# REAKTİF BOYAMA ATIK SULARININ DEKOLARİZASYONUNDA NANOBUBBLE TEKNOLOJİSİNİN KULLANIMININ İNCELENMESİ

**Bilge İNCEKARA**

T.C.
BURSA ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

# REAKTİF BOYAMA ATIK SULARININ DEKOLARİZASYONUNDA NANOBUBBLE TEKNOLOJİSİNİN KULLANIMININ İNCELENMESİ

**Bilge İNCEKARA**
0000-0001-8229-4249

Prof. Dr. Pervin ANİŞ
(Danışman)

YÜKSEK LİSANS TEZİ
TEKSTİL MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

BURSA – 2022
**Her Hakkı Saklıdır**

**TEZ ONAYI**

# ÖZET

Yüksek Lisans

REAKTİF BOYAMA ATIK SULARININ DEKOLARİZASYONUNDA NANOBUBBLE TEKNOLOJİSİNİN KULLANIMININ İNCELENMESİ

**Bilge İNCEKARA**

Bursa Uludağ Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Tekstil Mühendisliği Anabilim Dalı

**Danışman:** Prof. Dr. Pervin ANİŞ

Tekstil endüstrisi ve boya endüstrisi atık suları, alıcı oratama deşarj edilmeden önce arıtma proseslerine tabi tutulmaktadır. Günümüzde atık suların arıtılmasında birçok teknolojik yöntem kullanılmaktadır. Atık suların arıtımında özellikle renk büyük bir sorun teşkil etmektedir. Fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma yöntemleri atık sulardaki rengin giderilmesinde tek başına yeterli olmakta, ancak ilk yatırım maliyeti ve işletme maliyeti nedeniyle tercih edilmemektedir. Bu sebeple kullanılan arıtma yöntemleri birbiri ardına gerçekleştirilmekte ya da kombin halde kullanılmaktadır.

Gelişen teknoloji alanlarından biri olan nanobubble teknolojisi tıbbi görüntüleme, tümör tedavisi, canlı büyümesi, tarım ve temizlikte kullanılmaktadır. Nanobubble teknolojisi, yaygın olarak gazın basınçla çözünmesi ve ardından gazın serbest bırakılması ile oluşan nano ya da mikro boyuttaki kabarcıkları tanımlamaktadır. Nanobubble teknolojisi birçok alandan biri olan temizlik ve arıtmada özellikle son yıllarda tekstil sektöründünde dikkatini çekmiştir. Çalışmada reaktif boyama sonrası oluşan renkli yıkama atık sularının, nanobubble teknolojisi kullanılarak dekolorizasyonu amaçlanmıştır. Bu kapsamda prototip olarak nanobubble jeneratörü tasarlanmıştır. Nanobubble teknolojisinin tek başına, enzimlerle (lakkaz ve peroksidaz), ozon ve hidrojen peroksit kullanımıyla atık suların dekoloriazasyonu üzerine deneysel çalışmalar gerçekleştirilmiştir. Dekolarizasyon sonrası elde edilen numunelerin Data Color cihazında transmitans değerleri (%T) ölçülmüş, kompozit numune ile kıyaslanmıştır. Atık su numunelerine uygulanan aynı dekolorizasyon sonrası numunelerin WTW CR 2200 cihazında kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ölçülmüştür. Elde edilen değerler kompozit atık su numunesi ile kıyaslanmıştır.

**Anahtar Kelimeler:** Dekolorizasyon, nanobubble, arıtma, reaktif, atık su, yıkama

**2022, xi+154 sayfa.**

## ABSTRACT

MSc Thesis

INVESTIGATION OF THE USE OF NANOBUBBLE TECHNOLOGY IN THE DECOLARIZATION OF REACTIVE DYEING WASTEWATER

**Bilge İNCEKARA**

Bursa Uludağ University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Textile Engineering

**Supervisor:** Prof. Dr. Pervin ANİŞ

Textile industry and dye industry wastewater are subjected to treatment processes before being discharged to the receiving environment. Today, many technological methods are used in the treatment of wastewater. Color is a big problem in the treatment of wastewater. Physical, chemical and biological treatment methods alone are not sufficient to remove the color in wastewater. For this reason, the purification methods used are carried out one after the other or used in combination. Existing treatment systems are not fully sufficient for the removal of color in wastewater.

Nanobubble technology, which is one of the developing technology areas, is used in medical imaging, tumor treatment, living growth, agriculture and cleaning. Nanobubble technology commonly describes nano- or micro-sized bubbles that are formed by the dissolution of gas under pressure and then the release of gas. Nanobubble technology has attracted the attention of the textile industry in recent years, especially in cleaning and purification, which is one of many areas. In the study, it is aimed to decolorize the colored washing wastewater formed after reactive dyeing by using nanobubble technology. In this context, nanobubble generator was designed as a prototype. Experimental studies have been carried out on the decolorization of wastewater with the use of nanobubble technology alone, with enzymes (laccase and peroxidase), ozone and hydrogen peroxide. The transmittance values (%T) of the samples obtained after decolorization were measured in the Data Color device and compared with the composite sample. After the same decolorization applied to the wastewater samples, the chemical oxygen demand (COD) of the samples was measured in the WTW CR 2200 device. The obtained values were compared with the composite wastewater sample.



**Key words:** Decolorization, nanobubble, purification, reactive dyeing, wastewater, washing

**2022, xi+154 pages.**

## ÖNSÖZ VE/VEYA TEŞEKKÜR

Lisansüstü eğitim hayatım boyunca her konuda desteğini hiçbir zaman esirgemeyen danışmanım Sayın Prof.Dr. Pervin ANİŞ'e teşekkürlerimi bir borç bilirim.

Yüksek lisans tez çalışmamı destekleyen 5180061 kodlu proje desteği için TÜBİTAK'a maddi desteğinden dolayı ve yüksek lisans çalışmamın deneysel kısmını firma bünyesinde gerçekleştirmemi sağlayan Bursalı Tekstil Ar-Ge Merkezi'ne teşekkür ederim.

Lisansüstü eğitim hayatım boyunca bilgi ve tecrübeleriyle destek veren Sayın Doç. Dr. Sibel ŞARDAĞ'a, Sayın Öğr. Gör. Dr.Tuba TOPRAK ÇAVDUR'a, Sayın Prof. Dr. Fatih ÇAVDUR'a teşekkürlerimi bir borç bilirim.

Yüksek lisans çalışmamın deneysel kısmında kullandığım nanobubble cihazını prototip olarak üreten BST Water firması ve değerli çalışanlarına, Bünyamin ŞARDAĞ ve Reyhan DURMUŞ'a teşekkür ederim.

Üniversite hayatım boyunca her zaman yanımda olan ve desteklerini esirgemeyen sevgili arkadaşlarım, Dr. Kübra KAVAK'a, Dr. Serdil Akın'a, Büşra BİLİCİ'ye, Latif KARAMAN'a, Egemen KUTLU'ya, Güzin AKYOL'a, Sümeyye REÇEL ASLAN'a ve Görkem DÜLGER'e sonsuz teşekkür ediyorum.

Hayatımın her alanında olduğu gibi, tez çalışmam boyunca da maddi ve manevi olarak her zaman yanımda olan sevgili annem Havva, babam Ercan ve kardeşlerim Burak, Mürsel ve Recep' e sonsuz teşekkür ediyorum.

Bilge İNCEKARA

…/…/…….

# İÇİNDEKİLER

**Sayfa**

ÖZET.....i
ABSTRACT.....ii
ÖNSÖZ VE/VEYA TEŞEKKÜR.....iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ.....vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....vii
ÇİZELGELER DİZİNİ.....xi
1. GİRİŞ 1
2. KURAMSAL TEMELLER.....2
2.1. Tekstil Endüstrisi.....2
2.2. Tekstil Endüstrisinde Kullanılan Hammaddeler ve Kimyasallar.....5
2.3. Reaktif Boyarmaddeler.....11
2.3.1. Reaktif Boyarmaddelerin Özellikleri.....12
2.3.2. Reaktif Boyama.....13
2.4. Tekstil Endüstrisinde Su Kullanımı.....16
2.5. Tekstil Endüstrisi Atık Suları.....17
2.6. Tekstil Endüstrisi Atık Sularını Arıtma Yöntemleri.....22
2.6.1. Fiziksel veya Fizikokimyasal Arıtma Yöntemleri.....22
2.6.2. Kimyasal Arıtma Yöntemleri.....28
2.6.3. Biyolojik Arıtma Yöntemleri.....29
2.7. Atık Sularda Kontrol Edilen Parametreler.....31
2.7.1. pH.....32
2.7.2. Asidite.....32
2.7.3. Alkalinite.....32
2.7.4. Bulanıklık.....33
2.7.5. Renk.....33
2.7.6. Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ).....35
2.7.7. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ).....36
2.7.8. Çözünmüş Oksijen İhtiyacı.....37
2.7.9. Katı Madde.....38
2.7.10. Fosfor ve Fosfat.....39
2.8. Atık Suların Yeniden Kullanım Alanları.....39
2.8.1. Kentsel Amaçlı Yeniden Kullanım.....40
2.8.2. Endüstriyel Amaçlı Yeniden Kullanım.....41
2.8.3. Yeraltı Suyu Beslemesi Amaçlı Yeniden Kullanım.....42
2.8.4. İçme Suyu Kaynaklarının Arttırılması Amaçlı Yeniden Kullanım.....42
2.8.5. Tarımsal Amaçlı Yeniden Kullanım.....42
2.9. NANOBUBBLE TEKNOLOJİSİ.....44
2.9.1. Nanobubble Tarihçesi.....44
2.9.2. Nano Kabarcıkların Tanımı ve Sınıflandırılması.....46
2.9.3. Nanobubble Üretim Yöntemleri.....47
2.8.4. Nano Kabarcıkların Görüntülenmesi.....52
2.8.5. Nano Kabarcıkların Kullanım Alanları.....55
3. MATERYAL ve YÖNTEM.....66
3.1. Materyal.....66
3.1.1. Kompozit Atık Su.....66
3.1.2. Kullanılan Maddeler.....67

3.1.3. Kullanılan Alet ve Cihazlar ..... 68
3.2. Yöntem ..... 71
3.2.1. Reaktif Boyama Prosesi ..... 71
3.2.2. Yıkama Prosesi ..... 72
3.2.3. Nanobubble Prosesi ..... 72
3.2.4. Enzim Prosesi ..... 73
3.2.5. Kostik+Hidrojen Peroksit Prosesi ..... 75
3.2.6. Ozon Prosesi ..... 75
3.2.7. Ozon+Kostik+Hidrojen Peroksit ..... 76
3.2.8. Koagülant Prosesi ..... 76
3.2.9. Dekolorizasyon Proseslerinin Değerlendirilmesi ..... 77
4. BULGULAR ve TARTIŞMA ..... 78
4.1. Nanobubble Prosesi ..... 78
4.2. Enzim Prosesi ..... 82
4.2.1. Lakkaz Enzim Prosesi ..... 82
4.2.2.Peroksidaz Enzim Prosesi ..... 103
4.2.3. Peroksidaz Enzimi+Hidrojen Peroksit Prosesi ..... 124
4.3. Kostik+Hidrojen Peroksit Prosesi ..... 145
4.4. Ozon Prosesi ..... 157
4.5. Ozon+Kostik+Hidrojen Peroksit Prosesi ..... 158
4.6. Koagülant Prosesi ..... 159
4.4. Kimyasal Oksijen (KOİ) Değerlendirme ..... 161
5. TARTIŞMA ve SONUÇ ..... 163
KAYNAKÇA ..... 167
ÖZ GEÇMİŞ ..... 178

## SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

| Simgeler | Açıklama |
|---|---|
| A | Absorbans |
| %T | Transmitans |
| µm | Mikrometre |
| ' | Dakika |
| $m^3$ | Metreküp |
| º | Derece |
| % | Yüzde Oranı |
| g | Gram |
| g/L | Gram/Litre |
| ºC | Santigrad Derece |
| dk | Dakika |
| λ | Dalga Boyu |
| α | Alfa |
| nm | Nanometre |
| ζ | Zeta potansiyeli |
| mV | Milivolt |
| kg | Kilogram |
| K | Kelvin |
| OH• | Hidroksil Radikali |
| rpm | Dakikadaki Devir Sayısı |

| Kısaltmalar | Açıklama |
|---|---|
| NB | Nanobubble |
| AOX | Adsorbe olabilen organik halojenler |
| KOİ | Kimyasal Oksijen İhtiyacı |
| BOİ | Biyolojik Oksijen İhtiyacı |
| $BOİ_u$ | 1.Kademe Biyolojik Oksijen İhtiyacı |
| ADMI | Renk Birimi(Amerikan Boya İmalatçıları Enstitüsü) |
| ÇO | Çözünmüş Oksijen Miktarı |
| PAH | Polisiklik Aromatik |
| AFM | Atomik Kuvvet Mikroskobu |
| TIRF | Toplam İç Yansıma Floresan Mikroskobu |
| TEM | Transmisyon Elektron Mikroskobu |
| SEM | Taramalı Elektron Mikroskobu |
| dk | Dakika |
| M.C.T | Monoklortriazin |
| T.C.P | Trikloroprimidin |

## ŞEKİLLER DİZİNİ

**Sayfa**


Şekil 2.1. Tekstil üretim zinciri ..... 2
Şekil 2.2. Tekstil sektöründe kullanılan liflerinin sınıflandırılması ..... 6
Şekil 2.3. Basit bir reaktif boyanın (Boya-Cl) molekül yapısı ve pamuktaki hidroksil grubuyla (Cell-OH) reaksiyonu ..... 11
Şekil 2.4. Reaktif boyarmadde yapısı ..... 12
Şekil 2.5. Türkiye'de pamuk lifi üretim ve tüketim miktarı ..... 14
Şekil 2.6. Selülozun yapısı ..... 15
Şekil 2.7. Pamuklu bir tekstil ürününün çeşitli üretim aşamalarında yer alan başlıca kirleticileri ..... 21
Şekil 2.8. Aktif karbon ile boya adsorpsiyonu ..... 23
Şekil 2.9. Membran prosesleri ve por büyüklükleri ..... 25
Şekil 2.10. Elektrokoagülasyon mekanizması ..... 27
Şekil 2.11. Hidroksil radikali bazlı kimyasal oksidasyon prosesleri ..... 29
Şekil 2.12. Alıcı ortam deşarjlarında renk parametresinin bazı ülke ve markaların izin verdiği sınır değerler ..... 34
Şekil 2.13. Alıcı ortam deşarjlarında BOİ miktarı için bazı ülke ve markaların izin verdiği sınır değerler ..... 36
Şekil 2.14. Alıcı ortam deşarjlarında KOİ miktarı için bazı ülke ve markaların izin verdiği sınır değerler ..... 37
Şekil 2.15. Sudaki çözünmüş oksijen miktarının sıcaklıklığa göre değişimi ..... 38
Şekil 2.16. Nanobubble veya nano kabarcıklar ..... 44
Şekil 2.17. Nano kabarcığın tarihsel gelişim süreci ..... 45
Şekil 2.18. Nanobubble üreticinin şematik görünümü ..... 48
Şekil 2.19. Nano kabarcık görüntülemede kullanılan yöntemler 54
Şekil 3.1. Atık su oluşumu için kullanılan boyama makinesi ve oluşan atık suyun rezerve tanka alınmasını sağlayan yardımcı vana sistemi ..... 68
Şekil 3.2. Kompozit atık su oluşumunda kullanılan atık su tankı ve nanobubble jeneratörüne beslenen atık suyun giriş ve çıkışı ..... 69
Şekil 3.3. Nanobubble jeneratörü numune alma vanası ve jeneratöre ait manometre göstergeleri ..... 69
Şekil 3.4. Atık suyu jeneratöre besleyen su pompası ve jeneratörden geçen suyun debi ayar vanası ..... 70
Şekil 3.5. Nanobubble jeneratörü açma/kapama düğmesi, kabarcık oluşumunda kullanılan hava pompası ve kabarcık oluşumuna yardımcı filtre sistemi .. 70
Şekil 3.7. Reaktif boyama prosesi sıcaklık-süre diyagramı ..... 71
Şekil 3.8. Reaktif yıkama prosesi sıcaklık-süre diyagramı ..... 72
Şekil 3.9. Nanobubble prosesi ..... 72
Şekil 3.10. Lakkaz enzim prosesi ..... 73
Şekil 3.11. Peroksidaz enzim prosesi ..... 74
Şekil 3.12. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit prosesi ..... 74
Şekil 3.13. Kostik+hidrojen peroksit prosesi ..... 75
Şekil 3.14. Ozon prosesi ..... 75
Şekil 3.15. Ozon+kostik+hidrojen peroksit prosesi ..... 76
Şekil 3.16. Koagülant prosesi ..... 77

Şekil 4.1. Atık su numunelerine uygulanan nanobubble prosesi; a) purple (I), b) tender shots, c) high risk red, d) gj denmark ..... 78
Şekil 4.2. Atık su numunelerine uygulanan nanobubble prosesi; a) purple (II), b) lacivert, c) black, d) fushia ..... 79
Şekil 4.3. Nanobubble prosesi uygulanan atık su numunelerinin transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması ..... 81
Şekil 4.4. Lakkaz enzim dekolorizasyonu sonrası tender shots atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5 ..... 82
Şekil 4.5. Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası tender shots atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması ..... 84
Şekil 4.6. Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası high risk red atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5 ..... 85
Şekil 4.7. Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası high risk red atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması ..... 87
Şekil 4.8. Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası gj denmark atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5 ..... 88
Şekil 4.9. Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası gj denmark atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması ..... 90
Şekil 4.10. Lakkaz enzim dekolorizasyonu sonrası purple (II) atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5 ..... 91
Şekil 4.11. Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası purple (II) atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması ..... 93
Şekil 4.12. Lakkaz enzim dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5 ..... 94
Şekil 4.13. Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırlması ..... 96
Şekil 4.14. Lakkaz enzim dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5 ..... 97
Şekil 4.15. Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması ..... 99
Şekil 4.16. Lakkaz enzim dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5 ..... 100
Şekil 4.17. Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması ..... 102
Şekil 4.18. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası tender shots atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5 ..... 103
Çizelge 4.9. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası tender shots atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 104
Şekil 4.19. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası tender shots atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması ..... 105
Şekil 4.20. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası high risk red atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5 ..... 106
Şekil 4.21. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası tender shots atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması ..... 108
Şekil 4.22. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası gj denmark atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5 ..... 109
Şekil 4.23. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası gj denmark atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 111

Şekil 4.24. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası purple (II) atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5 ..... 112
Şekil 4.25. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası purple (II) atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması ..... 114
Şekil 4.26. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası lacivert numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5 ..... 115
Şekil 4.27. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası lacivert numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması ..... 117
Şekil 4.28. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası black numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5 ..... 118
Şekil 4.29. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 120
Şekil 4.30. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5 ..... 121
Şekil 4.31. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması ..... 123
Şekil 4.32. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası tender shots atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5 ..... 124
Şekil 4.33. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası tender shots atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması .. 126
Şekil 4.34. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası high risk red atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5 ..... 127
Şekil 4.35. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası high risk red atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması .. 129
Şekil 4.36. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası gj denmark atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5 ..... 130
Şekil 4.37. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası gj denmark atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması .. 132
Şekil 4.38. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası purple (II) atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5 ..... 133
Şekil 4.39. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası purple (II) atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması .. 135
Şekil 4.40. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5 ..... 136
Şekil 4.41. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 138
Şekil 4.42. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5 ..... 139
Şekil 4.43. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması ..... 141
Şekil 4.44. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5 ..... 142
Şekil 4.45. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması ..... 144
Şekil 4.46. Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesi; a) kompozit numune, b) 30' nanobubble prosesi ..... 145
Şekil 4.47. Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesi; a) 60' nanobubble prosesi, b) 90' nanobubble prosesi ..... 146

Şekil 4.48. Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması ..... 148
Şekil 4.49. Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesi; a) kompozit numune, b) 30' nanobubble prosesi ..... 149
Şekil 4.50. Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesi; a) 60' nanobubble prosesi, b) 90' nanobubble prosesi ..... 150
Şekil 4.51. Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası black atık numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 152
Şekil 4.52. Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesi; a) kompozit numune, b) 30' nanobubble prosesi ..... 153
Şekil 4.53. Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesi; a) 60' nanobubble prosesi, b) 90' nanobubble prosesi ..... 154
Şekil 4.54. Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 156
Şekil 4.55. Ozon dekolorizasyonu sonrası pembe numune ..... 157
Şekil 4.56. Ozon dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 157
Şekil 4.58. Ozon+kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası pembe atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 158
Şekil 4.59. Kurriflock koagülantı ile gerçekleştirilen dekolorizasyon sonrası kırmızı atık su numunesi ..... 159
Şekil 4.60. Kurriflock koagülantı ile gerçekleştirilen dekolorizasyon sonrası kırmızı atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 159
Şekil 4.61. Farklı koagülantlar ile gerçekleştirilen dekolorizasyon sonrası kırmızı atık su numunesi ..... 160
Şekil 4.62. Farklı koagülantlar ile gerçekleştirilen dekolorizasyon sonrası kırmızı atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması ..... 160
Şekil 4.63. Atık su numunelerine uygulanan KOİ testi ..... 161

## ÇİZELGELER DİZİNİ

**Sayfa**


Çizelge 2.1. Boyama ve bitim işlemlerinde kullanılan ana kimyasallar ..... 7
Çizelge 2.2. Boyama ve bitim işlemlerinde kullanılan yardımcı kimyasallar ..... 8
Çizelge 2.3. Boyarmaddeler ve özellikleri ..... 9
Çizelge 2.4. Boyama ve bitim işlemlerinde kullanılan apre kimyasalları ..... 10
Çizelge 2.5. Farklı tekstil endüstrilerine ait işlem basamakları ve atık su karakterizasyonu ..... 19
Çizelge 2.6. Değişik atık sularda izin verilen KOİ, BOİ ve BOİ5/KOİ değerleri ..... 20
Çizelge 2.7. Renk ölçüm metotları ..... 34
Çizelge 4.1. Nanobubble prosesi uygulanan atık su numunelerinin transmitans (%T) değerleri ..... 80
Çizelge 4.2. Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası tender shots atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 83
Çizelge 4.3. Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası high risk red atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 86
Çizelge 4.4. Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası gj denmark atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 89
Çizelge 4.5. Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası purple (II) atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 92
Çizelge 4.6. Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 95
Çizelge 4.7. Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 98
Çizelge 4.8. Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 101
Çizelge 4.9. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası tender shots atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 104
Çizelge 4.10. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası high risk red atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 107
Çizelge 4.11. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası gj denmark atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 110
Çizelge 4.12. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası purple (II) atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 113
Çizelge 4.13. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 116
Çizelge 4.14. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 119
Çizelge 4.15. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 122
Çizelge 4.16. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası tender shots atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 125
Çizelge 4.17. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası high risk red atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 128
Çizelge 4.18. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası gj denmark atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 131

Çizelge 4.19. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası purple (II) atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 134
Çizelge 4.20. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 137
Çizelge 4.21. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 140
Çizelge 4.22. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri ..... 143
Çizelge 4.23. Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesine ait değerler..... 147
Çizelge 4.24. Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesine ait değerler..... 151
Çizelge 4.25. Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesine ait değerler..... 155
Çizelge 4.26. Kimyasal oksijen ihtiyacı ölçümü sonrası elde edilen değerler ..... 161

# 1. GİRİŞ

Artan nüfus yoğunluğu, hızlı ve kontrolsüz endüstrileşme nedeniyle doğal kaynaklar zarar görmekte ve bu durum doğal yaşamı geri dönüşü olmayan uçuruma sürüklemektedir. Bu kapsamda, devleşen endüstri alanlarından biri olan tekstil endüstrisi de payına düşen geri dönüşüm ve az tüketim anlayışını benimsemeye başlamıştır. Özellikle terbiye alanındaki aşırı su tüketimini azaltacak, doğal ve çevreci kaynaklara yönelimin artması sağlayacak ve zararı en aza indirecek yollar aranmaktadır.

Tekstil endüstrisi, boyama tekniklerindeki verimsizlik, işletmelerde kullanılan makinelerin yetersizliği ve yüksek miktarda ürettiği atık su yükü sebebiyle çevreyi tehdit eden bir potansiyele sahiptir. Çok düşük konsantrasyonlarda dahi atık sudaki boyarmaddenin varlığı oldukça görünür ve istenmeyen sonuçlar doğurabilmektedir. Atık sudaki boyarmaddenin, su yüzeyinde ışık penetrasyonunu engelleyerek suda yaşayan organizmaların fotosentetik aktivitesini azaltmakta ve çevreye zarar vererek canlı yaşamını tehdit etmektedir. Toksik ve potansiyel kanserojen maddeler içeren tekstil atık sularının, alıcı su kütlelerine deşarj edilmeden önce yeterince arıtılması gerekmektedir.

Nanobubble, çapı 1 μm'den küçük, yüzey veya ara yüzeyde bulunabilen sıvı fazda dağılmış, birkaç hafta ya da aylarca dayanabilen uzun ömürlü nanoskopik gazlı boşluklardır. Bu kabarcıklar tıbbi görüntülemede, ilaç endüstrisinde, çevre mühendisliğinde, bitki ve hayvan büyümesinin yanı sıra yüzey temizliği ve atık suların arıtımında da kullanılmaktadır. Nanobubble, özellikle son yıllarda su kıtlığının artması ile atık suların arıtımında da kullanılan arıtım metodları arasındadır.

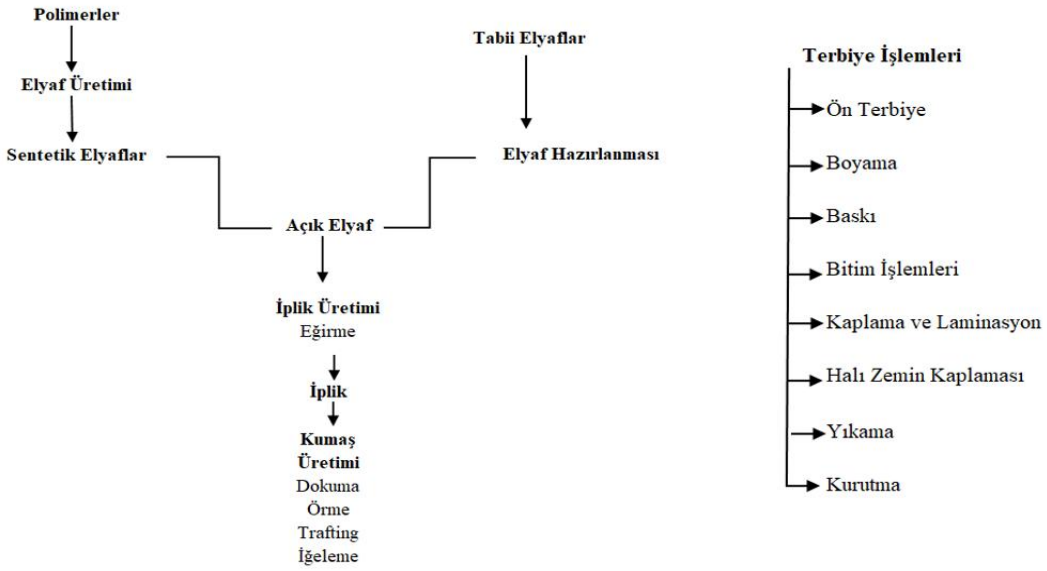
Yapılan tez çalışmasında, reaktif boyama atık sularının dekolarizasyonunda nanobubble teknolojisinin kullanımı incelenmiştir. Belirli süre ve debilerde üretilen nanokabarcıkların, atık suların dekolorizasyonunda kulanımı incelenmiştir. Nanobubble teknolojisinin yanı sıra hidrojen peroksit ve enzim varlığında atık suların dekolorizasyonu değerlendirilmiştir. Nanobubble ve yardımcı kimyasallar kullanılarak işlem gören atık suların WTW CR 2200 cihazında KOİ, Spectrophotometer Datacolor 850 cihazında ise dekolorizasyon sonrası transmittans (%T) değerleri incelenmiştir.

# 2. KURAMSAL TEMELLER

## 2.1. Tekstil Endüstrisi

Tekstil endüstrisi, imalat sanayi içerisinde bulunan uzun ve karmaşık endüstri zincirlerinden biridir. Sektör temelde üç nihai alandan doğan giyim, ev tekstili ve endüstriyel taleplere cevap vermekte olup, küçük ortaklı işletmelerin egemen olduğu ve alt sektörlere ayrılan heterojen bir sektördür (Budak 2014).

Tekstil endüstrisi, oluştuğu çoklu alt yapısı ile ham maddelerden yarı işlenmiş ürünlere ve tüketiciye sunulacak olan nihai ürünlerin üretimine kadar olan süreçleri kapsamaktadır. Tekstil sektörü, doğal veya sentetik elyaf hazırlama, iplik üretiminin yanı sıra dokuma, örme, dokusuz yüzeye sahip (non-woven) kumaş ve halı üretim süreçlerini de kapsamaktadır. Tekstil üretim süreçlerinden terbiye, boya-baskı ve apreleme işlemleri yaş (ıslak) prosesler; dokuma, örme, kurutma ve fikseleme işlemleri ise kuru prosesler olarak adlandırılırlar. Tekstil endüstrisinde müşteri taleplerini karşılayacak lif türü, boyarmadde, terbiye, boya/baskı ve apreleme işlemleri farklılık gösterebilmektedir. Pamuk, yün ve sentetik lifler, tekstil sektöründe farklı üretim yöntemleri ile elde edilmektedir. Tekstil endüstrisinde kullanılan ham maddenin ürüne dönüşüm süreci Şekil 2.1'de verilmiştir (Budak 2014).




**Şekil 2.1.** Tekstil üretim zinciri (Budak 2014)

Tekstil terbiye sektörü, uygulanma amaçları ve yapıları bakımından farklılık göstermektedir. Tekstil terbiye sektörü, ön terbiye, renklendirme (boyama ve baskı) ve bitim (apre) işlemleri olmak üzere üç adımda değerlendirilmektedir (Budak 2014).

## Ön Terbiye İşlemleri

Ön terbiye işlemleri tekstil sektörünün ilk adımı olup, mamulün bir sonraki işlem adımı olan renklendirme ve bitim işlemlerine hazırlandığı adımdır. Bu adımda safsızlıklar ve yabancı maddeler tekstil mamulünden uzaklaştırılmakta ve mamülün bir sonraki ıslak işlem adımlarına hazırlanması için su emici özelliğinin iyileştirilmesi sağlanmaktadır. Mekanik ve kimyasal özellik bakımından ön terbiye işlem adımları farklılık göstermektedir.

**Haşıl sökme:** Özellikle selüloz esaslı lif yapısına sahip pamuk liflerine dokuma öncesi uygulanan işlem türüdür. Haşıllama, dokuma sırasında çözgü ipliklerine mukavemet kazandırılması ve dokuma sırasında sürtünmelerden kaynaklanan lif hasarının önlenmesi için yapılır. İplik yüzeyi haşıl maddesiyle kaplandığı için iplik, su itici özellik kazanır. Haşıl sökme işlemiyle tekstil yüzeyinden haşılın uzaklaştırılması ve tekstil mamulünün su emici özellik kazanması sağlanmaktadır.

**Bazik işlemler:** Bitkisel esaslı pamuk lifleri yapısında yağ, vaks, pektin, hemiselüloz ve protein gibi hidrofob karakterli çeşitli safsızlıklar içermektedir. Bu sebeple mamulün düzgün bir şekilde ıslanması ve çözelti alabilmesi için bu yabancı maddelerin liften uzaklaştırılması gerekmektedir. Bu sebeple bu işlemlere bazik işlemler ya da hirofilleştirme işlemi denilmektedir. Bu işlemde sabunlaştırılabilir yağlar ve vakslar sabunlara dönüştürülür, haşıl sökme ile uzaklaştırılamayan haşıl maddesinin uzaklaştırılması sağlanır ve mamuldeki bitçikler gevşer. Sodyum hidroksit/kostik varlığında bazik ortamda yapılan hidrofilleştirme işleminde su sertliğine karşı bir kompleks yapıcı ilave edilmeli ve hava oksijenine dikkat edilmelidir. İşletmelerde çoğunlukla peroksit ağartması ile kombine edilerek uygulanmaktadır.

**Ağartma:** Hafif sarımtırak renkli pamuklu mamullerin hidrojen peroksit ve sodyum hipoklorit gibi yükseltgen kimyasallarla muamelesi sonrası beyazlatılması işlemidir. Ağartma işlemi bir oksidasyon prosesi vasıtasıyla renkli maddelerin parçalanarak yok edilmesi prosesidir. Pamuklu mamullerin ağartılması işleminde en yaygın kullanılan kimyasal hidrojen peroksittir. Hidrojen peroksit ağartmasının ayrıca diğer ağartma

maddelerine göre daha çevreci ve hidrofilleştirme işlemi ile kombine edilebilir olması açısından avantajları vardır. Beyaz olarak satışa sunulacak kumaşlara peroksit ağartmasına ilaveten optik beyazlatma işlemi de uygulanır. Poliester ve poliamid gibi yapay liflere ise beyaz oldukları için ağartma yerine genellikle sadece optik beyazlatma işlemi uygulanmaktadır.

**Merserizasyon:** Yalnızca pamuklu mamullere uygulanan, kuvvetli ve soğuk sudkostik çözeltisi içerisinde gerçekleştirilen ön terbiye işlemidir. İşlem sonrası pamuklu kumaşlara parlaklık, boyarmadde alma kabiliyeti ve mukavemet kazandırılması sağlanmaktadır.

**Yıkama:** Ön terbiye işlem adımlarının yanı sıra mamüllere ara ve son işlem olarak uygulanan işlem adımıdır. Yıkama işleminde su ve organik çözücüler kullanılmaktadır. Tekstil terbiyesinde ön terbiye işlemi olmasının yanı sıra, ara ve son işlem olarak da uygulanabilmektedir (Aniş 1998).

## Renklendirme (Boya ve Baskı)

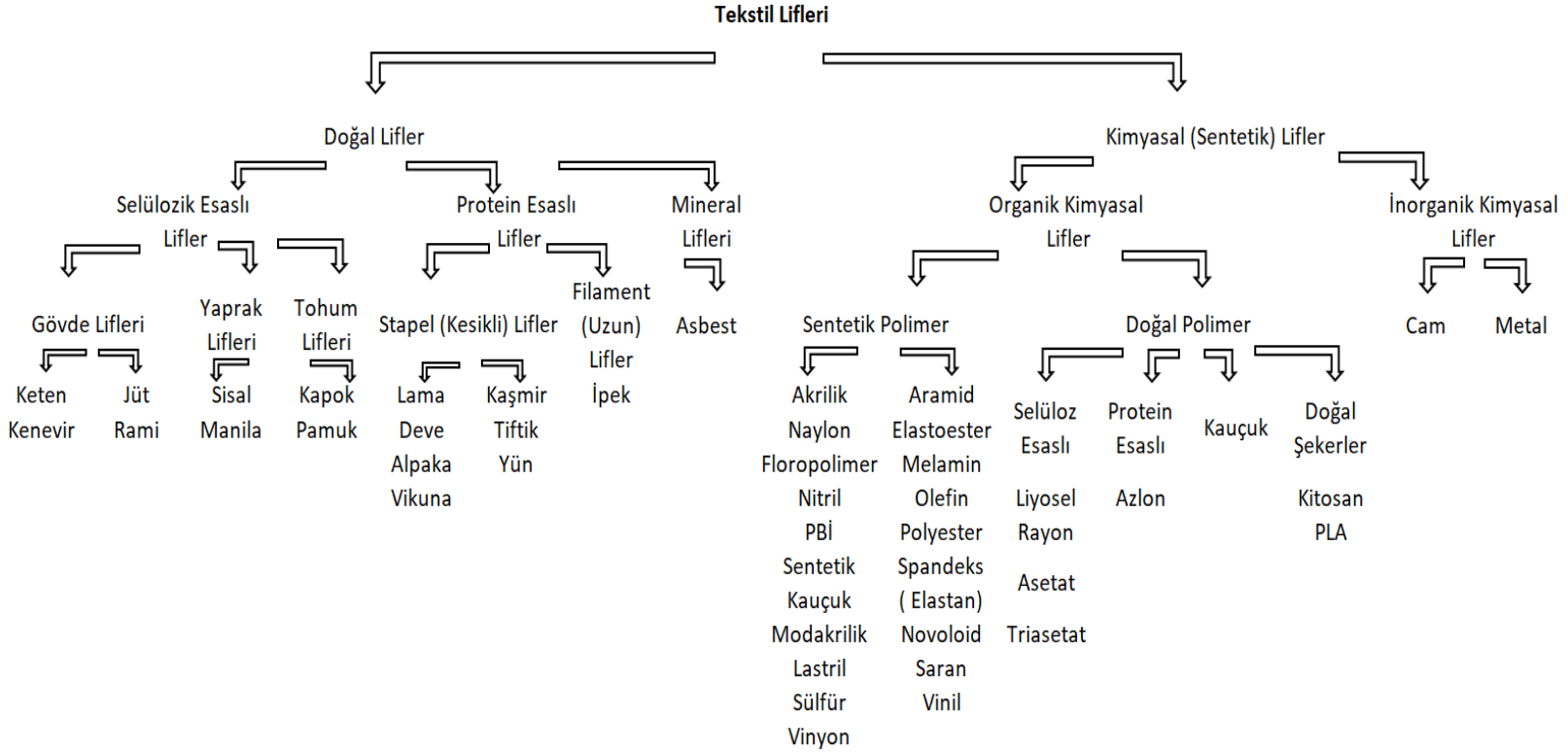
Tekstil materyallerinin boyarmadde ile renklendirilmesi işlemine boyama denir. Boyama sırasında boyarmaddenin life tutunabilmesi için ana (tuz, alkali ve asit) ve yardımcı kimyasallar kullanılır. Tekstil mamülleri her türlü boyarmadde ile boyanamamakta, kullanılan lifin boyarmadde ile bağ yapması gerekmektedir. Tekstil yüzeylerinin belirli bir bölgesinin motif ya da desen ile renklendirilmesi ise baskı işlemi olarak adlandırılmaktadır (Budak 2014).

## Bitim İşlemleri

Tekstil yüzeylerine istenilen fonksiyonel özelliklerin kazandırılması için uygulanan işlemlere bitim işlemleri denir. Bitim işlemiyle tekstil ürününe görünüm efekti, tutum (tuşe), su geçirmezlik ve güç tutuşurluk gibi son kullanım özellikleri kazandırılabilmektedir. Bitim işlemleri uygulama şekline göre kuru ve yaş olmak üzere ikiye ayrılmaktadır. Şardonlama, çektirme, gerdirme ve sanfor kuru bitim işlemlerine, dinkleme, güç tutuşurluk, güve yemezlik ve antibakteriyel apre ise yaş bitim işlemlerine örnek verilebilir (Budak 2014).

## 2.2. Tekstil Endüstrisinde Kullanılan Hammaddeler ve Kimyasallar

Tekstil endüstrisinde, doğal ve sentetik lifler kullanılarak; dokuma, örme, terbiye ve bitim işlemleri ile teknolojik prosesler harmanlanarak tekstil yüzeyleri oluşturulmaktadır. Bu kapsamda tekstil sektörü kimyasal madde, boya, su ve enerji tüketerek çevresel atık yükü oluşturmaktadır. Şekil 2.2'de tekstil endüstrisinde kullanılan elyaflar verilmiştir.




**Şekil 2.2.** Tekstil sektöründe kullanılan liflerinin sınıflandırılması

Ön terbiye, boyama, baskı ve bitim işlemlerinde kullanılan çeşitli kimyasallar Çizelge 2.1, 2.2, 2.3, ve 2.4'te verilmiştir.

**Çizelge 2.1.** Boyama ve bitim işlemlerinde kullanılan ana kimyasallar (Özkan 2016)

| **Kimyasal Madde** | | **Kullanım Amacı** |
|---|---|---|
| **Asitler** | Sülfürik Asit ($H_2SO_4$) | Boyama ve bitim işlemlerinde kimyasal işlem çözeltisinin nötr hale getirilmesi, çözdürülmesi, boyama ve bitim işlemlerinde pH ayarlamada kullanılır. |
| | Hidroklorik Asit (HCl) | |
| | Asetik Asit ($CH_3COOH$) | |
| | Formik Asit (HCOOH) | |
| **Bazlar** | Sodyum Karbonat-Soda ($Na_2CO_3$) | Selüloz esaslı tekstil ürünlerinin reaktif boyarmaddelerle boyanmasında, merserizasyon işlemlerinde ve polyester esaslı tekstil ürünlerinin boyama sonrası yıkamasında kullanılır. |
| | Sodyum Silikat ($Na_2O_3Si$) | |
| | Sodyum Hidroksit/Kostik (NaOH) | |
| **Yükseltgen Maddeler** | Hidrojen Peroksit ($H_2O_2$) | Ağartma ve boyama işlemlerinde oksidasyon amacıyla kullanılır. |
| | Sodyum Hipoklorit (NaClO) | |
| **İndirgen Maddeler** | Sodyum Hidrosülfit ($Na_2S_2O_4$) | Boyama sonrası yıkama işlemlerinde, yükseltgen maddelerin kullanıldığı ortamlarda indirgen madde olarak kullanılır. |
| **Tuzlar** | Sodyum Klorür (NaCl) | Tekstil ürünlerinin boyarmadde alımını yavaşlatmak veya hızlandırmak, kimyasal işlem çözeltisinin pH'ını dengelemek ve bitim işlemlerinde dolgu amaçlı kullanılır. |
| | Sodyum Sülfat ($Na_2SO_4$) | |
| | Sodyum Asetat ($NaC_2H_3O_2$) | |

**Çizelge 2.2.** Boyama ve bitim işlemlerinde kullanılan yardımcı kimyasallar (Özkan 2016)

| Kimyasal Madde | Açıklama |
|---|---|
| **Islatıcı** | Tekstil ürününün ıslanarak, kimyasal işlem çözeltisiyle muamelesini kolaylaştıran maddedir. Islatıcı türevleri; alkil fenol etilenoksit, alkol etilen, yağ alkolü kondensazyon ürünleri ve benzen sülfonatlarıdır. |
| **İyon Tutucu** | Suyun sertliğini gideren maddeler olup, poliakrilat bazlı, fosfonat türevi veya poliakrilat/fosfonat türevi karışıma sahip iyon tutucular kullanılmaktadır. |
| **Köpük Kesici** | Tekstil ürünü ve kimyasal çözelti arasındaki teması engelleyen köpüğün giderilmesi için kullanılır. Yağ asitleri, yüksek moleküllü alkoller, poliglikoller ve silikon emülsiyonları köpük kesici madde olarak kullanılmaktadır. |
| **Emülgatör** | Boyarmadde ve bitim işlemi kimyasallarının çözündürülmesinde kullanılırlar. Yağ asitleri, etoksillenmiş yağ alkolleri ve alkilfenol etoksilatlar emülgatör olarak kullanılırlar. |
| **Dispergatör** | Suda çözünmeyen katı maddenin su içerisinde homojen dağılmasını sağlayan ve sıvı içinde çözünmeyen maddenin sıvı içinde istenilen dispersiyon derecesinde kalmasını sağlayan maddelerdir. Genellikle naftalin sülfonik asit ile formaldehitin kondenzasyon ürünleri dispergatör olarak kullanılmaktadır. |
| **Koruyucu** | Tekstil mamullerinin boyama ve bitim işlemleri sırasında zarar görmesini engellemek amacıyla kullanılan maddelerdir. En yaygın kullanılan koruyucular, formaldehit ve fenol türevleri içerir. |

**Çizelge 2.3.** Boyarmaddeler ve özellikleri (Özkan 2016)

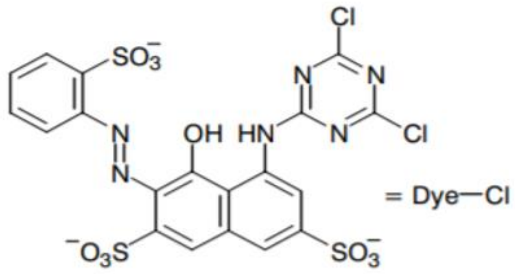
| Boyarmadde Türü | Açıklama |
|---|---|
| **Reaktif Boyarmaddeler** | Genellikle selüloz esaslı tekstil liflerinin boyanmasında kullanılan boyarmadde türüdür. Diğer boyarmaddelerden farklı olarak, boyama sırasında lifle gerçek kovalent bağ yapabilen tek boyarmadde grubudur. Reaktif grup sayısı arttıkça life tutunan grup sayısı artar ve hidrolize olan boyarmadde miktarı azaltılmış olur. |
| **Dispers Boyarmaddeler** | Amino ve hidroksil gruplarına sahip düşük molekül ağırlıklı boyarmadde bileşikleridir. Dispers boyarmaddeler sentetik liflerin boyanmasında kullanılır. Sentetik lifleri boyamada suda çözülmeyen bir film oluşturan ve lif yüzeyine ince olarak dağılmış dispers boyarmaddeler kullanılır. |
| **Küp Boyarmaddeler** | Küp boyarmaddeler suda çözünebilir hale getirilmesi için önce indirgenir ve suda çözünür hale getirilir. Bu boyarmaddelere indantren boyarmaddeler denir. Pamuk, yün, ipek ve sentetik esaslı tekstil ürünlerinin boyanmasında kullanılır. |
| **Metal-Kompleks Boyarmadde** | Metal kompleks boyarmaddeler, suda çözünebilen boyarmaddeler olup, life ilgisi yüksek olduğundan düzgün boyamanın yapılmasını zorlaştırırlar. Bazı azo boyarmaddeler ile metal iyonlarının oluşturduğu bileşiklerdir. Özellikle yün, poliamid ve akrilik liflerin boyanmasında kullanılır. |

**Çizelge 2.4.** Boyama ve bitim işlemlerinde kullanılan apre kimyasalları (Özkan 2016)

| Madde | Açıklama |
|---|---|
| **Sert Tutum Kazandıran Kimyasal Maddeler** | Nişasta esaslı, poliakrilik, polivinil asetat ve polivinilalkol bileşikleri sertlik kazandırıcı maddelerdir. Ayrıca sert tutum apresi sonrası kumaş ağırğlığı artmaktadır. |
| **Su ve Yağ İticilik Özelliği Kazandıran Kimyasal Maddeler** | Su iticilik işleminin esası, kumaş yüzeyinde suyu sevmeyen bir yapı oluşturarak, suyun geçmesini önleyen tabaka oluşturmaktır. En çok kullanılan su itici maddeler; florokarbon ve silikon bileşikleri, parafin emülsiyonlarıdır. Su geçirmezlik apresinden farkı, ipliklerin arasındaki gözeneklerin açık olmamasıdır. |
| **Antimikrobik Özellik Kazandıran Kimyasal Maddeler** | Giysiler, yer halıları, döşemelikler, yastık, yorgan kılıfları gibi tekstil ürünlerinde mikropların üreyip çoğalmasını belli bir oranda engellemek amacıyla uygulanmaktadır. Genellikle fenol türevleri, halojenlenmiş salisilikasit anilidler, kuarteramonyum bileşikleri, peroksit kompleksleri, organik kalay bileşikleri kullanılır. |
| **Antistatik Apre Özelliği Kazandıran Kimyasal Maddeler** | Statik elektriklenme, kumaş veya ipliklerin tozları çekmesine dolayısıyla çabuk kirlenmesine neden olan bir durumdur. Özellikle sentetik liflerden oluşan tekstil ürünlerine uygulanır. Yağ asidi esterleri, fosfor asit esterleri, yağ asidi ve poliglikol esterleri kullanılarak antistatik apre verilebilir. |
| **Buruşmazlık Özelliği Kazandıran Kimyasal Maddeler** | Buruşmazlık apresi için kullanılan kimyasallar genellikle reçine esaslı maddelerdir. Genellikle selülozik elyaflarda istenmeyen kırışma gibi durumları giderebilmek için uygulanır. |
| **Güç Tutuşurluk Özelliği Kazandıran Kimyasal Maddeler** | Liflere ya da kumaşlara uygulanabilmektedir. Özellikle askeri alanda, perdelik ve döşemelik kumaşlarda, halılarda, itfaiyeci ve pilot giysilerinde uygulanan apre türüdür. Amonyum tuzları, halojen bileşikleri ve fosfor-azot bileşikleri kullanılarak güç tutuşurluk apresi verilmektedir. |

## 2.3. Reaktif Boyarmaddeler

Reaktif boyarmaddelerin tarihsel süreçteki evrelerine bakıldığında, 1950'li yılların sonuna kadar keşfedilememiş boyarmadde grubu olduğu görülmektedir. İlk reaktif boyarmadde olan Procionların keşfine kadar selülozik liflerde oluşabilecek kuvvetli bağın, kimyasal etkileşimlerle liflerin yapısını bozabileceği, protein liflerindeki gibi fonksiyonel grupların bulunmasından dolayı kimyasal reaksiyonun daha güçlü olacağı varsayılmaktadır. Bu nedenle ICI firması reaktif boyarmaddelerin yüne uygulanması üzerinden yola çıkarak 1951 yılında araştırmalara başlamıştır. Rattee ve Stephen 1954 yılında İngiltere'deki ICI Dyestuffs Division Tesisi'nde boyarmaddeyi sentezlemeyi başarmış ve pamuk lifiyle kolay reaksiyon verdiği sonucuna ulaşmışlardır. Reaktif boyalar alkali bir boya banyosunda elyaf üzerine uygulandığında selülozik elyaf üzerindeki hidroksil grubuyla bağ oluşturmaktadır (Division 2007, Özdemir ve Tutak 2013, Patel ve Tandel 2021).




$$Sel - OH + HO^- \longrightarrow Sel - O^- + H_2O$$

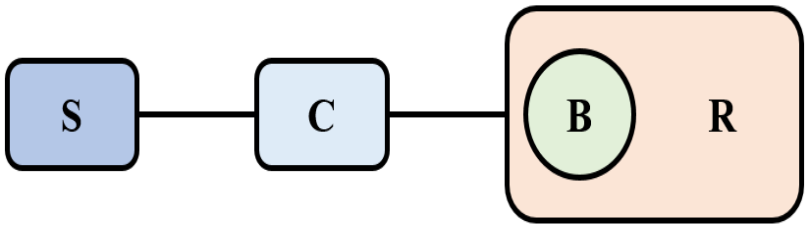
$$Sel - O^- + Boya - Cl \longrightarrow Sel - O - Boya + Cl^-$$

**Şekil 2.3.** Basit bir reaktif boyanın (Boya-Cl) molekül yapısı ve pamuktaki hidroksil grubuyla (Cell-OH) reaksiyonu (Broadbent 2001)

Boya molekülü ile lif arasında gerçekleşen kimyasal reaksiyon iyi yaş haslıkların oluşmasını sağlamaktadır. Bu sebeple reaktif boyarmaddenin hidroksil grubu ile yaptığı kovalent bağ yapısı yaş haslıkların yüksek olmasını sağlamaktadır. Reaktif boyarmaddelerde geniş renk gamı ve parlak renklerin olması, reaktif boyaları diğer boyarmaddelere göre avantajlı hale getirmektedir. Bununla beraber, reaktif boyarmaddelerin soğukta bekletmeyle de pamuk elyafını boyayabiliyor olması, yüksek enerji tasarrufunu sağlamıştır (Broadbent 2001, Metin 2009, Doyuran 2010).

### 2.3.1. Reaktif Boyarmaddelerin Özellikleri

1935'ten sonra sentetik boyarmaddelerde açık ara en önemli gelişmeyi temsil eden boyarmadde grubu reaktif boyarmaddelerdir (Koprivanac ve ark. 2000). Boyanmış doğal tekstil lifleri içerisinde en yaygın kullanımı olan lif pamuktur. Pamuk liflerinin %50'den fazlası reaktif boyarmaddelerle boyanmaktadır (Rosa ve ark. 2014) Boyarmaddenin yapısında bulunan reaktif grup selüloz, yün ve ipek lifleriyle reaksiyona girerek, bu yapıların reaktif boyarmaddelerle boyanabilmesini sağlamaktadır. Reaktif bir boyarmaddenin yapısı Şekil 2.4'de verilmiştir (Tutak 2000).




**Şekil 2.4.** Reaktif boyarmadde yapısı (Seventekin 2012)

**S**: Suda çözünen ve çözünürlük sağlayan grup
**C**: Kromofor grup
**B**: Köprü bağları
**R**: Reaktif grup

Reaktif boyarmaddeler genellikle reaktif grubun kimyasal reaktivite derecesine veya reaktif boyarmaddenin yapısına göre sınıflandırılmaktadır. Reaktif boyarmaddelerde yaygın olarak reaktivite derecesi yüksek boyarmadde grupları kullanılmaktadır. Bunlar; diklortriazin, diflorkloroprimidin, vinilsülfon, monoklortriazin, kloropirimidin, akrilolamino, monoflortriazin olup reaktivitesi yüksekten düşüğe doğrudur (Uçar 2009).

Reaktif boyarmaddeler moleküler yapılarına göre üç grupta sınıflandırılabilmektedirler. Bunlar;

- ✓ Reaktivitesi düşük boyarmaddeler; 80-90°C'de boyayabilen boyarmaddeler,
- ✓ Reaktivitesi orta olan boyarmaddeler; 60°C'de boyayabilen boyarmaddeler ve
- ✓ Reaktivitesi yüksek olan boyarmaddeler; 30°C'de boyayabilen boyarmaddelerdir.

Reaktif boyamada, yüksek reaktiviteye sahip boyarmadde grupları kullanıldığında; hızlı ve yüksek verimle boyanabilme, düşük miktarda kimyasal kullanımı, enerji tasarruffu ve boyamada tekrarlanabilirlik sağlanır. Orta derecede reaktifliğe sahip boyarmadde grubu pek kullanılmamakla birlikte, bu gup soğukta boyayan boyarmadde grubu içerisinde değerlendirilmektedir. Düşük reaktiviteye sahip boyarmaddeler M.C.T. (monoklortriazin) veya T.C.P (triklorprimidin) grubu içeren boyarmaddelerdir. Reaksiyon kabiliyetleri zayıf olduğu için sıcaklığın yükseltilmesi ve alkali ilavesinin arttırılmasını gerektirirler. Artan sıcaklık nedeniyle düzgün boyamalar elde edilir ve boyarmadde etkisi yüksektir. Bu boyarmadde grubunda hidroliz tehlikesinin az olması ve life iyi nüfuz etmeleri bu boyarmadde grubunun en büyük avantajlarındandır (Uçar 2009).

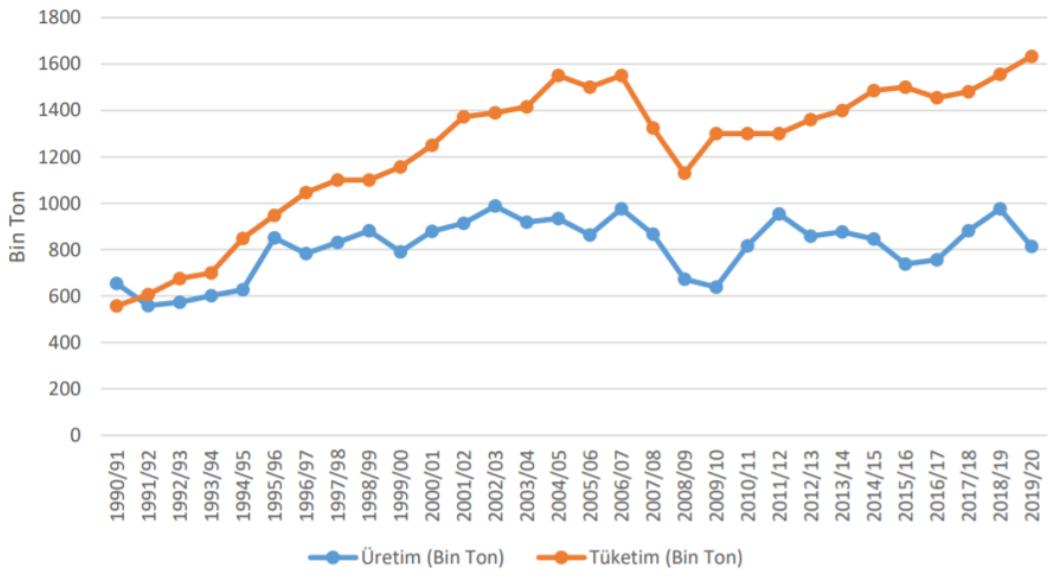
Reaktif boyarmaddeler selülozik elyafların boyanmasında bazı avantaj ve dezavantajalara sahiptirler. Bu boyarmaddelerin avantajları; yıkama ve ışık haslıklarının yüksek olması, parlak ve canlı renkleri barındırması, yüksek ölçüde tekrarlanabilirliğe sahip olmaları, düzgün boyamaların elde edilmesini sağlamaları, renk çeşitliliğinin fazla olması, hemen hemen tüm emdirme ve çektirme metodlarına uygun olmalarıdır (Doyuran 2010). Klor ve bazik çözeltilere karşı haslıklarının iyi olmaması, boyama sürelerinin uzun olması (yaklaşık 5-7 saat), yüksek sıcaklıktaki bazik işlemlerde liflere bağlanan kovalent bağların bir kısmının hidrolize olması, ard işlemlerin dikkat ve zaman gerektirmesi, yüksek miktarda su gereksinimi ve atık su problemlerinden dolayı bazı dezavantajlara sahiptirler (Shu ve ark. 2018).

### 2.3.2. Reaktif Boyama

Tekstil sektörü dikkate alındığında dünyada en çok kullanım alanına sahip doğal elyaf pamuktur. Pamuk hammaddesel olarak, işlenmesiyle çırçır sanayinde, lif yapısı ile tekstil sanayinde, çekirdek yapısıyla yağ ve yem sanayinde, linteriyle kağıt sanayisinde kullanılmaktadır. Özellikle son yıllarda biodizel olarak petrolün yerini alarak, yakıt olarak da kullanılmaktadır. Tüm bunların yanı sıra artan nüfus ve hızlı tüketim miktarı pamuğa olan talebin artmasına neden olmaktadır (Anonim 2020).

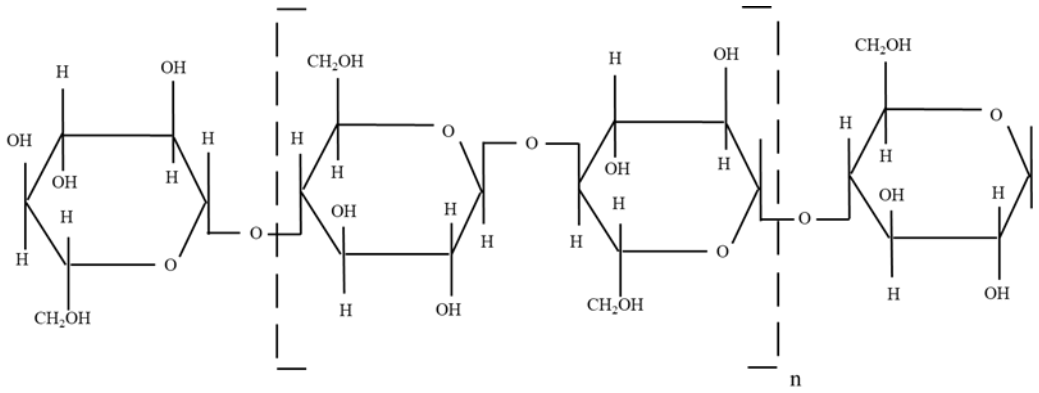
Dünyada az sayıda ülkenin toprağı pamuk ekimine uygundur. Dünya pamuk üretiminin yaklaşık %80'lik payı Türkiye'nin de içinde bulunduğu ülkelerde gerçekleştirilmektedir. Pamuk üretimi Türkiye'de genellikle Antalya, Ege, Güneydoğu Anadolu ve Çukurova bölgelerimizde yoğunlaşmıştır (Gençer ve ark. 2007).

2019/2020'de Ulusalarası Pamuk İstişare Komitesi (ICAC)'nin hazırladığı raporda; dünyada 33,7 milyon hektar alana pamuk ekilmiş, bu alanlardan yaklaşık 26 milyon ton pamuk lifi elde edilmiştir. Aynı raporda, Türkiye pamuk ekim alanı bakımından dünyada 11. sırada, pamuk verimi bakımından 5. sırada, pamuk lifi üretim miktarıyla 6. sırada, pamuğun tüketimi bakımından 4.sırada ve pamuk ithalatıyla 5. sırada yer almaktadır (Anonim 2020). 2020 yılında yayınlanan pamuk raporu verilerine göre Türkiye'nin üretmiş ve tüketmiş olduğu pamuk lifi miktarı Şekil 2.5'de verilmiştir.




**Şekil 2.5.** Türkiye'de pamuk lifi üretim ve tüketim miktarı (Anonim 2020)

Tarladan toplanan bir pamuk yapısal olarak selüloz (%85,5), yağ ve vakslar (%0,5), pektin (%1,2), şeker (%0,3), protein (%1,9), kül (%0,7-1,6), organik maddelerden (%1) ve nemden (%8) oluşmaktadır. Selüloz, genel formülü $(C_6H_{10}O_5)_n$ olan bir polisakkarittir. β-D glikoz makromolekülleri yapı taşının 1. ve 4. karbon atomları üzerinden oksijen köprüleri vasıtasıyla bağlanarak oluşmuştur (Seventekin 2012). Selülozun yapısı Şekil 2.6'da verilmiştir.



**Şekil 2.6.** Selülozun yapısı (Seventekin 2012)

Reaktif boyarmaddeler uygun koşullar sağlandığında pamuk elyafında bulunan –OH gruplarıyla kovalent bağ yapmakta ve lifin boyanmasını sağlamaktadır. Reaktif boyarmadddeler lifle kovalent bağ yapabilen tek boyarmadde grubudur. Küçük ve basit molekül yapısına sahip reaktif boyarmaddelerin molekül ağırlıkları 69-221 g/mol arasındandır. Küçük parçacık özelliği sayesinde life hızlı bir şekilde nüfuz edebilmekte ve suda kolayca çözünebilmektedirler. Reaktif boyarmaddelerdeki reaktif grup, molekülün renkli kısmına bağlıdır. Reaktif boyamada kullanılan boyarmaddelerin %15'i (bu oran yapıya göre değişmekle birlikte) yıkama gibi ard işlemler sonrası atık suyla beraber çevreye deşarj edilmektedir (Kaya 2011).

Selülozik elyaflar reaktif boyarmaddelerle kesikli (çektirme), yarı kontinü ve kontinü yöntemlerle boyanabilmektedirler. Kullanılacak boyarmaddenin hangi boyama yöntemine uygun olup olmadığının seçimi; boyarmaddenin difüzyon kabiliyetine, boyarmaddenin içerdiği reaktif gruplara ve substantivitesine göre saptanabilmektedir. Bu özellikler, boyarmaddenin renk veren grup özelliklerine bağlı olarak değişmekte ve her boyarmadde de farklılık göstermektedir. Bu durum reaktif boyarmaddenin sıcak çektirme, soğuk bekletme ya da her iki metoda uyum gösterebilen boyarmadde olup olmadığı ile ilgilidir (İçoğlu 2006).

Çektirme yöntemine göre boyamada selülozik elyaf boyarmaddeyle uzun süre ve flottede boyama işlemine tabi tutulmakta, kumaş veya lif yüzeyine üç adımda aplike edilmektedir. Bunlar; boyarmaddenin lif tarafından alınması, boyarmaddenin life fikse edilmesi ve fikse edilemeyen boyarmaddenin uzaklaştırılması şeklinde tamamlanır. Selülozik

mamullerin çektirme yöntemine göre boyanmasında elyaf ve bobin boyama makineleri, haspel, jet, jigger ve owerflow gibi makineler kullanılmaktadır (İçoğlu 2006).

Emdirme yöntemine göre boyamada selülozik mamul boya banyosundan geçirilir, ardından sıkılır ve fikse edilir. Kısa flotte oranlarında çalışıldığı için su, boyarmaddde ve yardımcı kimyasal tüketimi azdır. Bu sayede daha az atık su oluşumu sağlanmaktadır. Selülozik elyafın boyanmasında kullanılacak yöntem birçok etkene bağlı olup, proses en uygun boyama metodunun seçilmesi ve ard yıkamalarının yapılmasından sonra mamulün kurutulması ile sonlandırılır (İçoğlu 2006).

### 2.4. Tekstil Endüstrisinde Su Kullanımı

Tekstil endüstrisinden kaynaklanan temel çevresel sorunlar; prosesler sonucu oluşan atık sular, enerji tüketimi, hava emisyonları, katı atıklar ve kokudur. Özellikle proseslerde çok fazla temiz su ve kimyasal tüketilmesi, oluşan atık su yükünü arttırmaktadır. Prosesler sonucu oluşan atık suyun bertarafı tam olarak sağlanamamakta, bu da tekstil sektörünün çevresel açıdan büyük bir sorun teşkil etmesine sebep olmaktadır. Bu sorunun azaltılması ve tehlikenin en aza indirilmesi için tekstil üretim proseslerinde daha çevreci kimyasallar kullanılması, daha az su tüketiminin sağlanması ve atık suların yeniden kazanımı önemlidir.

Yapılan bir çalışmada, tekstil firmasındaki ortalama su tüketimi bitmiş ürün metrik ton başına incelenmiş ve 150-200 $m^3$ arasında olduğu görülmüştür. Firmada toplam ıslak proseslerin, işletme maliyetinin %4.3'ünü oluşturduğu su tedariği ve atık su arıtma maliyetlerine neden olduğu belirtilmiştir. Fransa'da bulunan başka bir tekstil firmasına ait su tüketiminin incelendiği çalışmada, bir ton kumaş başına su tüketiminin 100-150 $m^3$ arasında olduğu görülmüştür. Apreleme alanında çalışan Almanyadaki bir tekstil firmasında apreleme için ton başına su tüketiminin ise 20 ila 350 $m^3$ olduğu belirtilmiştir (Directorate 2014).

2007 yılında yapılan çalışmaya göre tekstil endüstrisinin çevresel etkisinin en çok bitmiş tekstil ürünlerinde, proseslerde kullanılan ton başına 80-100 $m^3$ birincil su tükettiği ve bitmiş tekstil ürün ton başına 115-175 kg KOİ değerine sahip atık su bertarafına sahip olduğu belirtilmiştir (Rosi ve ark. 2007). Pacific Institute raporunda California'daki

sanayi sektörlerinde su kullanım alanları incelenmiş ve tekstil alt sektörlerindeki su tüketim miktarlarının oldukça yüksek olduğu görülmüştür (Gleick ve ark. 2003).

Yüksek miktarda kimyasal tüketimi ve fazla su tüketimine sahip olan tekstil endüstrisi, bunların kullanımını minimize etmek ve geri kazanımıyla yeniden kullanılabilirliğini sağlayarak çevreye verdiği zararı en aza indirgeyebilmektedir. Tekstil sektörü tesis içlerinde yaptığı kontroller sayesinde sektörün çevreye verdiği zararı minimize edebilir. Bu kontroller; su minimizasyonu/tasarrufu, atık suyun geri kazanımı ve yeniden kullanımı, kimyasal ikamesi ve değerli hammadde/kimyasalların geri kazanımıdır (Veldhuisen 1991).

Entegre bir yünlü mamul çalışan tekstil fabrikasında su verimliliği ve atık su azaltımı için çalışmalar yapılmıştır. 9 farklı öncelikli su tüketim tekniği belirtilmiş, uygulamalar sonrası su tüketiminin %41-69 oranında azaldığı görülmüştür. Yapıaln teknik çalışmalar sonucunda atık suyun %48-75 ve KOİ yükünün %28-63 oranında azaldığı tespit edilmiştir (Ozturk ve Cinperi 2018)

### 2.5. Tekstil Endüstrisi Atık Suları

Tekstil sektörü ve hazır giyim teknolojisi, gelişmekte olan ülkelerin ilk tercihi olup sanayileşme sürecinde önemli rolü olan sektörlerden biridir. Tüm sektörlerde olduğu gibi gelişen teknoloji tekstil sektörünü de gelişime sürüklemiş bunun yanı sıra çevresel problemleri de beraberinde getirmesine yol açmıştır. Birbirinden farklı yapıda üretimin olduğu bu sektörde, üretimde kullanılan yöntem ve prosesler sonucu oluşan atık sular ve bu atık suların özellikleri de farklılık göstermektedir.

Tekstil prosesleri sonucu oluşan atık suların bileşimi; uygulanan işletme koşullarına, ıslak ve kuru proses basamaklarında kullanılan farklı bileşiklere (organik veya inorganik kökenli), boyama ve diğer proseslerde kullanılan organik ve inorganik formdaki kimyasalların çeşitliliğine göre değişiklik göstermektedir. Tekstil sektöründe yapılan haşıllama prosesi sonucu atılan atık su miktarı düşük, ancak kirlilik yükü yüksek olan proseslere örnek verilebilir. Proses sonucu elde edilen atık su incelendiğinde, toplam KOİ miktarının yaklaşık %30-70'inin haşıl prosesinden kaynaklandığı belirtilmiştir. Aynı

şekilde yıkama, boyama ve ağartma işlemleri de yüksek miktarda su kullanımı gerektiren, yüksek hacimli, düşük organik madde ve renk içeren atık suların oluşumuna neden olmaktadır. Tekstil atık sularında genellikle; KOİ (kimyasal oksijen ihtiyacı), $BOİ_5$ (biyolojik oksijen ihtiyacı), renk, pH ve tuzluluk gibi birçok kirlilik parametresi incelenmektedir. Tekstil sektörü ele alındığında, incelenen parametrelerin yüksek değerler gösterdiği ve kullanılan farklı teknolojiler ile uygulanan her işlem sonucu açığa çıkan atık suların standart bir arıtma yöntemiyle arıtımının olanaksız olduğu görülmektedir (Budak 2014).

Tekstil sektöründe faaliyet gösteren çoğu işletme sırasıyla; haşıllama, haşıl sökme, merserizasyon, yıkama, boyama ve apreleme gibi işlem proseslerini içermektedir. Her bir işlemde kullanılan kimyasal maddeler aynı zamanda atık suyun kompozisyonunu da etkilemektedir. Tekstil endüstrisi atık su karakterizasyonları proseslere göre incelenmiş, proseslerin içerdiği yük değerleri Çizelge 2.5'te verilmiştir (Cırık ve ark. 2005).

**Çizelge 2.5.** Farklı tekstil endüstrilerine ait işlem basamakları ve atık su karakterizasyonu (Cırık ve ark. 2005)

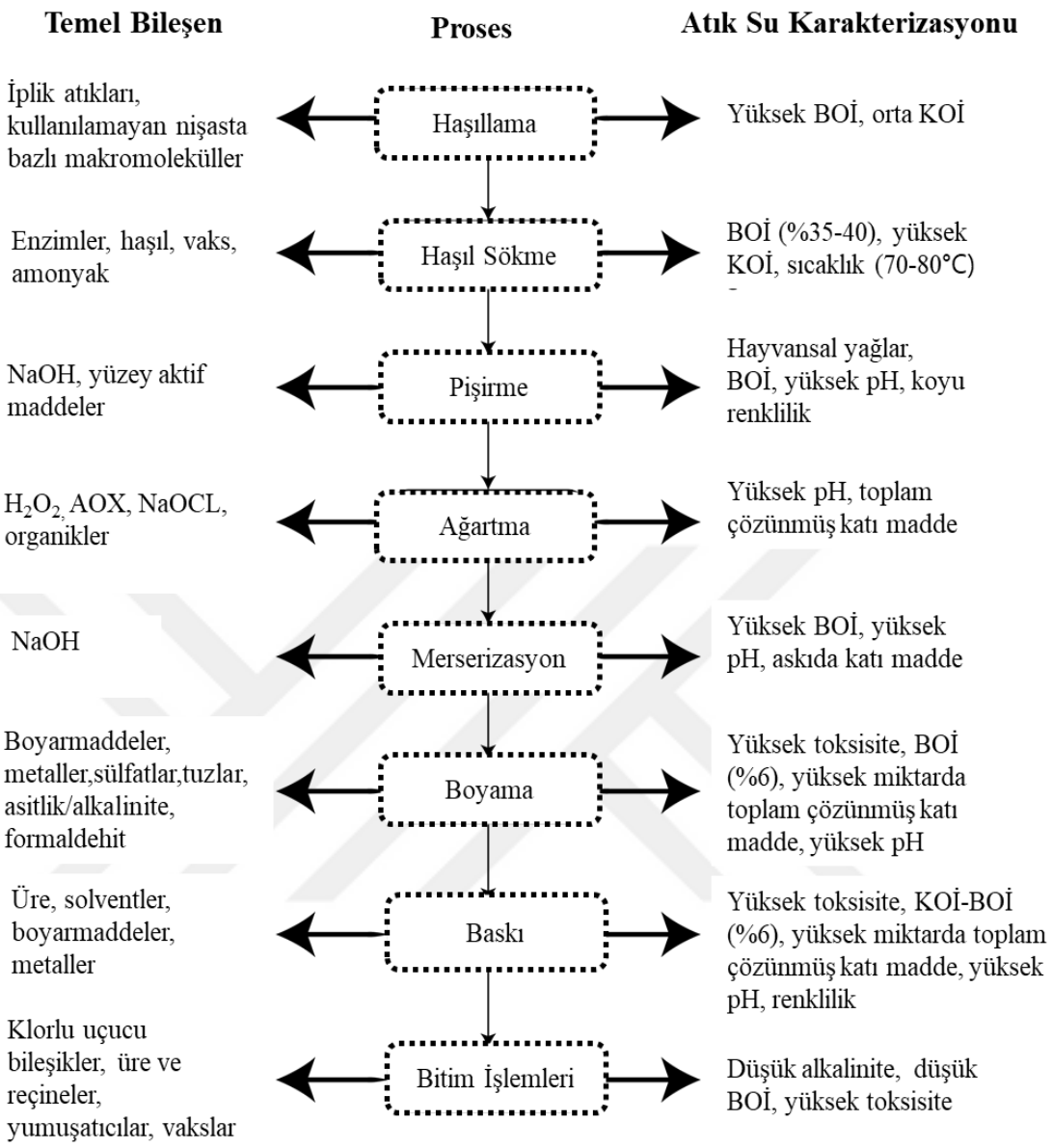
| Parametre | Elyaf Türü | Haşıl Sökme | Yıkama | Ağartma | Boyama | Baskı |
|---|---|---|---|---|---|---|
| KOİ (mg/L) | Yün<br>Pamuk<br>Sentetik | -<br>950-20000<br>- | 5000-90000<br>8000<br>- | -<br>288-13500<br>- | 7920<br>1115-4585<br>620 | -<br>-<br>1515 |
| BOİ5 (mg/L) | Yün<br>Pamuk<br>Sentetik | -<br>-<br>- | 2270-60000<br>100-2900<br>500-2800 | 400<br>90-1700<br>- | 400-2000<br>970-1460<br>530 | -<br>-<br>590 |
| Renk (ADMI) | Yün<br>Pamuk<br>Sentetik | -<br>64-1900<br>- | 2000<br>694<br>- | -<br>153<br>- | 2225<br>1450-4750<br>1750 | -<br>-<br>- |
| Toplam Katı (mg/L) | Yün<br>Pamuk<br>Sentetik | -<br>-<br>- | 28900-49300<br>- | 910<br>2300-14400<br>- | -<br>-<br>- | -<br>-<br>150-250 |
| Toplam Askıdaki Katı (mg/L) | Yün<br>Pamuk<br>Sentetik | -<br>18-800<br>- | 1000-26200<br>184-17400<br>600-3300 | 900<br>130-25000<br>- | -<br>120-190<br>140 | -<br>-<br>- |
| Toplam Çözünmüş Katı (mg/L) | Pamuk | 530-6900 | - | 4760-19500 | - | - |
| Çözünmüş Organik Karbon (mg/L) | Yün<br>Pamuk | -<br>250-2750 | 5800<br>- | -<br>320 | -<br>- | -<br>- |
| Toplam Kjeldahl Azotu (mg/L) | Pamuk<br>Sentetik<br>Yün | 70<br>-<br>- | -<br>-<br>604 | 40<br>-<br>- | -<br>-<br>- | -<br>164<br>- |
| Amonyum Azotu (mg/L) | Pamuk<br>Sentetik | 9-19<br>- | -<br>- | 8-19<br>- | -<br>- | -<br>129 |
| Toplam Fosfor (mg/L) | Pamuk<br>Sentetik | 4-10<br>- | -<br>- | 6-60<br>- | -<br>- | -<br>21 |
| Fosfat (mg/L) | Yün | - | 89 | - | - | - |
| Sülfür (mg/L) | Yün<br>Pamuk | -<br>- | 0-2<br>- | -<br>- | -<br>325-900 | -<br>- |
| Sülfat (mg/L) | Pamuk | - | - | - | 1750-2690 | - |
| Klorür (mg/L) | Genel Elyaflar | - | - | 90-100 | 26000 | - |
| Yağ-Gres (mg/L) | Yün | - | 580-55000 | - | - | - |
| $Cr^{-2}$ (mg/L) | Yün | - | 50 | - | - | - |
| pH | Yün<br>Pamuk<br>Sentetik | -<br>8,8-9,2<br>- | 7,6-10,4<br>7,2-13<br>8-10 | 6<br>6,5-13,5<br>- | 4,6-8<br>9,2-10,1<br>11,7 | -<br>-<br>- |
| Su Tüketimi ($L.kg^{-1}$ elyaf) | Yün<br>Pamuk<br>Sentetik | -<br>-<br>- | 4-77,5<br>2,5-43<br>17-67 | -<br>30-50<br>- | 40-150<br>38-143<br>38-143 | 280-520<br>-<br>- |

Tekstil endüstrisinde ilgili süreçlerin sayısı ve karmaşıklığı nedeniyle, oluşan atık sular insan sağlığı ve çevre için tehlikeli olan karmaşık kimyasallar içerir (Verma ve ark. 2012). Bu sebeple atık suların deşarjı için standart değerlerin olması ve bu değerlerin kontrol altında tutulması gerekmektedir. Çizelge 2.6'da değişik atık sularda izin verilen KOİ, BOİ ve BOİ5/KOİ değerleri verilmiştir.

**Çizelge 2.6.** Değişik atık sularda izin verilen KOİ, BOİ ve BOİ5/KOİ değerleri (Solmaz 2020)

| Atık Su Cinsi | KOİ (mg/L) | BOİ (mg/L) | $BOİ_5$/KOİ |
|---|---|---|---|
| Mezbahana | 3500 | 2000 | 0,57 |
| İçki Endüstrisi | 60000 | 30000 | 0,5 |
| Süt Endüstrisi | 1800 | 900 | 0,5 |
| Lastik Endüstrisi | 5000 | 3300 | 0,66 |
| Deri Endüstrisi | 13000 | 1270 | 0,1 |
| Tekstil Endüstrisi | | | |
| Arıtılmamış | 1360 | 660 | 0,48 |
| Biyolojik Arıtılmış | 116 | 5 | 0,04 |
| Un Endüstrisi | | | |
| Arıtılmamış | 620 | 226 | 0,36 |
| Biyolojik Arıtılmış | 250 | 30 | 0,12 |

Tekstil endüstrisi boyama işleminde kullanılan su miktarına benzer şekilde, tahliye edilen atık su miktarı da üretilen kumaşın tipine bağlı olarak değişkenlik göstermektedir. Tekstil endüstrisi atık sularının incelendiği bir çalışmada, günde 12-20 ton tekstil mamülü işlendikten sonra yaklaşık 1.000-3.000 $m^3$ suyun deşarj edildiği belirtilmiştir (Wu ve ark. 2008). Tekstil atık suları genellikle düşük biyolojik oksijen ihtiyacına, kimyasal oksijen ihtiyacına sahip ve pH değerleri genellikle 4-12 aralığındadır. Tekstil atık suları içerdiği yüzey aktif maddeler, adsorbe edilebilir organik halojenler (AOX) ve yüksek tuz konsantrasyonları gibi inhibitör bileşikler sebebiyle, tamamının arıtılması zor olan sulardır (Al-Kdasi ve ark. 2004).




**Şekil 2.7.** Pamuklu bir tekstil ürününün çeşitli üretim aşamalarında yer alan başlıca kirleticileri (Arslan ve ark. 2016)

## 2.6. Tekstil Endüstrisi Atık Sularını Arıtma Yöntemleri

Tekstil prosesleri sonucu açığa çıkan atık suların içeriği ve karakterizasyonu dikkate alındığında, atık suların arıtımı ve geri kazanımı işletmelerin tercih ettiği üretim yöntemine göre çeşitlilik göstermektedir. Bu nedenle arıtımı gerçekleştirilecek olan atık suların arıtımında yöntem belirlenmeden önce, atık suyun özellikleri tespit edilerek uygun prosesin seçilmesi sağlanmalıdır. Tekstil atık su arıtma yöntemlerini fiziksel, kimyasal ve biyolojik olmak üzere üç ana başlıkta incelemek mümkündür.

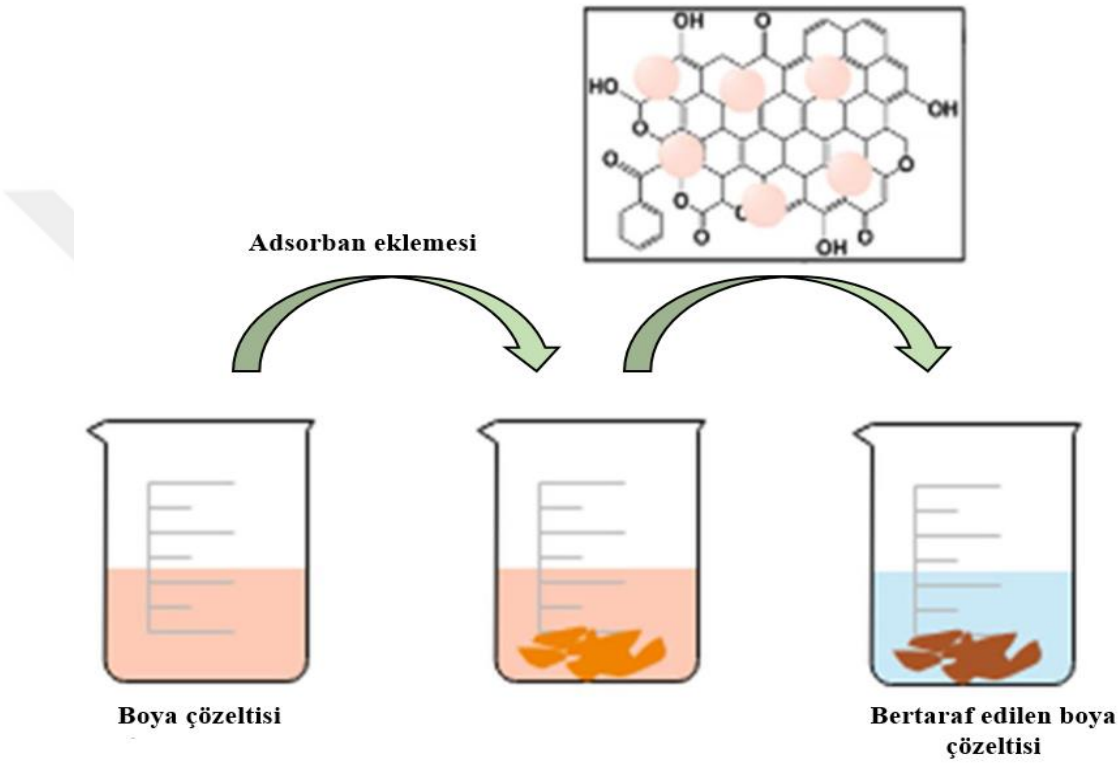
### 2.6.1. Fiziksel veya Fizikokimyasal Arıtma Yöntemleri

Fiziksel veya fizikokimyasal arıtma yönteminde amaç, atık suda bulunan çözünmemiş kimyasalların ve partikül maddelerin uzaklaştırılmasını sağlamaktır. Bu yöntemler; adsorpsiyon, iyon değişimi, membran teknolojisi, ışınlama, koagülasyon-flokülasyon ve elektrokoagülasyon olmak üzere 6 başlıkta incelenebilmektedir.

#### Adsorpsiyon

Fazla kararlı olan kirleticilerin gideriminde verimli, ekonomik ve yüksek kalitede ürün oluşturması sebebiyle en çok tercih edilen metodlardan biridir. Adsorpsiyon prosesinde etkili bazı faktörler vardır. Bunlar; adsorbanın yüzey alanı, boya/sorbent etkileşimi, sıcaklık, temas süresi, pH ve tanecik boyutudur. Adsorpsiyon arıtmada en çok kullanılan yöntem aktif karbon yöntemidir. Kullanılan karbon tipi ve atık su karakteristiği renk giderim performansını etkiler. Renk giderimi değerlendirildiğinde en iyi giderim mordan, katyonik ve asit boyalarda sağlanırken; reaktif, direkt, küp ve dispers türü boyarmaddelerde renk giderim verimliliği tam olarak sağlanamamaktadır. Aktif karbon kullanımı arttırıldığında ise reaktif, direkt, küp ve dispers türü boyarmaddelerde renk giderim verimliliği artırılabilmektedir. Aktif karbona alternatif olan bataklık kömürü, aktif karbona göre daha ucuzdur. Ancak aktif karbon bataklık kömürüne kıyasla daha çok tercih edilmektedir. Bunun sebebi aktif karbonun toz haldeki yapısı adsorbanın geniş yüzey alanı ile daha iyi bir adsorbsiyon kapasitesi sağlayarak, renk giderimini iyileştirmesidir. Adsorban olarak aktif karbon ve bataklık kömürü dışında kullanılabilecek diğer ürünler; ağaç kırıntıları, doğal killer, uçucu kül+kömür karışımı, mısır koçanı, silika jellerdir (Robinson ve ark. 2004) Adsorpsiyon metodu, atık suyun

adsorpsiyon kolonlarına verilmeden önce askıda katı madde içeriğinin düşürülmesi gerekliliği ve bakım maliyetlerinin yüksek olması nedeniyle bazı dezavantajlara sahiptir (Verma ve ark. 2012). Deneysel bir çalışmada, düşük maliyetli ve yeni sentezlenen melamin formaldehit üre reçinesi kullanılarak metilen mavisi boyarmaddenin atık sulardan renginin giderilmesi amaçlanmıştır. Çalışma sonucunda deri sanayi atık sularında bulunan renginin giderilmesi sağlanmıştır (Özdemir 2008).




**Şekil 2.8.** Aktif karbon ile boya adsorpsiyonu (Samsami ve ark. 2020)

### İyon Değişimi

İyon değişimi doğadaki sürekli değişimin önemli nedenlerindendir. İlk iyon değişimi gözlemi Thompson ve Way tarafından 1850'lerde gündeme gelmiştir. Yapılan çalışmada, işlenmiş topraktaki çeşitli amonyum gibi iyonların, magnezyum ve kalsiyum iyonlarıyla yer değiştirebildikleri gözlenmiştir. Laboratuvar ortamında gerçekleştirilen ilk iyon değişimi deneyi, cam kolon içerisinde amonyum sülfatla işleme tabi tutulan kumlu kil yataktan suyun geçirilmesiyle yapılmıştır. Çalışma sonucunda, amonyum sülfat yerine alçı olduğunu gören Henneberg ve Stohmann bunun kimyasal bir süreç ve tersinir

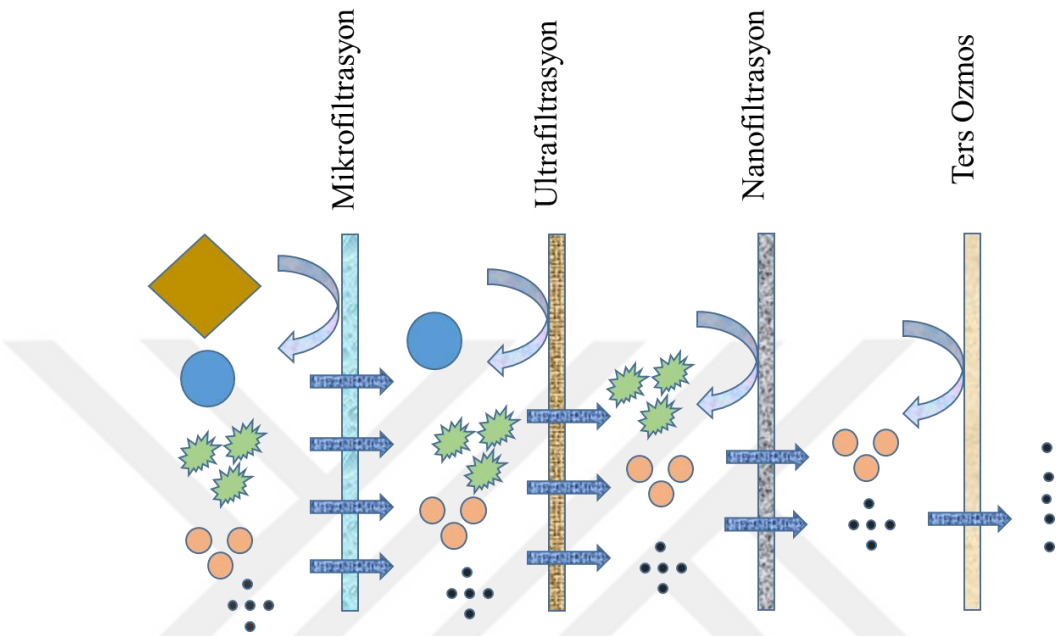
olduğunu belirtmişlerdir. Bu çalışma, suyun sertliğinin giderilmesine ışık tutmuştur. 1903'te Rümpler ve Harm, 1905'te ise Gans tarafından ilk sentetik iyon değiştiriciler elde edilmiştir (Eren 2013).

İyon değişimi, su ve atık su arıtımında özellikle sertlik veren maddelerin ve ağır metallerin gideriminde kullanılmaktadır. Su ve atık suların iyon değişimiyle arıtımında genellikle polimerik reçineler kullanılmaktadır. Kullanılan reçinelerin yapısında bulunan fonksiyonel gruplara inorganik kirleticiler bağlanarak arıtım sağlanmaktadır. İyon değiştirici maliyetlerinin yüksek olması, metodun sınırlandırıcı etmenlerinden biridir. Bu dezavantajın ortadan kaldırılabilmesi için doğal zeolitler ile arıtım ön plana çıkmış, sentetik reçinlerin sınırlayıcı maliyeti ortadan kaldırılmıştır. Doğal zeolitler üzerine yapılan çalışmada, zeolit türleri incelenmiş, bu zeolit türlerinin atık su arıtmadaki örnekleri değerlendirilmiştir (Soylu ve Gökkuş 2017).

**Membran Fitrasyon**

Membran filtrasyon yöntemiyle boyanın sürekli arıtılması, konsantre edilmesi ve atık sudan arındırılması sağlanmaktadır. Membran filtrasyonunun diğer yöntemlere göre en büyük avantajı sıcaklığa, kimyasal etkileşime ve mikrobiyal aktiviteye karşı dayanıklı olmasıdır (Kocaer ve Alkan 2002). Geçirildikleri maddelerin molekül ağırlıklarına ve por büyüklüklerine göre membranlar 4'e ayrılır. Bunlar; ters ozmos, nanofiltrasyon, ultrafiltrasyon ve mikrofiltrasyondur (Kayacan 2010). Şekil 2.9'da membran filtrasyon yöntemleri gösterilmiştir. Ters osmoz yöntemi iyonik türler için %90'larda arıtım verimliliği gösterir. Ayrıca yüksek kalitede permeat elde edilmesini ve boya yardımcı kimyasalları gibi faktörlerin tek adımda atık sulardan giderilmesini sağlarlar. Ters ozmos uygulamasını sınırlayan en büyük etmen ise yüksek basınç farklılıklarıdır. Nanofiltrasyon membranları negatif yüzeysel yüklere sahip olup, iyon seçici özelliktedirler. Tek valanslı anyonlar çok valanslı anyonlara sahiptirler. Sıkı tutulur özelliğe sahip değildirler. Bazı kimyasallar tek valanslı anyonlardan geçerek boyalı atık sulardan tam olarak arıtılamamaktadırlar (Buckley 1992). Yapılan çalışmalar incelendiğinde, boyarmadde içeren tekstil atık sularından boyaların arındırılarak tesise geri kazandırılmasının mümkün olabileceği görülmüştür (Rozzi ve ark. 1999). Çözünmüş katı madde içeriği düşmediğinden, arıtılan su sisteme beslenerek proses suyu olarak kullanılamamaktadır.

Membran proses yöntemi sonucu arıtılan atık sularda, bertaraf atığı ortaya çıkmakta; bu ürünler zamanla membran tıkanmalarına ve membran yenilenme gerekliliklerine neden olmaktadırlar (Robinson ve ark. 2004).




**Şekil 2.9.** Membran prosesleri ve por büyüklükleri

Deveci (2017), lab/pilot ölçekli yaptıkları çalışmada, Membran Biyoreaktör (MBR) kullanarak, *Aspergillus versicolor* ve filamentli bir fungus olan *Rhizopus arrhizuss* karışık kültürlerinin atık sudan ayrıştırılması incelenmiştir. Çalışma sonucunda arıtım verimliliği değerlendirilmiş; atık sulardan %54 renk ve %73,26 KOİ giderimi sağlanmıştır (Deveci 2017). Kayacan (2010), pamuklu tekstil endüstrisi atık sularının membran filtrasyon yöntemiyle arıtımı üzerine deneysel çalışmalar yapmıştır. Çalışmada, nanofiltrasyon yöntemini kullanmış, atık suda bulunan rengin yaklaşık %95'inin giderimini sağlamıştır (Kayacan 2010)

### Işınlama

Gama radyasyonu tekstil atık sularının rengini gidermek için kullanılan başarılı yöntemlerden biridir. Bozunma hızı, radyasyon dozu ve oksijenin mevcudiyeti arıtım verimliliğini etkilemektedir. Degradasyon sürecini ve ek peroksitlerin oluşumunu arttırmaktadır (Meyers 1998, Perkowski ve Kos 2003). Bu tekniğin reaktif, asit ve dispers

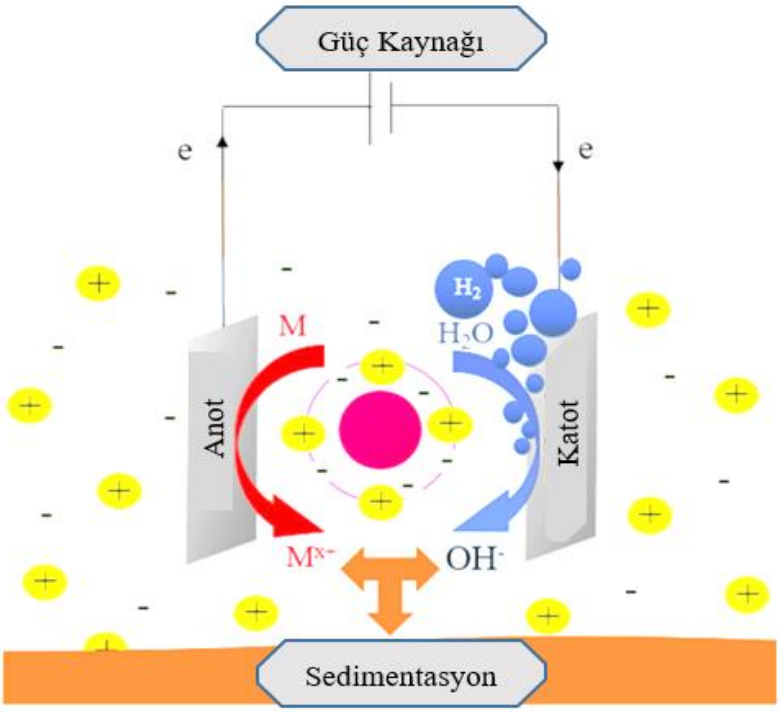
boyarmaddelerin yanı sıra bazı ek toksik organik bileşiklerin (benzen, toluen ve klorofenol) uzaklaştırılmasında da etkili olduğu kanıtlanmıştır (Joshi ve Purwar 2004) Ayrıca bu teknik, kimyasal oksidasyon/indirgeme proseslerine dirençli boyaların uzaklaştırılması için kullanılabilmektedir (Wojnárovits ve Takács 2008). İşlem sırasında hızla tüketilen sabit bir çözünmüş oksijen akışına ihtiyaç duyulması bu tekniğin en önemli dezavantajıdır (Robinson ve ark. 2004)

**Koagülasyon-Flokülasyon**

Koagülasyon-flokülasyon, istenmeyen boyaların uzaklaştırılması için çökeltme veya filtrasyondan önce uygulanan fizikokimyasal arıtma yöntemidir. Koagülasyon, yükleri nötralize etmek ve daha büyük parçacıklar oluşturmak için kullanılmaktadır. Koagülasyon süreci, parçacıkların yüzeyindeki düşük zeta potansiyelinden ve bu parçacıkların aglomeralar oluşturmak üzere birleşmesinden kaynaklanmaktadır (Meyers 1998). Koagülasyonu takiben, uygulanan ve hafif bir karıştırma veya çalkalama aşaması olan flokülasyon adımında partikül boyutu filtrede tutulacak kadar büyük kütlelere dönüştürülmektedir (Lee ve ark. 2012). Anyonik, katyonik ve iyonik olmayan polimerler renk giderimi için koagülant olarak kullanılabilirler (Verma ve ark. 2012). Koagülasyon-flokülasyon yöntemleri, suda çözünmeyen kükürt ve dispers boyaların uzaklaştırılması için başarıyla uygulanabilmektedirler (Santos ve ark. 2007). Koagülasyon-flokülasyon sadece rengi gidermekle kalmamakta, aynı zamanda KOİ'nin azaltılmasını sağlayarak kullanılan koagülanta bağlı tekstil atık sularının biyolojik olarak parçalanabilirliğinin artmasını sağlamaktadır. Pahalı kimyasalların işlem sırasında geri dönüşümünün mümkün olmaması, sudaki yüksek oranda çözünür boyaların koagülanta karşı dirençli olması ve daha yüksek konsantrasyonlarda koagülant gerektirmesi ve yüksek maliyetlere neden olması sistemin dezavantajlarıdır (Santos ve ark. 2007). Bunların yanı sıra bertaraf gerektiren renkli çamur eldesi, çamurun yüksek toksisiteye sahip olması ve arıtılmış atık sudaki toplam çözünmüş katıların konsantrasyonunu (istenmeyen çözünmüş parçacıkların yükselmesi) artırmaktadır (Singh ve Arora 2011). Üretilen çamur demir veya alüminyum tuzları ile uygun şekilde bertaraf edilmediğinde, sucul ekosisteme ciddi zararlar verebilmektedir (Dalzell ve Macfarlane 1999).

**Elektrokoagülasyon**

Elektrokoagülasyon prosesi, atık suya daldırılan metal elektrotlar arasında oluşturulan doğru akım kaynağı ile elektrot plakalarının atık suda çözünmesini sağlayan pıhtılaşma tekniğidir. Metal iyonlar uygun pH değerinde, partikülleri toplayan veya çözünmüş kirleticileri çökelten ve adsorbe edebilen çok çeşitli pıhtılaşmış türler ve metal hidroksitler oluşturabilmektedirler. Diğer arıtma yöntemlerine kıyasla daha az çamur üretilir (Khandegar ve Saroha 2013). Boyanın uzaklaştırılması; güç kaynağı tipi, elektrot şekli, çözeltinin iletkenliği, elektroliz süresi, pH, elektrotlar arası mesafe, elektrotların düzeni, akım yoğunluğu, karıştırma hızı ve ilk kirletici konsantrasyonu gibi birçok parametreye bağlıdır. Yapılan bir çalışmada, dispers boyalar için renk gideriminin reaktif boyalara göre daha yüksek olduğu, ancak KOİ gideriminin ters bir eğilim izlediği görülmüştür (Kim ve ark. 2002).



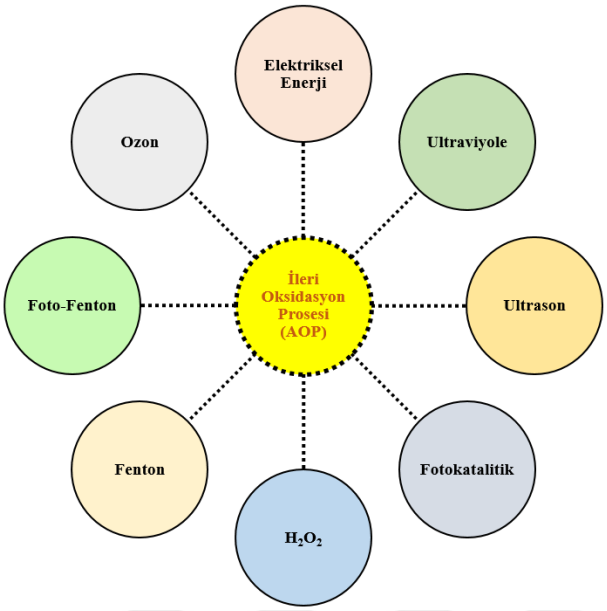

**Şekil 2.10.** Elektrokoagülasyon mekanizması (Samsami ve ark. 2020)

### 2.6.2. Kimyasal Arıtma Yöntemleri

Kimyasal arıtma yöntemi suda çözünen veya askıda duran maddelerin fiziksel durumunu değiştirerek ve çökelmelerini sağlayarak uygulanan arıtma yöntemidir. Kimyasal arıtım yöntemleri ticari kullanım açısından uygun olmayan bazı dezavantajlara sahiptir. Bunlar; uygun ekipman gerektirmesi, reaktörler için yüksek elektrik enerjisi gerektirmesi, yüksek miktarda kimyasal tüketmesi ve toksik ikincil kirlilik oluşturmasıdır. Kimyasal boya giderimi sonrası toksik ikincil kirlilik oluşumu ve bertaraf sorunu bu yöntemin istenmeyen baska bir eksikliğidir (Samsami ve ark. 2020).

**Oksidasyon Yöntemi**

Gelişmiş oksidasyon süreçleri (AOP), belirli sıcaklık, basınç, UV ışığı ve oksitleyici ajanlar eşliğinde atık suların arıtılmasında kullanılmaktadırlar. Yeterli konsantrasyon koşullarında atık suları dekontamine eden hidroksil radikalleri (OH•) güçlü bir oksitleyici ajanın üretimi ile elde edilmektedir. Güçlü bir oksitleyici ajanın kullanılması için ozonlama, fenton, foto-fenton, fotokataliz, elektrokimyasal oksidasyon, ultrason, plazma ve UV gibi çeşitli proses teknolojileri tek başına ya da kombine şekilde kullanılmaktadır. UV ışıması ve ozon prosesleri, içme ve atık suların dezenfeksiyonunda ve arıtımında kullanılmaktadır (Samsami ve ark. 2020). Renk giderimi için en çok tercih edilen kimyasal yöntem oksidasyon yöntemidir. Basit ve uygulanabilir yöntem olması, bu yöntemin en önemli avantajlarındandır. Bu yöntemde renk giderimi boya molekülünde aromatik halka yapısının kırılmasıyla sağlanmaktadır (Cırık ve ark. 2005).




**Şekil 2.11.** Hidroksil radikali bazlı kimyasal oksidasyon prosesleri (Samsami ve ark. 2020)

### 2.6.3. Biyolojik Arıtma Yöntemleri

Biyolojik arıtma yöntemi düşük maliyetli olması, daha az çamur üretmesi ve çevre dostu olması sebebiyle tercih edilen bir yöntemdir. Bu arıtma yönteminde ana işlem biyolojik olarak parçalanabilen atıkların basit ve zararsız ürünlere dönüştürülmesidir. Farklı mikroorganizma gruplarının kullanılması ve atık suda bulunan farklı kirleticileri ayrıştırma yeteneklerinden dolayı önemli avantajlara sahiptir. Boyada renk giderimi iki farklı süreç üzerinden ilerlemektedir. Bunlar; mikrobiyal biyokütle üzerinde adsorpsiyon ve biyokatalizör kullanımıyla boyanın biyobozunmasının sağlanmasıdır. Atık su arıtımı aerobik ve anaerobik proses olmak üzere ikiye ayrılmaktadır. Aerobik arıtma ürünleri karbondioksit ve biyokütle içermektedir. Mantar, alg ve bakteri gibi mikroorganizmalar, tekstil atık suyunda bulunan çeşitli boyaları parçalama yeteneğine sahiptirler. Bir başka etkili biyolojik arıtma ise enzimlerin kullanımı ile gerçekleştirilmektedir (Samsami ve ark. 2020).

### Bakteri Destekli Biyolojik Arıtma Yöntemi

Bakteri türleri, mikroplara kıyasla biyolojik arıtmada daha etkili olmaktadır. Günümüzde çeşitli bakteri suşları ile deneyler yapılmaktadır. *Bacillus, Shigella, Klebsiella* ve *Rhodococcus* gibi bakteri türleri azo boyaların gideriminde en çok kullanılan bakteri türleridir. Diğer mikroorganizmalarla kıyaslandığında bakteriler, yetiştirme kolaylığı ve yüksek spesifik büyüme oranları sebebiyle çok yönlü biyokatalizörlerdir. Yapılan çalışmalarda anaerobik, aerobik veya fakültatif anaerobik koşullar altında azo boyaların biyolojik olarak parçalanması için farklı bakteri grupları kullanılabilmektedir. Bakteriyel bozulma mekanizmasının ilk aşaması azo bağlarının bozunmasıyla sağlanır (Samsami ve ark. 2020).

### Yosun Destekli Biyolojik Arıtma Yöntemi

Büyümeleri sadece güneş ışığına bağlı olan algler, ikincil atık ürünler oluşturmayan karbondioksite bağlı olması ve atık sudan besin sağlaması nedeniyle koruma ya da bakıma ihtiyaç duymazlar. Yosun bazlı arıtma prosesleri geleneksel arıtma yöntemlerine kıyasla daha çevre dostu ve ucuzdurlar. Algal biyokütleler arıtmada kullanımlarının yanı sıra biyosorbent olarak kullanılabilmektedirler. Algal biyokütleler yüksek bağlanma yetenekleri ve yüzey alanı genişliklerinden dolayı atık sudan kirleticilerin giderilmesi için mükemmel adsorpsiyon kapasitelerine sahiptirler. Yapılan yosun çalışmaları değerlendirildiğinde, atık sudaki -OH, $RCOO^-$, $-NH_2$ ve $PO_4^3$ gibi çeşitli mevcut kirleticileri metabolize ederek, biyokütle yüzeyinde emilebildikleri görülmüştür. Algler tarafından renk giderme prosesi sırasıyla; alg biyokütlesini azaltmak için kromoforların alg kullanımı, ardından kromofor materyal değişikliği sonucu kromofor olmayan materyallerin oluşturulması ve alg biyokütlesi ortaya çıkan kromoforun emilimiyle arıtım sağlanmaktadır (Samsami ve ark. 2020).

### Mantar Destekli Biyolojik Arıtma Yöntemi

Bir mantar kültürü, çevresel koşulları değiştirmek için metabolizmasını hızlandırabilmekte ve bu çok yönlü yetenek onların hayatta kalabilmesini sağlamaktadır. Mantarlar, hücre içi ve hücre dışı enzimleri sayesinde metabolik aktivitelerini arttırabilmektedirler. Mantarlar, lignin peroksidaz (LiP), manganez peroksidaz (MnP) ve

lakkaz gibi enzimlerin aktiviteleri sayesinde tekstil atık suyunda boya bozunmasını sağlamaktadır. Atık sudaki mantar suşları yoluyla biyolojik olarak arıtılması ile boya molekülünün parçalanması ve atık sudaki zararlı boyarmaddelerin detoksifikasyonu sağlanabilmektedir. Son zamanlarda, birkaç araştırmacı atık sudan renk giderimi için farklı mantar türleri kullanmışlar, atık sulardan boya gideriminde %80-99'lara varan boya giderimi sağlamışlardır (Bankole ve ark. 2018, Dayi ve ark. 2019). Mantar destekli biyolojik bozunma tekstil, kağıt hamuru ve kağıt endüstrilerinde polisiklik aromatik hidrokarbon (PAH) içeren atık suların arıtımında kullanılmaktadır. Yapılan çalışmalar sonucunda, polisiklik aromatik hidrokarbon (PAH) içeren atık suların arıtımında tipik olarak *Phanerochaete chrysosporium* kullanabileceğini belirtmişlerdir (Samsami ve ark. 2020).

**Maya Destekli Biyolojik Arıtma Yöntemi**

Önceki çalışmalarda, atık sudan yüksek boya konsantrasyonlarını alabilen boya adsorbanları olarak farklı maya türlerinin verimli performans gösterdiği belirtilmiştir. Mayaların hızlı büyüme oranları aynı bakterilerdeki gibidir. Mayalar da düşük pH gibi olumsuz ortam koşullarında sürdürme/tolere etme potansiyeli nedeniyle tekstil endüstrisi atık sularından boyaların uzaklaştırılmasında kullanılmaktadırlar. *Ascomycetous* (*Candida, Saccharomyces, Kluyveromyces ve Debaryomyces*) ve *basidiomycetous* boya gideriminde en umut verici maya türleridir. Yapılan çalışmalar değerlendirildiğinde, biyo bozunmanın boyarmaddelerin renksizleştirilmesiyle devam ettiği ve renk giderim verimliliklerinin %99'lara ulaştığı sonucuna varılmıştır (Samsami ve ark. 2020).

## 2.7. Atık Sularda Kontrol Edilen Parametreler

Atık sularda arıtım öncesi ve sonrası ölçülen bazı parametreler vardır. Bu parametrelerdeki değerlerin öncesi ve sonrası karşılaştırmasıyla arıtma verimliliği değerlendirilir.

### 2.7.1. pH

Bir maddenin ya da çözeltinin, asit veya alkali olduğunu anlamak için kullanılan ölçü birimine pH denir. Çözeltide bulunan $H^+$ iyonu, pH değeri hakkında bilgi verir. pH değeri suyun temininde, koagülasyon, su yumuşatma, dezenfeksiyon ve korozyonun önlenmesinde büyük önem arz etmektedir. pH ölçümü için elektrometrik ve kolorimetrik yöntem kullanılabilmekte, ölçüm kolaylığından dolayı elektrometrik yöntem tercih edilmektedir. Hidrojen iyonu konsantrasyonunun potansiyometrik ölçümü için hidrojen elektroduyla hassas ölçüm yapılmaktadır (Özkan 2012).

### 2.7.2. Asidite

Asidite, suda bulunan serbest hidrojen iyonlarından kaynaklanır. Ayrıca, kuvvetli bazların su ile kantitatif olarak reaksiyona girme kapasitesi olarak da tanımlanmakta ve suyun agresif olma özelliğinin bir ölçüsüdür. Zayıf asitler (karbonik ve asetik asit) ve sülfatlar (demir ve alüminyum) ile hidrolize olabilen tuzlar da suyun asiditesini etkileyen etmenlerdendir. Suya asidite veren maddelerin ayrışması sonucu suda $H^+$ iyonları oluşur. Kullanılan indikatör ve suyun pH'ı asiditenin dönüm noktasını etkileyen faktörlerdir. Tamponlanmış çözeltiler ve kompleks karışımlarda asidite dönüm noktası seçimi subjektif yapılabilir (Azgın 2014). Atık ve doğal sularda asidite, pH 4,5'a kadar titre edildikten sonra çözelti içerisine metil oranj ilave edilmesiyle tespit edilir. Numunenin fenolftaleninin asidite dönüm noktası pH 8,3 titrasyonuyla mineral asidite ve zayıf asitlerin toplamı "toplam asidite" olarak ifade edilir (Özkan 2012).

### 2.7.3. Alkalinite

Alkalinite, atık suların ve doğal suların değerlendirilmesinde kullanılan ölçü birimi olup, suyun tamponlanma kalitesini belirler. Sudaki bikarbonat, karbonat, fosfat, borat, silikatlar ve hidroksit alkalinite konsantrasyonunu etkileyen faktörlerdir. Alkalinite ölçümü, arıtılan atık sular sonrası ortaya çıkan çamurun çürütülmesinde kullanılan çevresel şartların belirlenmesinde kullanılan bir parametredir. Örnek vermek gerekirse, anaerobik çürütücülerin üst yüzeyinde 2000-4000 mg arasında $CaCO_3$/L alkalinite bulunmaktadır. Alakalinite ölçümü suyun titrasyonunda volumetrik N/50 $H_2SO_4$ çözeltisinde gerçekleştirilmektedir. Alkalinite testi pH kontrol edilerek gerçekleştirilir.

Ölçülen pH değeri 8,3'ten yüksek ise iki aşamada ölçüm gerçekleştirilir. Birinci aşamada pH değeri 8,2'nin altına getirilerek, ortama fenolftelain indikatörü eklenir ve pembeden renksiz hale getirilir. İkinci aşamada ise pH 4,5'a gelene kadar metil oranj ile titre edilir (Özkan 2012).

### 2.7.4. Bulanıklık

Bulanıklık; organik, mikroskobik veya inorganik organizmaların su içerisinde askıda kalması soucu oluşur ve sudaki ışık geçirgenliğinin bir ölçüsüdür. Bulanıklık suya 90° açı ile gönderilen ışık ile ölçülür ve su içerisinde ışığın absorbe edilmesi ya da saçılması ile değerlendirilir (Taşkın 2016). Bulanıklık ölçümü enstrümantal ve gözle mukayese olmak üzere iki şekilde değerlendirilir. Su içerisinde askıda bulunan partiküllerden dolayı ölçülen ışığın yoğunluğu enstrümantal mukayese olarak adlandırılır Göz ve enstrümantal mukayese yöntemi ölçümleri arasında farklılık bulunmaktadır. Enstrümantal mukayese sonucu elde edilen değerler "nefolometrik bulanıklık" birimi ve gözle mukayese sonucu elde edilen değerler ise "Jackson bulanıklık" birimi ile ifade edilir (K. Özkan 2012).

### 2.7.5. Renk

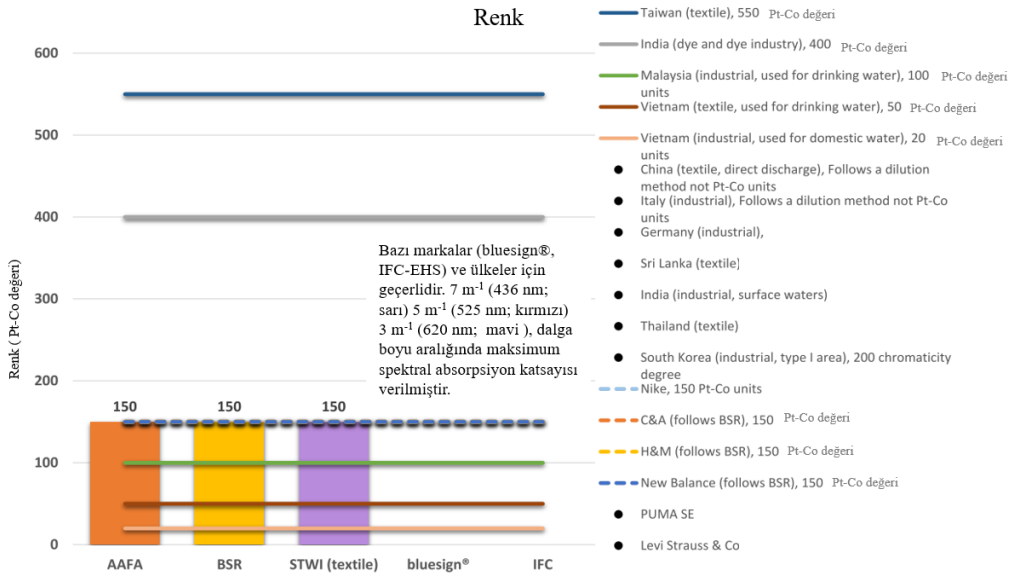
Gerçek ve görünür değerler ile ifade edilen renk ölçümü, hammadde ve bitmiş ürünlerin analizi için büyük önem taşımaktadır. Renk aynı zamanda atık suların izlenmesi, alıcı ortama deşarjı ve dağıtımı adımlarında suyun kalitesinin belirlenmesini etkileyen faktörlerdendir. Atık sularda renk tayini; standart çözeltilerle mukayese (görsel mukayese), renk ölçüm cihazları kullanarak ölçme (spektrofotometre) ve arazi metodu ile ölçüm olarak 3'e ayrılır. Görsel mukayese metodu tüm içme sularına uygulanabilir. Bazı sanayi atık suları alışılagelmemiş renkler gösterebilmekte ve bunların tayininde gözle mukayese yeterli olmamaktadır. Bu sebeple tristimulus (üçlü filtre) metodu ve spektrofotometre ölçüm metotları kullanılmaktadır. Arazi metodunda ise renk değerini doğrudan ölçmeye imkan tanıyan taşınabilir pratik cihazlar kullanılır. Bu metodda numuneler cam kaplarda toplanarak, biyolojik ve fiziksel değişim meydana gelmesiyle renk değişimine engel olacak şekilde fazla bekletilmeden analiz edilir. Soğutma yöntemiyle numuneler en fazla 2 gün muhafaza edilebilirler. Atık sular çoğu zaman renk giderimi yapılmadan deşarj ortamlarına salınmakta ve çevresel kirliliğe sebep

olmaktadırlar. Kirliliğin önlenmesi ve atık suların belirli tayin metodları ile sınırlandırılarak ortama deşarjlarının sağlanması gerekmektedir (M. P. Polat 2018).

**Çizelge 2.7.** Renk ölçüm metotları (Polat 2018)

| Sıra | Metot | Metot No | EPA Metodu |
|---|---|---|---|
| 1 | Görsel Karşılaştırma Metodu | 2120 B | 110.2 |
| 2 | Tritimulus Metodu | 2120 D | 110.2 |
| 3 | ADMİ Tritimulus Filtre Metodu | 2120 E | 110.1 |
| 4 | Spektofotometrik Metot | 2120 C | 110.3 |
| 5 | RES Ölçüm Metodu | - | ENISO7887 |

Tekstil atık sularına uygulanan arıtma sistemleri ve arıtma cihazları atık sularda bulunan boyarmadde ve kimyasallardan kaynaklanan renklerin giderimini tam olarak sağlayamamaktadır. Renk gideriminin tam olarak sağlanamadığı tekstil atık sularında bazı ülke ve markalar, atık sularda oluşan renk için bir sınır değer belirlemişlerdir. Belirli çalışmalar sonucu elde edilen değerlerden yola çıkılarak atık sularda bulunan renklere sınırlamalar getirilmiştir. Şekil 2.12'de bazı ülke ve markaların atık sularda izin verdiği renk sınır değerleri gösterilmiştir.

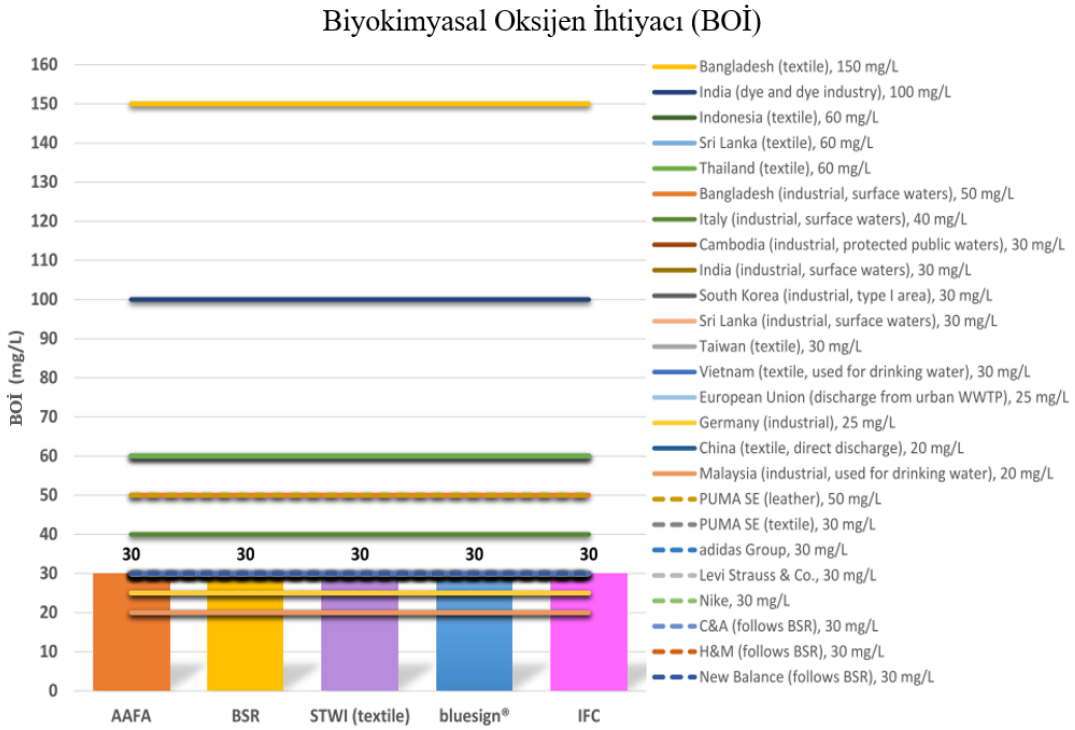



**Şekil 2.12.** Alıcı ortam deşarjlarında renk parametresinin bazı ülke ve markaların izin verdiği sınır değerler (Zero Discharge of Hazardous Chemicals Programme 2015)

### 2.7.6. Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ)

Organik madde içeren atık sular ve sudaki atık konsantrasyonları, suyun kirlilik derecesinin bir ölçüsüdür. Atık suların bileşimleri çok farklı olduğundan içindeki maddeleri formülize etmek zordur. Bu sebeple arıtma tesislerinde uğradıkları bozunmalar ve bu maddelerin içerdiği konsantrasyon değerleri dikkate alınmalıdır. Arıtma tesislerinde organik maddelerin ölçüsü olarak biyokimyasal oksidasyon (karbonlu maddelerin oksitlenmesi) sırasında tüketilen oksijen miktarı esas alınır. Tüketilen oksijen miktarı değerine BOİ denir.

Biyokimyasal oksidasyon su içerisinde yanma olayı olup, suda çözünmüş oksijenin kullanılmasıyla gerçekleşir. Bu olay esnasında tüketilen oksijen miktarı, sudaki organik madde miktarına denk gelir. Organik madde içeren atık sularındaki oksijen ihtiyacı, karbon içerikli maddelerin tamamının $CO_2$'e dönüşümüne kadar devam eder. Bu işlem teoride sonsuza kadar, pratikte ise yaklaşık on güne kadar devam eder. İşlem sonucunda atık suda karbon içeren maddelere ayrışırlar. Bu işlem sırasında tüketilen oksijen miktarı, birinci kademe biyokimyasal oksijen ihtiyacıdır ve $BOİ_u$ ile ifade edilir. Biyokimyasal oksijen ihtiyacının tespiti için iki metot kullanılır. Bu metotlar, doğrudan ölçüm ve en çok kullanılan seyreltme metodudur. Yapılan çalışmalar sonucunda; evsel atıksular için $BOİ_5$ ile $BOİ_u$ arasında $BOİ_5/BOİ_u \approx 0{,}68$ ilişkisi olduğu ifade edilmiştir (Özkan 2012) Yapılan bir başka çalışmada tekstil endüstrisi atık sularının bertarafında bazı ülke ve markaların izin verdiği sınır değerler tespit edilmiştir. Bu sınır değerler Şekil 2.13'de verilmiştir.

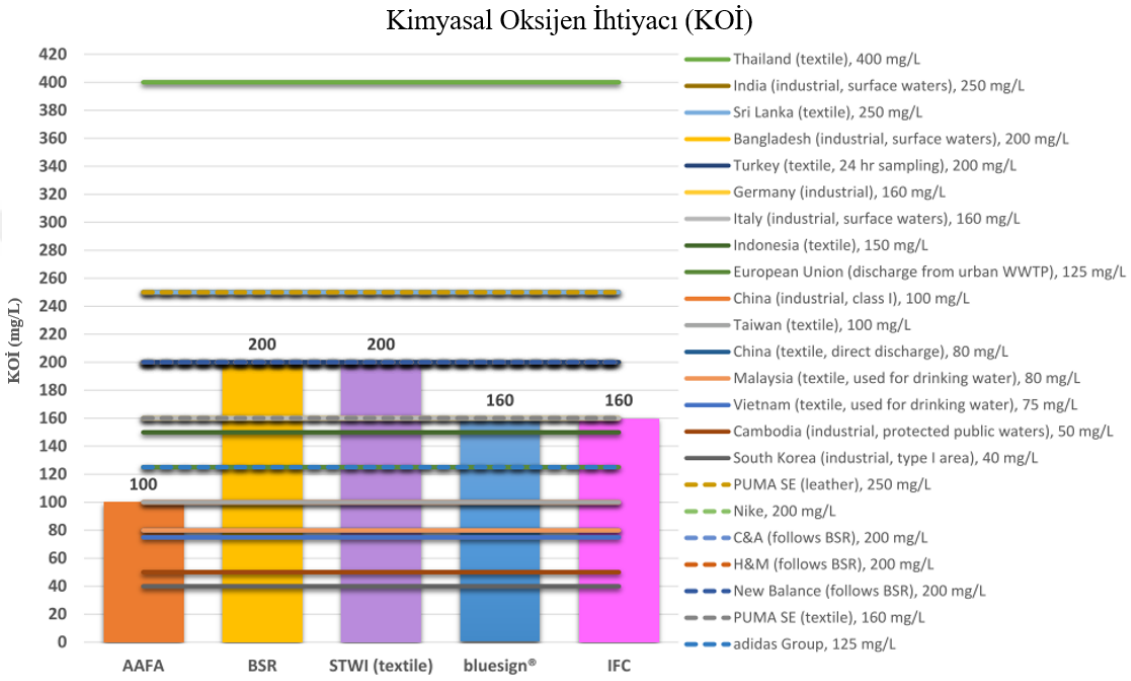



**Şekil 2.13.** Alıcı ortam deşarjlarında BOİ miktarı için bazı ülke ve markaların izin verdiği sınır değerler (Zero Discharge of Hazardous Chemicals Programme 2015)

### 2.7.7. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)

Evsel ve endüstriyel atık suların organik kirlilik derecesinin tayininde kullanılan diğer bir yöntem kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) dır. Ortamda bulunan organik maddelerin içindeki karbonu oksitleyerek kararlı maddelerin ($CO_2$ ve $H_2O$) oluşmasını sağlarlar. Atık sularda bulunan karbon içerikli maddelerin $CO_2$'ye dönüşümüne kadar devam eden süreçte, eklenmesi gereken oksijeni ifade eder. Oksidasyon sürecinin hızlandırılması ya da tamamlanması için kuvvetli asidik ve yüksek sıcaklıklarda, katalizör gerektiren bir süreçtir. İşlem sonucunda sudaki kirletici maddeden karbonun giderilmesi için harcanan oksidant miktarı belirlenir, bu miktar oksijen ihtiyacını ifade etmektedir. Ancak bu metotta bazı organik bileşikler, yüksek oksitleyici şartlara direnç gösterirler. Kimyasal oksijen ihtiyacı su içerisindeki tüm karbonun parçalanmasını ifade etmemekte, kimyasal oksidantla oksitlenebilen karbonları ifade etmektedir. Bir suya ait KOİ tayini sonucu, biyolojik yollarla ayrışmayan bazı maddeleri de içerdiğinden, KOİ değeri her zaman BOİ değerinden daha yüksek değerlerde elde edilir. KOİ, nehir ve endüstriyel atıkların incelenmesi çalışmalarında kullanılan ve hızlı sonuç veren bir parametredir. İncelemede

kullanılan atıkların toksik madde içermemesi ve kolaylıkla ayrışabilen organik maddeleri içermesi sonucu elde edilen KOİ değeri, yaklaşık olarak nihai BOİ değerine eşittir (Özkan 2012). Atık sulardaki KOİ üzerine yapılan çalışmada, tekstil endüstrisi atık sularının bertarafı sonrası bazı ülke ve markaların deşarjına izin verdiği KOİ miktarları belirlenmiştir. Atık sularda bulunmasına müsaade edilen KOİ sınır değerleri Şekil 2.14'de verilmiştir.

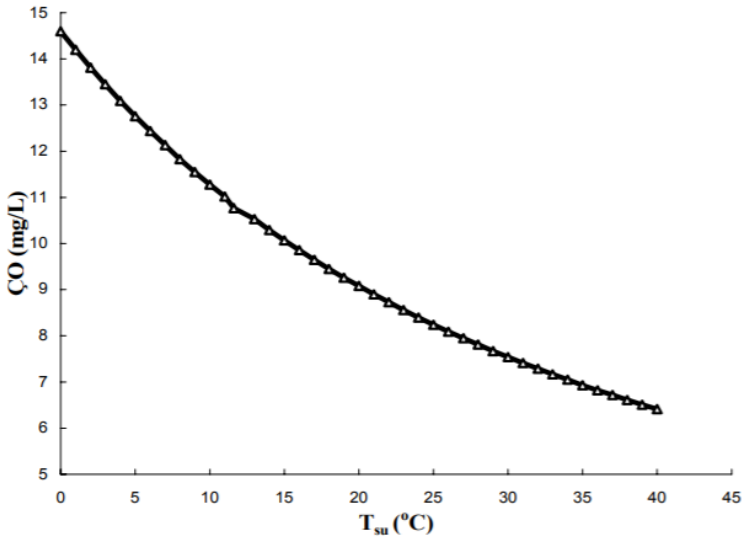



**Şekil 2.14.** Alıcı ortam deşarjlarında KOİ miktarı için bazı ülke ve markaların izin verdiği sınır değerler (Zero Discharge of Hazardous Chemicals Programme 2015)

### 2.7.8. Çözünmüş Oksijen İhtiyacı

Doğal ve atık sulardaki çözünmüş oksijen (ÇO) miktarı, su ortamındaki kimyasal, fiziksel ve biyokimyasal olaylara bağlıdır. Çözünmüş oksijen miktarı genellikle mg/L şeklinde ifade edilir. Su kirliliği kontrollerinde ve atık su arıtma tesislerinin kontrolünde kullanılan bir metottur. Çözünmüş oksijen winkler/iyodometrik ve elektrometrik metot kullanılarak tayin edilir. Çözünmüş oksijenin oksitleme özelliğine dayanan iyodometrik metot, titrimetrik bir yöntemdir. Membran elektrot işlemi ise, moleküler oksijenin membrana karşı difüzyon hızına dayanan metottur. Metot seçimi mevcut girişimlere, istenen hassasiyet derecesine ve laboratuvar imkanlarına bağlıdır (Özkan 2012).

Biyolojik değişimlerin aerobik ya da anaerobik mikroorganizmalardan hangisiyle gerçekleştirileceği sudaki çözünmüş oksijenin konsantrasyonunu etkiler. Aerobik mikroorganizmalar, serbest oksijeni organik maddelerin oksidasyonu için kullanır ve zararsız son ürüne dönüştürür. Ancak anaerobik mikroorganizmalar organik maddeleri tüketmek için çözünmüş oksijene ihtiyaç duyarlar. Anaerobik şartlarda organik maddelerin ayrışma reaksiyonları, genellikle sülfat gibi belirli inorganiklerin indirgenmesiyle gerçekleşir ve son ürünler rahatsız edicidir. Bunun için doğada, aerobik mikroorganizmalar için uygun koşulların sağlanması önemlidir. Aksi takdirde anaerobik mikroorganizmalar baskın hale gelerek, kötü sonuçlar doğurabilir. Sıcaklık, çözünmüş oksijen miktarını etkileyen bir unsurdur. Sıcaklık arttıkça su içerisindeki çözünmüş oksijenin doygunluk miktarı azalır, canlı yaşamını tehdit eder (Küçükali 2006).




**Şekil 2.15.** Sudaki çözünmüş oksijen miktarının sıcaklıklığa göre değişimi (Küçükali 2006)

### 2.7.9. Katı Madde

Doğal ve atık sularda, askıda veya çözünmüş halde bulunan maddeler katı maddelerdir. Katı madde içeren sular, arıtma tesislerinin çıkış suyu kalitesini ve alıcı su ortamlarını olumsuz yönde etkileyen parametrelerdir. Organik kökenli katı maddeler, alıcı ortamdaki oksijenin tüketimine ve suyun BOİ değerinin yükselmesine sebep olurlar. Ayrıca askıda

katı maddeler bulanıklığa neden olup, suyun ışık geçirgenliğini azaltırlar. Işık geçirgenliğinin azalması ötrofikasyon oluşumuna ve sularda çökerek dip çamurlarının oluşmasına neden olurlar. Yüksek oranda katı madde içeren sular, içme suyu, yüzme veya endüstriyel amaçlı su temininde kullanılamazlar. Filtre edilebilen ve filtre edilemeyen katıların toplamına, toplam katı madde denir. Filtre edilebilen katı maddelere çözünmüş katı madde, filtre edilemeyen kısmına askıda katı madde denilmektedir (Özkan 2012)

### 2.7.10. Fosfor ve Fosfat

Bitki nitrüentleri olan fosfor bileşikleri yüzey sularında alg büyümesine yol açarak, suda ötrofikasyona neden olurlar. Sadece 1 g fosfat fosforu ($PO_4$-P) 100 g algin gelişimini hızlandırabilir. Ancak gelişen algler öldüğünde, ayrıştırma işlemi için yaklaşık 150 g'lık oksijene ihtiyaç duyulmaktadır. Yüzey sularında neden olacağı muhtemel tehlikeler nedeniyle, Avrupa Birliği Yönergesi 91/271/EEC, fosfat bileşiklerinin alıcı ortama deşarjı için sınır limit değerleri belirtmişlerdir. Bu değerler, atık su arıtma tesisinin büyüklüğüne bağlı olarak 2 mg/L $P_{top}$ (10.000 – 100.000 PE) ya da 1 mg/L $P_{top}$ (> 100.000 PE)'dir. Bugünlerde bir kentsel atık su arıtma tesisinin girişinin ortalama konsantrasyonunun 9 mg $P_{top}$ olduğu varsayılmaktadır. Atık su çıkışlarındaki değerlerin belirtilen limit değerlere düşürülmesi gerekmektedir. Fosfat miktarının limit değerlerinin düşürülmesi için iki yöntem vardır. Bunlar; biyolojik fosfor giderimi ya da kimyasal fosfat çöktürülmesidir. Çöktürme yöntemi atık suyun tuzluluk değerini arttırması, çöktürücü maddelerin pahalı olması ve çöktürülmüş fosfat sonucu çamur oluşumuna neden olmasından dolayı dezavantajlara sahiptir. Biyolojik ve kimyasal fosfor giderimi kombinasyonu ile çöktürücü madde kullanımı en aza indirgenebilmektedir (Pütz 2012)

## 2.8. Atık Suların Yeniden Kullanım Alanları

Artan nüfus, artan kentleşme oranları, tarımsal uygulamalar ve endüstri alanlarının artması gibi nedenlerden dolayı su ihtiyacı ve atık su miktarı da giderek artmakta, su kaynakları ise aynı hızda azalmaktadır. Bu bağlamda son yıllarda suların geri kazanımı üzerine çalışmalar yapılmaya başlanmış, alternatif bir su kaynağı olan arıtılmış atık sular ve bunların kullanım alanları gündeme gelmiştir. Arıtılan atık sular, su kaynaklarının sürdürülebilirliği için çok çeşitli amaçlarla kullanılabilmektedir. Atık suların geri

kazanımının birçok faydası vardır. Sürdürülebilir bir su kaynağının olması ve gerekli kontrollerle güvenilir su kaynağı sağlaması, enerji tüketiminin azalması, temiz su kaynaklarının daha az tüketilmesi, yüzey sularının kalitesinin bozulmasını azaltmaları, su temini maliyetlerinin azalmasını sağlamaları örnek verilebilir. Aşağıda tarımsal sulama kentsel ve evsel kullanım, endüstriyel kullanım ve yeraltı suyu beslemesi gibi başlıklar altında arıtılan atık suların kullanım alanlarına değinilmiştir.

### 2.8.1. Kentsel Amaçlı Yeniden Kullanım

Arıtılan atık sular, park ve eğlence (rekreasyon) alanları, spor alanları, okul bahçeleri, oyun alanları, otoyol ve meydanların çevresindeki peyzaj alanları, golf sahaları, araç yıkama tesisleri gibi alanların sulanmasında kullanılmaktadır. Bunların yanı sıra pestisitler, herbisitler ve sıvı gübreler için çözelti hazırlama sularında, yangın söndürme suyu temininde, toz kontrolü ve inşaatlarda beton yapımında, ticari ve endüstriyel binalarda tuvalet suyu olarak kullanılır (Polat 2013).

Atık suların kentsel amaçlı kullanım alanındaki çalışmalar incelendiğinde; Avusturalya'da yağmur suyu ve arıtılan atık suların geri kazanımı sonucu 70.000 $m^3$/gün tuvalet sifon suyu, açık arazilerin sulanmasında, 2000 yerleşik eve bahçe ve tuvalet yıkama sularında kullanılması için verilmiştir (Anderson 2003). Kaliforniya'da arıtılan su miktarının yaklaşık %10'u, Florida'da ise yaklaşık %6'sı rekreasyon, çevre geliştirme ve restorasyon amaçlı kullanılmıştır (Grumbles ve ark. 2015). Çin'de yapılan çalışmada, ortalama kentsel peyzaj ve yol süpürme gibi kamu hizmetleri için toplam $4.2 \times 108$ $m^3$/yıl su kullanıldığı tespit edilmiş. Buna karşılık 2010 yılında kamu hizmetleri için $1.46 \times 107$ $m^3$ geri kazanılmış su kullanılarak, belediye genel su tüketiminin %3,5'ini geri kazanım ile su kullanımını azaltarak elde etmiştir (Chang ve Ma 2012). Özellikle banyo veya yüzme suyu amaçlı kullanılan arıtılmış atık sular dermatolojik etkiden dolayı dezenfeksiyon işlemine ihtiyaç duyar. Arıtılan atık suların banyo veya yüzme amaçlı kullanımı için Avrupa Banyo Suyu Kalite Direktifi 76/160/EEC bir standart belirtmiş, atık suda önemli olan iki parametreyi *E. Coli* ve *Bağırsak Enterokokları* dikkate almıştır (Huertas ve ark. 2008).

### 2.8.2. Endüstriyel Amaçlı Yeniden Kullanım

Gelişmiş ülkelerde artan endüstrileşmeyle daha çok su ihtiyacı doğmuş, var olan atık suların geri kazanımıyla çözüm aranmıştır. Çoğu endüstri alanında içme suyu kadar kaliteli suya ihtiyaç duyulmaması, geri kazanılan atık suların özellikle endüstri alanında kullanılmasını sağlamıştır. Geri kazanılan atık sular endüstriyel alanda radyoaktif atıkların seyreltilmesi, petrol rafineleri, baca gazı yıkamaları, soğutma kuleleri, kül sulama ve kazanlarda kullanılmaktadır. Geri kazanılan atık sular en çok soğutma suyu olarak kullanılmakta olup, bazı sorunları da beraberinde getirmektedir (Demir ve ark. 2017). Geri kazanılan atık sular, makinalarda çökelek oluşumu, korozyon ve mikrobiyel büyüme gibi sorunlara neden olmaktadır. Geri kazanılan atık sularda sertlik oldukça önemli bir etmendir ve makine aksamlarının zarar görmemesi için sertliğin neredeyse sıfıra yakın olması beklenir. Geri kazanılan atık suların elektrik endüstrisinde devre kartları yıkamasında kullanılabilmesi için neredeyse damıtılmış su kalitesine sahip olması gerekir (Polat 2013).

Endüstriyel kullanım amacına uygun yapılan geri kazanım çalışmaları incelendiğinde, devlet üretici firmalarını geri kazanılan suyun kullanımına zorlamaktadır (Demir ve ark. 2017). Yapılan bir çalışmada, Pekin'de belediye tarafından temiz su yerine geri kazanılmış atık suyun ısı güç santrallerinde kullanılması zorunlu hale getirilmiş ve 2010'da şehirde bulunan dokuz ısı enerjisi tesisi, geri kazanılan atık suyu soğutma suyu olarak sistemlerine entegre etmişlerdir. Bu sayede soğutma suyu için temiz sudan kullanılması gereken su miktarı %27.45 azalmıştır (Chang ve Ma 2012). Süt endüstrisinin etkin olduğu Hindistanda, üreticiler atık su arıtma proseslerine ve sıfır deşarj arıtma ünitesine zorlanmış, atık suların azaltılması ve ıslahını sağlamak için zorunlu tutulmuştur. Hindistanda bir süt endüstrisi fabrikasının atık su kaynakları tespit edilmiş, atık suyun ıslahı ve geri kazanımı için çalışmalar yapılmıştır. Çalışma sonucunda, arıtma tesisi simülasyonu sonucu günde ortalama %5'den fazla suyun geri kazanılabileceği ve biyogaz üretiminde %10'luk bir artış sağlanabileceği tespit edilmiştir (Tiwari ve ark. 2016)

### 2.8.3. Yeraltı Suyu Beslemesi Amaçlı Yeniden Kullanım

Arıtılmış atık sular toprağın da arıtım kapasitesinden yararlanılarak, yeraltı suyu beslemesinde kullanılabilmektedir. Ancak günümüzde, arıtılan atık sular yeraltı sularına sağlık riski nedeniyle beslenememekte, belirli standartlara tabi tutulmaktadır. Yeraltı sularına beslenememesinin en büyük nedeni bu suların içme suyu olarak da kullanılması ve beslenen suyun içme suyu kalitesinde beslenmesini gerekli kılmasıdır. Arıtılmış atık sular, yeraltı suyuna farklı yöntemlerle beslenebilirler. Bunlar; yüzeysel püskürtme, kum filtrasyon, nehre deşarj, toprak su arıtma ve doğrudan enjeksiyondur (Polat 2013). Kanada'da da yapılan bir çalışmada, atık su çıkışındaki kritik kirleticilerin tanımlanmasına yaklaşım geliştirilmiştir. Atık sularda sağlık ya da çevresel açıdan dayanıklı kirletici grupları için temsili bileşikler seçilmiştir. Çalışma sonucunda, mevcut suyun yeniden kullanımı, içme suyu ve çevresel su kalitesi yönergelerine dayalı tanımlamaların yapılabildiği görülmüştür (Demir ve ark. 2017).

### 2.8.4. İçme Suyu Kaynaklarının Arttırılması Amaçlı Yeniden Kullanım

İçme suyu amaçlı atık su arıtımı genellikle yeraltı suyu ve yüzeysel suların kazanımı ile karıştırılmaktadır. Ancak içme suyu için arıtılan atık sular, kullanımından önce ilave bir arıtıma ihtiyaç duymaktadırlar. İçme suyu amaçlı arıtılan atık sular, direkt içme ve endirekt içme olarak ayrılırlar (Demir ve ark. 2017).

### 2.8.5. Tarımsal Amaçlı Yeniden Kullanım

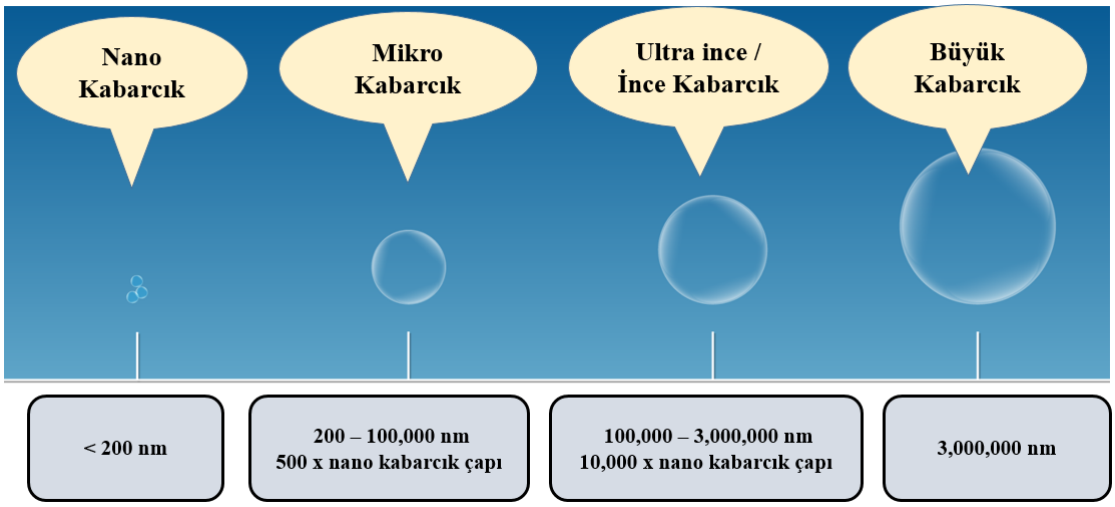
Tatlı su tüketiminin %40'lık payı tarım arazilerinin sulanmasında kullanılmaktadır. Son dönemde arıtılan atık suların tarımda kullanılması ön plana çıkmıştır. Tarımda kullanılan arıtılmış atık su sayesinde temiz su kaynaklarının korunması, yüzeysel su kaynaklarının kirlenmesi önlenmekte ve atık sularda bulunan azot/fosfor içeriği ile gerekli olan gübre kullanımının azaltımı hedeflenmektedir. Günümüzde tarım arazilerinin 20 milyon hektarlık alanında ham, arıtılmış veya kısmen seyreltilmiş atık sular ile sulama yapılmaktadır. Özellikle yurt dışında arıtılan atık suların tarımsal alan kullanımına yönelik çalışmalar hızla artmaktadır. Örnek vermek gerekirse; US ve Puerto Rico'da 174 milyon hektarlık tarım alanının yaklaşık 22 milyon hektarı arıtılmış atık sularla

sulanmaktadır. Kaliforniya'da yaklaşık %48 ve Florida'da ise arıtılan atık suyun toplam hacminin yaklaşık %19'u tarımsal alanların sulanmasında kullanılmaktadır (Polat 2013).

## 2.9. NANOBUBBLE TEKNOLOJİSİ

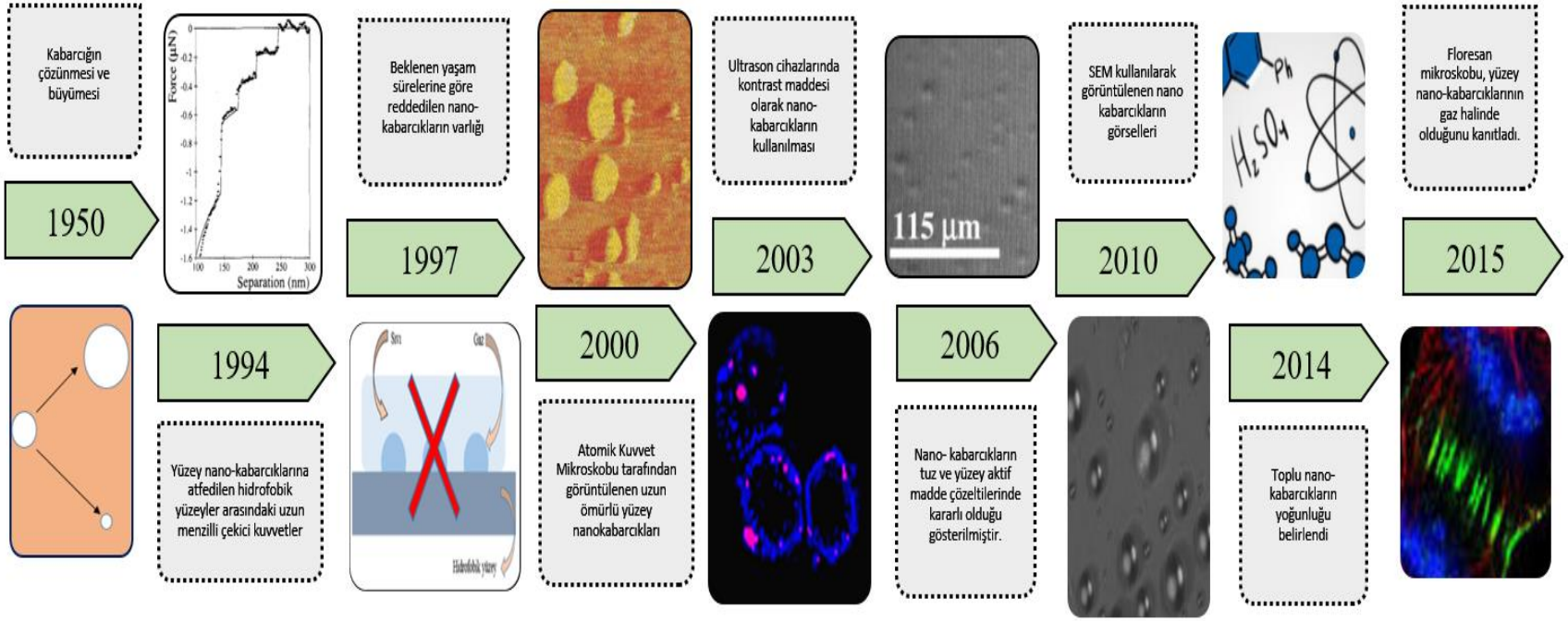
### 2.9.1. Nanobubble Tarihçesi

Bir kabarcığın oluşabilmesi yüzey geriliminin azaltılması ile sağlanır. Bunun için enerji veya basınç gerekmektedir. Yüzey gerilimi, birim alan başına yeni ara yüz oluşturmanın enerji maliyeti olup, sıvıları bir arada tutan moleküller arası kuvvetlerle ilgilidir. Bu güçlü moleküller arası kuvvetleri olan sıvılar için daha yüksek yüzey gerilimi ve moleküller arası kuvvetleri zayıf sıvılar için daha düşük bir yüzey gerilimi ile sonuçlanır. Yüzey gerilimi ne kadar yüksek olursa, kabarcık oluşturmak için gereken basınç o kadar büyük olmaktadır. Kabarcıkların toplam yüzey enerjisi, yüzey alanı en aza indirilerek düşürülebilmektedir. Oluşan küreler belirli bir gaz hacmi için en küçük yüzey alanına sahip olduğundan küçük kabarcıklar halinde çoklu kürecikler oluşturmaktadır (M. H. Alheshibri 2019).




**Şekil 2.16.** Nanobubble veya nano kabarcıklar

İlk defa 1950'lerde teorik olarak ortaya atılan nanobubble kavramı, yıllar süren araştırma ve öngörülerle bugün bile tam olarak çözülebilmiş değildir. Nano kabarcıklar geçmişten bugüne hala merak edilmekte, açıklanabilmesi için çoğu araştırmacının odak konusu olmaktadır.




**Şekil 2.17.** Nano kabarcığın tarihsel gelişim süreci (Alheshibri ve ark. 2016)

1950 yılında kabarcık yarıçapı ve doygunluğun bir fonksiyonu olarak tek bir baloncuğun ömrünü tahmin etmek için Epstein less Plesset teorisi incelenmiştir. Bu teoriye göre, doymuş bir çözeltideki bir nano kabarcık birkaç milisaniye içinde çözülmelidir (Plesset ve Sadhal 1982). 1994'te yüzey nano kabarcıkların, hidrofobik yüzeyler arasında ölçülen çok uzun menzilli çekici kuvvetlerini hesaba katmaları önerilmiştir (Parker ve ark. 1994). 1997'de yüzey nano kabarcıklarının 1994 yılında bahsedilen, "hidrofobik yüzeyler arasında ölçülen çok uzun mesafeli çekici kuvvetlerin rolüdür" düşüncesi yüzey nano kabarcıklarının beklenen kısa ömürleri ile çürütülmüştür (Ljunggren ve Eriksson 1997). 2000'lerde atomik kuvvet mikroskobu (AFM) kullanılarak ilk yüzey nanokabarcıklar görüntülenmiştir. Yüzey nano kabarcıkların uzun ömürlü olduğu ve anormal temas açıları sergilediği belirtilmiştir (Ishida ve ark. 2000). Yüzey nano kabarcıkları, AFM tarafından görüntülenmiştir (Lou ve ark. 2000). 2003'te floresan mikroskopi cihazı ile nano kabarcıkların görüntüsü kaydedilmiştir (Yang ve ark. 2015). 2006'da tuz ve yüzey aktif maddelerin, yüzey nano kabarcıklarının şekli ve boyutu üzerindeki etkisinin ihmal edilebilir olduğu, yüzey nano kabarcıklarının stabilizasyonunun kirleticilerden kaynaklanmadığı ifade edilmiştir (Zhang ve ark. 2006). 2010'da toplu nano kabarcıkların kopyaları, dinamik ışık saçılımı elektron mikroskobuyla görüntülenmiştir (Zhang ve ark. 2006). 2014'te nanopartiküllerin çözücüye kıyasla kütle yoğunluğu, mikro rezonatör kullanılarak ölçülmüş ve yığın nano kabarcıklar olduğuna inanılan parçacıkların yoğunluğunun gaz halindeki parçacıklara karşılık geldiği tespit edilmiştir (Zhang ve ark. 2006). 2007'de, floresan mikroskopisi ve diğer görüntüleme tekniklerini eş zamanlı kullanarak yüzey nano kabarcıklarının gaz halinde olduğunu göstermiştir. Ayrıca kızılötesi spektroskopi tekniği kullanılarak $CO_2$ yüzey nano kabarcıklarının gazla dolu olduğu tespit edilmiştir (Zhang ve ark. 2007).

### 2.9.2. Nano Kabarcıkların Tanımı ve Sınıflandırılması

Geçmişten günümüze nanobubble kavramı için birçok tanım kullanılmış, kesin olmamakla birlikte bu kavramı bazı araştırmacılar fiziki özellikleri bakımından bazıları ise sayısal değerlerle açıklamaya çalışmışlardır. Nano kabarcıklar; çap değeri, sayısal özellikleri, patlama şiddetleri bakımından farklı tanımlamalar ile ifade edilmiştir. Bu tanımlamalardan birkaçı aşağıda sunulmuştur.

Alheshibri ve ark. (2016) nanobubble kavramını "küresel yapıda, yüzey üzerinde bulunan, yükseklikleri genellikle 10 nm'den fazla ve 100 nm'den az olan gaz dolu cepler" olarak tanımlamıştır. Toplu nano kabarcıklar, 1000 nm'den daha küçük bir çapa sahip gaz dolu küresel baloncuklar ya da literatürdeki alternatif veya eşdeğer kullanımıyla ultra ince kabarcıklardır (Alheshibri ve ark. 2016).

Lyu ve ark. (2019) 1000 nm'den küçük çaplara sahip baloncukları nanobubbble olarak tanımlamışlardır. Nanobubble kavramı ilk olarak 1994 yılında sudaki hidrofobik yüzeyler arasında gözlenen, az tahmin edilen çekici kuvvetleri açıklamak için önerilmiştir. Nanobubble çekici kuvvetleri açıklamada kullanılan klasik Laplace Basınç Teorisi ile yeterince açıklanamamıştır (Lyu ve ark. 2019).

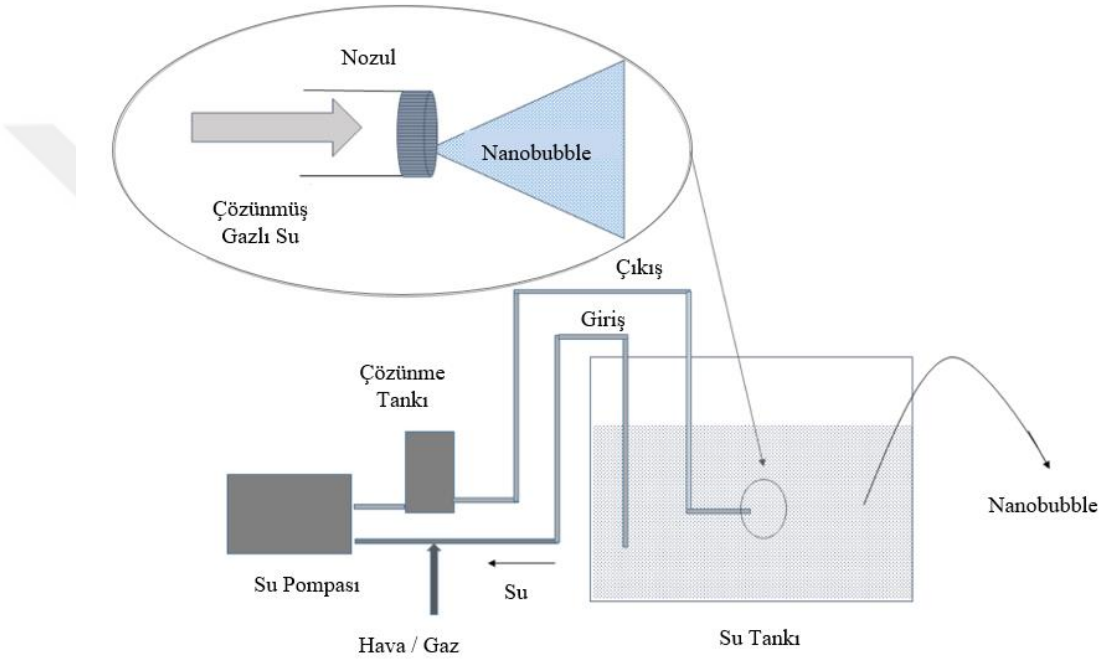
Michaildi (2020) nano kabarcıkları "yüzeyde (yüzey veya ara yüzey nanobubble) veya sıvı fazda dağılmış (yığın nanobubble), birkaç hafta ya da aylarca yaşayabilen uzun ömürlü, çapı 1 μm'den küçük nanoskopik gazlı boşluklar" olarak tanımlamıştır (Michailidi ve ark. 2020).

Avazedo ve ark. (2019) çapı 100 μm-2 mm arasında değişen kabarcıkları makro (macrobubble) kabarcık, 1 μm ile100 μm çap aralığındaki kabarcıkları ise mikro (microbubble) kabarcık olarak tanımlamışlardır. Bu kabarcıkların yüzeye yükselmesinin ardından suda çözündüklerini belirtmişlerdir (Azevedo ve ark. 2019).

### 2.9.3. Nanobubble Üretim Yöntemleri

Nano kabarcıklar genelde, çözünen-salınan gaz yöntemi ve dağıtıcı gaz yöntemi olmak üzere iki şekilde üretilebilmektedir. Çözünen-salınan gaz yönteminde iki metot vardır. Birincisi, gaz basınçla çözülür, ardından gaz serbest kalırken basınç ile kabarcık oluşumu sağlanır. İkinci metot ise gaz basınçla çözülerek, gazın salınımı sonucu kabarcık oluşturulmaktadır. Dağıtıcı gaz yönteminde, yüksek hızlı rotasyonel akış, akış yolu değişikliği ve ince gözenekli malzemelerin kullanılmasıyla kabarcık oluşumu sağlanabilmekedir (Khan ve ark. 2020).

Nanobubble yaygın olarak gazın basınçla çözülmesi, ardından gazın serbest bırakılmasıyla elde edilir. Kabarcık oluşum yöntemi Şekil 2.18'de verilmiştir. Bu yöntemde cihaz bir su pompası, hava kompresörü ve hava deposundan oluşur. Su pompası, dolaşımdaki suyu çözünmüş gaz tankına göndermek için belirli bir basınç sağlar ve hava kompresörü havayı çözünmüş gaz tankına iletir. Çözünmüş gaz tankında oluşan yüksek basınçlı gaz-su karışımı, gazı aşırı doygun hale getirerek çözündürür ve gazın ani dekompresyonu ile kabarcık oluşumu sağlanır (Takahashi ve ark. 2007).




**Şekil 2.18.** Nanobubble üreticinin şematik görünümü (Takahashi ve ark. 2007)

Kabarcık oluşumu ve stabilitesinin korunması birçok araştırmacının odak konusu olmuştur. Liu ve ark. (2013) yaptıkları çalışmada nano kabarcık üretimi için salin çözeltisi yöntemi üzerine çalışmışlardır. Düşük gaz çözünürlüğe sahip bir çözücü, yüksek çözünürlüğe sahip bir çözücüyle değiştirildiğinde oluşan kabarcık yapısını incelemişlerdir. Farklı tuz türleri ve konsantrasyonlarında nano kabarcıklar üretilmiştir. Oluşan nano kabarcıkların boyutları AFM mikroskobunda incelenip değerlendirilmiştir. Değerlendirme sonucunda tuz konsantrasyonu arttıkça nano kabarcık oluşumunun azaldığı gözlenmiştir (Liu ve ark. 2013).

Jadhav ve Barigou (2020) yaptıkları çalışmada etanol kullanılarak oluşturulan nano kabarcıkları değerlendirmişlerdir. Saf suda ve su-etanol karışımında gözlemlenen nano varlıkların gerçekten gazla dolu alanlar olduğu ve bu alanların nano kabarcıklar olduğu tespit edilmiştir. Ancak zamanla bu kabarcıkların kademeli olarak azalma eğilimi gösterdiği tespit edilmiştir. Su-etanol karışımındaki nano varlıkların etanol damlacıkları olmadığı ve çözünmüş gaz miktarının, üretilen nano kabarcıkların sayısı üzerinde doğrudan bir ilişkisi olduğu görülmüştür. Nanobubble'lar Cryo-SEM ile görüntülenmiş, nano kabarcıkların içi dolu gazlar olduğu görülmüştür (Jadhav ve Barigou 2020).

Alheshibri (2019), nano kabarcık oluşumunda etanol kullanımını incelemiştir. Yüksek saflıkta etanol-su karışımı kullanarak 20 nm çapa sahip şırıngalar ile nano kabarcıklar üretmiştir. Oluşan partiküllerin çözünmüş oksijen ölçümleri ve rezonans kütle ölçümleri yapılmış, dinamik ışık saçılımı cihazında boyutları incelenmişitr. Çalışma sonucunda, etanol ve su karıştırılarak üretilen nanopartiküllerin nano kabarcık olmadığı bildirilmiştir (Alheshibri 2019).

Bui ve Han (2020), ters akışlı hidrodinamik kavitasyon kullanarak sürekli çalışan, düşük enerji talebine sahip bir nanobubble jeneratörü tasarlamıştır. Nano kabarcık oluşumu için farklı pH, süre ve tuz oranları kullanılmıştır. Hava ve oksijen gazı kullanılarak nano kabarcıklar üretilmiştir. Üretilen nano kabarcıkların boyutu için optimum 30 dakika işlem süresinin yeterli olduğu görülmüştür. Suyun tuzluluğu, hava+nano kabarcık oluşumunda çok fazla etkili değil iken, oksijen+nano kabarcık oluşumunda etkilidir. Optimum hava+nano kabarcık boyutunun pH 7'de yaklaşık 240 nm'de yeterli olduğu belirtilmiştir. Üç ay boyunca incelenen nano kabarcıkların büyüklük açısından kararlı oldukları tespit edilmiştir (Bui ve Han 2020).

Wang ve ark. (2019) yaptıkları çalışmada, yüksek basınçlı ekipman olmadan periyodik basınç değişimi kullanarak toplu nano kabarcık oluşumu üzerine çalışmışlardır. Nano kabarcık üretimi için $O_2$ ve $CO_2$ gazları kullanılarak, doymuş azot çözeltisi içerisinde belli basınçlar altında nano kabarcıklar üretilmiştir. Basınç ve süre değişimi ile nano kabarcıkların boyutlarının ayarlanabilir olduğu görülmüştür. Oluşan nano kabarcıkların yaklaşık 68 nm ve 397 nm tepe değerlere sahip bimodal dağılım sergilediği ve kabarcık stabilitesinin 48 saate kadar değişmediği belirtilmiştir (Wang ve ark. 2019).

Ushikubo ve ark. (2010), gazların kabarcık oluşumuna ve stabilitelerine etkisini değerlendirmişlerdir. Oluşan nano kabarcıklar dinamik ışık saçılımı ile görüntülendiğinde saf oksijen kullanılan nano kabarcıkların günlerce ve hava kullanılan nano kabarcıkların ise 1 saatten daha kısa sürede kaybolduğu gözlenmiştir. Oksijen kullanılarak elde edilen mikro ve nano kabarcıkların zeta potansiyeli, -45 mV ila -34 mV ölçülmüştür. Hava kullanılarak elde edilen mikro ve nano kabarcıkların zeta potansiyeli -20 mV ila -17 mV ölçülmüştür. Hava ile oluşturulan nano kabarcıkların 1 saatten az, oksijen ile oluşturulan kabarcıkların birkaç güne kadar dayandığı görülmüştür. Nano boyutlu kabarcıkların kararlılığı değerlendirilmiş; elektrik yüklü ara yüzeyde var oldukları tespit edilmiştir (Ushikubo ve ark. 2010).

Ulatowski ve ark. (2019), nano kabarcıkların davranışını anlamak için farklı gaz türleri kullanarak bir dizi laboratuvar deneyi yapmışlardır. Oksijen, nitrojen, ozon ve hava ile nano kabarcıklar üretilmiş, kullanılan gaz türünün özellikle çözünürlükte etkili olduğu görülmüştür. En az çözünürlüğe sahip nitrojen gazının en küçük kabarcık çapını, en yüksek gaz çözünürlüğüne sahip ozon gazının ise en büyük kabarcık çapını oluşturduğu gözlenmiştir. Oluşan nano kabarcıklar, zeta potansiyelleri açısından değerlendirilmiştir. Aynı şartlarda üretilen nano kabarcıklar arasında ozonun en yüksek negatif zeta potansiyeli değerine sahip gaz türü olduğu görülmüştür. Negatif zeta potansiyeli değerlendirildiğinde ozon gazını takiben oksijen, hava ve nitrojen gazlarıdır. Ayrıca çözeltinin farklı yığın özellikleri (pH, sıcaklık ve iyon konsantrasyonu) altında kabarcık özellikleri ve davranışı incelenmiş, negatif zeta potansiyeli değerlerinin artan çözelti pH değerleriyle arttığı gözlenmiştir. Yüksek pH değerlerinde daha küçük boyutlu kabarcıkların oluştuğu ve oluşan kabarcıkların asidik çözeltilerde daha büyük ve kararsız oldukları görülmüştür (Ulatowski ve ark. 2019).

Hanotu ve ark. (2017) yaptıkları çalışmada; gaz etkisini ve spargerların (kabarcık üreteci) membran çapının nano kabarcık oluşumuna etkisini incelemişlerdir. Çalışmada 25m, 50m, 75m, 100m ve 125m çapa sahip membranlar kullanarak nano kabarcıklar üretmişlerdir. Oluşan kabarcık karakterizasyonları incelendiğinde; gaz akış salınım hızının oluşan kabarcık yoğunluğunu arttırdığını ve membran çapının oluşan kabarcık boyutunu etkilediği belirtilmiştir. Artan membran çapının hava akış hızının düzenli

akışını engellediği ve oluşan kabarcık yoğunluğunu azalttığı tespit edilmiştir (Hanotu ve ark. 2017).

Oshita ve Uchida (2013) nano kabarcıkların varlığının ve kalıcılığının kanıtlanması üzerine çalışma yapmışlardır. Nano kabarcık üretimi için farklı nozul tipleri ve gazlar (oksijen ve hava) kullanılmış, oluşan kabarcıkların boyutları DLS yöntemiyle ölçülmüştür. Ölçüm sonucunda birkaç yüz nanometre çapa sahip nano kabarcıkların oluştuğu gözlenmiştir. Kabarcıkların hemen, 1 gün, 3 gün ve 6 gün sonraki değişimleri incelenmiştir. Zeta potansiyeli ölçümleri değerlendirilmiş, nano kabarcıkların kullanılan pH aralığında negatif olarak yüklendiği ve oksijen nano kabarcıkların hava nano kabarcıklarından daha yüksek elektrik yüküne sahip olduğu görülmüştür. Ayrıca oluşan nano kabarcıkların 3 gün ve 15 gün sonrasında tekrarlanabilirliğini kaybettiği görülmüştür (Oshita ve Uchida 2013).

Uchida ve ark. (2016), nanobubble oluşumunda tuz konsantrasyonunun etkisini inceledikleri çalışmada, farklı tuz konsantrasyonları ve sürelerindeki nano kabarcıkların özelliklerini değerlendirmişlerdir. 293 K'da ağırlıkça %3,5'in altında NaCl konsantrasyonuna sahip çözeltilerde ve farklı sürelerde donma-kırılma replika yöntemiyle oksijen nano kabarcıkların dağılımları incelenmiştir. NaCl konsantrasyonu ve bekleme süresi arttıkça nano kabarcık konsantrasyonun azaldığı gözlemlenmiştir. ζ (zeta) potansiyelindeki ve debye uzunluğundaki (plazma fiziğinde, parçacıkların neredeyse nötr kabul edildiği hayali uzaklık) azalma dikkate alındığında, yüksek tuz konsantrasyonlarında nano kabarcıkların azaldığı ve dayanıklılık sürelerinin azaldığı belirtilmiştir. Düşük tuz konsantrasyonlarında, nano kabarcıkların stabilitelerini koruyabildiği ve uzun süre (1 hafta kadar) dayanabildiği belirtilmiştir (Uchida ve ark. 2016).

Ohmori ve ark. (2015) yaptıkları çalışmada ev tipi mikser kullanarak kolay ve ekipman gerektirmeden nano kabarcıkların oluşabileceğini göstermişlerdir. Saf su referans alınarak, sırasıyla %1, %2 ve %3 etanol ilave edilen çözeltilerde 30 dakika boyunca nano kabarcık üretilmesi sağlanmıştır. Sonuçlar değerlendirildiğinde, artan etanol oranının nano kabarcık konsantrasyonunun azalttığı görülmüştür. Artan tuz konsantrasyonuyla

(%1 ve %5'lik) kabarcık oluşumunun doğru orantılı olarak azaldığı görülmüştür (Ohmori ve ark. 2015).

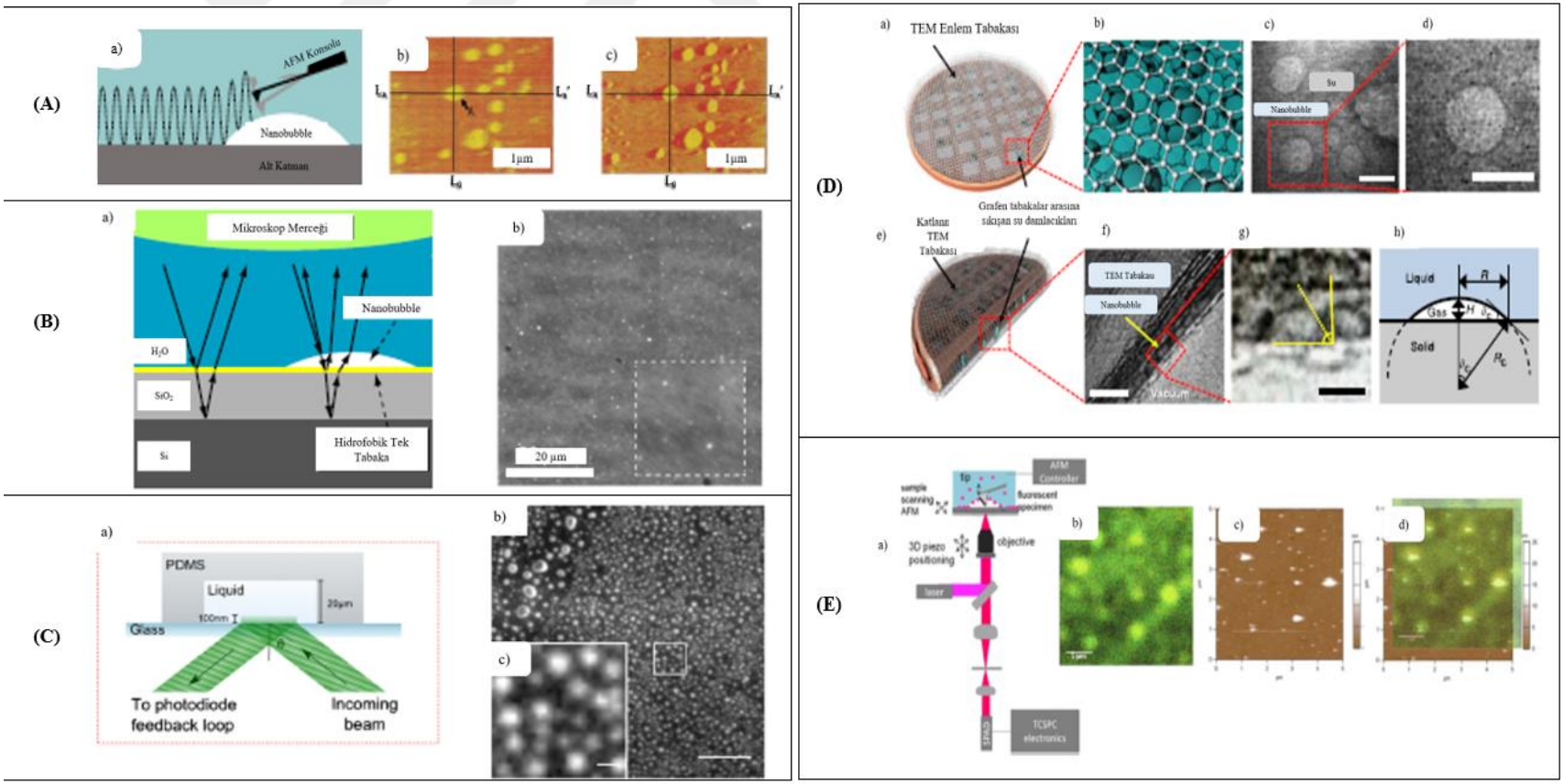
Nanobubble kabarcık davranışı olağandışı özelliklere sahip yeni bir nano ölçekli kabarcık sistemidir. Olağanüstü uzun ömürleri, fizikokimyasal özellikleri ve çok sayıda potansiyel uygulamalarından dolayı supramoleküler yapıların veya kirleticilerin varlığına atfedildiklerinden, varlıkları hala geniş çapta kabul görmemektedir. Bununla birlikte, nano kabarcıklar literatürde artan bir ilgi görmekte, oluşumları ve stabilitelerini korumaları için bir takım deneysel çalışmalara konu olmaktadırlar.

### 2.8.4. Nano Kabarcıkların Görüntülenmesi

Nano kabarcık ile ilgili yapılan çalışmalar genellikle nanobubble oluşumuna ve stabilitesi üzerine olmuş, ancak bu kabarcıkların varlığının görüntülenmesi teknolojinin gelişimiyle sağlanmıştır. Gelişen teknoloji ile birlikte oluşan nano kabarcıkların varlıklarının/oluşumlarının değerlendirilmesi için görüntüleme yöntemleri ve bu yöntemlerde nano kabarcıkların nasıl göründükleri değerlendilmiştir. Bu kapsamda yapılan çalışmalar ve kullanılan görüntüleme teknolojileri değerlendirilmiştir.

Ishida ve ark. (2000), yayınladıkları derleme makalede nano kabarcıkların görüntülenmesinde kullanılan teknolojilere değinmişlerdir. Şekil 2.19; (A)'da oluşan nanobubble'ların AFM yöntemiyle üç boyutlu görüntülenmesi şematik olarak verilmiştir (Ishida ve ark. 2000). (B)'de nano kabarcıkların yıkıcı olmayan optik girişimle geliştirilmiş yansıma mikroskobunda görüntülenmesinin şematik diyagramı ve şematik görüntülemesi verilmiştir (Karpitschka ve ark. 2012). (C)'de nano kabarcık dinamiğinin incelenmesi için toplam iç yansıma floresan (TIRF) mikroskop tekniği görülmektedir. Bu teknik, farklı kırılma indekslerine sahip iki ortam arasındaki ara yüze hemen yakın sınırdaki numune bölgesinde inceleme yapılmasına olanak sağlar. Nano kabarcık ölçümü için TIRF mikroskopisinin şematik gösterimi ve TIRF mikroskobu altında gözlemlenen nano kabarcıklar gösterilmiştir (Chan ve Ohl 2012). (D)'de nano kabarcıkların görüntülenmesinde ultra yüksek vakumlu transmisyon elektron mikroskobu (TEM) kullanılmıştır. Bu yöntemde yüksek enerjiye sahip elektron demeti çok ince kalınlıktaki malzeme (<100 nm) ile etkileşime girerek, malzemeden geçer veya kırınıma uğrayarak

yüksek çözünürlükte görüntü işleyebilen bir sistemdir. Grafen sıvı hücresi ve grafen sıvı hücresindeki nano kabarcıkların morfolojilerini gösteren TEM görüntüleri gösterilmiştir (Shin ve ark. 2015). (E) Nano kabarcıkların görüntülenmesinde kullanılan bir diğer mikroskop yöntemi floresan mikroskopisidir. OTS/cam üzerinde etanol-su değişimi ile çekirdeklenen yüzey nano kabarcıklarının görüntülenmesini sağlar (Hain ve ark. 2016).




**Şekil 2.19.** Nano kabarcık görüntülemede kullanılan yöntemler (Theodorakis ve Che 2019)

Temesgen ve ark. (2017), nanobubble'ların boyut ve boyut dağılımını ölçmede kullanılan teknikler ve bu tekniklerin sağladığı faydalardan bahsetmişlerdir. Lazer kırınımı parçacık boyutu analizörü, atomik kuvvet mikroskobu ve rezonant kütle ölçüm yöntemlerinin nano kabarcıkların görüntülenmesinde en yaygın kullanılan yöntemler olduğunu belirtmişlerdir. Görüntüleme yöntemlerinin faydaları ve sınırlamaları değerlendirmişlerdir. Atomik kuvvet mikroskobunun, yalnızca yığın sıvıyla çevrili homojen kabarcıkların ölçülmesini sağladığı ve kabarcıkların boyut tespiti için uzun süre ve çoklu ölçümlere gereksinim duymasının sınırlamalara neden olduğunu belirtmişlerdir. Lazer kırınımı parçacık boyutu analizörünün, görünür bir görüntü olmaksızın çok sayıda kabarcığın ortalama boyutunu elde etmede kullanılan basit bir yöntem olduğu belirtilmiştir. Işık saçılma ölçüm tekniğinin ise 0.1 μm-3 mm arasında değişen boyutlara sahip parçacıklara uygulanabildiğini, daha küçük parçalara uygulanamamasının tekniğin sınırlandırıcı yönü olduğu belirtilmiştir. Rezonant kütle ölçüm tekniğinin, boyutları 100–200 μm aralığındaki nano kabarcıkları ayırmada diğer geleneksel tekniklerin dezavantajlarını çözdüğünü ve pozitif yüzer partikülleri (kabarcıklar) negatif yüzer partiküllerden ayırt edebildiğini belirtmişlerdir. Nano kabarcıkların görüntülenmesinde ve ayırt edilmesinde en doğru sonucu rezonant kütle ölçüm tekniğinin verdiği sonucuna ulaşmışlardır (Temesgen ve ark. 2017).

### 2.8.5. Nano Kabarcıkların Kullanım Alanları

Nanobubble'lar 1950'de Eppstein Plesset teorisinin ortaya atılmasının ardından hızlı gelişim göstererek birçok alanda kullanılmaya başlanmıştır. Tıbbi görüntülemede, ilaç endüstrisinde, ilacın vücuda verilmesinde, atık suların arıtılmasında; flotasyonda, dezenfeksiyonda, havalandırmada, tarımda, evsel temizlikte, su ürünleri yetiştiriciliğinde, balıkçılıkta ve sanayi enerji verimliliğinde kullanılmaktadır.

Zhang ve ark. (2019), 1 μm'den daha küçük boyutta nano kabarcıkları, ilaç/gen taşıyıcı olarak ultrason kontrast maddeleriyle tıbbi görüntülemede kullanmışlardır. Görüntülemede ilgili alt popülasyonu ana süspansiyonlardan izole etmek için diferansiyel santrifüjleme gerçekleştirerek yeni biyouyumlu nanokabarcıklar geliştirmişlerdir. Üretilen kabarcıklar santrifüjleme olmadan fosfolipid filmin kalınlığını modüle etme yöntemiyle karşılaştırılmış; optimal santrifüjleme koşulları altında üretilen

nanokabarcıkların tek tip kabarcık boyutunun, iyi stabilite ve düşük toksisite sağladığını ifade etmişlerdir. *In vitro* ultrason görüntüleme ile tümörlerdeki nano kabarcıkların yoğunluğunu belirlemişlerdir Çalışma sonucunda nanobubble teknolojisinin tıbbi görüntüleme ve terapi uygulamasını destekleyeceği belirtilmiştir (Zhang ve ark. 2019).

Yin ve ark. (2012), küçük partikül boyutlu nano kabarcıkların, ultrason kontrastlı ajanlar ile kan damarı gözeneklerinden geçerek tümörün görüntülenmesini sağlayabileceğini öne sürmüşlerdir. Çalışmada, 436,8 ± 5,7 nm boyutlarda lipid nano kabarcık kontrastlı ultrason ajanları üretilmiştir. Oluşan nano kabarcıklar pasif hedefleme yeteneği için *in vivo* olarak değerlendirilmiştir. Sonuçlar, nano kabarcıkların tümör dokularını pasif olarak hedefleme yeteneğini doğrulamıştır. Ayrıca konfokal lazer tarama mikroskobu kullanılarak görüntülenen tümör dokusunda kırmızı floresan boyalı nano kabarcıkların uzun süreli varlığı tespit edilmiştir. Çalışma sonraki çalışmalara ışık tutarak nano kabarcıkların, tümörlerin görüntülenmesinden sonra tedavilerinde de kullanılabileceği yargılarının oluşmasına neden olmuştur (Yin ve ark. 2012).

Wang ve ark. (2020), Çin'de kentsel peyzaj suyunun ötrofikasyonuna nanobubble ile çözüm aramışlardır. Sucul ekosistemlerin önemli bir parçası olan makrofitler, ötrofikasyon ve alg çoğalmalarını kontrol etmede birçok avantaja sahiptirler. Mikro-nano kabarcık (MNB) havalandırması, makrofitlerin büyümesini etkileyerek ötrofikasyondan muzdarip doğal suları eski haline getirmede kullanılan yöntemlerden biridir. Ancak MNB'ler makrofitleri her zaman olumlu yönde etkilememekte bazı sorunları da beraberinde getirmektedir. Bu kapsamda yapılan çalışmada, üç yaygın makrofit türü (*Echinodorus amazonicus (EA), Echinodorus quadricostatus (EQ) ve Microsorum pteropus (MP))* MNB'ler ile havalandırılan suda 60 gün boyunca büyütülmüştür. Büyütülen bitkiler, büyümeleri standart makro kabarcıklarla yetiştirilen bitkilerle karşılaştırılmıştır. *EA* ve *EQ* büyümelerinin, MNB havalandırması sonucu önemli ölçüde inhibe olduklarını ve çeşitli yaşlanma semptomlarına (sararma ve klorofil bozulması, fotosentez hızının azalması, karbon fiksasyonu ve bitki büyümesi ve solunum hızının azalması) neden olduğu görülmüştür. Bununla birlikte, aynı koşullar altında *MP* bitkilerinin büyümesinin önemli ölçüde etkilenmediği görülmüştür. Yüksek MNB seviyelerinin varlığında *EA, EQ* ve *MP*'nin nihai taze ağırlıkları makro kabarcık havalandırma sisteminin 0.75, 0.83 ve 1.05 katı kadar olduğu görülmüştür. *EA* ve *EQ*'nun

başlangıçtaki toplam antioksidan kapasitesini sırasıyla 48.00 ve 64.67 U $mL^{-1}$, *MP*'den (617.33 U $mL^{-1}$) belirgin şekilde daha düşük değere sahip olduğu tespit edilmiştir. Nano kabarcıkların, makrofitlerin erken yaşlanmasına ve su ekosistemine zarar verdiğini belirtmişlerdir (Wang ve ark. 2020).

Ebina ve ark. (2013), nano kabarcıkların canlı yaşamı üzerindeki etkilerini incelemek için fare, balık ve bitkiler ile deneysel çalışma yapmışlardır. Kavitasyon yöntemi ile üretilen nano kabarcıklı su içerinde yetiştirilen tatlı su balıkları 4 hafta boyunca izlenmiştir. Normal suda yaşayan tatlı su balığının toplam ağırlığının 3,0'dan 6,4 kg'a, hava nano kabarcıklı sudaki balığın ağırlığının ise 3,0'dan 10,2 kg'a yükseldiği görülmüştür. Farelerin normal ve hava nano kabarcıklı suları oral yol ile vücutlarına alımı sağlanmış, 12 hafta boyunca izlenmişlerdir. Normal suya kıyasla boyutlarının ve ağırlıklarının arttığı görülmüştür. Bitkilerin. nano kabarcıklı su kullanıldığında aynı sürede yetişen normal suya oranla daha hızlı büyüdükleri tespit edilmiştir. Bu çalışmada bazı sınırlamalar (balık ve fare deneylerinde, gıda alımı kontrol edilmemesi gibi) olmasına karşın, hava ve oksijen/nano kabarcıklı suyun bitki, balık ve farelerin büyümesini önemli ölçüde desteklediği görülmüştür. Nano kabarcıkların, gelecekte yaşamların etkili bir şekilde büyümesine yeni bir bakış açısı getirebileceği kanısına varılmıştır (Ebina ve ark. 2013).

Senthilkumar ve ark. (2018), canlı büyümesi, ev tipi temizlik ve bakliyat büyümesinde nano kabarcıkların etkisini incelemişlerdir. Nano kabarcık ve nano kabarcık+deniz suyunda yetiştirilen balıklar 28 gün boyunca izlenmiş, büyüme hızları karşılaştırılmıştır. Gözlem sonucunda, nano kabarcıklı deniz suyunda yetişen balıkların büyüme hızının, normal suya göre daha iyi olduğu görülmüştür. Normal suda yetişen balıkların ağırlığının 2,0'dan 5,6 kg'a yükseldiği, nano kabarcıklı deniz suyunda ise 2,0'dan 9,2 kg'a çıktığı görülmüştür. Kirli pullara sahip tabaklar, bulaşık makinesinde nano kabarcıklı ve normal su ile yıkanmıştır. Nano kabarcıklı suyla yıkanan tabaklardaki pulların, normal suyla yıkanan tabaklardaki pullara kıyasla daha iyi giderilebildiği görülmüştür. Yeşil bakliyatlar hem normal su hem de nanao kabarcıklı su ile ıslatılmış; nano kabarcıklı sudaki bakliyat büyümesinin normal sudaki büyümeye göre daha hızlı olduğu görülmüştür (Senthilkumar ve ark. 2018).

Zhang ve ark. (2018), kirletici maddelerin uzaklaştırılmasında nano kabarcıkların varlığı değerlendirmiştir. Nano kabarcıklar; benzersiz boyut özellikleri, uzun ömürlü olmaları, negatif yüzey yüküne sahip olmaları, düşük kaldırma kuvveti kabiliyeti, yüksek gaz çözünürlüğü ve serbest radikal üretmesi sebebiyle mineral köpük yüzdürme, membran defouling (kirden arındırma), su dezenfeksiyonu ve tortu iyileştirme potansiyellerinde kullanılmaktadır. Ancak yapılan çalışmaların genellikle laboratuvar ortamında gerçekleşmesi ve endüstriyel bir seviyeye getirilememesi büyük bir sorun yaratmaktadır. Bu sebeple, nano kabarcık teknolojisinin çevre mühendisliğine başarılı bir şekilde entegre edilmesi, kirletici madde uzaklaştırma verimliliğini önemli ölçüde arttırması, arıtma tesislerinin küçülmesini sağlaması, çalışma süre ve maliyetlerini azaltarak teknolojik bir devrime yol açması mümkündür. Günümüzde uygulamalı mühendislik üzerindeki karmaşık su bileşimi, nano kabarcıkların üretimi ve stabilitesi üzerindeki etkinin belirsizlikleri sebebiyle yöntemin uygulanabilirliğinin kısıtlı olduğu, bu nedenle yapılan çalışmaların da laboratuvar ölçekli olarak sınırlı kaldığı ifade edilmiştir (Zhang ve ark. 2018).

Doğal su restorasyonu ve atık su arıtma tesislerinde mekanik havalandırıcılar veya difüzörler, oksijen üreimi için toplam işletme maliyetinin %45-75'ini oluşturan büyük miktarlarda elektrik enerjisi gerektirmektedir. Buna karşın kullanılabilir oksijen transfer verimliliği %6-10 arasında sınırlı kalmaktadır. Yeni bir teknoloji sunan nano kabarcıklar, kaldırma kuvvetinin düşük olması sayesinde oksijeni suya yavaşça yayabilmekte; sistemdeki hacimsel kütle transfer katsayısı sayesinde, geleneksel kabarcık havalandırma sisteminin iki katı olabilmektedir. Ayrıca organik maddelerin nano kabarcık kullanılarak bozunması geleneksel yönteme kıyasla gerekenden daha az tutma süresi, daha yüksek gaz transfer verimliliği ve uygun maliyetli bir oksijen tedarik yaklaşımı sağlamaktadır. Fakat tüm bu pozitifliklerinin yanı sıra nano kabarcıklar, yüksek seviyelerde ısı ve şok dalgalarının stresi indüklemesi sebebiyle biyolojik hücrelere zarar vererek, biyofilmleri yerinden oynatabileceği göz önünde bulundurulmalı ve dikkat edilmelidir. Nano kabarcıkların saf suda üretilmesi, stabilitesinin sağlanamaması ve büyük ölçekli üretimi sağlanabilirse, ikincil tehlikeler oluşturmayan "yeşil nano teknoloji" olarak çevre mühendisliğindeki kirlilik sorunlarına devrim niteliğinde çözümler sunması beklenmektedir (Zhang ve ark. 2018).

Wu ve ark. (2008), yaptıkları çalışmada nano kabarcıkların, yüzeye adsorbe edilen proteinlerin uzaklaştırılmasında ve proteinlerin spesifik olmayan adsorpsiyonunun önlenmesinde kullanılabileceğini belirtmişlerdir. Sığır serum albümini (BSA) ile protein esaslı hidrofobik yüzeyler elde ederek, pirolitik grafit (HOPG) yüzeylerde nano kabarcıklar üretmişlerdir. Elde edilen kabarcıklar, atomik kuvvet mikroskobu (AFM) tekniği kullanılarak görüntülenmiştir. Üretilen nano kabarcıklar ile HOPG yüzeyine önceden adsorbe edilmiş BSA'daki protein %26-34 oranında giderilmiştir. AFM görüntüleri incelendiğinde, 50 saniye elektrokimyasal işlem sonrası BSA oranının %100'den %82'ye düştüğü belirtilmiştir (Wu ve ark. 2008).

Rameshkumar ve ark. (2019), nano kabacıkların; musluk suyu, havuz suyu, evsel atık su ve endüstriyel atık suların arıtımındaki verimliliğini incelemişlerdir. Oksijen ve hidrojen gazları varlığında atık sudan elektrik akımı geçirerek, su moleküllerinin elektrolitik ayrışmasıyla nano kabarcıklar elde etmişlerdir. Oluşan nano kabarcıkların boyutları AFM tekniği ile ölçülmüş, çaplarının 100-800 nm arasında olduğu belirtilmiştir. Arıtma işlemi bir tank içerisinde 2-3 saat boyunca sürekli nano kabarcık oluşumu sağlanarak devam edilmiştir. Çalışma sonucunda istenmeyen çamur, çözünen ve askıda kalan katı maddeler tankın dibine çökmüştür. Çözünmüş oksijen sayısı, musluk suyu ve havuz suyunun nano kabarcıklar ile arıtılmasından sonra sırasıyla 2 kat ve 1,5 kat artmıştır. Toplam askıda katı madde miktarı, nano kabarcıkların etkisiyle endüstriyel atık su ve evsel atık sularda sırasıyla %97,82 ve %100 oranında azalmıştır. Nano kabarcık ile arıtma sonrası havuz suyundaki çözünmüş katı madde oranı ise %84,2 azalmıştır (Rameshkumar ve ark. 2019).

Jhunkeaw ve ark. (2021), tatlı su yetiştiriciliğinde nanobubble teknolojisinin potansiyel uygulaması üzerine çalışmışlardır. Çalışmada, nanobubble teknolojisinin sudaki patojenik bakteri konsantrasyonunu azaltmadaki etkisi ve balıklar için yaşama şartları değerlendirilmiştir. Ozon ile 10 dakika işlem gören nano kabarcıklardan, 50 L su içerisinde 800 mV'luk 130 nm'den küçük ozonlu nano kabarcıklar elde edilmiştir. Kirlenmiş sudaki bakteriyel yük, ozon+nanokabarcık ve *Streptococcus agalactiae* veya *Aeromonas veronii bakterileri* ile %99,93-99,99 arasında giderilmiştir. 10 dakikalık ozon+nano kabarcık işlemiyle sudaki bakterilerin (hem patojenik gram pozitif hem de gram negatif bakteriler) yaklaşık %96'sı giderilmiştir. Ozon+nano kabarcık

teknolojisinin *Tilapia* türü balıkların solungaç morfolojisini olumsuz etkilemediği ve güvenli olduğu sonucuna varılmıştır. Ozon+nano kabarcık teknolojisinin, su ürünleri yetiştiriciliğinde patojenik bakterileri kontrol etmede umut verici olduğu ve bakteriyel hastalık salgınını azaltmada faydalı olabileceği belirtilmiştir (Jhunkeaw ve ark. 2021).

Zhu ve ark. (2016), hem yüzey temizliğinin sağlanmasında hem de yüzey kirliliğinin önlenmesinde nano kabarcıkların, kullanılabileceğini belirtmişlerdir. Ara yüzeydeki nano kabarcıkların yüksek enerji oluşturarak güçlü temizleme etkisi sağladığını ve yüzey aktif madde kullanılmadığı için ard yıkama gerektirmediği belirtilmiştir. Ayrıca, yüzey aktif maddeler gibi yenilenemeyen kaynakların kullanımının ve bunlardan kaynaklanan çevresel atık yükü oluşumunun azaltılabileceği belirtilmiştir. Çalışmada, model kirletici olarak sığır serum albümin kaynaklı lizozim kullanılmış, hidrofilik ve hidrofobik özelliğe sahip yüzey kirlilikleri elde edilmiştir. Elde edilen yüzeylerden hidrofilik yüzeyin temizlenmesi nano kabarcıklar ile sağlanmış, fakat hidrofobik yüzeyler temizlenememiştir. Artan kirletici madde yoğunluğunun, temizleme işlemini zorlaştırdığı sonucuna varılmıştır (Zhu ve ark. 2016).

Xia ve Hu (2018), atık suların arıtılmasında ozon ve nanobubble teknolojisinin birlikte kullanımını değerlendirmişlerdir. Çalışmada, temsili kirletici için metil portakal kullanmışlar, pH ve tuzluluğun ozon varlığında mikro ve nano kabarcıkların arıtma verimliliği üzerindeki etkilerini değerlendirmişlerdir. Alkali veya kuvvetli asidik koşullar altında arıtım işlemi sınırlanmış; en yüksek verimlilik pH 5'te gözlenmiştir. Tuzun, metil portakalın ozon nano kabarcıklar ile işlenmesini hızlandırdığını, ancak klorlu aromatik bileşiklerin potansiyel oluşumunun kontrol edilmesi gerektiği sonucuna varılmıştır. Endüstriyel atık suların yüksek tuzluluk oranı için yapılan arıtma prosesinde, 14 saatlik arıtma sonrası %63 oranında KOİ giderimi sağlanmıştır. Nano kabarcık ile kombine kullanılan ozon sayesinde kirlenmiş yeraltı sularının organik bileşenlerden arıtıldığı tespit edilmiştir (Xia ve Hu 2018).

Terasaka ve ark. (2011), endüstriyel atık su arıtma sisteminin iyileştirilmesi için spiral sıvı akışlı mikro kabarcıklı yeni bir havalandırma sistemi önermişlerdir. Oluşturulan yeni sitemin; boyut, taşınabilirlik ve hızlı oksijen çözünme özelliğine sahip olduğunu belirtmişlerdir. Organik atık su arıtımı, havalandırma hızı, çözünmüş oksijen

konsantrasyonu ve cihaz özelliklerinin, model organik atıkların özgül tüketim oranı üzerindeki etkilerini araştırmışlardır. Organik atıkları arıtmada yeni havalandırma sistemi için en uygun koşullar değerlendirilmiş; önerilen sistemin tipik olanlardan daha fazla enerji tükettiğini belirtmişlerdir. Çalışma sonunda tüketilen enerjinin azaltılması için aerobik çamur tankında inaktif bir bölgeye oksijen beslenmesi ya da kompakt bir tankta kullanılması olmak üzere iki farklı yöntem önermişlerdir (Terasaka ve ark. 2011).

Bui ve Han (2020), pozitif yüke sahip nano kabarcıkların koyu yeşil Rit boyarmaddesinin atık su içerisinden uzaklaştırılması üzerine çalışmışlardır. Fırçasız bir DC motor, silindirik bir reaktör içinde 150 ml/dk hava akış hızında kullanılarak nano kabarcıklar üretilmiştir. İşlem sırasında boya bileşenlerinin pozitif yüklü nano kabarcıklar sayesinde askıda kalmasını sağlayarak atık sudan uzaklaştırılmasını hedeflemişlerdir. Renk giderimi için iki farklı (500 CU ve 1200 CU) renk birimine sahip 1L'lik boya çözeltileri elde edilmiştir. Atık sulara nano kabarcıksız, nano kabarcıksız+$Al^{+3}$ ve nano kabarcıksız+$H_2O_2$ ile işlem uygulanmıştır. Aynı işlem adımları nano kabarcık oluşturulmuş reaktörler için de gerçekleştirilmiştir. Nano kabarcık üretimi 30 dakika aralıklar ile 150 dakika boyunca uygulanmıştır. Çalışma sonucunda, en iyi renk giderimi 500 (CU) renk birimine sahip koyu yeşil Rit boyarmaddesinde elde edilmiştir. Yapılan işlemler değerlendirildiğinde en iyi renk gideriminin nano kabarcık+$H_2O_2$ ve yalnız nano kabarcık ile işlem gören renkli boyama çözeltilerinde olduğu görülmüştür (Bui ve Han 2020).

Turhan ve Özturkcan (2013), anyonik sülfonatlı azo boyarmaddesinin (Reaktif turuncu 16 (RO16)) ozon+nano kabarcık varlığında dekolorizasyonunu incelemişlerdir. Nano kabarcık+ozon ile yapılan renk gideriminde; pH, reaksiyon süresi, boyarmadde ve ozon konsantrasyonunun etkisi değerlendirilmiştir. Ozon gazının atık sudaki rengin giderilmesinde etkili olduğu sonucuna varılmıştır. Suda çözünür reaktif boyarmadde içeren sentetik atık su çözeltisinin, temel koşullar (pH 12) altında KOİ değerinin %69,69'a düşürülebileceği ve 8 dakikada RO16 boyarmaddesinde tam bozunmanın gerçekleştiği belirtilmiştir. Ayrıca gaz giriş hızı arttıkça, oluşan kabarcık sayısının arttığı ve yüksek ozon gazı dozlarında çözünmüş oksijen sayısının arttığı görülmüştür. Boya dekolorizasyonunun ana mekanizmasının moleküler ozon yoluyla gerçekleştiği belirtilmiştir. Ayrıca boya dekolorizasyonunun, yüksek pH değerlerinde naftalin halkası

üzerindeki artan elektronik yoğunluğun ve boyarmadde molekülündeki HN-R grubunun deprotonasyonundan kaynaklandığı öne sürülmüştür (Turhan ve Ozturkcan 2013).

Wang ve ark. (2003), azo boyarmaddelerinin atık suda renk giderimi için nano kabarcık ve ozon yöntemini kullanmışlardır. Ozonun, nano kabarcık varlığında atık suda renk giderimini daha etkili gerçekleştirdiği belirtilmiştir. Ancak, atık sudaki organik maddelerin mineralizasyonunda etkili olmadığı tespit edilmiştir (Wang ve ark. 2003).

Chu ve ark. (2007), CI Reactive Black 5 azo boyarmaddesi içeren sentetik atık suyun, ozon+nanobubble teknolojisi ile dekolorizasyonunu değerlendirmişlerdir. Ozon+mikro kabarcık üreteci ve ozon+geleneksel kabarcık kontaktörü kullanılarak renk giderimi değerlendirilmiştir. Mikro kabarcık üreteci ile ortalama çapı 58 µm'den küçük, sayısal yoğunluğu 2,9 x $10^4$ $ml^{-1}$, gaz akış hızı 0,5l $ml^{-1}$ dakikadan az ve yoğunluğu yüksek mikro kabarcıklar üretilmiştir. Oluşan kabarcıklar, geleneksel kabarcıklı kontaktör ile karşılaştırıldığında; toplam kütle transfer katsayısından 1,8 kat daha yüksek, hız sabiti 0,5 $min^{-1}$'de aynı başlangıç boya konsantrasyonuna kıyasla 3,2-3,6 kat daha çok kabarcık üretimi sağlanmıştır. Toplam organik karbon (TOC) miktarı değerlendirildiğinde, mikro kabarcık+ozon kontaktörünün geleneksel kabarcık kontaktör+ozon kullanımına göre 1.3 kat daha yüksek olduğu görülmüştür. Boya moleküllerinin bozunmasını sağlamak için atık su içerisine bırakılan kimyasal prob ile mikro kabarcık sisteminde daha fazla hidroksil radikal üretilerek, yüksek renk giderimi sağlanmıştır. Atık suların arıtılması için mikro kabarcık sistemi ile kütle transfer yönteminin, renk giderme, mineralizasyon ve ozon biriktirmede umut verici olduğu sonucuna varılmıştır (Chu ve ark. 2007).

Ushida ve ark. (2012), çamaşır yıkama sonrası atık sulardaki kirliliğin giderilmesi üzerine yaptıkları çalışmada, kullanılan deterjan miktarının azaltılmasını amaçlamışlardır. Mikro (80 nm) ve nano (30 nm) kabarcıkların yıkama etkilerini incelemek için dört farklı yüzey aktif madde değerlendirilmiştir. Çalışmada kullanılan kirli bez parçası, yüzey aktif maddeler ile yıkanmıştır. Çalışmada yüzey aktif madde ile nano kabarcıklar karıştırılmış ve oluşan çözeltinin yıkama davranışı incelenmiştir. Yıkama hızının oluşan çözeltideki yüzey aktif maddenin iyonizasyonuna bağlı olduğu sonucuna varılmıştır. Nano kabarcık ve anyonik yüzey aktif madde içeren karışımın, nano kabarcık içermeyen yüzey aktif madde çözeltisinden daha yüksek bir yıkama hızı sergilediği tespit edilmiştir. Sonuçlar

değerlendirildiğinde, yüzey aktif madde içerisine eklenen nano kabarcıkların yıkama etkisini arttırdığı belirtilmiştir (Ushida ve ark. 2012).

Kutty ve ark. (2010), biyolojik atık su arıtma sistemlerinde kullanılan difüzörlerin, havalandırmaya olan etkilerini incelemişlerdir. Yapılan çalışmada, mikro ve milimetre difüzörler kullanılmış, su içerisinde oluşan nano kabarcıkların organik madde bozunmasındaki verimliliği değerlendirilmiştir. Organik maddenin bozunması için 26°C'de, her deney partisi için 48 saate kadar sırasıyla 1 saat, 3 saat ve 6 saatte kimyasal oksijen ihtiyacı ve çözülebilir kimyasal oksijen değerleri tespit edilmiştir. Mikro ve milimetre difüzörlerde KOİ değeri sırasıyla %87 ve %81 oranında ve çözülebilir kimyasal oksijen ihtiyaçları sırasıyla %91 ve %75 oranında giderilmiştir. Mikro difüzör kullanımının organik maddelerde daha yüksek bir bozunma sağlayabileceği sonucuna varılmıştır (Kutty ve ark. 2010).

Ahmadi ve ark. (2018), nano ve mikro kabarcıkların, havalandırma ve çamur üretimindeki verimliliği değerlendirilmiştir. Mikro kabarcık havalandırmaya kıyasla nano kabarcık havalandırmanın, reaktörün karışık çözeltisinde çözünmüş oksijen konsantrasyonunu arttırdığı (2'den 4.5 mg/L'ye) ve fazla çamur üretiminin 100 mL/g'den 40 mL/g'ye düştüğü tespit edilmiştir. Aynı sürelerde mikro kabarcıklı havalandırma kullanıldığında bu değerin 160-170 mL/g aralığında olduğu görülmüştür. Nano kabarcık ile havalandırmanın, havalandırma verimliliğini ve arıtma tesisinin kapasitesini arttırabileceği belirtilmiştir. Ayrıca nano kabarcıklı havalandırma sisteminin biyolojik atık su arıtma maliyetlerini de azaltabileceği sonucuna varılmıştır (Ahmadi ve ark. 2018).

Agarwal ve ark. (2011) yaptıkları çalışmada, hava ve nitrojenden üretilen kabarcıkların kimyasal arıtmada kullanılabilirliği incelenmiştir. Nano kabarcıkların, katı yüzey ve membranların kirlenmesinde hem aerobik hem de anaerobik koşullarda mikroorganizmaların veya bakterilerin aktivitelerinin arttığı gözlenmiştir. Buna bağlı olarak atık su arıtma verimliliğinin arttığı sonucuna varılmıştır. Artan mikroorganizma veya bakteri varlığının, bir sonraki arıtma adımında cihazın yükünü azaltarak, cihaz verimliliğini arttıracağı ön görülmüştür (Agarwal ve ark. 2011).

Eskandarloo ve ark. (2017), nano kabarcık üreten mekanizmaların atık su arıtımındaki verimliliğini değerlendirdikleri çalışmada, cihazın arıtım sırasında gördüğü hasar üzerine odaklanmışlardır. Dekontaminasyon sırasında nano kabarcık üretimi sağlayan makinenin, atık sudaki viskozite ve kirlilik yüklerinin cihaz yapısına zarar verdiğini ve motor aksamlarının hızlı bozunmasına neden olduğu belirtilmiştir. Atık sudaki belirli bileşiklerin, motorların bazı aktif yüzey bölgelerine kimyasal olarak bağlandığı ve onları devre dışı bırakarak makine aksamlarının sık sık değiştirilmesi ya da kullanılamaması sonucu çevre kirliliğini arttırdığı tespit edilmiştir. Bu nedenle nano kabarcık üretimi sağlayan motor aksamlarında, Zn veya Mg gibi daha yeşil malzemeler kullanılması önerilmiştir (Eskandarloo et al. 2017)

Xiao ve ark. (2019), çalışmalarında yeraltı suyunun iyileştirilmesinde nanokabarcık+ozon kullanımını araştırmışlardır. Jeneratörden pompalanan 270 L/dk sıvının dönüşü ile elde edilen nano kabarcıklar içerisine 4 L/dk hızda ozon gazı enjekte edilmiştir. Oluşan nano kabarcıkların elektrofilik karakterizasyonu zeta potansiyeli ile ölçülmüş; -200 mV ile +200 mV arasında olduğu tespit edilmiştir. Oluşan ozon+nano kabarcıkların çeşitli tuz konsantrasyonlarında, negatif yüklü ve kararlı oldukları belirtilmiştir. Japonyadaki bir tesiste, yeraltı sularının iyileştirilmesinde kullanılan ozon+nano kabarcık yöntemi ile 6 günlük işlem sonrası yeraltı sularında %99'luk iyileşme sağlanmıştır. Yapılan çalışma sonrası organik maddelerle kirlenmiş olan yeraltı sularının yerinde iyileştirilmesi için nano kabarcık+ozon işleminin yenilikçi bir yaklaşım sağladığı belirtilmiştir (Xiao ve ark. 2019).

Reyes ve Flores (2017), Peru'nun Bermudez Limanı'nda atık suda bulunan toplam koliformların hava nano kabarcık oluşumu ile dekontamine edilmesi üzerine çalışmışlardır. Akredite bir kuruluş tarafından alınan deniz suyu numunelerinin; toplam koliform miktarı, sıcaklık, pH, bulanıklık, elektriksel iletkenlik değeri, $BOİ_5$, KOİ ve çözünmüş oksijen değerleri ölçülmüştür. Nano kabarcık oluşumu için hava ve ozon gazları kullanılmış, su akışı 4,67 L/s ve gaz basıncı 90 PSI olan hava jeneratörü ile çapı ortalama 7 μm olan nano kabarcıklar üretilmiştir. Toplam koliformların atık suya en iyi şekilde indirgenmesini değerlendirmek için dört numune ile çalışılmıştır. Referans numune olarak işlem görmemiş atık su, birinci numune için 300 mL atık su+700 mL nano kabarcıklı su, ikinci numune için 400 mL atık su+600 mL nano kabarcıklı su ve üçüncü

numune için 900 mL atık su+100 mL nano kabarcık içeren atık su çözeltileri hazırlanmıştır. Çalışma sonucunda başlangıçtaki toplam koliform miktarı 14500 CFU/100 mL iken hava mikro/nano kabarcıklar uygulandıktan sonra sırasıyla birinci numunede 4900 CFU/100 mL, ikinci numunede 8000 CFU/100 mL ve üçüncü numunede 12000 CFU/100 mL olduğu belirtilmiştir. Ayrıca koliform konsantrasyonunda azalma sağlandığı ve en iyi koliform arıtma verimliliğinin %66,21 oranıyla birinci numunede olduğu tespit edilmiştir (Reyes ve Flores 2017).

Xiao ve ark. (2017), moleküler dinamik simülasyonları (MDS) ile yüzey gerilimini düşüren sürfaktan (yüzey aktif madde) bileşenlerinin nano kabarcık stabilizasyonu üzerindeki etkisini araştırmışlardır. Sürfaktanların nanobubble kararlılığı üzerindeki doğrudan etkisini ölçmek için, yüzey aktif madde sayısı ve substrat arasındaki etkileşimin olduğu kontrollü bir model oluşturulmuştur. Hem çözünür hem de çözünmez yüzey aktif maddeler ile iki olası stabilizasyon mekanizmasına odaklanılmıştır. Çözünür yüzey aktif cismin yüzde 80'i substrat tarafından adsorbe edildiğinde nano kabarcıkları inceltmeye başlamış ve sonunda nano kabarcıkların patlamasına neden olmuştur (Xiao ve ark. 2017).

Etchepare ve ark. (2017), atık sudaki kirliliklerin uzaklaştırılması için nano kabarcıkların flotasyon (yüzdürme) etkisinden yararlandıkları çalışmada, atık sulardan metal hidroksitlerin ve özellikle ferrik hidroksitin yüzdürme yoluyla uzaklaştırılmasını incelemişlerdir. Çalışmada, farklı $Fe^{+3}$ iyon konsantrasyonları içeren 1L'lik çözeltiler oluşturulmuştur. $Fe(OH)_3$'ün çökeltilmesi için yaklaşık 5 dakika boyunca 120 rpm'lik çalkalama altında önceden belirlenmiş %1'lik NaOH çözeltisinde cam kolonda pH değeri 7'ye ayarlanmıştır. Ardından nano kabarcık oluşumu sağlanmış ve yüzdürme ile uzaklaştırma işlemi yapılmıştır. Kabarcıkların yükselme hızını arttırdığı ve atık sudan katıların ayrıştırılmasında kullanılabileceği tespit edilmiştir (Etchepare ve ark. 2017).

# 3. MATERYAL ve YÖNTEM

## 3.1. Materyal

### 3.1.1. Kompozit Atık Su

Tez çalışmasında kompozit atık su numunesi reaktif boyama prosesi sonrası yapılan yıkama işlemlerinin her adımından alınan 100'er litre suyun karıştırılmasıyla hazırlanmıştır. Çizelge 3.1'de atık su numuneleri ve bu numunelerin oluşturulmasında kullanılan boyarmaddeler ve oranları verilmiştir.

**Çizelge 3.1.** Dekolorizasyonda kullanılan kompozit atık su numuneleri ve boyarmadde oranları

| Renk Kodu | Renk Tonu | Boyarmadde | % Boyarmadde |
|---|---|---|---|
| Pembe | Açık | Everzol Yellow ED-R<br>Everzol Red ED-3B | 0,48 |
| Fuşya | | Synazol Red HF-3B<br>Kımsolın Red HF 6BN %150 | 0,032 |
| Lacivert | | Everzol Yellow ED-R<br>Everzol Red ED7BN<br>Everzol Navy ED | 0,02 |
| Purple (I) | Orta | Everzol Yellow ED-R<br>Everzol Red ED-3B<br>Everzol Blue LED | 1,69 |
| Tender Shots | | Synazol Yellow HF 4 GL %150<br>Synazol Blue K BR<br>Itofıx Turq Blue G (N) 266% | 1,64 |
| Purple (II) | | Everzol Yellow ED-R<br>Everzol Red ED-3B<br>Everzol Blue LED | 1,66 |
| High Risk Red | Koyu | Everzol Yellow ED-R<br>Everzol Red ED-3B | 2,97 |
| Gj Denmark | | Everzol Yellow ED-R<br>Everzol Red ED7BN<br>Everzol Navy ED | 2,77 |
| Black | | Everzol Yellow ED-R<br>Everzol Red ED7BN<br>Everzol Black ED-G | 2,66 |
| Kırmızı | | Everzol Red ED - 3B<br>Everzol Yellow ED-R | 3,00 |

### 3.1.2. Kullanılan Maddeler

Dekolorizasyon proseslerinde kullanılan maddeler aşağıda verilmiştir.

**Kimyasallar**

Dekolorizasyonda kullanılan hidrojen peroksit ($H_2O_2$) % 50'lik konsantrasyona sahip olup Akkim firmasından temin edilmiştir. Kostik (NaOH) (Akkim) sıvı olarak temin edilmiştir.

**Enzimler**

Çalışmada dekolarizasyon için iki farklı enzim kullanılmıştır. Kullanılan lakkaz ve peroksidaz enzimleri Alfa Kimya firmasından temin edilmiştir.

Lakkaz enzimi (Novalite Cold) granül haldeki mor ve beyaz bileşenlerden oluşmaktadır. Lakkaz enzimi için kullanım şartları pH 4,5–5,5 ve sıcaklık 65–70°C olarak önerilmiştir.

Peroksidaz enzimi (Denilite Cold) granül halde mor ve beyaz renkten oluşmaktadır. Peroksidaz enzimi için kullanım şartları pH 4.5-5 ve sıcaklık 20-55 °C olarak önerilmiştir.

**Koagülantlar**

Çalışmada Kurriflock 6212, Diamond AA 8106 ve Diamond AA 8109 olmak üzere üç farklı koagülant kullanılmıştır.

Kurriflock 6212 koagülantı sıvı halde olup, renksiz ve 1,15 g/cm$^3$ yoğunluğa sahiptir. Bu koagülantın uygulama pH aralığı 4-7 olarak önerilmiştir.

Diamond AA 8106 koagülantı sarımsı sıvı halde, 1,20-0,05 g/cm$^3$ yoğunluğa sahiptir. Bu koagülantın uygulanma pH aralığı 3-6,5 olarak önerilmiştir.

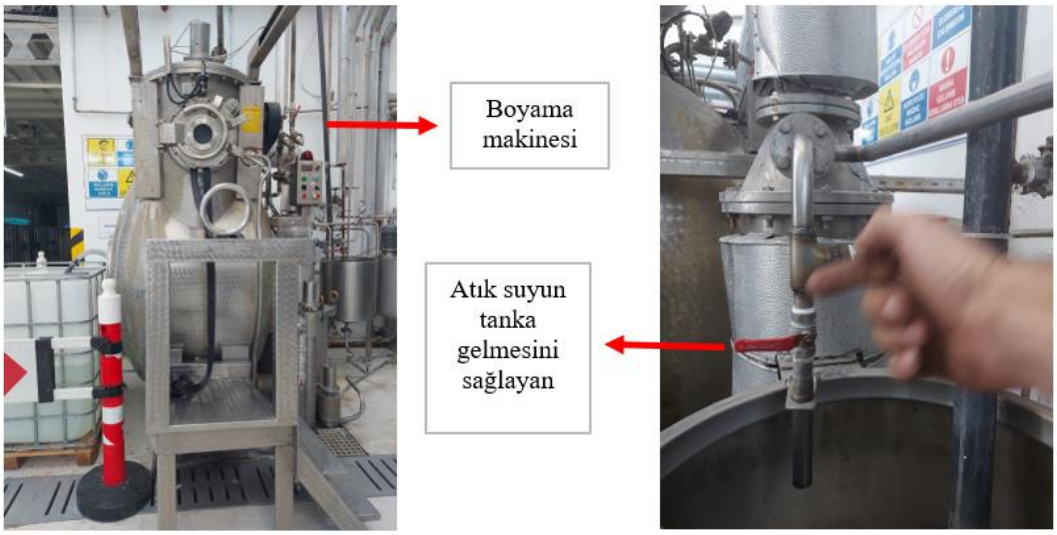
Diamond AA8109 koagülantı sıvı halde olup, sarı-yeşil şeffaf renkte, 1,25–0,05 g/cm$^3$ yoğunluğa sahiptir. Bu koagülantın uygulama pH değeri 3-6,5 olarak önerilmiştir.

**Ozon gazı**

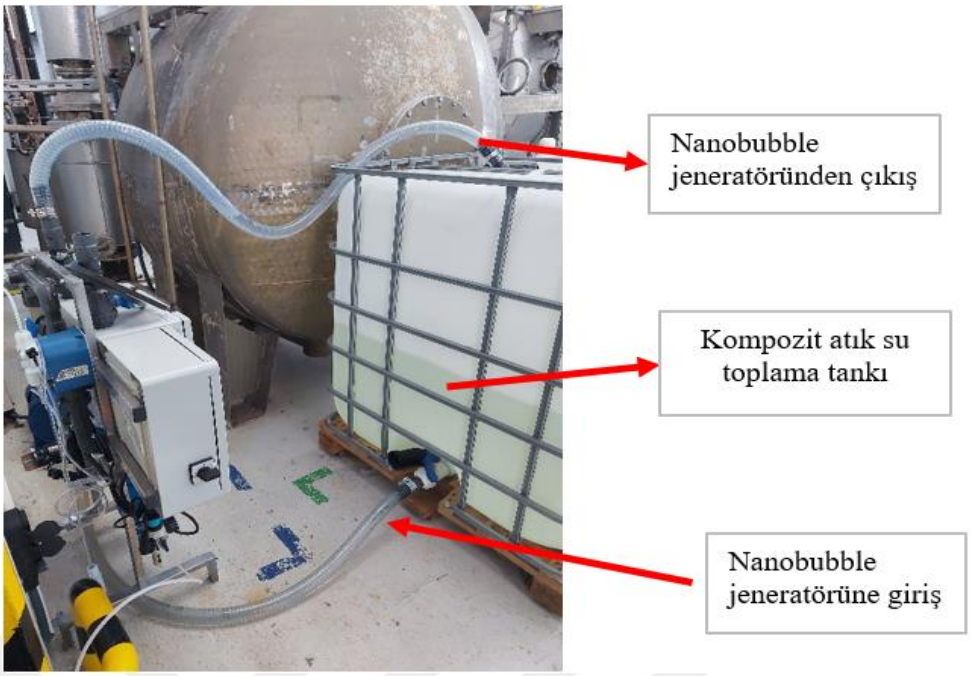
Çalışmada BSTWATER firmasından Hygenic Heal ozon jeneratöründen temin edilen ozon gazı kullanılmıştır.

### 3.1.3. Kullanılan Alet ve Cihazlar

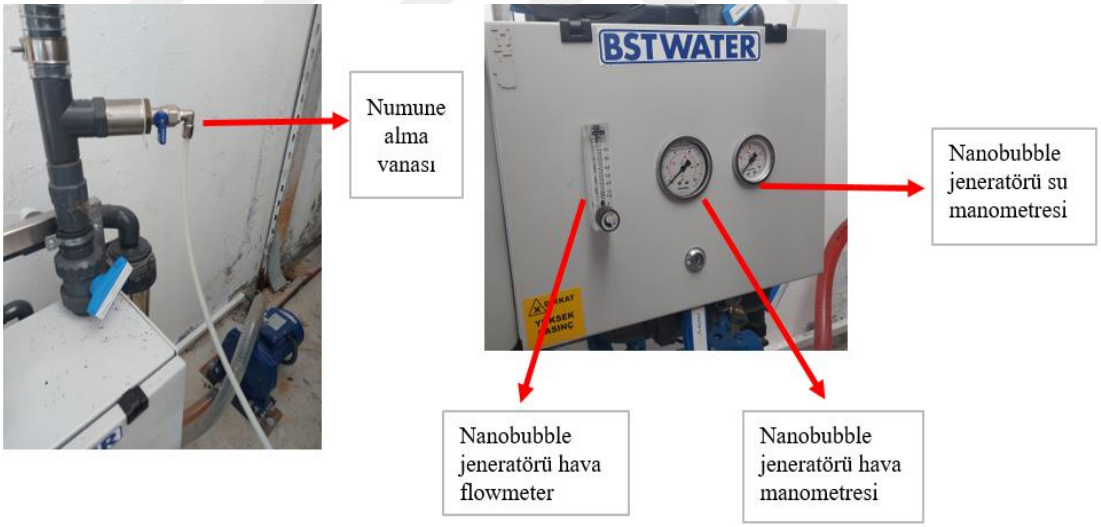
Nanobubble jenarötörü; hava kompresörü kullanılarak mekanik yöntemle nano kabarcık üreten jeneratör kullanılmıştır. Jeneratörde, hava debisi 3 L/dk, su debisi 5$m^3$/saat, su basıncı 2-2,2 bar ve hava basıncı 7-8 bar değerinde kullanılmıştır. Hava ve su debisi flowmeter'lar ile hava ve su basıncı ise manometreler ile kontrol edilmiştir. Nanobubble jeneratörü, BSTWATER firmasından temin edilmiştir. Kullanılan nanobuble jeneratörüne ait görseller Şekil 3.1-3.5'de verilmiştir.



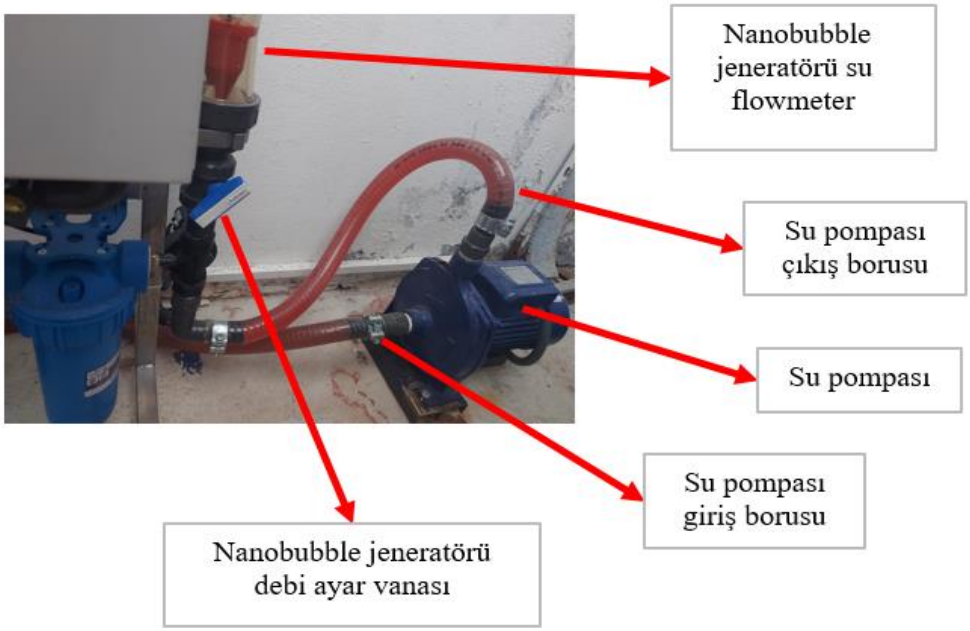

**Şekil 3.1.** Atık su oluşumu için kullanılan boyama makinesi ve oluşan atık suyun rezerve tanka alınmasını sağlayan yardımcı vana sistemi



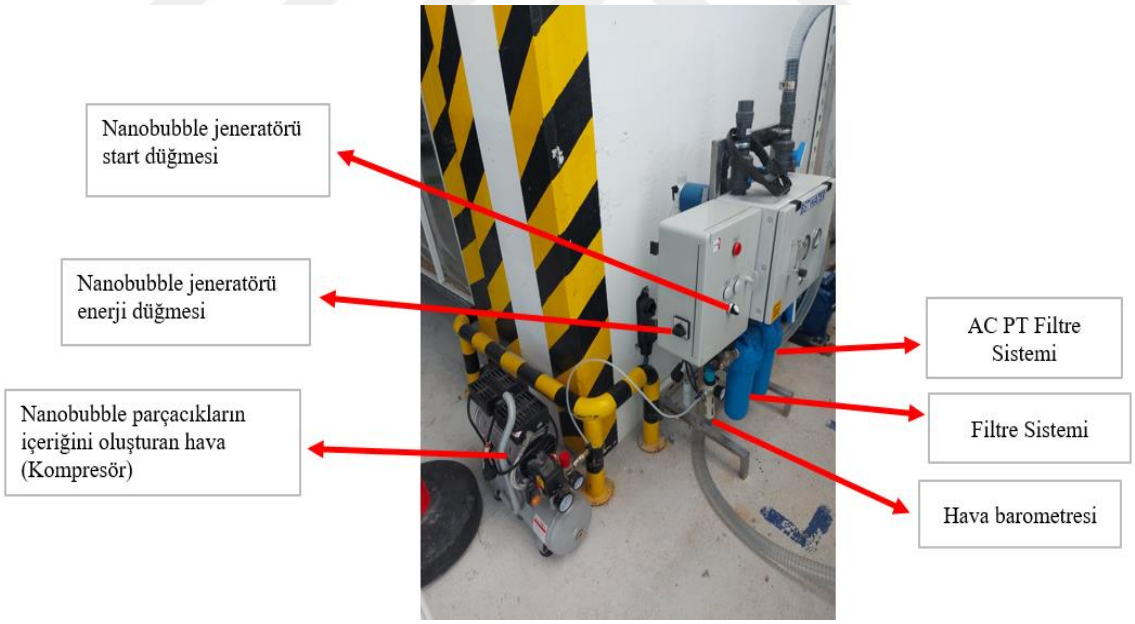

**Şekil 3.2.** Kompozit atık su oluşumunda kullanılan atık su tankı ve nanobubble jeneratörüne beslenen atık suyun giriş ve çıkışı




**Şekil 3.3.** Nanobubble jeneratörü numune alma vanası ve jeneratöre ait manometre göstergeleri




**Şekil 3.4.** Atık suyu jeneratöre besleyen su pompası ve jeneratörden geçen suyun debi ayar vanası




**Şekil 3.5.** Nanobubble jeneratörü açma/kapama düğmesi, kabarcık oluşumunda kullanılan hava pompası ve kabarcık oluşumuna yardımcı filtre sistemi

Numune boyama makinesi; Ataç HT-16 marka laboratuvar tipi numune boyama makinesi enzim ve kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyon proseslerinde kullanılmıştır. Numune boyama makinesi, HT ve atmosferik boyama proseslerine uygundur.

Ozon jeneratörü; corona discharge yöntemiyle çalışan Hygenic Heal ozon jeneratörü kullanılmıştır. Hava soğutmalı ve 4 g/saat kapasiteli ozon jeneratörü, ozon ile yapılan dekolorizasyon proseslerinde kullanılmıştır.

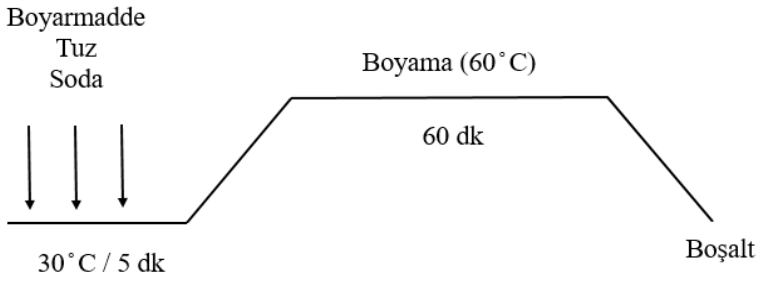
Spektrofotometre cihazı; Datacolor 800 L spektrofotometre cihazı kullanılmıştır. Numunelerin dekolorizasyon prosesleri sonrası transmitans ölçümleri 400-700 nm dalga boyu aralığında yapılmış, ölçümler 5'er nm aralıklarla kaydedilmiştir.

KOİ ölçüm cihazı; WTW CR 2200 termoreaktör ve photoLab S12 fotometre cihazı kullanılmıştır. Termoreaktör, 12 adet küvet kapasitesine sahip, farklı sıcaklıklarda özütleme yapabilecek 7 farklı programda çalışabilmektedir. PhotoLab S12 fotometre cihazı ise 12 farklı dalga boyunda ölçüm yapabilen, tek gözlü ve farklı parametreleri (Sülfat, KOİ, BOİ, TOC vb.) ölçme kapasitesine sahiptir. Dekolorizasyon prosesleri sonrası bazı atık su numunelerinin kimyasal oksijen ölçümleri yapılmıştır.

## 3.2. Yöntem

### 3.2.1. Reaktif Boyama Prosesi

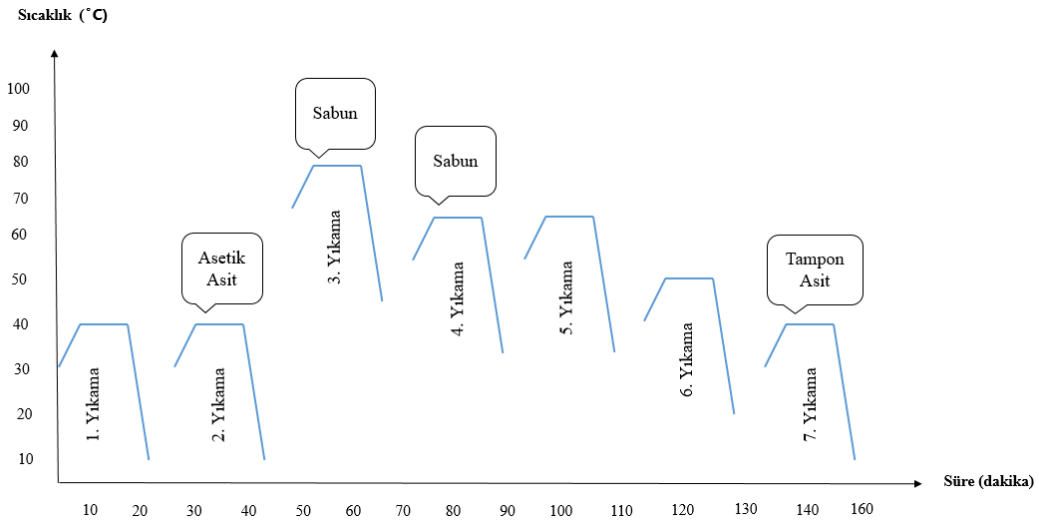
Pamuklu mamullerin reaktif boyarmaddeler ile boyanmasına ait sıcaklık-süre diyagramı Şekil 3.7'de verilmiştir.




**Şekil 3.7.** Reaktif boyama prosesi sıcaklık-süre diyagramı

### 3.2.2. Yıkama Prosesi

Pamuklu mamullere uygulanan reaktif yıkama prosesinin sıcaklık-süre diyagramı Şekil 3.8'de verilmiştir.

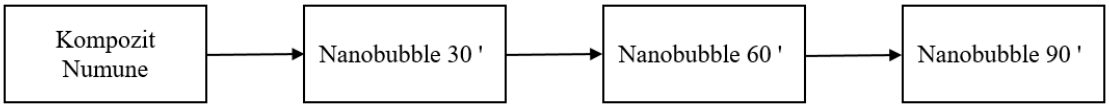



**Şekil 3.8.** Reaktif yıkama prosesi sıcaklık-süre diyagramı

Reaktif boyama sonrası yıkamaların her bir banyosundan eşit miktarda alınarak elde edilen kompozit atık su numuneleri beş farklı şekilde dekolorizasyon işlemine tabi tutulmuştur. Bu prosesler başlıklar halinde aşağıda açıklanmıştır.

### 3.2.3. Nanobubble Prosesi

Boyama prosesi sonrası elde edilen reaktif atık su kompozit numunelerine 30', 60' ve 90' sürelerde nanobubble jeneratöründen geçirilmiştir. Artan nanobubble sürelerinin atık suyun dekolorizasyonuna etkisi incelenmiştir. Atık su numunelerine uygulanan nanobubble prosesine ait detaylar Şekil 3.9'da verilmiştir.



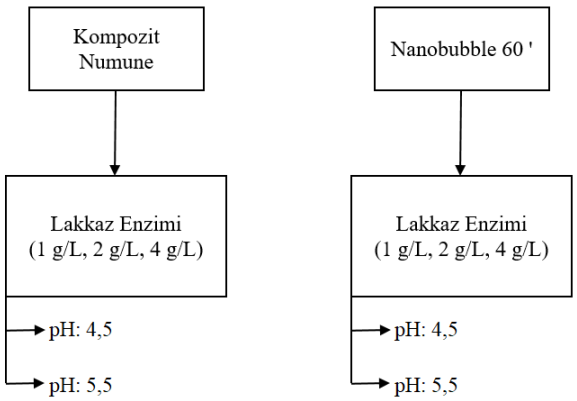

**Şekil 3.9.** Nanobubble prosesi

### 3.2.4. Enzim Prosesi

Nanobubble jeneratöründen 60' geçirilerek hazırlanan kompozit atık su numunelerine enzim dekolorizasyon işlemi; lakkaz enzimi, peroksidaz enzimi ve peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit ile yapılmıştır. Farklı enzimlerin artan konsantrasyonlarında, farklı pH değerlerinde ve hidrojen peroksit varlığında atık suyun dekolorizasyonu değerlendirilmiştir.

**Lakkaz Enzim Prosesi**

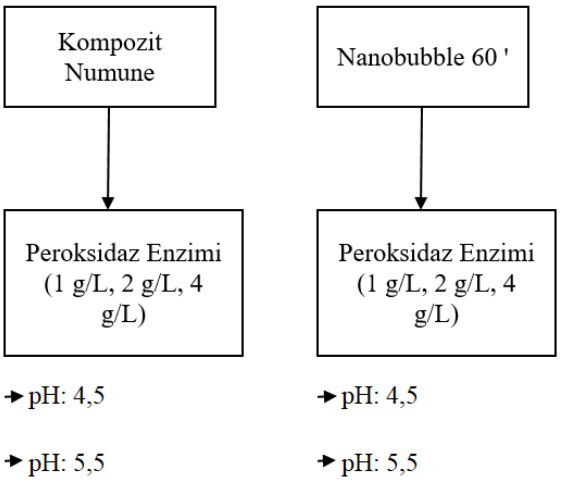
Kompozit ve 60' nanobubble prosesine tabi tutulan atık su numunelerine 1 g/L, 2 g/L ve 4 g/L konsantrasyonlarda lakkaz enzimi ilave edilmiştir. Enzim içeren atık su numunelerinin pH değerleri 4,5 ve 5,5'e ayarlanmıştır. Lakkaz içeren atık su numuneleri 65°C'de numune boyama makinesinde 1 saat dekolorizasyon işlemine tabi tutulmuştur. Lakkaz enzimine ait proses Şekil 3.10'da verilmiştir.




**Şekil 3.10.** Lakkaz enzim prosesi

**Peroksidaz Enzim Prosesi**

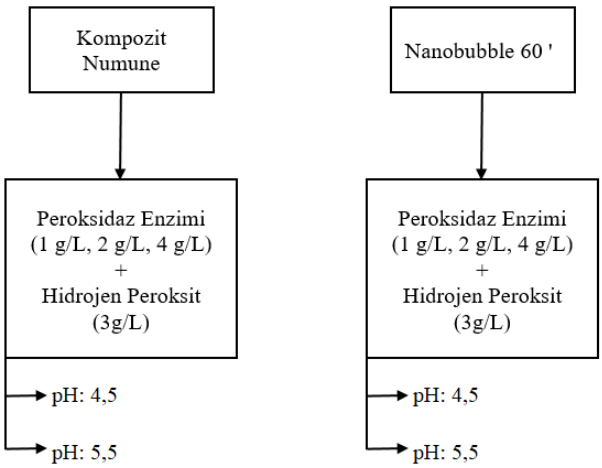
Kompozit ve 60' nanobubble prosesine tabi tutulan atık su numunelerine 1 g/L, 2 g/L ve 4 g/L konsantrasyonlarda peroksidaz enzimi ilave edilmiştir. Enzim içeren atık su numunelerinin pH değerleri 4,5 ve 5,5'e ayarlanmıştır. Peroksidaz içeren atık su numuneleri 50°C'de numune boyama makinesinde 1 saat dekolorizasyon işlemine tabi tutulmuştur. Lakkaz enzimine ait proses Şekil 3.11'de verilmiştir.




**Şekil 3.11.** Peroksidaz enzim prosesi

**Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit**

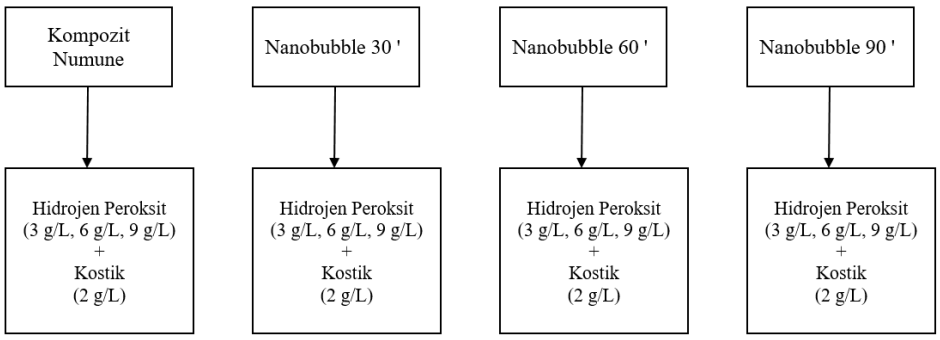
Kompozit ve 60' nanobubble prosesine tabi tutulan atık su numunelerine 1 g/L, 2 g/L ve 4 g/L konsantrasyonlarda peroksidaz enzimi ilave edilmiştir. Enzim içeren atık su numunelerinin pH değerleri 4,5 ve pH 5,5'e ayarlanmıştır. Hazırlanan numunelere 3g/L konsantrasyonda hidrojen peroksit ilave edilmiş, 50°C'de numune boyama makinesinde 1 saat dekolorizasyon işlemine tabi tutulmuştur. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit prosesi Şekil 3.12'de verilmiştir.




**Şekil 3.12.** Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit prosesi

### 3.2.5. Kostik+Hidrojen Peroksit Prosesi

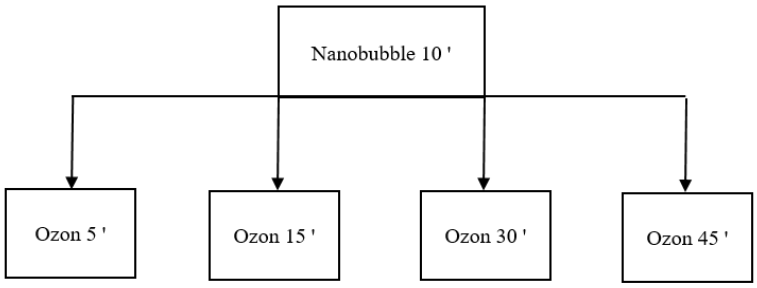
Nanobubble jeneratöründen 30', 60' ve 90' sürelerde geçirilen atık su numunelerine 2 g/L kostik ile birlikte 3 g/L, 6 g/L ve 9 g/L hidrojen peroksit verilmiştir. Hazırlanan atık su numuneleri boyama makinesinde 60℃'de 1 saat dekolorizasyon işlemine tabi tutulmuştur. Artan nanobubble süreleri ve hidrojen peroksit konsantrasyonunda atık suyun dekolorizasyonu değerlendirilmiştir. Kostik+hidrojen peroksit prosesine ait detaylar Şekil 2.13'de verilmiştir.




**Şekil 3.13.** Kostik+hidrojen peroksit prosesi

### 3.2.6. Ozon Prosesi

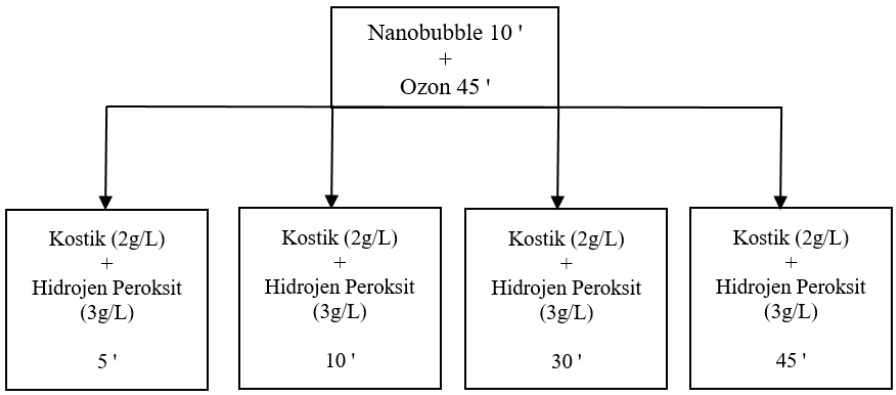
Nanobubble jeneratöründen 10' süre ile geçirilen kompozit atık su numunelerine ozon gazı dört farklı sürede (5', 15', 30' ve 45') uygulanmıştır. Ozon gazının artan sürelerde uygulanmasının atık su dekolorizasyonuna etkileri incelenmiştir. Ozon ile gerçekleştirilen dekolorizasyon prosesine ait detaylar Şekil 3.14'de verilmiştir.




**Şekil 3.14.** Ozon prosesi

### 3.2.7. Ozon+Kostik+Hidrojen Peroksit

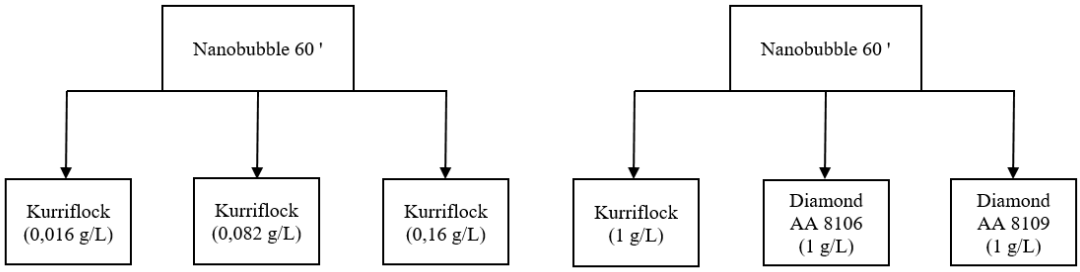
Nanobubble jeneratöründen 10' süre ile geçirilen kompozit atık su numunelerine ozon gazı ile 45' işlem uygulanmıştır. Ardından kostik (2 g/L) ve hidrojen peroksit (3 g/L) karıştırılan atık su numunelerinin 5', 10', 30' ve 45' sürelerdeki dekolorizasyonu incelenmiştir. Artan işlem sürelerinin dekolorizasyon prosesine etkisi değerlendirilmiştir. Ozon+kostik+hidrojen peroksit prosesine ait detaylar Şekil 3.15'de verilmiştir.




**Şekil 3.15.** Ozon+kostik+hidrojen peroksit prosesi

### 3.2.8. Koagülant Prosesi

Nanobubble jeneratöründen 60' süre ile geçirilen kompozit atık su numunelerinin koagülantlar ile dekolorizasyonunda iki farklı yöntem kullanılmıştır. İlk yöntemde atık su numunelerine üç farklı koagülant kullanılmıştır. Bu koagülantlar 1 gr/L konsantrasyonda atık su numunelerine ilave edilmiş ve koagülant çökene kadar numuneler karıştırılmıştır. Diğer yöntemde ise 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunelerine sırasıyla 0,016 gr/L, 0,082 gr/L ve 0,16 gr/L konsantrasyonda Kurriflock 6212 koagülantı ilave edilmiştir. Koagülant çökene kadar numuneler karıştırılmıştır. Bu dekolorizasyon yöntemlerinde farklı koagülantların ve artan koagülant konsantrasyonlarının dekolorizasyona etkisi değerlendirilmiştir. Koagülant prosesine ait detaylar Şekil 3.16'da verilmiştir.




**Şekil 3.16.** Koagülant prosesi

### 3.2.9. Dekolorizasyon Proseslerinin Değerlendirilmesi

**Transmitans Ölçümü**

Kompozit ve dekolorizasyon prosesi uygulanan atık su numunelerinin spektofotometre cihazında transmitans değerleri ölçülmüş ve sonuçları kaydedilmiştir. % Geçirgenlik Artışı denklem 3.1'de veilmiştir.

$$\% \text{ Geçirgenlik Artışı} = [ (T2 - T1) / T1 ] * 100 \quad (3.1.)$$

Burada;

T1 : İşlem öncesi transmittans değeri

T2 : İşlem sonrası transmittans değeri

**Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)**

Belirlenen kompozit ve dekolorizasyon prosesi uygulanan atık su numunelerinin kimyasal oksijen ihtiyacı ASM 5220-B.Açık reflux metoduna göre ölçülmüştür. Öncelikle belirlenen numuneler, WTW CR 2200 termoreaktörde 4 saat süre ile ısıtılımış, ardından numuneler oda sıcaklığına gelene kadar bekletilmiştir. Oda sıcaklığındaki numunelerin PhotoLab S12 fotometre cihazında KOİ değerleri ölçülmüştür.

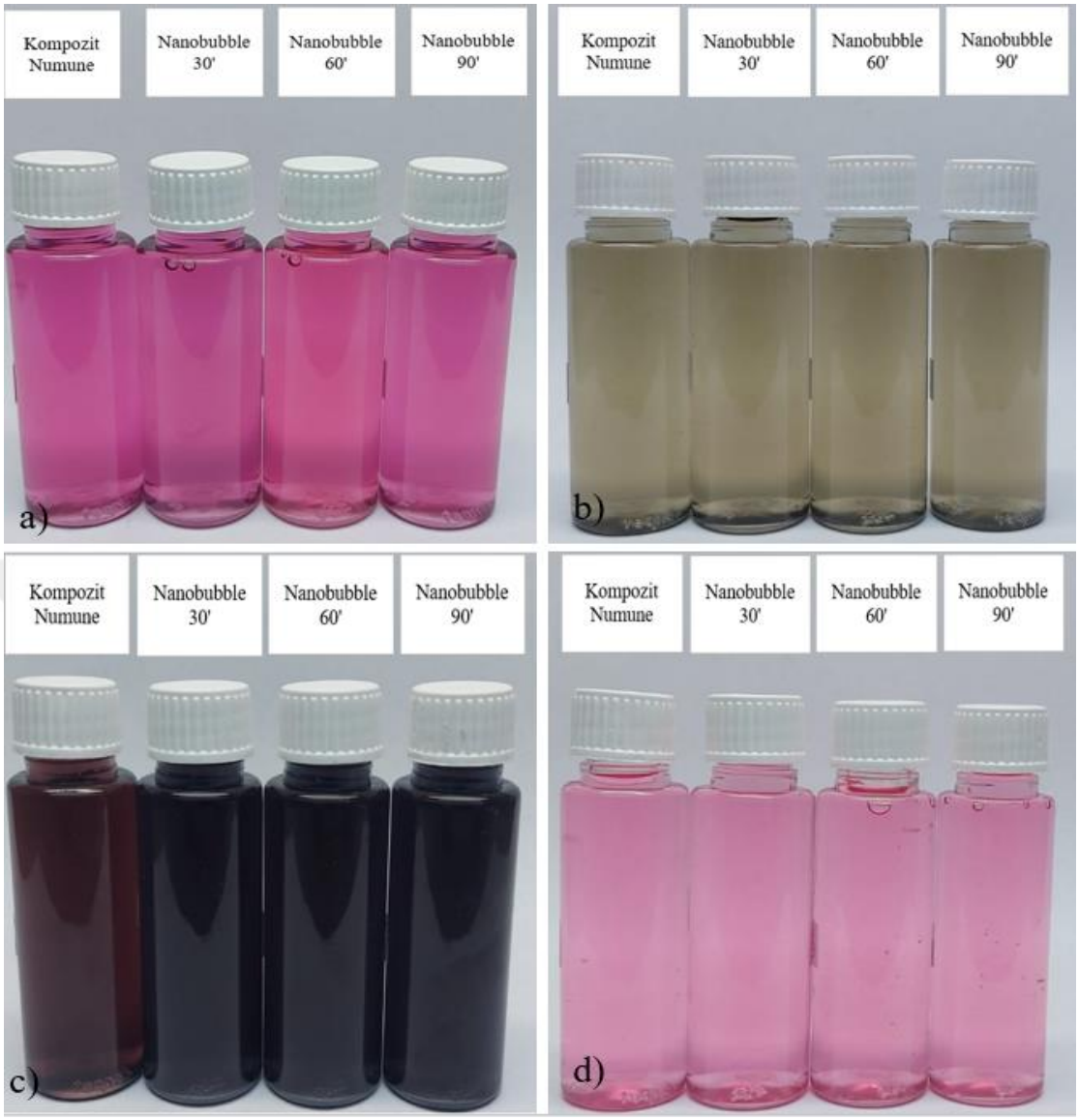
# 4. BULGULAR ve TARTIŞMA

## 4.1. Nanobubble Prosesi

Nanobubble ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası elde edilen numuneler Şekil 4.1 ve Şekil 4.2'deverilmiştir.




**Şekil 4.1.** Atık su numunelerine uygulanan nanobubble prosesi; a) purple (I), b) tender shots, c) high risk red, d) gj denmark

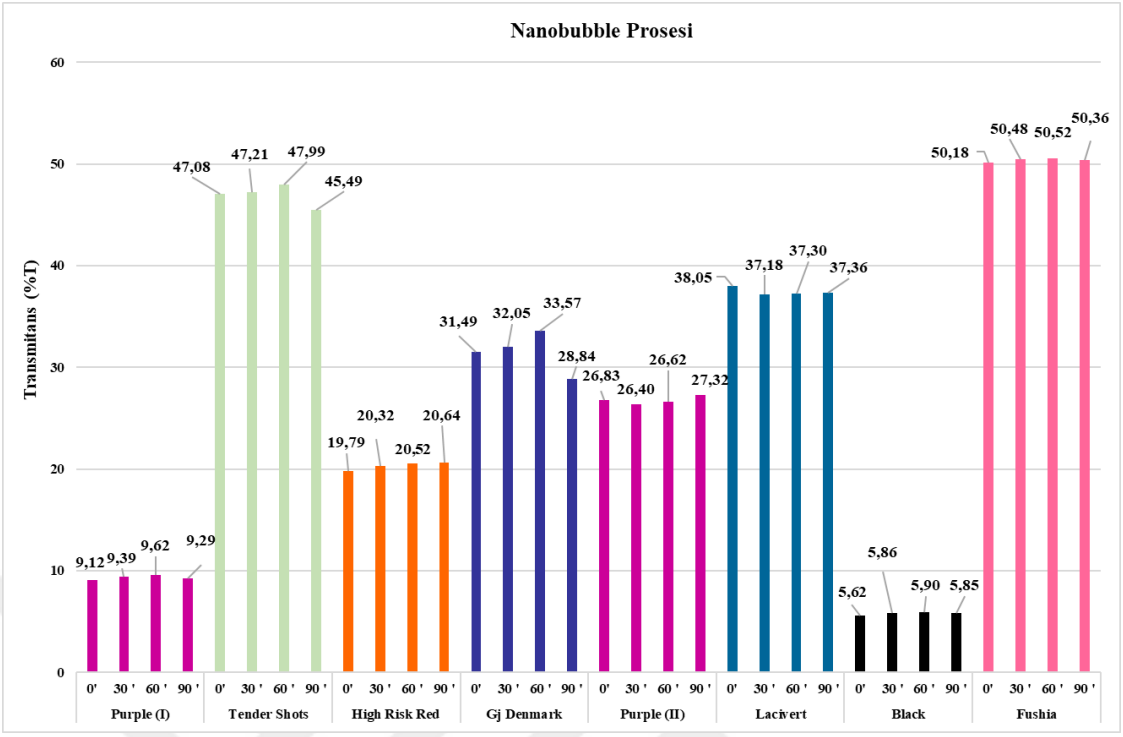



**Şekil 4.2.** Atık su numunelerine uygulanan nanobubble prosesi; a) purple (II), b) lacivert, c) black, d) fushia

Şekil 4.1 ve Şekil 4.2 incelendiğinde, koyu ton (%2,5-3,0) boyama sonrası uygulanan nanobubble prosesisinin atık su rengini koyulaştırdığı görülmüştür. Renk değişiminin özellikle black boyama yapılan atık su numunesinde olduğu tespit edilmiştir.

**Çizelge 4.1.** Nanobubble prosesi uygulanan atık su numunelerinin transmitans (%T) değerleri

| Dalga boyu (nm) | Numune | Proses | Kompozit Numune (%T) | Nanobubble Uygulanmış Numune (% T) |
|---|---|---|---|---|
| 540 | Purple (I) | Nanobubble 30 ' | 9,12 | 9,39 |
| | | Nanobubble 60 ' | | 9,62 |
| | | Nanobubble 90 ' | | 9,29 |
| 420 | Tender Shots | Nanobubble 30 ' | 47,08 | 47,21 |
| | | Nanobubble 60 ' | | 47,99 |
| | | Nanobubble 90 ' | | 45,49 |
| 420 | High Risk Red | Nanobubble 30 ' | 19,79 | 20,32 |
| | | Nanobubble 60 ' | | 20,52 |
| | | Nanobubble 90 ' | | 20,64 |
| 590 | Gj Denmark | Nanobubble 30 ' | 31,49 | 32,05 |
| | | Nanobubble 60 ' | | 33,57 |
| | | Nanobubble 90 ' | | 28,84 |
| 540 | Purple (II) | Nanobubble 30 ' | 26,83 | 26,4 |
| | | Nanobubble 60 ' | | 26,62 |
| | | Nanobubble 90 ' | | 27,32 |
| 410 | Lacivert | Nanobubble 30 ' | 38,05 | 37,18 |
| | | Nanobubble 60 ' | | 37,3 |
| | | Nanobubble 90 ' | | 37,36 |
| 590 | Black | Nanobubble 30 ' | 5,62 | 5,86 |
| | | Nanobubble 60 ' | | 5,9 |
| | | Nanobubble 90 ' | | 5,85 |
| 520 | Fushia | Nanobubble 30 ' | 50,18 | 50,48 |
| | | Nanobubble 60 ' | | 50,52 |
| | | Nanobubble 90 ' | | 50,36 |




**Şekil 4.3.** Nanobubble prosesi uygulanan atık su numunelerinin transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması

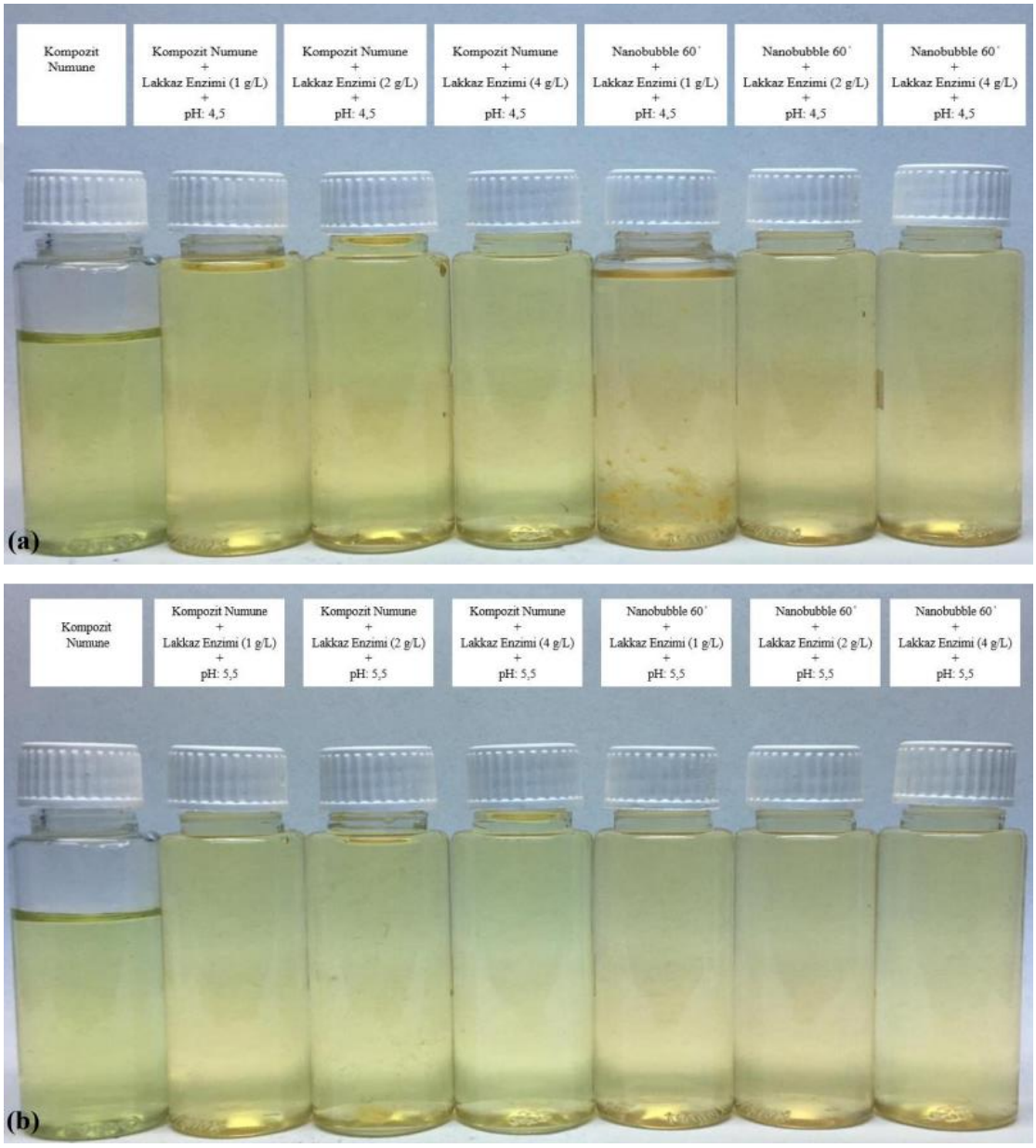
Farklı renkte atık su numunelerine uygulanan nanobubbble süreleri incelendiğinde, işlem görmemiş kompozit numunede transmitans değerininin artan nanobubble süreleri ile arttığı gözlenmiştir. Nanobubble dekolorizasyon prosesi genel olarak değerlendirildiğinde 60' nanobubble uygulama süresinin optimum dekolorizasyon için yeterli olduğu sonucuna varılmıştır (Şekil 4.3)

## 4.2. Enzim Prosesi

### 4.2.1. Lakkaz Enzim Prosesi

*Tender Shots*

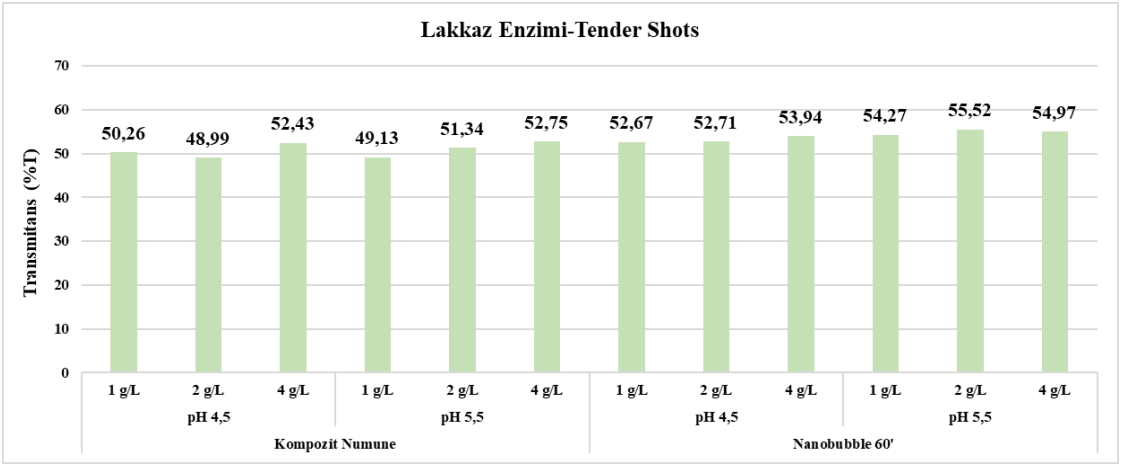
Lakkaz enzimi ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası tender shots atık su numunesine ait görseller Şekil 4.4'te verilmiştir.




**Şekil 4.4.** Lakkaz enzim dekolorizasyonu sonrası tender shots atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5

**Çizelge 4.2.** Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası tender shots atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

| **Dalga boyu (nm)** | **Numune** | **Proses** | **Kompozit Numune (%T)** | **Nanobubble Uygulanmış Numune (% T)** | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | **pH: 4,5** | **pH: 5,5** |
| 420 | Tender Shots | Kompozit Numune + Lakkaz Enzimi (1 g/L) | 45,9 | 50,26 | 49,13 |
| | | Kompozit Numune + Lakkaz Enzimi (2 g/L) | | 48,99 | 51,34 |
| | | Kompozit Numune + Lakkaz Enzimi (4 g/L) | | 52,43 | 52,75 |
| | | Nanobubble 60 ' + Lakkaz Enzimi (1 g/L) | | 52,67 | 54,27 |
| | | Nanobubble 60 ' + Lakkaz Enzimi (2 g/L) | | 52,71 | 55,52 |
| | | Nanobubble 60 ' + Lakkaz Enzimi (4 g/L) | | 53,94 | 54,97 |




**Şekil 4.5.** Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası tender shots atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması

Kompozit ve nanobubble ile 60' işlem gören atık su numunelerinde lakkaz enziminin aktivitesi incelenmiştir. Kompozit atık su numunesinde pH 5,5'te ve 4 g/L lakkaz enzim konsantrasyonunun transmitans değerini arttırdığı gözlenmiştir. Nanobubble 60' işlem gören atık su numunesinde ise pH 5,5 çözeltisinde 2 g/L lakkaz enzim konsantrasyonunun transmitans değerini arttırdığı tespit edilmiştir (Şekil 4.5).

*High Risk Red*

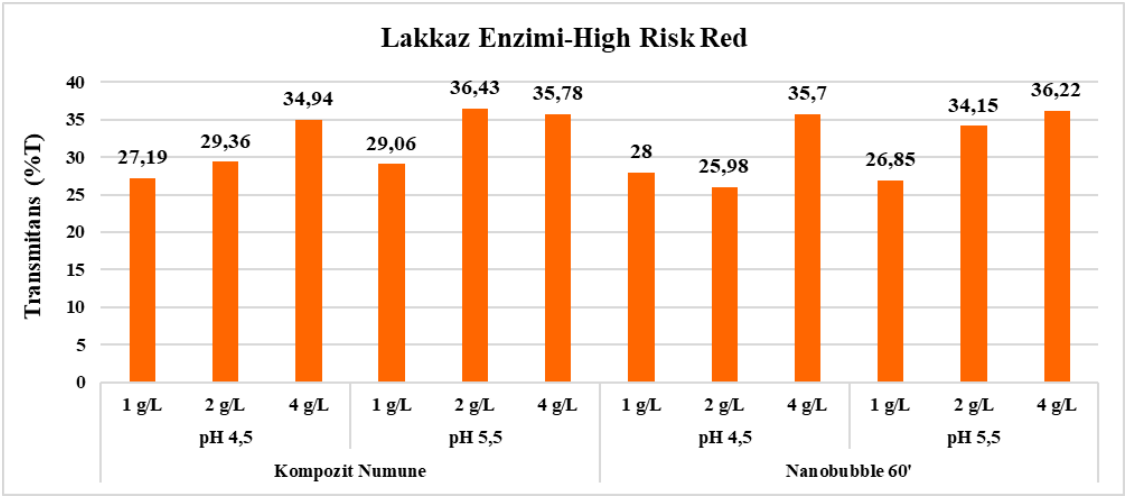
Lakkaz enzimi ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası high risk red atık su numunesine ait görseller Şekil 4.6'da verilmiştir.




**Şekil 4.6.** Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası high risk red atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5

**Çizelge 4.3.** Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası high risk red atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

| **Dalga boyu (nm)** | **Numune** | **Proses** | **Kompozit Numune (%T)** | **Nanobubble Uygulanmış Numune (% T)** | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | **pH: 4,5** | **pH: 5,5** |
| 420 | High Risk Red | Kompozit Numune + Lakkaz Enzimi (1 g/L) | 19,79 | 27,19 | 29,06 |
| | | Kompozit Numune + Lakkaz Enzimi (2 g/L) | | 29,36 | 36,43 |
| | | Kompozit Numune + Lakkaz Enzimi (4 g/L) | | 34,94 | 35,78 |
| | | Nanobubble 60 ' + Lakkaz Enzimi (1 g/L) | | 28 | 26,85 |
| | | Nanobubble 60 ' + Lakkaz Enzimi (2 g/L) | | 25,98 | 34,15 |
| | | Nanobubble 60 ' + Lakkaz Enzimi (4 g/L) | | 35,7 | 36,22 |




**Şekil 4.7.** Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası high risk red atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması

Lakkaz enzimi ile gerçekleştirilen dekolorizasyon prosesinde, lakkaz enzim konsantrasyonunun artmasının pH 5,5 değerinde kompozit ve 60' nanobubble jenaratöründen geçirilen atık su numunelerinde transmitans değerini arttırdığı tespit edilmiştir. Enzim konsantrasyonun 2 g/L ve 4 g/L olduğu dekolorizasyon numunelerinde birbirine yakın değerler elde edilmiştir. Lakkaz enzimi kullanımının kompozit atık su numunesinde pH 5,5'te %36,43 ile en yüksek transmitans değerine sahip olduğu görülmüştür. 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesinde ise yine pH 5,5'te 4 g/L lakkaz enzim konsantrasyonunda %36,22 geçirgenlik değeri tespit edilmiştir.

*Gj Denmark*

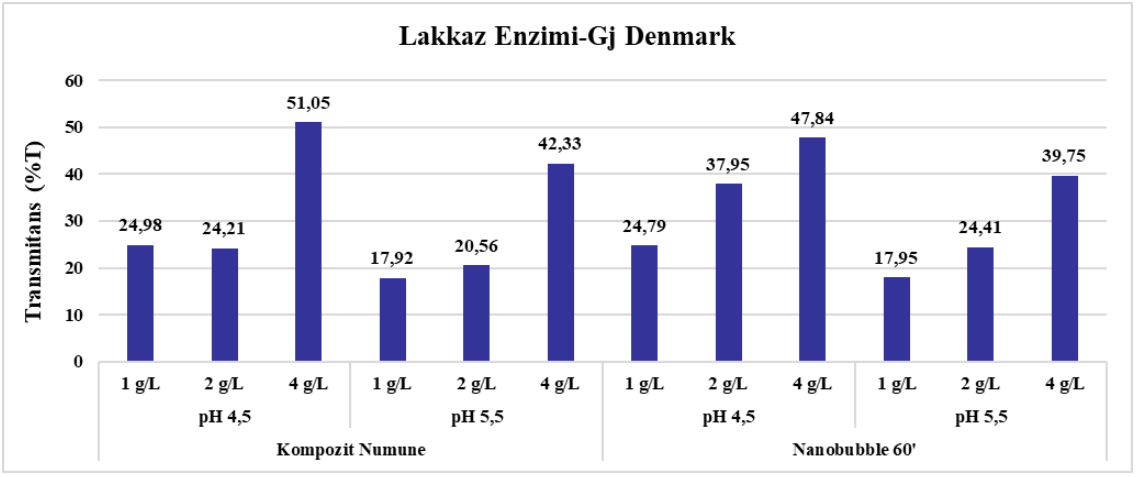
Lakkaz enzimi ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası Gj denmark atık su numunesine ait görseller Şekil 4.8'de verilmiştir.




**Şekil 4.8.** Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası gj denmark atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5

**Çizelge 4.4.** Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası gj denmark atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

| **Dalga boyu (nm)** | **Numune** | **Proses** | **Kompozit Numune (%T)** | **Nanobubble Uygulanmış Numune (% T)** | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | **pH: 4,5** | **pH: 5,5** |
| 590 | Gj Denmark | Kompozit Numune + Lakkaz Enzimi (1 g/L) | 31,49 | 24,98 | 17,92 |
| | | Kompozit Numune + Lakkaz Enzimi (2 g/L) | | 24,21 | 20,56 |
| | | Kompozit Numune + Lakkaz Enzimi (4 g/L) | | 51,05 | 42,33 |
| | | Nanobubble 60 ' + Lakkaz Enzimi (1 g/L) | | 24,79 | 17,95 |
| | | Nanobubble 60 ' + Lakkaz Enzimi (2 g/L) | | 37,95 | 24,41 |
| | | Nanobubble 60 ' + Lakkaz Enzimi (4 g/L) | | 47,84 | 39,75 |

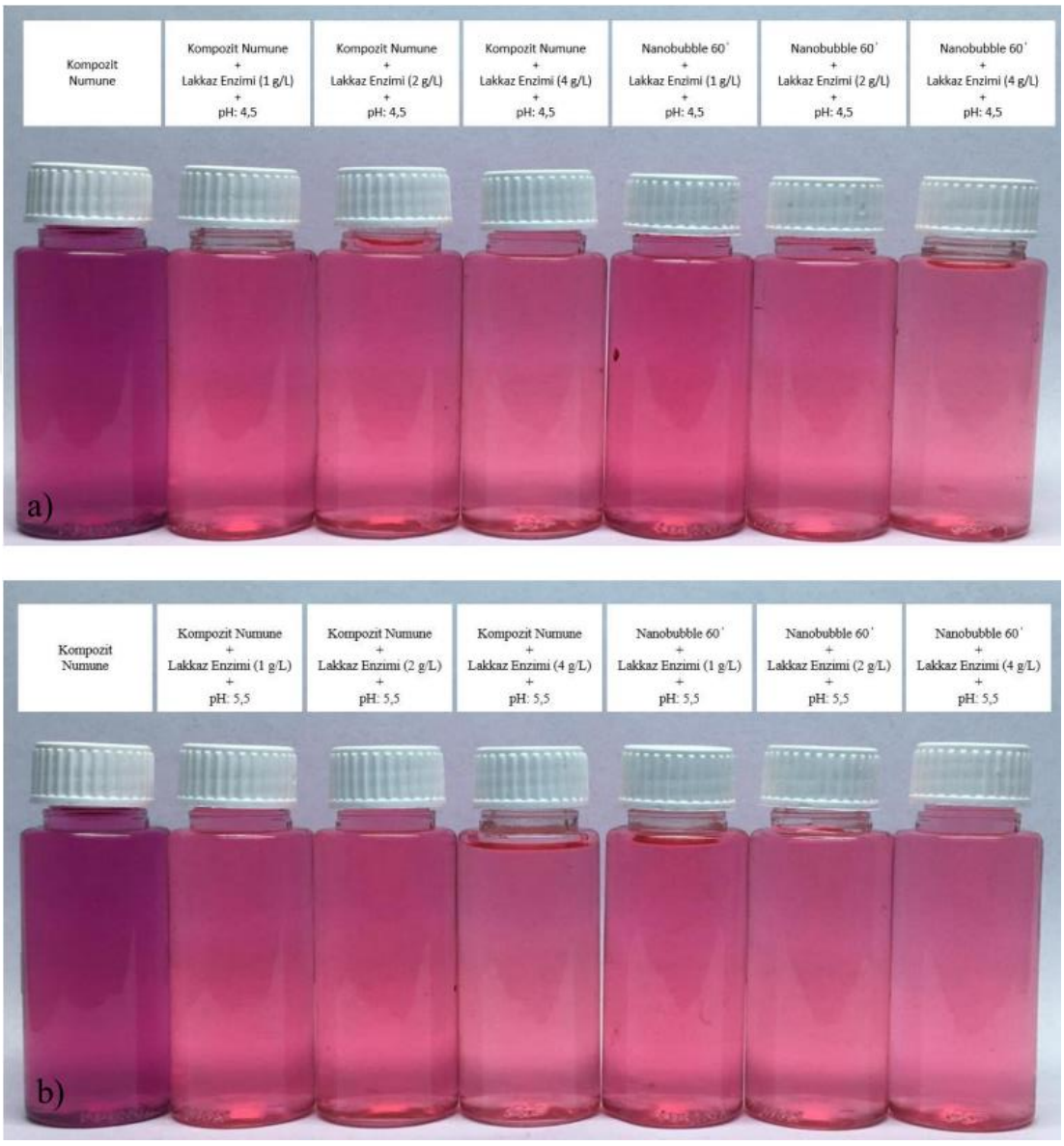



**Şekil 4.9.** Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası gj denmark atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması

Kompozit ve 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunelerinde en iyi geçirgenlik değerinin pH 4,5 ve 4 g/L enzim konsantrasyonunda gözlenmiştir. Kompozit atık su numunesi için %51,05 ile en yüksek transmitans değeri elde edilirken, 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesinde ise %47,84 transmitans değeri elde edilmiştir. Her iki atık su numunesinde lakkaz enzim konsantrasyonu artışının transmitans değerini arttırdığı sonucuna varılmıştır (Şekil 4.9)

*Purple (II)*

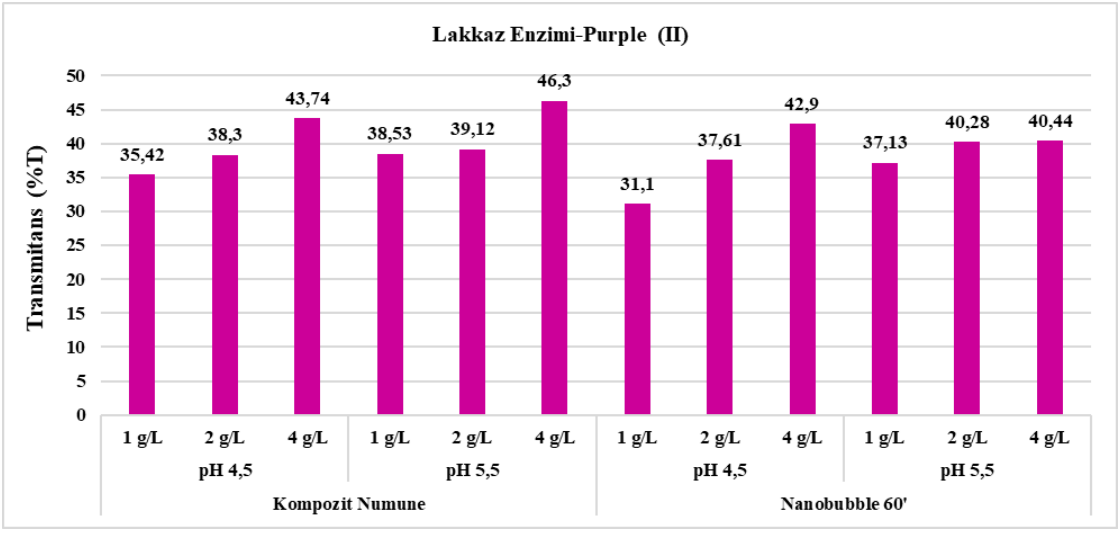
Lakkaz enzimi ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası purple (II) atık su numunesine ait görseller Şekil 4.10'da verilmiştir.




**Şekil 4.10.** Lakkaz enzim dekolorizasyonu sonrası purple (II) atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5

**Çizelge 4.5.** Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası purple (II) atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

| Dalga boyu (nm) | Numune | Proses | Kompozit Numune (%T) | Nanobubble Uygulanmış Numune (% T) | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | pH: 4,5 | pH: 5,5 |
| 540 | Purple (II) | Kompozit Numune + Lakkaz Enzimi (1 g/L) | 26,83 | 35,42 | 38,53 |
| | | Kompozit Numune + Lakkaz Enzimi (2 g/L) | | 38,3 | 39,12 |
| | | Kompozit Numune + Lakkaz Enzimi (4 g/L) | | 43,74 | 46,3 |
| | | Nanobubble 60 ' + Lakkaz Enzimi (1 g/L) | | 31,1 | 37,13 |
| | | Nanobubble 60 ' + Lakkaz Enzimi (2 g/L) | | 37,61 | 40,28 |
| | | Nanobubble 60 ' + Lakkaz Enzimi (4 g/L) | | 42,9 | 40,44 |




**Şekil 4.11.** Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası purple (II) atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması

Kompozit ve 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunelerinde pH 4,5-5,5 değerinde ve 4 g/L enzim konsantrasyonunda en iyi transmitans değerlerinin elde edildiği görülmüştür. Kompozit atık su numunesinde pH 5,5'te en transmitans değeri %46,3 iken, 60 dakika nanobubble jenratöründen geçirilen atık su numunesinde ise pH 4,5'te en iyi transmitans değerinin %42,9 olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.11). Her iki atık su numunesinde de lakkaz enzimi konsantrasyonu artışının transmittans değerleri üzerinde olumlu etkileri olduğu gözlenmiştir.

*Lacivert*

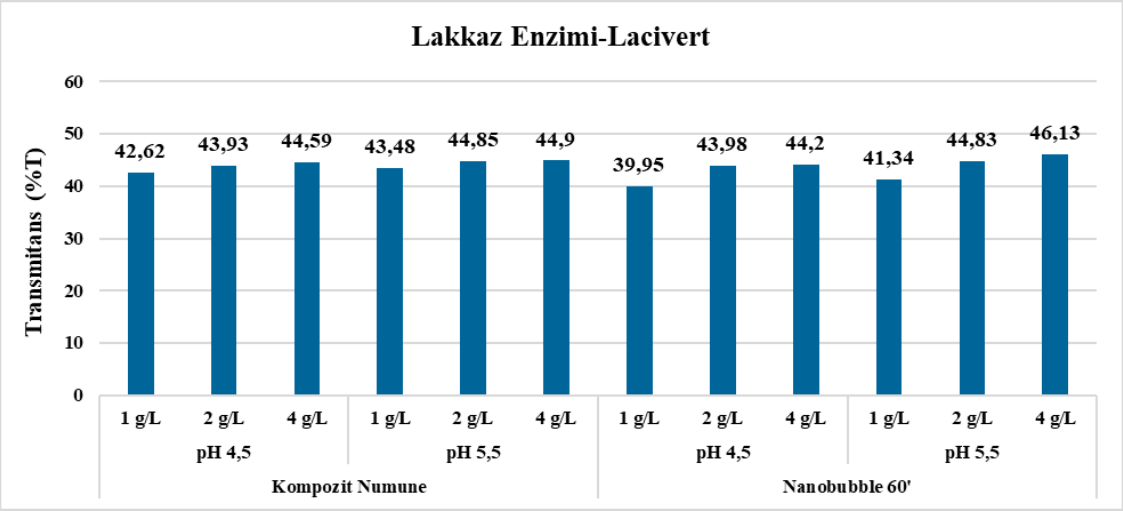
Lakkaz enzimi ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası lacivert atık su numunesine ait görseller Şekil 4.12'de verilmiştir.




**Şekil 4.12.** Lakkaz enzim dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5

**Çizelge 4.6.** Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

| **Dalga boyu (nm)** | **Numune** | **Proses** | **Kompozit Numune (%T)** | **Nanobubble Uygulanmış Numune (% T)** | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | **pH: 4,5** | **pH: 5,5** |
| 410 | Lacivert | Kompozit Numune + Lakkaz Enzimi (1 g/L) | 38,05 | 42,62 | 43,48 |
| | | Kompozit Numune + Lakkaz Enzimi (2 g/L) | | 43,93 | 44,85 |
| | | Kompozit Numune + Lakkaz Enzimi (4 g/L) | | 44,59 | 44,9 |
| | | Nanobubble 60 ' + Lakkaz Enzimi (1 g/L) | | 39,95 | 41,34 |
| | | Nanobubble 60 ' + Lakkaz Enzimi (2 g/L) | | 43,98 | 44,83 |
| | | Nanobubble 60 ' + Lakkaz Enzimi (4 g/L) | | 44,2 | 46,13 |




**Şekil 4.13.** Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması

Kompozit ve 60' nanobubble jeneratörü ile işlem gören atık su numunelerinde en iyi transmitans değerinin pH 5,5'te ve 4 g/L enzim konsantrasyonunda elde edilmiştir. Kompozit atık su numunesinde en iyi transmitans değeri %44,9 iken, 60 dakika nanobubble jeneratörü ile işlem gören atık su numunesinde ise en iyi transmitans değerinin %46,13 olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.13). Her iki numunede de lakkaz enziminin konsantrasyonu artış sağlarken, bu artışın etkisi (eğrinin eğimi) daha düşük olmuştur.

*Black*

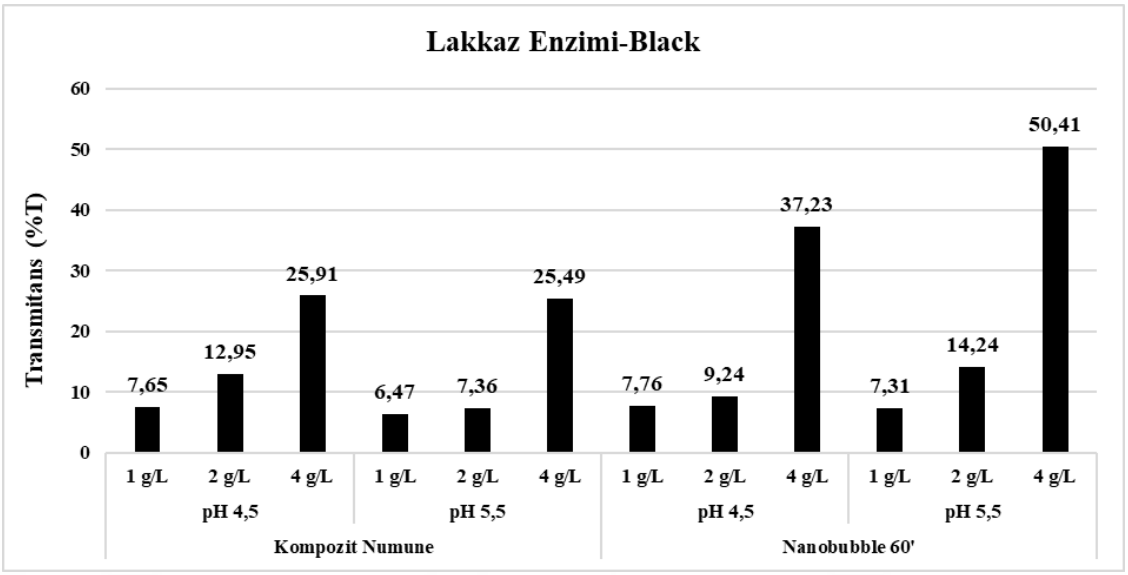
Lakkaz enzimi ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası black atık su numunesine ait görseller Şekil 4.14'te verilmiştir.




**Şekil 4.14.** Lakkaz enzim dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5

**Çizelge 4.7.** Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

| **Dalga boyu (nm)** | **Numune** | **Proses** | **Kompozit Numune (%T)** | **Nanobubble Uygulanmış Numune (% T)** | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | **pH: 4,5** | **pH: 5,5** |
| 590 | Black | Kompozit Numune + Lakkaz Enzimi (1 g/L) | 5,62 | 7,65 | 6,47 |
| | | Kompozit Numune + Lakkaz Enzimi (2 g/L) | | 12,95 | 7,36 |
| | | Kompozit Numune + Lakkaz Enzimi (4 g/L) | | 25,91 | 25,49 |
| | | Nanobubble 60 ' + Lakkaz Enzimi (1 g/L) | | 7,76 | 7,31 |
| | | Nanobubble 60 ' + Lakkaz Enzimi (2 g/L) | | 9,24 | 14,24 |
| | | Nanobubble 60 ' + Lakkaz Enzimi (4 g/L) | | 37,23 | 50,41 |




**Şekil 4.15.** Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması

Kompozit atık su numunesinde en iyi transmitans değerinin pH 4,5'te ve 4 g/L enzim konsantrasyonunda olduğu gözlenmiştir. 60' nanobubble jeneratörü ile işlem gören atık su numunesinde en iyi transmitans değerinin pH 5,5'te ve 4 g/L enzim konsantrasyonunda olduğu tespit edilmiştir. Enzim dekolorizasyonu incelendiğinde, 60' nanobubble jeneratörü ile işlem gören black atık su numunesinde en iyi transmitans (%50,41) değeri elde edilmiştir (Şekil 4.15).

*Fuşya*

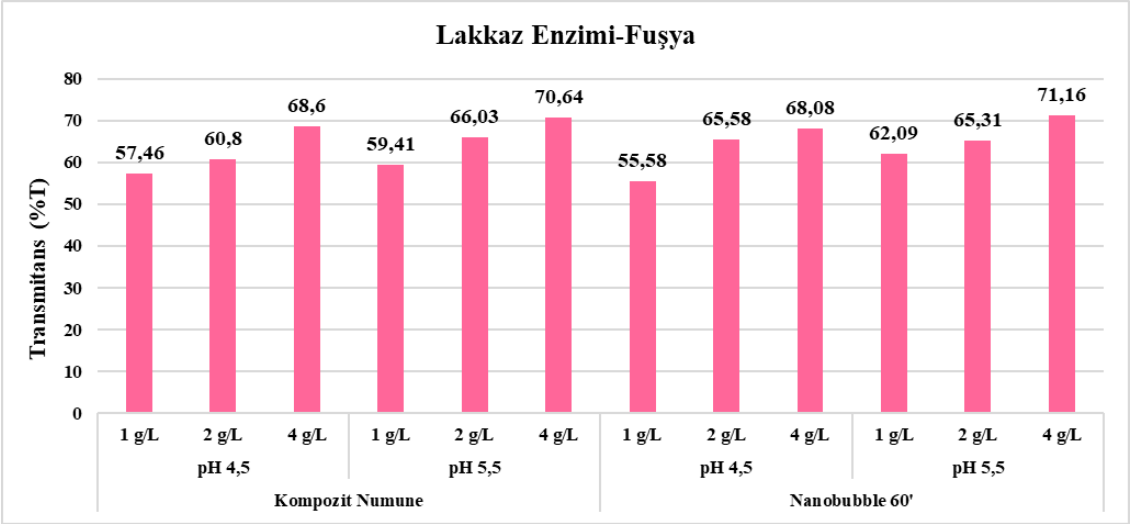
Lakkaz enzimi ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası fuşya atık su numunesine ait görseller Şekil 4.16'da verilmiştir.




**Şekil 4.16.** Lakkaz enzim dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5

**Çizelge 4.8.** Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

| **Dalga boyu (nm)** | **Numune** | **Proses** | **Kompozit Numune (%T)** | **Nanobubble Uygulanmış Numune (% T)** | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | **pH: 4,5** | **pH: 5,5** |
| 520 | Fuşya | Kompozit Numune + Lakkaz Enzimi (1 g/L) | 50,18 | 57,46 | 59,41 |
| | | Kompozit Numune + Lakkaz Enzimi (2 g/L) | | 60,8 | 66,03 |
| | | Kompozit Numune + Lakkaz Enzimi (4 g/L) | | 68,6 | 70,64 |
| | | Nanobubble 60 ' + Lakkaz Enzimi (1 g/L) | | 55,58 | 62,09 |
| | | Nanobubble 60 ' + Lakkaz Enzimi (2 g/L) | | 65,58 | 65,31 |
| | | Nanobubble 60 ' + Lakkaz Enzimi (4 g/L) | | 68,08 | 71,16 |



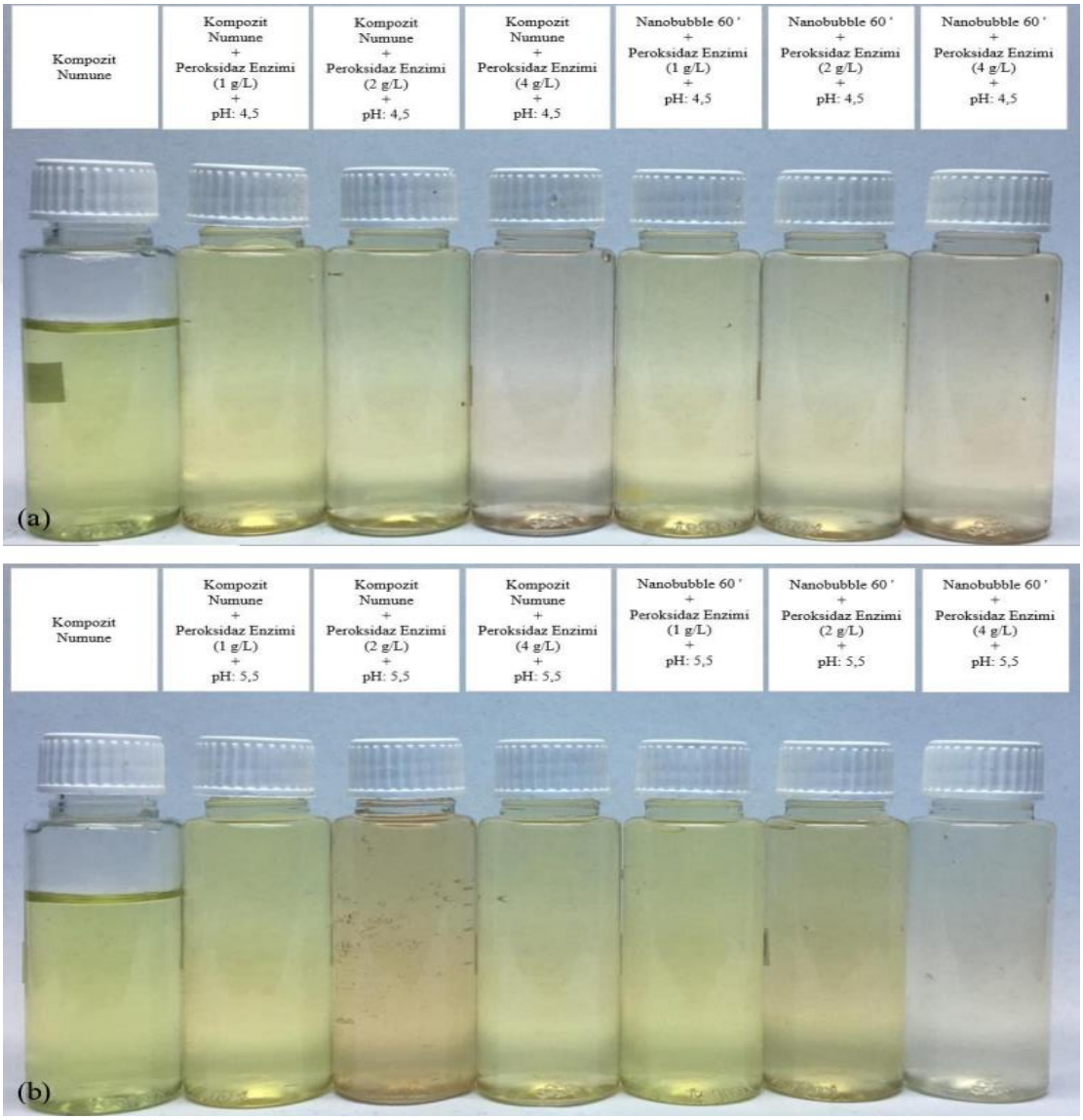

**Şekil 4.17.** Lakkaz enzimi dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması

Kompozit numune ve 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunelerinde en iyi transmitans değerinin pH 5,5,'te ve 4 g/L enzim konsantrasyonunda olduğu gözlenmiştir. 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesinde ise %71,16 ile en yüksek transmitans değeri elde edilmiştir (Şekil 4.17).

### 4.2.2.Peroksidaz Enzim Prosesi

*Tender Shots*

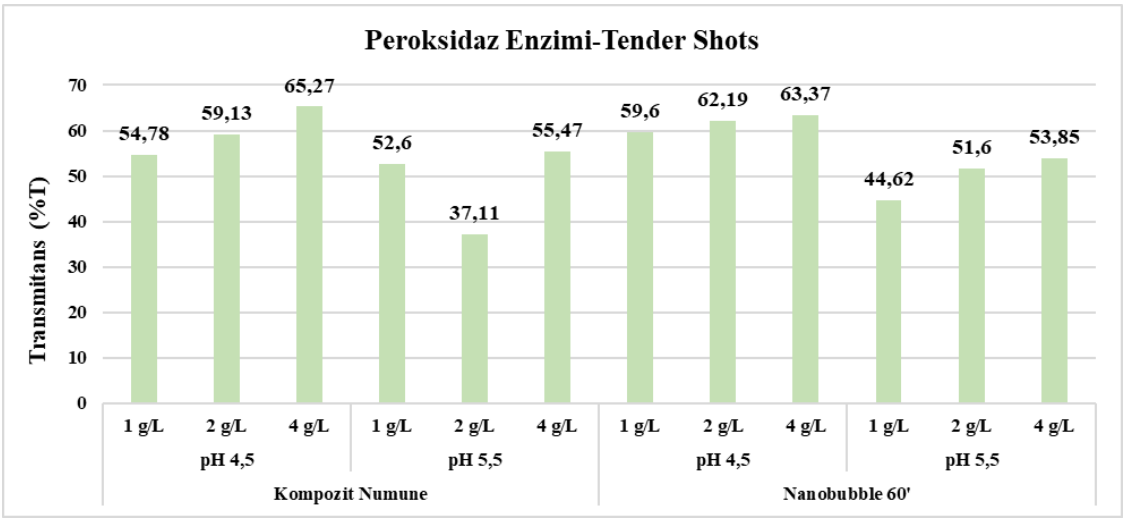
Peroksidaz enzimi ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası tender shots atık su numunesine ait görseller Şekil 4.18'de verilmiştir.




**Şekil 4.18.** Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası tender shots atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5

**Çizelge 4.9.** Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası tender shots atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

| Dalga boyu (nm) | Numune | Proses | Kompozit Numune (%T) | Nanobubble Uygulanmış Numune (% T) | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | pH: 4,5 | pH: 5,5 |
| 420 | Tender Shots | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (1 g/l) | 45,9 | 54,78 | 52,6 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) | | 59,13 | 37,11 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) | | 65,27 | 55,47 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (1 g/l) | | 59,6 | 53,85 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) | | 62,19 | 51,6 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) | | 63,37 | 44,62 |

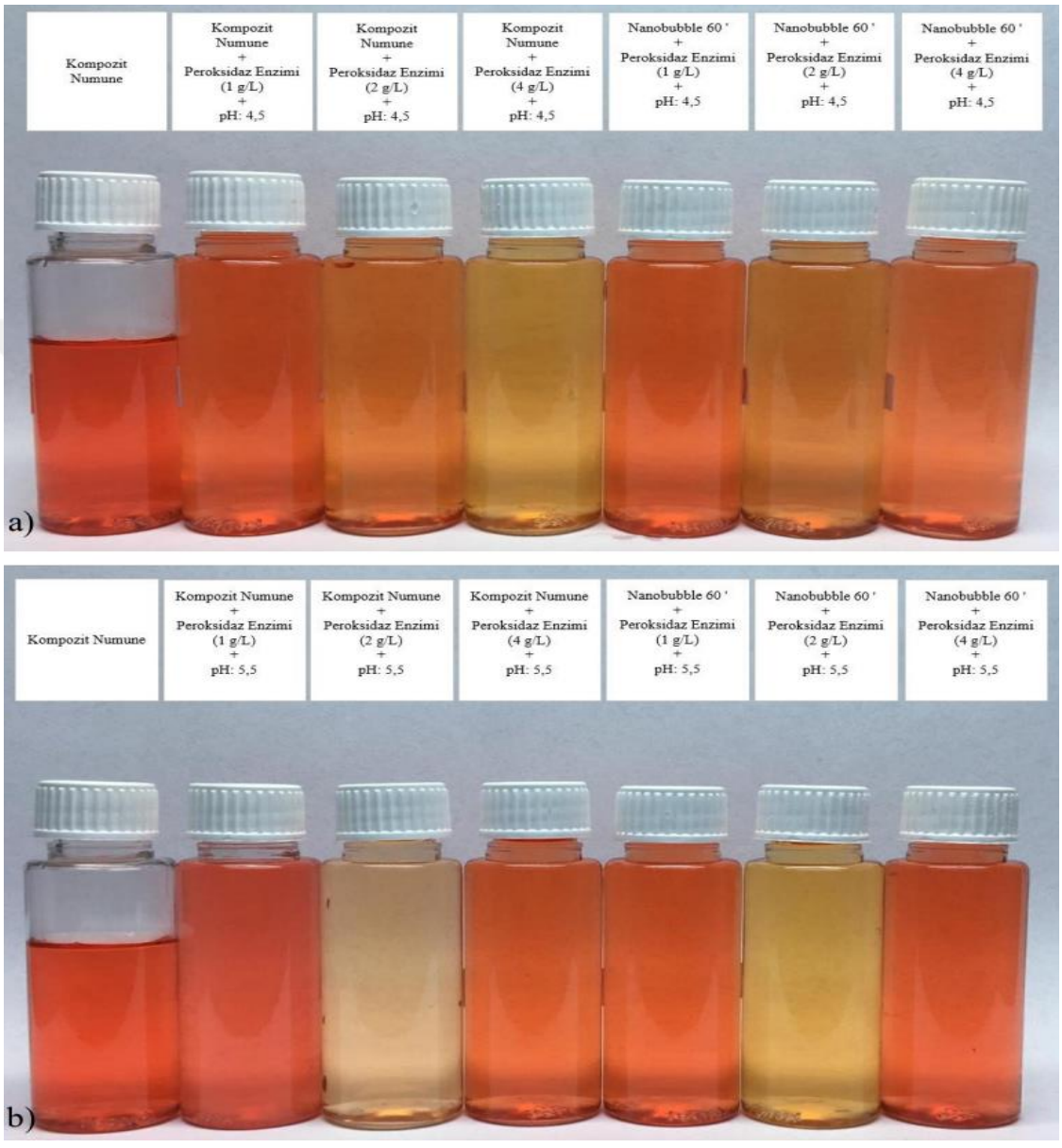



**Şekil 4.19.** Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası tender shots atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması

Kompozit ve 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunelerinde en iyi transmitans değerinin pH 4,5'te ve 4 g/L enzim konsantrasyonunda olduğu görülmüştür. Kompozit atık su numunesinde en iyi transmitans değeri % 65,27 iken, 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen numunede ise % 63,37 olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.19).

*High Risk Red*

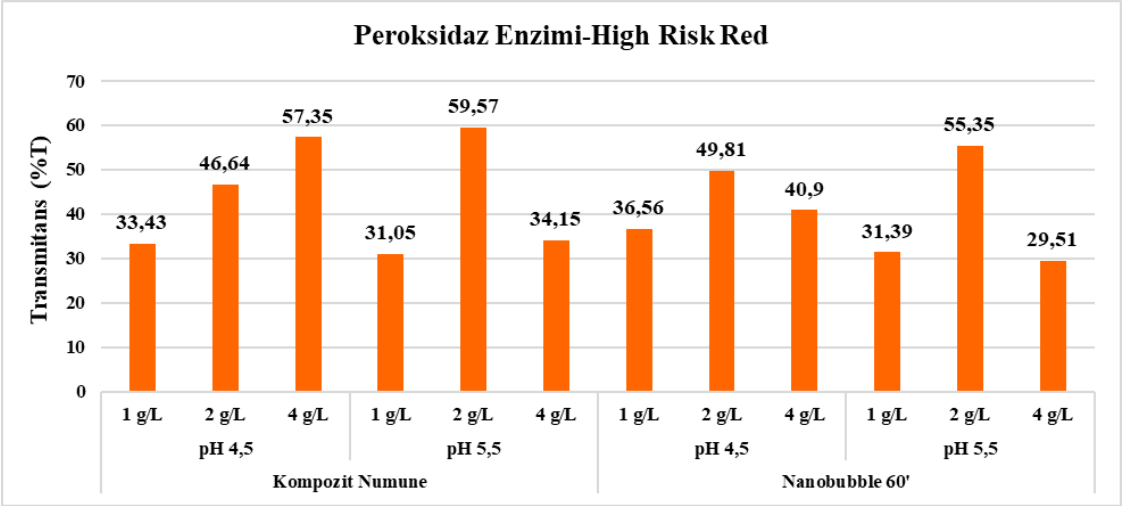
Peroksidaz enzimi ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası high risk red atık su numunesine ait görseller Şekil 4.20'de verilmiştir.




**Şekil 4.20.** Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası high risk red atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5

**Çizelge 4.10.** Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası high risk red atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

| Dalga boyu (nm) | Numune | Proses | Kompozit Numune (%T) | Nanobubble Uygulanmış Numune (% T) | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | pH: 4,5 | pH: 5,5 |
| 420 | High Risk Red | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (1 g/l) | 19,79 | 33,43 | 31,05 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) | | 46,64 | 59,57 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) | | 57,35 | 34,15 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (1 g/l) | | 36,56 | 31,39 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) | | 49,81 | 55,35 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) | | 40,9 | 29,51 |




**Şekil 4.21.** Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası tender shots atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması

Kompozit ve 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numuneleri incelendiğinde en iyi transmitans değerinin pH 5,5'te ve 2 g/L peroksidaz enzim konsantrasyonunda olduğu tespit edilmiştir. En iyi transmitans değeri kompozit atık su numunesinde %59,57 iken, 60 dakika nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesinde ise %55,35 olduğu gözlenmiştir (Şekil 4.21).

*Gj Denmark*

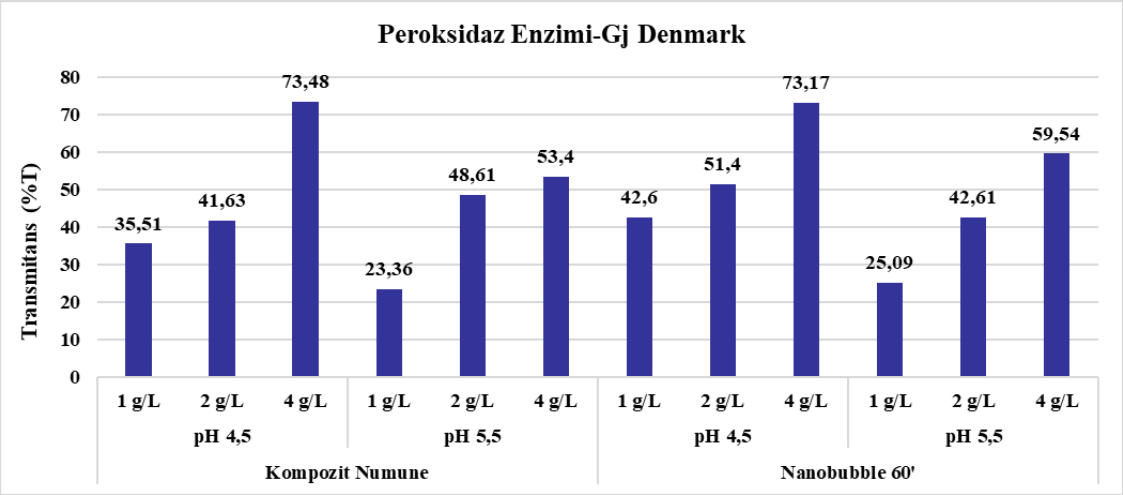
Peroksidaz enzimi ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası gj denmark atık su numunesine ait görseller Şekil 4.22'de verilmiştir.




**Şekil 4.22.** Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası gj denmark atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5

**Çizelge 4.11.** Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası gj denmark atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

| **Dalga boyu (nm)** | **Numune** | **Proses** | **Kompozit Numune (%T)** | **Nanobubble Uygulanmış Numune (% T)** | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | **pH: 4,5** | **pH: 5,5** |
| 590 | Gj Denmark | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (1 g/l) | 31,49 | 35,51 | 23,36 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) | | 41,63 | 48,61 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) | | 73,48 | 53,4 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (1 g/l) | | 42,6 | 25,09 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) | | 51,4 | 42,61 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) | | 73,17 | 59,54 |

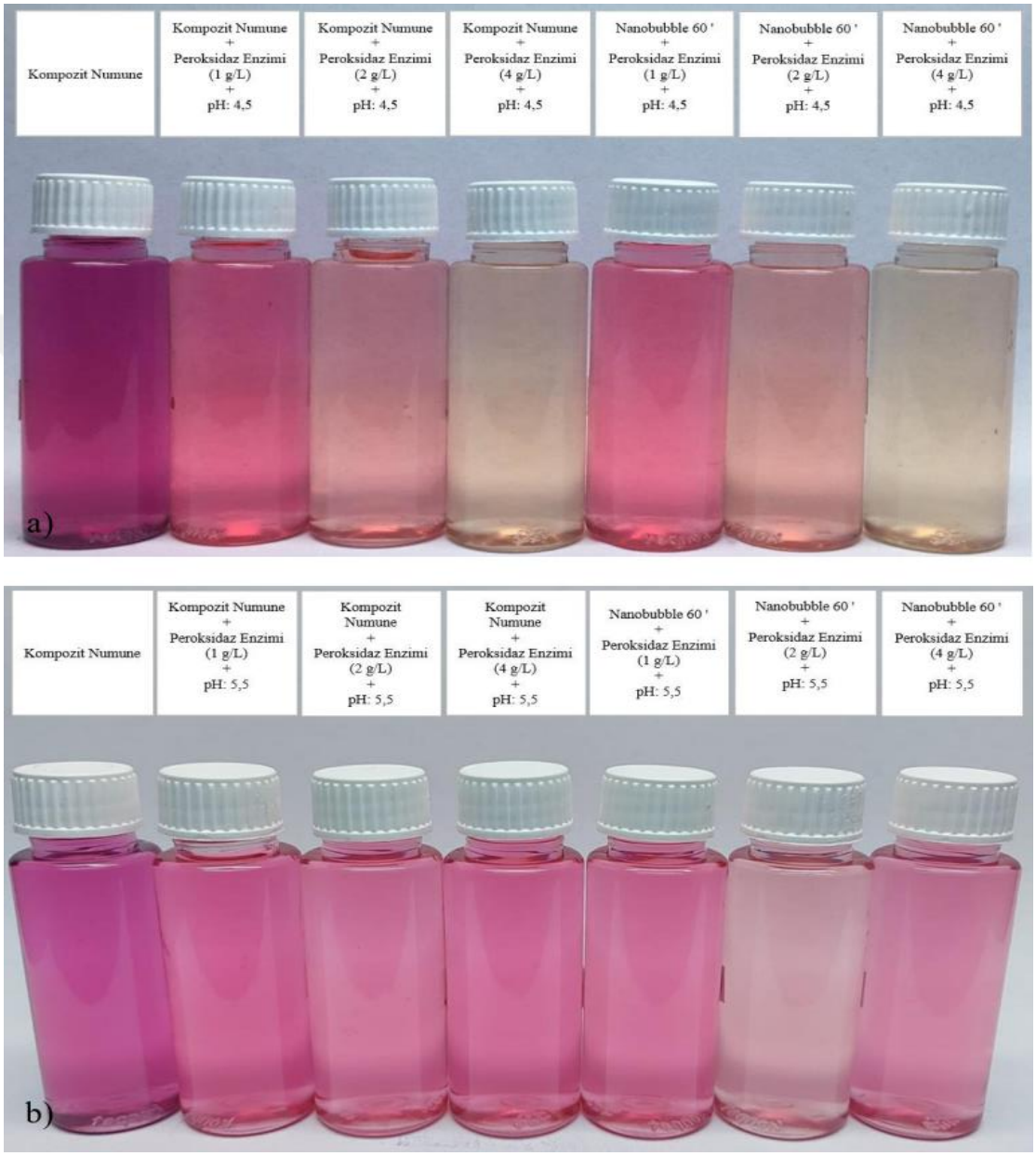



**Şekil 4.23.** Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası gj denmark atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

Kompozit ve 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunelerinde lakkaz enzim kullanımı incelendiğinde en yüksek transmitans değerinin pH 4,5'te ve 4 g/L enzim konsantrasyonunda olduğu görülmüştür. Kompozit atık su numunesinde en yüksek transmitans değeri %73,48 iken, 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesinde ise %73,17 olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.23).

*Purple (II)*

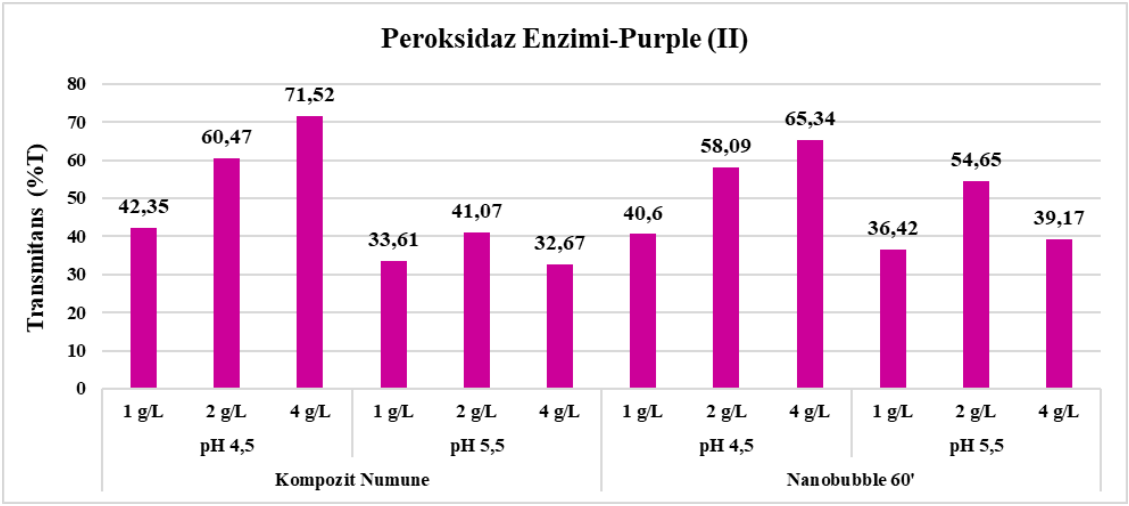
Peroksidaz enzimi ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası purple (II) atık su numunesine ait görseller Şekil 4.24'te verilmiştir.




**Şekil 4.24.** Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası purple (II) atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5

**Çizelge 4.12.** Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası purple (II) atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

| **Dalga boyu (nm)** | **Numune** | **Proses** | **Kompozit Numune (%T)** | **Nanobubble Uygulanmış Numune (% T)** | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | **pH: 4,5** | **pH: 5,5** |
| 540 | Purple (II) | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (1 g/l) | 26,83 | 42,35 | 33,61 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) | | 60,47 | 41,07 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) | | 71,52 | 32,67 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (1 g/l) | | 40,6 | 36,42 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) | | 58,09 | 54,65 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) | | 65,34 | 39,17 |




**Şekil 4.25.** Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası purple (II) atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması

Kompozit ve 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numuneleri incelendiğinde, en iyi transmitans değerinin pH 4,5'te ve 4 g/L enzim konsantrasyonunda olduğu görülmüştür. Kompozit atık su numunesinde %71,52 değeri ile en yüksek transmitans elde edilirken, 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesinde ise %65,34 ile en iyi transmitans değeri elde edilmiştir (Şekil 4.25).

*Lacivert*

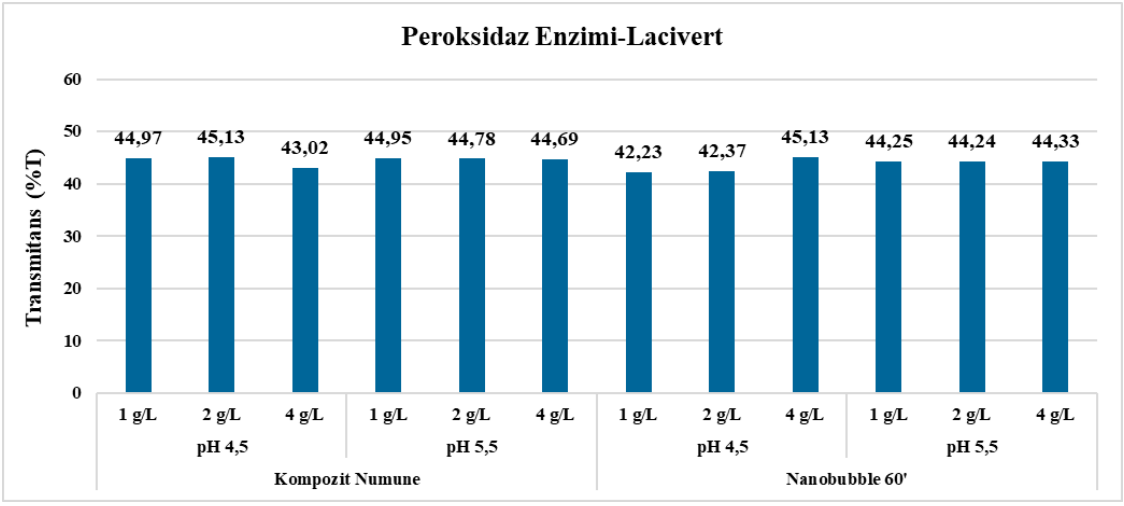
Peroksidaz enzimi ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası lacivert atık su numunesine ait görseller Şekil 4.26'da verilmiştir.




**Şekil 4.26.** Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası lacivert numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5

**Çizelge 4.13.** Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

| Dalga boyu (nm) | Numune | Proses | Kompozit Numune (%T) | Nanobubble Uygulanmış Numune (% T) | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | pH: 4,5 | pH: 5,5 |
| 410 | Lacivert | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (1 g/l) | 38,05 | 44,97 | 44,95 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) | | 45,13 | 44,78 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) | | 43,02 | 44,69 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (1 g/l) | | 42,23 | 44,25 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) | | 42,37 | 44,24 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) | | 45,13 | 44,33 |




**Şekil 4.27.** Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası lacivert numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması

Kompozit ve 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numuneleri incelendiğinde en iyi transmitans değerinin pH 4,5'te olduğu gözlenmiştir. Kompozit atık su numunesi için 2 g/L enzim konsantrasyonunda en yüksek transmitans değeri gözlenirken, 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesinde ise 4 g/L enzim konsantrasyonunda en iyi transmitans değeri elde edilmiştir (Şekil 4.27).

*Black*

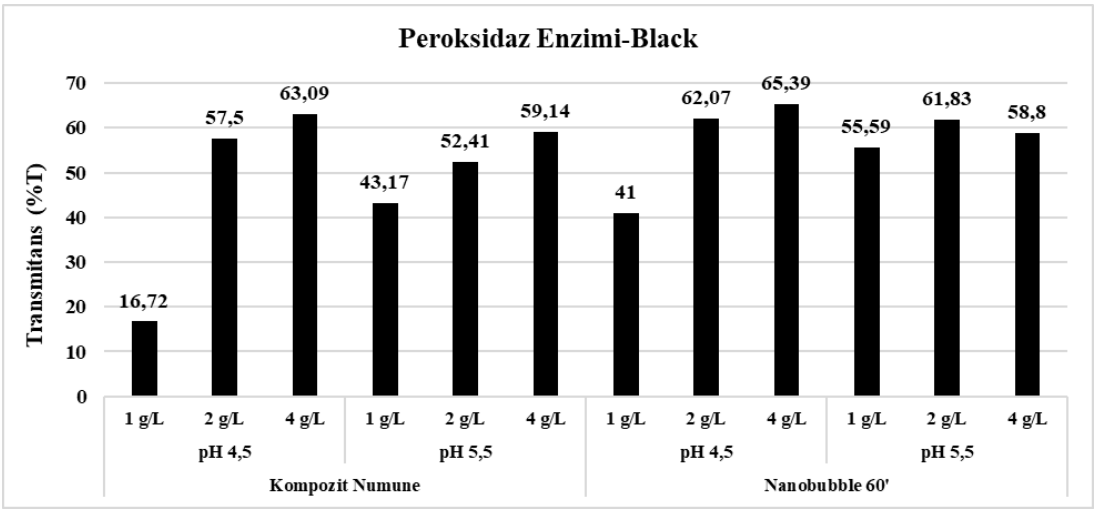
Peroksidaz enzimi ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası black atık su numunesine ait görseller Şekil 4.28'de verilmiştir.




**Şekil 4.28.** Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası black numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5

**Çizelge 4.14.** Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

| **Dalga boyu (nm)** | **Numune** | **Proses** | **Kompozit Numune (%T)** | **Nanobubble Uygulanmış Numune (% T)** | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | **pH: 4,5** | **pH: 5,5** |
| 590 | Black | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (1 g/l) | 5,62 | 16,72 | 43,17 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) | | 57,5 | 52,41 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) | | 63,09 | 59,14 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (1 g/l) | | 41 | 55,59 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) | | 62,07 | 61,83 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) | | 65,39 | 58,8 |

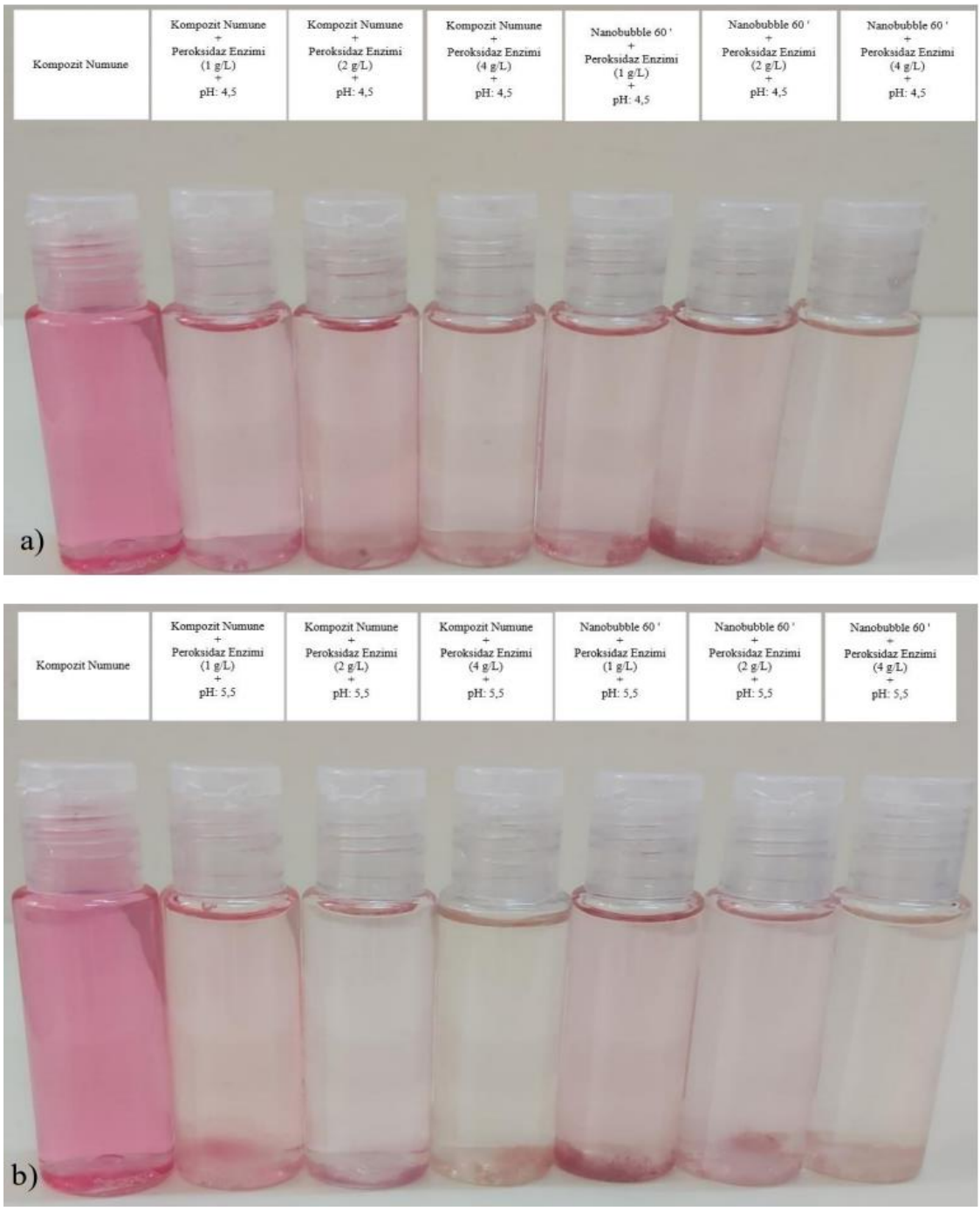



**Şekil 4.29.** Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

Kompozit ve 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numuneleri incelendiğinde en iyi transmitans değerinin pH 4,5'te ve 4 g/L enzim konsantrasyonunda olduğu tespit edilmiştir. Kompozit atık su numunesinde %63,09 değerinde en yüksek transmitans gözlenirken, 60 dakika nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesinde ise en iyi transmitans değerinin %65,39 olduğu sonucuna varılmıştır (Şekil 4.29).

*Fuşya*

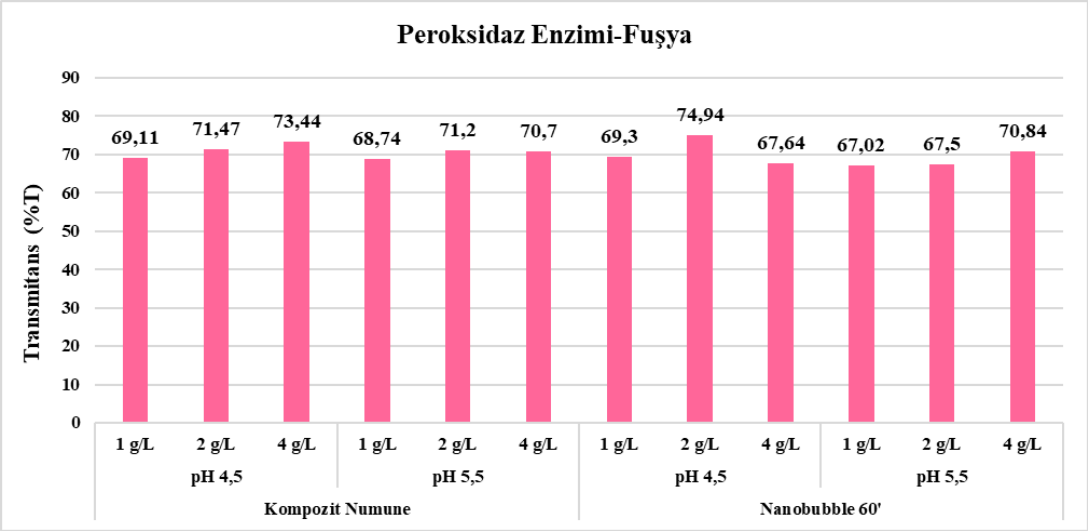
Peroksidaz enzimi ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası fuşya atık su numunesine ait görseller Şekil 4.30'da verilmiştir.




**Şekil 4.30.** Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5

**Çizelge 4.15.** Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

| **Dalga boyu (nm)** | **Numune** | **Proses** | **Kompozit Numune (%T)** | **Nanobubble Uygulanmış Numune (% T)** | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | **pH: 4,5** | **pH: 5,5** |
| 520 | Fuşya | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (1 g/l) | 50,18 | 69,11 | 68,74 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) | | 71,47 | 71,2 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) | | 73,44 | 70,7 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (1 g/l) | | 69,3 | 67,02 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) | | 74,94 | 67,5 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) | | 67,64 | 70,84 |



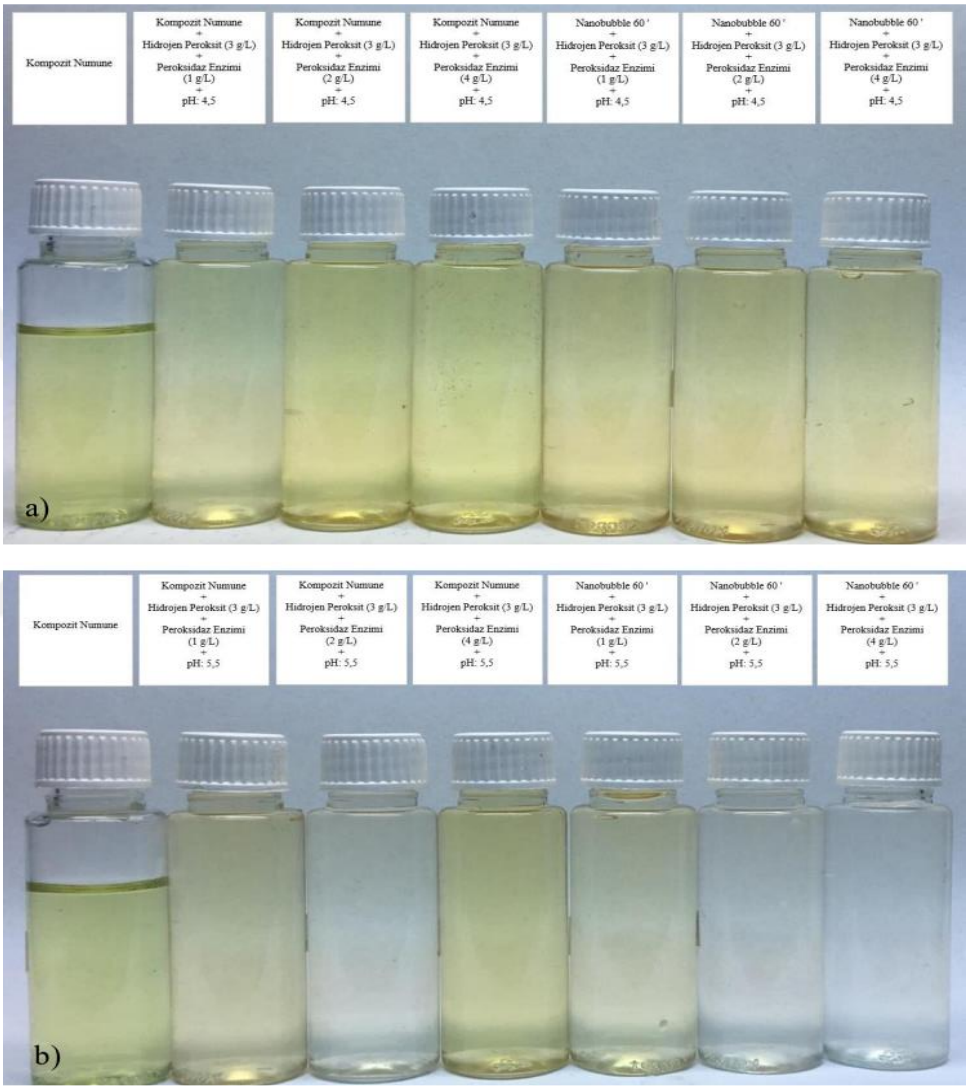

**Şekil 4.31.** Peroksidaz enzim dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması

Kompozit ve 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesi incelendiğinde en iyi transmitans değerinin pH 4,5'te olduğu gözlenmiştir. Kompozit atık su numunesi için 4 g/L enzim konsantrasyonunda %73,44 değerinde en iyi transmitans değeri elde edilmiştir. 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesinde ise 2 g/L enzim konsantrasyonunda %74,94 ile en iyi transmitans değeri elde edilmiştir (Şekil 4.31).

### 4.2.3. Peroksidaz Enzimi+Hidrojen Peroksit Prosesi

*Tender Shots*

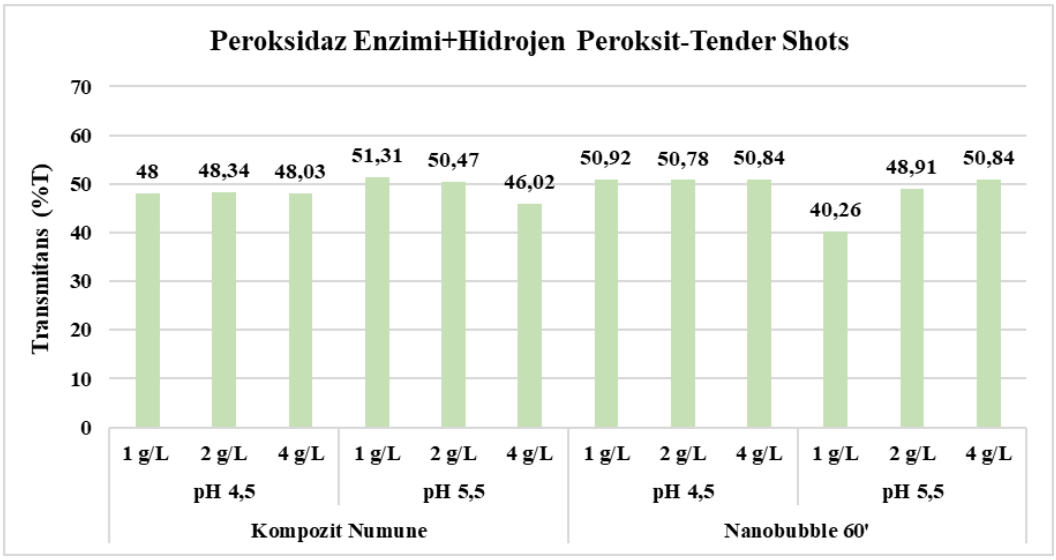
Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası tender shots atık su numunesine ait görseller Şekil 4.32'de verilmiştir.




**Şekil 4.32.** Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası tender shots atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5

**Çizelge 4.16.** Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası tender shots atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

| Dalga boyu (nm) | Numune | Proses | Kompozit Numune (%T) | Nanobubble Uygulanmış Numune (% T) | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | pH: 4,5 | pH: 5,5 |
| 420 | Tender Shots | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (1 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | 45,9 | 48 | 51,31 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 48,34 | 50,47 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 48,03 | 46,02 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (1 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 50,92 | 40,26 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 50,78 | 48,91 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 50,84 | 50,84 |

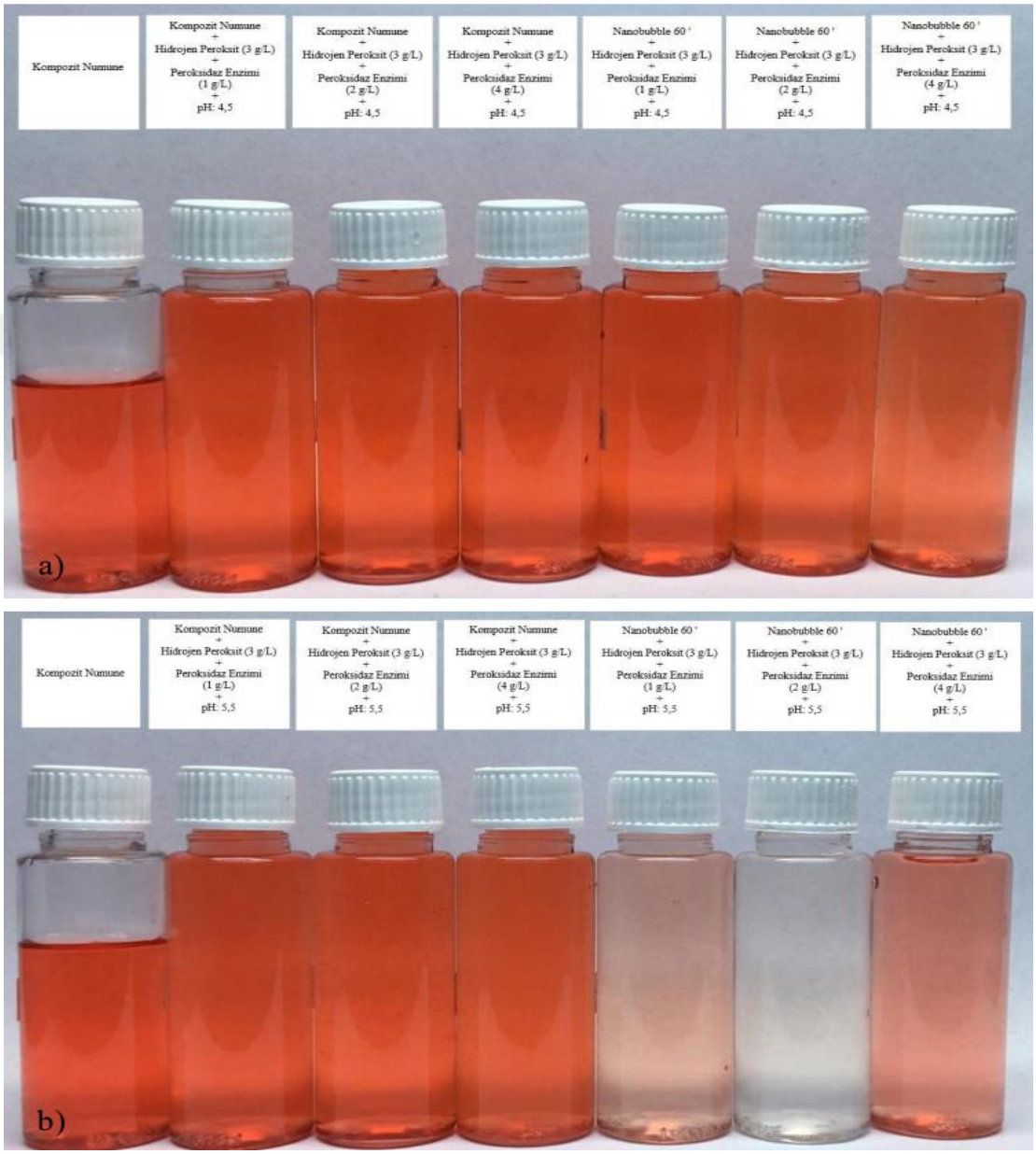



**Şekil 4.33.** Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası tender shots atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması

Kompozit ve 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numuneleri incelendiğinde en iyi transmitans değerinin pH 5,5'te ve 1 g/L enzim konsantrasyonunda olduğu tespit edilmiştir. Kompozit atık su numunesinde %51,31 transmitans değeri gözlenirken, 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesinde ise %50,92 en iyi transmitans değeri elde edilmiştir (Şekil 4.33). Genel olarak pH ve enzim konsantrasyonu artışının etkisi sınırlı olmuştur.

*High Risk Red*

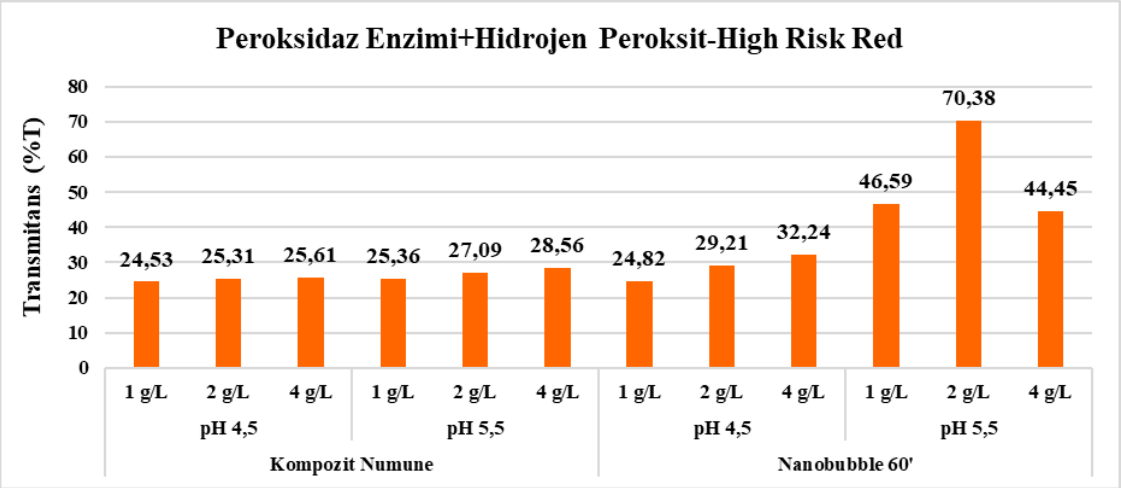
Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası high risk red atık su numunesine ait görseller şekil 4.34'te verilmiştir.




**Şekil 4.34.** Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası high risk red atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5

**Çizelge 4.17.** Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası high risk red atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

| **Dalga boyu (nm)** | **Numune** | **Proses** | **Kompozit Numune (%T)** | **Nanobubble Uygulanmış Numune (% T)** | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | **pH: 4,5** | **pH: 5,5** |
| 420 | High Risk Red | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (1 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | 19,79 | 24,53 | 25,36 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 25,31 | 27,09 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 25,61 | 28,56 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (1 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 24,82 | 46,59 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 29,21 | 70,38 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 32,24 | 44,45 |




**Şekil 4.35.** Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası high risk red atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması

Kompozit atık su numunesi için transmitans değerleri incelendiğinde, peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası bir sonuç elde edilememiştir. 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesinde ise en iyi transmitans değerinin pH 5,5'te ve 2 g/L peroksidaz enzim konsantrasyonunda olduğu tespit edilmiştir. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit kullanımının kompozit atık su numunesinde dekolorizasyona belirgin bir etkisinin olmadığı gözlenmiştir. 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesinde ise peroksidaz+hidrojen peroksit kullanımının dekolorizasyonda %70,38 değeri ile belirgin fark yarttığı sonucuna varılmıştır (Şekil 4.35).

*Gj Denmark*

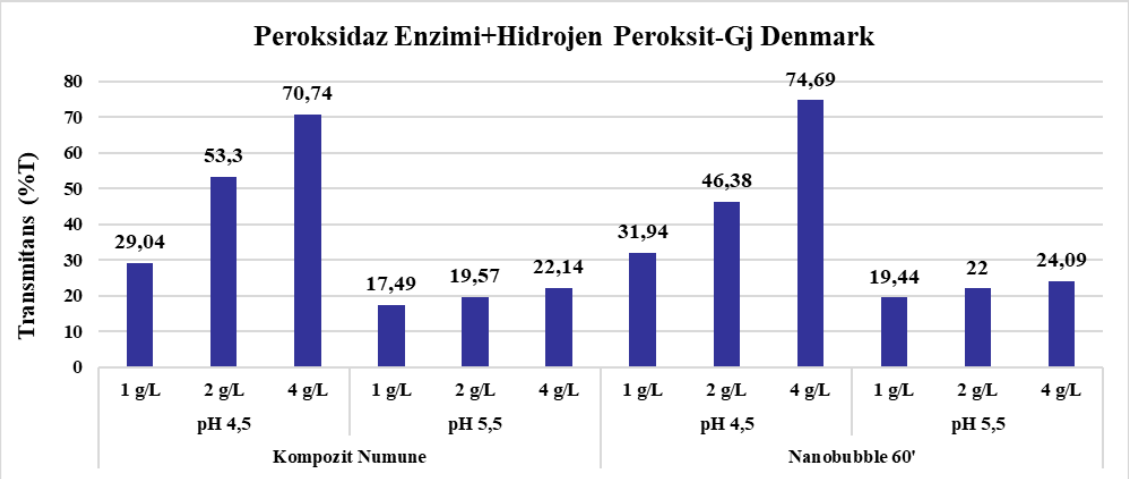
Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası gj denmark atık su numunesine ait görseller Şekil 4.36'da verilmiştir.




**Şekil 4.36.** Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası gj denmark atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5

**Çizelge 4.18.** Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası gj denmark atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

| **Dalga boyu (nm)** | **Numune** | **Proses** | **Kompozit Numune (%T)** | **Nanobubble Uygulanmış Numune (% T)** | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | **pH: 4,5** | **pH: 5,5** |
| 590 | Gj Denmark | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (1 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | 31,49 | 29,04 | 17,49 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 53,3 | 19,57 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 70,74 | 22,14 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (1 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 31,94 | 19,44 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 46,38 | 22 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 74,69 | 24,09 |

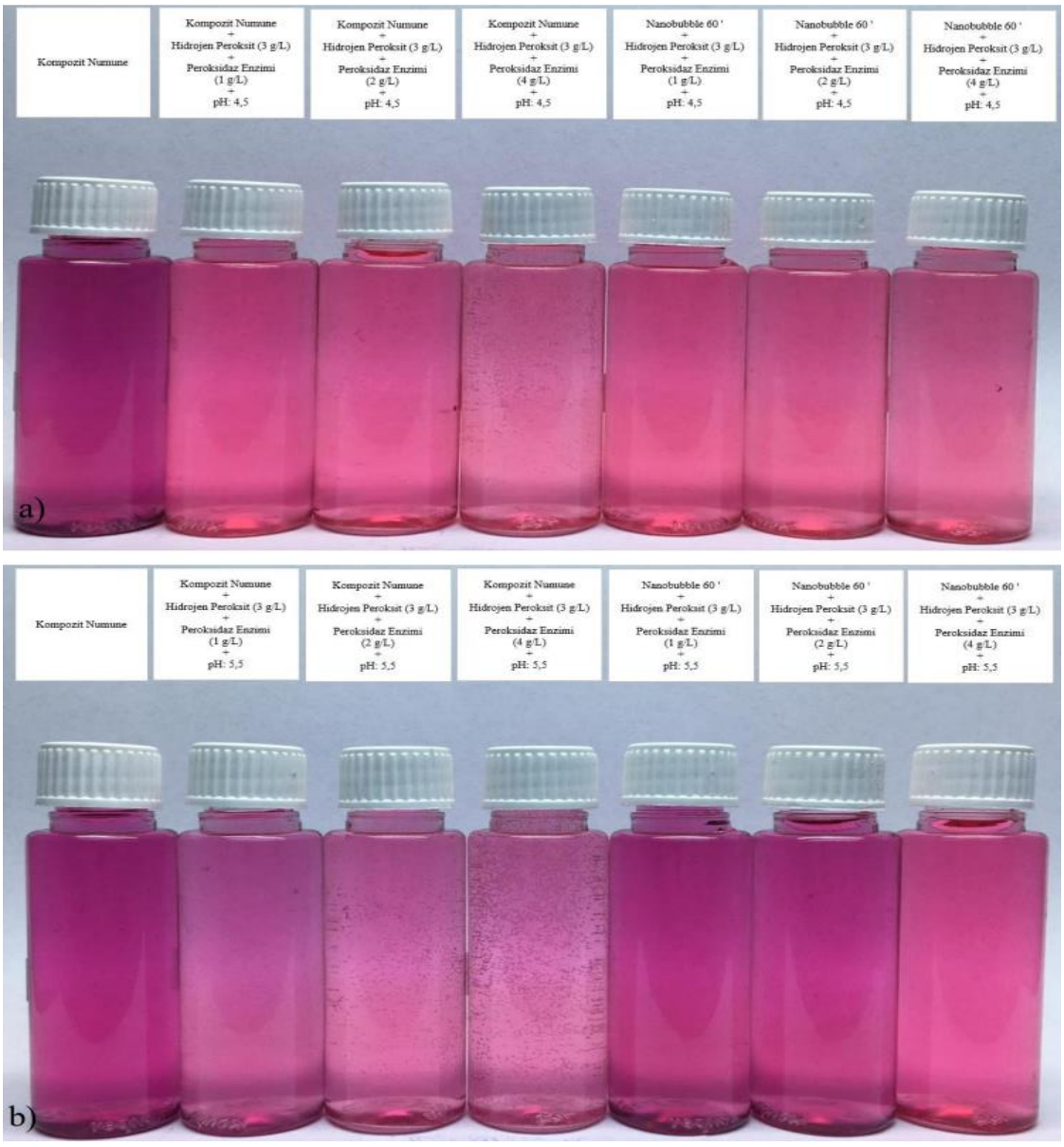



**Şekil 4.37.** Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası gj denmark atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması

Kompozit ve 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunelerinde en yüksek transmitans değerleri pH 4,5'te ve 4 g/L enzim konsantrasyonunda gözlenmiştir. Kompozit atık su numunesinde elde edilen transmitans değeri %70,74 iken, 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesinde ise en yüksek transmitans değerinin %74,69 olduğu sonucuna varılmıştır (Şekil 4.37).

*Purple (II)*

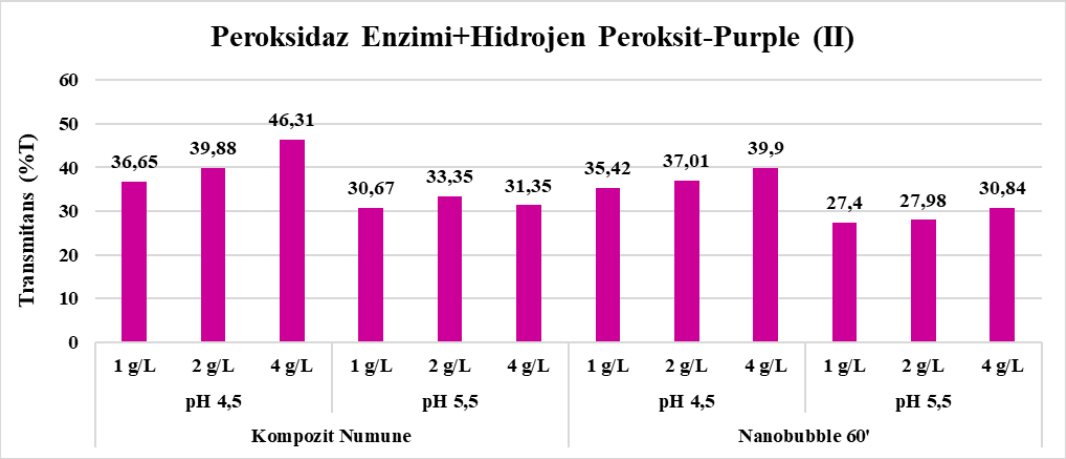
Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası purple (II) atık su numunesine ait görseller Şekil 4.38'de verilmiştir.




**Şekil 4.38.** Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası purple (II) atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5

**Çizelge 4.19.** Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası purple (II) atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

| Dalga boyu (nm) | Numune | Proses | Kompozit Numune (%T) | Nanobubble Uygulanmış Numune (% T) | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | pH: 4,5 | pH: 5,5 |
| 540 | Purple (II) | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (1 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | 26,83 | 36,65 | 30,67 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 39,88 | 33,35 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 46,31 | 31,35 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (1 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 35,42 | 27,4 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 37,01 | 27,98 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 39,9 | 30,84 |




**Şekil 4.39.** Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası purple (II) atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması

Kompozit ve 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numuneleri incelendiğinde en iyi transmitans değerinin pH 4,5'te ve 4 g/L enzim konsantrasyonunda olduğu gözlenmiştir. Kompozit atık su numunesinde en yüksek transmitans değeri %46,31 iken, 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesinde ise %39,9 olduğu tespit edilmiştir.

*Lacivert*

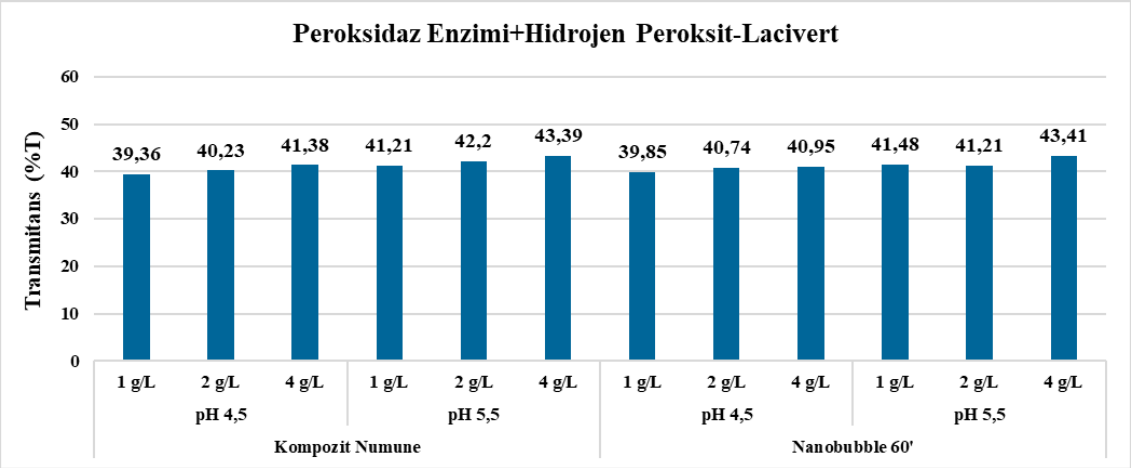
Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası lacivert atık su numunesine ait görseller Şekil 4.40'ta verilmiştir.




**Şekil 4.40**. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5

**Çizelge 4.20.** Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

| Dalga boyu (nm) | Numune | Proses | Kompozit Numune (%T) | Nanobubble Uygulanmış Numune (% T) | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | pH: 4,5 | pH: 5,5 |
| 410 | Lacivert | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (1 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | 38,05 | 39,36 | 41,21 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 40,23 | 42,2 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 41,38 | 43,39 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (1 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 39,85 | 41,48 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 40,74 | 41,21 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 40,95 | 43,41 |




**Şekil 4.41.** Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

Kompozit ve 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numuneleri incelendiğinde en iyi transmitans değerinin pH 5,5'te ve 4 g/L enzim konsantrasyonunda olduğu görülmüştür. Kompozit atık su numunesinde en iyi transmitans değeri %43,39 iken, 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesinde ise % 43,41 olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.41). Genel olarak pH değişiminin ve enzim konsantrasyonunun etkisi gözlenmemiştir.

*Black*

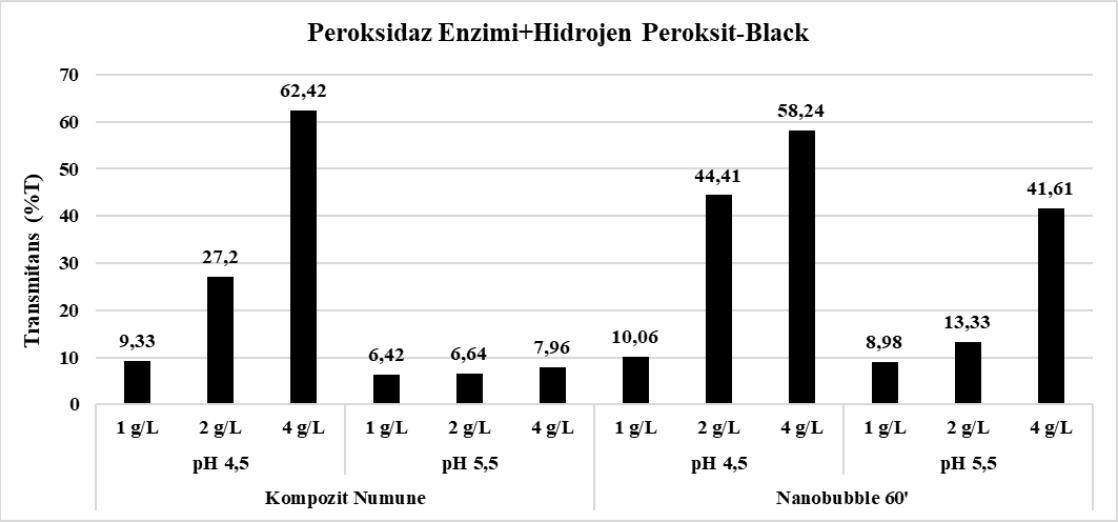
Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası black atık su numunesine ait görseller şekil 4.42'de verilmiştir.




**Şekil 4.42.** Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5

**Çizelge 4.21.** Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

| Dalga boyu (nm) | Numune | Proses | Kompozit Numune (%T) | Nanobubble Uygulanmış Numune (% T) | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | pH: 4,5 | pH: 5,5 |
| 590 | Black | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (1 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | 5,62 | 9,33 | 6,42 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 27,2 | 6,64 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 62,42 | 7,96 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (1 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 10,06 | 8,98 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 44,41 | 13,33 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 58,24 | 41,61 |




**Şekil 4.43.** Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması

Kompozit ve 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numuneleri incelendiğinde en iyi transmitans değerinin pH 4,5'te ve 4 g/L enzim konsantrasyonunda olduğu görülmüştür. Kompozit atık su numunesinde en iyi transmitans değeri %62,42 iken, 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesinde ise %58,24 olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.43).

*Fuşya*

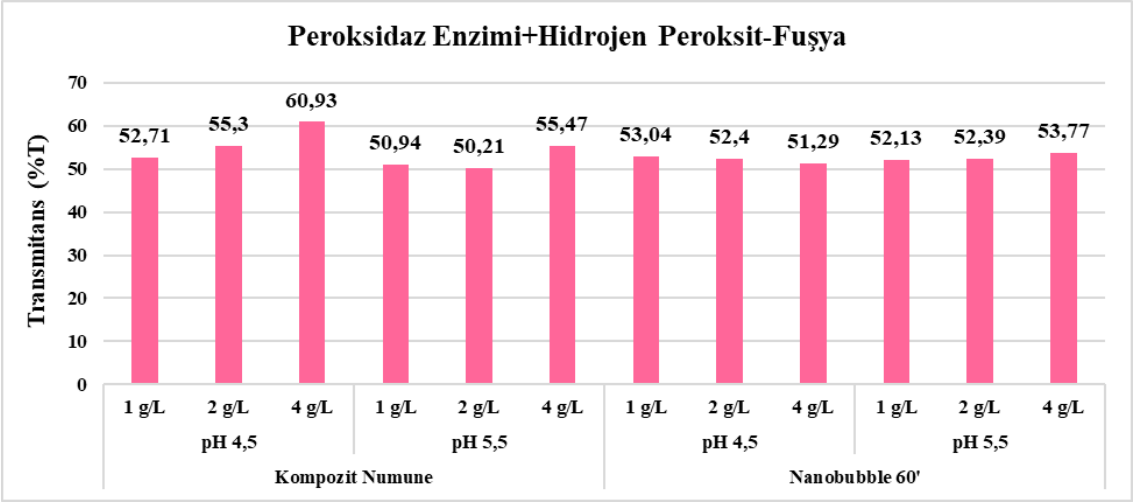
Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası fuşya atık su numunesine ait görseller Şekil 4.44'te verilmiştir.




**Şekil 4.44.** Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesi; a) pH 4,5, b) pH 5,5

**Çizelge 4.22.** Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

| Dalga boyu (nm) | Numune | Proses | Kompozit Numune (%T) | Nanobubble Uygulanmış Numune (% T) | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | pH: 4,5 | pH: 5,5 |
| 520 | Fuşya | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (1 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | 50,18 | 52,71 | 50,94 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 55,3 | 50,21 |
| | | Kompozit Numune + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 60,93 | 55,47 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (1 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 53,04 | 52,13 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 52,4 | 52,39 |
| | | Nanobubble 60 ' + Peroksidaz Enzimi (4 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 51,29 | 53,77 |



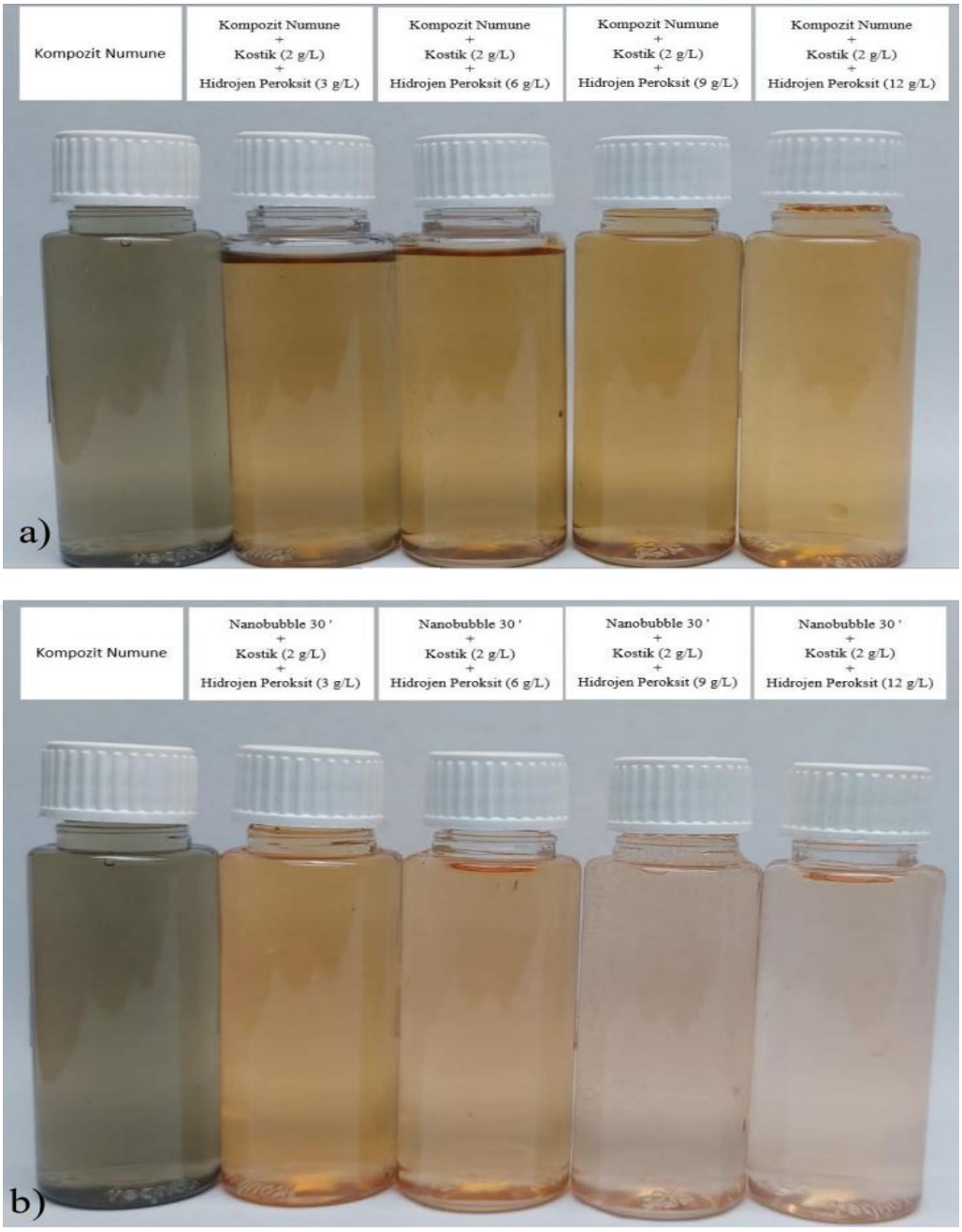

**Şekil 4.45.** Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması

Kompozit atık su numunesinin transmitans değerleri incelendiğinde, en iyi sonucun pH 4,5'te ve 4 g/L enzim konsantrasyonunda olduğu gözlenmiştir. 60' nanobubble jeneratöründe geçirilen atık su numunesinde ise en iyi transmitans değerinin pH 5,5'te ve 4 g/L enzim konsantrasyonunda olduğu tespit edilmiştir. Kompozit atık su numunesinde %60,93 ile en iyi transmitans değeri elde edilirken, 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesinde en iyi transmitans değerinin %53,77 olduğu sonucuna varılmıştır (Şekil 4.45).

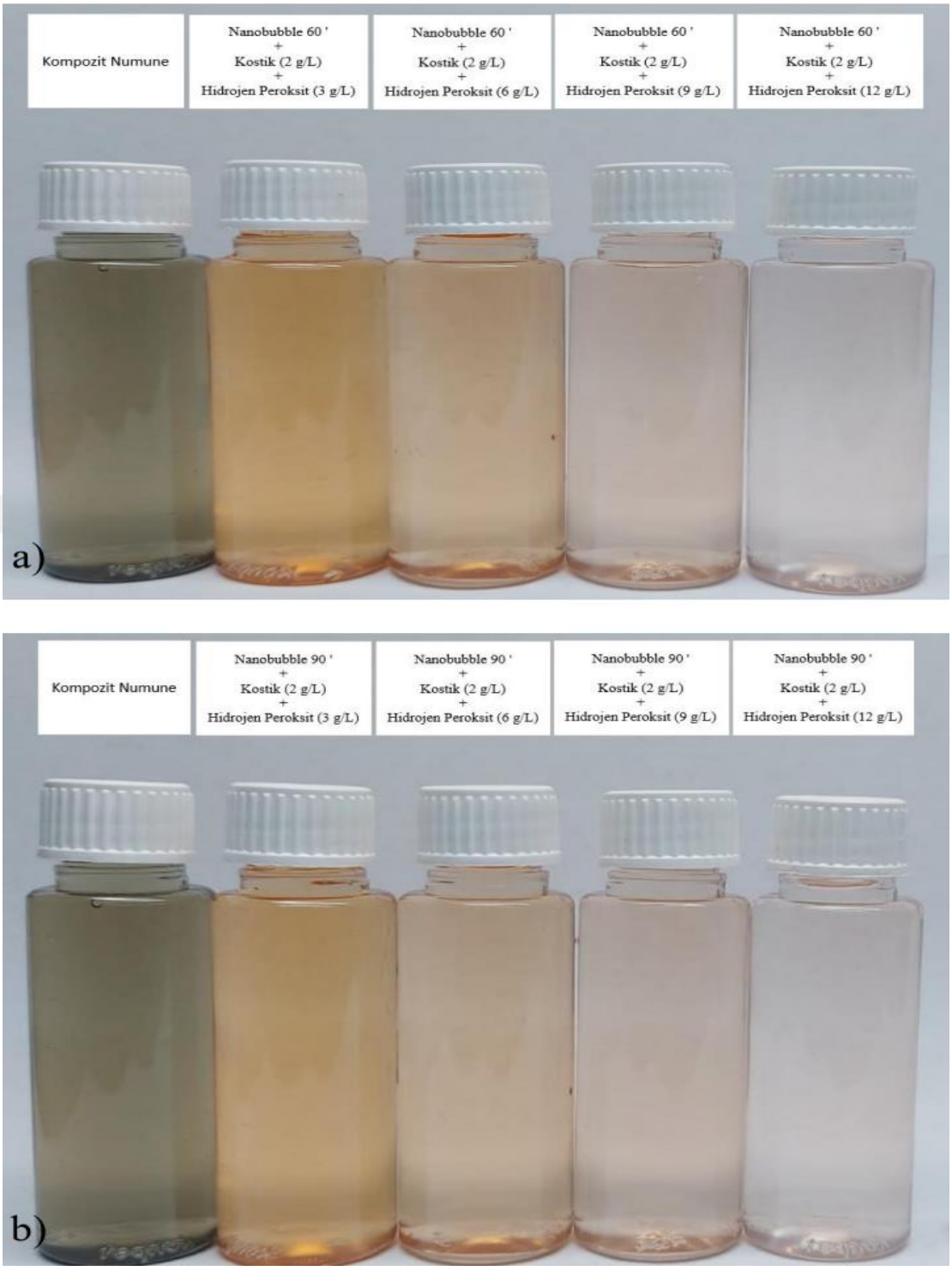
### 4.3. Kostik+Hidrojen Peroksit Prosesi

*Lacivert*

Kostik+hidrojen peroksit ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası lacivert atık su numunesine ait görseller ise Şekil 46 ve Şekil 47'de verilmiştir.



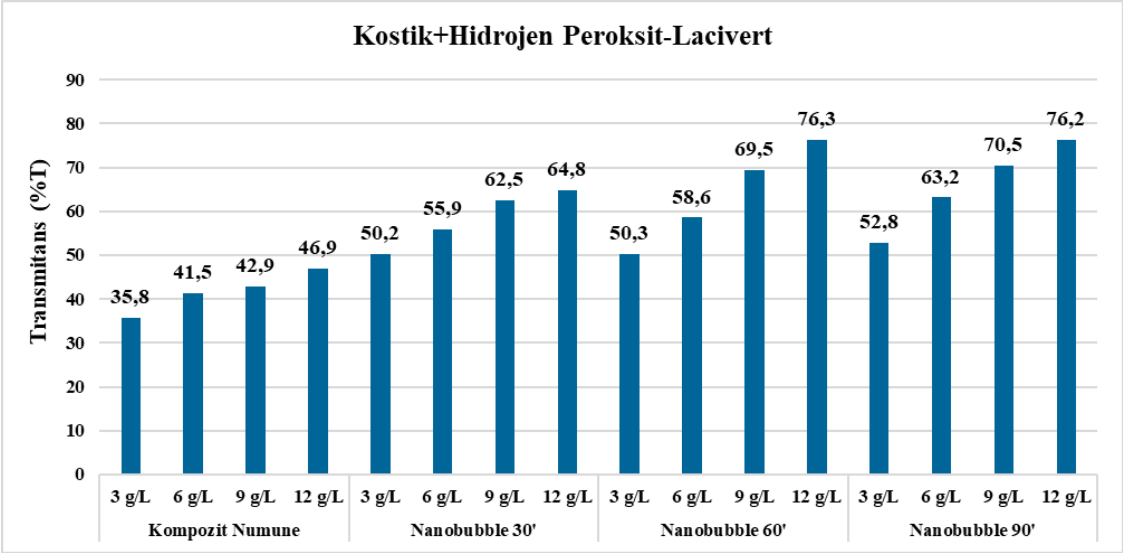

**Şekil 4.46.** Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesi; a) kompozit numune, b) 30' nanobubble prosesi




**Şekil 4.47.** Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesi; a) 60' nanobubble prosesi, b) 90' nanobubble prosesi

**Çizelge 4.23.** Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesine ait değerler

| Dalga Boyu (nm) | Numune | Proses | Kompozit Numune (% T) | Dekolorizasyon Sonrası (% T) |
|---|---|---|---|---|
| 420 | Lacivert | Kompozit Numune+Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | 37,94 | 35,8 |
| | | Kompozit Numune + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (6 g/L) | | 41,5 |
| | | Kompozit Numune + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (9 g/L) | | 42,9 |
| | | Kompozit Numune + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (12 g/L) | | 46,9 |
| | | Nanobubble 30 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 50,2 |
| | | Nanobubble 30 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (6 g/L) | | 55,9 |
| | | Nanobubble 30 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (9 g/L) | | 62,5 |
| | | Nanobubble 30 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (12 g/L) | | 64,8 |
| | | Nanobubble 60 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 50,3 |
| | | Nanobubble 60 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (6 g/L) | | 58,6 |
| | | Nanobubble 60 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (9 g/L) | | 69,5 |
| | | Nanobubble 60 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (12 g/L) | | 76,3 |
| | | Nanobubble 90 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 52,8 |
| | | Nanobubble 90 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (6 g/L) | | 63,2 |
| | | Nanobubble 90 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (9 g/L) | | 70,5 |
| | | Nanobubble 90 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (12 g/L) | | 76,2 |

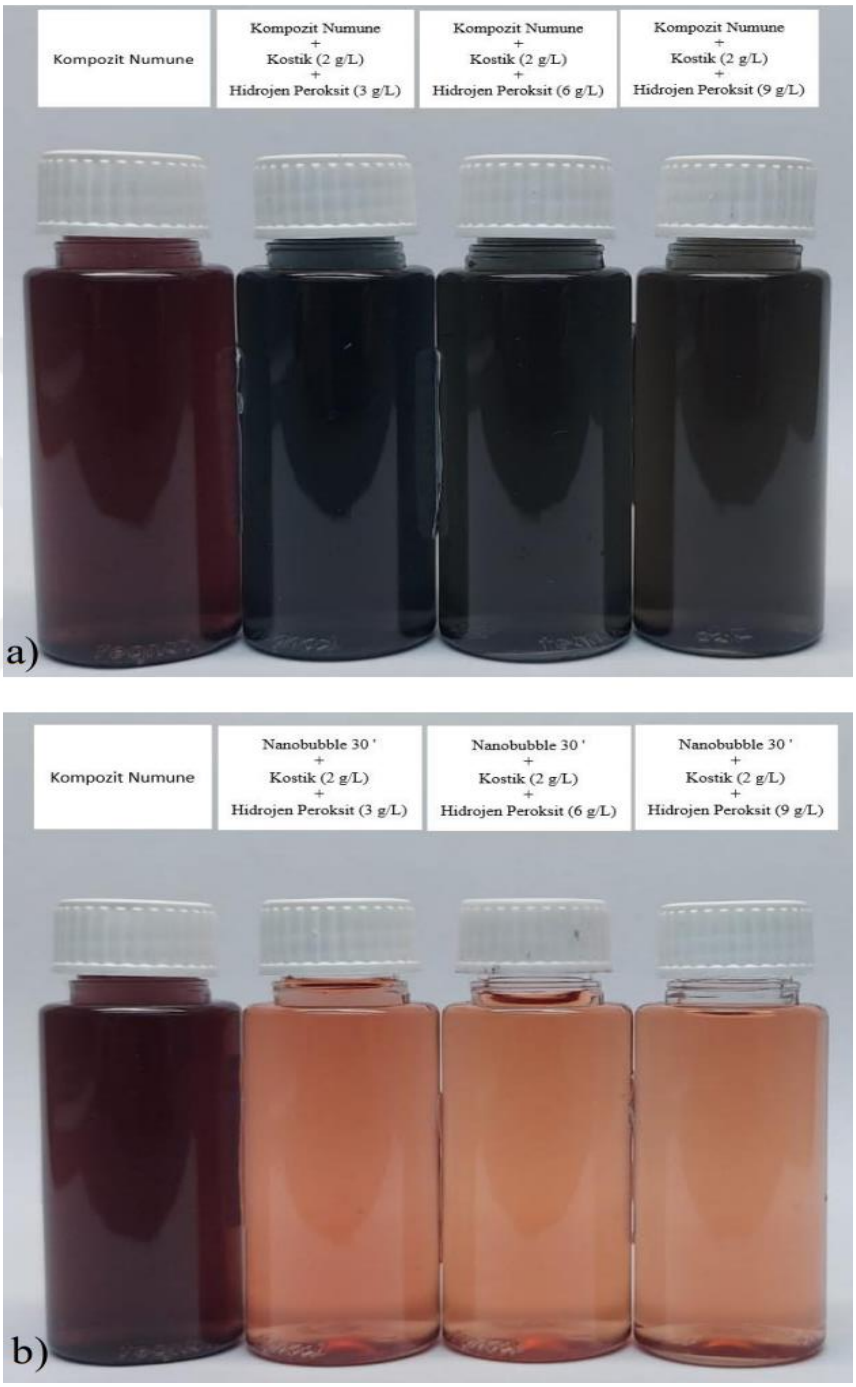



**Şekil 4.48.** Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası lacivert atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması

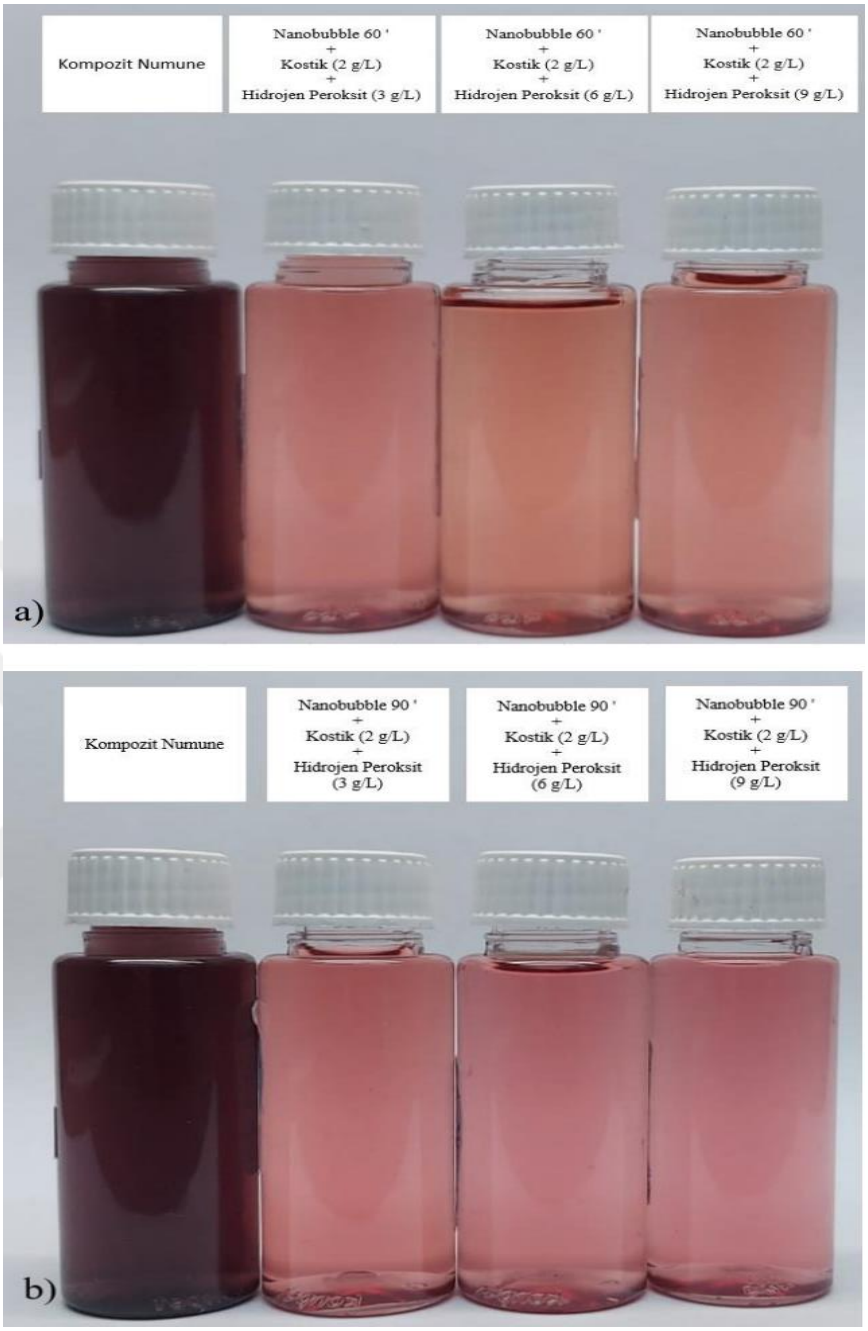
Şekil 4.48'de artan hidrojen peroksit konsantrasyonunun ve artan nanobubble sürelerinin transmitans üzerine etkisi incelenmiştir. Veriler değerlendirildiğinde artan hidrojen peroksit konsantrasyonlarının ve nanobubble sürelerinin transmitans değerlerini arttırdığı görülmüştür. En yüksek transmitans değerinin 60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesinde ve 12 g/L hidrojen peroksit konsantrasyonunda olduğu sonucuna varılmıştır.

*Black*

Kostik+hidrojen peroksit ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası black atık su numunesine ait görseller Şekil 49 ve Şekil 50'de verilmiştir.



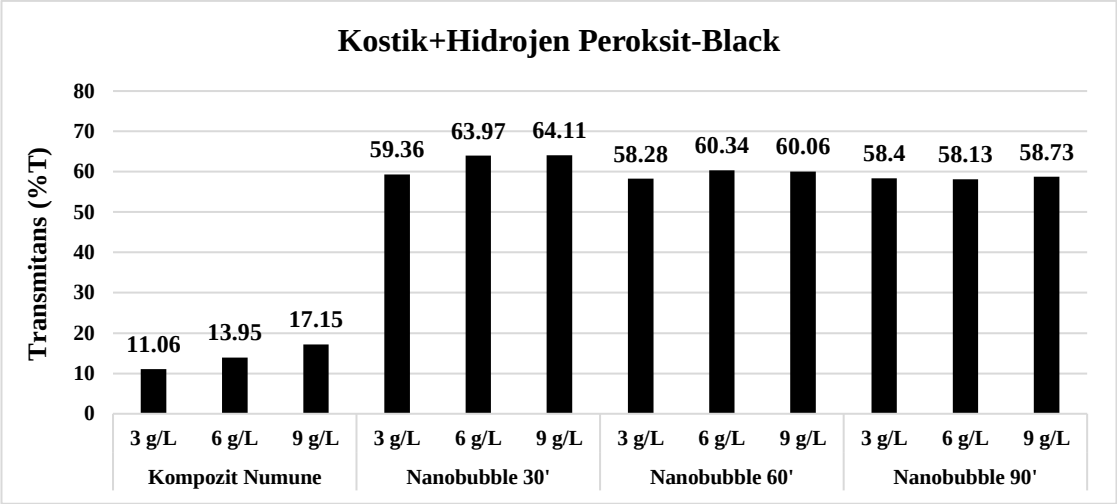

**Şekil 4.49.** Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesi; a) kompozit numune, b) 30' nanobubble prosesi




**Şekil 4.50.** Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesi; a) 60' nanobubble prosesi, b) 90' nanobubble prosesi

**Çizelge 4.24.** Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası black atık su numunesine ait değerler

| Dalga Boyu (nm) | Numune | Proses | Kompozit Numune (% T) | Dekolorizasyon Sonrası (% T) |
|---|---|---|---|---|
| 590 | Black | Kompozit Numune + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | 5,54 | 11,06 |
| | | Kompozit Numune + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (6 g/L) | | 13,95 |
| | | Kompozit Numune + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (9 g/L) | | 17,15 |
| | | Nanobubble 30 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 59,36 |
| | | Nanobubble 30 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (6 g/L) | | 63,97 |
| | | Nanobubble 30 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (9 g/L) | | 64,11 |
| | | Nanobubble 60 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 58,28 |
| | | Nanobubble 60 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (6 g/L) | | 60,34 |
| | | Nanobubble 60 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (9 g/L) | | 60,06 |
| | | Nanobubble 90 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 58,4 |
| | | Nanobubble 90 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (6 g/L) | | 58,13 |
| | | Nanobubble 90 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (9 g/L) | | 58,73 |

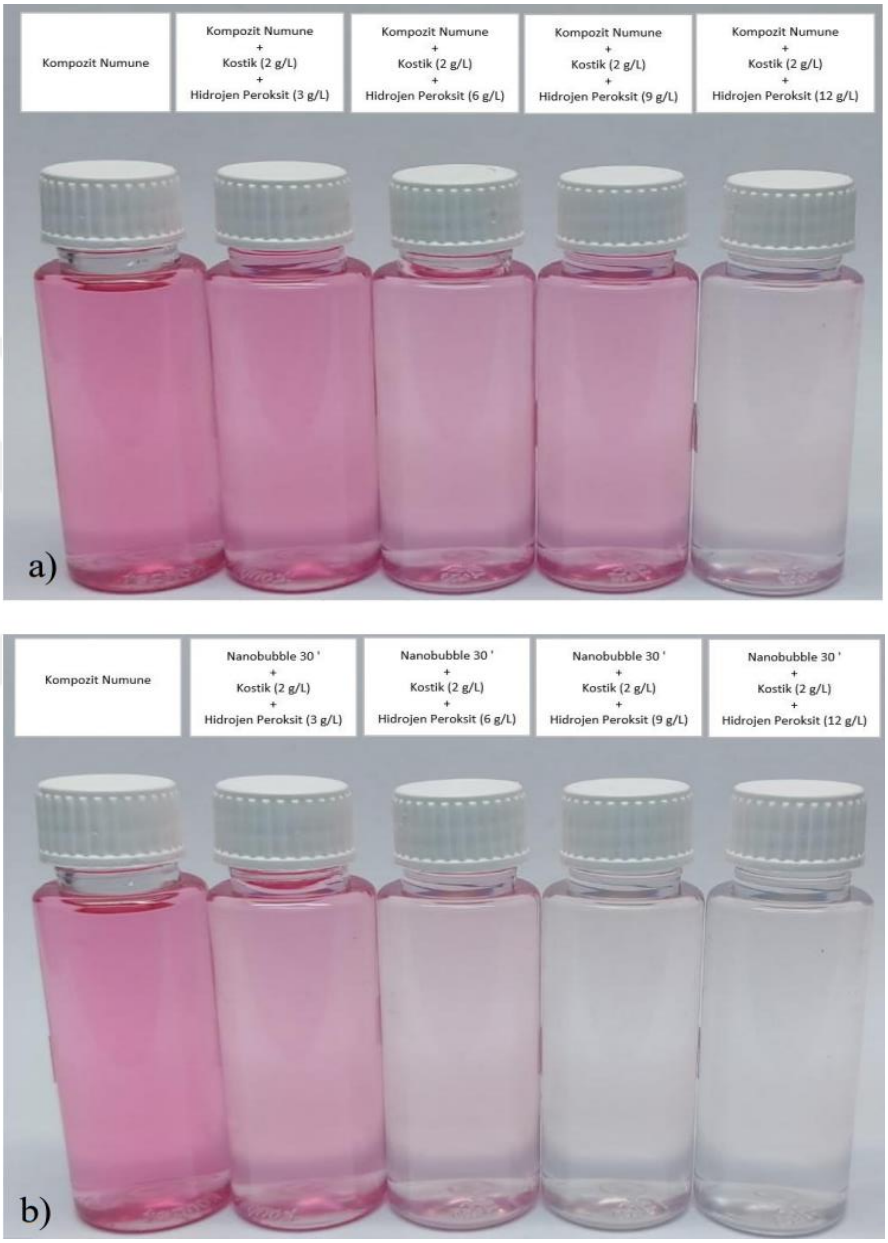



**Şekil 4.51.** Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası black atık numunesine ait transmitans (%T) değerleri

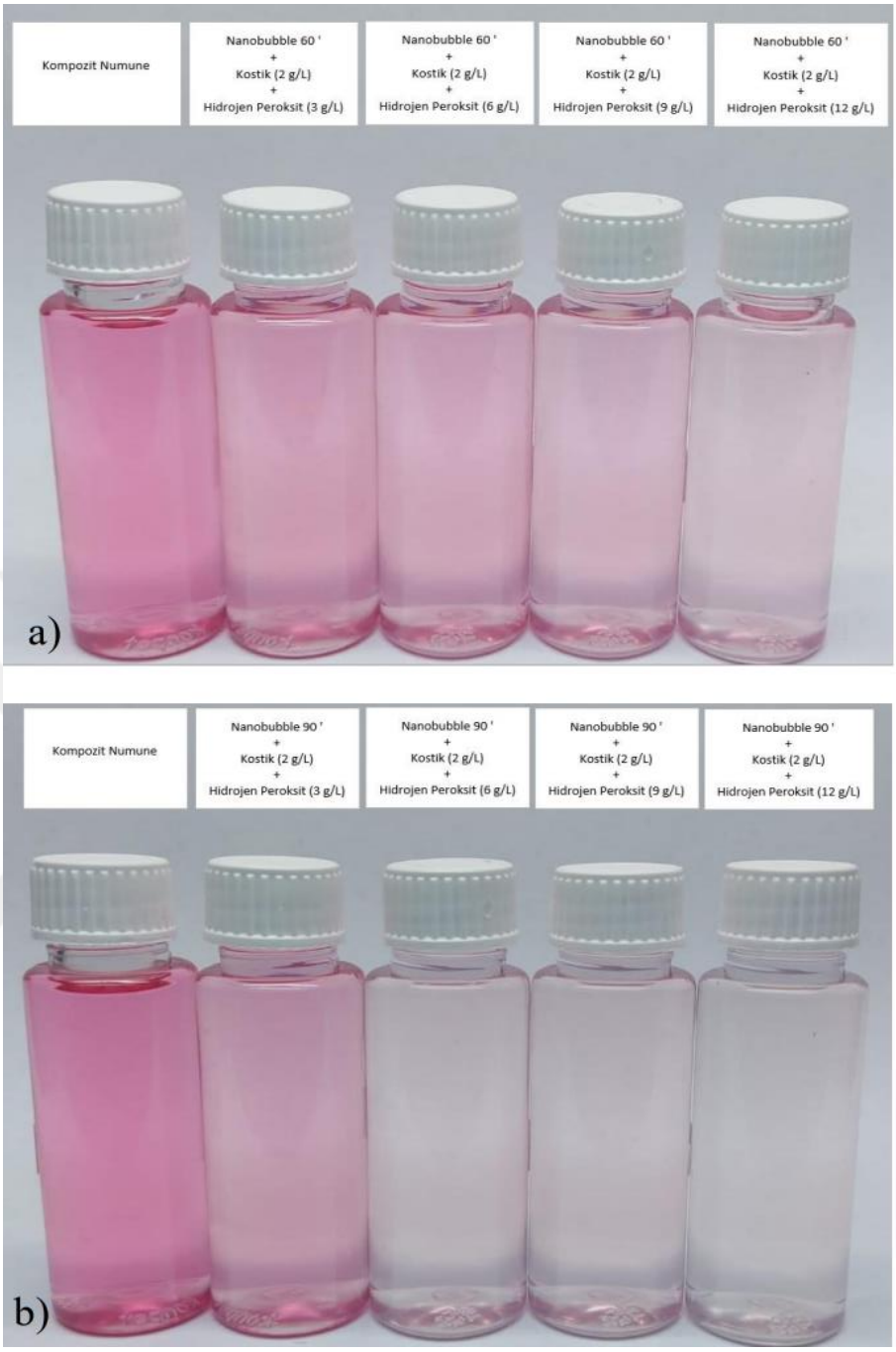
Şekil 4.51'de kompozit atık su numunesi için artan hidrojen peroksit konsantrasyonuna bağlı olarak transmitans değerinin arttığı gözlenmiştir. Black atık su numunesi incelendiğinde en iyi transmitans değerinin, 30'nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesinde ve 9 g/L hidrojen peroksit konsantrasyonunda olduğu gözlenmiştir. 60' ve 90' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numuneleri incelendiğinde, farklı hidrojen peroksit konsantrasyonlarında transmitans değerlerinin birbirine yakın olduğu görülmüştür.

*Fuşya*

Kostik+hidrojen peroksit ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası fuşya atık su numunesine ait görseller Şekil 4.52 ve Şekil 4.53'te verilmiştir.



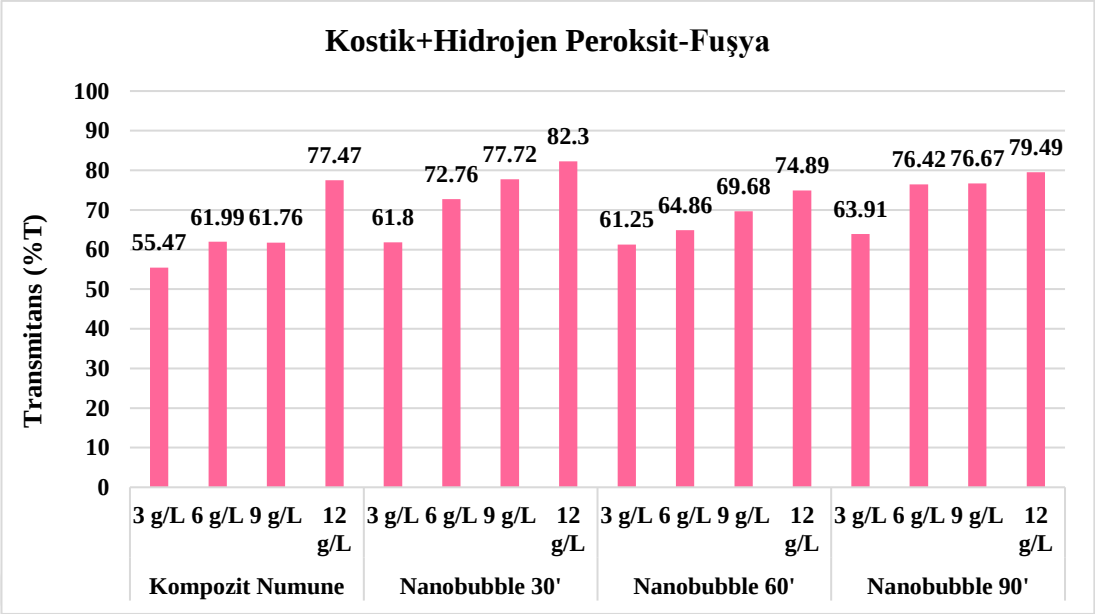

**Şekil 4.52.** Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesi; a) kompozit numune, b) 30' nanobubble prosesi




**Şekil 4.53.** Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesi; a) 60' nanobubble prosesi, b) 90' nanobubble prosesi

**Çizelge 4.25.** Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesine ait değerler

| Dalga Boyu (nm) | Numune | Proses | Kompozit Numune (% T) | Dekolorizasyon Sonrası (% T) |
|---|---|---|---|---|
| 520 | Fuşya | Kompozit Numune + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | 50,1 | 55,47 |
| | | Kompozit Numune + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (6 g/L) | | 61,99 |
| | | Kompozit Numune + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (9 g/L) | | 61,76 |
| | | Kompozit Numune + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (12 g/L) | | 77,47 |
| | | Nanobubble 30 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 61,8 |
| | | Nanobubble 30 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (6 g/L) | | 72,76 |
| | | Nanobubble 30 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (9 g/L) | | 77,72 |
| | | Nanobubble 30 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (12 g/L) | | 82,3 |
| | | Nanobubble 60 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 61,25 |
| | | Nanobubble 60 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (6 g/L) | | 64,86 |
| | | Nanobubble 60 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (9 g/L) | | 69,68 |
| | | Nanobubble 60 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (12 g/L) | | 74,89 |
| | | Nanobubble 90 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (3 g/L) | | 63,91 |
| | | Nanobubble 90 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (6 g/L) | | 76,42 |
| | | Nanobubble 90 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (9 g/L) | | 76,67 |
| | | Nanobubble 90 ' + Kostik (2 g/L) + Hidrojen Peroksit (12 g/L) | | 79,49 |



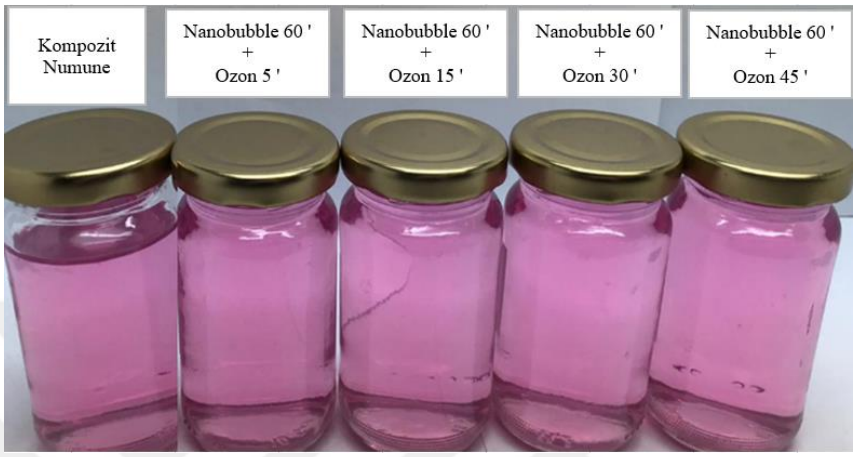

**Şekil 4.54.** Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

Şekil 4.54'te artan hidrojen peroksit konsantrasyonuna bağlı olarak transmitans değerinin arttığı gözlenmiştir. %82,3 ile en yüksek transmitans değerinin 30' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesinde ve 12 g/L hidrojen peroksit konsantrasyonunda olduğu tespit edilmiştir. 60' ve 90' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunelerinde ise 3 g/L hidrojen peroksit konsantrasyonunda birbirine yakın transmitans değerleri elde edilmiştir.

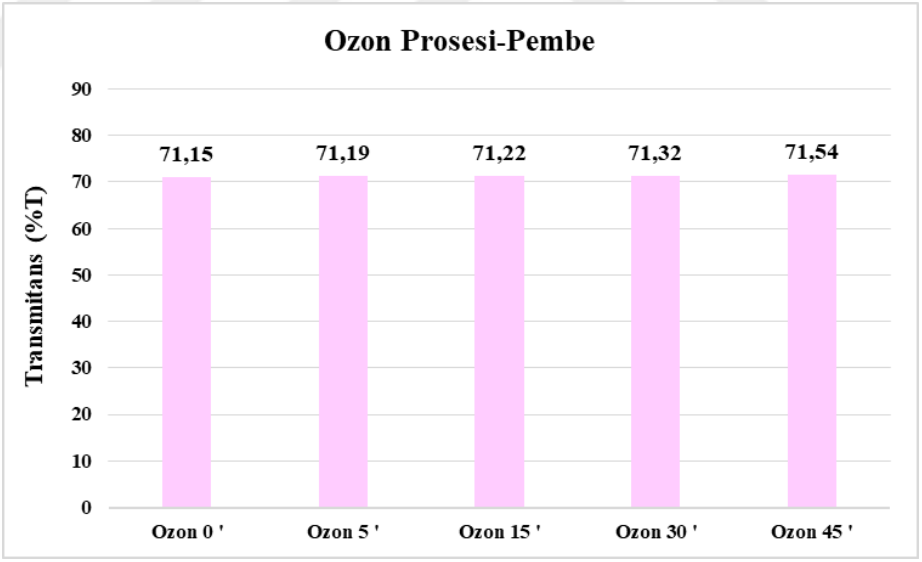
### 4.4. Ozon Prosesi

*Pembe*

Ozon ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası pembe atık su numunesine ait görseller Şekil 4.55'te verilmiştir.




**Şekil 4.55.** Ozon dekolorizasyonu sonrası pembe numune



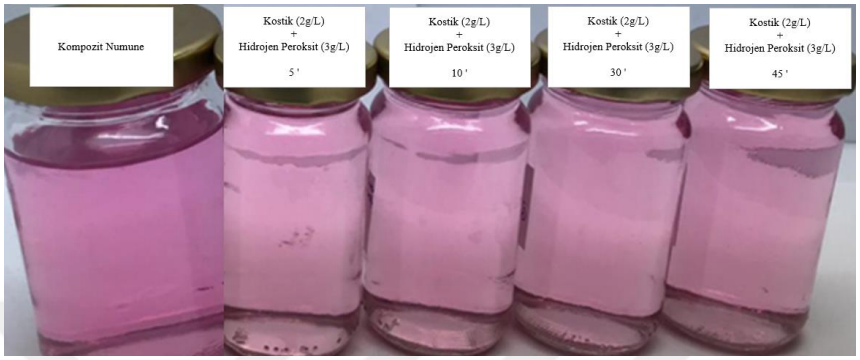

**Şekil 4.56.** Ozon dekolorizasyonu sonrası fuşya atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

Şekil 4.56'da 10' nanobubble jeneratöründen geçirilen numuneler için artan ozon sürelerindeki transmitans değerleri incelenmiştir. En yüksek transmitans değerinin %71,54 ile 45' ozon ile işlem gören atık su numunesinde olduğu tespit edilmiştir.

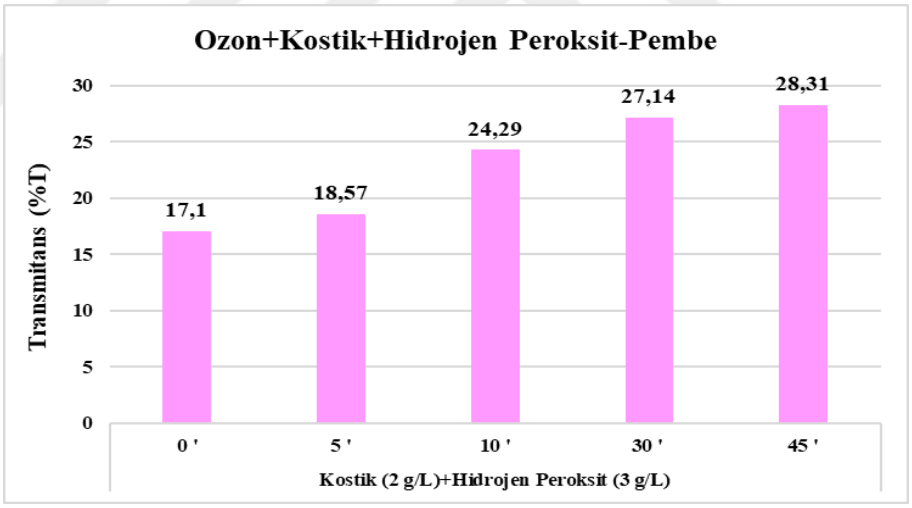
### 4.5. Ozon+Kostik+Hidrojen Peroksit Prosesi

*Pembe*

Ozon+kostik+hidrojen peroksit ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası pembe atık su numunesine ait görsel Şekil 4.57'de verilmiştir.




**Şekil 4.57.** Ozon+kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası pembe atık su numunesi

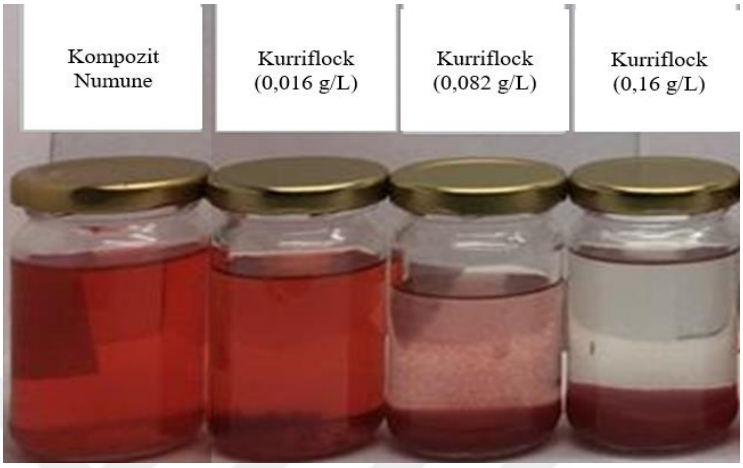



**Şekil 4.58.** Ozon+kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası pembe atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

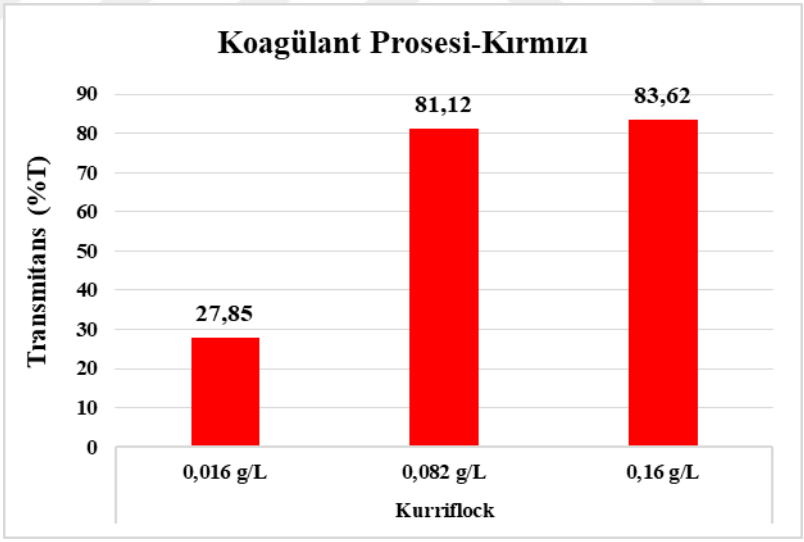
Şekil 4.56'da ozonla 45' işlem gören atık su numunesi üzerine Şekil 4.58'de belirtildiği gibi kostik (2 g/L) + hidrojen peroksit (3 g/L) ile uygulanan dekolorizasyon sonrası uygulama sürelerine bağlı olarak transmitans değerleri verilmiştir. En yüksek transmitans değerinin 45' ozon ile işlem gören atık su numunesinde sonucuna varılmıştır.

### 4.6. Koagülant Prosesi

Kurriflock koagülantı ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası kırmızı atık su numunesine ait görseller Şekil 4.59'da verilmiştir.



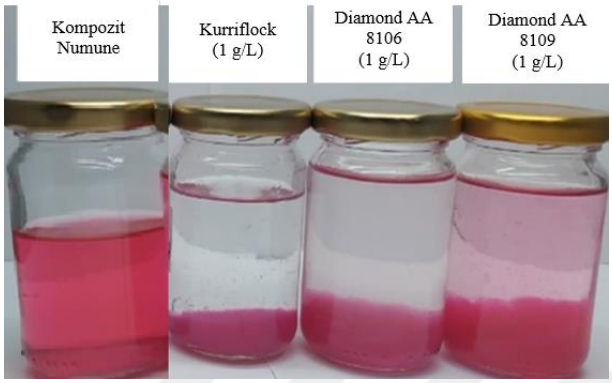

**Şekil 4.59.** Kurriflock koagülantı ile gerçekleştirilen dekolorizasyon sonrası kırmızı atık su numunesi



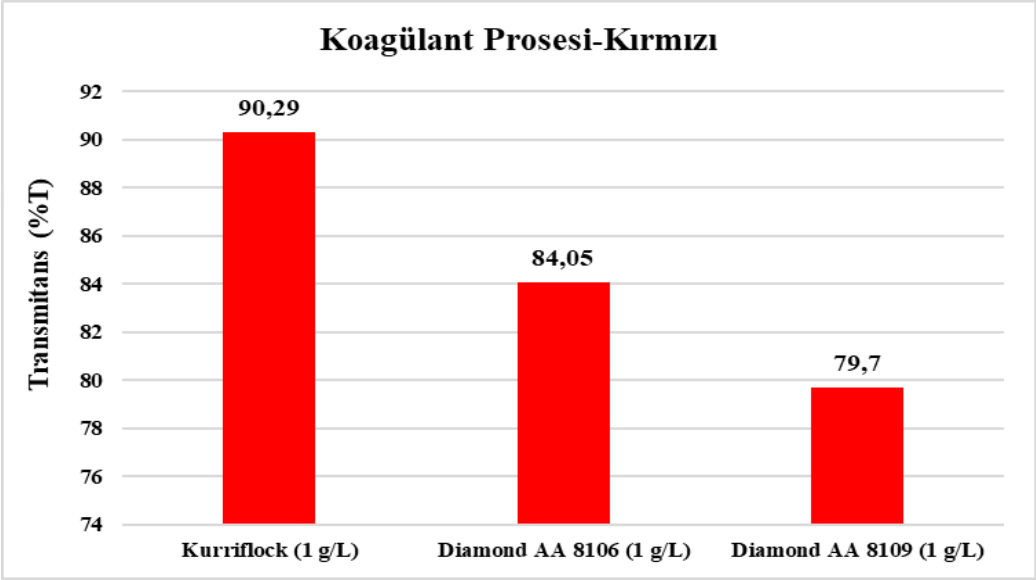

**Şekil 4.60.** Kurriflock koagülantı ile gerçekleştirilen dekolorizasyon sonrası kırmızı atık su numunesine ait transmitans (%T) değerleri

60' nanobubble jeneratöründe işlem gören atık su numunesine farklı konsantrasyonlarda koagülant ilave edilerek transmitans değerleri incelenmiştir. 0,16 g/L konsantrasyonda kullanılan koagülant ile en yüksek transmitans değeri (% 83,62) elde edilmiştir (Şekil 4.60).

Kurriflock, Diamond AA 8106 ve Diamond AA 8109 koagülantları ile gerçekleştirilen dekolorizasyon işlemi sonrası kırmızı atık su numunesine ait görsel Şekil 4.61'de verilmiştir.




**Şekil 4.61.** Farklı koagülantlar ile gerçekleştirilen dekolorizasyon sonrası kırmızı atık su numunesi




**Şekil 4.62.** Farklı koagülantlar ile gerçekleştirilen dekolorizasyon sonrası kırmızı atık su numunesine ait transmitans (%T) değerlerinin karşılaştırılması

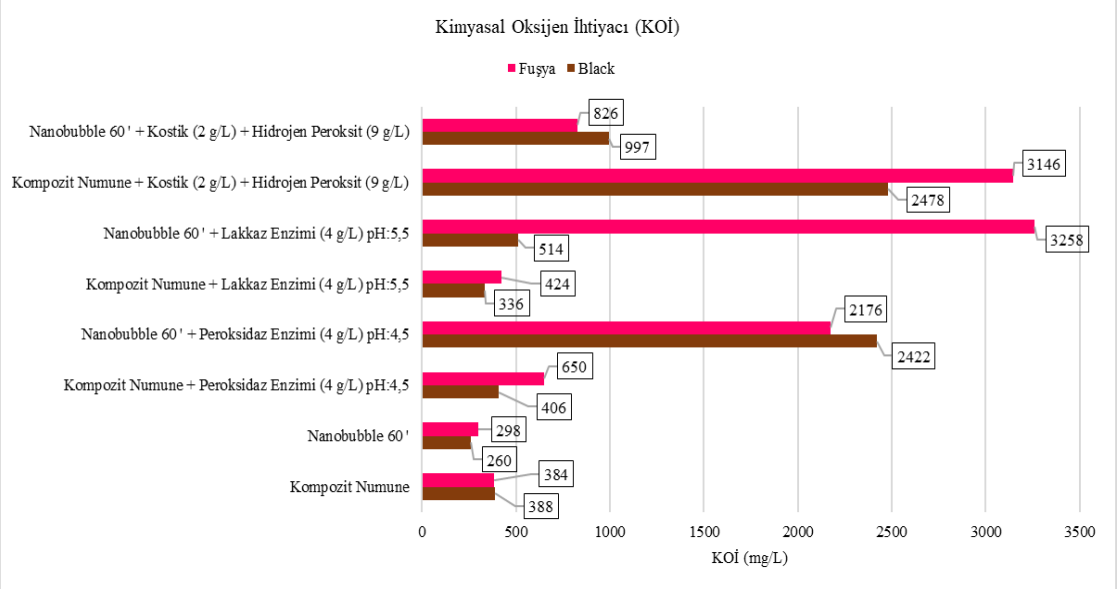
60' nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunesinin farklı koagülantlar varlığında dekolorizasyonu incelenmiştir. En yüksek transmitans değeri %90,29 ile aynı konsantrasyonlarda kullanılan Kurriflock koagülantında elde edilmiştir (Şekil 4.62).

### 4.4. Kimyasal Oksijen (KOİ) Değerlendirme

Belirlenen atık su numunelerinin kimyasal oksijen ölçüm sonuçları Şekil 4.30'da verilmiştir.

**Çizelge 4.26.** Kimyasal oksijen ihtiyacı ölçümü sonrası elde edilen değerler

| Numune | Black | Fuşya |
|---|---|---|
| Kompozit Numune | 388 | 384 |
| Nanobubble 60 ' | 260 | 298 |
| Kompozit Numune+Peroksidaz Enzimi (4 g/L) pH:4,5 | 406 | 650 |
| Nanobubble 60 '+Peroksidaz Enzimi (4 g/L) pH:4,5 | 2422 | 2176 |
| Kompozit Numune+Lakkaz Enzimi (4 g/L) pH:5,5 | 336 | 424 |
| Nanobubble 60 '+Lakkaz Enzimi (4 g/L) pH:5,5 | 514 | 3258 |
| Kompozit Numune+Kostik (2 g/L)+Hidrojen Peroksit (9 g/L) | 2478 | 3146 |
| Nanobubble 60 '+Kostik (2 g/L)+Hidrojen Peroksit (9 g/L) | 997 | 826 |




**Şekil 4.63.** Atık su numunelerine uygulanan KOİ testi

Dekolorizasyon sonrası KOİ ölçümü açık ve orta ton boyamalar sonucu elde edilen atık su numunelerinden seçilmiştir. Açık ton için fuşya atık su numunesi ve koyu ton için black atık su numunesi seçilmiştir. Kimyasal oksijen ölçümüne ait değerler Şekil 4.63'te verilmiştir.

Açık (fuşya) ve koyu ton (black) boyama sonrası elde edilen atık su numunelerinin dekolorizasyon işlemine tabi tutulmadan önce KOİ değerlerinin birbirine yakın olduğu tespit edilmiştir. Black kompozit atık su numunesinin KOİ değeri yapılan nanobubble dekolorizasyon işlemlerinden sonra 388 mg/L'den 260 mg/L'e, fuşya atık su numunesinin KOİ değeri ise 384 mg/L'den 298 mg/L'e düşmüştür (Şekil 4.63). Nanobubble dekolorizasyonu sonrası koyu ton boyamanın açık ton boyamaya kıyasla daha düşük KOİ değerine sahip olduğu gözlenmiştir.

Peroksidaz enziminin pH 4,5'te ve enzim konsantrasyonunun 4 g/L'den kullanıldığı proseste, 60' nanobubble uygulanan atık su numunelerinin kompozit atık su numunesine kıyasla daha yüksek KOİ değerine sahip olduğu gözlenmiştir. 60' nanobubble prosesi sonrası koyu ton boyamalarda elde edilen atık su numunesinin KOİ değerinin, açık ton boyama prosesi sonrası elde edilen atık su numunesinden daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. 60' nanobubble uygulanan proseste lakkaz enzim dekolorizasyonu sonrası koyu ton boyamaların KOİ değeri açık ton boyamalara kıyasla daha düşük olduğu tespit edilmiştir. Kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyonu sonrası 60' nanobubble uygulanan proseste koyu ton boyamaların açık ton boyamalara kıyasla daha yüksek KOİ değerine sahip olduğu gözlenmiştir (Şekil 4.63).

Yapılan dekolorizasyon prosesleri değerlendirildiğinde, en düşük KOİ değerinin koyu ton boyamalara ait atık su numunesinde ve 60' nanobubble uygulanan proseste olduğu tespit edilmiştir.

## 5. TARTIŞMA ve SONUÇ

Selülozik mamüllerin boyanmasında kullanılan reaktif boyarmaddeler, tekstil atık sularının atık yükünü arttırmaktadır. Reaktif boyarmaddeler, alıcı ortama deşarj edilmeden önce arıtma proseslerinden geçirilmektedir. Ancak reaktif atık sularda arıtma sonrası boyarmaddeden kaynaklı renk giderimi tam olarak sağlanamamaktadır. Bu sebeple alternatif arıtım yöntemleri araştırılmaktadır.

Yapılan tez çalışmasında, son yıllarda tıp, tarım, dezenfeksiyon, bitki ve canlı büyümesinde kullanılan nanobubble teknolojisinin tekstil endüstrisi atık sularının dekolorizasyonunda ve renk giderimindeki verimliliği araştırılmıştır.

Nanobubble jeneratörü kullanılarak açık, orta ve koyu ton boyama atık sularının arıtılması üzerine yapılan deneysel kısımda; açık ve orta ton boyamalarda 60' nanobubble işlem süresinin dekolorizasyon için yeterli olduğu görülmüştür. Koyu ton boyamalarda artan nanobubble işlem süresinin atık su dekolorizasyonuna doğru orantılı olarak etki ettiği saptanmıştır. Özelllikle koyu ton boyamalarda (black numunesi gibi), nanobubble işlemi sonrası renk daha da koyulaşmış; atık suda bulunan ve tam hidrolize olamayan boyarmaddenin nanobubble jeneratöründen geçerek homojen çözündüğü ve bunun da atık sudaki rengi koyuya götürdüğü sonucuna varılmıştır.

Lakkaz ve peroksidaz enzimleri kullanılarak açık, orta ve koyu ton boyama atık sularının arıtılması üzerine yapılan deneysel kısımda; orta ve koyu ton boyamalarda artan enzim konsantrasyonlarının dekolorizasyonu olumlu yönde etkilediği görülmüştür. Açık ton boyamalarda ise artan enzim konsantrasyonlarının dekolorizasyona fazla etki etmediği saptanmıştır. Genel olarak kompozit ve 60' nanobubble uygulanan enzim dekolorizasyonu sonucunda en iyi renk giderimi 60' nanobubble uygulandıktan sonra elde edilmiştir. Enzimlerde yapılan dekolorizasyon prosesinde farklı pH değerleri (pH 4,5 ve pH 5,5) kullanılmıştır. Nanobubble uygulanan proseslerde lakkaz enzimi ile pH 5,5'te ve peroksidaz enzimi ile pH 4,5'te iyi renk giderimi elde edilmiştir. Peroksidaz enzimi+hidrojen peroksit prosesinde ise artan hidrojen peroksit konsantrasyonu ile sadece enzim kullanılan proseslerde daha düşük renk giderimleri elde edilmiştir. Kullanılan peroksitin enzim aktivitesini olumsuz etkilediği gözlenmiştir. Kompozit numuneye

kıyasla 60' nanobubble işlemine tabi tutulan atık su numunelerinde daha iyi renk giderimi elde edilmiştir.

Kostik+hidrojen peroksit kullanılarak açık, orta ve koyu ton boyama atık sularının arıtılması üzerine yapılan deneysel kısımda; artan hidrojen peroksit oranları ile dekolorizasyon verimliliğinin doğru orantılı olarak arttığı saptanmıştır. Ayrıca artan nanobubble sürelerinin (30', 60' ve 90') dekolorizasyon verimliliğini arttırdığı, en iyi renk giderimi için orta ve koyu tonlarda 60' nanobubble süresinin yeterli olduğu tespit edilmiştir. Açık tonlarda atık sudaki boyarmadde oranının daha az olması sebebiyle daha düşük konsantrasyonlarda hidrojen peroksit oranı ve 60' nanobubble süresinin yeterli olduğu görülmüştür.

Fuşya ve black renklerindeki atık su numuneleri KOİ yükü açısından değerlendirilmiştir. Değerlendirme sonucunda KOİ değerinin kompozit numunede, 60' nanobubble prosesine kıyasla daha yüksek olduğu görülmüştür. Nanobubble prosesi sonrası uygulanan yardımcı dekolorizasyon proseslerinde yalnız nanobubble uygulanan dekolorizasyon proseslerine kıyasla daha yüksek KOİ değeri elde edilmiştir.

Ozon ile gerçekleştirilen dekolorizasyon prosesinde artan ozon sürelerinin % geçirgenliği arttırdığı tespit edilmiştir. Ozon gazının daha yüksek konsantrasyonlarda kullanılması ile daha yüksek renk gideriminin sağlanabileceği düşünülmektedir.

Farklı koagülantlar ile yapılan dekolorizasyon prosesinde, düşük konsantrasyonda kullanılan koagülantın atık sudaki rengi giderdiği tespit edilmiştir. Kullanılan koagülant atık sudaki boyarmaddenin dibe çökmesine sebep olarak, sudaki rengin giderilmesini sağladığı görülmüştür. Koagülant kullanımının renk giderimini sağladığı fakat atık sudaki rengin tamamen uzaklaştırılmasını sağlayamadığı, çözeltiyi iki faza ayırdığı üst fazda rengin giderildiği ama alt fazda boyarmaddenin hala varlığını sürdürdüğü tespit edilmiştir.

Açık, orta ve koyu ton boyamalar sonucu elde edilen atık sulara uygulanan dekolorizasyon prosesleri değerlendirildiğinde, en yüksek % geçirgenlik değerinin koyu ton boyamalarda olduğu gözlenmiştir. Peroksidaz enzim dekolorizasyonu ve kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyon proseslerinde koyu ton boyamalarda birbirine

benzer sonuçlar elde edilmiştir. Dekolorizasyon için en yüksek % geçirgenlik değerine black atık su numunesinde ve peroksidaz enzim dekolorizasyon prosesinde olduğu sonucuna varılmıştır. Ayrıca orta ton boyamalarda da koyu ton boyamalar sonucu elde edilen atık su numunelerinde en iyi % geçirgenlik değerine peroksidaz enzim dekolorizasyonunda olduğu gözlenmiştir. Açık ton boyamalar sonucu elde edilen atık su numunesinde ise en iyi % geçirgenlik değerinin kostik+hidrojen peroksit dekolorizasyon prosesinde olduğu tespit edilmiştir.

Nanobubble jeneratöründen geçirilen atık su numunelerinde, diğer proseslere göre daha yüksek renk giderimi sağlandığı tespit edilmiştir. Bu nedenle tekstil endüstrisi atık sularında boyarmaddeden kaynaklı renk gideriminde nanobubble teknolojisinin kullanılabilir olduğu sonucuna varılmıştır. İleri ki çalışmalar için tez kapsamında prototip olarak üretilen nanobubble jeneratörünün daha yüksek hacimde su kütlelerini devir daim yapacak şekilde tasarlanması ile atık sularda daha yüksek renk giderimi elde edilebileceği ön görülmektedir.

Bu tez, TÜBİTAK TEYDEP 1505 Üniversite-Sanayi İşbirliği Destek Programı kapsamında, “Yeni ve Çevreci Teknolojilerin Reaktif Boyama Sonrası Yıkamalarda ve Atık Suyun Dekolorizasyonunda Kullanımı” adlı projenin 3. ve 4. iş paketleri kapsamında yapılmıştır.

# KAYNAKÇA


Agarwal, A., Ng, W. J., Liu, Y. (2011). Principle and Applications of Microbubble and Nanobubble Technology for Water Treatment. Chemosphere, 84(9):, 1175–1180. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.05.054

Ahmadi, M., Nabi Bidhendi, G., Torabian, A., Mehrdadi, N. (2018). Effects of Nanobubble Aeration in Oxygen Transfer Efficiency and Sludge Production in Wastewater Biological Treatment. J Adv. Environ Health Res, 6:, 225–233. https://doi.org/10.22102/JAEHR.2018.135459.1086

Al-Kdasi, A., Idris, A., Saed, K., Guan, C. T. (2004). Treatment of Textile Wastewater by Advanced Oxidation Processes – A Review. Global Nest Journal, 6(1):, 222–230.

Alheshibri, M. H. 2019. Nanobubbles in Bulk. The Australian National Unniversity, Research School of Physics and Engineering, Doctor Thesis, Avustralya, (May):, 1–191. Alheshibri, M., Qian, J., Jehannin, M., Craig, V. S. J. (2016), November 1. A History of Nanobubbles. Langmuir, Invited Historical Article, American Chemical Society: , 11086–11100. https://doi.org/10.1021/acs.langmuir.6b02489

Anderson, J. (2003). The Environmental Benefits of Water Recycling and Reuse. Water Science and Technology: Water Supply, 3(4):, 1–10. https://doi.org/10.2166/ws.2003.0041

Aniş, P. (1998). Tekstil Ön Terbiyesi, Alfa Aktüel.

Anonim (2020). Anonim.

Arslan, S., Eyvaz, M., Gürbulak, E., Yüksel, E. (2016). A Review of State of the Art Technologies in Dye Containing Wastewater Treatment. Textile Wastewater Treatment, 1–28. Retrieved from http://www.intechopen.com/books/textile-wastewater-treatment/a-review-of-state-of-the-art-technologies-in-dye-containing-wastewater-treatment-the-textile-industr

Azevedo, A., Oliveira, H., Rubio, J. (2019). Bulk Nanobubbles In The Mineral and Environmental Areas: Updating Research and Applications. Advances in Colloid and Interface Science, 271:, 1–12. https://doi.org/10.1016/j.cis.2019.101992

Azgın, Ş. T. (2014). Asidite-Alkalinite Metodu. Çevre Kimyası Laboratuarı Dersi, Erciyes Üniveristesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Erciyes, 1–4. Retrieved from https://cevre.erciyes.edu.tr/upload/LYNWS6O3-asidite-ve-alkalinite.pdf

Bankole, P. O., Adekunle, A. A., Govindwar, S. P. (2018). Enhanced Decolorization and Biodegradation of Acid Red 88 Dye by Newly Isolated Fungus, Achaetomium Strumarium Paul. Journal of Environmental Chemical Engineering, 6(2):, 1589–1600. https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.01.069

Broadbent, A. D. (2001). Basic Principles of Textile Coloration 2001 Society of Dyers and Colourists. Retrieved from http://nomish.yolasite.com/resources/Basic_Principles_of_Textile_Coloration.pdf

Buckley, C. A. (1992). Membrane Technology for the Treatment of Dyehouse Effluents. Water Science and Technology, 25(10):, 203–209. https://doi.org/10.2166/wst.1992.0248

Budak, Ç. (2014). Endüstrilerde Temiz Üretim ve Su Minimizasyonu Yaklaşımları AB ve Türkiyed'de Temiz Üretim Uygulamaları:Tekstil Endüstrisi Örneği. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı Çevre Yönetimi Genel Müdürlüğü, Çevre ve Şehircilik Uzmanlık Tezi, 1–194.

Bui, T. T., Han, M. (2020). Decolorization Of Dark Green Rit Dye Using Positively Charged Nanobubbles Technologies. Separation and Purification Technology, 233(May 2019):, 116034. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.116034

Chan, C. U., Ohl, C. D. (2012). Total-Internal-Reflection-Fluorescence Microscopy For The Study Of Nanobubble Dynamics. Physical Review Letters, 109(17):, 1–5. https://doi.org/10.1103/PhysRevLett.109.174501

Chang, D., Ma, Z. (2012). Wastewater reclamation and reuse in Beijing: Influence factors and policy implications. Desalination, 297:, 72–78. https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.04.019

Chu, L. B., Xing, X. H., Yu, A. F., Zhou, Y. N., Sun, X. L., Jurcik, B. (2007). Enhanced Ozonation Of Simulated Dyestuff Wastewater By Microbubbles. Chemosphere, 68(10):, 1854–1860. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.03.014

Cırık, K., Yiğit, N. Ö., Gören, S., Yetiş, Ü. (2005). Boyarmadde İçeren Atıksu Arıtma Tesislerinin İşletilmesine Yönelik El Kitabı. 109G083 No'lu TÜBİTAK KAMAG Projesi, Ankara, 1–303.

Dalzell, D. J. B., Macfarlane, N. A. A. (1999). The Toxicity of Iron to Brown Trout and Effects on the Gills: a Comparison of Two Grades of Iron Sulphate. Journal of Fish Biology, 55(2):, 301–315. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1999.tb00680.x

Dayi, B., Duishemambet Kyzy, A., Akdogan, H. A. (2019). Characterization of recuperating talent of white-rot fungi cells to dye-contaminated soil/water. Chinese Journal of Chemical Engineering, 27(3):, 634–638. https://doi.org/10.1016/j.cjche.2018.05.004

Demir, Ö., Yıldız, M., Sercan, Ü., Arzum, C. Ş. (2017). Atıksuların Geri Kazanılması ve Yeniden Kullanılması. Harran Üniversitesi Mühendislik Dergisi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Şanlıurfa, 02:, 1–14.

Deveci, E. Ü. (2017). Tekstil Endüstrisi Atıksularının Fungal Biyoreaktörde Arıtılabilirliği. Ömer Halisdemir Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi, Niğde, 6(1):, 1–10.

Directorate, E. (2014). Emission Scenario Document on Textile Finishing Industry. OECD Environmental Health and Safety Publications, Organisation for Economic Co-operation and Development, Fransa, (57):, 1–77.

Division, I. C. I. D. (2007). Membrane Technology: Reactive Dyes and Cleaner Production. Feature, Filtration and Seperation, (May):, 1–2.

dos Santos, A. B., Cervantes, F. J., van Lier, J. B. (2007). Review Paper on Current Technologies for Decolourisation of Textile Wastewaters: Perspectives for Anaerobic Biotechnology. Bioresource Technology, 98(12):, 2369–2385. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.11.013

Doyuran, Z. (2010). Pamuklu Kumaşın Mikrodalga Ortamında Reaktif Boyarmaddelerle Boyanması. Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Anabilim Dalı, Fizikokimya Mühendisliği, Sakarya, 1–91.

Ebina, K., Shi, K., Hirao, M., Hashimoto, J., Kawato, Y., Kaneshiro, S., Morimoto, T., Koizumi, K., Yoshikawa, H. (2013). Oxygen and Air Nanobubble Water Solution Promote The Growth Of Plants, Fishes And Mice. Plos One, 8(6):, 1–7. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065339

Eren, F. (2013). İyon Değişimi Yöntemi ile Sulu Çözeltiden ve Atıksudan Sülfat Gideriminin İncelenmesi. Eskişehir Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı,Eskişehir, 1–110.

Eskandarloo, H., Kierulf, A., Abbaspourrad, A. (2017), October 7. Nano And Micromotors For Cleaning Polluted Waters: Focused Review On Pollutant Removal Mechanisms. Nanoscale, Royal Society of Chemistry: , 1–30. https://doi.org/10.1039/c7nr05494g

Etchepare, R., Azevedo, A., Calgaroto, S., Rubio, J. (2017). Removal Of Ferric Hydroxide By Flotation With Micro And Nanobubbles. Separation and Purification Technology, 184:, 347–353. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2017.05.014

Gençer, O., Özüdoğru, T., Kaynak, M. A., Yılmaz, A., Ören, N. (2007). Türkiye'de Pamuk Üretimi ve Sorunları. Academia, 1–21.

Gleick, P. H., Haasz, D., Henges-Jeck, C., Srinivasan, V., Wolff, G., Kao Cushing, K., Mann, A. (2003). Waste Not, Want Not: The Potential for Urban Water Conservation in California. Retrieved from http://www.pacinst.org/reports/urban_usage/

Grumbles, B. H., Gilman, P., Schafer, J. E. (2015). Guıdelines for Water Reuse. United States Environmental Protection Agency, 1–480.

Hain, N., Wesner, D., Druzhinin, S. I., Schönherr, H. (2016). Surface Nanobubbles Studied By Time-Resolved Fluorescence Microscopy Methods Combined With AFM: The Impact of Surface Treatment On Nanobubble Nucleation. Langmuir, 32(43):, 1–28.

https://doi.org/10.1021/acs.langmuir.6b01662

Hanotu, J. O., Bandulasena, H., Zimmerman, W. B. (2017). Aerator Design for Microbubble Generation. Chemical Engineering Research and Design, 123:, 367–376. https://doi.org/10.1016/j.cherd.2017.01.034

Hao, O. J., Kim, H., Chiang, P. C. (2000). Decolorization Of Wastewater. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 30(4):, 449–505. https://doi.org/10.1080/10643380091184237

Huertas, E., Salgot, M., Hollender, J., Weber, S., Dott, W., Khan, S., Schäfer, A., Messalem, R., Bis, B., Aharoni, A., Chikurel, H. (2008). Key objectives for water reuse concepts. Desalination and Water Treatment, 218(1–3):, 120–131. https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.09.032

İçoğlu, H. İ. (2006). Pamuklu Dokuma Kumaşların Reaktif Boyarmaddelerle Boyanması ve Uygulama Yöntemlerinin İncelenmesi. Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Tekstil Mühendisliği Anabilim Dalı, Adana, 1–205.

Ishida, N., Inoue, T., Miyahara, M., Higashitani, K. (2000). Nano Bubbles On A Hydrophobic Surface In Water Observed By Tapping-Mode Atomic Force Microscopy. Langmuir, 16(16):, 6377–6380. https://doi.org/10.1021/la000219r

Jadhav, A. J., Barigou, M. (2020). Bulk Nanobubbles Or Not Nanobubbles: That Is The Question. Langmuir, 36(7):, 1699–1708. https://doi.org/10.1021/acs.langmuir.9b03532

Jhunkeaw, C., Khongcharoen, N., Rungrueng, N., Sangpo, P., Panphut, W., Thapinta, A., Senapin, S., St-Hilaire, S., Dong, H. T. (2021). Ozone Nanobubble Treatment In Freshwater Effectively Reduced Pathogenic Fish Bacteria And Is Safe For Nile tilapia (Oreochromis niloticus). Aquaculture, 534:, 1–32. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.736286

Joshi, M., Purwar, R. (2004). Developments in New Processes for Colour Removal from Effluent. Review of Progress in Coloration and Related Topics, 34:, 58–71. https://doi.org/10.1111/j.1478-4408.2004.tb00152.x

Karpitschka, S., Dietrich, E., Seddon, J. R. T., Zandvliet, H. J. W., Lohse, D., Riegler, H. (2012). Nonintrusive Optical Visualization Of Surface Nanobubbles. Physical Review Letters, 109(6):, 1–5. https://doi.org/10.1103/PhysRevLett.109.066102

Kaya, K. (2011). Doğal ve Sentetik Elyafların Süperkritik Karbondioksit Ortamında Boyanması. Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Anabilim Dalı, Adana, 1–89.

Kayacan, B. B. (2010). Pamuklu Tekstil Endüstrisi Atıksularının Membran Proseslerle Geri Kazanımının Araştırılması. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul, 1–69.

Khan, P., Zhu, W., Huang, F., Gao, W., Khan, N. A. (2020). Micro-Nanobubble Technology and Water-Related Application. Water Science and Technology: Water Supply, 20(6):, 2021–2035. https://doi.org/10.2166/ws.2020.121

Khandegar, V., Saroha, A. K. (2013). Electrocoagulation for the treatment of Textile Industry Effluent - A review. Journal of Environmental Management, 128:, 949–963. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.06.043

Kim, T. H., Park, C., Shin, E. B., Kim, S. (2002). Decolorization of Disperse and Reactive Dyes by Continuous Electrocoagulation Process. Desalination, 150(2):, 165–175. https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)00941-4

Kocaer, F. O., Alkan, U. (2002). Boyar Madde İçeren Tekstil Atıksularının Arıtım Alternatifleri. Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi, 7(1):, 47–55.

Koprivanac, N., Lončarić Božić, A., Papić, S. (2000). Cleaner Production Processes in the Synthesis of Blue Anthraquinone Reactive Dyes. Dyes and Pigments, 44:, 33–40.

Küçükali, S. (2006). Hidrolik Sıçramanın Havalandırma Verimliliğinin İncelenmesi. İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kıyı Bilimleri ve Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul, 1–125.

Kutty, S. R. M., Winarto, F. E. W., Gilani, S. I. U., Anizam, A. A., Karimah, W. W. Z., Isa, M. H. (2010). Degradation Of Organic Matter Using A Submerged Micro Bubble Diffuser In A Biological Wastewater Treatment System. Waste Management and Environment, 140:, 415–423. https://doi.org/10.2495/WM100371

Lee, K. E., Morad, N., Teng, T. T., Poh, B. T. (2012). Development, Characterization and the Application of Hybrid Materials in Coagulation/Flocculation of Wastewater: A review. Chemical Engineering Journal, 203:, 370–386. https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.06.109

Liu, M., Zhao, W., Wang, S., Guo, W., Tang, Y., Dong, Y. (2013). Study On Nanobubble Generation: Saline Solution/Water Exchange Method. ChemPhysChem Articles, 14(11):, 2589–2593. https://doi.org/10.1002/cphc.201201032

Ljunggren, S., Eriksson, J. C. (1997). The Lifetime Of A Colloid-Sized Gas Bubble In Water And The Cause Of The Hydrophobic Attraction. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 129–130:, 151–155. https://doi.org/10.1016/S0927-7757(97)00033-2

Lou, S.-T., Ouyang, Z.-Q., Zhang, Y., Li, X.-J., Hu, J., Li, M.-Q., Yang, F.-J. (2000). Nanobubbles On Solid Surface Imaged By Atomic Force Microscopy. Journal of Vacuum Science & Technology B: Microelectronics and Nanometer Structures, 18(5):, 2573. https://doi.org/10.1116/1.1289925

Lyu, T., Wu, S., Mortimer, R. J. G., Pan, G. (2019), July 2. Nanobubble Technology in

Environmental Engineering: Revolutionization Potential and Challenges. Environmental Science and Technology, American Chemical Society: , 7175–7176. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02821

Metin, E. (2009). Kimyasal Çöktürme Çamurlarının Organik Madde Adsorpsiyonunda Kullanımı. İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Bilimleri ve Mühendisliği Anabilim Dalı, Çevre Mühendisliği, İstanbul, 1–115. https://doi.org/10.1038/132817a0

Meyers, R. A. (1998). Environmental Analysis and Remediation. Encyclopedia of Environmental Analysis and Remediation, , 26–68.

Michailidi, E. D., Bomis, G., Varoutoglou, A., Kyzas, G. Z., Mitrikas, G., Mitropoulos, A. C., Efthimiadou, E. K., Favvas, E. P. (2020). Bulk nanobubbles: Production and investigation of their formation/stability mechanism. Journal of Colloid and Interface Science, 564:, 371–380. https://doi.org/10.1016/j.jcis.2019.12.093

Ohmori, M., Haruta, K., Kamimura, S., Koike, H., Uchida, T., Takeyama, H. (2015). A Simple Method For Nanobubble Generation And Stability Of The Bubbles (Vol. 15).

Oshita, S., Uchida, T. (2013). Basic Characterization Of Nanobubbles And Their Potential Applications. Bio-Nanotechnology: A Revolution in Food, Biomedical and Health Sciences, 506–516. https://doi.org/10.1002/9781118451915.ch29

Özdemir, A. (2008). Atıksulardan Boya Giderimi İçin Yeni Bir Yöntem. İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul, 1–70. Retrieved from https://polen.itu.edu.tr/bitstream/11527/2685/1/8066.pdf

Özdemir, A. O., Tutak, M. (2013). Pamuklu Örme Kumaşların Reaktif Boya ile Boyanması Esnasında Tuz ve Boyarmadde Miktarına Bağlı Olarak Boyama Kinetiğinin İncelenmesi. Erciyes Üniversitesi, Fenbilimleri Enstitüsü Dergisi, Kayseri, 29(3):, 200–205.

Özkan, K. (2012). Tekstil Endüstrisi Atıksularının Arıtılmasında Kullanılmak Üzere Lab/Pilot Ölçekte Membran Biyoreaktör Tasarımı ve İmalatı. Yüksek Lisans Tezi, Bilecik Şeyh Edebali Üniveristesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Makina ve İmalat Mühendisliği Anabilim Dalı, Bilecik, 1–145.

Özkan, N. (2016). Tekstil Ürünlerinin Boyama ve Bitim İşlemlerinde Kimyasallara Deri ve Solunum Yoluyla Maruziyetin Değerlendirilmesi. Çalışma ve Sosyal Güvenlik Bakanlığı İşsağlığı ve Güvemliği Genel Müdürlüğü, İş Sağlığı ve Güvenliği Uzmanlık Tezi, Ankara, 1–151.

Ozturk, E., Cinperi, N. C. (2018). Water Efficiency and Wastewater Reduction in an Integrated Woolen Textile Mill. Journal of Cleaner Production, 201:, 686–696. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.021

Parker, J. L., Claesson, P. M., Attard, P. (1994). Bubbles, Cavities, and the Long-Ranged

Attraction Between Hydrophobic Surfaces. Journal of Physical Chemistry, 98(34):, 8468–8480. https://doi.org/10.1021/j100085a029

Patel, M. J., Tandel, R. C. (2021). Dyeing and Printing Study of Synthesized Reactive Dyes Using Phenyl Urea Bifunctional Reactive Dyes on Cotton Fabric. Materials Today: Proceedings, 1–9. https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.06.231

Perkowski, J., Kos, L. (2003). Decolouration of Model Dyehouse Wastewater with Advanced Oxidation Processes. Fibres and Textiles in Eastern Europe, 11(3):, 67–71.
Plesset, M. S., Sadhal, S. S. 1982. On the Stability of Gas Bubbles in Liquid-Gas Solutions. Applied Scientific Research, 38(1):, 133–141.

Polat, A. (2013). Su Kaynaklarının Sürdürülebilirliği İçin Arıtılan Atıksuların Yeniden Kullanımı. Türk Bilimsel Derlemeler Dergisi, 6(1):, 58–62.

Polat, M. P. (2018). Atıksularda Renk Ölçüm Metotlarının Karşılaştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Hasan Kalyoncu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Bilimleri ve Enerji Yönetimi, Gaziantep, 1–87.

Pütz, P. (2012). Fosfatların Giderilmesi ve Belirlenmesi. Hach Lange, Uygulama Lab. Ürünleri, 1–4.

Rameshkumar, C., Senthilkumar, G., Subalakshmi, R., Gogoi, R. (2019). Generation and Characterization of Nanobubbles by Ionization Method for Wastewater Treatment. Desalination and Water Treatment, 164(September):, 98–101. https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24389

Reyes, R., Flores, J. V. (2017). Efficiency Of Micro-Nanobubbles For Wastewater Treatment In Puerto Bermúdez, Oxapampa, Pasco Romulo. Journal of Nanotechnology, 1(1):, 18–24.

Robinson, T., McMullan, G., Marchant, R., Nigam, P. (2004). Remediation of Dyes in Textile Effluent: A Critical Review on Current Treatment Technologies with A Proposed Alternative. International Journal of Environment and Pollution, 21(3):, 211–222. https://doi.org/10.1504/IJEP.2004.004190

Rosa, J. M., Fileti, A. M. F., Tambourgi, E. B., Santana, J. C. C. (2014). Dyeing of Cotton with Reactive Dyestuffs : The Continuous Reuse of Textile Wastewater effluent Treated by UV/H2O2 Homogeneous Photocatalysis. Journal of Cleaner Production, 2–7. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.043

Rosi, O. L., Casarci, M., Mattioli, D., De Florio, L. (2007). Best Available Technique for Water Reuse in Textile SMEs (BATTLE LIFE Project). Desalination, 206(1–3):, 614–619. https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.06.010

Rozzi, A., Antonelli, M., Arcari, M. (1999). Membrane Treatment of Secondary Textile Effluents for Direct Reuse. Water Science and Technology, , 409–416. https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00524-7

Samsami, S., Mohamadi, M., Sarrafzadeh, M. H., Rene, E. R., Firoozbahr, M. (2020). Recent advances in the Treatment of Dye-Containing Wastewater from Textile Industries: Overview and Perspectives. Process Safety and Environmental Protection, 143:, 138–163. https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.05.034

Senthilkumar, G., Rameshkumar, C., Nikhil, M. N. V. S., Kumar, J. N. R. (2018). An Investigation Of Nanobubbles In Aqueous Solutions For Various Applications. Applied Nanoscience (Switzerland), 8(6):, 1557–1567. https://doi.org/10.1007/s13204-018-0831-8

Seventekin, N. 2012. Tekstil Kimyası, İzmir, Meta Basım Matbaacılık Hizmetleri.

Shin, D., Park, J. B., Kim, Y. J., Kim, S. J., Kang, J. H., Lee, B., Cho, S. P., Hong, B. H., Novoselov, K. S. (2015). Growth Dynamics And Gas Transport Mechanism Of Nanobubbles In Graphene Liquid Cells. Nature Communications, 6:, 1–6. https://doi.org/10.1038/ncomms7068

Shu, D., Fang, K., Liu, X., Cai, Y., Zhang, X., Zhang, J. (2018). Cleaner Coloration of Cotton Fabric with Reactive Dyes Using a Pad Batch Steam Dyeing Process. Journal of Cleaner Production, 196:, 935–942. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.080

Singh, K., Arora, S. (2011). Removal of Synthetic Textile Dyes from Wastewaters: A Critical Review on Present Treatment Technologies. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 41(9):, 807–878. https://doi.org/10.1080/10643380903218376
Solmaz, S. K. 2020. Atıksuların Özellikleri.

Soylu, M., Gökkuş, M. (2017). Türkiye'deki Doğal Zeolitler ve İyon Değişimi Uygulamaları. Ömer Halisdemir Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi, 6(1):, 11–20. https://doi.org/10.28948/ngumuh.297064

Takahashi, M., Chiba, K., Li, P. (2007). Free-Radical Generation from Collapsing Microbubbles in the Absence of a Dynamic Stimulus. Journal of Physical Chemistry B, 111(6):, 1343–1347. https://doi.org/10.1021/jp0669254

Taşkın, A. (2016). Evsel Atık Suların Kimyasal Çöktürme ve Elektrokoagülasyon Arıtımında Parçacık Sürüsü Temelli Modelleme ve Kontrol Yaklaşımı. Doktora Tezi, Ankara Üniveristesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı, Ankara, 1–205.

Temesgen, T., Bui, T. T., Han, M., Kim, T. il, Park, H. (2017). Micro and Nanobubble Technologies As A New Horizon For Water-Treatment Techniques: A Review. Advances in Colloid and Interface Science, 246(June):, 40–51. https://doi.org/10.1016/j.cis.2017.06.011

Terasaka, K., Hirabayashi, A., Nishino, T., Fujioka, S., Kobayashi, D. (2011). Development Of Microbubble Aerator For Waste Water Treatment Using Aerobic Activated Sludge. Chemical Engineering Science, 66(14):, 3172–3179. https://doi.org/10.1016/j.ces.2011.02.043

Theodorakis, P. E., Che, Z. (2019). Surface nanobubbles: Theory, simulation, and experiment. A review. Advances in Colloid and Interface Science, 272:, 101995. https://doi.org/10.1016/j.cis.2019.101995

Tiwari, S., Behera, C. R., Srinivasan, B. (2016). Simulation and Experimental Studies to Enhance Water Reuse and Reclamation in India's Largest Dairy Industry. Journal of Environmental Chemical Engineering, 4(1):, 605–616. https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.12.001

Turhan, K., Ozturkcan, S. A. (2013). Decolorization And Degradation Of Reactive Dye In Aqueous Solution By Ozonation In A Semi-Batch Bubble Column Reactor. Water, Air, and Soil Pollution, 224(1):, 1–13. https://doi.org/10.1007/s11270-012-1353-8

Tutak, M. (2000). Boyarmadde Kimyası. Erciyes Üniversitesi, Tekstil Mühendisliği, Tekstil Boyarmadde Kimyası Ders Notu, Kayseri : Erciyes Üniversitesi, Tekstil Mühendisliği, Tekstil Boyarmadde Kimyası Ders Notu, Kayseri, , 1–105.

Uçar, B. (2009). Tekstil Atık Sularındaki Reaktif Boyaların Farklı Katı Atıklar Kullanılarak Adsorpsiyonla Giderimi. Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı, Ankara, 1–133. Retrieved from http://acikarsiv.ankara.edu.tr/browse/23927/Burcu UÇAR.pdf?show

Uchida, T., Liu, S., Enari, M., Oshita, S., Yamazaki, K., Gohara, K. (2016). Effect Of NaCl On The Lifetime Of Micro And Nanobubbles. Nanomaterials, 6(2):, 2–10. https://doi.org/10.3390/nano6020031

Ulatowski, K., Sobieszuk, P., Mróz, A., Ciach, T. (2019). Stability Of Nanobubbles Generated In Water Using Porous Membrane System. Chemical Engineering and Processing - Process Intensification, 136(December 2018):, 62–71. https://doi.org/10.1016/j.cep.2018.12.010

Ushida, A., Hasegawa, T., Takahashi, N., Nakajima, T., Murao, S., Narumi, T., Uchiyama, H. (2012). Effect Of Mixed Nanobubble And Microbubble Liquids On The Washing Rate Of Cloth In An Alternating Flow. Journal of Surfactants and Detergents, 15(6):, 695–702. https://doi.org/10.1007/s11743-012-1348-x

Ushikubo, F. Y., Furukawa, T., Nakagawa, R., Enari, M., Makino, Y., Kawagoe, Y., Shiina, T., Oshita, S. (2010). Evidence Of The Existence And The Stability Of Nano-Bubbles In Water. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 361(1–3):, 31–37. https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2010.03.005

Veldhuisen, V. D. R. (1991). Technical And Economic Aspects Of Measures To Reduce Water Pollution From The Textile Finishing Industry.

Verma, A. K., Dash, R. R., Bhunia, P. (2012). A Review on Chemical Coagulation/Flocculation Technologies for Removal of Colour from Textile Wastewaters. Journal of Environmental Management, 93(1):, 154–168.

https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.09.012

Wang, C., Yediler, A., Lienert, D., Wang, Z., Kettrup, A. (2003). Ozonation Of An Azo Dye C.I. Remazol Black 5 And Toxicological Assessment Of Its Oxidation Products. Chemosphere, 52(7):, 1225–1232. https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00331-X

Wang, Q., Zhao, H., Qi, N., Qin, Y., Zhang, X., Li, Y. (2019). Generation And Stability Of Size-Adjustable Bulk Nanobubbles Based On Periodic Pressure Change. Scientific Reports, 9(1):, 1–9. https://doi.org/10.1038/s41598-018-38066-5

Wang, S., Liu, Y., Li, P., Wang, Y., Yang, J., Zhang, W. (2020). Micro-Nanobubble Aeration Promotes Senescence of Submerged Macrophytes With Low Total Antioxidant Capacity In Urban Landscape Water. Environmental Science: Water Research and Technology, 6(3):, 523–531. https://doi.org/10.1039/c9ew00929a

Wojnárovits, L., Takács, E. (2008). Irradiation Treatment of Azo Dye Containing Wastewater: An Overview. Radiation Physics and Chemistry, 77(3):, 225–244. https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2007.05.003

Wu, Z. H., Chen, H. B., Dong, Y. M., Mao, H. L., Sun, J. L., Chen, S. F., Craig, V. S. J., Hu, J. (2008). Cleaning Using Nanobubbles: Defouling By Electrochemical Generation Of Bubbles. Journal of Colloid and Interface Science, 328(1):, 10–14. https://doi.org/10.1016/j.jcis.2008.08.064

Xia, Z., Hu, L. (2018). Treatment Of Organics Contaminated Wastewater By Ozone Micro-Nano-Bubbles. Water, Switzerland, 11(1):, 1–10. https://doi.org/10.3390/w11010055

Xiao, Q., Liu, Y., Guo, Z., Liu, Z., Zhang, X. (2017). How Nanobubbles Lose Stability: Effects Of Surfactants. Applied Physics Letters, 111(13):, 1–5. https://doi.org/10.1063/1.5000831

Xiao, Z., Aftab, T. Bin, Li, D. (2019). Applications Of Micro–Nano Bubble Technology In Environmental Pollution Control. Micro and Nano Letters, 14(7):, 782–787. https://doi.org/10.1049/mnl.2018.5710

Yang, H., Cai, W., Xu, L., Lv, X., Qiao, Y., Li, P., Wu, H., Yang, Y., Zhang, L., Duan, Y. (2015). Nanobubble-Affibody: Novel Ultrasound Contrast Agents For Targeted Molecular Ultrasound Imaging Of Tumor. Biomaterials, 37:, 279–288. https://doi.org/10.1016/j.biomaterials.2014.10.013

Yin, T., Wang, P., Zheng, R., Zheng, B., Cheng, D., Zhang, X., Shuai, X. (2012). Nanobubbles for Enhanced Ultrasound Imaging of Tumors. International Journal of Nanomedicine, 7(December 2014):, 895–904. https://doi.org/10.2147/IJN.S28830

Zero Discharge of Hazardous Chemicals Programme (2015). Textile Industry Wastewater Discharge Quality Standarts: Literature. Leaders In Advancing Environmental Responsibility, 1–84. Retrieved from

http://www.roadmaptozero.com/fileadmin/pdf/WastewaterQualityGuidelineLitReview.pdf

Zhang, H., Lyu, T., Bi, L., Tempero, G., Hamilton, D. P., Pan, G. (2018). Combating Hypoxia/Anoxia At Sediment-Water Interfaces: A Preliminary Study Of Oxygen Nanobubble Modified Clay Materials. Science of the Total Environment, 637–638:, 550–560. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.284

Zhang, J., Chen, Y., Deng, C., Zhang, L., Sun, Z., Wang, J., Yang, Y., Lv, Q., Han, W., Xie, M. (2019). The Optimized Fabrication Of A Novel Nanobubble For Tumor Imaging. Frontiers in Pharmacology, 10(MAY): https://doi.org/10.3389/fphar.2019.00610

Zhang, X.H., Maeda, N., Craig, V. S. J. (2006). Physical Properties Of Nanobubbles On Hydrophobic Surfaces In Water And Aqueous Solutions. Langmuir, 22(11):, 5025–5035. https://doi.org/10.1021/la0601814

Zhang, Xue H., Khan, A., Ducker, W. A. (2007). A Nanoscale Gas State. Physical Review Letters, 98(13):, 1–4. https://doi.org/10.1103/PhysRevLett.98.136101

Zhu, J., An, H., Alheshibri, M., Liu, L., Terpstra, P. M. J., Liu, G., Craig, V. S. J. (2016). Cleaning with Bulk Nanobubbles. Langmuir, 32(43):, 1–29. https://doi.org/10.1021/acs.langmuir.6b01004