

**ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Behzat BALCI

**ATIKSULARDAN TEKSTİL BOYAR MADDELERİNİN SÜREKLİ VE
KESİKLİ SİSTEMLERDE AĞAÇ KABUĞU (*Eucalyptus camaldulensis*)
KULLANILARAK ADSORPSİYON İLE GİDERİLMESİ**

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

ADANA, 2007

ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ATIKSULARDAN TEKSTİL BOYAR MADDELERİNİN SÜREKLİ
VE KESİKLİ SİSTEMLERDE AĞAÇ KABUĞU (*Eucalyptus
camaldulensis*) KULLANILARAK ADSORPSİYON İLE
GİDERİLMESİ**

Behzat BALCI
YÜKSEK LİSANS
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

**Bu tez/..../200.. Tarihinde Aşağıdaki Jüri Üyeleri Tarafından
Oybirliği/Oyçokluğu İle Kabul Edilmiştir.**

İmza	İmza.....	İmza.....
Öğr.Gör.Dr. Olcayto KESKİNKAN	Prof. Dr. Ahmet YÜCEER	Yrd. Doç. Dr. Ramazan BİLGİN
DANIŞMAN	Üye	Üye

Bu tez Enstitümüz Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında hazırlanmıştır.

Kod No:

Prof. Dr. Aziz ERTUNÇ
Enstitü Müdürü
İmza-Mühür

Bu çalışma Ç.Ü. Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi tarafından desteklenmiştir.
Proje No: MMF2006YL17

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

ÖZ
YÜKSEK LİSANS TEZİ

**ATIKSULARDAN TEKSTİL BOYAR MADDELERİNİN
SÜREKLİ VE KESİKLİ SİSTEMLERDE AĞAÇ KABUĞU
(*Eucalyptus camaldulensis*) KULLANILARAK
ADSORPSİYON İLE GİDERİLMESİ**

Behzat BALCI

**ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

Danışman : Dr. Olcayto KESKİNKAN

Yıl : 2007 Sayfa : 74

Jüri : Dr. Olcayto KESKİNKAN

Prof. Dr. Ahmet YÜCEER

Yrd.Doç. Dr. Ramazan BİLGİN

Bu çalışmada Basic Blue 41 (BB41) ve Reactive Black 5 (RB5) sentetik tekstil boyar maddelerinin kesikli ve sürekli sabit yataklı sistemlerde *Eucalyptus camaldulensis* kabuğu üzerine adsorpsiyonu çalışılmıştır. Kesikli sistem deneylerinde giriş konsantrasyonu, adsorbent tane boyutu ve pH etkisi araştırılmıştır. Elde edilen veriler ile Langmuir ve Freundlich İzotermelerinin katsayıları hesaplanmıştır. Yapılan çalışmada, okaliptüs kabuğunun BB41 boyar maddesini adsorplama yeteneğinin, RB5 boyar maddesini adsorplama yeteğine göre daha iyi olduğu bulunmuştur. Adsorpsiyon üzerinde pH değişimlerinin araştırılmasında, RB5 boyar maddesinin pH 2' de, BB41 boyar maddesinin ise pH 6'da maksimum adsorplandığı ortaya çıkmıştır. Yapılan çalışmada, adsorpsiyon kinetiğini en iyi açıklayan modelin yalancı ikinci derece izoterm modeli olduğu ortaya çıkmıştır. Sabit yataklı çalışmalarda 1-2 mm arası tane boyutunda, *Eucalyptus camaldulensis* kabuğu içeren laboratuvar ölçekli kolon kullanılmıştır. Çalışmada, kolon yatak derinliğinin ve kolona giriş konsantrasyonunun adsorpsiyon üzerine etkisi araştırılmıştır. Kırılma eğrisi verileri Bohart-Adams modeline göre değerlendirilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre kırılma noktasında ($C_t/C_0 = 0,1$) giderilen su hacminin, yatak derinliğinin artması ile arttığı ve giriş konsantrasyonunun artması ile azaldığı ortaya çıkmıştır.

Anahtar Kelimeler : *Eucalyptus camaldulensis*, Adsorpsiyon, İzoterm

ABSTRACT

M.Sc. THESIS

**REMOVAL OF TEXTILE DYES FROM
WASTEWATER IN BATCH AND CONTINUE
SYSTEMS BY ADSORPTION USING TREE BARK
(*Eucalyptus camaldulensis*)**

Behzat BALCI

**DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING
INSTITUTE OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES
ÇUKUROVA UNIVERSITY**

Supervisor : Dr. Olcayto KESKİNKAN

Year : 2007 Pages : 74

Jury : Dr. Olcayto KESKİNKAN

Prof. Dr. Ahmet YÜCEER

Ast. Prof. Dr. Ramazan BİLGİN

In this study, the adsorption of synthetic textile dyes such as Basic Blue 41 (BB41) and Reactive Black 5 (RB5) on to *Eucalyptus camaldulensis* bark has been studied in batch and continue fixed bed column systems. Effects of initial dye concentration, adsorbent particle size and pH have been investigated in batch studies. The constants of Langmuir and Freundlich adsorption isotherms have been determined using the adsorption data. Adsorption tests showed that adsorption of BB41 by *Eucalyptus camaldulensis* is more effective than the adsorption of RB5 dye. Investigation of the effect of pH medium showed that adsorption was more effective in pH 2 for RB5 and pH 6 for BB41. The model that describes the adsorption kinetics bestly, was found as the pseudo second order model. A laboratory scale column, containing 1-2 mm diameter adsorbent particle size of *Eucalyptus camaldulensis* bark was used in fixed bed studies. Effects of bed depth and initial dye concentration have been investigated. The breakthrough data from column studies were described by Bohart-Adams model. According to the results of column studies the breakthrough volume at the breakthrough point ($C_t/C_0 = 0,1$) was increased with the increasing of bed depth and decreased with the increasing of initial dye concentration.

Keywords : *Eucalyptus camaldulensis*, Adsorption, Isotherm

TEŞEKKÜR

Çalıőmamda, beni bilgilendiren ve destekleyen Çevre Mühendisliği Bölüm Başkanı Sayın Prof.Dr. Ahmet YÜCEER'e ve danışman hocam sayın Öğr.Gör.Dr. Olcayto KESKİNKAN'a teşekkürü bir borç bilirim

Çukurova Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümündeki tüm mesai arkadaşlarıma ilgi ve desteklerinden dolayı teşekkür ederim.

Beni maddi ve manevi olarak sürekli destekleyen sevgili aileme sonsuz teşekkür ederim.

İÇİNDEKİLER

SAYFA

ÖZ	I
ABSTRACT	II
TEŞEKKÜR	III
İÇİNDEKİLER.....	IV
ÇİZELGELER DİZİNİ	VI
ŞEKİLLER DİZİNİ	VIII
1. GİRİŞ	1
1.1. Tekstil Endüstrisine Genel Bakış	2
1.1.1. Pamuklu Tekstil.....	2
1.1.2. Yünlü Tekstil.....	2
1.1.3. Sentetik Tekstil.....	2
1.2. Boyar Madde.....	3
1.2.1. Boyar Maddelerin Yapıları	3
1.2.2. Boyar Madde İçeren Atık Suların Çevre Üzerine Etkisi	4
1.2.3. Atık Sulardan Boyar Madde Giderim Yöntemleri	5
1.2.3.1. Kimyasal Yöntemler	6
1.2.3.2. Biyolojik Yöntemler	8
1.2.3.3. Fiziksel Yöntemler.....	8
1.3. Adsorpsiyon Teorisi	11
1.3.1. Adsorpsiyon İzotermi	11
1.3.2. Adsorpsiyon Kinetiği.....	14
1.3.2.1. Kinetik Modeller.....	16
1.3.3. Adsorpsiyon Termodinamiği	17
1.3.4. İzoterm Verilerinin Kullanımı.....	19
1.3.5. Sabit Yataklı Kolonlarda Adsorpsiyon.....	20
1.3.5.1. Bohart-Adams Eşitliği.....	23
2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....	25
3. MATERYAL VE METOD	28
3.1. Materyal.....	28

3.2. Metodlar.....	32
3.3. Adsorpsiyon Çalışmaları	34
3.3.1. Kesikli sistem	34
3.3.2. Sabit Yataklı Sistem	35
4. BULGULAR VE TARTIŞMA.....	39
4.1. Adsorpsiyon İzotermeleri.....	40
4.2. Adsorpsiyon Kinetiği	49
4.2.1. Adsorpsiyon Hızını Etkileyen Basamaklar	49
4.2.2. Kinetik Modeller	53
4.3. Adsorpsiyon Termodinamiği	57
4.4. Sabit Yataklı Ve Sürekli Akışlı Kolon Çalışmaları	59
5. SONUÇ VE ÖNERİLER	64
KAYNAKLAR.....	66
ÖZGEÇMİŞ	74

ÇİZELGELER DİZİNİ

SAYFA

Çizelge 1.1. Kullanılan Boyar Madde Türüne Bağlı Olarak Atık Suyun Karakteristiği De Değişiklik Göstermektedir	3
Çizelge 1.2. Ozon İle Bazı Boyar Maddelerinin % Giderimi	7
Çizelge 1.3 Koagülasyon İle Bazı Boyar Maddelerin % Giderimi	7
Çizelge 1.4. Membran Filtrasyon Yöntemi ile Bazı Boyar Maddelerin % Giderimi...	9
Çizelge 1.5. Aktif Karbon İle Bazı Boyar Maddelerin % Giderimi	10
Çizelge 1.6. R_L Değerleri Ve İzoterm Tipleri	13
Çizelge 2.1. Boyar Madde Uzaklaştırılmasında Bazı Adsorbentler Ve Q_{maks} Değerleri	27
Çizelge 3.1. Okalptüs kabuğunun Kimyasal içeriği	30
Çizelge 3.2.. Sabit Yataklı Sistemde Çalışma Aşamaları	36
Çizelge 3.3. Boyutlandırma Kriterleri	37
Çizelge 4.1. R_L (Dağılma Sabiti) Değerinin Bulunması.....	40
Çizelge 4.2. BB41 Boyar Maddesini Adsorpsiyonunda Adsorbent Tane Çapına Bağlı Langmuir İzotermi Katsayıları	41
Çizelge 4.3. Reactive BLACK Boyar Maddesini Adsorpsiyonunda Adsorbent Tane Çapına Bağlı Langmuir İzotermi Katsayıları.....	41
Çizelge 4.4. Bazı Çalışmalar ile Langmuir Katsayılarının Karşılaştırılması.....	41
Çizelge 4.5. BB41 Boyar Maddesini Adsorpsiyonunda Adsorbent Tane Çapına Bağlı Freundlich izotermi Katsayıları.....	43
Çizelge 4.6. RB5 Boyar Maddesini Adsorpsiyonunda Adsorbent Tane Çapına Bağlı Freundlich izotermi Katsayıları.....	43
Çizelge 4.7. Bazı Çalışmalar İle Freundlich İzoterm Katsayılarının Karşılaştırılması	43
Çizelge 4.8. BB41 Boyar Maddesini Adsorpsiyonunda pH'a Bağlı Langmuir İzotermi Katsayıları	46
Çizelge 4.9. RB5 Boyar Maddesini Adsorpsiyonunda pH'a Bağlı Langmuir İzotermi Katsayıları	46
Çizelge 4.10. BB41 İçin Film Difüzyonu Katsayıları	49

Çizelge 4.11. RB5 İçin Film Difüzyonu Katsayıları	49
Çizelge 4.12. Parçacık İçi Difüzyon Hız Sabitleri	51
Çizelge 4.13. Birinci Dereceden Hız Katsayıları	54
Çizelge 4.14. İkinci Dereceden Hız Katsayıları.....	54
Çizelge 4.15. Yalancı İkinci Dereceden Hız Katsayıları	54
Çizelge 4.16. Bulunan Gibbs Serbest Enerileri Ve Bazı Çalışmalar İle Karşılaştırılması.....	57
Çizelge 4.17. Konsantrasyon Ve Yatak Derinliğine Bağlı Kırılma Eğrisi Bulguları.	59
Çizelge 4.18. Bohart-Adams sabitleri.....	62

ŞEKİLLER DİZİNİ

SAYFA

Şekil 1.1.. Alıcı Ortamlarda Boyar Madde Görünümü	5
Şekil 1.2. Alıcı Ortamlarda Boyar Madde Görünümü	5
Şekil 1.3. Aktive Edilen Karbona Por Modifikasyonu	10
Şekil 1.4. Adsorpsiyon Mekanizması	15
Şekil 1.5. Bazı Kirleticilerin Granül Aktif Karbon Yataklarında Kırılma Eğrileri....	21
Şekil 1.6. Kırılma Eğrisi Ve Adsorpsiyon Bölgeleri Arasındaki İlişki	21
Şekil 1.7. Kırılma Eğrisi Ve Adsorbent Verimliliği	22
Şekil 3.1. BB41 Boyar Maddesinin Molekül Yapısı.....	28
Şekil 3.2. RB5 Boyar Maddesinin Kimyasal Yapısı	28
Şekil 3.3. <i>Eucalyptus Camaldulensis</i>	29
Şekil 3.4. Okalıptüs Ağacından Doğal Olarak Dökülen Gövde Kabukları	29
Şekil 3.5. Öğütülmemiş Kabuk	31
Şekil 3.6. Öğütülmüş Kabuk (Tane Boyutu: 1-2 mm)	31
Şekil 3.7. Öğütülmüş Kabuk (Tane Boyutu: <1 mm).....	31
Şekil 3.8. Ölçümlerde Kullanılan Spektrofotometre	32
Şekil 3.9. BB41 İçin Dalga Boyu Taraması Eğrisi.....	33
Şekil 3.10. RB5 İçin Dalga Boyu Taraması Eğrisi.....	33
Şekil 3.11. BB41 Kalibrasyon Eğrisi.....	34
Şekil 3.12. RB5 Kalibrasyon Eğrisi.....	34
Şekil 3.13. Kesikli Sistem Düzeneği	35
Şekil 3.14 Sabit Yataklı Kolon Sisteminin Şematik Gösterimi	36
Şekil 3.15. Deneysel Sabit Yataklı Kolon Sistemi.....	37
Şekil 3.16. Sabit Yataklı Kolona Giriş Ve Kolondan Çıkış Suyu Görüntüsü.....	38
Şekil 4.1. BB41 Boyar Maddesi İçin Farklı Başlangıç Konsantrasyonları İle Elde Edilmiş Adsorpsiyon Değerlerinin Zamana Karşı Değişim Grafiği	39
Şekil 4.2. RB5 Boyar Maddesi İçin Farklı Başlangıç Konsantrasyonları İle Elde Edilmiş Adsorpsiyon Değerlerinin Zamana Karşı Değişim Grafiği	39
Şekil 4.3. 1-2 mm ve <1 mm Tane Boyutunda Adsorban ile BB41 için Langmuir İzoterm Grafiği	42

Şekil 4.4. 1-2 mm ve <1 mm Tane Boyutunda Adsorban ile RB5 için Langmuir İzoterm Grafiği	42
Şekil 4.5. 1-2 mm ve <1 mm Tane Boyutunda Adsorban ile BB41 için Freundlich İzotermi Grafiği	44
Şekil 4.6. 1-2 mm ve <1 mm Tane Boyutunda Adsorban ile RB5 için Freundlich İzoterm Grafiği	44
Şekil 4.7. pH Değişimine Bağlı Adsorpsiyon Kapasitesi	46
Şekil 4.8. BB41 pH 2	47
Şekil 4.9. BB41 pH 4	47
Şekil 4.10. BB41 pH 6	47
Şekil 4.11. BB41 pH 8	47
Şekil 4.12. BB41 pH 10	47
Şekil 4.13. RB5 pH 2	48
Şekil 4.14. RB5 pH 4	48
Şekil 4.15. RB5 pH 6	48
Şekil 4.16. RB5 pH 8	48
Şekil 4.17. RB5 pH 10	48
Şekil 4.18. BB41 İçin Film Difüzyonu	50
Şekil 4.19. RB5 İçin Film Difüzyonu	50
Şekil 4.20. BB41 İçin Parçacık İçi Difüzyon Etkisi	52
Şekil 4.21. RB5 İçin Parçacık İçi Difüzyon Etkisi	52
Şekil 4.22. BB41 Birinci Dereceden Hız Grafiği	55
Şekil 4.23. BB41 İkinci Dereceden Hız Grafiği	55
Şekil 4.24. BB41 Yalancı İkinci Dereceden Hız Grafiği	55
Şekil 4.25. RB5 Birinci Dereceden Hız Grafiği	56
Şekil 4.26. RB5 İkinci Dereceden Hız Grafiği	56
Şekil 4.27. RB5 Yalancı İkinci Dereceden Hız Grafiği	56
Şekil 4.28. BB41 İçin K_C^0 Sabitinin Bulunması	58
Şekil 4.29. RB5 İçin K_C^0 Sabitinin Bulunması	58
Şekil 4.30. 100 mg/l BB41 İçin Kırılma Eğrisi	60
Şekil 4.31. 200 mg/l BB41 için Kırılma Eğrisi	60

Şekil 4.32. 400 mg/lt BB41 için Kırılma Eğrisi.....	60
Şekil 4.33. 100 mg/l RB5 İçin Kırılma Eğrisi.....	61
Şekil 4.34. 200 mg/l RB5 İçin Kırılma Eğrisi.....	61
Şekil 4.35. 400 mg/l RB5 İçin Kırılma Eğrisi.....	61
Şekil 4.36. BB41 İçin Derinliğe Bağlı Kırılma Noktası Süreleri.....	63
Şekil 4.37. RB5 İçin Derinliğe Bağlı Kırılma Noktası Süreleri.....	63

1. GİRİŞ

Günümüzde insan sağlığını etkileyen en önemli problemlerin başında çevre kirliliği yer almaktadır. Endüstriyel prosesler neticesinde oluşan kirleticiler daha karmaşık hale gelmekte ve insan sağlığını tehdit etmektedir. İnsanlarının ve gelecek nesillerin hiç şüphesiz vazgeçilmez ihtiyacı ve yaşam kaynağı sudur. Ancak, günümüz sanayilerinde üretim prosesi sonucu olarak atık sular oluşmakta ve bunlar bir seri arıtma işleminden geçerek alıcı ortamlara deşarj edilmektedir. Çevre bilimciler ve mühendisler devamlı olarak atık suların arıtılmasında en uygun süreçlerin geliştirilmesi amaçlı çalışmalar yürütmektedirler. Bu çalışmaların amacı, alıcı ortamları dolayısıyla da insan sağlığını korumaktır. Araştırmacılar, arıtma yöntemlerinde pahalı sistemler yerine alternatif, ucuz ama etkili yöntemler arayışına da girmiştir. Atık sulardan kirleticileri gidermek için kullanılan yöntemlerden biri olan adsorpsiyon işlemin de kullanılan ve maliyeti yüksek olan aktif karbona alternatif olarak da bir çok materyal araştırılmaktadır.

Günümüz spesifik kirleticilerinden biri de sentetik boyar maddelerdir. Boyar maddeler, tekstil sektöründe yaygın olarak kullanılmakta ve düşük miktarlarda bile kullanımı renkli atık su oluşturmaktadır. Boyar maddelerin, çevre üzerinde ki olumsuz etkilerini engellemek için alıcı ortamlara deşarj edilmeden önce atık sulardan giderilmesi gerekir. Boyar maddelerin giderilmesinde en yaygın kullanılan yöntem adsorpsiyon olup kullanımda düşük maliyetli adsorbent arayışı ön plana çıkmaktadır.

1.1. Tekstil Endüstrisine Genel Bakış

Tekstil endüstrisi kategorisi tabii ve fabrikasyon elyafları kullanarak kumaş ve diğer tekstil ürünleri üreten tesisleri kapsar. Doğal elyaflar arasında pamuk, keten, yün, ipek, mohair ve kıllar, fabrikasyon elyaflar arasında reyon, kazein, asetat-selüloz ester, naylon, polyester, akrilik ve vinil bulunur.

1.1.1. Pamuklu Tekstil

Pamuk elyafı , iplik yapımı, dokuma hazırlık ve ürünlerin terbiyesi olarak üç aşamada işlenir. İplik yapımı, açma temizleme, tarama, çekme, eğirme, bobinleme gibi işlemleri kapsar. Bu işlemler çoğunlukla kuru işlemlerdir. Dokuma hazırlık işlemleri, bobin ve çile hazırlaması, çözümler, tahar, haşılama ve dokuma işlemlerini kapsar ve bu işlemlerde genelde kuru yapılan işlemlerdir. Terbiye işlemlerinde önemli miktarda su kullanımı vardır. Bu işlemler haşıl sökme, yıkama, pişirme, merserizasyon, kasar, boyama ve apre işlemleridir. Boyama işleminde genelde reaktif naftol, direkt, kükürtlü ve indigo çeşitli boya tipleri kullanılır.

1.1.2. Yünlü Tekstil

Pamuklu tekstil ile aynı aşamalarda gerçekleştirilen yünlü tekstil işlemlerinde en önemli fark yünün yıkanmasıdır. Çok kirli, yağlı atık oluşturan bu işlem ayrı bir alt kategoridir. Terbiye işlemleri sırasında karbonizasyon, dinkleme, yıkama, boyama ve apre işlemleri gerçekleştirilir. Boyamada başlıca asit, metalize ve mordant boyalar kullanılır, sonra sıcak asit metalize ve mordant boyalar kullanılır, sonra sıcak su veya kimyasallar ile fiksaj yapılır.

1.1.3. Sentetik Tekstil

Selülozik ve organik polimerlerin elyafları pamuk ve yünlülerle ile karıştırılarak veya ayrı olarak iplik hazırlama, haşıl sökme, boyama ve apre işlemlerinden geçer. Boyamada asit, bazik, dispers, naftol gibi boyalar kullanılır (Tunay, 1996).

1.2. Boyar Madde

Sentetik boyalar tekstil, boya, kağıt ve baskı endüstrilerinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Günümüzde 100.000'in üzerinde sentetik boya ticari olarak kullanılmakta ve yılda 700.000 ton boya üretimi yapılmaktadır. Gerek üretim, gerekse kullanım sırasında arta kalan boya miktarı göz önünde bulundurulduğunda renkli atık suların çevresel açıdan ne kadar önemli olduğu gerçeği ortaya çıkmaktadır (Kapdan ve Kargı, 2000).

Çizelge 1.1. Kullanılan Boyar Madde Türüne Bağlı Olarak Atık Suyun Karakteristiği Değişiklik Göstermektedir (Correia ve ark., 1994)

Boya türü	Elyaf tipi	Renk ADMI	BOİ mg/l	TOK mg/l	AKM mg/l	ÇKM mg/l	pH
Asit	Poliamid	4000	240	315	14	2028	5.1
1:2Metalkompleks	Poliamid	370	570	400	5	3945	6.8
Bazik	Akrilik	5600	210	255	13	1469	4.5
Direkt	Viskoz	12500	15	140	26	2669	6.6
Reaktif, kesikli	Pamuklu	3890	0	150	32	12500	11.2
Reaktif, sürekli	Pamuklu	1390	102	230	9	691	9.1
Vat	Pamuklu	1910	294	265	41	3945	11.8
Dispers,yüksek sıcaklıkta	Polyester	1250	198	360	76	1700	10.2

*ADMI: Amerikan Boya İmalatçıları Renk Birimi

1.2.1. Boyar Maddelerin Yapıları

Boyar madde molekülleri, kromojen gruplarını içermektedir. Kromojen gruplar, kromofor adı verilen grupları içeren aromatik yapılardır. Kromofor renk veren anlamına gelmektedir. Kromofor içeren boyar maddelerin içerisinde en önemli yeri azo boyar maddeler teşkil eder. Azo boyalar en az bir tane N=N bağı içeren boyar maddelerdir. Monoazo boyar maddeler bir tek çift bağı azot içerirken diazo ve

triazoyu boyaları 2 ve 3 adet N=N bağı içerir. Azo boyalar genelde benzen ve naftalin halkaları içermektedirler (Zollinger, 1991).

Temel anlamda bir sınıflandırma ile boyalar üç grupta sınıflandırılabilir (Fu ve Viraraghavan, 2002):

1. Anyonik: Reaktif, direkt ve asit boyar maddeler
2. Katyonik: Bazik boyar maddeler
3. İyonik olmayan: Dispers boyar maddeler

1.2.2. Boyar Madde İçeren Atık Suların Çevre Üzerine Etkisi

Boyar madde içeren atık suların doğrudan olarak alıcı ortama verilmesinin kontrolsüz anaerobik şartlarda toksik ve karsinogenik aromatik aminlerin oluşması gibi önemli bir çevresel etkisi ile birlikte estetik problemleri de birlikte getirir (Kapdan ve Kargı, 1998). Düşük konsantrasyonlar da bile boyar madde içeren atık sular alıcı ortama deşarj edildiklerinde istenmeyen estetik problemlere yol açarlar (Nigam ve diğ., 2000). Kimyasal yapılarından dolayı ışığın suya geçişini engellerler buda alıcı ortamda olumsuz etkilere neden olur (McKay, 1979). Boyar maddelerde bulunan sentetik organik pigmentlerin kompleks kimyasal yapılarından dolayı bakteriyolojik olarak ayrıştırılmaya karşı dirençlilik gösterirler (Banat ve diğ., 1996). Bazı azoik boyalar anaerobik parçalanmaya uğramasına rağmen parçalanma sırasında aromatik aminler oluştuğundan dolayı çevre üzerine oldukça olumsuz etkiler oluşturabilmektedir (Brown ve Devitoli, 1993).



Şekil 1.1. Alıcı Ortamlarda Boyar Madde Görünümü (<http://pubs.usgs.gov>)



Şekil 1.2. Alıcı Ortamlarda Boyar Madde Görünümü (<http://www.ci.austin.tx.us>)

1.2.3. Atık Sulardan Boyar Madde Giderim Yöntemleri

Boyar madde içeren atık sulardan renk giderimi için kullanılan kesin bir yöntem yoktur. Atık suyun çeşidine göre kullanılacak yöntem de değişiklik göstermektedir. Bu yöntemler kimyasal, fiziksel ve biyolojik yöntemler olarak sıralanabilir.

1.2.3.1. Kimyasal Yöntemler

Tekstil atık sularının kimyasal yöntemlerle arıtılması uzun yıllardan beri en çok rağbet gören yöntem olmuştur. Bunun en büyük nedeni, şüphesiz atık su kalitesinde meydana gelen değişikliklerin kullanılan kimyasal da veya uygulanan dozda yapılan değişikliklerle kolayca tolere edilebilir olmasıdır (Socha,1991). Tekstil endüstrisi atık sularının arıtımında en yaygın olarak kullanılan kimyasal yöntemler oksidasyon yöntemleri, kimyasal çöktürme ve flokülasyon yöntemidir.

1.2.3.1.(1). Oksidasyon

Kolay uygulanabilirliği açısından kimyasal yöntemler arasında en çok kullanılan yöntemdir. Birçok farklı oksidant kullanılabilir. Birçok farklı oksidant kullanılabilir.

H₂O₂, oksidasyon işleminde kullanılan oksitleyicilerden biridir. Fakat stabil saf yapısından dolayı kullanılmadan önce aktive edilmesi gerekir (Slokar ve Marechal, 1998). H₂O₂ kuvvetli bir oksitleyici olan hidroksil radikallerinin oluşumu sağlar. Hidroksil radikalleri organik maddeyi okside ederek oldukça reaktif ve oksitlenebilir organik radikallerin oluşumunu sağlamaktadır (Zepp, 1992).

Ozonla oksidasyon, klorlu hidrokarbonların, fenollerin, pestisitlerin ve aromatik hidrokarbonların parçalanmasında da oldukça etkilidir. Boya içeren atık suların ozonlanmasında hız sınırlayıcı basamak ozonun gaz fazından atık suya olan kütle transferidir. Önemli bir avantaj ise ozonun gaz durumunda uygulanabilir olması ve dolayısıyla diğer bazı yöntemlerin aksine atık çamur oluşmamasıdır (Wu ve Wang, 2001).

Boyar madde içeren atık suların oksidasyon yöntemlerinden biri de klorlu bileşiklerle oksidasyon yöntemidir. Bu yöntemte Cl⁺ boya molekülünün amino grubuna etki etmesi neticesinde azo bağının kırılmasını sağlar (Slokar ve Marechal, 1998).

Çizelge 1.2. Ozon İle Bazı Boyar Maddelerinin % Giderimi (Marmagne ve Coste,1996)

Boya	Boya yapısı	Ozon Dozajı (mg/l)	% giderim
Asit Blue 113	Azo	54.8	87.8
		117.5	98.2
Basic Blue 41.1	Azo	44.5	97.6
		72.0	100.0
Vat Blue 4	Antrakünik	40.2	0.0
		84.6	19.8
Direct Red 89	Azo	44.9	94.4
		79.9	100.0
Reactive Red 184	Azo	40.7	83.2
		82.2	99.2

1.2.3.1.(2). Kimyasal Çöktürme

Boyar maddelerin kimyasal arıtım yöntemlerinden biride kimyasal flokleştirme ve çöktürme yöntemidir. Bu yöntemde atık suya ilave edilen bazı kimyasallar ($Al_2(SO_4)_3$, $FeCl_3$, $FeSO_4$) ile çözülmüş ve koloidal halde bulunan maddeler, yumaklaştırma ve çökelme ile sudan ayrılırlar. Kimyasal çöktürme kullanılan koagülantlar nedeniyle çıkış suyunda fazla miktarda atık çamur oluşması gibi bir dezavantajı vardır (Lin ve Liu, 1994).

Çizelge 1.3 Koagülasyon İle Bazı Boyar Madderin % Giderimi (Marmagne ve Coste, 1996)

Boya	Boya Yapısı	% Giderim
Asit Blue 113	Azo	97.2
Bazik Blue 41.1	Azo	100.0
Vat Blue 4	Antrakünik	49.1
Direct Red 89	Azo	90.3
Reactive Red 184	Azo	22.6

1.2.3.2. Biyolojik Yöntemler

1.2.3.2.(1). Aerobik Arıtma

Boyar madde içeren atık suların aerobik olarak arıtılmasında kullanılan konvansiyonel aktif çamur sistemleri için birçok boya bileşiği biyolojik olarak indirgenmeye karşı dirençlidirler. Atık suda çözülmüş halde bulunan bazik, direkt ve bazı azo boyar maddeler mikroorganizmalar tarafından indirgenememektedir ancak bakteri üzerine boyar maddelerin bir kısmı adsorbe olup giderilebilmektedir. Fakat bu durum fiziksel bir durumdur. Azo boyar maddelerin mikrobiyal parçalanmaya karşı dirençli olmasının nedeni, renklerinin solmamasını sağlayacak şekilde üretilmelerindedir. Böylece boyar maddenin ürün üzerindeki kalıcılığı artmış olmaktadır.(Willmott ve diğ., 1998).

1.2.3.2.(2). Anaerobik Arıtım

Boyar maddelerin anaerobik parçalanması, özellikle aerobik ortamda parçalanamayan reaktif azo boyar maddelerde etkili olmaktadır. Anaerobik olarak renk gideriminin olabilmesi için fazladan karbon kaynağına ihtiyaç vardır. İlave karbonun metan ve karbondioksite dönüşmesi neticesinde elektronlar açığa çıkar. Bu elektronlar son elektron alıcısı olarak reaktif boyayı kullanır ve azo bağının indirgenmesini sağlar. Bu işlem oksijenin varlığında gerçekleşmemektedir. Bu nedenle aerobik procesten önce anaerobik şartlarda azo bağının kırılması sağlanmalıdır. (Robinson ve diğ., 2001).

1.2.3.3. Fiziksel Yöntemler

1.2.3.3.(1). Membran Filtre

Membran filtrasyonu ile atık sulardan boyar maddeleri gidermek mümkündür. Bu yöntem sıcaklığa ve mikrobiyal aktiviteye karşı direnç gösterir. Bu durum bir avantaj olarak ortaya çıkmaktadır. Ters osmoz membranları %90'nın üzerinde verim gösterirler. Ancak yüksek osmotik basınç farklılığı ters osmoz uygulamalarını sınırlamaktadır (Machenbach, 1998).

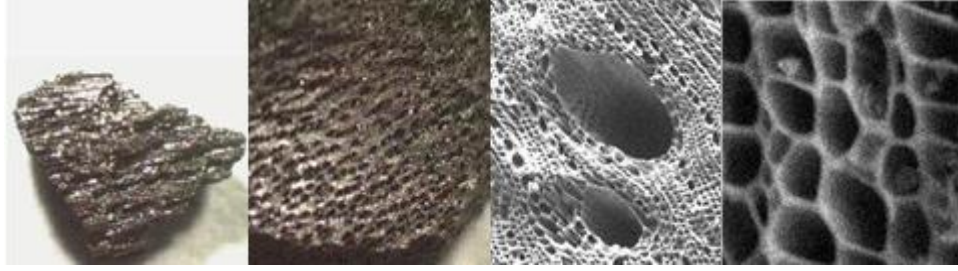
Çizelge 1.4. Membran Filtrasyon Yöntemi ile Bazı Boyar Maddelerin % Giderimi (Marmagne ve Coste, 1996)

Boya	Boya Yapısı	Mikro filtrasyon ile % giderim	Ultra filtrasyon ile % giderim	Nano filtrasyon ile % giderim
Asit Blue 113	Azo	5.0	98.1	99.1
Bazik Blue 41.1	Azo	11.0	98.0	99.5
Vat Blue 4	Antrakünik	80.5	95.6	98.2
Direct Red 89	Azo	1.7	96	97.7
Reactive Red 184	Azo	6.7	96.2	98.3

1.2.3.3.(2). Adsorpsiyon Yöntemi

Adsorpsiyon işleminde en etkili olan adsorbent günümüzde aktif karbon olarak bilinmektedir (Grusamy, 2002). Karbonun belirli kimyasal tuzları ile yüksek sıcaklıklarda aktive edilmesiyle elde edilir. Aktif karbon büyük bir yüzey alanına sahip olup bir çok adsorbente göre yüksek adsorplama kapasitesine sahiptir ancak 2 nm den küçük mikropor yapısına sahip olduğu için büyük ölçülerdeki boyalı atık sularında etkili değildir ve oldukça pahalıdır (Forgacks ve diğ.,2001; Rajeshwarisivaraj ve diğ., 2001; Nakagawa ve diğ., 2004).

Aktif karbon karbon kökenli bir çok farklı materyalin (kömür, odun, linyit, hindistan cevizi kabuğu) yüksek sıcaklıklarda (315 -925°C) oksitleyici gazlarla ile karbona yüksek por yapısı kazandırılması ile elde edilir. Ticari olarak kullanılan aktif karbonlarda yüzey alanları 600-1600 m²/g arasında değişmektedir (Droste, 1997).



Şekil 1.3. Aktive Edilen Karbonun Por Modifikasyonu (Reynolds ve Richard, 1996)

Aktif karbonla adsorpsiyonu ile boyar giderimi katyonik, mordant ve asit boyalar için etkiliyken, dispers, direkt, vat, pigment ve reaktif boyalar için daha az bir verim sergilerler. Adsorpsiyon kapasitesi kullanılan karbona ve atık suyun tipine göre değişiklik gösterir. Karbonun rejenerasyonu, verim de düşüşe neden olur. Bu durumda fazla karbon kullanılması gerekebilir ve buda maliyet açısından önemli bir dezavantajdır (Robinson ve diğ., 2001).

Çizelge 1.5. Aktif Karbon İle Bazı Boyar Maddelerin % Giderimi (Marmagne ve Coste, 1996)

Boya	Boya Yapısı	% Giderim
Asit Blue 113	Azo	95.5
Bazik Blue 41.1	Azo	100.0
Vat Blue 4	Antrakünik	10.1
Direct Red 89	Azo	59.0
Reactive Red 184	Azo	77.6

1.3. Adsorpsiyon Teorisi

Adsorpsiyon, sıvı veya gaz fazda bulunan moleküllerin bir katı yüzeyine tranferi ile gerçekleşen ayırma prosesi dir. Moleküllerin yüzeyine transfer olduğu maddeye adsorbent, yüzeye transfer olup birikim gösteren maddeye adsorbat veya substrat denir (Adsorption Research, Inc). Adsorpsiyon temel olarak fiziksel ve kimyasal olarak 2' ye ayrılır:

Fiziksel adsorpsiyonda, adsorbat ve adsorbent molekülleri arasında olan Van der Waals kuvvetleri etkin durumdadır. İki molekül arasında elektron transferi gerçekleşmez. Fiziksel adsorpsiyon tersinir olmasından dolayı desorpsiyon mümkün olmaktadır. Fiziksel adsorpsiyon çok tabakalı olabilmekle beraber adsorbat molekülleri tüm adsorbent yüzeyinde hareketli durumda olabilmektedir. Fiziksel adsorpsiyon işleminin gerçekleşmesi için ortama dışardan herhangi bir enerji verilme gereksinimi yoktur.

Kimyasal adsorpsiyonda adsorbent ve adsorbat arasında elektron alışverişi söz konusudur. Adsorbent ile adsorbat birbirlerine daha kuvvetli kimyasal bağlar ile bağlıdır. Bu durum kimyasal ortamı gerektiği gibi değiştirmedikçe desorpsiyona imkan vermez. Adorbat, adsorbent yüzeyinde tek noktada kimyasal olarak bağlıdır. Kimyasal adsorpsiyonun gerçekleşebilmesi için ortama dışardan ilave enerji vermek gerekir (Smith, 1981).

1.3.1. Adsorpsiyon İzotermi

Adsorplanabilen madde miktarı, bu maddenin eriyik içindeki konsantrasyonun ve sıcaklığın bir fonksiyonudur. Genel olarak adsorplanan madde miktarı, sabit sıcaklıkta konsantrasyonun bir fonksiyonu olarak tayin edilir. Ortaya çıkan fonksiyona adsorpsiyon izotermi adı verilir (Muslu, 2000).

Adsorpsiyon bir denge tepkimesine benzer ve çözültide kalan çözünen derişimi ile yüzeye tutulan çözünen derişimi arasında dinamik bir dengeye ulaşınca kadar sürer. Dengenin bu durumunda çözünenin katı ve sıvı fazları arasında belirli bir dağılımı vardır. Dağılım oranı adsorpsiyon işleminde denge durumunun bir ölçüsüdür. Adsorpsiyon dengesini belirtmek için sabit sıcaklıkta

dengede çözültide kalan çözünen derişimine karşı katı sorbent birim ağırlığında adsorbe edilen çözünen miktarı grafiğe geçirilir. (Asku ve diğ.,1993).

Langmuir izotermi: Bu izoterm, adsorbent yüzeyinde adsorplayıcı noktaların olduğunu farz eder. Her adsorplayıcı noktanın bir molekül adsorplayacağını kabul ederek oluşan tabakanın bir molekül kalınlığında bir tabaka olacağını söyler. Langmuir izoterminde adsorpsiyon, adsorbat konsantrasyonunun artışı ile doğrusal olarak artış gösterir. Denge halinde maksimum adsorpsiyon kapasitesine ulaşılmış ve yüzey tek tabakayla kaplanmış olur. Bu durumdan itibaren adsorbe edilen adsorbat miktarı sabitlenir. Langmuir izoterminde adsorpsiyon enerjisi tek düze dağılım gösterir (Benefield ve diğ., 1982). Langmuir ifadesi Eşitlik 1.1' de verilmiştir.

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L} + \left(\frac{a_L}{K_L} \right) C_e \quad (1.1)$$

C_e : Adsorpsiyon sonrası çözültide kalan maddenin konsantrasyonu (mg/l)

q_e : Birim adsorbent üzerine toplanan madde miktarı(mg/gr)

K_L : Adsorbatın adsorptivitesine bağlı olan sabit (l/gr)

a_L : Adsorpsiyon enerjisine bağlı olan sabit (l/mg)

Q_{maks} : Adsorbentın maximum adsorplama kapasitesi (mg/g)

(a_L/K_L) tek tabakalı adsorbent kapasitesini göstermektedir (mg/g). C_e/q_e değerinin, C_e değerine göre değişimi grafiğe dökülmesiyle ortaya çıkan doğrunun eğimi ve kesim noktası sırasıyla a_L/K_L ve $1/K_L$ sabitlerinin değerini verecektir.

Özellikle tek tabakalı adsorpsiyonun meydana geldiği heterojen adsorpsiyon sistemlerinde bu izoterm denge durumunu net olarak açıklayamaz. Adsorpsiyonun elverişliliğini bulmak için boyutsuz R_L (dağılıma) sabiti hesaplanır (Eşitlik.1.2) ve bu sabitin 0 ile 1 arasında değerler alması elverişlilik durumunun sağlandığına işaret eder (Aksu ve Yener, 2001; Basibuyuk ve Forster, 2003).

$$R_L = \frac{1}{1 + bC_0} \quad (1.2)$$

b (a_L): Langmuir sabiti (l/mg)

C_0 : Maddenin çözültideki başlangıç konsantrasyonu (mg/l)

Çizelge 1.6. R_L Değerleri Ve İzoterm Tipleri

R_L Değerleri	İzoterm Tipi
$R_L > 1$	Elverişli Olmayan
$R_L = 1$	Lineer
$0 < R_L < 1$	Elverişli
$R_L = 0$	Tersinmez

Freundlich izotermi: Freundlich, adsorpsiyon prosesini ifade eden bir ampirik denklem geliştirilmiştir. Freundlich'e göre bir adsorbentin yüzeyi üzerinde bulunan adsorpsiyon alanları heterojendir yani farklı türdeki adsorpsiyon alanlarından teşkil edilmiştir.

$$q_e = K_F C_e^{\frac{1}{n}} \quad (1.3)$$

C_e : Adsorpsiyon sonrasında çözültide kalan maddenin konsantrasyonu (mg/l)

q_e : Birim adsorbent üzerine toplanan madde miktarı (mg/g)

K_F : Deneysel olarak hesaplanır. Adsorpsiyon kapasitesi (l/g)

n : Adsorpsiyon yoğunluğu (birimsiz)

Freundlich izoterm denkleminde eşitliğin her iki tarafının da logaritması alınarak doğrusal hale getirilir.

$$\log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e \quad (1.4)$$

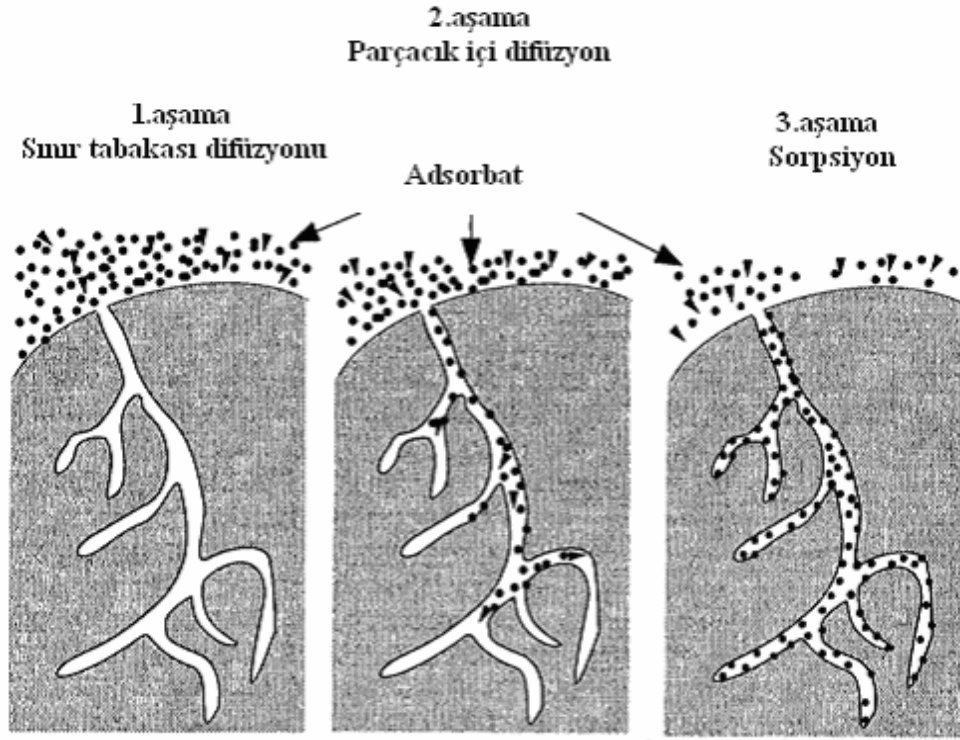
$\log q_e$ 'nin $\log C_e$ 'ye karşı değişiminin grafiklendirilmesiyle oluşan doğrunun y eksenini kesim noktası $\log K_F$ 'yi ve eğimi de $1/n$ 'i vermektedir. "n" değerinin 1'den

büyük olarak bulunması adsorpsiyon işleminin elverişli olduğunu göstermektedir (Chiou ve Li, 2002).

1.3.2. Adsorpsiyon Kinetiği

Adsorpsiyon kinetiğinin anlaşılması ile adsorbent ile adsorbentin temas süresi tespit edilir. Adsorpsiyon basamaklarının daha iyi anlaşılabilmesi için adsorpsiyon kinetiğinin araştırılması önem teşkil eder (Ho ve McKay, 1999). Bir çözeltilde bulunan adsorbatın adsorbent tarafından adsorplanması 4 temel aşamada gerçekleşir: (Sawyer ve McCarty, 1978; Chu ve Chen, 2002; Keskinan ve diğ., 2003).

1. Adsorbat, adsorbenti kapsayan bir film tabakası sınırına doğru difüze olur. Adsorpsiyon işlemi sırasında belirli bir hızla karıştırma işlemi yapıldığından bu aşama göz önünde bulundurulmaz.
2. Sınır tabakası difüzyonu: Film tabakasına gelen adsorbat buradaki durgun kısımdan ilerleyerek adsorbentin por yapısına doğru nüfuz eder.
3. Parçacık içi difüzyon: Bu aşama da adsorbat adsorbentin gözenek boşluklarında hareket ederek tutunacağı yüzeye doğru ilerler.
4. Sorpsiyon: Bu aşamada adsorbat adsorbentin gözenek yüzeyine tutunur.



Şekil 1.4. Adsorpsiyon Mekanizması (Aerosol & Particulate Research Lab.)

Eğer adsorbentin bulunduğu faz hareketsiz ise, birinci basamak en yavaş ve adsorpsiyon hızını belirleyen basamak olabilmektedir. Bu nedenle, eğer akışkan hareket ettirilirse, yüzey tabakasının kalınlığı azalacağı için adsorpsiyon hızı artacaktır. Son basamak ölçülemeyecek kadar hızlı olduğundan ve ilk basamak da iyi bir karıştırma olduğu düşünülerek adsorpsiyon hızına aksi bir etki yapmayacakları için 2. ve 3. basamak hız belirleyicidir (Basibuyuk ve Forster, 2003; Chu ve Chen, 2002; Keskinan ve diğ., 2003). Sınır tabakası difüzyonu adsorpsiyon işleminin ilk birkaç dakikasında, parçacık içi difüzyon ise adsorpsiyon işleminin geri kalan daha uzun bir süresinde meydana geldiği için, adsorpsiyon hızını tam olarak etkileyen basamağın parçacık içi difüzyon olduğu söylenebilir (Basibuyuk ve Forster, 2003).

Adsorpsiyon işleminin ilk birkaç dakikasında sınır tabakası difüzyonunun etkisinin araştırmak için $-\log C_t/C_0$ değerinin zamana (ilk 5-10 dk'lık kısım için) karşı grafiği çıkartılır. Oluşan eğrinin doğrusallığının 1'e yakınlık derecesi film difüzyonunun eksininin bir ölçüsüdür. Adsorpsiyon işlemine parçacık içi

difüzyonunun etkisinin bulunması ise q_t değerinin zamanın kareköküne karşı grafiği çıkartılarak anlaşılır. Eğim hız sabitini verecektir (Waranusantigul ve diğ., 2003).

$$-k_t = 2.303 \log \frac{C_t}{C_0} \quad (1.5)$$

C_t : Her temas zamanında çözeltide kalan adsorbat derişimi (mg/l)

C_0 : Başlangıçtaki adsorbat derişimi (mg/l)

k : Sınır tabakası difüzyonu sabiti (zaman⁻¹)

$$k_p = \frac{q_t}{t^{0.5}} \quad (1.6)$$

q_t : t zamanında birim adsorbent üzerine adsorplanan miktar (mg/g)

t: zaman (dk)

k_p : Parçacık içi difüzyon hız sabiti (mg/g dk^{0.5})

1.3.2.1. Kinetik Modeller

Adsorpsiyon sistemlerinin reaksiyon derecelerini belirlemede bir çok kinetik model kullanılmaktadır. Genel olarak kullanılan kinetik model Lagergren tarafından geliştirilen birinci dereceden reaksiyon denklemidir (Ho ve Wang, 2004). Reaksiyon denklemi aşağıda (Eşitlik. 1.7) ifade edilmiştir.

$$\log \frac{q_e - q_t}{q_e} = -\frac{k_{1,ad} t}{2.303} \quad (1.7)$$

q_e : Denge halinde adsorbe edilen madde miktarı (mg/g)

q_t : Herhangi bir zamanda adsorbe edilen madde miktarı (mg/g)

$k_{1,ad}$: Lagergren adsorpsiyon hız sabiti (dk⁻¹)

Ho tarafından 1995 yılında geliştirilen yalancı ikinci dereceden hız denklemini hızın adsorbat konsantrasyonundan bağımsız, katı fazdaki adsorpsiyon kapasitesine ve zaman bağlı olduğunu göstermiştir.

$$\frac{t}{q_t} = \left[\frac{1}{k_{2,ad} q_{eq}^2} \right] + \frac{1}{q_{eq}} t \quad (1.8)$$

$k_{2,ad}$: Yalancı ikinci dereceden adsorpsiyon hız sabiti (g/mg.dk)

İkinci dereceden hız eşitliği:

$$\frac{1}{(q_e - q_t)} = \frac{1}{q_e} + kt \quad (1.9)$$

k : İkinci dereceden adsorpsiyon hız sabiti (g/mg.dk)

q_e : Denge meydana geldiği zaman adsorbe edilen madde miktarı (mg/g)

q_{eq} : Hesaplanan, adsorbe edilen madde miktarı (mg/g)

q_t : Herhangi bir zamandaki adsorbe edilmiş olan madde miktarı (mg/g)

$\log(q_e - q_t)$, t/q_t ve $1/(q_e - q_t)$ değerlerinin t karşı ayrı ayrı grafiğe dökülmesiyle $k_{1,ad}$, $k_{2,ad}$ ve k değerleri hesaplanır.

Deneylerden elde edilen veriler, grafikler üzerinden değerlendirilerek adsorpsiyona en uygun olan izoterm ve adsorpsiyon hızının derecesi bulunur.

1.3.3. Adsorpsiyon Termodinamiği

Adsorpsiyonda adsorbat, birikim ile daha düzenli hale geçtiği için entropi azalır. Adsorpsiyonun spontane (kendiliğinden olabilme) olması için Eşitlik.1.10'de ΔH ve ΔG değerlerinin negatif (ekzotermik) olması gerekir (Tünay ve Kabdaşlı, 1996; Dakiky ve ark, 2002; Nollet ve ark, 2003).

$$\Delta G^0 = \Delta H^0 - T\Delta S^0 \quad (1.10)$$

ΔG^0 : Gibbs serbest enerjisi (kJ/mol)

ΔH^0 : Entalpi değişimi (kJ/mol)

ΔS^0 : Entropi değişimi (kJ/mol K)

T: Mutlak sıcaklık (Kelvin)

Belirli bir sıcaklıkta yapılan adsorpsiyon işleminin Gibbs serbest enerjisini bulmak için öncelikle denge sabiti olan K_c Eşitlik.1.11 yardımı ile hesaplanır(Dakiky ve diğ., 2002; Nollet ve diğ., 2003; Aksu, 2002)

$$K_c = \frac{C_a}{C_e} \quad (1.11)$$

K_c : Denge sabiti

C_a : Adsorbent tarafından tutulan madde konsantrasyonu (mg/l)

C_e : Çözeltide kalan madde konsantrasyonu (mg/l)

Eşitlik.1.11 yardımı ile bulunan K_c 'nin başlangıç boyar madde konsantrasyonlarına (C_0) karşı grafiğe dökülmesiyle bulunan (oluşan doğrunun kesim noktası) K_c^0 , Eşitlik.1.12'e yerine konularak Gibbs serbest enerjisi bulunur (Dakiky ve diğ., 2002; Nollet ve diğ., 2003).

$$\Delta G_0 = -RT \ln K_c^0 \quad (1.12)$$

$$\ln K_c^0 = - \frac{\Delta S^0 - \Delta H^0}{R} \times \frac{1}{T} \quad (1.13)$$

R= Gaz saibti (8,314 J/mol K)

Eşitlik.1.13 kullanılarak, $\ln K_c^0$ değerinin $1/T$ değerine karşı grafiğe geçirilmesiyle oluşan doğrunun eğimi ve kesim noktası ile ΔH^0 ve ΔS^0 hesaplanmaktadır.

ΔH^0 'ın pozitif değerleri adsorpsiyonun endotermik, ΔG^0 'ın negatif değerleri adsorpsiyonun kendiliğinden olduğunu ifade etmektedir. Diğer bir değişle adsorpsiyon işleminin uygulanabilirliği entalpi ve Gibbs serbest enerjisinin negatif olması ile anlaşılabilir. ΔS^0 'nin pozitif değerleri ise katı/çözelti ara yüzeyindeki rastlantısallığın artışını ifade etmektedir. (Nollet ve diğ., 2003)

1.3.4. İzoterm Verilerinin Kullanımı

Adsorpsiyon izotermi, tek basamaklı kesikli adsorpsiyon sistemlerinin tasarımında kullanılmaktadır. Sisteme giren ve sistemden çıkan maddelere göre kütle eşitliği yazılır (Eşitlik.1.14)

$$V(C_0 - C_1) = W(Q_1 - Q_0) = WQ_1 \quad (1.14)$$

V: Çözeltinin hacmi (litre)

C_0 : Adsorpsiyon öncesi litre çözümlüde çözülmüş olan adsorbat (g/l)

C_1 : Adsorpsiyon sonrası çözümlüde kalan adsorbat (g/l)

W: Adsorbent miktarı (gram)

Q_0 : Adsorpsiyon gram adsorbent üzerine adsorplanmış adsorbat miktarı, ($Q_0=0$) (g/g)

Q_1 : Adsorpsiyon sonrası adsorbent üzerine adsorplanmış adsorbat miktarı, (q_e)(g/g)

Eşitlik.1.14 düzenlenecek olursa, q_e yerine deneysel olarak bulunan ve adsorpsiyonu en iyi şekilde açıklayan izoterm q_e değeri yazılırsa Eşitlik.1.15 elde edilir.

$$\frac{W}{V} = \frac{C_0 - C_1}{q_e} \equiv \frac{C_0 - C_e}{\frac{Q_{\max} a_L C_e}{1 + a_L C_e}} \equiv \frac{C_0 - C_e}{K_F C_e^{1/n}} \quad (1.15)$$

Eşitlik.1.16 yardımıyla belirli bir hacimdeki atık suda bulunan kirleticinin, istenilen derişime kadar düşürülmesi için gerekli adsorbent miktarı bulunabilir. Deneysel veriler sayesinde ön bir tahminde bulunarak tasrım yapılması kolaylaşır (Doğan ve Aklan, 2003).

1.3.5. Sabit Yataklı Kolonlarda Adsorpsiyon

Kesikli adsorpsiyon çalışmaları spesifik kirleticilerin adsorpsiyon ile gideriminin kullanışlı bilgiler sağlamasına rağmen, pratik uygulamalarda sürekli akışlı kolon sistemleri daha kullanışlıdır. Bunun temel nedenleri;

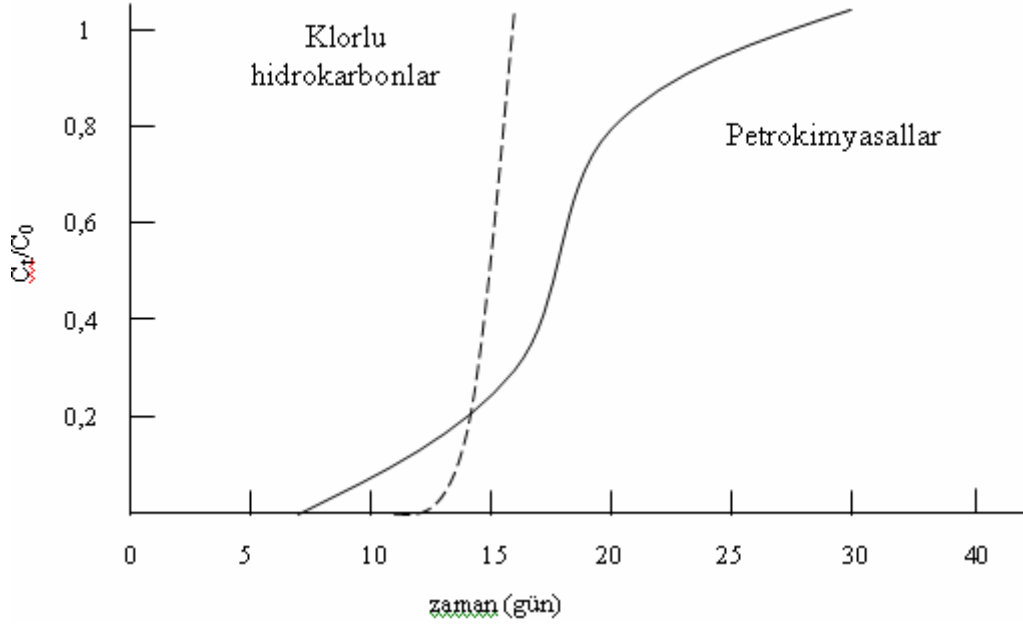
- 1- Yüksek kalitede çıkış suyu elde edilmesi,
- 2- Karbon filtrelerde parçalanabilir organik maddelerin varlığında biyolojik aktivitenin karbon kapasitesi üzerinde aşikar bir etkisinin olması.

Sürekli akışlı kolon sistemlerinde, kolona beslenen atık sudaki kirletici konsantrasyonu artan bir şekilde giderilir. Aşağı akışlı kolonlar ele alınırsa, kolona beslenen atık su ilk olarak kolon yatağında ki üst tabaka ile temasa girer, kolon içerisinde ilerleyen atık suyun kirlilik konsantrasyonu sürekli artarak giderilir ve neticede çıkış suyunda madde konsantrasyonu sıfır olarak çıkar. Sürekli akış ile kolondaki adsorpsiyon bölgesi aşağıya doğru inmeye başlar. Adsorpsiyonun gerçekleştiği bölgenin kolonun alt kısmına doğru yaklaşmasıyla çıkış suyunda belirli bir konsantrasyon oluşur. Bu noktaya kırılma eğrisi noktası denir. Adsorpsiyon bölgesinin kolonun en alt kısmında gerçekleşmesiyle çıkış konsantrasyonu giriş konsantrasyonuna ulaşana kadar yükselir. Bu noktaya doyma noktası denir. Kırılma noktasına ulaşılması için geçen süre;

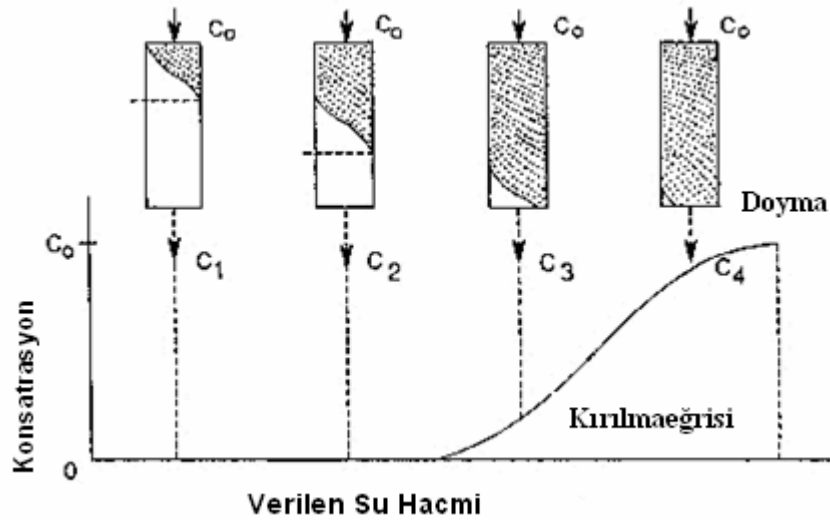
- 1- Yatak derinliğinin azalması ile düşer,
- 2- Adsorbentın partikül çapının artmasıyla düşer,
- 3- Giriş debisinin artmasıyla düşer,
- 4- Giriş konsantrasyonunun artmasıyla düşer

Granül aktif karbon kolonlarında doyma noktası ile ilişkili olan kırılma eğrisi giren kirleticinin kompleksliğine göre değişim gösterir. Örnek olarak klorlu hidrokarbonların adsorpsiyonunda kırılma noktası ile doyma noktası arasındaki süre

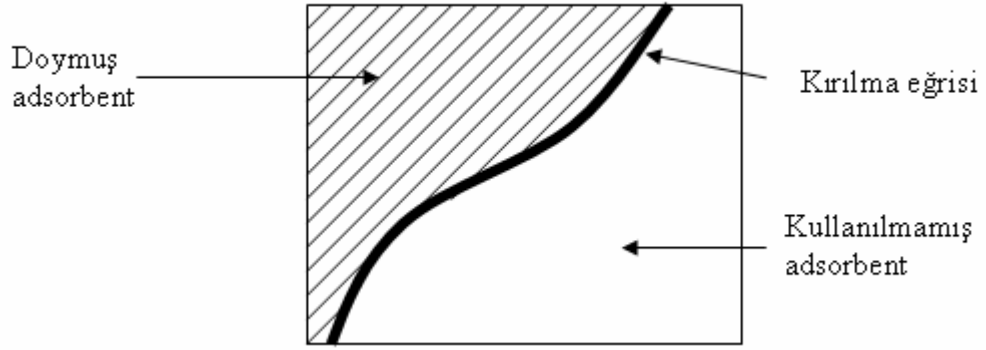
kısa olduğundan keskin bir kırılma eğrisi oluşur. Fakat petro kimyasal kirleticilerde kırılma noktası ile doyma noktası arasında geçen süre daha uzundur.



Şekil 1.5. Bazı Kirleticilerin Granül Aktif Karbon Yataklarında Kırılma Eğrileri (EckenFelder, 1989)



Şekil 1.6. Kırılma Eğrisi Ve Adsorpsiyon Bölgeleri Arasındaki İlişki



Şekil 1.7. Kırılma Eğrisi Ve Adsorbent Verimliliği (Droste, 1997)

Sürekli akışlı kolonlarda tasarım ve teori kırılma eğrisi üzerine kuruludur. Şekilde görüldüğü gibi kırılma eğrisinin üzerindeki bölge kullanılmış adsorbenti, altında kalan bölge ise henüz daha kullanılmamış adsorbenti gösterir.

Yukarı akışlı sabit yataklı kolonlarda kullanılan adsorbentin adsorplama kapasitesinin belirlenmesinde ise kullanılan eşitliklerden başlıcası Bohart-Adams eşitliğidir.

1.3.5.1. Bohart-Adams Eşitliği

Bohart ve Adams sürekli akışlı kolon sistemlerinin performanslarını tahmin edebilmek için yüzey reaksiyon oranı üzerine kurulu bir teori geliştirmişlerdir. Bohart ve Adams matematiksel ifadesi Eşitlik.1.16'ı geliştirmişlerdir (Faust ve Aly,1987).

$$T_b = \frac{N_0 D}{C_0 V} - \frac{1}{K C_0} \ln \left(\frac{C_0}{C_b} - 1 \right) \quad (1.16)$$

T_b = Kırılma noktası konsantrasyonuna ulaşması için geçen süre (saat)

N_0 = Birim yatak hacmi başına ortalama adsorpsiyon kapasitesi (mg/cm^3)

D = Yatak derinliği (cm)

C_0 = Yatağa ilk giriş konsantrasyonu (mg/l)

C_b = Kırılma noktası konsantrasyonu (mg/l)

V = lineer akım hızı (cm/saat)

K = adsorpsiyon sabiti ($\text{l}/\text{mg}/\text{saat}$)

D_{\min} , sıfır zaman da çıkış konsantrasyonunun istenilen kırılma noktası konsantrasyonunu aşmaması için gerekli minimum yatak derinliği (cm) olarak ifade edilir. Eşitlik. 1.16' nin sıfıra eşitlenmesi ile bulunur (Eşitlik.1.17) (Netpradit ve diğ., 2004).

$$D_{\min} = \frac{V}{K N_0} \left(\frac{C_0}{C_b} - 1 \right) \quad (1.17)$$

Sabit yataklı sistemler de debi ve kolon hacmi ile belirlenen EBCT (BYTZ = boş yatak temas zamanı) kırılma noktasında arıtılan su hacmini ve kırılma eğrisinin şeklini etkiler. BYTS arttıkça kırılma noktası arıtılan su hacmi de artar (Panswad ve Luangdilok, 2000).

T_b 'nin D ye karşı grafiğe dökülmesi ile oluşan eğriye BDST (YDSZ = yatak derinliğine bağlı servis zamanı) eğrisi denir. Eğrinin eğimi N_0/C_0V 'yi ve y eksenini kesim noktası ise $\frac{1}{KC_0} \ln\left(\frac{C_0}{C_b} - 1\right)$ 'i verecektir. Böylece N_0 ve K değerleri hesaplanarak bulunabilir. D_{min} , eşitliğin Bohart Adams eşitliğinde T_b nin sıfıra eşitlenmesi ile bulunur (Vlesky ve Prastyo, 1994).

2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

McKay ve ark. (1999) Bazik Kırmızı boyar maddesi için denedikleri adsorbentlar ağaç kabuğu, pirinç kabuğu, atık pamuk, saç ve kömür dür. Ortaya koydukları maksimum adsorplama kapasiteleri sırasıyla 1119 mg/g, 838 mg/g, 875 mg/g, 190 mg/g ve 120 mg/g dır.

Khattri ve Singh (2000) “Neem” talaşının Kristal Viyole ve Metil mavi boyar maddeleri için maksimum adsorplama kapasitelerini sırasıyla 91,56 mg/g ve 84,93 mg/g olarak tespit etmişlerdir.

Wong ve ark. (2004) Asit Yeşil 25, Asit Turuncu 10, Asit Turuncu 12, Asit Kırmızı 18, Asit Kırmızı 73 boyar maddelerinin bir kitin polimeri olan “chitosan” tarafından maksimum adsorplama kapasitelerini sırasıyla 645,1 mg/g, 922,9 mg/g, 693 mg/g ve 728,2 mg/g olarak bildirmiştir.

Ho ve Mckay (1998) Bazik Mavi 69 ve Asit Mavi 25 boyalarının adsorpsiyonunda ağaç liflerinin etkili olduğunu ortaya koymuşlardır.

Aksu (2002) *Saccharomyces cerevisiae* kullanarak Remazol Siyah, Remozal Mavi ve Remazol Kırmızı için sırası ile 88,5 mg/g, 84,6 mg/g, 48,8 mg/g adsorpsiyon kapasitelerini elde etmişlerdir.

Aksu ve Tezer (2000) *Rhizopus arrhizus* mantarı kullanarak Remazol Siyah B için 25°C 164,2 mg/l ilk konsantrasyonu için 125 mg/g maximum adsorpsiyon kapasitesini bulmuşlardır.

Aksu (2001) kuru aktif çamur kullanarak Reaktif Mavi 2 ve Reaktif Sarı 2 için sırasıyla 250 mg/g ve 333 mg/g adsorpsiyon kapasitelerini elde etmiştir.

Dhodapkar (2005) bir polimer olan “Jalshakti” kullanarak Metilen Mavi ve Kristal Viyole için sırasıyla 172,4 mg/g ve 12,9 mg/g adsorpsiyon kapasitelerini elde etmişlerdir.

Basava ve ark. (2005) uçucu kül kullanarak Metilen Mavi ve Kongo Kırmızısı için sırasıyla 3,074 mg/g ve 4, 125 mg/g adsorpsiyon kapasitelerini bulmuşlardır.

Batzias ve Sidiras (2004) kayın ağacı talaşı kullanarak Metilen Mavi ve Kırmızı Bazik 22 için sırasıyla 9,78 mg/g ve 20.2 mg/g adsorpsiyon kapasitelerini elde etmişlerdir.

Sivaraj ve ark. (2001) portakal kabuğu kullanarak Asit Viyole 17 için 19,88 mg/g maksimum adsorpsiyon kapasitesini elde etmişlerdir.

McKay, ve ark. (1999) pirinç kabuğu kullanarak Bazik Kırmızı 2 için 838 mg/g ,2 lık bir adsorpsiyon kapasitesi elde etmişlerdir.

Annadurai ve ark. (2002) muz kabuğu kaullanarak Metil Turuncu, Bazik Mavi 9 ve Bazik Viyole 17 için sırasıyla 21 mg/g, 20,8 mg/g ve 20,6 mg/g adsorpsiyon kapasitelerini elde etmişlerdir.

Namasivayam ve ark. (2001) atık Hindistan cevizi lifi kullanarak Asit Viyole 17 için 7,34 mg/g adsorpsiyon kapasitesi elde etmişlerdir.

Namasivayam ve Arasi (1997) kırmızı balçık kullanarak Direkt Kırmızı 28 için 4,08 mg/g adsorpsiyon kapasitesi elde etmişlerdir.

Ozacar ve Sengil (2003) alunit kullanarak Reaktif Sarı 64 için 5 mg/g adsorpsiyon kapasitesi bulmuşlardır

Atun ve Hisarlı, G., (2003) cam tozu kullanarak Asit Kırmızı 4 için 4,04 mg/g adsorpsiyon kapasitesi elde etmişlerdir.

Ozdemir, ve ark. (2004) Reaktif kırmızı 239'un adsorpsiyonunda sepiyolit için 108,8 mg/g, zeolit için 111,1 mg/g adsorpsiyon kapasitelerini elde etmişlerdir

Ho ve McKay (1998) turba çamuru kulanlarak Bazik Mavi 69 ve Asit Mavi 25 için sırasıyla 195 mg/g ve 12,7 mg/g adsorpsiyon kapasitelerini elde etmişlerdir

McKay ve ark.(1999) pamuk atığı kullanarak Bazik Kırmızı 2 ve Bazik Mavi 9 için sırayla 875 mg/g ve 277 mg/g adsorpsiyon kapasitesi tespit etmişlerdir.

Morais ve ark. (1998) ökaliptus kabuğu kullanarak Reaktif BB boyası için 90 mg/g adsorpsiyon kapasitesi elde etmişlerdir.

S. Netrapadit ve ark. (2003) sürekli akışlı bir sistemde metal hidroksit çamuru kullanarak Reactive Red için 24-26 mg/cm³ adsorpsiyon kapasitesi elde etmişlerdir.

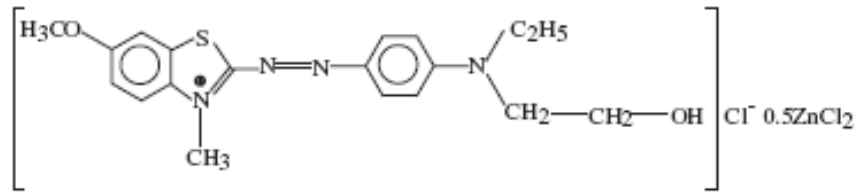
Çizelge 2.1. Boyar Madde Uzaklaştırılmasında Bazı Adsorbentler Ve Q_{maks} Değerleri

Adsorbent	Boyar Madde	Q_{maks} (mg/g)	Referans
Aktif Karbon	Acit Yellow	1179	Chern ve Wu, 2001
Muz Kabuğu	Acid Brilliant Blue	4-5	C.Namasivayam, D.Parbha, M.Kumutha,1998
Kitin	AB158, DR84	216, 44	G.Mc.Kay. ve diğ.,1989
Dolomit	RR158	110	G.Walker ve diğ.,2003
Okaliptus Kabuğu	RBB	90	L.C.Morais ve diğ.,1999
Mısır Koçanı	Basic Blue	160	M.S.EL-Geundi, 1991
Metal Hidroksit Çamuru	RR2, RR120, RR141	63, 48,56	S.Netpradit ve diğ., 2003
Palm. meyve Salkımı	Basic Yellow	327	Nassar ve Magdy, 1997
Hidrotalsit	Reactive Yellow 208	47,8	Lazaridis ve diğ., 2003
Şeker Endüstrisi Çamuru	BR22	519	Magdy ve Daifullah, 1998
Ham Hurma Çekirdeği	BB9	80,3	Banat ve diğ., 2003
Şeker Pancarı Tozu	BG4	4,88	Khatttri ve Singh, 1999
Kil	BB9	300	Bagane ve Guiza (2000)
Arıtılmış Turba Çamuru	BV14, BG4	400, 350	Sun ve Yang, 2003
İşlenmiş Pamuk	AB25, AY99, RY23	589, 448, 302	Bouzaida ve Rammah, 2002
Atık Gazete	BB9	390	Okada ve diğ., 2003
Bitümlü Kömür	AR88	26,1	Venkata ve diğ.,1999
<i>Rhizopus arrhizus</i> Biyokütlesi	RB5	588,2	Aksu ve Tezer, 2000
Aktif Bentonit	AB193	740,5	Özcan ve diğ., 2004
Aktif Çamur	RY2	333,3	Aksu, 2001
Asma Kabuğu	BR22, BY21,	210,160	Allen ve diğ., 2003
Kitin Polimeri	AO12, AO10, AR73,	973, 922, 728, 693	Wong ve diğ., 2004
Maya	Remazol Blue	173,1	Aksu ve Dönmez, 2003

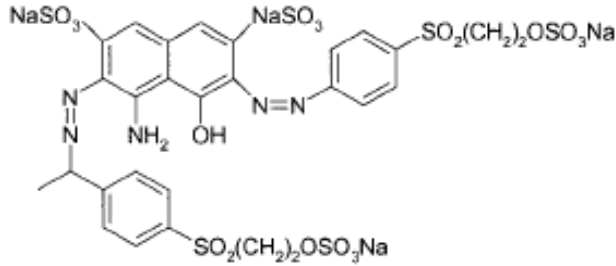
3. MATERYAL VE METOD

3.1. Materyal

Bu çalışmada, sulu çözeltilerde adsorpsiyon yolu ile giderilmesi istenilen adsorbat olarak BB41 ve RB5 tekstil boyar maddeleri kullanılmıştır. Boyar maddeler Adana organize sanayi bölgesinde bulunan Ulusoy Tekstil ve Er-Kim firmalarından temin edilmiştir.



Şekil 3.1. BB41 Boyar Maddesinin Molekül Yapısı (Baran ve diğ., 2003)



Şekil 3.2. RB5 Boyar Maddesinin Kimyasal Yapısı (Zille ve diğ.,2003)

Yapılan çalışmada sulu çözeltilerden boyar maddelerin giderilmesinde adsorbent olarak Okaliptüs (*Eucalyptus camaldulensis*) ağaç kabukları kullanılmıştır.

Mersingiller familyasından olan okaliptüsün ana yurdu Avustralya'dır. Yetiştirilmesi çok kolay olan bu ağacın yüksekliği 60-70 m' yi bulmaktadır. Kökleri yayılarak su alma kapasitesi fazla olduğu için ağaç bataklıklarının kurutulmasında da kullanılmaktadır. Bu özelliğinden dolayı sıtmanın yoğun olduğu bölgelerde bataklıkların kurutulması için kullanıldığından geleneksel olarak ağaca sıtma ağacı da denilmektedir. Bu ağaç ilk defa 1895 de Osmanlı İmparatorluğu tarafından Edirne'de sıtmanın yayılmasını engellemek için Avrupa dan ithal edilmiştir. Adana

bölgesinde yaygın olarak bulunan türü *Eucalyptus camaldulensis* dir (Gökçe ve. Karlıkaya, 2002)



Şekil 3.3. *Eucalyptus Camaldulensis* (<http://www.cnr.vt.edu>)

Çalışmada kullanılan kabuklar Çukurova üniversitesi balcalı kampüsünde yaygın olarak bulunan ağaçların yere döküğü kabukların toplanması suretiyle elde edilmiştir. Ağaç kabukları doğal olarak döküldüğünden ağaçlara herhangi zarar verilmemiştir.



Şekil 3.4. Okaliptüs Ağacından Doğal Olarak Dökülen Gövde Kabukları

Çizelge 3.1. Okaliptüs kabuğunun Kimyasal içeriği (Watt ve Brandwijk, 1961)

Kimyasal İçerik	Yüzde İçeriği
Tanin	2,5-16
Odunsu Yapı	2-14
Kinotanik Asit	46,2-76,7

Toplanan kabuklar toz ve pisliklerden temizlenmesi için saf suyla yıkanmıştır. Temizlenen kabukların kurutma işlemi 75 – 80°C de yapılmıştır. Kurutulan kabukların kullanıma hazır hale getirilmesi için ilk önce öğütücüde öğütülüp daha sonra elek çapı 2 mm ve 1 mm olan iki elek kullanılarak öğütülen kabuklar 1-2 mm arası ve 1 mm den küçük tane boyutunda olmak üzere sınıflandırılmıştır. Böylece çalışmada iki ayrı tane boyutunda adsorbent denenmiştir.



Şekil 3.5. Öğütülmemiş Kabuk



Şekil 3.6. Öğütülmüş Kabuk (Tane Boyutu: 1-2 mm)



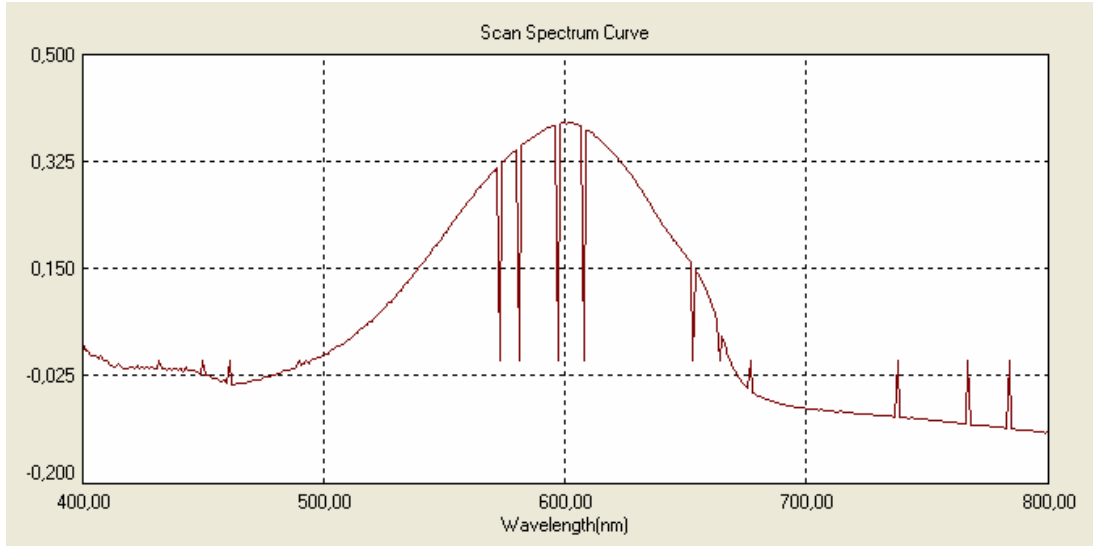
Şekil 3.7. Öğütülmüş Kabuk (Tane Boyutu: <1 mm)

3.2. Metodlar

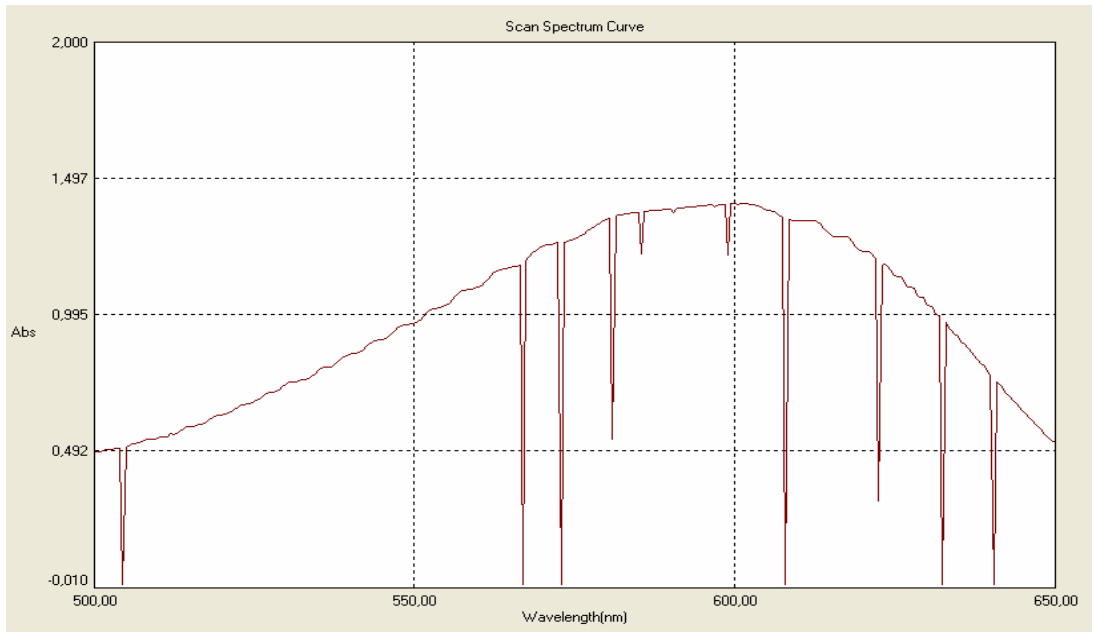
Boyar maddelerin konsantrasyonlarını tespit etmek için spektrofotometrik yöntem kullanılmıştır. Çalışmada kullanılan spektrofotometre Chebios Optimum-one UV-VIS markadır. Spektrofotometrede her iki boyar madde için dalga boyu taraması yapılmış ve kalibrasyon eğrileri hazırlanmıştır. BB41 boyar maddesi için $\lambda = 609$ nm, RB5 boyar maddesi için $\lambda = 597$ nm olarak tespit edilmiştir.



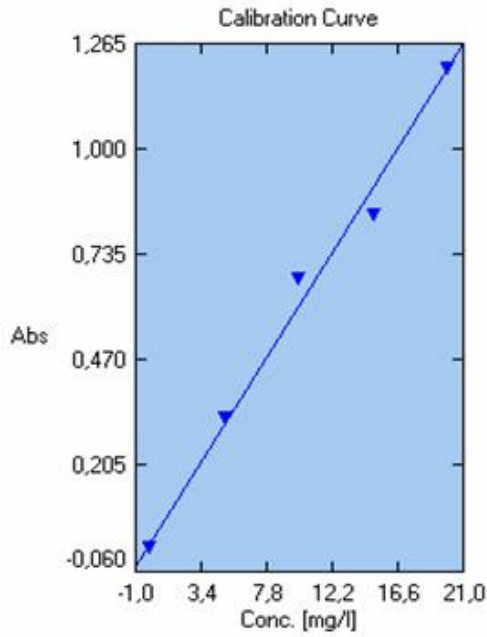
Şekil 3.8. Ölçümlerde Kullanılan Spektrofotometre



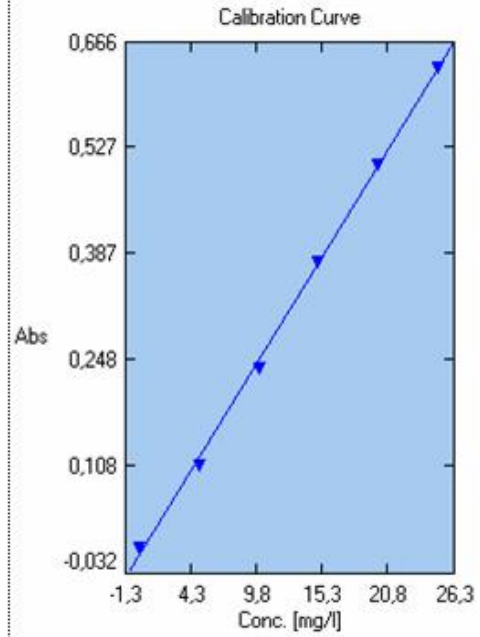
Şekil 3.9. BB41 İçin Dalga Boyu Taraması Eğrisi



Şekil 3.10. RB5 İçin Dalga Boyu Taraması Eğrisi



Şekil 3.11. BB41 Kalibrasyon Eğrisi



Şekil 3.12.. RB5 Kalibrasyon Eğrisi

3.3. Adsorpsiyon Çalışmaları

Adsorpsiyon çalışmaları kesikli sistem ve sabit yataklı sürekli akışlı sistem olmak üzere iki ayrı aşamada gerçekleştirilmiştir:

3.3.1. Kesikli sistem

Okaliptus kabuğu ile yapılan kesikli sistem çalışmalarında 250 mililitrelik erlenlerde 150 ml boyar madde çözeltileri ve 3 gr adsorbent kullanılmıştır. Adsorpsiyon işlemi çalkalayıcıda belirli temas süresinde gerçekleştirilmiştir. Langmuir ve Freundlich izoterm sabitlerinin elde edilmesi amacıyla çeşitli başlangıç boyar madde konsantrasyonları (25, 50, 100, 200 ve 400 mg/l) uygulanmıştır. BB41 boyar maddesinin denge süresinin tespiti için 5, 15, 30, 60, 120 dk olmak üzere temas süreleri uygulanmıştır. RB5 boyar maddesi için ise 5, 15, 30, 60, 120 240 ve 360 dk temas süreleri uygulanmıştır. 1-2 mm ve 1 mm den küçük olmak üzere 2 farklı adsorbent tane boyutu çalışılmış ve her iki boyar madde için de adsorpsiyon üzerinde pH' ın etkileri araştırılmıştır. BB41 ve RB5 boyar maddelerinin her

ikisinde normal şartlardaki pH değeri 8 olarak tespit edilmiştir. Bu değerde adsorpsiyon gerçekleştirdiği için ayrı olarak pH 8 çalışılmamış, pH 2, 4, 6, 10 değerleri çalışılmıştır. pH etkisinin araştırılmasında <1 mm tane boyutunda adsorbent kullanılmıştır. Adsorpsiyon işleminden sonra çözeltide kalan boyar madde miktarı, 3250 rpm de 30 dk santrifüjlenmesi sonrası duru fazın spektrofotometre ile ölçülmesi ile tespit edilmiştir.



Şekil 3.13. Kesikli Sistem Düzeneği

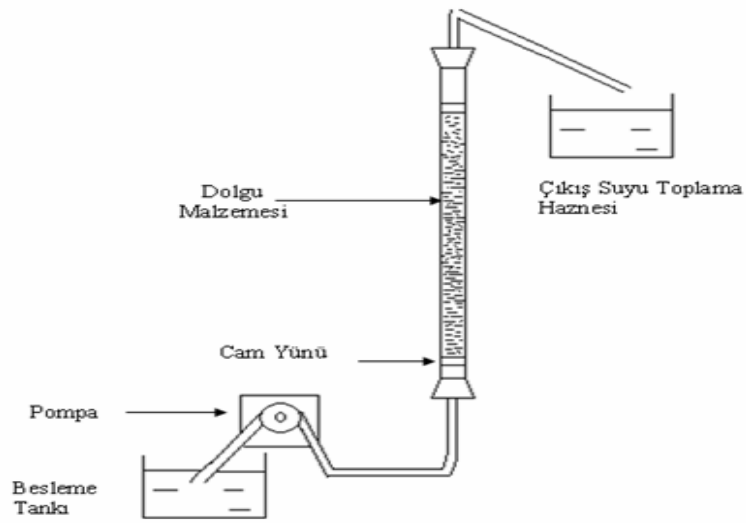
3.3.2. Sabit Yataklı Sistem

30 cm yüksekliğinde ve 2,5 cm iç çapında olan cam kolonlara 1-2 mm arası tane boyutunda olan adsorbent dolgu malzemesi olarak yerleştirilmiştir. Dolgu malzemesinin üst ve alt kısımlarına adsorbent kaçaklarını engellemek için cam yünü ile destek yapılmıştır. Yapılan ön denemeler cam yününün her iki boyar maddeyi de adsorplamadığını göstermiştir. Kolonlar sürekli ve yukarı akışlı olup peristaltik pompa ile 54 ml/saat debisinde üç ayrı konsantrasyon (100, 200 ve 400 mg/l) çalışılmıştır. Her konsantrasyon için 3 ayrı yatak derinliğinde (5, 10 ve 20 cm) adsorpsiyonun bölgesel davranışı araştırılmıştır. Kolon çıkışındaki boya konsantrasyonları düzenli aralıklarla analiz edilmiştir. Çıkış konsantrasyonunun giriş

konsantrasyonun %10'nuna ulaştığı an kırılma noktası, %90'nuna ulaştığı an doyma noktası olarak belirlenip bu konsantrasyonlara ulaşılması için geçen süre (saat) ve kolona basılan su hacmi (litre) tespit edilmiştir. Sabit yataklı sistem de çalışmalar Çizelge 3.2 de belirtildiği gibi her bir boyar madde için dokuz aşamada tamamlanmıştır.

Çizelge 3.2. Sabit Yataklı Sistemde Çalışma Aşamaları

Giriş Debisi (ml/saat)	Giriş Konsantrasyonu (mg/l)	Yatak Derinliği (cm)
54	100	5
		10
		20
	200	5
		10
		20
	400	5
		10
		20



Şekil 3.14 Sabit Yataklı Kolon Sisteminin Şematik Gösterimi

Farklı yüksekliklerdeki dolgu içeren kolonların tasarım boyutlandırılması ile ilgili bulgular aşağıdaki eşitlikte yerine koyulup alan, hacim, hidrolik yük gibi parametreler hesaplanmış olup Çizelge 3.3.'de verilmiştir.

Çizelge 3.3. Boyutlandırma Kriterleri

Q (ml/saat.)	S ₀ (ml/cm/dak.)	V (cm/saat)	D (cm)	BYTZ (dak.)	V (cm ³)
54	0,184	11	5	27,22	24,5
			10	54,5	49
			20	109	98



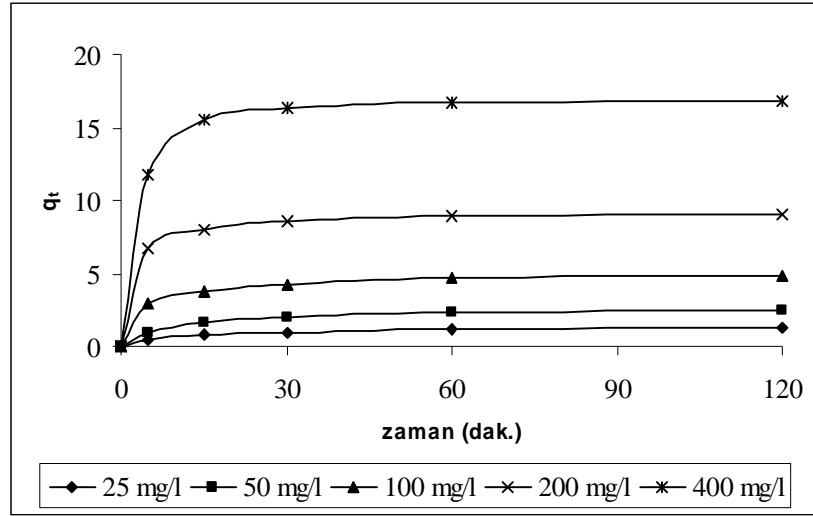
Şekil 3.15. Deneysel Sabit Yataklı Kolon Sistemi



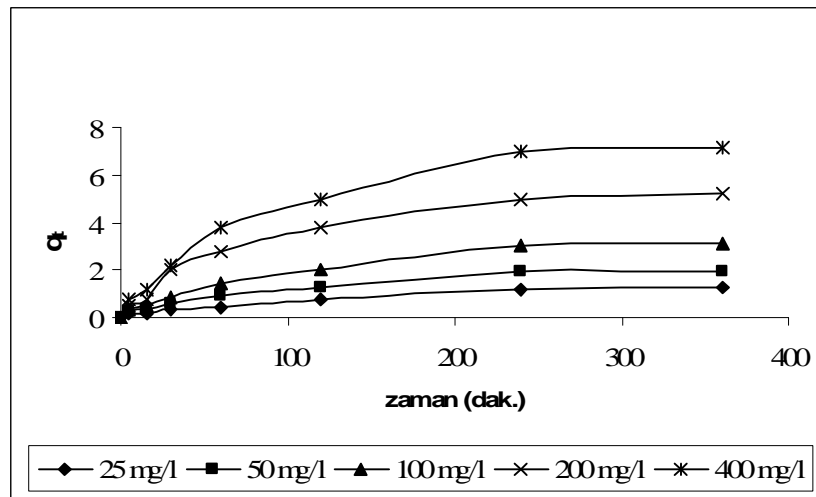
Şekil 3.16. Sabit Yataklı Kolona Giriş Ve Kolondan Çıkış Suyu Görüntüsü

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

Kesikli sistemlerde yapılan deneylerde BB41 için 60 dk' da adsorpsiyonun dengeye ulaştığı görülmüştür. RB5 boyar maddesi için dengeye ulaşma süresi ise 240 dk olarak tespit edilmiştir. Farklı adsorban tane boyutları ve pH değerleri için Q_{maks} değerleri hesaplanmıştır.



Şekil 4.1. BB41 Boyar Maddesi İçin Farklı Başlangıç Konsantrasyonları İle Elde Edilmiş Adsorpsiyon Değerlerinin Zamana Karşı Değişim Grafiği



Şekil 4.2. RB5 Boyar Maddesi İçin Farklı Başlangıç Konsantrasyonları İle Elde Edilmiş Adsorpsiyon Değerlerinin Zamana Karşı Değişim Grafiği

4.1. Adsorpsiyon İzotermi

Okalıptüs kabuğunun her iki boyar madde üzerinde Langmuir ve Freundlich izotermine uygunluk durumu korelasyon katsayısı sonuçlarına göre değerlendirilmiştir. Bilindiği gibi korelasyon katsayısının 1'e yakınlığı uygunluğun ölçüsüdür. Korelasyon katsayısı 1'e yaklaştıkça uygunluğun artmakta olduğu bilinmektedir (Chio ve Li, 2002; Başbüyük ve Forster, 2003).

Daha önce değinildiği gibi adsorpsiyonun elverişliliğini bulmak için boyutsuz R_L (dağılma) sabiti hesaplanır ve bu sabitin 0 ile 1 arasında değerler alması elverişlilik durumunun sağlandığına işaret eder (Aksu ve yener 2001). Deneyler sonucu yapılan hesaplamalarda her iki boyar madde içinde Okalıptüs kabuğu tarafından adsorpsiyonunda R_L (dağılma sabiti) sıfır ile bir arasında değerler olarak bulunmuştur (Çizelge 4.1.) Daha önce Çizelge 1.6.'da açıklandığı üzere, bu durum göstermektedir ki Okalıptüs kabuğu ile bu boyar maddelerin adsorpsiyonu elverişli bir adsorpsiyondur.

Çizelge 4.1. R_L (Dağılma Sabiti) Değerinin Bulunması

Boyar Madde	R_L (Dağılma Sabiti)				
	Başlangıç Boyar Madde Konsantrasyonu (mg/l)				
	25	50	100	200	400
BB41	0,352	0,211	0,124	0,064	0,033
RB5	0,598	0,426	0,271	0,256	0,085

Yapılan çalışmalar da BB41 boyar maddesinin okalıptüs kabuğu tarafından adsorpsiyonunda adsorbent tane çapının Langmuir izotermiyle ile bulunan adsorpsiyon kapasitesi üzerine fazla bir etki yapmadığı ortaya çıkmıştır. 1 -2 mm tane boyutunda adsorbent ile Q_{maks} 19,49 mg/g, < 1mm tane boyutunda adsorbent ile Q_{maks} 20,41 değerleri bulunmuştur. 1-2 mm tane boyutundaki adsorbent ile BB41 boyar maddesinin adsorpsiyonunda Langmuir izotermine olan uygunluğunu gösteren korelasyon katsayısı, < 1mm tane boyutundaki adsorbente göre daha uygun olarak bulunmuştur. Korelasyon katsayıları, 1-2 mm tane çapındaki adsorbent için 0,973, < 1 mm tane çapındaki adsorbent için 0,932 olarak bulunmuştur. Katsayılar Çizelge 4.2.'de verilmektedir.

RB5 boyar maddesinin okalıptüs kabuğu tarafından adsorpsiyonundan maksimum adsorpsiyon kapasitesi BB41 boyar maddesine göre daha az olduğu ortaya çıkmıştır. Ancak RB5 boyar maddesinin adsorpsiyonunun da adsorbent tane boyutunun adsorpsiyon kapasitesi üzerine önemli etkisi olduğu bulunmuştur. 1-2 mm tane boyutundaki adsorbent ile 7,72 mg/g maksimum adsorpsiyon kapasitesi elde edilirken <1 mm tane boyutundaki adsorbent için 13,679 mg/g olarak elde edilmiştir. RB5 için Langmuir katsayıları Çizelge 4.33' de verilmiştir. Langmuir katsayıları literatürdeki bazı çalışmalar ile Çizelge 4.4' de karşılaştırmalı olarak verilmiştir.

Çizelge 4.2. BB41 Boyar Maddesini Adsorpsiyonunda Adsorbent Tane Çapına Bağlı Langmuir İzotermi Katsayıları

Tane Boyutu (mm)	R	Q _{maks} (mg/g)	K _L (l/g)
1-2	0,973	19,49	1,43
<1	0,932	20,41	29

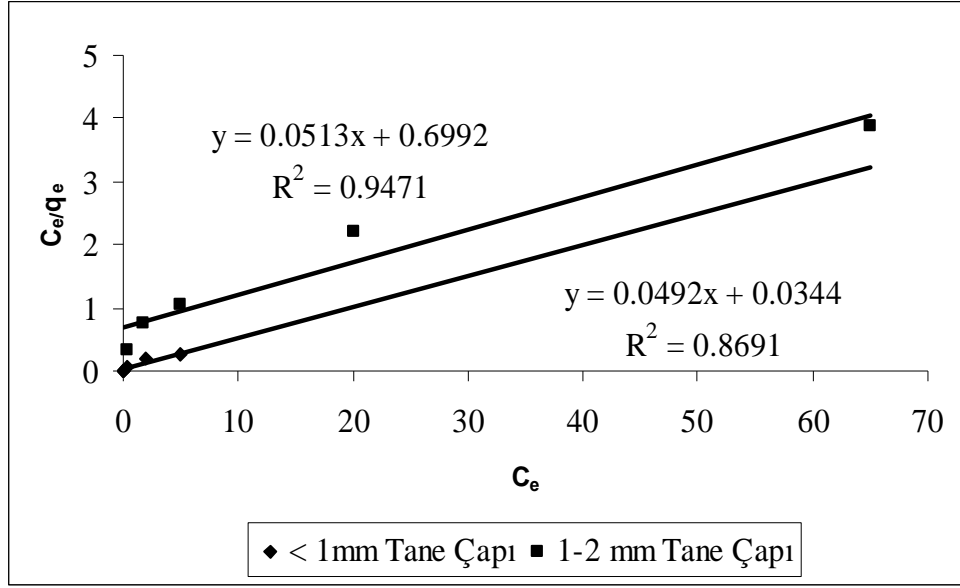
Çizelge 4.3. RB5 Boyar Maddesini Adsorpsiyonunda Adsorbent Tane Çapına Bağlı Langmuir İzotermi Katsayıları

Tane Boyutu (mm)	R	Q _{maks} (mg/g)	K _L (l/g)
1-2	0,977	7,72	0,208
<1	0,948	13,6	0,331

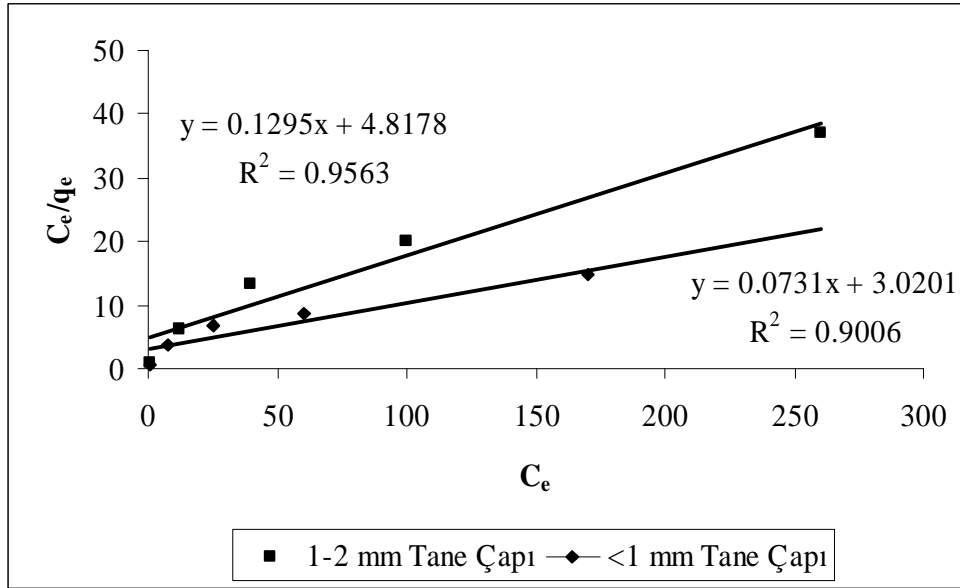
Çizelge 4.4. Bazı Çalışmalar ile Langmuir Katsayılarının Karşılaştırılması

Adsorbent	Boyar Madde	R	Q _{maks} (mg/g)	K _L (l/g)
Hurma Salkımı ¹	Basic BLUE 3	0,998	91,33	30,722
Canlı Aktif Çamur ²	Maxilon RED	0,9945	123,2	6,97
Portakal Kabuğu ³	Acid Violet 17	0,978	19,88	0,0329
<i>Rhizopus arrhizus</i> ⁴	Remazol BLACK B	0,950	526	0,01
Ökalıptüs Kabuğu ⁵	BB41	0,932	20,41	29
Ökalıptüs Kabuğu ⁵	RB5	0,948	13,6	0,331

¹Nassar ve Magdy (1997), ²Başıbuyuk ve Foerster (2003), ³Sivaraj ve diğ.(2000), ⁴Aksu ve Tezer (2000), ⁵Bu Çalışma



Şekil 4.3. 1-2 mm ve < 1 mm Tane Boyutunda Adsorbent ile BB41 için Langmuir İzoterm Grafiği



Şekil 4.4. 1-2 mm ve < 1 mm Tane Boyutunda Adsorbent ile RB5 için Langmuir İzoterm Grafiği

Okalıptüs kabuğunun Freundlich'e göre BB41 üzerine uygunluğu 1-2 mm tane boyutundaki adsorbent için $R = 0,998$, <1 mm tane boyutundaki adsorbent için $R = 0,989$ dir. 1-2 mm tane boyutundaki adsorbent için uygunluk <1 mm tane boyutuna göre daha iyi olmasıyla beraber <1 mm tane boyutundaki uygunluk da iyidir. Her iki tane boyutu içinde "n" değeri 1'den büyük olarak bulunmuştur. BB41 için adsorbent tane boyutuna göre katsayıları Çizelge 4.5' de verilmiştir.

Okalıptüs kabuğunun Freundlich'e göre RB5 üzerine uygunluğu 1-2 mm tane boyutundaki adsorbent için $R = 0,975$, <1 mm tane boyutundaki adsorbent için $R = 0,984$ dir. Her iki tane boyutu içinde "n" değeri 1'den büyük olarak bulunmuştur. BB41 üzerine Freundlich uygunluğu RB5 boyar maddesine göre daha uygun olarak bulunmuştur. RB5 için adsorbent tane boyutuna göre katsayıları Çizelge 4.6' de verilmiştir. Her iki boyar maddenin Freundlich katsayıları literatürdeki bazı çalışmalar ile Çizelge 4.7' de karşılaştırmalı olarak verilmiştir.

Çizelge 4.5. BB41 Boyar Maddesini Adsorpsiyonunda Adsorbent Tane Çapına Bağlı Freundlich izotermi Katsayıları

Tane Boyutu (mm)	R	n	K_F (l/g)
1-2	0,998	1,93	1,92
<1	0,989	2,45	8,70

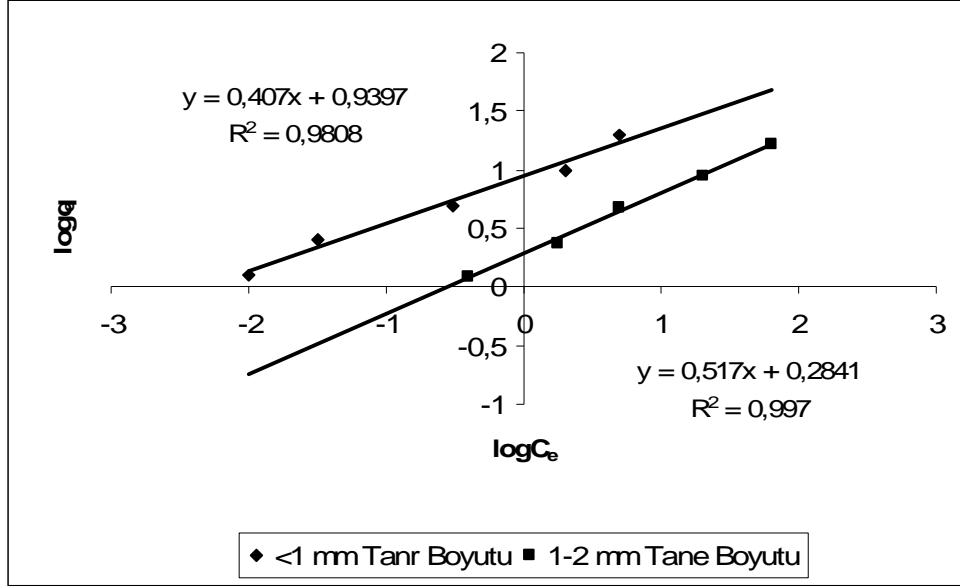
Çizelge 4.6. RB5 Boyar Maddesini Adsorpsiyonunda Adsorbent Tane Çapına Bağlı Freundlich izotermi Katsayıları

Tane Boyutu (mm)	R	n	K_F (l/g)
1-2	0,975	3,10	1,04
<1	0,984	2,23	1,02

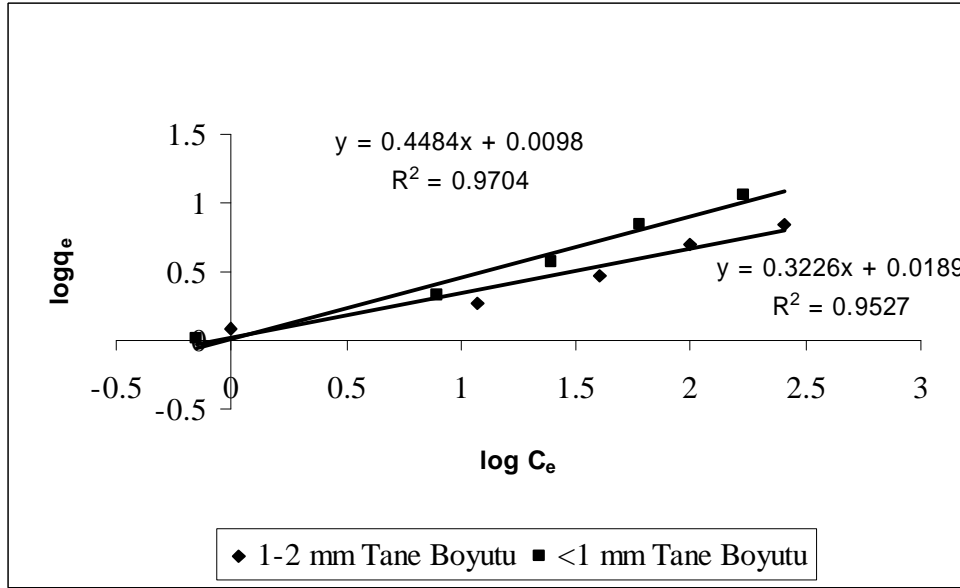
Çizelge 4.7. Bazı Çalışmalar İle Freundlich İzoterm Katsayılarının Karşılaştırılması

Adsorbent	Boyar Madde	R	n	K_F (l/g)
Hurma Salkımı ¹	Basic BLUE 3	0,9934	7,79	53,42
Chitosan ²	Reactive RED 189	0,9934	15	1147
Kuru Aktif Çamur ³	Basic BLUE 2	1	1,16	1,40
Ökalyptüs Kabuğu ⁴	BB41	0,989	2,45	8,70
Ökalyptüs Kabuğu ⁴	RB5	0,984	2,23	1,02

¹Nassar ve Magdy (1997), ²Chio ve Li (2003), ³Aksu (2001), ⁴Bu Çalışma



Şekil 4.5. 1-2 mm ve <1 mm Tane Boyutunda Adsorban ile BB41 için Freundlich İzotermi Grafiği



Şekil 4.6. 1-2 mm ve <1 mm Tane Boyutunda Adsorban ile RB5 için Freundlich İzoterm Grafiği

BB41 boyar maddesinin adsorpsiyonunda sulu çözeltinin pH değişimlerinin adsorpsiyon üzerinde etkisinin araştırılmasında Langmuir izotermlerine uygulanması neticesinde en yüksek adsorpsiyon kapasitesine pH 6 'da ($Q_{maks} = 30,30$) ulaştığı tespit edilmiştir. Adsorpsiyon kapasitesi, pH 8'de ise en düşük seviyededir ($Q_{maks} = 20,41$). pH 2, 4 ve 10 değerlerinde ise sırasıyla 24,44, 28,73 ve 28,8 mg/g adsorpsiyon kapasitelerine ulaşmıştır. BB41 için pH'a bağlı Langmuir katsayıları Çizelge 4.8' de verilmiştir.

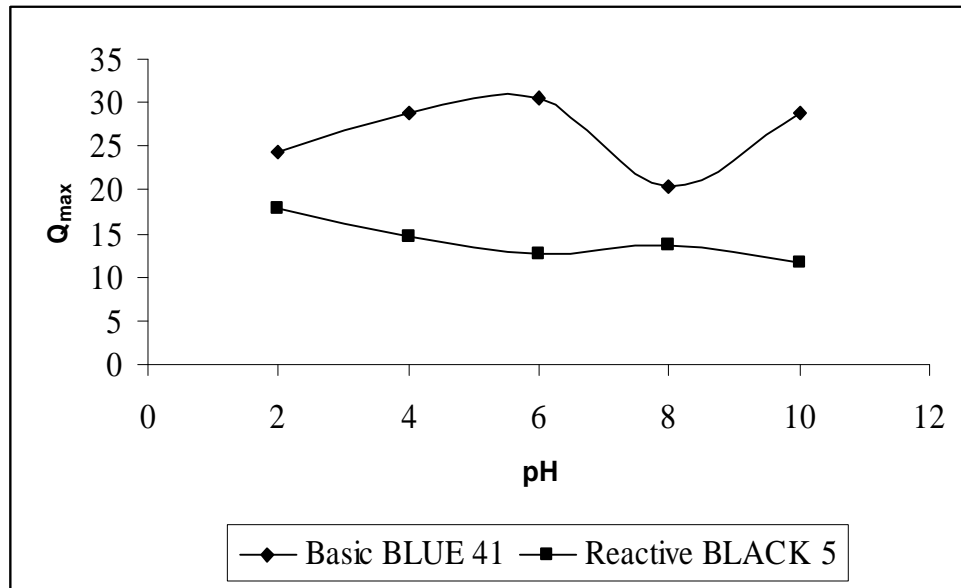
RB5 boyar maddesinin adsorpsiyonunda sulu çözeltinin pH değişimlerinin adsorpsiyon üzerinde etkisinin araştırılmasında Langmuir izotermlerine uygulanması neticesinde en yüksek adsorpsiyon kapasitesine pH 2 'de ($Q_{maks} = 17,66$ mg/g) ulaştığı tespit edilmiştir. Adsorpsiyon kapasitesi pH 10'de ise en düşük seviyededir ($Q_{maks} = 11,64$ mg/g). pH 4, 6 ve 8 değerlerinde ise sırasıyla 14,55, 12,73 ve 13,6 mg/g adsorpsiyon kapasitelerine ulaşmıştır. RB5 için pH'a bağlı Langmuir katsayıları Çizelge 4.9' da verilmiştir. Her iki boyar madde için pH'a bağlı olarak maximum adsorpsiyon kapasiteleri üzerindeki değişim Şekil 4.17' de ifade edilmiştir. Her iki boyar maddeninde adsorpsiyonunda pH değişimine bağlı adsorpsiyon kapasitesindeki değişim doğrusal bir değişim değildir. Özellikle BB41 boyar maddesinin adsorpsiyonunda pH 8' de bir adsorpsiyon kapasitesinde önemli bir düşüş söz konusudur.

Çizelge 4.8. BB41 Boyar Maddesini Adsorpsiyonunda pH'a Bağlı Langmuir İzotermi Katsayıları

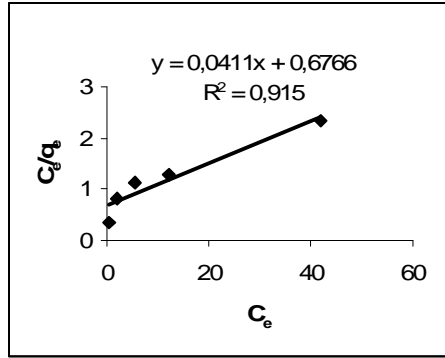
pH	R	Q_{maks} (mg/g)	K_L (l/g)
2	0,956	24,33	1,471
4	0,983	28,57	0,935
6	0,979	30,30	0,851
8	0,932	20,41	29
10	0,987	28,81	0,884

Çizelge 4.9. RB5 Boyar Maddesini Adsorpsiyonunda pH'a Bağlı Langmuir İzotermi Katsayıları

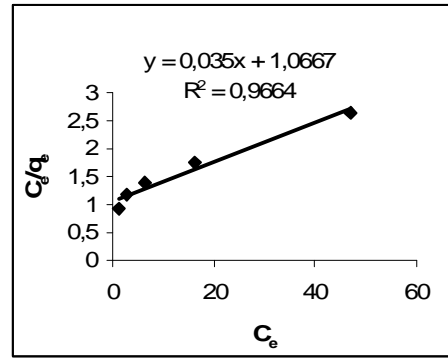
pH	R	Q_{maks} (mg/g)	K_L (l/g)
2	0,953	17,66	2,43
4	0,930	14,55	1,96
6	0,960	12,73	0,34
8	0,948	13,6	0,331
10	0,961	11,64	0,28



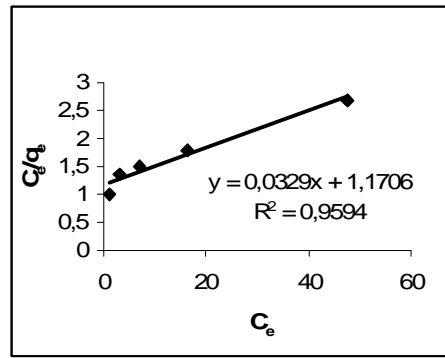
Şekil 4.7. pH Değişimine Bağlı Adsorpsiyon Kapasitesi



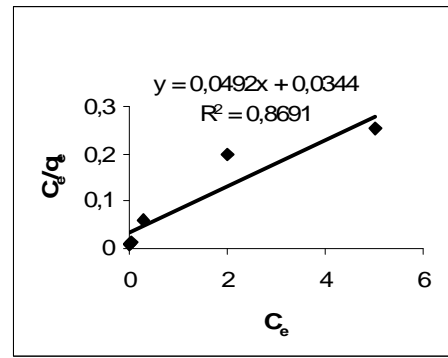
Şekil 4.8.BB41 pH 2



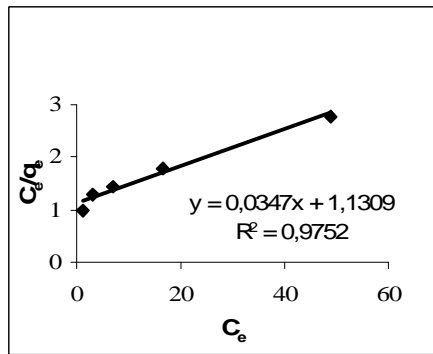
Şekil 4.9.BB41 pH 4



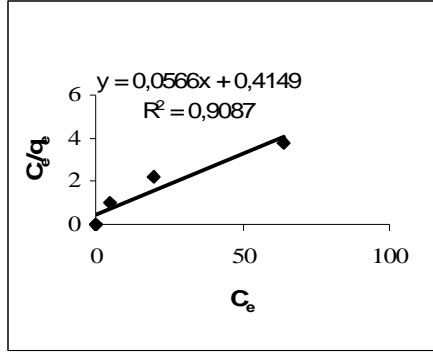
Şekil 4.10. BB41 pH 6



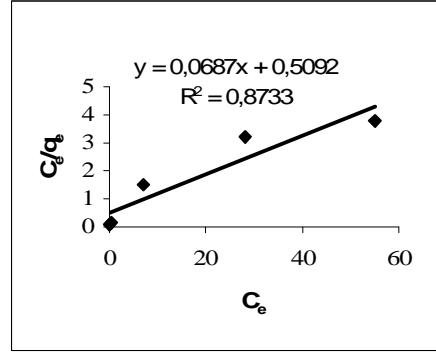
Şekil 4.11.BB41 pH 8



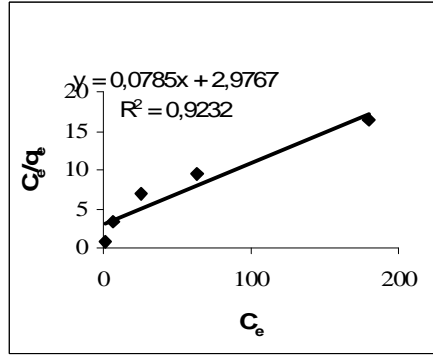
Şekil 4.12. BB41 pH 10



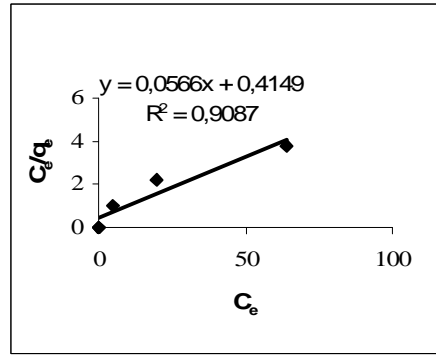
Şekil 4.13. RB5 pH 2



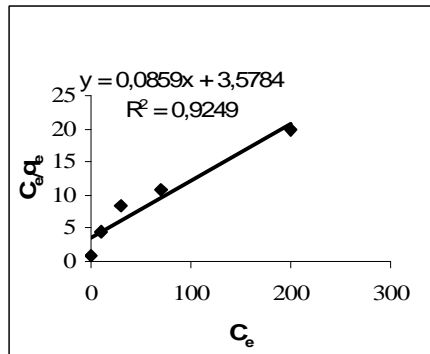
Şekil 4.14. RB5 pH 4



Şekil 4.15. RB5 pH 6



Şekil 4.16. RB5 pH 8



Şekil 4.17. RB5 pH 10

4.2. Adsorpsiyon Kinetiği

4.2.1. Adsorpsiyon Hızını Etkileyen Basamaklar

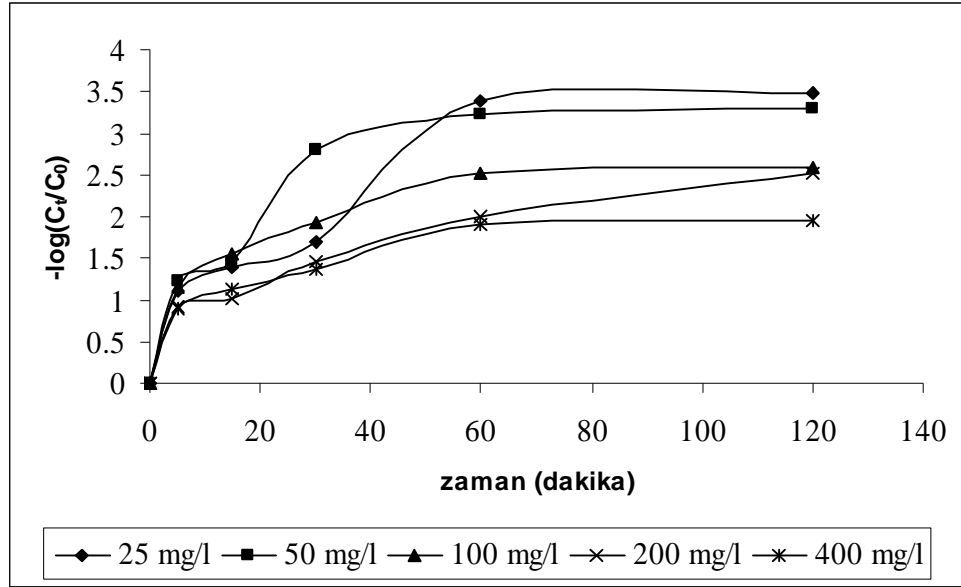
Adsorpsiyon işleminin ilk birkaç dakikasında sınır tabakası difüzyonunun etkisinin olup olmadığını anlamak için $-\log C_t/C_0$ değerinin zamana (ilk 5-10 dk'lık kısım için) karşı grafiği çıkartılır. Meydana gelen eğrinin doğrusallığı ne kadar bire yakınsa sınır tabakası difüzyonunun önemli olduğu söylenebilir. RB5 boyar maddesinin korelasyon katsayıları BB41'e göre 1' e daha çok yakındır. Bu durumda RB5 boyar maddesinin okalıptüs kabuğu ile adsorpsiyonunda film difüzyonunun etkili olduğu ortaya çıkmıştır. Film difüzyonu katsayıları Çizelge 4.10 ve 4.11' de verilmiştir.

Çizelge 4.10. BB41 İçin Film Difüzyonu Katsayıları

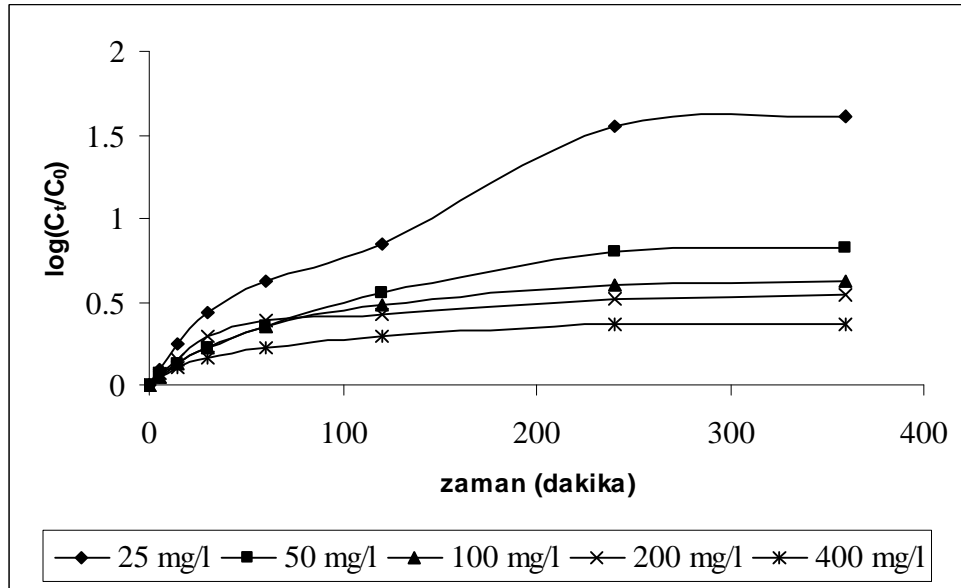
Boyar Madde	C_0 (mg/l)	k (dk ⁻¹)	R
BB41	25	0,061	0,888
	50	0,0505	0,804
	100	0,0394	0,799
	200	0,0407	0,907
	400	0,0294	0,805

Çizelge 4.11. RB5 İçin Film Difüzyonu Katsayıları

Boyar Madde	C_0 (mg/l)	k (dk ⁻¹)	R
RB5	25	0,0103	0,958
	50	0,0530	0,939
	100	0,00412	0,896
	200	0,00294	0,830
	400	0,00241	0,867



Şekil 4.18. BB41 İçin Film Difüzyonu

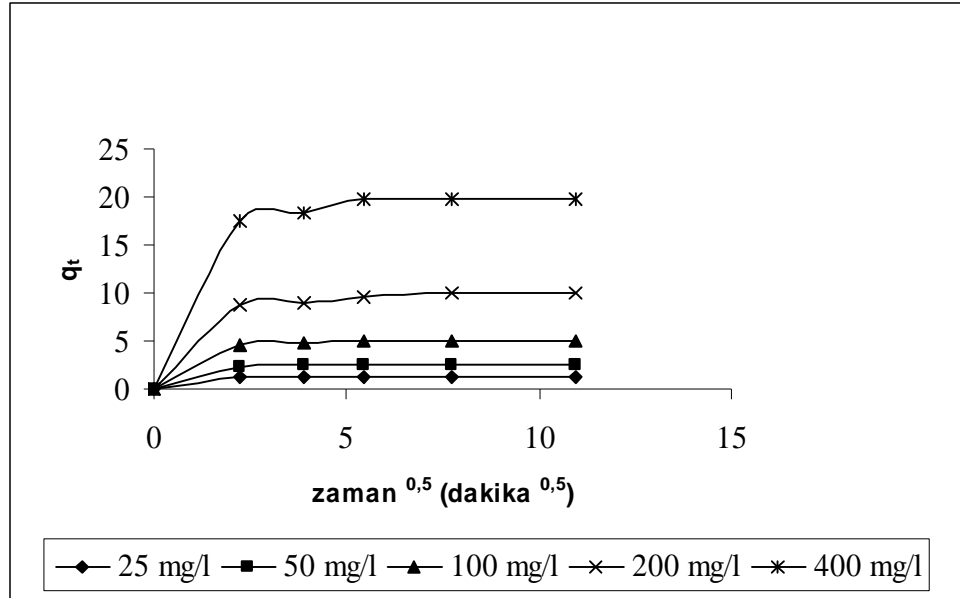


Şekil 4.19. RB5 İçin Film Difüzyonu

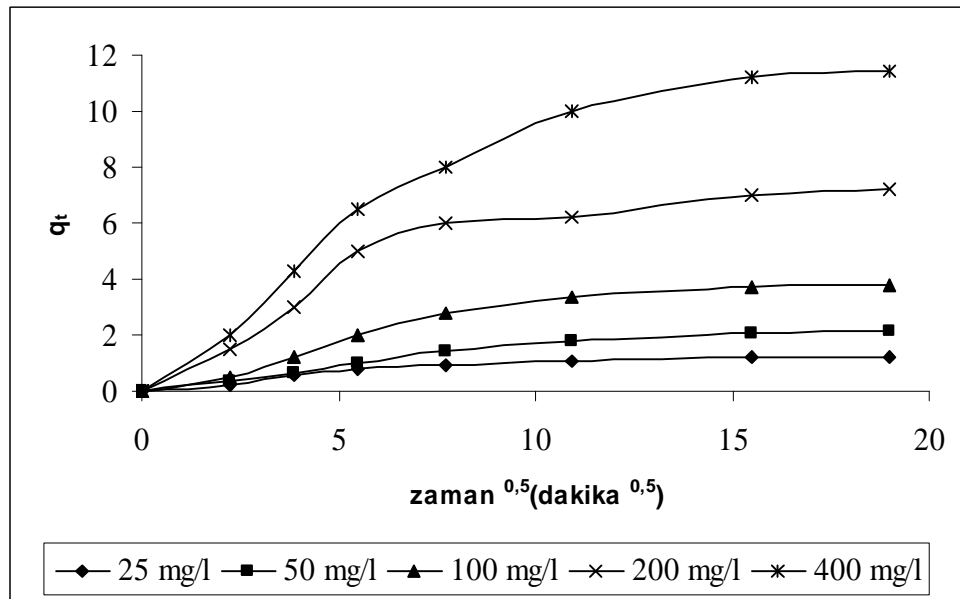
Parçacık içi difüzyonun etkisinin bulunmasında q_t değerinin zamanın kareköküne karşı değişimi çıkartılır. Ortaya çıkan grafiklerin birincil doğrusal kısımları ele alınmadan geri kalan kısmın regresyonu belirlenir (Şekil4.20-21). Böylece parçacık içi difüzyon etkisi ve parçacık içi difüzyon hız sabitleri hesaplanarak bulunur. Her iki boyar maddenin de okalptüs kabuğu tarafından adsorpsiyonunda başlangıç boyar madde konsantrasyonu arttıkça parçacık içi difüzyon hız katsayısının da arttığı tespit edilmiştir. Böyle bir durumu Waranusantigul ve arkadaşları (2003) tespit etmişlerdir. Yaptıkları çalışmada başlangıç konsantrasyonu 300 mg/l ' de parçacık içi hız difüzyonu katsayısı 1,00 mg/g.dk.^{0,5} iken başlangıç boyar madde konsantrasyonu 500 mg/l iken parçacık içi difüzyonu hız katsayısı 3,26 mg/g.dk.^{0,5} olarak belirtilmiştir. Her iki boyar maddeninde okalptüs kabuğu tarafından adsorpsiyonunda parçacık içi difüzyon etkisi ve hız katsayıları Çizelge 4.12'de verilmiştir.

Çizelge 4.12. Parçacık İçi Difüzyon Hız Sabitleri

Boyar Madde	Parçacık İçi Difüzyon Hız Sabiti (k_p)(mg/g dk ^{0,5})				
	Başlangıç Boyar Madde Konsantrasyonu (mg/l)				
	25	50	100	200	400
BB41	0,086	0,1702	0,3412	0,7057	1,4018
RB5	0,0625	0,1174	0,2134	0,3641	0,6087



Şekil 4.20. BB41 İçin Parçacık İçi Difüzyon Etkisi



Şekil 4.21. RB5 İçin Parçacık İçi Difüzyon Etkisi

4.2.2. Kinetik Modeller

Adsorpsiyonda kinetik araştırması yapılırken birinci dereceden (Eşitlik 1.8), yalancı ikinci dereceden ve ikinci dereceden hız kinetiklerinin uygunluğuna bakılır (Şekil 4.22-27). Kinetik modellerden elde edilen R değerleri ve hız kinetik katsayıları değerlendirilerek adsorpsiyonun hangi hız kinetik modeline uygun olduğu ortaya konulabilmektedir (Basibuyuk ve Forster, 2001; Aksu 2001). Elde edilen bulgulara göre her iki boyar maddenin de okalıptüs kabuğu tarafından adsorpsiyonunda kinetik modeller arasında bu adsorpsiyona en uygun olan kinetik modelin yalancı ikinci dereceden hız kinetiği modeli olduğu görülmektedir. Birinci dereceden kinetiğinde korelasyonu iyi olsa da yalancı ikinci dereceden korelasyonu en uygun olduğu görülmektedir. Birinci dereceden kinetik katsayıları Çizelge 4.13, ikinci dereceden kinetik katsayıları Çizelge 4.14 ve yalancı ikinci dereceden kinetik katsayıları da Çizelge 4.15' de verilmiştir.

Çizelge 4.13. Birinci Dereceden Hız Katsayıları

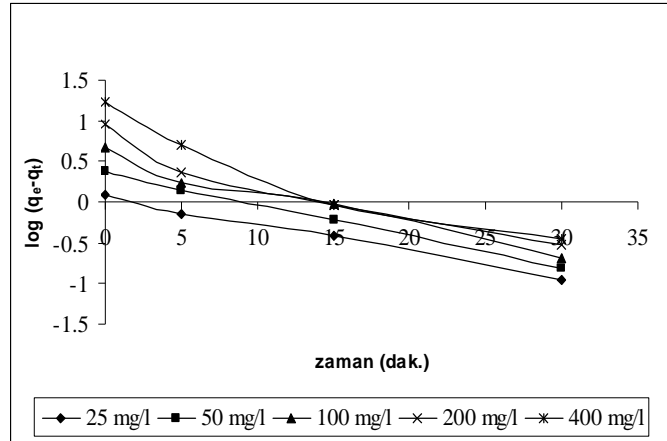
Başlangıç Boyar Madde Konsantrasyonu (mg/l)	BB41		RB5	
	$k_{1,ad}$ (dk.-1)	R	$k_{1,ad}$ (dk.-1)	R
25	0,0778	0,997	0,0172	0,961
50	0,218	0,999	0,0156	0,995
100	0,0978	0,986	0,0184	0,991
200	0,105	0,961	0,0186	0,922
400	0,124	0,960	0,0175	0,988

Çizelge 4.14. İkinci Dereceden Hız Katsayıları

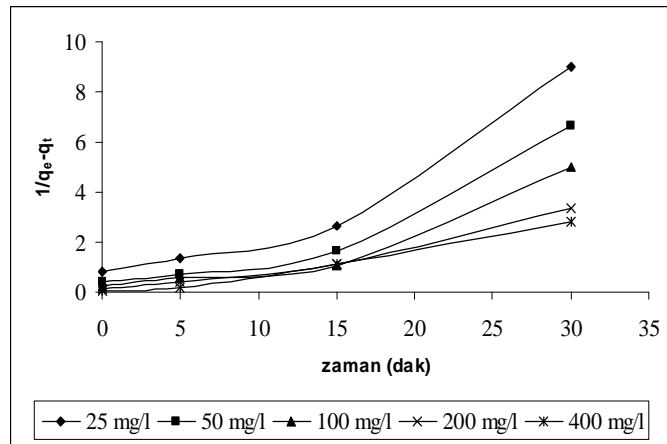
Başlangıç Boyar Madde Konsantrasyonu (mg/l)	BB41		RB5	
	k (g/mg.dk.)	R	k (g/mg.dk.)	R
25	0,274	0,958	0,0526	0,998
50	0,212	0,951	0,0234	0,983
100	0,158	0,943	0,0186	0,986
200	0,107	0,979	0,0105	0,975
400	0,096	0,988	0,0056	0,979

Çizelge 4.15. Yalancı İkinci Dereceden Hız Katsayıları

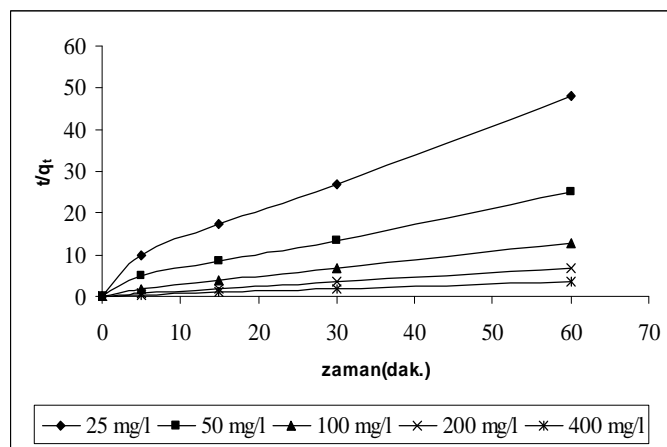
Başlangıç Boyar Madde Konsantrasyonu (mg/l)	BB41		RB5	
	$k_{2,ad}$ (g/mg.dk.)	R	$k_{2,ad}$ (g/mg.dk.)	R
25	0,142	0,992	0,0432	0,994
50	0,0912	0,993	0,0140	0,989
100	0,0895	0,997	0,0089	0,990
200	0,0776	0,999	0,0087	0,994
400	0,0056	0,999	0,0034	0,989



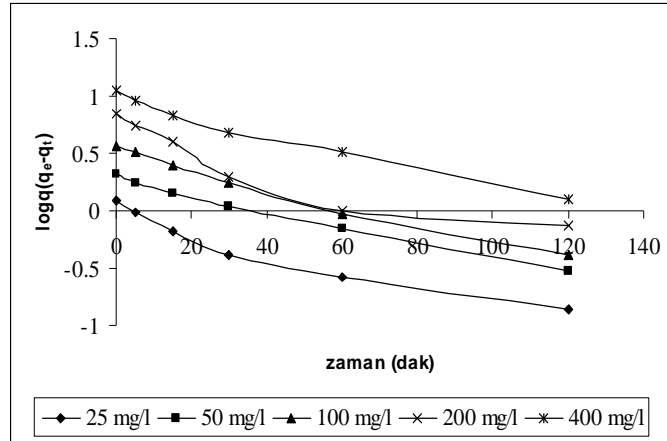
Şekil 4.22. BB41 Birinci Dereceden Hız Grafiği



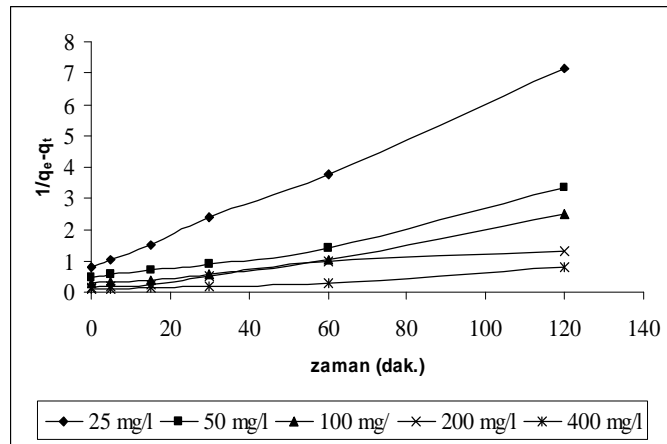
Şekil 4.23. BB41 İkinci Dereceden Hız Grafiği



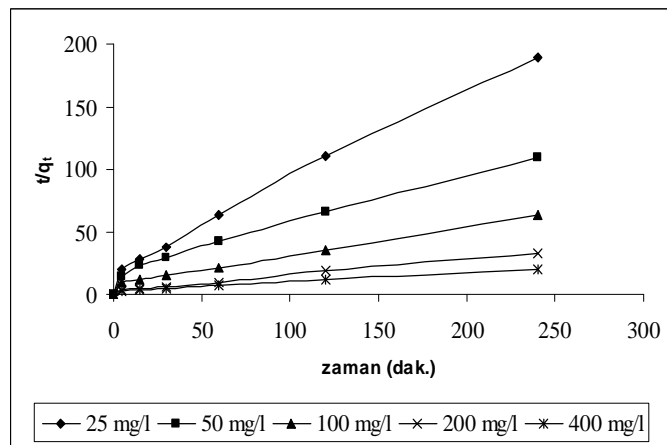
Şekil 4.24. BB41 Yalancı İkinci Dereceden Hız Grafiği



Şekil 4.25. RB5 Birinci Dereceden Hız Grafiği



Şekil 4.26. RB5 İkinci Dereceden Hız Grafiği



Şekil 4.27. RB5 Yalancı İkinci Dereceden Hız Grafiği

4.3. Adsorpsiyon Termodinamiği

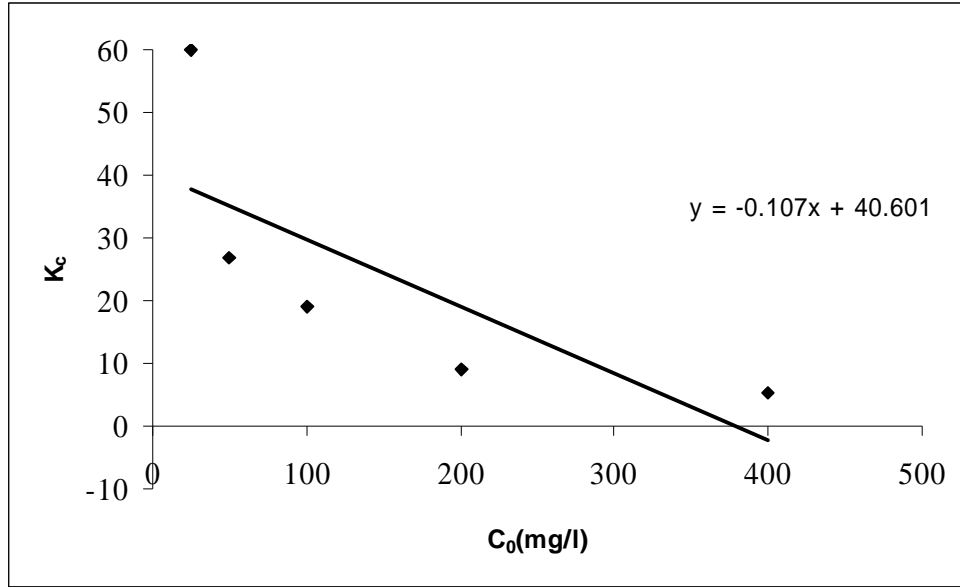
Adsorpsiyonun uygulanabilirliğinin olması için termodinamik verilerinin değerlendirilmesi oldukça önem teşkil eder. Adsorpsiyonun spontane yani kendiliğinden olabilmesi için adsorpsiyon işleminin Gibbs serbest enerjisinin negatif çıkması gerekmektedir (Aksu, 2002).

Eşitlik.1.11 yardımı ile K_c 'nin başlangıç boyar madde konsantrasyonlarına (C_0) karşı grafiğe dökülmesiyle bulunan (oluşan doğrunun kesim noktası) K_c^0 , Eşitlik.1.12'ye yerine konularak Gibbs serbest enerjisi bulunur (Şekil 4.28-29). Yapılan çalışmada her iki boyar maddeninde okalıptüs kabuğu tarafından adsorpsiyonunda Gibbs serbest enerjisi negatif çıkmıştır. Bu durum her iki boyar maddenin de okalıptüs kabuğu ile adsorpsiyonunda dışarıdan bir enerjiye ihtiyaç olmadığını göstermektedir. Çizelge 4.16 de Gibbs serbest enerji değerleri literatürden bazı çalışmalar ile karşılaştırmalı olarak verilmiştir.

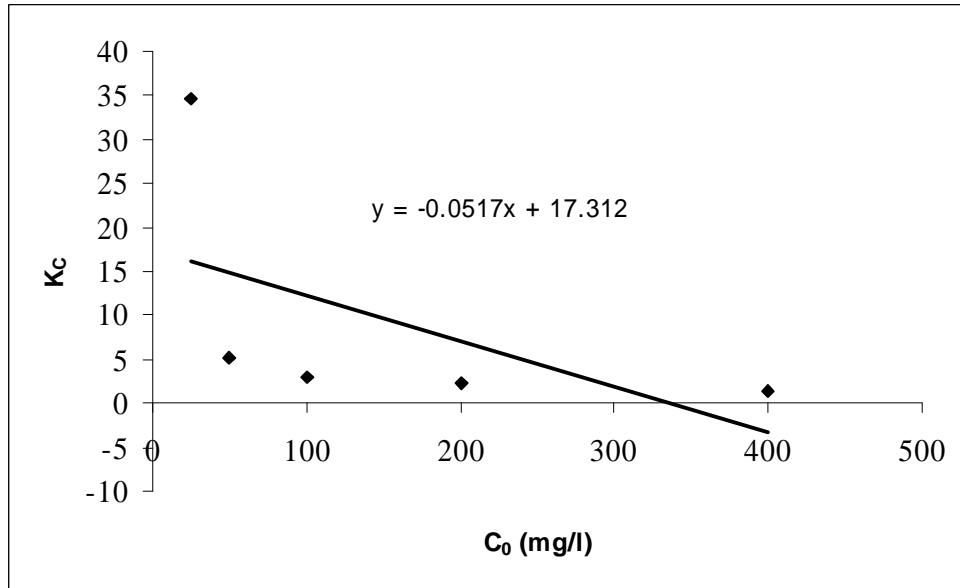
Çizelge 4.16. Bulunan Gibbs Serbest Enerileri Ve Bazı Çalışmalar İle Karşılaştırılması

Adsorbent	Boyar Madde	ΔG^0 (kJ/mol)	T (Sıcaklık 0K)
Aktif Karbon ¹	Methhyl Violet	-3,2	289
Neem Lifi ²	Brillant GREEN	-7,15	300
Okalıptüs Kabuğu ³	BB41	-8,98	293
Okalıptüs Kabuğu ³	RB5	-6,94	293

¹Dai, 1998; ²Bhattacharya ve Sarma, 2003; ³Bu Çalışma



Şekil 4.28. BB41 İçin K_c^0 Sabitinin Bulunması



Şekil 4.29. RB5 İçin K_c^0 Sabitinin Bulunması

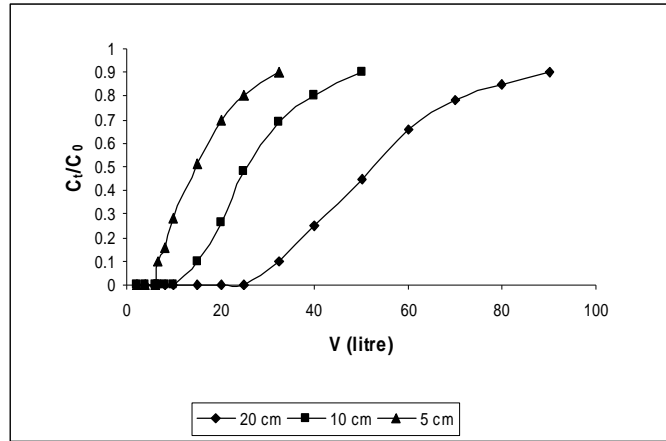
4.4. Sabit Yataklı Ve Sürekli Akışlı Kolon Çalışmaları

Sabit yataklı sistemde BB41 ve RB5 boyalarının 1-2 mm tane çapında olan *Eucalyptus camaldulensis* ile doldurulmuş sürekli ve yukarı akışlı 2,5 cm iç çapı olan ve 30 cm yüksekliğindeki cam kolonlardaki adsorpsiyonu incelenmiştir. Çalışılan her konsantrasyon için (100 mg/l, 200 mg/l, 400 mg/l) 5 cm, 10 cm ve 20 cm dolgu yükseklikleri için kırılma eğrileri oluşturulmuştur (Şekil 4.30-35)

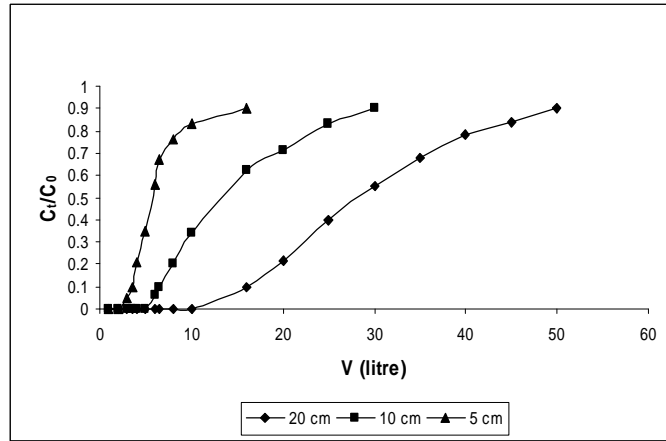
Yapılan çalışmalar, kolon yüksekliği arttıkça kırılma noktasında arıtılan su miktarı (V_b) ve kırılma noktasında ki ($C_t/C_0=0,1$) toplam işletim süresinin (T_b) arttığı ve kolona giriş konsantrasyonu da arttıkça V_b ve T_b 'nin azaldığını göstermiştir. BB41 konsantrasyonlarında kırılma noktasına kadar arıtılan su hacmi RB5 boyar maddesine göre oldukça yüksektir. Bu durum yapılan işletim şartlarında BB41 için daha yüksek bir performans olduğunu göstermektedir. Her giriş boya konsantrasyonu için farklı yüksekliklerde ki kırılma noktası performansları Çizelge 4.17' da verilmiştir.

Çizelge 4.17. Konsantrasyon Ve Yatak Derinliğine Bağlı Kırılma Eğrisi Bulguları

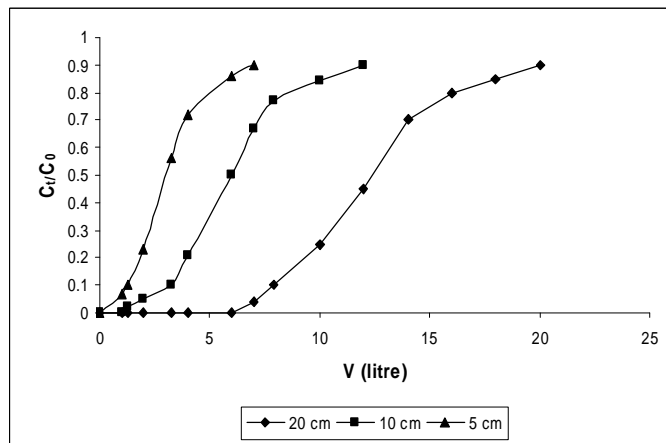
Boyar Madde	C_0 (mg/l)	D (cm)	V_b (litre)	T_b (saat)
BB41	100	5	6,65	125
		10	14,58	270
		20	32,4	600
	200	5	3,45	64
		10	6,48	120
		20	16,1	298
	400	5	1,296	24
		10	3,24	60
		20	7,83	145
RB5	100	5	0,19	3,5
		10	0,324	6
		20	0,81	15
	200	5	0,09	1,8
		10	0,189	3,5
		20	0,486	9
	400	5	0,0432	0,8
		10	0,0648	1,2
		20	0,216	4



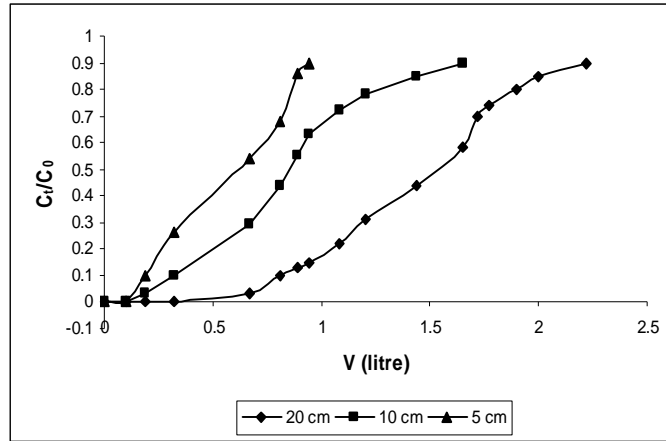
Şekil 4.30. 100 mg/l BB41 için Kırılma Eğrisi



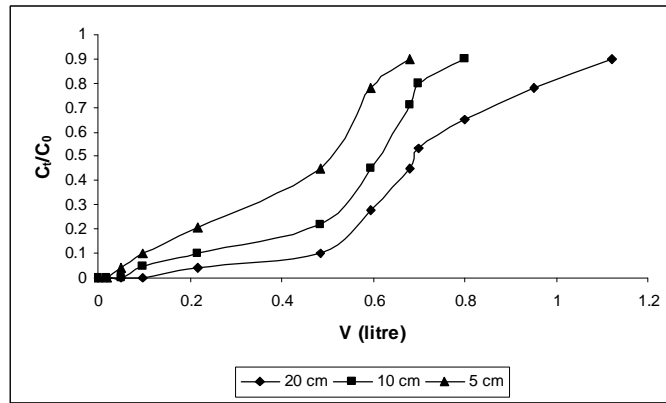
Şekil 4.31. 200 mg/l BB41 için Kırılma Eğrisi



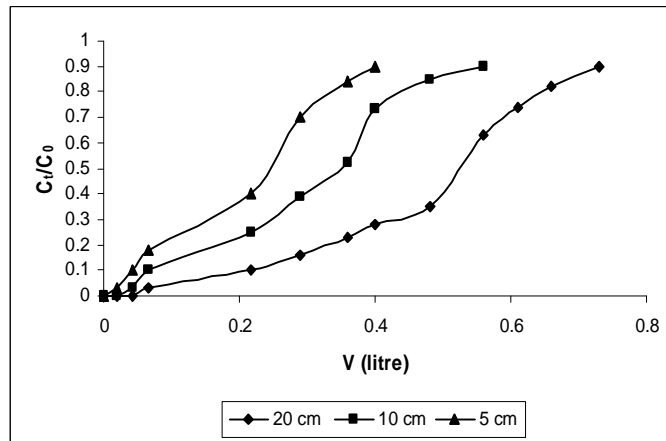
Şekil 4.32. 400 mg/l BB41 için Kırılma Eğrisi



Şekil 4.33. 100 mg/l RB5 için Kırılma Eğrisi



Şekil 4.34. 200 mg/l RB5 için Kırılma Eğrisi

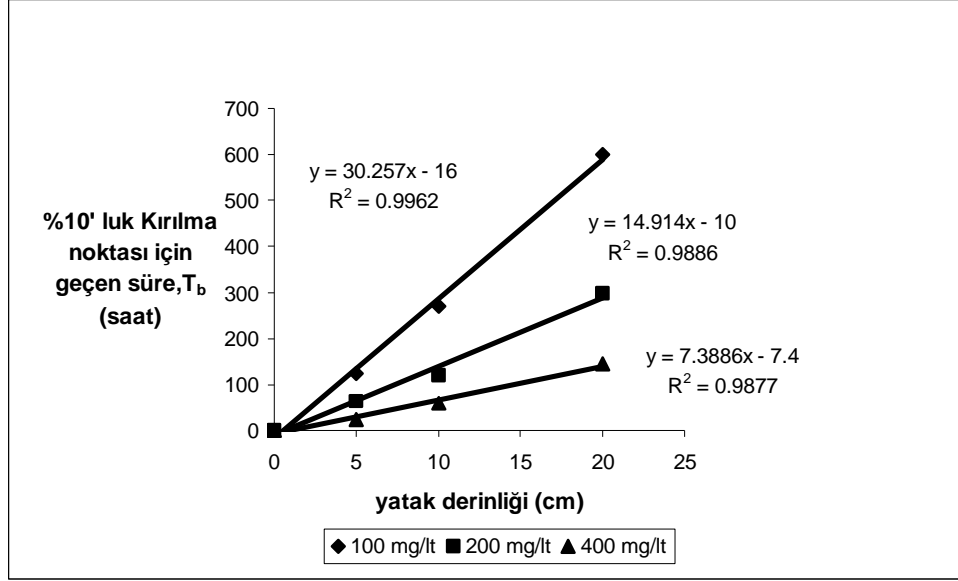


Şekil 4.35. 400 mg/l RB5 için Kırılma Eğrisi

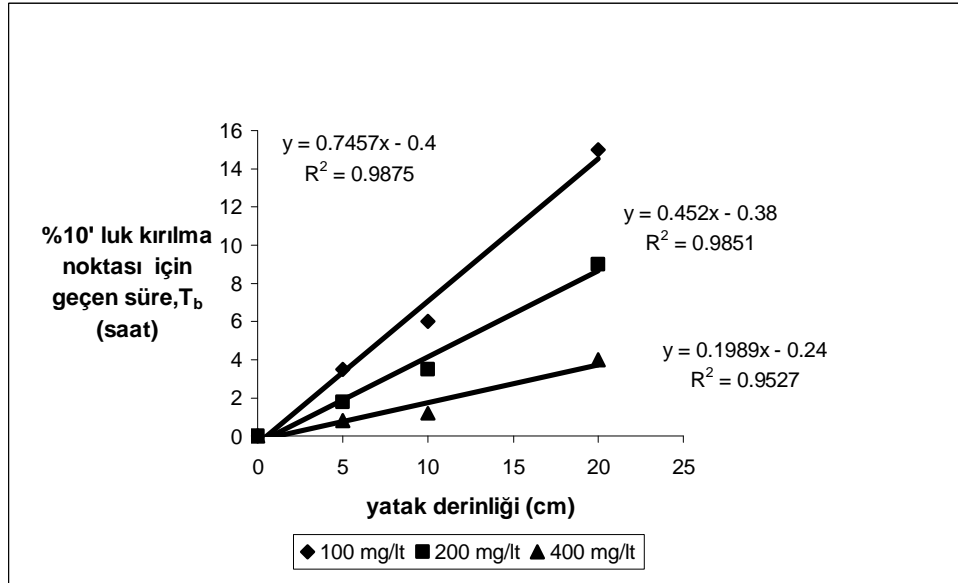
T_b ' nin yatak derinliğine karşı grafiklendirilmesi (Şekil 4.36-37) ile oluşan doğrulardan ve denklemlerden faydalanarak, N_0 = yatak birim hacmi başına ortalama adsorpsiyon kapasitesi (mg/cm^3) ve K = Adsorpsiyon sabiti ($\text{l}/\text{mg}/\text{saat}$) hesaplanmıştır. Bohart – Adams eşitliğinde T_b değerinin sıfıra eşitlenmesi ile de gerekli minimum yatak derinliği bulunmuştur. Boyar maddelerin giriş konsantrasyonuna bağlı olarak adsorpsiyon kapasitesinde belirgin bir değişim olmadığı görülmüştür. BB41 boyar maddesinin adsorpsiyonunda yatak birim hacim başına ortalama adsorpsiyon kapasitesi RB5 boyar maddesine göre oldukça yüksek bulunmuştur. Bu durum yapılan şartlar da BB41 boyar maddesinin oldukça verimli bir adsorpsiyon işleminden geçtiği görülmüştür. Bu durum bu boyar madde için T_b ve V_b değerlerinin yüksekliğinden de anlaşılabilir. Yapılan hesaplar sonucu, gerekli minimum yatak derinliklerinin, giriş konsantrasyonuna bağlı olarak değiştiği görülmüştür. Kolona giriş boyar madde konsantrasyonu arttıkça gerekli minimum yatak derinliğinin de arttığı görülmüştür. Her iki boyar madde için de hesaplanan Bohart-Adams sabitleri Çizelge 4.18 de verilmiştir.

Çizelge 4.18. Bohart-Adams sabitleri

Boyar Madd e	Yüzeysel Hidrolik Yükleme ($\text{ml}/\text{cm}^2/\text{dak.}$)	C_0 (mg/)	D_{\min} (cm)	N_0 (mg/cm^3)	K ($\text{l}/\text{mg}/\text{saat}$)
BB41	0,184	100	0,53	32,3	0,00136
		200	0,67	32,5	0,001095
		400	1,003	32,5	0,00074
RB5	0,184	100	0,732	0,81	0,0547
		200	0,875	0,99	0,0289
		400	1,20	0,87	0,0229



Şekil 4.36. BB41 İçin Derinliğe Bağlı Kırılma Noktası Süreleri (Bohart-Adams Eşitliğine Göre)



Şekil 4.37. RB5 İçin Derinliğe Bağlı Kırılma Noktası Süreleri (Bohart-Adams Eşitliğine Göre)

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Yapılan çalışmalar sonucu BB41 ve RB5 boyar maddelerinin okaliptüs kabuğu tarafından adsorplanabildiği görülmüştür. *Eucalyptus camaldulensis* kabuklarının BB4'i adsorpsiyonu, RB5' i adsorpsiyonuna göre daha etkili olduğu görülmüştür. Bu durum, özellikle sabit yataklı kolon sisteminde kendini göstermektedir. BB41 boyar maddesinin aktif karbon kullanılarak adsorpsiyonunun maliyetli olduğu durumlarda arzu edilen deşarj kalitesine bağlı olarak sürekli akışlı kolonlarda okaliptüs kabuğu kullanılabilir. RB5 boyar maddesi okaliptüs kabuğu tarafından asidik ortamlarda daha verimli giderildiği bulunmuştur. Bu yüzden adsorpsiyon öncesi atık suyu gerekli pH seviyesine düşürüp ve adsorpsiyon sonrası nötralizasyon işlemlerinin uygun maliyet ile istenilen çıkış suyu kalitesine ulaştığı durumlarda okaliptüs kabuğu adsorbent olarak kullanılabilir. Aktif karbon bir çok boyar madde adsorpsiyonunda verimli olabilir. Ancak unutulmamalıdır ki aktif karbon, adından da anlaşılacağı gibi karbonun yüksek sıcaklıklarda aktifleştirilmesi neticesinde geniş bir gözenek alanına sahip olur. Fakat bu işlem zor ve maliyeti yüksek bir işlemdir. Okaliptüs kabuğunda herhangi bir modifikasyon işlemi yapılmadan doğadan elde edildiği gibi doğrudan olarak kullanılmıştır. Kabuklar ağaç gövdelerinden doğal olarak bol miktarda döküldüğünden ağaç gövdesine de herhangi bir müdahale edilmemiş olmaktadır. Okaliptüs kabuğunun kullanımında toplama ve az miktarda suyla yıkama dışında bir maliyet oluşmamaktadır.

Bu çalışma aşağıda ki öneriler kapsamında geliştirilmesi halinde pratik uygulamalara yönelik daha kapsamlı bilgiler elde edilebilir:

1-Kesikli sistem çalışmalarında farklı sıcaklık ve çalkama şiddetlerinin adsorpsiyon üzerine etkilerinin araştırılması,

2-Kabuk üzerine adsorbe edilen adorbata desorpsiyonunun incelenmesi

3-Farklı boyar maddeler üzerinde kabuğun adsorpsiyon çalışmalarının yapılması

4-Sürekli akışlı sabit yataklı kololarda farklı yüzeysel hidrolik yüklemeler ve daha çok sayıda yatak derinliklerinin araştırılması

5- Pratiğe yönelik seri kolon sistemlerinin kurulması

6- Kolonlarda farklı tane çapında adsorbent kullanımının etkisinin incelenmesi

7- Okalptüs kabuğunu aktifleştirerek adsorpsiyonda kullanımı ve karbonun aktifleştirilmesi ile kabuğun aktifleştirilmesinin işlem ve maliyet olarak karşılaştırılıp adsorpsiyon verimlerinin, bu maliyetler üzerinden değerlendirilerek en optimum durumun araştırılması.

KAYNAKLAR

- AERESOL & PARTICULATE RESEARCH LAB. 2006. Adsorption. Reading: Chap12. www.ees.ufl.edu/homepp/cywu/ENV4121/adsorption.ppt
- ADSORPTION RESEARCH INS. www.adsorption.com
- AKSU, Z., DONMEZ, G., 2003. A Comparative Study on the Biosorption Characteristics Of Some Yeasts For Remazol Blue Reactive Dye. *Chemosphere*, 50: 1075–1083
- AKSU, A., SAG, Y., NOURBAKHS, M., KUTSAL. T., 1993. Atıksulardaki Bakır, Krom Ve Kurşun İyonlarının Çeşitli Mikroorganizmalarla Adsorplanarak Giderilmesinin Karşılaştırmalı Olarak İncelenmesi. *Turkish Journal Of Engineering & Environmental Sciences*, 19: 285-293
- AKSU, Z., TEZER, S., 2000. Equilibrium And Kinetic Modelling Of Biosorption Of Remazol Black B By *Rhizopus Arrhizus* In A Batch System: Effect Of Temperature. *Process Biochem.*, 36:431-439
- AKSU, Z., YENER, J., 2001. A Comparative Adsorption/Biosorption Study Of Mono-Chlorinated Phenols On To Various Sorbents. *Waste Management*, 21:695-702
- AKSU, Z., 2001. Biosorption Of Reactive Dyes By Dried Activated Sludge: Equilibrium And Kinetic Modelling. *Process Biochem.*, 7:79-84
- AKSU, Z., 2002. Determination Of The Equilibrium, Kinetic And Thermodynamic Parametres Of The Biosorption Of Nickel(II) Ions Onto *Chlorella Vulgaris*. *Process Biochem.*, 38:89-99
- AKSU, Z. 2003. Reactive Dye Bioaccumulation By *Saccharomyces Cerevisiae*. *PROCESS BIOCHEM.*, 38:1437-1444
- ALLEN, S.J., GAN, Q., MATTHEWS, R., JOHNSON, P.A., 2003. Comparison Of Optimised Isotherm Models For Basic Dye Adsorption By Kudzu. *Bioresour. Technol.* 88: 143–152.
- ANNADURAI, G., JUANG, R.S., LEE, D.J., 2002. Use Of Cellulose-Based Wastes For Adsorption Of Dyes From Aqueous Solutions. *J. Hazard.Mater.* B92: 263–274.

- ATUN, G., HISARLI, G., 2003. Adsorption Of Carminic Acid, A Dye Onto Glass Powder. *Chem. Eng. J.* 95: 241–249
- BAGANE, M., GUIZA, S., 2000. Removal Of A Dye From Textile Effluents By Adsorption. *Ann. Chim. Sci. Mater.* 25: 615–626.
- BARAN, W., MAKOWSKI, A., WARDAS, W., 2003. The Influence Of FeCl₃ On The Photocatalytic Degradation Of Dissolved Azo Dyes In Aqueous TiO₂ Suspensions. *Chemosphere*, 53:87–95
- BANAT, I., NIGAM, P., SINGH, D. AND MARCHANT, R., 1996. Microbial Decolorization Of Textile Dye-Containing Effluents: A Review. *Biosource Technology*, 58:217-227
- BASIBUYUK, M. And FORSTER, C.F, 2003. An Examination Of Adsorption Characteristics Of Basic Dye On To Live Activated Sludge System. *Process Biochem.*, 38:1311-1316
- BATZIAS, F.A., SIDIRAS, D.K., 2004. Dye Adsorption By Calcium Chloride Treated Beech Sawdust In Batch And Fixed-Bed Systems. *J. Hazardous Mater.* B114: 167–174.
- BENEFIELD, L. D., JUDKINS, J. F., WEAND, B. L., 1982. *Process Chemistry for Water and Wastewater Treatment*. Prentice-Hall, Inc, Englewood Cliffs, New Jersey.
- BROWN, M.A., ve DEVITO, S.C., 1993. Predicting Azo Dye Toxicity. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* , 23: 249-324.
- BOUZAIDA, I., RAMMAH, M.B., 2002. Adsorption Of Acid Dyes On Treated Cotton In A Continuous System. *Mater. Sci. Eng. C* 21: 151–155.
- CHERN, J.M., WU, C.H., 2001. Desorption Of Dye From Activated Carbon Beds: Effects Of Temperature, pH And Alcohol. *Water Res*, 35: 4159–4165.
- CHIOU, M.-S., LI, H.-Y., 2002. Equilibrium And Kinetic Modeling Of Adsorption Of Reactive Dye On Cross-Linked Chitosan Beads. *Journal Of Hazardous Materials*, 93(2): 233-248
- CHU, H. C. VE CHEN, K.M., 2002. Reuse Of Activated Sludge Biomass: I. Removal Of Basic Dyes On Biomass. *Processbio.*, 37: 1129-1134

- CORREIA, V.M., STEPHONSON, T. VE JUDD, S.J. 1994. Characterisation of Textile Wastewaters-A Review, *Environmental Technology*, 15, 917-929.
- DAKIKY, M., KHAMIS, M., MANASSRA, A., MER'EB, M., 2002. Selective Adsorption Of Chromium In Industrial Wastewater Using Low-Cost Abundantly Available Adsorbents. *Advances In Environ. Res.*, 6:533- 540
- DHODAPKAR, R., RAO, N.N., PANDE, S.P., KAUL, S.N., 2006. Removal Of Basic Dyes From Aqueous Medium Using A Novel Polymer: *Jalshakti. Biosource Tech.*, 97: 877-885
- DROSTE R., L.,1997. *Theory And Practice Of Water And Wastewater Treatment.* John Wiley & Sons Inc. 799s.
- DOĞAN, M., ALKAN, M., 2003. Removal Of Methyl Violet From Aqueous Solution By Perlite. *Journal Of Colloid And Interface Sci.*, 267(1): 32-41
- ECKENFELDER, W., W., 1989. *Industrial Water Pollution Control.* Mc Grow Hill Series, 400s
- FAUST SD, ALY OM. *Adsorption process for water treatment.* Boston: Butterworths; 1987. p. 14-22
- GÖKÇE N., ve KARLIKAYA E., 2002. Okaliptüs Sıtma Ağacı. *Trakya üniv. Tıp. Fak. Der.*, 19:189-194
- GURUSAMY A., 2002. Adsorption of Basic Dye on Strongly Chelating Polymer: Batch Kinetics Studies. *Iranian PolynterJourual*, 1: 237-244
- HO, Y.S., MCKAY, G., 1998. Kinetic Models For The Sorption Of Dye From Aqueous Solution By Wood. *Trans. Icheme B*, 76: 183–191.
- HO, Y.S., MCKAY, G., 1999. Pseudo-Second Order Model For Sorption Processes. *Process Biochem.*, 34:451-465.
- HO, Y.S., WANG, C.C., 2004. Pseudo-Isotherms For The Sorption Of Cadmium Ions Onto Tree Fern. *Process Biochem.*, 39:759-763
- HO, Y.S., MCKAY, G., 1998. Sorption Of Dye From Aqueous Solution by Peat. *Chem. Eng. J.* 70: 115–124.
- KAPDAN, I., KARGI, F., 1998. Atıksulardan Tekstil Boyar Maddelerinin Adsorpsiyonlu Biyolojik Arıtım ile Giderimi. *Turkish Journal Of Engineering & Environmental Sciences*, 24:161-169

- KESKİNKAN, O., GOKSU, M. Z. L., YUCEER, A., BASIBUYUK, M., FORSTER, C. F., 2003. Heavy Metal Adsorption Characteristics Of A Submerged Aquatic Plant (*Myriophyllum spicatum.*). *Process Biochem.*, 39(2):179-183
- KHATTRI, S.D., SINGH, M.K., 1999. Colour Removal From Dye Wastewater Using Sugar Cane Dust As An Adsorbent. *Adsorp. Sci. Technol.* 17: 269–282.
- KNAEBEL, K., S. A “How To” Guide for Adsorber Design. Adsorption Research, Inc. Dublin, Ohio 43016
- LAZARIDIS, N.K., KARAPANTSIOS, T.D., GEOGANTAS, D., 2003. Kinetic Analysis For The Removal Of A Reactive Dye From Aqueous Solution Onto Hydrotalcite By Adsorption. *Water Res*, 37: 3023–3033.
- LIN, S.H., LIU, W., Y., 1994. Continuous Treatment of Textile Water by Ozonation and Coagulation. *J. of Environ. Engin. ASCE*, 120: 437-446
- MACHENBACH, I., 1998. Membrane Technology for Dyehouse Effluent Treatment, *Membrane Technology*, 96, 7-11.
- MAGDY, Y.H., DAIFULLAH, A.A.M., 1998. Adsorption Of A Basic Dye From Aqueous Solutions Onto Sugar-Industry Mud. *Waste Manage.* 18: 219–226.
- MARMAGNE, O., COSTE, C., 1996. Color Removal From Textile Plant Effluents. *American Dyestuff Reporter*
- MCKAY, G., 1979. Waste Colour Removal From Textile Effluents. *Am. Dyes. Rep.* 68: 29-36.
- MCKAY, G., BLAIR, H.S., GARDNER, J.R., 1989. The Adsorption Of Dyes Onto Chitin In Fixed Bed Column And Batch Adsorbers. *J. Appl. Polym. Sci*, 28: 1499–1544.
- MCKAY, G., PORTER, J.F., PRASAD, G.R., 1999. The Removal Of Dye Colours From Aqueous Solutions By Adsorption On Low-Cost Materials. *Water Air Soil Pollut.* 114: 423–438
- MORAIS, L.C., FREITAS, O.M., GONÇALVES, E.P., VASCONCELOS, L.T., GONZALEZ BEÇA, C.G., 1999. Reactive Dyes Removal From Wastewaters By Adsorption On Eucalyptus Bark: Variables That Define The Process. *Water Res.* 33: 979–988.
- MUSLU, YILMAZ, 2000 Çözümlü Problemlerle Temel Prosesler, Aktif Yayın

- NAKAGAWA, K., NAMBA, A., MUKAI, S. R., TAMON, H., ARIYADEJWANICH, P. ve TANTHAPANICHAKOON, W., 2004. Adsorption of Phenol and Reactive Dye from Aqueous Solution on Activated Carbons from Solid Wastes, *Water Research*, 38, 1791
- NAMASIVAYAM, C., DINESH KUMAR, M., SELVI, K., BEGUM ASHRUFFUNISSA, R., VANATHI, T., YAMUNA, R.T., 2001. Waste Coir Pith A Potential Biomass For The Treatment Of Dyeing Wastewaters. *Biomass Bioenergy* 21: 477–483
- NAMASIVAYAM, C., ARASI, D.J.S.E., 1997. Removal Of Congo Red From Wastewater By Adsorption Onto Red Mud. *Chemosphere* 34: 401–471
- NASSAR, M., MAGDY, Y.H., 1997. Removal Of Different Basic Dyes From Aqueous Solutions By Adsorption On Palm-Fruit Bunch Particles. *Chem. Eng. J.*, 6g: 223–226.
- NETPRADIT, P., S THIRAVETYAN, TOWPRAYOON. 2004. Evaluation of metal hydroxide sludge for reactive dye adsorption in a fixed-bed column system. *Water Research*, 38: 71-78
- NIGAM, P., ARMOUR, G., BANAT, I.M., SINGH, D., MARCHANT, R., 2000. Physical Removal Of Textile Dyes And Solid State Fermentation Of Dyeadsorbed Agricultural Residues. *Bioresour. Technol.* 72: 219-226.
- NOLLET, H., ROELS, M., LUTGEN, Y ASH, P., VAN DER MEEREN P., VERSTRAETE, W., 2003. Removal Of PCBs From Wastewater Using Fly Ash, *Chemosphere*, 53:655-665
- OKADA, K., YAMAMOTO, N., KAMESHIMA, Y., YASUMORI, A., 2003. Adsorption Properties Of Activated Carbon From Waste Newspaper Prepared By Chemical And Physical Activation. *J. Colloid Int. Sci.* 262: 194–199.
- OZACAR, M., SENGIL, A.I., 2003. Adsorption Of Reactive Dyes On Calcined Alunite From Aqueous Solutions. *J. Hazardous Mater.* B98: 211–224
- OZDEMIR, O., ARMAGAN, B., TURAN, M., CELIK, M.S., 2004. Comparison Of The Adsorption Characteristics Of Azo-Reactive Dyes On Mezoporousminerals. *Dyes Pigments* 62: 49–60

- PANSWAD T., LUANGDILOK W., 2000. Decolorization Of Reactive Dyes With Different Molecular Structures Under Different Environmental Conditions. *Water Res*, 34(17): 4177–4184.
- RAJESHWARISIVARAJ, SIVAKUMAR, S., SENTHILKUMAR, P. AND SUBBURAM, V., 2001. Carbon from Cassava Peel, and Agricultural Waste, as an Adsorbent in the Removal of Dyes and Metal Ions from Aqueous Solution, *Bioresource Technology*, 80: 233
- SUN, Q., YANG, L., 2003. The Adsorption Of Basic Dyes From Aqueous Solution On Modified Peat-Resin Particle. *Water Res*. 37: 1535–1544.
- REYNOLDS, T., D., VE RICHARDS, P., A., *Unit Operations and Processes in Environmental Engineering* 2nd ed. PWS Publishing Co, p. 25, 350, 749
- ROBINSON, T., MCMULLAN, G., MARCHANT, R., ve NIGAM, P., 2001. Remediation of Dyes in Textile Effluent: A Critical Review on Current Treatment Technologies With a Proposed Alternative. *Bioresource Technology*, 77: 247-255.
- SAWYER, C. N., MCCARTY P. L., 1978, *Chemistry For Environmental Engineering*. Mcgraw Hill Inc., Singapore, 519s
- SIVARAJ, R., NAMASIVAYAM, C., KADIRVELU, K., 2001. Orange Peel As An Adsorbent In The Removal Of Acid Violet(Acid Dye) From Aqueous Solutions. *Waste Manag.*, 21: 105-110
- SLOKAR, Y. M., ve MARECHAL, A.M.L., 1998. Methods of Decoloration of Textile Wastewaters, *Dyes and Pigments*, 37(4), 335-356.
- SOCHA, K., 1991. Treatment of Textile Effluents, *Textile Month*, 12, 52-56.
- SMITH, J., M., 1981. *Chemical Engineering Kinetics*, McGraw-Hill International Book London.
- TÜNAY, O. Ve KAPDAŞLI, 1996. I .Fiziksel Kimya İstanbul Teknik Üniversitesi Yayınları, 168s.
- VENKATA MOHAN, S., SAILAJA, P., SRIMURALI, M., KARTHİKEYAN, J., 1999. Colour Removal Of Monoazo Acid Dye From Aqueous Solution By Adsorption And Chemical Coagulation. *Environ. Eng. Policy* 1: 149–154.

- VLESKY B., PRASETYO I., 1994. Cadmium Removal In A Biosorption Column. *Biotechnol And Bioeng*; 43:1010-1015
- WARANUSANTIGUL, P., POKETHITIYOOK, P., KRUATRACHUE, M., UPATHAM, E. S., 2003. Kinetics Of Basic Dye Biosorption By Giant Duckweed. *Environmental Pollution*, 125:385-392
- WALKER, G.M., HANSEN, L., HANNA, J.A., ALLEN, S.J., 2003. Kinetics Of A Reactive Dye Adsorption Onto Dolomitic Sorbents. *Water Res.* 37: 2081–2089.
- WATT, J.M. AND BREYER-BRANDWIJK, M.G. 1962. *The Medicinal And Poisonous Plants Of Southern And Eastern Africa*. 2nd Ed. E.&S. Livingstone, Ltd., Edinburgh And London
- WILLMOTT, N., GUTHRIE, J., VE NELSON, G., 1998. The Biotechnology Approach to Colour Removal from Textile Effluent, *Journal of the Society of Dyers and Colorists*, 114: 38-41.
- WONG, Y.C., SZETO, Y.S., CHEUNG, W.H., MCKAY, G., 2004. Adsorption Of Acid Dyes On Chitosan-Equilibrium Isotherm Analyses. *Process Biochemistry*, 39:693- 702
- WU, J., ve WANG, T., 2001. Ozonation of Aqueous Azo Dye In a Semi-Batch Reactor, *Water Research*, 35(4), 1093-1099.
- ZEPP, RG., 1992. Hydroxyl Radical Formation In Aqueous Reactions (Ph 3-8) Of Iron (II) With Hidrojen Peroksit: The Phot-Fenton Reaction. *Trans II Environ Sci Technol.* 26, 313-319.
- ZILLE , A., Tzanov , T., Gübitz, G., Cavaco-Paulo, A.,2003. Immobilized Laccase For Decolourization Of Reactiveblack5 Dyeing Effluent, *Biotech. Letters*, 25: 1473–1477
- ZOLLINGER, H., 1991. *Synthesis, Properties And Applications Of Organic Dyes And Pigments*. Weinheim: 367
- ZOLLINGER, H.,. 1991. *Color Chemistry: Syntheses, Properties and Applications of Organic Dyes and Pigments*. 496 pp.
- <http://pubs.usgs.gov>
- <http://www.ci.austin.tx.us>

www.italservizi.it

ÖZGEÇMİŞ

1979 yılında Almanya'nın Berlin şehrinde doğdum. İlköğretim ve orta öğretimimi Adana ilinde tamamladım. 2000 yılında Çukurova Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümü kazandım.2004 yılında lisans programından mezun olup 2005 yılında Çukurova Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümünde yüksek lisans programına başladım. Yüksek lisans öğrenimim devam ederken 2006 yılında Çukurova Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümünde araştırma görevlisi olarak göreve başladım ve halen görev yapmaktayım.