazardous Materials*, 177(1-3): 70-80.
- Rahdar, S., Shikhe, L., ve Ahmadi, S., 2018. Removal of Reactive Blue 19 dye using a combined sonochemical and modified pistachio shell adsorption processes from aqueous solutions. *Iranian Journal of Health Sciences*, 6(3): 8–20.
- Robinson, T., McMullan, G., Marchant, R., ve Nigam, P., 2001. Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. *Bioresource Technology*, 77(3): 247-255.
- Rodriguez-Reinoso, F., ve Molina-Sabio, M., 1992. Activated carbons from lignocellulosic materials by chemical and/or physical activation: an overview. *Carbon*, 30(7): 1111-1118.
- Ruthven, D. M., 1984. Principles of adsorption and adsorption processes. John Wiley & Sons, New York.
- Saghir, S., Pu, C., Fu, E., Wang, Y., ve Xiao, Z., 2022. Synthesis of high surface area porous biochar obtained from pistachio shells for the efficient adsorption of organic dyes from polluted water. *Surfaces and Interfaces*, 34: 102357.
- Salleh, M. A. M., Mahmoud, D. K., Karim, W. A. W. A., ve Idris, A., 2011. Cationic and anionic dye adsorption by agricultural solid wastes: a comprehensive review. *Desalination*, 280(1-3): 1-13.
- Schwarzenbach, R. P., Egli, T., Hofstetter, T. B., Von Gunten, U., ve Wehrli, B., 2010. Global water pollution and human health. *Annual Review of Environment and Resources*, 35: 109-136.
- Shaikhiev, I. G., Kraysman, N. V., ve Sverguzova, S. V., 2023. Review of pistachio (*Pistacia*) shell use to remove pollutants from aqua media. *Biointerface Research in Applied Chemistry*, 13(4): 389-408.
- Sigma-Aldrich, 2025. Safety data sheet for Crystal Violet (C.I. 42555). Merck KGaA, Darmstadt.
- Slokar, Y. M., ve Le Marechal, A. M., 1998. Methods of decoloration of textile wastewaters. *Dyes and Pigments*, 37(4): 335-356.
- Sontheimer, H., Crittenden, J. C., ve Summers, R. S., 1988. Activated carbon for water treatment. DVGW-Forschungsstelle.
- Sulyman, M., Namiesnik, J., ve Gierak, A., 2017. Low-cost adsorbents derived from agricultural by-products/wastes for eliminating heavy metals from wastewater: a review. *Polish Journal of Environmental Studies*, 26(1): 479-500.
- Temkin, M. J., ve Pyzhev, V., 1940. Kinetics of ammonia synthesis on promoted iron catalysts. *Acta Physicochimica URSS*, 12: 217-222.

- Toprak, F., Armagan, B., ve Cakici, A., 2012. Systematic approach for the optimal process conditions of Reactive Red 198 adsorption by pistachio nut shell using Taguchi method. *Desalination and Water Treatment*, 48(1–3): 96–105.
- Vandevivere, P. C., Bianchi, R., ve Verstraete, W., 1998. Treatment and reuse of wastewater from the textile wet-processing industry: Review of emerging technologies. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 72(4): 289-302.
- Weisburger, J. H., 2002. Comments on the history and importance of aromatic and heterocyclic amines in public health. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, 506: 9-20.
- WWAP (United Nations World Water Assessment Programme), 2017. The United Nations world water development report 2017: Wastewater, the untapped resource. UNESCO, Paris.
- Yagub, M. T., Sen, T. K., Afroze, S., ve Ang, H. M., 2014. Dye and its removal from aqueous solution by adsorption: a review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 209: 172-184.
- Yang, H., Yan, R., Chen, H., Lee, D. H., ve Zheng, C., 2007. Characteristics of hemicellulose, cellulose and lignin pyrolysis. *Fuel*, 86(12-13): 1781-1788.
- Yaseen, D. A., ve Scholz, M., 2019. Textile dye wastewater characteristics and constituents of synthetic effluents: a critical review. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16: 1193-1226.
- Yılmaz Mertsoy, E., ve Palas, B., 2025. Demir katkılı zeolitik imidazol ağ yapısı katalizörler kullanılarak fenton benzeri oksidasyonu ile kristal viyole gideriminde reaksiyon parametrelerinin ve kinetiğinin incelenmesi. *Niğde Ömer Halisdemir Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 14(1): 060-069.
- Yeşiltaş, H.K., 2015. Çift Katmanlı Hidroksitler ile Fosfor Gideriminin Araştırılması. Çukurova Üniversitesi Fen Bilimler Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, Adana.
- Zeki Ö., 2012. Dimetil Tereftalat Üretim Endüstrisi Atıksularından Asetik Asitin İyon Değiştirme Yöntemiyle Gideriminin Araştırılması. Çukurova Üniversitesi Fen Bilimler Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, Adana.
- Zollinger, H., 1987. Color chemistry: Syntheses, properties, and applications of organic dyes and pigments. VCH Publishers, New York.

ÖZGEÇMİŞ

Burcu TEKİN GEBEN. İlk, orta ve lise eğitimini Adana’da tamamladı. 2009 yılında Çukurova Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümünde lisans eğitime başladı ve 2013 yılında mezun oldu. Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda Yüksek Lisans öğrenimine başladı ve 2016 yılından beri Çukurova Belediyesinde çalışmaya devam etmektedir.

