

**ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Fatıma Masume USLU

**AKRİDİN ORANJ'IN *ULVA LACTUCA* VE *LEMNA GIBBA*
KULLANILARAK SIVI ÇÖZELTİLERDEN ADSORPSİYON İLE
UZAKLAŞTIRILMASI VE ADSORPSİYON KİNETİĞİNİN BELİRLENMESİ**

BİYOTEKNOLOJİ ANABİLİM DALI

ADANA, 2014

**ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**AKRİDİN ORANJ'IN *ULVA LACTUCA* VE *LEMNA GIBBA*
KULLANILARAK SIVI ÇÖZELTİLERDEN ADSORPSİYON YÖNTEMİ
İLE UZAKLAŞTIRILMASI VE ADSORPSİYON KİNETİĞİNİN
BELİRLENMESİ**

Fatıma Masume USLU

YÜKSEK LİSANS TEZİ

BİYOTEKNOLOJİ ANABİLİM DALI

Bu Tez 05/12/2014 Tarihinde Aşağıdaki Jüri Üyeleri Tarafından
Oybirliği/Oyçokluğu ile Kabul Edilmiştir.

.....
Doç. Dr. Osman GÜLNAZ
DANIŞMAN

.....
Prof. Dr. Sadık DİNÇER
ÜYE

.....
Doç. Dr. Fatih MATYAR
ÜYE

Bu Tez Enstitümüz Biyoteknoloji Anabilim Dalında hazırlanmıştır.
Kod No:

**Prof. Dr. Mustafa GÖK
Enstitü Müdürü**

**Bu Çalışma Ç. Ü. Araştırma Projeleri Birimi Tarafından Desteklenmiştir.
Proje No: FBE2013YL1**

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

ÖZ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

AKRIDİN ORANJ'IN *ULVA LACTUCA* VE *LEMNA GIBBA* KULLANILARAK SIVI ÇÖZELTİLERDEN ADSORPSİYON İLE UZAKLAŞTIRILMASI VE ADSORPSİYON KİNETİĞİNİN BELİRLENMESİ

Fatıma Masume USLU

ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
BİYOTEKNOLOJİ ANABİLİM DALI

Danışman :Doç. Dr. Osman GÜLNAZ

Yıl: 2014, Sayfa: 71

Jüri :Prof. Dr. Sadık DİNÇER

:Doç. Dr. Fatih MATYAR

Bu çalışmada Akridin Oranj'ın *Lemna gibba* ve *Ulva lactuca* kullanılarak adsorpsiyon ile uzaklaştırılması çalışılmıştır. Çalışmada pH'ın etkinliği her iki bitki için araştırılmış ve optimum pH *Lemna gibba* için 9 ve *Ulva lactuca* için 2 olarak belirlenmiştir. Adsorpsiyona sıcaklığın etkisi incelenerek, sıcaklık arttıkça *Lemna gibba*'nın adsorpsiyon kapasitesi artarken, *Ulva lactuca*'nın adsorpsiyon kapasitesinin azaldığı belirlenmiştir. Sonuçlar doğrultusunda izoterm modelinin Langmuir izoterm modeline uygun olduğu görülmüştür.

Zamana bağlı olarak yapılan adsorpsiyon deneylerinde, *Ulva lactuca* için denge adsorpsiyon zamanı 50 dakika, *Lemna gibba* için denge adsorpsiyon zamanı ise 40 dakika olarak belirlenmiştir. Kinetik modelin Pseudo-second order kinetik modeline uygun olduğu belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Akridin Oranj, Adsorpsiyon, *Lemna gibba*, *Ulva lactuca*, Kinetik modelleme

ABSTRACT

MSc THESIS

REMOVAL OF ACRIDINE ORANGE FROM AQUEOUS SOLUTION BY ADSORPTION USING ULVA LACTUCA, LEMNA GIBBA AND KINETIC MODELLING

Fatima Masume USLU

ÇUKUROVA UNIVERSITY
INSTITUTE OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES
DEPARTMENT OF BIOTECHNOLOGY

Supervisor : Assoc.Prof.Dr.Osman GÜLNAZ
Year: 2014, Pages: 71
Jury : Prof.Dr.Sadık DİNÇER
: Assoc.Prof.Dr.Fatih MATYAR

In this study, adsorption of Acridine Orange using *Lemna gibba* and *Ulva lactuca* was studied. The effect of pH on adsorption was investigated for *Lemna gibba* and *Ulva Lactuca*. The optimum pH for each plants was determined to be 9 and 2 respectively. The effects of temperature was researched. It was found that adsorption capacity of *Lemna gibba* increases with increasing temperature whereas adsorption capacity of *Ulva lactuca* decreases with increasing temperature. It was found that experimental results was suitable the Langmuir isotherm model.

According to the test results, we found that the equilibrium adsorption time for *Ulva lactuca* was 50 minutes, for *Lemna gibba* was 40 minutes. It was found that kinetic model was suitable the Pseudo-second order model.

Key Words: Acridine Orange, Adsorption, *Ulva lactuca*, *Lemna gibba*, Kinetic modelling

TEŞEKKÜR

Çalışmalarım sırasında beni yönlendiren ve destekleyen danışman hocam sayın Doç. Dr. Osman GÜLNAZ'a, yardımlarını benden esirgemeyen sayın Prof. Dr. Sadık DİNÇER ve Doç. Dr. Fatih MATYAR'a, çalışmalarımı birlikte yürüttüğüm uzman biyolog Mahir DEMİR ve uzman biyolog Hojjat GHOLAMI' ye teşekkür ederim.

Ayrıca beni her zaman destekleyen aileme teşekkürlerimi sunarım.

İÇİNDEKİLER

SAYFA

ÖZ	I
ABSTRACT	II
TEŞEKKÜR.....	III
İÇİNDEKİLER	IV
ÇİZELGELER DİZİNİ	VI
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	VIII
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	XII
1. GİRİŞ	1
1.1. Su Kirliliği.....	2
1.2. Atık Suların Arıtımında Kullanılan Yöntemler.....	3
1.2.1. Kimyasal Yöntemler	3
1.2.2. Fiziksel Yöntemler	4
1.2.3. Biyolojik Yöntemler	5
1.3. Adsorpsiyon.....	6
1.3.1. Adsorpsiyonun Kullanım Alanları.....	6
1.3.2. Adsorpsiyona Etki Eden Faktörler.....	7
1.3.2.1. Adsorbentin Yapısı	7
1.3.2.2. Karıştırma Hızı	8
1.3.2.3. Çözelti pH'sı.....	8
1.3.2.4. Sıcaklık	8
1.3.3. Adsorpsiyon İzotermi	9
1.3.3.1. Freundlich İzotermi	9
1.3.3.2. Langmuir İzotermi	10
1.3.4. Adsorpsiyon Kinetiği.....	11
1.4. Akridin Oranj	12
1.5. Algler.....	14
1.5.1. Lemna gibba	14
1.5.2. Ulva lactuca	15
1.6. Çalışmanın Amacı	16

2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....	17
3. MATERYAL VE METOD	21
3.1. Materyal	21
3.1.1. Çalışmada Kullanılan Adsorbent	21
3.1.2. Çalışmada Kullanılan Adsorbat	21
3.2. Metod	22
3.2.1. Biyomasların Hazırlanması.....	22
3.2.2. Boyar Madde Çözeltilerinin Hazırlanması ve Sonuçların Değerlendirilmesi.....	23
3.2.3. Adsorpsiyon Çalışmaları.....	24
3.2.3.1. Adsorpsiyon Üzerine pH'ın Etkisinin Belirlenmesi	24
3.2.3.2. Akridin Oranj Konsantrasyonunun Adsorpsiyon Üzerine Etkisi	24
3.2.3.3. Biyomas Partikül Çapının Adsorpsiyon Üzerine Etkisi.....	24
3.2.3.4. İzoterm Çalışmaları.....	25
3.2.5. Çalışmada Kullanılan Boyar Maddelerin ve Adsorpsiyon Sonrasında Oluşan Atıkların Bertaraf Edilmesi	25
4. BULGULAR VE TARTIŞMA	27
4.1. Adsorpsiyon Üzerine pH Etkisi	27
4.2. Sıcaklığın Adsorpsiyon Üzerine Etkisi	29
4.3. Adsorpsiyon İzoterminin Belirlenmesi	30
4.4. Boyar Madde Konsantrasyonunun Zamana Bağlı Olarak Adsorpsiyon Üzerine Etkisi	47
4.5. Partikül Çapının Zamana Bağlı Olarak Adsorpsiyon Üzerine Etkisi.....	50
4.6. Kinetik Modelleme.....	53
4.6.1. Akridin Oranj Konsantrasyonunun Adsorpsiyon Kinetiği Üzerine Etkisi	53
4.6.2. Partikül Çapının Adsorpsiyon Kinetiği Üzerine Etkisi.....	57
5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER	63
KAYNAKLAR	65
ÖZGEÇMİŞ	71

ÇİZELGELER DİZİNİ

SAYFA

Çizelge 1.1.	Akridin Oranj'ın kimyasal özellikleri	13
Çizelge 4.1.	<i>Ulva lactuca</i> bitkisinin dimer için Langmuir izoterm parametreleri ve maksimum Akridin Oranj adsorpsiyon değerleri	34
Çizelge 4.2.	<i>Ulva lactuca</i> bitkisinin monomer için Langmuir izoterm parametreleri ve maksimum Akridin Oranj adsorpsiyon değerleri	34
Çizelge 4.3.	<i>Ulva lactuca</i> bitkisinin dimer için Freundlich izoterm parametreleri.....	38
Çizelge 4.4.	<i>Ulva lactuca</i> bitkisinin monomer Freundlich izoterm parametreleri.....	38
Çizelge 4.5.	<i>Lemna gibba</i> bitkisini dimer için Langmuir izoterm parametreleri ve maksimum Akridin Oranj adsorpsiyon değerleri	42
Çizelge 4.6.	<i>Lemna gibba</i> bitkisinin monomer için Langmuir izoterm parametreleri ve maksimum Akridin Oranj adsorpsiyon değerleri	42
Çizelge 4.7.	<i>Lemna gibba</i> bitkisiyle Akridin Oranj gideriminde dimer için Freundlich izoterm parametreleri	46
Çizelge 4.8.	<i>Lemna gibba</i> bitkisiyle Akridin Oranj gideriminde monomer için Freundlich izoterm parametreleri	46
Çizelge 4.9.	<i>Ulva lactuca</i> bitkisi ile Akridin Oranj dimeri uzaklaştırılmasında hesaplanan Pseudo-second order parametreleri.....	55
Çizelge 4.10	<i>Ulva lactuca</i> bitkisi ile Akridin Oranj uzaklaştırılmasında monomer için hesaplanan Pseudo-second order parametreleri	55
Çizelge 4.11	<i>Lemna gibba</i> bitkisi ile Akridin Oranj uzaklaştırılmasında dimer için hesaplanan Pseudo-second order parametreleri.....	57
Çizelge 4.12	<i>Lemna gibba</i> bitkisi ile Akridin Oranj uzaklaştırılmasında monomer için hesaplanan Pseudo-Second order parametreleri.....	57
Çizelge 4.13	<i>Ulva lactuca</i> bitkisi ile Akridin Oranj uzaklaştırılmasında dimer için hesaplanan Pseudo-second order parametreleri.....	59
Çizelge 4.14	<i>Ulva lactuca</i> bitkisi ile Akridin Oranj uzaklaştırılmasında monomer için hesaplanan Pseudo-second order parametreleri	59

Çizelge 4.15	<i>Lemna gibba</i> bitkisi ile Akridin Oranj uzaklaştırılmasında dimer için hesaplanan Pseudo-second order parametreleri.....	60
Çizelge 4.16	<i>Lemna gibba</i> bitkisi ile Akridin Oranj uzaklaştırılmasında monomer için hesaplanan Pseudo-second order parametreleri	60

ŞEKİLLER DİZİNİ

SAYFA

Şekil 1.1. Akridin Oranj'ın Kimyasal Şekli	12
Şekil 1.2. <i>Lemna gibba</i> Bitkisi	15
Şekil 1.3. <i>Ulva lactuca</i> Bitkisi	16
Şekil 3.1. Akridin Oranj Çözeltisi ve Akridin Oranj	21
Şekil 3.2. <i>Lemna gibba</i> 'nın farklı partikül çaplarına ait kurutulmuş örnekleri	22
Şekil 3.3. <i>Ulva lactuca</i> 'nın farklı partikül çaplarına ait kurutulmuş örnekleri	22
Şekil 3.4. Akridin Oranj'ın UV-VIS Spektrumu	23
Şekil 4.1. <i>Lemna gibba</i> üzerine pH'ın etkisi	27
Şekil 4.2. <i>Ulva lactuca</i> üzerine pH'ın etkisi	28
Şekil 4.3. <i>Lemna gibba</i> üzerine sıcaklığın etkisi	29
Şekil 4.4. <i>Ulva lactuca</i> üzerine sıcaklığın etkisi	30
Şekil 4.5. <i>Ulva lactuca</i> bitkisinin 20 °C de dimer için Langmuir izoterm grafiği	31
Şekil 4.6. <i>Ulva lactuca</i> bitkisinin 20 °C de monomer için Langmuir izoterm grafiği	31
Şekil 4.7. <i>Ulva lactuca</i> bitkisinin 30°C de dimer için Langmuir izoterm grafiği	32
Şekil 4.8. <i>Ulva lactuca</i> bitkisinin 30°C de monomer için Langmuir izoterm grafiği	32
Şekil 4.9. <i>Ulva lactuca</i> bitkisinin 40°C de dimer için Langmuir izoterm grafiği	33
Şekil 4.10. <i>Ulva lactuca</i> bitkisinin 40°C de monomer için Langmuir izoterm grafiği	33
Şekil 4.11. <i>Ulva lactuca</i> bitkisinin 20°C de dimer için Freundlich izoterm grafikleri	35
Şekil 4.12. <i>Ulva lactuca</i> bitkisinin 20°C de monomer için Freundlich izoterm grafikleri	36
Şekil 4.13. <i>Ulva lactuca</i> bitkisinin 30°C de dimer için Freundlich izoterm grafikleri	36

Şekil 4.14. <i>Ulva lactuca</i> bitkisinin 30°C de monomer için Freundlich izoterm grafikleri	37
Şekil 4.15. <i>Ulva lactuca</i> bitkisinin 40°C de dimer için Freundlich izoterm grafikleri	37
Şekil 4.16. <i>Ulva lactuca</i> bitkisinin 40°C de monomer için Freundlich izoterm grafikleri	38
Şekil 4.17. <i>Lemna gibba</i> bitkisinin 20 °C de dimer için Langmuir izoterm grafikleri	39
Şekil 4.18. <i>Lemna gibba</i> bitkisinin 20 °C de monomer için Langmuir izoterm grafikleri	39
Şekil 4.19. <i>Lemna gibba</i> . bitkisinin 30°C de dimer için Langmuir izoterm grafikleri	40
Şekil 4.20. <i>Lemna gibba</i> . bitkisinin 30°C de monomer için Langmuir izoterm grafikleri	40
Şekil 4.21. <i>Lemna gibba</i> . bitkisinin 40°C de dimer için Langmuir izoterm grafikleri	41
Şekil 4.22. <i>Lemna gibba</i> . bitkisinin 40°C de monomer için Langmuir izoterm grafikleri	41
Şekil 4.23. <i>Lemna gibba</i> bitkisinin 20°C de dimer için Freundlich izoterm grafikleri	43
Şekil 4.24. <i>Lemna gibba</i> bitkisinin 20°C de monomer için Freundlich izoterm grafikleri	43
Şekil 4.25. <i>Lemna gibba</i> bitkisinin 30°C de dimer için Freundlich izoterm grafikleri	44
Şekil 4.26. <i>Lemna gibba</i> bitkisinin 30°C de monomer için Freundlich izoterm grafikleri	44
Şekil 4.27. <i>Lemna gibba</i> bitkisinin 40°C de dimer için Freundlich izoterm grafikleri	45
Şekil 4.28. <i>Lemna gibba</i> bitkisinin 40°C de monomer için Freundlich izoterm grafikleri	45

Şekil 4.29. <i>Lemna gibba</i> bitkisi için Akridin Oranj konsantrasyonunun dimer adsorpsiyonu üzerine etkisi	47
Şekil 4.30. <i>Lemna gibba</i> bitkisi için Akridin Oranj konsantrasyonunun monomer adsorpsiyonu üzerine etkisi.....	48
Şekil 4.31. <i>Ulva lactuca</i> bitkisi dimer için Akridin Oranj konsantrasyonunun adsorpsiyon üzerine etkisi	49
Şekil 4.32. <i>Ulva lactuca</i> bitkisi dimer için Akridin Oranj konsantrasyonunun adsorpsiyon üzerine etkisi	49
Şekil 4.33. <i>Ulva lactuca</i> bitkisi dimer gideriminde partikül çapının zamana bağlı olarak adsorpsiyon üzerine etkisi	50
Şekil 4.34. <i>Ulva lactuca</i> bitkisi monomer gideriminde partikül çapının zamana bağlı olarak adsorpsiyon üzerine etkisi	51
Şekil 4.35. <i>Lemna gibba</i> . Bitkisiyle dimer gideriminde partikül çapının zamana bağlı olarak adsorpsiyon üzerine etkisi	52
Şekil 4.36. <i>Lemna gibba</i> . Bitkisiyle monomer gideriminde partikül çapının zamana bağlı olarak adsorpsiyon üzerine etkisi.....	52
Şekil 4.37. <i>Ulva lactuca</i> bitkisi ile Akridin Oranj'ın farklı başlangıç konsantrasyonları ile elde edilmiş adsorpsiyon değerlerinin dimer için pseudo-second order kinetik modellemesi	54
Şekil 4.38. <i>Ulva lactuca</i> bitkisi ile Akridin Oranj'ın farklı başlangıç konsantrasyonları ile elde edilmiş adsorpsiyon değerlerinin monomer için Pseudo-second order kinetik modellemesi.....	54
Şekil 4.39. <i>Lemna gibba</i> bitkisi ile Akridin Oranj'ın farklı başlangıç konsantrasyonları ile elde edilmiş adsorpsiyon değerlerinin dimer için Pseudo-second order kinetik modellemesi	56
Şekil 4.40. <i>Lemna gibba</i> bitkisi ile Akridin Oranj'ın farklı başlangıç konsantrasyonları ile elde edilmiş adsorpsiyon değerlerinin monomer için Pseudo-second order kinetik modellemesi.....	56
Şekil 4.41. <i>Ulva lactuca</i> bitkisinin partikül çapının dimer adsorpsiyonunda, adsorpsiyon kinetiği üzerine etkisi.....	58

Şekil 4.42. <i>Ulva lactuca</i> bitkisinin partikül çapının monomer adsorpsiyonunda, adsorpsiyon kinetiği üzerine etkisi	58
Şekil 4.43. <i>Lemna gibba</i> bitkisinin partikül çapının dimer adsorpsiyonunda, adsorpsiyon kinetiği üzerine etkisi	59
Şekil 4.44. <i>Lemna gibba</i> bitkisinin partikül çapının monomer adsorpsiyonunda, adsorpsiyon kinetiği üzerine etkisi	60

SİMGELER VE KISALTMALAR

AO	: Akridin Oranj
a_L	: Adsorpsiyon enerjisine bağlı olan Langmuir sabiti.
C_0	: Boyar maddenin başlangıç konsantrasyonu
C_e	: Adsorpsiyon sonrası çözeltide kalan maddenin konsantrasyonu
g	: Gram
HCl	: Hidroklorik asit.
H_2O_2	: Hidrojen Peroksit.
K_f	: Freundlich İzoterminde adsorpsiyon kapasitesini gösteren sabit
K_L	: Adsorbentin adsorptivitesine bağlı olan Langmuir sabiti.
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
L	: Litre
M	: Molarite
mL	: Mililitre
mM	: Mili molar
n	: Freundlich İzoterminde adsorpsiyon şiddetini gösteren sabit
NaOH	: Sodyum Hidroksit.
nm:	: Nanometre
q_e	: Adsorbentin birim ağırlığı başına tuttuğu madde miktarı
Q_{max}	: Maksimum adsorpsiyon kapasitesi
R^2	: Korelasyon Katsayısı
rpm	: Dakikadaki devir sayısı
UV	: Ultra Viyole
UV-VIS	: Ultra Viyole- Visable
ZPC	: Zero Point of Charge.

1. GİRİŞ

Hızla artan insan nüfusu ve beraberinde getirdiği gereksinimlerle birlikte gelişen teknoloji ve sanayinin yaşama getirdiği rahatlık yanında çevre kirliliğine yol açtığı, bu kirliliğin canlı yaşamını ve ekosistemi tehdit edecek bir sorun haline geldiği görülmektedir. Kirlilik kaynağı olarak evsel, endüstriyel, zirai, tıbbi atıkların ve çöp sahalarının çevreye verdiği organik ve inorganik kirleticileri sayabiliriz. Özellikle çevreye verilen kimyasallar önemli bir kirlilik boyutuna sahiptir. Amerika Kimyacılar Derneği 1983 lü yılların başında 6.000.000 kimyasalı kaydetmiştir (koren ve Bisesi., 1996). Bunlara her sene yeni bin adet kimyasal eklenmektedir (Van Der, 1983).

Kimyasal maddeler ortama verildiği noktada kalmazlar. Aktif ve pasif hareketlerle çevre de dağılırlar ve büyük çoğunluğu biyokütle tarafından çeşitli yollarla bünyelerine alınırlar (Paxeus ve ark.; 1992; Toppari ve ark., 1996). Bu kimyasalların çoğu canlılar için mutajenik, karsinojenik veya toksik olabilmektedir. Giderek artan kimyasalların yok edilmesi veya detoksifiye edilmesi hayatın devamlılığı için zorunluluk haline gelmiştir.

Çevre kirliliği denilince genellikle hava, su ve toprağın kirlenmesi akla gelmektedir. Su ve su kaynaklarımız alıcı ortamlar olarak ekosistem içinde hava ve toprağa oranla en yoğun kirlenmeye uğrayan kısım olarak görülmektedir.

Havanın ve toprağın kirlilik bakımından zamanla kendi kendilerini yenilemeleri bir bakıma kirliliklerini suya vermelerine neden olur. Havanın içinde bulunan gaz ve buhar halindeki kirleticiler zamanla yağmur suları ile yeryüzünde toprak ve suya karışırlar. Bunlara örnek olarak kükürtlü, azotlu bileşikler ve karbondioksitler verilebilir. Bu kirleticilerden toprağa yayılanlar da zamanla mekaniksel ve sel suları yardımı ile veya başka etkenlerin yardımı ile topraktan suya geçerler. Denizlerden buharlaşan sular yoğunlaşıp yağmur halinde yeryüzüne indiğinde su ve suda eriyen maddeleri beraberinde nehirlere, göllere ve özellikle denizlere doğru taşırlar Bu şekilde kirleticiler hareket halinde havadan ve topraktan sulara doğru taşınırlar.

1.1. Su Kirliliği

Su canlıların yaşaması için hayati öneme sahiptir. En küçük canlı organizmadan en büyük canlı varlığa kadar, bütün biyolojik yaşamın devamlılığı ve bütün metabolik faaliyetler için suya gereksinim duyulmaktadır.

Yeryüzündeki madde döngüsü içerisinde su döngüsüne hidrolojik çevrim adı verilir. İnsanlar yaşamaları ve ekonomik ihtiyaçları için gerekli olan suyu bu döngüden alır ve kullandıktan sonra tekrar aynı döngüye iade ederler (Türkiye Çevre Sorunları Vakfı, 1991). Bu süreç içerisinde su kaynaklarına karışan kirleticiler su kirliliğine neden olurlar.

Su kirliliği suların aktığı ortamlarda fiziksel, kimyasal ve biyolojik olarak doğal niteliği ve görünümü bozması olarak tarif edilebilir. Fiziksel kirlilik suyun rengi, bulanıklığı ve sıcaklık gibi özelliklerinin bozulmasıdır. Biyolojik kirlilik sularda patojenik bakteri, mantar ve alglerden kaynaklanan kirliliktir. Kimyasal kirlilik ise suda organik ve inorganik maddelerin bulunmasından kaynaklanan kirliliktir.

Evsel atık sular, maden, demir-çelik, deri işleme, petrol, tekstil, selülöz ve kağıt, ilaç ve benzeri endüstrilerin atık suları ve zirai uygulamalar sonucu su kaynaklarına karışan fenolikler, pestisitler, aromatik ve alifatik hidrokarbonlar, dioksinler, klorlu bileşikler, detarjanlar, polibrobifenil (PBB), poliklorobifenil (PCB), boyar maddeler, ağır metaller proteinler, yağlar, Flor, Klor, Sülfat ve Fosfat gibi iyonlar kimyasal kirliliğe neden olmaktadır.

Mevcut kaynakların hızla kirlendiği ve gereksiz yere tüketildiği bilinmektedir. Dünya nüfusunun her geçen gün arttığı ve yeryüzünde ki su miktarının hidrolojik çevrim içerisinde sabit kaldığı düşünülürse gelecekte insanlığın karşılaşabileceği en büyük sorunun temiz ve kaliteli su bulamama olacağı düşünülmektedir. Bu durum mevcut kaynakların daha dikkatli kullanılması, sanayide en az ve en zararsız atık veren proses teknolojilerinin kullanımını ve atıklardan madde ve enerji kazanımı sağlayan arıtma teknolojilerinin kullanılmasını gerektirmektedir. Atık suların arıtılması amacıyla yapılan bazı uygulamalar aşağıda açıklanmıştır.

1.2. Atık Suların Arıtımında Kullanılan Yöntemler

Atık su arıtımı çeşitli kullanımlar sonucu oluşan atık suların deşarj edildikleri alıcı ortamın fiziksel, kimyasal, biyolojik, bakteriyolojik ve ekolojik özelliklerini değiştirmeyecek hale getirmek için uygulanan fiziksel, kimyasal ve biyolojik proseslerin bir yada birkaçını kapsayan uygulamalardır.

1.2.1. Kimyasal Yöntemler

Kimyasal arıtma atık suda kirliliğe neden olan çözünmüş maddelerin uzaklaştırılmasını sağlamak amacı ile çeşitli kimyasal reaksiyonlardan yararlanılması esasına dayanan genel bir metoddur. Atık su arıtmada kullanılan en yaygın kimyasal yöntemler arasında ileri oksidasyon, kimyasal çöktürme ve flokulasyon sayılabilir.

İleri Oksidasyon kimyasal yöntemler içinde en yaygın olarak kullanılan renk giderme yöntemidir. Ozonlama, fotokimyasal yöntem, fenton, klorlu bileşiklerle oksidasyon gibi farklı uygulamaları vardır.

Ozonla oksidasyon klorlu hidrokarbonların, fenollerin, pestisitlerin ve aromatik hidrokarbonların parçalanmasında da oldukça etkilidir. Ozonla suda çözünmeyen dispers boyalar dışındaki bütün boyaların rengi giderilebilir (Perkins ve ark., 1995). Ozonun dezavantajı yarı ömrünün çok kısa olması ve maliyetinin yüksek olmasıdır.

Fotokimyasal yöntemde organik kirleticiler, hidrojen peroksit varlığında UV radyasyonu ile CO_2 ve H_2O 'a dönüştürülür. Parçalanma yüksek konsantrasyonlarda hidroksil radikallerinin oluşmasıyla meydana gelir. UV ışığı hidrojen peroksiti aktive ederek iki hidroksil radikale parçalanmasını sağlar. Böylece organik maddenin kimyasal oksidasyonu gerçekleşmektedir.

Fenton (Fe(II) tuzlarıyla aktive edilmiş hidrojen peroksit) toksik atıksuların oksidasyonu için çok uygundur. Fenton ile yapılan arıtım ön oksidasyon ve koagülasyon olmak üzere iki adımda gerçekleşir. Yapılan bir çalışmada fenton ile yapılan ön oksidasyon prosesinde renk giderim hızının KOİ giderim hızına göre daha yüksek olduğu ve renk ile KOİ gideriminin büyük bir kısmının ön oksidasyon

basamağında gerçekleştiği belirlenmiştir (Kang ve Chang, 1997). Atık suların fenton ayıracı ile arıtılmasında renk giderildiği gibi organik tuzlarda adsorbe edilebilmektedir. KOİ, renk ve toksisite giderimi gibi avantajları yanında prosesin bazı dezavantajları da mevcuttur; proses flokleşme işlemini de içerdiği için atık sudaki kirleticiler çamura transfer olurlar böylece atık çamur problemi ortaya çıkmaktadır.

Kimyasal flokleştirme ve çöktürme yönteminde flokleşme ve çökeltme kimyasal maddeler yardımıyla sağlanır. Atık suya katılan kimyasal maddeler yardımıyla meydana gelen flokleşme ile çözünmüş maddelerin ve kolloidlerin giderilmesi sağlanır. Flokulasyon çalışmalarında kullanılan kimyasallar arasında $Al_2(SO_4)_3$, $FeCl_3$, $FeSO_4$ ve kireç sayılabilir (Tünay ve ark., 1996).

1.2.2. Fiziksel Yöntemler

Membran proseseleri yaygın olarak kullanılan fiziksel bir arıtma yöntemidir. Bir faz ayırma prosesi olan membran prosesleri endüstrinin birçok alanında ve atık su arıtma sistemlerinde etkili bir şekilde kullanılmaktadır. Bu yöntemin diğer yöntemlere göre en önemli üstünlüğü sistemin sıcaklığa ve beklenmedik bir kimyasal çevreye ve mikrobiyal aktiviteye karşı dirençli olmasıdır (Kocaer ve Alkan, 2002). Membran teknolojileri, ayırmadan sonra kalan konsantre atığın bertaraf problemlerine neden olması, sermaye giderlerinin yüksek olması, membranın tıkanma olasılığı ve yenilenme gerekliliği gibi dezavantajlara da sahiptir.

Adsorpsiyon tekniği ucuz ve etkili bir yöntem olduğundan son yıllarda oldukça fazla ilgi gören bir fiziksel arıtım yöntemidir. Adsorpsiyon atık sulardan boyar madde, pestisit, fenol gibi çeşitli çözünabilir organik maddelerin bertaraf edilmesinde ve biyolojik oksijen ihtiyacı kontrolünde etkili ve ekonomik yönden ucuz bir proses olarak karşımıza çıkmaktadır (Akbal, 2005; Şengül ve Küçükgül, 1990).

1.2.3.Biyolojik Yöntemler

Biyolojik arıtma atık suda kolloidal veya çözünmüş halde bulunan biyolojik olarak parçalanabilir maddelerin mikroorganizmalar tarafından besin ve enerji kaynağı olarak kullanılarak atıkların su ve karbondioksit kadar parçalanması ve atık sudan uzaklaştırılması esasına dayanır. Atık sudaki organik maddeler; bakteriler tarafından parçalanarak sıvının içinde kalan biyolojik floklara veya gaz olarak atmosfere verilen sabit inorganik bileşenlere dönüştürülür. Biyolojik arıtma yöntemleri temelde aerobik ve anaerobik olarak ikiye ayrılır.

En yaygın aerobik proses aktif çamur sistemidir. Aktif çamur, kolloidal ve çözünmüş maddelerin mikroorganizmalar vasıtasıyla çökebilir biyolojik floklara dönüştürüldüğü prostestir. Bu proste havalandırma havuzu içindeki karışık sıvıda mikroorganizmaların askıda tutulması esastır. Çökeltim özelliği arttırılan biyolojik yumaklar, biyolojik üniteyi takiben çökeltme havuzuna geçer. Arıtılan su, sistemi terk ederken, çöken çamurun bir kısmı havalandırma havuzunda istenen mikroorganizma konsantrasyonunu korumak üzere geri devrettirilir fazla çamur ise çamur işleme ünitelerine gönderilerek uzaklaştırılır.

Anaerobik arıtma kısaca organik ve inorganik maddelerin, oksijen yokluğunda mikroorganizmaların yardımıyla parçalanarak CO_2 , CH_4 , H_2S ve NH_3 gibi nihai ürünlere dönüştürülmesi olarak açıklanabilir. Anaerobik arıtma ilk olarak sadece çamurların çürütülmesi amacıyla kullanılmaya başlanmış ancak, atık sularda aerobik arıtmaya kıyasla avantajlarının keşfedilmesinden sonra bu alanda da yaygın bir şekilde kullanılmaya başlanmıştır. Özellikle aerobik arıtmaya nazaran daha az enerji gerektirmesi hatta proses sonucu ortaya çıkan metanın enerjiye dönüştürülebilmesi anaerobik arıtmanın daha yaygın bir şekilde kullanılmasına neden olmuştur (Debik ve ark., 2008).

1.3.Adsorpsiyon

Bir fazda bulunan iyon ya da moleküllerin, bir diğer fazın yüzeyinde yoğunlaşması ve konsantre olması işlemi olarak tanımlanabilir. Birikim gösteren maddeye adsorbat, adsorplayan maddeye adsorban ya da adsorbent denilmektedir.

Genel olarak fiziksel ve kimyasal olmak üzere 2 tip adsorpsiyondan bahsedilebilir. Fiziksel adsorpsiyon moleküller arası düşük çekim gücünden veya Van der Waals kuvvetlerinden dolayı meydana gelmektedir. İki molekül arasında elektron alış veriş veya elektron ortaklaşması söz konusu değildir. Bununla birlikte adsorbat adsorbanın yüzeyinde birikir ve gevşek bir tabaka oluşturur. Bu tür adsorpsiyonda adsorplanmış tabaka birden fazla molekül kalınlığında (çok tabaka) da olabilir.

Kimyasal adsorpsiyon adsorplanan moleküller ile adsorplayıcı yüzey molekülleri ya da atomları arasındaki kimyasal bağdan ileri gelir. Genellikle adsorbat yüzey üzerinde bir molekül kalınlığında bir tabaka oluşturur, moleküller yüzey üzerinde hareket etmezler. Bu tür adsorpsiyonlar çok nadir olarak tersinir reaksiyonlardır.

1.3.1. Adsorpsiyonun Kullanım Alanları

Adsorpsiyon tekniği günümüzde bir çok ayırıştırma, saflaştırma ve geri kazanım prosesinde kullanılmaktadır. Petrol fraksiyonlarından reçine giderilmesi, atık sulardan çözünmüş organiklerin uzaklaştırılması, içme sularından koku, tat ve renk veren maddelerin uzaklaştırılması, ham şeker grubunun renginin giderilmesi, bitkisel yağlardan renk ve koku giderme, endüstriyel atıkların saflaştırılması, parafinlerin ve izoparafinlerin ayrılması, organik çözücü buharlarının geri kazanılması, gazlardan nem giderme, havadan koku veren ve zehirli bileşenlerinin uzaklaştırılması, havadan organik çözücülerin ayrılması (hidrokarbonlar, alkoller, klorlu hidrokarbonlar, esterler vs.) doğal gazdan karbondioksit ve sülfür bileşenlerinin uzaklaştırılması, izoparafin aromatiklerinden normal parafinin ayrılması, petrol rafinerisinde istenilmeyen hidrokarbonların

uzaklaştırılması, madenlerde altın ve metal geri kazanımı gibi uygulamalar örnek olarak verilebilir (McKay, 1996).

1.3.2.Adsorpsiyona Etki Eden Faktörler

Adsorpsiyon işlemi adsorbent ve adsorbat moleküllerinin etkileşimi sonucu yüzeyde meydana gelen bir olaydır. Bu nedenle adsorbentin yüzey alanı, tanecik boyutu, adsorpsiyon sıcaklığı, pH, karıştırma hızı gibi çeşitli faktörler adsorpsiyona etki etmektedir.

1.3.2.1 Adsorbentin Yapısı

Adsorpsiyonun hızı ve miktarı adsorbent yüzeyinin bir fonksiyonudur. Dolayısıyla adsorpsiyon olayında adsorbentin yüzey alanı arttıkça adsorplanan madde miktarı da artmaktadır. Bunun için adsorbent olarak kütlesine oranla yüzey alanı büyük olan maddeler kullanılır.

Adsorpsiyon olayında, adsorbentin tanecik boyutu da adsorpsiyon hızını ve miktarı etkilemektedir. Adsorpsiyon hızı, tanecik boyutu küçüldükçe artmaktadır. Çünkü daha küçük taneciklerin yüzey alanı daha büyüktür ve adsorbat madde ile teması daha fazla olacağından böyle yüzeylerde adsorpsiyon yüksek oranda gerçekleşir.

Adsorbent, mikro, mezo veya makro gözenekli yapılara sahip olabilir. 0,8- 2 nm arasında olan adsorbentler mikropor, 2-50 nm arasında olan adsorbentler mezopor, 50 nm nin üzerindeki ise makropor yapıdadırlar. Mikro porların adsorbent içerisinde fazla yer tutması, yüzey alanının büyük olmasını sağlamaktadır. Böylece küçük moleküller kolay adsorbe edilir. Ayrıca adsorbentte makro porların geniş hacimde bulunması, hacimce büyük moleküllerin tutulması için uygundur (Koçer, 2013).

1.3.2.2. Karıştırma Hızı

Adsorpsiyon hızı ortamın karıştırma hızından etkilenmektedir. Genellikle adsorpsiyon artan karıştırma hızıyla artış göstermektedir. Çünkü karıştırma hızının artmasıyla adsorbent ile adsorbat arasındaki etkileşim artmakta ve daha fazla adsorpsiyon söz konusu olmaktadır. Ancak belli bir karıştırma hızından sonra adsorpsiyonda azalmalar söz konusu olabilir. Yani maksimum adsorpsiyon için optimum bir karıştırma hızının belirlenmesi önem arz eder.

1.3.2.3. Çözeltinin pH Değeri

Adsorpsiyonu etkileyen en önemli etmenlerden biri de pH dır. Ortamın pH değeri hem adsorbentın yüzey yükünü hem de adsorbatın iyonlaşmasını etkiler. Örneğin izo elektrik nokta değerinin (ZPC) üstündeki pH ortamında adsorbent yüzeyi negatif hale gelir ve bu yüzeyde pozitif yüklü bir adsorbatın adsorpsiyonu daha fazla gerçekleşir. ZPC'nin altında olan pH ortamında ise adsorbent yüzeyi pozitif hale gelir ve negatif yüklü bir adsorbatın adsorpsiyonu daha fazla meydana gelir. Ayrıca ortamın pH değeri pozitif ve negatif adsorbat moleküllerinin iyonlaşarak çözünmesini de etkiler (Doğan, 2001).

1.3.2.4. Sıcaklık

Genel olarak sıcaklığın adsorpsiyon prosesi üzerinde iki önemli etkisi vardır. Sıcaklığın artmasıyla, çözeltinin yoğunluğuna bağlı olarak adsorbat moleküllerinin adsorbent partikülünün gözeneklerine doğru ve sınır tabakasından difüzyon oranı artar. Buna ek olarak sıcaklık değişimi adsorplanma işleminin denge kapasitesini değiştirecektir. Sıcaklığın adsorpsiyon üzerine etkisini tepkimenin ekzotermik (dışarıya ısı veren) veya endotermik (dışarıdan ısı alan) oluşuna göre belirleyebiliriz. Eğer adsorpsiyon ekzotermik özellikteyse ortam sıcaklığı azaldıkça adsorpsiyon kapasitesi artacaktır. Adsorpsiyon endotermik ise sıcaklık artışı ile birlikte adsorpsiyon kapasitesi artacaktır (Bilir, 2009).

1.3.3.Adsorpsiyon İzotermi

Adsorpsiyon adsorbent yüzeyinde biriken madde konsantrasyonu ve çözeltide kalan madde konsantrasyonu arasında bir denge oluşuncaya kadar devam eder. Adsorpsiyon izotermi adsorbent adsorpsiyon kapasitesi hakkında bilgi vermektedir. En genel kullanım gören izotermiler Freundlich ve Langmuir denklemleridir. Freundlich izotermi heterojen adsorpsiyon sistemlerini, Langmuir ise homojen adsorpsiyon sistemlerini açıklamak için uygulanan izoterm modelleridir (Ng ve ark., 2003; Aksu ve ark., 1999).

1.3.3.1 Freundlich İzotermi

Alman fizikokimyacı Herbert Max Finlay Freundlich (1880–1941) çözelti fazından adsorplanan moleküllerinin adsorpsiyonunu açıklamak için geliştirdiği izoterm modelinde çok katlı adsorpsiyondan bahsetmiştir (Freundlich, 1906). Bu matematiksel denklemin doğrusal hali aşağıda verilmiştir:

$$\ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_e$$

C_e : Adsorpsiyon sonrası çözeltide kalan maddenin konsantrasyonu (mM/L)

q_e : Birim adsorban üzerine adsorplanan madde miktarı (mM/g)

K_F : Freundlich sabiti, adsorplayıcı kapasitesinin bir ölçüsüdür.

n : Freundlich sabiti, adsorpsiyon yoğunluğunu (şiddetini) belirtir.

$\ln q_e$ 'nin $\ln C_e$ 'ye karşı değişiminin grafiğe dökülmesiyle K_F ve n sabitleri bulunur. Grafikten elde edilen doğrunun y eksenini kesim noktası $\ln K_F$ 'yi ve eğimi de $1/n$ 'i vermektedir. $1/n$ heterojenite faktörüdür ve 0-1 aralığında değerler alır. Yüzey ne kadar heterojense, $1/n$ değeri sıfıra o kadar yakın olur (Chiou ve Li, 2002).

1.3.3.2. Langmuir İzotermi

Irving Langmuir 1916 yılında gazların katı yüzeye adsorpsiyonunu ifade eden bir izoterm modeli geliştirmiştir. Bu modelde ilk kez tek tabakalı adsorpsiyondan bahsetmiştir (Langmuir, 1916).

Langmuir izoterminde adsorpsiyon, adsorplanan maddenin başlangıç derişimi ile birlikte lineer olarak artar. Maksimum doyma noktasında yüzey tek tabaka ile kaplanmakta ve yüzeye adsorplanmış madde miktarı sabit kalmaktadır. Bu izoterme göre;

1. Katı yüzeyinde adsorplanacak maddenin adsorpsiyonu, tek tabaka adsorpsiyonu ile sınırlıdır.
2. Katı yüzeyi homojendir yani adsorplanan madde molekülü için her bağ noktasını bağlanma gücü (affinitesi) aynıdır.
3. Adsorplanmış moleküller arası etkileşim söz konusu değildir.
4. Adsorplanmış moleküller katı yüzeyi etrafında hareket edemezler (Webber Ve Chakkravorti , 1974).

Langmuir adsorpsiyon izoterminin doğrusal denklemi denklemi şu şekilde tanımlanmaktadır :

$$C_e/q_e = 1 / K_L + (a_L/K_L).C_e$$

C_e : Adsorpsiyon sonrası çözeltide kalan maddenin konsantrasyonu (mM/L)

q_e : Birim adsorban üzerine adsorplanan madde miktarı (mM/g)

K_L : Adsorbatın adsorptivitesine bağlı olan sabit (L/g).

a_L : Adsorpsiyon enerjisine bağlı olan sabit (L/mM)

(K_L/a_L) tek tabakalı adsorban kapasitesini (Q_{max}) göstermektedir 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. Burada

$Q_{\max}$ (mM/L) değeri adsorbanın teorik maksimum adsorplama kapasitesini verecektir. Heterojen adsorpsiyon sistemlerinde bu izoterm denge durumunu net olarak açıklayamaz.

Bir adsorpsiyonun hangi izotermle daha iyi açıklandığının bulunması için deneysel olarak elde edilen veriler tüm izoterm denklemlerine uygulanıp grafiğe dökülür. Verilerin doğrusal bir grafik oluşturduğu (korelasyon katsayısının bulunmasına yardımcı olur) izoterm çeşidi o adsorpsiyon için en uygun olanıdır.

1.3.4. Adsorpsiyon Kinetiği

Adsorpsiyon kinetiğinin anlaşılması ile etkin adsorbent-adsorban temas süresi yani alıkoyma süresi bulunur.

Kinetik modelleme adsorpsiyon işleminin hızına etki eden adsorpsiyon basamaklarının anlaşılması için önemli bir adımdır (Ho ve McKay, 1999). Bir çözeltide bulunan adsorbatın adsorban tarafından adsorplanması işleminde 4 ana basamak vardır (Chu ve Chen, 2002).

1. Gaz ya da sıvı fazda bulunan adsorbat, adsorbanı kapsayan bir film tabakası sınırına doğru difüze olur. Bu basamak, adsorpsiyon düzeneğinde belirli bir hareketlilik (karıştırma) olduğu için çoğunlukla ihmal edilir.
2. Film tabakasına gelen adsorbat buradaki durgun kısımdan geçerek adsorbanın gözeneklerine doğru ilerler.
3. Sonra adsorbentin gözenek boşluklarında hareket ederek adsorpsiyonun meydana geleceği yüzeye doğru ilerler.
4. En son olarak da adsorbatın adsorbanın gözenek yüzeyine tutunması meydana gelir.

Adsorbanın adsorbent yüzeyine adsorpsiyonu esnasında ne tür bir mekanizmanın rol oynadığını belirlemek için ileri sürülen çeşitli kinetik modeller

vardır. Yaygın olarak kullanılan modellerden biri Pseudo-second order kinetik modelidir.

Pseudo-second order reaksiyon hız eşitliği Y.S. Ho tarafından geliştirilmiştir ve doğrusal denklem aşağıdaki gibi ifade edilir (Ho ve Mckay, 1999).

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t$$

k_2 : Yalancı ikinci dereceden adsorpsiyon hız sabiti (g/mMdakika)

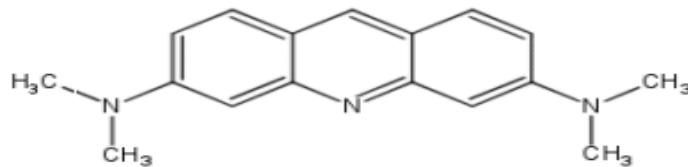
q_e : Denge meydana geldiği zaman adsorbe edilen madde miktarı (mM/g)

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

Teorik q_e değeri t/q_t 'nin t 'ye karşı çizilen grafik eğiminin tersi alınarak hesaplanır.

1.4.Akridin Oranj

Akridin Oranj (3,6-Bis(dimetillamino)akridin) akridin türevi bir boyar maddedir. Kimyasal bir mutajen olup akridin türevleri olan diğer aromatik ajanlar gibi interkalasyon (pürin ve primidin bazların arasına girme) yaparak çerçeve kayması mutasyonlarına sebep olur. Akridinler antitümoral, antiparaziter ve antibakteriyal maddeler olarak geniş bir biyolojik özellik gösteren heterosiklik yapılardır.



Şekil 1.1 Akridin Oranj'ın kimyasal şekli

Akridin Oranj gibi zayıf bazlar çeşitli organelleri boyamak için kullanılmaktadır. Akridin Oranj'ın absorbansı ve floresan spektrumu konsantrasyonuna bağlıdır. Agrege olmamış monomer formunda 490 nm'de absorbans verir ve 530 nm'de yeşil floresan yayar. 655 nm'deki kırmızı emisyonu dimer ya da oligomer yapısından kaynaklanır. Bu agregatlar 465 nm'de maviye kayan absorbans verir. Yeşil/kırmızı (530/655 nm) floresan oranları canlı hücrenin asidik bölümündeki boya konsantrasyonuna bağlıdır. Akridin oranj nükleik asitlere bağlanan florokromatik bir boyadır. UV ışığı altında Akridin Oranj RNA ve tek şeritli DNA'nın turuncu; çift şeritli DNA'nın yeşil görünmesini sağlar (Han ve Burgess, 2010).

Çizelge 1.1 Akridin Oranj'ın kimyasal özellikleri

Moleküler formül	C ₁₇ H ₁₉ N ₃
Moleküler ağırlık	265.35 g/ mol
CAS numarası	494-38-2

Akridin Oranj klinik uygulamalarda da kullanılmakta ve kan kültürlerinde gelişen bakterileri görüntülemekte, mikroorganizmaların saptanmasında Gram boyama yerine daha hassas olarak ve yaklaşık 1 x 10⁴ CFU (koloni oluşturan birim)/mL konsantrasyonlarda bakterilerin sayılabilmesinde kullanılmaktadır. Akridin Oranj aynı zamanda vajinal smearlarda *Trichomonas vaginalis* saptamasında ve sıtma tanısında kullanılmaktadır (Bosch ve Ark., 1996).

pH 3.5 – 4.0'de tamponlandığında, Akridin Turuncusu mikroorganizmaları sellüler maddelerden ayıracak şekilde boyar. Bakteri ve mantar parlak turuncu boyanırken, insan epitelyal ve inflamatuvar hücreleri ile arkaplan debrisı uçuk yeşil ila sarı boyanır. Aktif lökositlerin çekirdekleri, aktivasyondan kaynaklanan artan RNA üretimi nedeniyle sarı, turuncu veya kırmızı boyanır. Eritrositler ya boyanmaz ya da hafif yeşil görünür. Bu farklı boyama özellikleri nedeniyle, klinik maddelerden hazırlanmış Akridin Oranjla boyalı smearlar, mikroorganizma varlığının tespiti

amacıyla 100X ila 400X büyütmeyle, siyah veya uçuk yeşil ile sarı arkaplan üzerine parlak turuncu saçan floresan mikroskopla hızla taranabilir.

Apoptoz değerlendirmesi gibi uygulamalarda Akridin Oranj-Etidyum Bromür boyar maddeleri kullanılarak yapılabilmektedir vital bir boyar madde olan Akridin Oranj hem canlı hem ölü hücreleri boyarken, Etidyum Bromür ise sadece membran bütünlüğü bozulmuş hücreleri boyamaktadır. Canlı hücreler morfolojik olarak üniform yeşil renkli boyanırlar. Apoptozun erken dönemindeki hücreler de yeşil renkte boyanmakta ancak nükleuslarında, kromatin kondensasyonu ve nükleer fragmentasyonu gösteren parlak yeşil renkli noktalanmalar içerirler. Geç apoptotik dönemdeki hücreler de nekrotik hücreler gibi Etidyum Bromür ile turuncu renkte boyanırlar (Avcı ve ark., 2013).

1.5.Algler

Algler genellikle sucul ve yarı sucul habitatlarda (okyanus, nehirler, tatlısu gölleri, çaylar dereler, su birikintileri vb.) yaşayan selüloz çeperi bulunan ototrof, basit yapılı, çoğu fotosentez yapabilen canlılardır. Algler mikroskopik den birkaç metre boyunda bitkilere kadar değişik formlarda olabilirler (Akman Ve Güney, 2006).

1.5.1. *Lemna gibba*

Lemna gibba Su mercimeği (Lemnaceae); familyasına ait makrofit bir alg türüdür. Bu familya Alismatales takımına ait, kozmopolit bir familyadır. Lemnaceae familyasının *Landoltia*, *Lemna*, *Spirodela*, *Wolffia*, *Wolffiella* ve *Wolffiopsisolmak* üzere 6 cins ve 43 türü bulunmaktadır. Türkiye'de ise bu familyaya ait *Lemna* ve *Spirodela* cinsleri yaygın olarak görülmektedir. Bu familyaya ait türler yüksek miktarda protein içermekte olup, suda yaşayan canlılar için önemli bir besin kaynağı oluşturmaktadır. Ayrıca; yaklaşık soya fasülyesi kadar protein içeren bu bitkiler, çoğu Güneydoğu Asya ülkesinde yiyecek olarak tüketilmektedir.

Lemna türleri geniş bir yayılış alanına sahiptir. Ülkemizde de çoğu bölgede; göllerde, havuzlarda, bataklıklarda, kanallarda, pirinç tarlalarında bulunmaktadır. Özellikle ötrofikasyona uğramış CO₂ oranı yüksek olan sularda çok iyi gelişim göstermektedir. *Lemna* türleri ayrıca ortam şartları uygun olmadığında (düşük sıcaklıklar, kuraklık gibi) dormansi yani uyku durumuna geçerek su altına çekilirler ve şartlar uygun oluncaya kadar tohum veya tomurcuk halinde kalmaktadırlar. Çevre şartlarına karşı geniş toleransa (pH 3.5-8.5, sıcaklık 1°C-32°C gibi) sahiptir. Aynı zamanda çabuk üremektedirler. Ekimleri çok kolay olup, kısa sürede büyük biyokütleler elde edilebilmektedir (Üçüncü, 2011).



Şekil 1.3. *Lemna gibba* bitkisi

1.5.2. *Ulva lactuca*

Deniz marulu olarakta bilinen *Ulva* cinsine ait bir yeşil algdır. Dünya genelinde okyanus kıyılarında yayılım göstermektedir.

Deniz marulu adı verilen deniz yosunları Akdeniz, Ege, Karadeniz sahillerinde doğal olarak yetişmektedir. Bu yosun (alg) *Ulva sp.* özellikle sığ ve kayalık bölgelerde azot ve fosfor gibi besleyici elementlerin bol olduğu kısımlarda

yayılım gösteren kozmopolit bir türdür (Cirik ve Cirik, 1999). Stresli koşullara oldukça dayanıklıdır. Tuzluluğa dayanıklı algler olup hem tuzlu hem acı sularda bulunabilmektedir.



Şekil1.3 *Ulva lactuca* bitkisi

1.6.Çalışmanın Amacı

Akridin Oranj moleküler çalışmalarda ve klinik laboratuvar çalışmalarında kullanılan mutjenik bir boyar maddedir. Bertaraf edilmesi çevreye zararlı etkilerden dolayı önem taşımaktadır.

Bu tez çalışmasında Akridin Oranj'ın adsorpsiyon yöntemiyle sulu çözeltilerden giderimi incelenmiştir. Adsorbent olarak sucul makrofitler (*Ulva lactuca* ve *Lemna gibba*) kullanılmıştır. Algal biyomasların yüzeyi hücre duvarında bulunan polisakkarit, protein, lipid gibi bileşenlerden dolayı, karboksil, hidroksil ve amino gibi fonksiyonel gruplara sahip olduğu bilinmektedir. Bu nedenle sucul makrofitlerin yüksek adsorpsiyon yeteneğine sahip olabileceği düşünülmüştür.

Bu tez çalışmasında aquatik makrofitlerin Akridin Oranj'ın gideriminde etkili bir adsorbent materyal olarak kullanılabilirliğinin araştırılması, adsorpsiyon izotermi ve kinetik modelleme gibi mühendislik uygulamalarında kullanılabilecek matematiksel eşitliklerin ortaya konulması amaçlanmıştır.

2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

Gallagher ve ark., (1997), Solusyondaki Remazol Brilliant Red'i adsorplamak üzere pirinç mantarı türü olan *Rhizopus oryzae* biyomasını kullanmışlar ve biyosorbanın Infrared analizi ile *R. oryzae*'nin Remazol Brilliant Red'i fiziksel yolla %87'ye kadar adsorbe ettiğini göstermişlerdir. Adsorpsiyonun hem Freundlich hem de Langmuir izoterm modeline uyduğunu göstermişlerdir

Kadirvalu ark., (2000), fındikkabuğu ve ağaç talaşından elde ettikleri aktif karbonla boya endüstrilerindeki atık sulardan boyar maddeyi gidermeye çalışmışlardır. Çalışmalarında 60 dakika sonunda adsorpsiyon dengesine ulaştıklarını ve sudaki toplam boyar madde, kimyasal oksijen, biyolojik oksijen, toplam katı ve toplam sertliğe ilişkin sırasıyla %100, %56, %35, %60 ve %36 lık bir giderme sağladıklarını ifade etmişlerdir.

O'Mahony ve ark., (2002), yapmış oldukları biyosorpsiyon çalışmalarında *Rhizopus arrhizus* mantarını biyosorbent olarak kullanmışlar ve reaktif boyalar olan Cibacron Brilliant Red, Remazol Brilliant Blue R ve Remazol Brilliant Orange 3R boyalarıyla çalışmışlardır. Deneylerinde sıcaklık, pH ve karışık çözelti (her üç boyanın da bulunduğu) konsantrasyonlarını kullanmışlar ve en fazla pH 10'da giderim sağlanmış olup miktarların sırasıyla Cibacron Red'de %70, Remazol Brilliant Blue R'de %85 ve Remazol Brilliant Orange 3R'de ise %96 oranında olduğunu bulmuşlardır.

Annadurai ve ark., (2002), Methyl Orange, Methylene Blue, Congo Red, Rhodamine B, Methyl Violet Ve Amido Black 10B boyalarının sulu ortamdan uzaklaştırılmasında selüloz içerikli muz kabuğu ve portakal kabuğunu birer adsorbent olarak kullanmışlar ve her boya için adsorbentlerin kapasitelerini belirlemişlerdir. Adsorpsiyon deneylerini 10–120 ppm ve 30°C'de çalışmışlardır. Giderimin en iyi alkali pH'da gerçekleştiğini ve muz kabuğunun adsorplama özelliğinin portakal kabuğundan daha iyi olduğunu görmüşlerdir.

Sternberg ve ark., (2002), kesikli, yarı kesikli ve akışlı reaktörlerde bir alg türü olan *Clodophora* kullanılarak Kadmiyum giderimini araştırmışlardır. Kesikli ve

yarı kesikli testler Kadmiyum'un %80-94 giderimini sağlarken akışlı reaktör içinde Kadmiyum'un sadece % 12.7 (± 6.4)'ü giderilmiştir.

Fu ve Viraraghavan (2002), yapmış oldukları biyosorpsiyon çalışmasında *Aspergillus niger* fungal biyosorbentini kullanarak Basic Blue 9, Acid Blue 29, Congo Red ve Disperse Red 1 boyar maddelerinin sulu ortamdan uzaklaştırılması için bazı deneyler yapmışlar ve değişik fonksiyonel grupların (karbolsil, amino ve fosfat) boyar maddelerin biyosorpsiyonu üzerindeki etkilerini incelemişlerdir. Ancak deneylerden önce ön muamele işlemi gerçekleştirmişlerdir. Bu işlemde 2 g kuru biomass'ı 130 ml metanol ve 1.2 ml HCl de 6 saat süreyle 125 rpm'de çalkalamışlardır. Yapılan deneylerin sonunda 1g biyomas tarafından giderilen maksimum boyar madde miktarının Basic Blue 9'un için 50 mg/L'lik başlangıç boyar madde konsantrasyonu için 13.71 mg/g, Acid Blue 29'un için 45.96 mg/L başlangıç boyar madde konsantrasyonu için 17.55 mg/g Congo Red'in 48.49 mg/L'lik başlangıç boyar madde konsantrasyonu için 13 mg/g ve Disperse Red'in 1 13.50 mg/L'lik başlangıç boyar madde konsantrasyonu için 5.59 mg/g olduğunu belirlemişlerdir.

Çay ve ark., (2004), çeşitli çay atıklarının Cu(II) ve Cd(II) uzaklaştırmadaki etkinliğini incelemişlerdir. Ağır metal iyonlarının adsorpsiyonunun pH, temas süresi, başlangıç konsantrasyonu ve adsorbent dozuna bağlı olduğunu belirtmişlerdir. pH 5.5'te, 5 mg/L'de, 1 g/L adsorbent dozunda Cu(II) ve Cd(II) için sırasıyla 8.64 mg/g ve 11.29 mg/g adsorpsiyon kapasitesinin gözlemlendiğini belirtmişlerdir.

Özmihçı ve Kargı (2004), karışık bakteri kültürünü değişik boyar maddelerin biyosorpsiyon performansının değerlendirildiği Çalışmada Levafix Brilliant Blue, Direkt Yellow 12, Levafix Rot, Levafix Red, Everzol Orange ve Direkt Red 28 boyalarını kullanılmışdır. Ayrıca aktif çamur tarafından dekolorizasyon ve biyosorpsiyon'un birlikte gerçekleştiği deneylerde, sadece Levafix Rot boyasının rengi %90 açıldığını diğer tüm boyaların renginin %95'in üzerinde açılmış olduğunu deneysel verilerle ortaya koymuşlardır.

Gong ve ark., (2005), yer fıstığı kabuğu üzerine bazı katyonik ve anyonik (Metilen Mavisi, Brilliant Krizol Mavisi, Nötral Kırmızı, Amaranth, Sunset Yellow ve Fast Green) boyaların adsorpsiyonunu çalışmışlardır. Fıstık kabuğundaki

fonksiyonel grupların (amino grup, karboksil ve hidroksil gruplar) adsorpsiyon kapasitesini artırmak için kimyasal modifikasyon yapmışlardır. Hidroksil gruplarını asitilasyon ile amino gruplarını metilasyon ile ve karboksil gruplarını esterifikasyon yöntemiyle modifiye etmişlerdir. Sonuç olarak; anyonik boyaların adsorpsiyonunu pH 2’de ve oda sıcaklığında % 90 - % 98 arasında bir verimle bulmuşlardır. Katyonik boyaların adsorpsiyon kapasitesini ise oda sıcaklığında, 100 ppm’de ve pH= 5’de % 85 - % 98 arasında tespit etmişlerdir.

Savcı (2005), canlı ve inaktif sucul bitki *Myriophyllum spicatum*’ un sucul ortamdaki Bazik Mavi 41 (BB41) boyar maddesine adsorpsiyonunu araştırmış ve canlı bitkinin, inaktif bitkiye oranla BB41 bazik boyar maddesini daha iyi adsorpladığını bulmuştur. İnaktif bitkinin Freundlich izotermine, canlı bitkinin de Langmuir izotermine uyum sağladığını görmüştür. BB41 boyar maddesinin hem canlı hem de inaktif bitki tarafından adsorpsiyon hızlarının yalancı ikinci dereceden hız modeline uyduğu bulmuştur. Araştırma bulgularında, sucul bitkilerle boyar maddelerin adsorplanarak sulardan giderilebileceği sonucuna vardığını ifade etmişlerdir.

Tuzen ve ark., (2007), *Ulva lactuca* ile Cd(II) ve Pb(II) giderimini araştırmışlardır. Yapılan çalışmalar sonucu adsorpsiyon izotermine Langmuir modeline Freundlich’e göre daha iyim sağladığı, kinetik modellemeler ise Pseudo-second order ve Intraparticle difüzyon modeline uyum sağladığı gözlemlenmiştir.

Chen ve ark., (2009), Akridin Oranj’ın Fenton prosesiyle degradasyonunu araştırmışlardır. Başlangıç Akridin Oranj konsatrasyonu, başlangıç pH’ı , H₂O₂ ve Fe²⁺ konsatrasyonu gibi parametrelerin reaksiyon üzerine etkilerini belirlemişlerdir. Deneyler sonucunda optimum koşullar 2 mM, H₂O₂, 0.4 mM Fe²⁺ ve pH 3 olarak belirlenmiştir. Optimum koşullarda 0.2 mM Akridin Oranj konsatrasyonunda %95 renk giderim sağlanmıştır.

Fugetsu ve ark., (2011), Akridin Oranj’ın Grafen Oksit’le adsorpsiyonunu inceledikleri çalışmada Sodyum Hidrosülfid’le muamele edilmiş Grafen Oksiti ve muamele edilmeyen Grafen Oksit’in adsorpsiyon kapasitesini kıyaslamışlardır. Sodyum hidrosülfid’le muameleden sonra adsorpsiyon kapasitesinin 1.4 g/g’den 3.3

g/g'a arttığını bulmuşlardır. Sodyum Hidrosülfid'in karbonil gruplarını adsorpsiyonda kilit rol oynayan Hidroksil gruplarına çevirdiğini tespit etmişlerdir.

Lv ve ark., (2011), Akridin Oranj'ın kil ile adsorpsiyonunu inceledikleri çalışmada adsorpsiyona katyon değişim mekanizmasının hakim olduğu sonucuna varmışlardır.

Sun ve ark., (2013), *Enteromorpha prolifera*'dan elde edilmiş aktif karbon üzerine reaktif boyaların adsorpsiyonunu çalışmışlardır. Reactive Red 23, Reactive Blue 171 ve Reactive Blue 4 boyları kullanılarak yapılan deneylerde optimum pH aralığı 4.5-6 olarak belirlenmiştir. Adsorpsiyon kapasitesi ise sırasıyla, 59.88, 71.94 ve 131.93 mgg⁻¹ olarak belirlenmiştir. Adsorpsiyon izoterminin Freundlich modeline, kinetik modellemelerin ise Pseudo-second order ve Intraparticle difüzyon modeline uygun olduğu saptanmıştır.

Demir (2014), Etidyum Bromür'ün *Potamegaton crispus* ve *Enteromorpha spp.* üzerine adsorpsiyonunu araştırmıştır. Yapılan deneyler sonucunda Adsorpsiyon izoterminin Langmuir modeline, Freundlich modeline göre daha iyi uyum sağladığı bulunurken, kinetik modellemelerin ise Pseudo-second order ve Intraparticle difüzyon modeline uygun olduğu belirlenmiştir.

3.METARYAL METOD

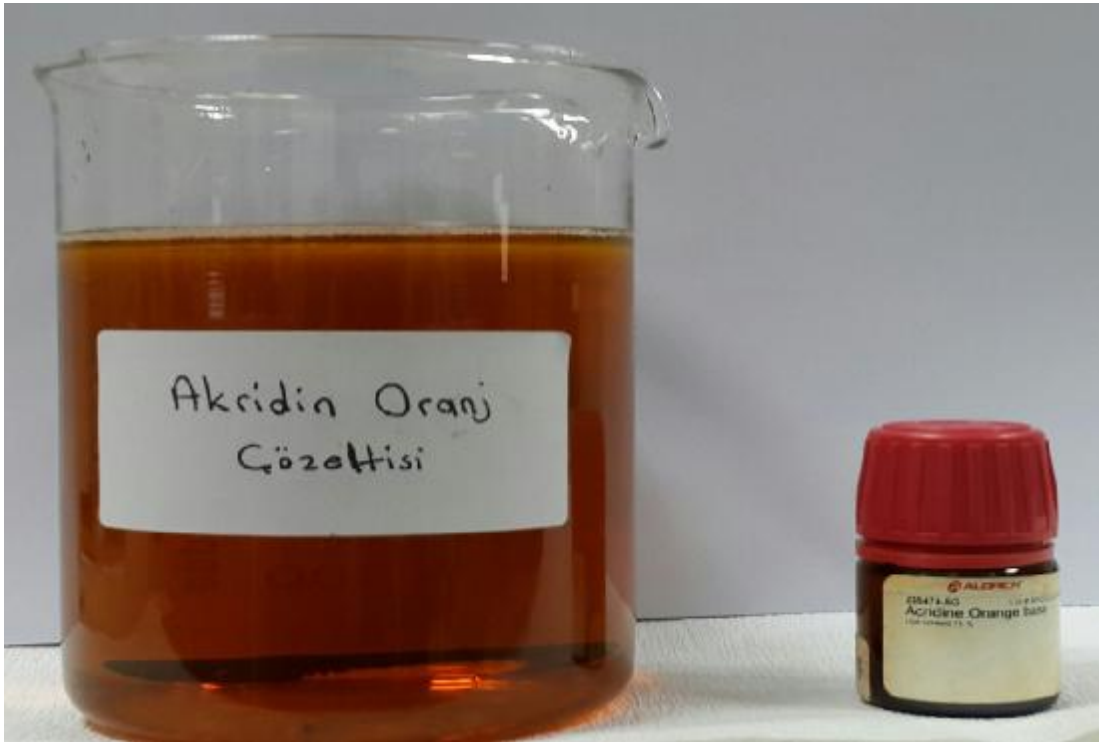
3.1.Materyal

3.1.1.Çalışmada Kullanılan Adsorbent

Çalışmalarda adsorbent olarak kullanılacak olan *Lemna gibba* Adana hadırlı-tuzla yolu üzerindeki direnaj kanallarından 2012 ve 2013 yıllarında Mayıs-Temmuz aylarında toplanmıştır. *Ulva lactuca* ise Adana-Karataş Halk Plajı sahil şeridinde kayalar üzerinden 2012 ve 2013 yıllarında Mayıs-Temmuz aylarında toplanmıştır.

3.1.2 Çalışmada Kullanılan Boyar Madde

Adsorpsiyonu çalışılacak olan Akridin Oranj boyar maddesi Sigma-Aldrich firmasından ticari olarak satın alınmıştır (235474-5G - %75).



Şekil 3.1. Akridin Oranj çözeltisi (solda) ve Akridin Oranj(sağda)

3.2. Metod

3.2.1. Byiomasların Hazırlanması

Araziden toplanan örnekler laboratuara getirilerek tür tayini yapıldıktan sonra saf su ile yıkanıp kirlerinden arındırılmıştır.

Yıkanan numuneler kurutma kağıtları üzerine alınarak fazla nemin uzaklaşması sağlanmış, daha sonra 60°C de 24 saat kurutulan örnekler farklı partikül çaplarına (150, 30/35 mesh elek altı ve 150 mesh elek üstü) elenmiştir. Elenen örnekler adsorpsiyon çalışmalarında kullanılmak üzere plastik şişelere konarak oda sıcaklığında karanlık ortamda saklanmıştır.



Şekil.3.2. *Lemna gibba* bitkisinin farklı partikül çaplarına ait kurutulmuş örnekleri (solda: 30/35 mesh elek altı, ortada: 150 mesh elek üstü, sağda: 150 mesh elek altı)



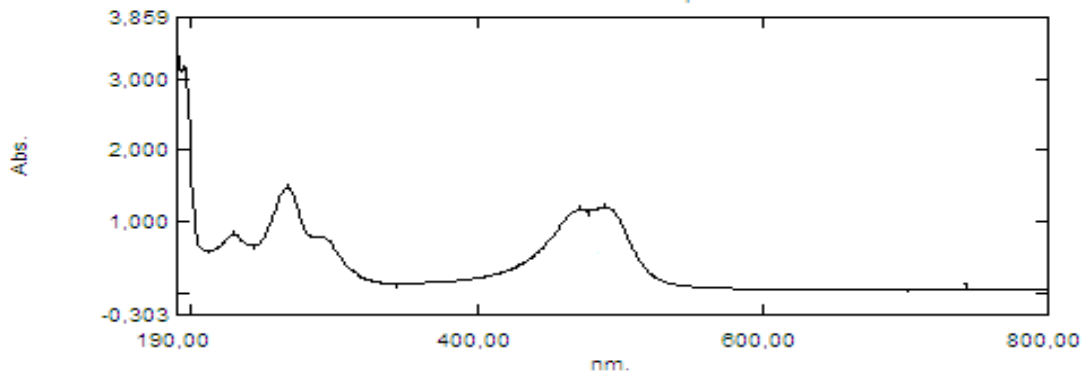
Şekil.3.3. *Ulva lactuca* bitkisinin farklı partikül çaplarına ait kurutulmuş örnekleri (solda: 30/35 mesh elek altı, ortada: 150 mesh elek üstü, sağda: 150 mesh elek altı)

3.2.2. Boyar Madde Çözeltilerinin Hazırlanması ve Sonuçların Değerlendirilmesi

Çalışmalarda kullanmak üzere 2mM stok Akridin Oranj çözeltisi hazırlanmıştır. Stok çözeltiyi hazırlamak için boyar madde önce 0.1 N HCl kullanılarak hazırlanan 200 mL pH 2 suda çözünmüş daha sonra saf suyla 1L'ye tamamlanmıştır.

Çalışmalarda kullanılacak olan Akridin Oranj konsantrasyonları (0.3, 0.35, 0.4 0.45 ve 0.5 mM) stok çözelti seyreltilerek hazırlanmıştır. Bazik pH'ların ayarlanmasında 0.1 N NaOH kullanılmıştır.

Sonuçların değerlendirilmesi için Akridin Oranj'ın kalibrasyon eğrisi çıkarılmıştır. Kalibrasyon eğrisi çıkarılırken 0.03, 0.025, 0.02, 0.015, 0.01 mM konsantrasyonlarda hazırlanan çözeltiler spektrofotometrede 470 ve 490 nm'de havaya karşı absorbans değerleri okunmuştur. 490 nm Akridin Oranj'ın maksimum absorbans verdiği, 470 nm dimer oluşturduğu dalga boylarıdır. Okunan değerlerin konsantrasyona karşı grafiği çizilerek kalibrasyon eğrisi çıkarılmıştır.



Şekil 3.4. Akridin Oranj'ın UV-VIS spektrumu

Tüm adsorpsiyon çalışmalarının sonunda biyomasın çözeltilerden uzaklaştırılması için 12000 rpm de 20 dk santrifüj gerçekleştirilmiştir. Üst sıvıdan alınan örneklerin 470 ve 490 nm dalga boylarında absorbans değerleri okunduktan sonra çözeltilerde kalan boyar madde miktarları kalibrasyon eğrisinin regresyon analizinden elde edilen $y=ax+b$ formülünden yararlanarak belirlenmiştir.

3.2.3. Adsorpsiyon Çalışmaları

3.2.3.1. Adsorpsiyon üzerine pH'ın Etkisinin Belirlenmesi

Adsorpsiyon kapasitesinin en yüksek olacağı pH değerini belirlemek için 0.3 mM konsantrasyonlarda 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 ve 9 pH değerlerinde 8 ayrı çözelti 250 mL hacimli kapaklı cam şişelerde hazırlanmıştır. (stok çözelti seyreltilerek) Hazırlanan çözeltilerin üzerine 0.25 g (Biyomas konsantrasyonu 1gr/L olacak şekilde ayarlanmıştır.) biyomas eklenmiştir. Adsorpsiyon işlemi 120 rpm çalkama hızında orbital çalkalayıcı da 24 saat çalkalamaya bırakılmıştır. 24 saatin sonunda çözeltilerden alınan numuneler santrifüj edilmiş ve spektrofotomere ile absorbans değerleri okunarak çözeltilerde kalan boyar madde miktarı belirlenmiştir.

3.2.3.2. Akridin Oranj Konsantrasyonunun Adsorpsiyon Üzerine Etkisi

Akridin Oranj konsantrasyonunun adsorpsiyon üzerine etkisi zamana bağlı olarak incelenmiştir. Akridin Oranj'ın 0.3, 0.4, 0.45 ve 0.45 mM konsantrasyonlarda çözeltileri hazırlanmış, çözeltilere 0.8 g biyomas ilave edilmiştir. Adsorpsiyon işlemi 1 litrelik beherlerde toplam 800 mL hacimde 120 rpm karıştırma hızında 20°C sıcaklıkta gerçekleştirilmiştir. 240 dk temas süresi boyunca belirli zaman aralıklarında örnek alınmış, santrifüj işleminden sonra spektrofotometrik olarak ölçümleri yapılmış ve sonuçlar değerlendirilmiştir.

3.2.3.3. Biyomas Partikül Çapının Adsorpsiyon Üzerine Etkisinin Belirlenmesi

150 mesh elek üstü, 150 mesh elek altı ve 30/35 mesh elek altı partikül çaplarıyla gerçekleştirilen adsorpsiyon çalışmaları zamana bağlı olarak kıyaslanmıştır. 0.3mM konsantrasyonlarda boyar madde çözeltileri hazırlanmış, 0.8 g biyomas çözeltilere eklenmiştir. Adsorpsiyon çalışmaları toplam 800 mL hacimde 1 litrelik beherlerde 20°C sıcaklıkta ve 120 rpm karıştırma hızında

gerçekleştirilmiştir. Beirlenen zaman aralıklarında numunelerden örnek alınmış ve sonuçlar değerlendirilmiştir.

3.2.3.4 İzoterm Çalışmaları

Adsorpsiyon üzerine sıcaklığın etkisi 20, 30 ve 40°C’de belirlenmiştir. Boyar maddenin, 0.3, 0.4, 0.45 ve 0.5 mM konsatrasyonlarda 200 mL çözeltileri hazırlanmış, çözeltilere 0.2 g biyomas eklenmiş 120 rpm karıştırma hızında orbital çalkalayıcıda adsorpsiyon işlemi gerçekleştirilmiştir. Bu çalışma 20° C 30°C ve 40° C’de tekrarlanmıştır.

3.2.5. Çalışmada Kullanılan Boyar Maddenin ve Adsorpsiyon Sonrasında Oluşan Atıkların Bertaraf Edilmesi

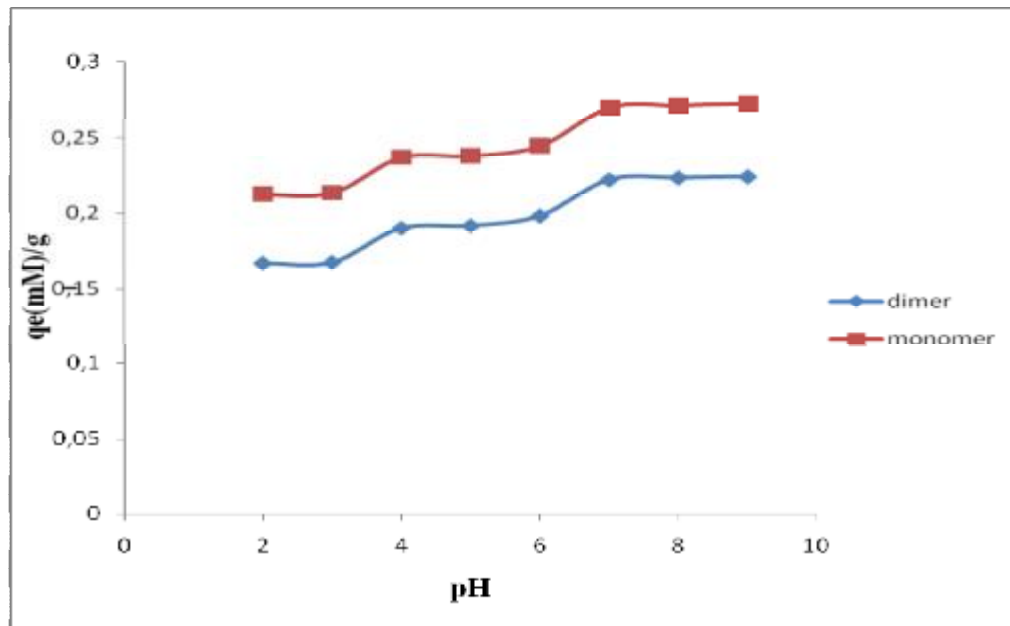
Çalışmalarda kullanılan boyar maddele siyah 2.5 L’lik şişelerde karıştırılarak, laboratuvarda bulunan ozonlama sisteminde 30 dakika süre ile ozonlandıktan sonra, 1000 mL boya çözeltisi üzerine 100 mL ticari Hipoklorit eklenerek bir gece muamele edilmiş ve lağıma dökülmüştür.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. Adsorpsiyon Üzerine pH Etkisi

Adsorpsiyonunun en belirleyici parametresi olan çözeltinin pH değerinin, biyomasın adsorpsiyon kapasitesine çok büyük etkisi vardır. pH çözeltideki adsorbent-adsorbat arasındaki yük dengesi üzerinde etkili olmaktadır. Çözeltideki adsorbentin yüzeyindeki pozitif ve negatif yüklü bölgelerin pH'a bağlı olarak değişimi gerçekleşmektedir. pH'ın çözeltideki adsorbentin ZPC (İzo elektrik noktası) değerlerinin altında olması biyomas yüzeyinin pozitif yüklü pH'ın çözeltideki adsorbentin ZPC değerlerinin üzerinde olması ise, biyomas yüzeyinin negatif yüklü olmasına sebep olmaktadır.

Çalışmada pH'ın adsorpsiyon üzerine etkisi 0.3 mM konsantrasyonda pH 2-9 arasında araştırılmıştır. Şekil 4.1 ve 4.2'de Akridin Oranj'ın *Ulva lactuca* ve *Lemna gibba* üzerine adsorpsiyonunun pH'a karşı qe grafiği verilmiştir.

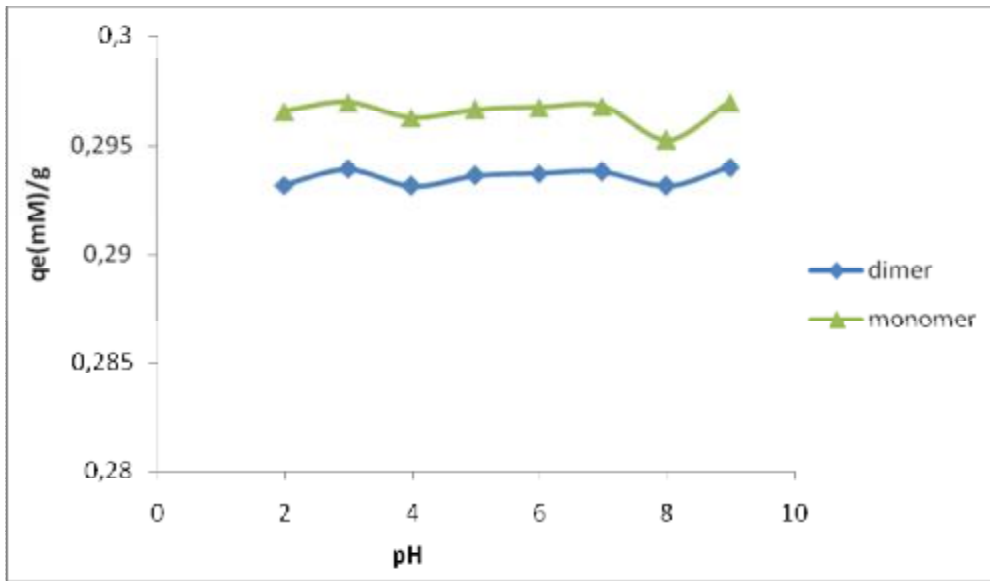


Şekil 4.1. *Lemna gibba* üzerine pH'ın etkisi (0.3mM, 20⁰C, 150 mesh elek altı)

Lemna gibba üzerine Akridin Oranj'ın adsorpsiyonu çalışmalarında pH'ın etkinliğini araştırmak için yapılan deneyler sonucunda, pH 2'de sırasıyla dimer ve

momomer için 0.167 ve 0.212 mM/g adsorpsiyon gözlenirken, pH 3'te 0.167 ve 0.213 mM/g, pH 4'te 0.19 ve 0.236 mM/g, pH 5'te 0.191 ve 0.237 mM/g, pH 6'da 0.198 ve 0,244 mM/g, pH 7'de 0.222 ve 0.269 mM/g, pH 8'de 0.223 ve 0.271 Mm/g, pH 9'da 0.224 ve 0.271 mM/g adsorpsiyon gözlenmiştir.

Sonuçlara bakıldığında pH değeri yükseldikçe adsorpsiyon kapasitesinin arttığı gözlenmektedir. pH 10 değerinin altında protonlanan Akridin Oranj'ın, pH artışıyla negatif yüklenen yüzeye bağlanması artmaktadır. Bu nedenle *Lemna gibba* ile yapılan çalışmalarda pH 9 tercih edilmiştir. Benzer bir sonuç *Posidonia oceanica* (Linnaeus) bitkisi üzerine Astrazon Red boyasının adsorpsiyonu çalışmasında bulunmuştur. Bazik pH'larda daha fazla giderim gerçekleşmiştir (Cengiz ve ark., 2012).



Şekil 4.2. *Ulva lactuca*. üzerine pH'ın etkisi (0.3mM, 20°C, 150 mesh elek altı)

Ulva lactuca üzerine Akridin Oranj'ın adsorpsiyonu çalışmalarında pH'ın etkinliğini araştırmak için yapılan deneyler sonucunda ise, pH 2'de dimer ve monomer için sırasıyla 0.293 ve 0.296 mM/g adsorpsiyon gözlenirken, pH 3'te 0.294 ve 0.297 mM/g, pH 4'te 0.293 ve 0.297 mM/g, pH 5'te 0.294 ve 0.297 mM/g, pH 6'da 0.294 ve 0.297 mM/g, pH 7'de 0.294 ve 0.297 mM/g, pH 8'de 0.293 ve 0.296 mM/g pH 9' ise 0.294 ve 0.297 mM/g adsorpsiyon gözlenmiştir.

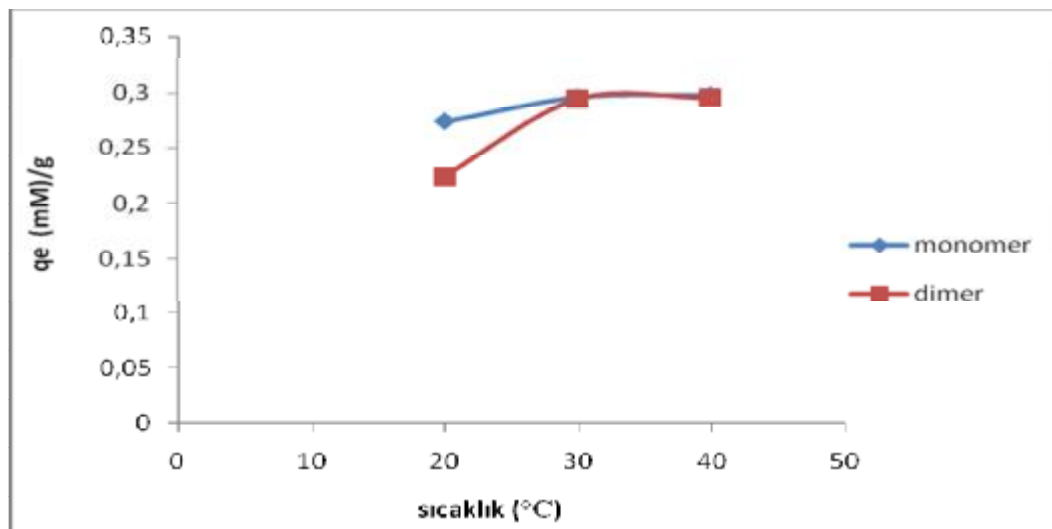
Adsorpsiyon çalışmalarında pH 2-9 arasındaki q_e değerlerin birbirine çok yakın olduğu görülmektedir. Yüksek pH'larda *Ulva lactuca* yüzeyindeki polimerik tabaka hidrolize olmakta ve çözeltiye geçen polimerik metaryel ile Akridin Oranj kompleksi birleşmektedir. Biyomas yüzeyine adsorpsiyon düşük pH larda daha çok gerçekleşmektedir. Bu nedenle *Ulva lactuca* ile yapılan çalışmalarda pH 2 değeri tercih edilmiştir.

4.2. Sıcaklığın Adsorpsiyon Üzerine Etkisi

Adsorpsiyon üzerine sıcaklık, adsorpsiyon mekanizmasının endotermik veya ekzotermik olma durumuna göre oldukça önemli ölçüde etki etmektedir. Eğer adsorpsiyon ekzotermik ise ortam sıcaklığı azaldıkça adsorpsiyon kapasitesi artacaktır. Bunun aksine, adsorpsiyon endotermik ise sıcaklık artışı ile birlikte adsorpsiyon kapasitesi artacaktır.

Çalışmada sıcaklığın etkisi her iki biyomas içinde 20, 30 ve 40°C'de belirlenmiştir.

Lemna gibba ile yapılan çalışmalarda 0.3 mM konsatrasyonda, 20°C'de Akridin Oranj giderimi, dimer ve monomer için sırasıyla 0.224 ve 0.271 mM/g 30°C'de 0.295 ve 0.296 mM/g ve 40°C'de 0.296 ve 0.298 mM/g olarak belirlenmiştir. Sıcaklığa bağlı adsorpsiyon grafiği Şekil 4.3'te verilmiştir.

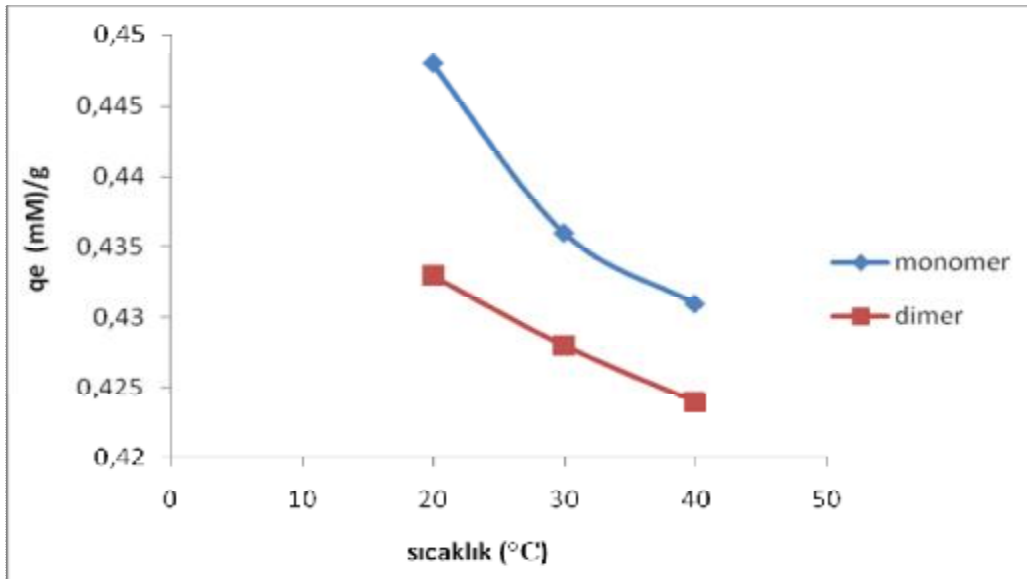


Şekil 4.3. *Lemna gibba* üzerine sıcaklığın etkisi (pH 9, 0.3mM, 150 mesh elek altı)

Görüldüğü gibi sıcaklığın 20°C'den 40°C'ye artmasıyla birlikte *Lemna gibba* bitkisinin adsorpsiyon kapasitesi artmaktadır. Bu da tepkimenin endotermik şekilde gerçekleştiğini göstermektedir. Benzer bir sonuç *Chaetophora elegans* alg türü üzerine kristal viyole adsorpsiyonu çalışmasında elde edilmiştir (Rammel ve ark, 2011).

Ulva lactuca ile yapılan çalışmalarda 0.45 mM konsatrasyonda, 20°C'de dimer ve monomer için sırasıyla 0.433ve 0.448 mM/g 30°C'de 0.428 ve 0.436 mM/g 40°C'de 0.424 ve 0.431 mM boyar madde giderimi belirlenmiştir.

Sonuçlara bakıldığında sıcaklığın yükselmesiyle Akridin Oranj'ın adsorpsiyonu azalmaktadır. Bu da adsorpsiyonun ekzotermik bir tepkimeyle meydana geldiğini göstermektedir. *Ulva lactuca*'nın sıcaklığa bağlı adsorpsiyon grafiği Şekil 4.4'te verilmiştir.



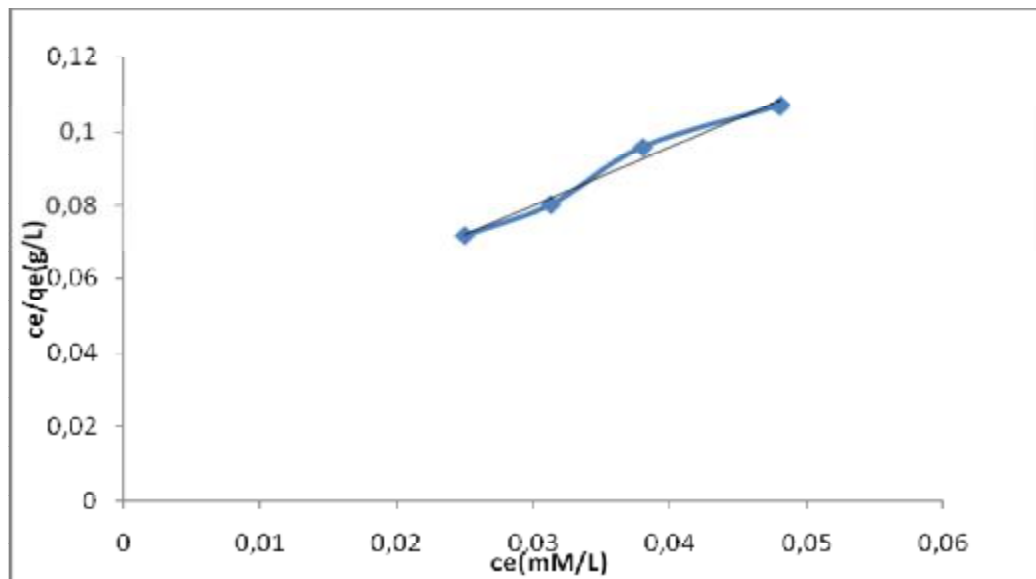
Şekil 4.4. *Ulva lactuca* üzerine sıcaklığın etkisi (pH 2, 0.3mM, 150 mesh elek altı)

4.3. Adsorpsiyon İzotermine Belirlenmesi

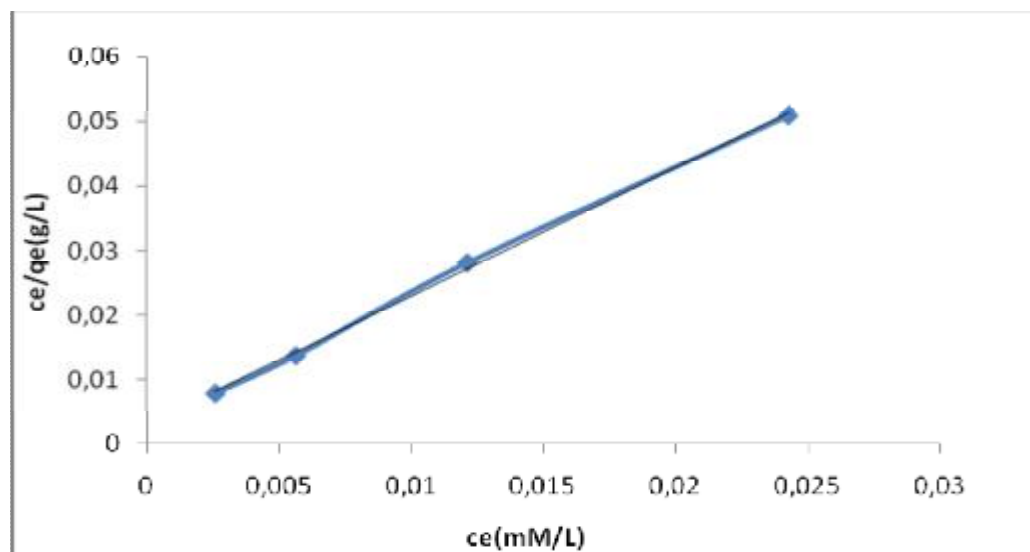
Adsorpsiyon izotermi mühendislik uygulamaları ve çalışmanın modellenmesi açısından önemli teorik hesaplamalardır. Adsorpsiyon izotermi en yaygın kullanılan modeller, Langmuir adsorpsiyon izotermi ve Freundlich

adsorpsiyon izotermidir. Bu çalışmada deneysel veriler her iki modellemeye de uygulanmış, sonuçlar karşılaştırılarak adsorpsiyon izotermi belirlenmiştir.

Ulva lactuca ile yapılan izoterm çalışmaları 0.35-0.5mM konsantrasyonlarda, 20, 30 ve 40°C sıcaklıklarda gerçekleştirilmiştir. Yapılan izoterm deney sonuçlarının Langmuir izoterm modeline uygulanmış grafikleri Şekil 4.5, 4.6, 4.7, 4.8, 4.9 ve 4.10’da verilmiştir.

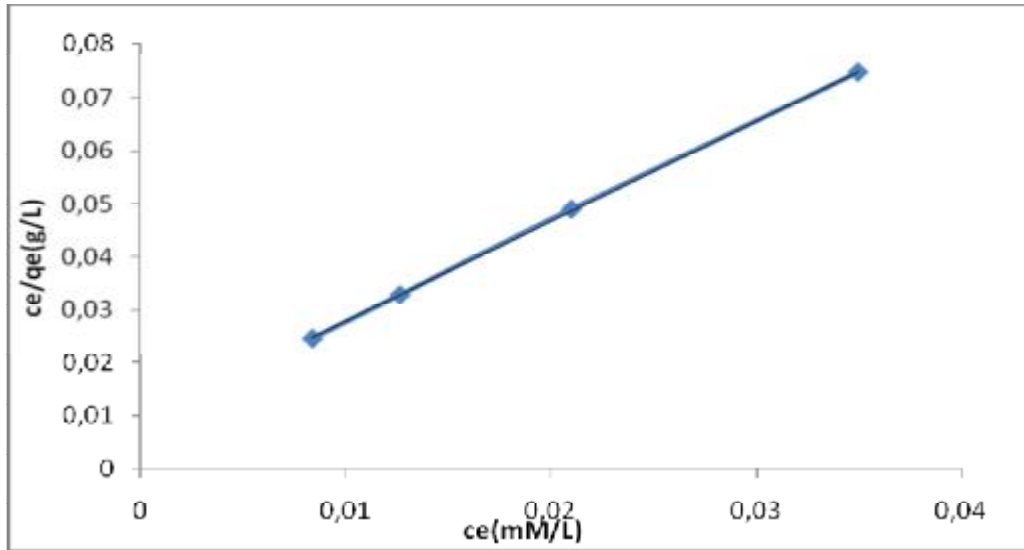


Şekil 4.5. *Ulva lactuca* bitkisinin 20 °C de dimer için Langmuir izoterm grafiği (0.35-0.5mM, pH 2, 150 mesh elek altı)

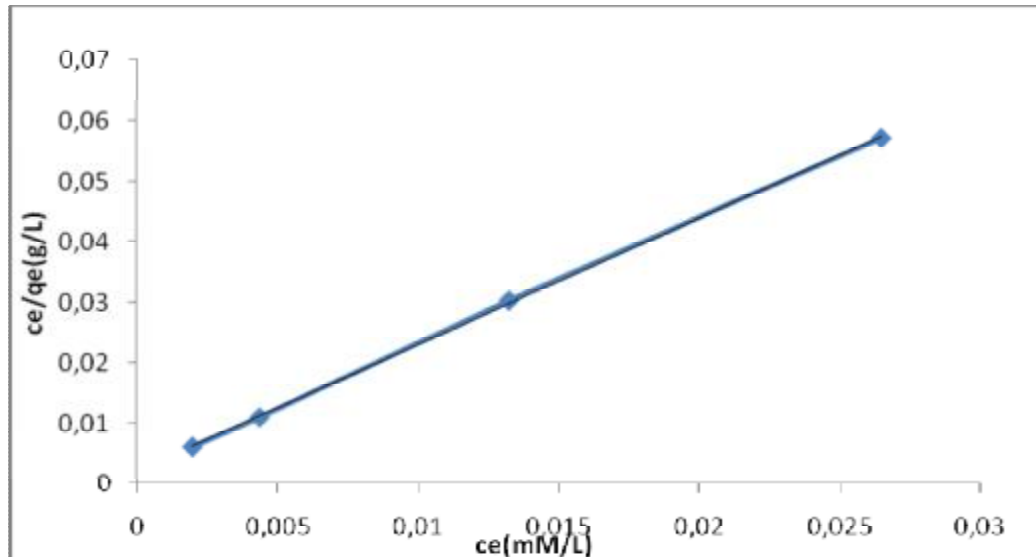


Şekil 4.6. *Ulva lactuca* bitkisinin 20°C' de monomer için Langmuir izoterm grafiği (0.35-0.5mM, pH 2, 150 mesh elek altı)

20°C sıcaklıkta yapılan deneylerde, 0.35, 0.4, 0.45 ve 0.5 mM konsantrasyonlardaki Akridin Oranj adsorpsiyonu dimer için sırasıyla 0.344, 0.39, 0.433, 0.459 mM/g olarak, monomer için ise sırasıyla 0.348, 0.397, 0.444, 0.480 mM/g olarak belirlenmiştir. Akridin Oranj'ın adsorpsiyonla yüzdesel olarak giderimi ise dimer için %94-98 arasında monomer için ise, %94-99 arasında değişmektedir.

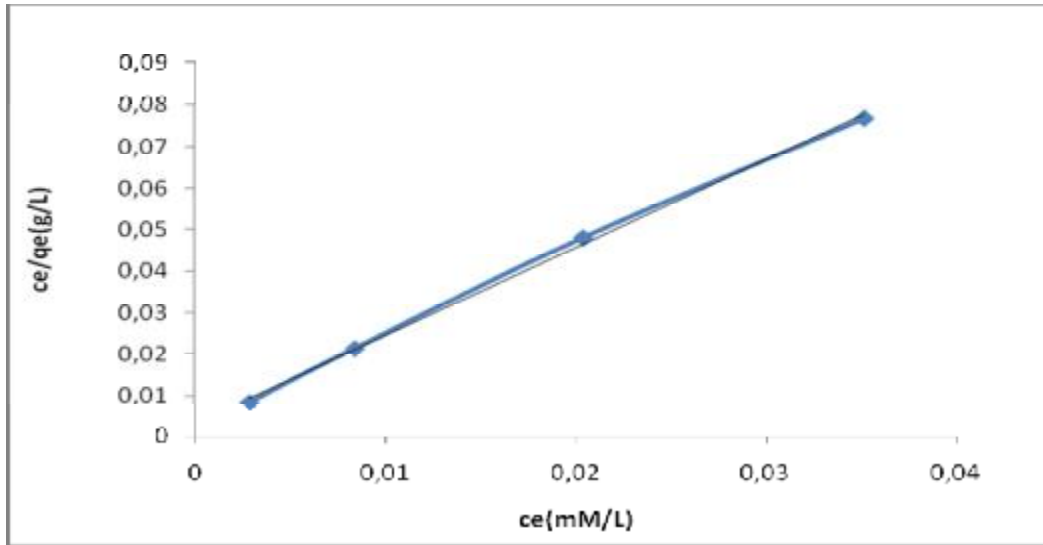


Şekil 4.7. *Ulva lactuca* bitkisinin 30°C' de dimer için Langmuir izoterm grafiği (0.35-0.5mM, pH 2, 150 mesh elek altı)

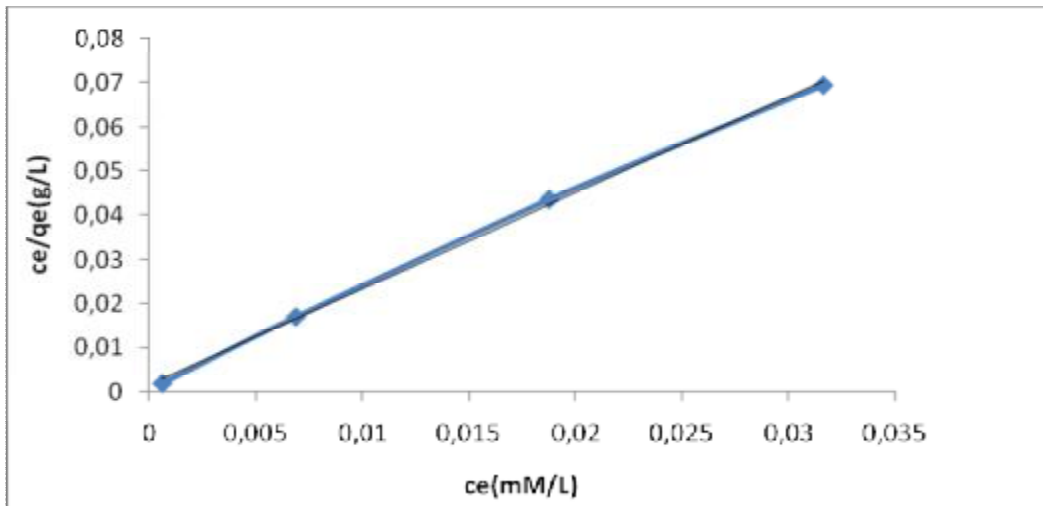


Şekil 4.8. *Ulva lactuca* bitkisinin 30°C de monomer için Langmuir izoterm grafiği (0.35-0.5mM, pH 2, 150 altı mesh elek altı)

30°C sıcaklıkta yapılan deneylerde 0.35, 0.4, 0.45 ve 0.5 mM konsantrasyonlardaki Akridin Oranj'ın dimer giderimi sırasıyla 0.341, 0.387, 0.428, 0.455 mM/g olarak belirlenmiştir. Monomer giderimi ise sırasıyla 0.346, 0.395, 0.436 ve 0.473 mM/g olarak belirlenmiştir. Dimer giderim yüzdesi ise sırasıyla %92-97, monomer giderim yüzdesi ise %94-98 arasında değişmektedir.



Şekil 4.9. *Ulva lactuca* bitkisinin 40°C' de dimer için Langmuir izoterm grafiği (0.35-0.5mM, pH 2, 150 mesh elek altı)



Şekil 4.10. *Ulva lactuca* bitkisinin 40°C' de monomer için Langmuir izoterm grafiği (0.35-0.5mM, pH 2, 150 mesh altı)

40°C sıcaklıkta yapılan deneylerde 0.35, 0.4, 0.45 ve 0.5 mM konsantrasyonlardaki Akridin Oranj dimer adsorpsiyonu sırasıyla, 0.338, 0.384, 0.424 ve 0.449 mM/g olarak belirlenmiştir. Monomer giderimi ise sırasıyla 0.342, 0.391, 0.429 ve 0.464 mM/g olarak belirlenmiştir. Dimer giderim yüzdesi ise %91-96 monomer giderim yüzdesi ise sırasıyla %91-97 arasında değişmektedir.

Bu sonuçlara göre, 0.35 mM konsantrasyondan 0.5mM konsantrasyona gidildikçe qe değeri artarken giderim yüzdesinde önemli bir değişme olmayıp tüm konsantrasyonlarda yüksek bir yüzdesel giderim elde edilmiştir. Bunun nedeni çalışılan düşük konsantrasyonlarda biyomas yüzeyinin tam olarak doygunluğa ulaşmamış olmasıdır.

Çizelge 4.1 ve 4.2’de verilen Langmuir izoterm parametrelerine göre sıcaklığın 20°C’den 40°C’ye yükselmesiyle hem monomer hem dimer için a_L ve K_L değerleri artarken, maksimum Akridin Oranj gideriminde (Q_{max}) azalış gözlenmektedir.

Çizelge 4.1. *Ulva lactuca* bitkisinin dimer için Langmuir izoterm parametreleri ve maksimum Akridin Oranj adsorpsiyon değerleri

Sıcaklık (°C)	a_L (L/mM ⁻¹)	K_L (L/g ⁻¹)	R^2	Q_{max} (mMg ⁻¹)
20	47,09	30,300	0,959	0,64350
30	209,22	111,11	0,999	0,53107
40	706,33	333,33	0,999	0,47185

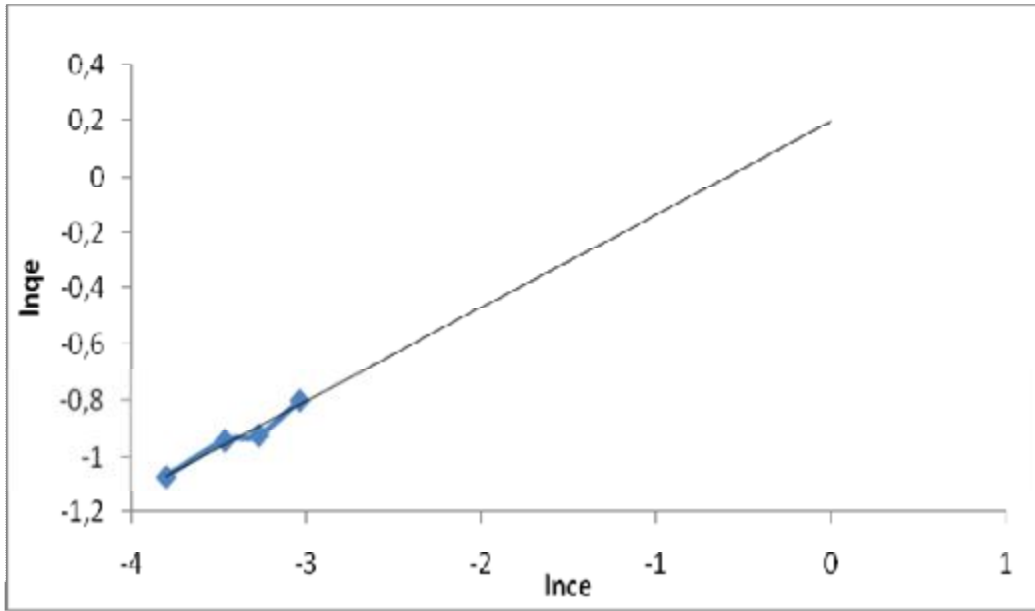
Çizelge 4.2. *Ulva lactuca* bitkisinin monomer için Langmuir izoterm parametreleri ve maksimum Akridin Oranj adsorpsiyon değerleri

Sıcaklık (°C)	a_L (L/mM ⁻¹)	K_L (L/g ⁻¹)	R^2	Q_{max} (mMg ⁻¹)
20	663,33	333,33	0,998	0,50251
30	1042,0	500,00	0,999	0,47984
40	2184,0	1000,0	0,998	0,45787

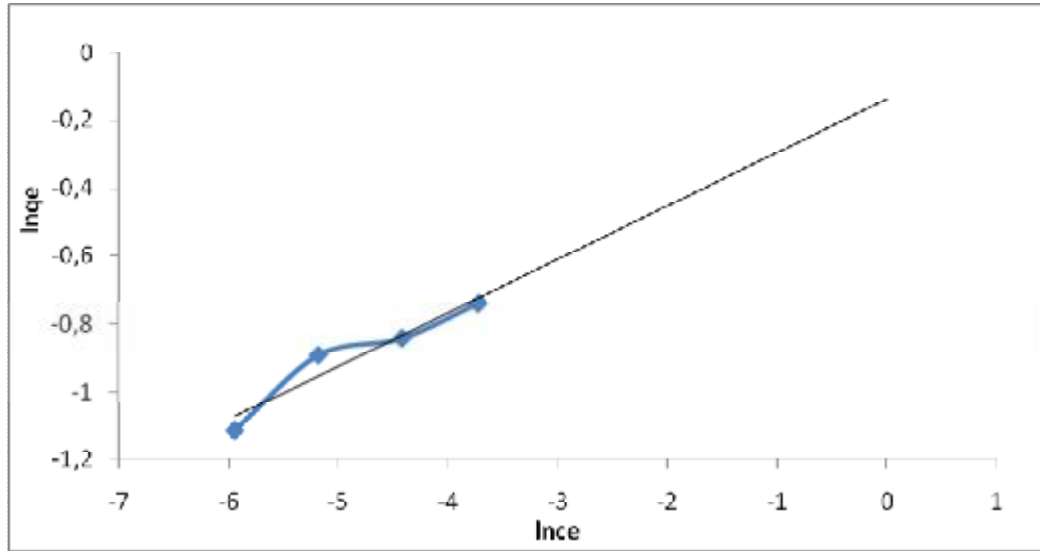
Langmuir izoterm çalışmasında dimer gideriminde sıcaklığın 20°C’den 30°C’ye artmasıyla birlikte adsorpsiyon kapasitesinde %7.2, sıcaklığın 30°C’den 40°C’ye artmasıyla %11.2 azalış gözlenirken, sıcaklığın 20°C’den 40°C’ye

artmasıyla %26 azalış gözlenmektedir. Monomer gideriminde ise sıcaklığın 20°C'den 30°C'ye artmasıyla birlikte adsorpsiyon kapasitesinde %4.5, sıcaklığın 30°C'den 40°C'ye artmasıyla %4, azalış gözlenirken, sıcaklığın 20°C'den 40°C'ye artmasıyla %8.9 azalış gözlenmektedir. Bu sonuçlar adsorpsiyonun egzotermik bir reaksiyon olduğunu ve sıcaklığın artmasıyla birlikte adsorpsiyonun azaldığını göstermektedir.

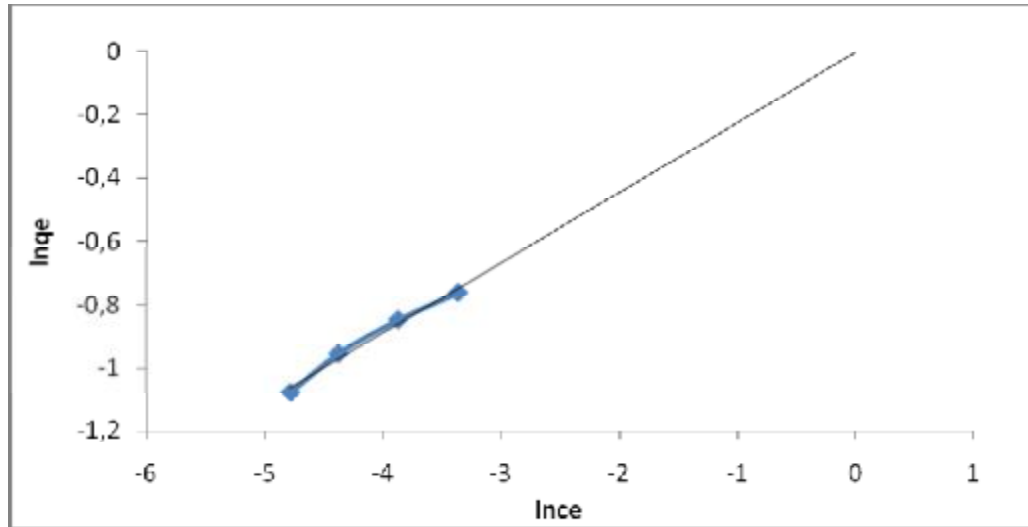
Ulva lactuca bitkisiyle yapılan izoterm deney sonuçlarının Freundlich izoterm modeline uygulanmış grafikleri Şekil 4.11, 4.12, 4.13, 4.14, 4.15 ve 16' da verilmiştir. Bu grafiklerden elde edilen Freundlich izoterm parametreleri Çizelge 4.3 ve 4.4. te verilmiştir.



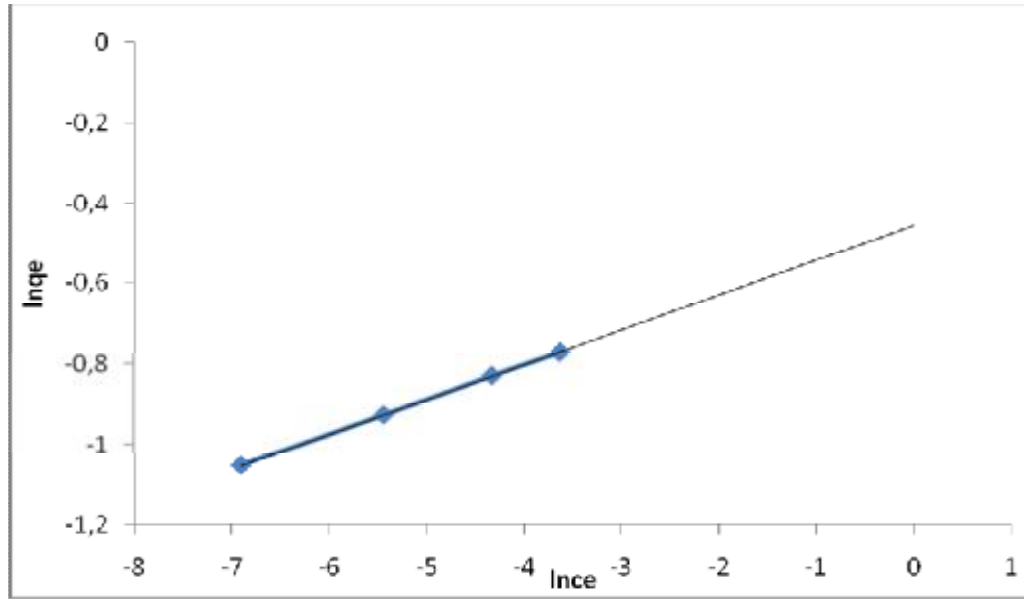
Şekil 4.11. *Ulva lactuca* bitkisinin 20°C'de dimer için Freundlich izoterm grafikleri (0.35-0.5mM, pH 2, 150 mesh elek altı)



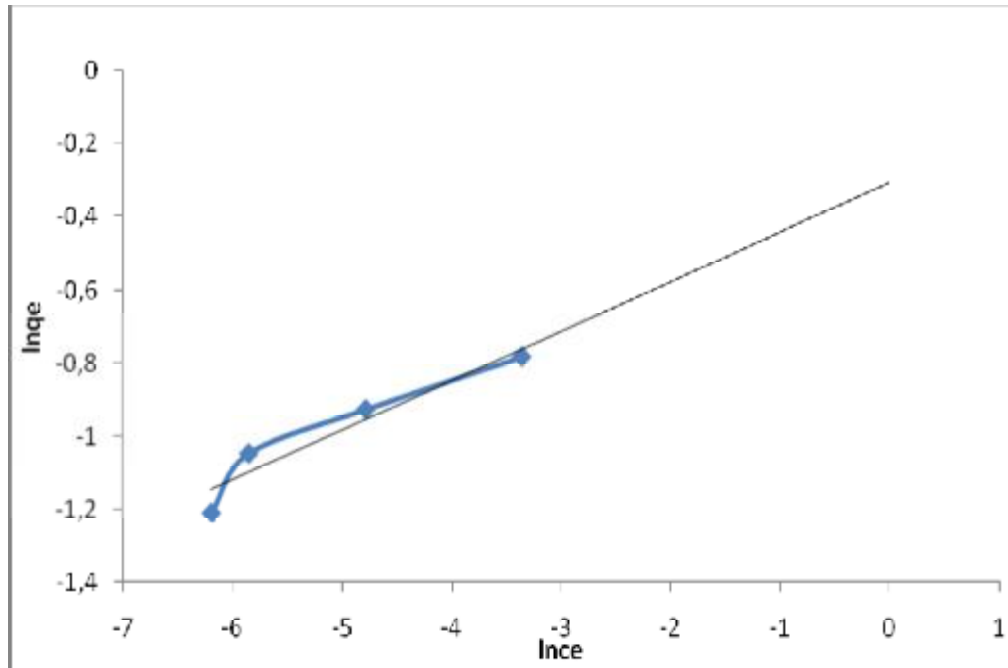
Şekil 4.12. *Ulva lactuca* bitkisinin 20°C’de monomer için Freundlich izoterm grafikleri (0.35-0.5 mM, pH 2, 150 mesh elek altı)



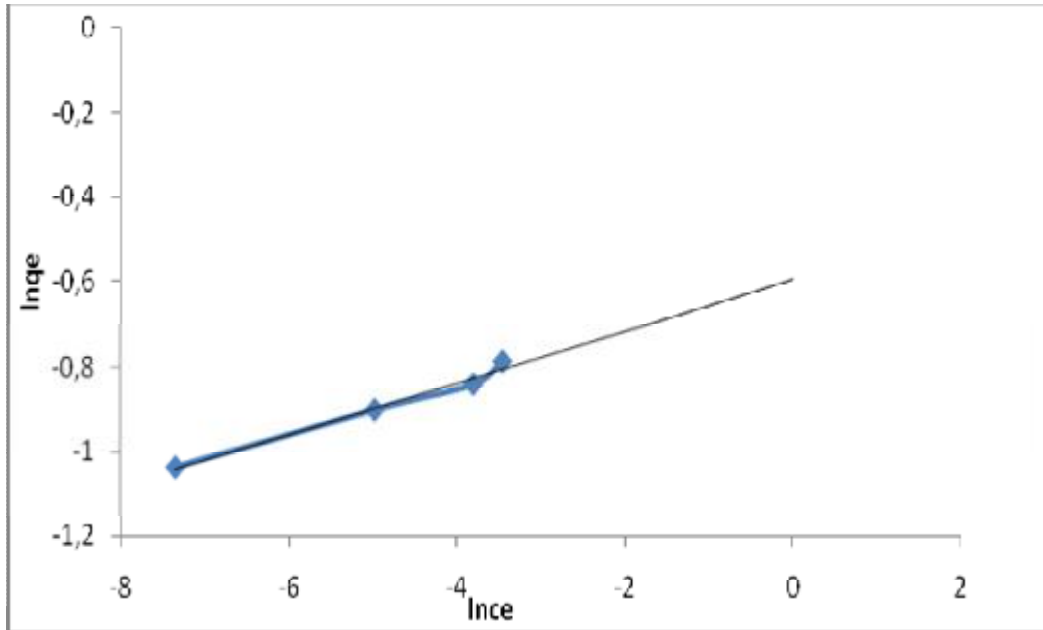
Şekil 4.13. *Ulva lactuca* bitkisinin 30°C’de dimer için Freundlich izoterm grafikleri (0.35-0.5 mM, pH 2, 150 mesh elek altı)



Şekil 4.14. *Ulva lactuca* bitkisinin 30°C’de monomer için Freundlich izoterm grafikleri (0.35-0.5 mM, pH 2, 150 mesh elek altı)



Şekil 4.15. *Ulva lactuca* bitkisinin 40°C’de dimer için Freundlich izoterm grafikleri (0.35-0.5 mM, pH 2, 150 mesh elek altı)



Şekil 4.16. *Ulva lactuca* bitkisinin 40°C'de monomer için Freundlich izoterm grafikleri (0.35-0.5 mM, pH 2, 150 mesh elek altı)

Çizelge 4.3. *Ulva lactuca* bitkisinin dimer için Freundlich izoterm parametreleri

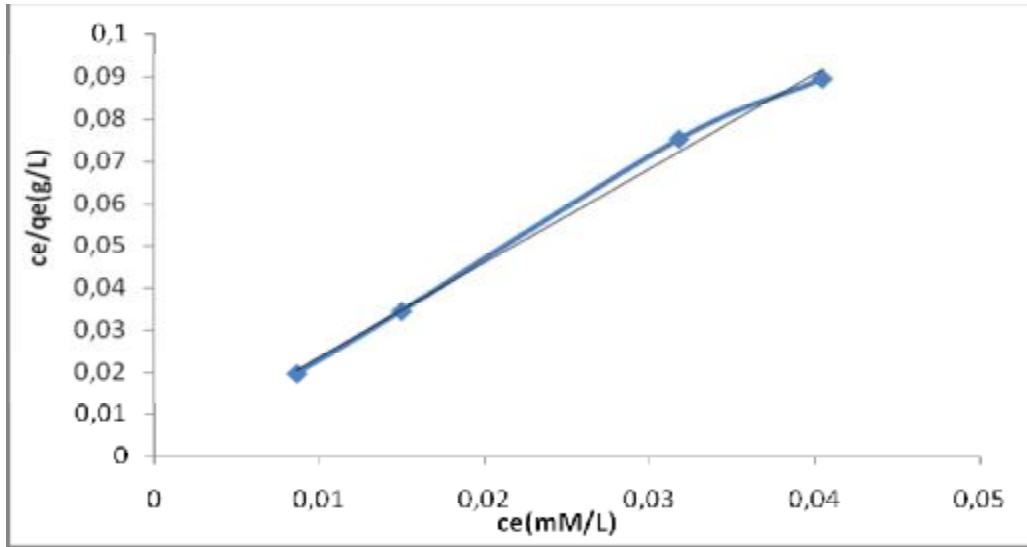
Sıcaklık (°C)	n	K _f	R ²
20	3,597	1,22	0,924
30	4,524	1,006	0,985
40	6,711	1,293	0,969

Çizelge 4.4. *Ulva lactuca* bitkisinin monomer Freundlich izoterm parametreleri

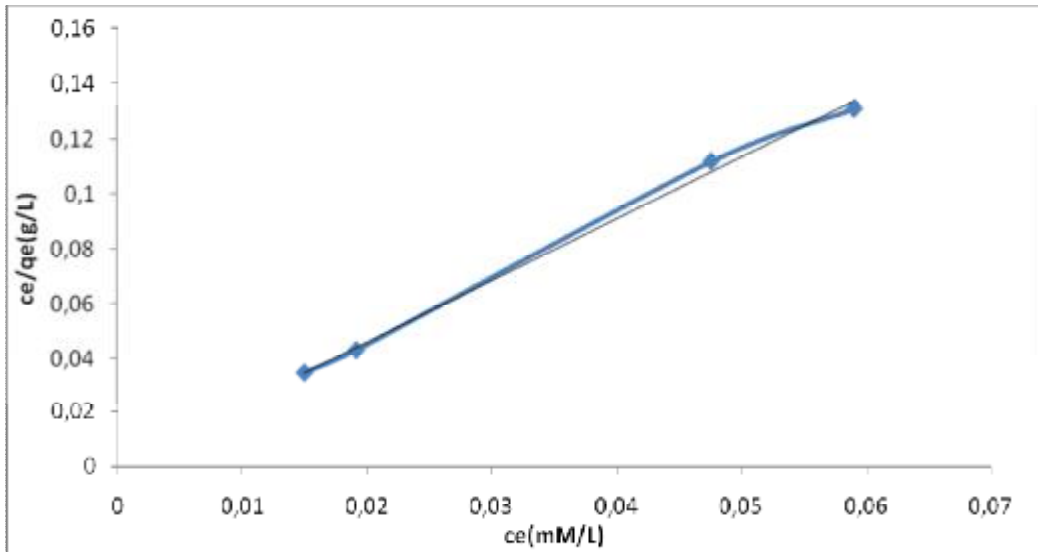
Sıcaklık (°C)	n	K _f	R ²
20	6,313	1,114	0,923
30	11,76	1,58	0,997
40	16,66	1,81	0,977

Sıcaklığın artmasıyla birlikte Freundlich sabitleri, n ve K_f değerlerinin arttığı görülmektedir. Bu sonuçlara göre sıcaklığın 20°C'den 40°C'ye artışı sonucu adsorpsiyon veriminde azalış gözlenmiştir.

Lemna gibba ile yapılan izoterm deneyleri 0.3-0.5 mM konsantrasyonlarda 20°C, 30°C ve 40°C sıcaklıklarda gerçekleştirilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre Langmuir izoterm grafikeri şekil 4.17, 4.18, 4.19, 4.20, 4.21 ve 4.22' de verilmiştir.

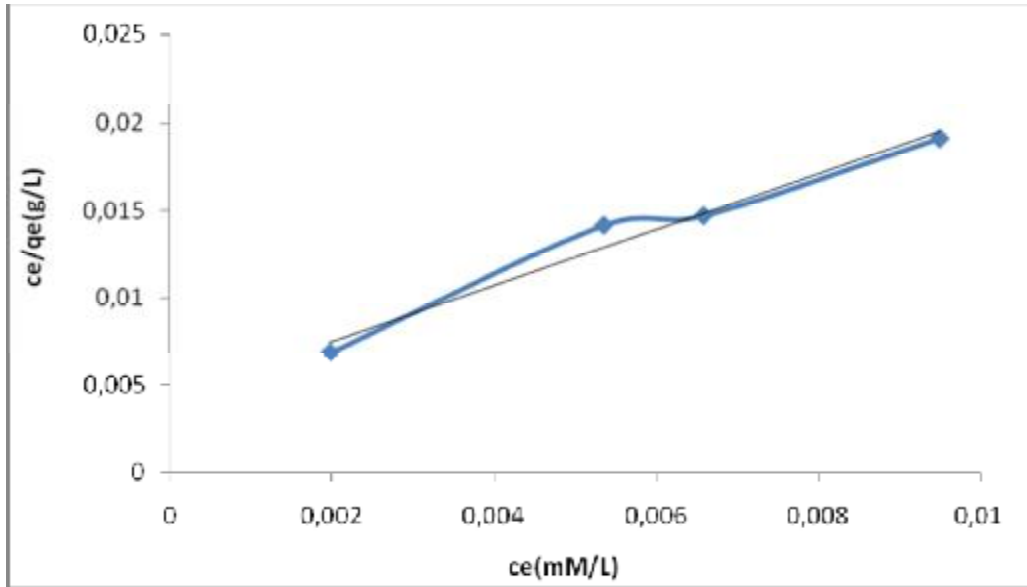


Şekil 4.17. *Lemna gibba* bitkisinin 20 °C’de dimer için Langmuir izoterm grafikleri (0.3-0.5 mM, pH 9, 150 mesh elek altı)

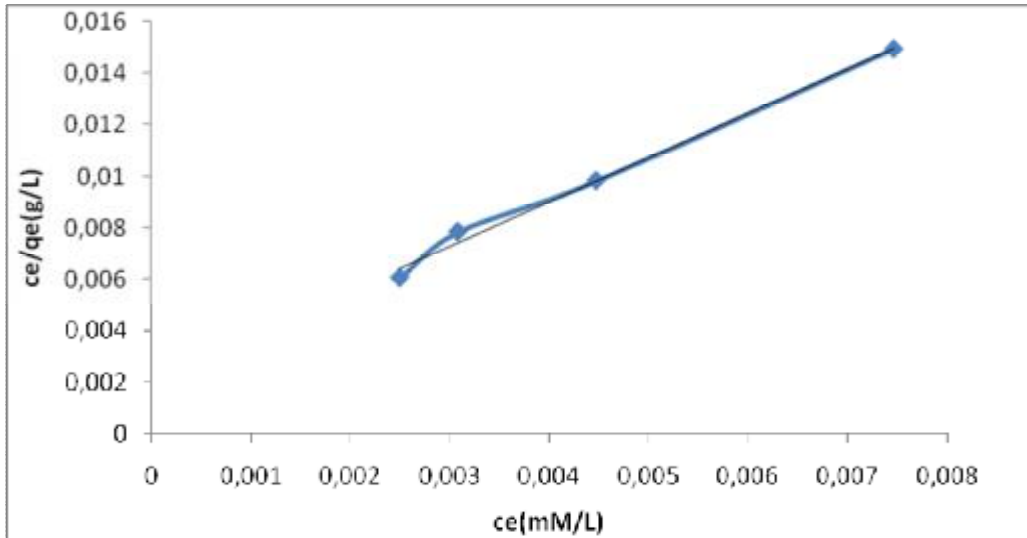


Şekil 4.18. *Lemna gibba* bitkisinin 20 °C’de monomer için Langmuir izoterm grafikleri (0.3-0.5 mM, pH 9, 150 mesh elek altı)

20°C sıcaklıkta yapılan deneylerde 0.3, 0.4, 0.45 ve 0.5mM konsantrasyonlardaki Akridin Oranj’ın dimer adsorpsiyonu sırasıyla, 0.224, 0.329, 0.391 ve 0.409 mM/g olarak belirlenmiştir. Monomer giderimi ise 0.271, 0.381, 0.438 ve 0.445 mM/g olarak belirlenmiştir. Yüzdesel olarak adsorpsiyon ise dimer için %76-83, monomer için %91-93 arasında değişmektedir.

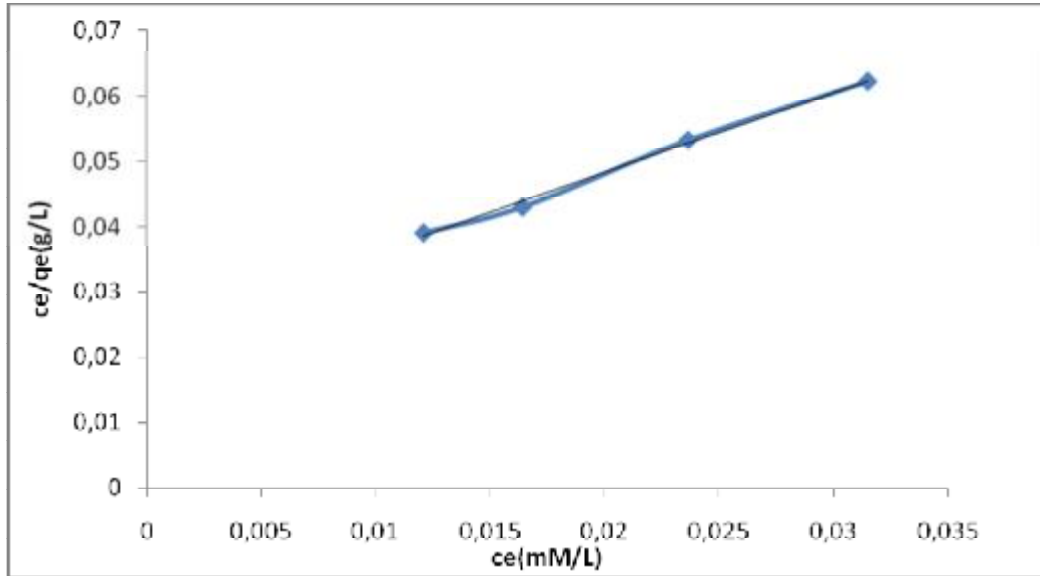


Şekil 4.19. *Lemna gibba* bitkisinin 30°C'de dimer için Langmuir izoterm grafikleri (0.3-0.5 mM, pH 9, 150 mesh elek altı)

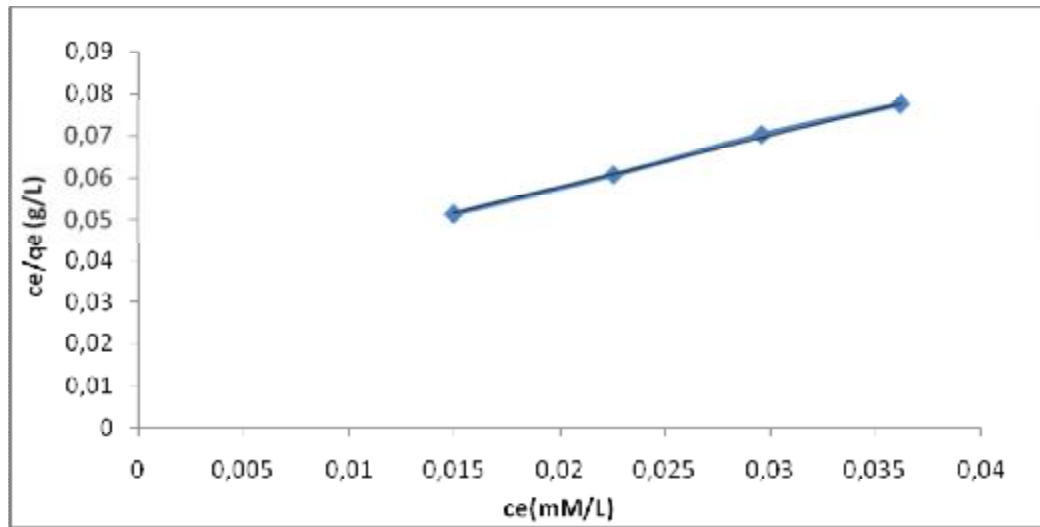


Şekil 4.20. *Lemna gibba* bitkisinin 30°C'de monomer için Langmuir izoterm grafikleri (0.3-0.5 mM, pH 9, 150 mesh elek altı)

30°C sıcaklıkta yapılan deneylerde, 0.3, 0.4, 0.45 ve 0.5 mM konsantrasyonlardaki Akridin Oranj'ın dimer adsorpsiyonu sırasıyla 0.295, 0.389, 0.443 ve 0.492 mM/g olarak belirlenmiştir. Monomer giderimi ise 0.296, 0.393, 0.445 ve 0.493 mM/g olarak belirlenmiştir. Yüzdesel olarak giderim ise hem monomer hem dimer için %97-99 arasında değişmektedir.



Şekil 4.21. *Lemna gibba*. bitkisinin 40°C’de dimer için Langmuir izoterm grafikleri (0.3-0.5 mM, pH 9, 150 mesh elek altı)



Şekil 4.22. *Lemna gibba* bitkisinin 40°C’de monomer için Langmuir izoterm grafikleri (0.3-0.5 mM, pH 9, 150 mesh elek altı)

40°C sıcaklıkta yapılan deneylerde ise, 0.3, 0.4, 0.45 ve 0.5 mM konsantrasyonlardaki Akridin Oranj’ın dimer adsorpsiyonu sırasıyla, 0.296, 0.392, 0.446 ve 0.495 mM/g olarak, monomer adsorpsiyonu ise sırasıyla 0.298, 0.394, 0.447 ve 0.496 olarak belirlenmiştir. Yüzdesel olarak giderim ise hem monomer hem dimer için %97-99 arasında değişmektedir.

Bu sonuçlara göre 0.3 mM konsantrasyondan 0.5 mM konsantrasyona gidildikçe q_e değeri artarken giderim yüzdesinde önemli bir değişim olmayıp tüm konsantrasyonlarda yüksek yüzdesel giderim elde edilmiştir. Bunun nedeni çalışılan düşük konsantrasyonlarda biyomas yüzeyinin tam olarak doygunluğa ulaşmamış olmasıdır.

Çizelge 4.5 ve 4.6’da dimer ve monomer için Langmuir izoterm parametreleri ve maksimum Akridin Oranj adsorpsiyon değerleri verilmiştir. 20°C’den 40°C’ye gidildikçe a_L ve K_L değerleri azalırken, Q_{max} değerlerinde artış gözlenmektedir.

Çizelge 4.5. *Lemna gibba* bitkisinin dimer için Langmuir izoterm parametreleri ve maksimum Akridin Oranj adsorpsiyon değerleri

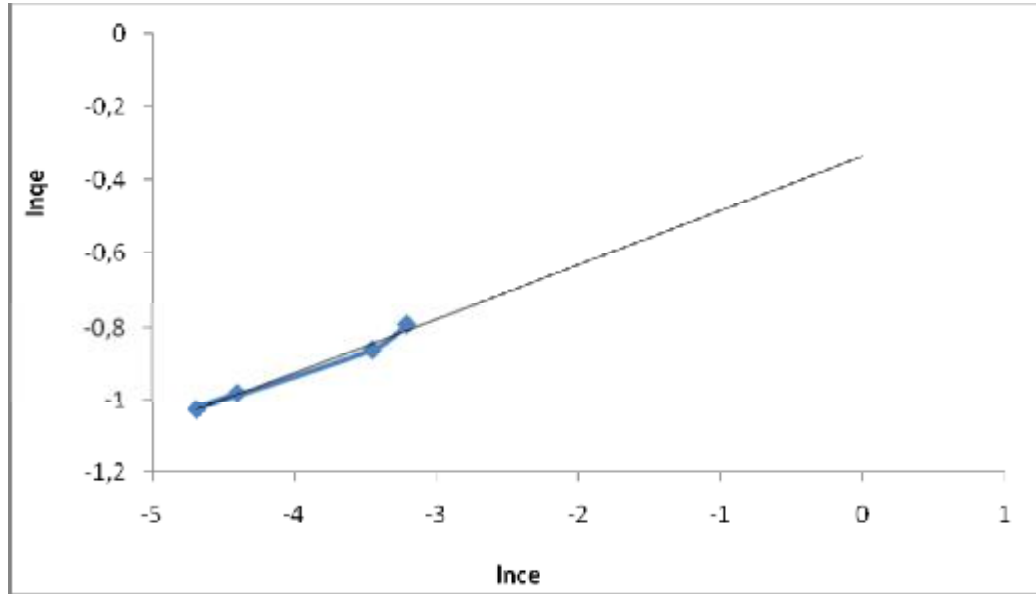
Sıcaklık (°C)	a_L (L/mM ⁻¹)	K_L (L/g ⁻¹)	R^2	Q_{max} (mMg ⁻¹)
20	2229	1000	0,994	0,4486
30	497,5	250	0,972	0,6253
40	50,75	41,66	0,996	0,8210

Çizelge 4.6. *Lemna gibba* bitkisinin monomer için Langmuir izoterm parametreleri ve maksimum Akridin Oranj adsorpsiyon değerleri

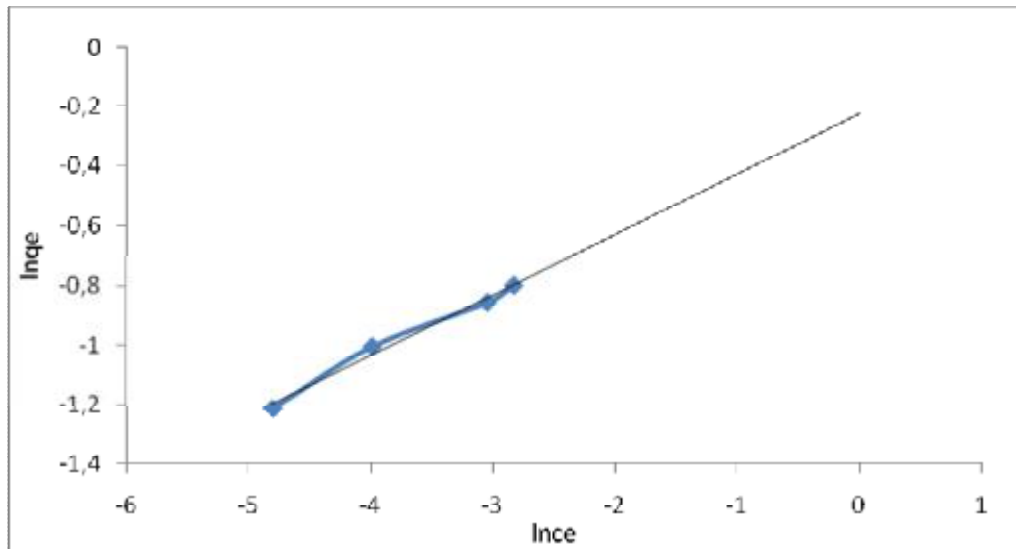
Sıcaklık (°C)	a_L (L/mM ⁻¹)	K_L (L/g ⁻¹)	R^2	Q_{max} (mMg ⁻¹)
20	2240	1000	0,994	0,4464
30	813,5	500	0,998	0,6146
40	37,2	30,3	0,996	0,8143

Langmuir izoterm çalışmasında sıcaklığın 20°C’den 30°C’ye artmasıyla birlikte dimer gideriminde adsorpsiyon kapasitesi %39.5, monomer gideriminde ise %37.6 artarken, sıcaklığın 30°C’den 40°C’ye artmasıyla dimer gideriminde adsorpsiyon kapasitesi %31, monomer gideriminde %32 artış göstermiştir. Sıcaklığın 20°C’den 40°C’ye çıkmasıyla birlikte ise, adsorpsiyon kapasitesi dimer gideriminde %83, monomer gideriminde %82 artış göstermektedir. Bu durum, adsorpsiyonun endotermik bir reaksiyon olduğunu ve sıcaklığın artmasıyla birlikte biyomas yüzeyindeki aktif fonksiyonel gruplar arttığı için Akridin Oranj gideriminde artış gerçekleştiğini göstermektedir.

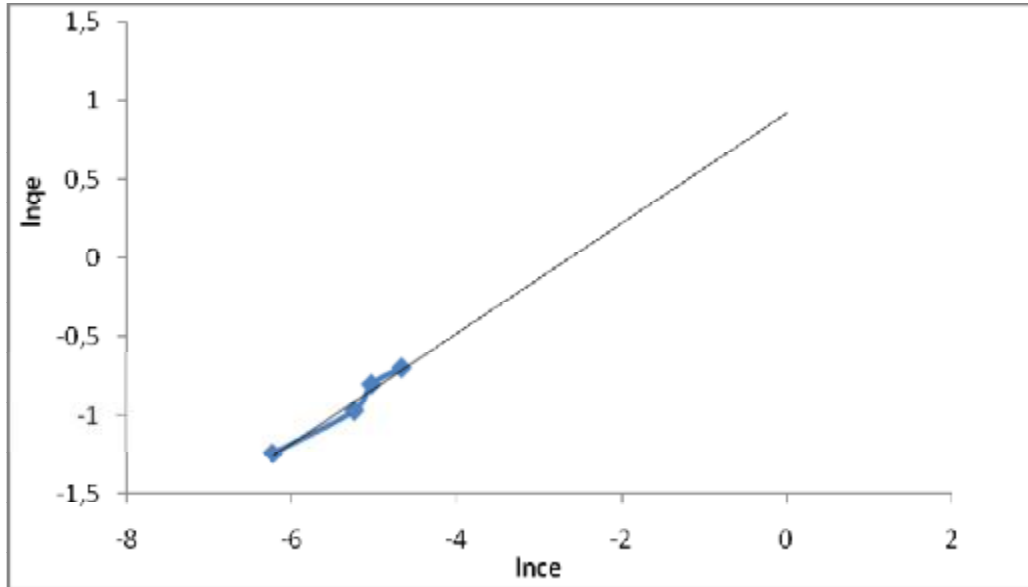
Lemna gibba ile yapılan deneylerin Freundlich izoterm grafikleri Şekil 4.23, 4.24, 4.25, 4.26, 4.27 ve 4.28’ de verilmiştir.



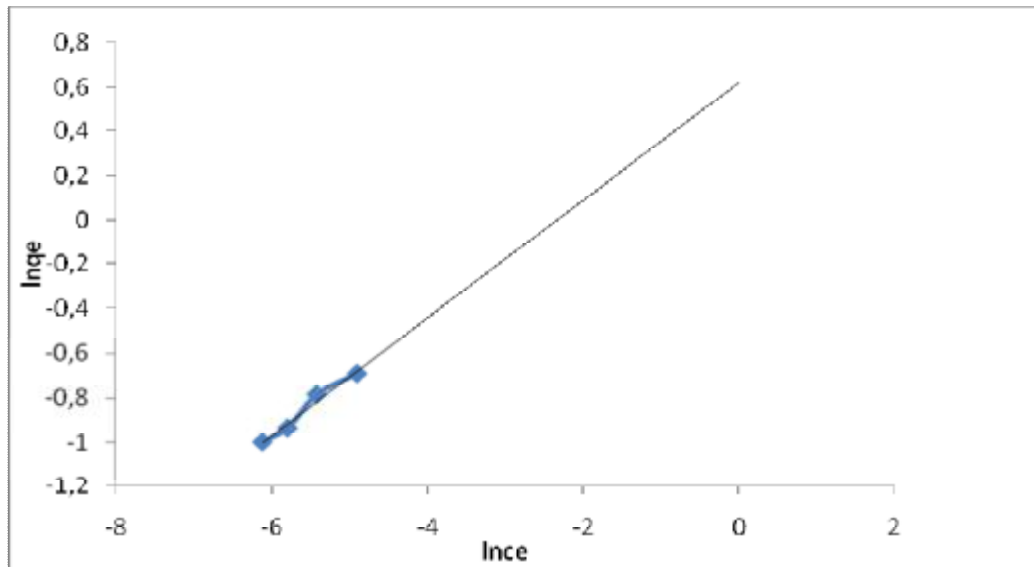
Şekil 4.23. *Lemna gibba* bitkisinin 20°C’de dimer için Freundlich izoterm grafikleri (0.3-0.5 mM, pH 9, 150 mesh ekel altı)



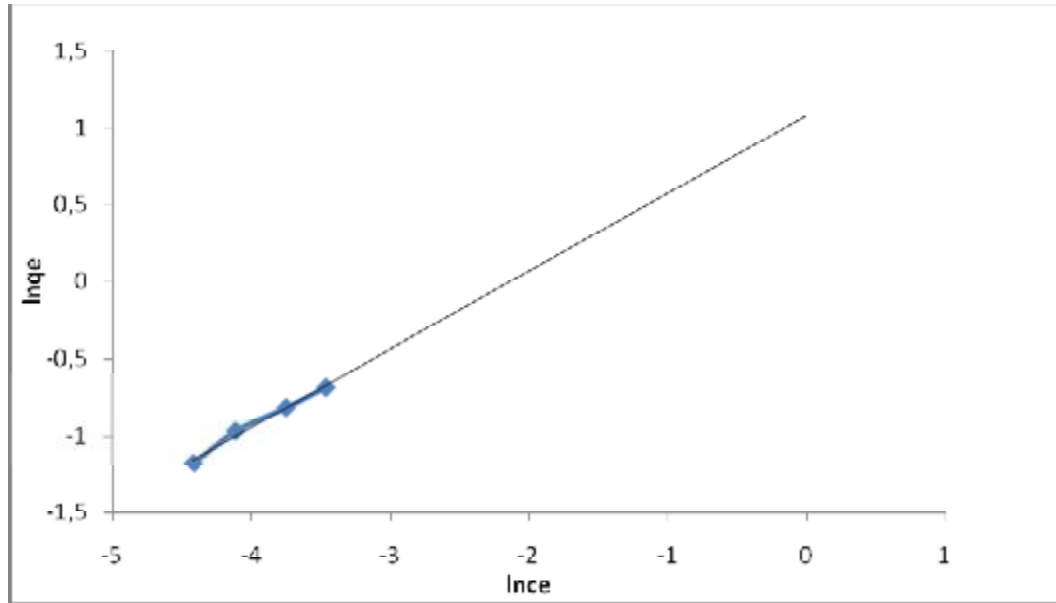
Şekil 4.24. *Lemna gibba* bitkisinin 20°C’de monomer için Freundlich izoterm grafikleri (0.3-0.5 mM, pH 9, 150 mesh elek altı)



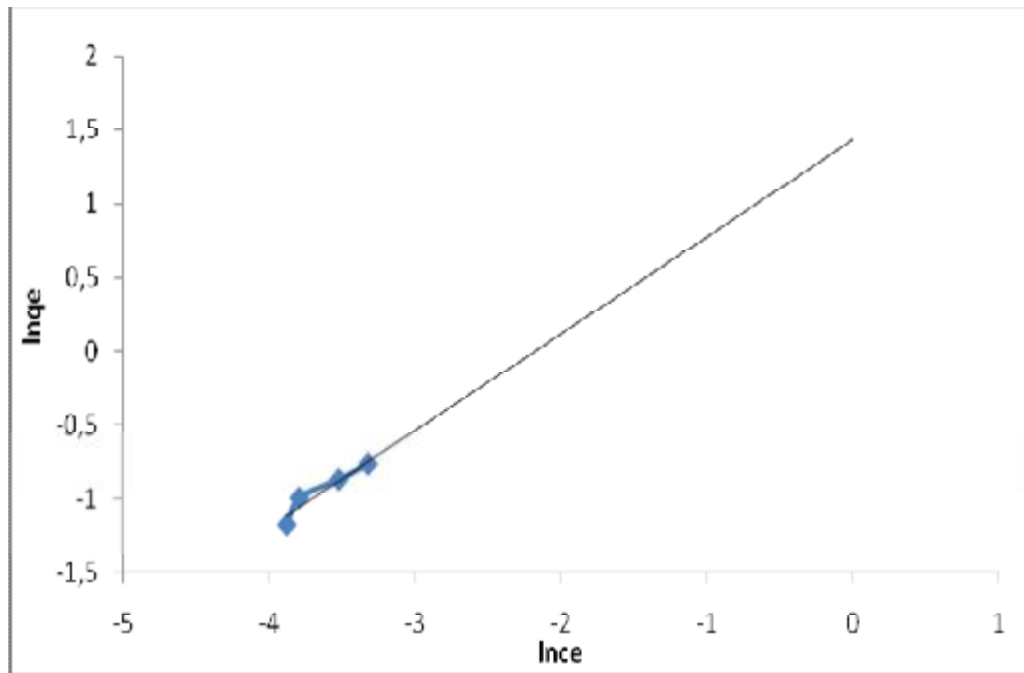
Şekil 4.25. *Lemna gibba* bitkisinin 30°C’de dimer için Freundlich izoterm grafikleri (0.3-0.5 mM, pH 9, 150 mesh elek altı)



Şekil 4.26. *Lemna gibba* bitkisinin 30°C’de monomer için Freundlich izoterm grafikleri (0.3-0.5 mM, pH 9, 150 mesh elek altı)



Şekil 4.27. *Lemna gibba* bitkisinin 40°C’de dimer için Freundlich izoterm grafikleri (0.3-0.5 mM, pH 9, 150 mesh elek altı)



Şekil 4.28. *Lemna gibba* bitkisinin 40°C’de monomer için Freundlich izoterm grafikleri (0.3-0.5 mM, pH 9, 150 mesh elek altı)

Çizelge 4.7. *Lemna gibba* bitkisiyle Akridin Oranj gideriminde dimer için Freundlich izoterm parametreleri

Sıcaklık (°C)	n	k _f	R ²
20	6,75	1,38	0,975
30	2,85	2,51	0,969
40	1,98	2,93	0,986

Çizelge 4.8. *Lemna gibba* bitkisiyle Akridin Oranj gideriminde monomer için Freundlich izoterm parametreleri

Sıcaklık (°C)	n	k _f	R ²
20	5,84	1,37	0,990
30	3,74	1,89	0,952
40	1,70	3,53	0,915

Yapılan deneyler sonucunda, Freundlich izoterm sabitleri Çizelge 4.7 ve Çizelge 4.8’de görülmektedir.

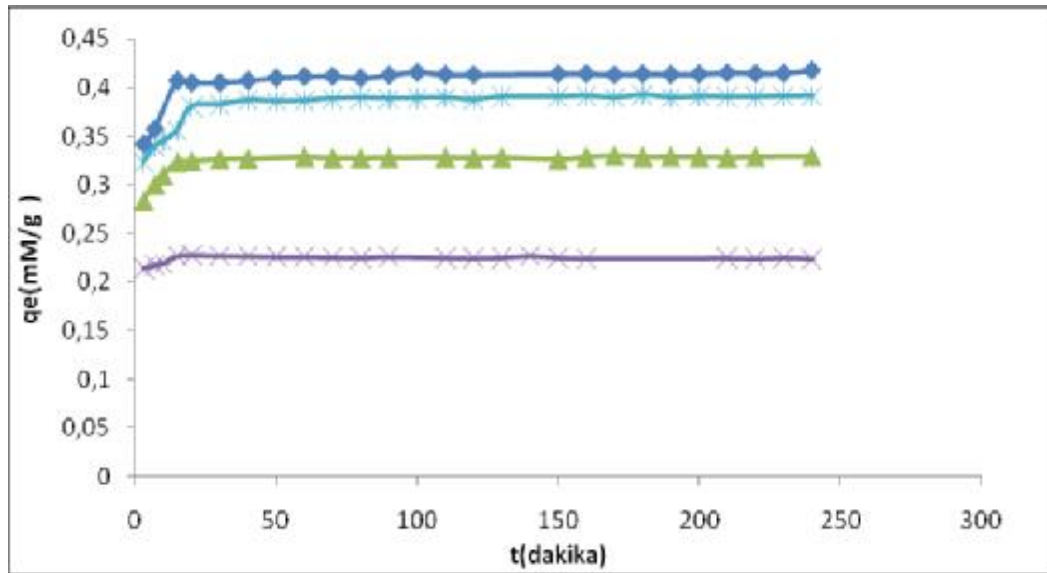
Sıcaklığın artmasıyla birlikte Freundlich sabitleri, n ve K_f değerlendirildiğinde, n değerlerinin azaldığı buna karşın K_f değerlerinin arttığı görülmektedir. Bu sonuçlara göre sıcaklığın 20°C’den 40°C’ye artışı sonucu adsorbent yüzeyindeki fonksiyonel grup sayısının artmasıyla adsorpsiyon veriminde artış gözlenmiştir.

Ulva lactuca ve *Lemna gibba* üzerine Akridin Oranj’ın adsorpsiyonun da yapılan izoterm deneyleri sonucunda, korelasyon katsayılarına bakılarak sistemin Langmuir izotermine olan uygunluğunun Freundlich izotermine olan uygunluğundan daha iyi olduğu görülmüştür. Korelasyon katsayısının 1’e yakınlığı uygunluğun bir göstergesidir. Bu sonuca bakılarak, Akridin Oranj gideriminin tek tabakalı adsorpsiyon yoluyla daha iyi gerçekleştiği sonucuna varılmaktadır. Benzer bir sonuç Metilen Mavisinin *Enteromorpha spp.* bitkisine adsorpsiyonunda bulunmuştur (Ncibi ve ark., 2009).

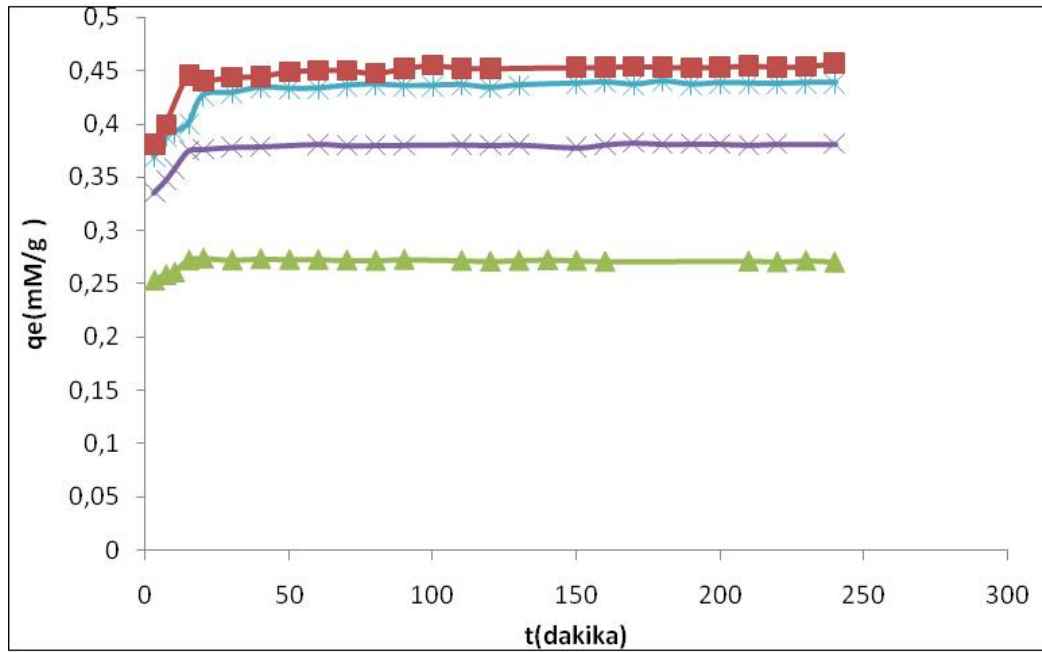
4.4. Boyar Madde Konsatrasyonunun Zamana Bağlı Olarak Adsorpsiyon Üzerine Etkisi

Sucul makrofitler *Lemna gibba* ve *Ulva lactuca* tarafından Akridin Oranj'ın sulu ortamdan adsorpsiyon tekniği ile uzaklaştırılması üzerine konsatrasyonun zamana bağlı etkisi belirli zaman aralıklarında örnek alarak incelenmiştir.

Şekil 4.29 ve Şekil 4.30'da *Lemna gibba* bitkisiyle yapılan çalışmanın zamana karşı q_e grafiği verilmiştir. Deneyler 0.3, 0.4, 0.45, 0.5 konsatrasyonlarda belirli zaman aralıklarında (3, 7, 15, 20. Dakika ve 10'ar dakika aralıklarla 240 dakika) örnek alınarak gerçekleştirilmiştir.



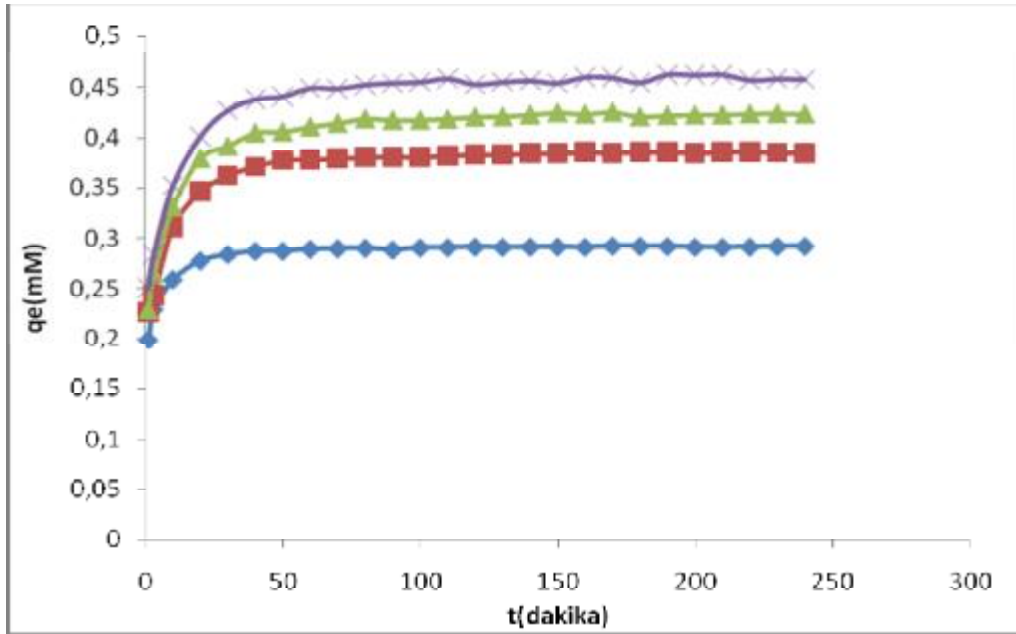
Şekil 4.29. *Lemna gibba* bitkisi için Akridin Oranj konsantrasyonunun dimer adsorpsiyonu üzerine etkisi (♦: 0.5mM, *: 0.45mM, ▲: 0.4mM, x: 0.3mM 20°C, pH 9, 150 mesh elek altı)



Şekil 4.30. *Lemna gibba* bitkisi için Akridin Oranj konsantrasyonunun monomer adsorpsiyonu üzerine etkisi 490(■: 0.5mM, * : 0.45mM , x:0.4mM, ▲ : 0.3 mM, 20°C, pH 9, 150 mesh elek altı)

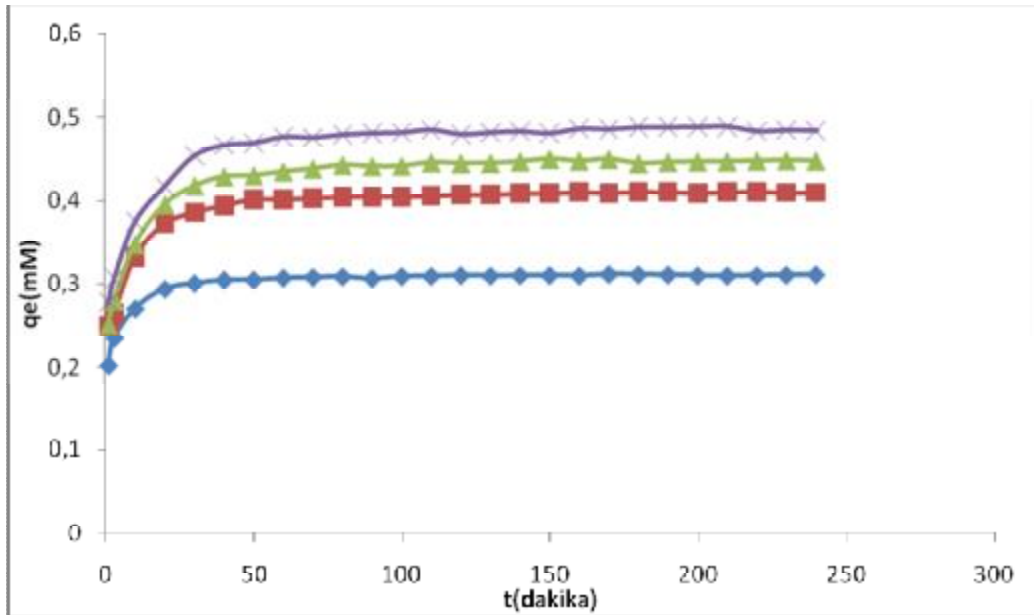
Yapılan deneylerde, *Lemna gibba* üzerine Akridin Oranj'ın adsorpsiyonu dört konsantrasyon (0.3, 0.4, 0.45, 0.5, mM) içinde, hem monomer hem dimer gideriminde ilk 15 dakikalık zaman diliminde hızlı bir şekilde gerçekleşmiştir. Daha sonraki kısımda ise, adsorpsiyon yavaşlamış ve 40. dakikada dengeye ulaşmıştır. Denge anından sonra adsorplanan boya miktarında değişim olmamıştır.

Şekil 4.31 ve Şekil 4.32 de *Ulva lactuca* bitkisiyle yapılan çalışmanın zamana karşı q_e grafiği verilmiştir. Deneyler 0.3, 0.4, 0.45, 0.5 konsantrasyonlarda belirli zaman aralıklarında (1, 3, 10. Dakika ve 10'ar dakika aralıklarla 240 dakika) örnek alınarak gerçekleştirilmiştir.



Şekil 4.31. *Ulva lactuca* bitkisi dimer için Akridin Oranj konsantrasyonunun adsorpsiyon üzerine etkisi (x:0.5mM ▲:0.45, ■: 0.4mM, ◆: 0.3mM,, 20°C, pH 2, 150 mesh elek altı)

0.5



Şekil 4.32. *Ulva lactuca* bitkisi monomer için Akridin Oranj konsantrasyonunun adsorpsiyon üzerine etkisi (x:0.5mM ▲:0.45, ■: 0.4mM, ◆: 0.3mM,, 20°C, pH 2, 150 mesh elek altı)

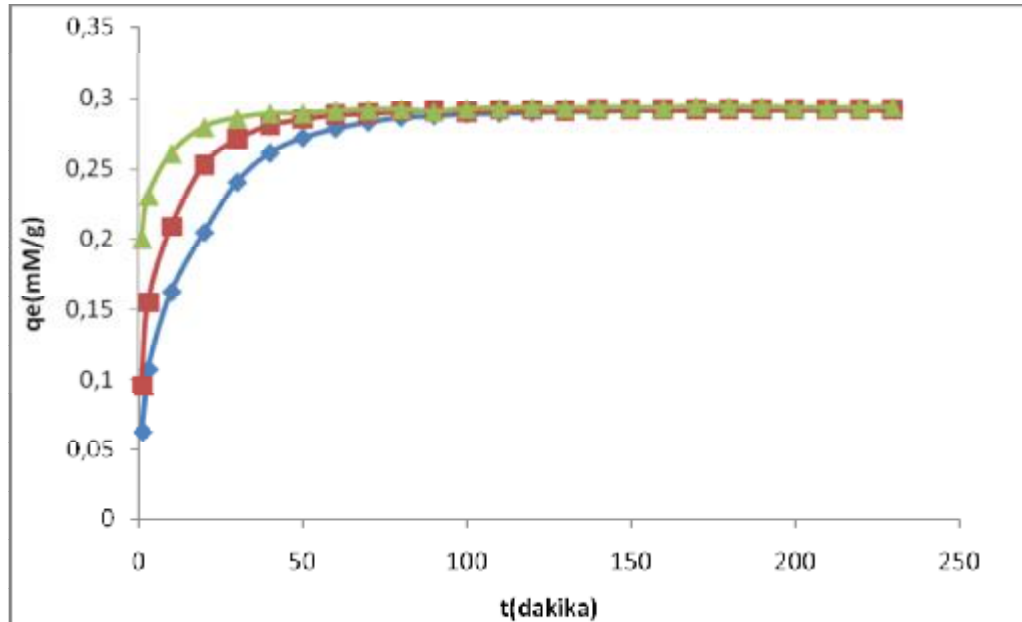
Ulva lactuca üzerine Akridin Oranj adsorpsiyonu için yapılan deneyde adsorpsiyon, dört konsantrasyonda da hem dimer hem monomer için ilk 20 dakika boyunca hızlı bir şekilde gerçekleşmiştir. İlk 20 dakikadan sonraki kısımda ise adsorpsiyon yavaşlamış ve 50. dakikada dengeye ulaşmıştır. Denge anından sonra adsorplanan boya miktarında değişim görülmemiştir.

Bu sonuçlardan yola çıkılarak adsorbatın farklı başlangıç konsantrasyonlarının adsorpsiyonun dengeye ulaşma süresine hiçbir etkisi olmadığı söylenebilir.

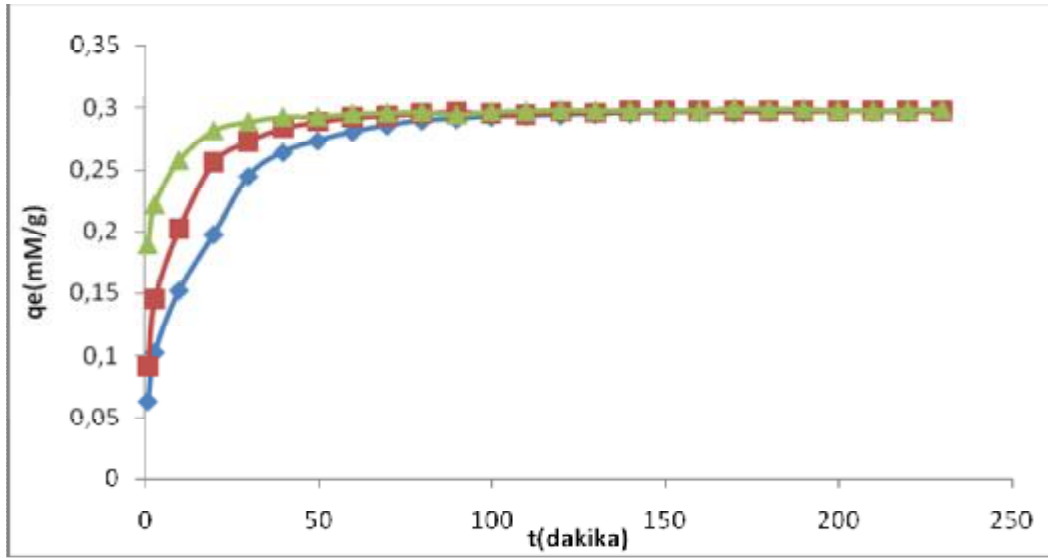
4.5. Partikül Çapının Zamana Bağlı Olarak Adsorpsiyon Üzerine Etkisi

Adsorpsiyon deneylerinde partikül çapı oldukça önemli parametrelerdendir. Bu deneyde 150 mesh elek altı, 150 mesh elek üstü ve 30/35 mesh elek altı çaplı partiküller, 20°C’de 0.3 mM konsantrasyonda çalışılmıştır. Deneyler belirli zaman aralıklarında örnek alınarak gerçekleştirilmiştir.

Şekil 4.33 ve şekil 4.34 de *Ulva lactuca* bitkisinin 3 partikül çapının zamana karşı q_e grafikleri verilmiştir.



Şekil 4.33. *Ulva lactuca* bitkisi dimer gideriminde partikül çapının zamana bağlı olarak adsorpsiyon üzerine etkisi (▲: 150 mesh altı, ■: 150 mesh elek üstü, ◆: 30/35 mesh elek altı 20°C, 0.3 mM, pH 2)

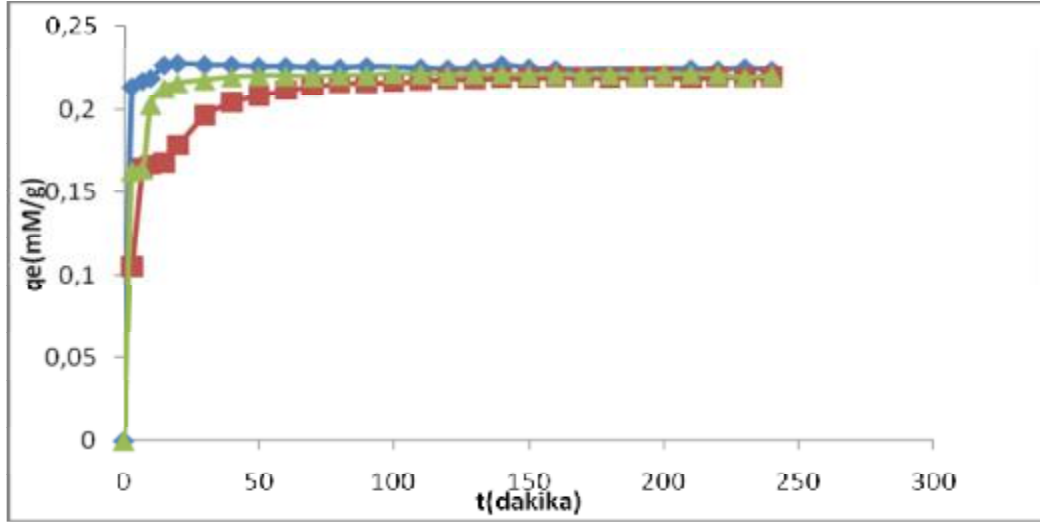


Şekil 4.34. *Ulva lactuca* bitkisi monomer gideriminde partikül çapının zamana bağlı olarak adsorpsiyon üzerine etkisi (▲: 150 mesh altı, ■: 150 mesh elek üstü, ◆: 30/35 mesh elek altı 20°C, 0.3 mM, pH 2)

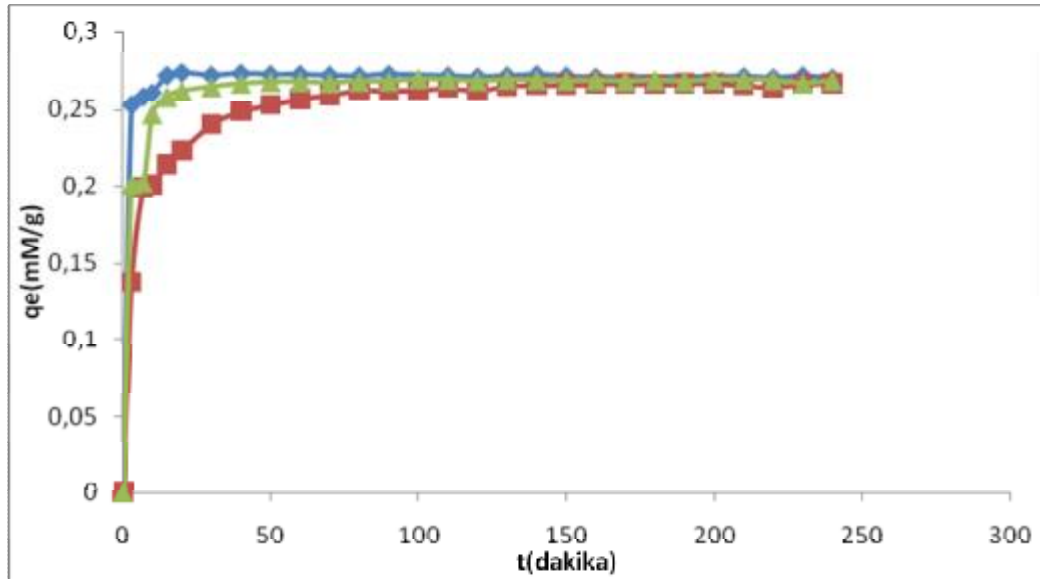
Ulva lactuca bitkisinin farklı partikül çaplarına sahip örneklerinde, üç partikül çapı içinde numunelerde ilk 20 dakikada oldukça hızlı bir şekilde adsorpsiyon gerçekleştirmiştir. Daha sonra adsorpsiyon 150 mesh elek altı, 150 mesh elek üstü ve 30/35 mesh elek altı çaplarda (hem monomer hem dimer için) sırasıyla, 50., 90. ve 130. dakikalarda dengeye ulaşmıştır. Denge anından sonra ise adsorpsiyonda değişiklik olmamıştır.

Bu sonuçların yanı sıra ilk 20 dk içerisindeki Akridin Oranj'ın adsorpsiyon yüzdesi 30/35 mesh elek altı, 150 mesh elek üstü ve 150 mesh elek altı çaplarda sırasıyla dimer için %68, %84 ve %93 monomer için ise %67, %85 ve %93 olarak bulunmuştur. Adsorpsiyon denge kapasiteleri kıyaslandığında 150 mesh elek altı çaptaki adsorplama kapasitesi diğer iki partikül çapından çok az farkla da olsa daha yüksektir. Bunun nedeni partikül çapının küçülmesiyle boyar maddenin temas edebildiği yüzey alanının artmasıdır.

Lemna gibba ile yapılan deneyler 30/35 mesh elek altı, 150 mesh elek üstü ve 150 mesh elek altı çaplarda gerçekleştirilmiştir. Partikül çaplarının zamana bağlı q_e grafikleri şekil 4.35 ve 4.36'da verilmiştir.



Şekil 4.35. *Lemna gibba* bitkisiyle dimer gideriminde partikül çapının zamana bağlı olarak adsorpsiyon üzerine etkisi (▲: 150 mesh elek üstü, ■: 30/35 mesh elek altı, ◆: 150 mesh elek altı 20°C, 0.3 mM, pH 9)



Şekil 4.36. *Lemna gibba* bitkisiyle monomer gideriminde partikül çapının zamana bağlı olarak adsorpsiyon üzerine etkisi (▲: 150 mesh elek üstü, ■: 30/35 mesh elek altı, ◆: 150 mesh elek altı 20°C, 0.3 mM, pH 9)

Lemna gibba bitkisinin farklı partikül çaplarına sahip örneklerinde üç partikül çapı içinde numuneler ilk 15 dakikada oldukça hızlı bir şekilde adsorpsiyon gerçekleştirmiştir. 15. dakikadan sonra adsorpsiyon yavaşlamış, 30/35 mesh elek altı, 150 mesh elek üstü ve 150 mesh elek altı çaplar için sırasıyla (hem monomer hem

dimer gideriminde) 50., 90. ve 150. dakikalarda dengeye ulaşmıştır. Denge anından sonra ise adsorpsiyonda değişiklik olmamıştır.

Bu sonuçların yanı sıra ilk 10 dakika içerisindeki *Lemna gibba* bitkisiyle Akridin Oranj'ın yüzde giderimi ise 150 mesh elek altı, 150 mesh elek üstü ve 30/35 mesh elek altı çaplarda sırasıyla dimer için; %68, %61 ve %56 olarak, monomer için ise %69, %63 ve %57 olarak bulunmuştur. Bunun nedeni partikül çapının küçülmesiyle boyar maddenin temas edebildiği yüzey alanının artmasıdır. Benzer bir sonuç deniz algi *Ulva fascinata* ile çinko adsorpsiyonu çalışmasında bulunmuştur (Kumar ve ark., 2007).

4.6. Kinetik Modelleme

Kinetik modelleme, mühendislik uygulamalarında, etkin temas süresi, sistemin çalışabilirliği, kullanılacak ham maddenin uygunluğu gibi parametrelerin belirlenmesi için kullanılmaktadır.

Bu çalışmada adsorpsiyon sisteminin kinetiği incelenmiş olup adsorpsiyonun Pseudo-second order modeline uygunluğuna bakılmıştır. *Lemna gibba* ve *Ulva lactuca* üzerine Akridin Oranj adsorpsiyonu için yapılan deneyler sonucunda her iki bitki içinde kinetik modelleme sonuçlarının Pseudo-second order kinetik modeline uyum sağladığı gözlemlenmiştir.

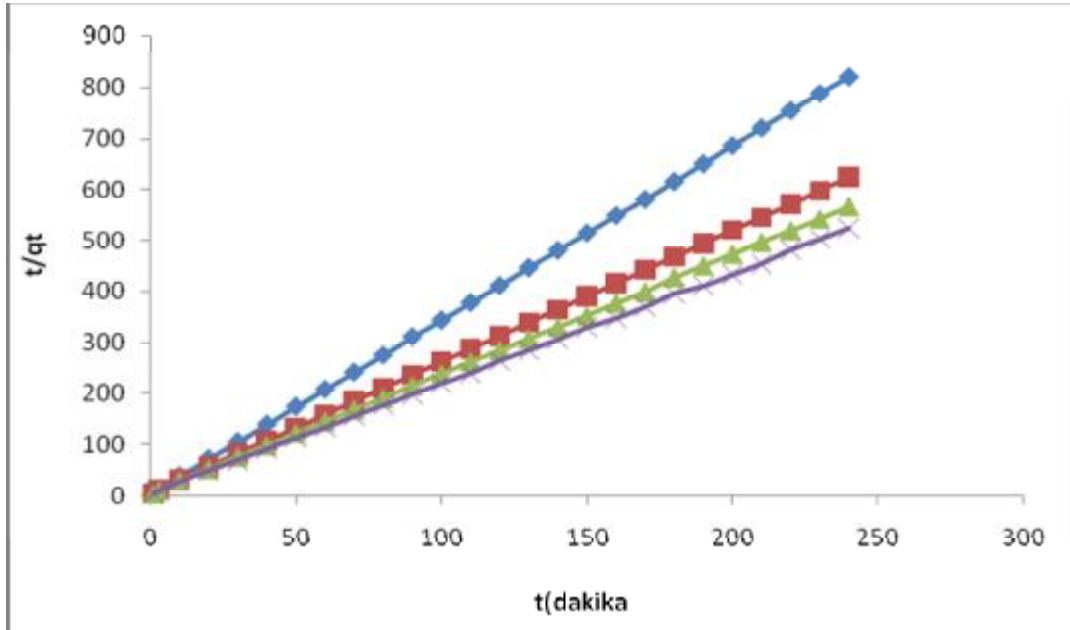
4.6.1 Akridin Oranj Konsantrasyonunun Adsorpsiyon Kinetiği Üzerine Etkisi

Akridin Oranj konsantrasyonunun adsorpsiyon kinetiği üzerine etkisi, Pseudo-second order kinetik modellemesi kullanılarak belirlenmiştir.

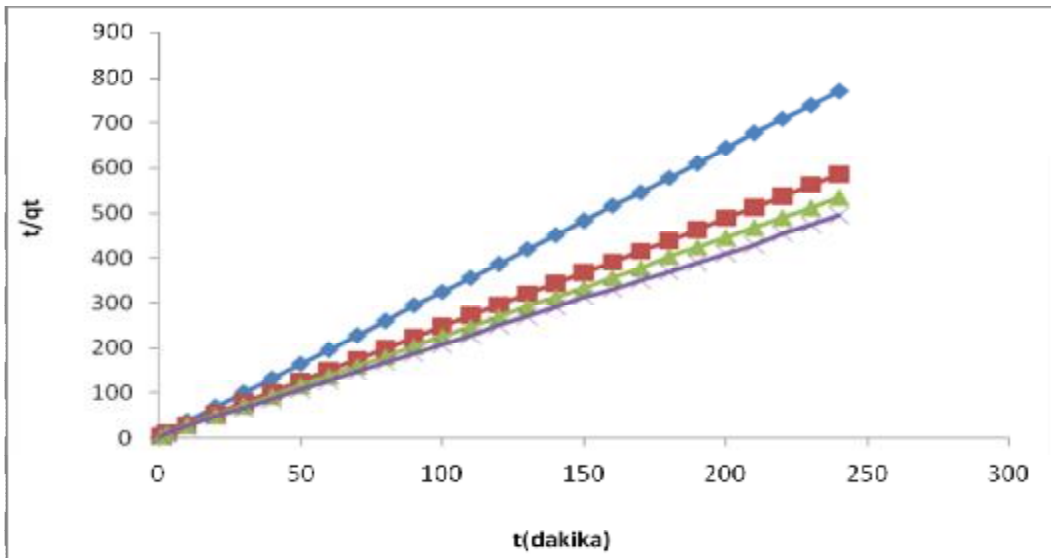
Adsorpsiyon kinetiği zamana bağlı olarak, 0.3, 0.4, 0.45, ve 0.5 mM boya konsantrasyonlarında 150 mesh elek altı çapında, 20°C'de ve 240 dk temas süresi ile incelenmiştir.

Ulva lactuca bitkisiyle gerçekleştirilen adsorpsiyon çalışmasının Pseudo-second order kinetik modeline uygun grafikleri Şekil 4.37 ve Şekil 4.38'de verilmiştir.

t/q_t 'nin t 'ye karşı grafiği çizilerek elde edilen Pseudo-second order parametreleri Çizelge 4.9 ve Çizelge 4.10'da verilmiştir.



Şekil 4.37. *Ulva lactuca* bitkisi ile Akridin Oranj'ın farklı başlangıç konsantrasyonları ile elde edilmiş adsorpsiyon değerlerinin dimer için Pseudo-second order kinetik modellemesi (♦: 0.3mM, ■: 0.4mM, ▲: 0.45mM, x: 0.5 mM ,20°C, pH 2)



Şekil 4.38. *Ulva lactuca* bitkisi ile Akridin Oranj'ın farklı başlangıç konsantrasyonları ile elde edilmiş adsorpsiyon değerlerinin monomer için Pseudo-second order kinetik modellemesi (♦: 0.3mM, ■: 0.4mM, ▲: 0.45mM, x: 0.5 mM ,20°C, pH 2, 150 mesh elek altı)

Çizelge 4.9. *Ulva lactuca* bitkisi ile Akridin Oranj uzaklaştırılmasında dimer için hesaplanan Pseudo-second order parametreleri

C_0 (mM)	qe deneysel (mM/g)	qe teo (mM/g)	k_{2ad} (	R^2
0,5	0.458	0.464	0.9660	0.999
0,45	0.433	0.438	1.0826	0.999
0,4	0,390	0.394	1.4431	1
0,3	0.293	0.294	3.8677	1

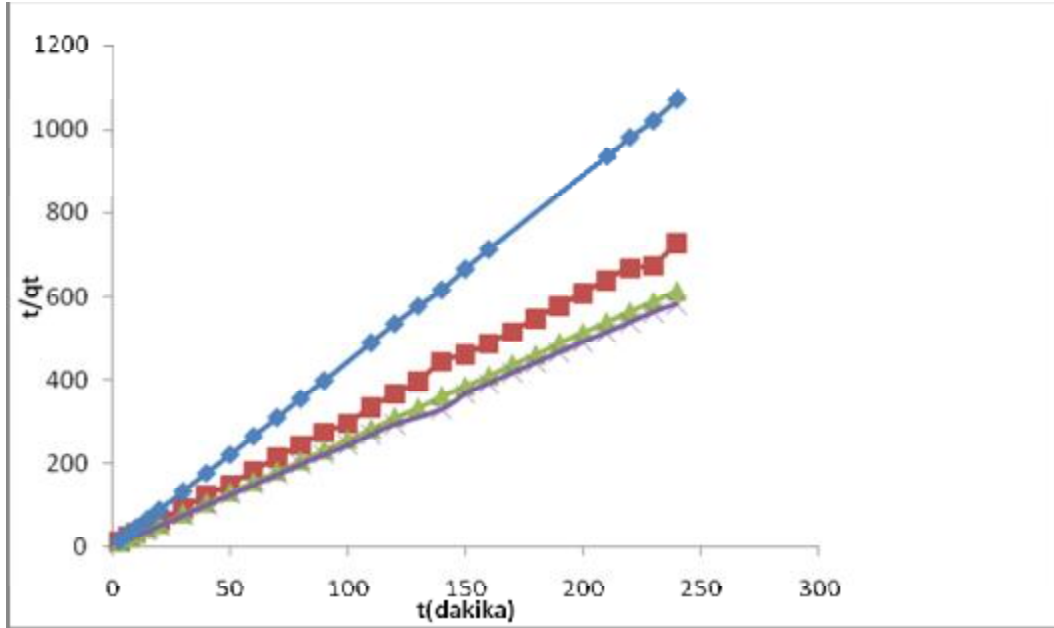
Çizelge 4.10. *Ulva lactuca* bitkisi ile Akridin Oranj uzaklaştırılmasında monomer için hesaplanan Pseudo-second order parametreleri

C_0 (mM)	qe deneysel (mM/g)	qe teo (mM/g)	k_{2ad}	R^2
0,5	0.480	0.485	0.9458	0.999
0,45	0.444	0.448	1.0294	0.999
0,4	0,397	0.400	1.3248	1
0,3	0.298	0.300	3.7343	1

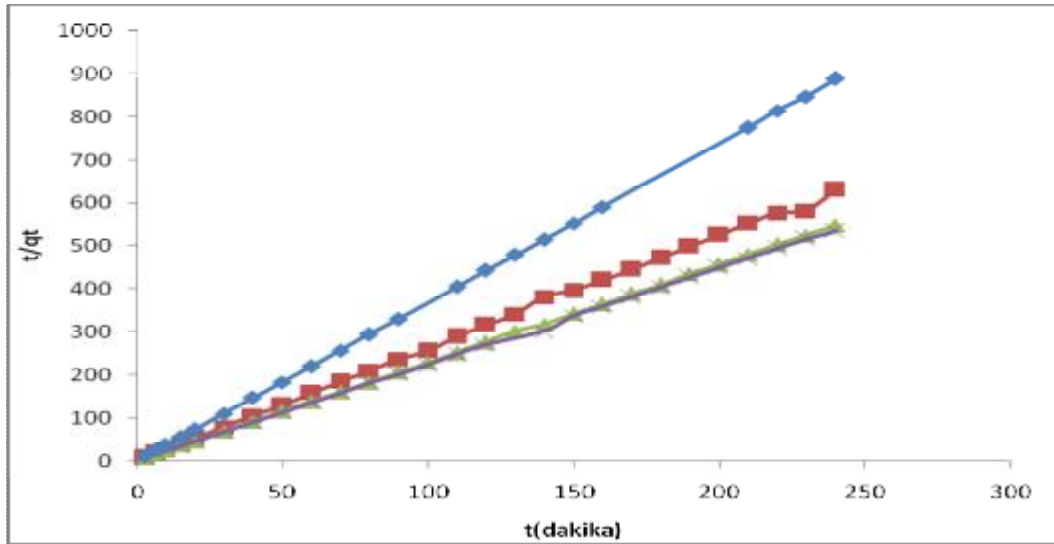
Çizelge 4.9 ve 4.10’ da görüldüğü gibi adsorpsiyon kinetiğinin sonuçları için, çok yüksek korelasyon değerleri elde edilmiş, ayrıca teorik q_e ile deneysel q_e değerlerinin birbirine çok yakın olduğu bulunmuştur. Bu durum, adsorpsiyonun Pseudo-second order modele uyduğunu göstermektedir. Benzer bir sonuç Bazik Mavi 41 Boyar Maddesinin sucul bitki *Myriophyllum spicatum* tarafından adsorplanması çalışmasında bulunmuştur. Adsorpsiyon kinetiğinin Pseudo second order modeline uyduğu belirlenmiştir (Savcı, 2005)

Lemna gibba bitkisiyle gerçekleştirilen adsorpsiyonun çalışmasının Pseudo-second order kinetik modeline uygun grafikleri Şekil 4.39 ve Şekil 4.40’da verilmiştir.

t/q_t ’nin t ’ye karşı grafiği çizilerek elde edilen Pseudo-second order parametreleri Çizelge 4.11 ve Çizelge 4.12’de verilmiştir.



Şekil 4.39. *Lemna gibba* bitkisi ile Akridin Oranj'ın farklı başlangıç konsantrasyonları ile elde edilmiş adsorpsiyon değerlerinin dimer için Pseudo-second order kinetik modellemesi (■: 0.3mM, ◆: 0.4mM, ▲: 0.45mM, ✕: 0.5 mM 20°C, pH 9, 150 mesh elek altı)



Şekil 4.40. *Lemna gibba* bitkisi ile akridin oranj'ın farklı başlangıç konsantrasyonları ile elde edilmiş adsorpsiyon değerlerinin monmer için Pseudo-second order kinetik modellemesi (■: 0.3mM, ◆: 0.4mM, ▲: 0.45mM, ✕: 0.5 mM ,20°C, pH 9, 150 mesh elek altı)

Çizelge 4.11. *Lemna gibba* bitkisi ile Akridin Oranj uzaklaştırılmasında dimer için hesaplanan Pseudo-second order parametreleri

C_0 (mM)	q_e deneysel (mM/g)	q_e teo (mM/g)	k_{2ad}	R^2
0.5	0.4090	0,4120	1.952	0,999
0.45	0.3911	0,3930	2.515	1
0.4	0.3290	0.3292	10.54	0,999
0.3	0.2248	0.2247	18,16	1

Çizelge 4.12. *Lemna gibba* bitkisi ile Akridin Oranj uzaklaştırılmasında monomer için hesaplanan Pseudo-second order parametreleri

C_0 (mM)	q_e deneysel (mM/g)	q_e teo (mM/g)	k_{2ad}	R^2
0.5	0.4456	0,4480	1,819	0,999
0.45	0.4380	0,4403	2.362	1
0.4	0.3810	0.3818	8,244	0,999
0.3	0.2712	0.2710	27,901	1

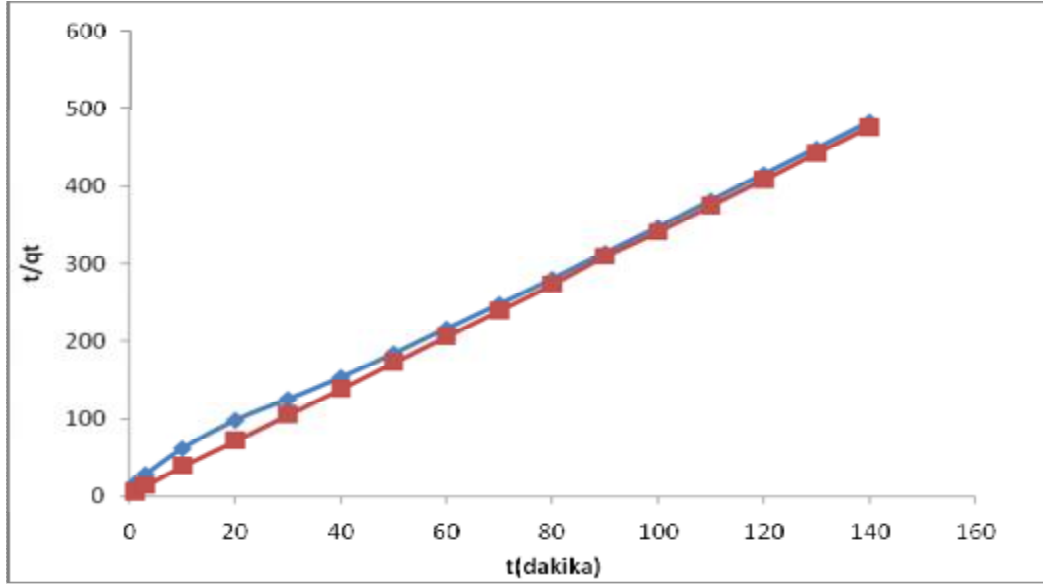
Çizelge 4.11 ve 4.12’ de görüldüğü gibi adsorpsiyon kinetiğinin sonuçları için çok yüksek korelasyon değerleri elde edilmiş ve ayrıca teorik q_e ile deneysel q_e değerlerinin birbirine çok yakın olduğu bulunmuştur. Bu durum adsorpsiyonun Pseudo-second order modele uyduğunu ve *Lemna gibba* ile Akridin Oranj arasında çok güçlü kimyasal etkileşim olduğunu göstermektedir. Benzer sonuç poliüretan tipi köpük üzerine safranin ve Remazol Brilliant Blue R’nin adsorpsiyonunun incelenmesi sonucunda görülmüştür (Bilir, 2009)

4.6.2 Partikül Çapının Adsorpsiyon Kinetiği Üzerine Etkisi

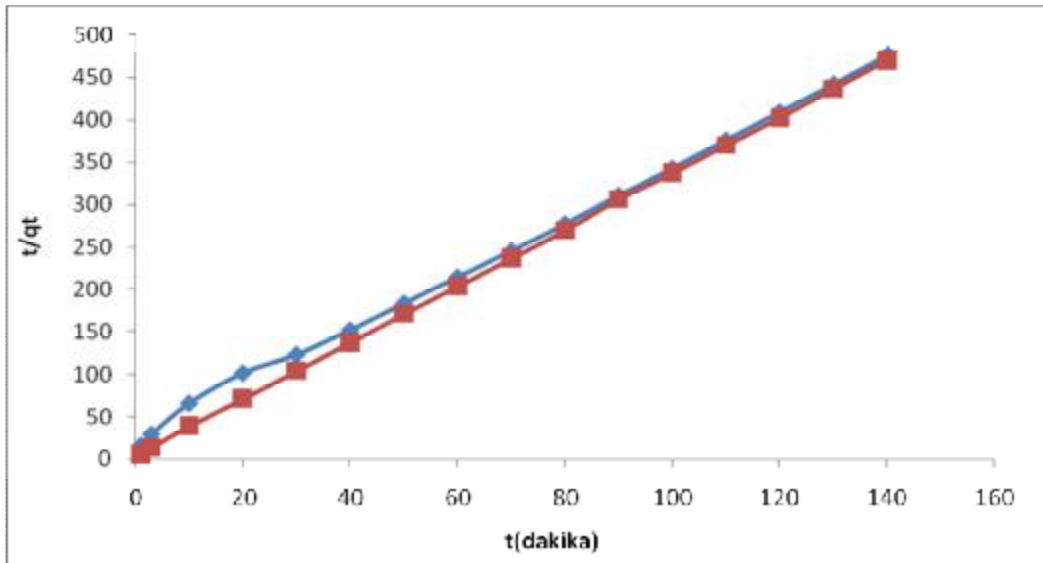
Partikül çapının adsorpsiyon kinetiği üzerine etkisini belirlemek amacı ile adsorpsiyon çalışmaları, 30/35mesh elek altı ve 150 mesh elek altı çaplarda *Ulva lactuca* ve *Lemna gibba* bitkileriyle 20°C sıcaklıkta ve 0.3 mM Akridin Oranj konsantrasyonuyla gerçekleştirilmiştir.

Elde edilen sonuçlarla t/qt 'nin t 'ye karşı grafiği çizilerek Pseudo- second order parametreleri iki partikül çapı içinde belirlenmiştir.

Ulva lactuca ile yapılan çalışmanın grafikleri şekil 4.41 ve 4.42'de verilmiştir.



Şekil 4.41. *Ulva lactuca* bitkisinin partikül çapının dimer adsorpsiyonunda adsorpsiyon kinetiği üzerine etkisi (20°C; pH 2, 0.3mM ■:150 mesh elek altı, ◆:30/35mesh elek altı)



Şekil 4.42. *Ulva lactuca* bitkisinin partikül çapının monomer adsorpsiyonunda adsorpsiyon kinetiği üzerine etkisi (20°C; pH 2, 0.3mM ■:150 mesh elek altı ◆:30/35mesh elek altı)

Bu grafiklere göre elde edilen Pseudo-second order parametreleri çizelge 4.13 ve 4.14’de verilmiştir.

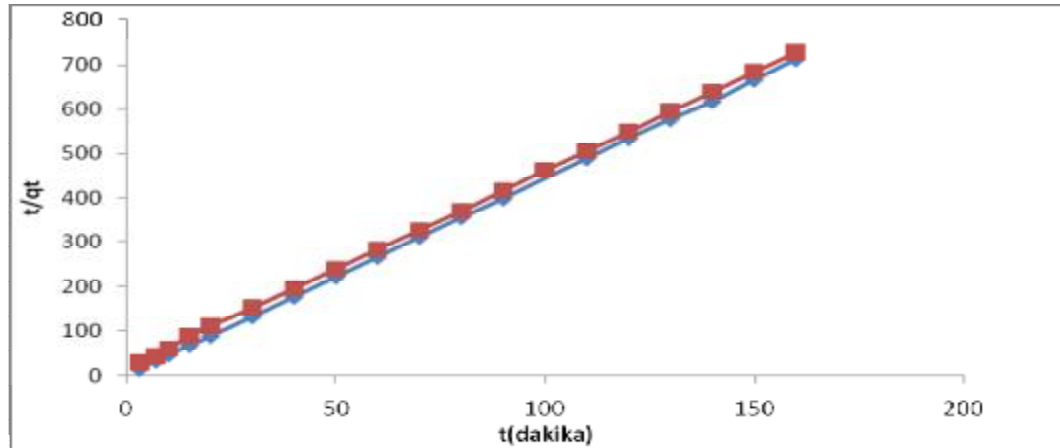
Çizelge 4.13. *Ulva lactuca* bitkisi ile Akridin Oranj uzaklaştırılmasında dimer için hesaplanan Pseudo-second order parametreleri

Partikül çapı(mesh)	q _e deneysel (mM/g)	q _e teo (mM/g)	k _{2ad} (g/mM.min)	R ²
150 altı	0.293	0.299	3,141	1
30/35	0.290	0.294	2.362	0,999

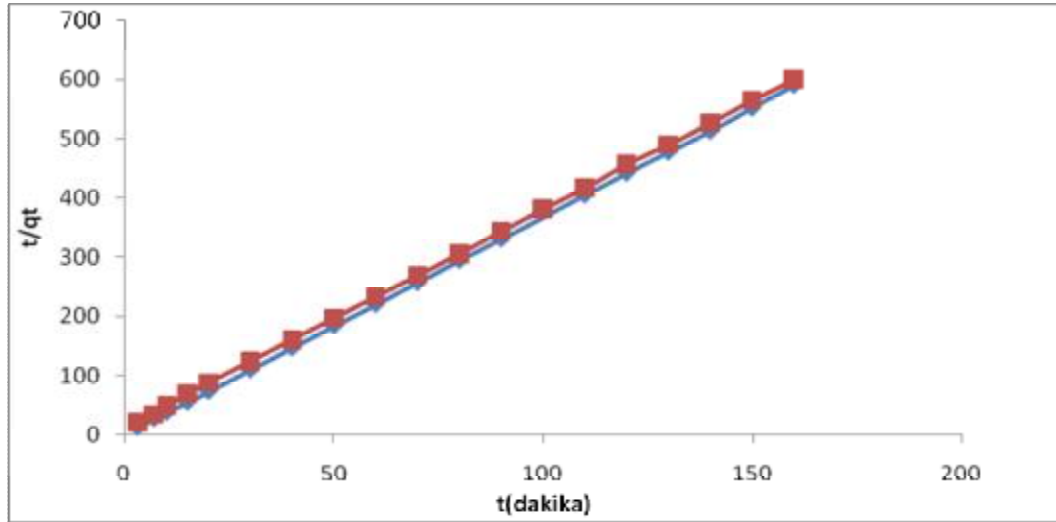
Çizelge 4.14. *Ulva lactuca* bitkisi ile Akridin Oranj uzaklaştırılmasında monomer için hesaplanan Pseudo-second order parametreleri

Partikül çapı(mesh)	q _e deneysel (mM/g)	q _e teo (mM/g)	k _{2ad} (g/mM.min)	R ²
150 altı	0.298	0.306	3,141	1
30/35	0.295	0.300	2.362	0,999

Lemna gibba ile yapılan çalışmanın grafikleri şekil 4.43 ve şekil 4.44’te verilmiştir.



Şekil 4.43. *Lemna gibba* bitkisinin partikül çapının monomer adsorpsiyonunda adsorpsiyon kinetiği üzerine etkisi(20°C; pH 9, 0.3mM ■:150 mesh elek altı, ◆:30/35mesh elek altı)



Şekil 4.44. *Lemna gibba* bitkisinin partikül çapının monomer adsorpsiyonunda, adsorpsiyon kinetiği üzerine etkisi (20°C; pH 9, 0.3mM ■:150 mesh altı, ◆:30/35 mesh altı)

Bu grafiklere göre elde edilen Pseudo-second order parametreleri çizelge 4.15 ve 4.16’da verilmiştir.

Çizelge 4.15. *Lemna gibba* bitkisi ile Akridin Oranj uzaklaştırılmasında dimer için hesaplanan Pseudo-second order parametreleri

Partikül çapı(mesh)	q_e deneysel (mM/g)	q_e teo (mM/g)	k_{2ad} (g/mM.min)	R^2
150 altı	0.224	0.225	18.16	1
30/35	0.219	0.222	1.276	0,999

Çizelge 4.16. *Lemna gibba* bitkisi ile Akridin Oranj uzaklaştırılmasında monomer için hesaplanan Pseudo-second order parametreleri

Partikül çapı(mesh)	q_e deneysel (mM/g)	q_e teo (mM/g)	k_{2ad} (g/mM.min)	R^2
150 altı	0.271	0.271	27.80	1
30/35	0.266	0.269	1.150	0,999

Çizelge 4.15 ve 4.16’da görüldüğü gibi her iki bitki içinde farklı partikül çaplarına ait sonuçlarda deneysel ve teorik q_e değerlerinin birbirlerine uyum sağladığı görülmüştür. Ayrıca deneyler sonucunda çok yüksek korelasyon katsayıları elde

edilmiştir. Bu durum ise; partikül çapı deneylerinin Pseudo-second order modellemesine uyduğunu göstermektedir. qe değerlerine bakıldığında her iki bitki içinde 150 mesh altı çaptaki örneklerdeki giderim çok az farkla da olsa daha yüksektir. Bunun nedeni küçük partikül çaplarında boyar maddenin temas edebildiği yüzeyin artmasıdır. Benzer bir sonuç Etidyum Bromür'ün *Potamegaton crispus* ve *Enteromorpha spp.* üzerine adsorpsiyon çalışmasında bulunmuştur. (Demir, 2014).

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu çalışmada aşağıda verilen sonuçlara ulaşılmıştır:

1. *Lemna gibba* ve *Ulva lactuca* sucul makrofitlerinin Akridin Oranj boyar maddesini adsorplama kapasiteleri incelenmiş olup, her iki makrofitin de etkin birer adsorbent oldukları görülmüştür. Bununla birlikte, *Lemna gibba*'nın maksimum adsorplama kapasitesi 20, 30 ve 40°C sıcaklıklarda dimer için sırasıyla, 0.448, 0.625 ve 0.821 mM/g, monomer için ise 0.446, 0.614, ve 0.814 mM/g olarak belirlenmiştir. *Ulva lactuca* bitkisinin adsorpsiyon kapasitesi ise 20, 30 ve 40°C sıcaklıklarda dimer için sırasıyla 0.643, 0.521 ve 0.471 mM/g, monomer için ise 0.502, 0.479 ve 0.457 mM/g olarak bulunmuştur.
2. *Lemna gibba* ve *Ulva lactuca* makrofitleri üzerine Akridin Oranj adsorpsiyonu deneylerinde, optimum pH değeri *Lemna gibba* için 9, *Ulva lactuca* için 2 olarak belirlenmiştir.
3. *Lemna gibba* ve *Ulva lactuca* makrofitlerinin her ikisi de Langmuir İzoterm Modeli'ne uyum sağlamaktadır.
4. Akridin Oranj boyar maddesinin, *Lemna gibba* ve *Ulva lactuca* sucul makrofitlerinin adsorpsiyon kinetiklerinin ise, Pseudo-second order kinetik modeline uyduğu görülmüştür.
5. Farklı partikül çapları üzerine yapılan çalışmalar sonucunda; 150 mesh elek altı, 150 mesh elek üstü ve 30/35 mesh elek altı çapındaki biyomaslar kullanılmış ve maksimum adsorpsiyonun her iki biyomas içinde, 150 mesh elek altı çapa sahip biyomas üzerinde gerçekleştiği tespit edilmiştir. Partikül çapı artarken adsorpsiyon kapasitelerinin azaldığı saptanmıştır.

Bu çalışmada elde edilen veriler ışığında, *Lemna gibba* ve *Ulva lactuca* sucul makrofitlerinin Akridin Oranj gideriminde oldukça etkin olduğu tespit edilmiştir. Diğer adsorbentlerle karşılaştırıldığında, kullanılan adsorbentlerin, yaygın olarak

bulunan kozmopolit türler olması, yıl içerisinde elde edilmesinin kolay olması, aktif karbon vb. diğer adsorbent materyaller gibi pahalı olmaması, aksine ucuz ve maliyetsiz olması gibi birçok avantaja sahiptir. Bu nedenle, *Lemna gibba* ve *Ulva lactuca* makrofitlerinin, mutajenik bir boya olan Akridin Oranj'ın uzaklaştırılmasında alternatif ve ucuz bir adsorbent olarak kullanılabileceği sonucuna varılmıştır.

Bu çalışma Akridin Oranj gibi toksik, mutajenik boyaların uzaklaştırılmasında adsorbent materyal olarak kullanılabilecek dolgu maddesi yapımında, *Lemna giibba* ve *Ulva lactuca* gibi diğer birçok biyomasın adsorpsiyon yeteneklerinin bu çalışmaya benzer bir çalışma ile araştırılmasına bir temel oluşturmuştur. Ayrıca bu çalışmanın adsorpsiyon ile Akridin Oranj uzaklaştırmada izoterm ve kinetik modellemelerin ortaya konulması açısından bir ilk olması, çalışmanın daha ileri boyutlarda endüstriyel uygulamaya açık olduğunu ve uygulanabilirliğini ortaya koymaktadır.

KAYNAKLAR

- AKBAL, F., 2005. Adsorption of Basic Dyes From Aqueous Solution onto Pumice Powder. *Journal of Colloid and Interface Science*, 286, 455–458.
- AKMAN, Y., GÜNEY, K., 2006. *Bitki Biyolojisi Botanik*. Palme yayıncılık, Ankara. 775s.
- AKSU, Z., ÇALIK, A., DURSUN, A.Y., DEMİRCAN, Z., 1999. Biosorption of iron(III)-cyanide complex anions to *Rhizopus arrhizus*: application of adsorption isotherms, *Process Biochem.*, 34:483-491
- ANNADURAI, G., JUANG, R.S., LEE, D.J., 2002. Use of cellulose-based wastes for adsorption of dyes from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Material*, 92, 263-274
- AVCI Ç.B., SÜSLÜER Y.S., ŞİĞVA D.Ö., SÖĞÜTLÜ F., DÜNDAR M., GÜNDÜZ C., 2013. Rapamisinin Prostat Kanseri Hücre Hatlarındaki Etkisi *Ege Tıp Dergisi*, 52 (1): 007-014.
- BALCI, B., 2007. Atık Sulardan Tekstil Boyar Maddelerinin Sürekli ve Kesikli Sistemlerde Ağaç Kabuğu *Eucalyptus camaldulensis* Kullanılarak Adsorpsiyon İle Giderilmesi, Adana Çukurova Üniversitesi Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı - Yüksek Lisan Tezi, 74 sayfa
- BİLİR, M.H., 2009. Yer Fıstığı Kabuğundan Üretilen Poliüretan Tipi Köpük İle Safranin ve Remazol Brilliant Blue R'nin Adsorpsiyonunun İncelenmesi, Kilis 7 Aralık Üniversitesi Kimya Anabilim Dalı - Yüksek Lisans Tezi 83 sayfa
- BOSCH, I., BRACHO, C., PEREZ, H.A., 1996. Diagnosis of Malaria By Acridine Orange Fluorescent Microscopy İn An endemic Area of Venezuela. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*. 91:83-86.
- CENGİZ, S., TANRIKULU, F., AKSU, S., 2012. An Alternative Source Of Adsorbent For The Removal Of Dyes From Textile Waters: *Posidonia oceanica* (L.). *Chemical Engineering Journal* 189-190: 32-40
- CHEN, C-C., WU, R-J., TZENG, Y-Y., LU, C-S., 2009. Chemical Oxidative Degradation of Acridine Orange Dye İn Aqueous Solution By Fenton's Reagent. *Journal of The Chinese Chemical Society*. 56: 1147-1155.

- CHIOU, M.S., YA-LI, H., 2002. Equilibrium and Kinetic Modeling of Adsorption of Reactive Dye on Cross-Linked Chitosan Beads. *Journal of Hazardous Materials*, B93:233-248.
- CHU, H. C. VE CHEN, K. M., 2002. Reuse of Activated Sludge Biomass: II. The Rate Processes for The Adsorption of Basic Dyes on Biomass, *Process Bio.*, 37 : 1129-113
- CIRIK, Ş., CIRIK, S., 1999. Aquatic Plants (The biology, ecology and aquaculture techniques of seaweeds), (in Turkish). Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları, No: 58, 188s.
- ÇAY, S., UYANIK. A., ÖZAŞIK A., 2004. Single And Binary Component Adsorption Of Copper(II) And Cadmium(II) From Aqueous Solutions Using Tea-Industry Waste. *Separation and Purification Technology*, 38, 273–280.
- DEBİK, E., MANAV, N., COŞKUN, T., 2008. Biyolojik Temel İşlemler Dersi Ders Notları, İstanbul
- DEMİR, M., 2014. Deniz ve Tatlı Su Makrofitleri Üzerine Etidyum Bromür'ün Adsorpsiyonu ve Adsorpsiyon Kinetiğinin Belirlenmesi Ç.Ü Biyoteknoloji Anabilim Dalı – Yüksek Lisans Tezi 89 sayfa.
- DOĞAN, M., 2001. Sulu Ortamda Perlit'in Yüzey Yükünün ve Adsorpsiyon Özelliklerinin İncelenmesi Balıkesir Üniversitesi Kimya Anabilim Dalı – Doktora Tezi 165 sayfa
- FU, Y., VIRARAGHAVAN, T., 2002. Dye biosorption sites in *Aspergillus niger*. *Biosour Technol.*, 82:139-145.
- FUGETSU, B., YU, H., SUN, L., 2011. Graphene Oxide Adsorption Enhanced By *in Situ* Reduction With Sodium Hydrosulfite to Remove Aridine Orange From Aqueous Solution. *Journal of Hazardous Materials* 204-204:101-110
- FREUNDLICH, H.M.F., 1906. Over The Adsorption In Solution. *Z. Physik.Chem.A.* 1906; 57:385–471.
- GALLAGHER, K.A., HEALY, M.G. and ALLEN, S.J., 1997, Biosorption of synthetic dye and metal ions from aqueous effluents using fungal biomass, In:(Ed. WISE, D.L.), *Global Environmental Biotechnology*, Elsevier, UK, pp 27-50.

- GONG,R., SUN,Y., CHEN,J., LIU.H.,YANG,C., 2005. Effect of chemical modification on dye adsorption capacity of peanut hull. Dyes and Pigments, 67, 175-181.
- HAN J. AND BURGESS K., 2010, Fluorescent indicators for intracellular pH, Chem. Rev, 110, 2709-2728.
- HO, Y.S., MACKAY, G., 1999. Pseudo Second Order model for sorption proses, Process Biochemistry, 34, 451-465
- KADIRVALU, K., PALANIVAL, M., KAPLANA, R., AND REJESVARI, S., 2000. Activated Carbon from an Agricultural by – Product, for the Treatment of Dyeing Industry Wastewater, Bioresource Technology, 74: 263-265
- KANG, S.F. AND CHANG, H.M. (1997) Coagulation of Textile Secondary Effluents With Fenton’s Reagent, Water Science and Technology, 36(12), 215–222
- KOCAER, O.F. ve ALKAN, U., 2002. Boyar madde içeren tekstil atık sularının arıtım alternatifleri. Bursa, Uludağ Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Dergisi, 7(1).
- KOÇER, O., 2013. Zeytin Posası (Pirina) Üzerine Malaşit Yeşili’nin Sulu Çözeltilerden Adsorpsiyonu Kilis 7 Aralık Üniversitesi Kimya Anabilim Dalı - Yüksek Lisans Tezi, 67 sayfa
- KOREN, H., BISESI, M., 1996 Handbook of Environmental Health and Safety, Lewis Publishers, Florida, 19-26
- KUMAR, Y.P., KING, P., PRASAD, V.S.R.K., 2007. Adsorption of zinc from aqueous solution using marine green algae-*Ulva fasciata* sp., Chemical Engineering Journal, 129, 161–166
- LANGMUIR, I., 1916. The constitution and fundamental properties of solids and liquids. Journal of the American Chemical Society, 38:2221–2295.
- LV, GUOCHENG., LI, ZHAOHUI., JIANG, W-T., CHANG, P-H., JEAN, J-D., LIN, K-H., 2011. Mechanism Of Acridine Orange Removal From Water By Low- Charge Swelling Clays. Chemical Engineering Journal 174:603-611.
- McKAY, G., 1996. Use of Adsorbents For The Removal of Pollutants From Wastewaters. CRC Press, Boca Raton, FL. 186s.

- MORADI, O., FAKHRI, A., ADAMI, S., 2013. Isotherm, thermodynamic, kinetics, and adsorption mechanism studies of Ethidium bromide by single-walled carbon nanotube and carboxylate group functionalized single-walled carbon nanotube, *Journal of Colloid and Interface Science*, 395 (2013) 224–229.
- NCIBI, M.C., BEN HAMISSA, A.M., FATHALLAH, A., KORTAS, M.H., BAKLOUTI, T., MAHJOUB, B., SEFFEN, M., 2009. Biosorptive uptake of methylene blue using Mediterranean green alga *Enteromorpha* spp., *Journal of Hazardous Materials*, 170, 1050–1055.
- NG, J.C.Y., CHEUNG, W.H., MCKAY, G., 2003. Equilibrium studies for the sorption of lead from effluents using chitosan, *Chemosphere*, 52:1021-1030.
- O'MAHONY, T., GUIBAL, E., TOBIN, J. M. 2002. Reactive dye biosorption by *Rhizopus arrhizus* biomass. *Enzyme and Microbial Technology*, 31:456-463
- PAXEUS, N., ROBINSON, P., BALMER, P., 1992. Study of Organic Pollutants In Municipal Wastewater in Gotenberg, Sweden. *Water Sci. Technol.*, 25: 249-256.
- PERKINS, W.S., WALSH, W.K., REED, I.E. and NAMBOODRI, C.G., 1995. A Demonstration of Reuse of Spent Dyebath Water Following Color Removal with Ozone, *Textile Chemist and Colorist*, 28(1), 31-37.
- SAVCI, S., 2005. Basic Blue 41 Boyar Maddesinin Canlı ve İnaktif Sucul Bitki *Myriophyllum spicatum* Tarafından Adsorplanabilirliğinin İncelenmesi, Adana, Ç.Ü. Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı -Yüksek Lisans Tezi, 91sayfa
- SAWYER, C. N., MCCARTY, P. L., 1978. Chemistry For Environmental Engineering, 3rd Ed., McGraw Hill Inc., Singapore, 519
- STERNBERG, S.P.K., DORN, R.W., 2002. Cadmium Removal Using *Cladophora* in Batch, Semi-Batch and Flow Reactors, *Bioresource Technology*, 81:3:249-255.
- SUN, D., ZHANG, Z., WANG, M., WU, Y., 2013. Adsorption of Reactive Dyes on Activated Carbon Developed from *Enteromorpha prolifera*, *American Journal of Analytical Chemistry*, 4, 17-26

- ŞENGÜL, F. ve KÜÇÜKGÜL, E.Y., 1990. Çevre Mühendisliğinde Fiziksel Kimyasal Temal İşlemler ve Süreçler. DEÜ Müh. Fak. Basım Ünitesi, İzmir. 211 sayfa
- TOPPARI, J., LARSEN, J., CHRISTIANSEN, P., GIWERCMAN, AGRANDJEAN, P., GUILLETTE Jr, L., JEGOU, B., JENSEN, T., JOUANNET, P., KEIDING, N., LEFFERS, H., MCLACHLAN, J., MEYER, O., MULLER, J., RAJPERT-DE-MEYTS, E., SCHEIKE, T., SHARPE, R., SUMPTER, J., SKAKKEBAEK, N., 1996. Male Reproductive Health and Environmental Xenoestrogens. Environ. Health Perspec., 104(Suppl 4): 741-803.
- TUZEN, M., SARI, MUSTAFA., 2007. Biosorption Of Pb(II) and Cd(II) From Aqueous Solution Using Green Alga (*Ulva Lactuca*) Biomass. Journal of Hazardous Materials 152: 302-308
- TÜNAY, O., KABDASLI, I., EREMEKTAR, G. VE ORHON, D. (1996) Color Removal From Textile Wastewaters, Water Science and Technology, 34(11), 9-16
- TÜRKİYE ÇEVRE SORUNLARI VAKFI, 1991. Türkiye'nin Çevre Sorunları s.75
- ÜÇÜNCÜ, E., 2011. Su Mercimeği (*Lemna minor linneaus 1753*) Kullanarak Farklı Konsantrasyonlardaki Ağır Metal (cu, cr, pb) Karışımlarının Laboratuvar Ortamında Biyoremediasyonu. Ankara Üniversitesi Biyoloji Anabilim Dalı – Yüksek Lisans Tezi 84 sayfa
- VAN DER, H., 1983. A Mutagenicity of Extracts of Some Commonly Consumed Vegetables in Netherlands, Journal of Agriculture and Food Chemistry, 31, 1020-6,
- WEBBER, T.W., CHAKKRAVORTI, R.K. , 1974. Pore and Solid Diffusion Models For Fixed-Bed Adsorbers. Alche Journal 20, 228–238.

ÖZGEÇMİŞ

20 Ocak 1988 yılında Adana’da doğdu. İlk, orta ve lise öğrenimini Adana’da tamamladı. Çukurova Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi Biyoloji Bölümü’nden 2011 yılında mezun oldu ve 2012 yılında Çukurova Üniversitesi, Biyoteknoloji Anabilim Dalı’nda yüksek lisans eğitimine başladı.