

T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BAZI TEKSTİL BOYALARININ *PENICILLIUM FUNICULOSUM*
KÜFÜ İLE BİYOSORPSİYON VE BİYOAKÜMÜLASYON
ÖZELLİKLERİNİN İNCELENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Nursena DEMİR

Kimya Anabilim Dalı

Biyokimya Bilim Dalı

TEMMUZ 2025

T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BAZI TEKSTİL BOYALARININ *PENİCİLLİUM FUNICULOSUM*
KÜFÜ İLE BİYOSORPSİYON VE BİYOAKÜMÜLASYON
ÖZELLİKLERİNİN İNCELENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Nursena DEMİR

Kimya Anabilim Dalı

Biyokimya Bilim Dalı

Tez Danışmanı: Doç. Dr. Semra YILMAZER KESKİN

TEMMUZ 2025

Nursena DEMİR tarafından hazırlanan “BAZI TEKSTİL BOYALARININ *PENİCİLLİUM FUNICULOSUM* KÜFÜ İLE BİYOSORPSİYON VE BİYOAKÜMÜLASYON ÖZELLİKLERİNİN İNCELENMESİ ” adlı tez çalışması 18.07.2025 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği ile Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Kimya Anabilim Dalı Biyokimya Bilim Dalı’nda Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Tez Jürisi

Jüri Başkanı :

Jüri Üyesi :

Jüri Üyesi :



ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ

Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Lisansüstü Eğitim-Öğretim Yönetmeliğine ve Yükseköğretim Kurumları Bilimsel Araştırma ve Yayın Etiği Yönergesine uygun olarak hazırlamış olduğum “**BAZI TEKSTİL BOYALARININ *PENİCİLLIUM FUNICULOSUM* KÜFÜ İLE BİYOSORPSİYON VE BİYOAKÜMÜLASYON ÖZELLİKLERİNİN İNCELENMESİ**” başlıklı tezin bana ait, özgün bir çalışma olduğunu; çalışmamın tüm aşamalarında yukarıda belirtilen yönetmelik ve yönergeye uygun davrandığımı, tezin içerdiği yenilik ve sonuçları başka bir yerden almadığımı, tezde kullandığım eserleri usulüne göre kaynak olarak gösterdiğimi, bu tezi başka bir bilim kuruluna akademik amaç ve unvan almak amacıyla vermediğimi ve 20.04.2016 tarihli Resmi Gazete’de yayımlanan Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliğinin 9/2 ve 22/2 maddeleri gereğince Sakarya Üniversitesi’nin abonesi olduğu intihal yazılım programı kullanılarak Enstitü tarafından belirlenmiş ölçütlere uygun rapor alındığını, çalışmamla ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun ortaya çıkması halinde doğabilecek her türlü hukuki sorumluluğu kabul ettiğimi beyan ederim.

(18/07/2025).

Nursena DEMİR





Sevgili Aileme.....



TEŞEKKÜR

Tez çalışmalarım boyunca desteklerini esirgemeyen, bu süreçte bana yol gösteren, bilgi ve tecrübeleriyle gelişimime katkı sağlayan danışman hocam Doç. Dr. Semra YILMAZER KESKİN'e ve engin bilgi birikimi ve desteğiyle bu çalışmanın şekillenmesine katkıda bulunan değerli hocam Doç. Dr. Can Serkan KESKİN'e sonsuz teşekkürlerimi sunarım. Ayrıca, çalışmam süresince bilgi ve tecrübeleriyle katkıda bulunan Prof. Dr. Kudret YILDIRIM'a teşekkür ederim.

Laboratuvarında birlikte çalıştığım, fikir alışverişlerimizle sürece zenginlik katan arkadaşım Mehmet Can TOPCU'ya destekleri için teşekkür ederim.

Tez sürecinde ve hayatımın her anında maddi ve manevi desteğini benden hiç esirgemeyen, her zaman yanımda olan, başarıyı her daim takdir eden sevgili aileme ve müstakbel eşim Abidin ÖVER'e en içten teşekkürlerimi sunuyorum. Varlığınıza minnettarım.

Bu tez çalışması (2024-26-62-185) proje koduyla Sakarya Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü (BAP) tarafından desteklenmiştir.

Nursena DEMİR



İÇİNDEKİLER

Sayfa

ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ	v
TEŞEKKÜR	ix
İÇİNDEKİLER	xi
KISALTMALAR	xv
SİMGELER	xvii
TABLO LİSTESİ	xix
ŞEKİL LİSTESİ	xxi
ÖZET	xxiii
SUMMARY	xxv
1. GİRİŞ VE AMAÇ	1
1.1. Tezin Kapsamı	2
1.2. Tezin Amacı	2
1.3. Literatür Araştırması	2
2. GENEL BİLGİLER	7
2.1. Tekstil Endüstrisinde Kullanılan Boyaların Genel Özellikleri	7
2.2. Tekstil Endüstrisinde Kullanılan Boyar Maddelerin Sınıflandırılması	7
2.2.1. Kimyasal içeriklerine göre boyar maddeler	7
2.2.1.1. Kükürt boyar maddeler	8
2.2.1.2. Nitro-Nitrozo boyar maddeleri	8
2.2.1.3. Karbonil boyar madde	8
2.2.1.4. İndigo boyar madde	8
2.2.1.5. Antrakinin boyar maddeler	9
2.2.1.6. Azo boyar maddeler	9
2.2.1.7. Ftalosiyanın boyar maddeler	10
2.2.2. Uygulanma şekline göre boyar maddeler	11
2.2.2.1. Asidik boyar maddeler	11
2.2.2.2. Bazik boyar maddeler	12
2.2.2.3. Direkt boyar maddeler	12
2.2.2.4. Mordan boyar maddeler	12
2.2.2.5. Pigment boyar maddeler	12
2.2.2.6. Dispersiyon boyar maddeleri	12
2.2.2.7. Reaktif boyar maddeleri	13
2.3. Tekstil Endüstrisinde Atık Suların Giderimi	13
2.3.1. Fiziksel ve fizikokimyasal yöntemler	14
2.3.1.1. Sedimentasyon	14
2.3.1.2. Flotasyon	14
2.3.1.3. İyon değişimi	14
2.3.1.4. Adsorpsiyon	14
2.3.2. Kimyasal indirgeme ve yükseltgeme yöntemleri	16
2.4. Biyolojik Giderme Yöntemleri	17
2.4.1. Biyosorpsiyon	17

2.4.1.1. Biyosorpsiyonu etkileyen faktörler	18
2.4.2. Biyoakümülyasyon.....	21
2.4.2.1. Biyoakümülyasyonu etkileyen faktörler	22
2.5. Biyosorpsiyon ve Biyoakümülyasyon Arasındaki Farklar.....	24
3. MATERİYAL VE METOD.....	25
3.1. Biyosorpsiyon Çalışmasında Çözeltilerin Hazırlanması ve Metot Geliştirilmesi	25
3.2. <i>Penicillium funiculosum</i> Küfünün Biyosorbent Olarak Hazırlanması	26
3.3. Biyosorpsiyon Deneylerinin Ön Deneme Çalışmaları	27
3.4. Biyosorpsiyonun Deneysel Parametrelerinin İncelenmesi	27
3.4.1. Biyosorpsiyona pH'ın etkisi.....	27
3.4.2. Biyosorpsiyona zamanın etkisi	28
3.4.3. Biyosorpsiyona karıştırma hızının etkisi.....	28
3.4.4. Biyosorpsiyona sıcaklığın etkisi.....	28
3.4.5. Biyosorpsiyona boyar madde konsantrasyonunun etkisi	29
3.4.6. Biyosorpsiyona ölü <i>P. funiculosum</i> küf miktarının etkisi.....	29
3.4.7. Biyosorpsiyonda ölü <i>P. funiculosum</i> küfünün tekrar kullanılabilirliği	29
3.4.8. Kinetik çalışmalar	29
3.4.9. İzoterm çalışmaları	30
3.4.10. FTIR spektroskopisi	31
3.4.11. Biyosorpsiyon öncesi ve sonrası ölü <i>P. funiculosum</i> küfünün görüntülenmesi.....	31
3.5. Biyoakümülyasyon Çalışmasında Ön Hazırlık ve Metot Geliştirilmesi	31
3.5.1. Biyoakümülyasyonda deneysel parametrelerin incelenmesi.....	32
3.5.1.1. Biyoakümülyasyona besi yerlerinin etkisi	32
3.5.1.2. Biyoakümülyasyona pH'ın etkisi	32
3.5.1.3. Biyoakümülyasyona zamanın etkisi.....	32
3.5.1.4. Biyoakümülyasyona sıcaklığın etkisi.....	32
3.5.1.5. Biyoakümülyasyona çalkalama hızının etkisi	33
3.5.1.6. Biyoakümülyasyona boyar madde konsantrasyonunun etkisi	33
3.5.1.7. HPLC analizi	33
3.5.1.8. Biyoakümüle edilmemiş ve biyoakümülyasyon sonrası <i>P. funiculosum</i> küfünün görüntülenmesi.....	33
4. ARAŞTIRMA BULGULARI.....	35
4.1. Ölü <i>P. funiculosum</i> Küfö ile AV90 ve DB86 Boyar Maddelerinin Biyosorpsiyonu.....	35
4.1.1. Biyosorpsiyonda metot geliştirilmesi ve analitik parametreler.....	35
4.1.2. Biyosorpsiyonda pH'ın etkisinin incelenmesi	37
4.1.3. Biyosorpsiyonda zamanın etkisinin incelenmesi	39
4.1.4. Biyosorpsiyonda karıştırma hızının etkisinin incelenmesi	40
4.1.5. Biyosorpsiyonda sıcaklığın etkisinin incelenmesi	41
4.1.6. Biyosorpsiyonda boyar madde konsantrasyonunun etkisinin incelenmesi ..	42
4.1.7. Biyosorpsiyonda <i>P. funiculosum</i> küf miktarının etkisinin incelenmesi...	43
4.1.8. Biyosorpsiyonda <i>P. funiculosum</i> küfünün tekrar kullanılabilirliğinin incelenmesi.....	44
4.1.9. Kinetik çalışmalar	45
4.1.10. İzoterm çalışmaları.....	46
4.1.11. FTIR spektroskopisi	48
4.1.12. Biyosorpsiyon öncesi ve sonrası ölü <i>P. funiculosum</i> küfünün görüntüleri	52

4.2. Canlı <i>P. funiculosum</i> Küfö ile AV90 ve DB86 Boyar Maddelerinin Biyoakümülasyonu.....	52
4.2.1. Biyoakümülasyonda besiyerinin etkisinin incelenmesi	52
4.2.2. Biyoakümülasyonda pH'ın etkisinin incelenmesi.....	53
4.2.3. Biyoakümülasyonda sıcaklığın etkisinin incelenmesi	55
4.2.4. Biyoakümülasyonda çalkalama hızı etkisinin incelenmesi.....	56
4.2.5. Biyoakümülasyonda boyar madde konsantrasyonu etkisinin incelenmesi	58
4.2.6. Yüksek performanslı sıvı kromatografisi (HPLC) analizi	59
4.2.7. Biyoakümüle edilmemiş ve biyoakümülasyon sonrası <i>P. funiculosum</i> küfünün görüntüsü	60
5. SONUÇLAR VE TARTIŞMALAR.....	63
KAYNAKLAR	67
ÖZGEÇMİŞ.....	73





KISALTMALAR

μL	: Mikrolitre
AV90	: Acid Violet 90
DB86	: Direct Blue 86
dk	: Dakika
g	: Gram
L	: Litre
M	: Molarite
mg	: Miligram
mL	: Mililitre
nm	: Nanometre
UV/Vis	: Ultraviyole Visible Spektrofotometre



SİMGELER

$^{\circ}\text{C}$	: Santigrat derece
CaCO_3	: Kalsiyum karbonat
$dA/d\lambda$	: Absorbans/Dalga boyu türevi
HCl	: Hidroklorik asit
NaOH	: Sodyum hidroksit
t	: Zaman
λ	: Dalga boyu



TABLO LİSTESİ

Sayfa

Tablo 2.1. Acid Violet 90 boyar maddesinin kimyasal özellikleri (National Center for Biotechnology Information, 2025).....	10
Tablo 2.2. Direct Blue 86 boyar maddesinin kimyasal özellikleri (National Center for Biotechnology Information, 2025).....	11
Tablo 3.1. Literatürde AV90 ve DB86 boyar maddeleri ile yapılan biyosorpsiyon çalışmaları	21
Tablo 4.1. Boyar maddelere ait kalibrasyon doğru denklemleri, tayin katsayıları LOD ve LOQ değerleri.....	37
Tablo 4.2. AV90 ve DB86 boyar maddelerinin yalacı birinci ve ikinci dereceden kinetik modelleri.	46
Tablo 4.3. AV90 ve DB86 boyar maddelerinin boyar maddelerinin izoterm eşitlikleri.	47
Tablo 4.4. AV90 ve DB86 boyar maddelerinin FTIR pikleri	49



ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 2.1. Acid Violet 90 boyar maddesinin açık yapısı.....	10
Şekil 2.2. Direct Blue 86 boyar maddesinin molekül yapısı.	11
Şekil 4.1. AV90 boyar maddesinin absorpsiyon spektrumu.....	35
Şekil 4.2. DB86 boyar maddesinin absorpsiyon spektrumu.....	36
Şekil 4.3. AV90 boyar maddesinin kalibrasyon grafiği.....	36
Şekil 4.4. DB86 boyar maddesinin kalibrasyon grafiği.....	37
Şekil 4.5. AV90 ve DB86 boyar maddelerinin <i>P.funiculosum</i> biyokütlesi ile gideriminde pH'ın etkisi.	38
Şekil 4.6. <i>P. funiculosum</i> küfünün asidik ve bazik pH'larda yüklenme durumu, sıfır yük noktası grafiği.....	39
Şekil 4.7. AV90 ve DB86 boyar maddelerinin <i>P. funiculosum</i> biyokütlesi ile gideriminde zamanın etkisi.	40
Şekil 4.8. AV90 ve DB86 boyar maddelerinin <i>P.funiculosum</i> biyokütlesi ile gideriminde karıştırma hızının etkisi.	41
Şekil 4.9. AV90 ve DB86 boyar maddelerinin <i>P. funiculosum</i> biyokütlesi ile gideriminde sıcaklığın etkisi.	42
Şekil 4.10. AV90 ve DB86 boyar maddelerinin <i>P. funiculosum</i> biyokütlesi ile gideriminde boyar madde konsantrasyonunun etkisi.....	43
Şekil 4.11. AV90 ve DB86 boyar maddelerinin <i>P.funiculosum</i> biyokütlesi ile gideriminde biyokütlesinin miktarının etkisi	44
Şekil 4.12. AV90 ve DB86 boyar maddelerinin <i>P. funiculosum</i> biyokütlesi ile tekrar kullanılabilirlik çalışmaları.	45
Şekil 4.13. AV90 boyar maddesi için yalancı birinci ve ikinci dereceden kinetik modelleri.	46
Şekil 4.14. DB86 boyar maddesi için yalancı birinci ve ikinci dereceden kinetik modelleri.	46
Şekil 4.15. AV90 boyar maddesi için Langmuir (a) ve Freundlich (b) izoterm modellerinin grafikleri.	47
Şekil 4.16. DB86 boyar maddesi için Langmuir (c) ve Freundlich (d) izoterm modellerinin grafikleri.	48
Şekil 4.17. AV90 boyar maddesinin FTIR spektrumu	50
Şekil 4.18. DB86 boyar maddesinin FTIR spektrumu.....	50
Şekil 4.19. <i>P. funiculosum</i> küfü FTIR spektrumu	51
Şekil 4.20. <i>P. funiculosum</i> küfü, AV90 boyar maddesi ile biyosorpsiyon sonrası FTIR spektrumu.....	51
Şekil 4.21. <i>P. funiculosum</i> küfü, DB86 boyar maddesi ile biyosorpsiyon sonrası FTIR spektrumu.....	52
Şekil 4.22. Ölü biyokütle (a) ve AV90 boyar maddesi ile işlem görmüş ölü biyokütle (b) ve DB86 boyar maddesi ile işlem görmüş ölü biyokütle (c) mikroskop görüntüleri.....	52

Şekil 4.23. AV90 ve DB86 boyar maddeleri ile <i>P. funiculosum</i> küfü için BY1 ve BY2 besiyerlerinin etkisi	53
Şekil 4.24. AV90 boyar maddesi ile <i>P. funiculosum</i> küfü için pH'ın etkisi.	54
Şekil 4.25. DB86 boyar maddesi ile <i>P. funiculosum</i> küfü için pH'ın etkisi.	55
Şekil 4.26. AV90 boyar maddesi ile <i>P. funiculosum</i> küfü için sıcaklığın etkisi.	56
Şekil 4.27. DB86 boyar maddesi ile <i>P. funiculosum</i> küfü için sıcaklığın etkisi.	56
Şekil 4.28. AV90 boyar maddesi ile <i>P. funiculosum</i> küfü için çalkalama hızı etkisi.	57
Şekil 4.29. DB86 boyar maddesi ile <i>P. funiculosum</i> küfü için çalkalama hızı etkisi.	57
Şekil 4.30. <i>P. funiculosum</i> küfüne AV90 boyar maddesi konsantrasyonunun etkisi.	58
Şekil 4.31. <i>P. funiculosum</i> küfüne DB86 boyar maddesinin konsantrasyonunun etkisi.	59
Şekil 4.32. Boya (AV90), ile besi yeri (BY1), boyasız küf içeren besi yeri (PF-BY1), boyalı küf içeren besi yerine (PF-BY1-AV90), 524 nm (a) ; Boya (DB86), ile besi yeri (BY1), boyasız küf içeren besi yeri (PF-BY1), boyalı küf içeren besi yerine (PF-BY1-DB86), 620 nm (b) ; besi yeri (BY1), boyasız küf içeren besi yeri (PF-BY1), boyalı küf içeren besi yerine (PF-BY1-AV90), 272 nm (c) ; besi yeri (BY1), boyasız küf içeren besi yeri (PF-BY1), boyalı küf içeren besi yerine (PF-BY1-DB86), 272 nm (d)'ye ait HPLC analizinden elde edilen kromatogramlar.	60
Şekil 4.33. <i>P. funicolsum</i> küfü (a) ve AV90 boyar maddesi ile işlem görmüş <i>P. funicolsum</i> küfü (b) ve DB86 boyar maddesi ile işlem görmüş <i>P. funicolsum</i> küfünün (c) mikroskop görüntüleri.	61

BAZI TEKSTİL BOYALARININ *PENICILLIUM FUNICULOSUM* KÜFÜ İLE BİYOSORPSİYON VE BİYOAKÜMÜLASYON ÖZELLİKLERİNİN İNCELENMESİ

ÖZET

Endüstride kullanılan tekstil boyaları, doğada zor parçalanmaları ve toksik etkileri nedeniyle su kaynakları ve oradaki canlılar için ciddi bir tehdit oluşturmaktadır. Geleneksel atıksu arıtma yöntemleri bu tür kirleticilerin gideriminde genellikle yetersiz kalmakta ya da yüksek maliyetli ve enerji gereksinimli olmaları nedeniyle sürdürülebilirlik açısından sınırlamalar taşımaktadır. Bu bağlamda, çevre dostu ve ekonomik açıdan daha uygulanabilir çözümler sunan biyolojik arıtım yöntemleri son yıllarda önem kazanmaktadır.

Biyosorpsiyon, mikroorganizmaların hücre yüzeylerindeki işlevsel gruplar (karboksil, amino, hidroksil vb.) aracılığıyla metabolik enerji gerektirmeden çözünmüş kirleticileri fiziksel ve kimyasal etkileşimlerle tutma sürecidir. Düşük maliyet ve yüksek verimlilik gibi avantajlarıyla dikkat çeker. Biyoakümülyasyon ise metabolik olarak aktif hücrelerin çevresel kirleticileri hücre içine alması ve depolaması sürecidir.

Bu çalışma, tekstil atık sularında yaygın olarak bulunan Acid Violet 90 (AV90) ve Direct Blue 86 (DB86) boyaalarının, *Penicillium funiculosum* küfö ile biyosorpsiyon ve biyoakümülyasyon yoluyla giderimini incelemeyi amaçlamaktadır. Deneysel çalışmalar farklı pH, temas süresi, sıcaklık, karıştırma hızı, boya konsantrasyonu ve biyokütle miktarı, parametreleri belirlenerek optimum şartlarda gerçekleştirilmiş, ayrıca FTIR ve mikroskopik analizlerle yüzey değişimleri incelenmiştir.

P. funiculosum küfö ile biyosorpsiyon sonuçlarına göre, en yüksek verim AV90 boyası için %99, DB86 boyası için %98 olarak değerlendirilmiştir. AV90 boyası, özellikle düşük pH ve kısa sürede daha yüksek giderim sağladığı için biyosorpsiyon yoluyla gideriminde daha uygun bir boya olduğunu göstermektedir.

AV90 ve DB86 boyaalarının *P. funiculosum* küfö ile biyosorpsiyonları sonrasında asidik, bazik ve alkollü ortamda tekrar kullanılabilirlik testlerinde, asidik çözelti ortamda kullanım potansiyelinin daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Kinetik analizlerde, her iki boya için de ikinci dereceden kinetik modele ve Langmuir izoterm modeline uyum gözlenmesi süreçte kimyasal sorpsiyonun ve tek tabakalı adsorpsiyonun baskın olduğunu göstermektedir.

Biyoakümülyasyon çalışmaları canlı küf ile yürütölmüş, en yüksek verim pH 6,7, 28 °C sıcaklık ve 160 rpm çalkalama hızında gözlemlenmiştir. AV90 ve DB86 boyaaları için giderim verimi %97 düzeyine ulaşmıştır. AV90, biyoakümülyasyon açısından da benzer şekilde DB86'ya göre daha kararlı bir performans sergilemiştir.

Sonuç olarak, bu çalışmada elde edilen bulgular, *P. funiculosum* küfünün hem biyosorpsiyon hem de biyoakümülyasyon mekanizmaları yoluyla AV90 ve DB86 boya maddelerinin sudan uzaklaştırılmasında son derece etkili bir biyosorbent olarak işlevini ortaya koymuştur. Özellikle AV90 boya maddesi söz konusu olduğunda, *P.*

funiculosum küf  daha yüksek ve tutarlı uzaklaştırma verimleri sergileyerek, daha uyumlu olduğunu göstermiştir. Biyosorpsiyon sürecinde yüksek yüzey alanı ve yüzey fonksiyonel grupları sayesinde kimyasal bağlanma kapasitesinin güçlü olması, biyoakümülasyon aşamasında ise boyanın hücre içine alınıp tutulabilmesi, bu organizmayı çift etkili bir arıtım ajanı h line getirmiştir. Elde edilen yüksek verimlilik, geniş pH toleransı, tekrar kullanılabilirlik potansiyeli ve düşük maliyetli uygulama imk nı göz önünde bulundurulduğunda, *P. funiculosum* küfünün, geleneksel fizikokimyasal arıtma yöntemlerine sürdürülebilir bir alternatif olarak değerlendirilmesi mümkündür. Bu  alışma, söz konusu k f türünün, tekstil atıksularının arıtımında biyolojik ve  evre dostu bir alternatif olarak değerlendirilebileceğini ortaya koymaktadır.



**INVESTIGATION OF THE BIOSORPTION AND BIOACCUMULATION
PROPERTIES OF SOME TEXTILE DYES WITH THE FUNGUS
*PENICILLIUM FUNICULOSUM***

SUMMARY

The extensive use of synthetic dyes in the textile industry continues to pose a severe and persistent threat to aquatic ecosystems and overall water quality. These dyes are characterized by their high chemical stability, complex aromatic structures, resistance to biodegradation, and, in many cases, inherent toxicity. Once discharged into natural water bodies without proper treatment, they can cause significant environmental issues, such as eutrophication, reduction in sunlight penetration, and disruption of aquatic photosynthesis. This leads to oxygen depletion, negatively affecting aquatic flora and fauna, and ultimately disturbing ecological balance.

Among the numerous dyes used in textile processes, Acid Violet 90 (AV90) and Direct Blue 86 (DB86) stand out due to their widespread application, strong chromophoric properties, and recalcitrant nature. Their persistent presence in wastewater makes them difficult to remove using conventional treatment technologies. AV90 and DB86 belong to the azo dye group, which is structurally composed of one or more azo (-N=N-) linkages attached to aromatic systems, conferring intense coloration and high stability. These properties, while beneficial for textile applications, render the dyes resistant to photodegradation, microbial attack, and chemical breakdown under standard wastewater treatment conditions.

Conventional remediation methods such as coagulation-flocculation, chemical oxidation (e.g., using ozone or hydrogen peroxide), adsorption onto activated carbon, and membrane filtration have been employed to remove synthetic dyes from aqueous environments. However, these approaches often suffer from critical drawbacks including high operational and maintenance costs, production of hazardous sludge or secondary pollutants, and limited effectiveness under varying effluent compositions. Additionally, energy consumption and chemical usage in these methods raise environmental and economic concerns, especially for small to medium-sized textile enterprises.

In light of these challenges, there is an increasing interest in developing sustainable, environmentally benign, and economically feasible alternatives for dye removal. Biological treatment methods, particularly those utilizing microbial systems, have emerged as promising tools due to their low energy requirements, adaptability to variable effluent characteristics, and minimal generation of toxic byproducts. Among microbial candidates, fungi have attracted significant attention because of their robust enzymatic systems, ability to grow under extreme conditions, and large surface area facilitated by filamentous morphology.

This study aims to explore the dual mechanisms of biosorption and bioaccumulation for the removal of AV90 and DB86 dyes using the filamentous fungus *Penicillium funiculosum*. This fungal species is known for its high surface-to-volume ratio,

metabolic versatility, and capacity to bind and internalize various pollutants. The biosorption process involves the passive adhesion of dye molecules onto the fungal cell wall via functional groups such as carboxyl, hydroxyl, amino, and phosphate moieties. It does not require energy input, making it a cost-effective approach for the initial phase of dye removal. Conversely, bioaccumulation is an active, energy-dependent process in which live fungal cells uptake dye molecules into their intracellular compartments through specific transport systems.

To evaluate the efficiency of these mechanisms, a series of controlled batch experiments were conducted under varying operational parameters including pH (ranging from acidic to neutral), temperature (20–50 °C), initial dye concentration (25–200 mg/L), contact time (up to 120 minutes), agitation speed (50–200 rpm), and biomass dosage. The objective was to determine the optimal conditions under which maximum dye removal could be achieved.

Analytical techniques such as Fourier Transform Infrared (FTIR) spectroscopy were utilized to identify changes in the functional groups on the fungal surface following dye exposure. Additionally, optical and electron microscopy provided insights into morphological transformations and the extent of surface binding or internalization of dye particles. These analyses confirmed that the fungal biomass exhibited strong dye-binding capacities, with removal efficiencies reaching up to 99% for AV90 and 98% for DB86 under optimized biosorption conditions. Notably, the removal of AV90 was more effective at lower pH values, suggesting that electrostatic attractions between the positively charged dye molecules and negatively charged functional groups on the fungal surface played a critical role.

Further, desorption studies were carried out to assess the reusability and regeneration potential of the biosorbent. Acidic solutions (e.g., 0.1 M HCl) demonstrated higher desorption efficiencies compared to basic and alcoholic media, indicating the feasibility of repeated biosorption-desorption cycles with minimal performance loss. This highlights the economic and environmental benefits of employing such fungal systems in industrial-scale wastewater treatment.

Kinetic modeling of the dye removal process revealed that both AV90 and DB86 followed the pseudo-second-order kinetic model, suggesting that chemisorption involving valence forces or electron sharing was the rate-limiting step. Equilibrium data were best described by the Langmuir isotherm model, indicating that dye molecules formed a monolayer on the fungal surface with finite, homogeneous sorption sites. This is consistent with the hypothesis that biosorption occurs predominantly through specific, localized chemical interactions rather than non-specific physical adsorption.

In the bioaccumulation phase, experiments were performed using metabolically active *P. funiculosum* cultures under the previously determined optimal conditions: pH 6.7, temperature 28 °C, and agitation at 160 rpm. The results showed substantial dye removal, with efficiencies exceeding 97% for both dyes. Interestingly, AV90 consistently demonstrated more stable and reproducible removal across multiple trials, implying a higher affinity for metabolic uptake, better transport across the cell membrane, or more effective sequestration within intracellular compartments.

These findings underscore the dual utility of *P. funiculosum* as both a biosorbent and a bioaccumulator, offering an integrative solution for textile dye remediation. Its ability to function effectively under mild and non-extreme environmental conditions, coupled with high dye removal efficiency and the potential for regeneration, makes it

a suitable candidate for practical wastewater treatment applications. Moreover, utilizing a single fungal species capable of performing both mechanisms can simplify the operational process, reduce treatment time, and minimize costs associated with the use of multiple microbial strains or treatment stages.

Beyond laboratory-scale experimentation, the implications of this study extend to the design and implementation of scalable, hybrid treatment systems. These could integrate fungal-based biosorption-bioaccumulation units with other biological or physico-chemical methods to achieve complete dye mineralization or further detoxification of wastewater. Additionally, future studies may explore enhancements such as fungal biomass immobilization on solid supports, genetic modification to improve dye degradation pathways, and continuous flow systems to simulate real-world industrial settings.

In conclusion, this comprehensive investigation demonstrates the high efficacy and practical potential of *P. funiculosum* in the removal of recalcitrant textile dyes AV90 and DB86 via combined biosorption and bioaccumulation. The fungus exhibited superior performance in acidic environments, confirmed by high removal rates, reusability, and favorable kinetic and equilibrium profiles. These results strongly support the feasibility of adopting fungal-based systems as low-cost, sustainable, and eco-friendly alternatives to conventional wastewater treatment technologies, contributing to the broader goal of mitigating industrial pollution and protecting aquatic ecosystems.



1. GİRİŞ VE AMAÇ

Endüstriyel atık suların içerdği organik ve inorganik kirleticiler, çevresel kirliliğin başlıca nedenleri arasında yer almaktadır. Özellikle tekstil, kâğıt ve plastik üretiminde yaygın olarak kullanılan azo boyar maddeler, suda çözünürlükleri ve yüksek kimyasal kararlılıkları nedeniyle su ekosistemlerini olumsuz yönde etkilemektedir (Forgacs ve ark, 2004). AV90 ve DB86 gibi boyar maddelerin doğrudan su kaynaklarına salınımı, ışık penetrasyonunu azaltarak fotosentetik aktivitenin düşmesine, toksik etkilerinin de artmasına yol açmaktadır (Robinson ve ark, 2001). Bu tür çevresel sorunlara çözüm olmak amacıyla geliştirilen fiziksel ve kimyasal arıtma yöntemleri, genellikle yüksek maliyetli olup etkinliği sınırlı kalmaktadır. Biyosorpsiyon, düşük maliyetli ve çevre dostu bir alternatif yöntem olarak dikkat çekmektedir. Bu yöntemde, mikroorganizmalar veya biyolojik materyaller kullanılarak boyar maddeler gibi kirleticiler, yüzeylerinde absorbe edilerek sudan uzaklaştırılır (Aksu, 2005). *P. funiculosum* gibi filamentöz mantarlar, biyosorpsiyon süreçlerinde yaygın olarak araştırılan ve yüksek verimlilik gösteren organizmalardan biridir. Bu mantar türü, hücre duvarındaki polisakkarit ve protein yapılar sayesinde boyar maddeleri etkili bir şekilde bağlama kapasitesine sahiptir (Fu ve Viraraghavan, 2001).

Boyar maddelerin çevresel zararlarının yanı sıra, reaktif oksijen türleri (ROT) üretimine yol açarak oksidatif stresin artmasına neden olduğu bilinmektedir. Oksidatif stres, hücresel yapılar üzerinde hasara neden olarak genetik mutasyonlar, enzim aktivitesinde değişiklikler ve hücre ölümüne sebebiyet verebilmektedir (Zoral ve Turgay, 2014). Biyolojik yöntemlerle bu tür zararlı etkilerin önlenmesi hem çevresel sürdürülebilirliği arttırmakta hem de ekonomik olarak avantaj sağlamaktadır.

Bu çalışma, AV90 ve DB86 boyar maddelerinin *P. funiculosum* kullanılarak biyosorpsiyon ve akümülyasyon potansiyelini araştırmayı hedeflemektedir. Elde edilen sonuçların, çevresel kirlilikle mücadelede biyolojik arıtma tekniklerinin geliştirilmesine katkı sağlaması beklenmektedir.

1.1. Tezin Kapsamı

Tezin kapsamı, biyosorpsiyon ve biyoakümülyasyon süreçlerinin detaylı bir şekilde incelenmesi üzerine kuruludur. Biyosorpsiyon, mikroorganizma hücrelerinin, çevresel kirleticilerle etkileşime girerek onları bağlama kapasitesini ifade ederken, biyoakümülyasyon ise bu kirleticilerin mikroorganizmalarda birikme sürecini tanımlar. Bu iki süreç, su ve toprak gibi doğal ortamlarda kirleticilerin temizlenmesinde önemli bir rol oynamaktadır. *P. funiculosum* küfünün AV90 ve DB86 boyar maddelerini uzaklaştırma yeteneği çeşitli parametrelerle (pH, sıcaklık, karıştırma hızı, küf miktarı, süre, boyaların konsantrasyonları) değerlendirilmiştir. Biyosorpsiyon ve biyoakümülyasyon süreçlerinin, tekstil endüstrisinden kaynaklanan kirleticilerin biyolojik yollarla etkili bir şekilde giderilmesinde kullanılabilecek potansiyel biyoteknolojik çözümler sunmaktadır.

1.2. Tezin Amacı

P. funiculosum küfünün, tekstil endüstrisinde ortaya çıkan su kirliliğini azaltmak için biyoteknolojik yöntemlerin etkinliğini bilimsel olarak ortaya koymak ve çevresel kirleticilerin giderilmesi için biyolojik yöntemlerin kullanımını teşvik etmek için yaygın olarak kullanılan AV90 ve DB86 boyar maddelerini, biyosorpsiyon ve biyoakümülyasyon yöntemleriyle etkili bir şekilde uzaklaştırma potansiyelini araştırmaktır. Bu çalışmada, biyolojik yöntemlerin çevresel kirleticilerin giderilmesinde etkinliğini değerlendirmek ve bu süreçlerin sürdürülebilir, çevre dostu çözümler olarak nasıl kullanılabileceğini göstermek ve bu yöntemlerin endüstriyel uygulamalarda nasıl daha verimli hale getirilebileceği üzerine de öneriler sunulması amaçlanmaktadır.

1.3. Literatür Araştırması

Tekstil endüstrisi, çevresel kirlenmeye yol açan toksik kimyasalların ve boyaların salınımına neden olmakta, bu da gıda kalitesi, insan sağlığı ve toprak ile su kirliliğinde artış gibi sorunlara sebep olmaktadır. Su kaynakları, toksik boyalarla kirlenmiş olduğunda, bu kirliliği gidermek için çeşitli ayırma teknikleri kullanılmaktadır. Biyosorpsiyon, hem canlı hem de ölü biyolojik materyaller üzerinde gerçekleşen bir adsorpsiyon süreci olarak, son yıllarda kirleticilerin giderilmesinde daha fazla önem kazanmaktadır. Mantar biyosorbentler, çeşitli fonksiyonel gruplara sahip olmaları,

evre dostu ve maliyet etkin yapıları sayesinde boyaların gideriminde büyük bir potansiyele sahiptir. Ayrıca, gıda ve endüstriyel fermantasyon işlemlerinden sürekli olarak uygulanabilir olmaları da önemli bir avantajdır (Gadd, 2009; Vijayaraghavan ve Yun, 2008).

Tekstil endüstrisinde kullanılan boyaların toksik yapıları ve çevresel zararları göz önüne alındığında, bu tür boyaların doğal yöntemlerle uzaklaştırılması büyük bir gereklilik haline gelmiştir. *P. funiculosum* gibi mikroorganizmalar, özellikle yüksek yüzey alanları ve aktif biyolojik özellikleri nedeniyle boyaların biyosorpsiyonunda etkili ajanlar olarak kullanılmaktadır (Aksu, 2005). Mikroorganizmalarla yapılan biyosorpsiyon çalışmaları, çevresel toksik madde yükünü azaltmada etkili bir çözüm sunarken, ekonomik ve sürdürülebilir bir yöntem olarak öne çıkmaktadır.

Bu bağlamda, tekstil boyalarının biyosorpsiyonunda kullanılan mikroorganizmalar, geleneksel kimyasal yöntemlere alternatif oluşturmakta ve evre sağlığını koruma açısından önemli bir potansiyel taşımaktadır. *P. funiculosum*'un AV90 ve DB86 gibi boyar maddelerine karşı biyosorpsiyon yeteneklerinin araştırılması, mikroorganizmaların bu tür çevresel sorunların çözümüne nasıl katkı sağladığını anlamak için önemli bir adım teşkil etmektedir.

Phanerochaete chrysosporium biyokütlesinin, farklı pH ve sıcaklık koşullarında, asidik ve bazik ortamlarda işlem gördüğünde, çeşitli tekstil boyalarının biyosorpsiyon kapasiteleri incelenmiştir. Elde edilen maksimum biyosorpsiyon değerleri, sırasıyla; R. Red-120 için 128,1, 53,3, 109,0 ve 173,8 mg/g, R. Yellow-2 için 86,6, 86,3, 139,8 ve 153,8 mg/g, R. Blue-4 için 132,5, 88,1, 156,9 ve 147,6 mg/g, ve R. Green-5 için 97,7, 64,8, 121,7 ve 144,6 mg/g olarak belirlenmiştir (elik, 2005).

Saccharomyces cerevisiae ve yer fıstığı kabuğu biyosorbentlerinin sentetik tekstil atık suları kullanılarak yapılan çalışmalar sonucunda, ortam koşullarına bağlı olarak maksimum giderim oranı ve biyosorbent kapasitesi belirlenen biyosorpsiyon sürecinin termodinamik ve kinetik özellikleri detaylı bir şekilde incelendi ve renk giderim performansları karşılaştırılmıştır. *S. cerevisiae* mayası kullanılarak Remazol Blue boyasının biyosorpsiyonu için elde edilen en yüksek giderim oranı %99,37 (biyosorbent kapasitesi 111,54 mg/g) olarak tespit edildi. Bu sonuç, pH 2, 250 ppm başlangıç boya derişimi, 25  C ve 2 g/L biyokütle derişimi koşullarında elde edilmiştir (Cebeci, 2014).

Başka bir çalışmada, metil turuncu (MO) ve metil kırmızı (MR) boyaalarının renk giderme verimliliği için optimum koşullar pH 6-7, 25°C’de MO için en yüksek renk giderme verimliliği pH 7’de (%97) ve 10 mL inokulum hacmiyle, MR için ise pH 6’da (%93) ve 15 mL inokulum hacmiyle elde edilmiştir. Ayrıca, her iki boya için de en uygun ortam sıcaklığı 25 °C olarak belirlenmiş, yüksek ve düşük sıcaklıklar renk giderme kapasitesini azaltmıştır. Kuluçka süresiyle renk giderme oranı arttı ve 18. günde MO’da %97, MR’de ise %93 giderim sağlanmıştır (Tania ve ark, 2024).

Reaktif turkuaz mavisi boyası ile biyolojik bozunmasında yüksek renk giderme oranlarına sahip olan başka bir çalışmada optimum koşullar altında (pH 4-7, 30 °C), *Penicillium citrinum* %90, *Penicillium herquei* ise %87 renk giderimi sağlandığı kaydedilmiştir (Gizaw ve ark, 2024).

Çeşitli mantar izolatlarının ticari direkt boyaların dekolorizasyon kapasitesi incelenen çalışmada beş izolatın, karışım direkt boyaların dekolorizasyonunu sağladığı gözlemlenmiştir. BRB 12 (*Lentinus sajor-caju*), BRB 11 (*Phellinus noxius*), BRB 73 (*Leotrametes menziesii*), BRB 74 (*Flavodon flavus*) ve BRB 81 (*Ceriporia lacerate*) izolatları, 96 saatlik bir süre sonunda sırasıyla %62, %62, %57, %50 ve %33 oranında dekolorizasyon göstermiştir. BRB 11, BRB 12 ve BRB 73 izolatları, lakkaz ve MnP enzim aktiviteleri ile boyaların bozulmasını sağlarken, BRB 74 ve BRB 81 izolatları daha düşük enzim aktiviteleri sergiledi ve biyokütle artışı gözlenmesi dekolorizasyonun farklı mekanizmalarla, özellikle biyosorpsiyon ve enzimatik degradasyonla gerçekleştiğini göstermiştir (Apriani ve ark, 2024).

Mian ve ark. (2024) tarafından yapılan çalışmada ise Metilen mavisi, nigrosin ve malakit yeşili tekstil boyaaları ile yapılan çalışmada giderim yüzdeleri 10 gün süreyle Metilen mavisinin *Penicillium crustosum* tarafından %93 oranında renk giderimi sağlanırken, *Aspergillus iranicus* ve *Aspergillus terreus* tarafından malakit yeşili ve nigrosin için sırasıyla %90 ve %85 oranında renk giderimi belirtilmiştir (Mian ve ark, 2024).

Optimum koşullar altında *Aspergillus tamari* (F5) suşu, Kristal menekşe (CV) için %56 ve Kongo kırmızısı (CR) için %43 renk giderme yüzdeleri göstermiştir. Bakterilerde ise *Pseudomonas putida* (B3), CV için %20 ve CR için %25 renk giderme yüzdesine sahiptir (Henagamage ve Peries, 2023).

Reaktif azo boyaların tekstil endüstrisinde kullanılan Reaktif mavi 13, Reaktif kırmızı 198, Reaktif sarı 176 ve Reaktif siyah 5 tekstil boya ları, *Trikoderma reesei* küfü ile yapılan çalışmada optimum koşullar altında (30 ± 1 °C 48 saat 100 mg L^{-1}) sırasıyla yüzde giderim 95,35, 88,17, 86,01 ve 94,84 mg/L^{-1} olarak gerçekleşti. Boya giderimi mekanizması, biyosorpsiyon ve biyoakümü lasyon yoluyla gerçekleşmiştir. Boya konsantrasyonu art tı kça biyokütle üretimi azalmakta, ancak boya alım kapasitesi artmaktadır. Ayrıca, glukoz ve maya özütü konsantrasyonlarının artışı, boya giderimini olumlu yönde etkilemiştir, 5 g/L glukoz ve 2,5 g/L maya özütü ile maksimum renk giderimi elde edilmiştir. Boya giderimi ve biyokütle üretimi arasındaki ilişki, glukozun karbon kaynağı olarak rolü ve maya özütü ile mantar büyümesinin desteklenmesi ile açıklanmıştır (Kalia ve ark, 2023).

Fiana ve ark. (2023) tarafından yapılan çalışmada anthanthrone kırmızısı ve disazo kırmızısı boyalarının *Pleurotus ostreatus* (BWPH suşu) küfü giderimleri incelenmiştir. Anthanthrone kırmızı renk giderimi, %94; Kongo kırmızısı ile yapılan çalışmada 15 gün 50 ppm 15 günlük inkübasyon sonunda azo boyanın %56'sı parçalanmıştır.

Kongo kırmızısı, Anilin mavisi ve Metilen mavisi *Lentinula edodes*, *Pleurotus eryngii* ve *P. ostreatus* gibi yenilebilir mantarların süspansiyonunda, 1,5 saatlik sürede sırasıyla %67,39-67,5 ve %58,1-63,2, %24,7-33,6 bozunma oranı göstermiştir. Çalışma, bu mantarların boyaların bozunmasındaki ve dolayısıyla boya ile kirlenmiş atık sudan boyaların uzaklaştırılmasındaki yeteneğini ve potansiyelini ortaya koymuştur (Lin ve Fan, 2022).

Sentetik boyaların renk giderimindeki rollerini incelemek amacıyla, endofitik mantarlar *Avicennia marina* yapraklarından izole edilmiştir. Katı besiyerinde, maksimum miselyal büyüme *Syncephalastrum racemosum*, *Penicillium citrinum* ve *Aspergillus niger* de bulunurken, kongo kırmızısının tüm fungal endofitler tarafından %89 oranında gözlemlenmiştir. *P. citrinum* metilen mavisi boyasına %55,45, *Mycelia sterilia* malakit yeşilinde %85,19 ve *Aspergillus flavus* Rhodamine B için %44,91 ile maksimum renk giderim oranını gösterdiği rapor edilmiştir (Obanan ve ark, 2022).

Lanfranconi ve ark. (2022) tarafından *Penicillium chrysogenum* kullanılarak Direkt siyah 22'nin parçalanması için yapılan çalışmada glikoz, patates nişastası ve patates endüstrisi atık suyu gibi üç yardımcı karbon kaynağı optimum başlangıç

konsantrasyonu olarak 6 g/L ile incelenmiştir. Maksimum renk giderme oranı eş-substrat patates nişastasının kullanılmasıyla gösterilmiştir. Farklı immobilizasyon desteklerinin kullanılması, işlem için gereken süreyi 6 günden 4 güne düşürdü. Çalışma, *P. chrysogenum*'un Direkt siyah 22 renk gidermede iyi bir potansiyeli olduğunu göstermiştir.

Bir başka çalışmada Remazol parlak mavi R boyası, *Pestalotiopsis sp*, *Trichoderma koningiopsis*, *Trichoderma citrinoviride* gibi bazı mantar suşları tarafından parçalanmasıyla elde edilen veriler sırasıyla %74,8, %52,5 ve %33,1'dir (Syafiuddin ve Fulazzaky, 2021).



2. GENEL BİLGİLER

2.1. Tekstil Endüstrisinde Kullanılan Boyaların Genel Özellikleri

Boyar maddeler, bir malzemeyi renklendirmek için kullanılan organik veya inorganik bileşiklerdir. Genellikle çözelti ya da süspansiyon şeklinde uygulanarak bir madde üzerinde renk oluştururlar ve kalıcı bir bağlanma sağlamaktadırlar. Boyar maddelerin temel özellikleri arasında yüksek renk verme kapasitesi, ışık ve yıkama haslığı gibi faktörler yer almaktadır. Kullanıldıkları malzemeye göre tekstil, kâğıt, plastik, gıda ve kozmetik gibi çeşitli endüstrilerde yaygın olarak kullanılmaktadırlar (Zollinger, 2003). Genellikle aromatik halkalar içeren yapıları sayesinde belirli dalga boylarındaki ışığı absorbe ederler, bu da renklendirme işlemini mümkün kılmaktadır (Christie, 2014). Boyar maddelerin renk özellikleri, genel olarak kromofor ve oksokrom olarak sınıflandırılan spesifik işlevsel gruplarından kaynaklanmaktadır (Christie, 2014). Bu grupların yapılarında kromofor sınıfında azo grubu ($-N=N-$), karbonil grubu ($=C=O$), etilen grubu ($=C=C=$), nitro grubu ($-NO_2$), karboamino grubu ($=C=NH$), tiyokarbonil grubu ($=C=S$), nitrozo grubu ($-N=O$); oksokrom sınıfında ise fenolik grup ($-O-C_6H_5$), hidroksil grup ($-OH$), tiyohidroksi grup ($-SH$), metoksi grup ($-OCH_3$), sülfonik asit grubu ($-SO_3H$), amino grupları ($-NH_2$, $-NHR$, $-NR_2$) bulunmaktadır (Christie, 2014).

2.2. Tekstil Endüstrisinde Kullanılan Boyar Maddelerin Sınıflandırılması

Tekstil endüstrisinde kullanılan boyalar kimyasal içeriklerine ve uygulama yöntemlerine göre sınıflandırılmaktadır. Kimyasal içeriklerine göre kükürt, nitro-nitrozo, karbonil, indigo, antrakınon, azo ve ftalasiyonin; uygulama yöntemlerine göre ise asidik, bazik, direkt, mordan, pigment, dispersiyon ve reaktif olmak üzere yedi ayrı sınıfta incelenmektedirler.

2.2.1. Kimyasal içeriklerine göre boyar maddeler

Tekstil endüstrisinde kullanılan boyar maddelerden kromofor sınıfında azo, antrakınonlar, ftalasiyoninler, kükürt, nitro-nitrozo, karbonil, indigo ve antrakınon boyar maddeleri olmak üzere kimyasal içeriklerine göre yedi ana grupta sınıflandırılmaktadır (Aksu, 2005).

2.2.1.1. Kükürt boyar maddeler

Kükürt boyar maddeler, kükürt içeren kompleks yapıları sayesinde ekonomik ve dayanıklı boyama işlemleri sunan organik boyar maddelerdir. Genellikle pamuk ve viskon gibi selülozik liflerin boyanmasında kullanılmaktadır (Uluçay ve ark, 2024). Bu boyar maddeler suda çözünmediği için boyama sırasında indirgeyici bir ortamda çözünür hale getirilerek kumaşa uygulanmaktadır. Ardından yeniden oksitlenerek elyafa bağlanır ve kalıcı renk oluşturur. Kükürt boyar maddeler, özellikle siyah, koyu mavi ve kahverengi tonlarında elde etmek için kullanılmaktadır. Yüksek ışık ve yıkama haslığı özelliklerinin yanında düşük maliyetleri nedeniyle tekstil endüstrisinde yaygın olarak tercih edilmektedir. Ancak çevre dostu alternatiflerin geliştirilmesine yönelik çalışmalar, bu boyar maddelerin kullanımını sürdürülebilirlik açısından yeniden değerlendirmeye açmıştır (Hunger, 2007).

2.2.1.2. Nitro-Nitrozo boyar maddeleri

Nitro-nitrozo boyar maddeler, moleküllerinde nitro ($-\text{NO}_2$) ve nitrozo ($-\text{NO}$) gruplarını içeren organik bileşiklerdir. Nitro ve nitrozo grupları, boyar madde molekülünün kromofor yapısına katkı sağlayarak renk oluşumunda önemli bir rol oynar. Bu boyar maddeler genellikle sarı ve yeşil tonlarında parlak renklere sahiptir. Genellikle deri boyama ve özel kimyasal uygulamalarda tercih edilmektedir. Endüstride kullanımı sınırlı olan nitro-nitrozo boyar maddeler toksik etkileri nedeniyle çevresel ve sağlık açısından bazı sınırlamalara sahiptir (Hunger, 2007; Zollinger, 2003).

2.2.1.3. Karbonil boyar madde

Karbonil boyar maddeler, yapılarında karbonil ($\text{C}=\text{O}$) grupları içeren ve genellikle antrakinon, indigo gibi bileşikler üzerinden sınıflandırılan organik boyar maddelerdir. Bu maddeler, yüksek ışık ve yıkama haslıklarıyla tekstil endüstrisinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Özellikle doğal indigo ve sentetik antrakinon türevleri, parlak renkleri ve dayanıklılıkları sayesinde dikkat çeker. Karbonil grupları, boyar madde molekülünün kromofor özelliğini destekleyerek renk oluşumunu sağlamaktadır (Hunger, 2007; Zollinger, 2003).

2.2.1.4. İndigo boyar madde

Doğal ve sentetik olarak elde edilen indigo boyar maddelerin yapısında karbonil ($\text{C}=\text{O}$) grupları içerirler ve mavi renk elde etmekte kullanılırlar (Hunger, 2003). Doğal

olarak *Indigofera tinctoria* bitkisinden elde edilen indigo, günümüzde büyük ölçüde sentetik olarak üretilmektedir. Tekstil endüstrisinde özellikle denim kumaş boyamasında yaygın olarak kullanılmaktadır. İndigo, çözünmez bir formda olup, indirgeyici bir ortamda çözünür hale getirildikten sonra kumaşa uygulanır ve oksitlenerek renkli bir forma dönüşmektedir. Yüksek ışık ve yıkama haslığı ile dikkat çeken bu boyar madde, tarihsel ve ekonomik öneme sahiptir (Bechtold ve Mussak, 2009).

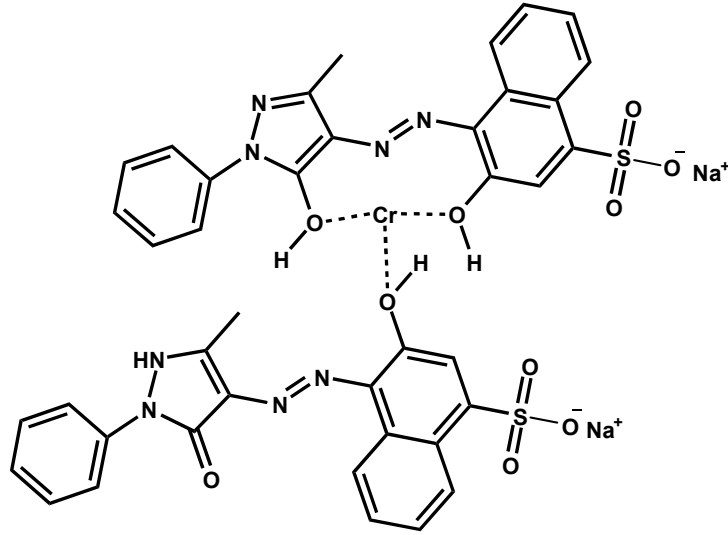
2.2.1.5. Antrakinin boyar maddeler

Antrakinin boyar maddeler, kimyasal yapısında üç benzen halkasının ortadaki halkasının her iki tarafına karbonil (C=O) grubu bağlanmış ve genellikle parlak, dayanıklı renkler sağlayan organik bileşiklerdir. Geniş bir renk yelpazesine sahip olup mavi, mor, kırmızı gibi yoğun ve canlı renklerin elde edilmesinde sıklıkla tercih edilirler. Yüksek ışık haslığı ve kimyasal dayanıklılık özellikleri sayesinde tekstil endüstrisinde, özellikle pamuk, yün ve ipek boyamalarında yaygın olarak kullanılırlar. Birçok sanayi uygulamalarında farklı özellikler kazanması amacıyla sentetik antrakinin boyar maddelerin aromatik halka sistemine çeşitli fonksiyonel gruplar eklenmektedir (Hunger, 2007; Zollinger, 2003).

2.2.1.6. Azo boyar maddeler

Tekstil endüstrisi başta olmak üzere kozmetik ve gıda sanayinde de yaygın bir şekilde kullanılan azo boyar maddeler, -N=N- grubu sayesinde ışığı absorplayabilen ve boya sınıfları arasında en fazla çeşide sahip grupturlar. Bu boyar maddeler doğal olarak bulunmaz, ancak sentetik yöntemlerle, özellikle diazolama ve katılma reaksiyonları ile elde edilirler. Azo bağ sayısından (bir, iki veya üç bağ) kaynaklanan farklılık ve azo gruplarına bağlı aromatik bileşikler nedeniyle çeşitlilik gösterirler. Özellikle bu aromatik gruplardan kaynaklanan farklılıklara bağlı olarak azo boyar maddelerin renk yoğunluğu değişmektedir (Türkmen ve ark, 2021).

Bu tez çalışmasında kullanılan boyalardan biri olan azo boyar maddelerden Acid Violet 90 (AV90) boyar maddesinin molekül yapısı ve kimyasal özellikleri sırasıyla Şekil 2.1’de ve Tablo 2.1’de gösterilmektedir.



Şekil 2.1. Acid Violet 90 boyar maddesinin açık yapısı

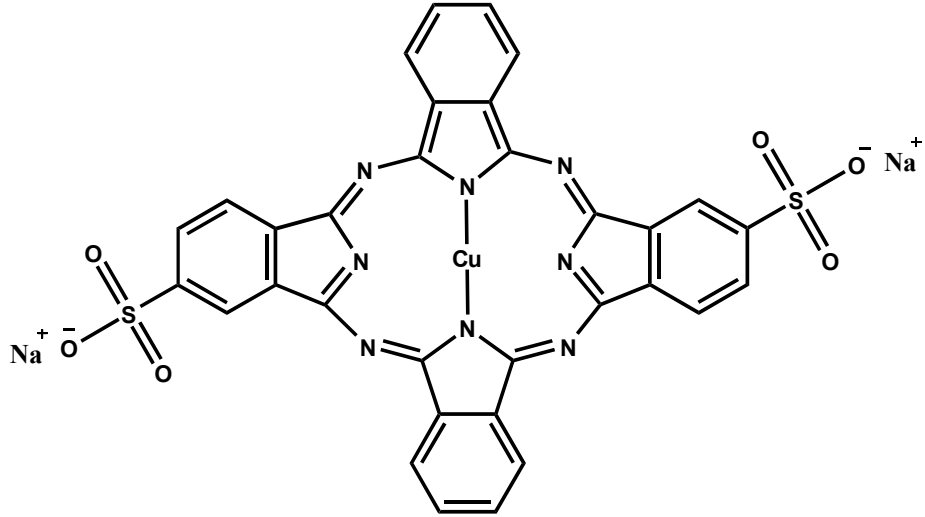
Tablo 2.1. Acid Violet 90 boyar maddesinin kimyasal özellikleri (National Center for Biotechnology Information, 2025).

Molekül Formülü	IUPAC Adı	M _A (g/mol)
C ₄₀ H ₃₀ CrN ₈ Na ₂ O ₁₀ S ₂	disodyum;krom;3-hidroksi-4-[(5-hidroksi-3-metil-1-fenilpirazol-4-il)diazetil]naftalin-1-sülfonat;3-hidroksi-4-[(5-metil-3-okso-2-fenil-1 H -pirazol-4-il)diazetil]naftalin-1-sülfonat	944,8 g/mol

2.2.1.7. Ftalosiyenin boyar maddeler

Ftalosiyenin boyar maddeler, metal iyonu (genellikle bakır, kobalt veya çinko) kompleksleri içeren makro halkalı bileşikler olup, yüksek renk yoğunluğu ve kimyasal dayanıklılıkları ile bilinmektedir. Tekstil endüstrisinde sentetik elyafların boyanmasında yaygın olarak tercih edilen ftalosiyenin boyar maddeler, mavi ve yeşil tonlarında yüksek parlaklığa ve stabiliteye sahiptirler. Yüksek termal ve kimyasal dayanıklılıkları sayesinde, özellikle endüstriyel uygulamalarda kullanılmaktadır. Ftalosiyenin boyar maddeler, çevre dostu özellikleri ve toksik olmamaları nedeniyle modern boyama süreçlerinde daha fazla ön plana çıkmaktadır (Hunger, 2007; Claessens ve ark, 2008).

Bu tez çalışmada kullanılan boyalardan bir diğeri olan Direct Blue 86 (DB86) ftalosiyenin boyar madde sınıfından olup Şekil 2.2’de açık yapısı ve Tablo 2.2 de kimyasal özellikleri gösterilmektedir.



Şekil 2.2. Direct Blue 86 boyar maddesinin molekül yapısı.

Tablo 2.2. Direct Blue 86 boyar maddesinin kimyasal özellikleri (National Center for Biotechnology Information, 2025).

Molekül Formülü	IUPAC Adı	M _A (g/mol)
C ₃₂ H ₁₄ CuN ₈ O ₆ S ₂ .2NaC ₃₂ H ₁₄ CuN ₈ Na ₂ O ₆ S ₂	Bakır;disodyum;2,11,20,29,38,40-hekzaza- 37,39diazanidanonasiklo[28.6.1.1 ^{3,10} .1 ^{12,19} .1 ^{21,28} .0 ^{4,9} .0 ^{13,18} .0 ^{22,27} .0 ^{31,36}]tetraconta- 1(36),2,4(9),5,7,10(40),11,13,15,17,19,21(38),22(27), 23,25,28,30,32,34-nonadekaen-6,24-disülfonat	780,2 g/mol

2.2.2. Uygulanma şekline göre boyar maddeler

Tekstil endüstrisinde, boyar maddeler uygulama yöntemlerine göre asidik, bazik, direkt, mordan, pigment, dispersiyon ve reaktif olmak üzere yedi farklı sınıfta ele alınmaktadır. Bu sınıflandırma, boyar maddelerin kumaşa bağlanma şekline ve işlem sırasında gösterdikleri kimyasal tepkimelere dayanmaktadır. Her bir sınıf, belirli bir kumaş türüne ve boyama işlemine uygun özelliklere sahiptir ve farklı uygulama yöntemleriyle kullanılmaktadır.

2.2.2.1. Asidik boyar maddeler

Asidik boyar maddeler, sulu çözeltilerde negatif yüklü iyonlar oluşturarak liflere bağlanan, genellikle protein bazlı tekstil lifleri (yün, ipek) ve naylon gibi sentetik liflerin boyanmasında kullanılan boyar maddelerdir. Özellikle hafif haslık gerektiren ürünlerde parlak ve canlı renklerin oluşmasını sağlarlar. Boyama işlemi, asidik bir ortamda lif ile boyar madde arasında iyonik bağ oluşmasıyla gerçekleşmektedir (Mishra ve ark, 1993).

2.2.2.2. Bazik boyar maddeler

Bazik boyar maddeler, moleküllerinde bazik gruplar ($-NH_2$, $-NHR$) içeren ve sulu çözeltilerde pozitif yüklü katyonlar oluşturan organik bileşiklerdir. Bu özellikleri sayesinde, özellikle akrilik liflerin boyanmasında yaygın olarak kullanılırlar. Bazik boyar maddeler, akrilik liflere yüksek afinite gösterir ve parlak, canlı renkler elde edilmesini sağlamaktadırlar (Minhas ve ark, 2021).

2.2.2.3. Direkt boyar maddeler

Direkt boyar maddeler, selüloz lifleri gibi doğal elyafların boyanmasında kullanılan ve liflere doğrudan bağlanan boyar maddelerdir. Bu boyar maddeler, liflerin yüzeyine fiziksel bağlarla tutunur ve genellikle suda çözünürlükleri yüksek olan anyonik gruplar içerirler. Boyama işlemi sırasında, lifler ve boyar madde arasında iyonik etkileşimler meydana gelmektedir (Choudhury, 2014).

2.2.2.4. Mordan boyar maddeler

Doğal liflerin boyanmalarında kullanılan mordan boyar maddeler ile lif arasında bağlanmayı güçlendiren kimyasal yapılarına sahiptirler. Bu maddeler, boyar madde ile lif arasında kompleksler oluşturarak farklı renk tonlarının elde edilmesine olanak tanımaktadır (Arık ve ark, 2020).

2.2.2.5. Pigment boyar maddeler

Pigment boyar maddeler, suda çözünmeyen ve genellikle toz halinde bulunan, renk verme özelliği taşıyan bileşiklerdir. Tekstil endüstrisinde, bu maddeler liflere fiziksel olarak bağlanarak renk sağlar ve bu bağlanma kimyasal reaksiyonlar yerine fiziksel etkileşimlerle gerçekleşmektedir (Ulaş, 2015).

2.2.2.6. Dispersiyon boyar maddeleri

Genellikle polyester gibi renkte elyafların boyanmasında kullanılan dispersiyon boyar maddeler, suda çözünmeyen ve noniyonik özellik gösteren bileşiklerdir. Boyama sırasında bu maddeler, liflere difüze olarak fiziksel etkileşimler ile bağlanmaktadır (Ulaş, 2015).

2.2.2.7. Reaktif boyar maddeleri

Reaktif boyar maddeler, tekstil endüstrisinde liflerle kimyasal reaksiyona girerek kovalent bağlar oluşturan ve bu sayede yüksek renk haslığı sağlayan bileşiklerdir. Bu boyar maddeler, özellikle selülozlu kumaşların boyanmasında tercih edilmektedir. Reaktif boyar maddelerin kullanımı, tekstil endüstrisinde yaygın olup, çeşitli renk ve ton seçenekleri sunmaktadır (Ulaş, 2015).

2.3. Tekstil Endüstrisinde Atık Suların Giderimi

Su, hayatın devamlılığı için en temel ve yaşamsal kaynaktır. Sulardaki kirlenmenin başlıca endüstriyel nedenleri ağır metaller, tekstil boyları vs. olup, bu toksik maddelerin atık sulara karışması ve birikmesi ekosistemlerinde yaşayan pek çok canlının yok olma riskiyle karşı karşıya kalmasına neden olmaktadır (Kocaer ve Alkan, 2002).

Tekstil endüstrisi, üretim süreçlerinde yoğun su kullanımı ve atık su oluşumu nedeniyle çevresel etkileri önemli ölçüde artırmaktadır. Boyama, apreleme ve yıkama gibi işlemler sırasında kullanılan su, yüksek miktarda organik ve inorganik kirletici madde içermektedir. Özellikle boyama işlemlerinde kullanılan boyar maddeler, atıksularda yüksek konsantrasyonlarda bulunarak suyun kalitesini kötü yönde etkilemesi ve çözünmüş oksijen miktarını azaltmasıyla sucul ekosisteme ve orada yaşayan tüm canlılara oldukça zarar vermektedir

Tekstil atık sularının arıtılmasında en yaygın kullanılan yöntemler çeşitli fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçleri içermektedir. Fiziksel ve fizikokimyasal yöntemler arasında sedimentasyon, flotasyon, iyon değişimi ve adsorpsiyon uygulamaları öne çıkmaktadır. Kimyasal arıtma yöntemleri, indirgeme ve yükseltgeme reaksiyonlarıyla atık sulardaki zararlı bileşenleri dönüştürerek kullanılmaktadır. Bölüm 3'te anlatılan biyolojik yöntemler ise mikroorganizmalar aracılığıyla organik kirleticilerin giderilmesini mümkün kılmaktadır (Namal, 2017).

Atık suların arıtılmasında biyolojik yöntemler, çevre kirliliğinin azaltılması ve su kaynaklarının korunması açısından büyük öneme sahiptir. Atık suların biyolojik arıtımı gerek endotermik gerekse ekzotermik yöntemlerle biyokimyasal süreçlerle uzaklaştırılmasını sağlayan çevre dostu bir yaklaşımdır. Bu yöntemler, mikroorganizmalar aracılığıyla kirleticileri daha az zararlı veya zararsız bileşenlere

dönüştürmesini esas almaktadır. Düşük enerji tüketimi, çevre dostu oluşu ve mikroorganizma üretiminin kontrol edilebilirliği gibi avantajları sayesinde biyolojik arıtma yöntemleri yaygın olarak tercih edilmektedir (Henze ve ark, 2008).

2.3.1. Fiziksel ve fizikokimyasal yöntemler

2.3.1.1. Sedimentasyon

Sedimentasyon, tekstil atık sularındaki askıda katı maddelerin yer çekimi etkisiyle dibe çökerek ayrıştırılmasını sağlayan bir fiziksel arıtma yöntemidir. Bu işlem, özellikle büyük partiküllerin uzaklaştırılmasında etkili olup, sonraki arıtma adımları için atık suyun kalitesini iyileştirmektedir. Sedimentasyon, enerji gereksiniminin düşük olması ve kolay uygulanabilirliği nedeniyle tekstil endüstrisinde sıkça tercih edilmektedir. Ancak, daha küçük veya çözünmüş kirleticilerin giderimi için ek arıtma yöntemleri gerekmektedir (Üçüncü, 2019).

2.3.1.2. Flotasyon

Flotasyon, tekstil atık sularında yağ, gres ve ince askıda katı maddelerin uzaklaştırılmasında etkili bir fiziksel arıtma yöntemidir. Bu yöntemde, küçük hava kabarcıkları oluşturularak kirleticilerin yüzeye çıkarılması sağlanır ve ardından yüzeyde biriken bu maddeler mekanik olarak toplanır. Özellikle boyama ve yıkama işlemlerinden kaynaklanan organik kirliliğin azaltılmasında kullanılmaktadır (Deniz, 2020).

2.3.1.3. İyon değişimi

İyon değişimi, tekstil atık sularındaki istenmeyen iyonlar, iyon değiştirici reçineler yardımıyla tutulur ve yerine başka iyonlar bırakılmaktadır. Özellikle ağır metal iyonlarının ve boyama işlemlerinden kaynaklanan çözünmüş tuzların uzaklaştırılmasında kullanılır. İyon değişimi, hassas kontrol sağlayabilmesi ve yeniden kullanılabilirliği nedeniyle tekstil endüstrisinde tercih edilen yöntemlerden biridir (Namal, 2017).

2.3.1.4. Adsorpsiyon

Adsorpsiyon, atık sulardan renk giderimi sağlamak için oldukça etkili bir tekniktir. Organik boyar maddeler, uygun adsorbanların yüzeyinde tutularak sudan uzaklaştırılabilmektedir. Renk gideriminde adsorpsiyonun temel prensibi, farklı boyaların adsorbana olan afinitesine dayanmaktadır. Bu süreç; adsorbanın yüzey alanı,

partikül boyutu, sıcaklık, pH ve temas süresi gibi fiziksel ve kimyasal faktörlerden etkilenir ve uygun koşullar sağlandığında verimli bir şekilde çalışabilmektedir (Slokar ve ark, 1998).

Adsorpsiyon sürecinde en etkili adsorbanlardan biri geniş yüzey alanı sayesinde atık sulardan renk gideriminde yüksek verim sağlayabilen aktif karbondur. (Baburşah, 2004). Ancak, bazı asit ve reaktif boyalar gibi yüksek çözünürlüklü bileşiklerin aktif karbonla giderimi zordur (Şahin, 2006). Aktif karbonun mikropor yapısının 2 nm'den küçük olması, yoğun boya içeren atık suların arıtımında etkinliğini sınırlandırabilir. Ayrıca, yüksek maliyet ve rejenerasyon zorlukları gibi faktörler, aktif karbon kullanımını kısıtlayan unsurlar arasındadır. Katyonik, mordan ve asit boyaların arıtımında başarılı sonuçlar elde edilse de dispers, direkt, pigment ve reaktif boyalar için giderim verimleri düşüktür. Bu nedenle, adsorpsiyon kapasitesi hem aktif karbonun özelliklerine hem de atık suyun türüne bağlı olarak değişiklik gösterebilmektedir (Midik, 2011).

Adsorpsiyon mekanizmalarını anlamak ve adsorban-adsorbat etkileşimlerini değerlendirmek için önemli olan adsorpsiyon izotermi, adsorbanın belirli bir sıcaklıkta adsorbatı adsorplama kapasitesini tanımlamak için kullanılan matematiksel modeldir (Doğan ve ark, 2007). Bu amaçla adsorplama kapasitesinin belirlenmesinde Langmuir, Freundlich izotermi ile adsorpsiyon kinetiği parametreleri kullanılmaktadır.

Langmuir izotermi, adsorpsiyon süreçlerini tanımlamak için kullanılan temel bir modeldir ve adsorpsiyonun tek tabaka halinde, homojen bir yüzey üzerinde gerçekleştiğini varsaymaktadır. Bu izoterm, her adsorpsiyon bölgesinin eşit enerjiye sahip olduğunu ve adsorpsiyon sonrası moleküller arasında herhangi bir etkileşim olmadığını öne sürmektedir (Doğan ve ark, 2007). Denklem 2.1'de formülü verilen Langmuir izotermi, özellikle su arıtımında ve endüstriyel uygulamalarda adsorpsiyon süreçlerinin optimize edilmesinde yaygın olarak kullanılmaktadır (Langmuir, 1918).

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m K_L} + \frac{C_e}{q_m} \quad (2.1)$$

Burada q_m maksimum tek tabaka adsorpsiyon kapasitesidir (mol g^{-1}), K_L Langmuir sabitidir (L mol^{-1}), q_e adsorpsiyon kapasitesidir (mol g^{-1}) ve C_e denge konsantrasyonudur (mol L^{-1}). C_e/q_e 'yi C_e 'ye göre çizmek eğimi $1/q_m$ ve kesişimi $1/K_L q_m$ olan düz bir çizgiyle sonuçlanmaktadır (Piccin, 2011).

Freundlich izotermi, heterojen yüzeylerdeki adsorpsiyon süreçlerini tanımlamak için kullanılan deneysel bir modeldir. Bu izoterm, adsorpsiyonun çok tabakalı olarak gerçekleşebileceğini ve adsorban yüzeyinin farklı enerji seviyelerine sahip olduğunu öngörmektedir. Matematiksel olarak, adsorpsiyon miktarı ile çözeltideki konsantrasyon arasındaki ilişkiyi doğrusal olmayan bir denklemlerle açıklamaktadır. Freundlich izotermi, özellikle su ve atık su arıtımında adsorban yüzeyindeki enerji heterojenliğini değerlendirmek için tercih edilen bir modeldir (Doğan ve ark, 2007).

Denklem 2.2’de formülü verilen Freundlich izoterm modeliyle ilişkili sabitler sorpsiyon kapasitesi (K_f) ve sorpsiyon yoğunluğudur. Ayrıca, $1/n$, adsorban/adsorbat sisteminin uygunluğu ve kapasitesi hakkında bir gösterge sağlar. $\log q_e$ 'yi $\log C_e$ 'ye göre çizmek, eğimi $1/n$ ve kesişimi $\log K_f$ olan düz bir çizgiyle sonuçlanmaktadır (Piccin, 2011).

$$\log q_e = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e \quad (2.2)$$

Adsorpsiyon süreçlerinin hızını ve mekanizmalarını inceleyen adsorpsiyon kinetiği ise atık su arıtma, renk giderimi ve çeşitli endüstriyel uygulamalarda önemli bir parametre olarak kullanılmaktadır. Adsorbanın yüzeyine adsorbatın ulaşma hızını, moleküllerin yüzeyle etkileşim süresini ve dengeye ulaşma süresini içermektedir. Genellikle, adsorpsiyon kinetiği yalancı birinci dereceden ve yalancı ikinci dereceden olmak üzere iki ana modelle açıklanmaktadır. Yalancı birinci derece model adsorpsiyon hızının çözelti konsantrasyonuna orantılı olduğunu varsayarken yalancı ikinci derece model ise adsorpsiyon hızının yüzeydeki aktif noktaların dolmasıyla ilgilidir. (Ho ve ark, 1998).

2.3.2. Kimyasal indirgeme ve yükseltgeme yöntemleri

Tekstil atık sularındaki boyar maddelerin renginin uzaklaştırılması için ön arıtma aşamasında yaygın olarak kimyasal indirgeme yöntemleri kullanılmaktadır. Bu süreçte, çeşitli kimyasallar kullanılarak boyar maddeler daha az renkli veya renksiz bileşiklere dönüştürülmektedir. Yaygın olarak kullanılan kimyasallar arasında sodyum bisülfat (NaHSO_4), kalay klorür (SnCl_2) ve sodyum borhidrür (NaBH_4) yer almaktadır. Bu kimyasallar, boyar maddelerin kimyasal yapısını değiştirerek, renklerini yok eder ve atık suyun sonraki arıtma aşamalarına daha uygun hale gelmesini sağlamaktadır (Gupta, 2009).

Özellikle suyun dezenfeksiyonu, renk giderimi ve toksik maddelerin yok edilmesinde yaygın olarak kullanılan ozon (O_3), güçlü oksidan özellikleri sayesinde organik ve inorganik kirleticilerin oksitlenmesiyle suyu temizlemektedir (Shriram ve Kanmani, 2014). Ozonlama, mikroorganizmaların öldürülmesinde ağır metallerin ve fenoller gibi zararlı bileşiklerin giderilmesinde kullanılan bir yöntemdir (Körlü, 2018).

2.4. Biyolojik Giderme Yöntemleri

Atık suların arıtılmasında biyolojik yöntemler, çevre kirliliğinin azaltılması ve su kaynaklarının korunması açısından büyük öneme sahiptir. Atık suların biyolojik arıtımı gerek endotermik gerekse ekzotermik yöntemlerle biyokimyasal süreçlerle uzaklaştırılmasını sağlayan çevre dostu bir yaklaşımdır. Bu yöntemler, mikroorganizmalar aracılığıyla kirleticileri daha az zararlı veya zararsız bileşenlere dönüştürmesini esas alır. Düşük enerji tüketimi, çevre dostu oluşu ve mikroorganizma üretiminin kontrol edilebilirliği gibi avantajları sayesinde biyolojik arıtma yöntemleri yaygın olarak tercih edilmektedir (Henze ve ark, 2008). Atık suların arıtılmasında kullanılan biyolojik giderme yöntemleri için biyosorpsiyon, biyoakümülyasyon ve biyodegradasyon işlemleri kullanılabilmektedir (Chaurasia ve ark, 2024).

2.4.1. Biyosorpsiyon

Biyosorpsiyon, biyolojik materyallerin atık sudaki kirleticilerin yüzeylerinde fiziksel veya kimyasal bağlarla bağlanarak uzaklaştırmasını sağlayan çevre dostu bir arıtma yöntemidir (Gadd ve ark, 1990; Avery ve Gadd, 1993; Ahluwalia ve Goyal, 2007). Biyolojik ve fizikokimyasal bir süreç olan biyosorpsiyon, biyokütlenin yüzeyinde gerçekleşen adsorpsiyon ve iyon değişim mekanizmaları ile fizikokimyasal bir süreçtir (Veglio ve Beolchini, 1997).

Biyosorpsiyon sürecinde kullanılan biyosorbantlar arasında mantarlar, algler, bakteriler, mayalar, aktif çamur ve çeşitli bitkisel bileşenler yer almaktadır. Bu biyosorbentlerin sahip olduğu yüzeyindeki fonksiyonel grupları, kirleticilerin bağlanmasını sağlayarak etkili bir şekilde uzaklaştırılmalarına yardımcı olmaktadır (Aksu, 2005). Ayrıca tarım ve sanayi atıkları gibi biyolojik kökenli çeşitli endüstriyel atıklar da biyosorbant olarak değerlendirilebilmektedir (Gupta, 2009).

Çeşitli fonksiyonel gruplar içeren biyosorbent yüzeyleri, $-COOH$, $-OH$, $-NH_2$, $-SH$ gibi fonksiyonel grupları sayesinde ağır metaller (Pb^{2+} , Cd^{2+} , Cr^{6+} , Ni^{2+}), organik

boyalar, pestisitler, fenoller ve radyoaktif elementler gibi çok çeşitli kirleticileri giderebilmektedirler (Volesky, 2001). Bu gruplar, kirleticilerle iyon değişimi, kompleksleşme veya elektrostatik çekim yoluyla etkileşime girerek biyosorpsiyon kapasitesini belirler (Aksu ve ark, 2000). Biyosorpsiyon kapasitesi zaman, sıcaklık, pH, biyosorbant miktarı ve başlangıç kirletici konsantrasyonu gibi faktörlerden etkilenmektedir (Ahalya ve ark, 2003).

Biyosorpsiyon, kimyasal çökeltme ve iyon değişimi gibi diğer arıtma yöntemlerine göre çevreye daha az zarar verir ve ikincil kirletici üretiminin minimum seviyede gerçekleşmesiyle çevre kirliliğini azaltmaya yardımcı olmaktadır (Kratochvil ve Volesky, 1998). Bazı biyosorbentler, kirleticilerle doygun hale geldikten sonra yeniden kullanılabilir. Bu da biyosorpsiyon işleminin sürdürülebilirliğini artırarak atıkların tekrar işlenebilmesi ile ekonomik fayda sağlamaktadır (Gupta ve Rastogi, 2008).

Penicillium cinsi, Ascomycota şubesine ait olup geniş bir ekolojik yayılıma sahip mantar türlerini içermektedir. Bu cinsin üyeleri genellikle saprofit olarak organik maddelerin ayrışmasında rol oynar ve biyoteknolojik uygulamalarda önemli yere sahiptir. *P. funiculosum*, bu cinse ait bir tür olup, özellikle toprak, hava, su ve organik materyallerde yaygın olarak bulunan bir küf mantarıdır (Grimm ve ark, 2005). *P. funiculosum*, çevrede yaygın olarak bulunan ve farklı ekosistemlerde adaptasyon gösteren bir mikroorganizmadır. Toprak, çürüten bitkisel materyaller, tahıl ürünleri, ahşap yüzeyler ve iç mekân ortamları, bu türün yaygın olarak izole edildiği habitatlardır (Pitt ve Hocking, 2009). Özellikle sıcak ve nemli ortamlarda gelişimi hızlanmakta olup, bu nedenle depo edilmiş gıdalarda ve tarım ürünlerinde yayılım gösterebilmektedir (Frisvad ve Samson, 2004).

2.4.1.1. Biyosorpsiyonu etkileyen faktörler

Biyosorpsiyon süreci, çeşitli fizikokimyasal parametrelerden etkilenmektedir. Bu faktörler, biyosorbentin yüzey özellikleri ile çözelti ortamının kimyasal yapısını belirleyerek biyosorpsiyon verimini değiştirmektedir. Biyosorpsiyonu etkileyen faktörler pH, sıcaklık, zaman, biyosorbent miktarı, çözelti konsantrasyonu ve karıştırma hızı bulunmaktadır.

Biyosorpsiyonda pH'nın etkisi

Ortaman pH değeri, biyosorpsiyon sürecini doğrudan etkileyen en önemli parametrelerden biridir. Çünkü çözeltinin pH'ı, hem biyosorbent yüzeyindeki fonksiyonel grupların iyonizasyon durumunu hem de çözelti içerisindeki kirleticilerin kimyasal formunu değiştirebilmektedir (Volesky ve Holan, 1995). Düşük pH seviyelerinde biyosorbent yüzeyi protonlanarak pozitif yük kazanır ve bu durum, negatif yüklü iyonların bağlanmasını artırırken katyonik maddelerin biyosorpsiyonunu azaltmaktadır (Aksu, 2005). Yüksek pH seviyelerinde ise biyosorbent yüzeyindeki fonksiyonel gruplar negatif yük kazanmakta ve bu durum, katyonik ve nötr türlerin biyosorpsiyonunu kolaylaştırmaktadır (Wang ve Chen, 2009).

Biyosorpsiyonda zamanın etkisi

Zaman parametresi, biyosorpsiyon süreçlerinde önemli bir faktördür ve bu süreçlerin verimliliğini doğrudan etkilemektedir. Temas süresi arttıkça biyosorbe edilen madde miktarının arttığı veya belirli bir denge noktasına ulaşıldığı gözlemlenmektedir. Özellikle, tekstil atık sularındaki kirleticilerin adsorpsiyonunda, belirli bir süre sonunda biyosorbanın doygunluğa ulaşarak adsorpsiyon kapasitesinin azalması söz konusu olabilmektedir (Deniz, 2020). Bu nedenle, biyosorpsiyon süresinin optimize edilmesi, atık su arıtma süreçlerinin etkinliğini artırmak açısından büyük önem taşımaktadır.

Biyosorpsiyonda karıştırma hızının etkisi

Biyosorpsiyon sürecinde karıştırma hızı, biyosorbentin etrafındaki kütle transferini etkileyen önemli bir parametredir. Karıştırma hızının artması, çözelti içerisindeki kirleticilerin biyosorbent yüzeyine daha hızlı ulaşmasını sağlayarak biyosorpsiyon kapasitesini artırabilir. Literatürde, çalkalama hızının biyosorpsiyon sürecinde kütle transfer hızını belirleyen sınırlayıcı bir faktör olduğu ifade edilmektedir (Volesky, 2007; Wang ve Chen, 2009).

Biyosorpsiyonda sıcaklığın etkisi

Biyosorpsiyon sürecinde hem fizikokimyasal hem de biyokimyasal mekanizmalar üzerinde etkili bir parametre olan sıcaklık, genel olarak biyosorpsiyon kinetiğini hızlandırarak metal iyonlarının veya organik kirleticilerin biyosorbent yüzeyine bağlanmasını artırabilir (Gupta ve Rastogi, 2008). Ancak, çok yüksek sıcaklıklarda biyosorbentin yapısındaki fonksiyonel grupların bozulmasıyla biyosorpsiyon kapasitesi olumsuz etkilenebilmektedir (Veglio ve Beolchini, 1997). Bu nedenle,

biyosorpsiyonun optimum sıcaklıkta gerçekleşebilmesi için sistematik sıcaklık testleri yapılması gerekmektedir.

Biyosorpsiyonda çözelti konsantrasyonunun etkisi

Biyosorpsiyonun etkinliği üzerinde belirleyici bir rol oynayan konsantrasyon parametresinde, düşük konsantrasyonlarda biyosorbentin yüzeyindeki aktif bağlanma noktalarının çoğunun boş kalmasına, konsantrasyon arttıkça bu bağlanma noktaları daha fazla dolarak biyosorpsiyon kapasitesinin yükselmesine neden olur. Fakat belirli bir eşik seviyesinden sonra biyosorbent yüzeyindeki tüm bağlanma noktaları dolacağından, biyosorpsiyon kapasitesi doygunluğa ulaşarak sabit kalmaktadır (Aksu, 2005).

Biyosorpsiyonda biyosorbent miktarının etkisi

Biyosorbentin miktarı, çözelti içerisindeki kirletici maddelerin giderim verimini doğrudan etkileyen bir diğer faktördür. Genel olarak, biyokütle miktarının artmasıyla çözeltide daha fazla aktif bağlanma noktasıyla biyosorpsiyon kapasitesi artmaktadır (Bai ve Abraham, 2003). Ancak, biyokütle miktarı belirli bir seviyenin üzerine çıktığında sistemin doygunluğa ulaşması nedeniyle biyosorpsiyon oranında herhangi bir artış gözlenmemektedir (Fourest ve Roux, 1992).

Literatürde AV90 ve DB86 boyar maddelerinin biyosorpsiyon çalışmaları

Literatürde AV90 boyar maddesi zencefil (*Zingiber officinale*), *Penicillium sp.*, şeftali çekirdeği ve yumurta kabukları, ile biyosorpsiyon giderimleri gerçekleştirilmiştir (Hashem ve ark, 2024; Okur, 2013). Bu çalışmalarda AV90 boyar maddesinin en yüksek oranda giderimi (%82,5) yumurta kabukları kullanılarak yapılan biyosorpsiyonunda elde edildiği kaydedilmiştir (Okur, 2013). DB86 boyar maddesinin literatürde biyosorpsiyon yoluyla gideriminde *Delonix regia*, *Abelmoschus esculentus*, portakal kabukları, fıstık kabukları, karides, yengeç ve kalamar kabukları kullanılarak gerçekleştirilmiştir (Tablo 3.1).

Tablo 3.1. Literatürde AV90 ve DB86 boyar maddeleri ile yapılan biyosorpsiyon çalışmaları

Biyosorbent	Boya	Verim	Kaynak
<i>Zingiber officinale</i>	AV90	342,68 mg/g	Hashem ve ark. (2024)
<i>Penicillium sp.</i>	AV90	%85	Anjaneya ve ark. (2009)
Şeftali çekirdeği kabuğu	AV90	25,8 mg/g	Hashem ve ark. (2022)
Yumurta kabukları	AV90	%82,5	Okur (2013)
<i>D. regia</i> tohum kabukları	DB86	36,23 mg/g	Eleryan ve ark. (2025)
Portakal kabukları	DB86	%92	El Nemr ve ark. (2009)
<i>Aspergillus flavus</i>	DB86	%100	Ning ve ark. (2018)
Fıstık kabukları	DB86	%98,4	Garg ve ark. (2019)
<i>Abelmoschus esculentus</i>	DB86	%98,06	Kumar ve Gupta (2023)
Karides, yengeç ve kalamar kabukları	DB86	%95	Fat ve Ahmadi (2016)

2.4.2. Biyoakümülyasyon

Biyoakümülyasyon, aktif olarak büyüyen hücreler tarafından kirleticilerin birikmesi olarak tanımlanmaktadır. Biyoakümülyasyon, büyüyen hücrelerin, büyüme ortamında boya yerine yeterli miktarda kolayca kullanılabilen karbon ve azot kaynakları bulması durumunda, çeşitli tekstil boyalarının giderilmesi için de gerçekleştirilebilmektedir. Boya çözeltisinin renginin açılması, biyokütle üzerindeki adsorpsiyon veya biyoakümülyasyondan kaynaklanabilmektedir. Hücresel biyokütlenin boya bileşenini nasıl aldığı belirsizdir ve bu tür biyosorpsiyondan sorumlu olabilecek ana hücresel bileşen hücre duvarı olabilmektedir (Meehan ve ark, 2000). Biyoakümülyasyon sürecinde büyüyen kültürlerin kullanılması, ayrı bir biyokütle üretim sürecine olan ihtiyacı ortadan kaldırabilir. Bunlar arasında canlı hücre sistemlerini kullanan biyo-alımın önemli pratik sınırlamaları bulunmaktadır. Belki de en önemli sınırlama, boya konsantrasyonları çok yüksek olduğunda hücre büyümesinin engellenmesidir. Atık suyun diğer bileşenleri veya kısıtlamaları, aşırı pH ve yüksek tuz konsantrasyonu, canlı hücreler için toksik olabilir. Ayrıca, aktif alım süreçleri harici metabolik enerji gerektirir. Ancak, birçok geleneksel kanalizasyon arıtma süreci, canlı mikroplara dayalı olduğundan, böyle bir sınırlamanın boyaların biyolojik olarak uzaklaştırılmasını içeren arıtma şemalarında uygulanabilirliğini engellemeyeceği gösterilmiştir. Boya toksisitesinin büyüyen hücrelere olan etkisi, boya dirençli organizmalar kullanılarak aşılabilir, böylece sürekli yenilenen sistemler uzun süreli çalışmaya devam edebilir. Boya giderme sürecinde kullanılan canlı biyokütlenin temel özellikleri, tolerans ve alım kapasiteleridir (Dönmez, 2002).

Bugüne kadar yapılan biyolojik renk giderimi araştırmalarının çoğu, kolayca temin edilebilirliği ve ucuz olmalarından dolayı mantar suşlarına odaklanmaktadır. Mantarlar, boya giderimini, boyanın hücre çevrelerine spesifik olmayan bir şekilde biyoakümüleyasyon yoluyla gerçekleştirdikten sonra, hücre içinde spesifik olarak biriktirirler. Düşük pH değerlerinde, maya biyokütlesi, boya biyoakümüleyasyon potansiyeli gösteren ucuz ve kolayca bulunabilen bir biyokütle kaynağıdır (Dönmez, 2002).

2.4.2.1. Biyoakümüleyasyonu etkileyen faktörler

Biyoakümüleyasyonu etkileyen faktörler, çevresel koşullardan organizmaların biyolojik özelliklerine kadar geniş bir alanı kapsamaktadır. Bu faktörler, bir kirleticinin organizmalar üzerinde birikme potansiyelini ve hızını belirlemektedir. Biyoakümüleyasyon, kirleticilerin çevresel ortamlardan organizmalara geçişiyle başlar ve bu kirleticilerin organizmalarda zamanla birikmesi ile gerçekleşir. Biyoakümüleyasyonu etkileyen faktörler arasında en önemlileri pH, sıcaklık, biyolojik faktörler, konsantrasyon, karıştırma hızı ve zamandır.

Biyoakümüleyasyonda besiyerinin etkisi

Biyoakümüleyasyon sürecinde kullanılan besiyerinin içeriği, mikroorganizmanın büyüme hızı, hücresel metabolizması ve kirletici maddeye karşı gösterdiği biyolojik yanıt üzerinde belirleyici bir rol oynamaktadır. Besiyerinde bulunan karbon ve azot kaynakları ile mineraller, hücresel aktiviteyi doğrudan etkileyerek boyar maddelerin hücre içine alım hızını ve miktarını değiştirebilmektedir. Glukoz gibi basit karbon kaynakları, mikroorganizmanın hızlı büyümesini ve yüksek metabolik aktivite göstermesini teşvik ederken; farklı bileşenler içeren daha kompleks ortamlar, hücre yapısında farklı protein ve enzimlerin sentezlenmesini destekleyerek biyoakümüleyasyon kapasitesini etkileyebilmektedir. Bu nedenle, besiyeri kompozisyonu mikroorganizmanın boyar madde ile etkileşim şeklini ve dolayısıyla biyoakümüleyasyon verimini doğrudan etkilemektedir. Uygun besiyeri koşullarında, mikroorganizma daha aktif bir biyokütle oluşturur ve kirleticileri daha verimli şekilde hücre içine alarak uzaklaştırabilir. Dolayısıyla, biyoakümüleyasyonda besiyerinin seğimi, biyolojik uzaklaştırma sürecinin başarısı açısından kritik öneme sahiptir.

Biyoakümüleyasyonda pH'ın etkisi

Biyoakümüleyasyon sürecinde, ortamın pH değeri tarafından doğrudan etkilenen önemli faktörlerden biridir. Çünkü ortamın pH'ı, biyoakümüleyasyon sürecine dahil olan

organizmaların büyüme, gelişme durumunu, çözeltilerdeki kirleticilerin kimyasal formunu ve besiyerini etkileyebilmektedir.

Biyoakümülsyonda zamanın etkisi

Biyoakümülsyona zamanın etkisi, kirleticilerin organizmalar tarafından birikme hızını ve miktarını belirleyen önemli bir faktördür. Zaman arttıkça organizmada biriken kirletici konsantrasyonu da artmaktadır. İlk başlarda, kirletici maddeler hızla hücresel yapıya alınırken, belirli bir süre sonra bu hız yavaşlar ve organizmanın kapasitesine bağlı olarak dengeye ulaşmaktadır.

Başlangıçta, organizmanın biyoakümülsyasyon kapasitesi, kirletici maddeye maruziyet süresiyle doğru orantılı olarak artmaktadır. Ancak, uzun süreli maruziyet durumunda canlıda oluşan metabolik adaptasyonlar, kirletici maddelerin alımını sınırlayabilir ve doygunluk noktasına ulaşabilmektedir (Aksu, 2005).

Biyoakümülsyonda çalkalama hızının etkisi

Çalkalama hızı canlı biyoorganizmanın büyümesini dolaylı olarak etkileyeceği için biyoakümülsyasyon etkinliği üzerinde de önemli rol oynamaktadır. Biyoorganizmanın optimum büyümesinde kullanılan karıştırma hızından uzaklaştıkça farklı sonuçlar elde edilebilir.

Biyoakümülsyonda sıcaklığın etkisi

Sıcaklık, kirleticilerin çözünürlüklerini ve aktif alanlar üzerindeki etkileşimlerini etkileyerek biyoakümülsyasyonu doğrudan etkiler. Yüksek sıcaklık, organizmanın gelişimini olumsuz yönde değiştirebilmektedir.

Biyoakümülsyonda çözelti konsantrasyonunun etkisi

Biyoakümülsyasyon sürecinde başlangıç çözelti konsantrasyonu, biyoakümülsyasyonun etkinliği üzerinde belirleyici bir rol oynamaktadır. Düşük konsantrasyonlarında, organizmanın gelişimi etkilenmeyeceği için birikim oranı yüksek olabilmektedir. Ancak boyarmadde konsantrasyonu arttıkça bu organizmanın gelişimi etkileneyeceği için biyoakümülsyasyon kapasitesinin azalmasına neden olabilmektedir.

Literatürde yer alan AV90 ve DB86 boyar maddelerinin biyoakümülsyasyon çalışmaları

Literatürde AV90 ve DB86 boyar maddelerinin *P. funiculosum* küföyle yapılmış biyoakümülsyasyon çalışması bulunmamaktadır. Bir çalışmada *Candida tropicalis* mayası ile AV90 boyar maddesi kullanılarak biyoakümülsyasyon yoluyla giderimi

incelenmiştir. Deneyler 150 mL çalışma hacmine sahip 250 mL'lik erlenlerde, 30°C'de 140 rpm'de çalkalamalı su banyosunda gerçekleştirilmiştir. Ortam bileşimi üreme ortamıyla aynı tutulmuş, *C. tropicalis* boyar maddeye uyarlanmıştır. Deneylerde pH (3-6), boyar madde derişimi (20-400 mg/L) ve indirgen şeker derişiminin (3-20 g/L) boyar madde giderimi ve maya üremesi üzerindeki etkisi incelenmiştir. pH'ın biyobirikime etkisi incelenmiş ve en yüksek giderim %50,3 ile pH 5'te elde edilmiştir. Besi yerinde şeker derişimi arttıkça *C. tropicalis*'in üreme oranı artmış, ancak biyobirikim kapasitesi azalmıştır. Bunun nedeni, yüksek melas derişimlerinde içeriğindeki diğer bileşenlerin biyobirikimi etkileyebilmesidir. Boyar madde derişimi arttıkça biyobirikim kapasitesi yükselmiş, ancak giderim yüzdesi azalmıştır. Maksimum biyobirikim kapasitesi 416,5 mg/L boyar madde ve 3,3 g/L indirgen şeker derişiminde 24,5 mg/g olarak elde edilmiştir. Sonuçlar, ortam bileşimi, boyar madde tipi ve mikroorganizmanın biyobirikim kapasitesinin farklı etkenlere bağlı olarak değişebileceğini göstermiştir (Okur ve ark, 2020).

2.5. Biyosorpsiyon ve Biyoakümülyasyon Arasındaki Farklar

Biyosorpsiyon, inaktif bir biyosorbent (genellikle organizmalar, bitkiler veya hayvanlar) tarafından, kirleticilerin fiziksel veya kimyasal bağlarla yüzeylerine adsorplanması süreci iken biyoakümülyasyon, canlı bir organizmanın, kirleticileri metabolize etmeden, zamanla bünyesinde biriktirdiği bir süreçtir. Biyosorpsiyon hızlı bir süreç olup sonuçları kısa bir sürede alabiliyorken biyoakümülyasyonda uzun vadede sonuç elde edilmektedir. Biyosorpsiyon sürecinde inaktif biyosorbent kullanıldığı için doğrudan etkilenme olmazken biyoakümülyasyonda canlı organizma doğrudan etkilenmektedir. Bir diğer fark ise biyosorpsiyon doğrudan biyolojik bir süreç değilken biyoakümülyasyonun doğrudan biyolojik bir süreç olmasıdır. Biyosorpsiyon çevre temizliği, özellikle su arıtma ve ağır metal temizliği gibi alanlarda yaygın olarak kullanılırken biyoakümülyasyon kirleticilerin organizmalarda birikmesi ve çevresel etkilerinin incelenmesi, toksikoloji ve ekotoksikoloji alanlarında önemlidir (Rao, 2007; Holt, 1995; Harris, 2003)

3. MATERYAL VE METOD

Bu araştırmada, IKA KS 4000 marka çalkalamalı inkübatör, İmolab pH 7110 marka pH metre, NÜVE OT 020 marka otoklav, Precisa XB 220A marka hassas terazi, ISOLAB marka santrifüj cihazı, EN500 etüv, ISOLAB ayarlanabilir otomatik pipet (0,5- 10 µL), DRVAC300 vakum pompası Shimadzu (Varian 300) UV-2401 PC UV-Vis spektrofotometresi ölçümler için kullanılmıştır. Karakterizasyon için bir Perkin Elmer-Spectrum Two marka FTIR, Lecia DM500 marka ışık mikroskobu ve Shimadzu-LC-20AD marka HPLC cihazı (DGU-20A5 gazdan arındırıcı, SPD-M20A diyot dizisi dedektörü, SIL-20AHT otomatik numune alıcı, CTO-10ASVP kolon fırını) kullanılmıştır.

Analizlerde kullanılan tüm kimyasallar analitik kalitede tercih edilmiştir. HCl (Merck), Etanol (Merck), Pepton Bakteriyel (BioLife), Glukoz (Biolife), Agar (Biolife), Potato Deskroz Agar (Merck) kullanılmıştır. Ölü ve canlı küfü kullanılarak Acid Violet 90 ve Direct Blue 86 tekstil boyaalarının biyosorpsiyonu ve biyoakümüasyonu incelenmiştir.

Araştırmada kullanılan *P. funiculosum* küfü, TÜBİTAK MAM Kültür Koleksiyonu'ndan yatık agar stok kültürü olarak temin edilmiştir. Mikroorganizmanın aktif büyümesi ve metabolik aktivitelerinin korunması için uygun besiyerinde kültüre alınarak biyosorpsiyon ve biyoakümüasyon deneyleri öncesinde adaptasyon süreci tamamlanmıştır.

3.1. Biyosorpsiyon çalışmasında özeltilerin Hazırlanması ve Metot Geliştirilmesi

Bu çalışmada boyar madde gideriminde kullanılan Acid Violet 90 ve Direct Blue 86 tekstil boyaaları, yerel bir tekstil fabrikasından temin edilmiştir. Boyar maddelerin absorbans değeri, spektrofotometre kullanılarak belirlenmiştir. Her bir boya için 1000 mg/L konsantrasyona sahip stok çözelti ayrı ayrı hazırlanmıştır. Biyosorpsiyon sonrasında çözeltide kalan boya konsantrasyonlarını belirlemek amacıyla birinci türev yöntemi kullanılmıştır. Bunun için 1–40 mg/L konsantrasyon

aralığında boyalar hazırlanmış, bu çözeltilerin absorbanları 300–800 nm dalga boyu aralığında 0,5 nm aralıklarla ölçülmüştür.

LOD ve LOQ değerlerinin belirlenebilmesi amacıyla, 0,1 mg/L ve 0,01 mg/L konsantrasyona sahip boya çözeltileri kör çözelti olarak kullanılmıştır. Her iki boya için hazırlanan 10 farklı absorban ölçümleri 300–800 nm dalga boyu aralığında gerçekleştirilmiştir.

Tespit limiti (LOD) ve miktar belirleme limiti (LOQ) değerleri aşağıdaki denklemler (3.1, 3.2) kullanılarak hesaplanmıştır:

$$LOD = 3 \times \frac{S_{kör}}{m} \quad (3.1)$$

$$LOQ = 10 \times \frac{S_{kör}}{m} \quad (3.2)$$

Formüllerde yer alan $S_{kör}$, kör çözelti sinyallerinin standart sapmasını, m ise kalibrasyon eğrisinin eğimini ifade etmektedir.

Geliştirilen yöntemin doğruluğunu değerlendirmek amacıyla, yüzde geri kazanım (%R) değerleri aşağıdaki denklem (3.3) kullanılarak hesaplanmıştır:

$$\%R = \frac{C_{bul}}{C_{ekl}} = 100 \quad (3.3)$$

3.2. *Penicillium funiculosum* Küfünün Biyosorbent Olarak Hazırlanması

P. funiculosum küf, yatık agar stok kültüründen elde edilerek tazelenmesi ve çoğaltılması amacıyla yatık agar besiyeri, 5,85 g PDA (potato dekstrozu agar) ve 1,20 g agar kullanılarak hazırlanmıştır. Hazırlanan karışım, 150 mL ultra saf suda çözülerek kaynatılmış ve 10'ar mL 15 adet 22 mL'lik Universal marka patolojik cam tüplerine aktarılmıştır. Yatık agar besiyerleri, 121 °C'de 20 dakika boyunca otoklavda sterilize edilmiştir. Sterilizasyon sonrası, tüpler yaklaşık 45° eğim verilerek soğutulmuş ve yatık agar besiyerleri oluşturulmuştur. Küf kültürleri, ortalama 15 gün boyunca çoğalmaları için bırakılmış ve hazırlanan yatık agar besiyerlerine steril koşullarda aktarılmıştır.

İçerisinde 30 g glukoz ve 10 g pepton, 1 L saf su içerisinde çözülerek hazırlanan sulu besiyeri 10 adet 250 mL'lik erlenlere paylaştırılmış ve 121 °C'de 20 dk otoklavda sterilize edilmiştir. Steril koşullar altında, yatık agar besiyerinden en taze kültür

seçilerek sıvı besiyeri içeren erlenlere aktarılmıştır. Sıvı besiyerine alınan *P. funiculosum* küfünün çoğalması için 28 °C ve 160 rpm’de çalkalamalı inkübatörde üç gün süreyle büyümeye bırakılmıştır.

İnaktif biyokütle elde etmek amacıyla yeterli büyüklüğe ulaşan küf kültürleri 121 °C’de 20 dk boyunca otoklavlanarak nuçe erleninde vakum cihazıyla süzölmüş ve etil alkol-ultra saf su ile yıkanmıştır. İnaktif biyokütle, etüvde 50 °C’de 24 saat boyunca kurutulduktan sonra pirinç havanda, ardından agat havanda öğütölen küf biyokütlesi, 500 mm çapında çelik elekten geçirilerek biyosorpsiyon deneylerinde kullanılmak üzere hazır hale getirilmiştir.

3.3. Biyosorpsiyon Deneylerinin Ön Deneme Çalışmaları

Literatürdeki çalışmalardan faydalanılarak, her biri 100 mg/L konsantrasyona sahip boyalar hazırlanmış ve 0,1 g küf biyokütlesi ile 100 rpm hızında, 1 saat boyunca, çözeltinin doğal pH (AV90 5,3 ve DB86 6,6) ve oda sıcaklığında (25°C) çalkalanmıştır. 10 mL tüplere alınarak 3 kere 4500 rpm’de 10 dk süre ile santrifüj edilmiş, süpernatant alınmış ve 300-800 nm aralığında UV-Vis ölçümü yapılmıştır.

Çalışmalarda, boyar madde giderim oranı yüzde (%) cinsinden hesaplanmış olup, bu hesaplama aşağıdaki denkleme (4.4) göre gerçekleştirilmiştir.

$$\% \text{ Giderim} = \frac{(C_i - C_s)}{C_i} \times 100 \quad (4.4)$$

Formölde C_i , boyaların başlangıç konsantrasyonunu, C_s ise çözelti ortamında kalan son boya konsantrasyonunu belirtmektedir.

3.4. Biyosorpsiyonun Deneysel Parametrelerinin İncelenmesi

3.4.1. Biyosorpsiyona pH’ın etkisi

Boya çözeltilerinin pH değeri, HCl ve NaOH kullanılarak ayarlanmıştır. Bu amaçla, 1,00 M, 0,10 M ve 0,01 M konsantrasyonlarında üç farklı asit ve baz çözeltileri hazırlanmıştır. Biyosorpsiyonun optimum pH değeri belirlemek için 100 mg/L’lik boyaların pH değeri sırasıyla 2, 4, 6, 8, 10 ve 12’ye ayarlanmıştır. 0,1 g ölü küf, çözeltilere eklenmiş ve çalkalamalı karıştırıcıda 100 rpm hızında 25 °C’de 60 dk boyunca biyosorpsiyon işlemi gerçekleştirilmiştir. 10 mL karışım tüplere alınarak 3 kere 4500 rpm’de 10 dk süre ile santrifüj edilmiş, süpernatant alınmış ve AV90 ve

DB86 boyar maddeleri için sırasıyla 524,5 ve 620,5 nm’lerde absorbans ölçümleri yapılmıştır.

Küfün asidik ve bazik pH’larda yüklenme durumu, sıfır yük noktası analizi ile belirlenmiştir. Bu analiz için 0,1 M KNO₃ çözeltisi hazırlanmış ve pH değerleri sırasıyla 2, 4, 6, 8, 10 ve 12’ye ayarlanmıştır. Hazırlanan çözeltilere 0,1 g ölü küf eklenip, 24 saat boyunca çalkalanmaya bırakılmıştır. Sonrasında, ilk pH değerleri ile son pH değerleri arasındaki farklar ($\Delta pH = pH_{ilk} - pH_{son}$) grafikte gösterilmiş ve sıfır yük noktası tespit edilmiştir.

3.4.2. Biyosorpsiyona zamanın etkisi

Optimum pH’a ayarlanan 100 mg/L ve 100 mL iki ayrı boya çözeltisine 0,1 g küf kullanılarak ilave edilmiştir. Optimum zamanın belirlenmesi amacıyla 15, 30, 45, 60, 90 ve 120’nci dakikalarda 10 mL karışım tüplere alınarak 3 kere 4500 rpm’de 10 dk süre ile santrifüj edilmiş, süpernatant alınmış ve AV90 ve DB86 boyar maddeleri için sırasıyla 524,5 ve 620,5 nm’lerde absorbans ölçümleri yapılmıştır.

3.4.3. Biyosorpsiyona karıştırma hızının etkisi

Optimum pH ve zaman değerinde, farklı karıştırma hızlarında denemeler yapılmıştır. Bu amaçla hazırlanan boya çözeltilerinin (100 mg/L) optimum pH’ları ayarlandıktan sonra 0,1 g küf ilave edilerek 50, 100, 150, 200 ve 250 rpm çalkalama hızlarında 25 °C’de, önceki denemelerden belirlenen karıştırma sürelerinde işlemler gerçekleştirilmiştir. 10 mL karışım tüplere alınarak 3 kere 4500 rpm’de 10 dk süre ile santrifüj edilmiş, süpernatant alınmış ve AV90 ve DB86 boyar maddeleri için sırasıyla 524,5 ve 620,5 nm’lerde absorbans ölçümleri yapılmıştır.

3.4.4. Biyosorpsiyona sıcaklığın etkisi

Sıcaklığın biyosorpsiyon üzerine etkisinde, çalkalamalı karıştırıcının sıcaklığı 18 °C, oda sıcaklığı (25 °C), 30 °C, 40 °C ve 50 °C’de olmak üzere belirlenen pH, süre ve karıştırma hızında yapılmıştır. Bu denemelerde, 100 mg/L boya ve 0,1 g ölü küf kullanılmıştır. 10 mL karışım tüplere alınarak 3 kere 4500 rpm’de 10 dk süre ile santrifüj edilmiş, süpernatant alınmış ve AV90 ve DB86 boyar maddeleri için sırasıyla 524,5 ve 620,5 nm’lerde absorbans ölçümleri yapılmıştır.

3.4.5. Biyosorpsiyona boyar madde konsantrasyonunun etkisi

Konsantrasyonları 25, 50, 100, 150 ve 200 mg/L olan boya çözeltileri hazırlanmıştır. Daha önce belirlenen optimum pH, süre, karıştırma hızı ve sıcaklık koşullarında, 0,1 g ölü küf kullanılarak biyosorpsiyon denemeleri yapılmıştır. 10 mL karışım tüplere alınarak 3 kere 4500 rpm'de 10 dk süre ile santrifüj edilmiş, süpernatant alınmış ve AV90 ve DB86 boyar maddeleri için sırasıyla 524,5 ve 620,5 nm'lerde absorbans ölçümleri yapılmıştır.

3.4.6. Biyosorpsiyona ölü *P. funiculosum* küf miktarının etkisi

Belirlenen optimum pH, süre, karıştırma hızı, sıcaklık ve konsantrasyon koşullarında, 0,05; 0,10; 0,25; ve 0,50g ölü küf kullanılarak biyosorpsiyon denemeleri gerçekleştirilmiştir. 10 mL karışım tüplere alınarak 3 kere 4500 rpm'de 10 dk süre ile santrifüj edilmiş, süpernatant alınmış ve AV90 ve DB86 boyar maddeleri için sırasıyla 524,5 ve 620,5 nm'lerde absorbans ölçümleri yapılmıştır.

3.4.7. Biyosorpsiyonda ölü *P. funiculosum* küfünün tekrar kullanılabilirliği

Tekrar kullanılabilirlik denemeleri için optimum koşullarda biyosorpsiyon deneyleri gerçekleştirilmiştir. Santrifüj sonrası elde edilen boya tutmuş küfler, 1,00 M HCl, 1,00 M NaOH ve %90 metanol çözeltileri ile 60 dakika boyunca 200 rpm hızda çalkalanmıştır. 10 mL karışım tüplere alınarak 3 kere 4500 rpm'de 10 dk süre ile santrifüj edilmiş, süpernatant alınmış ve AV90 ve DB86 boyar maddeleri için sırasıyla 524,5 ve 620,5 nm'lerde absorbans ölçümleri yapılmıştır. Tekrar kullanılabilirliğini incelemek amacıyla, küfler 3 kez kullanılmıştır. Her işleminden sonra küfler tekrar nuçe erleninde vakum cihazıyla süzölmüş, 50 °C'de 24 saat boyunca kurutulmuştur. Ayrıca, her işleminden sonra küf miktarları tartılmıştır.

3.4.8. Kinetik çalışmalar

Yalancı birinci dereceden (3.5) ve yalancı ikinci dereceden (3.6) kinetik modeller, aşağıdaki denklemler doğrultusunda değerlendirilmiştir.

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \quad (3.5)$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (3.6)$$

Formüllerde q_e (mg/g), dengede giderilen boya miktarı, q_t (mg/g) t zamanında giderilen boya miktarını, k_1 (1/dk) ve k_2 (g/mg.dk) ise hız sabitleridir. Yalancı birinci mertebe parametrelerinin hesaplanabilmesi için y ekseninde $\ln (q_e - q_t)$, x ekseninde zaman (t) olacak şekilde grafik çizilmiştir. Oluşan doğru denkleminin eğimi $-k$ ifadesine, kesim noktası ise $\ln q_e$ 'ye eşit olmaktadır. Yalancı ikinci mertebe parametrelerinin hesaplanmasında ise y ekseninde q_t/t , x ekseninde zaman (t) olacak şekilde çizilen grafik kullanılmıştır. Oluşan doğru denkleminin eğimi $1/q_e$ 'ye, kesim noktası ise $1/k_2 q_e^2$ 'ye eşit olmaktadır.

3.4.9. İzoterm çalışmaları

Langmuir (3.7) ve Freundlich (3.8) izotermelerinin değerlendirilmesinde belirli matematiksel modeller temel alınmıştır. Formüllerde C_e (mg/L) dengede kalan boya konsantrasyonunu, Q_0 (mg/g), biyosorpsiyon kapasitesini, b (L/mg), biyosorpsiyon enerjisini, K_f (mg/g) biyosorpsiyon kapasitesini, n ise biyosorpsiyon yoğunluğunu ifade etmektedir. Langmuir izoterm parametrelerinin hesaplanabilmesi için y ekseninde C_e/q_e , x ekseninde ise C_e değerleri olan grafik çizilmiştir. Oluşan doğru denkleminde eğim $1/Q_0$ 'a, kesim noktası ise $1/Q_0 b$ 'ye eşittir. Freundlich izoterm parametrelerinin hesaplanmasında ise y ekseninde $\log q_e$, x ekseninde $\log C_e$ olacak şekilde grafik çizilmiştir. Oluşan doğru denkleminin eğimi $1/n$ 'ye, kesim noktası ise $\log K_f$ 'ye eşit olmaktadır. Freundlich izoterminin analizinde ise, $\log q_e$ dikey eksen, $\log C_e$ ise yatay eksen olacak şekilde grafik oluşturulmuştur. Doğrusal denklem üzerinden yapılan değerlendirmede, eğim değeri $1/n$, y -kesişim noktası ise $\log K_f$ olarak belirlenmiştir.

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{Q_0 b} + \frac{C_e}{Q_0} \quad (3.7)$$

$$\log q_e = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e \quad (3.8)$$

3.4.10. FTIR spektroskopisi

Boyar maddelerin (AV90 ve DB86), *P. funiculosum* küfünün, *P. funiculosum* küfü ile AV90 ve DB86 boyar maddelerinin biyosorpsiyon sonrası sonrası 4000-400 cm⁻¹ aralığında FTIR spektrumları taranarak yapılarındaki fonksiyonel gruplara ait spesifik pikler gözlemlenmiştir.

3.4.11. Biyosorpsiyon öncesi ve sonrası ölü *P. funiculosum* küfünün görüntülenmesi

P. funiculosum küf kültürüne ait görüntüler, biyosorpsiyon işlemi öncesi ve sonrası ışık mikroskobu kullanılarak elde edilmiştir. Mikroskobik inceleme sırasında 40X objektif büyütme kullanılmıştır. Bu görüntüler, küfün yapısında biyosorpsiyon süresince meydana gelen değişimleri gözlemlemek amacıyla elde edilmiştir.

3.5. Biyoakümülyasyon Çalışmasında Ön Hazırlık ve Metot Geliştirilmesi

Boyar maddelerinin absorbans değerleri, spektrofotometre kullanılarak belirlenmiştir. Biyoakümülyasyon sürecinde çözeltide kalan boya konsantrasyonlarını belirlemek amacıyla içerisinde sadece boya ve besiyeri bulunan bu çözeltilerin absorbansları blank (boş) olarak büyüme ortamı kullanılarak 300–800 nm dalga boyu aralığında 0,5 nm aralıklarla ölçülmüştür.

Her biri istenilen miktarda mg/L konsantrasyon olacak şekilde otoklavda steril edilen toz boyalar hazırlanmış ve 0,1 g canlı küf ve besiyeri ile bir araya getirilerek deneysel parametreler boyunca kullanılmıştır. Giderim verimi (3.9) denklemi ile hesaplanmıştır.

$$\% \text{ Giderim} = \frac{(C_i - C_s)}{C_i} \times 100 \quad (3.9)$$

Formülde C_i, boya ve besiyerinin başlangıç absorbansı, C_s ise herhangi bir zamandaki boya, besiyeri ve küfün ortamında kalan son konsantrasyondan küf ve besiyerinin konsantrasyonunun çıkarılmış halini belirtmektedir.

3.5.1. Biyoakümülyasyonda deneysel parametrelerin incelenmesi

3.5.1.1. Biyoakümülyasyona besi yerlerinin etkisi

Glikoz Besiyeri 30 g glukoz, 10 g pepton doğal pH (pH ~5–6) (BY1) ve içerisinde 30g sükröz, 2 g NaNO₃, 0,01 g FeSO₄·7H₂O, 0,35 g K₂SO₄, 0,5 g KCl bulunan, doğal pH'ı yaklaşık 7 olan Czapek Dox Besiyeri (BY2) olmak üzere iki farklı besiyerinde *P. funiculosus* küfö büyütmüştür. Her iki ortamda da 100 ppm başlangıç boya konsantrasyonu kullanılmıştır. Deneyler, 250 mL'lik steril erlenlere alınan 100 mL besiyerlerine 0,1 g canlı küf ve ultra saf su karışımı eklenmesiyle başlatılmıştır. Küf-boya-besiyeri karışımları, çalkalamalı inkübatörde 28 °C sıcaklıkta ve 160 rpm hızında 4 gün boyunca inkübasyona bırakılmıştır. Her gün düzenli olarak her erlendeki karışımdan 10 mL tüplere alınarak 3 kere 4500 rpm'de 10 dk süre ile santrifüj edilmiş, süpernatant alınmış ve AV90 ve DB86 boyar maddeleri için sırasıyla 524,5 ve 620,5 nm'lerde ölçümleri yapılmıştır.

3.5.1.2. Biyoakümülyasyona pH'ın etkisi

Besiyerlerinin pH değerleri, HCl ve NaOH kullanılarak ayarlanmıştır. Hazırlanan besiyeri, 5 adet 250 mL'lik erlenlere paylaştırılmış ve 121 °C'de 20 dakika boyunca otoklavda sterilize edilmiştir. Biyoakümülyasyonun optimum pH değerini belirlemek için her bir 500 mL'lik besiyerlerinin pH değerleri sırasıyla 2, 4, 6, 8, 10 ve 12'ye ayarlanmıştır. 0,1 g canlı küf ve ultra saf su karışımı, besiyerlerine eklenmiş ve çalkalamalı karıştırıcıda 160 rpm hızında 28 °C'de 4 gün boyunca biyoakümülyasyon işlemi gerçekleştirilmiştir. Her gün 10 mL karışım tüplere alınarak 3 kere 4500 rpm'de 10 dk süre ile santrifüj edilmiş, süpernatant alınmış ve AV90 ve DB86 boyar maddeleri için sırasıyla 524,5 ve 620,5 nm'lerde ölçümleri yapılmıştır.

3.5.1.3. Biyoakümülyasyona zamanın etkisi

Zamanın biyoakümülyasyon üzerine etkisi diğer tüm parametrelerde 1., 2., 3. ve 4. gün olmak üzere test edilmiştir. 10 mL karışım tüplere alınarak 3 kere 4500 rpm'de 10 dk süre ile santrifüj edilmiş, süpernatant alınmış ve AV90 ve DB86 boyar maddeleri için sırasıyla 524,5 ve 620,5 nm'lerde ölçümleri yapılmıştır.

3.5.1.4. Biyoakümülyasyona sıcaklığın etkisi

Sıcaklığın biyoakümülyasyon üzerine etkisinde çalkalamalı karıştırıcının sıcaklığı 18 °C, oda sıcaklığı (25 °C), 30 °C, 40 °C ve 50 °C'de belirlenen pH ve karıştırma hızında 0,1 g canlı küf ve ultra saf su karışımı besiyerlerine eklenmiş ve 4 gün boyunca

biyoakümülyasyon işlemleri gerçekleştirilmiştir. 10 mL karışım tüplere alınarak 3 kere 4500 rpm’de 10 dk süre ile santrifüj edilmiş, süpernatant alınmış ve AV90 ve DB86 boyar maddeleri için sırasıyla 524,5 ve 620,5 nm’lerde ölçümleri yapılmıştır.

3.5.1.5. Biyoakümülyasyona çalkalama hızının etkisi

Optimum pH değerinde, farklı çalkalama hızlarında denemeler yapılmıştır. Bu amaçla, 50, 100, 150, 200 ve 250 rpm hızlarında çalkalama yapılarak, 0,1 g canlı küf ve ultra saf su karışımı besiyerlerine eklenmiş ve çalkalamalı karıştırıcıda 28 °C’de 4 gün boyunca biyoakümülyasyon işlemleri gerçekleştirilmiştir. 10 mL karışım tüplere alınarak 3 kere 4500 rpm’de 10 dk süre ile santrifüj edilmiş, süpernatant alınmış ve AV90 ve DB86 boyar maddeleri için sırasıyla 524,5 ve 620,5 nm’lerde ölçümleri yapılmıştır.

3.5.1.6. Biyoakümülyasyona boyar madde konsantrasyonunun etkisi

Konsantrasyonları 25, 50, 100, 150 ve 200 mg/L olan toz boyar maddeler hazırlanmıştır. Daha önce belirlenen optimum pH, süre, karıştırma hızı ve sıcaklık koşullarında, 0,1 g canlı küf ve ultra saf su karışımı besiyerlerine eklenmiş ve 4 gün boyunca biyoakümülyasyon işlemleri gerçekleştirilmiştir. 10 mL karışım tüplere alınarak 3 kere 4500 rpm’de 10 dk süre ile santrifüj edilmiş, süpernatant alınmış ve AV90 ve DB86 boyar maddeleri için sırasıyla 524,5 ve 620,5 nm’lerde ölçümleri yapılmıştır.

3.5.1.7. HPLC analizi

Besiyerinde bulunan AV90 ve DB86 boyar maddeleri, besiyerinde büyütülen *P. funiculosum* küf ve besiyerinde boya ile büyütülen *P. funiculosum* küfüne ait HPLC kromatogramları alınmıştır. Çözeltiler analizden önce bir selüloz asetat membran filtresi (0,45 µm) ile süzölmüştür. Mobil faz, AV90 ve DB86 deneyleri için 50/50 ve 30/70 asetontiril/asetat tamponu karışımını içermektedir. Statik faz olarak bir C18 kolon kullanılmıştır (5 µm, 4,6 mm × 250 mm Intersustain).

3.5.1.8. Biyoakümüle edilmemiş ve biyoakümülyasyon sonrası *P. funiculosum* küfünün görüntölenmesi

P. funiculosum küf kültürüne ait görüntüler, biyoakümüle edilmemiş ve biyoakümülyasyon işlemleri sonrası ışık mikroskobu kullanılarak elde edilmiştir. Mikroskobik inceleme sırasında 40X objektif büyütme kullanılmıştır. Bu görüntüler, küfün yapısında biyoakümülyasyon süresince meydana gelen değişimleri gözlemlemek amacıyla elde edilmiştir.

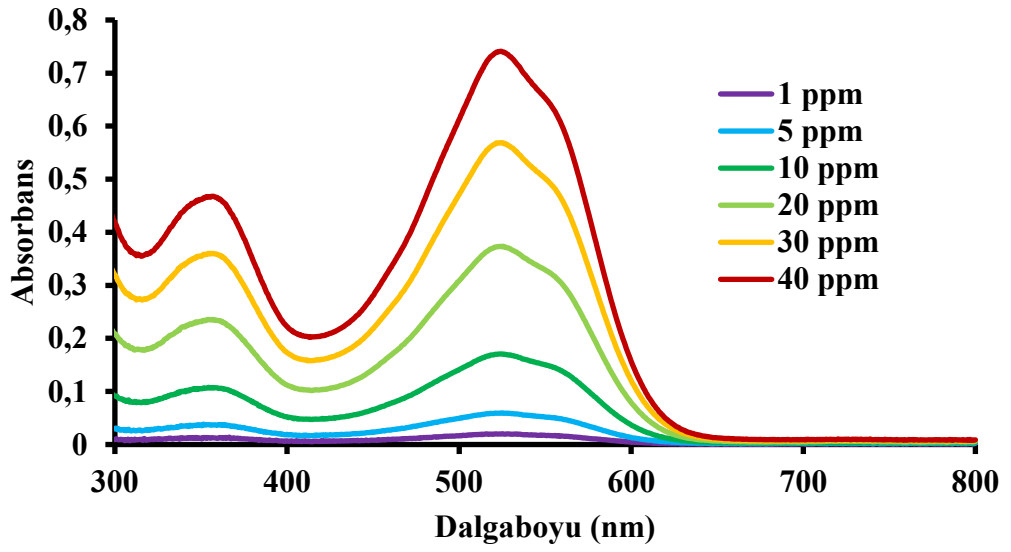


4. ARAŞTIRMA BULGULARI

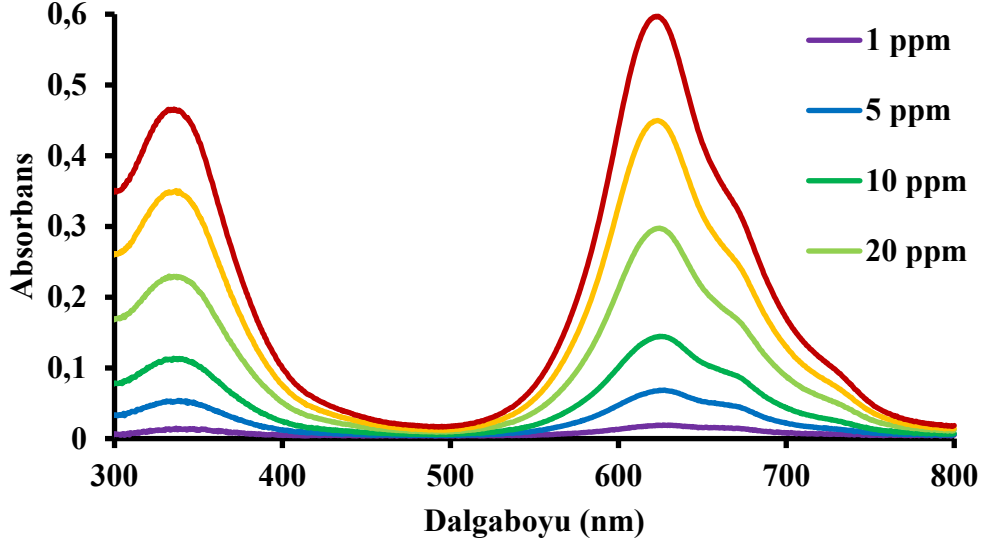
4.1. Ölü *P. funiculosum* Küfö ile AV90 ve DB86 Boyar Maddelerinin Biyosorpsiyonu

4.1.1. Biyosorpsiyonda metot geliştirilmesi ve analitik parametreler

Şekil 4.1 ve 4.2’de AV90 ve DB86 boyar maddelerinin 800 – 300 nm dalga boyları arasında ölçölen absorpsiyon spektrumları görölmektedir.

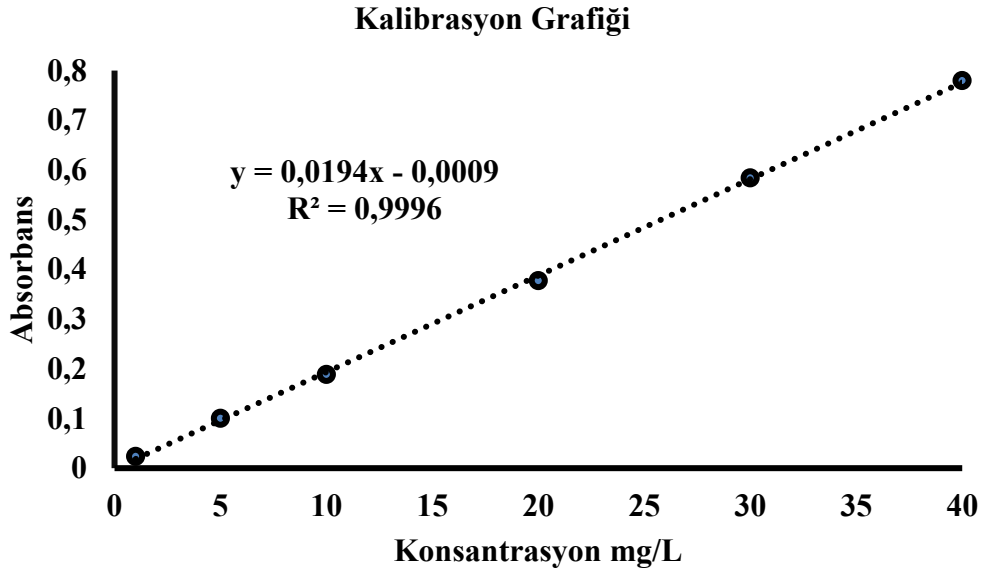


Şekil 4.1. AV90 boyar maddesinin absorpsiyon spektrumu

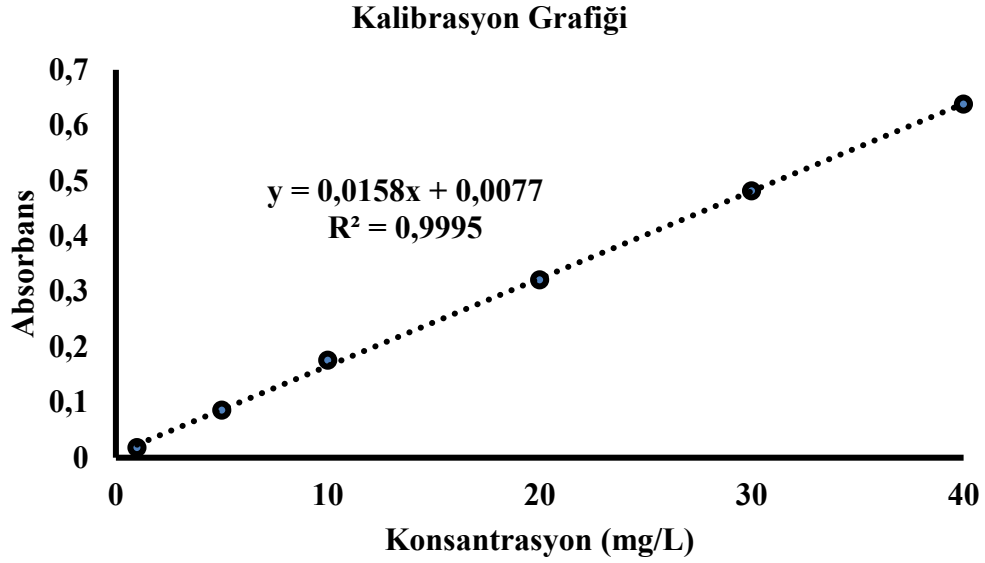


Şekil 4.2. DB86 boyar maddesinin absorpsiyon spektrumu

Oluşturulan kalibrasyon grafikleri Şekil 4.3 ve 4.4'te gösterilmektedir. Her iki boyar madde için de 1'e yakın tayin katsayıları elde edilmiştir. Elde edilen doğru denklemleri, tayin katsayıları, LOD, LOQ değerleri AV90 ve DB86 boyar maddeleri için sırasıyla $S_{k\ddot{o}r} 5,49 \times 10^{-4}$, $S_{k\ddot{o}r} 5,02 \times 10^{-4}$ ve $S_{k\ddot{o}r} 8,20 \times 10^{-4}$, $S_{k\ddot{o}r} 1,37 \times 10^{-3}$ standart sapma ($S_{k\ddot{o}r}$) verileriyle formüle göre hesaplanarak Tablo 4.1'de gösterilmiştir.



Şekil 4.3. AV90 boyar maddesinin kalibrasyon grafiği



Şekil 4.4. DB86 boyar maddesinin kalibrasyon grafiği

Tablo 4.1. Boyar maddelere ait kalibrasyon doğru denklemleri, tayin katsayıları LOD ve LOQ değerleri.

Boya	λ (nm)	Kalibrasyon doğru denklemi	R^2	LOD (mg/L)	LOQ (mg/L)
AV90	524,5	$A = 0,0194C_{AV90} - 0,0009$	0,9996	0,084736	0,282454
DB86	620,5	$A = 0,0158C_{DB86} + 0,0077$	0,9995	0,156059	0,520195

4.1.2. Biyosorpsiyonda pH'nin etkisinin incelenmesi

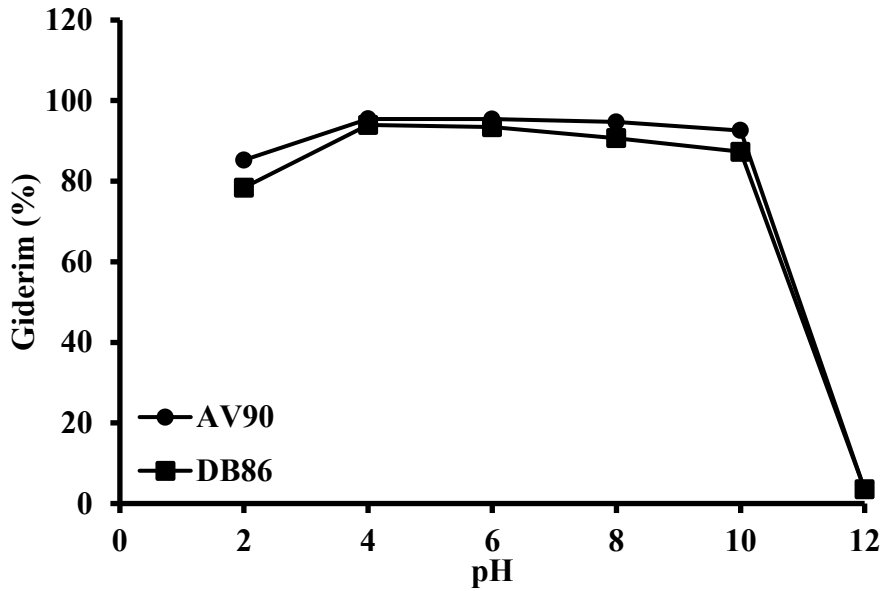
Farklı pH seviyelerinde hazırlanan AV90 ve DB86 boylarıyla gerçekleştirilen biyosorpsiyon çalışmalarının sonuçları Şekil 4.5'te gösterilmektedir. AV90 boyasının gideriminin asidik ortamlarda daha etkili olduğu, ancak pH arttıkça giderim yüzdesinin düştüğü belirlenmiştir. AV 90 ve DB86 boyası için ise pH 2'de yapılan denemelerde giderim düşük bulunmuştur.

Her iki boya için de pH seviyesinin yükselmesi hem ölü küf hem de boya moleküllerinin yapısındaki gruplarda değişikliklere yol açarak giderim oranlarını azaltmıştır. Yüksek pH seviyeleri, iyonlaşmanın azalmasına neden olmakta ve pH 12 seviyesinde, etkileşim için gerekli iyonlaşma neredeyse hiç gerçekleşmediğinden giderim verimi oldukça düşük bulunmuştur.

Tüm bu veriler göz önünde bulundurulduğunda, her iki boya için de en yüksek giderimin pH 4 seviyesinde elde edildiği belirlenmiştir. Bu pH seviyesinde AV90 boyası için yaklaşık %95, DB86 boyası için ise yaklaşık %94 giderim verimi

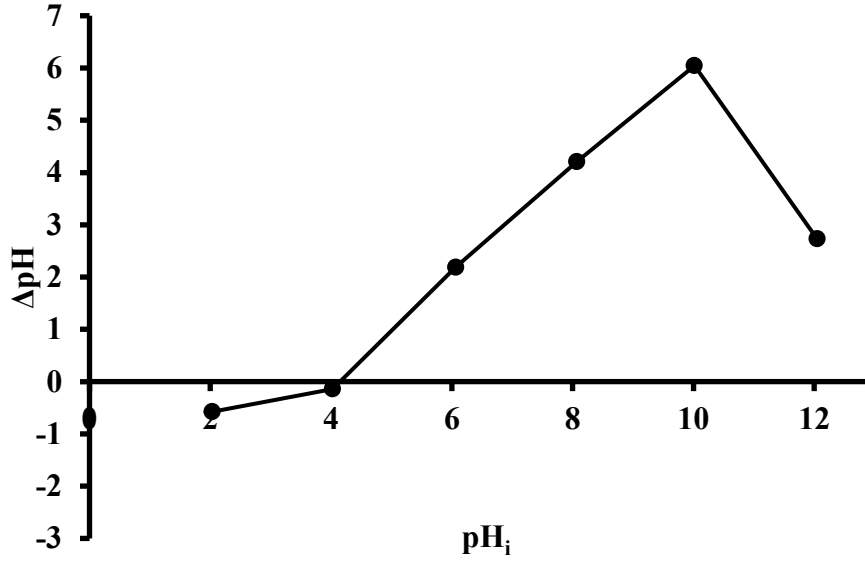
sağlanmıştır. Asidik ortamda gözlenen bu yüksek giderim oranlarının, hidrojen bağları ve iyonik etkileşimler ile ilişkili olduğu düşünülmektedir (Grimsley ve ark, 2009).

Boya giderimi üzerinde etkili olan iyonik etkileşimler hem ölü küfün hem de boya moleküllerinin iyonlaşma durumuna bağlıdır. Her iki boyanın yapısında $-SO_3Na$ grupları bulunmakta olup, bu gruplar asidik ortamda kolayca iyonlaşarak negatif yük kazanmaktadır. Ölü küfün hücre duvarında bulunan gruplar ise asidik pH seviyelerinde pozitif yüklenmektedir. pH 4 seviyesinde, ölü küfün pozitif yüklenmesi ve boyaların negatif yüklenmesi sonucunda oluşan elektrostatik çekim sayesinde maksimum giderim verimi elde edilmiştir.



Şekil 4.5. AV90 ve DB86 boyar maddelerinin *P.funiculosum* biyokütlesi ile gideriminde pH'nın etkisi.

Şekil 4.6'da *P. funiculosum* küfüne ait sıfır yük noktası ($\Delta pH = pH_{ilk} - pH_{son}$) tayini için gerçekleştirilen deneysel çalışmanın sonuçları verilmiştir. 25 mL 0,1 M KNO_3 çözeltisinin pH'ı sırasıyla 2, 4, 6, 8, 10 ve 12 olacak şekilde ayarlanmış; her bir çözeltiye 0,1 g ölü küf biyokütlesi eklenerek karışımlar 24 saat çalkalanmıştır. Deney sonunda, başlangıç ve son pH değerleri arasındaki farklar ($\Delta pH = pH_{ilk} - pH_{son}$) hesaplanarak grafiğe aktarılmıştır. ΔpH 'nın sıfır olduğu pH değeri, *P. funiculosum* küfünün sıfır yük noktası pH 4, küfün yüzeyinin net yük taşımadığı ve toplam elektriksel yükün nötr olduğu noktayı göstermektedir.

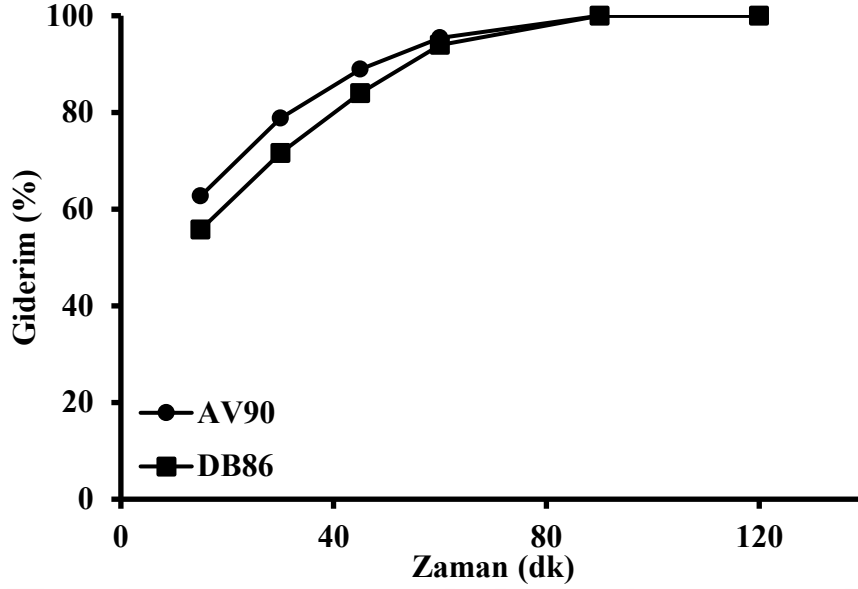


Şekil 4.6. *P. funiculosum* küfünün asidik ve bazik pH'larda yüklenme durumu, sıfır yük noktası grafiği.

4.1.3. Biyosorpsiyonda zamanın etkisinin incelenmesi

Giderim verimini etkileyen bir diğer önemli faktör, biyokütle ile boyar madde arasındaki temas süresidir. Bu çalışmada deneyler pH 4'te gerçekleştirilmiş olup, elde edilen veriler Şekil 4.7'de sunulmuştur. Sonuçlar, temas süresinin artmasıyla birlikte giderim veriminde de artış yaşandığını göstermektedir. AV90 boyası için 15 dakika sonunda yaklaşık %62 giderim sağlanırken, 120 dakika sonunda bu oran %100'e ulaşmıştır. Benzer şekilde, DB86 boyası için de 15 dakikada yaklaşık %55 giderim oranı elde edilirken, 90 dakikada bu oran %100 olarak kaydedilmiştir.

Bu durum, biyokütle yüzeyinde boyaların tutunmadığı alanların, zamanla boyalarla etkileşime girme olasılığının ve oranının artması ile açıklanabilir. Ayrıca, zaman faktörünün yanı sıra diğer parametrelerin de optimize edilmesi durumunda, 120 dakikada elde edilen maksimum giderim oranlarına daha kısa sürede ulaşmak mümkün olabilir.

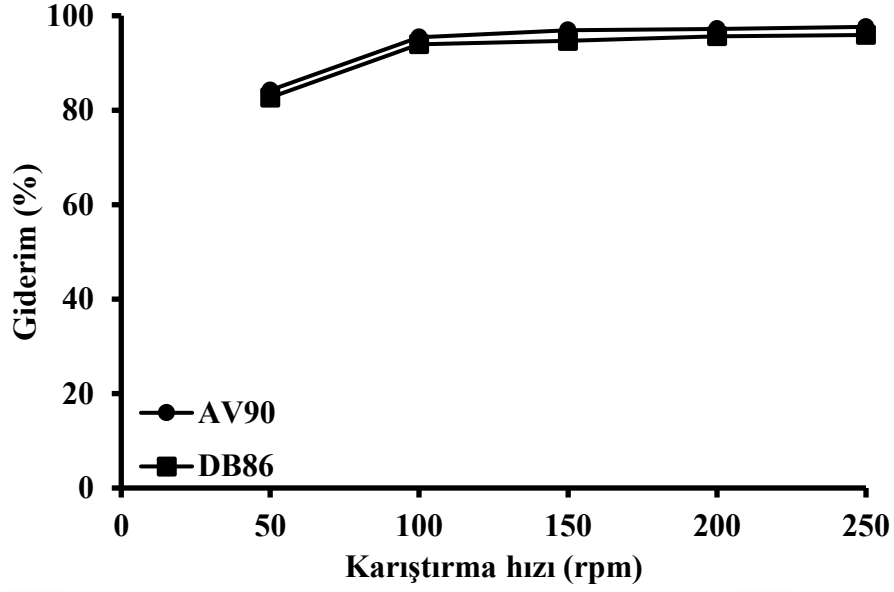


Şekil 4.7. AV90 ve DB86 boyar maddelerinin *P. funiculosum* biyokütlesi ile gideriminde zamanın etkisi.

4.1.4. Biyosorpsiyonda karıştırma hızının etkisinin incelenmesi

Karıştırma hızı, ölü biyokütle çevresinde oluşan sıvı film tabakasının kalınlığını etkilemektedir. Düşük çalkalama hızlarında bu sıvı film daha kalın olurken, hız arttıkça film tabakası incelmektedir (Keskin ve ark, 2013). pH 4 koşullarında 60 dakika süreyle gerçekleştirilen biyosorpsiyon deneylerinin sonuçları Şekil 4.8’de gösterilmektedir.

Deneyler sonucunda, karıştırma hızının 50 rpm olarak ayarlandığında en düşük giderim verimlerinin elde edildiği, 200 rpm ve üzerindeki hızlarda ise maksimum giderim seviyelerine ulaşıldığı belirlenmiştir. 50 rpm çalkalama hızında AV boyası için giderim verimi yaklaşık %84, DB86 boyası için ise yaklaşık %82 olarak ölçülmüştür. Karıştırma hızı 125 rpm seviyesine çıkarıldığında, bu oranlar sırasıyla AV0 için %97, DB86 için ise %95’e yükselmiştir. 200 rpm’den sonraki hızlarda sıvı film kalınlığında belirgin bir değişim gözlenmediğinden, giderim verimlerinde de kayda değer bir farklılık meydana gelmemiştir.



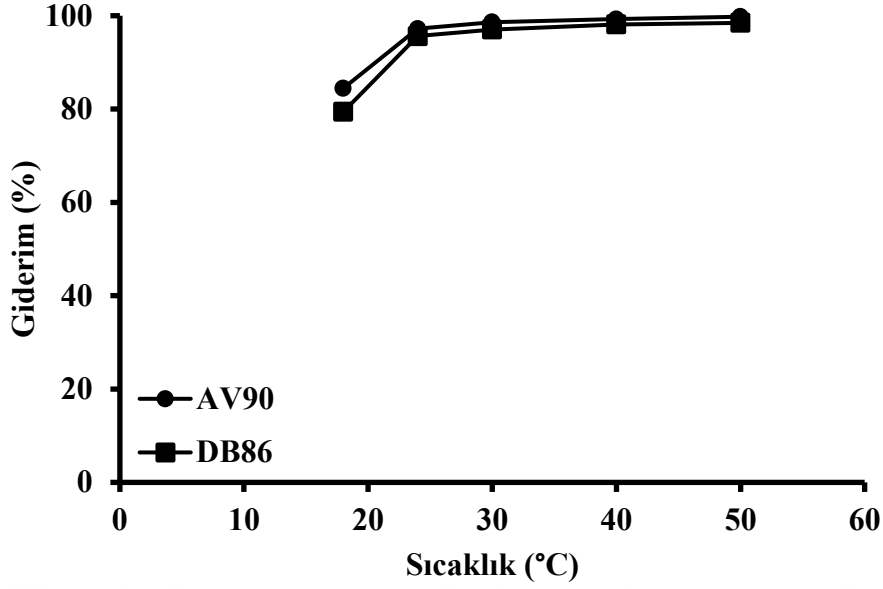
Şekil 4.8. AV90 ve DB86 boyar maddelerinin *P.funiculosum* biyokütlesi ile gideriminde karıştırma hızının etkisi.

4.1.5. Biyosorpsiyonda sıcaklığın etkisinin incelenmesi

Biyosorpsiyon verimi farklı sıcaklıklarda değerlendirilmiş olup, sıcaklık artışının giderim verimi üzerinde belirgin bir değişiklik oluşturmadığı gözlemlenmiştir. Deneyler, pH 4'te, 200 rpm karıştırma hızında ve 60 dakika süreyle gerçekleştirilmiştir. Sıcaklık yükseldikçe kinetik enerjideki artış analitlerin difüzyon hızını artırarak daha fazla boya molekülünün biyokütleyle ulaşmasını sağlayabilir ve böylece giderim verimini yükseltebilir (Arnata ve ark, 2019).

Bu mekanizma, AV90 ve DB86 boyalarının giderimi üzerinde etkili olmuştur (Şekil 4.9). Biyokütle ile güçlü bir bağlanma sergileyen AV90 ve DB86 boyalarında bu mekanizmanın etkili olduğu belirlenmiştir. Artan sıcaklığın sağladığı kinetik enerji nedeniyle, AV90'ın giderim oranı 24 °C'de %97 iken, 40 °C'de %99; DB86'nın giderim oranı 24 °C'de %95 iken, 40 °C'de %98 seviyesine yükselmiştir.

AV90 ve DB86 boyalarının giderim veriminin sıcaklıkla arttığı göz önüne alındığında, en uygun sıcaklığın 40 °C olduğu sonucuna varılmıştır.

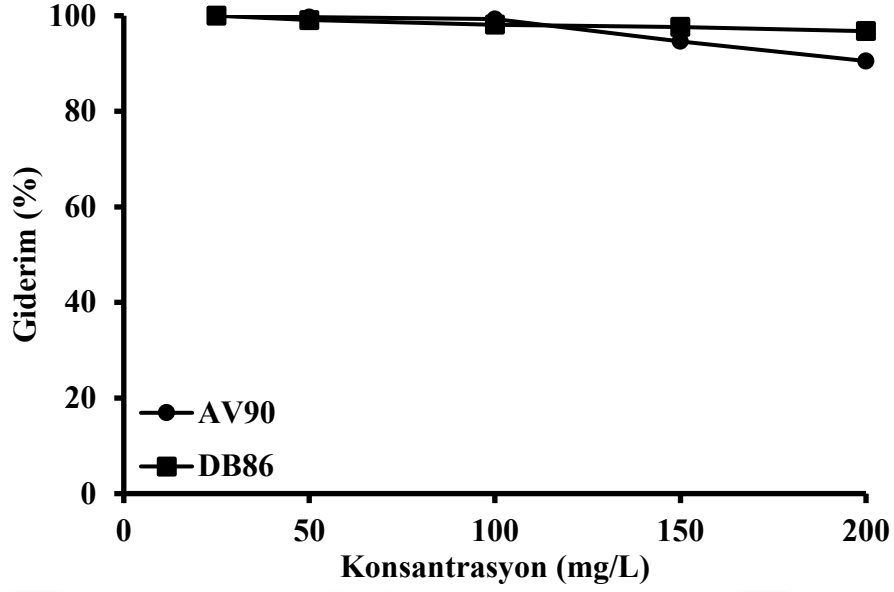


Şekil 4.9. AV90 ve DB86 boyar maddelerinin *P. funiculosum* biyokütlesi ile gideriminde sıcaklığın etkisi.

4.1.6. Biyosorpsiyonda boyar madde konsantrasyonunun etkisinin incelenmesi

Başlangıç boyar madde konsantrasyonunun biyosorpsiyon üzerindeki etkisi, pH 4'te, 200 rpm çalkalama hızında, 40 °C sıcaklıkta ve 60 dakika süreyle incelenmiştir (Şekil 4.10). Başlangıçtaki boya konsantrasyonu, biyokütledeki aktif bağlanma bölgeleri ile doğrudan ilişkilidir. Düşük konsantrasyonlarda, biyokütledeki bağlanma bölgeleri boya moleküllerini tamamen tutabilecek kapasitededir. Ancak konsantrasyon arttıkça, biyokütledeki aktif bölgelerin yetersiz kalması nedeniyle giderim veriminde düşüş gözlenmektedir.

Her iki boyar madde için de başlangıç konsantrasyonu 25 mg/L olduğunda, yaklaşık %100 giderim verimi elde edilmiştir. Ancak boyar madde konsantrasyonu 150 mg/L seviyesine çıkarıldığında, AV90 boyar maddesinin giderim oranı yaklaşık %94'e, DB86 boyar maddesinin giderim oranı ise yaklaşık %97'ye düşmüştür. Bu durum, biyokütlenin bağlanma kapasitesinin belirli bir seviyeden sonra doyuma ulaştığını ve eklenen fazla boya moleküllerinin etkin bir şekilde tutulamadığını göstermektedir.

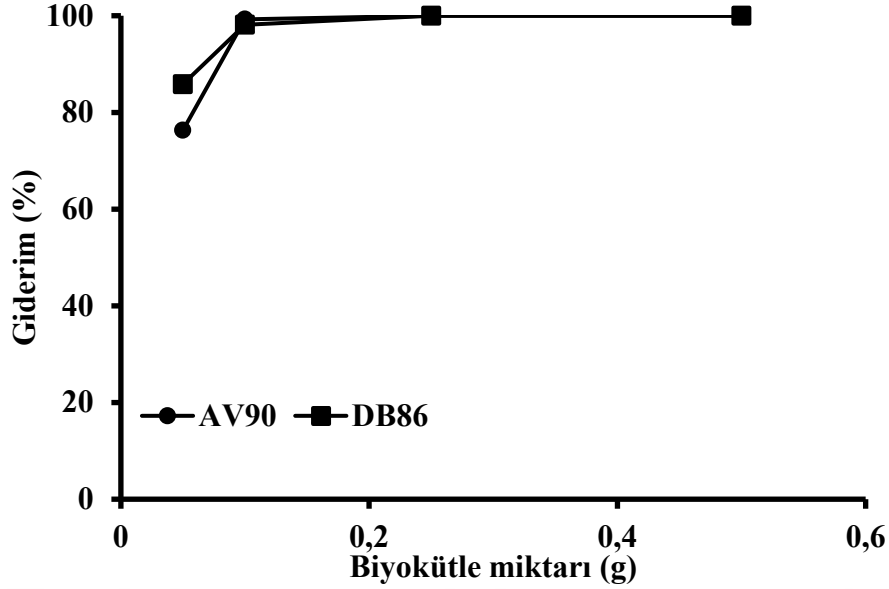


Şekil 4.10. AV90 ve DB86 boyar maddelerinin *P. funiculosum* biyokütlesi ile gideriminde boyar madde konsantrasyonunun etkisi

4.1.7. Biyosorpsiyonda *P. funiculosum* küf miktarının etkisinin incelenmesi

Biyokütle miktarının biyosorpsiyon üzerindeki etkisi, 100 mg/L boya konsantrasyonları kullanılarak, pH 4'te, 200 rpm çalkalama hızında, 40 °C'de ve 60 dakika süreyle incelenmiştir (Şekil 4.11). Biyokütle miktarındaki artış, boyaların bağlanabileceği aktif bölge sayısını artırarak giderim verimini olumlu yönde etkilemektedir.

Gerçekleştirilen deneyler sonucunda, biyokütle miktarındaki artışla her iki boya için de giderim veriminin yükseldiği gözlemlenmiştir. 100 mg/L boya konsantrasyonu kullanılan deneyde, AV90 boyasının giderim verimi 0,05 g biyokütle kullanıldığında yaklaşık %76 iken, biyokütle miktarının 0,25 g'a çıkarılmasıyla %100'e ulaşmıştır. Benzer şekilde, DB86 boyası için 0,05 g biyokütle ile giderim verimi yaklaşık %85 olarak ölçülmüş, biyokütle miktarı 0,25 g'a yükseltildiğinde ise %100 giderim elde edilmiştir. Bu sonuçlar, biyosorpsiyon sürecinde biyokütle miktarının önemli bir parametre olduğunu göstermektedir.



Şekil 4.11. AV90 ve DB86 boyar maddelerinin *P.funiculosum* biyokütlesi ile gideriminde biyokütlesinin miktarının etkisi

4.1.8. Biosorpsiyonda *P. funiculosum* küfünün tekrar kullanılabilirliğinin incelenmesi

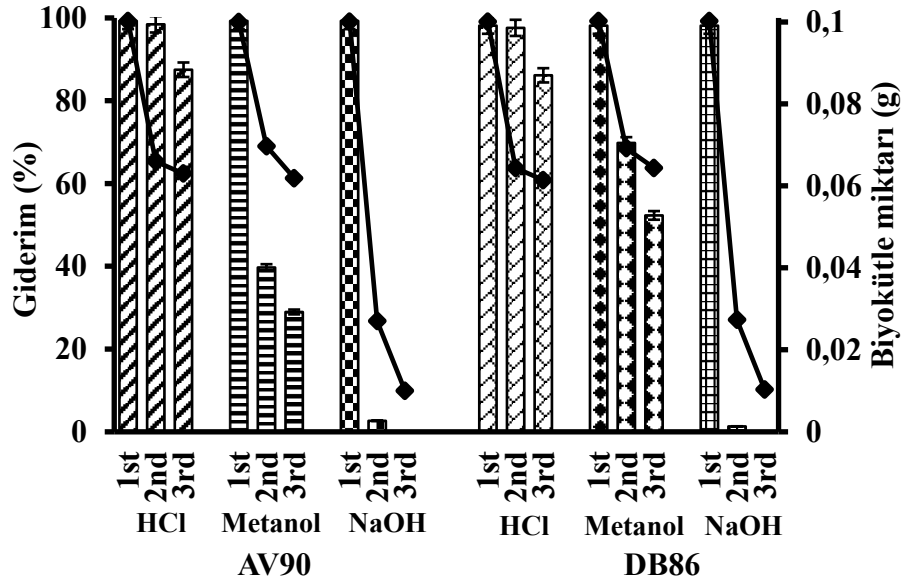
Ölü biyokütlenin tekrar kullanılabilirliğinin araştırılması, endüstriyel süreçler ve maliyet açısından büyük önem taşımaktadır. Biyokütlenin yeniden kullanılabilmesi için, yüzeyine tutunan boyanın uzaklaştırılması gerekmektedir. Bu rejenerasyon işlemi, boyanın biyokütle ile oluşturduğu bağlanma türüne bağlı olarak farklı çözeltiler kullanılarak gerçekleştirilebilir. Eğer boya biyokütleyle fiziksel etkileşimlerle bağlanmışsa, alkol çözeltileri genellikle yeterli olmaktadır. Ancak, kimyasal bağlar söz konusu olduğunda, bu bağları koparabilecek asidik veya bazik çözeltilerin kullanılması gerekmektedir.

Methanol, asidik ve bazik çözeltilerle gerçekleştirilen rejenerasyon işlemi sonrası, biyokütlenin tekrar kullanımına ilişkin elde edilen sonuçlar Şekil 4.12’de sunulmuştur. Desorpsiyon işlemlerinden önce, pH 4’te, 200 rpm çalkalama hızında, 40 °C sıcaklıkta, 60 dakika etkileşim süresi boyunca, 0,1 g biyokütle ve 100 mg/L boya içeren çözelti kullanılarak biosorpsiyon işlemi gerçekleştirilmiştir.

Elde edilen sonuçlara göre, her iki boya için de asit çözeltisi ilk kullanımdaki giderim yüzdesi AV90 için yaklaşık %99 iken, üçüncü kullanımda %87’e, DB86 için ise %98’den %52’e düşmüştür. Metanol çözeltisinin ilk kullanımdaki giderim yüzdesi AV90 için yaklaşık %99 iken, üçüncü kullanımda %28’e, DB86 için ise %98’den %52’e düşmüştür.

Baz çözeltisiyle yapılan tekrar kullanım işlemlerinde ise boya giderimi sağlanamamıştır. Bu sonuçlar, %90 metanol çözeltisinin kimyasal olarak bağlı boyaları uzaklaştırmada yetersiz olduğunu, ancak 1,0 M HCl çözeltisinin hem fiziksel hem de kimyasal bağlı boyaları biyokütle üzerinden etkili bir şekilde uzaklaştırabildiğini göstermiştir.

Her tekrar kullanım işlemi sonrası biyokütlede bir miktar kayıp meydana geldiği de gözlemlenmiştir. Asit ile yapılan rejenerasyon işlemleri sonrasında 0,1 g biyokütle miktarı sırasıyla yaklaşık 0,066 g'a ve 0,063 g'a düşmüştür. Metanol kullanıldığında ise ikinci kullanımda 0,069 g, üçüncü kullanımda ise 0,065 g biyokütle kalmıştır (Şekil 4.12).



Şekil 4.12. AV90 ve DB86 boyar maddelerinin *P. funiculosum* biyokütlesi ile tekrar kullanılabilirlik çalışmaları.

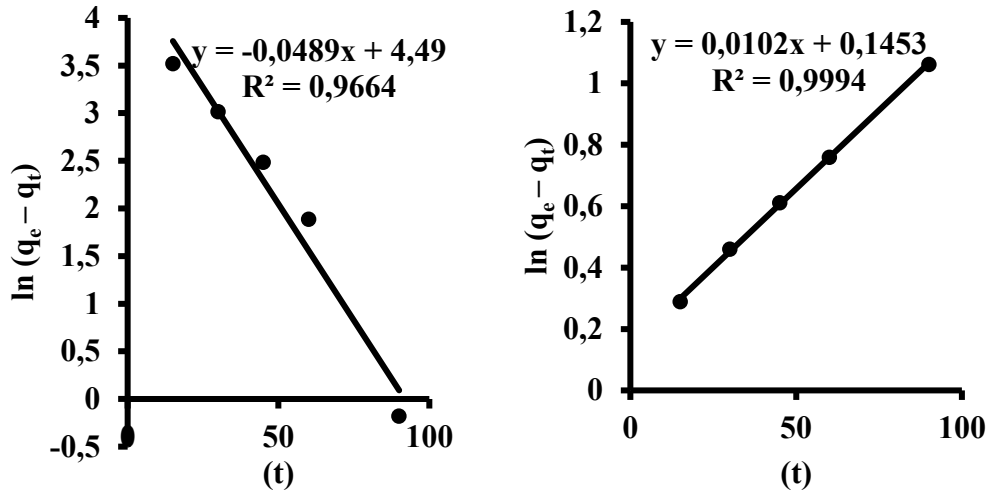
4.1.9. Kinetik çalışmalar

Yalancı birinci ve yalancı ikinci mertebe kinetik modellerine ilişkin hesaplanan parametreler Tablo 4.2'te verilmiştir. Bu parametrelerin hesaplanmasında kullanılan grafikler ise Şekil 4.13 ve Şekil 4.14'te gösterilmiştir.

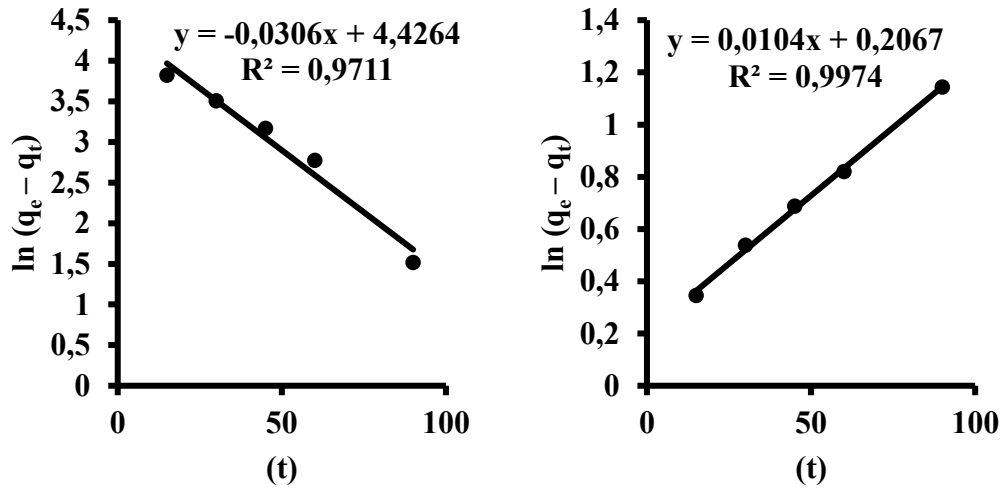
Analizler sonucunda, yalancı ikinci mertebe modeline ait doğruların R^2 değerlerinin, her iki boya için de yalancı birinci mertebe modeline kıyasla daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Bu bulgu, biyosorpsiyon sürecinde hız belirleyici adımın kimyasal sorpsiyon olduğunu göstermektedir. Elde edilen bu sonuç, tekrar kullanım çalışmalarıyla da tutarlıdır.

Tablo 4.2. AV90 ve DB86 boyar maddelerinin yalancı birinci ve ikinci dereceden kinetik modelleri.

Boya	Yalancı birinci mertebe			Yalancı ikinci mertebe		
	q_e (mg/g)	k_1 (1/min)	R^2	q_e (mg/g)	k_2 (g/mg min)	R^2
AV90	89,1226	0,0488	0,9664	97,7959	0,0007	0,9994
DB86	83,6278	0,0305	0,9711	95,9117	0,0005	0,9974



Şekil 4.13. AV90 boyar maddesi için yalancı birinci ve ikinci dereceden kinetik modelleri.



Şekil 4.14. DB86 boyar maddesi için yalancı birinci ve ikinci dereceden kinetik modelleri.

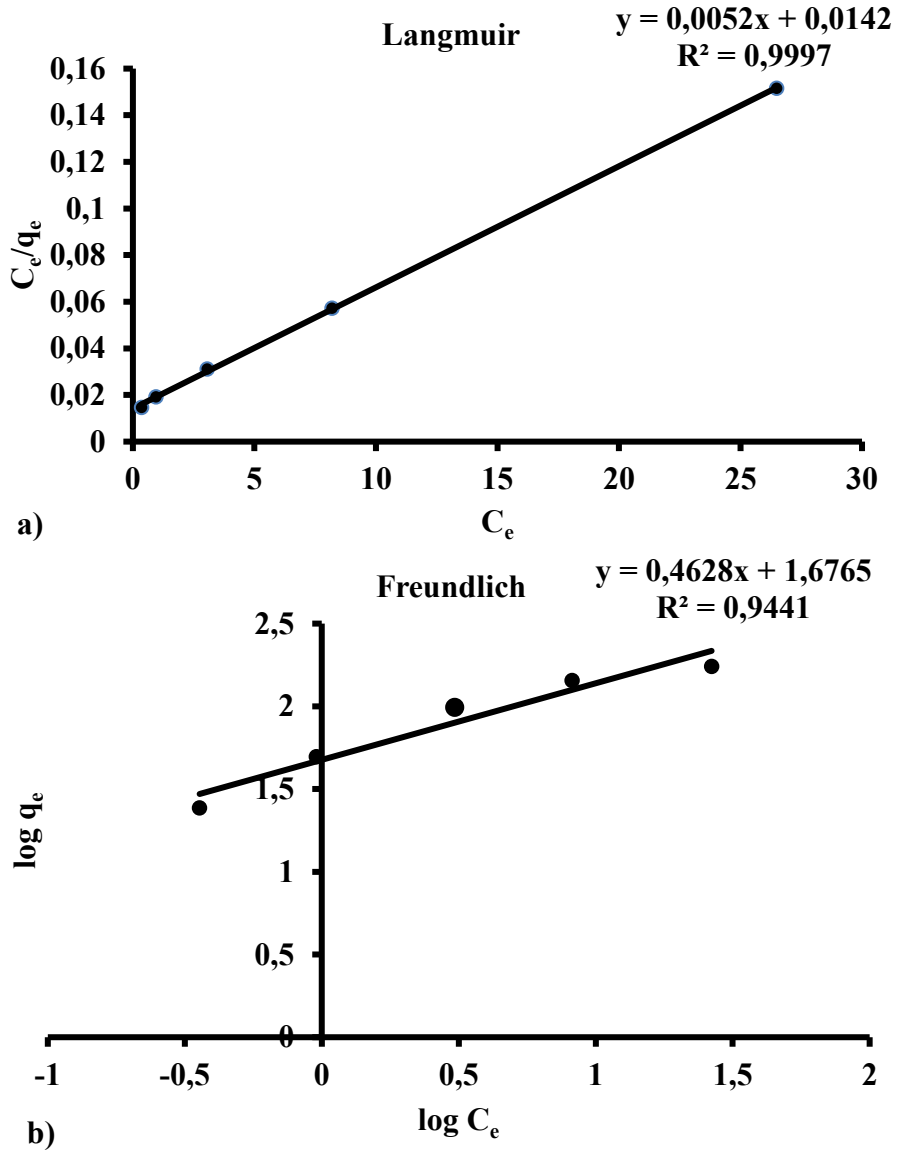
4.1.10. İzoterm çalışmaları

Langmuir ve Freundlich izotermine ait hesaplanan parametreler Tablo 4.3'te sunulmuş olup, bu parametrelerin hesaplanmasında kullanılan grafikler Şekil 4.15 ve 4.16'da yer almaktadır. Langmuir izoterm modeline ait R^2 değerleri, her iki boya için

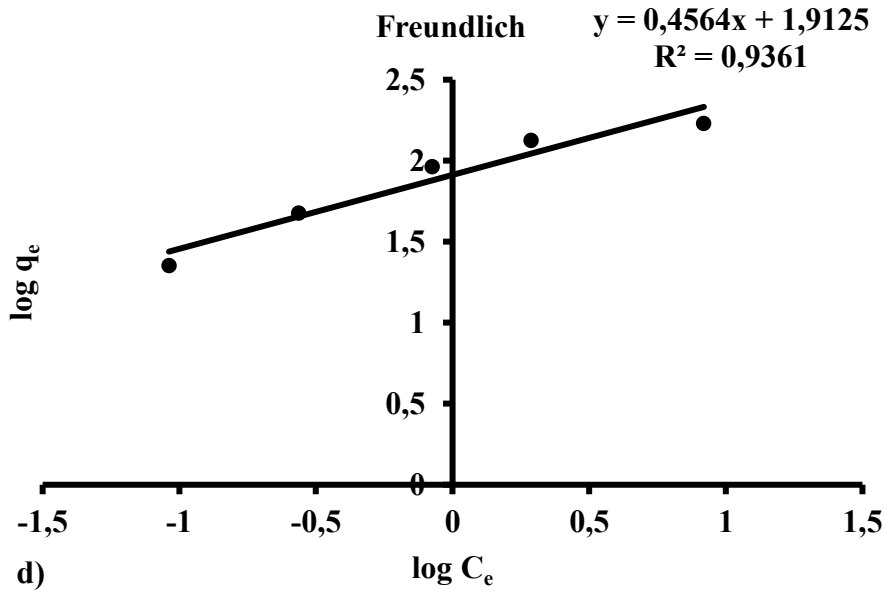
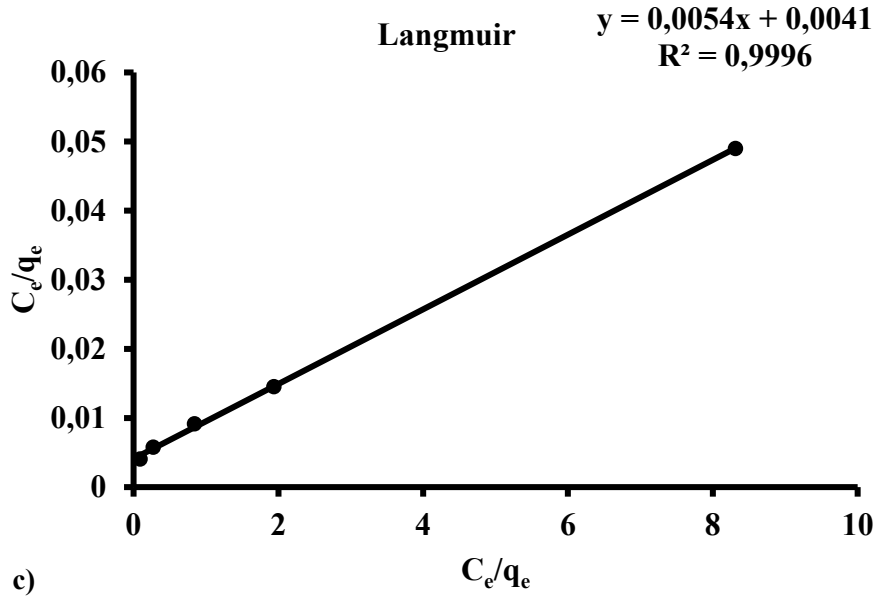
de Freundlich izotermine ait değerlere kıyasla daha yüksek çıkmıştır. Bu sonuç, biyosorpsiyonun Langmuir izotermine uygun olduğunu ve biyosorpsiyonun tek tabakalı bir süreç olduğunu göstermektedir. Bu durumda, aynı biyokütle grubuna yalnızca bir boya molekülü tutunabilmektedir. Ayrıca, giderim yüzdesinin artan biyokütle miktarı ile arttığı gözlemlenmiştir.

Tablo 4.3. AV90 ve DB86 boyar maddelerinin boyar maddelerinin izoterm eşitlikleri.

Boya	Langmuir			Freundlich		
	Q_0 (mg/g)	b (L/mg)	R^2	K_f (mg/g)	n	R^2
AV90	192,4568	0,3658	0,9997	47,4834	2,1609	0,9441
DB86	185,0425	1,3132	0,9996	81,7479	2,1910	0,9361



Şekil 4.15. AV90 boyar maddesi için Langmuir (a) ve Freundlich (b) izoterm modellerinin grafikleri.



Şekil 4.16. DB86 boyar maddesi için Langmuir (c) ve Freundlich (d) izoterm modellerinin grafikleri.

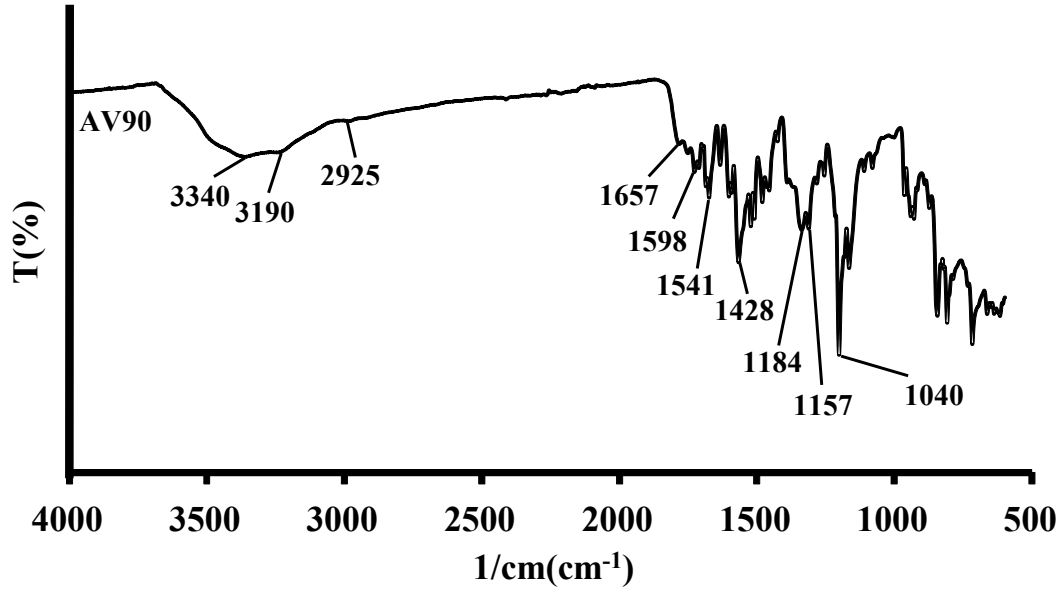
4.1.11. FTIR spektroskopisi

FTIR spektroskopisi, moleküllerin titreşimsel geçişlerini gözlemlemeye olanak sağlayan güçlü bir karakterizasyon yöntemidir. Spektrumda gözlemlenen absorpsiyon bantları, belirli fonksiyonel grupların titreşimlerine karşılık gelir. Genel olarak, dalga sayısı arttıkça bağ enerjisi artar ve atomların kütlesi küçüldükçe titreşim frekansı yükselir (Kassem ve ark, 2023). Fonksiyonel grupların dalga sayıları ise sırasıyla OH (alkoller ve fenoller): 3200–3600 cm^{-1} ; NH (aminler ve amidler): 3300–3500 cm^{-1} ; Alifatik CH: 2850–2960 cm^{-1} ; aromatik CH: 3000–3100 cm^{-1} ; alkin CH: ~3300 cm^{-1} ; alken CH: ~3020 cm^{-1} ; aldehit: 1720–1740 cm^{-1} ; keton: 1705–1725 cm^{-1} ; ester: 1735–

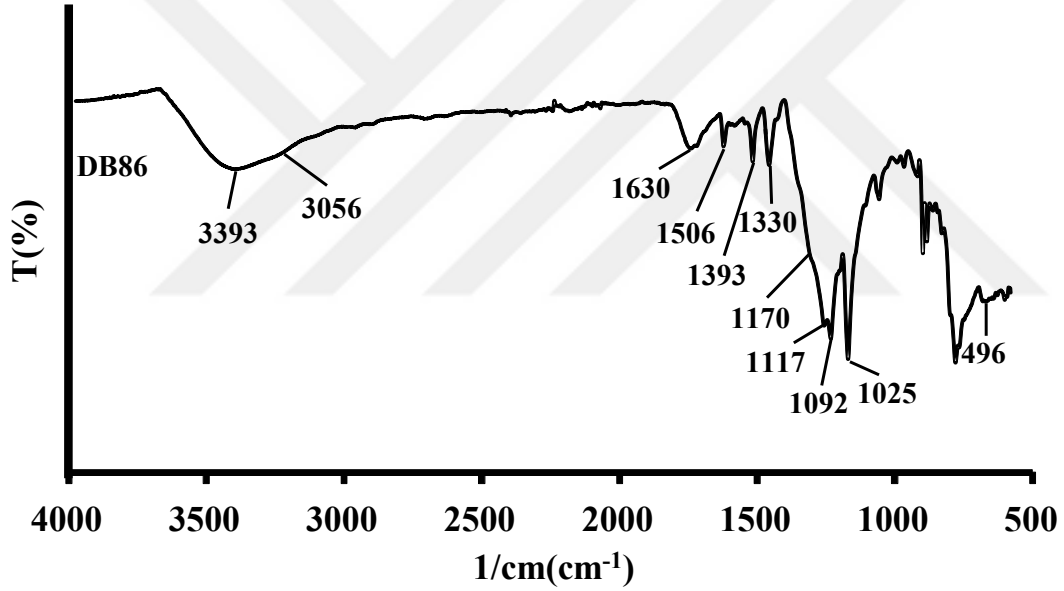
1750 cm^{-1} ; alken ($\text{C}=\text{C}$): 1600–1680 cm^{-1} ; aromatik $\text{C}=\text{C}$: ~1450–1600 cm^{-1} ; alkin ($\text{C}\equiv\text{C}$): ~2100–2260 cm^{-1} ; nitril ($\text{C}\equiv\text{N}$): 2210–2260 cm^{-1} ; nitro grubu (NO_2): asimetrik gerilme ~1520 cm^{-1} , simetrik ~1350 cm^{-1} ; alkol ve eter grupları: 1000–1300 cm^{-1} ; esterlerde: 1050–1300 cm^{-1} ; 600–1500 cm^{-1} aralığı; molekülün özgün titreşimlerine aittir, tanımlayıcıdır ancak genelde kompleks yapıdadır (Coates, 2000), (Tablo 4.4; Şekil 4.17,18,19,20,21). Gözlemlenen titreşim pikleri, küf hücrelerinin protein ve karbonhidrat yapılarındaki çeşitli aromatik halkalar ile karbonil gruplarına aittir. PF spektrumunda 3275 cm^{-1} dalga sayısında O–H ve N–H gruplarının titreşim bantları üst üste binmiştir. Alifatik C–H, aldehit C–H, aldehit $\text{C}=\text{O}$, amid $\text{C}=\text{O}$, aromatik $\text{C}=\text{C}$, altı üyeli aromatik halka ve C–O gruplarının titreşim pikleri sırasıyla 2924 cm^{-1} , 2854 cm^{-1} , 1740 cm^{-1} , 1628 cm^{-1} , 1544 cm^{-1} , 1375 cm^{-1} ve 1024 cm^{-1} 'de gözlemlenmiştir. Bu pikler, işlem görmüş küf örneklerinde (PF-AV90 ve PF-DB86) de küçük kaymalarla birlikte tespit edilmiştir. PF-AV90 spektrumunda, PF örneğine kıyasla, AV90'a ait aromatik halkalardan kaynaklanan 1431 cm^{-1} ve $=\text{C}-\text{H}$ bükülmesinden kaynaklanan 666 cm^{-1} 'de iki farklı pik daha gözlenmiştir. Bu bantlar AV90 spektrumunda ise 1544 cm^{-1} ve 660 cm^{-1} olarak görülmektedir. Benzer şekilde, PF-DB86 spektrumunda 666 cm^{-1} 'de görülen pik, DB86 spektrumundaki 612 cm^{-1} değerine karşılık gelen $=\text{C}-\text{H}$ bükülmesine atfedilmektedir. Küf kaynaklı kuvvetli bantların yanında, biyosorbe olmuş boyaların titreşim piklerini tespit etmek güçtür.

Tablo 4.4. AV90 ve DB86 boyar maddelerinin FTIR pikleri

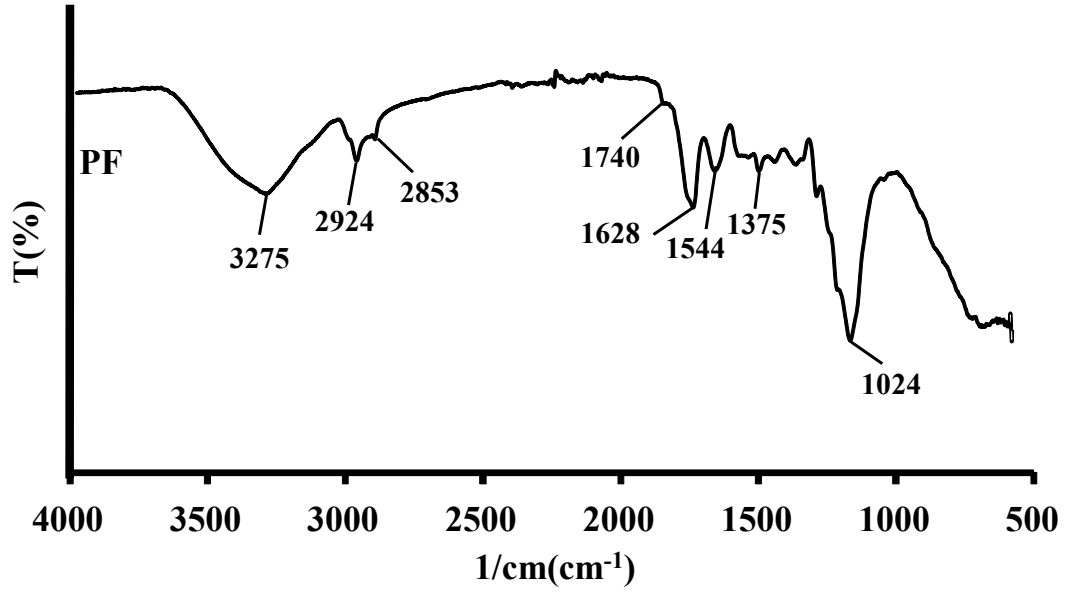
Fonksiyonel Grup	AV90 (cm^{-1})	DB86 (cm^{-1})
O-H ve N-H	3340	3393
Aromatik C-H	3190	3056
Alifatik C-H	2925	-
$\text{C}=\text{N}$	1657	1630
$\text{C}=\text{C}$ ve $\text{N}=\text{N}$	1598	1506
Altı karbonlu aromatik halka	1541	1393
Beş karbonlu aromatik halka	1428	1330
C-N	-	1170
SO_3	1184 ve 1157	1117 ve 1092
C-O (eğilme) ve C-H (eğilme)	1040	1025
Cu-C	-	496



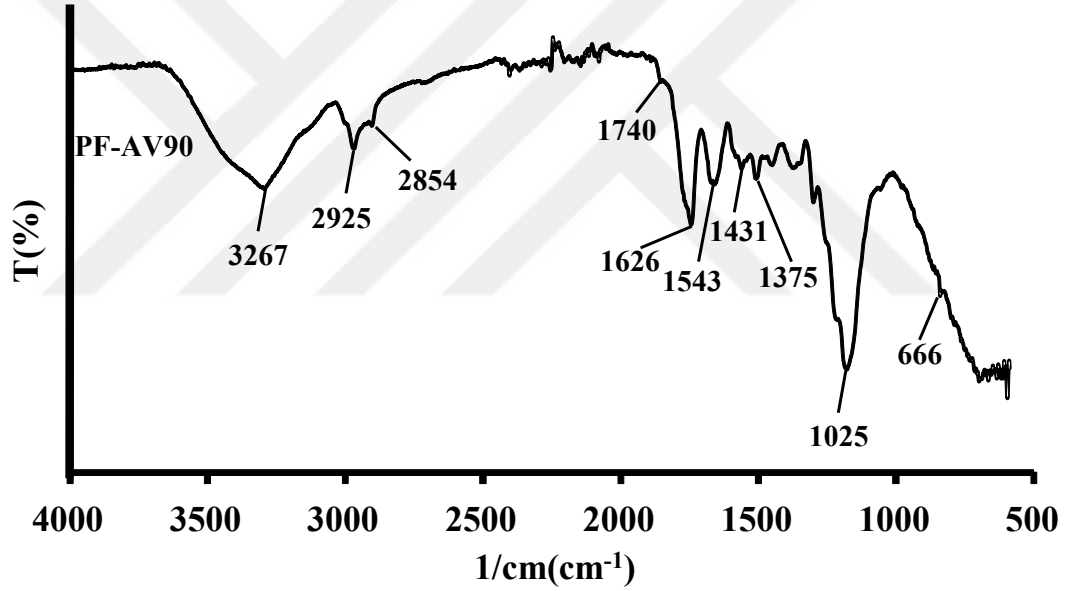
Şekil 4.17. AV90 boyar maddesinin FTIR spektrumu



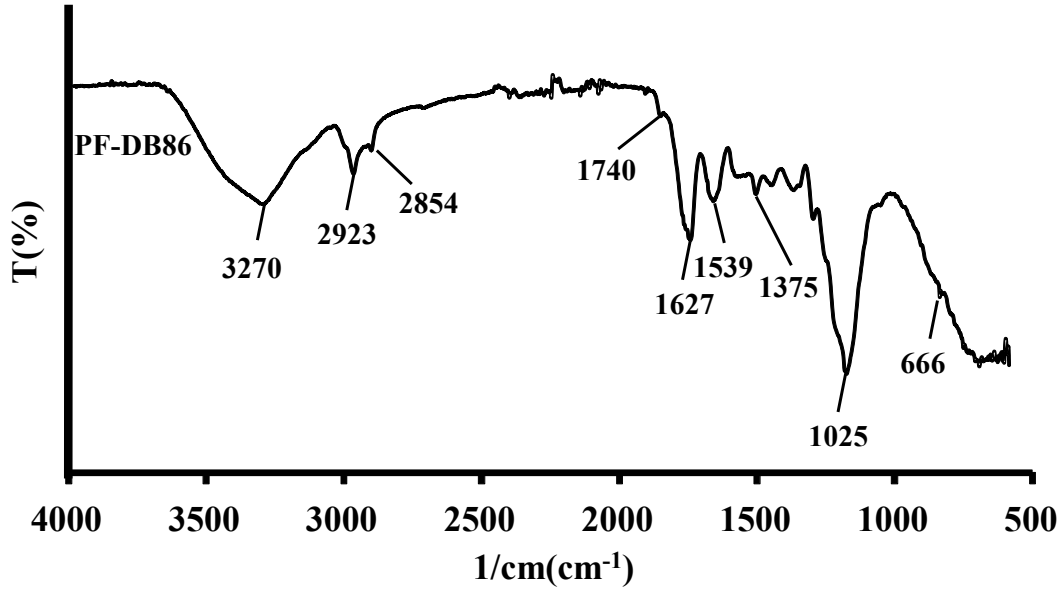
Şekil 4.18. DB86 boyar maddesinin FTIR spektrumu



Şekil 4.19. *P. funiculosum* küfü FTIR spektrumu



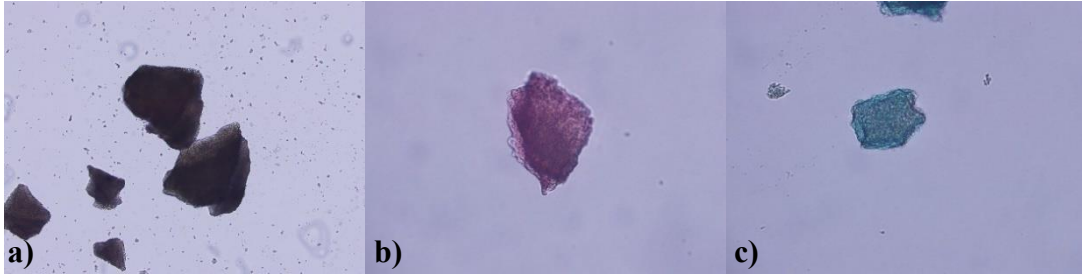
Şekil 4.20. *P. funiculosum* küfü, AV90 boyar maddesi ile biyosorpsiyon sonrası FTIR spektrumu



Şekil 4.21. *P. funiculosum* küf, DB86 boyar maddesi ile biyosorpsiyon sonrası FTIR spektrumu

4.1.12. Biyosorpsiyon öncesi ve sonrası ölü *P. funiculosum* küfünün görüntüleri

Ölü küf örnekleri ile biyosorpsiyon işleminden sonraki küf örnekleri, optik mikroskop kullanılarak incelenmiştir. Biyosorpsiyon sonrasında elde edilen mikroskopik görüntülerde, gözlenen kırmızı ve mavimsi tonlar, biyosorpsiyon sürecinde kullanılan AV90 (kırmızı) ve DB86 (mavi) boyalarının küf yapısına bağlanmasından kaynaklanmaktadır (Şekil 4.22).



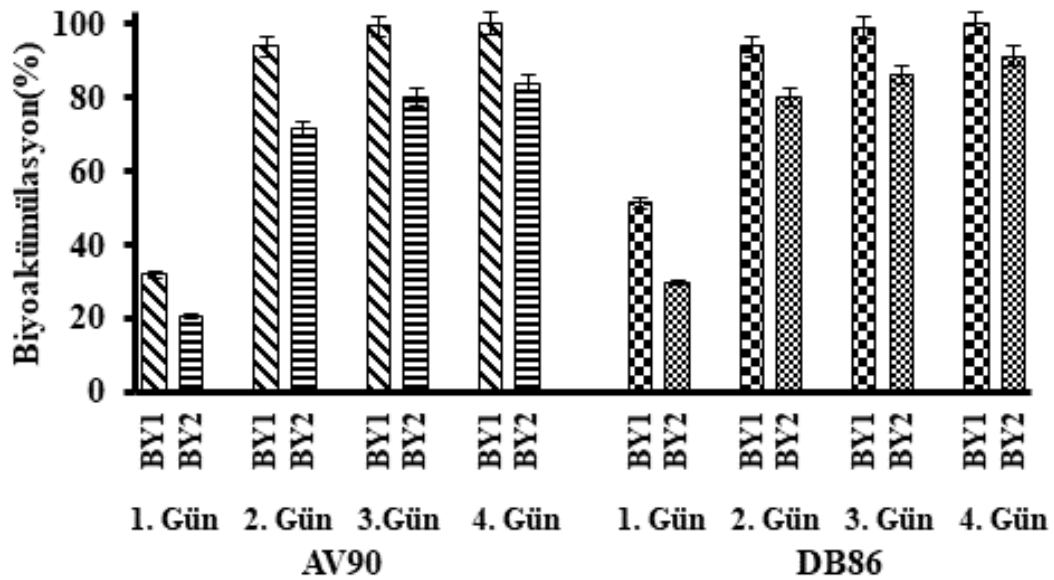
Şekil 4.22. Ölü biyokütle (a) ve AV90 boyar maddesi ile işlem görmüş ölü biyokütle (b) ve DB86 boyar maddesi ile işlem görmüş ölü biyokütle (c) mikroskop görüntüleri.

4.2. Canlı *P. funiculosum* Küf, AV90 ve DB86 Boyar Maddelerinin Biyoakümüleyonu

4.2.1. Biyoakümüleyonda besiyerinin etkisinin incelenmesi

Şekil 4.23'te görüldüğü üzere, *P. funiculosum* küfünün iki farklı boyar madde (AV90 ve DB86) üzerindeki biyoakümüleyon verimi, kullanılan besiyerine bağlı olarak önemli ölçüde değişiklik göstermektedir. Bu deneyde, iki farklı besiyeri kullanılmıştır:

Glikoz Besiyeri içerisinde 30 g glukoz, 10 g pepton, doğal pH (pH ~5–6) (BY1) ve içerisinde 30 gram sükröz, 2 g NaNO₃, 0,5 g MgSO₄·7H₂O, 0,5 g KCl, 0,35 g K₂SO₄ ve 0,01 g FeSO₄·7H₂O bulunan, doğal pH'ı yaklaşık 7 olan Czapek Dox Besiyeri (BY2). Her iki ortamda da canlı küf ile 100 ppm boyar madde konsantrasyonu altında, 28 °C sıcaklıkta ve 160 rpm hızında 5 gün süreyle çalkalamalı inkübasyon gerçekleştirilmiştir. Süreç sonunda her gün alınan süpernatant örneklerinin 300–800 nm dalga boyu aralığındaki UV-Vis absorbans ölçümleri ile biyoakümülyasyon yüzdeleri hesaplanmıştır. Grafikte görüldüğü üzere, her iki boyar madde için de BY1 (glikozlu ortam) kullanılan deney gruplarında biyoakümülyasyon veriminin BY2'ye göre daha yüksek olduğu açıkça gözlemlenmektedir. AV90 boyar maddesi için BY1 ortamında %90'ın üzerinde bir uzaklaştırma elde edilirken, BY2'de bu oran %70 civarındadır. Benzer şekilde, DB86 boyar maddesi için de BY1 besiyerinde biyoakümülyasyon %80'in üzerine çıkarken, BY2'de bu oran yaklaşık %65–70 seviyelerinde kalmıştır. Bu sonuçlar, glikozun mikroorganizmanın büyümesi ve metabolik aktivitesi üzerindeki olumlu etkisini yansıtmaktadır. BY1'in içerdiği glikoz, küfün enerji üretimini ve hücre yapısı gelişimini destekleyerek boya moleküllerinin hücre içinde tutulmasını artırmış olabilir.

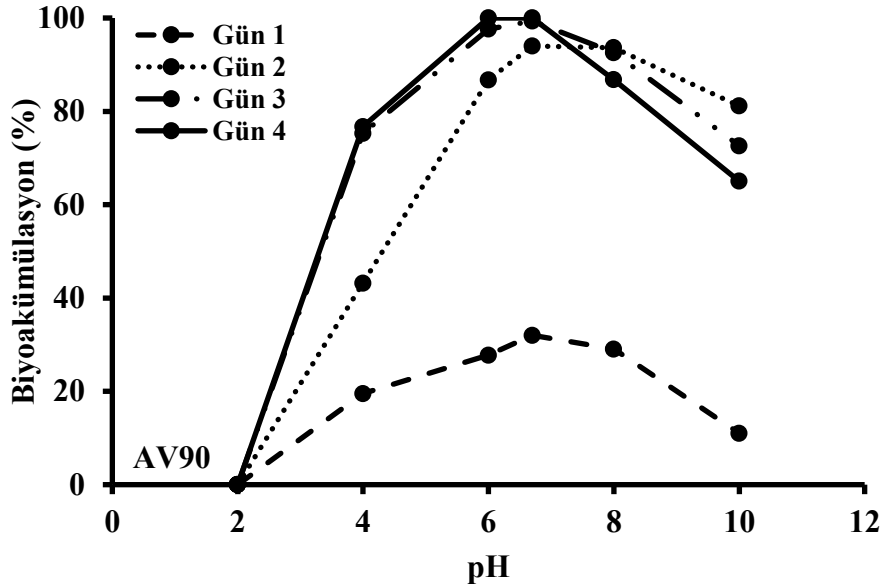


Şekil 4.23. AV90 ve DB86 boyar maddeleri ile *P. funiculosum* küfü için BY1 ve BY2 besiyerlerinin etkisi

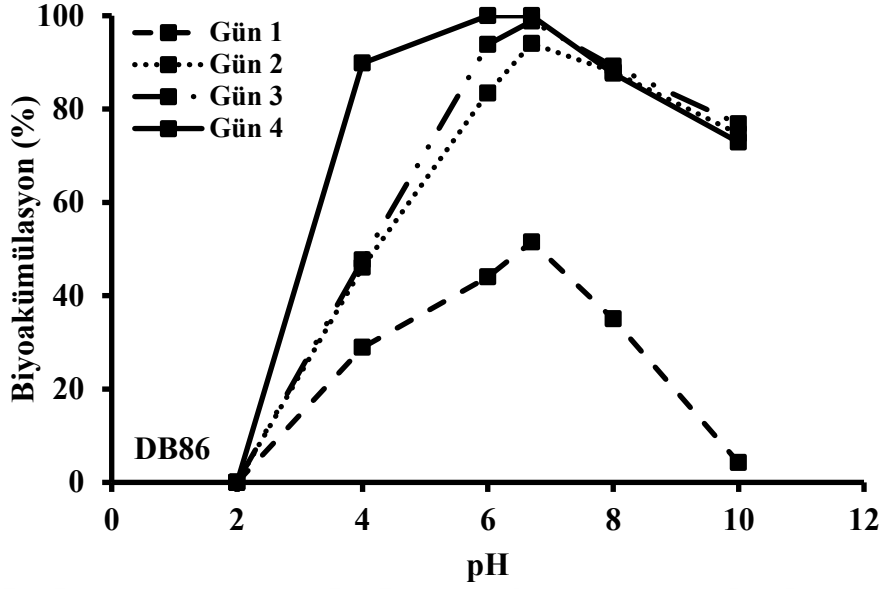
4.2.2. Biyoakümülyasyonda pH'ın etkisinin incelenmesi

AV 90 ve DB 86 boyar maddelerinin farklı pH seviyelerinde mikroorganizma tarafından biyoakümülyasyonu incelendiğinde, pH'ın bu süreç üzerinde belirgin bir

etkisi olduğu görülmektedir (Şekil 4.24 ve Şekil 4.25). Biyoakümülyasyon oranları tüm günlerde pH 2’de oldukça düşük seyretmiş, pH 6,7 (Doğal pH) seviyesinde ise maksimum değerlere ulaşmıştır. Özellikle 3. ve 4. günlerde pH 6,7’de %100’e yaklaşan biyoakümülyasyon oranları elde edilmiştir. Bu durum, mikroorganizmaların hücre duvarındaki fonksiyonel grupların pH 6,7 civarında optimum iyonlaşma düzeyine ulaşarak boyar maddeyi daha etkin bir şekilde tutabilmesinden ve doğal pH’da canlı küfün büyümesinin de istenilen gibi olmasından kaynaklanmaktadır. pH’ın artmasıyla birlikte (pH 8 ve 10) biyoakümülyasyon veriminde düşüş gözlemlenmiştir. Bu düşüş, yüksek pH seviyelerinde hem mikroorganizmanın büyümesinde olumsuz etkilerken hem de boyar maddenin iyonizasyon derecesindeki değişikliklerle ilişkilidir. Literatürde de belirtildiği üzere, biyoakümülyasyon verimliliği mikroorganizmanın yüzey yükü ile boyar madde arasındaki elektrostatik etkileşimlere bağlıdır ve bu etkileşimler ortamın pH’ına duyarlıdır (Aksu ve Tezer, 2005; Vijayaraghavan ve Yun, 2008). Bu bağlamda, AV90 ve DB86 boyar maddesi için optimum biyoakümülyasyonun pH 6,7 seviyesinde gerçekleştiği söylenebilir.



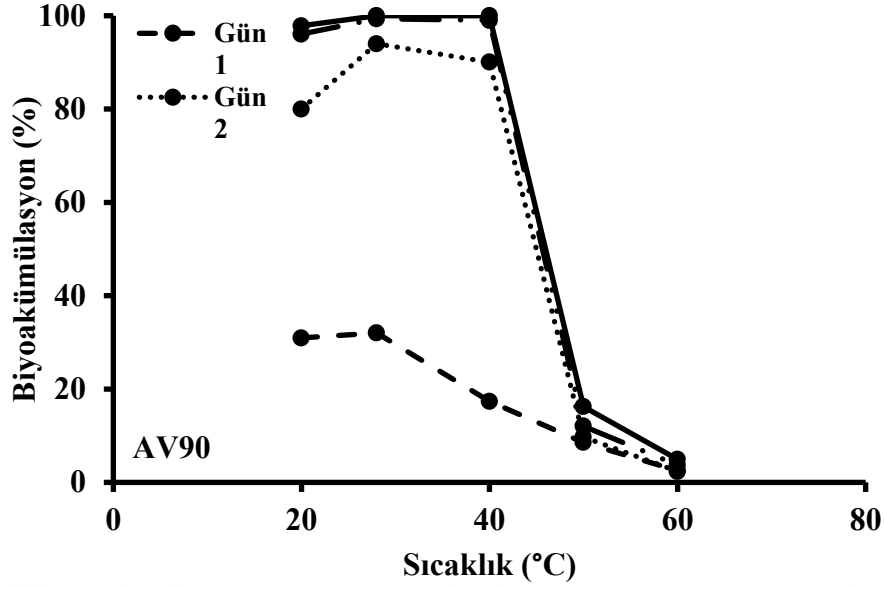
Şekil 4.24. AV90 boyar maddesi ile *P. funiculosum* küfö için pH’ın etkisi.



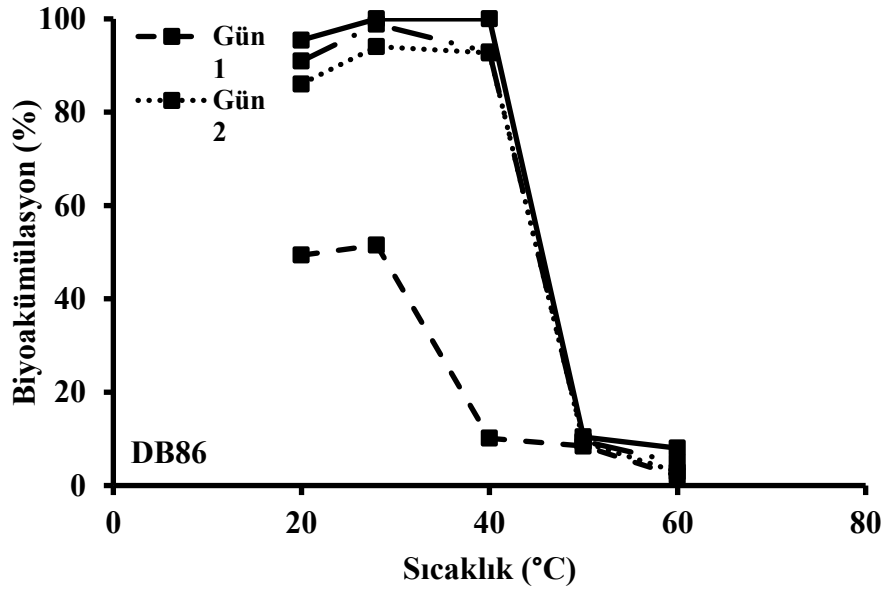
Şekil 4.25. DB86 boyar maddesi ile *P. funiculosum* küfö için pH'ın etkisi.

4.2.3. Biyoakümülyasyonda sıcaklığın etkisinin incelenmesi

AV90 ve DB86 boyar maddelerinin farklı sıcaklıklarda gerçekleştirilen biyoakümülyasyon analizleri, sıcaklığın bu süreç üzerindeki etkisini açıkça ortaya koymaktadır (Şekil 4.26 ve Şekil 4.27). Her iki boya için de 28 °C ve 40 °C sıcaklık aralığında biyoakümülyasyon oranları yüksek seyretmiş, özellikle 3. ve 4. günlerde %95'in üzerinde değerler gözlemlenmiştir. Bu durum, orta düzeyde artan sıcaklığın mikroorganizma hücre zarının geçirgenliğini artırarak boya moleküllerinin hücre içine taşınmasını kolaylaştırdığına işaret etmektedir. Ancak sıcaklık 50 °C ve üzerine çıktığında biyoakümülyasyon oranlarında keskin bir düşüş meydana gelmiştir. Bu düşüş, yüksek sıcaklıkların mikroorganizmanın metabolik bütünlüğünü bozarak hücresel yapıların zarar görmesine ve dolayısıyla boya alım kapasitesinin azalmasına bağlanabilir. Özellikle 60 °C'de her iki boya için biyoakümülyasyon oranları %10'un altına inmiştir. Literatürde de benzer şekilde, optimum sıcaklık aralığında biyoakümülyasyonun daha etkin olduğu, ancak sıcaklığın fazla yükselmesi durumunda hücresel proteinlerin denatüre olduğu ve biyolojik aktivitenin azaldığı rapor edilmiştir (Sari & Tuzen, 2008; Vijayaraghavan ve Yun, 2008). Bu bağlamda, hem AV90 hem de DB86 boyar maddeleri için en uygun biyoakümülyasyon sıcaklığının 28°C olduğu ve bu sıcaklığın çok üzerinde belirgin bir performans kaybının yaşandığı sonucuna varılmaktadır.



Şekil 4.26. AV90 boyar maddesi ile *P. funiculosum* küfü için sıcaklığın etkisi.

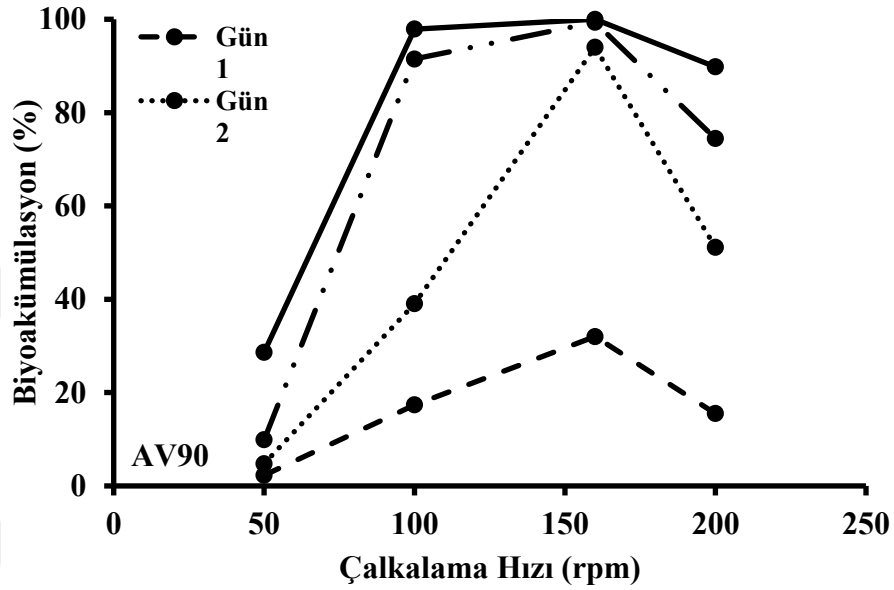


Şekil 4.27. DB86 boyar maddesi ile *P. funiculosum* küfü için sıcaklığın etkisi.

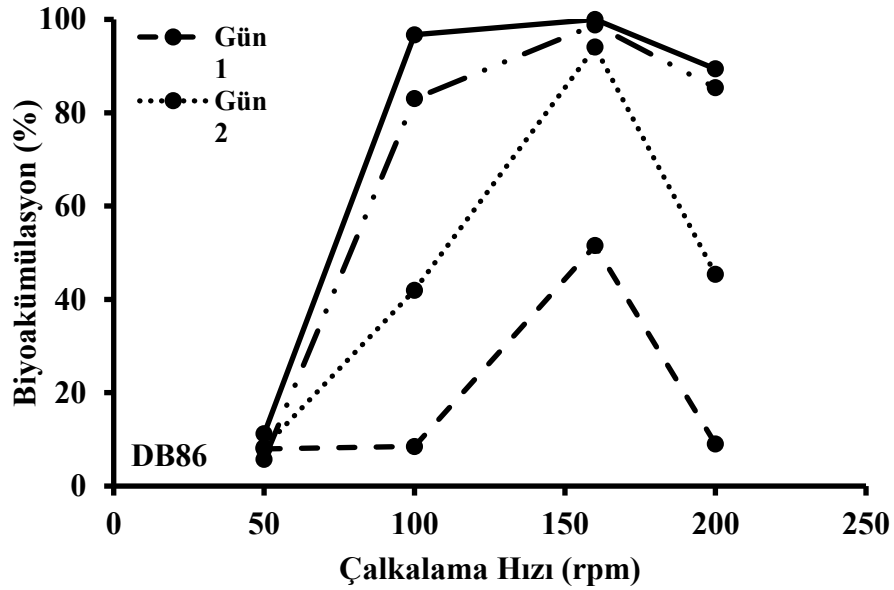
4.2.4. Biyoakümüleyasyonda çalkalama hızı etkisinin incelenmesi

Çalkalama hızı, biyoakümüleyasyon süreçlerinde canlı biyokütlenin büyümesi ve yüzeyine boya moleküllerinin etkin şekilde ulaşmasını sağlamaktadır. AV90 ve DB86 boyar maddeleriyle gerçekleştirilen biyoakümüleyasyon deneylerinde, 50 rpm'de en düşük biyoakümüleyasyon oranları elde edilmiş, bu değer AV90 için %30'un, DB86 için ise %25'in altında kalmıştır (Şekil 4.28 ve Şekil 4.29). Çalkalama hızının 160 rpm seviyesindeyken biyoakümüleyasyon oranları artarak %95'in üzerine çıkmıştır. Bu durum, artan çalkalama hızının sistemde homojenliği sağlaması ve boya

moleküllerinin daha etkili temas etmesine olanak tanınması ile açıklanabilir. 160 rpm’den itibaren verim maksimum seviyelere ulaşmış ve daha yüksek hızlarda (200 rpm) ise biyoakümülyasyon oranlarında hafif bir düşüş gözlemlenmiştir. Bu düşüş, olası hücre duvarı hasarına veya biyokütlenin mekanik stres nedeniyle yapısal bütünlüğünü kısmen kaybetmesine bağlanabilir (Aksu, 2005; Bayramoğlu ve ark, 2006). Bu veriler doğrultusunda, AV90 ve DB86 boyar maddelerinin biyoakümülyasyonu açısından en uygun çalkalama hızının 160 rpm olduğu belirlenmiştir.



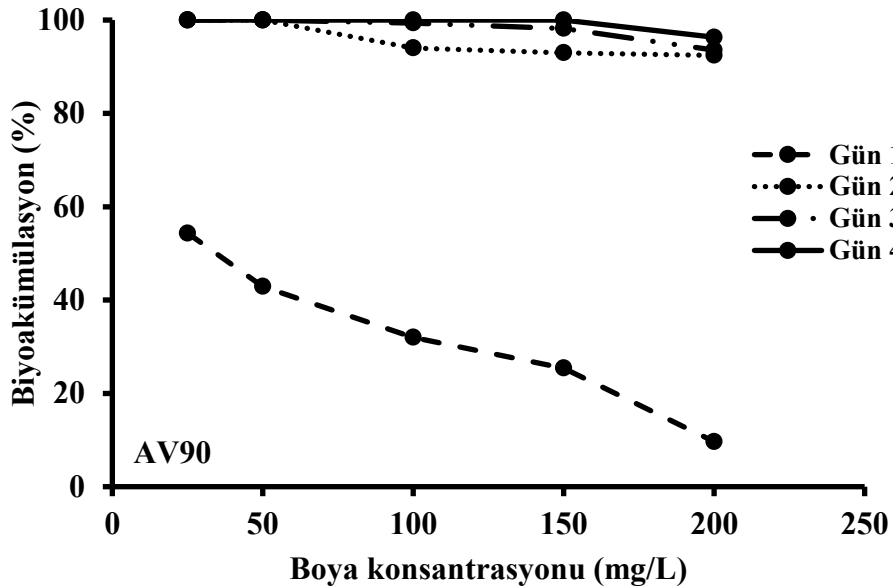
Şekil 4.28. AV90 boyar maddesi ile *P. funiculosum* küfü için çalkalama hızı etkisi.



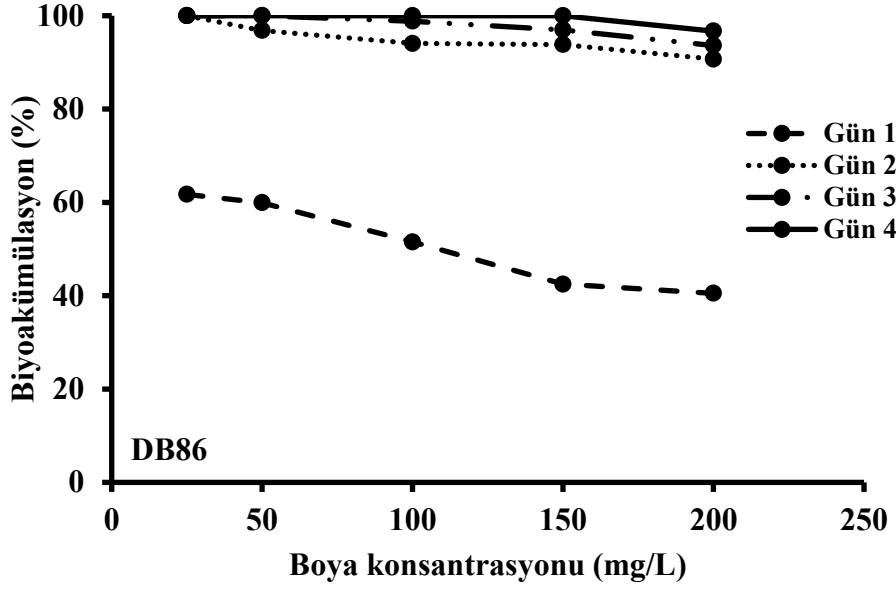
Şekil 4.29. DB86 boyar maddesi ile *P. funiculosum* küfü için çalkalama hızı etkisi.

4.2.5. Biyoakümülyasyonda boyar madde konsantrasyonu etkisinin incelenmesi

AV90 boyar maddesi için, düşük konsantrasyon seviyelerinde (25 mg/L), biyokütlerdeki alım oranı oldukça yüksektir ve dört günlük süre boyunca %100'e yakın biyoakümülyasyon değerleri elde edilmiştir (Şekil 4.30 ve Şekil 4.31). Ancak konsantrasyon 200 mg/L seviyesine ulaştığında, özellikle 4. günde verimin %90'ın altına düştüğü gözlemlenmiştir. Bu durum, biyokütlerde bulunan alım bölgelerinin sınırlı kapasiteye sahip olduğunu ve yüksek miktarda boya molekülü karşısında bu bölgelerin doymunluğa ulaştığını göstermektedir. DB86 boyar maddesi açısından da benzer bir eğilim söz konusudur. Başlangıç konsantrasyonlarında (25 mg/L), dört gün boyunca yüksek düzeyde (%100'e yakın) biyoakümülyasyon gerçekleşirken, konsantrasyon arttıkça, özellikle 1. günde, verimin belirgin şekilde düştüğü görülmektedir. 200 mg/L konsantrasyonda 1. gün biyoakümülyasyon oranı %60'ın altına kadar gerilemiştir. Diğer günlerde ise bu azalma daha sınırlı kalmıştır. Bu bulgular, her iki boyar madde için de biyokütlenin belirli bir kapasiteye sahip olduğunu ve bu kapasite aşıldığında fazla boya moleküllerinin organizma tarafından yeterince tutulamadığını ortaya koymaktadır. Dolayısıyla, boya konsantrasyonunun artması, özellikle ilk günlerde biyoakümülyasyon verimini olumsuz yönde etkileyebilmektedir.



Şekil 4.30. *P. funiculosum* küfüne AV90 boyar maddesi konsantrasyonunun etkisi.



Şekil 4.31. *P. funiculosum* küfüne DB86 boyar maddesinin konsantrasyonunun etkisi.

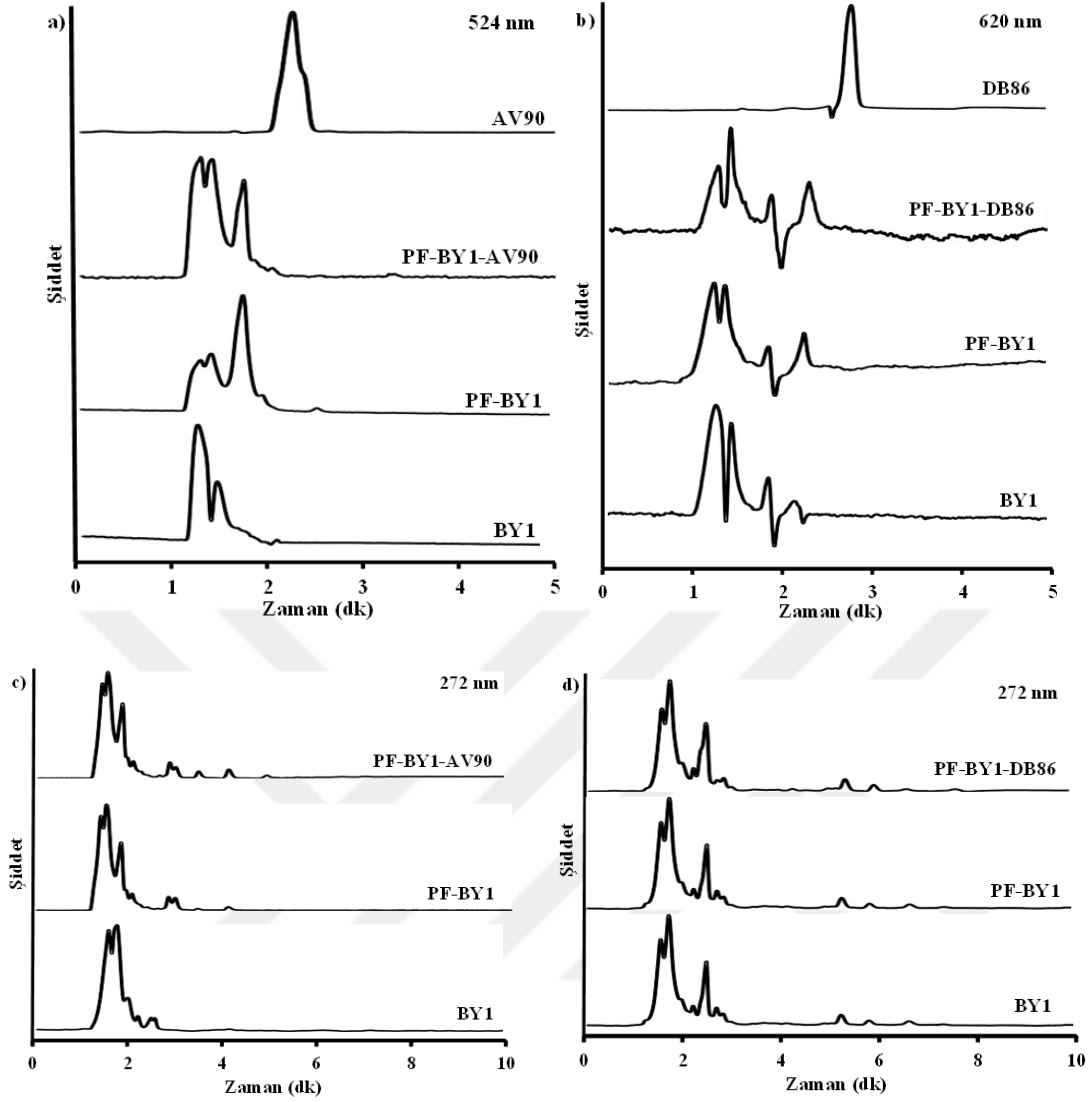
4.2.6. Yüksek performanslı sıvı kromatografisi (HPLC) analizi

HPLC analizleri, AV90 ve DB86 boyalarının mikrobiyal bozunma sürecini değerlendirmek amacıyla gerçekleştirilmiştir. Farklı dalga boylarında (524 nm, 620 nm ve 272 nm) elde edilen kromatogramlar, olası biyokümüleyasyon faaliyetlerini ortaya koymaktadır.

Mikroorganizmaların hücre duvarı ve iç yapılarında boya moleküllerini tutma potansiyeline sahip olduğu bilinmektedir. Bu durumda, boya moleküllerinin bir kısmı hücre içerisinde birikmiş olabilir. Boya moleküllerinin hücre içine alınması, HPLC ile doğrudan ölçülen sıvı fazdaki (süpernatant) boya konsantrasyonunu azaltır. Bu da dış ortamda pikin ortadan kaybolması ya da zayıflaması şeklinde yansır.

PF-BY1-AV90 ve PF-BY1-DB86 kromatogramlarında, saf boya örneklerine kıyasla ana boya piklerinin kaybolmasının yanı sıra, bazı piklerin tamamen ortadan kalkması ya da belirgin şekilde düşük yoğunlukta gözlenmesi, boyanın küf tarafından akümüle edilmesiyle açıklanabilmektedir (Şekil 4.32 a,b).

272 nm’de gözlenen birbirine benzer pikler ve boya molekülünün hücre içinde birikmesinin göstergesi olabilmektedir (Şekil 4.32 c,d).

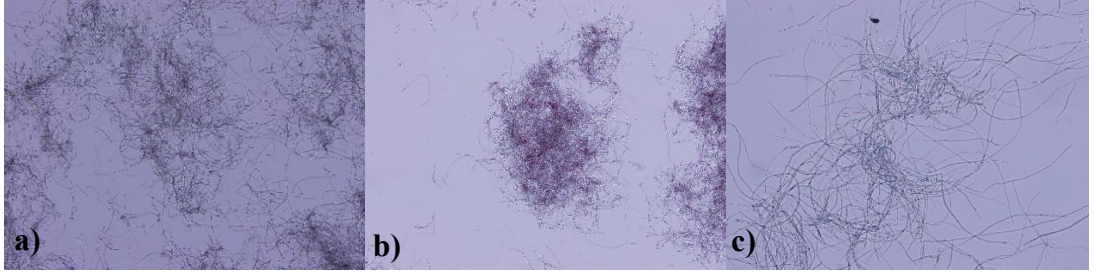


Şekil 4.32. Boya (AV90), ile besi yeri (BY1), boyasız küf içeren besi yeri (PF-BY1), boyalı küf içeren besi yerine (PF-BY1-AV90), 524 nm (a) ; Boya (DB86), ile besi yeri (BY1), boyasız küf içeren besi yeri (PF-BY1), boyalı küf içeren besi yerine (PF-BY1-DB86), 620 nm (b) ; besi yeri (BY1), boyasız küf içeren besi yeri (PF-BY1), boyalı küf içeren besi yerine (PF-BY1-AV90), 272 nm (c) ; besi yeri (BY1), boyasız küf içeren besi yeri (PF-BY1), boyalı küf içeren besi yerine (PF-BY1-DB86), 272 nm (d)'ye ait HPLC analizinden elde edilen kromatogramlar.

4.2.7. Biyoakümüle edilmemiş ve biyoakümüleyon sonrası *P. funiculosum* küfünün görüntüsü

Canlı küf örnekleri ile biyoakümüleyon işleminden sonraki küf örnekleri, optik mikroskop kullanılarak incelenmiştir. Biyoakümüleyon sonrasında elde edilen mikroskobik görüntülerde, küfün daha belirgin ve renkli hale geldiği gözlemlenmiştir. Gözlenen kırmızı ve mavimsi tonlar, biyosorpsiyon sürecinde kullanılan AV90

(kırmızı) ve DB86 (mavi) boyalarının canlı küf tarafından akümüle olmasından kaynaklanmaktadır (Şekil 4.33).



Şekil 4.33. *P. funicolsum* küfü (a) ve AV90 boyar maddesi ile işlem görmüş *P. funicolsum* küfü (b) ve DB86 boyar maddesi ile işlem görmüş *P. funicolsum* küfünün (c) mikroskop görüntüleri.



5. SONUÇLAR VE TARTIŞMALAR

Günümüzde çevre kirliliği artan nüfusla birlikte önemli bir sorun teşkil etmektedir. Özellikle endüstriyel atık sularda bulunan çeşitli kirleticiler bunların en önde gelen örnekleridir. Doğada kendiliğinden yok olmadıkları için bilhassa tekstil, kâğıt ve plastik üretiminde yaygın olarak kullanılan boyar maddeler su ekosistemlerini olumsuz yönde etkilemektedir (Forgacs ve ark, 2004). Boyar maddelerin su kaynaklarına salınımı, ışık penetrasyonunu azaltarak fotosentetik aktivitenin düşmesine, toksik etkilerinin de artmasına yol açmaktadır (Robinson ve ark, 2001). Bu nedenle bu kirleticilerin atık sulardan uzaklaştırılması için yapılan biyosorpsiyon ve biyoakümülyasyon yöntemlerinin geliştirilmesi çevresel kirlilikle mücadelede biyokimyasal çalışmalar açısından büyük bir öneme sahiptir. Bu çalışmada daha önce üzerinde araştırma yapılmamış, büyük bir potansiyele sahip olan *P. funiculosum* küfü ile biyosorpsiyon ve biyoakümülyasyon yöntemlerinin çeşitli parametrelerle değerlendirilerek incelenmiştir.

AV90 ve DB86 boyar maddelerinin biyosorpsiyoununda en yüksek giderim verimi pH 4 seviyesinde elde edilmiş olmasıyla birlikte yöntemin diğer pH seviyelerinde de yüksek giderim verimi göstermesi, endüstriyel uygulamalarda avantaj sağlayabileceğine işaret etmektedir. Endüstriyel atıksuların pH değeri proses süresince değişkenlik gösterebildiğinden geniş bir pH aralığında çalışabilen yöntemlerin tercih edilme olasılığı artmaktadır. Bu durum, pH ayarlaması için gereken kimyasal kullanımının azaltılmasına ve dolayısıyla işletme maliyetlerinin düşürülmesine katkı sağlayabilir. Ayrıca kimyasal müdahale ihtiyacının azalması, çevresel etkilerin azaltılması açısından da faydalar sunabilir. Dolayısıyla, farklı pH değerlerinde de yüksek giderim verimi elde edilebilmesi, yöntemin endüstriyel ölçekte uygulanabilirliğini artıracak ve proses esnekliğine katkı sağlayabilecek bir özellik olarak değerlendirilebilir. Temas süresinin artmasıyla giderim veriminin de arttığı gözlemlenmiştir. AV90 boyası için 15 dakikada %62, 120 dakikada ise %100 giderim elde edilmiştir. DB86 boyası için bu oranlar sırasıyla %55 ve %100'dür. 50 rpm'de en düşük giderim verimi, 200 rpm ve üzerindeki hızlarda ise maksimum giderim verimi elde edilmiştir. 50 rpm'de AV90 için %84, DB86 için %82 giderim verimi

gözlenmiştir. 125 rpm’de bu oranlar sırasıyla %97 ve %95’e çıkmıştır. 200 rpm’den sonraki artışlar ise giderim üzerinde kayda değer bir değişiklik yaratmamıştır. Çalışmamızda 200 rpm karıştırma hızını tercih etmiş olsak da 100 rpm’de de yüksek giderim verimine ulaşılmıştır. Daha düşük rpm değerlerinde çalışma, enerji tüketimini ve işletme maliyetlerini azaltma açısından avantaj sağlamaktadır. Ayrıca düşük hızlarda işlem yapılması, çevresel sürdürülebilirlik açısından daha uygun olabilir. Bu nedenle, maliyet ve çevre dostu yaklaşım açısından, giderim veriminin kabul edilebilir seviyelerde olduğu daha düşük rpm değerlerinde çalışma yapılması önerilmektedir. AV90 için giderim verimi 24 °C’de %97 iken 40 °C’de %99’a, DB86 için ise %95’ten %98’e yükselmiştir. Bu durum, artan sıcaklığın boya moleküllerinin biyokütleyle ulaşmasını kolaylaştıran difüzyon hızını artırmasına bağlanabilir. Düşük konsantrasyonlarda (25 mg/L) her iki boya için de yaklaşık %100 giderim sağlanmıştır. Ancak konsantrasyon 150 mg/L’ye çıkarıldığında, AV90 için giderim oranı %94’e, DB86 için %97’ye düşmüştür. Bu durum, biyokütledeki aktif bağlanma bölgelerinin sınırlı kapasitesine ulaşmasıyla açıklanabilir. Biyokütle miktarının artırılmasıyla giderim verimi artmıştır. AV90 için 0,05 g biyokütlede %76, 0,25 g’da ise %100 giderim sağlanmıştır. DB86 için bu oranlar sırasıyla %85 ve %100’dür. Bu sonuç, biyosorpsiyonda biyokütle miktarının kritik bir parametre olduğunu göstermektedir. 1,0 M HCl ile yapılan asidik tekrar kullanım, metanol ve baz çözeltilere kıyasla daha etkili olmuştur. AV90 için ilk kullanımda %99 giderim verimi üçüncü kullanımda %87’ye, DB86 için %98’den %52’ye düşmüştür. Metanol kullanımıyla bu oranlar AV90 için %28, DB86 için %52 olmuştur. Baz çözeltilerle tekrar kullanım etkisiz kalmıştır. Her iki boya için de ikinci mertebe modelinin R^2 değerinin daha yüksek çıkmış olması süreçte kimyasal sorpsiyonun baskın olduğunu göstermektedir ve tekrar kullanım sonuçlarıyla da uyumludur. Langmuir modelinin R^2 değerinin her iki boya için de daha yüksek bulunması da biyosorpsiyonun tek tabakalı bir süreç olduğunu göstermektedir.

P. funiculosum küfünün biyodegradasyonunda AV90 boyar maddesi için BY1 ortamında %90’ın üzerinde bir giderim elde edilirken, BY2 ortamında bu oran yaklaşık %70 seviyelerinde kalmıştır. Benzer şekilde, DB86 boyar maddesi için de BY1 ortamında biyoakümülyasyon verimi %80’in üzerine çıkarken, BY2’de %65–70 aralığında gerçekleşmiştir. Bu sonuçlar, glukoz içeren BY1 ortamının, *P. funiculosum* küfünün büyümesini ve metabolik aktivitesini destekleyerek boya giderimini

artırdığını ortaya koymaktadır. Glukozun, organizmanın enerji üretimi ve hücre yapısının gelişimi üzerindeki olumlu etkisi sayesinde, boya moleküllerinin hücre içinde tutulma kapasitesinin arttığı değerlendirilmektedir.

pH 6,7’de biyoakümülyasyon oranları maksimum düzeye ulaşmış, pH 2’de ise oldukça düşük kalmıştır. Bu durum, mikroorganizmanın ekstrem büyüme koşullarında gelişimini olumsuz etkilemesiyle ilişkilendirilir. 28–40 °C aralığında %95’in üzerinde verimler elde edilirken, 60 °C’de %10’un altına düşmüştür. 160 rpm’de maksimum biyoakümülyasyon gerçekleşmiş, 200 rpm’de ise hafif bir düşüş gözlenmiştir.

Yapılan HPLC analizleri, AV90 ve DB86 boyalarının *P. funiculosum* ile etkileşimleri sonucu gerçekleşen mikrobiyal bozunma ve/veya akümülyasyon süreçlerini değerlendirmek amacıyla gerçekleştirilmiştir. Boya çözeltilerine ait kromatogramlarla karşılaştırıldığında, PF-BY1-AV90 ve PF-BY1-DB86 örneklerinde, ana boya piklerinin önemli ölçüde zayıfladığı ya da tamamen kaybolduğu gözlenmiştir. Bunun yanı sıra, bazı yan piklerin de ortadan kalktığı veya düşük yoğunlukta belirdiği dikkat çekmiştir. Bu gözlemler, boyar maddelerin mikroorganizma tarafından hücre yüzeyine bağlanmasının ötesinde, hücre içine alındığını ve bu yolla akümüle edildiğini düşündürmektedir.

Mikroorganizmaların hem hücre duvarında hem de hücre içi yapılarda boya moleküllerini tutma kapasitesine sahip olduğu bilinmektedir. Bu doğrultuda, boya moleküllerinin bir kısmının hücre içerisine akümüle, bu akümülyasyon süpernatant fazda boya konsantrasyonunun azalmasına neden olduğu, dolayısıyla HPLC analizinde gözlenen pik yoğunluklarının düşmesiyle sonuçlandığı değerlendirilmektedir. Özellikle canlı hücrelerin kullanıldığı biyoakümülyasyon deneylerinde bu durum daha belirgin bir şekilde ortaya çıkmıştır. 272 nm dalga boyunda elde edilen kromatogramlarda gözlenen benzer ve zayıf piklerin, görünür bölge dışında da boya moleküllerinin biyokütle içerisinde biriktiğine dair güçlü göstergeler sunduğu anlaşılmaktadır. Bu pikler, boyaların biyolojik sistemle hücre içine alındığını ve hücre içinde depolandığını destekleyen önemli kanıtlar sunmaktadır.

Sonuç olarak biyosorpsiyon ve biyoakümülyasyon maksimum koşulları karşılaştırdığımızda optimum pH: biyosorpsiyon için pH 4, biyoakümülyasyon için pH 6,7’dir. Optimum sıcaklık: Biyosorpsiyon için 40 °C, biyoakümülyasyon için 28 °C’dir.

Optimum alkalama hızı: Biyosorpsiyon için 200 rpm, biyoakümülayon için 160 rpm'dir. Biyosrpsiyonda etkin tekrar kullanım asidik çözelti ile mümkündür. Kinetik ve izoterm modelleri ise; süreç, yalancı ikinci mertebe kinetie ve Langmuir izotermine uymaktadır.

P. funiculosum küfünün ile AV90 ve DB86 boyar maddeleriyle yapılan biyosorpsiyon ve biyoakümülayon çalışmalarında UV spektrumları 300-800 arasında alındığında UV spektrumları alınmış ve *P. funiculosum* küfünün tekstil boyalarını yaklaşık %97 oranında giderim sağladığı tespit edilmiştir.



KAYNAKLAR

- Ahalya, N., Ramachandra, T. V., & Kanamadi, R. D. (2003). Biosorption of heavy metals. *Res. J. Chem. Environ*, 7(4), 71-79.
- Ahluwalia, S. S., & Goyal, D. (2007). Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater. *Bioresource technology*, 98(12), 2243-2257.
- Aksu, Z., & Tezer, S. (2000). Equilibrium and kinetic modelling of biosorption of Remazol Black B by *Rhizopus arrhizus* in a batch system: effect of temperature. *Process Biochemistry*, 36(5), 431-439.
- Aksu, Z. (2005). Application of biosorption for the removal of organic pollutants: a review. *Process biochemistry*, 40(3-4), 997-1026.
- Anjaneya, O., Santoshkumar, M., Anand, S. N., & Karegoudar, T. B. (2009). Biosorption of acid violet dye from aqueous solutions using native biomass of a new isolate of *Penicillium* sp. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 63(6), 782-787.
- Apriani, I., Yanto, D. H. Y., Hariani, P. L., Widjajanti, H., & Nurhayat, O. D. (2024). Potential of White Rot Fungi from Berbak-Sembilang National Park, Indonesia for Decolorization and Detoxification Commercial Direct Dyes. *Trends in Sciences*, 21(6), 7610-7610.
- Arık, B., Canitez, E., & Kirtak, A. (2020). Investigation of dyeing properties of red cabbage to cotton fabrics in different pH and mordanting conditions. *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 24(2), 244-255.
- Avery, S. V., Codd, G. A., & Gadd, G. M. (1993). Biosorption of tributyltin and other organotin compounds by cyanobacteria and microalgae. *Applied microbiology and biotechnology*, 39(6), 812-817.
- Baburşah, S. (2004). *Tekstil endüstrisi atıksularının gerikazanımı ve yeniden kullanılması*. (Yüksek Lisans Tezi) İstanbul Teknik Üniversitesi
- Bechtold, T., & Mussak, R. (Eds.). (2009). *Handbook of natural colorants* (Vol. 8). John Wiley & Sons.
- Cebeci, Ö. (2014). *Boyaların Sentetik Tekstil Atıksuyundan Biosorpsiyonla Giderimi* (Doctoral dissertation, Yüksek Lisans Tezi) Gazi Üniversitesi
- Choudhury, A. R. (2014). Coloration of cationized cellulosic fibers—a review. *AATCC journal of Research*, 1(3), 11-19.
- Christie, R. (2014). *Colour chemistry*. Royal society of chemistry.
- Claessens, C. G., Hahn, U. W. E., & Torres, T. (2008). Phthalocyanines: From outstanding electronic properties to emerging applications. *The Chemical Record*, 8(2), 75-97.
- Coates, J. (2000). Interpretation of infrared spectra, a practical approach. *Encyclopedia of analytical chemistry*, 12, 10815-10837.

- Çelik, G. (2005). Sulu ortamlardan tekstil boyaalarının *Phanerochaete chrysosporium* ile uzaklaştırılması (Yüksek Lisans Tezi) Kırıkkale Üniversitesi
- Deniz, F. (2020). Tekstil endüstrisi atıksularının arıtımına yönelik yeşil nesi bir arıtım uygulaması. *Eskişehir Teknik Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi-C Yaşam Bilimleri ve Biyoteknoloji*, 9(2), 273-283.
- Doğan, M., Özdemir, Y., & Alkan, M. (2007). Adsorption kinetics and mechanism of cationic methyl violet and methylene blue dyes onto sepiolite. *Dyes and Pigments*, 75(3), 701-713.
- Dönmez, G. (2002). Bioaccumulation of the reactive textile dyes by *Candida tropicalis* growing in molasses medium. *Enzyme and Microbial Technology*, 30(3), 363-366.
- Eleryan, A., Aigbe, U. O., Ukhurebor, K. E., Hassaan, M. A., Ragab, S., Osibote, O. A., ... & El Nemr, A. (2025). Adsorption of Acid Yellow 36 and direct blue 86 dyes to *Delonix regia* biochar-sulphur. *Scientific Reports*, 15(1), 3448.
- El Nemr, A., Abdelwahab, O., El-Sikaily, A., & Khaled, A. (2009). Removal of direct blue-86 from aqueous solution by new activated carbon developed from orange peel. *Journal of hazardous materials*, 161(1), 102-110.
- Fat, M. R., & Ahmadi, A. (2016). Dye removal from wastewater using shrimp chitosan as an eco-friendly adsorbent. *International Journal of Environmental Health Engineering*, 5(1), 19.
- Fiana, R. M., Murtius, W. S., Syukri, D., & Saskiawan, I. (2023). Azo Congo red dye decolorization by oyster mushroom (*Pleurotus ostreatus*) F209.
- Forgacs, E., Cserhádi, T., & Oros, G. (2004). Removal of synthetic dyes from wastewaters: a review. *Environment international*, 30(7), 953-971.
- Frisvad, J. C., & Samson, R. A. (2004). Polyphasic taxonomy of *Penicillium* subgenus *Penicillium*. A guide to identification of food and air-borne terverticillate *Penicillia* and their mycotoxins. *Studies in mycology*, 49(1), 1-174.
- Fu, Y., & Viraraghavan, T. (2001). Fungal decolorization of dye wastewaters: a review. *Bioresource technology*, 79(3), 251-262.
- Gadd, G. M., Gray, D. J., & Newby, P. J. (1990). Role of melanin in fungal biosorption of tributyltin chloride. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 34(1), 116-121.
- Gadd, G. M. (2009). Biosorption: critical review of scientific rationale, environmental importance and significance for pollution treatment. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology*, 84(1), 13-28.
- Garg, D., Majumder, C. B., Kumar, S., & Sarkar, B. (2019). Removal of Direct Blue-86 dye from aqueous solution using alginate encapsulated activated carbon (PnsAC-alginate) prepared from waste peanut shell. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(5), 103365.
- Gizaw, B., Alemu, T., & Ebsa, G. (2024). Screening and identification of microbes from polluted environment for azodye (Turquoise blue) decolorization. *Heliyon*, 10(12).

- Grimm, L. H., Kelly, S., Krull, R., & Hempel, D. C. (2005). Morphology and productivity of filamentous fungi. *Applied microbiology and biotechnology*, 69(4), 375-384.
- Gupta, V. K., & Rastogi, A. (2008). Biosorption of lead from aqueous solutions by green algae *Spirogyra* species: kinetics and equilibrium studies. *Journal of hazardous materials*, 152(1), 407-414.
- Gupta, V. K. (2009). Application of low-cost adsorbents for dye removal—a review. *Journal of environmental management*, 90(8), 2313-2342.
- Hashem, A., Aly, A. A., & Abdel-Mohsen, A. M. (2022). Novel Agro-Aaste for Adsorption of Acid Violet 90 from Contaminated Water: Isotherms and Kinetics.
- Henagamage, A. P., & Peries, C. M. (2023). Degradation and decolorization of textile azo dyes by effective fungal-bacterial consortium. *Molecular Biology Reports*, 50(11), 8901-8914.
- Henze, M., van Loosdrecht, M. C., Ekama, G. A., & Brdjanovic, D. (Eds.). (2008). *Biological wastewater treatment*. IWA publishing.
- Ho, Y. S., & McKay, G. (1998). A comparison of chemisorption kinetic models applied to pollutant removal on various sorbents. *Process safety and environmental protection*, 76(4), 332-340.
- Hunger, K. (Ed.). (2007). *Industrial dyes: chemistry, properties, applications*. John Wiley & Sons.
- Kalia, S., Samuchiwal, S., Dhaka, V., & Malik, A. (2023). Development and optimization of the dye removal process by *Trichoderma reesei* using starch effluent as a growth supplement. *AQUA—Water Infrastructure, Ecosystems and Society*, 72(3), 395-410.
- Kassem, A., Abbas, L., Coutinho, O., Opara, S., Najaf, H., Kasperek, D., ... & Tiquia-Arashiro, S. (2023). Applications of Fourier Transform-Infrared spectroscopy in microbial cell biology and environmental microbiology: advances, challenges, and future perspectives. *Frontiers in microbiology*, 14, 1304081.
- Keskin, C. S., Keskin, S. Y., & Topcu, M. C. (2024). Simultaneous biosorption of acid violet and reactive yellow dyes by *Cladosporium cladosporioides*. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 26(10), 3469-3480.
- Kocaer, F. O., & Alkan, U. (2002). Treatment alternatives for textile effluents containing dyes. *J Uludag Univ Eng Archit Faculty*, 7(1), 47-55.
- Körlü, A. (2018). Use of ozone in the textile industry. In *Textile Industry and Environment*. IntechOpen.
- Kratochvil, D., & Volesky, B. (1998). Advances in the biosorption of heavy metals. *Trends in biotechnology*, 16(7), 291-300.
- Kumar, D., & Gupta, S. K. (2023). Green synthesis of novel biochar from *Abelmoschus esculentus* seeds for direct blue 86 dye removal: Characterization, RSM optimization, isotherms, kinetics, and fixed bed column studies. *Environmental Pollution*, 337, 122559.

- Lanfranconi, I., Ceretta, M. B., Bertola, N., Wolski, E. A., & Durruty, I. (2022). Textile dyeing wastewater treatment by *Penicillium chrysogenum*: Design of a sustainable process. *Water Science and Technology*, 86(2), 292-301.
- Langmuir, I. (1918). The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *Journal of the American Chemical society*, 40(9), 1361-1403.
- Lin, Y. C., & Fan, H. C. (2022). Decolorization of textile dyes by edible white rot fungi. *J Emerg Invest*, 5(1).
- Meehan, C., Banat, I. M., McMullan, G., Nigam, P., Smyth, F., & Marchant, R. (2000). Decolorization of Remazol Black-B using a thermotolerant yeast, *Kluyveromyces marxianus* IMB3. *Environment international*, 26(1-2), 75-79.
- Mian, A. H., Qayyum, S., Zeb, S., Fatima, T., Jameel, K., & Rehman, B. (2024). Exploring indigenous fungal isolates for efficient dye degradation: A comprehensive study on sustainable bioremediation in the total environment. *Environmental Technology & Innovation*, 34, 103615.
- Midik, F. (2011). *Reaktif sarı 145 azo boyar maddesinin ve 2, 4-diklorofenoksiasetik asit pestisitinin yüksüz nano demir, fenton ve foto-fenton prosesleri ile karşılaştırmalı giderilmesi*. (Yüksek Lisans Tezi) Çukurova Üniversitesi
- Minhas, M. A., Rauf, A., Rauf, S., Minhas, F. T., Memon, N., Jabbar, A., ... & Malik, M. I. (2021). Selective and efficient extraction of cationic dyes from industrial effluents through polymer inclusion membrane. *Separation and Purification Technology*, 272, 118883.
- Mishra, N. P., Mishra, R. K., & Singhal, G. S. (1993). Changes in the activities of anti-oxidant enzymes during exposure of intact wheat leaves to strong visible light at different temperatures in the presence of protein synthesis inhibitors. *Plant Physiology*, 102(3), 903-910.
- Namal, O. Ö. (2017). Tekstil endüstrisi atıksularının arıtımında kullanılan proseslerin araştırılması. *Nevşehir Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 6, 388-396.
- Ning, C., Qingyun, L., Aixing, T., Wei, S., & Youyan, L. (2018). Decolorization of a variety of dyes by *Aspergillus flavus* A5p1. *Bioprocess and biosystems engineering*, 41(4), 511-518.
- Obanan, S. P., Sadaba, R. B., Alva-Gatchalian, P., Cadiz, A. V., Basilio, E. M., & Bela-Ong, D. B. (2022). Decolorization of synthetic textile dyes by fungal endophytes isolated from the leaves of Philippine Mangrove (*Avicennia marina*).
- Okur, M., Saraçoğlu, N., & Aksu, Z., (2020). Removal of metal-complex dye with *Candida tropicalis* from aqueous solutions: Growth and inhibition kinetics. *Journal Of The Faculty Of Engineering And Architecture Of Gazi University*, vol.35, no.3, 1399-1408.
- Okur, M. (2013). Tekstil atıksularındaki metal kompleks boyarmaddelerin yumurta kabukları ile giderimi. *Gazi Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 28(4).
- Pitt, J. I., & Hocking, A. D. (2009). *Fungi and food spoilage* (Vol. 519, p. 388). New York: Springer.

- Robinson, T., McMullan, G., Marchant, R., & Nigam, P. (2001). Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. *Bioresource technology*, 77(3), 247-255.
- Shriram, B., & Kanmani, S. (2014). Ozonation of textile dyeing wastewater-a review. *Centre for Environmental Studies, Anna University*, 15, 46-50.
- Slokar, Y. M., & Le Marechal, A. M. (1998). Methods of decoloration of textile wastewaters. *Dyes and pigments*, 37(4), 335-356.
- Syafiuddin, A., & Fulazzaky, M. A. (2021). Decolorization kinetics and mass transfer mechanisms of Remazol Brilliant Blue R dye mediated by different fungi. *Biotechnology Reports*, 29, e00573.
- Şahin, Y. (2006). *Asit boya banyosu atıksularının kimyasal prosesler ile ön arıtılabilirliğinin incelenmesi* (Yüksek Lisans Tezi). İstanbul Teknik Üniversitesi
- Tania, K. A., Das, E. J., Tahsin, M., & Bhuiyan, M. A. R. (2024). Investigating the optimum conditions for azo dye (methyl orange and methyl red) decolorization from aqueous solution using oyster mushroom (*Pleurotus ostreatus*): a mycoremediation approach. *Bioremediation Journal*, 1-13.
- Türkmen, T., Sezgin, B., & Tilki, T. (2021). m-Substituted monoazo dyes: Synthesis, characterization and absorption properties. *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 25(3), 705–711.
- Ulaş, B. (2015). Atık sulardan tekstil boyasının biyosorpsiyonla giderilmesinin kesikli sistemde incelenmesi (Yüksek Lisans Tezi). Gazi Üniversitesi
- Uluçay, A., Ceyhan, G., Balcı, O., Işık, C., & Yavuz, S. (2024). Investigation of Dyestuff Recycled from Wastewater Containing Indigo/Sulfur Dyes. *Çukurova Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Dergisi*, 39(4), 969-978.
- Üçüncü, O. (2019). Wastewater treatment, discharge, water pollution and public health: A case of Trabzon Province. *Türk Hidrolik Dergisi*, 3(2), 14–29.
- Veglio, F., & Beolchini, F. (1997). Removal of metals by biosorption: a review. *Hydrometallurgy*, 44(3), 301-316.
- Vijayaraghavan, K., & Yun, Y. S. (2008). Bacterial biosorbents and biosorption. *Biotechnology advances*, 26(3), 266-291.
- Volesky, B., & Holan, Z. R. (1995). Biosorption of heavy metals. *Biotechnology progress*, 11(3), 235-250.
- Volesky, B. (2001). Detoxification of metal-bearing effluents: biosorption for the next century. *Hydrometallurgy*, 59(2-3), 203-216.
- Volesky, B. (2007). Biosorption and me. *Water research*, 41(18), 4017-4029.
- Wang, J., & Chen, C. (2009). Biosorbents for heavy metals removal and their future. *Biotechnology advances*, 27(2), 195-226.
- Zollinger, H. (2003). *Color chemistry: syntheses, properties, and applications of organic dyes and pigments*. John Wiley & Sons.
- Zoral, F., & Turgay, Ö. (2014). Çeşitli gıda atıklarının toplam fenolik madde içeriğinin, antioksidan ve antimikrobiyel aktivitelerinin araştırılması. *KSÜ Doğa Bilimleri Dergisi*, 17(2), 24-33.



ÖZGEÇMİŞ

Ad-Soyad : Nursena DEMİR

ÖĞRENİM DURUMU:

- **Lise** : 2018, Figen Sakallıoğlu Anadolu Lisesi
- **Lisans** : 2022, Zonguldak Bülent Ecevit Üniversitesi, Fen Edebiyat Fakültesi, Moleküler Biyoloji ve Genetik
- **Yüksek Lisans** : 2025, Sakarya Üniversitesi, Kimya Anabilim Dalı, Biyokimya

TEZDEN TÜRETİLEN ESERLER:

- DEMİR Nursena, YILMAZER KESKİN Semra, KESKİN Can Serkan, AVCI Ayşe, YILDIRIM Kudret, (2024) Investigation of Biosorption of Acid Violet 90 Textile Dye With *Pencillium Funiculosum* Mold- Selçuk 11th International Conference on Applied Sciences, Konya.