



T.C.

ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ORGANİZE SANAYİ BÖLGELERİ ATIKSULARINDAN RENK GİDERMEDE
KULLANILAN METOTLARIN KARŞILAŞTIRILMASI**

Selin TEKER

Prof. Dr. Kadir KESTİOĞLU

(Danışman)

YÜKSEK LİSANS TEZİ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

BURSA – 2013

TEZ ONAYI

Selin TEKER tarafından hazırlanan “**Organize Sanayi Bölgeleri Atıksularından Renk Gidermede Kullanılan Metotların Karşılaştırılması**” adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından oy birliği/oy çokluğu ile Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Danışman : Prof. Dr. Kadir KESTİOĞLU

Başkan : Prof. Dr. Kadir KESTİOĞLU
Uludağ Üniversitesi Mühendislik Mimarlık
Fakültesi,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
İmza

Üye : Doç. Dr. Taner YONAR
Uludağ Üniversitesi Mühendislik Mimarlık
Fakültesi,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
İmza

Üye : Yrd. Doç. Dr. Berna KIRIL MERT
Sakarya Üniversitesi Mühendislik Fakültesi,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
İmza

Yukarıdaki sonucu onaylarım

Prof. Dr. Ali Osman DEMİR

Enstitü Müdürü

.././....

U.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmada;

- tez içindeki bütün bilgi ve belgeleri akademik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- görsel, işitsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçları bilimsel ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda ilgili eserlere bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunduğumu,
- atıfta bulunduğum eserlerin tümünü kaynak olarak gösterdiğimi,
- kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapmadığımı,
- ve bu tezin herhangi bir bölümünü bu üniversite veya başka bir üniversitede başka bir tez çalışması olarak sunmadığımı

beyan ederim.

.././....

İmza
Selin TEKER

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

ORGANİZE SANAYİ BÖLGELERİ ATIKSULARINDAN RENK GİDERMEDE KULLANILAN METOTLARIN KARŞILAŞTIRILMASI

Selin TEKER

Uludağ Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Kadir KESTİOĞLU

Bu çalışmada, Bursa İli sınırları içerisinde bulunan ve karışık endüstriyel atıksuların arıtılması için kurulan bir organize sanayi bölgesi atıksu arıtma tesisi çıkış sularından atıksu numuneleri alınmış, Standart Metotlara göre analizlenmiş ve farklı renk giderme metotları uygulanarak, atıksudan rengin giderilmesi araştırılmıştır. Bu amaçla kimyasal koagülasyon, Fenton, Fenton-benzeri, ozonlama, adsorpsiyon, membran proseslerinin renk giderimine etkileri incelenmiş, verim ve maliyetler açısından karşılaştırılmalar yapılmıştır.

Koagülasyon prosesinde, en yüksek renk giderme verimi $MgCl_2+Ca(OH)_2$ koagülantları kullanılarak elde edilmiştir (pH 12,2'de 240 mg/L $MgCl_2$ dozunda sağlanan renk giderme verimi %87,4'tür). Fenton ve Fenton-benzeri deneylerinde, Fenton prosesi için 200 mg/L $FeSO_4+250$ mg/L H_2O_2 , Fenton-benzeri prosesi için 250 mg/L $FeCl_3+300$ mg/L H_2O_2 dozları uygulandığında, sırasıyla %93,1 ve %80 renk giderme verimleri elde edilmiştir.

Ozonlama prosesinde pH 12'de 8 gr/sa kapasiteli ozon jeneratörü ile 3 dakikalık temas süresi sonucunda en yüksek giderme verimi %93,6 olarak elde edilmiştir. Toz aktif karbon (PAC) ile ve granül aktif karbon (GAC) ile renk giderme çalışmaları yapılmış, sırasıyla %85,2 ve %63,7 renk giderimi sağlanmıştır.

Membran deneylerinde pilot ölçekli basınçlı kum filtresi (BKF), mikrofiltrasyon (MF) ve ultrafiltrasyon (UF) kullanılmış, en yüksek renk giderme verimi, BKF+MF+UF kombinasyonu ile %61 olarak elde edilmiştir.

Kullanılan yöntemler incelendiğinde; yüksek pH'ta (pH>12) ozonlama sistemi ile maksimum renk giderimi sağlanmış (%93,6), ancak ekonomik ve sürdürülebilirlik açısından yöntemler incelendiğinde en uygun renk giderme yönteminin $Ca(OH)_2$ koagülasyonu yöntemi olduğu görülmüştür (Ayrıca oluşan çamur bertarafının da incelenmesi gerekmektedir).

Anahtar Kelimeler: adsorpsiyon, Fenton, koagülasyon, membran, Organize Sanayi Bölgesi atıksuyu, ozonlama, renk giderimi

2013, x + 143 sayfa.i

ABSTRACT

MSc Thesis

COMPARISON OF METHODS FOR THE COLOR REMOVAL OF ORGANIZED INDUSTRIAL DISTRICT WASTEWATER

Selin TEKER

Uludağ University

Graduate School of Natural and Applied Science

Department of Environmental Engineering

Supervisor: Prof. Dr. Kadir KESTİOĞLU

In this study, wastewater samples were taken from an organized industrial wastewater treatment plant discharge which located in Bursa and investigated different processes for color removal from wastewater. For this purpose, coagulation, Fenton, Fenton-like, ozonation, adsorption and membrane processes were used and each system was investigated in terms of colour removal.

In coagulation experiments, at pH 12,2 and dose of 240 mg/L $MgCl_2$ 87,4% color removal was obtained. The optimum conditions of Fenton and Fenton-like processes respectively, dose of 200 mg/L $FeSO_4$ +250 mg/L H_2O_2 and 250 mg/L $FeCl_3$ +300 mg/L H_2O_2 were obtained. Color removal was achieved with Fenton process 93,1% and Fenton-like process 80%.

The optimum conditions of ozonation were pH 12 and 8 g/l-min ozone and 3 minutes of contact time. Removal efficiency at optimum conditions 93,6% for colour removal. In adsorption processes, granulated activated carbon (GAC) and powdered activated carbon (PAC) achieved 63,7% and 85,2% color removal, respectively. In membrane experiments, color removal was achieved as 61%.

As a result of capital and operational costs studies, chemical coagulation with $Ca(OH)_2$ was determined to be the best alternative, but the maximum color removal was achieved with ozonation process (pH>12).

Key words: adsorption, coagulation, color removal, Fenton, membrane, Organized Industrial District wastewater, ozonation

2013, x + 143 pages.

TEŞEKKÜR

Tez alıőmamı yűrűten ve bu esnada bilimsel desteęini esirgemeyen Danıőman Hocam Prof. Dr. Kadir KESTİOęLU'na, bilgi ve tecrűbeleriyle tez alıőmamada yol gesteren Do. Dr. Taner YONAR'a, tezimi tamamlamamda yardımları dokunan Araő. Gűr. Dr. Melike YALILI KILIÇ'a, pilot tesis çalıőmalarını yűrűtmemde bűyűk emeęi geçen Uludaę evre Teknolojileri Ar-Ge Műhendislik Merkezi çalıőanlarına, hayatım boyunca destek ve sevgisini esirgemeyen canım annem Műnevver TEKER'e ve anneanneme teőekkűr ederim.

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖZET	i
ABSTRACT.....	ii
TEŞEKKÜR.....	iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	vii
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ	x
1. GİRİŞ	1
2. KAYNAK ARAŞTIRMASI	4
2.1. Organize Sanayi Bölgeleri.....	4
2.2. OSB Atıksu Arıtma Tesisinin Genel Tanıtımı	8
2.3. Renk Parametresinde Uygulanan Deşarj Kriterleri	21
2.4. Rengin Tanımı ve Renk Ölçüm Metotları.	23
2.5. Atıksularda Renk Oluşturan Maddeler	27
2.6. Renk Oluşturan Maddelerin Çevreye Etkileri	30
2.7. Atıksulardan Renk Giderme Yöntemleri.....	32
2.7.1. Adsorpsiyon	35
2.7.2. İyon değişimi	36
2.7.3. Membran filtrasyonu.....	37
2.7.4. Koagülasyon/Flokülasyon	40
2.7.5. Fenton oksidasyonu ve benzeri prosesler	51
2.7.6. Ozonlama	52
2.7.7. Elektrokimyasal prosesler.....	55
2.7.8. Aerobik prosesler	56
2.7.9. Anaerobik prosesler	57
2.7.10. İleri oksidasyon prosesleri	58
2.7.11. Fotokatalitik prosesler.....	60
2.7.12. Sonikasyon.....	62
2.7.13. Redoks araçları	63
3. MATERYAL VE YÖNTEM	69
3.1. Materyal.....	69

3.1.1. Atıksu numuneleri.....	69
3.1.2. Deneysel çalışmalarda kullanılan kimyasal maddeler	69
3.1.3. Deneysel çalışmalarda kullanılan cihazlar.....	71
3.2. Yöntem	72
3.2.1. Laboratuvar ve pilot ölçekli çalışmalar	72
3.2.1.1. Ham su analizleri	72
3.2.1.2. Kimyasal koagülasyon çalışma düzeneği.....	72
3.2.1.3. Fenton, Fenton-benzeri prosesi çalışma düzeneği	73
3.2.1.4. Ozonlama prosesi çalışma düzeneği	75
3.2.1.5. Adsorpsiyon prosesi çalışma düzeneği	77
3.2.1.6. Membran prosesleri çalışma düzeneği.....	78
3.2.2. Analiz Yöntemleri.....	79
4. BULGULAR.....	81
4.1. Kimyasal Koagülasyon Deneyleri.....	81
4.1.1. Koagülasyon prosesinde optimum pH'ın belirlenmesi.....	81
4.1.2. Koagülasyon prosesinde optimum koagülant dozunun belirlenmesi	83
4.2. Fenton ve Fenton-benzeri Prosesi Deneyleri.....	88
4.2.1. Fenton ve Fenton-benzeri proseslerinde optimum pH'ın belirlenmesi	88
4.2.2. Fenton ve Fenton-benzeri proseslerinde uygun FeSO ₄ ve FeCl ₃	89
dozunun belirlenmesi.....	89
4.2.3. Fenton ve Fenton-benzeri proseslerinde uygun H ₂ O ₂ dozunun belirlenmesi	90
4.3. Ozonlama Deneyleri.....	91
4.3.1. Ozonlama prosesinde uygun pH'ın belirlenmesi.....	91
4.3.2. Ozonlama deneylerinde uygun temas süresinin belirlenmesi.....	92
4.4. Adsorpsiyon Deneyleri.....	94
4.4.1. Adsorpsiyon deneylerinde optimum pH'ın belirlenmesi.....	94
4.4.2. Adsorpsiyon deneylerinde optimum adsorbant dozunun belirlenmesi.....	96
4.4.3. Adsorpsiyon deneylerinde optimum temas sürelerinin belirlenmesi.....	98
4.4.4. Adsorpsiyon izotermelerinin belirlenmesi.....	100
4.5. Membran Prosesi Deneyleri	102
4.6. Renk Giderme Yöntemlerinin Arıtma Maliyeti Yönünden Karşılaştırılması	103
5. TARTIŞMA ve SONUÇ.....	113

KAYNAKLAR	115
EK. RENK GİDERİMİ İÇİN UYGULANAN ARITMA PROSESLERİNİN BOYUTLANDIRILMASI ve MALİYET HESABI (ÖRNEK ÇALIŞMA)	120
ÖZGEÇMİŞ	143

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler	Açıklama
Al(OH) ₃	Alüminyum hidroksit
Al ₂ (SO ₄) ₃	Alüminyum sülfat
Ca	Kalsiyum
Ca(OH) ₂	Kalsiyum hidroksit
Cl ⁻	Klorür
CO ₃ ⁻²	Karbonat
FeCl ₃	Demir (III) klorür
FeCl ₃ .6H ₂ O	Demir (III) klorür hegzahidrat
FeSO ₄	Demir sülfat
HCl	Hidroklorik asit
H ₂ O ₂	Hidrojen peroksit
H ₂ SO ₄	Sülfürik asit
Mg	Magnezyum
MgCl ₂	Magnezyum klorür
MgCl ₂ .6H ₂ O	Magnezyum klorür hegzahidrat
NaOH	Sodyum Hidroksit
O ₃	Ozon
OH [·]	Hidroksil radikali
OH ⁻	Hidroksit İyonu
Pt-Co	Platin Kobalt
Q	Debi
USD (\$)	Amerikan Doları

Kısaltmalar	Açıklama
AAT	Atıksu Arıtma Tesisi
BOSB	Bursa Organize Sanayi Bölgesi
BUSKİ	Bursa Su ve Kanalizasyon İdaresi
GAC	Granül aktif karbon
İOP	İleri Oksidasyon Prosesleri
KOI	Kimyasal oksijen ihtiyacı
OSB	Organize Sanayi Bölgesi
PAC	toz aktif karbon
PACI	Poli Alüminyum Klorür
RES	Renklilik Sayısı
SKKY	Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği
TSO	Ticaret ve Sanayi Odası
UV	Ultraviyole

ŞEKİLLER DİZİNİ

Sayfa

Şekil 2.1. OSB’de firmaların sektörlere göre dağılımı (Anonim 2011).....	9
Şekil 2.2. OSB AAT genel vaziyet planı (Anonim 2011).....	9
Şekil 2.3. Ön arıtma ünitesi (atıksu arıtma 1) iş akım şeması (Anonim 2011).....	10
Şekil 2.4. Ön arıtma ünitesi (atıksu arıtma 2) iş akım şeması (Anonim 2011).....	12
Şekil 2.5. Kimyasal arıtma ünitesi (atıksu arıtma 1) iş akım şeması (Anonim 2011).....	14
Şekil 2.6. Kimyasal arıtma ünitesi (atıksu arıtma 2) iş akım şeması (Anonim 2011).....	15
Şekil 2.7. Biyolojik arıtma ünitesi (atıksu arıtma tesisi 1) iş akım şeması (Anonim 2011)	17
Şekil 2.8. Biyolojik arıtma ünitesi (atıksu arıtma tesisi 2) iş akım şeması (Anonim 2011)	19
Şekil 2.9. a ve b. Organik maddelerde pH’a bağlı olarak renk değişimi (Oliver ve ark. 2000)	31
Şekil 2.10. Sonikasyon prosesinin bulunduğu frekans aralığı (Köksoy 2009).....	62
Şekil 3.1. Numune alma noktası	69
Şekil 3.2. Kimyasal koagülasyon ve Fenton ile Fenton-benzeri deneylerinde kullanılan Jar Test düzeneği.....	73
Şekil 3.3. Kimyasal koagülasyon ve Fenton ile Fenton-benzeri deneylerinde kullanılan Imhoff Hunisi	74
Şekil 3.4. Ozon oksidasyonu deneylerinde kullanılan pilot ölçekli ozon cihazı ve farklı pH’larda yapılan ozonlama sonuçlarında gerçekleşen renk değişimi	76
Şekil 3.5. Adsorpsiyon deneylerinde kullanılan deney düzeneği	77
Şekil 3.6. Membran proseslerinde kullanılan pilot ölçekli BKF, MF ve UF cihazları ...	78
Şekil 3.7. WTW Series İno Lab pH/ion/Cond 750 Marka İletkenlik ve pH Ölçer	79
Şekil 3.8. Renk ve AKM analizlerinin gerçekleştirildiği spektrofotometre.....	80
Şekil 3.9. Deneylerde kullanılan Sartorius Marka BP 121 S Model tartım cihazı.....	80
Şekil 4.1. Farklı pH değerlerinde Ca(OH) ₂ , NaOH, MgCl ₂ için renk giderim verimleri (MgCl ₂ =120 mg/L sabit)	82
Şekil 4.2. Farklı pH değerlerinde Alum, FeCl ₃ , ve FeSO ₄ için renk giderim verimleri (Alum, FeCl ₃ , FeSO ₄ = 200 mg/L sabit)	83
Şekil 4.3. Farklı MgCl ₂ dozlarında renk giderim verimleri (pH = 12,2 sabit).....	84
Şekil 4.4. Farklı koagülant dozlarında renk giderimi (Alum için pH=6, FeSO ₄ için pH=10,5 ve FeCl ₃ için pH=4,5)	85
Şekil 4.5. PACl 10’un farklı dozları için elde edilen renk giderimleri	86
Şekil 4.6. Fenton ve Fenton-benzeri prosesinde pH’a karşılık renk giderimi (Fenton prosesi için FeSO ₄ =200mg/L ve H ₂ O ₂ =100 mg/L sabit, Fenton-benzeri prosesinde FeCl ₃ =100mg/L ve H ₂ O ₂ =100 mg/L sabit).....	88
Şekil 4.7. Fenton ve Fenton benzeri prosesinde değişen koagülant dozlarına göre renk giderme verimi (H ₂ O ₂ =100 mg/L sabit, Fenton için pH=3 ve Fenton-benzeri için pH=4)	89

Şekil 4.8. Fenton ve Fenton benzeri prosesinde değişen H_2O_2 dozunda renk giderme verimi (Fenton prosesi için $FeSO_4 = 200mg/L$ sabit, Fenton-benzeri prosesinde $FeCl_3 = 250 mg/L$ sabit).....	90
Şekil 4.9. Farklı pH değerlerinde ozonlama prosesi için sabit ozon dozu ve temas süresinde % renk giderim verimleri (0,267 g $O_3/2dk$ sabit).....	92
Şekil 4.10. pH=3 ve pH=12 'de ozonlama prosesi için optimum temas sürelerinin belirlenmesi.....	93
Şekil 4.11. Sabit adsorbant miktarı (2 g/l PAC) ve temas süresinde (t=1 saat) pH bağlı olarak renk giderim verimleri.....	95
Şekil 4.12. Sabit adsorbant miktarı (1 g/l GAC) ve temas süresinde (t=1 saat) pH bağlı olarak renk giderim verimleri.....	96
Şekil 4.13. Sabit pH ve temas süresinde PAC dozunun renk giderimine etkisi.....	97
Şekil 4.14. Sabit pH ve temas süresinde GAC dozunun renk giderimine etkisi.....	97
Şekil 4.15. Sabit PAC dozu ve pH'ta renk gideriminin temas süresiyle değişimi.....	98
Şekil 4.16. Sabit GAC dozu ve pH'ta renk gideriminin temas süresiyle değişimi	99
Şekil 4.17. Freundlich izoterm grafiği	100
Şekil 4.18. Langmuir izoterm grafiği	101
Şekil 4.19. Membran prosesi uygulamalarında zamana karşı renk giderme verimleri .	102
Şekil 4.20. Ham su ve renk giderme çalışmaları sonucunda elde edilen su.....	111

ÇİZELGELER DİZİNİ

Sayfa

Çizelge 2.1. Türkiye İstatistik Kurumu tarafından tespit edilen 2010 tarihli OSB su, atıksu ve atık göstergeleri (Anonim 2012).....	7
Çizelge 2.2. 24.4.2011 Tarihli ve 27914 Sayılı Resmî Gazete’de yayımlanan Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğinde değişiklik yapılmasına dair yönetmelikte belirlenen renk parametresi (Anonim 2011)	22
Çizelge 2.3. Renk gidermede kullanılan teknolojiler (Hao 2000)	34
Çizelge 2.4. Renk gidermede kullanılan metotlar (Churcley 1997).....	36
Çizelge 2.5. Membran proseslerinin kullanıldıkları sürücü kuvvete göre sınıflandırılması (Mulder 1996)	38
Çizelge 2.6. Basınç sürücülü membran proseslerinin özellikleri (Mulder1996)	39
Çizelge 2.7. Farklı koagülantların avantaj ve dezavantajları (Birgül 2006)	42
Çizelge 2.8. Renk giderimi için yapılan farklı araştırmalarda çalışılan değişik kimyasal koagülantların verimleri (Verma 2012)	48
Çizelge 2.9. Farklı renk giderme metotlarının avantajları ve sınırlayıcı noktaları (Zaharia 2012).....	64
Çizelge 2.10. Boya gideriminde kullanılan çeşitli metotların avantaj ve dezavantajları (Verma 2012)	67
Çizelge 3.1. Renk giderici olarak kullanılan kimyasalların özellikleri.....	70
Çizelge 4.1. Kullanılan tüm ticari koagülantlar için sabit 30 ppm lik koagülant madde dozunda elde edilen verimler	87
Çizelge 4.2. PAC adsorbantı için Freundlich denkleminde kullanılan veriler.....	100
Çizelge 4.3. GAC adsorbantı için Langmuir denklemi verileri	101
Çizelge 4.4. Renk giderme çalışmaları sonucunda bulunan optimum şartlar, giderme verimleri, kimyasal madde maliyetleri ve deşarj standartlarını sağlayan koşullar	104
Çizelge 4.5. Uygulanan yöntemlere göre birim atıksu arıtma maliyetleri	111
Çizelge 4.6. Renk gideriminde kullanılan atıksu arıtma yöntemleri için toplam işletme maliyetleri, reaktif tüketimleri, performans ve işletme kısıtlamaları (Zaharia 2012)...	112

1. GİRİŞ

Organize Sanayi Bölgeleri (OSB) birçok farklı endüstri kolunu birada barındırmakta, firmalar için ortak çevre yönetim sistemlerinin oluşturulması, atıksuların doğru ve düzenli bir şekilde arıtılmaları açısından atıksuları tek arıtma sistemi altında toplamaktadır. Oluşan endüstriyel atıksuların karışık karakterizasyonda olmasından dolayı da arıtmada sıkıntılar yaşanmaktadır.

Atıksu ve atıksuyun çevreye olan etkisi genellikle;

-tekil bileşenlerin (ağır metal iyonları, inorganik asitler, tuzlar ve yağ vb.) konsantrasyonları veya yüklerinden kaynaklanan kirliliğin bileşeni ve emisyonuna,

-tüm parametrelerle veya kalite indikatörleriyle alıcı suya etkisi veya risk potansiyeline,

-toksikite verilerinin etkisiyle, alıcı sudaki organizmalara olan etkisine,

-hidrolik özelliklerine,

göre karakterize edilir.

Atıksu arıtma sistemleri suya yapılan emisyonları azaltmasına rağmen, bu sistemlerin kendilerinin de çevreye birçok etkisi bulunmaktadır. Arıtma seçenekleri OSB dikkate alınarak gerçekleştirildiğinde:

-merkezi bir ön arıtma ile istenmeyen bileşenlerin dağılımı ve akımların önlenmesi, bu bileşenlerin kaynağında azaltılması için tekil atıksu arıtma sistemlerinin oluşturulması,

-tekil atıksu akımı için son bir arıtımın yapılması ve alıcı sisteme verilmesi,

-bu gelen tekil akımların tamamı için bir ön arıtma yapılması,

-tüm organize sanayi bölgesi için bir merkezi arıtma sisteminin oluşturulması,

-düşük kontamine olmuş sular için (yağmur suyu vb.) arıtma yapılmaması gerekmektedir.

Aşağıda belirtilen öğelere odaklı tümünden ve birleştirilmiş bir çevresel strateji ile atıksuyun çevresel etkisi minimumda tutulmalıdır:

-su hızla artarak değerli bir kaynak haline gelmekte ve arıtılan suyun geri kazanımı da aynı şekilde hızla önem kazanmaktadır.

-çıkış suyunda arıtmanın amacı su kalitesini arttırmak kadar, geri dönüşümü ve geri kazanımı da sağlamaktır.

-kaçınılmaz deşarjın, uygun ve en verimli arıtma sisteminin sağlanması yani çevreye toplam etkinin minimize edilmesi, bakış açısıyla gerçekleştirilmesi zorunludur.

-organize sanayi bölgesinin atıklarını deşarj edeceği bölgenin durumuna uygun olarak atıksuyun daha özel ve katı işlemlere tabii tutulması gerekmektedir.

-sulu emisyonların farklı kaynakları ve yüklediği bileşenlerin etkileri nedeniyle çevresel yönetim açısından daha fazla yada az kompleks sistemler organize sanayi bölgeleri için kullanılabilir.

Son on yılda, renk içeriği yüksek sularda çevresel düzenleyici yönde bir odaklanma gerçekleşmiş ve renk probleminin kabul edilebilir seviyelerde azaltılması yönünde çalışmalar gerçekleştirilmiştir. Bu kapsamda teknik ve işletimsel endişeler şöyledir:

-kirliliği gidermek için işletim ve maliyet yönünden en verimli deşarj zincirinin oluşturulması,

-geniş ölçekte renk giderme proseslerinin uygulanabilirliği,

-çeşitli boya karışımlarının renginin giderilmesindeki verim,

-en kullanışlı çevresel seçenek, "best practicable environmental option" (BPEO), "best available technology" (BAT) gibi bir argüman sisteminin oluşturulması,

-özellikle su geri dönüşümünü içeren, renk ve kirlilik gideriminin sağlanmasında en uygun maliyeti veren seçenek,

-yeni yüklemeler için boşluk gereksinimlerinin belirlenmesi,

-altyapı etkileri (Zaharia 2012).

Renk, atıksu deşarjında mevcut standartlara göre sınırlayıcı bir parametre haline getirilmiştir. Ayrıca estetik açıdan problem yarattığı gibi suyun yeniden kullanım

imkânını da kısıtlamaktadır. Renk kaynağı boyalar biyolojik girişimlere, ışığa, sıcaklığa ve oksidasyona da direnç göstermektedir. Biyolojik olarak parçalanmamaları ve canlılar üzerinde potansiyel toksisite oluşturmaları nedeni ile atıksu arıtımında problemler yaratmaktadırlar.

Atıksuların yüzeysel sulara deşarj kriterlerine renk parametresinin eklenmesiyle birlikte, kanalizasyon vb. diğer alıcı ortamlar için de benzer kısıtlamaların yakın zamanda getirileceği göz önünde bulundurulduğunda renk giderimi için doğru çözümlerin oluşturulması şarttır.

Renk gidermede birçok farklı proses kullanılmaktadır. Her sürecin kendine ait maliyet, fizibilite, pratiklik, güvenilirlik, stabilite, çevresel etki, çamur üretimi, işletme zorlukları, ön arıtma ihtiyaçları ve potansiyel toksik yan ürünleri mevcuttur.

Atıksulardan renk giderimi, diğer giderilmek istenen parametreler gibi ayrıca göz önünde bulundurulmalı, bu amaçla uygun arıtma prosesleri belirlenmeli ve rengi oluşturan kaynak ve kaynağın toksisite vb. etkileri de ortadan kaldırılmalıdır.

Bu tez çalışmasında, bir OSB Atıksu Arıtma Tesisi (AAT) çıkış suyundan rengin giderilmesine yönelik seçilen renk giderme yöntemlerinin (kimyasal koagülasyon, Fenton ve Fenton-benzeri prosesler, ozonlama, adsorpsiyon ve membran prosesleri) optimum işletme şartları, verimleri, kurulum ve işletme maliyetleri incelenmiş, en uygun renk giderme yönteminin belirlenmesi açısından elde edilen sonuçlar karşılaştırılmıştır.

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Organize Sanayi Bölgeleri

Organize Sanayi Bölgeleri (OSB), 15.04.2000 tarihli ve 24021 sayılı Resmi Gazete' de yayımlanmış 4562 Sayılı Organize Sanayi Bölgeleri Kanunu'nda ‘‘Sanayinin uygun görülen alanlarda yapılanmasını sağlamak, çarpık sanayileşme ve çevre sorunlarını önlemek, kentleşmeyi yönlendirmek, kaynakları rasyonel kullanmak, bilgi ve bilişim teknolojilerinden yararlanmak, sanayi türlerinin belirli bir plan dahilinde yerleştirilmesi ve geliştirilmesi amacıyla; sınırları tasdik edilmiş arazi parçalarının imar planlarındaki oranlar dahilinde gerekli idari, sosyal ve teknik altyapı alanları ile küçük imalat ve tamirat, ticaret, eğitim ve sağlık alanları, teknoloji geliştirme bölgeleri ile donatılıp planlı bir şekilde ve belirli sistemler dahilinde sanayi için tahsis edilmesiyle oluşturulan ve bu Kanun hükümlerine göre işletilen mal ve hizmet üretim bölgeleri’’ olarak tanımlanmıştır.

OSB'lerin temel faydalarını aşağıdaki gibi sıralamak mümkündür:

Özel sektör yatırımlarının belirli yörelere yönlendirilmesi,

- İşletmelerin mekansal anlamda desteklenerek teşvik edilmesi için finansal ve fiziksel teşviklerin verilmesi,
- Sanayi işletmelerinin birbirleriyle işbirliği ve uyum içinde üretim yapmaları,
- Fabrikaların önceden planlanmış bir arazi üzerine yerleştirilmeleri,
- İşletmelerin ulaştırma, elektrik, su, kanalizasyon ve sosyal tesisler gibi ortak alt yapı hizmetlerinden birlikte yararlanmaları,

Birbirini tamamlayıcı ve birbirinin yan ürününü teşvik eden sanayicilerin bir program içinde üretim yapmaları; üretimde verimlilik ve kârlılık sağlanması,

- Sanayinin az gelişmiş bölgelerde yaygınlaştırılması,
- Tarım alanlarının sanayide kullanılmasının önüne geçilmesi, alt yapının gereksinmelere uygun olarak planlanması,

- Sağlıklı, ucuz, güvenilir bir alt yapı ve ortak sosyal tesisler gibi ortak hizmet kuruluşlarının oluşturulması,
- Ortak arıtma tesisleriyle çevre kirliliğinin önlenmesi,
- OSB'lerin devlet gözetiminde kendi organlarınca yönetilmesidir (Cansız 2010).

Bu faydalar göz önünde bulundurulduğunda ortak çevre yönetim sistemlerin oluşturulması ve atıksuların doğru ve düzenli bir şekilde arıtılmaları açısından organize sanayi bölgeleri firmaları tek çatı altında birleştiren önemli unsurlardır.

OSB'ler, 01.04.2002 tarihli ve 24713 sayılı Organize Sanayi Bölgeleri Uygulama Yönetmeliği Madde 108 uyarınca, mahallin en büyük mülki amirinin bilgi, denetim ve gözetimi altında Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği koşullarına uyulması kaydı ile atık su altyapı tesislerinin inşası, bakımı ve işletilmesinden sorumludur.

OSB'nin belediye sınırları içinde olması ve atık sularının belediye atık su arıtma tesisine bağlanması durumunda, belediyenin kanala deşarj standartlarına, belediye sınırları dışında direk alıcı ortama deşarj durumunda su ürünleri istihsal sahası ise Su Ürünleri Kanunu, değil ise, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği ya da bölgesel koşullara bağlı oluşturulan deşarj standartlarına uymak zorundadır.

Türkiye İstatistik Kurumu 2010 verilerine göre, 2010 yılı Organize Sanayi Bölgeleri (OSB) Su, Atıksu ve Atık İstatistikleri Anketi kapsamında altyapısı tamamlanmış 134 Organize Sanayi Bölgesi Müdürlüğünden elde edilen sonuçlara göre 2010 yılında su şebekesi ile dağıtılmak üzere 126 milyon m³ su çekilmiştir. Çekilen suyun %43,8'i kuyudan, %18,7'si akarsudan, %19'u kaynaklardan, %10,8'i şehir şebekesinden, %7,7'si ise diğer kaynaklardan çekilmiştir.

Anket kapsamındaki OSB'ler 2010 yılında toplam 190 milyon m³ atıksu deşarj etmiştir. Deşarj edilen atıksuyun %76'sının akarsuya, %9'unun şehir kanalizasyonuna boşaltıldığı, %15'inin ise diğer alıcı ortamlara boşaltıldığı ya da kooperatiflere ait atıksu arıtma tesislerine gönderildiği tespit edilmiştir.

Anket kapsamındaki OSB'ler tarafından 2010 yılında toplam 161 milyon m³ atıksu arıtılmıştır. Arıtılan atıksuyun %58,5'ine gelişmiş, %40,1'ine biyolojik, %1,4'üne ise

fiziksel ya da kimyasal arıtma uygulanmıştır. Ayrıca OSB şebekeleri ile toplanan 7,8 milyon m³ atıksu arıtılmak üzere kooperatiflere ait atıksu arıtma tesislerine gönderilmiştir.

OSB'ler tarafından deşarj edilen atıksuyun çekilen sudan daha fazla olması, suyunu kendi imkanları ile temin eden işyerlerinin atıksularını OSB kanalizasyon şebekesine deşarj etmelerinden kaynaklanmaktadır. Sözü geçen veriler Çizelge 2.1.'de özetlenmiştir.

Çizelge 2.1. Türkiye İstatistik Kurumu tarafından tespit edilen 2010 tarihli OSB su, atıksu ve atık göstergeleri (Anonim 2012)

Organize Sanayi Bölgeleri Su, Atıksu ve Atık Göstergeleri, 2010

Anket uygulanan OSB sayısı	134
Su şebekesi	
Kendine ait su şebekesi olan OSB sayısı	101
Belediyenin su şebekesinden faydalanan OSB sayısı	17
Su şebekesi olmayan OSB sayısı	16
Kanalizasyon şebekesi	
Kendine ait kanalizasyon şebekesi olan OSB sayısı	102
Belediyenin kanalizasyon şebekesinden faydalanan OSB sayısı	17
Kanalizasyon şebekesi olmayan OSB sayısı	15
OSB su şebekesi için çekilen su miktarı (bin m³/yıl)	126 013
Kuyu	55 222
Akarsu	23 517
Kaynak	23 909
Şehir şebekesi	13 648
Diğer ⁽¹⁾	9 718
OSB kanalizasyon şebekesi ile deşarj edilen atıksu miktarı (bin m³/yıl)	190 014
Arıtılarak	161 023
Arıtılmadan	28 991
Atıksu arıtma tesisi sayısı	38
Atıksu arıtma tesisi kapasitesi (bin m³/yıl)	297 055
Atıksu arıtma tesislerinde arıtılan atıksu miktarı (bin m³/yıl)	161 023
Çamur yoğunlaştırma/ıslah işlemi uygulayan OSB sayısı	30
Toplanan atık miktarı (bin ton/yıl)	313

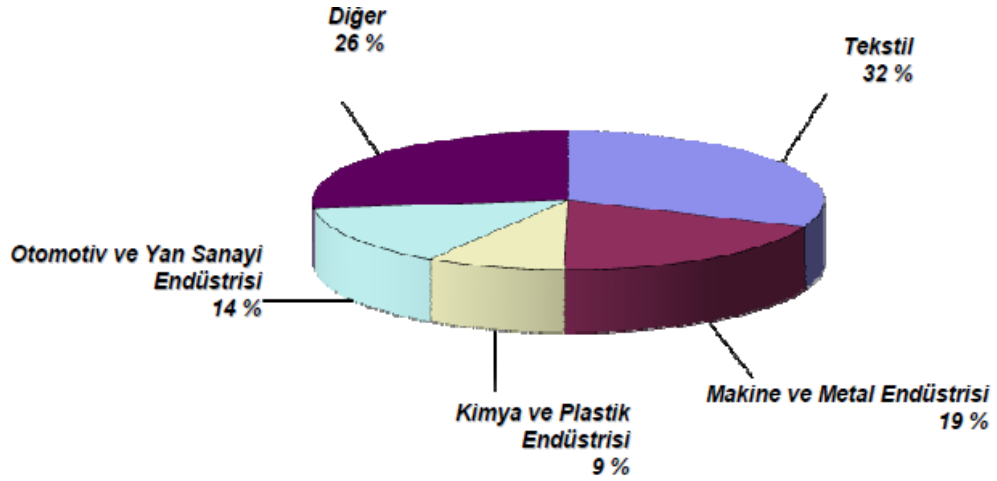
⁽¹⁾ Baraj, göl, tanker, vb. kaynaklardan çekilen suları içermektedir.

OSB'lerden deşarj edilen atıksuyun miktarı göz önünde bulundurulduğunda atıksuların arıtılması yönünde çevreye vereceği zararı en aza indirebilmek açısından en uygun atıksu arıtma ve çevre yönetim sisteminin uygulanması gerekmektedir.

Bünyesinde birçok farklı sektörü barındıran organize sanayi bölgelerinden çıkan atıksular verildikleri dere, nehir, kanalizasyon gibi alıcı ortamları kısa sürede kirletmektedir. Doğal kaynakların korunması ve organize sanayi bölgesi atıksu arıtma tesisi arıtma yükünü minimuma indirilmesi bakımından, gerekli araştırmalar yapılmalı ve sektör türüne göre gerekliyse ön arıtma sistemleri kurulmalı ve nihai arıtmanın da en doğru şekilde gerçekleştirilmesi gereklidir. Ayrıca firmaların kirlilik yüklerini azaltması açısından kendi içlerinde gerekli önlemleri almaları şarttır.

2.2. OSB Atıksu Arıtma Tesisinin Genel Tanıtımı

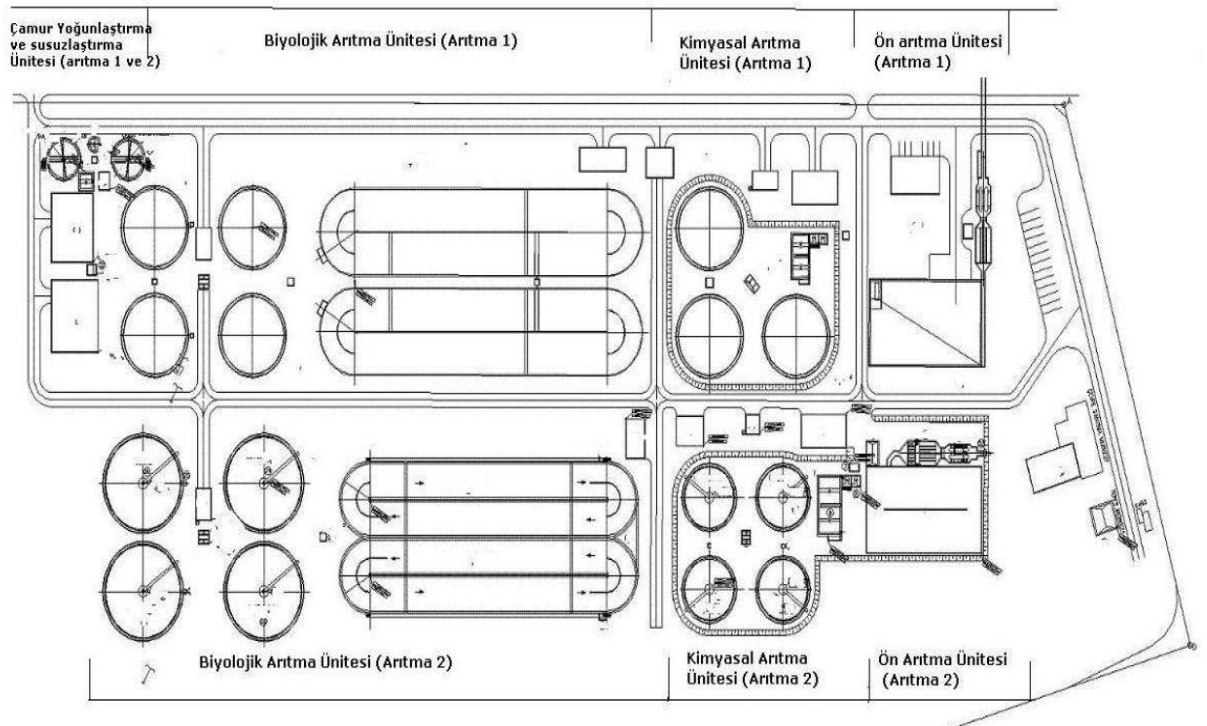
OSB 670 hektar alan üzerine kurulu yaklaşık 228 firmadan oluşmuştur. Tesislerden yaklaşık 55 000 m³/gün bir atıksu çıkmakta olup, bunun gerek debi gerekse organik kirliliğın önemli bir kısmı tekstil sanayilerinden kaynaklanmaktadır. Bu sebeple karışık atıksu, genel hatlarıyla tekstil sanayi atıksuyu karakteristiklerine sahiptir. Tesis esas olarak fiziksel arıtma, kimyasal arıtma ve biyolojik arıtma kademelerinden oluşmaktadır.



**TOPLAM FIRMA
SAYISI:
228**

Şekil 2.1. OSB’de firmaların sektörlere göre dağılımı (Anonim 2011)

Mevcut firmaların kapasite artışları nedeniyle, II. Atıksu Arıtma Tesisi ihtiyacı doğmuştur. Ortalama 40.000 m³/gün kapasiteli ikinci tesisin inşaatı yapılmıştır.

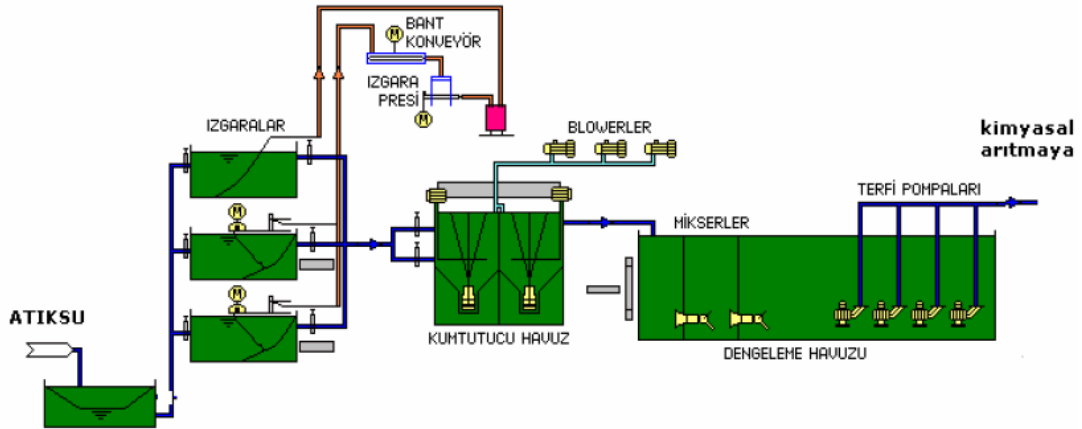


Şekil 2.2. OSB AAT genel vaziyet planı (Anonim 2011)

OSB sınırları içerisinde bulunan firmaların üretim prosesleri neticesinde çıkan atıksular, ön arıtma 1 ve 2’de fiziksel arıtma işlemleri ve dengeleme işlemlerinden sonra Kimyasal Arıtma 1 ve 2’de ağır metal ve organik kirleticilerin bir kısmı arıtıldıktan sonra Biyolojik Arıtma 1 ve 2’de yer alan bölümlerde uzun havalandırmalı aktif çamur sistemlerinde organik giderim sağlanmaktadır. Çökeltim havuzlarında biriken çamur yoğunlaştırıldıktan sonra dekantörde susuzlaştırılmaktadır. Her iki tesisin toplam kapasitesi 96.000 m³/gün dür. Ancak mevcut kapasite ortalama 55.000 m³/gün olup sadece Atıksu Arıtma Tesisi 2 faaliyettedir, ek olarak Atıksu Arıtma Tesisi I’in bazı kısımları da çalıştırılmaktadır.

Ön arıtma ünitesi (atıksu arıtma tesisi 1)

Bu üniteye atıksuların fiziksel arıtımı ve dengelemesi işlemleri gerçekleştirilmektedir.



Şekil 2.3. Ön arıtma ünitesi (atıksu arıtma tesisi 1) iş akım şeması (Anonim 2011)

Ön arıtma ünitesi (atıksu arıtma tesisi 1) iş akım şeması açıklanması

Atıksu girişi ve ızgaralar

Izgaralar, atık suyun içindeki kaba atıkları sudan uzaklaştırırlar. Normal şartlar altında mekanik ızgaralar görevdedir. Fakat bir arıza durumunda by-pass ızgara devreye alınmaktadır. Mekanik ızgaralarda temizleme işlemi mekanik olarak yapılmaktadır, susuzlaştırıldıktan sonra konteynırlarla sistemden uzaklaştırılmaktadır. Motor tahrikli hareket eden tırmık, ızgara çubukları arasındaki artıkları almaktadır. Tırmığın yukarı

getirdiği atıklar buradaki temizleme aleti ile bant konveyöre, buradan da konteynıra boşalmaktadır.

Izgara, aşırı yüklemelere karşı elektronik ve elektromagnetik sigortalar vasıtasıyla korunmaktadır. Mekanik temizleme işlemi kontrollü iki şekilde gerçekleştirilmektedir; seviye kontrolü ile operasyon ve zaman ayarlı operasyon.

Izgara presi, ızgaradan çıkan atıkların susuzlaştırılma ve sıkıştırılması amacıyla kullanılmaktadır. Atıklar bant konveyör ile toplama hunisine gelmekte, buradan vida konveyör ile sıkıştırılarak susuzlaştırılmaktadır. İşlem sonunda ortaya çıkan sular tekrar ızgara kanalına geri gönderilmektedir. Susuzlaştırılan atıklarda deşarj borusu ile konteynıra boşaltılmaktadır.

Kum tutucu

Havalandırılmalı tip kum tutucular paralel olarak çalışmaktadırlar. Atık suyun karışımı 3 adet(1 yedek) hava üfleyiciler vasıtasıyla yapılmaktadır. Tabana çökecek kum, kum pompaları yardımı ile kum siklonuna pompalanmakta ve konteynırlarla sistemden uzaklaştırılmaktadır.

Kum tutucu köprü 2 adet motor ile donatılmıştır. Bu motorlardan biri köprüyü atıksu akış yönünde ileri ve geri hareket ettirmek ile, diğeri de körünün bu hareketi sırasında enerji kablosunun sarıldığı tamburu saat yönünde ve aksi yönde çevirmek ile görevlidir. Kum tutucu köprünün çalışma periyodu kendi lokal panosunda bulunan bir zaman saati ile olmaktadır.

Maksimum 24 saate kadar ayarlanabilen bir zaman saati ile bir bekleme periyodu set edilir.. Maksimum 24 saate ayarlanabilen bir zaman saati ile de kum tutucunun çalışması belirlenmektedir. Kum tutucu köprü, kum tutucu tankın basında ve sonunda bulunan temaslı manyetik sensörler vasıtasıyla tank boyunca ileri ve geri hareket eder. Kablo tamburunda köprünün hareketi ile aynı zamanda saat yönünde veya aksi yönde dönerek kablonun açılmasını veya toplanmasını sağlamaktadır. Üç adet blower ikisi asil biri yedek olacak şekilde çalışmaktadır. İki adet blower sürekli olarak çalışır. Her bir blowerin çıkışında lokal basınç saati bulunmaktadır. Blowerlardan

herhangi birinin arızaya geçmesi halinde yedek blower manuel olarak devreye alınmaktadır.

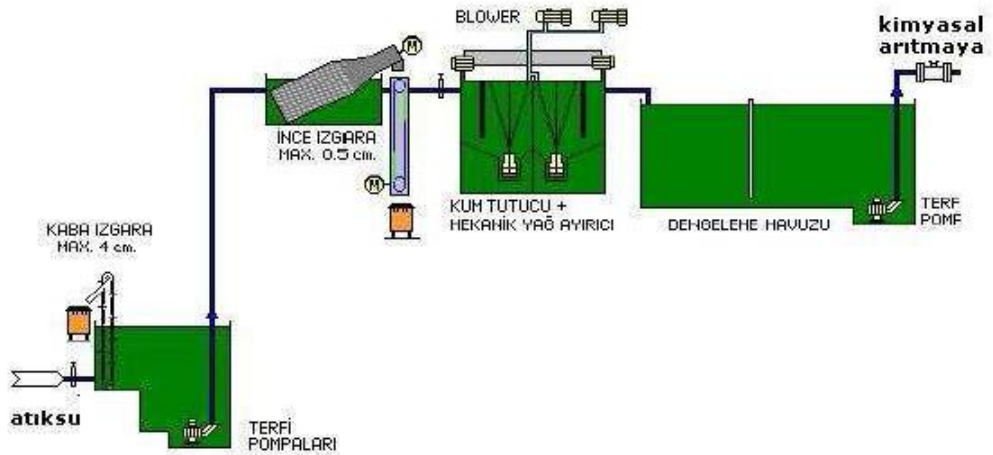
Dengeleme tankı

Dengeleme tankı atıksu debisindeki, pH değerindeki ve organik yüklerdeki salınımları karşılamak amacıyla yapılmıştır. Dengeleme tankında çökme olayının engellenmesi için sistem dalgıç karıştırıcılar ile karıştırılmaktadır. Dengeleme tankındaki suyun tesise verilmesi için de 4 adet dalgıç pompa dengeleme tankına monte edilmiştir.

Dengeleme tankı terfi pompaları üç asil, bir yedek olarak çalışır. Dengeleme tankındaki ultrasonik seviye sensörü terfi pompalarının çalışmalarını kontrol eder. Düşük seviye sensörü de pompaların kuruda çalışmalarını engeller, 24 saatte bir yedek pompa sırasıyla asil pompalardan biriyle değişir.

Ön arıtma ünitesi (atıksu arıtma tesisi 2)

Bu ünite de atıksuların fiziksel arıtımı ve dengelenmesi işlemleri gerçekleştirilmektedir.



Şekil 2.4. Ön arıtma ünitesi (atıksu arıtma tesisi 2) iş akım şeması (Anonim 2011)

Ön arıtma ünitesi (atıksu arıtma tesisi 2) iş akım şeması açıklanması

Atıksu girişi ve ızgaralar

Izgara sistemleri arıtma tesislerinde tesis girişlerinde bulunurlar ve hem arıtma sistemini hemde tesisteki elektromekanik ekipmanları atıksuda bulunabilecek kaba madde ve partiküllerden korurlar. Bir başka deyişle, arıtma tesislerindeki ızgaraların görevi, atıksu kaynağından gelen ham sudaki iri cisimlerin ve aşındırıcı katıların tutularak sudan arındırılması ve tesiste birikim yaparak tesise ve mekanik ekipmanlara zarar vermesini engellemektir.

Atıksu, giriş kanalına alındıktan sonra “hydro sieve” tip mekanik temizlemeli ince ızgaradan geçtikten sonra ince partiküllerinden ayrılmaktadır.

Kum tutucu

Izgaradan çıkan atıksu cazibeyle paralel çalışan iki adet kum tutucu kanalına girmektedir. Kanal dibinde kumun çökmesini önlemek ve suya hareket vererek içindeki partiküllerin tank tabanına toplanmasını sağlamak için yedekli çalışan üç adet blowerden elde edilen basınçlı hava kanal dibine verilecek ve kum hareketli köprü üzerine monte edilecek olan yedekli dalgıç kum pompaları tarafından kum kanalına basılmaktadır. Kum/su karışımı bir helezonda suyundan ayrılıp konteynerlerde toplanacak ve tasfiye edilmek üzere tesisten uzaklaştırılmaktadır.

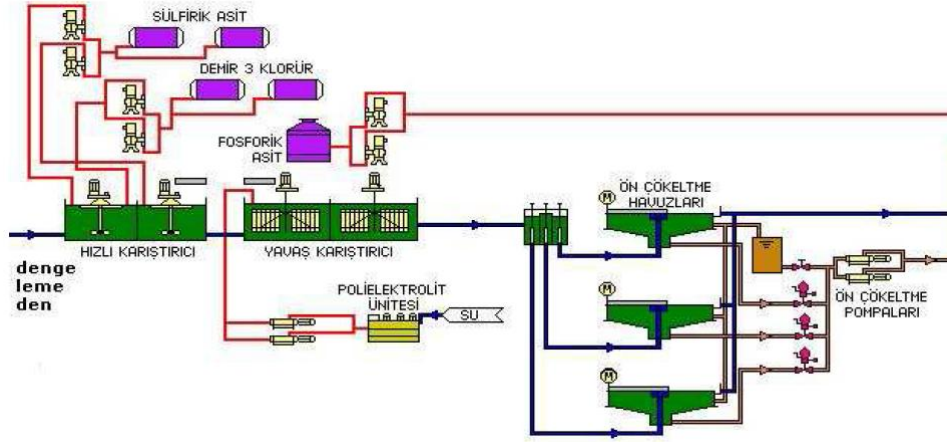
Kum tutucudan çıkan atıksu dengeleme ve terfi tankına cazibeli olarak alınmaktadır. Burada hem debideki hem de kirlilik yükündeki dalgalanmalar homojenize edilmiş olacaktır. Dengeleme tankı, yüzeysel jet tip aeratörler ile hem havalandırılmakta, hem de karıştırılmaktadır.

Dengeleme tankı

Dengeleme tankı atıksu debisindeki, pH değerindeki ve organik yüklerdeki salınımları karşılamak amacıyla yapılmıştır. Dengeleme tankında çökme olayının engellenmesi için sistem dalgıç karıştırıcılar ile karıştırılmaktadır. Dengeleme tankındaki suyun tesise verilmesi için de 4 adet dalgıç pompa dengeleme tankına monte edilmiştir.

Kum tutucudan çıkan atıksu, dengeleme ve terfi tankına cazibe ile alınmakta, dengeleme tankı, yüzeysel jet tip aeratörler ile hem havalandırılıp, karıştırılmaktadır.

Kimyasal arıtma ünitesi (atıksu arıtma 1)



Şekil 2.5. Kimyasal arıtma ünitesi (atıksu arıtma 1) iş akım şeması (Anonim 2011)

Kimyasal arıtma ünitesi (atıksu arıtma 1) iş akım şeması açıklanması

Hızlı ve yavaş karıştırma havuzları

Kimyasal arıtma ünitesi; hızlı karıştırıcı, yavaş karıştırıcı ve ön çökelme tanklarından meydana gelmektedir. Kimyasal pıhtılaştırıcı ilavesi ile askıda katı madde ve KOİ giderimi sağlanmaktadır.

Arıtma tesisine giren atıksuyun debisi, terfi pompalarından sonraki debi ölçüm yapısında yer alan elektromanyetik debi ölçüm cihazı ile ölçülmektedir. Hızlı karıştırma tankında 2 adet frekanskonvertörlü hızlı karıştırıcı, yavaş karıştırma tankında 2 adet frekans konvertörlü yavaş karıştırıcı bulunmaktadır.

Kimyasal Binası

Kimyasal binasında iki adet sülfürik depo tankı, iki adet demir (III) klorür depo tankı, bir adet fosforik asit depo tankı, bir adet otomatik polielektrolit hazırlama istasyonu, iki adet asil frekans konvertörlü, elektrik aktüatörlü stroke kontrollü sülfürik asit dozaj

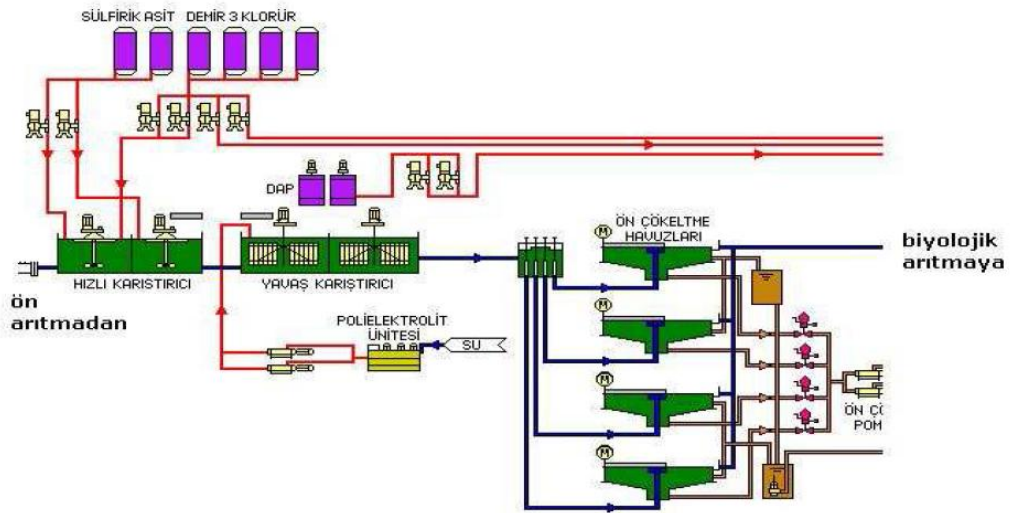
pompası, iki adet biri asil biri yedek frekans konvertörlü demir (III) klorür dozaj pompası, iki adet biri asil biri yedek frekans konvertörlü eksentrik milli (progressing cavity) polielektrolit dozaj pompası, iki adet biri asil biri yedek frekans konvertörlü fosforik asit dozaj pompası bulunmaktadır.

Ön çöktürme havuzları

Çamur pompa istasyonunda iki adet biri asil biri yedek eksentrik milli tip (progressing cavity) frekans konvertörlü ön çamur pompası bulunmaktadır. Ön çöktürme tanklarının her birinden gelen çamur boruları da motorlu vanalar ile donatılmıştır.

24 saatte bir çamur pompaları asil yedek görevlerini değiştirmektedirler. Ön çamur pompaları hem kuruda, hem de sıkışma, zorlanma anında zarar görmemeleri için basınç saati ile donatılmışlardır. Ön çamur pompaları çamur homojenizasyon tankına çamur iletmektedirler.

Kimyasal arıtma ünitesi (atıksu arıtma 2)



Şekil 2.6. Kimyasal arıtma ünitesi (atıksu arıtma 2) iş akım şeması (Anonim 2011)

Kimyasal arıtma ünitesi (atıksu arıtma tesisi 2) iş akım şeması açıklanması

Hızlı karıştırma ve yavaş karıştırma havuzları

Atıksu dengeleme ve terfi tankından terfi ettirilen atıksular ilk olarak bir debi ölçüm yapısından geçirilmektedir. Burada atıksu debisi, hat üzerindeki elektromanyetik debimetre vasıtasıyla ölçülür. Daha sonra hızlı karıştırma tanklarına geçen atıksu, iki gözlü bir yapıya kimyasal olarak koagülasyon işlemini sağlamak için kimyasal dozlama işlemi yapılarak hızlı karıştırma gerçekleştirilir.

Atıksu bünyesindeki kirleticilerin bir kısmı kendiliğinden çökebilecek kadar büyük iken bir kısmı ise boyutlarının küçüklüğü sebebiyle kendiliğinden çökmezler. Küçük boyutlu taneciklerin (bu tanecikler gözle fark edilemeyecek kadar küçük olabilirler) de kendiliğinden çökebilir hale getirilmesi (oluşan bu büyük tanecikler “flok” olarak adlandırılır) için suya “koagülant” adı verilen kimyasal maddeler ilave edilmektedir. Koagülant olarak çözelti halinde dozlanan Demir Klorür ($FeCl_3$) kullanılmaktadır. Dozaj pompaları vasıtası ile hızlıkarıştırma tankına dozlanan Demir Klorür sudaki kirleticiler ile karışacak ve onların çökerek sudan ayrılmasına olanak tanımaktadır. Demir Klorür ile tepkime vermiş olan kolloidler ve iyonların yavaş karıştırma ünitelerinde birbirlerine çarparak çökebilir Demir hidroksit ($Fe(OH)_3$) flokları oluşturabilmeleri için bağlayıcı ve yapıştırıcı özellik taşıyan polielektrolit çözeltisi dozlanmaktadır. Bu polielektrolit çözeltisi özelliği gereği Demir Klorür ile tepkime vererek kolloid haline gelmiş kirleticileri birbirine bağlayıp daha büyük ve çökebilir floklar oluşturulmasını sağlar. Bu tankta tam ve hızlı karışma gerekmektedir. Bu işlemi düşey milli ve türbin tipteki karıştırıcılar sağlamaktadır.

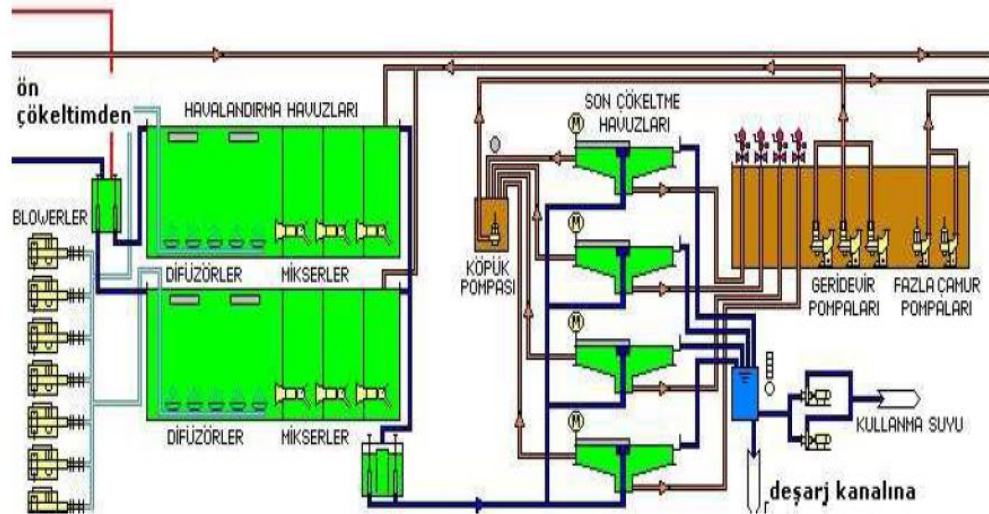
Koagülasyonu takiben atıksu yavaş karıştırma (flokülasyon) tanklarına girer. Burada bağlayıcı özellikte polielektrolit ile reaksiyona sokulan atıksu flokülasyon tankında yavaş karıştırma işlemine tabi tutulmaktadır. Burada partiküllerin birbirlerine çarpıp yapışarak ve daha büyük partiküller haline gelerek, kendiliğinden çökebilir büyüklükte ve daha yoğun parçacıklar, yani $Fe(OH)_3$ flokları oluşturmaları sağlanmaktadır. Birinci yumaklaştırma havuzunda partiküllerin birbirine hızla ve verimli bir şekilde çarpması için hız gradyanı uygun değerlerde tutulmaktadır.

Bu hız gradyanı, redüktörlü ve paletli tip düşey milli karıştırıcıyla sağlanmaktadır. Bu tankta herhangi bir kimyasal ilavesi olmayıp, önceki tanklarda eklenen ve su ile tam olarak karışan mevcut kimyasalların, yavaş karıştırma işlemi ile sudaki kirleticileri birbirlerine yapıştırarak, floklaşma sağlaması gerçekleşmektedir.

Ön çöktürme havuzları

Oluşan flokların çökerek su ortamından ayrılması için, su kimyasal çöktürme tankına geçmektedir. Atıksu ön çöktürme dağıtım yapısından eşit olarak ön çöktürme tanklarına dağıtılmakta, bu tankta herhangi bir karıştırma işlemi olmadığından kirleticileri bünyesinde bulunduran floklar tank tabanına yer çekimi yardımı ile çökmektedir. Tanklar sıyrıcılar ile donatılmış olup tank tabanına çökerek biriken floklar sıyrılarak ön çamur pompa istasyonunda toplanır ve arıtılmak üzere çamur arıtma birimlerine pompalanmaktadır. Üst faz ise biyolojik arıtmaya geçmektedir.

Biyolojik arıtma ünitesi (atıksu arıtma tesisi 1)



Şekil 2.7. Biyolojik arıtma ünitesi (atıksu arıtma tesisi 1) iş akım şeması (Anonim 2011)

Biyolojik arıtma ünitesi (atıksu arıtma tesisi 1) iş akım şeması açıklanması

Havalandırma havuzları

Kimyasal arıtmadan çıkan atıksudaki KOI ve AKM'nin biyolojik arıtmayla giderimi suretiyle yasal standartlara uygun kalitede çıkış suyu elde edilmektedir. Yüksek ve istikrarlı arıtma verimi için uzun havalandırma aktif çamur prosesi kullanılmaktadır. Hidrolik bekletme süresi yaklaşık bir gündür. Havalandırma paralel çalışan iki adet oksidasyon hendeğinde gerçekleştirilmektedir. Tabanı kısmen difüzörle kaplı ve dalgıç karıştırıcılarla resirkülasyonun sağlandığı oksidasyon hendeklerinde ayrıca azot giderimi de sağlanmaktadır.

Havalandırma tankları ekipmanları; blowerlar, dalgıç mikserler ve hava difüzörlerinden oluşmaktadır. Blower binasında altısı asil biri yedek blower bulunmaktadır. Her bir blower lokal basınç saati ile donatılmıştır. Her bir havalandırma tankına üçer adet blower hizmet vermektedir. Yedek blower arızalı ve bakımı yapılacak olan blowerın yerine manuel olarak devreye alınmaktadır. Her bir havalandırma tankında ikişer adet oksijenmetre bulunmaktadır. Bu enstrümanlar her bir havalandırma havuzuna hizmet eden blowerlardan birinin oksijen değerlerine göre devreye girip çıkmasını kontrol etmektedirler.

Havalandırma tankında bulunan oksijenmetre set edilen değere ulaştığı zaman bu havalandırma tankına hizmet eden blowerlardan biri devreden çıkmakta, oksijenmetre set edilen değere ulaştığı zaman devreden çıkan blower yeniden devreye girmektedir. Her seferinde sıralı olarak diğer bir blower devreden çıkıp girerek proses kontrolü sağlanmaktadır. Her bir havalandırma tankında üçer adet dalgıç mikser hizmet etmektedir. Bunlar devreye alındıkları zaman sürekli olarak çalışmaktadırlar.

Son çöktürme havuzları

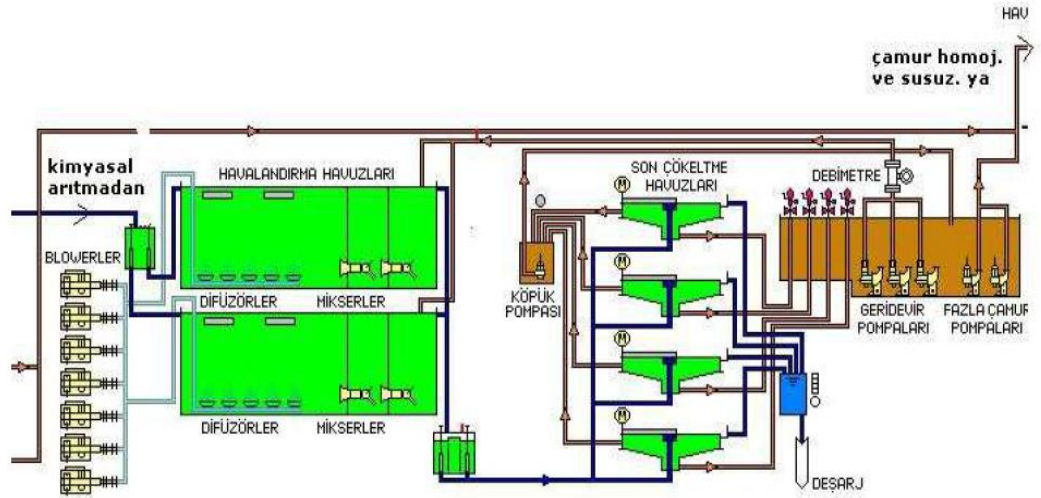
Dört adet son çöktürme tankı sıyırıcısı bulunmaktadır. Bunlar devreye alındıkları zaman sürekli olarak çalışmaktadırlar. Dört adet son çöktürme tankının çamur boruları çamur pompa istasyonunda motorlu vanalar ile donatılmıştır. Vanaların açıklıkları manuel olarak ayarlanabilmektedir. Üç adet geri dönüş çamur pompası ikisi asil biri yedek olarak çalışmaktadırlar. Prosesin ihtiyacına göre bir pompa veya iki pompa devreye

alınabilir. Pompa veya pompalar devreye alındıkları zaman sürekli olarak çalışırlar. Pompaların kuruda çalışmalarını engellemek amacıyla pompa haznesinde düşük seviye sensörü bulunmaktadır.

Pompalar lokal basınç saatleri ile donatılmıştır. Set edilen sürenin sonunda pompa devreden çıkar. 24 saatte bir asil pompa ile yedek pompa görev değişikliği yaparlar. Fazla çamur pompaları da ön çamur pompaları gibi çamur homojenizasyon tankına çamur iletilmektedir. Bu sebeple tankın çamur seviyesinde bağlı olarak devreye girmekte ve çıkmaktadır.

Köpük pompası seviye sensörüne bağlı olarak çalışmaktadır. Köpük pompasında çamur homojenizasyon tankına iletim yapmaktadır. Bu sebeple tankın çamur seviyesine de bağlı olarak pompa devreye girmekte ve çıkmaktadır.

Biyolojik arıtma ünitesi (atıksu arıtma tesisi 2)



Şekil 2.8. Biyolojik arıtma ünitesi (atıksu arıtma tesisi 2) iş akım şeması (Anonim 2011)

Biyolojik arıtma ünitesi (atıksu arıtma tesisi 2) iş akım şeması açıklanması

Havalandırma havuzları (atıksu arıtma tesisi 2)

Kimyasal arıtmadan çıkan atıksudaki organik madde ve kirleticilerin giderimi biyolojik arıtma sistemi ile mümkün olmaktadır. Bu sayede istenilen kalitede çıkış suyu elde edilebilecektir. Atıksular içinde bulunan organik maddelerin mikroorganizmalar yardımıyla karbondioksit, suve yeni mikroorganizma hücrelerine dönüştürülmesi işlemlerine biyolojik arıtma denilmektedir. Atıksu içinde bulunan ve çevreye verilmeleri durumunda kirletici olarak değerlendirilecek olan organik maddeler, mikroorganizmalar tarafından besin maddesi olarak kullanılırlar ve mikroorganizmalar bu şekilde atıksuyu temizlemektedir.

Biyolojik arıtma için mikroorganizmaların temel ihtiyaçları olan besin maddeleri ve oksijenin sisteme verilmesi gereklidir. Besin maddeleri atıksu içinde mevcut olduğundan dışarıdan sadece oksijen verilmesi yeterli olmaktadır. Oksijen sisteme hava verilmesi ile temin edilir. Hava verilmesi aynı zamanda atıksu ile mikroorganizma karışımının homojen olmasına ve reaksiyonların tank içinde üniform olarak gerçekleşmesine yardımcı olmaktadır.

Yeterli süre havalandırılan mikroorganizma – atıksu karışımı durgun şartlarda kendi halinde bırakıldığında mikroorganizma topluluğu dibe çökerken arıtılmışsu üstte kalmaktadır. Kirletici maddeler ise bu reaksiyon süresince mikroorganizmaların faaliyetleri sonucunda karbondioksit ve su olarak ortamı terk eder veya yeni mikroorganizma kütlesi olarak sistemde kalmaktadır. Ortamdaki mikroorganizma sayısını sabit tutabilmek için sistemden sürekli veya belirli aralıklarla mikroorganizma kütlesinin uzaklaştırılması gereklidir.

Biyolojik arıtma ünitesinin ilk yapısı selektör tankıdır. Bu tanka aynı zamanda son çökeltme tanklarından geri devrettirilen çamur da gelmektedir. Bu tankın amacı, arıtmayı sağlayacak olan mikrobiyolojik bakterilerin, ilk olarak yoğun miktarda besinin bulunabileceği bir ortama alınarak, daha sonra girecekleri havalandırma ve son çökeltme tankındaki arıtma verimini arttırmaktır.

Atıksu selektör tankından esit miktarlarda dağıtılarak havalandırma tankına girmektedir. Havalandırma tankları atıksu akış sırasına göre anoksik ve aerobik bölgelerden oluşmaktadır. Bu farklı bölgeler, atıksuyun içerisinde bulunan azotun karbon ile birlikte giderilmesine imkan vermektedir.

Son çöktürme havuzları (atıksu arıtma tesisi 2)

Havalandırılan atıksu içerisindeki askıda büyüyen organizmaların çökeltilmesi için atıksu biyolojik çöktürme havuzuna geçmektedir. Havalandırma tankında tam bir turu tamamlayan atıksu tanktan çıkarak bir rögarda toplanır ve son çöktürme dağıtım yapısına girmektedir. Son çökeltme tanklarından savaklanan arıtılmış atıksu deşarj yapısından deşarj ettirilirken dibe çöken ve sıyrıcı yardımı ile tank tabanlarında toplanan biyolojik çamurun bir bölümü selektör tankına geri devrettirilerek biyolojik kütlede kalması sağlanmaktadır. Fazla çamur ise çamur arıtma birimlerine pompalanmaktadır.

2.3. Renk Parametresinde Uygulanan Deşarj Kriterleri

2010 yılında “Boyarmadde İçeren Atıksular İçin Deşarj Renk Standartının Belirlenmesi ve Arıtım Teknolojilerinin Araştırılması” konulu bir TÜBİTAK-KAMAG Projesi başlatılmıştır.

Proje çıktılarında faydalanılması suretiyle, 24.04.2011 tarihinde Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliğindeki deşarj standartları arasına Renk Parametresi eklenmiştir (Çizelge 2.2). İşletmelere renk parametresine uyum için bir yıl süre verilmiş olup; uygulama 24.04.2012 tarihinde başlamıştır.

Ayrıca, renk parametresi SKKY kapsamına alınmış, ilgili deşarj tabloları bu çerçevede güncellenmiş ve atıksuların hem kirleticiler yönünden hem de estetik görünüm açısından daha kabul edilebilir seviyelerde arıtılmasının sağlanması hedeflenmiştir.

Çizelge 2.2. 24.4.2011 Tarihli ve 27914 Sayılı Resmî Gazete’de yayımlanan Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğinde değişiklik yapılmasına dair yönetmelikte belirlenen renk parametresi (Anonim 2011)

Parametre	Birim	Kompozit numune 2 saatlik	Kompozit numune 24 saatlik
Renk parametresi	(Pt-Co)	280	260

Kullanılmakta olan Pt-Co biriminin doğal sularda rengin bir ölçüsü olması nedeniyle, farklı endüstriyel sektörlerden gelecek atıksuların renginin daha iyi ifade edilebilmesi için Avrupa Kriterlerine uygun olarak renklilik sayısı olarak bilinen RES parametresinin ‘‘Taslak Alıcı Ortamlara Atıksu Deşarj Standartları ve Kirletme Yasakları Yönetmeliğine’’ne eklenmesi ile ilgili çalışmalar proje çıktıları ile birlikte devam etmektedir.

Ayrıca, OSB’ler için 260 Pt-Co olan renk parametresinin 110 Pt-Co birimine düşürülmesi için Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğinde Değişiklik Yapılmasına Dair Yönetmelik Taslağı hazırlanmıştır.

SKKY dışında, Mevcut BUSKİ Kanalizasyona Deşarj Kriterlerinde renk parametresi olmamasına rağmen en kısa sürede bu renk parametresi deşarj kriteri olarak getirileceği bildirilmektedir. Bu nedenle hem kanalizasyona hem de yüzeysel sulara deşarj yapan sektörler için artırılabilirlik çalışması yapıлып renk giderimine yönelik en ekonomik sistemin ortaya konması uygun olacaktır.

Özellikle renk parametresine getirilen kısıtlamalarla, atıksuyun renk kriterinin belirli bir seviyede tutulması gerektiğinden, renk giderimi için özel arıtma seçeneklerini de içeren iyi tasarlanmış ve sürdürülebilir bir yönetim sisteminin oluşturulması organize sanayi bölgeleri için karlı bir yatırım olacaktır.

Aşağıda Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği’nde tablo numaraları verilen sanayi türleri için 24/04/2011 tarihli ve 27914sayılı Resmi Gazete’de yayımlanan ‘‘Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğinde Değişiklik Yapılmasına Dair Yönetmelik’’de renk parametresi eklenmiş, belirtilen sanayiler için rengin sınır değerinin altında bulunma zorunluluğu getirilmiştir:

Tablo 5.2, Tablo 5.5, Tablo 5.6, Tablo 5.8, Tablo 6.1, Tablo 6.2, Tablo 6.3, Tablo 6.4, Tablo 7, Tablo 7.5, Tablo 10.1, Tablo 10.2, Tablo 10.3, Tablo 10.4, Tablo 10.5, Tablo 10.6, Tablo 10.7, Tablo 11.03, Tablo 12, Tablo 13.1, Tablo 13.2, Tablo 13.3, Tablo 13.4, Tablo 13.5, Tablo 13.6, Tablo 13.8, Tablo 13.9, Tablo 13.10, Tablo 13.11, Tablo 14.4, Tablo 14.5, Tablo 14.12, Tablo 15.6, Tablo 15.14, Tablo 18.2, Tablo 19, Tablo 20.6 ve Tablo 20.8.

2.4. Rengin Tanımı ve Renk Ölçüm Metotları

Sudaki renk, doğal metalik iyonların (demir ve mangan), humus ve bataklık materyalleri, plankton, yabancı otlar ve endüstriyel atıklar sonucu oluşabilir. Renk, genel ve endüstriyel uygulamalar için uygun bir su sağlayabilmek için giderilmektedir. Renkli endüstriyel atıksularda, su kaynaklarına deşarj edilmeden önce renk giderimi yapılmazdır.

Tanin, humik asit ve ligninin parçalanmasından ortaya çıkan tuzlar en önemli renk verici yapılarıdır. Demirin (+3), humik asit ile oluşturduğu tuzu ve ürünleri renk oluştururlar. Gerçekte suyun doğal rengini eksi (-) yüklü kolloidal partiküller oluşturur. Bundan dolayı, üç değerlikli bir metal iyonuna sahip tuzların ortama eklenmesi (Al^{3+} , Fe^{3+}) ile yapılan koagülasyon, bu rengin giderilmesini sağlar (Gönder 2004).

Renk terimi bulanıklığın giderilmiş olduğu gerçek renk olarak tanımlanmaktadır. Görünür renk, çözeltideki rengi değil, askıdaki bileşenlerin neden olduğu renktir. Görünür renk filtre edilmeden yada santrifüjlenmeden tayin edilmektedir. Yüksek kolloidal madde içeren endüstriyel atıksularda hem gerçek hem de görünür renk tayini yapılmalıdır (Anonim1999).

İki tür renk kavramı vardır:

Gerçek renk: Atıksu numunesi içindeki bulanıklık oluşturucu partiküllerin doğurduğu rengin önüne geçilmesi için santrifüj ve filtrasyon tatbik edilmiş numunedeki renktir. Gerçek renk (0.45 μ membran ile filtrasyondan sonra ölçülür) çoğu zaman hümik asitler ve benzeri maddelerden kaynaklanır. Tüm organik maddelerin % 90'ı bu tür

bileşiklerden meydana gelmiştir. Bunların renk vermesinin nedeni moleküller yapıları ve yüksek molekül ağırlıklarıdır.

Zahiri renk: Santrifüj veya filtrasyon yapılmaksızın doğrudan ölçülen renktir. Bazı sanayi atıklarında bulunan koloidal ve askıda maddeler o atıksuyun rengine önemli derecede katkıda bulunurlar, bu durumdaki atıksu numunelerinde her iki renk türü ölçülebilmektedir. Görünen renk askıda veya erimiş halde (Fe ve Mn) atmosferle temas halinde çökelen maddelerden kaynaklanır.

Estetik açıdan ve sudaki ışık geçirgenliğini azaltması bakımından renk istenmeyen bir parametredir. Daha önemlisi renk, suyun içerisinde kirletici maddeleri barındırabileceğinin bir göstergesi olabilir (Anonim 2010).

Görsel Karşılaştırma Metodu

Renk, bilinen konsantrasyonlardaki renkli standart çözeltilerle numunelerin karşılaştırılması yoluyla tespit edilir. Karşılaştırma özel kalibre edilmiş cam renk diskleri ile de yapılabilir.

Renk ölçümünde, Platin-Kobalt metodu standart bir metottur, kloroplatin iyonu formunda üretilen 1 mg platin/L, renk birimidir. Platin-Kobalt metodu içilebilir suların renginin ölçülmesi için uygun bir metottur. Yüksek renk içeren endüstriyel sularda uygulanabilir değildir. Suyun renk değeri pH'a bağlıdır ve bir renk değeri belirlendiğinde pH'ı da belirtmek gerekmektedir.

Ölçümlerde, 500 mg/L platin içeren 1,246 g K_2PtCl_6 'dan (potasyum kloroplatin) ve 1 g kristalize $CoCl_2 \cdot 6H_2O$ (250 mg metalik Co içeren kobalt klorür) ve 1000 ml distile su ile stok çözelti hazırlanır ve bu stok 500 birim renk standardındadır. Bu stok çözeltilerden, belirli oranlarda seyreltme yardımı ile seri halde standart çözeltiler hazırlanır. Bu çözeltiler 5 ila 70 arasında standart renge sahip çözeltilerdir. Standart çözeltiler, nessler tüpleri olarak adlandırılan camdan yapılmış renk karşılaştırma tüplerine konur ve gözlemlenerek renk içeren sularla eşleştirilir. Eğer numune 70 birimden fazla renge sahipse, ölçüm numunenin distile su ile seyreltilmesinden sonra yapılır ve sonuçlar seyrelme göz önüne alınarak hesaplanır. Her örneğin pH'ı da ölçülerek kaydedilir.

Aşağıda verilen denklemlerle renk birimi hesaplanır:

$$\text{Renk birimi} = A \times 50 / B$$

A= seyreltilmiş örnekten hesaplanmış renk,

B= seyreltme için alınan ml örnek.

Renk birimine karşılık gelen seyreltme oranına göre renk belirlenir (Anonim1999).

Spektrofotometrik Metot

Filtre edilmiş numunenin rengi, numuneyi izlerken duyulan hisleri tarif eden terimlerle ifade edilir. Renk tonu (kırmızı, yeşil, sarı vb.) “baskın dalga boyu” terimi ile, parlaklık derecesi “lüminans” terimi ile canlılık (soluk, pastel vb.) ise “safılık” terimi ile ifade edilir. Bu değerler uygun şekilde, filtre edilmiş numunenin ışık geçirgenliği karakteristiğinden spektrofotometre yardımıyla tespit edilir. Bu yöntem içme sularına, yüzeysel sulara, evsel ve endüstriyel atıksulara uygulanabilir (Anonim1999).

Tristumulus Filtre Metodu

Bir filtre fotometresi içindeki fotoelektrik pil ve bir spesifik ışık kaynağı ile donatılmış üç adet özel tristumulus filtresi, rutin kontrol amaçları için uygun renk verileri oluşturmak için kullanılır. Çözeltiden geçen tristumulus ışığının yüzdesi her üç filtre için ayrı ayrı belirlenir. Belirlenen transmittans değerleri trikromatik sabitlere ve renk karakteristiği değerlerine dönüştürülür.

Bu yöntem içme sularına, yüzeysel sulara, evsel ve endüstriyel atıksulara uygulanabilir. Bu yöntem bazı durumlar dışında spektrofotometrik metoda benzer sonuçlar verir (Anonim 1999).

ADMI Tristumulus Filtre Metodu

Bu metot, Tristumulus metodunun geliştirilmesiyle elde edilmiştir. Bu yöntemle numunenin renk ölçümü, renk tonuna bağlı olarak yapılır. Adams-Nickerson tarafından bulunan kromatik formül yardımıyla, numuneler arasındaki renk farklılıkları değerleri hesaplanarak belirlenir. Örneğin iki numunenin rengi görsel olarak birbirinin aynısıysa

ADMI renk değerleri de aynı olacaktır. Yöntemin modifikasyonu Amerikan Boya İmalatçıları Enstitüsü tarafından yapılmıştır.

Bu yöntem Platin-Kobalt standartlarından farklı karakteristikler içeren renkli sulara ve atıksulara uygulanabilir (Anonim 1999).

Renklilik Sayısı (RES)

Hazen (Pt-Co) renk ölçüm yöntemi sadece doğal suların renk ölçümünde kullanılabilir. Numunenin heksakloroplatinat standart çözeltisiyle karşılaştırılmasıyla rengin birimi “mg/L Pt–Birimi” şeklinde belirlenmektedir. Bu yöntemde kirletici metaller kullanılmaktadır. Bu nedenle özellikle Avrupa Birliği ülkelerinde Hazen yöntemi terk edilmektedir. 1994 yılında yayınlanan uluslararası Avrupa Normu EN ISO 7887’ye göre doğal sular ve açık renkli endüstriyel atıksuların rengi optik bir cihaz yardımıyla ölçülmektedir. Numunenin 0,45 µm membran filtreden süzülmesinden sonra burada ölçülen “gerçek renk” tir.

Bir su numunesinin renginin şiddeti, en yüksek absorpsiyonlarının görüldüğü dalga boylarındaki ışık absorpsiyonları ile karakterize edilir ve ekstinksiyonun bir spektrofotometre yardımıyla ölçülmesiyle kantitatif olarak belirlenir. Genel olarak sarı-kahverengirengiye çalan suların çoğu ve evsel atıksu arıtma tesislerinin çıkış suları $\lambda=436$ nm boyunda ölçülürler. Endüstriyel atıksu arıtma tesislerinin çıkış suları kesinve belirli ekstinksiyon maksimumları göstermezler. Bu tip suların renklerini belirleyebilmek için belirli dalga boylarında ölçümler yapılır. Endüstriyel atıksuların rengini yukarıda verilen uluslararası norma göre belirleyebilmek için görünür ışık spektrumu içinde yer alan üç dalga boyu seçilmiştir.

$$\lambda (1) = 436 \text{ nm}$$

$$\lambda (2) = 525 \text{ nm}$$

$$\lambda (3) = 620 \text{ nm}$$

$\lambda=436$ nm (Hg 436 nm)’de ölçüm zorunludur. $\lambda (2)$ ve $\lambda (3)$ dalga boylarında ise belirlenen değerlerde bazı sapmalar olabilir. Karakterizasyonun daha başarılı olması için ekstinksiyon maksimumuna yakın değerlerde ölçüm yapılması faydalı olabilir.

Ölçümden önce çözünmemiş maddelerin girişimini önlemek için su numunesi filtrelenmelidir. Fakat filtrasyonun kendisi de bazı istenmeyen durumlara neden olabilir (örnek: Hava ile temas sonucu oluşabilecek çökelmeler).Demir ve mangan bileşikleri filtre tarafından tutulabilir veya filtrasyon sırasında renkli bir oksidasyon basamağına yükseltgenebilirler. Çok ince kolloidlerin varolması durumunda berrak bir süzüntü elde edilemeyebilir. Bu durumda sonuçlar verilirken kolloid partiküllerin varlığından da bahsedilmelidir (Barlas 1999).

2.5. Atıksularda Renk Oluşturan Maddeler

Renk, atıksu deşarjında mevcut standartlara göre sınırlayıcı bir parametre haline getirilmiştir, ayrıca estetik açıdan problem yarattığı gibi suyun yeniden kullanım imkânını da kısıtlamaktadır. Renk kaynağı boyalar biyolojik girişimlere, ışığa, sıcaklığa ve oksidasyona da direnç göstermektedir. Biyolojik olarak parçalanmamaları ve canlılar üzerinde potansiyel toksisite oluşturmaları nedeni ile atıksu arıtımında problemler yaratmaktadırlar.

Suyun kendisi genellikle renksizdir. Fakat bazı durumlarda yüzeysel sular hümik asit, hümatlar, tanin, çürümüş plankton ve akuatik bitkiler gibi doğal renklendirici maddelerle ya da insan üretimine dayanan boyalar gibi çeşitli maddelerle renkli hale gelebilmektedir. Tekstil, kağıt, plastik, deri, gıda ve kozmetik sanayi gibi bir çok sanayi dalında boyalar ya da pigmentler ürünleri boyamada kullanılmaktadır (Holme 1984).

Rengin meydana gelişinde, organik maddelerin bozulması, dirençli kimyasallar, suda bulunan metalik iyonlar, endüstriyel atıksuların yüzeysel sulara deşarjı, organik bileşenlerin mevcut atıksu arıtma tesislerinde doğru bir şekilde giderilememesi, boyama işlemlerinin doğru yapılamaması gibi birçok neden bulunmaktadır.

Endüstriyel atıksular içerdikleri kimyasal maddeler nedeniyle renklidir. Bu renklerini deşarj edildikleri nehirlerle taşıyarak, nehrin rengini kendi rengine bağlı olarak modifikasyona uğratırlar. Bu renklere örnek olarak; kromat iyonu (sarı), indirgenmiş krom bileşikleri (yeşil), bakır (mavi), nikel (yeşil) ve demir tuzları (sarı veya kahverengi) verilebilir.

Diğer renkler organik boyalardır. Bunlar tekstil boyahaneleri, renkli kağıt üretim alanları, renkli deri vb. endüstrilerden kaynaklanmaktadır. Ayrıca renkler atıksulara nişasta, sabun, lignin türevleri gibi kolloidal maddeler aracılığıyla da karışır. Kolloidal madde taşıyan atıklar tekstil atölyelerinden, meyve özü üretim alanlarından, konservecilik, et işleme tesisleri, ilaç endüstrisi ve çamaşırhanelerden gelir. Oluşturdukları renk, bu küçük partiküllerin ışık geçirgenliğine engeli nedeniyle oluşan beyaz bir opozite ya da renkli kolloid maddelerden gelen sarı veya kahverengi gibi gerçek bir renk olabilir.

Bir atıkta renk oluşturan maddelerin büyük çoğunluğunu, petrol rafinerilerinden çıkan atıksularda sıklıkla görülen yağ örtüleri, kurşun sülfid, demir sülfid ve oksitleri, kil, kok, sabun, çeşitli yağ emülsiyonları, kalsiyum karbonat ve potasyum hidroksit gibi çökeltiler oluşturur.

Renk bazen atıksuyun deşarj edildiği nehrin kendiliğinden oluşturduğu bir şeydir. Orijinal atık rensiz olsa bile, renk deşarjdan sonra ortaya çıkabilir. Örneğin demir veya diğer metal tuzlarının çok az bir miktarını içeren atıksu, daha önceden bataklıktan geçmiş olan bir nehre boşaltıldığında, suda doğal olarak bulunan taninler, bu metallerle mürekkep rengi siyahlıklar oluşturabilirler (Gönder 2004).

OSB'lerde renkli atıksu oluşturan bazı endüstriler ve rengin oluşum nedenleri aşağıda verilmiştir:

İlaç endüstrisinde çok farklı hammadde ve katkı maddeleri kullanılarak biyolojik olarak parçalanabilirliği zor olan birbirinden farklı ve kompleks yapıda organik maddeler üretilmektedir. Üretim esnasında kesikli, yarı kesikli ve sürekli prosesler kullanılmaktadır. Kullanılan proseslere, ürün çeşitliliğine, ürün miktarlarına ve tesisçi geri kazanımlara bağlı olarak üretimden kaynaklanan atıksular miktar ve karakter bakımından oldukça değişken yapı sergilemektedir. Fermantasyon, formülasyon, kimyasal sentez ve ekstraksiyon işlemleri sonucunda çıkan solventler, reaktanlar, katalizlerden dolayı renkli ve KOİ değeri yüksek atıksular oluşur (Sert 2006).

Tekstil endüstrilerinde boyama, yıkama ve durulama işlemlerinden kaynaklanan atıksular yüksek konsantrasyonda çözünmüş madde içermekte ve kompleks, polar yapıdaki reaktif boyalardan dolayı yoğun renge sahiptir. Tekstil endüstrisi atıksularında

renge oluşturan prosesler boyama ve pigment baskıdır. Boyarmaddeler ve pigmentler tekstil materyallerine estetik ve fonksiyonel amaçlarla renk vermek için kullanılan yoğun renkli maddelerdir. Tipik bir boyama prosesinde boyarmaddenin %50-100 arasında kumaşa tutunması sağlanır. Geriye kalan boyarmadde, boya banyosu atıksu olarak ya da diğer tekstil yıkama işlemlerinden gelen atıksularla birleştirilerek deşarj edilir. Üretim kapasitesine bağlı olarak artan kimyasal madde ve su kullanımları nedeniyle boyahane atıklarının arıtılma maliyetleri oldukça yüksektir. Atıksudaki boyarmaddelerin yapısındaki organiklerin ve bunların oluşturduğu rengin giderimi işlemleri, klasik arıtma yöntemleri yerine mekanik, kimyasal ve ileri arıtma tekniklerinin topluca kullanılmasını gerektirir (Gönder 2004).

Boya üretim endüstrileri ve boya tüketen endüstriler de kesikli proseslerin sonucu renkli atıksular açığa çıkmaktadır. Üretilen boyaların %2'si çıkış suyuyla direk olarak deşarj edilmekte ve boyama proseslerinde ise boyanın %10'u kaybedilmektedir. Her yıl boya pazarında 7×10^5 tondan fazla boya kullanıldığı bilinmektedir (Pearce 2003).

Ekmek mayası endüstrisi atıkları, yüksek biyolojik oksijen ihtiyacı, kimyasal oksijen ihtiyacı ve rengi nedeniyle önemli bir kirlilik kaynağıdır. Bu endüstride kullanılan şeker pancarı melasları yüksek moleküler ağırlıklı melonoidin tipindeki koyu kahverengi renklendiriciler içermektedir. Ekmek mayası fabrikalarında yüksek ve düşük kirlilik yüküne sahip iki tipte atıksu üretilmektedir. Yüksek kirlilik yüküne sahip olan atıksudaki başlıca kirlilik bileşenleri KOİ ve renktir (Mutlu ve ark. 2002).

Zeytinyağı fabrikası atıksuları, zeytinyağı ekstraksiyonu sonrasında oluşan koyu kırmızı (siyaha yakın) renkli atıksulardır. şeker, tanin, pektin, lipid ve fenolik bileşenlerin sebep olduğu yüksek organik içeriklerinin yanı sıra taninlerin ve düşük moleküler ağırlıklı fenolik bileşiklerin polimerizasyonu sonucu oluşan koyu renkleri ile de karakterize edilirler (Kestioğlu ve ark. 2004).

Kağıt ve kağıt hamuru endüstrisinin en önemli üretim prosesi olan kraft (sülfat) prosesi sonucunda, beyazlatma (ağartma) amacıyla kullanılan biyolojik olarak ayrışması zor olan klorlu bileşikler, atıksuyun renk ve KOİ içeriğine önemli ölçüde katkıda bulunmaktadırlar.

Deri endüstrisinde boyama prosesi yağlama işlemi sonrasında uygulanan bir prosestir. Bu proseste çeşitli boyalar ile deriler boyanır. Daha çok sentetik boyalar kullanılır. Boyama ve yağlama prosesleri sonucunda yüksek kirlilik içeren yoğun renkli atıksu oluşur (Üstün 2006).

2.6. Renk Oluşturan Maddelerin Çevreye Etkileri

Renk, boya üretimi, ambalaj kağıdı fabrikaları, tabakhaneler, tekstil atıkları ve diğer endüstrilerden (örneğin yiyecek ve kozmetik vb.) kaynaklanan endüstriyel atıksuyun en önemli karakteristiğidir.

Örneğin, TNT (trinitrotoluen) üretim prosesinde, simetrik olmayan TNT izomerlerinin giderilmesinde sülfite eklenmesiyle yapılan TNT saflaştırma basamağında belirgin kırmızı bir renk oluşmaktadır. Çözünabilir sülfonlu aromatiklerin (dinitrotoluensülfonik tuzlar) oluşumu kırmızı su denilen suyu oluşturmaktadır.

Renkli bileşenler çeşitli endüstrilerin kimyasal proseslerinden kaynaklanmaktadır. Örneğin, renk kağıt hamuru ve kağıt üretimi endüstrilerindeki klasik ağartma işlemlerinden kaynaklanmaktadır. Burada klorolignin bileşenleri rengin ana kaynağıdır. Ayrıca tanımlanması güç birçok renk ve renk kaynağı oluşmaktadır.

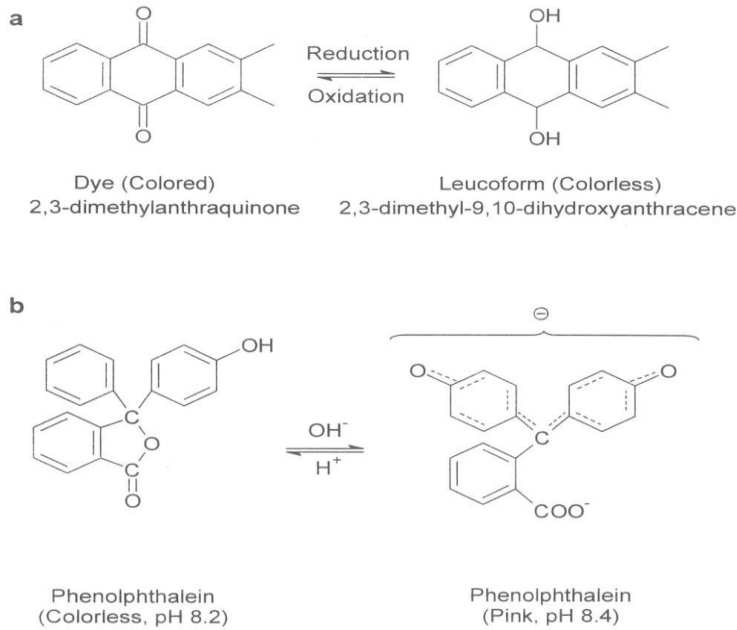
Moleküler ağırlığı yüksek (>1kDa) renkli bileşenler biyolojik bozunmaya karşı dayanıklıdır, bundan dolayı biyolojik sistemlerde renk giderimi çok azdır. Örneğin, beş kez ağartılmış Kraft fabrikası atıksuyu için ikinci bir proseste renk giderimi %32 iken KOI giderimi %39-71 ve BOI giderimi % 81-99 oranındadır.

Tekstil ve tabakhane endüstrilerinde, ürünlere direk boyama ve baskı işlemleri uygulanması sonucunda renkli atıksular oluşmaktadır. Burada giriş yoğun renkli fikse edilmemiş boya içermektedir. Bu da geniş dalga boyu aralığındaki renkli çıkış suyuna neden olmaktadır. Atıksulardaki boyalar ve renkler, proseste kullanılan dirençli kimyasal reaktifler ve ağır metallere kaynaklanan kirlilikler ve bitirme işlemlerindeki polivinil alkol, sürfaktantlar, pestisitler, biyositler gibi tehlikeli malzemeler ile birlikte atıksu arıtımında güçlükler yaratmaktadır. Örneğin, genellikle reaktif boyaların %90'ı atıksu arıtma tesislerinden direk olarak geçip gitmektedir.

Çözünmüş renkli bileşenlerin %90-95'i atıksudaki renkten sorumluyken, askıda katı maddeler arta kalan küçük kısmı oluşturmaktadır.

Boyalar için renk giderme, bozunma (degradasyon) ve mineralizasyon arasında net bir ayırım bulunmaktadır. Renk giderimi, kompleks boya moleküllerinin bozulmasından çok rengin yok edilmesidir. Bir ağartma çözeltisi atıksuyu renksizleştirebilir fakat renksiz atık hala organikler içerebilir ki bunlar orijinal renkli atıksudan daha da toksik olabilirler.

Bir boya bileşeninde basit bir azalma (biyolojik, kimyasal veya fotokimyasal) renksiz bir bileşik oluşturacaktır (Şekil 2.10.a). bazı bileşenler renk değiştirebilir ve hatta bazı pH aralıklarında renksiz hale gelebilirler (Şekil 2.10.b). Yani rengin kaybolması organik boya moleküllerinin degradasyonu anlamına gelmez. Çoğu zaman, kromofor bağı kırıldığında renk giderme gerçekleşir fakat orijinal molekülün en önemli parçaları sağlam kalmaktadır. Böylece TOC ve KOI giderimi, atıksuyun tamamen renksizleştirilmesi için önemsiz olabilir. Bu organik yükler ve toksisite arıtma prosesi ve alıcı ortamlar açısından önemli sonuçlar yaratabilir. Organik aminlerin azaltılması yönündeki üretimlerde çevreye toksik etkiler, ana bileşenden daha fazla sergilenir (Oliver ve ark. 2000).



Şekil 2.9. a ve b. Organik yapıları maddelerde pH'a bağlı olarak renk değişimi (Oliver ve ark. 2000)

Tüm renkli organik bileşikler, rengi oluşturan doymamış kromofor grubu içerirler. Bu grupları taşıyan bileşiklere kromojen denir. Bir kromojenin boya olması için molekülde kromofordan başka oksokrom denilen amino [- NH₂], yer değiştiren amino [NHR, - NR₂], hidroksil [-OH], metoksi [-OCH₃], sülfonik asit [SO₃H] veya karboksil [COOH] gruplarının da bulunması gerekir. Kromofor grupları nitro [R.NO₂], nitrozo [-N₂O], azo [-N=N-], karbonil [C=O], etilenik çifte bağ [-C=C-], tiyokarbonil [-C=S] gibi çifte bağlı gruplardan oluşur. Atık suyun renginin giderilmesinde; rengi oluşturan kromoforların ve çift bağların oksidatif yollarla parçalanması ve renksizleştirilmesi en temel yaklaşımdır (Çalışır 2010).

Atıksulardan renk giderimi, diğer giderilmek istenen parametreler gibi ayrıca göz önünde bulundurulmalı, bu amaçla uygun arıtma prosesleri belirlenmeli ve rengi oluşturan kaynak ve kaynağın toksisite vb. etkileri de ortadan kaldırılmalıdır.

Renk gidermede birçok farklı proses kullanılmaktadır. Her sürecin kendine ait maliyet, fizibilite, pratiklik, güvenilirlik, stabilite, çevresel etki, çamur üretimi, işletme zorlukları, ön arıtma ihtiyaçları ve potansiyel toksik yan ürünleri mevcuttur. Herhangi bir proses renk gidermede başarılı olarak kabul edilse bile, aynı proses başka türden bir renkli atıksu için uygun olmayabilir.

2.7. Atıksulardan Renk Giderme Yöntemleri

Atıksulardan renk giderme amacıyla birçok konvansiyonel fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma prosesleri kullanılmaktadır. Bu prosesler içerisinde atıksu arıtma tesislerinde en sık kullanılan metotlar kimyasal koagülasyon/flokülasyon ve aerobik/anaerobik arıtma ile renk giderme yöntemleridir. Buna ek olarak adsorpsiyon, iyon değişimi, elektrokimyasal metotlar, ileri oksidasyon prosesleri ve enzimatik arıtma, sonikasyon gibi yeni teknolojiler de renk giderimi için üzerinde çalışılan proseslerdir.

Son yıllarda yapılan çalışmalarda atıksulardan renk gideriminde kombine edilen proseslerin daha başarılı olduğu sonucuna varılmıştır. Akışkan yataklı biyofilm prosesleri, kimyasal koagülasyon ve elektrokimyasal oksidasyon, kimyasal oksidasyon/elektrokimyasal oksidasyon, ardışık anaerobik/aerobik prosesler, kimyasal

oksidasyon/kimyasal çöktürme, UV/H₂O₂ kombinasyonları ile ileri oksidasyon prosesleri bu yöntemlere örnek olarak verilebilir (Liu ve Liang 2004). Çizelge 2.3'te atıksulardan renk gidermede kullanılan bazı yöntemler verilmiştir.

Çizelge 2.3. Renk giderme yöntemleri (Hao 2000)

Tür	Proses	Örnekler
Fiziksel	Membran	Nanofiltrasyon
	Flotasyon	Elektroflotasyon
Elektrokimyasal	Oksidasyon/redüksiyon	Elektro-koagülasyon, elektro-oksidasyon, elektro-flotasyon
Kimyasal	Koagülasyon/Çökeltim	Demir/alüminyum/kireç, polimerli yada polimersiz
	Klorlama/Ozonlama	Cl ₂ , NaOCl, ozon
	Adsorpsiyon	Karbon yada diğer düşük maliyeti materyaller (şeker kamışı özü, tik ağacı kabuğu, pirinç kabuğu, pamuk atıkları, kömür, saç ve bentonit kili gibi.)
	Islak hava oksidasyonu	Yüksek sıcaklıklar ve basınçlar
	Fenton reaktif oksidasyonu	H ₂ O ₂ /Fe(II)
	Redüksiyon	Na ₂ S ₂ O ₄
	İyon değişimi	Anyon değişim reçinesi
İyon çifti ekstraksiyonu	Aminler sülfonik gruplarla iyonların hidrofobik çiftlerini oluşturmak üzere reaksiyona girer ve organik bir ortamda birikirler.	
Fotokatalitik	UV; H ₂ O ₂	UV/H ₂ O ₂ , UV/O ₃ , UV/TiO ₂
Biyolojik	Aerobik/anerobik/anoksik	Aktif çamur, fungi

2.7.1. Adsorpsiyon

Adsorpsiyon, yüzeylerde veya ara kesitlerde madde derişimlerinin artması veya birikimi olarak tanımlanmaktadır. Adsorpsiyon işlemi, sıvı-sıvı, gaz-sıvı, gaz-katı ve sıvı-katı gibi herhangi iki faz arasındaki arakesitte oluşmaktadır. Konsantre edilen maddeye “Adsorbat”, adsorblayıcı faza ise “Adsorbant” denilmektedir. Adsorpsiyon prosesi ise, bir fazın atomları veya moleküllerinin, ikinci bir fazla çözelti teşkil etmek için, bulunduğu fazdan diğer bir faza düzenli olarak nüfuz ettiği bir prostir. Hem adsorpsiyonu hem de absorpsiyonu ihtiva eden sorption terimi, özellikle ikinci fazı katı olan bir fazdan diğer faza madde akümüasyonu sağlamak için komponentin hareketini sağlayan proseslerin temel ifadesidir.

Adsorpsiyon teknolojisinde alminli, silisli ve karbonlu adsorbantlar kullanılmaktadır. Alümina, silikajel, fuller toprağı, makroporöz reçineler, aktif silika ve aktif karbon en çok bilinen adsorbant maddelerdir (Kestioğlu 2011).

Renk giderimi için kullanılan aktif karbon adsorpsiyonu etkili bir metottur fakat, aktif karbonun kullanımı ve rejenerasyonunun yüksek maliyeti kullanımını kısıtlamakta, bu nedenle uygun düşük maliyetli adsorbantların geliştirilmesi gerekmektedir (Noonpui ve ark. 2010).

Düşük maliyetli adsorbant arayışı için küspe, talaş, kırmızı çamur, uçucu kül, mısır koçanı vb. malzemeler ile adsorpsiyon prosesi ile renk giderme çalışmaları yapılmaktadır. Örneğin, uçucu külün kırmızı çamura göre daha iyi renk giderdiği, küspe ve talaş için de aktif karbon gibi yüksek renk giderme verimleri elde edildiği bildirilmiştir. (Noonpui ve ark. 2010, Shaobin ve ark. 2004)

Çizelge 2.4.’te renk gidermede kullanılan diğer metotlarla karşılaştırılarak adsorpsiyon yönteminde kullanılan farklı materyaller verilmiştir.

Çizelge 2.4. Renk gidermede kullanılan metotlar (Churcley 1997)

Genel Metot	Ayrıntı	Yorum
Oksidasyon	Ozon	Yüksek yatırım maliyeti. Verimli proses.
	Peroksit	UV veya Fe tuzlarıyla katalizlenir.
	Klor	Toksik yan ürünler.
	Klordioksit	Performansı belirsiz.
Redüksiyon	Anaerobik mikrobiyal	Sadece azo boyalarda etkili.
	Kimyasal redüksiyon	Toksik yan ürünler oluşabilir.
Kimyasal Flokülasyon	Ca, Mg, Al ve Fe tuzları gibi inorganikler	Yüksek miktarda çamur oluşumu. Verimi değişken.
	Organik polimerler	Verimi değişken. Toksikite durumu belli değil.
Adsorpsiyon	Aktif karbon	Çözünebilir boyalarda etkili. Maliyeti fazla.
	Biyosorpsiyon	Sadece boyahaneler için. Rejenarant arıtımı sorun.
	Atık metaryaller	Yüksek akımlar için pratik değil.
	Sentetik killer	Sadece boyahaneler için.
Diğer	Elektroliz	Oksidasyon/flokülasyon. Performans belirsiz.

2.7.2. İyon değişimi

Bir katı maddenin etrafındaki sıvıdan belirli iyonları alıp, buna karşılık ekivalent miktarda diğer iyonları sıvıya vermesi esasına dayanan fizikokimyasal olaya iyon değişimi denir. Bu değişim ekivalent miktardaki iyonlar arasında çoğunlukla geri dönüşlü olarak gerçekleşir. Böylece uygulanan reaksiyonun tam tersi gerçekleştirilerek

bağlanan iyonlar tekrar çözeltilmeye alınır. İyon değişimi olayı, kütlelerin etkimesi kanununa uygun olarak yürüyen bir denge reaksiyonudur (Gönder 2004).

İyon değiştirici madde genellikle makromolekülerdir. Molekülünde bir veya daha fazla, asidik veya bazik kök içerir. İyon değişiminde bu kökler iyon değiştiricinin tipini gösterir. Asidik iyon değiştiriciler H-R ile ifade edilir ve katyon değiştiriciyi gösterir. Bazik formu ise OH-R ile gösterilir ve anyon değiştirici olarak tanımlanır.

İyon değiştiriciler yüzeylerinde bulunan aktif bölgelerde iyon değişimi yaparlar. İyon değişiminde temas yüzeyleri iyon değişimi için çok önemlidir, eğer temas yüzeylerinde katı maddeler bulunursa iyon değişimi gerçekleşmez. Bu nedenle sular iyon değiştirme kolonlarına verilmeden önce kimyasal arıtma ünitelerinde katı maddeler giderilir. Diğer taraftan klor ve ozon gibi yükseltgeyici maddeler iyon değişimini bozarlar. Ayrıca yağlı maddeler reçinelerin temas yüzeyini kapladıklarından iyon değişimini etkilerler. Diğer taraftan sularda organik maddelerin bulunması ve reçine yataklarında Fe^{+3} , Al^{+3} , Mn^{+4} gibi iyonların mevcut olması iyon değişimi kapasitelerini düşürür. Bu nedenle iyon değiştirme kolonları, flotasyon ve kimyasal arıtma ünitelerinden sonra inşa edilmelidir (Kestioğlu 2011).

Boya içeren atıksuların arıtılmasında iyon değiştiricilerin kullanılması henüz yeterince yaygın değildir. Bunun ana nedeni, iyon değiştiricilerle arıtılarak olumlu sonuç alınan boya sınıfının kısıtlı olduğu düşüncesidir. Yöntemde, atıksu, mevcut değişim bölgeleri doygunluğa erişene kadar iyon değiştirici reçineler üzerinden geçer. Bu şekilde, boyar madde içeren atıksulardaki hem katyonik hem de anyonik boyalar uzaklaştırılabilmektedir. Yöntemin avantajları, rejenerasyonla adsorban kaybının bulunmaması, çözücünün kullanıldıktan sonra iyileştirilebilmesi ve çözünebilir boyaların etkin şekilde giderilebilmesidir. En büyük dezavantaj ise kuşkusuz yöntemin maliyetidir. Organik çözücüler oldukça pahalıdır (Üstün 2006).

2.7.3. Membran filtrasyonu

Filtrasyon, partikül ve koloidal maddelerin bir sıvıdan ayrılmasına dayanmaktadır. Membran filtrasyonunda, çözülmüş bileşenleri de içeren geniş partikül boyutlarında

(genellikle 0,0001 ile 1,0 μm arasında) filtrasyon sağlanmaktadır. Burada membran, belirlenmiş bileşenlerin geçişine izin veren, diğer bileşenleri sıvıda alıkoyan seçici bariyer görevi görmektedir (Metcalf ve Eddy 2004).

Membranlarla arıtma işlemi sürücü kuvvetlerin etkisiyle gerçekleşir. Sürücü kuvvetler, akımın membranın bir tarafından diğer tarafına geçişini sağlar. Bu sürücü kuvvetler iki faz arasındaki basınç, sıcaklık, konsantrasyon ve elektriksel potansiyel farklarıdır. Çizelge 2.5'te çeşitli membran prosesleri ve etkin sürücü kuvvetleri verilmektedir.

Çizelge 2.5. Membran proseslerinin kullanıldıkları sürücü kuvvete göre sınıflandırılması (Mulder 1996)

Membran Prosesi	Sürücü Kuvvet
Mikrofiltrasyon Ultrafiltrasyon Nanofiltrasyon Ters Ozmos	Basınç farkı
Pervaporasyon Gaz ayırma Diyaliz Buhar Geçışı	Konsantrasyon farkı
Membran destilasyonu Termo-ozmos	Sıcaklık farkı
Elektrodiyaliz	Elektriksel potansiyel farkı

Basınç sürücülü membran prosesleri, diğer membran proseslerinden endüstriyel alanda daha yaygın olarak kullanılmaktadırlar. Basınç sürücülü membran prosesleri, por büyüklüklerine göre sırasıyla Mikrofiltrasyon (MF), Ultrafiltrasyon (UF), Nanofiltrasyon (NF) ve Ters Ozmoz (RO) olarak dört gruba ayrılırlar. Çizelge 2.6.'da basınç sürücülü membran proseslerinin özellikleri gösterilmektedir.

Çizelge 2.6. Basınç sürücülü membran proseslerinin özellikleri (Mulder1996)

Membran Prosesi	Ayırma Büyüklüğü	Transmembran Basıncı (bar)	Ayırma Mekanizması	Akı
Mikrofiltrasyon	0.05-10 µm (mikropartiküller)	0-2	Eleme	Yüksek
Ultrafiltrasyon	1-100 nm (makromoleküller)	1-10	Eleme	Yüksek
Nanofiltrasyon	0.5-5 nm (moleküller)	5-30	Çözünme- Difüzyon	Orta
Ters Ozmoz	< 1 nm (moleküller)	10-100	Çözünme- Difüzyon	Düşük

Membran proseslerinin temel kullanım alanları katı partiküllerin ayrılması, çözeltinin konsantre edilmesi, atıksudan değerli maddelerin geri kazanılması ve çok kirli suların arıtılmasıdır.

MF genellikle, partiküllerin, koloidal maddelerin ve bulanıklığın giderilmesi amacıyla diğer membran proseslerinden önce ön arıtım prosesi olarak kullanılır. Ayrıca MF prosesi, boyarmadde içeren atıksulardan renk gideriminde, yağ içeren atıksuların arıtılmasında, meyva suyu endüstrisi atıksularının arıtılmasında, suların dezenfeksiyonunda ve sulardan doğal organik madde (NOM) gideriminde kullanılmaktadır.

NF membranları, organik bileşiklerin tutulmasını sağlayarak, içme suyu arıtımında, tekstil vekağıt endüstrisi atıksularından renk gidermede, peyniraltı suyundan laktoz ve proteinlerin tutulmasında ve yüzey aktif madde içeren atıksulardaki tuzların gideriminde kullanılmaktadır.

UF başlıca, tekstil endüstrisi atıksularının arıtılması ve boyarmadde geri kazanımında, kağıt endüstrisi atıksularının arıtılmasında, metal endüstrisinde yağ emülsiyonlarının konsantre edilmesi ve atıksu geri kazanımında, deri endüstrisi atıksularının arıtılmasında ve geri kazanımında (yağ, protein ve metal) kullanılmaktadır.

RO prosesi, deniz suyundan tatlı su üretimi tekstil ve kağıt endüstrisi atıksularından renk giderimi, metal kaplama endüstrisi atıksularının arıtılması ve geri kazanımında, süt endüstrisinde geri kazanımında, tarımsal drenaj sularının arıtılması ve geri kazanılmasında kullanılmaktadır (Kaya 2007).

Membran proseslerinin en büyük avantajları; enerji tüketiminin düşük olması, ek kimyasal kullanımını gerektirmemesi, kullanılan ekipmanların basitliği ve işletim kolaylığıdır. Membran prosesleri mikrofiltrasyon, ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon ve ters ozmos olmak üzere dört gruba ayrılmaktadır (Kaleli 2006).

Bu yöntemle boyanın sürekli olarak arıtılması, konsantre edilmesi ve en önemlisi atık sudan ayrılması mümkün olmaktadır. Diğer yöntemlere göre en üstün özelliği, sistemin sıcaklığa, beklenmedik bir kimyasal çevreye ve mikrobiyal aktiviteye karşı dirençli olmasıdır. Membran filtrasyonu ile çıkış suyunda düşük derişimde boyarmadde içeren tekstil endüstrilerinde suyun tesise geri kazandırılmasının mümkün olduğu görülmektedir (Kocaer ve Alkan 2002).

Membran filtrasyon sistemleri ile gerçekleştirilen çalışmalar sonucu, süzüntü suyunun %97-99 oranında geri kazanıldığı ve boyaların %99-100 oranında tutulduğu rapor edilmektedir. Yine benzer olarak, küçük moleköl ağırlığına sahip boyalar için kullanılan nanofiltrasyon (NF) prosesi ile oldukça yüksek KOI (%79-81), renk (%96) ve yüzey aktif madde (%99) giderimi elde etmişlerdir (Gökkuş 2006).

2.7.4. Koagülasyon/Flokülasyon

Kimyasal arıtma, atıksularda bulunan ve sahip oldukları elektrostatik yükleri nedeniyle bir araya gelemeyen ve kolloid madde olarak tanımlanan katı partiküllerin, dışarıdan koagülant madde ilavesiyle atıksu ortamından uzaklaştırılması işlemlerinin bütünüdür. Atıksularda bulunan kirleticiler, ya kendiliğinden çökebilen katı maddeler (0,1 µm'den büyük), ya kendiliğinden çökemeyen koloidal maddeler (çapları 10^{-1} – 10^{-3} µm arasında olanlar), ya da çözünmüş maddeler (10^{-3} µm'den küçük) şeklinde bulunurlar. Çapları 10^{-1} – 10^{-3} µm arasında olan koloidal maddeler için kimyasal arıtma üniteleri kullanılmaktadır.

Pıhtılaştırma (koagülasyon) işleminde, ana amaç; atıksuya ilave edilen koagülant (pıhtılaştırıcı) madde ile, koloidal yapıdaki partiküllerin elektriksel yüklerini nötralize etmektir. Yumaklaştırmada (flokülasyon) ise, nötralize edilen partiküllerin bir araya gelip (birleşip), floklar (yumaklar) oluşturması ve yoğunluklarını arttırması, kimyasal arıtma proseslerinin son kademesinde ise, oluşan bu flokların çöktürülerek atıksu ortamından uzaklaştırılması amaçlanmaktadır (Kestioğlu 2011).

Koagülasyon, koloidal partiküllerin net yüzey yükünün azaltılması sonucu elektrostatik itme kuvvetiyle sıkışması ile bir araya gelip yeterli Van Der Waals kuvvetiyle tutunup birikmesi ile gerçekleştirilir. Elektrolitteki zıt yüklerin neden olduğu elektriksel çift tabakanın itme potansiyelindeki azalma, yüzey yükünün azalması ile sağlanır (Eckenfelder 1989).

Atıksu arıtımında sıklıkla kullanılan bazı koagülantların avantaj ve dezavantajları Çizelge 2.7.'de verilmiştir.

Çizelge 2.7. Farklı koagülanların avantaj ve dezavantajları (Birgül 2006)

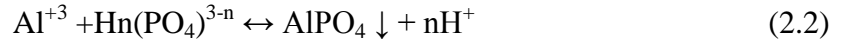
Adı	Avantajları	Dezavantajları
Alüminyum Sülfat (Alum) $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	Temini ve uygulaması kolay, en çok kullanılan koagülant kireçten daha az çamur üretir, etkili olduğu pH aralığı 6.5-7.5	Suya ilave çözünmüş katı bırakır belli pH değerlerinde etkilidir.
Sodyum Alüminat $Na_2Al_2O_4$	Sert sular için oldukça etkilidir. Genellikle düşük dozlarda kullanılır.	Genellikle alumla birlikte kullanılır. Yüksek maliyet, yumuşak sular için uygun değildir.
Polialüminyum Klorür (PAC) $Al_{13}(OH)_{20}(SO_4)_2 \cdot Cl_{15}$	Bazı uygulamalarda flok yoğunluğu alumina nazaran daha yoğundur ve alumina nazaran çabuk çöker.	Sık kullanılmaz ve kullanımı ile ilgili geniş bilgi yoktur.
Demir (III) Sülfat $Fe_2(SO_4)_3$	pH 4-6 ve 8,8- 9,2 arasında etkilidir.	İlave alkalinite ve çözünmüş katı madde
Demir Klorür $FeCl_3 \cdot 6H_2O$	pH 4 ve 11 arasında etkilidir.	Alumun iki katı alkalinite oluşturur, ilave çözünmüş katı oluşumu
Demir (II) Sülfat $FeSO_4 \cdot 7H_2O$	Kireç kadar pH'a hassas değildir.	Alkalinite ve çözünmüş katı oluşumu
Kireç $Ca(OH)_2$	En çok kullanılan koagülanttır. İlave tuz oluşturmaz.	Çok farklı pH'larda çalışır çok miktarda çamur oluşur, düşük kaliteli su elde edilir.

Alüminyum sülfat, $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$, atık arıtmada en çok kullanılan koagülanttır. Birçok araştırmacı, alüminyum tuzları ile koagülasyonda iyi bir renk ve bulanıklık gideriminin sağlandığını göstermişlerdir. Alüminyum sülfatın (alüm) suda koagülasyon

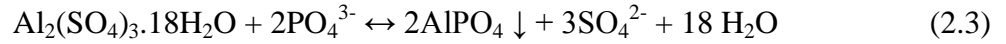
yapabilmesi suyun alkalinitesiyle doğru orantılıdır. Alüm, kalsiyum ve magnezyum bikarbonat alkalinitesi içeren bir suya ilave edildiğinde şu reaksiyon gerçekleşir:



$\text{Al}(\text{OH})_3$, atık su içindeki askıda maddeleri çöktüren jelatinimsi bir floktur. Atık suların arıtımında partikül giderimi, alüminyum tuzlarının yüksek OH/Al oranından olumlu etkilenir. Bu reaksiyon magnezyum bikarbonat için de tamamen aynıdır. Görüldüğü gibi, kullanılan alüm miktarına bağlı olarak yeterli miktarda alkalinitenin suda bulunması gerekir. Eğer suda yeterli miktarda alkalinite yoksa ortama kireç ilave edilmelidir. Alüminyum iyonları fosfor iyonlarıyla da reaksiyona girerek, alüminyum fosfat oluşturur ve çökeler.

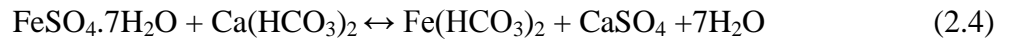


$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ kullanıldığında, oluşacak reaksiyon şöyledir:

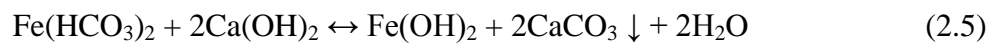


şeklinde olur. Reaksiyona göre 1g $\text{PO}_4\text{-P}$ için 10,8 g alüm gerekmektedir, ancak pratikte gereken miktar bundan yüksektir. Alümün etkili bir şekilde kullanılması için atık suyun pH değerinin 5,5 – 6,5 civarında olması gerekir.

Demir(2)sülfat, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, koagülant olarak genellikle tek başına kullanılmaz. Çünkü koagülasyonun gerçekleşmesi için kirecin ilave edilmesi gereklidir. Demir(2)sülfat yalnız kullanıldığında şu reaksiyon gerçekleşir:



$\text{Ca}(\text{OH})_2$ şeklinde kirecin ilavesiyle şu reaksiyon gerçekleşir:



Fe(OH)₂ atık sudaki oksijenle birleşerek demir(III) hidroksit'e oksitlenir. Çözünmeyen Fe(OH)₃, alüm flokuna benzer şekilde iri ve jelatinimsi yapıdadır.



İyi bir floklaşmanın gerçekleşmesi için, 10 mg/L FeSO₄.7H₂O dozu için yaklaşık olarak 4 mg/L alkaliniteye, 4 mg/L kirece ve 0,29 mg/L oksijene ihtiyaç vardır. Bu sebeple demir(II)sülfatın endüstriyel atık suların arıtımında sıkça kullanımına rastlanmaz. Bunun yerine daha çok demir (III) sülfat veya demir (III) klorür kullanılır.

Demir(3)sülfatın, Fe₂(SO₄)₃.9H₂O, doğal bikarbonat alkalinitesi ile demir(3)hidroksite dönüşümü şu şekildedir:

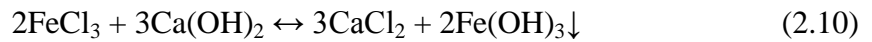


Reaksiyon sonucunda genellikle yoğun ve hızlı çökelen floklar oluşur. Eğer doğal alkalinite, reaksiyon için yeterli değilse kireç ilave edilebilir. Demir(III)sülfat için optimum pH aralığı 4–12 arasındadır. Bu aralıkta demir hidroksit oldukça stabil durumdadır.

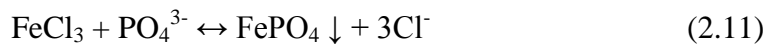
Demir(III)klorür için reaksiyonlar şunlardır:



Demir(III)klorür ile kirecin birlikte kullanılması halinde şu reaksiyon gerçekleşir:



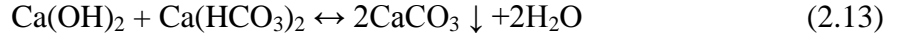
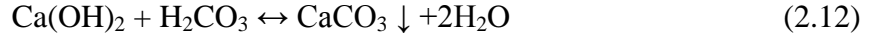
FeCl₃ ile fosfat arasındaki reaksiyon ise:



Reaksiyona göre 1 g PO₄-P'u gidermek için 5,23 g FeCl₃ gerekir.

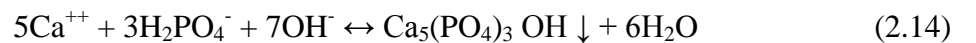
Fe⁺³ ve Al⁺³ ile kimyasal arıtmada kabul edilen optimum pH 4-6,8 arasındadır. FeCl₃, ham atık suları direkt fiziko-kimyasal olarak arıtmak için kullanılacaksa, pH'nın 5,3 civarında tutulması daha uygun olacaktır. Fe⁺³ ve Al⁺³'den oluşan bileşiklerin çözünürlükleri ortamın pH'ına göre çok değişir. pH < 5 te Al(OH)₃ çözünür, pH > 7'de ise alüminatlar oluşur.

Kireç atık suya ilave edildiğinde, yüksek pH'da pozitif yüklü Mg(OH)₂ ve CaCO₃ çökeleklerinin oluşmasına sebep olur. Kireç tek başına koagülant olarak kullanıldığında şu reaksiyonlar gerçekleşir:



Kireç koagülant olarak kullanıldığında çöktürme çıkışında askıda katı madde ve oksijen ihtiyacında düşüş gözlenebilir. Yüksek sertlik ve alkalinite içeren atık sularda pH 9,5–10'da, orta sertlik ve alkalinite içeren atık sularda pH 10-11'de, düşük sertlik ve alkalinite içeren sularda pH 11-11,5'de oldukça iyi bir çıkış suyu elde edilebilir.

Kireç ile atık suların arıtımında oluşan Mg(OH)₂'nin miktarı ile TOK miktarı arasında güçlü bir ilişki vardır. Mg içeriği az olan atık sulara kireç ilave edildiğinde, yeterli miktarda Mg(OH)₂ oluşmaması sebebiyle atık sudaki kolloidler çöktürülemeyecek ve düşük çıkış kalitesi elde edilecektir. Kireç gerçek bir koagülant değildir ancak bikarbonat alkalinitesiyle birleşerek kalsiyum karbonat, ortofosfat ile birleşerek kalsiyum hidroksiapatit oluşturur. Magnezyum hidroksit yüksek pH seviyelerinde çöker. İyi ayırma için ortamda bir miktar jelimsi Mg(OH)₂ olması gerekir, ancak bu durumda oluşan çamurun susuzlaştırılması zorlaşır. Kireç çamuru genellikle sıkıştırılabilir, susuzlaştırılabilir ve tekrar kullanım için kalsiyum karbonatı kirece dönüştürmek üzere kalsinleştirilir. Kireç ile fosfatın çöktürülmesi ise şu reaksiyona göre gerçekleşebilir.



Flokülanlar organik esaslı polimerler veya polielektrolitlerdir. En önemli özellikleri çok yüksek molekül ağırlığına sahip olmalarıdır (Molekül ağırlıkları 20.000.000 g/mol'a kadar çıkabilmektedir). Flokülanları en genel manada sentetik ve doğal flokülanlar olarak iki gruba ayırmak mümkündür. Doğal flokülanlar bentonit, kireçtaşı, kaolin, magnezit, un, nişasta, reçine, deniz yosunu veya çeşitli bitki ve sebze tohumlarından elde edilen doğal organik maddelerdir. Sentetik flokülanlar poliakrilamid (PAA) ve onun türevleri, polivinil alkol(PVA), polietilen oksit(PEO) dir (Biroğul 2012).

Son yıllarda boyar maddelerin yapılarında meydana gelen değişimler boyarmaddelerin bu kimyasallarla uzaklaştırılmasını zorlaştırmaktadır. Bu amaçla organik polimerler kullanılmaya başlamıştır. Bu organik polimerler inorganik maddelere göre daha iyi renk giderimi verimi ve daha az çamur oluşumunu sağlamasına rağmen polimer kullanımı da tam bir renk giderimini sağlayamamaktadır.

Katyonik boyalar ayrıca kimyasal yapılarından dolayı son derece zayıf koagule olmakta veya hiç koagule olamamaktadır. Asit, direkt, vat, mordant ve reaktif boyalar ise koagule olmakla birlikte oluşan flokların kalitesi zayıf olup, ortama flokülan ilave edilmesi bile çökeltme verimini pek arttırmamaktadır. Bu bakımdan yukarıda bahsedilen tipteki boyar maddelerin kimyasal çöktürme ve yumaklaştırma ile uzaklaştırılmasında pek iyi sonuçlar alınmamaktadır. Öte yandan sülfür ve dispers boyalar çok iyi koagule olmakta ve bu nedenle son derece kolay çökeltme olup iyi bir renk giderimi sağlanabilmektedir. Kimyasal çöktürme ve yumaklaştırma işlemi bu tür boyalar için oldukça uygun bir renk giderim yöntemidir (Basıbüyük ve dig., 1998).

Özellikle zorlukla giderimi yapılan reaktif boyalarda kimyasal çökeltim ve flokülayon prosesleri kullanılmaktadır. Renkli koloidal partikülerin atıksularda gideriminin yerçekimsel güç ve demir sülfat demir klorür, kireç, polialüminyum klorür, polialüminyum sülfat gibi kimyasalların eklenmesiyle sağlandığı bilimsel literatürde bildirilmiştir.

Renk gideriminde ihtiyaç duyulan koagülant-flokülanın türü ve miktarının belirlenmesi için laboratuvar veya pilot ölçekli çalışmalar yapılmıştır. Renk, organiklerin veya

bulanıklıkların giderilmesi flokülant veya koagülant dozu, pH, karışma oranı, sıcaklık gibi etmenlere ağı olarak belirlenmelidir (Zaharia 2012).

Çizelge 2.8.'de değişik koagülantların renk giderimi için optimum dozları, kullanılan koagülant yardımcıları, optimum pH'larına bağlı olarak gerçekleşen renk giderim verimliverilmiştir.

Çizelge 2.8. Renk giderimi için yapılan farklı araştırmalarda çalışılan değişik kimyasal koagülantların verimleri (Verma 2012)

Koagülantın ismi	Optimum doz (mg/L)	Koagülant yardımcısı (eğer varsa)	Boya türü	Optimum pH	% renk giderimi	Kaynaklar
Potasyum ferrat	100	Poliamin bazlı polimer		6,5-8,5	95	Ciabatti ve ark., 2010
Polialüminyumklorür (PACl)	10			7,2	99,9	Choo ve ark., 2007
Poly-epiklorohidrin-diamin	20			7	95	Kang ve ark., 2007
Alum	200	Poliakrilamid bazlı polimer (Cytec)		5,3	78,9	El-Gohary ve Tawfik, 2009
Alum	5000	Katalizör olarak bakır sülfat		4	74	Kumar ve ark., 2008
Alum	20	Ticari katyonik flokülant (Colfloc-RDeCiba)	Reaktif ve asit	Orj.	98	Golob ve ark., 2005
Alum	7×10^4			5,7-6,5	74	Patel ve Vashi, 2010

Çizelge 2.8. Renk giderimi için yapılan farklı araştırmalarda çalışılan değişik kimyasal koagülantların verimleri (Verma 2012) (devam)

Koagülantın ismi	Optimum doz (mg/L)	Koagülant yardımcısı (eğer varsa)	Boya türü	Optimum pH	% renk giderimi	Kaynaklar
Demir (II) sülfat	200	Polielektrolit	Sülfür	9,4	90	Bidhendi ve ark., 2007
Demir klorür	400		Sülfür	8,3	100	Bidhendi ve ark., 2007
Demir klorür	293		Reaktif ve dispers	6	71	Kim ve ark., 2004
Demir klorür	56	Katyonik polimer		4	92	Suksaroj ve ark., 2005
Magnezyum klorür	400	Polielektrolit (Koaret PA 3230)	Reaktif	11	85	Tan ve ark., 2000
Magnezyum klorür	120	Kireç		11	100	El-Gohary and Tawfik, 2009
Magnezyum klorür	800	Sönmüş kireç	Reaktif ve dispers	12	98	Gao ve ark., 2007
Polialüminyumklorür (PACl)	0,1	Poliakrilamid	Reaktif,asit ve direkt	8,5	80	Sanghi ve ark., 2006

Çizelge 2.8. Renk giderimi için yapılan farklı araştırmalarda çalışılan değişik kimyasal koagülantların verimleri (Verma 2012) (devam)

Koagülantın ismi	Optimum doz (mg/L)	Koagülant yardımcısı (eğer varsa)	Boya türü	Optimum pH	% renk giderimi	Kaynaklar
Polialüminyumklorür (PACl)	800	Anyonik poliakrilamid, Exerfloc 204		7,5	75	Tun ve ark., 2007
Demir (II) sülfat	400	Kireç ve katyonik polimer	reaktif	12,5	90	Georgiou ve ark., 2003
Demir (II) sülfat	1000	Anyonik polielektrolit (Henkel23500)		9,5	60	Selcuk, 2005
Demir (II) sülfat	7×10^4			5,7-6,5	85	Patel ve Vashi, 2010
Demir (III) sülfat	7×10^4			5,7-6,5	58	Patel ve Vashi, 2010

2.7.5. Fenton oksidasyonu ve benzeri prosesler

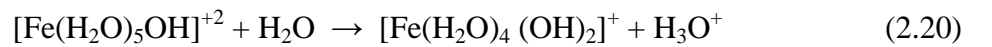
Fenton reaktifi ile arıtımın temelini oksidasyon işlemi ve boya moleküllerinin kimyasal koagülasyona tabi tutulması oluşturmaktadır. Asidik ortamda H₂O₂ ve demir iyonlarının varlığında oluşan hidroksil radikali (OH⁻), organik bileşik olan RH grubunun (doymamış boya moleküllerini) etkiler ve böylece boyayı renksiz hale getirir. Redoks sonucu elde edilen demir iyonları ise hidroksit iyonlarıyla reaksiyona girer ve demir hidroksit bileşikleri oluşur ki bu çökelti oluşmasını sağlar (Eckenfelder 1989).

Bu proseste organik madde, oksidasyon ve koagülasyon proseslerinde olmak üzere iki aşamada giderilir. Fenton ayırıcının oksidasyon yeteneği, asit ortamda hidrojen peroksidin demir iyonları katalizi ile dekompozisyonu sonucu hidroksil radikallerinin (OH⁻) oluşumuna bağlıdır. Fenton prosesinde hidroksil radikallerinin yüksek oksidasyon potansiyeli ile istenmeyen kirletici madde tamamıyla giderilebilmektedir.

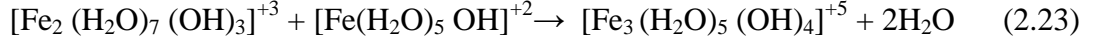
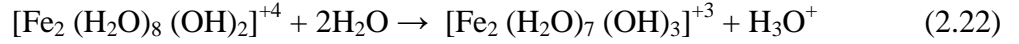
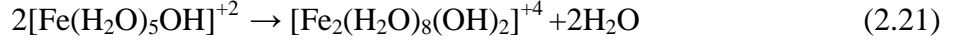
Hidrojen peroksit ve demir iyonları asidik ortamda daha karardır. Asidik koşullar altında, aşırı demir iyonlarının bulunduğu ve organik madde içeren sulu bir sisteme hidrojen peroksit ilave edilirse aşağıdaki redoks reaksiyonları meydana gelir.



Oluşan hidroksil radikali (HO⁻) RH gibi doymamış boya molekülünü parçalayarak boya molekülündeki kromofor veya kromojen yapıyı yok ederler. Böylece bu boyalar kimyasal olarak bozunarak renksiz hale gelirler. Yukarıdaki redoks reaksiyonlarında oluşan demir iyonları hidroksil iyonlarıyla reaksiyona girerek demir hidroksi komplekslerini oluşturur ve aşağıdaki koagülasyon reaksiyonları meydana gelir.



pH 3,5 – 7 aralığında yukarıdaki kompleksler oluşur.



Atıksuda geriye kalan rengi giderilmiş olan boya molekülleri yumaklaştırılarak çöktürülmektedir. Bu nedenle proses KOI'yi düşürerek oksidasyonun dezavantajını kapatır ve arıtma sonrasında çamur oluşumunu minimize ederek koagülasyonun etkisini arttırabilir (Gökkuş 2006).

Fenton prosesi, biyolojik arıtmaya karşı dirençli, yaşayan biyokütle için zehirli olabilecek yada arıtılması güç KOI, koku veya renk bileşenlerini içeren atıksular için uygulanabilir bir procestir. Birçok boya türünün giderilmesinde gayet iyi renk giderme sonuçları elde edilmiştir. Renk giderme reaktifi olarak fenton reaktifi kullanılarak birçok işlem gerçekleştirilmiş, yöntemin maliyeti ve prosesin kompleks oluşu yöntemin kısıtlayıcı yönleri olarak bildirilmiştir.

Yüksek boya içeriğinin bulunduğu ve başlangıç pH'ının düşük olduğu sularda iyi renk giderme performansı sağlamaktadır. Elektrokimyasal proses, ozonlama, hipoklorit ve Fenton reaktifleri ile kimyasal oksidasyon gibi yöntemleri içeren bir dispers boya giderimi araştırmasında Fenton oksidasyonu renk ve KOI giderimi açısından en verimli proses olarak belirlenmiştir (Zaharia 2012).

2.7.6. Ozonlama

Ozon (O₃) oksijenin üç atomlu bir allotropudur. Ozonun oksidasyon potansiyeli (2.07 V) başta hidrojen peroksit (1.77 V) olmak üzere tekstil sektöründe kullanılan oksidasyon maddelerinden daha yüksektir.

Ozonlama sistem kurulum maliyeti ve enerji gereksinimi yüksektir, koagülant kullanılan geleneksel sistemlerinde de yüksek işletme maliyetleri (koagülant maliyeti ve atık yönetimi) bulunmaktadır.

Ozonun yarı ömrü suda 20°C'da 20 dakika, havada ise 3 gündür. Ozonun sudaki çözünürlüğü gaz fazındaki ozonun konsantrasyonu ve sıcaklık ile doğru orantılı olarak değişmektedir. Ozonlama ile renk gideriminde etkili olan başlıca faktörler: pH, sıcaklık, mekanik karıştırma, atıksu bileşenleri ve ozon dozu olarak sayılabilir (Eren ve Anış 2006).

Ozon normal şartlarda gazdır. Ozonun sudaki çözünürlüğü ve kararlılığı, ozonun sıcaklığına, pH ve kısmi basıncına bağlıdır. Kararsız bir madde olan ozon havanın oksijeninden elde edilir. Meydana gelen radikal maddeler havanın oksijeni ile reaksiyona girer ve ozon meydana gelir.



Kuvvetli bir yükseltgen olan ozon, renk gideriminde tek başına ya da ultraviyole ışığı ile birlikte kullanılmakta ve yüksek verim elde edilmektedir (Sert 2006).

Ozonun kirleticiler ile reaksiyonu ise son derece pH bağımlıdır ve direkt ve indirekt olmak üzere iki tip reaksiyon oluşabilmektedir.

1. Direkt Reaksiyon: (Moleküler ozon) pH 2 ve altında oluşur, Denklem 2.26'da gösterilmiştir. Düşük pH'larda ozon belirli fonksiyonel gruplara sahip bileşiklerle elektrofilik, nükleofilik ya da dipolar adisyon gibi seçici reaksiyonlar verir.



2. İndirekt Reaksiyon: (Serbest radikal oluşumu) pH 7 ve üzerinde oluşur, Denklem 2.27 ve Denklem 2.28'de gösterilmiştir. Yüksek pH'larda ozon daha hızlı dekompoze olur ve baskın olarak hidroksil radikali oluşturur.



Denklem 2.28'de M kirletici bileşenler ve M_{oksit} : yükseltgenen bileşenlerdir.

Genel olarak; nötr pH'larda ozonun çözünürlüğü düşük olduğundan reaksiyon hızı da düşüktür, düşük pH'larda moleküler ozon reaksiyon verirken yüksek pH'larda oluşan radikaller reaksiyon verir. Hidroksil radikallerinin oksidasyon potansiyeli moleküler ozona göre daha yüksek olduğundan indirekt reaksiyonlarda oksidasyon daha hızlıdır. Bununla birlikte yüksek pH'larda oluşan tek radikal türü HO· Radikali değildir. HO· radikali 2.8V'luk oksidasyon potansiyeli ile en kuvvetli radikal olsa da Denklem 2.29-34'te gösterildiği şekilde HO₂·, HO₃·ve HO₄·radikalleri de oluşmaktadır.



Ortam alkalinitesinin yanında kullanılan alkalinin cinside önemlidir. Tekstil boyamacılığında yaygın olarak soda (sodyumkarbonat-Na₂CO₃) ve kostik (sodyumhidroksit-NaOH) kullanılır. Sodyumkarbonat kullanılması durumunda ortamdaki bikarbonat (HCO₃³⁻) ve karbonat iyonlarının (CO₃²⁻) HO·radikalleri ile reaksiyon verdiği literatürde belirtilmiştir. Oluşan reaksiyonlar Denklem 2.35 ve 2.36'da verilmiştir (Eren ve Anış, 2006).



Ozon, rengi oksitleyerek veya kompleks bileşenleri ve kromofor grupları kırarak gidermektedir. Renk, ozon -C=C- bağlarını, -N=N- bağlarını ve heterosiklik ile aromatik halkaları ayırdığında giderilir (Strickland 1995).

Ozon, boyalarla olan reaktivitesi ve iyi giderim verimi nedeniyle sıklıkla kullanılmaktadır. Ayrıca başka bir çalışmada da çözülme-yen dispers boyalar için yavaş

reaktivitesi ve uzun reaksiyon süresi nedeniyle verimli olmadığı bildirilmiştir. Ozon prosesinde renk giderme, ayrıca pH'a da dayanmaktadır. pH azaldıkça, hidrolize boyaların ozonlanması azalmaktadır (Verma 2012).

2.7.7. Elektrokimyasal prosesler

Elektrokimyasal metotlar kağıt, tekstil, tabakhane ve boya endüstrisi atıksuları için sıklıkla kullanılmaktadır. Elektrokimyasal teknikler, farklı kimyasal reaksiyonlarla sonuçlanan elektrotlardan geçen elektrik yüklemesi ile çalışmaktadır. Oksidasyon klor gazının çıktığı anotta, redüksiyon ise H₂ gazının üretildiği katotta gerçekleşmektedir. Anot ayrıca, çözünmeyen metal elektrot çözünmesini sağlar ve çözünen metal iyonlarının koagülasyon araçları olarak çözeltiye göç etmesini sağlayan kurban elektrot yapısını oluşturur. Serbest H₂ gazı kabarcıkları ise koloidal ve askıdaki partiküllerin yüzeye taşınmasını sağlayan flotasyon araçları olarak görev yapar. Ek olarak, anotta üretilen Cl₂ ve O₃ gazları da organik maddeleri oksitleyebilir. Ayrıca çökeltim de mevcut iyonların (fosfor, kalsiyum, magnezyum vb.) bulunmasına ve pH'a bağlı olarak meydana gelir.

Birçok elektrokimyasal metodun atıksudan rengi gidermesine rağmen mineralizasyon derecesi ve yan ürünlerin birikimi tam olarak araştırılmamıştır. Renk gideriminde diğer yöntemlere göre iyi sonuçlar elde edilmesine rağmen (%90) bir aktif karbon fiber elektrot sisteminde benzer sonuçlar KOI giderimi (%40-80) için elde edilememiştir (Hao ve ark. 2000)

Boya gideriminde etkili bir şekilde kullanılabilirliği açısından yöntem bazı önemli avantajlara sahiptir. Kimyasal madde tüketimi çok azdır veya yoktur ve çamur oluşumu söz konusu değildir. Oldukça etkili ve ekonomik bir boya giderimi sağlar, renk gideriminde ve dirençli kirleticilerin parçalanmasında yüksek verim gösterir. Organik bileşiklerin elektrokimyasal yöntemlerle arıtımında söz konusu bileşikler anot üzerinde su ve karbondioksit okside olmaktadır

Yöntemin en büyük dezavantajı tehlikeli bileşiklerin oluşma olasılığıdır. Naumczyk ve arkadaşları (1996) tarafından yapılan bir çalışmada tekstil atıksularının elektrokimyasal

arıtımı sürecinde oluşan kloroorganik bileşik miktarlarının oldukça yüksek olduğu tespit edilmiştir. Yüksek akım hızlarının renk gideriminde doğrudan bir azalmaya neden olması diğer bir dezavantajdır. Kullanılan elektrik maliyeti diğer yöntemlerdeki kimyasal madde giderleriyle kıyaslanabilir niteliktedir (Üstün 2006).

2.7.8. Aerobik prosesler

Tekstil endüstrisi atıksuları, pH değişimlerine duyarlılığı, yüksek olan konvansiyonel biyolojik arıtma tesislerinde önemli zorluklara sebep olmaktadır. Endüstriyel atıksuların arıtılmasında yaygın olarak kullanılan konvansiyonel aktif çamur sistemleri için tekstil endüstrisindeki birçok boya ya biyolojik olarak çok zor indirgenebilmekte ya da inert kalmaktadır. Suda iyi çözünen bazik, direkt ve bazı azo boya atıklarının olması durumunda bazı mikroorganizmalar bu tür bileşikleri biyolojik olarak indirgeyememekle birlikte boyanın bir kısmını adsorbe ederek atıksuyun rengini almakta ve renk giderimi sağlanabilmektedir.

Azo boyar maddeler gibi sentetik boyaların aerobik şartlar altında mikrobiyal parçalanmaya karşı dirençli olmasının nedeni boya malzemelerinin, kimyasal ve ışık kaynaklı oksidatif etkiler sonucu renklerinin solmamasını sağlayacak şekilde sentezlemeleridir. Boyar maddelerin aerobik biyodegradasyonunu zorlaştıran diğer bir faktör ise moleküler ağırlıklarının yüksek olması nedeniyle biyolojik hücre zarlarından geçişlerin zor olmasıdır. Azo, diazo ve reaktif boyarmadde içeren bir tekstil atıksuyu renginin mikrobiyal proseslerle giderilmesinin araştırıldığı bir çalışmada aerobik kolonlardan izole edilmiş saf bakteri kültürlerinin renk giderimini gerçekleştirmediği belirlenmiştir.

Atıksudaki azo boyarmaddeler gibi reaktif boyaların ortalama %10'unun aerobik biyokütleyle adsorbe olduğunu, geri kalanının ise aktif çamur sistemlerinden herhangi bir değişime uğramadığını belirtmişler ve azo boyarmadde içeren tekstil atıksularının renginin giderilmesinde aerobik arıtmanın yetersizliğini vurgulamıştır.

Ancak bazı boyar maddelerin aerobik olarak parçalanabileceği doğrultusunda çalışmalar da mevcuttur. Odunsu bitkilerde bulunan, yapısal polimer lignini parçalayabilen ve

ksenobiyotik maddelerin parçalanması amaçlı çalışmalarda yaygın olarak kullanılan beyaz çürükçül küflerin lignin, peroksidaz gibi enzimleri kullanarak boyar maddeleri parçalayabildiği bilinmektedir. Ancak beyaz küflerin ligninolitik enzimlerin düşük pH değerlerinde (pH=4,5-5) aktif olması ve atıksularda bulunma ihtimali düşük olan tiamin ile veratril alkol maddelerine ihtiyaç duyması gibi dezavantajları vardır (Kocaer ve Alkan 2002).

2.7.9. Anaerobik prosesler

Anaerobik arıtımın ilk basamağında asidojenik bakteriler, karbonhidratlar, yağlar ve proteinler gibi organikleri düşük moleküler ağırlıklı ana ürünlere dönüştürebilirler. Bu fermentasyon ürünleri daha sonra asetojenik bakteri tarafından kullanılır ve asetat, karbondioksit ve moleküler hidrojen açığa çıkar. Son olarak metanojenik bakteriler asetat ve karbondioksiti metana indirgerler. Metan ve karbondioksit içeren biyogaz, anaerobik parçalanma testlerinde parçalanmanın seviyesini belirleme amacıyla kullanılabilir (Kocaer ve Alkan 2002).

Boyar maddelerle yapılan anaerobik parçalanma çalışmaları, özellikle aerobik ortamda parçalanamayan suda çözünebilir reaktif azo boyar maddeler üzerinde yoğunlaşmıştır. Çift bağlı azot halkasına bağlı bu boyaların aerobik proseslerle arıtılabilirliğinin mümkün olmaması anaerobik arıtımın ön arıtma olarak kullanılmasını gerektirmektedir. Anaerobik olarak renk gideriminin gerçekleşebilmesi için ilave karbon kaynağına ihtiyaç vardır. İlave karbon metan ve karbondioksite dönüştürülmekte ve elektronlar açığa çıkmaktadır. Bu elektronlar elektron taşıma zincirinden son elektron alıcısına yani azo-reaktif boyaya taşınmakta ve boyayla reaksiyona girerek azo bağı kırılmaktadır. Böylece anaerobik bağlanma sonucunda azo boyar maddelerdeki renkten sorumlu azo bağı kırılmakta ve renk giderimi sağlanmaktadır. Bu olay oksijen tarafından inhibe edilmektedir. Bu nedenle boya atıklarını renksizleştirmek için ilk adım azo köprüsünün indirgenerek parçalandığı anaerobik koşullar altında arıtım olmalıdır (Robinson ve dig. 2001).

Sponza ve dig. (2000) tarafından yapılan bir çalışmada Reaktif Black 5 ve Synozol Redboyalarının anaerobik arıtma ile renksizleştirilebildikleri, kullanılan

mikroorganizma kültürlerine ve boya derişimine bağlı olarak %23 ile %78 arasında değişen KOI giderme verimlerinin elde edilebileceği belirlenmiştir. Rengin tamamının giderilebilmesi azo boyar maddelerin renk veren N=N yapısının anaerobik kültür tarafından parçalanması ile mümkün olmuştur. KOI'nin tamamen giderilememesi, meydana gelen ara ürünlerin anaerobik kültür tarafından parçalanamamasındandır.

Azo bağının kırılmasıyla, anaerobik olarak parçalanamayan aromatik aminler de oluşabilmektedir. Boyar maddeler genelde sitotoksik, mutojenik veya kanserojenik değilken, anaerobik parçalanma sonucu oluşan aminler bu özellikleri gösterebilmektedir. Bu nedenle anaerobik sistemler aerobik arıtmadan önce yer alan bir ön arıtım yöntemi olarak önerilmektedir. Çünkü aromatik aminler, aromatik bileşiğin halkasının açılması ve hidrosilasyonla aerobik ortamda mineralize olabilmektedir. Böylece boyarmadde içeren atıksuların kombine anaerobik-aerobik proseslerle arıtılması sonucu ilk basamakta etkili bir renk giderimi sağlanmakta ve anaerobik ortamda dirençli olan aromatik aminler aerobik basamakta giderilebilmektedir (Kocaer ve Alkan 2002).

2.7.10. İleri oksidasyon prosesleri

İleri oksidasyon prosesleri (İOP), birincil oksidasyon türleri olarak hidroksil radikalleri (OH•) kullanan oksidasyonlardır. Hidroksil radikaller eşleşmemiş elektronlarından dolayı oldukça reaktiftirler ve seçici değildirler. Hidroksil radikaller, çoğu organik madde için ozongibi diğer oksidanlara göre oldukça yüksek kinetik hız sabitlerine sahiptir. Sulu sistemlerde hidroksil radikallerin üretilmesi için hidrojen peroksit/ozon (H₂O₂/O₃), H₂O₂/ultraviyole (UV), O₃/UV, TiO₂/UV, O₃/OH⁻, Fe⁺²/H₂O₂ (Fenton reaksiyon), Fe⁺²/H₂O₂/UV (foto-Fentonreaksiyon), gama ışınlaması gibi arıtma prosesleri kullanılmaktadır (Çalışır 2010).

Bu prosesler genel olarak ortam sıcaklığı ve basıncında dahi kuvvetli ve bu nedenle az seçici, kısa elektrofilik karakterli bir oksidan (OP= 2.8 eV) olan hidroksil radikali (•OH) üretimi ve kullanımını gerektirir. Hidroksil radikalleri sıradışı reaktif türlerdir ve organik moleküllerin üzerine hücum ederler. Bu atak sırasında seçici davranmamaları,

hidroksil radikallerinin atıksu artımında ve atıksulardan kirlilik gideriminde kullanımına izin vermektedir. Hidroksil radikaller organik kimyasallara;

radikal ilavesi ($R + \bullet OH \rightarrow ROH$)

hidrojen çıkarımı ($R + \bullet OH \rightarrow R\bullet + H_2O$)

elektron transferi ($R_n + \bullet OH \rightarrow R_{n-1} + \bullet OH$) olarak saldırır.

Biyolojik olarak ayrışamayan, çoğunlukla toksik ve/veya inert kirleticilerin oksidasyonu için gerekli hidroksil radikali fotokimyasal ve fotokimyasal olmayan yollarla üretilebilir. Bu proseslerin en önemli özelliği endüstriyel bir atıksuyun toksisitesini azaltması ve biyolojik arıtılabilirliğini arttırmasıdır (Bahadır 2012).

İleri oksidasyon prosesleri homojen ve heterojen ileri oksidasyon prosesleri olarak ikiye ayrılmaktadır:

Homojen ileri oksidasyon prosesleri,

-Fotokimyasal olmayan homojen ileri oksidasyon prosesleri

-yüksek pH'ta ozonlama

-ozon ve hidrojen peroksit

-Fenton, Fenton-benzeri prosesleri

-Fotokimyasal homojen ileri oksidasyon prosesleri

- Vakum UV Fotolizi

-UV/Oksidasyon Teknolojileri

-Hidrojen Peroksit/UV Prosesi

-Ozon /UV Prosesi

-Ozon/Hidrojen Peroksit/UV Prosesi

-Foto-Fenton Prosesi

Heterojen ileri oksidasyon prosesleri

-UV/TiO₂prosesi (350nm)

-UV/ZnO prosesleri (350 nm)

-UV/boya prosesleri (350 nm)

Azbar ve ark. (2004), tekstil atıksularında renk ve KOİ giderimi için kimyasal arıtma ve çeşitli ileri oksidasyon prosesleri ile (O₃, O₃/UV, H₂O₂/UV, O₃/H₂O₂/UV ve Fe⁺²/H₂O₂) arıtılabilirlik çalışması gerçekleştirmişlerdir. Kimyasal arıtma ile karşılaştırıldığında çok iyi sonuçlar veren ileri oksidasyon proseslerinde, renkte %50, KOİ' de ise %60 oranlarında giderme verimleri elde etmişlerdir. O₃/H₂O₂/UV kombinasyonu diğer ileri arıtma tekniklerine göre en iyi KOİ (%99) ve renk (%96) giderim verimlerini sağlarken, ekonomik bir çözüm olarak %90' lar seviyesinde KOİ ve renk giderimi veren Fe⁺²/H₂O₂ kombinasyonunu önermişlerdir.

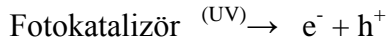
Yonar ve ark. (2005) homojen fotokimyasal oksidasyon prosesleriyle tekstil endüstrisi arıtma tesisi çıkış sularında KOİ ve renk giderimini kesikli reaktörde araştırmışlardır. %97 oranında KOİ ve %99 oranında renk giderme veriminin elde edildiği O₃/H₂O₂/UV prosesi, en yüksek giderme veriminin sağlandığı proses olmuştur. Bu proses için optimum pH değeri 3 ve optimum hidrojen peroksit dozu 25 mg/L olarak tespit edilmiştir. H₂O₂/UV, O₃/UV proseslerinin her ikisinde de KOİ'de %91'in ve renkte ise %96'nın üstünde giderme verimleri sağlanmıştır. O₃/H₂O₂/UV prosesinde arıtma maliyeti 11,25 \$/m³ iken, H₂O₂/UV prosesinde ise arıtma maliyeti 4,56 \$/m³ olarak hesaplanmıştır. %90'nın üzerinde KOİ ve renk giderme veriminin elde edildiği H₂O₂/UV prosesi, daha ekonomik bir çözüm olarak sunulmuştur.

2.7.11. Fotokatalitik prosesler

Fotokatalitik oksidasyon proseslerinde, bir ışınma kaynağı altında ve TiO₂, ZnO gibi yarı iletken metal oksitlerin katalizörlüğünde oksijen oksidasyonu gerçekleşir. Fotokatalitik oksidasyonun birinci basamağı olay, elektron – delik çiftlerinin oluşumu ile radyasyonun absorpsiyonudur. Delikler, adsorblanan H₂O veya HO⁻'yu reaktif OH[•]

radikallerini oksitleme yeteneğine sahip olduğu için oluşan elektronların önemli redüksiyon kuvveti onları bazı metallere ve süper oksit radikal iyon $O_2^{\bullet-}$ 'nin oluşumu ile çözülmüş oksijene indirgemeye olanak tanır. Partikül yüzeyi üzerinde adsorblanan H_2O ve HO^- 'nin yüksek konsantrasyonlarından dolayı oksidasyon parçalanma proseslerinde bu reaksiyonlar önemlidir. Adsorblanan bazı ürünler, elektron transferi ile direkt olarak oksitlenebilir (Sağlam 2008).

Heterojen fotokatalitik proses fotonun enerjisi fotokatalizörün band aralık enerjisine eşit ya da daha büyük olduğu zaman başlayıp moleküler uyarılma ile sonuçlanmaktadır. Bu olay sonucunda, katalizörün yüksek enerjili iletkenlik bandında hareketli elektronların ve düşük enerjili değerlik bandında pozitif boşlukların üretildiği gözlenmektedir.



Bu proste, organik kirleticiler, yarı iletken maddelerde UV ışını etkisiyle oluşturulan hidroksil radikali ile CO_2 , H_2O ve mineral asitler gibi toksik olmayan ürünlere dönüştürülmektedir.

Fotokatalitik oksidasyonda katalizör olarak çeşitli soy metaller (Ru, Pt, Ir ve Pd) ve bazı metal oksitler (Cu, Mn, Co, Cr, Ti, Bi, V ve Zn) kullanılabilir. Fotokatalitik oksidasyon çalışmalarının çoğunda katalizör olarak TiO_2 kullanılmaktadır. Çünkü, zehirli değildir, ucuzdur, geniş band aralığına sahiptir (Çalık 2008).

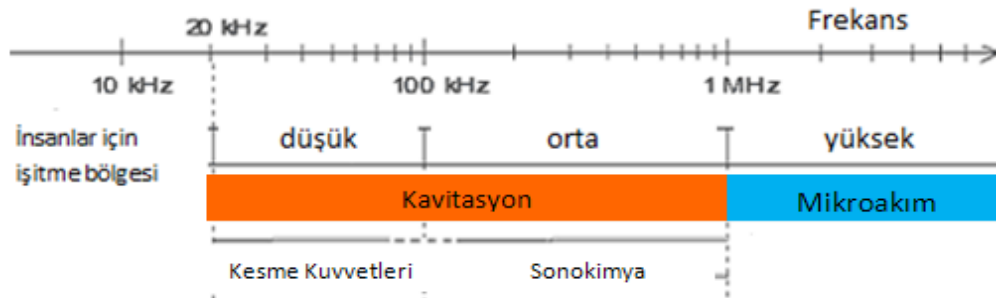
Sepiyolit minerali ve TiO_2 bir arada kullanılarak, TiO_2 /Sep. nanokompozit materyali elde edildiği bir çalışmada, bu materyal kullanılarak UV ve H_2O_2 'li ortamda zeytin karasuyu gibi organik yükü yüksek atık suyun fotokatalitik yöntemle arıtılabilirliği araştırılmıştır. Çözelti pH'sı, katalizör oranı, zaman ve sıcaklık gibi parametrelerin renk değişimi üzerine etkisi incelenmiş, çalışma sonucunda, pH= 5,0, 298K, 0,5 g/L katalizör oranı ve 10 saat sonunda %95-99 oranında renk giderimi gerçekleştirilmiştir (Uğurlu ve ark. 2010)

Çalık (2008) yaptığı çalışmada, fotokatalitik oksidasyon yöntemiyle Everzol Black B'nin renk ve KOI (Kimyasal Oksijen İhtiyacı) giderimini amaçlamıştır. Deneylede ışık kaynağı olarak UV-A, katalizör olarak TiO_2 , TAC(ticari aktif karbon)/ TiO_2 , ÇAC(çay atığından üretilmiş aktif karbon)/ TiO_2 , B1(bor oranı düşük)/ TiO_2 , B2(bor

oranı yüksek)/TiO₂ ve kırmızı çamur kullanılmıştır. TiO₂ katalizörü için pH, başlangıç boya derişimi, katalizör derişimi, sıcaklık ve O₂ akış hızı, diğer katalizörler için pH ve katalizör derişimi değişiminin giderime etkileri incelenmiştir. Tüm katalizörler için optimum pH 3 olarak belirlenirken, optimum katalizör derişimi katalizör türüne göre değişiklik göstermiştir. Aynı boyarmadde derişiminde ve optimum koşullarda kırmızı çamur hariç tüm katalizörler için hemen hemen tam renk giderimi gözlenmiştir. KOI giderimi ise TAC/TiO₂ (%91,11) > B₁/ TiO₂ (% 88,09) > TiO₂ (% 82,456) > ÇAC/ TiO₂ (% 65,96) > B₂/ TiO₂ (% 49) şeklinde elde edilmiştir. Kırmızı çamur kullanılan sistemde ise; KOI %20,5 artarken, ihmal edilebilir bir renk giderimi (% 0,39) gözlenmiştir.

2.7.12. Sonikasyon

Ultrasonik enerjinin kimyasal gücü, “kavitasyon” olayı yoluyla ortaya çıkmaktadır. Kavitasyon, sıvıya bir negatif basıncın uygulanması sonucunda, sıvı içinde mikro baloncukların oluşması olayıdır. Bu baloncuklar, birbirleriyle sürekli olarak çarpışmaktadırlar ve böylece kuvvetli bir lokal enerji ortaya çıkmaktadır. Bütün ses dalgaları gibi ultrasonik ses dalgaları da sıvı içinde dalgalar halinde iletilmektedir ve bu dalgalar içinden geçtiği ortamın moleküler yapısında sıkışma ve gevşemelere neden olmaktadır (Öner 2002).



Şekil 2.10. Sonikasyon prosesinin bulunduğu frekans aralığı (Köksoy 2009)

Fiziksel bir proses olarak ultrasonik parçalanma toksik bileşenler oluşturmaz ve ek kimyasal bileşenlere katkı sağlar. Sonikasyon sırasında hidroksil (OH[•]), hidrojen(H[•]), hidroperoksil (HO[•]₂) ve yüksek oksidatif reaktif radikaller ve hidrojen peroksit (H₂O₂)

üretilmektedir. Bundan dolayı, aromatik bileşenler, klorlu alifatik bileşenler, sürfaktantlar, organik boyalar gibi birçok toksik ve zor ayrışan organik kirlilikler basit formlara dönüşür. Diğer taraftan ultrasonik arıtmanın faydalarının yanı sıra en önemli sorunu yüksek yatırım maliyeti ve işletme maliyetleri en önemli sorunu teşkil etmektedir (Köksoy 2009).

Sulu sonikasyonda üç bölge bulunmaktadır. İlk bölge kavitasyon kabarcıklarını kapsayan iç kısım, ikinci bölge gaz ve sıvı faz arasındaki arayüzey ve üçüncü bölge ise çözelti kısmıdır.

Sonikasyon ileri oksidasyon prosesleri ile birlikte kullanıldığında yenilikçi bir prostettir. UV, Fe^{2+} , Fe^{3+} , Fe^0 , TiO_2 , O_3 , H_2O_2 ve H_2O_2/Fe^{2+} gibi tekniklerle kombine edildiğinde kirliliklerin giderim verimi artmaktadır. UV/ ZnO ile boyaların sonokatalitik degradesyonu tatmin edici sonuçlar vermiştir (Wu 2007).

2.7.13. Redoks araçları

Redoks araçları, reaksiyon oranlarını yükselterek, bir birincil elektron vericisinden, son elektron alıcısına elektron transferini hızlandırmaktadır. Redoks araçları, sadece redüktif renk gideriminde değil ayrıca demir, nitroaromatikler, polihalojenli bileşenler ve radyonüklitler gibi birçok kontaminant için de verimlidir.

Redoks araçları, bir yapının içine ve/veya dışına kimyasal olarak bağlanmış redoks gruplarını içeren (ferrosen v.b) dallı polimerlerdir. Bir elektroda eklenmişlerdir ve görevleri bu elektrot ile redoks enzimi arasındaki elektron transferine yardımcı olmaktır.

Redoks araçlarının bulunmasıyla, azo boyaların redüktif renk giderimi iki basamakta meydana gelmektedir, ilk basamak spesifik olmayan enzimatik araçların redüksiyonu ve ikinci basamak ise araçların kimyasal oksidasyonudur (Santos ve ark. 2007).

Yapılan bir çalışmada, redoks aracı sodyum antrakinon-2,6-disülfonat (AQDS)'ın bir ve iki basamaklı anerobik sistemlerde Reaktif Red 2 azo boyasının redüktif renk gideriminde etkisi incelenmiştir. AQDS nin yokluğunda, iki basamaklı sistem (52–62%) , tek basamaklı sistemden (23–33%) daha iyi renk giderimi gerçekleştirmiştir.

AQDS'nin eklenmesiyle substrattan (etanol) boyaya elektron transferi hızlanarak renk giderimini (%85) her iki sistemde de arttırmaktadır (Silva 2012).

Farklı karakterde atıksu içeren organize sanayi bölgeleri için renk gidermede kullanılabilecek birçok metot mevcuttur. Bu metotlar ve metotların avantajları ve dezavantajları genel hatlarıyla farklı kaynaklardan alınan verilerle Çizelge 2.9. ve Çizelge 2.10. 'da özetlenmiştir.

Çizelge 2.9. Farklı renk giderme metotlarının avantajları ve sınırlayıcı noktaları (Zaharia 2012)

Arıtma Metodu	Arıtma Basamağı	Avantajları	Sınırlayıcıları
1. Fiziksel Metotlar: adsorpsiyon, iyon değişimi			
Aktif karbon	Ön/Son arıtma	Ekonomik açıdan cazip. Giderme verimi iyi.	Aşırı maliyetli rejenerasyon prosesi.
Turba kömürü	Ön arıtma	Gözenekli yapısından dolayı verimli adsorbant.	Yüzey alanı aktif karbondan daha düşük.
Kömür külü	Ön arıtma	Ekonomik açıdan cazip. Giderme verimi iyi.	Daha fazla temas süresi ve aşırı miktarlarda gerekli.
Talaş/Odun yongası	Ön arıtma	Gözenekli yapısından dolayı verimli adsorbant. Ekonomik açıdan cazip.	aşırı miktarlarda gerekli.
İyon değişimi	Ana arıtma	Düşük adsorbant kaybıyla rejenerasyon.	Özel uygulama.
2. Kimyasal Metotlar: koagülasyon/flokülasyon, fenton oksidasyonu, ozonlama, elektrokimyasal oksidasyon			
Koagülasyon ve çökeltim	Ön/Ana arıtma	Kısa alıkonma süresi ve düşük yatırım maliyeti. Giderme verimi iyi.	Çamur bertarafı problem.
Fenton prosesi	Ön/Ana arıtma	Çözünebilen ve çözünmeyen bileşenlerin herikisi için de verimli. Çeşitli atıklar için renk giderebilme.	Aşırı pahalı.

Çizelge 2.9. Farklı renk giderme metotlarının avantajları ve sınırlayıcı noktaları (Zaharia 2012) (devam)

Arıtma Metodu	Arıtma Basamağı	Avantajları	Sınırlayıcıları
Ozonlama	Ana arıtma	Azo boya gideriminde verimli.	Dispers boyalar için uygun değil. Aromatik boyaları tahliye eder.
Sodyum hipoklorit ile oksidasyon	Son arıtma	Düşük sıcaklık gerekli.	Aşırı maliyetli proses.
Elektorkimyasal oksidasyon	Ön arıtma	Ek kimyasal gereksinimi yok ve son ürünler tehlikeli değil.	Aşırı maliyetli proses.
3. Biyolojik Metotlar			
Aerobik prosesler	Son arıtma	Her sınıf boya için renk giderimi.	Pahalı.
Anerobik prosesler	Ana arıtma	Kompleks renkli bileşenlere karşı dirençli. Buhar üretimi için üretilen biyogaz kullanılabilir.	Uzun klimitzasyon fazı.
Tekil hücre (fungi, alg, bakteri)	Son arıtma	Düşük hacim ve konsantrasyonlar için iyi renk giderim verimi. Özel renk gideriminde daha etkili.	Kültür tedariki aşırı pahalı. Renkli suların büyük hacimlerinde başa çıkmak zor.
4. Yeni Teknolojiler			
İleri oksidasyon prosesi	Ana arıtma	Tam minerilizasyon sağlanmıştır. Artan ticari uygulama alanı. Entegre sistemlerde verimli ön arıtma ve biyolojik bozunabilirliği artırır.	Aşırı maliyetli proses.
Membran filtrasyonu	Ana arıtma	Suyun ve kimyasalların geri dönüşümü ve yeniden kullanılması. Kompleks atıklarda geniş uygulama alanı.	Çözünmüş katılar bu proseste ayrılmaz. Yüksek işletme maliyeti.

Çizelge 2.9. Farklı renk giderme metotlarının avantajları ve sınırlayıcı noktaları (Zaharia 2012) (devam)

Aritma Metodu	Aritma Basamağı	Avantajları	Sınırlayıcıları
Fotokataliz	Son arıtma	Çevresel şartlarda uygulanabilir proses. Girenler toksik yada pahalı değil.	Renkli bileşenlerin küçük miktarlarında etkili. Pahalı proses.
Sonikasyon	Ön arıtma	Kullanımda basit. Entegre sistemlerde çok verimli.	Nispeten yeni bir metot ve büyük ölçekte uygulamaları yok.
Enzimatik arıtma	Son arıtma	Özel seçilmiş bileşenler için etkili. Şok yüklemelerden etkilenmez ve kısa temas süresi gerekli.	Enzim izolasyonu ve saflaştırılması meşakkatli. Müdahalelerden ötürü ezim verimliliği azalmakta.
Redoks araçları	Ön/Destek arıtma	Kolay ulaşılabilir ve elektron transfer etkinliğini yükselterek prosesi arttırır.	Aracıların konsantrasyonu zıt etki yaratabilir. Ayrıca sistemin biyolojik aktivitesine bağlı.
Sulak alan sistemleri	Ön/Son arıtma	Mali açıdan verimli bir teknoloji ve yüksek hacimli atıksularda işletilebilir.	Yüksek başlangıç yükleme maliyeti. Uzmanlık gerektirmekte ve musonlar esnasında işletimi zor.

Çizelge 2.10. Boya gideriminde kullanılan çeşitli metotların avantaj ve dezavantajları (Verma 2012)

Fiziksel/ Kimyasal Metotlar	Metotun tanımlanması	Avantajlar	Dezavantajlar	Kaynaklar
Ozonlama	Ozon gazı kullanılarak oksidasyon	Hacim değişimi olmadan gaz halinde uygulama	Kısa yarılanma süresi (20 dk), yüksek maliyet	Hao ve ark., 2000; Ince and Tezcanli, 2001; Robinson ve ark., 2001; Gogate and Pandi., 2004
Fenton reaktifleri	H ₂ O ₂ -Fe(II) kullanarak oksidasyon	Çözünebilir ve çözünemen boyalarda verimli renk giderimi	Çamur üretimi ve yürütülmesi zor	Hao ve ark., 2000; Arslan ve Balcioglu, 2001; Meric ve ark., 2004
Fotokimyasal	H ₂ O ₂ -UV kullanarak oksidasyon	Çamur üretimi yok	Yan ürünlerin şekli	Konstantinou ve Albanis, 2004; Hai ve ark., 2007
Sonikasyon	Ultrasan kullanarak serbest radikal üretilmesiyle kimyasal bağların kırılması	Ekstra çamur üretimi yok	Çok miktarda çözülmüş oksijen ihtiyacı, yüksek maliyet	Adewuyi, 2001; Arslan-Alaton, 2003
Adsorpsiyon	Katı desteğine dayalı boya giderimi	Geniş çeşitte boyaların giderimi	Rejenerasyon güçlükleri, maliyetli adsorbant ve bertaraf	Hao ve ark., 2000; Fu and Viraraghavan, 2001; Hai ve ark., 2007
Membran Filtrasyonu	Fiziksel ayırma	Tüm tip boyaların giderimi	Yüksek konsantrasyon çamur üretimi, yüksek maliyet	Marcucci ve ark., 2001; Barredo-Damas ve ark., 2006
İyon değişimi	İyon değişim reçinesi	Kolay rejenerasyon	Tüm boyalar için etkili değil	Slokar ve Marechal, 1998; Robinson ve ark., 2001; Hai ve ark., 2007
Elektro-koagülasyon	Anot ve katoda dayalı arıtma	Boyalarda iyi giderim	Yüksek maliyet, düşük elektrot güvenilirliği	Chen ve ark., 2005; Merzouk ve ark., 2010; Phalakornkule ve ark., 2010

Çizelge 2.10. Boya gideriminde kullanılan çeşitli metotların avantaj ve dezavantajları (Verma 2012) (devam)

Fiziksel/ Kimyasal Metotlar	Metotun tanımlanması	Avantajlar	Dezavantajlar	Kaynaklar
İrradyasyon	İyon radyasyonuna dayalı arıtma	Laboratuvar ölçekte verimli oksidasyon	Tüm boyalar için verimli değil, yüksek maliyet	Robinson ve ark., 2001; Hai ve ark., 2007
Biyolojik prosesler	Mikrobiyal bozunmaya dayalı arıtma	Çevre dostu	Yavaş proses, uygun nutrient ihtiyacı, kısıtlı işletme sıcaklığı	Lin and Peng, 1996; Sandhya ve Swaminathan, 2006; Togo ve ark., 2008
Kimyasal koagülasyon ve flokülasyon	Koagülant ve flokülantların eklenmesi	Ekonomik olarak uygulanabilir çok iyi seviyelerde renk giderimi	Çamur üretimi	Hao ve ark., 2000; Fu and Viraraghavan, 2001; Aboulhassan ve ark., 2006; Gao ve ark., 2007; Ciabatti ve ark., 2010

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1. Atıksu numuneleri

Kimyasal çöktürme, Fenton, Fenton-benzeri, ozon oksidasyonu, membran uygulamaları ve adsorpsiyon prosesi deneylerinde kullanılan atıksu farklı sanayi kollarında faaliyet gösteren endüstrilerden kabul ettiği atıksuları arıtan bir organize sanayi bölgesi atıksu arıtma tesisi çıkış suyundan alınmıştır. AAT çıkışı arıtılmış su dengelemeye alınmakta ve renk giderme çalışmaları Şekil 3.1’ de gösterilen noktadan başlamaktadır.



Şekil 3.1. Numune alma noktası

3.1.2. Deneysel çalışmalarda kullanılan kimyasal maddeler

Deneysel çalışmalarda kullanılan tüm kimyasallar distile deiyonize su ile hazırlanmış olup, laboratuvar çalışmaları sırasında pH ayarlama işlemi kireç, NaOH ve H₂SO₄ kullanılarak yapılmıştır.

Laboratuvar ölçekli çalışmalarda koagülasyon, Fenton, Fenton-benzeri ve adsorpsiyon prosesinde kullanılan kimyasallar ve temin edildikleri firmalar;

Magnezyum klorür, MgCl₂.6H₂O (TEKKİM, Türkiye)

Demir (III) klorür, FeCl₃.6H₂O (Merck, Darmstadt, Germany)

Alüminyum sülfat, Al₂(SO₄)₃.18H₂O (Merck, Darmstadt, Germany)

Demir (II) Sülfat, FeSO₄. 7H₂O (Carlo ERBA, Milano)

Sodyum hidroksit, NaOH katı (Merck, Darmstadt, Germany)

Hidrojen peroksit, H₂O₂ (%30 w/w) (Merck, Darmstadt, Germany)

Granüler Aktif Karbon (Merck, Germany)

Toz Aktif Karbon (TEKKİM, Türkiye)

Çözeltiler %1 lik veya %10 luk olarak hazırlanmış ve pH ayarlama çalışmaları için 1 M NaOH ve 1M H₂SO₄ stok çözeltileri kullanılmıştır.

Laboratuar ölçekli çalışmalarda koagülasyon prosesinde kullanılan ticari renk gidericiler ve temin edildikleri firmalar saklı kalmak üzere Çizelge 3.1’de özetlenmiştir.

Çizelge 3.1. Renk giderici olarak kullanılan kimyasalların özellikleri

Ürün adı	İçerik	Katı madde %	Yoğunluk gr/cm ³
1	Bilinmiyor	Max 3	1 ± 0,1
2	Siyanoguanidine polimeri	25-60	1.2-1.231
3	Guanidine, cyane polymer with ammoniumchloride and formaldehyde	50	1.20-1.30
4	Siyanoguanidine polimeri	60	1.12 - 1.16
5	Siyanoguanidine polimeri	45	1.12 - 1.16
6	PolyDadMac	15-60	1.08-1.09
7	Bilinmiyor	-	1,2
8	Copolymer of Epichlorohydrine and Dimethylamine	25-50	1.12 - 1.16

3.1.3. Deneysel çalışmalarda kullanılan cihazlar

Deneysel çalışmalarda ve pilot ölçekte kullanılan cihazlar aşağıda verilmiştir:

VELP-Scientifica marka C6F Model Jar Test Cihazı (Milan, İtalya)

HACH LANGE DR 2800 Marka Spektrofotometre (Bad Neuenahr, Almanya)

WTW Series Ino Lab pH/ion/Cond 750 Marka İletkenlik ve pH Ölçer (Weilheim, Almanya)

Sartorius Marka BP 121 S Model tartım cihazı (California, USA)

Triogen marka TOGC8X Model Ozon Jeneratörü (8 g/sa kapasiteli) (Triogen, UK)

Aquamatch marka MINI UF 4 model ultrafiltrasyon (5,1-6,4 m³/saat kapasiteli) (Aquamatch, Türkiye)

Fokuswater marka torba filtre mikrofiltrasyon (5mikron por çaplı) (Fokuswater, Türkiye)

Aquamatch marka 77/28 F 2175 MM/AC model basınçlı kum filtresi (5 m³/saat kapasiteli) (Aquamatch, Türkiye)

Millipore Marka 0,45 µm Filtre Kâğıdı (Millipore, Billerica, MA, ABD)

Mikropipet (10-100 µl, 100-1000 µl, 1000-5000 µl)

Muhtelif Plastik Laboratuvar Malzemesi

Muhtelif Cam Laboratuvar Malzemesi

3.2. Yöntem

3.2.1. Laboratuvar ve pilot ölçekli çalışmalar

Kimyasal koagülasyon, Fenton ve Fenton-benzeri prosesler ile adsorpsiyon çalışmaları laboratuvar ölçekli, ozonlama ve membran prosesleri ile renk giderme çalışmaları ise pilot ölçekli cihazlarla gerçekleştirilmiştir.

3.2.1.1. Ham su analizleri

Atıksu arıtma tesisinin günlük çalışma durumu ve iklim şartları da göz önünde bulundurulduğunda her gün farklı karakteristikte atıksu oluşmaktadır. Deneysel çalışmalar gerçekleştirilmeden önce, OSB AAT çıkış suyunda alınan atıksu numunesinde pH, iletkenlik, AKM ve renk analizleri yapılmıştır.

3.2.1.2. Kimyasal koagülasyon çalışma düzeneği

Kimyasal koagülasyon deneylerinde, proses için en uygun pH değerlerini belirlemek amacıyla 500'er ml'lik atıksu numunelerinin pH'ları, 1M H₂SO₄, 1M NaOH ve %10'luk kireç çözeltileri kullanılarak ayarlanmıştır.

Kireç, NaOH ve MgCl₂ ile çökeltim deneylerinde pH>10, pH>11 ve pH>12 olacak şekilde çalışılmış, optimum pH'lar belirlendikten sonra, optimum dozların belirlenmesinde, MgCl₂ için 60-240 mg/L arasında değişen konsantrasyonları kullanılmıştır.

Alum, FeCl₃, ve FeSO₄ deneyleri için atıksu pH'ları, pH 4-10 arasına ayarlanmış, optimum pH'lar belirlendikten sonra ve optimum dozlar belirlenirken kimyasalların 50-500 mg/L lik konsantrasyonlarıyla çalışılmıştır.

Ticari koagülantlarda ise gelen atıksuyun orijinal pH'ında renk giderme çalışmaları gerçekleştirilmiş, farklı renk gidericiler için en iyi renk giderimini sağlayan koagülantın belirlenmesi için 30 ppm konsantrasyonundaki miktarları uygulanmıştır.

Atıksu numuneleri 3 dakika 120 dev/dak'lık hızlı ve 30 dakika 30 dev/dak'lık yavaş karıştırma işlemi uygulandıktan sonra, atıksu 45 dakika çökmeye bırakılmış, üst fazından alınan örnekler 1M H₂SO₄ veya 1M NaOH ile nötralize edilerek pH 7,5-8 aralığına getirilmiş, çökelme sonucunda çökebilen katı madde değerleri okunmuş, üst fazdan alınan numuneler 0,45 µm gözenek çaplı filtre kâğıdından süzülerek, renk ve AKM analizleri yapılmıştır. Deneylerde kullanılan Jar Test düzeneği Şekil 3.2'de gösterilmiştir.



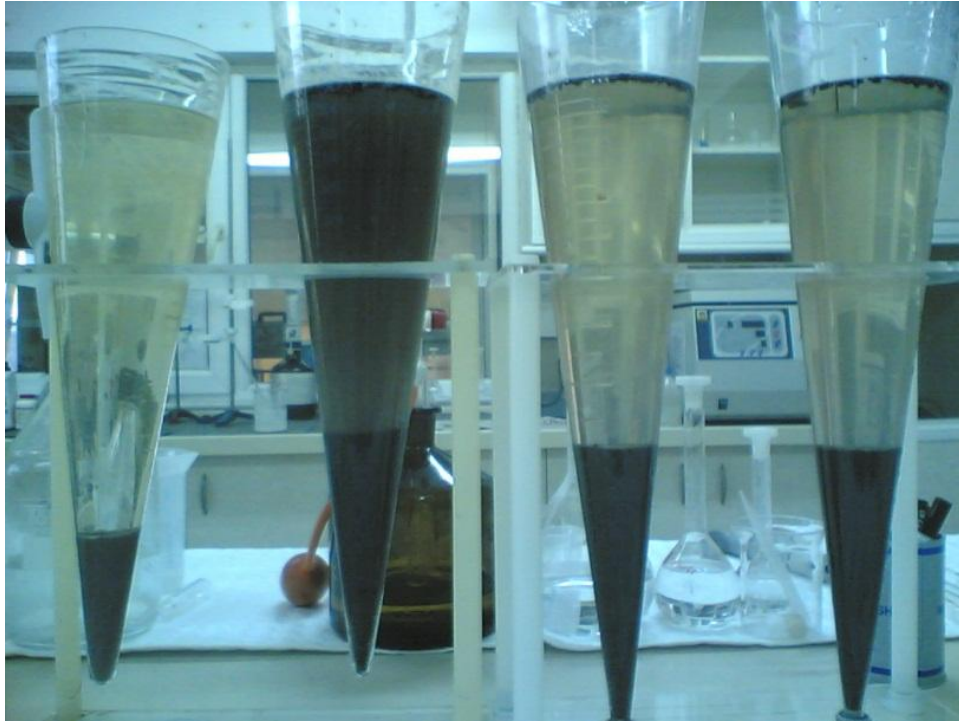
Şekil 3.2. Kimyasal koagülasyon ve Fenton ile Fenton-benzeri deneylerinde kullanılan Jar Test düzeneği

3.2.1.3. Fenton, Fenton-benzeri prosesi çalışma düzeneği

Fenton ve Fenton-benzeri prosesi için öncelikle en iyi renk giderim veriminin elde edildiği pH belirlenmiştir. Bunun için 500'er ml'lik atıksu numunelerinin pH'ı, 1M H₂SO₄ kullanılarak pH 2-6 arasına ayarlanmıştır. Optimum pH belirlendikten sonra öncelikle H₂O₂ dozu sabit tutularak en iyi giderim veriminin gerçekleştiği FeSO₄ ve FeCl₃ konsantrasyonları belirlenmiş, ardından optimum konsantrasyonda sabit tutulan

FeSO₄ ve FeCl₃ değerlerine karşı en yüksek giderimi gerçekleştiren H₂O₂ konsantrasyonu belirlenmiştir.

Bu işlemler 500 ml lik atıksu numunelerine jar test düzeneğinde 3 dakika 120 dev/dak'lık hızlı ve 30 dakika 30 dev/dak'lık yavaş karıştırma uygulayarak gerçekleştirilmiştir. Karıştırma işleminde sonra numunelerin pH'ı %10'luk Kireç (CaOH₂) kullanılarak nötralize edilmiş ve pH 7,5-8 aralığına getirilmiştir. Daha sonra atıksu numuneleri katı maddelerin çökelmesi için 45 dakikalık beklemeye bırakılmıştır. kelmede kebilen katı madde miktarını belirlemek amacıyla kullanılan Imhoff Hunisi Şekil 3.3.'te gösterilmiştir. Çökelme sonucunda çökebilen katı madde değerleri okunmuş, üst sıvı fazdan alınan numuneler 0,45 µm gözenek çaplı filtre kâğıdından süzülerek, renk ve AKM analizleri yapılmıştır.



Şekil 3.3. Kimyasal koagülasyon ve Fenton ile Fenton-benzeri deneylerinde kullanılan Imhoff Hunisi

3.2.1.4. Ozonlama prosesi çalışma düzeneği

Ozonlama prosesi deneylerinde ilk olarak optimum pH değeri belirlenmiştir. Bu amaçla 500 ml lik atıksu numunelerinde 1M H₂SO₄ veya 1M NaOH ile suyun pH'ı 3 ila 12 arasına ayarlanmış ve atıksuların içerisine 2 dakika süreyle sabit dozda ozon verilmiştir. 2 dakikalık ozonlama sonucunda renkte en iyi giderim verimlerinin elde edildiği pH değeri optimum pH olarak belirlenmiştir. Optimum pH değeri belirlendikten sonra optimum temas süresi ve bu temas süresi boyunca atıksu içerisine verilen ozon dozunu belirlemek amacıyla, atıksu numunelerinin pH'ı önceden belirlenen pH değerine ayarlanmış ve atıksu numuneleri 30 saniye, 1, 2 ve 3 dakikalık süreyle ozonlamaya tabi tutulmuştur. Bu çalışma sonucunda örnekler 0,45 µm gözenek çaplı filtre kâğıdından süzülerek optimum temas süresi (en iyi renk giderimini sağlayan ozon dozu) belirlenmiştir.



Şekil 3.4. Ozon oksidasyonu deneylerinde kullanılan pilot ölçekli ozon cihazı ve farklı pH'larda yapılan ozonlama sonuçlarında gerçekleşen renk değişimi

3.2.1.5. Adsorpsiyon prosesi çalışma düzeneği

Adsorpsiyon deneyleri PAC (powdered activated carbon) ve GAC (granular activated carbon) kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

PAC ile gerçekleştirilen deneylerde iki farklı uygulama yapılmıştır. İlk deneyde öncelikle PAC için optimum pH belirleme çalışmaları yapılmıştır. Jar testi düzeneğinde, 500 ml lik atıksu numunelerinde 1M H₂SO₄ veya 1M NaOH ile suyun pH'ı 4 ila 10 arasına ayarlanmış, optimum pH belirlendikten sonra en iyi renk giderimi sağlayan PAC dozunu belirlemek amacıyla 0,2 ila 2 g/l arasında dozlar uygulanmıştır. En iyi giderimi sağlayan PAC dozu için 10 dakika ila 1 saat arasında temas süreleri denenmiş, tüm numunelerde 0,45 µm gözenek çaplı filtre kâğıdından süzülerek, renk ve AKM analizleri yapılmıştır.

GAC için deney çalışmalarında başlangıçta atıksu numunesi belirli oranlarda seyreltilerek başlangıç renk değerleri ayarlanmış, ardından optimum pH belirlenmiştir. Benzer şekilde optimum doz ve temas süreleri belirlendikten sonra renk analizleri gerçekleştirilmiştir. şekil 3.5'te adsorpsiyon dneylerinde üst sıvı fazdan renk analizleri yapılmadan önce dinlendirilen numuneler gösterilmektedir.



şekil 3.5. Adsorpsiyon deneylerinde kullanılan deney düzeneği

3.2.1.6. Membran prosesleri çalışma düzeneği

OSB çıkış suyundan alınan ham atıksu için renk gideriminde membran prosesleri denenmiştir. Pilot ölçekte gerçekleştirilen çalışmalarda üç farklı konfigürasyon denenmiştir. Atıksu numunesi,

-önce basınçlı kum filtresinden,

-sonra basınçlı kum filtresi ve mikrofiltrasyondan,

-en son olarak da sırasıyla basınçlı kum filtresi, mikrofiltrasyon ve ultrafiltrasyondan

geçirilerek üç farklı uygulama sonucu elde edilen sular 0,45 µm gözenek çaplı filtre kâğıdından süzülerek, renk ve AKM analizleri yapılmıştır.



Şekil 3.6. Membran proseslerinde kullanılan pilot ölçekli BKF, MF ve UF cihazları

3.2.2. Analiz Yöntemleri

pH ve İletkenlik tayini: pH ve iletkenlik ölçümleri WTW Series İno Lab pH/ion/Cond 750 Marka İletkenlik ve pH Ölçer ile gerçekleştirilmiştir. pH metre her gün pH 4, pH 7 ve pH 9 standart çözeltileri kullanılarak kalibre edilmiştir. Deneyleerde kullanılan pH ve iletkenlik ölçme aleti Şekil 3.7’de verilmiştir.



Şekil 3.7. WTW Series İno Lab pH/ion/Cond 750 Marka İletkenlik ve pH Ölçer

Renk analizi: Standart Metotlar (S.M. 2th edition 2120C) ye göre gerçekleştirilmektedir. Rengine bakılacak numune öncelikler 0,45 μ luk filtreden süzölmektedir. HACH LANGE DR 2800 Marka Spektrofotometre ile öncelikle distile su spektrofotometrede okutularak cihaz sıfırlanmış, daha sonra 456 nm de absorbans değeri okunmuş ve kalibrasyon eğrileri kullanılarak ilgili spektrofotometreye ait absorbans değerinin Pt-Co karşılığı elde edilmektedir. Renk ve AKM analizleri için kullanılan spektrofotometre Şekil 3.8’de gösterilmiştir.

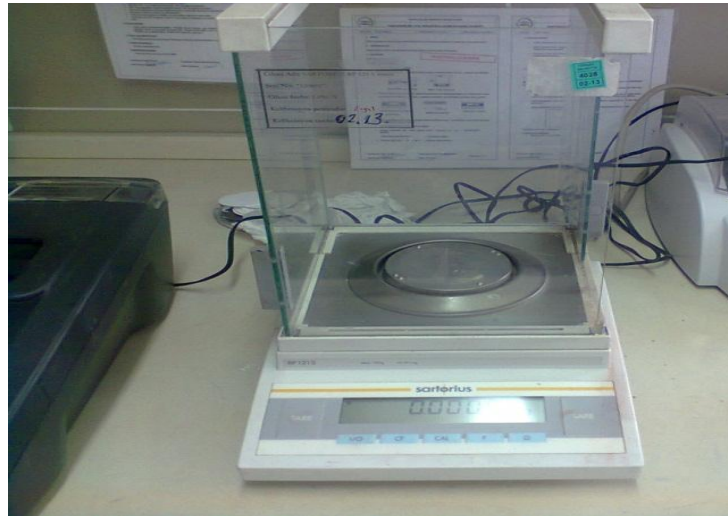


Şekil 3.8. Renk ve AKM analizlerinin gerçekleştirildiği spektrofotometre

AKM analizi: Standart Metotlara (S.M. 2th edition 2120C) göre gerçekleştirilmiştir.

HACH LANGE DR 2800 Marka Spektrofotometre ile öncelikle distile su spektrofotometrede okutularak cihaz sıfırlanmış, 880 nm de spektrofotometrede yüklü askıda katı madde ölçüm programı kullanarak değerlerde okuma yapılmıştır.

Tartım: Deneylede kullanılan maddelerin gerekli miktarlarının belirlenmesi için Sartorius Marka BP 121 S Model tartım cihazı kullanılmıştır. Kullanılan tartım cihazı Şekil 3.9'da gösterilmiştir.



Şekil 3.9. Deneylede kullanılan Sartorius Marka BP 121 S Model tartım cihazı

4. BULGULAR

4.1. Kimyasal Koagülasyon Deneyleri

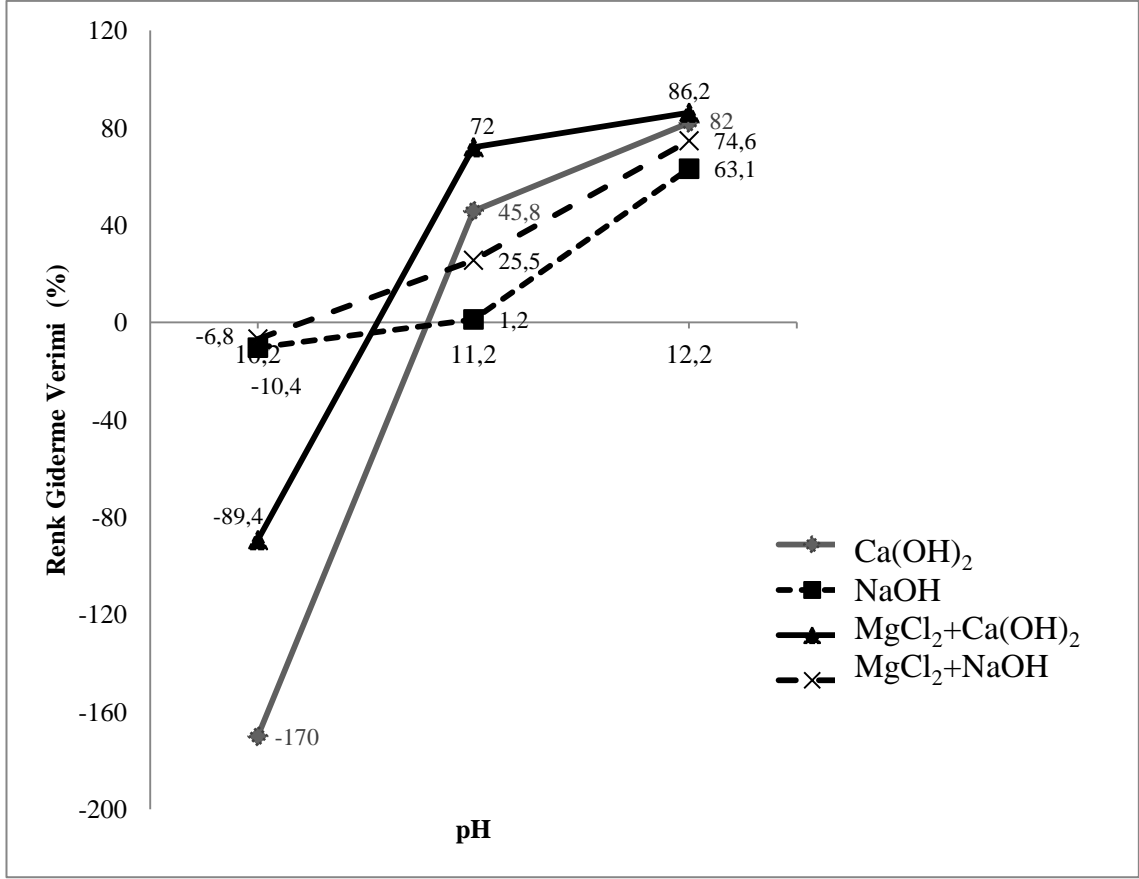
Kimyasal koagülasyon deneylerinde $\text{Ca}(\text{OH})_2$, NaOH , MgCl_2 , Alum, FeCl_3 , FeSO_4 gibi koagülantlar için öncelikle optimum pH'ın bulunmasına yönelik çalışmalar gerçekleştirilmiş, ardından optimum pH'ta en iyi renk giderim verimini sağlayan koagülant dozu belirlenmiştir.

Ticari koagülantlarla gerçekleştirilen deneylerde ise atıksuyun orijinal pH'ında çalışılmış, en iyi renk giderimini gerçekleştiren koagülant dozları belirlenmiştir.

4.1.1. Koagülasyon prosesinde optimum pH'ın belirlenmesi

Koagülasyon prosesinde optimum pH değerinin bulunması amacıyla, ham atıksu numunelerinin pH değeri 1M H_2SO_4 , NaOH ve %10 luk $\text{Ca}(\text{OH})_2$ çözeltileriyle ayarlanmıştır.

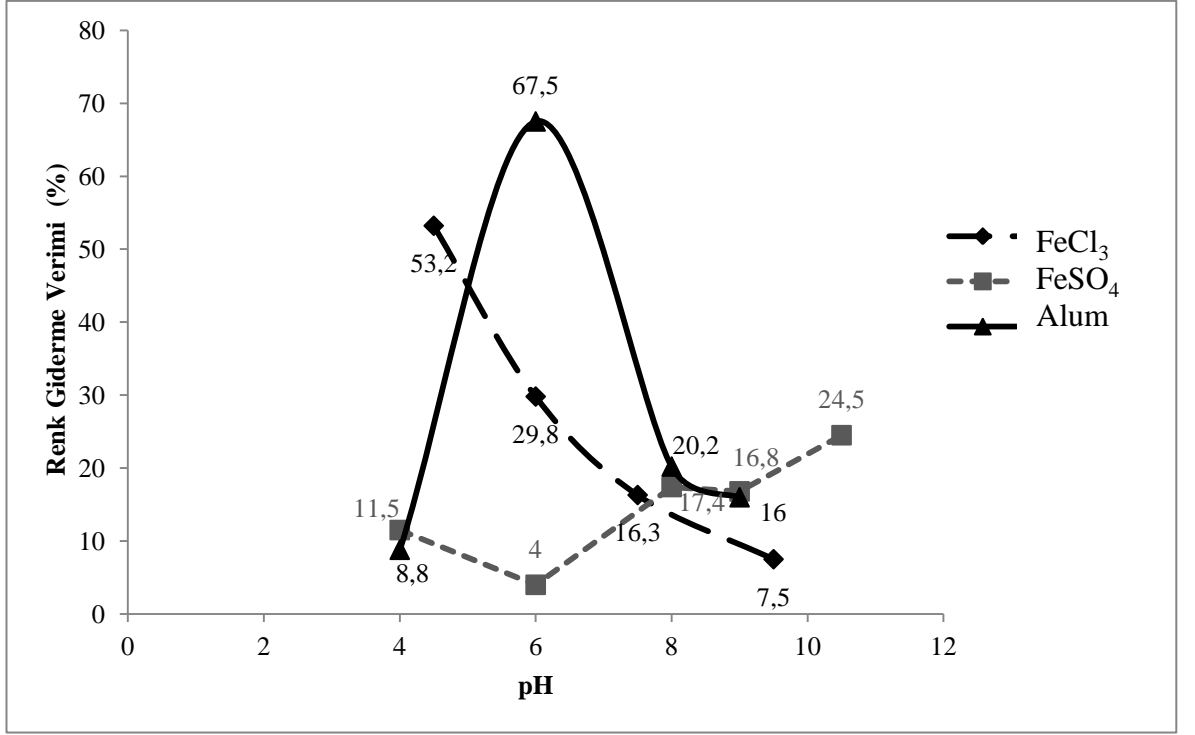
Kireç, NaOH ve MgCl_2 ile çökeltim deneylerinde 500 ml'lik atıksu numuneleri pH=10,2, pH=11,2 ve pH=12,2 olacak şekilde ayarlanmış, MgCl_2 ile çökeltim yapılacak numunelerde atıksu içerisine ayrıca 120 mg/L sabit dozda MgCl_2 ilave edilmiştir. Daha sonra atıksu numuneleri 120 dev/dk da 3 dakika hızlı, 30 dev/dk da 30 dakika yavaş karıştırıldıktan sonra, 45 dakika çökelmeye bırakılmıştır. 45 dakikalık çökeltim işleminin ardından üst sudan alınan numunelerde renk analizleri yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar Şekil 4.1'de gösterilmiştir.



Şekil 4.1. Farklı pH değerlerinde Ca(OH)₂, NaOH, MgCl₂ için renk giderim verimleri (MgCl₂=120 mg/L sabit)

Şekil 4.1’de görüldüğü gibi Ca(OH)₂, NaOH, MgCl₂ koagülasyon proseslerinde en iyi giderim verimleri pH 12,2’ de elde edilmiştir. pH 10,2’de yapılan deneylerde çökeltme sağlanamadığından bulanıklık oluşmuş ve başlangıç renk değerlerinden daha kötü sonuçlar elde edilmiştir. Optimum doz belirleme çalışmaları da buna bağlı olarak pH>12 olacak şekilde ayarlanmış atıksu numunelerinde gerçekleştirilmiştir.

Alum, FeCl₃, ve FeSO₄ deneyleri için 500 ml’lik atıksu numunelerinin pH’ları, pH4-10 arasına ayarlanmış, optimum pH’ın belirlenmesi için koagülant dozları 200 mg/L’de sabit tutulmuştur. Atıksu numuneleri 120 dev/dk da 3 dakika hızlı, 30 dev/dk da 30 dakika yavaş karıştırıldıktan sonra, 45 dakika çökmeye bırakılmıştır. 45 dakikalık çöktürme işleminin ardından üst sudan alınan numunelerde renk analizleri yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar Şekil 4.2’de gösterilmiştir.



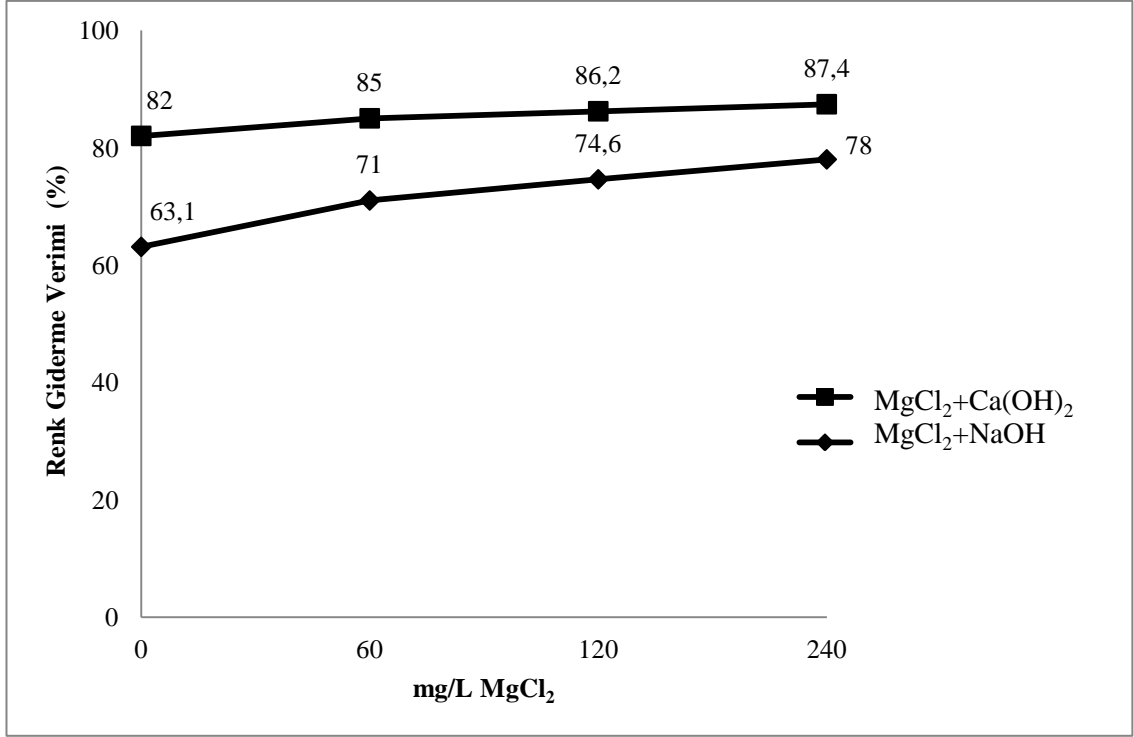
Şekil 4.2. Farklı pH değerlerinde Alum, FeCl₃, ve FeSO₄ için renk giderim verimleri (Alum, FeCl₃, FeSO₄ = 200 mg/L sabit)

Optimum pH'ın belirlenmesi çalışmalarında elde edilen sonuçlara göre, FeCl₃ ile koagülasyon da optimum pH 4,5, FeSO₄ ile koagülasyon prosesinde optimum pH 10,5 ve Alum ile koagülasyon prosesinde optimum pH 6 olarak bulunmuştur.

4.1.2. Koagülasyon prosesinde optimum koagülant dozunun belirlenmesi

Optimum pH değerinin belirlenmesi deneylerinin ardından tüm koagülantlar için en iyi renk giderimini sağlayan doz belirleme çalışmaları yapılmıştır.

Bu amaçla öncelikle MgCl₂ için farklı koagülasyon yardımcıları (pH'ı arttırmak için kullanılan Ca(OH)₂ ve NaOH) için belirlenmiş olan optimum pH değerleri pH=12,2'ye atıksu numunelerinin pH'ları ayarlanmış ve numunelerin içine 0-240 mg/L arasında değişen dozlarda MgCl₂ ilave edilmiştir. Renk gideriminde elde edilen verimler Şekil 4.3'de gösterilmektedir.

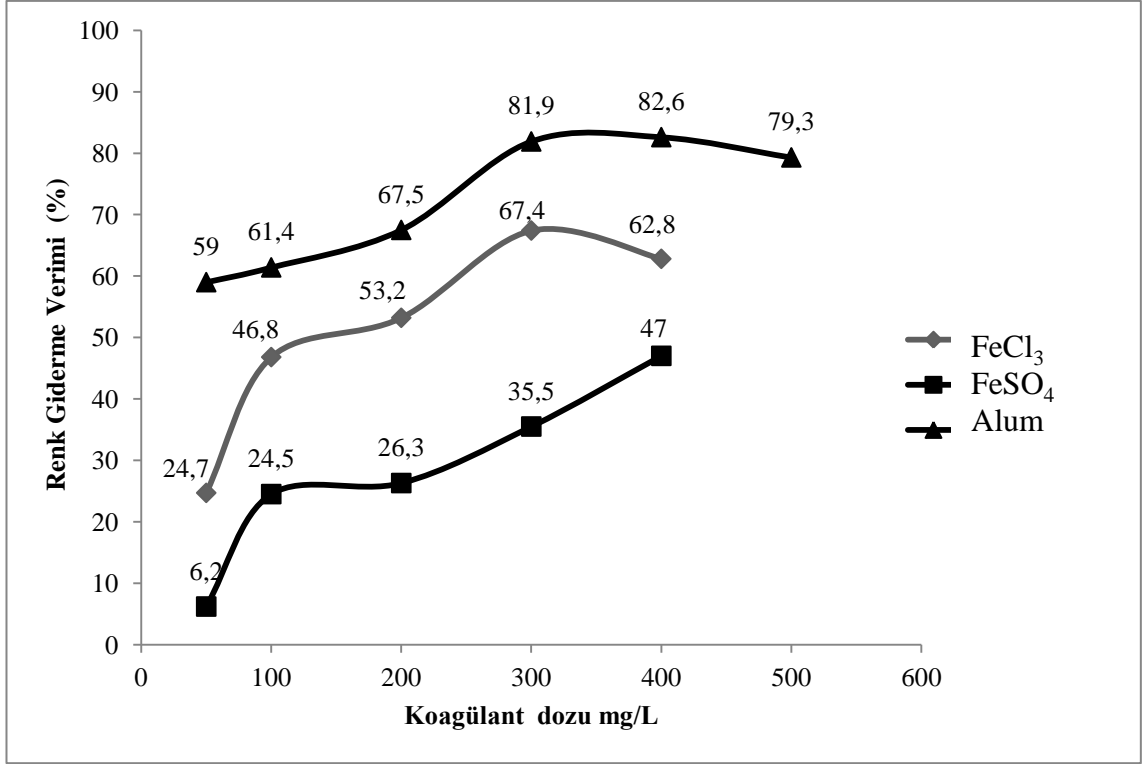


Şekil 4.3. Farklı MgCl₂ dozlarında renk giderim verimleri (pH = 12,2 sabit)

Şekil 4.3’de görüldüğü üzere yapılan koagülasyon deneyleri sonucunda renk giderim verimleri, sadece Ca(OH)₂ kullanıldığında %82, sadece NaOH kullanıldığında %63,1 olarak bulunmuştur. Aynı pH’ta Ca(OH)₂ ile birlikte MgCl₂ kullanıldığında 240 mg/L konsantrasyonunda %87,4, NaOH ile birlikte birlikte MgCl₂ kullanıldığında 240 mg/L konsantrasyonunda %78 oranında renk giderme verimi elde edilmiştir.

Optimum doz, en iyi renk giderme veriminin gerçekleştiği pH>12’yi Ca(OH)₂ ile sağlamak koşuluyla 240 mg/L MgCl₂ olarak belirlenmiştir.

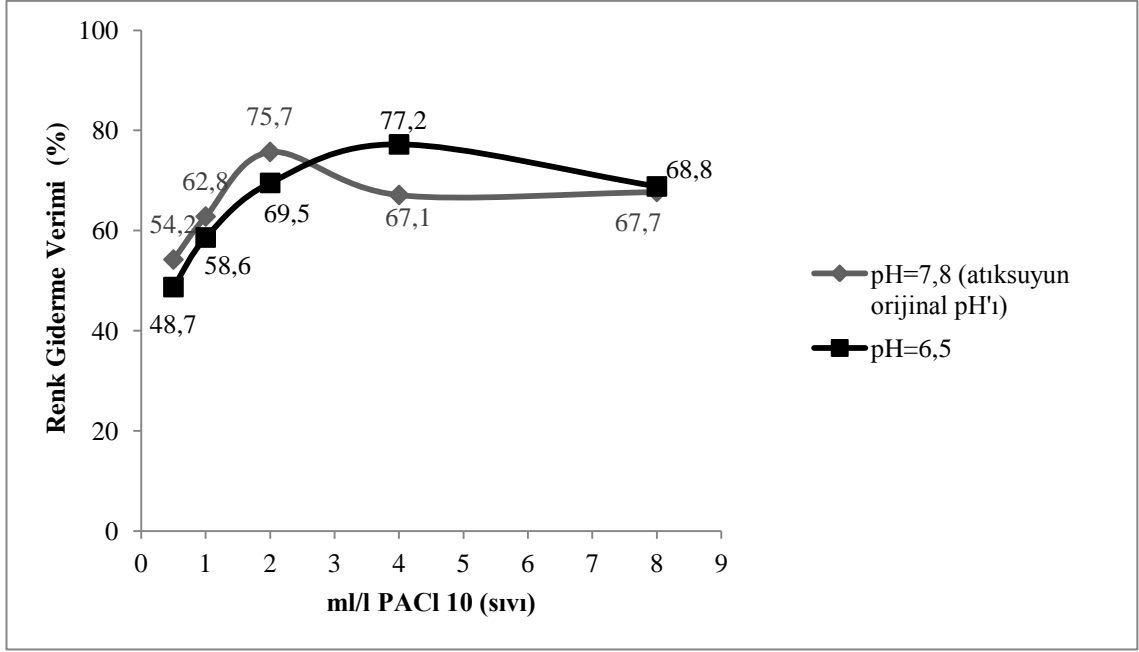
Alum, FeCl₃, ve FeSO₄ ile koagülasyon için belirlenen optimum pH’larda atıksu numuneleri hazırlanmış ve koagülantların değişen konsantrasyonları için koagülantlar eklenmiş ve elde edilen verimler Şekil 4.5’te verilmiştir.



Şekil 4.4. Farklı koagülant dozlarında renk giderimi (Alum için pH=6, FeSO₄ için pH=10,5 ve FeCl₃ için pH=4,5)

Şekil 4.4'te görüldüğü üzere farklı koagülant dozlarında elde edilen giderim verimleri, koagülant olarak FeCl₃ kullanıldığında 300 mg/L'de %67,4 olarak elde edilmiş, FeSO₄ kullanıldığında 400 mg/L 'de %47 giderim verimi elde edilmiş, alum de ise en yüksek renk giderimi 400 mg/L 'de %82,6 olarak gerçekleşmiştir.

PACl 10 (%10 oranında seyreltilmiş sıvı PACl) kullanılarak yapılan koagülasyon deneylerinde iki farklı pH değerinde (pH=6 ve pH=7,8 atıksuyun orijinal pH'ı) sıvı PACl 10'un farklı miktarları için renk giderim verimleri elde edilmiş ve Şekil 4.5'da gösterilmiştir.



Şekil 4.5. PACI 10'un farklı dozları için elde edilen renk giderimleri

Atıksudan renk gidermede kullanılan PACI 10 için iki farklı pH'ta elde edilen verilere bakıldığında pH 6,5'ta optimum doz 4ml/l olarak, pH 7,8'de ise 2ml/l olarak belirlenmiştir. Bu dozlarda elde edilen giderme verimleri se sırasıyla %77,2 ve %75,7'dir.

Bölüm 3'te daha önce özellikleri verilmiş olan ticari koagülantlarda ise renk giderme çalışmaları atıksuyun orijinal pH'ında yapılmıştır. Bu çalışmada belirlenen optimum dozlar elde edilecek maksimum verime göre değil, atıksuyun başlangıç renk değerini SKKY'nde (Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğinde Değişiklik Yapılmasına Dair Yönetmelik R.G. Tarihi: 24.4.2011 ve 27914 sayılı Resmi Gazete) belirlenmiş olan renk deşarj kriterlerine indirmeye yönelik olarak tespit edilmiştir. Bu amaçla ticari koagülantların 30 ppm'lik dozları üzerine denemeler yapılmıştır. Çizelge 4.1'de 30 ppm'lik koagülant dozuna karşılık gelen % renk giderim verimi verilmiştir. En yüksek giderim verimi 8 numaralı ticari koagülantla sağlanmıştır.

Çizelge 4.1. Kullanılan tüm ticari koagülantlar için sabit 30 ppm lik koagülant madde dozunda elde edilen verimler

Ticari Koag.	Ham su	1	2	3	4	5	6	7	8
Koag. Dozu (ppm)	-	30	30	30	30	30	30	30	30
Koag. Dozu (µl)	-	14.1	10.5	11.5	12.9	12.9	16.6	12.5	13.6
Poli elektl. (% 1)	-	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25
Renk (Pt-Co)	436.7	403.9	424.8	185.6	205.7	268.3	155.0	129.7	101.3
Verim (%)	-	7.5	2.7	57.5	52.9	38.6	64.5	70.3	76.8

Solmaz ve ark. (2004), büyük çoğunluğunu tekstil fabrikalarının oluşturduğu bir Organize Sanayi atıksuyunda yaptıkları çalışmada optimum koagülant dozlarını $FeCl_3$ için 1500 mg/L, $Fe_2(SO)_4$ için 750 mg/L ve $Al_2(SO)_4.18H_2O$ için 500 mg/L olarak bulmuşlardır. Bu dozajlarda elde edilen KOI giderim verimleri sırasıyla %56, %42 ve %54'tür.

Gao ve ark. (2007), $Ca(OH)_2$, NaOH ve $MgCl_2$ ile koagülasyon deneylerinde, $MgCl_2$ ile arıtma prosesinde optimum pH 12 olarak belirlenmiş ve hem reaktif hem de dispers boyalar için $MgCl_2/Ca(OH)_2$ prosesiyle, $Ca(OH)_2$, $Al_2(SO_4)_3$, PACl ve $FeSO_4/Ca(OH)_2$ koagülantlarından çok daha yüksek renk giderme verimi elde edildiği bildirilmiştir.

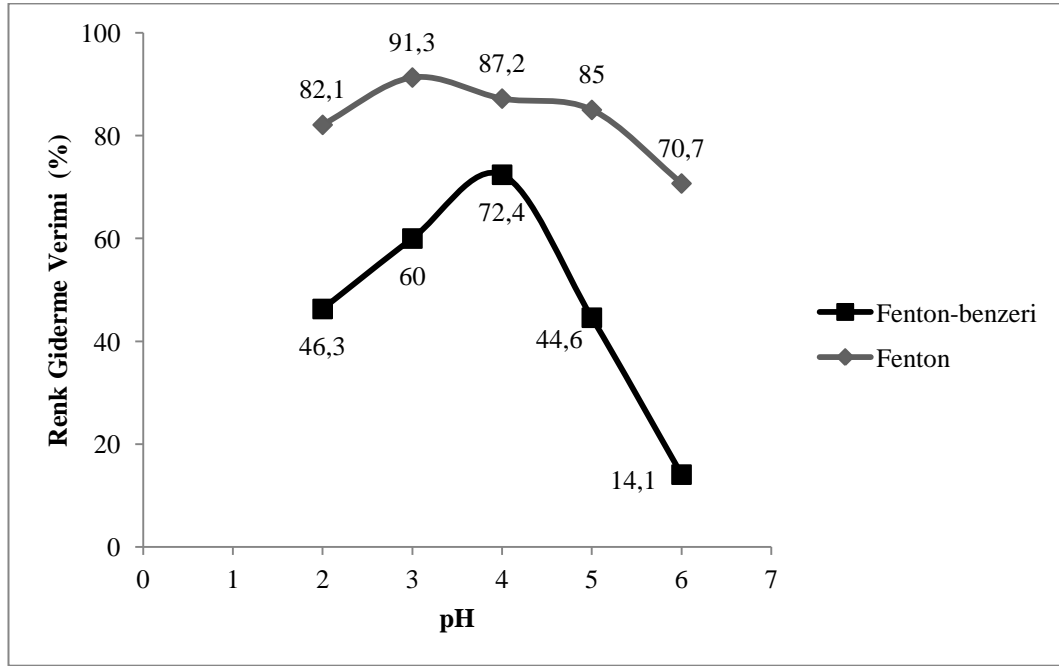
Çiner ve ark. (2003), tekstil atıksularının arıtılabilirliği üzerinde çalışmış ve optimum koagülant dozlarını 400 mg/L $FeCl_3$, 400 mg/L $Fe_2(SO)_4$ ve 400 mg/L $Al_2(SO)_4.18H_2O$ olarak bulmuşlardır. Bu dozlarda elde edilen KOI giderim verimleri %87, %75 ve %62'dir.

4.2. Fenton ve Fenton-benzeri Prosesi Deneyleri

Atıksudan renk gideriminde uygulanan Fenton ve Fenton-benzeri prosesleri için bu çalışma kapsamında öncelikle en iyi renk giderimini sağlayan pH belirlenmiş ardından bu pH'ta en uygun FeSO_4 ve FeCl_3 dozları belirlenmiş son olarak da en yüksek verimi sağlayan H_2O_2 dozu saptanmıştır.

4.2.1. Fenton ve Fenton-benzeri proseslerinde optimum pH'ın belirlenmesi

Fenton ve Fenton-benzeri proseslerde optimum pH'ın belirlenmesi amacıyla atıksu numunelerinin pH'ları 3 ila 6 arasına ayarlanmış ve elde edilen sonuçlar Şekil 4.6.'da gösterilmiştir.

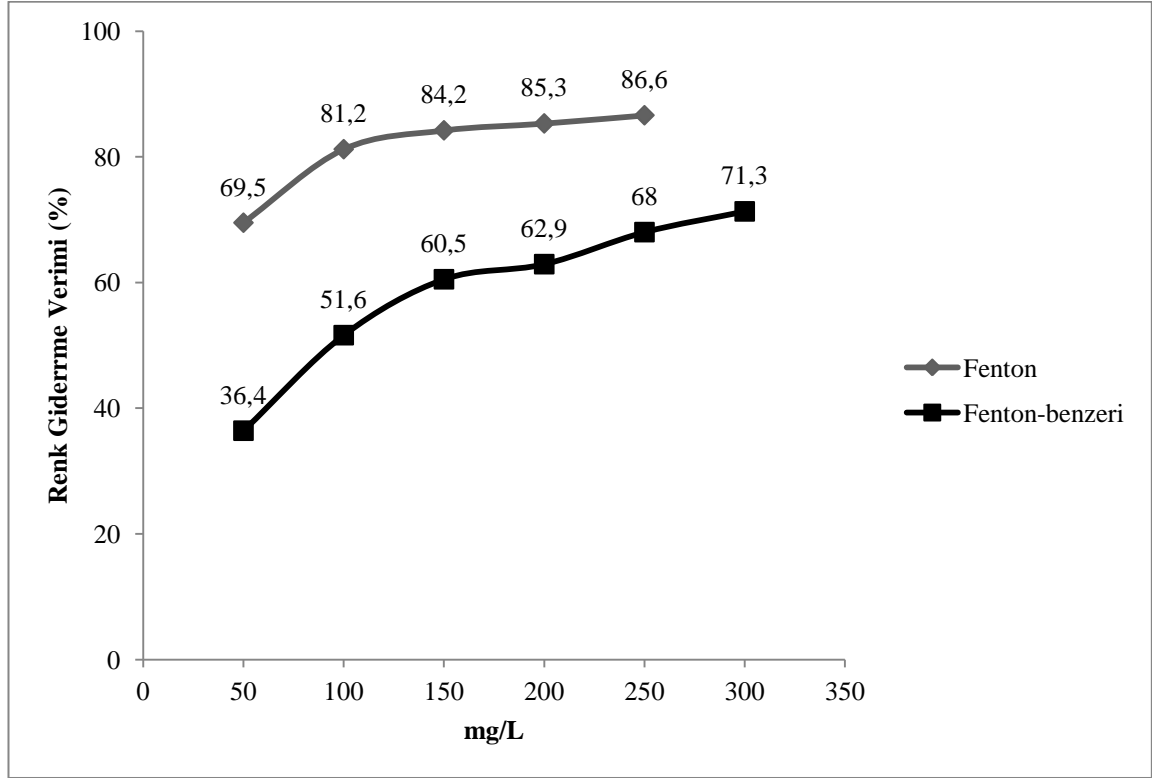


Şekil 4.6. Fenton ve Fenton-benzeri prosesinde pH'a karşılık renk giderimi (Fenton prosesi için $\text{FeSO}_4 = 200\text{mg/L}$ ve $\text{H}_2\text{O}_2 = 100\text{ mg/L}$ sabit, Fenton-benzeri prosesinde $\text{FeCl}_3 = 100\text{mg/L}$ ve $\text{H}_2\text{O}_2 = 100\text{ mg/L}$ sabit)

Fenton prosesi için yapılan deneyler sonucunda optimum pH 3 olarak bulunurken, Fenton-benzeri prosesinde optimum pH yaklaşık 4 olarak tespit edilmiştir.

4.2.2. Fenton ve Fenton-benzeri proseslerinde uygun FeSO_4 ve FeCl_3 dozunun belirlenmesi

Optimum pH değerleri belirlendikten sonra Fenton ve Fenton-benzeri prosesleri için H_2O_2 dozunun sabit tutulmasıyla en iyi renk giderim verimini sağlayan FeSO_4 ve uygun FeCl_3 dozları belirlenmiş ve Şekil 4.7.'de gösterilmiştir.

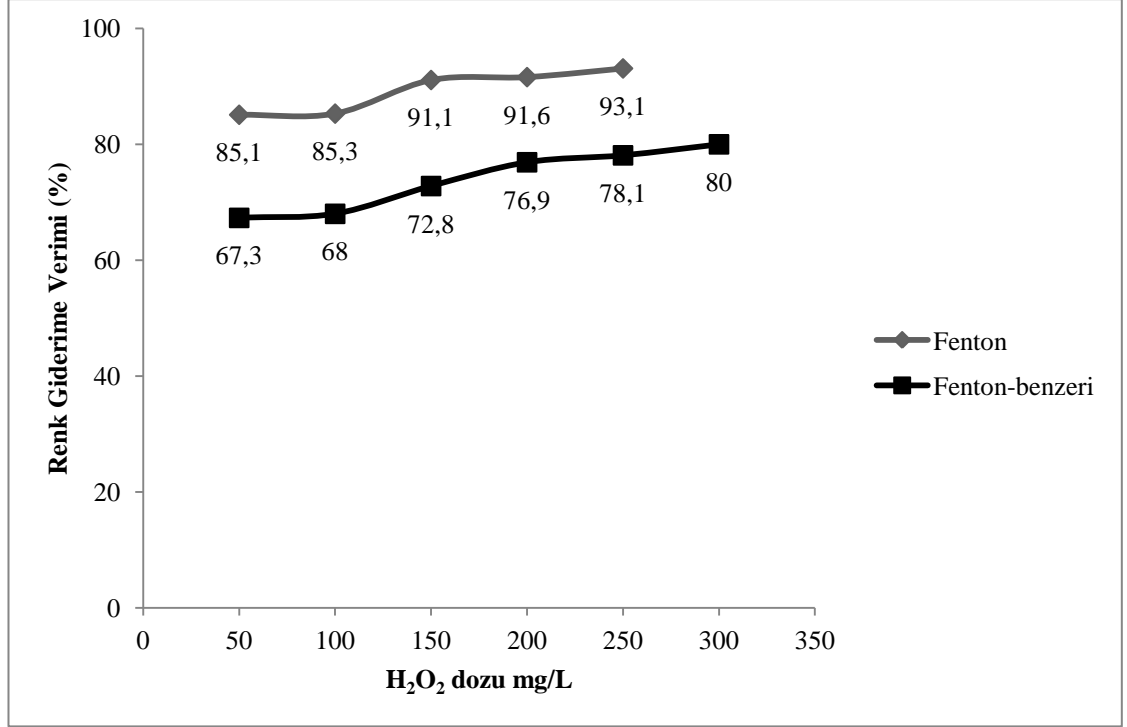


Şekil 4.7. Fenton ve Fenton benzeri prosesinde değişen koagülant dozlarına göre renk giderme verimi ($\text{H}_2\text{O}_2=100$ mg/L sabit, Fenton için pH=3 ve Fenton-benzeri için pH=4)

Şekil 4.7.'de, değişen koagülant dozlarına karşılık Fenton prosesinde en iyi renk giderimi 250 mg/L FeSO_4 kullanıldığında %86,6, Fenton-benzeri prosesinde ise en yüksek renk giderme verimi 300 mg/L FeCl_3 kullanıldığında %71,3 olarak bulunmuştur.

4.2.3. Fenton ve Fenton-benzeri proseslerinde uygun H₂O₂ dozunun belirlenmesi

En uygun koagülant dozu belirlendikten sonra deneysel çalışmalar en iyi giderimi sağlayan H₂O₂ dozunun elde edilmesi yönünde devam etmiştir. Elde edilen sonuçla ise Şekil 4.8.'de verilmiştir.



Şekil 4.8. Fenton ve Fenton benzeri prosesinde değişen H₂O₂ dozunda renk giderme verimi (Fenton prosesi için FeSO₄ =200mg/L sabit, Fenton-benzeri prosesinde FeCl₃ =250 mg/L sabit)

Fenton prosesinde yapılan çalışmalar sonucu elde edilen optimum değerler şöyledir; pH=3, FeSO₄ =200 mg/L ve H₂O₂=250 mg/L. Fenton-benzeri prosesi için elde edilen optimum çalışma sonuçları ise; pH≈4, FeCl₃=250mg/L ve H₂O₂=300 mg/L'dir.

Kang ve ark. (2002), polivinil alkol ve R94H reaktif boya karışımından elde ettikleri sentetik tekstil atıksuyundan renk ve KOİ giderimi için Fenton proses, Fenton benzeri proses ile +2 ve +3 değerlikli demir ile koagülasyon yöntemini karşılaştırmışlar ve renk giderimi büyüklüğünün Fenton proses>Fenton benzeri proses>Fe³⁺ ile koagülasyon>Fe²⁺ ile koagülasyon olduğunu belirtmişlerdir.

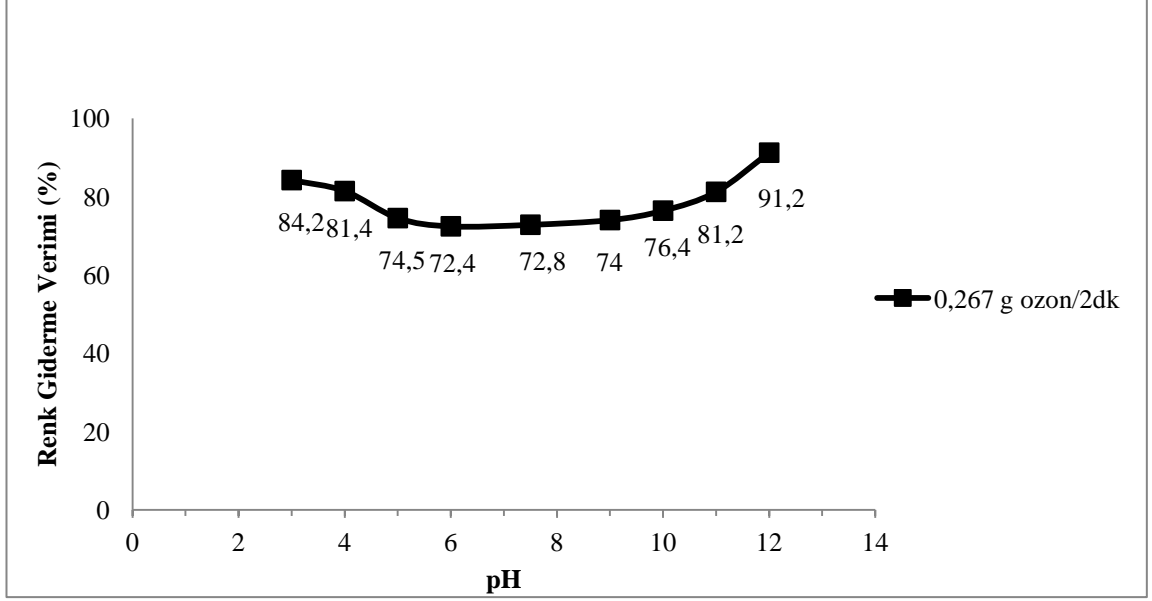
Gürtekin ve Şekerdağ (2008) yaptıkları çalışmada, Fenton proses ile renk gideriminde, pH, sıcaklık, reaktiflerin konsantrasyonu (Fe^{2+} ve H_2O_2), atıksu bileşenleri ve Fenton-benzeri prosesler gibi faktörlerin etkileri incelemiştir. Fenton proses ile diğer ileri oksidasyon yöntemlerine göre daha yüksek renk giderim verimleri elde edildiği ve Fenton prosesin düşük maliyeti, reaktiflerin (Fe^{2+} ve H_2O_2) toksik olmaması, homojen katalitik yapısından dolayı kütle sınırlamasının olmaması, teknolojinin basit olması gibi avantajlarından dolayı tekstil atıksularından renk gideriminde oldukça cazip bir öneme sahip olduğu sonucuna varmışlardır.

4.3. Ozonlama Deneyleri

Ozonlama deneyleri gerçekleştirilirken, önce optimum giderim verimlerinin elde edildiği pH değeri belirlenmiş, daha sonra belirlenen pH değerinde optimum temas süresinin belirlenmesi gerçekleştirilmiştir.

4.3.1. Ozonlama prosesinde uygun pH'ın belirlenmesi

Ozonlama prosesinde optimum pH değerinin belirlenmesi amacıyla 500 ml' lik atıksu numunelerinin pH değeri 3-12 aralığında getirilmiş ve 0,267 gr $O_3/2$ dak ozon dozunda 2 dakika süre ile atıksu numuneleri ozonlama işlemine tabi tutulmuştur. Ozonlama çalışmalarında pH değerlerine karşılık oluşan renk giderim verimleri Şekil 4.9.'da gösterilmektedir.

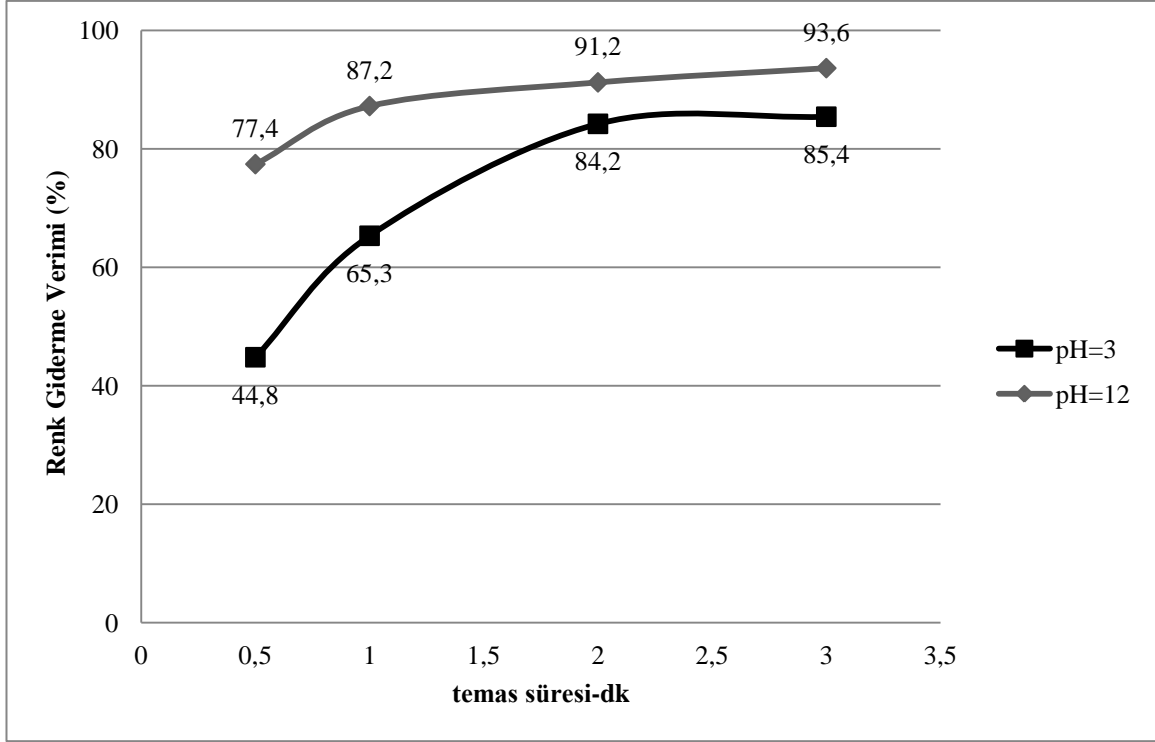


Şekil 4.9. Farklı pH değerlerinde ozonlama prosesi için sabit ozon dozu ve temas süresinde % renk giderim verimleri (0,267 g O₃/2dk sabit)

Şekil 4.9'da grafikte görüldüğü üzere atıksu numunesi için en iyi giderim verimleri pH 3 ve pH 12 'de gerçekleşmiştir. Bu pH' larda giderim verimleri sırasıyla %84,2 ve %91,2 dir. Hem alkali hem de asidik şartlarda yüksek giderim verimleri elde edildiğinden optimum pH' lar belirlendikten sonra her iki durum için de optimum doz belirleme çalışmalarına geçilmiştir.

4.3.2. Ozonlama deneylerinde uygun temas süresinin belirlenmesi

Ozonlama deneylerinde optimum temas süresi belirlenirken 8 g O₃/sa sabit ozon dozunda, toplamda 3 dakika ozonlama yapılmış ve 30 saniye, 1,2 ve 3 dakika sürelerinde atıksuda renkte meydana gelen değişimler tespit edilmiştir. Deneyler sonucunda elde edilen renk giderim verimleri Şekil 4.10.'da verilmiştir.



Şekil 4.10. pH=3 ve pH=12 ‘de ozonlama prosesi için optimum temas sürelerinin belirlenmesi

Şekil 4.10’de görüldüğü üzere pH 3’te elde edilen en yüksek giderim verimi % 85,4 iken, pH 12 ‘de elde edilen en yüksek renk giderme verimi % 93,6 ‘dır.

Ozonlama çalışmalarında renk giderimi için, optimum temas süreleri pH 3 ve pH 12 ‘de 3 dakika olarak belirlenmiştir.

Sarayu ve ark. (2007), farklı grupları içeren farklı yapılara sahip 8 adet ticari reaktif Azo boyalarının parçanabilirliğini ozonlama ile yarı kesikli bir reaktörde araştırmışlardır. Çalışma sonuçları, bu boyaların renk ve KOİ gideriminin pH=10’ da etkili olduğunu göstermiştir. Renk gideriminde farklı boyalar, farklı ozonlama zamanlarına gereksinim duymuştur. Boyaların renk giderim oranı %95-99 olsa bile, KOİ giderimi farklı boyalar için çok değişken olmuştur. Bu durumun ortaya çıkmasında boya yapılarının karmaşıklığıönemli rol oynamıştır. Ozonlama esnasında klorür, nitrat ve sülfat açığa çıkarılarak, boya gruplarının moleküler parçalanması ve oksidasyonu gerçekleştirilmiştir. BOİ₅/KOİ oranının ölçülmesiyle, ozonlamadan sonra biyolojik parçalanmada artış gözlenmiştir. Çalışma sonucunda birinci derece kinetiklerine uygun

olan ozonlama işleminin, boya içeren atıksuların arıtımında uygulanabilir bir teknik olduğu ortaya konmuştur.

Baban ve ark. (2003) yünlü tekstil endüstrisi atıksularını ozonlama işleme tabi tutmuşlardır. 18.5 mg/L ozon dozunda 30 dakikalık ozonlama işleminde ham atıksu KOI'sinde %20, biyolojik olarak arıtılmış atıksu KOI'sinde ise %30 giderim verimi elde etmişlerdir.

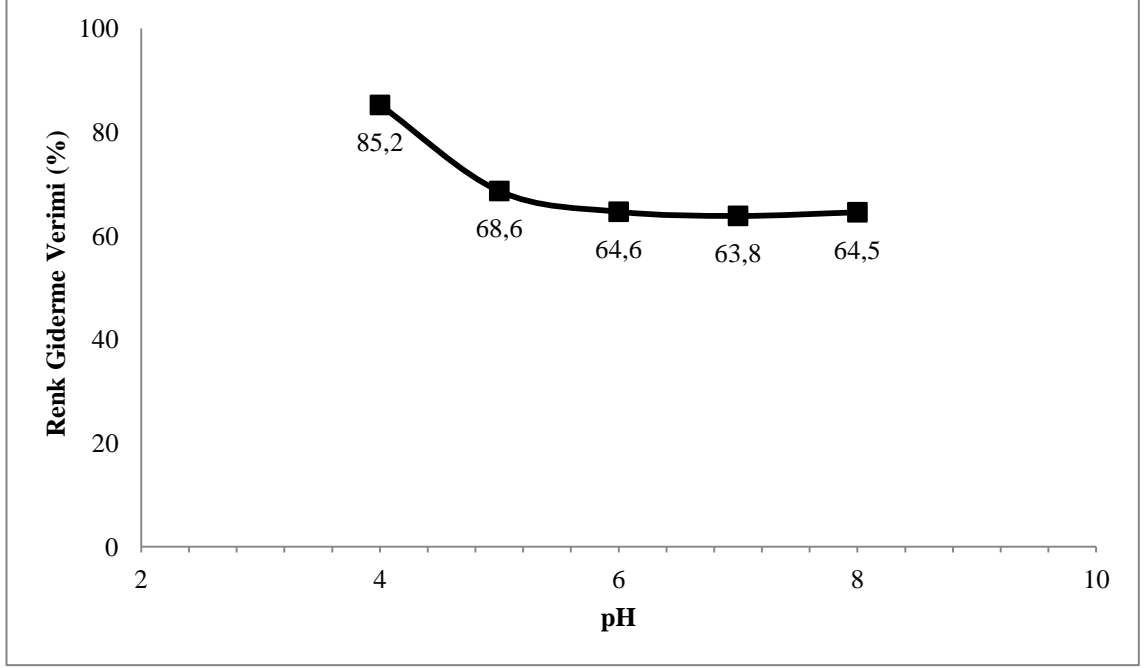
Neamtu ve ark. (2004) disperse red 354 azo boyarmadde üzerinde gerçekleştirdikleri çalışmada pH= 4.7'de 8,2 mg/L ozon dozunda 30 dakikalık ozonlama sonucunda renkte %29,3 ve KOI'de %14'lük giderim verimi elde etmişlerdir.

4.4. Adsorpsiyon Deneyleri

Adsorpsiyon deneylerinde her iki adsorbant için de öncelikle optimum pH değerleri belirlenmiş, daha sonra PAC ile yapılan deneylerin ilk aşamasında optimum adsorbant dozu bulunmuş, ikinci aşama PAC ve GAC deneylerinde ise başlangıç renk değerleri farklı olan örnekler için en iyi renk giderim verimini sağlayan temas süreleri belirlenmiştir.

4.4.1. Adsorpsiyon deneylerinde optimum pH'ın belirlenmesi

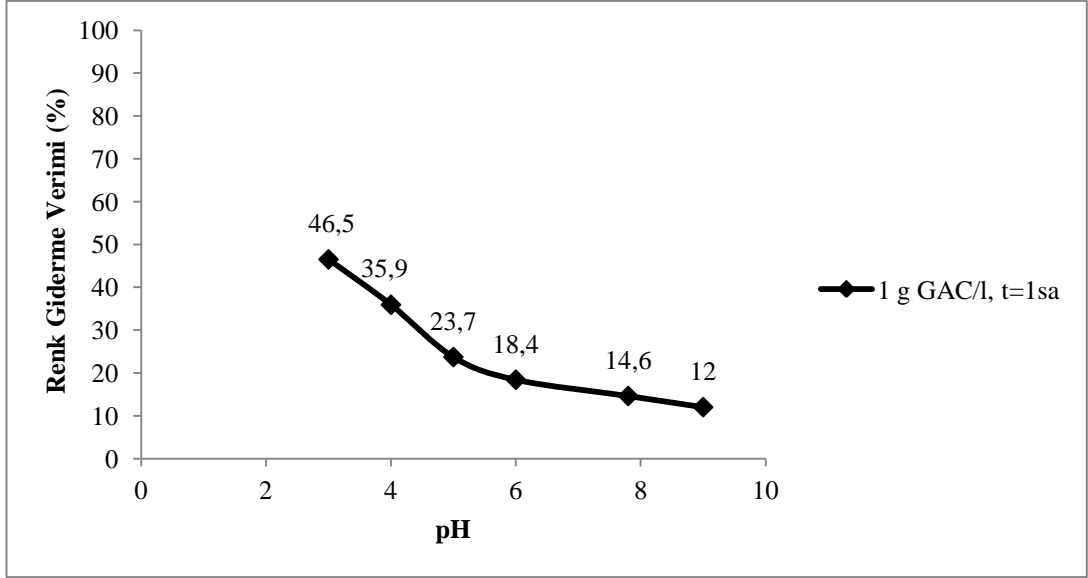
PAC ile gerçekleştirilen adsorpsiyon deneylerinde optimum pH'ı belirlemek amacıyla öncelikle atıksuyun pH'ı 2 ila 8 arasına ayarlanmıştır. Deneyler atıksu numuneleri için 1 saatlik temas süresinde, her bir behere 1 gram/l PAC eklenerek gerçekleştirilmiştir. Adsorpsiyon deneylerinde seçilen pH değerlerine karşılık gelen giderim verimleri Şekil 4.11'de verilmiştir.



Şekil 4.11. Sabit adsorbant miktarı (2 g/l PAC) ve temas süresinde (t=1 saat) pH bağlı olarak renk giderim verimleri

Gerçekleştiren deneyler sonucu Şekil 4.11’de de gösterildiği üzere PAC ile adsorpsiyon deneylerinde optimum pH, pH=4 olarak belirlenmiş, daha sonra en uygun PAC dozunun ve temas süresinin belirlenmesi çalışmalarına geçilmiştir.

GAC ile adsorpsiyon deneylerinde suyun pH’ı 3 ile 9 arasında ayarlanmış ve her bir behere 1 g/l olacak şekilde adsorbant eklenmiştir. Elde edilen sonuçlar Şekil 2.12 ‘de verilmiştir.

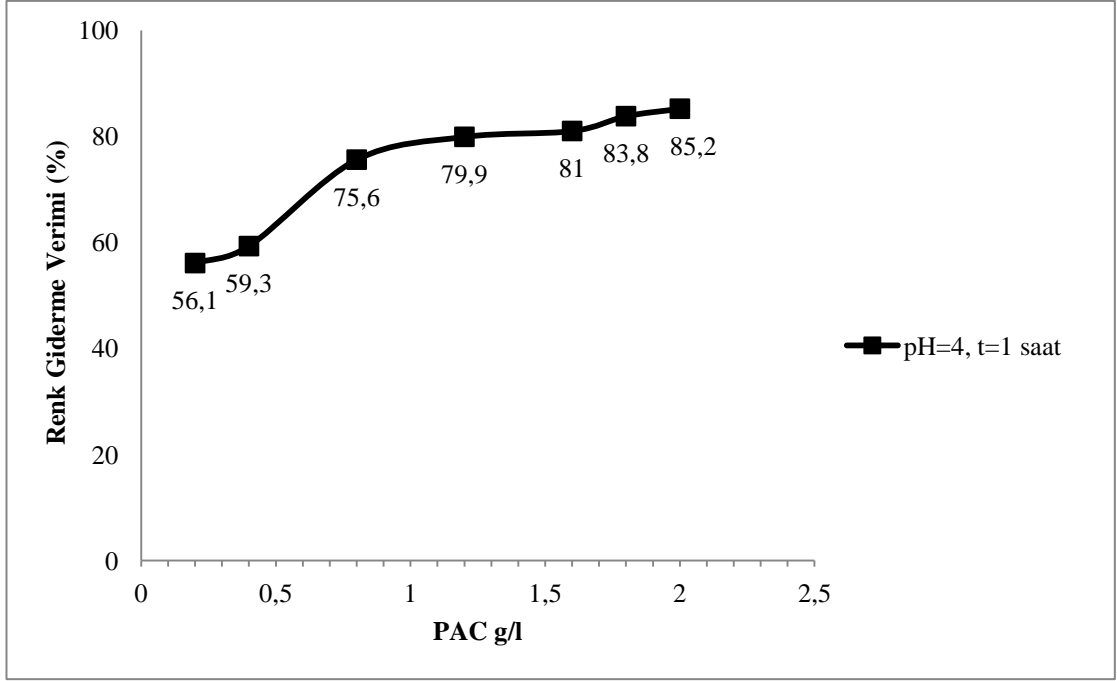


Şekil 4.12. Sabit adsorbant miktarı (1 g/l GAC) ve temas süresinde (t=1 saat) pH bağlı olarak renk giderim verimleri

GAC ile yapılan deneylerde Şekil 4.12’de de görüldüğü üzere optimum pH 3 olarak belirlenmiştir.

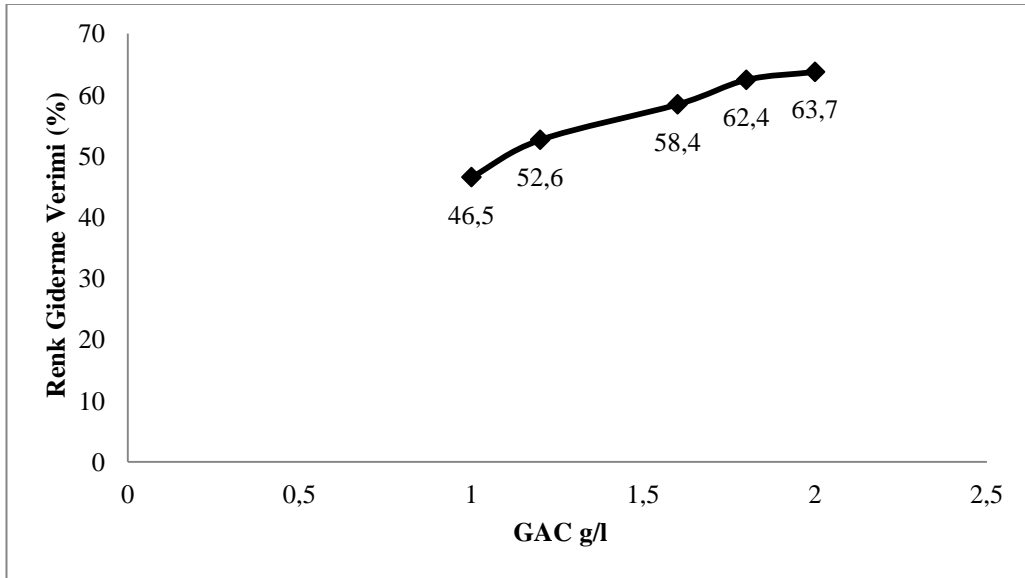
4.4.2. Adsorpsiyon deneylerinde optimum adsorbant dozunun belirlenmesi

PAC ile adsorpsiyon deneylerinde optimum pH 4 olarak belirlendikten sonra, 500 ml’lik beherlerde 0,2-2 g/l olacak şekilde (pH=4 her beherde sabit) PAC ilavesi yapılmış ve en iyi renk giderimini sağlayan adsorbant dozu belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlar ise Şekil 4.13.’te verilmiştir. GAC kullanılarak yapılan deneylerde 1-2 g/l arasında olacak şekilde dozlanmış pH 3’te sabit tutulmuş ve elde edilen sonuçlar Şekil 4.14 ‘te verilmiştir.



Şekil 4.13. Sabit pH ve temas süresinde PAC dozunun renk giderimine etkisi

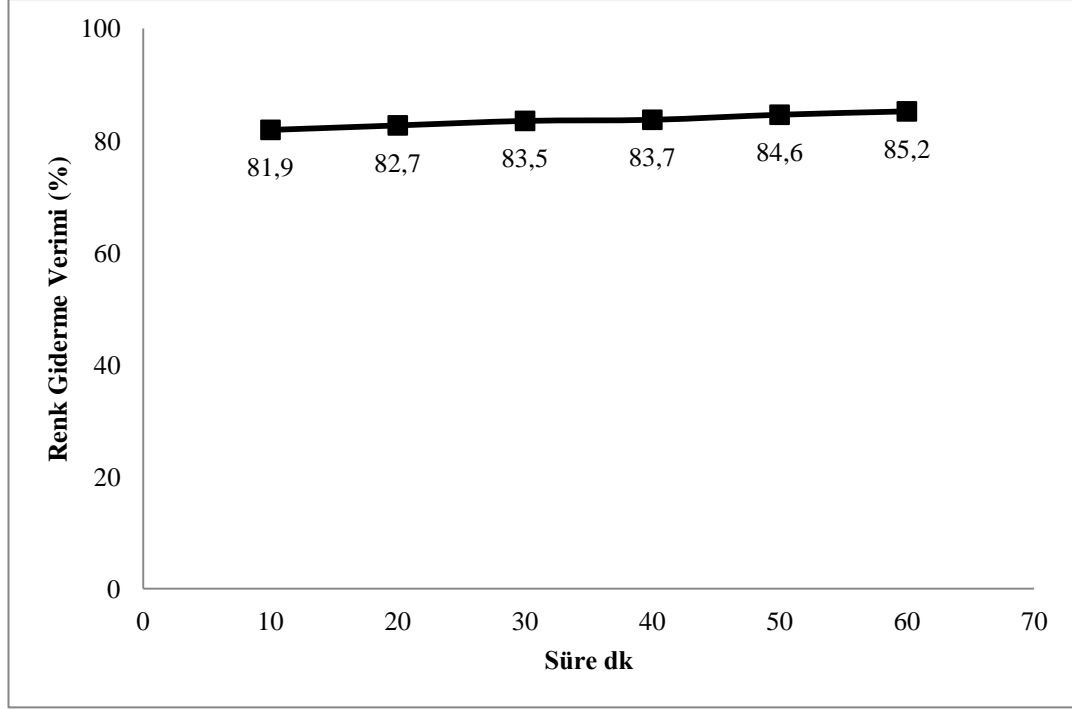
Şekil 4.13 ve Şekil 4.14'te görüldüğü üzere artan PAC ve GAC dozuyla birlikte renk giderme verimleri de artmaktadır. En yüksek giderim verimi 2 g/l PAC dozunda %85,2 ve 2 g/l GAC dozunda %63,7'dir.



Şekil 4.14. Sabit pH ve temas süresinde GAC dozunun renk giderimine etkisi

4.4.3. Adsorpsiyon deneylerinde optimum temas sürelerinin belirlenmesi

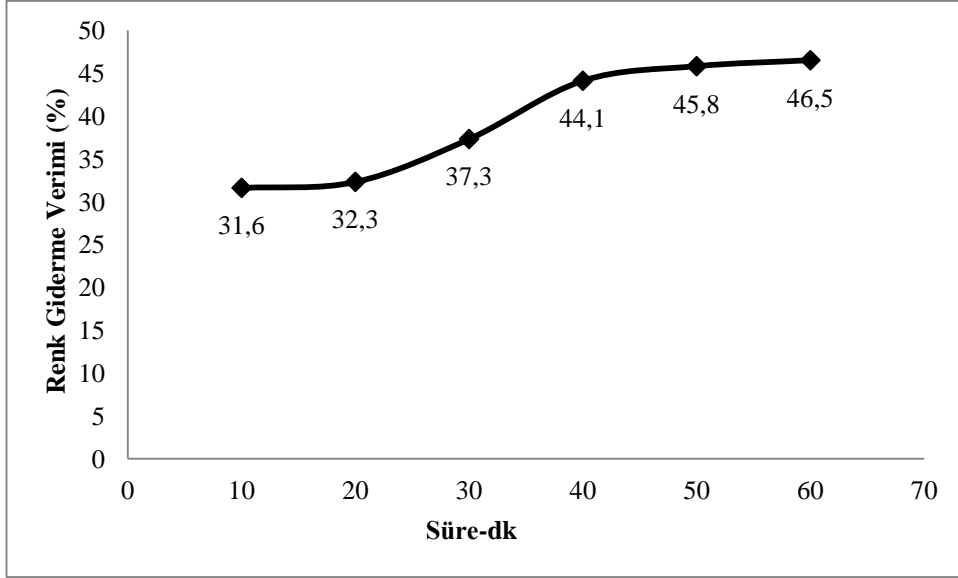
Adsorpsiyon deneylerinde optimum pH'lar belirlendikten sonra en iyi renk giderim veriminin gerçekleştiği deney sürelerinin belirlenmesi amacıyla 10-60 dakika arasında çalışmalar gerçekleştirilmiş ve elde edilen sonuçlar Şekil 4.15'te verilmiştir.



Şekil 4.15. Sabit PAC dozu ve pH'ta renk gideriminin temas süresiyle değişimi

Şekil 4.15'te de görüldüğü üzere sabit pH ve PAC dozunda artan temas sürelerine karşılık renk giderim verimi de artmıştır. Optimum renk giderim verimi pH=4, PAC miktarı 2 g/l ve temas süresinin 60 dakika olduğu şartlarda gerçekleşmiştir.

Benzer şekilde deneyler pH 3'te 1g/l GAC için de gerçekleştirilmiş ve elde edilen sonuçlar Şekil 4.16'da verilmiştir.



Şekil. 4.16. Sabit GAC dozu ve pH'ta renk gideriminin temas süresiyle değişimi

1g/l GAC dozunda Şekil 4.16'da verildiği üzere en iyi renk giderimi 60 dakikalık sürede gerçekleşmiştir.

Hassani ve ark. (2008) tarafından gerçekleştirilen çalışmada GAC adsorpsiyonu ile dispers kırmızı boya giderilememiş, asit kırmızı, direkt kırmızı ve reaktif kırmızı boya'nın 5 mg/L konsantrasyonları GAC ile %90, %88 ve %43 oranında sırasıyla 30, 60 ve 120 dakikada giderilmiştir.

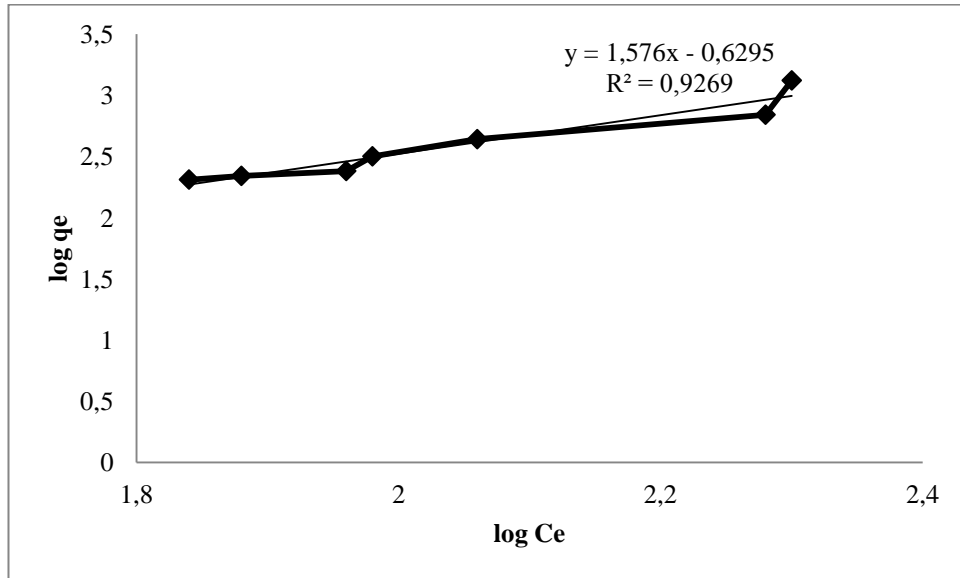
Çelebi (2006), buğday nişastası bazlı glikoz şurupları, sıvılaştırma işleminin renk oluşumu üzerindeki etkisini incelemek ve farklı miktarda (0.25-1%) ve türdeki (ticari, NORIT; ve Kimya Mühendisliği Bölümü'nde üretilmiş olan; fındık çotanağı, kayısı çekirdeği, fındık kabuğu bazlı) renk giderimi sağlamak amacıyla aktif karbon kullanmış, glikoz şuruplarının % dönüşüm değerinin ve renk düzeyinin artan sıvılaştırma zamanı ile arttığı gözlemlemiştir. Aktif karbon performansları karşılaştırıldığında, fındık çotanağı bazlı olanın NORIT kadar iyi olduğu, buna karşılık fındık kabuğu ve kayısı çekirdeği bazlı aktif karbonlar birbirine yakın, ancak NORIT ve fındık çotanağı bazlı aktif karbondan biraz daha düşük bir performans sergiledikleri görülmüştür.

4.4.4. Adsorpsiyon izotermelerinin belirlenmesi

Freundlich eşitliği, genellikle atıksu arıtımında toz aktif karbon kullanılan kolonlarda uygun sonuçlar vermektedir (Kestioğlu 2011). PAC için Freundlich izotermi çalışması için kullanılan veriler Çizelge 4.2’de, GAC için Langmuir izotermi çalışması için kullanılan verileri ise Çizelge 4.3’de verilmiştir. Oluşturulan grafikler ise Şekil 4.17 ve 4.18’de gösterilmektedir.

Çizelge 4.2. PAC adsorbantı için Freundlich denkleminde kullanılan veriler

C_0 (mg/L)	C_e (mg/L)	w (g/l)	q_e	$\log q_e$	$\log C_e$
474,0	207,9	0,2	1330,5	3,12	2,3
474,0	193,0	0,4	702,5	2,84	2,28
474,0	115,5	0,8	434,7	2,64	2,06
474,0	95,4	1,2	315,5	2,5	1,98
474,0	90,2	1,6	239,9	2,38	1,96
474,0	76,7	1,8	220,7	2,34	1,88
474,0	70,0	2	202	2,31	1,84



Şekil 4.17. Freundlich izoterm grafiği

$$y = 1,576x - 0,6295$$

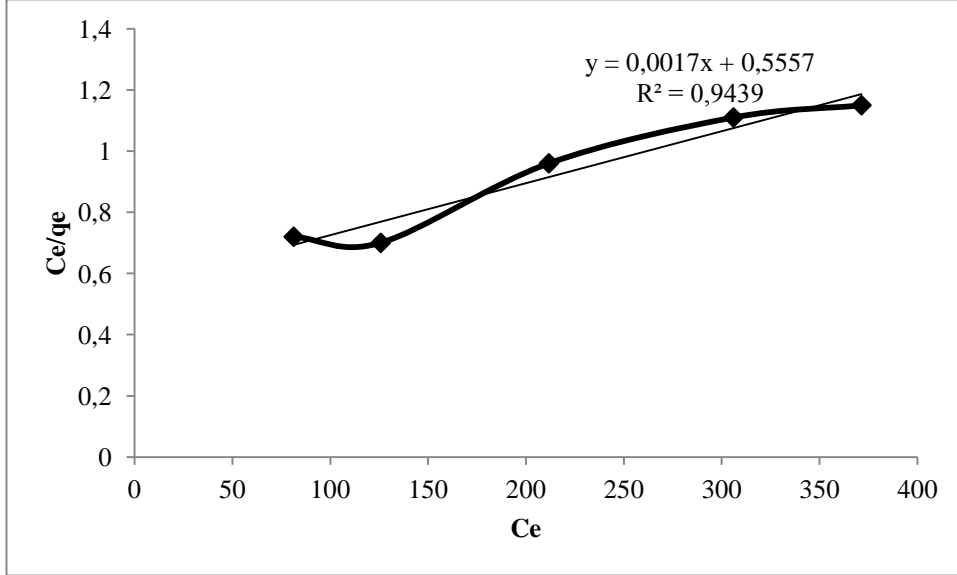
$$\log q_e = \log K + (1/n) \log C$$

$$n = 0,63$$

$$K = 0,23 \text{ (mg Pt-Co /g)(l/mg)}$$

Çizelge 4.3. GAC adsorbantı için Langmuir denklemi verileri

C_0 (mg/L)	C_e (mg/L)	w (g/l)	q_e	C_e/q_e
694,4	371,4	1	323	1,15
581,0	306,0	1	275	1,11
430,7	211,7	1	219	0,96
304,5	125,8	1	178,7	0,70
194,1	81,3	1	112,8	0,72



Şekil 4.18. Langmuir izoterm grafiği

$$1/q_e = 1/Q_0 + (1/b \cdot Q_0) \cdot (1/C_e)$$

$$y = 0,0017x + 0,5557$$

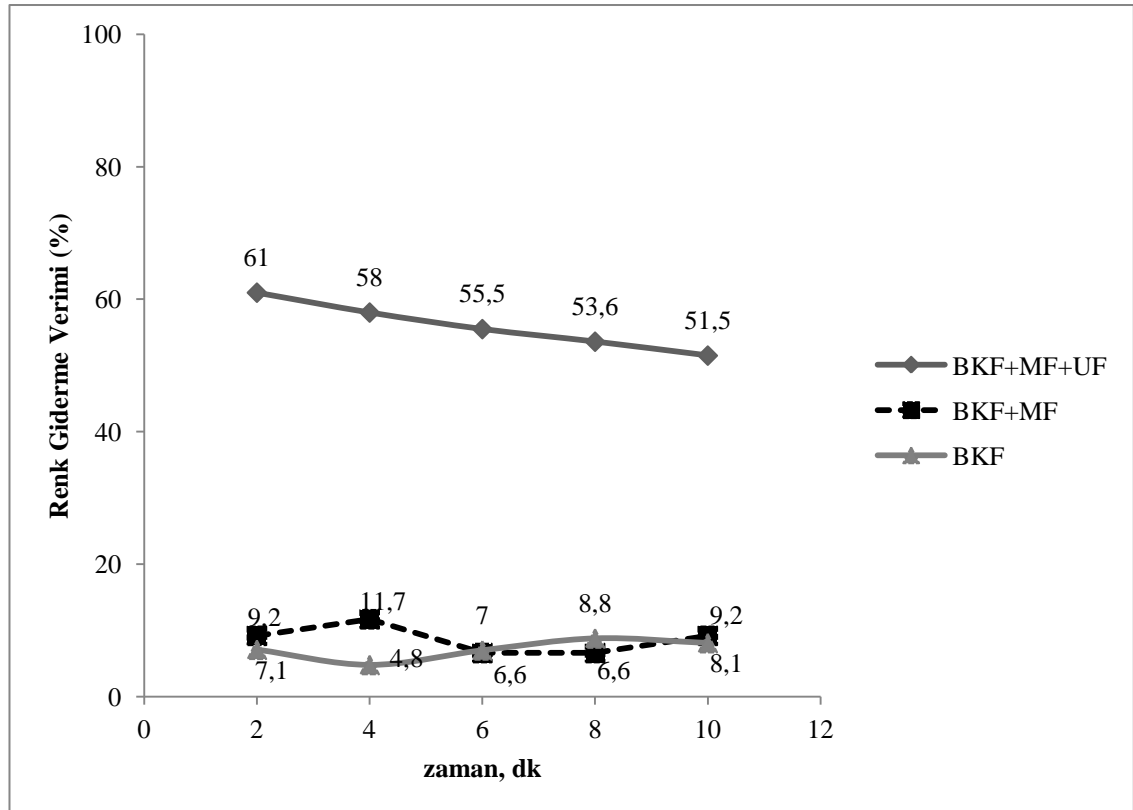
$$Q_0 = 588,2 \text{ mg Pt/g GAC}$$

$$B = 0,0031$$

4.5. Membran Prosesi Deneyleri

Membran filtrasyonu ile renk giderimi için pilot ölçekte basınçlı kum filtresi (BKF), mikrofiltrasyon (MF) ve ultrafiltrasyon (UF) üniteleri kullanılmış ve bu sistemlerde renk gideriminde zamana karşı gerçekleşen değişim belirlenmiştir.

Yalnızca BKF' den geçirilen, BKF+MF' den oluşan sistemden geçirilen ve BKF+MF+UF' tan oluşan membran sisteminden geçirilen atıksu için elde edilen renk giderme sonuçları Şekil 4.19' da verilmiştir.



Şekil 4.19. Membran prosesi uygulamalarında zamana karşı renk giderme verimleri

Şekil 4.19 'da görüldüğü gibi en yüksek renk giderimi BKF+MF+UF sisteminde ve 2 dakikalık sürede elde edilmiştir. UF'un kullanılmadığı durumlarda ise BKF+MF ve BKF ile renk gidermede renk giderim verimleri yaklaşık olarak aynı ve çok düşük seviyelerdedir. BKF+MF için en yüksek renk giderme verimi %11,7 iken, BKF için en yüksek renk giderme verimi %8,8'dir.

Kaleli (2006) tarafından, ilaç ve tekstil endüstrisi atıksularıyla yapılan iki çalışmada da en yüksek giderim verimleri MF + NF kombinasyonu ile elde edilmiştir. İlaç endüstrisi atıksuyunda 436 nm, 525 nm ve 620 nm'de ölçülen RES parametresine göre girişte sırasıyla 10 m⁻¹, 2 m⁻¹, 0,4 m⁻¹ olan değerler süzüntüde 1,3 m⁻¹, 0,3 m⁻¹ ve 0 değerlerine; ayrıca girişte sırasıyla 678 mg/L ve 293 mg/L olan KOİ ve AKM değerleri, süzüntüde 48 mg/L ve 11 mg/L'ye düşürülmüştür. Tekstil endüstrisi atıksuyunda yukarıdaki RES dalga boylarında 25 m⁻¹, 25,6 m⁻¹ ve 9,2 m⁻¹ olarak ölçülen değerler, süzüntüde 1 m⁻¹, 0,8 m⁻¹ ve 0,1 m⁻¹'e; girişte sırasıyla 180 mg/L ve 157 mg/L olan KOİ ve AKM değerleri ise süzüntüde 72 mg/L ve 60 mg/L'ye düşürülmüştür. İlaç endüstrisi atıksuyuyla yapılan deneyler sonucunda MF membranının tek başına kullanımı durumunda bile rengin yüksek oranda giderildiği ve RES parametresinde Avrupa Normunda belirtilen limitlerin altına inilebildiği ortaya çıkmıştır.

Zheng ve ark. (2013), biyolojik olarak arıtılmış tekstil atıksuyu çıkışında hollow fiber nanofiltrasyon membranı kullanarak gerçekleştirdikleri çalışmada 0,8 bar TMP ve 4,0 VCF şartlarında, 5,15 l/m².h akısında %99,3 renk giderimi ve %91,5 KOI giderimi sağlamışlardır.

Lopes ve ark. (2005), nanofiltrasyonu tekstil endüstrisi atıksuyundan renk ve KOI giderimi için araştırmış, üç değişik tipte membran kullanmış, renk alıkonma verimleri yaklaşık %99 civarında bulunmuştur. Proses atıksuların geri kullanımında verimli bulunmuştur.

4.6. Renk Giderme Yöntemlerinin Arıtma Maliyeti Yönünden Karşılaştırılması

Arıtma maliyetleri hesaplanırken 1000 m³/G'lük atıksu debisi dikkate alınmış, öncelikle tüm prosesler için sarfedilen kimyasalların maliyetleri belirlenmiş ve elde edilen sonuçlar Çizelge 4.4.'te verilmiştir.

Çizelge 4.4. Renk giderme çalışmaları sonucunda bulunan optimum şartlar, giderme verimleri, kimyasal madde maliyetleri ve deşarj standartlarını sağlayan koşullar

Renk Giderme Yöntemi	Kimyasal Madde Cinsi-Proses Özelliği	Kimyasal Madde Dozu	pH	Giriş Renk değeri (Pt-Co)	Çıkış Renk değeri (Pt-Co)	Giderim Verimi (%)	Toplam Kimyasal Madde Maliyeti (1000 m ³ /G)	Deşarj Standardına (260 Pt-Co) İndiren Doz
Kimyasal Arıtma								
Kireç	Ca(OH) ₂ , (% 10)	% 10 luk kireç, 19ml/l	12,2	373,7	67,2	82	1900kg/G kireç= 304 TL 355,6 L/G asit= 230,8 TL Toplam=534,8TL/G	pH=11,2' de (4,5ml sarfiyatla) renk=202,4Pt-Co, %46 giderim
	H ₂ SO ₄ , 1M (nötralizasyon)	6,4ml/l						
NaOH	NaOH, 1M	18,6ml/l	12,2	373,7	137,8	63	744kg/G baz= 1422,2 TL 844,4L/G asit= 548 TL Toplam=1907,2TL/G	pH=12,2' de (18,6 ml sarfiyatla) renk=137,8Pt-Co, %63 giderim
	H ₂ SO ₄ , 1M (nötralizasyon)	15,2ml/l						

Çizelge 4.4. Renk giderme çalışmaları sonucunda bulunan optimum şartlar, giderme verimleri, kimyasal madde maliyetleri ve deşarj standartlarını sağlayan koşullar (devam)

Renk Giderme Yöntemi	Kimyasal Madde Cinsi-Proses Özelliği	Kimyasal Madde Dozu	pH	Giriş Renk değeri (Pt-Co)	Çıkış Renk değeri (Pt-Co)	Giderim Verimi (%)	Toplam Kimyasal Madde Maliyeti (1000 m ³ /G)	Deşarj Standardına (260 Pt-Co) İndiren Doz
MgCl ₂	MgCl ₂ .6H ₂ O (toz), %1lik çözelti	12 ml/l (120mg/L)	12,2	373,7	51,4	86	120kg/G MgCl ₂ =99,4TL 1840 kg/G kireç=294,4 TL 355,6 L/G asit =230,8 TL Toplam=624,6TL/G	pH=11,2 ve 60mg/L MgCl ₂ (5ml kireç sarfiyatla) renk=125,0Pt-Co,%66,6giderim
	Ca(OH) ₂ , (%10) (pH 1 arttırmak için)	18,4ml/l						
	H ₂ SO ₄ , 1M (nötralizasyon)	6,4ml/l						
Alum	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O (toz),%1lik çözelti	400 mg/L	6	337,6	61,6	82,6	400kg/G Alum = 236 TL/G 256kg/G baz= 489,4TL/G 155,6 L/G asit= 101TL/G Toplam=826,4TL/G	50 mg/L Alum, renk=138,4 Pt-Co, %59 renk giderimi
	H ₂ SO ₄ , 1M(pH 1 düşürmek için)	2,8ml/l						
	NaOH, 1M (nötralizasyon)	6,4ml/l						
FeCl ₃	FeCl ₃ .6H ₂ O(toz)% 1lik çözelti	300 mg/L	4,15	377,1	123,0	67,4	300kg/G FeCl ₃ = 212,4TL/G 255,6L/G asit=165,9TL/G 328kg/G baz=627TL/G Toplam=1005,3TL/G	100 mg/L FeCl ₃ , renk=200,5 Pt-Co, %46,8 renk giderimi
	H ₂ SO ₄ , 1M(pH 1 düşürmek için)	4,6ml/l						
	NaOH, 1M (nötralizasyon)	8,2ml/l						

Çizelge 4.4. Renk giderme çalışmaları sonucunda bulunan optimum şartlar, giderme verimleri, kimyasal madde maliyetleri ve deşarj standartlarını sağlayan koşullar (devam)

Renk Giderme Yöntemi	Kimyasal Madde Cinsi-Proses Özelliği	Kimyasal Madde Dozu	pH	Giriş Renk değeri (Pt-Co)	Çıkış Renk değeri (Pt-Co)	Giderim Verimi (%)	Toplam Kimyasal Madde Maliyeti (1000 m ³ /G)	Deşarj Standardına (260 Pt-Co) İndiren Doz
FeSO ₄	FeSO ₄ .7H ₂ O(toz)% 1lik çözelti	500 mg/L	10,45	323,4	172,1	47	500kg/G FeSO ₄ =206,5TL/G 224kg/G baz= 466,4TL/G 177,8 L/G asit= 115,4TL/G Toplam=788,3TL/G	400 mg/L FeSO ₄ , renk=208,7 Pt-Co, %35,5 renk giderimi
	NaOH, 1M (pH'ı arttırmak için)	5,6ml/l						
	H ₂ SO ₄ , 1M (nötralizasyon)	3,2ml/l						
PACl	PACl 10 (1/10 luk sıvı)	4ml/l	6,5	336,9	76,7	77,2	4000L/G PACl= 2059,2TL/G 100L/G asit= 64,9TL/G 120kg/G baz= 229,4TL/G Toplam=2353,5TL/G	0,5ml/l, renk=172,9 PtCo, %48,7 renk giderimi
	H ₂ SO ₄ , 1M (pH'ı düşürmek için)	2,8ml/l						
	NaOH, 1M (nötralizasyon)	6,4ml/l						
	PACl 10 (1/10 luk sıvı)	2ml/l	7,7 (orj.)	336,9	82,0	75,7	2000L/G PACl =1029,6 TL/G	0,5ml/l, renk=154,3Pt-Co,%54,2renk giderimi

Çizelge 4.4. Renk giderme çalışmaları sonucunda bulunan optimum şartlar, giderme verimleri, kimyasal madde maliyetleri ve deşarj standartlarını sağlayan koşullar (devam)

Renk Giderme Yöntemi	Kimyasal Madde Cinsi-Proses Özelliği	Kimyasal Madde Dozu	pH	Giriş Renk değeri (Pt-Co)	Çıkış Renk değeri (Pt-Co)	Giderim Verimi (%)	Toplam Kimyasal Madde Maliyeti (1000 m³/G)	Deşarj Standardına (260 Pt-Co) İndiren Doz
Tic. Kim.-1	1.06 g/ml (sıvı)	30ppm	7,6 (orj.)	436,7	403,9	7,5	30 kg/G=82,8 TL/G	-
Tic. Kim.-2	1.42 g/ml(sıvı)	30ppm	7,6 (orj.)	436.7	424,8	2,7	30 kg/G=124,3 TL/G	-
Tic. Kim.-3	1.3 g/ml(sıvı)	30ppm	7,6 (orj.)	436.7	185,6	57,5	30 kg/G=207,1 TL/G	-
Tic. Kim.-4	1.16 g/ml(sıvı)	30ppm	7,6 (orj.)	436.7	205,7	52,9	30 kg/G=165,7TL/G	-
Tic. Kim.-5	1.16 g/ml(sıvı)	30ppm	7,6 (orj.)	436.7	268,3	38,6	30 kg/G=165,7TL/G	-
Tic. Kim.-6	0,9 g/ml(sıvı)	30ppm	7,6 (orj.)	436.7	155,0	64,5	30 kg/G=182,1TL/G	-
Tic. Kim.-7	1.2 g/ml(sıvı)	30ppm	7,6 (orj.)	436.7	129,7	70,3	30 kg/G=16,6 TL/G	-
Tic. Kim.-8	1.1 g/ml(sıvı)	30ppm	7,6 (orj.)	436.7	101,3	76,8	30 kg/G=182,1TL/G	-

Çizelge 4.4. Renk giderme çalışmaları sonucunda bulunan optimum şartlar, giderme verimleri, kimyasal madde maliyetleri ve deşarj standartlarını sağlayan koşullar (devam)

Renk Giderme Yöntemi	Kimyasal Madde Cinsi-Proses Özelliği	Kimyasal Madde Dozu	pH	Giriş Renk değeri (Pt-Co)	Çıkış Renk değeri (Pt-Co)	Giderim Verimi (%)	Toplam Kimyasal Madde Maliyeti (1000 m ³ /G)	Deşarj Standardına (260 Pt-Co) İndiren Doz
İleri Oksidasyon Prosesleri								
Ozon	Düşük pH ta ozonlama	0,4g O ₃ /3dk	3,0	406,2	63,3	84,4	288,9L/G asit =187,5TL/G 64kg/G baz=122,34TL/G 11,3 \$/m ³ ozon =20340TL/G Toplam=20650TL/G	0,067gO ₃ /30s, renk=224,3 ,%44,8 renk giderimi
	H ₂ SO ₄ , 1M (pH 1 düşürmek için)	5,2ml/l						
	NaOH, 1M (nötralizasyon)	1,6ml/l						
	Yüksek pH ta ozonlama	0,4g O ₃ /3dk	12,0	406,2	26,1	93,6	680 kg/G baz=1300TL/G 1027.8 L/G asit=667TL/G 11,3 \$/m ³ ozon=20340TL/G Toplam=22307TL/G	0,067gO ₃ /30s, renk=91,7, %77,4 renk giderimi
	NaOH, 1M (pH 1 arttırmak için)	17ml/l						
	H ₂ SO ₄ , 1M (nötralizasyon)	18,5ml/l						
	Suyun orijinal pH'ında ozonlama	0,267 gr O ₃ /2dk	7,65	389,0	105,8	72,8	7,53 \$/m ³ ozon =13560 TL/G	

Çizelge 4.4. Renk giderme çalışmaları sonucunda bulunan optimum şartlar, giderme verimleri, kimyasal madde maliyetleri ve deşarj standartlarını sağlayan koşullar (devam)

Renk Giderme Yöntemi	Kimyasal Madde Cinsi-Proses Özelliği	Kimyasal Madde Dozu	pH	Giriş Renk değeri (Pt-Co)	Çıkış Renk değeri (Pt-Co)	Giderim Verimi (%)	Toplam Kimyasal Madde Maliyeti (1000 m ³ /G)	Deşarj Standardına (260 Pt-Co) İndiren Doz
Fenton	FeSO ₄	200 mg/L	3	459,8	32,0	93,1	200 kg/G FeSO ₄ =82,6TL/G 250kg/G H ₂ O ₂ =345,2TL/G 288,9L/G asit=187,5TL/G 500kg/G kireç=80TL/G Toplam=695,3TL/G	FeSO ₄ , (50 mg/L) H ₂ O ₂ (100mg/L) renk=140,1 %69,5 renk giderimi
	H ₂ O ₂	250 mg/L						
	H ₂ SO ₄ , 1M(pH 1 düşürmek için)	5,2 ml/l						
	%10 luk kireç (nötralizasyon)	5ml/l						
Fenton-benzeri	FeCl ₃	250 mg/L	3,9	310,6	61,9	80	200 kg/G FeCl ₃ =141,6TL/G 300kg/G H ₂ O ₂ =414,2TL/G 233,3 L/G asit=151,4TL/G 420 kg/G kireç=67,2TL/G Toplam=774,4TL/G	FeCl ₃ , (100 mg/L) H ₂ O ₂ (100mg/L) renk=215,9 %51,6 renk giderimi
	H ₂ O ₂	300 mg/L						
	H ₂ SO ₄ , 1M(pH 1 düşürmek için)	4,2ml/l						
	%10 luk kireç (nötralizasyon)	4,2ml/l						

Çizelge 4.4. Renk giderme çalışmaları sonucunda bulunan optimum şartlar, giderme verimleri, kimyasal madde maliyetleri ve deşarj standartlarını sağlayan koşullar (devam)

Renk Giderme Yöntemi	Kimyasal Madde Cinsi-Proses Özelliği	Kimyasal Madde Dozu	pH	Giriş Renk değeri (Pt-Co)	Çıkış Renk değeri (Pt-Co)	Giderim Verimi (%)	Toplam Kimyasal Madde Maliyeti (1000 m ³ /G)	Deşarj Standardına (260 Pt-Co) İndiren Doz
<i>Adsorpsiyon Prosesi</i>								
PAC	Aktif Karbon (toz) Temas süresi: 10 dk	2g/L	4	474,0	85,7	82	2000kg/G PAC=15340TL/G 366,7 L/G asit=238TL/G 192 kg/G baz=367TL/G Toplam=15945TL/G	0,2 g/L, t:10 dk, renk=207,9 Pt-Co, %56,1 renk giderimi
	H ₂ SO ₄ , 1M(pH 1 düşürmek için)	6,6ml/l						
	NaOH, 1M (nötralizasyon)	4,8ml/l						
	Aktif Karbon (granül) Temas süresi: 1 saat	2g/l	3	694,4	252,4	63,7	13900 kg AC, 55600 TL asit=108,2TL/G baz=160,6TL/G	-
	H ₂ SO ₄ , 1M(pH 1 düşürmek için)	3 ml/l						
	NaOH, 1M (nötralizasyon)	2,1 ml/l						

Çizelge 4.5'te, OSB AAT çıkış sularında uygulanan farklı arıtma alternatifleri için m³ başına oluşan atıksu arıtma maliyetleri verilmiştir. Çizelge 4.5 incelendiğinde 0,8 TL/m³ ile en ekonomik arıtma seçeneğinin kimyasal koagülasyonla renk giderme olduğu görülmektedir. En yüksek maliyetli arıtma seçeneği ise adsorpsiyon prosesidir. Ozonlama ve membran prosesleri için yeterli veri bulunmadığından birim atıksu başına olan arıtma maliyetleri belirlenememiştir. Atıksu arıtma maliyetlerine kimyasal maliyetleri ve elektirik sarfiyatları gibi işletme giderleri dahil edilmiştir. Çamur bertaraf maliyetleri ve işçilik giderleri ise bu hesaplama dahil edilmemiştir. 1000 m³ atıksu için kimyasal madde sarfiyatları ve maliyetleri ise daha önce Çizelge 4.4'te verilmiştir.

Çizelge 4.5. Uygulanan yöntemlere göre birim atıksu arıtma maliyetleri

Uygulanan renk giderme prosesi	Birim atıksu arıtma maliyeti (TL/m ³)
Koagülasyon	0,8
Fenton	0,99
Fenton-benzeri	1,07
Adsorbsiyon	1,28

Çizelge 4.6'da, Zaharia ve ark. (2012) tarafından yapılan çalışmalarda elde edilen renk gideriminde kullanılan atıksu arıtma yöntemleri için toplam işletme maliyetleri, reaktif tüketimleri, performans ve işletme kısıtlamaları sonuçları verilmiştir.

Şekil 4.20'de ham su ve renk giderme çalışmaları sonucunda elde edilen sudaki renk farkı gözle görülür biçimde ayırt edilebilmektedir.



Şekil 4.20. Ham su ve renk giderme çalışmaları sonucu elde edilen su

Çizelge 4.6. Renk gideriminde kullanılan atıksu arıtma yöntemleri için toplam işletme maliyetleri, reaktif tüketimleri, performans ve işletme kısıtlamaları (Zaharia 2012)

Arıtma yöntemi	Final performansı %	Sarfıyat miktarı	Kısıtlayıcı yönleri
Koagülasyon-flokülasyon, çökeltim	30-60 (renk) 24-45 (KOI) 60-90 (AKM)	-kimyasallar (K/F) = 0,5-100g/m ³ atıksu -elektrik enerjisi= 0,5-1,5 kW -işletme maliyetleri> 20-100 Euro/m ³ atıksu	-floklar ve toplam partiküller stabil ve ayarlanabilir büyüklükte olmalı -tanklarda veya çökeltimde yüksek alıkonma açısından uçucu bileşenler uzaklaştırılmalı -diğer bileşenlerin içine gömülen floklar çamur bertarafında probleme neden olabilir
Fenton oksidasyonu, katı-sıvı ayrımı ve oksitleyici giderimi	50-90 (renk) 45-85 (KOI) 45-70 (kullanılan H ₂ O ₂)	-kimyasallar (oksidasyon) = 0,5-100g/m ³ atıksu -elektrik enerjisi= 0,5-2,5 kW -işletme maliyetleri> 20-100 Euro/m ³ atıksu	-asidik pH gereklidir -kirlenmeye eğilimli olan bileşenler verimliliği düşürmektedir -tamamlanmamış oksidasyon formları prosesin verimini etkilebilir -elektrik enerjisi tüketimi -yüksek besleme kalitesi ihtiyacı
Düşük maliyetli adsorbantlarla çökeltim; kül, turba, talaş	Kül: 55-83 (renk) 44-75 (KOI) Turba: 14-66 (renk) 36-52 (KOI) Talaş: 41-76 (renk) 20-50 (KOI)	-adsorbantlar (ayrıca kimyasallar) = 0,5-1 kg/m ³ atıksu -elektrik enerjisi= 0,5-2,5 kW -işletme maliyetleri> 0,5-100 Euro/m ³ atıksu	-asidik pH gereklidir -organik bileşenlerin karışımı adsorpsiyon kapasitesini düşürebilir -makromoleküler bileşenlerin yüksek bulunması verimi düşürür -kullanılan adsorbantların rejenere edilmesi gereklidir
Arıtma kombinasyonları (koag.-flok.-fenton oks.-ads.-katı-sıvı ayrımı)	85-95 (renk) 65-90 (KOI)	-adsorbantlar ve kimyasallar) = 1,5-2 kg/m ³ atıksu -elektrik enerjisi= 1,5-3,5 kW -işletme maliyetleri> 20-500 Euro/m ³ atıksu	-her basamak için pH eklenmesi ve nötralizasyon yapılması gereklidir -her basamak için ayrı işletme sorunları -her parametre için iyi bir otomatik kontrol gereklidir

5. TARTIŞMA ve SONUÇ

Bu çalışma kapsamında, bir OSB AAT çıkışından temin edilen atıksular için farklı prosesler uygulanarak renk giderimi araştırılmıştır. Laboratuvar ölçekli çalışmalarla kimyasal koagülasyon, Fenton ve Fenton-benzeri ve adsorpsiyon deneyleri gerçekleştirilmiş, pilot ölçekli çalışmalarla, ozonlama ve membran prosesleri uygulanmış, renk giderim verimleri ve maliyetler incelenmiştir.

Atıksularda renk giderme çalışmaları ya mevcut AAT içine yada çıkışına ek olarak yapılmaktadır. Bu çalışmada, renk deşarj parametresini sağlayan AAT çıkış sularından örnek alınmış ve renk giderme çalışmaları yapılmıştır.

Öncelikle atıksudan renk giderme amacıyla koagülasyon prosesi deneysel çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Optimum pH ve optimum koagülant dozunun belirlenebilmesi amacıyla, her koagülant için literatürdeki veriler de dikkate alınarak (Çizelge 2.8) farklı koşullar altında çalışmalar yapılmıştır. İlk aşamada, deneylerde Ca(OH)_2 ve NaOH 'ın renk gideriminde kullanımı ile birlikte bu bazların koagülant yardımcısı olarak kullanıldığı MgCl_2 koagülasyon prosesi renk giderimi açısından karşılaştırılmış, optimum pH her dört proses içinde $\text{pH} > 12$ olarak belirlenmiş ve Ca(OH)_2 ile %82, NaOH ile %63,1 ve $\text{Ca(OH)}_2 + 240 \text{ mg/L MgCl}_2$ ile %87,4, $\text{NaOH} + 240 \text{ mg/L MgCl}_2$ ile %78 renk giderimi sağlanmıştır. Alum ile koagülasyonda optimum pH 6 olarak belirlenmiş, 400 mg/L $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ dozunda %82,6 renk giderimi gerçekleştirilmiştir. FeCl_3 deneylerinde en yüksek renk giderimini (%67,4) sağlayan pH 4,5 ve 300 mg/L FeCl_3 dozudur. FeSO_4 kullanılan deneylerde optimum pH 10,5 ve 400 mg/L koagülant dozu uygulanarak % 47 oranında renk giderimi sağlanmıştır. PACl ile gerçekleştirilen deneylerde en iyi renk giderimi olan %77,2'yi veren pH 6,5 ve optimum doz 4ml/l olarak belirlenmiştir. Ticari koagülantlarda ise atıksuyun orijinal pH'ında deneyler yapılmış ve 30 ppm olarak sabit tutulan dozlarda %2,7-76,8 arasında renk giderimi sağlanmıştır.

Fenton ve Fenton-benzeri prosesler de renk giderimi için uygulanmış, sırasıyla optimum pH'lar 3 ve 4 olarak belirlenmiştir. Fenton için 200 mg/L $\text{FeSO}_4 + 250 \text{ mg/L H}_2\text{O}_2$ dozunda %93, Fenton-benzeri proseste 250 mg/L $\text{FeCl}_3 + 300 \text{ mg/L H}_2\text{O}_2$ dozlarında %80 renk giderimi sağlanmıştır.

Ozonlama çalışmaları pilot ölçekli 8g O₃/sa kapasiteli ozon jeneratörü kullanılarak gerçekleştirilmiştir. 500 ml atıksu için 3 dakikalık temas süresi, pH 12’de %93,6 oranında renk giderimi sağlanmıştır.

Adsorpsiyon prosesinde iki farklı adsorbant kullanılmıştır. PAC ile yapılan deneylerde optimum pH 4 olarak bulunmuş, 2g/l PAC dozunda 1saat süreyle 150 rpm’de gerçekleştirilen karıştırma ile %85,2 ve GAC kullanılarak yapılan deneylerde, pH 3’te ve 2g/l GAC dozunda 1saat süreyle 150 rpm’de gerçekleştirilen karıştırma ile %63,7 oranında renk giderimi sağlanmıştır.

Membran prosesinde 5m³/sa kapasiteli pilot ölçekli basınçlı kum filtresi, mikrafiltrasyon ve ultrafiltrasyon kullanılmış, sadece BKF ve MF kullanılan deneylerde çok düşük giderim gerçekleşmiş, BKF+MF+UF şeklinde bir kombinasyonla yapılan arıtma çalışmasında ilk 2 dakikalık temas süresinde %61 renk giderimi sağlanmıştır.

Tüm çalışmalardan elde edilen sonuçlar göstermektedir ki, en yüksek renk giderimi ozonlama ve Fenton oksidasyonu prosesleriyle gerçekleştirilmiştir. Fakat bu proseslerin ilk yatırım ve işletme maliyetleri, kontrol edilme zorluğu ve büyük ölçekte çok fazla uygulamalarının bulunmaması göz önünde bulundurulduğunda, doğru çamur bertarafının sağlanmasıyla renk gideriminde koagülasyon prosesleri yüksek renk giderme oranlarıyla, oksidasyon proseslerinin yerini almaktadır. Ayrıca çalışma sonuçlarında en düşük birim arıtma maliyeti kimyasal koagülasyon prosesleriyle elde edilmiştir. Adsorpsiyon ve membran prosesleriyle kısmen daha düşük renk giderimi gerçekleştirilmiştir. Elde edilen maliyet değerleri günün koşullarına uygun olarak belirlenmiştir. Çamur bertaraf maliyetleri göz önünde bulundurulduğunda, ozonlama ve düşük maliyetli adsorbantların kullanımının yaygınlaşmasıyla kimyasal koagülasyon prosesine alternatif olarak kullanılmaları mümkün olacaktır.

KAYNAKLAR

- Anonim, 2011.** Organize Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisleri Faaliyetleri, İş Akım Şeması/Şemaları ve Proses Özeti/Özetleri, s. 3-31.
- Anonim, 2010.** Çevre Kimyası Laboratuvar Föyü, Uludağ Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Bursa.
- Anonim, 2004.** Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği (SKKY), 25687 Sayılı Resmi Gazete, Ankara.
- Anonim, 2011.** Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğinde Değişiklik Yapılmasına Dair Yönetmelik, 27914 sayılı Resmi Gazete, Ankara.
- Anonim, 2000.** Organize Sanayi Bölgeleri Kanunu, 24021 Sayılı Resmi Gazete, Ankara.
- Anonim, 2012.** T.C. Türkiye İstatistik Kurumu Başkanlığı Haber Bülteni, Organize Sanayi Bölgeleri Su, Atıksu ve Atık İstatistikleri, 2010, 10757 Sayı.
- Anonim, 2002.** Organize Sanayi Bölgeleri Uygulama Yönetmeliği, 24713 Sayılı Resmi Gazete, Ankara.
- Anonim, 1999.** Standard Methods For The Examination Of Water and Wastewater. 20th Ed., American Public Health Association, Washington, DC, 1095 pp.
- Azbar, N., Yonar, T., Kestioglu, K. 2004.** Comparison of Various Advanced Oxidation Processes and Chemical Treatment Methods for COD and Color Removal from a Polyester and Acetate Fiber Dyeing Effluent. *Chemosphere*, 55, 35-43.
- Baban, A., Yedililer A., Lienert D., Kemerder N., Kettrup A. 2003.** Ozonation of high strength segregated effluents from a woollen textile dyeing and finishing plant. *Dyes Pigments*, 58:93-98.
- Bahadır, E.B. 2012.** Tekstil Endüstrisi Arıtılmış Atıksularında Renk ve Öncelikli Kirlenmelerin Ozon Teknolojisi ile Gideriminin Araştırılması. *Yüksek Lisans Tezi*, Namık Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Tekirdağ.
- Barlas, H. 1999.** Endüstriyel atıksular için renk parametresi önerisi, Türkiye’ de Çevre Kirlenmesi Öncelikleri Sempozyumu III, 14-15 Ekim 1999 TübitakGebze YTE., 576-585.
- Basıbüyük, M., Yüceer, A., Yılmaz, T., 1998.** Tekstil Atıksularında Renk Giderilmesinde Kullanılan Teknolojiler, Kayseri I. Atıksu Sempozyumu, s. 82-86 Kayseri.
- Birgül, A. 2006.** Tekstil Endüstrisi Atıksu Arıtımında İleri Oksidasyon Proseslerinin Kullanımı, *Yüksek Lisans Tezi*, Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Bursa.

- Biroğul, N. 2012.** Bir Tekstil Atık Suyunun Koagölasyon – Flokülasyon – Membran Filtrasyon Süreçleri ile Arıtılabilirliğinin İncelenmesi, *Yüksek Lisans Tezi*, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı, Eskişehir.
- Cansız, M. 2010.** Türkiye’ de Organize Sanayi Bölgeleri Politikaları ve Uygulamaları, Devlet Planlama Teşkilatı Sosyal Sektörler ve Koordinasyon Genel Müdürlüğü, 2808: 10-18.
- Chung-Hsin, Wu. 2007.** Effects of sonication on decolorization of C.I. Reactive Red 198 in UV/ZnO System, *Journal of Hazardous Materials* 153: 1254–1261.
- Churchley, J.H. 1997.** Ozon efor Dye Waste Color Removal: Four Years Operation at Leek STW, *Ozone Science & Engineering*, 20: 111-120.
- Çalık, D. 2008.** Tekstil Atıksularında Bulunan Reaktif Bir Boyanın Fotokatalitik Oksidasyonu, *Yüksek Lisans Tezi*, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı, Ankara.
- Çalışır, M. 2010.** Ardışık Kesikli Aktif Çamur Sisteminde Arıtılmış Sentetik Tekstil Terbiyesi Atık Sularında Renk Giderimi ve Ekonomik Analizi, *Yüksek Lisans Tezi* Namık Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Tekirdağ.
- Çelebi İ. 2006.** Color Formation In Wheat Starch Based Glucose Syrups And Use Of Activated Carbons For Sugar Decolorization, *Yüksek Lisans Tezi*, Orta Doğu Teknik Üniversitesi, Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı, Ankara.
- Çiner, F., Solmaz S.K.A., Yonar T., Üstün G.E. 2003.** Treatability studies on the wastewater of the textile dyeing factories in Bursa. *Int.J. Environment and Pollution*, 19 (4): 403.
- Eckenfelder, W.W. 1989.** Industrial Water Pollution Control (Second Edition). McGraw-Hill Internal Editions, Civil Engineering Series, Printed in Singapore.
- Eren, H. A., Anış, P. 2006.** Tekstil Boyama Atıksularının Ozonlama ile Renk Giderimi, *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, Cilt 11, Sayı 1.
- Gao, B. Y., Yue, Q., Zhou W. 2007.** Color removal from dye-containing wastewater by magnesium chloride, *Journal of Environmental Management*, 82:167–172
- Gönder, Z.B. 2004.** Fenton Prosesi ve İyon Değişimi Kombinasyonu ile Renkli Atıksuların Arıtımı. *Yüksek Lisan Tezi*, İstanbul Üniversitesi Fen bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.
- Gültekin, E., Şekerdağ N. 2008.** Color Removal From Textile Wastewater With Fenton Process, *Journal of Engineering and Natural Sciences*, 26:3, 216-226.
- Hassani, A. H., Seif, S., Javid A. H., Borghei, M. 2008.** Comparison of Adsorption Process by GAC with Novel Formulation of Coagulation – Flocculation for Color Removal of Textile Wastewater, *Int. J. Environ. Res.*, 2(3): 239-248.

- Hao, O. J., Kim, H., Chiang, P. 2000.** Decolorization of Wastewater, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30(4): 449-505.
- Holme, I. 1984.** Ecological Aspects of Color Chemistry, Developments in the Chemistry and Technology of Organic Dyes. Blackwell Scientific Publications, Ed: J Griffiths, Oxford, UK, pp: 111-128.
- Kaleli, B. 2006.** Atıksuların İleri arıtımında Membran Proseslerinin Kullanımının Araştırılması, *Yüksek Lisans Tezi*, İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.
- Kang, S.F., Liao, C.H., Chen, M.C. 2002.** Preoxidation and coagulation of textile wastewater by the Fenton process, *Chemosphere*, 46, 923-928,
- Kaya, Y. 2007.** Nanofiltrasyon İle Proses Sularından Organik Maddelerin Geri Kazanımının Araştırılması, *Doktora Tezi*, İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.
- Kestioğlu K, 2011.** Çevre Mühendisliğinde Fiziksel ve Kimyasal Temel İşlemler, Uludağ Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Bursa, 435 s.
- Kestioğlu, K., Yonar, T., Azbar, N. 2004.** Feasibility of Physico-Chemical treatment and advanced oxidation process(AOPs) as a mean of pretreatment for olive mill effluent (OME) in Turkey. *Process Biochemistry*, 40: 2409–2416.
- Kestioğlu K, 2001.** Endüstriyel Atıksu Arıtma Tesisi Boyutlandırma Kriterleri, Uludağ Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Bursa, 355 s.
- Kocaer, F.O., Alkan, U. 2002.** Boyarmadde İçeren Tekstil Atıksularının Arıtım Alternatifleri, *Uludağ Üniversitesi Mühendislik–Mimarlık Fakültesi Dergisi*, Cilt 7, Sayı 1, 47- 55.
- Köksoy, G.T. 2009.** Investigation Of Digester F/M Ratio As A Parameter To Affect Sludge Minimization And Gas Production Of Ultrasonically Treated Sludge. *Yüksek Lisans Tezi*, Orta Doğu Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Ankara.
- Liu, S., Liang, T. 2004.** Return sludge employed in enhancement of colorremoval in the integrally industrial wastewater treatment plant, *Water research*, 38, 103-110.
- Lopes, N. C., Petrus, J. C. C., Riella, H. G. 2005.** Color and COD retention by nanofiltration membranes, *Desalination*, 172:77-83.
- Metcalf, Eddy Inc. 2004.** Wastewater Engineering, Treatment and Reuse, McGraw Hill, 1848 pp.
- Mulder, M. 1996.** Basic Principles of Membrane Techology, Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, 0–923–4248–8.
- Mutlu, S.H., Yetis, U., Gurkan, T., Yılmaz, L. 2002.** Decolorization of wastewater of baker’s yeast plant by membrane processes. *Wat. Res.*, 36: 609-616.

- Neamtu, M., Yedililer, A., Simiceanu, I., Macoveanu, M., Kettrup, A. 2004.** Decolorization of disperse red 354 azo dye in water by several oxidation processes: a comparative study, *Dyes and Pigments*, 60: 61-68.
- Noonpui S., Thiravetyan P., Nakbanpote W., Netpradit S. 2010.** Color removal from water-based ink wastewater by bagasse fly ash, sawdust fly ash and activated carbon, *Chemical Engineering Journal* 162: 503-508.
- Öner, E. 2002.** Ultrasonik Enerjinin Tekstil Endüstrisinde Kullanımı Ders Notları, Marmara Üniversitesi, Teknik Eğitim Fakültesi, Tekstil Eğitimi Bölümü, p:10.
- Pearce, C.I., Lloyd, J.R., Guthrie, J.T. 2003.** The Removal of Colour from Textile Wastewater Using Whole Bacterial Cells : A Review. *Elsevier*, 58: 179-196.
- Robinson, T., McMullan, G., Marchant, R., Nigam, P. 2001.** Remediation of Dyes in Textile Effluent: A Critical Review on Current Treatment Technologies With a Proposed Alternative, *Bioresource Technology*, 77, pp. 247-255.
- Sağlam, Ç. Ş. 2008.** Boyar Madde İçeren Atık Suların Arıtımında Farklı Fotokatalitik Oksidasyon Parametrelerinin Araştırılması *Yüksek Lisans Tezi*, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Kocaeli.
- Santos, A.B., Cervantes, F.J., Lier, J.B. 2007.** Review Paper On Current Technologies For Decolourisation Of Textile Wastewaters: Perspectives For Anaerobic Biotechnology. *Bioresource Technology* 98: 2369–2385.
- Sarayu, K., Swaminathan, K., Sandhya, S. 2007.** Assessment of Degradation of Eight Commercial Reactive Azo Dyes Individually and in Mixture in Aqueous Solution by Ozonation, *Dyes and Pigments*, 75, 362-368.
- Sert, N.D. 2006.** İlaç Endüstrisi Atıksularında Fenton Prosesi ile Renk ve KOİ Giderimi. *Yüksek Lisans Tezi*, İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.
- Sevimli, M. F. 2000.** Tekstil Endüstrisi Atıksularından Ozonlama İle Renk Giderimi ve Ozonlamanın Biyolojik Arıtılabilirliğe Etkisi, *Doktora tezi*, İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.
- Solmaz, S.K.A., Üstün, G.E., Azak, S.H. 2004.** An approach to wastewater treatment in organized industrial districts: a pilot-scale example from Turkey. *Int. J. Environment and Pollution*, 21 (6) : 603.
- Sponza, D., Isık, M., Atalay, H. 2000.** Reactif Black 5 ve Synozol Red Azo Boyalarının Anaerobik Arıtılabilirliği İTÜ 7. Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, s. 19-34, İstanbul.
- Strickland, A.F., Perkins W.S. 1995.** Decolorization of Continuous Dyeing Wastewater by Ozonation, *Textile Chemist and Colorist*, Vol. 27, No. 5.

Uğurlu, M., Karaoğlu, M. H. ve Kula, İ. 2010. UV/H₂O₂/TiO₂/Sep. Nanopartikül Kullanılarak Zeytin Karasuyunda Fotokatalitik Bozunma ve Renk Giderimi, *Ekoloji* 19, 77: 97-106.

Üstün, G.E. 2006. Bursa Organize Sanayi Bölgesi (BOSB) Atıksu Arıtma Tesisi Çıkış Sularının Geri Kazanılabirliğinin Araştırılması. *Doktora Tezi*, Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Mühendisliği Anabilim Dalı, Bursa.

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: 154-168.

Wang S., Boyjoo Y., Choueib A., Zhu Z.H. 2004. Removal of dyes from aqueous solution using fly ash and red mud, *Water Research*, 39: 129–138.

Yonar, T., Kaplan Yonar, G., Kestiöglu, K., Azbar, N. 2005. Decolorisation of Textile Effluent Using Homogeneous Photochemical Oxidation Processes, *Coloration Technology*, 121, 258-264.

Zaharia, C., Şuteu, D., Mureşan, A. 2012. Options And Solutions For Textile Effluent Decolorization Using Some Specific Physico-Chemical Treatment Steps, *Environmental Engineering and Management Journal*, 11(2): 493-509.

Zheng, Y., Yu, S., Shuai, S., Zhou, Q., Cheng ,Q., Liu, M., Gao C. 2013. Color removal and COD reduction of biologically treated textile effluent through submerged filtration using hollow fiber nanofiltration membrane, *Desalination*, 314 (2013) 89–95.

**EK. RENK GİDERİMİ İÇİN UYGULANAN ARITMA PROSESLERİNİN
BOYUTLANDIRILMASI ve MALİYET HESABI (ÖRNEK ÇALIŞMA)**

**1.Kimyasal Koagülasyon, Fenton ve Fenton-Benzeri Prosesler İçin Örnek
Boyutlandırma**

1.1.pH ayar tankı

10 dk bekleme süresi kare tabanlı tank seçilir.

$$Q=1000 \text{ m}^3/\text{G} = 0,7 \text{ m}^3/\text{dk}$$

$$10 * 0,7 = 7 \text{ m}^3$$

$$H=2 \text{ m seçilirse} \quad \text{Alan} = 3,5 \text{ m}^2 \quad \text{Hava payı} = 0,3 \text{ m}$$

$$B=L= 2 \text{ m} \quad \text{yeni hacim} = 2*2*2 = 8 \text{ m}^3$$

Bekleme süresi = 11,4 dk

Karıştırıcı için gerekli güç;

$G = (P/\mu \cdot V)^{1/2}$ bağlantısı ile hesaplanabilir.

$$G = 700 \text{ sn}^{-1}$$

$$\mu = 10^{-3} \text{ N.sn/m}^2$$

$$V = 7 \text{ m}^3$$

$P = 3430 \text{ Watt} = 3,5 \text{ kW}$ olarak hesaplanır.

Motor verimi $\eta=0,8$ kabul edersek karıştırıcı gücü;

$$P_g = 3,5/0,8 = 4,4 \text{ kW}$$
 olarak bulunur.

Palet Alanı;

$$P = C_D \cdot A \cdot \rho \cdot V_r^3 / 2 \quad (\text{Kestioğlu, 2001})$$

Nötralizasyon ünitesi (2m.2m.2m) olarak tasarlanmıştı, bu durumda palet uzunluğu 1,5 m ve 0,25 m palet genişliği alınırsa iki palet için toplam alan;

$$A = 0,25 \cdot 1,5 \cdot 2$$

$$A = 0,75 \text{ m}^2 \text{ olarak hesaplanır.}$$

$$P_g = 4400 \text{ watt}$$

$$C_D = 1,2$$

$$\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$$

$$A = 0,5 \text{ m}^2 \text{ olarak alınır ve eşitlikte yerine konulursa,}$$

$$V_r = 3,13 \text{ m/sn paletlerin rölatif hızları bulunur.}$$

$$\text{Paletlerin gerçek hızları} = 1,92 / 0,7 = 4,47 \text{ m/sn} = 270 \text{ m/dk}$$

$$V = 165 / (1 \cdot 3,14 / 60) = 5160 \text{ dev/dk}$$

1.2. Hızlı karıştırma ünitesinin boyutlandırılması

$$Q = 1000 \text{ m}^3 / G = 0,7 \text{ m}^3 / \text{dk}$$

$$\theta_H = 5 \text{ dakika seçilmiştir.}$$

$$5 * 0,7 = 3,5 \text{ m}^3$$

$$H=2 \text{ m seçilirse, Alan} = 1,75 \text{ m}^2 \quad \text{Hava payı} = 0,3 \text{ m}$$

$$B=L=1,5 \text{ m} \quad \text{yeni hacim} = 1,5 * 1,5 * 2 = 4,5 \text{ m}^3$$

$$\text{Bekleme süresi} = 6,4 \text{ dk}$$

Karıştırıcı için gerekli güç;

$G = (P/\mu \cdot V)^{1/2}$ bağlantısı ile hesaplanabilir (Kestioğlu, 2001).

$$G = 700 \text{ sn}^{-1}$$

$$\mu = 10^{-3} \text{ N.sn/m}^2$$

$$V = 3,5 \text{ m}^3$$

$$P = 1715 \text{ Watt} = 1,7 \text{ kW} \text{ olarak hesaplanır.}$$

Motor verimi $\eta=0,8$ kabul edersek karıştırıcı gücü;

$$P_g = 1,7/0,8 = 2,13 \text{ kW} \text{ olarak bulunur.}$$

Palet Alanı;

$$P = C_D \cdot A \cdot \rho \cdot V_r^3 / 2 \quad (\text{Kestioğlu, 2001})$$

Karıştırma ünitesi (2m.1,5m.1,5m) olarak tasarlanmıştı, bu durumda palet uzunluğu 1 m ve 0,25 m palet genişliği alınırsa iki palet için toplam alan;

$$A = 0,25 \cdot 1 \cdot 2$$

$$A = 0,5 \text{ m}^2 \text{ olarak hesaplanır.}$$

$$P_g = 2130 \text{ watt}$$

$$C_D = 1,2$$

$$\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$$

$$A = 0,5 \text{ m}^2 \text{ olarak alınır ve eşitlikte yerine konulursa,}$$

$$V_r = 1,92 \text{ m/sn} \text{ paletlerin rölatif hızları bulunur.}$$

$$\text{Paletlerin gerçek hızları} = 1,92 / 0,7 = 2,75 \text{ m/sn} = 165 \text{ m/dk}$$

$$V = 165 / (1.3,14/60) = 3153 \text{ dev/dk}$$

Çizelge Ek 1. Hızlı karıştırma ünitesinin tasarım değerleri

Parametre	Tasarım değeri
Debi (m^3/G)	$1000 \text{ m}^3/\text{G} = 0,7 \text{ m}^3/\text{dk}$
Tank hacmi (m^3)	3,5
Su derinliği (m)	1,7
Tank derinliği (m)	2
Tank alanı (m^2)	2.25
Hız gradyanı (sn^{-1})	700
Camp sayısı ($G.\theta$)	210000
Motor gücü (kW)	2.13
Palet alanı (m^2)	0,5
Palet adedi (adet)	2
Palet hızı (dev/dk)	3153

1.3. Yavaş karıştırma ünitesinin boyutlandırılması

$$Q = 1000 \text{ m}^3/\text{G} = 0,7 \text{ m}^3/\text{dk}$$

$\theta_H = 45$ dakika seçilmiştir.

$$45 * 0,7 = 31,5 \text{ m}^3$$

$H = 3$ m seçilirse Alan= $10,5 \text{ m}^2$ Hava Payı= $0,3$ m

$$B=L= 3,5 \text{ m} \quad \text{Yeni Hacim} = 3,5 * 3,5 * 3 = 36,75 \text{ m}^3$$

Bekleme süresi = $52,5$ dk

Karıştırıcı için gerekli güç;

$G = (P/\mu \cdot V)^{1/2}$ bağlantısı ile hesaplanabilir (Kestioğlu, 2001).

$$G = 50 \text{ sn}^{-1}$$

$$\mu = 10^{-3} \text{ N.sn/m}^2$$

$$V = 31,5 \text{ m}^3$$

$P = 78,75 \text{ Watt}$ olarak hesaplanır.

Palet Alanı;

$V_r = 0,6 \text{ m/s}$ olarak kabul edilirse,

$$V_m = 0,6/0,7 = 0,85 \text{ m/s}$$

$$P = C_D \cdot A \cdot \rho \cdot V_r^3 / 2$$

$$A = 0,6 \text{ m}^2$$

3 adet palet yapılırsa;

$$A_1 = A_2 = A_3 = 0,2 \text{ m}^2$$

Çizelge Ek 2. Hızlı karıştırma ünitesinin tasarım değerleri

Parametre	Tasarım değeri
Debi (m ³ /G)	1000 m ³ /G = 0,7 m ³ /dk
Tank hacmi (m ³)	31,5
Su derinliği (m)	2,7
Tank derinliği (m)	3
Taban alanı (m ²)	12.25
Hız gradyanı (sn ⁻¹)	50
Karıştırıcı gücü (Watt)	78,75
Rölatif hız (m/s)	0,6
Mutlak hız (m/s)	0,85
Palet alanı (m ²)	0,6
Palet adedi (adet)	3

1.4. Kimyasal çöktürme tankının boyutlandırılması

$$1000 \text{ m}^3/\text{G} \cdot 1\text{G}/24\text{sa} / 1 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{sa} = 41,7 \text{ m}^2$$

$$\text{Alan} = 41,7 \text{ m}^2 = \Pi D^2/4 \quad D= 7,3 \text{ m} \quad H=3 \text{ m} \quad \text{hava payı}=0,5 \text{ m}$$

$$V = \Pi \cdot 7,3^2 \cdot 3/4 = 125,5 \text{ m}^3$$

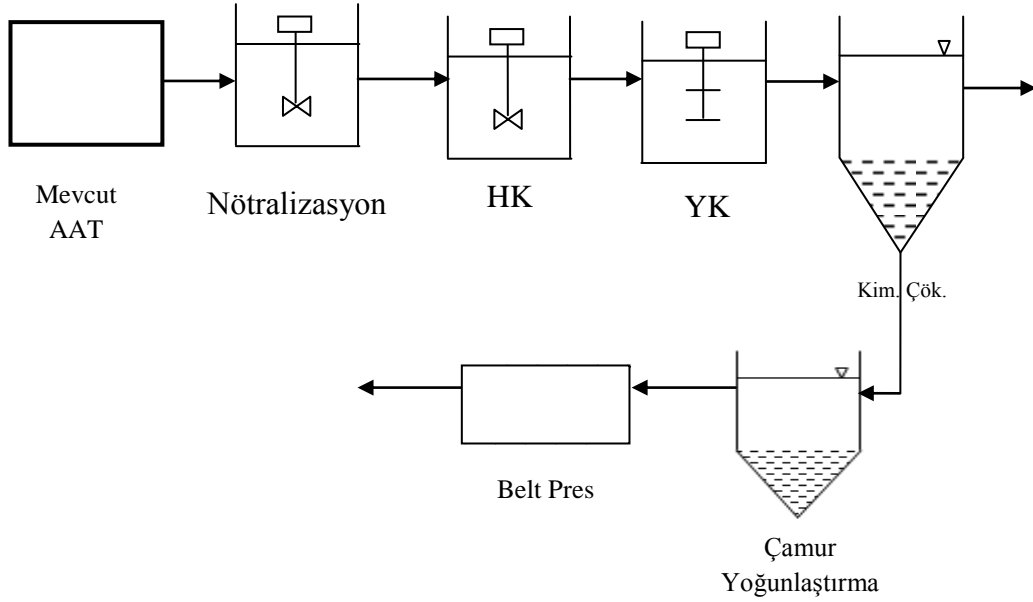
$$\text{Bekleme süresi} = 3 \text{ sa}$$

$$\text{Savak uzunluğu} = \Pi \cdot D = 3 \cdot 7,3 = 21,9 \text{ m}$$

$$\text{Savak yükü} = 41,7 / 21.9 = 1,9 \text{ m}^3/\text{m} \cdot \text{saat} \text{ bulunur.}$$

Çizelge Ek 3. Kimyasal çökeltim tankı tasarım değerleri

Parametre	Tasarım değeri
Debi (m^3/G)	$1000 m^3/G = 41,7 m^3/sa$
Yüzeysel hidrolik yük $m^3/m^2.sa$	1
Tank yüzey alanı (m^2)	41,7
Su derinliği (m)	2,5
Tank derinliği (m)	3
Tank hacmi (m^3)	125,5
Bekleme süresi (sa)	3
Tank çapı (m)	7,3
Savak boyu (m)	21,9
Savak yükü ($m^3/m.sa$)	1,9



Şekil Ek 1. Mevcut Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı Kimyasal Arıtma ile Renk Giderme Akım Şeması

1.5. Asit tankının boyutlandırılması

Alumle yapılan deneylerde atıksuyun pH'ını 6'ya düşürmek için 1M H₂SO₄ çözeltisinden 2,8 ml sarfedilmiştir.

1000 m³/G için 155,6 L/G = 0,16 m³/G asit kullanılması gerektiği hesaplanmıştır.

H = 0,5 m ise A = 0,32 m² D = 0,65 m olarak hesaplanır.

0,16 m³/G / 24 sa = 0,007 m³/sa' lik pompa gereklidir.

1.6. Kostik tankının boyutlandırılması

Alumle yapılan deneylerde atıksuyun pH'ını yaklaşık 8'e yükseltmek için 1M NaOH' tan 6,4 ml sarfedilmiştir.

1000 m³/G için 256 kg/G NaOH kullanılması gerektiği hesaplanmıştır.

Kostik depolama hacmini küçültemek için %30'luk kullanılırsa;

0,853 m³ çözelti gerekmektedir.

H = 0,9 m ise A = 0,95 m² D = 1.1 m olarak hesaplanır.

0,853 m³/G /24 sa = 0,035 m³/sa' lik pompa gereklidir.

Kostik karıştırıcısı;

$$G = 700 \text{ sn}^{-1}$$

$$\mu = 10^{-3} \text{ N.sn/m}^2$$

$$V = 0,853 \text{ m}^3$$

$$N = 417,97 \text{ Watt}$$

Motor verimi $\eta=0,8$ kabul edersek karıştırıcı gücü;

$$N_g = 417,97/0,8 = 522,5 \text{ Watt} = 0,52 \text{ kW} \text{ olarak bulunur.}$$

1.7. Ca(OH)₂ tankının boyutlandırılması

Kireçle renk giderme prosesinde pH'ı 12,2'ye yükseltmek için 1000 m³/G'lük debi için 1900 kg/G katı kireç gerektiği hesaplanmıştır.

Buradan hareketle 19 m³'lük tank gereklidir (%10 luk kireç çözeltisi için).

H = 3 m seçilirse A = 6,33 m² D = 2.9 m olarak hesaplanır.

19 m³/G /24 sa = 0,79 m³/sa' lik pompa gereklidir.

Kostik karıştırıcısı;

$$G = 700 \text{ sn}^{-1}$$

$$\mu = 10^{-3} \text{ N.sn/m}^2$$

$$V = 19 \text{ m}^3$$

$$N = 9310 \text{ Watt} = 9,3 \text{ kW}$$

Motor verimi $\eta=0,8$ kabul edersek karıştırıcı gücü;

$$N_g = 9,3/0,8 = 11,63 \text{ kW} \text{ olarak bulunur.}$$

1.8. Kimyasal tankının boyutlandırılması

Alum için örnek bir hesaplama yapacak olursak;

1 L atıksu için 400 mg Alum kullanıldığından, 1000 m³/G'lük debi için 400 kg/G gereklidir.

%10'luk çözeltisi için; 4 m³'lük tank gerekmektedir.

H = 1.5 m seçilirse A = 2.67 m² D = 1.9 m olarak hesaplanır.

4 m³/G /24 sa = 0,17 m³/sa' lik pompa gereklidir.

Kimyasal karıştırıcısı;

$$G = 700 \text{ sn}^{-1}$$

$$\mu = 10^{-3} \text{ N.sn/m}^2$$

$$V = 4 \text{ m}^3$$

$$N = 1960 \text{ Watt} = 1,96 \text{ kW}$$

Motor verimi $\eta=0,8$ kabul edersek karıştırıcı gücü;

$$N_g = 1,96/0,8 = 2,45 \text{ kW} \text{ olarak bulunur.}$$

2.Kimyasal Koagülasyon, Fenton ve Fenton-Benzeri Prosesler İçin Örnek Maliyet Hesabı

Kimyasallar için belirlenen maliyetler Çizelge 4.3.'te daha önce verilmiştir.

2.1.Beton Hesabı

- **pH ayar tankı beton hesabı**

duvar kalınlığı 0,2 m

taban: 0,5 m kalınlığında

$$\text{taban beton hacmi} = 2,4*2,4*0,5 = 2,88 \text{ m}^3$$

$$\text{duvar beton hacmi} = (0,2*0,2*2,3)*4 + (2*2,3*0,2)*4 = 4,048 \text{ m}^3$$

$$\text{Toplam Beton Hacmi} = 6,93 \approx 7 \text{ m}^3$$

- **Hızlı karıştırma beton hesabı**

duvar kalınlığı 0,2 m

taban: 0,5 m kalınlığında;

$$\text{taban beton hacmi} = 1,9*1,9*0,5 = 1,805 \text{ m}^3$$

$$\text{duvar beton hacmi} = (0,2*0,2*2,3)*4 + (1,5*2,3*0,2)*4 = 3,128 \text{ m}^3$$

$$\text{Toplam Beton Hacmi} = 4,93 \approx 5 \text{ m}^3$$

- **Yavaş karıştırma beton hesabı**

duvar kalınlığı 0,3 m

taban: 0,5 m kalınlığında;

$$\text{taban beton hacmi} = 3,9*3,9*0,5 = 7,605 \text{ m}^3$$

$$\text{duvar beton hacmi} (0,3*0,3*3,3)*4 + (3,5*3,3*0,3)*4 = 15,048 \text{ m}^3$$

$$\text{Toplam Beton Hacmi} = 22,65 \approx 23 \text{ m}^3$$

- **Çöktürme tankı beton hesabı**

Kenarlar: 0,5 m kalınlığında;

Hava payı 0,5 m

$$\text{Toplam Beton Hacmi} = 20,8 \approx 21 \text{ m}^3$$

$$\text{Tüm tesis toplam beton hacmi} \approx 56 \text{ m}^3$$

2.2. İnşaat Maliyeti

Beton C30 : 110 TL + KDV (pompa dahil)

Kalıp İşçiliği : 40 TL/m²

Demir : 2.5 TL/kg

Demir maliyeti 32 kg/m²

Beton Maliyeti:

$$\text{Toplam beton hacmi} = 56 \text{ m}^3$$

$$\text{Beton maliyeti} = 129,8 * 56 = 7268,8 \approx 7300 \text{ TL}$$

$$\text{Kalıp işçiliği} = (32,64 + 24,89 + 68,41 + 122,6) * 40 = 9941,6 \text{ TL}$$

Demir Maliyeti:

$$\text{Demir maliyeti} = 248,54 \text{ m}^2 * 2.5 \text{ TL/kg} * 32 \text{ kg/m}^2 = 19883,2 \text{ TL}$$

Toplam İnşaat Maliyeti = 37124,8 TL

2.3. Ekipman Maliyeti

Çizelge Ek 2.1. Arıtma tesisinde bulunacak ekipmanlar

Üniteler	Adet	Birim fiyat(TL/adet)	Maliyet (TL)
Kimyasal arıtma			
1. pH Ayar Tankı			
• pH Ayar Tankı Mikseri	1	2400	2400
• pH Metre	1	1500	1500
• Asit Yada Baz Depolama Tankı	1	3600	3600
• Asit Yada Baz Karıştırıcısı	1	2400	2400
• Dozlama Pompası	1	1500	1500
2. Hızlı Karıştırma			
• Hızlı Karıştırma Tankı Mikseri	1	2400	2400
• Koagülant Depolama Tankı	1	3600	3600
• Koagülant Karıştırıcısı	1	1200	1200
• Dozlama Pompası	1	1500	1500
3. Yavaş Karıştırma			
• Yavaş Karıştırma Tankı Mikseri	1	3600	3600
4. Çöktürme Tankı			
• Kimyasal Çamur Pompası(15 L/dk)	1	1800	1800
5. Borulama ve Fittings	1 takım	3600	3600
Toplam			30000

2.4. Montaj

mekanik montaj:

4 kişi * 15 gün * 40€=2400€=5760 TL

elektrik montaj:

2 kişi * 7 gün * 40€=560€=1350 TL

Montaj maliyeti= 3000€=7500 TL

2.5.Genel Giderler

- nakliye-kargo 1 takım 2500 €=6000 TL
- ulaşım, konaklama, akaryakıt 1500 €=3600 TL
- iş makinası vb. 1000 €=2400 TL
- işletmeye alma 5000 €=12000 TL
- proje onaylama 5000 €=12000 TL
- genel giderler 1000 €=2400 TL

Toplam=16000 €=39000 TL

Toplam İlk Yatırım Maliyeti = 37125 + 30000 + 7500 + 39000
= 113625 TL

3.Ozonlama Prosesi İçin rnek Boyutlandırma ve Maliyet Hesabı

Enerji: 0,6 KW

Çalışılan atıksu hacmi: 0,5 L

Sre: 0,4 gr O₃/3dk

Arıtma maliyeti:

= 0,6 KW * 0,189 \$/KWh

= 0,1134 \$/h

3 dakikalık temas süresi için:

$$= 0,1134 \text{ \$/h} * 3/60 \text{ h}$$

$$= 0,0057 \text{ \$/0,5L}$$

$$= 0,0113 \text{ \$/L}$$

$$= 11,3 \text{ \$/m}^3$$

$$= 1000 \text{ m}^3/\text{G} * 11,3 \text{ \$/m}^3$$

$$= 11300 \text{ \$/m}^3$$

Ozon temas tankı hesabı:

3 dakikalık temas süresi için,

$$Q=1000 \text{ m}^3/\text{G}$$

$$V = 1000 \text{ m}^3/\text{G} * 1\text{G}/24\text{sa} * 1\text{sa}/60\text{dk} * 3\text{dk}$$

$$V = 2,08 \text{ m}^3$$

$$H=1,3 \text{ m seçilirse Alan}= 1,69 \text{ m}^2 \quad B=L=1,3\text{m}$$

$$\text{Yeni hacim}= 2,2 \text{ m}^3$$

$$\text{Bekleme süresi} = 3,15 \text{ dk}$$

pH ayar tankı ve nötralizasyon:

10 dk bekleme süresi kare tabanlı tank seçilir

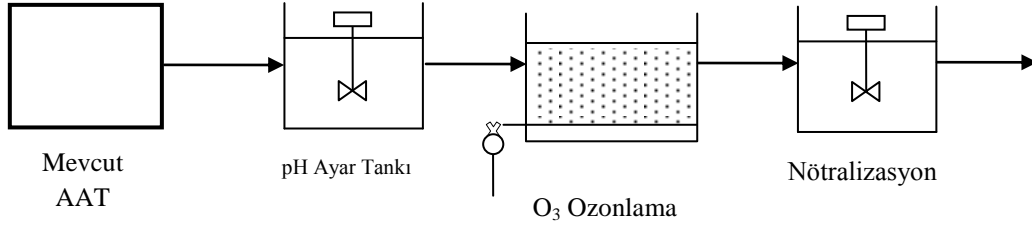
$$Q=1000 \text{ m}^3/\text{G}=0,7 \text{ m}^3/\text{dk}$$

$$10 * 0,7 = 7 \text{ m}^3$$

$$H=2 \text{ m seçilirse Alan}= 3,5 \text{ m}^2 \quad \text{Hava payı}= 0,3 \text{ m}$$

$$B=L= 2 \text{ m} \quad \text{yeni hacim}= 2*2*2 = 8 \text{ m}^3$$

$$\text{Bekleme süresi} = 11,4 \text{ dk}$$



Şekil Ek 1.2. Mevcut Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı Ozonlama ile Renk Giderme Akım Şeması

4. Adsorpsiyon Prosesi İçin Örnek Boyutlandırma ve Maliyet Hesabı

$$Q = 1000 \text{ m}^3/\text{G} = 1000 \text{ m}^3/\text{G} \times 1\text{G}/24\text{sa} = 41,67 \text{ m}^3/\text{sa},$$

$$C_0 = 694,4 \text{ mg/L}, \text{ (mg Pt/l, kloroplatin iyonu formundaki 1mg Pt/l)}$$

$$V_f = 10 \text{ m/sa}$$

Bu verilerden hareketle gerekli yatak alanı:

$$A = Q / V_f = 41,67 / 10 = 4,17 \text{ m}^2$$

olarak hesaplanır.

Kolonların silindirik yapıda olduğu kabul edilirse alanı,

$$A = \pi \times D^2 / 4 \text{ ise } D = 2,4\text{m}$$

olarak bulunur.

Adsorblama kolonunda bekleme süresi $\theta=30 \text{ dk}$ kabul edilirse, gerekli olabilecek kolon hacmi:

$$V = \Theta \times Q = 0,5 \text{ sa} \times 41,67 \text{ m}^3/\text{sa} = 20,8 \text{ m}^3$$

olarak belirlenir.

Ancak adsorblama kolonu boyutlandırılırken %50 oranında hacim fazlalığı kabul edilmesi gerekmektedir. (Şişme gerçekleştiğinden dolayı) Bu durumda boyutlandırılması gereken kolon hacmi:

$$V_p = 20,8 \times 1,5 = 31,2 \text{ m}^3$$

olarak bulunur.

Kolon hacmi belli olduğuna göre, kolonun yüksekliğini bulabiliriz:

$$h = V_p / A = 31,2 / 4,17 = 7,5 \text{ m} \approx 8 \text{ m}$$

8 m'lik kolon yüksekliği oldukça fazla olduğundan minimum yükseklik olarak 4 m kabul edilir. Bu durumda, 4 m'lik 2 adet adsorbsiyon kolonuna ihtiyaç vardır.

Bir adet de rejenerasyon işlemi için yedek adsorbsiyon kolonu ilave edildiğinde gerekli olabilecek GAC hacmi, (suyun altında ve üzerinde, suyun kolona dağıtılması ve toplanması için 25 cm'lik boşluk (hava payı) bırakılmıştır.):

$$V = 3,5 \times 3 \times 1,2^2 / 1,5 = 10 \text{ m}^3 \text{ GAC}$$

(1 kolon için gerekli GAC miktarı)

$$\Sigma V_{\text{GAC}} = 10 \times 3 = 30 \text{ m}^3$$

(2 asil + 1 yedek kolon için)

$$V_{\text{kolon}} = 3 \times 1,2^2 \times 4 = 17,3 \text{ m}^3$$

Rejenerasyon süresi hesabı:

$$\text{Giren renk miktarı} = (0,6944 \text{ kg/m}^3) \times (1000 \text{ m}^3) = 694,4 \text{ kg/G}$$

Kolonda adsorblanan renk miktarı:

$$V_{GAC} = 10 \times 2 = 20 \text{ m}^3 \quad (1 \text{ kolon yedekte})$$

Aktif karbonun yoğunluğu 500 kg/m^3 kabul edilirse kullanılacak AC miktarı:

$$P_{GAC} = (20 \text{ m}^3 \text{ GAC}) \times (694,4 \text{ kg/m}^3) = 13,9 \text{ ton GAC}$$

$$Q_a \text{ (adsorblama kapasitesi)} = 588,2 \text{ mg renk/g GAC}$$

$$1 \text{ kg GAC} \quad 0,59 \text{ kg renk adsorblar}$$

$$\underline{10 \text{ ton GAC}} \quad \underline{\quad \quad \quad} \times$$

$$X = 5900 \text{ kg renk}$$

Rejenerasyon süresi:

$$5900 \text{ kg renk} / 694,4 \text{ kg} = 8,5 \text{ gün}$$

Rejenerasyon süresince geçen atıksu:

$$8,5 \times 1000 = 8500 \text{ m}^3$$

Atıksuyun birim arıtma maliyeti, adsorbsiyonda AC'un 2 yıl kullanıldığı kabul edilirse:

$$1 \text{ L AC} \quad 2 \text{ TL olduğu kabulü ile } \rho = 0,5 \text{ kg/L olduğundan}$$

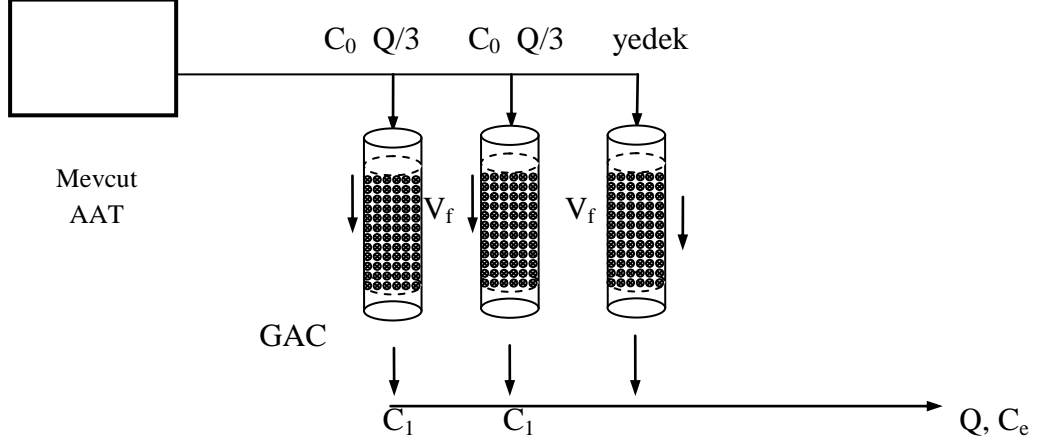
$$1 \text{ kg AC} \quad 4 \text{ TL'dir.}$$

$$13,9 \text{ ton} = 13900 \text{ kg AC} \rightarrow 55600 \text{ TL'dir.}$$

$$2 \text{ yılda geçen atıksu miktarı} = 1000 \text{ m}^3 \times 365 \times 2 = 730000 \text{ m}^3$$

Birim arıtma maliyeti:

$$55600 \text{ TL} / 730000 \text{ m}^3 = 0,076 \text{ TL/m}^3$$



Şekil EK 1.3. Adsorpsiyon prosesi ile renk giderme akım şeması

5. Pilot Ölçekli Membran Proseslerinin Özellikleri ve Birim Atıksu Arıtma Maliyeti

5.1. Basınçlı Kum Filtresi

Aşağıda verilen Çizelge Ek 4.'te deneysel renk giderme çalışmalarında kullanılan basınçlı kum filtresinin özellikleri verilmiştir.

Çizelge Ek 4. Basınçlı Kum Filtresinin Teknik Özellikleri

Akış Kapasitesi (m ³ /saat)	Medya(kg)			Tank			Toplam Ağırlık (kg)
	Çakıl	Kum	Antresit	Alan (m ²)	Çap*Yükseklik (cm)	Ağırlık (kg)	
5	100	75	75	0,24	55x163	32	290

- Programlanabilir geri yıkama zaman ayarlayıcısı
- Geri yıkama akışını kısıtlayan akış ayarlayıcısı
- Tam otomatik mekanik kontrol sistemi
- Çalışma basıncı 4-8 bar

5.2. Mikrofiltrasyon (MF)

Aşağıda pilot ölçekli mikrofiltrasyon ünitesinin özellikleri verilmiştir:

Por Çapı 5 mikron torba filitre,

Endüstriyel kullanım,

Kolay değiştirilebilir torba,

304 kalite paslanmaz çelik filtre gövdesi ve polipropilen torbalar,

İşletmeye almadan ve drenaj öncesinde hava tahliye imkanı,

Maksimum çalışma basıncı 10 bar

5.3.Ultrafiltrasyon (UF)

Deneylede kullanılan ultrafiltrasyon ünitesinin teknik özellikleri aşağıda ve Çizelge Ek 5.'te sıralanmıştır:

Frekans Konvertörlü 316 Kalite Paslanmaz Çelik Beslenme Pompası,

Hallowfiber Dikey Ultrafiltrasyon Membran Modülü,

Frekans Konvertörlü 316 Kalite Paslanmaz Çelik Ters Yıkama Pompası

304 Kalite Paslanmaz Çelik Şase

Elektrik Aküatörlü Vanalar

Plc Bazlı Ip 54 Kontrol Panosu

Hava Tahliye Vanaları

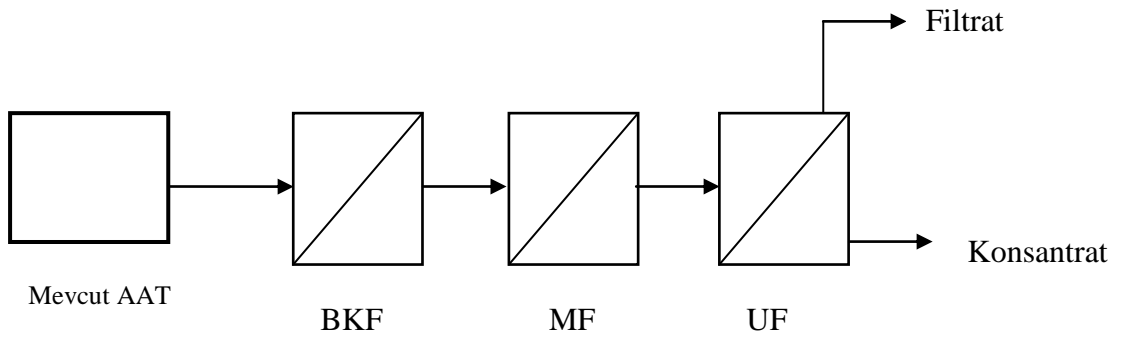
Debi Ölçer

Manometre

Pvc Sistem Borulaması

Çizelge Ek 5. Ultrafiltrasyon Ünitesinin Teknik Özellikleri

Model	Kapasite (m ³ /Saat)	Verim (%)	Membran		Bağlantı Çapları			Boyutlar(Cm)
			Adet	Alan	Giriş	Çıkış	Drenaj	(Genişlik*uzunluk *yükseklik)
Mini Uf 4	5,1	85	2	100	2''	2''	2,5''	100x150x250



Şekil Ek 1.4. Membran prosesleri ile renk giderme akım şeması

6. FeSO₄ ile kimyasal çökeltim için örnek birim arıtma maliyeti:

Toplam kimyasal maliyeti = FeSO₄ + Asit + Baz

$$= 788,3\text{TL/G} / 1000 \text{ m}^3/\text{G}$$

$$= 0,8 \text{ TL/ m}^3$$

Elektrik maliyetleri = 24 saat *(4,4 kW (nötralizasyon) + 2,13 kW (Hızlı Karıştırıcı) + 0,079 kW (Yavaş Karıştırıcı)+ 0,42 kW (Kostik karıştırıcısı)+ 2,45 kW (FeSO₄ Karıştırıcısı))

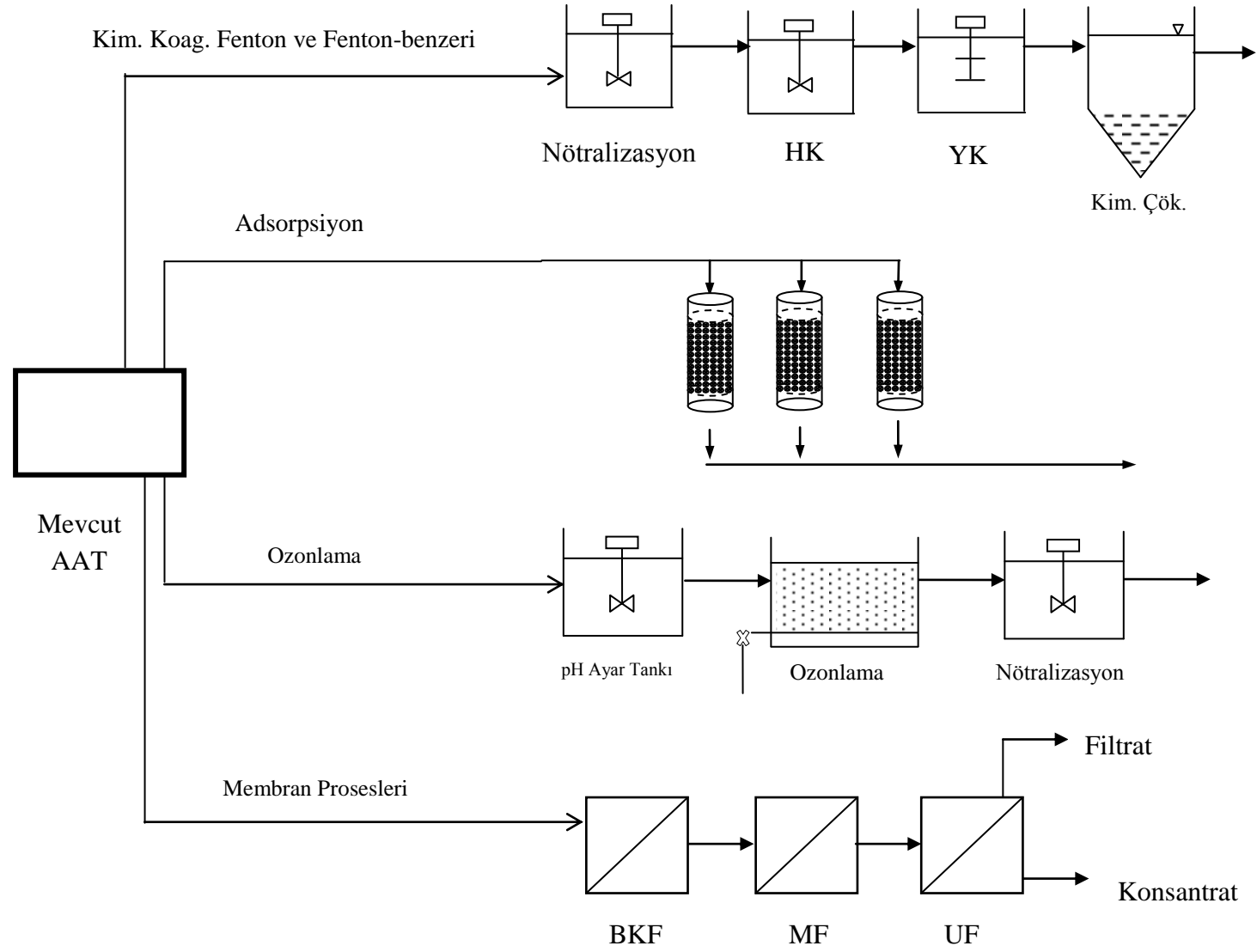
$$= 227,5 \text{ kW/G} / 1000 \text{ m}^3/\text{G} = 0,23 \text{ kW/m}^3 * 0,189 \text{ \$/kW}$$

$$= 0,043 \text{ \$/m}^3 = 0,078 \text{ TL/ m}^3$$

Toplam Arıtma Maliyeti = Kimyasal +Elektrik = 0,8 + 0,078 = 0,88 TL/ m³

Benzer şekilde diğer koagülantlar için de arıtma maliyet hesapları yapılmış ve ortalama olarak kimyasal koagülasyon için birim arıtma maliyeti 0,8 TL/m³ olarak bulunmuştur.

Fenton ve Fenton-benzeri prosesler için de sadece kimyasal ve elektrik giderleri göz önünde bulundurularak benzer şekilde hesaplamalar yapılmış ve sırasıyla, 0,99 ve 1,07 TL/m³ birim atıksu arıtma maliyeti bulunmuş, bu değer adsorpsiyon için 1,28 TL/m³ olarak hesaplanmıştır.



Şekil EK 1.5. Tüm arıtma alternatiflerini içeren akım şeması

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Selin TEKER

Doğum Yeri ve Tarihi : Bursa - 07.05.1987

Yabancı Dili : İngilizce

Eğitim Durumu

Lise : Şükrü Şankaya Anadolu Lisesi

Lisans : Eskişehir Osmangazi Üniversitesi - Kimya Mühendisliği
Bölümü

Yüksek Lisans : Uludağ Üniversitesi - Çevre Mühendisliği Bölümü

İletişim (e-posta) : teker.selin@gmail.com