

T.C.  
DICLE ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**SULU ÇÖZELTİDEN BAZI BOYARMADDE VE AĞIR METALLERİN  
ADSORPSİYONU İÇİN ÇEŞİTLİ BİTKİSEL ATIKLARDAN YENİ TÜR  
BİYOSORPLAYICILAR HAZIRLANMASI VE KARAKTERİZE  
EDİLMESİ**

**GÜLBAHAR AKKAYA**

**DOKTORA TEZİ  
KİMYA ANABİLİM DALI**

**DIYARBAKIR**

**HAZİRAN 2012**

## TEŞEKKÜR

Çalıőmalarım süresince beni yönlendiren, zamanını, ilgisini ve tecrübesini benden esirgemeyen danışman hocam Prof. Dr. Fuat GÜZEL' e,

Desteği ve sevgisi ile her zaman yanımda olan sevgili eőim Arő. Gör. Hasan SAYęILI' ya,

Tezin yazılmasında, her türlü yardımını gördüğüm Arő. Gör. Salih PAŐA' ya,

Yaőamım boyunca bana her konuda güvenen, bugünlere gelmemde büyük emek sahibi olan, sevgi ve ilgilerini esirgemeyen tüm aileme özellikle canım anneme ve kız kardeőim Arő. Gör. Gülistan AKKAYA' ya,

Çalıőmayı DÜBAP: 10-ZEF-07 no' lu projeyle maddi olarak destekleyen Dicle Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü' ne teőekkürlerimi sunarım.

Arő. Gör. Gülbahar AKKAYA

## İÇİNDEKİLER

TEŞEKKÜR.....	I
İÇİNDEKİLER.....	II
ÖZET .....	IX
ABSTRACT .....	X
ÇİZELGE LİSTESİ .....	XI
ŞEKİL LİSTESİ .....	XVI
KISALTMA VE SİMGELER .....	XXI
1.GİRİŞ.....	1
2. KAYNAK ÖZETLERİ .....	3
2.1. Çevre kirliliği.....	3
2.2. Su Kirliliği.....	5
2.2.1 Su Kirliliğinin Nedenleri .....	6
2.2.2 Su Kirliliği Ölçümü .....	6
2.2.3 Atıksular ve Atıksuların Genel Özellikleri .....	7
2.3 Atıklar.....	8
2.3.1. Atıkların Geri Dönüşümü .....	8
2.4. Boyarmaddeler Hakkında Genel Bilgiler .....	9
2.4.1. Boyarmaddelerin Sınıflandırılması.....	10
2.5. Çalışmada Kullanılan Boyarmaddeler Hakkında Bilgi .....	12
2.5.1. Metilen Mavisi.....	12
2.5.2. Reaktif Siyah.....	12
2.5.3. Direkt Mavi 71 .....	12
2.5.4. Atık Sulardan Boyarmadde Giderim Yöntemleri .....	13
2.5.4.1. Kimyasal Yöntemler.....	14
2.5.4.2. Fiziksel Yöntemler .....	15
2.5.4.3. Biyolojik Yöntemler .....	16
2.6. Ağır Metaller Hakkında Genel Bilgiler .....	18

2.6.1 Çalışmada Kullanılan Ağır Metaller Hakkında Genel Bilgiler.....	18
2.6.1.1. Bakır.....	18
2.6.1.2. Kurşun.....	20
2.6.2. Atık Sulardan Ağır Metal Giderim Yöntemleri .....	22
2.7. Adsorpsiyon Hakkında Genel Bilgiler.....	25
2.7.1. Adsorpsiyon Mekanizmaları.....	25
2.7.2. Çözüldüden Adsorpsiyon.....	27
2.7.3. Adsorpsiyon Kinetiğinin Modellenmesi .....	29
2.7.3.1. Kimyasal Etkileşimlere İlişkin Kinetik Modeller .....	29
2.7.3.1.1. Yalancı-Birinci Derece Kinetik Modeli.....	29
2.7.3.1.2. Yalancı-İkinci Derece Kinetik Modeli.....	30
2.7.3.1.3. Elovich Kinetik Modeli.....	31
2.7.3.2. Kütle Transferini Esas Alan Kinetik Modeller .....	32
2.7.4. Adsorpsiyon Dengesinin Modellenmesi .....	34
2.7.4.1. Langmuir İzoterm Modeli.....	34
2.7.4.2. Freundlich İzoterm Modeli .....	36
2.7.4.3. Dubinin– Radushkevich (D–R) İzoterm Modeli.....	36
2.7.4.4. Temkin İzoterm Modeli .....	37
2.7.5. Adsorpsiyon Termodinamiği .....	38
2.7.6. Boyarmadde ve Metal Gideriminde Kullanılan Adsorplayıcılar Hakkında Genel Bilgiler .....	38
2.7.6.1. Doğal Adsorplayıcılar .....	40
2.7.6.1.1. Killer .....	40
2.7.6.1.2. Zeolitler.....	40
2.7.6.1.3. Kitosan .....	41
2.7.6.1.4. Biyosorplayıcılar.....	41
2.8. Çalışmada Kullanılan Biyosorplayıcılar Hakkında Genel Bilgiler.....	42
2.8.1. Karpuz Çekirdeği Kabukları.....	43



2.8.2. Salatalık (Hıyar) Kabukları .....	43
2.8.3. Maydanoz Sapları .....	45
2.9. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR .....	45
<b>3. MATERYAL VE METOT .....</b>	<b>51</b>
3.1. Kullanılan Kimyasal Maddeler.....	51
3.2. Kullanılan Alet ve Cihazlar .....	51
3.3. Kalibrasyon ve Ölçüm Yöntemleri.....	51
3.4. Kullanılan Biyosorplayıcıların Hazırlanması .....	52
3.4.1. Ham Maydanoz Sapları, Salatalık Kabukları ve Karpuz Çekirdeği Kabuklarının Hazırlanması.....	52
3.4.2. Ham Biyosorplayıcıların Modifiye Edilmesi.....	52
3.5. Biyosorplayıcıların Karakterizasyon Çalışmaları.....	53
3.5.1. FTIR Çalışmaları .....	53
3.5.2. SEM analizleri .....	53
3.5.3. Boehm Titrasyonu Çalışmaları .....	53
3.5.4. Sıfır Yük pH Noktası Belirlenmesi Çalışmaları .....	53
3.6. Biyosorpsiyon Koşullarının Optimize Edilmesi Çalışmaları .....	54
3.6.1. Metilen Mavisi Giderim Koşullarının Optimize Edilmesi Çalışmaları .....	54
3.6.1.1 pH Etkisi.....	54
3.6.1.2 Başlangıç Derişimi Etkisi .....	54
3.6.1.3. Biyosorplayıcı Dozu Etkisi.....	54
3.6.1.4. İyonik Şiddet (Tuz) Etkisi .....	55
3.6.1.5. Kinetik Çalışmalar.....	55
3.6.1.7. Desorpsiyon Çalışmaları.....	56
3.6.2. Cu(II) İyonları Giderim Koşullarının Optimize Edilmesi Çalışmaları .....	57
3.6.2.1 pH Etkisi.....	57
3.6.2.2 Başlangıç Derişimi Etkisi .....	57
3.6.2.3. Biyosorplayıcı Dozu Etkisi.....	57

3.6.2.4. İyonik Şiddet (Tuz) Etkisi.....	57
3.6.2.5. Kinetik Çalışmalar .....	58
3.6.2.6 İzoterm Çalışmaları.....	58
3.6.2.7. Desorpsiyon Çalışmaları .....	59
3.6.3. Pb(II) İyonları Giderim Koşullarının Optimize Edilmesi Çalışmaları.....	59
3.6.3.1 pH Etkisi .....	59
3.6.3.3. Biyosorplayıcı Dozu Etkisi .....	60
3.6.3.4. İyonik Şiddet (Tuz) Etkisi.....	60
3.6.3.5. Kinetik Çalışmalar .....	60
3.6.3.6. İzoterm Çalışmaları.....	61
3.6.3.7. Desorpsiyon Çalışmaları .....	61
3.6.4. Reaktif Siyah 5 Giderim Koşullarının Optimize Edilmesi Çalışmaları .....	62
3.6.4.1. pH Etkisi .....	62
3.6.4.2. Başlangıç Derişimi Etkisi.....	62
3.6.4.3. Biyosorplayıcı Dozu Etkisi .....	63
3.6.4.4. İyonik Şiddet (Tuz) Etkisi.....	63
3.6.4.5 Kinetik Çalışmalar .....	63
3.6.4.6. İzoterm Çalışmaları.....	64
3.6.4.7. Desorpsiyon Çalışmaları .....	64
3.6.5. Direkt mavi 71 Giderim Koşullarının Optimize Edilmesi Çalışmaları .....	65
3.6.5.1. pH Etkisi .....	65
3.6.5.2. Başlangıç Derişimi Etkisi.....	65
3.6.5.3. Biyosorplayıcı Dozu Etkisi .....	65
3.6.5.4. İyonik Şiddet (Tuz) Etkisi.....	66
3.6.5.5 Kinetik Çalışmalar .....	66
3.6.5.6. İzoterm Çalışmaları.....	66
3.6.5.7. Desorpsiyon Çalışmaları .....	67

<b>4. ARAŞTIRMA BULGULARI .....</b>	<b>69</b>
4.1. Çizelge ve Şekiller.....	69
<b>5. TARTIŞMA VE SONUÇ .....</b>	<b>229</b>
5.1. Metilen Mavisi Biyosorpsiyonuna İlişkin Deneysel Sonuçların Değerlendirilmesi .....	229
5.1.1. MM Biyosorpsiyonuna İlişkin Spektroskopik Analizlerin Değerlendirilmesi .....	229
5.1.2. pH Etkisinin Değerlendirilmesi .....	230
5.1.3. Başlangıç Derişimi Etkisinin Değerlendirilmesi .....	232
5.1.4. Biyosorplayıcı Dozu Etkisinin Değerlendirilmesi .....	232
5.1.5. İyonik Şiddet (Tuz) Etkisinin Değerlendirilmesi .....	233
5.1.6. Kinetik Çalışmaların Değerlendirilmesi.....	233
5.1.7. İzoterm Çalışmalarının Değerlendirilmesi .....	235
5.1.8. Termodinamik Parametrelerin Değerlendirilmesi .....	236
5.1.9. Desorpsiyon Çalışmalarının Değerlendirilmesi.....	237
5.2. Cu(II) Biyosorpsiyonuna İlişkin Deneysel Sonuçların Değerlendirilmesi .....	238
5.2.1. Cu(II) Biyosorpsiyonuna İlişkin Spektroskopik Analizlerin Değerlendirilmesi .....	238
5.2.2. pH Etkisinin Değerlendirilmesi .....	239
5.2.3. Başlangıç Derişimi Etkisinin Değerlendirilmesi .....	241
5.2.4. Biyosorplayıcı Dozu Etkisinin Değerlendirilmesi.....	242
5.2.5. İyonik Şiddet (Tuz) Etkisinin Değerlendirilmesi .....	242
5.2.6. Kinetik Çalışmaların Değerlendirilmesi .....	242
5.2.7. İzoterm Çalışmalarının Değerlendirilmesi .....	244
5.2.8. Termodinamik Parametrelerin Değerlendirilmesi .....	245
5.2.9. Desorpsiyon Çalışmalarının Değerlendirilmesi.....	245
5.3. Pb(II) Biyosorpsiyonuna İlişkin Deneysel Sonuçların Değerlendirilmesi .....	246
5.3.1. Pb(II) Biyosorpsiyonuna İlişkin Spektroskopik Analizlerin Değerlendirilmesi.....	246
5.3.2. pH Etkisinin Değerlendirilmesi .....	247
5.3.3. Başlangıç Derişimi Etkisinin Değerlendirilmesi .....	250

5.3.4. Biyosorplayıcı Dozu Etkisinin Değerlendirilmesi .....	250
5.3.5. İyonik Şiddet (Tuz) Etkisinin Değerlendirilmesi.....	251
5.3.6. Kinetik Çalışmaların Değerlendirilmesi .....	251
5.3.7. İzoterm Çalışmaların Değerlendirilmesi.....	253
5.3.8. Termodinamik Parametrelerin Değerlendirilmesi.....	253
5.3.9. Desorpsiyon Çalışmalarının Değerlendirilmesi .....	254
5.4. Reaktif Siyah 5 Biyosorpsiyonuna İlişkin Deneysel Sonuçların Değerlendirilmesi.....	255
5.4.1. RS 5 Biyosorpsiyonuna İlişkin Spektroskopik Analizlerin Değerlendirilmesi.....	256
5.4.2. pH Etkisinin Değerlendirilmesi .....	257
5.4.3. Başlangıç Derişimi Etkisinin Değerlendirilmesi.....	258
5.4.4. Biyosorplayıcı Dozu Etkisinin Değerlendirilmesi .....	258
5.4.5. İyonik Şiddet (Tuz) Etkisinin Değerlendirilmesi.....	258
5.4.6. Kinetik Çalışmaların Değerlendirilmesi .....	259
5.4.7. İzoterm Çalışmaların Değerlendirilmesi.....	260
5.4.8. Termodinamik Parametrelerin Değerlendirilmesi.....	261
5.4.9. Desorpsiyon Çalışmalarının Değerlendirilmesi .....	262
5.5. Direk Mavi 71 Biyosorpsiyonuna İlişkin Deneysel Sonuçların Değerlendirilmesi .....	262
5.5.1.DM 71 Biyosorpsiyonuna İlişkin Spektroskopik Analizlerin Değerlendirilmesi .....	262
5.5.2. pH Etkisinin Değerlendirilmesi.....	263
5.5.3. Başlangıç Derişimi Etkisinin Değerlendirilmesi.....	264
5.5.4. Biyosorplayıcı Dozu Etkisinin Değerlendirilmesi .....	265
5.5.5. İyonik Şiddet Etkisinin Değerlendirilmesi.....	266
5.5.6. Kinetik Çalışmaların Değerlendirilmesi .....	267
5.5.7. İzoterm Çalışmalarının Değerlendirilmesi.....	268
5.5.8. Termodinamik Parametrelerinin Değerlendirilmesi .....	268
5.5.9. Desorpsiyon Çalışmalarının Değerlendirilmesi .....	269
<b>6. KAYNAKLAR .....</b>	<b>271</b>

## ÖZET

### SULU ÇÖZELTİDEN BAZI BOYARMADDE VE AĞIR METALLERİN ADSORPSİYONU İÇİN ÇEŞİTLİ BİTKİSEL ATIKLARDAN YENİ TÜR BİYOSORPLAYICILAR HAZIRLANMASI VE KARAKTERİZE EDİLMESİ

DOKTORA TEZİ

GÜLBAHAR AKKAYA

DİCLE ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ  
KİMYA ANABİLİM DALI

2012

Bu çalışmada, bu alandaki dünya literatürlerine katkı sağlamak amacıyla maydanoz sapları, salatalık ve karpuz çekirdeği kabukları gibi evsel bitkisel atıklar yeni tür biyosorplayıcı olarak kullanıldı. Sulu çözeltiden adsorplama yeteneklerini test etmek üzere metilen mavisi (katyonik), reaktif siyah 5 (anyonik) ve direkt mavi 71 (anyonik) ile bakır ve kurşun gibi farklı iyonik karakterli kirleticiler adsorplanan olarak kullanıldı. Uzaklaştırma verimlerini optimize etmek için çözelti pH'ı, biyosorplayıcı dozu, adsorplanan başlangıç derişimi, zaman, sıcaklık ve iyonik kuvvet etkileri gibi çeşitli parametrelerin etkileri incelendi. Anyonik karakterli reaktif siyah 5 ile direkt mavi 71'in kullanılan biyosorplayıcılar üzerinde yok denecek kadar az olan adsorpsiyonunu arttırmak için adsorplayıcı yüzeyleri kimyasal olarak modifiye edildi.

Adsorpsiyon kinetiği ve denge modellemesi için değişik sıcaklıklarda kinetik ve izoterm çalışmaları yapıldı. Elde edilen kinetik veriler, yaygın olarak kullanılan yalancı birinci dereceden, yalancı ikinci dereceden ve parçacık içi difüzyon kinetik modellerinin bağıntılarında değerlendirilerek hız parametreleri ve korelasyon katsayıları belirlendi. Korelasyon katsayılarının büyüklüğünden kinetik model tespiti yapıldı. İzoterm verileri ise yaygın olarak kullanılan Langmuir ve Freundlich izoterm modellerinin bağıntılarında değerlendirilerek, adsorpsiyon denge sistemine ilişkin izoterm parametreleri ile korelasyon katsayıları belirlendi. Korelasyon katsayılarının büyüklüğünden izoterm modelleme tespiti yapıldı. Ayrıca denge izoterm verilerinin Langmuir çizgisel denkleminde değerlendirilmesi sonucu belirlenen b-Langmuir sabitlerinden ve Van't Hoff denkleminde yararlanarak adsorpsiyon serbest entalpi, entalpi ve entropi gibi termodinamik parametreler hesaplandı.

Kullanılan kirleticilerin kullanılan biyosorplayıcılar üzerinde tutunma mekanizmalarını aydınlatmak üzere adsorpsiyon öncesi ve sonrası yüzey fonksiyonel gruplarını ve morfolojisi ile sıfır yüklerini belirlemek için sırasıyla FTIR ve SEM spektroskopik analizleri ile sıfır yük belirleme çalışmaları yapıldı.

Ayrıca kirleticileri geri kazanmak için su ve çeşitli asit ve bazları içeren desorbentlerle desorpsiyon çalışmaları yapıldı.

DeneySEL sonuçlar, kullanılan biyosorplayıcıların sulu çözeltiden metilen mavisi gibi katyonik boyarmaddeler ile bakır ve kurşun gibi ağır metallerin uzaklaştırılmasında doğal hallerinin düşük maliyetli adsorplayıcı olarak kullanılabilceğini ayrıca anyonik kirleticilerin uzaklaştırılmasında ise yüzeyin modifiye edilmesi gerektiğini göstermiştir.

**Anahtar kelimeler:** Biyosorpsiyon, Maydanoz sapları, Salatalık Kabukları, Karpuz Çekirdeği Kabukları, Metilen Mavisi, Reaktif Siyah 5, Direk Mavi 71, Bakır, Kurşun, Kinetik, Termodinamik, Desorpsiyon.

## ABSTRACT

### PREPARATION OF NOVEL BIOSORBENTS FROM VARIOUS AGRICULTURAL WASTES FOR REMOVAL OF SOME DYESTUFFS AND HEAVY METALS FROM AQUEOUS SOLUTIONS AND THEIR CHARACTERIZATION

Ph.D. THESIS

GÜLBAHAR AKKAYA

DEPARTMENT OF CHEMISTRY  
INSTITUTE OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES  
DİCLE UNIVERSITY

2012

In this study, for the purpose of contributing to the literature, some domestic wastes such as parsley stalks, cucumber peels and watermelon seed hulls were used as novel biosorbents. In order to test the adsorption capabilities of the biosorbents, methylene blue (cationic), reactive black 5 (anionic), direct blue 71 (anionic), copper and lead that have different ionic characters were used as adsorbates. To optimize the removal efficiencies, the effects of solution pH, biosorbent dose, adsorbate initial concentration, temperature and ionic strength were studied. As reactive black 5 and direct blue 71 are anionic dyes, the biosorption of these dyes were too low. Hence, in order to enhance the adsorption of reactive black 5 and direct blue 71, the biosorbent surfaces were modified chemically.

Kinetic and isotherm studies were carried out for modelling the adsorption kinetics and equilibrium. The kinetic data were evaluated using common kinetic models such as pseudo first order, pseudo second order and intraparticle diffusion models. Rate parameters and correlation coefficients were determined. Correlation coefficients were taken account of determining the kinetic model. Isotherm data were evaluated using Langmuir and Freundlich isotherm models and isotherm parameters and correlation coefficients were determined. Also, Langmuir constants and Van't Hoff equation were used to calculate the thermodynamic parameters such as free enthalpy, enthalpy and entropy.

In order to highlight the adsorption mechanism of the contaminants on the biosorbents, surface functional groups were determined by FTIR, surface morphologies were analyzed by SEM technique before and after adsorption. Also, point of zero charges were determined.

In addition, desorption studies were carried out by water and different acid and bases for recovery of the contaminants.

Experimental studies indicated that, the biosorbents used in this study could be used as low cost adsorbents for removal of cationic dyes and heavy metals such as copper and lead. Furthermore, the experimental studies pointed out that, in order to remove the anionic contaminants, the surfaces of the biosorbents must be modified.

**Keywords:** Biosorption, Parsley Stalks, Cucumber Peels, Watermelon Seed Hulls, Methylene Blue, Reactive Black 5, Direct Blue 71, Copper, Lead, Kinetics, Thermodynamics, Desorption.

## ÇİZELGE LİSTESİ

<u>ÇizelgeNo</u>	<u>Sayfa no</u>
Çizelge 4.1. MS ve MM adsorpsiyonu sonrası MS' ye ilişkin FTIR spektrum verileri	69
Çizelge 4.2. SK ve MM adsorpsiyonu sonrası SK' ya ilişkin FTIR spektrum verileri	69
Çizelge 4.3. KÇK ve MM adsorpsiyonu sonrası KÇK' ya ilişkin FTIR spektrum verileri	70
Çizelge 4.4. MS ve Cu(II) adsorpsiyonu sonrası MS'ye ilişkin FTIR spektrum verileri	70
Çizelge 4.5. SK ve Cu (II) adsorpsiyonu sonrası SK' ya ilişkin FTIR spektrum verileri	71
Çizelge 4.6. KÇK ve Cu (II) adsorpsiyonu sonrası KÇK' ya ilişkin FTIR spektrum verileri	71
Çizelge 4.7. MS ve Pb (II) adsorpsiyonu sonrası MS' ye ilişkin FTIR spektrum verileri	72
Çizelge 4.8. SK ve Pb (II) adsorpsiyonu sonrası SK' ya ilişkin FTIR spektrum verileri	72
Çizelge 4.9. KÇK ve Pb (II) adsorpsiyonu sonrası KÇK' ya ilişkin FTIR spektrum verileri	73
Çizelge 4.10. EMS ve RS 5 adsorpsiyonu sonrası EMS' ye ilişkin FTIR spektrum verileri	73
Çizelge 4.11. ESK ve RS 5 adsorpsiyonu sonrası ESK' ya ilişkin FTIR spektrum verileri	73
Çizelge 4.12. EKÇK ve RS 5 adsorpsiyonu sonrası EKÇK' ya ilişkin FTIR spektrum verileri	74
Çizelge 4.13. EMS ve DM 71 adsorpsiyonu sonrası EMS' ye ilişkin FTIR spektrum verileri	74
Çizelge 4.14. ESK ve DM 71 adsorpsiyonu sonrası ESK' ya ilişkin FTIR spektrum verileri	75
Çizelge 4.15. EKÇK ve DM 71 adsorpsiyonu sonrası EKÇK' ya ilişkin FTIR spektrum verileri	75
Çizelge 4.16. MS, SK ve KÇK' ya ilişkin Boehm titrasyon sonuçları	75
Çizelge 4.17. MS, SK, KÇK, EMS, ESK ve EKÇK' için $pH_{SYN}$ ' nin belirlenmesine ilişkin veriler	76
Çizelge 4.18. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM'nin adsorpsiyonu üzerine pH' etkisine ilişkin veriler	76
Çizelge 4.19. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM'nin adsorpsiyonu üzerine başlangıç derişimi etkisine ilişkin veriler	76
Çizelge 4.20. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM'nin adsorpsiyonu üzerine biyosorplayıcı dozu etkisine ilişkin veriler	77
Çizelge 4.21. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM'nin adsorpsiyonu üzerine iyonik şiddet etkisine ilişkin veriler	77
Çizelge 4.22. Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM'nin adsorpsiyonuna ilişkin kinetik veriler	77
Çizelge 4.23. Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM'nin adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Lagergren denkleminde değerlendirilmesi	78
Çizelge 4.24. Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM'nin adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Ho-McKay denkleminde değerlendirilmesi	78
Çizelge 4.25. Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM'nin adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Weber-Morris denkleminde değerlendirilmesi	79
Çizelge 4.26. Değişik sıcaklıklarda MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM'nin adsorpsiyonuna ilişkin kinetik parametreler	80
Çizelge 4.27. Değişik sıcaklıklarda MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM'nin adsorpsiyonuna ilişkin difüzyon hız sabitleri	80
Çizelge 4.28. Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM'nin adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verileri	81



<b>Çizelge 4.29.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM'nin adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verilerinin çizgisel Langmuir denkleminde değerlendirilmesi	82
<b>Çizelge 4.30.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM'nin adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verilerinin çizgisel Freundlich denkleminde değerlendirilmesi	83
<b>Çizelge 4.31.</b> Değişik sıcaklıklarda MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM'nin adsorpsiyonuna ilişkin izoterm sabitleri	84
<b>Çizelge 4.32.</b> MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM'nin adsorpsiyonuna ilişkin termodinamik parametreler	84
<b>Çizelge 4.33.</b> MS, SK ve KÇK üzerinde adsorplanmış MM'nin saf su ve değişik asitlerle desorpsiyonuna ilişkin veriler	84
<b>Çizelge 4.34.</b> MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine pH etkisine ilişkin veriler	85
<b>Çizelge 4.35.</b> MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine başlangıç derişimi etkisine ilişkin veriler	85
<b>Çizelge 4.36.</b> MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine biyosorplayıcı dozu etkisine ilişkin veriler	85
<b>Çizelge 4.37.</b> MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine iyonik şiddet etkisine ilişkin veriler	86
<b>Çizelge 4.38.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna etkisine ilişkin veriler	86
<b>Çizelge 4.39.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Lagergren denkleminde değerlendirilmesi	87
<b>Çizelge 4.40.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Ho-McKay denkleminde değerlendirilmesi	88
<b>Çizelge 4.41.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Weber-Morris denkleminde değerlendirilmesi	89
<b>Çizelge 4.42.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin kinetik parametreler	90
<b>Çizelge 4.43.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin difüzyon hız sabitleri	91
<b>Çizelge 4.44.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verileri	91
<b>Çizelge 4.45.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verilerinin çizgisel Langmuir denkleminde değerlendirilmesi	92
<b>Çizelge 4.46.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verilerinin çizgisel Freundlich denkleminde değerlendirilmesi	93
<b>Çizelge 4.47.</b> Değişik sıcaklıklarda MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin izoterm sabitleri	94
<b>Çizelge 4.48.</b> MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin termodinamik parametreler	95
<b>Çizelge 4.49.</b> MS, SK ve KÇK üzerinde adsorplanmış Cu (II) iyonlarının saf su ve değişik asitlerle desorpsiyonuna ilişkin veriler	95
<b>Çizelge 4.50.</b> MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine pH etkisine ilişkin veriler	95
<b>Çizelge 4.51.</b> MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine başlangıç derişimi etkisine ilişkin veriler	95
<b>Çizelge 4.52.</b> MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine biyosorplayıcı dozu etkisine ilişkin veriler	96
<b>Çizelge 4.53.</b> MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine iyonik şiddet etkisine ilişkin veriler	96
<b>Çizelge 4.54.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin kinetik veriler	96



<b>Çizelge 4.55.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Lagergren denkleminde değerlendirilmesi	97
<b>Çizelge 4.56.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Ho-McKay denkleminde değerlendirilmesi	97
<b>Çizelge 4.57.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Weber-Morris denkleminde değerlendirilmesi	98
<b>Çizelge 4.58.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin kinetik parametreler	99
<b>Çizelge 4.59.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin difüzyon hız sabitleri	99
<b>Çizelge 4.60.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verileri	100
<b>Çizelge 4.61.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verilerinin çizgisel Langmuir denkleminde değerlendirilmesi	101
<b>Çizelge 4.62.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verilerinin çizgisel Freundlich denkleminde değerlendirilmesi	102
<b>Çizelge 4.63.</b> Değişik sıcaklıklarda MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin izoterm sabitleri	103
<b>Çizelge 4.64.</b> MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin termodinamik parametreler	103
<b>Çizelge 4.65.</b> MS, SK ve KÇK üzerinde adsorplanmış Pb (II) iyonlarının saf su ve değişik asitlerle desorpsiyonuna ilişkin veriler	103
<b>Çizelge 4.66.</b> EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonu üzerine pH etkisine ilişkin veriler	104
<b>Çizelge 4.67.</b> EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonu üzerine başlangıç derişimi etkisine ilişkin veriler	104
<b>Çizelge 4.68.</b> EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonu üzerine biyosorplayıcı dozu etkisine ilişkin veriler	104
<b>Çizelge 4.69.</b> EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonu üzerine iyonik şiddet etkisine ilişkin veriler	105
<b>Çizelge 4.70.</b> Değişik sıcaklıklarda EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik veriler	105
<b>Çizelge 4.71.</b> Değişik sıcaklıklarda, EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Lagergren denkleminde değerlendirilmesi	106
<b>Çizelge 4.72.</b> Değişik sıcaklıklarda, EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Ho-McKay denkleminde değerlendirilmesi	107
<b>Çizelge 4.73.</b> Değişik sıcaklıklarda, EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Weber-Morris denkleminde değerlendirilmesi	108
<b>Çizelge 4.74.</b> Değişik sıcaklıklarda, EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik parametreler	109
<b>Çizelge 4.75.</b> Değişik sıcaklıklarda EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin difüzyon hız sabitleri	109
<b>Çizelge 4.76.</b> Değişik sıcaklıklarda EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verileri	110
<b>Çizelge 4.77.</b> Değişik sıcaklıklarda, EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verilerinin çizgisel Langmuir denkleminde değerlendirilmesi	111
<b>Çizelge 4.78.</b> Değişik sıcaklıklarda, EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verilerinin çizgisel Freundlich denkleminde	112

	değerlendirilmesi	
<b>Çizelge 4.79.</b>	Değişik sıcaklıklarda EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin izoterm sabitleri	113
<b>Çizelge 4.80.</b>	EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin termodinamik parametreler	113
<b>Çizelge 4.81.</b>	EMS, ESK ve EKÇK üzerinde adsorplanmış RS 5 saf su ve değişik bazlarla desorpsiyonuna ilişkin veriler	113
<b>Çizelge 4.82.</b>	EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonu üzerine pH etkisine ilişkin veriler	114
<b>Çizelge 4.83.</b>	EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonu üzerine başlangıç derişimi etkisine ilişkin veriler	114
<b>Çizelge 4.84.</b>	EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonu üzerine biyosorplayıcı dozu etkisine ilişkin veriler	115
<b>Çizelge 4.85.</b>	EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonu üzerine iyonik şiddet etkisine ilişkin veriler	115
<b>Çizelge 4.86.</b>	Değişik sıcaklıklarda EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonu ilişkin kinetik veriler	115
<b>Çizelge 4.87.</b>	Değişik sıcaklıklarda, EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Lagergren denkleminde değerlendirilmesi	116
<b>Çizelge 4.88.</b>	Değişik sıcaklıklarda, EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Ho-McKay denkleminde değerlendirilmesi	116
<b>Çizelge 4.89.</b>	Değişik sıcaklıklarda, EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Weber-Morris denkleminde değerlendirilmesi	117
<b>Çizelge 4.90.</b>	Değişik sıcaklıklarda, EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik parametreler	118
<b>Çizelge 4.91.</b>	Değişik sıcaklıklarda, EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin difüzyon hız sabitleri	118
<b>Çizelge 4.92.</b>	Değişik sıcaklıklarda EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verileri	119
<b>Çizelge 4.93.</b>	Değişik sıcaklıklarda, EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verilerinin çizgisel Langmuir denkleminde değerlendirilmesi	120
<b>Çizelge 4.94.</b>	Değişik sıcaklıklarda, EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verilerinin çizgisel Freundlich denkleminde değerlendirilmesi	121
<b>Çizelge 4.95.</b>	Değişik sıcaklıklarda EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin izoterm sabitleri	122
<b>Çizelge 4.96.</b>	EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin termodinamik parametreler	122
<b>Çizelge 4.97.</b>	EMS, ESK ve EKÇK üzerinde adsorplanmış DM 71 saf su ve değişik bazlarla desorpsiyonuna ilişkin veriler	122

## ŞEKİL LİSTESİ

<u>Şekil No</u>	<u>Sayfa No</u>
Şekil 4.1. MS üzerindeki biyosorpsiyon çalışmalarına ilişkin FTIR spektrumları: (a) Doğal; (b) MM adsorplanmış; (c) Cu (II) iyonları adsorplanmış; (d) Pb (II) iyonları adsorplanmış.	123
Şekil 4.2. SK üzerindeki biyosorpsiyon çalışmalarına ilişkin FTIR spektrumları: (a) Doğal; (b) MM adsorplanmış; (c) Cu (II) iyonları adsorplanmış; (d) Pb (II) iyonları adsorplanmış.	123
Şekil 4.3. KÇK üzerindeki biyosorpsiyon çalışmalarına ilişkin FTIR spektrumları: (a) Doğal; (b) MM adsorplanmış; (c) Cu (II) iyonları adsorplanmış; (d) Pb (II) iyonları adsorplanmış.	124
Şekil 4.4. EMS üzerindeki biyosorpsiyon çalışmalarına ilişkin FTIR spektrumları: (a) EMS; (b) RS 5 adsorplanmış; (c) DM 71 adsorplanmış.	124
Şekil 4.5. ESK üzerindeki biyosorpsiyon çalışmalarına ilişkin FTIR spektrumları: (a) ESK; (b) RS 5 adsorplanmış; (c) DM 71 adsorplanmış.	125
Şekil 4.6. EKÇK üzerindeki biyosorpsiyon çalışmalarına ilişkin FTIR spektrumları: (a) EKÇK; (b) RS 5 adsorplanmış; (c) DM 71 adsorplanmış.	125
Şekil 4.7. MS üzerindeki biyosorpsiyon çalışmalarına ilişkin SEM fotoğrafları: (a) Doğal; (b) MM adsorplanmış; (c) Cu (II) iyonları adsorplanmış; (d) Pb (II) iyonları adsorplanmış.	127
Şekil 4.8. SK üzerindeki biyosorpsiyon çalışmalarına ilişkin SEM fotoğrafları: (a) Doğal; (b) MM adsorplanmış; (c) Cu (II) iyonları adsorplanmış; (d) Pb (II) iyonları adsorplanmış.	129
Şekil 4.9. KÇK üzerindeki biyosorpsiyon çalışmalarına ilişkin SEM fotoğrafları: (a) Doğal; (b) MM adsorplanmış; (c) Cu (II) iyonları adsorplanmış; (d) Pb (II) iyonları adsorplanmış.	131
Şekil 4.10. EMS üzerindeki biyosorpsiyon çalışmalarına ilişkin SEM fotoğrafları: (a) EMS; (b) RS 5 adsorplanmış; (c) DM 71 adsorplanmış.	133
Şekil 4.11. ESK üzerindeki biyosorpsiyon çalışmalarına ilişkin SEM fotoğrafları: (a) ESK; (b) RS 5 adsorplanmış; (c) DM 71 adsorplanmış.	134
Şekil 4.12. EKÇK üzerindeki biyosorpsiyon çalışmalarına ilişkin SEM fotoğrafları: (a) EKÇK; (b) RS 5 adsorplanmış; (c) DM 71 adsorplanmış.	136
Şekil 4.13. MS, SK, KÇK, EMS, ESK ve EKÇK' ya için $pH_{SYN}$ belirlenmesine ilişkin çizimler: (a) MS, (b) SK, (c) KÇK, (d) EMS, (e) ESK, (f) EKÇK	139
Şekil 4.14. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM adsorpsiyonu üzerine pH etkisi: (a) MS, (b) SK, (c) KÇK	140
Şekil 4.15. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM adsorpsiyonu üzerine başlangıç derişim etkisi: (a) MS, (b) SK, (c) KÇK.	142
Şekil 4.16. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM adsorpsiyonu üzerine biyosorplayıcı dozu etkisi: (a) MS, (b) SK, (c) KÇK.	143
Şekil 4.17. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM adsorpsiyonu üzerine iyonik şiddetin etkisi: (a) MS, (b) SK, (c) KÇK.	145
Şekil 4.18. Değişik sıcaklıklarda, sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin kinetik çizimler: (a) MS, (b)SK ve (c) KÇK.	146
Şekil 4.19. Değişik sıcaklıklarda, MS ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler:(a)Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris	148
Şekil 4.20. Değişik sıcaklıklarda, SK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a)Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris	149
Şekil 4.21. Değişik sıcaklıklarda, KÇK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a)Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris	151
Şekil 4.22. Değişik sıcaklıklarda, sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin izoterm çizimleri: (a) MS, (b) SK, (c) KÇK	152
Şekil 4.23. Değişik sıcaklıklarda, MS ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.	153
Şekil 4.24. Değişik sıcaklıklarda SK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.	154
Şekil 4.25. Değişik sıcaklıklarda KÇK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.	155
Şekil 4.26. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM adsorpsiyonuna ilişkin Van't Hoff çizimleri : (a)MS, (b) SK, (c) KÇK.	157
Şekil 4.27. MS, SK ve KÇK üzerinde adsorplanmış MM' nin saf su ve değişik asitlerle	157

desorpsiyonuna ilişkin çizimler	
<b>Şekil 4.28.</b> MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine pH etkisi: (a) MS, (b) SK ve (c) KÇK.	159
<b>Şekil 4.29.</b> MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine başlangıç derişim etkisi: (a)MS, (b) SK ve (c) KÇK.	
<b>Şekil 4.30.</b> MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine biyosorplayıcı dozu etkisi: (a) MS, (b) SK ve (c) KÇK.	162
<b>Şekil 4.31.</b> MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine iyonik şiddetin etkisi: (a) MS, (b) SK ve (c) KÇK.	163
<b>Şekil 4.32.</b> Değişik sıcaklıklarda, sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin kinetik çizimler: (a) MS, (b) SK ve (c) KÇK.	165
<b>Şekil 4.33.</b> Değişik sıcaklıklarda MS ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a)Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris.	166
<b>Şekil 4.34.</b> Değişik sıcaklıklarda SK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a)Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris.	168
<b>Şekil 4.35.</b> Değişik sıcaklıklarda KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler (a)Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris.	169
<b>Şekil 4.36.</b> Değişik sıcaklıklarda, sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin izoterm çizimleri: (a) MS, (b) SK , (c) KÇK.	171
<b>Şekil 4.37.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.	172
<b>Şekil 4.38.</b> Değişik sıcaklıklarda SK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.	173
<b>Şekil 4.39.</b> Değişik sıcaklıklarda KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.	174
<b>Şekil 4.40.</b> MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin Van't Hoff çizimleri : (a) MS, (b) SK , (c) KÇK.	175
<b>Şekil 4.41.</b> MS, SK ve KÇK üzerinde adsorplanmış Cu (II) iyonlarının saf su ve değişik asitlerle desorpsiyonuna ilişkin çizimler	176
<b>Şekil 4.42.</b> MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb(II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine pH etkisi: (a) MS, (b) SK ve (c) KÇK.	177
<b>Şekil 4.43.</b> MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine başlangıç derişim etkisi: (a)MS, (b) SK ve (c) KÇK.	
<b>Şekil 4.44.</b> MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine biyosorplayıcı dozu etkisi: (a) MS, (b) SK ve (c) KÇK.	180
<b>Şekil 4.45.</b> MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine iyonik şiddetin etkisi: (a)MS, (b) SK ve (c) KÇK.	
<b>Şekil 4.48.</b> Değişik sıcaklıklarda SK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a)Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris.	182
<b>Şekil 4.49.</b> Değişik sıcaklıklarda KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a)Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris.	183
<b>Şekil 4.50.</b> Değişik sıcaklıklarda, sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin izoterm çizimleri: (a) MS, (b) SK , (c) KÇK.	185
<b>Şekil 4.51.</b> Değişik sıcaklıklarda MS ile sulu çözeltiden Pb (II) adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri (a)Langmuir, (b) Freundlich.	186
<b>Şekil 4.52.</b> Değişik sıcaklıklarda SK ile sulu çözeltiden Pb (II) adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri (a)Langmuir, (b) Freundlich.	187
<b>Şekil 4.53.</b> Değişik sıcaklıklarda KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.	188
<b>Şekil 4.54.</b> MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) adsorpsiyonuna ilişkin Van't Hoff çizimleri : (a) MS, (b) SK , (c) KÇK.	189
<b>Şekil 4.55.</b> MS, SK ve KÇK üzerinde adsorplanmış Pb (II) iyonlarının saf su ve değişik asitlerle desorpsiyonuna ilişkin çizimler	190
<b>Şekil 4.56.</b> EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonu üzerine pH etkisi: (a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.	191
<b>Şekil 4.57.</b> EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonu üzerine başlangıç derişim etkisi: (a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.	193

<b>Şekil 4.58.</b> EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonu üzerine biyosorplayıcı dozu etkisi: (a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.	194
<b>Şekil 4.59.</b> EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonu üzerine iyonik şiddetin etkisi: (a) EMS, (b)ESK ve (c) EKÇK.	
<b>Şekil 4.60.</b> Değişik sıcaklıklarda, sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik çizimler: (a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.	197
<b>Şekil 4.61.</b> Değişik sıcaklıklarda EMS ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a)Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris.	199
<b>Şekil 4.62.</b> Değişik sıcaklıklarda ESK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler:(a)Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris.	200
<b>Şekil 4.63.</b> Değişik sıcaklıklarda EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a)Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris.	202
<b>Şekil 4.64.</b> Değişik sıcaklıklarda sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin izoterm çizimleri: (a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.	203
<b>Şekil 4.65.</b> Değişik sıcaklıklarda EMS ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.	204
<b>Şekil 4.66.</b> Değişik sıcaklıklarda ESK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri:(a)Langmuir, (b) Freundlich.	205
<b>Şekil 4.67.</b> Değişik sıcaklıklarda EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.	206
<b>Şekil 4.68.</b> EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin Van't Hoff çizimleri : (a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.	208
<b>Şekil 4.69.</b> EMS, ESK ve EKÇK üzerinde adsorplanmış RS 5' in saf su ve değişik bazlarla desorpsiyonuna ilişkin çizimler	208
<b>Şekil 4.70.</b> EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonu üzerine pH etkisi: (a) EMS, (b) ESKve (c) EKÇK.	210
<b>Şekil 4.71.</b> EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonu üzerine başlangıç derişim etkisi: (a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.	211
<b>Şekil 4.72.</b> EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonu üzerine biyosorplayıcı dozu etkisi: (a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.	213
<b>Şekil 4.73.</b> EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonu üzerine iyonik şiddetin etkisi: (a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.	214
<b>Şekil 4.74.</b> Değişik sıcaklıklarda, sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik çizimler:(a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.	216
<b>Şekil 4.75.</b> Değişik sıcaklıklarda EMS ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a)Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris.	217
<b>Şekil 4.76.</b> Değişik sıcaklıklarda ESK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a)Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris.	219
<b>Şekil 4.77.</b> Değişik sıcaklıklarda EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a)Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris.	220
<b>Şekil 4.78.</b> Değişik sıcaklıklarda sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin izoterm çizimleri: (a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.	222
<b>Şekil 4.79.</b> Değişik sıcaklıklarda EMS ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.	223
<b>Şekil 4.80.</b> Değişik sıcaklıklarda ESK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.	224
<b>Şekil 4.81.</b> Değişik sıcaklıklarda EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.	225
<b>Şekil 4.82.</b> EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin Van't Hoff çizimleri : (a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.	226
<b>Şekil 4.83.</b> EMS, ESK ve EKÇK üzerinde adsorplanmış DM 71' in saf su ve değişik bazlarla desorpsiyonuna ilişkin çizimler	227



## KISALTMA VE SİMGELER

MS: Maydanoz Sapı

SK: Salatalık Kabuğu

KÇK: Karpuz Çekirdeği Kabuğu

EMS: Esterleştirilmiş Maydanoz Sapı

ESK: Esterleştirilmiş Salatalık Kabuğu

EKÇK: Esterleştirilmiş Karpuz Çekirdeği Kabuğu

MM: Metilen Mavisi

RS 5: Reaktif Siyahı 5

DM 71: Direkt Mavi 71

UV-vis: Ultraviole-visible

FTIR: Fourier transform infrared

AAS: Atomik Absorpsiyon spektrofotometresi

SEM: Scanning electron mictoscopy

$q_t$ : t anında birim adsorplayıcı miktarı tarafından adsorplanan miktarı (mg/g)

$q_e$ : Denge durumunda adsorplayıcı miktarı tarafından adsorplanan miktarı (mg/g)

$q$ : Adsorplanan miktar (mg/g)

$\lambda_{max}$ : Maksimum dalga boyu

A: Absorbans

% R: Yüzde adsorplanan miktar

% D: Yüzde desorplanan miktar

$C_0$ : Adsorplananın başlangıç derişimi (mg/L)

$k_B$ : Bangham hız sabiti

$\alpha_B$ : Bangham sabiti

b: Adsorpsiyon enerjisi veya adsorplananın adsorplanma eğilimi ile ilgili Langmuir izoterm sabiti (L mg<sup>-1</sup>)

$q_m$ : Tektabaka adsorpsiyon veya adsorplayıcının adsorplama kapasitesi ile ilgili Langmuir izoterm sabiti (mg g<sup>-1</sup>)

$R_L$ : Ayırma faktörü

$K_F$ : Adsorplayıcının adsorplama eğilimi ile ilgili Freundlich izoterm sabiti [(mg/g)(mg/L)<sup>-1/n</sup>]

n: adsorplananın adsorplanma eğilimi ile ilgili Freundlich izoterm sabiti  
 $\epsilon = RT \ln(1 + (1/C_e))$   
B: Adsorpsiyon enerjisi ile ilgili sabit ( $\text{mol}^2 \text{kJ}^{-2}$ )  
E: Ortalama adsorpsiyon enerjisi ( $\text{kJ mol}^{-1}$ )  
 $B_T$ : Adsorpsiyon ısısına ilişkin Temkin izoterm sabiti ( $\text{J mol}^{-1}$ )  
 $K_T$ : Maksimum bağlanma enerjisine ilişkin Temkin bağlanma denge sabiti ( $\text{L mg}^{-1}$ )  
 $\Delta G^\circ$ : Gibbs serbest enerji değişimi ( $\text{kJ mol}^{-1}$ )  
 $\Delta H^\circ$ : Entalpi değişimi ( $\text{kJ mol}^{-1}$ )  
 $\Delta S^\circ$ , entropi değişimi ( $\text{kJ mol}^{-1} \text{K}^{-1}$ )  
 $K_L$ : Adsorpsiyon denge sabiti ( $= q_m b$ )  
 $C_e$ : Adsorplananın denge derişimi ( $\text{mg/L}$ )  
 $C_a$ : Adsorplanan derişim ( $\text{mg/L}$ )  
 $C_d$ : Desorplanan derişim ( $\text{mg/L}$ )  
m: Biyosorplayıcı dozu (g)  
V: Çözelti hacmi (mL)  
 $\text{pH}_{\text{SYN}}$ : Biyosorplayıcının yüzey sıfır yük pH noktası  
 $\text{pH}_b$ : Başlangıç pH'ı  
 $\text{pH}_s$ : Son pH  
t: Denge temas süresi (dk)  
 $k_1$ : Lagergren adsorpsiyon hız sabiti ( $\text{dk}^{-1}$ )  
 $k_2$ : Ho-McKay adsorpsiyon hız sabiti ( $\text{g mg}^{-1} \text{dk}^{-1}$ )  
h: Ho-McKay başlangıç adsorpsiyon hızı ( $\text{mg g}^{-1} \text{dk}^{-1}$ )  
 $t_{1/2}$ : Adsorpsiyon yarılanma süresi (dk)  
 $E_a$ : Adsorpsiyon aktivasyon enerjisi ( $\text{J/mol}$ )  
 $k_0$ : Adsorpsiyon hız sabiti ( $\text{g mol}^{-1} \text{dk}^{-1}$ )  
 $k_{id}$ : Weber-Morris difüzyon hız sabiti ( $\text{mol g}^{-1} \text{dk}^{-1/2}$ )  
C: Sınır tabaka kalınlığı ifade eden Weber-Morris sabiti ( $\text{mg/g}$ )  
 $C_t$ : t anındaki adsorplanan derişimi ( $\text{mg L}^{-1}$ )  
B: Kütle transfer katsayısı ( $\text{cm s}^{-1}$ )

$S_s$ : Tanecik içermeyen adsorplanan çözeltilisinin birim hacmindeki adsorban taneciklerinin yüzey alanı ( $m^2$ )

$\epsilon_p$ : Adsorplayıcı taneciklerinin gözenekliliği

$d_p$ : Adsorplanan taneciğin çapı (cm)

$\rho_p$ : Adsorplayıcının yoğunluğu ( $g\ cm^{-3}$ )

R: Evrensel gaz sabiti ( $8.314\ J\ mol^{-1}\ K^{-1}$ )

T: Çözelti sıcaklığı (K)

$\alpha$ : Elovich adsorpsiyon hız sabiti ( $mg\ g^{-1}\ dk^{-1}$ )

$\beta$ : Adsorplanan tarafından kaplanan yüzeye ve kimyasal adsorpsiyonun aktivasyon enerjisine bağlılığını ifade eden Elovich parametresidir ( $g\ mg^{-1}$ )

$R^2$ : Korelasyon katsayısı

$q_{e,cal}$ : Hesapla belirlenen adsorplanan miktar (mg/g)

$q_{e,exp}$ : Deneysel belirlenen adsorplanan miktar (mg/g)



## 1.GİRİŞ

Son yıllardaki hızlı sanayileşme ve dünya nüfusundaki artış, çevre kirliliğini artırmakta ve insan sağlığı üzerindeki olumsuz etkileri nedeniyle gittikçe daha fazla önem kazanmaktadır. Bunun sonucu olarak, dünyada birçok ülkede olduğu gibi bizim ülkemizde de çevre kirliliği problemi ve başta insanlar olmak üzere doğadaki diğer canlılar üzerindeki olumsuz etkileri sık sık gündeme gelmektedir. Özellikle, tekstil ve ağır metal endüstrilerinin katı ve sıvı atık maddelerle toprağı ve suyu kirletmesi, havaya karışan zararlı maddelerin yağmurlarla suya ve toprağına karışması, evsel atık suların doğaya karışması, denize dökülen petrol ve katı atıkların artması ve buna benzer birçok örnek su kirliliğinin doğanın dengesini bozduğunu ve canlı hayatını tehdit ettiğini göstermektedir.

Günümüzde gittikçe artan çevre kirliliğı sebebiyle atıkların geri kazanılması çalışmaları oldukça önem kazanmıştır. Özellikle katı atık formundaki kirleticiler, yakılmakta ya da depo edilerek uzaklaştırılmaktadır. Her iki şekilde de uzaklaştırılan atıkların ekolojik sistemi oluşturan tüm bileşenler üzerinde ciddi etkileri görülmektedir. Son yıllarda bu tip atıklar ve doğada bulunan çeşitli maddeler bazı ön işlemlerden geçirilerek adsorpsiyon tekniğinde adsorplayıcı olarak kullanılmakta ve böylelikle geri kazanılmaktadır. Geri dönüştürülemeyen atıklardan farklı şartlarda biyosorplayıcı üretilmesi; kirleticilerin daha zararsız formlarda uzaklaştırılmasını sağlamakla birlikte çevresel etkilerinin azaltılmasına da yardımcı olmaktadır. Ayrıca sorplayıcı üretiminin düşük maliyetli/maliyetsiz oluşu önemli bir avantaj olarak vurgulanmaktadır. Literatürde bu konuyla ilgili oldukça kapsamlı ve farklı çalışmalar görülmektedir. Bu nedenle adsorplayıcı olarak biyokütlelerin kullanıldığı biyosorpsiyon çalışmaları gittikçe önem kazanmakta ve biyosorpsiyon alanında yapılan çalışmalar gün geçtikçe artmaktadır.

Biyosorpsiyon işleminin daha iyi anlaşılması ve adsorpsiyon koşullarının optimizasyonu üzerine, literatürlerde farklı maddelerle çok sayıda çalışma yapılmıştır. Herbir farklı biyosorplayıcı için kirleticilerin giderim koşullarının optimizasyonu ve adsorpsiyonda etkin mekanizmaların belirlenmesi bu anlamda oldukça önemlidir. Bu tez çalışmasında, şimdiye kadar biyosorpsiyon alanında çalışılmamış bazı evsel bitkisel atık maddelerinden yeni tür düşük maliyetli biyosorplayıcılar üreterek, sulu çözeltiden

## 1. GİRİŞ

---

sorplama özelliğini test etmek üzere bazı katyonik ve anyonik boyarmaddeler ile bakır ve kurşun gibi ağır metallerin giderimi için biyosorpsiyon tekniğı kullanılmıştır. Her bir boyarmadde ve metalin giderim koşullarını optimize etmek üzere pH etkisi, biyosorplayıcı dozu, başlangıç boyarmadde/metal derişimi etkileri incelendi. Belirlenen optimum koşullarda farklı sıcaklıklarda kinetik ve izoterm çalışmalar yapılarak bazı fizikokimyasal parametreler belirlendi. Ayrıca boyarmadde ve ağır metallerin geri kazanımı için desorpsiyon çalışmaları yapıldı.

## **2. KAYNAK ÖZETLERİ**

### **2.1. evre kirliliği**

Doğanın temel fiziksel unsurları olan, hava, su ve toprak üzerinde olumsuz etkilerin oluşması ile ortaya çıkan ve canlı öğelerin hayati aktivitelerini olumsuz yönde etkileyen cansız evre öğeleri üzerinde yapısal zararlar meydana getiren ve niteliklerini bozan yabancı maddelerin hava, su ve toprağa yoğun bir şekilde karışmasına evre kirliliği adı verilmektedir.

Gelişen teknolojinin yaşamımıza getirdiği konfor yanında, bu gelişmenin doğaya ve çevreye verdiği kirliliğin boyutu her geçen gün hızla artmaktadır. Çeşitli kaynaklardan çıkan radyoaktif, katı, sıvı ve gaz halindeki kirletici maddelerin hava, su ve toprakta yüksek oranda birikmesi evre kirliliği oluşmasına neden olmaktadır. Günümüzde evre kirliliği etkilerinin artması ve bu etkilerin doğrudan insan sağlığı üzerinde yarattığı olumsuz sonuçlar nedeni ile evre kirliliğinin önlenmesi ve bu yönde yapılması gereken çalışmalara verilen önem artmıştır. evre, özellikle evre kirliliğinin artmasına neden olan sanayileşmiş ülkelerin gündemlerinde ilk sıralarda yer almakta, alternatif enerjiler ve enerji verimliliği konularında yapılan çalışmalar artmaktadır. Çevreye zarar vermeyen üretim teknolojilerinin geliştirilmesi, çevreci motorlara sahip otomobiller, planlı şehirleşme evre kirliliği konusunda alınabilecek önlemlerden bazılarısıdır. evre kirliliğinin en önemli nedenleri aşağıda kısaca sıralanmıştır:

- 1- Gler ve düzensiz şehirleşme,
- 2- Kişi başına kullanılan enerji, su, kâğıt, kömür vb. artışı,
- 3- Ormanların tahribi, yangınlar ve erozyon,
- 4- Aşırı otlatma ve doğal bitki örtüsünün tahribi,
- 5- Konutlardaki ve işyerlerindeki ısınmadan kaynaklanan (zellikle kalitesiz kömür kullanımı) hava kirliliği,
- 6- Motorlu araçlar ve deniz araçları,
- 7- Maden, kireç, taş ve kum ocakları,

## **2. KAYNAK ÖZETLERİ**

---

8- Gübre ve zirai mücadele ilaçları,

9- Atmosferik olaylar ve doğal afetler,

10-Kanalizasyon sularının arıtılmaksızın alıcı ortamlara verilmesi ve sulamada kullanılması,

11-Katı atıklar ve çöp,

12-Sulak alanların ve göllerin kurutulması,

13-Arazilerin yanlış kullanımı,

14-Kaçak avlanma,

15-Televizyon, bilgisayar ve röntgen; tomografi vb; tıbbi cihazların yaygınlaşması ile meydana gelen radyasyon,

16-Endüstriyel ve kentsel kaynaklı gürültü ([www.çevreonline.com](http://www.çevreonline.com))

Çevrenin temel unsurlarından olan doğa, kendine has fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklere sahiptir. Bu özellikler dikkate alındığında çevre kirliliğinin fiziksel, kimyasal ve biyolojik kirlenme bileşenlerinden oluşmaktadır.

Fiziksel Kirlenme, evreyi meydana getiren toprak, su ve havanın fiziksel özelliklerinin tamamının veya bir kısmının insan, hayvan ve bitki sağlığını tehdit edecek, olumsuz yönde etkileyecek biçimde bozulması olayıdır. Üretimde bulunan çeşitli fabrikaların atıklarının akarsu ve göllere boşaltılması, doğal erozyon ile toprakların göl ve denizlere taşınması açık kahverenginden, kırmızı siyaha kadar değişen renk almasına neden olmaktadır. Bu olay suların fiziksel kirlenmesidir.

Kimyasal Kirlenme, doğal çevreyi oluşturan toprak, su ve havanın kimyasal özelliklerinin canlıların hayati faaliyetlerini ve aktivitelerini olumsuz yönde etkileyecek biçimde bozulmasıdır. Örneğin; çeşitli fabrika katı ve sıvı atıklarının verimli tarım arazilerine veya akarsu ve nehirlere boşaltılması söz konusu tarım topraklarının, akarsu ve göllerinin zararlı ağır metallere kirlenerek kimyasal kirlenmeye maruz kaldığını gösterir.

Biyolojik Kirlenme, doğal ortamı oluşturan toprak, hava ve suyun çeşitli mikroorganizmalarla kirlenmesi ve dolayısıyla mikrobiyolojik yapının bozulması mikrobiyal kirlenmeyi, aynı ortamların mikroorganizmalarla kirlenmesi ise biyolojik kirlenmeyi tanımlar. Örneğin, tarım alanlarının kanalizasyon suyu ile sulanması veya kanalizasyon sularının akarsu, göl ve denizlere boşaltılması ile kanalizasyon sularında bulunan hastalık yapıcı mikroorganizmalar toprağa, suya ve atmosfere geçerek bu ortamların mikrobiyolojik kirlenmesine yol açar.

Çevre kirliliği çeşitleri genel olarak; hava kirliliği, su kirliliği, toprak kirliliği, gürültü kirliliği ve görüntü kirliliği olarak sınıflandırılır. Çevre kirlilikleri doğaya zarar vererek doğrudan veya dolaylı olarak doğada yaşamını sürdüren tüm canlıların zarar görmesine neden olmaktadır. Günümüzde görüntü kirliliği, ışık kirliliği, elektromanyetik kirlilik de çevre kirlilikleri olarak karşımıza çıkmakta, bu çevresel kirlilikler yine insanlar tarafından oluşturularak insanların ve diğer canlıların zarar görmesine neden olmaktadır. Çevrenin kirlenmesi, ekosistemin dengelerini bozarak iklimsel değişikliklere sebep olmaktadır.

## **2.2. Su Kirliliği**

Su kirliliği, istenmeyen zararlı maddelerin, suyun niteliğini ölçülebilecek oranda bozmalarını sağlayacak miktar ve yoğunlukta suya karışma olayıdır. Konutlar, endüstri kuruluşları, termik santraller, gübreler, kimyasal mücadele ilaçları, tarımsal sanayi atık suları, nükleer santrallerden çıkan sıcak sular ve toprak erozyonu gibi süreçler ve maddeler su kirliliğini meydana getiren başlıca kaynaklardır. Bunların hepsi doğrudan doğruya veya dolaylı olarak canlı ve cansız varlıklara zarar vermektedir (Vikipedi ans.).

Su kirliliği, küresel olarak büyük bir sorun olduğu gibi, birçok ölüm ve salgın hastalık olaylarının nedeni olarak görülmektedir (Pink 2006). Günde 14,000 insan doğrudan veya dolaylı olarak su kirliliğinin nedeni olduğu hastalıklar sonucunda yaşamını yitirmektedir (West 2006). Bu nedenle gelişmekte olan ve gelişmiş ülkelerde görülen akut sorunların yanında, bu kirliliğin azaltılması için çalışmalar yapılmaktadır.

## **2. KAYNAK ÖZETLERİ**

---

### **2.2.1 Su Kirliliğinin Nedenleri**

Kirliliğe neden olan kirleticiler arasında farklı çeşitler barındıran kimyasal maddeler, patojenler, ısı değişimi gibi fiziksel veya duyuşal değişiklikler yer almaktadır. Bazen doğada ve suda doğal olarak var olan kalsiyum, sodyum, demir, manganez gibi minerallerin derişiminin aşırı artışı da kirlilik nedeni olarak görülmektedir.

**1. Patojenler:** Patojenler insan ve hayvanlar üzerinde su yoluyla taşınan hastalıklara neden olur. Koliform bakterisi, su kirliliğini ölçmek adına sık kullanılan bir bakteri belirleyicisidir. Bu bakteri türü doğrudan hastalığa yol açmasa da; bazı mikroorganizma türleri, insan sağlığı üzerinde olumsuz etkiler bırakabilmektedir. Yüksek orandaki patojenler, yetersiz arıtılmış lağım sularının döküldüğü tatlı su havzalarında bulunmaktadır. Bu durum özellikle az gelişmiş ülkelerde görülen ve sadece tek işleme arıtmanın uygulandığı su havzalarında olağandır (EPA 2004, EPA 2009).

**2. Kimyasallar:** Kimyasal kirleticiler organik ve inorganik kirleticiler olmak üzere ikiye ayrılır. Organik su kirleticileri, deterjanlar, gıda işleme atıkları, böcek ilaçları ve bitki ilaçları, hidrokarbonları, benzin, dizel yakıt, jet yakıtı, fuel oil ve motor yağı gibi petrol bileşenleri, orman atölyelerinden saçılan ağaç ve çalı enkazları, yanlış depolama sonucu ortaya çıkan sanayi çözücülerini gibi uçucu gazlar, hijyen ve kozmetik atıklarıdır. İnorganik su kirleticileri ise, kükürt dioksit gibi asidik fabrika atıkları, gıda işleme atıkları arasında yer alan amonyak, kimyasal fabrika atıkları, gübrelerdeki azotlu ve fosforlu bileşikler, ağır metaller, çeşitli insan kaynaklı alüvyonlardır (Burton ve Robert 2001).

### **2.2.2 Su Kirliliği Ölçümü**

**1. Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı veya Biyolojik Oksijen İhtiyacı (BOİ) :** Suda var olan oksijenin, yine sudaki mikroorganizmalar tarafından ne kadar hızlı kullanıldığını tespit eden kimyasal bir işlemdir. Bir başka deyişle, sudaki organik maddelerin, suda mevcut bulunan mikroorganizmalar tarafından parçalanması için gerekli oksijen miktarıdır. BOİ, özellikle çevre mühendisleri bakımından sıklıkla kullanılan bir parametredir. Atıksu arıtma tesislerinin yapımında ve işletilmesinde, BOİ değerlerinden yararlanılır. Bir sudaki BOİ miktarının yüksek olması, o suda kirliliğin o derece yüksek olduğunu belirtir.

**2. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ):** Su ve atıksu örneklerinde kirliliğin derecesinin belirlenmesinde kullanılan en önemli test parametresidir. BOİ'nin aksine, tasarım parametresi değil, bir kirlilik parametresidir. KOİ değeri, BOİ'nin aksine biyolojik yollarla ayrışmayan bazı maddeleri de içerebilmektedir. Dolayısıyla aynı su numunesine ait KOİ değeri, BOİ değerinden her zaman için yüksektir (www.matriskimya.com).

### 2.2.3 Atıksular ve Atıksuların Genel Özellikleri

Atıksu, evsel, endüstriyel, tarımsal ve diğer kullanımlar sonucunda kirlenmiş veya özellikleri kısmen ya da tamamen değişmiş sular ile maden ocakları ve cevher hazırlama tesislerinden kaynaklanan sular ve yapılaşmış kaplamalı ve kaplamasız şehir bölgelerinden cadde, otopark ve benzeri alanlardan yağışların yüzey veya yüzey altı akışa dönüşmesi sonucunda oluşan sular olarak tanımlanabilir (Su Kirliliği Yönetmeliği, 1988). Atıksuların özellikleri, fiziksel, kimyasal ve biyolojik olmak üzere başlıca üç kısımda incelenmektedir:

**Fiziksel Özellikler,** atıksuyun fiziksel özellikleri; suyun sıcaklığı, pH'ı suyun kokusu ve tadı, renk ve bulanıklığı, suda bulunan toplam katı madde derişimidir. Sıcaklık ve pH, nehirlerdeki ve göllerdeki biyolojik aktiviteyi etkileyen önemli parametrelerdendir. Sıcaklık, gazların sudaki çözünürlüğünü değiştirir. Ayrıca suyun yoğunluğu, viskozitesi, yüzey gerilimi de sıcaklıkla değişim göstermektedir. Koku ve tat, suyun estetik değerini etkilemektedir. Diğer kirlenici parametrelerin ve aerobik/anaerobik ortamların varlığının göstergelerinden biridir. Renk ve bulanıklık, suyun ışık geçirgenliğini ve buna bağlı olarak organizma gelişimini etkiler. Suyun estetik özelliklerini değiştirir. Toplam katılar ise, suda bulunan çözünmüş ve çözünmemiş katıların göstergesidir.

**Kimyasal Özellikler,** atıksuyun kimyasal özelliklerini, azotlu ve fosforlu maddeler, ağır metaller, radyoaktif maddeler, yağ ve gres, deterjanlar ve pestisitler belirlemektedir. Bunlar, suyun yoğunluğunu, tadını, osmotik basıncını, iletkenliğini, tuzluluğunu ve suda yaşayan canlıların yaşamını olumsuz yönde etkilemektedir.

**Biyolojik Özellikler,** atıksuyun biyolojik özelliklerini ise, patojenik bakteri ve virüsler ile atıksuda ve atıksu arıtımında etken halde bulunan halleri ve protozoalar gibi diğer mikroorganizmalar belirlemektedir (Deniz 2010).

## **2. KAYNAK ÖZETLERİ**

---

### **2.3 Atıklar**

Standart dışı ürünler, sağlıklı kullanım süresi geçmiş olan ürünler, niteliği bozulmuş ya da yanlış kullanıma maruz kalmış olan maddeler (kontamine olmuş maddeler), aktiviteler sonucu kontamine olmuş ya da kirlenmiş maddeler (temizleme işlemi atıkları, ambalaj atıkları), kullanılmayan kısımlar (atık piller ve katalizörler), yararlı performans gösteremeyen maddeler (kontamine olmuş asitler), endüstriyel işlem kalıntıları (destilasyon atıkları), kirliliğin önlenmesi amacı ile kullanılan işlem kalıntıları (yıkama çamurları, filtre tozları, kullanılmış filtreler), yüzey işlemleri kalıntıları (torna atıkları ve benzeri), hammadde işleme işlem kalıntıları (petrol sloopları, madencilik ve benzeri), değerini kaybetmiş olan maddeler, ihracatçı ülkenin kanunlarına göre yasak getirilmiş olan maddeler, yeniden kullanım veya geri kazanım amacı ile getirilen maddeler, kontamine olmuş alanın iyileştirme çalışmalarından doğan maddeler. Ülkemizde günlük kişi başına ortalama 1.38 kg katı atık oluşmaktadır. Günümüzde atıkların bir bölümü geri kazanım/geri dönüşüm yöntemleri ile yeniden üretime dâhil edilebilmektedir.

#### **2.3.1. Atıkların Geri Dönüşümü**

Yeniden değerlendirilme imkânı olan atıkların çeşitli fiziksel ve/veya kimyasal işlemlerden geçirilerek ikincil bir ham maddeye dönüştürülerek tekrar üretim sürecine dâhil edilmesine geri dönüşüm ya da geri kazanım adı verilmektedir. Diğer bir tanımlamayla; herhangi bir şekilde kullanılarak kullanım dışı kalan geri dönüştürülebilir atık malzemelerin çeşitli geri dönüşüm yöntemleri ile hammadde olarak tekrar imalat ve üretim süreçlerine kazandırılması olarak da adlandırılabilir. Ülkemizde birçok malzeme farklı yollarla sistemli veya sistemsiz olarak geri kazanılmaktadır. Cam ürünler, kâğıt ürünler, plastik ürünler, her türlü ambalaj ürünleri, alüminyum ürünler, atık pil ve aküler, motor yağı ve diğer yağlar, beton ürünleri, organik atıklar ve elektronik atıklar geri kazanım yolu ile değerlendirilmektedir. Son zamanlarda tarım ülkelerinde bitkisel ve hayvansal atıklar da biyogaz üretiminde ve adsorpsiyon çalışmalarında kullanılmak üzere yeniden değerlendirilmektedir. Bunlar, ince kıyılmış sap, saman, mısır artıkları, şeker pancarı yaprakları gibi bitkilerin işlenmeyen kısımları ile bitkisel ürünlerin işlenmesi sırasında ortaya çıkan atıklardır ([www.çevreonline.com](http://www.çevreonline.com)).



Gerri kazanım ile gerek çevremiz, öncelikle insan sağlığı olmak üzere, gerekse tüm canlılar için sayılamayacak kadar çok yararlar söz konusudur. Gerri kazanımın, doğal kaynaklarımız koruması, enerji tasarrufu sağlaması, ekonomiye katkı sağlaması, atık miktarını azaltması gibi faydaları vardır. Günümüzde katı atık çeşitlerinin çevre ve insan sağlığına zarar vermelerini önlemek amacı ile toplanması, taşınması yanında yeniden kullanım, gerri kazanım, gerri dönüşüm gibi değerlendirme yöntemleri de uygulanmaktadır. Bunlara ilave olarak kaçınılmaz çöplerin çevremizden uzaklaştırılmasını içeren yakma, gömme işlemlerini kapsayan çeşitli yöntemler geliştirilmiştir. Bu yöntemlerin tümünün planlandığı, uygulandığı ve takip edildiği bütünsel sistem Katı Atık Yönetimi olarak adlandırılmaktadır. Ülkemizde çöp bileşenleri; %68 organik atık, %13 değerlendirilebilir katı atık, %19 diğer atıklardır.

#### **2.4. Boyarmaddeler Hakkında Genel Bilgiler**

Başlıca su kirleticilerinden olan boyarmaddeler, atıksulara en çok tekstil, plastik, deri ve kâğıt endüstrilerinden bırakılmakta ve doğadaki tüm canlılar için ciddi tehlikeler oluşturmaktadır. Boyarmaddelerin suda 1 ppm'den daha düşük seviyelerde bile bulunması hem sağlık açısından hem de estetik açıdan istenmeyen bir durumdur (Robinson ve ark. 2001, Banat ve ark. 1996). Günümüzde ticari olarak elde edilen 100.000 çeşidin üzerinde boyarmadde vardır ve yıllık boyarmadde üretimi  $7 \times 10^5$  tonun üzerindedir (Pearce ve ark. 2003, McMullan ve ark. 2001). Çözünürlüklerinin yüksek oluşu nedeniyle, sentetik boyarmaddeler endüstriyel atıksularda bulunan en yaygın su kirleticileridirler. Boyarmaddelerin %2'si direkt olarak atıksulara bırakılmaktadır (Pearce ve ark. 2003, Robinson ve ark. 2001). Boyarmaddelerin çoğu toksik, hatta kanserojendir ve suda yaşayan canlılar için ciddi tehlikeler oluşturmaktadırlar (Vandevivere ve ark., 1998). Sentetik boyarmaddeler yapılarında benzen, toluen, antrasen gibi birimleri bulunduran kompleks aromatik yapıya sahiptirler ayrıca ısıya, ışığa ve yükseltgen maddelere karşı oldukça dayanıklıdırlar (Sun ve Yang 2003, Ravi ve ark.1998). Bu özelliklerinden dolayı, çevrede bozunmadan uzun süre kalabilmektedirler.

Boyarmaddeler kromofor ve oksokrom gruptan oluşan bileşiklerdir. Kromofor grup bileşiğe boya özelliği verir. Ancak, böyle bileşik renkli olmasına rağmen henüz boyarmadde karakterine sahip değildir, çünkü bu boyanın lifle bağlanma yeteneği yoktur, oluşan renk mekanik yoldan kolayca giderilebilir. Gerçek boyarmadde haline

## **2. KAYNAK ÖZETLERİ**

---

geçebilmesi için kromofor grubun yanı sıra oksokrom gruba da sahip olması gerekir. Oksokrom grup, bileşiğe elektrolitik dissosiasyon özelliği kazandırarak, bileşikle tuz oluşumunu sağlar ve kromofor grubunun daha etkili olmasına yardım eder (Gupta ve Suhas 2009). Örneğin, nitro (NO<sub>2</sub>) grubu kromofordur. Benzen halkasındaki 3 hidrojen atomu yerine NO<sub>2</sub> grubu girerse trinitro benzen oluşur. Sarı renkli bir kimyasal birleşik olan bu madde henüz boya değildir ve elektriksel olarak disosiyasyon olmaz. Ancak, benzen halkasındaki diğer hidrojen atomu yerine bir oksokrom grubu (OH gibi) girerse bileşik boya haline dönüşür (pikrik asit) ve boyama kabiliyetini kazanır. Oksokrom grubu, aynı zamanda boyanın daha koyu boyanmasını sağladığı gibi boyanacak cisimle tuz teşkiline de sebep olur.

Boyarmaddeler hem kimyasal yapılarına göre hem de boyama özelliklerine göre sınıflandırılmaktadır (Hunger 2003). Ayrıca, çözünürlüklerine göre de sınıflandırılmaktadır. Çözünebilen boyalar: asit, mordan, metal kompleks, bazik ve reaktif boyalar, çözünmeyen boyalar: azo, sülfür, vat ve dispers boyalar. Bunun yanı sıra bir majör azo bağlanması veya bir antrakinon birimi de boyarmaddeyi kimyasal olarak karakterize eder. Her bir boyarmadde, Colour Index (C.I.) denilen bir renk ölçeği numarasına sahiptir. Boyarmaddeler hakkında bilgi edinmek veya boyarmaddelerin eşdeğerlerini bulabilmek için Colour Index kullanılır. Bu numaralar, boyarmaddelerle ilgili herhangi bir karışıklığı önlemek amacıyla Amerikan Tekstil ve Boya Kimyagerleri Derneği tarafından belirlenen, her bir boyarmaddeye özgü, spesifik numaralardır. Örneğin bir boyama yönteminde kullanılmak üzere boyarmadde belirlerken C.I. numarası mutlaka verilmelidir (Sabnis 2008).

### **2.4.1. Boyarmaddelerin Sınıflandırılması**

Boyarmaddeler, asidik, bazik, dispers, direkt, reaktif, solvent, sülfür ve vat boyarmaddeler olarak sınıflandırılmaktadır.

Asit boyarmaddeleri, naylon, yün, ipek, akrilik, kağıt, deri, gıda, ve kozmetik endüstrilerinde kullanılır. Genellikle suda çözünürlüklü. Yapılarında bulunan başlıca kimyasal yapılar şunlardır: azo, antrakinon, trifenilmetan, azin, nitro ve nitrozo grupları.

Bazik (katyonik) boyarmaddeler, kâğıt, poliakrilonitril, naylon, polyester boyamada kullanılır ayrıca bazik boyarmaddeler tıpta kullanım alanına sahiptir. Bu boyarmaddeler, ilk olarak ipek, deri ve pamuk boyamada kullanılmışlardır. Yapılarında başlıca;

diazahemisiyanin, triarilmetan, siyanin, hemisiyanin, tiazin, oksazin ve akridin grupları bulunmaktadır.

Dispers boyarmaddeler, daha çok polyester boyamada kullanılırlar, bunun yanı sıra naylon, selüloz, selüloz asetat ve akrilik lifleri boyamak için de kullanılırlar. Suda çözünmeyen dispers boyalar, kendisi gibi hidrofobik olan polyester elyafın boyanmasında kullanılırlar. Yapılarında başlıca; azo, antrakinin, stiril, nitro ve benzodifuran grupları bulunur.

Direkt boyarmaddeler, pamuk, yapay ipek, kağıt ve naylon boyamada kullanılırlar. Suda çözünebilir anyonik boyarmaddelerdir ve selülozik elyafa nötral veya bazik ortamda bir elektrolit aracılığıyla bağlanırlar. Genellikle poliazo bileşiklerden oluşurlar ve yapılarında ftalosiyanimler ve oksazinler bulunur.

Reaktif boyarmaddeler, uygun koşullar altında lif ile kimyasal reaksiyona girerek kovalent bağ oluşturan tek boyarmadde sınıfıdır. Çok parlak renklere sahip reaktif boyar maddeler basit yapılarının sonucu olarak spektrumlarında çok dar ve yüksek pikler gösterirler. Yapılarında azo, antrakinin, triarilmetan, ftalosiyanim, formazan ve oksazin gibi kromofor gruplar bulundurlar.

Solvent boyarmaddeler, suda çözünmeyen fakat birçok farklı çözücüde çözünebilir boyarmaddelerdir. Karboksilik asit, sülfonik asit, kuaterner amonyum tuzu gibi polar çözünebilir gruplardan yoksun oldukları için genellikle apolar karakterdedirler. Plastik, yağ ve balmumu boyamada kullanılırlar. Yapılarında ağırlıklı olarak azo ve antrakinin grupları bulundurlar.

Sülfür boyarmaddeleri, suda çözünmeyen aromatik aminler, fenoller ve amino fenollerin kükürtle reaksiyonuyla meydana gelen renkli bileşiklerdir. Bunların karakteristik özellikleri yapılarında kükürt içermeleridir. Pamuk, deri, kot, kadife ve dış giyim ürünlerinin boyamasında kullanılırlar. Renk tonlarının cansızlığı nedeniyle ucuz materyallerin boyamasında kullanılırlar. Fiyatlarının ucuz olması nedeniyle oldukça yaygın olarak kullanılmaktadırlar.

Vat boyarmaddeleri, indantren, küp boyalar olarak da bilinirler. Selülozik materyalleri çok yüksek ışık ve renk haslıklarında boyayabilen suda çözünmez boyarmaddelerdir. Vat boyalarla boyama işlemi üç basamakta gerçekleşir. İlk önce boya, suda çözünür hale getirilir ki bu işleme küpleme denir. Boya selülozik lifler

## **2. KAYNAK ÖZETLERİ**

---

tarafından alındıktan sonra tekrar suda çözünmez hale getirilir. Vat boyaların yapısında antrakinin ve indigoidler gruplarını bulundurlar.

### **2.5. Çalışmada Kullanılan Boyarmaddeler Hakkında Bilgi**

#### **2.5.1. Metilen Mavisi**

Katyonik bir boyarmadde olan metilen mavisinin (bazik mavi 9) (MM) kimyasal formülü  $C_{16}H_{18}ClN_3S \cdot 3H_2O$ , molekül ağırlığı 373.90 g/mol'dür. Şekil 2.1a MM' nin açık kimyasal formülünü göstermektedir

Metilen mavisi kimya, biyoloji ve tıp gibi alanlar başta olmak üzere tekstil, kağıt, deri ve plastik endüstrisinde en çok kullanılan boyarmaddelerden biridir (Ravikumar ve ark. 2005). Metilen mavisine maruz kalındığında gözde yanmalar meydana gelebilir, yutulduğunda gastrointestinal sisteme (mide-bağırsak sistemi) ishal, bulantı oluşumuna sebep olacak şekilde zarar verir. Ayrıca uzun süreli solunduğunda, methemoglobinemi, siyanoz (morarma hastalığı), konvülsiyon (kasılma hastalığı), dispnesi (nefes darlığı) gibi hastalıklara neden olmaktadır (Tan ve ark. 2008).

#### **2.5.2. Reaktif Siyah 5**

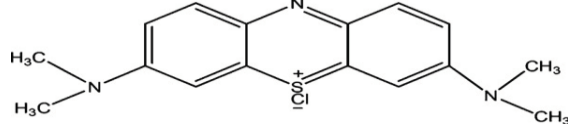
Anyonik azo boyarmadde olan Reaktif siyah 5'in (Remazol black B), (RS 5), kimyasal formülü  $C_{26}H_{21}N_5Na_4O_{19}S_6$ , molekül ağırlığı 991.82 g/mol'dür. Şekil 2.1b' RS 5' in açık kimyasal formülünü göstermektedir.

Reaktif siyah 5 bir diazo bileşiği olup, yapısında sulu çözeltide iyonlaştığı zaman negatif yük oluşturan iki sülfonat ve iki sülfatoetilsülfon grupları içermektedir (Baron-Zambrano ve ark. 2010). Tekstilde en yaygın kullanılan sentetik boyarmaddelerden biridir. Reaktif siyah 5, diğer tüm reaktif boyarmaddeler gibi toksiktir ve suda yaşayan canlıların tahribatına neden olmaktadır (Papic ve ark. 2004).

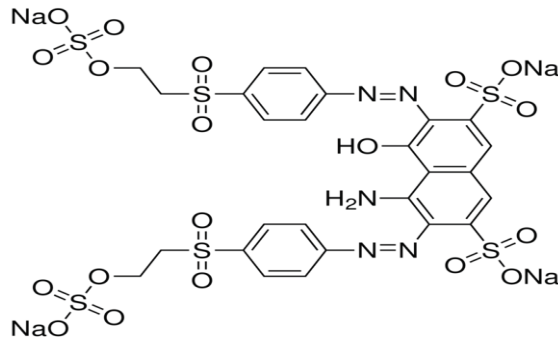
#### **2.5.3. Direkt Mavi 71**

Anyonik bir boyarmadde olan Direkt mavi 71'in (Direct Fast Blue B3R) (DM 71) kimyasal formülü  $C_{40}H_{28}N_7Na_4O_{13}S_4$ , molekül ağırlığı 1029.86 g/mol'dür. Şekil 2.1c' DM 71' nin açık kimyasal formülünü göstermektedir.

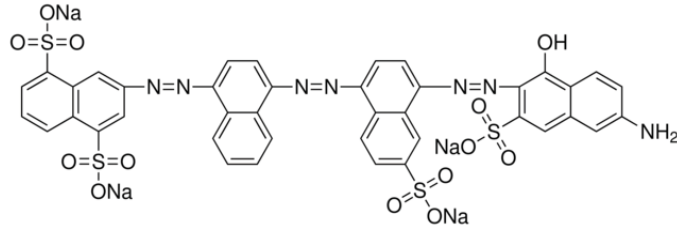
Direkt mavi 71 deri enstrisi başta olmak üzere tekstil ve kağıt endüstrisinde en yaygın kullanılan boyarmaddelerden biridir. Azo grubu içeren diğer tüm boyarmaddeler gibi, Direkt Mavi 71 toksik bir boyarmaddedir.



(a)



(b)



(c)

şekil 2.1. Kullanılan boyarmaddelerin kimyasal yapıları: (a) MM; (b) RS 5; (c) DM 71

#### 2.5.4. Atık Sulardan Boyarmadde Giderim Yöntemleri

Atık sulardan boyarmadde giderimi için kimyasal, fiziksel ve biyolojik yöntemler uygulanmaktadır.

## 2. KAYNAK ÖZETLERİ

---

### 2.5.4.1. Kimyasal Yöntemler

Tekstil atıksularının kimyasal yöntemlerle arıtılması uzun yıllardan beri en çok başvurulan yöntem olmuştur. Bunun en büyük nedeni şüphesiz atıksu kalitesinde meydana gelen değişikliklerin kullanılan kimyasalda veya uygulanan dozda yapılan değişikliklerle kolayca tolere edilebilir olmasıdır. Tekstil endüstrisi atıksularının arıtımında en yaygın olarak kullanılan kimyasal yöntemler oksidasyon, kimyasal çöktürme ve flokülasyon ve Cucurbituril yöntemleridir (Kocaer ve Alkan, 2002).

Oksidasyon kimyasal yöntemler içinde en yaygın olarak kullanılan renk giderme yöntemidir. Bunun en büyük nedeni uygulanmasının basit oluşudur. Kimyasal oksidasyon sonucu boya molekülündeki aromatik halka kırılarak atıksudaki boyar madde giderilir (Kocaer ve Alkan, 2002). - H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Fe(II) Tuzları (Fenton ayırıcı) Fenton ayırıcı (Fe(II) tuzlarıyla aktive edilmiş hidrojen peroksit) biyolojik arıtmayı inhibe edici ya da toksik atıksuların oksidasyonu için çok uygundur. Atıksuların fenton ayırıcı ile arıtılmasında renk yok edildiği gibi adsorbe olabilir organohalidler de giderilebilmektedir. Ayrıca, metal-kompleks türündeki boyalardan kaynaklanan ağır metaller, demir oksitlerle birlikte nötralizasyon basamağında çöktürülebilmektedir. Fenton ayırıcı ile arıtma bu açıdan H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> kullanılan yöntemlere göre daha avantajlı konumdadır (Kocaer ve Alkan, 2002). Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), renk ve toksisite giderimi gibi avantajları yanında işlemin bazı dezavantajları da mevcuttur: işlem, floklaşma işlemini de içerdiği için atıksudaki kirleticiler çamura transfer olurlar ve çamur problemi ortaya çıkar ([www.çevreonline.com](http://www.çevreonline.com)) Oksidasyon işlemi, ozonlama, fotokimyasal, sodyum hipoklorit (NaOCl) ve elektrokimyasal işlemlerle gerçekleştirilir.

Kimyasal floklaştırma ve çöktürme yönteminde, floklaşma ve çökeltme kimyasal maddeler yardımıyla sağlanır. Atık suya katılan kimyasal maddeler yardımıyla meydana gelen floklaşma ile çözünmüş maddeler ve kolloidler giderilirler. En çok kullanılan kimyasallar arasında, Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>, FeCl<sub>3</sub>, FeSO<sub>4</sub> ve kireç sayılabilir. Kimyasal çöktürme deneylerinde makul kimyasal dozlarıyla orta dereceden yüksek dereceye kadar renk giderimi sağlandığı ve kullanılan kimyasallar içinde alımın nispeten daha etkili olduğu görülmüştür. Kimyasal çöktürme yönteminde inşaat masraflarından ziyade işletme masrafları önem taşımaktadır. Özellikle floklaşma maddeleri ve meydana gelen

çamurun bertaraf edilmesi, giderlerin önemli bir kısmını teşkil etmektedir (Kocaer ve Alkan, 2002).

Cucurbituril ile arıtım yönteminde cucurbituril kullanılmaktadır. Cucurbituril glikoluril ve formaldehitten oluşan bir polimerdir. Şeklinin, Cucurbitaceae bitki sınıfının bir üyesi olan balkabağına benzemesinden dolayı bu şekilde isimlendirilmiştir. İsimdeki uril, bu bileşiğin üre monomerini de içerdiğini ifade etmektedir. Yapılan çalışmalar bileşiğin çeşitli tipteki tekstil boya için oldukça iyi bir sorpsiyon kapasitesine sahip olduğunu göstermiştir. Cucurbiturilin aromatik bileşiklerle kompleks oluşturduğu bilinmektedir ve reaktif boyaların adsorpsiyonu için bu mekanizmanın geçerli olabileceği düşünülmektedir. Diğer bir yaklaşım ise giderim mekanizmasının hidrofobik etkileşimlere veya çözünemez cucurbituril-boya-kasyon agregatlarının oluşumuna dayandığı doğrultusundadır. Endüstriyel açıdan uygulanabilir bir işlem için sabit yataklı sorpsiyon filtrelerine ihtiyaç vardır. Böylece adsorbanın fiziksel kuvvetlerle yıkanması ve cucurbiturilin kasyonların varlığıyla bozunması engellenebilir. Son yıllarda yapılan çalışmalar kimyasal mekanizmaların anlaşılması üzerinde yoğunlaşmakta ve işlem üzerine pH'nın, sıcaklığın ve hidrolizin etkileri araştırılmaktadır. Çoğu kimyasal yöntem gibi bu yöntemde de en büyük dezavantaj maliyettir (Kocaer ve Alkan, 2002).

#### **2.5.4.2. Fiziksel Yöntemler**

Fiziksel yöntemler, adsorpsiyon, membran filtrasyonu, iyon değişimi ve biyolojik yöntemleri kapsamaktadır.

Adsorpsiyon teknikleri yaygın yöntemler için fazla kararlı olan kirleticilerin giderimindeki verimlilikten dolayı son yıllarda ilgi görmektedir. Adsorpsiyon ekonomik açıdan makul bir yöntemdir ve yüksek kalitede ürün oluşumu sağlar. Adsorpsiyon işlemi, boya/sorbent etkileşimi, adsorbanın yüzey alanı, tanecik büyüklüğü, sıcaklık, pH ve temas süresi gibi pek çok fiziko-kimyasal faktörün etkisi altındadır. Adsorpsiyonla renk gideriminde en çok kullanılan yöntem aktif karbon yöntemidir. Aktif karbonla renk giderimi özellikle katyonik, mordant ve asit boyalar için etkiliyken, dispers, direkt, vat, pigment ve reaktif boyalar için daha az bir renk giderimi sözkonusudur (Kocaer ve Alkan 2002).

## **2. KAYNAK ÖZETLERİ**

---

Membran filtrasyonu yöntemiyle, boyanın sürekli olarak arıtılması, değiştirilmesi ve en önemlisi atıksudan ayrılması mümkün olmaktadır. Diğer yöntemlere göre en önemli üstünlüğü sistemin sıcaklığa, beklenmedik bir kimyasal çevreye ve mikrobiyal aktiviteye karşı dirençli olmasıdır. Ters osmoz membranları çoğu iyonik türler için %90'nın üzerinde verim gösterir. Boya banyoları çıkış sularındaki boyalar ve yardımcı kimyasallar tek bir basamakta giderilmiş olur. Ancak yüksek ozmotik basınç farklılığı ters osmoz uygulamalarını sınırlandırmaktadır. Nanofiltrasyon membranları negatif yüzeysel yüklerinden dolayı iyon seçicidirler. Yani, çok valanslı anyonlar tek valanslı anyonlara göre daha sıkı tutulurlar. Membranların bu karakteristiğine bağlı olarak boyalı atıksularda bulunan bir kısım yardımcı kimyasal membrandan geçebilmektedir. Membran teknolojileri, ayırmadan sonra kalan derişik atığın giderilmesi sorunlarına neden olması, sermaye giderlerinin yüksek olması, membranın tıkanma olasılığı ve yenilenme gerekliliği gibi dezavantajlara da sahiptir(Kocaer ve Alkan 2002).

İyon değişimi yöntemi, boya içeren atıksuların arıtılmasında iyon değiştiricilerin kullanılması henüz yeterince yaygın değildir. Bunun ana nedeni, iyon değiştiricilerle arıtılarak olumlu sonuç alınan boya sınıfının kısıtlı olduğu düşüncesidir. Yöntemde, atıksu, mevcut değişim bölgeleri doyumluğa erişene kadar iyon değiştirici reçineler üzerinden geçer. Yöntemin avantajları, rejenerasyonla adsorban kaybının bulunmaması, çözücünün kullanıldıktan sonra iyileştirilebilmesi ve çözünebilir boyaların etkin şekilde giderilebilmesidir. En büyük dezavantaj ise kuşkusuz yöntemin maliyetidir. Organik çözücüler oldukça pahalıdır. Ayrıca iyon değişimi metodu dispers boyalar için pek etkili değildir (Kocaer ve Alkan 2002).

### **2.5.4.3. Biyolojik Yöntemler**

Biyolojik arıtım, endüstriyel işlemlerden alıcı sistemlere transfer olan organikler için en önemli giderim işlemidir. Tekstil endüstrisi atık suları için önerilen fiziksel ve kimyasal yöntemlerin yüksek maliyet gerektirmeleri ve her boya için kullanılamıyor olmaları, uygulanmalarının sınırlı olmasına neden olmuştur. Son zamanlarda yapılan çalışmalar birçok boya türünü atık sudan giderebilme yeteneğine sahip yaygın mikroorganizma türlerinin mevcudiyetini vurgulamış ve biyoteknolojik metodları ön plana çıkarmıştır. Yani, teorik olarak biyolojik arıtma sistemleri kimyasal ve fiziksel arıtma yöntemlerine göre daha az çamur üretmesi, maliyetinin daha düşük olması veya



alıcı ortamlar için zararlı yan ürünlerin oluşmaması gibi özelliklerinden dolayı tekstil endüstrisi atık sularının arıtımı için ideal çözüm olarak kabul edilmektedir (Kocaer ve Alkan 2002).

Biyolojik yöntem, aerobik, anaerobik ve biyosorpsiyon yöntemlerini içermektedir.

Aerobik yöntem, tekstil endüstrisi atık suları, pH değişimlerine duyarlılığı yüksek olan konvansiyonel biyolojik arıtma tesislerinde önemli zorluklara sebep olmaktadır. Endüstriyel atık suların arıtılmasında yaygın olarak kullanılan yaygın aktif çamur sistemleri için tekstil endüstrisindeki birçok boya bileşiği ya biyolojik olarak çok zor indirgenebilmekte ya da inert kalmaktadır. Suda iyi çözünen bazik, direkt ve bazı azo boya atıklarının olması durumunda mikroorganizmalar bu tür bileşikleri biyolojik olarak indirgeyememekle birlikte boyanın bir kısmını adsorbe ederek atık suyun rengini almakta ve renk giderimi sağlanabilmektedir(Kocaer ve Alkan 2002).

Anaerobik yöntem, anaerobik arıtımın ilk basamağında asidojenik bakteriler karbonhidratlar, yağlar veya proteinler gibi organikleri düşük moleküler ağırlıklı ara ürünlere dönüştürürler. Bu fermentasyon ürünleri daha sonra asetojenik bakteri tarafından kullanılır ve asetat, karbon dioksit ve moleküler hidrojen açığa çıkar. Son olarak metanojenik bakteriler asetat ve karbondioksiti metana indirgerler. Metan ve karbondioksit içeren biyogaz, anaerobik parçalanma testlerinde parçalanmanın seviyesini belirleme amacıyla kullanılabilir. Boyar maddelerle yapılan anaerobik parçalanma çalışmaları, özellikle aerobik ortamda parçalanamayan suda çözünebilir reaktif azo boyar maddeler üzerinde yoğunlaşmıştır. Çift bağlı azot halkasına bağlı bu boyaların aerobik işlemlerle arıtılabilirliğinin mümkün olmaması anaerobik arıtmanın ön arıtma olarak kullanılmasını gerektirmektedir (Kocaer ve Alkan 2002).

Biyosorpsiyon, kimyasal maddelerin mikrobiyal kütle tarafından adsorpsiyonu veya kütlede birikimi olarak ifade edilmektedir. Ölü bakteriler, maya ve mantarlar boyar madde içeren atık suların renginin giderilmesinde kullanılabilir. Tekstil boyalarının kimyası geniş bir yelpazede değişiklik gösterdiği için mikroorganizmalarla olan etkileşimler boyanın kimyasına ve mikrobiyal kütlelerin spesifik kimyasına dayanmaktadır. Bu nedenle kullanılan mikroorganizmanın cinsine ve boyaya bağlı

## **2. KAYNAK ÖZETLERİ**

olarak farklı bağlanma hızları ve kapasiteleri söz konusudur. Boyar madde içeren atık su çok toksik olduğunda biyosorpsiyon avantajlı olmaktadır (Kocaer ve Alkan 2002).

### **2.6. Ağır Metaller Hakkında Genel Bilgiler**

Ağır metal, metalik özellikler gösteren elementlerden oluşan, açık ve tam bir tanımlaması yapılmamış olan grupta bulunan elementlere verilen addır. Bu grubun içinde geçiş metalleri, bazı yarı metaller, lantanitler ve aktinidler bulunur. Bazıları yoğunluk, bazıları atomik sayı ya da atomik ağırlık, bazıları da kimyasal özellikler ya da toksisite üzerine dayanan birçok tanımlama önerilmiştir (Duffus 2002). Tutarsız tanımlamalar ve tutarlı bir bilimsel temeli olmaması nedeniyle IUPAC'ın bir teknik raporunda *ağır metal* teriminin "anlamsız ve yanlış yönlendirici" olduğu belirtilmiştir. Duruma göre ağır metaller karbondan hafif elementleri içerdiği gibi en ağır metallerin bazılarını dışarıda tutabilir. Bu metallere örnek olarak kurşun, kadmiyum, bakır, civa, selenyum, krom, çinko, nikel, arsenik metalleri verilebilir. Bu metallerin hemen hemen tamamı canlı organizmalar üzerinde zehir etkisi oluşturmaktadır (Mutluay ve Demirak 1996).

Ağır metaller, alaşım, seramik, pil, boya, kurşun üretimleri ile metal kaplamacılık, fotoğrafçılık, katalizör vb. gibi değişik endüstrilerde çok geniş bir kullanım alanına sahiptirler.

Endüstriyel işlemlerde, kullanılan ağır metallerin atıkları çok büyük oranda ilgili endüstrinin atıksularında çözülmüş halde bulunur. Atıksularda bulunan ağır metal iyonları birçok endüstriyel tesisten dışarıya atık madde olarak salınmaktadır. Ağır metal içeren atık suların çevreye ve canlı organizmalara ciddi boyutlarda zararı vardır (Mutluay ve Demirak 1996). Çoğu kanserojen olan ağır metallere maruz kalındığında, gastrointestinal hastalıklara, akciğerlerde tümör oluşumuna, anemiye, kas ağrılarına, göz, ağız, burun tahrişine ve böbrek, karaciğer gibi organlarda işlevsel bozukluklara yol açmaktadır (Sud ve ark. 2008). Bu zararın boyutları düşünülecek olursa, arıtma sistemlerinin ve tesislerinin ne derece önemli olduğu daha iyi anlaşılabilir.

#### **2.6.1 Çalışmada Kullanılan Ağır Metaller Hakkında Genel Bilgiler**

##### **2.6.1.1. Bakır**

Bakır (Lat. *Cuprum*), periyodik tablonun I B grubunda yer alan, atom numarası 29 olan bakırın  $^{63}\text{Cu}$  ve  $^{65}\text{Cu}$  olmak üzere iki izotopu vardır, kırmızımsı renkte, ısıyı ve elektriği çok iyi ileten, çok sert olmadığı için kolayca levha ve tel haline getirilebilen bir metaldir. Doğal bakır yeryüzünün birçok yerinde bazaltlı lavların temel bileşeni olduğu gibi, bakır bileşiklerinden indirgenmiş metal halinde de bulunabilir. Organizmanın sindirim sırasında demirin ve C vitamininin (askorbik asit) yükseltgenmesi ve emilimi için gerekli bir elementtir. Ayrıca kanın oksijen taşıyıcı bileşeni olan hemoglobinin oluşumunda katalizör görevi vardır. Bağırsakların enzim etkinliğiyle yakından ilgili olan bakır, kan plazmasıyla vücut dokularına taşınır. Sıcakkanlı hayvanlarda kan proteini hemoglobinde bulunan demirin üstlendiği dokulara oksijen taşıma görevini soğukkanlı yumuşakçalar ile kabuklularda kan proteini olan hemosiyaninin bileşimindeki bakır yerine getirir. İnsanlarda da eser element halinde bulunan bakır, hemoglobin oluşumunda katalizör rolü oynar. Su kaynaklarının sınıflarına bağlı kalite kriterlerine göre bakır I.Sınıf suda  $20 \mu\text{g Cu /L}$ , II. Sınıf suda  $50 \mu\text{g Cu /L}$ , III. Sınıf suda  $200 \mu\text{g Cu /L}$ , IV. Sınıf suda  $>200 \mu\text{g Cu /L}$  olmalıdır. Deniz suyunda olması gereken kriter  $0,01 \text{ mg Cu / L}$  dir.

Dünyada üretilen bakırın önemli bir bölümü elektrik sanayisinde kullanılır, geri kalan kısmı da diğer metallerle karıştırılarak alaşım haline getirilir. Bakırın günlük hayatımızda kullandığımız birçok bileşiği vardır.  $\text{Cu}_2\text{O}$ , çürümeyi önleyici boyalara, camlara, porselen sırlarına, seramiklere kırmızı renk vermek ve tarım zararlısı mantarları yok etmek için kullanılır.  $\text{CuCl}$ , birçok organik tepkimelerde katalizör görevi vardır. Ayrıca petrol ürünlerinde renk ve kükürt giderici, selülozda nitrat giderici, sabun, katı yağ ve sıvı yağlarda yoğunlaştırıcı olarak kullanılır.  $\text{CuS}$ , güneş pilleri, fosforlu boyalar, elektrotlar ve bazı katı yağlayıcıların üretiminde kullanılır.  $\text{CuO}$ , camların, porselen sırlarının ve yapay mücevherlerin yapımında mavi-yeşil tonlarında renk verici, ayrıca petrol gazlarında kükürt giderici ve yükseltgeme katalizörü olarak kullanılır.  $\text{CuCl}_2$ , hidrokarbonların klorlanmasında katalizör olarak kullanılır. Ayrıca kereste ve ağaç eşyayı korumak için, kumaşların boyanmasında, mikrop öldürücü, yem katkı maddesi ve seramiklere renk verici olarak kullanılır.  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  tarımda böcek öldürücü, mikrop öldürücü, yem ve toprak katkı maddesi olarak kullanılır. Ayrıca bazı bakır bileşiklerin hazırlanmasında hammadde, analitik kimyada ayraç, pillerde ve

## 2. KAYNAK ÖZETLERİ

---

elektrolitik kaplama banyolarında elektrolit, tıpta deri üstünden uygulanan mantar öldürücü, bakteri öldürücü ve doku büzücü olarak kullanılır (Tekir 2006).

Bakırın küçük miktarları insan sağlığına zararlı değildir. Çünkü bakırın fazlası böbrekler tarafından atılır. Yetişkin bir insanda 100–150 mg kadar bulunur. Besinler yardımıyla günde ortalama 3,7 mg bakır özümlemeyle girer. Vücutta aşırı miktarda biriken bakır karaciğerde tahribat yapar, gözlerde ise görüş sahasında bozukluklara neden olur. Karaciğer sirozu ile kan hastalıkları da kronik bakır zehirlenmelerinin sonucudur (Chuah ve ark. 2005). Bakırın düşük derişimleri dahi sudaki organizmalar ve insan hayatı için zehirlilik etkisi oluşturmaktadır (İleri ve Çakır 2006). Bakırın içme suyunda bulunması gereken miktar, Dünya Sağlık Örgütü yönetmeliğine göre maksimum 1.5 ppm'dir (Sud ve ark. 2008). Bakırın sularda fazla bulunması özellikle bakteri, deniz yosunları (ya da algler), balıklar ve mantarlar için de zehirlidir (İmamoğlu 1996).

### 2.6.1.2. Kurşun

Kurşun, (Lat. *plumbum*) periyodik tablodaki elementlerden biri olup, simgesi Pb ve atom numarası 82 dir. Kurşun, yüksek yoğunluğa, düşük erime noktasına, düşük elektrik ve ısı iletkenliğine sahip, yumuşak ve kolay şekillendirilebilen bir metaldir. Atom numarası 82 olan kurşunun <sup>206</sup>Pb, <sup>207</sup>Pb ve <sup>208</sup>Pb olmak üzere üç izotopu vardır. Kurşun ilkçağlardan günümüze kadar birçok alanda kullanılmaktadır. Kurşunun yumuşak, kolayca şekil değiştirebilen, düşük sıcaklıklarda eriyen ve aşınma direnci yüksek olan bir metal olması yaygın olarak kullanımını sağlamıştır; ancak bu yaygın kullanım beraberinde kurşun kirliliğini getirmiştir. Kurşun, vücuttaki metabolik faaliyetler için gereklidir ancak yüksek derişimlerde bulunması zehirleyicidir. Yer kabuğunda yaklaşık 15 mg/kg oranında kurşun bulunmaktadır. Element halindeki kurşun doğada nadir olarak bulunur, genellikle kükürt ve oksijen elementleri ile bileşikleri halinde bulunmaktadır. Doğada en çok bulunan kurşun mineralleri galen (PbS), anglezit (PbSO<sub>4</sub>) ve serüsit (PbCO<sub>3</sub>)'tir. Dünya kurşun rezervinin 100 milyon ton civarında olduğu ve bu rezerve sahip ülkelerin başında Avustralya, ABD, Kazakistan, Kanada ve Çin'in geldiği bilinmektedir. Dünyadaki toplam kurşun üretimi 6 milyon ton civarında olup bunun yaklaşık 3 milyon tonu doğal minerallerden geri kalanı ise hurda atıklardan yapılmaktadır. Bu şartlarda atmosfere atılan kurşun miktarı

yıllık yaklaşık 0,6 milyon ton seviyelerine ulaşmaktadır Türkiye'nin kurşun rezervlerinin 0,8 milyon ton olduğu tahmin edilmektedir (Casas ve Sordo 2006, Madencilik Özel İhtisas Komisyonu Raporu, 2001)

Kurşun, sanayide kullanılan önemli metallere biridir. Kurşunun kullanım alanlarının başında, pil ve akü üretim tesisleri gelmektedir. Kurşun yapı ve inşaat sektöründe; kaplama, çatı sistemlerinde, duvar kaplamalarında, kabloların kaplanması, X-ray cihazlarının ve nükleer reaktörlerinin radyasyondan korumak amacıyla kaplanması, korozyon direnci yüksek olduğu için aşındırıcı sıvıların saklanması kapların yapımında, az miktarda da olsa benzinin oktan sayısını arttırmak için tetraetil kurşun bileşiği, mermi, lehim ve diğer alaşımların yapımında kurşun kullanılmaktadır (Sarkar 2002).

Kurşun yer kabuğunda eser miktarda bileşikleri halinde bulunmaktadır. Bu bileşiklerin madencilik faaliyetleri ile çıkarılması, arıtımı, üretimi ve geri kazanımı sırasında açığa çıkan kurşun havada, suda ve toprak yüzeyinde birikmektedir (Casas ve Sordo, 2006). Kurşunun sanayide kullanımı ile açığa çıkan atık suların herhangi bir işlem uygulamadan çevreye bırakılması da doğal su kaynaklarındaki kurşun kirliliğini arttırmaktadır. Özellikle kurşun madenleri ve metal endüstrileri, akü ve pil fabrikaları, petrol rafinerileri ve boya endüstrisi atık sularında istenmeyen oranlarda kurşun kirliliği söz konusudur. Pil fabrikası atık sularında 5,66 mg/L, asidik kurşun maden drenajlarında 0.02-2.5 mg/L, tetraetil kurşun üreten fabrika atık sularında 120-150 mg/L organik, 66-85 mg/L inorganik kurşun kirliliğine rastlanmıştır. Sanayide de kömür, yağ ve atıkların yanması sonucu havaya salınan kurşun küçük parçacıklar halinde uzun süre atmosferde hareket edebilmekte ve yağmurla tekrar yeryüzüne inerek çevreye yayılmaktadır. Ayrıca motorlu taşıtların artmasıyla da hava kaynaklı kurşun kirliliği de oldukça artmıştır. Özellikle geçmiş yıllarda kurşunlu benzinlerin kullanılması atmosferdeki kurşun miktarını arttırmıştır. Oktan sayısını arttırmak için benzine katılan kurşunun %70-75'i inorganik kurşun tuzları olarak egzoz gazı ile ve %1'i de tetraalkil kurşun şeklinde değişmeden atmosfere atılmaktadır. Kurşunlu benzin kullanılan otomobillerin egzoz gazındaki kurşun miktarı 2-10 mg/L arasında değişmektedir (Wikipedia Ans.).

Kurşun kirliliğinin olduğu alanlarda yaşayan insanlar, deriyle temas yoluyla, solunum yoluyla, besinlerle ve suyla kurşunu vücutlarına almaktadırlar. Kurşun vücutta

## **2. KAYNAK ÖZETLERİ**

---

kana karışarak dokulara, kemiklere ve organlara ulaşmakta ve zehirleyici etki göstermektedir. Zehirli etki kemiklerde hemen görülmemekte, ancak ileri yaşlarda ortaya çıkmaktadır. Kurşun vücutta öncelikle sinir sistemini etkilemektedir. Yüksek oranda kurşuna maruz kalan kişilerde tansiyon yükselmesi, baş ağrısı, kas ağrısı, sinirsel bozukluklar, kilo kaybı, adele bitkinliği, anemi, kanser ve ölüme sebep olan böbrek ve beyin hasarlarına rastlanmaktadır. Hamilelerde düşüklere ve erkeklerde kısırlığa sebep olmaktadır. Kurşun bitki köklerinden emilerek bitki zehirlenmelerine de yol açmaktadır. Hayvanlarda kurşunu solunum ya da beslenme yoluyla almaktadırlar (Mutlu 2009).

Dünya Sağlık Örgütü'nün (WHO) standartlarına göre içme sularındaki kurşun için 1963'te izin verilen sınır değer 0,05 mg/L iken 2003 yılında bu değer 0,02 mg/L'ye düşürülmüştür (World Health Organisation). Ülkemizde TS-266 standardına göre, içme sularında kabul edilebilir kurşun sınır değeri 0.01 mg/L'dir (TS-266, 2005). ABD Çevre Koruma Ajansı (US Environment Protection Agency, EPA) standartlarına göre içme sularındaki kurşun derişiminin sınır değeri 0,015 mg/L iken havadaki kurşun derişiminin sınır değeri 1,5 mg/L'dir (Sud ve ark. 2008). İnsan vücudundaki toplam kurşun miktarı tahmini ortalama olarak 125-200 mg civarındadır ve normal koşullarda insan vücudu normal fonksiyonlarla günde 1-2 mg kadar kurşunu atabilme yeteneğine sahiptir. Besin yoluyla alınan kurşun miktarı günlük 0,15-0,5 mg/L aralığında değişmektedir. Yetişkinlerde kandaki kurşunun sınır değeri 25 mg/L'dir. Endüstriyel atık sulardaki kurşun derişimi 200-500 mg/L arasında değişmektedir. Ancak su kalite standartlarına göre bu sulardaki kurşun iyonu derişimi 0,05-0,1 mg/L seviyesinde olmalıdır. Kurşun derişiminin 0,1 mg/L'den fazla olması sularda yaşayan canlılar için zehirli etki oluşturur (Mutlu 2009).

### **2.6.2. Atık Sulardan Ağır Metal Giderim Yöntemleri**

Atık sulardan ağır metal giderimi için, iyon değiştirme, hiperfiltrasyon (ters osmoz), elektrodializ, kimyasal çökelme, adsorpsiyon, biyosorpsiyon gibi yöntemler uygulanmaktadır.

İyon değiştirme yöntemi, çözünmeyen bir değiştirme materyaline bağlanmış bir iyon türünün, çözüntüdeki aynı yükte farklı iyonla yer değiştirmesine dayanan bir işlemdir

(Tchobanoglous ve Burton, 1991). Bu işlemde, seyreltik çözeltilerden metal iyonları bir iyon değişim reçinesinde elektrostatik kuvvetlerle tutulan iyonlarla yer değiştirir. Bu yöntemin dezavantajı ise yüksek maliyetli olması ve sadece belirli iyonları üstelik kimsen uzaklaştırmasıdır.

Hiperfiltrasyon (ters osmoz) yöntemi, çözeltideki çözülmüş tuzları yüksek basınçta yarı geçirgen bir zar kullanarak filtre eden bir işlemdir (Tchobanoglous ve Burton, 1991). Ters osmoz, osmotik basınçtan daha büyük bir basınçta yarı geçirgen bir zar ile ağır metallerin ortamdan ayrılmasıdır. Ama bu yöntem pahalı bir yöntemdir.

Elektrodializ yöntemi, yarı geçirgen iyon-seçici membran kullanarak çözeltilerin iyonik komponentlerinin ayrılmasına dayanan bir işlemdir (Tchobanoglous ve Burton, 1991). Bu işlemde, iyonikbileşikler (Ağır metaller) yarı geçirgen iyon seçici bir membran kullanılarak ayrılır. İki elektrot arasına bir elektriksel potansiyelin uygulanması nispeten elektrotlara doğru anyon ve katyonların göç etmesine neden olur. Fakat bu yöntemin dezavantajı pahalı bir işlem olmasıdır. Aynı zamanda işlemde oluşan metal hidroksitleri membranı tıkeleyebilir.

Kimyasal çökelme yöntemi, bazı ağır metaller, çeşitli inorganik iyonlar ve fosforun çöktürülmesi genellikle alüminyum, ya da demir tuzları gibi çöktürücülerin eklenmesiyle yapılır (Tchobanoglous ve Burton, 1991). Metallerin çöktürülmesi şap, kireç, demir tuzları ve diğer organik polimerler gibi çöktürücülerin ortama ilave edilmesi ile gerçekleştirilir. Dezavantajı ise, işlem sonunda üretilen toksik maddeler içeren büyük miktarda çamur üretmesidir.

Adsorpsiyon yöntemi, bir yüzey veya ara kesit üzerinde bir maddenin birikmesi ve derişiminin artması olarak tanımlanmaktadır. Ara yüzey bir sıvı ile bir gaz, katı veya bir başka sıvı arasındaki temas yüzeyi olabilir. Başka bir tanımlama ile adsorpsiyon, yüzeye saldırma kuvvetlerinden dolayı moleküllerin yüzeye yapışması olayıdır. İki faz arasındaki düzleme yüzey ya da ara yüzey denir. Sıvı – Gaz, Sıvı – Sıvı, Katı – Sıvı, Katı – Katı, Katı – Gaz ara yüzlerindeki fiziksel ve kimyasal olaylar, ara yüzleri oluşturan yığın fazların içindekilerden oldukça farklıdır. Doymamış kuvvetler nedeniyle ara yüzlerdeki atom, iyon ya da moleküller yığın fazlarda bulunanlara göre daha etkindirler. Atom, iyon ve molekül gibi taneciklerin bir katı yüzeyindeki tutunması olan



## **2. KAYNAK ÖZETLERİ**

---

adsorpsiyon bu nedenle ortaya çıkmaktadır. Adsorpsiyon yöntemi pek çok toksik organik bileşikte olduğu gibi metal gideriminde de sıklıkla kullanılan etkin bir yöntemdir. Ancak, bu yöntemin verimli olarak kullanılabilmesi için adsorban olarak seçilen materyalin ucuz ve etkin olması özel bir önem taşımaktadır. Adsorpsiyonda en yaygın olarak kullanılan ve etkin bir adsorplayıcı olan aktif karbonun pahalı olduğu, araştırmacıları aktif karbona alternatif ucuz başka adsorplayıcılar bulmaya yöneltmiştir. Bu amaçla ucuz, doğada bol olarak mevcut olan materyallerin, çeşitli endüstriyel atıkların kullanımı yoluna gidilmektedir. Günümüze kadar çeşitli araştırmacılar tarafından bu özelliklere sahip çok sayıda materyal adsorplayıcı olarak denenmiş ve halen denenmektedir (Baklaya ve Cesur 2002).

Biyosorpsiyon yöntemi, bir çözelti veya sıvı ortamından giderilmek istenen hedef kirleticinin cansız biyokütle ile pasif olarak alıkoyulmasına dayanan bir işlemdir (Yazıcı 2007). Adsorplayıcı olarak kullanılan biyolojik materyallerin yapılarında genellikle karboksil, fenol, amino, hidroksil, fosfat ve sülfat gibi fonksiyonel gruplar bulunmaktadır. Yüzeyinde birçok aktif gruplardan bulunduran biyokütle, bu gruplar sayesinde ortamda bulunan pozitif yüklü metal iyonlarını tutabilmektedir (Bahadır 2005). Gerçekte, biyosorpsiyon fiziksel ve kimyasal adsorpsiyon, iyon değişimi, koordinasyon, kompleksleşme, kimyasal çökelme gibi birçok pasif giderim işlemlerini adlandırmakta kullanılan ortak bir terimdir (Bahadır 2005). Biyosorpsiyon işlemlerinde adsorbent (biyosorplayıcı) olarak kullanılan biyoküteller; bakteriler, algler, mantarlar, tarımsal yan ürünler dediğimiz meyve ve bitki kabukları, yengeç kabukları gibi biyolojik materyallerden oluşmaktadır (Chubar 2004). Biyosorpsiyon işlemlerinde kullanmak için son yıllarda biyokütle arayışları hız kazanmıştır. Bu biyolojik materyallerin seçiminde dikkat edilmesi gereken en önemli husus; kullanılacak olan biyokütlenin hem ucuz hem de kolay elde edilebilir olmasıdır. Biyosorpsiyon işlemlerinde biyolojik materyallerin biyosorplayıcı olarak kullanılabilmesi için bir takım işlemlere gerek duyulmaktadır. Ağır metallerin biyosorpsiyon yöntemi ile giderilmesi işlemlerinde biyokütle seçerken, kaynağının şunlardan biri olması çok önemlidir (Özvardarlı, 2006). Bunlar, Endüstriyel atıklar, doğada çok fazla olan biyolojik materyaller, kültür ortamlarında yetiştirilen hızla çoğalıp, büyüyen organizmalardır. Ağır metal ve renk gideriminde kullanılan biyosorpsiyon yönteminin,



diğer yöntemlere göre düşük maliyet, yüksek verim ve geri kazanım gibi bazı üstünlükleri literatürlerde sıkça vurgulanmaktadır (Kratochil ve Volesky, 1998).

## 2.7. Adsorpsiyon Hakkında Genel Bilgiler

Katı maddelerin, elektriksel veya kimyasal özelliklerine göre gaz veya sıvı fazında ya da herhangi bir çözültide bulunan çözünmüş maddelere ilişkin molekül, atom veya iyonları yüzeylerine çekerek bir veya birkaç molekül kalınlığında tabakalar halinde tutması olayına **adsorpsiyon** denir. Adsorpsiyon olayında, maddeleri yüzeyinde tutan faza **adsorplayıcı**, adsorpsiyona uğrayan maddeye ise **adsorplanan** denir. Tutunan taneciklerin yüzeyden ayrılmasına **desorpsiyon** denir. Yüzeyde tutunan maddenin katı içine yayılmasına ise **absorpsiyon** denir. Absorpsiyon ve adsorpsiyon aynı anda meydana geliyorsa veya kısmen yüzey çökmesi oluyorsa buna da **sorpsiyon** denir ( Pattersen ve Murray 1970, Smith 1981). Adsorpsiyon, moleküllerin katı yüzeyinde tutulma olgusu, absorpsiyon ise moleküllerin katı içinde homojen çözünme olgusudur. Üzerine belirli dalga boyunda ışın gönderilen bir maddenin, bu ışınları soğurması bir absorpsiyon olayıdır (Brunader 1942). Adsorpsiyon, gazların gazlardan ayrılması, buharların gazlardan ayrılması, sıvıların renginin giderilmesi ve saydamlaştırılması, suyun sertliğinin giderilmesi, tıpta sıvılarda çözünmüş olan zehirli maddelerin ayrılması, sıvılarda çözülmüş gazların ve kolloidal taneciklerin ayrılması, fraksiyonlama vb. gibi işlemlerde sıkça kullanılmaktadır.

### 2.7.1. Adsorpsiyon Mekanizmaları

Sulu çözültiden adsorpsiyonda katı ve sıvı fazların teması söz konusudur. Adsorplayıcı katı, hem çözüneni hem de çözücüye adsorplayabilir. Yalnızca çözünenin adsorplandığı durumlardaki adsorpsiyona pozitif adsorpsiyon denir. Bazı durumlarda adsorplayıcı katı çözücüye de adsorplayabilir. Bu durumda çözültinin derişimi artar. Bu duruma da negatif adsorpsiyon denir (Kipling 1965).

Sabit sıcaklık ve sabit basınçta kendiliğinden olduğundan dolayı adsorpsiyon sırasındaki serbest entalpi değişimi yani adsorpsiyon serbest entalpisi,  $\Delta G$  daima eksi işaretlidir. Diğer taraftan, gaz ya da sıvı ortamında daha düzensiz olan tanecikler katı yüzeyinde tutunarak daha düzenli hale geldiğinden dolayı adsorpsiyon sırasındaki entropi değişimi yani adsorpsiyon entropisi,  $\Delta S$  de daima eksi işaretlidir. Adsorpsiyon

## 2. KAYNAK ÖZETLERİ

serbest entalpisi ve adsorpsiyon entropisinin daima eksi işaretli olması,  $\Delta H = \Delta G + T\Delta S$  eşitliği uyarınca adsorpsiyon sırasındaki entalpi değişiminin yani adsorpsiyon entalpisi,  $\Delta H'$  in daima eksi işaretli olmasını gerektirmektedir (Sarıkaya 1997, Erdik ve Sarıkaya 1999).

Adsorplayan madde yüzeyi ile adsorplanan kimyasal arasındaki çekim kuvvetlerine bağlı olarak gerçekleşen 2 tür adsorpsiyon tanımlanmaktadır.

Fiziksel adsorpsiyon (fizisorpsiyon), adsorplayıcı ve adsorplanan molekülleri arasında zayıf Van der Waals kuvvetleri etkili olup, bu iki molekül arasında herhangi bir elektron alışverişi veya elektron paylaşımının söz konusu olmadığı adsorpsiyon çeşididir.

Kimyasal adsorpsiyon (kemisorpsiyon), adsorplayıcı ve adsorplanan molekülleri arasında karşılıklı elektron alışverişi veya paylaşımının olduğu, kuvvetli kimyasal bağların olduğu adsorpsiyon çeşididir (Pattersen ve Murray 1970).

Fiziksel ve kimyasal adsorpsiyonun karşılaştırılması:

1) Fiziksel adsorpsiyonda Van der Waals kuvvetleri adsorplayıcı ile adsorplanan arasındaki bağlantıyı sağlar. Adsorplanacak moleküller adsorplayıcının yüzeyinde birikir ve gevsek bir tabaka oluşturur. Kimyasal adsorpsiyonda adsorplayıcı ve adsorplanan arasında kimyasal bağlanma olur. Genellikle adsorplayıcı yüzeyinde bir molekül kalınlığında bir tabaka oluşturur, moleküller yüzey üzerinde hareket etmezler.

2) Fiziksel adsorpsiyon esnasında açığa çıkan ısı 2-5 kcal/mol'dür. Burada bir aktivasyon enerjisi mevcut değildir, ancak elektrostatik kuvvetler etkindir. Kimyasal adsorpsiyonda açığa çıkan aktivasyon enerjisi 10-50 kcal/mol'dür. Bununla beraber oluşan bağlar fiziksel adsorpsiyondaki bağlardan kuvvetlidir.

3) Kimyasal adsorpsiyon yalnızca tek tabakalı olabilir, fiziksel adsorpsiyon bir tabakalı veya çok tabakalı olabilir. Kimyasal adsorpsiyonda adsorplayıcı yüzeyinin tamamı, monomoleküler tabaka ile kaplandığında, adsorplayıcının adsorplama kapasitesi bitmiş olur.

4) Fiziksel adsorpsiyon genellikle tersinir bir olaydır. İşlem şartlarının değiştirilmesi ile desorpsiyon meydana gelirken; kimyasal adsorpsiyon, kuvvetli bağ oluşumu söz konusu olduğu için tersinmez bir işlemdir. Kimyasal olarak adsorplanmış bir molekülü

yüzeyden koparmak büyük enerji gerektirir ve bu, adsorplayıcının deformasyonu ile sonuçlanabilir (Pattersen ve Murray 1970).

5) Fiziksel adsorpsiyonun hızı artan sıcaklık ile hızlı bir şekilde düşerken, kimyasal adsorpsiyonda adsorpsiyon hızı sıcaklık yükseldikçe artmaktadır.

6) Fiziksel adsorpsiyon oldukça hızlıdır; kimyasal adsorpsiyonun hızını ise aktiveleme enerjisi belirler.

7) Yeteri derecede düşük sıcaklıklarda, fiziksel adsorpsiyon herhangi bir adsorplayıcı-adsorplanan ikilisi arasında meydana gelebilir. Bu olay, ikilinin türüne bağlı değildir. Kimyasal adsorpsiyon ise; ikili sistemin türüne bağlıdır ve ikili arasında bir kimyasal ilgi gerektirir (Smith 1981).

Adsorplanan maddeye bağlı olarak gerçekleşen iki tür adsorpsiyon vardır. Gaz moleküllerinin katı yüzeyinde tutulmasıyla gaz adsorpsiyonu ve sıvı fazda çözülmüş bileşenlerin katı yüzeyinde tutulmasıyla çözültiden adsorpsiyon gerçekleşir.

### 2.7.2. Çözültiden Adsorpsiyon

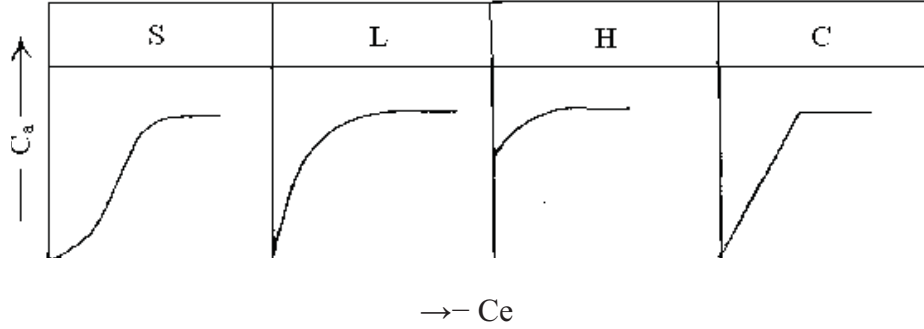
Gazlar katılar tarafından adsorplanırken, adsorpsiyon üzerinde sadece katı ile gaz arasındaki kuvvetler rol oynar. Fakat çözültiden adsorpsiyonda durum karışıktır. Adsorplayıcı yüzeyi çıplak kalamaz, çözücü veya çözülmüş madde tarafından daima örtülüdür (Güzel 1991). Adsorpsiyonun temel mekanizması, adsorplanacak maddenin bulunduğu çözücünden uzaklaşma özelliğine ve katıya duyduğu ilgiye bağlıdır (Raji ve Anurudhan 1998).

Organik bileşiklerin adsorpsiyonunu etkileyen temel faktörler polarlanırlık, yapı ve molekül kütesidir. Yukarıda da belirtildiği gibi yüksek derecede polar moleküller genellikle suda çok çözünür. Yüksek molekül kütleli bileşikler genellikle daha az çözünür ve bunun sonucu olarak daha kolay adsorplanırlar. Benzer şekilde yüzeyin çekim kuvveti büyük adsorplanan molekül için daha büyüktür ve onlar daha kolay adsorplanırlar. Ancak bu kural adsorplanan molekül adsorplayıcının gözenek boyutundan daha küçük olduğu zaman geçerlidir. Çözünen maddenin molekül kütesi büyüdükçe adsorpsiyon artacağından, molekül kütesi büyük olan bir çözünen önceden

## 2. KAYNAK ÖZETLERİ

adsorplanmış küçük molekül kütleli çözüneni yerinden çıkarıp kendisi adsorplanmaya eğilimlidir (Bernardin 1976, Bajpai ve ark. 2004).

Giles, çeşitli adsorpsiyon izotermelerini incelemiş ve dört grupta toplamıştır. Bunlar S-, L-, H- ve C- tipleri olarak Şekil 2.2' de görüldüğü gibi sınıflandırılmıştır.



Şekil 2.2. Giles izoterm sınıflandırılması

**S- Tipi:** Bu tip izoterm, apsis eksenine doğru dışbükeydir ve çözücünün kuvvetli olarak adsorplanmasında, adsorplanmış tabaka içinde kuvvetli bir moleküller arası etkileşimin varlığında ve adsorplayıcının monofonksiyonel olmasında ortaya çıkar.

**L-Tipi:** Langmuir tipi izoterm olup apsis eksenine doğru içbükeydir. Çözücü tarafından kuvvetli bir yarışmanın olmadığı durumlarda ortaya çıkar. Bu tipte, başlangıç eğimi çözültideki madde derişimi ile artmaz.

**H- Tipi:** Çok seyreltik çözültide bile adsorplayıcı ile adsorplanan arasında çok yüksek ilgi vardır. Başlangıç noktaları ordinat üzerinde bir nokta olup, adsorplayıcı ve adsorplanan arasındaki kuvvetli bir ilgiden, özellikle kemisorpsiyonda ortaya çıkar.

**C- Tipi:** Orijinden geçen düz bir doğru şeklindedir. Bu durumda adsorplanacak maddenin çözücü faz ile katı faz arasındaki dağılımı sabittir. Derişim ile adsorplanan arasında sabit bir oran vardır (Giles ve ark. 1960, Kipling 1965).

Çözültiden adsorpsiyona, adsorplayıcının doğası, adsorplayıcı sıfır yükü, adsorplananın başlangıç derişimi, çözültinin pH' sı, adsorplayıcı miktarı, adsorplayıcı-adsorplanan denge temas süresi, iyonik kuvvet, yüzey modifikasyonu ve sıcaklık gibi parametreler etki etmektedir (Sawyer ve McCarty 1978).

### 2.7.3. Adsorpsiyon Kinetiğinin Modellenmesi

Adsorpsiyon olayı, zamana bağlı bir süreçtir. Adsorpsiyon işleminin gerçekleştirileceği sistemlerin tasarımının yapılabilmesi için adsorpsiyon mekanizmasının ve kinetiğinin bilinmesi gerekmektedir. Kinetik modeller adsorpsiyon mekanizmasının ve adsorpsiyon süresinin belirlenmesinde kullanılan eşitliklerdir. Adsorpsiyon mekanizması ve süresi adsorbanın fiziksel ve kimyasal özellikleri ile sıcaklık, pH ve karıştırma hızı gibi parametrelere de bağlıdır (Özacar ve ark. 2008). Kinetik modeller ile adsorpsiyon sürecini kontrol eden adımın belirlenmesi mümkündür. Ayrıca adsorplanacak bileşenin giderimi için gereken sürenin ve/veya adsorplayıcı veriminin belirlenmesi için de adsorpsiyon hız sabitlerinin bilinmesi gerekmektedir (Li ve ark. 2008). Adsorpsiyon mekanizmasının ve kinetiğinin belirlenmesi için çeşitli araştırmacılar tarafından geliştirilen kinetik modeller; kimyasal etkileşimleri temel alan kinetik modeller ve kütle transferini esas alan kinetik modeller şeklinde iki grup altında verilmiştir.

#### 2.7.3.1. Kimyasal Etkileşimlere İlişkin Kinetik Modeller

##### 2.7.3.1.1. Yalancı-Birinci Derece Kinetik Modeli

Lagergren (Lagergren 1898) tarafından geliştirilen yalancı- birinci derece kinetik modele göre, katı-sıvı sistemleri için adsorplama kapasitesinin zamanla değişimi, Denk. 2.1 ile ifade edilebilmektedir. Bu model, Lagergren kinetik modeli olarak da ifade edilmektedir.

$$\frac{dq_t}{dt} = k_{ads,1}(q_e - q_t) \quad (2.1)$$

Denk. 2.1' in  $t=0$  için  $q_t=0$  ve  $t=t$  için  $q_t=q_t$  sınır koşullarına göre integrasyonu sonucunda aşağıdaki Lagergren çizgisel denklemi (Denk. 2.2) elde edilmektedir.

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_{ads,1}}{2.303} t \quad (2.2)$$

## 2. KAYNAK ÖZETLERİ

---

Denk. 2.2' ye göre,  $t'$  ye karşı  $\log(q_e - q_t)$  değerleri arasında çizilen doğrunun eğiminden ve kayma değerlerinden sırasıyla  $k_{ads,1}$  ve  $q_e$  değerleri belirlenmektedir.

### 2.7.3.1.2. Yalancı-İkinci Derece Kinetik Modeli

Ho ve McKay (Ho ve McKay, 1999) tarafından geliştirilen yalancı-ikinci derece kinetik modele göre adsorplama kapasitesinin zamanla değişimi Denk. 2.3 ile ifade edilmektedir. Bu model, Ho-McKay kinetik modeli olarak da ifade edilmektedir.

$$\frac{dq_t}{dt} = k_{ads,2}(q_e - q_t)^2$$

(2.3)

Denk. 2.3' ün  $t=0$  için  $q_t=0$  ve  $t=t$  için  $q_t=q_t$  sınır koşullarına göre integrasyonu sonucunda, Denk. 2.4 elde edilir.

$$\frac{1}{(q_e - q_t)} = \frac{1}{q_e} + k_{ads,2}t$$

(2.4)

Denk. 2.4' ün lineerleştirilip düzenlenmesi ile Denk. 2.5 elde edilir.

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_{ads,2}q_e^2} + \frac{1}{q_e}t$$

(2.5)

Denk. 2.5' e göre  $t'$  ye karşı  $t/q_t'$  değerleri arasında çizilen doğrunun eğiminden ve kayma değerlerinden sırasıyla  $q_e$  ve  $k_{ads,2}$  değerleri belirlenir.

Lagergren ve ikinci derece kinetik denklemlerde adsorpsiyon hızını belirleyen basamak olarak, adsorplayıcı ile adsorplanan arasında elektron değişimi veya paylaşımı sonucu bağların yeniden biçimlendirilmesi yani kimyasal adsorpsiyon kabul edilmektedir (Gerçel ve Gerçel, 2007; Li ve ark. 2008). Literatürde sunulan çalışmalarda başlangıç metal derişiminin arttırılması ile  $k_{ads,2}$  değerinin azaldığı gözlenmiştir. Başlangıç metal derişiminin artması katı ve sıvı fazlar arasındaki metal iyonları derişim gradiyentini arttırmakta, buna bağlı olarak adsorbatın adsorban içine kütle transferi de artmaktadır (Li ve ark. 2008). Bu bulgu Ho-McKay kinetik modelin kabul ettiği kimyasal etkileşimi desteklemektedir.

Ho-McKay kinetik modelinden belirlenen hız sabitinden ve Denk. 2.6' dan  $h$  değerleri hesaplanabilmektedir.

$$h = k_{ads,2} q_e^2 \quad (2.6)$$

$t_{1/2}$ , adsorplananın adsorplayıcı üzerinde adsorpsiyon dengesi için gerekli sürenin yarısına, yani bir adsorpsiyon sistemi için yarı denge süresidir. Bu değer, değişik sıcaklıklarda gerçekleştirilen kinetik çalışmalarda belirlendiğinde, sıcaklıkla azalıyor ise olayın endotermik, azalıyor ise ekzotermik olduğunu ifade eder.  $t_{1/2}$ , Denk. 2.7 ' den belirlenir.

$$t_{1/2} = \frac{1}{k_{ads,2} q_e} \quad (2.7)$$

$E_a$  ise, bir adsorpsiyon olayının fiziksel ve kimyasal olarak gerçekleştiği hususunda yararlı bilgiler vermektedir. Literatürde, aktivasyon enerjisinin 5-40 kJ mol<sup>-1</sup> arasında yer alması durumunda olayın fiziksel, 40-800 kJ mol<sup>-1</sup> arasında yer alması durumunda ise kimyasal olduğunu ifade ettiği belirtilmektedir (Nollet ve ark. 2003).  $E_a$ , Denk. 2.8' den belirlenir.

$$\ln k_{ads,2} = \ln k_o - \frac{E_a}{RT} \quad (2.8)$$

### 2.7.3.1.3. Elovich Kinetik Modeli

Roginsky and Zeldovich tarafından geliştirilen Elovich denklemi heterojen katı yüzeylerde gerçekleşen kimyasal adsorpsiyonu açıklamak için geliştirilmiş bir kinetik modeldir (Bhattacharya ve Gupta, 2006). Elovich denklemi Denk. 2.9 ile ifade edilmektedir:

$$\frac{dq}{dt} = \alpha e^{-\beta q_t} \quad (2.9)$$

Denk. 2.9' un integrasyonundan Denk. 2.10 elde edilmiştir:

$$q_t = \frac{1}{\beta_t} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \ln t \quad (2.10)$$

## 2. KAYNAK ÖZETLERİ

---

Denk. 2.10' a göre  $\ln t$  değerlerine karşı  $q_t$  değerleri arasında çizilen doğrunun eğiminden ve kayma değerlerinden sırasıyla  $\beta$  ve  $\alpha$  sabitleri hesaplanır.

### 2.7.3.2. Kütle Transferini Esas Alan Kinetik Modeller

Adsorpsiyon hız-belirleme basamağını belirlenmesi adsorpsiyon işleminde en önemli etkidir. Katı-sıvı adsorpsiyon işlemi için, çözünen transferi genellikle ya dış kütle transfer (sınır tabaka difüzyonu) ya da parçacık içi difüzyon veya her ikisi ile karakterize edilmektedir. Çözüntiden adsorpsiyonla adsorplananın uzaklaştırılma mekanizmasının aşağıdaki basamaklar üzerinden gerçekleştiği kabul edilmektedir (Mathews ve Weber, 1976):

1. Adsorplananın yığın çözüntü ortamından adsorplayıcı yüzeyine göçmesi.
2. Adsorplayıcı yüzeyine sınır tabaka boyunca adsorplananın difüzyonu (Sınır tabaka difüzyonu).
3. Adsorplananın adsorlayıcının yüzeyindeki aktif bölgelerde adsorpsiyonu.
4. Adsorplananın, adsorlayıcının iç kısmındaki gözeneklerine difüzyonu (Parçacık içi difüzyon)

Çözüntiden adsorpsiyonda, hızı ve denge dolayısı ile temas süresini etkileyen önemli etken sınır tabaka direncidir. Adsorplananın, adsorplayıcı yüzeyinden uzaklaştırılmasında ya sıvı faz kütle transfer hızı ya da parçacık içi kütle transfer hızı etkili olmaktadır.

Adsorpsiyon sürecine ve kinetiğine difüzyonun etkisini Weber ve Morris (Weber ve MORRIS, 1963) Denk. 2.11 ile ifade etmişlerdir:

$$q_t = k_i \sqrt{t} + C \quad (2.11)$$

Denk. 2.11' e göre,  $t$ ' ye karşı  $q_t$  çizgisel grafiğın eğim ve kayma değerlerinden sırasıyla  $k_i$  ve  $C$  sabitleri belirlenmektedir.  $C$  değerinin yüksek olması sınır tabaka etkisinin fazla olduğunu göstermektedir Grafik tek bir doğrudan oluşuyorsa, adsorpsiyon süreci sadece tanecikler arası difüzyon ile kontrol edilmektedir. Ancak grafik eğimleri farklı doğrular içeriyorsa adsorpsiyon sürecini iki ya da daha fazla adım kontrol etmektedir. İncelenen adsorpsiyon sistemlerinde bu grafik genelde üç doğrusal basamaktan oluştuğu



görülmüştür. İlk basamak adsorplayıcı ile adsorplanan yüzeyi kuvvetli etkileşmeden kaynaklanan ani adsorpsiyonu, ikinci basamak adsorplanan moleküllerin adsorplananın gözeneklerine geçişi ile ilgili parçacık içi difüzyonu, son basamak ise adsorplanan moleküllerin adsorplayıcı yüzeyi aktif merkezlerinde tutunduğu denge adsorpsiyon basamağını yansıtmaktadır. Bu grafiğin tamamı ise tüm adsorpsiyon mekanizmasını yansıtmaktadır. Difüzyon hız sabiti ikinci basamağa ilişkin doğrunun eğiminden belirlenir (Poots ve ark. 1978).

Adsorpsiyon kinetiğine kütle transfer etkisini gösteren yöntemlerden biri de McKay (McKay ve ark. 1981) tarafından geliştirilen denklem, Denk. 2.12’de verilen eşitlikle ifade edilmektedir.

$$\ln\left(\frac{C_t}{C_o} - \frac{1}{1+mk}\right) = \ln\left(\frac{mk}{1+mk}\right) - \left(\frac{1+mk}{mk}\right)\beta S_s t \quad (2.12)$$

$m$  ve  $S_s$  değerleri ise Denk. 2.13 ve Denk. 2.14 denklemleriyle hesaplanabilmektedir. (Gupta ve ark. 2001; Mittal ve ark. 2009)

$$m = \frac{W}{V} \quad (2.13)$$

$$S_s = \frac{6m}{(1 - \varepsilon_p)d_p\rho_p} \quad (2.14)$$

Denk. 2.12’ ye göre  $t'$  ye karşı  $\ln[C_t/C_o - 1/(1+mk)]$  değerleri arasında çizilen doğrunun eğiminden ve kayma değerlerinden kütle transfer katsayısı,  $\beta$  hesaplanır.  $\beta$  değeri adsorplananın sıvı fazdan katı faza transfer hızı hakkında bilgi vermektedir.  $\beta$  değerinin yüksek olması adsorpsiyonun hızlı olduğunu göstermektedir (Naiya ve ark. 2008, Gupta ve ark. 2001). Adsorpsiyon sürecinin sadece gözenek difüzyonu ile kontrol edildiği durumda aşağıda denklemleri verilen Bangham modeli kullanılmaktadır (Naiya ve ark. 2008, Mall ve ark. 2007, Mane ve ark. 2007). Bangham modeli Denk. 2.15’de verilen eşitlikle ifade edilmektedir:

## 2. KAYNAK ÖZETLERİ

---

$$\log \log \left( \frac{C_o}{C_o - q_t m} \right) = \log \left( \frac{k_B m}{2.303V} \right) + \alpha_B \log t \quad (2.15)$$

### 2.7.4. Adsorpsiyon Dengesinin Modellenmesi

Adsorpsiyon denge sistemini tasarımılamada, denge adsorpsiyon izotem çalışmaları önemlidir. Adsorpsiyon izotermi, sabit sıcaklıkta çözelti fazında ve katı üzerinde adsorplananın derişimleri arasındaki denge ilişkisini göstermektedir. Adsorpsiyon dengesini belirtmek için sabit sıcaklıkta dengedeki çözültide kalan adsorplanan derişimine karşı, adsorplayıcının birim ağırlığında adsorplanan miktarı grafiğe geçirilir ve adsorpsiyon izotermi adı verilen eğriler elde edilir. Sabit sıcaklıkta adsorban tarafından adsorplanan madde miktarı ile denge basıncı veya derişimi arasındaki bağıntıya adsorpsiyon izotermi adı verilmektedir. Genel olarak, adsorplayıcının birim ağırlığında adsorplanan madde miktarın artan derişimle artar. Fakat bu artış doğrusal değildir. Adsorpsiyon izotermi, adsorplayıcının bir maddeyi ne kadar adsorplayebileceği konusunda bir fikir vermektedir. Adsorplanan maddenin miktarı, adsorplanacak maddenin özelliklerine, derişimine ve sıcaklığına bağlıdır. Adsorpsiyon izoterm çalışmaları, adsorplayıcıların adsorplanan arasındaki ilgiyi yansıtmada hususunda önemlidir. Adsorpsiyon izotermi, adsorpsiyon tepkimesi dengeye eriştiğinde, katı faz ile sıvı faz arasında adsorplanan moleküllerinin dağılımını yansıtmaktadır. Adsorplayıcı- adsorplanan ikilisi arasındaki davranışı tanımlamak için en uygun izoterm modelini bulmak önemlidir. Adsorpsiyon denge verilerini değerlendirmek üzere en yaygın kullanılanları Langmuir, Freundlich, Dubinin-Radushkevich ve Temkin izoterm modelleridir.

#### 2.7.4.1. Langmuir İzoterm Modeli

Langmuir izoterm modeli, adsorplayıcı yüzeyindeki adsorplanma yerlerinin enerjik olarak aynı (tek tabaka adsorpsiyonu) ve adsorpsiyonun yapısal olarak adsorplayıcı yüzeyinin homojen olması kabulüne dayalıdır. Bu nedenle, bu model adsorplayıcı yüzeyinde tek tabaka örtülmesine karşılık gelen maksimum adsorpsiyon kapasitesini belirlemek için kullanılmaktadır. Ayrıca bu modele göre adsorpsiyon dengesi dinamik bir dengedir ve yüzeye tutunmuş moleküller birbirleriyle etkileşim göstermezler.

Langmuir denklemi, katı-sıvı sistemleri için, Denk. 2.16 da gösterildiği şekilde ifade edilmektedir (Langmuir 1918):

$$q_e = \frac{q_m b C_e}{1 + b C_e} \quad (2.16)$$

Denk. 2.16'nın doğrusallaştırılmasıyla Denk. 2.17 elde edilir:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m b} + \frac{C_e}{q_m} \quad (2.17)$$

$q_m$  ve  $b$  değerleri, Denk. 2.17' e göre  $C_e$ ' ye karşı  $(C_e/q_e)$  çizilen Langmuir çizgisel grafiğinin sırasıyla eğim ve kayma değerlerinden belirlenir. Adsorpsiyon çok az, yani  $bC_e \ll 1$  ise, denge birim adsorplayıcı başına adsorplanan madde miktarı, çözültide adsorplanan madde miktarı ile doğru orantılıdır. Bu durumda;

$$q_e = q_m b C_e \quad (2.18)$$

dir. Adsorpsiyonun fazla olduğu durumda ise  $bC_e \gg 1$  olup, dengede birim adsorbent başına adsorplanan madde miktarı sabit kalır ve Denk. 2.19 ile ifade edilir.

$$q_e = q_m \quad (2.19)$$

olur.

Langmuir izoterminin esas karakteristiği denge faktörü olan  $R_L$  gibi boyutsuz denge parametresi ile ifade edilebilmektedir.

$$R_L = \frac{1}{1 + b C_o} \quad (2.20)$$

$R_L$  değerinin 1'den büyük çıkması durumunda adsorpsiyon işlemi elverişsiz, 1'e eşit olması durumunda lineer, 0 ile 1 arasında bir değer olması durumunda istemli

## 2. KAYNAK ÖZETLERİ

---

(kendiliğinden gerçekleşen) ve 0 olması durumunda ise tersinmez olmaktadır (Annadurai ve ark 2008).

### 2.7.4.2. Freundlich İzoterm Modeli

Adsorpsiyon ısısına bağlı olarak değişen heterojen yüzey enerjileri için Freundlich modeli (Freundlich, 1906) tanımlanmıştır. Bu model Langmuir adsorpsiyon eşiliğindeki enerji ile ilgili terimin (b), yüzey örtüsünün ( $q_e$ ) bir fonksiyonu olarak değiştiği özel bir durumu ifade eder. Freundlich izotermi denilen üstel izoterm, orta derişim veya basınçlarda adsorpsiyonu tamamen amprik olarak vermektedir. Belli miktarda adsorplayıcı tarafından adsorplanan madde miktarı, derişimle ya da basınçla hızlı bir şekilde artar ve daha sonra katı yüzeyinin adsorplanan molekülleriyle doymasıyla daha yavaş artış gösterir. Bu değişmeyi göstermek için Freundlich denklemi Denk. 2.21 kullanılır.

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad (2.21)$$

Denk. 21.'in doğrusallaştırılmış şekli Denk. 2.22' elde edilir.

$$\ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (2.22)$$

Denk. 2.22' ye göre,  $\ln q_e$ 'ye karşı  $\ln C_e$  grafiğinin eğim ve kayma değerlerinden sırasıyla  $n$  ve  $K_F$  belirlenir.  $1/n$  değerinin 0-1 arasında yer alması adsorpsiyon olayının istemli olduğunu işaret eder. Ayrıca, bu değer sıfıra yaklaştıkça adsorplayıcı yüzeyinin heterojenliğinin artması anlamına gelmektedir. Ayrıca  $1/n$  değerinin 1' e çok yakın olması Langmuir izoterm modeline de uyumlu olduğunu gösterir (Honga ve ark. 2009).

### 2.7.4.3. Dubinin– Radushkevich (D–R) İzoterm Modeli

Bu model, homojen veya sabit adsorpsiyon potansiyeline sahip adsorplayıcı yüzeyi oluşunu kabul etmediğinden, D-R izoterm modeli, Langmuir izoterm modelinden daha geneldir. Bu izoterm modeli, Denk. 2.23' de gösterildiği şekilde ifade edilmektedir.

$$q_e = q_m \cdot e^{-B\epsilon^2} \quad (2.23)$$

Denk 2.23'n doğrusallaştırılmasıyla Denk. 24 elde edilir.

$$\ln q_e = \ln q_m - B\varepsilon^2 \quad (2.24)$$

Denk. 24' göre  $\varepsilon^2$  ye karşı  $q_e$  D-R izgisel grafiğinin eğim ve kayma değerlerinden sırasıyla  $q_m$  ve B değerleri, belirlenir.

Adsorpsiyonda, adsorpsiyonun fiziksel veya kimyasal etkileşme sonucunu gerçekleştiği hakkında bilgi edinmek üzere kullanılmaktadır. Bu amaçla, B, adsorpsiyon enerjisinden yararlanarak, E enerjisi Denk. 2.25' den hesaplanır (Hobson 1969). E' enerjisi, 1ve 8 kJ mol<sup>-1</sup> arasında olması, adsorplanan ile adsorplayıcı arasındaki etkileşmenin fiziksel olduğunu, 8 kJ mol<sup>-1</sup> 'den büyük olması durumunda ise kimyasal olduğunu ifade eder (Smith 1981, Apiraticul ve Pavasant 2008).

$$E = \frac{1}{\sqrt{2B}} \quad (2.25)$$

#### 2.7.4.4. Temkin İzoterm Modeli

Temkin ve Pyzhev İzoterm zerindeki dolaylı adsorbat / adsorbat etkileşimlerin etkisini dikkate alarak bu izoterm modelini ileri sürmüşlerdir (Temkin ve Phyzev 1940). Temkin izotermi, adsorpsiyon enerjisindeki düşüşün Freundlich eşitliğindeki gibi üstel olmayıp, doğrusal olduğu varsayımı yapılarak türetilmiştir. Temkin izotermi, Denk. 2.26' da görüldüğü şekilde ifade edilmektedir.

$$q_e = \left(\frac{RT}{b}\right) \ln(K_T C_e) \quad (2.26)$$

Denk. 2.26'nın doğrusallaştırılmasıyla Denk. 2.27 elde edilir.

$$q_e = B \ln K_T + B_T \ln C_e \quad (2.27)$$

## 2. KAYNAK ÖZETLERİ

---

Burada,

$$B_T = \left(\frac{RT}{b}\right) \quad (2.28)$$

burada  $B=RT/b$ ’ dir.  $\ln C_e$ ’ ye karşı  $q_e$  eğim ve kayma değerlerinden sırasıyla  $B_T$  ve  $K_T$  belirlenir.

### 2.7.5. Adsorpsiyon Termodinamiği

Sıcaklığa bağlı adsorpsiyon çalışmalarında, adsorpsiyon Gibbs serbest enerjisi, entalpi ve entropi termodinamik parametreleri olayını tamamen anlamak için değerli bilgiler vermektedir. Literatürlerde adsorpsiyonun gerçekleşebilmesi için gerekli enerjilerin iki farklı yolla hesaplanabildiği ifade edilmektedir:

1. Adsorpsiyonda, adsorplanan madde birikim ile daha düzenli hale geçtiği için entropi azalmaktadır. Adsorpsiyonun kendiliğinden gerçekleşebilmesi için aşağıdaki temel termodinamik eşitliğe göre adsorpsiyon olayının ekzotermik olması gerekmektedir (Singh and Pant 2003, Nollet ve ark. 2003).

$$\Delta G^\circ = \Delta H^\circ - T\Delta S^\circ \quad (2.29)$$

veya

$$\ln K_L = \frac{\Delta S^\circ}{R} - \frac{\Delta H^\circ}{RT} \quad (2.30)$$

Denk. 2.30’ a göre,  $\ln k_e$ ’ye karşı  $1/T$  çizgisel grafiğin eğim ve kayma değerlerinden sırasıyla  $\Delta H^\circ$  ve  $\Delta S^\circ$  termodinamik parametreleri belirlenir. Çizilen bu grafiğe Van’t Hoff grafiği ismi verilmektedir.

2. Adsorplanan maddenin adsorpsiyon davranımı Langmuir adsorpsiyon izoterminden de hesaplanabilmektedir.  $\Delta H^\circ$ ,  $\Delta G^\circ$  ve  $\Delta S^\circ$  aşağıdaki şu denklemlerden hesaplanabilmektedir (Liu ve ark. 2001):

$$\ln b = \ln b' - \frac{\Delta H^\circ}{RT} \quad (2.31)$$

$$\ln b' = -\frac{\Delta G^\circ}{RT} \quad (2.32)$$

$$\Delta S^\circ = \frac{\Delta H^\circ - \Delta G^\circ}{T} \quad (2.33)$$

$$b = \frac{\Delta S^\circ}{R} \quad (2.34)$$

burada b, Langmuir sabiti ( $L \text{ mg}^{-1}$ )'dir.

$\Delta H^\circ$ 'ın negatif değeri adsorpsiyonun ekzotermik, pozitif değeri ise endotermik bir olay olduğunu gösterdiği ve  $\Delta G^\circ$ 'nin negatif değerleri adsorpsiyonun kendiliğinden gerçekleştiğini göstermektedir.  $\Delta S^\circ$ 'in negatif değeri ise çözünen-çözelti (bir başka deyişle adsorban-sıvı faz) ara yüz adsorplanan derişiminde azalmayı göstermekte olup aynı zamanda katı faz üzerinde adsorplanan derişimin arttığını belirtmektedir.  $\Delta S^\circ$ 'in pozitif değeri ise katı-çözelti ara yüzeyindeki rastlantısallığın arttığını işaret etmektedir (Goswami ve Gosh 2005). Ayrıca,  $\Delta H^\circ$  ve  $\Delta G^\circ$  termodinamik parametreleri, adsorpsiyon mekanizması hakkında da bilgi bigi vermektedir. Literatürlerde,  $\Delta H^\circ$  değeri  $84 \text{ kJ mol}^{-1}$ 'den küçükse olay fizisorpsiyon;  $84 \text{ kJ mol}^{-1}$ 'den büyükse olay kemisorpsiyon mekanizması üzerinden yürüdüğü ifade edilmektedir (Faust ve Aly 1987).  $\Delta G^\circ$  değerlerinin ise  $-20$  ve  $0 \text{ kJ mol}^{-1}$  arasında olması, adsorplanan birimler ile adsorplayıcıdaki aktif merkezler arasındaki elektrostatik etkileşime dayanan fizisorpsiyonun olduğunu ifade ederken;  $-80$  ve  $-400 \text{ kJ mol}^{-1}$  arasında olması ise, adsorplanan birimler ile adsorplayıcı yüzeyindeki aktif merkezler arasında yük

## **2. KAYNAK ÖZETLERİ**

---

paylaşımı veya transferi sonucu oluşan kimyasal bağlanmaya dayanan kemisorpsiyon olduğunu ifade edilmektedir (Jaycock ve Parfitt 1981).

### **2.7.6. Boyarmadde ve Metal Gideriminde Kullanılan Adsorplayıcılar Hakkında Genel Bilgiler**

Adsorpsiyon işleminin ilerleyişi, adsorplanan ve adsorplayıcının etkileşimine ve oluşturdukları sistemin özelliklerine bağlıdır. Farklı kimyasal yapıdaki adsorplayıcılar farklı adsorpsiyon özellikleri gösterirler. Adsorpsiyon işleminde çok sayıda adsorplayıcı kullanılmaktadır. Bunlar arasında, atıksu arıtımında en yaygın olarak aktif karbon kullanılmaktadır. Ancak, maliyetinin yüksekliği kullanımını sınırlamaktadır. Bu dezavantajından dolayı, son yıllarda aktif karbon yerine alternatif olabilecek doğal, endüstriyel ve tarımsal atıklardan elde edilen adsorplayıcılar kullanılmaktadır. Bu adsorplayıcılar, maliyetinin düşük olması, kirlilik gideriminde gösterdikleri verimleri ve adsorpsiyon sonrası ortama zararlı veya toksik madde bırakmamasıdır nedeniyle dikkat çekmektedirler (Crini 2006, Dabrowski 2001).

#### **2.7.6.1. Doğal Adsorplayıcılar**

##### **2.7.6.1.1. Killer**

Kaolinit, montmorillonit, illit, klorit, sepiolit ve attapulgit gibi kil minerallerinden biri veya birkaçı yanında, kuars, kristobalit, amfibol, feldespat, kalsit, magnezit, dolomit, jips, alunit ve korendum gibi kil dışı minerallerden biri veya birkaçını içeren doğal maddelere genel olarak “kil” adı verilir (Güzel 2005). Kili meydana getiren maddeler sulu alüminyum silikatlerdir. Doğada bol miktarda bulunan minerallerden olan kilin içinde en çok kalker, silis, mika, demir oksit bulunur. Boyutu 0.002 nm'den daha küçüktür (Pinnavaia 1983). Kilin adsorpsiyonda çok önemli bir özelliğe sahip olması, yüzeyinde, sulu çözümlerde bulunan anyon ve katyonlarla yerdeğiştirebilecek (iyon değişimi yapabilecek) iyonlara sahip olmasıdır. Kil yüzeyinde bulunan başlıca iyonlar;  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $H^+$ ,  $K^+$ ,  $NH_4^+$ ,  $Na^+$  katyonları ve  $SO_4^{2-}$ ,  $Cl^-$ ,  $PO_4^{3-}$ ,  $NO_3^-$  anyonlarıdır. Bu iyonlar, başka iyonlarla kilin yapısını etkilemeden kolayca



yerdeğiştirebilirler (Bhattacharya ve Gupta 2003). İnorganik ve organik her türden molekül ve iyonu adsorplama gücün sahip olmaları killerin bilimsel ve teknolojik önemini daha da arttırmaktadır. Gaz veya buhar fazından, iki bileşenli veya çok bileşenli sıvı karışımlarından ve iyonik çözeltilerden seğimli adsorpsiyon yapabilen killen en önemli adsorplayıcılar arasında yer almaktadır.

#### **2.7.6.1.2. Zeolitler**

Adsorplayıcı olarak, ilk akla gelen, doğal ve sentetik zeolitlerdir. Zeolitler, alkali ve toprak alkali metal katyonu içeren, kristal yapılı, sulu alminosilikatlardır (Tekeci 2005). Yüksek iyon değişimi kapasitesine sahip olan zeolitlerin özgül yüzey alanları da oldukėa yüksektir. Zeolitlerin, diğer bir önemli özelliği ise, iyon seğiciliğine sahip olmasıdır (Rafatullah ve ark. 2010).

Zeolitler, gazların ve sıvıların adsorpsiyonu, iyon değişirme ve tepkimeleri katalizleme olmak üzere üç önemli özelliğe sahip olmaları nedeniyle, endüstri alanında oldukėa etkin bir yere sahiptirler. Yapılarındaki adsorplanmış suyun yapıdan kolayca uzaklaştırılması sonucu aktif hale gelen zeolitler, günümüzde en yaygın kullanılan ticari adsorplayıcılar arasında yer almaktadır. Sentetik zeolitler, doğal zeolit çeşitlerine göre daha üstün özelliklere sahip olmalarına rağmen doğal zeolitlerin doğada bol miktarda bulunması, ucuz olması ve modifiye edilebilir olması nedeniyle endüstriyel alanda, tarım ve hayvancılık alanında ve evre kirliliğinin kontrolünde önemli bir uygulama alanı bulmuştur (Ahmed ve Ram 1992, Rafatullah ve ark. 2010).

#### **2.7.6.1.3. Kitosan**

Kabuklu deniz ürünlerinin yapısında bulunan kitosan, kitinin alkali N-deasetilasyonu ile elde edilen bir polisakarittir. Yapısında bulunan amino grup ve hidroksil gruplarının şelatlayıcı bir ligand olarak görev yapmaktadır (Uzun 2001). Biyosorplayıcılar arasında, selülozdan sonra bol miktarda bulunan ikinci doğal polimerdir.

Sentetik reğinelerin artan maliyetlerinden dolayı, düşük maliyetli adsorplayıcılara duyulan ihtiyağtan dolayı kitosan, ağır metaller ve iyonik boyarmaddeler için etkin bir

## **2. KAYNAK ÖZETLERİ**

adsorplayıcı olması nedeniyle, adsorpsiyon çalışmalarında kullanımı gittikçe artmaktadır (Alyüz ve Veli 2005).

### **2.7.6.1.4. Biyosorplayıcılar**

Atıksulardan kirleticileri uzaklaştırmak için biyolojik materyallerin kullanıldığı adsorpsiyon tekniğine biyo-adsorpsiyon ya da kısaca biyosorpsiyon denir. Biyosorplayıcılar, yaygın olarak kullanılmakta olan iyon-değişimi kapasitesine sahip olan bir çok reçinelerden ve aktif karbonlardan daha seçici bir özelliğe sahiptirler. Biyosorpsiyon; rekabet edebilen, etkili ve düşük maliyetli yeni bir yaklaşımdır. Atıksulardan, organik ve inorganik maddelerin uzaklaştırılması ve/veya geri kazanılması için, ekonomik oluşları nedeniyle yeni tür biyosorplayıcılar üretilmesi çalışmaları son zamanlarda artmıştır.

Biyosorplayıcıları, biyokütle, atık maddeler; tarımsal ve endüstriyel yan ürünleri, tarımsal ve endüstriyel katı atıklar oluşturmaktadır.

Biyokütle, canlı veya cansız mantar, alg ve diğer mikroorganizmalardan elde edilen biyosorplayıcılardır. Bu biyoküteller bazı fizikokimyasal özelliklerinden dolayı, adsorplayıcı olarak kullanılma açısından yüksek bir potansiyele sahiptirler. Ayrıca adsorpsiyon kapasitelerini ya da seçiciliklerini arttırmak amacıyla çeşitli kimyasal ve fiziksel modifikasyon işlemleri de uygulanabilir. Yüksek adsorpsiyon kapasiteleri ve seçicilikleri olmasına rağmen bazı dezavantajları da vardır: Adsorpsiyon süreci yavaştır. Örneğin *Aspergillus niger* biyokütlesiyle yapılan bir çalışmada denge süresi 42 saattir. Diğer bir dezavantaj ise ortam pH'nın biyosorpsiyon sürecini çok kuvvetli bir şekilde etkilemesidir (Rafatullah ve ark. 2010).

Atık maddeler, tarımsal ve endüstriyel yan ürünleri, doğada bol miktarda bulunmaları ve daha az işlem gerektirdikleri için düşük maliyetli adsorplayıcılardır.

Tarımsal Katı Atıklar, yaprak, lif, meyve-sebze kabukları, çekirdekleri v.b. tarımsal katı atıklar ile talaş, ağaç kabukları gibi endüstriyel yan ürünler, bazı fizikokimyasal özelliklerinden dolayı adsorplayıcı olarak kullanılırlar. Örneğin ahşap sanayinin bir yan ürünü olan talaş, katı yakıt ya da ambalajlama materyali olarak kullanılmakta, maliyeti ihmal edilecek çok düşük düzeydedir (Garg ve ark. 2004). Talaş, yapısında lignin,

hemiselüloz, selüloz gibi organik bileşikler bulundurduğu için, boyarmadde, metal ve diğer kirleticilerin adsorpsiyonunda kullanılmıştır (Shukla ve ark. 2002). Talaş gibi birçok katı atık örneğin çim atıkları (Hameed 2009), muz atıkları (Hameed ve ark. 2008; Annadurai ve ark. 2002), kabak çekirdeği kabukları (Hameed ve El-Khaiary 2008), ananas sapları (Hameed ve ark. 2009), fıstık kabuğu (Gong ve ark. 2005), buğday kabukları (Bulut ve Aydın 2006 ) vb. gibi bitkisel atıklar düşük maliyetli hatta maliyetsiz oluşları ve doğada bol miktarda bulunmaları nedeniyle adsorpsiyon çalışmalarında kullanılmışlardır.

Endüstriyel katı atıklar, sulu çamur, uçucu kül ve kırmızı çamur gibi endüstriyel katı atıklar, düşük maliyetli oldukları ve bol miktarda bulunmaları nedeniyle adsorplayıcı olarak kullanılmaktadırlar (Gülnaz ve ark. 2004). Örneğin Adana Organize Sanayi bölgesindeki elektrokaplama sanayinden elde edilen aktif çamur adsorplayıcı olarak kullanılmıştır (Gülnaz ve ark. 2004). Aktif çamurdaki çözünmeyen metal hidroksitleri ve diğer tuzlar, adsorplayıcı olarak kullanılmasını sağlar. Örneğin Otero ve ark. tarafından (Otero ve ark. 2003), kurutulmuş kanalizasyon çamuru, piroliz edilmiş kanalizasyon çamuru ve kimyasal olarak aktive edilmiş kanalizasyon çamuru adsorplayıcı olarak kullanılmıştır. Uçucu kül, termik santrallerden kaynaklanan ve oldukça bol miktarda bulunan bir atık veya yan üründür. Ciddi bir atık tehlikesi oluşturduğu için, bir çok araştırmacı tarafından çevre kirliliği kontrolünde, uçucu kül adsorplayıcı olarak kullanılmıştır. Uçucu kül, yapısında ağır metal gibi tehlikeli maddeler bulundurmasına rağmen, bir çok ülke sanayiinde kullanılmaktadır (Janos ve ark. 2003). Ancak şeker endüstrisinden elde edilen şeker küspesi uçucu külü, çok fazla toksik metal içermediğinden dolayı, adsorpsiyonda geniş bir kullanım alanına sahiptir. Diğer bir endüstriyel yan ürün/atık olan madde ise kırmızı çamurdur. Kırmızı çamur, alüminyum sanayisinden elde edilen bir atıktır ve bir çok araştırmacı tarafından adsorplayıcı olarak kullanılmıştır (Wang ve ark. 2005).

## **2.8. Çalışmada Kullanılan Biyosorplayıcılar Hakkında Genel Bilgiler**

### **2.8.1. Karpuz Çekirdeği Kabukları**

Karpuz (*Citrullus lanatus*), kabakgiller familyasından tek yıllık bir bitki türüdür. Karpuzun ana vatanı Afrika'dır. Karpuz tarımı, dünyada ve Türkiye'de oldukça geniş bir

## 2. KAYNAK ÖZETLERİ

---

alana yayılmıştır. Bu sebze üretimi, dünya yüzölçümünün % 6.8' inde gerçekleştirilmektedir. Başlıca karpuz üreten ülkeler Çin, Türkiye, İran, Amerika Birleşik Devletleri ve Mısır bulunmaktadır. Dünya karpuz üretiminin yaklaşık % 5'i Türkiye'de yapılmaktadır. Kansere karşı en fazla koruyucu özelliği olması, unutkanlığı gidermesi, kanı temizlemesi, böbreklerdeki kum ve taşların atılmasını sağlaması özelliklerinden dolayı çok fazla oranda tüketilmektedir (International Cooperators Factsheet on Cucurbits). Karpuz tüketildikten sonra, büyük oranda çekirdekleri ortaya çıkmaktadır. Karpuz çekirdeği de özellikle Türkiye' de çerez olarak çok fazla miktarda tüketilmektedir. Karpuz çekirdeğinin ölçülü olarak tüketilmesi halinde kan basıncını düşürmeye yardımcı oluyor ve böbrek fonksiyonlarını düzenliyor. Bol miktarda C vitamini barındıran karpuz antioksidan özelliği sayesinde çeşitli kanser türlerine karşı etkili olan betakaroten içeriyor. Karpuzda bulunan yüksek miktarda potasyumun ise kalp fonksiyonlarının ve kan basıncının düzenlenmesine yardımcı oluyor. Aynı zamanda iyi bir lif kaynağı olduğu için de bağırsak hareketlerini düzenliyor. Bu nedenle bağırsak kanserini önlemede de karpuz büyük rol oynuyor. Karpuz çekirdekleri ise içinde bulunan "cucurbocitrin" adlı madde sayesinde kan basıncını düşürmeye yardımcı oluyor. Çekirdeklerin içinde yer alan bu madde böbrek fonksiyonlarının düzenlenmesini sağlıyor. Karpuz çekirdeği kabukları da doğaya atılmaktadır.

### 2.8.2. Salatalık (Hıyar) Kabukları

Salatalık (*Cucumissativus*), kabakgiller (*Cucurbitaceae*)familyasından bir bitki türü ve meyvesine verilen addır. Anayurdunun Kuzey Hindistan olduğu sanılan bitkinin tarımı çok eski dönemlerden beri yaygın olarak yapılmaktadır (Wikipedia ans.) Hıyarın anavatanı Hindistan olup, Orta Asya İran ve Anadolu üzerinden Avrupa' ya yayılmıştır. Dünyadaki üretimi yaklaşık 40 milyon ton, bunun yaklaşık 1.75 milyon tonu ülkemizde üretilmektedir (batem). Besin değeri düşük bir sebze olan hıyarın en çok salata ve turşusu yapılır. Tohumlarından kurt düşürücü olarak da yararlanılır; bazı özellikteki özsuğu çeşitli kozmetik ürünlerinin bileşimine girer. [tr.wikipedia.org/wiki/Hıyar] .Oldukça sulu bir besindir. A, C, B1 ve B2 vitaminleri ile fosfor, demir, kükürt, manganez ve protein içerir. İdrar söktürücü ve kanı temizleyicidir.

Bağırsakları yumuşatır ve kabızlığı giderir. Basura iyi gelir. Harareti keser. Sinirleri yatıştırır. Yorgunluğu giderir. Romatizma ağrılarını hafifletir. Uykusuzluğa iyi gelir. Kolesterolü düşüren salatalık kalp ve damar hastalıklarına vücudu korur. Vücudun enfeksiyonlara karşı direncini artırır. Böbrek hastalıkları ile bağırsak iltihabı ve gut hastalığında faydalıdır. Ter bezlerinin sağlıklı çalışmasına yardımcı olur [www.guncelyorum.com/2009/]. Kabukları da doğaya atılmaktadır.

### **2.8.3. Maydanoz Sapları**

Maydanoz (*Petroselinum crispum*), yeşil renkli, damarlı bir bitki türüdür. Esas kökeni tam olarak bilinmemektedir. Büyük olasılıkla Akdeniz Bölgesi olabileceği kabul edilmektedir. Eski Yunanlılar ve Romalılar zamanında maydanozun tıbbi ve baharat olarak kullanıldığı bilinmektedir. Kültür bitkisi olarak maydanoz bugün hemen tüm dünyaya yayılmış bulunmaktadır. Ülkemizde ticari olarak Akdeniz, Ege ve büyük çaplı olarak Marmara bölgelerinde üretilirken, uygun iklim koşullarında bütün bölgelerimizde bahçelerde küçük çaplı olarak yetiştirilir. Ülkemizde, yıllık yaklaşık 32.000 ton maydanoz üretimi yapılmaktadır (bingoltarım). Birçok ülkede olduğu gibi ülkemizde de 12 ay boyunca pazardan eksik olmayan maydanoz C, E ve K vitaminleri ile demir, potasyum, magnezyum, kalsiyum, kükürt ve fosfor mineralleri açısından zengin bir bitkidir. Bağırsakları çalıştırır ve sindirimi kolaylaştırır. İdrar söktürücü ve terletici özelliği ile vücudu ve kanı temizler. Mide ve bağırsak gazlarını söker. Böbrek taşlarını ve bağırsak kurtlarını düşürmeye yardımcı olur. İştah açar. Ateşi düşürür. Cinsel isteği artırır. Vücuda ve göze kuvvet verir. Diş etlerini güçlendirir. Kansızlık çekenlere faydalıdır. Halsizliği giderir. Yüksek tansiyonu düşürür. Kalp ve damar hastalıkları ile kansere karşı koruyucudur. Karaciğer hastalıkları ile Romatizma, selüloit ve egzamaya iyi gelir. Aybaşı halinin düzenli olmasına katkı sağlar. Cilde canlılık verir ve cilt lekelerini azaltır. Ayrıca, maydanoz saçları da canlandırır (şifalıbitkiler.com). Maydanoz tüm ülkelerin mutfaklarında pek çok yemekte sıkça kullanılmaktadır. Tava yemeklerinde servis tabaklarının süslenmesinde de maydanozdan faydalanılır. Artık halde kalan sapları da doğaya atılmaktadır.

### **2.9. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR**

Son yıllarda, nüfustaki hızlı artış, enerji ve besin yetersizliği, düzensiz kentleşme, plansız ve bilinçsiz endüstrileşme insanların aşırı tüketim isteği, baş döndürücü hızla

## **2. KAYNAK ÖZETLERİ**

---

gelişen teknolojik ilerlemeler beraberinde çevre kirliliği sorununun önemini iyice hissettirir hale getirmiştir.

Söz konusu sorunların çözümlenmesinde önemli rol oynayan teknolojik gelişmeler, insanlığın yararına birçok yeni ve alternatif ürünler sunarken küçümsenmeyecek oranda ve nitel – nicel yönden oldukça farklı atıklar oluşmaktadır. Bu tür katı ve sıvı atıkların arıtımları mevcut konvansiyonel arıtım süreçleri ile yeterli düzeyde yapılamamaktadır. Bunun yanında etkili bir arıtım ise, ilgili endüstri kuruluşlarına pahalıya mal olmaktadır. Bu nedenle, günümüzde tekstil, deri, ilaç, kâğıt, boya, plastik elektro kaplama ve kozmetik gibi birçok endüstri kuruluşlarının önemli sorunu olan bu tür atıkların arıtımında; ekonomik yönden ucuz, pratik uygulamalarda kolaylık sağlayacak arıtım süreçlerine yönelik geniş bilimsel araştırmalar yapılmaktadır. Çevre kirliliğini artıran ve çevre dengesinin bozulmasında önemli rol oynayan endüstri kuruluşlarının başında, atık sularında boyarmadde ve ağır metal içeren kuruluşlar gelmektedir. Etkili bir arıtım yapılmaması durumunda bu tür atıkların göl, nehir, deniz, okyanus gibi alıcı ortamlara deşarj edilmesi, suda yaşayan ve bu suyu kullanan canlı sistemleri ve çevresi için oldukça toksik olmaktadır. Atık suların bünyesinde bulunabilecek ağır metaller, organik bileşikler gibi biyolojik olarak bozundurulamazlar. Bazı boyarmaddeler ve ağır metallerin yaygın kullanımları onların atık su içerisinde istenmeyen derişimlerde olmasına yol açar. Bu nedenle boyarmaddeler ve ağır metaller önemli bir çevre sorunudur. Endüstriyel atık sularda boyarmadde ve ağır metal toksik derişimlerinin varlığı önemli çevre problemlerini beraberinde getirmektedirler. Boyarmadde ve ağır metallerin endüstri atıklarından uzaklaştırılması için mevcut fiziksel ve kimyasal süreçlerin yerine yapılan bilimsel çalışmalardan bitkisel atıkların adsorban olarak kullanıldığı sorpsiyon çalışmaları hem düşük maliyetli oluşu ve hem de daha düşük derişimlere uygulanabilirliği bakımından alternatif ve daha etkili olduğu görülmüştür. Yaygın olarak kullanılan endüstriyel adsorbanlar arasında çevre kirliliğini kontrol amacıyla, en çok kullanılan adsorbanlar, yüksek gözenekliliğe sahip aktif karbonlardır. Ancak, üretim maliyetinin yüksek oluşu nedeniyle son zamanlarda, bunun yerine, bu amaçla düşük maliyetli tarımsal atıklar üzerinde değişik kirleticilerin sudan uzaklaştırılması çalışmalarına sıkça rastlanmaktadır. Bunlardan bazıları, aşağıda verilmiştir.

Vucurovic ve ark. (2012), Őeker pancarı posası üzerinde metilen mavisi biyosorpsiyonunu denge temas süresi, baŐlangıć deriŐimi ve pH'a baėlı olarak incelemiŐler ve maksimum metilen mavisi adsorplama kapasitesini 298 K ve pH 8'de, 714.29 mg/g olarak belirlemiŐlerdir.

Han ve ark. (2011), nilüfer yaprakları üzerinde metilen mavisi adsorpsiyonunu pH, baŐlangıć deriŐimi, adsorplayıcı dozu, denge temas süresi, iyonik Őiddet ve sıcaklığa bağlı olarak incelemiŐler ve nilüfer yapraklarının maksimum metilen mavisi adsorplama kapasitesini 293 K'de 221.7 mg/g olarak belirlemiŐlerdir .

Belala ve ark. (2011), sulu çözeltiden metilen mavisi biyosorpsiyonu ićin hurma çekirdekleri ve palmiye ağacı atıklarını düŐük maliyetli adsorplayıcılar olarak kullanmıŐlardır. ÇalıŐmada metilen mavisi biyosorpsiyonu üzerine sıcaklık, baŐlangıć deriŐimi ve denge temas süresi etkisi incelenmiŐtir. Hurma çekirdekleri ve palmiye ağacı atıklarının maksimum metilen mavisi adsorplama kapasitesi 343 K'de sırasıyla 43.47 ve 39.47 mg/g olarak belirlenmiŐtir.

Hameed ve ark. (2009), sulu çözeltiden metilen mavisi giderimi ićin ananas saplarını düŐük maliyetli adsorplayıcı olarak kullanmıŐlardır. Kesikli yöntemle yapılan deneysel çalıŐmada, metilen mavisi giderimi üzerine baŐlangıć deriŐimi, denge temas süresi ve pH etkisi incelenmiŐ olup kinetik ve izoterm çalıŐmalar yapılmıŐtır. Ananas saplarının maksimum metilen mavisi adsorplama kapasitesi 303 K'de 119 mg/g olarak bulunmuŐtur.

Cardoso ve ark. (2011), sulu çözeltiden reaktif siyah 5 adsorpsiyonu ićin, am meyve kabuklarının hem doğal Őeklini hem de aktif karbon Őeklini kullanmıŐlardır. Reaktif Siyah 5 adsorpsiyonu üzerine çalkalama süresi, adsorplayıcı dozu ve pH etkisini incelemiŐler ve pH 2 ile 2.5 arasında adsorpsiyonun maksimum olduğunu belirtmiŐlerdir. Doėal am meyve kabuklarının maksimum reaktif siyah 5 adsorplama kapasitesi 74.6 mg/g ve am meyve kabuğundan hazırlanan aktif karbonun maksimum reaktif siyah 5 adsorplama kapasitesi 446.2 mg/g olarak bulunmuŐtur.



## **2. KAYNAK ÖZETLERİ**

Tunç ve ark. (2011), pamuk bitkisi atıklarıyla sulu çözeltiden reaktif siyah 5 adsorpsiyonunu başlangıç derişimi, pH ve sıcaklığa bağlı olarak incelemişlerdir. Çalışmada pamuk bitki saptarı ve kabukları olmak üzere iki çeşit sorplayıcı kullanılmış olup, pH 1'de her iki adsorplayıcı için de adsorpsiyonun maksimum olduğu belirtilmiştir. Pamuk bitkisinin saptarı ve kabuklarının maksimum reaktif siyah 5 adsorplama kapasitesi 298 K'de sırasıyla 35.7 ve 50.9 mg/g olarak bulunmuştur.

Osma ve ark. (2007), sulu çözeltiden reaktif siyah 5 gideriminde düşük maliyetli adsorplayıcı olarak ayçekirdeği kabuklarını kullanmıştır. pH 2'de maksimum adsorpsiyon gözlenmiştir. Ayçekirdeği kabukları üzerinde maksimum reaktif siyah 5 adsorpsiyonu 0.87 mg/g olarak bulunmuştur.

Bulut ve ark. (2007), sulu çözeltiden direk mavi 71 gideriminde adsorplayıcı olarak buğday kabuklarını kullanmışlardır. Direk mavi 71 adsorpsiyonuna pH, sıcaklık, denge temas süresi, adsorplayıcı dozu ve başlangıç derişimi etkisi incelenmiştir. pH 6 ve 8 arasında maksimum adsorpsiyonun gerçekteştiği belirtilmiş olup, buğday kabuklarının 293, 303 ve 313 K'de maksimum direk mavi 71 adsorpsiyon kapasitesi sırasıyla 40.82, 45.66 ve 46.30 mg/g olarak belirlenmiştir.

Khaled ve ark. (2009), portakal kabuğundan hazırlanan aktif karbon üzerinde direk lacivert 106 adsorpsiyonunu başlangıç derişimi, adsorplayıcı dozu ve pH gibi çeşitli fizikokimyasal parametreler eşliğinde incelemişler ve maksimum direk lacivert 106 adsorpsiyon kapasitesini 107.53 mg/g olarak belirlemişlerdir.

Xiong ve ark. (2010), sulu çözeltiden direk mavi 199 gideriminde adsorplayıcı olarak *Aspergillus niger* biyokütlesini kullanmışlardır. Kesikli yöntemle yapılan deneysel çalışmalar sonucunda, adsorplanmanın pH 3 ve 7 arasında ve 308 K'de maksimum olduğu belirtilmiş olup, tek tabaka adsorpsiyon kapasitesi 30.67 mg/g olarak bulunmuştur.

Amin (2009) tarafından yapılan çalışmada, nar kabuğundan farklı koşullarda hazırlanan aktif karbonlar sulu çözeltiden direk mavi 106 gideriminde adsorplayıcı olarak kullanılmıştır. Adsorpsiyon üzerine pH, sıcaklık, başlangıç derişimi ve



adsorplayıcı doz etkisi gibi çeşitli sistem değişkenlerinin etkisi incelenmiş olup maksimum adsorpsiyonun pH 2’de gerçekleştiği gözlenmiştir.

Allouche ve ark. (2011) tarafından yapılan çalışmada, *Posidonia oceanica* bitkisinin yaprakları HCl ile modifiye edilerek sulu çözeltilerden Pb(II) iyonlarının adsorpsiyonunda düşük maliyetli adsorplayıcı olarak kullanılmıştır. Pb(II) biyosorpsiyonu üzerine adsorplayıcı dozu, parçacık boyutu ve metal derişimi etkisi incelenmiştir. Maksimum adsorpsiyon pH 5’te, 140 mg/g olarak belirlenmiştir. Ayrıca, adsorplayıcı SEM-EDAX, XPS ve FTIR spektroskopik analizleriyle karakterize edilmiştir (Allouche ve ark. 2011).

Senthilkumar ve ark. (2011) tarafından yapılan çalışmada, kaju kabuklarıyla sulu çözeltilerden Cu(II) iyonlarının giderimi kesikli adsorpsiyon tekniği kullanılarak çalışılmıştır. Cu(II) biyosorpsiyonu üzerine pH, adsorplayıcı dozu, denge temas süresi, başlangıç metal derişimi ve sıcaklık gibi çeşitli sistem değişkenlerinin etkisi araştırılmıştır. Kaju kabukları üzerinde maksimum Cu(II) adsorpsiyonu pH 5’te 20 mg/g olarak belirlenmiştir.

Aydın ve ark. (2012) tarafından yapılan çalışmada, sulu çözeltilerden Cu(II) iyonları gideriminde, ham buğday kabukları ve Reactive Orange 122 ile modifiye edilen buğday kabukları adsorplayıcı olarak kullanılmıştır. Cu(II) biyosorpsiyonu üzerine, denge temas süresi, sıcaklık ve pH etkisi incelenmiş, modifiye edilen buğday kabuklarının, doğal buğday kabuklarından daha fazla Cu(II) iyonları adsorpladığı belirlenmiştir.

Pehlivan ve ark. (2009) tarafından yapılan çalışmada, arpa samanı atıklarıyla sulu çözeltilerden Cu(II) ve Pb(II) adsorpsiyonu çeşitli fizikokimyasal parametreler eşliğinde incelenmiştir. Cu(II) ve Pb(II) iyonlarının arpa samanı atıklarının yüzeyinde kompleksleşme, kemisorpsiyon ve iyon derişimi mekanizmalarıyla tutunduğu belirtilmiş olup maksimum Cu(II) ve Pb(II) adsorpsiyonu pH 6’da sırasıyla 4.64 ve 23.20 mg/g olarak belirlenmiştir.

Amarasinghe ve Williams (2007) tarafından yapılan çalışmada, Cu(II) ve Pb(II) iyonlarının sulu çözeltilerden giderimi için düşük maliyetli adsorplayıcı olarak çay atıkları kullanılmıştır. Metal biyosorpsiyonu üzerine, adsorplayıcı dozu, başlangıç derişimi, adsorplayıcı parçacık boyutu ve çözelti pH’ etkisi araştırılmıştır. Maksimum Cu(II) ve Pb(II) adsorpsiyonu pH 5-6 aralığında sırasıyla 48 ve 65 mg/g olarak belirlenmiştir.

## **2. KAYNAK ÖZETLERİ**

---

Bu çalışmada da, bu alanda dünya literatürlerine katkı sağlamak üzere, yeni tür biyosorplayıcılar olarak maydanoz sapları, salatalık kabukları ve karpuz çekirdeği kabukları gibi evsel atıklar kullanıldı. Sulu çözeltilerden bazı kirleticileri giderme özelliğini test etmek üzere, model adsorplananlar olarak katyonik bir boyarmadde olan metilen mavisi, anyonik bir boyarmadde olan reaktif siyah 5 ile direkt mavi 71 ve bakır ile kurşun metalleri kullanıldı.

### 3. MATERYAL VE METOT

#### 3.1. Kullanılan Kimyasal Maddeler

Bu çalışmada, metilen mavisi (MM), reaktif siyah 5 (RS 5), direkt mavi 71 (DM 71), bakır nitrat trihidrat ( $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ ), kurşun nitrat ( $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ ), sodyum hidroksit (NaOH), sodyum bikarbonat ( $\text{NaHCO}_3$ ), sodyum karbonat ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ), hidroklorik asit (HCl), asetik asit ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ), sitrik asit ( $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7$ ), metanol ( $\text{CH}_3\text{OH}$ ), fosforik asit ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ), amonyak ( $\text{NH}_3$ ), nitrik asit ( $\text{HNO}_3$ ) gibi kimyasallar kullanılmıştır. Çalışmada kullanılan kimyasallar; Sigma-Aldrich, Merck ve Fluka firmalarından temin edilmiştir.

#### 3.2. Kullanılan Alet ve Cihazlar

Çalışmada kullanılan alet ve cihazlar; sulu alkalayıcı (Wisebath-WIS 23), magnetik karıştırıcı (Heidolph MR Heistandard) pHmetre (Microprocessor HI 9321), bitki oğtc (İKA 20), UV-vis spektrofotometresi (Perkin Elmer Lamda 25), FTIR Spektrofotometresi (Perkin Elmer Spectrum 100), AAS (Perkin Elmer AAAnalyst 400)'dir. SEM analizleri ise TÜBİTAK-Marmara Araştırma Merkezi'nde yaptırılmıştır.

#### 3.3. Kalibrasyon ve Oľm Yöntemleri

Bu çalışmada, sulu zeltiden MM, RS 5 ve DM 71 boyarmaddeler ile Cu(II) ve Pb(II) ağır metallerin uzaklaştırılmasında kesikli yöntem kullanılmıştır.

Öncelikle,  $C_0$  ve  $C_e$  derişimlerini belirlemek için, MM, RS 5 ve DM 71 boyarmaddelerinin derişim-absorbans ilişkisini belirlemek için kalibrasyon çalışmaları yapıldı. Bu amaçla, MM, RS 5 ve DM 71 boyarmaddelerinin kalibrasyon eğrilerinin belirlenmesi için, öncelikle her bir boyarmadde için Uv-vis spektrofotometresinde  $\lambda_{\text{max}}$ ' ları, sırasıyla 665, 597 ve 588 nm olarak belirlendi. Boyarmaddelerin çeşitli derişimlerinde zelteleri hazırlanıp, belirlenen  $\lambda_{\text{max}}$ ' larda A değerleri oľlerek, derişime karşı çizilen grafiklerin, eğim ve kayma değerlerinden, her bir boyarmaddeye ilişkin çalışma denklemi, MM için,  $A=0.2152 C + 0.1102$ ; RS 5 için  $A=0.0278C+0.0553$  ve DM 71 için  $A=0.0556C+0.0548$  olarak belirlendi. Belirlenen kalibrasyon denklemleri yardımıyla boyarmaddelerin  $C_0$  ve  $C_e$  derişimleri hesaplandı. Adsorpsiyon ncesi ve sonrası Pb(II) ve Cu (II)' ın  $C_0$  ve  $C_e$  derişimleri, AAS' de

### **3. MATERYAL VE METOT**

belirlendi.  $C_0$  ve  $C_e$  derişimleri ile Denk. 3.1 ve Denk. 3.2' den yararlanarak  $q$  ve %  $R$ ' değerleri hesaplandı.

$$q = \frac{(C_0 - C_e)V}{m} \quad (3.1)$$

$$\%R = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \cdot 100 \quad (3.2)$$

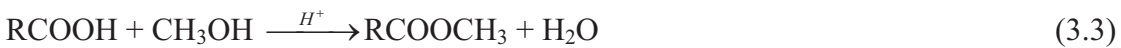
#### **3.4. Kullanılan Biyosorplayıcıların Hazırlanması**

##### **3.4.1. Ham Maydanoz Sapları, Salatalık Kabukları ve Karpuz Çekirdeği Kabuklarının Hazırlanması**

Çalışmada biyosorplayıcı olarak maydanoz sapları (MS), salatalık kabukları (SK) ve karpuz çekirdeği kabukları (KÇK) kullanıldı. MS, SK ve KÇK kirlilik ve tozdan arındırmak için kaynatılmış çeşme suyu ile defalarca yıkandı. Gün ışığında kurutulan MS, SK ve KÇK bitki öğütücü ile 500  $\mu$ M (14 mesh) parçacık boyutuna getirildi. Daha sonra, saf su ile yıkayıp etüvde 70 °C sıcaklıkta bir gece boyunca bekletilerek kurutuldu ve cam şişelerde saklandı.

##### **3.4.2. Ham Biyosorplayıcıların Modifiye Edilmesi**

Çalışmada kullanılan anyonik boyarmaddelerin (RS 5 ve DM 71) MS, SK ve KÇK biyosorplayıcıları üzerinde yapılan ön çalışma sonucunda yok denecek kadar az adsorplandığı görüldü. Bu boyarmaddelerin adsorpsiyonunu artırmak üzere, yüzeylerindeki karboksil grupları asidik ortamda metil alkolle esterleştirilerek modifiye edildi. Yüzey tepkime denklemi aşağıda verilmiştir. Bu amaçla, her bir biyosorplayıcının 9 g'ı 1000 mL'lik balona alınarak, üzerine 633 mL  $\text{CH}_3\text{OH}$  ve 5.4 mL HCl ekelenerek 200 rpm karıştırma hızında 48 sa reflaks edildi. Geçen sürenin sonunda, elde edilen biyosorplayıcılar saf su ile iyice yıkayıp, etüvde 70 °C sıcaklıkta bir gece boyu bekletilerek kurutuldu ve cam şişelerde saklandı (Gong ve ark. 2005).



Modifiye edilen MS, SK ve KÇK sırasıyla EMS, ESK ve EKÇK şeklinde simgelenendirildi.

### 3.5. Biyosorplayıcıların Karakterizasyon Çalışmaları

#### 3.5.1. FTIR Çalışmaları

Çalışmada kullanılan MS, SK, KÇK, EMS, ESK ve EKÇK biyosorplayıcılarının adsorpsiyon öncesi yüzey fonksiyonel gruplarını belirlemek ve adsorpsiyon sonrası, adsorplananın yüzeye tutunma mekanizmasını anlamak için FTIR spektrumları alındı (Şekil 4.1. – 4.6.), (Çizelge 4.1- 4.15).

#### 3.5.2. SEM analizleri

Çalışmada kullanılan biyosorplayıcıların boyarmadde ve ağır metal adsorpsiyonundan önceki ve sonraki yapısal değişimi ve yüzey morfolojilerini aydınlatmak için, taramalı elektron mikroskobu (SEM) görüntüleri TÜBİTAK-Marmara Araştırma Merkezi tarafından alındı (Şekil 4.7 – 4.12).

#### 3.5.3. Boehm Titrasyonu Çalışmaları

Çalışmada kullanılan biyosorplayıcıların yüzey asitliklerini belirlemek için boyarmadde ve ağır metal adsorpsiyonu öncesi Boehm titrasyonu (Boehm 1966) yapıldı. Bunun için, üç ayrı erlene 0.1 g biyosorplayıcı ve üzerlerine 25'er mL 0.1 M  $\text{NaHCO}_3$ ,  $\text{NaOH}$  ve  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  çözeltileri bırakıldı. Karışımlar 24 saat karıştırıldıktan sonra alınan numuneler 6000 rpm hızla santrifüj edildi. Berrak kısımlardan alınan 5'er mL'lik örnekler 0.1 M  $\text{HCl}$  ile titre edildi. Boehm titrasyon yöntemine göre;  $\text{NaHCO}_3$  karboksil gruplarını,  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  karboksil ve lakton gruplarını,  $\text{NaOH}$  ise karboksil, lakton ve fenol gruplarının nötralleştirir. Çalışmada kullanılan biyosorplayıcılara ilişkin Boehm titrasyon sonuçları Çizelge 4.16'da verilmiştir.

#### 3.5.4. Sıfır Yük pH Noktası Belirlenmesi Çalışmaları

Çalışmada kullanılan biyosorplayıcıların  $pH_{SYN}$ ' değerleri belirlendi. Bunun için; 0.01 M  $\text{NaCl}$  çözeltisi hazırlanarak 50 mL' lik erlenlere bırakıldı. 0.1 M  $\text{HCl}$  ve 0.1 M  $\text{NaOH}$  çözeltileri ile  $\text{NaCl}$  çözeltilerinin pH' ları 2- 12 arasına ayarlandı. Daha sonra her bir erlene 0.15 g biyosorplayıcı bırakılıp, 150 rpm hızında 48 saat çalkalamaya bırakıldı. Süre tamamlandıktan sonra  $pH_s$ ' ler ölçülüp,  $pH_i$  karşı  $\Delta pH$  ( $pH_i - pH_s$ ) grafiğe geçirildi (Preethi ve Sivasamy 2006) (Çizelge 4.17, Şekil 4.13). Şekil 4.13'ten, MS, SK, KÇK,

### **3. MATERYAL VE METOT**

EMS, ESK ve EKÇK için  $pH_{SYN}$ ' değerleri sırasıyla 6.26, 6.42, 6.83, 3.35, 3.19 ve 3.27 olarak belirlendi.

#### **3.6. Biyosorpsiyon Koşullarının Optimize Edilmesi Çalışmaları**

Bir atıksu arıtım işleminde, sistem koşullarının optimizasyonu, kirleticilerin uzaklaştırılma verimini artırma ve maliyeti düşürme açısından önemli avantajlar sağlar. Bu nedenle deneysel çalışmalar, her bir boyarmadde ve ağır metalin optimum giderim koşulları belirlendikten sonra izoterm çalışmaları yapılmıştır.

##### **3.6.1. Metilen Mavisi Giderim Koşullarının Optimize Edilmesi Çalışmaları**

###### **3.6.1.1 pH Etkisi**

MM adsorpsiyonuna  $pH$  etkisini incelemek için,  $C_o$ ' ı 100 mg/L olan ve 0.1 M HCl ve 0.1 M NaOH ile pH 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 olacak şekilde ayarlanan MM çözeltilerinin 50 mL'si ve MS, SK ve KÇK biyosorplayıcılarının 0.1 g'ı ile 150 rpm çalkalama hızında ve 293 K'de çalışıldı. Uv-vis spektrofotometresi ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri Denk.3.1 ve Denk. 3.2'de değerlendirilerek  $q$  ve  $\%R$  değerleri hesaplandı. pH değerlerine karşı  $q$  ve  $\%R$  değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.18 Şekil 4.14). Şekil 4.14' den MS, SK ve KÇK biyosorplayıcılarının maksimum MM uzaklaştırma pH'ı 7 olarak belirlendi.

###### **3.6.1.2 Başlangıç Derişimi Etkisi**

MM adsorpsiyonuna, başlangıç derişimi etkisini incelemek için, MS, SK ve KÇK biyosorplayıcılarının 0.1 g'ı ile derişimleri 25 ve 450 mg/L aralığında olan MM çözeltilerinin 50 mL'si ile 293 K sıcaklıkta ve 150 rpm çalkalama hızında çalışıldı. Uv-vis spektrofotometresi ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri, Denk. 3.1 ve Denk.3,2'de değerlendirilerek  $q$  ve  $\%R$  değerleri hesaplandı.  $C_o$ ' lara karşı  $q$  ve  $\%R$ ' değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.19 Şekil 4.15). Şekil 4.15' ten maksimum MM uzaklaştırılma  $C_o$ ' ları, MS, SK ve KÇK için sırasıyla 300, 200 ve 100 mg/L olarak belirlendi.

###### **3.6.1.3. Biyosorplayıcı Dozu Etkisi**

MM adsorpsiyonuna biyosorplayıcı dozu etkisini incelemek için,  $m$ ' leri, 0.1-1.0 g arasında alınarak her bir biyosorplayıcı-MM sistemi için belirlenen optimum  $C_o$ ' da

(MS için 300, SK için 200 ve KÇK için 100 mg/L), pH'ı 7 olan çözeltilerin 50 mL'si ile 150 rpm çalkalama hızında ve 293 K'de çalışıldı. Uv-vis spektrofotometresi ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$ ' değerleri Denk.3.1 ve Denk. 3.2'de değerlendirilerek  $q$  ve  $\%R$ ' değerleri hesaplandı.  $m'$  lere karşı  $q$  ve  $\%R$  değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.20, Şekil 4.16). Şekil 4.16' dan maksimum uzaklaştırılma biyosorplayıcı miktarı, MS, SK ve KÇK için sırasıyla 0.1 gram olarak belirlendi.

#### 3.6.1.4. İyonik Şiddet (Tuz) Etkisi

MM adsorpsiyonu üzerine tuz etkisini incelemek için, MM derişimi 100 mg/L olan 0.0, 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.6, 0.7, 0.8, 0.9, 1.0 M NaCl çözeltileri hazırlanarak, bu çözeltilerin 50 mL'sine 0.1 g biyosorplayıcı bırakıldı ve 293 K sıcaklıkta 150 rpm çalkalama hızıyla 5 saat çalkalandı. Uv-vis spektrofotometresi ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri Denk.3.1 ve Denk. 3.2'de değerlendirilerek  $q$  ve  $\%R$ ' değerleri hesaplandı. Tuz derişimlerine karşılık  $q$  ve  $\%R$  değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.21, Şekil 4.17).

#### 3.6.1.5. Kinetik Çalışmalar

Sulu çözeltiden MS, SK ve KÇK biyosorplayıcıları ile MM adsorpsiyonunun kinetiğini incelemek için, biyosorplayıcıların 0.1 g'ı ile her bir biyosorplayıcı-MM sistemi için belirlenen optimum  $C_o$ ' larda (MS için 300, SK için 200 ve KÇK için 100 mg/L), pH'ı 7 olan çözeltilerin 50 mL'si ile 150 rpm çalkalama hızında 293 K, 313 K ve 333 K sıcaklıklarında çalışıldı. Uv-vis spektrofotometresi ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri Denk.3.1 ve Denk. 3.2'de değerlendirilerek  $q$  ve  $\%R$  değerleri hesaplandı. Her bir sıcaklık için, zamana karşı  $q$  değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.22, Şekil 4.18). Şekil 4.18' den, MM- MS, SK ve KÇK adsorpsiyon sistemi için, denge temas süreleri sırasıyla 240, 100 ve 80 dakika olarak belirlendi. Ayrıca, kinetik modelleme yapmak üzere Çizelge 4.22' deki kinetik veriler Lagergren (Denk. 2.2)(Çizelge 4.23), Ho-McKay (Denk. 2.5) (Çizelge 4.24) ve Weber-Morris (Denk. 2.11) (Çizelge 4.25) kinetik denklemlerinde değerlendirilerek (Şekil 4.19 - 4.21), kinetik parametreler ve  $R^2$ ' ler (Çizelge 4.26) ile difüzyon hız sabitleri (Çizelge 4.27) belirlendi. Belirlenen  $R^2$ ' lerin büyüklüğünden, kinetik model tespiti yapıldı.

#### 3.6.1.6 İzoterm Çalışmaları

### **3. MATERYAL VE METOT**

MM biyosorpsiyonu izoterm çalışmalarında, farklı  $C_o$ ' lı MM çözeltilerinin 50 mL'si ile MS, SK ve KÇK' nın 0.1 g'ı belirlenen denge temas süreleri boyunca 293 K, 313 K ve 333 K sıcaklıklarda 150 rpm çalkalama hızında çalkalandı. Uv-vis spektrofotometresi ile yapılan analiz sonucunda  $C_e$ ' değerleri ve bu değerlerden yararlanarak hesap yoluyla  $q_e$ ' değerleri belirlendi. Her bir biyosorplayıcı-MM adsorpsiyonu için, değişik sıcaklıklarda elde edilen  $q_e$ ' değerleri  $C_e$ 'ye karşı grafiğe geçirilerek izoterm eğrileri elde edildi (Çizelge 4.28, Şekil 4.22). İzoterm modellemesi yapmak üzere, Langmuir (Denk. 2.17) (Çizelge 4.29) ve Freundlich (Denk. 2.22) (Çizelge 4.30) çizgisel adsorpsiyon izoterm denklemlerinde değerlendirildi ve izoterm sabitleri,  $R^2$ ' ler ve  $R_L$ ' ler belirlendi (Çizelge 4.31). Belirlenen  $R^2$ ' lerin büyüklüğünden, izoterm model tespiti yapıldı. Belirlenen b-Langmuir sabitleri ile Denk. 2.29 ve Denk. 2.30 ' den yararlanarak,  $\Delta G^\circ$ ,  $\Delta H^\circ$  ve  $\Delta S^\circ$  termodinamik parametreleri hesaplandı (Şekil 4.26, Çizelge 4.32) .

#### **3.6.1.7. Desorpsiyon Çalışmaları**

MS, SK ve KÇK biyosorplayıcılarının yüzeyinde tutunmuş olan MM'sini geri kazanmak ve adsorpsiyon mekanizmasını daha iyi anlamak için, su ile değişik asitlik gücüne sahip HCl, CH<sub>3</sub>COOH, H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>, HNO<sub>3</sub> ve sitrik asit gibi desorbentlerle, desorpsiyon çalışmaları yapıldı. Bunun için; her bir biyosorplayıcının 0.1 g'ı derişimi 100 mg/L olan MM çözeltilerinde, 150 rpm çalkalama hızında, 293 K'de 5 saat boyunca çalkalamaya bırakıldı. Geçen süre sonunda, biyosorplayıcılar MM çözeltisinden ayrılarak, saf su ile yıkanıp adsorplanmamış MM'den arındırıldıktan sonra 60 °C'ye ayarlanmış etüvde bir gece boyu kurutulmaya bırakıldı. Kurutulan MM yüklü biyosorplayıcılardan 0.1 g alınarak, kullanılan desorbentlerin 0.1 M'lık çözeltilerinin 50 mL'sine bırakılıp 293 K sıcaklıkta, 150 rpm çalkalama hızında 5 saat çalkalamaya bırakıldı. Uv-vis spektrofotometresi ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_e$ ' değerlerinin Dek. 3.1 ve Denk. 3.2' de değerlendirilmesi ile  $C_a$  ve  $C_d$  değerleri hesaplandı.  $C_a$  ve  $C_d$  değerlerinin de Denk. 3.3' de değerlendirilerek %D' miktarları belirlendi (Çizelge 4.33, Şekil 4.27).

$$\%D = \frac{C_d}{C_a} \cdot 100 \quad (3.3)$$



### 3.6.2. Cu(II) İyonları Giderim Koşullarının Optimize Edilmesi Çalışmaları

#### 3.6.2.1 pH Etkisi

Cu(II) iyonları adsorpsiyonuna pH etkisini incelemek için, başlangıç derişimleri 100 mg/L olan ve 0.1 M HCl ve 0.1 M NaOH ile pH 2, 3, 4, 5, 6 olacak şekilde ayarlanan Cu(II) çözeltilerinin 50 mL'si ve MS, SK ve KÇK biyosorplayıcılarının 0.1 g'ı ile 150 rpm çalkalama hızında ve 293 K sıcaklıkta çalışıldı. AAS ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri Denk. 3.1 ve Denk. 3.2'de değerlendirilerek  $q$  ve  $\%R$  değerleri hesaplandı.  $pH$  değerlerine karşı  $q$  ve  $\%R$  değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.34, Şekil 4.28). Şekil 4.28' den MS, SK ve KÇK biyosorplayıcılarının maksimum Cu(II) iyonları uzaklaştırma  $pH^*$  5 olarak belirlendi.

#### 3.6.2.2 Başlangıç Derişimi Etkisi

Cu(II) iyonları adsorpsiyonuna başlangıç derişimi etkisini incelemek için, MS, SK ve KÇK biyosorplayıcılarının 0.1 g'ı ile derişimleri 5 ve 500 mg/L aralığında olan Cu(II) çözeltilerinin 50 mL'si ile 293 K'de ve 150 rpm çalkalama hızında çalışıldı. AAS ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri Denk.3.1 ve Denk. 3.2'de değerlendirilerek  $q$  ve  $\%R$  değerleri hesaplandı.  $C_o$  karşı  $q$  ve  $\%R$  değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.35, Şekil 4.25). Şekil 4.29' dan maksimum uzaklaştırılma MM başlangıç derişimleri, MS, SK ve KÇK için sırasıyla 120, 100 ve 80 mg/L olarak belirlendi.

#### 3.6.2.3. Biyosorplayıcı Dozu Etkisi

Cu(II) iyonları adsorpsiyonuna biyosorplayıcı dozu etkisi; biyosorplayıcı miktarı, 0.1-1.0 g arasında alınarak her bir biyosorplayıcı-Cu(II) iyonları sistemi için belirlenen optimum başlangıç derişiminde (MS için 120, SK için 100 ve KÇK için 80 mg/L),  $pH^*$  5 olan çözeltilerin 50 mL'si ile 150 rpm çalkalama hızında ve 293 K'de çalışıldı. AAS ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri Denk. 3.1 ve Denk. 3.2'de değerlendirilerek  $q$  ve  $\%R$  değerleri hesaplandı.  $m'$  lere karşı  $q$  ve  $\%R$  değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.36 Şekil 4.30). Şekil 4.30' dan maksimum uzaklaştırılma biyosorplayıcı miktarı, MS, SK ve KÇK için sırasıyla 0.1 gram olarak belirlendi.

#### 3.6.2.4. İyonik Şiddet (Tuz) Etkisi

### **3. MATERYAL VE METOT**

Cu(II) iyonları adsorpsiyonu üzerine tuz etkisini incelemek için, Cu(II) derişimi 100 mg/L olan 0.0, 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.6, 0.7, 0.8, 0.9, 1.0 M NaCl çözeltileri hazırlanarak, bu çözeltilerin 50 mL'sine 0.1 g biyosorplayıcı bırakıldı ve 293 K sıcaklıkta 150 rpm çalkalama hızıyla 5 saat çalkalandı. AAS ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri Denk. 3.1 ve Denk. 3.2' de değerlendirilerek  $q$  ve  $\%R$  değerleri hesaplandı. Tuz derişimlerine karşılık  $q$  ve  $\%R$  değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.37, Şekil 4.31).

#### **3.6.2.5. Kinetik Çalışmalar**

Sulu çözeltiden MS, SK ve KÇK biyosorplayıcıları ile Cu(II) iyonları adsorpsiyonunun kinetiğini incelemek için, biyosorplayıcıların 0.1 g'ı ile her bir biyosorplayıcı-Cu(II) iyonları sistemi için belirlenen optimum  $C_o$ ' larda (MS için 120, SK için 100 ve KÇK için 80 mg/L), pH'ı 5 olan çözeltilerin 50 mL'si ile 150 rpm çalkalama hızında 293 K, 313 K ve 333 K sıcaklıklarda çalışıldı. AAS ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri Denk. 3.1 ve Denk. 3.2' de değerlendirilerek  $q$  ve  $\%R$  değerleri hesaplandı. Her bir sıcaklık için, zamana karşı  $q$  değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.38, Şekil 4.32). Şekil 4.32' den, MM- MS, SK ve KÇK adsorpsiyon sistemi için, denge temas süreleri sırasıyla 85, 50 ve 60 dakika olarak belirlendi. Ayrıca, kinetik modelleme yapmak üzere Çizelge 4.38' deki kinetik veriler Lagergren (Denk. 2.2) (Çizelge 4.39), Ho-McKay (Denk. 2.5)(Çizelge 4.40) ve Weber-Morris (Denk. 2.11) (Çizelge 4.41) kinetik denklemlerinde değerlendirilerek kinetik parametreler ve  $R^2$ ' ler (Çizelge 4.42) ile difüzyon hız sabitleri (Çizelge 4.43) belirlendi. Belirlenen  $R^2$ ' lerin büyüklüğünden, kinetik model tespiti yapıldı.

#### **3.6.2.6 İzoterm Çalışmaları**

Cu(II) iyonları biyosorpsiyonu izoterm çalışmalarında, farklı  $C_o$ ' lara sahip Cu(II) çözeltilerinin 50 mL'si ile her bir biyosorplayıcının 0.1 g'ı denge temas süresi boyunca 293 K, 313 K ve 333 K sıcaklıklarda 150 rpm çalkalama hızında çalkalandı. AAS ile yapılan analiz sonucunda,  $q_e$  ve  $C_e$  değerleri hesaplandıktan sonra her bir biyosorplayıcı-Cu(II) adsorpsiyonu için, değişik sıcaklıklarda elde edilen  $q_e$  değerleri  $C_e$ 'ye karşı grafiğe geçirilerek izoterm eğrileri elde edildi (Çizelge 4.44, Şekil 4.36). İzoterm modellemesi yapmak üzere, Langmuir (Denk. 2.17) ve Freundlich (Denk. 2.22) çizgisel adsorpsiyon izoterm denklemlerinde değerlendirildi (Çizelge 4.45 ve 4.46,

Şekil 4.37 – 4.39) ve izoterm sabitleri,  $R^2$  ve  $R_L$ ’ ler belirlendi (Çizelge 4.47). Belirlenen  $R^2$ ’ lerin büyüklüğünden, izoterm model tespiti yapıldı. Langmuir izoterm modeline uygunluğunun tespitinde, b-Langmuir sabitleri ile Denk. 2.29 ve Denk. 2.30 ‘ den yararlanarak,  $\Delta G^\circ$ ,  $\Delta H^\circ$  ve  $\Delta S^\circ$  termodinamik parametreleri hesaplandı (Çizelge 4.48, Şekil 4.40).

### 3.6.2.7. Desorpsiyon Çalışmaları

MS, SK ve KÇK biyosorplayıcılarının yüzeyinde tutunmuş olan Cu(II) iyonlarını geri kazanmak ve adsorpsiyon mekanizmasını daha iyi anlamak için, su ile değişik asitlik gücüne sahip HCl, CH<sub>3</sub>COOH, H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>, HNO<sub>3</sub> ve sitrik asit gibi değişik asitlik gücüne sahip desorbentlerle, desorpsiyon çalışmaları yapıldı. Bunun için; her bir biyosorplayıcının 0.1 g’ı derişimi 100 mg/L olan Cu(II) çözeltilerinde, 150 rpm çalkalama hızında, 293 K’de 5 saat boyunca çalkalamaya bırakıldı. Geçen süre sonunda, biyosorplayıcılar Cu(II) çözeltilerinden ayrılarak, saf su ile yıkanıp adsorplanmamış Cu(II) iyonlarından arındırıldıktan sonra 60 °C’ye ayarlanmış etüvde bir gece boyu kurutulmaya bırakıldı. Kurutulan Cu(II) yüklü biyosorplayıcılardan 0.1 g alınarak su ve diğer desorbentlerin 0.1 M’lık çözeltilerinin 50 mL’sine bırakılıp 293 K sıcaklığında, 150 rpm çalkalama hızında 5 saat çalkalamaya bırakıldı. AAS ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_e$  değerlerinin Denk. 3.1 ve Denk. 3.2’ de değerlendirilmesi ile  $C_a$  ve  $C_d$  değerleri hesaplandı.  $C_a$  ve  $C_d$  değerlerinin de Denk. 3.3’ de değerlendirilerek %D’ miktarları belirlendi (Çizelge 4.49, Şekil 4.41).

### 3.6.3. Pb(II) İyonları Giderim Koşullarının Optimize Edilmesi Çalışmaları

#### 3.6.3.1 pH Etkisi

Pb(II) iyonları adsorpsiyonuna pH etkisini incelemek için,  $C_o$ ’ ları 100 mg/L olan ve 0.1 M HCl ve 0.1 M NaOH ile pH 2, 3, 4, 5, 6 olacak şekilde ayarlanan Pb(II) çözeltilerinin 50 mL’si ve MS, SK ve KÇK biyosorplayıcılarının 0.1 g’ı ile 150 rpm çalkalama hızında ve 293 K sıcaklıkta çalışıldı. AAS ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri Denk. 3.1 ve Denk. 3.2’de değerlendirilerek  $q$  ve %R’ değerleri hesaplandı. pH değerlerine karşı  $q$  ve %R’ değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.50, Şekil 4.42). Şekil 4.42’ den MS, SK ve KÇK biyosorplayıcılarının maksimum Pb(II) iyonları uzaklaştırma  $pH^*$  ı olarak 5 olarak belirlendi.

### **3. MATERYAL VE METOT**

#### **3.6.3.2 Başlangıç Derişimi Etkisi**

Pb(II) iyonları adsorpsiyonuna başlangıç derişimi etkisini incelemek için, MS, SK ve KÇK biyosorplayıcılarının 0.1 g'ı ile derişimleri 5 ve 500 mg/L aralığında olan Pb(II) çözeltilerinin 50 mL'si ile 293 K'de ve 150 rpm çalkalama hızında çalışıldı. AAS ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri Denk. 3.1 ve Denk. 3.2 'de değerlendirilerek  $q$  ve  $\%R$ ' değerleri hesaplandı.  $C_o$ ' lara karşı  $q$  ve  $\%R$ ' değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.51, Şekil 4.43). Şekil 4.43' ten maksimum uzaklaştırılma Pb(II) iyonlarının  $C_o$ ' ları, MS, SK ve KÇK için sırasıyla 200, 150 ve 100 mg/L olarak belirlendi.

#### **3.6.3.3. Biyosorplayıcı Dozu Etkisi**

Pb(II) iyonları adsorpsiyonuna biyosorplayıcı dozu etkisini incelemek için, biyosorplayıcı miktarı, 0.1-1.0 g arasında alınarak her bir biyosorplayıcı-Pb(II) iyonları sistemi için belirlenen optimum başlangıç derişiminde (MS için 200, SK için 150 ve KÇK için 100 mg/L), pH'ı 5 olan çözeltilerin 50 mL'si ile 150 rpm çalkalama hızında ve 293 K'de çalışıldı. AAS ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri Denk.3.1 ve Denk. 3.2'de değerlendirilerek  $q$  ve  $\%R$ ' değerleri hesaplandı.  $m'$  lere karşı  $q$  ve  $\%R$ ' değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.52, Şekil 4.44). Şekil 4.44'ten MS, SK ve KÇK için maksimum uzaklaştırılma  $m'$  si, 0.1 gram olarak belirlendi.

#### **3.6.3.4. İyonik Şiddet (Tuz) Etkisi**

Pb(II) iyonları adsorpsiyonu üzerine tuz etkisini incelemek için, Pb(II) derişimi 100 mg/L olan 0.0, 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.6, 0.7, 0.8, 0.9, 1.0 M NaCl çözeltileri hazırlanarak, bu çözeltilerin 50 mL'sine 0.1 g biyosorplayıcı bırakıldı ve 293 K sıcaklıkta 150 rpm çalkalama hızıyla 5 saat çalkalandı. AAS ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri Denk. 3.1 ve Denk. 3.2'de değerlendirilerek  $q$  ve  $\%R$ ' değerleri hesaplandı. Tuz derişimlerine karşılık  $q$  ve  $\% R$  değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.53, Şekil 4.45).

#### **3.6.3.5. Kinetik Çalışmalar**

Sulu çözeltiden MS, SK ve KÇK biyosorplayıcıları ile Pb(II) iyonları adsorpsiyonunun kinetiğini incelemek için, biyosorplayıcıların 0.1 g'ı ile her bir biyosorplayıcı-Pb(II) iyonları sistemi için belirlenen optimum  $C_o$ ' da (MS için 200, SK için 150 ve KÇK için 100 mg/L),  $pH$ 'ı 5 olan çözeltilerin 50 mL'si ile 150 rpm çalkalama hızında 293 K, 313 K ve 333 K sıcaklıklarda çalışıldı. AAS ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri Denk. 3.1 ve Denk. 3.2'de değerlendirilerek  $q$  ve  $\%R$ ' değerleri hesaplandı. Her bir sıcaklık için, zamana karşı  $q$ ' değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.54, Şekil 4.46). Şekil 4.46' dan, MM- MS, SK ve KÇK adsorpsiyon sistemi için, denge temas süreleri sırasıyla 85, 65 ve 70 dakika olarak belirlendi. Ayrıca, kinetik modelleme yapmak üzere Çizelge 4.54' teki kinetik veriler Lagergren (Denk. 2.2), Ho-McKay (Denk. 2.5) ve Weber-Morris (Denk. 2.11) kinetik denklemlerinde değerlendirilerek (Çizelge 4.55-57) (Şekil 4.47 - 4.49), kinetik parametreler ve  $R^2$ ' ler (Çizelge 4.58) ile difüzyon hız sabitleri (Çizelge 4.59) belirlendi. Belirlenen  $R^2$ ' lerin büyüklüğünden, kinetik model tespiti yapıldı.

### 3.6.3.6. İzoterm Çalışmaları

Pb(II) iyonları biyosorpsiyonu izoterm çalışmalarında, farklı  $C_o$ ' lardaki Pb(II) çözeltilerinin 50 mL'si ile her bir biyosorplayıcının 0.1 g'ı belirlenen denge temas süresince 293 K, 313 K ve 333 K sıcaklıklarda 150 rpm çalkalama hızında çalkalandı. AAS ile yapılan analiz sonucunda,  $q_e$  ve  $C_e$  değerleri hesaplandıktan sonra her bir biyosorplayıcı-Cu(II) adsorpsiyonu için, değişik sıcaklıklarda elde edilen  $q_e$  değerleri  $C_e$ 'ye karşı grafiğe geçirilerek izoterm eğrileri elde edildi (Çizelge 4.60, Şekil 4.50). İzoterm modellemesi yapmak üzere, Langmuir (Denk. 2.17) ve Freundlich (Denk. 2.22) çizgisel adsorpsiyon izoterm denklemlerinde değerlendirildi (Çizelge 4.61 ve 4.62, Şekil 4.51 – 4.53) ve izoterm sabitleri,  $R^2$  ve  $R_L$ ' leri belirlendi (Çizelge 4.63). Belirlenen  $R^2$ ' lerin büyüklüğünden, izoterm model tespiti yapıldı. Langmuir izoterm modeline uygunluğunun tespitinde,  $b$ -Langmuir sabiti değerleri ile Denk. 2.29 ve Denk. 2.30 ' den yararlanarak,  $\Delta G^\circ$ ,  $\Delta H^\circ$  ve  $\Delta S^\circ$  termodinamik parametreleri hesaplandı (Çizelge 4.64, Şekil 4.54).

### 3.6.3.7. Desorpsiyon Çalışmaları

MS, SK ve KÇK biyosorplayıcılarının yüzeyinde tutunmuş olan Pb(II) iyonlarını geri kazanmak ve adsorpsiyon mekanizmasını daha iyi anlamak için, su ile değişik

### **3. MATERYAL VE METOT**

asitlik gücüne sahip HCl, CH<sub>3</sub>COOH, H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>, HNO<sub>3</sub> ve sitrik asit gibi değişik asitlik gücüne sahip desorbentlerle, desorpsiyon çalışmaları yapıldı. Bunun için; her bir biyosorplayıcının 0.1 g'ı derişimi 100 mg/L olan Pb(II) çözeltilerinde, 150 rpm çalkalama hızında, 293 K'de 5 saat boyunca çalkalamaya bırakıldı. Geçen süre sonunda, biyosorplayıcılar Pb(II) çözeltilerinden ayrılarak, saf su ile yıkanıp adsorplanmamış Pb(II) iyonlarından arındırıldıktan sonra 60 °C'ye ayarlanmış etüvde bir gece boyu kurutulmaya bırakıldı. Kurutulan Pb(II) yüklü biyosorplayıcılardan 0.1 g alınarak, su ve diğer desorbentlerin 0.1 M'lık çözeltilerinin 50 mL'sine bırakılıp 293 K sıcaklığında, 150 rpm çalkalama hızında 5 saat çalkalamaya bırakıldı. AAS ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_e$ ' değerlerinin Denk. 3.1 ve Denk. 3.2' de değerlendirilmesi ile  $C_a$  ve  $C_d$  miktarları hesaplandı.  $C_a$  ve  $C_d$  miktarları da Denk. 3.3' de değerlendirilerek %D' miktarları hesaplandı (Çizelge 4.65, Şekil 4.55).

#### **3.6.4. Reaktif Siyah 5 Giderim Koşullarının Optimize Edilmesi Çalışmaları**

##### **3.6.4.1. pH Etkisi**

RS 5 adsorpsiyonuna pH etkisini incelemek için, başlangıç derişimleri 100 mg/L olan ve 0.1 M HCl ve 0.1 M NaOH ile pH 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 olacak şekilde ayarlanan RS 5 çözeltilerinin 50 mL'si ve EMS, ESK ve EKÇK biyosorplayıcılarının 0.1 g'ı ile 150 rpm çalkalama hızında ve 293 K'de çalışıldı. Uv-vis spektrofotometresi ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri, Denk. 3.1 ve Denk. 3.2'de değerlendirilerek  $q$  ve %R değerleri hesaplandı. pH değerlerine karşı  $q$  ve %R değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.66, Şekil 4.56). Şekil 4.56' dan EMS, ESK ve EKÇK biyosorplayıcılarının maksimum DM 71 iyonları uzaklaştırma pH' 1, 2 olarak belirlendi.

##### **3.6.4.2. Başlangıç Derişimi Etkisi**

RS 5 adsorpsiyonuna başlangıç derişimi etkisini incelemek için, biyosorplayıcıların 0.1 g'ı ile derişimleri 5 ve 150 mg/L aralığında olan RS 5 çözeltilerinin 50 mL'si ile 293 K sıcaklıkta ve 150 rpm çalkalama hızında çalışıldı. Uv-vis spektrofotometresi ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri Denk. 3.1 ve Denk. 3.2 'de değerlendirilerek  $q$  ve %R' değerleri hesaplandı.  $C_o$ ' lara karşı  $q$  ve %R' değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.67, Şekil 4.57). Şekil 4.57' den maksimum uzaklaştırılma RS 5  $C_o$ ' ları, EMS, ESK ve EKÇK için sırasıyla 60, 50 ve 70 mg/L olarak belirlendi.

### 3.6.4.3. Biyosorplayıcı Dozu Etkisi

RS 5 adsorpsiyonuna biyosorplayıcı dozu etkisi; biyosorplayıcı miktarı, 0.1-1.0 g arasında alınarak her bir biyosorplayıcı-RS 5 adsorpsiyon sistemi için belirlenen optimum  $C_o$ ' da (EMS için 60, ESK için 50 ve EKÇK için 70 mg/L), pH'ı 2 olan çözeltilerin 50 mL'si ile 150 rpm çalkalama hızında ve 293 K sıcaklıkta çalışıldı. Uv-vis spektrofotometresi ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri Denk.3.1 ve Denk. 3.2'de değerlendirilerek  $q$  ve  $\%R$ ' değerleri hesaplandı. Biyosorplayıcı dozuna karşı  $q$  ve  $\% R$  değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.68, Şekil 4.58). Şekil 4.58' den EMS, ESK ve EKÇK için maksimum uzaklaştırılma  $m$ 'si, 0.1 gram olarak belirlendi.

### 3.6.4.4. İyonik Şiddet (Tuz) Etkisi

RS 5 adsorpsiyonu üzerine tuz etkisini incelemek için, RS 5 derişimi 100 mg/L olan 0.0, 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.6, 0.7, 0.8, 0.9, 1.0 M NaCl çözeltileri hazırlanarak, bu çözeltilerin 50 mL'sine 0.1 g biyosorplayıcı bırakıldı ve 293 K sıcaklıkta 150 rpm çalkalama hızıyla 5 saat çalkalandı. Uv-vis spektrofotometresi ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri Denk. 3.1 ve Denk. 3.2' de değerlendirilerek  $q$  ve  $\%R$ ' değerleri hesaplandı. Tuz derişimlerine karşılık  $q$  ve  $\%R$ ' değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.69, Şekil 4.59).

### 3.6.4.5 Kinetik Çalışmalar

Sulu çözeltiden EMS, ESK ve EKÇK biyosorplayıcıları ile RS 5 adsorpsiyonunun kinetiğini incelemek için, biyosorplayıcıların 0.1 g'ı ile her bir biyosorplayıcı-RS 5 adsorpsiyon sistemi için belirlenen optimum başlangıç derişiminde (EMS için 60, ESK için 50 ve EKÇK için 70 mg/L), pH'ı 2 olan çözeltilerin 50 mL'si ile 150 rpm çalkalama hızında 293 K, 313 K ve 333 K sıcaklıklarda çalışıldı. Uv-vis spektrofotometresi ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri Denk. 3.1 ve Denk. 3.2'de değerlendirilerek  $q$  ve  $\%R$ ' değerleri hesaplandı. Her bir sıcaklık için, zamana karşı  $q$ ' değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.70, Şekil 4.60). Şekil 4.60' dan, MM- MS, SK ve KÇK adsorpsiyon sistemleri için, denge temas süreleri sırasıyla 240,



### **3. MATERYAL VE METOT**

280 ve 200 dakika olarak belirlendi. Ayrıca, kinetik modelleme yapmak üzere Çizelge 4.70' deki kinetik veriler Lagergren (*Denk. 2.2*), Ho-McKay(*Denk. 2.5*) ve Weber-Morris (*Denk. 2.11*) kinetik denklemlerinde değerlendirilerek (Çizelge 4.71-4.73) (Şekil 4.61 – 4.63), kinetik parametreler ve  $R^2$ ' leri (Çizelge 4.74) ile difüzyon hız sabitleri (Çizelge 4.75) belirlendi. Belirlenen  $R^2$ ' lerin büyüklüğünden kinetik model tespiti yapıldı.

#### **3.6.4.6. İzoterm Çalışmaları**

RS 5 biyosorpsiyonu izoterm çalışmalarında, farklı  $C_o$ 'larki sahip RS 5 çözeltilerinin 50 mL'si ile her bir biyosorplayıcının 0.1 g'ı belirlenen denge temas süresince 293 K, 313 K ve 333 K sıcaklıklarda 150 rpm çalkalama hızında çalkalandı. Uv-vis spektrofotometresi ile yapılan analiz sonucunda,  $q_e$  ve  $C_e$  değerleri hesaplandıktan sonra her bir biyosorplayıcı-RS 5 adsorpsiyonu için, değişik sıcaklıklarda elde edilen  $q_e$  değerleri  $C_e$ 'ye karşı grafiğe geçirilerek izoterm eğrileri elde edildi (Çizelge 4.76, Şekil 4.64). İzoterm modellemesi yapmak üzere, Langmuir (*Denk. 2.17*) ve Freundlich (*Denk. 2.22*) çizgisel adsorpsiyon izoterm denklemlerinde değerlendirildi (Çizelge 4.77 ve 4.78, Şekil 4.65 - 4.67) ve izoterm sabitleri,  $R^2$  ve  $R_L$ ' leri belirlendi (Çizelge 4.79). Belirlenen  $R^2$ ' lerin büyüklüğünden, izoterm model tespiti yapıldı. Langmuir izoterm modeline uygunluğunun tespitinde,  $b$ -Langmuir sabitleri ile *Denk. 2.29* ve *Denk. 2.30*' den yararlanarak,  $\Delta G^\circ$ ,  $\Delta H^\circ$  ve  $\Delta S^\circ$  termodinamik parametreleri hesaplandı (Çizelge 4.80, Şekil 4.68 ).

#### **3.6.4.7. Desorpsiyon Çalışmaları**

EMS, ESK ve EKÇK biyosorplayıcılarının yüzeyinde tutunmuş olan RS 5'i geri kazanmak ve adsorpsiyon mekanizmasını daha iyi anlamak için, su ile NaOH ve NH<sub>3</sub> çeşitli bazlık gücünde desorbentlerle, desorpsiyon çalışmaları yapıldı. Bunun için; her bir biyosorplayıcının 0.1 g'ı derişimi 100 mg/L olan RS 5 çözeltilerinde, 150 rpm çalkalama hızında, 293 K'de 5 saat boyunca çalkalamaya bırakıldı. Geçen süre sonunda, biyosorplayıcılar RS 5 çözeltilerinden ayrılarak, saf su ile yıkanıp adsorplanmamış RS 5 arındırıldıktan sonra 60 °C'ye ayarlanmış etüvde bir gece boyu kurutulmaya bırakıldı. Kurutulan RS 5 yüklü biyosorplayıcılardan 0.1 g alınarak, su ile kullanılan bazik desorbentlerin 0.1 M ve 0.2 M'lık çözeltilerinin 50 mL'sine bırakılıp 293 K sıcaklıkta, 150 rpm çalkalama hızında 5 saat çalkalamaya bırakıldı. Uv-vis spektrofotometresi ile



yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_e$  değerlerinin *Denk. 3.1* ve *Denk. 3.2*' de değerlendirilmesi ile  $C_a$  ve  $C_d$  değerleri hesaplandı.  $C_a$  ve  $C_d$  değerlerinin de *Denk. 3.3*' de değerlendirilerek % $D$ ' miktarları belirlendi (Çizelge 4.81, Şekil 4.69).

### 3.6.5. Direkt mavi 71 Giderim Koşullarının Optimize Edilmesi Çalışmaları

#### 3.6.5.1. pH Etkisi

DM 71 adsorpsiyonuna pH etkisini incelemek için,  $C_o$ 'ı 100 mg/L olan ve 0.1 M HCl ve 0.1 M NaOH ile pH 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 olacak şekilde ayarlanan DM 71 çözeltilerinin 50 mL'si ve EMS, ESK ve EKÇK biyosorplayıcılarının 0.1 g'ı ile 150 rpm çalkalama hızında ve 293 K'de çalışıldı. Uv-vis spektrofotometresi ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri *Denk. 3.1* ve *Denk. 3.2*' de değerlendirilerek  $q$  ve % $R$ ' değerleri hesaplandı.  $pH$ ' değerlerine karşı  $q$  ve % $R$ ' değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.82, Şekil 4.70). Şekil 4.70' den EMS, ESK ve EKÇK biyosorplayıcılarının maksimum DM 71 uzaklaştırma  $pH$ 'ı 2 olarak belirlendi.

#### 3.6.5.2. Başlangıç Derişimi Etkisi

DM 71 adsorpsiyonuna başlangıç derişimi etkisini incelemek için, biyosorplayıcılarının 0.1 g'ı ile derişimleri 3 ve 140 mg/L aralığında olan DM 71 çözeltilerinin 50 mL'si ile 293 K'de ve 150 rpm çalkalama hızında çalışıldı. Uv-vis spektrofotometresi ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri *Denk. 3.1* ve *Denk. 3.2* 'de değerlendirilerek  $q$  ve % $R$ ' değerleri hesaplandı.  $C_o$ ' lara karşı  $q$  ve % $R$ ' değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.83, Şekil 4.71). Şekil 4.71' den maksimum uzaklaştırılma  $C_o$ ' ları, MS, SK ve KÇK için sırasıyla 30, 50 ve 25 mg/L olarak belirlendi.

#### 3.6.5.3. Biyosorplayıcı Dozu Etkisi

DM 71 adsorpsiyonuna biyosorplayıcı dozu etkisi; biyosorplayıcı miktarı, 0.1-1.0 g arasında alınarak her bir biyosorplayıcı-DM 71 sistemi için belirlenen optimum  $C_o$ ' da (EMS için 30, ESK için 50 ve EKÇK için 25 mg/L),  $pH$ 'ı 2 olan çözeltilerin 50 mL'si ile 150 rpm çalkalama hızında ve 293 K'de çalışıldı. Uv-vis spektrofotometresi ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$ ' değerleri *Denk.3.1* ve *Denk. 3.2*'de değerlendirilerek  $q$  ve % $R$ ' değerleri hesaplandı. Biyosorplayıcı dozuna karşı  $q$  ve % $R$ '

### **3. MATERYAL VE METOT**

değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.84, Şekil 4.72). Şekil 4.72' den maksimum uzaklaştırılma  $m'$  si, 0.1 gram olarak belirlendi.

#### **3.6.5.4. İyonik Şiddet (Tuz) Etkisi**

DM 71 adsorpsiyonu üzerine tuz etkisini incelemek için, DM 71 derişimi 100 mg/L olan 0.0, 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.6, 0.7, 0.8, 0.9, 1.0 M NaCl çözeltileri hazırlanarak, bu çözeltilerin 50 mL'sine 0.1 g biyosorplayıcı bırakıldı ve 293 K sıcaklıkta 150 rpm çalkalama hızıyla 5 saat çalkalandı. Uv-vis ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$ ' değerleri *Denk. 3.1* ve *Denk. 3.2*' de değerlendirilerek  $q$  ve %R' değerleri hesaplandı. Tuz derişimlerine karşılık  $q$  ve % R' değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.85, Şekil 4.73).

#### **3.6.5.5 Kinetik Çalışmalar**

Sulu çözeltiden EMS, ESK ve EKÇK biyosorplayıcıları ile DM 71 adsorpsiyonunun kinetiğini incelemek için, biyosorplayıcıların 0.1 g'ı ile her bir biyosorplayıcı-DM 71 sistemi için belirlenen optimum  $C_o$ ' larda (EMS için 30, ESK için 50 ve EKÇK için 25 mg/L), pH'ı 2 olan çözeltilerin 50 mL'si ile 150 rpm çalkalama hızında 293 K, 313 K ve 333 K sıcaklıklarda çalışıldı. Uv-vis spektrofotometresi ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_o$  ve  $C_e$  değerleri *Denk. 3.1* ve *Denk. 3.2*' de değerlendirilerek  $q$  ve % R' değerleri hesaplandı. Her bir sıcaklık için, zamana karşı  $q$  değerleri grafiğe geçirildi (Çizelge 4.86, Şekil 4.74). Şekil 4.74' ten, MM- EMS, ESK ve EKÇK adsorpsiyon sistemi için, denge temas süreleri sırasıyla 280, 240 ve 240 dakika olarak belirlendi. Ayrıca, kinetik modelleme yapmak üzere Çizelge 4.86' daki kinetik veriler, Lagergren (*Denk. 2.2*), Ho-McKay(*Denk. 2.5*) ve Weber-Morris (*Denk. 2.11*) kinetik denklemlerinde değerlendirilerek (Çizelge 4.87-4.89) (Şekil 4.75 – 4.77), kinetik parametreler ve  $R^2$  leri (Çizelge 4.90) ile difüzyon hız sabitleri (Çizelge 4.91) belirlendi. Belirlenen  $R^2$ ' lerin büyüklüğünden, kinetik model tespiti yapıldı.

#### **3.6.5.6. İzoterm Çalışmaları**

DM 71 biyosorpsiyonu izoterm çalışmalarında, farklı  $C_o$ 'lara sahip RS 5 çözeltilerinin 50 mL'si ile her bir biyosorplayıcının 0.1 g'ı denge temas süresi boyunca 293 K, 313 K ve 333 K sıcaklıklarda 150 rpm çalkalama hızında çalkalandı. Uv-vis spektrofotometresi ile yapılan analiz sonucunda,  $q_e$  ve  $C_e$ ' değerleri hesaplandıktan

sonra her bir biyosorplayıcı-DM 71 adsorpsiyonu için, değişik sıcaklıklarda elde edilen  $q_e$  değerleri  $C_e$  ye karşı grafiğe geçirilerek izoterm eğrileri elde edildi (Çizelge 4.92, Şekil 4.78). İzoterm modellemesi yapmak üzere, Langmuir (Denk. 2.17) ve Freundlich (Denk. 2.22) çizgisel adsorpsiyon izoterm denklemlerinde değerlendirildi (Çizelge 4.93 ve 4.94, Şekil 4.79 – 4.81) ve izoterm sabitleri,  $R^2$  ve  $R_L$  leri belirlendi (Çizelge 4.95). Belirlenen  $R^2$  lerin büyüklüğünden, izoterm model tespiti yapıldı. Langmuir izoterm modeline uygunluğunun tespitinde,  $b$ -Langmuir sabitleri ile Denk. 2.29 ve Denk. 2.30 ‘ dan yararlanarak,  $\Delta G^\circ$ ,  $\Delta H^\circ$  ve  $\Delta S^\circ$  termodinamik parametreleri hesaplandı (Çizelge 4.96, Şekil 4.82).

### 3.6.5.7. Desorpsiyon Çalışmaları

EMS, ESK ve EKÇK biyosorplayıcılarının yüzeyinde tutunmuş olan DM 71’i geri kazanmak ve adsorpsiyon mekanizmasını daha iyi anlamak için, su ile NaOH ve  $\text{NH}_3$  çeşitli bazlık gücünde desorbentlerle, desorpsiyon çalışmaları yapıldı. Bunun için, her bir biyosorplayıcının 0.1 g’ı derişimi 100 mg/L olan DM 71 çözeltilerinde, 150 rpm çalkalama hızında, 293 K’de 5 saat boyunca çalkalamaya bırakıldı. Geçen süre sonunda, biyosorplayıcılar DM 71 çözeltilerinden ayrılarak, saf su ile yıkanıp adsorplanmamış DM 71 arındırıldıktan sonra 60 °C’ye ayarlanmış etüvde bir gece boyu kurutulmaya bırakıldı. Kurutulan DM 71 yüklü biyosorplayıcılardan 0.1 g alınarak, su ile kullanılan bazik desorbentlerin 0.1 M ve 0.2 M’lık çözeltilerinin 50 mL’sine bırakılıp 293 K sıcaklığında, 150 rpm çalkalama hızında 5 saat çalkalamaya bırakıldı. Uv-vis spektrofotometresi ile yapılan analiz sonucunda elde edilen  $C_e$  değerlerinin Denk. 3.1 ve Denk. 3.2’ de değerlendirilmesi ile  $C_a$  ve  $C_d$ ’ değerleri hesaplandı.  $C_a$  ve  $C_d$ ’ değerlerinin de Denk. 3.3’ de değerlendirilerek %D miktarları hesaplandı (Çizelge 4.97, Şekil 4.83).



## 4. ARAŞTIRMA BULGULARI

### 4.1. Çizelge ve Şekiller

Çizelge 4.1. MS ve MM adsorpsiyonu sonrası MS' ye ilişkin FTIR spektrum verileri		
Adsorpsiyon öncesi	Adsorpsiyon sonrası	Frekans değerleri
3331.31	-	-OH grupları
2315.78	-	- C≡N gerilmesi
2000.75	-	C=C bağları
1732.44	-	C=O gerilmesi
1598.98	1598.69	-NH <sub>2</sub> ve -NH eğilmesi
1417.39	1329.95	C-O-H, C-C-H, -NH gerilmeleri
1240.46	-	C-N gerilmesi
1009.20	1009.46	C-O, C-H gerilmeleri

Çizelge 4.2. SK ve MM adsorpsiyonu sonrası SK' ya ilişkin FTIR spektrum verileri		
Adsorpsiyon öncesi	Adsorpsiyon sonrası	Frekans değerleri
3281.05	3338.61	-OH grupları
2169.60	-	- C≡N gerilmesi
2024.46	-	C=C bağları
1729.17	1730.82	C=O gerilmesi
1627.54	1598.80	C=O gerilmesi
-	1326.97	C-N gerilmesi
1025.23	-	C-O gerilmesi

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.3.** KÇK ve MM adsorpsiyonu sonrası KÇK' ya ilişkin FTIR spektrum verileri.

Adsorpsiyon öncesi	Adsorpsiyon sonrası	Frekans değerleri
3335.54	3323.53	-OH grupları
2924.58	2922.73	Alifatik C-H grupları
-	2019.34	Alifatik C-H grupları
1740	1737.04	C=O gerilmesi
1631.51	1597.88	C=O gerilmesi
1509	1506.29	-NH <sub>2</sub> ve -NH eğilmesi
1420.67	1386.89	-C(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> , -C(CH <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> grupları
-	1329.71	Asitlerin C-O bağları
1262.88	1245.63	C-N gerilmesi
1022.47	884.76	C-O gerilmesi

**Çizelge 4.4.** MS ve Cu (II) adsorpsiyonu sonrası MS' ye ilişkin FTIR spektrum verileri.

Adsorpsiyon öncesi	Adsorpsiyon sonrası	Frekans değerleri
3331.31	-	-OH grupları
2315.78	-	- C≡N gerilmesi
2000.75	2057	C=C bağları
1732.44	-	C=O gerilmesi
1598.98	1603	-NH <sub>2</sub> grupları ve -NH eğilmesi
1417.39	1319	C-O-H, C-C-H, -NH gerilmeleri
1240.46	-	C-N gerilmesi
1009.20	1005	C-O gerilmesi

**Çizelge 4.5.** SK ve Cu (II) adsorpsiyonu sonrası SK' ya ilişkin FTIR spektrum verileri.

Adsorpsiyon öncesi	Adsorpsiyon sonrası	Frekans değerleri
3281.05	-	-OH grupları
2169.60	2161.10	- C≡N gerilmesi
2024.46	2048.02	C=C bağları
1729.17	1728.83	C=O gerilmesi
1627.54	1627.28	C=O gerilmesi
1025.23	1009.37	C-O gerilmesi

**Çizelge 4.6.** KÇK ve Cu (II) adsorpsiyonu sonrası KÇK' ya ilişkin FTIR spektrum verileri.

Adsorpsiyon öncesi	Adsorpsiyon sonrası	Frekans değerleri
3335.54	3319.09	-OH grupları
1740	-	Asitlerin C=O gerilmesi
1631.51	1646.08	Asitlerin C=O gerilmesi
1509	1506.43	-NH <sub>2</sub> grupları ve - NH eğilmesi
1420.67	1418.46	-C(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> , -C(CH <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> grupları
1262.88	1264.86	C-N gerilmesi
1022.47	1023.16	C-O gerilmesi

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.7.** MS ve Pb (II) adsorpsiyonu sonrası MS' ye ilişkin FTIR spektrum verileri.

Adsorpsiyon öncesi	Adsorpsiyon sonrası	Frekans değerleri
3331.31	-	-OH grupları
2315.78	2024	- C≡N gerilmesi
2000.75	-	C=C bağları
1732.44	1731	C=O gerilmesi
1598.98	1578	-NH <sub>2</sub> grupları ve - NH eğilmesi
1417.39	-	C-O-H, C-C-H, -NH gerilmeleri
1240.46	-	C-N gerilmesi
1009.20	1000	C-O gerilmesi

**Çizelge 4.8.** SK ve Pb (II) adsorpsiyonu sonrası SK' ya ilişkin FTIR spektrum verileri.

Adsorpsiyon öncesi	Adsorpsiyon sonrası	Frekans değerleri
3281.05	3302.43	-OH grupları
2169.60	-	- C≡N gerilmesi
2024.46	2004.66	C=C bağları
1729.17	-	C=O gerilmesi
1627.54	1634.83	C=O gerilmesi
1025.23	1008.05	C-O, C-H gerilmeleri



**Çizelge 4.9.** KÇK ve Pb (II) adsorpsiyonu sonrası KÇK' ya ilişkin FTIR spektrum verileri.

Adsorpsiyon öncesi	Adsorpsiyon sonrası	Frekans değerleri
3335.54	3319.75	-OH grupları
1740	1737.13	C=O gerilmesi
1631.51	1646.37	C=O gerilmesi
1509	1509.59	-NH <sub>2</sub> ve -NH eğilmesi
1420.67	1386.89	C-O-H, C-C-H, -NH gerilmeleri
1262.88	1231.02	C-N gerilmesi
1022.47	1030.39	C-O, C-H gerilmeleri

**Çizelge 4.10.** EMS ve RS 5 adsorpsiyonu sonrası EMS' ye ilişkin FTIR spektrum verileri.

Adsorpsiyon öncesi	Adsorpsiyon sonrası	Frekans değerleri
3338	3289	-OH grupları
2155	-	- C≡N gerilmesi
1732	-	C=O gerilmesi
1630	1632	C=O gerilmesi
1232	-	C-N gerilmesi
1018	1021	C-O gerilmesi

**Çizelge 4.11.** ESK ve RS 5 adsorpsiyonu sonrası ESK' ya ilişkin FTIR spektrum verileri.

Adsorpsiyon öncesi	Adsorpsiyon sonrası	Frekans değerleri
3273	3276	-OH grupları
2173	-	Alifatik C-H grupları
2109	2035	Alifatik C-H grupları
1633	1628	C=O gerilmesi
1516	1514	-NH <sub>2</sub> ve -NH eğilmesi
1018	1006	C-O gerilmesi

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.12.** EKÇK ve RS 5 adsorpsiyonu sonrası EKÇK' ye ilişkin FTIR spektrum verileri.

Adsorpsiyon öncesi	Adsorpsiyon sonrası	Frekans değerleri
3336	3334	-OH grupları
2049	2036	Alifatik C-H grupları
1645	-	C=O gerilmesi
1506	1506	-NH <sub>2</sub> ve -NH eğilmesi
1454	-	C=O gerilmesi
1264	1263	C-N gerilmesi
1025	1030	C-O-H, C-C-H, -NH gerilmeleri

**Çizelge 4.13.** EMS ve DM 71 adsorpsiyonu sonrası EMS' ye ilişkin FTIR spektrum verileri.

Adsorpsiyon öncesi	Adsorpsiyon sonrası	Frekans değerleri
3338	3332	-OH grupları
2155	2160	- C≡N gerilmesi
-	1983	C=C bağları
1732	-	C=O gerilmesi
1630	1633	C=O gerilmesi
1232	-	C-N gerilmesi
1018	1019	C-O-H, C-C-H, -NH gerilmeleri

**Çizelge 4.14.** ESK ve DM 71 adsorpsiyonu sonrası ESK' ya ilişkin FTIR spektrum verileri.

Adsorpsiyon öncesi	Adsorpsiyon sonrası	Frekans değerleri
3273	3331	-OH grupları
2173	2923	Alifatik C-H grupları
2109	2163	Alifatik C-H grupları
1633	1634	C=O gerilmesi
1516	-	-NH <sub>2</sub> ve -NH eğilmesi
1018	1014	C-O, C-H gerilmeleri

**Çizelge 4.15.** EKÇK ve DM 71 adsorpsiyonu sonrası EKÇK' ye ilişkin FTIR spektrum verileri.

Adsorpsiyon öncesi	Adsorpsiyon sonrası	Frekans değerleri
3336	3334	-OH grupları
2049	2170	Alifatik C-H grupları
1645	1593	C=O gerilmesi
1506	1505	-NH <sub>2</sub> ve -NH eğilmesi
1454	1452	-C(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> , -C(CH <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> grupları
1264	1263	C-N gerilmesi
1025	1026	C-O-H, C-C-H, -NH gerilmeleri

**Çizelge 4.16.** MS, SK ve KÇK' ya ilişkin Boehm titrasyon sonuçları.

	Fenol (meq g <sup>-1</sup> )	Lakton (meq g <sup>-1</sup> )	Karboksil (meq g <sup>-1</sup> )	Toplam asidik grup (meq g <sup>-1</sup> )
<b>MS</b>	0.0840	0.1742	0.8644	1.1226
<b>SK</b>	0.0105	0.0963	0.9375	1.0443
<b>KÇK</b>	0.0243	0.1504	0.3391	0.5138

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.17.** MS, SK, KÇK, EMS, ESK ve EKÇK' için  $pH_{SYN}$ ' nin belirlenmesine ilişkin veriler.

	MS	SK	KÇK	EMS	ESK	EKÇK
$pH_i$	$pH_s$	$pH_s$	$pH_s$	$pH_s$	$pH_s$	$pH_s$
2	-0.35	-0.49	0.09	-0.26	0.17	-0.05
3	-1.13	-2.05	0.58	0.05	0.19	0.12
4	-2.08	-2.11	1.16	0.65	0.81	0.73
5	-1.26	-1.34	1.16	1.59	1.69	1.64
6	-0.31	-0.23	0.58	2.59	2.68	2.63
7	0.69	0.72	-0.16	3.57	3.52	3.54
8	1.69	1.52	-1.03	4.53	4.44	4.48
9	2.70	2.60	-1.95	5.46	4.63	5.04
10	3.69	3.70	-2.52	6.01	4.50	5.25
11				3.94	2.43	3.18

**Çizelge 4.18.** MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonu üzerine pH etkisine ilişkin veriler.

pH	MS		SK		KÇK	
	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R
2	10.36	20.72	6.72	13.44	3.19	6.38
3	18.56	37.12	12.56	25.12	8.26	16.52
4	24.21	48.42	20.96	41.92	15.44	30.88
5	32.34	64.68	30.42	60.84	18.56	37.12
6	37.60	75.20	36.52	73.04	22.02	44.04
7	41.12	82.24	38.82	77.64	25.26	50.52
8	40.92	82.64	38.83	77.66	25.32	50.64
9	41.34	82.68	38.84	77.68	25.35	50.7
10	41.42	82.84	38.85	77.70	24.98	49.96

**Çizelge 4.19.** MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonu üzerine başlangıç derişimi etkisine ilişkin veriler.

$C_0$ (mg/L)	MS		$C_0$ (mg/L)	SK		$C_0$ (mg/L)	KÇK	
	q (mg/g)	%R		q (mg/g)	%R		q (mg/g)	%R
20	9.75	97.5	25	11.98	95.84	25	10.46	83.68
40	18.42	92.1	50	23.02	92.08	50	17.61	70.44
60	25.55	85.17	75	33.32	88.86	75	21.35	56.93
80	32.98	82.45	100	42.86	85.72	100	23.54	47.08
100	40.42	78.52	150	59.32	79.09	150	24.8	33.07
150	58.66	72.08	200	70.45	70.45	200	25.3	25.3
200	68.47	65.47	250	72.02	57.62	250	25.4	20.32
250	78.49	60.79	300	73.25	48.83	300	25.9	17.27
300	85.12	54.75	400	74.16	42.38	350	25.7	14.44
350	87.58	50				400	25.6	12.8
400	89.42	44.71						

**Çizelge 4.20.** MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonu üzerine biyosorplayıcı dozu etkisine ilişkin veriler.

m (g/50mL)	MS		SK		KÇK	
	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R
0.1	79.00	53.63	35.28	70.56	27.71	27.71
0.2	64.00	63.35	18.75	75.00	24.77	49.54
0.3	52.00	72.83	13.17	79.02	21.50	64.50
0.4	40.00	80.96	10.25	82.00	18.85	75.40
0.5	30.40	88.56	8.50	85.00	16.24	81.20
0.6	20.00	92.76	7.33	87.96	13.45	89.75
0.7	12.90	94.87	6.50	91.00	12.30	91.26
0.8	10.00	96.48	5.99	95.84	10.85	95.52
0.9	8.00	96.78	5.44	97.82	10.52	96.36
1.0	7.10	97.12	4.92	98.36	10.39	97.65

**Çizelge 4.21.** MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonu üzerine iyonik şiddet etkisine ilişkin veriler.

C <sub>NaCl</sub> (mol/L)	MS		SK		KÇK	
	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R
0.0	44.08	88.16	30.86	61.72	25.55	51.11
0.1	34.37	68.74	20.12	40.24	18.30	36.60
0.2	24.44	48.88	16.89	33.78	14.90	29.80
0.3	15.77	31.54	13.40	26.80	11.70	23.40
0.4	8.47	16.94	10.56	21.12	7.15	14.30
0.5	6.26	12.52	6.10	12.20	4.20	8.40
0.6	5.12	10.24	4.98	9.96	3.96	7.92
0.7	4.24	8.48	3.42	6.84	3.15	6.30
0.8	3.52	7.04	2.34	4.68	2.22	4.44
0.9	2.89	5.78	2.30	4.60	2.10	4.20
1.0	2.86	5.72	2.28	4.56	1.99	3.98

**Çizelge 4.22.** Değişik sıcaklıklarda. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin kinetik veriler.

t (dak)	MS			SK			KÇK		
	293 K	313 K	333 K	293 K	313 K	333 K	293 K	313 K	333 K
5	6.50	23.40	29.60	14.75	12.04	13.05	2.01	3.62	3.45
10	15.41	31.00	40.00	24.36	21.73	24.28	4.36	8.30	9.50
20	25.53	41.88	52.00	37.50	36.99	36.48	11.84	13.14	13.60
40	39.30	52.00	63.82	48.75	45.75	47.16	15.00	16.20	18.80
80	52.60	67.59	74.50	68.80	60.19	49.68	16.80	19.70	23.50
120	61.90	79.21	84.76	72.45	62.74	49.67	17.89	23.70	29.70
160	68.23	86.60	92.51	72.46	62.75	49.69	18.50	26.80	35.20
200	73.60	91.30	96.40	72.50	62.75	49.70	18.52	29.78	37.50
240	77.80	95.40	101.70	72.48	62.78	49.72	18.59	30.30	37.60
280	80.60	97.80	104.00	72.51	62.74	49.75	18.58	30.65	37.80
320	82.93	98.90	104.47	72.52	62.77	49.70	18.60	30.65	37.60
360	83.20	99.50	105.20	72.49	62.79	49.71	18.61	30.70	38.00
400	83.45	98.89	106.40	72.53	62.82	49.72	18.62	30.69	38.20
440	83.40	99.50	107.60	72.49	62.80	49.71	18.60	30.70	38.80
480	83.50	98.90	107.00	72.50	62.79	49.72	18.61	30.70	38.80

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.23.** Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Lagergren denkleminde değerlendirilmesi.

Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	t (dak)	log (qe-q)	t (dak)	log (qe-q)	t (dak)	log (qe-q)
MS	5	1.8028	5	1.8785	5	1.8887
	10	1.7795	10	1.8325	10	1.8261
	20	1.7284	20	1.7568	20	1.7404
	40	1.6457	40	1.6721	40	1.6353
	80	1.5198	80	1.4971	80	1.5119
	120	1.3919	120	1.2665	120	1.3471
	160	1.2681	160	1.0934	160	1.1611
	200	1.0414	200	0.8865	200	1.0253
	240	0.8768	240	0.5563	240	0.4771
SK	5	1.7616	5	1.7051	5	1.5638
	10	1.6825	10	1.6130	10	1.4048
	20	1.5441	20	1.4520	20	1.0710
	40	1.2700	40	1.1420	40	0.4014
	80	0.5682	80	0.4082		
KÇK	5	1.234	5	1.4326	5	1.4901
	10	1.1523	10	1.369	10	1.4476
	20	0.9790	20	1.2260	20	1.3747
	40	0.7860	40	1.0800	40	1.3107
	80	0.6070	80	0.9400	80	1.2279
	120	0.2455	120	0.6200	120	1.0645

**Çizelge 4.24.** Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Ho-McKay denkleminde değerlendirilmesi.

Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	t (dak)	t/q	t (dak)	t/q	t (dak)	t/q
MS	5	1.0400	5	0.3900	5	0.2200
	10	1.1200	10	0.4400	10	0.2500
	20	1.2121	20	0.5400	20	0.3846
	40	1.5522	40	0.7692	40	0.6268
	80	2.0400	80	1.1000	80	0.9900
	120	2.5400	120	1.4500	120	1.4158
	160	2.9900	160	1.8476	160	1.7295
	200	3.3898	200	2.1906	200	2.0747
	240	3.8418	240	2.5157	240	2.3599
	280	4.2700	280	2.8630	280	3.0769
SK	5	0.3390	5	0.4153	5	0.3600
	10	0.4105	10	0.4602	10	0.4119
	20	0.5333	20	0.5810	20	0.5570
	40	0.7570	40	0.8470	40	0.8482
	80	1.1628	80	1.3291		
KÇK	5	2.4876	5	1.3812	5	0.6711
	10	2.2936	10	1.2048	10	1.0526
	20	2.5000	20	1.5221	20	1.4706
	40	2.5338	40	1.8519	40	1.5957
	80	2.6667	80	2.0305	80	1.7021
	120	3.5714	120	2.5316	120	2.0202

**Çizelge 4.25.** Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Weber-Morris denkleminde değerlendirilmesi.

Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	$t^{1/2}$ (dak <sup>1/2</sup> )	q	$t^{1/2}$ (dak <sup>1/2</sup> )	q	$t^{1/2}$ (dak <sup>1/2</sup> )	q
MS	2.2361	6.50	2.2361	23.40	2.2361	29.60
	3.1623	15.41	3.1623	31.00	3.1623	40.00
	4.4721	25.53	4.4721	41.88	4.4721	52.00
	6.3246	39.30	6.3246	52.00	6.3246	63.82
	8.9443	52.60	8.9443	67.59	8.9443	74.50
	10.9545	61.90	10.9545	79.21	10.9545	84.76
	12.6491	68.23	12.6491	86.60	12.6491	92.51
	14.1421	73.60	14.1421	91.30	14.1421	96.40
	15.4919	77.80	15.4919	95.40	15.4919	101.70
	16.7332	80.60	16.7332	97.80	16.7332	104.00
	17.8885	82.93	17.8885	98.90	17.8885	104.47
	18.9737	83.20	18.9737	99.50	18.9737	105.20
	20	83.45	20	98.89	20	106.40
	20.9762	83.40	20.9762	99.50	20.9762	107.60
	21.9089	83.50	21.9089	98.90	21.9089	107.00
SK	2.2361	14.75	2.2361	12.04	2.2361	13.05
	3.1623	24.36	3.1623	21.73	3.1623	24.28
	4.4721	37.50	4.4721	36.99	4.4721	36.48
	6.3246	48.75	6.3246	45.75	6.3246	47.16
	8.9443	68.80	8.9443	60.19	8.9443	49.68
	10.9545	72.45	10.9545	62.74	10.9545	49.67
	12.6491	72.46	12.6491	62.75	12.6491	49.69
	14.1421	72.50	14.1421	62.75	14.1421	49.70
	15.4919	72.48	15.4919	62.78	15.4919	49.72
	16.7332	72.51	16.7332	62.74	16.7332	49.75
	17.8885	72.52	17.8885	62.77	17.8885	49.70
	18.9737	72.49	18.9737	62.79	18.9737	49.71
	20	72.53	20	62.82	20	49.72
	20.9762	72.49	20.9762	62.80	20.9762	49.71
	21.9089	72.50	21.9089	62.79	21.9089	49.72
KÇK	2.2361	2.01	2.2361	3.62	2.2361	3.45
	3.1623	4.36	3.1623	8.30	3.1623	9.50
	4.4721	11.84	4.4721	13.14	4.4721	13.60
	6.3246	15.00	6.3246	16.20	6.3246	18.80
	8.9443	16.80	8.9443	19.70	8.9443	23.50
	10.9545	17.89	10.9545	23.70	10.9545	29.70
	12.6491	18.50	12.6491	26.80	12.6491	35.20
	14.1421	18.52	14.1421	29.78	14.1421	37.50
	15.4919	18.59	15.4919	30.30	15.4919	37.60
	16.7332	18.58	16.7332	30.65	16.7332	37.80
	17.8885	18.60	17.8885	30.65	17.8885	37.60
	18.9737	18.61	18.9737	30.70	18.9737	38.00
	20	18.62	20	30.69	20	38.20
	20.9762	18.60	20.9762	30.70	20.9762	38.80
	21.9089	18.61	21.9089	30.70	21.9089	38.80

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.26.** Değişik sıcaklıklarda MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin kinetik parametreler

Adsorplayıcı	T (K)	$q_{e,exp}$ (mg/g)	Lagergren			Ho-McKay		
			$q_{e,cal}$ (mg/g)	$k_{ads,1}$ (dak <sup>-1</sup> )	$R^2$	$q_{e,cal}$ (mg/g)	$k_{ads,2} \cdot 10^4$ (g/mgdak)	$R^2$
MS	293	83	71.68	0.0101	0.9612	83.33	1.44	0.9998
	313	99	78.87	0.0122	0.9920	106.53	2.89	0.9989
	333	107	75.34	0.0108	0.9913	111.11	3.46	0.9977
SK	293	72.50	71.73	0.0364	0.9978	91.74	3.92	0.9966
	313	62.75	62.59	0.0402	0.9994	81.30	4.40	0.9987
	333	49.70	49.36	0.0767	0.9999	70.92	7.12	0.9985
KÇK	293	18.50	21.44	0.0240	0.9998	51.02	1.80	0.8737
	313	30.70	32.87	0.0332	0.9990	42.92	4.88	0.9591
	333	38	36.93	0.0421	0.9996	45.05	6.10	0.8811

**Çizelge 4.27.** Değişik sıcaklıklarda MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin difüzyon hız sabitleri.

Adsorplayıcı	T(K)	$k_{id,1}$ (mg/gdak <sup>1/2</sup> )	$C_1$	$k_{id,2}$ (mg/gdak <sup>1/2</sup> )	$C_2$	$k_{id,3}$ (mg/gdak <sup>1/2</sup> )	$C_3$
MS	293	6.1842	2.7439	4.6883	9.7227	0.3805	78.0777
	313	7.7264	9.0231	3.6719	21.7102	0.4076	74.8242
	333	9.1617	11.0279	3.6723	45.0190	0.4985	96.3549
SK	293	10.0321	0.3444	7.6535	7.3644	0.0054	72.4004
	313	11.6506	5.1128	5.5121	10.8803	0.0003	62.7484
	333	9.3144	5.1749	0.9619	41.0761	0.0016	49.6657
KÇK	293	2.7791	4.4282	1.1082	8.0617	0.0132	18.3673
	313	3.6952	2.3854	2.7134	3.5836	0.1272	28.4547
	333	7.7590	0.9345	3.7590	6.7756	0.0905	36.4920



**Çizelge 4.28.** Değişik sıcaklıklarda. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verileri.

Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	C <sub>e</sub> (mg/L)	q <sub>e</sub> (mg/g)	C <sub>e</sub> (mg/L)	q <sub>e</sub> (mg/g)	C <sub>e</sub> (mg/L)	q <sub>e</sub> (mg/g)
MS	4.8239	7.58	8.7277	10.0000	9.3325	14.1254
	9.2024	13.18	9.1812	12.4112	13.406	18.1970
	12.4911	16.26	11.4578	14.4544	17.7705	32.0000
	17.8731	22.38	16.4513	19.5353	24.0215	44.1203
	33.5120	34.67	21.6870	34.0000	29.4985	58.4136
	42.8253	44.67	31.5065	51.1010	40.8000	71.2662
	73.2150	72.12	45.3000	72.0003	57.2664	96.1642
	107.0040	97.01	60.7000	94.2021	79.0315	131.4212
	148.3543	121.16	89.6000	128.1616	117.4627	160.5321
	206.4643	138.00	143.5000	157.0842	150.5567	179.3600
	252.4779	153.11	202.8150	170.7362	199.6000	194.9845
	322.4779	164.99	246.7175	183.1000	274.4732	221.0101
	369.7312	171.8241	312.9680	196.0000	347.2162	239.0001
	SK	4.8	24.87	6.5	13	8.615
7		29.79	9.26	17.98	14.146	22.82
11.034		40.87	14.16	24.19	18.619	27.38
15.4		50.66	18.4	29.47	22.5656	32.24
19.6793		56.5497	23.6	33.10	27.8722	37.30
23.8		62.14	30.9	40.00	40.7733	44.81
30		71.94	39.1	46.00	47.5	49.10
41.1		78.80	46.5	51.20	56.22	51.10
52.6		88.00	61.951	55.81	73	56.59
69.9		91.37	75	59.52	83.42	58.75
86.6768		96.43	90.7885	64.39	100.7	62.55
106		96.01	118.75	67.09	126.75	64.67
121.2		98.93	130.1212	69.21	142.78	66.72
138.5		98.60	143	70.79	157.38	68.45
154.9	98.60	162	72.65	169.4	68.60	
KÇK	0.74	1.63	2.24	1.38	3.46	3.12
	4.46	3.77	4.12	2.94	6.32	6.7
	7.92	6.04	6.62	6.69	7.56	9.52
	14.36	8.5	11.02	9.49	13.36	16.76
	18.32	10.84	15.4	12.7	17.42	20.58
	24.8	12.44	19.04	15.48	23.84	26.86
	32.3	15.4	23.34	18.33	32.9	34.8
	41	18.2	36.98	23	44.5	40.77
	60	20.8	49.5	26.5	56.52	42.46
	78.94	21.8	61.86	29.07	72.44	44.7
	95.46	22.27	80.4	31.4	89.6	44.86
	115.46	22.27	101.9	31.6	107.82	45
	132.08	22.4	118.96	31.6	124.93	45
	150.82	22.4	136.14	31.93	148.32	45.3
174.2	22.9	164.72	31.6	162.75	45.5	

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

<b>Çizelge 4.29.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verilerinin çizgisel Langmuir denkleminde değerlendirilmesi						
Adsorplatıcı	293 K		313 K		333 K	
	$C_e$	$C_e/q_e$	$C_e$	$C_e/q_e$	$C_e$	$C_e/q_e$
<b>MS</b>	4.8239	0.72	8.7277	0.54	9.3325	0.43
	9.2024	0.75	9.1812	0.57	13.406	0.45
	12.4911	0.77	11.4578	0.60	17.7705	0.49
	17.8731	0.80	16.4513	0.62	24.0215	0.51
	33.5120	0.85	21.6870	0.61	29.4985	0.53
	42.8253	0.88	31.5065	0.65	40.8000	0.58
	73.2150	0.96	45.3000	0.68	57.2664	0.62
	107.0040	1.10	60.7000	0.75	79.0315	0.71
	148.3543	1.23	89.6000	0.84	117.4627	0.80
	206.4643	1.50	143.5000	0.97	150.5567	0.90
	252.4779	1.65	202.8150	1.13	199.6000	1.02
	322.4779	1.91	246.7175	1.35	274.4732	1.24
	369.7312	2.15	312.9680	1.50	347.2162	1.38
<b>SK</b>	4.8	0.193	6.5	0.5	8.615	0.55
	7	0.235	9.26	0.515	14.146	0.62
	11.034	0.27	14.16	0.5854	18.619	0.68
	15.4	0.304	18.4	0.6244	22.5656	0.7
	19.6793	0.348	23.6	0.713	27.8722	0.7472
	23.8	0.383	30.9	0.7725	40.7733	0.91
	30	0.417	39.1	0.85	47.5	0.9674
	41.1	0.5216	46.5	0.9082	56.22	1.1
	52.6	0.5977	61.951	1.11	73	1.29
	69.9	0.765	75	1.26	83.42	1.42
	86.6768	0.93	90.7885	1.41	100.7	1.61
	106	1.104	118.75	1.77	126.75	1.96
	121.2	1.223	130.1212	1.88	142.78	2.14
	138.5	1.4047	143	2.02	157.38	2.2992
154.9	1.571	162	2.23	169.4	2.46	
<b>KÇK</b>	0.74	0.91	2.24	0.84	3.46	0.47
	4.46	1.18	4.12	0.84	6.32	0.62
	7.92	1.31	6.62	0.99	7.56	0.65
	14.36	1.48	11.02	1.08	13.36	0.7
	18.32	1.69	15.4	1.22	17.42	0.76
	24.8	1.8	19.04	1.23	23.84	0.89
	32.3	2.1	23.34	1.27	32.9	1.01
	41	2.35	36.98	1.61	44.5	1.27
	60	3.13	49.5	1.97	56.52	1.47
	78.94	3.93	61.86	2.3	72.44	1.8
	95.46	4.47	80.4	2.78	89.6	2.1
	115.46	5.28	101.9	3.32	107.82	2.5
	132.08	5.9	118.96	3.76	124.93	2.81
	150.82	6.73	136.14	4.26	148.32	3.27
174.2	7.61	164.72	4.95	162.75	3.5	

**Çizelge 4.30.** Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verilerinin çizgisel Freundlich denkleminde değerlendirilmesi.

Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	log C <sub>e</sub>	log q <sub>e</sub>	log C <sub>e</sub>	log q <sub>e</sub>	log C <sub>e</sub>	log q <sub>e</sub>
MS	0.6834	0.8797	0.9409	1	0.9699	1.15
	0.9639	1.1199	0.9629	1.0938	1.1273	1.30
	1.0966	1.2111	1.0591	1.1600	1.2497	1.5051
	1.2522	1.3499	1.2162	1.2908	1.3806	1.6446
	1.5252	1.5400	1.3362	1.5315	1.4698	1.7665
	1.6317	1.6500	1.4984	1.70845	1.6107	1.8529
	1.8646	1.8581	1.6561	1.8573	1.7579	1.9830
	2.0294	1.9868	1.7832	1.9741	1.8978	2.1187
	2.1713	2.0834	1.9523	2.1078	2.0699	2.2056
	2.3148	2.1399	2.1569	2.1961	2.1777	2.2537
	2.4022	2.1850	2.3071	2.2323	2.3002	2.2900
	2.5085	2.2175	2.3922	2.2627	2.4385	2.3444
	2.5679	2.2351	2.4955	2.2923	2.5406	2.3784
	SK	0.6812	1.3957	0.8129	1.1139	0.9353
0.8451		1.4741	0.9666	1.2548	1.1506	1.3538
1.0427		1.7047	1.1511	1.3836	1.2699	1.4347
1.1875		1.7524	1.2648	1.4694	1.3534	1.5084
1.2940		1.7934	1.3729	1.5198	1.4452	1.5717
1.3766		1.8570	1.4899	1.6021	1.6104	1.6514
1.4771		1.8965	1.5922	1.6628	1.6767	1.6911
1.6138		1.9445	1.6675	1.7093	1.7499	1.7084
1.7209		1.9608	1.7920	1.7467	1.8633	1.7527
1.8445		1.9842	1.8751	1.7747	1.9213	1.7690
1.9379		1.9823	1.9580	1.8088	2.003	1.7962
2.0253		1.9823	2.0746	1.8267	2.1029	1.8107
2.0835		1.9953	2.1143	1.8402	2.1547	1.8243
2.1414		1.9939	2.1553	1.8499	2.1969	1.8354
2.19005	1.9939	2.2095	1.8612	2.2289	1.8363	
KÇK	0.13	0.21	0.5	0.14	0.54	0.49
	0.65	0.58	0.61	0.47	0.8	0.83
	0.9	0.78	0.82	0.83	0.88	0.98
	1.16	0.93	1.04	0.98	1.13	1.22
	1.26	1.04	1.19	1.1	1.24	1.31
	1.39	1.09	1.28	1.19	1.38	1.43
	1.51	1.19	1.37	1.26	1.52	1.54
	1.61	1.26	1.57	1.36	1.65	1.61
	1.78	1.32	1.69	1.42	1.75	1.63
	1.9	1.34	1.79	1.46	1.86	1.65
	1.98	1.35	1.91	1.5	1.95	1.65
	2.06	1.35	2.01	1.5	2.03	1.65
	2.12	1.35	2.08	1.5	2.1	1.65
	2.18	1.35	2.13	1.5	2.17	1.66
2.24	1.35	2.22	1.5	2.21	1.66	

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.31.** Değişik sıcaklıklarda MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin izoterm sabitleri.

İzoterm	Parametre	T(K)	MS	SK	KÇK
Langmuir	$q_m$ (mg/g)	293	303.03	111.11	26.32
		313	357.14	89.29	41.84
		333	400.00	83.33	57.14
	b (L/mg)	293	0.0041	0.0573	0.0448
		313	0.0049	0.0397	0.0264
		333	0.0051	0.0267	0.0301
	$R_L$	293	0.4496	0.0803	0.1825
		313	0.4319	0.1119	0.2747
		333	0.3971	0.1577	0.2494
	$R^2$	293	0.9809	0.9991	0.9990
		313	0.9772	0.9995	0.9987
		333	0.9768	0.9993	0.9989
Freundlich	$K_F$ $((\text{mg g}^{-1})(\text{L mg}^{-1})^{1/n})$	293	2.47	9.19	1.89
		313	3.36	5.06	1.43
		333	4.01	4.81	2.55
	1/n	293	0.7537	0.5207	0.5396
		313	0.7568	0.6063	0.6925
		333	0.7602	0.5601	0.6404
	n	293	1.3268	1.9205	1.8532
		313	1.3214	1.6493	1.4440
		333	1.3154	1.7854	1.5615
	$R^2$	293	0.9987	0.9229	0.9397
		313	0.9970	0.9610	0.8696
		333	0.9983	0.9470	0.8745

**Çizelge 4.32.** MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin termodinamik parametreler.

Adsorplayıcı	T (K)	$\Delta G^0$ (kJ mol <sup>-1</sup> )	$\Delta H^0$ (kJ mol <sup>-1</sup> )	$\Delta S^0$ (J mol <sup>-1</sup> K <sup>-1</sup> )	$R^2$
MS	293	- 0.69	8.55	31.54	0.9992
	313	- 1.35			
	333	- 1.95			
SK	293	- 4.51	- 21.34	- 57.44	0.9994
	313	- 3.29			
	333	- 2.21			
KÇK	293	0.09	11.73	39.62	0.9972
	313	- 0.64			
	333	- 1.50			

**Çizelge 4.33.** MS, SK ve KÇK üzerinde adsorplanmış MM' nin saf su ve değişik asitlerle desorpsiyonuna ilişkin yüzde desorpsiyon verileri.

Adsorplayıcı	Saf su	H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub>	HNO <sub>3</sub>	HCl	CH <sub>3</sub> COOH	C <sub>6</sub> H <sub>8</sub> O <sub>7</sub>
MS	% 10.37	% 93.94	% 89	% 79.15	% 26.08	% 62.67
SK	% 2.71	% 77.22	% 65.95	% 93.66	% 14.06	% 43.59
KÇK	% 3.42	% 76.48	% 47.09	% 82.79	% 66.59	% 80.68

**Çizelge 4.34.** MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine pH etkisine ilişkin veriler.

pH	MS		SK		KÇK	
	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R
2	7.16	14.32	4.45	8.90	2.52	5.04
3	9.14	18.28	16.56	33.12	9.46	18.92
4	20.45	40.90	20.42	40.84	13.78	27.56
5	30.16	60.32	26.28	52.56	15.86	31.72
6	28.48	56.96	25.98	51.96	15.20	30.40

**Çizelge 4.35.** MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine başlangıç derişimi etkisine ilişkin veriler.

C <sub>0</sub> (mg/L)	MS		C <sub>0</sub> (mg/L)	SK		C <sub>0</sub> (mg/L)	KÇK	
	q (mg/g)	%R		q (mg/g)	%R		q (mg/g)	%R
10	2	40	5	2.01	80.52	5	1.88	75.2
20	4.44	44.4	10	3.92	78.4	10	3.96	79.2
30	7.27	48.47	20	7.45	74.5	20	8.56	85.6
40	9.94	49.7	40	13.74	68.7	30	10.42	69.47
50	12.85	51.4	50	15.45	61.8	40	13.26	66.3
70	18.99	54.26	60	17.4	58	50	14.12	56.48
90	24.98	55.5	80	22	55	60	14.9	49.67
120	35.7	59.5	100	24	48	80	14.98	37.45
150	39.6	52.8	120	24.9	41.5	100	15.02	30.04
180	44.73	49.7	150	25.12	33.49	120	15.32	25.53
240	46.2	38.5	180	25.58	28.42	150	15.36	20.48
			210	25.98	27.74	180	15.34	17.04
			240	26.2	21.83	210	15.38	14.68

**Çizelge 4.36.** MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine biyosorplayıcı dozu etkisine ilişkin veriler.

m (g/50mL)	MS		SK		KÇK	
	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R
0.1	22.5	37.5	25.6	51.2	15.52	31.04
0.2	11.84	39.47	14.62	58.45	10.42	41.68
0.3	8.69	43.46	11.13	66.78	7.36	44.16
0.4	7.83	52.21	8.66	69.25	6.56	52.48
0.5	7.28	60.65	7.6	76	5.36	53.6
0.6	6.22	62.22	6.83	82	4.76	57.1
0.7	5.99	69.96	6.32	88.42	4.25	59.5
0.8	5.5	73.37	5.89	91.24	4	64
0.9	4.94	74.1	5.14	92.45	3.63	65.3
1.0	4.51	75.22	4.65	93	3.4	68

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.37.** MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine iyonik şiddet etkisine ilişkin veriler.

$C_{NaCl}$ (mol/L)	MS		SK		KÇK	
	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R
0.0	29.17	58.34	24.16	48.32	15.75	31.50
0.1	20.22	40.44	19.98	39.96	12.22	24.44
0.2	16.29	32.58	16.35	32.70	8.69	17.38
0.3	10.76	21.52	13.48	26.96	6.34	12.68
0.4	9.33	18.66	10.86	21.72	4.28	8.56
0.5	6.18	12.36	7.99	15.98	1.57	3.14
0.6	3.45	6.90	3.41	6.82	0.75	1.50
0.7	1.96	3.92	1.73	3.46	-	-
0.8	1.02	2.04	0.92	1.84	-	-
0.9	0.98	1.96	0.82	1.64	-	-
1.0	0.77	1.54	0.80	1.60	-	-

**Çizelge 4.38.** Değişik sıcaklıklarda. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin kinetik veriler.

t (dak)	MS			SK			KÇK		
	293 K	313 K	333 K	293 K	313 K	333 K	293 K	313 K	333 K
3	5.6	5.2	6.87	16.33	16.71	16.94	3.75	4.8	5.6
8	8.09	8.4	8.2	16.88	18.64	20.48	4.33	6.7	8.3
13	10.6	11	10.6	18.24	19.36	23.23	4.77	7.85	10.8
18	12.51	13.52	13	18.92	21.07	27.24	5.16	9.03	13.56
25	14.4	16.5	15.27	19.77	23.3	30	5.72	9.85	16.4
35	16.4	19.8	18.26	20.75	25	31.86	6.59	11.26	19.22
45	19.18	22.8	22.5	21.53	27.5	34.5	7.54	12.8	20.42
65	21.9	27.6	27.9	23.11	29.2	38.03	8.27	13.99	20.5
85	22.5	29.3	32.5	23.11	31	39.7	9.65	15.04	20.52
105	22.8	29.8	34.65	23.15	31.2	39.93	10.4	15.08	20.5
125	22.94	29.8	34.79	23.17	31.2	40.6	10.55	15.2	20.49
145	22.9	29.5	34.89	23.18	31.55	41	10.5	15.2	20.52
165	23	30	34.78	23.16	31.5	40.6	10.56	15.39	20.5
185	23	30	34.88	23.18	31.3	40.84	10.52	15.33	20.5
				16.33	16.71	16.94	3.75	4.8	5.6

<b>Çizelge 4.39.</b> Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Lagergren denkleminde değerlendirilmesi.						
Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	t (dak)	log (qe-q)	t (dak)	log (qe-q)	t (dak)	log (qe-q)
<b>MS</b>	3	1.2405	3	1.3945	3	1.4492
	8	1.1735	8	1.3345	8	1.4281
	13	1.0934	13	1.2788	13	1.3874
	18	1.0208	18	1.217	18	1.3424
	25	0.9345	25	1.1303	25	1.2951
	35	0.8195	35	1.0086	35	1.2238
	45	0.5821	45	0.8573	45	1.0969
	65	0.0414	65	0.3802	65	0.8512
<b>SK</b>	3	0.8241	3	1.1844	3	1.3629
	7	0.7868	7	1.1258	7	1.2948
	12	0.632	12	1.1017	12	1.2245
	18	0.6107	18	1.0386	18	1.1059
	25	0.5092	25	0.9395	25	1
	35	0.3522	35	0.8451	35	0.9106
	45	0.1673	45	0.6532	45	0.7404
			60	0.4472	60	0.2945
<b>KÇK</b>	3	0.8293	3	1.0253	3	1.217
	7	0.7903	7	0.9395	7	1.0864
	12	0.7582	12	0.8779	12	0.95
	18	0.7275	18	0.8041	18	0.775
	25	0.6794	25	0.7443	25	0.542
	35	0.5922	35	0.586	35	0.1072
	45	0.4713	45	0.415		
	60	0.3483	60	0.1492		

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.40.** Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Ho-McKay denkleminde değerlendirilmesi.

Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	t (dak)	t/q	t (dak)	t/q	t (dak)	t/q
MS	3	0.5357	3	0.5769	3	0.4367
	8	0.9889	8	0.9524	8	0.9756
	13	1.2264	13	1.1818	13	1.2264
	18	1.4388	18	1.3314	18	1.3846
	25	1.7361	25	1.5152	25	1.6372
	35	2.1341	35	1.7677	35	1.9168
	45	2.3462	45	1.9737	45	2
	65	2.968	65	2.3551	65	2.3297
SK	3	0.1837	3	0.29	3	0.1771
	7	0.4147	7	0.3755	7	0.3418
	12	0.6579	12	0.6198	12	0.5166
	18	0.9514	18	0.8543	18	0.6608
	25	1.2645	25	1.0273	25	0.8333
	35	1.6867	35	1.4	35	1.0986
	45	2.1196	45	1.6364	45	1.3043
			60	2.0548	60	1.5777
KÇK	3	0.8	3	0.625	3	0.5357
	7	1.6166	7	1.0448	7	0.8434
	12	2.5157	12	1.5287	12	1.1111
	18	3.4884	18	1.9934	18	1.3274
	25	4.3706	25	2.5381	25	1.5244
	35	5.3111	35	3.1083	35	1.821
	45	5.9682	45	3.5156		
	60	7.2551	60	4.2888		



**Çizelge 4.41.** Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Weber-Morris denkleminde değerlendirilmesi.

Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	$t^{1/2}$ (dak <sup>1/2</sup> )	q	$t^{1/2}$ (dak <sup>1/2</sup> )	q	$t^{1/2}$ (dak <sup>1/2</sup> )	q
MS	1.7321	5.6	1.7321	5.2	1.7321	6.87
	2.8284	8.09	2.8284	8.4	2.8284	8.2
	3.6056	10.6	3.6056	11	3.6056	10.6
	4.2426	12.51	4.2426	13.52	4.2426	13
	5	14.4	5	16.5	5	15.27
	5.9161	16.4	5.9161	19.8	5.9161	18.26
	6.7082	19.18	6.7082	22.8	6.7082	22.5
	8.0623	21.9	8.0623	27.6	8.0623	27.9
	9.2195	22.5	9.2195	29.3	9.2195	32.5
	10.247	22.8	10.247	29.8	10.247	34.65
	11.1803	22.94	11.1803	29.8	11.1803	34.79
	12.0416	22.9	12.0416	29.5	12.0416	34.89
	12.8452	23	12.8452	30	12.8452	34.78
	13.6015	23	13.6015	30	13.6015	34.88
SK	1.7321	16.33	1.7321	16.71	1.7321	16.94
	2.6458	16.88	2.6458	18.64	2.6458	20.48
	3.4641	18.24	3.4641	19.36	3.4641	23.23
	4.2426	18.92	4.2426	21.07	4.2426	27.24
	5	19.77	5	23.3	5	30
	5.9161	20.75	5.9161	25	5.9161	31.86
	6.7082	21.53	6.7082	27.5	6.7082	34.5
	7.746	23.11	7.746	29.2	7.746	38.03
	9.4868	23.11	9.4868	31	9.4868	39.7
	10.9545	23.15	10.9545	31.2	10.9545	39.93
	12.2474	23.17	12.2474	31.2	12.2474	40.6
	13.4164	23.18	13.4164	31.55	13.4164	41
	14.4914	23.16	14.4914	31.5	14.4914	40.6
	15.4919	23.18	15.4919	31.3	15.4919	40.84
KÇK	1.7321	3.75	1.7321	4.8	1.7321	5.6
	2.6458	4.33	2.6458	6.7	2.6458	8.3
	3.4641	4.77	3.4641	7.85	3.4641	10.8
	4.22426	5.16	4.22426	9.03	4.22426	13.56
	5	5.72	5	9.85	5	16.4
	5.9161	6.59	5.9161	11.26	5.9161	19.22
	6.7082	7.54	6.7082	12.8	6.7082	20.42
	7.746	8.27	7.746	13.99	7.746	20.5
	9.4868	9.65	9.4868	15.04	9.4868	20.52
	10.9545	10.4	10.9545	15.08	10.9545	20.5
	12.2474	10.55	12.2474	15.2	12.2474	20.49
	13.4164	10.5	13.4164	15.2	13.4164	20.52
	14.4914	10.56	14.4914	15.39	14.4914	20.5
	15.4919	10.52	15.4919	15.33	15.4919	20.5

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.42.** Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin kinetik parametreler.

Adsorplayıcı	T (K)	$q_{e,exp}$ (mg/g)	Lagergren			Ho-McKay		
			$q_{e,cal}$ (mg/g)	$k_{ads,1}$ (dak <sup>-1</sup> )	$R^2$	$q_{e,cal}$ (mg/g)	$k_{ads,2} \cdot 10^3$ (g/mgdak)	$R^2$
MS	293	23	22.56	0.0219	0.9673	26.81	2.03	0.9695
	313	30	30.89	0.0359	0.9707	37.45	9.53	0.9496
	333	35	32.52	0.0426	0.9801	36.36	9.96	0.8801
SK	293	23	7.62	0.0357	0.9855	21.93	2.19	0.9981
	313	32	17.64	0.0297	0.9876	30.96	5.48	0.9930
	333	40	27.31	0.0400	0.9704	41.15	3.10	0.9878
KÇK	293	10.50	7.33	0.0193	0.9896	9.07	3.02	0.9641
	313	15.40	15.81	0.0339	0.9914	11.84	5.58	0.9772
	333	20.50	21.90	0.0744	0.9909	26.11	2.64	0.9628

**Çizelge 4.43.** Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin difüzyon hız sabitleri.

Adsorplayıcı	T(K)	$k_{id,1}$ (mg/gdak <sup>1/2</sup> )	$C_1$	$k_{id,2}$ (mg/gdak <sup>1/2</sup> )	$C_2$	$k_{id,3}$ (mg/gdak <sup>1/2</sup> )	$C_3$
MS	293	2.6936	0.7090	2.5074	1.8857	0.0555	22.2635
	313	3.2892	0.6737	3.6329	1.6544	0.0681	29.0036
	333	4.4256	2.1247	2.2137	6.0767	0.0549	34.1396
SK	293	1.3645	12.9423	0.9426	20.3478	0.0037	52.1647
	313	2.4559	8.1365	1.4269	18.4972	0.1616	42.6582
	333	3.6363	10.7113	2.9941	14.593	0.1993	37.9176
KÇK	293	0.5879	2.7394	0.8327	1.7973	0.0372	10.027
	313	1.5380	2.3964	1.0156	5.6917	0.0783	14.2166
	333	3.3041	0.3456	0.7923	13.8885	0.0047	20.4396

**Çizelge 4.44.** Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verileri.

Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	C <sub>e</sub> (mg/L)	q <sub>e</sub> (mg/g)	C <sub>e</sub> (mg/L)	q <sub>e</sub> (mg/g)	C <sub>e</sub> (mg/L)	q <sub>e</sub> (mg/g)
MS	2.26	3.87	3.26	4.2	4.76	4.98
	10	8	7.4	10.7	11.94	12.5
	14.78	12.5	12.22	16.75	17.74	18.4
	22	18	20	22.3	23.7	25.4
	26.94	22.2	27.5	28	28.78	30.45
	35.1	26.6	35.6	35.7	36	36
	45.5	32	43.4	42.9	44.6	45.3
	52.98	35.5	55	48.86	57.6	52.8
	60.3	40	63.58	50.12	67.6	59.8
	71.74	42.3	74.2	50.28	79.3	61.3
	85.2	42.36	87.88	50.3	94.6	61.5
	103.7	42.35	105.7	50.3	108.6	61.5
	119	42.35	122	50.3	124.6	61.5
140.48	42.36	140	50.3	141.5	61.5	
SK	3.13	5.08	2.5	7.14	2.98	9.03
	8.29	12.56	7.8	20	8.29	21.26
	12.18	16.68	15.24	33.13	17.28	33.23
	20.78	24.45	22.14	42.58	25.93	43.21
	26	29.21	33.46	53.97	37.09	52.99
	34.42	31.29	52.26	59.39	50.59	60.23
	48.56	36.51	67.49	63.67	68.53	64
	55.2	40	76.3	64.66	82.6	68
	60.9	41.43	85.5	64.77	91	70
	64.89	42.41	94.6	64.79	95.81	71.5
	70.98	42.76	98.52	64.82	103.9	71.6
	77.82	43.96	106.7	64.67	110.7	70.96
	87	46.52	116	64.8	118	71.51
92.96	47.91	120	65.35	126	72	
KÇK	1.06	1.76	1	1.82	1.16	2.92
	1.7	3.91	1.13	5.6	1.52	7.6
	2.09	6.3	1.11	8.8	1.69	10.8
	3.3	8.6	1.9	12.4	1.9	14.45
	4.16	10.9	2.44	15.8	2.44	17.52
	5.87	14.39	3.63	18.5	3.63	20.56
	8.39	17.7	5.9	22.5	5.9	24.44
	13.68	19.8	8.47	27	12.5	30.56
	20.5	21.4	15.85	27.98	20.5	30.59
	26.6	22	23.13	27.5	28.8	30.6
	35.64	22.3	33.43	27.5	40.4	30.6
50.7	22.5	49.85	27.7	51.7	30.6	

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.45.** Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verilerinin çizgisel Langmuir denkleminde değerlendirilmesi

Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	$C_e$	$C_e/q_e$	$C_e$	$C_e/q_e$	$C_e$	$C_e/q_e$
MS	2.26	0.584	3.26	0.64	4.76	0.79
	10	0.97	7.4	0.6916	11.94	0.84
	14.78	1.05	12.22	0.7296	17.74	0.87
	22	1.11	20	0.8969	23.7	0.9331
	26.94	1.2135	27.5	0.9821	28.78	0.9452
	35.1	1.3195	35.6	0.9972	36	1
	45.5	1.4219	43.4	1.08	44.6	0.9845
	52.98	1.4924	55	1.23	57.6	1.13
	60.3	1.63	63.58	1.43	67.6	1.24
	71.74	1.84	74.2	1.58	79.3	1.35
	85.2	2.06	87.88	1.7471	94.6	1.5382
	103.7	2.4486	105.7	2.1014	108.6	1.7659
	119	2.8099	122	2.4254	124.6	2.026
	140.48	3.3163	140	2.7833	141.5	2.2
SK	3.13	0.54	2.5	0.35	2.98	0.33
	8.29	0.66	7.8	0.39	8.29	0.39
	12.18	0.73	15.24	0.46	17.28	0.52
	20.78	0.85	22.14	0.52	25.93	0.6
	26	0.89	33.46	0.62	37.09	0.7
	34.42	1.1	52.26	0.88	50.59	0.84
	48.56	1.33	67.49	1.06	68.53	1.1
	55.2	1.38	76.3	1.18	85.68	1.26
	60.9	1.47	85.5	1.32	91	1.3
	64.89	1.53	94.6	1.46	95.81	1.34
	70.98	1.66	98.52	1.52	103.9	1.45
	77.82	1.77	106.7	1.65	110.7	1.56
	87	1.87	116	1.79	118	1.65
92.96	1.94	120.9	1.85	126	1.75	
KÇK	1.06	0.6023	1	0.5495	1.16	0.3973
	1.7	0.4348	1.13	0.2018	1.52	0.2
	2.09	0.3317	1.11	0.1261	1.69	0.1565
	3.3	0.3837	1.9	0.1532	1.9	0.1315
	4.16	0.3817	2.44	0.1544	2.44	0.1393
	5.87	0.4079	3.63	0.1962	3.63	0.1766
	8.39	0.474	5.9	0.2622	5.9	0.2414
	13.68	0.6909	8.47	0.3137	12.5	0.409
	20.5	0.9579	15.85	0.5665	20.5	0.6702
	26.6	1.2091	23.13	0.8411	28.8	0.9412
	35.64	1.5982	33.43	1.2156	40.4	1.3203
50.7	2.2533	49.85	1.7996	51.7	1.6895	

**Çizelge 4.46.** Değişik sıcaklıklarda. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verilerinin çizgisel Freundlich denkleminde değerlendirilmesi.

Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	log C <sub>e</sub>	log q <sub>e</sub>	log C <sub>e</sub>	log q <sub>e</sub>	log C <sub>e</sub>	log q <sub>e</sub>
MS	0.3541	0.5877	0.5132	0.6232	0.6776	0.6972
	1	0.9031	0.8692	1.0294	1.077	1.0969
	1.1697	1.0969	1.0871	1.224	1.249	1.2648
	1.3424	1.2553	1.301	1.3483	1.3747	1.4048
	1.4304	1.3464	1.4393	1.4472	1.459	1.4836
	1.5453	1.4249	1.5514	1.5527	1.5563	1.5563
	1.658	1.5051	1.6375	1.6325	1.6493	1.6561
	1.7241	1.5502	1.7404	1.689	1.7604	1.7226
	1.7803	1.6021	1.8033	1.7	1.8299	1.7767
	1.8558	1.6263	1.8704	1.7014	1.8993	1.7875
	1.9304	1.627	1.9439	1.7016	1.9759	1.7889
	2.0158	1.6269	2.0241	1.7016	2.0358	1.7889
	2.0755	1.6269	2.0864	1.7016	2.0955	1.7889
	2.1476	1.627	2.1461	1.7016	2.1508	1.7889
SK	0.5	0.71	0.4	0.85	0.47	0.96
	0.92	1.1	0.89	1.3	0.92	1.33
	1.09	1.22	1.18	1.52	1.24	1.52
	1.32	1.39	1.34	1.63	1.41	1.64
	1.41	1.47	1.52	1.73	1.57	1.72
	1.54	1.5	1.72	1.77	1.7	1.78
	1.69	1.56	1.83	1.8	1.84	1.81
	1.74	1.6	1.88	1.81	1.92	1.83
	1.78	1.62	1.93	1.81	1.96	1.85
	1.81	1.63	1.98	1.81	1.98	1.85
	1.85	1.63	1.99	1.81	2.02	1.85
	1.89	1.64	2.03	1.81	2.04	1.85
	1.94	1.66	2.06	1.81	2.07	1.85
1.97	1.68	2.08	1.81	2.1	1.86	
KÇK	0.0253	0.2455	0	0.2601	0.0645	0.4654
	0.2304	0.5922	0.0531	0.7482	0.1818	0.8808
	0.3201	0.7993	0.0453	0.9445	0.2279	1.0334
	0.5185	0.9345	0.2788	1.0934	0.2788	1.1599
	0.6191	1.0374	0.3874	1.1987	0.3874	1.2435
	0.7686	1.1581	0.5599	1.2672	0.5599	1.313
	0.9238	1.248	0.7709	1.3522	0.7709	1.3881
	1.1361	1.2967	0.9279	1.4314	1.0969	1.4852
	1.3118	1.3304	1.2	1.4468	1.3118	1.4856
	1.4249	1.3424	1.3642	1.4393	1.4594	1.4857
	1.5519	1.3483	1.5241	1.4393	1.6064	1.4857
1.705	1.3522	1.6977	1.4425	1.7135	1.4857	

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.47.** Değişik sıcaklıklarda MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin izoterm sabitleri.

İzoterm	Parametre	T(K)	MS	SK	KÇK
Langmuir	$q_m$ (mg/g)	293	56.50	64.10	27.03
		313	65.79	77.52	31.15
		333	97.09	88.50	33.90
	b (L/mg)	293	0.0267	0.0297	0.1346
		313	0.0295	0.0381	0.2357
		333	0.0300	0.0522	0.2537
	$R_L$	293	0.2379	0.2519	0.0850
		313	0.2203	0.2079	0.0504
		333	0.2174	0.1608	0.0470
	$R^2$	293	0.9933	0.9966	0.9642
		313	0.9983	0.9937	0.9388
		333	0.9979	0.9978	0.9721
Freundlich	$K_F$ $((mg\ g^{-1})(L\ mg^{-1})^{1/n})$	293	2.36	3.22	3.51
		313	2.93	6.58	6.57
		333	2.10	6.73	7.94
	1/n	293	0.64	0.62	0.5835
		313	0.65	0.52	0.4826
		333	0.75	0.50	0.4257
	n	293	1.5545	1.6129	1.7138
		313	1.5482	1.9231	2.0721
		333	1.3346	2.0000	2.3491
	$R^2$	293	0.9522	0.9656	0.8237
		313	0.9185	0.9068	0.6400
		333	0.9357	0.9536	0.6582

**Çizelge 4.48.** MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin termodinamik parametreler.

Adsorplayıcı	T (K)	$\Delta G^0$ (kJ mol <sup>-1</sup> )	$\Delta H^0$ (kJ mol <sup>-1</sup> )	$\Delta S^0$ (J mol <sup>-1</sup> K <sup>-1</sup> )	R <sup>2</sup>
MS	293	-1.0014	13.24	48.32	0.9692
	313	-1.7256			
	333	-2.9599			
SK	293	- 1.5683	17.94	66.44	0.9977
	313	- 2.8183			
	333	- 4.2367			
KÇK	293	- 3.1461	17.66	71.57	0.9076
	313	- 5.1879			
	333	- 5.9541			

**Çizelge 4.49.** MS, SK ve KÇK üzerinde adsorplanmış Cu(II) iyonlarının saf su ve değişik asitlerle desorpsiyonuna ilişkin yüzde desorpsiyon verileri.

Adsorplayıcı	Saf su	HNO <sub>3</sub>	HCl	CH <sub>3</sub> COOH	C <sub>6</sub> H <sub>8</sub> O <sub>7</sub>
MS	% 10.37	% 62.46	% 52.83	% 17.69	% 50.11
SK	% 2.71	% 49.87	% 47.48	% 13.66	% 33.91
KÇK	% 3.42	% 36.84	% 33.33	% 24.39	% 32.53

**Çizelge 4.50.** MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine pH etkisine ilişkin veriler.

pH	MS		SK		KÇK	
	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R
2	9.1	18.20	10.25	20.50	7.15	14.30
3	22.56	45.12	24.59	49.18	10.62	21.24
4	30	60.00	36.48	72.96	20.88	41.76
5	45.54	91.08	44.22	88.44	26.45	52.90
6	45	90.00	43.35	86.70	26.2	52.40

**Çizelge 4.51.** MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine başlangıç derişimi etkisine ilişkin veriler.

C <sub>0</sub> (mg/L)	MS		SK		KÇK			
	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R		
10	2.2	44	5	2.3	92	10	4.96	99.20
20	4.8	48	10	4.45	89	20	9.52	95.20
30	7.65	51	20	8.5	85	30	13.55	90.33
40	11.2	56	40	16.4	82	40	16.58	82.90
50	15.75	63	50	19.5	78	50	18	72
70	23.8	68	60	21.96	73.20	60	20.4	68
90	32.85	73	80	25	62.50	80	25.59	63.98
120	46.2	77	100	27.8	55.60	100	26.02	52.04
150	61.5	82	120	30.12	50.20	120	26.98	44.97
180	77.4	86	150	34	52	150	27.1	36.13
240	78.7	65.56	180	34.2	38	180	27.22	30.24
300	78.98	52.65	210	34.35	32.71	210	27.36	26.06
400	79.22	39.61	240	35.22	29.35			
500	80	32						

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.52.** MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine biyosorplayıcı dozu etkisine ilişkin veriler.

m (g/50mL)	MS		SK		KÇK	
	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R
0.1	46.12	46.12	35.12	46.83	26.2	52.4
0.2	27.08	54.16	19.55	52.13	15.21	60.82
0.3	19.49	58.48	15.11	60.45	11.33	68
0.4	15.35	61.37	12.8	68.28	9.27	74.12
0.5	13.79	68.97	10.9	72.69	8.26	82.56
0.6	12.07	72.42	10.06	80.47	7.04	84.42
0.7	11.51	80.56	9.04	84.36	6.41	89.78
0.8	11.24	89.9	8.36	89.22	5.83	93.26
0.9	10.26	92.32	7.67	92.04	5.3	95.45
1.0	9.68	96.82	7.2	96	4.89	97.82

**Çizelge 4.53.** MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine iyonik şiddet etkisine ilişkin veriler.

C <sub>NaCl</sub> (mol/L)	MS		SK		KÇK	
	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R
0.0	48.76	97.52	34.48	68.96	25.50	51.00
0.1	39.51	79.02	30.42	60.84	18.47	36.94
0.2	24.78	49.56	20.15	40.30	10.36	20.72
0.3	19.33	38.66	16.75	33.50	7.25	14.50
0.4	10.64	21.28	8.56	17.12	3.12	6.24
0.5	7.98	15.96	5.47	10.94	1.76	3.52
0.6	6.14	12.28	4.66	9.32	0.84	1.68
0.7	4.91	9.82	2.41	4.82	0.56	1.12
0.8	2.14	4.28	0.94	1.88	-	-
0.9	1.88	3.76	0.55	1.10	-	-
1.0	1.72	3.44	-	-	-	-

**Çizelge 4.54.** Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin kinetik veriler.

t (dak)	MS			SK			KÇK		
	293 K	313 K	333 K	293 K	313 K	333 K	293 K	313 K	333 K
3	7.66	19.51	28.64	7.55	15.4	18.2	2.93	4.26	5.71
8	11.18	24.3	32.9	12.67	18.9	20.45	6.9	8.22	9.49
13	14.09	28	38.2	17	23.11	25.56	8.28	10.78	12.4
18	17.09	31.3	42.6	20.9	28.2	30.45	10	12.56	15
25	22.44	35.6	49.6	25	33.5	35.68	11.7	14.66	17.4
35	27.94	41.1	54.7	28.9	36.8	41.2	14	17.48	20.1
45	34.32	47	61	32.3	41.6	45.6	15.9	18.98	22.8
65	40.8	53.4	66	33.3	44.7	50.16	17.08	20.55	24.4
85	44.4	58.3	70	33.5	46.1	52.28	17.1	20.58	24.9
105	46.69	59.82	70.02	33.5	47.62	52.52	17.34	20.6	25.3
125	47.36	60	70.12	33.7	48	52.6	17.9	20.59	25.2
145	47.38	60.25	70.1	33.49	47.94	52.59	18.2	20.61	25.3
165	47.4	60.3	70.09	33.3	48.46	52.58	18.6	20.59	25.5
185	47.39	60.28	70.11	33.5	47.92	52.6	18.62	20.6	25.4



**Çizelge 4.55.** Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Lagergren denkleminde değerlendirilmesi.

Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	t (dak)	log (qe-q)	t (dak)	log (qe-q)	t (dak)	log (qe-q)
MS	3	1.5948	3	1.6073	3	1.6166
	8	1.5541	8	1.5527	8	1.5694
	13	1.5173	13	1.5051	13	1.5024
	18	1.4758	18	1.4579	18	1.4378
	25	1.3902	25	1.3874	25	1.3096
	35	1.2801	35	1.2765	35	1.1847
	45	1.1031	45	1.1139	45	0.9542
	65	0.7924	65	0.8195	65	0.6021
SK	3	1.4224	3	1.5132	3	1.5289
	8	1.329	8	1.4639	8	1.499
	13	1.2304	13	1.396	13	1.4223
	18	1.1173	18	1.2967	18	1.3334
	25	0.9542	25	1.1614	25	1.2127
	35	0.7076	35	1.0492	35	1.0334
	45	0.2304	45	0.8062	45	0.8062
			65	0.5185	65	0.2648
KÇK	3	1.1635	3	1.2133	3	1.2964
	8	1.0253	8	1.0927	8	1.2044
	13	0.9647	13	0.9921	13	1.1173
	18	0.8751	18	0.9053	18	1.0212
	25	0.725	25	0.7664	25	0.8808
	35	0.5441	35	0.4942	35	0.7324
	45	0.2041	45	0.2095	45	0.4314

**Çizelge 4.56.** Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Ho-McKay denkleminde değerlendirilmesi.

Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	t (dak)	t/q	t (dak)	t/q	t (dak)	t/q
MS	3	0.3916	3	0.1538	3	0.1047
	8	0.7156	8	0.3292	8	0.2432
	13	0.9226	13	0.4643	13	0.3403
	18	1.0532	18	0.5751	18	0.4225
	25	1.1141	25	0.7022	25	0.504
	35	1.2527	35	0.8516	35	0.6399
	45	1.3112	45	0.9574	45	0.7377
	65	1.5931	65	1.2172	65	0.9848
SK	3	0.486	3	0.28	3	0.236
	8	0.63	8	0.42	8	0.39
	13	0.76	13	0.56	13	0.51
	18	0.86	18	0.64	18	0.59
	25	1	25	0.75	25	0.7
	35	1.21	35	0.95	35	0.85
	45	1.39	45	1.096	45	0.99
KÇK	3	1.0239	3	0.7042	3	0.5254
	8	1.1594	8	0.9732	8	0.843
	13	1.57	13	1.2059	13	1.0484
	18	1.8	18	1.4331	18	1.2
	25	2.1368	25	1.7053	25	1.4368
	35	2.5	35	2.0023	35	1.7413
	45	2.8302	45	2.3709	45	1.9737

#### 4. ARAŞTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.57.** Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Weber-Morris denklemine değerlendirilmesi.

Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	$t^{1/2}$ (dak <sup>1/2</sup> )	q	$t^{1/2}$ (dak <sup>1/2</sup> )	q	$t^{1/2}$ (dak <sup>1/2</sup> )	q
MS	1.7321	7.66	1.7321	19.51	1.7321	28.64
	2.8284	11.18	2.8284	24.3	2.8284	32.9
	3.6056	14.09	3.6056	28	3.6056	38.2
	4.2426	17.09	4.2426	31.3	4.2426	42.6
	5	22.44	5	35.6	5	49.6
	5.9161	27.94	5.9161	41.1	5.9161	54.7
	6.7082	34.32	6.7082	47	6.7082	61
	8.0623	40.8	8.0623	53.4	8.0623	66
	9.2195	44.4	9.2195	58.3	9.2195	70
	10.247	46.09	10.247	59.82	10.247	70.02
	11.1803	47.36	11.1803	60	11.1803	70.12
	12.0416	47.38	12.0416	60.25	12.0416	70.1
	12.8452	47.4	12.8452	60.3	12.8452	70.09
	13.6015	47.39	13.6015	60.28	13.6015	70.11
SK	1.7321	7.55	1.7321	15.4	1.7321	18.2
	2.8284	12.67	2.8284	18.9	2.8284	20.45
	3.6056	17	3.6056	23.11	3.6056	25.56
	4.2426	20.9	4.2426	28.2	4.2426	30.45
	5	25	5	33.5	5	35.68
	5.9161	28.9	5.9161	36.8	5.9161	41.2
	6.7082	32.3	6.7082	41.6	6.7082	45.6
	8.0623	33.3	8.0623	44.7	8.0623	50.16
	9.2195	33.5	9.2195	46.1	9.2195	52.28
	10.247	33.5	10.247	47.62	10.247	52.52
	11.1803	33.7	11.1803	48	11.1803	52.6
	12.0416	33.49	12.0416	47.94	12.0416	52.59
	12.8452	33.3	12.8452	48.46	12.8452	52.58
	13.6015	33.5	13.6015	47.92	13.6015	52.6
KÇK	1.7321	2.93	1.7321	4.26	1.7321	5.71
	2.8284	6.9	2.8284	8.22	2.8284	9.49
	3.6056	8.28	3.6056	10.78	3.6056	12.4
	4.2426	10	4.2426	12.56	4.2426	15
	5	11.7	5	14.66	5	17.4
	5.9161	14	5.9161	17.48	5.9161	20.1
	6.7082	15.9	6.7082	18.98	6.7082	22.8
	8.0623	17.08	8.0623	20.55	8.0623	24.4
	9.2195	17.1	9.2195	20.58	9.2195	24.9
	10.247	17.9	10.247	20.6	10.247	25.3
	11.1803	17.9	11.1803	20.59	11.1803	25.2
	12.0416	18.2	12.0416	20.61	12.0416	25.3
	12.8452	18.3	12.8452	20.59	12.8452	25.5
	13.6015	18.3	13.6015	20.6	13.6015	25.4

**Çizelge 4.58.** Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin kinetik parametreler.

Adsorplayıcı	T (K)	$q_{e,exp}$ (mg/g)	Lagergren			Ho-McKay		
			$q_{e,cal}$ (mg/g)	$k_{ads,1}$ (dak <sup>-1</sup> )	$R^2$	$q_{e,cal}$ (mg/g)	$k_{ads,2} \cdot 10^4$ (g/mgdak)	$R^2$
MS	293	48	48.12	0.0299	0.9816	60.24	4.57	0.8704
	313	60	57.09	0.0290	0.9889	60.98	1.21	0.9628
	333	70	61.51	0.0382	0.9918	74.07	1.31	0.9813
SK	293	34	37.14	0.0626	0.9691	36.10	0.288	0.9971
	313	48	38.84	0.0382	0.9947	52.08	0.154	0.9981
	333	52	47.61	0.0470	0.9805	56.82	0.147	0.9974
KÇK	293	17.50	17.45	0.0495	0.9831	22.57	0.211	0.9832
	313	20.60	20.04	0.0539	0.9925	25.77	0.224	0.9908
	333	25.50	23.52	0.0456	0.9894	30.03	0.200	0.9790

**Çizelge 4.59.** Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin difüzyon hız sabitleri.

Adsorplayıcı	T(K)	$k_{id,1}$ (mg/gdak <sup>1/2</sup> )	$C_1$	$k_{id,2}$ (mg/gdak <sup>1/2</sup> )	$C_2$	$k_{id,3}$ (mg/gdak <sup>1/2</sup> )	$C_3$
MS	293	3.7157	0.9782	5.2948	2.9843	0.3259	43.219
	313	4.9036	10.669	5.0967	11.8445	0.1124	58.8115
	333	6.3946	16.1237	4.4403	29.7267	0.0053	70.1705
SK	293	5.2995	1.9099	4.2731	3.6299	0.0106	33.3534
	313	4.9972	5.9002	4.7123	9.6163	0.5957	40.6787
	333	4.8657	8.5708	5.8129	6.6702	0.3311	48.5383
KÇK	293	2.6244	1.1755	0.8972	9.3123	0.1634	16.1455
	313	3.1821	0.9832	0.9442	12.3379	0.0013	20.581
	333	3.6283	0.6329	1.3753	12.7675	0.1006	24.1005

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.60.** Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verileri.

Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	C <sub>e</sub> (mg/L)	q <sub>e</sub> (mg/g)	C <sub>e</sub> (mg/L)	q <sub>e</sub> (mg/g)	C <sub>e</sub> (mg/L)	q <sub>e</sub> (mg/g)
MS	0.98	4.51	2.68	3.66	3.62	5.2
	2.68	8.66	3.27	8.36	4.22	10.21
	3.74	13.13	4.65	16	5.68	19.36
	5.89	20.6	7.3	26.9	8.45	34.85
	10.04	28.9	8.9	36	11.9	47.89
	14.3	38.1	13.5	53.3	15.5	65.6
	19.12	46	22.9	69.7	25	81.5
	24	55	31.5	86.1	37.48	97.42
	34.6	65	39.3	96.6	50.65	110.25
	48	73	53.1	105.6	68.3	120.22
	65.5	79	66.63	105.59	84.7	120.2
	79.71	78.98	78.4	105.6	96.23	120.25
	96.3	79.52	92.57	105.59	106.3	120.25
	114.5	79.45	104.8	105.6	116	120.22
125.69	79.48	115.8	105.6	130	120.25	
SK	2.02	4.03	1.27	4.36	1.5	5.12
	15.34	29.5	9.86	21.9	13.41	35.3
	29.06	50.1	25.14	51.3	26.04	62
	44.88	72.4	38.8	73.2	43.1	93.7
	63.12	97.1	53.75	94.3	58.64	116
	83.58	119.4	68.4	114	72.64	132
	89.54	121	87.5	130.6	82.67	140.12
	94.26	121	91.08	132	87.99	144.26
	102.1	120.12	95.62	132.8	98.75	145.22
	112.18	120	100.25	133.6	104.54	143.21
	120.16	119.98	112.28	132	108.98	144.12
	128.43	119.88	123.44	131.3	116.87	145
	134.16	120.12	137.28	132	124.74	145.21
	139.78	120	146.96	133.6	132.45	145.18
144	120	152.36	132.8	148.18	145.28	
KÇK	1.48	3.47	1.3676	5.42	1.3782	7.82
	2.18	6.7	2.5841	8.77	2.62	11.3
	3.76	9.96	4.968	12.48	5.2122	15.56
	4.98	13.8	7.4	18.78	8.0202	21.5
	8.2	16.92	10	23.78	11.3946	28
	11.22	22.09	13.8	27.41	14.8282	32.42
	20.3	22.98	21.5	30.78	22.46	38.62
	29.3	23	31.5	35.42	34.5	39.12
	40	22.99	41.5	36.12	42.4245	39.1
	52.9	23.01	54.1	35.98	56.2325	39.11
	68.08	23.04	66.3002	36.02	68.0103	39.14
	82.64	23	76.1681	36	79.5741	39.2
	95.4	23.02	86.2	36	89.1616	39.2
106.7	23	98.4848	36	100.2325	39.2	

**Çizelge 4.61.** Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verilerinin çizgisel Langmuir denkleminde değerlendirilmesi.

Adsorplatıcı	293 K		313 K		333 K	
	$C_e$	$C_e/q_e$	$C_e$	$C_e/q_e$	$C_e$	$C_e/q_e$
MS	0.98	0.2173	2.68	0.2	3.62	0.16
	2.68	0.2265	3.27	0.211	4.22	0.2
	3.74	0.2848	4.65	0.196	5.68	0.2115
	5.89	0.3095	7.3	0.216	8.45	0.2217
	10.04	0.3474	8.9	0.2472	11.9	0.23
	14.3	0.3753	13.5	0.2533	15.5	0.2565
	19.12	0.4157	22.9	0.3286	25	0.3067
	24	0.4364	31.5	0.392	37.48	0.3847
	34.6	0.5323	39.3	0.446	50.65	0.491
	48	0.6575	52.8	0.56	68.3	0.6
	65.5	0.8291	66.63	0.651	84.7	0.7057
	79.71	1.0092	78.4	0.7424	96.23	0.8002
	96.3	1.211	92.57	0.8767	106.3	0.884
	114.5	1.4412	104.8	0.955	116	0.949
125.69	1.5814	115.8	1.04	130	1.029	
SK	2.02	0.04	1.27	0.089	1.5	0.03
	15.34	0.142	9.86	0.128	13.41	0.085
	29.06	0.25	25.14	0.218	26.04	0.206
	44.88	0.383	38.8	0.32	43.1	0.306
	63.12	0.508	53.75	0.474	58.64	0.397
	83.58	0.7	68.4	0.56	72.64	0.507
	89.54	0.74	87.5	0.72	82.67	0.59
	94.26	0.78	91.08	0.747	87.99	0.61
	102.1	0.85	95.62	0.775	98.75	0.68
	112.18	0.93	100.25	0.814	104.54	0.73
	120.16	1	112.28	0.898	108.98	0.76
	128.43	1.07	123.44	0.94	116.87	0.81
	134.16	1.12	137.28	1.04	124.74	0.86
	139.78	1.16	146.96	1.1	132.45	0.91
144	1.2	152.36	1.15	148.18	1.02	
KÇK	1.48	0.4265	1.3676	0.2523	1.3782	0.1762
	2.18	0.3254	2.5841	0.2947	2.62	0.2319
	3.76	0.3775	4.968	0.3981	5.2122	0.335
	4.98	0.3609	7.4	0.394	8.0202	0.373
	8.2	0.4846	10	0.4205	11.3946	0.407
	11.22	0.5079	13.8	0.5035	14.8282	0.4574
	20.3	0.8834	21.5	0.6985	22.46	0.5816
	29.3	1.2739	31.5	0.8893	34.5	0.8819
	40	1.7399	41.5	1.1489	42.4245	1.085
	52.9	2.299	54.1	1.5036	56.2325	1.4378
	68.08	2.9549	66.3002	1.8406	68.0103	1.7376
	82.64	3.593	76.1681	2.1158	79.5741	2.0299
	95.4	4.1442	86.2	2.3944	89.1616	2.2745
	106.7	4.6391	98.4848	2.7357	100.2325	2.557
1.48	0.4265	1.3676	0.2523	1.3782	0.1762	

#### 4. ARAŞTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.62.** Değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verilerinin çizgisel Freundlich denkleminde değerlendirilmesi.

Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	log C <sub>e</sub>	log q <sub>e</sub>	log C <sub>e</sub>	log q <sub>e</sub>	log C <sub>e</sub>	log q <sub>e</sub>
MS	0.3021	0.6542	0.4281	0.5635	0.5587	0.716
	0.4281	0.9375	0.5145	0.9222	0.6253	1.009
	0.5729	1.1183	0.6675	1.2041	0.7543	1.2869
	0.7701	1.3139	0.8673	1.5563	0.9269	1.5422
	1.0017	1.4609	0.9494	1.7267	1.0755	1.6802
	1.1553	1.5809	1.1303	1.8432	1.1903	1.8169
	1.2815	1.6628	1.3598	1.935	1.3979	1.9112
	1.3802	1.7404	1.4983	1.985	1.5738	1.9886
	1.5391	1.8129	1.5944	2.0237	1.7046	2.0424
	1.6812	1.8633	1.7251	2.0236	1.8344	2.0799
	1.8228	1.8975	1.8237	2.0237	1.9279	2.0801
	1.9015	1.8976	1.8943	2.0237	1.9833	2.0801
	1.9836	1.9	1.9665	2.0237	2.0262	2.0801
	2.0588	1.9	2.0204	2.0237	2.0645	2.0801
2.0993	1.9	2.0637	2.0237	2.1139	2.0801	
SK	0.3	0.61	0.1	0.64	0.18	0.71
	1.19	1.47	0.99	1.34	1.13	1.55
	1.46	1.7	1.4	1.71	1.42	1.79
	1.65	1.86	1.59	1.86	1.63	1.97
	1.8	1.99	1.73	1.97	1.77	2.06
	1.92	2.08	1.84	2.06	1.86	2.12
	1.95	2.08	1.94	2.12	1.92	2.15
	1.97	2.08	1.96	2.12	1.94	2.16
	2	2.08	1.98	2.12	1.99	2.16
	2.05	2.08	2	2.13	2.02	2.16
	2.08	2.08	2.05	2.12	2.04	2.16
	2.11	2.08	2.09	2.11	2.07	2.16
	2.13	2.08	2.14	2.12	2.1	2.16
2.16	2.08	2.17	2.13	2.12	2.16	
KÇK	0.1703	0.5403	0.136	0.734	0.1393	0.8932
	0.3385	0.8261	0.412	0.943	0.4183	1.0531
	0.5752	0.9983	0.6962	1.0962	0.717	1.192
	0.6972	1.1399	0.8692	1.2737	0.9042	1.3324
	0.9138	1.2284	1	1.3762	1.0567	1.4472
	1.05	1.3442	1.1399	1.4379	1.1711	1.5108
	1.3075	1.3614	1.3324	1.4883	1.3514	1.5868
	1.4669	1.3617	1.4983	1.5492	1.5378	1.5924
	1.6021	1.3598	1.618	1.5577	1.6276	1.5922
	1.7235	1.3619	1.7332	1.5565	1.75	1.5923
	1.833	1.3625	1.8215	1.5563	1.8326	1.5926
	1.9172	1.3617	1.8818	1.5563	1.9008	1.5933
	1.9795	1.3621	1.9355	1.5563	1.9502	1.5933
	2.0282	1.3617	1.9934	1.5563	2.001	1.5933

**Çizelge 4.63.** Değişik sıcaklıklarda MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin izoterm sabitleri.

İzoterm	Parametre	T(K)	MS	SK	KÇK
Langmuir	$q_m$ (mg/g)	293	95.24	12.95	24.15
		313	133.33	138.88	39.53
		333	149.25	147.06	42.19
	b (L/mg)	293	0.0506	0.1047	0.1383
		313	0.0453	0.5354	0.1791
		333	0.0442	0.6721	0.2632
	$R_L$	293	0.0899	0.0599	0.0674
		313	0.0994	0.0123	0.0529
		333	0.1016	0.0098	0.0366
	$R^2$	293	0.9933	0.9996	0.9967
		313	0.9983	0.9964	0.9962
		333	0.9979	0.9991	0.9966
Freundlich	$K_F$ $((\text{mg g}^{-1})(\text{L mg}^{-1})^{1/n})$	293	5.52	2.96	5.99
		313	5.47	4.30	6.78
		333	5.30	4.74	9.11
	1/n	293	0.6261	0.47	0.3454
		313	0.7232	0.73	0.4203
		333	0.7247	0.74	0.3666
	n	293	1.5972	2.1277	2.8952
		313	1.3827	1.3699	2.3793
		333	1.3799	1.3513	2.7278
	$R^2$	293	0.9062	0.9684	0.7361
		313	0.7791	0.9743	0.8796
		333	0.8417	0.9682	0.8729

**Çizelge 4.64.** MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin termodinamik parametreler.

Adsorplayıcı	T (K)	$\Delta G^0$ (kJ mol <sup>-1</sup> )	$\Delta H^0$ (kJ mol <sup>-1</sup> )	$\Delta S^0$ (J mol <sup>-1</sup> K <sup>-1</sup> )	$R^2$
MS	293	-3.8309	6.42	35.13	0.9583
	313	-4.6799			
	333	-5.2232			
SK	293	-6.2045	42.15	166.62	0.8807
	313	-11.2130			
	333	-12.7174			
KÇK	293	-2.9378	24.47	93.72	0.9897
	313	-5.0932			
	333	-6.6648			

**Çizelge 4.65.** MS, SK ve KÇK üzerinde adsorplanmış Pb(II) iyonlarının saf su ve değişik asitlerle desorpsiyonuna ilişkin yüzde desorpsiyon verileri.

Adsorplayıcı	Saf su	HNO <sub>3</sub>	HCl	CH <sub>3</sub> COOH	C <sub>6</sub> H <sub>8</sub> O <sub>7</sub>
MS	%8.47	98.49	90.98	62.63	18.25
SK	%9.96	74.32	86.16	12.79	27.18
KÇK	%4.24	93.88	92.12	83.76	69.29

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.66.** EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonu üzerine pH etkisine ilişkin veriler.

pH	EMS		ESK		EKÇK	
	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R
2	20.58	41.16	16.28	32.56	25.86	51.72
3	18.2	36.4	15	30	24.7	49.4
4	10.54	21.08	10.59	21.18	16.34	32.68
5	7.1	14.2	5.66	11.32	10.46	20.92
6	5.98	11.96	4.62	9.24	8.41	16.82
7	4.96	9.92	2.46	4.92	3.9	7.8
8	3.29	6.58	1.29	2.58	2.32	4.64
9	1.29	2.58	1.1	2.2	1.3	2.6
10	1.11	2.22	0.98	1.96	0.72	1.44

**Çizelge 4.67.** EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonu üzerine başlangıç derişimi etkisine ilişkin veriler.

EMS			ESK			EKÇK		
C <sub>0</sub> (mg/L)	q (mg/g)	%R	C <sub>0</sub> (mg/L)	q (mg/g)	%R	C <sub>0</sub> (mg/L)	q (mg/g)	%R
5	2.35	94	5	2.37	94.82	5	2.47	98.74
10	4.59	91.18	10	4.53	90.52	10	4.78	95.63
20	8.77	87.72	15	6.46	86.16	20	9.12	91.16
30	10.96	73.07	20	7.52	75.24	30	13.32	88.78
40	14.05	70.24	30	10.56	70.42	40	16.55	82.75
50	19.25	77	40	13.65	68.24	50	19.42	77.68
60	19.75	65.83	50	15.52	62.08	60	22.41	74.7
80	19.98	49.95	70	15.88	45.37	70	25.52	72.91
100	20.22	40.44	90	15.96	35.47	90	25.98	57.73
120	21.11	35.17	110	16.12	29.31	110	26.16	47.49
140	21.98	31.4	150	16.38	21.84	130	26.2	40.31

**Çizelge 4.68.** EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonu üzerine biyosorplayıcı dozu etkisine ilişkin veriler.

m (g/50mL)	EMS		ESK		EKÇK	
	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R
0.1	19.82	66.07	16.78	67.12	24.98	71.37
0.2	11.12	74.13	8.8	70.42	13.02	74.42
0.3	7.62	76.22	6.35	76.24	9.28	79.5
0.4	5.96	79.49	5.01	80.16	7.28	83.16
0.5	4.99	83.2	4.13	82.63	6.18	88.22
0.6	4.33	86	3.65	87.71	5.26	90.15
0.7	3.83	89.34	3.22	90.2	4.64	92.82
0.8	3.41	91	2.89	92.58	4.21	96.35
0.9	3.16	94.75	2.92	94.24	3.8	97.7
1.0	2.91	96.82	2.39	95.66	3.45	98.47



**Çizelge 4.69.** EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonu üzerine iyonik şiddet etkisine ilişkin veriler.

C <sub>NaCl</sub> (mol/L)	EMS		ESK		EKÇK	
	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R
0.0	20.28	40.56	16.42	32.84	26.44	52.88
0.1	26.12	52.24	18.61	37.22	30.84	61.68
0.2	29.44	58.88	21.64	43.28	33.56	71.12
0.3	32.00	64.00	24.91	49.82	35.78	71.56
0.4	34.54	69.08	25.55	51.10	39.20	78.40
0.5	38.10	76.20	26.42	52.84	42.16	84.32
0.6	39.98	79.96	27.63	55.26	43.59	87.18
0.7	43.15	86.30	27.98	55.96	44.00	88.00
0.8	45.22	90.44	28.14	56.28	44.19	88.38
0.9	47.99	95.98	28.44	56.88	44.79	89.58
1.0	48.72	97.44	29.65	59.30	44.98	89.96

**Çizelge 4.70.** Değişik sıcaklıklarda EM, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik veriler.

t (dak)	EMS			ESK			EKÇK		
	293 K	313 K	333 K	293 K	313 K	333 K	293 K	313 K	333 K
5	2.2	3.62	4.8	2.25	3.5	4.42	2.24	3.14	4.52
10	3.5	5.36	6.7	3.4	4.8	5.26	3.48	5.56	6.65
20	4.8	7.16	8.56	4.44	5.56	7.8	4.12	7.42	8.74
40	6.7	9.35	11.7	5.58	8.3	10.22	5.75	9.7	11.42
80	10.1	13.48	16.3	8.25	11.6	13.96	7.73	13.6	15.8
120	13.2	16.89	20.2	10.42	14.58	17.5	9.2	16.3	20.3
160	16.42	20.55	24.57	11.68	16.1	20.1	10.64	18.16	23
200	17.62	22.08	26.5	12.89	17.4	21.96	12.22	19.25	24.52
240	19	23.75	28.5	13.96	18.78	24.75	12.36	19.3	24.6
280	19.2	24.65	30.1	14.82	19.2	25.68	12.39	19.29	24.62
320	19.7	25.63	31.55	15.99	20.5	25.77	12.4	19.31	24.63
360	20	25.85	32	15.92	20.58	25.84	12.42	19.32	24.6
400	19.8	25.89	32.03	16	20.59	25.89	12.39	19.33	24.61
440	19.7	26.01	32.4	16.22	20.6	25.79	12.41	19.32	24.63
480	19.8	25.98	31.7	16.19	20.59	25.89	12.4	19.3	24.62

**Çizelge 4.71.** Değişik sıcaklıklarda EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Lagergren denkleminde değerlendirilmesi.

Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	t (dak)	log (qe-q)	t (dak)	log (qe-q)	t (dak)	log (qe-q)
EMS	5	1.2405	5	1.34005	5	1.4346
	10	1.2068	10	1.3041	10	1.4031
	20	1.1703	20	1.2634	20	1.3699
	40	1.1106	40	1.2082	40	1.3075
	80	0.9777	80	1.0799	80	1.1959
	120	0.8062	120	0.935	120	1.0719
	160	0.5024	160	0.6946	160	0.8709
	200	0.2967	200	0.534	200	0.7404
ESK			240	0.243	240	0.5441
	5	1.1383	5	1.2304	5	1.331
	10	1.1004	10	1.1959	10	1.3137
	20	1.0639	20	1.1744	20	1.265
	40	1.0179	40	1.0864	40	1.194
	80	0.8893	80	0.9494	80	1.0752
120	0.7466	120	0.7723	120	0.9217	

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

---

	160	0.6355	160	0.6435	160	0.7597
	200	0.4928	200	0.4914	200	0.5899
	240	0.3096	240	0.2355	240	0.0414
			280	0.1139		
<b>EKÇK</b>	5	1.007	5	1.2084	5	1.3006
	10	0.9504	10	1.138	10	1.2516
	20	0.918	20	1.0748	20	1.1976
	40	0.8228	40	0.9823	40	1.1166
	80	0.6693	80	0.7559	80	0.9395
	120	0.5051	120	0.4771	120	0.6232
	160	0.2455	160	0.0569	160	0.1761

<b>Çizelge 4.72.</b> Değişik sıcaklıklarda. EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Ho-McKay denkleminde değerlendirilmesi						
Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	t (dak)	t/q	t (dak)	t/q	t (dak)	t/q
<b>EMS</b>	5	2.2727	5	1.3812	5	1.0417
	10	2.8571	10	1.8657	10	1.4925
	20	4.1667	20	2.7933	20	2.3364
	40	5.9701	40	4.2781	40	3.4188
	80	7.9208	80	5.9347	80	4.908
	120	9.0909	120	7.1048	120	5.9406
	160	9.7442	160	7.7859	160	6.512
	200	11.35	200	9.058	200	7.5472
			240	10.1053	240	8.4211
<b>ESK</b>	5	2.2222	5	1.4286	5	1.1312
	10	2.9412	10	2.0833	10	1.9011
	20	4.5045	20	3.5971	20	2.5641
	40	7.1685	40	4.8193	40	3.9139
	80	9.697	80	6.8966	80	5.7306
	120	11.5163	120	8.2305	120	6.8571
	160	13.6986	160	9.9379	160	7.9602
	200	15.5159	200	11.4943	200	9.1075
	240	17.192	240	12.7796	240	9.697
		280	14.5833			
<b>EKÇK</b>	5	2.2321	5	1.5924	5	1.1062
	10	2.8736	10	1.7986	10	1.5038
	20	4.8544	20	2.6954	20	2.2883
	40	6.9565	40	4.1237	40	3.5026
	80	10.3493	80	5.8824	80	5.0633
	120	13.0435	120	7.362	120	5.9113
	160	15.0376	160	8.8106	160	6.9565

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.73.** Değişik sıcaklıklarda. EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Weber-Morris denkleminde değerlendirilmesi.

Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	$t^{1/2}$ (dak <sup>1/2</sup> )	q	$t^{1/2}$ (dak <sup>1/2</sup> )	q	$t^{1/2}$ (dak <sup>1/2</sup> )	q
EMS	2.2361	2.2	2.2361	3.62	2.2361	4.8
	3.1623	3.5	3.1623	5.36	3.1623	6.7
	4.4721	4.8	4.4721	7.16	4.4721	8.56
	6.3246	6.7	6.3246	9.35	6.3246	11.7
	8.9443	10.1	8.9443	13.48	8.9443	16.3
	10.9545	13.2	10.9545	16.89	10.9545	20.2
	12.6491	16.42	12.6491	20.55	12.6491	24.57
	14.1421	17.62	14.1421	22.08	14.1421	26.5
	15.4919	19	15.4919	23.75	15.4919	28.5
	16.7332	19.2	16.7332	24.65	16.7332	30.1
	17.8885	19.7	17.8885	25.63	17.8885	31.55
	18.9737	20	18.9737	25.85	18.9737	32
	20	19.8	20	25.89	20	32.03
	20.9762	19.7	20.9762	26.01	20.9762	32.4
	21.9089	19.8	21.9089	25.98	21.9089	31.7
ESK	2.2361	2.25	2.2361	3.5	2.2361	4.42
	3.1623	3.4	3.1623	4.8	3.1623	5.26
	4.4721	4.44	4.4721	5.56	4.4721	7.8
	6.3246	5.58	6.3246	8.3	6.3246	10.22
	8.9443	8.25	8.9443	11.6	8.9443	13.96
	10.9545	10.42	10.9545	14.58	10.9545	17.5
	12.6491	11.68	12.6491	16.1	12.6491	20.1
	14.1421	12.89	14.1421	17.4	14.1421	21.96
	15.4919	13.96	15.4919	18.78	15.4919	24.75
	16.7332	14.82	16.7332	19.2	16.7332	25.68
	17.8885	15.99	17.8885	20.5	17.8885	25.77
	18.9737	15.92	18.9737	20.58	18.9737	25.84
	20	16	20	20.59	20	25.89
	20.9762	16.22	20.9762	20.6	20.9762	25.79
	21.9089	16.19	21.9089	20.59	21.9089	25.89
EKÇK	2.2361	2.24	2.2361	3.14	2.2361	4.52
	3.1623	3.48	3.1623	5.56	3.1623	6.65
	4.4721	4.12	4.4721	7.42	4.4721	8.74
	6.3246	5.75	6.3246	9.7	6.3246	11.42
	8.9443	7.73	8.9443	13.6	8.9443	15.8
	10.9545	9.2	10.9545	16.3	10.9545	20.3
	12.6491	10.64	12.6491	18.16	12.6491	23
	14.1421	12.22	14.1421	19.25	14.1421	24.52
	15.4919	12.36	15.4919	19.3	15.4919	24.6
	16.7332	12.39	16.7332	19.29	16.7332	24.62
	17.8885	12.4	17.8885	19.31	17.8885	24.63
	18.9737	12.42	18.9737	19.32	18.9737	24.6
	20	12.39	20	19.33	20	24.61
	20.9762	12.41	20.9762	19.32	20.9762	24.63
	21.9089	12.4	21.9089	19.3	21.9089	24.62

**Çizelge 4.74.** Değişik sıcaklıklarda, EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik parametreler.

Adsorplayıcı	T (K)	$q_{e,exp}$ (mg/g)	Lagergren			Ho-McKay		
			$q_{e,cal}$ (mg/g)	$k_{ads,1}$ (dak <sup>-1</sup> )	$R^2$	$q_{e,cal}$ (mg/g)	$k_{ads,2} \cdot 10^4$ (g/mgdak)	$R^2$
EMS	293	19.60	19.40	0.0108	0.9800	22.68	6.12	0.9315
	313	25.50	24.14	0.0101	0.9835	28.09	5.95	0.9562
	333	32.00	28.81	$8.52 \cdot 10^{-3}$	0.9929	33.22	5.32	0.9467
ESK	293	16.00	14.06	$7.83 \cdot 10^{-3}$	0.9962	16.12	11.5	0.9643
	313	20.50	18.04	$9.21 \cdot 10^{-3}$	0.9957	22.17	8.56	0.9791
	333	25.85	25.11	0.0108	0.9320	27.93	6.58	0.9576
EKÇK	293	12.40	10.39	0.0106	0.9912	12.11	24.6	0.9711
	313	19.30	17.52	0.0159	0.9835	21.41	12.8	0.9812
	333	24.50	23.01	0.0154	0.9961	26.95	9.45	0.9575

**Çizelge 4.75.** Değişik sıcaklıklarda EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin difüzyon hız sabitleri.

Adsorplayıcı	T(K)	$k_{id,1}$ (mg/gdak <sup>1/2</sup> )	$C_1$	$k_{id,2}$ (mg/gdak <sup>1/2</sup> )	$C_2$	$k_{id,3}$ (mg/gdak <sup>1/2</sup> )	$C_3$
EMS	293	1.3782	0.3614	0.9925	1.8715	0.0810	18.1271
	313	1.4755	1.1797	1.2565	1.4437	0.2217	21.3641
	333	1.7901	1.1176	1.5887	1.5945	0.4859	22.4255
ESK	293	0.8277	0.6782	0.7692	1.9827	0.0773	14.4513
	313	1.2209	0.5739	0.8319	5.5699	0.0061	20.4645
	333	1.5580	0.3422	1.4732	0.8745	0.0095	25.3740
EKÇK	293	0.8577	0.0638	0.7286	1.0599	0.0053	12.2965
	313	1.3040	1.4926	1.2343	2.6288	0.0028	19.2563
	333	1.9525	1.4832	1.5043	1.9372	0.0021	24.5674

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.76.** Değişik sıcaklıklarda EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verileri.

Adsorplatıcı	293 K		313 K		333 K	
	$C_e$ (mg/L)	$q_e$ (mg/g)	$C_e$ (mg/L)	$q_e$ (mg/g)	$C_e$ (mg/L)	$q_e$ (mg/g)
EMS	4.26	1.87	2.76	2.21	1.77	2.92
	7.19	2.35	4.456	2.97	2.74	3.65
	14.06	4.7	8.25	5.57	4.25	7.87
	24.35	7.8	15.56	9.43	7.48	11.33
	33.64	9.4	20.62	12.27	11.88	16.05
	41.54	11.2	33.48	16.02	16.83	20.28
	54.45	13.12	42.68	19.23	23	25
	64.01	14.4	52.47	21.16	27.3	28.74
	73.2	15.84	61.1	23.96	33.6	32.94
	85.93	17.1	75.13	25.64	45.1	38.55
	104.76	17.92	84.26	26	59.61	40
	124.86	18.1	92.24	25.98	70.21	40.12
	149.6	17.92	110.55	26.13	88.64	40.66
	165.25	18.19	139.28	26.28	117.04	41.5
ESK	8.78	9.87	7.42	7.1	6.25	8.5
	20.16	19.38	18.25	14.16	16.48	16.78
	35.36	27.41	32.1	26.14	28.29	30.47
	49.5	34.9	42.6	33.3	36.56	38.48
	60.4	42.26	55.25	40.2	50.47	50.8
	70.7	46.2	66.16	48.22	60.28	58.4
	86.6	50.88	76.2	54.38	72.48	64
	102.4	50.98	98.9	60.28	84.78	69.75
	114	51.98	108.88	61.98	94.58	71.7
	133.5	51.76	137.9	62.1	120.2	74.26
	154.3	51.88	165.1	62.13	140.28	73.99
	178.28	52.16	200.58	62.28	160.58	74.12
	223.48	52.24	240	62.19	198.26	74.25
	281.6	51.98	275.45	62.22	228.48	74.22
EKÇK	3.49	1.75	2.78	1.59	2.5	1.92
	7.52	3.7	6.44	4.16	5.78	4.48
	15.39	6.41	14.12	6.62	12.16	8.24
	22.64	9.13	20.56	9.24	19.75	11.22
	30.4	12.16	24.72	12.22	22.42	15.57
	41.96	14.37	38.82	19.47	35.15	22.82
	57.75	18.39	49.96	24.02	44.29	29.73
	75.13	20.42	64.71	27.42	59.45	32.5
	99.29	20.56	88.98	27.98	76.84	34.2
	134.5	20.6	128.72	28.16	119.96	34.25
	170.7	20.59	166.16	28.2	157.61	34.29
	205.15	20.59	194.44	28.33	184.31	34.22
	236.9	20.6	224.74	28.29	198.96	34.28
	262.5	20.58	252.12	28.3	242.12	34.3

<b>Çizelge 4.77.</b> Değişik sıcaklıklarda. EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verilerinin çizgisel Langmuir denkleminde değerlendirilmesi.						
Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	$C_e$	$C_e/q_e$	$C_e$	$C_e/q_e$	$C_e$	$C_e/q_e$
<b>EMS</b>	4.26	2.28	2.76	1.25	1.77	0.6
	7.19	3.06	4.456	1.5	2.74	0.75
	14.06	2.99	8.25	1.48	4.25	0.54
	24.35	3.12	15.56	1.65	7.48	0.66
	33.64	3.58	20.62	1.68	11.88	0.74
	41.54	3.71	33.48	2.09	16.83	0.83
	54.45	4.15	42.68	2.22	23	0.92
	64.01	4.45	52.47	2.48	27.3	0.95
	73.2	4.62	61.1	2.55	33.6	1.02
	85.93	5.03	75.13	2.93	45.1	1.17
	104.76	5.85	84.26	3.24	59.61	1.49
	124.86	6.9	92.24	3.55	70.21	1.75
	149.6	8.35	110.55	4.23	88.64	2.18
	165.25	9.08	139.28	5.3	117.04	2.82
<b>ESK</b>	8.78	0.89	7.42	0.8	6.25	0.69
	20.16	1.04	18.25	1.07	16.48	0.81
	35.36	1.29	32.1	1.23	28.29	0.93
	49.5	1.42	42.6	1.28	36.56	0.95
	60.4	1.43	55.25	1.37	50.47	0.99
	70.7	1.53	66.16	1.37	60.28	1.06
	86.6	1.7	76.2	1.4	72.48	1.13
	102.4	2	98.9	1.76	84.78	1.3
	114	2.19	108.88	1.9	94.58	1.46
	133.5	2.58	137.9	2.22	120.2	1.62
	154.3	2.97	165.1	2.66	140.28	1.9
	178.28	3.42	200.58	3.22	160.58	2.17
	223.48	4.28	240	3.86	198.26	2.67
	281.6	5.42	275.45	4.43	228.48	3.08
<b>EKÇK</b>	3.49	2	2.78	1.75	2.5	1.3
	7.52	2.03	6.44	1.55	5.78	1.29
	15.39	2.4	14.12	2.13	12.16	1.48
	22.64	2.48	20.56	2.23	19.75	1.76
	30.4	2.5	24.72	2.02	22.42	1.44
	41.96	2.92	38.82	1.99	35.15	1.54
	57.75	3.14	49.96	2.08	44.29	1.66
	75.13	3.68	64.71	2.36	59.45	2
	99.29	4.83	88.98	3.18	76.84	2.48
	134.5	6.53	128.72	4.57	119.96	3.5
	170.7	8.29	166.16	5.89	157.61	4.6
	205.15	9.96	194.44	6.86	184.31	5.39
	236.9	11.5	224.74	7.94	198.96	5.8
	262.5	12.76	252.12	8.91	242.12	7.06

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.78.** Değişik sıcaklıklarda. EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verilerinin çizgisel Freundlich denkleminde değerlendirilmesi.

Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	log C <sub>e</sub>	log q <sub>e</sub>	log C <sub>e</sub>	log q <sub>e</sub>	log C <sub>e</sub>	log q <sub>e</sub>
<b>EMS</b>	0.6294	0.2718	0.4409	0.3444	0.248	0.4654
	0.8567	0.3711	0.6489	0.4728	0.4378	0.5623
	1.148	0.6721	0.9165	0.7459	0.6284	0.896
	1.3865	0.8921	1.192	0.9745	0.8739	1.0542
	1.5269	0.9731	1.3143	1.0888	1.0748	1.2055
	1.6185	1.0492	1.5248	1.2047	1.2261	1.3071
	1.736	1.1179	1.6302	1.284	1.3617	1.3979
	1.8062	1.1584	1.7199	1.3255	1.4362	1.4585
	1.8645	1.1998	1.786	1.3795	1.5263	1.5177
	1.9341	1.233	1.8757	1.4089	1.6542	1.586
	2.0202	1.2533	1.9256	1.415	1.7753	1.6021
	2.0964	1.2577	1.9649	1.4146	1.8464	1.6034
	2.1749	1.2533	2.0436	1.4171	1.9476	1.6092
	2.2181	1.2598	2.1439	1.4196	2.0683	1.618
<b>ESK</b>	0.9435	0.9943	0.8704	0.8513	0.7959	0.9294
	1.3045	1.2874	1.2613	1.1511	1.217	1.2248
	1.5485	1.4379	1.5065	1.4173	1.451	1.4839
	1.6946	1.5428	1.6294	1.5224	1.563	1.5252
	1.781	1.6259	1.7423	1.6042	1.703	1.7059
	1.8494	1.6646	1.8206	1.6832	1.7802	1.7664
	1.9375	1.7065	1.882	1.7354	1.8602	1.8062
	2.0103	1.7074	1.9952	1.7802	1.9283	1.8435
	2.0569	1.7158	2.0369	1.7923	1.9758	1.8555
	2.1255	1.714	2.1396	1.7931	2.0799	1.8708
	2.1884	1.715	2.2177	1.7933	2.147	1.8692
	2.2511	1.7173	2.3023	1.7943	2.2057	1.8699
	2.3492	1.718	2.3802	1.7937	2.2972	1.8707
	2.4496	1.7158	2.44	1.7939	2.3588	1.8705
<b>EKÇK</b>	0.5428	0.243	0.444	0.2014	0.3979	0.2833
	0.8762	0.5682	0.8089	0.6191	0.7619	0.6513
	1.1872	0.8069	1.1498	0.8209	1.0849	0.9159
	1.3548	0.9605	1.313	0.9657	1.2956	1.0499
	1.4829	1.0849	1.393	1.0871	1.458	1.1923
	1.6228	1.1575	1.5891	1.2894	1.5459	1.3583
	1.7616	1.2646	1.6986	1.3806	1.6463	1.4732
	1.8758	1.31	1.811	1.4381	1.7742	1.5092
	1.9969	1.313	1.9493	1.4468	1.8856	1.534
	2.1287	1.3139	2.1096	1.4496	2.079	1.5346
	2.2322	1.3137	2.2205	1.4502	2.1976	1.5348
	2.3121	1.3137	2.2888	1.4522	2.2655	1.5347
	2.3746	1.3138	2.3517	1.4516	2.2988	1.5349
	2.4191	1.3137	2.4016	1.4518	2.384	1.5346



**Çizelge 4.79.** Değişik sıcaklıklarda EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin izoterm sabitleri.

İzoterm	Parametre	T(K)	EMS	ESK	EKÇK
Langmuir	$q_m$ (mg/g)	293	25.77	60.60	23.87
		313	36.90	76.92	34.48
		333	54.05	95.24	41.67
	b (L/mg)	293	0.0179	0.0325	0.0248
		313	0.0237	0.0250	0.0270
		333	0.0371	0.0199	0.0328
	$R_L$	293	0.4822	0.3810	0.3655
		313	0.4129	0.4444	0.3460
		333	0.3099	0.5013	0.3034
	$R^2$	293	0.9737	0.9819	0.9862
		313	0.9767	0.9804	0.9717
		333	0.9778	0.9775	0.9813
Freundlich	$K_F$ ( $(\text{mg g}^{-1})(\text{L mg}^{-1})^{1/n}$ )	293	0.79	4.83	1.43
		313	1.30	2.95	1.39
		333	2.61	3.45	1.72
	1/n	293	0.6675	0.4788	0.5422
		313	0.6757	0.6070	0.6166
		333	0.6651	0.6289	0.6214
	n	293	1.4981	2.0886	1.8443
		313	1.4799	1.6474	1.6218
		333	1.5035	1.5900	4.1822
	$R^2$	293	0.9572	0.8581	0.8758
		313	0.9637	0.8803	0.8881
		333	0.9399	0.9053	0.8885

**Çizelge 4.80.** EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin termodinamik parametreler.

Adsorplayıcı	T (K)	$\Delta G^0$ (kJ mol <sup>-1</sup> )	$\Delta H^0$ (kJ mol <sup>-1</sup> )	$\Delta S^0$ (J mol <sup>-1</sup> K <sup>-1</sup> )	$R^2$
EMS	293	1.8847	29.65	94.30	0.9864
	313	0.3490			
	333	-1.9264			
ESK	293	-1.6511	0.71	3.20	0.9764
	313	-1.7029			
	333	-1.7802			
EKÇK	293	1.2772	16.97	53.53	1.0000
	313	0.1861			
	333	-0.8652			

**Çizelge 4.81.** EMS, ESK ve EKÇK üzerinde adsorplanmış RS 5'in saf su ve değişik bazlarla desorpsiyonuna ilişkin yüzde desorpsiyon verileri.

Adsorplayıcı	Saf su	NH <sub>3</sub>		NaOH	
		0.1 M	0.2 M	0.1 M	0.2 M
EMS	% 4.69	% 50.31	% 55.39	% 45.08	% 68.84
ESK	% 10.89	% 80.79	% 89.26	% 65.77	% 84.27
EKÇK	% 1.59	% 10.04	% 28.96	% 10.47	% 42.13

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.82.** EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonu üzerine pH etkisine ilişkin veriler.

pH	EMS		ESK		EKÇK	
	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R
2	9.12	18.24	10.54	21.08	4.4	8.8
3	6.82	13.64	9.22	18.44	2.26	4.52
4	5.17	10.34	6.34	12.68	1.92	3.84
5	3.03	6.06	2.64	5.28	1.21	2.42
6	2.56	5.12	1.98	3.96	1.03	2.06
7	1.67	3.34	2.25	4.5	0.98	1.96
8	1.9	3.8	2.16	4.32	0.75	1.5
9	1.58	3.16	1.89	3.78	0.41	0.82
10	1.74	3.48	1.96	3.92	0.32	0.64

**Çizelge 4.83.** EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonu üzerine başlangıç derişimi etkisine ilişkin veriler.

EMS			ESK			EKÇK		
C <sub>0</sub> (mg/L)	q (mg/g)	%R	C <sub>0</sub> (mg/L)	q (mg/g)	%R	C <sub>0</sub> (mg/L)	q (mg/g)	%R
3	1.42	94.67	3	1.24	82.67	3	0.92	61.33
5	2.26	90.4	5	2.01	80.45	5	1.43	57.16
7	3.09	88.45	7	2.63	75.16	7	1.77	50.65
10	4.31	86.22	10	3.51	70.14	10	2.41	48.22
15	5.6	78.42	15	4.84	64.48	15	3.26	46.93
20	6.43	64.26	20	5.22	52.16	20	3.61	36.1
25	7.82	62.56	25	6.09	48.75	25	3.79	30.32
30	8.74	58.27	30	6.43	42.86	30	3.85	25.67
50	8.96	35.84	50	6.75	27	50	3.9	15.6
70	9.1	26	70	6.82	19.49	70	3.94	11.26
100	9.18	18.36	100	6.91	13.82	100	3.98	7.96
130	9.2	14.15	140	7.11	10.16			

**Çizelge 4.84.** EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonu üzerine biyosorplayıcı dozu etkisine ilişkin veriler.

m (g/50mL)	EMS		ESK		EKÇK	
	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R
0.1	8.82	58.8	10.48	41.92	3.75	30
0.2	4.52	60.25	6.12	48.96	2.14	34.18
0.3	3.31	66.2	4.59	55.12	1.56	37.45
0.4	2.98	79.47	4.03	64.48	1.32	42.24
0.5	2.42	80.67	3.61	72.16	1.22	48.85
0.6	2.11	84.46	3.2	76.69	1.08	51.69
0.7	1.88	87.75	2.84	79.44	1	56.45
0.8	1.69	90.28	2.63	84.25	0.82	59.12
0.9	1.54	92.16	2.49	89.5	0.8	61.16
1.0	1.48	98.66	2.44	97.6	0.78	62.4

**Çizelge 4.85.** EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonu üzerine iyonik Şiddet etkisine ilişkin veriler.

C <sub>NaCl</sub> (mol/L)	EMS		ESK		EKÇK	
	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R	q (mg/g)	%R
0.0	9.30	18.60	7.48	14.96	4.76	9.52
0.1	11.42	22.84	8.29	16.58	8.22	16.44
0.2	13.78	27.56	12.45	24.90	9.75	19.50
0.3	16.69	33.38	14.00	28.00	12.42	24.84
0.4	19.73	39.46	15.00	30.00	14.67	29.34
0.5	20.21	40.42	16.75	33.50	17.41	34.82
0.6	25.91	51.82	22.19	44.38	21.53	43.06
0.7	27.52	55.04	24.66	49.32	23.84	47.68
0.8	28.34	56.68	26.21	52.42	23.92	47.84
0.9	30.12	60.24	28.55	57.10	24.02	48.04
1.0	30.89	61.78	29.10	58.20	24.22	48.44

**Çizelge 4.86.** Değişik sıcaklıklarda EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonu ilişkin kinetik veriler.

t (dak)	EMS			ESK			EKÇK		
	293 K	313 K	333 K	293 K	313 K	333 K	293 K	313 K	333 K
5	0.52	1.75	3.13	1.52	2.75	3.26	0.15	0.22	1.16
10	1.45	2.66	4.22	2.2	3.4	3.98	0.48	0.72	2.22
20	2.16	3.65	5.18	3.26	4.58	4.79	0.82	1.08	2.98
40	3.15	5.22	6.45	5.4	6.78	7.79	1.19	1.52	3.87
80	4.32	6.82	8.52	7.45	9.42	10.12	1.75	2.1	5.5
120	5.29	8.18	10.21	9.12	12.52	13.85	2.04	2.84	7.01
160	6.08	9.67	11.9	9.69	12.99	14.16	2.56	3.2	7.96
200	6.33	10.69	12.89	9.98	13.08	14.98	2.98	3.55	8.8
240	6.66	11.65	13.45	10.12	13.26	15.25	3.03	3.98	9.64
280	6.95	12.58	14.05	10.2	13.3	15.38	3.04	4.12	9.92
320	7.11	12.5	14.25	10.22	13.29	15.4	3.04	4.1	9.94
360	7.05	12.55	14.3	10.19	13.31	15.39	3	4.11	9.98
400	7	12.56	14.29	10.21	13.33	15.41	3.06	4.14	9.96
440	7.03	12.55	14.32	10.22	13.29	15.42	3.05	4.13	9.98
480	7.12	12.58	14.35	10.19	13.3	15.4	3.07	4.12	9.98

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.87.** Değişik sıcaklıklarda. EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Lagergren denkleminde değerlendirilmesi.

Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	t (dak)	log (qe-q)	t (dak)	log (qe-q)	t (dak)	log (qe-q)
EMS	5	0.8116	5	1.0314	5	1.0481
	10	0.7443	10	0.993	10	1.0035
	20	0.6848	20	0.9469	20	0.9599
	40	0.5855	40	0.8621	40	0.8949
	80	0.4281	80	0.7543	80	0.7619
	120	0.233	120	0.6355	120	0.6117
			160	0.4518	160	0.3802
		200	0.2577	200	0.1492	
ESK	5	0.9385	5	1.0233	5	1.0842
	10	0.9031	10	0.9956	10	1.0577
	20	0.8414	20	0.9405	20	1.0257
	40	0.6812	40	0.8142	40	0.8814
	80	0.4393	80	0.5888	80	0.7226
	120	0.0334			120	0.1903
					160	0.0934
EKÇK	5	0.4624	5	0.5911	5	0.9465
	10	0.4099	10	0.5315	10	0.891
	20	0.3483	20	0.4829	20	0.8463
	40	0.2695	40	0.415	40	0.7875
	80	0.1139	80	0.3054	80	0.6532
	120	0.0043	120	0.1072	120	0.4757
					160	0.3096
				200	0.0792	

**Çizelge 4.88.** Değişik sıcaklıklarda. EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Ho-McKay denkleminde değerlendirilmesi.

Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	t (dak)	t/q	t (dak)	t/q	t (dak)	t/q
EMS	5	9.6154	5	2.8571	5	1.5974
	10	6.8966	10	3.7594	10	2.3697
	20	9.2593	20	5.4795	20	3.861
	40	12.6984	40	7.6628	40	6.2016
	80	18.5185	80	11.7302	80	9.3897
	120	22.6843	120	14.6699	120	11.7532
			160	16.546	160	13.4454
		200	18.7091	200	15.5159	
ESK	5	3.2895	5	1.8182	5	1.5337
	10	4.5455	10	2.9412	10	2.5126
	20	6.135	20	4.3668	20	4.1754
	40	7.4074	40	5.8997	40	5.1348
	80	10.7383	80	8.4926	80	7.9051
	120	13.1579	120	9.5847	120	8.6643
	160	16.5119			160	11.2994
EKÇK	5	33.33	5	22.73	5	4.31
	10	20.83	10	13.89	10	4.5
	20	24.39	20	18.52	20	6.71
	40	33.61	40	26.32	40	10.33
	80	45.71	80	38.1	80	14.55
	120	58.82	120	42.25	120	17.12
	160	62.5	160	50	160	20.1
200	67.11	200	56.34	200	22.73	

<b>Çizelge 4.89.</b> Değişik sıcaklıklarda. EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik verilerinin çizgisel Weber-Morris denkleminde değerlendirilmesi.						
Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	$t^{1/2}$ (dak <sup>1/2</sup> )	q	$t^{1/2}$ (dak <sup>1/2</sup> )	q	$t^{1/2}$ (dak <sup>1/2</sup> )	q
EMS	2.2361	0.52	2.2361	1.75	2.2361	3.13
	3.1623	1.45	3.1623	2.66	3.1623	4.22
	4.4721	2.16	4.4721	3.65	4.4721	5.18
	6.3246	3.15	6.3246	5.22	6.3246	6.45
	8.9443	4.32	8.9443	6.82	8.9443	8.52
	10.9545	5.29	10.9545	8.18	10.9545	10.21
	12.6491	6.08	12.6491	9.67	12.6491	11.9
	14.1421	6.33	14.1421	10.69	14.1421	12.89
	15.4919	6.66	15.4919	11.65	15.4919	13.45
	16.7332	6.95	16.7332	12.58	16.7332	14.05
	17.8885	7.11	17.8885	12.5	17.8885	14.25
	18.9737	7.05	18.9737	12.55	18.9737	14.3
	20	7	20	12.56	20	14.29
20.9762	7.03	20.9762	12.55	20.9762	14.32	
21.9089	7.12	21.9089	12.58	21.9089	14.35	
ESK	2.2361	1.52	2.2361	2.75	2.2361	3.26
	3.1623	2.2	3.1623	3.4	3.1623	3.98
	4.4721	3.26	4.4721	4.58	4.4721	4.79
	6.3246	5.4	6.3246	6.78	6.3246	7.79
	8.9443	7.45	8.9443	9.42	8.9443	10.12
	10.9545	9.12	10.9545	12.52	10.9545	13.85
	12.6491	9.69	12.6491	12.99	12.6491	14.16
	14.1421	9.98	14.1421	13.08	14.1421	14.98
	15.4919	10.12	15.4919	13.26	15.4919	15.25
	16.7332	10.2	16.7332	13.3	16.7332	15.38
	17.8885	10.22	17.8885	13.29	17.8885	15.4
	18.9737	10.19	18.9737	13.31	18.9737	15.39
	20	10.21	20	13.33	20	15.41
20.9762	10.22	20.9762	13.29	20.9762	15.42	
21.9089	10.19	21.9089	13.3	21.9089	15.4	
EKÇK	2.2361	0.15	2.2361	0.22	2.2361	1.16
	3.1623	0.48	3.1623	0.72	3.1623	2.22
	4.4721	0.82	4.4721	1.08	4.4721	2.98
	6.3246	1.19	6.3246	1.52	6.3246	3.87
	8.9443	1.75	8.9443	2.1	8.9443	5.5
	10.9545	2.04	10.9545	2.84	10.9545	7.01
	12.6491	2.56	12.6491	3.2	12.6491	7.96
	14.1421	2.98	14.1421	3.55	14.1421	8.8
	15.4919	3.03	15.4919	3.98	15.4919	9.64
	16.7332	3.04	16.7332	4.12	16.7332	9.92
	17.8885	3.04	17.8885	4.1	17.8885	9.94
	18.9737	3	18.9737	4.11	18.9737	9.98
	20	3.06	20	4.14	20	9.96
20.9762	3.05	20.9762	4.13	20.9762	9.98	
21.9089	3.07	21.9089	4.12	21.9089	9.98	

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.90.** Değişik sıcaklıklarda, EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik parametreler.

Adsorplayıcı	T (K)	$q_{e,exp}$ (mg/g)	Lagergren			Ho-McKay		
			$q_{e,cal}$ (mg/g)	$k_{ads,1}$ (dak <sup>-1</sup> )	$R^2$	$q_{e,cal}$ (mg/g)	$k_{ads,2} \cdot 10^3$ (g/mgdak)	$R^2$
EMS	293	7.00	6.29	0.0108	0.9898	7.58	2.41	0.9396
	313	12.50	10.89	$8.52 \times 10^{-3}$	0.9911	12.32	1.77	0.9689
	333	14.30	11.79	$9.90 \times 10^{-3}$	0.9872	14.20	2.04	0.9668
ESK	293	10.20	9.77	0.0175	0.9909	12.48	1.67	0.9866
	313	13.30	11.30	0.0134	0.9996	15.31	1.69	0.9333
	333	15.40	14.02	0.0157	0.9646	17.32	1.44	0.9548
EKÇK	293	3.05	2.79	$8.98 \times 10^{-3}$	0.9798	4.30	2.17	0.9194
	313	4.12	3.82	$8.75 \times 10^{-3}$	0.9823	5.26	2.00	0.9560
	333	10.00	9.01	$9.67 \times 10^{-3}$	0.9926	12.00	1.30	0.9664

**Çizelge 4.91.** Değişik sıcaklıklarda, EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin difüzyon hız sabitleri.

Adsorplayıcı	T(K)	$k_{id,1}$ (mg/gdak <sup>1/2</sup> )	$C_1$	$k_{id,2}$ (mg/gdak <sup>1/2</sup> )	$C_2$	$k_{id,3}$ (mg/gdak <sup>1/2</sup> )	$C_3$
EMS	293	0.5470	0.4303	0.2155	3.3258	0.0009	7.0809
	313	0.7688	0.0519	0.7552	0.2227	0.0060	12.4409
	333	0.7908	1.5433	0.7189	2.3811	0.0219	13.8652
ESK	293	0.6116	0.7536	0.9506	2.1182	0.0085	10.0320
	313	1.2283	0.8695	0.8239	1.1635	0.0309	12.6939
	333	1.0942	0.5247	0.8840	2.9593	0.0050	15.3013
EKÇK	293	0.2500	0.3524	0.2412	0.4827	0.0049	2.9474
	313	0.5258	0.4575	0.5065	0.4989	0.0082	8.5413
	333	0.6361	0.0163	0.6208	0.0178	0.0112	9.7421

**Çizelge 4.92.** Değişik sıcaklıklarda EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verileri.

Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	C <sub>e</sub> (mg/L)	q <sub>e</sub> (mg/g)	C <sub>e</sub> (mg/L)	q <sub>e</sub> (mg/g)	C <sub>e</sub> (mg/L)	q <sub>e</sub> (mg/g)
EMS	5.76	3.02	3.78	3.41	0.67	4.79
	14.82	7.84	10.82	7.96	1.51	9.44
	21.68	10.79	15.56	12.45	4.44	12.69
	28.43	14.29	26.8	18.48	7.53	16.37
	42.81	19.11	38.22	24.19	20.13	31.45
	58.36	24.52	58.34	34.93	29.1	41.57
	72.94	29.65	75	41.67	39.2	50
	100.62	35.31	103.7	50.83	54.31	57.17
	135.81	42.57	124.4	53.39	77.53	67.42
	163.84	47.35	143.9	58.02	97.78	74.08
	191.45	50.65	160.28	61.18	124.2	82.25
	224.9	51.94	189	60.97	146.9	85.91
	252.77	52.23	224.4	61.14	173.04	86.52
	280.07	52.15	257.75	61.08	197.01	87.17
301.11	53.11	3.78	3.41	219.18	88.02	
ESK	1.18	1.91	1.35	2.2	1.5	2.5
	3.14	3.43	5.52	4.82	6.4	6.2
	10.2	6.9	9.5	8.56	8.96	10.15
	20.04	11.8	18.96	16.42	18.25	20
	25.94	14	23	19.42	22.56	24
	31.96	16.3	29.82	23.88	28.96	31.1
	41.08	18	39.45	28.99	38.4	38
	55.1	21	52.56	35.14	50.25	47.3
	72.1	23.5	69.98	42.12	66.23	56.8
	89.1	26.6	82.81	45.68	80.45	64.7
	104.82	28	100.25	51.25	97.85	74.3
	131.3	29.6	128.96	54.48	125.89	81.3
	175.38	31.4	170.26	56.28	168.92	84.6
	220.3	32.8	210.87	57.41	200.45	86.95
275.06	34.2	240.58	57.96	235.45	88	
EKÇK	4.44	0.53	4.12	1.47	3.33	1.58
	8.96	1.15	7.42	2.23	10.8	4.1
	18.36	2.27	13.26	3.98	18.8	6.6
	28.28	3.63	24.25	6.25	27.4	10.6
	35.18	4.4	30.28	9.46	35.4	14.16
	45.34	5.41	39.78	12.22	46.2	18.3
	60.64	6.89	54.14	14.98	54.8	20.7
	81.74	9.08	78.48	18.22	66.2	23.3
	103.2	10.42	98.85	19.92	81	25.5
	126.5	12.8	116.62	20.1	98.99	26.5
	161.06	13.98	138.88	20.22	125.5	26.48
	190.38	14.08	160.42	19.99	148.88	26.24
	214.98	14	198.48	20.11	180.93	26.28
	254.7	14	236	20.2	220.22	27.1
295	14	278	20.16	259.94	26.98	

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

<b>Çizelge 4.93.</b> Değişik sıcaklıklarda. EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verilerinin çizgisel Langmuir denkleminde değerlendirilmesi.						
Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	$C_e$	$C_e/q_e$	$C_e$	$C_e/q_e$	$C_e$	$C_e/q_e$
<b>EMS</b>	5.76	1.91	3.78	1.11	0.67	0.14
	14.82	1.89	10.82	1.36	1.51	0.16
	21.68	2.01	15.56	1.25	4.44	0.35
	28.43	1.99	26.8	1.45	7.53	0.46
	42.81	2.24	38.22	1.58	20.13	0.64
	58.36	2.38	58.34	1.67	29.1	0.7
	72.94	2.46	75	1.8	39.2	0.73
	100.62	2.85	103.7	2.04	54.31	0.95
	135.81	3.19	124.4	2.33	77.53	1.15
	163.84	3.46	143.9	2.48	97.78	1.32
	191.45	3.78	160.28	2.62	124.2	1.51
	224.9	4.33	189	3.1	146.9	1.71
	252.77	4.84	224.4	3.67	173.04	2
280.07	5.37	257.75	4.22	197.01	2.26	
301.11	5.67			219.18	2.49	
<b>ESK</b>	1.18	0.62	1.35	0.61	1.5	0.6
	3.14	0.92	5.52	0.94	6.4	1.03
	10.2	1.48	9.5	1.11	8.96	0.88
	20.04	1.7	18.96	1.15	18.25	0.91
	25.94	1.85	23	1.18	22.56	0.94
	31.96	1.96	29.82	1.25	28.96	0.93
	41.08	2.28	39.45	1.36	38.4	1.01
	55.1	2.62	52.56	1.5	50.25	1.06
	72.1	3.07	69.98	1.66	66.23	1.17
	89.1	3.35	82.81	1.81	80.45	1.24
	104.82	3.74	100.25	1.96	97.85	1.32
	131.3	4.44	128.96	2.37	125.89	1.55
	175.38	5.59	170.26	3.03	168.92	2
220.3	6.72	210.87	3.67	200.45	2.31	
275.06	8.04	240.58	4.15	235.45	2.68	
<b>EKÇK</b>	4.44	8.4	4.12	2.8	3.33	2.11
	8.96	7.8	7.42	3.32	10.8	2.63
	18.36	8.1	13.26	3.33	18.8	2.85
	28.28	7.8	24.25	3.88	27.4	2.58
	35.18	9.19	30.28	3.2	35.4	2.5
	45.34	8.38	39.78	3.26	46.2	2.52
	60.64	8.8	54.14	4.18	54.8	2.65
	81.74	9	78.48	4.31	66.2	2.84
	103.2	9.9	98.85	4.96	81	3.18
	126.5	11.7	116.62	5.8	98.99	3.74
	161.06	12.6	138.88	6.87	125.5	4.74
	190.38	13.56	160.42	8.03	148.88	5.64
	214.98	15.36	198.48	9.87	180.93	6.88
254.7	18.19	236	11.68	220.22	8.13	
295	21.07	278	13.79	259.94	9.63	



<b>Çizelge 4.94.</b> Değişik sıcaklıklarda. EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin izoterm verilerinin çizgisel Freundlich denkleminde değerlendirilmesi.						
Adsorplayıcı	293 K		313 K		333 K	
	log C <sub>e</sub>	log q <sub>e</sub>	log C <sub>e</sub>	log q <sub>e</sub>	log C <sub>e</sub>	log q <sub>e</sub>
<b>EMS</b>	0.76	0.33	0.58	0.53	-0.17	0.67
	1.17	0.76	1.03	0.9	0.18	0.97
	1.34	1.03	1.19	1.1	0.65	1.11
	1.45	1.16	1.43	1.27	0.88	1.21
	1.63	1.28	1.58	1.38	1.3	1.44
	1.77	1.39	1.77	1.54	1.46	1.54
	1.86	1.47	1.88	1.66	1.59	1.63
	2	1.55	2.02	1.74	1.73	1.72
	2.13	1.63	2.09	1.76	1.89	1.83
	2.21	1.68	2.16	1.78	1.99	1.87
	2.28	1.7	2.2	1.79	2.09	1.92
	2.35	1.72	2.28	1.79	2.17	1.94
	2.4	1.72	2.35	1.79	2.24	1.94
	2.45	1.72	2.41	1.79	2.29	1.94
2.48	1.73			2.34	1.94	
<b>ESK</b>	0.07	0.28	0.13	0.34	0.18	0.4
	0.5	0.54	0.74	0.68	0.81	0.79
	1	0.84	0.98	0.93	0.95	1
	1.3	1.07	1.28	1.22	1.26	1.3
	1.41	1.15	1.36	1.29	1.35	1.38
	1.5	1.21	1.48	1.38	1.46	1.49
	1.61	1.26	1.6	1.46	1.58	1.58
	1.74	1.32	1.72	1.55	1.7	1.67
	1.86	1.37	1.84	1.62	1.82	1.75
	1.95	1.42	1.92	1.66	1.91	1.81
	2.02	1.45	2	1.71	1.99	1.87
	2.12	1.47	2.11	1.74	2.1	1.91
	2.24	1.47	2.23	1.75	2.23	1.93
	2.34	1.52	2.32	1.76	2.3	1.94
2.44	1.53	2.38	1.76	2.37	1.94	
<b>EKÇK</b>	0.64	-0.28	0.62	0.17	0.52	0.19
	0.95	0.06	0.87	0.35	1.03	0.61
	1.26	0.36	1.12	0.6	1.27	0.82
	1.45	0.56	1.38	0.8	1.44	1.03
	1.55	0.64	1.48	0.98	1.55	1.15
	1.66	0.73	1.6	1.09	1.66	1.26
	1.78	0.84	1.73	1.18	1.74	1.32
	1.91	0.96	1.89	1.26	1.82	1.37
	2.01	1.02	1.99	1.3	1.91	1.41
	2.1	1.11	2.07	1.31	2	1.42
	2.21	1.15	2.14	1.32	2.1	1.41
	2.28	1.15	2.21	1.33	2.17	1.42
	2.33	1.16	2.3	1.31	2.26	1.43
	2.41	1.15	2.37	1.32	2.34	1.43
2.47	1.16	2.44	1.31	2.41	1.43	

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

**Çizelge 4.95.** Değişik sıcaklıklarda EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin izoterm sabitleri.

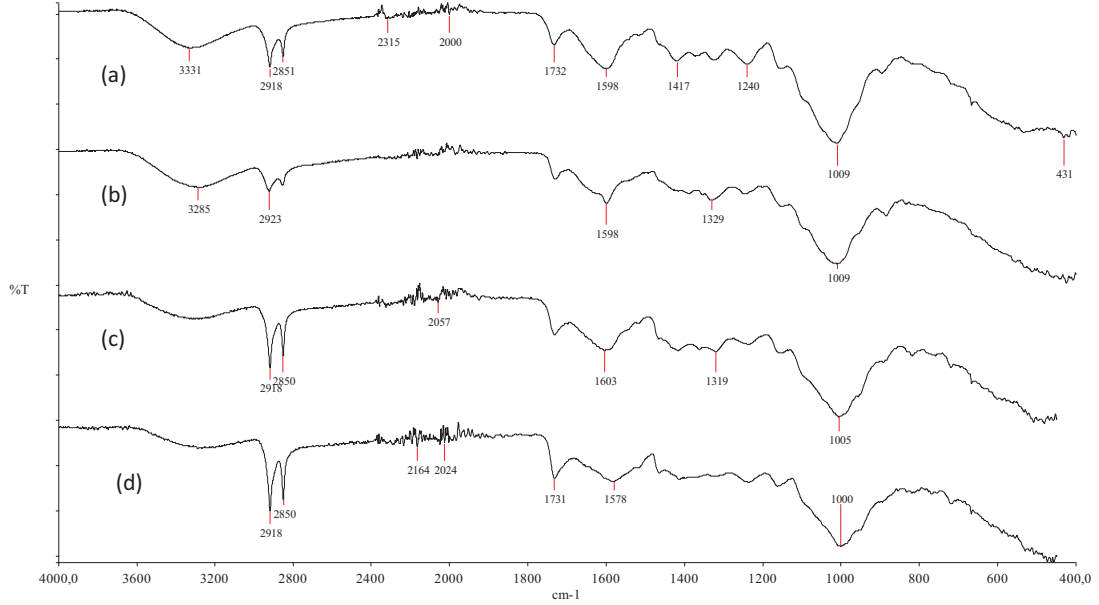
İzoterm	Parametre	T(K)	EMS	ESK	EKÇK
Langmuir	$q_m$ (mg/g)	293	79.37	38.91	23.70
		313	89.29	75.19	26.04
		333	101.10	129.87	34.72
	b (L/mg)	293	$7.69 \times 10^{-3}$	0.0239	$6.26 \times 10^{-3}$
		313	0.0153	0.0167	0.0177
		333	0.0311	0.0107	0.0188
	$R_L$	293	0.8125	0.4556	0.8647
		313	0.6854	0.5450	0.6932
		333	0.5173	0.6515	0.6803
	$R^2$	293	0.9854	0.9937	0.9414
		313	0.9750	0.9870	0.9617
		333	0.9858	0.9622	0.9513
Freundlich	$K_F$ ( $(\text{mg g}^{-1})(\text{L mg}^{-1})^{1/n}$ )	293	0.85	2.08	0.22
		313	1.64	2.01	0.78
		333	6.26	2.06	1.02
	1/n	293	0.7755	0.5449	0.7994
		313	0.7130	0.6756	0.6594
		333	0.5172	0.7514	0.6706
	n	293	1.2892	1.8352	1.2509
		313	1.4025	1.4802	1.5165
		333	1.9335	1.3308	1.4912
	$R^2$	293	0.9493	0.9715	0.9643
		313	0.9641	0.9637	0.9147
		333	0.9892	0.9695	0.8958

**Çizelge 4.96.** EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin termodinamik parametreler.

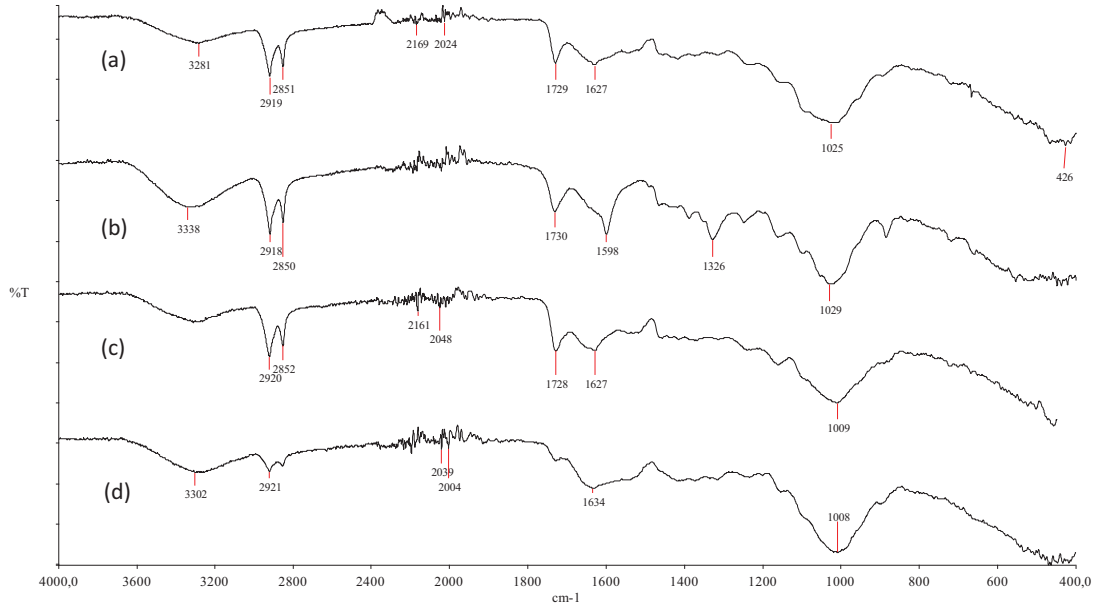
Adsorplayıcı	T (K)	$\Delta G^\circ$ ( $\text{kJ mol}^{-1}$ )	$\Delta H^\circ$ ( $\text{kJ mol}^{-1}$ )	$\Delta S^\circ$ ( $\text{J mol}^{-1} \text{K}^{-1}$ )	$R^2$
EMS	293	1.2027	33.17	108.81	0.9973
	313	-0.8119			
	333	-3.1717			
ESK	293	0.1769	8.23	27.67	0.9451
	313	-0.5925			
	333	-0.9109			
EKÇK	293	4.6481	30.38	88.59	0.9365
	313	2.0157			
	333	1.1811			

**Çizelge 4.97.** EMS, ESK ve EKÇK üzerinde adsorplanmış DM 71'in saf su ve değişik bazlarla desorpsiyonuna ilişkin yüzde desorpsiyon verileri.

Adsorplayıcı	Saf su	$\text{NH}_3$		NaOH	
		0.1 M	0.2 M	0.1 M	0.2 M
EMS	% 0.53	% 29.99	% 32.55	% 30.55	% 42.14
ESK	% 0.47	% 28.90	% 39.25	% 29.71	% 44.30
EKÇK	% 1.59	% 31.89	% 40.96	% 25.96	% 58.74

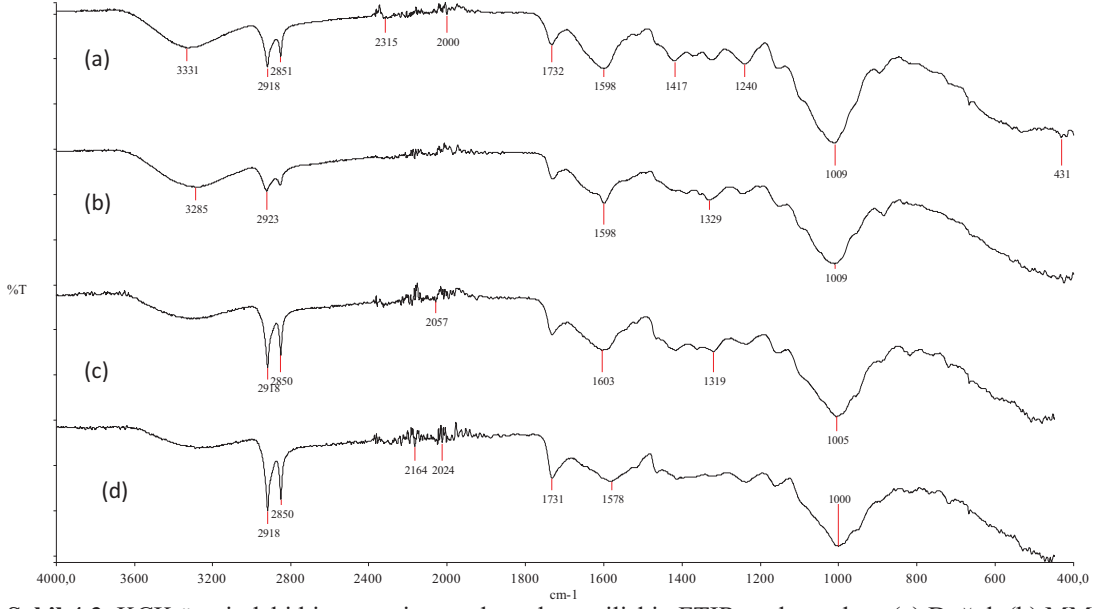


**şekil 4.1.** MS zerindeki biyosorpsiyon alışmalarına ilişkin FTIR spektrumları: (a) Doğal; (b) MM adsorplanmış; (c) Cu (II) iyonları adsorplanmış; (d) Pb (II) iyonları adsorplanmış.

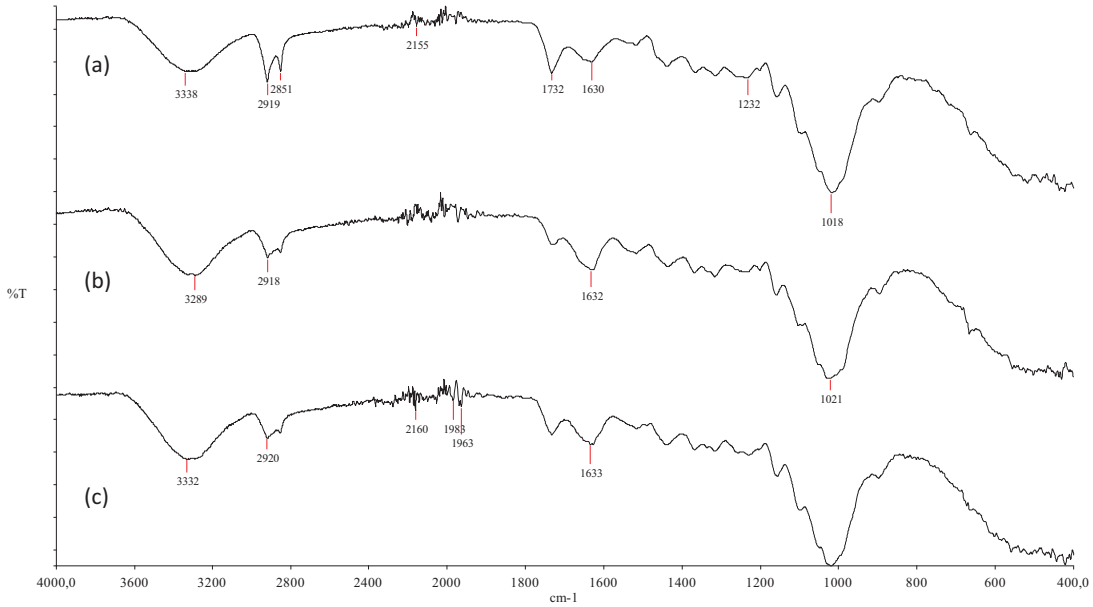


**şekil 4.2.** SK zerindeki biyosorpsiyon alışmalarına ilişkin FTIR spektrumları: (a) Doğal; (b) MM adsorplanmış; (c) Cu (II) iyonları adsorplanmış; (d) Pb (II) iyonları adsorplanmış.

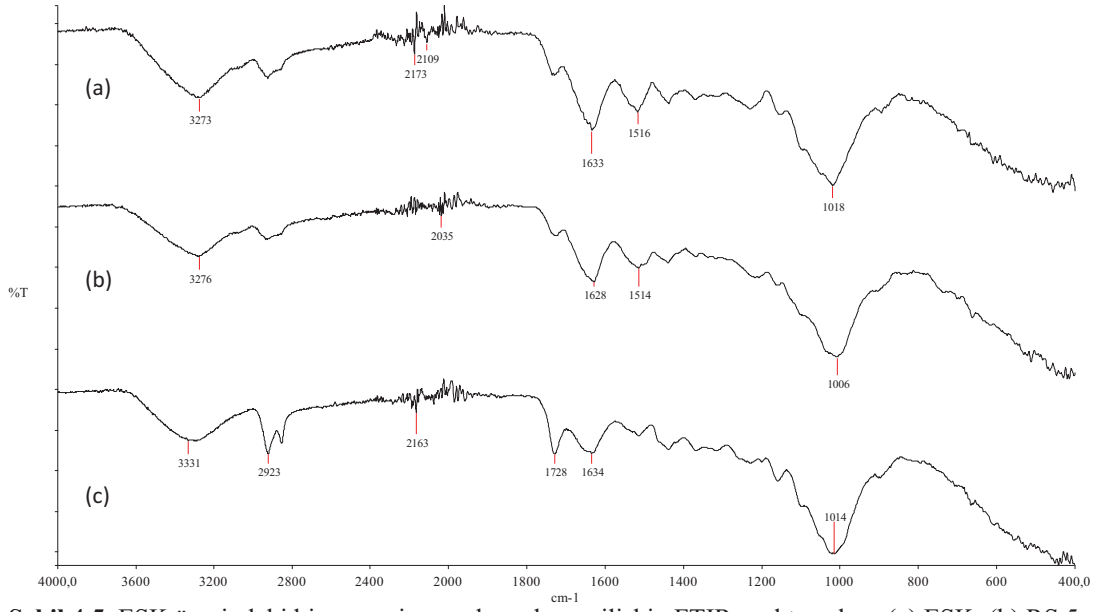
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



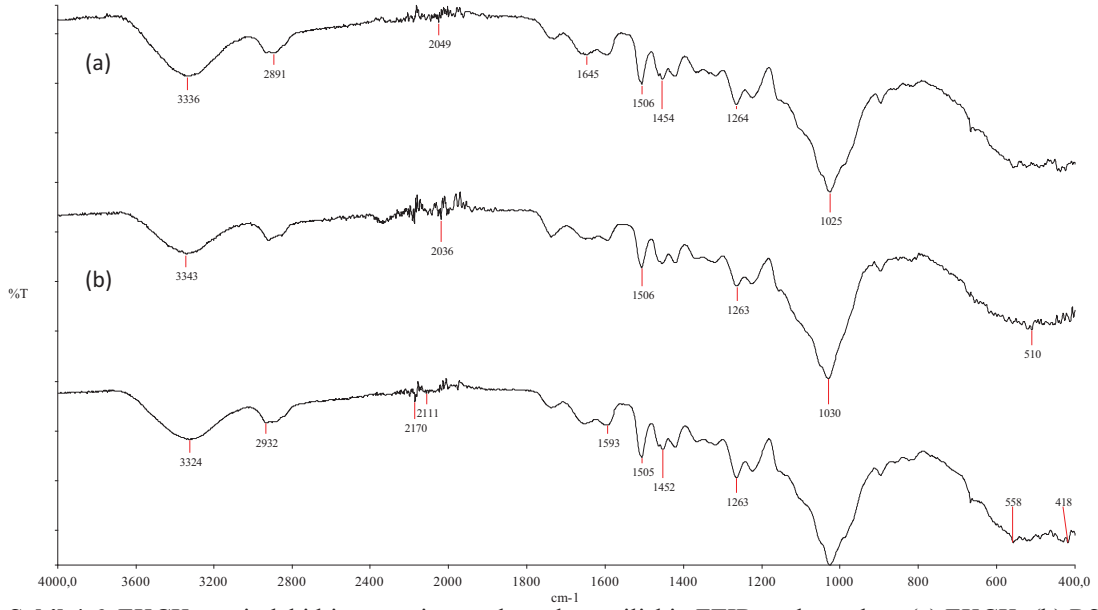
Şekil 4.3. KÇK üzerindeki biyosorpsiyon çalışmalarına ilişkin FTIR spektrumları: (a) Doğal; (b) MM adsorplanmış; (c) Cu (II) iyonları adsorplanmış; (d) Pb (II) iyonları adsorplanmış.



Şekil 4.4. EMS üzerindeki biyosorpsiyon çalışmalarına ilişkin FTIR spektrumları: (a) EMS; (b) RS 5 adsorplanmış; (c) DM 71 adsorplanmış.



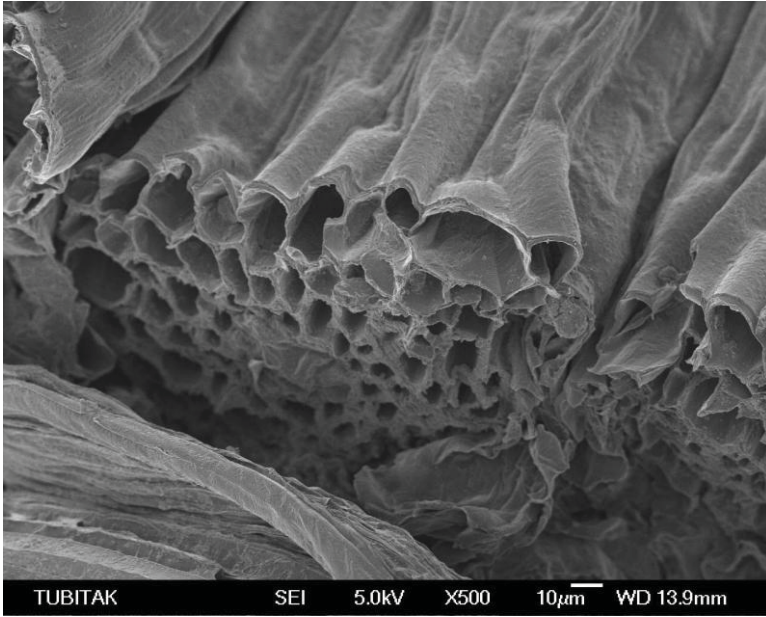
Şekil 4.5. ESK üzerindeki biyosorpsiyon çalışmalarına ilişkin FTIR spektrumları: (a) ESK; (b) RS 5 adsorplanmış; (c) DM 71 adsorplanmış.



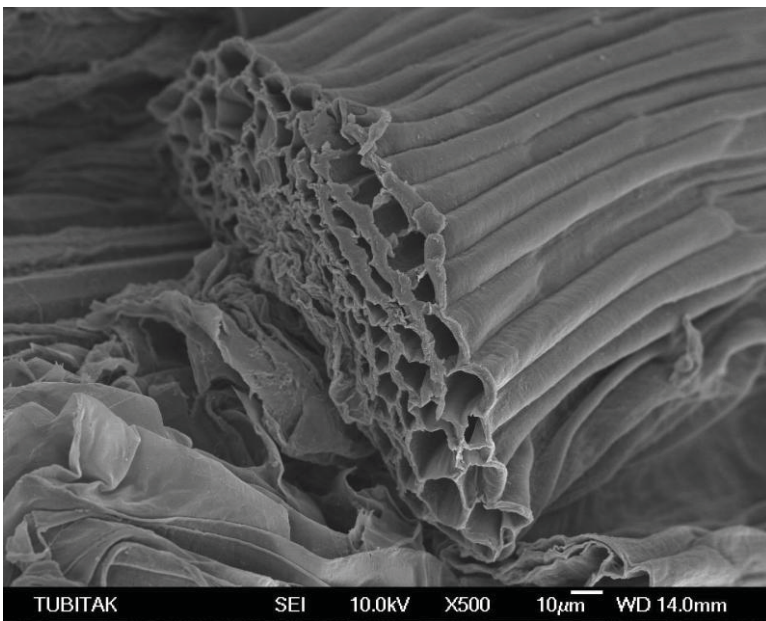
Şekil 4.6. EKÇK üzerindeki biyosorpsiyon çalışmalarına ilişkin FTIR spektrumları: (a) EKÇK; (b) RS 5 adsorplanmış; (c) DM 71 adsorplanmış.

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

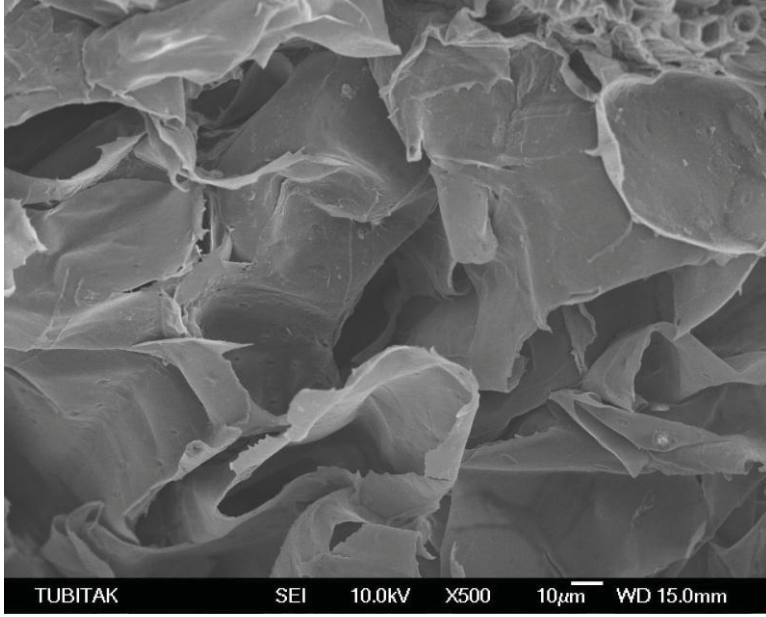
---



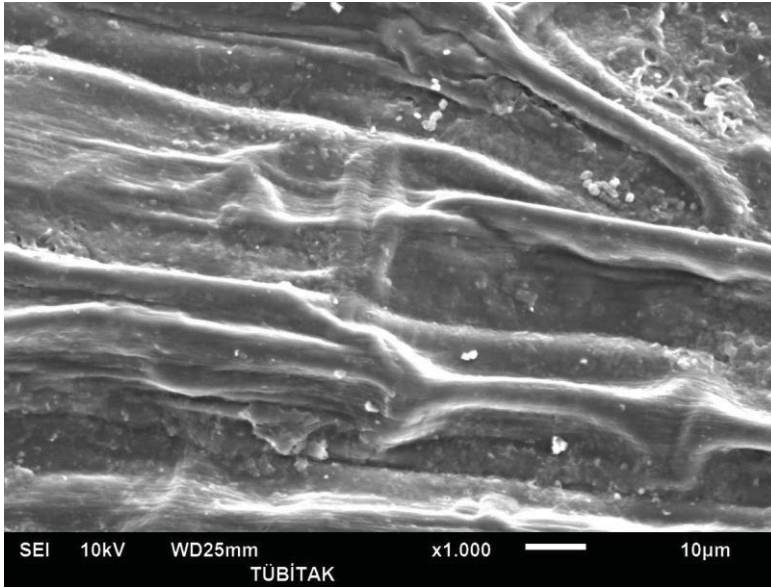
(a)



(b)



(c)



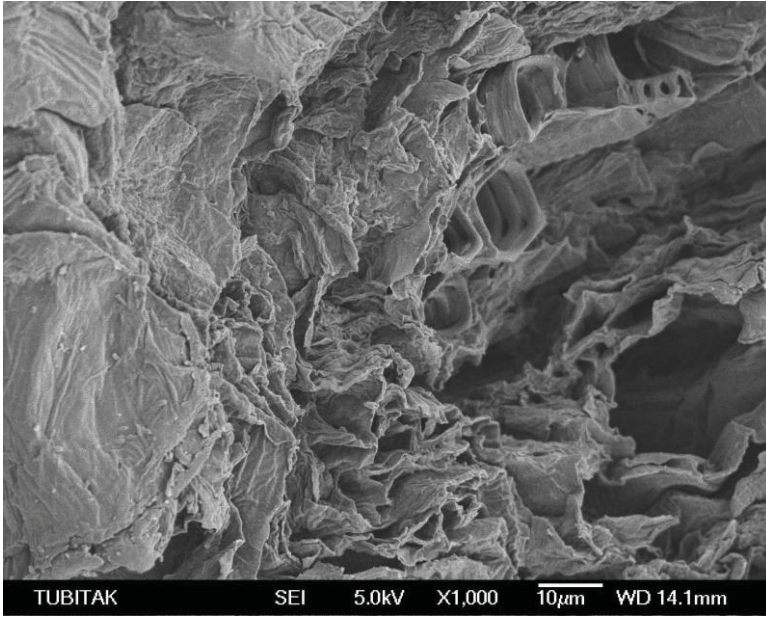
(d)

**Şekil 4.7.** MS zerindeki biyosorpsiyon alışmalarına ilişkin SEM fotoğrafları: (a) Doğal; (b) MM adsorplanmış; (c) Cu (II) iyonları adsorplanmış; (d) Pb (II) iyonları adsorplanmış.

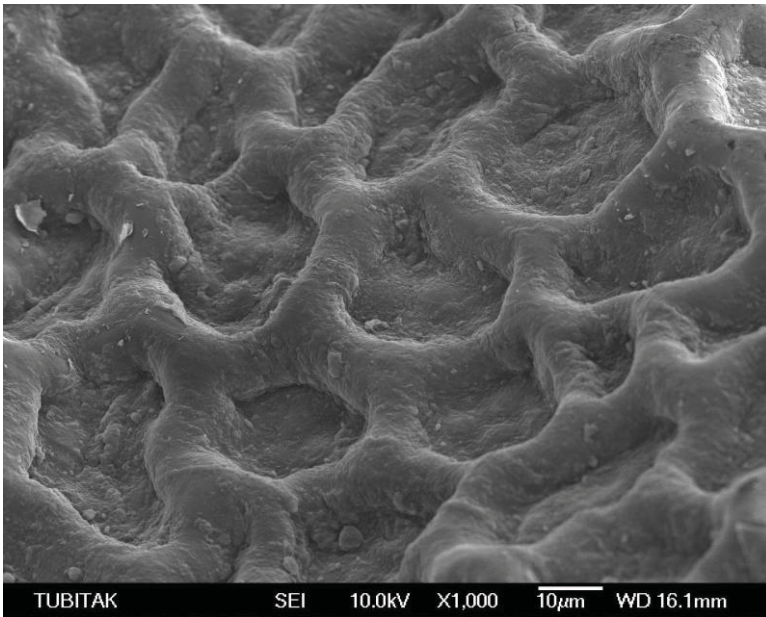


#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

---

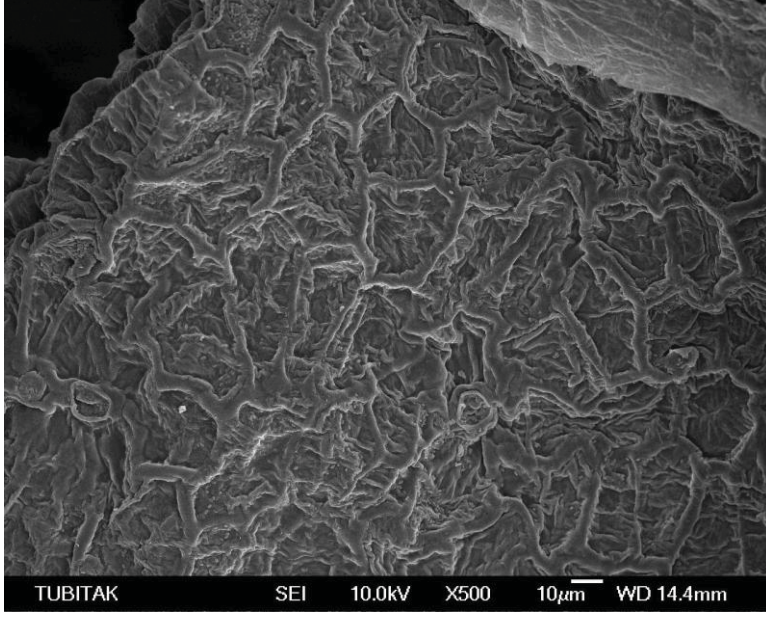


(a)

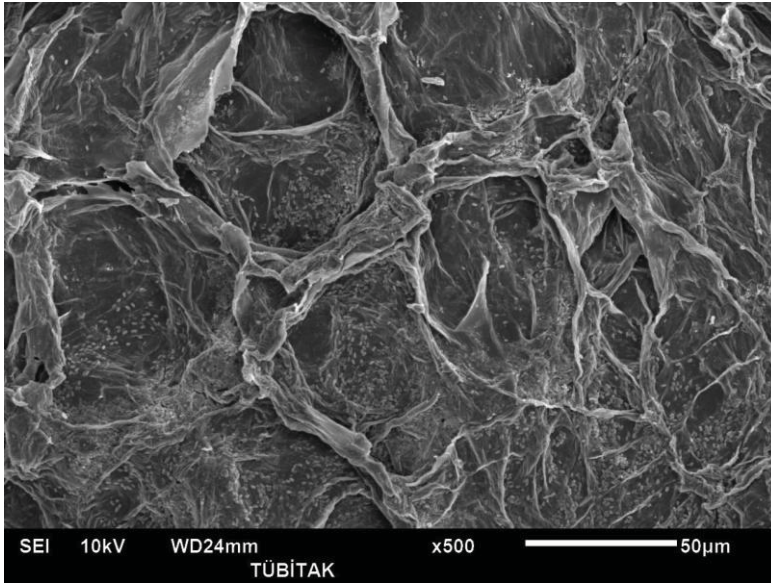


(b)





(c)

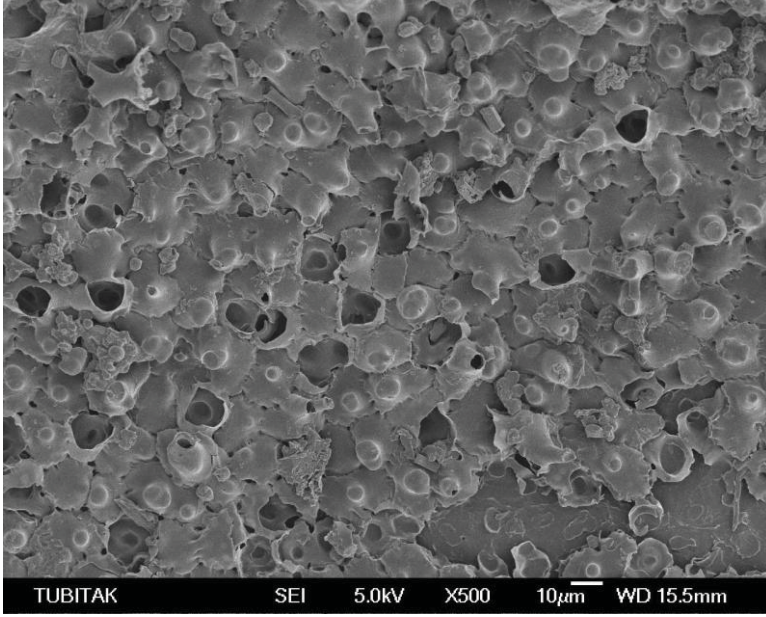


(d)

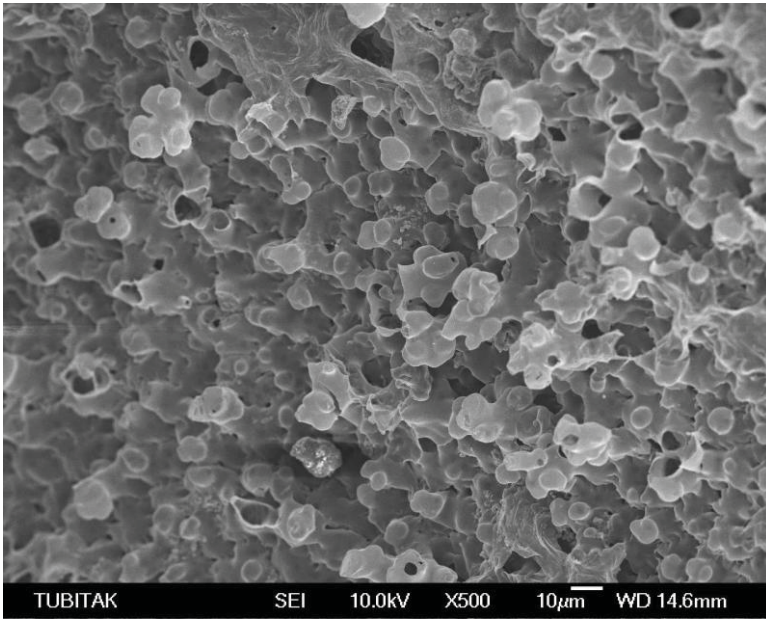
**Şekil 4.8.** SK üzerindeki biyosorpsiyon çalışmalarına ilişkin SEM fotoğrafları: (a) Doğal; (b) MM adsorplanmış; (c) Cu (II) iyonları adsorplanmış; (d) Pb (II) iyonları adsorplanmış.

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

---

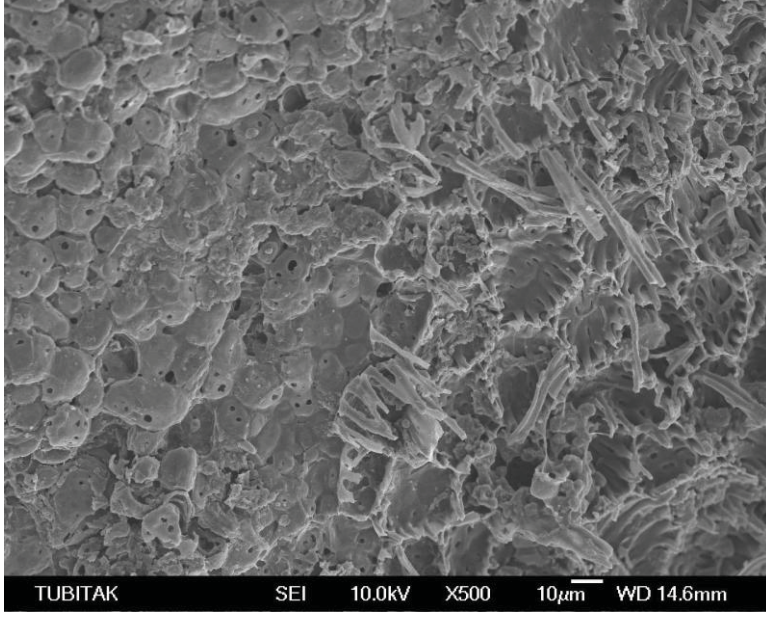


(a)

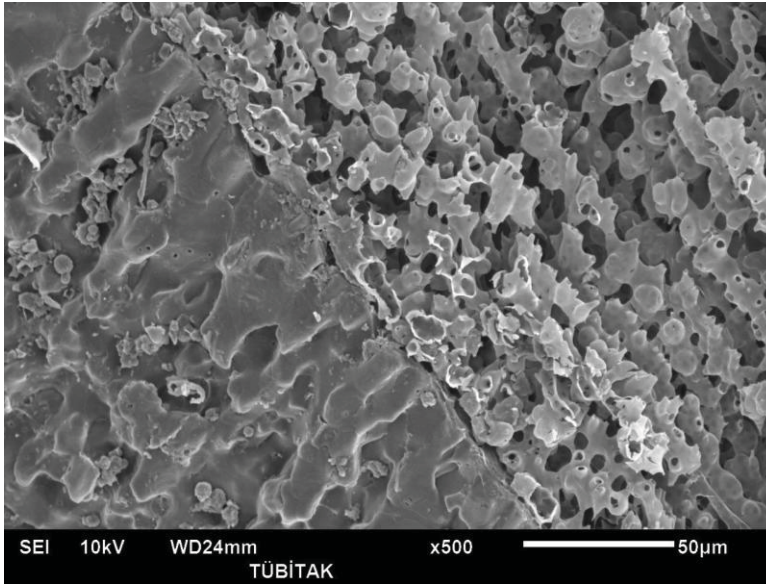


(b)





(c)

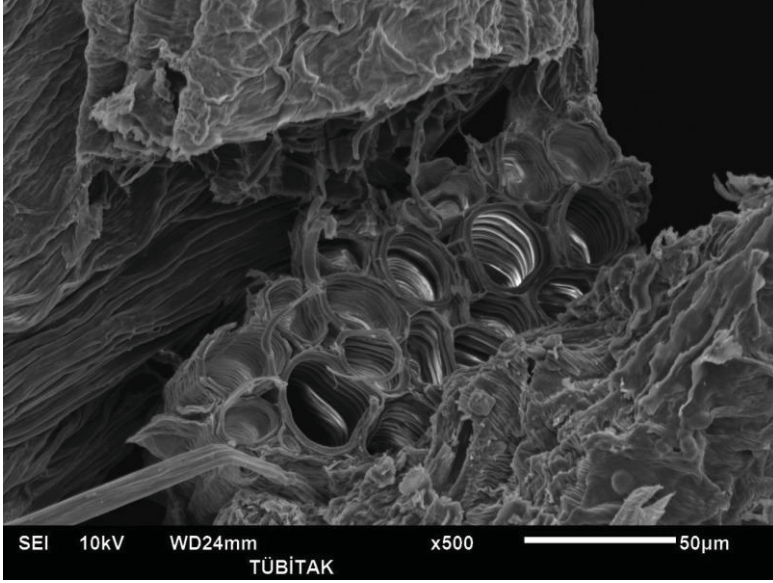


(d)

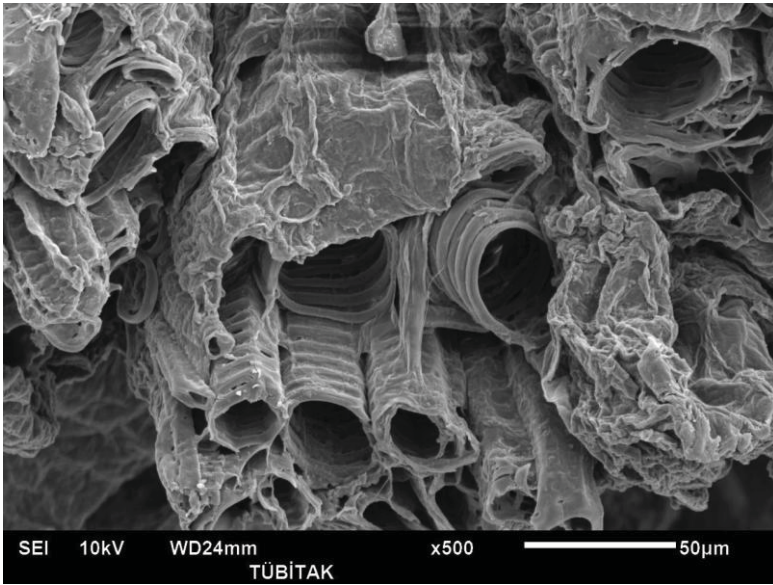
**Şekil 4.9.** KÇK üzerindeki biyosorpsiyon çalışmalarına ilişkin SEM fotoğrafları: (a) Doğal; (b) MM adsorplanmış; (c) Cu (II) iyonları adsorplanmış; (d) Pb (II) iyonları adsorplanmış.

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

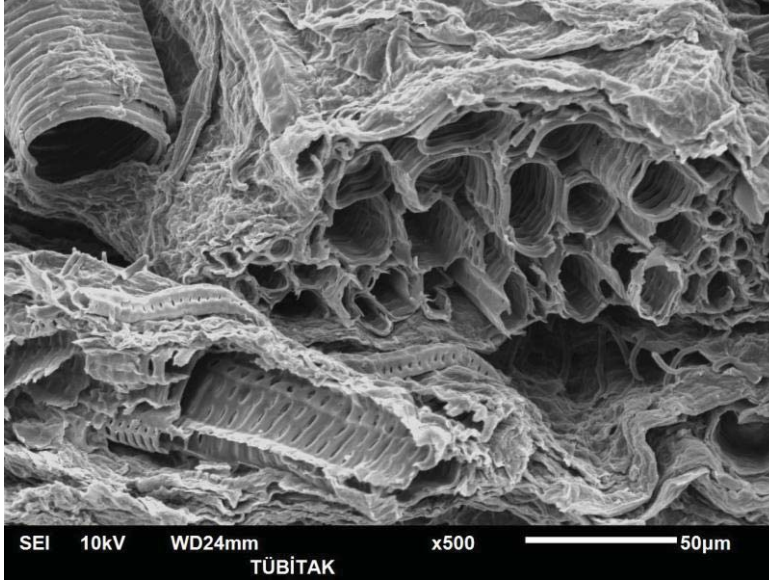
---



(a)

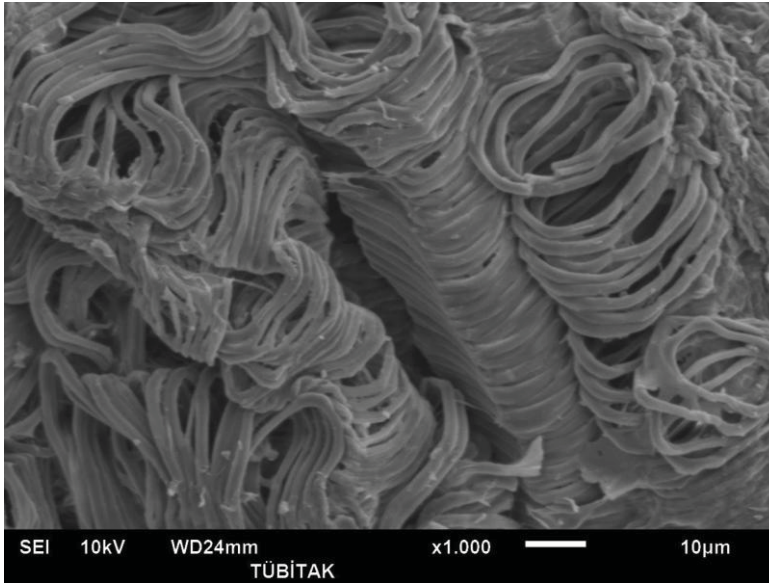


(b)



(c)

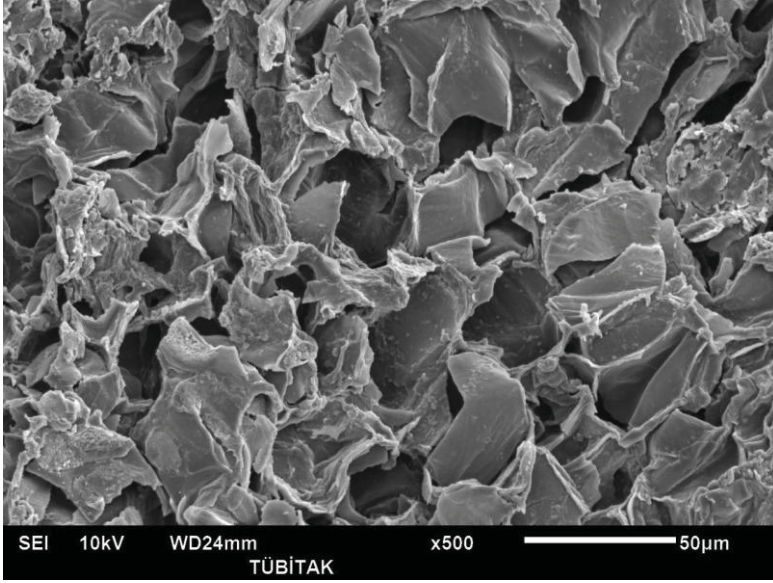
Şekil 4.10. EMS üzerindeki biyosorpsiyon çalışmalarına ilişkin SEM fotoğrafları: (a) EMS; (b) RS 5 adsorplanmış; (c) DM 71 adsorplanmış.



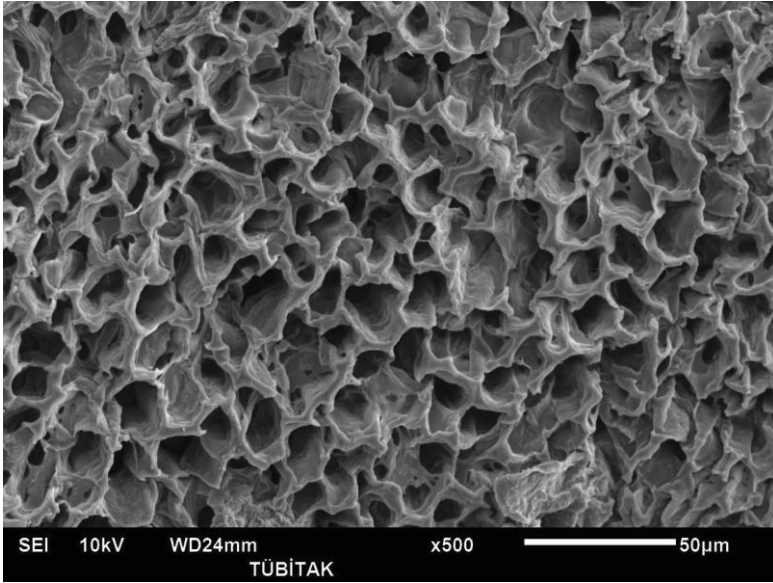
(a)



#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

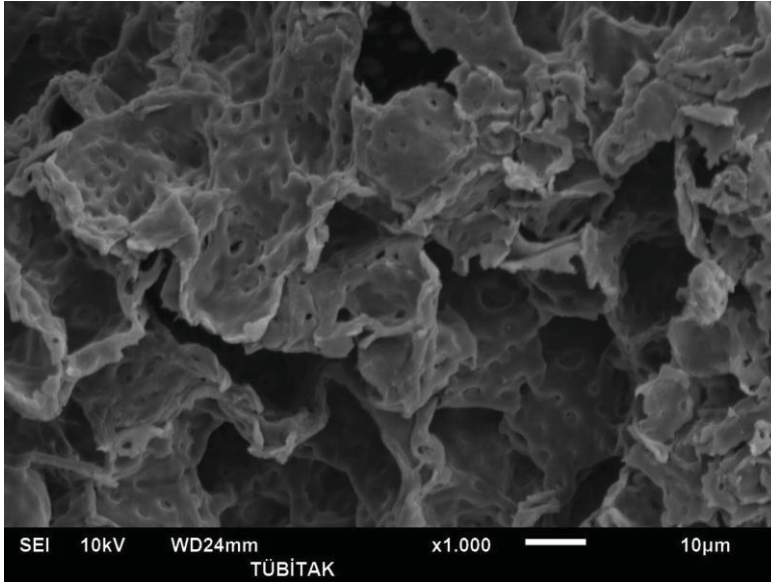


(b)

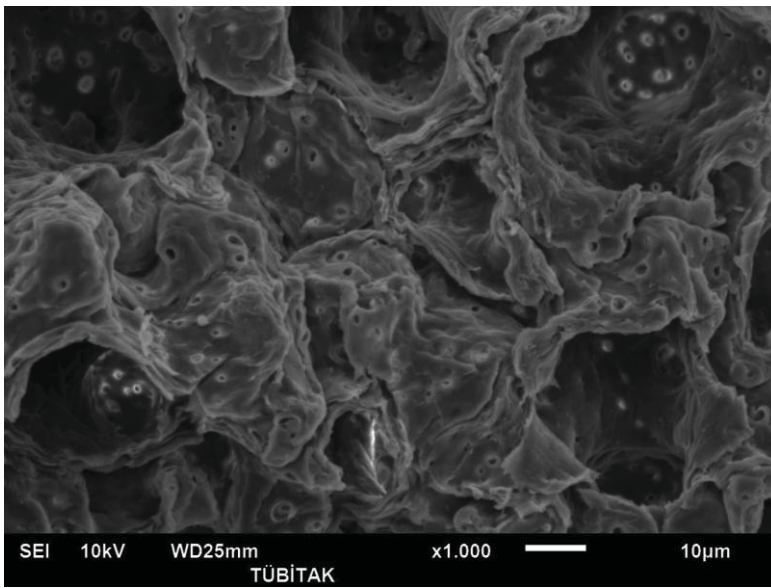


(c)

Şekil 4.11. ESK üzerindeki biyosorpsiyon çalışmalarına ilişkin SEM fotoğrafları: (a) ESK; (b) RS 5 adsorplanmış; (c) DM 71 adsorplanmış.

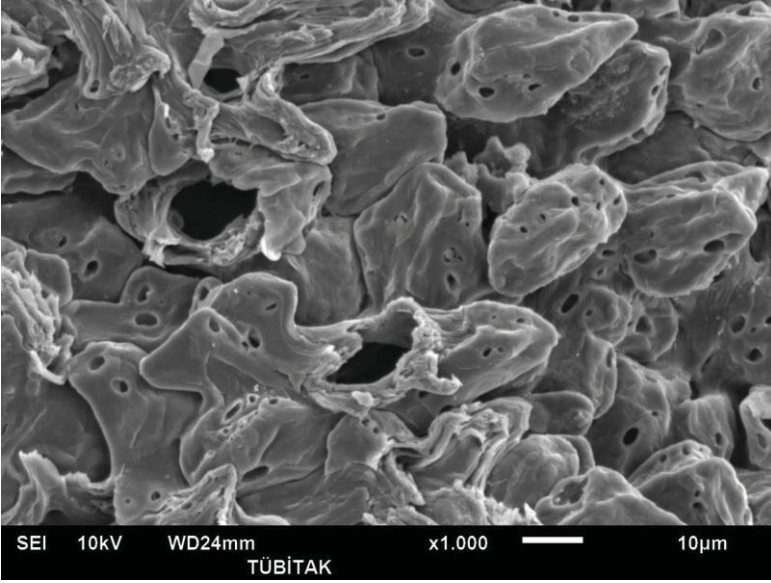


(a)

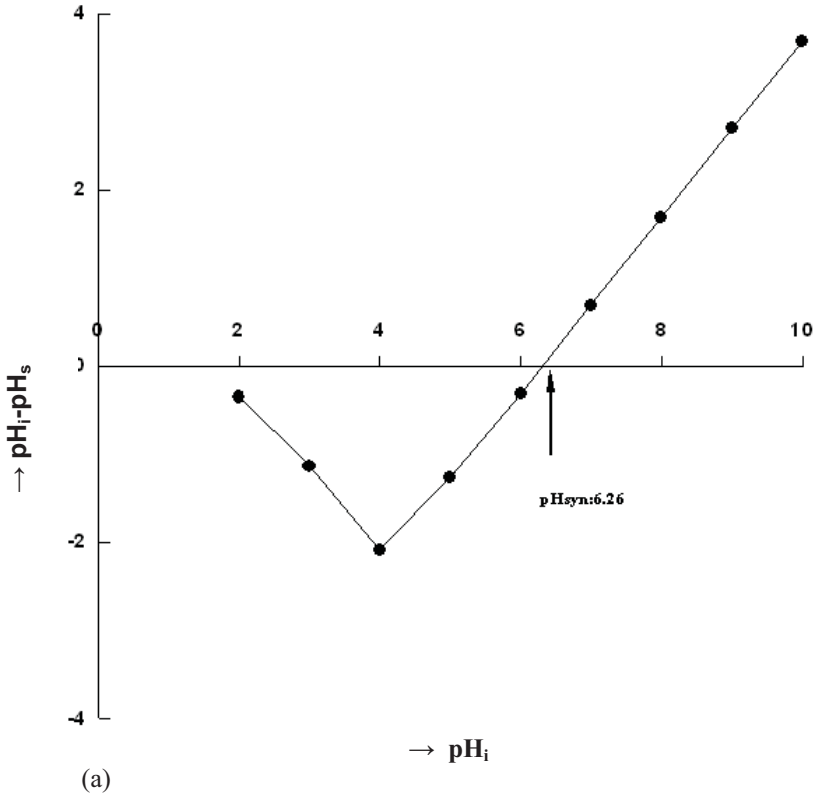


(b)

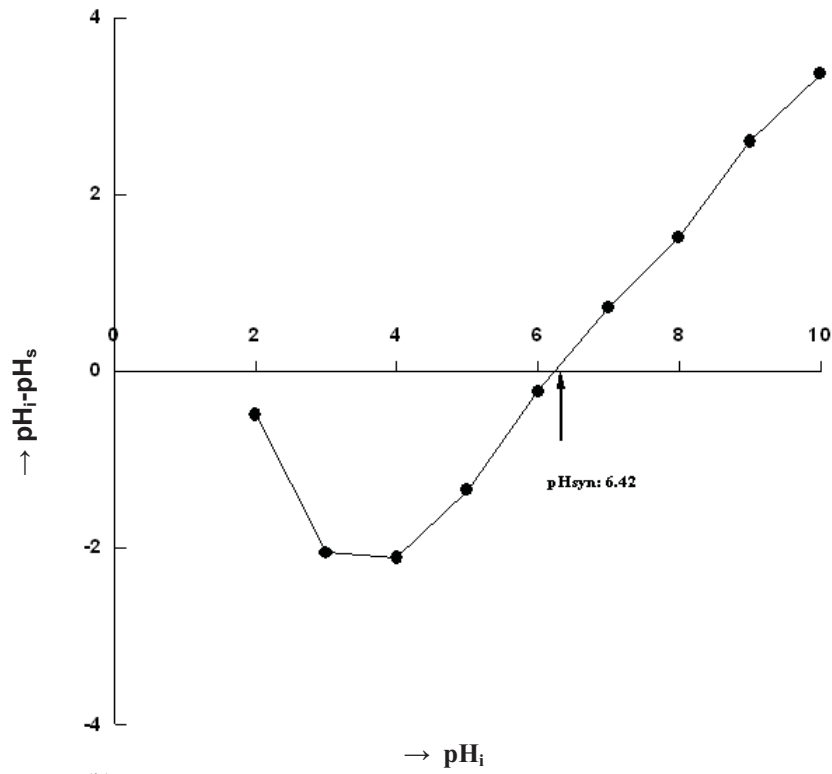
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



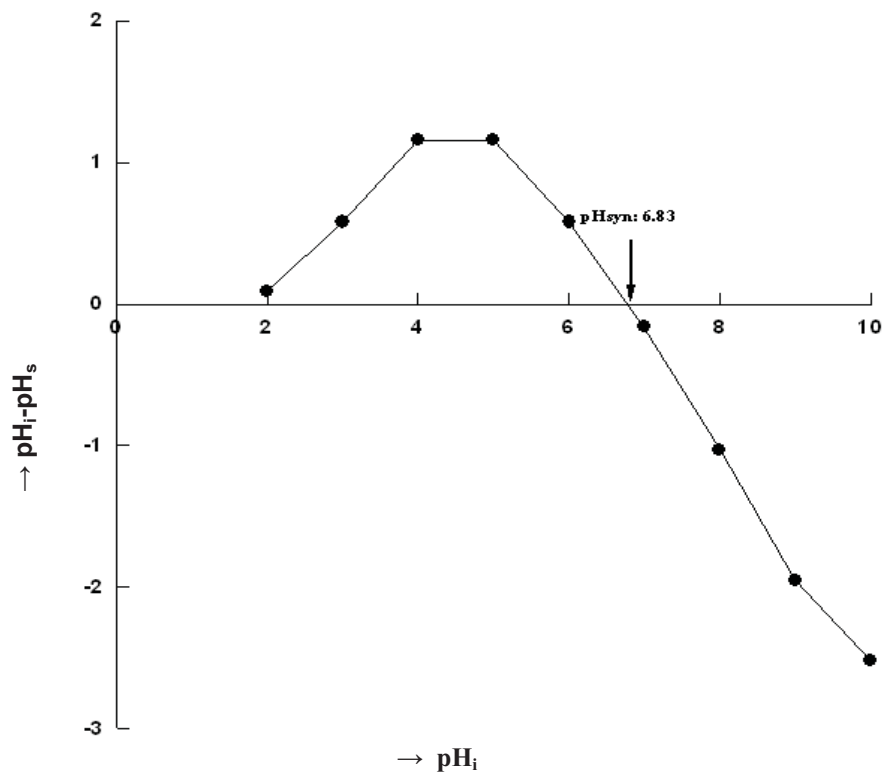
(c)  
Şekil 4.12. EKÇK üzerindeki biyosorpsiyon çalışmalarına ilişkin SEM fotoğrafları: (a) EKÇK; (b) RS 5 adsorplanmış; (c) DM 71 adsorplanmış.





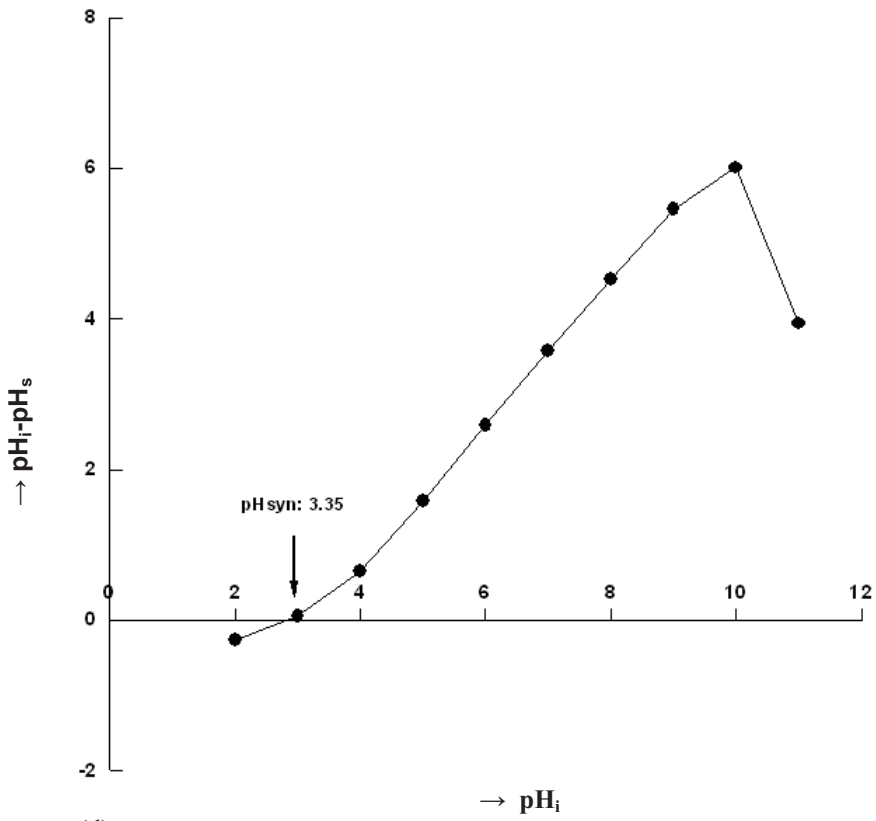


(b) SK

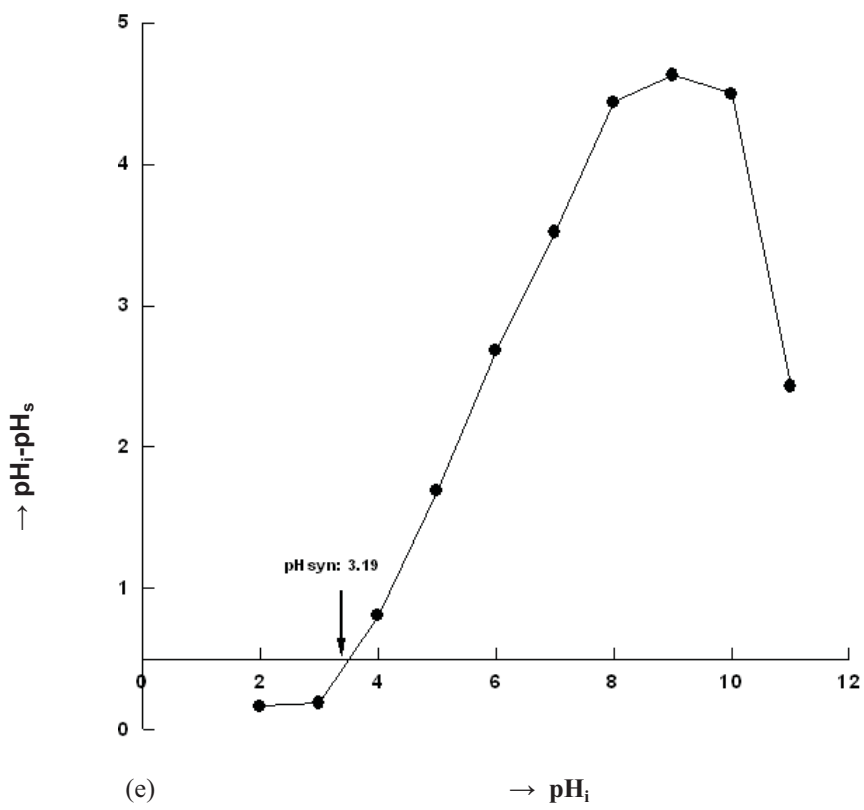


(c)

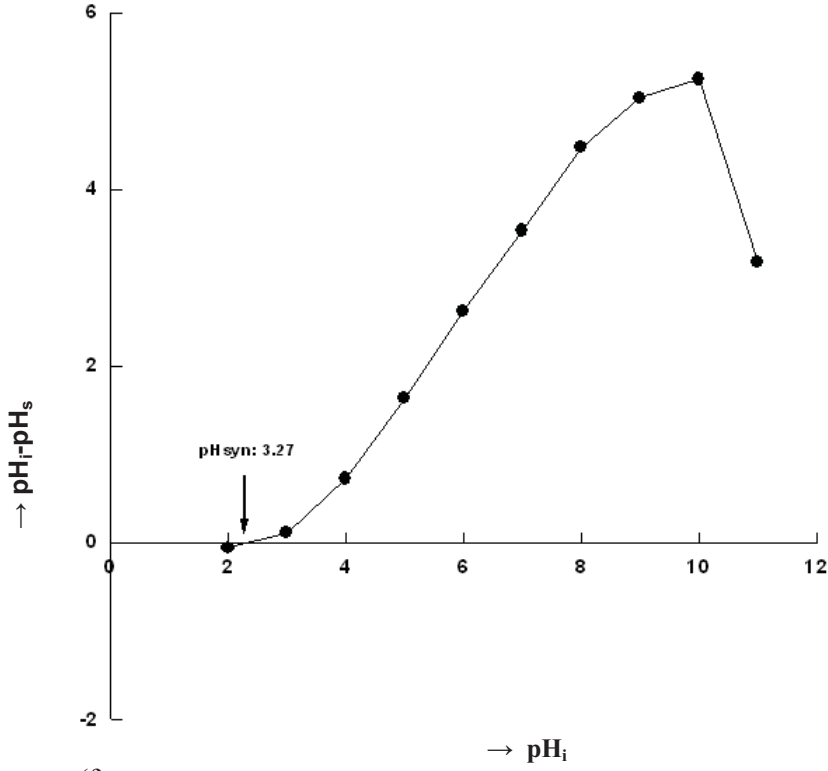
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



(d)

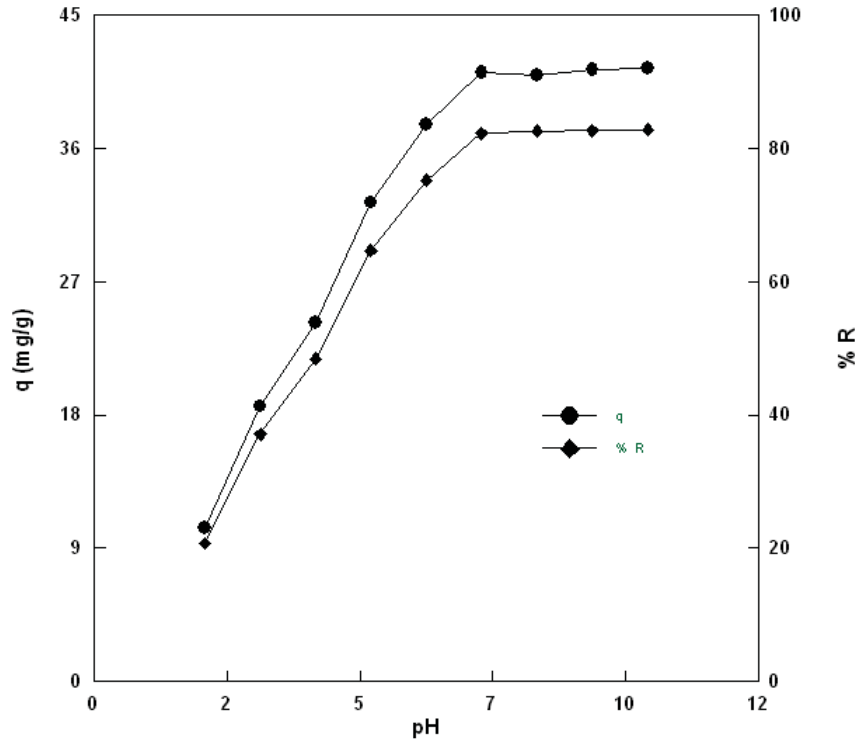


(e)



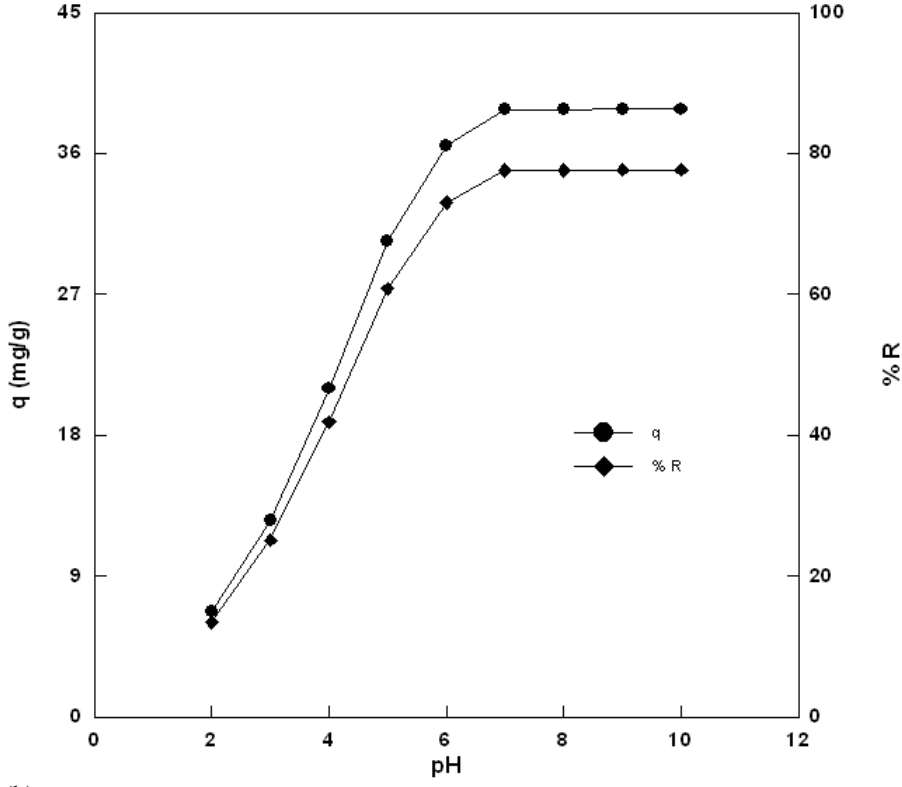
(f)

Şekil 4.13. MS, SK, KÇK, EMS, ESK ve EKÇK'ya için  $pH_{SYN}$  belirlenmesine ilişkin çizimler: (a) MS, (b) SK, (c) KÇK, (d) EMS, (e) ESK, (f) EKÇK

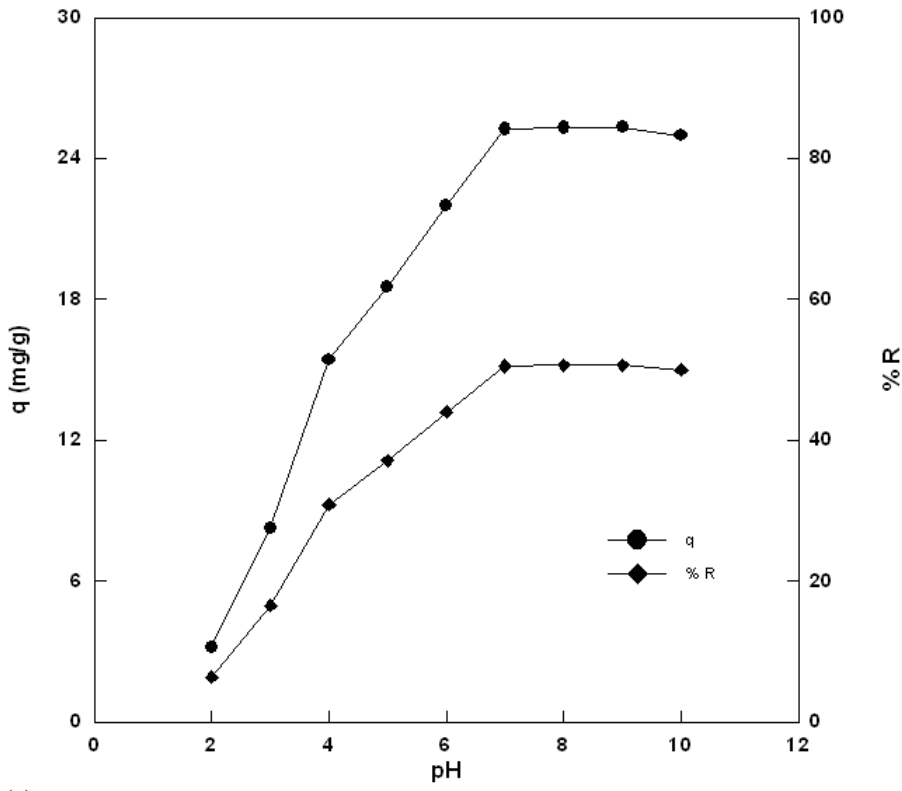


(a)

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

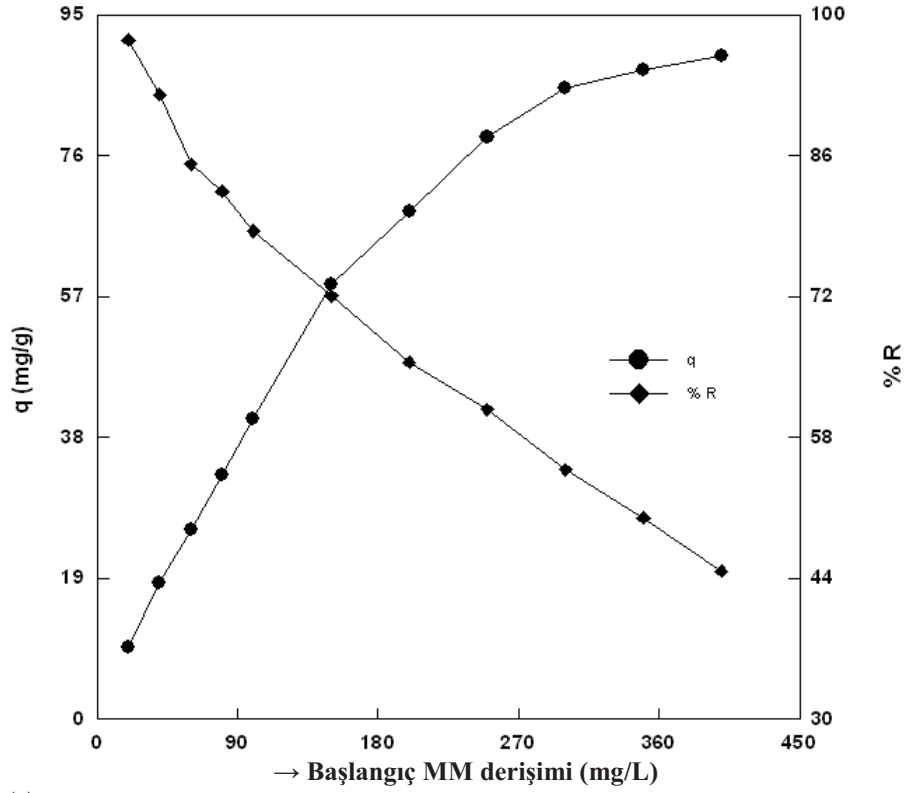


(b)

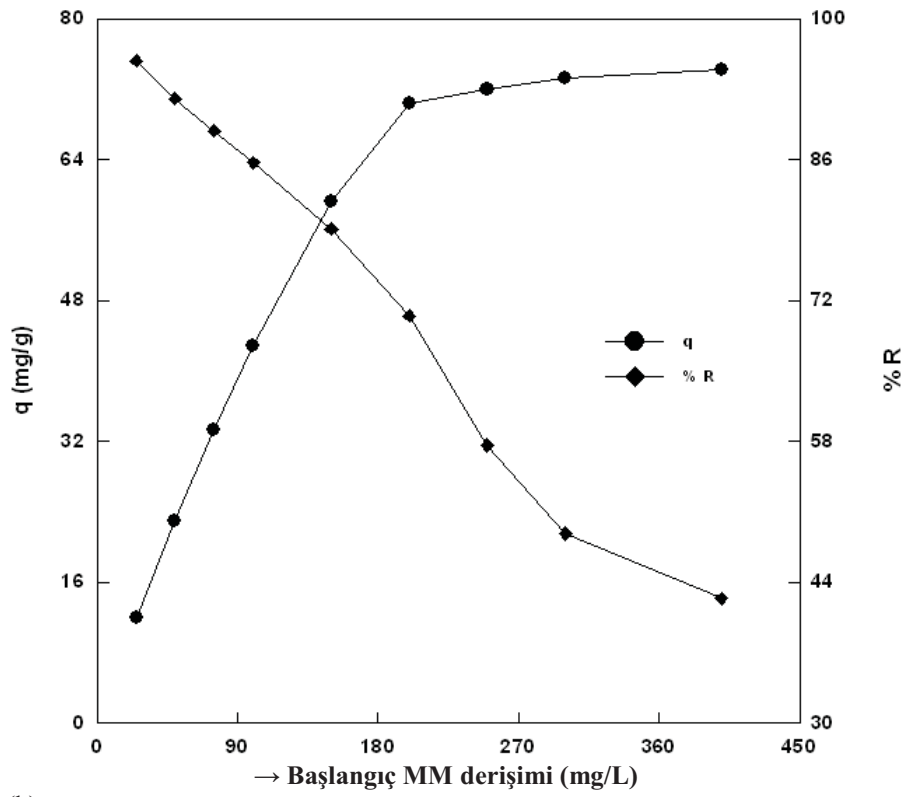


(c)

Şekil 4.14. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM adsorpsiyonu üzerine pH etkisi: (a) MS, (b) SK , (c) KÇK

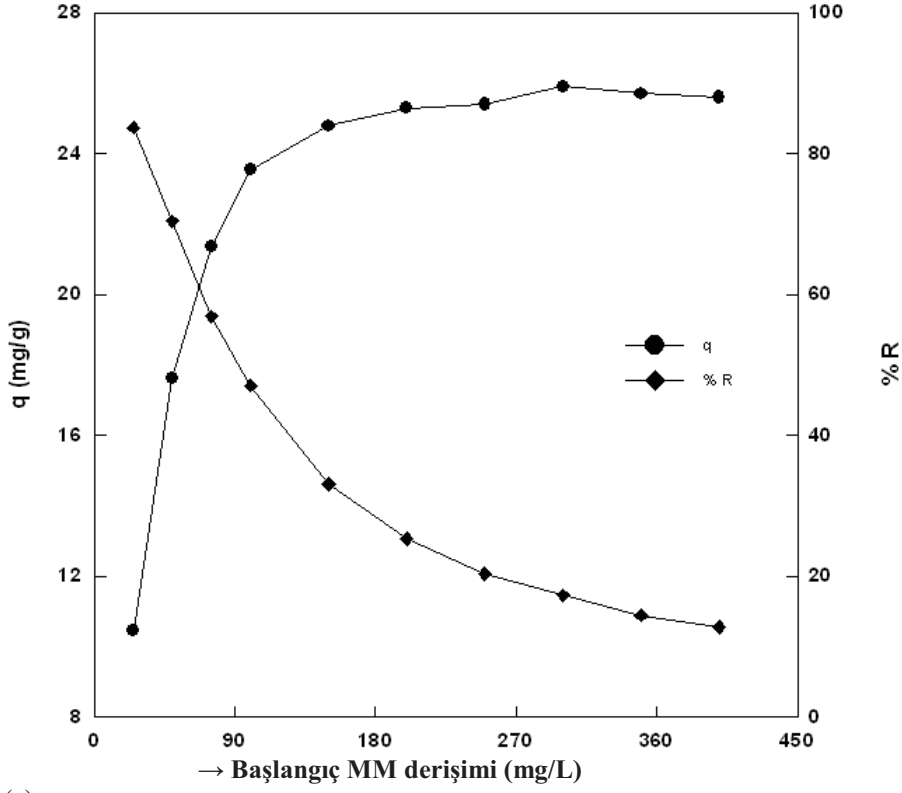


(a)



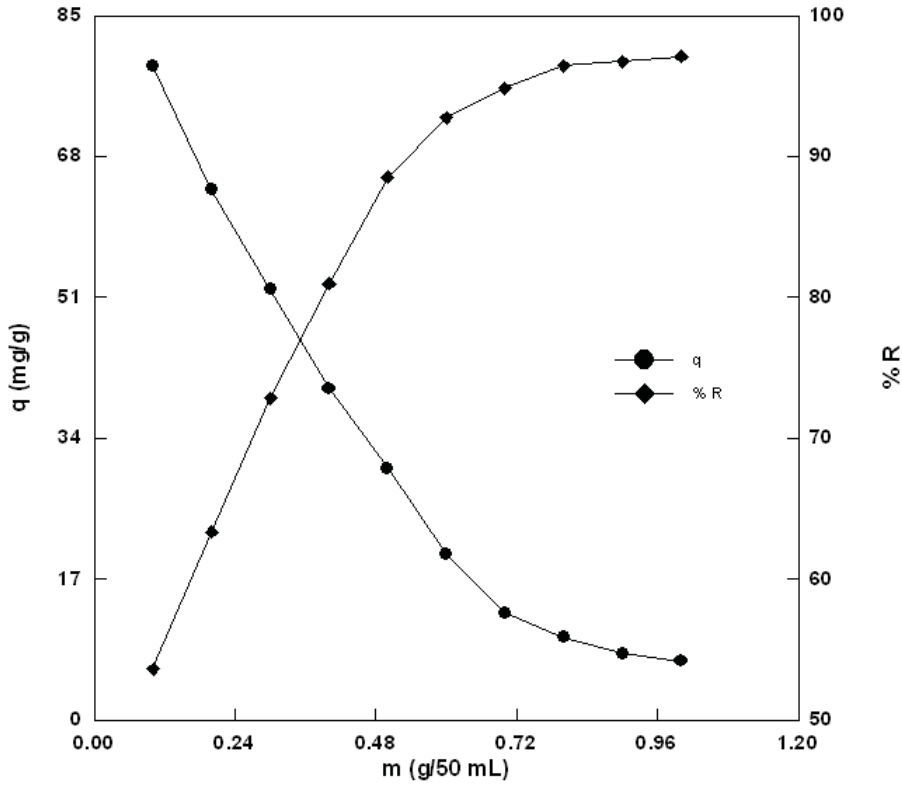
(b)

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

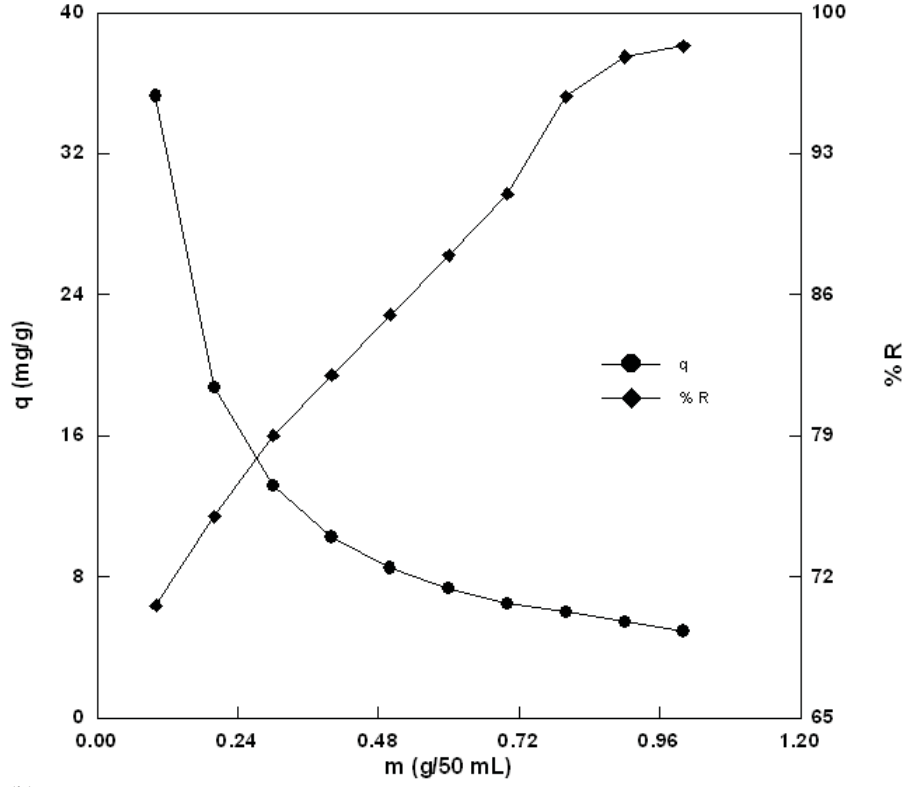


(c)

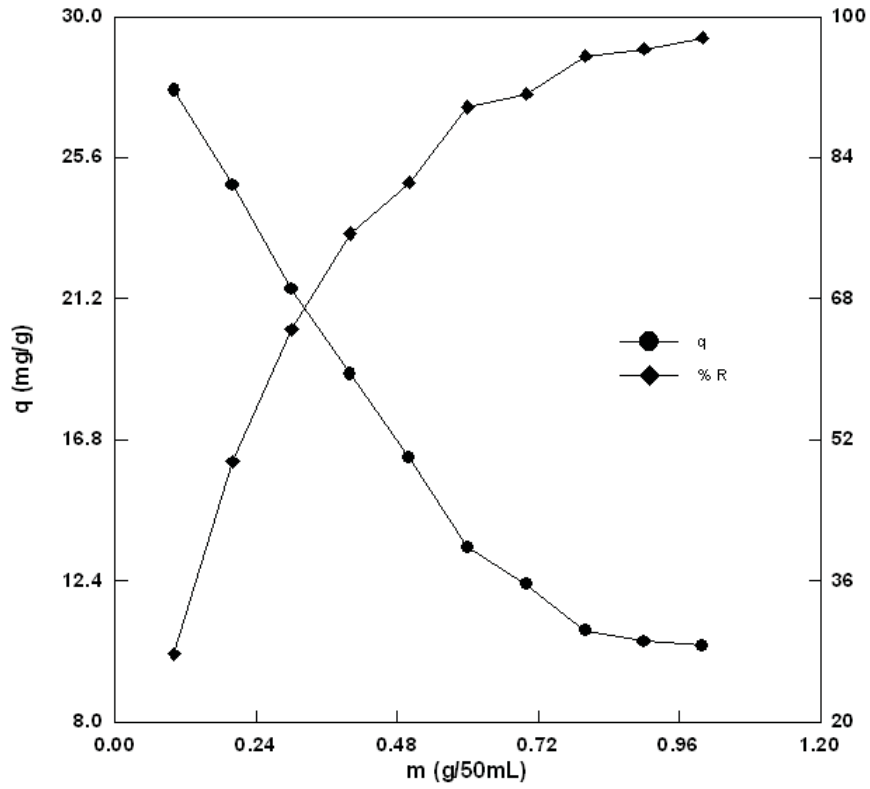
Şekil 4.15. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM adsorpsiyonu üzerine başlangıç derişim etkisi: (a) MS, (b) SK , (c) KÇK.



(a)



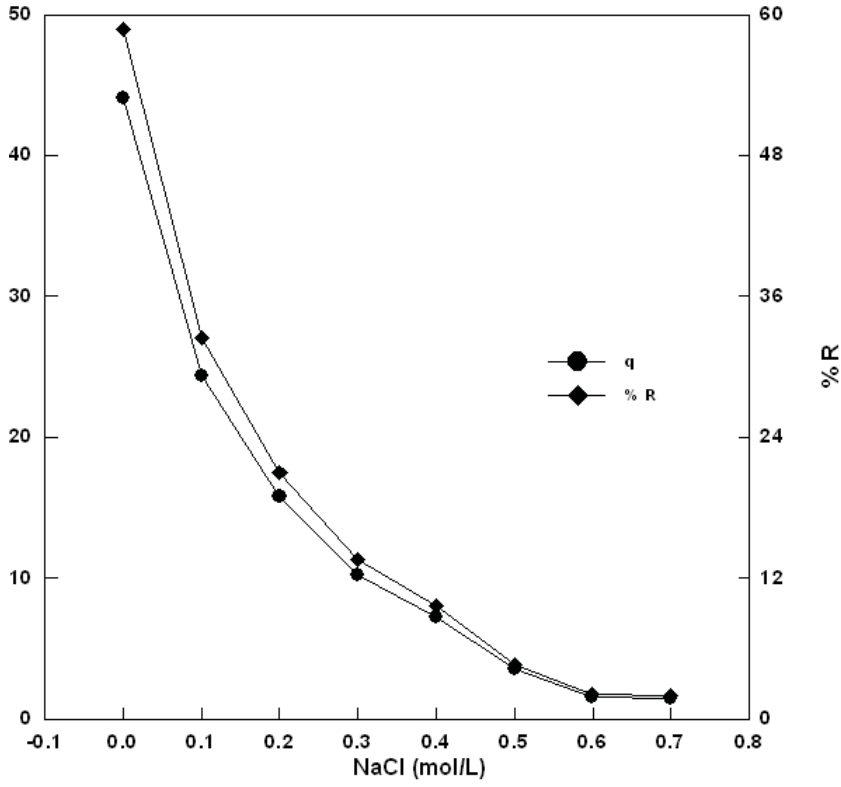
(b)



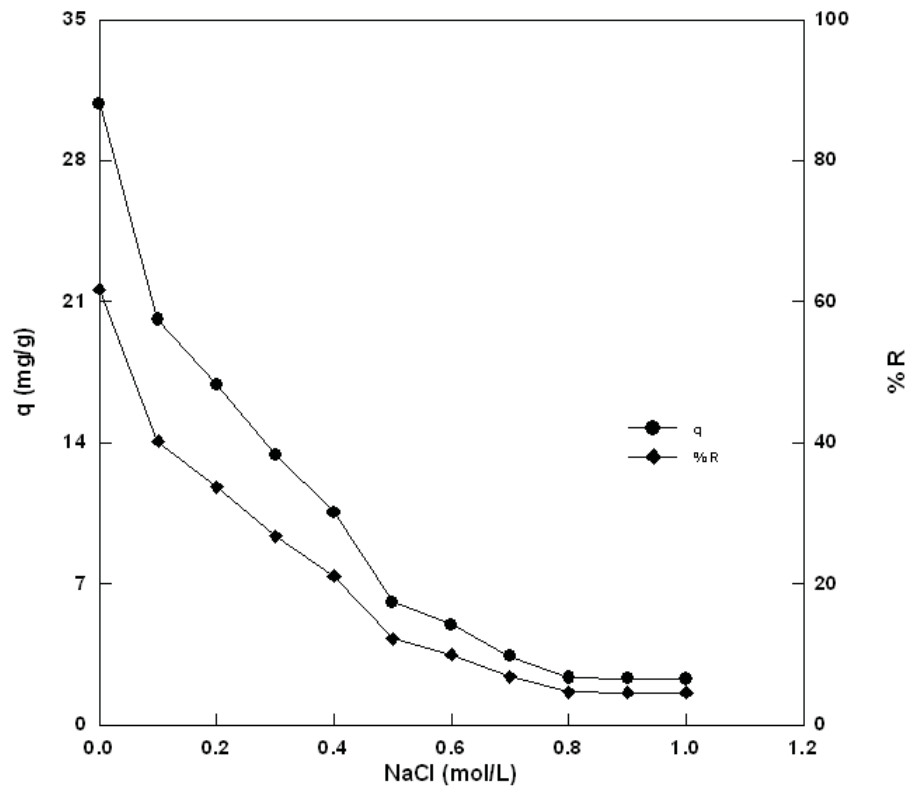
(c)

Şekil 4.16. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM adsorpsiyonu üzerine biyosorplayıcı dozu etkisi: (a) MS, (b) SK, (c) KÇK

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

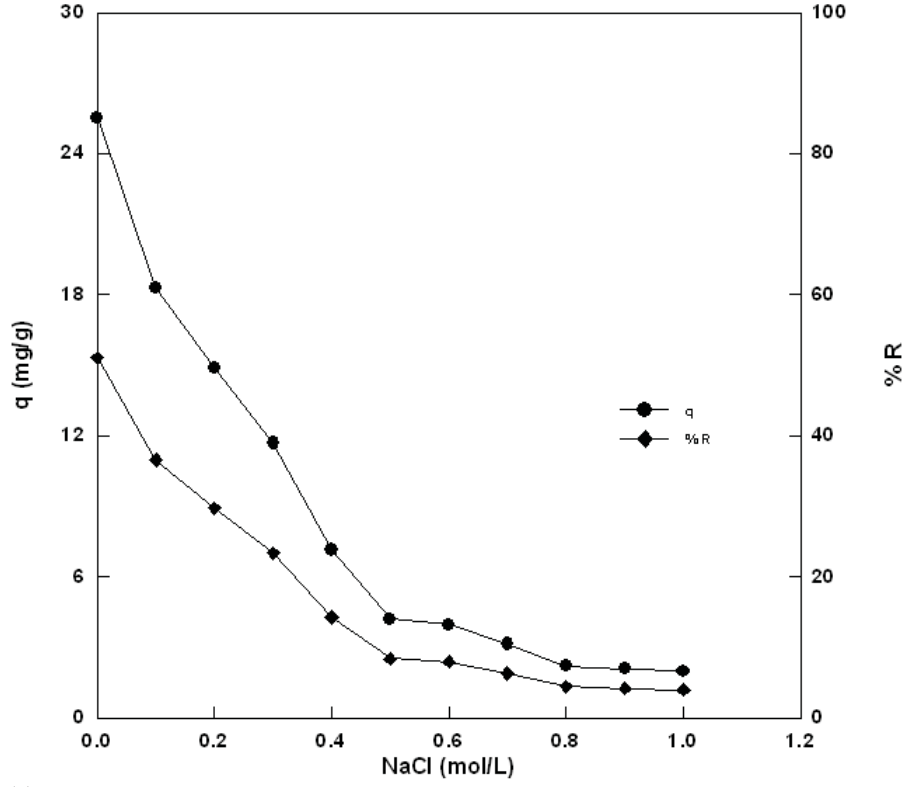


(a)



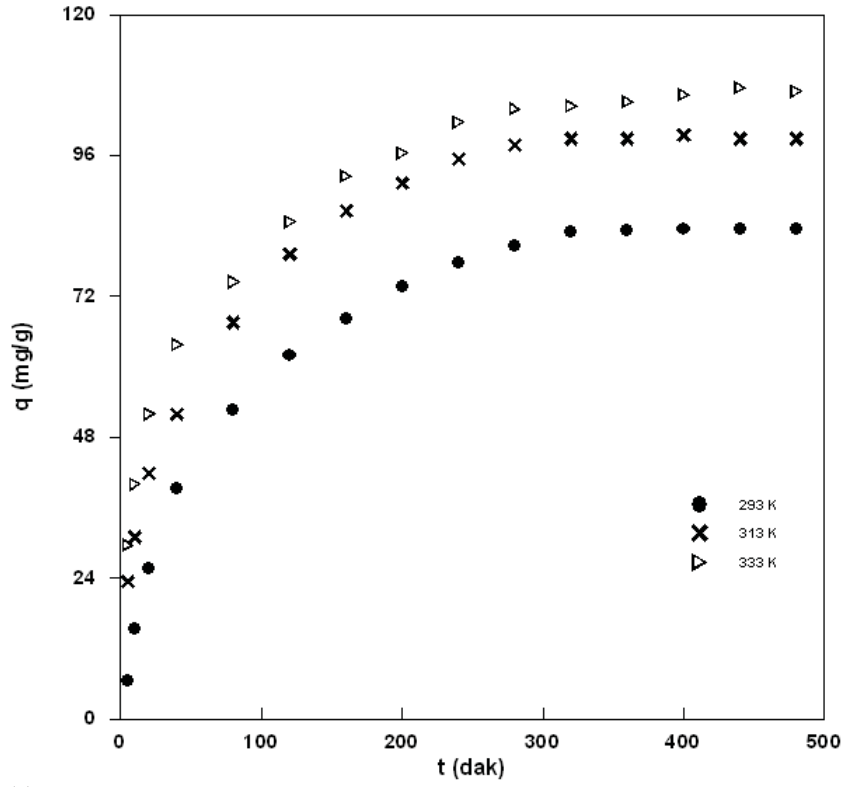
(b)





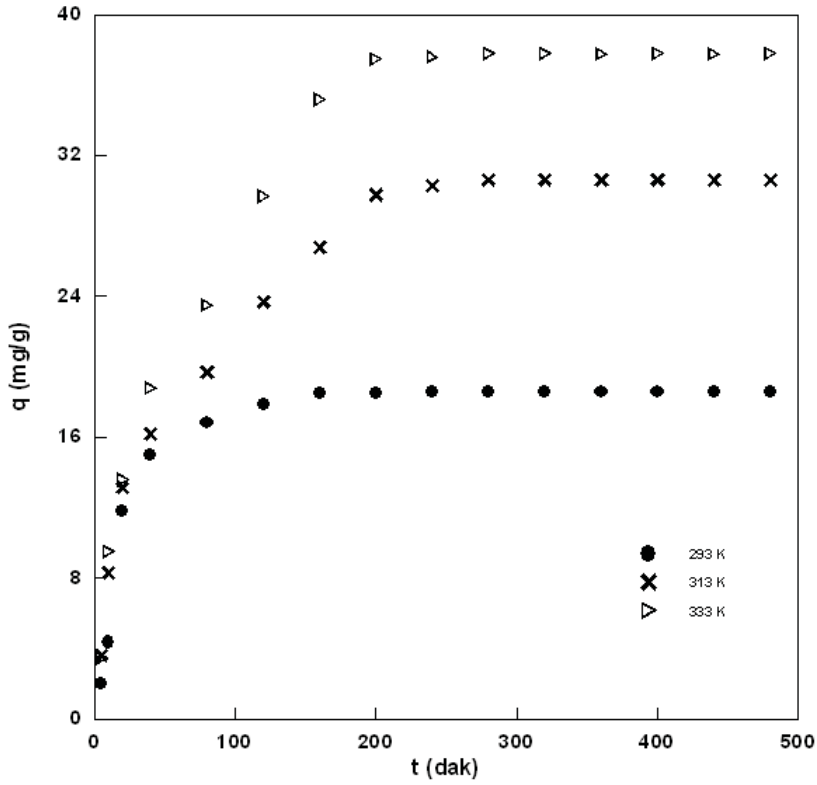
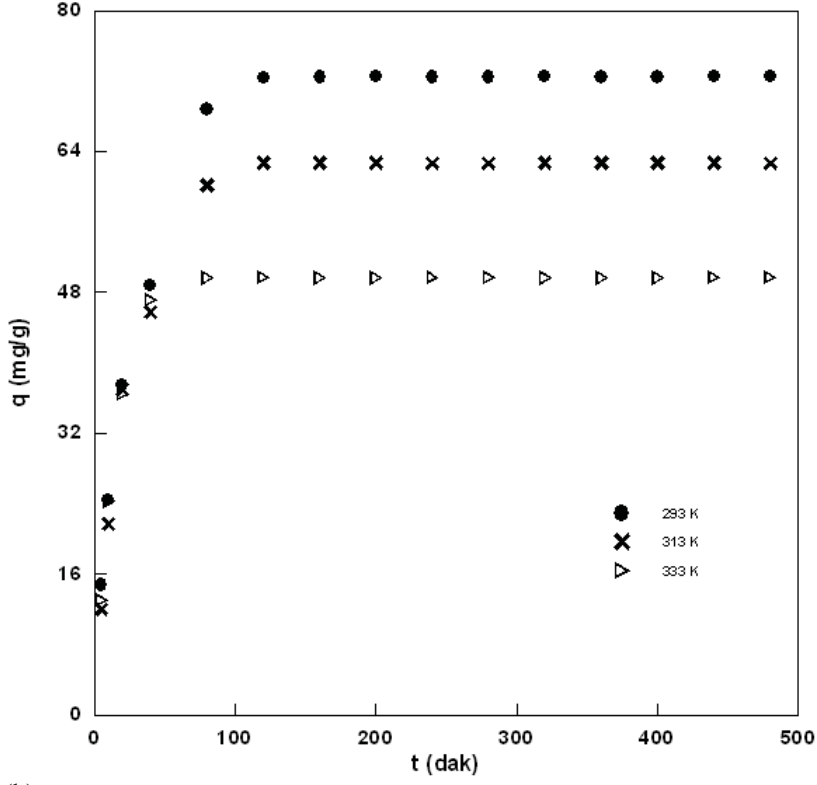
(c)

Şekil 4.17. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM adsorpsiyonu üzerine iyonik Şiddetin etkisi: (a) MS, (b) SK, (c) KÇK.

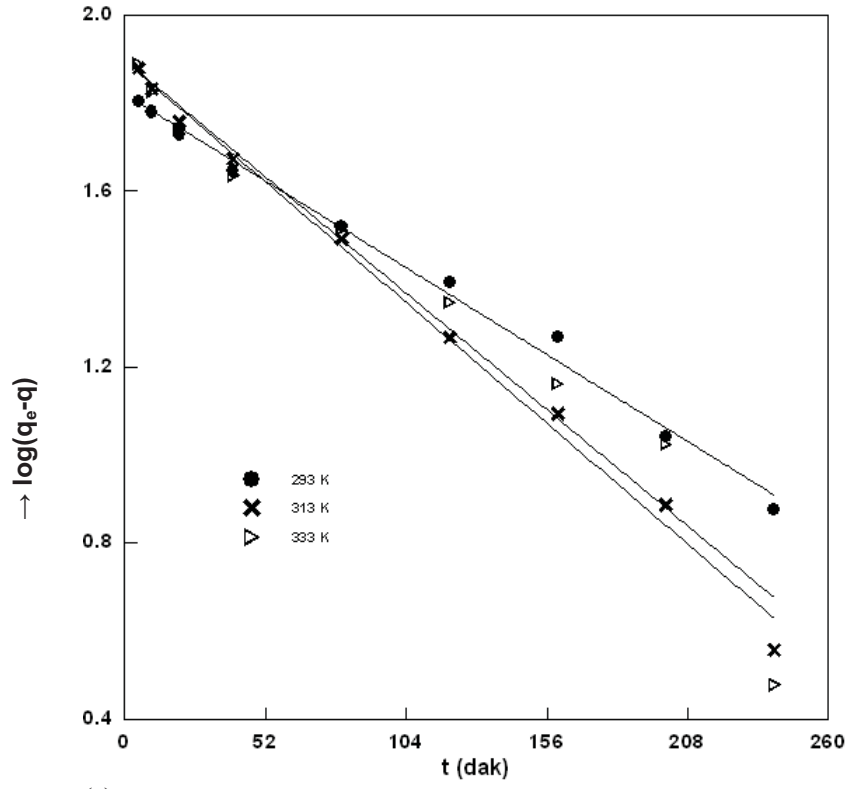


(a)

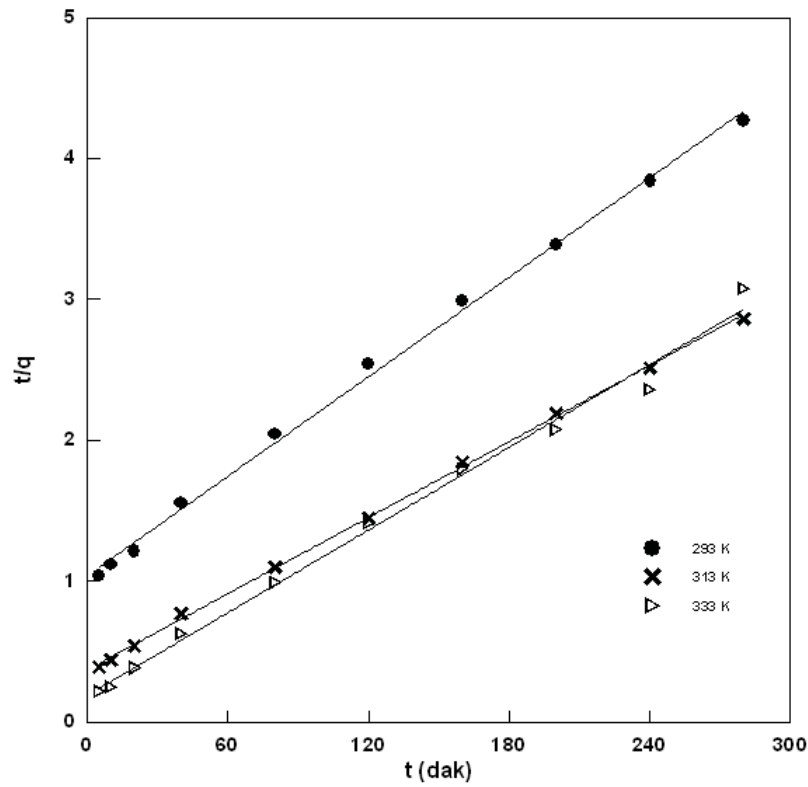
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



Şekil 4.18. Değişik sıcaklıklarda, sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin kinetik çizimler: (a) MS, (b) SK ve (c) KÇK.

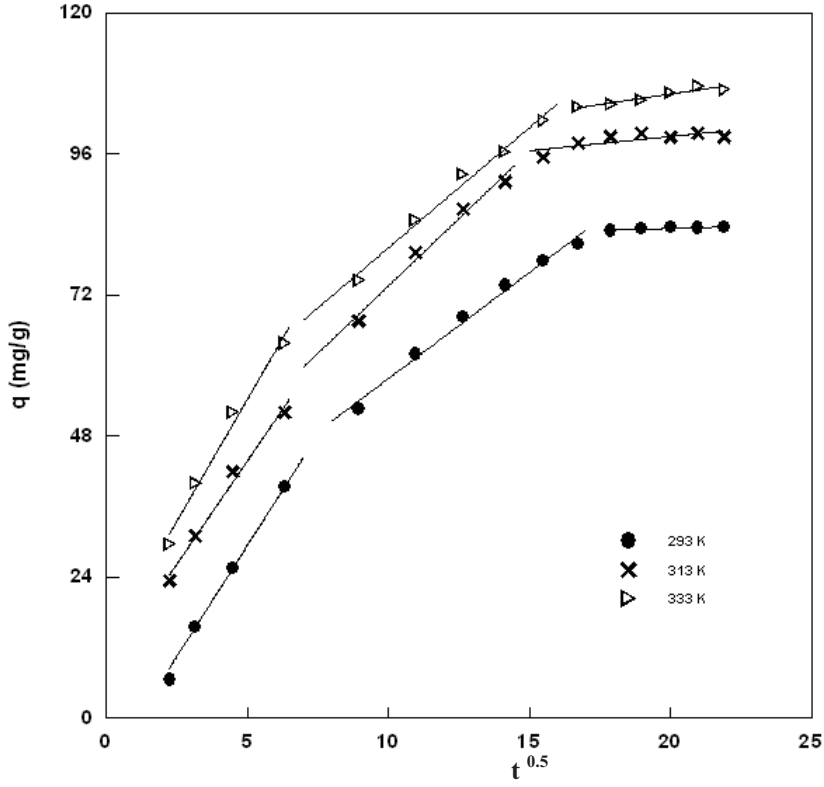


(a)

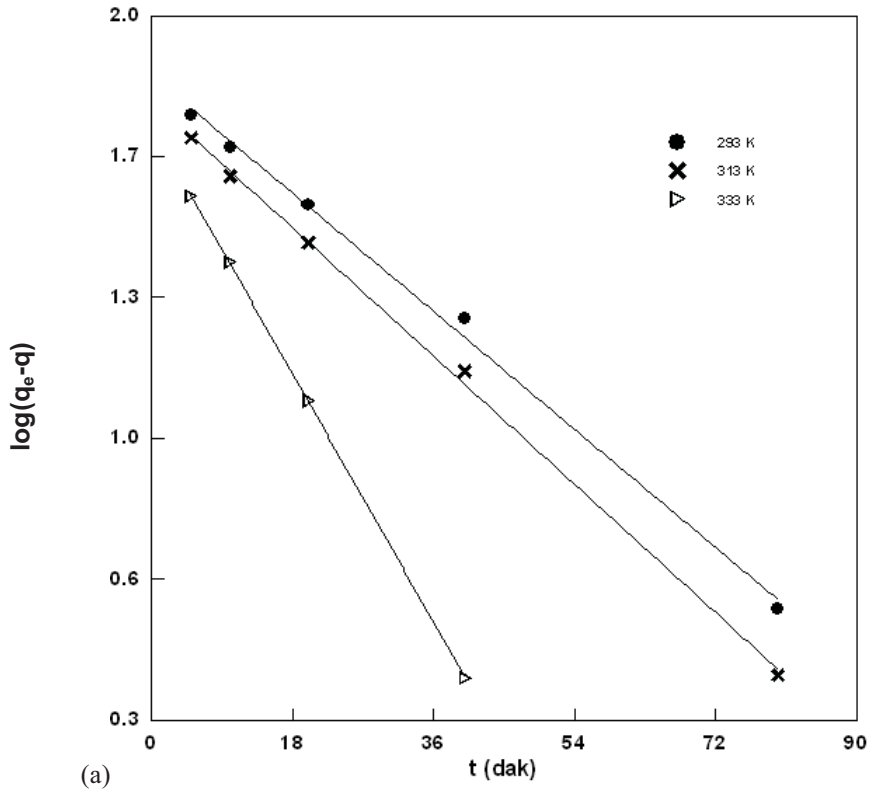


(b)

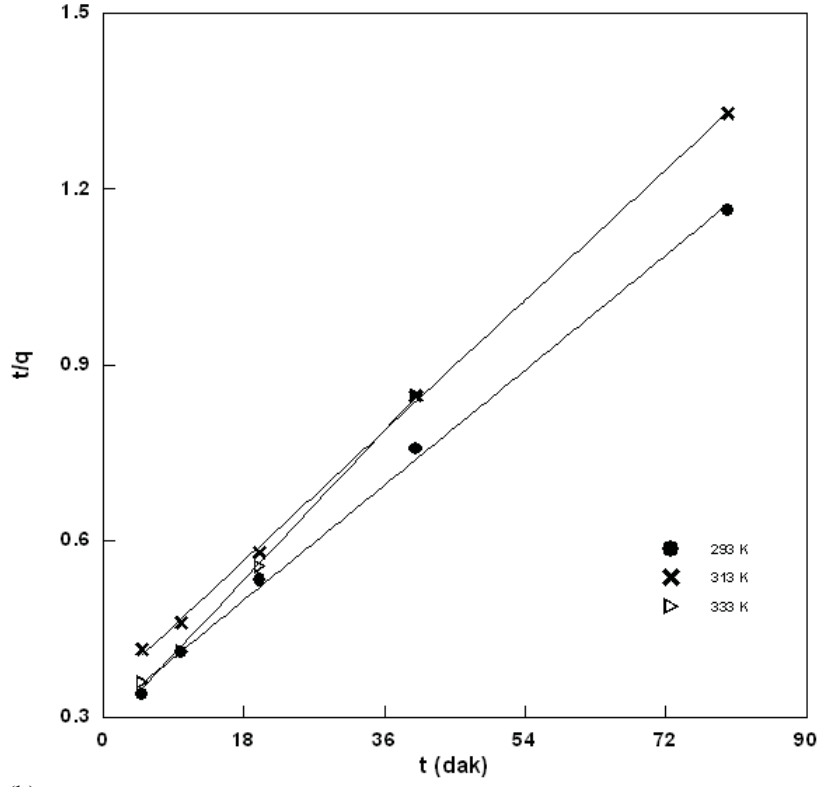
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



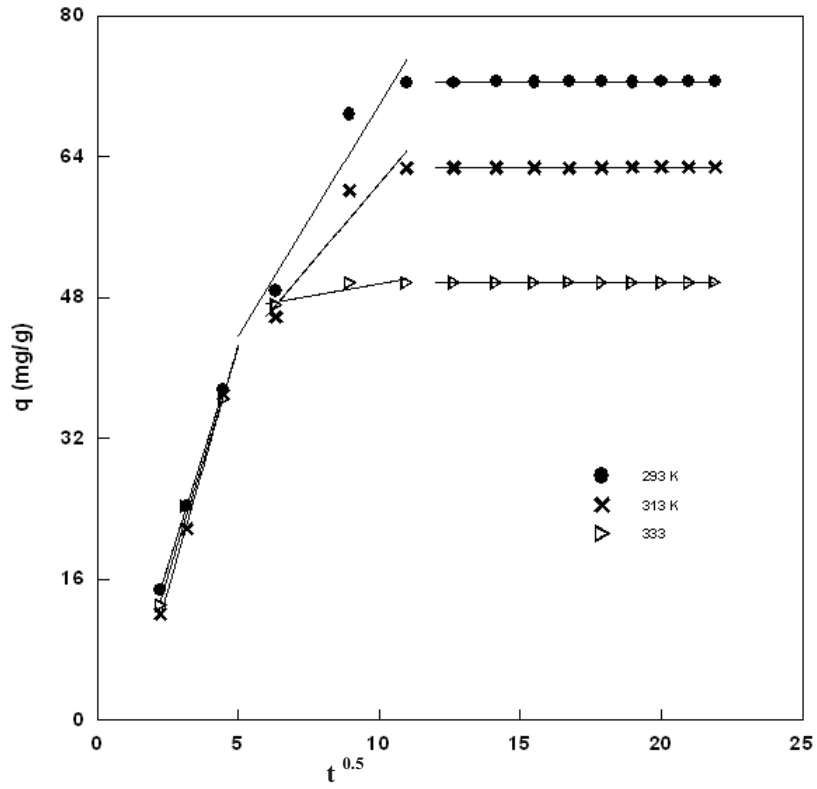
(c) Şekil 4.19. Değişik sıcaklıklarda, MS ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a) Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris



(a)



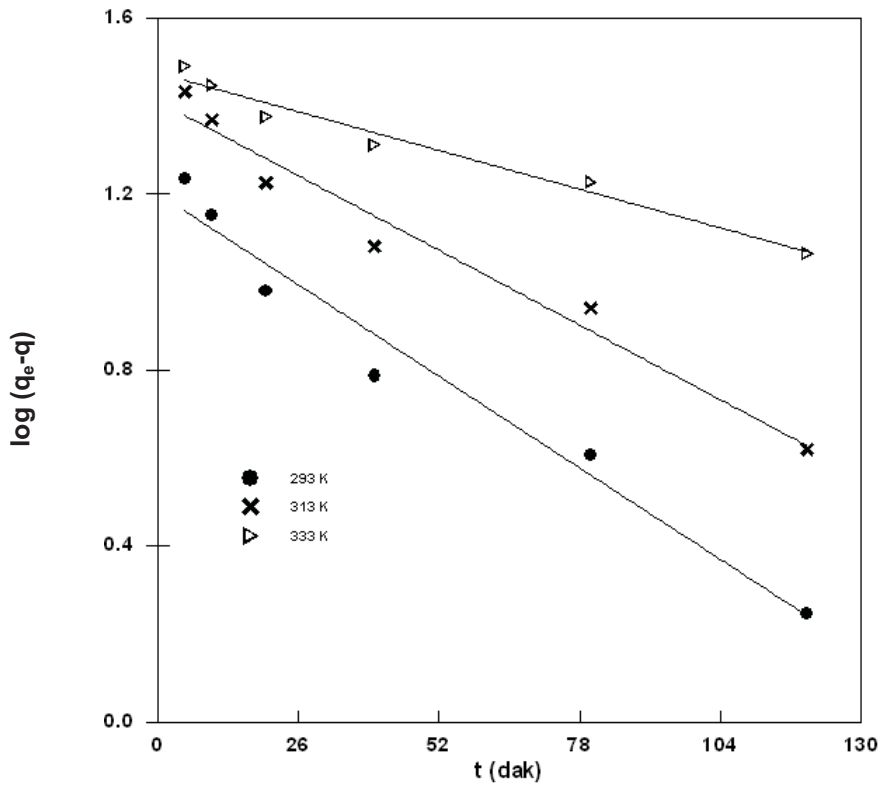
(b)



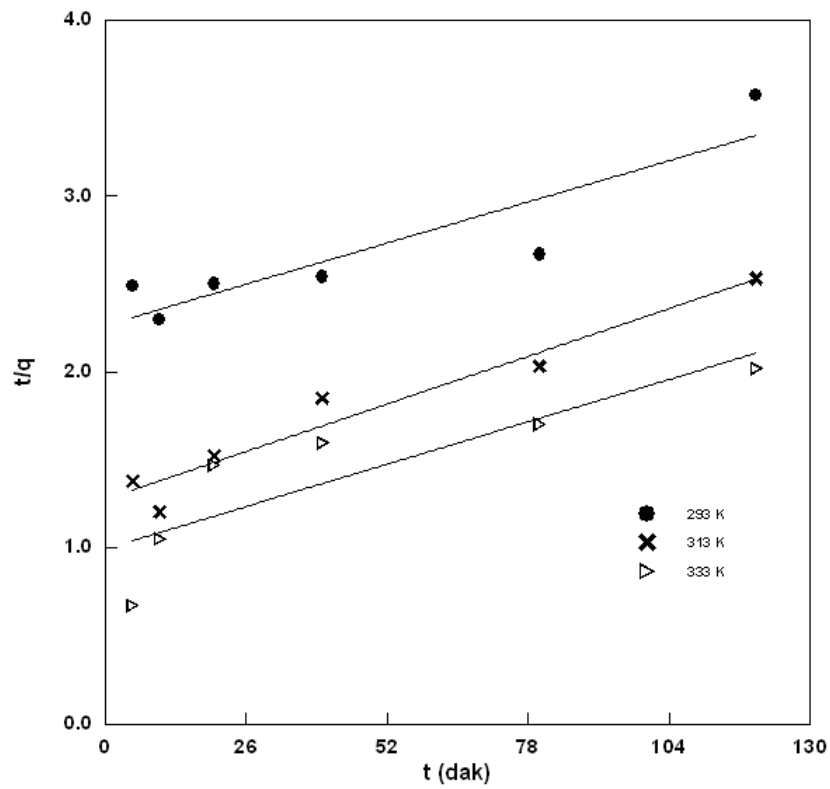
(c)

Şekil 4.20. Değişik sıcaklıklarda, SK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a) Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris

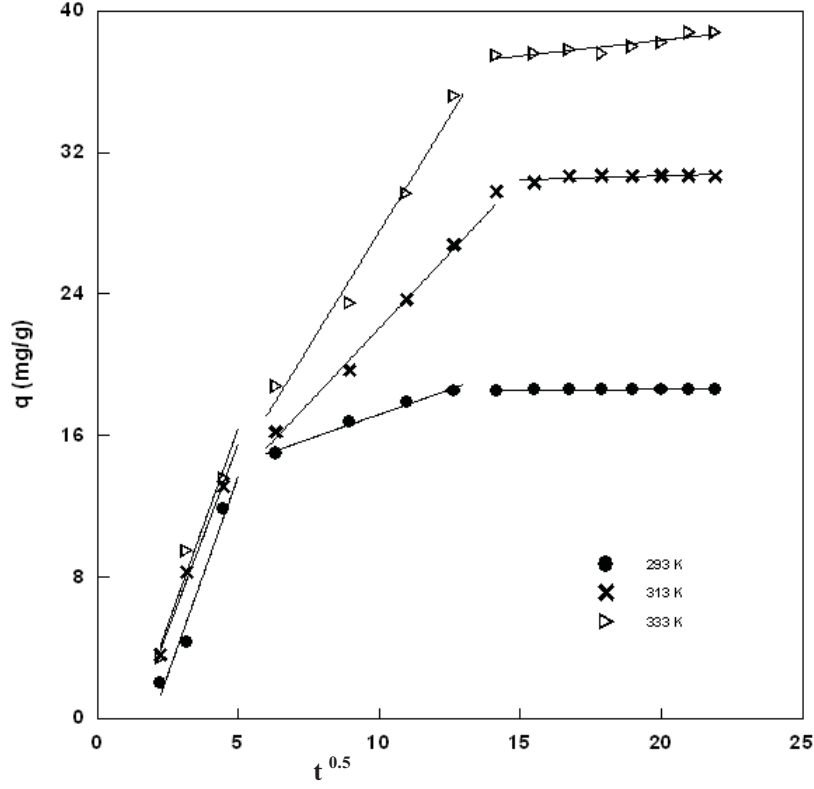
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



(a)

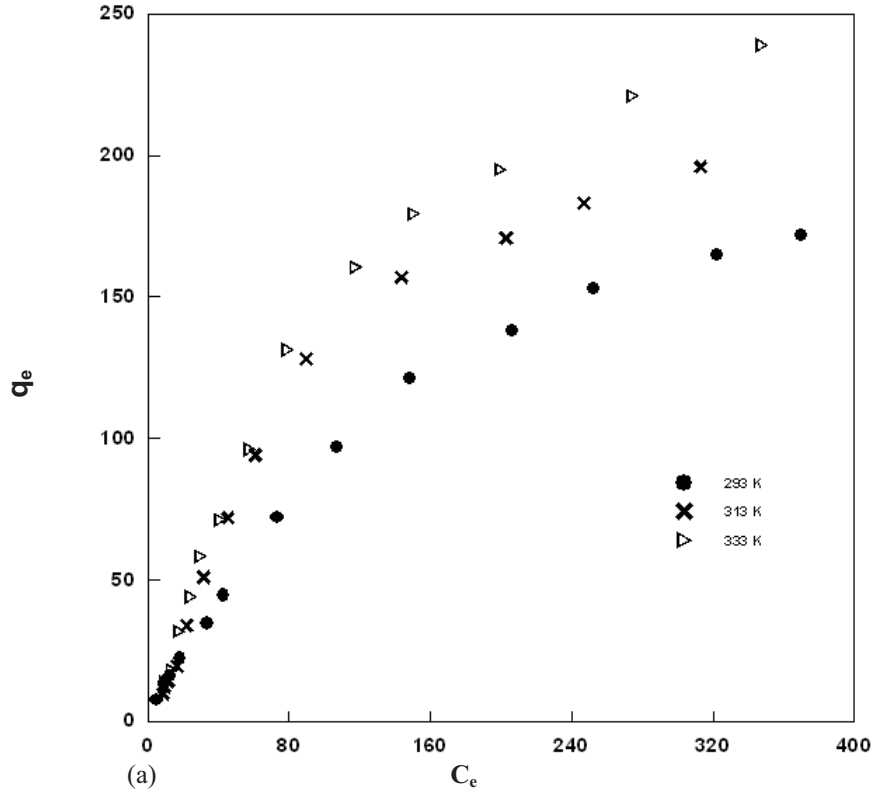


(b)



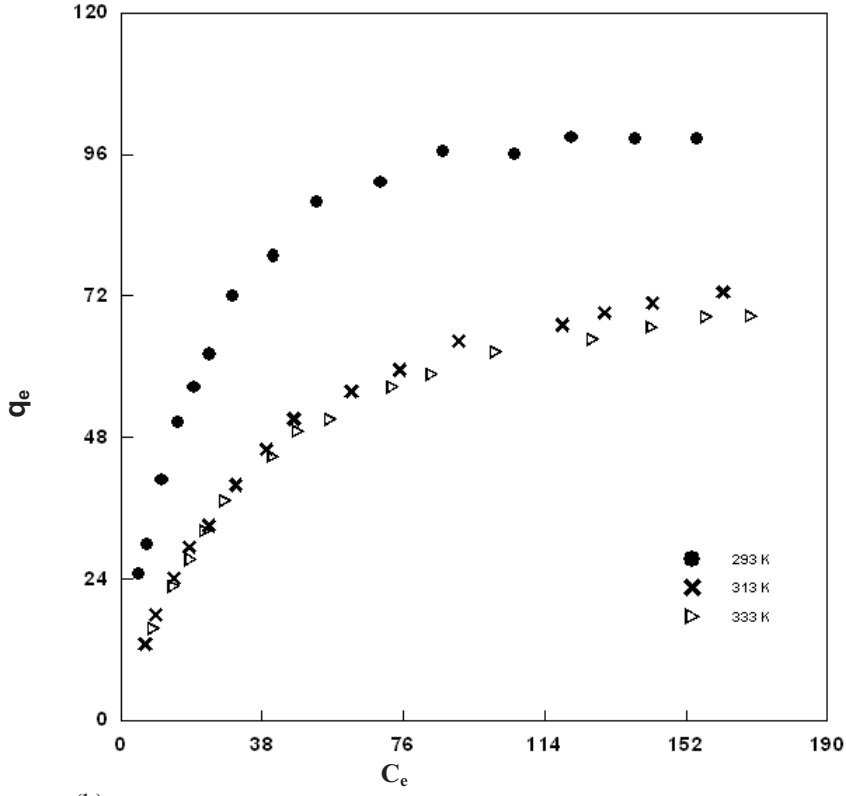
(c)

Şekil 4.21. Değişik sıcaklıklarda, KÇK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a) Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris

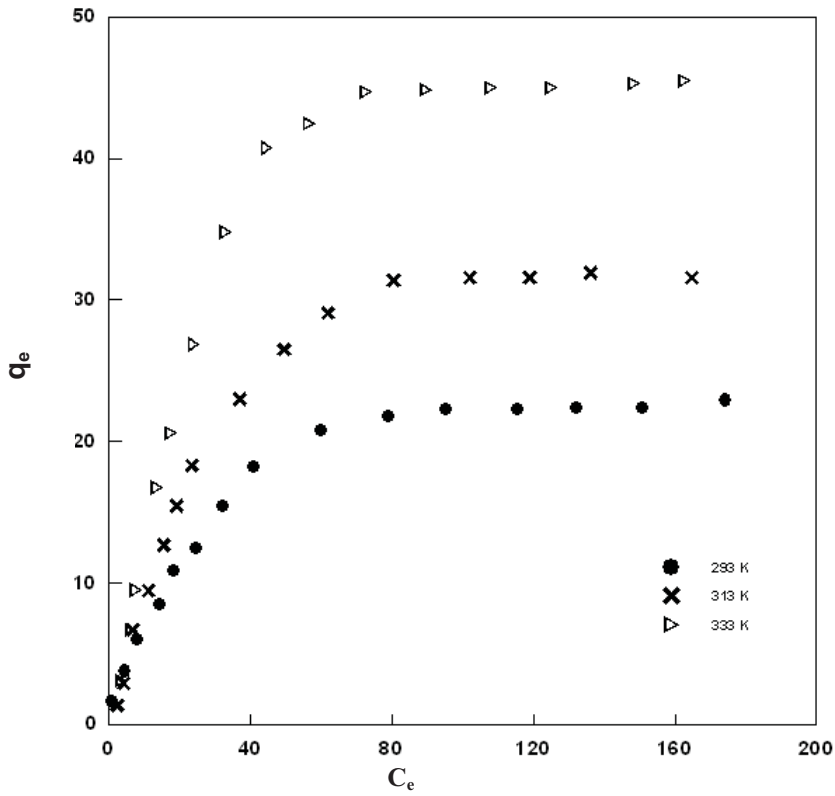


(a)

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

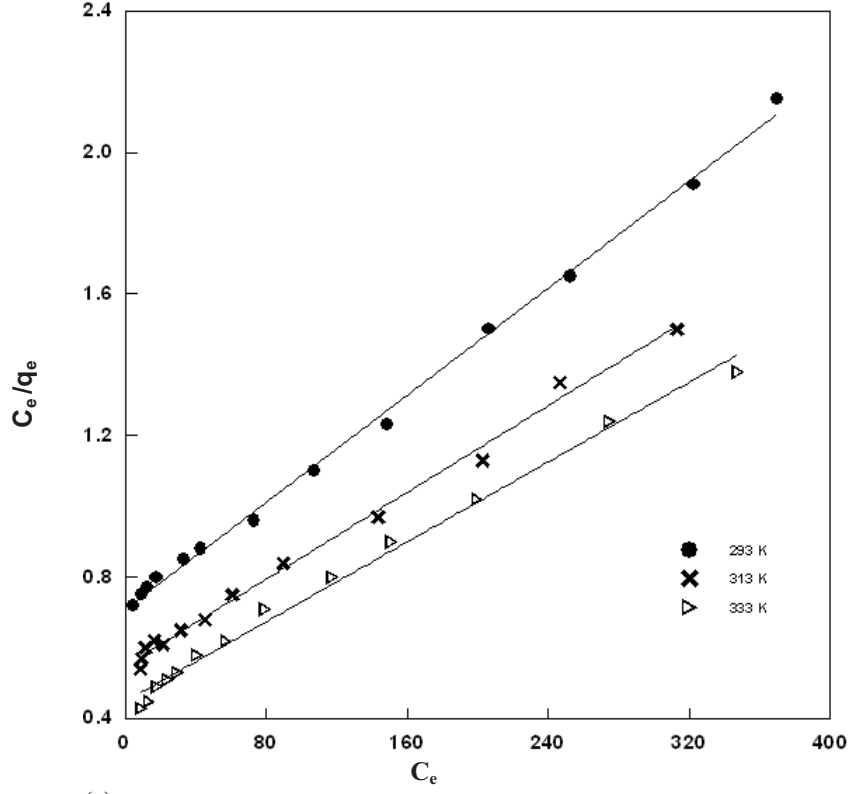


(b)

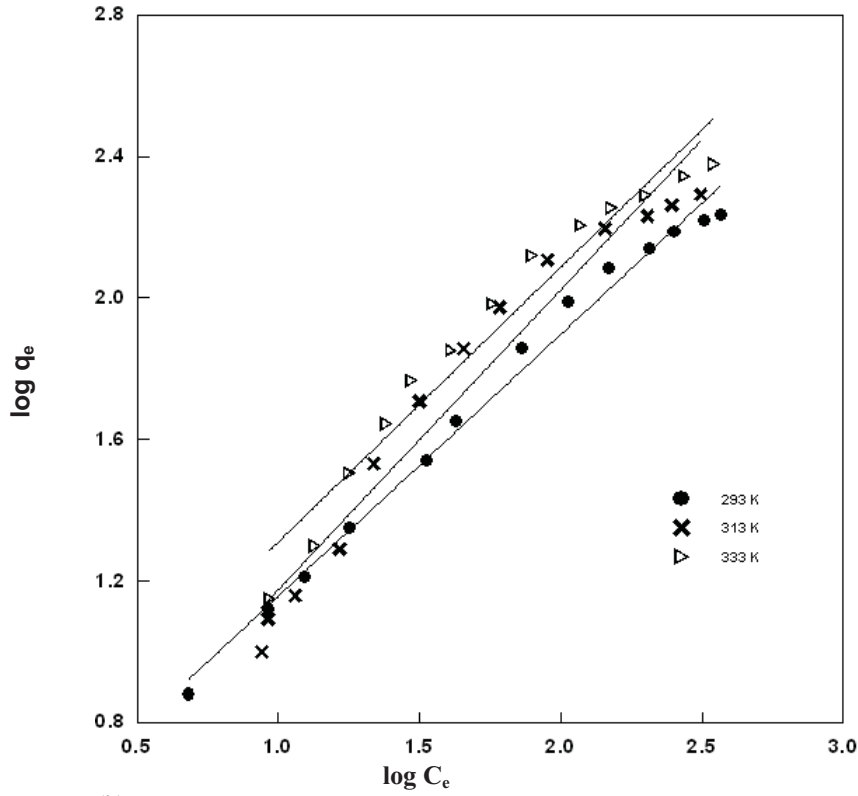


Şekil 4.22. Değişik sıcaklıklarda, sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin izoterm çizimleri: (a) MS, (b) SK , (c) KÇK





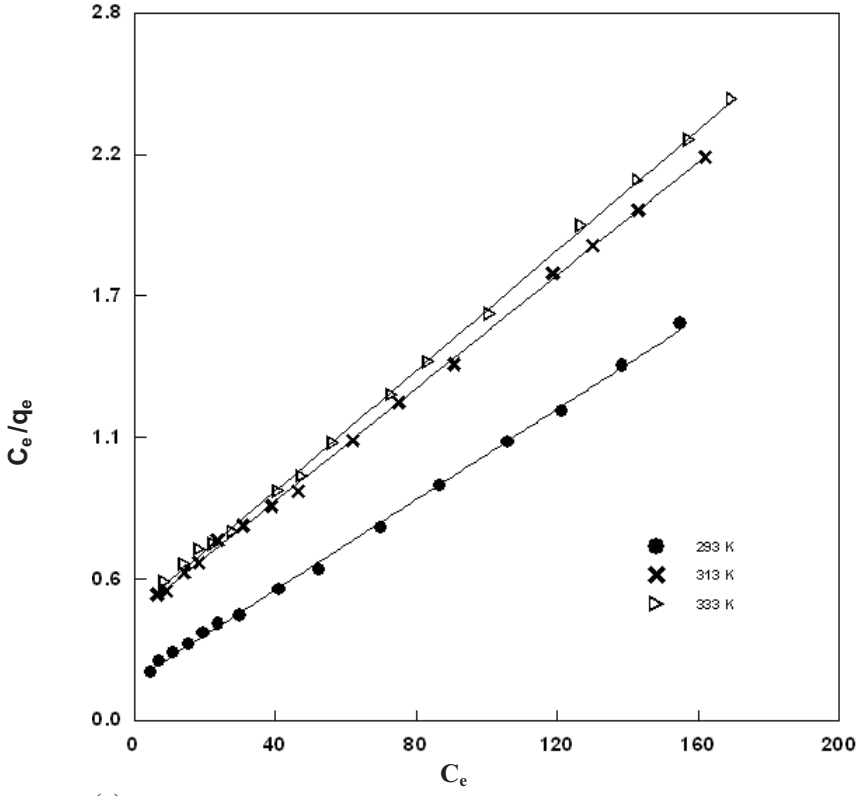
(a)



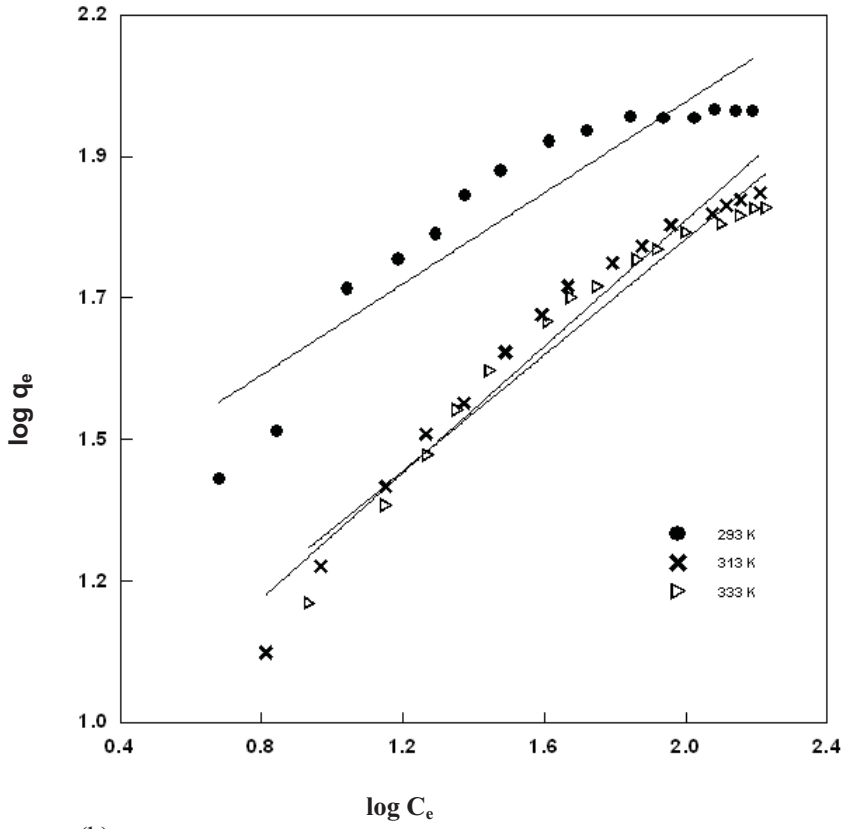
(b)

Şekil 4.23. Değişik sıcaklıklarda, MS ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a) Langmuir, (b) Freundlich.

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

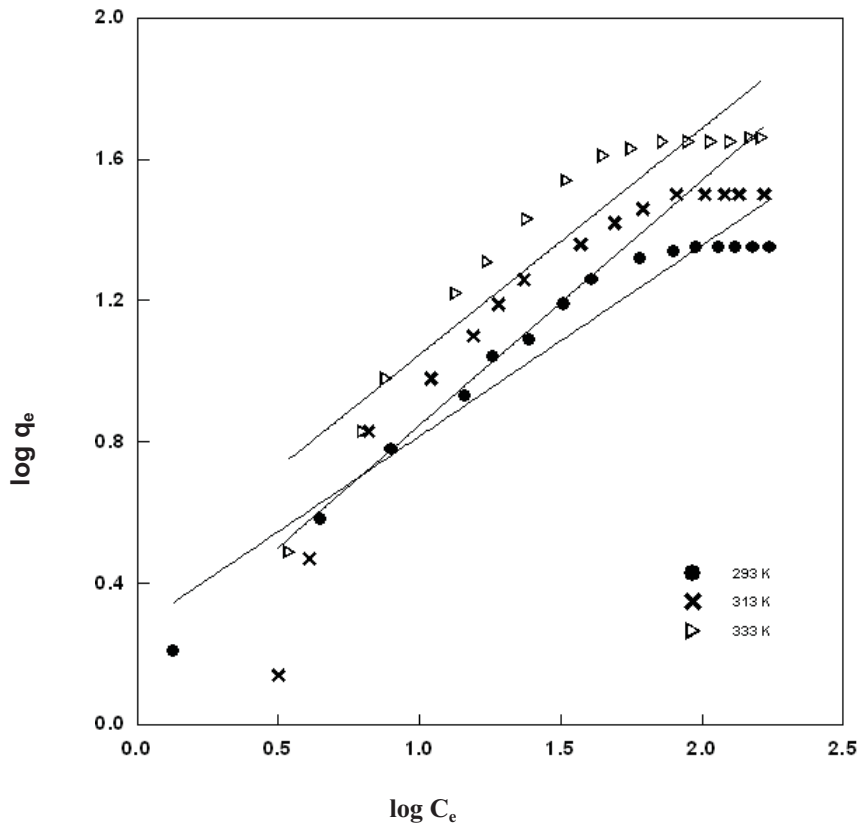
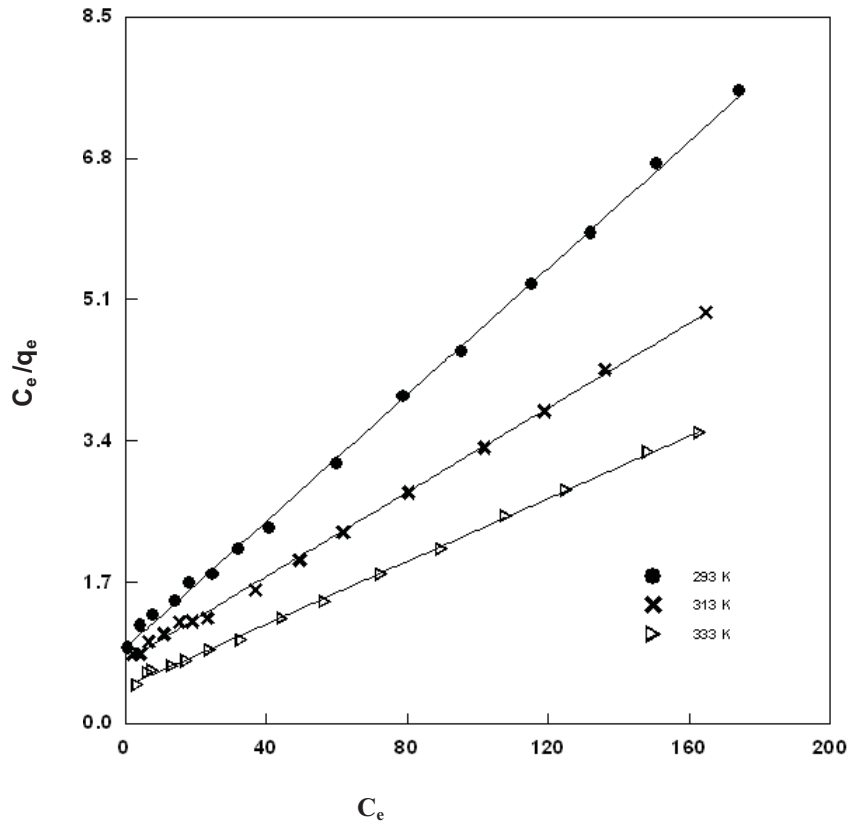


(a)



(b)

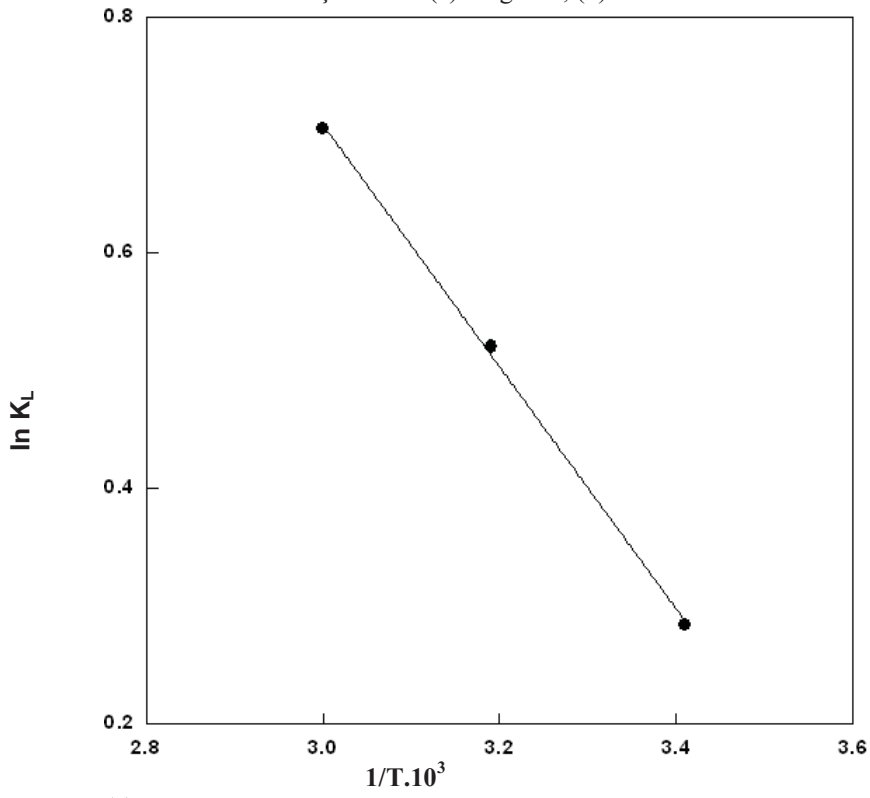
Şekil 4.24. Değişik sıcaklıklarda SK ile sulu çözeltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.



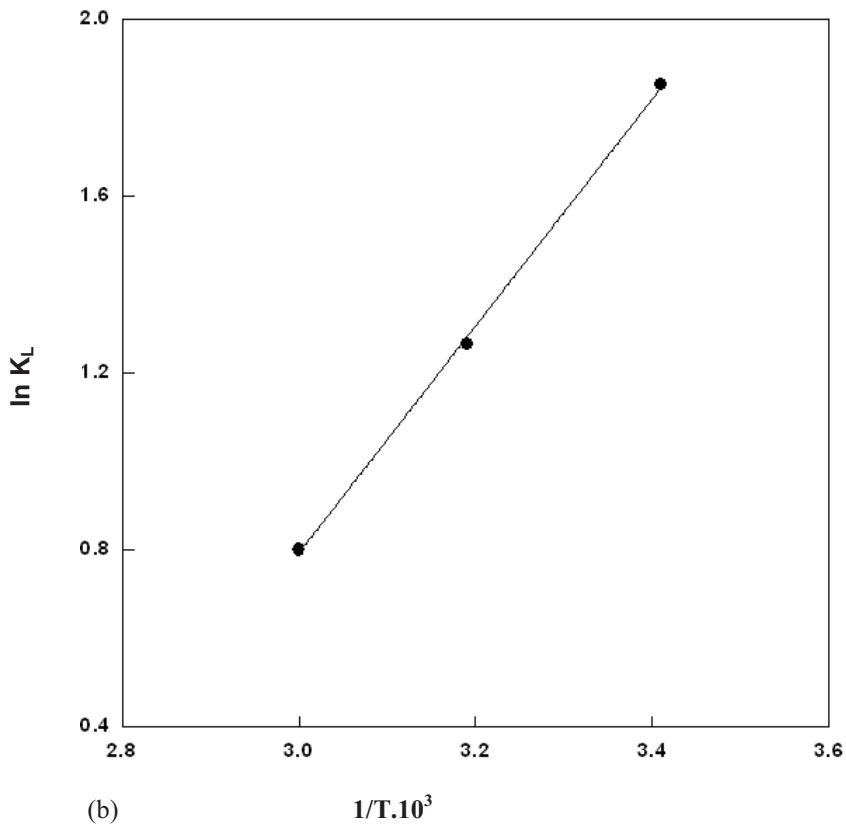
Şekil 4.25. Değişik sıcaklıklarda KK ile szltiden MM' nin adsorpsiyonuna ilişkin izgisel

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

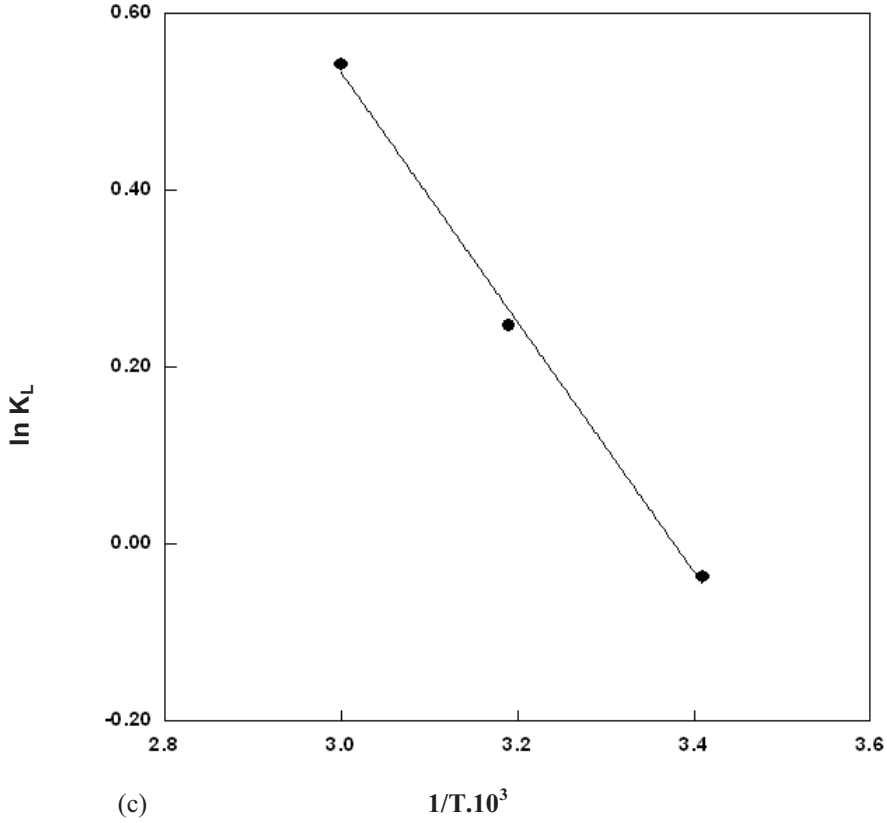
izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich



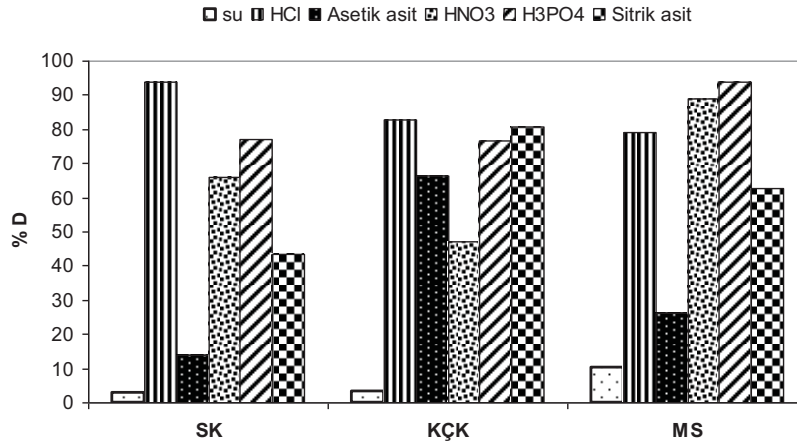
(a)



(b)

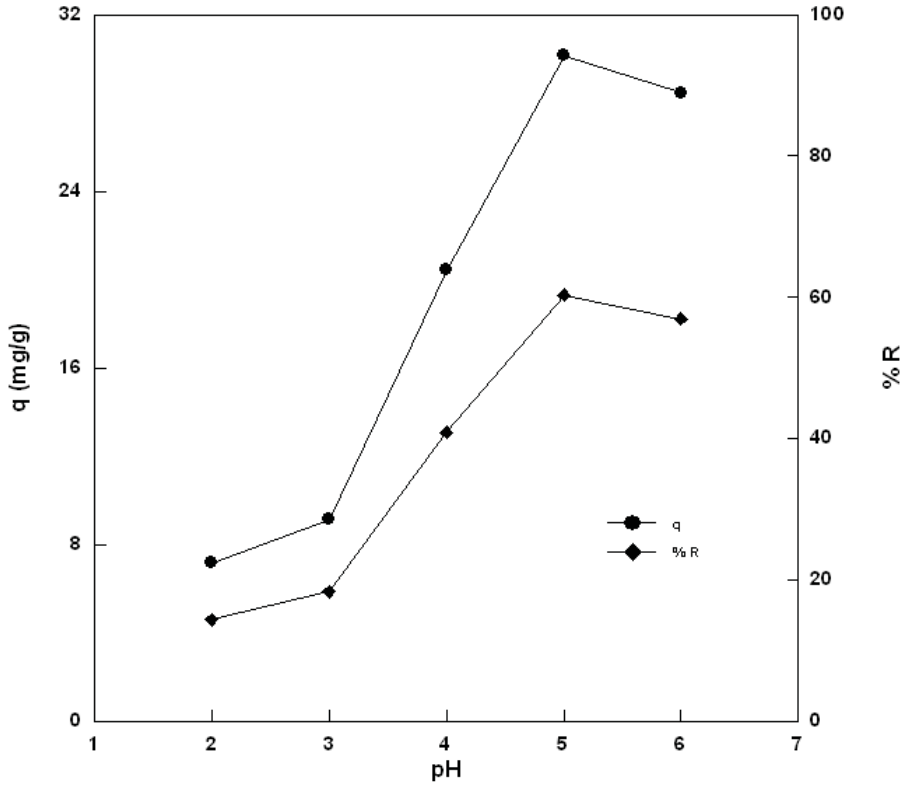


Şekil 4.26. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM adsorpsiyonuna ilişkin Van't Hoff çizimleri : (a) MS, (b) SK , (c) KÇK.

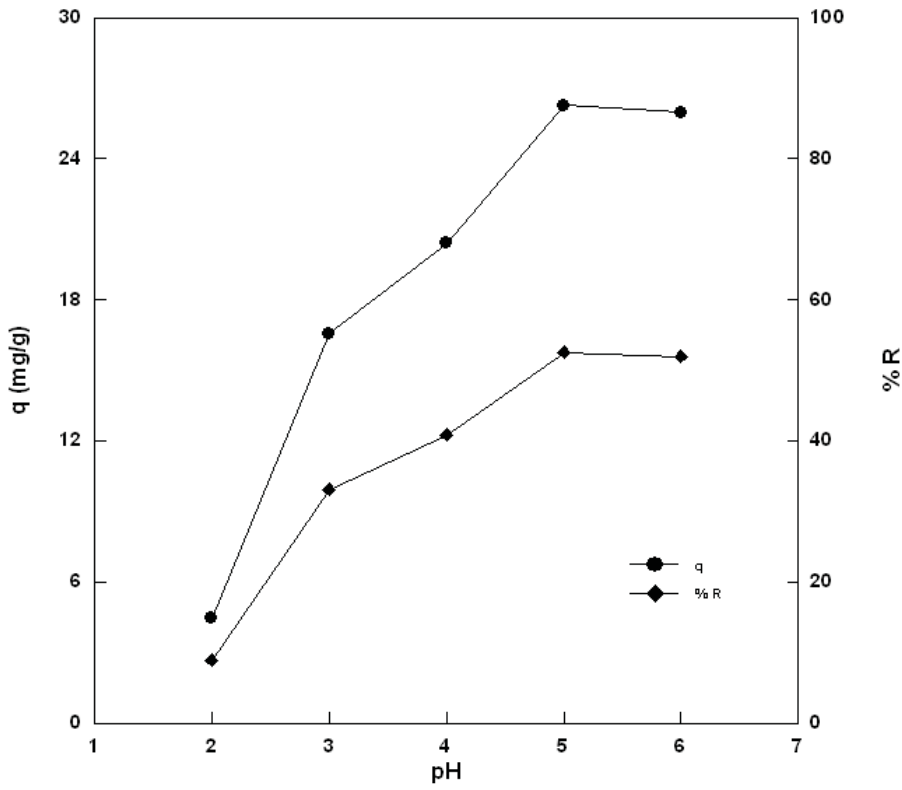


Şekil 4.27. MS, SK ve KÇK üzerinde adsorplanmış MM' nin saf su ve değişik asitlerle desorpsiyonuna ilişkin çizimler

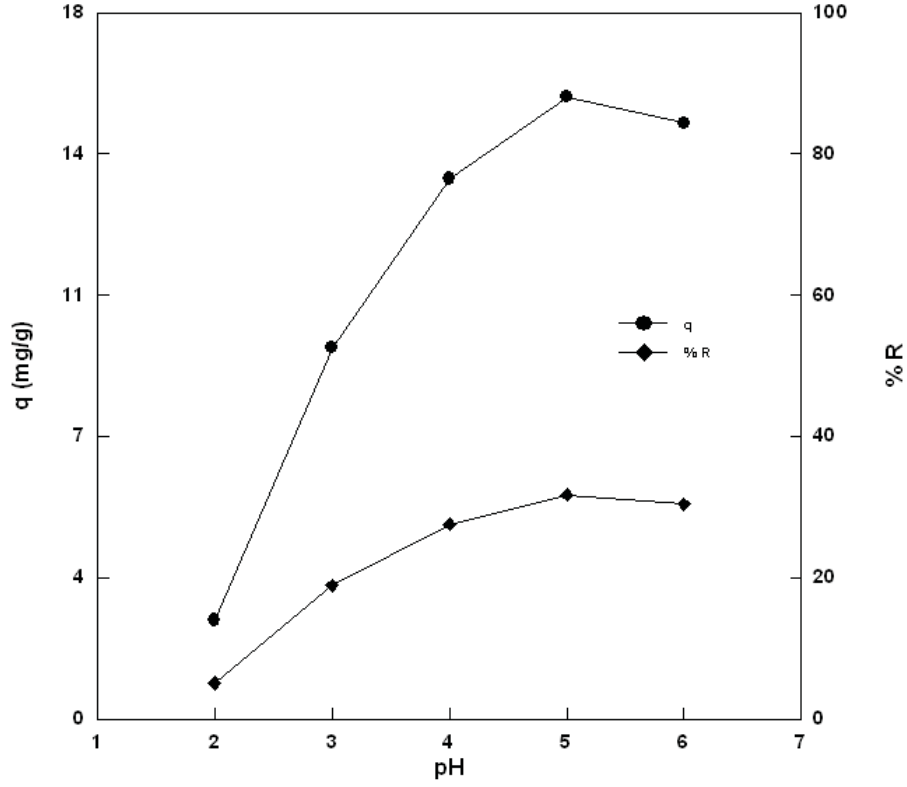
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



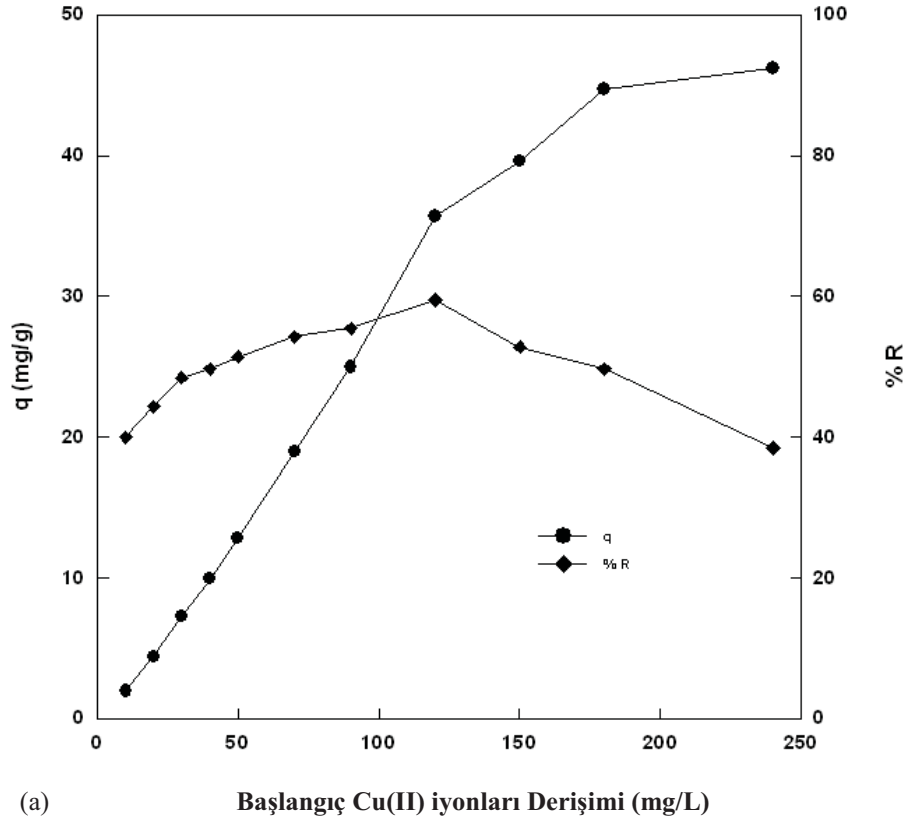
(a)



(b)

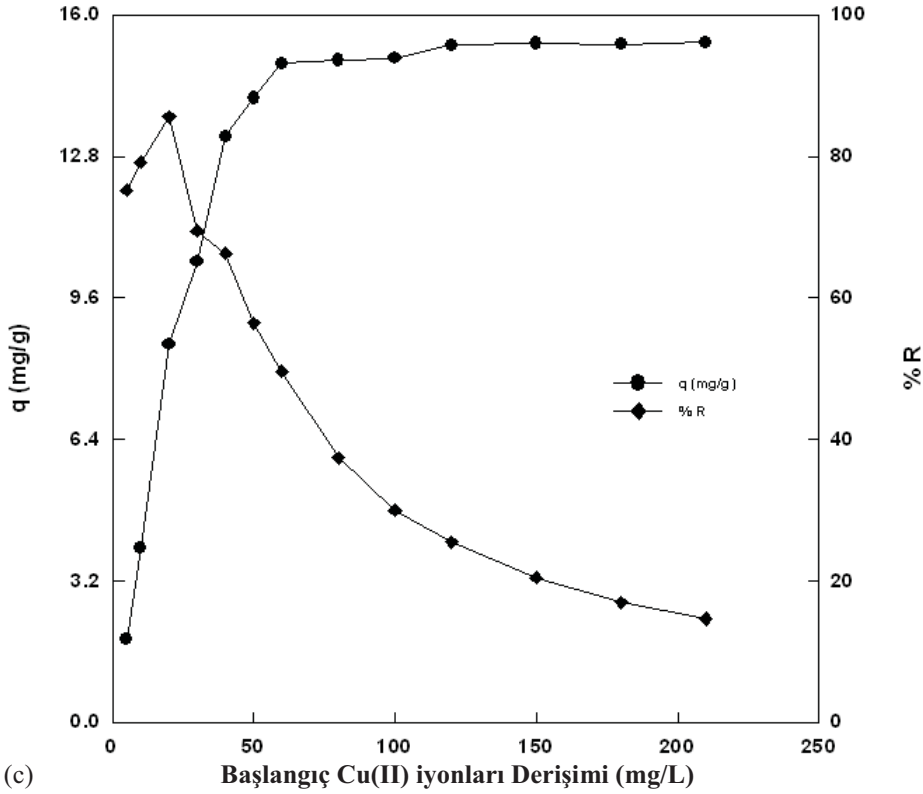
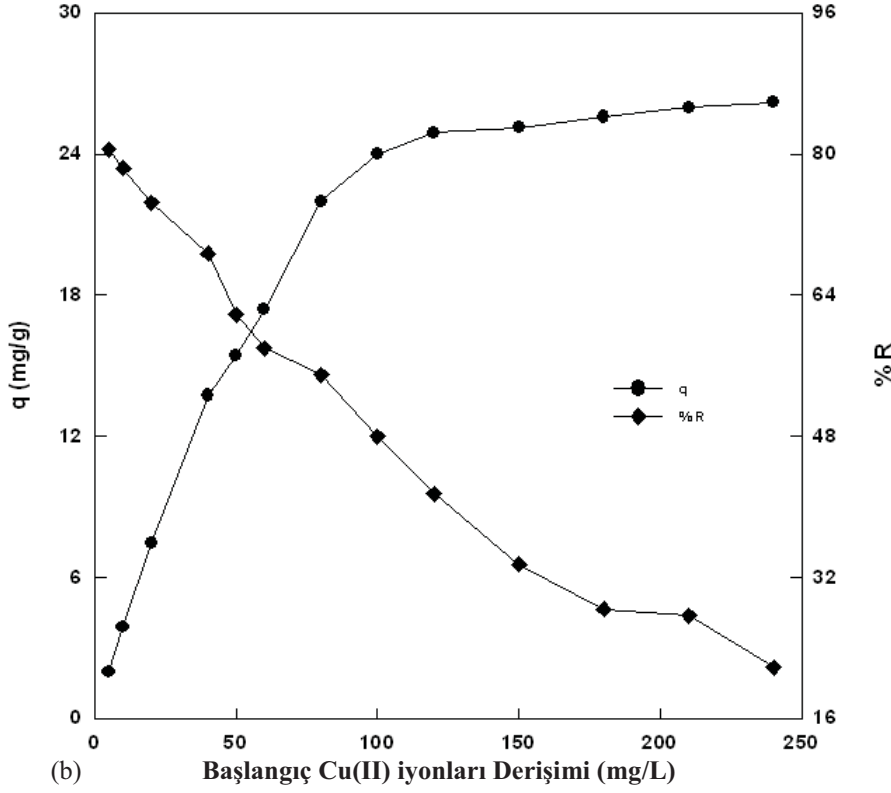


(c)  
Şekil 4.28. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine pH etkisi: (a) MS, (b) SK ve (c) KÇK.



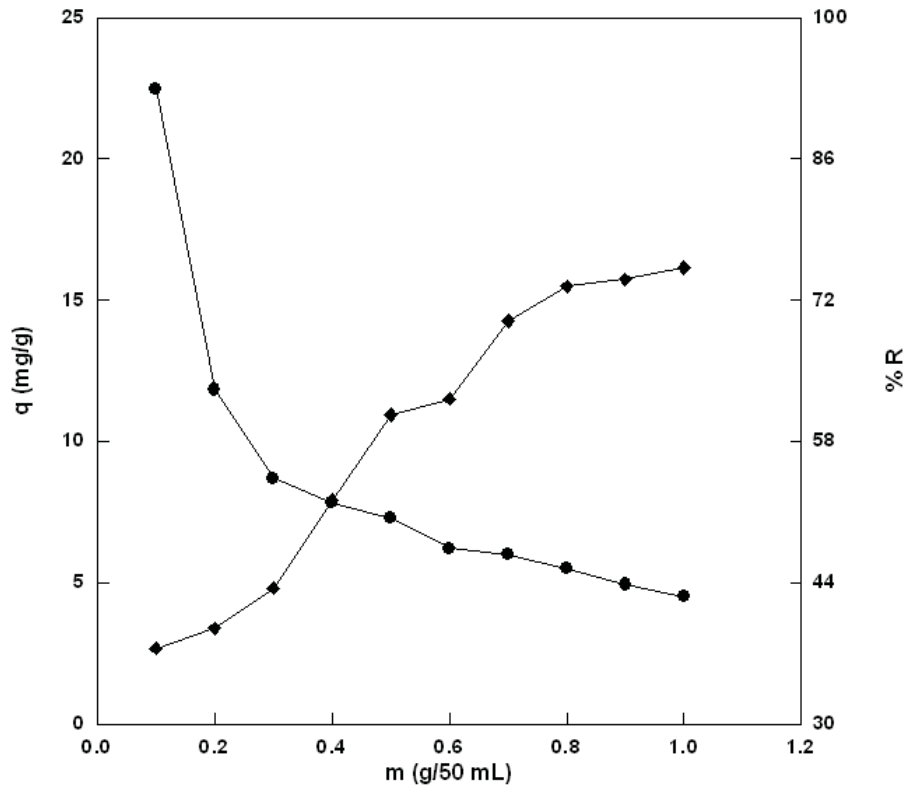
(a)

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

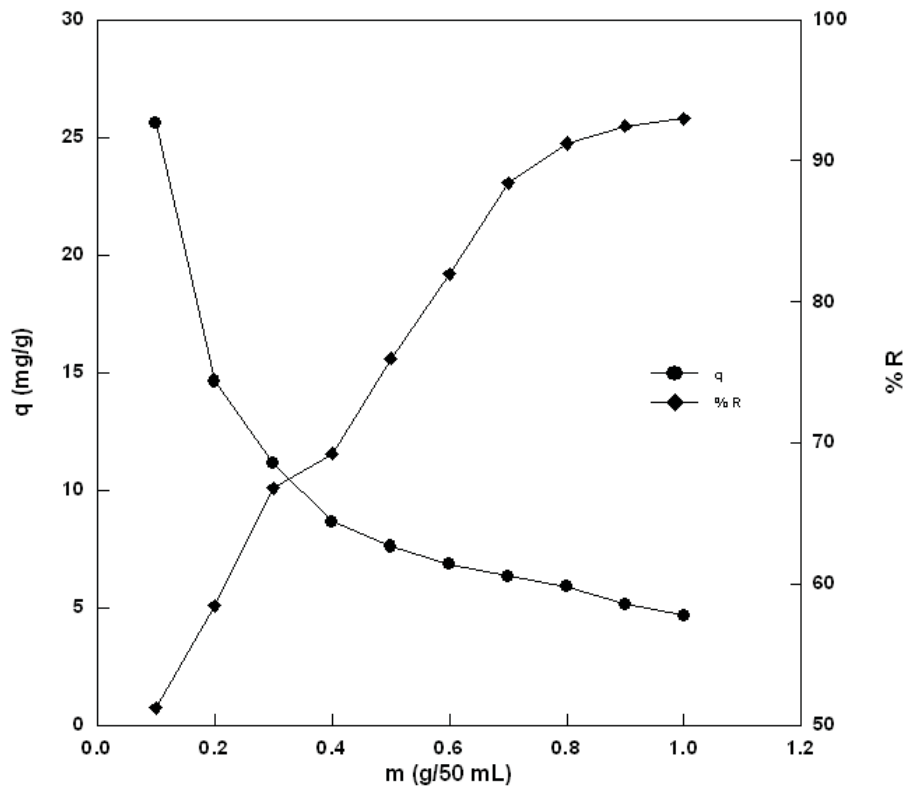


Şekil 4.29. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine başlangıç derişim etkisi: (a)MS, (b) SK ve (c) KÇK.



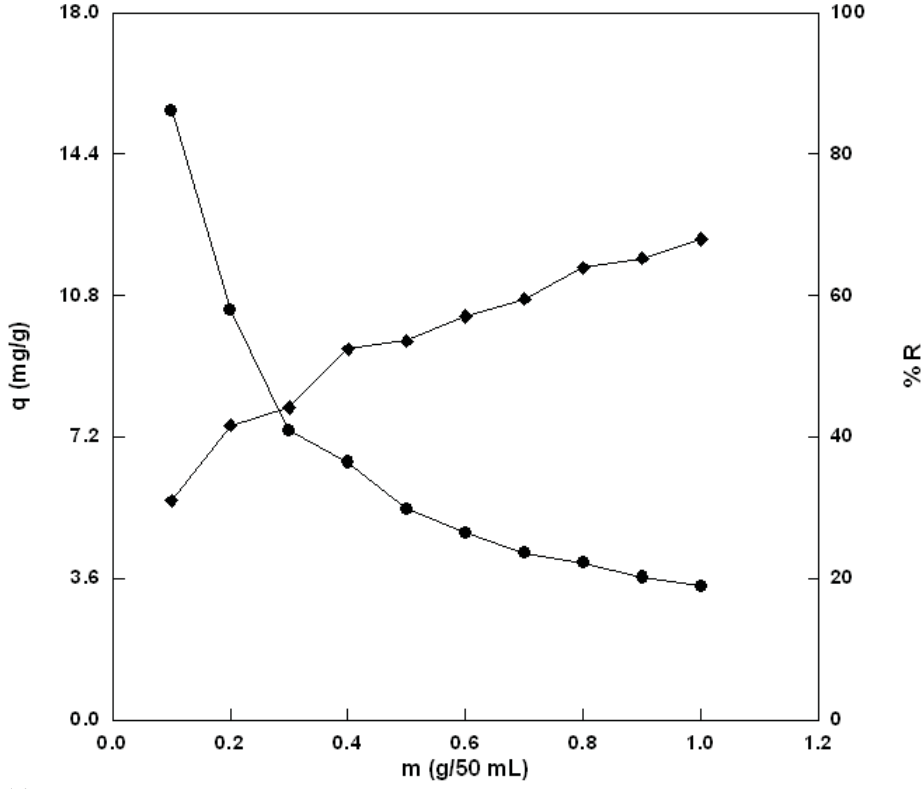


(a)

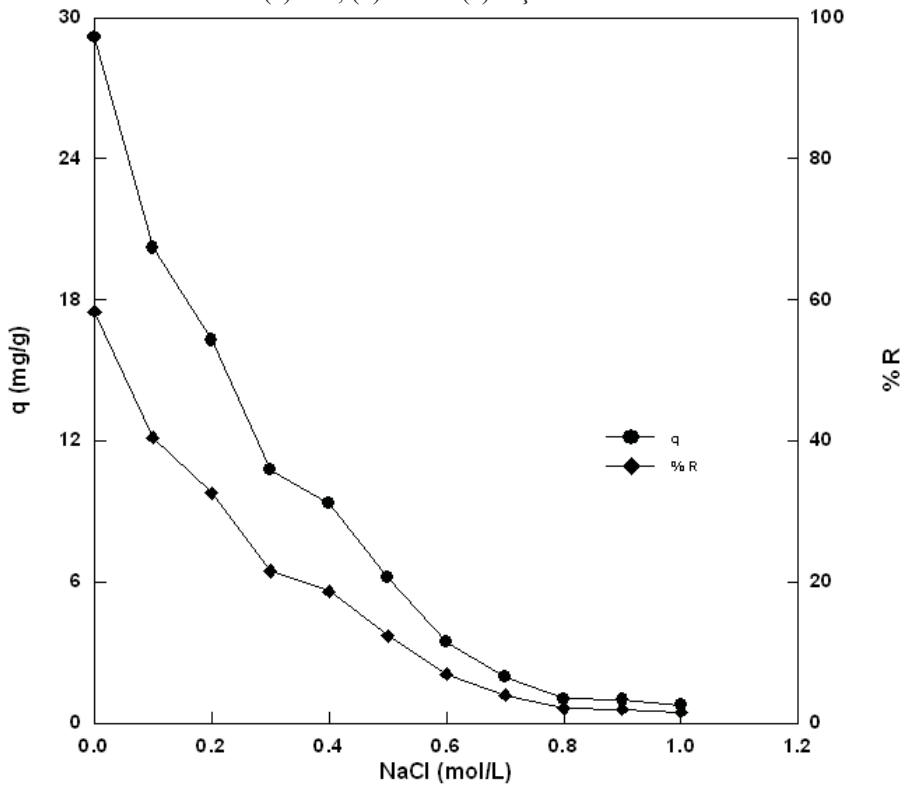


(b)

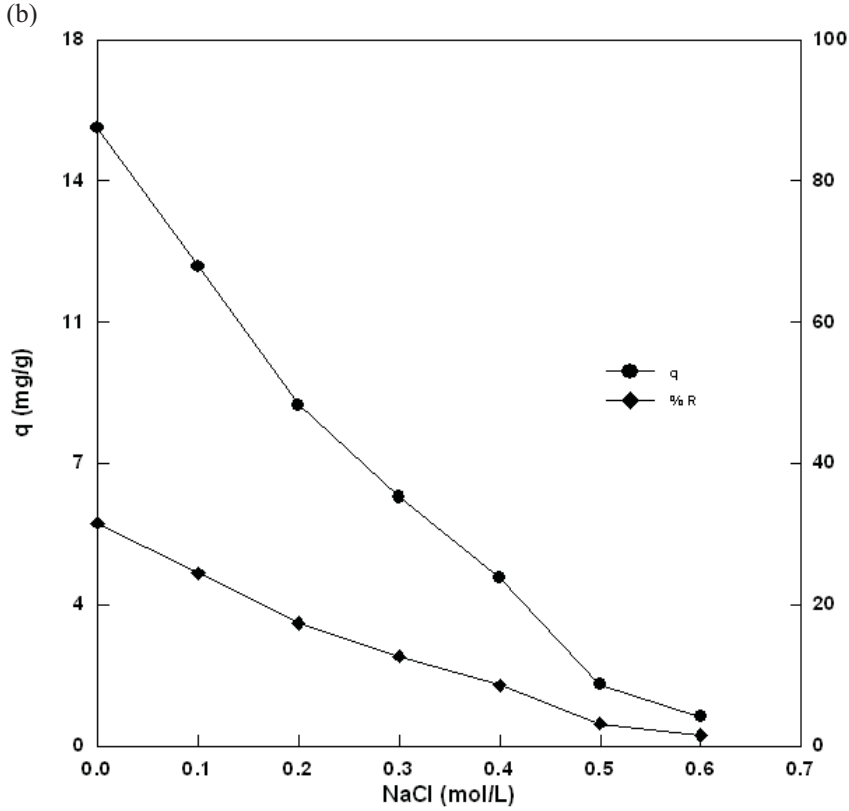
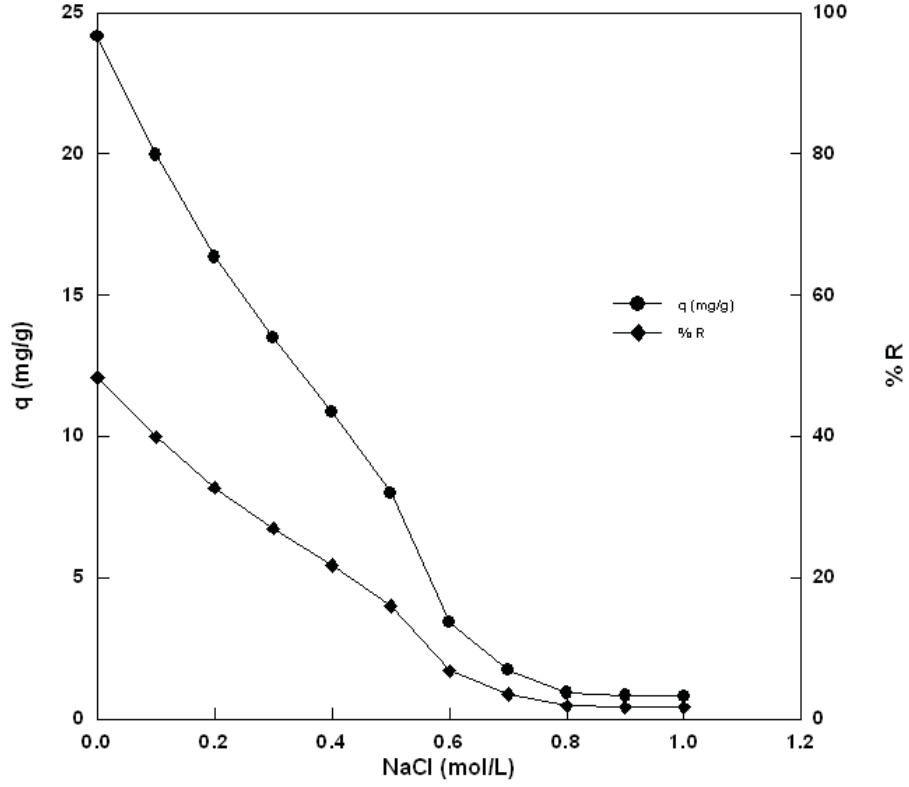
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



(c) Şekil 4.30. MS, SK ve KÇK ile sulu çözülden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine biyosorplayıcı dozu etkisi: (a) MS, (b) SK ve (c) KÇK.

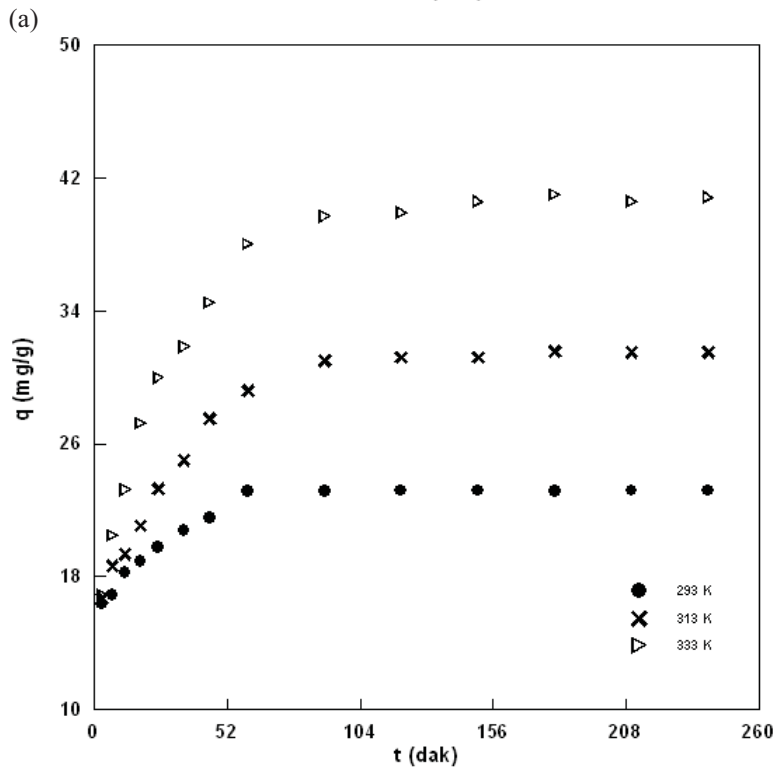
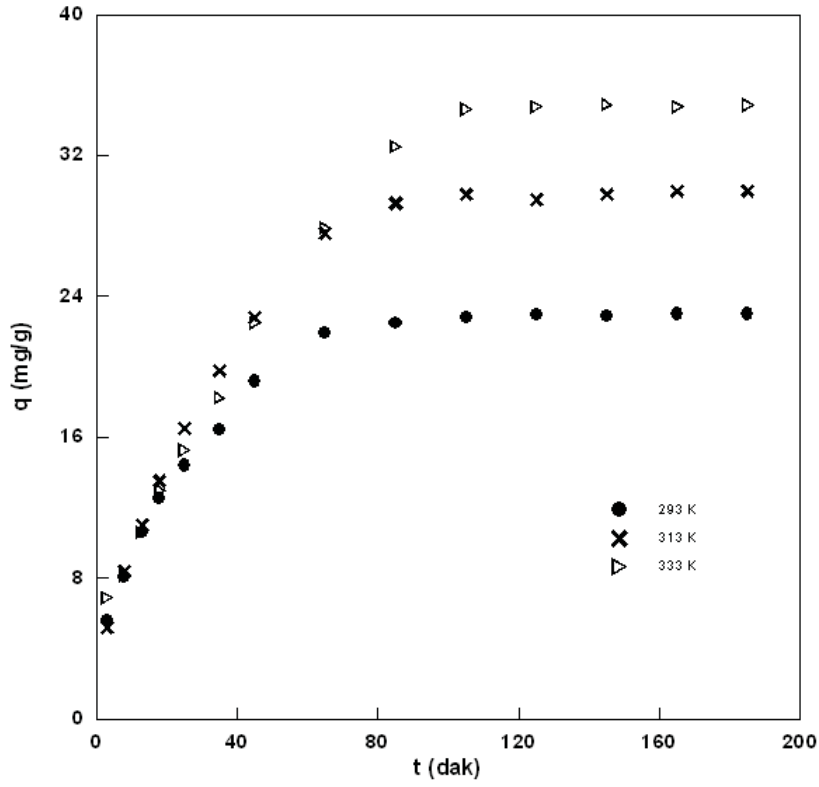


(a)

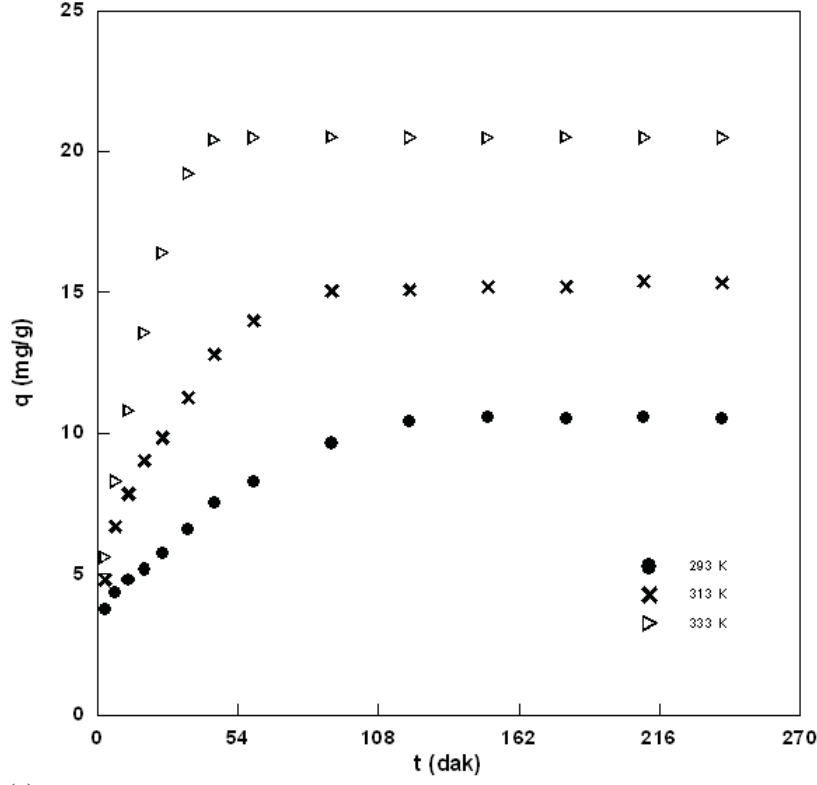


(c)  
Şekil 4.31. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine iyonik şiddetin etkisi: (a) MS, (b) SK ve (c) KÇK.

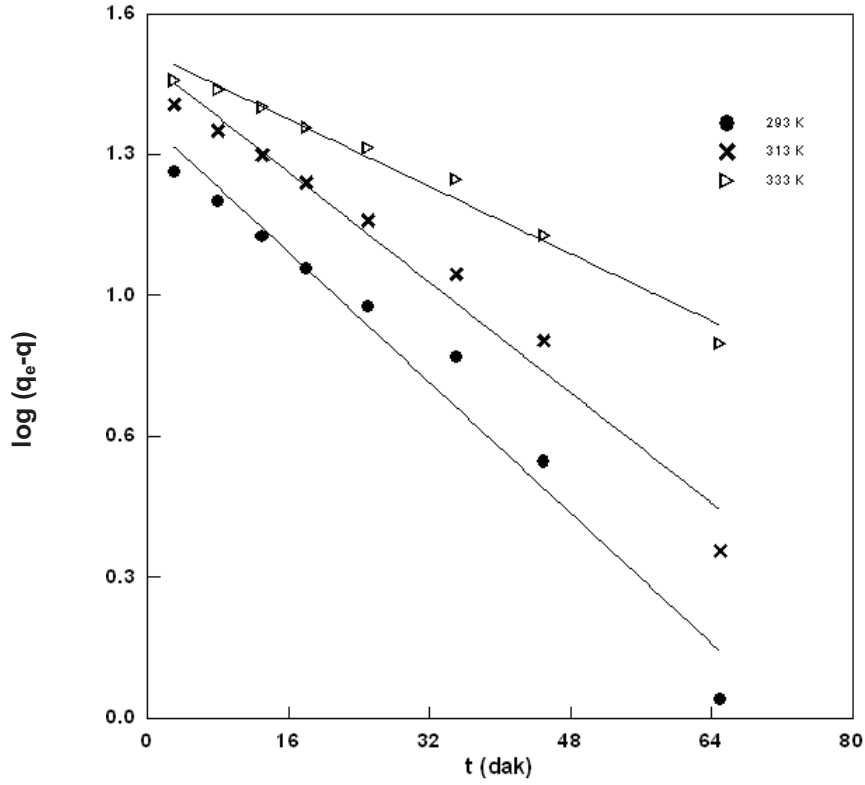
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



(b)

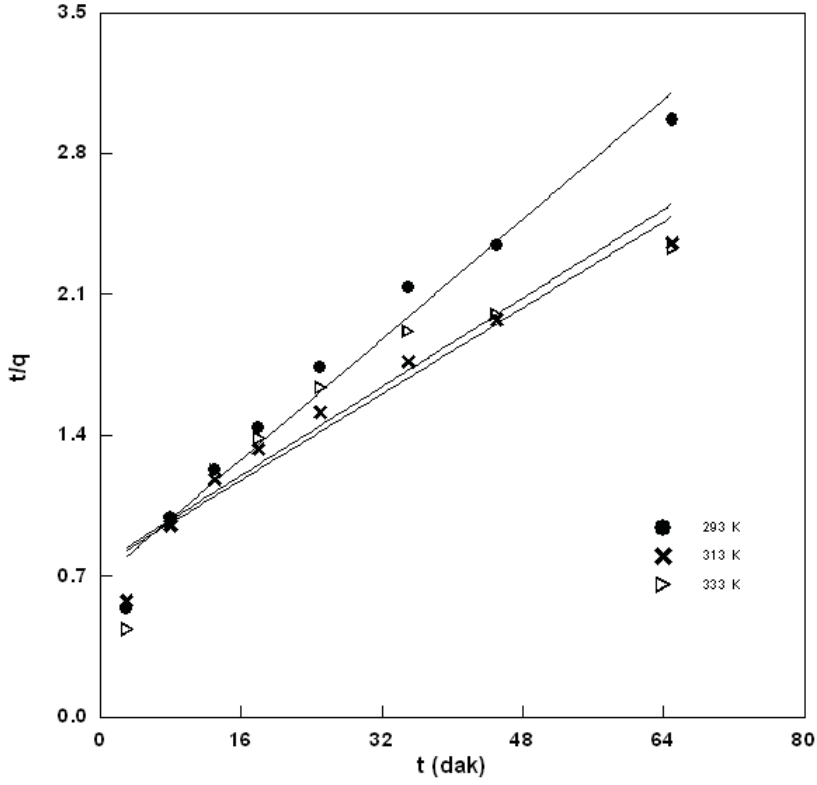


(c)  
Şekil 4.32. Değişik sıcaklıklarda, sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin kinetik çizimler: (a) MS, (b) SK ve (c) KÇK.

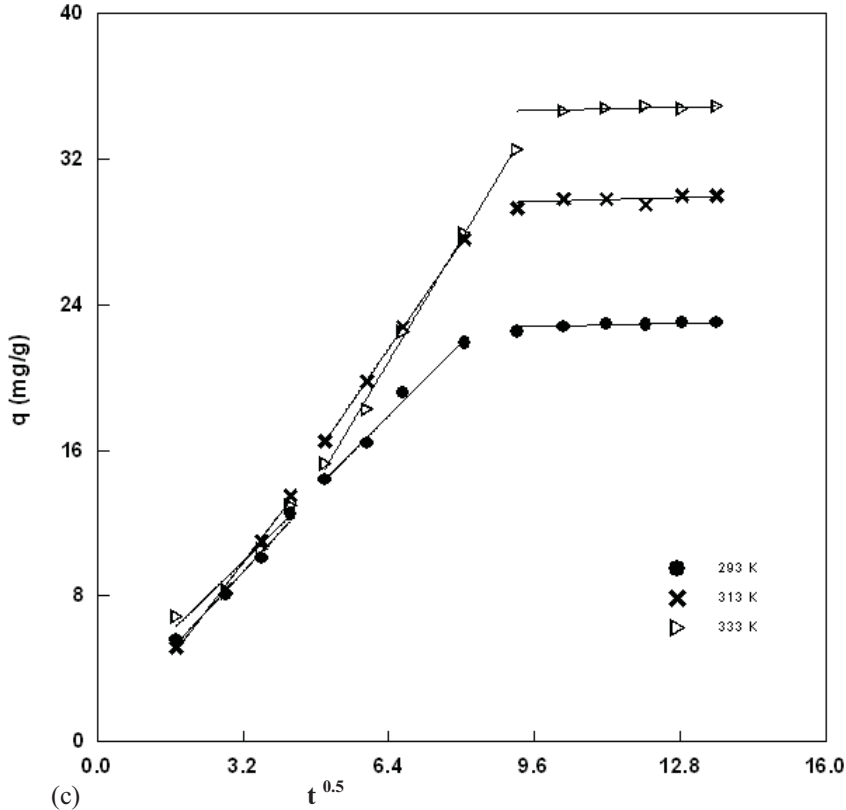


(a)

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

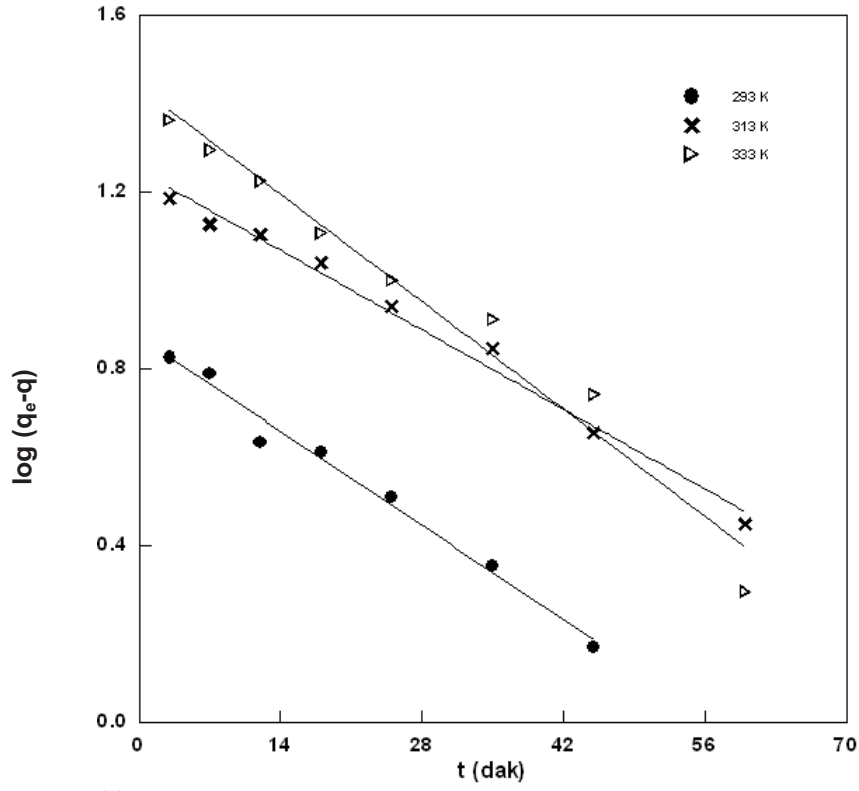


(b)

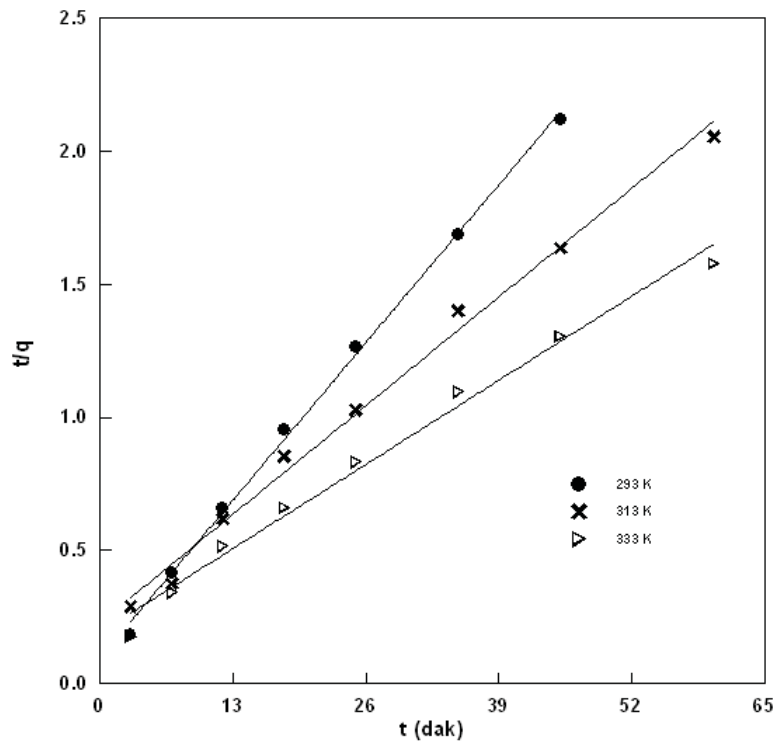


(c)

Şekil 4.33. Değişik sıcaklıklarda MS ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a) Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris.

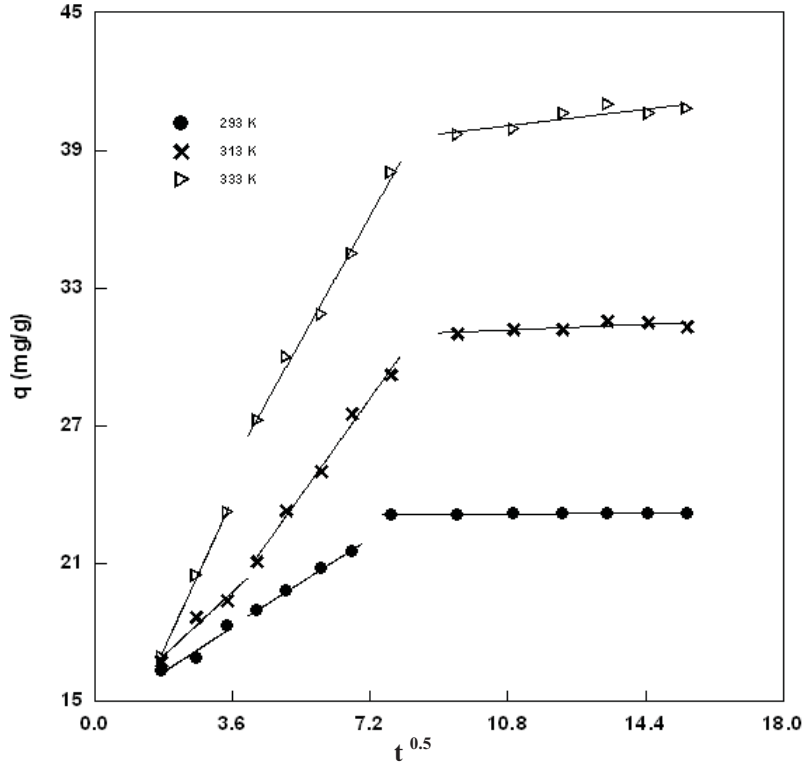


(a)

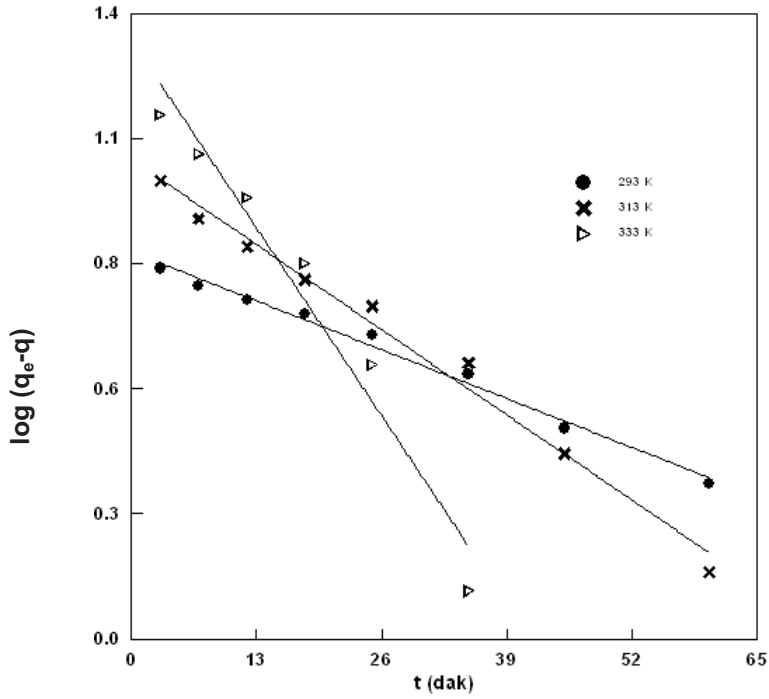


(b)

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

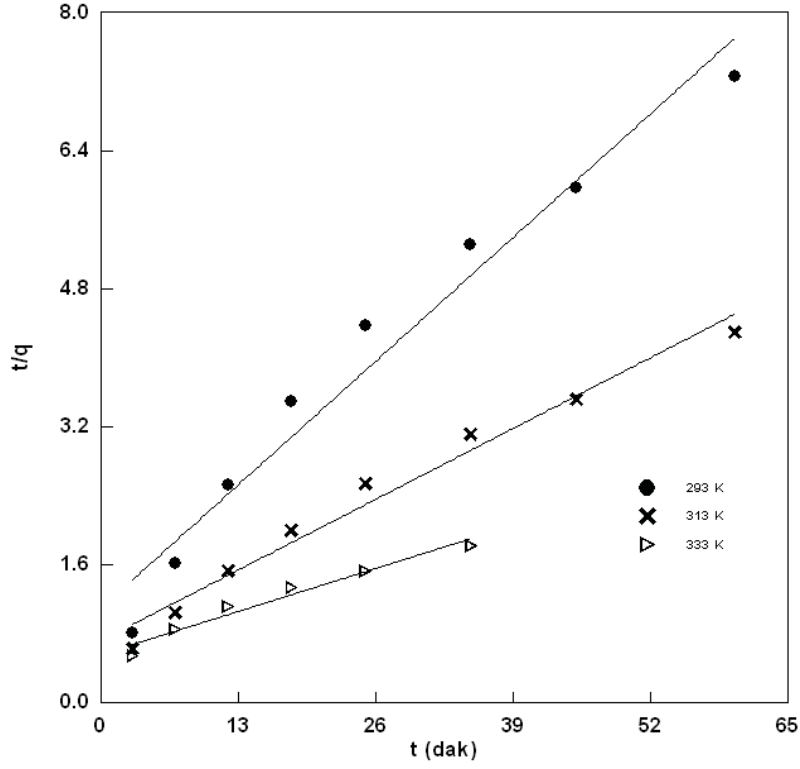


(c) Şekil 4.34. Değişik sıcaklıklarda SK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a) Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris.

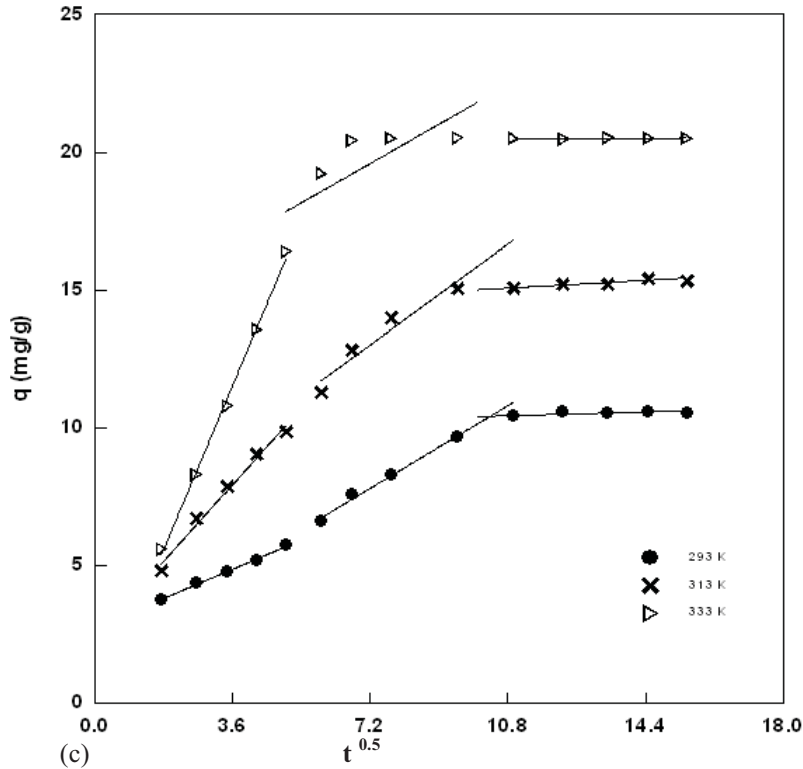


(a)





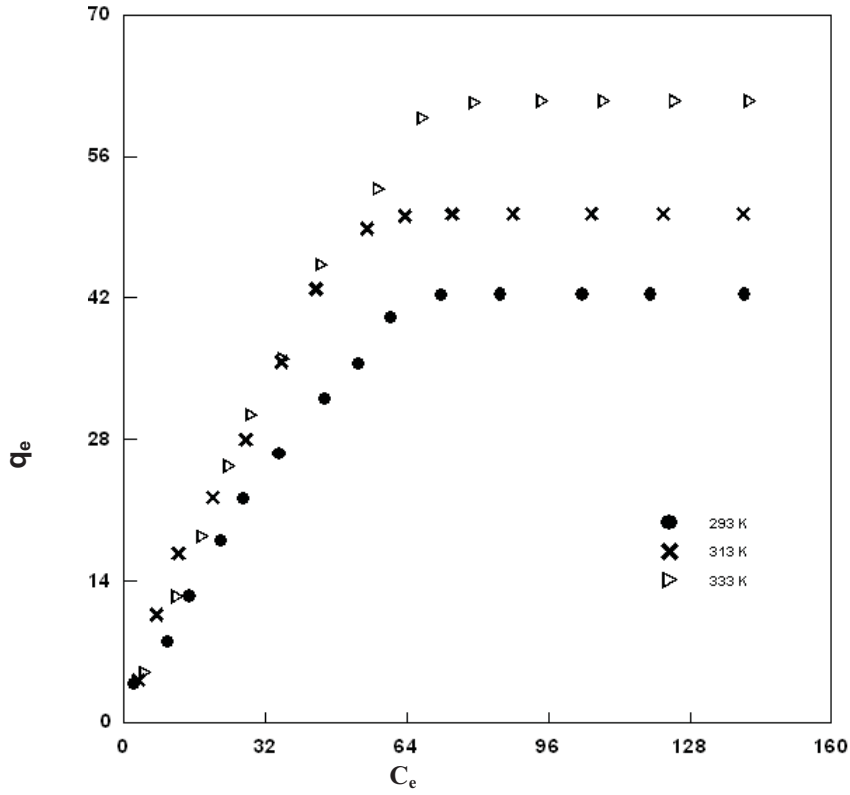
(b)



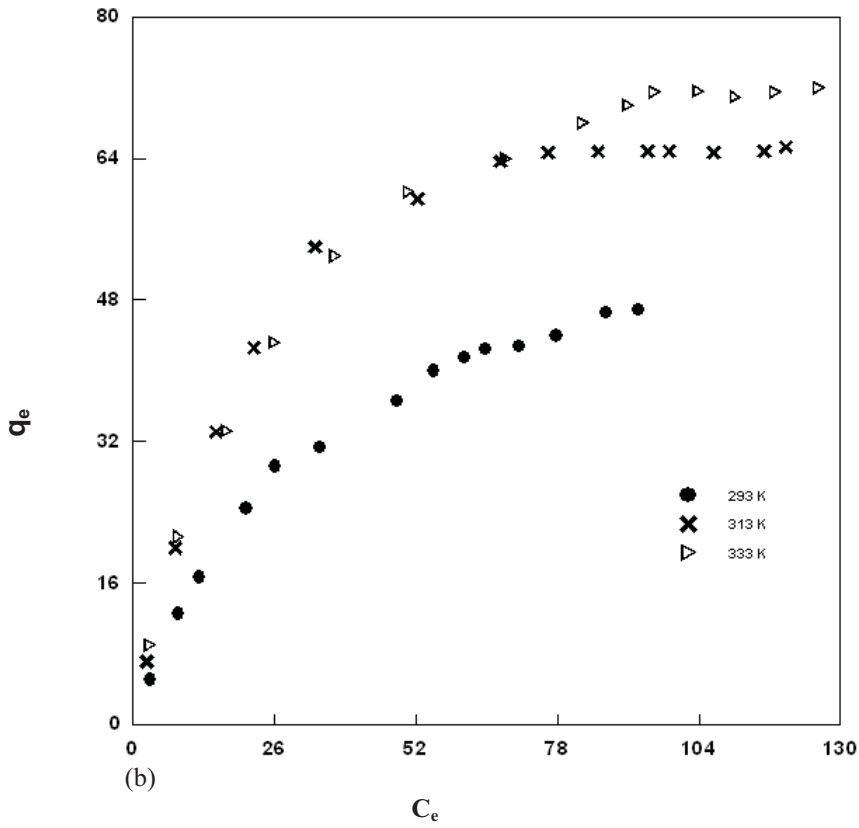
(c)

Şekil 4.35. Değişik sıcaklıklarda KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a) Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris.

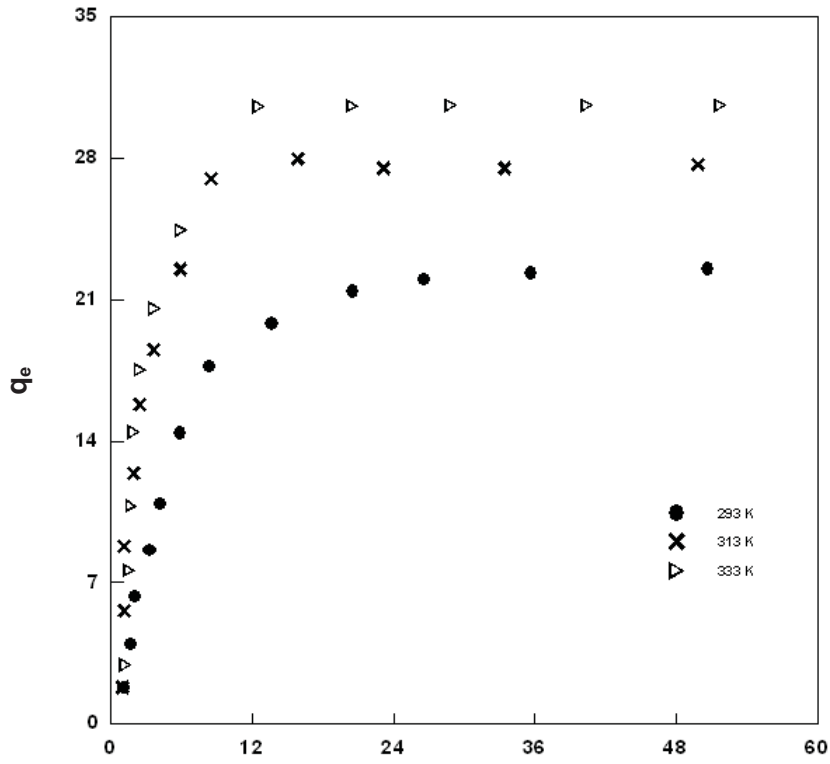
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



(a)



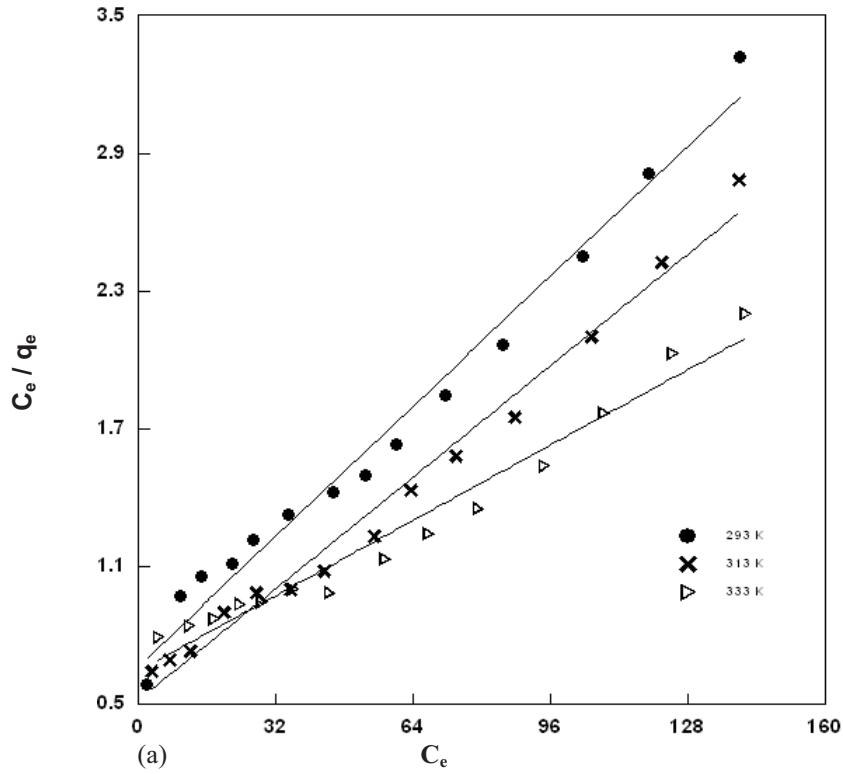
(b)



(c)

 $C_e$ 

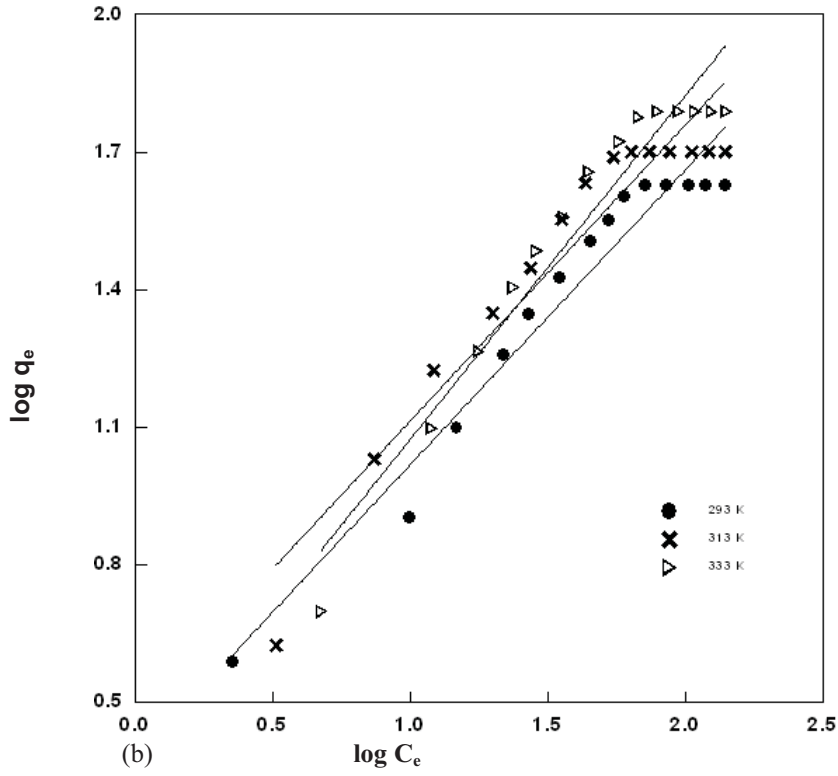
ekil 4.36. Değiik sıcaklıklarda, sulu özeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilikin izoterm izimleri: (a) MS, (b) SK, (c) KK



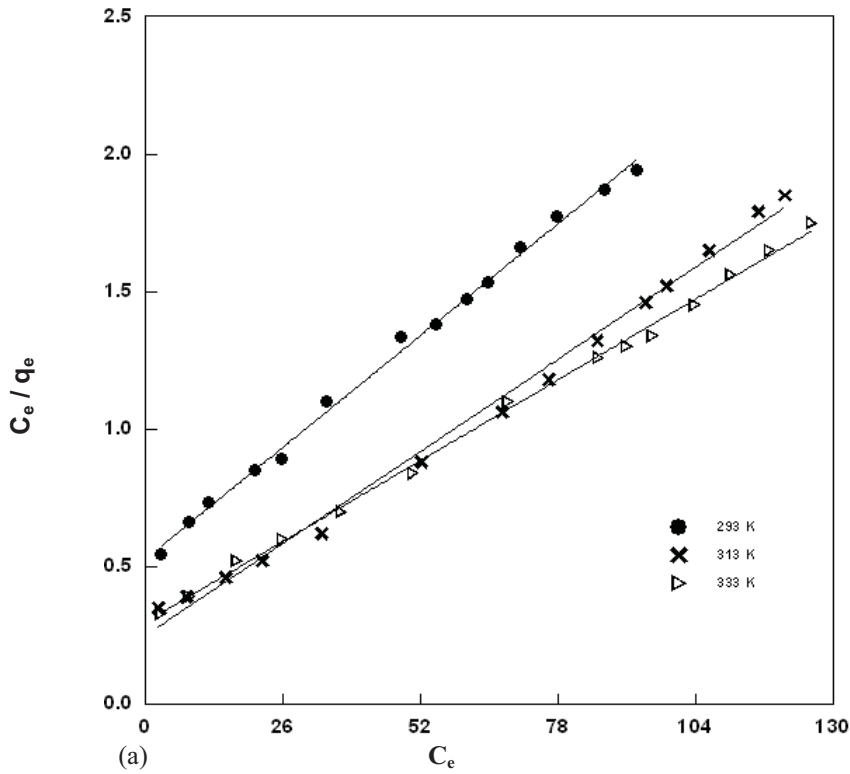
(a)

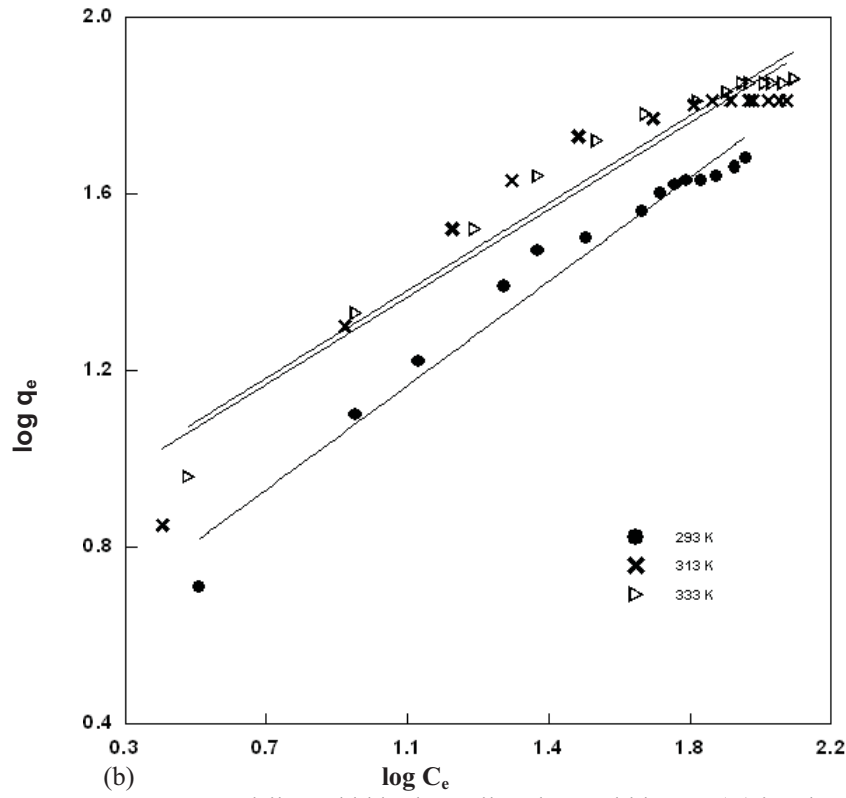
 $C_e$

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

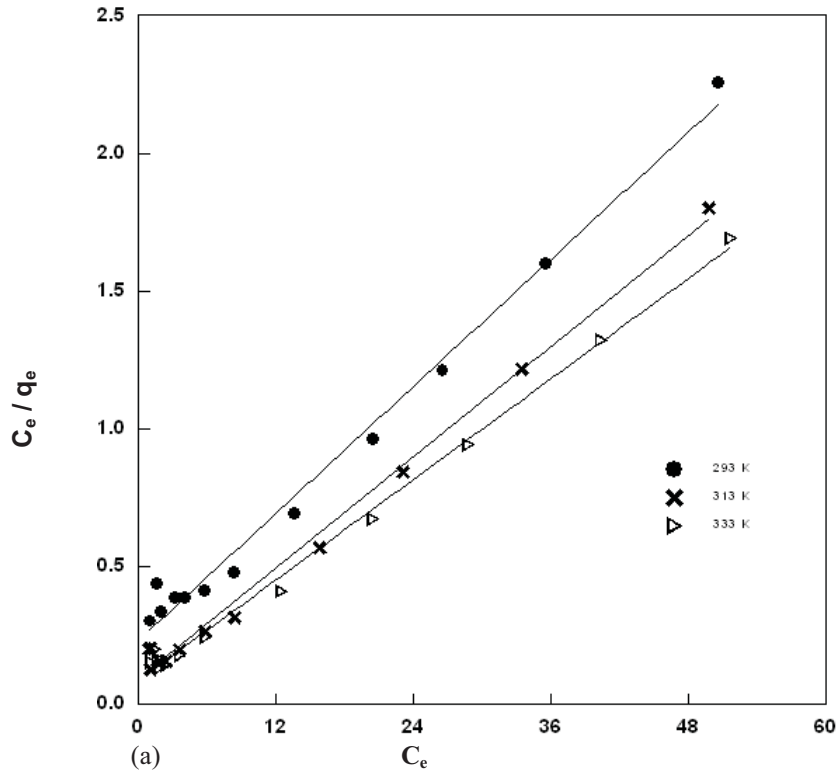


Şekil 4.37. Değişik sıcaklıklarda, MS ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.

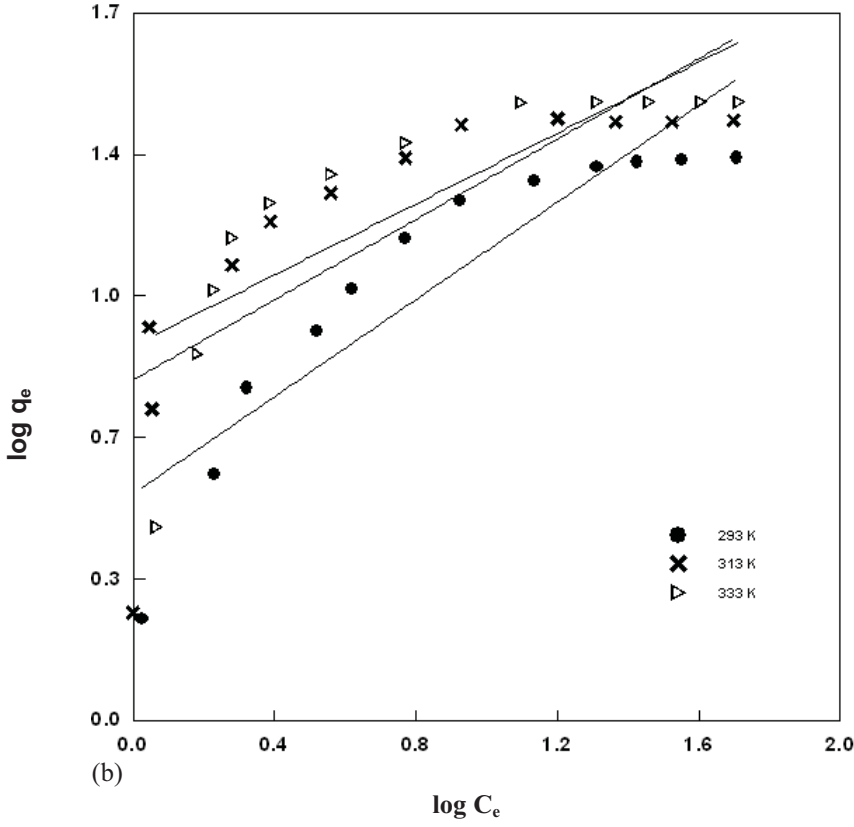




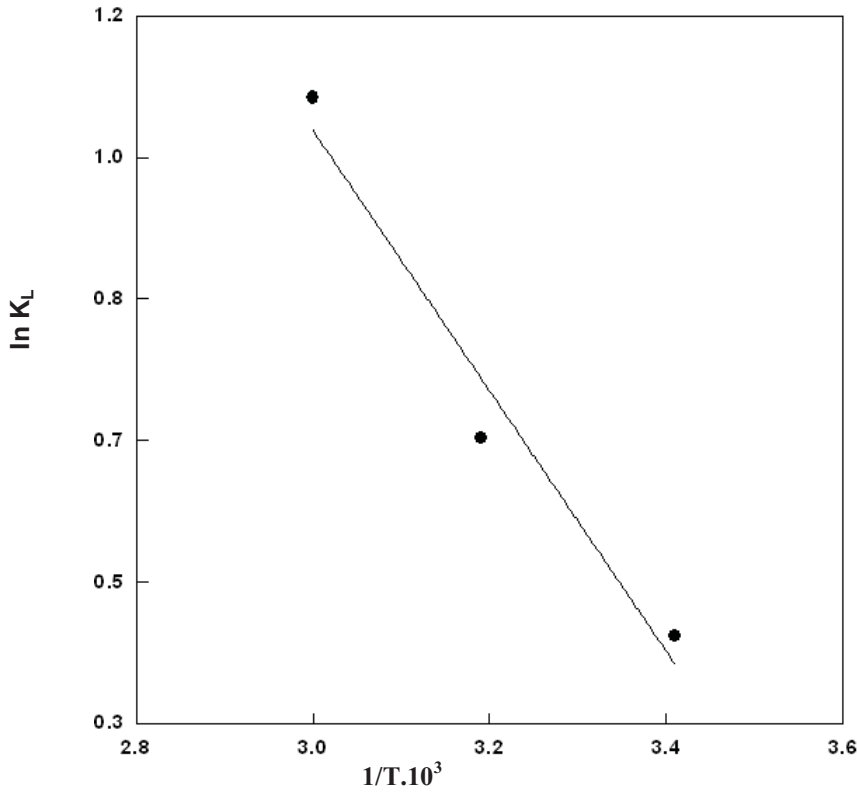
Şekil 4.38. Değişik sıcaklıklarda SK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.

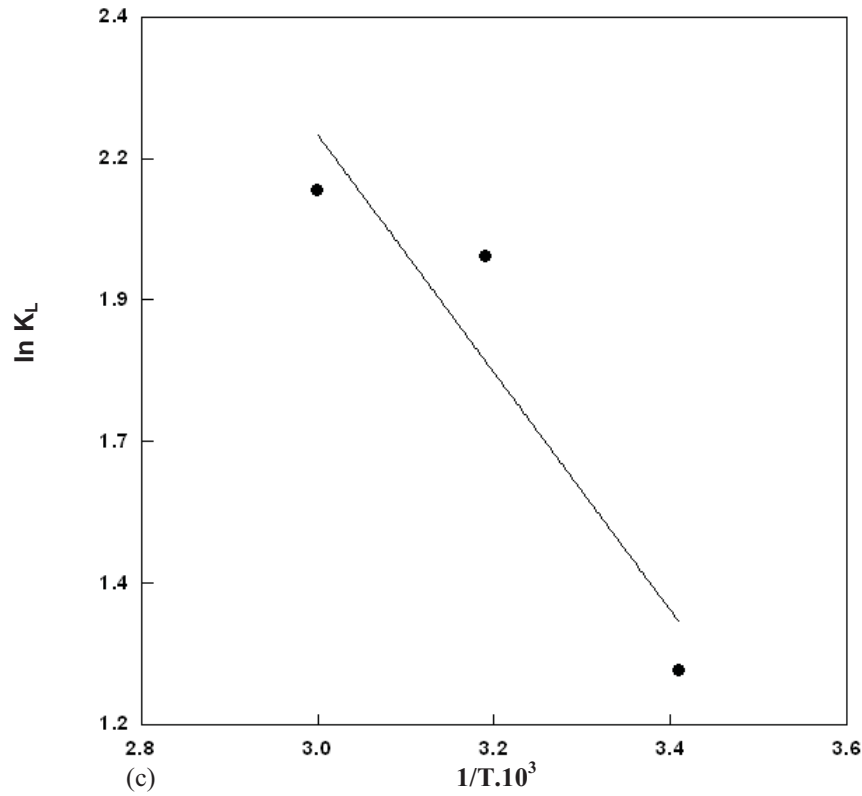
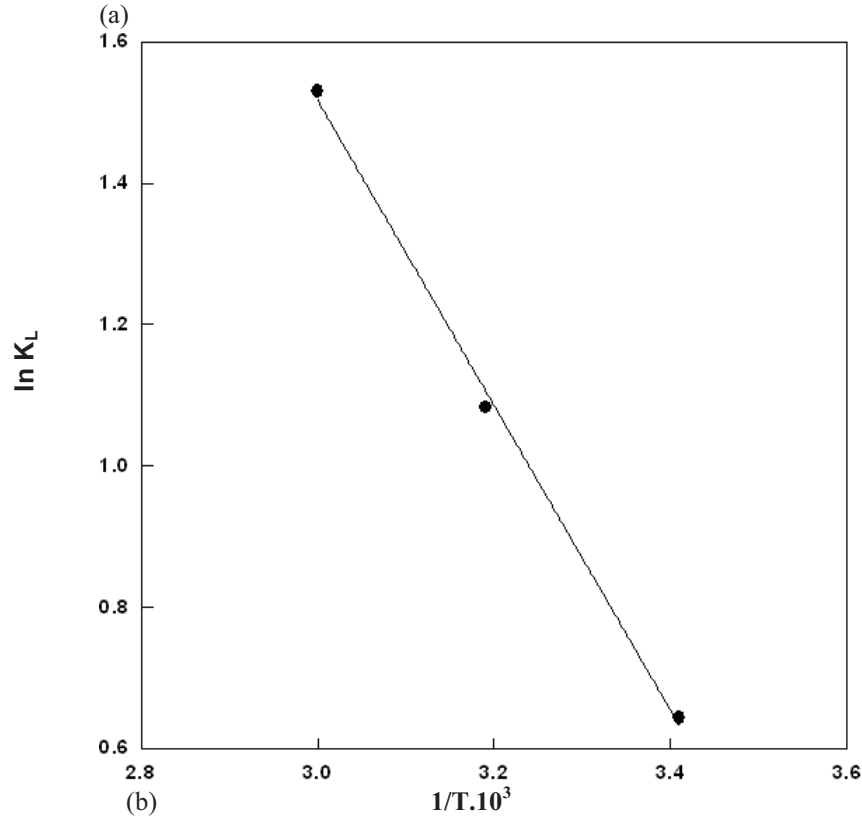


#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



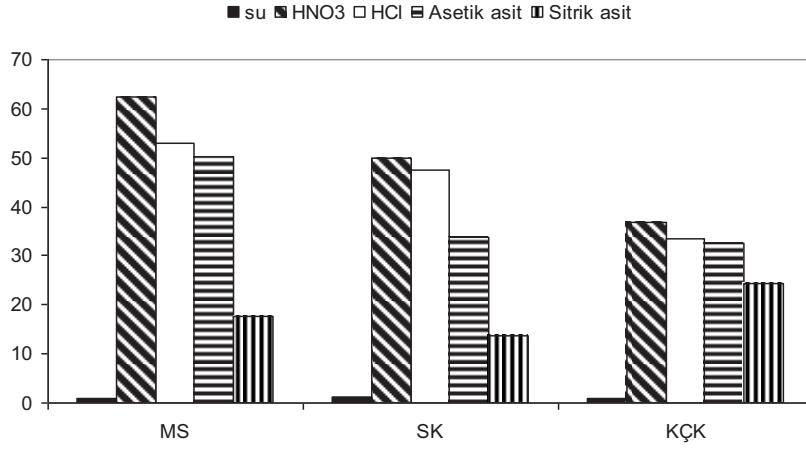
Şekil 4.39. Değişik sıcaklıklarda KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.



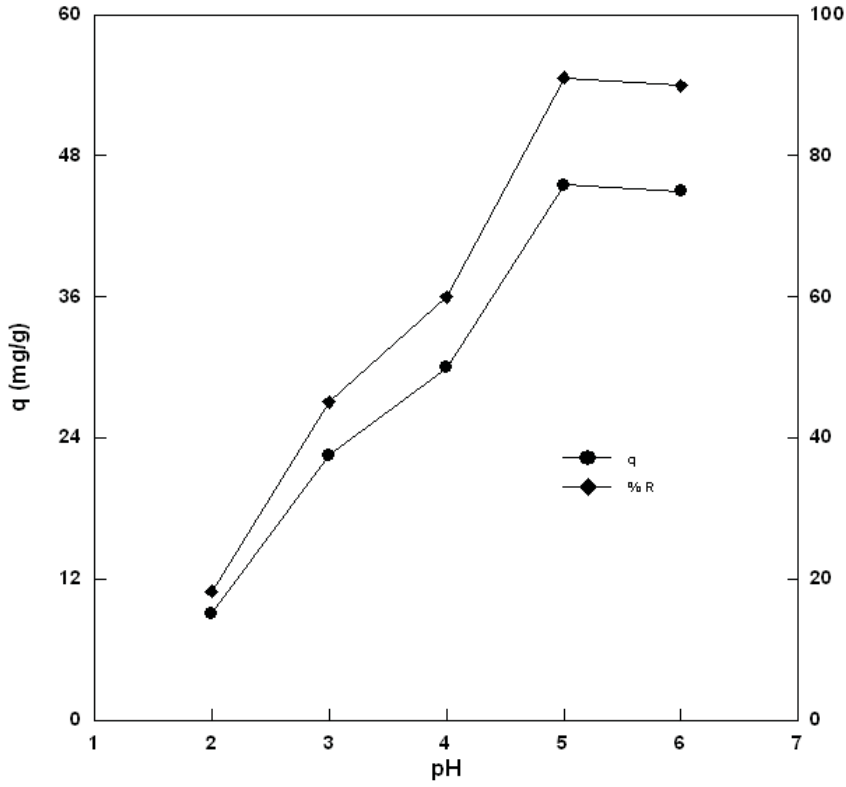


Şekil 4.40. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin Van't Hoff çizimleri(a) MS, (b) SK , (c) KÇK.

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

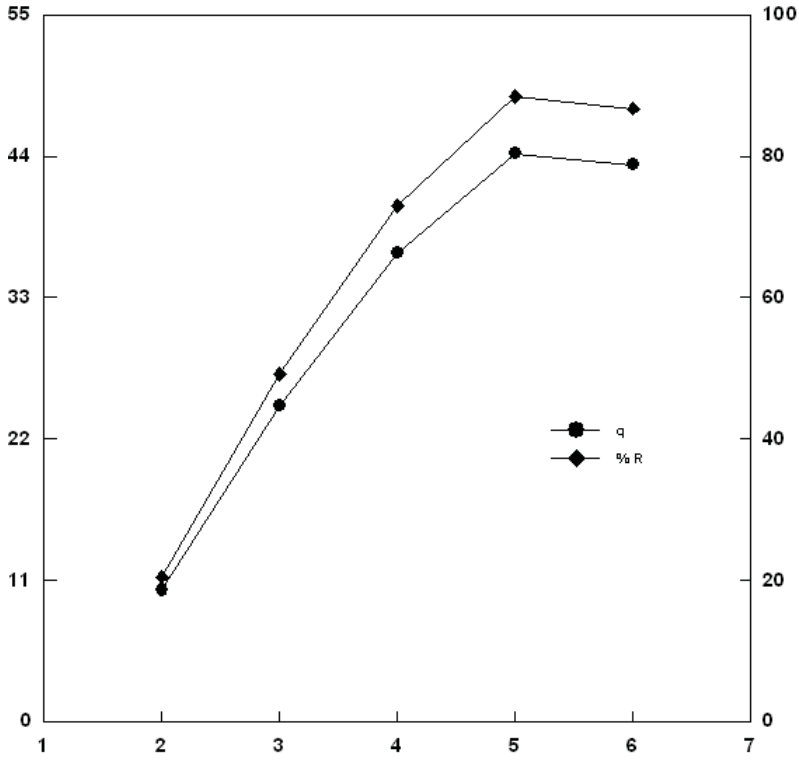


Şekil 4.41. MS, SK ve KÇK üzerinde adsorplanmış Cu (II) iyonlarının saf su ve değişik asitlerle desorpsiyonuna ilişkin çizimler

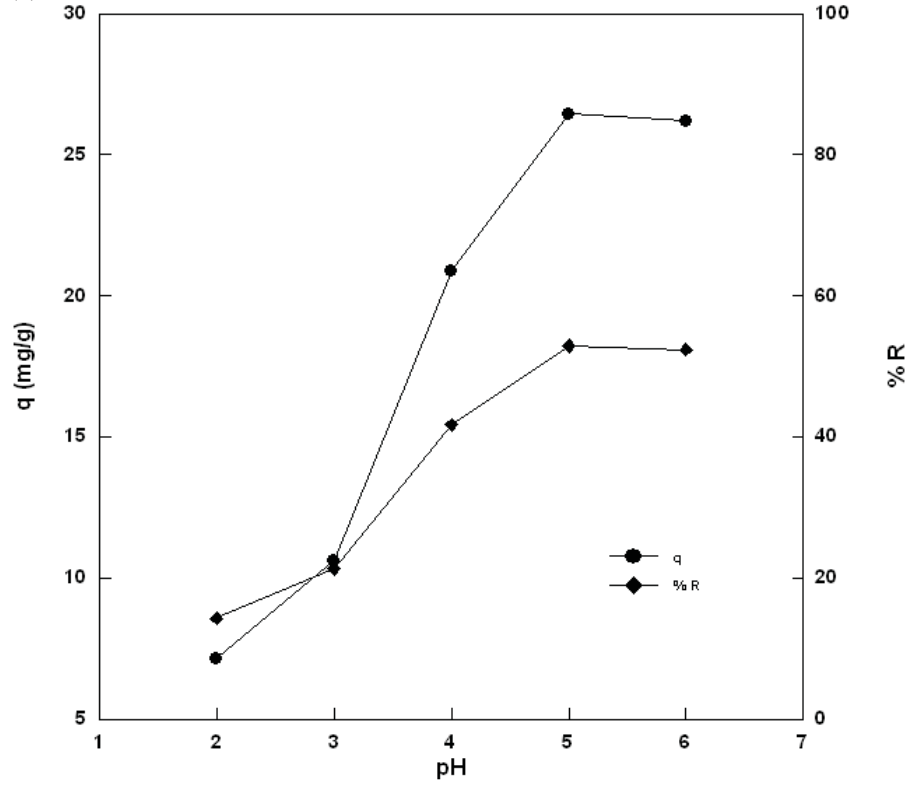


(a)





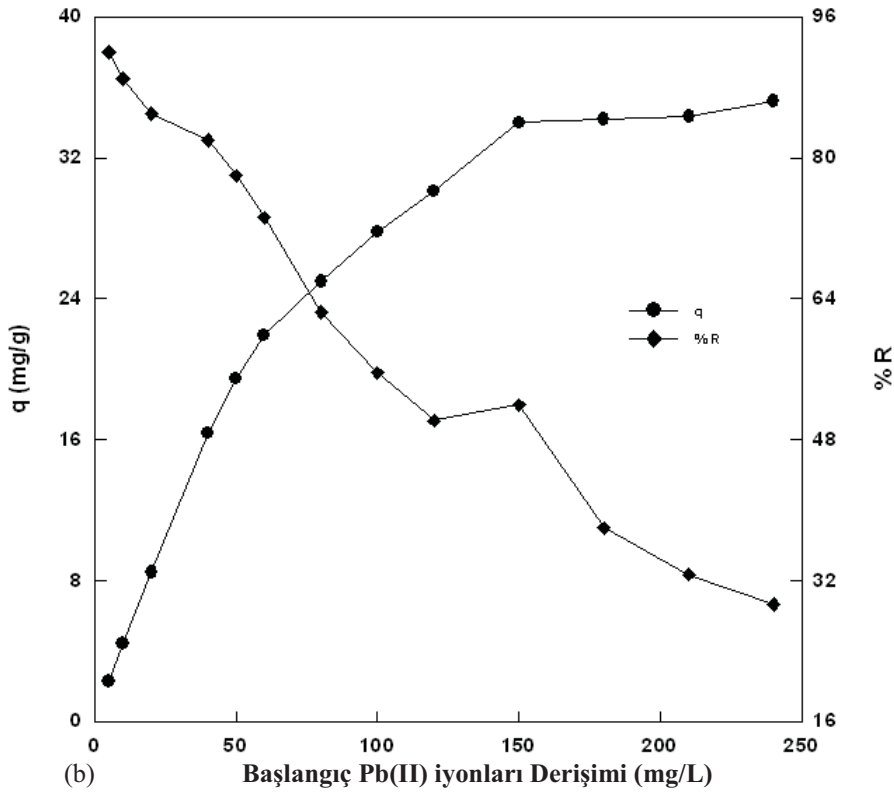
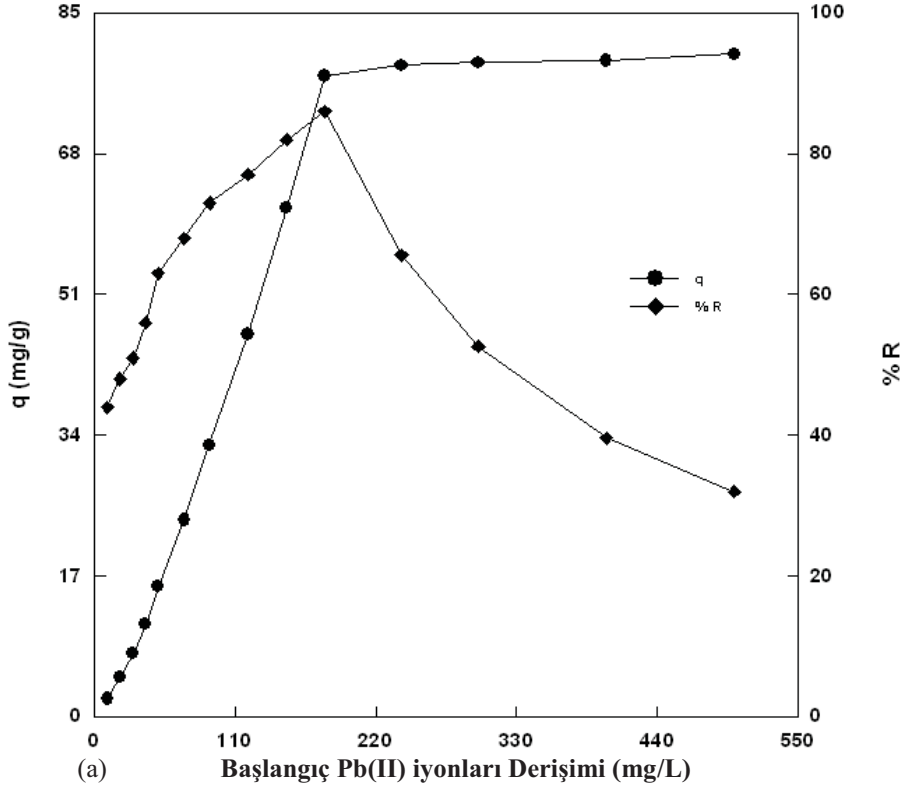
(b)

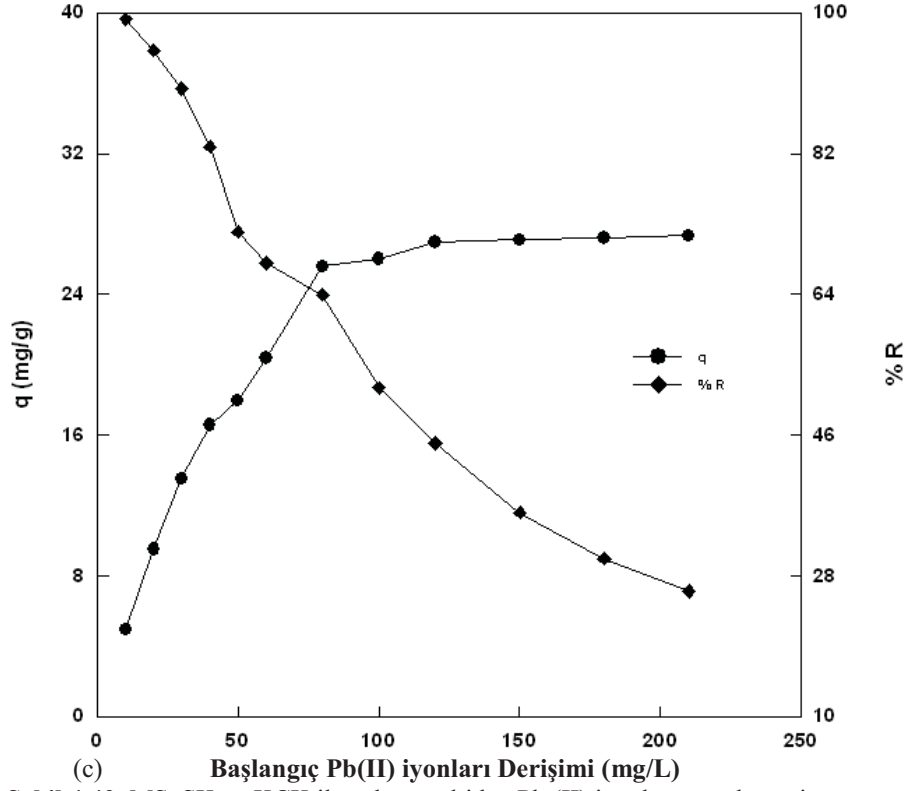


(c)

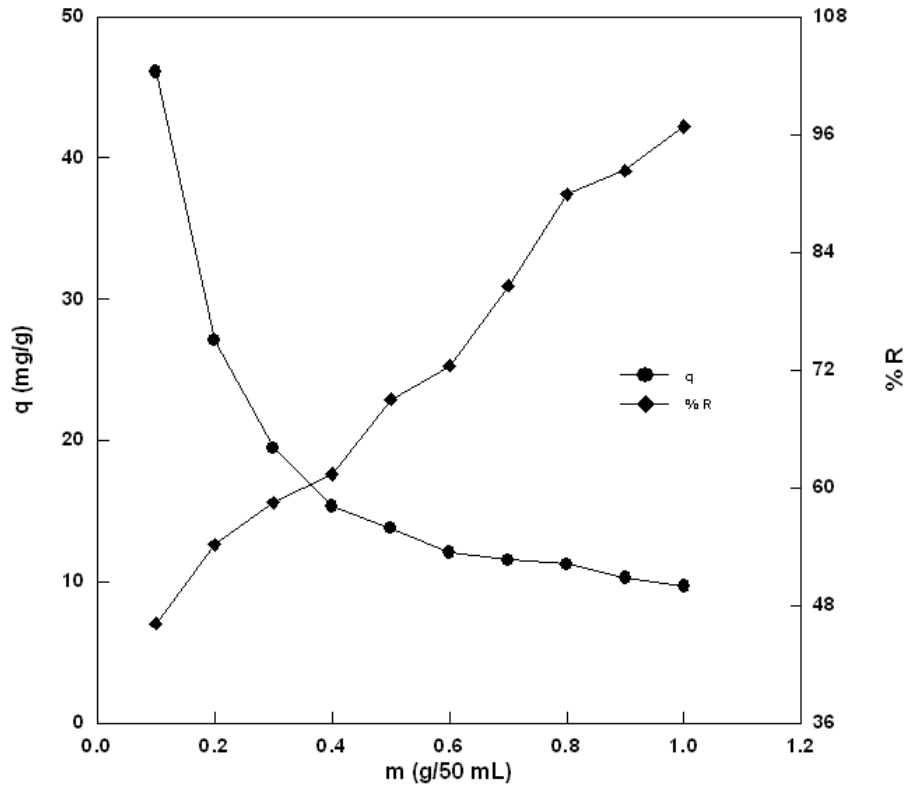
ekil 4.42. MS, SK ve KK ile sulu zeltiden Pb(II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine pH etkisi: (a) MS, (b) SK, (c) KK.

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



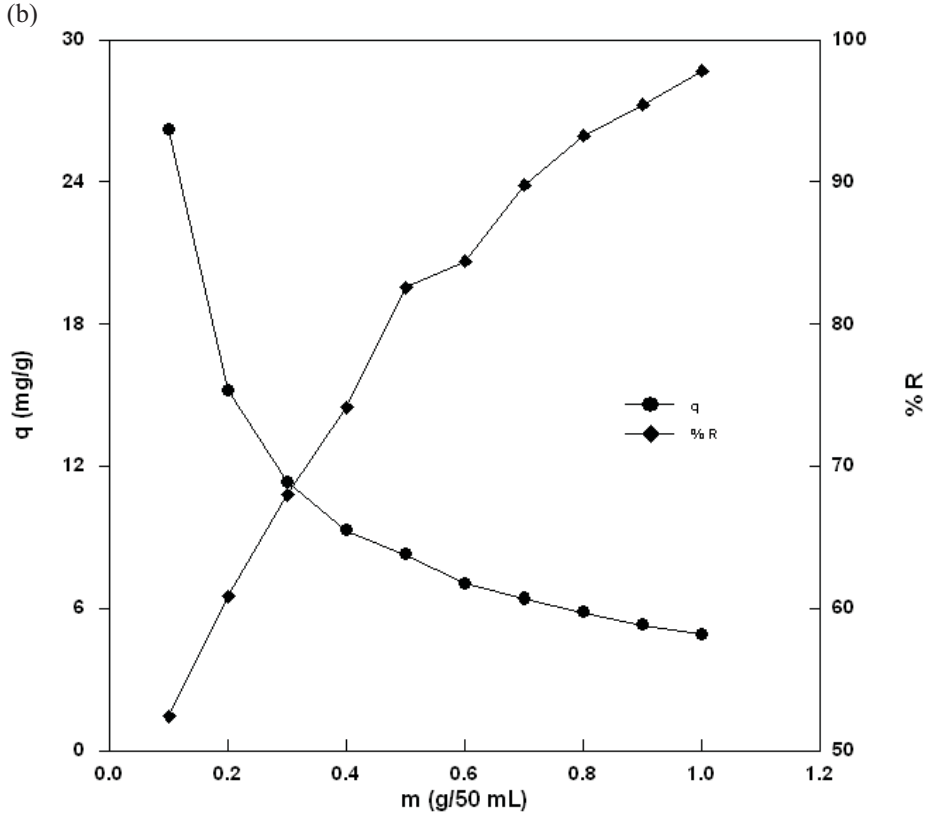
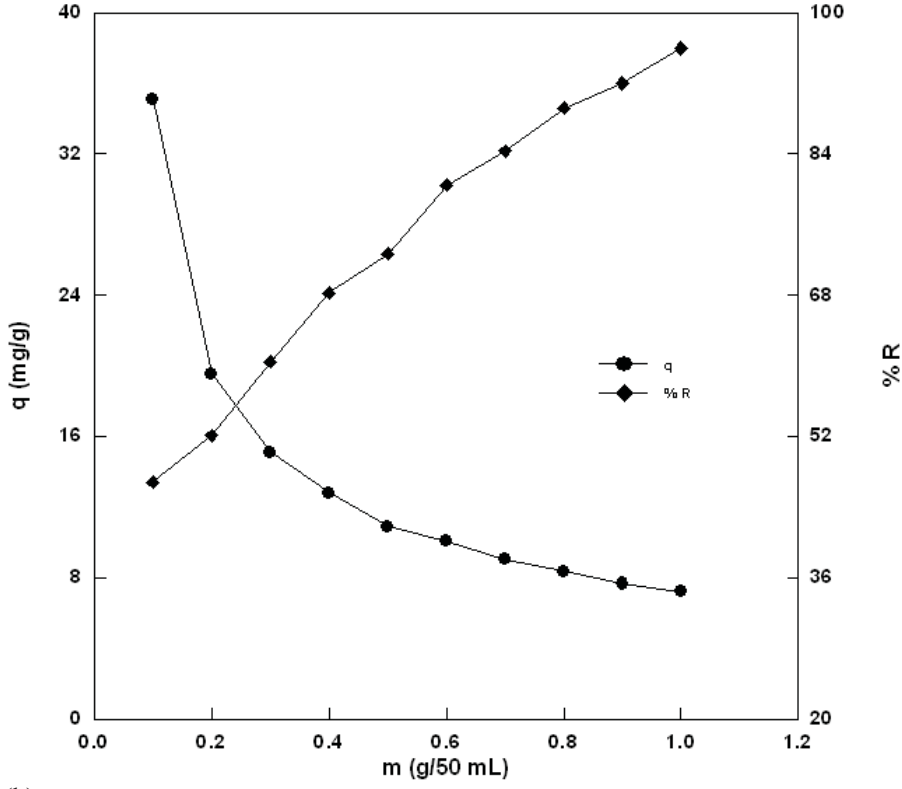


(c) **Başlangıç Pb(II) iyonları Derişimi (mg/L)**  
 Şekil 4.43. MS, SK ve KÇK ile sulu çözülden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine başlangıç derişim etkisi: MS, (b) SK ve (c) KÇK.

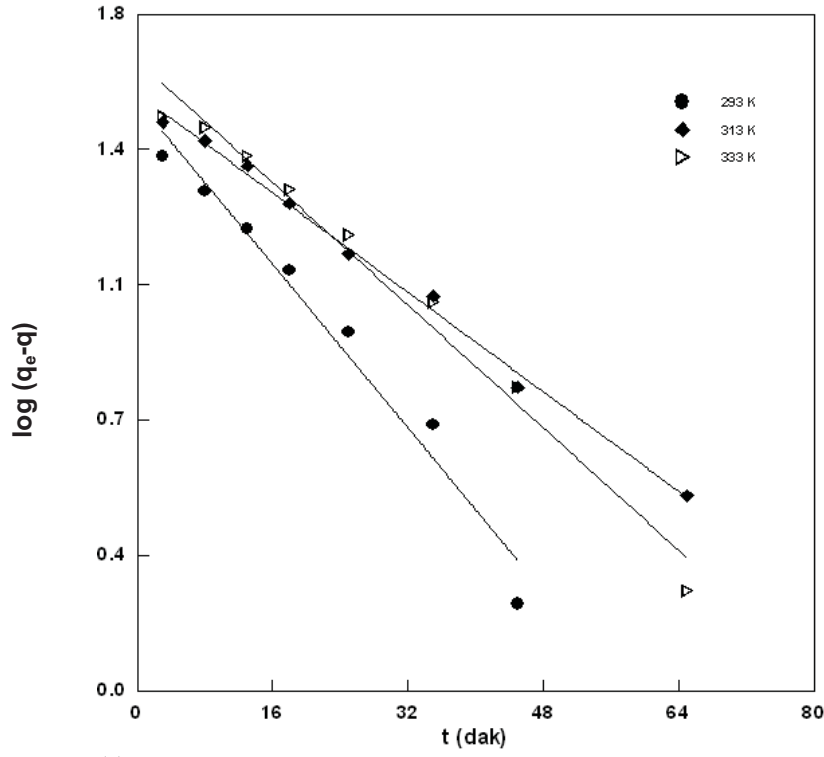


(a)

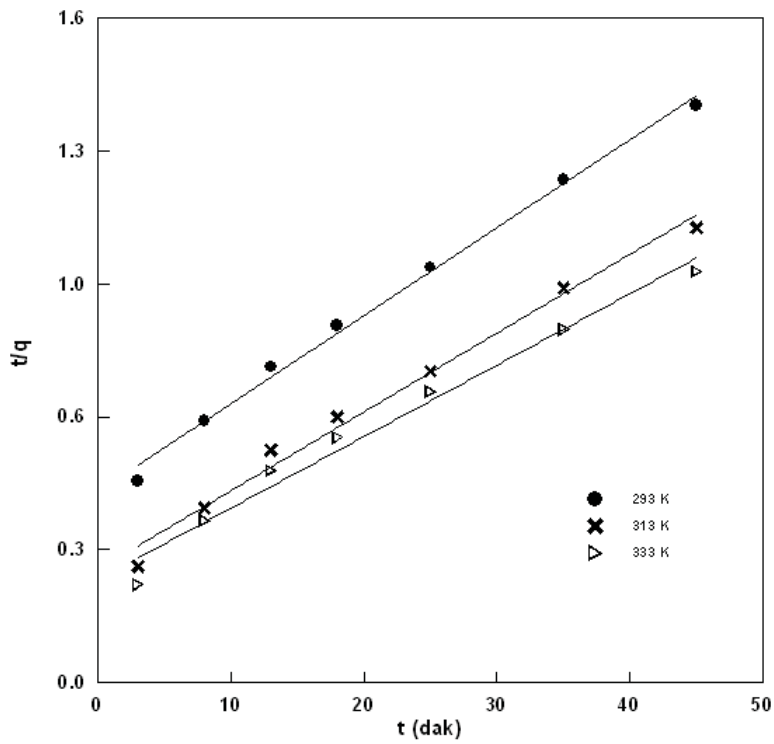
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



(c)  
Şekil 4.44. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonu üzerine biyosorplayıcı dozu etkisi: (a) MS, (b) SK ve (c) KÇK.

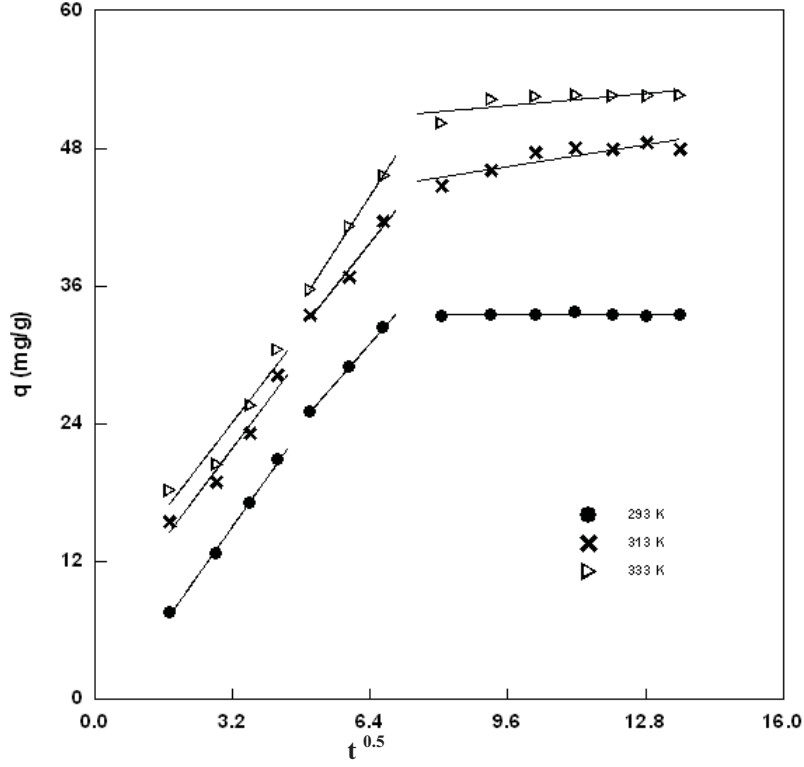


(a)

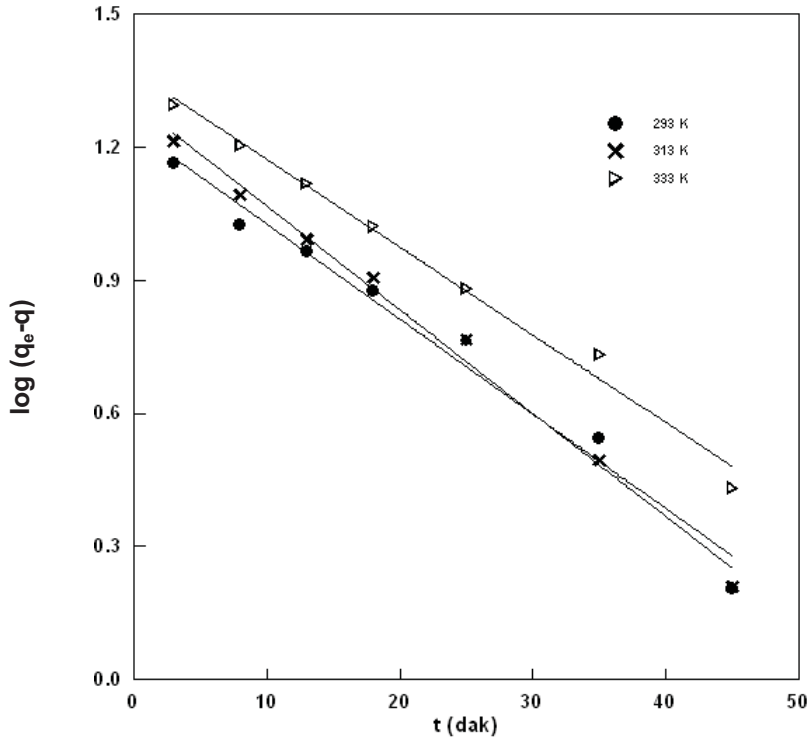


(b)

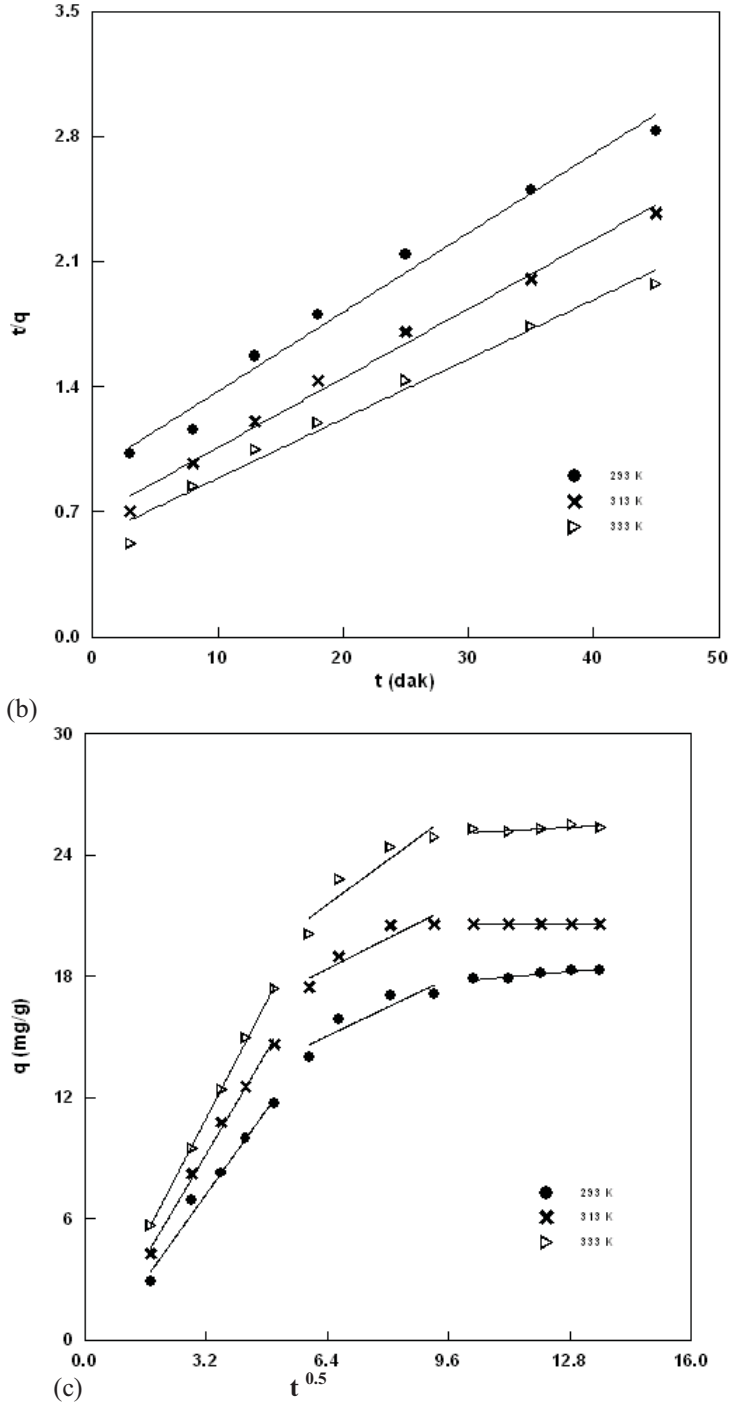
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



(c) Şekil 4.48. Değişik sıcaklıklarda SK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a) Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris.

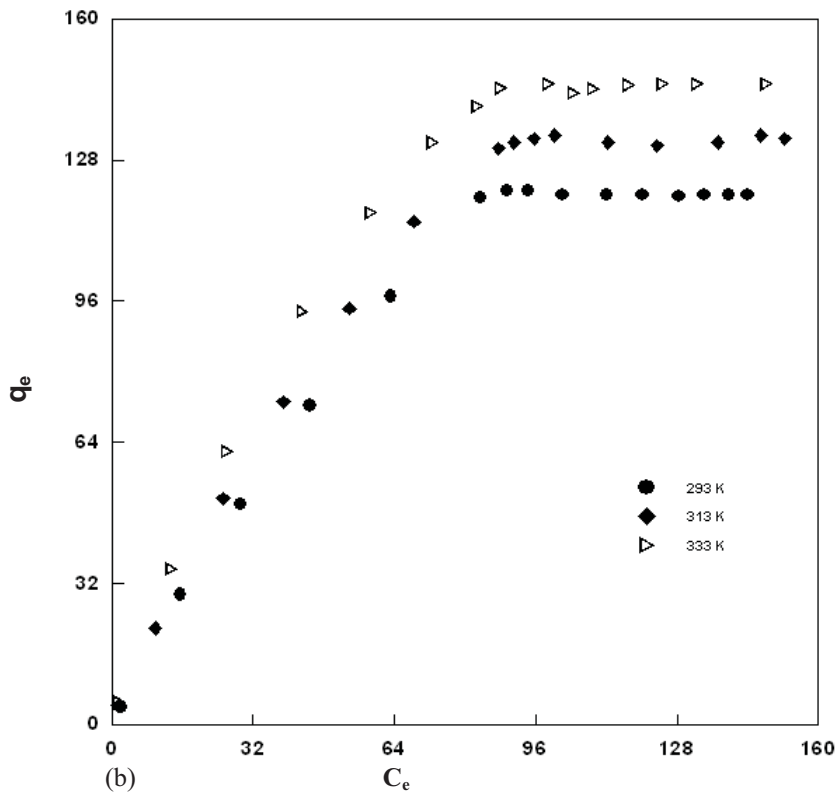
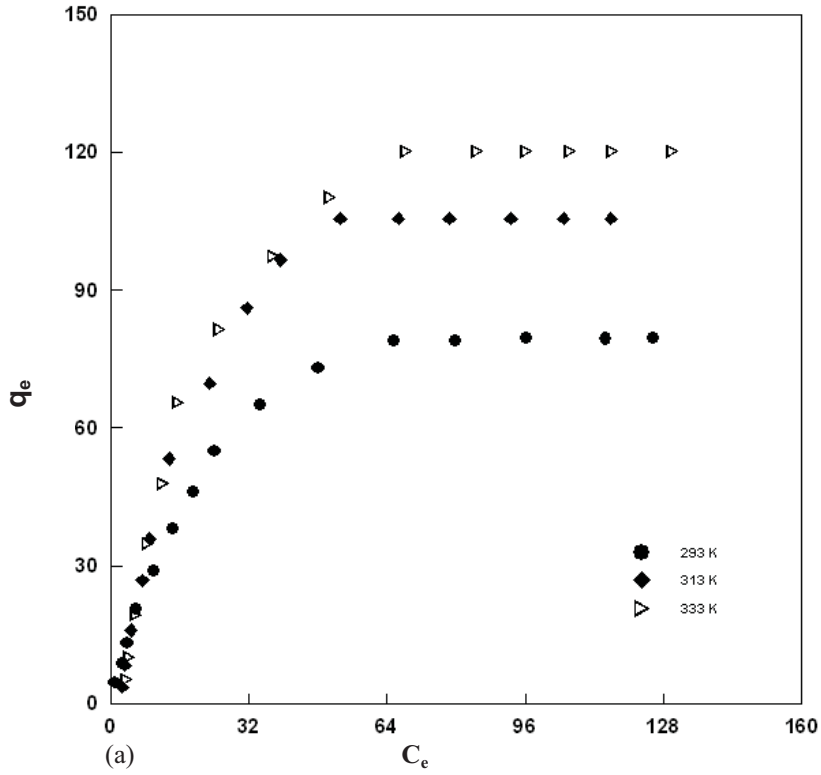


(a)

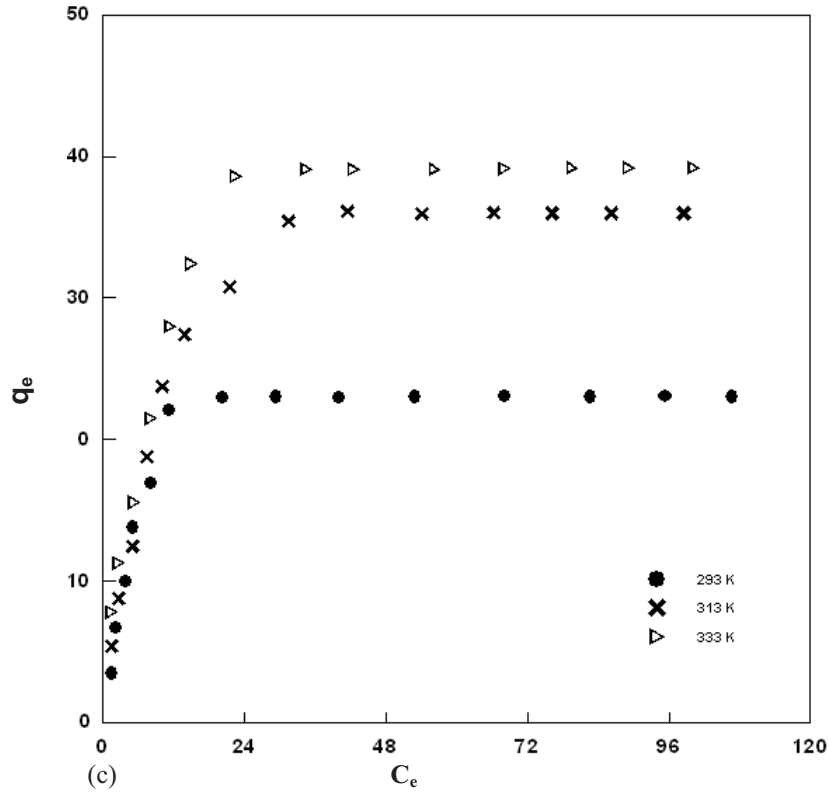


Şekil 4.49. Değişik sıcaklıklarda KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a)Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris.

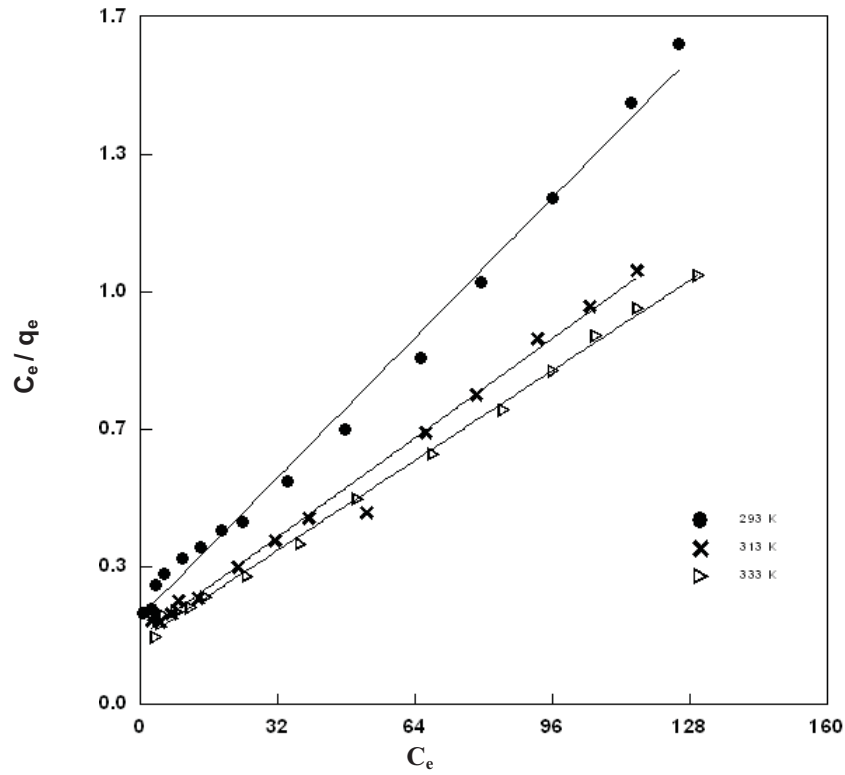
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



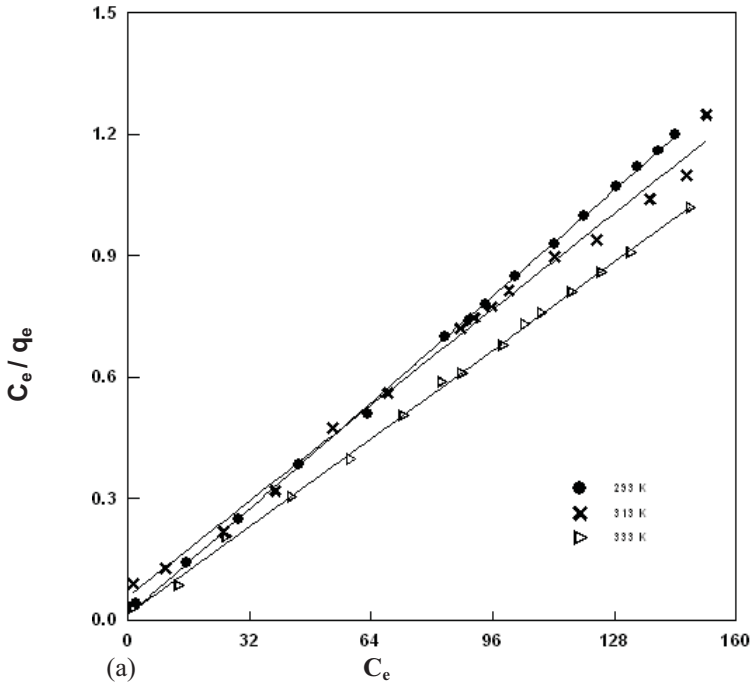
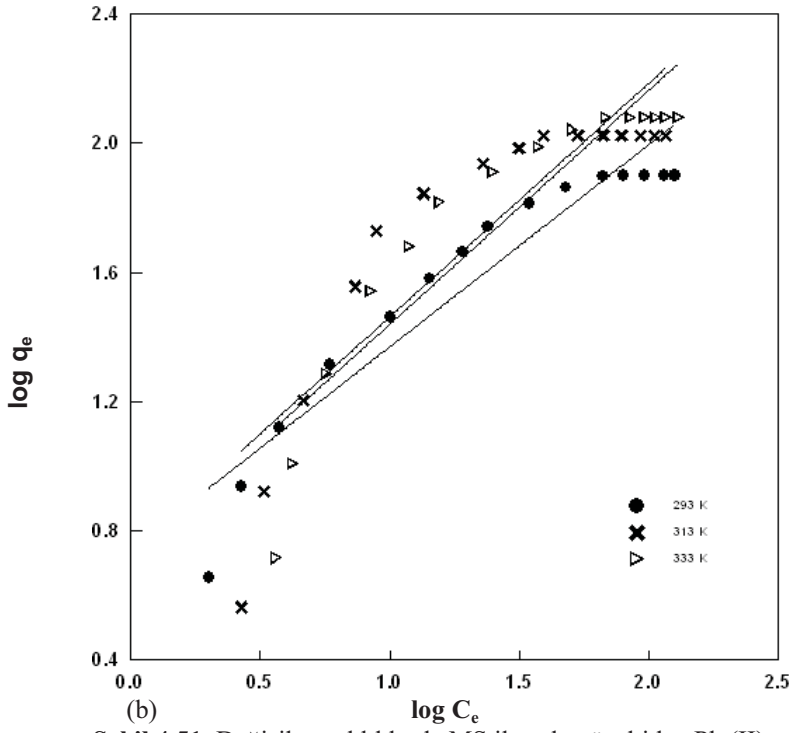


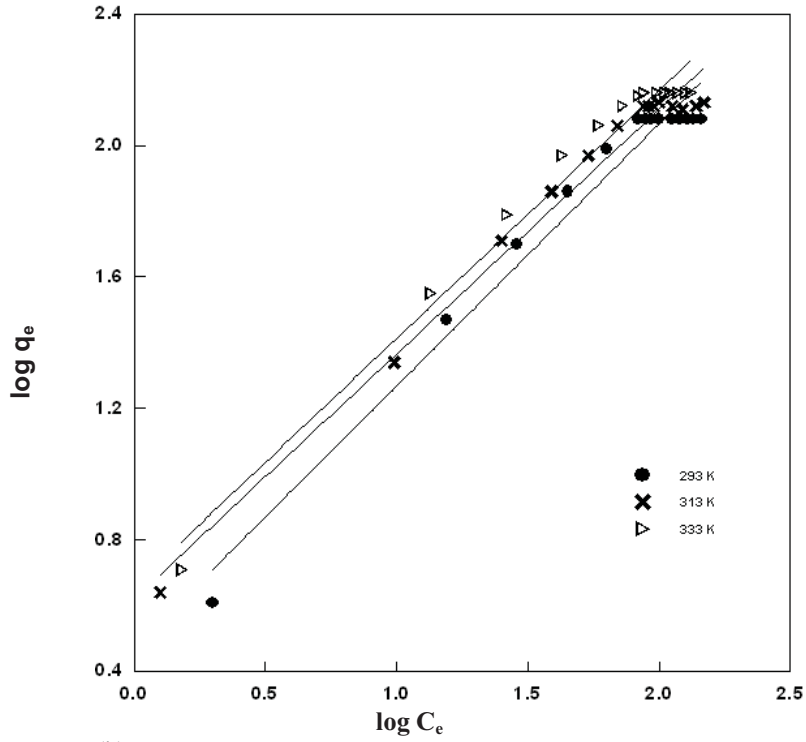


ekil 4.50. Değiik sıcaklıklarda, sulu eltiden Pb (II) iyonlarının adsorpsiyonuna ilikin izoterm izimleri: (a) MS , (b) SK, (c) KK.



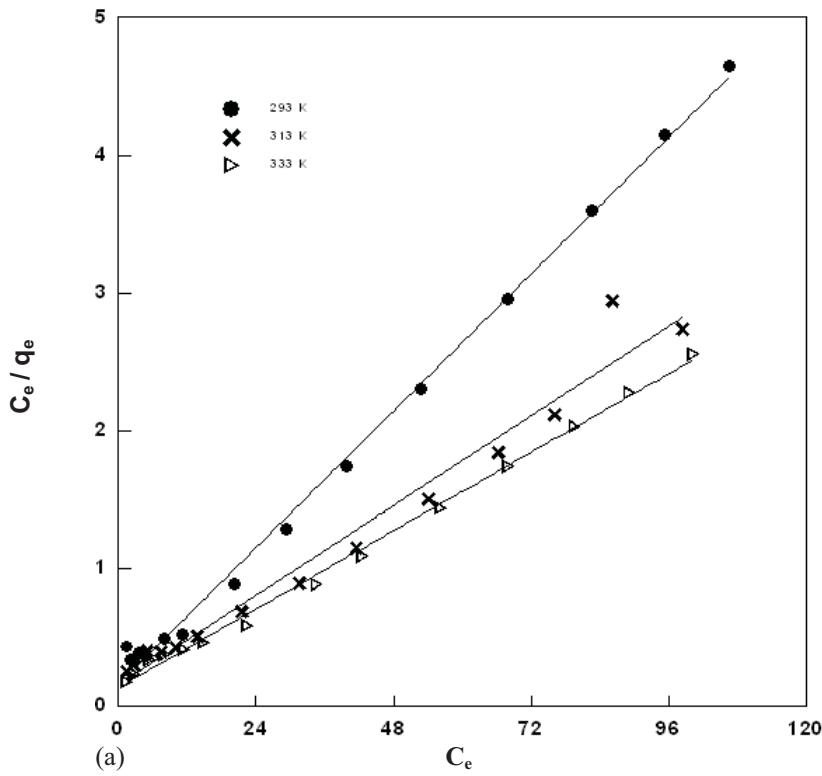
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI





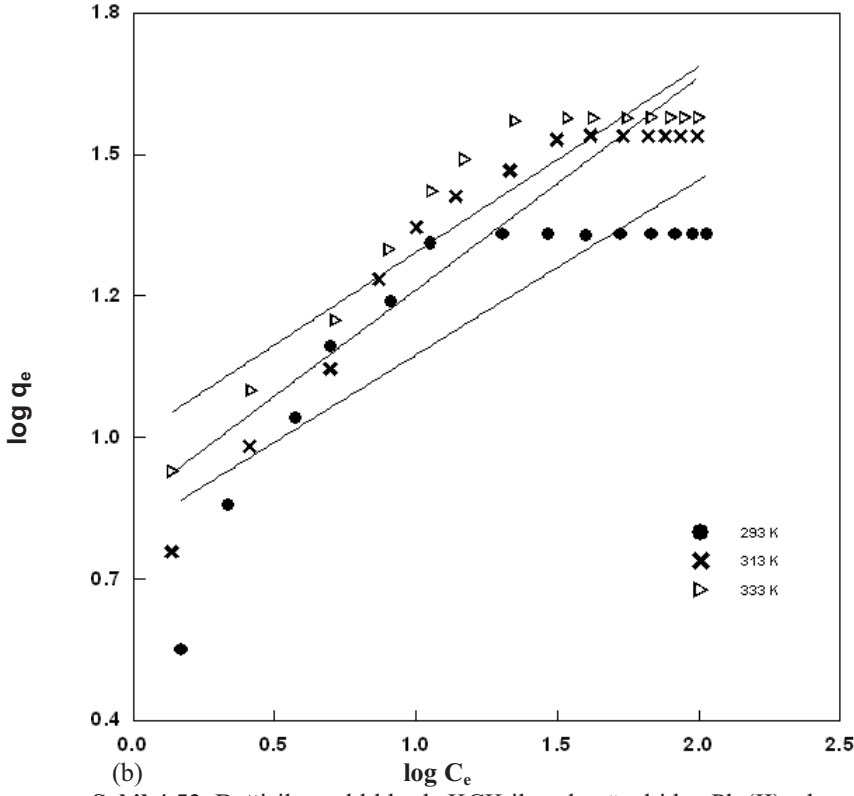
(b)

Şekil 4.52. Değişik sıcaklıklarda SK ile sulu çözeltiden Pb (II) adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.

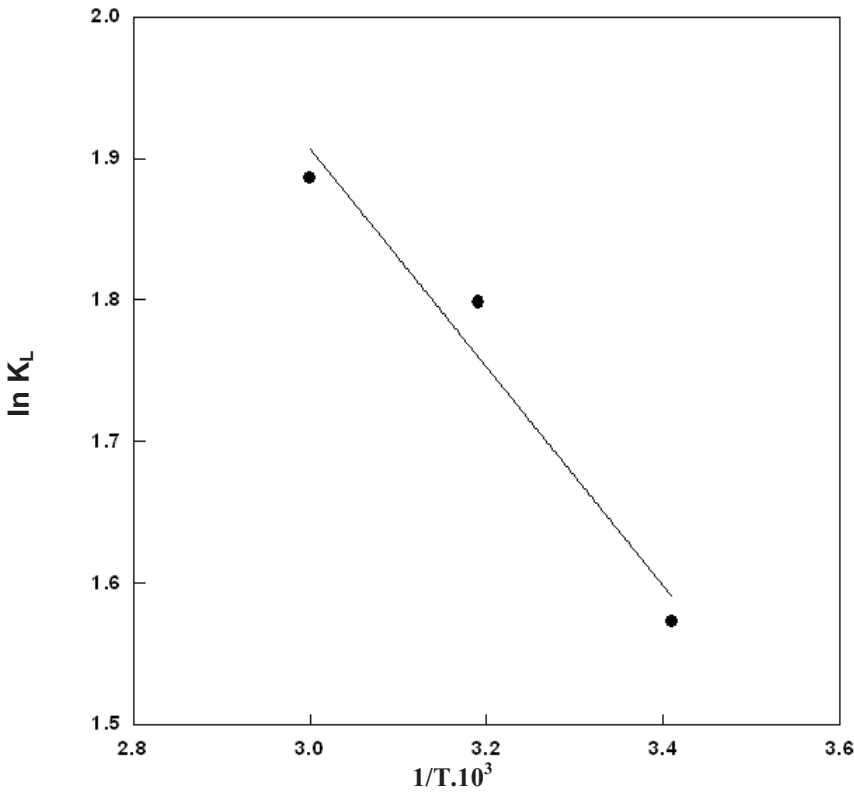


(a)

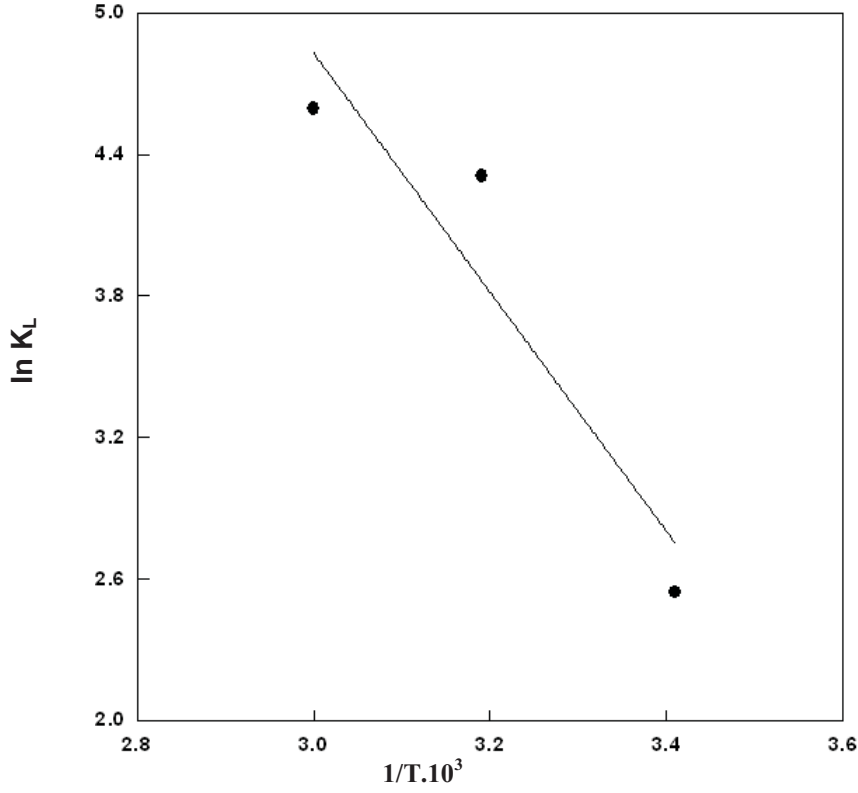
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



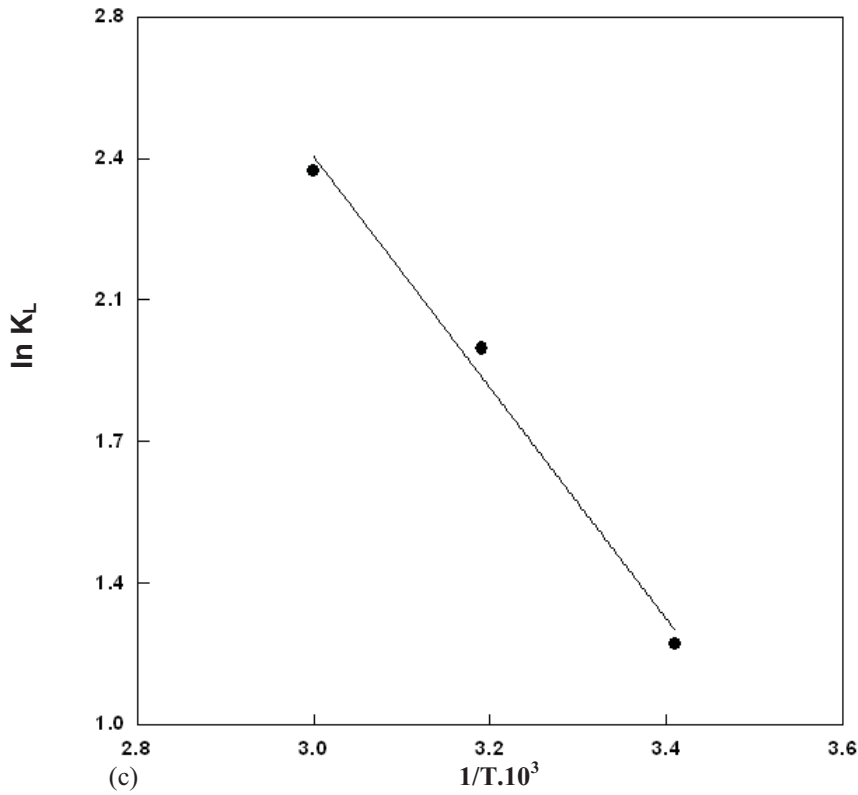
(b) Şekil 4.53. Değişik sıcaklıklarda KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.



(a)



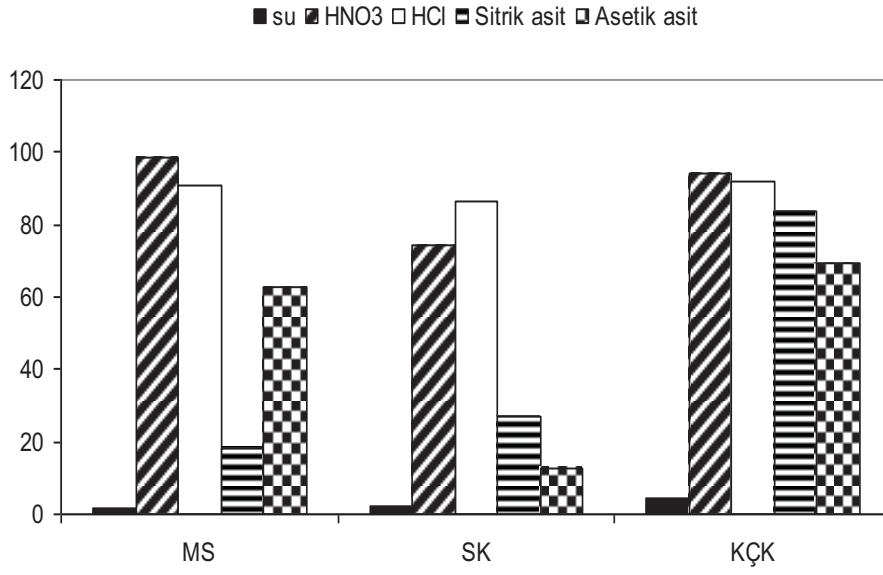
(b)



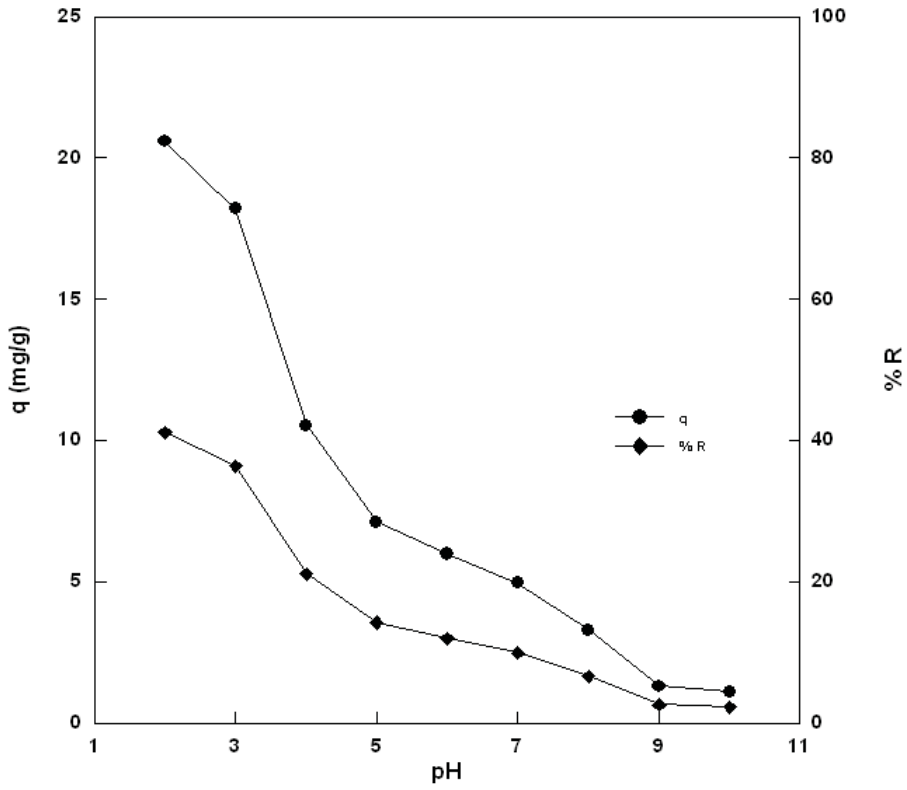
(c)

Şekil 4.54. MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb (II) adsorpsiyonuna ilişkin Van't Hoff çizimleri : (a) MS, (b) SK , (c) KÇK.

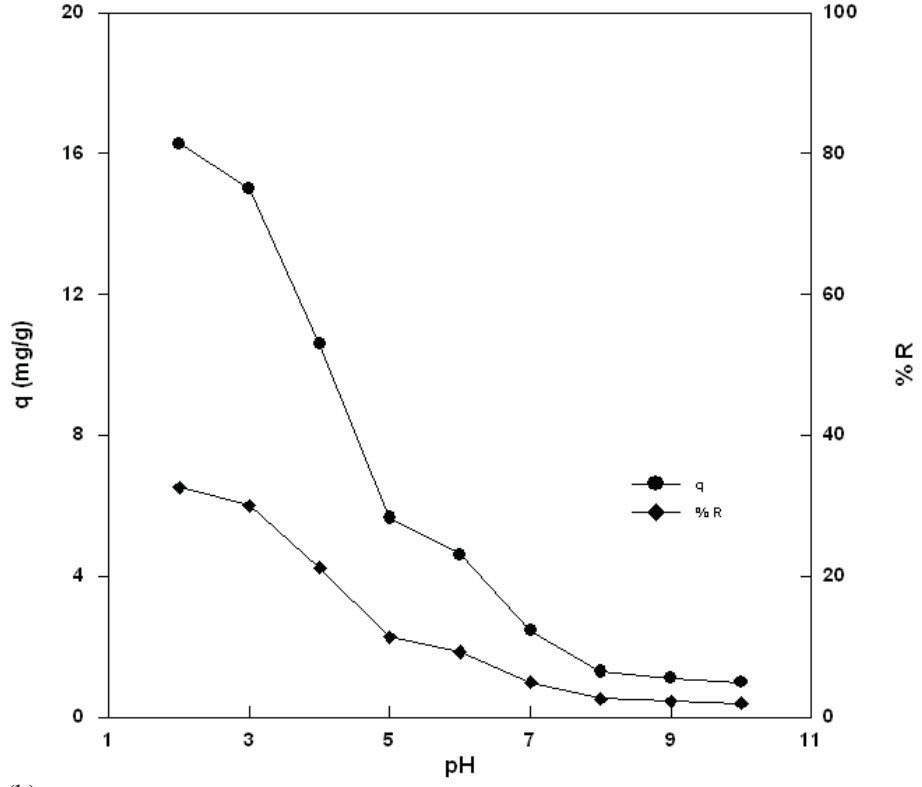
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



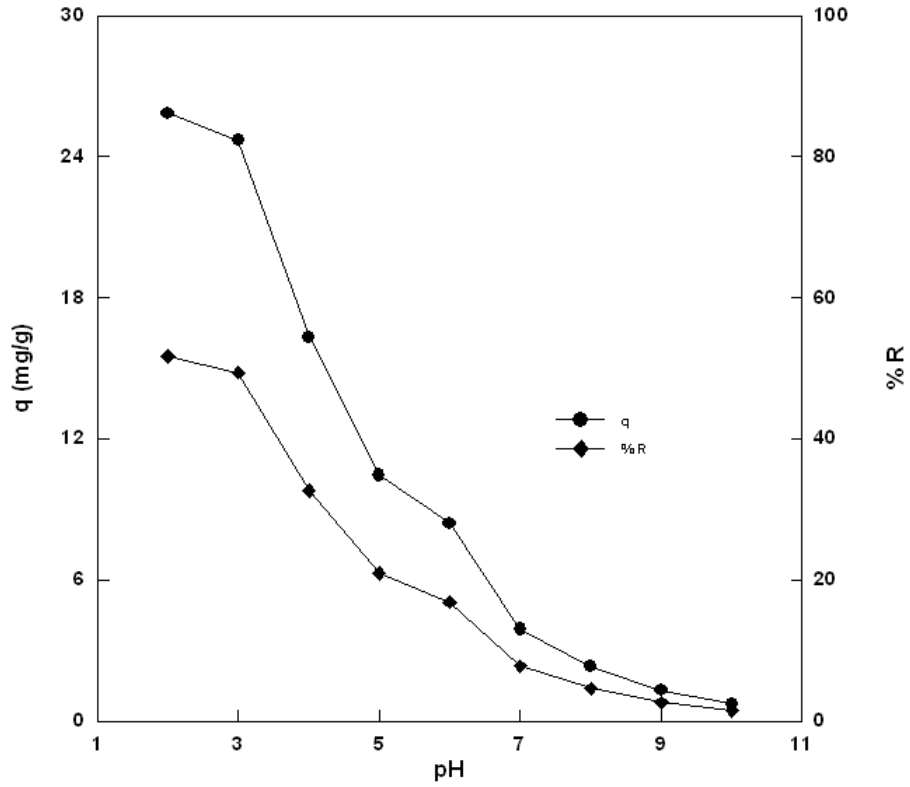
Şekil 4.55. MS, SK ve KÇK üzerinde adsorplanmış Pb (II) iyonlarının saf su ve değişik asitlerle desorpsiyonuna ilişkin çizimler



(a)



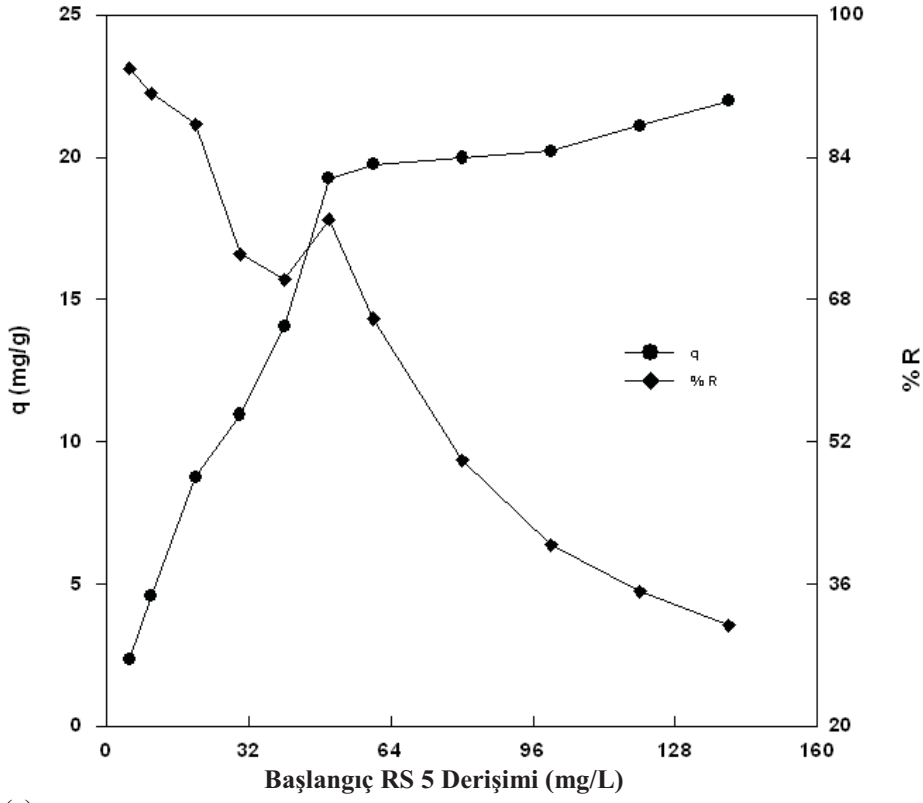
(b)



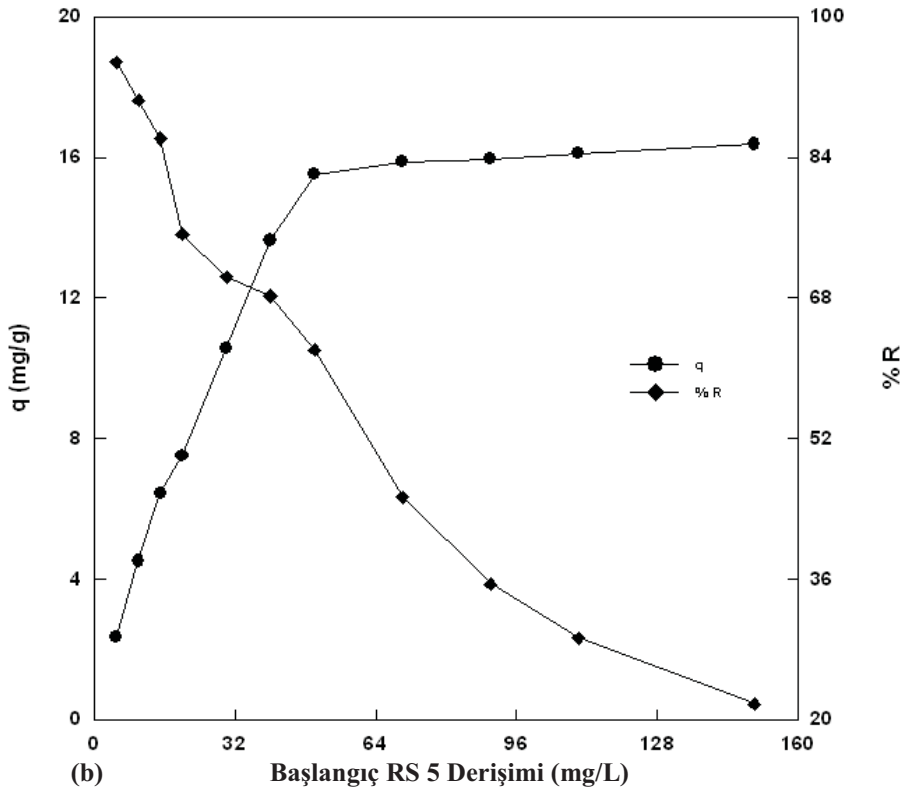
(c)

Şekil 4.56. EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonu üzerine pH etkisi: (a) EMS, (b) ESK, (c) EKÇK.

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

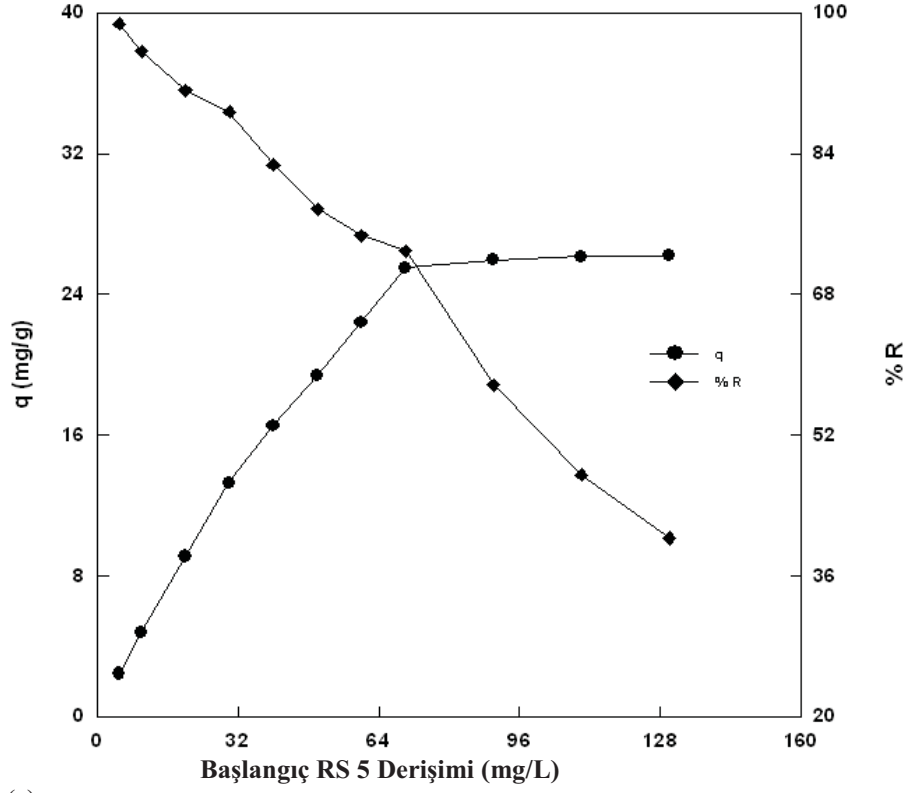


(a)

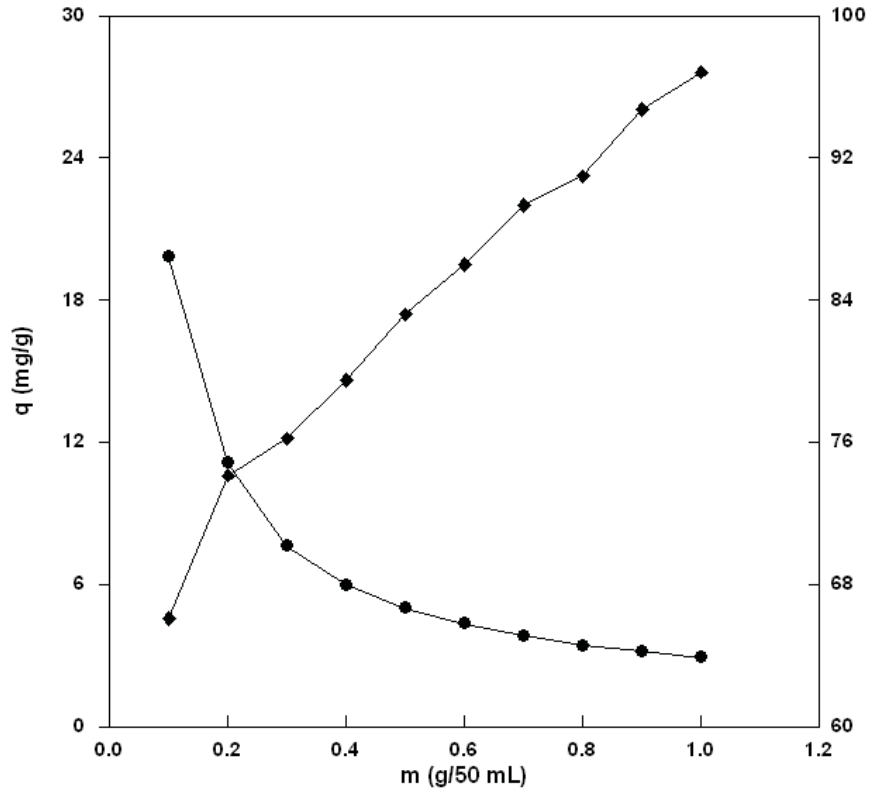


(b)



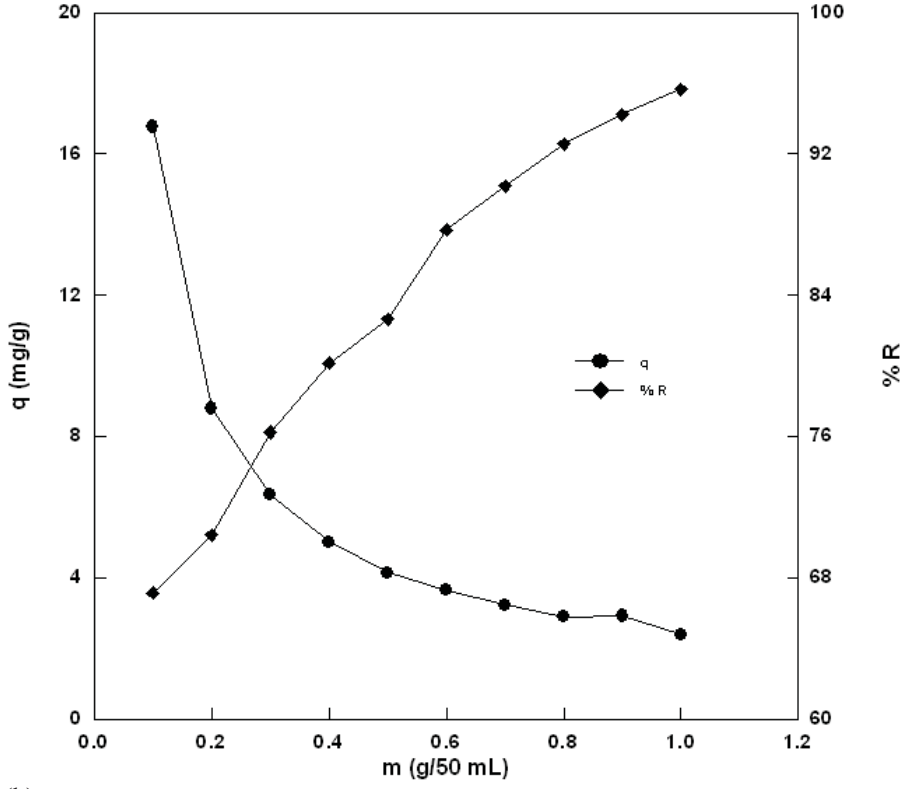


(c) Şekil 4.57. EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonu üzerine başlangıç derişim etkisi: (a) EMS, (b) ESK, c) EKÇK.

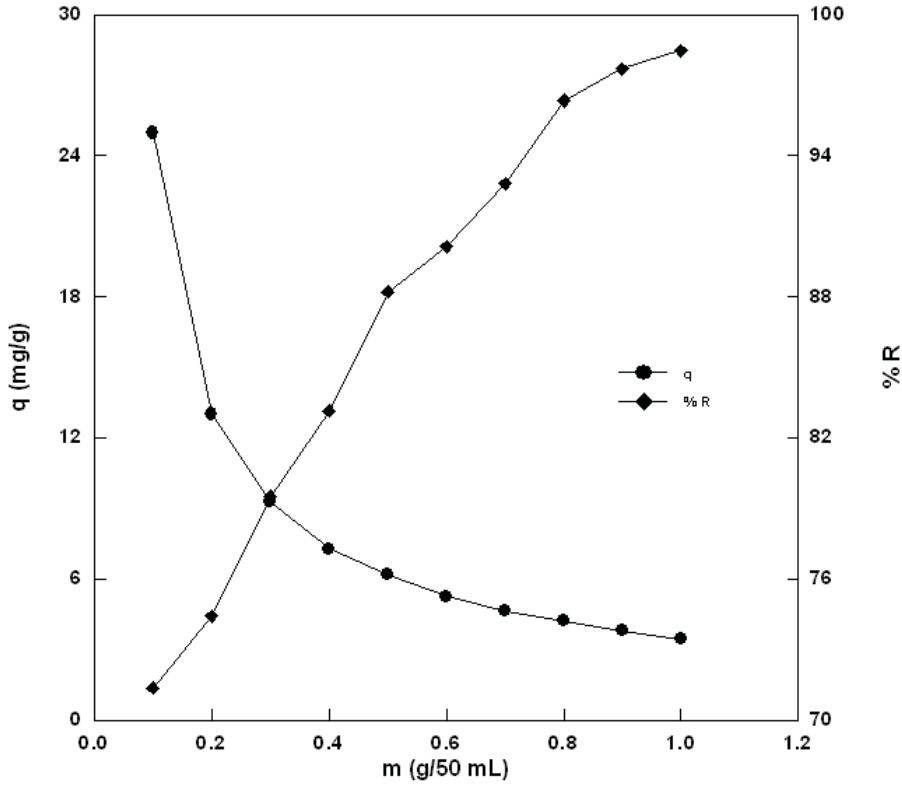


(a)

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

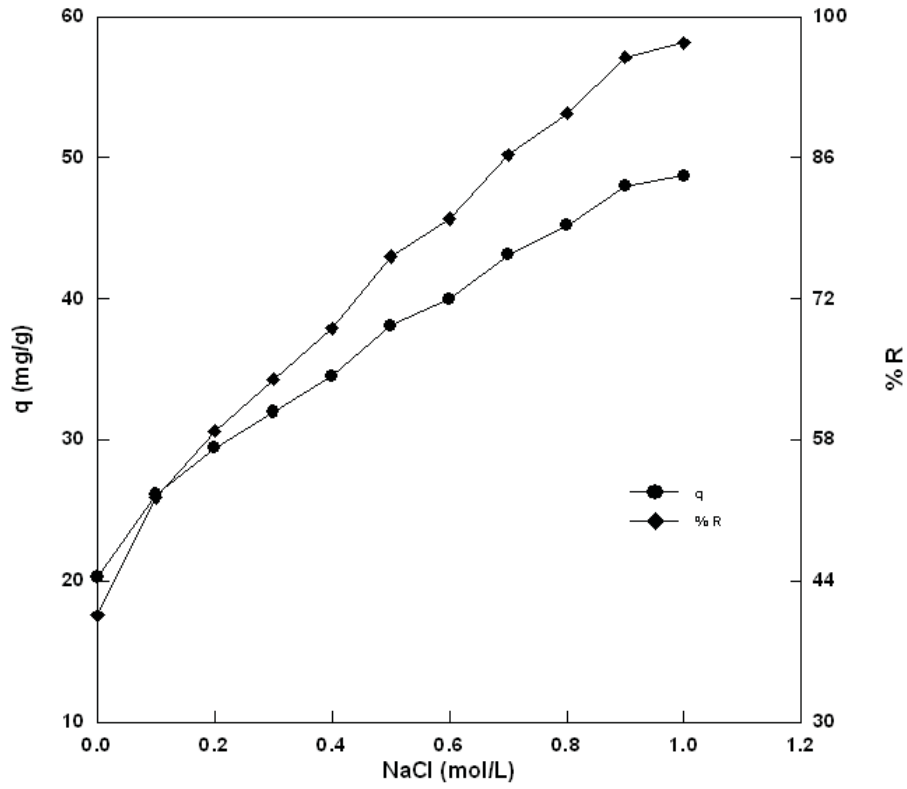


(b)

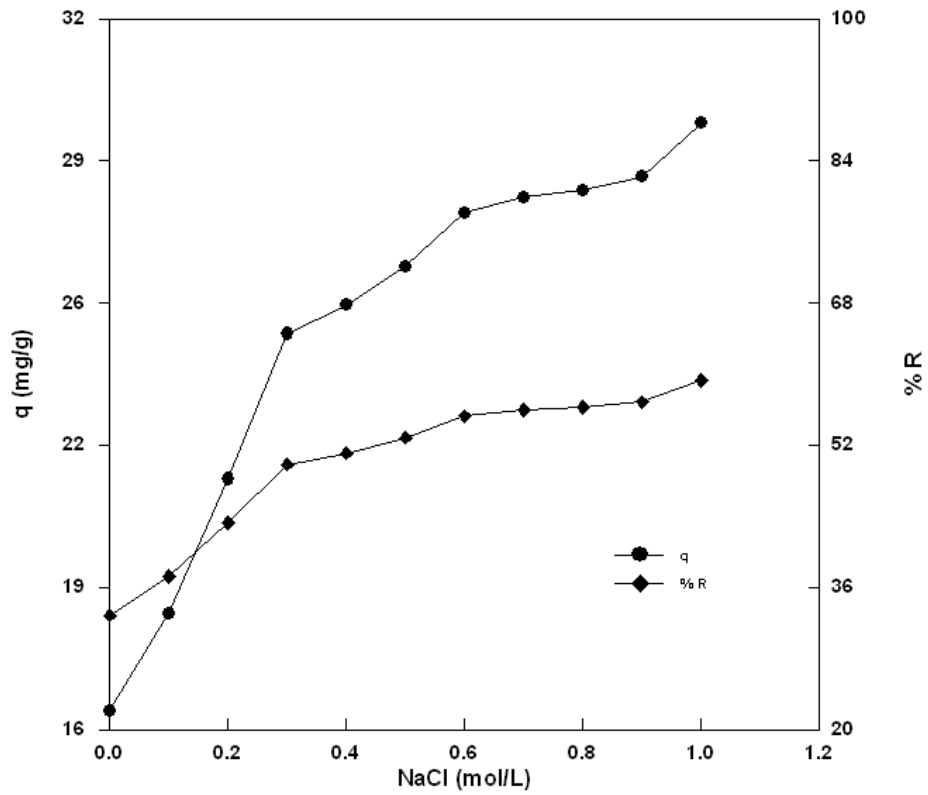


(c)

Şekil 4.58. EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonu üzerine biyosorplayıcı dozu etkisi: (a) EMS, (b) ESK, (c) EKÇK.

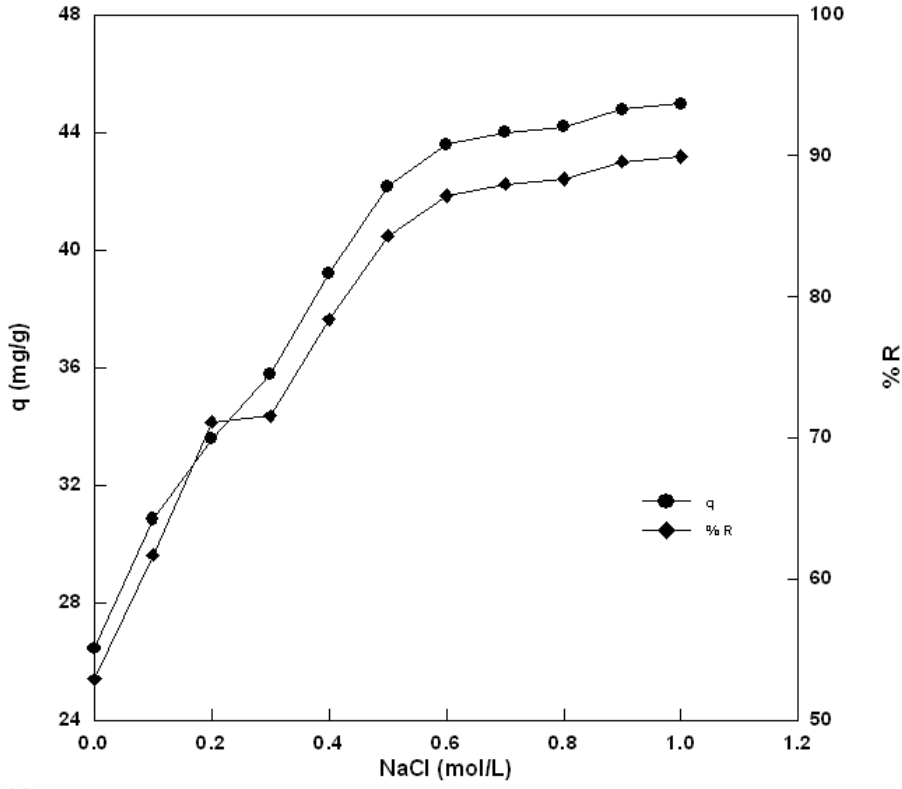


(a)

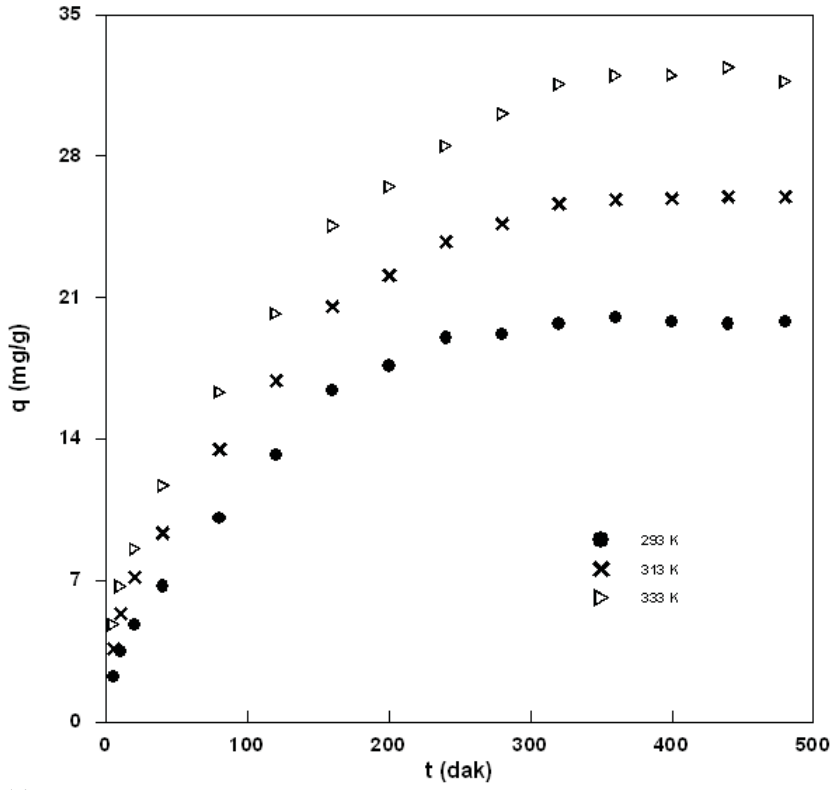


(b)

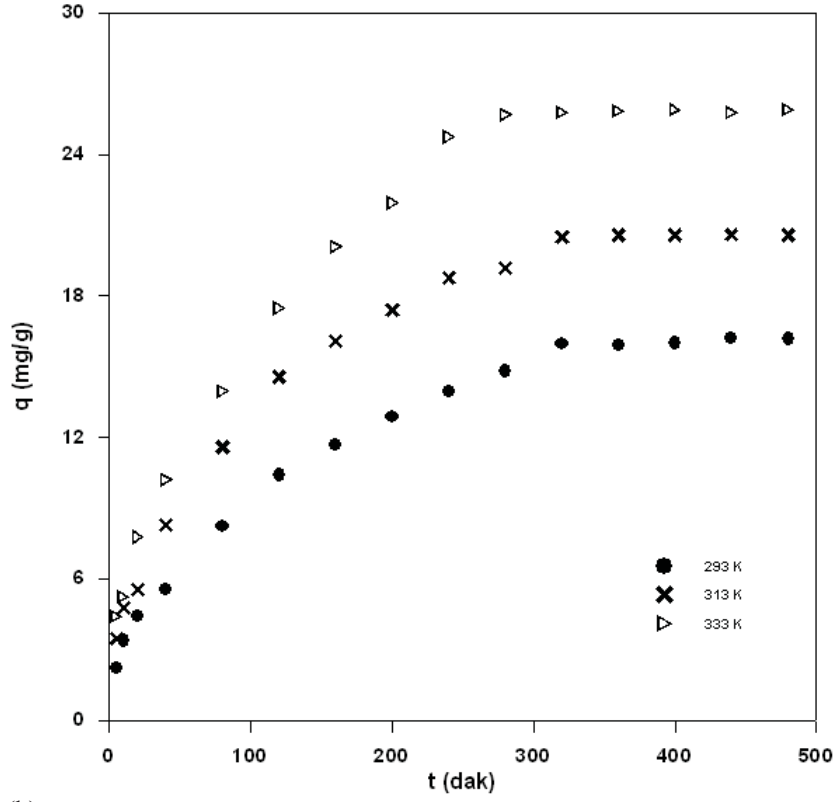
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



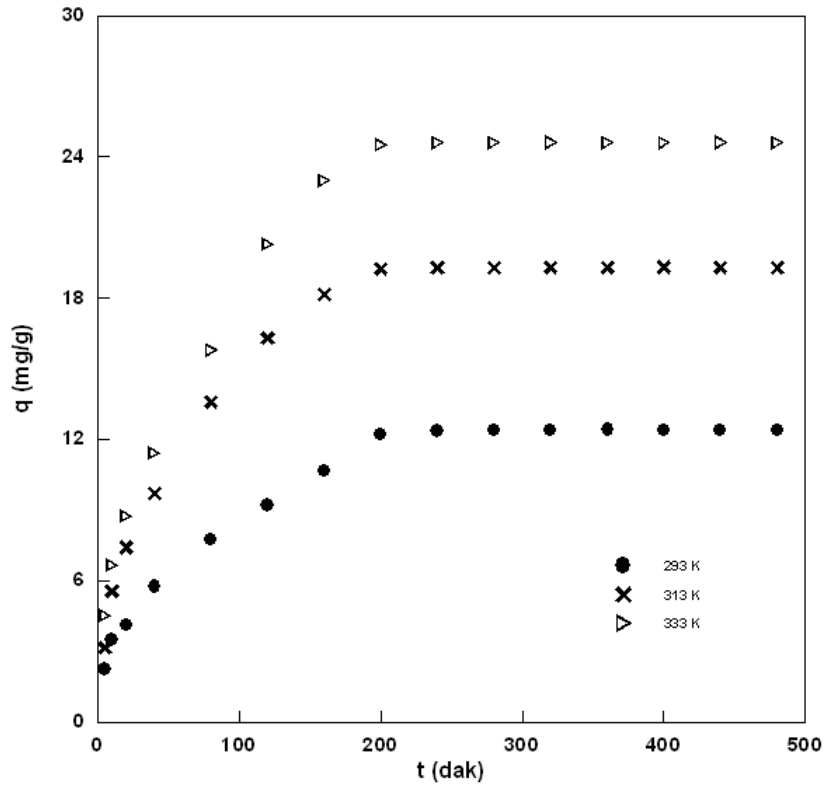
(c) Şekil 4.59. EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonu üzerine iyonik şiddetin etkisi: (a) EMS, (b) ESK, (c) EKÇK.



(a)



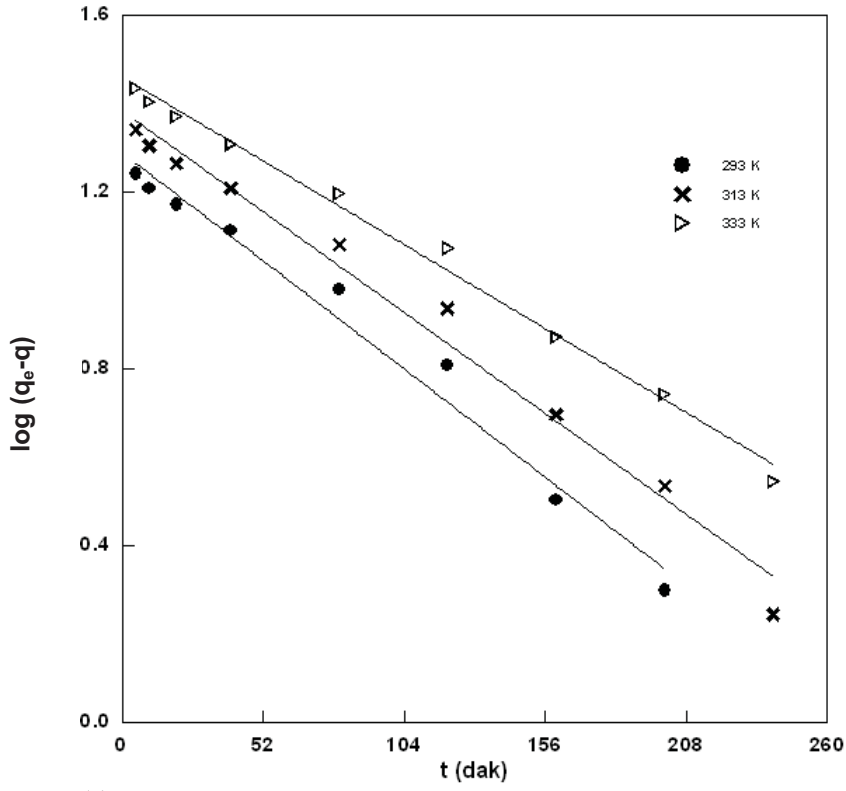
(b)



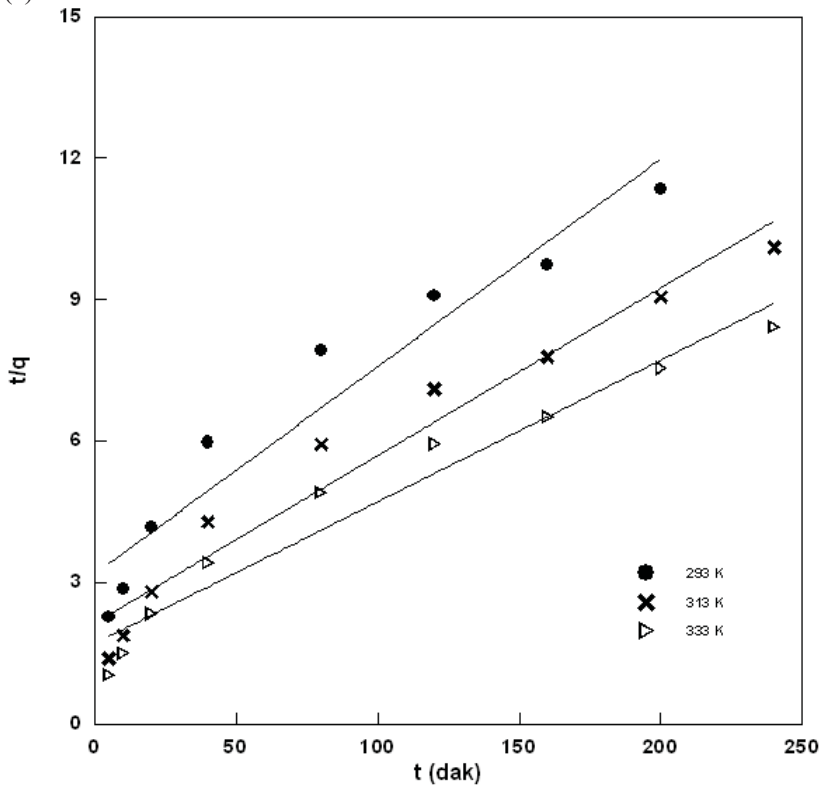
(c)

Şekil 4.60. Değişik sıcaklıklarda, sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik çizimler: (a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.

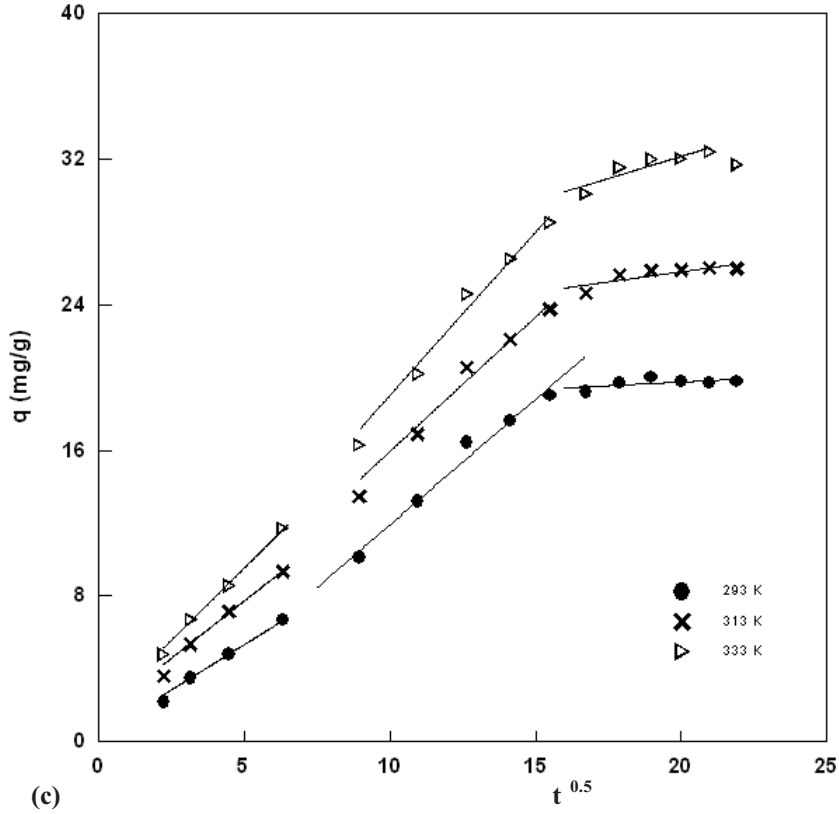
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



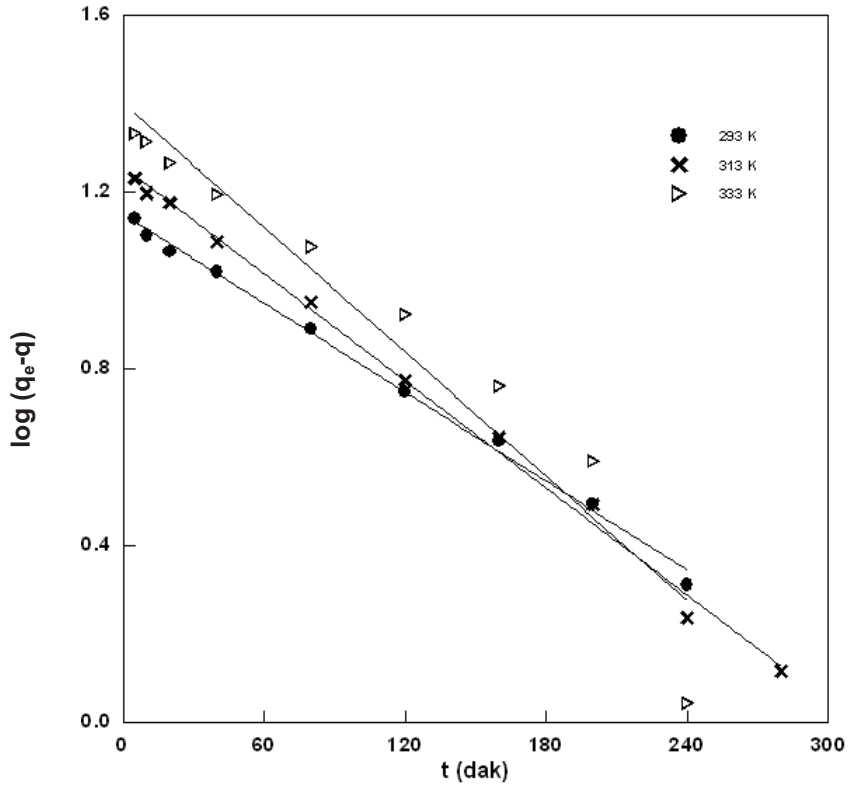
(a)



(b)

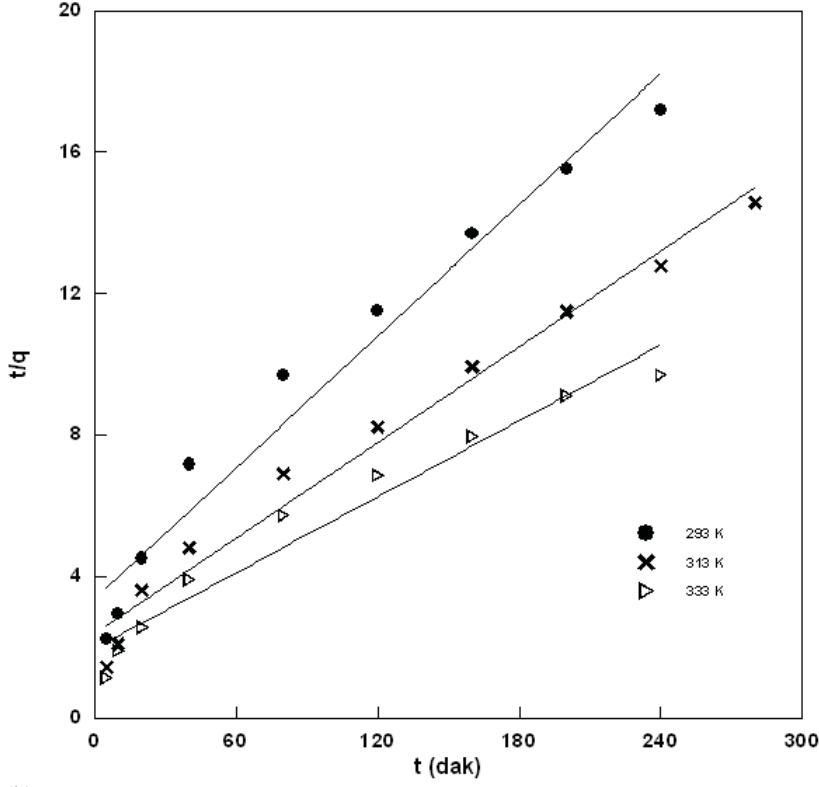


(c) Şekil 4.61. Değişik sıcaklıklarda EMS ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a) Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris.

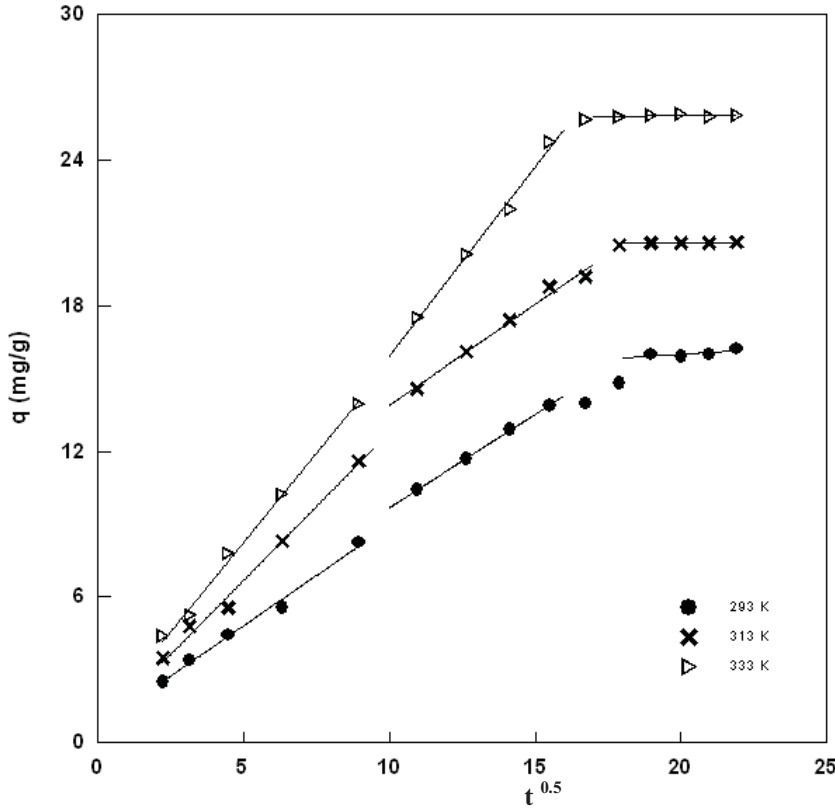


(a)

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



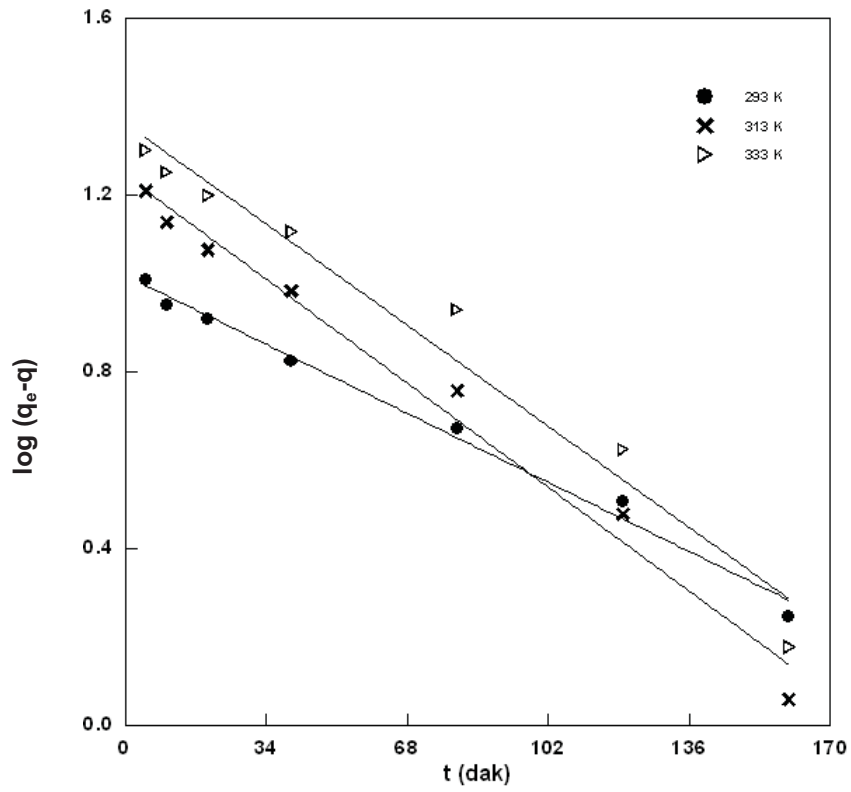
(b)



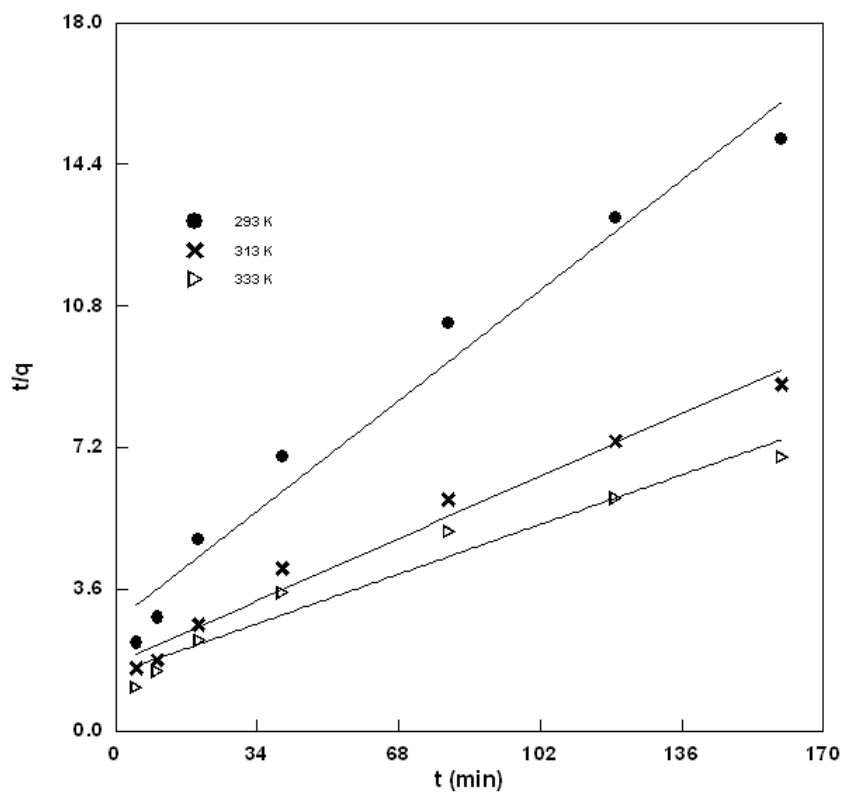
(c)

Şekil 4.62. Değişik sıcaklıklarda ESK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a) Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris.



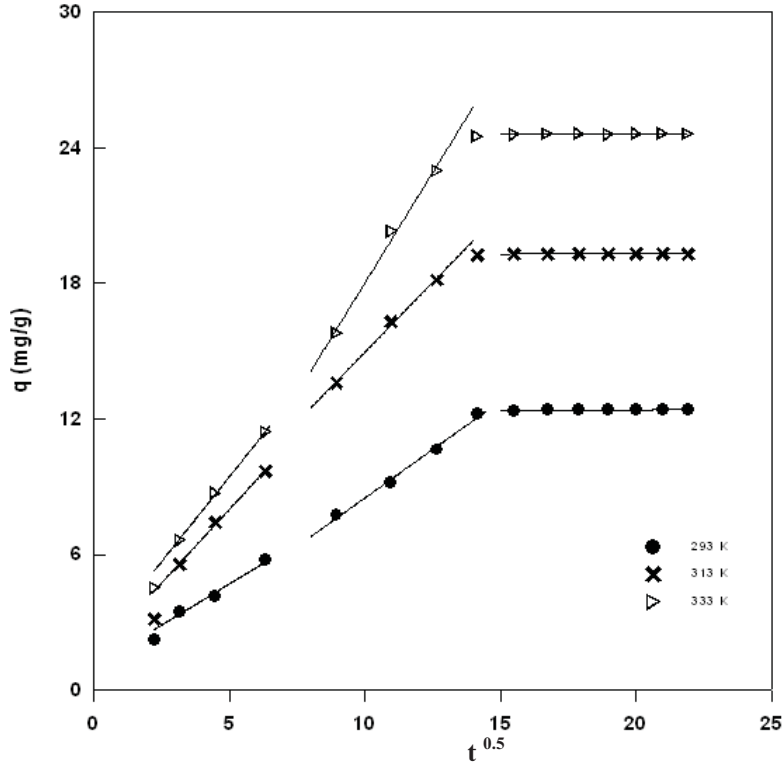


(a)

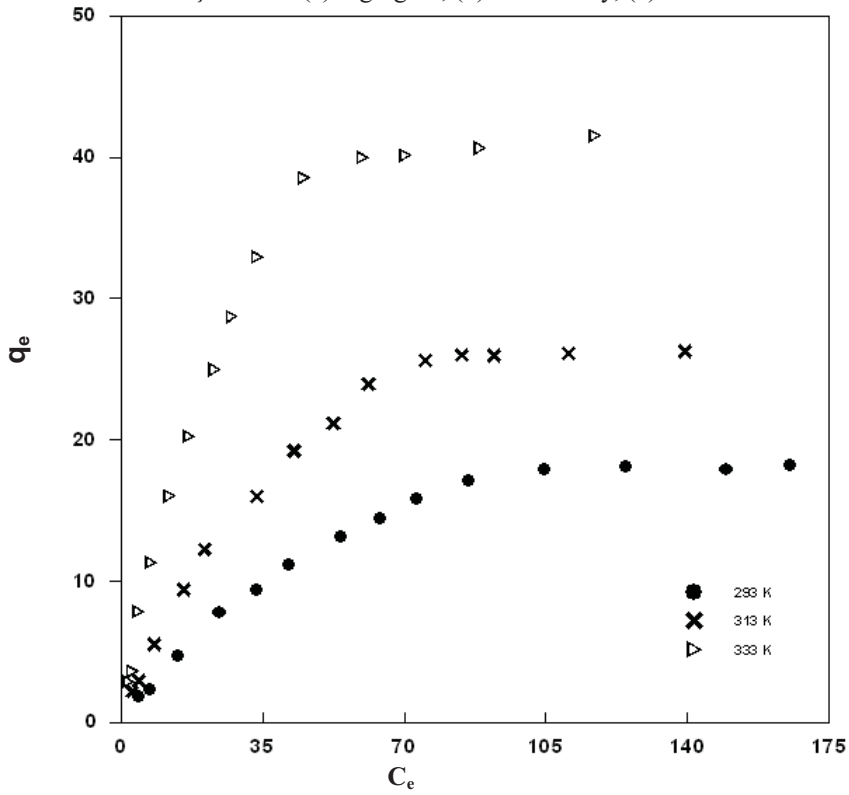


(b)

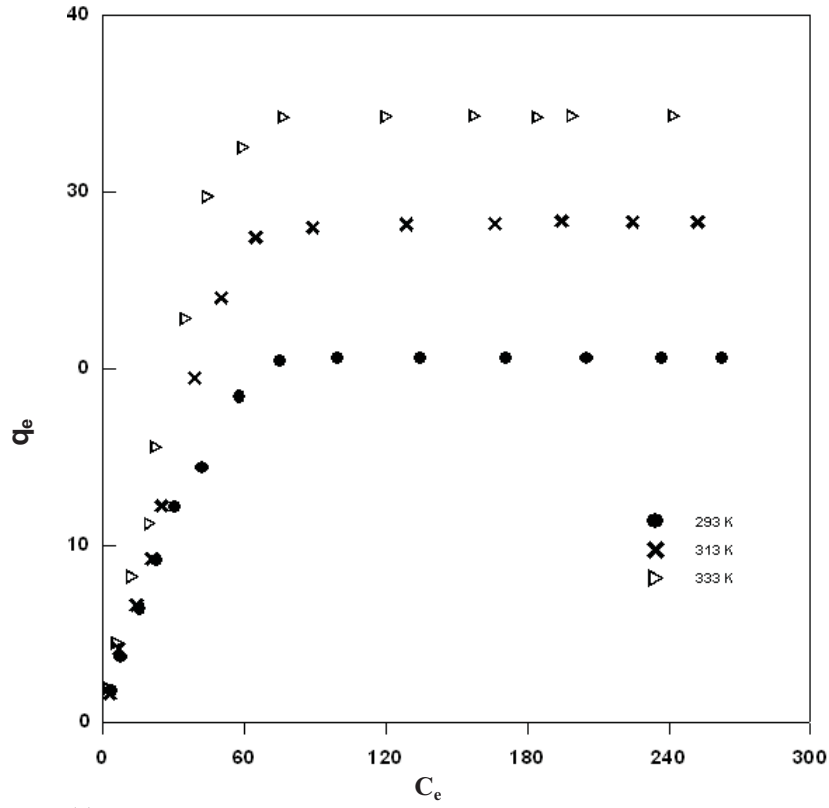
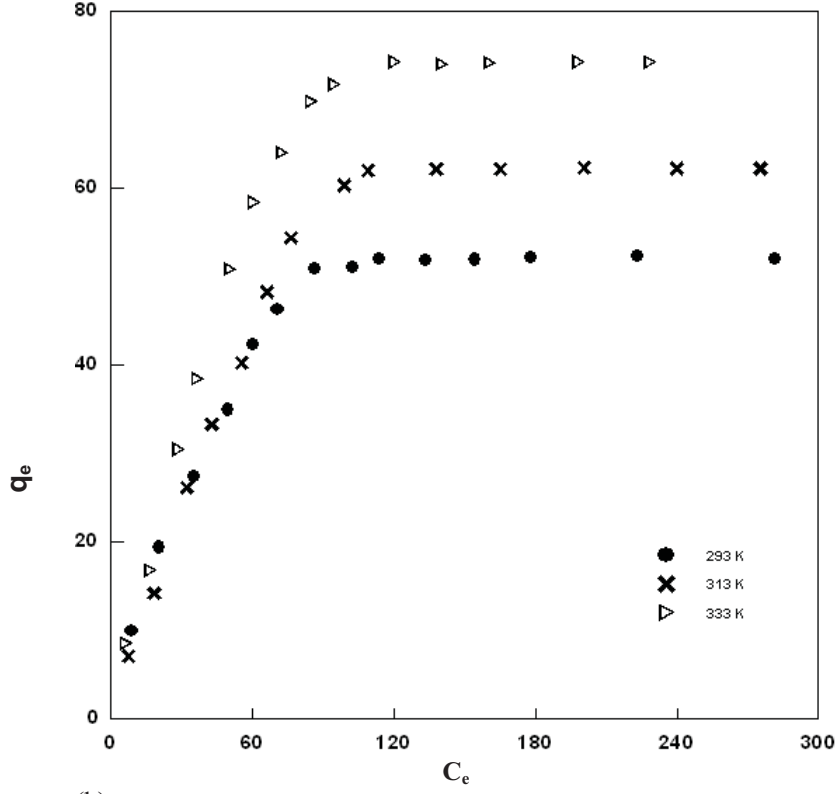
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



(c) Şekil 4.63. Değişik sıcaklıklarda EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a) Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris.

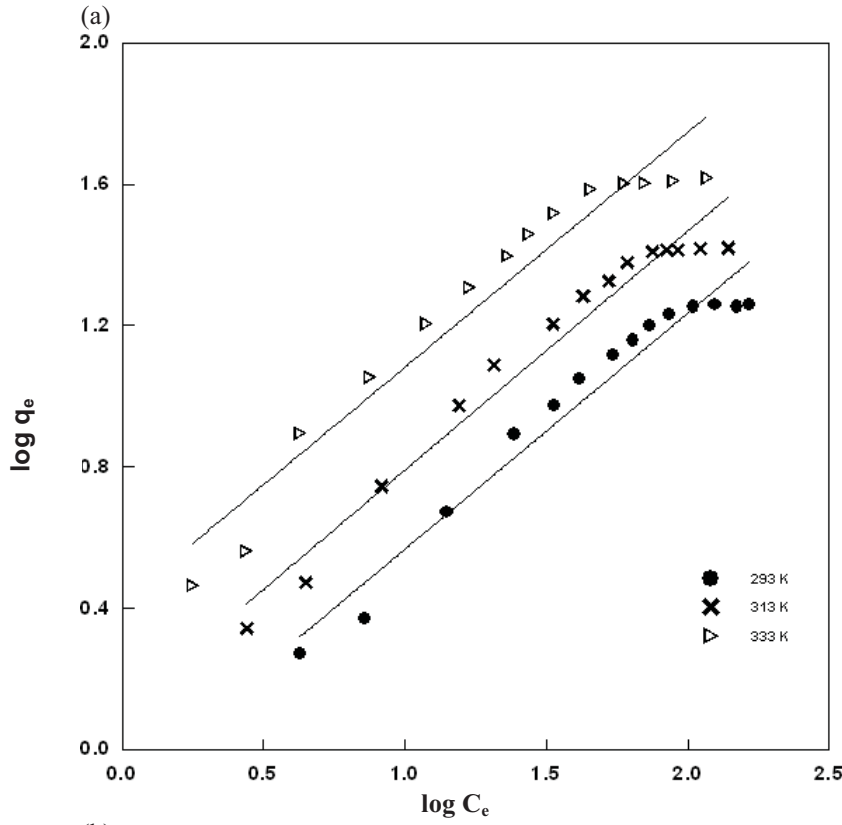
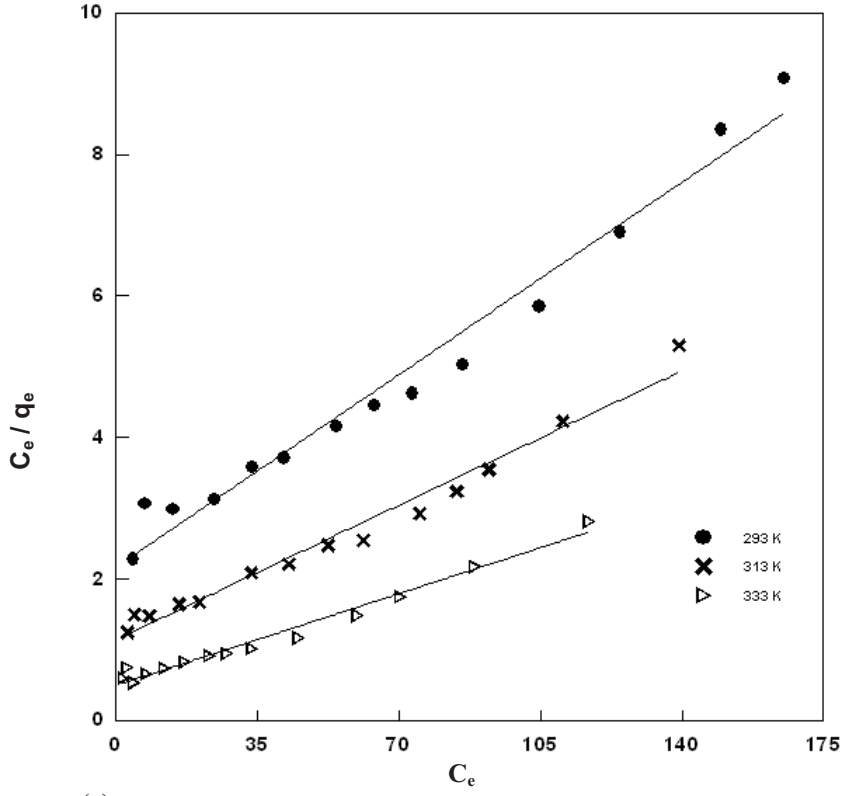


(a)

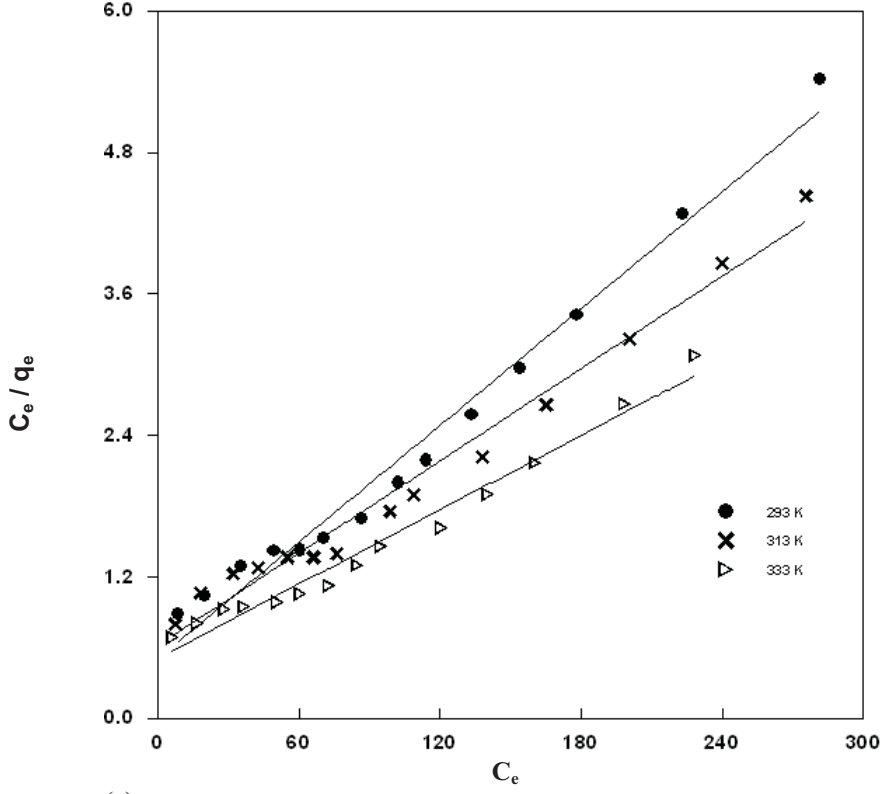


Şekil 4.64. Değişik sıcaklıklarda sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin izoterm çizimleri: (a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.

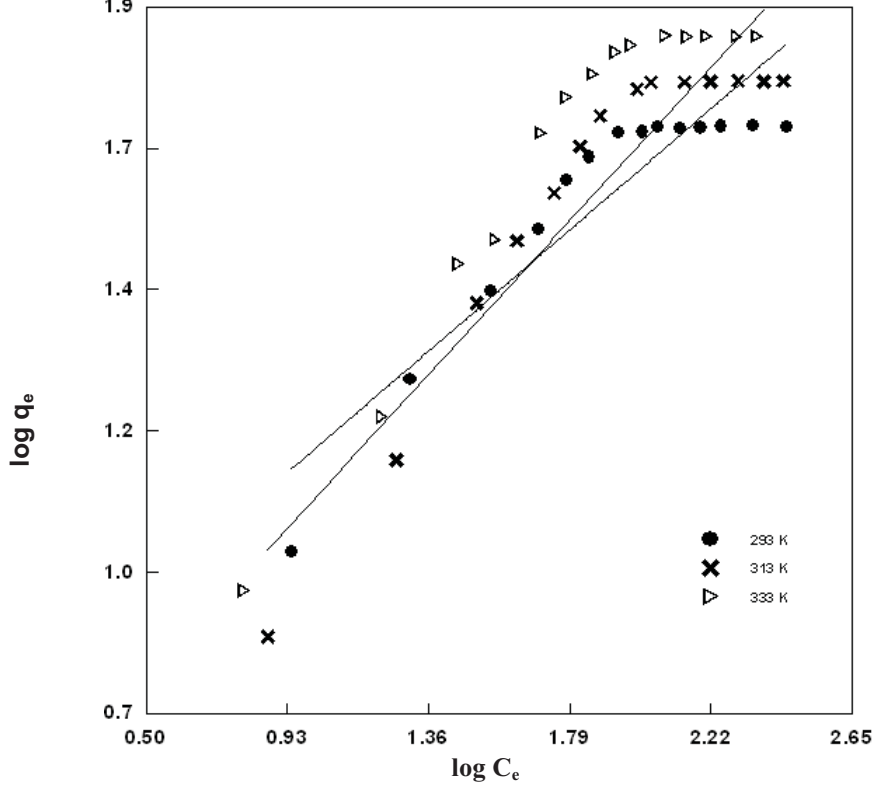
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



(b)  
Şekil 4.65. Değişik sıcaklıklarda EMS ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.



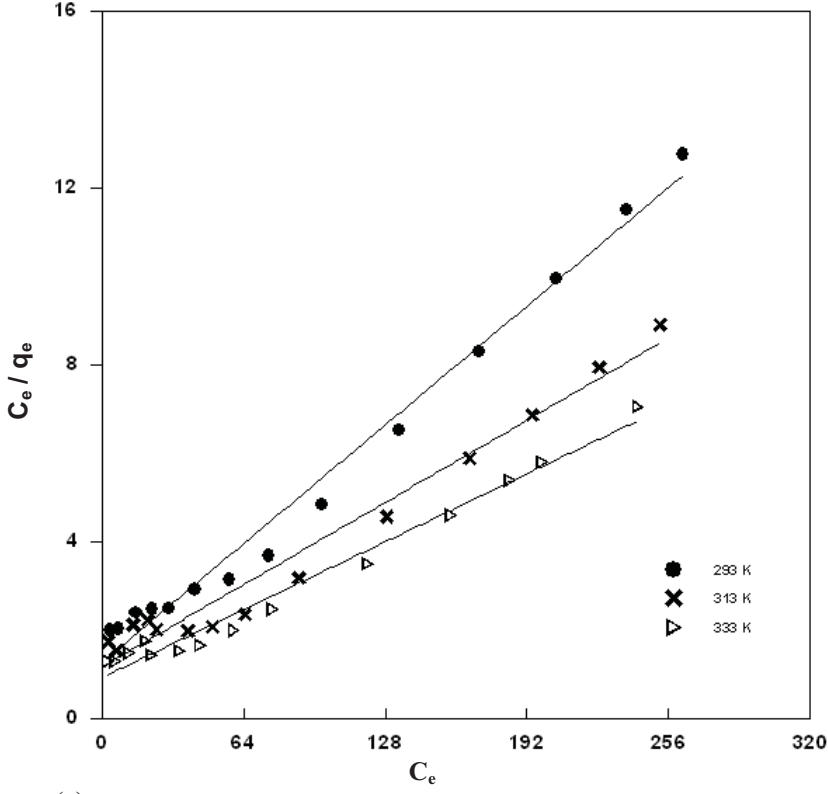
(a)



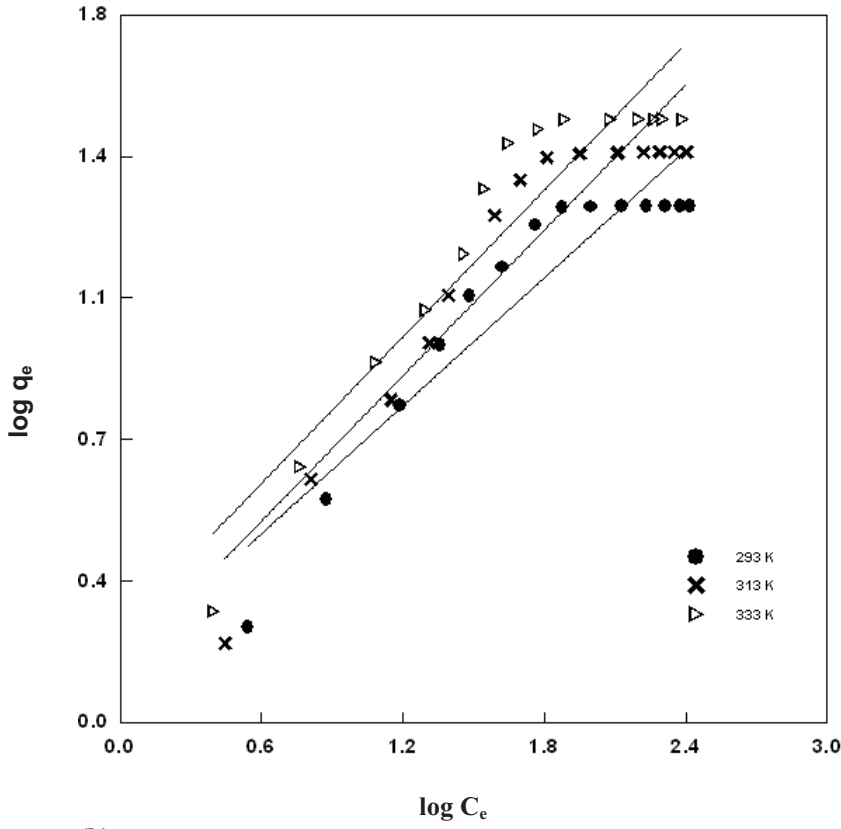
(b)

Şekil 4.66. Değişik sıcaklıklarda ESK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

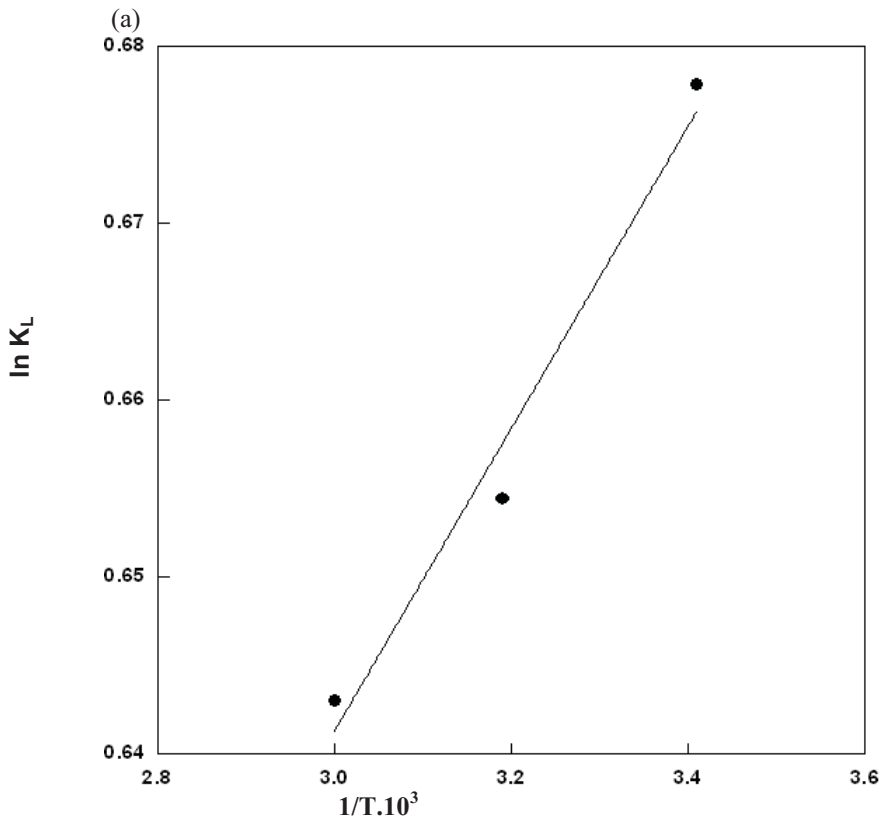
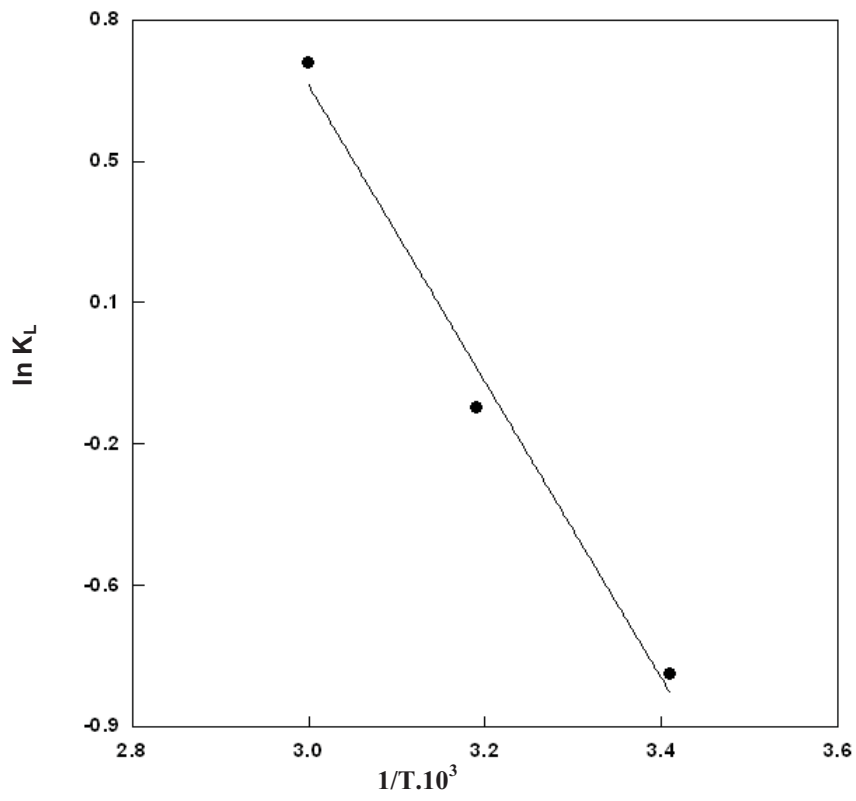


(a)



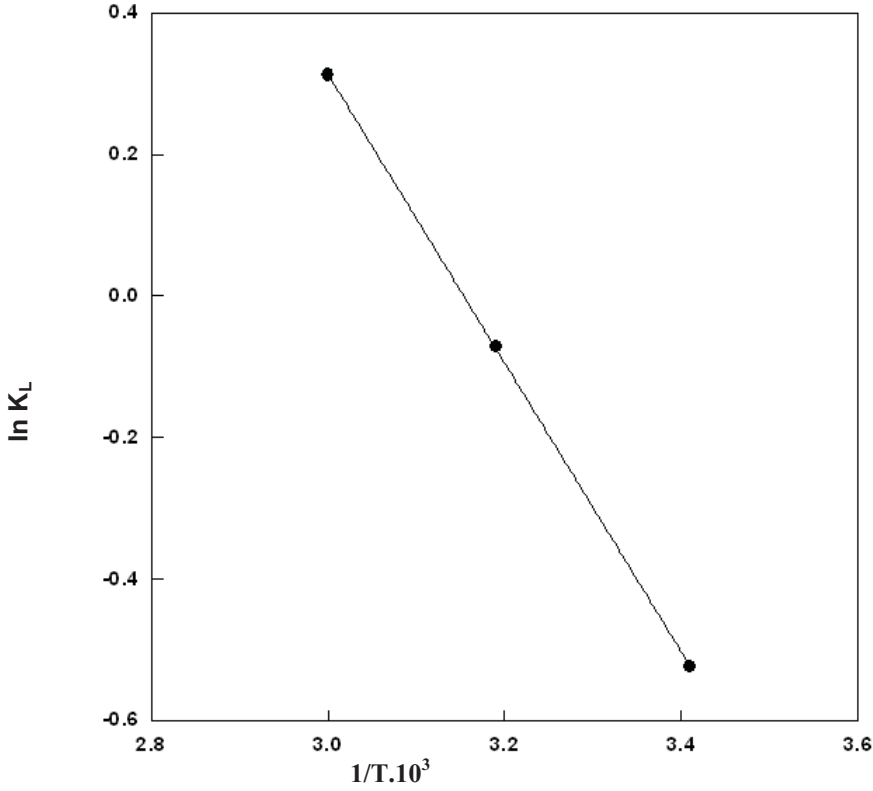
(b)

Şekil 4.67. Değişik sıcaklıklarda EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.

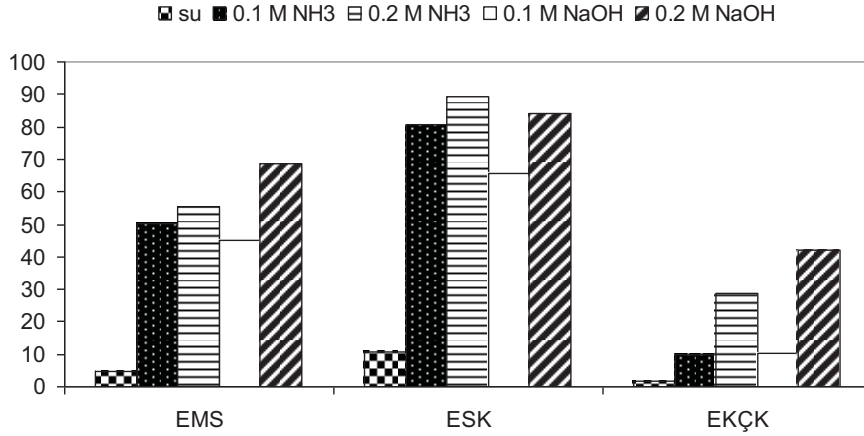


(b)

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

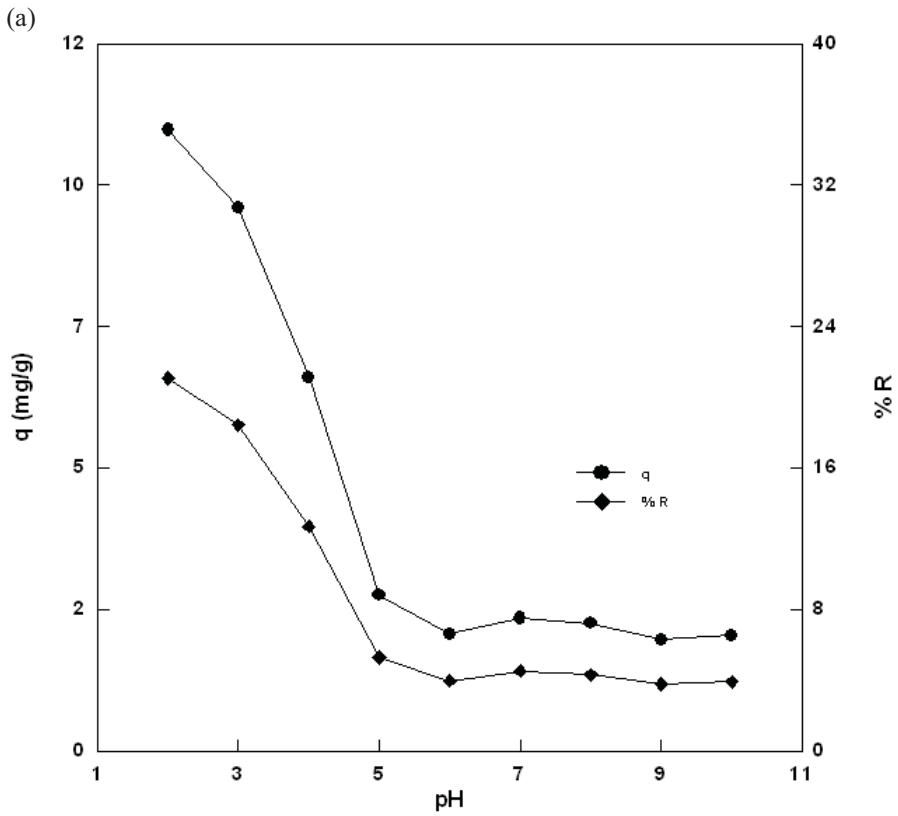
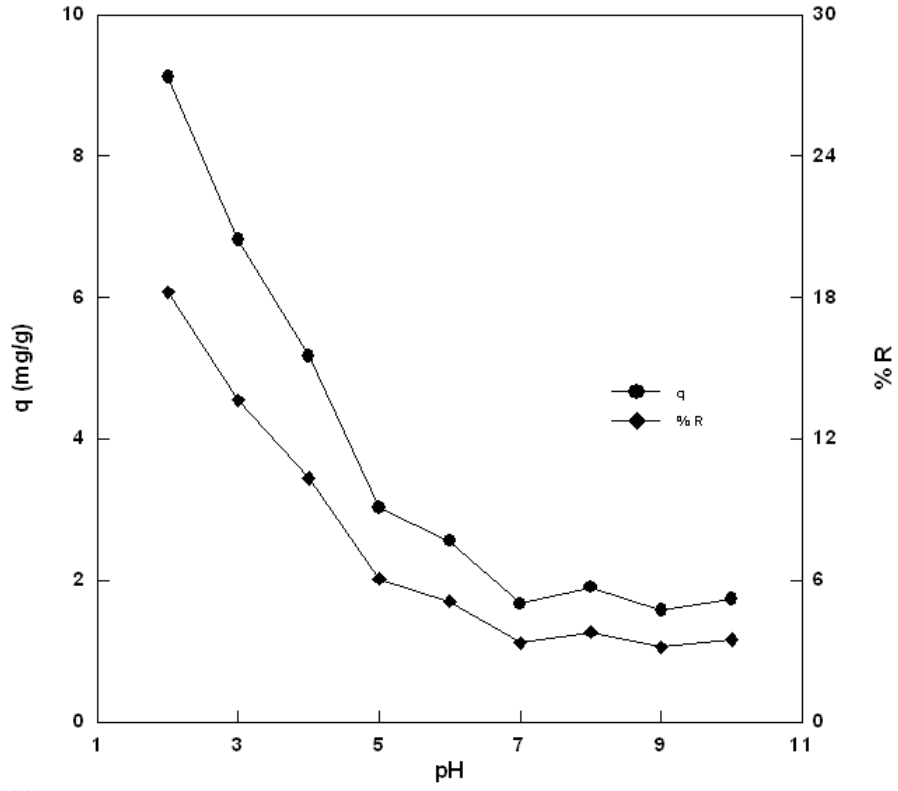


Şekil 4.68. EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden RS 5 adsorpsiyonuna ilişkin Van't Hoff çizimleri : (a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.



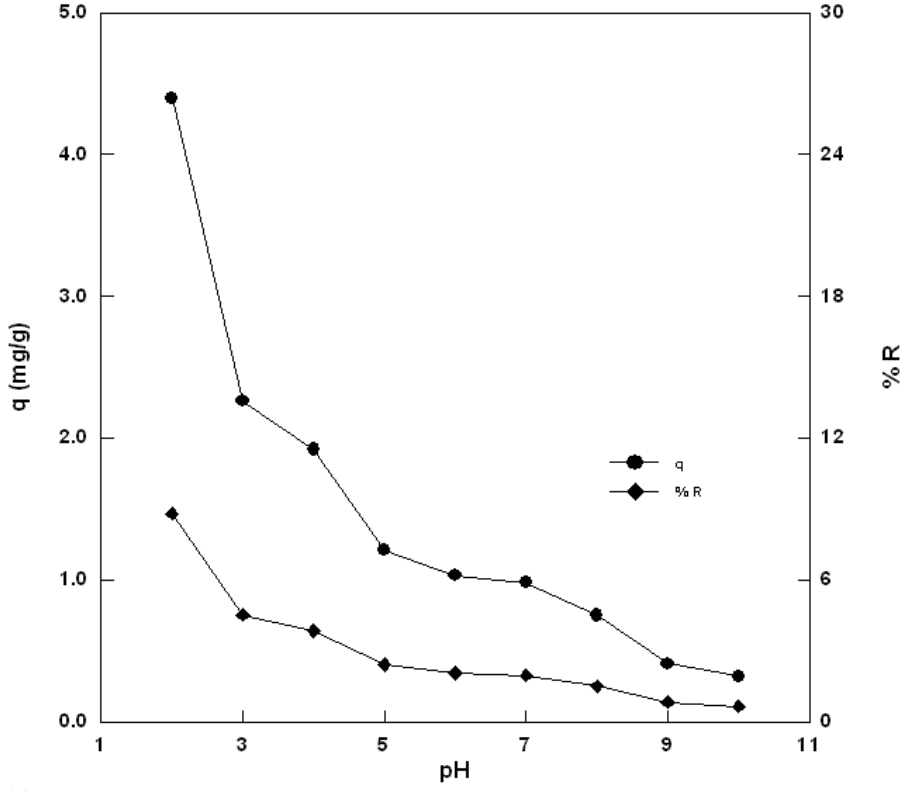
Şekil 4.69. EMS, ESK ve EKÇK üzerinde adsorplanmış RS 5' in saf su ve değişik bazlarla desorpsiyonuna ilişkin çizimler



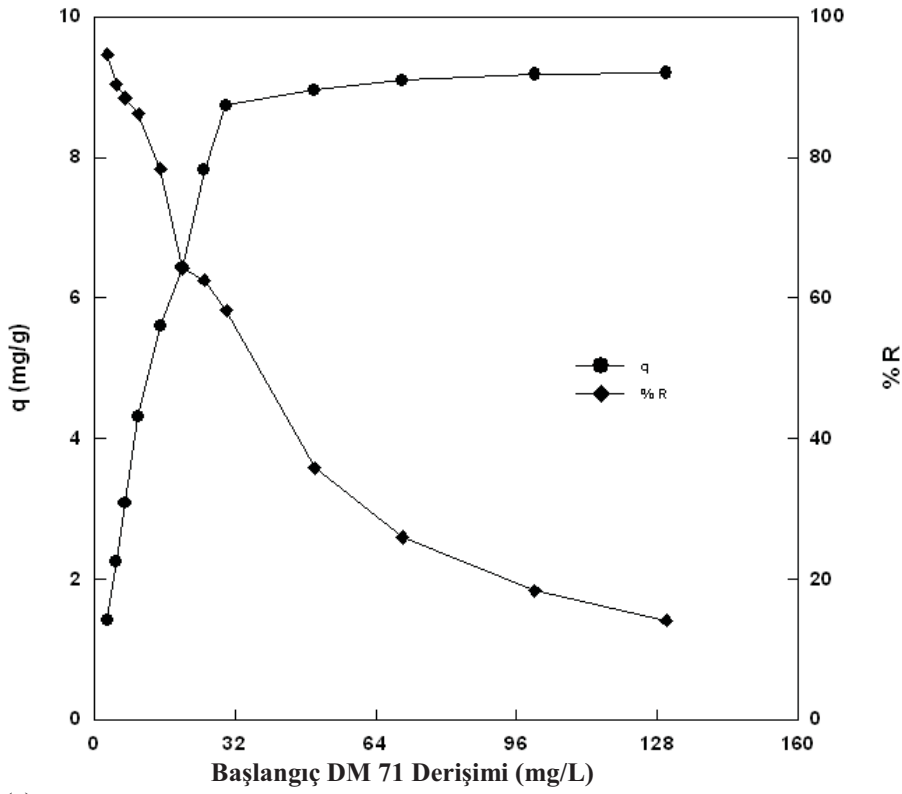


(b)

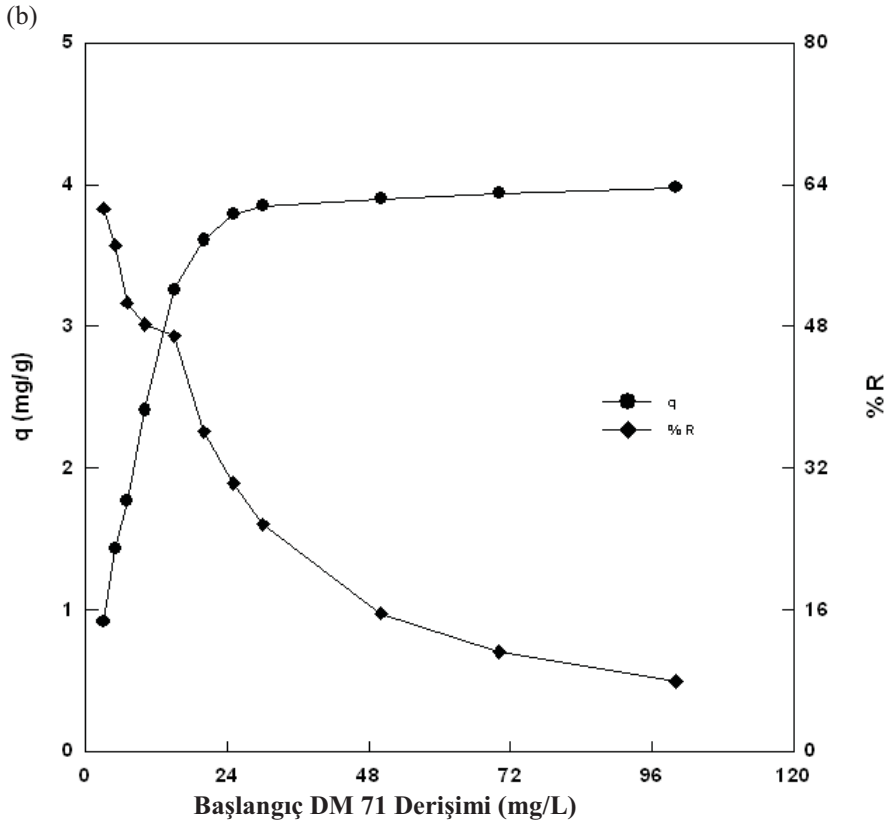
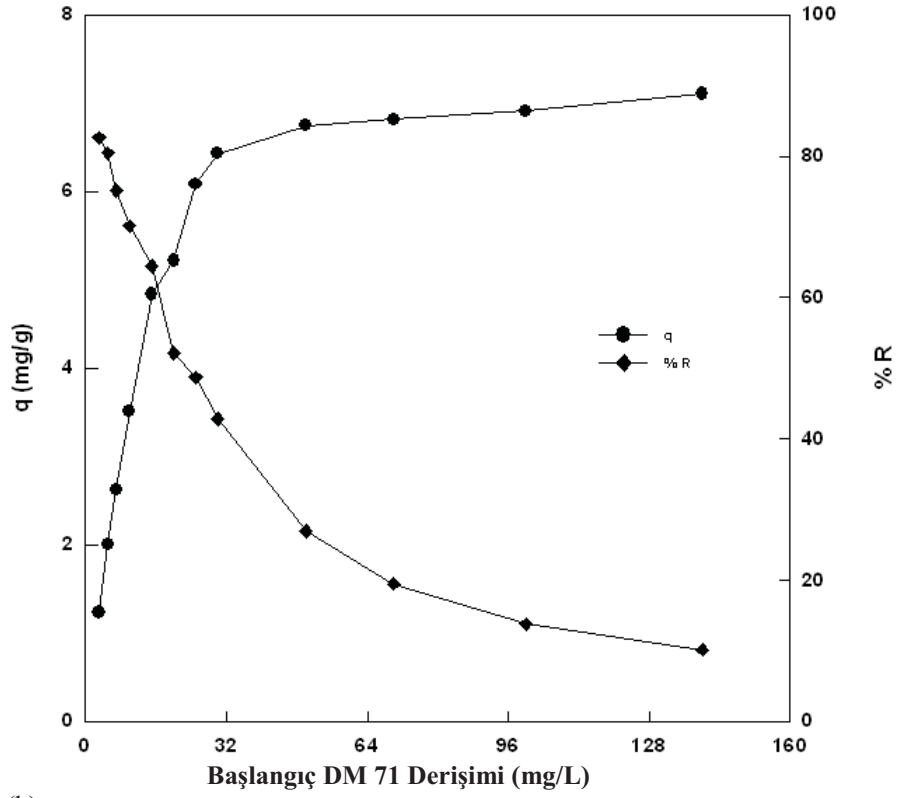
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



(c) Şekil 4.70. EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonu üzerine pH etkisi: (a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.

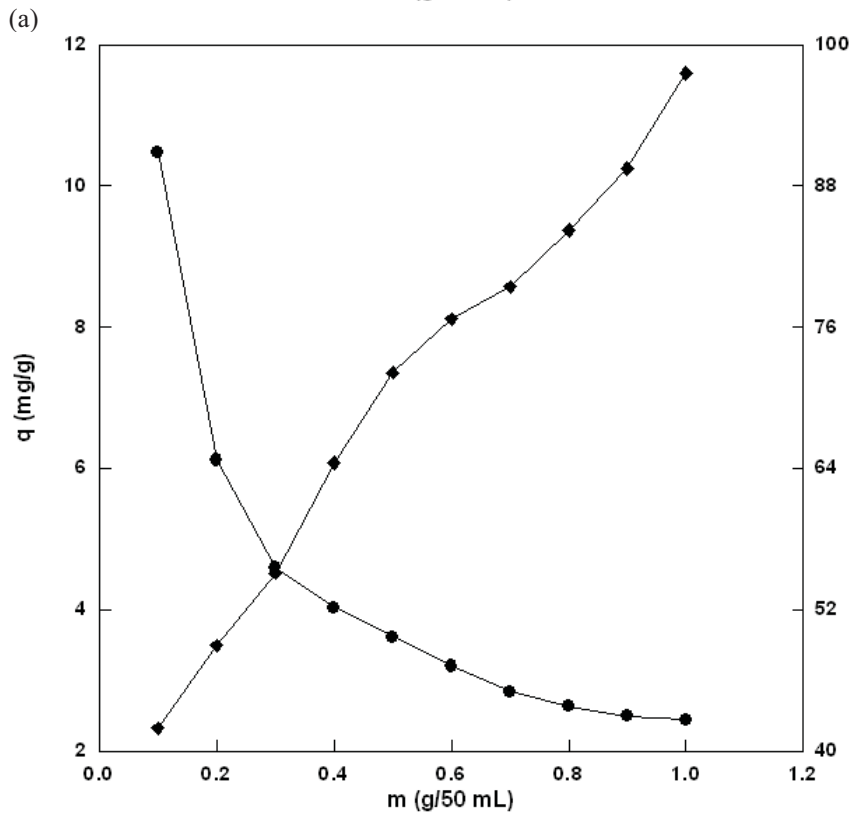
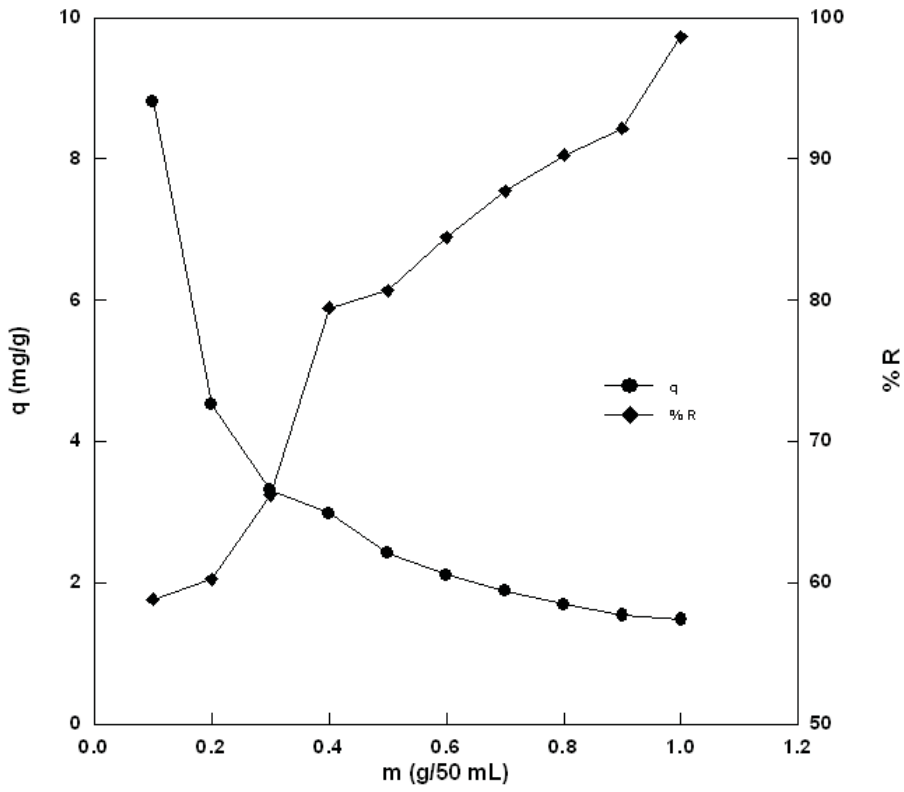


(a)

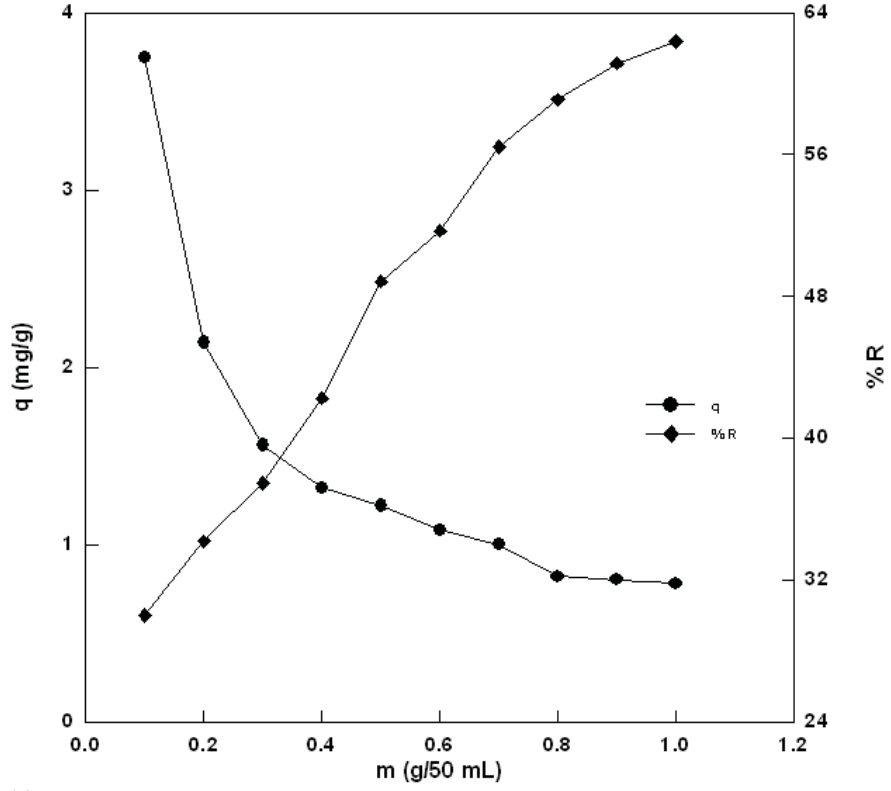


(c)  
Şekil 4.71. EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonu üzerine başlangıç derişim etkisi: (a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.

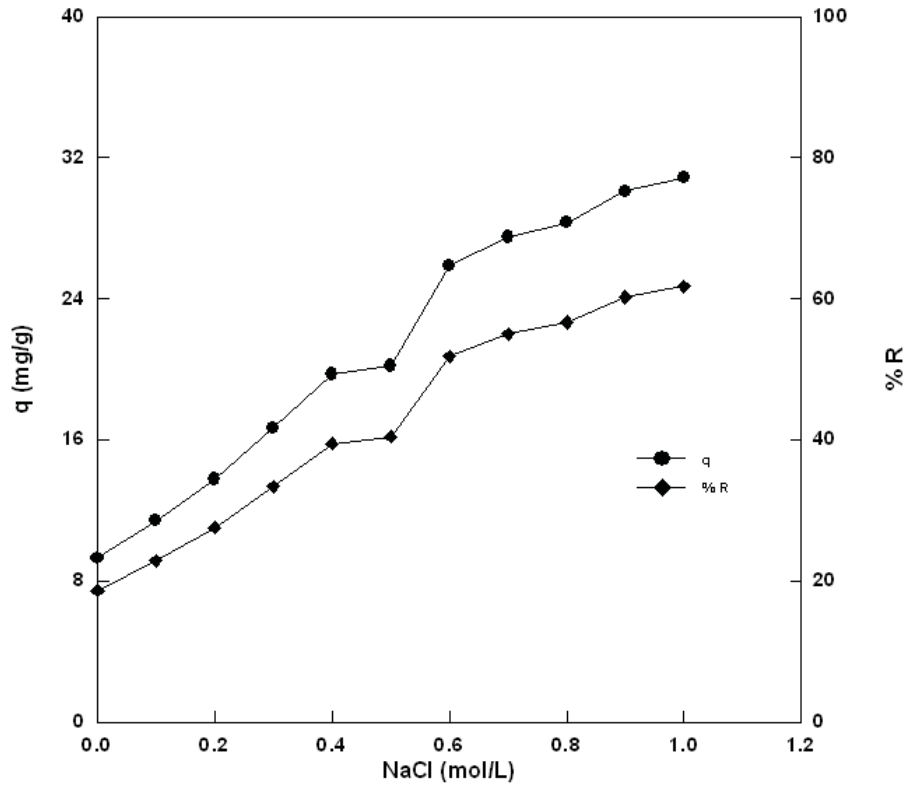
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



(b)

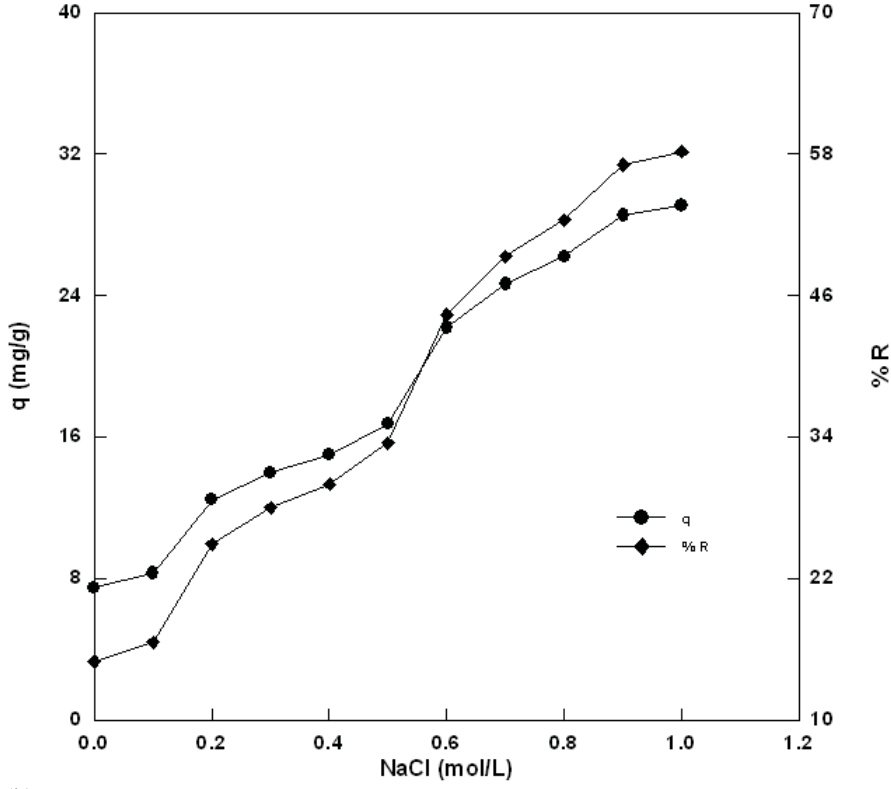


(c) Şekil 4.72. EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonu üzerine biyosorplayıcı dozu etkisi: (a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.

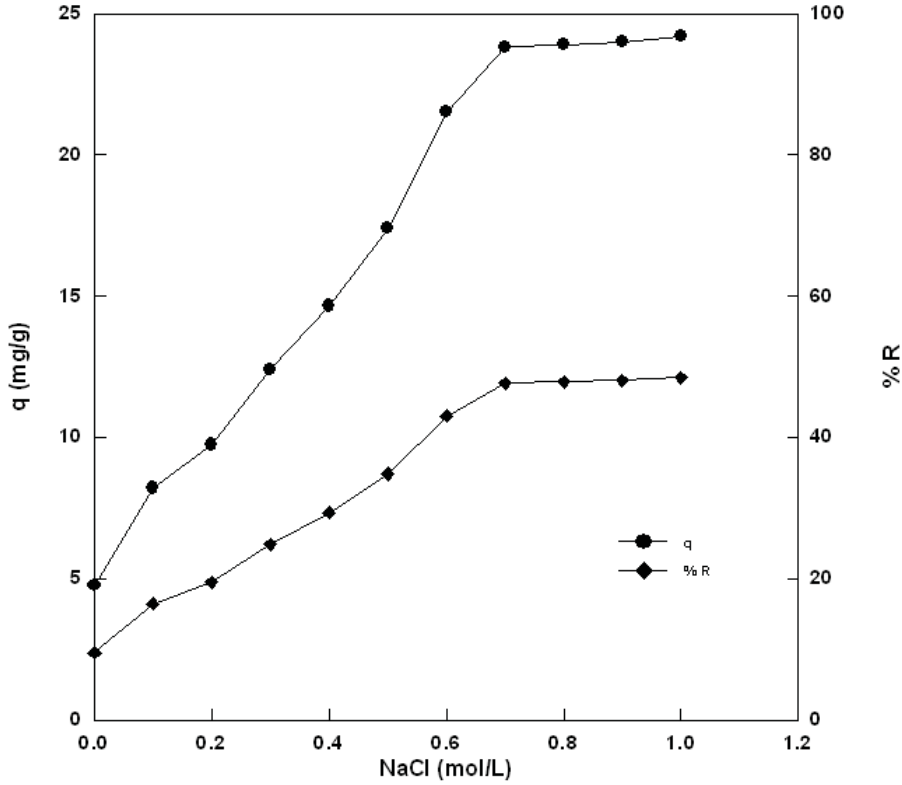


(a)

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

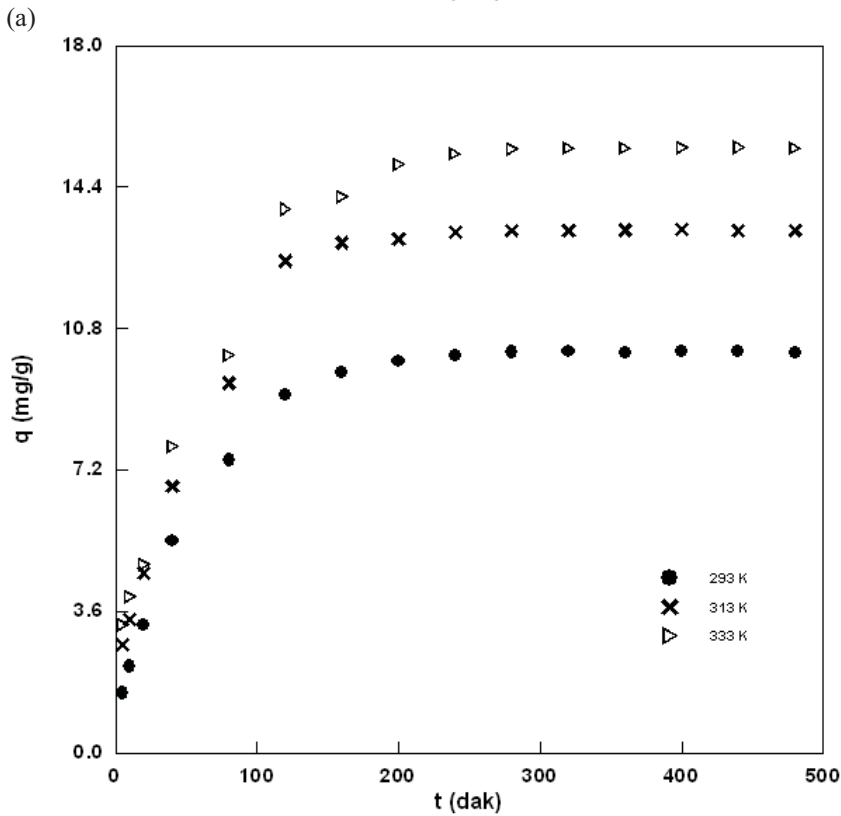
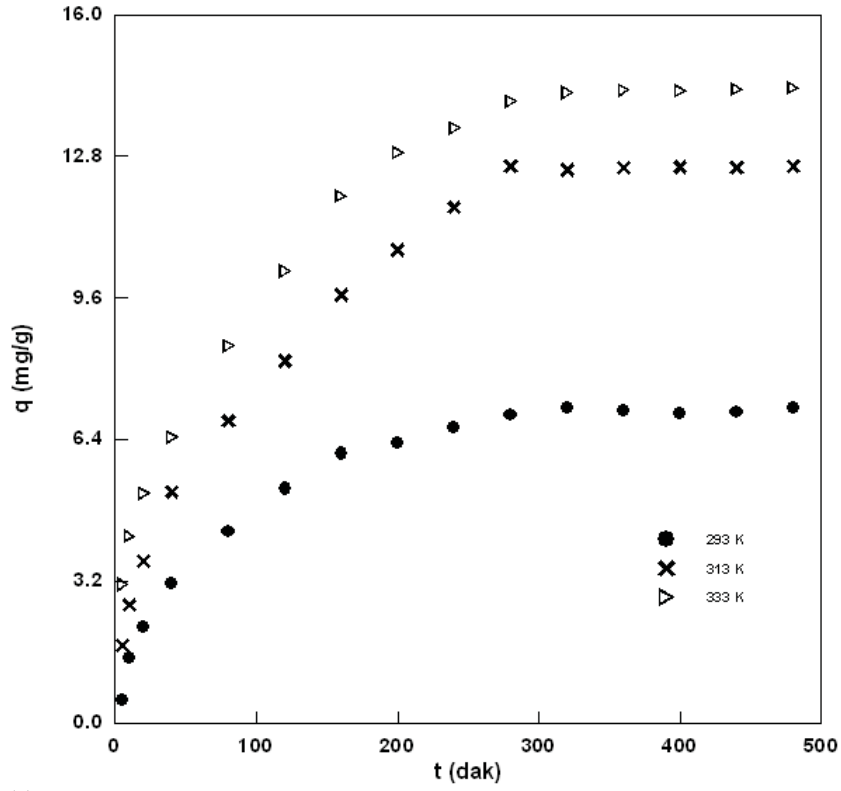


(b)

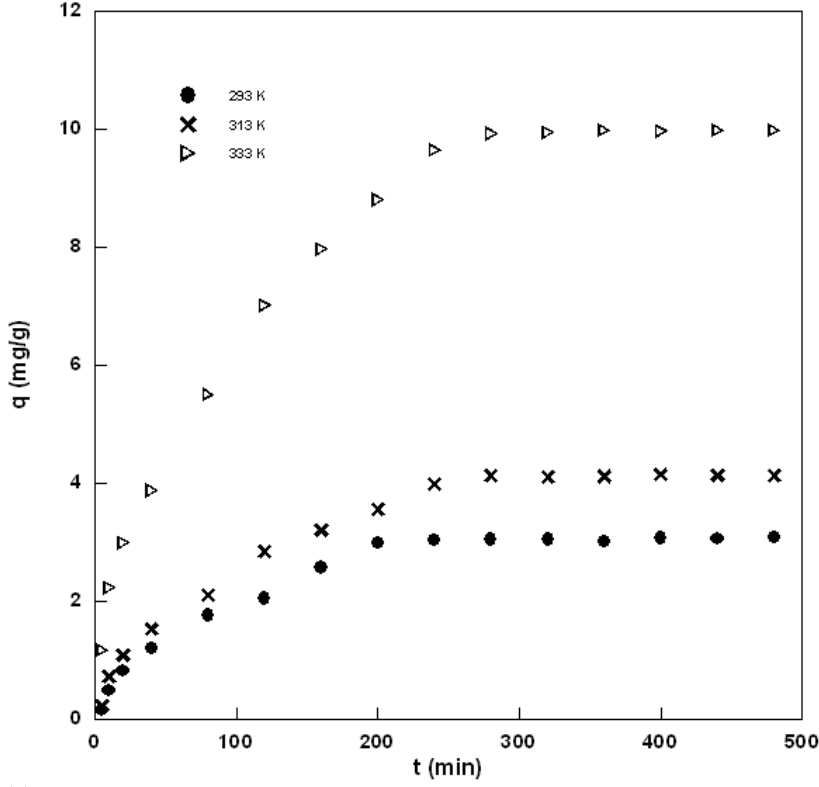


(c)

Şekil 4.73. EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonu üzerine iyonik şiddetin etkisi: (a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.

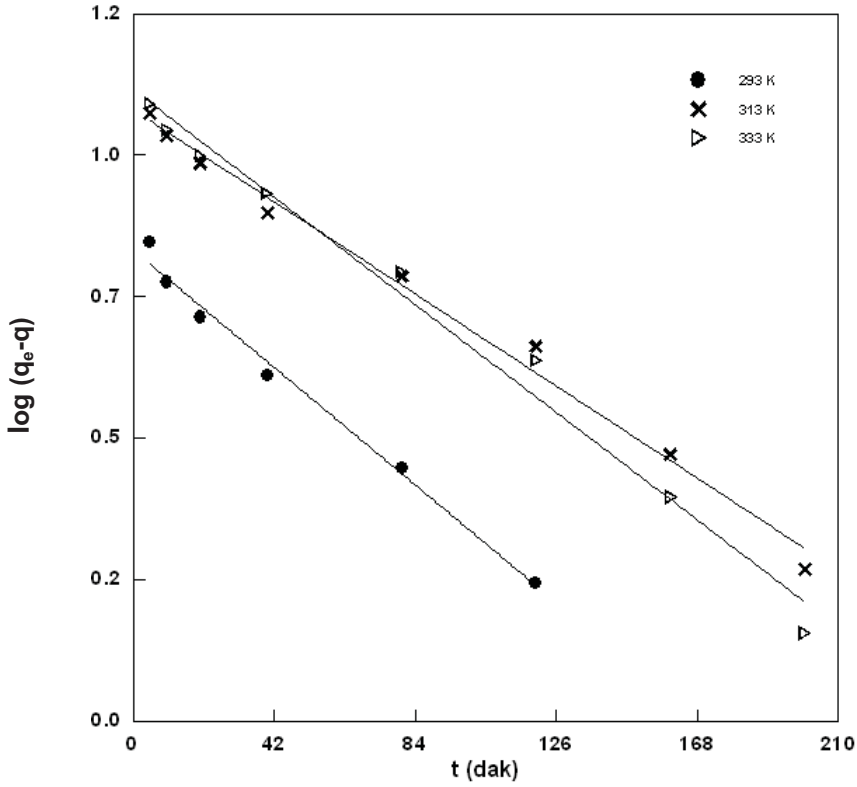


#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



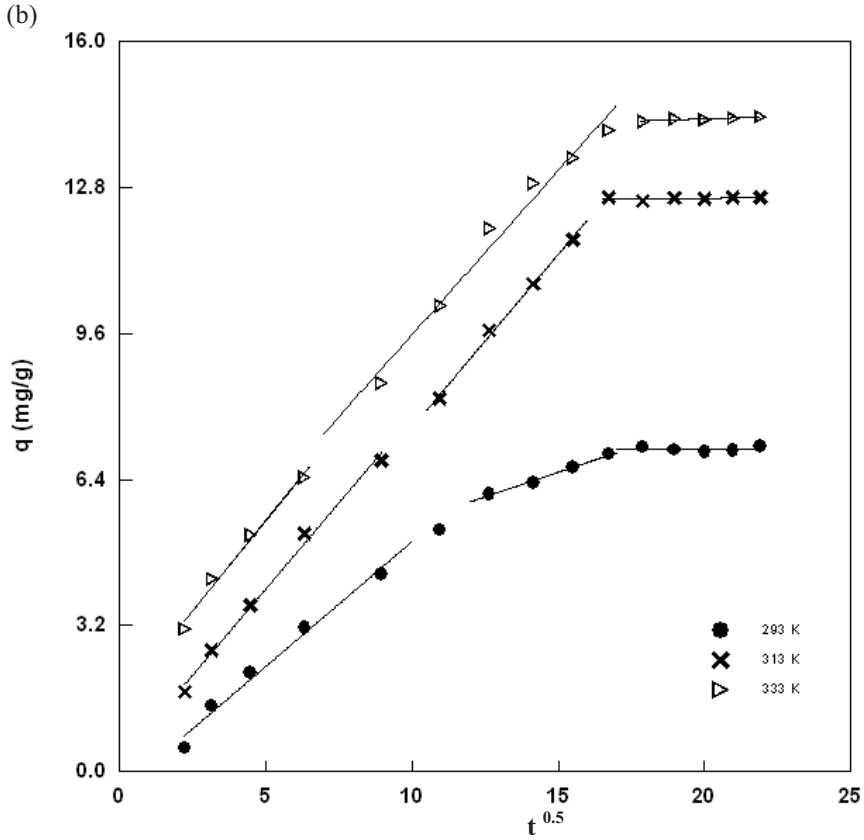
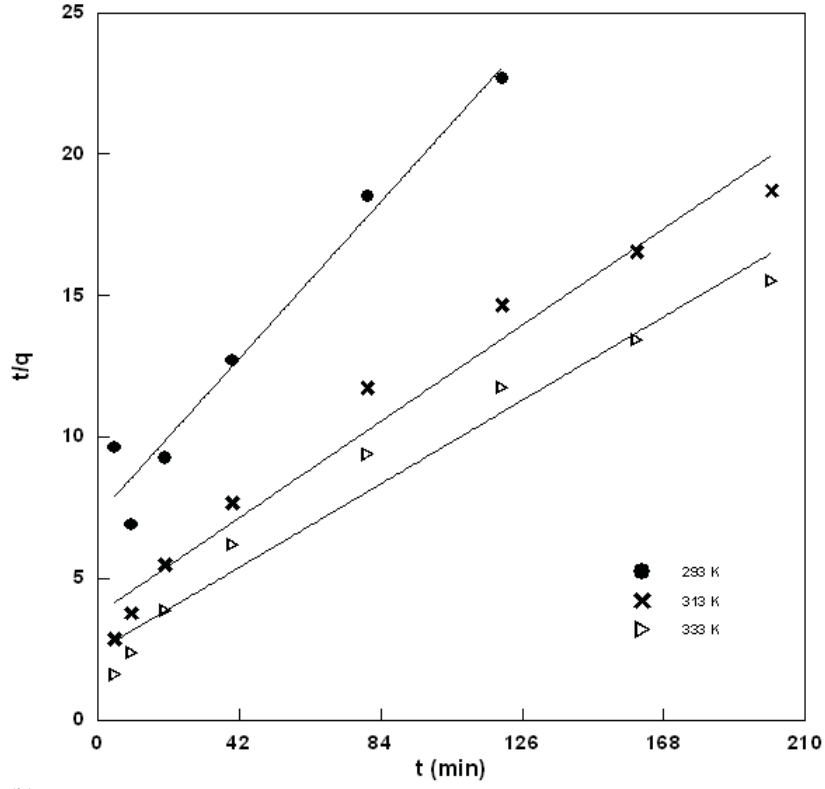
(c)

Şekil 4.74. Değişik sıcaklıklarda, sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin kinetik çizimler: (a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.



(a)

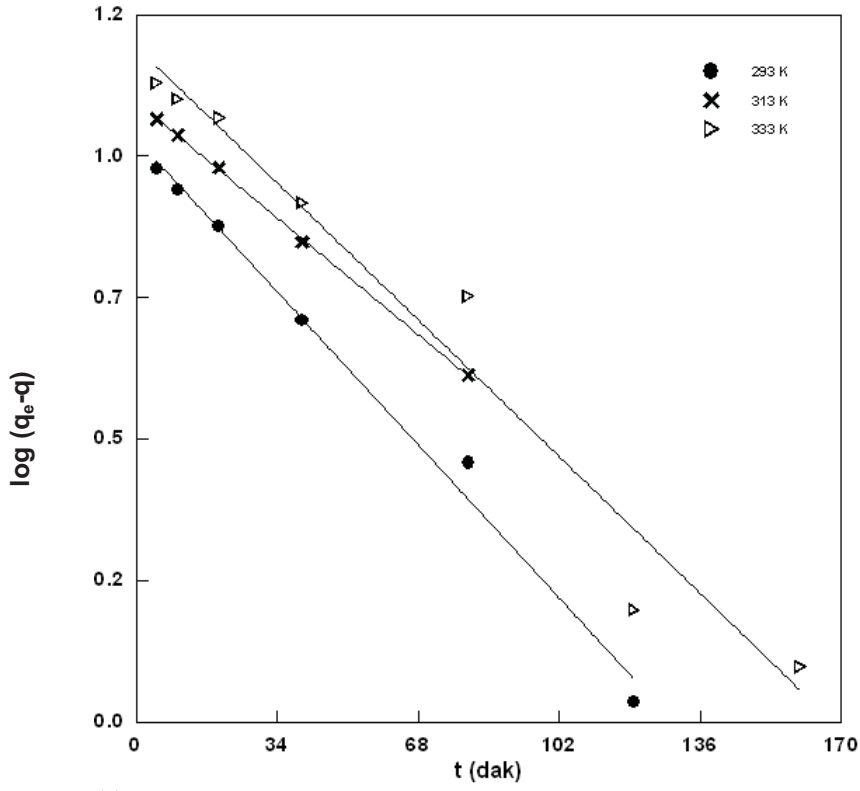




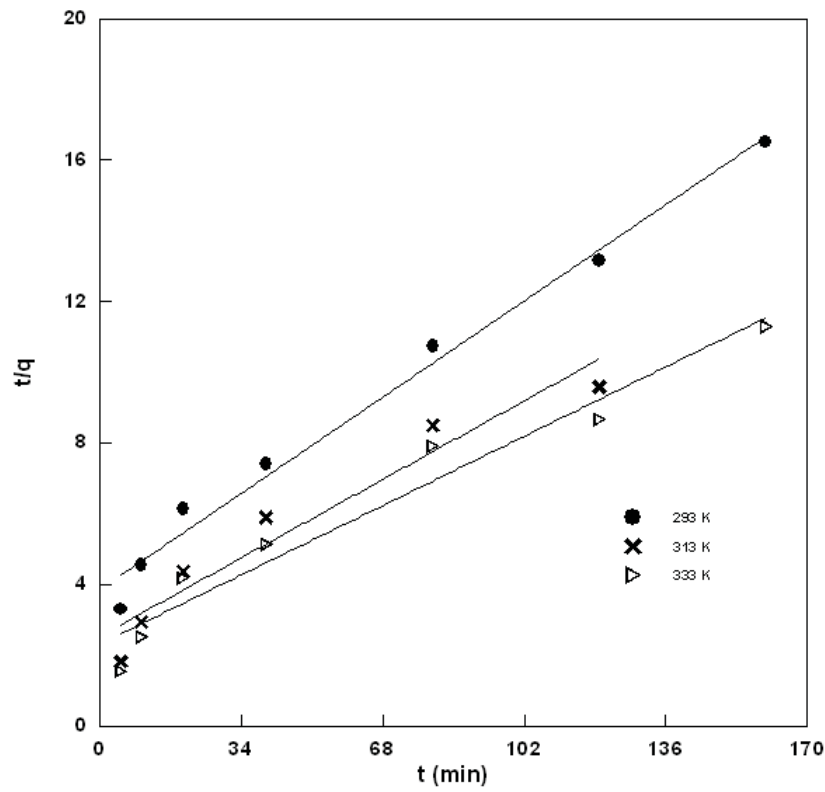
(c)

Şekil 4.75. Değişik sıcaklıklarda EMS ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a) Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris.

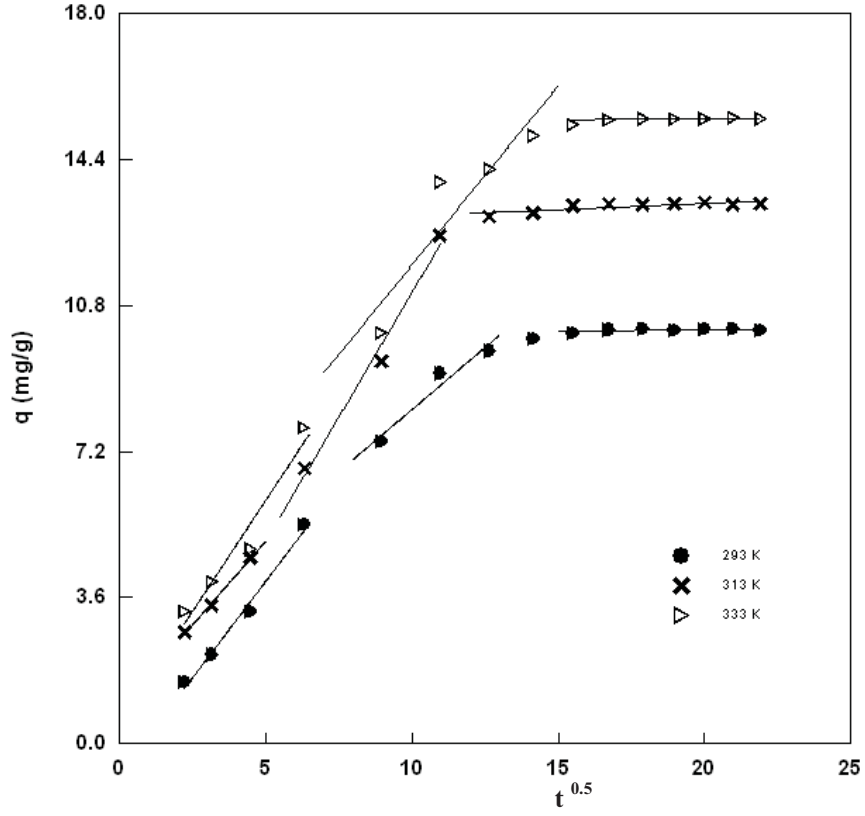
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



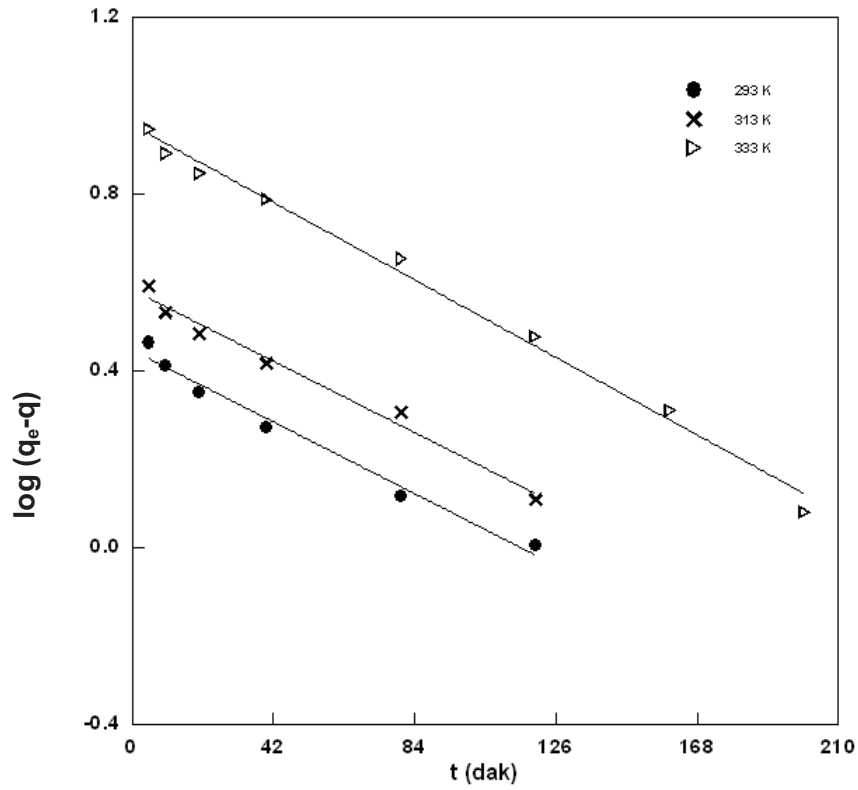
(a)



(b)

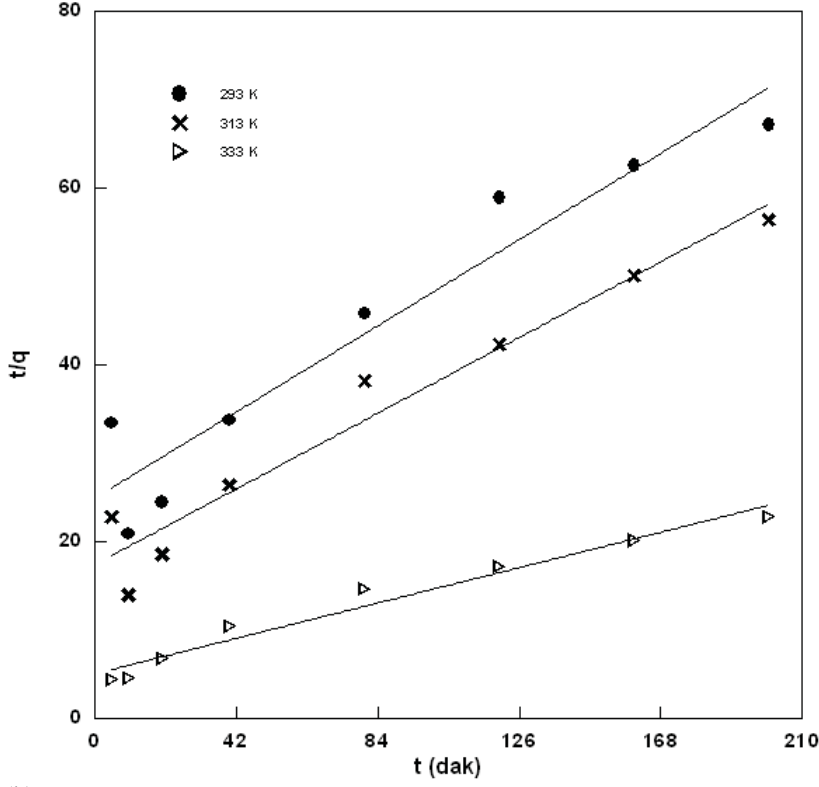


(c) Şekil 4.76. Değişik sıcaklıklarda ESK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a) Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris.

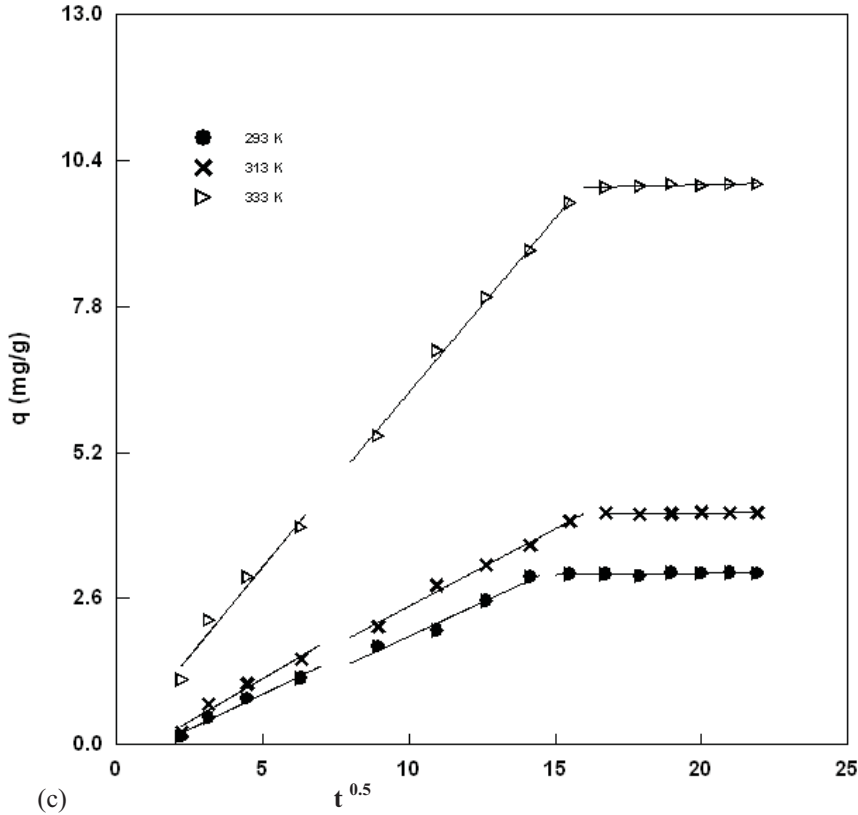


(a)

#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

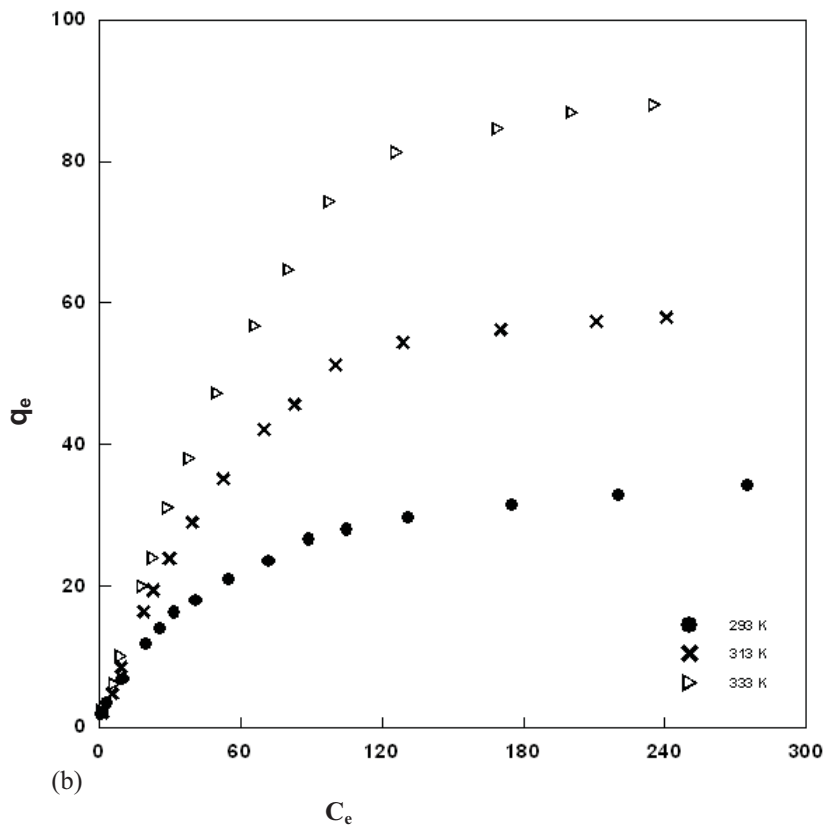
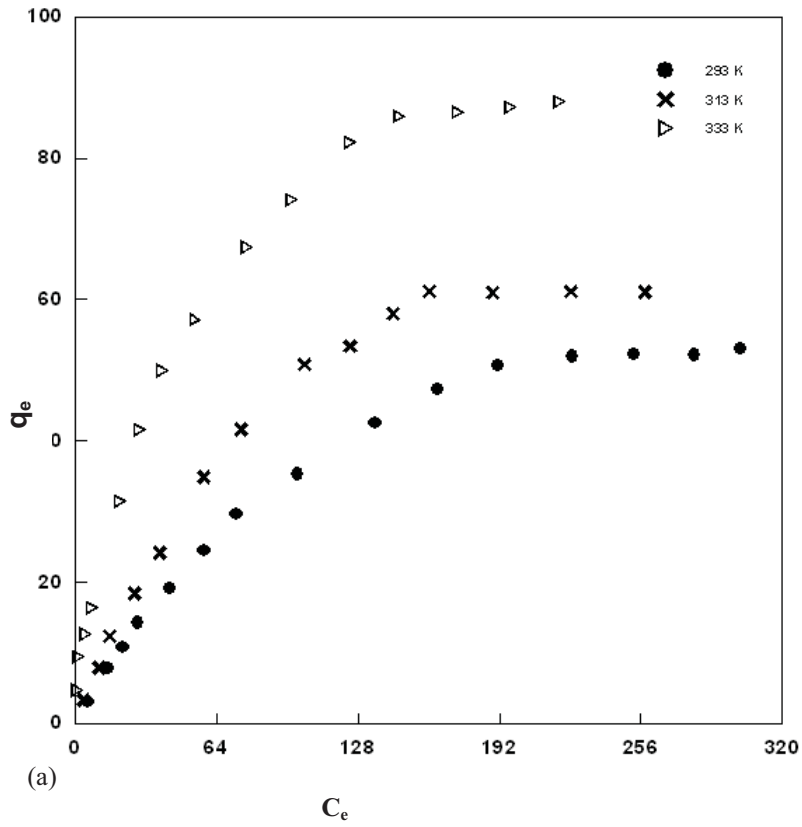


(b)

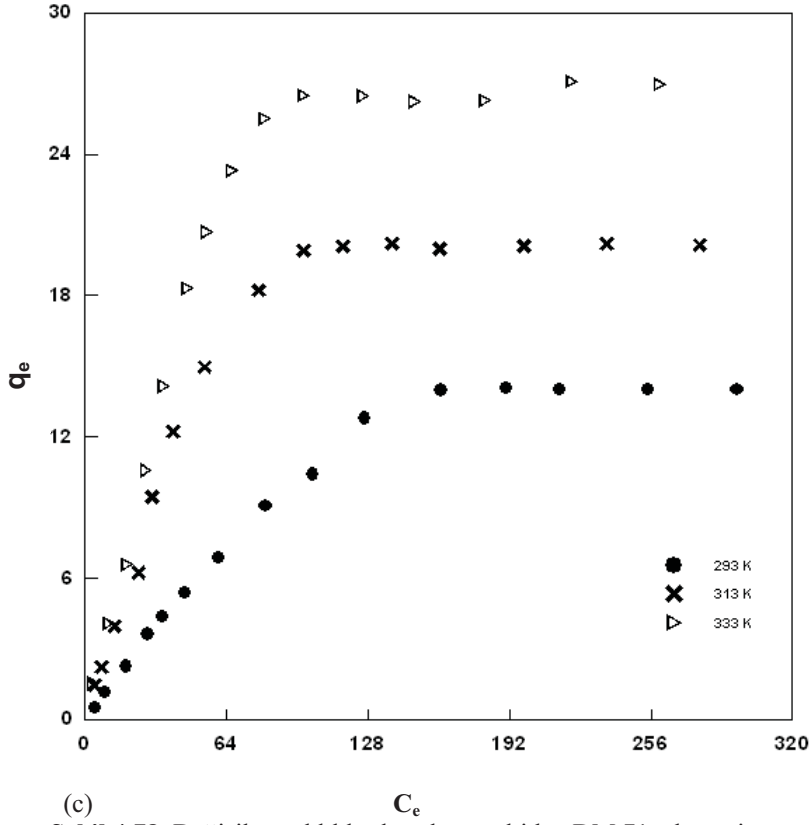


(c)

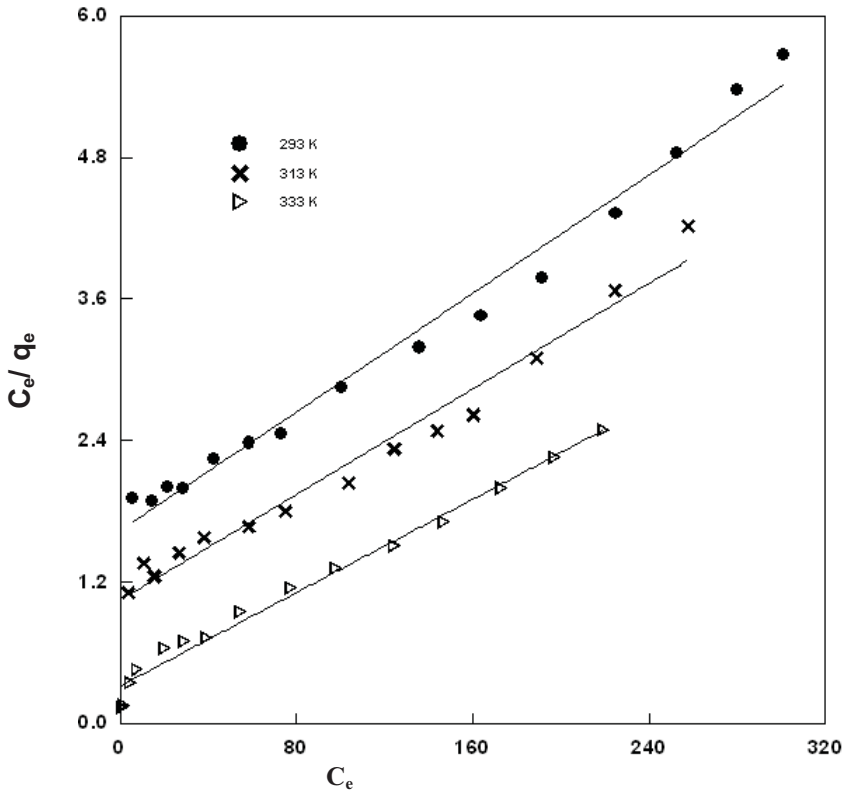
Şekil 4.77. Değişik sıcaklıklarda EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel kinetik çizimler: (a) Lagergren, (b) Ho-McKay, (c) Weber-Morris

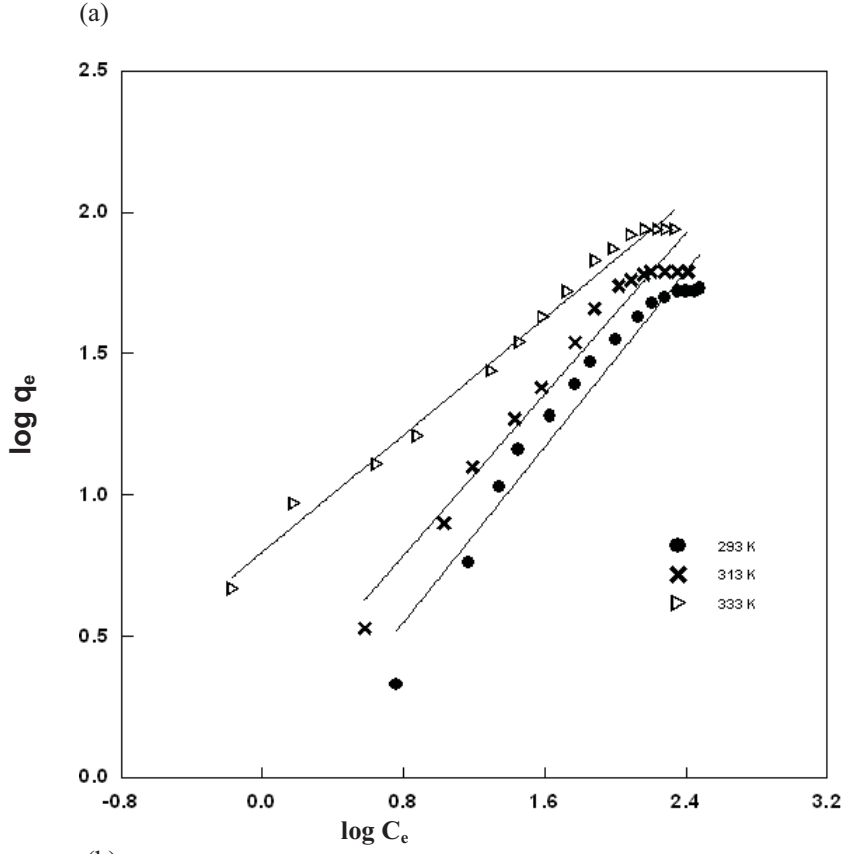


#### 4. ARASTIRMA BULGULARI

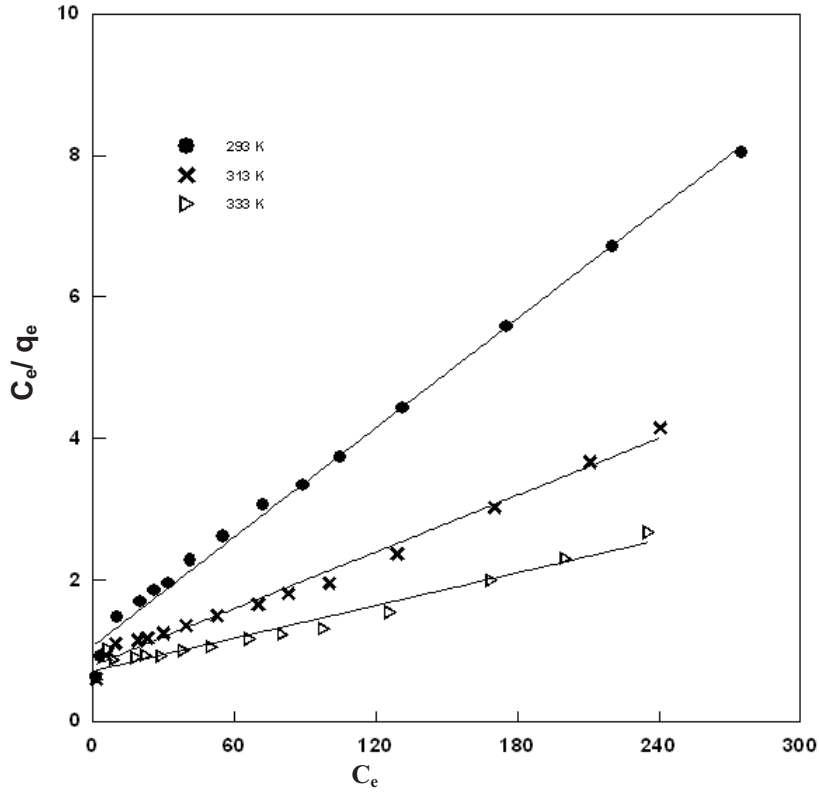


Şekil 4.78. Değişik sıcaklıklarda sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin izoterm çizimleri: (a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.



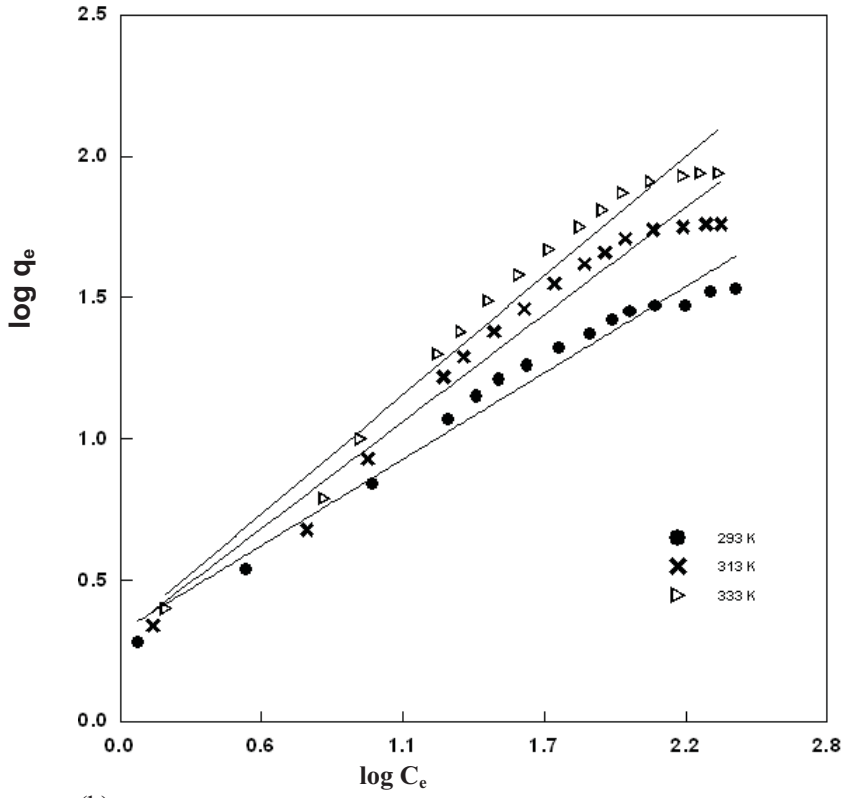


(b)  
**Şekil 4.79.** Değişik sıcaklıklarda EMS ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.

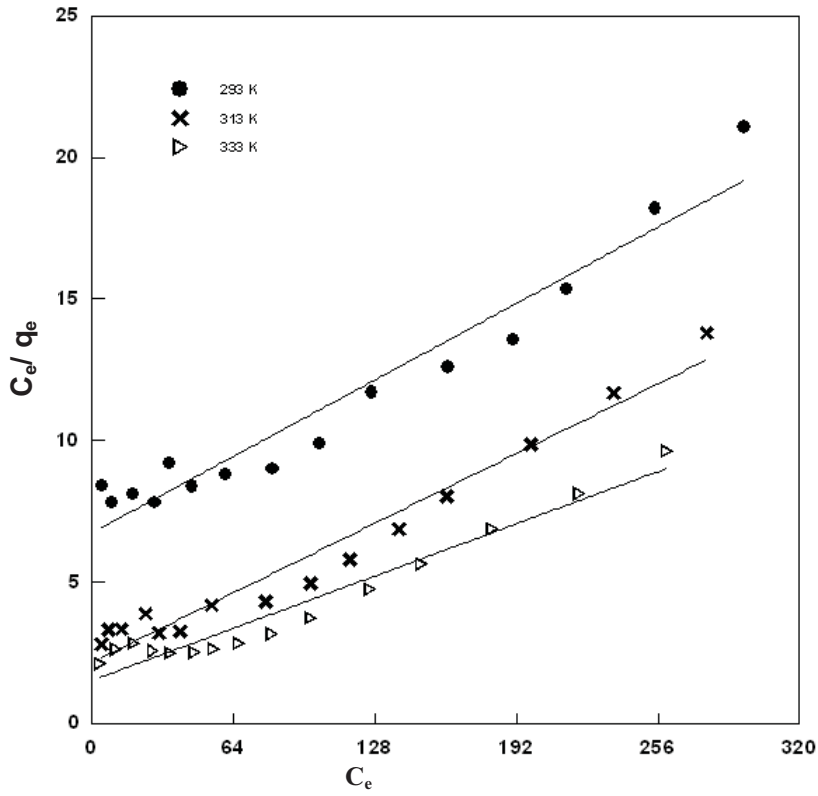


(a)

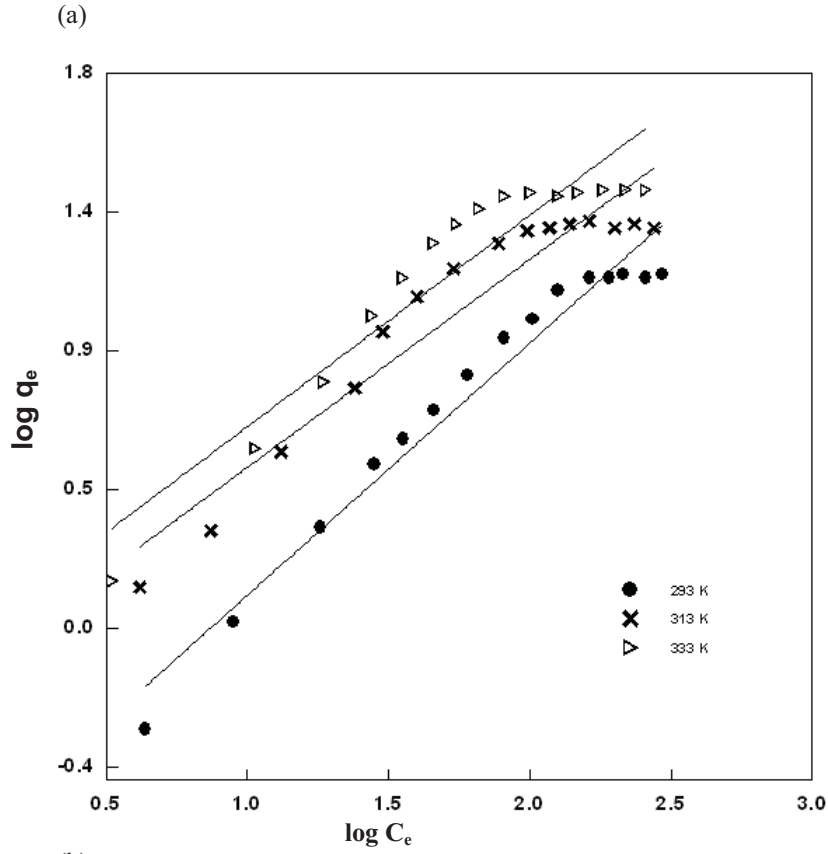
#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



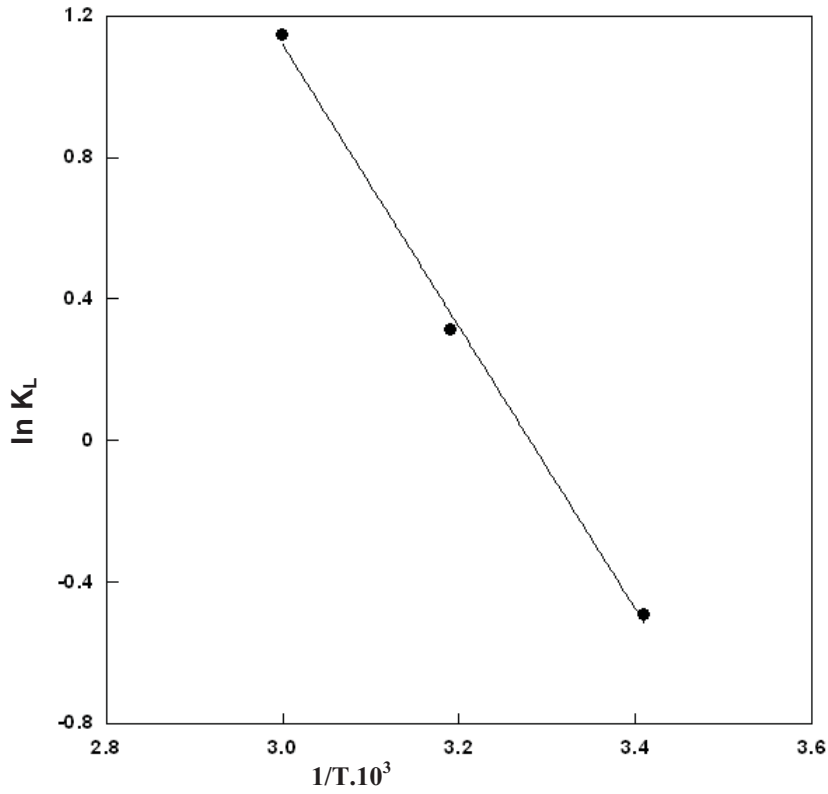
(b)  
Şekil 4.80. Değişik sıcaklıklarda ESK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.



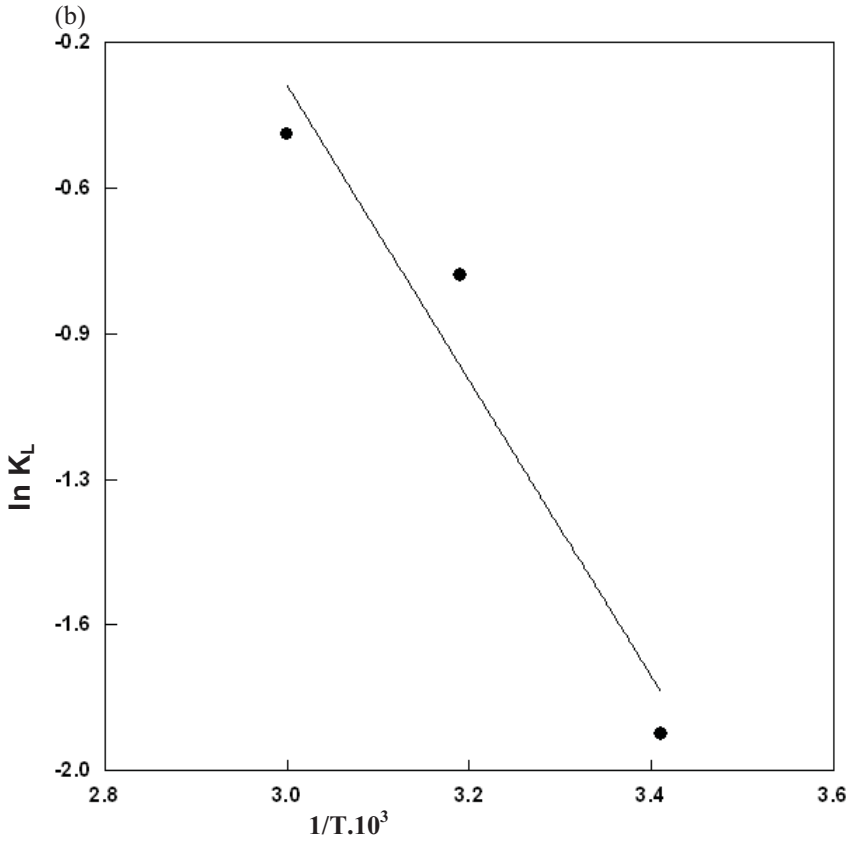
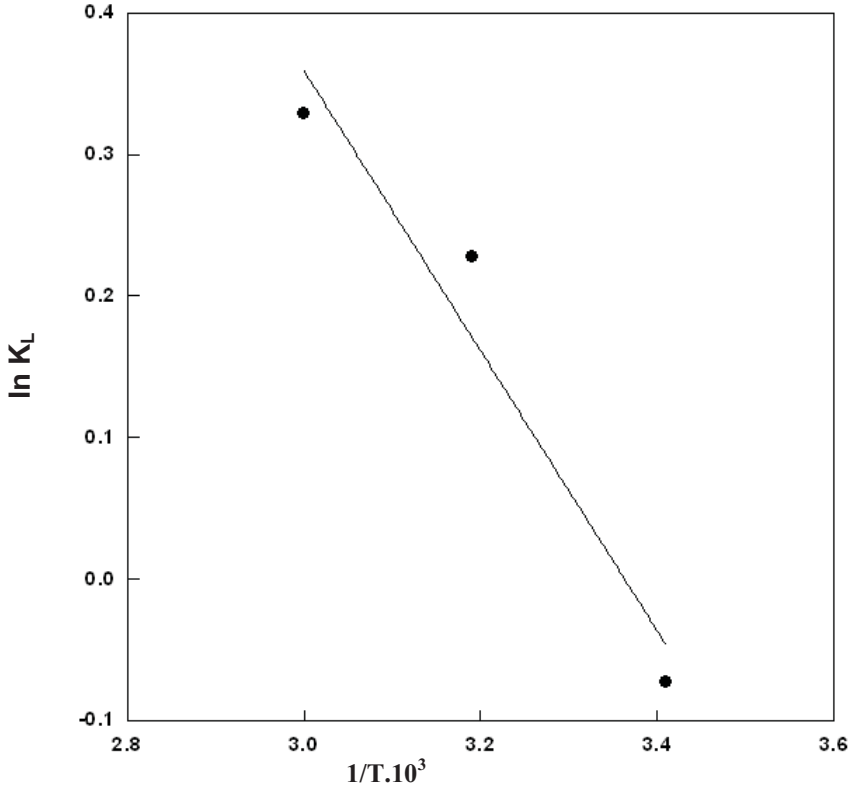




(b)  
Şekil 4.81. Değişik sıcaklıklarda EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin çizgisel izoterm çizimleri: (a)Langmuir, (b) Freundlich.

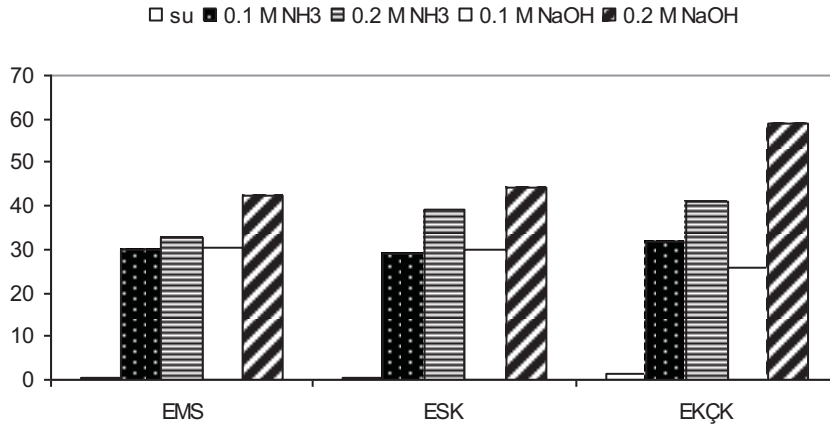


#### 4. ARASTIRMA BULGULARI



(c)

Şekil 4.82. EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 adsorpsiyonuna ilişkin Van't Hoff çizimleri :  
(a) EMS, (b) ESK ve (c) EKÇK.



**Şekil 4.83.** EMS, ESK ve EKÇK üzerinde adsorplanmış DM 71' in saf su ve değişik bazlarla desorpsiyonuna ilişkin izimler



## 5. TARTIŞMA VE SONUÇ

### 5.1. Metilen Mavisi Biyosorpsiyonuna İlişkin Deneysel Sonuçların Değerlendirilmesi

#### 5.1.1. MM Biyosorpsiyonuna İlişkin Spektroskopik Analizlerin Değerlendirilmesi

MS, SK ve KÇK biyosorplayıcılarının yüzeyinde mevcut fonksiyonel grupların ve boyarmadde biyosorpsiyonunda rol alan fonksiyonel grupları belirlemek için, biyosorplayıcıların adsorpsiyon öncesi ve sonrası FTIR spektrumları alınmıştır (Çizelge 4.1.-4.3. ,Şekil 4.1.- 4.3.). MS, SK ve KÇK' nın adsorpsiyon öncesi alınan FTIR spektrumlarında; 3335, 3331, 3281  $\text{cm}^{-1}$ 'de gözlenen pikler yüzeyde -OH gruplarının varlığını göstermektedir. Bu pikler, MM biyosorpsiyonu sonrasında 3323, 3338, 3285  $\text{cm}^{-1}$ 'e kaymıştır. Pik frekanslarındaki değişimler fonksiyonel grubun enejisindeki değişimlere karşılık geldiğinden, adsorpsiyon sonrasında meydana gelen kayma veya kaybolma gibi değişiklikler o piklerin adsorpsiyonda rol aldığı bir göstergesidir. 2315, 2169  $\text{cm}^{-1}$  ve 2024  $\text{cm}^{-1}$  'deki bantlar C=C gerilmelerine ait olabilir. Bu pikler, MM adsorpsiyonu sonrası MS ve SK yüzeyinde kaybolmuştur ve MM adsorpsiyonu sonrası KÇK yüzeyinde, 2019  $\text{cm}^{-1}$  'de yeni bir pik oluştuğu görülmektedir. 1740, 1732, 1730, and 1627  $\text{cm}^{-1}$ 'deki bantlar, karboksilli asit ve ketonların karbonil gruplarına aittir. Karbonil gruplarına ait C=O gerilmeleri, MM adsorpsiyonu sonrası MS yüzeyinde kaybolmuş, SK ve KÇK yüzeyinde ise kaymıştır. 1500 – 1200  $\text{cm}^{-1}$  arasındaki bölgede oluşan bantlar, NH, O-C-H, C-C-H ve C-O-H eğilmelerine ilişkin olabilir. 1025  $\text{cm}^{-1}$  ve 1029  $\text{cm}^{-1}$  civarında oluşan pikler lakton veya karboksil gruplarının C-O gerilmelerinden kaynaklanabilir. Bu bağlamda, Boehm titrasyon sonuçları da (Çizelge 4.16) biyosorplayıcıların yüzeyinde fenol, lakton ve karboksil gibi oksijen içerikli grupların varlığını doğrulamaktadır. Ayrıca, 800 ve 400  $\text{cm}^{-1}$  bölgesindeki bantlar, O-H ve C-H gerilme titreşimlerinden kaynaklanabilir.

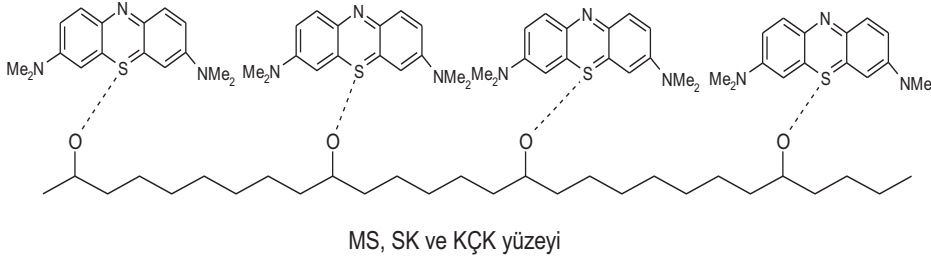
Sonuç olarak, FTIR analizi, kullanılan biyosorplayıcıların yüzeyinde, karboksil, hidroksil gibi iyonlaşabilen fonksiyonel grupların bulunduğunu göstermektedir. Bu gruplar sulu çözeltide negatif yüklenir ve biyosorplayıcıların iyon-değişimi yapabilme kapasitesine sahip olmasını sağlarlar. Bazı boyarmaddeler, organik bileşiklerdir ancak sulu çözeltide iyonlaşabilirler ve pozitif yüklü moleküller oluştururlar. Kullanılan

## 5. TARTIŞMA VE SONUÇ

biyosorplayıcıların MM ile tepkimeleri (Denk. 5.1 ve Denk 5.2), iki olası mekanizma üzerinden yürüdüğü düşünülmektedir:



Burada,  $B^-$  ve  $BH$  biyosorplayıcı yüzeyindeki polar merkezleri göstermektedir. Benzer gözlem, Ofomaja tarafından da gözlenmiştir (Ofomaja 2008). MS, SK ve KÇK' nın adsorpsiyon öncesi ve adsorpsiyon sonrası FTIR spektrumlarından, MM'nin yüzeyde tutunma mekanizması şematik olarak aşağıdaki gibi gösterilebilir:



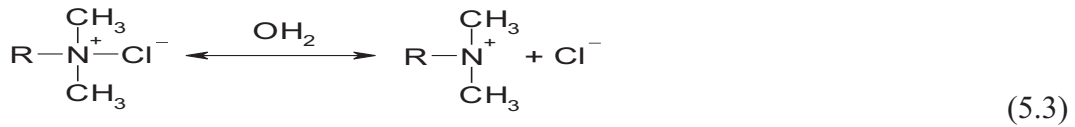
MS, SK ve KÇK' nın adsorpsiyon öncesi ve sonrası yüzey morfolojisini aydınlatmak üzere SEM görüntüleri alındı (Şekil 4.7a, 4.7b, 4.8a, 4.8b, 4.9a, 4.9b). Şekil 4.7a, 4.7b, 4.8a, 4.8b, 4.9a, 4.9b'den görüldüğü gibi, MS, SK ve KÇK yüzeyleri, adsorpsiyon öncesi ve sonrasında birbirinden farklıdır. Biyosorplayıcıların yüzeyinde çok sayıda gözenek ve oyuklar bulunmaktadır. Adsorpsiyon sonrası ise bu gözenek ve oyuklar kaybolmuş ve yüzeyleri MM ile kaplanmıştır.

### 5.1.2. pH Etkisinin Değerlendirilmesi

MS, SK ve KÇK üzerinde MM biyosorpsiyonuna pH etkisini incelemek için, pH'ı 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 ve 10 olan MM çözeltileriyle çalışıldı (Çizelge 4.18, Şekil 4.14). Şekil 4.14'ten görüldüğü gibi, çözelti  $pH$ 'ı 2'den 7'ye artırıldığında, her üç biyosorplayıcı için de  $q$  ve % R değerleri artmakta,  $pH$  7 ve 10 arasında hemen hemen sabit kalmaktadır.  $pH$  2, 7 ve 10'da, adsorplanan MM miktarları sırasıyla; MS için, 10.36 mg/g (%20.72), 41.12 mg/g (%82.24) ve 41.42 mg/g (%82.84); SK için, 6.72

mg/g (% 13.44), 38.82 mg/g (% 77.64) ve 38.85 mg/g (% 77.70); KÇK için, 3.19 mg/g (% 6.38), 25.26 mg/g (% 50.52) ve 24.98 mg/g (% 49.96) olarak belirlendi. Asidik  $pH$ 'larda gözlenen düşük MM biyosorpsiyonu, biyosorplayıcı yüzeyinde bulunan aktif merkezler için, boyarmaddenin katyonik gruplarıyla, ortamda fazla miktarda bulunan  $H^+$  iyonlarının rekabet etmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Bu nedenle,  $H^+$  iyonlarının mobilitesi yüksek olduğundan, biyosorpsiyon merkezlerine daha fazla tutunmakta ve böylece  $MM^+$  boyarmadde iyonlarının daha az tutunmasına neden olmaktadır. Çözelti  $pH$ 'ı arttığında ise, çözelti ara yüzeyindeki pozitif yük azalır ve adsorplayıcı yüzeyi negatif yüklenir. Bu da, biyosorplayıcı tarafından adsorplanan MM miktarının gittikçe artmasına neden olmaktadır. Benzer gözlem, Nasuha ve arkadaşları tarafından, çay atıkları üzerinde MM adsorpsiyonu için de gözlenmiştir (Nasuha ve ark. 2010).

Boyarmadde biyosorpsiyonu üzerine çözelti  $pH$ 'ının etkisi, MS, SK ve KÇK için belirlenen  $pH_{SYN}$  değerlerine bağlı olarak da açıklanabilir. Çözelti  $pH$ 'ı,  $pH_{SYN}$  değerinin üzerinde iken biyosorplayıcıların yüzeyi negatif yüklenir, çözelti  $pH$ 'ı  $pH_{SYN}$  değerinin altında iken biyosorplayıcıların yüzeyi pozitif yüklenir. MS, SK ve KÇK için  $pH_{SYN}$  değerleri sırasıyla 6.26, 6.42 ve 6.83 olarak belirlenmiştir (Şekil 4.13). Sulu çözeltilerde, anyonik boyarmaddeler sülfonat ( $SO_3^-$ ) gruplarından dolayı negatif yük taşıırken, katyonik boyarmaddeler protonlanmış amin veya sülfür grupları taşıdıkları için pozitif yüklenirler (Nepradit ve ark. 2004). MM' nin katyonik bir boyarmadde oluşu ve protonlanmış amin grubundan dolayı pozitif yük içermesi nedeniyle sulu çözeltilerde *Denk. 5.3'* de gösterildiği gibi ayrışır.



Bu nedenle, MM biyosorpsiyonu, MS, SK ve KÇK'nın  $pH_{SYN}$  değerlerinden daha yüksek  $pH$ 'larda artmaktadır. Bu durum, negatif yüklenmiş biyosorplayıcı yüzeyi ile katyonik  $MM^+$  boyarmadde iyonları arasındaki elektrostatik çekim kuvvetlerinin neden olduğu düşünülmektedir.

## 5. TARTIŞMA VE SONUC

---

### 5.1.3. Başlangıç Derişimi Etkisinin Değerlendirilmesi

MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden MM biyosorpsiyonuna başlangıç MM derişimi etkisi, 20 ve 400 mg/L derişim aralıklarında çalışıldı (Çizelge 4.19 ve Şekil 4.15). MM derişimi, 20 mg/L'den 400 mg/L'ye artarken, MS, SK ve KÇK tarafından uzaklaştırılan MM' nin %  $R$ ' leri sırasıyla % 97.5'ten % 44.71'ye, % 95.84'ten % 42.38'ye ve % 83.68'ten % 12.8'e azaldığı gözlenmiştir. Bu durumu şöyle açıklayabiliriz; düşük derişimlerde, çözeltide bulunan tüm boyarmadde molekülleri, biyosorplayıcı yüzeyinde bulunan aktif merkezlerle etkileşir. Ancak, adsorplayıcı yüzeylerinde belli sayıda aktif merkez bulunur ve belli bir derişimden sonra bu aktif merkezler boyarmadde molekülleriyle doymuş hale gelirler. Bu durumda, yüksek derişimli boyarmadde çözeltilerinde, çözeltide adsorplanmadan kalan boyarmadde miktarı artar ve boyarmadde uzaklaşma yüzdesinin azalmasına neden olur. Benzer gözlem, Deniz ve arkadaşları tarafından çam ağacı yaprakları ile sulu çözeltiden Bazik kırmızı 76' nın ve Chowdhury ve arkadaşları tarafından çam ağacı yaprakları ile sulu çözeltiden ananas lif tozları ile Bazik yeşili 4' ün adsorpsiyonu çalışmalarında da gözlenmiştir (Deniz ve Karaman 2011; Chodwurry ve ark. 2011). Diğer taraftan, MM derişimi 20 mg/L'den 400 mg/L'ye artarken MS, SK ve KÇK üzerinde adsorplanan maksimum MM miktarı  $q$ , sırasıyla 9.75'ten 89.42 mg/g'a, 11.98'ten 74.16 mg/g'a, ve 10.46'dan 25.60 mg/g'a arttığı gözlenmiştir (Çizelge 4.19 ve Şekil 4.15). Bu artışın da, MM derişiminin artmasıyla, biyosorplayıcı yüzeyine doğru kütle transfer hızının artması ve biyosorplayıcı yüzeyine doğru daha büyük bir itici gücün bulunmasının neden olduğu düşünülmektedir. MS, SK ve KÇK için, MM derişimleri sırasıyla 300, 200 ve 100 mg/L'nin üzerinde olduğu derişimlerde  $q$  değerlerinin hemen hemen sabit kaldığı görülmüştür. Yani, bu derişimlerden sonra biyosorplayıcı yüzeylerinin, MM ile doyduğunu söyleyebiliriz.

### 5.1.4. Biyosorplayıcı Dozu Etkisinin Değerlendirilmesi

Sulu çözeltiden MS, SK ve KÇK üzerinde MM biyosorpsiyonuna biyosorplayıcı dozu etkisini incelemek için, 0.1 ve 1.0 g arasında değişen biyosorplayıcı dozuyla çalışıldı (Çizelge 4.20, Şekil 4.16). Şekil 4.16'da görüldüğü gibi; biyosorplayıcı dozu 0.1 g'dan 1.0 g'a artarken, MS, SK ve KÇK tarafından uzaklaştırılan MM yüzdesi sırasıyla % 53.63'ten % 97.12'ye, % 70.56'den % 98.36'ya ve % 27.71'den % 97.65'e



artmaktadır. Bu artma, biyosorplayıcı dozu arttıkça, doymamış aktif merkez sayısının artmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Benzer gözlem, Mall ve arkadaşları tarafından, uçucu külle sulu çözeltiden orange-G ve Metil viyoleet uzaklaştırması çalışmasında da gözlenmiştir (Mall ve ark. 2006). Öte yandan, biyosorplayıcı dozu 0.1 g'dan 1.0 g'a artarken, MS, SK ve KÇK üzerinde maksimum adsorplanan MM miktarı  $q$ , sırasıyla 79'dan 7.10 mg/g'a, 35.28'den 4.92 mg/g'a ve 27.71'den 10.39 mg/g'a azalmaktadır. Bu durum, biyosorplayıcı miktarının artmasıyla, biyosorplayıcı tanecikleri arasında boyarmadde molekülleri için rekabetin oluşması ve birbirlerini engellemesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Benzer gözlem, Kumar ve arkadaşları tarafından, kaju fıstığı kabuklarıyla, sulu çözeltiden boyarmadde uzaklaştırması çalışmasında da gözlenmiştir (Kumar ve ark. 2010). Ayrıca, bu durum, artan adsorplayıcı dozu yanında, adsorplanan miktarının adsorplayıcı yüzeyini tamamen kaplamada yetersiz kalmasından kaynaklandığı da düşünülmektedir. Benzer gözlem, Tangaromusk ve arkadaşları ile tarafından, phingomonas paucimobilis biyokütle ile, sulu çözeltiden kadmiyum uzaklaştırması ile Han ve arkadaşlarının nilüfer yaprağı ile sulu çözeltiden metilen mavisi uzaklaştırması çalışmalarında da gözlenmiştir (Tangaromusk ve ark. 2002, Han ve ark. 2011).

#### 5.1.5. İyonik Şiddet (Tuz) Etkisinin Değerlendirilmesi

Adsorplananın, adsorplayıcı yüzeyinde tutunmasını etkileyen bir diğer faktör de iyonik kuvvet etkisidir. Genellikle, katyonik boyarmadde adsorpsiyonu, iyonik şiddet arttıkça, sulu çözeltide pozitif birimler oluşturan boyarmadde birimleri ile NaCl, KCl gibi tuzlardan gelen katyonlar arasında, adsorplayıcı yüzeyine tutunmak için oluşan rekabetten,  $Na^+$  ve  $K^+$  gibi iyonları, boyarmadde moleküllerine göre daha küçük oldukları için, daha yüksek mobiliteye sahip olmaları ve bu nedenle de katyonik boyarmadde adsorpsiyonunu azaltmaktadırlar (Mahmoodi ve ark. 2011). MS, SK ve KÇK üzerinde MM biyosorpsiyonuna tuz etkisini incelemek için, çözeltinin iyonik şiddetini arttırması nedeniyle NaCl elektroliti kullanıldı. Şekil 4.17.'den görüldüğü gibi,  $Na^+$  iyonlarının derişimi arttıkça, her üç biyosorplayıcın adsorplama kapasitesi azalmaktadır. Bu durum,  $Na^+$  iyonları ile  $MM^+$  iyonları arasında oluşan rekabetten kaynaklandığı düşünülmektedir.

#### 5.1.6. Kinetik Çalışmaların Değerlendirilmesi

## 5. TARTIŞMA VE SONUC

---

Çizelge 4.26, 293 K, 313 K ve 333 K sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltilerden MM biyosorpsiyonuna ilişkin kinetik parametreleri ve  $R^2$ 'leri içermektedir. Sulu çözeltilerden MS, SK ve KÇK ile MM biyosorpsiyon kinetiği, belirlenen optimum biyosorpsiyon koşullarında sıcaklığa bağlı olarak çalışıldı. Çizelge 4.26' dan görüldüğü gibi, sıcaklık 293 K'den 333 K'e arttırıldığında, MS, SK ve KÇK' nin MM adsorplama kapasitesi sırasıyla, 83 mg/g'dan 107 mg/g'a; 18.50 mg/g'dan 38 mg/g'a yükseldiği gözlemlendi. Sıcaklık arttıkça, adsorpsiyonun artması, ya adsorplayıcı yüzeyindeki aktif adsorpsiyon merkezlerin sayısının artması, ya da adsorplayıcı birimlerin desolvatize olması sonucu adsorplayıcıyı çevreleyen sınır tabaka kalınlığının azalması ve buna bağlı olarak adsorplanan birimlerin adsorplayıcıya olan kütle transferine karşı sınır tabaka direncinin azalmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Benzer gözlem, Meena ve arkadaşları ile tarafından, karbon aerogel ile, sulu çözeltilerden bazı ağır metallerin uzaklaştırılması ve Doğan ve arkadaşları tarafından badem kabukları ile sulu çözeltilerden metilen mavisi uzaklaştırılması çalışmaları da gözlenmiştir (Meena ve ark. 2005, Doğan ve ark. 2009). Öte yandan, sıcaklık 293 K'den 333 K'e artarken, SK'nın MM adsorplama kapasitesi 72.50 mg/g'dan 49.70 mg/g'a azalmaktadır. Bu azalmaya, yüksek sıcaklıklarda, boyarmadde moleküllerinin adsorplayıcı yüzeyinden kurtulmaya çalışarak, çözelti fazına geçme eğiliminin artmasından dolayı sınır tabaka kalınlığının azalmasının neden olduğu düşünülmektedir. Benzer sonuç, Bahatti ve arkadaşları tarafından, sulu çözeltilerden *Daucus carota* L. atığı ile krom iyonları uzaklaştırılması ve Chodwurry arkadaşları tarafından, ananas yaprağı üzerinde bazik yeşil 4 uzaklaştırılması çalışmaları da gözlenmiştir (Chodwurry ve ark. 2011).

Sıcaklığın denge temas süresine olan etkisi değerlendirildiğinde, Şekil 4.18'den görüldüğü gibi, sıcaklığın artmasıyla denge temas süresinde önemli bir değişiklik olmamıştır MS-MM, SK-MM ve KÇK-MM adsorpsiyon sistemleri için denge temas süresi sırasıyla 240, 100 ve 80 dakika olduğu görülmektedir. Bu sürelerden sonra, adsorplanan boyarmadde miktarlarında anlamlı bir değişiklik olmamaktadır. Bu da, biyosorplayıcı yüzeylerinin, denge temas süresi aşıldıktan sonra artık yüzey doygunluğuna ulaştığını göstermektedir. Bu nedenle, izotem çalışmaları, belirlenen bu denge temas sürelerinde gerçekleştirildi.

Çizelge 4.26'dan görüldüğü gibi, MS üzerinde MM biyosorpsiyonu, Ho-McKay kinetik modeli, Lagergren kinetik modeline göre tüm sıcaklıklarda daha yüksek  $R^2$ ' lerle uymaktadır. Ayrıca,  $q_{e,exp}$  değerleri, Ho-McKay kinetik modelinden hesaplanan  $q_{e,cal}$  değerlerine daha yakındır. Bu durumda, MS üzerinde MM adsorpsiyon kinetiğinin Ho-McKay kinetik modeline uyduğu söylenebilir. Ayrıca, belirlenen  $q_{e,cal}$  ve  $k_{ads,2}$  değerleri sıcaklık arttıkça artmaktadır. Bu da olayın endotermik olduğunu göstermektedir. Bu bulgulara göre, MS üzerinde MM biyosorpsiyonunun Ho-McKay kinetik modeline uyduğu için kemisorpsiyon kontrollü olduğu söylenebilir. SK ve KÇK üzerinde MM biyosorpsiyonu,  $R^2$  değerleri ve  $q_{e,exp}$  ile  $q_{e,cal}$  değerlerinin birbirine yakınlığı göz önüne alındığında, Lagergren kinetik modeline uyduğu görülmektedir. Her iki biyosorplayıcı için de, sıcaklık arttıkça  $k_{ads,1}$  değerleri artmaktadır. Sıcaklık arttıkça KÇK üzerinde adsorplanan MM miktarı artmakta iken, SK üzerinde adsorplanan MM miktarı azalmaktadır. Bu durum, MM'nin SK üzerinde adsorplanmasının ekzotermik, KÇK üzerinde adsorplanmasının endotermik olduğunu göstermektedir.

Şekil 4.19c, 4.20c ile 4.21c ve Çizelge 4.27 değişik sıcaklıklarda MS, SK ve KÇK biyosorplayıcıları üzerinde MM biyosorpsiyonuna ilişkin Weber-Morris çizimlerini ve bu çizimlerden belirlenen  $k_{id}$  ve  $C$  difüzyon parametrelerini içermektedir. Şekil 4.19c, 4.20c ile 4.21c'den görüldüğü gibi, kullanılan biyosorplayıcılar üzerinde MM biyosorpsiyonu tüm sıcaklıklarda orijinden geçmemekte ve üç basamakta gerçekleşmektedir. Oluşan üç ayrı basamağın hız sabitleri  $k_{id,1} > k_{id,2} > k_{id,3}$  sırasında değiştiği ve her üç biyosorplayıcı için de sıcaklık arttıkça her basamaktaki  $C$  değerlerinin arttığı görülmektedir. Bu durum, sıcaklığın artmasıyla sınır tabaka kalınlığının arttığını ve buna bağlı olarak difüzyon hızının azaldığını göstermektedir. Genel olarak, sıcaklık arttıkça her üç biyosorplayıcı-MM sistemi için difüzyon hız sabitleri artmaktadır. Weber-Morris denkleminde elde edilen sonuçlar değerlendirildiğinde, difüzyon hızını belirleyen basamağın tek basamak olmadığı gözlenmiştir.

### 5.1.7. İzoterm Çalışmalarının Değerlendirilmesi

Çizelge 4.31 değişik sıcaklıklarda MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltilerden MM biyosorpsiyonuna ilişkin Langmuir ve Freundlich sabitleri ve  $R^2$ ' leri içermektedir. Belirlenen  $R^2$ ' lere göre, MS üzerinde MM biyosorpsiyonu çalışılan tüm sıcaklıklar için Freundlich izoterm modeline uyduğu görülmektedir. Bu da, MS üzerinde heterojen ve

## 5. TARTIŞMA VE SONUC

çok tabakalı MM biyosorpsiyonunun gerçekleştiğini göstermektedir. Adsorpsiyon şiddeti ve yüzey heterojenliğinin bir ölçüsü olan Freundlich sabiti  $1/n$  değerleri 0 ile 1 arasında değişmektedir. MS üzerinde MM biyosorpsiyonu 1' e yakın  $1/n$  değerleri vermekte ve Langmuir modeline 0.97'den daha yüksek  $R^2$ 'lerle uymaktadır. MS için 293 K ve 333 K sıcaklık aralığında  $1/n$  değerleri 0.7537 ve 0.7602;  $R_L$  değerleri ise 0.4495 ve 0.3972 aralığında değişmektedir. Bu da MM'nin MS üzerinde biyosorplanmasının istemli olduğu anlamına gelmektedir. Ayrıca sıcaklığın artmasıyla  $q_m$  değerlerinin 303.30 mg/g'dan 400 mg/g'a ve  $K_F$  değerlerinin 2.46'dan 4.01'e yükselmesi olayın endotermik olduğunu teyit etmektedir. MM'nin SK ve KÇK üzerinde biyosorpsiyonu için belirlenen  $R^2$  değerlerine göre Langmuir modeline uyduğu görülmektedir. Bu da homojen adsorplayıcı yüzeyinde tek tabaka adsorpsiyonunun göstergesidir. SK için, 293 K ve 333 K sıcaklık aralığında  $1/n$  değerleri 0.5207 ve 0.5601;  $R_L$  değerleri ise 0.0803 ve 0.1577 aralığında, KÇK için  $1/n$  değerleri 0.5396 ve 0.6404;  $R_L$  değerleri ise 0.1825 ve 0.2494 aralığında değişmektedir. Bu da, MM'nin SK ve KÇK üzerinde biyosorplanmasının istemli olduğunu göstermektedir. Freundlich sabiti  $n < 1$  ise adsorpsiyonun kemisorpsiyon;  $n > 1$  ise adsorpsiyonun fizisorpsiyon olduğu anlamına gelir. Sıcaklık 293 K'den 333 K'e artarken,  $n$  değerleri MS için 1.3268'den 1.3154'e, SK için 1.9205'ten 1.7854'e, KÇK için 1.8532'den 1.5615'e düşmektedir. Bunun sonucu olarak, kullanılan biyosorplayıcılar üzerinde MM adsorpsiyonunun fizisorpsiyon mekanizması üzerinden yürüdüğü söylenebilir. Sıcaklığın artmasıyla SK için  $q_m$  değerlerinin 111.11 mg/g'dan 83 mg/g'a ve  $K_F$  değerlerinin 9.19'dan 4.80'e azalması olayın ekzotermik olduğunu; KÇK için  $q_m$  değerlerinin 26.32 mg/g'dan 57.14 mg/g'a ve  $K_F$  değerlerinin 1.89'dan 2.55'e artması olayın endotermik olduğunu göstermektedir.

### 5.1.8. Termodinamik Parametrelerin Değerlendirilmesi

Çizelge 4.32 MS, SK ve KÇK üzerinde MM biyosorpsiyonuna ilişkin termodinamik parametreleri içermektedir. MS ve KÇK üzerinde MM biyosorpsiyonu için  $\Delta H^0$  ve  $\Delta S^0$  değerleri pozitifdir. Pozitif  $\Delta H^0$  değerleri, MS ve KÇK üzerinde MM biyosorpsiyonunun endotermik olduğunu göstermektedir. Pozitif  $\Delta S^0$  değerleri ise, katı-çözelti arayüzeyinde artan düzensizlikten kaynaklanmaktadır. Öte yandan, SK üzerinde MM biyosorpsiyonu için  $\Delta H^0$  ve  $\Delta S^0$  değerleri negatif olarak hesaplanmıştır. Negatif  $\Delta H^0$

değeri, olayın ekzotermik olduğunu gösterir. Negatif  $\Delta S^\circ$  değeri ise, MM biyosorpsiyonu gerçekleşirken, katı-çözeltili arayüzeyinde oluşan düzensizliğin azalması anlamına gelmektedir. Çalışılan sıcaklıklarda  $\Delta G^\circ$  değerlerinin her üç biyosorplayıcı-MM sistemi için negatif çıkması, olayın kendiliğinden olma eğilimini ve termodinamik olarak istemli olduğunu gösterir.  $\Delta G^\circ$  değeri 293 K'de KÇK üzerinde MM biyosorpsiyonu için pozitif değer ( $0.09 \text{ kJ mol}^{-1}$ ) almaktadır. Bu durum, belirtilen sıcaklıkta olayın kendiliğinden olmadığını ifade etmektedir. Ancak, sıcaklık arttıkça  $\Delta G^\circ$  negatif değerler almıştır. Bunu, Gibbs-Helmholtz denklemine göre,  $\Delta H^\circ$  ve  $\Delta S^\circ$  termodinamik parametrelerinin pozitif ve  $\Delta G^\circ$ 'nin küçük pozitif olması durumunda olay yüksek sıcaklıkta yürüyebileceği bilgisine bağlı olarak açıklayabiliriz. Benzer gözlem, Yavuz ve arkadaşları tarafından, kaolin ile sulu çözeltiliden bazı ağır metallerin uzaklaştırılması çalışmasında da gözlenmiştir (Yavuz ve ark. 2003). MS, SK ve KÇK üzerinde MM biyosorpsiyonuna ilişkin  $\Delta H^\circ$  değerleri sırasıyla 8.35, - 21.34 ve 11.73 KJ/mol'dur. Bu değerler 80 KJ/mol'den küçük olması biyosorpsiyonun fizisorpsiyon mekanizması üzerinden yürüdüğünü göstermektedir. Ayrıca,  $\Delta G^\circ$  değerleri, MS-MM sistemi için - 0.69 ve - 1.95 kJ mol<sup>-1</sup>, SK-MM için - 4.51 ve - 2.21 kJ mol<sup>-1</sup>; KÇK-MM sistemi için 0.09 ve - 1.50 kJ mol<sup>-1</sup> aralığında değişmektedir. Bu değerlerin, -20 ve 0 kJ/mol arasında olması da MM'nin her üç biyosorplayıcı üzerindeki biyosorpsiyonun fizisorpsiyon mekanizması üzerinden yürüdüğünü doğrulamaktadır.

### 5.1.9. Desorpsiyon Çalışmalarının Değerlendirilmesi

Çizelge 4.33, MS, SK ve KÇK yüzeyinde adsorplanmış MM'yi desorplamak için HCl, HNO<sub>3</sub>, CH<sub>3</sub>COOH, H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> ve sitrik asit gibi desorbentlerin 0.1 M'lık çözeltileriyle yapılan desorpsiyon çalışmalarına ilişkin %D miktarlarını içermektedir. %D sonuçlarına göre, MS yüzeyinden MM desorplama yüzdesi; H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> ile % 93.94, HNO<sub>3</sub> ile % 89, HCl ile % 79.15, sitrik asit ile % 62.67 ve CH<sub>3</sub>COOH ile % 26.08 oranındadır. SK yüzeyinden MM desorplama yüzdesi HCl ile % 93.66, H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> ile % 77.22, HNO<sub>3</sub> ile % 65.95, sitrik asit ile % 43.59 ve CH<sub>3</sub>COOH ile % 14.06 oranındadır. KÇK yüzeyinden MM desorplama yüzdesi HCl ile % 82.79, sitrik asit ile % 80.68, H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> ile % 76.48, CH<sub>3</sub>COOH ile % 66.59 ve HNO<sub>3</sub> ile % 47.09 oranındadır. Belirlenen %D sonuçlarından, MM uzaklaştırmada en etkili desorbent olarak; MS için bir zayıf asit olan H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>, SK ve KÇK için ise kuvvetli bir asit olan HCl olduğu gözlenmiştir. Bu

## 5. TARTIŞMA VE SONUC

---

durum, MM'nin MS yüzeyinde, SK ve KÇK'ya oranla daha zayıf etkileşmelerle tutunmasından kaynaklanabilir. İzoterm modelinin MS-MM sistemi için zayıf etkileşimleri içeren çok tabakalı adsorpsiyonun gerçekleşmesini, yani Freundlich izoterm modeline uymasını doğrulamaktadır.

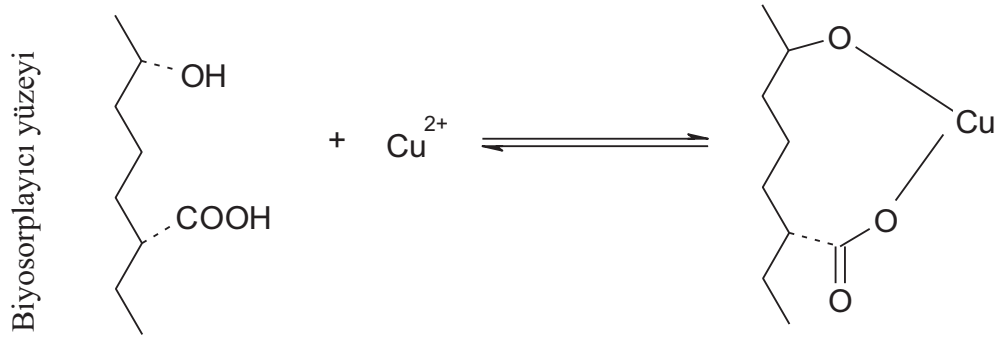
### 5.2. Cu(II) Biyosorpsiyonuna İlişkin Deneysel Sonuçların Değerlendirilmesi

#### 5.2.1. Cu(II) Biyosorpsiyonuna İlişkin Spektroskopik Analizlerin Değerlendirilmesi

Şekil 4.1a ve c, Şekil 4.2a ve c ve Şekil 4.3a ve c, sırasıyla MS, SK ve KÇK biyosorplayıcılarına ait Cu(II) biyosorpsiyonu öncesi ve sonrası spektrumlarını göstermekte, Çizelge 4.4, 4.5 ve 4.6. ise spektrum verilerini içermektedir. Adsorpsiyon öncesi alınan spektrumlarında 3335, 3331, 3281  $\text{cm}^{-1}$ 'de gözlenen pikler yüzeyde -OH gruplarının varlığını göstermektedir. Bu pikler, adsorpsiyon sonrasında MS ve SK yüzeyinde kaybolmuş, KÇK yüzeyinde ise 16.54  $\text{cm}^{-1}$ ' lik önemli bir dalga sayısı değişikliğiyle 3319.09  $\text{cm}^{-1}$  'e kaymıştır. 2315, 2169 ve 2024  $\text{cm}^{-1}$  'deki bantlar C=C ve -C≡N gerilmelerine ait olabilir. MS yüzeyinde 2315  $\text{cm}^{-1}$  'e ait pik Cu(II) biyosorpsiyonu sonrası kaybolmuştur. 1740, 1732, 1730, ve 1627  $\text{cm}^{-1}$ 'deki bantlar, karboksilli asit ve ketonların karbonil gruplarına aittir. Karbonil gruplarına ait C=O gerilmeleri, Cu(II) biyosorpsiyonu sonrası MS ve KÇK yüzeyinde kaybolmuş, SK yüzeyinde ise 1728.83  $\text{cm}^{-1}$  'e kaymıştır. 1627 ve 1631 civarında gözlenen pikler iyonik karboksilat gruplarının C=O gerimelerine ve C-O ve O-H gerilmelerine ait olabilir. 1598 ve 1509  $\text{cm}^{-1}$  'deki bantlar -NH eğilmesi ve amino gruplarına ait olabilir. MS ve KÇK yüzeyinde Cu(II) biyosorpsiyonu sonrası bu pikler 1603 ve 1506.43  $\text{cm}^{-1}$  'e kaymıştır. 1240 ve 1262.88  $\text{cm}^{-1}$  'deki bantlar amin gruplarından kaynaklanan C-N gerilmelerine ait olabilir. 1240  $\text{cm}^{-1}$  'deki pik MS yüzeyinde Cu(II) biyosorpsiyonu sonrası kaybolmuştur. 1025  $\text{cm}^{-1}$  ve 1009  $\text{cm}^{-1}$  civarında oluşan pikler lakton veya karboksil gruplarının C-O gerilmelerinden ve amino gruplarından kaynaklanabilir.

FTIR analizleri değerlendirildiğinde, Cu(II) biyosorpsiyonunda, hidroksil, karboksil ve amino gruplarının etkin rol oynadığı söylenebilir. MS, SK ve KÇK yüzeyinde Cu(II) iyonlarının tutunma mekanizması *Denk. 5.4'* de görüldüğü şekilde olduğu düşünülmektedir





Şekil 4.7a,c Şekil 4.8a,c ve Şekil 4.9a,c sırasıyla MS, SK ve KÇK' nin adsorpsiyon öncesi ve Cu(II) iyonları adsorpsiyonu sonrası, SEM görüntülerini içermektedir. Şekil 4.7a,c Şekil 4.8a,c ve Şekil 4.9a,c'den görüldüğü gibi, MS, SK ve KÇK yüzeyleri, adsorpsiyon öncesi ve sonrasında birbirinden farklıdır. Kullanılan biyosorplayıcılarının yüzeyi, metal iyonlarının tutunma olasılığını arttıracak ve kolaylaştıracak düzensiz yapıya sahiptirler. Adsorpsiyon sonrası, biyosorplayıcıların yüzeyinde oluşan önemli yapısal seğişiklikler Cu(II) adsorpsiyonunu doğrulamaktadır.

### 5.2.2. pH Etkisinin Değerlendirilmesi

Sulu çözeltilerden ağır metal adsorpsiyonunda, *pH*' değişimi, ağır metallerin hidroliz, kompleksleşme, redoks ve çökme reaksiyonlarını oldukça kuvvetli bir şekilde etkiler (Han ve ark. 2006). Cu(II) iyonları biyosorpsiyonuna *pH* etkisi, *pH*'ı 2,3,4,5 ve 6 olan çözeltilerle çalışıldı (Çizelge 4.34, Şekil 4.28). Şekil 4.28'den görüldüğü gibi Cu(II) iyonlarının MS, SK ve KÇK üzerinde biyosorpsiyon yüzdesi ve miktarı, *pH* değişiminden önemli ölçüde etkilenmektedir. Her üç biyosorplayıcı için de maksimum adsorpsiyon *pH* 5'te gözlenmiştir. *pH* 2'den 5'e artarken, *q*' ları ve % R' leri, MS için 7.16 mg/g'dan (%14.32), 30.16 mg/g'a (%30.16); SK için 4.45 mg/g'dan (%8.9) 26.28 mg/g'a (%52.56); KÇK 2.52 mg/g'dan (%5.04) 15.86 mg/g'a (%31.72) artmaktadır. *pH* azaldıkça biyosorpsiyonun azalması, H<sup>+</sup> iyonları ve Cu(II) iyonlarının aktif merkezlere tutunmak için oluşan rekabetten kaynaklandığı düşünülmektedir. Düşük *pH*'larda, biyosorplayıcıların yüzeyi pozitif yüklenir ve metal katyonlarını iter, bu nedenle adsorpsiyon azalır. Benzer gözlem, Özer ve arkadaşları tarafından dehidratize buğday kepeği üzerinde Cu(II) adsorpsiyonu için de gözlenmiştir (Özer ve ark. 2004). *pH* 5 ve 6 arasında, her üç biyosorplayıcı için de adsorplama miktarında düşüş gözlenmektedir. Bu, yüksek *pH* larda, ortamdaki, Cu(II) iyonlarının, (Cu(OH)<sup>+</sup>,

## 5. TARTIŞMA VE SONUC

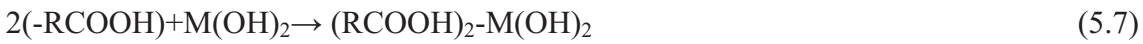
$\text{Cu(OH)}_2$ ,  $\text{Cu(OH)}_3^-$ ,  $\text{Cu(OH)}_4^{2-}$  ) şeklindeki hidroksitleri halinde çökmelerinin neden olduğu düşünülmektedir. Benzer gözlem, Özçimen ve arkadaşları tarafından, kestane kabukları ve üzüm çekirdeğinden elde edilen aktif karbonlar üzerinde Cu(II) adsorpsiyonu için de gözlenmiştir (Özçimen ve Meriçboyu 2009). Bu nedenle, kullanılan biyosorplayıcılar üzerinde Cu(II) adsorpsiyonu kinetik ve izoterm çalışmaları  $pH$  5'te yapıldı.

Cu(II) iyonları biyosorpsiyonu üzerine çözelti  $pH$ 'ının etkisi  $pH_{SYN}$  değerlerine bağlı olarak açıklanabilir. Ortamın  $pH$ 'ı, biyosorplayıcının  $pH_{SYN}$  değerinden büyükse, biyosorplayıcının yüzeyi negatif yüklenir; tam tersine ortamın  $pH$ 'ı, biyosorplayıcının  $pH_{SYN}$  değerinden küçükse, biyosorplayıcının yüzeyi pozitif yüklenir.  $pH$  5-6 aralığında, çözeltilde üç farklı metal türü bulunmaktadır: Çok az miktarda  $M^{2+}$  ve fazla miktarda  $M(OH)^+$  ve  $M(OH)_2$ . Bu türler adsorplayıcı yüzeyindeki fonksiyonel gruplara iyon değişim yoluyla (Denk. 5.5 ve Denk. 5.6) ya da hidrojen bağı yaparak (Denk. 5.7) tutunurlar:

a) İyon değişimi:



b) Hidrojen bağı

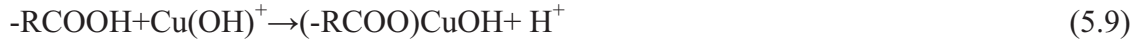


Burada, -R adsorplayıcı matriksini ifade etmektedir (Elliot ve Huang, 1981). MS, SK ve KÇK için  $pH_{SYN}$  değerleri sırasıyla 6.26, 6.42 ve 6.83 olarak belirlenmiştir (Şekil 4.13). Her üç biyosorplayıcı-Cu(II) sistemi için, maksimum adsorplanma  $pH$  5'te gerçekleşmektedir.  $pH$  5, biyosorplayıcılarının  $pH_{SYN}$  değerlerinden düşük olmasından dolayı, biyosorplayıcı yüzeylerinin pozitif yüklendiği için, pozitif yüklü metal kationlarını itmesi beklenmektedir. Ancak, kullanılan biyosorplayıcılar üzerinde Cu(II) adsorpsiyonunun gerçekleşmesi, olayın elektrostatik etkileşmeler yanında, hidrojen bağı gibi başka etkileşimleri de içeren basamaklardan oluştuğu söylenebilir. Dolayısıyla,  $pH_{SYN}$  değerlerinin altındaki  $pH$ 'larda,  $\text{Cu}^{2+}$  ve  $\text{Cu(OH)}^+$  metal türleri,  $H^+ - \text{Cu}^{2+}$  (veya

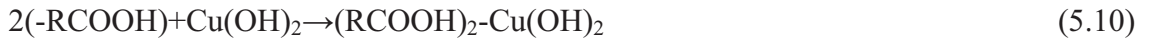


Cu(OH)<sup>+</sup> yoluyla tutunurlar ( Denk. 5.8-5.10). Bu çalışmada da pH 5.0' de, Denk. 5.8-5.10' da gösterilen mekanizmalar üzerinden tutunduğu düşünülmektedir. pH 5.0' de,

a) İyon değişimi (– COOH gruplarının dissosiasyonundan kaynaklanan):



b) Hidrojen bağı (pH<sub>SYN</sub> değerlerinin altında )



Benzer gözlem, Shukla ve arkadaşları tarafından, talaş üzerinde metal adsorpsiyonu üzerinde yapılan çalışmada da gözlenmiştir (Shukla ve ark. 2002).

### 5.2.3. Başlangıç Derişimi Etkisinin Değerlendirilmesi

Çizelge 4.35 ve Şekil 4.29' da görüldüğü gibi, Cu(II) iyonları derişimi 5 mg/L'den 500 mg/L'ye artarken, MS, SK ve KÇK tarafından Cu(II) iyonları % R' leri sırasıyla % 40'tan % 19.2'ye, % 80.50'den % 21.83'e ve % 75'ten % 14.68'e azalmıştır. Bu duruma, düşük derişimlerde, çözeltide bulunan tüm Cu(II) iyonlarının, biyosorplayıcı yüzeyinde bulunan aktif merkezlerle etkileşmesi sonucu tüm adsorplayıcıların yüzeyinde belli sayıda aktif merkez bulunduğu için belli bir derişimden sonra Cu(II) iyonlarıyla doymuş hale gelmesi neden olduğu düşünülmektedir. Bundan dolayı, yüksek metal derişimlerinde, çözeltide adsorplanmadan kalan metal iyonları derişimi ve metal uzaklaşma yüzdesi azalmaktadır. Benzer gözlem, Chen ve arkadaşları tarafından mısır sapları üzerinde Cr(IV) adsorpsiyonu için de gözlenmiştir (Chen ve ark. 2011). Diğer taraftan, Cu(II) iyonları derişimi 5 mg/L'den 500 mg/L'ye artarken MS, SK ve KÇK üzerinde Cu(II) iyonlarının q' değerleri, sırasıyla 2 mg/g'dan 48 mg/g'a, 2.01 mg/g'dan 26.2 mg/g'a, ve 1.88 mg/g'dan 14.68 mg/g'a artmıştır. Bu artış, Cu(II) iyon derişiminin artmasıyla biyosorplayıcı yüzeyine doğru kütle transfer hızının artması ve biyosorplayıcı yüzeyine doğru itici gücün artması neden olmaktadır. MS, SK ve KÇK için, Cu(II) iyonları derişimleri sırasıyla 120, 100 ve 80 mg/L'nin üzerindeki derişimlerde q değerlerinin hemen hemen sabit kaldığı görülmüştür. Bu derişimlerden sonra biyosorplayıcı yüzeylerinin Cu(II) iyonları ile doyduğu anlamına gelmektedir. Bu

## 5. TARTIŞMA VE SONUÇ

---

nedenle, MS, SK ve KÇK ile Cu(II) biyosorpsiyonu kinetik çalışmaları için sırasıyla 120, 100 ve 80 mg/L  $C_0$ ' larda çalışıldı.

### 5.2.4. Biyosorplayıcı Dozu Etkisinin Değerlendirilmesi

Çizelge 4.36 ve Şekil 4.30'da görüldüğü gibi, biyosorplayıcı dozu 0.1 g'dan 1.0 g'a artarken, MS, SK ve KÇK tarafından uzaklaştırılan Cu(II) iyonları yüzdesi sırasıyla % 46.87'den % 63'e, %51.2'den %93'e ve %15.52'den %68'e artmaktadır. Buna, biyosorplayıcı dozu arttıkça, doymamış aktif merkez sayısı artması ve dolayısıyla %R değerlerinin artması neden olmaktadır. Benzer gözlem, Mall ve arkadaşları tarafından, uçucu kül üzerinde Oranj-G ve Metil viyoleto uzaklaştırılması çalışmasında da gözlenmiştir (Mall ve ark. 2006). Öte yandan, biyosorplayıcı dozu 0.1 g'dan 1.0 g'a artarken, MS, SK ve KÇK üzerinde adsorplanan maksimum Cu(II) iyonları miktarı  $q$ , sırasıyla 28.12 mg/g'dan 3.78 mg/g'a, 25.6 mg/g'dan 4.65 mg/g'a ve 15.52 mg/g'dan 3.40 mg/g'a azalmaktadır. Bu da, biyosorplayıcı miktarının artmasıyla, biyosorplayıcı tanecikleri arasında adsorplanan moleküller için rekabetin oluşması ve birbirlerini engelleyerek adsorplanma miktarını azaltmalarından kaynaklanmaktadır. Benzer gözlem, Kumar ve arkadaşları tarafından, kestane kabukları üzerinde boyarmadde uzaklaştırılması çalışmasında da gözlenmiştir (Kumar ve ark. 2010). Bu nedenle, her üç biyosorplayıcı için kinetik ve izoterm çalışmalarında optimum  $m$  0.1 g olarak kullanılmıştır.

### 5.2.5. İyonik Şiddet (Tuz) Etkisinin Değerlendirilmesi

MS, SK ve KÇK üzerinde Cu(II) iyonları biyosorpsiyonuna tuz etkisini incelemek için, çözeltinin iyonik şiddetini arttırması nedeniyle NaCl elektroliti kullanıldı. Şekil 4.31'de görüldüğü gibi,  $Na^+$  iyonlarının derişimi arttıkça, her üç biyosorplayıcının adsorplama kapasitesi azalmaktadır. Bu durum,  $Na^+$  iyonları ile Cu(II) iyonları arasında oluşan rekabetten kaynaklandığı düşünülmektedir.

### 5.2.6. Kinetik Çalışmaların Değerlendirilmesi

Çizelge 4.42, değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Cu(II) iyonlarının biyosorpsiyonunun yapılan kinetik çalışmalarından elde edilen kinetik parametreleri ve  $R^2$ ' leri içermektedir. Çizelge 4.42 ve Şekil 4.32' de görüldüğü gibi, sıcaklık 293 K'den 333 K'e artırıldığında, MS'nin Cu(II) adsorplama kapasitesi 22

mg/g'dan 35 mg/g'a; SK'nın Cu(II) adsorplama kapasitesi 23 mg/g'dan 40 mg/g'a; KÇK'nın Cu(II) adsorplama kapasitesi 10.50 mg/g'dan 20.50 mg/g'a artmaktadır. Sıcaklık arttıkça adsorpsiyonun artmasına ya sıcaklığın artmasıyla adsorplayıcı yüzeyindeki aktif adsorpsiyon merkezlerin sayısının artması ya da sıcaklığın artmasıyla adsorplayıcı birimlerin desolvatize olması sonucu adsorplayıcıyı çevreleyen sınır tabaka kalınlığının azalması ve buna bağlı olarak adsorplanan birimlerin adsorplayıcıya olan kütle transferine karşı sınır tabaka direncinin azalmasının neden olduğu düşünülmektedir. Benzer gözlem, Meena ve arkadaşları tarafından, karbon aerojel ile bazı ağır metallerin uzaklaştırması çalışmasında da gözlenmiştir (Meena ve ark. 2005).

Sıcaklığın denge temas süresine olan etkisi değerlendirildiğinde, Şekil 4.32'de görüldüğü gibi, sıcaklığın artmasıyla denge temas süresinde önemli bir değişiklik olmamıştır. MS-Cu(II), SK-Cu(II) ve KÇK-Cu(II) sistemleri için denge temas süreleri sırasıyla 85, 50 ve 60 dakika olarak belirlendi. Bu sürelerden sonra, adsorplanan Cu(II) iyonları miktarlarında anlamlı bir değişiklik olmadığı gözlenmiştir. Bu da biyosorplayıcı yüzeylerinin, denge temas süresi aşıldıktan sonra artık yüzey doygunluğuna ulaştığını göstermektedir. Bu nedenle, izotem çalışmaları, belirlenen bu denge temas sürelerinde gerçekleştirildi.

Çizelge 4.42'den görüldüğü gibi, MS ve KÇK üzerinde Cu(II) biyosorpsiyonu, Lagergren kinetik modeline tüm sıcaklıklarda daha yüksek  $R^2$  lerle uymaktadır. Ayrıca deneysel olarak bulunan  $q_{e,exp}$ , Lagergren kinetik modelden hesaplanan  $q_{e,cal}$  değerlerine daha yakındır. Bu durumda, MS ve KÇK üzerinde Cu(II) adsorpsiyon kinetiğinin Lagergren kinetik modeline uyduğu söylenebilir.  $q_{e,cal}$  ve  $k_{ads,1}$  değerleri sıcaklık arttıkça artmaktadır. Bu da olayın endotermik olduğu göstermektedir. SK üzerinde Cu(II) biyosorpsiyonu,  $R^2$ 'leri ve  $q_{e,exp}$  ile  $q_{e,cal}$  değerlerinin birbirine yakınlığı göz önüne alındığında, Ho-McKay kinetik modeline uyduğu görülür. Sıcaklık arttıkça  $q_{e,cal}$  ve  $k_{ads,2}$  değerleri artmaktadır. Bu da olayın endotermik olduğunu göstermektedir.

Şekil 4.33c, 4.34c ve 4.35c'deki Weber-Morris kinetik çizimlerinden görüldüğü gibi, kullanılan biyosorplayıcılar üzerinde Cu(II) biyosorpsiyonu tüm sıcaklıklarda orijinden geçmemekte ve üç basamakta gerçekleşmektedir. Orijinden sapmanın nedeni, adsorpsiyonun ilk ve son basamağındaki kütle transfer hızları arasındaki farktan kaynaklandığı düşünülmektedir. Benzer gözlem, Kumar ve arkadaşları tarafından,

## 5. TARTIŞMA VE SONUÇ

---

polyazomethineamidler ile sulu çözeltilerden Pb(II), Cu(II) and Cd(II) iyonlarının uzaklaştırılması çalışmasında da gözlenmiştir (Murugesan ve ark. 2011). Her bir sıcaklık için oluşan üç ayrı basamağın hız sabitleri  $k_{id,1} > k_{id,2} > k_{id,3}$  sırasında değiştiği, her üç biyosorplayıcı için  $C_1 < C_2 < C_3$  sırasında değiştiği gözlenmiştir. Ayrıca kullanılan biyosorplayıcılar için,  $C$  sınır tabaka kalınlığı arttıkça  $k_{id}$  değerlerinin azaldığı gözlenmiştir (Çizelge 4.43). Genel olarak, sıcaklık arttıkça her üç biyosorplayıcı-Cu(II) sistemi için difüzyon hız sabitleri artmaktadır. Weber-Morris denkleminde elde edilen sonuçlar değerlendirildiğinde, difüzyonun hız belirleyici basamak olmadığı sonucuna varılabilir.

### 5.2.7. İzoterm Çalışmalarının Değerlendirilmesi

Çizelge 4.47, değişik sıcaklıklarda MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltilerden Cu(II) iyonları biyosorpsiyonu izoterm çalışmalarından elde edilen izoterm sabitleri ve  $R^2$ 'leri içermektedir. Belirlenen  $R^2$ 'lere göre, MS, SK ve KÇK üzerinde Cu(II) iyonları biyosorpsiyonu çalışılan tüm sıcaklıklar için Langmuir izoterm modeline daha çok uyduğu görülmektedir. Bu da, kullanılan biyosorplayıcılar üzerinde homojen ve tek tabakalı Cu(II) biyosorpsiyonunun gerçekleştiğini göstermektedir. Adsorpsiyon enerjisine ilişkin bir sabit olan  $b$  değerleri, her üç biyosorplayıcı-Cu(II) sistemi için, sıcaklık arttıkça artmaktadır. Bu da yüksek sıcaklıklarda, biyosorplayıcılar ve Cu(II) iyonları arasındaki etkileşimlerin daha güçlü olduğu anlamına gelmektedir. Sıcaklık 293 K'den 333 K'e artırıldığında,  $q_m$ 'ler, MS için 56.50 mg/g'dan 97.09 mg/g'a, SK için 64.10 mg/g'dan 88.50 mg/g'a, KÇK için 27.03 mg/g'dan 33.90 mg/g'a artmaktadır. Bu da biyosorpsiyon olayının endotermik olduğunu gösterir. Çizelge 4.47'de görüldüğü gibi, sıcaklık 293 K'den 333 K'e artırıldığında,  $R_L$  değerleri MS-Cu(II) sistemi için 0.0267-0.0300; SK-Cu(II) sistemi için 0.029-0.052 ve KÇK-Cu(II) sistemi için 0.1346-0.2354 aralığında değişmektedir. Bu da, Cu(II) iyonların biyosorplayıcılar üzerindeki biyosorpsiyonunun termodinamiksel olarak istemli olduğunu göstermektedir. Sıcaklık 293K'den 333K'e artarken, Freundlich sabiti  $K_F$ , MS için 2.36' dan 2.10'a azalmakta, SK için 3.22' den 6.73'e artmakta ve KÇK için 3.50' den 7.94'e artmaktadır. Sıcaklık 293K'den 333K'e artırıldığında,  $n$  değerleri MS için 1.5545'ten 1.3346'ya azalmakta, SK için 1.6129'dan 2'ye ve KÇK için 1.7138'den 2.3491'e artmaktadır. Sonuç olarak,

kullanılan biyosorplayıcılar üzerinde Cu(II) adsorpsiyonunun fizisorpsiyon mekanizması üzerinden yürüdüğü söylenebilir.

### 5.2.8. Termodinamik Parametrelerin Değerlendirilmesi

Çizelge 4.48, MS, SK ve KÇK üzerinde Cu(II) iyonları biyosorpsiyonuna ilişkin termodinamik parametreleri içermektedir. Kullanılan biyosorplayıcılar üzerinde Cu(II) biyosorpsiyonu için  $\Delta H^o$  ve  $\Delta S^o$  değerleri pozitiftir. Pozitif  $\Delta H^o$  değerleri, biyosorplayıcılar üzerinde Cu(II) biyosorpsiyonunun endotermik olduğunu göstermektedir.  $\Delta H^o$  değerlerinin 80 KJ/ mol'den küçük olması, MS, SK ve KÇK üzerinde Cu(II) iyonları biyosorpsiyonunun fizisorpsiyon mekanizması üzerinden yürüdüğünü göstermektedir. Pozitif  $\Delta S^o$  değerleri ise, katı-çözelti arayüzeyinde artan düzensizlikten kaynaklanmaktadır. Çalışılan sıcaklıklarda  $\Delta G^o$  değerlerinin her üç biyosorplayıcı-Cu(II) sistemi için negatif çıkması, olayın kendiliğinden olma eğilimini ve termodinamiksel olarak istemli olduğunu gösterir. Sıcaklık arttıkça  $\Delta G^o$  değerleri daha negatif olmaktadır. Bu da, Cu(II) biyosorpsiyonunun sıcaklık arttıkça daha istemli olduğunu gösterir. Çizelge 4.44'den görüldüğü gibi,  $\Delta G^o$  değerleri, MS-Cu(II) sistemi için - 1.01 ve - 2.96 kJ mol<sup>-1</sup>, SK-Cu(II) için - 1.57 ve - 4.24 kJ mol<sup>-1</sup>; KÇK-Cu(II) sistemi için -3.15 ve -5.95 kJ mol<sup>-1</sup> aralığında değişmektedir. Bu değerlerin -20 ve 0 arasında yer alması da Cu(II) iyonlarının her üç biyosorplayıcı üzerindeki biyosorpsiyonun fizisorpsiyon mekanizması üzerinden yürüdüğünü göstermektedir.

### 5.2.9. Desorpsiyon Çalışmalarının Değerlendirilmesi

Çizelge 4.49, MS, SK ve KÇK yüzeyinde adsorplanmış Cu(II) iyonlarını desorplamak için su ile 0.1 M'lık HCl, HNO<sub>3</sub>, CH<sub>3</sub>COOH ve sitrik asit gibi desorbent çözeltileriyle yapılan desorpsiyon çalışmalarına ilişkin %D miktarlarını içermektedir. Elde edilen sonuçlara göre, MS yüzeyinden Cu(II) desorplama yüzdesi HNO<sub>3</sub> ile %62.46, HCl ile %52.83, sitrik asit ile %50.11 ve CH<sub>3</sub>COOH ile %17.69 oranındadır. SK yüzeyinden Cu(II) desorplama yüzdesi HNO<sub>3</sub> ile %49.87, HCl ile %47.48, sitrik asit ile %33.91 ve CH<sub>3</sub>COOH ile %13.66 oranındadır. KÇK yüzeyinden Cu(II) desorplama yüzdesi HNO<sub>3</sub> ile %36.84, HCl ile %33.33, sitrik asit ile %32.53 CH<sub>3</sub>COOH ile %24.39 oranındadır. Ayrıca, her üç biyosorplayıcı yüzeyinden de Cu(II) %D' ler saf su ile çok düşük miktarlardadır. Zayıf asitlerle (CH<sub>3</sub>COOH ve sitrik asit) karşılaştırıldığında, Cu(II) iyonlarının kullanılan biyosorplayıcıların yüzeylerinden

## 5. TARTIŞMA VE SONUÇ

---

desorplanma miktarları kuvvetli asitlerle ( $\text{HNO}_3$  ve  $\text{HCl}$ ) daha fazla miktarda gerçekleşmektedir. Eğer  $\text{HNO}_3$  ve  $\text{HCl}$  gibi kuvvetli asitler, metal iyonlarını adsorplayıcı yüzeyinden desorplayabiliyorsa, bu metalin adsorplayıcı yüzeyine iyon değişimi yoluyla tutunduğunu gösterir; eğer  $\text{CH}_3\text{COOH}$  gibi zayıf asitler, metal iyonlarını adsorplayıcı yüzeyinden desorplayabiliyorsa, bu metalin yüzeye kemisorpsiyonla tutunduğunu gösterir (Ofomaja 2010). Sonuçlara bakıldığında,  $\text{Cu(II)}$  iyonlarının yüzeyden desorplanma miktarı kuvvetli asitlerle daha fazladır ancak zayıf asitlerle desorplanma miktarları da ihmal edilecek düzeyde değildir. Sonuç olarak,  $\text{Cu(II)}$  iyonlarının kullanılan biyosorplayıcıların yüzeyinde tutunmaları baskın olarak gerçekleşen iyon değişimiyle birlikte kemisorpsiyonu da içerdiği söylenebilir.

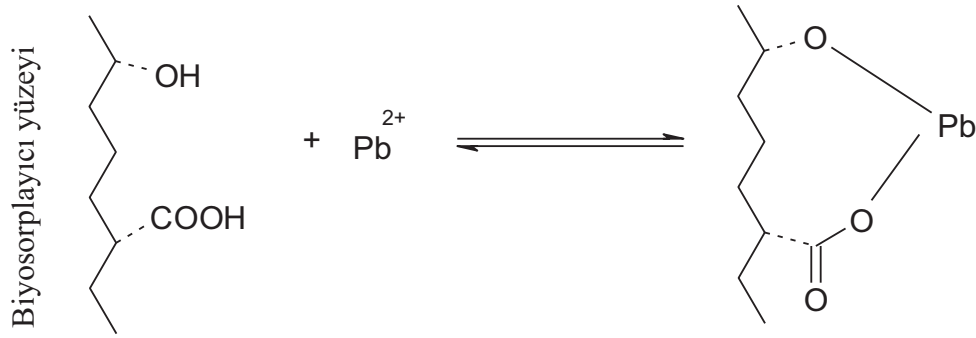
### 5.3. $\text{Pb(II)}$ Biyosorpsiyonuna İlişkin Deneysel Sonuçların Değerlendirilmesi

#### 5.3.1. $\text{Pb(II)}$ Biyosorpsiyonuna İlişkin Spektroskopik Analizlerin Değerlendirilmesi

Şekil 4.1a ve d, Şekil 4.2a ve d ve Şekil 4.3a ve d, sırasıyla MS, SK ve KÇK biyosorplayıcılarına ait  $\text{Pb(II)}$  biyosorpsiyonu öncesi ve sonrası spektrumlarını göstermekte, Çizelge 4.7, 4.8 ve 4.9. ise spektrum verilerini içermektedir. Biyosorplayıcıların adsorpsiyon öncesi alınan spektrumlarında  $3335$ ,  $3331$ ,  $3281 \text{ cm}^{-1}$ 'de gözlenen pikler yüzeyde  $-\text{OH}$  gruplarının varlığını gösterir. MS yüzeyinde  $3331 \text{ cm}^{-1}$ 'deki pik  $\text{Pb(II)}$  biyosorpsiyonu sonrası kaybolmuş, SK ve KÇK yüzeyinde  $3281.05$  ve  $3335.54 \text{ cm}^{-1}$ 'deki pikler sırasıyla  $3302.43$  ve  $3319.75 \text{ cm}^{-1}$ 'e kaymıştır.  $2315$ ,  $2169$  ve  $2024 \text{ cm}^{-1}$  'deki bantlar  $\text{C}=\text{C}$  ve  $-\text{C}\equiv\text{N}$  gerilmelerine ait olabilir. MS yüzeyinde  $2315 \text{ cm}^{-1}$  'e ait pik  $\text{Pb(II)}$  biyosorpsiyonu sonrası  $2164 \text{ cm}^{-1}$ 'e kaymıştır. SK yüzeyinde  $2851 \text{ cm}^{-1}$ 'deki pik  $\text{Pb(II)}$  biyosorpsiyonu sonrası kaybolmuştur, KÇK yüzeyinde  $2924.58 \text{ cm}^{-1}$ 'deki pik adsorpsiyon sonrası  $2920.15 \text{ cm}^{-1}$ 'e kaymıştır.  $1740$ ,  $1732$ ,  $1730$  ve  $1627 \text{ cm}^{-1}$ 'deki bantlar, karboksilli asit ve ketonların karbonil gruplarına aittir. Karbonil gruplarına ait  $\text{C}=\text{O}$  gerilmeleri,  $\text{Pb(II)}$  biyosorpsiyonu sonrası SK yüzeyinde kaybolmuş, MS yüzeyinde ise  $1731 \text{ cm}^{-1}$  'e KÇK yüzeyinde ise  $1737.13 \text{ cm}^{-1}$ 'e kaymıştır.  $1627$  ve  $1631$  civarında gözlenen pikler iyonik karboksilat gruplarının  $\text{C}=\text{O}$  gerilmelerine ve  $\text{C}-\text{O}$  ve  $\text{O}-\text{H}$  gerilmelerine ait olabilir.  $\text{Pb(II)}$  biyosorpsiyonu sonrası bu pikler SK ve KÇK yüzeyinde  $1634.83$  ve  $1646.37 \text{ cm}^{-1}$ 'e kaymıştır.  $1598$  ve  $1509 \text{ cm}^{-1}$  'deki bantlar  $-\text{NH}$  eğilmesi ve amino gruplarına ait olabilir. MS ve KÇK yüzeyinde  $\text{Pb(II)}$  biyosorpsiyonu sonrası bu pikler  $1578$  ve  $1509.09 \text{ cm}^{-1}$  'e kaymıştır.  $1240$  ve  $1262.88 \text{ cm}^{-1}$  'deki bantlar

amin gruplarından kaynaklanan C-N gerilmelerine ait olabilir.  $1240\text{ cm}^{-1}$  'deki pik MS yüzeyinde Pb(II) biyosorpsiyonu sonrası kaybolmuştur. KÇK yüzeyinde  $1262.88\text{ cm}^{-1}$  'deki pik  $1231.02\text{ cm}^{-1}$  'e kaymıştır.  $1025\text{ cm}^{-1}$  ve  $1009\text{ cm}^{-1}$  civarında oluşan pikler lakton veya karboksil gruplarının C-O gerilmelerinden ve amino gruplarından kaynaklanabilir. Bu bölgede gözlenen bantlar MS, SK ve KÇK yüzeyinde Pb(II) biyosorpsiyonu sonrası sırasıyla  $1000$ ,  $1008.25$  ve  $1030.39\text{ cm}^{-1}$  'e kaymıştır.

FTIR analizleri değerlendirildiğinde, Pb(II) biyosorpsiyonunda, hidroksil, karboksil ve amino gibi iyonlaşabilen gruplarının etkin rol oynadığı söylenebilir. MS, SK ve KÇK yüzeyinde Pb(II) iyonlarının tutunma mekanizması Denk. 5.11' de gösterildiği şekilde olduğu düşünülmektedir



Şekil 4.7a ve d, 4.8a ve d ve 4.9a ve d sırasıyla, MS, SK ve KÇK' nın adsorpsiyon öncesi ve Pb(II) iyonları adsorpsiyonu sonrası SEM görüntülerini içermektedir. Bu şekillerde görüldüğü gibi, MS, SK ve KÇK yüzeyleri, adsorpsiyon öncesi ve sonrasında birbirinden farklıdır. Kullanılan biyosorplayıcılar, metal iyonlarının tutunma olasılığını arttıracak ve kolaylaştıracak düzensiz yapıya sahiptirler. Adsorpsiyon sonrası, biyosorplayıcıların yüzeyinde meydana gelen önemli yapısal seçişiklikler Pb(II) adsorpsiyonunu doğrulamaktadır.

### 5.3.2. pH Etkisinin Değerlendirilmesi

Şekil 4.50'den görüldüğü gibi Pb(II) iyonlarının kullanılan biyosorplayıcılar üzerinde biyosorpsiyon yüzdesi ve miktarı, *pH* değişiminden önemli ölçüde etkilenmektedir. Her üç biyosorplayıcı için de maksimum adsorpsiyon *pH* 5'te gözlenmiştir. *pH* 2'den 5'e artarken, *q* ve %*R*' değerleri; MS için  $9.1\text{ mg/g}$ 'dan (%18.2),



## 5. TARTIŞMA VE SONUC

45.54 mg/g'a (%91.08); SK için 10.25 mg/g'dan (%20.5) 44.22 mg/g'a (%88.44); KÇK için 7.15 mg/g'dan (%14.2) 26.45 mg/g'a (%52.9) artmaktadır. *pH* 5 ve 6 arasında, her üç biyosorplayıcı için de adsorplama miktarında azalma gözlenmektedir. *pH* azaldıkça biyosorpsiyonun azalması, H<sup>+</sup> iyonları ve Pb(II) iyonlarının aktif merkezlere tutunmak için oluşan rekabetten kaynaklandığı düşünülmektedir. Ayrıca, düşük *pH*'larda, biyosorplayıcıların yüzeyi pozitif yüklenmesi ve metal katyonlarını itmesi, adsorpsiyonun azalmasına neden olabilir. Bu azalmaya, sulu çözeltilerde Pb (II) iyonları *Denk. 5.10 - 5.12'* de gösterildiği gibi, solvatasyon, hidrasyon ve polimerizasyona uğrayabilme olasılığı da neden olabilir (Stumm ve Morgan 1996).



Pb<sup>2+</sup> iyonları, farklı şartlar altında çeşitli hidroliz ürünleri oluşturabilmektedir. *pH*'ı 6'dan düşük olan seyreltik sulu çözeltilerde, kurşun iyonları Pb<sup>2+</sup> veya Pb(OH)<sup>+</sup> şeklinde ya da her iki şekilde de birlikte bulunurlar. *pH* 6'nın üzerinde olduğunda ise, Pb<sup>2+</sup> hidroliz ürünleri oluşur ve bu da polimerizasyonun oluşmasına yol açar (Gomez-Serrano ve ark. 1998). Benzer gözlem, Sengil ve Özacar tarafından palamut reçinesi üzerinde Cu(II) ve Pb(II) adsorpsiyonu için de gözlenmiştir (Şengil ve Özacar 2009). Bu nedenden dolayı, MS, SK ve KÇK üzerinde Pb(II) iyonları biyosorpsiyonuna ilişkin kinetik izoterm çalışmaları maksimum Pb(II) biyosorpsiyonun gerçekleştiği *pH* 5'te yapıldı.

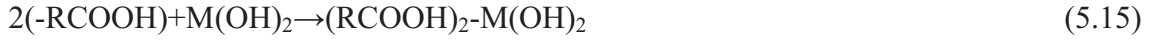
Pb(II) iyonları biyosorpsiyonu üzerine çözelti *pH*'ının etkisi *pH*<sub>SYN</sub>'ye bağlı olarak da açıklanabilir. Ortamın *pH*'ı, biyosorplayıcının *pH*<sub>SYN</sub> değerinden büyükse, biyosorplayıcının yüzeyi negatif yüklenir; tam tersine ortamın *pH*'ı, biyosorplayıcının *pH*<sub>SYN</sub> değerinden küçükse, biyosorplayıcının yüzeyi pozitif yüklenir. *pH* 5-6 aralığında, çözeltide üç farklı metal türü bulunmaktadır: Çok az miktarda M<sup>2+</sup> ve fazla miktarda M(OH)<sup>+</sup> and M(OH)<sub>2</sub>. Bu türler adsorplayıcı yüzeyindeki fonksiyonel gruplara *Denk. 5.13 - 5.15'* de gösterildiği gibi, ya ion değişim yoluyla ya da hidrojen bağı yaparak tutunurlar:



a) İyon değişimi:



b) Hidrojen bağı

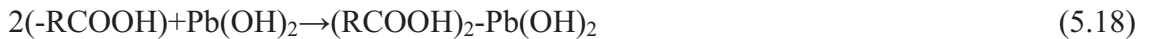


Burada, -R adsorplayıcı matriksiini göstermektedir (Eliot ve Huang 1981). Ayrıca,  $pH$  5'te karboksil gruplarının iyonlaşmasından ( $pK_a = 3.8-5.0$ ) dolayı adsorplayıcı yüzeyi negatif yüklenmektedir. MS, SK ve KÇK için  $pH_{SYN}$  değerleri sırasıyla, Şekil 4.13' ten 6.26, 6.42 ve 6.83 olarak belirlenmiştir. Her üç biyosorplayıcı-Pb(II) sistemi için, maksimum adsorplanma  $pH$  5'te gerçekleşmektedir.  $pH$  5, biyosorplayıcıların  $pH_{SYN}$  değerlerinden düşük olmasından dolayı, biyosorplayıcı yüzeylerinin pozitif yüklendiği için, pozitif yüklü metal katyonlarını itmesi beklenmektedir. Ancak, kullanılan biyosorplayıcılar üzerinde Pb(II) adsorpsiyonunun gerçekleşmesi, olayın elektrostatik etkileşimler yanında, hidrojen bağı gibi başka etkileşimleri de içeren basamaklardan oluştuğu söylenebilir. Dolayısıyla  $pH_{SYN}$  değerlerinin altındaki  $pH$ ' larda,  $\text{Pb}^{2+}$  ve  $\text{Pb}(\text{OH})^+$  metal türleri  $\text{H}^+ - \text{Pb}^{2+}$  (veya  $\text{Pb}(\text{OH})^+$ ) yoluyla tutunurlar (Denk. 5.16-5.18). Bu çalışmada da  $pH$  5.0'de, Denk. 5.16-5.18' de gösterilen mekanizmalar üzerinden tutunduğu düşünülmektedir.

a)İyon değişimi (– COOH gruplarının dissosiasyonundan kaynaklanan):



b) Hidrojen bağı ( $pH_{SYN}$  değerlerinin altında )



-R biyosorplayıcıların matriksidir.

Benzer gözlem, Shukla ve arkadaşları tarafından, talaşla sudan metal uzaklaştırmasına ilişkin çalışmada da gözlenmiştir (Shukla ve ark. 2002).

### 5.3.3. Başlangıç Derişimi Etkisinin Değerlendirilmesi

Çizelge 4.51 ve Şekil 4.43' de görüldüğü gibi, Pb(II) iyonları derişimi 5 mg/L'den 500 mg/L'ye artarken, MS, SK ve KÇK' ya ilişkin %R değerleri sırasıyla, % 44'ten % 32'ye, % 92'den % 29.35'e ve % 99.2'den % 26.06'ya azalmıştır. Cu(II) biyosorpsiyonunda olduğu gibi, düşük derişimlerde, çözeltide bulunan tüm Pb(II) iyonlarının, biyosorplayıcı yüzeyinde bulunan aktif merkezlerle etkileşmesi sonucu tüm adsorplayıcıların yüzeyinde belli sayıda aktif merkez bulunduğundan belli bir derişimden sonra Pb(II) iyonlarıyla doymuş hale gelmesinin neden olduğu düşünülmektedir. Bundan dolayı, yüksek metal derişimlerinde, çözeltide adsorplanmadan kalan metal iyonları derişimi artar ve metal uzaklaşma yüzdesi azalmaktadır. Diğer taraftan, Pb(II) iyonları derişimi 5 mg/L'den 500 mg/L'ye artarken MS, SK ve KÇK üzerinde adsorplanan maksimum Pb(II) miktarı  $q$ , sırasıyla 2.5 mg/g'dan 80 mg/g'a, 2.3 mg/g'dan 35.22 mg/g'a ve 4.96 mg/g'dan 26.02 mg/g'a artmıştır. Bu artış, Cu(II) biyosorpsiyonunda olduğu gibi, Pb(II) iyonları derişiminin artmasıyla, biyosorplayıcı yüzeyine doğru kütle transfer hızının artması ve biyosorplayıcı yüzeyine doğru daha büyük bir itici gücün artmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. MS, SK ve KÇK için, Pb(II) iyonları derişimleri sırasıyla 200, 150 ve 100 mg/L'nin üzerinde olduğu derişimlerde  $q'$  değerlerinin hemen hemen sabit kaldığı görülmüştür. Bu da, bu derişimlerden sonra biyosorplayıcı yüzeylerinin Pb(II) iyonları ile doyduğu anlamına gelmektedir. Sulu çözeltiden MS, SK ve KÇK ile Pb(II) biyosorpsiyonu uzaklaştırılmasının kinetik çalışmaları için sırasıyla maksimum adsorpsiyonun gerçekteştiği 200, 150 ve 100 mg/L  $C_o$ ' larda çalışılmıştır.

### 5.3.4. Biyosorplayıcı Dozu Etkisinin Değerlendirilmesi

Çizelge 4.52 ve Şekil 4.44' den görüldüğü gibi, biyosorplayıcı dozu 0.1 g'dan 1.0 g'a artarken, MS, SK ve KÇK tarafından uzaklaştırılan Pb(II) iyonları yüzdesi sırasıyla % 46.12'den %53.8'e, %35.12'den %96'ya ve %52.4'ten %97.82'ye artmaktadır. Buna, biyosorplayıcı dozu arttıkça, doymamış aktif merkez sayısı artması ve dolayısıyla %R' değerlerinin artması neden olmaktadır. Benzer sonuç, Mall ve arkadaşları tarafından, uçucu kütle sulu çözeltiden orange-G ve Metil viyoleto uzaklaştırılması çalışmasında da gözlenmiştir (Mall ve ark. 2006). Öte yandan, biyosorplayıcı dozu, 0.1 g'dan 1.0 g'a artarken, MS, SK ve KÇK üzerinde adsorplanan maksimum Pb(II) iyonları miktarı  $q'$

lar sırasıyla 46.12 mg/g'dan 5.38 mg/g'a, 35.12 mg/g'dan 7.2 mg/g'a ve 26.20 mg/g'dan 4.89 mg/g'a azalmaktadır. Buna da, biyosorplayıcı miktarının artmasıyla, biyosorplayıcı tanecikleri arasında adsorplanan birimler için rekabetin oluşması ve birbirlerini engellemesinin neden olduğu düşünülmektedir. Benzer sonuç, Kumar ve arkadaşları tarafından, kaju fıstığı kabuklarıyla, sulu çözeltiden boyarmadde uzaklaştırması çalışmasında da gözlenmiştir (Kumar ve ark. 2010).  $q$  değerleri göz önüne alındığında, her üç biyosorplayıcıya ilişkin diğer tüm deneyler için optimum doz olarak 0.1 g olarak belirlenmiştir.

### 5.3.5. İyonik Şiddet (Tuz) Etkisinin Değerlendirilmesi

MS, SK ve KÇK üzerinde Pb(II) iyonları biyosorpsiyonuna tuz etkisini incelemek için, çözeltinin iyonik şiddetini arttırması nedeniyle NaCl elektroliti kullanıldı. Şekil 4.45'de görüldüğü gibi,  $Na^+$  iyonlarının derişimi arttıkça, her üç biyosorplayıcının adsorplama kapasitesi düşmektedir. Bu durum,  $Na^+$  iyonları ile Pb(II) iyonları arasında oluşan rekabetin neden olduğu düşünülmektedir.

### 5.3.6. Kinetik Çalışmaların Değerlendirilmesi

Çizelge 4.58, değişik sıcaklıklarda, MS, SK ve KÇK ile sulu çözeltiden Pb(II) iyonlarının biyosorpsiyonunun yapılan kinetik çalışmalarından elde edilen kinetik parametreleri ve  $R^2$  leri içermektedir. Sıcaklık 293 K'den 333 K'e artırıldığında, MS; SK ve KÇK'nın Pb(II) iyonları adsorplama kapasiteleri sırasıyla, 48 mg/g'dan 70 mg/g'a; 34 mg/g'dan 52 mg/g'a; 17.50 mg/g'dan 25.50 mg/g'a artmaktadır. Sıcaklık arttıkça adsorpsiyonun artması, ya sıcaklığın artmasıyla adsorplayıcı yüzeyindeki aktif adsorpsiyon merkezlerin sayısının artmasından ya da sıcaklığın artmasıyla adsorplayıcı birimlerin desolvatize olması sonucu adsorplayıcıyı çevreleyen sınır tabaka kalınlığının azalması ve buna bağlı olarak adsorplanan birimlerin adsorplayıcıya olan kütle transferine karşı sınır tabaka direncinin azalmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Benzer sonuç, Meena ve arkadaşları ile tarafından, karbon aerogel ile, sulu çözeltiden bazı ağır metallerin uzaklaştırılması ve Doğan ve arkadaşları tarafından badem kabukları ile sulu çözeltiden metilen mavisi uzaklaştırılması çalışmalarında da gözlenmiştir (Meena ve ark. 2005; Doğan ve ark. 2009).

## 5. TARTIŞMA VE SONUÇ

---

Sıcaklığın denge temas süresine olan etkisi değerlendirildiğinde, Şekil 4.46' dan görüldüğü gibi, MS-Pb(II) sistemi için, sıcaklık 293 K'den 333 K'e artarken denge temas süresi 125 dak'dan 85 dak'ya düşmektedir. SK-Pb(II) ve KÇK-Pb(II) sistemlerinde sıcaklığın artmasıyla denge temas süresinde önemli bir değişiklik olmamıştır. SK-Pb(II) sistemi için denge temas süresi tüm sıcaklıklarda yaklaşık 65 dak ve KÇK-Pb(II) sistemi için ise yaklaşık 80 dak'dır. Bu sürelerden sonra, adsorplanan Pb(II) iyonları miktarlarında anlamlı bir değişiklik olmamaktadır. Bu da biyosorplayıcı yüzeylerinin, denge temas süresi aşıldıktan sonra artık yüzey doygunluğuna ulaştığını göstermektedir.

Çizelge 4.58'deki, korelasyon katsayıları ve deneysel olarak bulunan  $q_{e,exp}$  ile teorik olarak hesaplanan  $q_{e,cal}$  değerlerinin birbirine yakınlığı dikkate alındığında MS ve KÇK üzerinde Pb(II) biyosorpsiyonu, çalışılan tüm sıcaklıklarda Lagergren kinetik modeline, SK üzerinde Pb(II) biyosorpsiyonu Ho-McKay denkleminde uyduğu görülmektedir. MS üzerinde Pb(II) biyosorpsiyonu için  $q_{e,cal}$  ve  $k_{ads,1}$  değerleri sıcaklık arttıkça artmaktadır. Bu, sıcaklık artışıyla adsorplanmanın daha çok ve hızlı olduğu anlamına gelir. Ancak, SK ve KÇK üzerinde Pb(II) iyonlarının biyosorpsiyonunda, sıcaklık arttıkça  $q_{e,cal}$  değerleri artarken, hız sabitleri azalmaktadır. Bu da, sıcaklık arttıkça adsorplanmanın daha fazla miktarda, ancak, düşük sıcaklıklara göre daha yavaş olduğu anlamına gelmektedir.

Şekil 4.47c, 4.48c ve 4.49c'deki Weber-Morris kinetik çizimlerinden görüldüğü gibi, kullanılan biyosorplayıcılar üzerinde Pb(II) biyosorpsiyonu tüm sıcaklıklarda orijinden geçmemekte ve üç basamakta gerçekleşmektedir. Orijinden sapmanın nedeni, adsorpsiyonun ilk ve son basamağındaki kütle transfer hızları arasındaki farktan kaynaklandığı düşünülmektedir. Benzer gözlem, Murugesan ve arkadaşları tarafından, polazomethin amitler ile sulu çözeltiden bazı ağır metallerin adsorpsiyonunda da gözlenmiştir (Murugesan ve ark. 2011). Her üç biyosorplayıcı-Pb(II) sistemleri için oluşan üç ayrı basamağın hız difüzyon hız sabitleri sabitleri de birbirinden farklıdır (Çizelge 4.59). Sıcaklık arttıkça, genel olarak, hız sabitleri  $k_{id,1} > k_{id,2} > k_{id,3}$  ve  $C$  sınır tabaka kalınlıkları  $C_1 < C_2 < C_3$  sırasında değiştiği görülmektedir. Bu durum, sıcaklığın artmasıyla, Pb (II) iyonu çözeltilerinin vizkozluğunun azalması nedeniyle,  $C$  sınır tabaka kalınlığının azalmasına, dolayısıyla  $k_{id}$  değerlerinin artmasına neden olduğu

düşünülmektedir. Weber-Morris denkleminde elde edilen sonuçlardan, difüzyonun hızı belirleyici basamak olmadığı sonucuna varılabilir.

### 5.3.7. İzoterm Çalışmaların Değerlendirilmesi

Çizelge 4.63, değişik sıcaklıklarda sulu çözeltiden MS, SK ve KÇK ile Pb (II) iyonları biyosorpsiyonu izoterm çalışmalarından elde edilen izoterm sabitleri ve  $R^2$  leri içermektedir.

Belirlenen  $R^2$  lere göre, MS, SK ve KÇK üzerinde Pb(II) biyosorpsiyonu çalışılan tüm sıcaklıklar için yüksek  $R^2$  lerle Langmuir izoterm modeline uyduğu görülmektedir. Bu da, kullanılan biyosorplayıcılar üzerinde homojen ve tek tabakalı biyosorpsiyonunun gerçekleştiğini göstermektedir. Adsorpsiyon enerjisine ilişkin bir sabit olan  $b$ -Langmuir sabitleri, MS-Pb(II) sistemi için sıcaklık arttıkça azalmakta iken SK-Pb(II) ve KÇK-Pb(II) sistem için sıcaklık arttıkça artmaktadır. Sıcaklık 293 K'den 333 K'e artarken, biyosorplayıcıların yüzeyinde adsorplanan maksimum Pb(II) miktarları,  $q_m$ , MS için 95.25 mg/g'dan, 149.25 mg/g'a; SK için 121.95 mg/g'dan, 147.06 mg/g'a; KÇK için 24.15 mg/g'dan 42.19 mg/g'a artmaktadır. Bu da, her üç biyosorplayıcı için, Pb(II) iyonlarının biyosorpsiyonunun endotermik olduğu göstermektedir. Çizelge 4.63'ten görüldüğü gibi, sıcaklık 293 K'den 333 K'e artarken,  $R_L$  değerleri MS-Pb(II) sistemi için 0.0899-0.1016; SK-Pb(II) sistemi için 0.059-0.009 ve KÇK-Pb(II) sistemi için 0.0674-0.0366 aralığında değişmektedir. Bu da, Pb(II) iyonların biyosorplayıcılar üzerindeki biyosorpsiyonunun termodinamik olarak istemli olduğunu göstermektedir. Sıcaklık 293K'den 333K'e artarken, Freundlich sabiti  $K_F$ , MS için 5.22' den 5.30' a, SK için 2.96 ' dan 4.74'e ve KÇK için 5.99 ' dan 9.11'e artmaktadır. Freundlich sabiti  $n < 1$  ise adsorpsiyonun kemisorpsiyon;  $n > 1$  ise adsorpsiyonun fizisorpsiyon olduğu anlamına gelir. Sıcaklık 293K'den 333K'e artarken,  $n$  sabiti MS için 1.5972'den 1.3799'a düşmekte, SK için 2.1277'den 1.3514'e ve KÇK için 2.8952'den 2.7278'e artmaktadır. Her üç adsorplayıcı Pb(II) iyonlarının biyosorpsiyonu için belirlenen  $n$  değerlerine göre adsorpsiyon olayı fizisorpsiyon mekanizması üzerinden yürüdüğü söylenebilir.

### 5.3.8. Termodinamik Parametrelerin Değerlendirilmesi

Çizelge 4.64 MS, SK ve KÇK üzerinde Pb(II) iyonları biyosorpsiyonuna ilişkin termodinamik parametreleri içermektedir. Çizelge 4.64' ten kullanılan biyosorplayıcılar

## 5. TARTIŞMA VE SONUC

üzerinde Pb(II) biyosorpsiyonu için  $\Delta H^o$  ve  $\Delta S^o$  değerleri pozitif olduğu görülmektedir. Pozitif  $\Delta H^o$  değerleri, biyosorplayıcılar üzerinde Pb(II) biyosorpsiyonunun endotermik olduğunu göstermektedir.  $\Delta H^o$  değerlerinin 80 KJ/mol' den küçük olması, biyosorpsiyon mekanizmasının fizisorpsiyon üzerinden yürüdüğünü ifade etmektedir. Pozitif  $\Delta S^o$  değerleri ise, katı/çözelti arayüzeyinde artan düzensizlikten kaynaklanmaktadır. Çalışılan sıcaklıklarda  $\Delta G^o$  değerlerinin her üç biyosorplayıcı-Pb(II) sistemi için negatif çıkması, olayın kendiliğinden olma eğilimini ve termodinamiksel olarak istemli olduğunu gösterir. Sıcaklık arttıkça  $\Delta G^o$  değerleri daha negatif olmaktadır. Bu da, Pb(II) biyosorpsiyonunun sıcaklık arttıkça daha istemli olduğunu gösterir. Çizelge 4.64' ten görüldüğü gibi  $\Delta G^o$  değerleri, MS-Pb(II) sistemi için - 3.83 ve - 5.22 kJ mol<sup>-1</sup>, SK-Pb(II) için - 6.21 ve - 12.72 kJ mol<sup>-1</sup>; KÇK-Pb(II) sistemi için -2.94 ve -6.66 kJ mol<sup>-1</sup> aralığında değişmektedir. Bu değerler, -20 - 0 KJ/mol' değerleri arasında olduğu için, Pb(II) iyonlarının her üç biyosorplayıcı üzerindeki biyosorpsiyonun fizisorpsiyon mekanizması üzerinden yürüdüğünü göstermektedir.

### 5.3.9. Desorpsiyon Çalışmalarının Değerlendirilmesi

Çizelge 4.65 ve Şekil 4.55 MS, SK ve KÇK yüzeyinde adsorplanmış Pb(II) iyonlarını desorplamak için su ile 0.1 M'lık HCl, HNO<sub>3</sub>, CH<sub>3</sub>COOH ve sitrik asit gibi desorbent çözeltileriyle yapılan desorpsiyon çalışmalarına ilişkin %D' miktarlarını içermektedir. Elde edilen sonuçlara göre, MS yüzeyinden Pb(II) desorplama yüzdesi HNO<sub>3</sub> ile %98.49, HCl ile %90.98, sitrik asit ile %18.25 ve CH<sub>3</sub>COOH ile %62.63 oranındadır. SK yüzeyinden Pb(II) desorplama yüzdesi HNO<sub>3</sub> ile %74.32, HCl ile %86.16, sitrik asit ile %27.18 ve CH<sub>3</sub>COOH ile %12.79 oranındadır. KÇK yüzeyinden Pb(II) desorplama yüzdesi HNO<sub>3</sub> ile %93.88, HCl ile %92.12, sitrik asit ile %83.76 ve CH<sub>3</sub>COOH ile %69.29 oranındadır. Ayrıca, her üç biyosorplayıcı yüzeyinden de Pb(II) iyonlarının desorpsiyon yüzdesi saf su ile çok düşük miktardadır. Zayıf asitlerle (CH<sub>3</sub>COOH ve sitrik asit) karşılaştırıldığında, Pb(II) iyonlarının kullanılan biyosorplayıcıların yüzeylerinden desorplanma miktarları kuvvetli asitlerle (HNO<sub>3</sub> ve HCl) daha fazla miktarda gerçekleşmektedir. Eğer HNO<sub>3</sub> ve HCl gibi kuvvetli asitler, metal iyonlarını adsorplayıcı yüzeyinden desorplayabiliyorsa, bu metalin adsorplayıcı yüzeyine iyon değişimi yoluyla tutunduğunu gösterir; eğer CH<sub>3</sub>COOH gibi zayıf asitler,

metal iyonlarını adsorplayıcı yüzeyinden desorplayabiliyorsa, bu metalin yüzeye kemisorpsiyonla tutunduğunu gösterir. Benzer gözlem, Ofomaja ve arkadaşları tarafından, hurma çekirdeği ile sulu çözeltiden bakır iyonu uzaklaştırmasına ilişkin çalışmasında da gözlenmiştir (Ofomaja 2010). Her üç adsorplayıcı yüzeyinden Pb (II) iyonlarının su ve deşik kuvvetteki asitlerle desorpsiyon sonuçlarına bakıldığında, desorplanma miktarı kuvvetli asitlerle daha fazladır ancak zayıf asitlerle desorplanma miktarları da ihmal edilecek düzeyde değildir. Bu nedenle, Pb(II) iyonlarının kullanılan biyosorplayıcıların yüzeyinde tutunma mekanizması baskın olarak gerçekleşen iyon değişimiyle birlikte kemisorpsiyonu da içerdiği söylenebilir.

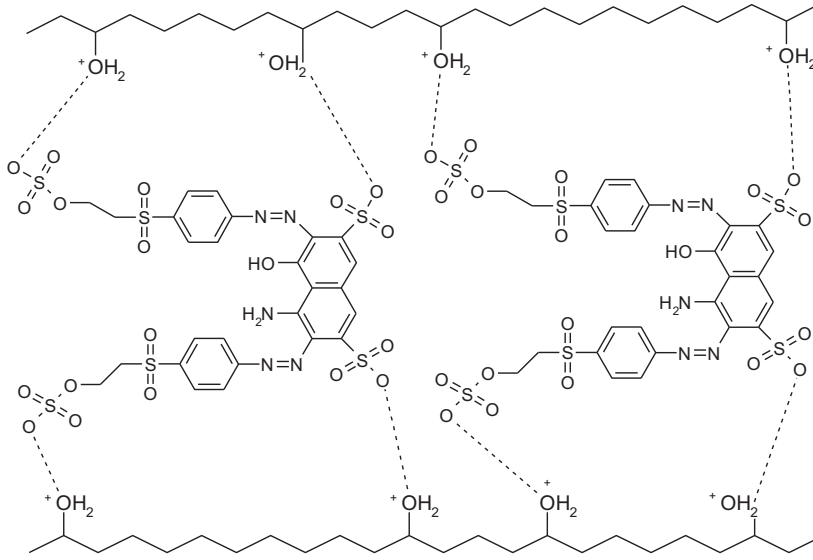
#### **5.4. Reaktif Siyah 5 Biyosorpsiyonuna İlişkin Deneysel Sonuçların Değerlendirilmesi**

##### **5.4.1. RS 5 Biyosorpsiyonuna İlişkin Spektroskopik Analizlerin Değerlendirilmesi**

EMS, ESK ve EKÇK biyosorplayıcılarının yüzeyinde mevcut fonksiyonel grupların ve boyarmadde biyosorpsiyonunda rol alan fonksiyonel grupları belirlemek için, biyosorplayıcıların adsorpsiyon öncesi ve sonrası FTIR spektrumları alınmıştır (Çizelge 4.10-4.12, Şekil 4.4.-4.6.). EMS, ESK ve EKÇK' nın adsorpsiyon öncesi alınan FTIR spektrumlarında; 3338, 3273, 3336  $\text{cm}^{-1}$ 'de gözlenen pikler yüzeyde -OH gruplarının varlığını göstermektedir. Bu pikler, RS 5 biyosorpsiyonu sonrasında 3289, 3276, 3334  $\text{cm}^{-1}$ 'e kaymıştır. 1732, 1633 ve 1645  $\text{cm}^{-1}$ 'de gözlenen pikler karbonil gruplarına aittir. Bu pikler, RS 5 adsorpsiyonu sonrası EMS ve ESK yüzeyinde kaybolmuştur ve RS 5 adsorpsiyonu sonrası EKÇK yüzeyinde ise 1628  $\text{cm}^{-1}$ 'e kaymıştır. 1516 ve 1506  $\text{cm}^{-1}$ 'deki pikler -NH<sub>2</sub> ve -NH eğilmelerine ait olabilir. 1262 ve 1264  $\text{cm}^{-1}$ 'deki pikler C-N gerilmelerine ait olabilir. Bu pikler EMS yüzeyinde adsorpsiyon sonrası kaybolmuş, EKÇK yüzeyinde ise 1263  $\text{cm}^{-1}$ 'e kaymıştır. 1018  $\text{cm}^{-1}$  ve 1025  $\text{cm}^{-1}$  civarında oluşan pikler C-O-H, C-C-H, -NH gerilmelerinden kaynaklanabilir.

EMS, ESK ve EKÇK yüzeyleri, pH 2'de pozitif yüklenir ve anyonik boyarmadde olan RS 5 biyosorpsiyonu aşağıdaki olası mekanizma üzerinden yürüdüğü düşünülmektedir:





EMS, ESK ve EKÇK' nın adsorpsiyon öncesi ve sonrası yüzey morfolojisini aydınlatmak üzere SEM görüntüleri alındı (Şekil 4.10a, 11a, 12a, 10b, 11b, 12b). Şekil 4.10a, 11a, 12a, 10b, 11b, 12b'den görüldüğü gibi, MS, SK ve KÇK yüzeyleri, adsorpsiyon öncesi ve sonrasında birbirinden farklıdır. Adsorpsiyon sonrası sorplayıcıların yüzeyleri RS 5 ile kaplanmıştır.

### 5.4.2. pH Etkisinin Değerlendirilmesi

Çizelge 4.66 ve Şekil 4.56'da görüldüğü gibi, çözelti  $pH$ 'ı 2'den 10'a artırıldığında, her üç biyosorplayıcı için de  $q$  ve %R değerleri azalmaktadır. pH 2 ve 10'da, adsorplanan RS 5 miktarları sırasıyla; EMS için, 20.58 mg/g (%41.16), ve 1.1 mg/g (%2.22); ESK için, 16.28 mg/g (% 32.56) ve 0.98 mg/g (% 1.96); EKÇK için, 25.86 mg/g (% 51.72) ve 0.72 mg/g (%1.44) olarak belirlendi. Bazik  $pH$ 'larda gözlenen düşük RS 5 biyosorpsiyonu, boyarmaddenin anyonik gruplarıyla, ortamda fazla miktarda bulunan  $OH^-$  iyonlarının biyosorplayıcı yüzeyinde bulunan aktif merkezler için rekabet etmesinin neden olduğu düşünülmektedir. Benzer sonuç, Iscen ve arkadaşları tarafından, *Penicillium restrictum* biyokütlesi üzerinde RS 5 adsorpsiyonu çalışmasında da gözlenmiştir (İşcen ve ark. 2007).

RS 5 biyosorpsiyon miktarı üzerine çözelti  $pH$ 'ının etkisi, EMS, ESK ve EKÇK için belirlenen  $pH_{SYN}$  değerlerine bağlı olarak da açıklanabilir. Çözelti  $pH$ 'ı,  $pH_{SYN}$



değerinin üzerinde iken biyosorplayıcıların yüzeyi negatif yüklenir, çözelti  $pH$ 'ı  $pH_{SYN}$ ' değerinin altında iken biyosorplayıcıların yüzeyi pozitif yüklenir. EMS, ESK ve EKÇK için  $pH_{SYN}$ ' değerleri sırasıyla 3.35, 3.19 ve 3.27 olarak belirlenmiştir (Şekil 4.13). Bu değerler, RS 5' in adsorpsiyonunun, her üç modifiye edilmiş adsorplayıcının sahip oldukları  $pH_{SYN}$ ' değerlerinden daha düşük  $pH$ ' larda artmış olmasını doğrulamaktadır. Ayrıca bu durum, RS 5' in yapısına bağlı olarak da açıklanabilir. Sulu çözeltilerde, anyonik boyarmaddeler sülfonat ( $SO_3^-$ ) gruplarından dolayı negatif yük taşıırken, kationik boyarmaddeler ise içerdikleri protonlanmış amin veya sülfür gruplarından dolayı pozitif yük taşımaktadır (Nepradit ve ark. 2004). RS 5' in anyonik bir boyarmadde oluşu ve  $SO_3^-$  grubundan dolayı negatif yük içermesi nedeniyle sulu çözeltide, Denk. 5.19' da gösterildiği gibi ayrışır.



Bu nedenle, RS 5 biyosorpsiyonu, EMS, ESK ve EKÇK'nın  $pH_{SYN}$  değerlerinden daha düşük  $pH$ ' larda artmaktadır. Bu durum, pozitif yüklenmiş biyosorplayıcı yüzeyi ile anyonik RS 5 boyarmadde iyonları arasındaki elektrostatik çekimin neden olduğu düşünülmektedir.

#### 5.4.3. Başlangıç Derişimi Etkisinin Değerlendirilmesi

Çizelge 4.67 ve Şekil 4.57' de görüldüğü gibi, RS 5 derişimi, 5 mg/L'den 150 mg/L'ye artarken, EMS, ESK ve EKÇK tarafından uzaklaştırılan RS 5' ilişkin  $\%R$ ' ler, sırasıyla % 94'ten % 21.98'e, % 94.82'den % 21.84'e ve % 98.74'ten % 36.2' ye azaldığı gözlenmiştir. Bu duruma, düşük derişimlerde, çözeltide bulunan tüm RS 5 iyonlarının, biyosorplayıcı yüzeyinde bulunan aktif merkezlerle etkileşmesi sonucu tüm adsorplayıcıların yüzeyinde belli sayıda aktif merkez bulunduğundan belli bir derişimden sonra RS 5 iyonlarıyla doymuş hale gelmesi neden olduğu düşünülmektedir. Bundan dolayı, yüksek boyarmadde derişimlerinde, çözeltide adsorplanmadan kalan RS 5 iyonları derişimi ve RS 5' in  $\%R$ ' leri azalmaktadır. Benzer sonuçlar, Dursun ve arkadaşları tarafından, pancar posasından elde edilen karbon üzerinde Reaktif Kırmızı 195 adsorpsiyonu ile Chowdhury ve arkadaşları tarafından, toz halindeki ananas yaprağı üzerinde Bazik Yeşil 4 adsorpsiyonu çalışmalarında da gözlenmiştir (Dursun ve Tepe 2011; Chodwurry ve ark. 2011). Diğer taraftan, RS 5 derişimi 5 mg/L'den 150

## 5. TARTIŞMA VE SONUC

---

mg/L'ye artarken EMS, ESK ve EKÇK üzerinde adsorplanan maksimum RS 5 miktarı  $q'$  değerleri, sırasıyla 2.35'ten 21.98 mg/g'a; 2.37'den 16.38 mg/g' a; ve 2.47'den 27.15 mg/g'a yükseldiği gözlenmiştir (Çizelge 4.67 ve Şekil 4.57). Bu artışa, RS 5 derişiminin artmasıyla, biyosorplayıcı yüzeyine doğru kütle transfer hızının artması ve biyosorplayıcı yüzeyine doğru daha büyük bir itici gücün artmasının neden olduğu düşünülmektedir. EMS, ESK ve EKÇK için, RS 5 derişimleri sırasıyla 60, 50 ve 70 mg/L'nin üzerinde olduğu derişimlerde,  $q'$  değerlerinin hemen hemen sabit kaldığı görülmüştür. Diğer bir deyişle, bu derişimlerden sonra biyosorplayıcı yüzeylerinin, RS 5 ile doyduğu anlamına gelmektedir. Bu nedenle, sulu çözeltiden EMS, ESK ve EKÇK ile RS 5 biyosorpsiyonu uzaklaştırılmasının kinetik çalışmalarında, sırasıyla 60, 50 ve 70 mg/L başlangıç derişimi ile çalışıldı.

### 5.4.4. Biyosorplayıcı Dozu Etkisinin Değerlendirilmesi

Çizelge 4.68 ve Şekil 4.58'de görüldüğü gibi, biyosorplayıcı dozu 0.1 g'dan 1.0 g'a artarken, EMS, ESK ve EKÇK tarafından uzaklaştırılan RS 5 yüzdesi sırasıyla % 66.07'den % 96.82'ye, % 67.12'den % 95.66'ya ve % 71.37'den % 98.47'ye artmaktadır. Bu artmanın, biyosorplayıcı dozu arttıkça, doymamış aktif merkez sayısının artmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Öte yandan, biyosorplayıcı dozu 0.1 g'dan 1.0 g'a artarken, EMS, ESK ve EKÇK üzerinde adsorplanan maksimum RS 5 miktarı  $q$  değerleri, sırasıyla 19.82'den 2.91 mg/g'a, 16.78'den 2.39 mg/g'a ve 24.98'den 3.45 mg/g'a azalmaktadır. Bu azalmaya, biyosorplayıcı miktarının artmasıyla, biyosorplayıcı tanecikleri arasında boyarmadde molekülleri için rekabetin oluşması ve birbirlerini engellemesinden ya da kendi yüzeylerini örtmelerinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Benzer sonuç, Cardoso ve arkadaşları tarafından, çam kozalağı kabuklarıyla, sulu çözeltiden Reaktif siyahı 5 uzaklaştırması çalışmasında da gözlenmiştir (Cardoso ve ark. 2011). Bu nedenle, EMS, ESK ve EKÇK tarafından RS 5' in sulu çözeltiden uzaklaştırılmasına ilişkin kinetik ve izoterm çalışmalarında, 0.1 g biyosorplayıcı dozunda çalışıldı.

### 5.4.5. İyonik Şiddet (Tuz) Etkisinin Değerlendirilmesi

EMS, ESK ve EKÇK üzerinde RS 5 biyosorpsiyonuna iyonik şiddet etkisini incelemek için, çözeltinin iyonik şiddetini artırması nedeniyle NaCl elektroliti kullanıldı. Çizelge 4.69 ve Şekil 4.59'da görüldüğü gibi, Na<sup>+</sup> iyonlarının derişimi

arttıkça, her üç biyosorplayıcının adsorplama kapasitesi artmaktadır. Bu durum, iyonik şiddetin artmasıyla, adsorplayıcı yüzeylerinin pozitif yüklenmesine ve buna bağlı olarak da anyonik boyarmadde olan RS 5 ile adsorplayıcı yüzeyi arasındaki elektrostatik etkileşimlerin artmasına ve dolayısıyla adsorplanan miktarın artmasına neden olduğu düşünülmektedir. Benzer gözlem, Hua ve arkadaşları tarafından, su kamışı kökleri ile, sulu çözeltiden Kongo kırmızısı uzaklaştırılması çalışmasında da gözlenmiştir (Hua ve ark. 2010).

#### 5.4.6. Kinetik Çalışmaların Değerlendirilmesi

Çizelge 4.74, değişik sıcaklıklarda, sulu çözeltiden EMS, ESK ve EKÇK ile RS 5 biyosorpsiyonuna ilişkin yapılan kinetik çalışmalarından elde edilen kinetik parametreleri ve  $R^2$ 'leri içermektedir. Sıcaklık 293 K'den 333 K'e artırıldığında, EMS, ESK ve EKÇK'nın RS 5 adsorplama kapasitesi sırasıyla, 19.8 mg/g'dan 32 mg/g'a; 16.20 mg/g'dan 25.90 mg/g'a ve 12.4 mg/g'dan 24.60 mg/g'a arttığı gözlemlendi. Sıcaklık arttıkça, adsorpsiyonun artması, ya adsorplayıcı yüzeyindeki aktif adsorpsiyon merkezlerin sayısının artması, ya da adsorplayıcı birimlerin desolvatize olması sonucu adsorplayıcıyı çevreleyen sınır tabaka kalınlığının azalması ve buna bağlı olarak adsorplanan birimlerin adsorplayıcıya olan kütle transferine karşı sınır tabaka direncinin azalmasının neden olduğu düşünülmektedir. Benzer sonuçlar, Meena ve arkadaşları tarafından, karbon aerogel ile sulu çözeltiden bazı ağır metallerin adsorpsiyonu ve Doğan ve arkadaşları tarafından, fındık kabuğu ile sulu çözeltiden metilen mavisi adsorpsiyonu çalışmalarında da gözlenmiştir (Meena ve ark. 2005; Doğan ve ark. 2009). Ayrıca sıcaklık arttıkça, çözeltinin viskozluğunun azalması nedeniyle, adsorplanan birimlerin adsorplayıcı yüzeyine doğru difüzyonu kolaylaştırması da neden olabilir. Benzer sonuç, Hameed ve arkadaşları tarafından, palm yağı endüstriyel atığın üzerinde Reaktif Siyah 5 adsorpsiyonu çalışmasında da gözlenmiştir (Hameed ve ark. 2009).

Sıcaklığın denge temas süresine olan etkisi değerlendirildiğinde, Şekil 4.60' da görüldüğü gibi, sıcaklığın artmasıyla denge temas süresinde önemli bir değişiklik olmamıştır. EMS-RS 5, ESK-RS 5 ve EKÇK-RS 5 adsorpsiyon sistemleri için denge temas süresi sırasıyla 280, 240 ve 200 dakika olduğu görülmektedir. Bu sürelerden sonra, adsorplanan boyarmadde miktarlarında anlamlı bir değişiklik olmamaktadır. Bu

## 5. TARTIŞMA VE SONUÇ

---

da, biyosorplayıcı yüzeylerinin, denge temas süresi aşıldıktan sonra artık yüzey doygunluğuna ulaştığını ifade etmektedir.

Çizelge 4.74'te, EMS, ESK ve EKÇK üzerinde RS 5 biyosorpsiyonunda, deneysel olarak bulunan  $q_{e,exp}$ , Lagergren ve Ho-McKay kinetik modellerinden hesaplanan  $q_{e,cal}$  değerlerine daha yakın olduğu görülmektedir. Ancak, Lagergren kinetik modelinden hesaplanan  $R^2$ ' ler Ho-McKay modelinkinden daha büyük olduğundan Lagergren kinetik modeline uyduğunu söyleyebiliriz. Ayrıca, Çizelge 4.74'te görüldüğü gibi, her üç biyosorplayıcı için, belirlenen  $q_{e,cal}$  değerleri sıcaklıkla artmaktadır. ESK-RS 5 ve EKÇK-RS 5 sistemleri için  $k_{ads,1}$  değerleri sıcaklık arttıkça artmakta iken, EMS-RS 5 sistemi için  $k_{ads,1}$  değerleri sıcaklık arttıkça azalmaktadır. Bu durum, EMS-RS 5 sistemi için daha önce belirlenen optimum başlangıç derişiminin, ESK-RS 5 ve EKÇK-RS 5 adsorpsiyon sistemlerinkinden daha küçük olması nedeniyle daha az vizkoz olması ve sıcaklığın artmasıyla sınır tabaka kalınlığının azalması nedeniyle hız sabitinin sıcaklık artarken artması yerine azalması, enerjik RS 5 moleküllerin birbirini engelleyerek yüzeye yönelim hızını azaltmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

Şekil 4.62c, 4.63c ile 4.64c ve Çizelge 4.75 değişik sıcaklıklarda EMS, ESK ve EKÇK biyosorplayıcıları üzerinde RS 5 biyosorpsiyonuna ilişkin Weber-Morris çizimlerini ve bu çizimlerden belirlenen  $k_{id}$  ve  $C$  difüzyon parametrelerini içermektedir. Şekil 4.62c, 4.63c ve 4.64c'den görüldüğü gibi, kullanılan biyosorplayıcılar üzerinde RS 5 biyosorpsiyonu tüm sıcaklıklarda orijinden geçmemekte ve üç basamakta gerçekleşmektedir. Oluşan üç ayrı basamağın hız sabitleri,  $k_{id,1} > k_{id,2} > k_{id,3}$  sırasında değiştiği ve her üç biyosorplayıcı için de sıcaklık arttıkça her basamaktaki  $C$  değerlerinin arttığı görülmektedir. Genel olarak, sıcaklık arttıkça her üç biyosorplayıcı-RS 5 sistemi için difüzyon hız sabitleri artmaktadır. Weber-Morris denkleminde elde edilen sonuçlar değerlendirildiğinde, difüzyon hızını belirleyen basamağın tek basamak olmadığı gözlenmiştir.

### 5.4.7. İzoterm Çalışmaların Değerlendirilmesi

Çizelge 4.79, değişik sıcaklıklarda EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltilerden RS 5 biyosorpsiyonu izoterm çalışmalarına ilişkin izoterm sabitleri,  $R_L$  ve  $R^2$ ' leri içermektedir. Belirlenen  $R^2$ ' lere göre, EMS, ESK ve EKÇK üzerinde RS 5

biyosorpsiyonu çalışılan tüm sıcaklıklar için Langmuir izoterm modeline uyduğu görülmektedir. Bu da, kullanılan biyosorplayıcılar üzerinde homojen ve tek tabakalı biyosorpsiyonunun gerçekleştiğini göstermektedir. Adsorpsiyon enerjisine ilişkin bir sabit olan  $b$ -Langmuir sabitleri, ESK-RS 5 sistemi için sıcaklık arttıkça azalmakta iken EMS-RS 5 ve EKÇK-RS 5 sistemleri için sıcaklık arttıkça artmaktadır. Sıcaklık 293 K'den 333 K'e artarken, biyosorplayıcıların yüzeyinde adsorplanan maksimum RS 5 miktarları,  $q_m$ , EMS için 25.77 mg/g'dan, 54.05 mg/g'a; ESK için 60.60 mg/g'dan, 95.24 mg/g'a; EKÇK için 23.87 mg/g'dan 41.67 mg/g'a artmaktadır. Bu da, her üç biyosorplayıcı için, RS 5 biyosorpsiyonunun endotermik olduğu göstermektedir. Ayrıca, sıcaklık 293 K'den 333 K'e artarken,  $R_L$  değerleri EMS-RS 5 sistemi için 0.4822-0.3099; ESK-RS 5 sistemi için 0.3810-0.5013 ve EKÇK-RS 5 sistemi için 0.3655-0.3034 aralığında değişmektedir. Bu da, RS 5'in biyosorplayıcılar üzerindeki biyosorpsiyonunun termodinamik olarak istemli olduğunu göstermektedir. Sıcaklık 293K'den 333K'e artarken,  $K_F$ -Freundlich sabitleri, EMS için 0,79' dan 2.61' e artmakta, ESK için 4.83' ten 3.45'e azalmakta ve EKÇK için 1.43'ten 1.72'ye artmaktadır.  $n$ -Freundlich sabiti, sıcaklık 293K'den 333K'e artarken,  $n$  sabiti EMS için 1.4981' den 1.5035'e artmakta, ESK için 4.8328'den 1.5900'a azalmakta ve EKÇK için 1.8443'ten 4.1822'ye artmaktadır.  $n$ -Freundlich sabiti değerlerinin 1' den büyük veya küçük oluşu adsorpsiyon mekanizması hakkında bilgi vermektedir;  $n < 1$  ise adsorpsiyonun kemisorpsiyon;  $n > 1$  ise adsorpsiyonun fizisorpsiyon olduğu anlamına gelir. Her üç adsorplayıcı ile RS 5 biyosorpsiyonu için belirlenen  $n$  değerlerine göre adsorpsiyon olayı fizisorpsiyon mekanizması üzerinden yürüdüğü söylenebilir.

#### 5.4.8. Termodinamik Parametrelerin Değerlendirilmesi

Çizelge 4.80, EMS, ESK ve EKÇK üzerinde RS 5 biyosorpsiyonuna ilişkin termodinamik parametreleri içermektedir. EMS, ESK ve EKÇK üzerinde RS 5 biyosorpsiyonu için  $\Delta H^o$  ve  $\Delta S^o$  değerleri pozitifdir. Pozitif  $\Delta H^o$  değerleri, adsorplayıcılar üzerinde RS 5 biyosorpsiyonunun endotermik olduğunu göstermektedir. Her üç biyosorplayıcı-RS 5 sistemlerine ilişkin  $\Delta H^o$  değerleri 84 kJ mol<sup>-1</sup>'den küçüktür, bu da biyosorpsiyon mekanizmasının, fizisorpsiyon mekanizması üzerinden yürüdüğünü göstermektedir.  $\Delta G^o$  değerleri, EMS-RS 5 sistemi için 1.88 ve - 1.92 kJ mol<sup>-1</sup>, ESK-RS 5 için - 1.68 ve - 1.78 kJ mol<sup>-1</sup>; EKÇK-RS 5 sistemi için 1.27 ve - 0.87

## 5. TARTIŞMA VE SONUC

$\text{kJ mol}^{-1}$  aralığında değişmektedir.  $\Delta G^{\circ}$  değeri 293 K ve 313 K'de EMS ve EKÇK üzerinde RS 5 biyosorpsiyonu için küçük pozitif değerler almaktadır. Bu durum, belirtilen sıcaklıklarda olayın kendiliğinden olmadığını ifade etmektedir. Ancak, sıcaklık arttıkça  $\Delta G^{\circ}$  gittikçe negatif değerler almıştır. Bu durumu, Gibbs-Helmholtz denkleminde göre,  $\Delta H^{\circ}$  ve  $\Delta S^{\circ}$  termodinamik parametrelerinin pozitif ve  $\Delta G^{\circ}$ 'nin küçük pozitif olması durumunda olay yüksek sıcaklıkta yürüyebileceği bilgisine bağlı olarak açıklayabiliriz. Benzer gözlem, Yavuz ve arkadaşları tarafından, kaolin ile sulu çözeltilerden bazı ağır metallerin uzaklaştırılması çalışmasında da gözlenmiştir (Yavuz ve ark. 2003). Ayrıca,  $\Delta G^{\circ}$  değerlerinin artan sıcaklıkla, -20 ve 0  $\text{kJ mol}^{-1}$  arasındaki değerlere sahip olması da, biyosorpsiyon mekanizmasının fizisorpsiyon mekanizması üzerinden yürüdüğünü doğrulamaktadır.

### 5.4.9. Desorpsiyon Çalışmalarının Değerlendirilmesi

Çizelge 4.81 ve Şekil 4.69, EMS, ESK ve EKÇK yüzeyinde adsorplanmış RS 5'i uzaklaştırmak için NaOH ve  $\text{NH}_3$  gibi desorbentlerin 0.1 ve 0.2 M'lık farklı derişimlerdeki çözeltileriyle yapılan desorpsiyon çalışmalarına ilişkin %D miktarlarını içermektedir. Çizelge 4.81'deki desorpsiyon sonuçlarına göre, EMS yüzeyinden RS 5 desorplama yüzdesi saf su ile %4.69; 0.1 M  $\text{NH}_3$  ile %50.31; 0.2 M  $\text{NH}_3$  ile %55.39, 0.1 M NaOH ile %45.08, 0.2 M NaOH ile %68.84 oranındadır. ESK yüzeyinden RS 5 desorplama yüzdesi saf su ile %10.89; 0.1 M  $\text{NH}_3$  ile %80.79; 0.2 M  $\text{NH}_3$  ile %89.26; 0.1 M NaOH ile %65.77; 0.2 M NaOH ile %84.27 oranındadır. EKÇK yüzeyinden RS 5 desorplama yüzdesi saf su ile %1.59; 0.1 M  $\text{NH}_3$  ile %10.04; 0.2 M  $\text{NH}_3$  ile %28.96; 0.1 M NaOH ile %10.47; 0.2 M NaOH ile % 42.13 oranındadır.

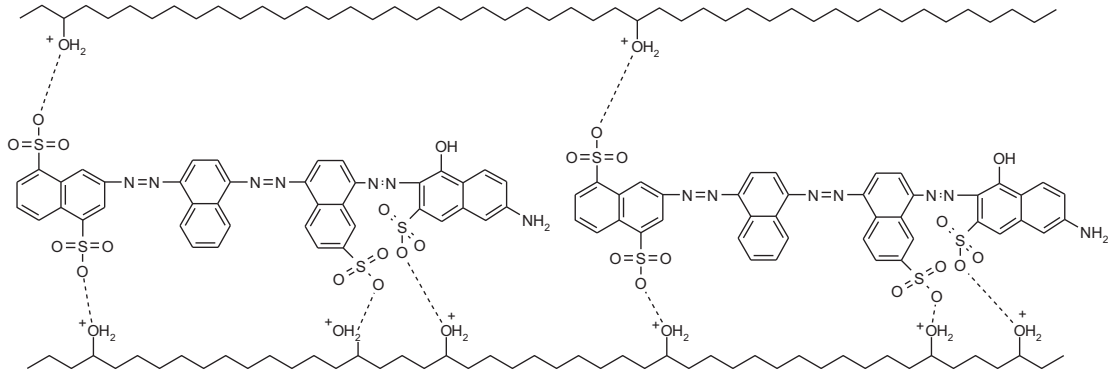
## 5.5. Direk Mavi 71 Biyosorpsiyonuna İlişkin Deneysel Sonuçların Değerlendirilmesi

### 5.5.1. DM 71 Biyosorpsiyonuna İlişkin Spektroskopik Analizlerin Değerlendirilmesi

EMS, ESK ve EKÇK biyosorplayıcılarının yüzeyinde mevcut fonksiyonel grupların ve boyarmadde biyosorpsiyonunda rol alan fonksiyonel grupları belirlemek için, biyosorplayıcıların adsorpsiyon öncesi ve sonrası FTIR spektrumları alınmıştır (Çizelge 4.13.-4.15., Şekil 4.4.-4.6.). EMS, ESK ve EKÇK'nın adsorpsiyon öncesi alınan FTIR spektrumlarında; 3338, 3273, 3336  $\text{cm}^{-1}$ 'de gözlenen pikler yüzeyde -OH gruplarının varlığını göstermektedir. Bu pikler, DM 71 biyosorpsiyonu sonrasında 3332,

3331, 3324  $\text{cm}^{-1}$ 'e kaymıştır. 2919, 2851, 2891  $\text{cm}^{-1}$ 'de gözlenen pikler, alifatik C-H gerilmelerine ait olabilir. Bu pikler DM 71 adsorpsiyonu sonrası, 2920, 2923 ve 2932  $\text{cm}^{-1}$ 'e kaymıştır. 1732, 1630, 1633 ve 1645  $\text{cm}^{-1}$ 'de gözlenen pikler karbonil gruplarına aittir. Bu pikler, DM 71 adsorpsiyonu sonrası 1732  $\text{cm}^{-1}$ 'deki pik EMS yüzeyinde kaybolmuştur ve DM 71 adsorpsiyonu sonrası 1630, 1633 ve 1645  $\text{cm}^{-1}$ 'de gözlenen pikler 1633, 1634 ve 1593  $\text{cm}^{-1}$ 'e kaymıştır. 1516 ve 1506  $\text{cm}^{-1}$ 'deki pikler  $-\text{NH}_2$  ve  $-\text{NH}$  eğilmelerine ait olabilir. 1262 ve 1264  $\text{cm}^{-1}$ 'deki pikler C-N gerilmelerine ait olabilir. Bu pikler EMS yüzeyinde adsorpsiyon sonrası kaybolmuş, EKÇK yüzeyinde ise 1263  $\text{cm}^{-1}$ 'e kaymıştır. 1018  $\text{cm}^{-1}$  ve 1025  $\text{cm}^{-1}$  civarında oluşan pikler C-O-H, C-C-H,  $-\text{NH}$  gerilmelerinden kaynaklanabilir. Bu pikler, DM 71 adsorpsiyonu sonrası, 1019, 1014 ve 1026  $\text{cm}^{-1}$ 'e kaymıştır.

EMS, ESK ve EKÇK yüzeyleri, pH 2'de pozitif yüklenir ve anyonik boyarmadde olan DM 71 biyosorpsiyonu aşağıdaki olası mekanizma üzerinden yürüdüğü düşünülmektedir:



EMS, ESK ve EKÇK' in adsorpsiyon öncesi ve sonrası yüzey morfolojisini aydınlatmak üzere SEM görüntüleri alındı (Şekil 4.10a, 11a, 12a, 10c, 11c, 12c). Şekil4.10a, 11a, 12a, 10c, 11c, 12c'den görüldüğü gibi, MS, SK ve KÇK yüzeyleri, adsorpsiyon öncesi ve sonrasında birbirinden farklıdır. Adsorpsiyon sonrası sorplayıcıların yüzeyleri DM 71 ile kaplanmıştır.

### 5.5.2. pH Etkisinin Değerlendirilmesi



## 5. TARTIŞMA VE SONUC

Çizelge 4.82 ve Şekil 4.70’de görüldüğü gibi, çözelti  $pH$ ’ı 2’den 10’a artırdığında, her üç biyosorplayıcı için de  $q$  ve  $\% R$  değerleri azalmaktadır.  $pH$  2 ve 10’da, adsorplanan DM 71 miktarları sırasıyla; EMS için, 9.12 mg/g (%18.24), ve 1.74 mg/g (%3.48); ESK için, 10.54 mg/g (% 21.08) ve 1.96 mg/g (% 3.92); EKÇK için, 4.4 mg/g (% 8.8) ve 0.32 mg/g (%0.64) olarak belirlendi. Bazik  $pH$ ’larda gözlenen düşük DM 71 biyosorpsiyonu, boyarmaddenin anyonik gruplarıyla, ortamda fazla miktarda bulunan  $OH^-$  iyonlarının biyosorplayıcı yüzeyinde bulunan aktif merkezler için rekabet etmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Benzer sonuçlar, Khaled ve arkadaşları tarafından, portakal kabuğundan elde edilen aktif karbon ile Direk Lacivert 106 ve Goyal ve arkadaşları tarafından adsorpsiyonu için de gözlenmiştir (Khaled ve ark. 2009).

DM 71 biyosorpsiyon miktarı üzerine çözelti  $pH$ ’ının etkisi, EMS, ESK ve EKÇK için belirlenen  $pH_{SYN}$  değerlerine bağlı olarak da açıklanabilir. Çözelti  $pH$ ’ı,  $pH_{SYN}$  değerinin üzerinde iken biyosorplayıcıların yüzeyi negatif yüklenir, çözelti  $pH$ ’ı  $pH_{SYN}$  değerinin altında iken biyosorplayıcıların yüzeyi pozitif yüklenir. EMS, ESK ve EKÇK için  $pH_{SYN}$  değerleri sırasıyla 3.35, 3.19 ve 3.27 olarak belirlenmiştir (Şekil 4.13). Bu değerler, DM 71’ adsorpsiyonunun, her üç modifiye edilmiş adsorplayıcının sahip oldukları  $pH_{SYN}$  değerlerinden daha düşük  $pH$ ’larda artmış olmasını doğrulamaktadır. Ayrıca bu durum, DM 71’ in yapısına bağlı olarak da açıklanabilir. Sulu çözeltilerde, anyonik boyarmaddeler sülfonat ( $SO_3^-$ ) gruplarından dolayı negatif yük taşıırken, katyonik boyarmaddeler ise içerdikleri protonlanmış amin veya sülfür gruplarından dolayı pozitif yük taşımaktadır (Nepradit ve ark. 2004). DM 71, RS 5 gibi anyonik bir boyarmadde oluşu ve  $SO_3^-$  grubundan dolayı negatif yük içermesi nedeniyle sulu çözeltilerde, Denk. 5.19’ da gösterildiği şekilde ayrışır. Bu nedenle, DM 71’ biyosorpsiyonu, EMS, ESK ve EKÇK’nın  $pH_{SYN}$  değerlerinden daha düşük  $pH$ ’larda artmaktadır. Bu durum pozitif yüklenmiş biyosorplayıcı yüzeyi ile anyonik DM 71 boyarmadde iyonları arasındaki elektrostatik çekimin neden olduğu düşünülmektedir.

### 5.5.3. Başlangıç Derişimi Etkisinin Değerlendirilmesi

Çizelge 4.83 ve Şekil 4.71’ de görüldüğü gibi, DM 71 derişimi, 3 mg/L’den 140 mg/L’ye artarken, EMS, ESK ve EKÇK tarafından uzaklaştırılan DM 71’ e ilişkin  $\%R$  değerleri sırasıyla % 94.67’den % 14.15’e, % 82.67’den % 10.16’ya ve % 61.33’ten %



7.96'ya azaldığı gözlenmiştir. RS 5 biyosorpsiyonunda da gözlenildiği gibi, bu duruma, düşük derişimlerde, çözeltide bulunan tüm DM 71 iyonlarının, biyosorplayıcı yüzeyinde bulunan aktif merkezlerle etkileşmesi sonucu tüm adsorplayıcıların yüzeyinde belli sayıda aktif merkez belli bir derişimden sonra DM 71 iyonlarıyla doymuş hale gelmesi neden olduğu düşünölmektedir. Bundan dolayı, yüksek boyarmadde derişimlerinde, çözeltide adsorplanmadan kalan DM 71 iyonları derişimi artmakta ve DM 71 in %R'leri azalmaktadır. Benzer sonuçlar, Dursun ve arkadaşları tarafından, pancar posasından elde edilen karbon üzerinde Reaktif Kırmızı 195 adsorpsiyonu ile Chowdhury ve arkadaşları tarafından, toz halindeki ananas yaprağı üzerinde Bazik Yeşil 4 adsorpsiyonu çalışmalarında da gözlenmiştir (Dursun ve Tepe 2011; Chodwurry ve ark. 2011). Diğer taraftan, DM 71 derişimi 3 mg/L'den 140 mg/L'ye artarken EMS, ESK ve EKÇK üzerinde adsorplanan maksimum DM 71' miktarı q, sırasıyla 1.42'den 9.2 mg/g'a, 1.24'ten 7.11 mg/g'a ve 0.92'den 3.98 mg/g'a arttığı gözlenmiştir. Bu artışa, DM 71' derişiminin artmasıyla, biyosorplayıcı yüzeyine doğru kütle transfer hızının artması ve biyosorplayıcı yüzeyine doğru daha büyük bir itici gücün artmasının neden olduğu düşünölmektedir. EMS, ESK ve EKÇK için, DM 71 derişimleri sırasıyla 30, 50 ve 25 mg/L'nin üzerinde olduğu derişimlerde q değerlerinin hemen hemen sabit kaldığı görölmüştür. Bu da, bu derişimlerden sonra biyosorplayıcı yüzeylerinin, DM 71 ile doyduğu göstermektedir. Bu nedenle, EMS, ESK ve EKÇK ile sulu çözeltiden DM 71 biyosorpsiyonu kinetik çalışmalarında, sırasıyla 30, 50 ve 25 mg/L başlangıç derişimi ile çalışılmıştır.

#### 5.5.4. Biyosorplayıcı Dozu Etkisinin Değerlendirilmesi

Çizelge 4.84 ve Şekil 4.72 'de göröldüğü gibi; biyosorplayıcı dozu 0.1 g'dan 1.0 g'a artırıldığında, EMS, ESK ve EKÇK tarafından uzaklaştırılan DM 71' e ilişkin %R değerleri % 58.8'den % 98.66'ya, % 41.92'den % 97.60'a ve % 30'dan % 62.4'e artmaktadır. Bu artmanın, biyosorplayıcı dozu arttıkça, doymamış aktif merkez sayısının artmasının neden olduğu düşünölmektedir. Öte yandan, biyosorplayıcı dozu 0.1 g'dan 1.0 g'a artarken, EMS, ESK ve EKÇK üzerinde adsorplanan maksimum DM 71 miktarı q, sırasıyla 8.82'den 1.48 mg/g'a, 10.48'den 2.44 mg/g'a ve 3.75'ten 0.78 mg/g'a düşmektedir. Bu durum, biyosorplayıcı miktarının artmasıyla, biyosorplayıcı tanecikleri arasında boyarmadde molekülleri için rekabetin oluşması ve birbirlerini

## 5. TARTIŞMA VE SONUÇ

---

engellemelerinin neden olduğu düşünölmektedir. Benzer sonuç, Ghaedi ve arkadaşları tarafından, gümüş nanoparçacık yüklü aktif karbonla, sulu çözeltiden Direk Sarı 12 uzaklaştırması çalışmasında da gözlenmiştir (Ghaedi ve ark. 2012).  $q$  değerleri göz önüne alındığında, her üç biyosorplayıcı ile sulu çözeltiden DM 71 biyosorpsiyonu kinetik ve izoterm çalışmalarında, 0.1 g optimum biyosorplayıcı dozunda çalışıldı.

### 5.5.5. İyonik Şiddet (Tuz) Etkisinin Değerlendirilmesi

EMS, ESK ve EKÇK' üzerinde DM 71' biyosorpsiyonuna iyonik şiddet etkisini incelemek için, çözeltinin iyonik şiddetini artırması nedeniyle NaCl elektroliti kullanıldı. Boyarmadde çözeltisi ortamında NaCl' ün varlığının benzer etkisi, RS 5' gibi anyonik bir boyarmadde olan DM 71' biyosorpsiyonuna da gözlenmiştir. Çizelge 4.85 ve Şekil 4.73'te göröldüğü gibi, Na<sup>+</sup> iyonlarının derişimi arttıkça, her üç biyosorplayıcın adsorplama kapasitesi artmaktadır. Bu durum, iyonik şiddetin artmasıyla, adsorplayıcı yüzeylerinin pozitif yüklenmesine ve buna bağılı olarak da anyonik boyarmadde olan DM 71' ile adsorplayıcı yüzeyi arasındaki elektrostatik etkileşimlerin artmasına ve dolayısıyla adsorplanan miktarın artmasına neden olduğu düşünölmektedir. Benzer gözlem, Hua ve arkadaşları tarafından, su kamışı kökleri ile, sulu çözeltiden Kongo kırmızısı uzaklaştırılması çalışmasında da gözlenmiştir (Hua ve ark. 2010).

### 5.5.6. Kinetik Çalışmaların Değerlendirilmesi

Çizelge 4.90, değışik sıcaklıklarda, sulu çözeltiden EMS, ESK ve EKÇK ile DM 71 biyosorpsiyonunun yapılan kinetik çalışmalarından elde edilen kinetik parametreleri ve  $R^2$ ' leri içermektedir. Sıcaklık 293 K'den 333 K'e artarken, EMS, ESK ve EKÇK' nın DM 71 adsorplama kapasitesi sırasıyla, 7 mg/g'dan 14.30 mg/g'a; 10.20 mg/g'dan 15.40 mg/g'a ve 3.05 mg/g'dan 10 mg/g'a arttığı gözlendi. Sıcaklık arttıkça, adsorpsiyonun artması, ya adsorplayıcı yüzeyindeki aktif adsorpsiyon merkezlerin sayısının artması, ya da adsorplayıcı birimlerin desolvatize olması sonucu adsorplayıcıyı çevreleyen sınır tabaka kalınlığının azalması ve buna bağılı olarak adsorplanan birimlerin adsorplayıcıya olan kütle transferine karşı sınır tabaka direncinin azalmasından kaynaklandığı düşünölmektedir. Benzer sonuçlar, Meena ve arkadaşları tarafından, karbon aerogel ile sulu çözeltiden bazı ağır metallerin adsorpsiyonu ve Doğan ve arkadaşları tarafından, fındık kabuğu ile sulu çözeltiden metilen mavisi

adsorpsiyonu çalışmalarında da gözlenmiştir (Meena ve ark. 2005; Doğan ve ark. 2009). Ayrıca sıcaklık arttıkça, çözeltilerin viskozluğunun azalması nedeniyle, adsorplanan birimlerin adsorplayıcı yüzeyine doğru difüzyonu kolaylaşmasının da neden olduğu düşünülmektedir. Benzer sonuç, Bayramoğlu ve arkadaşları tarafından, *Trametes versicolor* biyokütlesi üzerinde Direk Mavi 1 ve Direk Kırmızı 128 adsorpsiyonu çalışmasında da gözlenmiştir (Bayramoğlu ve Arıcı 2007).

Sıcaklığın denge temas süresine olan etkisi değerlendirildiğinde, Şekil 4.74'de görüldüğü gibi, sıcaklığın artmasıyla denge temas süresinde önemli bir değişiklik olmamıştır. EMS-DM 71, ESK-DM 71 ve EKÇK-DM 71 adsorpsiyon sistemleri için denge temas süresi sırasıyla 280, 160 ve 280 dakika olduğu görülmektedir. Bu sürelerden sonra, adsorplanan boyarmadde miktarlarında anlamlı bir değişiklik olmamaktadır. Bu da, biyosorplayıcı yüzeylerinin, denge temas süresi aşıldıktan sonra artık yüzey doygunluğuna ulaştığını ifade etmektedir.

Çizelge 4.90'da görüldüğü gibi, EMS, ESK ve EKÇK üzerinde DM 71 biyosorpsiyonu, Lagergren kinetik modeline tüm sıcaklıklarda yüksek  $R^2$  değerleri ile uymaktadır. Ayrıca, deneysel olarak bulunan  $q_{e,exp}$  değerleri Lagergren kinetik modelinden hesaplanan  $q_{e,cal}$  değerlerine daha yakın olması da Lagergren kinetik modeline uyduğunu doğrulamaktadır.

Şekil 4.75c, 4.76c ile 4.77c ve Çizelge 4.91 değişik sıcaklıklarda EMS, ESK ve EKÇK biyosorplayıcıları üzerinde DM 71 biyosorpsiyonuna ilişkin Weber-Morris çizimlerini ve bu çizimlerden belirlenen  $k_{id}$  ve  $C$  difüzyon parametrelerini içermektedir. Şekil 4.75c, 4.76c ve 4.77c'den görüldüğü gibi, kullanılan biyosorplayıcılar üzerinde DM 71 biyosorpsiyonu tüm sıcaklıklarda orijinden geçmemekte ve üç basamakta gerçekleşmektedir. Oluşan üç ayrı basamağın hız sabitleri,  $k_{id,1} > k_{id,2} > k_{id,3}$  sırasında değiştiği ve her üç biyosorplayıcı için de sıcaklık arttıkça her basamaktaki  $C$  değerlerinin arttığı görülmektedir. Bu durum, sıcaklığın artmasıyla sınır tabaka kalınlığının arttığını ve buna bağlı olarak difüzyon hızının azaldığını göstermektedir. Genel olarak, sıcaklık arttıkça her üç biyosorplayıcı-DM 71 sistemi için difüzyon hız sabitleri artmaktadır. Weber-Morris denkleminden elde edilen sonuçlar değerlendirildiğinde, difüzyon hızını belirleyen basamağın tek basamak olmadığı gözlenmiştir.

### 5.5.7. İzoterm Çalışmaların Değerlendirilmesi

Çizelge 4.95, değişik sıcaklıklarda sulu çözülden EMS, ESK ve EKÇK ile DM 71 biyosorpsiyonu izoterm çalışmalarından elde edilen izoterm sabitleri,  $R_L$  ve  $R^2$  leri içermektedir. Belirlenen  $R^2$  lere göre, EMS, ESK ve EKÇK üzerinde DM 71 biyosorpsiyonu çalışılan tüm sıcaklıklar için Langmuir izoterm modeline uyduğu görülmektedir. Bu da, kullanılan biyosorplayıcılar üzerinde homojen ve tek tabakalı biyosorpsiyonunun gerçekleştiğini göstermektedir. Adsorpsiyon enerjisine ilişkin bir sabit olan  $b$  değerleri, ESK-DM 71 sistemi için sıcaklık arttıkça azalmakta iken EMS-DM 71 ve EKÇK-DM 71 sistemleri için sıcaklık arttıkça artmaktadır. Sıcaklık 293 K'den 333 K'e artarken, biyosorplayıcıların yüzeyinde adsorplanan maksimum DM 71 miktarları,  $q_m$ , EMS için 79.37 mg/g'dan, 101.10 mg/g'a; ESK için 38.91 mg/g'dan, 129.87 mg/g'a; EKÇK için 23.70 mg/g'dan 34.72 mg/g'a artmaktadır. Bu da, her üç biyosorplayıcı için, DM 71 biyosorpsiyonunun endotermik olduğunu göstermektedir.  $R_L$  değerleri, sıcaklık 293 K'den 333 K'e artarken, EMS-DM 71 sistemi için 0.8125-0.5173; ESK-DM 71 sistemi için 0.4556-0.6515 ve EKÇK-DM 71 sistemi için 0.8647-0.6803 aralığında değişmektedir. Bu da, DM 71'in biyosorplayıcılar üzerindeki biyosorpsiyonunun termodinamiksel olarak istemli olduğunu göstermektedir. Sıcaklık 293K'den 333K'e artarken,  $K_F$ - Freundlich sabiti, EMS için 0,84' ten 6.26' ya artmakta, EKÇK için 0.22' den 1.02'ye artmakta ve ESK için 2.08'den 2.06'ya azalmaktadır. Sıcaklık 293K'den 333K'e artarken,  $n$ - Freundlich sabitleri; EMS için 1.2895 'den 1.9335'e artmakta, ESK için 1.8352'den 1.3308'e azalmakta ve EKÇK için 1.2509'dan 1.4912'ye artmaktadır.  $n$  değerlerinin 1'den büyük veya küçük oluşu adsorpsiyon mekanizması hakkında bilgi vermektedir;  $n < 1$  ise adsorpsiyonun kemisorpsiyon;  $n > 1$  ise adsorpsiyonun fizisorpsiyon olduğu anlamına gelir. Her üç adsorplayıcı DM 71 biyosorpsiyonu için belirlenen  $n$  değerlerinin 1' den büyük olması biyosorpsiyon mekanizmasının fizisorpsiyon mekanizması üzerinden yürüdüğü söylenebilir.

### 5.5.8. Termodinamik Parametrelerin Değerlendirilmesi

Çizelge 4.96 EMS, ESK ve EKÇK üzerinde DM 71 biyosorpsiyonuna ilişkin termodinamik parametreleri içermektedir. EMS, ESK ve EKÇK üzerinde DM 71 biyosorpsiyonu için  $\Delta H^o$  ve  $\Delta S^o$  değerleri pozitifdir. Pozitif  $\Delta H^o$  değerleri, adsorplayıcılar üzerinde DM 71 biyosorpsiyonunun endotermik olduğunu

göstermektedir. Her üç biyosorplayıcı-DM 71 sistemlerine ilişkin  $\Delta H^{\circ}$  değerleri 84 kJ mol<sup>-1</sup>'den küçüktür, bu da biyosorpsiyon mekanizmasının, fizisorpsiyon mekanizması üzerinden yürüdüğünü doğrulamaktadır. Pozitif  $\Delta S^{\circ}$  değerleri ise, katı-çözelti arayüzeyinde artan düzensizlikten kaynaklanmaktadır. Çizelge 4.96'dan görüldüğü gibi  $\Delta G^{\circ}$  değerleri, EMS-DM 71 sistemi için 1.20 ve - 3.17 kJ mol<sup>-1</sup>, ESK-DM 71 için 0.17 ve - 0.91 kJ mol<sup>-1</sup>; EKÇK-DM 71 sistemi için 4.64 ve 1.16 kJ mol<sup>-1</sup> aralığında değişmektedir. 293 K'de EMS ve ESK üzerinde DM 71 biyosorpsiyonu için pozitif  $\Delta G^{\circ}$  değerleri, belirtilen sıcaklıklarda olayın kendiliğinden olmadığını ifade etmektedir. Ancak, sıcaklık arttıkça  $\Delta G^{\circ}$  negatif değerler almıştır. EKÇK için çalışılan tüm sıcaklıklarda  $\Delta G^{\circ}$  pozitif değerler almıştır. Ancak, sıcaklık arttıkça daha küçük pozitif değerlere sahip olmaktadır. Benzer durum, EMS ve EKÇK üzerinde RS 5 biyosorpsiyonu için de gözlenmişti. Bunu, Gibbs-Helmholtz denkleminde göre,  $\Delta H^{\circ}$  ve  $\Delta S^{\circ}$  termodinamik parametrelerinin pozitif ve  $\Delta G^{\circ}$  nin küçük pozitif olması durumunda olay yüksek sıcaklıkta yürüyebileceği bilgisine bağlı olarak açıklayabiliriz. Benzer gözlem, Yavuz ve arkadaşları tarafından, kaolin ile sulu çözeltiden bazı ağır metallerin uzaklaştırılması çalışmasında da gözlenmiştir (Yavuz ve ark. 2003).

### 5.5.9. Desorpsiyon Çalışmalarının Değerlendirilmesi

Çizelge 4.97 ve Şekil 4.83' EMS, ESK ve EKÇK yüzeyinde adsorplanmış DM 71'i uzaklaştırmak için NaOH ve NH<sub>3</sub> gibi desorbentlerin 0.1 ve 0.2 M'lık çözeltileriyle yapılan desorpsiyon çalışmalarına ilişkin %D' miktarlarını içermektedir. Çizelge 4.97'deki desorpsiyon sonuçlarına göre, EMS yüzeyinden DM 71 desorplama yüzdesi saf su ile %0.53, 0.1 M NH<sub>3</sub> ile %29.99, 0.2 M NH<sub>3</sub> ile %32.55, 0.1 M NaOH ile %30.55, 0.2 M NaOH ile %42.14 oranındadır. ESK yüzeyinden DM 71 desorplama yüzdesi saf su ile %0.47, 0.1 M NH<sub>3</sub> ile %28.90, 0.2 M NH<sub>3</sub> ile %39.25, 0.1 M NaOH ile %29.71, 0.2 M NaOH ile %44.30 oranındadır. EKÇK yüzeyinden DM 71 desorplama yüzdesi saf su ile %1.59, 0.1 M NH<sub>3</sub> ile %31.89, 0.2 M NH<sub>3</sub> ile %40.96, 0.1 M NaOH ile %25.96, 0.2 M NaOH ile %58.74 oranındadır.



## 6. KAYNAKLAR

- Ahmed, M.N., Ram, R.N. 1992. Removal of basic dye from wastewater using silica as adsorbent. *Environmental Pollution*, 77 (1): 79-86.
- Allouchea, F.N., Mamerid, N., Guibal, E. 2011. Pb(II) biosorption on *Posidonia oceanica* biomass. *Chemical Engineering Journal*, 168 (3): 1174–1184.
- Alyüz, B., Veli, S. 2005. Ağır Metal İçeren Atıksuların Arıtımında Kullanılan Düşük Maliyetli Adsorbentler. *Journal of Engineering and Natural Sciences Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi*, 3 : 94-101.
- Amarasinghe, B.M.W.P.K., Williams, R.A. 2007. Tea waste as a low cost adsorbent for the removal of Cu and Pb from wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 132 (1-3): 299–309.
- Amin, N.K. 2009. Removal of direct blue-106 dye from aqueous solution using new activated carbons developed from pomegranate peel: Adsorption equilibrium and kinetics. *Journal of Hazardous Materials*, 165 (1-3): 52–62.
- Annadurai, G., Juang, R., Lee, D. 2002. Use of cellulose-based wastes for adsorption of dyes from aqueous solutions. *J. Hazard. Mater*, B92 (3): 263–274.
- Annadurai, G., Ling, L.Y., Lee J.F. 2008. Adsorption of Reactive dye from an aqueous solution by chitosan: isotherm, kinetic and thermodynamic analysis. *Journal of Hazardous Materials*, 152 (1): 337–346.
- Apiraticul, R., Pavasant, P. 2008. Batch and column studies of biosorption of heavy metals by *Caulerpa lentillifera*. *Bioresour. Technol*, 99 (8): 2766–2777.
- Application of statistical designs and surface plots for the optimization and regression analysis. *J.Hazard.Mater*, B122 (1-2): 75–83.
- Aydın, H., Yerlikaya, Ç., Uzan, S. 2012. Equilibrium and kinetic studies of copper (II) ion uptake by modified wheat shells. *Desalination and Water Treatment*, 44 (1-3): 296-305.
- Bahadır, T. 2005. Endüstriyel atık sulardan biyosorpsiyonla kurşun gideriminin incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun.
- Bajpai, I., Shrivastva, R., Bajpai, A, K. 2004. Dynamic and equilibrium studies on adsorption of Cr(VI) ions onto binary bio-polymeric beads of cross linked alginate and gelatin. *Colloids and Surfaces*, 236 (1-3): 81-90.
- Balkaya, N., Cesur, H. 2002. Fosfojips Kullanılarak Kurşun Giderimi. *Çev- Kor*, 11 (42): 27-29 .
- Banat I.M., Nigam, P., Singh, D., Marchant, R. 1996. Microbial decolorization of textile-dye-containing effluents: a review. *Bioresour. Techno*, 58 (3): 217-227.
- Bayramoğlu, G., Arıca, M. Y. 2007. Biosorption of benzidine based textile dyes Direct Blue 1 and Direct Red 128 using native and heat-treated biomass of *Trametes versicolor*. *Journal of Hazardous Materials*, 143 (1-2): 135–143.
- Belala, Z., Jeguirim, M., Belhachemi, M., Addoun, F., Trouvé, G. 2011. Biosorption of basic dye from aqueous solutions by Date Stones and Palm-Trees Waste: Kinetic, equilibrium and thermodynamic studies. *Desalination*, 271 (1-3): 80–87.
- Bernardin, F.E., 1976. Chemical Engineering Deskbook Issue, Oct. 18, 77.



## 6. KAYNAKLAR

---

- Bhattacharya, K.G., Gupta, S.S. 2003. Adsorption of a few heavy metals on natural and modified kaolinite and montmorillonite: a review. *Adv Colloid Interface Science*, 140 (2): 114-131.
- Bhattacharyya, K.G. and Gupta, S.S. 2006. Adsorption of Fe(III) from water by natural and acid activated clays: Studies on equilibrium isotherm, kinetics and thermodynamics of interactions. *Adsorption*, 12 (3): 185– 204.
- Boehm, H.P. 1966. Chemical Identification of surface groups. In: Weisz PB, editor, *Advances in catalysis*, 16, 179-287.
- Brunauer, S. 1942. The Adsorption of Gases and Vapors. Oxford University Press, 1 : London.
- Bulut, Y., Aydin, H. 2006. Kinetics and thermodynamics study of methylene blue adsorption on wheat shells. *Desalination*, 194 (1-3): 259–267.
- Bulut, Y., Gözübenli, N., Aydın, H. 2007. Equilibrium and kinetics studies for adsorption of direct blue 71 from aqueous solution by wheat shells. *Journal of Hazardous Materials*, 144 (1-2): 300–306.
- Burton, G. A., Robert Pitt Jr. 2001. Stormwater Effects Handbook: A Toolbox for Watershed Managers, Scientists, and Engineers, New York: CRC/Lewis Publishers. ISBN 0-87371-924-7. Chapter 2.
- Cardoso, N. F., Pinto, R. B., Lima, E. C., Calvete, T., Amavisca, C. V., Royer, B., Cunha, M. L., Fernandes, T. H.M., Pinto, I. S. 2011. Removal of remazol black B textile dye from aqueous solution by adsorption. *Desalination*, 269 (1-3): 92–103.
- Casas, S.C., Sordo, J. 2006. Lead Chemistry, Analytical Aspects, Environmental Impact and Health Effects, Elsevier.
- Chen, S., Yue, Q., Gao, B., Li, Q., Xu, X. 2011. Removal of Cr(VI) from aqueous solution using modified corn stalks: Characteristic, equilibrium, kinetic and thermodynamic study. *Chem. Eng. J*, 168 (2): 909–917.
- Chowdhury, S., Chakraborty, S., Saha, P. 2011. Biosorption of Basic Green 4 from aqueous solution by Ananas comosus (pineapple) leaf powder. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 84 (2): 520–527.
- Chuah, T.G., Jumariah, A., Azni, I., Katayon, S., Thomas Choong, S.Y., 2005. Rice husk as a potentially low-cost biosorbent for heavy metal and dye removal: an overview. *Desalination*, 175 (3): 305-316.
- Chubar N., Carvalho, J.R., Correia, M.JN. 2004. Heavy metals biosorption on cork biomass: effect of the pretreatment. *Physicochem. Eng. Aspects*, 238 (1-3): 51-58.
- Crini, G. 2006. Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: A review. *Bioresouce Technology*, 97 (9): 1061-1085.
- Dabrowski, A. 2001. Adsorption from theory to practice. *Adv. Colloid Int. Sci*, 93 (1-3): 135-224.
- Deniz, F., Karaman, S. 2011. Removal of Basic Red 46 dye from aqueous solution by pine tree leaves. *Chem Eng J*, 170 (1): 67–74.
- Deniz, C. 2010. Ağır Metal ve Renk İçeren Atık Suların Gideriminin Adsorpsiyon/Biyosorpsiyon Yöntemleriyle Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Fakültesi, Sivas.
- Doğan, M., Abak, H., Alkan, M. 2009. Adsorption of methylene blue onto hazelnut shell: Kinetics, mechanism and activation parameters. *J. Hazard. Mater*, 164 (1): 172–181.



- Duffus, J. H. 2002. Heavy metals a meaningless term? (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 74 (5): 793-807.
- Dursun, A. Y., Tepe, O. 2011. Removal of Chemazol Reactive Red 195 from aqueous solution by dehydrated beet pulp carbon. *Journal of Hazardous Materials*, 194 : 303–311.
- Elliott, H.A., Huang, C.P. 1981. The adsorption of Cu(II) complexes onto aluminosilicates. *Water Res*, 15 (7): 849-855.
- Erdik, E., Sarıkaya, Y. 1999. Temel Üniversite Kimyası, Gazi Üniversitesi, 441, Ankara.
- Faust, S.D., Aly, O.M. 1987. *Adsorption Processes for Water Treatment*, Butterworth.
- Freundlich, H. 1906. Over the adsorption in the solution, *J. Phys. Chem*, 57 : 385–470.
- Garg, V. K., Amita, M., Kumar, R., Gupta, R. 2004. Basic dye (methylene blue ) removal from simulated wastewater by adsorption using Indian Rosewood sawdust: a timber industry waste. *Dyes and Pigments*, 63 (3): 243-250.
- Gerçel, Ö. and Gerçel, H.F. 2007. Adsorption of lead(II) ions from aqueous solutions by activated carbon prepared from biomass plant material of *Euphorbia rigida*. *Chemical Engineering Journal*, 132 (1-3): 289-297.
- Ghaedi, M., Sadeghian, B., Amiri Pebdani, A., Sahraei, R., Daneshfar, A., Duran C. 2012. Kinetics, thermodynamics and equilibrium evaluation of direct yellow 12 removal by adsorption onto silver nanoparticles loaded activated carbon. *Chemical Engineering Journal*, 187 : 133– 141.
- Giles, C. H., Smith, D., Hutson, A. 1974. A. General Treatment and Classification of the Solute Adsorption Isotherm. Academic Press, 47, SCOTLOND.
- Gomez-Serrano, V., Macias-Garcia, A., Espinosa-Mansilla, A., Valenzuela- Calahorro, C. 1998. Adsorption of mercury, cadmium and lead from aqueous solution on heat-treated and sulphurized activated carbon. *Water Res*, 32 (1): 1–4.
- Gong, R., M. Yang, Li., Sun, C.Y., Chen, J. 2005. Removal of cationic dyes from aqueous solution by adsorption on peanut hull. *J. Hazard. Mater*, B121 (1-3): 247–250.
- Gong, R., Suna, Y., Chenb, J., Liua, H., Yang, C. 2005. Effect of chemical modification on dye adsorption capacity of peanut hull. *Dyes and Pigments*, 67 (3): 175-181.
- Goswami, S. and Ghosh, U. C. 2005. Studies on adsorption behaviour of Cr(VI) onto synthetic hydrous stannic oxide. *Water SA*, 31 (4): 597- 602.
- Gulnaz, O., Kaya, A., Matyar, F., Arikan, B. 2004. Sorption of basic dyes from aqueous solution by activated sludge. *J. Hazard. Mater*, B108 (3): 183–188.
- Gupta, V.K., Gupta, M. and Sharma, S. 2001. Process development for the removal for the removal of lead and chromium from aqueous solutions using red mud- an aluminium industry waste. *Water Research*, 35 (5): 1125-1134.
- Gupta, V.K., Suhas. 2009. Application of low-cost adsorbents for dye removal-A review. *Journal of Environmental Management*, 90 (8): 2313-2342.
- Güzel, B. 2005. Bazı yöresel killerin adsorpsiyon özelliklerinin incelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Anadolu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalı, Eskişehir.
- Güzel, F. 1991. Doktora Tezi, D.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü,,DİYARBAKIR.

## 6. KAYNAKLAR

---

- Hameed, B.H. 2009. Grass waste: a novel sorbent for the removal of basic dye from aqueous solution. *J. Hazard. Mater*, 166 (1): 233–238.
- Hameed, B.H., El-Khaiary, M.I. 2008. Removal of basic dye from aqueous medium using a novel agricultural waste material: pumpkin seed hull. *J. Hazard. Mater*, 155 (3): 601–609.
- Hameed, B.H., Ahmad, A.A., Aziz, N. 2009. Adsorption of reactive dye on palm-oil industry waste: Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. *Desalination*, 247 (1-3): 551–560.
- Hameed, B.H., Krishni, R.R., Sata, S.A. 2009. A novel agricultural waste adsorbent for the removal of cationic dye from aqueous solutions. *J. Hazard. Mater*, 162 (1): 305–311.
- Hameed, B.H., Mahmoud, D.K., Ahmad, A.L. 2008. Sorption equilibrium and kinetics of basic dye from aqueous solution using banana stalk waste. *J. Hazard. Mater*, 158 (2-3): 499–506.
- Han, R., Zhang, J., Zou, W., Xiao, H., Shi, J., Liu, H. 2006. Biosorption of copper(II) and lead(II) from aqueous solution by chaff in a fixed-bed column. *J. Hazard. Mater*, B133 (1-3): 262–268.
- Han, X., Wang, W., Ma, X. 2011. Adsorption characteristics of methylene blue onto low cost biomass material lotus leaf. *Chemical Engineering Journal*, 171 (1): 1–8.
- Ho, Y.S., McKay, G. 1999. Pseudo-second order model for sorption processes. *Process Biochem*, 34 (5): 450–465.
- Hobson, J.P. 1969. Physical adsorption isotherms extending from ultrahigh vacuum to vapor pressure. *J. Phys. Chem.* 73 (8): 720–727.
- Honga, S., Wena, C., Hea, J., Gana, F., Ho, Y.S. 2009. Adsorption thermodynamics of Methylene Blue onto bentonite. *J. Hazard. Mater.* 167 (1-3): 630-633.
- Hu, Z., Chen, H., Ji, F., Yuan, S. 2010. Removal of Congo Red from aqueous solution by cattail root. *Journal of Hazardous Materials*, 173 (1-3): 292–297.
- Hunger, K. 2003. Industrial dyes: Chemistry, Properties, applications. Wiley-VCH, Weinheim, Sayfa:625. Cambridge.
- I. Langmuir. 1918. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *J. Am. Chem. Soc*, 40 (9): 1361–1403.
- Iscen, C. F., Kiran, I., Ilhan, S. 2007. Biosorption of Reactive Black 5 dye by *Penicillium restrictum*: The kinetic study. *Journal of Hazardous Materials*, 143 (1-2): 335–340.
- İleri, R., Çakır, G. 2006. Bakır (Cu<sup>+2</sup>) iyonlarının sıvı ortamdan biyosorpsiyonla gideriminin izoterm sabitlerinin matlap programı ile belirlenmesi, *Çev- Kor*, 15(59): 8-17.
- İmamoğlu, M. 1996. Pirinç Kabuğundan Yapılmış Aktif Karbon Üzerinde Cu(II) ve Cd(II) İyonlarının Sulu Çözeltilerinden Adsorpsiyonla Uzaklaştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Sakarya.80.
- İnternet:WikipediaAnsiklopedisi, 2007.Kurşun”<http://tr.wikipedia.org/wiki/Kur%C5%9Fun>.
- J.M. Smith. 1981. Chemical Engineering Kinetics, McGraw-Hill, New York.
- Janos, P., Buchtova, H., Ryznarova, M. 2003. Sorption of dyes from aqueous solution onto fly ash. *Water Res*, 37 (20): 4938–4944.
- Jaycock, M.J., Parfitt, G.D. 1981. Chemistry of Interfaces, Ellis Horwood Ltd, Onichester.

- Khaled, A., Nemr, A. E., El-Sikaily, A., Abdelwahab, O. 2009. Removal of Direct N Blue-106 from artificial textile dye effluent using activated carbon from orange peel: Adsorption isotherm and kinetic studies. *Journal of Hazardous Materials*, 165 (1-3): 100–110.
- Kipling, I. I. 1965. Adsorption from solutions of Non – Electdyes, Academic Pres, N. Y., London.
- Kocaer, F. O., Alkan, U. 2002. Boyarmadde İçeren Tekstil Atıksularının Arıtım Alternatifleri. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik- Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 7 (1): 47-55.
- Kratochil and Volesky. 1998. Advances in the biosorption of heavy metals. *Trends Biotechnology*, 16 (7): 291-300.
- Kumar, P. S., Ramalingam, S., Sathyselvbala, V., Kirupha, S. D. Sivanesan, S. 2011. Removal of copper(II) ions from aqueous solution by adsorption using cashew nut shell. *Desalination*, 266 (1-3): 63–71.
- Kumar, P.S., Ramalingam, S., Senthamarai, C., Niranjanaa, M., Vijayalakshmi, P., Sivanesan, S. 2010. Adsorption of dye from aqueous solution by cashew nut shell: studies on equilibrium isotherm, kinetics and thermodynamics of interactions. *Desalination*, 261(1-2): 52–60.
- Lagergren, S. 1898. Zur theorie der sogenannten adsorption gelöster stoffe. *Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens, Handlingar*, 24 (4): 1–39.
- Li, W., Zhang, L., Peng, J., Li, N., Zhang, S. and Guo, S. 2008. Tobacco stems as a low cost adsorbent for the removal of Pb(II) from wastewater: Equilibrium and kinetic studies. *Industrial Crops and Products*, 28 (3): 294–302.
- Liu, M., Zhang, H., Zhang, X., Deng, Y., Liu W. and Zhan, H. 2001. Removal and recovery of chromium (III) from aqueous Solutions by spheroidal cellulose adsorbent. *Water Environment Research*, 73 (3): 322-328.
- Madencilik Özel ihtisas Komisyonu Raporu, 2001. Metal Madenler Alt Komisyonu Kurşun-Çinko-Kadmiyum Çalışma Grubu Raporu, Sekizinci Beş Yıllık Kalkınma Planı, ISBN 975– 19– 2858– 3, Ankara.
- Mahmoodi, N. M., Hayati, B., Arami, M., Lan C. 2011. Adsorption of textile dyes on Pine Cone from colored wastewater: Kinetic, equilibrium and thermodynamic studies. *Desalination*, 268 (1-3): 117–125.
- Mall, I.D., Srivastava, V.C. and Agarwal, N.K. 2007. Adsorptive removal of Auramine-O: Kinetic and equilibrium study. *Journal of Hazardous Materials*, 143 (1-2): 386–395.
- Mall, I.D., Srivastava, V.C., 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 Pig*, 69 (3): 210–223.
- Mane, V.S., Mall, I.D. and Srivastava, V.C. 2007. Kinetic and equilibrium isotherm studies for the adsorptive removal of Brilliant Green dye from aqueous solution by rice husk ash. *Journal of Environmental Management*, 84 (4): 390–400.
- Mathews, A.P., Weber, W.J. 1976. Effects of external mass transfer and inler-particle diffusion on adsorption. *AIChE Symp. Ser*, 73: 91–98.
- McKay, G., Otterburn, M.S. and Sweeney, A.G. 1981. Surface mass transfer processes during colour removal from effluent using silica. *Water Research*, 15 (3): 327–331.
- McMullan G., Meehan, C., Conneley, A., Kirby, N., Robinson, T., Nigam, P., Banat, I.M., Marchant, R., Smyth, W.F. 2001. Microbial Decolorisation and degradation of textile dyes. *Appl. Microbiol. Biotechnol*, 56 (1-2): 81-87.

## 6. KAYNAKLAR

---

- Meena, A.K., Mishra, G.K., Rai, P.K., Rajagopal, C., Nagar, P.N. 2005. Removal of heavy metal ions from aqueous solutions using carbon aerogel as an adsorbent. *J. Hazard. Mater*, 122 (1-2): 161-170.
- Mittal, A., Kaur, D. and Mittal, J. 2009. Batch and bulk removal of a triarylmethane dye, Fast Green FCF, from wastewater by adsorption over waste materials. *Journal of Hazardous Materials*, 163 (2-3): 568–577.
- Murugesan, A., Ravikumar, L., SathyaSelvaBala, V., SenthilKumar, P., Vidhyadevi, T., Dinesh Kirupha, S., Kalaivani, S.S., Krithiga, S., Sivanesan, S. 2011. Removal of Pb(II), Cu(II) and Cd(II) ions from aqueous solution using polyazomethineamides: Equilibrium and kinetic approach. *Desalination*, 271 (1-3) : 199–208.
- Mutlu, S. 2009. Fındık kabuğu ve Üzüm Çekirdeğinden Üretilen Aktif Karbonlar ile Kurşun İyonlarının Adsorpsiyonu. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Mutluay, H., Demirak, A. 1996. Su Kimyası. Beta basım yayım dağıtım A. Ş, Sayfa: 83- 94. İstanbul.
- Naiya, T.K., Bhattacharya, A.K., Mandal, S. and Das, S.K. 2008. The sorption of lead(II) ions on rice husk ash. *Journal of Hazardous Materials*, 163 (2-3): 1254-1264.
- Nasuha, N., Hameed, B.H., Mohd Din, A.T. 2010. Rejected tea as a potential low-cost adsorbent for the removal of methylene blue. *J. Hazard. Mater*, 175 (1-3): 126–132.
- Netpradit, S., Thiravetyan, P., Towprayoon, S. 2004. Adsorption of three azo reactive dyes by metal hydroxide sludge: effect of temperature, pH, and electrolytes. *J. Colloid Interface Sci*, 270 (2): 255-61.
- Nollet, H., Roels, M., Lutgen, P., Van der Meeren, P. and Verstraete, W. 2003. Removal of PCBs from wastewater using fly ash. *Chemosphere*, 53 (6): 655-665.
- Ofomaja, A. E. 2010. Equilibrium studies of copper ion adsorption onto palm kernel fibre. *J. Environ. Mana*, 91 (7): 1491-1499.
- Ofomaja, A.E. 2008. Kinetic study and sorption mechanism of methylene blue and methyl violet onto mansonia (*Mansonia altissima*) wood sawdust. *Chemical Engineering Journal*, 143 (1): 85–95.
- Osma, J. F., Saravia, V., Toca-Herrera, J.L., Couto, S. R. 2007. Sunflower seed shells: A novel and effective low-cost adsorbent for the removal of the diazo dye Reactive Black 5 from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials*, 147 (3): 900–905.
- Otero, M., Rozada, F., Calvo, L.F., Garcia, A.I., Moran, A. 2003. Kinetic and equilibrium modelling of the methylene blue removal from solution by adsorbent materials produced from sewage sludges. *Biochem. Eng. J*, 15 (1): 59–68.
- Özacar, M., Şengil, İ.A., Türkmenler, H. 2008. Equilibrium and kinetic data and adsorption mechanism for adsorption of lead onto valonia tannin resin. *Chemical Engineering Journal*, 143 (1-3): 32–42.
- Özçimen, D., Meriçboyu, A. E. 2009. Removal of copper from aqueous solutions by adsorption onto chestnut shell and grapeseed activated carbons. *J. Hazard. Mater*, 168 (2-3): 1118–1125.
- Özer, A., Özer, D., Özer, A. 2004. The adsorption of copper(II) ions on to dehydrated wheat bran (DWB): determination of the equilibrium and thermodynamic parameters. *Process Biochem*, 39 (12): 2183–2191.
- Özvardarlı, A. 2006. Çevre biyoteknolojisi uygulamalarında biyosorpsiyonun yeri. Yüksek Lisans Tezi, Trakya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çorlu .
- Papic, S., Koprivanac, N., Bozic, A.L., Metes, A. 2004. Removal of some reactive dyes from synthetic wastewater by combined Al(III) coagulation/carbon adsorption process. *Dyes Pigments*, 62 (3): 291-298.

- Patterson, S., Murray, H. 1970. Clays, Industrial Minerals and Rocks, *American Institute of Mining, Metallurgical and Petroleum Engineering*, 185-200.
- Pearce C.I., Lyod, J.R., Guthrie, J.T. 2003. The removal of colour from textile wastewater using whole bacterial cells: a review. *Dyes Pigments*, 58 (3): 179-196.
- Pearce, C., Snoeyink, V.L. 2000. Competitive adsorption between Atrazine and Methylene blue on activated carbon: the importance of pore size distribution. *Carbon*, 38 (10): 1423-1436.
- Pehlivan, E., Altun, T., Parlayıcı, S. 2009. Utilization of barley straws as biosorbents for Cu<sup>2+</sup> and Pb<sup>2+</sup> ions. *Journal of Hazardous Materials*, 164 (2-3): 982-986.
- Pink, D. H. 2006. Investing in Tomorrow's Liquid Gold. *Yahoo*, April 19.
- Pinnavaia, T. 1983. Intercalated clay catalysts. *J.Sci*, 220 (4595): 365-371.
- Poots, V.J.P., McKay, G., Healy, J.J. 1978. Removal of basic dye from effluent using wood as an adsorbent. *Water Pollut. Control Fed*, 50 (4): 926-935.
- Preethi, S., Sivasamy, A., 2006. Removal of safranin basic dye from aqueous solutions by adsorption onto corncob activated carbon. *Ind. Eng. Chem. Res*, 45 (22): 7627-7632.
- Rafatullah, M., Sulaiman, O., Hashim, R., Ahmad, A. 2010. Adsorption of methylene blue on low-cost adsorbents: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 177 (1): 70-80.
- Raji, C., Anirudhan, T.S. 1998. Batch Cr(VI) removal by polyacrylamide-grafted sawdust: Kinetics and thermodynamics. *Water Research*, 32 (10): 3772-3780.
- Ravi, V., Bose, S. C., Kumar, T.M.P., Siddaramiah. 2006. Decolorization of distillery effluent using poly(vinyl chloride) and cellulose acetate phthalate as adsorbents. *J. Macromol. Sci. Part A-Pure Appl. Chem*, 43 (8): 1247-1254.
- Ravikumar, K., Deebika, B., and Balu, K. 2005. Decolourization of aqueous dye solutions by a novel adsorbent:
- Robinson, T., McMullan, G., Marchant, R., Nigam, P. 2001. Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment Technologies with a proposed alternative. *Bioresour. Technol*, 77 (3): 247-255.
- Sabnis, R.W. 2008. Handbook of acid-Base Indicators. CRC, London, Taylor&Francis, Boca Raton, Fla.
- Sarkar, B. 2002. Toxicological Profile for Lead, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry
- Sawyer, C. N., McCarty, P. L. 1978. Chemistry For Environmental Engineering. McGraw Hill Inc., Singapore, 519.
- Sengil, I. A., Ozacar, M. 2009. Competitive biosorption of Pb<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup> and Zn<sup>2+</sup> ions from aqueous solutions onto valonia tannin resin. *J Hazard Mater*, 166 (2-3): 1488-1494.
- Shukla, A., Zhang, Y., Dubey, P., Margave, J.L., Shukla, S.S. The role of sawdust in the removal of unwanted materials from water. *Journal of Hazardous materials*, B95 (1-2): 137-152.
- Singh, T. S. and Pant, K.K. 2003. Eq. Kin. And Thermo. Studies for Ads. of As(III) on Act. Alumina. *Separation and Purification Technology*, 26 : 139-147.
- Stumm, W., Morgan, J.J. 1996. Aquatic Chemistry. Wiley: Sayfa: 534-540. New York.

## 6. KAYNAKLAR

---

Su Kirliliği Yönetmeliği. (1988). Resmi Gazete, 4 Eylül, Sayı 19919.

Sud, D., Mahajan, G., Kaur, M.P. 2008. Agricultural waste material as potential adsorbent for sequestering heavy metal ions from aqueous solution A review. *Bioresource Technology*, 99 (14): 6017-6027.

Sun, Q., Yang, L. 2003. The adsorption of basic dyes from aqueous solution on modified peat-resin particle. *Water Res*, 37 (7): 1535-1544.

Tan, I.A.W., Ahmad, A.L., Hameed, B.H. 2008. Adsorption of basic dye using activated carbon prepared from oil palm shell: batch and fixed bed studies. *Desalination*, 225 (1-3): 13–28.

Tangaromusk,J.,Pokethitiyook,P.,Kruatrachue.,M.,Upatham,E.S. 2002. Cadmium biosorption by *Sphingomonas paucimobilis* biomass. *Bioresource Technology*, 85 (1): 103-105.

Tchobanoglous, G., Burton, F.L. 1991. Wasterwater Engineering; Treatment, Disposal and reuse, 3rd ed., Metcalf and Eddy Inc., McGraw-Hill, New York, USA.

Tekeci, M. 2005. ZSM-5 zeolitinde helyum ve argonun adsorpsiyonunun GCMC simülasyonu ile incelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Anadolu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalı, Eskişehir.

Tekir, O. 2006. Fındık Zurufundan Aktif Karbon Eldesi ve Bazı Ağır Metal İyonlarının Adsorpsiyonu. Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü,Sakarya. 79.

Temkin, M.J., Pyzhev, V. 1940. Kinetics of ammonia synthesis on promoted iron catalysts. *Acta Physiochim*, 12 : 217–222.

[tr.mydearbody.com/sifali-bitkiler/maydanoz.html](http://tr.mydearbody.com/sifali-bitkiler/maydanoz.html).

[tr.wikipedia.org/wiki/Hıyar](http://tr.wikipedia.org/wiki/Hıyar).

Tunc, O., Tanacı, H., Aksu, Z., Potential use of cotton plant wastes for the removal of Remazol Black B reactive dye. *Journal of Hazardous Materials*, 163 (1): 187–198.

Türk Standardı. 2005.Sular- İnsani Tüketim Amaçlı Sular, Türk Standartları Enstitüsü, Ankara.

U.S. EPA. "Report to Congress: Impacts and Control of CSOs and SSOs." August 2004. Document No. EPA-833-R-04-001.

U.S. EPA. "Illness Related to Sewage in Water." Accessed 2009-02-20.

Url-1<<http://who.int/water-sanitation-health/dwq/fulltext.pdf>.

Uzun, İ. 2001. Sulu Çözeltilerden Chitosan ve MCM-Chitosan ile Bazı Boyarmaddelerin Adsorpsiyonunun Kinetik ve Termodinamik olarak İncelenmesi, Doktora Tezi, Dicle Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü,Diyarbakır.

Vandevivere, P.C., Bianchi, R., Verstraete, W. 1998. Treatment and reuse of wastewater from the textile wet-processing industry: review of emerging Technologies. *J. Chem. Technol. Biotechnol*, 72 (4). 289-302.

Vikipedi ans.

Vucurovic, V. M., Razmovski, R. N., Tekic M. N. 2012. Methylene blue (cationic dye) adsorption onto sugar beet pulp: Equilibrium isotherm and kinetic studies. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 43 (1): 108–111.



Wang, S., Boyjoo, Y., Choueib, A.A. 2005. Comparative study of dye removal using fly ash treated by different methods. *Chemosphere*, 60 (10): 1401–1407.

Weber, W.J., Morris, J.C. 1963. Kinetics of adsorption on carbon from solution. *J. Sanit. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng.*, 89 (2): 31–60.

West, L. 2006. World Water Day: A Billion People Worldwide Lack Safe Drinking Water, March 26.

[www.batem.gov.tr/urunler/sebzelerimiz/hiyar/hiyar.html](http://www.batem.gov.tr/urunler/sebzelerimiz/hiyar/hiyar.html).

[www.bingoltarim.gov.tr/index.php](http://www.bingoltarim.gov.tr/index.php).

[www.çevreonline.com](http://www.çevreonline.com)

[www.matriskimya.com](http://www.matriskimya.com)

[www.wikipedia.org](http://www.wikipedia.org); AVRDC International Cooperators' Factsheet on Cucurbits [www.avrdc.org](http://www.avrdc.org) .

Xiong, X.J., Meng, X.J., Zheng, T.L. 2010. Biosorption of C.I. Direct Blue 199 from aqueous solution by nonviable *Aspergillus niger*. *Journal of Hazardous Materials* , 175 (1-3): 241–246.

Yavuz, ., Altunkaynak, Y., Gzel, F. 2003. Removal of copper, nickel, cobalt and manganese from aqueous solution by kaolinite. *Water Research*, 37 (4): 948–952.

Yazıcı, H. *Marrubium Globosum* Ssp. *Globosum* bitkisi ile sulu zltilerden Cr<sup>6+</sup> ve Cu<sup>2+</sup> iyonlarının biyosorpsiyonunun incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Sleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Isparta.

Zambrano, J. B., Szygula, A., Ruiz, M., Sastre, A. M., Guibal, Eric. 2010. Biosorption of Reactive Black 5 from aqueous solutions by chitosan: Column studies. *Journal of Environmental Management*, 91 (12): 2669-2675.

## ÖZGEÇMİŞ

**Adı Soyadı:** Gülbahar AKKAYA

**Doğum Yeri:** Diyarbakır

**Doğum Tarihi:** 10.05.1981

**Yabancı Dili:** İngilizce

### **Eğitim durumu**

**Lise:** Diyarbakır Nevzat Ayaz Anadolu Lisesi (1991-1999)

**Lisans:** Dicle Üniversitesi Ziya Gökalp Eğitim Fakültesi (2000-2005)

**Yüksek Lisans:** Dicle Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü (2005-2007)

**Doktora:** Dicle Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü (2007-2012)