



**BOYARMADDELERİN GİDERİMİNDE
UÇUCU KÜL ESASLI GEOPOLİMERLERİN
ADSORPSİYON ÖZELLİKLERİNİN
ARAŞTIRILMASI**

Yüksek Lisans Tezi

Büşra AYDIN

Eskişehir 2022

**BOYARMADDELERİN GİDERİMİNDE UÇUCU KÜL ESASLI
GEOPOLİMERLERİN ADSORPSİYON ÖZELLİKLERİNİN ARAŞTIRILMASI**

Büşra AYDIN

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı
Temel İşlemler ve Termodinamik Bilim Dalı
Danışman: Dr. Öğr. Üyesi Evren ARIÖZ**

**Eskişehir
Eskişehir Teknik Üniversitesi
Lisansüstü Eğitim Enstitüsü
Eylül 2022**

JÜRİ VE ENSTİTÜ ONAYI

Büşra AYDIN'ın "BOYARMADDELERİN GİDERİMİNDE UÇUCU KÜL ESASLI GEOPOLİMERLERİN ADSORPSİYON ÖZELLİKLERİNİN ARAŞTIRILMASI" başlıklı çalışması 01/09/2022 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından değerlendirilerek "Eskişehir Teknik Üniversitesi Lisansüstü Eğitim-Öğretim ve Sınav Yönetmeliği"nin ilgili maddeleri uyarınca, Kimya Mühendisliği Anabilim dalında Yüksek Lisans Tezi olarak kabul edilmiştir.

Jüri Üyeleri

Unvan Adı Soyadı

İmza

Üye	: Dr. Öğr. Üyesi Evren ARIÖZ	
Üye	: Prof. Dr. Ömer Mete KOÇKAR	
Üye	: Prof. Dr. Çağlayan AÇIKGÖZ	

.....

Prof. Dr. Murat TANIŞLI

Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Müdürü

ÖZET

BOYARMADDELERİN GİDERİMİNDE UÇUCU KÜL ESASLI GEOPOLİMERİN ADSORPSİYON ÖZELLİKLERİNİN ARAŞTIRILMASI

Büşra AYDIN

Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı

Temel İşlemler ve Termodinamik Bilim Dalı

Eskişehir Teknik Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, Eylül 2022

Danışman: Dr. Öğr. Üyesi Evren ARIÖZ

Günümüzde hızla artan çevre kirliliği büyük bir endişe oluşturmaktadır. Son yıllarda yapılan araştırmalar atık sulardan boyarmaddelerin gideriminde ekonomik ve çevre dostu adsorbanlar üzerine yoğunlaşmıştır. Bu çalışmada, metil violet ve malahit yeşil boyarmaddelerinin giderimi için adsorban olarak uçucu kül esaslı geopolimer kullanılmıştır. Başlangıç derişimi, sıcaklık, adsorban miktarı, pH, temas süresi ve yeniden kullanılabilirlik parametrelerinin adsorpsiyon kapasitesine ve giderim verimine etkisi incelenmiştir. Metil violet boyarmaddesinin 50 mg/L başlangıç derişiminde, 240 dakikalık temas süresinde ve 0,2 g adsorban miktarında en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 11,7 mg/g olarak, adsorpsiyon verimi ise %99,85 olarak bulunmuştur. Malahit yeşil boyarmaddesi için en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 50 mg/L başlangıç derişiminde 120 dakikalık temas süresinde ve 0,2 g adsorban miktarında 11,627 mg/g olarak, adsorpsiyon verimi ise %99,47 olarak elde edilmiştir. Adsorpsiyon izotermeleri incelendiğinde her iki boyar madde içinde Freundlich izoterm modelinin proses ile uyumlu olduğu görülmüştür. Metil violet boyarmaddesinin geopolimer üzerine giderim çalışmalarının yalancı ikinci dereceden kinetik model temsil ederken malahit yeşil boyarmadde ile çalışma sonucunun yalancı birinci dereceden kinetik model ile uyduğu görülmüştür. Elde edilen sonuçlar, uçucu kül bazlı geopolimerin metil violet ve malahit yeşil boyarmadde gideriminde kullanılabilecek çok umut verici bir materyal olduğunu göstermiştir.

Anahtar Sözcükler: Adsorpsiyon, Boyarmadde, Geopolimer, Metil violet, Malahit yeşil.

ABSTRACT

INVESTIGATION OF ADSORPTION PROPERTIES OF FLY ASH BASED GEOPOLYMERS IN REMOVAL OF COLORANTS

Büşra AYDIN

Department of Chemical Engineering

Programme in Unit Operations and Thermodynamics

Eskişehir Technical University, Institute of Graduate Programs, September 2022

Supervisor: Asst. Prof. Dr. Evren ARIÖZ

Today, rapidly increasing environmental pollution is a great concern. In recent years many studies have focused on economical and environmentally friendly adsorbents for the removal of dyestuffs from wastewater. In this study, geopolymer was used as an adsorbent for the removal of methyl violet and malachite green from aqueous solutions. The effects of initial concentration, temperature, amount of adsorbent, pH, contact time and reusability parameters on adsorption capacity and removal efficiency were investigated. The highest adsorption capacity and the adsorption efficiency of the methyl violet at an initial concentration of 50 mg/L, at 240 minutes contact time and 0.2 g adsorbent were found as 11.7 mg/g and 99.85%, respectively. The highest adsorption capacity for malachite green was obtained as 11.627 mg/g at an initial concentration of 50 mg/L, at 120 minutes and at 0.2 g adsorbent and the adsorption efficiency was found as 99.47% under the same conditions. When the adsorption isotherms were examined, it was seen that the Freundlich isotherm model was compatible with the process for both colorants. While the adsorption studies of methyl violet on the geopolymer represent a pseudo-second-order kinetic model, it was observed that the result for malachite green colorant was found to be in agreement with the pseudo-first-order kinetic model. The results revealed that fly ash based geopolymer is a very promising material that can be used as an adsorbent for the removal of methyl violet and malachite green

Keywords: Adsorption, Colorants, Geopolymer, Methyl violet, Malachite green.

TEŞEKKÜR

Lisansüstü eğitimim ve tez çalışmalarım boyunca değerli zamanını, bilgilerini ve yardımlarını esirgemeyen, her türlü zorlukta bana destek olarak çalışmalarımı tamamlamam konusunda her zaman yol gösterici olan değerli hocam Dr. Öğretim Üyesi Evren ARIÖZ'e teşekkürü borç bilirim.

Maddi manevi her türlü fedakarlıkla bu zamanlara gelmemi sağlayan, üzerimde sonsuz emeği geçen, her koşulda hep yanımda olan güzel kalpli annem Gülizar AYDIN'a, hayatım boyunca hep olduğu gibi lisansüstü eğitimimi tamamlayabilmem için de her türlü desteğini eksik etmeyen babam Erhan AYDIN'a ve beni her konuda motive eden kardeşim Salih Emre AYDIN'a sonsuz minnet ve teşekkürlerimi sunarım.

Yüksek lisans bitirme tezime başladığım ilk günden beri bana desteklerini hep hissettiren, yorulduğum anlarda bile tekrardan ayağa kalkmam konusunda beni yüreklendiren, aramızda uzun mesafeler olsa da her zaman desteklerini kalbimde hissettiğim arkadaşlarıma teşekkür ederim.

ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ

Bu tezin bana ait, özgün bir çalışma olduğunu; çalışmamın hazırlık, veri toplama, analiz ve bilgilerin sunumu olmak üzere tüm aşamalarında bilimsel etik ve kurallara uygun davrandığımı; bu çalışma kapsamında elde edilen tüm veri ve bilgiler için kaynak gösterdiğimi ve bu kaynaklara kaynakçada yer verdiğimi; bu çalışmanın Eskişehir Teknik Üniversitesi tarafından kullanılan “bilimsel intihal tespit programı”yla tarandığını ve hiçbir şekilde “intihal içermediğini” beyan ederim. Herhangi bir zamanda, çalışmamla ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun saptanması durumunda, ortaya çıkacak tüm ahlaki ve hukuki sonuçları kabul ettiğimi bildiririm.

Büşra AYDIN

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa</u>
BAŞLIK SAYFASI	I
JÜRİ VE ENSTİTÜ ONAYI.....	II
ÖZET	III
ABSTRACT.....	IV
TEŞEKKÜR	V
ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ.....	VI
İÇİNDEKİLER	VII
TABLOLAR DİZİNİ	XII
ŞEKİLLER DİZİNİ	XVI
GÖRSELLER DİZİNİ	XX
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	XXI
1. GİRİŞ	1
2. GEOPOLİMER	3
2.1. Geopolimer Tanımı	3
2.2. Geopolimerin Tarihçesi	7
2.3. Geopolimer Bileşenleri	8
2.3.1. Alüminasilikat kaynağı.....	8
2.3.1.1. <i>Uçucu kül</i>	8
2.3.1.2. <i>Kalsine kil</i>	11
2.3.2. Alüminasilikat kaynağı.....	12
2.4. Geopolimer Sentezi	13
2.5. Geopolimer Kompozisyonu	14
2.6. Geopolimerizasyonu Etkileyen Parametreler	16
2.6.1. Hammaddelerin kimyasal bileşimi.....	16
2.6.1.1. <i>Si/Al oranı</i>	16
2.6.1.2. <i>Alkali katyonlar (Na+ / K+)</i>	17
2.6.2. Hammaddelerin kimyasal bileşimi.....	18
2.7. Geopolimer Kullanım Alanları	19
3. BOYARMADDE	21
3.1. Boyarmaddelerin Sınıflandırılması	24

	<u>Sayfa</u>
3.1.1. Boyarmaddelerin uygulama yöntemlerine göre sınıflandırılması.	25
3.1.1.1. <i>Asidik</i>	25
3.1.1.2. <i>Bazik</i>	26
3.1.1.3. <i>Doğrudan</i>	27
3.1.1.4. <i>Reaktif</i>	28
3.1.1.5. <i>İnkişaf</i>	28
3.1.1.6. <i>Mordan</i>	29
3.1.1.7. <i>Küp (Vat)</i>	29
3.1.1.8. <i>Kükürt</i>	29
3.1.1.9. <i>Dispersiyon</i>	29
3.1.2. Boyarmaddelerin kimyasal yapılarına göre sınıflandırılması	30
3.1.2.1. <i>Azo</i>	30
3.1.2.2. <i>Nitro ve nitrozo</i>	30
3.1.3. Boyarmaddelerin çözünürlüklerine göre sınıflandırılması.....	31
3.1.3.1. <i>Suda çözünen</i>	31
3.1.3.2. <i>Suda çözünmeyen</i>	32
3.2. Sentetik Boyaların Tehlikeli Etkileri.....	32
3.3. Metil Violet	34
3.4. Malahit Yeşili.....	36
4. ADSORPSİYON	39
4.1. Adsorpsiyon Türleri.....	40
4.1.1. Fiziksel adsorpsiyon.....	40
4.1.2. Kimyasal adsorpsiyon.....	40
4.1.3. İyonik adsorpsiyon.....	41
4.2. Adsorpsiyona Etki Eden Parametreler	41
4.2.1. Adsorban miktarı.....	41
4.2.2. Başlangıç derişimi	41
4.2.3. Ortamın pH'ı.....	42
4.2.4. Sıcaklık.....	42
4.3. Adsorpsiyon Denklemleri	42
4.3.1. Langmuir izoterm modeli.....	43
4.3.2. Freundlich izoterm modeli	44

	<u>Sayfa</u>
4.3.3. Temkin izoterm modeli.....	44
4.3.4. D-R izotermi	45
4.4. Adsorpsiyon Türleri.....	45
4.4.1. Yalancı birinci dereceden kinetik model	45
4.4.2. Yalancı ikinci dereceden kinetik model	46
4.4.3. Partikül içi difüzyon modeli.....	46
4.5. Adsorpsiyon Termodinamiği	47
5. LİTERATÜR ARAŞTIRMASI	49
5.1. Geopolimerlerin Adsorban Olarak Kullanılması	49
5.2. Metil Violet Adsorpsiyonu Üzerine Yapılan Çalışmalar	51
5.3. Malahit Yeşil Adsorpsiyonu Üzerine Yapılan Çalışmalar	58
5.4. Yapılan Çalışmaların Literatür ile Karşılaştırılması	63
6. DENEYSEL YÖNTEMLER.....	66
6.1. Deneyde Kullanılan Kimyasal Malzemeler	66
6.2. Deneyde Kullanılan Ekipmanlar	67
6.3. Geopolimer Numunesinin Hazırlanması	68
6.4. Adsorpsiyon Deneyleri.....	69
6.5. UV-VIS Spektrofotometre Ölçümleri	70
7. DENEYSEL ÇALIŞMALARDAN ELDE EDİLEN SONUÇLAR	71
7.1. Geopolimer Numunesinin Karakterizasyonu.....	71
7.2. Metil Violet Boyarmaddesinin Adsorpsiyonunda Elde Edilen Sonuçlar	72
7.2.1. Metil violet adsorpsiyonunda adsorban miktarının adsorpsiyon kapasitesi ve giderim verimi üzerine etkisi.....	72
7.2.2. Metil violet adsorpsiyonunda temas süresinin adsorpsiyon kapasitesi ve giderim verimi üzerine etkisi.....	80
7.2.3. Metil violet adsorpsiyonunda sıcaklığın adsorpsiyon kapasitesi ve giderim verimi üzerine etkisi	82
7.2.4. Metil violet adsorpsiyonunda pH değerinin adsorpsiyon kapasitesi ve giderim verimi üzerine etkisi.....	83
7.2.5. Metil violet adsorpsiyonunda adsorbanın yeniden kullanılabilirlik değerleri	84

7.2.6. Metil violet adsorpsiyonunda başlangıç derişiminin adsorpsiyon kapasitesi ve giderim verimi üzerine etkisi.....	85
7.3. Metil Violet Adsorpsiyon İzotermi.....	87
7.3.1. Metil violet adsorpsiyonu Langmuir izotermi.....	87
7.3.2. Metil violet adsorpsiyonu Freundlich izotermi.....	91
7.3.3. Metil violet adsorpsiyonu D-R (Dubinin-Radushkevich) izotermi.....	94
7.3.4. Metil violet adsorpsiyonu Temkin izotermi.....	97
7.4. Metil Violet Adsorpsiyon Kinetiği.....	99
7.4.1. Metil violet adsorpsiyonunda birinci dereceden adsorpsiyon kinetiğinin değerlendirilmesi.....	99
7.4.2. Metil violet adsorpsiyonunda ikinci dereceden adsorpsiyon kinetiğinin değerlendirilmesi.....	103
7.4.3. Metil violet adsorpsiyonunda parçacık içi difüzyon kinetiği modelinin değerlendirilmesi.....	107
7.5. Metil Violet Adsorpsiyon Termodinamiği.....	110
7.6. Malahit Yeşil Boyarmaddesinin Adsorpsiyonunda Elde Edilen Sonuçlar.....	113
7.6.1. Malahit yeşil adsorpsiyonunda adsorban miktarının adsorpsiyon kapasitesi ve giderim verimi üzerine etkisi.....	113
7.6.2. Malahit yeşil adsorpsiyonunda temas süresinin adsorpsiyon kapasitesi ve giderim verimi üzerine etkisi.....	120
7.6.3. Malahit yeşil adsorpsiyonunda sıcaklığın adsorpsiyon kapasitesi ve giderim verimi üzerine etkisi.....	122
7.6.4. Malahit yeşil adsorpsiyonunda pH değerinin adsorpsiyon kapasitesi ve giderim verimi üzerine etkisi.....	123
7.6.5. Malahit yeşil adsorpsiyonunda adsorbanın yeniden kullanılabilirlik değerleri.....	124
7.6.6. Malahit yeşil adsorpsiyonunda başlangıç konsantrasyonunun adsorpsiyon kapasitesi ve giderim verimi üzerine etkisi.....	125
7.7. Malahit Yeşil Adsorpsiyon İzotermi.....	127
7.7.1. Malahit yeşil adsorpsiyonu Langmuir izotermi.....	127

	<u>Sayfa</u>
7.7.2. Malahit yeşil adsorpsiyonu Freundlich izotermi.....	130
7.7.3. Malahit yeşil adsorpsiyonu D-R (Dubinin-Radushkevich) izotermi.....	133
7.7.4. Malahit yeşil adsorpsiyonu Temkin izotermi	135
7.8. Malahit Yeşil Adsorpsiyon Kinetiği	137
7.8.1. Malahit yeşil adsorpsiyonunda birinci dereceden adsorpsiyon kinetiğinin değerlendirilmesi	137
7.8.2. Malahit yeşil adsorpsiyonunda ikinci dereceden adsorpsiyon kinetiğinin değerlendirilmesi	140
7.8.3. Malahit yeşil adsorpsiyonunda parçacık içi difüzyon kinetiği modelinin değerlendirilmesi.....	144
7.9. Malahit Yeşil Adsorpsiyon Termodinamiği	147
8. TARTIŞMA VE ÖNERİLER	151
KAYNAKÇA.....	155
ÖZGEÇMİŞ	

TABLÖLAR DİZİNİ

	<u>Sayfa</u>
Tablo 2.1. Uçucu külün kimyasal kompozisyonu ortalama yüzdesi	11
Tablo 2.2. Geopolimerin Si: Al oranına göre uygulama alanları	20
Tablo 3.1. Metil violetin fiziksel özellikleri	36
Tablo 3.2. Malahit yeşilin fiziksel özellikleri	38
Tablo 4.1. Adsorpsiyonda kendiliğinden gerçekleşen ve gerçekleşmeyen reaksiyon koşulları	48
Tablo 5.1. Metil violet boyarmaddesinin adsorpsiyonu için literatür ve mevcut çalışma analiz sonuçları	63
Tablo 5.2. Malahit yeşil boyarmaddesinin adsorpsiyonu için literatür ve mevcut çalışma analiz sonuçları	64
Tablo 6.1. Deneyde kullanılan ekipmanlar ve kullanım amaçları	68
Tablo 7.1. 30 °C sıcaklıkta MV boyarmaddesinin % adsorpsiyon giderim verimleri	74
Tablo 7.2. 40°C sıcaklıkta MV boyarmaddesinin % adsorpsiyon giderim verimleri	74
Tablo 7.3. 50 °C sıcaklıkta MV boyarmaddesinin % adsorpsiyon giderim verimleri	75
Tablo 7.4. 30°C sıcaklıkta MV gideriminde adsorpsiyon kapasitesinin adsorban miktarı ile değişimi	76
Tablo 7.5. 40°C sıcaklıkta MV gideriminde adsorpsiyon kapasitesinin adsorban miktarı ile değişimi	77
Tablo 7.6. 50°C sıcaklıkta MV gideriminde adsorpsiyon kapasitesinin adsorban miktarı ile değişimi	77
Tablo 7.7. Metil violet giderimi için farklı sıcaklıklarda Langmuir izotermelerinden elde edilen izoterm verileri	88
Tablo 7.8. Metil violet giderimi için farklı sıcaklıklarda Langmuir izotermelerinden elde edilen adsorpsiyon kapasiteleri (qm) ve adsorpsiyon sabiti (KL) değerleri	88
Tablo 7.9. 50°C adsorpsiyon sıcaklığında ve farklı çözelti metil violet derişimlerinde Langmuir ayırma faktörleri	91

Tablo 7.10. Metil violet giderimi için farklı sıcaklıklarda Freundlich izotermelerinden elde edilen adsorpsiyon sabitleri (n) ve adsorpsiyon kapasite sabitleri (K_F) değerleri	92
Tablo 7.11. Metil violet giderimi için farklı sıcaklıklarda elde D-R izoterm sabitleri.....	94
Tablo 7.12. Metil violet giderimi için farklı sıcaklıklarda elde edilen Temkin izoterm sabitleri.....	97
Tablo 7.13. 30°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu birinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri	102
Tablo 7.14. 40°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu birinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri	102
Tablo 7.15. 50°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu birinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri	103
Tablo 7.16. 30°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu ikinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri	105
Tablo 7.17. 40°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu ikinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri	106
Tablo 7.18. 50°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu ikinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri	106
Tablo 7.19. 30°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu için parçacık içi difüzyon kinetik sabitleri.....	109
Tablo 7.20. 40°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu için parçacık içi difüzyon kinetik sabitleri.....	110
Tablo 7.21. 50°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu için parçacık içi difüzyon kinetik sabitleri.....	110
Tablo 7.22. 30 ppm başlangıç derişiminde metil violet adsorpsiyonu sonucu hesaplanan termodinamik parametreler	112
Tablo 7.23. 50 ppm başlangıç derişiminde metil violet adsorpsiyonu hesaplanan termodinamik parametreler	112
Tablo 7.24. 80 ppm başlangıç derişiminde metil violet adsorpsiyonu sonucu hesaplanan termodinamik parametreler	112
Tablo 7.25. 30°C sıcaklıkta malahit yeşil için % adsorpsiyon giderim verimleri....	114
Tablo 7.26. 40°C sıcaklıkta malahit yeşil için % adsorpsiyon giderim verimleri....	115

Tablo 7.27. 50 °C sıcaklıkta malahit yeşil için % adsorpsiyon giderim verimleri...	115
Tablo 7.28. 30°C sıcaklıkta malahit yeşil için adsorpsiyon kapasitesinin adsorban miktarı ile değişimi	116
Tablo 7.29. 40°C sıcaklıkta malahit yeşil için adsorpsiyon kapasitesinin adsorban miktarı ile değişimi	117
Tablo 7.30. 50°C sıcaklıkta malahit yeşil için adsorpsiyon kapasitesinin adsorban miktarı ile değişimi	117
Tablo 7.31. Malahit yeşil giderimi için farklı sıcaklıklarda Langmuir izotermelerinden elde edilen izoterm verileri	127
Tablo 7.32. Malahit yeşil giderimi için farklı sıcaklıklarda Langmuir izotermelerinden elde edilen adsorpsiyon kapasiteleri (q_m) ve adsorpsiyon sabiti (K_L) değerleri	128
Tablo 7.33. 50°C adsorpsiyon sıcaklığında ve farklı çözelti malahit yeşil derişimlerinde Langmuir ayırma faktörleri.....	130
Tablo 7.34. Malahit yeşil giderimi için farklı sıcaklıklarda Freundlich izotermelerinden elde edilen adsorpsiyon sabitleri (n) ve adsorpsiyon kapasite sabitleri (K_F) değerleri	131
Tablo 7.35. Malahit yeşil giderimi için farklı sıcaklıklarda elde edilen D-R izoterm sabitleri.....	133
Tablo 7.36. Malahit yeşil giderimi için farklı sıcaklıklarda elde edilen Temkin izoterm sabitleri.....	135
Tablo 7.37. 30°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu birinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri	139
Tablo 7.38. 40°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu birinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri	140
Tablo 7.39. 50°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu birinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri	140
Tablo 7.40. 30°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu ikinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri	143
Tablo 7.41. 40 °C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu ikinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri	143
Tablo 7.42. 50 °C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu ikinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri	143

Tablo 7.43. 30°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu için parçacık içi difüzyon kinetik sabitleri.....	146
Tablo 7.44. 40 °C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu için parçacık içi difüzyon kinetik sabitleri.....	147
Tablo 7.45. 50 °C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu için parçacık içi difüzyon kinetik sabitleri.....	147
Tablo 7.46. 30 ppm başlangıç derişiminde malahit yeşil adsorpsiyonu sonucu hesaplanan termodinamik parametreler	149
Tablo 7.47. 50 ppm başlangıç derişiminde malahit yeşil adsorpsiyonu sonucu hesaplanan termodinamik parametreler	149
Tablo 7.48. 80 ppm başlangıç derişiminde malahit yeşil adsorpsiyonu sonucu hesaplanan termodinamik parametreler	149

ŞEKİLLER DİZİNİ

	<u>Sayfa</u>
Şekil 2.1. Sialat ağının temeli AlO_4^{-4} ve SiO_4^{-5} tetrahedral yapı.....	3
Şekil 2.2. Geopolimer sentezinin aşamaları	3
Şekil 2.3. Solda tek boyutlu kalsiyum silikat hidratların kimyasal yapısı; Sağda geopolimerlerin 3D yapısı.....	5
Şekil 2.4. Yerkabuğunda bulunan elementler	7
Şekil 2.5. F ve C sınıfı toz uçucu kül formu	10
Şekil 2.6. Kaolinin ısıtılma işlemi sonucu metakaolin hammaddesine dönüşümü	12
Şekil 2.7. Geopolimerizasyon için kavramsal model	13
Şekil 2.8. Davidovits tarafından önerildiği gibi geopolimer jelden monomerik birimler.....	15
Şekil 2.9. Uçucu kül bazlı geopolimerler için reaksiyon boyunca mekanik özelliklerin şematik reaksiyon modeli	16
Şekil 3.1. Boyarmaddelerin sınıflandırılması.....	24
Şekil 3.2. Asidik boya örneği	26
Şekil 3.3. Bazik boya örneği	27
Şekil 3.4. Direk boya örneği.....	27
Şekil 3.5. Reaktif boya örneği.....	28
Şekil 3.6. Dispersiyon boya örneği	30
Şekil 3.7. Azo boya örneği	30
Şekil 3.8. Boyarmadde kaynakları ve etkileri	33
Şekil 3.9. MV (a)2B ve (b)10B'nin kimyasal yapıları	35
Şekil 3.10. Malahit yeşil kimyasal yapısı	37
Şekil 4.1. Adsorpsiyon işlemi	39
Şekil 6.1. Geopolimerin hazırlanması ve adsorpsiyon deney aşamaları.....	70
Şekil 7.1. Adsorban olarak kullanılan geopolimer numunesinin FT-IR spektrumu .	71
Şekil 7.2. Adsorban olarak kullanılan geopolimer numunesinin XRD spektrumu...	71

	<u>Sayfa</u>
Şekil 7.3. Adsorban olarak kullanılan geopolimer numunesinin SEM görüntüsü....	72
Şekil 7.4. Adsorban miktarının MV giderim verimine etkisi	73
Şekil 7.5. Metil violet gideriminde adsorban miktarının adsorpsiyon kapasitesine etkileri	79
Şekil 7.6. Temas süresinin MV giderim verimine etkisi.....	81
Şekil 7.7. pH değerlerinin MV giderim verimine etkisi	84
Şekil 7.8. MV boyanın adsorpsiyonunda yeniden kullanılabilirlik etkisi.....	85
Şekil 7.9. Başlangıç derişiminin metil violet adsorpsiyonuna etkisi	86
Şekil 7.10. Metil violet giderimi için farklı sıcaklıklarda elde edilen Langmuir izoterm grafiğı	90
Şekil 7.11. Metil violet giderimi için farklı sıcaklıklarda elde edilen Freundlich izoterm grafiğı	93
Şekil 7.12. Metil violet giderimi için farklı sıcaklıklarda elde edilen D-R izoterm grafiğı.....	96
Şekil 7.13. Metil violet giderimi için Temkin izoterm grafiğı.....	98
Şekil 7.14. 30°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu yalancı birinci mertebe kinetik modeli	100
Şekil 7.15. 40°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu yalancı birinci mertebe kinetik modeli	101
Şekil 7.16. 50°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu yalancı birinci mertebe kinetik modeli	101
Şekil 7.17. 30°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu yalancı ikinci mertebe kinetik modeli	103
Şekil 7.18. 40°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu yalancı ikinci mertebe kinetik modeli	104
Şekil 7.19. 50°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu yalancı ikinci mertebe kinetik modeli	105
Şekil 7.20. 30°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu parçacık içi difüzyon kinetik modeli	107
Şekil 7.21. 40°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu parçacık içi difüzyon kinetik modeli	108

Şekil 7.22. 50°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu parçacık içi difüzyon kinetik modeli	109
Şekil 7.23. Metil violet adsorpsiyonu için üç farklı derişimde elde edilen $\ln(K)/1/T$ grafiğı.....	111
Şekil 7.24. Adsorban miktarının MY giderim verimine etkisi.....	113
Şekil 7.25. Malahit yeşil gideriminde adsorban miktarının adsorpsiyon kapasitesine etkileri.....	119
Şekil 7.26. Temas süresinin MY giderim verimine etkisi.....	121
Şekil 7.27. pH değerlerinin MY giderim verimine etkisi.....	123
Şekil 7.28. MY boyanın adsorpsiyonunda yeniden kullanılabilirlik değrleri	124
Şekil 7.29. Başlangıç konsantrasyonunun malahit yeşil adsorpsiyonuna etkisi	126
Şekil 7.30. Malahit yeşil giderimi için farklı sıcaklıklarda elde edilen Langmuir izoterm grafiğı.....	129
Şekil 7.31. Malahit yeşil giderimi için farklı sıcaklıklarda elde edilen Freundlich izoterm grafiğı	132
Şekil 7.32. Malahit yeşil giderimi için farklı sıcaklıklarda elde edilen D-R izoterm grafiğı	134
Şekil 7.33. Malahit yeşil giderimi için Temkin izoterm grafiğı.....	136
Şekil 7.34. 30°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu yalancı birinci mertebe kinetik modeli	137
Şekil 7.35. 40°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu yalancı birinci mertebe kinetik modeli	138
Şekil 7.36. 50°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu yalancı birinci mertebe kinetik modeli	139
Şekil 7.37. 30°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu yalancı ikinci mertebe kinetik modeli	141
Şekil 7.38. 40°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu yalancı ikinci mertebe kinetik modeli	141
Şekil 7.39. 50°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu yalancı ikinci mertebe kinetik modeli	142
Şekil 7.40. 30°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu parçacık içi difüzyon kinetik modeli	144

Şekil 7.41. 40°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu parçacık içi difüzyon kinetik modeli	145
Şekil 7.42. 50°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu parçacık içi difüzyon kinetik modeli	146
Şekil 7.43. Malahit yeşil adsorpsiyonu için üç farklı derişimde elde edilen $\ln(K)/1/T$ grafiğı.....	148



GÖRSELLER DİZİNİ

Sayfa

Görsel 3.1. Metil violet fiziksel görünümü	34
Görsel 3.2. Malahit yeşil fiziksel görünümü	37
Görsel 6.1. Deneyde kullanılan malahit yeşil boyarmaddesi kristalize formu	66
Görsel 6.2. Deneyde kullanılan metil violet boyarmaddesi kristalize formu.....	67
Görsel 6.3. Deneyde kullanılan uçucu kül bazlı geopolimer toz formu.....	67



SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

A_T	: Temkin izoterm denge bağlanma sabiti (L/g)
B	: Adsorpsiyon ısısı ile ilgili Temkin sabiti, (J mol ⁻¹)
b	: Temkin izoterm sabiti
C_{ads}	: Denge anında adsorplanan boyar maddenin konsantrasyonu (mg/L)
C_e	: Adsorpsiyon sonrası çözeltide kalan maddenin konsantrasyonu (mg/L)
C_o	: Başlangıç boyarmadde konsantrasyonu (mg/L)
E	: Ortalama adsorblama enerjisi (KJ mol ⁻¹)
FA	: Uçucu kül
k_1	: Yalancı birinci dereceden kinetik modelinde hız sabiti
k_2	: Yalancı ikinci dereceden kinetik modelinde hız sabiti
K_c	: Adsorpsiyon denge sabiti
K_{eq}	: Denge sabiti
K_F	: Adsorpsiyon kapasitesiyle ilişkili Freundlich izoterm sabiti
K_L	: Langmuir izoterm sabiti (L/mg)
m	: Adsorbentin ağırlığı (mg)
mg	: Miligram
mL	: Mililitre
MV	: Metil Violet
MY	: Malahit Yeşil
n	: Freundlich adsorpsiyon izotermine ait sabit parametre
nm	: Dalgaboyu
ppm	: Milyonda bir (mg/l)
q_e	: Adsorbentin gramı başına adsorplanan madde miktarı (mg/g)
q_m	: Yüzeyde tam bir monomoleküler tabaka oluşturabilmek için gerekli maksimum adsorban miktarını gösteren sabit (mg/g)

q_t	: Herhangi bir anda adsorbentin gramı başına adsorplanan madde miktarı (mg/g)
R	: Evrensel gaz sabiti (8,314 J/mol.K)
R_1	: Ayırma faktörü
R^2	: Korelasyon katsayısı
T	: Adsorpsiyonun gerçekleştiği sıcaklık, (K)
T	: Temas süresi
UV-VIS	: Ultraviyole ve görünür ışık absorpsiyon spektroskopisi
V	: Çalışılan çözelti hacmi (mL)
ΔG°	: Standart Gibbs serbest enerji değişimi
ΔH°	: Standart entalpi değişimi
ΔS°	: Standart entropi değişimi
β	: D-R izotermi adsorpsiyon enerjisi ile ilgili sabit ($\text{mol}^2 \text{kJ}^{-2}$)
ϵ	: Polanyi potansiyeli, (J mol^{-1})
λ_{max}	: Maksimum dalga boyu

1. GİRİŞ

Çevre kirliliği bugün ve gelecekte dünyanın karşı karşıya olduğu en önemli sorunlardan biridir. Gün geçtikçe gelişen sanayi, endüstriyel faaliyetler ve birçok insan aktivitesi ile birlikte kontrolsüz bir şekilde meydana gelen farklı formlardaki atık oluşumları çevre kirliliğinin alt başlıklarını oluşturan hava, su ve toprak kirliliğine sebebiyet vermektedir. Bu süreçte meydana gelen atıkların hammadde olarak kullanılarak geri dönüştürülmesi ekonomik ve çevresel açıdan pozitif yönde katkı sağlayacaktır. Çevre kirliliğinin en büyük nedenlerinden biri, daha fazla ekolojik bozulmaya ve insan sağlığı üzerinde daha büyük bir etkiye neden olan su kaynaklarına yapılan endüstriyel deşarjlardır. Son yıllarda akarsulara deşarj edilen boyar madde içeren atık sular, güneş ışığının suya geçişini engellemesi, fotosentetik süreci azaltması ve sucul ekosisteme zarar vermesi nedeniyle önemli çevre sorunlarından biri haline gelmiştir. Dünya Bankası, endüstriyel su kirliliğinin %17-20'sinin boyama ve tekstil atıklarından geldiğini tahmin etmektedir ve 30'u elimine edilemeyen 72 toksik ürün olarak tanımlanmıştır (Ajmal ve diğerleri, 2014).

Boyalar; toksik, mutajenik ve potansiyel olarak kanserojen maddelerdir ve kompleks aromatik yapıları nedeniyle kolayca bozulmazlar. Katyonik, anyonik ve noniyonik olmak üzere üç gruba ayrılmıştır. Katyonik boyalar, tüm besin zincirinden geçebildikleri için daha toksik olarak kabul edilmiştir. Tekstil endüstrisi, kağıt, deri ve ilaç endüstrilerinde yaygın olarak kullanılan metil violet ve malahit yeşili, katyonik boyalara bir örnektir. Bu boyarmaddeler, hücrelerin negatif yüklü membran yüzeyi ile kolayca etkileşebilir, daha sonra hücrelere nüfuz edebilir ve sitoplazmada birikerek insanlarda kalp hızı artışı, şok, siyanoz gibi sağlık sorunlarına neden olabilmektedir. Ayrıca mutajenik, kanserojen ve mitotik zehiri nedeniyle canlı organizmalara ve ekosisteme zararlı olduğu bilinmektedir. Bu nedenle metil violet ve malahit yeşilinin endüstriyel atıklardan suya deşarj edilmeden önce uzaklaştırılması için çevre dostu, verimliliği yüksek ve aynı zamanda düşük maliyetli prosesler kullanılmalıdır.

Adsorpsiyon yöntemi, endüstriyel atıklardan boyar maddelerin uzaklaştırılması için yaygın olarak çalışılan ve uygulanan yöntemlerden biridir. Adsorpsiyon işleminin yaygın olarak kullanılmasının nedeni basit tasarım, çevre dostu, toksik kirleticilere karşı duyarsızlık, konsantre boya atıklarını işleyebilme, kullanılmış adsorbanın yeniden kullanılabilirliği, yüksek verim ve düşük proses maliyetidir.

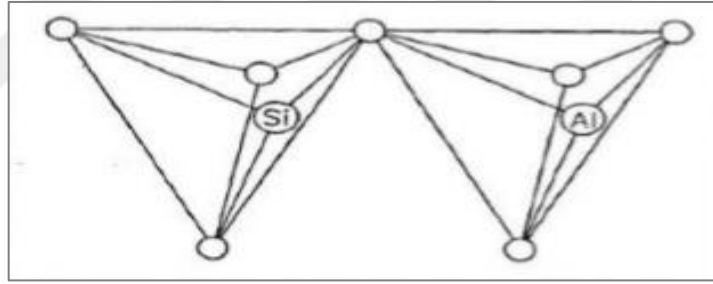
Adsorpsiyon prosesi için aktif karbon, polimer, metal-organik gibi çeşitli organik ve inorganik adsorbanlar araştırılmıştır. Son yıllarda yapılan çalışmalar incelendiğinde, alümina ve silikat içeriği yüksek doğal minerallerin veya endüstriyel atıkların kristal yapılarının ve kimyasal bileşimlerinin çeşitli yöntemlerle değiştirilmesi sonucu sentezlenen, geopolimer olarak da adlandırılan alüminasilikat yapılı adsorbanlar; düşük sıcaklıklarda sentezlenebilmeleri, üretiminde kullanılan hammaddelerin kolay ulaşılabilir olması, maliyetlerinin düşük olması ve gözenekli yapıları sayesinde, diğer adsorbanlara göre daha iyi bir performans sergilediği ve kullanımının yaygınlaşmış olduğu görülmektedir.

Bu çalışmada, katyonik boyarmadde grubunda yer aldığı için besin zincirinden geçerek insan sağlığını tehdit eden metil violet (MV) ve malahit yeşil (MY) boyar maddelerin adsorpsiyon yöntemi ile adsorban olarak kullanılan geopolimer üzerine giderimi amaçlanmıştır. Geopolimer, çevre kirliliğine neden olan uçucu külden üretilmiş olup üretilen geopolimerler ile de su kirliliğinin temel sebeplerinden biri olan boyar madde giderimi sağlanarak çevre kirliliğinin önlenmesine çift taraflı katkı amaçlanmıştır.

2. GEOPOLİMER

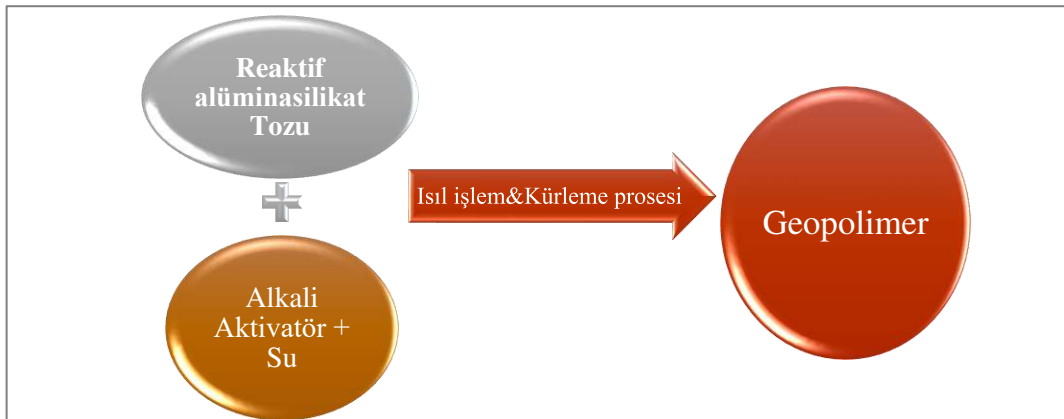
2.1. Geopolimer Tanımı

Geopolimer terimi; 1970’lerde Fransa’da meydana gelen büyük ölçekli yangın olaylarından sonra ısıya dayanıklı inşaat malzemeleri bulmak amacıyla deneyler yaparken ilk olarak Davidovits tarafından kullanılmıştır. Geopolimerler, reaktif alüminasilikat tozunun alkali hidroksit, silikatlar, alüminatlar, karbonatlar, sülfatlar veya bunların bir kombinasyonunu içeren bir alkali aktivatör ile karıştırılmasıyla üretilmektedir. Alkali aktivatörler olarak yaygın olarak bulunmaları nedeniyle geopolimer üretimi için genel olarak NaOH ve KOH gibi alkali hidroksitler kullanılmaktadır. Geopolimer oluşumunun karıştırılması, ortam sıcaklığında veya daha yüksek sıcaklıklarda ($\sim 90^{\circ}\text{C}$) meydana gelebilir ve ürün, esas olarak, 3 boyutlu bir yapı oluşturan birbirine bağlı SiO_4^{4-} ve AlO_4^{5-} tetrahedraldan oluşan amorf bir alüminasilikat cam fazıdır. Şekil 2.1.’de tetrahedral yapı gösterilmiştir (Sundqvist, 2021).



Şekil 2.1. Sialat ağının temeli AlO_4^{5-} ve SiO_4^{4-} tetrahedral yapı

Geopolimerler organik bağlayıcı grubundadır. Geopolimer sentez aşamaları, Şekil 2.2’de verilmiştir.



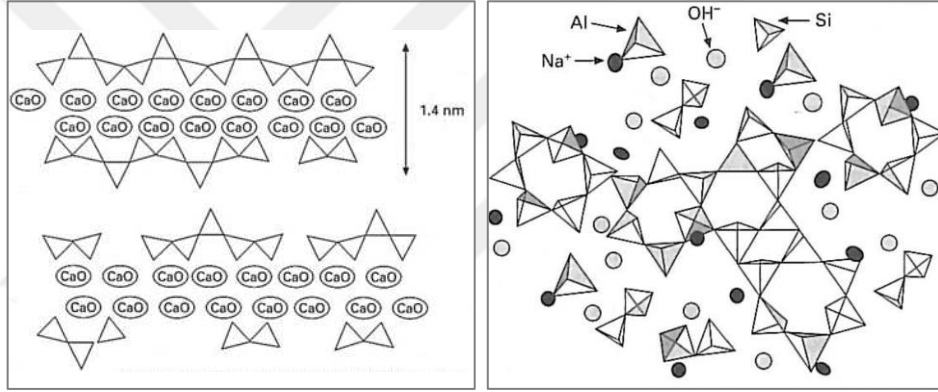
Şekil 2.2. Geopolimer sentezinin aşamaları (Weerd, 2011)

Geopolimerler, alüminosilikat hammaddelerin bir alkali silikat çözeltisi ile 20 ila 100°C arasındaki sıcaklıklarda aktivasyonu ile oluşturulan üç boyutlu amorf inorganik polimerlerdir. Uçucu kül, yüksek fırın cürufu ve kaolin gibi alüminosilikat öncülleri geopolimerlerin hazırlanmasında kullanılmıştır. En yaygın olarak kullanılan alkali çözeltisi, sodyum hidroksit ve sodyum silikatın bir karışımıdır. Geopolimerizasyon kavramını üç aşamalı bir çözünme, yeniden düzenlenme ve sertleşme süreci olarak tanımlanmıştır. Geopolimerizasyon süreci, silika ve alümina monomerlerinin serbest bırakıldığı alüminosilikat hammaddesine alkali çözeltisi eklenmesi ile başlamaktadır. Daha sonrasında ise alümina ve silika monomerleri daha büyük gruplar halinde yeniden organize olmaya başlar, su molekülleri açığa çıkar ve üç boyutlu alüminosilikat yapılarından meydana gelen polimerik bir ağ oluşmaktadır (Abbas, 2020).

Geopolimerlerin sentezlenmesine yönelik geleneksel işlem, bir reaktif alüminosilikat öncü tozunun yüksek oranda çözünür alkalın, genellikle Na/K hidroksit çözeltisi veya çözünür Na/K silikat ile birleşimini içermektedir. Sertleşme, başlangıç malzemelerinin reaktivitesine bağlı olarak oda sıcaklığında veya 100 °C'nin altındaki orta sıcaklıklarda gerçekleşmektedir. Reaksiyon, tüm oksijen atomlarını paylaşarak rastgele bağlanmış tetrahedral AlO_4 ve SiO_4 birimlerinden oluşan üç boyutlu bir matrise sahip nanometrik makromoleküller oluşturan bir polimerizasyon işlemidir. Na^+ , K^+ , Li^+ , Cs^+ , Ca^{+2} gibi alkali metal katyonları AlO_4 tetrahedronun negatif yükünün stabilizasyonunu sağlar, burada üç değerlikli Al^{3+} iyonu dört koordinelidir. Davidovits tarafından önerilen poli (sialat) terimi, alkali silikon-okso-alüminat anlamına gelen “sialate” ile geopolimer yapıların yapı birimlerini tanımlamak için kullanılmaktadır. İnorganik polimer yapısı, 500 °C'nin üzerindeki yüksek sıcaklıklarda sertleştiğinde ve kristalleştiğinde oda sıcaklığında X-ışını amorfür (Tchadjie ve diğerleri, 2017).

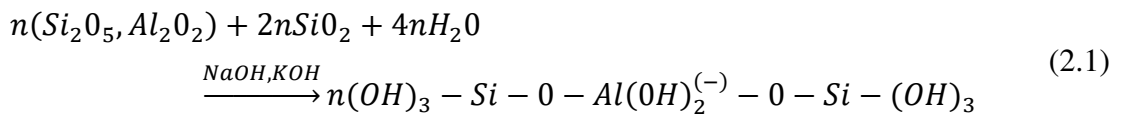
Geopolimer oluşumu alüminosilikat kaynaklı hammaddenin alkali aktivasyonu ile meydana gelmektedir. Sentez için gerekli olan alkali ortam Na_2SiO_3 , NaOH ya da KOH çözeltileri ile oluşturulur. Geopolimer oluşum prosesi, tetrahedronların $[SiO_4]^{4-}$, $[AlO_4]^{5-}$ amorf yapılar oluşturduğu ve yapılarındaki Na^+ veya K^+ iyonlarının varlığının yapı yükünü dengelediği polikondenzasyon reaksiyonuna dayanmaktadır (Boltryk ve diğerleri, 2019). Alüminosilikat hammadde ağında serbest halde bulunan serbest SiO_4 ve AlO_4 oluşumları, alkali çözeltilerde tetrahedral ünite yapılarını meydana getirmek için çözünür ve Si-O-Al ve Si-O-Si yapılarında kovalent bağlar meydana gelerek polimerizasyon reaksiyonu gerçekleşir (Tchadjie ve diğerleri, 2017).

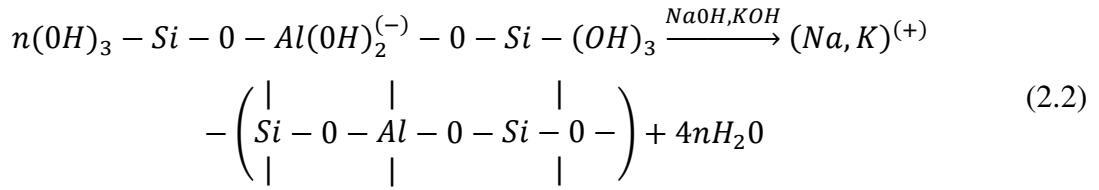
Geopolimerler, reaktif alüminosilikat tozu olarak endüstriyel yan ürünlerden (örneğin uçucu kül), üretiminde daha az enerji tüketimi olan veya daha az miktarda CO₂ salınımına neden olan malzemelerden (örneğin kalsine kil, alkali aktivatörler) üretilbilirler. Alkali aktif cürufun bir geopolimer olarak kabul edilmediğine dikkat edilmelidir, çünkü cüruf Ca bakımından zengin bir malzemeler kullanıldığındadır. Ca bakımından zengin bir sistemde, başka bir reaksiyon ürünü, yani kalsiyum silikat hidratlar oluşur. Bu tip fazlarda, silikat tetrahedral geopolimerlerde gözlemlendiği gibi 3D yapılarda değil, tek boyutlu zincirlerde bulunmaktadır. Bu durum Şekil 2.3'te verilmektedir. Diğer bir fark ise suyun kalsiyum silikat hidratların yapısına bağlı olup geopolimerlerde bağlanmaması sebebi ile geopolimerlerin üstün kimyasal ve termal direnci ile sonuçlanmasıdır (Weerdt, 2011).



Şekil 2.3. Solda tek boyutlu kalsiyum silikat hidratların kimyasal yapısı; Sağda geopolimerlerin 3D yapısı (Weerdt, 2011)

Geopolimerlerin özellikleri Si/Al oranı ile büyük ölçüde değişiklik göstermektedir. Geopolimerizasyon işlemi sırasında oluşan üç boyutlu ve çapraz bağlı ağlar, Si/Al oranı 3'ten düşük olduğunda sert ve kırılgan özelliklerle sonuçlanır; geopolimer sistemlerde iki boyutlu ve lineer bağlantılı ağlar oluşur ve ortaya çıkan malzemeler Si/Al oranı 3'ten büyük olduğunda yapışkan ve kauçuksu özellikler gösterirken, diğer oranlara sahip geopolimerler mekanik özellikler açısından çimento ve seramik malzemelere benzemektedir (Zhang, 2015). Geopolimerin sentez süreci, genellikle aşağıdaki iki reaksiyon formülü ile ifade edilir.





Hammaddeler (örn. Si_2O_5 , Al_2O_2 ve SiO_2) ilk olarak reaktif alüminat ve silikat oligomerlerini serbest bırakmak için denklem 2.1’de ifade edildiği gibi NaOH ve KOH gibi alkali hidroksit çözeltileri ile çözülür, daha sonra denklem 2.2’de açıklandığı gibi alkali ortamlarda çapraz bağlı ağlara polimerize edilmektedir (Boltryk ve diğerleri, 2019).

Farklı karışım tasarımları ile sentezlenen geopolimerler aşağıdaki gibi olağanüstü özellikler sergilemektedirler:

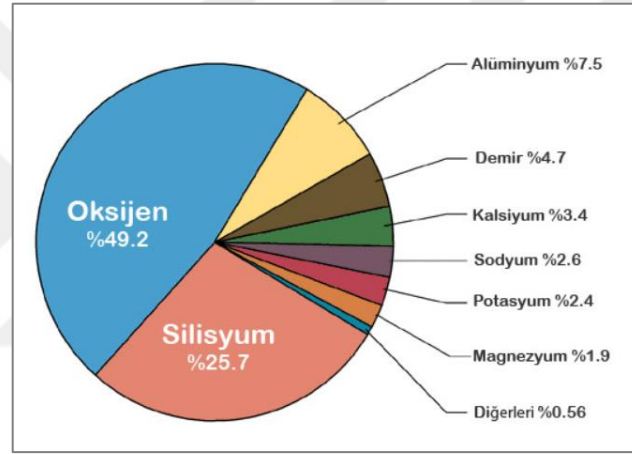
1. Yüksek basınç dayanımı
2. Hızlı mukavemet kazanımı
3. Yüksek yapışma mukavemeti ve yüzey sertliği
4. Kimyasal reaktiflere, inorganik ve organik asitlere karşı yüksek direnç
5. Düşük konsantrasyonlarda sızabilir ağır veya toksik metallere direnç
6. Düşük gözeneklilik ve mikro veya nano ölçekli gözenek boyutu

Tek bir tip geopolimer yukarıdaki özelliklerin tümüne sahip olamaz, ancak geopolimer karışım tasarımı ve uygun kütleme koşulları uyarlanarak belirli özellikler veya çoklu özellikler elde edilebilir (Zhang, 2015). Yukarıda bahsedilen mükemmel özellikleri nedeniyle, geopolimerler; birçok sektörde aktif olarak kullanılmaktadır.

Geopolimerlerin sentezi; metakaolin, kil ve diğer doğal siliko-alüminatlar gibi çok çeşitli hammaddelerden ve ayrıca uçucu kömür külü, linyit taban külü ve metalurjik cüruf gibi endüstriyel proses atıklarından başlayarak gerçekleştirilebilmektedir. Bu atıklar arasında, tüm dünyada yaygın olarak bulunması nedeniyle, kömür uçucu külü en dikkat çekici olanlarıdır. Uçucu kül malzeme geri kazanımı için birçok farklı seçenek uygulamaya konulabilmesine rağmen, yıllık üretilen yaklaşık 450 Mton’un sadece küçük bir kısmı buna göre yönetilmektedir. Bu nedenle, özellikle geopolimer bazlı malzemelerin üretimi söz konusu olduğunda, kömür uçucu külünün geri dönüştürülmesine yönelik olasılıkları genişletmeyi amaçlayan yeni önerilerin incelenmesi dikkate değerdir (Ferone ve diğerleri, 2011). Bu çalışmada, geopolimerleri sentezlemek için F sınıfı uçucu kül kullanılmıştır.

2.2. Geopolimerin Tarihçesi

Davidovits tarafından 1970 yıllarında metakaolin ve alkali çözeltiler arasında çeşitli bağlayıcılar geliştirilmiş ve 1979 yılında “geopolimer” olarak adlandırılmıştır (Provis ve Bernal, 2014). Davidovits’e göre, “geo” kısmı toprak anlamına gelen Yunan Gaia’sına atıfta bulunur, çünkü geopolimerler esas olarak yer kabuğundaki en yaygın malzemeler olan alüminyum ve silikon oksitten oluşmaktadır. Yerkabuğunda bulunan elementler oranları ile birlikte Şekil 2.4’te verilmiştir. Diğer yazarlar “geo” önekini, bağlayıcının doğal taş ve/veya mineraller gibi jeolojik malzemelerle kurucu ilişkisine bağlamaktadır. “-polimer” kısmı, alüminat ve silikat tetrahedradan oluşan üç boyutlu bir monomer ağı olan geopolimerlerin bileşimini ifade eder (Weerdt, 2011).



Şekil 2.4. Yerkabuğunda bulunan elementler (Weerdt, 2011)

Tarih boyunca geopolimer terimi hakkında tartışmalar olmuştur. Bu tür materyalleri belirtmek için toprak çimentosu, düşük sıcaklıktaki alüminosilikat cam, alkali aktif çimento, geocement, alkali bağlı seramik, inorganik polimer beton, hidroseramik gibi başka birçok isim kullanılmıştır (Duxson ve diğerleri, 2007a). Bununla birlikte, günümüzde geopolimer kabul görmüş ve standart bir terim haline gelmiştir.

Geopolimerler, kondenzasyon sıcaklığına bağlı olarak amorf veya kristal yapıya sahip olabilir. Amorf polimerler, 20 ila 90°C arasında değişen sıcaklıklarda elde edilirken, kristalli polimerler 150–200°C sıcaklık aralığında elde edilir. Kristal geopolimerlerin yapısı zeolit A'nın yapısına benzerdir (Cioffi, 2003).

1970'lerde Profesör J. Davidovits, bir kitapta belgelenen ve o zamandan beri yaygın destek ve kabul gören tartışmalı bir teori önermiştir.

Mısır'ın büyük piramitlerinin doğal taşlarla inşa edilmediğini, blokların yerlerine döküldüğünü ve yerleşmesine izin verilerek geopolimerizasyon teknolojisi ile yapay bir zeolitik kaya oluşturduğunu öne sürmüştür. Geopolimerizasyon teorisini doğrulamak için eski Mısır literatürlerinden çok sayıda kanıt toplanmıştır. O andan itibaren, birçok uzman araştırmalarını geopolimer çalışmalarına odaklamaya başlamıştır. Günümüzde konu ile ilgili birçok makaleler ve patentler de yayınlanmıştır (Li ve diğerleri, 2004).

2.3. Geopolimer Bileşenleri

Geopolimerlerin iki ana bileşeni;

- Alüminasilikat içerikli hammaddeler
- Alkali çözeltiler (NaOH, KOH, $\text{SiO}_2\text{Na}_2\text{O}$, $\text{SiO}_2\text{K}_2\text{O}$ vb.) dir.

Alkali çözeltiler, genellikle potasyum veya sodyum bazlı çözünür alkali metallere gelir. Geopolimerizasyonda en sık kullanılan alkali çözelti sodyum hidroksit (NaOH) veya potasyum hidroksit (KOH) ile sodyum silikat [$\text{SiO}_2\text{Na}_2\text{O}$] veya potasyum silikat [$\text{SiO}_2\text{K}_2\text{O}$] karışımı ile elde edilen çözeltilerdir (Eduok, 2016).

2.3.1. Alüminasilikat kaynağı

Geopolimer üretimi için kullanılabilecek çok çeşitli reaktif alüminasilikat kaynakları mevcuttur. Temelde üç ana sınıfa ayrılabilirler;

1. Çeşitli sektörlerden elde edilen yan ürünler; uçucu kül, düşük kalsiyum cürufları ve madencilik atıkları vb.
2. Doğal reaktif alüminasilikat tozlar; silika, volkanik cam ve tüflerden oluşan tortul diatomlu toprak, kaplıcalardan veya asit ortamından diyajenize silika jel vb.
3. Aktifleştirilmiş alüminasilikatlar: kalsine killer ve özellikle metakaolin vb (Weerdt, 2011; J.L. Provis, J.S.J. van Deventer, 2009).

Tüm malzemelerin ortak noktası, reaktif silika ve alümina içermeleridir. Araştırmaların çoğu uçucu kül ve kalsine killer üzerine yapıldığı için daha ayrıntılı olarak tartışılmaktadır.

2.3.1.1. Uçucu kül

Endüstrinin bir yan ürünü olan uçucu kül (FA), birinci sınıf bir alüminasilikat tozudur (Sundqvist, 2021). Uçucu kül, kömür yanmasından kaynaklanan endüstriyel bir yan üründür.

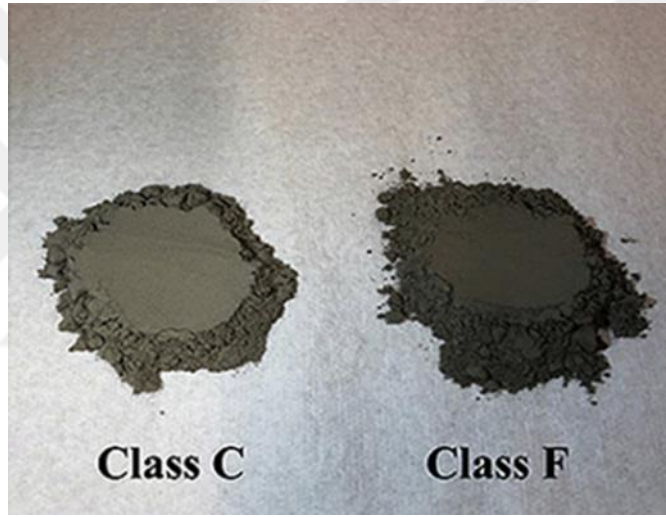
Pulverize kömür yakıtlı buhar santrallerinde fırınlardan yayılan yanma gazında bulunan partiküllerin elektrostatik çökeltme veya mekanik olarak eldesi ile toplanan katı atıktır. Yakmadan önce kömür öğütülerek toz haline getirilir. Ardından, ikincil yakıtlarla veya ikincil yüksek hızda akan sıcak hava akımıyla bir fırına üflenir. Bu süspansiyon daha sonra mevcut minerallerin çoğunun erime noktasının üzerinde olan $1500 \pm 200^{\circ}\text{C}$ 'lik bir sıcaklığa ısıtılır. Ancak inorganik partiküller bu işlemde tam olarak yanmadığından kül açığa çıkar. Kömürle çalışan buhar santrallerinde (normalde toz haline getirilmiş antrasit veya diğer bitümlü kömür kullanılarak) elektrik üretimi esas olarak uçucu kül ve alt kül ya da bir diğer deyiş ile cüruf üretilir. İkisi arasındaki fark esas olarak parçacık boyutlarından kaynaklanmaktadır.

Daha ince parçacıklar (uçucu kül), yanma gazından mekanik veya elektrostatik çökeltme ile toplanırken, kaba taban külü veya cüruf fırının dibine düşer ve genellikle ıslak tahliye ile geçici depolama silolarına çıkarılır. Bu iki tip atığın yüzdeleri buhar tesisi konfigürasyonuna, kazan tipine ve yakma koşullarına bağlıdır. Uçucu kül toplamın ortalama %80'ini, kalan %20'sini ise taban külü oluşturur. Uçucu külün kimyasal bileşimi, kömür bileşimine bağlı olarak büyük ölçüde değişir. Uçucu külün moleküler düzeyde incelenmesinde parçacıkların %50'sinin eşdeğer çapı 30-40 mm'nin altında olduğu görülmektedir. Külün spesifik yüzeyi 2500 ila 5000 cm^2/g arasında değişir ve yoğunluğu 2,2 ila 2,8 g/cm^3 arasındadır (Garcia-Lodeiro ve diğerleri, 2015).

Uçucu külün kalitesi kömür tipine ve yakma fırınına göre değişmektedir. Bileşimi, kökenine bağlı olarak çok önemli ölçüde değişebilir. Uçucu kül; kömür içerikli termik santrallerde baca gazları ile kazandan dışarı atılan ince partiküllerden oluşan katı kalıntılardan biridir. Genellikle baca gazları bacalara ulaşmadan önce elektrostatik çökticiler veya diğer partikül filtrasyon ekipmanları ile baca gazlarından yakalanmaktadır. Yakılan kömürün kaynağına bağlı olarak, uçucu kül bileşenleri önemli ölçüde değişir. Genel olarak, uçucu kül bileşenleri tipik olarak amorf ve kristal oksitler veya çeşitli mineraller şeklinde bulunan SiO_2 , Al_2O_3 , CaO ve Fe_2O_3 'ü içerir.

Amerikan Test ve Malzeme Derneği standardı C 618'e (ASTM C618, 2012) göre, uçucu kül; kalsiyum oksit içeriğine göre C Sınıfı ve F Sınıfı olarak sınıflandırılabilir. C sınıfı uçucu kül, yüksek CaO içeriğine sahip (%10'dan yüksek, genellikle %15 ila %30) içeriğine sahiptir ve esas olarak linyit kömürü kaynaklarının yakılmasından üretilir. C sınıfı uçucu külün toplam SiO_2 , Al_2O_3 ve Fe_2O_3 içeriği ağırlıkça %50 ile ağırlıkça %70 arasındadır. F Sınıfı uçucu kül, düşük kalsiyum içeriğine sahiptir (%10'un altında bir CaO

içeriği) ve antrasit veya bitümlü kömürün yanmasından üretilir. F sınıfı uçucu külün toplam SiO_2 , Al_2O_3 ve Fe_2O_3 içeriği ağırlıkça %70'in üzerinde ve CaO içeriği %10'dan azdır. Si, Al, Fe ve Ca'ya ek olarak, genellikle uçucu kül ayrıca Ti, V, Cr, Mn, Co, As, Sr, Mo, Pb ve Hg gibi birçok başka eser metal elementi de içermektedir. Uçucu küldeki toksik elementlerin konsantrasyonları, kömürdekenden 4-10 kat daha yüksek olabilmektedir (Zhuang ve diğerleri, 2016). Bu nedenle, uçucu kül tehlikeli bir madde olarak kabul edilir ve uçucu külün uygun olmayan şekilde bertaraf edilmesi yalnızca arazi işgalini artırmakla kalmayacak, aynı zamanda çevreyi ve ekolojii de bozacaktır. Son birkaç on yılda, uçucu külün özellikle verimli ve yeşil bir şekilde kullanılmasına yönelik artan çabalar gösterilmiştir. Şekil 2.5'te C ve F sınıfı uçucu külün toz formu gösterilmiştir.



Şekil 2.5. F ve C sınıfı toz uçucu kül formu (Jiang vd., 2020)

Uçucu kül kompozisyonunda SiO_2 'nin oranı % 25'ten yüksek olması gerekir ve SiO_2 , Al_2O_3 ve Fe_2O_3 'ün toplamı % 70'ten az olmamalıdır. F sınıfı ve silisli uçucu küller, geopolimer üretimi ile ilgili sınıflardır. Kömürün yanma işlemi ve baca gazının soğutma hızı da uçucu kül içinde oluşan fazların türü için önemli bir rol oynamaktadır. Uçucu kül, esas olarak uçucu külün reaktif fazı olarak kabul edilen amorf bir alüminosilikat cam fazından (% 50-90) oluşur.

Bununla birlikte, mineral eriyiğin bir kısmı soğuduktan sonra kristalleşir veya ayrılır, mullit ve az miktarda kuvars gibi fazlar ve demir bakımından zengin ve kalsiyum bakımından zengin fazlar oluşturur. Bu fazlarda bulunan silikatlar ve alüminatlar genellikle inert olarak kabul edilmektedir (Weerdt, 2011).

Tablo 2.1. Uçucu külün kimyasal kompozisyonu ortalama yüzdesi (% ağırlık) (Garcia-Lodeiro ve diğerleri, 2015)

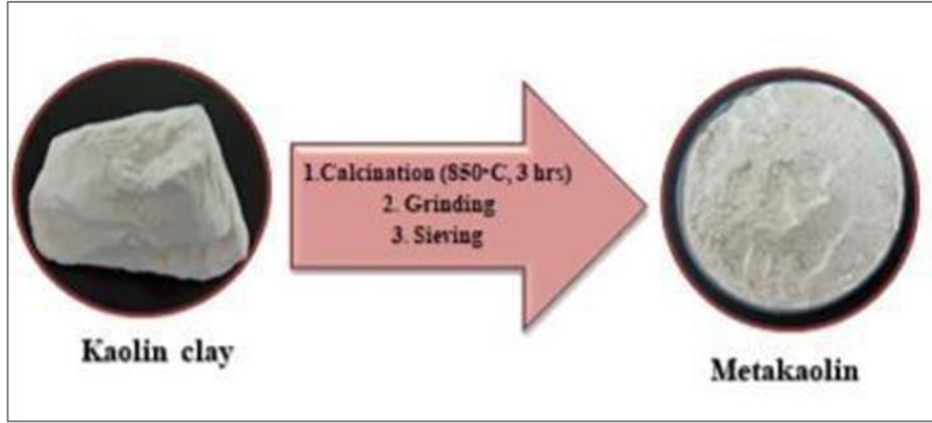
Kimyasal İçeriği	F Sınıfı	C Sınıfı
SiO ₂	42.6–59.8	34.1
Al ₂ O ₃	21.8–34.5	14,2
CaO	2.8–7.0	38
SO ₃	0.19–1.9	4,2
Fe ₂ O ₃	6.3–18.1	7,2
MgO	1.2–2.6	1,5
K ₂ O	0.38–6.0	1,4
Na ₂ O	0.15–0.94	0,44
Reaktif silika	0,94	30,9
Serbest kireç	Very low 0.74	17,1

F sınıfı uçucu kül; bulunabilirliği ve iyi reaktivitesi nedeniyle geopolimer üretiminde tercih edilmektedir. Bununla birlikte, büyük miktarlarda bir yan ürün olarak üretilmesi ve büyük kısmının çöp sahalarına atılması, onu hem çevresel hem de ekonomik açıdan geopolimer üretimi için cazip bir hammadde haline getirmektedir.

2.3.1.2. Kalsine kil

Killer, çeşitli miktarlarda demir, magnezyum, alkali metaller, alkali topraklar ve diğer katyonlar içeren sulu alüminyum fillosilikatlar veya alüminyum sac silikatlarıdır. Esas olarak silika ve alüminadan oluşan oktahedral tabakalardan oluşan tetrahedral tabakalar tarafından oluşturulurlar. Kalsinasyonlar sırasında kil 500-900°C'ye kadar ısıtılır. Bu işlem sırasında serbest su buharlaşır. Ek olarak, bir dehidroksilasyon meydana gelir. Bu da alümina ve silika tabaka düzeninin bozulmasına neden olur ve toz X-ışınını amorf hale getirir. Bir diğer önemli yapısal değişiklik, alüminaların çoğunun kalsinasyon üzerine oktahedral koordinasyondan tetrahedral koordinasyona dönüşmesidir (Sundqvist, 2021).

Kaolin kili, 800 °C civarında sertleşir ve reaktif özelliğini kaybeder. 200 °C'den düşük sıcaklıklarda higroskopik; 600 °C civarında ise kimyasal suyunu bırakır. Bu işlem sonrası kaolin kili amorf fazlı metakaoline dönüşür. Elde edilen metakaolin ile geopolimer üretiminde yüksek verim elde edilmesini sağlamaktadır (Madencilik, 2001) . Şekil 2.6'da kaolinin metakolin dönüşüm prosesi verilmektedir.



Şekil 2.6. Kaolinin ısıtılma işlemi sonucu metakaolin hammaddesine dönüşümü (Abbas ve diğerleri, 2020)

Kalsine kil bazlı geopolimerlerin dezavantajı, çok yüksek özgül yüzey ve parçacıkların düzensiz şeklidir ve bu da yüksek su talebine neden olur. Bu da çatlama ile ilgili sorunlara neden olabilir. Killer yapılarında değişken miktarlarda alkali içerir. Bu nedenle, kalsine kil bazlı geopolimerler, uçucu kül bazlı geopolimerlerden daha fazla porlaşmaya eğilimli olabilir (Provis ve diğerleri, 2014).

2.3.2. Alüminosilikat kaynağı

Reaktif bir alüminosilikat kaynağının yanı sıra geopolimer üretmek için bir alkali aktivatöre de ihtiyaç vardır. Alkali aktivatörler, geopolimerizasyon işlemi yoluyla mükemmel mekanik özelliklere sahip malzemenin üretiminde en önemli faktörlerden biridir. Alkali çözelti, kaynak malzemeden alümina ve silika türlerini çözeltiye çözündürerek ve böylece çözeltide bulunan alüminosilikat türlerinin çökmesini ve kristalleşmesini sağlayarak reaksiyonun başlangıç mekanizmasını kontrol etmektedir. Alkali ortamda bulunan metal katyonları (tipik olarak Na^+ ve/veya K^+), alüminosilikat geopolimerik jeller ile yapısal bir element oluşturur ve tetrahedral alüminyum (AlO_4^-) yük dengesi sağlarken, hidroksit iyonu (OH^-) reaktivite için bir katalizör olarak işlev görmektedir. Alüminosilikat kaynaklı hammaddeler bir alkali ortamda karıştırıldığında, alüminosilikat türlerinin çözünmesi ve jelleşmesi hızlı bir şekilde gerçekleşir ve sonuç olarak amorf, yarı amorf veya mikro kristal yapılar oluşur. Yaygın alkali aktivatörler arasında NaOH , Na_2SO_4 , Na_2CO_3 , K_2CO_3 , KOH ve K_2SO_4 bulunur, en çok kullanılan alkali aktivatörler ise potasyum veya sodyum hidroksitlerin (NaOH , KOH) potasyum su camı ($\text{SiO}_2\text{K}_2\text{O}$) veya sodyum su camı ($\text{SiO}_2\text{Na}_2\text{O}$) ile karışımlarıdır (Eduok, 2016).

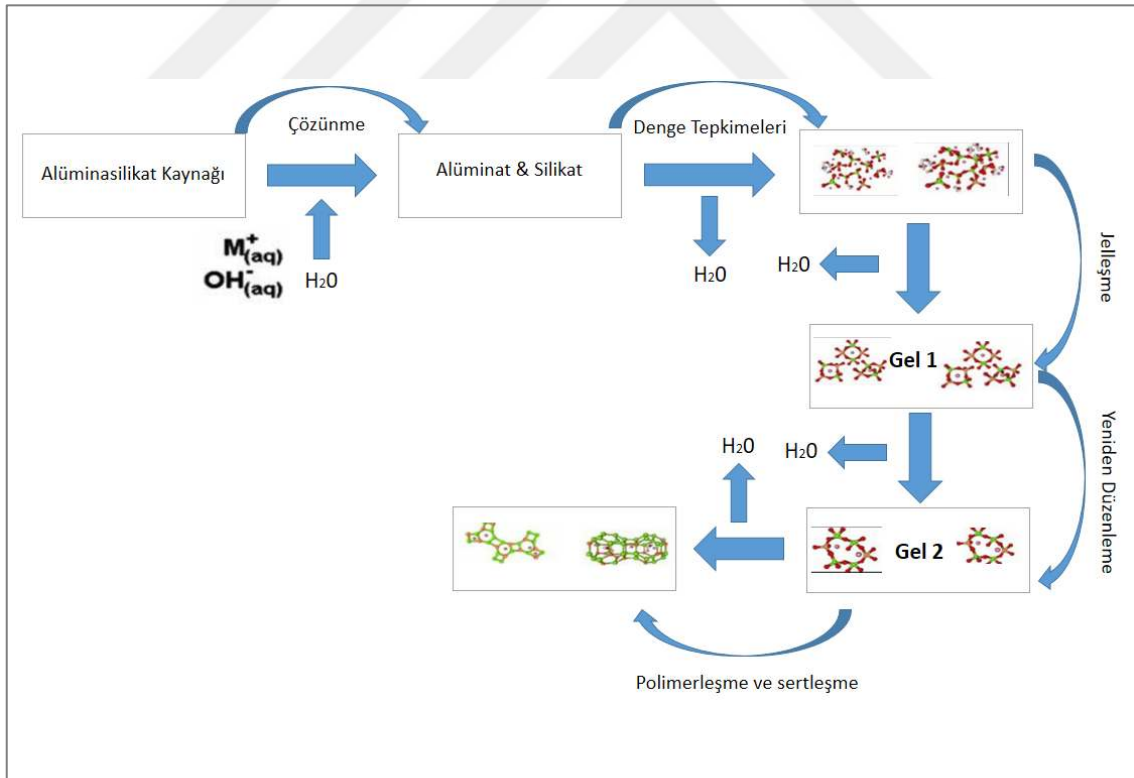
Mükemmel mekanik özelliklere sahip bir geopolimer yapının oluşması için en kritik faktör alkali aktivatörün konsantrasyonudur. Fazla hidroksit, çok erken bir aşamada alüminosilikat jelin çökmesine neden olacağından, bu sınırın aşılması ters bir etkiye yol açar, bu da daha düşük mukavemetli bir geopolimer ile sonuçlanır (Ken ve diğerleri, 2015).

2.4. Geopolimer Sentezi

Geopolimerizasyon işlemi, tam kristalizasyon hariç zeolitizasyon prosesine benzerdir (Fernández-Jiménez ve diğerleri, 2006b).

İlk geopolimerizasyon modeli 1950’lerde Glukhovsky tarafından önerilmiştir. Model tüm süreci üç temel aşamaya ayırmaktadır (Duxson ve diğerleri, 2007a);

- Yıkım-pıhtılaşma
- Pıhtılaşma-yoğuşma
- Yoğuşma-kristalleşme



Şekil 2.7. Geopolimerizasyon için kavramsal model (Duxson ve diğerleri, 2007b)

Şekil 2.7’de gösterildiği gibi geopolimerizasyon prosesi farklı reaksiyon mekanizmaları kullanılarak açıklanmaktadır.

Doğrusal olarak sunulmasına rağmen, farklı süreçler birleştirilir ve aynı anda gerçekleşir. Çözünme işlemi sırasında, sistemdeki yüksek OH^- konsantrasyonu, alüminosilikat kaynağının vitreus cam fazını oluşturan Si-O-Si, Si-O-Al ve Al-O-Al bağlarının parçalanmasından sorumludur ve monomerik Si-OH/ Al-OH grupları oluşur. Bu işleme alkali hidroliz denir. Bununla birlikte, bu işlemin; geopolimer sentezinde olduğu gibi yüksek oranda alkali ve zayıf seyreltilmiş sistemlerde hiçbir zaman doğrulanmadığı belirtilmelidir. Çözeltiye girdikten sonra, silikat, alüminat ve alüminosilikat türlerinin karışımı oluşur. Monomerler, dimerler oluşturmak için etkileşime girerler. Daha sonra bu karışım; düzelticiler, tetramerler vb. oluşturmak için başka bir monomer ile etkileşime girer. Çözelti, camsı fazın yüksek pH'ta hızlı çözünmesi nedeniyle hızla doygunluğa ulaşır. Bu durum, oligomerler yoğunlaştığı ve geniş bir ağ oluşturduğu için bir jel oluşumuna yol açar. Oluşturulan ilk jel tipi (Jel 1) alüminyum bakımından zengindir (Duxson ve diğerleri, 2007a).

Al-O bağları reaktif alüminosilikat tozunda Si-O'dan daha zayıf olduğu için ilk zamanlarda çözeltideki daha yüksek alüminyum konsantrasyonuna bağlanabilir. Reaksiyon devam ettikçe, ilk kaynağın daha fazla Si-O bağı çözünerek çözeltiye geçer, çözeltideki ve jel 2 fazındaki silikon konsantrasyonunu yükseltir. Çözünme sırasında kullanılan su, jelleşme sırasında serbest bırakılır. Bu nedenle, su reaksiyon ortamının rolünü oynar ve jelin gözenekleri içinde bulunur. Yeniden yapılanma sürecinde, sistem yeniden düzenlemeye devam eder ve jel ağının bağlantısı artarak 3D alüminosilikat ağının oluşmasına sebep olur. Şekil 2.7'de gösterildiği gibi çözülmeden yeniden yapılanmaya kadar geçen tüm süreç, Glukhovsky modelinin ilk iki adımını kapsamaktadır (Fernández-Jimenez ve diğerleri, 2009).

2.5. Geopolimer Kompozisyonu

Geopolimerizasyon prosesi ekzotermiktir ve üç boyutlu makromoleküler yapının oluşumunun asıl birim yapısını sağlayan oligomerler (dimerler ve trimerler) aracılığıyla sentezlendiği varsayılmaktadır. Geopolimerin oluşumu sırasında başlangıçta tüketilen su açığa çıkar. Kütleme sırasında geopolimer matristen dışarı atılan su molekülü, matriste geopolimerin performansı için faydalı olan nanogözenekler bırakır. Bu nedenle, geopolimer karışımına su eklenmesi kimyasal reaksiyon sürecinde hiçbir rol oynamaz, ancak kullanım sırasında karışımın işlenebilirliğine katkıda bulunur (Eduok, 2016).

1980’lerde Davidovits, alüminosilikat yapıları tanımlamak için siyalat terminolojisini tanıtmıştır. Si-O-Al, siyalat bağı ve Si-O-Si siloxo bağı olarak adlandırılmıştır. Geopolimerlerin bileşimi bu nedenle Si / Al oranları ile tanımlanmıştır (Sundqvist, 2021). Farklı yapı aşağıdaki formül kullanılarak tanımlanmıştır:

Genel olarak aşağıdaki formül ile gösterilirler:

$$M_n \{ - (SiO_2)_z - (AlO_2) \}_n - wH_2O \quad (2.3)$$

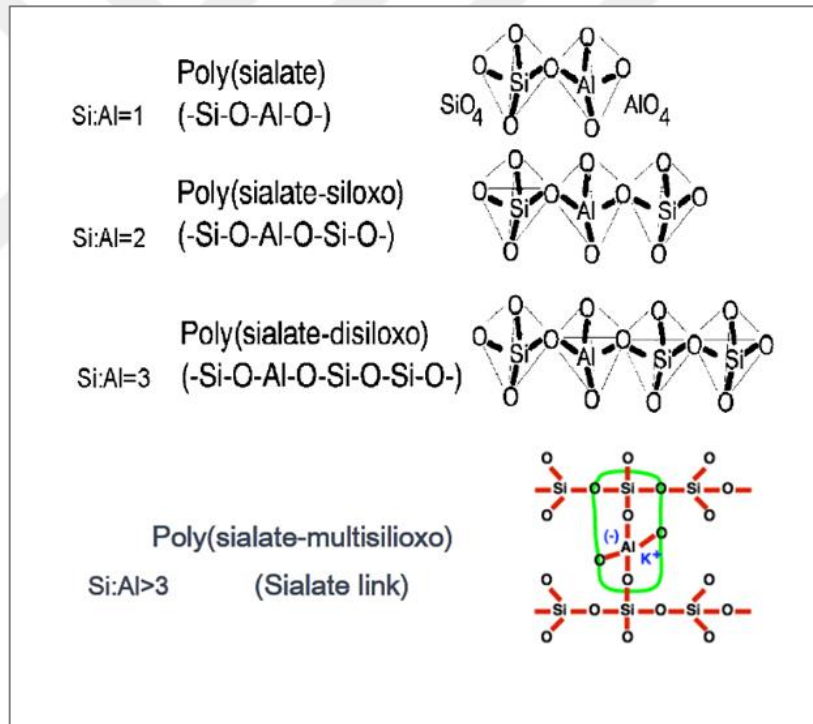
Burada;

M: katyon

n: polikondenzasyon derecesi

w: su moleküllerinin sayısı

z: 1,2,3 olarak tanımlanmaktadır (Nath ve diğerleri, 2016).



Şekil 2.8. Davidovits tarafından önerildiği gibi geopolimer jelden monomerik birimler (Eduok, 2016)

Şekil 2.8’de tasvir edilen 3 olası monomerik birim vardır. Bunlar;

- $z = 1$ için poli (sialat),
- $z = 2$ için poli (sialat-siloxo) ve
- $z = 3$ için poli (sialat-disiloxo) şeklindedir.

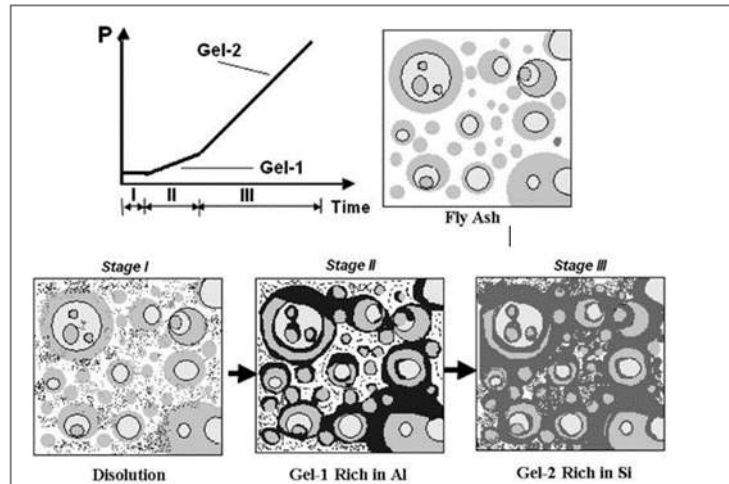
2.6. Geopolimerizasyonu Etkileyen Parametreler

2.6.1. Hammaddelerin kimyasal bileşimi

2.6.1.1. Si/Al oranı

Reaktif silikatların ve alüminatların varlığı, reaksiyon kinetiğini ve dolayısıyla ortaya çıkan geopolimerlerin mekanik özelliklerini belirlemektedir. Bununla birlikte, geopolimerizasyon sürecinde Si ve Al önemli rol oynamaktadır. Reaktif alüminatlar, çözünme ve jelleşme dahil olmak üzere ilk aşamada reaksiyon hızını önemli ölçüde artırabilir.

Silikat ve alüminat konsantrasyonunun geopolimerlerin mekanik mukavemeti üzerindeki etkisinin, Si/Al oranı veya $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ oranı olarak bütünsel olarak düşünülmesi gerektiğine dikkat edilmelidir. Bu gözlem, Fernández-Jiménez ve diğerleri tarafından önerilen uçucu kül bazlı geopolimerlerin reaksiyon modeli ile tutarlıdır. Şekil 2.9'da gösterildiği gibi mukavemet Al bakımından zengin aşamada (Şekil 2.9'da jel 1) oluşmaya başlasa da, Si bakımından zengin aşamada (Şekil 2.9'da jel 2) çok daha yüksek bir değerde artmaktadır (Fernández-Jiménez ve diğerleri, 2006a). Silva ve diğerleri ise yaptıkları çalışmalarında artan Al konsantrasyonu ile geopolimerlerin ısıtılma süresinin azaldığını gözlemlemiştir (Silva ve diğerleri, 2007).



Şekil 2.9. Uçucu kül bazlı geopolimerler için reaksiyon boyunca mekanik özelliklerin şematik reaksiyon modeli (Fernández-Jiménez ve diğerleri, 2006a)

Geopolimerlerin hem polikondensasyon derecesinin hem de mekanik dayanımının Si / Al oranı ile arttığı, ancak sabit bir oranla artmadığı bulunmuştur. Yüksek mukavemetli geopolimerler için optimal Si / Al oranının yaklaşık 1.90 ~ 2.00 olduğuna

inanılmaktadır ve bu aralıktan daha yüksek veya daha düşük bir değer gücü azaltacaktır. Uygun bir Si /Al oranı (yaklaşık 1.90 ~ 2.00), monomerler ve dimerler gibi oldukça reaktif olan daha fazla sayıda küçük alüminasilikat oligomeri çözebilir. Böylece, sentezlenen geopolimer jeller daha yoğun ve mekanik dayanımları daha yüksek olurken yüksek bir Si / Al oranı (2.00'den daha yüksek) geopolimerizasyon ve dolayısıyla mekanik mukavemet için azaltıcı etkiye sahiptir (Zhang, 2015).

2.6.1.2. Alkali katyonlar (Na^+ / K^+)

Reaktif silikatlar ve alüminatlar dışında, alkali katyonlar geopolimerizasyon işleminde önemli bir rol oynamaktadır. 'Geleneksel' geopolimer sistemlerinde, katyonlar tipik olarak Na^+ veya K^+ 'dır. Bu iyonlar özellikle önemlidir, çünkü esas olarak iyonik boyutlarındaki farklılıklardan ve dolayısıyla hidrasyon eğilimlerinden dolayı silika oluşumlarında diferansiyel birikimi belirlemektedir.

Sulu ortamlarda, katyonlar üzerindeki pozitif yük, ortamdaki su moleküllerinin oksijen atomları üzerindeki kısmi negatif yükler ile ilişkilendirilir. Reaksiyonun ilk aşamasının, alkali bileşiğin; reaktif alüminat ve silikat türleri oluşturmak üzere alüminasilikatların katı ağını çözme hızı tarafından kontrol edildiği göz önüne alındığında, daha fazla alkali potasyum hidroksitin daha yüksek derecede bir çözünmeyi indüklediği düşünülmektedir. Bununla birlikte, ampirik çalışmalar, sodyumun silikat ve alüminat monomerlerini potasyumdan daha etkili bir şekilde serbest bıraktığını göstermiştir (Garcia-Lodeiro ve diğerleri, 2015).

Çözünme işleminde, alkali katyonların ana kaynağı olan alkali çözeltisi, reaktif silikatu çözmek ve tetrahedronları alüminlemek için gereklidir. Polimerizasyon işleminde, alkali katyonlar, polimerize alüminasilikat ağlarının negatif yükünü dengelemek için $Al(OH)_4^-$ ile birleşir. Bu nedenle, alkali katyonların mevcudiyeti, geopolimerizasyon ve elde edilen geopolimerlerin özellikleri için hayati bir faktördür. Yaygın olarak kullanılan alkali katyonlar Na^+ ve K^+ 'dır. Katyonların konsantrasyonu çok yüksek olduğunda, polimerizasyon o kadar hızlıdır ki, ortaya çıkan geopolimer jeller, reaksiyona girmemiş malzemelerin yüzeylerinde çöker. Daha sonrasında ise mekanik mukavemet tam olarak gelişmez.(Zhang, 2015).

2.6.2. Hammaddelerin kimyasal bileşimi

Geopolimerlerin mekanik mukavemeti genellikle kürlenme sıcaklığı ile artarken, 80°C'den yüksek sıcaklıklar mukavemet gelişimi için zararlı görünmektedir (Zhang, 2015). Bu durum hammaddelerin çözünme hızına bağlanabilir. Özellikle oda sıcaklığında reaktivitesi nispeten düşük olan F sınıfı uçucu kül için kürlenme sıcaklığı ile artar. Skvara ve diğerleri (2009), 20°C'de 70 gün boyunca F sınıfı uçucu kül bazlı geopolimerik sistemin reaksiyon derecesinin 60°C'dekine 1 gün için eşdeğer olduğunu bulmuştur.

Örneğin, Zhang ve diğerleri daha yüksek bir kürlenme sıcaklığının, geopolimerin ICC spektrumunda ilk pikin daha erken görünmesine yol açtığını, ancak daha hızlı bir ikinci pike yol açmadığını buldu. Birinci ve ikinci pikler sırasıyla çözünme ve polimerizasyon prosesine karşılık gelir. Ek olarak, kürlenmenin nominal Na/Al oranı 1'den az olduğunda sıcaklığın sadece reaksiyon hızı üzerinde önemli bir etkisi olduğu, ancak reaksiyonun nihai derecesi veya mekanik mukavemeti etkilemediği bulunmuştur (Zhang ve diğerleri, 2012). Sindhunata ve diğerleri, düşük sıcaklıklarda sentezlenen geopolimerde daha büyük gözenek boyutlarına sahip daha fazla boşluk olduğunu bulmuşlardır (Sindhunata ve diğerleri, 2006).

Su, hammaddelerin çözünmesi sırasında tüketildiği ve sonraki polimerizasyon süreçlerinde açığa çıktığı için geopolimerizasyon sürecinde önemli bir rol oynamaktadır. Su içeriği, geopolimer mukavemet kazanımı üzerinde önemli bir etkiye sahiptir. Daha az su içeriği, daha kompakt yapı ve daha yüksek mukavemet gelişimi ile sonuçlanır. Daha düşük su içeriği, geopolimer prosesinde 7 ila 14 günlük yaşlandırma süreleri arasında ortamla kürlenmiş geopolimerlerde daha yüksek bir mukavemet kazanımı ile sonuçlanır. Buna karşılık, daha düşük su içeriği, ısıyla kürlenmiş numunelerde dayanım kazanım oranını etkilememektedir. Bu arada, sertleşme sonrası numunelerin iç nemini, suyu buharlaştırarak azaltmak da mukavemet kazanımını kolaylaştırabilmektedir. Kürlenme sırasında düşük başlangıç su içeriği ile düşük nem koşullarının bir kombinasyonunun, ortamla kürlenmiş geopolimerleri geliştirebileceği ve ısıtılabilir görmüş geopolimer prosesleri ile karşılaştırılabilir mukavemet sonuçları üretebileceği bulunmuştur (Xie ve diğerleri, 2013).

Geopolimer molekülleri ve yarı reaksiyona girmiş içi boş uçucu kül küreleri gibi reaksiyona girmemiş bileşenlerin matrisinde tutulmaktadır.

Sertleşme sırasında su buharlaştıktan sonra geopolimer matrisinde gözenekler kalmaktadır. Daha yüksek su içeriği çözünmeyi artırmasına rağmen alüminat ve silikat

tetrahedronlar, geopolimerizasyon derecesini ve dolayısıyla mekanik mukavemeti arttırmakta, ancak ortaya çıkan daha yüksek gözeneklilik, mekanik iyileştirmeyi dengelemekte ve hatta geçersiz kılabilmektedir. Genel olarak geopolimerin mekanik mukavemeti, su içeriğinin azalmasıyla artmaktadır. Bu nedenle geopolimerin su içeriği, işlenebilirliği sağlarken mümkün olduğunca düşük tutulmalıdır (Zhang, 2015).

Kürleme nemi ayrıca ortaya çıkan geopolimerlerin nihai özellikleri üzerinde önemli bir etkiye sahiptir. Çok yüksek veya çok düşük nemin geopolimerizasyon sürecine zarar verdiği ve yüksek gözenekli geopolimerlerle sonuçlandığı bulunmuştur ve yüksek nem, karbonatlaşmayı önlemek için faydalı olmasına rağmen, daha az polimerize yapılar ile sonuçlanmıştır. (Kovalchuk ve diğerleri, 2007).

2.7. Geopolimer Kullanım Alanları

Alüminasilikat malzeme sınıfından olan geopolimerler yani bir diğer adı ile inorganik polimerler; birçok uygulamada kullanılabilmektedirler. Sürdürülebilir kalkınma hedeflerinde geopolimer malzemelerin kullanımı ve bunlarla ilgili yapılacak çalışmaları desteklenmiştir, çünkü geopolimerler endüstriyel ve tarımsal atık malzemelerden düşük proses sıcaklıklarında üretilmekte ve bu da önemli miktarlarda atık malzemenin yeni ürünlere geri dönüştürülmesini sağlamaktadır (Maleki ve diğerleri, 2018).

Geopolimerler, yüksek dayanımları ve mekanik özellikleri sayesinde; çimento ve beton için yüksek basınç dayanımı, asit direnci, antik arkeolojik yapılar için malzemelerin hızlı onarımı, yangına dayanımları, modern uçakların iç kısımlarına kadar sivil uygulamalarda kullanılabilmektedir. Geopolimer kompozitlerin uzun süreli ısı akışından sonra bile tutuşmaması, yanmaması veya herhangi bir duman çıkarmaması bu malzemelerin kargo astarları, tavan, zemin panelleri, bölmeler ve yan duvarlar, istif kutuları ve tel yalıtımı için uçak kabin malzemeleri olarak kullanıma olanak kılmıştır. Çoğu bilimsel ve endüstriyel disiplin, mühendislik proses teknolojisinde geopolimerin çok yönlülüğünden yararlanır. Geopolimerin diğer potansiyel uygulamaları şunları içermektedir: ısı yalıtımı, refrakter ürünler, çimentolar ve betonlar, altyapıların onarımı ve güçlendirilmesi için kompozitler, uçak ve otomotiv sektörü için yüksek teknolojlili kompozitler, radyoaktif ve toksik atık muhafazası kullanım alanları olarak sıralanabilir.

Ayrıca, Portland çimentosunun aksine geopolimer kompozitlerin üretiminin enerji tüketmediği de keşfedilmiştir. Öte yandan, geopolimer üretimi için uçucu kül, yüksek

fırın cürufu gibi atık ürünlerin kullanılması, atık ürünü faydalı bir ürüne dönüştürerek muazzam bir atık kapsüllenmesine yol açmıştır.

Çimento üretiminden kaynaklanan CO₂ emisyonu, diğer tüm endüstriyel kaynakların toplamından çok daha hızlı bir oranda artmaktadır.

Portland çimentosunun imalatı, hammaddelerin kalsinasyonu ve yakıt tüketimi yoluyla CO₂ üretir. 1 ton Portland çimentosunun 1 ton CO₂ ürettiği hesaplanmıştır. Bu oran ile demografik büyüme ve sanayileşme ile birkaç yıl içinde Portland çimento üretiminin yarattığı kirliliğin dünya çapındaki CO₂ emisyonlarının %17'sini temsil edeceği tahmin edilmektedir. Geopolimerik çimento/beton üretimine geçen herhangi bir ülke, çimento ve agrega endüstrilerinden kaynaklanan emisyonların %80'ini ortadan kaldıracaktır. Bu sayede geopolimerler, karbondioksit emisyonunda %90 veya daha fazla azalma sağlamaktadır (Olawale,2019).

Geopolimerik malzemelerin Si: Al atomik oranı uygulama alanlarını belirlenmektedir. Si: Al, 1, 2 veya 3'ün düşük bir oranı, sert olan bir 3D-ağı başlatırken Si: Al oranı, 15'ten yüksek ise polimerik özelliktedir (Davidovits, 1988b). Tablo 2.2'de; geopolimer malzemelerin uygulama alanları Si: Al oranına göre sınıflandırılmıştır.

Tablo 2.2. Geopolimerin Si: Al oranına göre uygulama alanları

Si: Al Oranı	Uygulama Alanları
	Tuğla
1	Seramik
	Yangın koruması
2	Düşük CO ₂ çimento ve beton
	Radyoaktif ve zehirli atık kapsülleme
	Yangından koruma fiber cam kompozit ekipman
3	Isıya dayanıklı kompozit (200 °C-1000 °C)
	Havacılık
>3	Sızdırmazlık ürünleri
	Havacılık SPF alüminyum için takım
20-35	Ateşe dayanıklı ve ısıya dayanıklı fiber kompozitler

3. BOYARMADDE

Cisimlere renk kazandırma veya çevresel etkilerden korunması için kullanılan maddelere “boya”, yapılan bu işleme ise “boyama” ismi verilmektedir. Cisimlerin dokularının renklendirilmesinde kullanılan; afiniteleri ya da kimyasal bir reaksiyon sonucunda, uygulandıkları materyallere renk kazandıran kimyasal bileşiklere ise “boyarmadde” denir. Boya ve boyarmadde kelimeleri eş anlamlı değildir. Boyalar inorganik yapıda bulunmakta, boyarmaddeler ise genellikle organik yapıda olup, süspansiyonlar, çözeltiler halinde bulunmaktadır (Zollinger ve diğerleri, 1987). Boyaların tarihçesi, 1856 yılında William Henry Perkin tarafından, birçok tropik ülkenin savaştığı sıtma hastalığını tedavi etmek için kullanılan bir ilaç olan Quinine'i sentezlemek için bir yol bulmaya çalışırken keşfedilmesi ile başlamıştır. Böylece, Henry Perkin, kinin sentezlemeye çalışırken, yeni nesil bir boya üretmiştir (Abel, 2012). Renk tahminleri ise 21. yüzyılda birçok büyük pigment ve boya üreticisi tarafından başlatılmıştır. Boyalar, suda veya yağda çözünen sentetik organik bileşiklerdir, pigmentler ise çözünmez, partikül formunda kalmaktadır (Vázquez-Ortega, 2020). Boyarmaddeler; kromofor, oksokrom ve konjuge matrix olmak üzere üç organik bileşikten oluşmaktadır. Kromofor grubunun en yaygın olanları nitro ($-\text{NO}_2$), azo ($-\text{N}=\text{N}-$), nitroso ($-\text{N}=\text{O}$), tiyokarbonil ($-\text{C}=\text{S}$), karbonil ($-\text{C}=\text{O}$) olan atom gruplarını içermektedir. Elektromanyetik dalgaların kromofor tarafından emilmesi, bir molekülün elektronlarının uyarılmasından kaynaklanmaktadır. Bunları içeren molekül kromojenik hale gelir. Kromojen molekülü, ancak "oksokrom" adı verilen diğer atom gruplarının eklenmesiyle boyama özellikleri kazanmaktadır. Bu oksokromik gruplar, boyaların sabitlenmesini sağlar ve boyanın rengini değiştirebilir. Asidik (COOH , SO_3 ve OH) veya bazik (NH_2 , NHR ve NR_2) olabilmektedir. Molekülün geri kalan atomları, boyanın üçüncü kısmı olan matrisle karşılık gelmektedir. Genel olarak boyalar, kromoforik, auokromik gruplar ve konjuge aromatik yapıların (benzen halkaları, antrasen, perilen, vb.) birleşiminden oluşmaktadır. Boyarmaddeler; karmaşık molekül yapısına sahip, yüksek molekül ağırlıklı, sentetik ve organik bileşiklerdir. Bunun dışında; ısıya, suya ve birçok kimyasala karşı direnç gösterebilmektedir. Kompleks sentetik yapıları sebebi ile dekolorizasyonları oldukça güçtür. (Benkhaya ve diğerleri, 2020).

Renk İndeksi'nde (C.I.), 40000 ticari isim altında listelenen yaklaşık 8000 adet farklı sentetik boya mevcuttur. Her renklendirici; sınıfını, rengini ve sipariş numarasını

gösteren bir kod adı altında sınıflandırılmıştır (Benkhaya ve diğerleri, 2020; Clariant, 2016).

Boyarmaddeler; parlak, iyonlaştırıcı ve aromatik bileşiklerdir. Genellikle sulu bir solüsyonda kullanılmakta ve üzerine uygulandığı substrat için bir afinite göstermektedir. Boyalar, kaynaklarına ve diğer maddeleri renklendirme yeteneklerine bağlı olarak doğal veya sentetik olarak sınıflandırılmaktadır. Sentetik boyalar, tekstil boyama atıklarında bulunan ana kalıntıyı oluşturan; geniş bir renk yelpazesi sağlayan karmaşık aromatik bileşiklerdir (Ayele ve diğerleri, 2021).

Boyanın rengi, kromoforların ve oksokromların bir kombinasyon etkisidir. Kromoforlar, alternatif olarak konjuge edilmiş çift bağlara sahip delokalize elektron sistemini tanımlar; oksokromlar, elektron sisteminin genel enerjisini değiştirerek kromoforların rengini artıran elektron çeken veya elektron veren süstitüentleri ifade etmektedir. Bazı temel kromoforlar arasında N, CO, NO₂ ve kinitler ile NH₃, OH, SO₃H ve CO₂H sınıfları bulunmaktadır. Batokromik etki hem kromoforların hem de oksokromların kombinasyonu ile geliştirilmiş bir konjuge boya sistemi üzerinde adsorpsiyon bantlarını daha uzun dalga boylarına kaydırmaktadır. Ayrıca, renk işlemede kromoforları arttırmak yerine, oksokromlar boyanın çözünürlüğünden ve liflere karşı reaktifliğinin artmasından sorumludur. Anyonik ve iyonik olmayan boyalarda kromoforlar çoğunlukla azo sınıfıdır. İndirgeyici bölünme sırasında, azo grubu toksik aminler üretmektedir. Azo bazlı kromoforlar, vinil sülfon, klorotriazin, trikloropirimidin ve diflorokloropirimidin gibi reaktif boyalar içermektedir (Admasu, 2008).

Boyarmaddeler, çeşitli endüstrilerdeki sayısız uygulamalarının bir sonucu olarak daha yaygın olarak kullanılmaktadır. Işık, ısı ve oksitleyici maddelere karşı çok daha kararlı hale getiren aromatik moleküler yapıları nedeniyle atık sudan giderimi güçtür. Boyarmadde; kağıt, deri, tekstil, kauçuk, plastik ve kozmetik vb. sektörler için ürüne veya malzemeye renk vermek için kullanılan bir maddedir. Ürüne veya malzemeye eklenen renk, çekici bir görünüm oluşturmakta ve estetiğe katma değer vermektedir. Renklendirici bileşikler, doğal bir bileşikten veya insan yapımı (sentetik) yapılabilmektedir. Sentetik boyalar aromatik, suda çözünür ve dağılabilir organik renklendiricilerdir. Sentetik boyaların kullanımı tekstil, tabakhane, kağıt, baskı ve boyama, gıda ve kozmetik gibi sektörlerde renklendirici maddeler için önemli ölçüde artmaktadır. Boyalar, renkli maddelerle dünyayı daha güzel hale getirmeye yardımcı olur; ancak ciddi çevre kirliliğine neden olmaktadır. Dünyada yılda yaklaşık bir milyon

ton boya üretilmektedir. Tekstil, ilaç ve kimya endüstrileri aracılığıyla çevreye çok miktarda sentetik boya salınmaktadır. Yukarıdaki üç endüstriden tekstil endüstrisi, sentetik boyaların en büyük tüketicisidir (Ayele ve diğerleri, 2021).

Sentetik boyalar, sentezdeki kolaylık ve maliyet etkinliğinin yanı sıra, doğal boyalara göre yüksek ışık stabilitesi, sıcaklığa, deterjanlara ve mikroplara karşı dayanıklılık ve renk çeşitliliği gibi diğer avantajları nedeniyle tekstil ve boyama endüstrilerinde giderek yaygınlaşmaktadır.

Boyama işlemi sırasında, boyaların kullanımıyla ilgili temel çevresel sorun, fiksaj verimliliği %60 ila %90 arasında değişmesidir (El-Kassas ve Mohamed, 2014). Ayrıca boyama işlemi sırasında boyaların yaklaşık %10-15'inin atıksuya boşaltıldığı tahmin edilmektedir (Ayele ve diğerleri, 2021). Sonuç olarak, çevrede potansiyel kirliliğe yol açmaktadır (Admasu, 2008). Dünya genelinde ticari olarak yaklaşık 100 000'den fazla boyarmaddeden yılda 7×10^5 - 1×10^6 ton üretilmektedir (Christie, 2007). Her yıl, bu biyolojik olarak parçalanamayan tekstil boyalarının yaklaşık %15'i (bin ton) tekstil atık suları yoluyla doğal akarsulara ve su kütlelerine deşarj edilmektedir. Tipik olarak, boyama ve terbiye tesislerinde işlenen her bir kilogram kumaş için ortalama olarak yaklaşık 120–280 L su tüketilmektedir (Perkins, 1999).

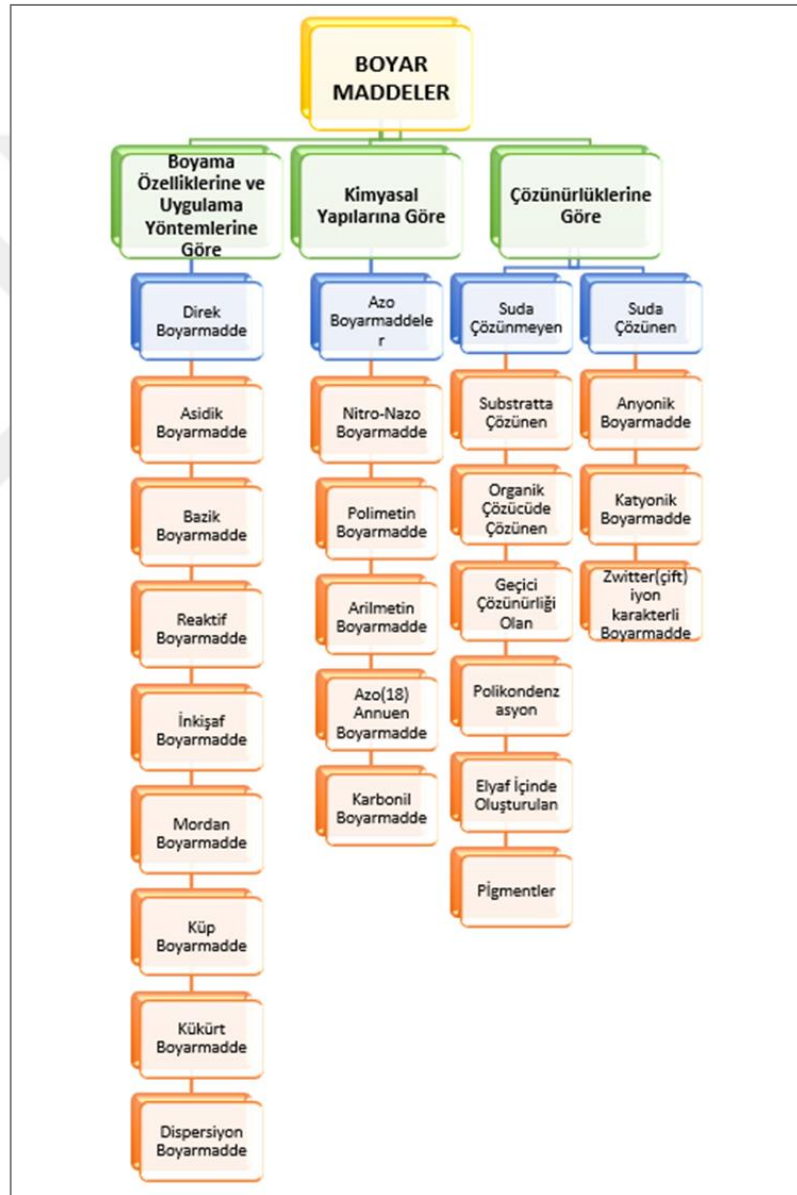
Konstantinou ve Albanis endüstriyel boya maddeleri ve tekstil boyalarının toksik organik bileşiklerin en büyük gruplarından birini oluşturduğunu bildirmiştir (Konstantinou ve diğerleri, 2004). Dünya Bankası tarafından yapılan bir tahmine göre, tekstil terbiye ve boyama endüstrileri kaynaklı yaklaşık %17-20 su kirliliği mevcuttur. Kant'ın yaptığı bir araştırmaya göre, tanımlanmış başlıca atık su toksik kimyasallarından 72'si yalnızca tekstil boyama yoluyla çevreye salınmakta ve bu kimyasalların yaklaşık 30'u arıtılabilir olmamaktadır. Test edilen tüm boyalar arasında diazo, direkt ve bazik boyalar en yüksek toksisite oranlarını göstermiştir (Ajmal ve diğerleri, 2014). Çevreye salınan boyarmaddelerin çokluğunun yanı sıra birçoğunun toksik ve kanserojen olması, molekül yapıları sebebi ile ısı, ışık ve yükseltgen ajanlara karşı dirençli olmaları, suda 1mg/L'den daha düşük derişimlerde bile görünür olmaları ve güneş ışınlarının sucul organizmalara ulaşımını engellemeleri gibi özellikleri sebebi ile boyarmadde içeren atık sular çevreye salınmadan önce mümkün olan en etkin şekilde sahip oldukları kirleticilerden arındırılmaları gerekmektedir.

3.1. Boyarmaddelerin Sınıflandırılması

Boyarmaddeler;

- Uygulama yöntemlerine göre
- Kimyasal yapılarına göre
- Çözünürlüklerine göre

üç ana grupta sınıflandırılabilirler. Boyarmaddelerin sınıflandırılması aşağıda şematize edilmektedir (Mahini ve diğerleri, 2018).



Şekil 3.1. Boyarmaddelerin sınıflandırılması

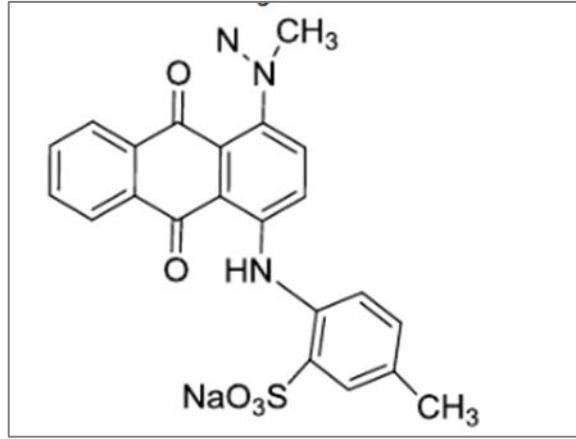
3.1.1. Boyarmaddelerin uygulama yöntemlerine göre sınıflandırılması

Boyama işlemlerinde her boyarmadde için uygulanan yöntem değişiklik gösterebilmektedir. Bu yüzden boyarmaddeler uygulama yöntemlerine göre sınıflandırmıştır.

3.1.1.1. Asidik

Asidik boyar maddeler organik asit tuz içermekte ve asidik ortamda uygulanmaktadır. Sülfonik asit ve karboksilik asit gruplarını içeren bu maddeler; $[BmSO_3^-] Na^+$ formülü ile ifade edilmektedir. Sahip oldukları asidik grup sebebi ile sulu çözeltilerinde anyonik iyonlaşma göstermektedir. Işığa ve asitlere karşı dayanıklılıkları yüksektir, bazlara karşı ise kalıcılıklarını koruyamazlar (Gohli ve diğerleri, 1983). Asidik boyarmaddeler naylon, yün, ipek, deri, kağıt, gıda ve kozmetik ürünlerini renklendirmek için kullanılır. Asit boyalar genellikle parlaktır ve yıkamaya karşı değişken bir dirence sahiptir. Bu boya molekülleri büyük yapısal farklılıklara sahiptir ve bazı metal kompleksleri içerir (Benkhaya ve diğerleri, 2020).

Bu boyalar pH 3.0-7.0 aralığında naylon, yün veya ipeğe uygulanabilir. Bu boyaların yaş haslıkları orta ile iyi arasında değişir ve ışık geçirgenlikleri genellikle mavi skala 5.0-6.0 aralığındadır. Boyalar genellikle asidik koşullar altında (formik veya asetik asit kullanılarak) boya özelliklerine bağlı olarak asitlik derecesi ile uygulanır. Asit boyalar, yıkamaya karşı değişken bir direnç ile genellikle parlaktır. Yapısal olarak boya molekülleri büyük ölçüde değişir ve bazı metal kompleksleri içerir. Grubun tanımlayıcı özelliği, sülfonatlı grupların varlığıdır, bunlar suda çözünürlük sağlar. Bağlanma, kısmen bu sülfonat grupları ile yün lifi üzerindeki amonyum grupları arasındaki etkileşimden dolayı meydana gelir. Van der Waals kuvvetleri tarafından ek bağlanma etkileşimi sağlanır. Etkileşim derecesi ve dolayısıyla renk haslığı derecesi, doğrudan boya molekülü boyutuna göre değişir (El Harfi ve diğerleri, 2017). Bu boyaların aşağıdaki şeklide gösterilmiştir.

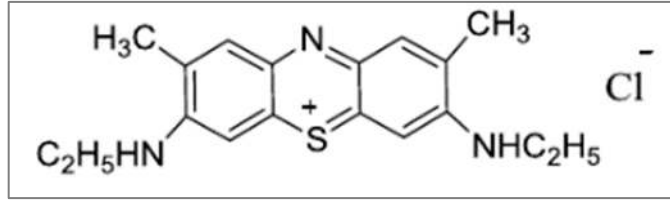


Şekil 3.2. Asidik boyalı örneği (El Harfi ve diğerleri, 2017)

3.1.1.2. Bazik

Bazik boyalar aynı zamanda katyonik boyalar olarak da bilinir ve akrilik elyaflar için güçlü renklendirici maddeler oldukları bulunmuştur. Bazik grup; organik bazların asetat tuzlarından veya hidroklorik asit içeriğinden oluşmaktadır. Sulu çözeltilerinde pozitif iyonlar halinde bulunmalarının sebebi içeriklerinde bulunan amin veya sülfür gruplarıdır. Çoğu zaman $[BmNH_3^+]$ Cl^- şeklinde gösterilmektedir. Moleküler yapısı sayesinde anyonik grup içeren liflere kolaylıkla bağlanabilirler. Bazik boyarmaddeler, parlak ve geniş aralıklı renk şiddetine sahiptirler. İlk zamanlarda akrilik elyaf için geliştirilmişlerdir (Gohli ve Vilensky, 1983). Günümüzde orlon boyamasında çok kullanılmasının sebebi poliakrilonitril üzerinde ışığa dayanımlarının yüksek olmasıdır (Başer ve İnancı, 1990). Ayrıca tüm besin zincirinden geçebildikleri için toksik özellik göstermektedirler.

Bu boyalar genellikle akrilik, kağıt ve naylon substratlara uygulanır, ancak bazı modifiye polyester substratlarda da kullanım bulabilir. Bazik boyalar, kaynama sırasında zayıf migrasyon özelliklerinden dolayı genellikle geciktiricilerle uygulanır. Bu zayıf göç, substrat için boyanın yüksek substantivitesinden ve yüksek sıcaklıklarda difüzyondaki hızlı artıştan kaynaklanmaktadır. Bazik boyalar suda çözünürdür ve çözeltide renkli katyonlar üretir; bu katyonlar, negatif yüklü substratlara elektrostatik olarak çekilir (Benkhaya, 2020). Bazik boyalı örneği Şekil 3.4'te verilmiştir.



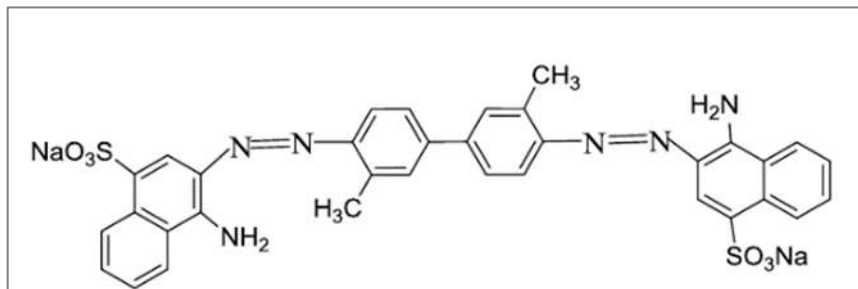
Şekil 3.3. Bazik boya örneği (El Harfi ve diğerleri, 2017)

3.1.1.3. Doğrudan

Substantif boyarmaddeler olarak da isimlendirilmektedirler. Yapılarında sülfonik asitlerin ya da karboksilik asitlerin sodyum tuzlarını içerirler ve $[BmSO_3^-]Na^+$ genel formülü ile gösterilirler (Özcan, 1984). Asidik boyarmaddelerden farkları uygulama yöntemleridir. Uygulandıkları yüzeyde selüloz içerikli elyafa hidrojen bağı ile bağlanmaktadır. Elyafın iç kısımlarında ise kimyasal bağ olmadan depolanmaktadır.

Bu yöntem genellikle düşük maliyetli olması sebebi ile pamuğun boyanmasında kullanılmaktadır ancak yıkama ve ışık dayanımı yüksek değildir (Chatwal, 2009). Doğrudan boyalar, protein liflerini boyamak ve naylon ve suni ipek gibi sentetik lifleri boyamak için yoğun olarak kullanılır. Bu boyalar kumaşlara uygulandıktan sonra hızlı kuruma özelliğinden yoksundur. Bazik boyalar suda çözündüklerinde renkli bir katyonik tuz oluşturmaktadır. Bu katyonik tuzlar, bir anyonik substrat ile bağlanır (Alaguprathana ve diğerleri, 2017).

Başlıca kromoforik tipler aşağıdaki gibidir: azo, stilben, ftalosiyenin, dioksazin ve formazan, antrakınon, kinolon ve tiyazol gibi diğer daha küçük kimyasal sınıflar. Bu boyaların uygulanması kolay ve geniş bir renk gamına sahip olmalarına rağmen, yıkama performansları sadece orta düzeydedir; bu, selülozik substratlar üzerinde çok daha yüksek ıslaklık ve yıkama haslığı özelliklerine sahip olan reaktif boyalarla yer değiştirmelerine yol açmıştır. Direk boya örneği Şekil 3.3'te verilmiştir.



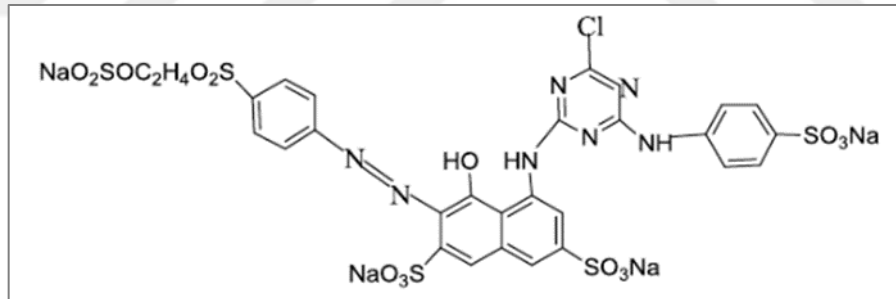
Şekil 3.4. Direk boya örneği (El Harfi ve diğerleri, 2017)

3.1.1.4. *Reaktif*

Reaktif boyalar; suda çözünen anyonik boyalardır ve bu boyaların çeşitli fiziksel formları mevcuttur. Selülozik elyafın boyanması alanında kullanılmaktadır. Elyaf reaktif boyalar ilk olarak 1956'da ICI'nin Procion boyaları olarak selülozik malzemeler üzerinde sürekli boyama yöntemleriyle hızlı parlak renklerin üretilmesi ile tanıtıldı. Reaktif boyalar, bu yeni boya sınıfının parlak renkleri ve mükemmel haslık özellikleri nedeniyle sektörde popüler oldu. Reaktif boyalar için genel formül, Şekil 3.5'te gösterildiği gibi şematik olarak temsil edilebilir.

Reaktif boyalar dört kısımdan oluşur:

1. Boyaya renk veren kromojen veya kromoforik kısım.
2. Boyanın substrat ile reaksiyona girmesini sağlayan reaktif sistem. Bu kısım aynı zamanda boya çözeltisinde bulunan su molekülleri ile de reaksiyona girebilmektedir.
3. Reaktif sistemi kromoforik parçaya bağlayan bir köprüleme birimi.
4. Kromoforik gruplamaya bağlı çözündürücü grup(lar) (boyaya suda çözünürlük verir) (Chattopadhyay, 2011). Reaktif boya örneği aşağıda verilmektedir.



Şekil 3.5. Reaktif boya örneği (ElHarfi ve diğerleri, 2017)

3.1.1.5. *İnkişaf*

Diazo boyarmaddesi şeklinde de bilinen bu boyarmaddeler, bağlanma bileşikleriyle reaksiyona girmektedirler. Bu reaksiyonun dokuma üzerine işlenmesi ile boyama gerçekleşmektedir (Chatwal, 2009).

Boyama işleminde; elyafa kolay tutunabilen madde öncelikle elyafa emdirilmekte, sonrasında ikinci bileşen eklenerek elyaf üzerinde gerçekleştirilen reaksiyon sonucunda suda çözünmeyen bir boyarmadde elde edilmektedir (Başer ve İnancı, 1990). Bu reaksiyonun düşük sıcaklıklarda gerçekleşiyor olması ek avantaj sağlamaktadır.

3.1.1.6. Mordan

Boyarmaddeleri elyaf yüzeyine bağlayan maddelere Mordan denmektedir. Doğal ve sentetik maddelerin çoğu bu grupta yer almaktadır. Sentetik boyarmaddeler antrasen türevidir. Öncelikle yün, ipek, kâğıt, deri vb. boyamalarda kullanılmaktadırlar. Tekstil malzemelerine karşı doğrudan afiniteye sahip olmadıkları için selülozik ve protein elyafı metal tuzuyla mordanlandıktan sonra uygulanabilmektedir (Özcan, 1984).

3.1.1.7. Küp (Vat)

Pamuk ve diğer selülozik malzemeler, çözünür löko tuzları olan Küp Boyaları ile boyanmaktadır. Ayrıca suni ipek ve yün boyalarının üretiminde de kullanılırlar. Bu suda çözünmeyen renklerin ana kimyasal sınıfları antrakinin ve indigoidlerdir (Gupta ve diğerleri, 2009). Yüksek maliyete sahip olan bu boyarmaddelerin renk dayanıklılığı yüksektir (Gohli ve Vilensky, 1983).

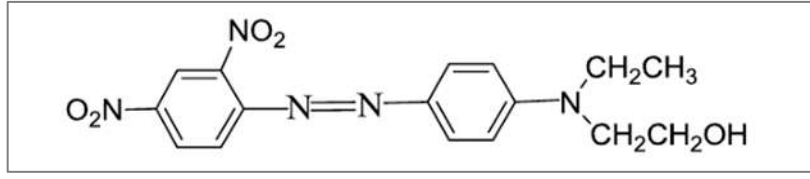
3.1.1.8. Kükürt

Pamuk, suni ipek, ipek, deri, kâğıt ve ahşabı renklendirmek için kullanılan boyalara kükürt boyaları denir. Yüksek sıcaklıkta sülfür veya sodyum sülfidin, amino ve nitro grubu içeren organik bileşiklerle reaksiyonu sonucu elde edilmektedirler. Suda çözünmezler. Maliyetlerinin düşük olması, parlak renge sahip olmaları ve dayanımlarının yüksek olması sebebi ile tercih edilmektedirler (Christie, 2001).

3.1.1.9. Dispersiyon

Dispers boyarmaddeler; polyester, naylon, selüloz ve akrilik elyaflarda yaygın olarak kullanılan suda çözünmeyen iyonik olmayan boyalardır.

Azo, antrakinin, stiril, nitro ve benzodifuranon gibi çeşitli grupları içermektedir. Genellikle püskürtme yöntemi ile boyamada kullanılırlar. Kullanım alanlarından olan tekne boyaları suda çözünmezler ve selülozik lifleri boyamak için kullanılırlar (Alaguprathana ve Poonkothai, 2017 ; Gupta, 2009). Boyanın örnek moleküler yapısı aşağıdaki şekilde verilmektedir.



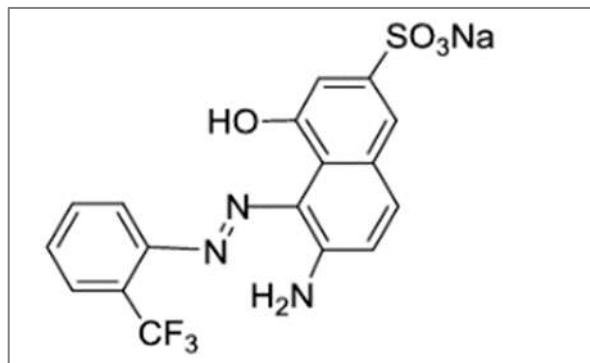
Şekil 3.6. Dispersiyon boya örneği (Benkhaya ve diğerleri, 2017)

3.1.2. Boyarmaddelerin kimyasal yapılarına göre sınıflandırılması

Boyarmaddelerin kimyasal yapılarına göre sınıflandırılması; maddenin yapısına göre yapılabilir.

3.1.2.1. Azo

Boyarmaddelerin çoğu azo grubu içerdiğinden, bu gruba ait boyarmaddeler oldukça fazladır. Azo boyalar, aromatik bir sistemde kromofor olarak fonksiyonel N=N grubuna sahip en büyük boya grubudur. Kromoforlar $-N=N-$, $-C=O$, $-NO_2$, ve $O=(C_6H_4)=O$ (kinoid düzenekleri) gibi fonksiyonel gruplar içerir ve oksokromlar $-NH_3$, $-COOH$ gibi fonksiyonel gruplar içerir. Azo grupları, azo gruplarının sayısına göre monazo, disazo, trisazo, tetrakisazo ve poliazo boyaları olarak sınıflandırılır. Sentetik olarak elde edilmektedirler. Işığa karşı dayanımları yüksek olup maliyetleri düşüktür. Geniş renk spektruma sahiptirler. Bu grup ile kırmızı ve turuncu tonlarında gloss değeri yüksek renkler elde edilmektedir (Gohli ve Vilensky, 1983). Azo boya örneği Şekil 3.7’de verilmektedir.



Şekil 3.7. Azo boya örneği (Benkhaya ve diğerleri, 2017)

3.1.2.2. Nitro ve nitrozo

Nitrozo boyarmaddeleri kromofor ($-N=O$) grubu içerir. Bu grup bazen ($=N-OH$) şeklinde de olabilir.

Fenol veya naftoller HNO_2 ile muamele edildiklerinde nitrozolanırlar. Nitroboyarmaddeleri ise kromofor olarak ($-\text{NO}_2$) grubu içerirler. Nitro boyarmaddeleri asidik boyarmaddelerdir ve sarımsıdır. Dezavantajı ise ışığa dayanımlarının düşük olmasıdır (Chatwal, 2009).

Nitro ve nitroso boyalar şu anda yüksek bir ticari değere sahip değildir ancak küçük moleküler yapıları ilgi çekicidir. Nitro veya nitroso grupları, aromatik bir sistem aracılığıyla elektron veren bir grupla konjuge edilir. Nitröz asit, hidroksinitrozo bileşiklerini oluşturmak için fenoller ve naftollerle reaksiyona girer. Nitroso bileşiklerini kendilerini boyamazlar, ancak pigmentler veya asit boyalar olan metal kompleksleri üretebilirler (Gregory, 1990).

3.1.3. Boyarmaddelerin çözünürlüklerine göre sınıflandırılması

Boyarmaddeler çözünürlükleri bakımından, suda çözünen ve suda çözünmeyen olmak üzere iki şekilde sınıflandırılırlar.

3.1.3.1. Suda çözünen

Yapılarında tuz oluşturabilecek grup taşıdıkları ve çözünmeyi sağlayan gruplardan oluştukları için suda çözünmektedirler. Bunlar; suda çözünen anyonik, katyonik ve zwitter (çift) iyon karakterli boyarmaddelerdir.

- a) Anyonik boyarmaddeler; yapısal farklılıklara (örneğin, azoik, trifenilmetan, antrakinon ve nitro boyalar) sahip birçok boya sınıfından geniş bir bileşik yelpazesini kapsar, ancak hepsi ortak bir özellik olarak suda çözünen, iyonik yükler içerir. Bunlar yün, ipek ve naylon gibi kumaşları boyamak için kullanılabilir (Salleh ve diğerleri, 2011).
- b) Katyonik boyarmaddelerde; Çözünmeyi sağlayan $-\text{NH}_2$ bazik bir grup, asitler ile tuz oluşturmuş halde bulunur. Asit olarak HCl gibi bir inorganik asit veya $(\text{COOH})_2$ gibi bir organik asit kullanılabilir. Katyonik boyalar pozitif yüklüdür, suda çözünür ve çözelti içinde karıştırıldığında renkli katyonlar üretir. Katyonik boyalar bazik boyalar olarak da bilinir ve akrilik, ipek, naylon, ipek ve yünün boyanmasında kullanılır. Bu boyalar bir toksin görevi görür ve cilt tahrişi, alerjik dermatit, mutasyonlar ve kanser gibi insan sağlığını tehdit eden hastalıklara sebep olmaktadır. Katyonik işlevsellik, başta metan boyaları ve katyonik azo boyaları olmak üzere çeşitli boyalarda, ayrıca antrakinon, di- ve tri-

arilkarbenyum, ftalosiyanin boyalarında ve çeşitli polikarbosiklik ve solvent renklerinde bulunabilir. Antrakinin boyalar maliyetli ve kimyasal dayanımı zayıfken, azo boyalar kimyasal dayanımı güçlü ve uygun maliyetlidir (Khadir,2022).

3.1.3.2. Suda çözünmeyen

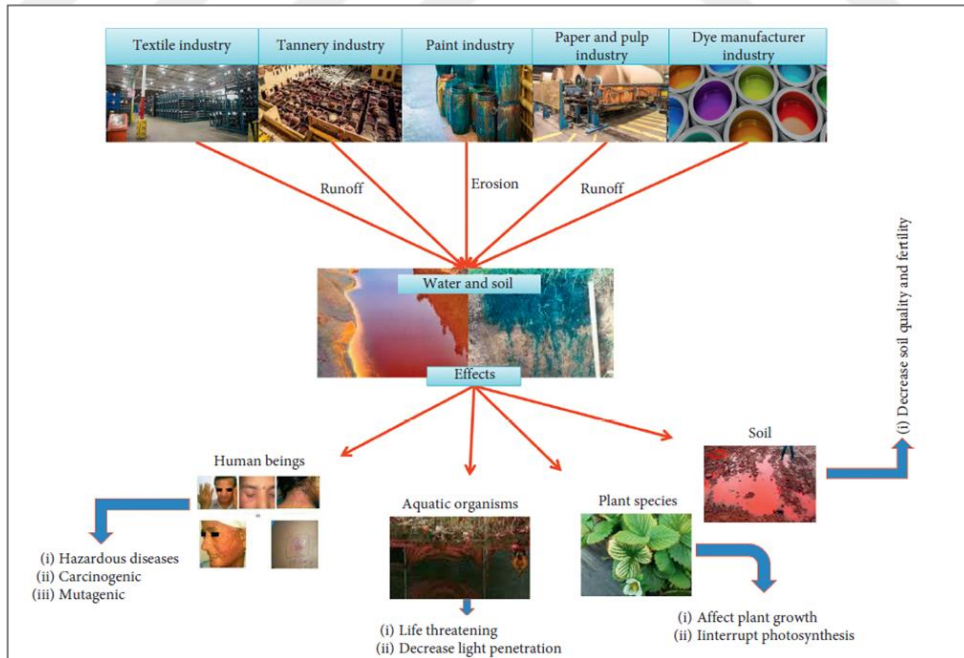
Suda çözünmeyen boyarmaddeler aşağıdaki gibi sınıflandırılabilir.

- a) Substratta çözünen; Su içerisinde ince süspansiyon halinde dağılım yöntemi ile kullanılırlar.
- b) Organik çözücülerde çözünen; her türlü organik çözücüde çözünebilen boyarmaddeler spray veya lak yöntemi ile uygulanırlar.
- c) Geçici çözünürlüğü olan boyarmaddeler; indirgen madde yardımı ile suda çözünebilir hale getirilip daha sonrasında elyaf yüzeye uygulanabilirler.
- d) Polikondenzasyon; elyaf üzerine uygulandıktan sonra reaksiyona girip birleşerek büyük molekül haline gelen boyarmaddelerdir.
- e) Elyaf içinde oluşturulan boyarmaddeler; elyaf yüzeyinde kimyasal reaksiyon sonucu elde edilen boyarmaddelerdir. Azoik boyarmaddeler ve ftalosiyaninler bu gruba örnektir.
- f) Pigmentler; Organik veya inorganik olmak üzere iki gruba ayrılırlar. Pigmentlerin boyarmaddelerden farklı suda çözünmemeleridir (Chatwal, 2009).

3.2. Sentetik Boyaların Tehlikeli Etkileri

Boyama endüstrilerinden çıkan atık su, büyük miktarda boya içerdiğinden, su kirliliğinin başlıca nedenidir. Su kütlelerindeki yüksek konsantrasyondaki boyalar güneş ışığını engeller ve su almanın oksijenlenme potansiyelini azaltarak sudaki biyolojik çeşitliliği ve fotosentezi etkiler. Akarsuların mavi, yeşil veya kahverengi rengi halk tarafından bir şekilde kabul görmektedir, ancak su kütlelerindeki kırmızı ve mor renkler insanların ilgisini çekmektedir. Tekstili renklendirmek için kullanılan doğal pigment, güneş ışığına, ısıya ve suya maruz kaldığında kolayca solar. Tekstil boyalarının yaklaşık %15'i boyama işlemi sırasında kaybolur ve suya salınır. Bu atık su sonunda mutajenik, kanserojen ve toksik etkiler gibi sorunları tetikler (Alaguprathana ve Poonkothai, 2017). Sentetik boyalar, doğal veya diğer kimyasalların reaksiyonu ile üretilen bozulmayan yan ürünleri nedeniyle yaygın sağlık tehlikeleri oluştururlar (Bhatia ve diğerleri, 2017).

Boya içeren atık sular, yüksek kimyasal oksijen ihtiyacı, düşük biyolojik bozunabilirlik ve yüksek tuz içeriği ile karakterize edilir. Ayrıca son zamanlarda çeşitli endüstrilerden çıkan boyalar gibi renk bileşiklerinin nehir ve göllerdeki sucul yaşam için çok zararlı olduğu vurgulanmıştır. Bu nedenle atıksudaki boya konsantrasyonunun çevreye salınmadan önce azaltılması gerekmektedir (Guechi,2011). Boya içeren endüstriyel atık sular, alıcı su kütlelerinde ışık penetrasyonunu azaltarak mikroorganizmaların büyümesini ve su florasının fotosentetik aktivitelerini etkiler. Ayrıca deşarj edilen boyalar, alıcı su kütlelerinin yüzeyinde ince bir tabaka oluşturarak sudaki çözünmüş oksijen miktarını azaltır. Ayrıca, bu tür atık sular, yüksek düzeyde kirliliğin bir göstergesi olan kimyasal oksijen ihtiyacını artırır (Lellis ve diğerleri, 2019). Boyaların çoğu kanserojendir ve suda yaşayan organizmalar için karaciğer, solungaçlarda hasar gibi ciddi bir tehlike oluşturur ve ekosistemdeki su topluluklarını yok eder. Sentetik boyaların farklı endüstrilerden çevreye zararlı etkileri Şekil 3.8’de şematize edilmiştir (Ayele ve diğerleri, 2021). Arıtılmamış boyama atıklarının sulama için doğrudan kullanımı, azaltılmış toprak verimliliği, tohum çimlenmesi, klorofil ve bitkilerde protein içeriği gibi ciddi çevresel sonuçlara sahiptir (Alaguprathana ve Poonkothai, 2017).



Şekil 3.8. Boyarmadde kaynakları ve etkileri (Ayele ve diğerleri, 2021)

Azo boyaları insanlarda cilt tahrişi, kemozis, kontakt dermatit, egzoftalmi, lakrimasyon, rabdomiyoliz, kalıcı körlük, kusma gastrit, akut tübüler nekroz,

hipertansiyon, vertigo, solunum sıkıntısı ile birlikte yüz, dil, farinks, gırtlak kanseri ve yutulduğunda boyun ödemi gibi birçok sağlık sorununa neden olabilir (Hassaan ve El-Nemr, 2017).

Kimyasal işlem yoluyla, boyalar kimyasal yapıda değişiklik yaparak çevre üzerinde büyük etkisi olan yeni ksenobiyotik bileşiklerin oluşumuna yol açar. Ayrıca cilt tahrişine, alerjiye, kansere, nörodavranışsal bozukluklara, otoimmün hastalıklara ve mide bulantısı, kusma ve felç gibi diğer insan sağlığı bozukluklarına neden olabilirler ve karaciğer, böbrek, üreme sistemi, beyin ve merkezi sinir sisteminde ciddi hasarlara neden olabilirler. Monoazo veya antrakinon yapılı bazı boyaların cilt tahrişi veya dermatit gibi aşırı duyarlılık reaksiyonlarına neden olduğu bulunmuştur (Ayele ve diğerleri, 2021).

3.3. Metil Violet

Metil violet (MV) boyarmaddesi her biri bir veya iki metil grubu ile etkileşime giren bir nitrojen atomuna bağlı üç aril grubunun varlığından dolayı trifenilmetan boyalar adı verilen yoğun renkli organik bileşikler sınıfına aittir. Ayrıca; amin grubu üzerinde pozitif bir yükün varlığından dolayı bazik boyadır. MV; Tetrametil (2B), pentametil (6B) ve heksametil (10B) pararosanilin klorürlerin bir karışımıdır (Bonetto ve diğerleri, 2015). Metil violet boyarmaddesinin suda çözünmüş halinin ve kristalize formunun görseli Görsel 3.1’de verilmiştir.



Görsel 3.1. Metil violet fiziksel görünümü (<http-1>)

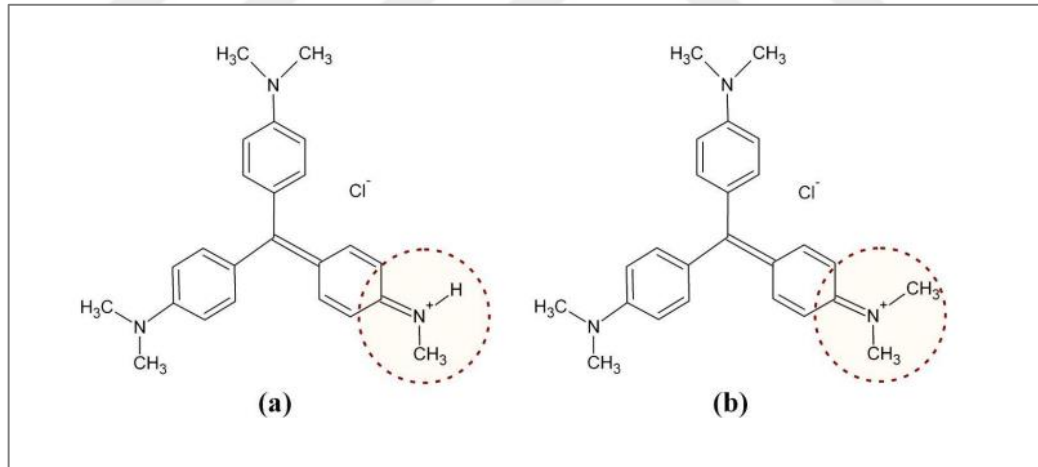
Metil violet boyar maddesinin kullanım alanları şu şekildedir;

- Tekstil ve matbaa sektöründe boyarmadde

- Tıpta, bakterilerin Gram boyama tekniğiyle sınıflandırılmasında ve amiloidin tespiti
- Analitik kimyada pH 0- 1.6 aralığında indikatör (Lilie ve Conn, 1977; Doğan ve Alkan, 2003a).

Metil violet; suda, etanolde, metanolde, dietilen glikol ve dipropilen glikolde çözünmektedir. Metil menekşe 6B, boya formunda 2B'den daha koyu ve 10B'den daha az koyudur. MV 10B'nin diğer adı kristal mor olarak da bilinir ve literatürde bildirilen bu üç boyanın birincil temsilcisidir. Tersine, MV 2B'de pentametillenmiş bileşiğin bir baskınlığı vardır. Bu farklılık nedeniyle, MV'nin belirli tonu, mevcut her bileşenin miktarına bağlı olarak farklılık gösterir. Şekil 1, MV 2B ve 10B'nin kimyasal yapılarını göstermektedir (Bonetto ve diğerleri, 2015).

Gözlenen küçük yapısal farklılık (MV 10B'de ek bir metil grubunun varlığı), iki boyanın; görünür bölgede maksimum adsorpsiyon, çözünürlük, boyama yoğunluğu ve erime sıcaklığı gibi farklı fiziksel ve kimyasal özelliklerinden sorumludur. Şekil 3.9'da ilgili boyarmaddenin kimyasal yapısı verilmiştir.



Şekil 3.9. MV (a)2B ve (b)10B'nin kimyasal yapıları (Bonetto ve diğerleri, 2015)

Metil violet sağlığa zararlı bazık bir boyadır ve kısa süreli maruziyet, solunum yolunda tahrişe, kusmaya, ishale ve baş dönmesine; uzun süreli maruziyet durumunda ise mukus zarlarında ve sindirim sisteminde zarara yol açabilmektedir (Tahir ve Rauf, 2006). Atık sulardan metil violet giderimi için kimyasal oksidasyon, koagülasyon, elektroliz, iyon değişim, ters ozmo, ultrafiltrasyon gibi fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemler denenmiştir. Ancak boyar maddenin sahip olduğu fiziksel ve kimyasal özellikler

(yükseltgeyici ajanlara, ışığa ve biyobozunmaya karşı yüksek dayanım) bu yöntemlerin verimini düşürmektedir.

Ayrıca boya moleküllerinin sudaki çözünürlüklerinin yüksek olması, kirleticinin atıksulardan giderimini zorlaştırmaktadır. Adsorpsiyon tekniği yapılan çalışmalarda en etkili teknik olarak öne çıkmaktadır (Suzuki, 1993).

Metil violet 10B'nin fiziksel özellikleri Tablo 3.1'de verilmektedir.

Tablo 3.1. Metil violetin fiziksel özellikleri (<http-2>)

Yaygın Adı	Metil Violet
Diğer Adı	Crystal Violet
C.I Numarası	42555
Sınıfı	Triarilmetan
λ_{max}	583-587 nm
Renk	Violet-mavi
Molekül Ağırlığı	407,9 g/mol
İyonizasyon	Bazik
Molekül Formülü	$C_{25}H_{30}N_3Cl$
Zararlılık Piktogramları	

Tablo 3.1'de görüldüğü gibi metil violet bir diğer adı ile cystal violet boyarmaddesinin sağlığa ilişkin zararlılıklar kapsamında solunum hassaslaştırıcı ve üreme hücrelerini etkileyici, cilt tahrişi ve akut toksisiteye sebebiyet verici; çevresel zararlılıklar kapsamında sucul çevreye zarar verici özellikleri olduğu görülmüştür. Bu sebeple endüstriyel kullanım sonrası çevreye salınımında atık sulardaki varlığının giderimi çok önemlidir.

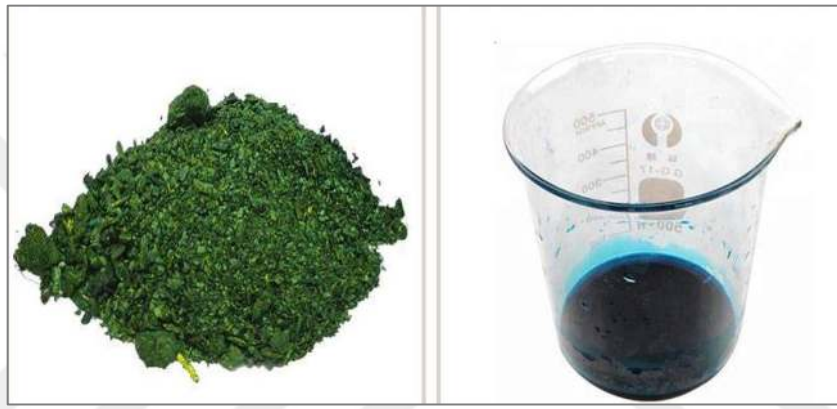
3.4. Malahit Yeşili

Malahit yeşili (Malachite Green); boya maddesi olarak yaygın kullanımıyla bilinen organik bir bileşiktir. Triarilmetan grubundan olan malahit yeşil, kategorisindeki diğer tüm boyalar arasında renklendirme amaçlıdır.

Bu triarilmetan boya, dünya çapında su ürünleri endüstrisinde biyosit olarak ve ayrıca boya olarak ipek, yün, pamuk, deri, kağıt ve akrilik endüstrilerinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Bununla birlikte, tehlikeli ve kanserojen etkilerini açıklayan birkaç

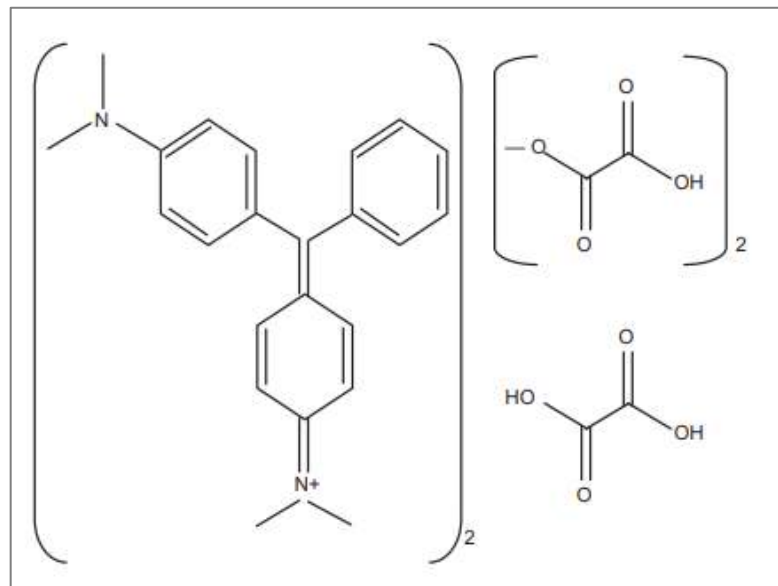
rapor vardır. İnsanlarda, solunduğunda solunum yollarında tahrişe neden olabilir. Malahit yeşilinin cilt ile teması kızarıklık ve ağrı ile tahrişe neden olur; gözle teması halinde insan gözlerinde kalıcı yaralanmalara yol açacaktır. Ayrıca sudaki yaşamı da etkiler ve karaciğer, solungaç, böbrek, bağırsak, gonadlar ve hipofiz gonadotropik hücrelerde zararlı etkilere neden olur. Bu nedenle, bu tür boyaları içeren atık suların arıtılması, alıcı sular üzerindeki zararlı etkisinden önemlidir (Guechi, 2011).

Malahit yeşil boyarmaddesinin suda çözünmüş halinin ve kristalize formunun görseli Görsel 3.2’de; fiziksel ve kimyasal özellikleri ise ilgili tabloda yer almaktadır.



Görsel 3.2. Malahit yeşil fiziksel görünümü (http-3)

Şekil 3.10’da malahit yeşil boyarmaddesinin kimyasal yapısı verilmiştir.



Şekil 3.10. Malahit yeşil kimyasal yapısı (Guechi, 2011)

Tablo 3.2’de Malahit Yeşil boyarmaddesinin fiziksel özelliklerine yer verilmiştir.

Tablo 3.2. Malahit yeşilin fiziksel özellikleri (http-4)

Yaygın Adı	Malahit Yeşil
Diğer Adı	Aniline Green
C.I Numarası	42000
Sınıfı	Triarilmetan
λ_{max}	621 nm
Renk	Yeşil
Molekül Ağırlığı	364.911 g/mol
İyonizasyon	Bazik
Molekül Formülü	$\text{C}_{23}\text{H}_{25}\text{ClN}_2$
Zararlılık Piktogramları	

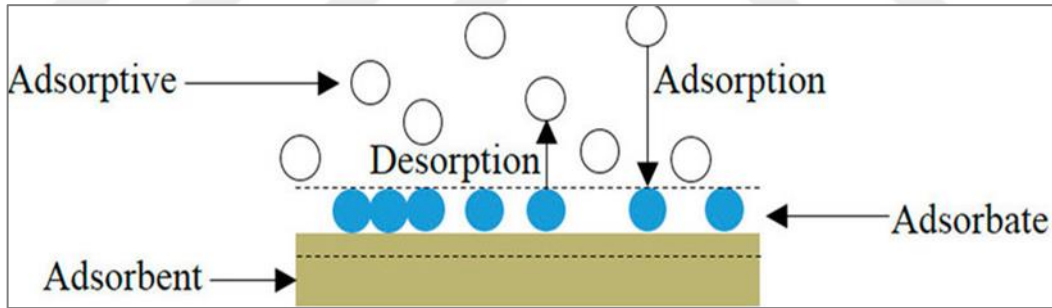
Tablo 3.2’de görüldüğü gibi malahit yeşil bir diğer adı ile Aniline Green boyarmaddesinin fiziksel zararlılık kapsamında metaller için aşındırıcı; sağlığa ilişkin zararlılıklar kapsamında cilt tahrişi ve akut toksisiteye sebebiyet verici; çevresel zararlılıklar kapsamında sucul çevreye zarar verici özellikleri olduğu görülmüştür. Bu sebeple endüstriyel kullanım sonrası çevreye salınımında atıksulardaki varlığının giderimi çok önemlidir.

4. ADSORPSİYON

Bir tutunma olayı şeklinde tanımlanabilen adsorpsiyon prosesi iki fazın birbirinden ayrılmasını sağlayan ara yüzeylerde gerçekleşmektedir. Bu işlem; aşağıda belirtilen fazlar arasındaki ara yüzeylerde gerçekleşebilmektedir;

- Sıvı-sıvı
- Gaz-sıvı
- Gaz-katı
- Sıvı-katı

Adsorpsiyon işlemi; fazları birbirinden ayıran ara yüzeyler bulunan moleküllere etki eden dengelenmemiş kuvvetlerin, diğer moleküller ile etkileşimleri sonucu dengelenmesine dayanmaktadır (Weber, 1972). Adsorpsiyon prosesinde; adsorplayan faz yani taneciklerin tutunduğu yüzey adsorban ve adsorplanan yani yüzeye tutunan maddeler adsorbat olarak adlandırılmaktadır. Sıvı ya da gaz çözeltiler içerisindeki kirleticilerin katı adsorban yüzeyi üzerinde tutularak giderilmesi şeklinde uygulanan adsorpsiyon işlemi, çevre kirliliğini azaltmada önemli bir yere sahiptir (Baykal, 2010; Noll ve diğerleri, 1991).



Şekil 4.1. Adsorpsiyon işlemi (Ameri, 2020)

Adsorpsiyon prosesi incelendiğinde dört aşamadan meydana geldiği görülmektedir. Bu aşamalar şu şekildedir;

1. İlk olarak, gaz veya sıvı halde bulunan adsorbat, tutunacağı adsorbentin sınır yüzey tabakasına doğru difüze olur.
2. Daha sonrasında adsorbentin sınır yüzeyine gelen adsorbat, adsorbent sınır yüzeyini geçerek adsorbentin gözeneklerine doğru ilerler.
3. Bu işlemi adsorbat, adsorbentin gözeneklerinde adsorpsiyonun gerçekleşeceği bölgeye doğru ilerleyerek takip eder.

4. Son basamak olarak adsorbat ile adsorbent arasındaki etkileşimler sonucunda yüzeye tutunma gerçekleşir (Baykal, 2010; Weber, 1972).

4.1. Adsorpsiyon Türleri

4.1.1. Fiziksel adsorpsiyon

Fiziksel adsorpsiyon, adsorbanın sahip olduğu aktif bölgelerin adsorbat materyali ile zayıf Van der Waals kuvvetleri kurduğu, ancak iki yüzey arasında elektron alışverişinin olmadığı adsorpsiyon türüdür. Bu tip adsorpsiyon, uygun basınç ve sıcaklık koşulları mevcut olduğunda, adsorban materyalin yüzeyinde çok sayıda adsorban materyal katmanı şeklinde gerçekleşmektedir. Adsorban ve adsorbat arasındaki enerji 40 kJ/mol'den daha az için bu tip adsorpsiyon yüksek sıcaklıklara ihtiyaç duymaz, aktivasyon enerjisi gerektirmez ve bu sebeple buharların yoğunlaşma işlemine benzer şekilde düşük sıcaklıklarda gerçekleşir (Nagham ve diğerleri, 2021). Adsorbat, adsorban materyalinin yüzeyine kaplar ancak moleküler yapısı içerisine giremez. Bundan dolayı fiziksel adsorpsiyon prosesi sonrası rejenerasyon yüksektir. Tüm bu sebeplerden dolayı endüstride sıklıkla tercih edilmektedir.

4.1.2. Kimyasal adsorpsiyon

Kimyasal adsorpsiyonda, adsorbat molekülleri adsorban yüzeyine Van der Waals kuvvetlerinden daha kuvvetli olan iyonik ya da kovalent kimyasal bağ ile bağlanmaktadır. Bu kimyasal olay sırasında adsorbatın elektronik konfigürasyonu önemli ölçüde değişerek adsorbent yüzeyinde monomoleküler yapıda tabaka oluşturmaktadır. Adsorban yüzeyinin tamamı bu monomoleküler tabaka ile kaplandığında adsorbentin adsorplama prosesi için kapasitesi dolmaktadır (Weber, 1972). Kimyasal adsorpsiyon, kimyasal tepkimelerle varlığı ile oluşup, kuvvetli bağlarla adsorbent ve adsorbat moleküllerinin kimyasal yapılarının değiştiği için tersinmez bir prosestir. Bu nedenle kullanılan adsorbentin ya da adsorbatın rejenerasyonu mümkün değildir (Sarıkaya, 2004).

Bu tip adsorpsiyon, doymamış yüzeylerde meydana gelir, çünkü bu yüzeyler adsorbe edilmiş atomlar veya moleküller ile kimyasal bağlar oluşturma eğilimindedir.

Adsorban yüzey ile adsorban malzeme arasında meydana gelen kimyasal reaksiyonun ilk adımı olarak, bu tip adsorpsiyonun yüksek aktivasyona ihtiyacı vardır.

Ayrıca beraberindeki sıcaklıklar yüksektir ve gerekli enerjinin 40 kJ/mol değerinden daha büyük bir miktarda olduğu tahmin edilir. Kimyasal adsorpsiyon spesifiktir ve tersine çevrilmez ve tabakası ile sınırlandırılmaz (Nagham ve diğerleri, 2021).

4.1.3. İyonik adsorpsiyon

İyonik adsorpsiyon, elektrostatik çekim kuvvetleri ile iyonların adsorbent yüzeyindeki ilgili yüklü bölge yüzeylerine tutunması olayıdır. Bu süreçte temel olan adsorban ile adsorbat moleküllerinin sahip oldukları iyon yükleridir. Adsorbent ile zıt elektriksel yüklerine sahip olan iyonlardan yükü daha fazla olan ve iyon çapı küçük olanlar daha yüksek oranda adsorplanırlar. Ortamdaki iyonların eş yüklü olması durumunda daha küçük iyon çapındaki moleküller yüzey tarafından tercih edilir (Çınar, 2021).

4.2. Adsorpsiyona Etki Eden Parametreler

Adsorpsiyon prosesini etkileyen başlıca faktörler arasında adsorban miktarı, başlangıç derişimi, ortamın pH'ı ve sıcaklık sayılabilir.

4.2.1. Adsorban miktarı

Adsorban miktarı, adsorplanan materyalin başlangıç konsantrasyonları için adsorbanın kapasitesini belirlediğinden, adsorpsiyon sürecinde çok önemli bir parametredir. Ortamdaki adsorban miktarı arttıkça adsorpsiyon giderim veriminde artış meydana gelir. Bu, adsorpsiyon aktif bölgelerinin artması ve adsorban miktarının artması ile proses için yeterli adsorban yüzeyi sağlanması ile açıklanabilir (Mahini, 2018).

4.2.2. Başlangıç derişimi

Ortamdaki başlangıç derişiminin artması ile adsorplanan madde miktarı doğru oranda artmaktadır.

Ancak yüzey doygunluğa ulaştığında adsorplanan madde miktarında değişim olmaz. Fakat düşük başlangıç konsantrasyonlarında adsorpsiyon denge süresi yüksek başlangıç konsantrasyonlarına göre daha erkendir (Aksu ve diğerleri, 2008).

4.2.3. Ortamın pH'ı

Adsorpsiyon verimini etkileyen bir diğer parametre ise ortamın pH değeridir. Hidronyum ve hidroksil iyonlarının kuvvetli adsorplanmaları adsorpsiyonun verimini düşüreceğinden pH değeri etkili bir parametredir.

Genel olarak, maddelerin nötral olduğu pH değerinde adsorpsiyon hızı artar. Ortamda fazlaca hidrojen veya hidroksil iyonu bulunursa bu iyonlar adsorplanan madde iyonları ile yüzeyde tutunma önceliğine girerler, buna bağlı olarak da yüzeyin adsorplanan madde molekülleri ile daha az dolmasına yani daha az adsorpsiyon verimine sebep olabilir (Garg, 2008).

4.2.4. Sıcaklık

Sıcaklık adsorpsiyon prosesini etkileyen bir diğer önemli değişkendir. Kimyasal bir reaksiyonda genel olarak sıcaklık artmasıyla reaksiyon hızı da artar. Sıcaklık değişiminin etkilerinden biri sıcaklığın derişim üzerine olan etkisi ile difüzyon oranını arttırmasıyla açıklanabilir. Adsorpsiyon prosesindeki sıcaklığın etkisi adsorpsiyonun ekzotermik ve endotermik olmasına bağlıdır. Adsorpsiyon işlemi ekzotermik olarak ilerlediğinde sıcaklık artışıyla adsorplanan madde miktarını azaltır. Aynı şekilde endotermik olduğu durumlarda ise sıcaklık artışı adsorplanan madde miktarını artırır (Aksu ve diğerleri, 2008).

4.3. Adsorpsiyon Denklemleri

Adsorpsiyon, su arıtma alanında yaygın olarak kullanılan, daha ucuz ve uygulanabilir bir teknolojidir. Çok çeşitli organik ve inorganik kirleticiler, adsorpsiyon tekniği ile sulu veya diğer çözücü fazlarından ayrılmıştır. Bir adsorpsiyon sistemi, adsorbent fazındaki adsorbat ile dengedeki çözünen faz arasında kurulmuş bir ilişkiyi takip etmelidir. Adsorpsiyon dengesi, adsorbentin birim kütlesi başına adsorbe edilen çözünen miktarı (q_e) ve çözücü fazındaki çözünen konsantrasyonu (C_e) ile ilgili çeşitli izoterm modelleri ile tanımlanmıştır. (Gupta, 2016). Adsorbentin akışkan fazındaki derişimi (C_e), adsorplananın adsorban üzerindeki derişimi (q_e), prosesin sıcaklığı gibi parametreler arasındaki ilişki genel olarak adsorpsiyon kapasitesi hakkında bilgi vermektedir. Adsorpsiyon izotermi, sabit sıcaklıkta çözeltide adsorplanmayan derişim ile adsorbanın birim ağırlık başına tuttuğu madde miktarı şeklinde açıklanmaktadır.

Adsorpsiyon deneyleri ile elde edilen verilerin neyi ifade ettiğini anlamak için denklemler türetilmiştir. Türetilen bu denklemler ile adsorbanın yüzey alanı, denge sabitleri ve kinetik modeli bulunabilmektedir. Bu çalışmada kapsamında Langmuir, Freundlich, D-R ve Temkin izoterm modelleri kullanılmıştır (Sarıkaya, 2004).

4.3.1. Langmuir izoterm modeli

1932 yılında yüzey kimyası çalışarak 11 Nobel ödülü alan Amerikalı bilim adamı Irving Langmuir, 1916 yılında katı yüzeylerinin toplam yüzey alanını tayin etmek ve birçok sistemin denge adsorpsiyon davranışını yorumlamak için kendi adıyla anılan basit izoterm denklemini elde etmiştir. Langmuir modeli aşağıdaki eşitlikle ifade edilir (Ho ve McKay, 2000):

$$q_e = \frac{q_m \times K_L \times C_e}{1 + K_L \times C_e} \quad (4.1)$$

Bu eşitlik, genellikle verilerin değerlendirilmesinde lineerleştirme şekliyle kullanılır.

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m \times K_L} + \frac{C_e}{q_m} \quad (4.2)$$

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_m} + \frac{1}{q_m \times K_L \times C_e} \quad (4.3)$$

şeklinde düzenlenebilir. Burada;

C_e : Dengedeki çözelti derişimi (mg/l)

q_e : Gram adsorban (adsorplayıcı) başına adsorplanan madde miktarı (mg/g)

q_m : Yüzeyde tam bir monomoleküler tabaka oluşturabilmek için gerekli maksimum adsorban miktarını gösteren sabiti (mg/g)

K_L : Adsorpsiyon enerjisini belirten Langmuir sabitidir (L/mg) (Sarıkaya, 2004).

$1/q_e$ değerine karşı $1/C_e$ değerleri grafiğe geçirilir. Buradan da sabit değerler, doğrunun eğimi ve eksenini kestiği noktalar yardımıyla hesaplanır.

Langmuir adsorpsiyon izoterminin karakteristiği olarak, boyutsuz bir sabit olan Ayırma faktörü (R_L) tanımlanır.

$$R_L = \frac{1}{(1 + K_L * C_0)} \quad (4.4)$$

C_0 = Adsorplanan maddenin başlangıç derişimi, (mg L⁻¹)

Düşük R_L değeri adsorpsiyonun daha elverişli olduğunu ifade eder. Daha açık olarak ifade edilecek olursa ayırma faktörü değerlerine göre adsorpsiyonun uygun olmadığı ($R_L > 1$), lineer ($R_L = 1$) ve adsorpsiyonun uygun olduğu ($R_L < 1$) anlamına gelir (Foo ve diğerleri, 2010).

4.3.2. Freundlich izoterm modeli

Adsorpsiyon ısısı ile değişen heterojen yüzey enerjileri için Freundlich modeli üzerine çalışılmıştır. Bu model Langmuir adsorpsiyon eşitliğindeki enerji ile ilgili terimin yüzey örtüsünün bir fonksiyonu olarak değiştiği durumu açıklamaktadır. Formül üzerinde gazın hacmi yerine çözünmüş maddenin derişimi yer alır ve eşitlik sıvıdan katı yüzeyine adsorpsiyon için aşağıdaki şekilde düzenlenir (Dabrowski, 2001, Ho ve McKay, 2000);

$$q_e = K_F \times C_e^{\frac{1}{n}} \quad (4.5)$$

Bu eşitlik, genellikle elde edilen verilerin değerlendirilmesinde lineerleştirilmiş şekliyle kullanılır.

$$\ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (4.6)$$

Burada;

q_e : Gram adsorban (adsorplayıcı) başına adsorplanan madde miktarı(mg/g)

C_e : Dengedeki çözelti derişimi (mg/l)

K_F : Freundlich model sabiti

n : Freundlich adsorpsiyon izoterm sabiti

4.3.3. Temkin izoterm modeli

Bu izotermde, adsorbe edilen maddeler arasındaki etkileşimler incelenmektedir. Çözelti içindeki tüm moleküllerin adsorpsiyon entalpisi dikkate alınarak geliştirilmiştir. Model, düşük ve büyük konsantrasyon değerlerini göz ardı ederek, katmandaki tüm moleküllerin adsorpsiyon ısısının (sıcaklığın fonksiyonu) kapsama ile logaritmik yerine lineer olarak azalacağını varsaymaktadır. Temkin denklemi, gaz fazı dengesini tahmin etmek için uygunken sıvı faz adsorpsiyon izotermelerini içeren adsorpsiyon sistemleri temsil edilmek için uygun değildir (Foo ve diğerleri, 2010). Temkin izotermi ifade eden eşitlik aşağıda gösterilmiştir (Okumuş ve diğerleri, 2009).

$$q_e = B \ln K_T + B \ln C_e \quad (4.7)$$

Burada;

B = Adsorpsiyon ısısı ile ilgili Temkin sabiti, (j mol⁻¹)

b = Temkin izoterm sabiti

K_T = Temkin izoterm sabiti, (L g⁻¹)

4.3.4. D-R izotermi

Dubinin-Radushkevich izotermi başlangıçta adsorbanın gözeneklerini doldurma mekanizmasının ardından gazların mikro gözenekli katılar üzerine adsorpsiyonu için tasarlanan ampirik bir modeldir. Genellikle adsorpsiyon mekanizmasını, heterojen bir yüzey üzerine bir Gauss enerji dağılımıyla ifade etmek için uygulanmaktadır (Foo ve diğerleri, 2010).

Dubinin-Radushkevich (D-R) izotermi ifade eden eşitlik aşağıda gösterilmiştir.

$$\ln q_e = \ln q_m - \beta \varepsilon^2 \quad (4.8)$$

$$\varepsilon = RT \ln \left(1 + \frac{1}{C_e}\right) \quad (4.9)$$

$$E = \frac{-1}{\sqrt{2\beta}} \quad (4.10)$$

Eşitlikte;

β = Adsorpsiyon enerjisi ile ilgili sabit (mol² kj⁻²)

ε = Polanyi potansiyeli, (j mol⁻¹)

T = Adsorpsiyonun gerçekleştiği sıcaklık, (K)

R = İdeal gaz sabiti, (kj mol⁻¹ K⁻¹)

E = Ortalama adsorblama enerjisi (bir mol iyonun çözeltiden katı yüzeye transferi için gerekli enerji değişimi), (kj mol⁻¹) (Sarıkaya, 2011).

4.4. Adsorpsiyon Türleri

4.4.1. Yalancı birinci dereceden kinetik model

Yalancı birinci dereceden kinetik model Lagergren tarafından geliştirilmiştir ve aşağıdaki gibi ifade edilir (Qiu, 2009; Jain ,2010).

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e \frac{k_1}{2,303} t \quad (4.11)$$

Burada,

q_e : denge anında adsorbentin gramı başına adsorplanan madde miktarı (mg/g),

q_t : herhangi bir anda adsorbentin gramı başına adsorplanan madde miktarı (mg/g),

k_1 : hız sabiti

t : temas süresi

Hız sabiti k_1 , $\log (q_e - q_t)$ 'nin t 'ye karşı çizilen grafiğinin eğiminden, teorik q_e değeri ise grafiğin kesim noktasından hesaplanır.

4.4.2. Yalancı ikinci dereceden kinetik model

Yalancı ikinci dereceden kinetik model Y.S. Ho tarafından geliştirilmiştir ve aşağıdaki gibi ifade edilir (Ho ve McKay, 2000; Jain,2010).

$$\frac{t}{q_t} = \left(\frac{1}{k_2} \times \frac{1}{q_e^2} \right) + \frac{1}{q_e} t \quad (4.12)$$

Burada;

q_e : denge anında adsorbentin gramı başına adsorplanan madde miktarı (mg/g)

q_t : herhangi bir anda adsorbentin gramı başına adsorplanan madde miktarı (mg/g),

k_2 :hız sabiti

Başlangıç adsorpsiyon hızı ise $h = k_2 \cdot q_e^2$ dir. Hız sabiti k_2 ve teorik q_e değerleri sırasıyla t/q_t 'nin t 'ye karşı çizilen grafiğinin kesim noktasından ve eğiminden hesaplanır.

4.4.3. Partikül içi difüzyon modeli

Partikül içi difüzyon modeli Weber ve Morris tarafından geliştirilmiştir ve aşağıdaki gibi ifade edilir (Weber, 1972; Acemioğlu, 2004b).

$$q_t = k_i * t^{\frac{1}{2}} + C \quad (4.13)$$

Buradaki partikül içi difüzyon hız sabiti (mg/g.dak²), C adsorbent ile adsorbat arasında oluşan tabakanın kalınlığı hakkında bilgi veren bir sabittir. Hız sabiti k_i , q_t 'nin $t^{1/2}$ karşı çizilen grafiğinin eğiminden C ise kesim noktasından hesaplanır.

4.5. Adsorpsiyon Termodinamiği

Adsorpsiyon prosesi için entalpi, entropi ve serbest enerji değişimleri denge sabiti yardımıyla belirlenebilir. Bu termodinamik parametreler aşağıdaki eşitliklerde gösterilmiştir (Acemioğlu, 2004b).

$$\ln K_c = -\frac{\Delta H^0}{RT} + \frac{\Delta S^0}{R} \quad (4.14)$$

Burada;

ΔG^0 : Serbest enerji değişimi (kJ/mol)

ΔH^0 : Entalpi değişimi (kJ/mol)

ΔS^0 : Entropi değişimi (kJ/mol K)

T : Mutlak sıcaklık (Kelvin)

R : Gaz sabiti (8.314 J/molK)

K_c : Denge sabit

Adsorpsiyon denge sabiti ise,

$$\ln K_c = \frac{C_{ads}}{C_e} \quad (4.15)$$

Burada;

K_c : Denge sabiti

C_{ads} : Denge anında adsorplanan boyar maddenin konsantrasyonu (mg/L)

C_e : Denge anında çözelti ortamında kalan boyar maddenin konsantrasyonu (mg/L)

Adsorpsiyon ayırma işlemlerinin karakterizasyonu, optimizasyonu ve koşulları için entalpi, entropi ve Gibbs serbest enerjisindeki değişim gibi termodinamik özellikler kritik tasarım parametreleridir. Bu parametreler Van't Hoff Eşitliği ile hesaplanabilir. Entalpi değişimi denge sabiti ile ilişkilidir.

$$\frac{D(\ln K_{eq})}{Dt} = \frac{\Delta H}{RT^2} \quad (4.16)$$

$$K_{eq} = \frac{q_e}{C_e} \quad (4.17)$$

Aynı zamanda Gibbs serbest enerjisindeki değişim de denge sabiti ile ilişkilidir.

$$\Delta G^0 = -RT \ln K_{eq} \quad (4.18)$$

Gibbs serbest enerjisinin denklemi hepsini kapsar:

$$\Delta G^\circ = \Delta H^\circ - T\Delta S^\circ \quad (4.19)$$

Eşitlik 4.18 ve 4.19'un birleştirilmesi ile elde edilen denklem:

$$\ln K_{eq} = -\frac{\Delta H^\circ}{RT} + \frac{\Delta S^\circ}{R} \quad (4.20)$$

İlgili eşitlikten yararlanılarak $\ln K_{eq}$ 'ye karşı $1/T$ grafiği çizilerek eğimden ΔH° ve daha sonra ΔS° değeri elde edilir. Çizilen bu grafiğe Van't Hoff grafiği ismi verilmektedir. Serbest enerji değişimi (ΔG°) prosesin kendiliğinden gerçekleşme durumunu incelemek için kullanılabilir. ΔG° değerinin negatif olması prosesin kendiliğinden gerçekleştiğini gösterir. Entalpi değişimi (ΔH°) adsorpsiyon işleminin sıcaklığa bağlı olarak değişimi hakkında bilgi verir.

ΔH° değerinin pozitif olması adsorpsiyonun endotermik olarak gerçekleştiğini yani adsorplanan miktarın artan sıcaklık ile arttığını ifade ederken, negatif adsorpsiyon entalpisi değeri ise ekzotermik olduğunu gösterir. Bununla birlikte eğer ΔS° pozitif ise adsorpsiyon sırasında rastgelelik artar. Genel olarak adsorpsiyon sırasında entropinin azalması beklenirken, bazı durumlarda adsorbat moleküllerinin ayrışması veya adsorbat tanecikleri etrafındaki çözücü moleküllerinin durumu gibi faktörler adsorpsiyon sonrası entropi artışına sebep olabilir (Ulmann, 1986).

Tablo 4.1. Adsorpsiyonda kendiliğinden gerçekleşen ve gerçekleşmeyen reaksiyon koşulları

Reaksiyon Koşulları	ΔH°	ΔS°	ΔG°
İstemli (Spontaneous)	< 0	> 0	< 0
İstemsiz (Nonspontaneous)	> 0	< 0	> 0

5. LİTERATÜR ARAŞTIRMASI

5.1. Geopolimerlerin Adsorban Olarak Kullanılması

Maleki ve diğerleri (2018), sulu çözeltilerden boyarmadde giderimi için geopolimer bazlı adsorban malzemeler üzerine çalışmıştır. Geopolimerler, atık su arıtımında temel boya adsorbanları olarak kullanılabilen gözenekli malzemelerdir. Bu çalışmada, endüstriyel ve tarımsal atık maddelerden sentezlenen geopolimer, bazik boya metilen mavisini sulu çözeltilerden giderimi için adsorban olarak kullanılmıştır. Geopolimer numunesi, X-ışını floresanı, taramalı elektron mikroskopisi, Brunauer Emmet Teller yüzey alanı ölçümleri ve parçacık boyutu teknikleri ile karakterize edilmiştir. Geopolimer numunesi tarafından boya adsorpsiyonu izotermi Langmuir ve Freundlich modelleri baz alınarak incelenmiştir. Bu çalışmada, geopolimer örneği; %10 pirinç kabuğu, %15 pirinç kabuğu külü, %35 metakaolin, %10 hurma yağı yakıt külü ve %30 öğütülmüş granül yüksek fırın cürufu gibi endüstriyel atık malzemelerden sentezlenmiştir. Yapılan deneylerin sonucunda giderim verimi, artan geopolimer dozajı, temas süresi ve sıcaklık ile artmıştır. Yapılan deneyler sonucunda giderim verimi %80,5 bulunmuştur. Geopolimerizasyonun gözenek boyutlarının dağılımıyla sonuçlandığı, bu da giderim verimliliğini ve adsorpsiyon kapasitesini arttırdığı sonucuna varılmıştır. Sentezlenen geopolimer, alüminosilikat yapısından kaynaklanan negatif bir yüzey yüküne sahip olduğundan ve pH'dan etkilendiğinden, katyonik boyayı yüzeyinde adsorbe edebilmektedir. Boya adsorpsiyon işleminin dengeye ulaşması için gereken süre 24 saat olarak belirlenmiştir ve bu nedenle bu süre en uygun temas süresi olarak seçilmiştir. Adsorpsiyon kapasitesi dengede 8.6×10^{-6} mol / g olarak elde edilmiştir. Adsorpsiyon, 3-8 aralığındaki pH değerlerinde incelenmiştir ve en yüksek adsorpsiyon kapasitesi, pH 3'te gözlenmiştir. Adsorbe edilen boya miktarı, başlangıçtaki metilen mavisi konsantrasyonunun 10^{-6} – 10^{-5} aralığında artmasıyla artmıştır, ancak 10^{-4} daha yüksek bir konsantrasyonda biraz azalmıştır. Adsorpsiyon izotermi adsorban-adsorbat etkileşimlerini ortaya çıkaran önemli bir faktördür. Bu nedenle, adsorban kapasitesini belirlemek ve optimize etmek için bu izotermi ölçülmüştür. Bu çalışmada, Freundlich izotermi, boya adsorpsiyon verilerine uyumlu bulunmuştur. Freundlich izoterm modelinin verilere iyi uyması, geopolimerin iyi adsorpsiyon performansının, yüzeyinde homojen olmayan adsorpsiyon bölgelerinin varlığından kaynaklandığını gösterebilmektedir.

Barbosa ve diğerkleri (2018), metakaolin ve pirinç kabuğı külü kullanılarak hazırlanan geopolimerin, sulu çözeltilerden organik boyayı uzaklaştırmak için adsorban olarak kullanılması üzerine çalışmalar yapmıştır. Yapılan deneylerde, alternatif bir mezo-gözenekli geopolimer, silika ve alümina içeren metakaolin ve pirinç kabuğı külü ve mezo yapıyı yönlendiren bir ajan olarak soya fasulyesi yağı kullanılarak sentezlenmiştir. Bu malzeme, adsorpsiyon işlemi ile metilen mavisi boyasının sulu ortamdan giderimi için test edilmiştir. Sentez sırasında soya yağı kullanımı, daha yüksek gözenek hacmi, spesifik yüzey alanı ve gözenek çapı olan bir geopolimer oluşturmuştur. Sonuç olarak, soya fasulyesi yağı (MGP) kullanılarak sentezlenen geopolimer, metilen mavisi boyasının adsorbe edilmesinde yağsız sentezlenen geopolimere (GP) karşı etkili olmuştur. Kinetik bakış açısından, MGP'deki metilen mavisi adsorpsiyonu, sözde ikinci mertebeden ve Elovich modelleriyle iyi temsil edilmiştir. Yanıt yüzeylerine göre, 4.5 pH ve 1.5 g, l-1 adsorban dozajı, yüksek giderim yüzdeleri (%70,8) bulmak için daha yeterli olarak kabul edilmiştir. Adsorpsiyon dengesi 120 dakika içinde elde edilmiştir ve mezopor geopolimerin maksimum adsorpsiyon kapasitesi 276,9 mg/g hesaplanmıştır. Bu nedenle, bu çalışmada hazırlanan mezo-gözenekli geopolimer, yüksek bir adsorpsiyon kapasitesi ile sonuçlanan gözenekli özellik sunan potansiyel bir adsorban içermektedir. Adsorpsiyon denge eğrileri, 328 K'da elde edilen maksimum 276,9 mg/g adsorpsiyon kapasitesi olan Freundlich ve Sips modelleri ile uyumlu bulunmuştur. MGP üzerindeki metilen mavisi boyasının adsorpsiyonu kendiliğinden, uygun ve endotermik bir süreçtir. Bu çalışmada düşük maliyetli atık malzemelerden sentezlenen metakaolin ve pirinç kabuğı külünden menopoz geopolimer, düşük maliyetli, yüksek verimliliğe sahip, hızlı kinetik ve yüksek adsorpsiyon kapasitesi gibi avantajlar sunan yeni bir alternatif adsorban olduğu bulunmuştur.

Novais ve diğerkleri (2019), atık sulardan metilen mavisi boyasının giderimi için gözenekli biyokütle uçucu kül bazlı geopolimer kürelerin sentezi üzerine çalışmalar yapmıştır. Bu çalışmada ilk kez, sentetik atık sulardan metilen mavisi (MB) giderimi için 2.6 mm çapa sahip olan uçucu kül (FA) bazlı Geopolimer küreler kullanılmıştır. Adsorpsiyon, su dekontaminasyonu için en etkili, basit ve evrensel teknik olarak kabul edilmektedir. Bu çalışmada; adsorpsiyon süresi, boya başlangıç konsantrasyonu ve adsorban miktarının, boya giderim verimi ve gözenekli küreler tarafından alımı üzerindeki etkisi araştırılmıştır.

Deneylerin sonuçları ilk boya konsantrasyonun, gözenekli cisimlerin alım ve giderim verimliliğini güçlü bir şekilde etkilediğini göstermiştir. Sonuçlar, bugüne kadar araştırılan diğer geopolimerler türlerine (30 saat; 15,4 mg/g) kıyasla çok daha hızlı (24 saat) ve daha yüksek (30,1 mg/g) metilen mavisi alımını göstermiştir. Bu yenilikçi küreler (79,7 mg/g) tarafından gösterilen kümülatif metilen mavisi alımı, geopolimerler için rapor edilen en yüksek değerler arasında olan diğer tüm toz halinde geopolimer adsorbanları geçmiştir. Adsorban başarıyla yeniden oluşturulmuştur ve sekiz kez tekrar kullanılmıştır. MB başlangıç konsantrasyonunun etkisi incelendiğinde, MB alımı, 10'dan 250 ppm'ye atlandığında 1.1'den 30,1 mg/g'ye keskin bir şekilde yükselmiştir. Giderim verimliliği 10 ila 125 ppm arasında değiştiğinde %82,3'ten %94,3'e yükselmiştir. Adsorban miktarının artırılması, mevcut adsorpsiyon bölgelerinin sayısını arttırmış, dolayısıyla adsorbe edilmiş MB miktarını yani giderim verimliliğini arttırmıştır. İzoterm incelemelerinde optik mikrograflar tarafından açıkça gösterildiği gibi, düşük konsantrasyonda Freundlich modeliyle uyumlu olarak heterojen bir MB adsorpsiyonu elde edilirken yüksek konsantrasyonlarda MB adsorpsiyonu, özellikle kürelerin yüzeyinde daha homojendir, bu da bu durumda Langmuir modeline uyumlu olduğunu göstermektedir. MB adsorpsiyon testlerinden (1.5 g; 24 saat) sonra, GS'den çözeltiye sızan alkalilerin sızmasının etkisini değerlendirmek için çözeltilerin pH'ı ölçülmüştür. Testlerden sonra, tüm bileşimler için önemli bir pH artışı gözlenmiştir, ortalama değer yaklaşık 10 bulunmuştur. Bununla birlikte, rejenerasyon döngülerinin sayısı arttıkça, alkali mevcudiyeti azalır, çünkü çoğu çözeltiye zaten sızmıştır, böylece gözlenen pH düşüşünü açıklamıştır. Bu düşük pH, katyonik boya ile geopolimerlerin negatif yüklü alüminosilikat ağı arasındaki çekiciliği azaltmıştır, böylece MB alımını olumsuz etkilenmiştir. Bu çalışmanın sonuçları, elde edilen adsorbanın bugüne kadar bildirilen diğer geopolimer örnekleri ile karşılaştırıldığında daha hızlı (%20 daha az denge süresi) ve daha yüksek MB alımı (iki kat artış) elde edildiğini göstermiştir.

5.2. Metil Violet Adsorpsiyonu Üzerine Yapılan Çalışmalar

Özdemir (2006), sulu çözeltilerden metil viyole ve metilen mavisinin gideriminde adsorban olarak sepiyolit kullanımı üzerine yapmış oldukları çalışmalarında; pH, sıcaklık; adsorpsiyon kinetiği, karıştırma hızı, başlangıç boyar madde konsantrasyon parametrelerini incelemiştir.

Yapmış oldukları çalışmalar sonucunda; adsorpsiyon prosesinin 180 dakika içinde dengeye ulaştığı ve sepiyolit yüzeyinde metil viyole ve metilen mavisinin gideriminin pH, iyon şiddeti ve sıcaklık ile arttığını bulmuştur. Sonuçlar; Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon izotermi baz alınarak analiz edilmiş ve prosesin Langmuir izotermi ile uyumlu olduğu bulunmuştur. Adsorpsiyon verileri birinci pseudo ve ikinci derece psedo kinetik modelleri ile analiz edilmiş ve adsorpsiyon sürecini yalancı ikinci derece modelin temsil ettiği ve hız kontrol basamağının tanecik içi difüzyon olduğu bulunmuştur.

Ahmad ve diğerleri (2009), iğne yapraklı pinus kabuğu tozunun adsorban olarak kullanımı ile metil violet boyarmaddesinin sulu çözeltilerden giderimi üzerine çalışmalar yapmıştır. Yapmış oldukları deneylerde; temas süresi, konsantrasyon, sıcaklık, pH ve dozajın bir fonksiyonu parametrelerini incelemiştir. Yapmış oldukları çalışmalar sonucu; iğne yapraklı Pinus Kabuğu Tozu'nun (CPBP), metil violet boyarmaddesinin sulu çözeltilerden giderimi için potansiyel bir adsorban olarak kullanılabileceğini göstermektedir. Adsorban üzerine tutulan boya miktarının artan başlangıç çözelti pH'ı ile değiştiği bulunmuş ve maksimum adsorpsiyon pH 8'de gözlemlenmiştir. Dengeye 2 saatte ulaşılmıştır. 10-50 mg/l konsantrasyon aralığında boya giderim miktarının (mg/g) 6,3'ten 8,9 mg/g'a yükseldiği bulunmuştur. Adsorban miktarı 0,2'den 1 g'a yükseltildiğinde, % adsorpsiyonun %87'den %83'e düştüğü bulunmuştur. Bu çalışmada ek olarak termodinamik parametreler de hesaplanmıştır ve ΔH° 'nin pozitif değeri adsorpsiyonun endotermik yapısını göstermiştir. Mevcut veriler için üç izoterm modelinin uygulanabilirliği şu sırayı takip etmiştir: Langmuir> Temkin> Freundlich. Adsorban üzerindeki boyarmadde kinetiği ise sözde ikinci dereceden >Elovich> sözde birinci dereceden denklemle iyi bir şekilde tanımlanmıştır.

Hameed ve diğerleri (2008), ayçiçeği tohum kabuğu ile metil violet boyası giderimi üzerine çalışmalar yapmıştır. Bu çalışmada, tarımsal bir atık olan ayçiçeği (*Helianthus annuus* L.) tohum kabuğu (SSH), sulu çözeltilerden metil moru (MV) uzaklaştırma kabiliyeti açısından değerlendirilmiştir. MV'nin SSH üzerine sorpsiyon izotermi, 25-300 mg/L aralığındaki MV'nin başlangıç konsantrasyonları ile 30 °C'de belirlenmiştir. Denge verileri Langmuir, Freundlich ve Temkin izoterm modelleri kullanılarak analiz edilmiştir. Denge süreci, Freundlich izoterm modeli tarafından iyi tanımlanmıştır. Maksimum SSH sorpsiyon kapasitesi 30 °C'de 92,59 mg/L olarak bulunmuştur. Kinetik veriler yalancı birinci dereceden, yalancı ikinci dereceden ve parçacık içi difüzyon kinetik modelleri açısından incelenmiştir.

Sözde ikinci dereceden model, sorpsiyon sürecini en iyi şekilde tanımlamıştır. MV'nin SSH üzerine adsorpsiyonunun tek aşamalı toplu-adsorber tasarımı, Freundlich izoterm denklemine dayalı olarak incelenmiştir. Sonuçlar, ayçiçeği çekirdeği kabuğunun, sulu çözeltiden metil menekşenin giderimi için önemli bir aday olduğunu göstermiştir.

Annadurai ve diğerleri (2002), Metil turuncu, Metilen mavisi, Rodamin B, Kongo kırmızı, metil violet ve amido siyah 10B boyaalarının sulu çözeltilerden adsorpsiyonu için adsorban olarak düşük maliyetli muz ve portakal kabukları hazırlanmıştır. Boya konsantrasyonu ve pH parametrelerini incelemiştir. 30 °C'de 10-120 mg/l konsantrasyon aralığında sulu çözeltilerden boyaların muz ve portakal kabuklarına adsorpsiyonu için denge ve kinetik çalışmalar yapılmıştır. Her iki kabuk için de adsorpsiyon kapasiteleri, metil turuncu (MO)> metilen mavisi (MB)> Rodamin B (RB)> Kongo kırmızısı (CR)> metil violet (MV)> amido siyahı 10B (AB) sırasında azalmıştır. İzoterm verileri, 10-120 mg/l konsantrasyon aralığında Freundlich ve Langmuir denklemleriyle iyi bir şekilde tanımlanmıştır. Boyaların adsorpsiyonu için alkali pH uygun bulunmuştur. Test edilen koşullar altında ($C_0 = 100$ mg/l, adsorban dozu 1 g/l) muz kabuğu kullanılarak adsorpsiyon kapasiteleri; pH 6-7'de; 17.2 (MO), 15.9 (MB), 13.2 (RB), 11.2'ye kadar maksimuma çıkarılmıştır. (CR), 7,9 (MV) ve 7,9 (AB) mg/g ve portakal kabuğu kullanılarak; pH> 7; 15,8 (MO), 13,9 (MB), 9,1 (RB), 7,9 (CR), 6,1 (MV), 3.8 (AB) mg/g olarak bulunmuştur. 20 dakikalık temastan sonra bu adsorpsiyon proseslerinde boya moleküllerinin partiküller içindeki partikül içi difüzyonunun hız kontrollü olduğu görülmüştür. Mevcut çalışma, atık muz ve portakal kabuklarının, boyaların sulu çözeltilerden uzaklaştırılması için umut verici malzemeler olduğunu ortaya koymuştur. Adsorpsiyon kapasitesine göre muz kabuğunun portakal kabuğuna göre daha etkili olduğu gösterilmiştir. Langergren hız sabiti ve partikül içi difüzyon hız sabiti gibi adsorpsiyonun kinetik parametreleri belirlenmiştir. Mevcut adsorpsiyon işlemi için, partikül içindeki boyaların partikül içi difüzyonunun şu şekilde tanımlanmıştır. Her iki adsorbanında boyaların sulu çözeltilerden adsorpsiyonla giderimi için umut verici malzemeler olduğu gösterilmiştir.

Nandi ve diğerleri (2008), yapmış oldukları çalışmada kaolin üzerinde metil violet adsorpsiyon analiz çalışmaları yapmıştır. Sonuçlar; kaolin, metil violetin sulu ortamdan giderimi için etkili bir adsorban olduğunu kanıtlamıştır. Yaklaşık 45 mg/g kristal viyole adsorpsiyon kapasitesine sahiptir.

Adsorpsiyon, adsorban dozu, temas süresi, pH, ilk boya konsantrasyonu, karıştırma hızı ve sıcaklık gibi çeşitli çalışma parametrelerine büyük ölçüde bağlıdır. Karıştırma süresinin artmasıyla adsorpsiyon yüzdesinin artmıştır ve 5 dakika içinde dengeye ulaşılmıştır. Örneğin, 5 dakika içinde yaklaşık %97 adsorban gözlenir ve daha sonra adsorpsiyon, 10 mg/L'lik başlangıç boya konsantrasyonları için sabit kalmıştır. Adsorpsiyon yüzdesi pH değeri 7'de maksimumdur ve boya çözeltisinin asidik ve/veya bazik kuvveti ile azalmıştır. Deneyin sonunda pH kademeli olarak 7'den 3'e düştüğünde, 20 mg/L'lik başlangıç boya konsantrasyonları için adsorpsiyon yüzdesi yaklaşık %95'ten %65'e düşmüştür. Adsorpsiyon kinetiği, yalancı ikinci derece kinetiği izler. Adsorpsiyon kapasitesi sıcaklıkla azalmıştır. Sıcaklık etkisi, aktivasyon entalpisini (ΔH°), adsorpsiyonun serbest enerjisini (ΔG°) ve entropiyi (ΔS°) hesaplamak için kullanılmıştır. Bu termodinamik parametrelerin analizi, adsorpsiyonun kendiliğinden ve fiziksel olduğunu göstermektedir. ΔS° 'nin pozitif değeri, adsorbe edilen boya moleküllerinin kaolin yüzeyinde daha rastgele şekilde kalmasını belirlemiştir. Denge verileri Langmuir ve Freundlich izoterm denkleminde göre analiz edilmiştir. Sonuç, deneysel verilerin en iyi Langmuir izotermiyle ilişkilendirildiğini göstermektedir.

Miyah ve diğerleri (2019), prolitif yüzey üzerine metil violet giderimi üzerine çalışmalar yapmıştır. Bu çalışma, pirofilit yüzeyinde adsorbe edilen metil violet boyasının adsorpsiyonunu açıklamıştır. Yığın tekniği nicel adsorpsiyon üretmek için adsorban miktarı, boya konsantrasyonu, temas süresi, pH solüsyonu ve sıcaklık altında kullanılmıştır. Metil violetin pirofillit üzerindeki maksimum adsorpsiyon kapasitesi, 10 mg/L CV konsantrasyonu için 9,58 mg/g, 20 C sıcaklıkta ve 1 g/L adsorbanda pH = 6.8 bulunmuştur. Adsorpsiyon kinetiği ile ilgili bu çalışma: parçacık içi difüzyon, yalancı birinci derece ve yalancı ikinci derece modelleri üzerinde incelenmiştir. Deneysel izoterm verileri, Langmuir ve Freundlich modelleri kullanılarak analiz edilmiştir. Farklı termodinamik parametreler, endotermik yapıda kendiliğinden reaksiyon göstermiştir (DG için tahmini değer 293 K'da 7.64 kJ/mol'dür). Adsorbanın karakterize edilmesi için, X-ışını kırınımı (XRD), X-ışını floresan spektroskopisi (XRF), taramalı elektron mikroskobu (SEM) ve enerji dağılımlı X-ışını spektroskopisi (EDX) ile birleştirilmiş transmisyon elektron mikroskobu (TEM) dahil olmak üzere çeşitli teknikler uygulanmıştır. Ek olarak, rejenere adsorbanlar tekniği birkaç kez yeniden kullanılmış; bu, malzemenin rejenerasyon kapasitesi göz önüne alındığında yeniden kullanımın önemini vurgulayan pirofilit kullanımının ekonomik bir yönünü göstermiştir.

Alsancak ve diğerkleri (2019), demir ile zenginleştirilmiş doğal zeolitler ile Sulu çözeltilerden metil violet giderimi üzerine çalışmalar yapmışlardır. Çöktürme yöntemi ile sentezlenen Fe₃O₄/Klinoptilolit (Fe₃O₄- Z) nanoparçacıkları ile metil violet boyar maddesinin uzaklaştırılması araştırılmıştır. Fe₃O₄-Z parçacık karakterizasyonunda Taramalı Elektron Mikroskopu (SEM), Fourier Dönüşümlü Infrared Spektroskopisi (FTIR), X ışınları difraksiyonu (XRD) ve Elementel Analiz (EDS) cihazlarından yararlanılmıştır. Bu çalışmada; pH (1-9), temas süresi (5-240) dakika, adsorbent miktarı (0,1-1,0) g ve boyar madde başlangıç konsantrasyonu (25-150 mg/L) parametreleri araştırılmıştır. Deneyisel analiz sonucunda pH 7, adsorpsiyon süresi 150 dakika olarak bulunmuştur. Nanoparçacık ile boya giderim verimi %92- %97 aralığında bulunmuştur.

Doğan ve diğerkleri (2003), yaptıkları çalışmada; sulu çözeltiden metil violet gideriminde adsorban olarak perlit kullanmıştır. Metil menekşenin sulu çözeltilerden farklı konsantrasyon, pH ve sıcaklıkta giderimi için perlitin kullanımı araştırılmıştır. Adsorpsiyon dengesine 1 saat içinde ulaşılmıştır. Perlit numunelerinin metil menekşe adsorpsiyon kapasitesinin artan pH ve sıcaklık ile arttığı, genleşme ve artan asit aktivasyonu ile azaldığı bulunmuştur. Adsorpsiyon izotermi, Langmuir ve Freundlich izotermi modelleri ile tanımlanmıştır. Adsorpsiyon izotermi farklı koşullarda deneyisel olarak ölçülmüştür ve deneyisel veriler Langmuir adsorpsiyon izotermiyle oldukça iyi bir şekilde ilişkilendirilmiştir. Adsorpsiyon fiziksel bir reaksiyona uygunluğu bulunmuştur. Metil violetin perlit üzerine fiziksel olarak adsorbe olduğu sonucuna varılmıştır. Giderim verimliliği (P) ve boyutsuz ayırma faktörü (R), metil violetin sulu çözeltilerden uzaklaştırılması için perlitin kullanılabileceğini, ancak genleşmemiş perlitin daha etkili olduğunu göstermiştir.

Mittal ve diğerkleri (2008), sulu çözeltiden metil violet giderimi için termik elektrik santrallerinin atık ürünü olan dip külünü ve soya posasını adsorban olarak kullanımı incelemiştir. Deneyin tamamı, her iki atık malzemenin de tehlikeli trifenilmetan boyayı- metil violet'i gidermek için son derece iyi bir potansiyele sahip olduğu sonucuna varmıştır. Temas süresi, boya konsantrasyonu, sıcaklık ve pH gibi proses parametrelerinin çözeltiden metil violet adsorpsiyonunun kapsamı üzerindeki etkisi araştırılmış ve boyanın her iki malzeme üzerinde adsorpsiyonunun tüm bu değişkenlere bağlı olduğu bulunmuştur. Elde edilen sonuçlar, Freundlich ve Langmuir adsorpsiyon izotermi lineer formlarına iyi bir şekilde uyarlanmıştır.

Kesikli adsorpsiyonun sonuçları, Alt Kül için, tüm sıcaklıklarda, düşük konsantrasyon aralığında neredeyse %83-91 adsorpsiyonun ve boyanın daha yüksek konsantrasyon aralığında yaklaşık %82-90 oranında adsorpsiyonun elde edilebileceğini göstermiştir. Bununla birlikte, Yağdan Arındırılmış Soya formunda adsorpsiyonun neredeyse %87,5 ila 96'sı düşük konsantrasyon aralığında ve %85,5-293'ü yüksek konsantrasyonda gözlenmiştir. Kinetik deneylerin sonuçları, adsorpsiyon reaksiyonunun, boya çözeltisi konsantrasyonuna göre Lagergren'in birinci derece hız reaksiyonunu takip ettiğini göstermiştir. Ayrıca, bottom ash ve de-oiled Soya için tüm konsantrasyonlarda film difüzyonunun dahil olduğunu doğrulamıştır. Ayrıca, temasın ilk saatinde boyanın yaklaşık %72,3, 81.6 ve %83,3'ünün sırasıyla 30, 40 ve 50 °C'de Alt Kül üzerinde adsorbe edildiğini göstermektedir. Yağdan Arındırılmış Soya için bir saat içinde boyanın yaklaşık %72,6, %81,3 ve %82,0'ı sırasıyla 30, 40 ve 50 °C'de uzaklaştırılmıştır. Desorpsiyon çalışmaları, boyanın niceliksel geri kazanımının ve rejenerasyonunun asidik ortamda başarılı bir şekilde yapıldığını göstermiştir. Bu nedenle, genel çalışmalar, düşük maliyetli ve verimli adsorbanlara dönüştürülen iki adsorbanın mükemmel adsorbanlar olarak hareket ettiğini çok iyi tanımlamıştır.

Liu ve diğerleri (2011), halloysit nanotüplerini adsorban olarak kullanarak bazik metil violet boyasının adsorpsiyonu üzerine çalışmalar yürütmüştür. Yaptıkları çalışmada; temas süresi, başlangıç konsantrasyonu, adsorban dozu, başlangıç pH, sıcaklık ve iyonik gücün etkileri araştırılmıştır. Adsorban, MV için hızlı adsorpsiyon hızı ve 113,64 mg/g'lık yüksek adsorpsiyon kapasitesi sergilemiştir. Toplu kinetik deneyler, adsorpsiyonun 0.999'dan büyük korelasyon katsayıları ile yalancı ikinci dereceden kinetik modele iyi uyduğunu göstermiştir. Adsorbanın adsorpsiyon kapasitesi, başlangıç konsantrasyonunun artmasıyla önemli ölçüde artmış, iyonik gücün artmasıyla azalmış ve pH değişimi çok az değişmiştir. Denge izoterm verileri Langmuir modeli ile uyumlu sonuçlanmıştır. ΔG^0 , ΔH^0 ve ΔS^0 termodinamik parametreleri, adsorpsiyon işleminin kendiliğinden ve ekzotermik olduğunu göstermiştir. Düşük maliyeti, yüksek adsorpsiyon kapasitesi, hızlı adsorpsiyon oranı ve basit rejenere yöntemi sayesinde katyonik boya giderimi için etkili bir adsorban olarak kullanılabilir olduğu bulunmuştur.

Mall ve diğerleri (2006), sulu çözeltiden orange-G (OG) ve metil violet'in (MV) giderimi için adsorban olarak küspe uçucu külü (BFA) (şeker değirmeninden atık madde olarak üretilir) kullanılmıştır.

Bu boyaların uzaklaştırılması için pH, temas süresi, adsorban dozu ve başlangıç konsantrasyonu gibi çeşitli deneysel parametreleri ele almak için toplu çalışmalar yapılmıştır. OG ve MV giderimi için etkili pH sırasıyla 4 ve 9 bulunmuştur. Boyaların başlangıç konsantrasyonundaki azalma ve kullanılan adsorban miktarındaki artışla birlikte daha yüksek giderim verim yüzdesi elde edilmiştir. Deneyler sonucunda maksimum adsorpsiyon kapasitesi 303 K sıcaklıkta 26,25 mg/g olarak bulunmuştur. Kinetik çalışmalar, boyaların BFA üzerine adsorpsiyonunun kademeli bir süreç olduğunu göstermiştir. Adsorpsiyon dengeye 4 saatte ulaşmıştır. Deneysel verilere uyması için yalancı birinci dereceden, yalancı ikinci dereceden, Bangham ve parçacık içi parçacık difüzyon modelleri kullanılmıştır. Denge izotermi, korelasyon katsayıları ve beş farklı hata fonksiyonu kullanılarak Freundlich, Langmuir, RedlichePeterson, DubnineRadushkevich ve Temkin izoterm denklemleri ile analiz edilmiştir. Freundlich denkleminin en iyi temsil ettiği bulunmuştur.

Termodinamik çalışma, MV'nin BFA üzerine adsorpsiyonunun (negatif bir Gibbs serbest enerji değeri ile) çalışılan boyalar arasında daha fazla tercih edildiğini göstermiştir. Herhangi bir ön işlem yapılmadan kullanılan BFA, OG ve MV'nin giderimi için bir adsorban olarak kullanılma potansiyelini sergileyen yüksek yüzey alanı, gözenek hacmi ve gözenek boyutu göstermiştir.

Ofomaja ve diğerleri (2008), adsorban olarak mansonia ahşap talaş kullanılarak sulu çözeltiden metilen mavisi ve metil violet boyaların adsorpsiyonunu incelemek için toplu sorpsiyon kinetik deneyleri yapılmıştır. Her iki boya için de bazik pH 10'da maksimum boya giderimi gözlemlenmiştir. Sorpsiyon kinetik verileri hem sözde birinci hem de sözde ikinci dereceden kinetik modellere uygulanmıştır. Deneysel verilerin, metilen mavisi için 30 dakika sonra ve metil violet adsorpsiyonu için 15 dakika sonra yalancı birinci dereceden grafiklerin düz çizgisinden saptığı bulunmuştur. Sahte ikinci dereceden kinetiklerin deneysel verilere uyduğu bulunmuş ve adsorpsiyon süresi boyunca adsorbe edilen boya miktarını ve kullanılan talaş partikül boyutu aralığını tutarlı bir şekilde tahmin edebilmiştir. İşlem mekanizmasının hem kütle transferi hem de parçacık içi difüzyondan oluşan karmaşık olduğu bulunmuştur. Metil violet adsorpsiyonunda kütle transfer mekanizması daha baskındı ve talaş malzemesinin partikül boyutu arttıkça daha baskın hale gelmiştir. Bazik boyaların moleküler boyutları ve boyalar üzerindeki pozitif yükün stabilitesi, bunların talaş malzemeye adsorpsiyonunda önemli bir rol oynamıştır.

Mahini ve diğerkleri (2018), metil violetin sulu çözeltiliden, kahve rengi alg, *Padina sanctae-crucis* kullanılarak emilimi üzerine çalışmalar yapmıştır. Yaptmış oldukları çalışmada; kahverengi alg *Padina sanctae-crucis* adsorban olarak kullanarak çözeltiliden metil violet (MV) giderimi araştırılmıştır. Temas süresi (5–200), pH (2–11), boya konsantrasyonu (10–60 mg/L), adsorban miktarı (0.25–5 g/L) ve sıcaklık (25–45°C) gibi parametreler incelenmiştir. MV'nin sulu çözeltilerden giderimi için maksimum adsorpsiyon kapasitesi 10,02 mg/g; 10 mg/L başlangıç derişiminde, pH = 8'de ve adsorbent dozu 2 g/L ve 80 dakika denge temas süresinde elde edilmiştir. Kinetik çalışmalar, psedo ikinci derece modelin adsorbent kinetik davranışını temsil ettiğini sunmuştur. Modelleme Langmuir ve Freundlich izotermelerini kullanarak yapılmış ve deneysel analiz sonuçları iki modelin de adsorpsiyon izotermi temsil ettiğini göstermiştir. Denge çalışmaları, adsorpsiyon prosesinin fiziksel olduğunu göstermektedir. Termodinamik çalışmalar sonucunda; adsorpsiyon prosesinin ekzotermik ve kendiliğinden gerçekleştiği görülmüştür. *Padina sanctae-crucis* adsorbanının metil violet boyarmaddesini sulu çözeltilerden uzaklaştırmak için iyi bir adsorban olduğu sonucuna varılmıştır.

Sargın (2011), kaolin üzerine sulu ortamlardan metil violet 6b boyasının adsorpsiyon şartlarının incelenmesi üzerine çalışmalar yapmıştır. Yaptmış oldukları çalışmada; kaolin üzerine metil violetin adsorpsiyonu incelenmiştir. Adsorpsiyona; adsorban dozu, pH, iyon şiddeti, adsorpsiyon süresi, sıcaklık, başlangıç boyarmadde konsantrasyon etkileri analiz edilmiştir. İyonik şiddet ile adsorpsiyon kapasitesinin ters orantılı olduğu görülmüştür. Adsorpsiyonu; Langmuir izotermine ve 2. dereceden kinetik model temsil etmiştir. Termodinamik veriler entalpi sonucunun $\Delta H^0 = -6,78$ kJ/mol olduğunu göstermiş ve adsorpsiyon prosesinin fiziksel adsorpsiyon çeşidine uyduğunu göstermiştir. Termodinamik veriler ışığında Gibbs enerjisinin negatif bulunması adsorpsiyonun kendiliğinden gerçekleştiğini göstermiştir. Yapılan çalışmalar sonucunda 290,306,315 ve 320 K sıcaklıklarda sırası ile elde edilen maksimum adsorpsiyon kapasiteleri 23,53-23,47-21,46 ve 21,14 mg/g şeklinde bulunmuştur.

5.3. Malahit Yeşil Adsorpsiyonu Üzerine Yapılan Çalışmalar

Khan ve diğerkleri (2014), malahit yeşil boyar maddesinin sulu çözelti içerisinde adsorpsiyon yöntemiyle uzaklaştırılması konusunda yaptıkları çalışmada; doğal bir adsorban olan bezelye kabuklarının (*Pisum Sativum* L.) etkisi araştırılmıştır.

Adsorban olarak kullanılacak hammadde 70-80 °C’de kurutulup ve 75 mm boyutuna getirilerek deneysel analiz için hazırlanmıştır. 50 mg/L başlangıç derişiminde, pH 7’de, 30-45 dk temas süresi aralığında adsorpsiyon işlemine tabi tutulmuştur. Freundlich izotermi prosesi temsil etmiştir. R_L ve $n > 1$ değerleri, adsorpsiyonun olumlu doğasıyla uyumlu bulunmuştur. D-R izoterm modelinden tahmin edilen görünür adsorpsiyon enerjisi (E), adsorpsiyonun fiziksel olduğunu göstermiştir. Adsorpsiyonun kinetiği, sıvı film ve partikül içi difüzyon tarafından kontrol edilen mekanizma ile yalancı ikinci dereceden hız denklemini izlemiştir. Termodinamik parametreler, adsorpsiyon prosesinin kendiliğinden ve endotermik olduğunu göstermiştir. UV okumalarında 620 nm dalga boyu kullanılmıştır. Deneysel analiz sonucunda %97 giderim verimi bulunmuştur. Bezelye kabuklarından elde edilmiş olan adsorbanın adsorpsiyon kapasitesinin 14,49 mg/g hesaplanmıştır.

Singh ve diğerleri (2018), sulu çözeltiden malahit yeşil boyar maddesinin adsorpsiyon yöntemiyle giderimi ile ilgili çalışmalar yapmıştır. Adsorban olarak mango çekirdeğinin (*Mangifera Indica*) verimini araştırmıştır. Yaptıkları çalışmalarda; pH 6, 100 mg/L başlangıç derişiminde 50 ml çözelti hacminde 0,5 g adsorban parametrelerini kullanılmıştır. 150 rpm karıştırma hızı ve 60 dk temas süresi ile yapılan çalışmalardan, sulu çözeltideki malahit yeşil boyar maddesinin %96 giderim verimi ile sudan uzaklaştırıldığını ve maksimum adsorpsiyon kapasitesinin 22,8 mg/g olduğu bulunmuştur.

Gökara (2013), sulu çözeltilerden malahit yeşil boyar maddesinin adsorpsiyon işlemiyle sudan giderimi üzerine yaptığı çalışmada adsorban olarak iğde çekirdekleri kullanılmıştır. Yapmış oldukları çalışmada; adsorban 110 °C sıcaklıkta 24 saat ısıtma işlemine tabi tutularak hazırlanmıştır. pH 4,71’de ,100 mg/L başlangıç derişiminde, 50 mL hacim örneklerine 0,05 g adsorban ilave edilmiştir. 60 dk temas süresi sonucunda %99,5 giderim verimi elde edilmiştir.

Naseeruteen ve diğerleri (2018), malahit yeşilinin adsorban olarak kullanıldığı kitosan üzerine adsorpsiyon prosesi üzerine çalışmalar yapmıştır. Yapmış oldukları çalışmalarda; sıcaklık, pH ve temas süresi üzerine incelemeler yapmıştır. Adsorpsiyon prosesinin Langmuir ve Freundlich adsorpsiyon izotermiyle uygunluğu incelenmiş ve süreci Langmuir izoterminin takip ettiğini bulmuştur. Deneysel sonuçlar baz alındığında maksimum adsorpsiyon kapasitesi 30 °C de 93,55 mg/L bulunmuştur. Adsorpsiyon kapasitesinin pH ile doğru orantılı olduğu görülmüştür.

Adsorpsiyon prosesini tanımlayabilmek pseudo birinci derece, pseudo ikinci derece ve intra partikül difüzyon modelleri incelenmiş, mekanizmayı pseudo ikinci derece kinetik modelin temsil ettiği bulunmuştur. Bunlara ek olarak termodinamik hesaplamalar sonucunda prosesin endotermik olduğunu ve aktivasyon enerjisinin > 40 kJ/mol bulunması adsorpsiyonun kimyasal olduğunu ispatlamıştır.

Kule (2014), malahit yeşili boyarmaddesinin portakal ve elma kabuğu kullanılarak elde edilen adsorban üzerine adsorpsiyonu üzerine çalışmalar yapmıştır. Yaptıkları bu çalışmalarda; pH, sıcaklık ve çözelti konsantrasyonu ve temas süresi parametreleri incelenmiştir. Deneysel sonuçlar analiz edildiğinde temas süresinin ilk dakikalarında malahit yeşili boyarmaddesinin hızlı adsorpsiyonu görülmüştür. Elma kabuğu adsorbanında elde edilen veriler şu şekildedir; denge süreci 120. Dakika, 20 mg/L başlangıç konsantrasyonunda maksimum yüzde giderim veriminin %86,85 olduğu görülmüştür.

Portakal kabuğu adsorbanı için ise; denge süresi 90. Dakika, 20 mg/L başlangıç derişiminde maksimum adsorpsiyon giderim veriminin %92,90 olduğu belirlenmiştir. Başlangıç boyar madde konsantrasyonu, çözelti pH'sı ve çözelti sıcaklığının adsorpsiyon giderim verimi ile doğru orantılı olduğu görülmüştür. Elma kabuğunun adsorban olarak kullanıldığı proste süreci Freundlich izoterminin temsil ettiği ve maksimum adsorpsiyon kapasitesinin 9,17 mg/g bulunmuştur. Portakal kabuğu adsorban kullanıldığı proste ise süreci Langmuir izoterminin temsil ettiği ve maksimum adsorpsiyon kapasitesinin 14,55 mg/g olduğu bulunmuştur.

Tahir ve diğerleri (2006), bentonitin malahit yeşilini sulu çözeltilerden giderme yeteneği; adsorban miktarı, sıcaklık, pH ve çalkalama süresi değiştirilerek farklı adsorbat konsantrasyonları için çalışılmıştır. Bu çalışmada, bentonit kili; sulu çözeltilerden malahit yeşil oksalatın giderimi için yerel, daha ucuz ve kolayca bulunabilen bir adsorban olarak seçilmiştir. Boyanın maksimum adsorpsiyonu, yani pH 9'da 0,05 g bentonit kullanılarak sulu çözeltilerde >90 elde edilmiştir. 298, 308, 318 ve 328 K'de elde edilen adsorpsiyon sonuçlarının analizi, bentonit üzerindeki adsorpsiyon modelinin Langmuir, Freundlich ve D-R izotermelerini takip ettiğini göstermiştir. Sıcaklık artışı, mekanizmadaki desorpsiyon adımının artması nedeniyle bentonit tarafından adsorpsiyon kapasitesini azaltır. 1,00-1,12 kJ/mol'ün sorpsiyon serbest enerjisinin (E_a) sayısal değerleri, fiziksel adsorpsiyona işaret etmiştir.

Kinetik veriler bir parçacık içi difüzyonu göstermiştir ve sorpsiyonun birinci dereceden olduğunu göstermiştir. Yapılan çalışmalar sonucunda maksimum adsorpsiyon kapasitesi 7,716 mg/g olarak bulunmuştur.

Wang ve diğerleri (2007), malahit yeşili boyarmaddesinin sulu çözeltiden giderimi için adsorban olarak doğal bir zeolit kullanılmıştır. Doğal zeolit üzerinde tekli ve ikili sistemlerde boya adsorpsiyon davranışını incelemek için bir kesikli sistem uygulanmıştır. Kinetik çalışmalar, tek bileşenli bir sistemde doğal zeolit üzerinde malahit yeşili adsorpsiyonunun birinci dereceden kinetiği izlediğini ve adsorpsiyonun malahit yeşili için iki aşamalı difüzyon süreci olduğunu göstermiştir. Tekli sistem için, malakit yeşili adsorpsiyon izotermi Langmuir modelini takip etmiştir. Malahit yeşilinin 30 °C’de, pH 6’da adsorpsiyon kapasiteleri sırasıyla 5×10^{-5} ve 10×10^{-5} mol/g bulunmuştur. İkili sistemde, malahit yeşili, doğal zeolit üzerinde rekabetçi adsorpsiyon sergilemiştir. Doğal zeolit, sulu çözeltide malahit yeşili için etkili adsorpsiyon sergilemiştir. Deneysel çalışmalar sonucunda maksimum adsorpsiyon kapasitesi 46,35 mg/g bulunmuştur.

Govindawasay ve diğerleri (2009), malahit yeşilinin sulu çözeltilerinden uzaklaştırılması için bir adsorban olarak perlit kullanılmıştır. Bu çalışmada; başlangıç boya konsantrasyonu, temas süresi, adsorban dozu, pH ve sıcaklığın etkileri incelenmiştir. Deneysel analiz sonuçları baz alındığında; boya adsorpsiyon dengesi 40 dakika temas süresinden sonra hızlanmıştır. Adsorban, FTIR, XRD ve SEM ile karakterize edilmiştir. Langmuir ve Freundlich izotermi, 20 – 100 mg/L konsantrasyon aralığında, adsorpsiyon verilerini tanımlanmıştır. Adsorpsiyon mekanizmalarını belirlemek için partikül içi difüzyonun hız parametreleri hesaplanmış ve karşılaştırılmıştır. Adsorpsiyonun doğasını tanımlamak için entropi değişimi, entalpi değişimi ve adsorpsiyon enerjisi gibi termodinamik parametreler hesaplanmıştır. Adsorpsiyon enerjisinin negatif değerleri ve entalpi değişiminin pozitif değerleri, adsorpsiyon işleminin kendiliğinden ve ekzotermik olduğunu göstermiştir. Kinetik çalışmalar, adsorpsiyon işleminin sözde birinci dereceden kinetik modele uyduğunu göstermiştir. Yapılan çalışmalar sonucunda maksimum adsorpsiyon kapasitesi 3,36 mg/g bulunmuştur.

Bulut ve diğerleri (2008), adsorban olarak bentonit kili varlığında malahit yeşili giderimi üzerine çalışmalar yapmıştır. Yaptıkları çalışmalarda; malahit yeşili adsorpsiyonunda pH, temas süresi ve başlangıç boya konsantrasyonu parametrelerini incelenmiştir. Deneysel çalışmalarda; pH 3-11 aralığında incelenmiş ve pH ile renk gideriminin doğru orantılı olduğu bulunmuştur.

Adsorpsiyon prosesi 60 dakika da dengeye ulaşmıştır ve temas süresi ile giderim verimi doğru orantılı bulunmuştur. Yapılan çalışmalarda Bentonitin adsorban olarak kullanıldığı deneylerde maksimum adsorpsiyon kapasitesi 178,6 mg/g olarak bulunmuştur. Adsorpsiyon mekanizmasının anlaşılması için; pseudo birinci, pseudo ikinci dereceden denklemler, Elovich denklemi ve parçacık içi difüzyon modelleri incelenmiş ve süreci pseudo ikinci mertebe denkleminin temsil ettiği bulunmuştur. İzoterm çalışmaları için; Langmuir, Freundlich, Temkin ve DubininRadushkevich denklemlerinden yararlanılmış ve ilgili adsorpsiyonu Langmuir izoterm modelinin temsil ettiği bulunmuştur.

Kaya ve diğerleri (2016), malakit yeşili boyar maddesinin atık sulardan gideriminde plazma işlemi uygulanan sepiyolit adsorban olarak kullanımı üzerine çalışmalar yapmıştır. Kesikli işlemde, 0.15 g plazma ile işleme tabi tutulmuş sepiyolit numunesi; istenen konsantrasyonda (150, 200, 250 ve 300 ppm) 250 mL MG çözeltisinin eklenmiş ve karışım 100 rpm’de ve 30°C’de sıcaklık kontrollü manyetik karıştırıcıda işleme tabi tutulmuştur. Daha sonra, tüm numuneler 10 dakika boyunca 5000 rpm’de santrifüjlenmiş ve MG konsantrasyonu, karşılık gelen maksimum adsorpsiyon UV-VIS spektrofotometre aracılığıyla dalga boyunda (λ_{max} MG = 618nm) süpernatantın ölçülen absorbansından hesaplanmıştır. Çözeltinin pH’ı, bir pH metre (Mettler Toledo MP 220) kullanılarak 0.1 M HCl ve 0.1 M NaOH çözeltileri ile ayarlanmıştır. Kil malzemelerinin yüzey modifikasyonu, adsorbanın etkinliğini artırmak için önemli bir konu haline gelmiştir. Kil malzemesinin adsorpsiyon kapasitesi, termal veya kimyasal modifikasyonlarla artırılabilir. Bu çalışmada, malakit yeşilinin kirlenmiş sudan giderim verimini yükseltmek için sepiyolit yüzey modifikasyonu için plazma teknolojisi uygulanmıştır. Amaca ulaşmak için plazma uygulama süresi, CO₂, N₂ veya Ar plazma gazlarının etkisi ve pH, MG’nin adsorpsiyon kapasitesine göre araştırılmıştır. Ham ve plazma ile muamele edilmiş sepiyolit yüzey özellikleri SEM, FTIR, BET yüzey alanı ve XRD ölçümleri ile araştırılmıştır. Tek tabakalı maksimum adsorpsiyon kapasitesi 143 mg/g olarak bulunmuştur. Bu çalışma, kontamine sudan boya adsorpsiyonu için soğuk plazmanın sepiolite etkisini içeren ilk çalışma olmuştur. Soğuk plazma ile muamele edilmiş sepiolitten elde edilen adsorbanın, uzaklaştırma için verimli, düşük maliyetli bir adsorban olarak kullanılabileceği sonucuna varılmıştır.

5.4. Yapılan Çalışmaların Literatür ile Karşılaştırılması

Metil violet ve malahit yeşil boyarmaddelerinin uçucu kül bazlı geopolimer üzerine adsorpsiyonu kapsamında yapılan literatür çalışmalarının bir kısmı Tablo 5.1 ve Tablo 5.2’de verilmiştir. Tablo 5.1 ve 5.2 analiz edildiğinde; bu çalışmanın literatür ile eşleştiği ve çoğu çalışmaya göre daha yüksek maksimum adsorpsiyon giderim verimlerinin elde edildiği görülmüştür. Tablo 5.1’de metil violet boyarmaddesinin adsorpsiyon yöntemi ile atıksulardan giderimi üzerine yapılan çalışmaların bir kısmı gösterilmiştir.

Tablo 5.1. Metil violet boyarmaddesinin adsorpsiyonu için literatür ve mevcut çalışma analiz sonuçları

Adsorban	Sıcaklık (K)	q _{max} (mg/g)	Referans
Sepiyolit	333	10,24	(Özdemir, 2006)
Granül formunda aktif karbon	298	95	(Azizian vd., 2009)
Uçucu kül bazlı geopolimer	303	26,25	(Mall vd., 2006)
Ayçiçeği tohumu kepeği	303	92,59	(Hameed, 2008)
Talaş	299	16,11	(Ofomaja vd., 2008)
Halloysit nanotüpleri	318	113,64	(Liu vd., 2011)
Kaolin	320	21,14	(Karaoğlu vd., 2009)
Muz kabuğu	298	12,2	(Annadurai, 2002)
Portakal kabuğu	298	11,5	(Annadurai, 2002)
Kahve rengi alg	298	10,02	(Mahini vd., 2018)
Metakaolin ve pirinç kabuğu külü bazlı geopolimer	328	276,9	(Barbosa vd., 2018)
Uçucu kül bazlı geopolimer	303	11,682	Bu çalışma

Tablo 5.1’de adsorban olarak uçucu kül bazlı geopolimer kullanıldığı; Mall ve diğerlerinin yapmış oldukları çalışmada elde edilen maksimum adsorpsiyon kapasitesi 26,25 mg/g iken mevcut çalışmada elde edilen maksimum adsorpsiyon kapasitesi ise 11,682 mg/g şeklindedir. İlgili tabloda listelenen çalışmalar baz alındığında en yüksek adsorpsiyon kapasitesi metakaolin ve pirinç kabuğu bazlı geopolimer ile 328 K’de elde edildiği görülürken en düşük adsorpsiyon kapasitesi ise 298 K’de 10,02 mg/g olarak kahve rengi alglerin adsorban olarak kullanıldığı proseste elde edildiği görülmüştür.

Tablo 5.2’de ise malahit yeşil boyarmaddesinin atıksulardan giderimi için adsorpsiyon yönteminin kullanıldığı bazı çalışmalara yer verilmiştir.

Tablo 5.2. *Malahit yeşil boyarmaddesinin adsorpsiyonu için literatür ve mevcut çalışma analiz sonuçları*

Adsorban	Sıcaklık (K)	q _{max} (mg/g)	Referans
Borassus kabuğu esaslı karbon	303	20,7	(Arivoli vd., 2009)
Deniz yosunu	318	25,67	(Bekci vd., 2009)
Patates kabuğu	298	32,39	(Guechi vd., 2011)
Solanum tuberosum bitkisi yaprakları	303	33,3	(Gupta vd., 2011)
Solanum tuberosum bitkisi sapı	303	27	(Gupta vd., 2011)
Doymamış polyester Ce (IV) fosfat	300	1,01	(Khan vd., 2013)
Talaş	303	4,35	(Khattri vd., 2009)
Kauçuk ahşap talaş	305	36,45	(Kumar vd., 2007)
Ticari aktif karbon	303	8,27	(Mall vd., 2005)
Atık meyve artıkları	300	37,03	(Parimaladevri vd., 2011)
Kuru kaju fıstığı kabuğu karbon	300	20,09	(Parthasarathy vd., 2011)
Demirhindi meyve kabuğu	303	1,95	(Saha vd., 2010)
Selüloz tozu	298	2,422	(Sekhar vd., 2009)
Chlorella bazlı biyokütle	298	18,4	(Tsai, vd. 2010)
Bentonit	*	7,716	(Tahir vd., 2006)
Kaolin	*	65,42	(Nandi vd., 2008)
Zeolit	*	46,35	(Wang vd., 2007)
Perlit	*	3,36	(Govindasamy vd., 2009)
Bentonit	*	178,6	(Bulut vd., 2008)
Sepiyolit	*	143	(Kaya vd., 2016)
Aktif fosfor curüf bazlı geopolimer	*	46,36	(Salehi vd., 2018)
Uçucu kül bazlı geopolimer	303	11,627	Bu çalışma

Tablo 5.2 incelendiğinde geopolimerin adsorban olarak kullanıldığı çok az çalışma olduğu ve bu çalışmalara kıyasla mevcut deneylerde elde edilen maksimum adsorpsiyon kapasitesinin daha yüksek ya da benzer aralıkta olduğu görülmüştür. Örneğin; Salehi ve diğerleri, aktif fosfor cüruf bazlı geopolimeri adsorban olarak kullandıkları çalışmalarında maksimum adsorpsiyon kapasitesini 46,36 mg/g bulurken mevcut çalışma sonucu elde edilen maksimum adsorpsiyon kapasitesi 11,627 mg/g şeklinde bulunmuştur. Mevcut çalışmalar analiz edildiğinde; malahit yeşilinin adsorpsiyon yöntemi ile gideriminde en yüksek adsorpsiyon kapasitesi bentonit materyalinin adsorban olarak kullanıldığı proseste 178,6 mg/g şeklinde elde edilirken en düşük adsorpsiyon kapasitesi Doymamış polyester Ce (IV) fosfat materyalinin adsorban olarak kullanıldığı deneylerde 1,01 mg/g şeklinde elde edildiği görülmüştür.

Tablo 5.1 ve 5.2 incelendiğinde bu çalışmada yürütülen adsorpsiyon prosesinden elde edilen maksimum adsorpsiyon kapasitesinin (mg/g) diğer çalışmalar ile benzer olduğu ve hatta çoğu çalışmaya göre boyarmadde gideriminde daha yüksek maksimum adsorpsiyon kapasitesi elde edildiği görülmüştür. Bu kapsamda atıksulardan katyonik boyarmadde gideriminde uçucu kül bazlı geopolimerin adsorban olarak kullanımının gelecek araştırmalar için umut verici bir materyal olduğu görülmüştür.



6. DENEYSEL YÖNTEMLER

6.1. Deneyde Kullanılan Kimyasal Malzemeler

Deneysel çalışmalarda kullanılan tüm kimyasal malzemeler analitik saflığa sahiptir. NaOH, HCl kimyasalları analitik derecededir (Merck, Almanya). Deneysel çalışmalarda kullanılan metil violet ve malahit yeşil boyarmaddeleri Gündüz Kimya'dan temin edilmiştir. Çalışmalarda absorban olarak kullanılan geopolimer F sınıfı uçucu külden üretilmiştir. Deneyler boyunca distile su kullanılmış olup pH ayarlamalarında kullanılan 1 mol/l HCl ve NaOH kimyasalları Merck kimyadan temin edilmiştir.

Görsel 6.1-6.2 ve 6.3'te deneylerde kullanılan boyarmaddelerin ve uçucu kül bazlı geopolimerin görselleri verilmiştir.



Görsel 6.1. Deneyde kullanılan malahit yeşil boyarmaddesi kristalize formu



Görsel 6.2. Deneyde kullanılan metil violet boyarmaddesi kristalize formu



Görsel 6.3. Deneyde kullanılan uçucu kül bazlı geopolimer toz formu

6.2. Deneyde Kullanılan Ekipmanlar

Deneyler; Ferro Turkey Boya Kaplama firmasının analitik laboratuvarında gerçekleştirilmiştir.

Deneylerde kullanılan cihazlar şu şekildedir:

- Hassas Terazî (Mettler Toledo, 0,0001 g duyarlılıkta)
- pH Metre (Milwaukee 10-19)

- Etüv (Memmert)
- Isıtıcı rezistanslı manyetik karıştırıcı (Velp Scifentica)
- Santrifüj (Bioridge)
- Filtre kağıdı (Borox)
- UV Spektrofotometre

Kullanılan ekipmanlar ve kullanım amaçları ise Tablo 6.1’de listelenmiştir.

Tablo 6.1. Deneyde kullanılan ekipmanlar ve kullanım amaçları

Cihaz	Marka /Model	Çalışmada Kullanım Amacı
Isıtıcı Rezistanslı Manyetik Karıştırıcı	Velp Scienfitica	Adsorpsiyon işlemi
Santrifüj Cihazı	Bioridge	Adsorbanın çöktürülmesi/ faz ayrımı
pH metre	Milwaukee 10-19	Çözelti pH ayarlamalarında
Etüv	Memmert	Adsorbanların hazırlanması ve kurutulması
Hassas Terazi	Mettler Toledo	Kimyasalların ve adsorbanın tartımı
UV-Spektrofotometre		Deney numunelerinin kantitatif analizi

6.3. Geopolimer Numunesinin Hazırlanması

Geopolimer numunesinin elde edilmesi amacıyla F sınıfı uçucu kül kullanılmıştır. Uçucu küle, sodyum silikat ve 4 M derişiminde sodyum hidroksit çözeltilerinin karıştırılması ile elde edilen aktifleştirici çözelti eklenerek 5 dakika boyunca karıştırılmıştır. Elde edilen geopolimer hamuru, 4x4x16 mm’lik çelik kalıplara dökülmüştür. Geopolimer hamuru, etüvde 80°C sıcaklıkta 4 saat süresince ısıtılma tabi tutulmuştur. 4 saat sonunda kür edilen numuneler etüvden çıkarılmış ve atmosferik koşullarda 7 ve 28 gün yaşlandırılmıştır. 7 ve 28 gün kürlenmiş numuneler üzerinde basınç dayanımı testleri yapılmıştır. 28 gün süre yaşlandırılan numuneler toz haline getirilmiş ve metil violet ve malahit yeşili boyar maddelerinin gideriminde adsorban olarak kullanılmıştır.

28 gün yaşlandırılan numunenin bağ yapılarının belirlenmesi amacıyla 400 – 4000 cm^{-1} dalgaboyu aralığında Fourier Transform Infrared Spektrumu (FT-IR) alınmıştır. Numunenin kristal yapısı, X-ışını Kırınım Spektroskopisi (XRD) ile 2 θ 5-80° aralığında belirlenmiştir. Adsorban olarak kullanılan geopolimer numunesinin morfolojik yapısı Taramalı Elektron Mikroskobu (SEM) ile belirlenmiştir.

6.4. Adsorpsiyon Deneyleri

Adsorpsiyon deneylerinde farklı parametrelerin adsorpsiyon kapasitesi ve boyarmadde giderim yüzdesi üzerindeki etkileri araştırılmıştır. Başlangıç derişiminin etkilerinin belirlenmesi amacı ile farklı derişimlerdeki boyarmaddeler, deneylerden önce hazırlanarak doygunluğa ulaşana kadar karıştırılmıştır. pH etkisinin araştırılması deneyleri esnasında çözeltilerin pH değerleri 1 mol/L sodyum hidroksit ve hidroklorik asit (%37'lik) ile ayarlanmış ve ölçümler Dijital pH metre (Milwaukee 10-19) ile gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmada; metil violet (MV) ve malahit yeşil (MY) boya konsantrasyonu (30, 50 ve 80 mg/L), sıcaklık (303,15–313,15 K-323,15 K), temas süresi (1-8 saat), pH (2-11), adsorban dozajı (0,1-0,2-0,4-0,6-0,8-1 g) ve yeniden kullanılabilirlik gibi parametrelerin adsorpsiyon verimi üzerine etkileri araştırılmıştır.

Deneyssel çalışmalarda kullanılan adsorbanların yeniden kullanılabilirlik ölçümleri gerçekleştirilmiştir. Bu kapsamda; 50 ppm başlangıç konsantrasyonunda 100 ml'lik çözelti; 30 °C'de 150 rpm karıştırma hızında denge süresine kadar bekletilmiştir. Daha sonra adsorban, çözeltilerden süzülerek önceden sıcaklığı 60°C'ye ayarlanmış olan etüvde 24 saat boyunca kurutmaya bırakılmıştır. Bu işlemler bir döngü halinde tekrarlanmıştır (Alsancak, 2019). İşlemler sonrası elde edilen süzüntüler UV spektrofotometresi ile ölçülmüştür. MV boyasının sulu çözelti içindeki konsantrasyonu, 585 nm maksimum dalga boyunda; MY boyarmaddesi içinde 617 nm maksimum dalga boyunda UV/VIS spektrofotometre ile belirlenmiştir.

Bu değerler kullanılarak geopolimer üzerine tutunan boyarmadde miktarları hesaplanmıştır. Elde edilen bu sonuçlar kullanılarak adsorpsiyon kapasitesi (q_e) ve giderim verimi (%) hesaplanmıştır. Hesaplamalarda kullanılan formüller Eşitlik 6.1 ve 6.2'de verilmiştir (Mahini, 2018);

$$q_e = \frac{(C_o - C_e) \times V}{m \times 1000} \quad (6.1)$$

$$Giderim Verimi (\%) = \frac{C_o - C_e}{C_o} \times 100 \quad (6.2)$$

q_e = Adsorbentin adsorpsiyon kapasitesi (mg/g, mol/g)

C_o = Adsorbatın (adsorplanan maddenin) başlangıç derişimi (mg/L, mol/L)

C_e = Adsorbatın (adsorplanan maddenin) denge anındaki (adsorplanmadan kalan) derişimi (mg/L, mol/L)

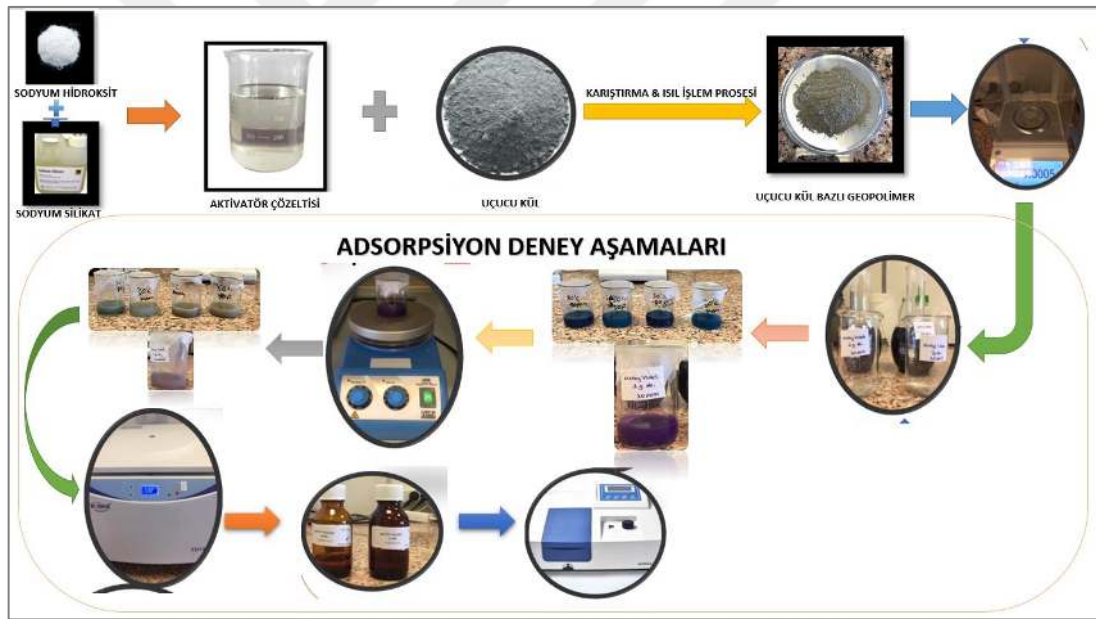
V= Çözelti hacmi (L)

m= Adsorbentin ağırlığı (g)

6.5. UV-VIS Spektrofotometre Ölçümleri

UV-VIS spektrofotometresinde 200-800 nm aralığında taranmış olan malahit yeşili ve metil violet çözeltilerinin en yüksek absorbans değerleri sırasıyla $\lambda_{max}=617$ nm ve 585 nm dalga boylarında belirlenmiştir. Malahit yeşili ve metil violet çözeltilerinin kalibrasyon eğrileri (2,4,6,8,10,12,14,16,18 ve 20 mg/L) derişimlerinde çözeltiler hazırlanarak oluşturulmuştur. Daha yüksek konsantrasyonlarda çalışma yapıldığından santrifüj işleminden sonra çözeltiler seyreltilerek konsantrasyon değerleri ölçülmüştür.

Uçucu kül bazlı geopolimerin sentezi, MV ve MY boyarmaddesinin geopolimer üzerindeki adsorpsiyon deneylerinin adımları Şekil 6.1’de şematize edilmiştir.

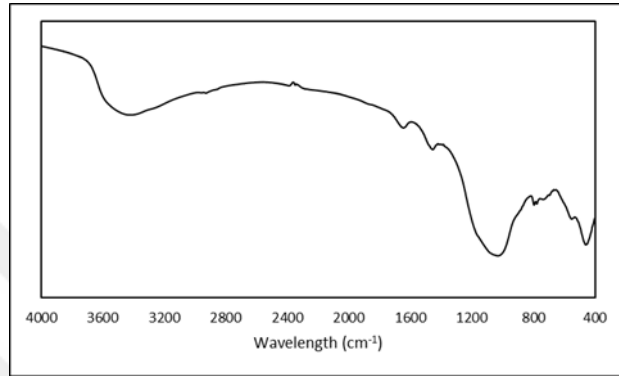


Şekil 6.1. Geopolimerin hazırlanması ve adsorpsiyon deney aşamaları

7. DENEYSEL ÇALIŞMALARDAN ELDE EDİLEN SONUÇLAR

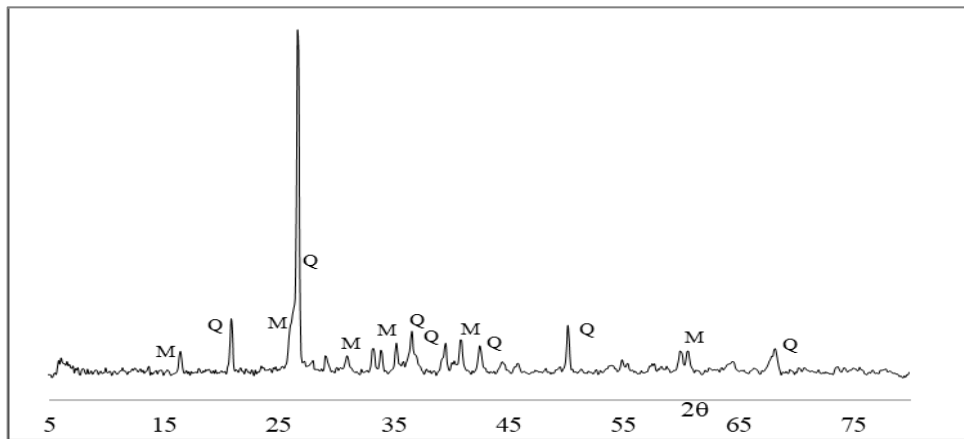
7.1. Geopolimer Numunesinin Karakterizasyonu

F sınıfı uçucu kül kullanılarak elde edilen geopolimer numunesinin 7 ve 28 günlük basınç dayanımları sırasıyla 3,1 MPa ve 4 MPa olarak ölçülmüştür. 28 gün yaşlandırılan numune toz haline getirilerek adsorpsiyon deneylerinde kullanılmıştır. 28 gün yaşlandırılan numunenin FT-IR spektrumu Şekil 7.1’de verilmiştir.



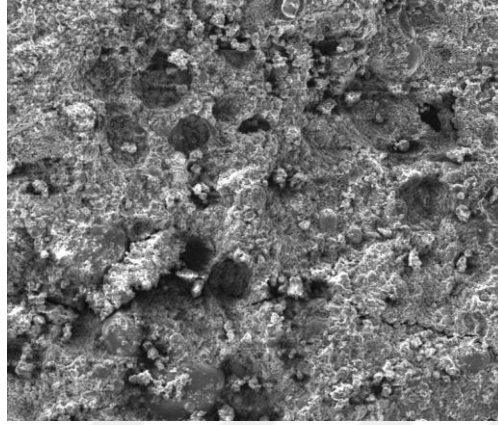
Şekil 7.1. Adsorban olarak kullanılan geopolimer numunesinin FT-IR spektrumu

Geopolimer numunesinin yapısında 1000 cm^{-1} dalga boyunda parmak izi bölgesi olarak adlandırılan Si-O-Si gerilme titreşimleri gözlenmiştir (Ryu ve diğerleri, 2013). 470 cm^{-1} dalga boyunda, Si-O-Si ve Si-O-Al eğilme titreşimleri gözlenmektedir (Oudadesse ve diğerleri, 2005). 1450 cm^{-1} 'de gözlenen pik, karbonat gruplarının varlığını doğrulayan C=O'nun gerilme titreşimlerini belirtir (Nath ve diğerleri, 2016). 3400 cm^{-1} 'de görülen geniş bant -OH gerilmesini belirtirken 1655 cm^{-1} dalga boyunda H - O - H bükülmesi gözlenmektedir (Alvarez-Ayuso ve diğerleri, 2008).



Şekil 7.2. Adsorban olarak kullanılan geopolimer numunesinin XRD spektrumu

Şekil 7.2’de numunenin yapısında temel olarak kuvarz ve mullit kristallerinin olduğu belirlenmiştir. Numunenin yapısının amorf olduğu gözlenmiştir. Şekil 7.3’te Taramalı Elektron Mikroskobu görüntüsü verilmiştir.



Şekil 7.3. Adsorban olarak kullanılan geopolimer numunesinin SEM görüntüsü

Numunenin SEM görüntüsünde homojen bir yapının oluşmadığı ve yapıda çözünmeden kalan parçacıkların kaldığı belirlenmiştir. Heterojen yapıya sahip numunede boşluklu yapıların yer aldığı gözlenmiştir.

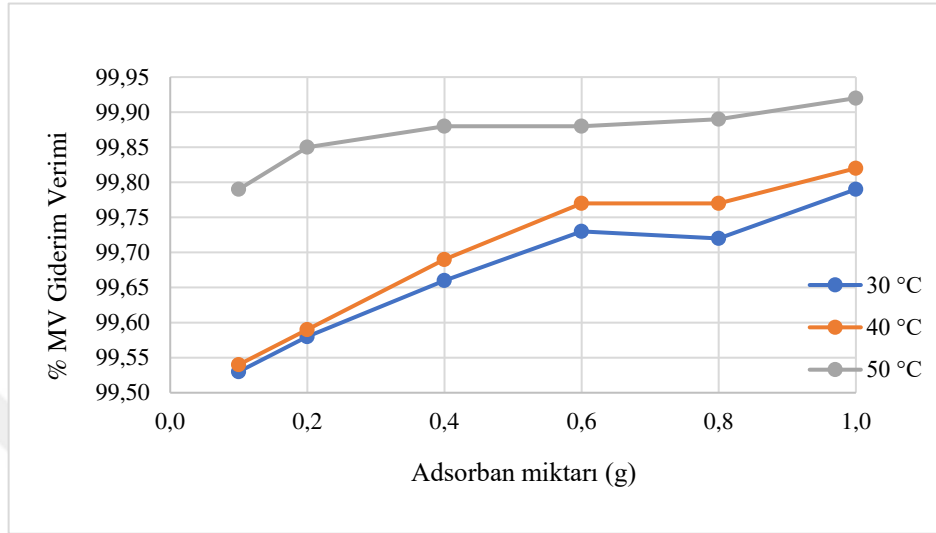
7.2. Metil Violet Boyarmaddesinin Adsorpsiyonunda Elde Edilen Sonuçlar

Bu çalışmanın ilk aşamasında metil violet boyarmaddesinin geopolimer numunesi kullanılarak giderimi amaçlanmıştır. Adsorban miktarı, temas süresi, sıcaklık, pH, yeniden kullanılabilirlik ve başlangıç konsantrasyonu parametrelerinin adsorpsiyon verimine ve adsorpsiyon kapasitesine etkileri incelenmiştir. Belirlenen temas süreleri sonunda çözelti derişimleri UV-spektroskopisi kullanılarak belirlenmiş ve geopolimer üzerine tutunan metil violet miktarları hesaplanmıştır. Elde edilen bu sonuçlar adsorpsiyon kapasitesinin (q_e) ve giderim veriminin (%) hesaplanmasında kullanılmıştır.

7.2.1. Metil violet adsorpsiyonunda adsorban miktarının adsorpsiyon kapasitesi ve giderim verimi üzerine etkisi

Geopolimer numunesi miktarının MV adsorpsiyonuna etkisi farklı miktarlarda adsorban kullanılarak incelenmiştir. Bu kapsamda 30-40-50°C’de, 50 mg/l başlangıç derişiminde, 0,1-0,2-0,4-0,6-0,8-1 g geopolimer miktarları ile çalışılmıştır. Farklı adsorban miktarları ile gerçekleştirilen adsorban çalışmalarına ait veriler Tablo 7.1-3’te verilmiştir.

Metil violet gideriminde 4 saat temas süresi için geopolimer adsorbanının değişen miktarlar ile gerçekleştirilen adsorpsiyon çalışmasına ait % giderim verim grafiği Şekil 7.4'te gösterilmektedir.



Şekil 7.4. Adsorban miktarının MV giderim verimine etkisi (C_0 : 50 mg/L, t : 240 dakika, T : 30-40-50 °C)

Şekil 7.4'te 30°C sıcaklıkta adsorban miktarı 0,1 gramdan 1 grama yükseldiğinde % MV giderimi %99,53'ten %99,79'a yükselmiştir. 40°C sıcaklıkta adsorban miktarı 0,1 gramdan 1 grama yükseldiğinde % MV giderimi %99,54'ten %99,82'ye ve 50 °C' te adsorban miktarı 0,1 gramdan 1 grama yükseldiğinde ise % MV gideriminin %99,79'dan %99,92'ye yükseldiği görülmüştür. Bu sonuçlar incelendiğinde; kullanılan adsorban miktarı arttıkça adsorpsiyon veriminin de arttığı görülmüştür. Adsorpsiyon yüzde giderim verimi artan adsorban miktarına bağlı olarak, ortamdaki yüzey alanının ve adsorpsiyon alanının artması sebebi ile artmıştır. Örneğin; 4 saat sonunda 50°C'de, 50 ppm başlangıç derişiminde 0,1 g dozaj için giderim verimi %99,79 iken 0,2-0,4-0,6-0,8 g adsorban dozajları için sırasıyla %99,85-%99,88-%99,88-%99,89 ve 1 g adsorban dozajında %99,92 değerine ulaşmıştır. 30-40 ve 50°C sıcaklıklarda değişen adsorban miktarları bazında farklı temas sürelerinde elde edilen % adsorpsiyon giderim verimleri aşağıdaki Tablo 7.1-7.2 ve 7.3'de verilmektedir. Tablo 7.1'de 30°C'de elde edilen % adsorpsiyon giderim verimleri verilmiştir.

Tablo 7.1. 30 °C sıcaklıkta MV boyarmaddesinin % adsorpsiyon giderim verimleri (C_0 : 50 ppm)

Temas Süresi (saat)	Adsorban Miktarı (g)						
		0,1	0,2	0,4	0,6	0,8	1
1		99,37	99,48	99,61	99,63	99,61	99,64
2		99,45	99,52	99,64	99,65	99,66	99,69
3		99,52	99,55	99,64	99,67	99,69	99,74
4		99,53	99,59	99,66	99,73	99,72	99,79
5		99,57	99,61	99,69	99,78	99,77	99,81
6		99,58	99,63	99,74	99,81	99,81	99,84
7		99,61	99,67	99,78	99,84	99,82	99,85
8		99,61	99,70	99,78	99,81	99,82	99,86

Tablo 7.1’de, 0,1 g adsorban miktarında, 8 saat temas süresinde elde edilen giderim verimi %99, 61 iken 0, 2- 0, 4- 0, 6- 0, 8 ve 1 g adsorban varlığında elde edilen % adsorpsiyon verimleri sırası ile %99, 70-%99, 78-%99, 81-%99, 82 ve %99, 86 olarak bulunmuştur. En yüksek giderim verimi 1 g adsorban varlığında 8 saat temas süresinde %99, 86 olarak elde edilmiştir. En düşük giderim verimi ise 0,1 g adsorban varlığında 1 saat temas süresinde %99, 37 olarak elde edilmiştir. Tablo 7.2’de 40°C sıcaklıkta elde edilen % giderim verimleri verilmiştir.

Tablo 7.2. 40°C sıcaklıkta MV boyarmaddesinin % adsorpsiyon giderim verimleri (C_0 : 50 ppm)

Temas Süresi (saat)	Adsorban Miktarı (g)						
		0,1	0,2	0,4	0,6	0,8	1
1		99,38	99,44	99,5	99,6	99,66	99,68
2		99,47	99,5	99,56	99,68	99,68	99,72
3		99,47	99,5	99,56	99,72	99,73	99,75
4		99,54	99,60	99,63	99,77	99,78	99,82
5		99,57	99,61	99,65	99,78	99,80	99,82
6		99,58	99,62	99,98	99,79	99,82	99,83
7		99,60	99,63	99,71	99,81	99,82	99,84
8		99,64	99,67	99,72	99,82	99,83	99,88

Tablo 7.2’de görüldüğü gibi belirlenen her temas süresi sonunda adsorban miktarı ile % giderim verimi artmıştır. 0,1 g adsorban miktarında 8 saat temas süresinde elde edilen giderim verimi %99,64 iken 1 g adsorban varlığında en yüksek adsorpsiyon giderimi olan %99,88 verim elde edilmiştir. En yüksek giderim verimi ise 1 g adsorban varlığında 8 saat temas süresinde %99,88 olarak elde edilmiştir. En düşük giderim verimi ise 0,1 g adsorban varlığında 1 saat temas süresinde %99,38 olarak elde edilmiştir. Tablo 7.3’te 50 °C sıcaklıkta % adsorpsiyon giderim verimleri verilmiştir.

Tablo 7.3. 50 °C sıcaklıkta MV boyarmaddesinin % adsorpsiyon giderim verimleri (C_0 : 50 ppm)

Temas Süresi (saat)	Adsorban Miktarı (g)	0,1	0,2	0,4	0,6	0,8	1
1		99,58	99,67	99,79	99,80	99,82	99,84
2		99,7	99,77	99,84	99,85	99,84	99,90
3		99,75	99,81	99,86	99,97	99,87	99,91
4		99,79	99,85	99,89	99,88	99,90	99,92
5		99,81	99,87	99,90	99,91	99,91	99,92
6		99,84	99,87	99,91	99,91	99,91	99,92
7		99,85	99,89	99,91	99,91	99,91	99,92
8		99,86	99,89	99,91	99,91	99,91	99,92

Metil violet boyar madde gideriminin, adsorban miktarı arttıkça beklendiği gibi arttığı görülmektedir. En yüksek giderim verimi %99,92 olarak elde edilmiştir. 1 g adsorban miktarında 4 saat temas itibaren giderim veriminin değişmediği görülmüştür. En düşük giderim verimi ise 0,1 g adsorban varlığında 1 saat temas süresinde %99,58 olarak elde edilmiştir.

Tablo 7.1-7.2 ve 7.3 birlikte değerlendirildiğinde sonuçlardan da görüldüğü gibi en yüksek giderim verimi 50°C’de; 50 ppm başlangıç derişiminde 8 saat temas süresinde ve 1 g adsorban miktarında %99,92 olarak elde edilmiştir. İlgili tablolardan da görüleceği gibi 0,6 g adsorban miktarı ve 4 saat temas süresi sonrasında giderim veriminde önemli bir değişim gözlemlenmemiştir, bunun sebebi adsorbanın boyarmadde molekülleriyle doygunluğa ulaşmasıdır. Bundan dolayı 4 saat denge süresi kabul edilmiştir. Adsorpsiyon veriminde adsorban miktarı ile gözlenen doğrusal artış, boyarmadde moleküllerinin

tutunabileceği adsorban yüzey alanının artması ile ilişkilendirilmektedir (Nandi ve diğerleri, 2009; Sartepe ve diğerleri, 2017; Wang, 2007).

Adsorban dozajı, adsorplanan materyalin başlangıç konsantrasyonları için adsorbanın kapasitesini belirlediğinden, adsorpsiyon prosesinde çok önemli bir parametredir. Katyonik MV boyasının gideriminde farkı miktarlardaki adsorban dozajları ile elde edilen adsorpsiyon kapasiteleri Tablo 7.4-6'da verilmiş ve farklı sıcaklıklardaki etkileri Şekil 7.2'de gösterilmiştir. Tablo 7.4'te 30°C sıcaklıkta farklı adsorban miktarları kullanılarak elde edilen adsorpsiyon kapasiteleri verilmiştir.

Tablo 7.4. 30°C sıcaklıkta MV gideriminde adsorpsiyon kapasitesinin adsorban miktarı ile değişimi (mg/g) (C₀: 50 ppm)

Temas Süresi (saat)	Adsorban Miktarı (g)						
		0,1	0,2	0,4	0,6	0,8	1
1		49,69	24,87	12,45	8,30	6,23	4,98
2		49,72	24,88	12,46	8,31	6,23	4,99
3		49,76	24,89	12,46	8,31	6,23	4,99
4		49,77	24,90	12,46	8,31	6,23	4,99
5		49,78	24,90	12,46	8,32	6,24	4,99
6		49,79	24,91	12,47	8,32	6,24	4,99
7		49,80	24,92	12,47	8,32	6,24	4,99
8		49,80	24,93	12,47	8,32	6,24	4,99

Tablo 7.4'te 30°C sıcaklıkta farklı temas sürelerinde; değişen adsorban miktarları ile elde edilen adsorpsiyon kapasiteleri verilmiştir. Tablo 7.4 baz alınarak 0,1 g adsorban varlığında 8 saat temas süresinde elde edilen adsorpsiyon kapasitesi 49,80 mg/g iken 0,2-0,4-,06-0,8 ve 1 g adsorban varlığında adsorpsiyon kapasiteleri sırası ile 24,93-12,47-8,32-6,24-4,99 mg/g olarak bulunmuştur. 30°C sıcaklıkta gerçekleştirilen deneyler sonucunda en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 8 saat temas süresinde 0,1 g adsorban varlığında 49,80 mg/g olarak elde edilmiştir. En düşük adsorpsiyon kapasitesi ise 1 g adsorban varlığında 1 saat temas süresinde 4,98 mg/g olarak bulunmuştur. Tablo 7.5'te 40 °C sıcaklıkta gerçekleştirilen adsorpsiyon deneyleri sonucunda elde edilen adsorpsiyon kapasiteleri verilmiştir.

Tablo 7.5. 40°C sıcaklıkta MV gideriminde adsorpsiyon kapasitesinin adsorban miktarı ile değişimi (mg/g) (Co: 50 ppm)

Temas Süresi (saat)	Adsorban Miktarı (g)						
		0,1	0,2	0,4	0,6	0,8	1
1		49,69	24,86	12,44	8,30	6,23	4,98
2		49,73	24,88	12,45	8,31	6,23	4,98
3		49,73	24,88	12,45	8,31	6,23	4,98
4		49,77	24,89	12,46	8,32	6,24	4,98
5		49,79	24,90	12,46	8,32	6,24	4,99
6		49,79	24,90	12,46	8,32	6,24	4,99
7		49,80	24,91	12,46	8,32	6,24	4,99
8		49,82	24,92	12,47	8,32	6,24	4,99

Tablo 7.5'te 40°C sıcaklıkta farklı temas sürelerinde; değişen adsorban miktarlarında elde edilen adsorpsiyon kapasiteleri verilmiştir. 40°C'de gerçekleştirilen deneylerde en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 8 saat temas süresinde 0,1 g adsorban varlığında 49,82 mg/g olarak bulunmuştur. En düşük adsorpsiyon kapasitesi ise 1 g adsorban varlığında 1 saat temas süresinde 4,98 mg/g olarak elde edilmiştir. Tablo 7.6'da 50°C sıcaklıkta 50 ppm başlangıç derişiminde elde edilen adsorpsiyon kapasiteleri verilmiştir.

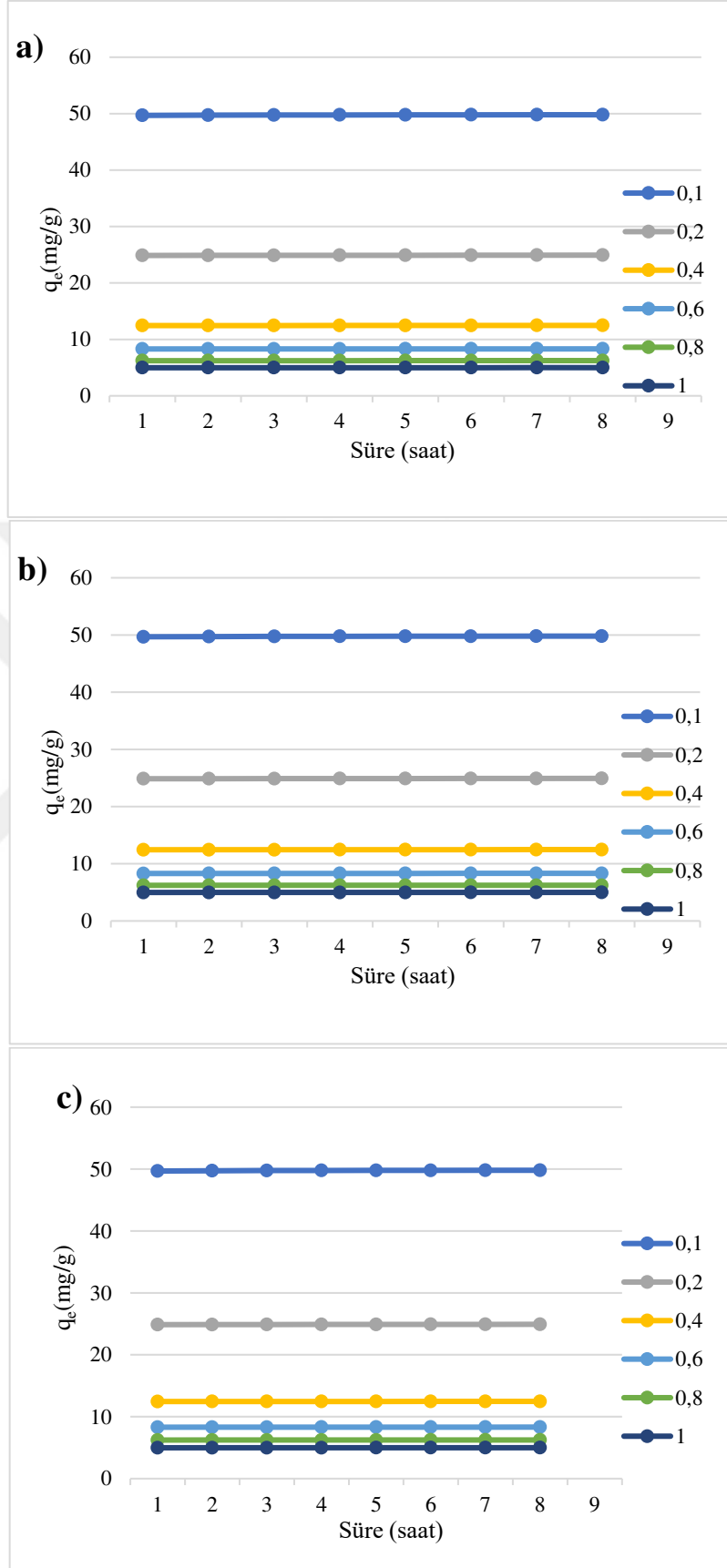
Tablo 7.6. 50°C sıcaklıkta MV gideriminde adsorpsiyon kapasitesinin adsorban miktarı ile değişimi (mg/g) (Co: 50 ppm)

Temas Süresi (saat)	Adsorban Miktarı (g)						
		0,1	0,2	0,4	0,6	0,8	1
1		49,79	24,92	12,47	8,32	6,24	4,99
2		49,85	24,94	12,48	8,32	6,24	4,99
3		49,87	24,95	12,48	8,32	6,24	4,99
4		49,89	24,96	12,49	8,32	6,24	4,99
5		49,91	24,97	12,48	8,33	6,24	4,99
6		49,92	24,97	12,48	8,33	6,24	4,99
7		49,93	24,97	12,49	8,33	6,25	4,99
8		49,93	24,97	12,49	8,33	6,25	4,99

50°C sıcaklıkta gerçekleştirilen deneyler sonucunda bulunan adsorpsiyon kapasiteleri incelendiğinde adsorpsiyon miktarının artması ile adsorpsiyon kapasitesinin azaldığı görülmektedir. Adsorpsiyon kapasitesi en yüksek 49,93 olarak 8 saat temas süresinde 0,1 g adsorban varlığında sağlanmıştır. En düşük adsorpsiyon kapasitesi ise 1 g adsorban varlığında 1 saat temas süresinde 4,99 mg/g olarak bulunmuştur.

Tablo 7.4-7.5 ve 7.6’da görüldüğü gibi adsorban miktarı arttıkça adsorpsiyon kapasite azalmıştır. Örneğin; 50 ppm başlangıç derişiminde 50°C’de, 8 saat temas süresinde, 0,1 g adsorban varlığında elde edilen adsorpsiyon kapasitesi 49,93 mg/g ile 0,2 g adsorban varlığında 24,97’dir. Elde edilen sonuçlara göre, literatür ile benzer olarak adsorban dozajının kullanımındaki artışa, adsorpsiyon işlemi sırasında çok sayıda aktif bölgenin doymamışlığını simgeleyen adsorpsiyon kapasitesinde azalma eşlik etmiştir (Nandi ve diğerleri, 2009).

Şekil 7.5’te 30-40 ve 50 °C sıcaklıklarında farklı adsorban miktarlarında gerçekleştirilen deneyler sonucunda elde edilen adsorpsiyon kapasitesi değerleri verilmiştir.

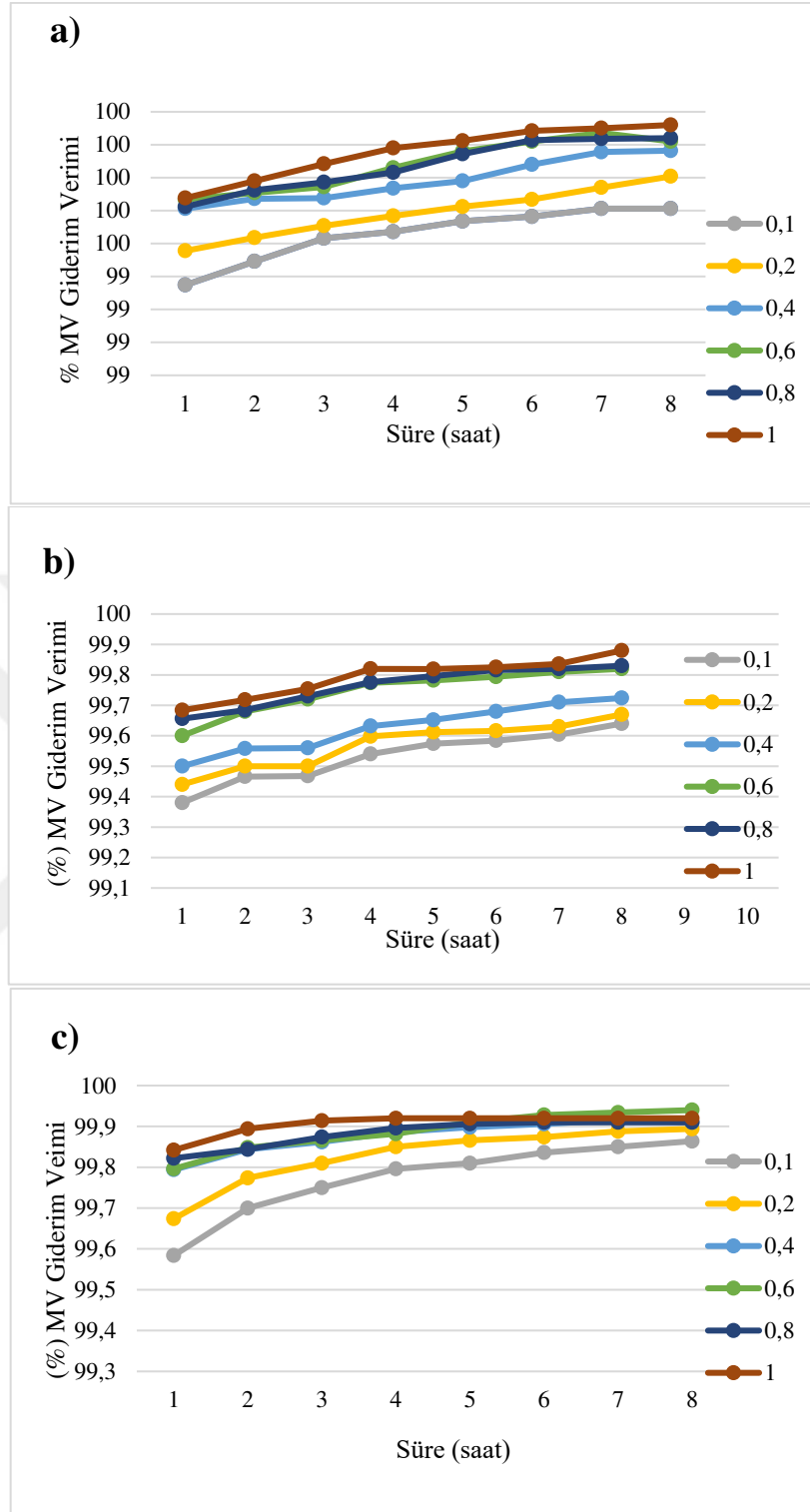


Şekil 7.5. Metil violet gideriminde adsorban miktarının adsorpsiyon kapasitesine etkileri (C_0 : 50 mg/L) 30 °C b) 40 °C c) 50 °C

Şekil 7.5'te görüldüğü gibi adsorban miktarının artması ile adsorpsiyon kapasitesinde azalma gözlenmektedir. 50 ppm başlangıç derişiminde, 30°C'de 0,2 g adsorban varlığında elde edilen adsorpsiyon kapasitesi 24,93 mg/g iken 0,4-0,6-0,8 ve 1 g adsorban varlığında elde edilen kapasiteler sırası ile 12,47-8,32-6,24 ve 4,99 mg/g olarak bulunmuştur. Diğer sıcaklıklarda gerçekleştirilen deneylerin sonucunda da benzer azalma eğilimi mevcuttur. Elde edilen sonuçlar incelendiğinde kinetik çalışmalar için adsorban miktarı 0, 2 g olarak belirlenmiştir.

7.2.2. Metil violet adsorpsiyonunda temas süresinin adsorpsiyon kapasitesi ve giderim verimi üzerine etkisi

Temas süresi adsorpsiyon çalışmalarında bir diğer önemli değişkendir. Şekil 7.6'da geopolimer adsorbanı ile metil violet boyarmaddesinin farklı sürelerdeki adsorpsiyon verimine ait değerler gösterilmektedir.



Şekil 7.6. Temas süresinin MV giderim verimine etkisi (C_0 : 50 mg/L) a) 30 °C b) 40 °C c) 50 °C

Şekil 7.6’da görüldüğü gibi adsorpsiyon hızının yüksek olduğu, 180 dakikaya kadar olan temas süresinde adsorpsiyonun büyük oranda gerçekleştiği, adsorpsiyonun denge kapasite değerlerine yaklaştığı ve 240 dakikalık temas süresinin adsorpsiyonun dengeye ulaşması için yeterli olduğu görülmektedir.

Örneğin; 50°C’de, 0,2 g absorban varlığında 180 dakika sonunda elde edilen giderim verimi %99,81; 240 dakika sonunda elde edilen giderim verimi %99,85 ve 300 dakika sonunda elde edilen giderim verimi %99,86 olarak bulunmuştur. 180. dakikaya kadar olan yüksek adsorpsiyon hızının 240. dakikadan sonra büyük bir artış göstermemesi; adsorbanın yüzeyindeki aktif bölgelerin erken temas sürelerinde daha yüksek olması ve zamanla bu bölgelerin MV boyarmaddesi tarafından işgal edilmesi ile açıklanabilir (Mahini, 2018).

7.2.3. Metil violet adsorpsiyonunda sıcaklığın adsorpsiyon kapasitesi ve giderim verimi üzerine etkisi

Geopolimer yüzeyinde sulu çözeltilerden MV boyarmaddesinin giderim verimi ve adsorpsiyon kapasitesi üzerine sıcaklık etkisinin belirlenmesi amacıyla deneyler 30, 40 ve 50 °C sıcaklıklarda gerçekleştirilmiştir. Elde edilen deneysel veriler Şekil 7.4’te verilmiştir. Sıcaklığın artması ile geopolimer yüzeyinde metil violetin adsorpsiyonunun arttığı, aynı zamanda boyarmadde gideriminin arttığı bulunmuştur.

30°C sıcaklıkta 0,1 g adsorban miktarında 240 dakika temas süresinde elde edilen % giderim verimi %99,53 iken aynı koşullarda 40 °C sıcaklıkta giderim verimi %99,54; 50 °C için ise %99,79 olarak elde edilmiştir. 1 g adsorban varlığında ise 30-40 ve 50°C’de elde edilen giderim verimleri sırası ile %99, 79-%99,82 ve %99,92 olarak bulunmuştur. Sıcaklığın artması ile MV adsorpsiyonun paralel olarak artması prosesin endotermik olduğunu göstermektedir (Sartape ve diğerleri, 2017).

Deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlar genel olarak incelendiğinde temas süresinin ve absorban miktarının arttırılmasının 30, 40 ve 50°C sıcaklıklarında adsorpsiyon verimini üzerinde olumlu bir etkisi olduğu görülmüştür.

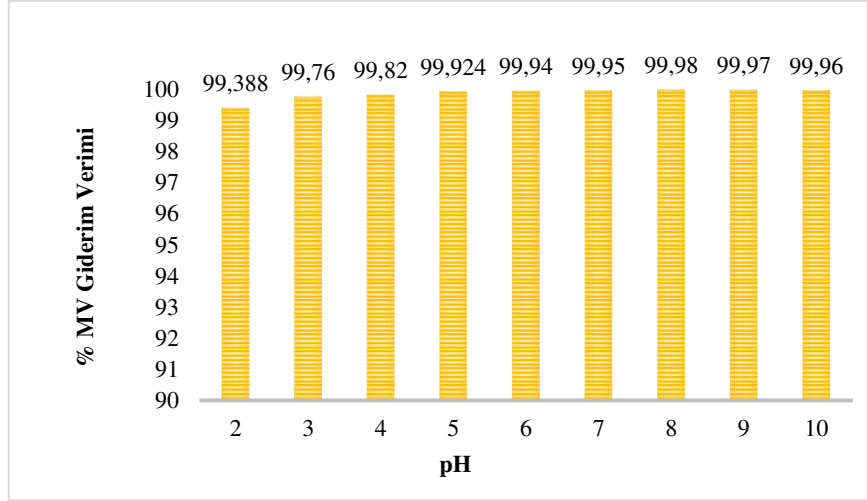
Sıcaklığın etkisi incelendiğinde sıcaklığın artması ile giderim veriminin arttığı ve 50°C sıcaklıkta daha verimli sonuçlar elde edildiği gözlenmiştir. Örneğin; adsorpsiyon denge süresinde (240 dk) 50 ppm başlangıç derişiminde 0,6 g absorban miktarında 30°C sıcaklıkta giderim verimi %99,73 iken 40 °C ve 50 °C sıcaklıklarında giderim verimleri sırası ile %99,77- %99,88 olarak bulunmuştur. En yüksek giderim verimi %99,92 ile 50 °C sıcaklıkta 1 g absorban miktarında elde edilmiştir.

Sıcaklık arttıkça adsorpsiyon kapasitesinde de artış gözlemlenmiştir. Örneğin 50 ppm başlangıç derişiminde, 8 saat temas süresinde, 0,1 g adsorban varlığında 30 °C’de elde edilen adsorpsiyon kapasitesi 49,80 mg/g iken 40 ve 50 °C için elde edilen kapasite değerleri sırası ile 49,82 ve 49,93 mg/g şeklindedir.

Sıcaklığın adsorpsiyon işlemine olan etkisi basit olarak adsorbat moleküllerinin difüzyon hızını arttırmasıyla ilişkilendirilebilir. Sıcaklığın bir diğer etkisi de çözeltinin viskozitesini düşürmesidir. Çalışmanın ilerleyen kısımlarında adsorpsiyon işleminin endotermik olarak gerçekleştiği termodinamik hesaplamalarında görülecektir.

7.2.4. Metil violet adsorpsiyonunda pH değerinin adsorpsiyon kapasitesi ve giderim verimi üzerine etkisi

Adsorpsiyon iyonizasyon derecesini ölçen en önemli faktörlerden biri pH’dır. Sulu çözeltilerin pH’ı sadece adsorbanların iyon değişimi üzerinde değil, aynı zamanda adsorbanların yüzeyleri üzerinde de etkilidir (Yun ve diğerleri, 2013). Alkali pH değerlerinde adsorbanın yüzeyindeki ve çözeltinin içindeki anyon sayısı (OH) artar ve bunun sonucunda aktif bölgelerin negatif yüzeyi ile boya katyonları arasındaki elektrostatik çekim artar, bu durum boya moleküllerinin adsorban tarafından adsorpsiyonunu kolaylaştırır (Mahini, 2018). MV boyarmaddesinin geopolimer üzerine adsorpsiyonunda pH parametresinin etkisini incelemek için 50 ppm başlangıç derişiminde, oda sıcaklığında, 0,2 g adsorban dozajında ve 240 dakika temas süresi parametrelerinde çalışmalar yapılmıştır. pH değerleri 2 ila 10 arasında değişen metil violet çözeltileri hazırlanmıştır. Temas süreleri sonrası her biri farklı pH değerlerine sahip çözeltiler santrifüj edildikten sonra MV konsantrasyonları UV spektrofotometre ile belirlenmiştir. Şekil 7.7’de farklı pH değerlerinde elde edilen yüzde giderim verimleri verilmiştir.



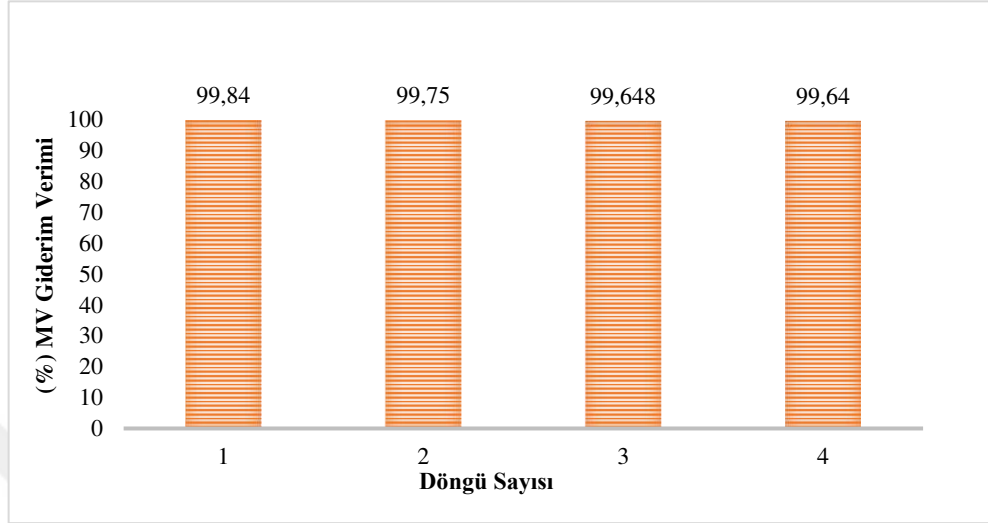
Şekil 7.7. pH değerlerinin MV giderim verimine etkisi (C0: 50 mg/L; 240 dk temas süresi, 0,2 g adsorban miktarı)

Şekil 7.7 incelendiğinde; belirtilen parametreler varlığında pH değeri arttıkça giderim veriminin de arttığı görülmüştür. Örneğin pH=2 değerinde %99,38 giderim verimi elde edilirken pH=5 değerinde %99,92 giderim verimi elde edilmiştir. pH değerinin 8'den 10'a yükselmesi ile adsorpsiyon veriminde belirgin bir değişiklik olmadığı gözlenmiştir. Bu nedenle pH = 8, en uygun pH değeri olarak seçilmiştir. pH değeri ile % giderim veriminin doğru orantılı olmasının sebebi ortamdaki OH⁻ iyonlarının fazlalığından ve boyarmaddenin katyonik yapısından kaynaklandığı düşünülmektedir. pH değerinin artışı ile MV adsorpsiyonu giderim yüzdesinin eş zamanlı olarak artışı, pH değerinin artması ile negatif yüklü adsorban yüzeyindeki H⁺ iyonlarının azalması ve pozitif yüke sahip katyonik MV'in daha çok yüzeye tutanmasıyla açıklanmaktadır. Elde edilen sonuçlardan en yüksek giderim veriminin %99,98 olduğu gözlenmiştir.

7.2.5. Metil violet adsorpsiyonunda adsorbanın yeniden kullanılabilirlik değerleri

Metil violet katyonik boyarmadde gideriminde adsorban olarak kullanılan uçucu kül bazlı geopolimerin proses verimi açısından yeniden kullanılabilirliği araştırılmıştır. Bu kapsamda; 50 ppm başlangıç konsantrasyonunda, 30 °C sıcaklıkta 240 dakika temas süresinde 1 g adsorban varlığında adsorpsiyon deneyleri gerçekleştirilmiştir. Her bir döngü öncesi süzülen geopolimer 60 °C'de 24 saat boyunca etüvde ısıtılma işlemine tabi tutulmuştur (Alsancak, 2019). Her bir döngü için çözeltiler santrifüj işlemine tabi tutulmuş ve UV-Spektrofotometre cihazı ile adsorplanan miktarlar ve % giderim verimleri bulunmuştur.

Her bir döngü sonunda elde edilen % giderim verimi değerleri Şekil 7.8’de verilmektedir.

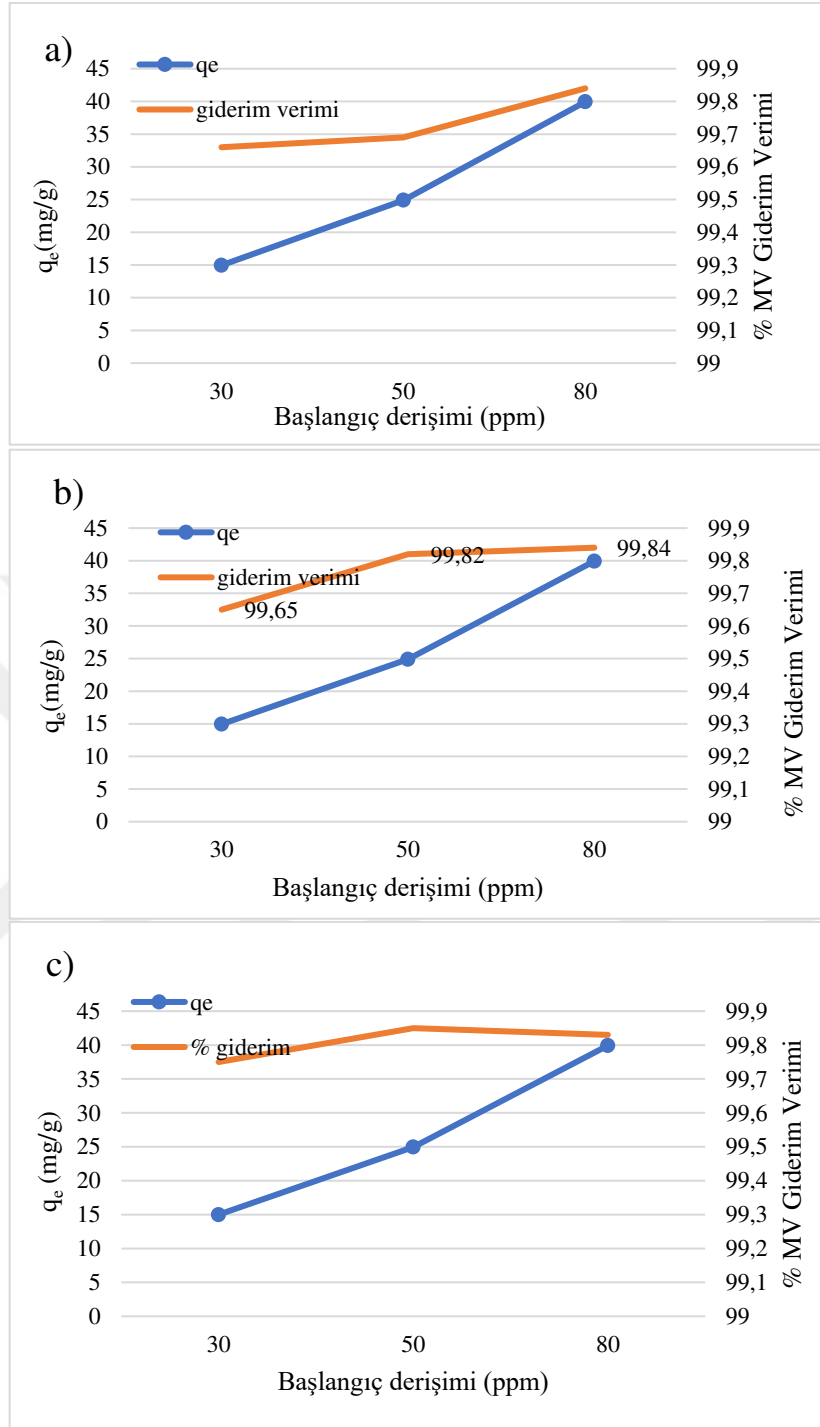


Şekil 7.8. MV boyanın adsorpsiyonunda yeniden kullanılabilirlik etkisi (303,15 K sıcaklık, 240 dk temas süresi, 1 g adsorban dozu, 150 rpm karıştırma hızı ve 50 mg/L MV boya konsantrasyonu)

Yeniden kullanılabilirlik deneyleri sonucunda 1. döngü sonrası adsorpsiyon verimi %99, 84; 2. Döngü sonrası adsorpsiyon verimi %99, 75; 3. döngü sonrası adsorpsiyon verimi %99,65 ve 4. döngü sonrası adsorpsiyon verimi %99,64 şeklinde elde edilmiştir. Elde edilen sonuçlar incelendiğinde 2. döngü sonrası kullanılan adsorban ile yapılan adsorpsiyon çalışmalarında giderim veriminin çok düşük bir oranda azaldığı görülmektedir. Bu da boyar maddelerinin adsorban yüzeyinde aktif bölgelere nüfus ederek doldurduğu ve bu yüzden giderim veriminin azalma eğiliminde olduğu şeklinde yorumlanabilir. Yeniden kullanılabilirlik değerleri incelendiğinde dört döngüden sonra bile çok yüksek bir MV giderim verimliliğinin (%99, 64) korunduğu gözlenmiştir.

7.2.6. Metil violet adsorpsiyonunda başlangıç derişiminin adsorpsiyon kapasitesi ve giderim verimi üzerine etkisi

Başlangıç boya konsantrasyonunun adsorpsiyon kapasitesi ve giderim verimi üzerine etkisinin belirlenmesi amacı ile deneysel çalışmalar 30, 50 ve 80 mg/L olmak üzere üç farklı konsantrasyonlara gerçekleştirilmiştir. MV’nin başlangıç derişiminin (30, 50 ve 80 mg/L) geopolimer absorbanının kapasitesi üzerindeki etkileri 30-40 ve 50 °C sıcaklıklarda ve 240 dakika temas süresi aralığında analiz edilmiştir. Şekil 7.9’da farklı başlangıç derişimlerinde elde edilen % giderim verimi ve adsorpsiyon kapasiteleri verilmiştir.



Şekil 7.9. Başlangıç derişiminin metil violet adsorpsiyonuna etkisi (t: 240 dakika, Co: 30-50-80 ppm, 0,2 g adsorban) a) 30 °C b) 40 °C c) 50 °C

Şekil 7.9’da 30 °C’de, 240 dakika temas süresinde başlangıç derişimi 30 ppm’den 50 ppm’e yükseldiğinde adsorpsiyon kapasitesinin 14,949’dan 24,896 mg/g’a; 80 ppm’de ise 39,938 mg/g’a yükseldiği görülmüştür. 30°C sıcaklıkta giderim veriminin derişimin artması ile %99,66-%99,69-%99,84 şeklinde yükseldiği görülmüştür. 40°C sıcaklıkta elde edilen adsorpsiyon kapasiteleri her bir derişim için sırası ile 14,95-24,9 ve 39,94

mg/g olarak bulunmuştur. Bu koşullarda elde edilen % giderim verimleri sırası ile %99, 65-%99, 82-%99,84 şeklindedir. 50°C sıcaklıkta ise başlangıç derişimi 30 ppm'den 50 ppm'e arttırıldığında adsorpsiyon kapasitesinin 14,99 mg/g'dan 24,94 mg/g'a yükseldiği görölmüştür. Derişimin 80 ppm'e arttırılması ile adsorpsiyon kapasitesinin 39, 93 mg/g'a arttığı gözlenmiştir.

Sonuçlar analiz edildiğinde başlangıç konsatrasyonun artması ile geopolimer yüzeyine adsorplanan metil violet miktarı da artmıştır. Elde edilen verilerden görüldüğü gibi 50 ppm ve 80 ppm derişimleri için elde edilen % giderim verimleri birbirine çok yakındır. 50 °C'de 50 ppm başlangıç konsantrasyonunda geopolimerin çözeltideki metil violeti %99,85 oranında giderdiği görölmektedir. Bu değer ile tez çalışmaları kapsamında en yüksek giderim verimi elde edilmiştir. Bu sebeple diğer parametrelerin analizinde 50 ppm başlangıç konsantrasyonu seçilmiştir.

7.3. Metil Violet Adsorpsiyon İzotermi

Sabit sıcaklıkta, adsorban tarafından adsorplanan madde miktarı ile denge derişimi arasındaki ilişki adsorpsiyon izotermi adını almaktadır. Adsorpsiyon izotermi, geopolimerin bir maddeyi ne kadar adsorplayabileceği hakkında bilgi vermektedir (Sarıkaya, 2004).

Geopolimer üzerine metil violet boyasının adsorpsiyon izotermi Langmuir, Freundlich, Temkin, Dubinin-Radushkevich izoterm modellerine göre incelenmiştir. Bu adsorpsiyon izoterm incelemeleri farklı başlangıç konsantrasyonlarında (30,50 ve 80 mg/L) ve farklı sıcaklıklardaki (30°C, 40°C, 50°C) denge derişiminde incelenmiştir. Elde edilen izotermi aşağıdaki maddelerde açıklanmıştır.

7.3.1. Metil violet adsorpsiyonu Langmuir izotermi

Langmuir izoterm modeli, adsorpsiyonun gerçekleştiği tabakanın bir molekül boyutunda olduğunu yani tek tabakalı adsorpsiyonun gerçekleştiği temeline dayanmaktadır.

Aynı zamanda homojen adsorpsiyon tanımı olan her bir molekülün sabit entalpi ile sabit sorpsiyon aktivasyon enerjisine sahip olduğu ve adsorbent yüzeyinde belirli sayıda aktif bölge olduğu varsayımlarında bulunmaktadır. Farklı üç sıcaklık değeri için (303,15 K, 313,15 K, 323,15 K) Langmuir izotermi çizilmiş ve Şekil 7.10'da gösterilmiştir. İzotermi $1/q_e$ 'ye karşı $1/C_e$ değeri grafiğe geçirilerek elde edilmiştir.

Elde edilen doğrunun eğiminden faydalanılarak adsorpsiyon sabiti (K_L) ve doğrunun kesim noktasından ise maksimum adsorpsiyon kapasiteleri ($1/q_m$) değerleri hesaplanmıştır. İzotermelere ait değerler Tablo 7.7-8’de verilmiştir.

Tablo 7.7’de farklı sıcaklıklar için 4 saat temas sürelerinde hesaplanan Langmuir izoterm verileri verilmiştir.

Tablo 7.7. Metil violet giderimi için farklı sıcaklıklarda Langmuir izotermelerinden elde edilen izoterm verileri

303,15 K					
ppm	Ce @ 4 h	qe	1/Ce	lnqe	lnCe
30	0,103	14,95	9,71	2,705	-2,273
50	0,208	24,90	4,81	3,215	-1,570
80	0,124	39,94	8,06	3,687	-2,088
313,15 K					
ppm	Ce @ 4 h	qe	1/Ce	lnqe	lnCe
30	0,105	14,95	9,52	2,705	-2,254
50	0,201	24,90	4,98	3,215	-1,605
80	0,131	39,93	7,63	3,687	-2,033
323,15 K					
ppm	Ce @ 4 h	qe	1/Ce	lnqe	lnCe
30	0,012	14,99	83,33	2,707	-4,423
50	0,095	24,95	10,53	3,217	-2,354
80	0,02	39,99	50	3,689	-3,912

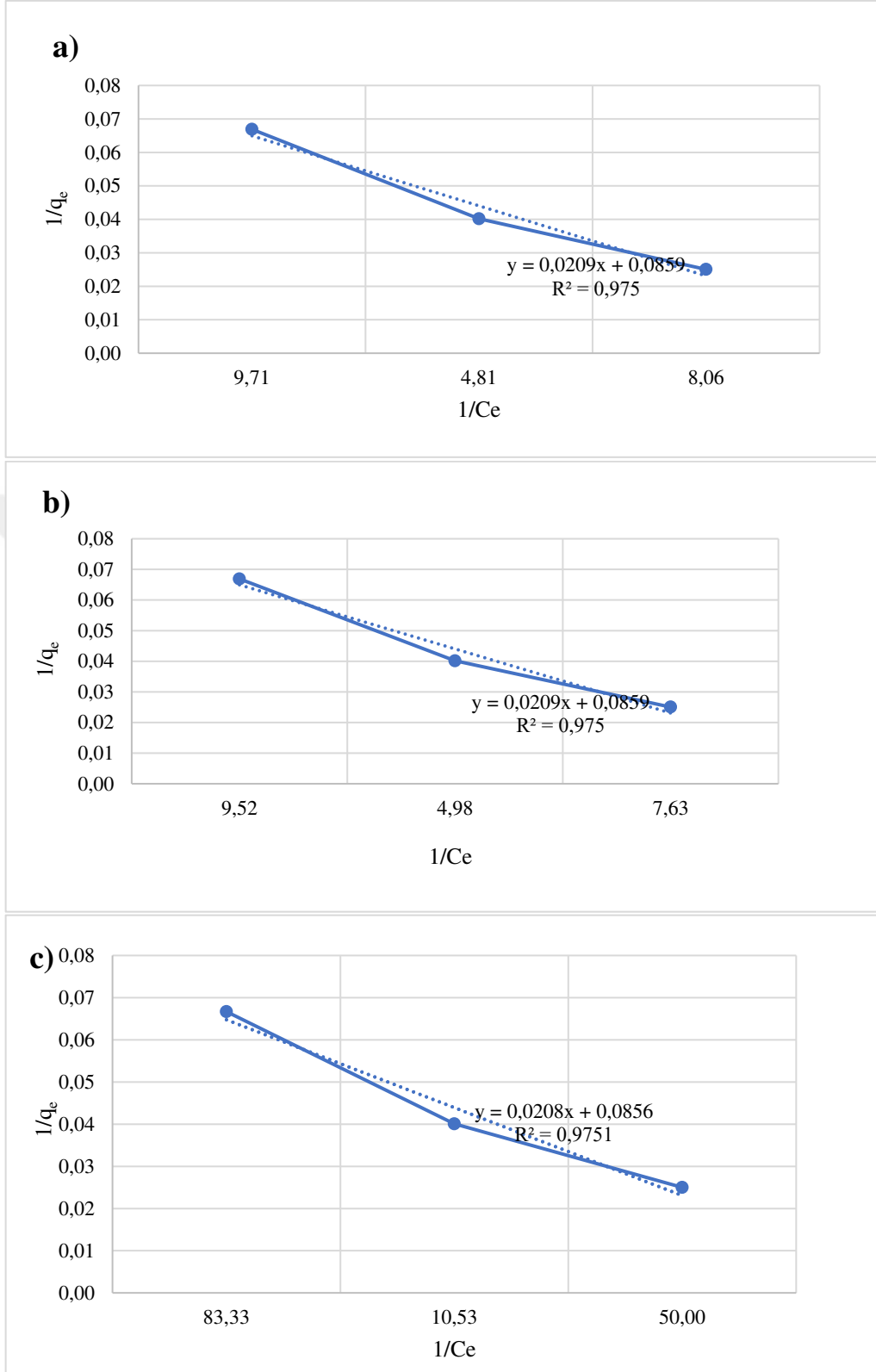
Tablo 7.7’de 240 dakika denge süresinde, 30 ppm başlangıç derişiminde 303,15 K sıcaklıkta elde edilen adsorbatın denge anındaki derişimi 0,103 iken 50 ppm başlangıç derişimi için 0,208; 80 ppm denge derişimi için ise 0,124 elde edilmiştir. 313,15 K sıcaklıkta 30 ppm- 40 ppm ve 50 ppm başlangıç derişimleri için elde edilen adsorbatın denge anındaki derişimleri ise sırası ile 0,105-0,201-0,131 şeklindedir. 323 K sıcaklıkta 30-40 ve 50 ppm başlangıç derişimleri için elde edilen denge derişimleri ise 0,012-0,095 ve 0,02 şeklindedir. Tablo 7.7’den elde edilen veriler ile Şekil 7.10’da verilen grafik oluşturulmuş ve Tablo 7.8’de verilen izoterm sabitleri hesaplanmıştır.

Tablo 7.8. Metil violet giderimi için farklı sıcaklıklarda Langmuir izotermelerinden elde edilen adsorpsiyon kapasiteleri (q_m) ve adsorpsiyon sabiti (K_L) değerleri

T (°K)	1/q_m	1/(q_m*K_L)	q_m (mg/g)	K_L(L/mg)	R²
303,15	0,0859	0,0209	11,641	4,11	0,975
313,15	0,0859	0,0209	11,641	4,11	0,975
323,15	0,0856	0,0208	11,682	4,11	0,975

Tablo 7.8’de MV boyarmaddesinin geopolimer üzerine adsorpsiyonunda farklı sıcaklıklarda elde edilen izoterm sabitleri görülmektedir. Tablo 7.8’de görüldüğü gibi 30 °C sıcaklıkta maksimum adsorpsiyon kapasitesi 11,641 mg/g hesaplanırken 40 °C için 11,641; 50 °C için ise 11,682 mg/g şeklinde bulunmuştur. Bu kapsamda proseste elde edilen maksimum adsorpsiyon kapasitesi 50°C sıcaklıkta 11,682 mg/g olarak belirlenmiştir. Elde edilen korelasyon katsayıları 30-40 ve 50 °C sıcaklıklar için 0,975’tir. Şekil 7.10’da farklı sıcaklıklar için $1/q_e$ ye karşı $1/C_e$ verilerinin grafiğe geçirilmesi ile elde edilen Langmuir izoterm grafikleri verilmiştir.





Şekil 7.10. Metil violet giderimi için farklı sıcaklıklarda elde edilen Langmuir izoterm grafiği
a) 303,15 K b) 313,15 K c) 323,15 K

Şekil 7.10’da MV boyarmaddesinin uçucu kül bazlı geopolimer ile adsorpsiyonu için üç farklı sıcaklıkta Langmuir izoterm grafiği verilmektedir. Şekil 7.10’da görüldüğü gibi her üç sıcaklıkta da elde edilen R^2 değeri 0,975’tir. Bu grafikte elde edilen R^2 verileri alt bölümde diğer izoterm modellerinden elde edilen korelasyon katsayıları ile karşılatırılabacak ve sisteme en uygun model bulunacaktır.

Webber ve Chakravorti tarafından bulunan ve boyutsuz bir sabit şeklinde literatüre geçirilen ayırma faktörü (R_L), Langmuir adsorpsiyon izotermine karakteristiğidir (Foo ve diğerleri, 2010). MV adsorpsiyon deneyleri sonucunda elde edilen Langmuir sabiti kullanılarak ayırma faktörü (R_L) Eşitlik 4.4’ten yararlanılarak hesaplanmış ve Tablo 7.9’da sonuçlar verilmiştir.

Tablo 7.9. 50°C adsorpsiyon sıcaklığında ve farklı çözelti metil violet derişimlerinde Langmuir ayırma faktörleri

Çözelti Derişimi (mg/L)	Ayırma Faktörü (R_L)
30 ppm	0,008
50 ppm	0,005
80 ppm	0,003

Tablo 7.9 incelendiğinde 30 ppm için elde edilen ayırma faktörü 0,008; 50 ppm için 0,005 ve 80 ppm için ise elde edilen ayırma faktörü 0,003 şeklindedir. Ayırma faktörüne (R_L) bakılarak seçilen adsorbentin adsorpsiyon prosesine uygunluğu belirlenmektedir. Düşük R_L değerleri (0-1 aralığı), adsorpsiyonun uygun olduğunu göstermektedir. Ayırma faktörü değerlerinin 0 ile 1 arasında hesaplanması, çalışılan parametreler bazında geopolimer üzerine MV adsorpsiyonunun uygun olduğunu belirtmektedir.

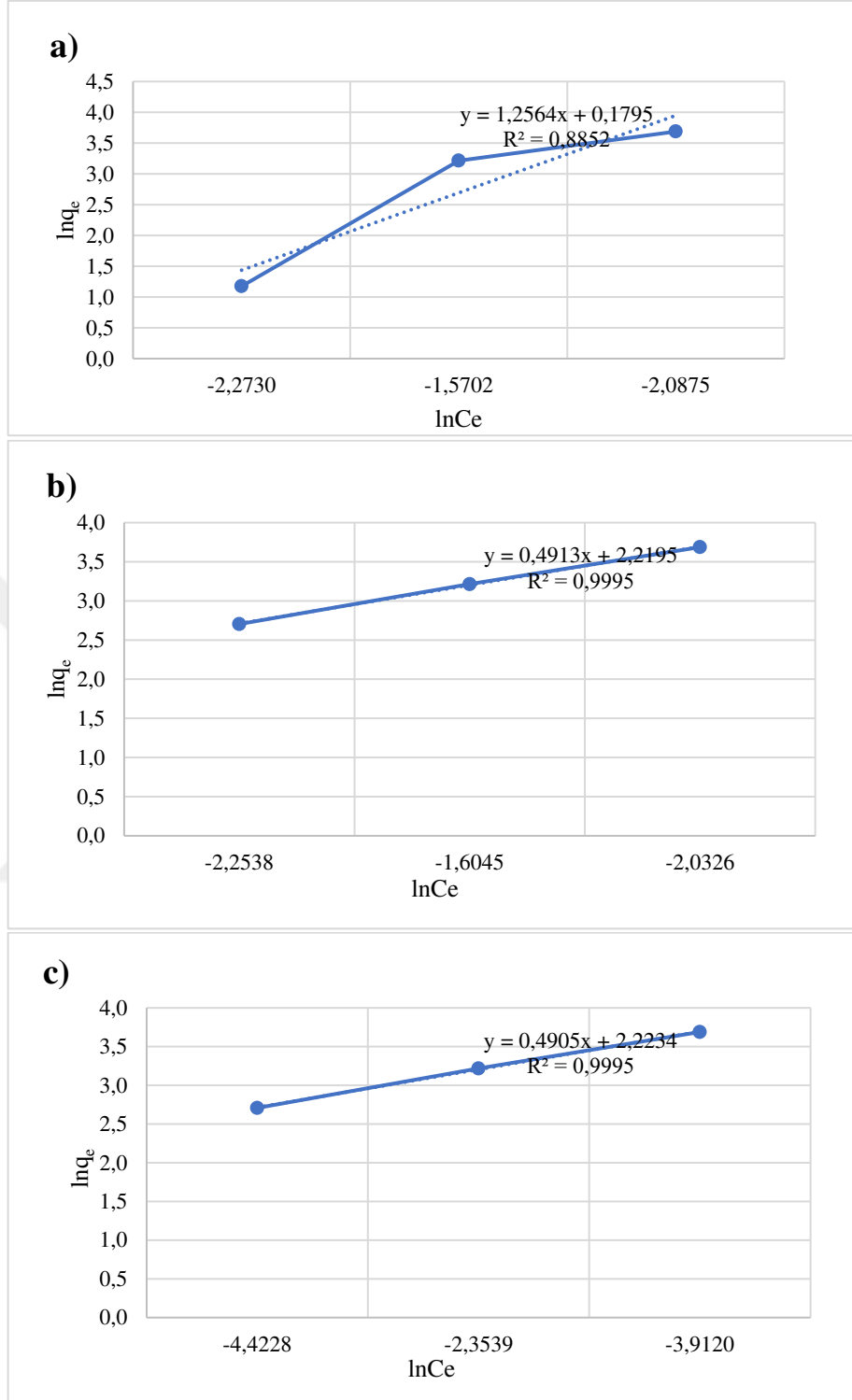
7.3.2. Metil violet adsorpsiyonu Freundlich izotermi

Freundlich izotermi $\ln q_e$ ’ye karşı $\ln C_e$ değerleri grafiğe geçirilerek elde edilmiştir. Elde edilen Freundlich izotermi Şekil 7.11’de grafiğe geçirilmiştir. Doğrusallaştırılmış Freundlich eşitliğine göre elde edilen doğruların kesim noktasından, adsorpsiyon kapasite sabiti (K_F) ve doğrunun eğiminden $1/n$ bulunmuş ve adsorpsiyon sabiti (n) değerleri hesaplanmış olup elde edilen değerler Tablo 7.10’da gösterilmiştir.

Tablo 7.10. Metil violet giderimi için farklı sıcaklıklarda Freundlich izotermelerinden elde edilen adsorpsiyon sabitleri (n) ve adsorpsiyon kapasite sabitleri (K_F) değerleri

T (°K)	1/n	ln K_F	n	K_F
303,15	1,256	0,18	0,796	1,19
313,15	0,491	2,21	2,036	9,12
323,15	0,491	2,22	2,036	9,21

Tablo 7.10’da görüldüğü gibi elde edilen Freundlich adsorpsiyon kapasite sabitleri 303,15 K için 1,19; 313,15 K için 9,12; 323,15 K için ise 9,21 bulunmuştur. Her üç sıcaklık için elde edilen n değerleri ise sırası ile 0,796, 2,036 ve 2,036 şeklindedir. Tablo 7.9’da hesaplanan adsorpsiyon kapasite sabitleri (K_F) ve adsorpsiyon sabitlerinin (n) elde edildiği Şekil 7.11 aşağıda verilmiştir.



Şekil 7.11. Metil violet giderimi için farklı sıcaklıklarda elde edilen Freundlich izoterm grafiği a)303,15 K b)313,15 K c)323,15 K

Şekil 7.11’de görüldüğü gibi 303,15 K için elde edilen korelasyon katsayısı 0,8852; 313,15 K için elde edilen değer 0,9995; 323,15 K için ise elde edilen korelasyon katsayısı 0,9995 şeklindedir.

Şekil 7.10 ve 7.11; Tablo 7.8 ve 7.10; baz alınarak Langmuir ve Freundlich izotermi karşılaştırıldığında adsorpsiyon prosesinin hem Langmuir hem de Freundlich adsorpsiyon modeliyle uyumlu olduğu görülmektedir. Ancak R^2 değerleri baz alındığında prosesin Freundlich izotermi ile daha uyumlu olduğu görülmektedir. Langmuir izoterm modeline göre adsorpsiyon süreci homojen ve tek tabakada gerçekleşmektedir. Deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlara göre, proses Freundlich izotermi ile uyumlu olduğundan adsorpsiyon çok tabakalı olarak gerçekleşmektedir. Elde edilen sonuçlar literatür ile kıyaslandığında benzer çalışmalarda da metil violet gideriminin Freundlich modeline uyduğu görülmüştür. Literatür çalışmalarında metil violetin haloisit nanotüpleri (Liu ve diğerleri, 2011) ve perlit (Doğan ve Alkan, 2003) üzerine adsorpsiyonu çalışmalarında adsorpsiyon prosesinin Langmuir modeline uyduğu, dip külü ve endüstriyel soya posası (Mittal ve diğerleri, 2008) üzerine adsorpsiyonunda ise Freundlich modeliyle uyumlu olduğu görülmüştür.

Freundlich izotermi sonucu adsorpsiyon sabiti n değerlerinin 2 civarında olması yüzeyin heterojen olduğunu ve adsorpsiyon yoğunluğunun arttığını göstermektedir (Demir ve diğerleri, 2019). Tüm sonuçlar değerlendirildiğinde en yüksek adsorpsiyon kapasitesinin 50°C sıcaklıkta 11,682 mg/g bulunduğu görülmüştür.

7.3.3. Metil violet adsorpsiyonu D-R (Dubinin-Radushkevich) izotermi

D-R izotermi eş boyutlu / tek tip gözenekli yapıyla gerçekleşen adsorpsiyonu tanımlayan izotermidir. Geopolimer mikro ve mezo gözenekli bir yapıya sahiptir (Nandi, 2008). Geopolimerin gözeneklerinde gerçekleşen adsorpsiyonun mekanizmasını belirlemek için D-R izotermi çizilmiştir. D-R izotermi $\ln q_e$ 'ye karşı ϵ^2 değerleri grafiğe geçirilerek elde edilmiştir. Elde edilen veriler Tablo 7.11'de verilmiştir.

Tablo 7.11. Metil violet giderimi için farklı sıcaklıklarda elde D-R izoterm sabitleri

T (°K)	$\beta(-)$	$\ln q_m$	q_m	E
303,15	-1,00E-07	5,49	242,81	2,24
313,15	-2,00E-08	3,93	51,38	5,00
323,15	-3,00E-09	3,51	33,52	12,90

Tablo 7.11'de yer alan D-R izoterm sabiti olan E (kJ/mol); adsorpsiyon çeşidinin belirlenmesinde yol göstermektedir. Bu sabit 1 mol iyonun çözeltiden adsorban yüzeyine transferi için gerekli olan enerji değişimini açıklamaktadır.

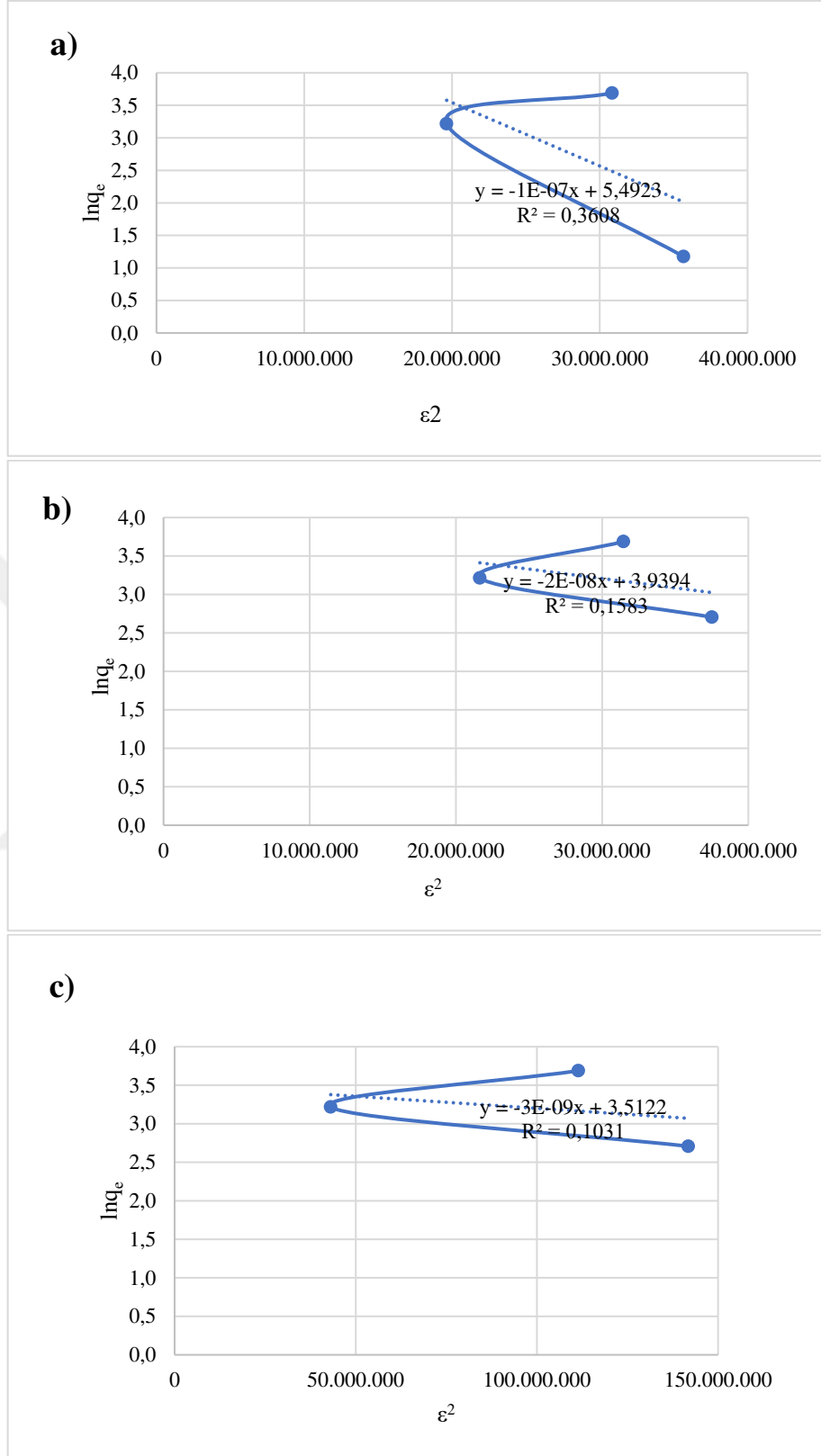
Eğer;

- $E < 8$ kJ/mol ise fiziksel
- $8 < E < 16$ kJ/mol aralığında ise iyon değişim

adsorpsiyon çeşididir (Çalışkan ve diğerleri, 2010).

Tablo 7.11’de verilen E değerleri incelendiğinde 30°C ve 40°C sıcaklıklarda adsorpsiyonun fiziksel olarak gerçekleştiği, 50°C sıcaklıkta ise sürecin iyonik adsorpsiyon sınıfında yer aldığı görülmüştür. Tablo 7.11’deki veriler kullanılarak farklı sıcaklıklar için çizilen grafikler ise Şekil 7.12’de verilmiştir.





Şekil 7.12. Metil violet giderimi için farklı sıcaklıklarda elde edilen D-R izoterm grafiği a)303,15 K b)313,15 K c)323,15 K

Şekil 7.12 incelendiğinde; metil violet boyasının geopolimer üzerine adsorpsiyonunda D-R izotermi için sırasıyla 30°C için 0,3608, 40°C için 0,1583 ve 50°C için 0,1031 korelasyon değerleri belirlenmiştir. Elde edilen düşük korelasyon değerleri baz alınarak D-R izoterm modeline uygun olmadığı görülmüştür. D-R izoterm modeli, Freundlich modeli gibi modeller ile uygunluk sağlandığı takdirde yüzeyin homojen olmadığı hakkında bilgi veren izotermidir.

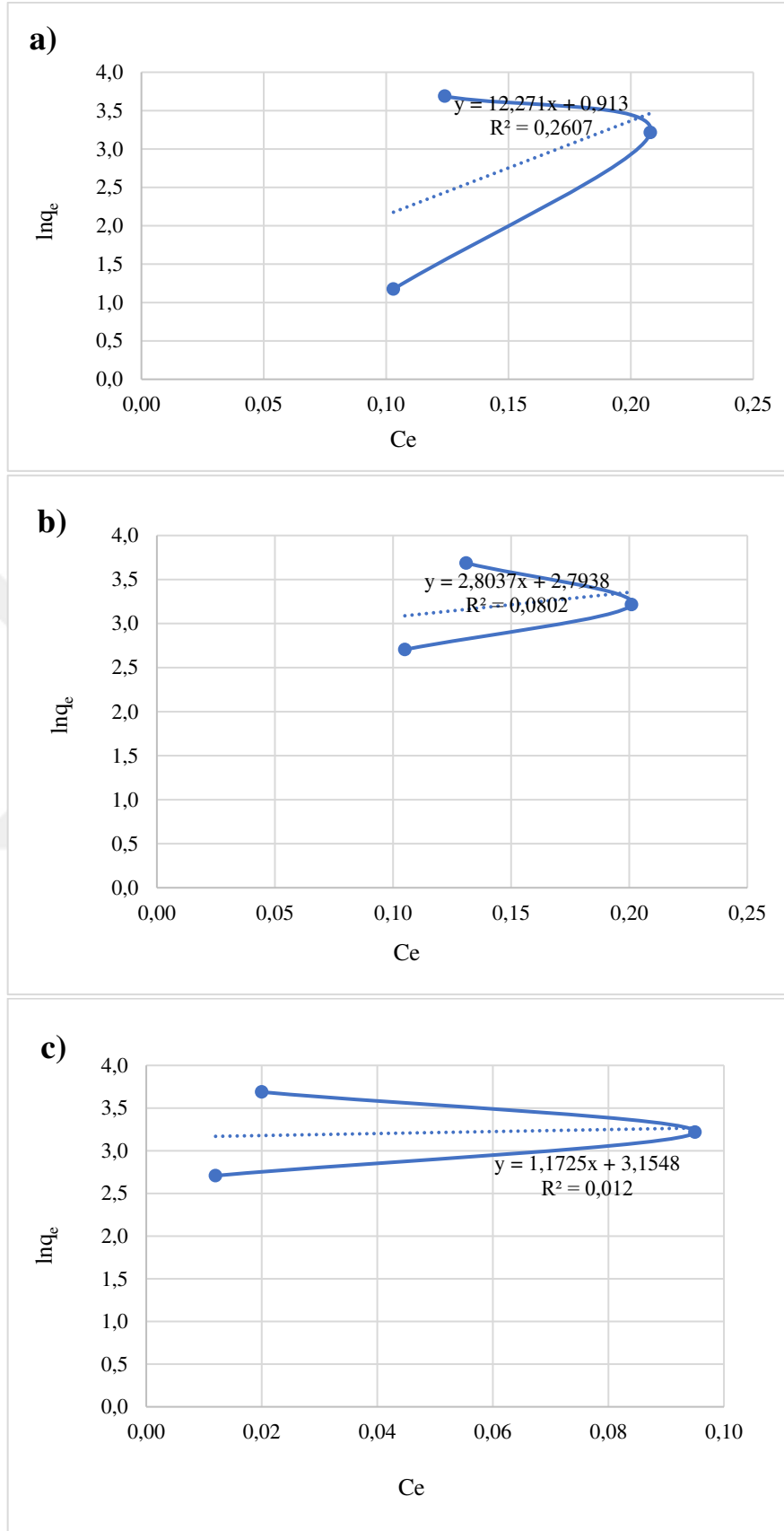
7.3.4. Metil violet adsorpsiyonu Temkin izotermi

MV boyasının geopolimer üzerine giderimi için yapılan adsorpsiyon çalışmalarının Temkin izoterm modeline uygunluğu araştırılmıştır. Bu kapsamda $\ln q_e$ 'ye karşı C_e grafiği çizilerek ilgili denklemler ile sonuçlar hesaplanmıştır. Elde edilen veriler Tablo 7.12'de listelenmiş Şekil 7.12'de ise grafik haline getirilmiştir.

Tablo 7.12. Metil violet giderimi için farklı sıcaklıklarda elde edilen Temkin izoterm sabitleri

Sıcaklık (°K)	B	$B \ln K_T$	K_T (L/g)	bt
303,15	119,79	11,16	1,09	21,02
313,15	33,26	0,63	1,01	78,21
323,15	33,26	1,48	1,04	80,71

Tablo 7.12'de görüldüğü gibi 303,15 K için Temkin izoterm sabit değeri 1,09; 313,15 K için izoterm sabiti değeri 1,02; 323,15 K için ise 323,15 K şeklinde elde edilmiştir. Tablo 7.12'deki veriler kullanılarak Şekil 7.13'te verilen farklı sıcaklıklar için Temkin izoterm grafikleri elde edilmiştir.



Şekil 7.13. Metil violet giderimi için Temkin izoterm grafiği a)303,15 K b)313,15 K c)323,15 K

Şekil 7.13'te görüldüğü gibi metil violet boyasının geopolimer üzerine adsorpsiyonunda Temkin izotermi için ortalama korelasyon değeri 0,1 olarak belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlar doğrultusunda adsorpsiyonun Temkin izoterm modeline uygun olmadığı görülmüştür.

7.4. Metil Violet Adsorpsiyon Kinetiği

Adsorpsiyon prosesinin gerçekleştiği mekanizmaların tasarımı için adsorpsiyon kinetiğinin bilinmesi gerekmektedir. Adsorpsiyon kinetiği, hız sınırlayıcı basamağı ve mekanizmaları hakkında bilgi vermektedir (Kariim ve diğerleri, 2020). Adsorpsiyon mekanizmasının işleyişi hakkında bilgi sahibi olmak gerçekleşen adsorpsiyon prosesinin hızı ve verimi açısından yol göstermektedir. Bunlara bağlı olarak pek çok kinetik model kullanılmaktadır. Sulu ortamlardan farklı adsorbanlarla organik kirleticilerin gideriminde yaygın olarak kullanılan kinetik modeller; Yalancı Birinci Mertebeden kinetik model, Yalancı İkinci Mertebeden kinetik model ve Partikül İçi Difüzyon Modelidir.

Adsorpsiyon kinetiğini araştırmak için, sözde birinci dereceden kinetik model (Lagergren), sözde ikinci dereceden kinetik model (HO) ve partikül içi difüzyon kinetik modeli kullanılmış ve elde edilen veriler ile model eğrileri oluşturulmuştur. Kullanılan modeller ve hesaplanan değerler ise ilgili bölümlerdeki tablolarda verilmiştir.

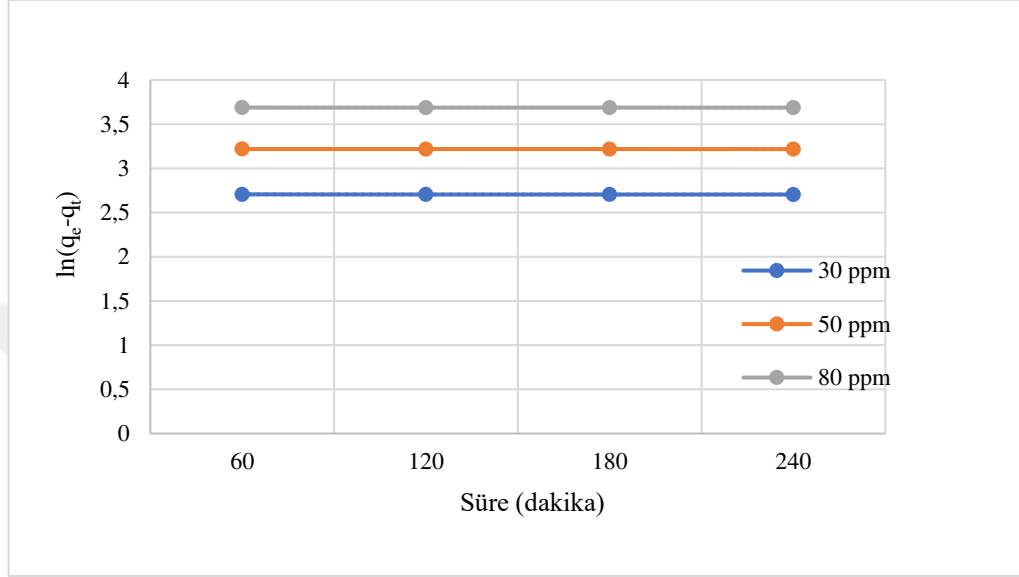
Birinci dereceden kinetik model, genellikle adsorpsiyon süresinin birinci basamağına uyum sağlarken bütün adsorpsiyon prosesi boyunca geçerli değildir. İkinci dereceden kinetik model ise, tüm adsorpsiyon süresi boyunca kinetik davranışı tahmin etmektedir (Hameed, 2008). Sonuçlar incelendiğinde regrasyon katsayısı (R^2) değeri en yüksek olan kinetik model, ikinci dereceden kinetik modeldir ve adsorpsiyon kinetiği bu modele uymaktadır. Sözde birinci ve ikinci dereceden kinetik model, adsorpsiyon difüzyon mekanizmasını açıklamazlar ve adsorpsiyon difüzyon mekanizması partikül içi difüzyon modeli ile incelenir.

7.4.1. Metil violet adsorpsiyonunda birinci dereceden adsorpsiyon kinetiğinin değerlendirilmesi

Elde edilen veriler Lagergren 1. dereceden hız denkleminde göre $\log(q_e - q_t)$ değerleri t (süre)'ye karşı grafiğe geçirilmiştir. Burada q_e , denge anında adsorbentın gramı başına adsorplanan madde miktarını temsil ederken q_t ise herhangi bir anda adsorbentın gramı başına adsorplanan madde miktarını temsil etmektedir. Adsorpsiyona ait 1. dereceden kinetik modele göre farklı sıcaklıklarda çizilmiş grafikler Şekil 7.14-16'da verilmiştir. 1.

dereceden adsorpsiyon kinetiğine ilişkin hesaplanan adsorpsiyon hız sabiti (k_1) ve hesaplanan denge adsorpsiyon kapasitesi Tablo 7.14-16'da verilmiştir.

Şekil 7.14'te 30 °C sıcaklıkta her üç farklı başlangıç derişimi için elde edilen yalancı birinci dereceden kinetik model grafiğı verilmiştir.



Şekil 7.14. 30°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu yalancı birinci mertebe kinetik modeli

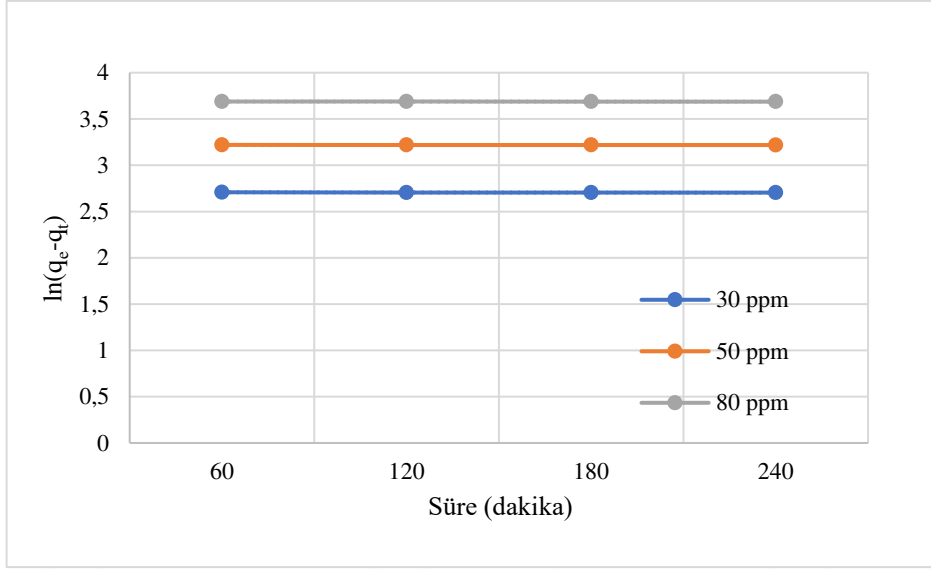
Şekil 7.14'teki her bir derişim grafiğı için 30°C sıcaklıkta elde edilen denklemler sırasıyla aşağıda gösterilmiştir.

$$30 \text{ mg/L başlangıç derişimi için} \quad y = -0,0005x + 2,7068 \quad R^2 = 0,8998$$

$$50 \text{ mg/L başlangıç derişimi için} \quad y = -0,0004x + 3,2196 \quad R^2 = 0,996$$

$$80 \text{ mg/L başlangıç derişimi için} \quad y = -0,0003x + 3,6886 \quad R^2 = 0,7994$$

Şekil 7.14'ten elde edilen her bir başlangıç konsantrasyonu için elde edilen korelasyon katsayıları sırası ile 0,8998-0,996 ve 0,7994 olarak bulunmuştur. Şekil 7.15'te 40 °C sıcaklıkta farklı başlangıç derişimleri için elde edilen yalancı birinci dereceden kinetik model grafiğı verilmiştir.

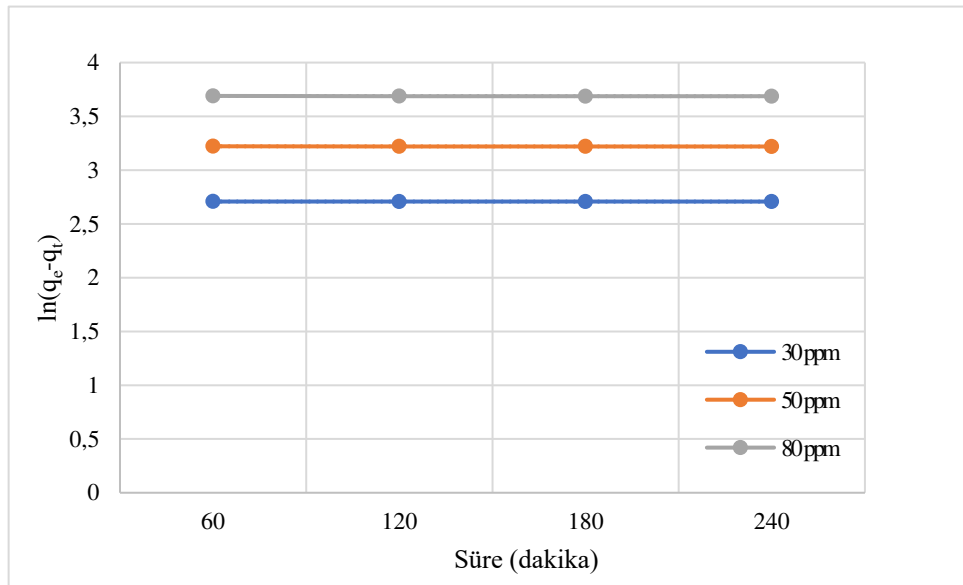


Şekil 7.15. 40°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu yalancı birinci mertebe kinetik modeli

Her bir konsantrasyon eğrisi için grafikten elde edilen denklemler sırasıyla aşağıda verilmiştir.

30 mg/L başlangıç derişimi için	$y = -0,0012x + 2,7085$	$R^2 = 0,6792$
50 mg/L başlangıç derişimi için	$y = -0,0005x + 3,2206$	$R^2 = 0,8746$
80 mg/L başlangıç derişimi için	$y = -0,0004x + 3,6887$	$R^2 = 0,9154$

Şekil 7.15'ten elde edilen korelasyon katsayıları, üç farklı başlangıç derişimi için sırası ile 0,6792-0,8746 ve 0,9154 olarak bulunmuştur. 50°C sıcaklıkta için elde edilen yalancı birinci dereceden kinetik model grafiği Şekil 7.16'da verilmiştir.



Şekil 7.16. 50°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu yalancı birinci mertebe kinetik modeli

50°C sıcaklıkta 30 mg/L, 50 mg/L ve 80 mg/L başlangıç derişimleri için bulunan denklemler aşağıda verilmiştir.

$$\begin{array}{lll} 30 \text{ mg/L başlangıç derişimi için} & y = -0,0001x + 2,7081 & R^2 = 0,9143 \\ 50 \text{ mg/L başlangıç derişimi için} & y = 0,0006x + 3,222 & R^2 = 0,9337 \\ 80 \text{ mg/L başlangıç derişimi için} & y = -0,0009x + 3,6904 & R^2 = 0,7773 \end{array}$$

Şekil 7.14-16'dan elde edilen yalancı birinci mertbe kinetik modeli korelasyon değerlerinin 0,67 ila 0,996 arasında değıştiğı görülmüştür.

Tablo 7.13'te 30 °C'de üç farklı başlangıç derişimi için birinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri verilmiştir.

Tablo 7.13. 30°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu birinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri

Derişim	q deneysel	k ₁	q hesaplanan	R ²
30	14,981	0,00115	14,949	0,8998
50	25,028	0,00092	24,896	0,996
80	39,989	0,00069	39,938	0,7994

Tablo 7.13'te görüldüğü gibi 30 ppm başlangıç derişimi için q deneysel değeri 14,981 iken q hesaplanan değeri ise 14,949'dur. 50 ppm için q deneysel değeri 25,028 iken q hesaplanan 24,896'dır. 80 ppm için ise q deneysel değeri 39,989 iken q hesaplanan 39,938'dir. Her bir derişim için elde edilen korelasyon katsayıları ise sırası ile 0,8998; 0,996; 0,7994 olarak bulunmuştur. 40°C sıcaklıkta gerçekleştirilen metil violetin üç farklı başlangıç derişimi için bulunan birinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri Tablo 7.14'te verilmiştir.

Tablo 7.14. 40°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu birinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri

Derişim	q deneysel	k ₁	q hesaplanan	R ²
30	15,007	0,00276	14,948	0,6792
50	25,043	0,00115	24,9	0,8746
80	39,993	0,00092	39,935	0,9154

30 ppm başlangıç derişimi için deneysel olarak bulunan q deneysel değeri 15,007 iken q hesaplanan değeri ise 14,948'dir. 50 ppm için q deneysel ve q hesaplanan değerleri sırasıyla 25,043 ve 24,9 olarak bulunmuştur. q deneysel ve q hesaplanan değerleri 80 mg/L başlangıç derişimi için ise 39,993 ve 39, 935'tir. Tablo 7.15'te 50°C sıcaklık için bulunan birinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri verilmiştir.

Tablo 7.15. 50°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu birinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri

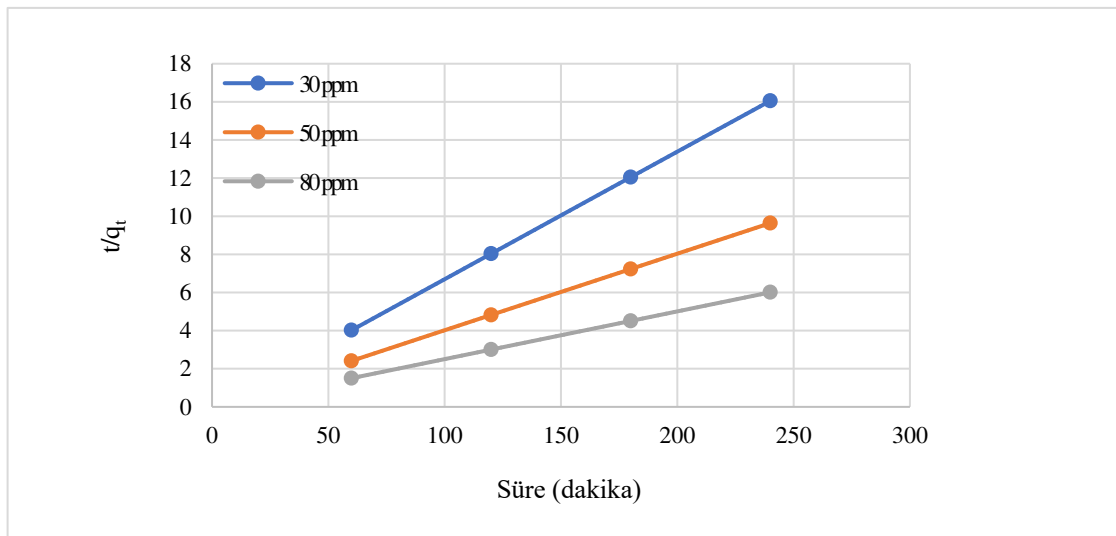
Derişim	q deneysel	k ₁	q hesaplanan	R ²
30	15,000	0,00023	14,994	0,9143
50	25,078	0,00138	24,969	0,9337
80	40,061	0,00207	39,933	0,7773

50°C sıcaklıkta gerçekleştirilen adsorpsiyon deneylerinde 30 ppm başlangıç derişimi için q deneysel değeri 15 iken q hesaplanan değeri ise 14,994 olarak bulunmuştur. 50 ppm ve 80 ppm için bulunan q deneysel değerleri sırasıyla 25,078 ve 40,061 iken q hesaplanan değerleri 24,969 ve 39, 933'tür. Üç farklı başlangıç derişimi için 50°C sıcaklıkta bulunan korelasyon katsayıları ise sırası ile 0,9143; 0,9337; 0,7773'tür.

7.4.2. Metil violet adsorpsiyonunda ikinci dereceden adsorpsiyon kinetiğinin değerlendirilmesi

Psödo ikinci dereceden kinetiğe ilişkin grafik t/q_t değerlerine karşı t (süre) değerleri grafiğe geçirilerek elde edilmiştir. Burada q_t değerleri mg/g ve süre ise dakika olarak alınmıştır. Eğimden q_e değeri ve kesim noktasından k₂ değerleri hesaplanmıştır. Metil violetin her bir sıcaklıktaki adsorpsiyonu için 2. dereceden kinetik modele göre çizilmiş grafikler Şekil 7.17-19'da verilmiştir. 2. dereceden adsorpsiyon kinetiğine ilişkin hesaplanan adsorpsiyon hız sabiti (k₂) ve hesaplanan denge adsorpsiyon kapasitesi değerleri Tablo 7.16-18'de verilmiştir.

Şekil 7.17'de 30°C sıcaklıkta farklı derişimlerde gerçekleştirilen adsorpsiyon deneylerinden elde edilen yalancı ikinci dereceden kinetik model grafiği verilmiştir.



Şekil 7.17. 30°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu yalancı ikinci mertebeye kinetik modeli

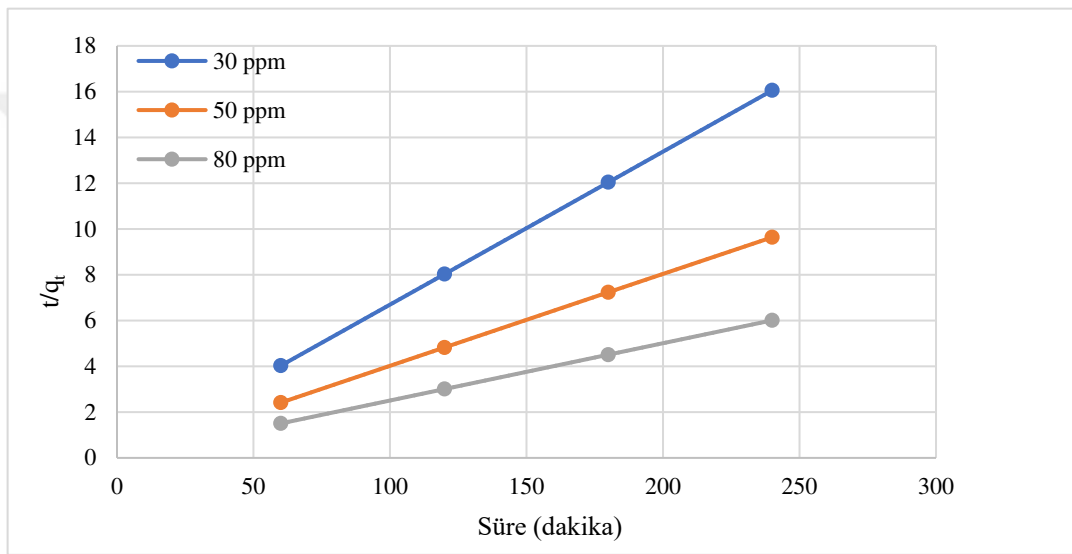
30°C sıcaklıkta üç farklı başlangıç derişimleri için elde edilen denklemler sırasıyla aşağıda gösterilmiştir.

$$30 \text{ mg/L başlangıç derişimi için} \quad y = 0,0669x + 0,0108 \quad R^2 = 1$$

$$50 \text{ mg/L başlangıç derişimi için} \quad y = 0,0402x + 0,0042 \quad R^2 = 1$$

$$80 \text{ mg/L başlangıç derişimi için} \quad y = 0,025x + 0,0021 \quad R^2 = 1$$

Elde edilen denklemlerden görüldüğü gibi her bir başlangıç konsantrasyonu için korelasyon katsayıları 1 olarak bulunmuştur. Şekil 7.18’de 40°C’de her üç başlangıç derişimi için elde edilen yalancı ikinci dereceden kinetik model grafiğı verilmiştir.



Şekil 7.18. 40°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu yalancı ikinci mertebe kinetik modeli

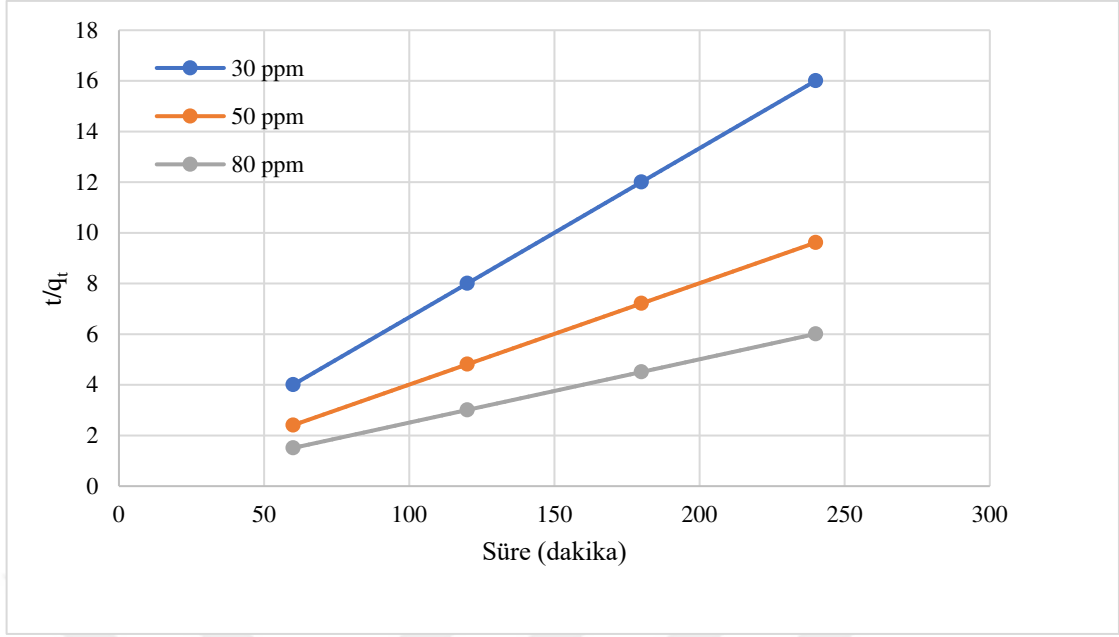
40°C sıcaklıkta metil violetin üç farklı derişimdeki adsorpsiyonu için yalancı ikinci mertebe kinetik modelinden elde edilen denklemler aşağıda verilmiştir. Bulunan denklemlerden korelasyon katsayılarının 1 olduğu görülmüştür.

$$30 \text{ mg/L başlangıç derişimi için} \quad y = 0,0668x + 0,0168 \quad R^2 = 1$$

$$50 \text{ mg/L başlangıç derişimi için} \quad y = 0,0401x + 0,0062 \quad R^2 = 1$$

$$80 \text{ mg/L başlangıç derişimi için} \quad y = 0,025x + 0,0029 \quad R^2 = 1$$

Şekil 7.19’da 50°C sıcaklıkta gerçekleştirilen adsorpsiyon deneyleri için yalancı ikinci dereceden kinetik model grafiğı verilmiştir.



Şekil 7.19. 50°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu yalancı ikinci mertebe kinetik modeli

Şekil 7.19'daki her bir konsantrasyon grafiği için 50°C'de elde edilen denklemler sırasıyla aşağıda verilmiştir.

$$\begin{aligned}
 &30 \text{ mg/L başlangıç derişimi için} & y = 0,0667x + 0,0019 & R^2 = 1 \\
 &50 \text{ mg/L başlangıç derişimi için} & y = 0,04x + 0,0061 & R^2 = 1 \\
 &80 \text{ mg/L başlangıç derişimi için} & y = 0,025x + 0,0053 & R^2 = 1
 \end{aligned}$$

Metil violet boyar maddesinin adsorpsiyonu için yalancı ikinci mertebe kinetik modelinden elde edilen korelasyon katsayılarının her üç başlangıç derişimi için de 1 olduğu görülmüştür. Tablo 7.16'da 30°C sıcaklıkta metil violetin adsorpsiyonu için ikinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri verilmiştir.

Tablo 7.16. 30°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu ikinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri

Derişim	q deneysel	k ₂	q hesaplanan	R ²
30	15,00	0,00023	14,994	1
50	25,078	0,00138	24,969	1
80	40,061	0,00207	39,933	1

Tablo 7.16'da görüldüğü gibi 30 ppm başlangıç derişimi için q deneysel değeri 14,994 ve q hesaplanan değeri 15'tir. 50 ppm için q deneysel ve q hesaplanan değerleri 24,969 ve 25,078 olarak bulunurken 80 ppm için sırasıyla 39,933 ve 40,061 olarak bulunmuştur. Her bir derişim için elde edilen korelasyon katsayıları ise 1'dir.

40 °C sıcaklıkta gerçekleştirilen deneyler için bulunan ikinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri Tablo 7.17’de verilmiştir.

Tablo 7.17. 40°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu ikinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri

Derişim	q deneysel	k ₂	q hesaplanan	R ²
30	14,970	0,26561	14,948	1
50	24,980	0,259356	24,9	1
80	40	0,215517	39,935	1

40 °C sıcaklıkta gerçekleştirilen deneyler için q_{deneysel} değerleri her bir derişim için sırasıyla 14,97, 24,98 ve 40 olarak bulunmuştur. Aynı sıcaklıkta q_{hesaplanan} değerleri ise 14,948, 24,9 ve 39,935 olarak hesaplanmıştır. Korelasyon katsayıları ise 1 olarak belirlenmiştir. Tablo 7.18’de 50 °C’de üç farklı başlangıç derişimi için ikinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri verilmiştir.

Tablo 7.18. 50°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu ikinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri

Derişim	q deneysel	k ₂	q hesaplanan	R ²
30	14,993	2,341521	14,994	1
40	25	0,262295	24,969	1
50	40	0,117925	39,933	1

Tablo 7.18’de görüldüğü gibi 30 ppm başlangıç derişimi için hesaplanan q_{deneysel} değeri 14,994 iken q_{hesaplanan} değer ise 14,993’tür. 50 ppm için q_{deneysel} değeri 25 iken q_{hesaplanan} 24,969’dur. 80 ppm için ise q_{deneysel} değeri 40 iken q_{hesaplanan} 39,933’tür. Korelasyon katsayıları, diğer sıcaklıklarda olduğu gibi 1 olarak belirlenmiştir.

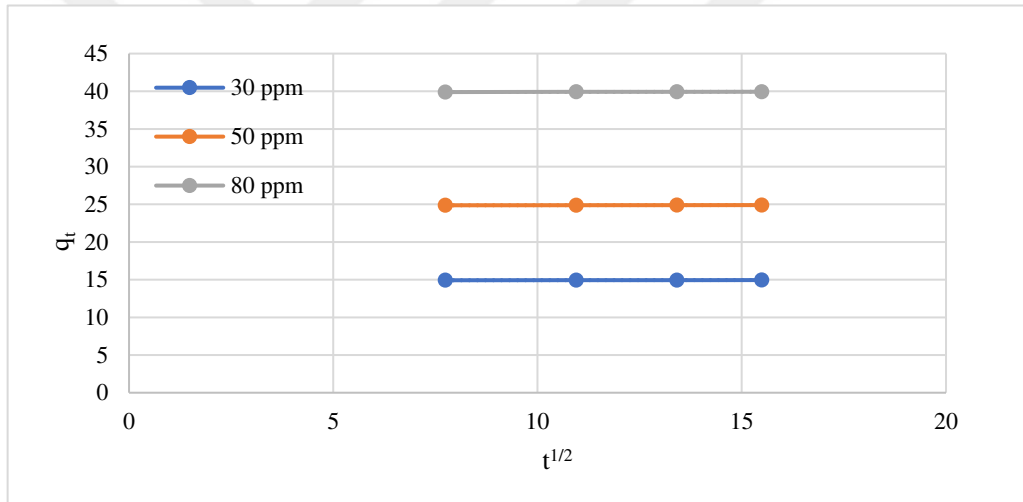
Deneysel çalışmalarda elde edilen sonuçlardan bulunan deneysel q_e değerleri ile teorik (hesaplanan) q_e değerleri incelendiğinde; deneysel ve teorik q_e değerlerinin 2. dereceden kinetik modelde 1. dereceden kinetik değerlendirmedekine kıyasla daha yakın olması adsorpsiyon prosesinin 2.dereceden kinetik modele uygun olduğunu göstermiştir. Aynı tablolar ve ilgili grafikler baz alınarak 1. dereceden kinetik modele ait korelasyon katsayıları ve 2. dereceden kinetik modele ait korelasyon katsayıları karşılaştırıldığında deneysel verilerin 2. dereceden kinetik modele uygunluk gösterdiği görülmüştür. Buradan sınır tabaka direncinin hız belirleyici basamak olmadığı söylenebilir. Tüm bu veriler ışığında absorban başına uzaklaşan metil violet miktarı birinci dereceden denkleme göre fazla olmasından dolayı adsorpsiyon kinetiğini aydınlatabilmek için ikinci dereceden

kinetik modeline uygun olduğu sonucuna varılmıştır. Deneysel verilerin 2. dereceden kinetik modele uygunluk göstermesi literatür ile örtüşmektedir (Özdemir, 2006).

7.4.3. Metil violet adsorpsiyonunda parçacık içi difüzyon kinetiği modelinin değerlendirilmesi

Adsorpsiyon sürecinde parçacık içi difüzyonun etkisini belirlemek üzere deneysel veriler kullanılarak q_t ve $t^{1/2}$ değerlerinin grafiği çizilmiştir. Burada q_t (adsorplanan boya miktarı) mg/g ve t (süre) dakika olarak alınmıştır. Söz konusu grafikler Şekil 7.20-22’de verilmiştir. Tablo 7.19-21’de deneysel sonuçların grafiksel değerlendirilmesi sonucu parçacık içi difüzyon kinetik modeline ilişkin sabitler verilmiştir.

Şekil 7.20’de 30 °C’de farklı başlangıç derişimleri ile elde edilen parçacık içi difüzyon kinetik model grafiği verilmiştir.



Şekil 7.20. 30°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu parçacık içi difüzyon kinetik modeli

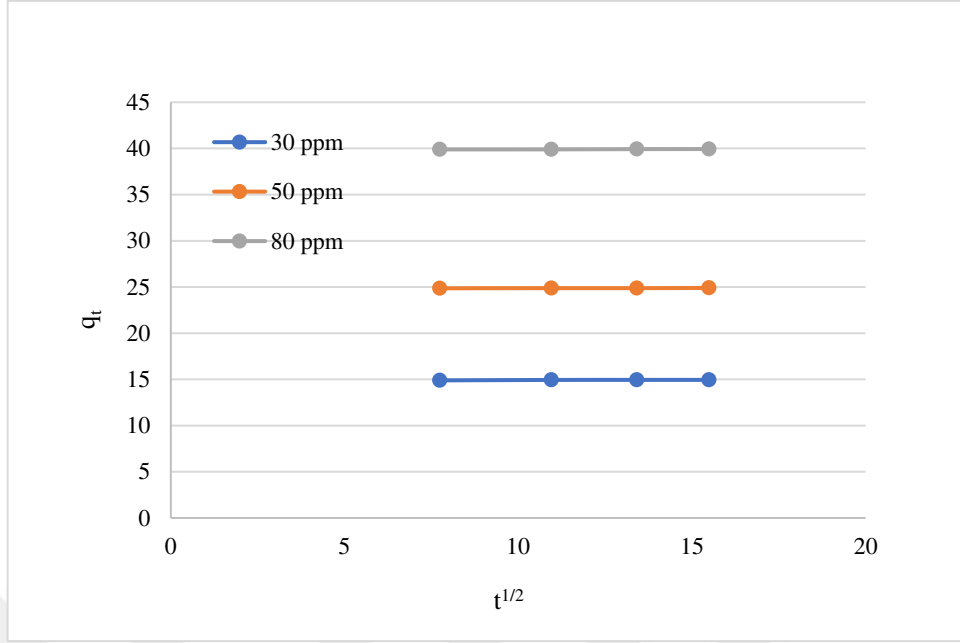
Şekil 7.20’deki üç farklı başlangıç değerleri için 30°C sıcaklıkta elde edilen denklemler sırasıyla aşağıda gösterilmiştir.

$$30 \text{ mg/L başlangıç derişimi için} \quad y = 0,0031x + 14,899 \quad R^2 = 0,8969$$

$$50 \text{ mg/L başlangıç derişimi için} \quad y = 0,0034x + 24,843 \quad R^2 = 0,9984$$

$$80 \text{ mg/L başlangıç derişimi için} \quad y = 0,0055x + 39,856 \quad R^2 = 0,8614$$

Elde edilen denklemlerden korelasyon katsayılarının sırası ile 0,8969, 0,9984 ve 0,8614 olduğu bulunmuştur. Şekil 7.21’de 40 °C sıcaklıkta elde edilen parçacık içi difüzyon kinetik model grafiği verilmiştir.



Şekil 7.21. 40°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu parçacık içi difüzyon kinetik modeli

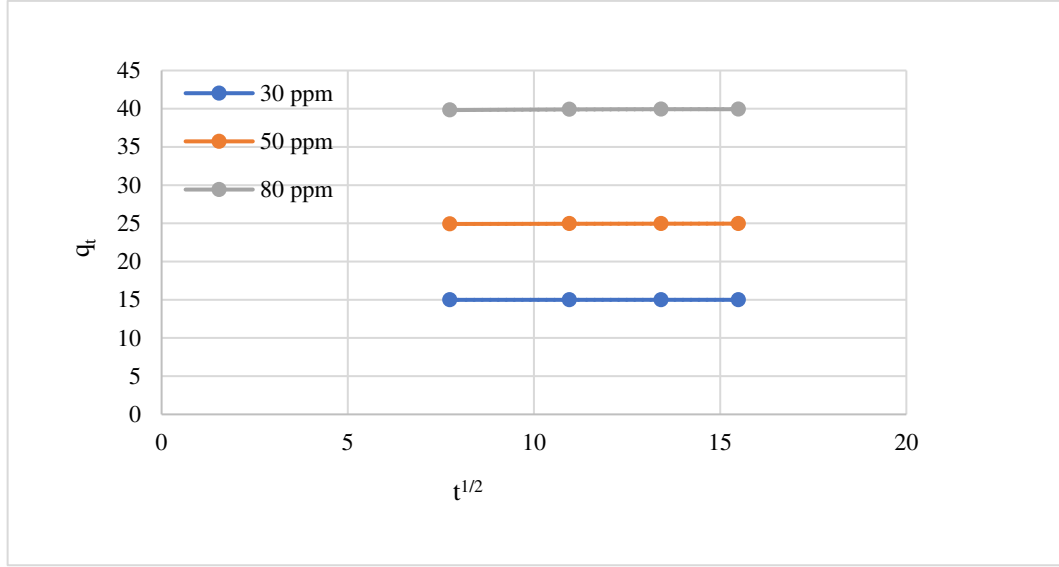
Şekil 7.21'den 40°C sıcaklıkta gerçekleştirilen adsorpsiyon deneyleri için elde edilen denklemler aşağıda verilmiştir.

30 mg/L başlangıç derişimi için $y = 0,0071x + 14,846$ $R^2 = 0,764$

50 mg/L başlangıç derişimi için $y = 0,0045x + 24,824$ $R^2 = 0,8437$

80 mg/L başlangıç derişimi için $y = 0,0058x + 39,844$ $R^2 = 0,8935$

40°C sıcaklıkta farklı başlangıç derişimleri için elde edilen korelasyon katsayıları sırası ile 0,764, 0,8437 ve 0,8935 olarak belirlenmiştir. Farklı başlangıç derişimleri için 50°C sıcaklıkta gerçekleştirilen adsorpsiyon deneylerinden elde edilen parçacık içi difüzyon kinetik model grafiği Şekil 7.22'de verilmiştir.



Şekil 7.22. 50°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu parçacık içi difüzyon kinetik modeli

Şekil 7.22’deki her bir konsantrasyon grafiği için 50°C’de elde edilen denklemler sırasıyla aşağıda gösterilmiştir.

$$30 \text{ mg/L başlangıç derişimi için } y = 0,0006x + 14,984 \quad R^2 = 0,9591$$

$$50 \text{ mg/L başlangıç derişimi için } y = 0,0056x + 24,878 \quad R^2 = 0,9715$$

$$80 \text{ mg/L başlangıç derişimi için } y = 0,0148x + 39,722 \quad R^2 = 0,8537$$

Şekil 7.22’de görülen her bir başlangıç konsantrasyonu için elde edilen eğrilerden korelasyon katsayıları sırası ile 0,9591, 0,9715 ve 0,8537 olarak belirlenmiştir. Tablo 7.19’da 30 °C sıcaklık için hesaplanan parçacık içi difüzyon kinetik sabitleri verilmiştir.

Tablo 7.19. 30°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu için parçacık içi difüzyon kinetik sabitleri

Parçacık içi Difüzyon		
Derişim (ppm)	c	K _p (mg/g dk ^{1/2})
30	14,899	0,0031
50	24,843	0,0034
80	39,856	0,0055

Metil violet boyar maddesinin 30, 50 ve 80 ppm başlangıç derişimleri için 30°C sıcaklıkta elde edilen K_p sabit değerleri sırası ile 0,0031-0,0034 ve 0,0055 olarak bulunmuştur. Tablo 7.20’de 40°C sıcaklık için hesaplanan parçacık içi difüzyon kinetik sabitleri verilmiştir.

Tablo 7.20. 40°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu için parçacık içi difüzyon kinetik sabitleri

Parçacık içi Difüzyon		
Derişim (ppm)	c	K _p (mg/g dk ^{1/2})
30	14,846	0,0071
50	24,824	0,0045
80	39,844	0,0058

Tablo 7.20’de görüldüğü gibi K_p sabit değerleri sırası ile 0,0071, 0,0045 ve 0,0058 şeklinde bulunmuştur. 50°C sıcaklık için hesaplanan parçacık içi difüzyon kinetik sabitleri ise Tablo 7.21’de verilmiştir.

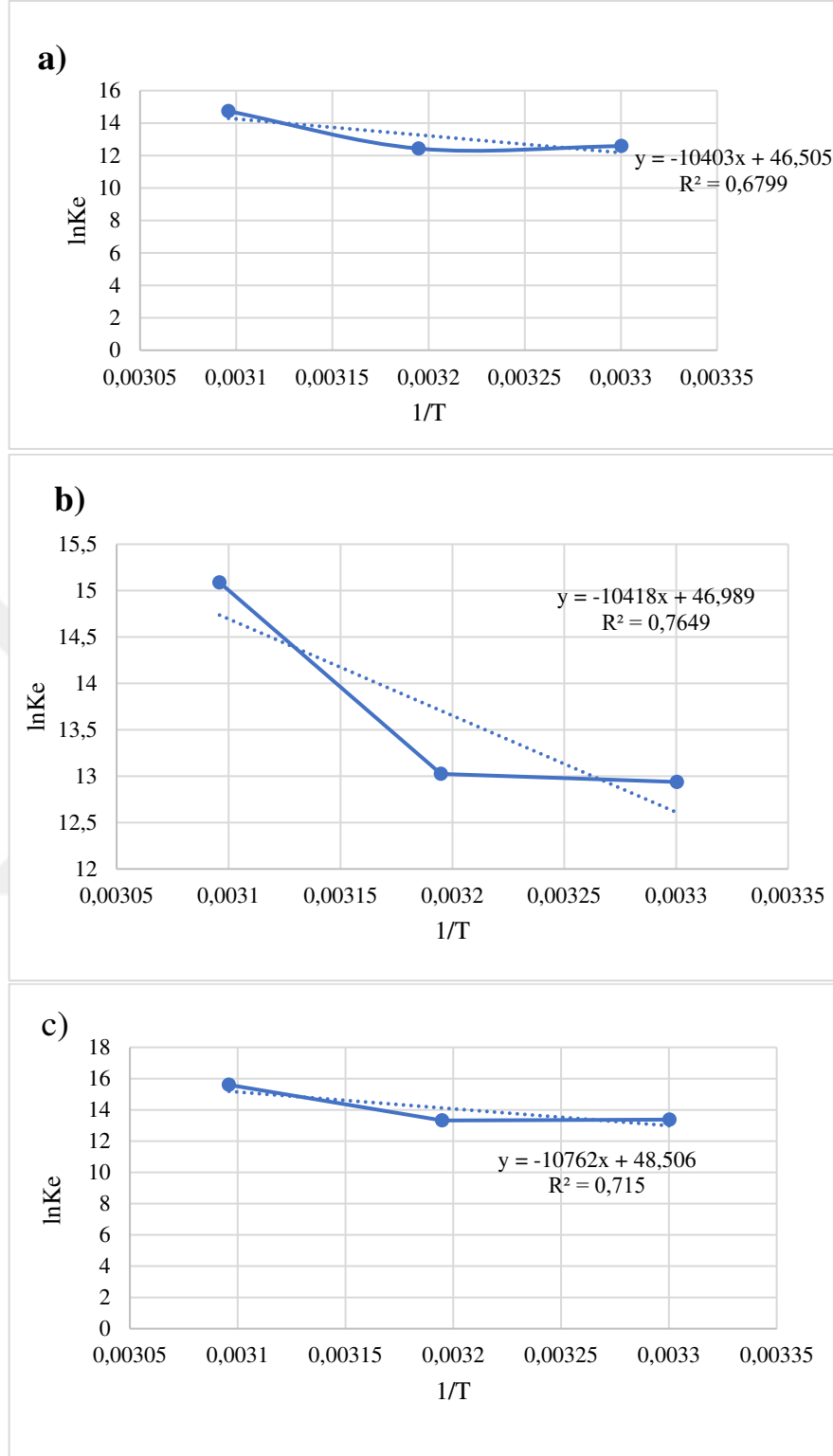
Tablo 7.21. 50°C sıcaklıkta metil violet adsorpsiyonu için parçacık içi difüzyon kinetik sabitleri

Parçacık içi Difüzyon		
Derişim (ppm)	c	K _p (mg/g dk ^{1/2})
30	14,984	0,0006
50	24,878	0,0056
80	39,722	0,0148

Tablo 7.21’de görüldüğü gibi üç farklı başlangıç derişimleri için elde edilen K_p sabit değerleri sırası ile 0,0006-0,0056 ve 0,0148 şeklindedir. Partikül içi difüzyon modelinde elde edilen R² değerleri yüksek olsa da parçacık içi difüzyona uyumun olabilmesi için elde edilen doğruların (plot) orjinden geçmesi gerektiğinden bu modelin uygun olmadığı görülmüştür. Buna ek olarak grafikler incelendiğinde tamamının doğrusal olduğu yani tek bir faz olduğu görülmektedir. Partikül içi difüzyonda doğrusal kısım parçacık veya gözenek difüzyonu gösterdiği için adsorpsiyonun geneline gözenek difüzyonunun hakim olduğu sonucuna varılmıştır.

7.5. Metil Violet Adsorpsiyon Termodinamiği

Adsorpsiyon termodinamiğinin incelenmesindeki başlıca amaçlar; adsorpsiyonun kendiliğinden olup olmadığını, ekzotermik veya endotermik olduğunu anlayabilmektir. Geopolimer üzerine metil violetin adsorpsiyonunun termodinamik özelliklerinin belirlenmesinde 30, 50 ve 80 mg/L başlangıç derişimlerinde farklı sıcaklıklarda elde edilen deneysel veriler kullanılmıştır. ΔH° , ΔS° ve ΔG° termodinamik parametreleri Van’t Hoff denkleminden yararlanarak hesaplanmış ve elde edilen değerler Tablo 7.22-24’te, elde edilen grafik ise Şekil 7.23’te verilmiştir.



Şekil 7.23. Metil violet adsorpsiyonu için üç farklı derişimde elde edilen $\ln(K)/1/T$ grafiğı a)30 ppm b)50 ppm c)80 ppm

Şekil 7.23'te her bir başlangıç konsantrasyonu için elde edilen eğrilerden korelasyon katsayılarının sırası ile 0,6799, 0,7649-0,715 olduğu bulunmuştur.

Şekil 7.23 kullanılarak elde edilen veriler Tablo 7.22-24'te verilmektedir. Tablo 7.22'te 30 ppm başlangıç derişimi için elde edilen termodinamik parametreler verilmiştir.

Tablo 7.22. 30 ppm başlangıç derişiminde metil violet adsorpsiyonu sonucu hesaplanan termodinamik parametreler

T (°C)	T (°K)	ΔH° (J/mol)	ΔS° (J/mol.K)	ΔG° (J/mol)
30	303			-30661,378
40	313	86490,542	386,64	-34527,778
50	323			-38394,178

Tablo 7.22'de görüldüğü gibi ΔH° ve ΔS° değerlerinin pozitif olduğu bulunmuştur. Bu sonuç adsorpsiyon prosesinin endotermik olduğunu ve düzensizliğin arttığını göstermiştir. ΔG° değerinin negatif olması ise sürecin kendiliğinden gerçekleştiğinin kanıtıdır. Tablo 7.23'te 50 ppm başlangıç derişimi için elde edilen termodinamik parametreler bulunmaktadır.

Tablo 7.23. 50 ppm başlangıç derişiminde metil violet adsorpsiyonu hesaplanan termodinamik parametreler

T (°C)	T (°K)	ΔH° (J/mol)	ΔS° (J/mol.K)	ΔG° (J/mol)
30	303			-31754,73
40	313	86615,2	390,6	-35661,33
50	323			-39567,93

Tablo 7.23'te 50 ppm başlangıç derişimi için elde edilen sonuçlarda olduğu gibi ΔH° ve ΔS° değerlerinin pozitif olduğu, ΔG° değerinin ise negatif olduğu görülmüştür. Bu sonuç adsorpsiyon prosesinin endotermik olduğunu, düzensizliğin arttığını ve sürecin kendiliğinden gerçekleştiğini göstermektedir. 80 ppm başlangıç derişimi için elde edilen termodinamik parametreler Tablo 7.24'de verilmiştir.

Tablo 7.24. 80 ppm başlangıç derişiminde metil violet adsorpsiyonu sonucu hesaplanan termodinamik parametreler

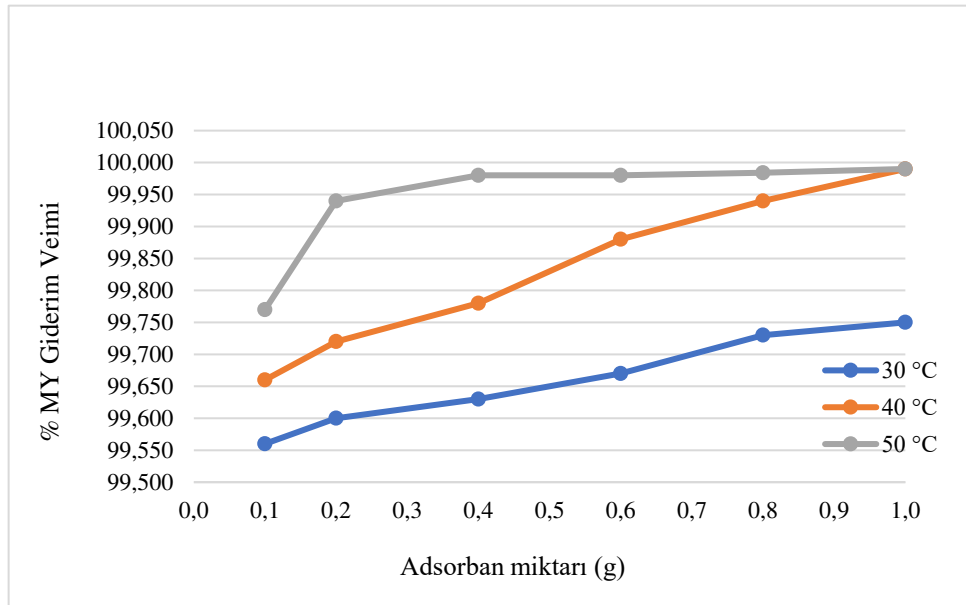
T (°C)	T (°K)	ΔH° (J/mol)	ΔS° (J/mol.K)	ΔG° (J/mol)
30	303			-32718,57
40	313	89475,3	403,3	-36751,37
50	323			-40784,17

Tablo 7.22-24'te görüldüğü gibi, geopolimer üzerine adsorpsiyonun serbest enerji değişimi (ΔG°) tüm sıcaklıklar için negatif olarak bulunmuştur. Serbest enerji değişiminin negatif olması adsorpsiyonun istemli olarak kendiliğinden (spontaneous) olduğuna işaret etmektedir. Adsorpsiyon işlemine ait standart entalpi değerleri (ΔH°) pozitif olarak bulunmuştur. ΔH° değerinin pozitif olması adsorpsiyonun endotermik olduğunun göstergesidir. Standart entropi değerleri (ΔS°) ise pozitif olarak bulunmuştur. ΔS° değerinin pozitif çıkması ise adsorbent ile madde arasında yapısal bir değişimin olabileceğine işaret etmektedir. Pozitif entropi işareti düzensizliğin arttığını ve yapısal bozulmaları işaret edebilir. Elde edilen sonuçların literatür ile uyumlu olduğu bulunmuştur (Doğan ve diğerleri, 2007).

7.6. Malahit Yeşil Boyarmaddesinin Adsorpsiyonunda Elde Edilen Sonuçlar

7.6.1. Malahit yeşil adsorpsiyonunda adsorban miktarının adsorpsiyon kapasitesi ve giderim verimi üzerine etkisi

Malahit yeşil boyar maddesinin gideriminde adsorban miktarının araştırılması amacı ile sabit 50 mg/l başlangıç derişiminde farklı sıcaklıklarda (30°C, 40°C ve 50°C) adsorban miktarları 0,1-0,2-0,4-0,6-0,8-1 g olarak değiştirilmiştir. Geopolimer adsorbanının değişen miktarları ile 8 saat temas süresinde gerçekleştirilen malahit yeşil adsorpsiyon çalışmasına ait % giderim verim grafiği Şekil 7.24' de gösterilmektedir.



Şekil 7.24. Adsorban miktarının MY giderim verimine etkisi (C_0 : 50 mg/L, t :480 dakika, T : 30-40-50 °C)

Şekil 7.24'te görüldüğü gibi 8 saat sonunda 30 °C'de, 50 ppm başlangıç derişiminde 0,1 g adsorban miktarı için giderim verimi %99,56 iken miktarın arttırılmasıyla giderim artmış ve 1 g absorban için %99,75 değerine ulaşmıştır. Maksimum % adsorban giderim verimi 40 °C'de 7-8 saat temas süresinde ve 50°C'de 8 saat temas süresi sonunda %99,99 şeklinde elde edilmiştir. Elde edilen sonuçlar incelendiğinde kullanılan adsorban miktarı arttıkça adsorpsiyon verimi de arttığı görülmektedir. Tablo 7.25-27'de değişen adsorban miktarlarında elde edilen %giderim verimleri verilmiştir. Tablo 7.25'te 30 °C sıcaklıkta değişen adsorban miktarlarında elde edilen % giderim verimi verilmiştir.

Tablo 7.25. 30°C sıcaklıkta malahit yeşil için % adsorpsiyon giderim verimleri (Co: 50 ppm)

Temas Süresi (saat)	Adsorban Miktarı (g)	0,1	0,2	0,4	0,6	0,8	1
1		99,22	99,36	99,5	99,55	99,60	99,67
2		99,42	99,47	99,56	99,59	99,64	99,69
3		99,44	99,49	99,57	99,62	99,65	99,70
4		99,45	99,51	99,58	99,64	99,66	99,72
5		99,5	99,57	99,59	99,65	99,68	99,73
6		99,51	99,59	99,6	99,66	99,69	99,73
7		99,54	99,59	99,60	99,67	99,70	99,74
8		99,56	99,60	99,63	99,67	99,73	99,75

30 °C sıcaklıkta 8 saat temas süresi sonucunda 0,1 g absorban varlığında elde edilen % giderim verimi 99,56 iken 1 g absorban varlığında elde edilen % giderim verimi 99,75 olarak bulunmuştur. 30 °C'de elde edilen en yüksek giderim verimi 1 g absorban varlığında elde edilmiştir.

Tablo 7.26'da 40 °C'de değişen adsorban miktarlarında elde edilen % adsorpsiyon giderim verimleri verilmiştir.

Tablo 7.26. 40°C sıcaklıkta malahit yeşil için % adsorpsiyon giderim verimleri (C₀: 50 ppm)

Temas Süresi (saat)	Adsorban Miktarı (g)	0,1	0,2	0,4	0,6	0,8	1
1		99,36	99,5	99,61	99,74	99,80	99,93
2		99,56	99,63	99,7	99,82	99,91	99,97
3		99,59	99,67	99,71	99,81	99,93	99,98
4		99,61	99,66	99,71	99,82	99,64	99,98
5		99,62	99,68	99,72	99,81	99,93	99,98
6		99,64	99,69	99,74	99,82	99,95	99,98
7		99,65	99,70	99,74	99,83	99,95	99,99
8		99,66	99,72	99,78	99,88	99,93	99,99

Tablo 7.26’da 40°C sıcaklıkta gerçekleştirilen deneyler sonucunda giderim veriminin en düşük 0,1 g adsorban miktarında 1 saat temas süresinde % 99,36 olduğu, en yüksek ise 7 ve 8 saat temas sürelerinde %99,99 olduğu görülmektedir.

Tablo 7.27’de 50°C’de değişen adsorban miktarlarında elde edilen % adsorpsiyon giderim verimleri verilmiştir.

Tablo 7.27. 50 °C sıcaklıkta malahit yeşil için % adsorpsiyon giderim verimleri (C₀: 50 ppm)

Temas Süresi (saat)	Adsorban Miktarı (g)	0,1	0,2	0,4	0,6	0,8	1
1		99,51	99,84	99,93	99,95	99,88	99,95
2		99,66	99,91	99,96	99,96	99,96	99,97
3		99,67	99,93	99,96	99,96	99,95	99,97
4		99,69	99,93	99,96	99,97	99,95	99,98
5		99,70	99,93	99,97	99,97	99,96	99,98
6		99,70	99,93	99,97	99,97	99,97	99,98
7		99,73	99,93	99,98	99,97	99,97	99,98
8		99,77	99,94	99,98	99,98	99,98	99,99

50 °C sıcaklıkta gerçekleştirilen deneyler sonucunda giderim değerlerinin %99,51 ile %99,99 aralığında değiştiği ve çok yüksek oranlarda giderim sağlandığı görülmüştür.

Tablo 7.25-26 ve 7.27’de görüldüğü gibi 0,8 g adsorban miktarından sonra giderim veriminde önemli bir değişim gözlenmemiştir. Örneğin 50 ppm başlangıç konsantrasyonunda, 50 °C’de, 8 saat temas süresinde 0,8 g adsorban miktarında % giderim verimi %99,98 iken 1 g adsorban varlığında %99,99’dur. Sonuçlar doğrultusunda adsorban yüzeyinin boyarmadde molekülleriyle doygunluğa ulaştığı yorumlanabilir. Adsorpsiyon veriminin adsorban miktarı ile doğrusal artışı, kirletici moleküllerinin tutunabileceği adsorban yüzeyinin alanının artması ile ilişkilendirilmiştir (Wang, 2007). Adsorpsiyon giderim yüzdesi adsorban miktarının artmasına bağlı olarak, prosesinde bulunan adsorpsiyon site sayısının artması ve temas yüzey alanının artması sebebi ile artmıştır. Malahit yeşil boyar maddesinin gideriminde farkı adsorban miktarları ile elde edilen adsorpsiyon kapasiteleri Tablo 7.28-30’de; farklı sıcaklıklardaki etkileri ise Şekil 7.24’ de gösterilmiştir.

Tablo 7.28’de 30 °C’de farklı adsorban miktarları ile elde edilen adsorpsiyon kapasiteleri verilmiştir.

Tablo 7.28. 30°C sıcaklıkta malahit yeşil için adsorpsiyon kapasitesinin adsorban miktarı ile değişimi (mg/g) (Co: 50 ppm)

Temas Süresi (saat)	Adsorban Miktarı (g)						
		0,1	0,2	0,4	0,6	0,8	1
1		49,61	24,84	12,43	8,29	6,22	4,98
2		49,71	24,86	12,44	8,3	6,22	4,98
3		49,72	24,87	12,44	8,30	6,22	4,98
4		49,72	24,87	12,44	8,30	6,22	4,98
5		49,75	24,89	12,44	8,30	6,23	4,98
6		49,75	24,89	12,45	8,30	6,23	4,98
7		49,77	24,9	12,45	8,30	6,23	4,98
8		49,78	24,90	12,45	8,30	6,23	4,98

Tablo 7.28’de 30°C’de 8 saat temas süresinde, 0,1 g adsorban varlığında elde edilen adsorpsiyon kapasitesi 49,78 mg/g iken adsorban miktarının artması ile kapasite değerleri 24,90-12,45-8,30-6,23 ve 4,98 mg/g şeklinde azalmıştır. 30 °C’de elde edilen en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 8 saat temas süresinde 49,78 mg/g olmuştur. 0,4 g, 0,6 g ve daha fazla miktarda adsorban miktarı için temas süresinin arttırılması ile adsorpsiyon kapasite değerlerinde çok düşük oranda değişim olduğu gözlenmiştir.

Tablo 7.29’da 40 °C’de farklı adsorban miktarları ile elde edilen adsorpsiyon kapasiteleri verilmiştir.

Tablo 7.29. 40°C sıcaklıkta malahit yeşil için adsorpsiyon kapasitesinin adsorban miktarı ile değişimi (mg/g) (C₀: 50 ppm)

Temas Süresi (saat)	Adsorban Miktarı (g)						
		0,1	0,2	0,4	0,6	0,8	1
1		49,68	24,87	12,45	8,31	6,23	4,99
2		49,78	24,90	12,46	8,31	6,24	4,99
3		49,79	24,91	12,46	8,31	6,24	4,99
4		49,80	24,91	12,46	8,30	6,24	4,99
5		49,81	24,92	12,46	8,31	6,24	4,99
6		49,82	24,92	12,46	8,31	6,24	4,99
7		49,82	24,92	12,46	8,31	6,24	5
8		49,83	24,93	12,47	8,31	6,24	5

40°C’de elde edilen en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 8 saat temas süresinde 0,1 g adsorban için 49,83 mg/g, en düşük ise 1 g adsorban için 4,99 mg/g olarak bulunmuştur. Tablo 7.30’da 50°C’de farklı adsorban miktarları ile elde edilen adsorpsiyon kapasiteleri verilmiştir.

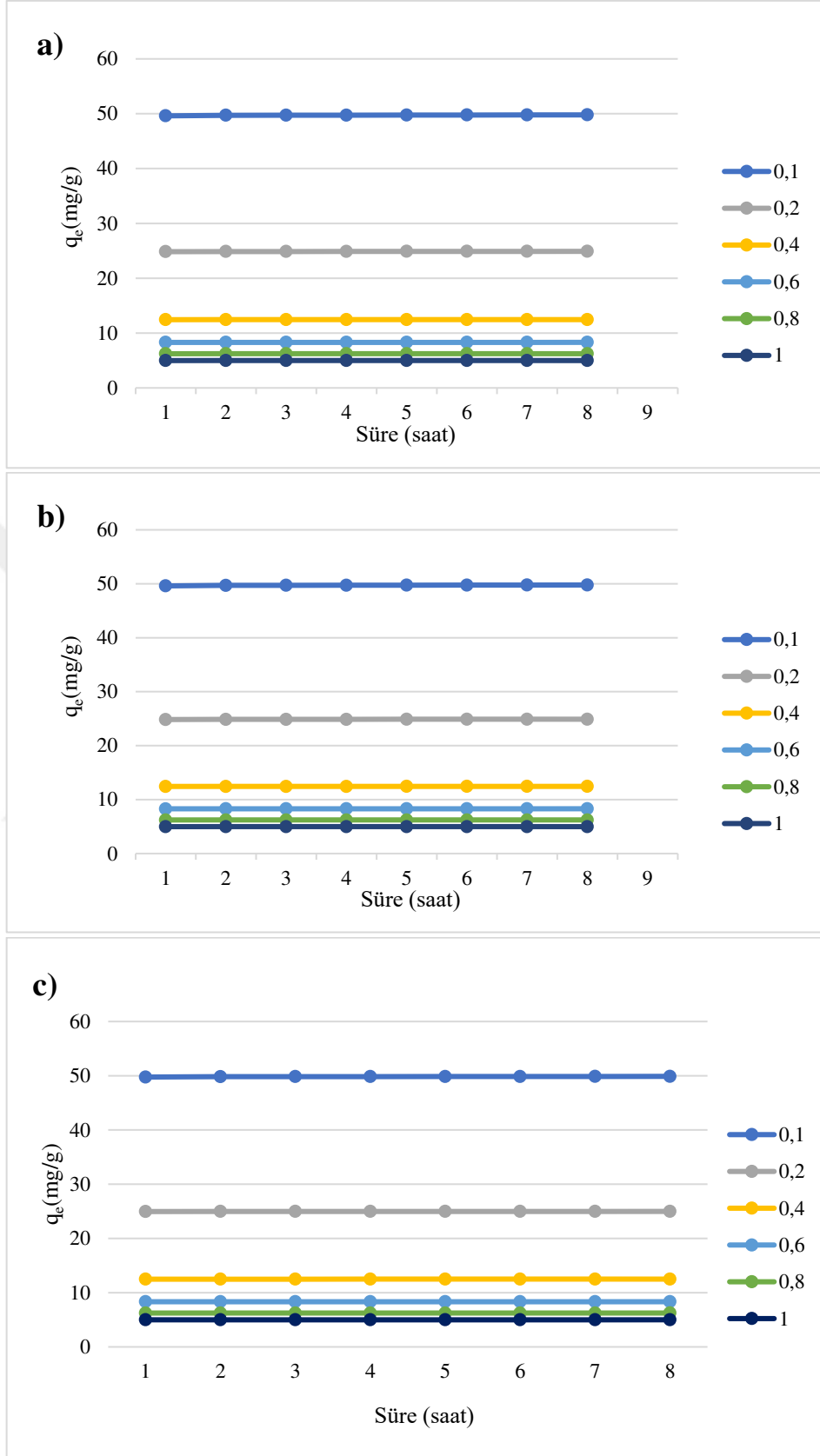
Tablo 7.30. 50°C sıcaklıkta malahit yeşil için adsorpsiyon kapasitesinin adsorban miktarı ile değişimi (mg/g) (C₀: 50 ppm)

Temas Süresi (saat)	Adsorban Miktarı (g)						
		0,1	0,2	0,4	0,6	0,8	1
1		49,75	24,96	12,49	8,33	6,24	4,99
2		49,83	24,98	12,49	8,33	6,24	4,99
3		49,83	24,98	12,49	8,33	6,24	4,99
4		49,84	24,98	12,49	8,33	6,24	4,99
5		49,85	24,98	12,49	8,33	6,24	4,99
6		49,85	24,98	12,49	8,33	6,24	4,99
7		49,86	24,98	12,49	8,33	6,24	4,99
8		49,88	24,98	12,49	8,33	6,24	5

Tablo 7.30’da 50 °C’de, 8 saat temas süresinde, 0,1 g adsorban varlığında elde edilen adsorpsiyon kapasitesi 49,88 mg/g iken 0,2-0,4-0,6-0,8-1 g adsorban varlığında elde edilen kapasiteler sırası ile 24,98-12,49-8,33-6,24 ve 5 mg/g olarak bulunmuştur. 50 °C sıcaklıkta en yüksek adsorpsiyon kapasitesi 8 saat temas süresinde 49,88 mg/g olarak elde edilmiştir.

Tablo 7.28-30’dan elde edilen sonuçlara göre, ortamdaki adsorban miktarının artışına; adsorpsiyon prosesi sürecinde çok sayıda aktif bölgenin doymamışlığını gösteren adsorpsiyon kapasitesindeki azalma eşlik etmiştir. Tablo 7.25-27 ile Tablo 7.28-30 serileri kendi aralığında karşılaştırıldığında; ortamdaki adsorban miktarı arttıkça % giderim veriminin arttığı bununla beraber adsorpsiyon kapasitesinin azaldığı görülmektedir. Örneğin; 30 °C sıcaklıkta adsorban miktarı 0,1’den 1 g’a arttırıldığında % giderim verimi %99,56’dan %99,75’e artarken; adsorpsiyon kapasitesi 49,78 mg/g ‘dan 4,98 mg/g’a azalmıştır. Giderim verimi artan adsorban miktarına bağlı olarak, mevcut adsorpsiyon bölge sayısının ve yüzey alanının artması nedeniyle artmıştır. (Nandi ve diğerleri, 2009; Sartepe ve diğerleri; Wang 2007).

Şekil 7.25’te üç farklı sıcaklık için adsorban miktarına bağlı olarak değişen adsorpsiyon kapasiteleri verilmiştir.



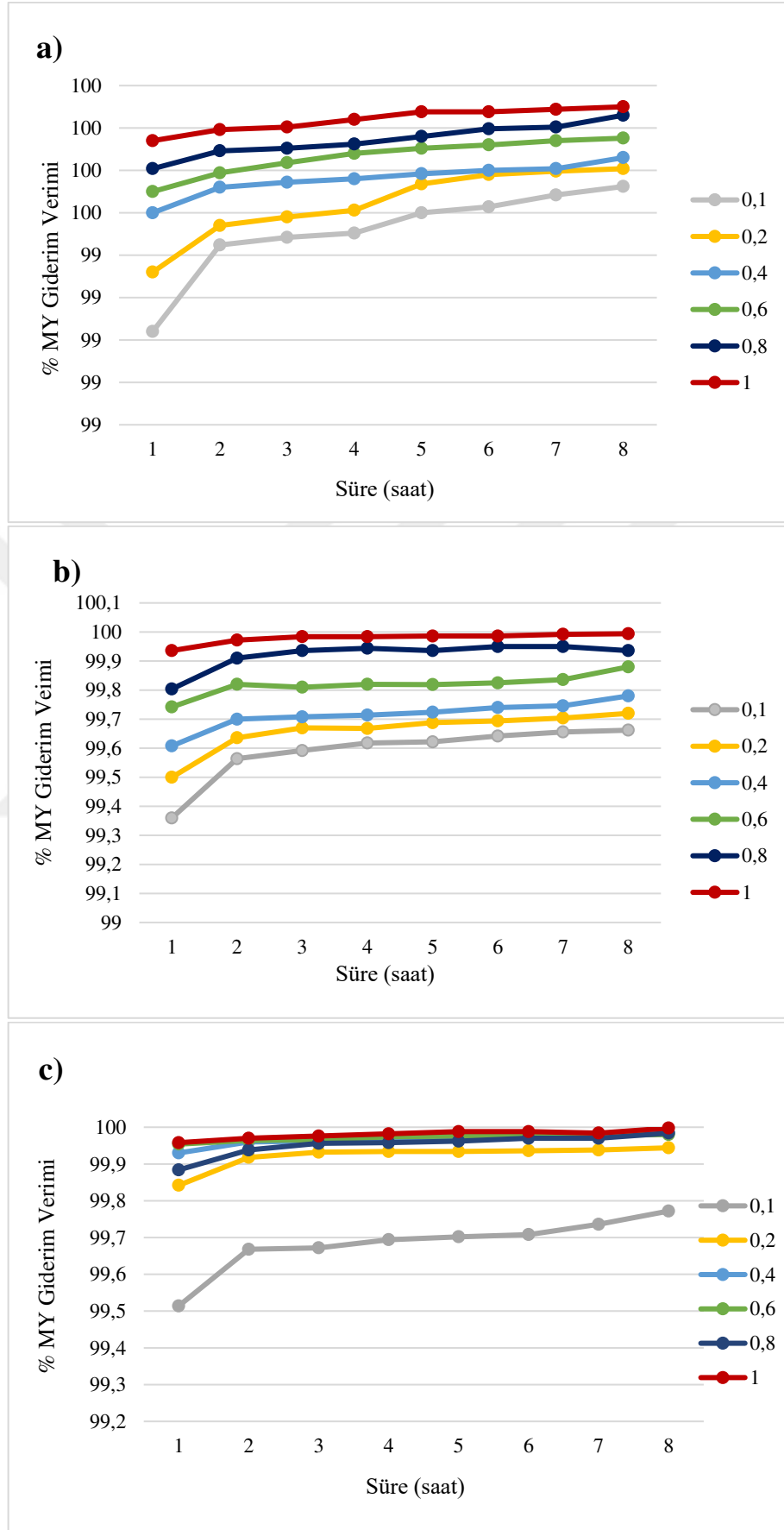
Şekil 7.25. Malahit yeşil gideriminde adsorban miktarının adsorpsiyon kapasitesine etkileri (C_0 : 50 mg/L)
a) 30 °C b) 40 °C c) 50 °C

Şekil 7.25 incelendiğinde her sıcaklık değeri için adsorban miktarının artması ile adsorpsiyon kapasite değerlerinin azaldığı gözlenmiştir. Aynı zamanda sıcaklık arttıkça adsorpsiyon kapasitesinin çok düşük oranda arttığı görülmektedir. Elde edilen veriler incelendiğinde kinetik çalışmalar için adsorban miktarı 0,2 g olarak belirlenmiştir.

7.6.2. Malahit yeşil adsorpsiyonunda temas süresinin adsorpsiyon kapasitesi ve giderim verimi üzerine etkisi

Adsorpsiyon prosesinde giderim verimi ve kapasite değerlerini etkileyen bir diğer önemli parametre temas süresidir. Şekil 7.26’da geopolimer adsorbanı ile malahit yeşil boyarmaddesinin farklı sürelerdeki % giderim verimlerine ait değerler gösterilmektedir.





Şekil 7.26. Temas süresinin MY giderim verimine etkisi (C_0 : 50 mg/L) a) 30 °C b) 40 °C c) 50 °C

Şekil 7.26’da verilen grafiklerde 60 dakikaya kadar adsorpsiyon hızının yüksek olduğu; 120 dakika sonrasında ise küçük sapmalar olsa bile adsorpsiyon giderim veriminde büyük bir değişim olmadığı görülmektedir. Örneğin; 50 °C’de 60 dakika da elde edilen giderim verimi %99,66 iken 120’nci dakikada elde edilen giderim %99,67 ve 480 dakika sonunda %99,69’dur. Adsorpsiyon prosesinde denge süresi sonrası adsorplanan madde miktarında önemli bir artış olmamasının sebebi ise; adsorban yüzeyindeki aktif bölge noktalarının git gide azalmasıyla geopolimer yüzeyine adsorplanan pozitif yüklü kirletici molekülleri ile sulu çözeltideki pozitif yüklü kirletici molekülleri arasındaki elektrostatik hareketlerle yavaş hızda por difüzyonu ve boyarmadde konsantrasyonundaki azalma ile açıklanabilir. Bunun sebebi ise yüksek başlangıç konsantrasyonu, sulu ve katı faz arasındaki kütle transfer direnç sınırının geçilmesinden dolayı dikkat çeken bir itici güç olmasından kaynaklanmaktadır (Tsai ve diğerleri, 2007).

7.6.3. Malahit yeşil adsorpsiyonunda sıcaklığın adsorpsiyon kapasitesi ve giderim verimi üzerine etkisi

Malahit yeşil adsorpsiyonunda sıcaklığın giderim yüzdesi ve kapasite değerleri üzerine etkilerinin araştırılması için adsorpsiyon deneyleri 30°C, 40°C ve 50°C sıcaklıklarında gerçekleştirilmiştir.

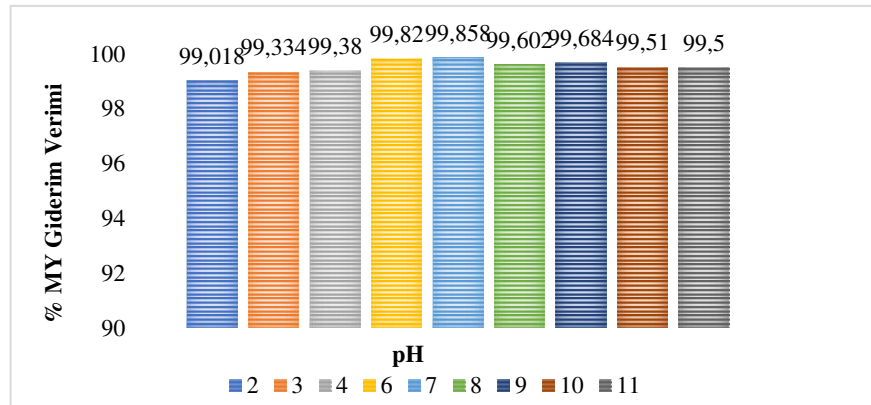
Şekil 7.24’te 30°C sıcaklıkta 0,1 g adsorban varlığında 8 saat temas süresi sonunda elde edilen giderim %99,56 iken 40°C’de elde edilen giderim %99,66 ve 50 °C’de elde edilen giderim verimi ise %99,77’dir. Sıcaklık değerlerinin artması ile giderim yüzdelерinin artması çalışılan her adsorban miktarı için gözlenmiştir. Sıcaklığın artırılması ile malahit yeşil adsorpsiyonun paralel olarak artması prosesin endotermik olduğunu göstermektedir.

Parametrelerin genel olarak incelenmesi ile temas süresi ve adsorban miktarının çalışılan tüm sıcaklıklar için adsorpsiyon verimi üzerinde olumlu bir etkisi olduğu görülmüştür. Sıcaklık parametreleri kendi içinde değerlendirildiğinde, 50°C için daha verimli sonuçlar elde edildiğine karar verilmiştir. Örneğin; 50 ppm başlangıç derişiminde, 0,8 g adsorban miktarında 30 °C sıcaklıkta % giderim verimi 99,646 iken 40 °C ve 50 °C için verimler sırası ile %99,91 ve %99,93 olarak bulunmuştur. Aynı koşullarda adsorpsiyon kapasiteleri ise sırası ile 6,228, 6,244 ve 6,246 olarak bulunmuştur.

Sonuçlardan da görüleceği gibi 40°C'den sonra proseste önemli değişiklikler görülmemiştir. Sıcaklığın ile adsorpsiyon kapasitesi ve giderim yüzdesinin doğru orantılı olduğu görülmektedir. Bunun sebebi ise sıcaklığın artması ile adsorban yüzeyindeki kimyasal bağların ayrılarak büyük gözenek formları oluşturması ve adsorban yüzeyinde yeni aktif alanların oluşumu ile açıklanmaktadır. Ek olarak; sıcaklığın yükselmesi boyar madde moleküllerinin adsorban yüzeyindeki gözeneklere difüzyonunu artırmaktadır. Ancak yüzey aktif alanlar sıcaklığın artmasıyla daha hızlı boyarmadde molekülleri ile dolduğundan adsorpsiyon prosesi 40°C'den sonra yavaşlamaktadır (Ahmad, 2009). Malahit yeşil adsorpsiyonunda en yüksek giderim verimi 40°C'de 1 g adsorban varlığında 7 ve 8 saat temas süreleri sonunda ve 50°C'de 1 g adsorban dozajında 8 saat temas süresi sonunda %99,99 olarak elde edilmiştir. Deneysel sonuçlar baz alındığında; adsorpsiyon kapasitesinin sıcaklığın yükselmesiyle arttığı görülmektedir. Bu durumda adsorpsiyon işleminin endotermik proses olduğu görülmüştür.

7.6.4. Malahit yeşil adsorpsiyonunda pH değerinin adsorpsiyon kapasitesi ve giderim verimi üzerine etkisi

Adsorban materyalinin yüzeyine ve kirleticilerin iyonizasyon derecelerine etki etmeleri sebebi ile pH; adsorpsiyon için önemli bir parametredir. Yüksek pH değerlerinde adsorban yüzeyi negatif yüklerle yüklenir bununla beraber adsorbatın yüzeyi pozitif yüklü ise adsorpsiyon işlemi daha çok gerçekleşir. Düşük pH seviyelerinde adsorban yüzeyi pozitif yüklenir ve negatif yüke sahip adsorbat ile adsorpsiyonu daha fazla gerçekleşir. Yüksek pH seviyelerinde katyonik iyonların, düşük pH seviyelerinde ise anyonik iyonların daha fazla adsorbe olmaları beklenir (Yalvaç, 2018).

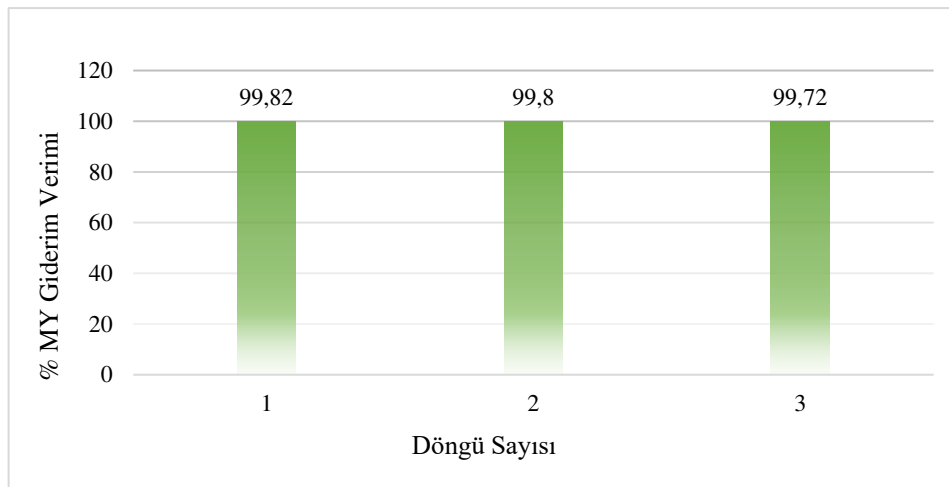


Şekil 7.27. pH değerlerinin MY giderim verimine etkisi (C0: 50 mg/L; 120 dk temas süresi, 0,2 g adsorban miktarı)

Malahit yeşilinin geopolimer üzerine adsorpsiyonunda pH'ın etkisini incelemek amacıyla pH değerleri 2 ile 11 arasında değişen 50 ppm başlangıç derişiminde çözeltiler hazırlanmış ve 25 °C sıcaklıkta 0,2 adsorban miktarı ile adsorpsiyon deneyleri gerçekleştirilmiştir. Şekil 7.28'de; pH değeri 2'den 7'ye yükseldiğinde adsorpsiyon veriminin de arttığı görülmüştür. pH 7'den 10'a yükseldikçe adsorpsiyon veriminin çok düşük oranda azaldığı gözlenmiştir. Bu durum, baz boyaların adsorban yüzeyindeki OH⁻ grupları ile etkileşimlerinin bir sonucu olarak adsorbanın yapısal stabilitesinin değişerek bozulması ile açıklanabilir. Adsorbanın stabilitesindeki değişim, adsorbanın çözünerek gözenek yapısındaki bozulmanın sebebi olabilmektedir. Literatürde katyonik boya kullanılan çalışmalarda benzer sonuçların elde edildiği görülmüştür (Khan ve diğerleri, 2013). En yüksek giderim verimi pH 7'de %99,86 olarak elde edilmiştir. Ortam pH'ının etkisi incelendiğinde pH değerinin artması ile malahit yeşil boarmaddesi gideriminin arttığı gözlenmiştir.

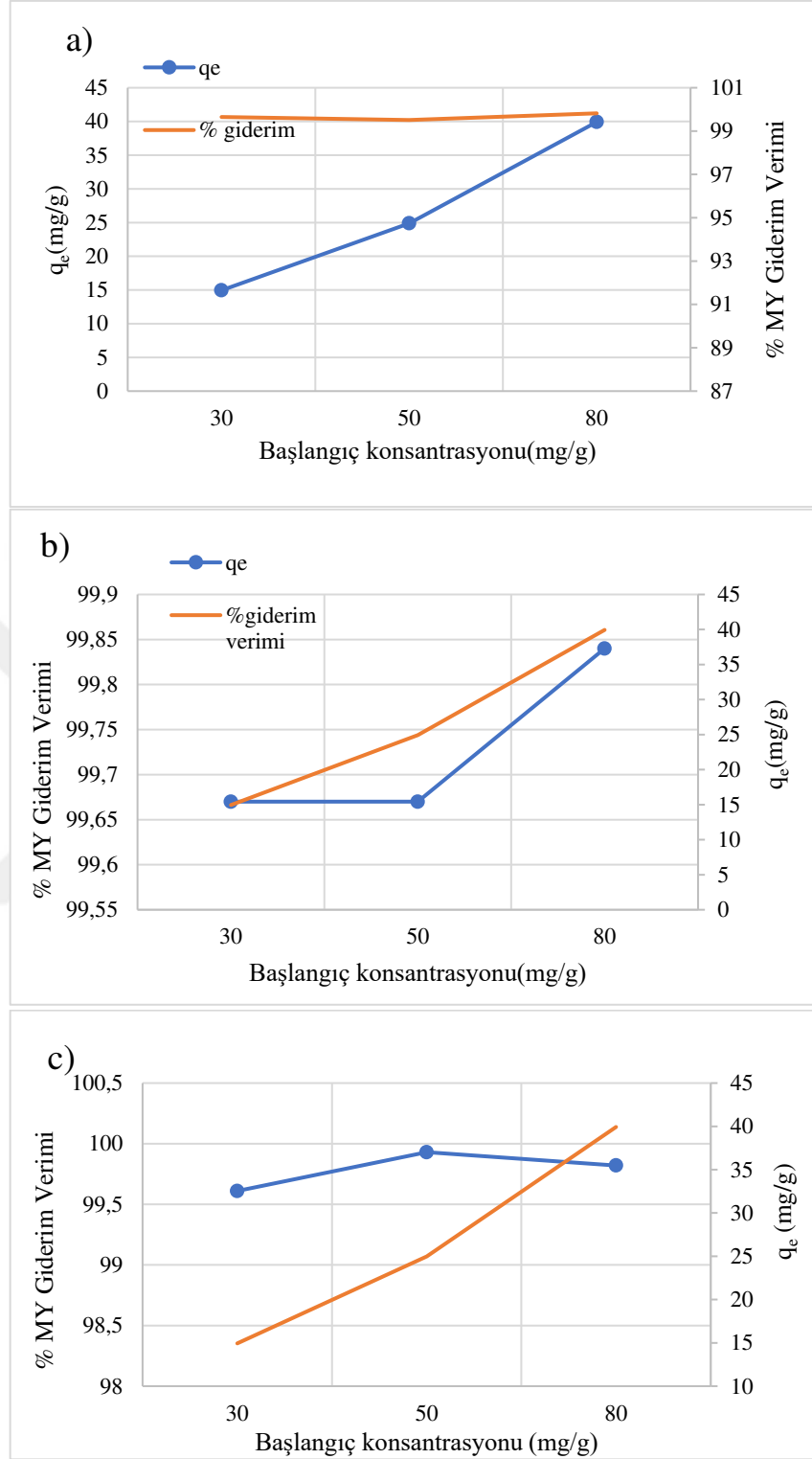
7.6.5. Malahit yeşil adsorpsiyonunda adsorbanın yeniden kullanılabilirlik değerleri

Malahit yeşil, katyonik boyarmadde gideriminde adsorban olarak kullanılan uçucu kül bazlı geopolimerin proses verimi açısından yeniden kullanılabilirliğinin araştırılması amacı ile 50 ppm başlangıç derişiminde 30°C sıcaklıkta 120 dakika temas süresinde ve 1 g adsorban varlığında adsorpsiyon çalışmaları yapılmıştır. Her bir döngü öncesi süzülen geopolimer numuneleri 60°C'de 24 saat boyunca etüvde ısıtılma işlemine tabi tutulmuştur (Alsancak, 2019). Analiz sonuçları doğrultusunda elde edilen grafik Şekil 7.28'de verilmektedir.



Şekil 7.28. MY boyanın adsorpsiyonunda yeniden kullanılabilirlik değerleri (303,15 K sıcaklık, 120 dk temas süresi, 1 g adsorban dozu ve 50 mg/L MY boya konsantrasyonu)

125



Şekil 7.29. Başlangıç konsantrasyonunun malahit yeşil adsorpsiyonuna etkisi (t: 240 dakika, Co: 30-50-80 ppm, 0,2 g adsorban) a) 30 °C b) 40 °C c) 50 °C

30°C sıcaklıkta farklı başlangıç derişimlerinde elde edilen adsorpsiyon kapasiteleri sırası ile 14,95, 24,88 ve 39,92 mg/g olarak bulunurken % giderim verimleri sırası ile %99,65, %99,51 ve %99,82 bulunmuştur. En yüksek giderim yüzdesi ve kapasite

değerleri 80 ppm başlangıç derişiminde 40°C sıcaklık için sırasıyla %99,82 ve 39,92 olarak bulunurken 50°C sıcaklıkta %99,84 ve 39,94 olarak bulunmuştur. Başlangıç derişiminin artması ile giderim verimlerinin ve adsorban kapasite değerlerinin arttığı gözlenmiştir. En yüksek yüzde giderim verimi 50 °C’de 50 ppm başlangıç konsantrasyonunda elde edilmiştir. Bu koşullarda malahit yeşil boyarmaddesinin geopolymer yüzeyine %99,93 oranında adsorplandığı görülmüştür. Bu sebeple diğer parametreler için çalışılacak başlangıç konsantrasyonu 50 ppm seçilmiştir.

7.7. Malahit Yeşil Adsorpsiyon İzotermi

Malahit yeşil boyar maddesinin adsorpsiyon izotermi Langmuir, Freundlich, Temkin, Dubinin-Radushkevich izoterm modellerine göre incelenmiştir. İzoterm modelleri üç farklı başlangıç derişiminde (30, 50 ve 80 ppm) ve üç farklı sıcaklıkta (30°C, 40°C ve 50°C) araştırılmıştır.

7.7.1. Malahit yeşil adsorpsiyonu Langmuir izotermi

Farklı üç sıcaklık değeri için (303,15 K, 313,15 K, 323,15 K) Langmuir izotermi çizilmiş ve Şekil 7.30’da gösterilmiştir. İzoterm $1/q_e$ ’ye karşı $1/C_e$ değerleri grafiğe geçirilerek elde edilmiştir. Elde edilen doğrunun eğiminden yararlanılarak adsorpsiyon sabiti ($1/q_m$, K_L) değerleri ve doğrunun kesim noktasından da ($1/q_m$) bulunarak maksimum adsorpsiyon kapasiteleri hesaplanmıştır. İzotermle ait değerler Tablo 7.31’de verilmiştir. Tablo 7.31’de 30, 50 ve 80 ppm için farklı sıcaklıklarda elde edilen Langmuir izoterm verileri verilmektedir.

Tablo 7.31. Malahit yeşil giderimi için farklı sıcaklıklarda Langmuir izoterminden elde edilen izoterm verileri

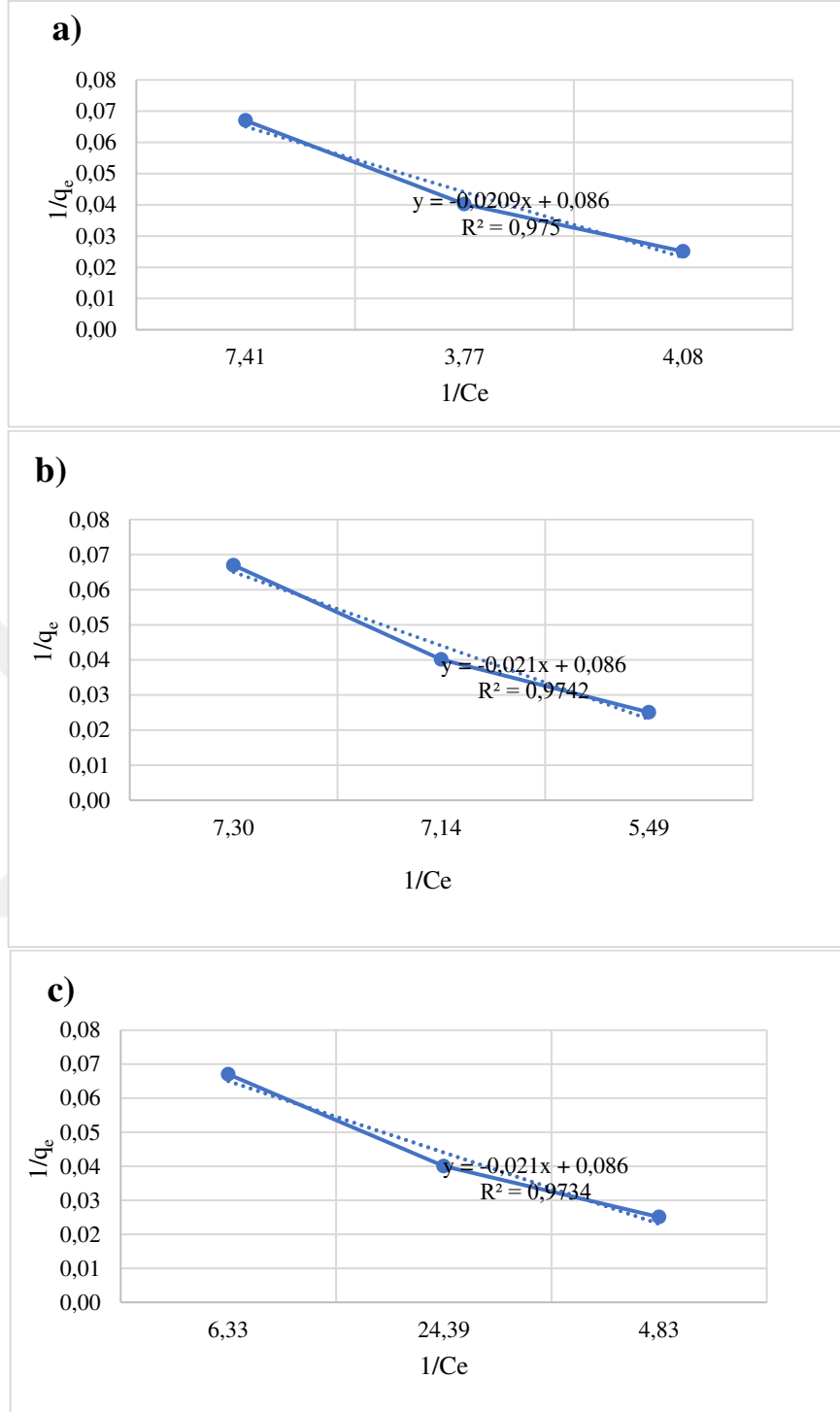
303,15 K					
ppm	$C_e @ 2h$	q_e	$1/C_e$	$\ln q_e$	$\ln C_e$
30	0,135	14,93	7,41	2,7034	-2,003
50	0,265	24,87	3,77	3,2136	-1,328
80	0,245	39,88	4,08	3,6858	-1,407
313,15 K					
ppm	$C_e @ 2h$	q_e	$1/C_e$	$\ln q_e$	$\ln C_e$
30	0,137	14,93	7,3	2,7034	-1,988
50	0,14	24,93	7,14	3,2161	-1,966
80	0,182	39,91	5,49	3,6866	-1,704
323,15 K					
ppm	$C_e @ 2h$	q_e	$1/C_e$	$\ln q_e$	$\ln C_e$
30	0,158	14,92	6,33	2,7027	-1,845
50	0,041	24,98	24,39	3,2181	-3,194
80	0,21	39,90	4,83	3,6864	-1,575

Tablo 7.31’de 303,15 K değeriinde 30 ppm için denge anı derişimi 0,135 iken 313,15 K sıcaklıkta 0,137, 323,15 K sıcaklıkta ise 0,158 olarak bulunmuştur. Tablo 7.32’de 303,15-313,15 ve 323,15 K için Şekil 7.29’dan elde edilen Langmuir izoterm sabitleri verilmektedir.

Tablo 7.32. Malahit yeşil giderimi için farklı sıcaklıklarda Langmuir izotermelerinden elde edilen adsorpsiyon kapasiteleri (q_m) ve adsorpsiyon sabiti (K_L) değerleri

T (°K)	1/ q_m	1/($q_m \cdot K_L$)	q_m (mg/g)	K_L (l/mg)	R^2
303,15	0,086	0,0209	11,627	4,11	0,975
313,15	0,086	0,021	11,627	4,09	0,974
323,15	0,086	0,021	11,627	4,09	0,973

Şekil 7.30’da 303,15-313,15 ve 323,15 K için elde edilen Langmuir izoterm grafiğı verilmektedir.



Şekil 7.30. Malahit yeşil giderimi için farklı sıcaklıklarda elde edilen Langmuir izoterm grafiği a) 303,15 K b) 313,15 K c) 323,15 K

Şekil 7.30’da $1/q_e$ ’ye karşı $1/C_e$ grafiğe geçirildiğinde farklı sıcaklıklar için 0,2 g adsorban varlığında MY giderimi üzerine Langmuir izoterm grafiği oluşturulmuştur.

Çizdirilen grafiklerde korelasyon katsayıları 303,15 K için 0,975; 313,15 K için 0,974 ve 323,15 K için 0,973 olarak bulunmuştur. Bölüm 7.7.2’de farklı izoterm modellerinden elde edilen katsayılar ile karşılaştırılması yapılacaktır.

MY adsorpsiyon deneyleri sonucunda elde edilen Langmuir sabiti kullanılarak ayırma faktörü (R_L) hesaplanmış ve Tablo 7.33’te sonuçlar verilmiştir.

Tablo 7.33. 50°C adsorpsiyon sıcaklığında ve farklı çözelti malahit yeşil derişimlerinde Langmuir ayırma faktörleri

Çözelti Derişimi (mg/L)	Ayırma Faktörü (R_L)
30 ppm	0,0081
50 ppm	0,0049
80 ppm	0,0030

Tablo 7.33’te görüldüğü gibi ayırma faktörü 30 ppm başlangıç derişimi için 0,0081; 50 ppm ve 80 ppm için 0,0049 ve 0,0030 olarak bulunmuştur. Ayırma faktörü R_L değerleri, geopolimer numunesinin adsorban olarak adsorpsiyon işlemine uygun olduğunu göstermektedir. Malahit yeşilinin geopolimer üzerine adsorpsiyonunda yaygın olarak kullanılan izotermier araştırılmıştır. İlgili proses için Freundlich izoterminde hesaplanan n değerlerinin 313,15 ve 323,15 K sıcaklıkları için 1’den büyük olduğu görülmüştür. n değerinin 1’den büyük olması ve korelasyon katsayılarının 1’e çok yakın değerler alması adsorpsiyon işleminde Freundlich izoterminin uygun izoterm olduğunu göstermektedir.

Langmuir izoterm modeli denge durumunda katı ve sıvı fazın sahip olduğu madde derişimleri ile ilgili ilişkiyi açıklamak için kullanılan izoterm modelidir. Langmuir izotermi; adsorban yüzeyinin homojen olduğunu, adsorpsiyon prosesinin adsorban yüzeyinde tek tabaka halinde absorbe ettiğini kabul etmektedir (Berkem ve diğerleri, 1986; Reed ve diğerleri 1993).

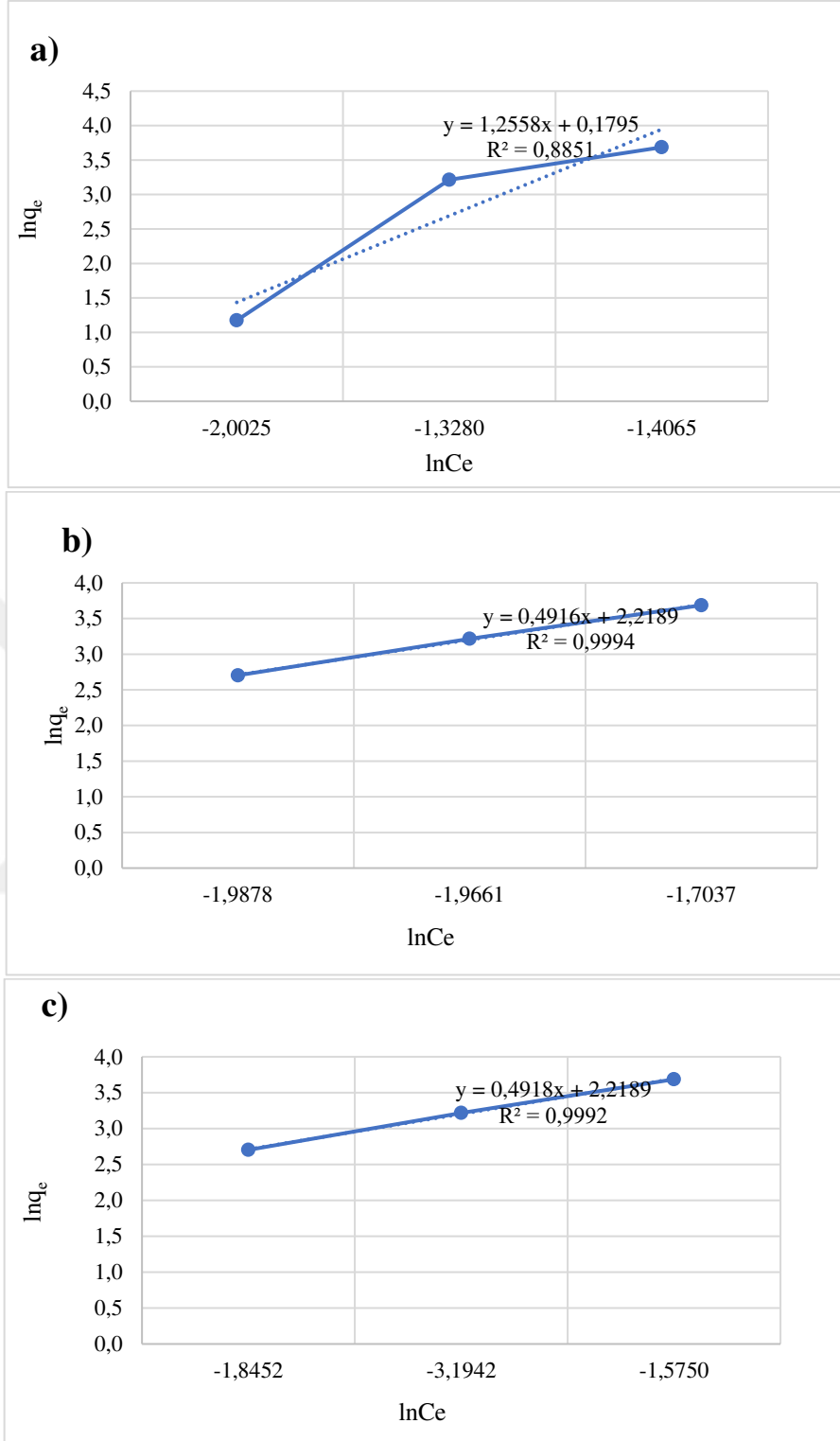
7.7.2. Malahit yeşil adsorpsiyonu Freundlich izotermieri

$\ln q_e$ ’ye karşı $\ln C_e$ değerleri grafiğe geçirilerek elde edilen Freundlich izotermieri Şekil 7.31’de grafiğe geçirilmiştir. Doğrusallaştırılmış Freundlich eşitliğine göre elde edilen doğruların kesim noktasından, adsorpsiyon kapasitesi sabiti ($\ln K_F$) ve doğrunun eğiminden de adsorpsiyon sabiti ($1/n$) değerleri hesaplanmış ve elde edilen değerler Tablo 7.34’te gösterilmiştir.

Tablo 7.34. *Malahit yeşil giderimi için farklı sıcaklıklarda Freundlich izotermelerinden elde edilen adsorpsiyon sabitleri (n) ve adsorpsiyon kapasite sabitleri (K_F) değerleri*

Sıcaklık (°K)	1/n	lnK _F	n	K _F
303,15	1,25	0,18	0,796	1,20
313,15	0,49	2,21	2,034	9,20
323,15	0,49	2,21	2,033	9,20

Tablo 7.34'te 303,15 K için hesaplanan adsorpsiyon kapasite sabiti 1,20 iken 313,15 ve 323,15 K için elde edilen adsorpsiyon kapasite sabiti değerlerinin artarak 9,20 değerine ulaştığı bulunmuştur. Şekil 7.31'de her üç sıcaklık için elde edilen Freundlich izoterm grafiği verilmiştir.



Şekil 7.31. Malahit yeşil giderimi için farklı sıcaklıklarda elde edilen Freundlich izoterm grafiği
a)303,15 K b)313,15 K c)323,15 K

Şekil 7.31’de üç farklı sıcaklık için korelasyon katsayıları 303,15 K ‘de 0,8851; 313,15 K’de 0,9994 iken 323,15 K’de 0,9992 şeklindedir.

Şekil 7.32 ve Tablo 7.32-7.34 incelendiğinde ve Langmuir ve Freundlich izotermi karşılaştırıldığında adsorpsiyon prosesinin hem Langmuir hem de Freundlich adsorpsiyon modeliyle uyumlu olduğu görülmektedir. Ancak R^2 değerleri baz alındığında prosesin Freundlich izotermine biraz daha uyumlu olduğu görülmüştür. Adsorpsiyon prosesinin Freundlich modeline uyum sağlaması yüzeyin heterojen olduğunu göstermiştir. Freundlich izotermi sonucu n değerlerinin 2 civarında olması da yüzeyin heterojen olduğunu belirtmektedir. (Demir ve diğerleri, 2019).

7.7.3. Malahit yeşil adsorpsiyonu D-R (Dubinin-Radushkevich) izotermi

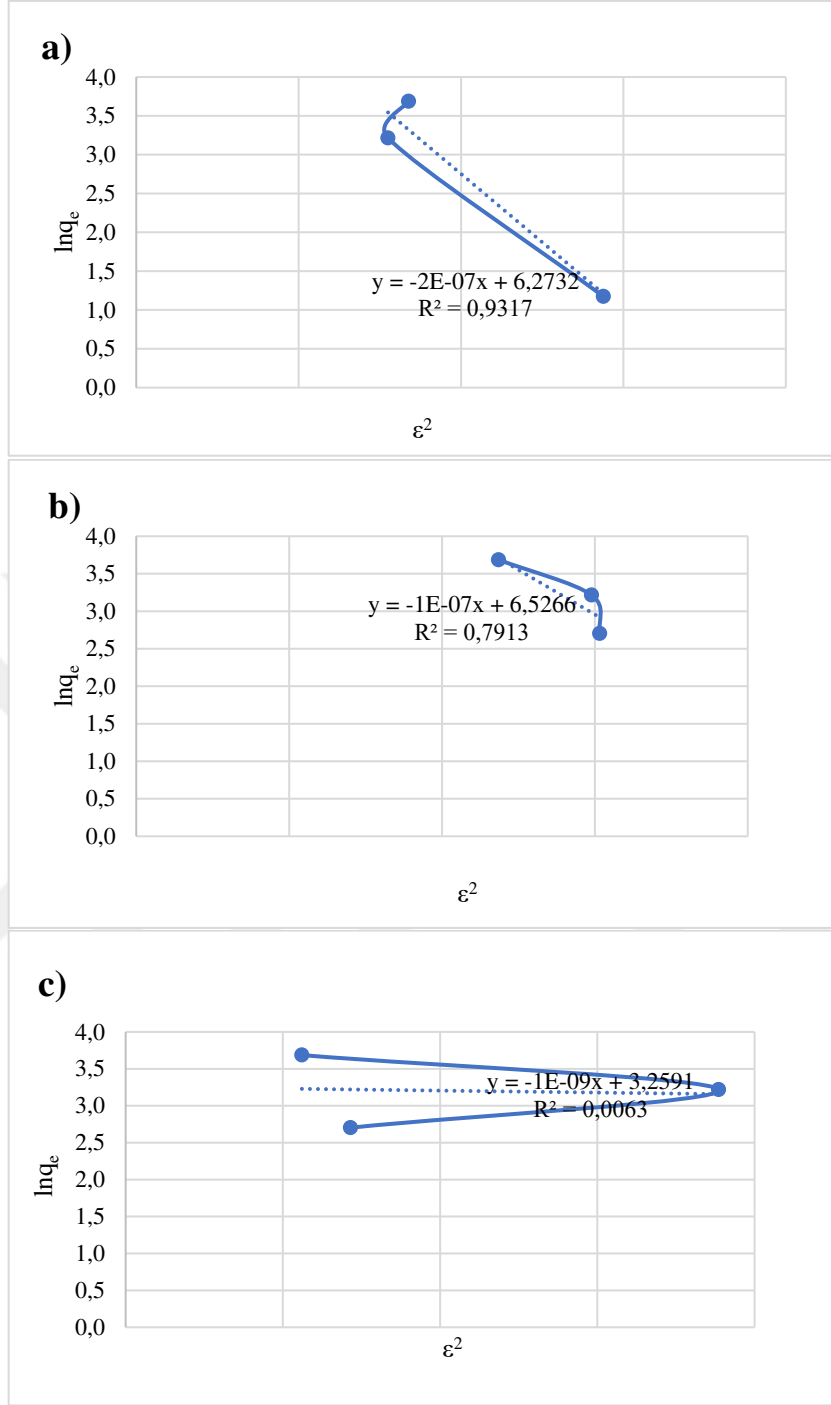
Malahit yeşilinin geopolymer üzerine adsorpsiyonunda izoterm model incelemelerinde D-R modelinden de yararlanılmıştır. D-R izotermi $\ln q_e$ ’ ye karşı E^2 değerleri grafiğe geçirilerek elde edilmiştir. Elde edilen veriler Tablo 7.35’te verilmiştir.

Tablo 7.35. Malahit yeşil giderimi için farklı sıcaklıklarda elde edilen D-R izoterm sabitleri

Sıcaklık (°K)	B (-)	$\ln q_m$	q_m	E
303,15	-2,00E-07	6,27	530,17	1,58
313,15	-1,00E-07	6,52	683,07	2,24
323,15	-1,00E-08	3,25	26,02	7,07

Tablo 7.35’te farklı sıcaklıklar için elde edilen D-R izoterm sabitleri verilmiştir. Bu veriler kullanılarak farklı sıcaklıklar için çizilen grafikler ise Şekil 7.33’te verilmiştir. Tablo 7.35’te D-R izoterm sabiti olan E (kJ/mol); adsorpsiyon çeşidinin belirlenmesinde yol göstermektedir. E değerlerinin 8’den küçük olması, adsorpsiyonun fiziksel olarak gerçekleştiğini göstermektedir (Çalışkan ve diğerleri, 2010).

Tablo 7.35’teki veriler kullanılarak elde edilen grafikler Şekil 7.32’de verilmiştir.



Şekil 7.32. Malahit yeşil giderimi için farklı sıcaklıklarda elde edilen D-R izoterm grafiği a)303,15 K b)313,15 K c)323,15 K

Şekil 7.32 ve Tablo 7.35 incelendiğinde; malahit yeşil boyarmaddesinin adsorpsiyonunda D-R izotermlerinden bulunan korelasyon değerleri her üç sıcaklık için sırasıyla 0,9317, 0,7913 ve 0,0063 olarak bulunmuştur. Korelasyon değerlerinin düşük olması D-R izoterminin malahit yeşil boyar maddesinin geopolimer üzerine adsorpsiyonu için uygun olmadığını göstermiştir.

7.7.4. Malahit yeşil adsorpsiyonu Temkin izotermi

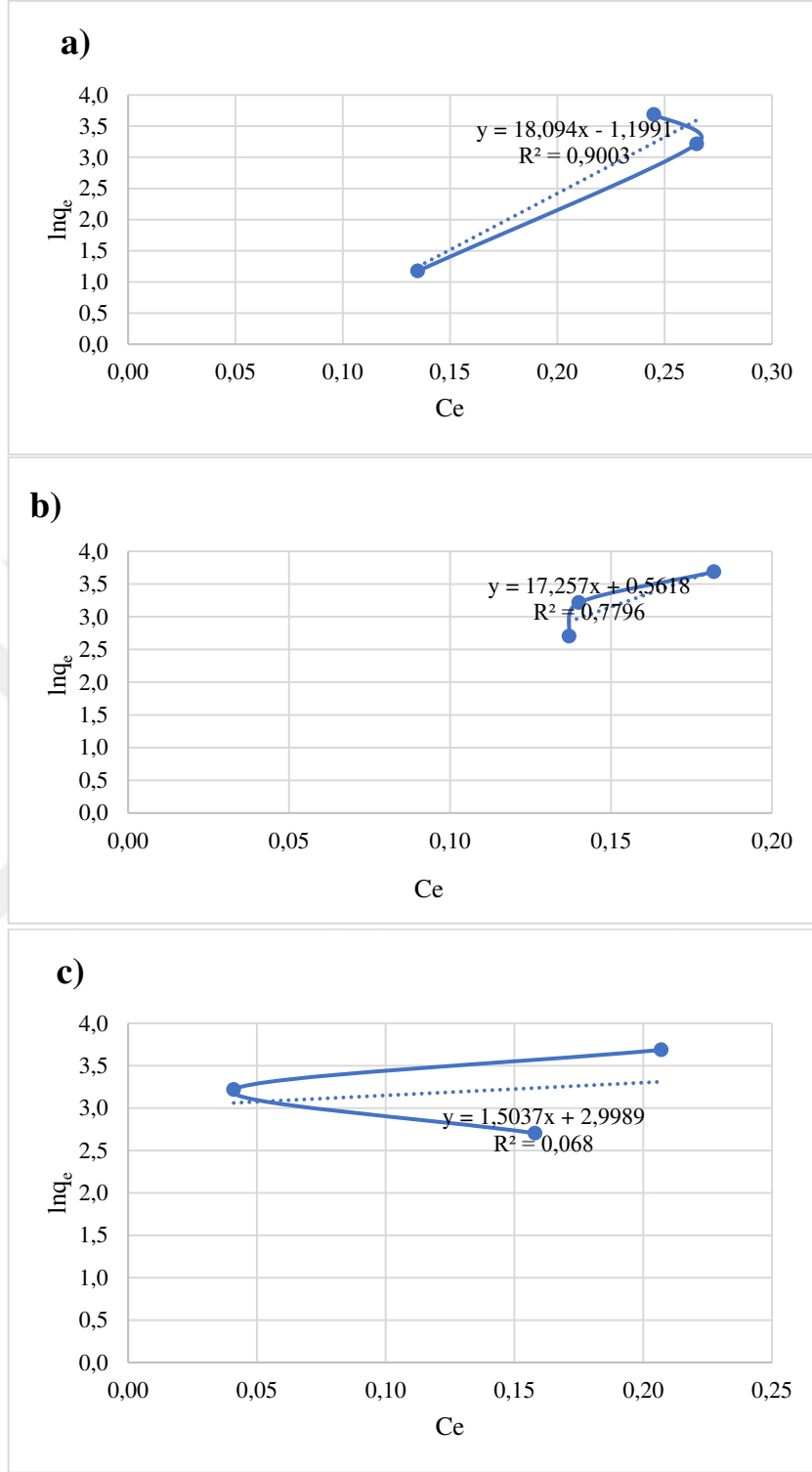
Malahit yeşil boyarmaddesinin giderimi üzerine yapılan adsorpsiyon çalışmalarının Temkin izoterm modeline uygunluğu araştırılmıştır. Bu kapsamda $\ln q_e$ ye karşı C_e grafiği çizilmiş ve buradaki veriler ve ilgili eşitliler yardımı ile Tablo 7.36'daki veriler elde edilmiştir.

Tablo 7.36. Malahit yeşil giderimi için farklı sıcaklıklarda elde edilen Temkin izoterm sabitleri

Sıcaklık (°K)	B	$B \ln K_T$	K_T (L/g)	bt
303,15	18,09	1,19	1,06	139,22
313,15	17,25	0,56	1,03	150,79
323,15	1,50	2,99	7,34	1785,87

Tablo 7.36'da görüldüğü gibi 303,15 K için elde edilen Temkin izoterm sabit değeri 1,06 L/g iken 313,15 K için bu değer 1,03; 313,15 K için ise 7,34 şeklindedir.

Şekil 7.33'te ise her bir sıcaklık için elde edilen Temkin izoterm grafiği verilmektedir.



Şekil 7.33. Malahit yeşil giderimi için Temkin izoterm grafiği a)303,15 K b)313,15 K c)323,15 K

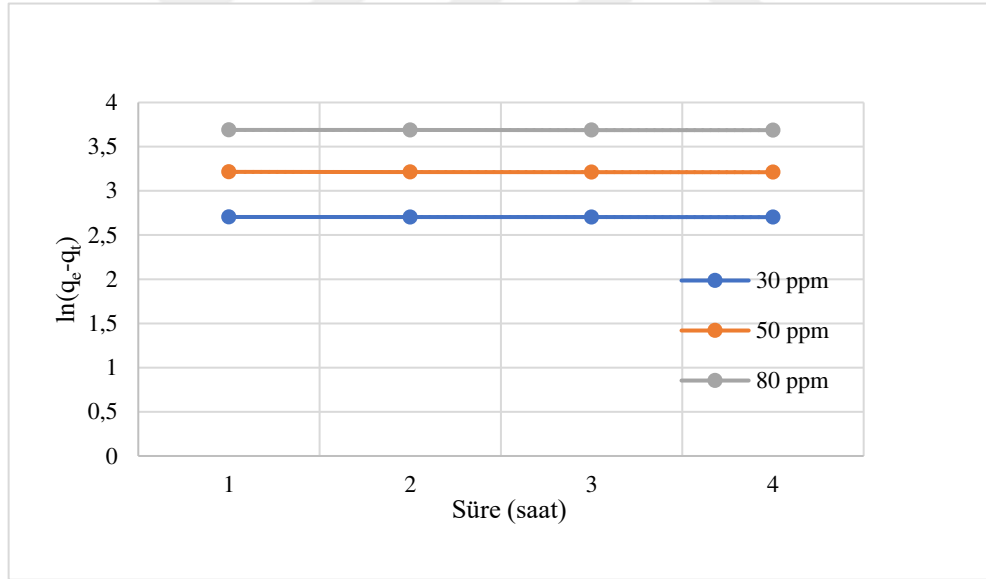
Şekil 7.33'te her bir sıcaklık için elde edilen korelasyon değerleri gösterilmiştir. Malahit yeşil boyarmaddesinin geopolimer üzerine adsorpsiyonunda Temkin izotermi için düşük korelasyon değerleri baz alındığında prosesin bu modeli temsil etmediği görülmektedir.

7.8. Malahit Yeşil Adsorpsiyon Kinetiği

Uçucu kül bazlı geopolimer adsorbanı ile malahit yeşilinin adsorpsiyon prosesini kontrol eden basamağın belirlenmesi için yalancı birinci derece, yalancı ikinci derece ve parçacık içi difüzyon reaksiyon kinetiği modelleri incelenmiştir. Bu çalışmada 30, 50 ve 80 mg/L başlangıç derişimlerinde, 30°C, 40°C ve 50°C sıcaklıklarda 0,2 g adsorban miktarında yapılan deney sonuçları kullanılmıştır.

7.8.1. Malahit yeşil adsorpsiyonunda birinci dereceden adsorpsiyon kinetiğinin değerlendirilmesi

Sabit şartlar altında 30-50-80 mg/L başlangıç konsantrasyonları için yapılan deneylerde elde edilen sonuçlar Şekil 7.35- 37’de ki gibi grafik edilmiştir. 1. dereceden adsorpsiyon kinetiğine ilişkin hesaplanan adsorpsiyon hız sabiti (k_1) ve hesaplanan denge adsorpsiyon kapasitesi Tablo 7.37-39’da verilmiştir. Şekil 7.34’te 30 °C’de yalancı birinci mertbe kinetik model grafiği vermiştir.

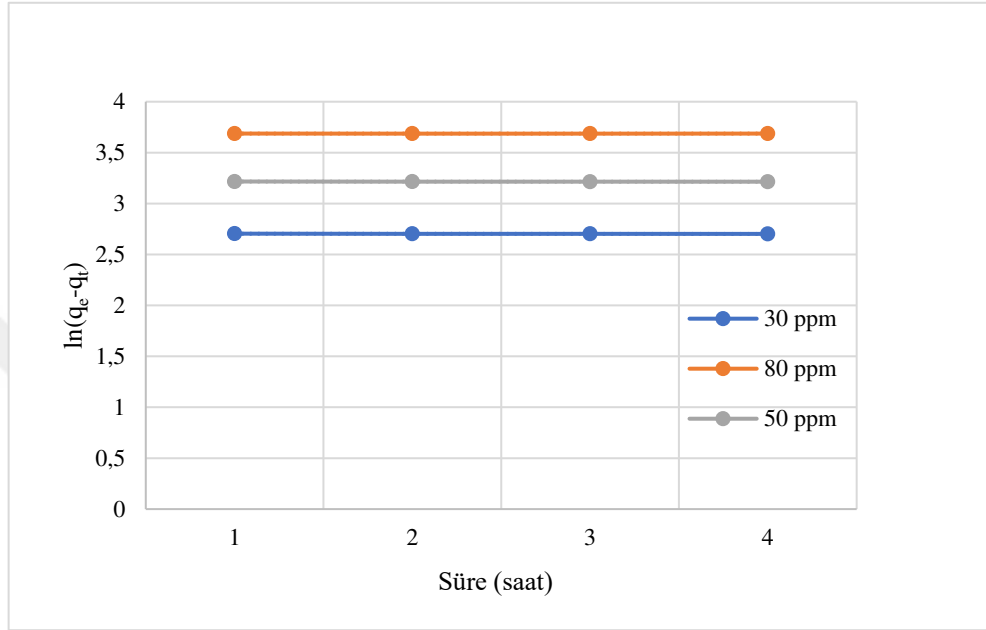


Şekil 7.34. 30°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu yalancı birinci mertbe kinetik modeli

Şekil 7.34’teki her bir konsantrasyon grafiği için 30°C’de elde edilen denklemler sırasıyla aşağıda gösterilmiştir.

30 mg/L başlangıç derişimi için	$y = -0,0006x + 2,7049$	$R^2 = 0,9847$
50 mg/L başlangıç derişimi için	$y = -0,0011x + 3,2157$	$R^2 = 0,8951$
80 mg/L başlangıç derişimi için	$y = -0,0007x + 3,6899$	$R^2 = 0,9846$

Şekil 7.35’de çizdirilen $\ln(q_e - q_t)$ ye karşı zaman grafiğinden elde edilen korelasyon değerlerinin 30-50 ve 80 ppm için sırası ile 0,9847-0,8951 ve 0,9846 olduğu görülmektedir. Şekil 7.35’te 40°C’de yalancı birinci mertebe kinetik model grafiği verilmiştir.



Şekil 7.35. 40°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu yalancı birinci mertebe kinetik modeli

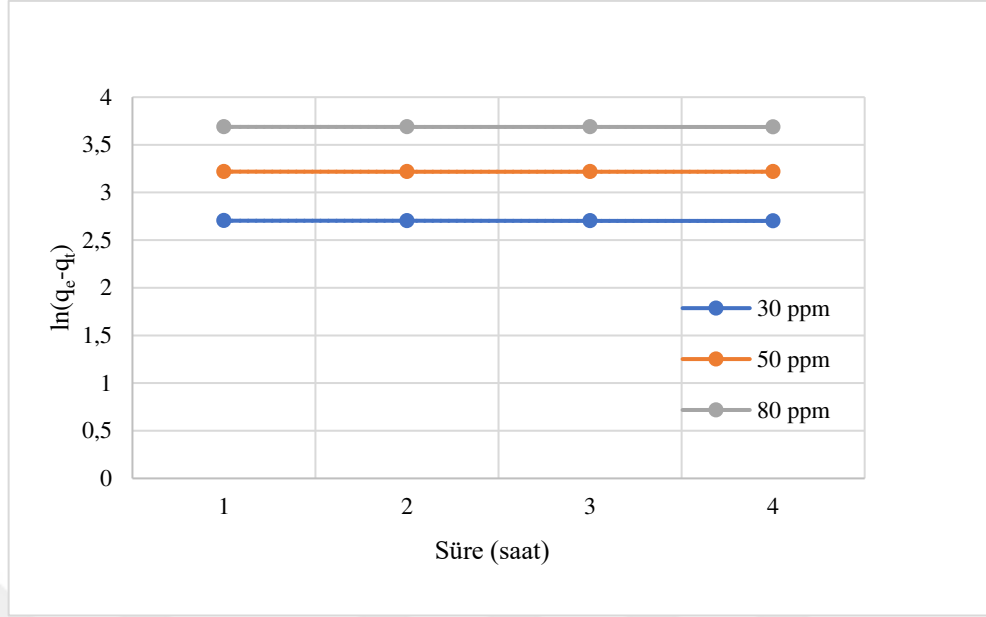
Şekil 7.35’teki her bir konsantrasyon grafiği için 40°C’de elde edilen denklemler sırasıyla aşağıda gösterilmiştir.

$$30 \text{ mg/L başlangıç derişimi için } y = -0,0007x + 2,7051 \quad R^2 = 0,9857$$

$$50 \text{ mg/L başlangıç derişimi için } y = -0,0005x + 3,2168 \quad R^2 = 0,7552$$

$$80 \text{ mg/L başlangıç derişimi için } y = -0,0009x + 3,6874 \quad R^2 = 0,9241$$

Şekil 7.35’de çizdirilen $\ln(q_e - q_t)$ ye karşı zaman grafiğinden elde edilen korelasyon değerlerinin her bir ppm için sırası ile 0,9857-0,7552 ve 0,9241 olduğu görülmektedir. Şekil 7.36’da 50 °C’de yalancı birinci mertebe kinetik model grafiği verilmiştir.



Şekil 7.36. 50°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu yalancı birinci merteye kinetik modeli

Şekil 7.36'daki her bir konsantrasyon grafiği için 50°C'de elde edilen denklemler sırasıyla aşağıda gösterilmiştir.

30 mg/L başlangıç derişimi için $y = -0,0008x + 2,7045$ $R^2 = 0,9853$

50 mg/L başlangıç derişimi için $y = -0,0003x + 3,2189$ $R^2 = 0,7379$

80 mg/L başlangıç derişimi için $y = -0,0003x + 3,6885$ $R^2 = 0,8815$

Şekil 7.36 yardımı ile her bir başlangıç derişimi için elde edilen korelasyon katsayıları sırası ile 0,9853; 0,7379 ve 0,8815 şeklindedir. Tablo 7.37-39'da yalancı birinci dereceden elde edilen değerlerin farklı başlangıç konsantrasyonları için deneysel ve hesaplama verileri karşılaştırılmıştır. Tablo 7.37'de 30 °C için birinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri verilmiştir.

Tablo 7.37. 30°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu birinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri

Derişim (ppm)	q deneysel	k ₁	q hesaplanan	R ²
80	40,04	0,00161	39,88	0,9846
50	24,92	0,00253	24,87	0,8951
30	14,95	0,00138	14,93	0,9847

Tablo 7.37'de 30 ppm için q deneysel değeri 14,95 iken q_{hesaplanan} değeri 14,93'tür. 50 ppm için q_{deneysel} değeri 24,92 iken q_{hesaplanan} değeri 24,87'dir.

80 ppm için ise q_{deneysel} değeri 40,04 iken $q_{\text{hesaplanan}}$ değeri 39,88'dir. Sonuçlardan da görüldüğü gibi q_{deneysel} ve $q_{\text{hesaplanan}}$ arasındaki sapma çok azdır. Tablo 7.38'de 40 °C için birinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri verilmiştir.

Tablo 7.38. 40°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu birinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri

Derişim (ppm)	q_{deneysel}	k_1	$q_{\text{hesaplanan}}$	R^2
80	39,94	0,00207	39,93	0,9241
50	24,95	0,00115	24,91	0,7552
30	14,96	0,00161	14,93	0,9857

Tablo 7.38'de 30 ppm için q_{deneysel} değeri 14,96 iken $q_{\text{hesaplanan}}$ değeri 14,93 iken 50 ppm için q_{deneysel} değeri 24,95 iken $q_{\text{hesaplanan}}$ değeri 24,91 şeklindedir. Tablo 7.39'da 50 °C için birinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri verilmiştir.

Tablo 7.39. 50°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu birinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri

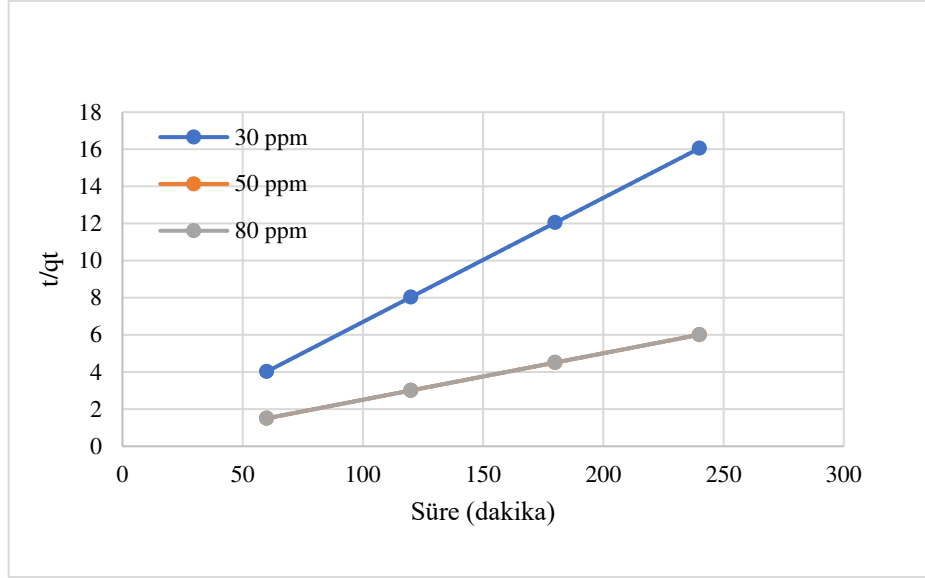
Derişim (ppm)	q_{deneysel}	k_1	$q_{\text{hesaplanan}}$	R^2
80	39,98	0,00069	39,99	0,8815
50	25,00	0,00069	24,98	0,7379
30	14,95	0,00184	14,92	0,9853

Tablo 7.39'da 30 ppm için q_{deneysel} değeri 14,95 iken $q_{\text{hesaplanan}}$ değeri 14,92'dir. 50 ppm için q_{deneysel} değeri 25,00 iken $q_{\text{hesaplanan}}$ değeri 24,98'dir. 80 ppm için ise q_{deneysel} değeri 39,98 iken $q_{\text{hesaplanan}}$ değeri 39,99'dir.

Tablo 7.37-39 analiz edildiğinde her bir sıcaklık ve bu sıcaklıklardaki başlangıç konsantrasyonları bazında elde edilen q_{deneysel} ve $q_{\text{hesaplanan}}$ değerlerinin birbirine çok yakın olduğu ve R^2 değerlerinin 1'e yakın olduğu görülmektedir.

7.8.2. Malahit yeşil adsorpsiyonunda ikinci dereceden adsorpsiyon kinetiğinin değerlendirilmesi

Psödo ikinci dereceden kinetiğe ilişkin grafik t/q_t değerlerine karşı t (süre) değerleri grafiğe geçirilerek elde edildi. Burada q_t değerleri mg/g ve süre de dakika olarak alınmıştır. Eğimden q_e , kesim noktasından da k_2 değerleri hesaplanmıştır. Adsorpsiyona ait 2. dereceden kinetik modele göre çizilmiş grafik Şekil 7.37-39'da verilmiştir. Şekil 7.37'de 30 °C için yalancı ikinci mertbe kinetik model grafiği verilmiştir.



Şekil 7.37. 30°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu yalancı ikinci mertebe kinetik modeli

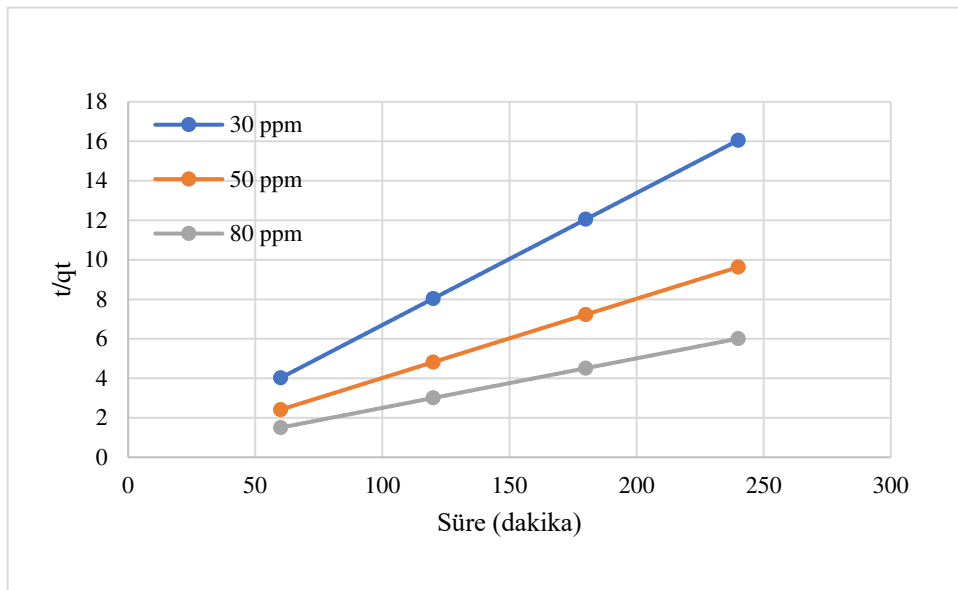
Şekil 7.37'deki her bir konsantrasyon grafiği için 30°C'de elde edilen denklemler sırasıyla aşağıda gösterilmiştir.

30 mg/L başlangıç derişimi $y = 0,0669x + 0,0116$ $R^2 = 1$

50 mg/L başlangıç derişimi $y = 0,025x + 0,0053$ $R^2 = 1$

80 mg/L başlangıç derişimi $y = 0,025x + 0,0027$ $R^2 = 1$

Şekil 7.37'de çizdirilen t/q_t ye karşı zaman grafiğinden elde edilen korelasyon değerlerinin 1 olduğu görülmektedir. Şekil 7.38'da 40 °C için yalancı ikinci mertebe kinetik model grafiği verilmiştir.



Şekil 7.38. 40°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu yalancı ikinci mertebe kinetik modeli

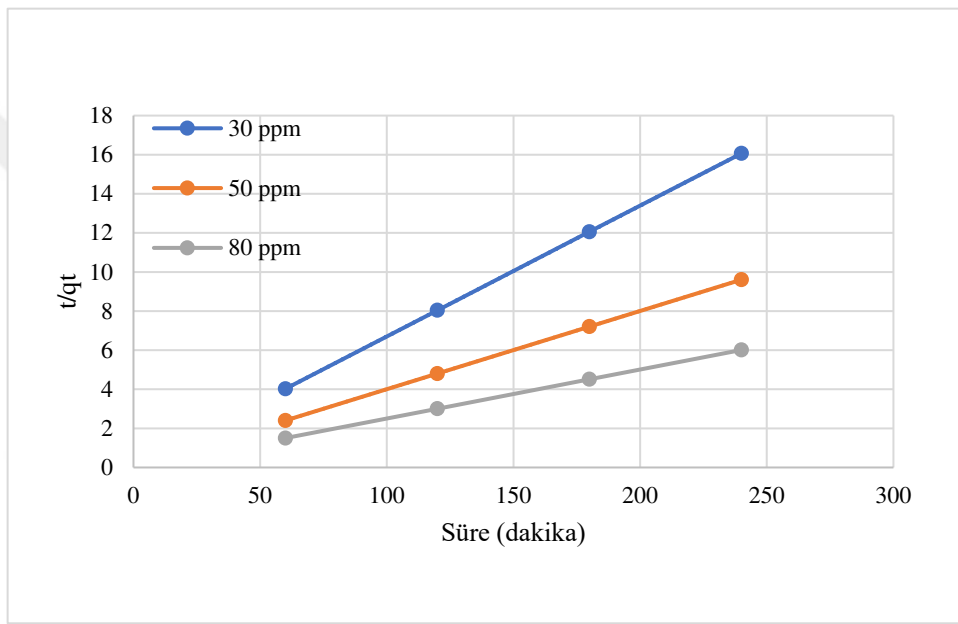
Şekil 7.38'daki her bir konsantrasyon grafiği için 40°C'de elde edilen denklemler sırasıyla aşağıda gösterilmiştir.

$$30 \text{ mg/L başlangıç derişimi} \quad y = 0,0668x + 0,0143 \quad R^2 = 1$$

$$50 \text{ mg/L başlangıç derişimi} \quad y = 0,0401x + 0,0049 \quad R^2 = 1$$

$$80 \text{ mg/L başlangıç derişimi} \quad y = 0,025x + 0,0006 \quad R^2 = 1$$

Şekil 7.38'da çizdirilen t/q_t ye karşı zaman grafiğinden elde edilen korelasyon değerlerinin 1 olduğu görülmektedir. Şekil 7.39'da 50 °C için yalancı ikinci mertebe kinetik model grafiği verilmiştir.



Şekil 7.39. 50°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu yalancı ikinci mertebe kinetik modeli

Şekil 7.39'daki her bir konsantrasyon grafiği için 50°C'de elde edilen denklemler sırasıyla aşağıda gösterilmiştir.

$$30 \text{ mg/L başlangıç derişimi} \quad y = 0,0669x + 0,0151 \quad R^2 = 1$$

$$50 \text{ mg/L başlangıç derişimi} \quad y = 0,04x + 0,0026 \quad R^2 = 1$$

$$80 \text{ mg/L başlangıç derişimi} \quad y = 0,025x + 0,0027 \quad R^2 = 1$$

Şekil 7.39'da çizdirilen t/q_t ye karşı zaman grafiğinden elde edilen korelasyon değerlerinin 1 olduğu görülmektedir. 2. dereceden adsorpsiyon kinetiğine ilişkin hesaplanan adsorpsiyon hız sabiti (k_2) ve hesaplanan denge adsorpsiyon kapasitesi Tablo 7.40-7.42'de verilmiştir. Tablo 7.40'ta 30 °C için ikinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri verilmiştir.

Tablo 7.40. 30°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu ikinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri

Derişim (ppm)	q deneysel	k ₂	q hesaplanan	R ²
80	40	0,2314	39,88	1
50	40	0,1179	24,87	1
30	14,94	0,3858	14,93	1

Tablo 7.40'ta 30 °C için; 30 ppm de q deneysel değeri 14,94 iken qhesaplanan değeri 14,93'tür. 50 ppm için qdeneysel değeri 40 iken qhesaplanan değeri 24,87'dir. 80 ppm için ise q deneysel değeri 40 iken q hesaplanan değeri 39,88'dir. Sonuçlardan da görüldüğü gibi qdeneysel ve qhesaplanan arasındaki sapma kabul edilebilir seviyededir. Tablo 7.41'de 40 °C için ikinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri verilmiştir.

Tablo 7.41. 40 °C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu ikinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri

Derişim (ppm)	q deneysel	k ₂	q hesaplanan	R ²
80	40	1,0416	39,93	1
50	24,93	0,3281	24,91	1
30	14,97	0,3120	14,93	1

Tablo 7.41'de 30 ppm için q deneysel değeri 14,97 iken qhesaplanan değeri 14,93'tür. 50 ppm için qdeneysel değeri 24,93 iken qhesaplanan değeri 24,91'dir. 80 ppm için ise q deneysel değeri 40 iken q hesaplanan değeri 39,93'tür. Tablo 7.42'de 50 °C için ikinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri verilmiştir.

Tablo 7.42. 50 °C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu ikinci dereceden adsorpsiyon kinetik sabitleri

Derişim (ppm)	q deneysel	k ₂	q hesaplanan	R ²
80	40	0,2314	39,98	1
50	25	0,6153	24,98	1
30	14,94	0,2963	14,92	1

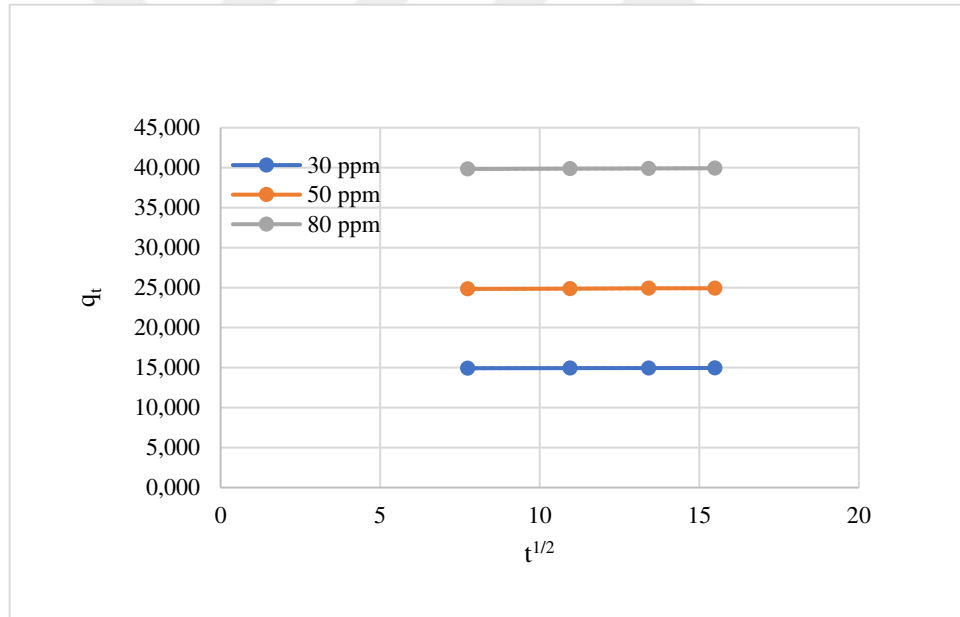
Tablo 7.42'de, 50 °C'te; 30 ppm için q deneysel değeri 14,94 iken qhesaplanan değeri 14,92'dir. 50 ppm için qdeneysel değeri 25 iken qhesaplanan değeri 24,98'dir. 80 ppm için ise q deneysel değeri 40 iken q hesaplanan değeri 39,98'dir. Sonuçlardan da görüldüğü gibi qdeneysel ve qhesaplanan arasındaki sapma kabul edilebilir seviyededir.

Tablo 7.37-37-38-39-40-41 ve 7.42; Şekil 7.34-35-36-37-38 ve 7.39 kendi aralarında incelendiğinde; deneysel q_e değerleri ile teorik (hesaplanan) q_e değerleri incelendiğinde; adsorpsiyon prosesinin hem 1. hem de 2.dereceden kinetik modele uygun

olduğunu göstermektedir. Aynı tablolar ve ilgili grafikler baz alınarak 1. dereceden kinetik modele ait korelasyon katsayıları ve 2. dereceden kinetik modele ait korelasyon katsayıları karşılaştırıldığında deneysel verilerin her iki modele de uygunluk gösterdiği görülmüştür. Deneysel ve hesaplanan değerlerin karşılaştırması baz alındığında malahit yeşil boyarmaddesinin geopolimer üzerine adsorpsiyon kinetiğinin 1. Dereceden kinetik modele daha uygun olduğu görülmektedir. Bu sonuçlar literatür ile eşleşmektedir.

7.8.3. Malahit yeşil adsorpsiyonunda parçacık içi difüzyon kinetiği modelinin değerlendirilmesi

Parçacık içi difüzyonun etkisinin belirlenmesi amacıyla deneysel veriler kullanılarak q_t ve $t^{1/2}$ değerlerinin grafiği çizilmiştir ve grafikler Şekil 7.39-41’de verilmiştir Burada q_t (adsorplanan boya miktarı) mg/g ve t (süre) dakika olarak alınmıştır. Şekil 7.40’ta 30 °C sıcaklık için parçacık içi difüzyon kinetik modeli grafiği verilmiştir.

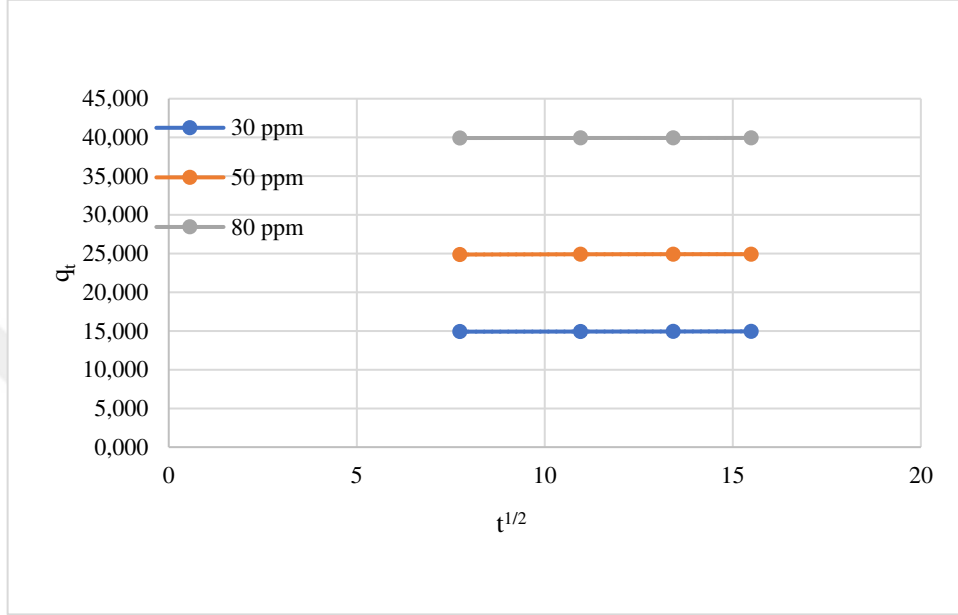


Şekil 7.40. 30°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu parçacık içi difüzyon kinetik modeli

Şekil 7.40'taki her bir konsantrasyon grafiği için 30°C’de elde edilen denklemler sırasıyla aşağıda gösterilmiştir.

30 mg/L başlangıç derişimi	$y = 0,0113x + 39,751$	$R^2 = 0,9937$
50 mg/L başlangıç derişimi	$y = 0,0111x + 24,754$	$R^2 = 0,9191$
80 mg/L başlangıç derişimi	$y = 0,0035x + 14,893$	$R^2 = 0,9994$

Şekil 7.40'da çizdirilen q_t ye karşı zaman^{1/2} grafiğinden elde edilen korelasyon değerlerinin her bir başlangıç derişimi için sırası ile 0,9937, 0,9191 ve 0,9994 olduğu görölmektedir. 40°C sıcaklık için elde edilen parçacık içi difüzyon kinetik modeli grafiği Şekil 7.41'de verilmiştir.

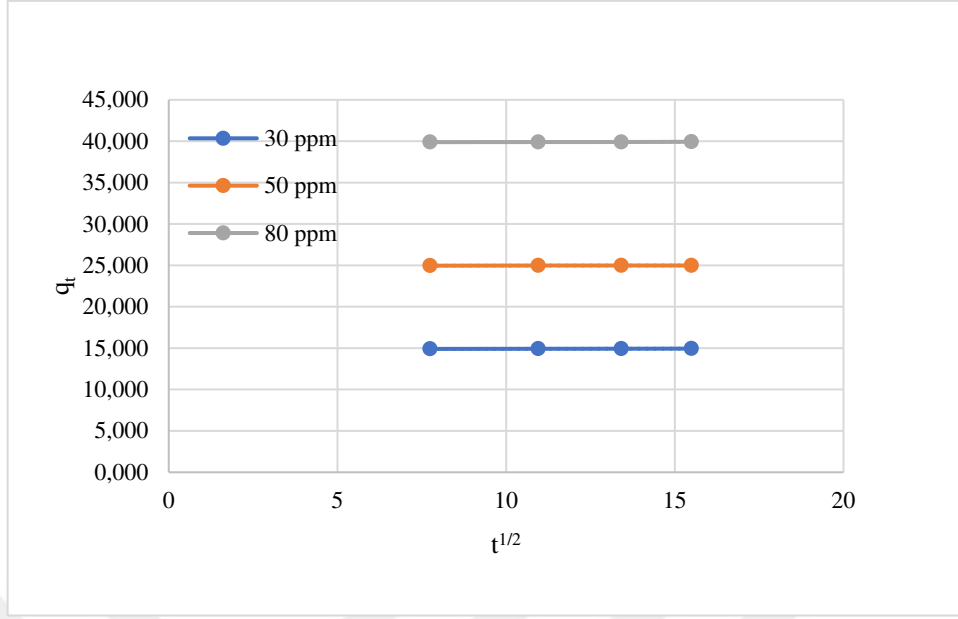


Şekil 7.41. 40°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu parçacık içi difüzyon kinetik modeli

Şekil 7.41'deki her bir konsantrasyon grafiği için 40°C'de elde edilen denklemler sırasıyla aşağıda gösterilmiştir.

30 mg/L başlangıç derişimi	$y = 0,004x + 39,913$	$R^2 = 0,9499$
50 mg/L başlangıç derişimi	$y = 0,0055x + 24,839$	$R^2 = 0,8345$
80 mg/L başlangıç derişimi	$y = 0,0042x + 14,885$	$R^2 = 0,9852$

Şekil 7.41'de çizdirilen q_t ye karşı zaman^{1/2} grafiğinden elde edilen korelasyon değerlerinin 30 ppm için 0,9499, 50 ppm için 0,8345, 80 ppm için ise 0,9852 olduğu görölmektedir. Şekil 7.42'de 50°C parçacık içi difüzyon kinetik modeli grafiği verilmiştir.



Şekil 7.42. 50°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu parçacık içi difüzyon kinetik modeli

Şekil 7.42’teki her bir konsantrasyon grafiği için 50°C’de elde edilen denklemler sırasıyla aşağıda gösterilmiştir.

30 mg/L başlangıç derişimi	$y = 0,0047x + 39,848$	$R^2 = 0,819$
50 mg/L başlangıç derişimi	$y = 0,003x + 24,941$	$R^2 = 0,8188$
80 mg/L başlangıç derişimi	$y = 0,0046x + 14,87$	$R^2 = 0,9975$

Şekil 7.42’te çizdirilen q_t ye karşı zaman^{1/2} grafiğinden elde edilen korelasyon değerlerinin 30 ppm’de 0,8199; 50 ppm’de 0,8188; 80 ppm’de 0,9975 olduğu görülmektedir. Tablo 7.43-45’te deneysel sonuçların grafiksel değerlendirilmesi sonucu parçacık içi difüzyon kinetik modeline ilişkin sabitleri verilmiştir. Tablo 7.43’te 30°C sıcaklık için parçacık içi difüzyon kinetik sabitleri verilmiştir.

Tablo 7.43. 30°C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu için parçacık içi difüzyon kinetik sabitleri

Parçacık içi difüzyon		
Derişim (ppm)	c	Kp (mg/g dk ^{1/2})
30	39,751	0,0113
50	24,754	0,011
80	14,893	0,0035

Tablo 7.43’te parçacık içi difüzyon modeli hız sabitinin 30 ppm için 0,0113; 50 ppm için 0,011; 80 ppm için ise 0,0035 mg/gdk^{1/2} olduğu bulunmuştur. 40 °C sıcaklık için parçacık içi difüzyon kinetik sabitleri Tablo 7.44’te verilmiştir.

Tablo 7.44. 40 °C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu için parçacık içi difüzyon kinetik sabitleri

Parçacık içi difüzyon		
Derişim (ppm)	c	Kp (mg/g dk ^{1/2})
30	39,913	0,0014
50	24,839	0,0055
80	14,885	0,0042

Tablo 7.44'ten elde edilen parçacık içi difüzyon modeli hız sabitleri her üç derişim için sırasıyla 0,0014, 0,0055 ve 0,0042 mg/gdk^{1/2} olarak bulunmuştur Tablo 7.45'te 50 °C için hesaplanan parçacık içi difüzyon kinetik sabitleri verilmiştir.

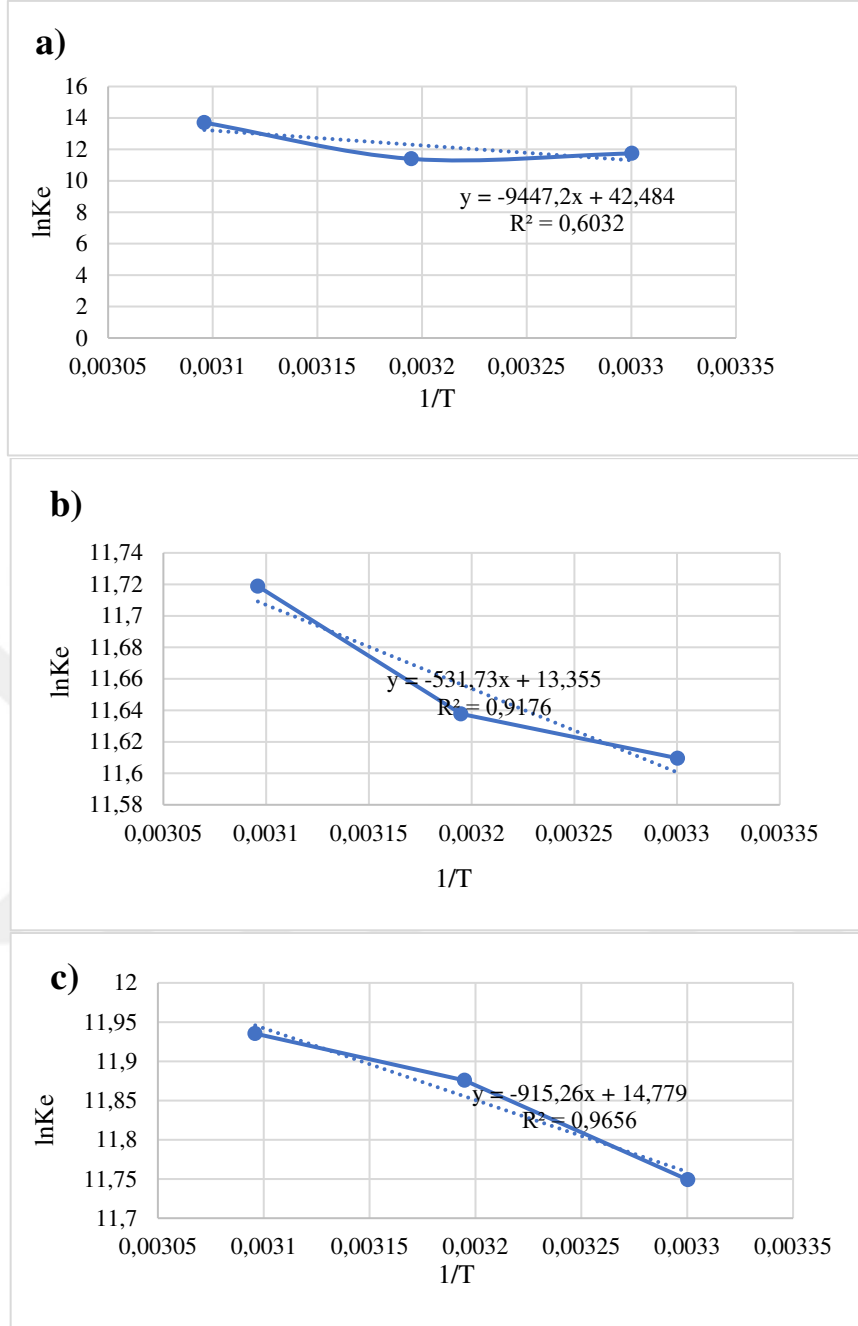
Tablo 7.45. 50 °C sıcaklıkta malahit yeşil adsorpsiyonu için parçacık içi difüzyon kinetik sabitleri

Parçacık içi difüzyon		
Derişim (ppm)	c	Kp (mg/g dk ^{1/2})
30	39,848	0,0047
50	24,941	0,003
80	14,87	0,0046

50 °C sıcaklık için parçacık içi difüzyon modeli hız sabitleri 30 ppm için 0,0047; 50 ppm için 0,003; 80 ppm için ise 0,0046 mg/gdk^{1/2} olarak bulunmuştur. Kinetik modellerden yalancı birinci merteye ve yalancı ikinci merteye kinetik modellerinin adsorpsiyon prosesinin difüzyon mekanizmasını açıklamadığı görülmüştür. Partikül içi difüzyon modelinde elde edilen eğrilerin doğrusal olması parçacık içi difüzyonun gerçekleştiğini göstermektedir.

7.9. Malahit Yeşil Adsorpsiyon Termodinamiği

Malahit yeşilinin geopolimer üzerine adsorpsiyonu termodinamik açıdan incelenmiştir. Deneysel veriler yardımıyla entalpi, entropi ve serbest enerji parametreleri hesaplanmıştır. Adsorpsiyon termodinamiği 30°C, 40°C, 50°C sıcaklıklarda belirlenmiştir. ΔH° , ΔS° ve ΔG° termodinamik parametreleri Van't Hoff denkleminde yararlanarak hesaplanmış ve elde edilen değerler Tablo 7.46-48 'de, $\ln K_e$ 'ye karşı $1/T$ ile çizilen grafik ise Şekil 7.43'te verilmiştir.



Şekil 7.43. Malahit yeşil adsorpsiyonu için üç farklı derişimde elde edilen $\ln(K)/1/T$ grafiğı a)30 ppm b)50 ppm c)80 ppm

Şekil 7.43'te görüldüğü gibi üç farklı başlangıç konsantrasyonu için elde edilen korelasyon katsayı değerleri 0,6032, 0,9176 ve 0,9656 olarak hesaplanmıştır. Şekil 7.43'ten elde edilen veriler kullanılarak; 30°C, 40°C ve 50°C sıcaklıklarında farklı başlangıç derişimleri için hesaplanan termodinamik sabitleri Tablo 7.46-48'de verilmiştir. Tablo 7.46'da 30 ppm için hesaplanan termodinamik parametreler verilmektedir.

Tablo 7.46. 30 ppm başlangıç derişiminde malahit yeşil adsorpsiyonu sonucu hesaplanan termodinamik parametreler

T (°C)	T (°K)	ΔH° (J/mol)	ΔS° (J/mol. K)	ΔG° (J/mol)
30	303,15			-29620,13
40	313,15	7609,4	122,9	-30848,83
50	323,15			-32077,53

Tablo 7.46’da her bir sıcaklık için ΔH° değerinin sıfırdan büyük olması prosesin endotermik olduğunu göstermektedir. ΔS° değerin pozitif olması düzensizliğin arttığını, ΔG° değerin negatif olması ise adsorpsiyon sürecinin kendiliğinden gerçekleştiğini göstermektedir. 50 ppm başlangıç derişimi için hesaplanan termodinamik parametreler Tablo 7.47’de verilmektedir.

Tablo 7.47. 50 ppm başlangıç derişiminde malahit yeşil adsorpsiyonu sonucu hesaplanan termodinamik parametreler

T (°C)	T (°K)	ΔH° (J/mol)	ΔS° (J/mol. K)	ΔG° (J/mol)
30	303,15			-28478,91
40	313,15	78544,0	353,2	-32011,02
50	323,15			-35543,13

Tablo 7.47’de her bir sıcaklık için elde edilen sabitler incelendiğinde adsorpsiyon prosesinin endotermik olduğu, kendiliğinden gerçekleştiği ve düzensizliğin arttığı görülmüştür. Tablo 7.48’de 80 ppm için hesaplanan termodinamik parametreler verilmektedir.

Tablo 7.48. 80 ppm başlangıç derişiminde malahit yeşil adsorpsiyonu sonucu hesaplanan termodinamik parametreler

T (°C)	T (°K)	ΔH° (J/mol)	ΔS° (J/mol. K)	ΔG° (J/mol)
30	303,15			-29221,29
40	313,15	4420,8	111,0	-30331,59
50	323,15			-31441,89

Tablo 7.48’de diğer başlangıç konsantrasyonlarında da olduğu gibi her üç sıcaklık için de ΔH° ve ΔS° değerleri pozitif; ΔG° değeri ise negatif bulunmuştur.

Elde edilen sonuçlar incelendiğinde her başlangıç derişimi için serbest enerji değişiminin (ΔG°) tüm sıcaklıklar için negatif olduğu, standart entalpi değerleri (ΔH°) ve standart entropi değerlerinin (ΔS°) pozitif olduğu görölmüştür. Serbest enerji değişiminin negatif olması adsorpsiyonun kendiliğinden gerçekleştiğini, standart entalpi değerlerinin pozitif olması adsorpsiyonun endotermik olduğunu ve standart entropi değerlerinin pozitif olması ise adsorban ile adsorplanan madde arasında yapısal bir değişimin olabileceğini göstermektedir.



8. TARTIŞMA VE ÖNERİLER

Tez çalışması kapsamında uçucu kül bazlı geopolimerin katyonik boya sınıfında bulunan metil violet (MV) ve malahit yeşil (MY) boyarmaddelerin gideriminde kullanılabilirliği araştırılmıştır. Her iki boyarmaddenin adsorpsiyonu için sıcaklık, pH, başlangıç boyarmadde derişimi, adsorban miktarı, temas süresi ve yeniden kullanılabilirlik parametreleri incelenmiştir.

Geopolimer miktarının malahit yeşil ve metil violet boyarmadde adsorpsiyonuna etkisinin araştırılması amacıyla 30°C, 40°C ve 50°C sıcaklıklarda, 50 ppm başlangıç derişiminde 0,1-0,2-0,4-0,6-0,8-1 g adsorban miktarları ile deneyler gerçekleştirilmiştir. Elde edilen sonuçlardan adsorban miktarının artması ile beklendiği gibi adsorpsiyon veriminin de arttığı görülmüştür. Boyarmadde giderim verimi, artan adsorban miktarına bağlı olarak ortamdaki yüzey alanının ve adsorpsiyon alan sayısının artması sebebi ile artmıştır. Metil violet boyarmaddesi için en yüksek giderim verimi 50 °C sıcaklıkta 50 ppm başlangıç derişiminde, 8 saat temas süresinde 1 g geopolimer kullanılarak %99,92 olarak elde edilmiştir. Malahit yeşil boyarmaddesi için ise % giderim verimi 40°C sıcaklıkta, 7 saat temas süresinde ve 50°C sıcaklıkta 8 saat temas süresi sonunda %99,99 olarak bulunmuştur. Metil violet ve malahit yeşil boyar maddeleri için adsorpsiyon kapasite değerlerinin birbirine çok yakın olduğu gözlenmiştir.

Adsorban miktarının artması ile artan temas sürelerinde boyar madde giderim yüzdelerinin arttığı ve adsorpsiyon kapasite değerlerinin azaldığı ancak yüksek adsorban miktarları için bu değerlerin belirgin ölçüde değişmediği görülmüştür. Başlangıç derişiminin artması ile giderim verimlerinin ve adsorban kapasite değerlerinin arttığı görülmüştür. Bunun sebebinin adsorban yüzeyinin boyarmadde molekülleriyle doygunluğa ulaşması olduğu düşünülmektedir. Adsorban miktarının artışına; adsorpsiyon prosesi sürecinde çok sayıda aktif bölgenin doymamışlığını gösteren adsorpsiyon kapasitesindeki azalma eşlik etmiştir. Adsorpsiyon veriminde adsorban miktarı ile gözlenen doğrusal artış, boyarmadde moleküllerinin tutunabileceği adsorban yüzey alanının artması ile ilişkilendirilmektedir. Adsorpsiyon kapasitesindeki azalma; artan adsorban miktarıyla adsorpsiyon hızının artması, bunun sonucunda boya çözeltisinin derişiminin azalmasıyla ve fazla miktardaki adsorbanın boya moleküllerinin adsorplanacağı yüzeyi sıkıştırarak azaltmasıyla açıklanabilir.

Boyar maddelerin giderim verimi ve adsorban kapasite değerlerine sıcaklığın etkisinin araştırılması amacı ile üç farklı sıcaklıkta (30°C, 40°C ve 50°) adsorpsiyon

deneyleri gerçekleştirilmiştir. Her iki boyarmadde için sıcaklığın artması ile giderim yüzdelерinde ve adsorpsiyon kapasitelerinde çok az oranda artış gözlenmiştir. Her iki boyar maddenin giderim değеrlerinin çok yüksek olmasından dolayı artma ve azalma oranları çok düşük oranda farklılık göstermektedir. Sıcaklığın artması ile kapasite değеrlerinin artışı prosesinin endotermik olduğunu göstermektedir. Sıcaklığın adsorpsiyon prosesine olan etkisi adsorbat moleküllerinin difüzyon hızının artmasıyla ilişkilendirilebilmektedir. Her iki boyar madde gideriminde 40°C sıcaklık değеrinden sonra yüzde giderim veriminde önemli bir değışim olmadığı için enerji tasarrufu açısından en uygun sıcaklık değеrinin 40°C olduğu belirlenmiştir.

Adsorpsiyon işleminde temas süresinin etkisi incelendiğinde malahit yeşil boyarmaddesi için adsorpsiyon hızının yüksek olduğu, 180 dakikaya kadar olan sürede adsorpsiyonun büyük oranda gerçekleştiğı, adsorpsiyonun denge kapasite değеrlerine yaklaştığı ve 240 dakikalık sürenin adsorpsiyonun dengeye ulaşması için yeterli olduğu görölmektedir. 180'inci dakikaya kadar olan yüksek adsorpsiyon hızının 240. dakikadan sonra belirgin ölçüde değışmemesi, adsorban yüzeyindeki aktif bölge noktalarının azalmasıyla geopolimer yüzeyine adsorplanan pozitif yüklü kirletici molekülleri ile sulu çözeltideki pozitif yüklü kirletici molekülleri arasındaki elektrostatik hareketlerle yavaş hızda por difüzyonu ve boyarmadde konsantrasyonundaki azalma ile açıklanabilir.

Metil violet ve malahit yeşil boyarmaddelerinin geopolimer üzerine adsorpsiyonunda pH parametresinin etkisinin incelemesi amacıyla ortam pH'ı 2-10 arasında değıştirilmiştir. Ortam pH değеrinin artmasıyla giderim veriminin de arttığı görölmüştür. Metil violet için çözelti pH değeri 8'den 10'a yükseldiğinde ise adsorpsiyon verimi, belirgin değışiklikler olmaksızın sabit kalmıştır. Bu nedenle en uygun ortam pH değeri 8 olarak seçilmiştir. pH ile % giderim veriminin doğru orantılı olarak artmasının sebebi ortamdaki OH⁻ iyonlarının fazlalığından ve boyarmaddenin katyonik yapısından kaynaklandığı düşünülmektedir. Malahit yeşil boyar maddesinin giderim verimleri incelendiğinde pH değeri 2'den 7'ye yükseldiğinde adsorpsiyon veriminin de arttığı görölmüştür. Ortam pH değеrinin 7'den 10'a artması ile belirgin olmayan ölçüde azalma gözlenmiştir. Malahit yeşil için en uygun ortam pH değeri 7 olarak seçilmiştir

Proses verimi açısından metil violet ve malahit yeşil katyonik boyarmadde gideriminde adsorban olarak kullanılan uçucu kül bazlı geopolimerin yeniden kullanılabilirliği araştırılmıştır. Bu kapsamda; 50 ppm başlangıç derişiminde, 30°C sıcaklıkta, boyarmaddelerin denge temas sürelerinde ve 1 g adsorban varlığında

adsorpsiyon deneyleri yapılmıştır. Metil violet boyarmaddesi için 4 döngü, malahit yeşil için 3 döngü çalışılmış ve adsorbanların yeniden kullanımının boyarmaddelerin giderimi üzerine olumsuz etkileri bulunmamıştır. Her rejenerasyon işleminden sonra geopolimer yeniden kullanıldığında yüksek giderim yüzdeleri korunmuştur. Elde edilen sonuçlar uçucu kül bazlı geopolimerin rejenerasyon özelliğinin olduğunu ve ilgili boyarmaddelerin gideriminde adsorpsiyon proses verimine katkı sağladığını göstermiştir.

Metil violet ve malahit yeşil boyar maddelerinin adsorpsiyonları için Langmuir, Freundlich, D-R ve Temkin izoterm modellerinden yararlanılmıştır. Hesaplanan korelasyon katsayıları incelendiğinde her iki boyarmaddenin de Freundlich izoterm modeli ile uyumlu olduğu belirlenmiştir. Bu model adsorban yüzeyinin adsorpsiyon bölgeleri ve enerjisi bakımından heterojen olduğunu göstermiştir. D-R izoterm modeli analiz sonucunda ilgili adsorpsiyon sürecinin iyonik adsorpsiyon türüne ait olduğu görülmüştür. Ek olarak Langmuir izoterm modelinin incelenmesi ile hesaplanan ayırma faktörü baz alındığında geopolimer üzerine metil violet ve malahit yeşil boyarmaddelerinin adsorpsiyonunun uygun olduğu görülmüştür.

Metil violet ve malahit yeşil boyarmadde gideriminde geopolimerin kullanıldığı adsorpsiyon prosesini kontrol eden basamağın belirlenmesi için kinetik çalışmalar yapılmıştır. Bu kapsamda kullanılan kinetik modeller; yalancı birinci derece kinetik model, yalancı ikinci derece kinetik model ve partikül içi difüzyon modelleridir. Her iki boyarmadde için kinetik modellerin korelasyon katsayılarına incelendiğinde kinetik modellerin korelasyon katsayılarının 1'e çok yakın olduğu bulunmuştur. Ek olarak $q_{deneysel}$ ve $q_{hesaplanan}$ değerleri de incelenmiş ve iki değerin birbirlerine çok yakın olduğu görülmüştür. Sonuçlar, metil violet boyarmaddesinin geopolimer üzerine giderim çalışmalarının yalancı ikinci dereceden kinetik modeli temsil ederken malahit yeşil boyarmadde ile çalışma sonucunun yalancı birinci dereceden kinetik model ile uyuştuğunu göstermiştir.

Metil violet ve malahit yeşil boyarmaddelerinin geopolimer üzerine adsorpsiyonu termodinamik açıdan incelenmiştir. Deneysel veriler yardımıyla entalpi, entropi ve serbest enerji gibi parametreler hesaplanmıştır. Adsorpsiyon termodinamiği 30°C, 40°C ve 50°C sıcaklıklarda sabit parametrelerle çalışılarak belirlenmiştir. ΔH° , ΔS° ve ΔG° termodinamik parametreleri Van't Hoff denkleminden yararlanarak hesaplanmıştır.

Termodinamik veriler analiz edildiğinde; ΔG° değerinin negatif olması prosesin kendiliğinden gerçekleştiğini, ΔH° 'ın pozitif olması prosesin endotermik olduğunu ve

ΔS° değerinin pozitif çıkması ise adsorbent ile madde arasında yapısal bir değişimin olabileceğine işaret etmektedir. Pozitif entropi işareti düzensizliğin arttığını ve yapısal bozulmaları işaret edebilir. ΔH° değeri bazında prosesin endotermik olduğu yorumu sıcaklık değişim parametresinin incelenmesinde de bulunmuştur.

Metil violet ve malahit yeşil boyarmaddelerinin adsorpsiyon yöntemi ile atık suların giderimi üzerine literatür araştırması yapılmıştır. Yapılan araştırmalar incelendiğinde bu çalışmada yürütülen adsorpsiyon prosesinden elde edilen maksimum adsorpsiyon kapasitesinin (mg/g) diğer çalışmalar ile benzer olduğu ve birçok çalışma ile kıyaslandığında boyarmadde gideriminde daha yüksek maksimum adsorpsiyon kapasitesi elde edildiği görülmüştür. Ek olarak ilgili boyarmaddelerin gideriminde geopolimerlerin adsorban olarak kullanıldığı çalışma sayısının az olması; mevcut çalışmanın ümit vadeden ve bilim için katkı sağladığı sonucuna varılmıştır. Bu kapsamda atıksulardan katyonik boyarmadde gideriminde uçucu kül bazlı geopolimerin adsorban olarak kullanımının gelecek araştırmalar için umut verici bir malzeme olduğu görülmüştür.

Yapılan bu çalışma sonucunda F sınıfı uçucu külden üretilmiş olan geopolimerin metil violet ve malahit yeşil katyonik boyarmaddelerinin adsorpsiyonu için uygun bir adsorbent olarak kullanılabileceğine karar verilmiştir. Geopolimerin üretim aşamasında kullanılan endüstriyel atık grubunda yer alan uçucu külün ucuz ve bol bulunulabilen bir materyal olması, bileşen içeriği ve hammadde olarak kullanımında çevre kirliliğini azaltma da çift taraflı katkı sağlaması gibi özelliklerinden dolayı tercih edilebileceği; atıksulardaki varlığı çevre ve insan sağlığı için tehdit oluşturan malahit yeşil ve metil violet katyonik boyarmaddelerin gideriminde elde edilen sonuçlar baz alındığında adsorban olarak kullanılabilecek umut veren bir materyal olduğu sonucuna varılmıştır.

Elde edilen sonuçlardan ekonomik, çevre dostu ve kolay sentezlenebilen geopolimerler ile metil violet ve malahit yeşil boyar maddelerinin tamamının giderilebildiğini göstermektedir. Yeniden kullanılabilirlik deneyleri sonucunda giderim verimlerinin değişmemesi ve çok yüksek oranları koruması, geopolimer numunesinin ekonomik ve adsorpsiyon işleminde kullanılabilecek iyi bir adsorban olduğunu kanıtlamaktadır. Uçucu kül esaslı geopolimerin adsorban olarak kullanımı ile atıklar değerli bir ürüne dönüştürülmüş ve çevre dostu bir prosesde kullanımı sağlanmıştır.

KAYNAKÇA

- Abbas, R., Khereby, M. A., Ghorab, H. Y. ve Elkhoshhany, N. (2020). Preparation of geopolymer concrete using Egyptian kaolin clay and the study of its environmental effects and economic cost. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 22, 669–987.
- Abel, A. (2012). The history of dyes and pigments: From natural dyes to high performance pigments, J. Best (Ed.). *Colour Design, Cambridge: Woodhead Publishing*, 557–587. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-101270-3.00024-2>
- Acemioğlu, B. (2004a). Removal of fe (II) ions from aqueous solution by calabrian pinebark wastes. *Bioresource Technology*, 93(1), 99–102. doi:10.1016/j.biortech.2003.10.010
- Acemioğlu, B. (2004b). Adsorption of congo red from aqueous solution onto calciumrich fly ash. *Journal of Colloid and Interface Science*, 274(29), 371–379. doi:10.1016/j.jcis.2004.03.019
- Admasu, A. (2008). *Adsorptive Removal of Reactive Azo Dyes Using Industrial Residue*. <http://localhost:80/xmlui/handle/123456789/4041> adresinden erişildi.
- Ahmad, R. (2009). Studies on adsorption of crystal violet dye from aqueous solution onto coniferous pinus bark powder (CPBP). *Journal of Hazardous Materials*, 171(1–3), 767–773. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.06.060>
- Ajmal A., Majeed I., Malik R., Idriss H., Nadeem M. (2014). Principles and mechanisms of photocatalytic dye degradation on TiO₂ based photocatalysts: a comparative overview. *RSC Advanced*, 4-37003. doi:<https://doi.org/10.1039/C4RA06658H>
- Aksu, Z., Tatlı, A.İ., ve Tunç, Ö. (2008). A comparative adsorption/biosorption study of Acid Blue 161: Effect of temperature on equilibrium and kinetic parameters. *Chemical Engineering Journal*, 142, 28-39.
- Alaguprathana, M. ve Poonkothai, M. (2017). Bioremediation of textile dyeing effluent using algae-a review. *Journal of Advances in Microbiology*, 7(1), 1–12. doi:10.9734/JAMB/2017/37322
- Alsancak, A. (2019). Demir ile Zenginleştirilmiş Doğal Zeolitler ile Sulu Çözeltilerden Metil Violet Giderimi. (Yüksek Lisans Tezi). Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Ana Bilim Dalı. Sakarya.
- Alvarez-Ayuso, E., Querol, X., Plana, F., Alastuey, A., Moreno, N., Izquierdo, M., Font, O., Moreno, T., Diez, S., Vazquez, E. ve Barra, M. (2008). Environmental, physical and structural characterisation of geopolymer matrixes synthesised from coal (co-) combustion fly ashes. *Journal of Hazardous Materials*, 154, 175-183.
- Ameri, A. (2020). Application of algae as low cost and effective bio-adsorbent for removal of heavy metals from wastewater: a review study. *Environmental Technology Reviews*, 9(1), 85–110. doi:<https://doi.org/10.1080/21622515.2020.1831619>

- Annadurai, G., Juang, R. S. ve Lee, D. J. (2002). Use of cellulose-based wastes for adsorption of dyes from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials*, 92(3), 263–274. doi:[https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00017-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00017-1)
- Arivoli, S., Hema, M., Martin, P., Prasath, D., 2009. Adsorption of malachite green onto carbon prepared from borassus bark. *Arab. J. Sci. Eng.* 34 (2), 31.
- Ayele, A., Getachew, D., Kamaraj, M. ve Suresh, A. (2021). Phycoremediation of synthetic dyes: an effective and eco-friendly algal technology for the dye abatement. *Journal of Chemistry*. doi:<https://doi.org/10.1155/2021/9923643>
- Azizian, S., Haerifar, M. ve Bashiri, H. (2009). Adsorption of methyl violet onto granular activated carbon: equilibrium, kinetics and modeling. *Chem. Eng. J.*, 146, 36-41, 2009.
- Barbosa, T. R., Foletto, L. E., Guilherme, L. D. ve Sérgio, L. J. (2018). Preparation of mesoporous geopolymer using metakaolin and rice husk ash as synthesis precursors and its use as potential adsorbent to remove organic dye from aqueous solutions. *Ceramics International*, 44(1), 416–423. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2017.09.193>
- Başer, İ. ve İnancı, Y. (1990). *Boyarmadde Kimyası*. İstanbul: Marmara Üniversitesi Yayınları.
- Bekci, Z., Seki, Y., Cavas, L. (2009). Removal of malachite green by using an invasive marine alga *Caulerpa racemosa* var. *Cylindracea*. *J. Hazard. Mater.* 161, 1454.
- Belçer-Baykal, B. (2010). Adsorption and Ion Exchange in Environmental Engineering, *Environmental Sciences and Engineering Program*. İstanbul.
- Benkhaya, S., M'rabet, S. ve El-Harfi, A. (2020). A review on classifications, recent synthesis and applications of textile dyes, *Inorganic Chemistry Communications*. 115. <https://doi.org/10.1016/j.inoche.2020.107891>
- Berkem, A.R. ve Baykut, S. (1986). *Fizikokimya*, İstanbul Üniversitesi Yayınları.
- Bhatia, D., Sharma, N. R., Singh, J. ve Kanwar, R. S. (2017). Biological methods for textile dye removal from wastewater: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(19), 1836–1876. doi:<https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1393263>
- Bołtryk M., Granaty K., Stankiewicz N. (2019). Ecological aspects in the application of geopolymer composite s on road surfaces. *Ekonomia I Srodowisko*, 1(68).
- Bonetto, L. R., Ferrarini, F., Marco, C. de, Crespo, J. S., Guéegan, R. ve Giovanela, M. (2015). Removal of methyl violet 2B dye from aqueous solution using a magnetic composite as an adsorbent. *Journal of Water Process Engineering*, 6, 11–20. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2015.02.006>

- Bulut, E., Özacar, M. ve Şengil, İ. A. (2008). Adsorption of malachite green onto bentonite: Equilibrium and kinetic studies and process design. *Microporous and Mesoporous Materials*, 115(3), 234–246. doi:<https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2008.01.039>
- Chattopadhyay D.P. (2011). Chemistry of Dyeing. *Handbook of Textile and Industrial Dyeing, Principles, Processes and Types of Dyes*, Volume 1, Pages 150-183. Doi: <https://doi.org/10.1533/9780857093974.1.150>
- Chatwal, G. R. (2009). *Synthetic Dyes*. Mumbai, India: Himalaya Publishing House.
- Christie R.M. (2001). *Colour Chemistry*, England: RSC Publication, 206.
- Christie, R.M. (2007). *Environmental Aspects of Textile Dyeing*, Woodhead, Boca Raton, Cambridge.
- Cioffi, R., Maffucci, L. ve Santoro, L. (2003). Optimization of geopolymer synthesis by calcination and polycondensation of a kaolinitic residue. *Resources, Conservation and Recycling*, 40, 27-38. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(03\)00023-5](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(03)00023-5)
- Clariant, PolyOne ve AkzoNobel. (2016). Clariant and PolyOne present their colour trend forecasts for plastics, *Additives for Polymers*, 3(3–4). 25.
- Çalışkan, E. ve Göktürk, S. (2013). Adsorption characteristics of sulfamethoxazole and metronidazole on activated carbon. *Separation Science and Technology*, 45(2), 244-255. <https://doi.org/10.1080/01496390903409419>
- Çınar F.Ş. (2021). Adsorpsiyon İzoterm Modelleri ve Kinetiklerinin Araştırılması. *Araştırma Projesi*, Kastamonu Üniversitesi.
- Dabrowski, A. (2001). Adsorption-from theory to practice. *Advances Colloid and Interface Science* içinde, 93, 135-224.
- Davidovits J. (1988b). Geopolymer Chemistry and Properties. *Paper presented at the Geopolymer '88, First European Conference on Soft Mineralurgy*, Compiègne, France.
- Demir, F., Laçın, Ö. ve Bastaban, B. (2019). Determined of equilibrium adsorption isotherm model pertechnetate oxoanion onto activated carbon. *Sinop Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*. 4(1), 37-46.
- Doğan, M. ve Alkan, M. (2003). Removal of methyl violet from aqueous solution by perlite. *Journal of Colloid and Interface Science*, 267(1), 32–41. doi: [https://doi.org/10.1016/S0021-9797\(03\)00579-4](https://doi.org/10.1016/S0021-9797(03)00579-4)
- Doğan, M., Özdemir Y., Alkan M. (2007). Adsorption kinetics and mechanism of cationic methyl violet and methylene blue dyes onto sepiolite. *Dyes and Pigments*, 75- 701-713. doi:<https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2006.07.023>

- Duxson P., Provis J.L., Lukey G.C. ve van Deventer J.S.J. (2007a). The role of inorganic polymer technology in the development of green concrete. *Cement and Concrete Research*, 37(12), 1590-1597. <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2007.08.018>
- Duxson, P., Fernández-Jiménez, A., Provis, J. L., Lukey, G. C., Palomo, A. ve Deventer, J. S. J. van. (2007b). Deventer, geopolymers technology: the current state of the art. *Journal of Materials Science*, 42, 2917–2933.
- Eduok, E. I. (2016). *Thermal Properties of Geopolymer Materials*. (Master Thesis). University of Stavanger. Faculty of Science and Technology. Mathematics and Physics. Norway.
- ElHarfi, S. ve ElHarfi, A. Benkhaya, S. (2017). Classifications, properties and applications of textile dyes: a review. *Journal of Environmental Engineering Science*, (3), 311–320. doi:<https://doi.org/10.48422/IMIST.PRSM/ajeas-v3i3.9681>
- El-Kassas, H. Y. ve Mohamed, L. A. (2014). Bioremediation of the textile waste effluent by *Chlorella vulgaris*. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 40(3), 301–308. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ejar.2014.08.003>
- Fernández-Jiménez, A., de la Torre, A. G., Palomo, A., López-Olmo, G., Alonso, M. S. ve Aranda, M. A. G. (2006b). Quantitative determination of phases in the alkali activation of fly ash. Part I. Potential ash reactivity, *Fuel*, 85 625-634. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2005.08.014>
- Fernández-Jiménez, A., Palomo, A. (2009). Nanostructure/microstructure of fly ash geopolymers. *Eduardo Torroja Institute*, Spain. doi: <https://doi.org/10.1533/9781845696382.1.89>
- Fernández-Jiménez, A., Palomo, A., Sobrados, I. ve Sanz, J. (2006a). The role played by the reactive alumina content in the alkaline activation of fly ashes. *Microporous and Mesoporous Materials*, 91(1–3), 111–119. doi:<https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2005.11.015>.
- Feronea C., Colangelo F., Cioffi R., Montagnaro F., Santoro L. (2011). Mechanical performances of weathered coal fly ash based geopolymer bricks. *2011 International Conference on Green Buildings and Sustainable Cities*, 745-752.
- Foo, K. Y. ve Hameed, B. H. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical Engineering Journal*, 156, 2-10. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.09.013>
- García-Lodeiro, I., Palomo, A. ve Fernández-Jiménez, A. (2015). Crucial insights on the mix design of alkali-activated cement-based binders. *Handbook of Alkali Activated Cements, Mortars and Concretes* içinde. Woodhead Publishing Limited.
- Garg, U., Kaur, M.P., Jawa, G.K., Sud, D., ve Garg, V.K. (2008). Removal of cadmium (II) from aqueous solutions by adsorption on agricultural waste biomass. *Journal of Hazardous Materials*, 154, 1149-1157.

- Gohli E.P.G. ve Vilensky, L. D. (1983). *Textile Science—An Explanation of Fibre Properties*. Melbourne: Longman Cheshire.
- Govindasamy, V., Sahadevan, R., Subramanian, S. ve Mahendradas, D. K. (2009). Removal of malachite green from aqueous solutions by perlite. *International Journal of Chemical Reactor Engineering*, 7, 1–22. doi:<https://doi.org/10.2202/1542-6580.1889>
- Gökara, G. (2013). *İğde Çekirdeğinden Elde Edilen Aktif Karbon Üzerinde Tekstil Boyar Maddelerinin Adsorpsiyonu*. (Yüksek Lisans Tezi). Trakya Üniversitesi. Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizikokimya Ana Bilim Dalı. Edirne.
- Gregory P. (1990). Classification of dyes by chemical structure. Waring DR, Hallas G (Ed.). *The Chemistry and Application of Dyes* içinde. Plenum Press, New York.
- Guechi, El-K., Hamdaoui, O. (2011). Sorption of malachite green from aqueous solution by potato peel: kinetics and equilibrium modeling using non-linear analysis method. *Arab. J. Chem.*[http:// dx.doi.org/10.1016/j.arabjc.2011.05.011](http://dx.doi.org/10.1016/j.arabjc.2011.05.011).
- Gupta V. K. ve Suhas. (2009). Application of low-cost adsorbents for dye removal - a review. *Journal of Environmental Management*, 90(8), 2313–2342. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.11.017>
- Gupta, N., Kushwaha, A.K., Chattopadhyaya, M.C. (2011). Application of potato (*Solanum tuberosum*) plant wastes for the removal of methylene blue and malachite green dye from aqueous solution. *Arab. J. Chem.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.arabjc.2011.07.021>.
- Hameed, B. H. (2008). Equilibrium and kinetic studies of methyl violet sorption by agricultural waste. *Journal of Hazardous Materials*, 154(1–3), 204–212. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.10.010>
- Hassaan, M. A. ve El-Nemr, A. (2017). Health and environmental impacts of dyes: mini review. *American Journal of Environmental Science and Engineering*, 1(3), 64–67.
- He, J., Zhang, G., Hou, S. ve Cai, C. S. (2010). Geopolymer-based smart adhesives for infrastructure health monitoring: concept and feasibility. *Journal of Materials in Civil Engineering*, 23(2), 100–109. doi:10.1061/(ASCE)MT.1943-5533.0000140
- Ho, Y. S. ve McKay, G. (1999). Pseudo-second order model for sorption processes. *Process Biochemistry*, 34(5), 451–465. doi:[https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(98\)00112-5](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(98)00112-5)
- Ho, Y.S., McKay, G., Wase, D.A.J., ve Foster, C.F. (2000). Study of the sorption of divalent metal ions on the peat. *Adsorp. Sci. Technol.*18, 639-650. Doi: <https://doi.org/10.1080/15567036.2010.549904>.
- Jain, S., Jayaram ve R. V. (2010). Removal of basic dyes from aqueous solution by low-cost adsorbent: wood apple shell (*feronia acidissima*). *Desalination*. 250, 921-927. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.04.005>

- Jiang Xi, Yiyuan Zhang, Rui Xiao, Pawel Polaczyk, Miaomiao Zhang, Wei Hu, Yun Bai, Baoshan Huang. (2020). A Comparative Study on Geopolymers Synthesized by Different Classes of Fly Ash after Exposure to Elevated Temperatures, *Journal of Cleaner Production*.
- Karaoğlu, M.H., Doğan, M. ve Alkan, M. (2009). Removal of cationic dyes by kaolinite. *Microporous and Mesoporous Materials*. 122, 20-27.
- Kariim, I., Abdulkareem, A.S. ve Abubakre, O.K. (2020). Development and characterization of MWCNTs from activated carbon as adsorbent for metronidazole and levofloxacin sorption from pharmaceutical wastewater: Kinetics, isotherms and thermodynamic studies. *Scientific African*, 7. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2019.e00242>
- Kaya, M., Dilekoğlu, M. F., Şahin, Ö. ve Saka, C. (2016). Plasma treated sepiolite: a new adsorbent for removal of malachite green from contaminated water. *Plasma Chemistry and Plasma Processing*, 36(6), 1417–1430. doi:<https://doi.org/10.1007/s11090-016-9745-y>
- Ken, P. W., Ramli, M. ve Cheah, C. B. (2015). An overview on the influence of various factors on the properties of geopolymer concrete derived from industrial by-products. *Construction and Building Materials*, 77(15), 370–395. doi:<https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2014.12.065>
- Khadir A. (2022). *Biological Approaches in Dye-Containing Wastewater*, Springer, Volume 2, pg 97-102.
- Khan, A. A., Ahmad, R., Khan, A. ve Mondal, P. K. (2013). Preparation of unsaturated polyester Ce(IV) phosphate by plastic waste bottles and its application for removal of malachite green dye from water samples. *Arabian Journal of Chemistry*, 6(4), 361–368. doi:<https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2010.10.012>
- Khan, T. A., Rahman, R., Ali, I., Equbal, A. K. ve Mukhlif, A. A. (2014). Removal of malachite green from aqueous solution using waste pea shells as low-cost adsorbent – adsorption isotherms and dynamics. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 96(4), 569–578. doi:<https://doi.org/10.1080/02772248.2014.969268>
- Khattari, S. D. ve Singh, M. K. (2009). Removal of malachite green from dye wastewater using neem sawdust by adsorption. *Journal of Hazardous Materials*, 167(1–3), 1089–1094. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.01.101>
- Kim, Y. K., Rajesh, K. P. ve Yu, J. S. (2013). Zeolite materials prepared using silicate waste from template synthesis of ordered mesoporous carbon, *Journal of Hazardous Materials*. 260, 350–357.
- Konstantinou, I. K. ve Albanis, T. A. (2004). TiO₂-assisted photocatalytic degradation of azo dyes in aqueous solution: kinetic and mechanistic investigations: A review. *Applied Catalysis B: Environmental*, 49(1), 1–14. doi:<https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2003.11.010>

- Kovalchuk, G., Fernández-Jiménez, A. ve Palomo, A. (2007). Alkali-activated fly ash: effect of thermal curing conditions on mechanical and microstructural development – Part II. *Fuel*, 86(3), 315–322. doi:<https://doi.org/10.1016/j.fuel.2006.07.010>
- Kule, L. (2014). *Elma ve Portakal Kabuğu Üzerine Malaşit Yeşilinin Sulu Çözeltilerden Adsorpsiyonu*. (Yüksek Lisans Tezi). Kilis 7 Aralık Üniversitesi. Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Ana Bilim Dalı. Kilis.
- Kumar, K.V., Sivanesan, S. (2007). Isotherms for malachite green onto rubber wood (Hevea brasiliensis) sawdust: comparison of linear and non-linear methods. *Dyes Pigm.* 72 (1), 124.
- Lagergren, S. (1898). *Zur theorie der sogenannten adsorption gelöster stoffe*”, *Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens. Handlingar*, 24, 1-39.
- Lellis, N., Fávaro-Polonio, C. Z., Pamphile, J. A. ve Polonio, J. C. (2019). Effects of textile dyes on health and the environment and bioremediation potential of living organisms. *Biotechnology Research and Innovation*, 3(2), 275–290. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biori.2019.09.001>
- Li, Z., Ding, Z., Zhang, Y. (2004). Development Of Sustainable Cementitious Materials, *International Workshop on Sustainable Development and Concrete Tecnology*, 55-73.
- Lilie, R.D. ve Conn, H.J. (1977). *Conn's Biological Stains: A Hand Book on the Nature and Uses of the Dyes Employed in the Biological Laboratory*, Williams & Wilkins, Baltimore.
- Liu, M., Zhang, H., Zhang, X., Deng, Y., Liu W. ve Zhan, H. (2001). Removal and recovery of chromium (III) from aqueous Solutions by spheroidal cellulose adsorbent. *Water Environment Research*, 73(3), 322-328. doi:[10.2175/106143001x139344](https://doi.org/10.2175/106143001x139344)
- Liu, R., Zhang, B., Mei, D., Zhang, H. ve Liu, J. (2011). Adsorption of methyl violet from aqueous solution by halloysite nanotubes. *Desalination*, 268(1–3), 111–116. doi:<https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.10.006>
- Mahini, R., Esmaeili, H. ve Foroutan, R. (2018). Adsorption of methyl violet from aqueous solution using brown algae Padina sanctae-crucis. *Turkish Journal of Biochemistry*, 24. doi:<https://doi.org/10.1515/tjb-2017-0333>
- Maleki, A., Mohammad, M., Emdadi, Z., Asim, N., Azizi, M. ve Safaei, J. (2018). Adsorbent materials based on a geopolymer paste for dye removal from aqueous solutions. *Arabian Journal of Chemistry*, 13(1), 3017–3025. doi:<https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2018.08.011>
- Mall, I. D., Srivastava, V. C. ve Agarwal, N. K. (2006). Removal of Orange-G and Methyl Violet dyes by adsorption onto bagasse fly ash-kinetic study and equilibrium isotherm analyses. *Dyes and Pigments*, 69(3), 210–223. doi:<https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2005.03.013>

- Mall, I.D., Srivastava, V.C., Agarwal, N.K., Mishra, I.M. (2005). Adsorptive removal of malachite green dye from aqueous solution by bagasse fly ash and activated carbon – kinetic study and equilibrium isotherm analyses. *Colloids Surf., A* 264 (1–3), 17.
- Mani S, Bharagava R. N. (2018). Textile industry wastewater: environmental and health hazards and treatment approaches. *Recent Advances in Environmental Management* içinde. Florida: CRC Press. 47-69.
- Mittal, A., Gabje, V. ve Mittal, J. (2008). Removal and recovery of hazardous triphenylmethane dye, Methyl Violet through adsorption over granulated waste materials. *Journal of Hazardous Materials*, 150(2), 364–375. doi:10.1016/j.jhazmat.2007.04.117
- Miyah, Y., Lahrichi, A., Idrissi, M., Boujraf, S., Taouda, H. ve Zerrouq, F. (2019). Assessment of adsorption kinetics for removal potential of Crystal Violet dye from aqueous solutions using Moroccan pyrophyllite. *Journal of the Association of Arab Universities for Basic and Applied Sciences*, 23, 20–28. doi:https://doi.org/10.1016/j.jaubas.2016.06.001
- Nagham M.A., Aldujaili R. A. B., Alfatlawi I. O. (2021). Physical and Chemical Adsorption and its Applications. *International Journal of Thermodynamics and Chemical Kinetics.*; 7(2): 1–8p. doi (Journal):10.37628/IJTCK.
- Nandi, B. K., Goswami, A., Das, A. K., Mondal, B. ve Purkait, M. K. (2008). Kinetic and equilibrium studies on the adsorption of crystal violet dye using kaolin as an adsorbent. *Separation Science and Technology*, 43(6), 1382–1403. doi:https://doi.org/10.1080/01496390701885331
- Nandi, B.K., Goswami, A. ve Purkait M.K. (2009). Adsorption characteristics of brilliant green dye on kaolin, *Journal of Hazardous Materials*, 161, 387-395. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.03.110
- Naseeruteen, F., Hamid, N. S. A., Suah, F. B. M., Ngah, W. S. W. ve Mehamod, F. S. (2018). Adsorption of malachite green from aqueous solution by using novel chitosan ionic liquid beads. *International Journal of Biological Macromolecules*, 107, 1270–1277. doi:10.1016/j.ijbiomac.2017.09.111
- Nath, S. K., Maitra, S., Mukherjee, S. ve Kumar, S. (2016). Microstructural and morphological evolution of fly ash based geopolymers. *Construction and Building Materials*, 111, 758–765.
- Noll, K. E., Gounaris, C. ve Hou, W. S. (1991). *Adsorption Technology for Air and Water Pollution Control*. CRC Press.
- Novais, R. M., Carvalheiras, J., Tobaldi, D. M., Seabra, M. P., Pullar, R. C. ve João, A. L. (2019). Synthesis of porous biomass fly ash-based geopolymer spheres for efficient removal of methylene blue from wastewaters'. *Journal of Cleaner Production*, 207, 350–362. doi:https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.265

- Ofomaja, A. E. (2008). Kinetic study and sorption mechanism of methylene blue and methyl violet onto mansonina (Mansonina altissima) wood sawdust. *Chemical Engineering Journal*, 143(1–3), 85–95. doi:<https://doi.org/10.1016/j.cej.2007.12.019>
- Okumuş, Z. Ç. & Doğan, T. H. (2019). Biyodizeldeki Suyun Reçine ile Uzaklaştırılması: Adsorpsiyon İzotermi, Kinetiği ve Termodinamik İncelemesi. *Avrupa Bilim ve Teknoloji Dergisi*, (15), 561-570.
- Olawale M.D. (2013). Syntheses, characterization and binding strength of geopolymers: A review. *International Journal of Materials Science and Applications*, Sayı.2 sf.185-193.
- Onyancha, D., Mavura, W., Ngila, J. C., Ongoma, P. ve Chacha, J. (2008). Studies of chromium removal from tannery wastewaters by algae biosorbents, *Spirogyra condensata* and *Rhizoclonium hieroglyphicum*, *Journal of Hazardous Materials*, 158, 605–614. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.02.043>
- Oudadesse, H., Derrien, A. C. ve Lefloch, M. (2005). Infrared and nuclear magnetic resonance structural studies vs. thermal treatment of geopolymers/biphasic calcium phosphates. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*. 82, 323–329.
- Özcan, Y. (1984). *Tekstil Elyaf ve Boyama Tekniği*. İstanbul: İstanbul Üniversitesi Yayınları.
- Özdemir, Y. (2006). *Katyonik Boyar Maddelerin Sepiyolit Yüzeyinde Adsorpsiyonu ve Adsorpsiyon Kinetiği*. (Yüksek Lisans Tezi). Balıkesir Üniversitesi. Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Ana Bilim Dalı. Balıkesir.
- Palmero P., A. Formia, P. Antonaci, S. Brini, ve J.-M.Tulliani. (2015). Geopolymer technology for application-oriented dense and lightened materials elaboration and characterization, *Ceramics International*, 41(10), 12967–12979. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2015.06.140>
- Parimaladevi, P., Venkateswaran, V. (2011). Kinetics, thermodynamics and isotherm modeling of adsorption of triphenylmethane dyes (methyl violet, malachite green and magenta ii) on to fruit waste. *J. Appl. Technol. Environ. Sanit.* 1 (3), 273.
- Parthasarathy, S., Manju1, N., Hema,M., Arivoli, S. (2011). Removal of malachite green from industrial waste-water by activated carbon prepared from cashew nut bark Alfa Universal. *Int. J. Chem.* 2(2), 41
- Perkins, W. S. (1999). *Textile Chemist and Colorist and American Dyestuff Reporter*. Research Triangle, NC : American Association of Textile Chemists and colorists.
- Provis J.L., J.S.J. van Deventer. (2014). *Alkali activated materials*. Rilem State of the Art Report, Springer, Volume 13, pg:106.
- Provis J.L., J.S.J., Deventer V. (2009). (Eds.) Geopolymers - Structure, processing, properties and industrial applications. *Woodhead Publishing Limited*, Oxford, Cambridge, New Delhi.

- Provis, J. L. ve Bernal, S. A. (2014). Milestones in the analysis of alkali-activated binders. *Journal of Sustainable Cement-Based Materials*, 4(2), 74–84. doi:<https://doi.org/10.1080/21650373.2014.958599>
- Qiu, H., Lv, L., Pan, B., Zhang, Q.J., Zhang, W.M. and Zhang, Q.X. (2009). Critical review in adsorption kinetic models. *J. Zhejiang Univ Sci A*, 10(5), 716-724.
- Reed, B.E. ve Matsumoto, M.R. (1993). Modelling cadmium adsorption by activated carbon using the langmuir and Freundlich isotherm expressions. *Separation Science and Technology*, 28(13&14), 179. <https://doi.org/10.1080/01496399308016742>
- Ryu, G. S., Lee, Y.B., Koh K.T. ve Chung, Y. S. (2013). The mechanical properties of fly ash-based geopolymer concrete with alkaline activators', *Construction and Building Materials*, vol. 47, pp. 409–418, 2013.
- Saha, P., Chowdhury, S., Gupta, S., Kumar, I., Kumar, R. (2010). Assessment on the removal of malachite green using tamarind fruit shell as biosorbent. *Clean Soil Air Water* 38 (5–6), 437.
- Salehi, E. Najafi Kani. (2018). Green cylindrical mesoporous adsorbent based on alkaliactivated phosphorous slag: synthesis, dye removal, and RSM modeling, *Adsorption*, 24 647–666, <https://doi.org/10.1007/s10450-018-9972-z>.
- Salleh M.A.M., Mahmoud D.K., Karim W.A.W.A. ve Idris A. (2011). Cationic and anionic dye adsorption by agricultural solid wastes: a comprehensive review. *Desalination*, 280(1–3):1–13. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.07.019>
- Sargın, İ. (2011). Kaolin Üzerine Sulu Ortamlardan Metil Violet 6b Boyasının Adsorpsiyon Şartlarının İncelenmesi. (Yüksek Lisans Tezi). Aksaray Üniversitesi. Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Ana Bilim Dalı. Aksaray.
- Sarıkaya, Y. (2004). *Fizikokimya*. (5. Bs.). Ankara: Baran Ofset. 633-653.
- Sarıkaya, Y. (2011). *Fizikokimya*. Ankara: Gazi Kitabevi.
- Sartape, A. S., Mandhare, A. M., Jadhav, V. V., Raut, P. D., Anuse, M. A. ve Kolekar, S. S. (2017). Removal of malachite green dye from aqueous solution with adsorption technique using Limonia acidissima (wood apple) shell as low cost adsorbent. *Arabian Journal of Chemistry*, 10(2), 3229–3238. doi:<https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.12.019>
- Sekhar, C.P., Kalidhasan, S., Rajesh, V., Rajesh, N. (2009). Biopolymer adsorbent for the removal of malachite green from aqueous solution. *Chemosphere* 77, 842
- Silva, P. D., Sagoe-Crenstil, K. ve Sirivivatnanon, V. (2007). Kinetics of geopolymerization: Role of Al₂O₃ and SiO₂. *Cement and Concrete Research*, 37(4), 512–518.

- Sindhunata, J. S., Deventer, J., Lukey, G. C. ve Xu, H. (2006). Effect of curing temperature and silicate concentration on fly-ash-based geopolymerization. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 45(10), 3559–3568. doi:<https://doi.org/10.1021/ie051251p>
- Singh, D., Sowmya, V., Abinandan, S. ve Shanthakumar, S. (2018). Malachite Green Dye by Mangifera Indica Seed Kernel Powder. *Journal Institution of Engineers*, 99(1), 103–111. doi:10.1007/s40030-017-0257-4
- Skvára, F., Kopecký, L., Smilauer, V. ve Zdenek, B. (2009). Material and structural characterization of alkali activated lowcalcium brown coal fly ash. *Journal of Hazardous Materials*, 168(2–3), 711–720. doi:10.1016/j.jhazmat.2009.02.089.
- Sundqvist, M. (2021). *Geopolymers With Green Liquor Dregs: An Investigation of the Possibility to Manufacture a Geopolymer Based on Residual Streams*. Umeå University.
- Suzuki, M. (Ed.). (1993). *Fundamentals of Adsorption IV*. Kodansha, Tokyo.
- Tahir, S. S. ve Rauf, N. (2006). Removal of a cationic dye from aqueous solutions by adsorption onto bentonite clay. *Chemosphere*, 63(11), 1842–1848. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.10.033>
- Tchadjie, L. N. ve Ekolu, S. O. (2018). Enhancing the reactivity of aluminosilicate materials toward geopolymer synthesis. *Journal of Materials Science*, 53, 4709–4733.
- Tsai, W.T., Chen, H.R. (2010). Removal of malachite green from aqueous solution using low-cost chlorella-based biomass. *J. Hazard. Mater.* 175, 844.
- Tsai, W.T., Hsub, H.C., Su, T.Y., Lin, K.Y., Lin, C.M. ve Dai, T.H. (2007). The adsorption of cationic dye from aqueous solution onto acid-activated andesite, *Journal of Hazardous Materials*, 147, 1056-1062. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.141>
- Türkiye Devlet Planlama Teşkilatı. (2001). *Madencilik (endüstriyel hammaddeler: toprak sanayii hammaddeleri (Özel İhtisas Komisyonu Raporu)*. Ankara: Devlet Planlama Teşkilatı.
- Vázquez-Ortega, F., Lagunes, I. ve Trigos, Á. (2020). Cosmetic dyes as potential photosensitizers of singlet oxygen generation. *Dyes and Pigments*, 176, 108248. <https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2020.108248>
- VCH, F. R. of G. (1986). *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*.
- Wang, S. ve Ariyanto, E. (2007). Competitive adsorption of malachite green and Pb ions on natural zeolite. *Journal of Colloid and Interface Science*, 314, 25–31. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jcis.2007.05.032>
- Weber, W. J. J. (1972). *Physicochemical Process For Water Quality Control*. New York: Wiley.

- Weerd, D. K. (2011). Geopolymers – state art. SINTEF Building and Infrastructure, *FA 1 Environmentally Fiendly Concrete*, 37.
- Xie J., Kayali O. (2013). Effect of initial water content and curing moisture conditions on the development of fly ash-based geopolymers in heat and ambient temperature. *Construction and Building Materials*.
- Yalvaç, G. M. (2018). *Karbonize Mandalina Kabuğu Ve Sıfır Değerlikli Nano Demir İçeren Adsorbentlerin Hazırlanması Ve Malahit Yeşilinin Adsorpsiyon Özelliklerinin İncelenmesi*. (Yüksek Lisans Tezi). Atatürk Üniversitesi. Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Ana Bilim Dalı. Erzurum.
- Yuana, H., Zhanga, J., Lua, Z., Mina, H. ve Wuc, C. (2009). Studies on biosorption equilibrium and kinetics of Cd²⁺ by *Streptomyces* sp. K33 and HL-12, *Journal of Hazardous Materials*, 164, 423–431. 10.1016/j.jhazmat.2008.08.014
- Zhang, M. (2015). *Geopolymer, Next Generation Sustainable Cementitious Material – Synthesis, Characterization and Modeling*. Faculty of the Worcester Polytechnic Institute.
- Zhang, Z., Wang, H., Provis, J. L., Bullen, F., Reid, A., & Zhu, Y. (2012). Quantitative kinetic and structural analysis of geopolymers. Part 1. The activation of metakaolin with sodium hydroxide. *Thermochimica Acta*, 539, 23–33. doi:10.1016/j.tca.2012.03.021
- Zhuang XY, Chen L, Komarneni S, Zhou CH, Tong DS, Yang HM, Yu WH, Wang H. (2016). Fly Ash-based Geopolymer: Clean Production, Properties and Applications, *Journal of Cleaner Production*. doi: 10.1016/j.jclepro.2016.03.019.
- Zollinger, H. (1987). Color Chemistry Synthesis, Properties of Organic Dyes and Pigments, *VCH*, 92, 100.
- http-1:** IVY, M. (2022). *Products*. <https://www.mit-ivy.com/copy-violet-5bn-high-quality-best-price-ofmethyl-violet-6b-cas-no8004-87-3-einecs-no-8004-87-3-product/> adresinden erişildi. (Erişim tarihi: 10.07.2022).
- http-2:** Wikipedia, (2022). *Metil Violet*. https://en.wikipedia.org/wiki/Methyl_violet adresinden erişildi. (Erişim tarihi: 10.07.2022).
- http-3:** XCWY. (2022). *Products*. <https://www.xcwydyes.com/uploads/7b950c20.jpg> adresinden erişildi. (Erişim tarihi: 10.07.2022).
- http-4:** Wikipedia, (2022). *Malachite Green*. https://en.wikipedia.org/wiki/Malachite_green adresinden erişildi. (Erişim tarihi: 10.07.2022).

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Büşra AYDIN

Yabancı Dil : İngilizce

ORCID Numarası : 0000-0001-9661-5023

Eğitim ve Mesleki Geçmişi:

- 2022-Halen, Boya Mühendisi, Çimtaş Gemi Fabrikası, Üretim Departmanı
- 2020-2022, Kalite Kontrol Mühendisi, Ferro Turkey Kaplama Cam ve Renk Çözümleri, Kalite Departmanı
- 2019-2022, Eskişehir Teknik Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Bölümü, Termodinamik ve Temel İşlemler Anabilim Dalı
- 2014-2019, Eskişehir Teknik Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Kimya Mühendisliği Bölümü

Yayınları ve/veya Bilimsel/Sanatsal Faaliyetleri:

- Aydın, B. ve Arıöz, E. (2022). Uçucu Kül Esaslı Geopolimer ile Sulu Çözeltilerden Metil Violet Giderimi. 3rd International Conference on Applied Engineering and Natural Sciences, Konya