T.C.
BİNGÖL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

KİRAZ ERİĞİ (*Prunus cerasifera*) ÇEKİRDEĞİNDEN MANYETİK BİYOKÖMÜR ÜRETİMİ VE KATYONİK BOYA ADSORPSİYONUN İNCELENMESİ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

CEYLAN BEGİÇ

KİMYA ANA BİLİM DALI

TEZ DANIŞMANI
Prof. Dr. Mahmut TOPRAK

BİNGÖL-2026

ÖNSÖZ

Bu tez çalışmasında bana yol gösteren, akademik bilgi ve deneyimlerini benimle paylaşan çalışmanın gelişmesinde rehberlik eden, bilimsel düşünmeyi ve araştırma disiplinini hem teorik hem de laboratuvar ortamında kazanmamda yardımcı olan ve çalışmanın her aşamasında maddi ve manevi desteğini hiçbir zaman esirgemeyen danışman hocam Sayın Prof. Dr. Mahmut TOPRAK'a teşekkür ederim.

Bu süreçte gösterdiği değerli katkılarından dolayı Sayın Prof. Dr. Sinan BAYINDIR hocama çok teşekkür ederim.

Bana her koşulda güvenen bu zorlu ve uzun yolculukta desteklerini esirgemeyen, gösterdikleri sabır ve fedakarlıklar bu yolculukta en büyük motivasyon ve neşe kaynağım oldu. Her zorlukta yanımda olan canım aileme sonsuz teşekkür ederim.

Son olarak yüksek lisans ders dönemi sürecinde derslerime giren ve bu süreçte bana katkı sağlayan akademik bilgi ve deneyimlerini benimle her zaman paylaşan değerli hocalarıma çok teşekkür ederim.

Ceylan BEGİÇ
BİNGÖL 2026

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ i
İÇİNDEKİLER ii
SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ iv
ŞEKİLLER LİSTESİ vi
TABLOLAR LİSTESİ viii
ÖZET ix
ABSTRACT x
1. GİRİŞ 1
1.2. Boyar Maddeler 2
1.2.1. Metilen Mavisi 3
1.2.2. Boyar Madde İçeren Atık Suların Arıtma Yöntemleri 3
1.2.3. Kimyasal Arıtma Yöntemleri 4
1.2.4. Biyolojik Arıtma Yöntemleri 4
1.2.5. Fiziksel Arıtma Yöntemleri 4
1.3. Adsorpsiyon 5
1.3.1. Adsorpsiyon Çeşitleri 6
1.3.2. Adsorpsiyona Etki Eden Etmenler 7
1.4.3. Adsorpsiyon İzotermleri 8
1.4.4. Adsorpsiyon Kinetiği 9
1.4.5. Adsorpsiyon Termodinamiği 11
2. KAYNAK ÖZETLERİ 12
3. MATERYAL VE YÖNTEM 16
3.1. Deneyde Kullanılan Kimyasallar 16
3.2. Deneyde Kullanılan Cihazlar 16
3.2.1. Manyetik Çalkalayıcı 16
3.2.2. Spektrofotometre 16
3.2.3. $\boldsymbol{pH}$ Metre 16
3.2.4. Brunauer – Emmet –Teller (BET) Analizleri 16
3.2.5. FTIR Analizi 16

3.2.6. Titreşimli Numune Manyetometresi (VSM) 17
3.2.7. Silindirik Fırın 17
3.2.8. Etüv 17
3.2.9. X Işını Kırınımı (XRD) Analizleri 17
3.2.10. RAMAN Analizleri 17
3.3.11. Biyokütleden Biyokömür Hazırlanması 17
3.3.12. Manyetik Biyokömür Hazırlanması 18
3.4. Adsorpsiyon Deneyleri 18
3.4.1. Başlangıç Boya Konsantrasyonu 18
3.4.2. pH 19
3.4.3. Sıcaklık 20
3.4.4. Desorpsiyon 20
4. BULGULAR VE TARTIŞMA 21
4.1. Adsorbanların Karakterizasyonu 21
4.2. Adsorpsiyon İçin Optimum Şartlar 26
4.3. Adsorpsiyon İzotermi 31
4.4. Adsorpsiyon Kinetiği 34
4.5. Adsorpsiyon Termodinamiği 40
4.6. Desorpsiyon 43
4.7. Mekanizma 44
5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER 47
KAYNAKLAR 51

SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ

$\Delta G^{0:}$	Gibbs serbest enerjisi(j/mol)
ΔH^{0}:	Entalpi değişimi (j/mol)
$\Delta S^{0:}$	Entropi değişimi (J/mol.K)
C_0:	Adsorbatın başlangıç derişimi(mg/L)
C_{ads}:	Adsoplanan boyar maddenin derişimi (mg/L)
C_e:	Adsorbatın denge anındaki derişimi(mg/L)
$H_{c:}$	Zorlama
K_L:	Langmuir adsorpsiyon sabiti (L/mg)
K_c :	Adsopsiyon denge sabiti
K_c:	Termodinamik denge sabiti
K_f:	Freundlich adsopsiyon sabiti (L/g)
K_{id}:	Partikul içi difüzyon hız sabiti (g/mg.dakika ½)
K_{pf}:	Yalancı ikinci dereceden adsorpsiyon hız sabiti (g/ mg.dakika)
M_S:	Doygunluk mıknatıslanması
M_r:	Kalan mıknatıslama
$R^{2:}$	Korelasyon katsayısı
$R_{L:}$	Adsorpsiyonun elverişliliği gösteren boyutsuz dağılma sabiti
$qe_{(hsp)}$:	Adsorbanın teorik adsorpsiyon kapasitesi (mg/g)
$qe_{(dny)}$:	Adsorbanın deneysel adsorpsiyon kapasitesi (mg/g)
q_{eq}:	Denge anındaki adsopsiyon miktarı (mg/g)
q_m:	Adsorbanın maksimum tek tabaka adsorpsiyon kapasitesi (mg /g)
A:	Absorbans dalga boyu(nm)
BAC:	Biyokömür
ε :	Molar adsorpsiyon katsayısı (L/mol.cm)

MAC: Manyetik biyokömür

C: Adsorban ile adsorbat arasindaki tabakanın sınır kalınlığı

M: Manyetik alan kuvvetlerine karşı mıknatıslanma

R: Gaz sabiti (8,314 J/mol.K)

T: Mutlak sıcaklık(K)

V: Çözeltinin hacmi(L)

m: Adsorbat ağırlığı(g)

n: Adsorpsiyon yoğunluğu

t: Temas süresi(dakika)

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 1.1 .Kiraz eriği (Prunus cerasifera)…… 2
Şekil 1.2. MB Boyasının Kimyasal Yapısı…… 3
Şekil 3.1. Biyokütle, BAC ve MAC…… 18
Şekil 3.2. Lambert Beer grafiği…… 19
Şekil 4.1. Biyokütle ve Adsorbanların FT-IR Spektrumu…… 21
Şekil 4.2. BACve MAC'ın RAMAN spektrumu…… 22
Şekil 4.3. BACve MAC'ın XRD spektrumu…… 23
Şekil 4.4. MAC 'ın VSM Spektrumu…… 24
Şekil 4.5. MB'nu farklı konsantrasyonlarının BAC üzerine adsorpsiyonunda elde edilmiş qe değerlerinin zaman karşı grafiği (BAC miktarı 30mg)……26
Şekil 4.6. MB'nun farklı konsantrasyonlarının MAC üzerine adsorpsiyonunda elde edilmiş qe değerlerinin zamana karşı grafiği (MAC miktarı 30mg ve V=25ml)…… 27
Şekil 4.7. MB'nin BAC üzerine adsorpsiyonunda qe değerlerinin pH ile değişimi… 28
Şekil 4.8. MB'nin MAC üzerine adsorpsiyonunda qe değerlerinin pH ile değişimi… 28
Şekil 4.9. 10, 20 ve 30 mg/L MB'nin artan BAC miktarlarına karşı qe değerleri (v=25 ml)…… 29
Şekil 4.10. 10, 20 ve 30 mg/L MB'nin artan MAC miktarlarına karşı qe değerleri (v=25 mL)…… 30
Şekil 4.11. BAC için Langmuir adsorpsiyon izotermi grafiği…… 32
Şekil 4.12. BAC için Freundlich adsorpsiyon izotermi grafiği……32
Şekil 4.13. MAC için Langmuir adsorpsiyon izotermi grafiği……33
Şekil 4.14. MAC için Freundlich adsorpsiyon izotermi grafiği…… 33
Şekil 4.15. MB'nun BAC Üzerine Adsorsiyonu İçin Yalancı Birinci Dereceden Kinetik Model……35
Şekil 4.16. MB'nun BAC Üzerine Adsorsiyonu İçin Yalancı İkinci Dereceden Kinetik Model…… 36
Şekil 4.17. MB'nin MAC Üzerine Adsorsiyonu İçin Yalancı Birinci Dereceden Kinetik Model……36

Şekil 4.18. MB'nun BAC Üzerine Adsorsiyonu İçin Parçacık İçi Difüzyon Kinetik Model……37
Şekil 4.19. MB'nin MAC Üzerine Adsorsiyonu İçin Yalancı İkinci Dereceden Kinetik Model……37
Şekil 4.20. MB'nin MAC Üzerine Adsorsiyonu İçin Parçacık İçi Difüzyon Kinetik Model…… 38
Şekil 4.21. MB'nin BAC üzerine adsorpsiyonu için lnKc'değerlerinin 1/T'ye karşı grafiği…… 41
Şekil 4.22. MB'nin MAC üzerine adsorpsiyonu için lnKc'değerlerinin 1/T'ye karşı grafiği……41
Şekil 4.23. MB- BAC ve MB- MAC sistemleri için adsorpsiyon–desorpsiyon döngü grafiği……43
Şekil 4.24. Adsorpsiyon öncesi ve sonrası adsorbanların FT-IR spektrumları…… 45
Şekil 4.25. MB'nin adsorbanlar üzerine adsorpsiyon mekanizmasının temsili gösterimi (Chistie et al.2025 makelesinden uyarlanmıştır)…… 46

TABLOLAR LİSTESİ

Tablo 4. 1. MB'nun BAC ve MAC üzerine adsorpsiyonu için izoterm sabitleri……..34
Tablo 4. 2. MB'nun BAC ve MAC üzerine adsorpsiyonu için kinetik model sabitleri…38
Tablo 4. 3. MB'nin BAC ve MAC üzerine adsorpsiyonu için termodinamik veriler…...42

KİRAZ ERİĞİ (*Prunus cerasifera*) ÇEKİRDEĞİNDEN MANYETİK BİYOKÖMÜR ÜRETİMİ VE KATYONİK BOYA ADSORPSİYONUN İNCELENMESİ

ÖZET

Atık boyaların sulara karışması ekosistem dengesinin bozulmasına, içme suyu kaynaklarının kirlenmesine ve biyolojik çeşitliliğe zarar vermektedir. Atık sularda bulunan boyaları uzaklaştırmak için çeşitli yöntemler geliştirilmiştir. En etkili yöntemlerden biride adsorpsiyondur. Karbon içerikli maddeler gözenek yapısı, yüksek verimlilik ve emicilik özelliğinden dolayı son yıllarda en çok kullanılan adsorbanlardan biridir.

Yapılan bu tez çalışmasında biyoatık olan kiraz eriği çekirdeği (*pluhus cerasifera*) kullanılarak biyokömür sentezlenmiş ve Fe_3O_4 emdirilerekte manyetik özellik katılmıştır. Elde edilen adsorbanların yapısı ve morfolojik özellikleri FT-IR, titreşimli manyotemetri (VSM), BET, XRD ve RAMAN spektroskopisi kullanılarak incelenmiştir. Biyokütleden elde edilen biyokömür (BAC), manyetik biyokömüre ise MAC denilmiştir. Elde edilen BAC ve MAC adsorbanlarının yüzey alanları sırasıyla 700,4 m^2/g ve 408,24 m^2/g olarak bulunmuştur. Metillen mavisinin BAC ve MAC üzerine adsorpsiyonuna pH, sıcaklık, adsorpsiyon süresi ve başlangıç boyar maddesi etkisi incelenerek optimum şartlar belirlenmiştir. Adsorpsiyon dengesi her iki adsorban için yaklaşık 25 dakika bulunmuştur. Metilen mavisinin BAC ve MAC üzerinde adsorpsiyonu Langmuir ve Freundlich izoterm modellerine göre incelenmiş ve korelasyon değerine göre iki adsorban içinde Langmuir izoterminin daha uygun olduğu önerilmiştir. Metilen mavisinin BAC üzerine adsrospsiyonu yalancı ikinci dereceden kinetik modele uyarken, MAC üzerine adsorpsiyonu yalancı birinci derece kinetik modele uyduğu belirlenmiştir. Termodinamik verilerden metilen mavisinin BAC ve MAC üzerine adsorpsiyonun kendiliğinden meydana geldiği ve adsorpsiyonun endotermik olduğu belirlendi. Ayrıca adsorbanların tekrar geri kazanımları için desorpsiyon deneyleri yapılmış ve BAC için 7 döngüye kadar değişim görülmemiştir. Bu çalışmayla biyoatık olan kiraz eriğinin (*pluhus cerasifera)* geri dönüşümü sağlanmış ve alternatif bir ürün elde edilmiştir.

Anahtar Kelimeler: *Prunus cerasifera*, Adsorpsiyon, Boyar madde, Atık sular.

PRODUCTION OF MAGNETIC BIOCHAR FROM CHERRY PLUM (*Prunus cerasifera*) SEEDS AND INVESTIGATION OF CATIONIC DYE ADSORPTION

ABSTRACT

Discharging waste dyes into water disrupts ecosystem balance, pollutes drinking water sources, and harms biodiversity. Various methods have been developed to remove dyes found in wastewater. One of the most effective methods is adsorption. One of the most effective methods is adsorption. Carbon-based materials are among the most widely used adsorbents in recent years due to their porous structure, high efficiency, and absorptive properties.

The structure and morphological properties of the resulting adsorbents were investigated using FT-IR, vibrational magnetometry (VSM), BET, XRD, and Raman spectroscopy. The biochar derived from biomass was named as BAC, while the magnetic biochar was named as MAC. The surface areas of the obtained BAC and MAC adsorbents were determined to be 700.4 m^2/g and 408.24 m^2/g, respectively. The adsorption of methylene blue onto BAC and MAC was studied by examining the effects of temperature, adsorption time and initial dye concentration to determine the optimal conditions. The adsorption equilibrium time for both adsorbents was found to be approximately 25 minutes. The adsorption of methylene blue onto BAC and MAC was analyzed using the Langmuir and Freundlich isotherm models, and based on the correlation coefficient, it was suggested that the Langmuir isotherm is more appropriate for both adsorbents. It was determined that the adsorption of methylene blue onto BAC followed a pseudo-second-order kinetic model, while its adsorption onto MAC followed a pseudo-first-order kinetic model. Thermodynamic data indicated that the adsorption of methylene blue onto both BAC and MAC occurred spontaneously and, was endothermic. In addition, desorption experiments were conducted to recover the adsorbents, and no changes were observed for BAC up to 7 cycles. This study facilitated the recycling of cherry pomace (Prunus cerasifera), a bio-waste, and resulted in the production of an alternative product.

Keywords: *Pluhus cerasifera,* Adsorption, Dye, Wastewater.

1. GİRİŞ

Endüstriyel ve tarımsal üretimin hızlı bir şekilde gelişmesi beraberinde çevre sorunlarını getirmiştir. Özellikle tekstil, kâğıt, baskı ve kozmetik endüstrisinde kullanılan sentetik boyalar, organik yapılarından dolayı ciddi bir çevre sorunudur. Bu organik maddelerin içme ve yer altı su kaynaklarında birikmesi, insan sağlığı ve ekosistem dengesi için tehlike oluşturmaktadır. (Xia et al., 2025) Organik boyaların çevreye atılmadan önce atık sulardan uzaklaştırılması veya konrollü bir şekilde pasifleştirilmesi tavsiye edilmektedir (Abdelrazek et al., 2025).

Çevresel sorunların artış göstermesiyle birlikte alınan tedbirler paralelinde, çevremizdeki doğal kaynakların en iyi şekilde kullanılmasına yönelik girişimlerde artmıştır. Doğal kaynaklar, insan yaşamının vazgeçilmez bir parçasıdır. Bu nedenle yapılan tüm çalışmalar ve adımlar, ekosistem için önem teşkil etmektedir (Nguyen et al., 2024).

Organik ve diğer atıklarında sudan uzaklaştırılması işleminde birçok yöntem kullanılmaktadır. Bu yöntemler çöktürme, iyon değiştirme, emülsiyon, sıvı membran, pıhtılaşma, adsorpsiyon ve elektrodiyaliz gibi tekniklerdir (Xia et al.,2025).

Kullanılan bu teknikler kendilerine has avantajları ve dezavantajları bulunmaktadır. Özellikle yukarıda verilen örneklerden pıhtılaşma ve çöktürme gibi daha standart tekniklerin uygulanması kolay ama maliyetleri yüksektir. Ancak en büyük dezavantajı arıtmada düşük performans göstermesidir. Diğer kullanılan tekniklerden elektrodiyaliz, iyon değişimi ve membran ayırma yöntemleri ise yüksek verimliliğe ve seçicilik özelliklerine sahiptir. Ancak kompleksli ve karmaşık yapısından dolayı kullanımı zor ve maliyeti oldukça yüksektir (Mei et al., 2025).

Bunlar arasında adsorpsiyon yöntemi ise basit, düşük maliyetli ve yüksek performans verimliliğine sahiptir. Adsorpsiyon yöntemi atık sulardan organik boyaları ve ağır metallerin uzaklaştırılmasında en çok tercih edilen yöntemlerden biridir (Meng et al., 2024).

Adsorpsiyon prosesinde kullanılan adsorbanların düşük maliyetli, kolay elde edilebilmesi, düşük miktarlarda bile etkili olmaları, ortamdan rahatlıkla uzaklaştırılmaları ve tekrarlanabilirlik yönleri önemlidir. Kirletici maddelerin ortamdan uzaklaştırılması için en çok kullanılan malzemeler biyokömür ve aktif karbondur. Bu karbon içerikli maddeler yüksek verimli olup ekonomik olarakta erişilebilinirdir. Çünkü selüloz ve lignin bakımından zengin bitkisel atıklar (biyoatık veya biyokütle) kullanılarak hazırlanabilinirler. Çeşitli biyokütle kaynakları arasında kiraz eriği (*Prunus cerasifera*) çekirdeği, yüksek karbon içeriğiyle, kolayca elde edilebilen ekonomik bir tarımsal atıktır. Kiraz Eriği (*Prunus cerasifera*) çekirdeğinde elde edilmiş biyokömür veya aktif karbon şuana kadar litaratürde rapor edilmemiş olup Şekil 1.1' de kiraz eriği (*Prunus cerasifera*) meyvası gösterilmiştir.



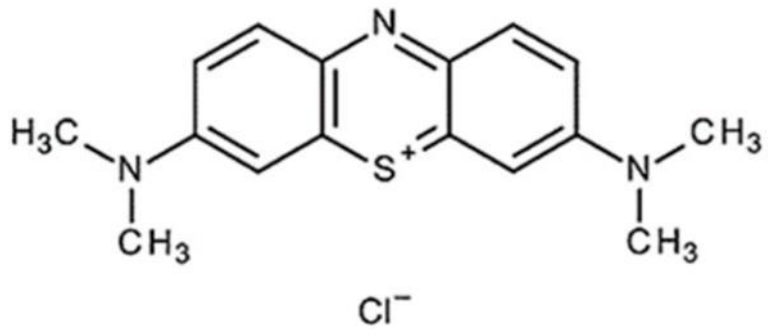
Şekil 1.1. Kiraz eriği (Prunus cerasifera)

1.2. Boyar Maddeler

Boyalar endüstrilerde gıda, tekstil, deri ve kozmetik gibi birçok yerde renk vermek amacıyla kullanılır. Boyar maddelerin birçoğu kanserojendir. Ayrıca suda oluşturdukları renk nedeniyle güneş ışığını azaltarak fotosentez oluşmasını engellerler. Bu sorunlar nedeniyle bilim insanlarının ve toplumun dikkatini çekmektedir (Altınkılıç, 2025).

1.2.1. Metilen Mavisi

Metilen mavisi (MB) boyası organik bir boya türüdür. Biyolojik parçalanmaya karşı dirençli aynı zamanda toksit ve kanserojen gibi özelliklere sahiptir. Pamuk, ahşap, ipek boyama da, tıbbi ve tarımsal uygulama alanlarında sık olarak tercih edilmektedir. MB özellikle insanlar ve ekosistem üzerinde geri dönüşümü olmayan hasara yol açabilecek yüksek potansiyele sahip katyonik bir boyadır. MB'nin solunması, kısa süreli hızlı veya zorlu nefes alma ataklarına sebebiyet vermektedir. Ayrıca ağızdan alındığında ise mide bulantısı, kusma, aşırı terleme, bilişsel bozukluk ile birlikte yanma hissi gibi nedenlerede yol açmaktadır. Sonuç olarak MB'nin atık sularda olması ciddi bir çevresel sorun haline gelmiştir. Son yıllarda yapılan çalışmalar, boyaların giderilmesinde kullanılan adsorbanların kolay bulunabilmesi, basit işletimi, hızlı ve verimli sonuçlar elde etmesi yönündedir.Adsorbanların farklı boyalar için kullanılabilinir olaması, tüm arıtma yöntemlerinde ayrıcalığını ortaya koymuştur (Khedr et al., 2026). MB'nin boyar kimyasal yapısı Şekil 1.2'de gösterilmiştir (Abid et al., 2025).



Şekil 1.2. MB Boyasının Kimyasal Yapısı

1.2.2. Boyar Madde İçeren Atık Suların Arıtma Yöntemleri

Boyar maddelerin ortamdan uzaklaştırılmasında, yapısı, kullanım alanları, rengi ve boyama özelliklerine göre sınıflandırılır.

1.2.3. Kimyasal Arıtma Yöntemleri

Kimyasal su arıtma teknikleri, sudaki kirleticileri ve toksinleri ortamdan kaldırmak için ikinci bir kimyasal kullanılır. Kimyasal yöntemin temel fikri, suyun özelliklerini değiştirmek ve safsızlıkları gidermek veya en aza indirmektir. Hedeflenen standartlara ve kaynak suyun kalitesine göre teknik belirlenir. Suyun tüketimi için güvenli olmasını ve düzenleyici standartları karşılamasını sağlamak için suyun uygun şekilde arıtılması şarttır (Talukdar et al., 2024).

1.2.4. Biyolojik Arıtma Yöntemleri

Biyolojik arıtma, kirleticileri parçalayıp daha az zararlı veya toksit olmayan maddelere dönüştürmek için çeşitli mikroorganizmaların faaliyetlerini temel almaktadır (Lotha et al., 2024)

Biyolojik yöntemlerin avantajları, ısıl veya kimyasal ön işleme göre daha düşük enerjiye ihtiyaç duymaları ve fermantasyon inhibitörlerinin en aza indirilmesidir. Biyolojik yöntemlerin dezavantajları arasında uzun ayrışma süresi ve belirli koşulların korunması gerekliliğidir. Bu yüzden endüstriyel ölçekte uygulanması zor olmaktadır. Ek olarak mikroorganizmalar tarafından parçalanmanın verimliliği sınırlıdır. Buda bu yöntemlerin genellikle diğer ön işlem teknikleriyle birlikte kullanılması anlamına gelmektedir(Woźniak et al.,2025).

1.2.5. Fiziksel Arıtma Yöntemleri

Fiziksel arıtma yöntemleri arasında adsorpsiyon, flokülasyon, koagülasyon ve fotokatalitik arıtma yer almaktadır. Bu yöntemler arasında adsorpsiyon düşük işletme maliyeti ve kolay kullanım nedeniyle diğer arıtma yöntemlerine göre avantajlıdır. Bazı adsorbanlarla tekstil atık suyundan boyaların uzaklaştırılmasında çok etkilidir. (Tabish et al 2024).
Tekstil atık sularının fiziksel arıtımı ve su kalitesini iyileştirmek için çeşitli malzeme ve teknikler kullanılır. Bu malzemelerden bazıları biyokömür, aktif karbon, iyon değişimi, elektrokinetik koagülasyon vb.içerir. Bu fiziksel arıtma yöntemleri ve malzemeler tekstil atık suyunun özelliklerine ve istenen arıtma sonuçlarına bağlı tek başına veya birlikte kullanılabilir (N Lotha et al 2024).

1.3. Adsorpsiyon

Adsorpsiyon, sulu bir çözelti içerisindeki iyon veya moleküllerin, bir katı faz yüzeyinetutunmasıyla meydana gelen bir olaydır. Genel olarak adsorpsiyon olayı bir maddenin diğer bir maddenin yüzeyinde veya iki faz arasındaki ara yüzeyindeki konsantrasyonunun artmasıdır. Başka bir ifadeyle adsorpsiyon moleküllerin temas ettikleri yüzeydeki çekme kuvvetlerine bağlı olarak, o yüzeydeki maddelerin birikmesidir. Ayrıca atom, iyon veya moleküllerin bağlandıkları yüzeyden tekrar ayrılması olayına desorpsiyon denilmektedir. Tutunmanın gerçekleştiği katı faza adsorban, yüzeye bağlanan kirleticilere ise adsorplanan veya adsorbat madde denilmektedir. Özellikle en iyi performans gösteren adsorban maddeleri geniş bir yüzey alanına sahip olan gözenekli malzemelerdir. Adsorpsiyon kavramı üzerine yapılan çalışmalar çok boyutlu bir şekilde günümüzde de büyük bir hızla devam etmektedir (Avcı vd., 2025).

Adsorpsiyon için verimli ve ekonomik adsorbanların kullanımı çok büyük bir öneme sahiptir. Ancak, kullanılan çoğu adsorban belirli özellikler gerektirdiği için ve karmaşık üretim yöntemleri, yüksek maliyetler, sınırlı adsorpsiyon kapasitesi, uzun denge süreleri tekrarlanabilir sorunları ve biyolojik olarak ayrıştırılabilir olma gibi engellerle karşı karşıyadır. Bu nedenle özellikle doğal kaynaklardan elde edilen maddeler kullanılarak, yüksek verim ekonomik aynı zamanda çevre dostu ve sürdürülebilir adsorbanlar üretilmelidir (Abid et al., 2025).

Adsorpsiyon süreci genel olarak üç basamaktan oluşmaktadır. İlk basamakta kirletici maddeleri sıvı fazdan adsorban yüzeyine taşınmaktadır. İkinci olrak kirleticiler, adsorban yüzeyindeki aktif alanlara bağlanarak yüzey adsorpsiyonunu meydana getirir. Son basamakta ise adsorplanan maddeler, adsorbanın gözenekli yapısı içerisine difüzyon aracılığıyla sürüklenmektedir. Ayrıca adsorbanın gözenekli yapısı, fonksiyonel grupları, yüzey alanı, ortamın pH değerleri adsorpsiyon verimini etkilemektedir.
Adsorpisyon olayının gerçekleşmesinde diğer bir önemli etken elektrostatik çekim kuvvetleridir. Yüksek yüzey alanına sahip ve gelişmiş gözenek yapısından dolayı biyokümür ve aktif karbon gibi adsorbanlar, kirleticilerin gideriminde oldukça etkilidir (Nishat et al., 2023).

1.3.1. Adsorpsiyon Çeşitleri

Kirleticlerin adsorban yüzeyine adsorpsiyonu fiziksel ve kimyasal yollarla meydana gelir.

1.3.1.1. Fiziksel Adsorpsiyon

Fiziksel adsorpsiyon genelde katı yüzey ile adsorplanan madde molekülleri arasındaki zayıf çekim kuvvetleri sonucunda meydana gelen bir olaydır. Fiziksel adsorpsiyon ve kimyasal arasındaki en temel fark adsorbant ile adsorban yüzey arasında meydana gelen kuvvetin özelliğidir. Adsorplanan molekül hareketli bir haldedir. Adsorpsiyon olayı sırasında yoğunlaşma enerjisinden dolayı moleküllerin yüzeye tutunmasıyla ısı açığa çıkar. Adsorpsiyon enerjisi için düşük bir aktivasyon enerjisine ihtiyaç vardır. Fiziksel adsorpsiyon olayında elektron transferi, kimyasal bağ oluşumu, yıkımı ve atomik düzenleme yoktur. Gaz ve katı yüzey arasındaki kuvvet zayıftır, fiziksel adsorpsiyon ısısı 20 ile 40 kj/mol arasındadır ve adsorpsiyon süreci tamamen fiziksel kuvvetlere ve kendiliğinden meydana gelen tersinir bir işlemdir (Lv et al., 2025).

Katı yüzey ile adsorplanan madde molekülleri arasındaki zayıf çekim kuvvetleri sonucunda meydana gelen adsorpsiyon olayıdır. Burada zayıf van der Waals kuvvetleri etkindir ve işlem tersinir bir şekilde gerçekleşir (Demir ve Yalçın,2014).

1.3.1.2. Kimyasal Adsorpsiyonlar

Kimyasal adsorpsiyon, adsorplanan madde ile katı yüzey atomları (veya molekülleri) arasındaki fonksiyonel gruplarda elektron transferi, değişimi ve paylaşımı sonucunda meydana gelir. Kimyasal adsorpsiyonda, kimyasal bağ oluştuğundan olay genellikle seçici ve tepkime tek tabakada meydana gelir. Adsorpsiyon olayının gerçekleştiği sırada açığa çıkan ısı, tepkime ısısından büyüktür. Adsorpsiyon ısısı 40 kcal/mol'dem daha büyük bir değere sahip olduğu için bu süreç genellikle geri dönülmez ve olay tersinmezdir. Endotermik özellik gösterir ve kimyasal adsorpsiyon olayının hızlı bir şekilde gerçekleşmesi için aktivasyon enerjisi gereklidir. Sıcaklıkla doğru oranda bir artış gösterir (Lv et al., 2025). Kimyasal adsorpsiyon türünde kuvvetli kimyasal bağlar olduğu için tepkime tek tabakadan oluşur (Demir ve Yalçın,2014).

1.3.2. Adsorpsiyona Etki Eden Etmenler

1.3.2.1. Sıcaklık

Genel olarak adsorpsiyon hızı ve miktarı sıcaklık arttıkça artar. Sıcaklık artışı ile moleküllerinin difüzyon hızı arttığı için adsorbanın gözeneklerine doğru hareket edecek ve boyar madde adsorpsiyon miktarı artacaktır (Wang and Li 2007).

1.3.2.2. Adsorbatın Çözünürlüğü ve Molekül Yapısı

Adsorplanacak maddelerin çözünürlüğü arttıkça adsorplanma hızıda artmaktadır. Çözünürlük adsorpsiyon için önemli bir parametredir.

1.3.2.3. Adsorban Yüzey Alanı

Adsorpsiyon olayında, adsorpsiyon miktarı ile adsorbanın yüzey alanı arasında doğru orantı vardır. Yani yüzey alanı arttıkça adsorbanın adsopsiyon kapasitesi artmaktadır. Ayrıca yüzey alanı ile adsorpsiyon hızı doğru orantılıdır. Yüksek yüzey alanına sahip adsorbanlar molekülleri daha fazla adsorplama özelliği gösterir.

1.3.2.4. Temas Süresi ve Karıştırma Hızı

Adsopsiyon hızına ve miktarına etki eden en önemli etkenlerden biriside temas süresidir. Adsorplama ile temas süresi ilişkisi başlangıçta yüksek yüzey alanı sonucunda adsorplama miktarında bir artış gözlemlenir. Süre ilerledikçe azalan yüzey alanı nedeniyle adsorban adsorplama miktarı düşmeye başlayacaktır. Doygunluk değerine ulaşılmasıyla birlikte adsoplama dış yüzey yerine adsorbanın gözeneklerinde gerçekleşmekte ve iç yüzey alanının daha az olması nedeniyle artan temas süresi, adsoplama miktarında azalmaya yol açmaktadır (Demir ve Yalçın,2014).

1.3.2.5. Başlangıç Adsorbant ve Adsorban Miktarı

Başlangıçta adsorban yüzeyinde birim hacimdeki boyar madde miktarı arttıkça adsorbanın yüzeyinde adsorbe olan madde miktarı artacaktır. Bunun sonucu yüzeyde madde birikmesi artar. Bu da adsopsiyon kapasitesini arttırır. Ancak belli bir süreden sonra adsorban yüzeyindeki aktif bölgeler ve boşluklar doygunluğa ulaşacaktır. Eğer başlangıçtaki boyar madde miktari sabit tutulursa adsorbanın yüzeyindeki boşluklar boyar madde tarafından doldurulmayacaktır. Bunun sonunda verimliliğin azalmasına neden olabilir.

1.3.2.6. PH

Adsorpsiyon olayında pH etkisi önemli bir yere sahiptir. pH arttıkça, negatif yüklü alanların sayısı artarken pozitif yüklü alanların sayısı azalmaktadır. Başka bir ifadeyle kullanılan adsorbanın yüzeyi negatif yüklendiğinde maddeyi adsoplamada bir artış gözlemlenir. Bu artış sonucunda elektrostatik gücü artacağından eksi yükle yüklenen moleküller adsorplama eğilimide artar.pH'nın artmasıyla adsorbanın negatif yüzey yükünün artması katyonik boya adsopsiyonunu destekler (Reçber, 2025).

1.4.3. Adsorpsiyon İzotermleri

Adsopsiyon izotermleri denge olaylarının genel bir adı olarak tanımlanan ve kirleticilerin adsorban ile nasıl etkileşime girdiğini açıklamaktadır. Adsopsiyon mekanizmasının nasıl meydana geldiğini bilmek, yüzey özelliklerini ve adsorpsiyon prosesesinin şekillenmesi için kullanılan önemli bir yöntemdir. Adsopsiyon izotermlerin davranişlarını ve özellikleri açıklamak için en çok kullanılan modeller, Langmuir ve Freundlich izoterm modelleridir. Adsorspsiyon prosesinin hangi izoterme uyduğu genellikle korelasyon katsayısı R^2 kullanılarak yorumlanır (Reçber, 2025).

Genel olarak izotermi sabit bir sıcaklıkta bir adsorbanın birim kütlesi başına adsorbe edilen madde miktarı ile denge çözeltisindeki madde miktarı arasındaki ilişki incelenerek belirlenir. Bir diğer ifadeyle adsorpsiyon izotermleri adsorban ve adsorbent miktarı arasındaki ilişkiye ve etkileşimleri açıklamada kullanılan önemli bir yöntemdir. Genel olarak çözünen maddelerin adsorbanla etkileşimini ifade etmek için uygun bir izoterm

modeli geliştirmek ve bu sürecin adsorpsiyon üzerine etkisini ve adsorpsiyon verimini arttırmak içindir (Ahmed et al., 2025).

Adsopsiyon izotermleri adsoplanan madde miktarının basınçla ve konsantrasyonla değişim eğrilerini basit düzeyde ele almaktadır. Adsorpsiyon süreci adsorban ve adsorbe edilen maddeler arasındaki yüzeysel etkileşim sonucunda meydana gelen bir birikme olayıdır. Adsorpsiyon belli bir miktara geldiğinde dengeye ulaşacaktır. Bu amaçla kullanılan adsopsiyon denklemleri adsorpsiyon sırasında adsoplanan maddenin sıvı ve katı fazlar arasındaki dağılımını açıklamaya yardımcı olur (Erduran vb., 2025).

1.4.3.1. Langmuir İzotermi

Langmuir adsorpsiyon izoterm modelinde, adsorbent tanecikleri adsorban yüzeyine, homojen ve tek tabaklı bir şekilde dizilmektedirler. Tek tabakalı adsorpsiyon da denilmektedir. Adasorban yüzeyindeki bütün alan eşit enerjiye sahip olmalıdır. Adsorbent tanecikleri adsorbanın yüzeyini kapladığında, kaplı bölgeyi engellediğinden o bölgede başka bir adsopsiyonu gerçekleşmeyecektir. Langmuir izoterminde belli kurallar vardır. Homojen bir yüzeyde adsorplanan moleküllerin tek tabaka halinde adsorplandığı, adsopsiyonda yüzeyin her tarafının aynı enerjiye sahip olduğu ve yüzeye tutunan moleküller arasında etkileşme olmaması gerekir. En yüksek adsopsiyon miktarını belirlemek için lineer Langmuir denklemi kullanılmaktadır (Al et al., 2024).

1.4.3.2. Freundlich İzotermi

Freundlich izoterm modeli adsoplanan moleküllerin yüzeyde çok tabakalı olarak biriktiği ve yüzeyin heterojen olduğunu ifade eder. Diğer bir ifadeyle alt adsopsiyon sınırının zorunlu olmadığı birden çok tabakanın meydana geleceği ve adsorpsiyonun heterejon olduğunu ifade eden matematiksel bir yaklaşımdır (Hashem et al., 2025).

1.4.4. Adsorpsiyon Kinetiği

Adsopsiyon kinetiği, adsopsiyon sürecinde adsorbent konsantrasyonundaki azalmanın nasıl meydana geldiğini zamana bağlı olarak inceler. Adsorbentin çözeltideki miktarının

azalmasının hangi basamaklarda meydana geldiğini açıklar. Mikroskobik bir bakış açısıyla, adsorpsiyon süreci film difüzyonu, dış yüzey adsorpsiyonu, iç difüzyon ve denge gibi birkaç aşamaya ayrılabilir. Konsantrasyon gradyanının etkisiyle adsorbent moleküllerinin adsorbanın dış yüzeyine doğru hareketine film difüzyonu aşaması denir. İkinci aşama olarak yüzeye ulaşan adsorbent molekülleri, adsorbanın aktif bölgelerinde kimyasal veya fiziksel adsorpsiyona uğrar. Bu aşamaya da dış yüzey adsorpsiyonu denilir. Bu sürecin hızı, büyük ölçüde adsorbanların mevcut aktif bölgelerin sayısına ve yüzey alanına bağlıdır. Ardından, moleküller gözenekli yapıya doğru daha da yayılarak iç difüzyon veya gözenek difüzyonu olarak bilinen süreç başlar. Bu süreç genellikle daha yavaş olup adsorbanların gözenek yapısından önemli oranda etkilenir. Şayet malzeme gözenekli yapıya sahipse bu aşama, adsorpsiyonu önemli ölçüde etkiler ve hız sınırlayıcı basamak haline gelir. Son aşamada, yüzeyde ve gözeneklerin içinde adsorbe olan maddenin miktarı sabitlendiğinde, adsorpsiyon dengeye ulaşır ve adsorpsiyon hızı desorpsiyon hızına eşit olur. Sonuç olarak sistem dinamik bir denge halini alır (Mei et al., 2025).

Katı-sıvı ara yüzeyinde heterojen bir reaksiyon gibi davrandığı varsayımıyla yalancı birinci dereceden ve yalancı ikinci dereceden kinetiği ele alınmıştır. Uygunluk indeksi sürecine en uygun açıklayan modeli belirlemek için kullanılır (Musah et al., 2022). En çok kullanılan kinetik modeller yalancı birinci dereceden, yalancı ikinci dereceden ve partikül içi difüzyon modelidir (Álvarez-Montero et al., 2025).

1.4.4.1. Yalancı Birinci Dereceden Kinetik Model

Lagergren tarafından geliştirilen bu model adsopsiyon kinetiğini açıklamak için genellikle en çok tercih edilen yöntemlerden biridir. Adsorplama işlemi, maksimum 20 ile 30 dakika arasında meydan geldiği ve adsorpsiyon hızının adsorban konsantrasyonuyla orantılı olduğunu ve fiziksel adsorpsiyonun baskın olduğunu ifade eder (Sipahi, 2019 ; Mei et al., 2025).

1.4.4.2. Yalancı İkinci Dereceden Kinetik Model

Bu adsorpsiyon modeli, katı fazda gerçekleşen adsopsiyon olayının temeline dayananır. Bu model adsorpsiyon hızının aktif bölgelerdeki adsorbent konsantrasyonuyla orantılı

olduğunu ve kimyasal adsorpsiyonun birincil mekanizma olduğunu ifade eder. Bu iki model, yüzey adsorpsiyonu veya difüzyon gibi etkileşim sürecinin temel kontrol mekanizmalarının belirlenmesine yardımcı olur (Mei et al., 2025).

1.4.5. Adsorpsiyon Termodinamiği

Adsorpsiyon prosesini sıcaklık önemli bir faktör olup adsorbanların adsorpsiyon kapasitesini ve adsorpsiyon sürecindeki taşıma/kinetik süreçleri doğrudan etkilemektedir. Gibbs serbes enerjisi, entalpi ve entropi gibi parametreler önemli parameterelerin belirlenmesi gerekmektedir. Enerji ve entropi sonuçlarındaki değişimler adsorpsiyon prosesinin uygulanabilirliğini anlamamıza yardım etmektedir. Ekzotermik veya endotermik olayları belirlemek için termodinamik verilerden faydalanılır (Girish, 2025).
Bu tez çalışmasında biyoatık olan kiraz eriği çekirdeği (*pluhus cerasifera*) kullanılarak iki çeşit aktif karbon sentezlenecektir. Birinci biyokömür (BAC) fiziksel yollarla diğeri ise fiziksel ve kimyasal yollar birleşitirilerek elde edilecektir. Ayrıca Fe_3O_4 yüklenerek manyetik özelliğe sahip bir biyokömür (MAK) oluşturulacaktır. Elde edilen adsorbanların yapısı ve morfolojik özellikleri FT-IR, titreşimli manyotemetri (VSM), BET, XRD ve RAMAN spektroskopisi kullanırak aydınlatılacaktır. Metilen mavisinin sulu ortamdan uzaklaştırmasında adsorban olarak kullanılacak ve adsorpsiyon için önemli olan sıcaklık, pH ve başlangıç boya konsantrasyonu gibi optimum koşullar belirlenecektir. İzoterm, kinetik ve termodinamik çalışmalar yanı sıra desorpsiyon deneyleride yapılacaktır.

2. KAYNAK ÖZETLERİ

Yapılan bu çalışmada, götit ve sakkaroz biyoatığından yola çıkarak hidrotermal karbonizasyon ile biyokömür (Fe-SB) elde edilmiştir. Elde edilen Fe-SB, boyar madde olan metilen mavisini(MB) ortamdan gidermek için adsorban olarak kullanılmıştır. FTIR, SEM ve BET analizleri kullanılarak Fe-SB'nin karakterisazyonu ve morfolojik özellikleri incelenmiştir. Adsopsiyonu etkileyen faktörlerden sıcaklık ve pH çalışmalarına ek olarak farklı manyetik alan ve su kaynaklarındaki adsorpsiyon performansıda incelenmiştir. Deneysel çalışmalar sonucunda en iyi pH değerinin 8 olduğu ve bu pH'da Fe-SB'nın maksimum adsorpsiyon kapasitesi 476,2 mg/g olarak hesaplanmıştır. Sonuç olarak biyoatıktan elde edilmiş ve çevre dostu olan Fe-SB'nin metilen mavisini gidermek için kullanılabileceği önerilmiştir (Nguyen et al., 2024).

Yapılan bu çalışmada, yemlik otunun (*Tragopogon sp.*) ölü kütlesi kristal viyole boyar maddesini sulu ortamdan uzaklaştırma performansı analitik, görsel ve teorik yollarla incelenmiştir. Biyosorbent yüzeyindeki fonksiyon gruplar FT-IR spektroskopisi, yüzey morfolojisi ise SEM ve EDX spektroskopileriyle incelenmiştir. Biyosorpsiyon koşulları pH , zaman, adsorban kütlesi ve sıcaklık gibi faktörlerle en iyi hala getirilmiştir. Langmuir, Freundlich ve Dubinin-Radushkevich izoterm modelleri kullanılarak adsorpsiyon modellemesi yapılmıştır. Termodinamik ve kinetik veriler sonucunda adsorpsiyonun ekzotermik ve kendiğinden olacak şekilde *Tragopogon sp* hücrelerinin yüzeyinde gerçekleştiği görülmüştür. Biyosorpsiyon-desorpsiyon deneyleri yapılmış ve 4 tekrardan sonra *Tragopogon sp.* sorbent aktivitesinin yaklaşık %42'sini koruduğu görülmüşür. Teorik hesaplamarda kristal viyole'nin HOMO ve LUMO değerleri sırasıyla -7.2067 ve 0.1921 olarak hesaplanmıştır (Eyupoglu vd., 2024).

Yapılan bu çalışmada, kamış samanınandan biyokömür (RSBC) sentezlenmiştir. Sentezlenen biyokömürün atık sudan Pb(II)/Cd(II) tutma verimliliğini artırmak amacıyla yüzeyine, $MgFe_3O_4$-OH nanopartikülleri(NP'ler) emdirilmiştir. Daha sonra β-ketoenamin (KEA) ile modifiye edilerek KEA-$MgFe_2O_4$-OH+RSBC adlı verimli ve son derece kararlı bir biyokömür bazlı manyetik adsorban üretilmiştir. $MgFe_2O_4$-OH+RSBC'nin oldukça

zengin ve çeşitli fonksiyonel grupları Pb(II)/Cd(II) giderimi için elverişli olduğu adsorpsiyon deneyleriyle görülmüştür. Pb(II)/Cd(II) ların KEAMgFe_2O_4+RSBC'ye bağlanmasını artıran temel etkileşimler kompleksleşme, elektrostatik çekim, katyon-π koordinasyonu, iyon değişimi ve gözenek doldurmadır. pH 8 de $MgFe_2O_4$-OH ve KEA'nın eklenmesi sayesinde, KEA-$MgFe_2O_4$-OH@RSBC'nin Pb(II) ve Cd(II) alım kapasitesi sırasıyla 238,06 ve 226,76 mg/g'a ulaşmıştır. XPS analizi sonucu kompozitlerde Pb(II)/Cd(II) ve oksijen/azot atomları arsındaki güçlü etkileşimlerin olduğu ve bu etkileşimlerin Pb(II)/Cd(II)'nin KEAMgFe2O4-OH+RSBC üzerine adsopsiyonunda önemli bir rol teşkil ettiği görülmüştür (Xia et al., 2025)

Eroğlu ve arkadaşları bu çalışmada, tarımsal bir atık olan çam fıstığı kabuklarından modifiye biyokömür (MPNBC) elde etmiş ve Rodamin B(RhB) boyar maddesinin sulu ortamdan uzaklaştırılmasında kullanmıştır. SEM, TGA, XRD, BET ve FTIR analizleri kullanılarak MPNBC karakterize edilmiştir. MPNBC'nin yüzey alanı 1280.189 m^2/g ve RhB adsorpsiyon kapasitesi ise 110,68 mg/g olarak bulunmuştur. 0,5 g/L miktardaki adsorban, pH 3,0 ve başlangıç boya konsantrasyonu 10 mg/L olan optimal koşullar altında RhB boyasını neredeyse %100'lük giderim sergilemiştir. Kinetik çalışmalarda adsorpsiyon prosesinin yalancı birinci dereceden, yalancı ikinci dereceden ve Elovich modelleriyle iyi bir uyum sağladığı görülmüştür. RhB'nin MPNBC üzerine adsorpsiyonunda Freundlich, Langmuir, Temkin, Redlich-Peterson ve Khan izoterm modelleri uygulanmış ve yüksek korelasyon katsayıları elde edilmiştir. Ayrıca, bir yapay sinir ağı (ANN) modeliyle, adsorpsiyon parametrelerini etkili bir şekilde optimize edilmiş ve tahmin edilen değerler deneysel verilerle büyük ölçüde örtüştüğünü görmüştür. ANN modelinin 0,9985'lik bir karekök ortalama hatası ve 0,983'lük bir belirleme katsayısı ile oldukça iyi bir istatistiksel başarı sergilediği görülmüştür (Eroğlu vd., 2025).

Yapılan bu çalışmada, metal/metel oksitlerden olan krom ferrit(CF) maddesi kullanılarak biyokömür modifiye edilmiş ve anyon bir boya olan Kongo kırmızısını(CR) ortamdan giderme performansı incelenmiştir. Adsorbanın verimliliğini artırmak için çöktürme yöntemi ile farklı oranlarda krom ferrit içeren ferrit-biyokömür kompozitleri (CF-BC) elde edilmiştir. Elde edilen numuneler XRD, FT-IR, SEM, XPS spektroskopileriyle karekterize edilmiş ve biyokömüre yüklenen krom ferrrit miktarları belirlenmiştir. Adsorpsiyon ve desorpsiyon özelliklerini etkileyen faktörler belirlenmiştir. Adsorpsiyon mekanizmalarını

belirlemek için kinetik ve izoterm modelleri ile termodinamik veriler kullanılmıştır. Adsorpsiyon sürecinin Freundlich izotermine, kinetik modelinde yalancı ikinci dereceden kinetik modele daha fazla uyduğu görülmüştür. Ayrıca, adsorpsiyon mekanizmasına yönelik bir çalışma yapılmış ve CF-BC2'nin CR adsorpsiyonunu öncelikle elektrostatik çekim, π-π etkileşimleri, hidrojen bağı ve gözenek doldurmayla gerçekleştirdiği görülmüştür. Elde edilen sonuçlarda CF-BC2'nin CR için %92,29'luk bir giderme oranına sahip olduğu ve üç döngüden sonra bile %90'lık bir giderim sergilediği bulunmuştur (Meng et al., 2024).

Yapılan bu çalışmada, fındık kabuğu kullanılarak yüzey alanı 224,62 m^2/g olan biyokömür(HSB) sentezlenmişitr. Ayrıca azot katkısıyla biyokömür modifiye edilmiş ve modifikasyon sonucu HSB'nin Cr(VI) giderimi için daha fazla elektron sağlamasına olanak tanımış ve Cr(VI) giderme kabiliyeti yaklaşık iki katına çıkmıştır. pH ve başlangıç madde miktarının üre ile modifiye edilmiş biyokömür (N-HSB) adsorpsiyon kapasitesine etikisi incelenmiş ve pH'ya belirgin bir bağımlılık gözlemlenmiştir. Cr (VI)'nın N-HSB üzerine optimal şartlar altındaki adsorpsiyonunun parçacık içi difüzyon modeli ve yalancı ikinci dereceden kinetik modele uygun olduğu görülmüştür. Ayrıca XPS, FTIR, SEM ve BET analizleri kullanılarak oksijen ve azot içeren fonksiyonel gruplar belirlenmiştir. Cr (VI)'nın N-HSB üzerine adsorpsiyonunun elektrostatik çekim, redoks reaksiyonu ve kompleks oluşum mekanizmasıyla meydana geldiği bulunmuştur (Zhang et al., 2024).

Wang ve arkadaşları üç yapraklı tere (*Cardamine violifolia*) otunun kalıntısına $ZnCl_2$, $MgCl_2$ or $FeCl_3$ gibi metal tuzları emdirilip piroliz edilmiş ve biyokömür oluşturulmuştur. Bu biyokömür *Cardamine violifolia* kalıntılarının enzimatik sakarifikasyonu için selülazı sabitlemek amacıyla bir destek maddesi olarak kullanılmıştır. Elde edilen sonuçlarda mezoporlar arttıkça selülazın sabitlenmesinin kolaylaştırdığı görülmüştür. Bunun sonucunda bol miktarda mezogözenek ile birlikte daha fazla ayırt edici yüzey alanının selülazın immobilizasyonu katkı sağladığı görülmüş ve uygun hale getirilmiştir. 800 ^oC'de ve %40 ağırlık oranında $FeCI_3$ ile modifiye edilerek immobilizasyon edilmiştir. Biyokütlenin pirolizinden hazırlanan biyokömürün(BC-800-0.4 Fe) en yüksek selülaz yükleme kapasitesi 483,03 mg/g olarak bulunmuştur. Adsorpsiyon izoterm ve kinetiği çalışamaları sonucu selülazın BC-800-0.4Fe üzerine adsorpsiyonunun hem fiziksel hem de kimyasal yollarla olduğu bulunmuştur. Elde edilen bu sonuçlar FTIR ve XPS

spektrokopsiyle doğrulanmıştır. Ayrıca adsorpsiyonu pH, ısı ve depolama kararlılığı önemli ölçüde etkilemiştir. *Cardamine violifolia* artıkları üzerinde 72 saat süren enzimatik hidroliz sonucunda %90,54 glikoz verimi elde edilmiştir (Wang et al., 2025).

Yapılan bu çalışmada, ceviz kabuğu $ZnCI_2$ ile modifiye edilerek aktif karbon ($ZnCI_2$-WSAC) üretilmiş ve metilen mavisini (MB) sulu ortamdan uzaklaştırma performansı incelenmiştir. Adsorpsiyon deneylerinde $ZnCI_2$-WCAC'nun kütlesi 0.04-0,12 gr aralığında, başlangıç boyar maddesi miktarıda ise 50- 100 mg/L aralığında seçilmiştir. Deneysel veriler Langmuir ve Freundlich izoterm modellerine göre incelenmiş ve monolayer adsorpsiyon kapasitesi 35,4 mg/g olarak bulunmuştur. MB'nin $ZnCI_2$-WSAC üzerine adsorpsiyonun yalancı ikinci dereceden kinetik modele (R^2= 0.9989) daha uygun olduğu görülmüştür. Termodinamik veriler anliz edilmiş ve adsorpsiyon olayının ekzotermik olarak meydana geldiği görülmüştür. Ayrıca standart Gibbs serbest enerji değerleri -2,348 ile -5,284 kj/mol olması adsorpsiyonun kendiliğinden meydana geldiğini göstermektedir (Abid et al., 2025).

Yapılan bu çalışmada, birbirinden farklı aktivasyon ajanları ($FeCI_3$, H_3PO_4 ve KOH) kullanılarak ligninden aktif karbonlar elde edilmiş ve polistiren nanoplastiklerin(PS) ortamdan uzaklaştırılmasında kullanılmıştır. KOH ile elde edilen aktif karbonun BET yüzey alanı 1389 m^2/g iken $FeCI_3$ ile elde edilen aktif karbonun yüzey alanı 1063 m^2/g olarak bulunmuştur. H-bağlanmasının H_3PO_4 ve KOH karbonlarında önemli rol oynadığı görülmüştür. Deneysel veriler yalancı ikinci dereceden kinetik modelin en uygun kinetik model olduğunu göstermiştir. Ancak H_3PO_4 ile elde edilen atif karbon yalancı birinci derece kinetik modele uyum sağladığı görülmüştür. Termodinamik analiz sonucu adsopsiyonun ekzotermik ve kendiliğinden meydana geldiği görülmüştür. Sonuç olarak lignin bazlı aktif karbonlar polistiren nanoplastiklerini sudan uzaklaştırılmasında umut verici bir adsorban olduğu görülmüştür (Álvarez-Montero et al., 2025).

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Deneyde Kullanılan Kimyasallar

Bu tez çalışmasında kullanılan metilen mavisi ($C_{16}H_{18}ClN_3S$) ve C_2H_5OH CHEM BİO firmasından, $FeCI_3.6H_2O$, H_2SO_4,$K_2Cr_2O_7$ Sigma-Aldrich firmasından, C_3H_6O (aseton) maddesi ise HONEY WELL firmasından temin edilmiştir. Biyokütle olarak kullanılan kiraz erikleri Bingöl Üniversitesi kampüs alanından temin edilmiştir.

3.2. Deneyde Kullanılan Cihazlar

3.2.1. Manyetik Çalkalayıcı

Companion marka AK-300 model manyetik çalkalayıcı kullanılmıştır.

3.2.2. Spektrofotometre

Ortamda bulunan boyar madde miktarı SHIMADZU UV-1800 model cihaz ile belirlenmiştir.

3.2.3. pH Metre

Çözeltilerinin pH değeri ORION 3 STAR model pH metre ile ayarlanmıştır

3.2.4. Brunauer – Emmet –Teller (BET) Analizleri

Adsorbanların spesifik yüzey alanı, QUANTACHROME marka ve NOVA TOUCH LX4 modle BET cihazı ile hizmet alımıyla belirlenmiştir.

3.2.5. FTIR Analizi

Elde edilen adsorbanların fonksiyonel grupları ve bağlanma şekillerini değerlendirmek için Perkin Elmer Spektrum 100 FT-IR Spektrofotometresi kullanılmıştır.

3.2.6. Titreşimli Numune Manyetometresi (VSM)

Biyokömürün manyetik özellikleri (doygunluk mıknatıslanması (Ms), kalan (Mr), zorlama (HC) değerleri) hizmet alımıyla oda sıcaklığında titreşimli numune manyetometresi (Lake Shore, Model: 7407) ile belirlenmiştir.

3.2.7. Silindirik Fırın

Proliz için STF 12/50/300 Model Protherm Furnaces silindirik fırın kullanılmıştır.

3.2.8. Etüv

Kurutma işlemleri Binder Gmbh Im Mittleren Ösch 5 78532 Tuttlinger markalı etüvde gerçekleştirilmiştir.

3.2.9. X Işını Kırınımı (XRD) Analizleri

Manyetik kristal yapısının belirlenmesi için X ışını kırınımı analizleri RIGAKU ULTIMA IV X-Ray kırınım spektrometresi kullanılmıştır.

3.2.10. RAMAN Analizleri

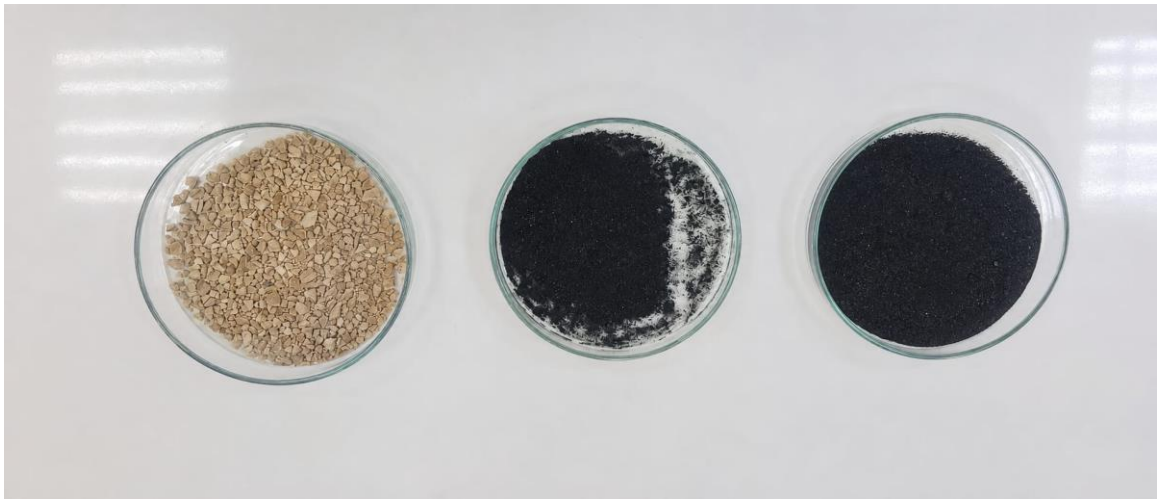
Karbonun yapısal düzensizliği RENISHAW INVIA Raman Mikroskop cihazıyla belirlenmiştir.

3.3.11. Biyokütleden Biyokömür Hazırlanması

Kiraz erikleri ilk olarak çekirdeklerinden ayrıştırılmış ve yıkanmıştır. Daha sonra kurutmak üzere Etüv'e konulmuş ve 24 saat bekletilmiştir. Elde edilen çekirdekler mikser yardımıyla parçalanmış ve biyokütle elde edilmiştir. Fiziksel proliz yöntemiyle biyokömür elde etmek için 10 gram ham biyokütle maddesi alınmış ve üzerine 100 ml saf su eklenerek 12 saat süre ile manyetik karıştırıcıda karıştırılmıştır. Daha sonra karışım etüvde kurutulmuş ve CO_2'li ortamda(inert) 900 $C^{o'}$ de 90 dk silindirik fırında yakılmıştır. Proliz yoluyla biyokömür elde edilmiş ve BAC olarak adlandırılmıştır. BAC'ın nem tutmasını önlemek için desikatörde muhafaza edilmiştir.

3.3.12. Manyetik Biyokömür Hazırlanması

4 gram $FeCI_3.6H_2O$ ile 16 gram biyokütle beherglasın içerisine konulup üzerine 100 ml saf su eklenmiş ve manyetik karıştırıcıda 12 saat boyunca karıştırılmıştır. Elde edilen bu karışım ilk olarak etüvde kurutulmuştur. Kurutulan karışım CO_2'li ortamda 900 $C^{o'}$ de 90 dk boyunca silindirik fırınında yakılmış ve manetik biyokömür elde edilmiştir. MAC olarak isimlendirilmiştir. Biyokütle, BAC ve MAC Şekil 3.1'de verilmiştir.



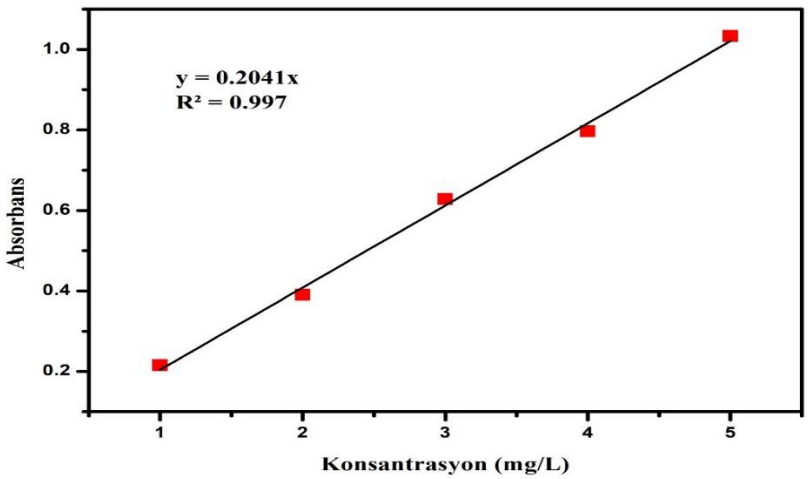
Şekil 3.1. Biyokütle, BAC ve MAC

3.4. Adsorpsiyon Deneyleri

3.4.1. Başlangıç Boya Konsantrasyonu

MB'nin sulu ortamda stok çözeltisi kullanılarak farklı konsantrasyonlarda 25 ml çözeltiler hazırlanmıştır. MB'nin konsantrasyonlarını Lambert Beer yöntemiyle Denklem 3.1 kullanılarak belirlenmiştir. 5 farklı 1,2,3,4,5 mg/L konsatrasyonuna sahip MB standart çözeltisi absorbans değerleri ölçülmüş ve gerekli hesaplamalar yapılarak Şekil 3.2 çizilmiştir. Elde edilen grafikten ε.b değeri 0.2041 olarak hesaplandı.

$$A = \varepsilon . b . c \qquad (3.1)$$



Şekil 3.2. Lambert Beer grafiği

Adsorpsiyon deneyleri için farklı 5-200 mg/L arasında değişen 25 ml'lik MB çözeltilerine 30-50 mg adsorbanlar eklendi. Adsorbanların denge adsorpsiyon kapasitesi Denklem 3.2 kullanılarak hesaplandı.

$$qe = \frac{(C_0 - C_e).V}{1000.m} \tag{3.2}$$

Bu denklemde; qe, C_0 ve C_e sırasılya denge anında birim adsorban üzerine adsoplanan madde miktarını(mg/g), başlangıç boyar madde miktarı (mg/L) ve denge halindeki boyar madde miktarını ifade etmektedir. V çözeltinin hacmi (mL), m ise kullanılan adsorbanın kütlesini(mg) ifade eder. İki adsorban içinde en uygun boyar madde konsantrasyonları ve zaman dilimleri seçilmiştir.

3.4.2. pH

pH 'ın adsorpsiyona etkisini incelemek için pH'ları 2, 4, 7, 9,11 olacak şekilde 5 farklı çözelti kullanıldı. pH'ları ayarlanan 25 ml çözeltilere 50 mg adsorban ve MB eklenip saat sonra spekrofotometrede ölçümler alınmıştır.

3.4.3. Sıcaklık

Sıcaklık çalışmalarında 10, 20, 30 mg/L başlangıç boyar madde konsantrasyonu ile 50 mg adsorban kullanılmıştır. 20, 30, 40, 45, 50 C^o sıcaklık değerlerine ayarlanan su banyolarında 1 saat bekletilen çözeltilerden numune alınmış ve oda sıcaklığına getirildikten sonra spektrofotometrede ölçüm alınarak madde miktarları belirlenmiştir.

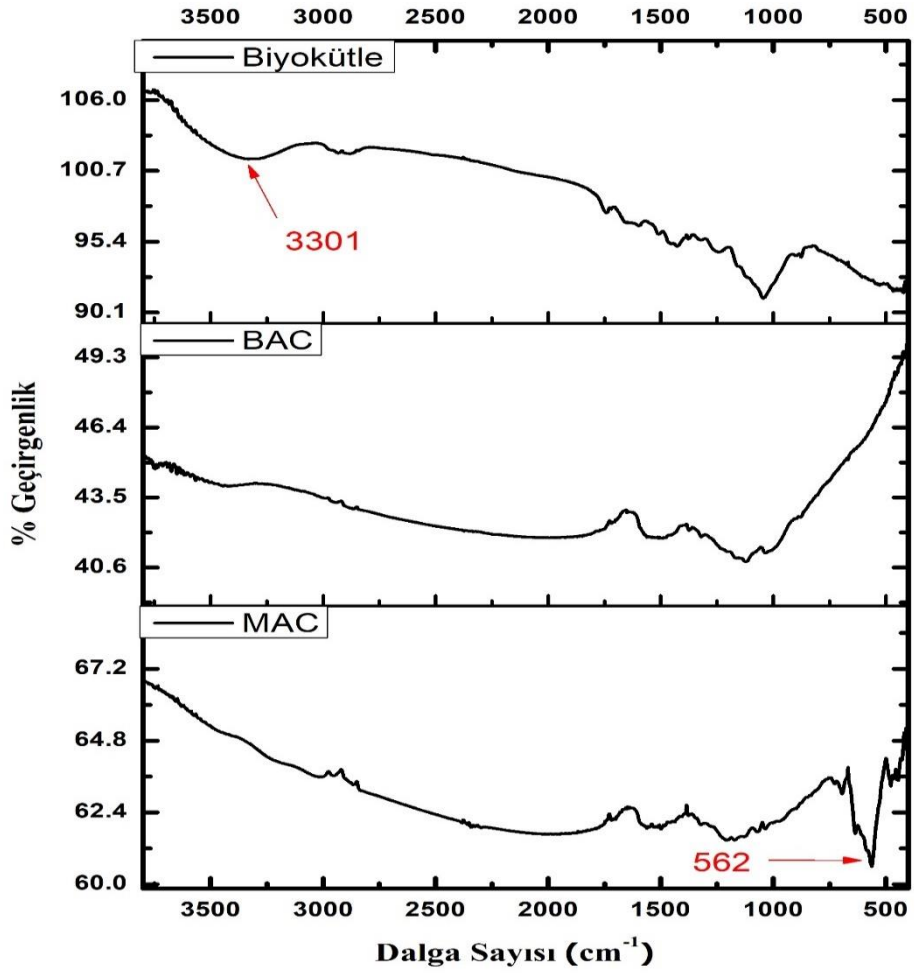
3.4.4. Desorpsiyon

Desorsiyon deneylerinde 50 mg adsorban ve 30 mg/l başlangıç boyar madde tercih edilmiştir. 24 saatlik adsorpsiyon peryodu sonucu kalıntı sulu ortamdan uzaklaştırlmış ve etanol/kloroform ile yıkanmıştır. Daha sonra kalıntı etüvde kurutulduktan sonra deneyler tekrarlanmıştır.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

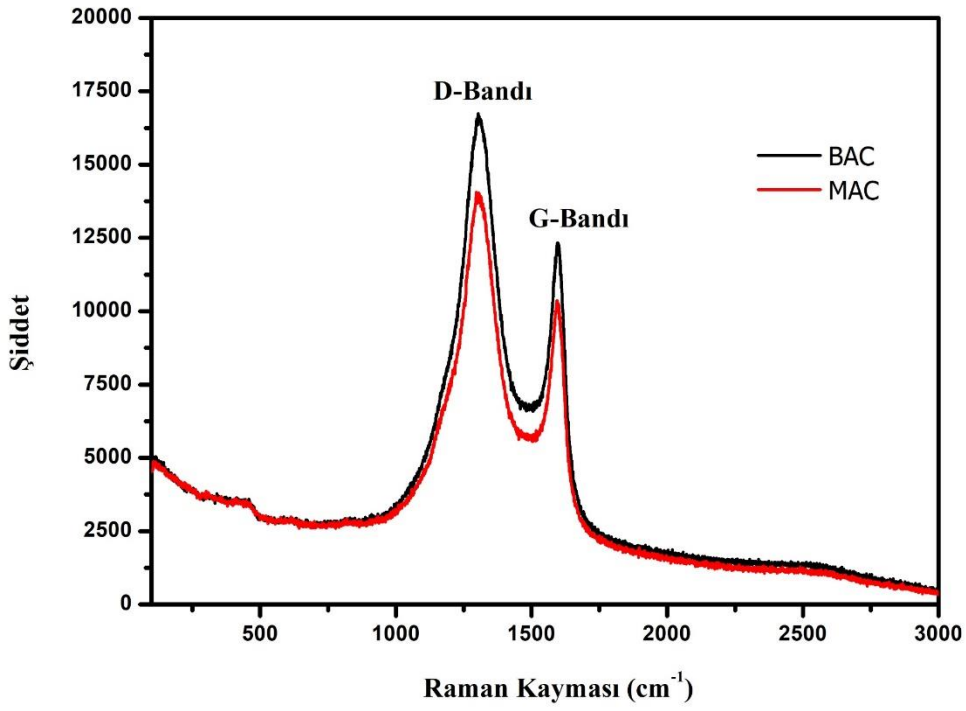
4.1. Adsorbanların Karakterizasyonu

Kiraz eriği (*Prunus cerasifera*) çekirdeğinden elde edilmiş BAC ve MAC'ın morfolojik ve yapısal özelliklerini belirlemek için FT-IR, BET, RAMAN, XRD ve VSM (Titreşimli numune manyetometresi) ölçümleri alındı. İlk olarak kiraz eriği çekirdeği ve yakma sonucu meydana gelen değişimler FT-IR spektrumunda gösterilmiştir. Ayrıca adsorpsiyon öncesi ve sonrası en iyi performans gösteren BAC ve MAC'ta bulunan fonksiyonel grupları analiz etmekte FT-IR spektrumu kullanılmıştır. Ham kiraz çekirdeği kabuğu ve adsorbanlar için elde edilmiş FT-IR spektrumu Şekil 4.1'da verilmiştir.



Şekil 4.1. Biyokütle ve Adsorbanların FT-IR Spektrumu

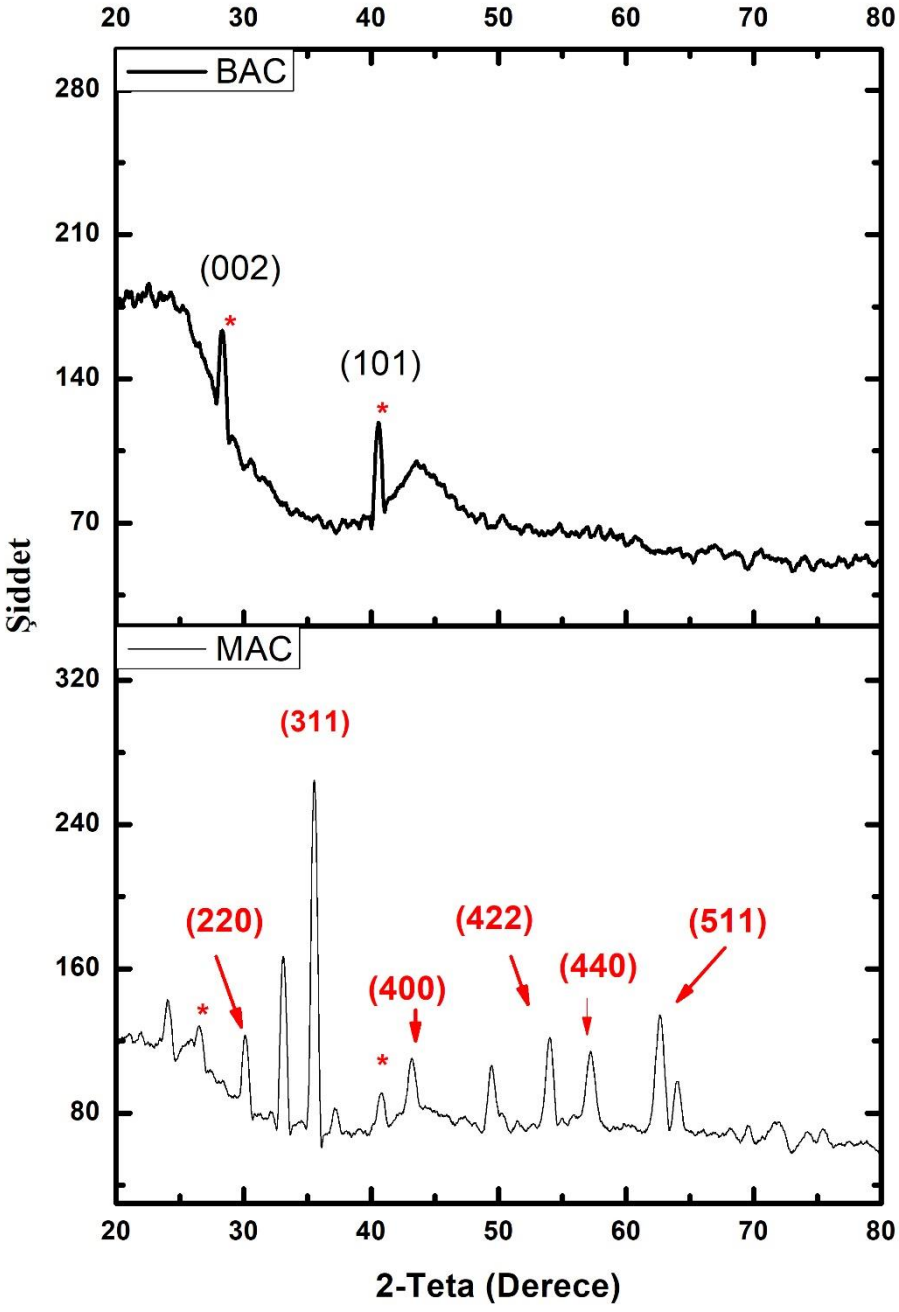
Spektrum incelendiğinde biyokütlenin 3301 cm^{-1} ve 1592 cm^{-1} deki iki tepe noktası, sırasıyla OH grubunun gerilme ve bükülme titreşimlerine karşılık gelmektedir. 2917 ve1375 cm^{-1}'deki tepe noktaları, C-H gerilme titreşimlerine, 1734 cm^{-1}'deki tepe noktaları C=O titreşimlerine aittir. Ayrıca 1509 ve 1322 cm^{-1}'deki tepe noktaları ise C=C gerilmesine ve ana piklerden biri olan 1043 cm^{-1} ise C-C gerilimlerine atfedilir. Proliz sonucunda 3301 cm^{-1} (O-H) deki ana pik gibi birçok pikin gittiği görülmektedir. 1119 cm^{-1} ve 1029 cm^{-1}'deki oluşan pikler C-O, C-C-H ve C-O-C gerilimlerine atfedilir. Üçüncü FT-IR spektrumunda da benzer olaylar olmuş ancak 562 cm^{-1} ana bir pik oluşmuştur. Bu bölgedeki pikler Fe-O bağlarının tetrahedral (dört yüzlü) bölgedeki titreşimlerini gösterir. Ortaya çıkan bu yeni pik adorban üzerinde Fe-O bağlarının olduğunu göstermektedir (Meng et al 2024; Li et al 2024; Pandey ve Pitman 2003). Ayrıca, adsorbanlardaki karbonun yapısal kusurlarını incelemek amacıyla Raman spektrumu ölçümü gerçekleştirilmiş ve BAC ve MAC'ın raman spektrumları Şekil 4.2'de verilmiştir.



Şekil 4.2. BAC ve MAC'ın RAMAN spektrumu

Grafik düzenle ilişkili G bandı (1589 cm^{-1} civarında) ve yapısal kusurlarla ilişkili D bandı (yaklaşık 1305 cm^{-1}) Şekil 4.2'de görülmektedir. Bu bulgu, düzensiz sp^3 karbonun ve grafit sp^2 karbonun varlığını göstermektedir. İki bandın yoğunluk oranı I_D/I_G BAC ve MAC için

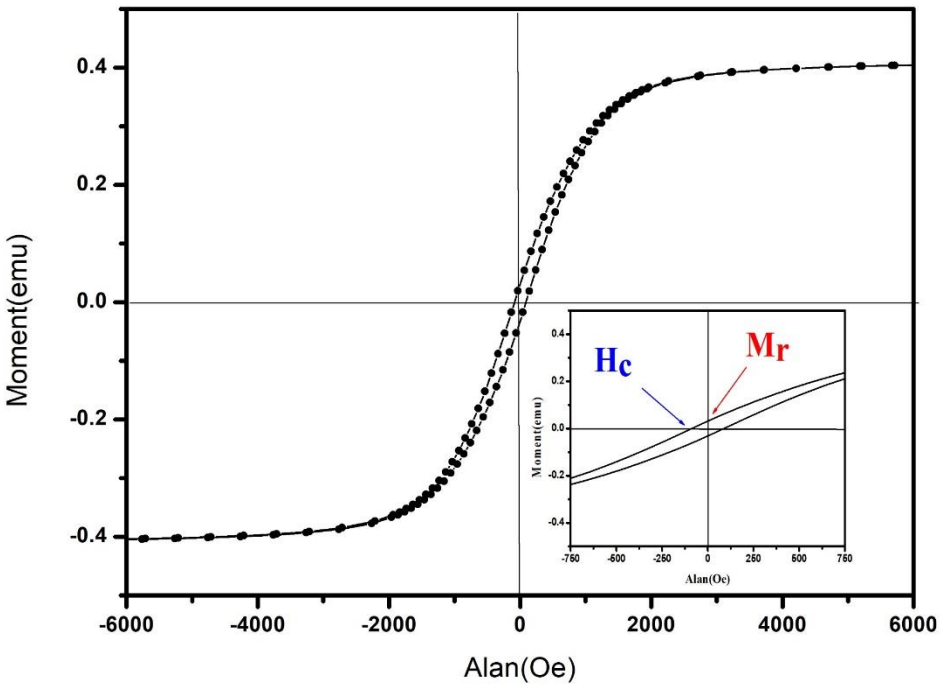
sırasıyla 1.35 ve 1.33 olarak hesaplandı. Daha yüksek değerler daha büyük düzensizliği göstermekte olup adsorbanların yüksek adsorpsiyon kapasitesine önemli ölçüde katkı sağlamaktadır. (Wang et al 2022; Mota-Resendiz et al 2025). Kiraz eriği çekirdeğinden elde edilen biyokömürlerin kristalleşme özelliklerini analiz etmek için XRD yöntemi uygulandı. BAC ve MAC'ın XRD spektrumları Şekil 4.3'te verilmiştir.



Şekil 4.3. BAC ve MAC'ın XRD spektrumu

Şekil 4.3’te BAC ve MAC’ın in X-ışını difraksiyon (XRD) desenini göstermektedir. MAC için 2θ açıları 30,2°, 35,5°, 43,2°, 53,8°, 57,2° ve 62,8° 'de ortaya çıkan difraksiyon pikleri, sırasıyla Fe_3O_4'ün (220), (311), (400), (422), (440) ve (511) düzlemlerine karşılık gelmektedir (Safavi et al. 2025). Bu pikler, kristal Fe_3O_4'ün başarılı bir şekilde sentezlenerek biyokömüre emdirildiğini doğrulamaktadır. Yine BAC’ın XRD spektrumunda sırasıyla grafitin (002) ve (101) düzlemsel yönlenmesine karşılık gelen 28.5° ve 40.2°'de iki karakteristik tepe noktası görülmektedir. Bu iki geniş kırınım tepe noktası, kiraz eriğinden elde edilen biyokömürün ana bileşeninin pirolizden sonra amorf karbon olduğunu göstermektedir (Yang et al. 2022).

Adsorbanın manyetik derecesini belirlemek için titreşimli numune manyatometrisinde (VSM) ölçümler alınmıştır. Ölçümlerde adsorban kütlesi 0.0280 gramdır. MAC için alınan VSM spektrumu Şekil 4.4’te gösterilmiştir.



Şekil 4.4.MAC’ın VSM Spektrumu

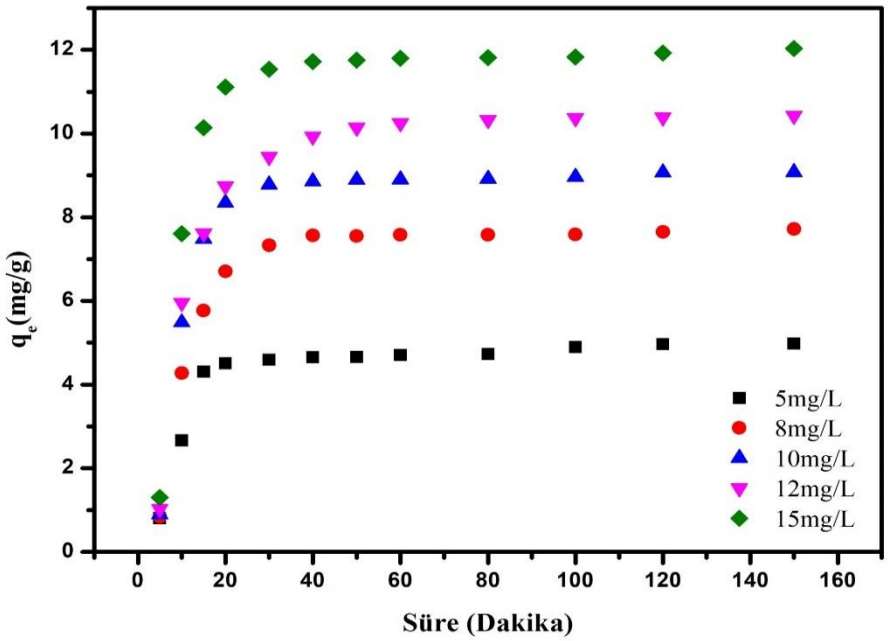
Absorbanın manyetik histerezis döngüsü Şekil 4.4 ile değerlendirildi. Numune üzerine uygulanan manyetik alan kuvvetlerine karşı mıknatıslanma (M) eğrileri çizilerek doygunluk mıknatıslanması (Ms), kalan (Mr), zorlama (H_C) değerleri numune kütlesi

dikkate alınarak grafikten hesaplandı. Grafikteki X ve Y eksenleri kesim noktalarından sırasıyla Mr ve Hc değerleri hesaplanıldı. Ms değeri ise cihaz taradından ölçüldü. Harici bir mıktanıs ile numuneden adsorbanı uzaklaştırmada faydalı olan kalan ve doygunluk mıknatıslanma oranı (Mr/ Ms) parametresi belirlendi. Grafikten adsorban için zorlanma değeri 88,076 Oe, doygunluk mıknatıslanması 14,714 emu/g, kalan mıknatıslanma 0.0763 emu/g ve Mr/ Ms değeri 0.0763 olarak hesaplanmıştır. Sonuç olarak adsorbanın manyetik özelliğe sahip olduğu doygunluk mıknatıslanmasından gözükmektedir. Manyetiklik özelliği adsorban üzerinde bulunan manyetit (Fe_3O_4) parçacıklar tarafından sağlanan ferromanyetik özellikten gelmiştir. Kalıcı manyetizasyonun doygunluk manyetizasyonuna oranı Mr/ Ms, maddenin süperparamanyetik seviyesini gösterir. Etkileşmeyen süperparamanyetik parçacıklar için manyetik karelik Mr/ Ms değeri yaklaşık 0,5'tir. Diğer bir ifadeyle Mr/ Ms oranı % 25'ten az olması, adsorbanın süperparamanyetik davranış sergilediğini gösterir. Bununla birlikte, etkileşim halindeki süperparamanyetik parçacıkların manyetik karelik ve koersivite değerleri, dipol etkileşimlerinden kaynaklanan manyetik bozulma etkileri nedeniyle azalır. Elde edilen manyetik karelik değeri 0,0763'tür ve bu da adsorbanın süperparamanyetik davranış sergilediğini ve harici bir manyetik alan uygulayarak adsorban taneciklerinin sulu çözeltiden rahatlıkla ayrılabileceği göstermektedir (Hu et al 2024; Singh et al 2025; Mishra et al.2025). Desorpsiyon deneylerinde bu özellik birçok kez kullanılmıştır.

Bir adsorbanın, adsorpsiyon kapasitesini etkileyen en önemli faktörlerden biri yüzey alanıdır. Adsorpsiyon kapasitesi ile yüzey alanı doğru orantılı olup genellikle adsorbanın yüzey alanı arttırılırsa adsorpsiyon kapasiteside artar. Adsorbanların yüzey alanlarını belirlemek için 77 K'de Brunauer, Emmet ve Teller (BET) analizi yapılmıştır. Analizlerde 0.0083 g biyokömür ve 0,0128 g manyetik biyokömür kullanılmıştır. Biyokömür ve manyetik biyokömür adsorbanları için yüzey alanları sırasıyla, 700.4 ve 408.24 m^2/g olarak bulunmuştur. Aktif karbonların BET yüzey alanı genellikle 500 m^2/g'dan yüksektir. (Sricharoenchaikul et al. 2008). Biyokömür olarak isimlendirdiğimiz adsorbanın yüzey alanı bu değerin oldukça üstündedir. Ancak manyetik biyokömürün BET yüzey alanı bu değerin biraz altında kalmaktadır. Şayet manyetik biyo kömürün yüzey alanını arttırmak istersek proliz sıcaklığını arttırmak ya da Fe_3O_4 miktarını azaltılması gerekir.

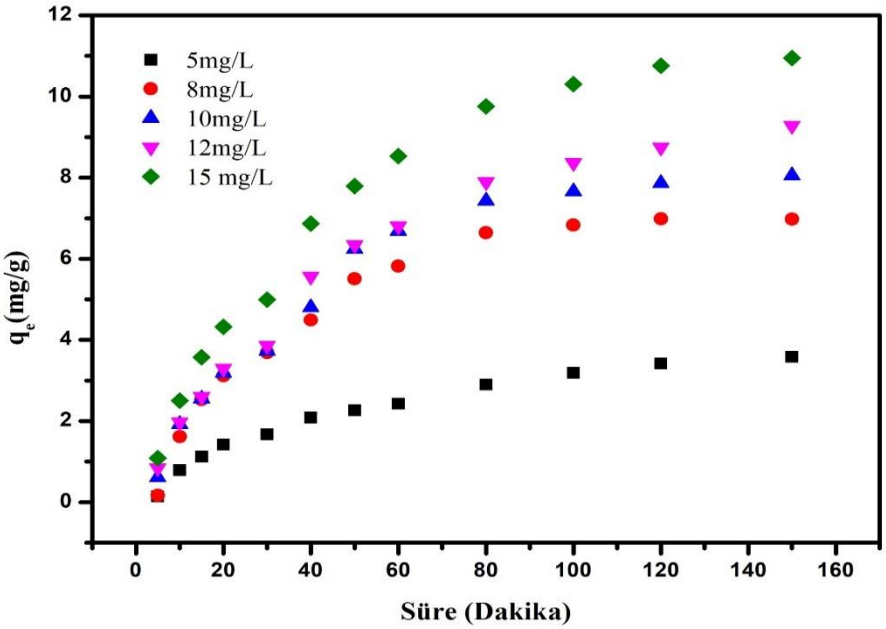
4.2. Adsorpsiyon İçin Optimum Şartlar

Bir adsorpsiyon sistemi tasarlamak için, boyar madde miktarı, temas süresi, adsorban miktarı, pH ve sıcaklı gibi şartlar önemlidir. İlk olarak adsorpsiyon denge süresini belirlemek amacıyla MB'nun 5-15 mg/L arasında değişen bir dizi konsantrasyonu temas süresinin bir fonksiyonu olarak adsorpsiyon kapasiteleri incelenmiştir. Bu çözeltilere 30 mg adsorban eklemiş ve denklem 3.2 kullanılarak adsorbanların adsorpsiyon kapasitesi (q_e) değerleri hesaplanılmıştır. BAC adsorbanı için elde edilen q_e değerlerinin zamana karşı grafiği Şekil 4.5'te verilmiştir.



Şekil 4.5. MB'nu farklı konsantrasyonlarının BAC üzerine adsorpsiyonunda elde edilmiş qe değerlerinin zaman karşı grafiği (BAC miktarı 30mg)

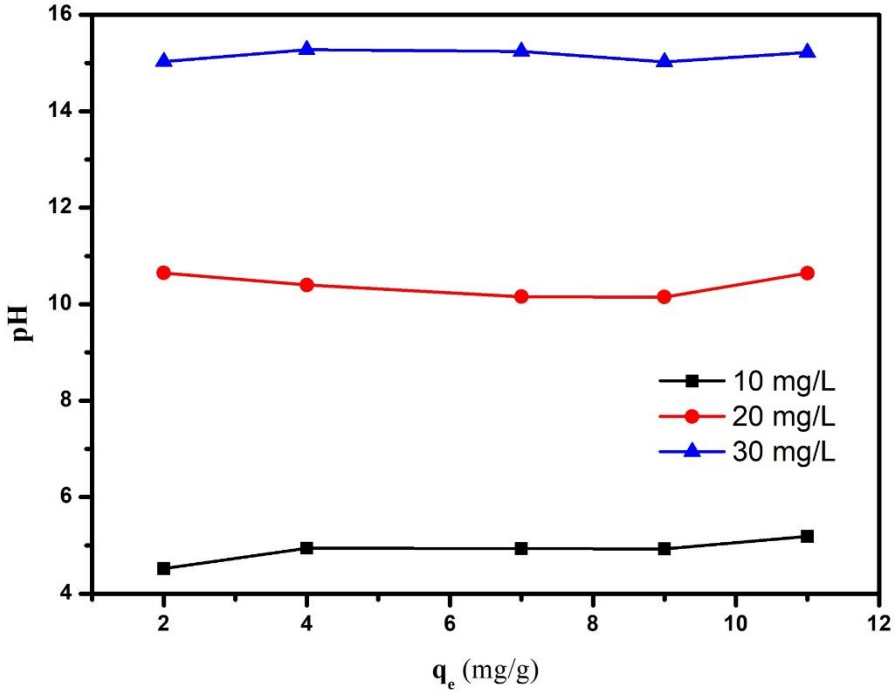
Şekilde de görüldüğü gibi MB'nin BAC üzerine adsorpsiyonu yaklaşık 20 dakikada dengeye gelmiştir. MB miktarı artıkça denge süresinde çok az bir değişim meydana gelmiştir. Buda adsorpsiyonun çok hızlı yani kısa bir sürede dengeye geldiğini göstermektedir. Oda sıcaklığında, sulu ortamda MB'nin 5-15 mg/L arasında değişen konsntarasyonlarının 30 mg MAC ile giderilmesine temas süresi etkisi Şekil 4.6'da gösterilmiştir.



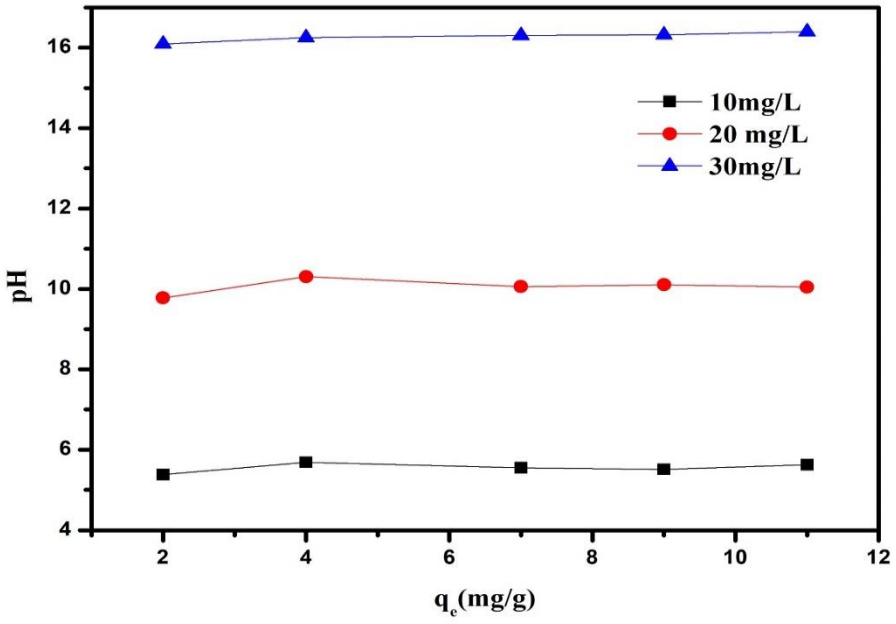
Şekil 4.6. MB'nun farklı konsantrasyonlarının MAC üzerine adsorpsiyonunda elde edilmiş qe değerlerinin zamana karşı grafiği (MAC miktarı 30mg ve V= 25ml)

Şekil 4.6'da görüldüğü gibi MB'nin düşük konstrasyonlarında adsorpsiyon yaklaşık 25 dakikada dengeye gelirken MB'nin miktarı arttıkça süre uzamış ve yaklaşık 110 dakikaya çıkmıştır. Bu durum şu şekilde açıklanabilir. Adsorpsiyon hızı ve miktarı, itici güçlere ve yüzeye bağlıdır. Ortamdaki madde miktarı arttıkça aktif bölge küçülür ve hacimsel direnç, kütle transferi ile birlikte adsorpsiyonu zorlaştırır. Her iki adsorbanda da boyar madde miktarı arttığında adsorpsiyon dengesi uzamıştır. Denge süresi adsorpsiyon olayının fiziksel yollarla mı yoksa kimyasal yollarla mı olduğu hakkında fikir verebilir. Genellikle fiziksel adsorpsiyon kısa sürelerde meydana gelir. MB'nin BAC üzerine adsorpsiyonun MAC'a göre kısa olması, MB'nin BAC üzerine adsorpsiyonun daha fazla fiziksel adsorpsiyon karekteri taşıdığı söylenebilir.

Ortamın pH'sı tüm adsorpsiyon sürecinin verimliliğini etkilediği bilinir. Çünkü pH çözeltide bulunan tuzun iyonlaşma derecesi ve karbon yüzey yükünü belirler. MB'nin adsorbanlar üzerine adsorpsiyonu 5 farklı pH'da incelendi. Adsorpsiyon deneyleri pH'sı 2, 4, 7, 9 ve11 olan 10,20,30 mg/L MB çözeltilerine 30 mg BAC ve MAC eklenerek yapıldı. MB'nin BAC ve MAC üzerine adsorpsiyonunun 5 faklı pH'da elde edilmiş q_e değerleri sırasıyla Şekil 4.7 ve 4.8'de verilmiştir.



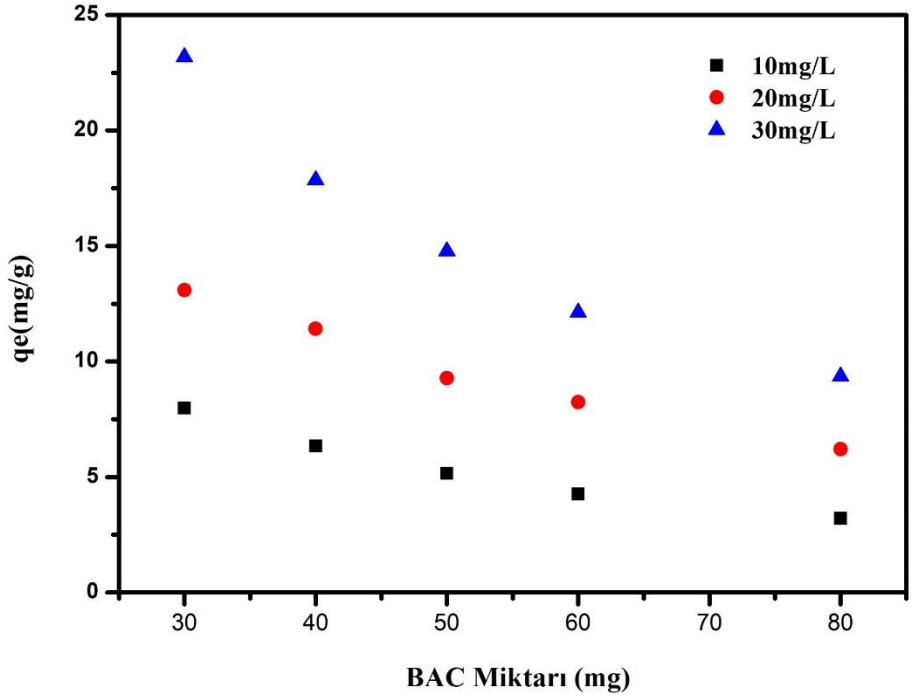
Şekil 4.7. MB'nin BAC üzerine adsorpsiyonunda qe değerlerinin pH ile değişimi



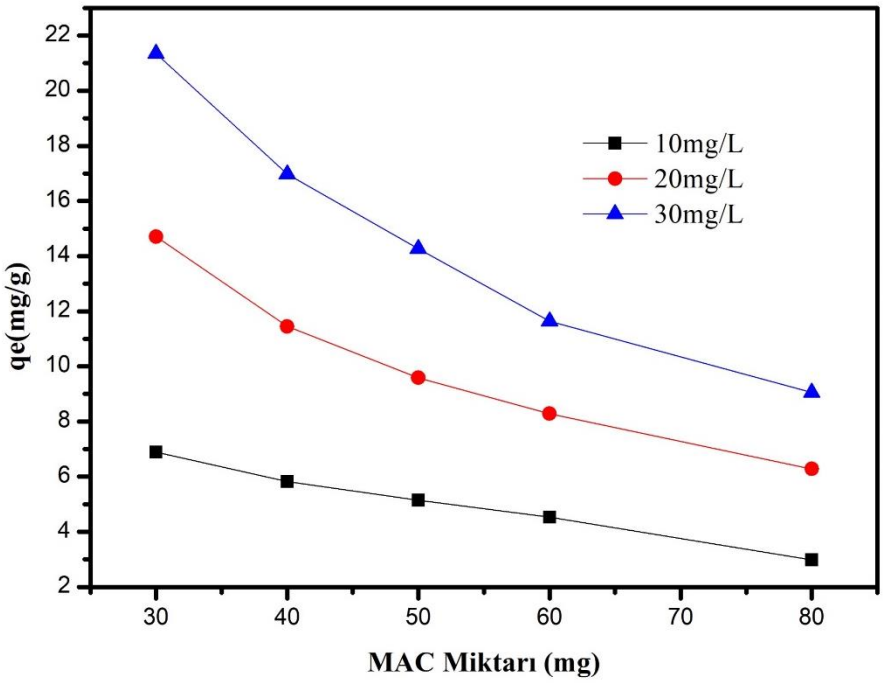
Şekil 4.8. MB'nin MAC üzerine adsorpsiyonunda qe değerlerinin pH ile değişimi

Şekil 4.7 ve 4.8 incelendiği zaman pH'nın MB'nin her iki adsorban üzerine adsorpsiyona etkisinin olmadığı görülmektedir. Ancak Şekil 4.4'te görüldüğü gibi 10 ve 30 mg/L başlangıç boyar madde miktarlarında pH arttıkça q_e değerleri çok küçük oranda arttığı görülmektedir. Bu küçük artışın nedeni düşük pH ortamında H^+ iyon miktarının fazla olmasıyla açıklanabilir. MB katyonik bir boya olduğundan ortamda bulunan H^+ iyonlarının adsorban yüzeyinde çok düşük oranda bir pozitif yük tabakası yapmış olabileceği ve MB'nin yüzeye yaklaşmasını etkilemiş olabileceğiyle açıklanabilir. Ama genel anlamda adsorbanın adsopsiyon verimini pH değişimiyle etkilenmemiştir(Toprak et al., 2014).

Adsorban miktarının adsorpsiyon üzerine etksini incelemek için, MB'nin 10, 20 ve 30 mg/L üç farklı konsatrasyonuna, artan miktarlarda BAC ve MAC eklenerek elde edilen q_e değerleri, BAC ve MAC için sırasıyla Şekil 4.9 ve Şekil 4.10'da verilmiştir.



Şekil 4.9. 10, 20 ve 30 mg/L MB'nin artan BAC miktarlarına karşı qe değerleri (v=25 ml)



Şekil 4.10. 10, 20 ve 30 mg/L MB'nin artan MAC miktarlarına karşı qe değerleri (v=25 mL)

Şekiller incelendiğinde, adsorpsiyonun başlangıçta daha yüksek olduğu ve adsorban maddenin miktarı arttıkça adsorpsiyonun da buna paralel olarak azaldığı görülmektedir. Daha yüksek adsorban miktarlarında ise eğrinin bir platoya ulaştığı anlaşılmaktadır. Ayrıca adsorbanların miktarı 30 mg'ın altında olduğunda, sınırlı aktif yüzey alanı nedeniyle adsorpsiyon kapasitesi düşük bir seviyede kalmaktadır. Daha yüksek adsorban miktarlarında adsorpsiyon kapasitesinde bir düşüş görüldüğü bu da sistemin dengeye ulaştığını ve çözeltide adsorbe edilecek yeterli miktarda MB molekülü kalmadığını göstermektedir. Adsorpsiyon sürecini etkileyen diğer önemli parametre, başlangıçtaki adsorbent konsantrasyonudur. Adsorbentlerin düşük konsantrasyonu adsorpsiyonu etkilemez çünkü adsorban üzerine tutunması için geniş yüzey alanları vardır. Yüksek adsorbent konsantrasyonlarda ise adsorbanın yüzey alanı yetersiz kalacağından başlangıç adsorbent miktarı göz önüne alındığında adsorpsiyon miktarı azalacaktır. Bu bağlamda izoterm, kinetik ve termodinamik deneylerinde 50 mg adsorban ve 10-210 mg/L miktarları arasında MB kullanılmıştır.

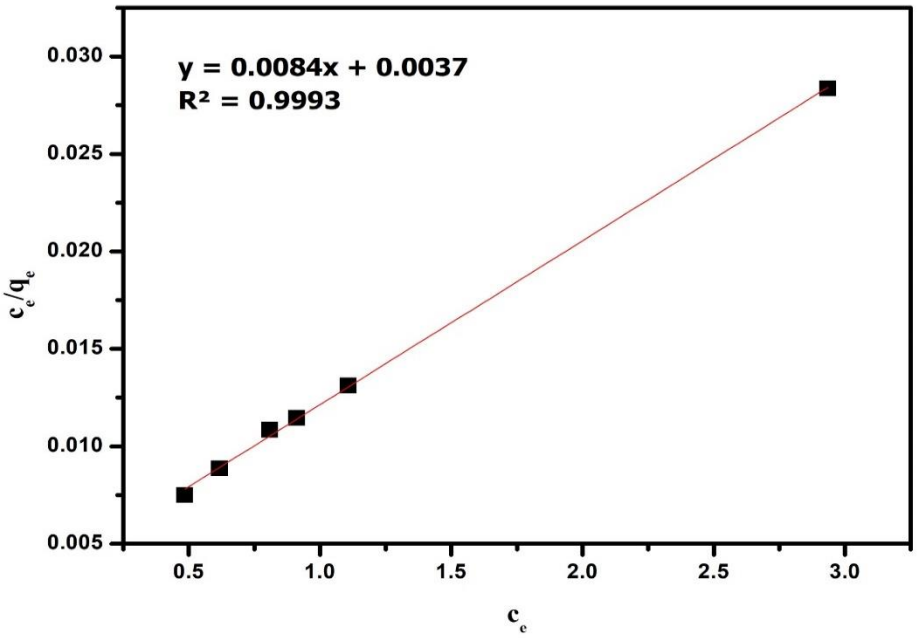
4.3. Adsorpsiyon İzotermi

Adsorpsiyon izotermleri, adsorban ve adsorbent arasındaki etkileşimi açıklamada kullanılan bir parametrelerdir. Adsorpsiyon verilerinin yorumlanmasında kullanılabilen farklı adsorpsiyon izotermleri bulunmaktadır. Bunlar arasında başlıca Langmuir, Freundlich, Toth, Temkin, Redlich–Peterson, Sips ve Dubinin–Radushkevich izotermleri yer almaktadır. Ancak bu modeller arasında en yaygın olan iki tür, Langmuir ve Freundlich modelleridir. Lineer Langmuir ve Freundlich denklemleri sırasılya Denklem 4.1 ve 4.2'de verilmiştir.

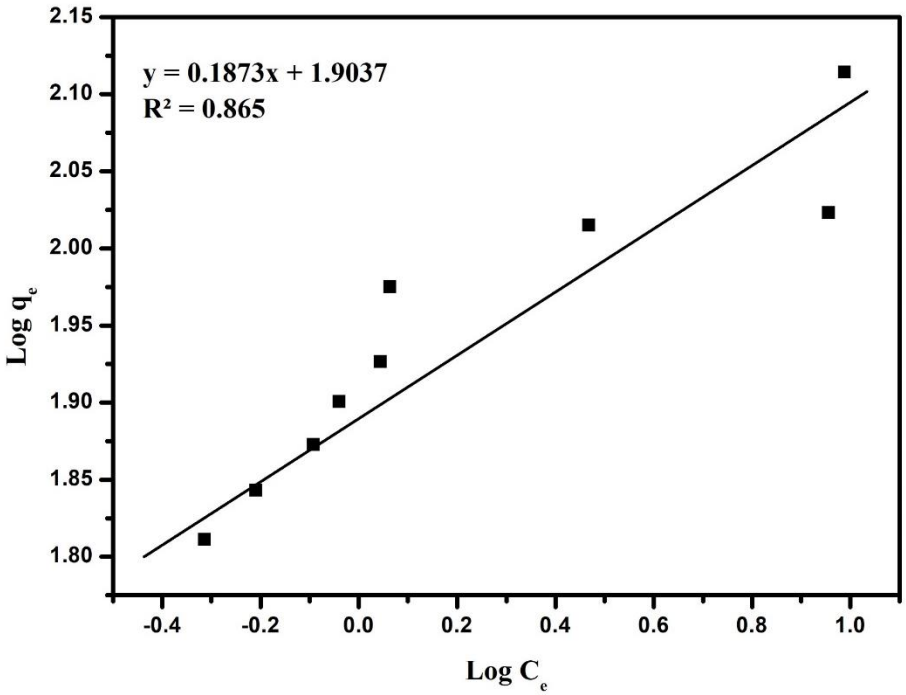
$$\frac{Ce}{qe} = \frac{1}{q_m K_L} + \frac{Ce}{qe} \tag{4.1}$$

$$logq_e = logK_F + \frac{1}{n} logC_e \tag{4.2}$$

Bu denklemlerde c_e denge halinde çözeltideki adsorbent miktarını, q_m adsorbanın tek tabaka adsorpsiyon kapsitesini , K_L Langmuir sabitini (mg/g), K_F Freundlich sabitini ((mg/g)(l/mg)$^{1/n}$) ifade eder. n ise adsorpsiyon şiddetidir. MB'nun BAC üzerine adsorpsiyonu için Denklem 4.1 ve 4.2 kullanılarak çizilen Langmuir ve Freundlich izoterm grafikleri sırasıyla Şekil 4.11 ve 4.12'de verilmiştir.

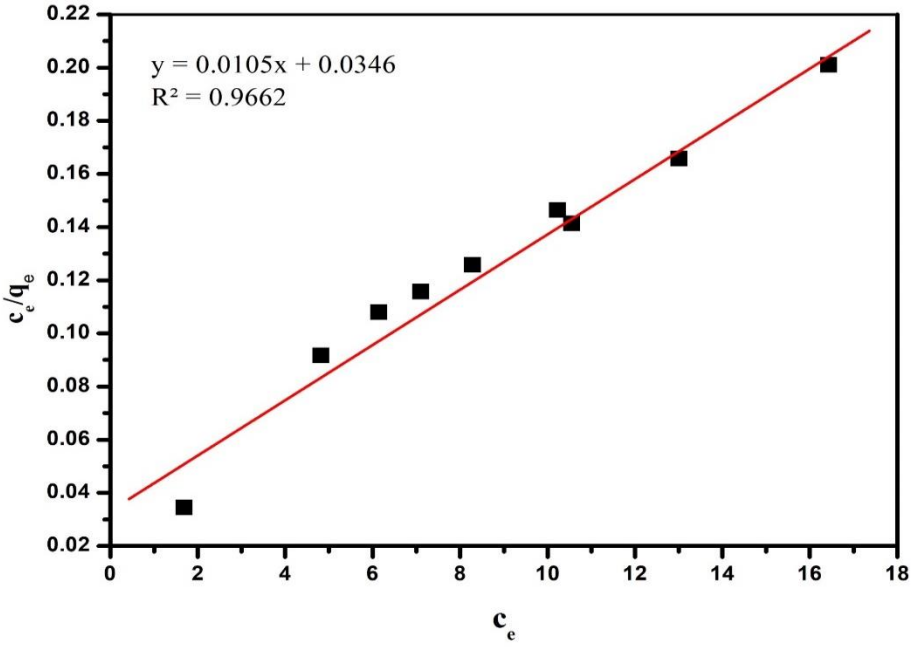


Şekil 4.11. BAC için Langmuir adsorpsiyon izotermi grafiği

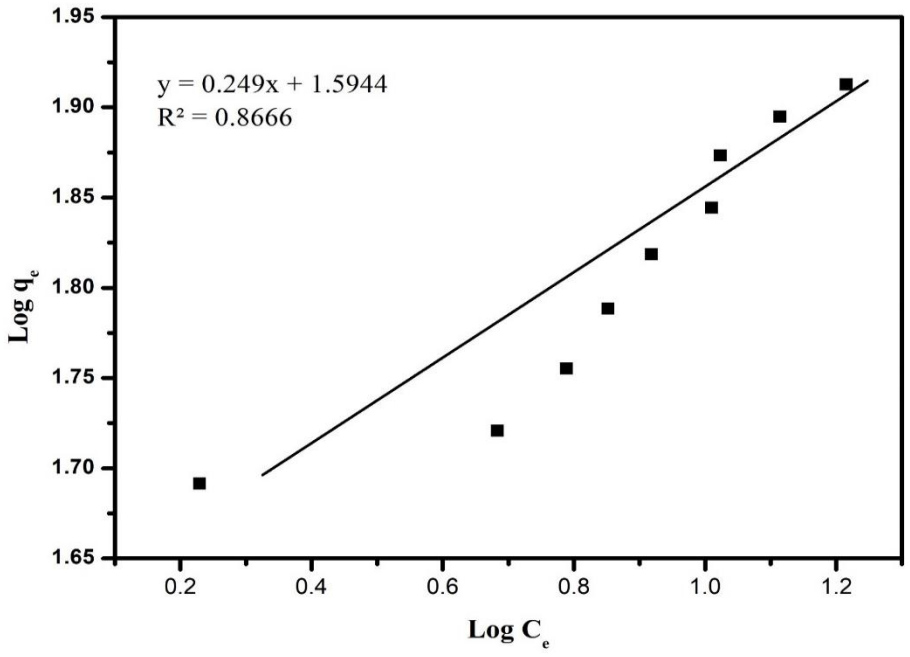


Şekil 4.12. BAC için Freundlich adsorpsiyon izotermi grafiği

MB'nun MAC üzerine adsorpsiyonu için Denklem 4.1 ve 4.2 kullanılarak çizilen Langmuir ve Freundlich izoterm grafikleri sırasıyla Şekil 4.13 ve 4.14'de verilmiştir.



Şekil 4.13. MAC için Langmuir adsorpsiyon izotermi grafiği



Şekil 4.14. MAC için Freundlich adsorpsiyon izotermi grafiği

Her iki adorban için grafiklerden elde edilen Langmuir ve Freundlich izoterm sabitleri Tablo 4.1'de verilmiştir.

Tablo 4. 1. MB'nun BAC ve MAC üzerine adsorpsiyonu için izoterm sabitleri.

Adsorban	Langmuir İzoterm Sabitleri			Freundlich İzoterm Sabitleri		
	q_m	K_L	R^2	K_F	n	R^2
BAC	119,05	2,258	0,9993	80,11	5,3393	0,865
MAC	95,23	0,3003	0,9662	39,30	4,0106	0,866

Tablo incelendiği zaman BAC'ın tek tabak adsorpsiyon kapasitesi 119,05 iken MAC'ta bu değer 95,23 mg/g olarak çıkmaktadır. Yine BAC'ın çok tabakalı adsorpsiyon kapasitesi 80,11 iken MAC'ta bu değer yaklaşık 39.30 (mg/g)(l/mg)$^{1/n}$ olarak hesaplanmıştır. BAC'ın yüzey alanının MAC'tan daha fazla olması adsorpsiyon kapasitesinin daha fazla olmasına neden olmaktadır. BAC ve MAC için en iyi korelasyon değerleri Langmuir İzoterm modelinde olduğu gözükmektedir. Korelasyon değerleri göz önüne alındığında MB'nin BAC ve MAC üzerine adsopsiyonun Langmuir İzoterm modelinin daha uygun olduğu ve tek tabaka şeklinde adsorbanların yüzeyine tutunduğunu göstermektedir (Özer vd., 2023). Yine adsorpsiyon şiddetini temsil eden $1/n$ değeri her iki adsorban için 1'den büyüktür. Bu durum, MB'nin BAC ve MAC üzerine çok tabakalı adsorpsiyona karşı zayıf bir afiniteye sahip olduğunu göstermektedir.

4.4. Adsorpsiyon Kinetiği

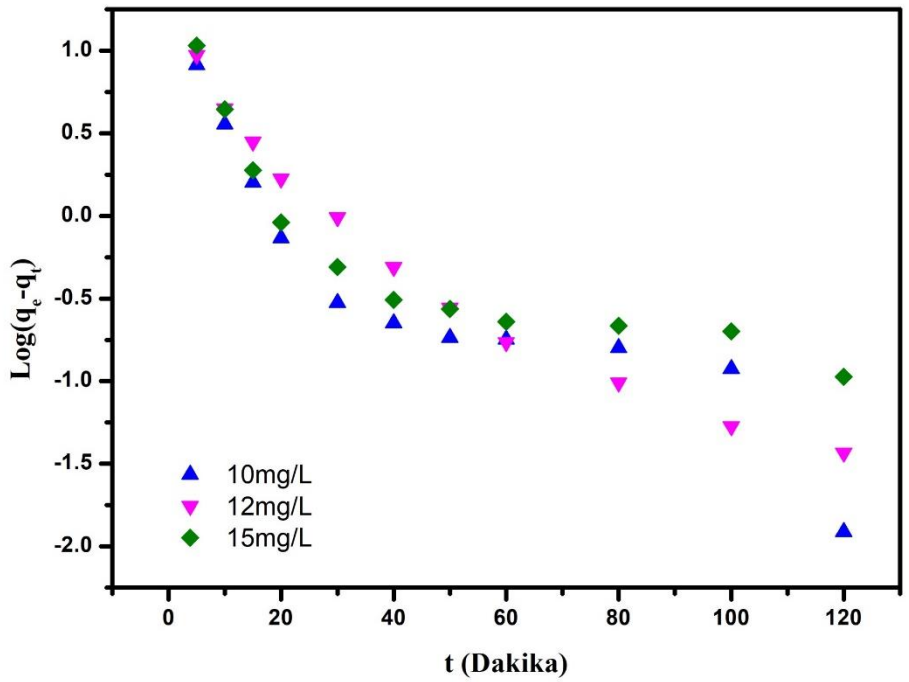
Adsorbanların adsorpsiyon performansını karakterize etmekte adsorpsiyon hızı önemlidir. Adsorpsiyon kinetiği, yalnızca sürecin hızı ve dengesi hakkında bilgi sağlamakla kalmaz, aynı zamanda adsorpsiyonun nasıl meydana geldiği ve çeşitli faktörlerin performansı nasıl etkilediğini de ortaya koyar. Kirleticilerin adsorbanların yüzeyine nasıl geldiğini açıklamak kinetik modellemelerden faydalanılır. En çok tercih edilen modeller yalancı birinci derce kinetik modeli, yalancı ikinci derece kinetik modeli ve partikül içi difüzyon modelleridir. Yalancı birinci dereceden kinetik model, yalancı ikinci dereceden kinetik model ve partikül içi difüzyon modellerinin matematiksel denklemleri sırasıyla Denklem 4.3, 4.4 ve 4.5'te verilmiştir (Toprak et al., 2015).

$$\log(q_e - q_t) = log q_{e*} - (\frac{K_{pf}}{2,303})t \quad (4.3)$$

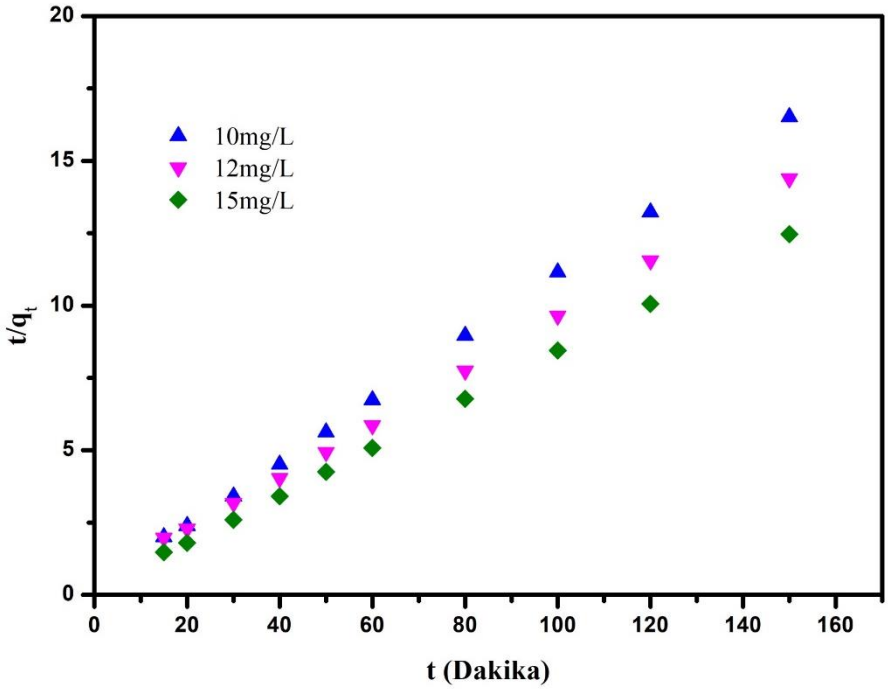
$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_{ps} q_{e*}^2} + \frac{t}{q_{e*}} \quad (4.4)$$

$$q_t = K_{id} . \sqrt{t} + C \quad (4.5)$$

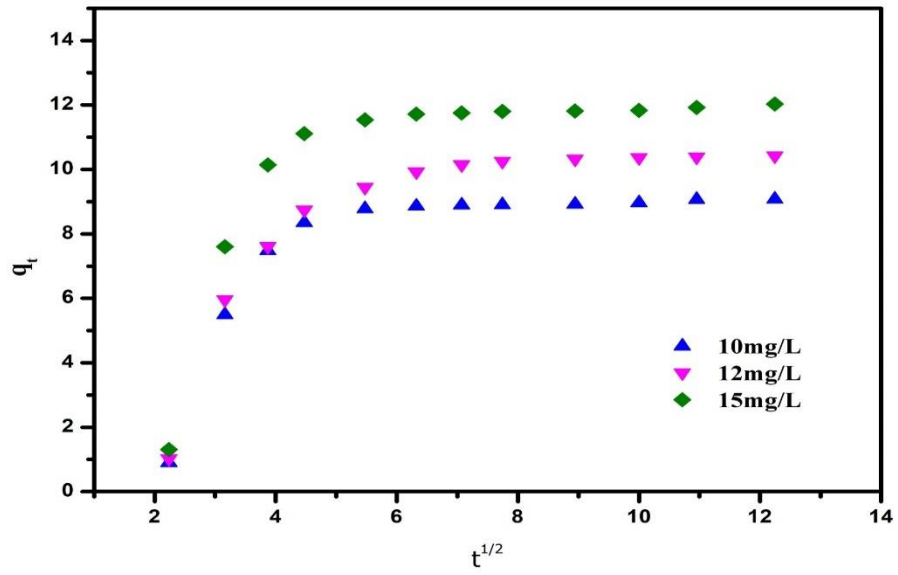
Bu denklemlerde K_{pf} ve K_{ps} sırasıyla yalancı birinci (dakika^{-1}) ve ikinci (g/mg.dakika) dereceden adsorpsiyon hız sabitlerini ifade etmektedir. K_{id} partikül içi düfüzyon hız sabitini (mg/g.dakika$^{1/2}$), C ise adsorban ile adsorbat arasındaki tabakanın sınır kalınlığının boyutu ile ilişkili bir sabittir. q_{e*} teorik olarak hesaplanan adsorpsiyon kapasitesidir. Kinetik deneylerde 50 mg adsorban ve 10, 12 ve 15 mg/L başlangıç boyar madde konsantrasyonları kullanılmıştır. 0-150 dakika aralığında ölçümler alınmış ve Denklem 4.3, 4.4 ve 4.5 kullanılarak grafikler çizilmiştir. MB'nun BAC üzerine adsorpsiyonu için yalancı birinci derece, yalancı ikinci derece ve partikül içi difüzyon kinetik model grafikleri sırasıyla Şekil 4.15, 4.16 ve 4.17'de verilmiştir.



Şekil 4.15. MB'nun BAC Üzerine Adsorsiyonu İçin Yalancı Birinci Dereceden Kinetik Model

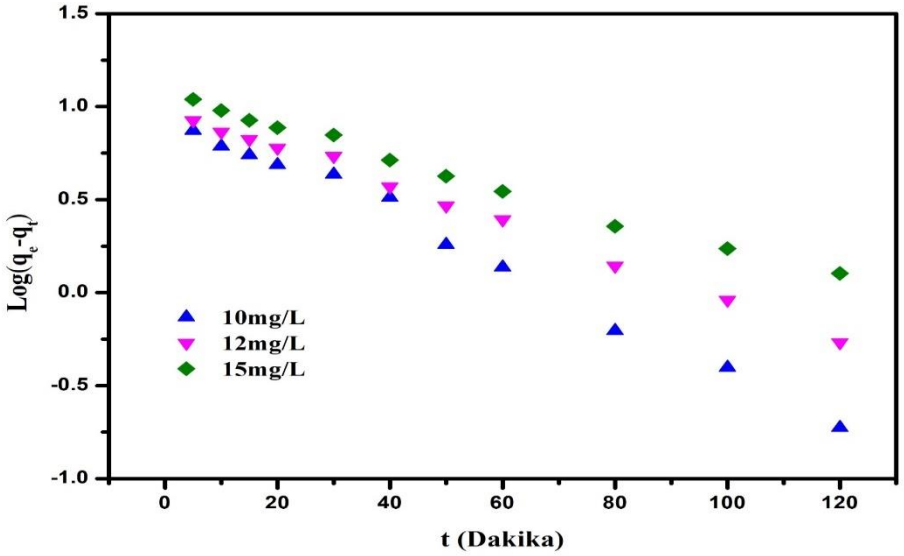


Şekil 4.16. MB'nun BAC Üzerine Adsorsiyonu İçin Yalancı İkinci Dereceden Kinetik Model

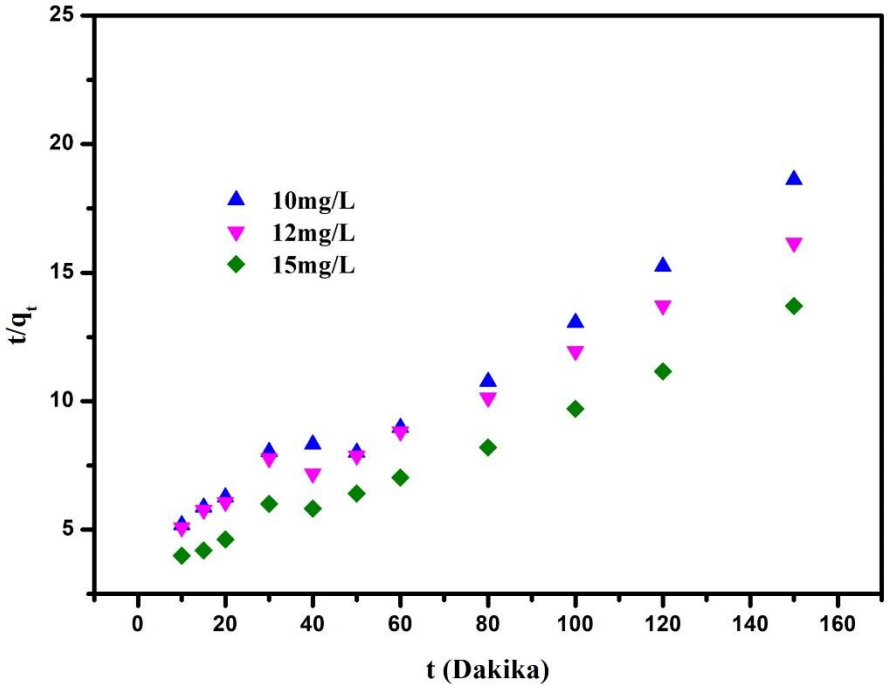


Şekil 4.17. MB'nin MAC Üzerine Adsorsiyonu İçin Yalancı Birinci Dereceden Kinetik Model

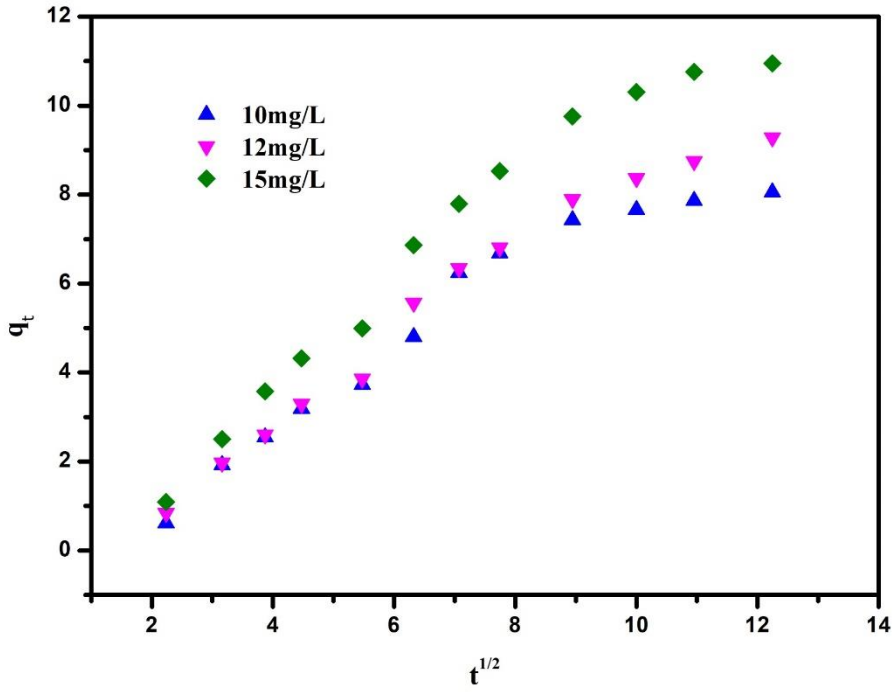
MB'nin MAC üzerine adsorpsiyonu için yalancı birinci derece, yalancı ikinci derece ve partikül içi difüzyon kinetik model grafikleri sırasıyla Şekil 4.18, 4.19 ve 4.20'de verilmiştir.



Şekil 4.18. MB'nun BAC Üzerine Adsorsiyonu İçin Parçacık İçi Difüzyon Kinetik Model



Şekil 4.19. MB'nin MAC Üzerine Adsorsiyonu İçin Yalancı İkinci Dereceden Kinetik Model



Şekil 4.20. MB'nin MAC Üzerine Adsorsiyonu İçin Parçacık İçi Difüzyon Kinetik Model

Her iki adorban için grafiklerden elde edilen yalancı birinci derece, yalancı ikinci derece ve partikül içi difüzyon kinetik model sabitleri Tablo 4.2'de verilmiştir.

Tablo 4. 2. MB'nun BAC ve MAC üzerine adsorpsiyonu için kinetik model sabitleri

Adsorban	**Yalancı Birinci Derece Kinetik Modeli**				**Yalancı İkinci Derece Kinetik Modeli**				**Parçacık İçi Difüzyon Kinetik Modeli**		
	R^2	**K_{pf}**	**q_e (hsp)**	**q_{e*} (dny)**	**R^2**	**K_{PS}**	**q_e (hsp)**	**q_{e*} (dny)**	**K_{id}**	**C**	**R^2**
BAC	0,816	0,0424	9,080	2,861	0,999	0,0492	9,080	9,216	0,509	4,302	0,459
	0,931	0,0467	10,423	5,0081	0,999	0,0220	10,423	10,787	0,652	4,230	0,562
	0,712	0,0320	12,028	2,806	0,999	0,0403	12,028	12,150	0,649	5,918	0,444
MAC	0,991	0,0322	8,055	9,440	0,978	0,0019	8,055	11,049	0,785	0,785	0,933
	0,996	0,0239	9,284	9,776	0,986	0,0012	9,284	13,175	0,885	0,623	0,933
	0,994	0,0191	10,946	11,418	0,988	0,0012	10,946	13,175	1,044	0,398	0,955

Tablo incelendiği zaman MB'nin BAC üzerine adsopsiyonunda K_{pf} değerleri 0,032 - 0,046 arasında hesaplanırken, K_{ps} değerleri 0,0220- 0,049 arasında hesaplanmıştır. Yalancı birinci ve ikinci derece kinetik modeller için korelasyon değerlerine bakıldığında 1'e en yakın değerler yalancı ikinci derece modelde olduğu gözükmektedir (0,999). Aynı zamanda yalancı ikinci derecede deneysel (*qe)* ile teorik (*qe*)* değerlerinin uyuştuğu, yalancı birinci derecede ise uyuşmadığı görülmüştür. Elde edilen diğer veriler, yalancı ikinci deceye uygun olması, MB'nin BAC üzerine adsorpsiyonunda kimyasal yolların baskın olduğunu gösterir. Ayrıca bu iki kinetik model, mekanizmayı tam olarak açıklayamamaktadır. Bu yüzden kinetik sonuçları analiz etmek için parçacık içi difüzyon modeli kullanılmalıdır. Eğer parçacık içi difüzyon modeli adsorpsiyon hızını belirliyorsa, qt ile $\sqrt{t}$ arasındaki grafik doğrusal olur. Eğim çizgisi orijin noktasından geçecektir. Adsorpsiyon sürecinin başlangıcında sınır tabakası direnci varsa, doğrusal grafik görülmez. Bu durumda adsorpsiyon hızı yalnızca parçacık içi difüzyon modeli tarafından değil, aynı zamanda diğer kinetik modeller tarafından da belirlenir. Şekil 4.17 incelendiğinde MB konsantrasyonlarına bağlı olarak verilen noktalar doğrusal bir grafik oluşturmaz. Grafikteki iki tane doğrusallık vardır. Bu da adsorpsiyon sürecinin iki veya daha fazla aşamada meydana geldiğini gösterir. İlk lineer kısım sınır tabakası etkisini gösterirken, ikinci lineer kısım ise parçacık içi difüzyondan kaynaklanmaktadır. Yine ilk ve ikinci doğrusal bölümler, adsorpsiyonun sırasıyla makro gözenekli difüzyon ve mikro gözenekli difüzyonun sonucu meydana geldiğini göstermektedir. Tüm bu veriler MB'nin BAC üzerine adsorpsiyonunda yalancı ikinci derece kinetik modelin hız sınırlayıcı adım olmadığı, parçacık içi difüzyonun da adsorpsiyon hızını kontrol ettiğini göstermektedir. MB'nın MAC üzerine adsorpsiyonunda K_{pf} değerleri 0.0322,0.0239 ve 0.0191 iken, K_{ps} değerleri 0.001904, 0.001284, ve 0.001284 olarak hesaplanmıştır. Korelasyon katsayıları bire yakın olup yalancı birinci derece kinetik modelin korelesyon değerleri diğer modele göre büyüktür. Aynı zamanda hesaplanan deneysel ve teorik adsorpsiyon kapasiteleri, yalancı birinci derece kinetik modelde uyuştuğu görülmüştür. Bu da adosrpsiyonun sürecinde kimyasal yolların baskın olduğunu göstermektedir. Yine parçacık içi difüzyon modeli incelendiğinde yaklaşık 100 dakikaya kadar adsorpsiyon sürecini parçacık içi difüzyon modeli desteklerken süre uzadıkça ikinci eğri kısımda ise diğer kinetik modellerde aktif olmaktadır (Özer and Toprak., 2023).

4.5. Adsorpsiyon Termodinamiği

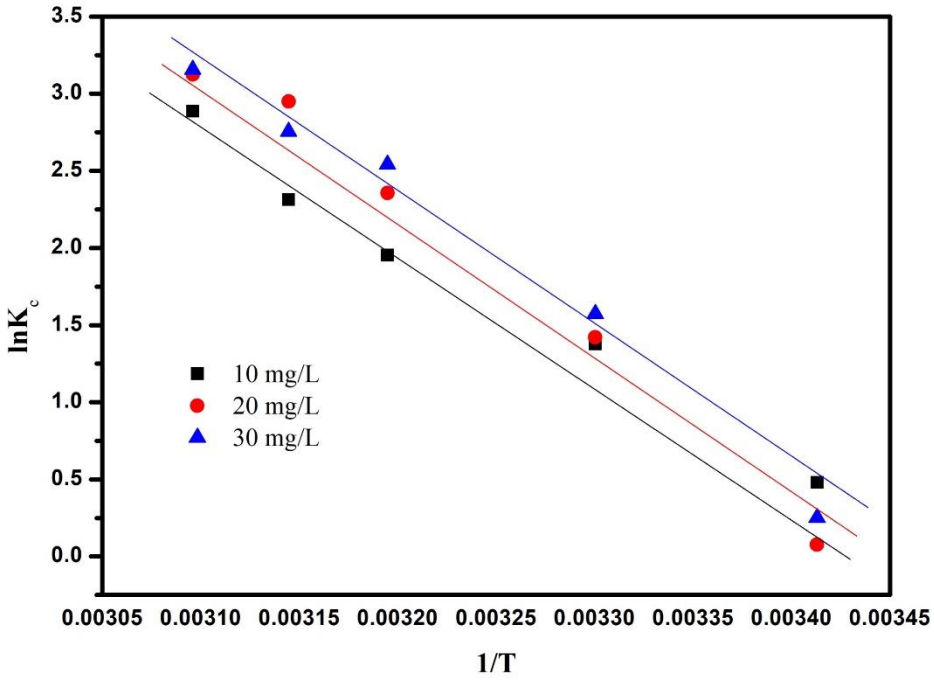
Sıcaklık, adsorbanların adsorpsiyon kapasitesini etkileyen önemli faktörlerden biridir. MB'nin BAC ve MAC üzerine adsorpsiyonuna sıcaklığın etkisini incelemek için termodinamik verilerden faydalandık. Standart Gibbs serbest enerjisi (ΔG^o), entropisi (ΔS^0) ve entalpisi (ΔH^0) değerleri aşağıdaki denklemler kullanılarak hesaplanılmıştır.

$$K_c = \frac{q_e}{C_e} \tag{4.6}$$

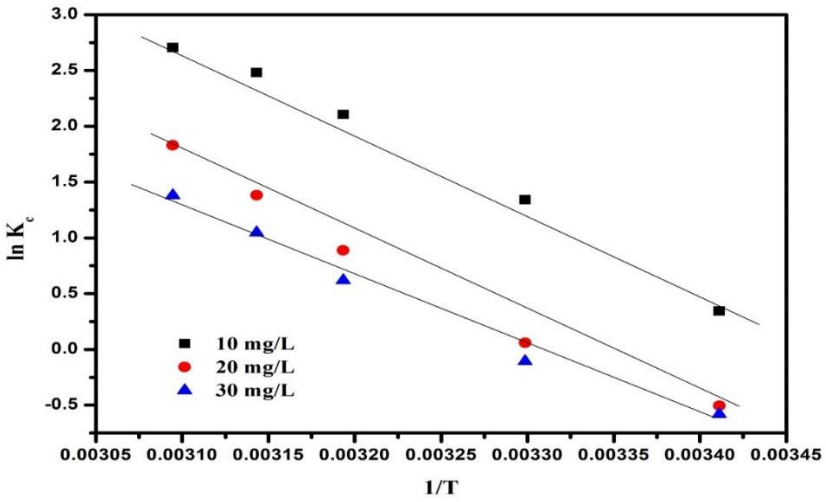
$$lnK_c = \frac{\Delta S^0}{R} - \frac{\Delta H^0}{RT} \tag{4.7}$$

$$\Delta G^o = \Delta H^0 - T\Delta S^0 \tag{4.8}$$

Bu denklemde K_c adsorpsiyon dağılım sabitini, T mutlak sıcaklık ve R ise ideal gaz sabitidir. Sıcaklığın adsorpsiyon üzerine etkisini belirlemek için 20,30,40,45,50 C^0 beş farklı sıcaklıkta 10,20,30 mg/L başlangıç boyar madde konsontrasyonunda çalışılmıştır. Adsorban mitarları 50 mg alınmıştır. Sıcaklık arttışıyla adsorpsiyon miktarının arttığı belirlenmiştir. Sıcaklık artışıyla birlikte adsorpsiyon verimliliğindeki artış, adsorpsiyon sürecinin yalnızca fiziksel adsorpsiyonla sınırlı olmadığını, aynı zamanda kimyasal adsorpsiyon mekanizmalarını da içerdiğini göstermektedir. Daha yüksek sıcaklıklar parçacıkların hızını artıracağından yüzeye çarpma sayısını ve doğal orlarakta adsorban ve adsorbant arasındaki etkileşim sayısını attıracaktır. Sonuç olarak adsorpsiyon miktarı artacaktır. 5 farklı sıcaklıkta elde edilen deneysel veriler Denklem 4.6 ve 4.7 kullanılarak çizilmiş grafikler Şekil 4.21 ve 4.22'de verilmiştir.



Şekil 4.21. MB'nin BAC üzerine adsorpsiyonu için lnKc'değerlerinin 1/T'ye karşı grafiği



Şekil 4.22. MB'nin MAC üzerine adsorpsiyonu için lnKc'değerlerinin 1/T'ye karşı grafiği

Grafiklerin eğim ve kesim noktalarından elde edilen entropisi (ΔH^0) ve entalpisi (ΔS^0) ile Denklem 4. 11 kullanılarak hesaplanarak elde edilen Gibbs serbest enerjisi (ΔG^o) değerleri Tablo 4.3'te verilmiştir.

Tablo 4. 3. MB'nin BAC ve MAC üzerine adsorpsiyonu için termodinamik veriler

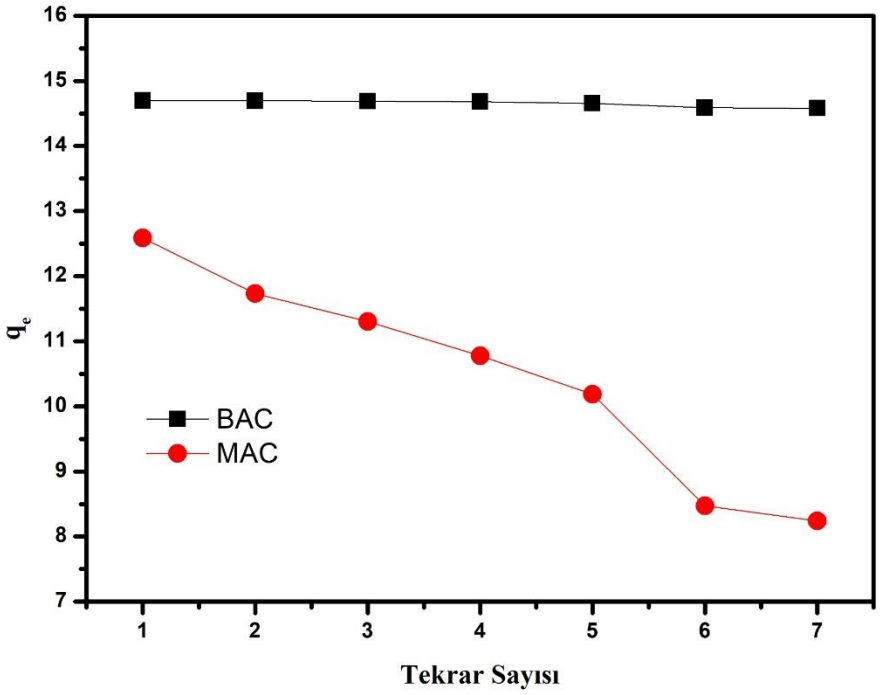
MB Miktarı	Adsorban	ΔH^0 (kj/mol)	ΔS^0 (j/mol/K)	ΔG^o (j/mol)				
				293K	303K	313K	318K	323K
10	BAC	59,934	208,45	-1143	-3227	-5312	-6354	-7396
	MAC	63,173	218,85	-951,3	-3139	-5328	-6422	-7517
20	BAC	82,393	282,47	-372,2	-3196	-6021	-7434	-8846
	MAC	62,147	206,69	1586	-480,4	-2547	-3580	-4614
30	BAC	76,011	262,45	-888,1	-3512	-6137	-7449	-8761
	MAC	52,791	174,33	1710	-32,48	-1775	-2647	-3519

Tablo incelendiği zaman MB'nin farklı konstrasyonun BAC üzerine adsorpsiyonunu 5 sıcaklıktaki ΔG^o değerleri negatif olduğu gözükmektedir. MB'nin BAC üzerine adsorpsiyonu kendiliğinden gerçekleştiğini, sıcaklık artışıyla değerlerin artması kararlılığın artması yani yüksek sıcaklıkların adsorpsiyon için daha favori olduğu anlamına gelir. Diğer bir durumda yüksek sıcaklık, termal hareketi güçlendirerek MB'nin BAC gözeneklerine moleküler difüzyonunu arıttırmıştır. Positive ΔH^0 değerleri (59,9–76,01kJ/mol) MB'nin BAC üzerine adsorpsiyonun endotermik olduğunu ve değerlerin 59,9–76,01kJ/mol arasında olması genellikle kimyasal adsorpsiyonu gösterir. Yani MB'nin BAC üzerine adsorpsiyonun ana mekanizması kimyasal adsorpsiyondur. Pozitif ΔS^0 değerleri ise katı-sıvı arayüzünde adsorpsiyon sırasında rastgeleliğin arttığını ancak bağlanma bölgelerinde moleküler serbestliğin azaldığı anlamına gelir. MB'nin MAC üzerine adsorpsiyonunda, ΔH^0 ve ΔS^0 değerleri pozitif olması adsorpsiyonun endotermik olduğunu ve adsorpsiyon sırasında rastgeleliğin arttığı anlamına gelir. Ayrıca ΔH^0 değerlerin 52,7–63.1kJ/mol arasında olması kimyasal adsorpsiyonun varlığınıda gösterir. MB'nin artan konsantrasyonuyla, ΔH^0 ve ΔS^0 değerlerinin azaldığı gözükmektedir. Bu durum, adsorpsiyon bölgelerinin heterojen olmasından dolayıdır. Adorpsiyon esnasında moleküller ilk olarak daha yüksek enerjili bölgeleri işgal ederler. Boyar madde miktarı arttıkça yüzeyde yüksek enerjili yerler azaldığından daha düşük enerjili bölgelere geçmek zorunda kalırlar. Sonuç olarak boya molekülleri yüzeye daha gevşek bir şekilde bağlandığı için adsorpsiyon ısısını azaltır. Ayrıca ΔS^0 değerlerinin azalmasıda bağlanma bölgelerinde moleküler serbestliğin arttığı anlamına gelir. MB'nin MAC üzerine adsorpsiyonunda ΔG^o

değerleri genel anlamda negatif çıkmış olması, adsopsiyonun kendiliğinden gerçekleştiği anlamına gelir. (Sajid et al., 2026)

4.6. Desorpsiyon

Desorpsiyon deneylerinde 30 mg/L başlangıç konsantrasyonu ve 50 mg adsorban kullanılmış ve 24 saat sonra ölçümler yapılmıştır. Her iki adsorban için adsorpsiyon–desorpsiyon döngüleri Şekil 4.23'te verilmiştir.

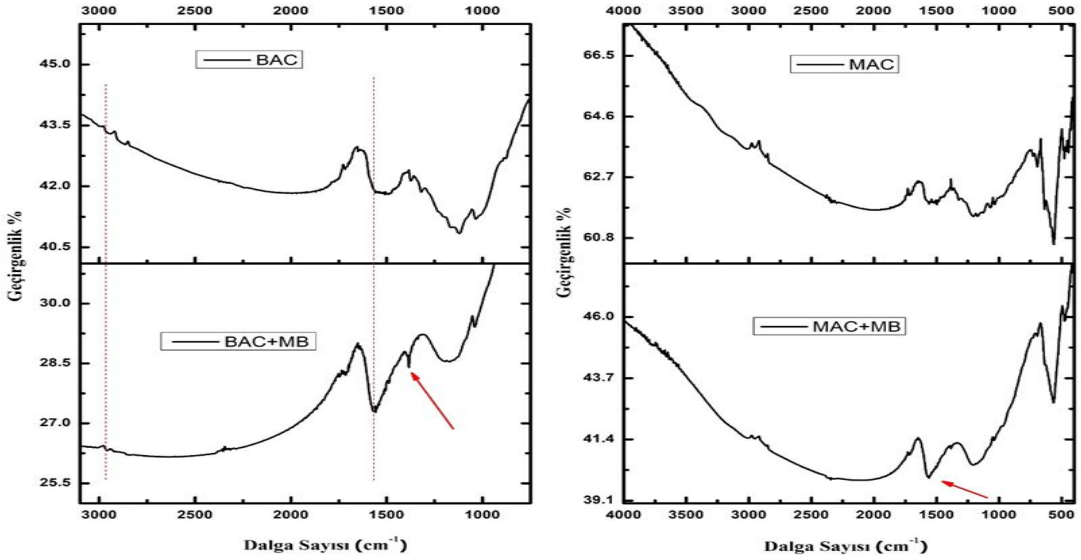


Şekil 4.23. MB- BAC ve MB- MAC sistemleri için adsorpsiyon–desorpsiyon döngü grafiği

Şekildende görüldüğü gibi yedinci adsorpsiyon–desorpsiyon döngüsüne kadar MB-BAC'ın geri kazanımlarında kayda değer bir değişiklik gözlemlenmedi. Ancak MB-MAC sistemi için her döngüde MAC'ın adsorpsiyon kapasitesi bir azalma görüldü. Bu durum döngüler sonrası MAC yüzeyindeki fonksiyonel grupların kademeli kaybına ve gözeneklerin kısmen tıkanması ile açıklanabilir. Adsorpsiyon sırasında kullanılabilir aktif bölgelerin sayısındaki azalmaya bağlı olarakta adsorpsiyon verimliliğinde giderek azalan bir düşüş meydana geldi.

4.7. Mekanizma

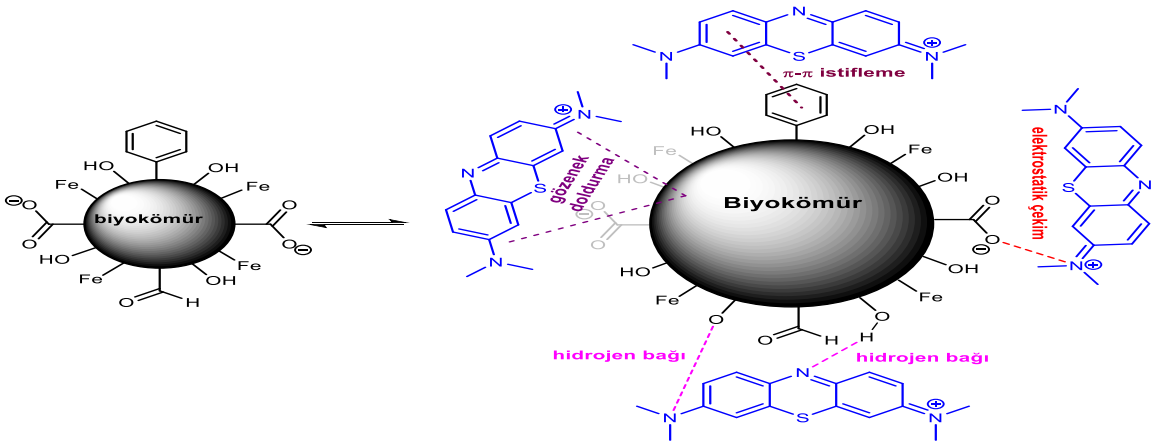
Adsorpsiyon mekanizmasını belirlemek için, MB adsorpsiyonundan önce ve sonra adsorbanların FTIR spektrumları kullanıldı. Fonksiyonel gruplardaki değişikliklere istinaden adsorpsiyon mekanizması önerildi. Genellikle adsorpsiyon sürecinde elektrostatik, π-π ve hidrojen bağı etkileşimleri, adsorpsiyon mekanizmalarında yer alır. Ayrıca, malzemelerin yüksek oranda gözenekli yapıya sahip olması nedeniyle gözenek doldurmada mekanizmalarda yer alır (Chistie et al.2025). Biyokömür yüzeyleri genellikle negatif olduğundan, MB ile yüzey arasında elektrostatik etkileşimlerin adsorpsiyon sürecinde baskın olduğu düşünülmektedir. Bir π-elektron alıcısı olan MB için π-π elektron alıcı ve verici etkileşim mekanizması adsorpsiyona katkı sunabilir. MB molekülleri ile biyokömür arasındaki H-bağ etkileşimi de adsorpsiyondan sorumlu olabilir (Li et al 2016). Şekil 4.24'de verilen FTIR spektrumları incelendiğinde tepe yoğunluğundaki azalma, C-H gerilme titreşiminin 2953 cm^{-1}'den 2958 cm^{-1}' e kayması ve 2865 cm^{-1}'deki pikin kaybolması, adsorban ile adsorbat arasında hidrofobik bir etkileşim olduğunu göstermektedir. (A) spektrumunda C-C'ye ait olan ve 1647 cm^{-1}'de bulunan tepe noktası, (B) spektrumunda 1563 cm^{-1}'e kaymıştır. Bu, adsorban ile boyar madde arasında bir π-π istiflenme etkileşimi olduğunu göstermektedir. (Sabzevar et al 2025.) Adsorpsiyon sonrasında, 1384 cm^{-1}'deki oluşan tepe noktası, genellikle bir maddede bulunan nitrat iyonunun veya karbon-azot bağının varlığına atfedilir (Yang et al 2007).



Şekil 4.24. Adsorpsiyon öncesi ve sonrası adsorbanların FT-IR spektrumları

Yukarıda belirtilen sonuçların da gösterdiği gibi, boya molekülleri ile biyokömür arasındaki elektrostatik, π-π istiflenme etkileşimi ve H-bağ etkileşimi, adsorpsiyon sürecinde etkili olduğu görülmektedir. Ancak belirli piklerin kaybolması veya şiddetlerinin azalması, moleküller arasındaki elektrostatik çekim etkileşimlerinin daha güçlü olduğunu ve orijinal kimyasal bağların titreşim modlarını kısıtlandığını gösterir. Sonuç olarak MB molekülleri ile biyokömür arasındaki elektrostatik etkileşimin adsorpsiyon sürecinde baskın olduğu söylenebilir. Ek olarak MB molekülleri biyokömürle karşılaştığında, biyokömürün yüzeyinde bulunan gözeneklere girebilir. MB'nun MAC üzerine adsorpsiyonunda aynı mekanizma üzerinden yürüdüğü görülmektedir. Yine FTIR spektrumlarında C-H gerilme titreşimine ait olan 2949 ve 2865 cm^{-1}'deki piklerin sırasıyla 2958 ve 2857 cm^{-1}'ye kayması, adsorban ile adsorbat arasında hidrofobik bir etkileşim olduğunuda göstermektedir. Piklerin kaybolmaması etkileşimin düşük olduğuna atfedilebilir. Adsorpsiyon sonrasında, 1561 cm^{-1}'deki oluşan tepe noktası, C=C veya C=N bağlarının gerilme titreşimleri ya da C-N gerilmesi ve N-H eğilmesi olarak da yorumlanabilir (Rajput et al 2026; Sagar et al 2025). Bu veriler sonucunda, MB ile adsorbanlar arasında özde elektrostatik olmak üzere, π-π istiflenme etkileşimi, H-bağ etkileşimi ve gözenek doldurmanın, adsorpsiyon sürecinde etkili olduğu görülmektedir. MAC yüzey alanının düşmesi ve yüzeyinin metallerle katkılanması, kimyasal bağlar oluşturmak için elektrostatik kuvvetleri etkilediğinden, adsorpsiyon kapasitesini

düşürmüştür. Sonuç olarak her bir mekanizmanın katkısı çözeltinin kimyasına, biyokömür ve metilen mavisinin özelliklerine bağlı olarak değişir. MB'nin adsorbanlar üzerine adsorpsiyon mekanizmasının temsili gösterimi Şekil 4.25'te verilmiştir.



Şekil 4.25. MB'nin adsorbanlar üzerine adsorpsiyon mekanizmasının temsili gösterimi (Chistie et al.2025 makelesinden uyarlanmıştır)

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Yapılan bu tez çalışmasında kiraz eriği (*pluhus cerasifera*) çekirdeği kullanılarak iki farklı biyokömür sentezlenmiş ve MB'nun sulu ortamdan uzaklaştırılmasında adsorban olarak kullanılmıştır. Birinci biyokömür, biyokütlenin 900 $C^{0'}$de proliziyle inert bir gaz ortamında fiziksel olarak elde edilmiş ve BAC olarak adlandırılmıştır. İkincisi ise biyokütleyle $FeCI_3.6H_2O$ karıştırılmış ve 900 $C^{0'}$de yakılarak Fe_3O_4 yüklü manyetik biyokömür(MAC)fiziksel ve kimasal yollların birleştirilmesiyle elde edilmiştir.

BAC ve MAC'ın morfolojik ve yapısal özelliklerini belirlemek için FT-IR, BET, RAMAN, XRD ve VSM ölçümleri alındı. BAC ve MAC'ta bulunan fonksiyonel gruplar FT-IR spektrumlarıyle belirlendi. Proliz sonucunda 3301 cm^{-1} (O-H) deki ana pik gibi birçok pikin gitmesi prolizin başarılı olduğunu ve MAC'ın FT-IR spektrumunda 562 cm^{-1} ana bir pik oluşması, adsorban üzerinde Fe-O bağlarının bulunduğunu gösterdi. Adsorban içindeki karbonların yapısal kusurları RAMAN spektrumu ile bilirlendi. İki bandın yoğunluk oranı I_D/I_G BAC ve MAC için sırasıyla 1.35 ve 1.33 olarak belirlendi.

Adsorbanlarının yapısındaki düzensizliğin fazla olduğu ve adsorpsiyon kapasitelerinin bu doğrultuda artacağı belirlendi. Biyokömürlerin kristalleşme özellikleri XRD'di ile analiz edildi. MAC için ortaya çıkan 30,2°, 35,5°, 43,2°, 53,8°, 57,2° ve 62,8° 'deki difraksiyon pikleri, kristal Fe_3O_4'ün başarılı bir şekilde biyokömüre emdirildiğini doğruladı. Ayrıca BAC'ın 28.5° ve 40.2°'de iki karakteristik tepe noktası sırasıyla grafitin (002) ve (101) düzlemsel yönlenmesine karşılık geldiği belirlendi ve biyokömürün ana bileşeninin pirolizden sonra amorf karbon olduğunu teyit etti.

MAC'ın manyetik derecesi VSM ile belirlendi. Zorlanma değeri 88,076 Oe, doygunluk mıknatıslanması 14,714 emu/g, kalan mıknatıslanma 0.0763 emu/g ve Mr/ Ms değeri 0.0763 olarak hesaplandı. Sonuç olarak adsorbanın manyetik özelliğe sahip olduğu ve harici bir manyetik alan uygulayarak adsorbanların sulu çözeltiden rahatlıkla ayrılabileceğini gösterdi. BAC ve MAC'ın yüzey alanları BET analiziyle sırasıyla 700.4 ve 408.24 m^2/g olarak bulundu. BAC'ın yüzey alanın büyük 500 m^2/g büyük olması onu

aktif karbon sınıfına sokabileceği önerildi. MAC'ın yüzey alanının küçük olması ortamda bulunan manyetitlerin yapılarından kaynaklanmaktadır. MAC'ın birim miktardaki yüzey alanını arttırmak için Fe_3O_4 miktarının azaltılması gereklidir. Bu durumda manyetiklik özelliği azalacaktır. Bu da, adsorpsiyon prosesine bağlı olarak adsorbanın yüzey alanını ve manyetikliği değiştirebilineceğini göstermiştir.

MB'nin BAC ve MAC üzerine adsorpsiyonuna boyar madde miktarı, temas süresi, adsorban miktarı, pH ve sıcaklığın etkisi incelenmiştir. MB'nun 5-15 mg/L arasında değişen bir dizi konsantrasyonu temas süresinin bağlı olarak olarak q_e değerleri belirlenmiştir. MB'nun BAC üzerine adsorpsiyonu yaklaşık 20 dakikada dengeye gelmişken, MAC üzerine adorpsiyonu yaklaşık 25 dakikada denge gelmiştir. Başlangıç boyar madde miktarı arttıkça sürenin uzadığı görülmüştür. Hatta MAC için süre 110 dakikaya çıkmıştır. Bu durum ortamdaki madde miktarı arttıkça aktif bölge sayısındaki azalma ve hacimsel direnç oluşumuna bağlanmıştır. Sonuç olarak kütle transferi adsorpsiyonu zorlaştırır. MB'nin adsorbanlar üzerine adsorpsiyonu 5 farklı pH'da incelendi ve pH'nın adsorpsiyon sürecini fazla etkilemediği görüldü. Adsorban miktarının adsorpsiyon üzerine etksi incelendi. Adsorbanların miktarı 30 mg'ın altında olduğunda, sınırlı aktif yüzey alanı nedeniyle adsorpsiyon kapasitesi düştüğü belirlendi. Adsorpsiyon sürecini etkileyen diğer önemli parametre olan başlangıç adsorbent konsantrasyonu belirlendi. Sonuç olarak bu bağlamda izoterm, kinetik ve termodinamik deneyler de 30-50 mg adsorban ve 10-210 mg/L miktarları arasında MB kullanıldı.

MB'nin BAC ve MAC üzerine adsorpsionu Langmuir ve Freundlich modellerine göre incelendi. BAC ve MAC ıntek tabak adsorpsiyon kapasitesi sırasıyla, 119.05 ve 95.23 mg/g olarak bulundu. BAC ve MAC için en iyi korelasyon değerleri Langmuir İzoterm modelinde olduğu belirlendi. MB'nin BAC ve MAC adsorpsiyonunun tek tabaka şeklinde olduğu belirlendi. Yine adsorpsiyon şiddetini temsil eden $1/n$ değeri her iki adsorban için 1'den büyük olması MB'nin, BAC ve MAC üzerine çokt abakalı adsorpsiyona karşı zayıf bir afiniteye sahip olduğunu gösterdi.

MB'nin BAC ve MAC üzerine adsorpsiyonundaki kinetik veriler belirlendi. Bunun için en çok tercih edilen modeller yalancı birinci derce kinetik modeli, yalancı ikinci derece kinetik modeli ve partikül içi difüzyon modelleri kullanıldı. MB'nun BAC üzerine adsopsiyonun

yalancı ikinci derece modele, MAC üzerine adsorpsiyonun ise yalancı birinci derece kinetik modele daha yakın olduğu bulundu. MB'nun BAC üzerine adsopsiyonunda K_{pf} değerleri 0.042, 0.046, 0.032 ve K_{ps} değerleri ise 0.0492, 0.0220, 0.0403 olarak hesaplandı. Yalancı ikinci derecede deneysel (*qe)* veriler ile teorik (*qe*)* verilerin birbiriyle uyumlu olduğu bulundu. MB'nin BAC üzerine adsorpsiyonunda fiziksel yolların, MAC üzerine adsorpsiyonunda kimyasal yolların baskın olabileceği söylendi. Parçacık içi difüzyon modeline göre MB'nin BAC ve MAC üzerine adsorpsiyonun makro gözenekli difüzyon ve mikro gözenekli difüzyonun sonucu meydana geldiği belirlendi. Yani adsorpsiyon iki veya daha fazla aşamada meydana geldiği için MB'nin BAC ve MAC üzerine adsorpsiyonunda tekbir kinetik modelin hız sınırlayıcı adım olmadığı, parçacık içi difüzyonun da adsorpsiyon hızını kontrol ettiği belirlendi.

MB'nin BAC ve MAC üzerine adsorpsiyonuna sıcaklığın etkisini incelemek için Gibbs serbest enerjisi (ΔG^o), entropisi (ΔS^0) ve entalpisi (ΔH^0) değerleri hesaplanıldı. Sıcaklık arttışıyla adsorpsiyon miktarının arttığı görüldü. Adsorpsiyon sürecinin yalnızca fiziksel adsorpsiyonla sınırlı olmadığı, aynı zamanda kimyasal adsorpsiyon mekanizmaları içerdiği belirlendi. MB'nin BAC ve MAC üzerine adsorpsiyonuda ΔG^o değerleri negatif çıkması, adsorpsiyonun kendiliğinden gerçekleştiğini, sıcaklık artışıyla değerlerin artması kararlılığın artması, yani yüksek sıcaklıkların adsorpsiyon için daha favori olduğu görüldü. MB'nin BAC ve MAC üzerine adsorpsiyonunda pozitif ΔH^0 değerleri adsorpsiyonun endotermik olduğunu ve değerlerin 40 kJ/mol yüksek olaması, kimyasal bir adsorpsiyonun varlığını gösterdi. MB'nin BAC ve MAC üzerine adsorpsiyonunda pozitif $\boldsymbol{\Delta S^0}$ değerler belirlendi. Sonuç olarak katı-sıvı arayüzünde adsorpsiyon sırasında rastgeleliğin arttığı, ancak bağlanma bölgelerinde moleküler serbestliğin azaldığı belirlendi. MB'nin artan konsantrasyonuyla, ΔH^0 ve $\boldsymbol{\Delta S^0}$ değerlerinde azalma, adsorpsiyon bölgelerinin heterojen olduğunu gösterdi.

Her iki adsorban için adsorpsiyon–desorpsiyon döngüleri yapıldı. Yedi adsorpsiyon–desorpsiyon döngüsüne kadar MB-BAC'ın geri kazanımlarında kayda değer bir değişiklik gözlemlenmedi. Ancak MB-MAC sistemi için her döngüde MAC'ın adsorpsiyon kapasitesi bir azalma görüldü. Bu durum döngüler sonrası, MAC yüzeyindeki fonksiyonel grupların kademeli kaybına ve gözeneklerin kısmen tıkanmasıyla, adsorpsiyon verimliliğinde giderek azalan bir düşüşe neden oldu.

MB'nın BAC ve MAC üzerine adsorpsiyonunun mekanizmasını detaylandırabilmek için, adsorpsiyon öncesi ve sonrası adsorbanların FTIR spektrumları alındı. MB ile adsorbanlar arasında özde elektrostatik olmak üzere, π-π istiflenme etkileşimi, H-bağ etkileşimi ve gözenek doldurmanın, adsorpsiyon sürecinde etkili olduğu belirlendi. MAC adsorpsiyon kapasitesinin daha küçük olması, yüzeydeki Fe_3O_4'ün kimyasal bağ oluşturmak için elektrostatik kuvvetleri etkilemesinden kaynaklı olduğu önerildi.

KAYNAKLAR

Abdelrazek, E. J., Gahlan, A. A., Gouda, G. A., ve Ahmed, A. S. (2025). Portakal kabuğundan elde edilen karbonla desteklenen ZnO nanorotları kullanılarak katyonik boyaların uygun maliyetli adsorpsiyonu. *Scientific Reports*, 15(1), 4123.

Abid, L. H., Mussa, Z. H., Al-Qaim, F. F., Kamyab, H., Al-Saedi, H. F. S., Kadhim, N. J., ve Al-Asadi, S. T. (2025). Yüksek oranda kirlenmiş boyanın giderilmesinde ZnCl2 ile modifiye edilmiş biyolojik atığın uygulanması: Kinetik ve adsorpsiyon izotermlerinin incelenmesine yönelik bir vaka çalışması. *Energy Nexus*, 100481.

Ahmed, H. M., Kebede, W. L., Yaebyo, A. B., Digisu, A. W., ve Tadesse, S. F. (2025). Üçlü manyetik rGO/AK/Fe3O4 nanokompoziti ile metilen mavisi boyasının adsorptif olarak uzaklaştırılması: adsorpsiyon izotermleri, kinetik ve termodinamiklerinin incelenmesi. *Chemical Physics Impact*, 10, 100800.

Al Ajmi, A. S. S., Bosu, S., and Rajamohan, N. (2024). Biomass-metal oxide nano composite for the decontamination of phenol from polluted environment-parametric, kinetics and isotherm studies. *Environmental Research*, 240, 117467.

Altınkılıç, U. (2025). *Manyetik Fe3O4 modifiye aktif karbon kullanılarak sulu çözeltilerden reaktif boyaların giderimi; İzoterm ve kinetik incelemeleri* (Yüksek lisans tezi, Bilecik Şeyh Edebali Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü).

Álvarez-Montero, M. A., Sanz-Santos, E., Gómez-Avilés, A., Belver, C., and Bedia, J. (2025). Lignin-based activated carbon as an effective adsorbent for the removal of polystyrene nanoplastics: Insights from adsorption kinetics and equilibrium studies. *Separation and Purification Technology*, 361, 131380.

Atalay Eroğlu, H., Kadıoğlu, E. N., and Akbal, F. (2025). High-efficiency removal of Rhodamine B using modified biochar from agricultural waste pine nut shell: investigation of kinetics, isotherms, and artificial neural network modeling. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 15(8), 12137-12150.

Avcı, V., Kul, A. R. ve Benek, V. (2025). Metilen Mavisinin Elma Kabuğu (Van-Muradiye) ile Adsorpsiyon Yoluyla Gideriminin Araştırılması. *Kafkas Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 18(2), 60-65.

Chistie, S. M., Naik, S. U., Rajendra, P., et al. (2025). Production and characterization of magnetic biochar derived from pyrolysis of waste areca nut husk for removal of methylene blue dye from wastewater. *Scientific Reports*, 15, 23209.

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

Erduran, N., Bıyıkoğlu, M., ve Özçam, M. (2025). NaOH ile Modifiye Edilmiş Poli(2,5-dihidro-2,5-dimetoksifuran)'ın Katyonik Boya Gideriminde Kullanımı. *Journal of the Institute of Science and Technology*, 15(1), 122-133.

Eyupoglu, V., Aksu, A., Çetinkaya, H. F., Çetintaş, H. İ., Çetinkaya, S., and Tüzün, B. (2024). Biosorption of dye crystal violet on Tragopogon sp. leaf powder: Equilibrium, kinetics, thermodynamics, and DFT calculations. *Journal of Molecular Liquids*, 398, 124226.

Girish, C. R. (2025). Determination of thermodynamic parameters in adsorption studies: a review. Chemical Papers, 79(9), 5687-5706.

Hashem, M. A., Afrin, T. Z., Tasnim, S., Sium, S. R., Miem, M. M., ve Zahin, M. E. H. (2025). Biyolojik atıklardan elde edilen aktif karbon üzerinde üç değerlikli krom adsorpsiyonu: Kinetik, izoterm ve termodinamik çalışmalar. *Cleaner Waste Systems*, 100391.

Hu, J., Mi, B., Chen, L., Yuan, Y., Zhang, J., and Wu, F. (2024). An economical preparation strategy of magnetic biochar with high specific surface area for efficient removal of methyl orange. *International Journal of Biological Macromolecules*, 276, 134156.

Khedr, M., Waly, A. I., Hafez, A. I., Ali, H. M., Gadallah, H., ve Sabry, R. (2026). Endüstriyel atık sudan katyonik boyanın uzaklaştırılması için CMC/MMT nano-kompozitinin entegre ekonomik ve adsorpsiyon performansı çalışması. *Scientific Reports*.

Li, G., Zhu, W., Zhang, C., Zhang, S., Liu, L., Zhu, L., and Zhao, W. (2016). Effect of a magnetic field on the adsorptive removal of methylene blue onto wheat straw biochar. *Bioresource Technology*, 206, 16-22.

Li, X., Wang, C., Zhang, J., Liu, J., Liu, B., and Chen, G. (2020). Preparation and application of magnetic biochar in water treatment: A critical review. *Science of the Total Environment*, 711, 134847.

Li, X. F., Wu, S. Z., Zhao, Y. R., and Feng, X. Q. (2024). Removal of Methylene Blue by Peanut Shell Biochar/Ag3PO4/AgI Composite with Synergic Adsorption/Photocatalysis. *ChemistrySelect*, 9, e202402008.

Lotha, T. N., Sorhie, V., Bharali, P., ve Jamir, L. (2024). Sürdürülebilir atık su arıtımında ilerleme: Fiziksel, biyolojik ve kimyasal teknikler yoluyla tekstil boyası gidermeye yönelik çok yönlü bir yaklaşım. *ChemistrySelect*, 9(11), e202304093.

Lv, W., Zhang, R., Sun, F., Guo, Y., Jiao, W., Wang, H., and Lv, B. (2025). Application of Physical Adsorption and Chemisorption Techniques in Heterogeneous Catalytic Research: A Review. *Kinetics and Catalysis*, 66(2), 129-154.

Mei, Y., Zhuang, S., and Wang, J. (2025). Adsorption of heavy metals by biochar in aqueous solution: A review. *Science of the Total Environment*, 968, 178898.

Meng, Y., Chen, D., Li, Y., Sheng, W., Liu, Y., Yang, H., and Qian, G. (2024). Preparation of a novel magnetic composite based on rice straw derived biochar and chromium ferrite for enhanced absorption of organic dye. *Environmental Engineering Research*, 29(6), 240028.

Mishra, A., Kaur, L., Sharma, M., Sharma, P., Murab, S., Ojha, H., Pandey, J., and Pathak, M. (2025). Magnetic biochar from marigold floral waste: Synthesis, characterization, and adsorptive removal of methylene blue. *Journal of Molecular Structure*, 1341, 142657.

Moatamed Sabzevar, A., Ahmadpour, A., Ghahramaninezhad, M., and Arami-Niya, A. (2025). Tuning cross-linker type in the fabrication of beta-cyclodextrin/magnetic lignin adsorbents: Comparative study of cationic dye adsorption performance. *Environmental Technology & Innovation*, 40, 104507.

Mota-Resendiz K., Sánchez-Silva J. M., Forgionny A., Medellín-Castillo N. A., Gladis Labrada-Delgado J., Ocampo-Pérez R.(2025). Valorization of waste cigarette butts into high-performance activated carbons for water remediation. Journal of Water Process Engineering 75 (2025) 107998.

Nguyen, V. T., Dat, N. D., Do, Q. H., Le, V. A., Truong, Q. M., Nguyen, T. B., and Vo, T. D. H. (2024). Modified Sucrose Biochar Goethite (α-FeOOH): A Potential Adsorbent for Methylene Blue Removal. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 41(11), 3127-3138.

Nishat, A., Yusuf, M., Qadir, A., Ezaier, Y., Vambol, V., Khan, M. I., ve Eldin, S. M. (2023). Atıksu arıtımı: Mevcut teknikler üzerine kısa bir değerlendirme. *Alexandria Engineering Journal*, 76, 505-516.

Özer, A., and Toprak, M. (2023). Highly efficient removal of methylene blue from aqueous solution by magnetic biochar prepared from hawthorn seeds. Environmental Progress & Sustainable Energy, 42(5), e14127.

Pandeya, K. K., and Pitman, A. J. (2003). FTIR studies of the changes in wood chemistry following decay by brown-rot and white-rot fungi. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 52, 151-160.

Rajput, I. V., Patil, K. L., and Rajput, S. S. (2026). Isolation and Characterization of Phytochemicals Present in Morus nigra L. Leaves. *Journal of Advanced Chemical Sciences*, 12(2), 892-895.

Reçber, Z. (2025). Metilen Mavisinin Sulu Çözeltilerden Diospyros Kaki L. Kabuğuna Adsorpsiyonu: İzoterm ve Yapay Sinir Ağı Modellemesi. *Journal of the Institute of Science and Technology*, 15(1), 134-146.

Sagar, R. N., Ravindrachary, V., and Hegde, S. (2025). Microstructure, electrical, and transport properties: Graphene oxide reinforced poly(vinyl alcohol)-chitosan based polymer blend electrolytes. *Materials Science and Engineering B*, 317, 118137.

Safavi, F. S., Ebrahimipour, S. Y., Fatemi, S. J., Mohammadi, P. and Shamspur, T.,(2025) Green synthesis of silver nanoparticles and their immobilization on magnetic biochar for the removal of tetracycline and enrofloxacin. Biomass Conversion and Biorefinery (2025) 15:19589–19603

Sajid, Z., Afraz, M., Mehmood, S., ve Abebe, K. B. (2026). Biyolojik olarak parçalanabilir adsorban kullanılarak sulu ortamdan bakır ftalosiyanin boyasının uzaklaştırılması için adsorpsiyon kinetiği ve izoterm çalışmaları. *Scientific Reports*.

Seçkin, İ. Y. (2025). Aktivasyon Kimyasalı Türlerinin Metilen Mavisi Adsorpsiyonuna Etkilerinin İzoterm ve Kinetik Modelleri Kullanılarak İncelenmesi. *Çukurova Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Dergisi*, 40(1), 141-151.

Singh, G., Yadav, G., Sharma, B., Sharma, R. K., Kaushik, A., and Chaudhary, G. R. (2025). Biogenic Growth of Magnetic Retrievable Ca4Fe9O17 Anchored on Rice Husk Biochar for Methylene Blue Degradation through Persulfate Activation. *ChemPhysChem*, 26, e202400997.

Sipahi, K. (2019). *Tetraetilen penta amin (tepa) poliüre-poliamin polimeri ile Pd(II) iyonlarının sulu çözeltilerden adsorpsiyonla gideriminin incelenmesi* (Yüksek lisans tezi, Sakarya Üniversitesi).

Sricharoenchaikul, V., Pechyen, C., Aht-ong, D., and Atong, D. (2008). Preparation and characterization of activated carbon from the pyrolysis of physic nut (Jatropha curcas L.) waste. *Energy & Fuels*, 22(1), 31-37.

Tabish, M., Tabinda, A. B., Mazhar, Z., Yasar, A., Ansar, J., ve Wasif, I. (2024). Tekstil atık sularının boya ve ağır metallerden arındırılması için fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma. *Desalination and Water Treatment*, 320, 100842.

Toprak, M., Salci, A., and Demirkiran, A. R. (2014). Comparison of adsorption performances of vermiculite and clinoptilolite for the removal of pyronine Y dyestuff. Reaction Kinetics, Mechanisms and Catalysis, 111(2), 791-804.

Toprak, M., and Halisdemir, E. (2015). Removal of Pyronin B from aqueous solutions using raw and modified vermiculite. Research on Chemical Intermediates, 41(11), 8289-8306.

Woźniak, A., Kuligowski, K., Świerczek, L., ve Cenian, A. (2025). Biyoetanol üretiminde daha yüksek verim elde etmek için fiziksel, termal ve kimyasal yöntemler kullanılarak lignoselülozik biyokütle ön işlemine ilişkin inceleme. *Sürdürülebilirlik*, 17(1), 287.

Xia, H., Wang, H., and Zhang, Y. (2025). Fabrication and application of magnetic MgFe2O4-OH@biochar composites decorated with β-ketoenamine for Pb(II) and Cd(II) adsorption and immobilization from aqueous solution. *Separation and Purification Technology*, 354, 129320.

Wang, H., Liang, Y., Xiao, N., Cong, X., Li, S., Chen, X., and Zhu, Z. (2025). The enzymatic hydrolysis of Cardamine violifolia residues with cellulase immobilized on porous biochar via physical and chemical adsorption. Industrial Crops and Products, 237, 122318.

Wang S, Lı H (2007) Kinetic Modelling and Mechanism of Dye Adsorption on Unburned Carbon. Dyes and Pigments 72(3): 308-314

Wang Z., Liu L., Lan Y.,and Li W.(2022). Sn^0-modified carbon derived from cigarette butts as a recycled material for enhanced removal of antibiotic phenacetin. Journal of Environmental Chemical Engineering 10 (2022) 107164

Yang, R., Guo, X., Wu, H., Kang, W., Song, K., Li, Y., Huang, X., and Wang, G.,(2022) Anisotropic hemp-stem-derived biochar supported phase change materials with efficient solar-thermal energy conversion and storage. Biochar (2022) 4:38

Yang, L., May, P. W., Yin, L., Smith, J. A., and Rosser, K. N. (2007). Ultra fine carbon nitride nanocrystals synthesized by laser ablation in liquid solution. *Journal of Nanoparticle Research*, 9, 1181-1185.

Zhang, Y., Tang, Y., Jin, B., Yan, R., Zhang, L., Li, Y., and Liang, S. (2024). Urea-modified hazelnut shell biochar (N-HSB) for efficient Cr(VI) removal: Performance and mechanism insights. *Journal of Contaminant Hydrology*, 266, 104414.