



**YÜN YIKAMA ATIK SUYUNUN KOAGÜLASYON FLOKÜLASYON
PROSESİYLE ARITIMININ CEVAP YÜZEY METODOLOJİSİYLE
OPTİMİZASYONU VE ARITMA TESİSİ TASARIMI**

Billur KÖFTER

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
KİMYA MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI**

**GAZİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

ŞUBAT 2021

ETİK BEYAN

Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Tez Yazım Kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmada;

- Tez içinde sunduğum verileri, bilgileri ve dokümanları akademik ve etik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- Tüm bilgi, belge, değerlendirme ve sonuçları bilimsel etik ve ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- Tez çalışmada yararlandığım eserlerin tümüne uygun atıfta bulunarak kaynak gösterdiğimi,
- Kullanılan verilerde herhangi bir değişiklik yapmadığımı,
- Bu tezde sunduğum çalışmanın özgün olduğunu,

bildirir, aksi bir durumda aleyhime doğabilecek tüm hak kayıplarını kabullendiğimi beyan ederim.

Billur KÖFTER

16/02/2021

YÜN YIKAMA ATIK SUYUNUN KOAGÜLASYON FLOKÜLASYON PROSESİYLE ARITIMININ CEVAP YÜZEY METODOLOJİSİYLE OPTİMİZASYONU VE ARITMA

TESİSİ TASARIMI

(Yüksek Lisans Tezi)

Billur KÖFTER

GAZİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

Şubat 2021

ÖZET

Bu çalışmada, tekstil endüstrisine ait yün yıkama atık suyunun kimyasal arıtımının optimizasyonu ve arıtma tesisi tasarımı üzerine çalışılmıştır. Bu atık suyun içeriğinde; biyobozunurluğu az yün gresi, biyobozunurluğu grese göre daha kolay olan lanolin, çeşitli kirler ve yıkama sırasında kullanılan kimyasallar bulunmaktadır. Yapılan araştırmalar sonucunda maliyet, zaman ve çevre açısından en iyi giderim veriminin koagülasyon flokülasyon prosesiyle gerçekleştiği görülmüştür. En uygun koagülant ve flokülant seçimi için jar testleri gerçekleştirilmiş ve sırasıyla alüminyum sülfat ($Al_2(SO_4)_3$) ve katyonik polimer olarak bulunmuştur. Optimizasyon için cevap yüzey metodolojisi (CYM) kullanılmıştır. Bu metodolojinin tasarım parametreleri çöktürme için gerekli olan koagülant ve flokülant beslemesi ile pH olarak belirlenmiştir. Tasarım parametrelerinin etkileyeceği yanıt parametreleri; kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve askıda katı madde (AKM) olarak belirlenmiştir. Geliştirilen ikinci dereceden modeller sonucunda optimum koşullar; pH 7,45'de 1299,2 ppm alüminyum sülfat ve 12,6 ppm flokülant miktarı olarak bulunmuştur. Bu koşullarda giderim verimleri % 92,36 KOİ ve % 94,11 AKM olarak bulunmuştur. Yapılan optimizasyon ve deşarj standartları göz önüne alınarak atık su arıtma tesisi tasarlanmıştır. Tesiste kimyasal ve biyolojik arıtma kullanılmıştır. Biyolojik arıtma yöntemi olarak uzun havalandırmalı aktif çamur prosesi tercih edilmiştir. Yapılan tasarıma bağlı maliyet analizi yapılmıştır. Birim atık su başına maliyet 14,7 ₺ bulunmuştur.

Bilim Kodu : 91204

Anahtar Kelimeler : Yün yıkama atık suyu, koagülasyon flokülasyon, cevap yüzey metodolojisi, optimizasyon, arıtma tesis tasarımı

Sayfa Adedi : 118

Danışman : Prof. Dr. Ayla ALTINTEN

İkinci Danışman : Prof. Dr. Zehra ZEYBEK

OPTIMIZATION OF WOOL SCOURING WASTE WATER TREATMENT BY
COAGULATION FLOCCULATION PROCESS WITH RESPONSE SURFACE
METHODOLOGY AND DESIGN OF TREATMENT PLANT

(M. Sc. Thesis)

Billur KÖFTER

GAZİ UNIVERSITY

GRADUATE SCHOOL OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES

February 2021

ABSTRACT

In this study, optimization of chemical treatment of wool washing waste water of textile industry and treatment plant design were studied. In the content of this waste water; there are less biodegradable wool grease, lanolin, which is more biodegradable than grease, various dirt and chemicals used during washing. As a result of the researches, it has been observed that the best removal efficiency in the terms of cost, time and environment is realized with the coagulation – flocculation process. Jar tests were performed for the selection of the most appropriate coagulant and flocculant and it was found as aluminum sulphate ($Al_2(SO_4)_3$) and cationic polymer, respectively. Response surface methodology (RSM) was used for optimization. The design parameters of this methodology were determined as the required coagulant and flocculant dosage and pH for sedimentation. Response parameters that design parameters will affect; chemical oxygen demand (COD) and total suspended solids (TSS). Optimum conditions as a result of quadratic models developed; The amount of 1299,2 ppm aluminum sulphate and 12,6 ppm flocculant were found at pH 7,45. Removal efficiencies under these conditions were found to be 92,36% COD and 94,11% TSS. A wastewater treatment plant was designed considering the optimization and discharge standards. Chemical and biological treatment is used in the plant. Long aerated activated sludge process has been preferred as a biological treatment method. Cost analysis has been made depending on the design. Cost per unit of waste water was found to be 14,7 Turkish Liras..

Science Code : 91204

Key Words : Wool scouring waste water, coagulation flocculation, response surface methodology, optimization, treatment plant design

Page Number : 118

Supervisor : Prof. Dr. Ayla ALTINTEN

Co-Supervisor : Prof. Dr. Zehra ZEYBEK

TEŞEKKÜR

Çalışmalarında tüm sabrıyla bana mentorluk eden, çalışmalarında bilgi, öneri ve her türlü yardımı sağlayan, gelişmemde büyük katkısı olan danışmanım, değerli hocam Prof Dr. Ayla ALTINTEN'e, ikinci danışmanım olan, lisans ve yüksek lisans hayatımda beni destekleyen, bilgi birikimini ve yardımlarını hep arkamda hissettiğim hocam Prof. Dr. Zehra ZEYBEK'e, çalışmalarım süresince karşılaştığım zorluklarda bilgi ve desteklerini veren Prof. Dr. Mustafa ALPBAZ ve Uzman Kimyager Nilüfer VURAL'a, öğretim hayatım boyunca benden desteğini esirgemeyen tüm hocalarıma, hayatım boyunca yanımda olan, maddi-manevi destekleyen, bütün sıkıntılara benimle birlikte göğüs geren, yanımda olduklarını her zaman hissettiren annem İlknur KÖFTER'e ve babam Ahmet Nurettin KÖFTER'e sonsuz sevgi ve teşekkürlerimi sunuyorum.

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖZET	iv
ABSTRACT.....	v
TEŞEKKÜR.....	vi
İÇİNDEKİLER	vii
ÇİZELGELERİN LİSTESİ.....	x
ŞEKİLLERİN LİSTESİ	xii
RESİMLERİN LİSTESİ	xiv
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	xv
1. GİRİŞ.....	1
2. LİTERATÜR ARAŞTIRMASI	3
3. KURAMSAL TEMELLER	11
3.1. Tekstil Sanayisi	11
3.1.1. Tekstil sanayisi genel prosesleri.....	11
3.1.2. Tekstil sanayisinin sınıflandırılması	14
3.1.3. Tekstil sanayisi atık suları.....	17
3.1.4. Tekstil sanayisi kirletici parametreler ve özellikleri	19
3.1.5. Tekstil atık suyu deşarj standartları	22
3.2. Yün Yıkama Prosesi.....	22
3.2.1. Yıkama kimyası	28
3.3. Atık Suların Arıtılması	30
3.3.1. Fiziksel süreçler	31
3.3.2. Kimyasal süreçler.....	32
3.3.3. Biyolojik süreçler	41
3.4. Optimizasyon	44

	Sayfa
3.4.1. İstatiksel tasarım: cevap yüzey yöntemi	45
3.4.2. İstatiksel analiz değişkenleri	50
4. MATERİYAL YÖNTEM	53
4.1. Kullanılan Atık Su ve Özellikleri.....	53
4.2. Jar Testi	55
4.3. Analizler.....	57
5. DENEYSEL ÇALIŞMA	59
5.1. Uygun Koagülant ve Flokülant ile Miktarının Seçilmesi	59
5.2. Optimizasyon	61
5.2.1. Deney tasarımı	61
5.2.2. Tasarıma bağlı deney sonuçları.....	63
5.2.3. Kimyasal oksijen ihtiyacına bağlı istatiksel analiz	64
5.2.4. Askıda katı maddeye bağlı istatiksel analiz	66
5.2.5. Sayısal optimizasyon.....	68
6. ATIK SU ARITMA TESİSİ TASARIMI.....	75
6.1. Tasarım Esasları	75
6.2. Nüfus ve Debi Hesaplamaları	77
6.2.1. Nüfus hesaplamaları.....	77
6.2.2. Debi hesapları.....	77
6.3. Arıtma Tesisinde Seçilen Üniteler ve Boyutlandırma Hesapları	78
6.3.1. Dengeleme tankı (D-101, D-102)	79
6.3.2. Karıştırma tankları (T-101, T-102, T-103)	80
6.3.3. Çöktürme tankı (KÇ-101)	82
6.3.4. Ara dengeleme havuzu (D-103).....	83
6.3.5. Havalandırma havuzu (H-101, H-102)	84
6.3.6. Son çöktürme havuzu (Ç-101, Ç-102)	87

	Sayfa
6.3.7. Klorlama havuzu ve numune alma bölümü (KT-101, S-101).....	87
6.3.8. Çamur yoğunlaştırma tankı ve Dekantör (ÇY-101, DK-101).....	88
6.4. Maliyet Analizi.....	89
7. SONUÇ VE ÖNERİLER	91
KAYNAKLAR	97
EKLER.....	103
EK-1. Dengeleme tankı hesaplamaları ile plan ve kesitleri	104
EK-2. Karıştırma tankları hesaplamaları ile plan ve kesitleri.....	105
EK-3. Çöktürme tankı hesaplamaları ile plan ve kesitleri	107
EK-4. Ara dengeleme tankı hesaplamaları ile plan ve kesitleri.....	109
EK-5. Biyolojik arıtma hesaplamaları ile plan ve kesitleri.....	110
EK-6. Çamur yoğunlaştırma tankı hesaplamaları ile plan ve kesitleri	117
ÖZGEÇMİŞ	118

ÇİZELGELERİN LİSTESİ

Çizelge	Sayfa
Çizelge 3.1. Yünlü tekstil proseslerinin içeriği.....	16
Çizelge 3.2. Tipik bir tekstil fabrikasının yıllık kirlilik yükü	17
Çizelge 3.3. Tipik tekstil atık su karakteristikleri	17
Çizelge 3.4. Yün yıkama atık suyu deşarj standartları.....	22
Çizelge 3.5. Yün kirleticilerin tipik derişimleri	23
Çizelge 3.6. Sulu yün temizleme için tipik havuz sıcaklıkları (°C).....	29
Çizelge 3.7. Kimyasal arıtmada kullanılan koagülant maddeler	36
Çizelge 4.1. Yün yıkama atık suyu karakterizasyonu.....	54
Çizelge 4.2. Deneylerde kullanılan cihazlar	56
Çizelge 4.3. Analizlerde kullanılan araç ve gereçler	58
Çizelge 5.1 Deney tasarımındaki faktör değerleri ve kodlamaları	62
Çizelge 5.2. Geliştirilen model için deney tasarımı	62
Çizelge 5.3. Deney tasarımına göre sonuçlar.....	63
Çizelge 5.4. KOİ için ANOVA sonuçları	64
Çizelge 5.5. KOİ için R^2 değerleri	65
Çizelge 5.6. AKM için ANOVA sonuçları.....	67
Çizelge 5.7. AKM için R^2 değerleri.....	67
Çizelge 6.1. Dengeleme tankı boyutlandırma değerleri.....	80
Çizelge 6.2. Karıştırma tanklarının boyutlandırma değerleri	82
Çizelge 6.3. Çöktürme tankının boyutlandırma değerleri.....	83
Çizelge 6.4. Çöktürme tankı giderim verimleri ve kirlilik yükleri	83
Çizelge 6.5. Ara dengeleme tankı boyutlandırma değerleri	84
Çizelge 6.6. Havalandırma havuzu tasarım değişkenleri.....	86

Çizelge	Sayfa
Çizelge 6.7. Havalandırma havuzu tasarımı için gerekli kabuller	86
Çizelge 6.8. Havalandırma tankı tasarım değerleri.....	86
Çizelge 6.9. Son çöktürme tankının boyutlandırma değerleri	87
Çizelge 6.10. Klorlama havuzu ve numune alma bölümünün boyutlandırma değerleri	88
Çizelge 6.11. Çamur yoğunlaştırma tankının boyutlandırma değerleri.....	88
Çizelge 6.12. Dekantör özellikleri	89
Çizelge 6.13. Günlük enerji sarfıyatı	89
Çizelge 6.14. Kimyasal sarfıyat maliyeti.....	90

ŞEKİLLERİN LİSTESİ

Şekil	Sayfa
Şekil 3.1. Pamuklu tekstil proses akım şeması ve oluşacak atıklar	15
Şekil 3.2. Tipik hat içi karıştırma sistemi	24
Şekil 3.3. Tipik bilgisayarlı kantar karıştırma sistemi	24
Şekil 3.4. Açma ve besleme sistemi.....	25
Şekil 3.5. İnce yünler için yıkama tesisi	26
Şekil 3.6. Kaba yünler için yıkama tesisi.....	26
Şekil 3.7. Havuz akış şeması.....	26
Şekil 3.8. Yün kurutucu tipleri.....	28
Şekil 3.9. Sudaki bir parçacık ve zeta potansiyeli	35
Şekil 3.10. CYY’de deneysel strateji.....	47
Şekil 3.11. Üç değişkenli merkezi kompozit tasarımın analitik düzlemde gösterimi.....	52
Şekil 4.1. Tesisin iş akım şeması	53
Şekil 4.2. Flokülatörün şematik gösterimi	56
Şekil 5.1. KOİ değeri için beklenen ve gerçek değer grafiği.....	66
Şekil 5.2. AKM değeri için beklenen ve gerçek değer grafiği.....	68
Şekil 5.3. Koagülant ve flokülant miktarının KOİ giderimi için 3D yüzeyi ve kontür grafiği	69
Şekil 5.4. Koagülant miktarı ve pH’ın KOİ giderimi için 3D yüzeyi ve kontür grafiği.	70
Şekil 5.5. Flokülant miktarı ve pH’ın KOİ giderimi için 3D yüzeyi ve kontür grafiği ..	70
Şekil 5.6. Koagülant ve flokülant miktarının AKM giderimi için 3D yüzeyi ve kontür grafiği	71
Şekil 5.7. Koagülant miktarı ve pH’ın AKM giderimi için 3D yüzeyi ve kontür grafiği	72
Şekil 5.8. Flokülant miktarı ve pH’ın AKM giderimi için 3D yüzeyi ve kontür grafiği	72
Şekil 5.9. KOİ ve AKM giderimi için kompozit tasarımın analitik düzlemde gösterimi	73

Şekil	Sayfa
Şekil 6.1. Atık su arıtma tesisi akım şeması	76
Şekil 6.2. Fazla çamur geri devir hattından atılması durumunda havalandırma havuzu şematik gösterimi	85



RESİMLERİN LİSTESİ

Resim	Sayfa
Resim 4.1. (a) Durulama ham atık su numunesi, (b) Ağır kirli ham atık su numunesi.	55
Resim 5.1. Yapılan ön denemeler sonucu elde edilen numuneler; (a) Alüminyum sülfat (1400 ppm), NEUFLOC 219Y (12 ppm), (b) Alüminyum sülfat (1400 ppm), NEUFLOC 229Y (12 ppm), (c) Alüminyum sülfat (1400 ppm), NEUFLOC 348Y (12 ppm), (d) Alüminyum sülfat (1400 ppm), kireç (1400 ppm), NEUFLOC 219Y (12 ppm)	60
Resim 5.2. Elde edilen bazı arıtılmış atık su numuneleri; (a) 1 no'lu deney, (b) 2 no'lu deney, (c) 3 no'lu deney, (d) 4 no'lu deney	64

SİMGELER VE KISALTMALAR

Bu çalışmada kullanılmış simgeler ve kısaltmalar, açıklamaları ile birlikte aşağıda sunulmuştur.

Simgeler	Açıklamalar
A	Alan (m^2)
A_r	Hava debisi (m^3 hava/h)
B	En (m)
C_s^*	10°C’de çözünmüş oksijenin doyumluk değeri (mg/l)
C_L	Havalandırma hav. çözünmüş oksijen derişimi (mg/l)
C_{sT}	T sıc. çözünmüş oksijenin doyumluk değeri (mg/l)
D	Batma derinliği (m)
df	Serbestlik derecesi
f	BOİ ve nihai BOİ arasındaki orantı
G	Hız gradyanı (s^{-1})
h	Yükseklik (m)
k	Bağımsız değişken sayısı
k_{10}/k_T	Sıcaklık düzeltme katsayısı
k_d	İçsel solunum katsayısı ($gün^{-1}$)
L	Boy (m)
n_0	Merkezdeki deney sayısı
N	Deney sayısı
O_c	Standart şartlardaki oksijen ihtiyacı ($kg\ O_2/gün$)
P	Güç (kW)
$P_ç$	Çamur özgül ağırlığı(çamur yoğunluğu/su yoğunluğu)
P_s	Gerçek çamur miktarı ($kg/gün$)
P_x	Çamur miktarı ($kg/gün$)
r	Yarıçap (m)
R	Geri devir oranı
R^2	Regresyon katssayısı
R_o	Teorik oksijen ihtiyacı ($kg\ O_2/gün$)
S	Yüzey yükü (m^3/m^2h)

Simgeler**Açıklamalar**

S	Havalandırma havuzundan çıkan besin derişimi (mg/l)
S₀	Havalandırma havuzu girişı besin derişimi (mg/l)
S_i	Havalandırma havuzundan giren besin derişimi (mg/l)
SS	Kareler toplamı
q_a	Hava debisi (m ³ hava/mh)
Q	Debi (m ³ /h)
Q_i	Havalandırma havuzuna giren toplam debi (m ³ /h)
Q_r	Geri devir debisi (m ³ /h)
Q_w	Prosesden atılan debi (m ³ /h)
t	Zaman (s, h, gün)
V	Hacim (m ³)
x_i	Kod değeri
X	Mikroorganizma derişimi (mg/l)
X₀	Giriş akımındaki mikroorganizma derişimi (mg/l)
X_e	Çöktürme hav. kaçan askıda madde derişimi (mg/l)
X_r	Çıkan debideki mikroorganizma derişimi (mg/l)
y	Cevap değışkeni
Y	Biyokütle dönüşüm oranı (mg UAKM/ mg KOİ)
Y'	Gözlenen verim
a	Atık su katsayısı
θ_c	Çamur yaşı (gün)
η	Yüzde verim
μ	Vizkozite (Ns/m ²)
μ_a'	% Batma derinliği
β_i	Regresyon katsayısı
ξ_i	Bağımsız değışken
ε	Deneysel hata
°C	Derece celcius

Kısaltmalar**Açıklamalar****AKM**

Askıda katı madde

ANOVA

Varyans analizi

BOİ

Biyolojik oksijen ihtiyacı

CYM

Cevap yüzey metodolojisi

CYY

Cevap yüzey yöntemi

c- PAM

Katyonik poliakriloamid

GC-MS

Gaz kromatografisi-kütle spektrometrisi

KM

Katı madde

KOİ

Kimyasal oksijen ihtiyacı

PAC

Polialüminyumklorür

SKKY

Su kirliliği kontrolü yönetmeliği

SVI

Çamur hacim indeksi

TOK

Toplam organik karbon

UAKM

Uçucu askıda katı madde

3D

Üç boyut

1. GİRİŞ

Canlılar ekosistem ile sürekli ilişki içerisinde. Bu ilişkide insanlar tarafından doğal kaynakların fazla ve yanlış kullanılması, tahrip edilmesi hatta yok edilmesiyle çevresel dengenin bozulması sonucunda bazı sorunların ortaya çıkmasına çevre kirliliği denir. Gelişen teknolojinin sağladığı konfor haricinde çevreye verdiği zararın büyüklüğü hızla artmaktadır. Çeşitli kaynaklardan oluşan katı, sıvı ve gaz şeklindeki kirletici maddelerin doğada yüksek oranda birikmesi çevre kirliliğinin başlıca sebebidir. En önemli kirletici kaynak ise endüstriyel faaliyetlerdir. Bu faaliyetler sonucu oluşan atıklar genel olarak zehirlidir. Her endüstrinin zehirliliği farklı olmakla beraber arıtım ve denetleme süreci de farklıdır. Endüstri dallarından biri olan tekstil; Türkiye'de ham madde üretimi, iş gücünün ucuz olması gibi sebeplerden dolayı her geçen gün büyüyen sanayilerin başında gelmektedir. Bu büyüme, yüksek atık üretimi ve çeşitli yoğunluklarda kirlilik içeren atıkların arıtma ihtiyacını da beraberinde getirmiştir. Tekstil fabrikalarında üretimin çeşitliliğine göre farklı içerik ve miktarlarda atık sular oluşmaktadır. Bu suların büyük kısmı yıkama, ağartma, boyama işlemlerinden kaynaklanmaktadır. Tekstil atık suları karmaşık yapıda, biyobozunurluğu düşük, ekosistemde kimyasal zehirlenmelere yol açabilecek yapıdadır. Bu sebeple arıtımı zor, problemlili ve maliyetli atık sulardır.

Bu çalışmada, tekstil endüstrisi alt dallarından birinin atık su oluşumu, oluşan atık suların genel özellikleri, arıtım yöntemleri incelenmiş ve seçilen atık suyun arıtımının optimizasyonu ile bu optimizasyona bağlı arıtma tesis tasarımı yapılmıştır. Arıtımı araştırılacak olan yün yıkama atık suyu; oksitlenmiş biyolojik olarak parçalanabilirliği az yün gresi, biyobozunurluğu yüksek çözünmüş lanolin, çeşitli kir içeriği (gübre, toz) ve yıkama esnasında kullanılan kimyasalları (deterjanlar, peroksit ve yardımcıları gibi) içermektedir. Bu sebeple arıtma prosesi; giderim verimi, ilk yatırım ve işletme maliyeti, arıtma süresi ve yöntemleri incelendiğinde koagülasyon- flokülasyon prosesi (kimyasal arıtma) seçilmiştir. Bu aşamada kimyasal arıtım yöntemlerinden en çok kullanılan koagülasyon ve flokülasyon yönteminin temel mekanizması, diğer arıtma yöntemlerine göre avantaj ve dezavantajları, önemli işletme değişkenlerin belirlenmesi, bu değişkenlere bağlı giderim verimleri incelenmiş ve matematiksel model oluşturulmuştur. Yapılan optimizasyona bağlı arıtma tesisi tasarlanarak maliyet analizi yapılmıştır.

Çalışmanın ilk aşamasında, giderim verimi üzerine koagülant, flokülant ve pH değişkenlerinin etkileri incelenmiştir. Arıtılmış suyun kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve askıda katı madde (AKM) giderim verimlerine bakılarak sonuçlar değerlendirilmiştir.

Çalışmanın ikinci aşamasında, yün yıkama atık suyunun en az kimyasal tüketimi ve en fazla giderim verimi ile arıtılması amaçlanmıştır. Kimyasal arıtım için en uygun işletim değişkenleri belirlenmiş ve proses modeli oluşturulmuştur. Atık suyun arıtımı için işletim değişkenlerinin optimizasyonu Cevap Yüzey Metodolojisi (CYM) kullanılarak yapılmıştır. Belirlenen bağımlı ve bağımsız değişkenlere bağlı oluşturulan matematiksel model kullanarak arıtma prosesinin Endüstri 4.0'a uygun kontrol sistemleri, otomasyonlar ve yazılımlar için temel olması amaçlanmıştır.

Çalışmanın üçüncü aşamasında, yapılan optimizasyona bağlı arıtma tesisi tasarımı yapılmıştır. Atık suyun karakteri, tesisin bulunduğu çevre ve deşarj standartları göz önüne alınarak tasarlanmıştır. Arıtma tesisinin kimyasal arıtma bölümünün tasarımı yapılan optimizasyon çalışmasına göre yapılmıştır. Biyolojik arıtma ise kimyasal arıtma çıkışı verileri ve deşarj standartlarına göre tasarlanmıştır. Tesis minimum enerji, kimyasal, iş gücü; maksimum giderim verimi esasına göre tasarlanmıştır. Ayrıca tesisin uzaktan canlı izlenebilir ve müdahale edilebilir şekilde tasarımı yapılmıştır. Tesisin maliyet analizi yapılmıştır. Elektrik, kimyasal, iş gücü ve bakım onarım masrafları hesaplanarak birim atık su için arıtma maliyeti hesaplanmıştır.

2. LİTERATÜR ARAŞTIRMASI

Literatür araştırması; yün yıkama atık suyunun arıtım yöntemleri, atık suların koagülasyon-flokülasyon prosesiyle arıtılmasının cevap yüzey metoduyla optimizasyonu ve atık su arıtma tesislerinin maliyet incelemesi olmak üzere üç başlıkta gruplandırılmıştır.

Othman (2010), yaptığı çalışmada yün yıkama atık suyunun kimyasal ilaveli ve ilavesiz anaerobik biyolojik arıtımını gerçekleştirmiştir. Farklı oranlarda atık su ve anaerobik bakteri çeşitleri ile denemeler yapmıştır. Amonyum klorürü (NH_4Cl) koagülant olarak ve poliakrilamid türevi katyonik polimer ekleyerek arıtımı gerçekleştirmiştir. Maksimum giderim verimi %25 atık su %75 bakteri olarak bulunmuştur. Ortalama 35000 mg/l KOİ'den 20000 mg/l KOİ civarına düşmüştür. Çözünebilir KOİ değeri 12000 mg/l KOİ'den 2000 mg/l KOİ değerine düşmüştür. Bu değerler Avustralya için kanalizasyon deşarj standartlarına uygunluk göstermiştir. Flokülant içeren veya içermeyen NH_4Cl ilavesi, hiç kimyasal eklenmeyen reaktörlerinkine kıyasla giderilen KOİ üzerinde önemli bir etki gözlenmemiştir [1].

Labanda ve Llorens (2008), yaptıkları çalışmada koagülasyon–flokülasyon prosesi ve membran ayırma teknolojisini kullanarak yün yıkama suyunun arıtılabilirliğini araştırmışlardır. pH 4'de 500 mg/l'lik bir demir klorür (FeCl_3) beslenmesiyle % 89'luk Toplam Organik Karbon (TOK) giderimi gerçekleşmiştir. Yapılan denemelerde poliamid flokülantların TOK gideriminde daha az etkili olduğu görülmüştür. TOK'a sebep olan kolloidal malzemelerin çoğu nanofiltrasyon membranları ile giderilmiştir. İki çeşit membran (polimer ve seramik) denenmiştir. Polimer membranın 1 m/s teğetsel hızda uygulanabilir kirlenme oranı elde edilmiştir. Bu çalışma atık suyun arıtımı için uygulanabilirliği yüksek bir kombine arıtım modeli sunmuştur [2].

Poole ve Cord-Ruwisch (2004), yün yıkama atık suyunun arıtımını aerobik biyolojik arıtma ile incelemişlerdir. Yaptıkları çalışmada biyodegradasyona karşı kalıcı olan de-emülsiyon haline getirilmiş yün yağının daha sonra atık sudan santrifüj ile kolayca giderilebildiği görmüşlerdir. 12 günlük kesikli deneylerde, % 97 yün yağı ve % 87 KOİ giderimi bulunmuştur. 100:1 pilot ölçeğinde, 38 saatlik alıkonma süresi ve 30 °C'de % 95 yün yağı ve % 82 KOİ giderimi gerçekleşmiş ve 5,7 ml/g'lık bir arıtma çamuru üretilmiştir.

116 günlük sürekli çalışma süresi boyunca tutarlı bir şekilde arıtım gerçekleşmiştir. Böylece pilot reaktörün başarılı bir şekilde çalışması, bu sürecin tam ölçekli olarak geliştirilebileceğini göstermektedir [3].

Becker ve diğerleri (1999), yaptıkları çalışmada zeytin yağı ve yün yıkama atık suyunun termofilik durumda izole edilmiş *Bacillus thermoleovorans* IHI-91 türü bakteri ile aerobik biyolojik arıtımını incelemişlerdir. Çok kirli yün yıkama atık sularından yağ giderimi (77000 mg/1 KOİ), 65 °C'de 10±20 saatlik bekleme süresinde % 20±30 iken, KOİ giderimi % 15±20'dir. GC-MS analizi, C₁₈'e kadar olan uzun zincirli yağ asitlerinin etkin bir şekilde bozunduğunu göstermiştir. Fakat yün yağının baskın sterol fraksiyonunun bozunduğu saptanamamıştır. Mezofilik işlemlerden elde edilen verilerle karşılaştırıldığında, termofilik koşullar altında elde edilen yağ bozunma oranları son derece yüksektir [4].

Mercz ve Cord-Ruwisch (1997), yün yıkama atık suyunun bileşik anaerobik biyolojik arıtım ve kimyasal flokülasyonla arıtımını araştırmışlardır. Kesikli deneylerde 8 gün boyunca anaerobik biyoflokülasyonla % 30 (pilot ölçek) ile % 50 (laboratuvar ölçeği) arasında yağ azalması görülmüştür. Bununla birlikte, yün yağ emülsiyonunun sadece 2-3 gün sonra dengesizleştirilmesi, polimerik bir flokülant ilave edildikten sonra toplam yağda % 80'lik bir azalmayla sonuçlanmıştır. Laboratuvar ölçekte anaerobik biyoflokülasyon-kimyasal flokülasyon işlemi, 1-2 günlük hidrolik tutma sürelerinde % 90 yağı gidermiştir. Pilot ölçekte aynı işlem % 80'e kadar yağ giderim verimliliği ile sonuçlanmıştır [5].

Yün yıkama atık suyunun arıtım yöntemi olarak genellikle koagülasyon-flokülasyon prosesi ve biyolojik arıtım yöntemleri kullanılmıştır. Atık suda bulunan yağın arıtımı zorlaştırdığı fakat koagülasyon- flokülasyon prosesinde ve aerobik biyolojik arıtımda (uzun havalandırmalı) yüksek giderim verimi olduğu görülmüştür. Anaerobik biyolojik arıtım yöntemlerinin ise suyun arıtılmasında tek başına yetersiz olduğu görülmüştür. Yün yıkama atık suyu özel bir atık su olması ve dünyada birkaç bölgede bulunması sebebiyle genel olarak araştırmalar özel laboratuvarlarda gerçekleştirilmiştir ve sınırlı sayıda literatür çalışması mevcuttur.

Kim (2016), yaptığı çalışmada kağıt atık suyunun CYM ile optimizasyonunu araştırmıştır. Tasarım değişkenleri; koagülant olarak kullanılan polialuminyum klorür (PAC), flokülant olarak kullanılan katyonik poliakrilamid (c-PAM) ve pH'dır. Yanıt parametreleri ise; KOİ,

AKM ve çamur hacim endeksidir (SVI). Optimal koagülasyon-flokülasyon koşulları 3689 mg/l PAC, 39,9 mg/l c-PAM ve pH 5,4'dür. CYM optimizasyonuna göre KOİ ve AKM giderimi (%) ve SVI değeri sırasıyla % 35,3, % 77,5 ve 89,1 ml/g olarak bulunmuştur. Bu çalışmadan, koagülasyon- flokülasyon prosesinin biyolojik arıtmadan önce kağıt atık suyu için yararlı bir ön arıtma işlemi olabileceği sonucuna varılmıştır. Ayrıca işletme değişkenlerinin farklı değerlerindeki proses parametrelerinin etkileşimleri hakkında bilgiler sunmaktadır [6].

Moradi ve Ghanbari (2014), bu çalışmada fenton prosesi için ön işlem olarak çöp sızıntı suyunun arıtımının CYM ile optimizasyonu incelenmiştir. Tasarım değişkenleri; pH ve koagülant miktarıdır. Yanıt parametreleri ise KOİ, AKM ve renk olarak belirlenmiştir. Optimum koşullarda (pH=7 ve 1500 mg/l FeCl₃) ortalama KOİ, renk ve AKM giderimleri sırasıyla yaklaşık % 65, % 79 ve % 95 olarak bulunmuştur. Biyolojik süreçlerden önce bir ön arıtma aşaması olarak, toksisite ve biyobozunurluğun iyileştirilmesi için çöp sızıntı suyu arıtımında çöktürme ve Fenton oksidasyon kombinasyonunun kullanılabileceği sonucuna varılmıştır [7].

Wang ve diğerleri (2014), sigara kağıdı üretimi sonucu oluşan atık suyun koagülant olarak poli-alüminyum klorür ve flokülant olarak katyonik bir poliakrilamid kullanarak arıtılmasının CYM ile optimizasyonunu incelemişlerdir. Yanıt değişkenleri olarak KOİ ve renk parametreleri kullanılmıştır. Yanıt değişkenlerinin maksimuma ulaşması 715 mg/l PAC ile 4,8 mg/l c-PAM beslemesiyle pH 6,6'da elde edilebildiği görülmüştür. Optimum şartlarda maksimum giderim verimi % 67,8 KOİ ve % 77,7 renk olarak bulunmuştur. Çalışma, regresyon denklemlerinin, bu atık suyun koagülasyon-flokülasyon sürecinin teorik temeli olarak kullanılabileceğini göstermiştir [8].

Trinh ve Kang (2011), bu çalışmada içme suyunun arıtımının CYM ile optimizasyonu incelenmiştir. Araştırmanın amacı, bulanıklığın ve çözünmüş organik karbonun en yüksek giderme verimliliğine göre koagülant beslemesi ve pH'ın optimum kombinasyonunu bulmaktır. Poli-alüminyum klorür kullanılarak elde edilen sonuçlar, alüminyumsülfat gibi geleneksel koagülantlarla karşılaştırılmıştır. İki yanıt için geliştirilen ikinci dereceden modeller, optimum koşulların pH 7,4'te 0,11 mM PAC beslemesi ve pH 6,6'da 0,15 mM alüminyumsülfat beslemesi olduğu görülmüştür. Yapılan optimizasyon sonucu PAC ile % 91,4 bulanıklık ve % 31,2 çözünmüş organik karbon giderilmesi ile sonuçlanırken, alüm ile

% 86,3 bulanıklık ve % 34,3 çözünmüş organik karbon giderilmiştir. Kontrol deneyleri sonucunda elde edilen modelin öngörüsüne yakın sonuçlar elde edilmiştir. Bu modelleme gerekli deneylerin sayısını en aza indirirken iyi tahminler elde etmede CYM'ye dayanan yaklaşımın faydalarını göstermiştir [9].

Wang ve diğerleri (2011), kağıt üretimi atık suyu arıtımının CYM ile optimizasyonunu araştırmışlardır. Koagülant olarak alüminyum klorür ve değiştirilmiş bir doğal polimer olan nişasta-g-PAM-gPDMC (poliakrilamid ve poli 2-metakriloyloksietil trimetil amonyum klorür) kullanılmıştır. Üç ana tasarım değişkeni; koagülant miktarı, flokülant miktarı ve pH'dır. Yanıt olarak; bulanıklık, lignin giderimi ve suyun geri kazanımıdır. Optimal koşullar; pH 8,35'de 871 mg/l koagülant ve 22,3 mg/l flokülant miktarı olarak bulunmuştur. Yapılan doğrulama deneyleri, cevap yüzey metodolojisinin kağıt hamuru atık su arıtımı için koagülasyon-flokülasyon prosesinin optimizasyonunda güçlü ve kullanışlı bir yaklaşım olduğunu göstermiştir [10].

Khayet ve diğerleri (2011), bu çalışmada deri tabaklama işleminin atık suyunun geri kazanımında yaşanan membran tıkanması sorununu gidermek için bir ön arıtma işlemi olarak koagülasyon flokülasyon prosesinin kullanılmasının CYM ile optimizasyonu incelenmiştir. Bu proseste tıkanmaya sebep olan ana madde boyalardır. Bu sebeple yanıt değişkeni boya giderimidir. Kullanılan tasarım değişkenleri; sıcaklık, koagülant miktarı ve çözeltinin başlangıç pH'ını kullanan merkezi kompozit tasarım dikkate alınmıştır. Optimum çalışma koşullarını belirlemek için bir Monte Carlo simülasyon yöntemi uygulanmıştır. Elde edilen optimal nokta 40 °C'lik bir sıcaklığa, 0,82 g/l'lik bir alüminyumsülfat beslemesine ve 5,61'lik bir başlangıç pH değeri bulunmuştur. Maksimum giderim verimi %97,78 olarak bulunmuştur. Optimal proses koşulları altında elde edilen boya gideriminin maksimum değeri deneysel olarak doğrulanmıştır [11].

Farklı atık suların koagülasyon flokülasyon prosesiyle arıtımının cevap yüzey yöntemi ile optimizasyonunda bağımsız ve bağımlı değişkenler incelenmiştir. Bağımsız değişken olarak koagülant miktarı, flokülant miktarı ve pH; bağımlı değişken olarak ise kimyasal oksijen ihtiyacı, askıda katı madde gibi atık suyun karakterine bağlı seçildiği görülmüştür.

Long ve diğerleri (2018), çalışmada Çin'de bulunan iki büyük havzayı içeren sanayi alanlarındaki atık su arıtımı, atık su kalitesi, kirletici madde giderimi, çamur üretimi ve

maliyetinin karşılaştırmalı ve korelasyon analizini içeren kapsamlı bir araştırma gerçekleştirmişlerdir. Anaerobik-anoksik-oksik ve anoksik-oksik, iki havzada en yaygın kullanılan arıtma prosesleridir. Atık su arıtma tesislerinin işletme maliyetleri elektrik, kimyasal ve işçilik maliyetleri bileşenlerini içermektedir. Atıksu arıtma tesislerinde kimyasal oksijen ihtiyacı, amonyak ve toplam azot ve toplam fosfordaki azalma, iki havzadaki belediye ve endüstriyel atık sudaki toplam kirleticilerin ortalama %28 oranında azalmasına neden olmuştur. Bu sonuçlardan atık su arıtma proseslerinin tasarımı ve optimizasyonu ile atık su arıtma tesislerinin su kirliliğinin kontrolüne nasıl yardımcı olabileceğinin değerlendirilmesine destek verebilir olduğu görülmüştür [12].

Ruiz-Rosa ve diğerleri (2016), çalışma maliyet muhasebesi ve yönetim tekniklerini kullanarak atık su arıtma ve yeniden kullanımının ekonomik maliyetlerini hesaplamıştır. Atık su arıtma sürecine bir maliyet yönetimi modeli tasarlanmış ve uyarlanmış. Model, ekonomik açıdan arıtılmış suyun kullanılabilirliğini ölçmekte ve bu kaynakla ilgili daha etkili karar almayı desteklemektedir. Bu modelin pratik bir uygulaması Santa Cruz de Tenerife (Kanarya Adaları/ İspanya) Atık su Arıtma Tesisinde gerçekleştirilmiştir. Arıtma tesisi tarafından tüketilen kaynakların maliyetleri ile arıtma ve yeniden kullanım süreçlerinde belirlenen farklı faaliyetlerin maliyetleri hesaplanmıştır. Hesaplama sürecinin bir sonucu olarak, atık suyun yeniden kullanılmasının maliyetler açısından diğer mevcut su kaynaklarına (yüzey suyu, yeraltı suyu) kıyasla daha iyi bir seçenek olarak ilerleyen zamanlarda karşımıza çıkabileceğini göstermiştir [13].

Büyükkamacı ve Köken (2010), çalışmada kağıt endüstrisi atık suyunun arıtımı ve maliyet analizi yapılmıştır. Atık suyun kirliliği üretimde kullanılan işlemlere ve üretilen kâğıdın kalitesine bağlı olarak değişmektedir. Endüstrinin atık sularının ana kirleticileri derişimi yüksek organik maddeler ve AKM olarak kabul edilmiştir. Türkiye'deki kağıt hamuru ve kağıt endüstrisi atık sularının ana kirletici özellikleri araştırılmış ve üç farklı kirlilik derecesi (düşük, orta ve yüksek mukavemetli atık sular) ve 3000 ila 10.000 m³/gün aralığında akış hızları olarak gruplandırılarak araştırılmıştır. Doksan altı arıtma tesisi, fiziksel arıtma, kimyasal arıtma, aerobik ve anaerobik biyolojik proseslerin kombinasyonları olan on iki akış şeması kullanılarak tasarlanmıştır. Her kirlilik derecesi için optimum arıtma süreçlerini belirlemek amacıyla yatırım, işletme, bakım ve onarım maliyetlerini içeren ayrıntılı karşılaştırmalı maliyet analizi hazırlanmıştır. En ekonomik ve teknik açıdan en uygun arıtma prosesleri, düşük mukavemetli atık sular için genişletilmiş

havalandırmalı aktif çamur süreci, uzun havalandırmalı aktif çamur işlemi veya anaerobik çamur sistemi; orta mukavemetli atık sular için bir havalandırma havuzu veya anaerobik çamur sistemi, ardından bir havalandırma havuzu veya anaerobik çamur sistemi; yüksek mukavemetli atık sular için geleneksel aktif çamur yöntemi bulunmuştur. Ayrıca, kimyasal arıtma içeren herhangi bir tasarlanmış alternatifin her türlü atık su için en pahalı seçenek olduğu bulunmuştur. Bu nedenle, kimyasal arıtma özel kirleticilerin uzaklaştırılması için hayati önem taşıyorsa biyolojik işlemler tercih edilmesi gerekmektedir. Bununla birlikte, eğer atık su bazı zehirli kirleticiler içeriyorsa, biyolojik işlemlerin yerine veya öncesinde kimyasal arıtma uygulanması gerekeceği görülmektedir. Bir diğer belirgin bulgu, akış hızındaki artışa paralel olarak birim maliyetteki artıştır. İlgili maliyet-fayda çalışmalarının çoğunda, birim maliyet, akış hızı ile ters orantılı bulunmuştur [14].

Hernandez-Sancho ve Sala-Garrido (2009); yaptıkları çalışma atık su arıtma proseslerinin maliyet yapısının daha iyi anlaşılması için bir metodoloji oluşturmuşlardır. Kapasitenin, giderim maliyeti üzerindeki etkisine odaklanarak, işletme maliyeti için, süreçteki en temsili değişkenleri içeren yeni bir yaklaşım önermişlerdir. Ülke ekonomisinin, giderilen kirleticiler, tesisin yaşı gibi diğer değişkenlerin etkisi de görülmüştür. Genişletilmiş maliyet fonksiyonlarının hesaplanması ve ekonomik açıdan çeşitli arıtma teknolojilerinin detaylı bir karşılaştırması yapılmıştır. İspanya'daki 341 atık su arıtma tesisinden elde edilen istatistiksel bilgileri kullanarak bir maliyet modelleme metodolojisi uygulanmıştır. Geliştirilen maliyet fonksiyonları, incelenen tüm teknolojiler için atık su arıtma tesislerinin hacminin işletme ve bakım maliyetlerinin belirlenmesinde çok önemli bir rol oynadığını, yani bu maliyetlerin ölçek ekonomilerinden etkilendiğini göstermiştir. Ayrıca özellikle aktif çamur, geri kazanımlı aktif çamur ve üçüncül (ileri) arıtma teknolojilerinde mikroorganizma yaşı ve kirletici madde giderim verimliliği gibi diğer değişkenlerin maliyetleri açıklamak için esas olduğu görülmektedir. Sonuç olarak arıtma için en uygun teknolojiyi seçme kriterlerinin sadece teknik yönleri, atık su kalitesinin dikkate alınması gerektiği görülmüştür. Yatırım maliyetleri ile işletme ve bakım maliyetleri de yeni bir tesisin ekonomik fizibilitesini değerlendirmek için önemli olduğu vurgulanmıştır [15].

Bayramoğlu ve diğerleri (2004), tekstil atık su arıtımında elektrokoagülasyon prosesinin demir ve alüminyum elektrotlar ile işletme maliyeti analizi yapmışlardır. Atık su iletkenliği, pH, akım yoğunluğu ve çalışma süresi gibi çeşitli değişkenlerin işletme maliyeti üzerindeki etkileri, iki elektrot malzemesi için ayrı ayrı tartışılmıştır. Asidik

ortamda, alüminyumun KOİ ve bulanıklık giderme verimleri demirinkinden daha yüksektir; nötr ve zayıf alkali ortamda ise demir daha verimlidir. Yüksek iletkenlik, yüksek proses performansları ve düşük işletme maliyeti lehine bulunmuştur. Aynı bulanıklık ve KOİ giderme verimleri için demir elektrotta alüminyumdan daha düşük bir akım yoğunluğu gerektiği görülmüştür. Çalışma süresi ve akım yoğunluğu proses performansları ve işletme maliyeti üzerinde benzer etkiler gösterir. Enerji tüketimi demir ile daha düşük iken elektrot tüketimi genellikle alüminyum ile daha düşük bulunmuştur. Maliyet hesaplamaları, demir elektrot durumunda, işletim maliyetinin giderilen kg KOİ başına yaklaşık 0,1\$ olduğunu ve alüminyum için ise 0,3\$ olduğunu göstermiştir. Elektrot tüketim maliyeti, toplam demir maliyetinin yaklaşık %50'sini ve alüminyum için toplam maliyetin yaklaşık %80'ini oluşturduğu görülmüştür [16].

Farklı atık su arıtma tesislerinin maliyet analizleri incelenmiştir. Bu analizlere göre birim atık su başına işletme maliyetinin biyolojik arıtmanın kimyasal arıtmaya oranla daha az olduğu görülmüştür. Ayrıca aerobik biyolojik arıtma süreçlerinin genel olarak anaerobik biyolojik arıtmaya süreçlerine göre işletme maliyetlerinin daha fazla olduğu görülmüştür.



3. KURAMSAL TEMELLER

3.1. Tekstil Sanayisi

Yün, pamuk, sentetik elyaf ve örme kumaş üretiminde kullanılan liflerden kumaş veya herhangi bir tekstil ürünü üreten sanayi dalı tekstil sektörü olarak tanımlanabilir. Günlük hayatımızda; kıyafetten halıya kadar pek çok alanda kullanılmaktadır. Bu çeşitlilik tekstil endüstrisinde proses çeşitliliği oluşturmaktadır. Kullanılan temel hammaddeler yün, pamuk, sentetik lifler ve bunların karışımlarıdır. Bu durum üretim farklılıklarını oluşturmaktadır. Ürünlerdeki ve üretim yöntemlerindeki bu çeşitlilik, tekstil sanayi atıklarında da görülmektedir. Kullanılan ham ve kimyasal maddeler sonucunda atık su çeşitliliği fazladır. Kullanılan bu maddeler ile her ara ürün ve ürün için uygulanan teknoloji ve reçete çeşitliliğiyle birbirinden farklı atık su karakterlerine sahip endüstri dalıdır [17].

3.1.1. Tekstil sanayisi genel prosesleri

Tekstil sanayisinde işlenen lifler pamuklu, yünlü ve sentetik liflerdir. Prosesler kullanılan elyafa göre ele alınıp incelenmelidir. Örneğin yün ürünlere uygulanan karbonizasyon işlemine pamuklu ürünlerde merserizasyon denir. Bu işlemde pamuk ve sentetik elyaf kullanıldığında ön yıkama gerektiren herhangi bir kirlilik olmayacaktır. Ancak yün lifleri doğal yaşam nedeniyle kirlendiğinden, liflerin ipliğe dönüştürülmeden önce yıkanması gerekir. Yünlü dokuma sektörünü diğer tekstil ürünlerinden ayıran en önemli fark bu yıkama işlemidir. Tekstil sanayisindeki süreçler iki ana kategoriye ayrılabilir: kuru ve yaş [18].

Kuru prosesler su kullanımı gerektirmemektedir. Bu sebeple kirlenme açısından önem taşımamaktadır. Yaş prosesler kuru proseslerden sonra uygulanmaktadır. Sanayide uygulanan ana prosesler; haşıllama, haşıl sökme, ağartma, merserizasyon, boyama, apreleme olarak katagorize edilmektedir [19]. Tekstil sanayisinde, yaş prosesler boyunca yüksek hacimlerde su kullanılmaktadır. Kullanılan büyük miktarlardaki suyun çok azı üründe bulunmakta ve büyük miktarda atık su oluşturmaktadır [17].

Haşılama

Çözü iplikleri dokuma makinelerinde işlenirken sürekli değişken gerilime ve sürtünmeye maruz kalmaktadır. Bu sebeple aşınır ve hırpalanırlar. Çözü ipliklerinin işlenirken aynı bölgeler üzerinde sürekli tekrarlanan hareketler, iplik yüzeyini zedeleyeceğinden bu ipliklerin dayanımlarını arttırmak için haşılama işlemi yapılır. Haşılama işleminin amacı iplikleri dokunabilir hale getirmektir. Ayrıca dokuma randımanı ve kalitenin artırılması, terbiye işlemlerinde kolaylıkla ve liflere zarar vermeden giderilebilmesi, ürün maliyetlerinin arttırıcı olmaması gibi amaçları bulunmaktadır. Haşılama solüsyonunda doğal ve sentetik kökenli haşıl maddeleri kullanılır. Doğal kaynaklı haşıl maddeleri nişasta ve türevleri, selüloz türevleri ve sentetik kökenli haşıl maddeleri de polivinil alkol ve poliakrilattan oluşur. Haşıl maddesi; genellikle doğal nişasta, modifiye selüloz ve sentetiklerdir. Sentetik ipliklerde haşıl maddeleri olarak çoğunlukla nişasta bileşikleri yerine polivinil alkol, karboksimetil selüloz ve poliakrilik asit kullanılır. Bu maddelerin kullanımı biyolojik oksijen ihtiyacını azaltmaktadır. Haşıl maddeleri atık sulardaki biyolojik oksijen ihtiyacını artıran en belirleyici faktörlerden biridir [20].

Yıkama ve haşıl giderme

Yıkama işlemi, elyaf üzerindeki istenmeyen maddelerin enzimatik veya ön-muamele işlemleri kullanılarak giderilmesi amacıyla uygulanır. Boyama ve terbiye için temiz bir kumaş hazırlamak için sodyum hidroksit, klor, silikatlar, sodyum bisülfid ve deterjanlar, nişastanın hidrolizi için asitler ve enzimler kullanılır. Kullanılan lif tipine bağlı olarak; kullanılan kimyasal, su sıcaklığı ve temas süresi değişkendir. Boyamadan önce haşıl maddelerinin uzaklaştırılması önemlidir. İyi bir giderim işlemi olmazsa, haşıl maddeleri boyanın liflere işlemlerini önler veya boyanın rengini değiştirir [21].

Ağartma

Ağartma işlemi, çıkarılamayan renklendiricileri gidermek için kullanılır. Doğal renk pigmentlerini yok etmek için hidrojen peroksit, sodyum hipoklorit ve ozon gazı gibi maddeler kullanılır. Özellikle hidrojen peroksit kullanılmaktadır. Peroksit su ve oksijene ayrışır, çözülmemiş veya görünür kalıntılar bırakabilirler. Ayrıca peroksit ilavesi, atık sudaki oksijen içeriğini de arttırır [18].

Ağartma prosesleri üç adımda gerçekleştirilir;

- Ağartıcı, aktivatör, stabilizatör ve diğer gerekli kimyasallarla uygun reçetelere göre çözelti hazırlanır.
- Yeterli sıcaklık ve yeterli süre ile kumaş veya lifin teması sağlanır.
- Kumaş veya lif yıkanır ve kurutulur.

Merserizasyon

Pamuklu kumaşların gergi altındayken derişimi yüksek kostikle muamele edilmesi işlemidir. Amaçları; elyafın doğal bükümlü yapısını azaltmak, yüzey alanını ve düzgünlüğünü arttırmak, boyar maddelerin afinitesini arttırmak, boya sarfiyatını azaltmak, mukavemetini arttırmaktır. Soğuk ve sıcak olarak ikiye ayrılır. Soğuk merserizasyon 12-15 °C’de ve nispeten hafif kumaşlarda yapılırken, sıcak merserizasyon 40-60 °C’de parlaklığı bozulmayacak şekilde yapılır [22]. Merserizasyondan kaynaklanan atık sular kullanılan kostik sebebiyle yüksek alkanite içermektedir.

Karbonizasyon

Ham yünler, koyunların yetiştirildiği ortama bağlı olduğu miktarlarda bitkisel madde ile kirlenir. Bitkisel maddede çapaklar, tohumlar, dallar ve saman vardır. Bitkisel madde kirlenme seviyesinin yüksek olduğu veya bitkisel madde içermeyen bir ürünün istendiği yerlerde, karbonizleme olarak bilinen kimyasal bir işlem gereklidir. Karbonizleme işlemi, yün keratin ve bitkisel maddenin (özellikle selüloz ve lignin) kimyasal stabilite bakımından mineral asitlere olan farkından faydalanır [23].

Boyama

Tekstil sanayisinde kumaşın renklendirilmesi için boyama işlemi yapılmaktadır. Boyalar genellikle iki temel bileşenden oluşan küçük moleküllerdir. Bunlar, rengi üreten kromofor ve boyayı ipliğe bağlayan fonksiyonel gruptur. Kimyasal yapılarına veya kullanılan iplik cinsine göre kategorize edilmiş çeşitleri bulunmaktadır. Boyanın ipliğe adsorpsiyonu iplik tipine ve boya tipine göre değişir. Adsorpsiyon derecesi, zaman, sıcaklık, pH ve yardımcı

kimyasallar gibi etkenlerden etkilenir. Boyama için farklı kimyasal sınıflardan boyaların karıştırılması, atık su içeriğini daha da karmaşık hale getirir [24].

Apreleme

Fiziksel ve kimyasal özellikleri değişen kumaşın işlenmesidir. Bu işlem sayesinde görünüm, yumuşaklık, dayanıklılık, pürüzsüzlük ve parlaklık gibi özelliklerin iyileşmesi sağlanır. Nişasta ve dekstrin kolası, doğal ve sentetik balmumu, sentetik reçine, amonyum klorit ve çinko, yumuşatıcı ve çeşitli özel kimyasallar kullanılmaktadır. Bu kimyasalların kullanılmasıyla kumaşın aşınma kalitesi düzelir ve su geçirmez, yanmaz ve küflenmez işlevler sağlayabilir [19].

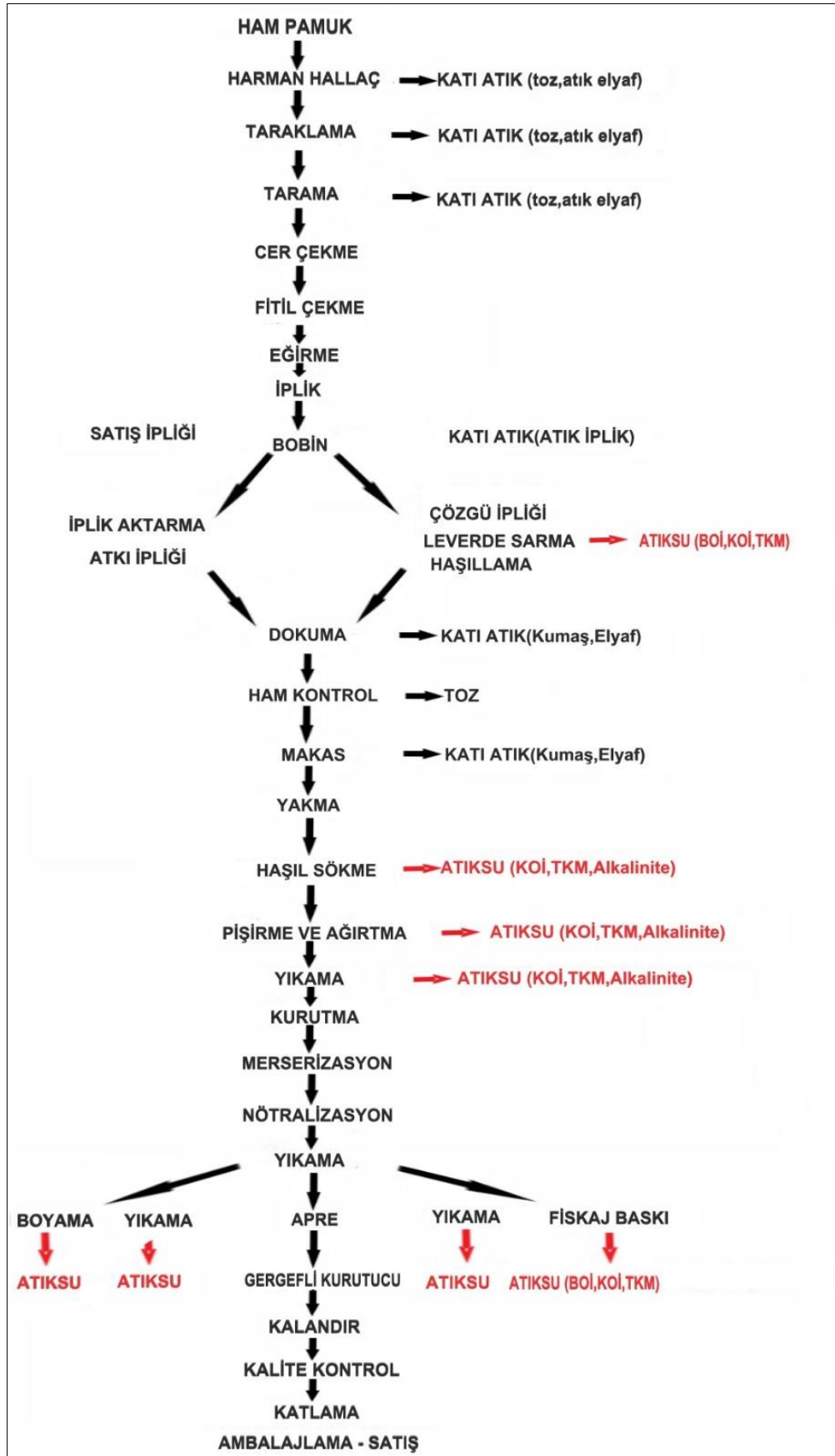
3.1.2. Tekstil sanayisinin sınıflandırılması

Tekstil sanayisinde yer alan prosesler, işlenen lif cinsine bağlı olarak farklılıklar göstermektedir. Tekstil sanayisi, kullanılan lifin türüne göre üç ana gruba ayrılmaktadır;

- 1-Pamuklu tekstil sanayisi
- 2-Yünlü tekstil sanayisi
- 3-Sentetik tekstil sanayisi

Pamuklu tekstil sanayisi

Pamuk lifleri çırçır içerisindeki liflerinden ayrılarak paketlenip iplikhaneye gönderilir. Pamuk ipliğe dönüştürüldükten sonra dokuma ve örme işlemine tabi tutulur. Her bir pamuklu kumaş, dokuma veya örme işleminden sonra terbiye işlemlerine tabi tutulur. Bu işlemler sayesinde, kumaşın kusurları düzeltilerek kullanışlı hale getirilir, boyama ve baskı işlemi ile renklendirilip aprelenir. Pamuklu kumaşların terbiye süreci sırayla: yakma, haşıl sökme, pişirme, ağartma, merserizasyon, boyama ve baskı işlemi, aprelemedir [17]. Pamuklu tekstil proses akım şeması Şekil 3.1 ‘deki gibidir.



Şekil 3.1. Pamuklu tekstil proses akım şeması ve oluşacak atıklar

Yünlü tekstil sanayisi

Yünlü tekstil endüstrisinin hammaddesi koyun yünüdür. Pamuklu tekstile benzer şekilde üretilen yünlü tekstilde ilk ve en önemli fark yünün yıkanmasıdır. Bu işlem, ayrı bir alt kategori oluşturan çok kirli ve yağlı atık su üretir. Yünü sabun ve soda çözeltisiyle yıkanır ve kurutulur. Yağlama yapılır ve hallaç makinelerinde parçalanır. Bu işlemi, tarama ve eğirme işlemi izler. Eğrilen ip haşıllamadan sonra kumaş dokunur. Dokunan yün kumaş, bitkisel maddelerini uzaklaştırmak için karbonize edilir. Kumaş, sıkı ve yoğun bir hale getirilmesi ve kontrollü bir şekilde keçeleştirilmesi için sabun solüsyonlarıyla dinkleme yapılır. İşlemden sonra gerekirse beyazlatma yapılabilir. Tüm bu işlemler tamamlandıktan sonra kumaş, reçetelere uygun olarak boyama makinasında boyanır. Boyama sonrası tutunamayan boyalar deterjan ve su banyosunda yıkanarak giderilir. Apreleme ile ürün hazır hale getirilir [19]. Yünlü tekstil proseslerinin içeriği Çizelge 3.1'deki gibidir.

Çizelge 3.1. Yünlü tekstil proseslerinin içeriği

Kamgarn iplik (uzun-ince lif)	Yarı kamgarn iplik (kaba-uzun lif)	Ştrayhgarn iplik (kaba-kısa lif)
Ayırma	Ayırma	Ayırma
Açma	Açma	Açma
Yıkama	Yıkama	Yıkama
Harman-Hallaç	Harman-Hallaç	Harman-Hallaç
Tararlama	Tararlama	Tararlama
Tarama	Çekim	İplik eğirme
Çekim	Fitil	Bobinleme
Lisaj	İplik eğirme	
Fitil	Bobinleme	
İplik eğirme		
Bobinleme		

Sentetik tekstil sanayisi

Ham maddeler, çeşitli kimyasal reaksiyonlarla üretilen sentetik liflerdir. Sentetik lifler genellikle rejenere lifler ve kimyasal lifler olarak ikiye ayrılır. Lifler iplik haline getirildikten sonra kumaş dokunur. Kumaş haşıllanmışsa, haşıl giderme işlemine tabi tutulacaktır. Haşıl giderildikten sonra, reçeteye göre boyama makinesinde boyanır. Boyamanın ardından yıkanır, ram makinelerinde aprelenir ve kurutulur [19].

3.1.3. Tekstil sanayisi atık suları

Üretim sonrasında oluşan atık suyun hacim ve bileşenleri bakıldığında bu atık suların sanayi dalları içinde kirliliği en yüksek atık sular olduğu görülmektedir. Bu atık sular, içerdikleri çeşitli kimyasallardan ve özellikle boyar maddelerden dolayı arıtılması zordur. Organik maddeler, ağır metaller, çözünmüş tuzlar, renk ve bulanıklık içeren, yüksek pH'larda ve 60-70 °C'ye varan yüksek sıcaklıklarda alıcı ortama verilen bu suların arıtılma zorunluluğu vardır. Bu atık sular genelde boyadan kaynaklı biyolojik bozunabilirliği az ve toksik olmaktadır [18]. Tipik bir tekstil fabrikasının yıllık kirlilik yükleri ve tipik atık su karakteristikleri sırasıyla Çizelge 3.2. ve Çizelge 3.3'de verilmiştir [17, 25-27].

Çizelge 3.2. Tipik bir tekstil fabrikasının yıllık kirlilik yükü

Atık Kaynağı	KOİ(Ton/Yıl)	%
Haşıl sökme ve yıkama	164	86,6
İndirgeyici Madde	8	4,2
Deterjan ve Islatıcı Maddeler	7	3,7
Son İşlemler	5	2,6
Organik Asitler	3	1,6
Boyalar ve Parlatıcılar	2,5	1,3

Çizelge 3.3. Tipik tekstil atık su karakteristikleri

Parametreler	Tekstil Atık Sudaki Aralık
pH	7,0 – 9,0
BOİ (mg/l)	80 – 6000
KOİ (mg/l)	150 – 12000
Toplam Çözünmüş Katı Madde (mg/l)	2900 – 3100
Toplam Askıda Katı Madde (mg/l)	15 – 8000
Toplam Azot (mg/l)	70 – 80
Klorlar (mg/l)	1000 – 1600
Renk (Pt-Co)	50 – 2500

Pamuk, yün ve sentetik kumaş üretiminde kullanılan farklı kimyasallar ve işlemler, atık su özelliklerinin bir tekstil fabrikasından diğerine büyük ölçüde değişmesine neden olmaktadır. Pamuklu tekstil atık suları, genellikle alkali özelliktedir. Kullanılan boyanın rengi baskındır ve akış hızı yüksektir. Ortalama ölçekte bir pamuklu tekstil fabrikası için, nişastalı atıklar (haşıl giderimi) toplam atık su hacminin %16'sını, BOİ değerinin %5,3'ünü, toplam katıların %36'sını ve alkalitenin %6'sını oluşturur. Pamuklu tekstil

endüstrisinde kullanılan en önemli kimyasal madde kostik sodadır ve mersevizasyon sonucunda kostik soda içeren atıklar oluşur. Kostik sodalı atık, atık su hacminin %19'unu, BOİ'nin %37' sini, toplam katıların %43'ünü ve toplam alkalinitenin %60'ını oluşturur. Kompozit atığın geri kalanı yıkama, ağartma, boyama ve apre atıkları oluşturur. Bunlar toplam atığın hacimce %65' ini, BOİ'nin %10'unu, toplam katı maddenin %2'sini ve toplam alkalinitenin %34'ünü oluşturur [28].

Yünlü tekstil atık suları, yıkama tesisi atıkları, yünün boyanması ve bitirme işlemlerinden gelen atık sulardır. Yünlü tekstil atık sularının genel özellikleri, düşük pH, çeşitli organik maddeler, boyalar, deterjanlar, tuzlar ve yüksek derişimde yağ içeriğı olarak kısaltılabilir [29]. Bu sebeple yüksek KOİ'ye sahiptirler. Atık suyun verimli arıtılabilmesi için, yün yağının ön arıtmadan geçirilmesi gerekmektedir.

Sentetik ürünlerin atık suları, kirletici madde miktarları ve özellikleri bakımından diğer tekstil atık sularından genellikle daha temizdir. Sentetik tekstil atık sularını ayıran bir özellik, boyamada metalik iyon içeren boyalar kullanıldığı zaman zehirlilik ortaya çıkabilmektedir [18].

Tekstil atık suları yüksek KOİ ve BOİ'ye sahip, askıda katı maddelerin fazla olduğu yoğun renkli atık sulardır. Tekstil atık sularında temel kirletici değişkenler fiziksel, kimyasal ve biyolojik olarak üç grupta toplanabilir [17].

- Fiziksel parametreler; çözünmemiş bileşikler, sıcaklık, koku, renk ve radyoaktivite, köpük korozyon ve çözünmüş oksijendir.
- Kimyasal parametreler; organik ve inorganik bileşikler, asidite ve alkalilik, pH, toplam organik karbon, kimyasal oksijen ihtiyacı, klor iyonu, klor ihtiyacı, sertlik (kalsiyum ve magnezyum), toplam çözünmüş tuzlar, fenol, yağ ve hidrokarbonlar, spesifik iyonlar (As, Ba, Cd, Cr, CN, F, Pb, Sn, Ag) dır.
- Biyolojik parametreler; biyolojik oksijen ihtiyacı, patojenik bakteriler ve kimyasal zehirlilik olarak ayrılır.

3.1.4. Tekstil sanayisi kirletici parametreler ve özellikleri

Tekstil sanayisinden kaynaklanan atık suların kontrolü, değişkenler ve deşarj nitelik limitleri devlet tarafından sanayi ve alt sınıfları biçiminde tanımlanmıştır. Tekstil sanayisi atık sularında bulunabilecek kirletici değişkenlerin tercihinde değişkenlerin kontrol açısından kaynağı, çevreye etkisi ve zararları belirli, belirli bir hassasiyetle ölçülebilmeli, uygun metodlarla ile arıtılabilmeli ve değişken o atık su için karakteristik olmalıdır [19].

Tekstil sanayisi atık sularının kontrolü için, en uygun arıtma prosesine bağlı olarak deşarj kalite sınır değerlerine temel oluşturacak değişkenler belirlenmelidir. Bu sanayi birbirinden farklı ürünler üreten ve bunun sonucunda atık su karakteristikleri çok farklı olan bir sanayi dalıdır. Bu sınırlara göre on alt sınıfa ayrılmaktadır. Bu alt sınıflar için seçilen kirletici değişkenler sırasıyla aşağıda sunulmuştur [19].

I. Yapağı yıkama (Alt sınıf I)

BOİ- KOİ- AKM- pH- Yağ ve Gres

II. Yünlü kumaş son işlemler (Alt sınıf II)

BOİ- KOİ- AKM- Toplam Krom- Sülfat- Fenol- pH

III. Az su kullanılan işlemler (Alt sınıf III)

BOİ- KOİ- AKM- pH

IV. Dokunmuş kumaş son işlemler (Alt sınıf IV)

BOİ- KOİ- AKM- Toplam Krom- Sülfat- Fenol- pH

V. Örgü kumaş son işlemler (Alt sınıf V)

BOİ- KOİ- AKM- Toplam Krom- Sülfat- Fenol- pH

VI. Halı üretimi son işlemler (Alt sınıf VI)

BOİ- KOİ- AKM- Toplam Krom- Sülfat- Fenol- pH

VII. Stok ve elyaf son işlemler (Alt sınıf VII)

BOİ- KOİ- AKM- Toplam Krom- Sülfat- Fenol- pH

VIII. Dokusuz yüzeyli kumaş üretimi (Alt sınıf VIII)

BOİ- KOİ- AKM - Toplam Krom- Sülfat- Fenol- pH

IX. Keçeleştirilmiş kumaş üretimi (Alt sınıf IX)

BOİ- KOİ- AKM- Toplam Krom- Sülfat- Fenol

X. Koza işleme ve doğal ipek üretimi (Alt sınıf X)

BOİ- KOİ- AKM- Toplam Krom- Sülfat- Fenol- pH

Tekstil sanayisinde kontrol edilecek temel değişkenlerin özellik ve etkileri özetlenmiştir.

Biyokimyasal oksijen ihtiyacı

Biyolojik oksijen ihtiyacı, bakteriler tarafından organik maddeyi ayrıştırmak için kullanılan oksijen miktarıdır. Ayrıca sudaki kükürt, demir ve amonyak gibi çeşitli kimyasalları oksitlemek için gereken oksijen miktarını da gösterir. Çözünmüş oksijen suda bulunan oksijen miktarını gösterirken BOİ suda ne kadar oksijen tüketimi olduğu hakkında bilgi verir[30]. BOİ değerinin kullanımının amacı; suyun kirlilik yükünü, arıtma verimini ve suyun doğrudan çevreye deşarj edilmesi durumunda yönetmeliklerle belirlenen sınırlara uygunluğunu belirlemektir [18].

Kimyasal oksijen ihtiyacı

Kimyasal oksijen ihtiyacı suda bulunan yükseltgenebilir maddelerin kimyasal yolla oksitlenmeleri için gerekli oksijen miktarıdır. Genel olarak endüstriyel atık suların kirlilik derecesini belirlemek amacıyla kullanılır. Kısa sürede sonuç verdiğiinden tercih edilmektedir. BOİ' den farklılaştığı nokta organik maddelerin biyokimyasal reaksiyonlarla değil redoks reaksiyonlarıyla oksitlenmesidir. Suda bulunan karbonlu organik maddeler karbondioksit ve suya; azotlu organik maddeler ise amonyağa indirgenir. Bir suya ait KOİ, BOİ' den farklı olarak biyolojik yollarla ayrışmayan maddeleri de içerdığıinden her zaman BOİ' den daha büyüktür [30].

Toplam askıda katı madde

Toplam askıda katı madde, suda bulunan çökebilen ve çökemeyen katı maddelerin tamamıdır. Bu katılar esas olarak, kaya zerreleri, çamur veya kil mineralleri, kolloidal organik madde parçaları ve planktonlardan oluşmaktadır. Bu maddeler belli bir orandan sonra suyu fiziksel olarak da kirletir. Bu nedenle su bulanıklığını, yoğunluğunu, zehirliliği artırabilir, ayrıca oksijen miktarını ve saydamlığını azaltarak flora ve faunada çökelerek su yaşamına zarar verebilir. Bu değişken suların estetik, içme, endüstriyel kullanımını doğrudan etkilemektedir [30].

Yağ ve gres

Yağ ve gres, bu sınıfa giren serbest ve emülsiyon halinde bulunabilen çok çeşitli maddeleri içermektedir. Genelde yağ ve gresler arıtma tesislerine ve alıcı ortama zararlı maddelerdir. Yüzücü yağ ve gres su üstünde bir film tabakası oluşturarak ışık ve oksijen geçirgenliğini azaltır ve kıyılarda birikinti oluşumuna neden olarak çevrenin bozulmasına sebebiyet verir[19].

Krom

Krom su yaşamına toksik etki yapmaktadır. Krom tuzlarının zehirliliği, pH ve kromun değeri ile değişmektedir. Bu zehirliliğinin çözünmüş oksijen ve ortamdaki organik madde derişimi ile değiştiği de düşünülmektedir. Kromun fotosentez ve fito planktonlar ile su bitkilerine olumsuz etkisi olduğu bilinmektedir [18].

Sülfat

Sülfatlar, jips ve diğer tuzlardan süzölme yoluyla, sülfür, sülfid ve tiyosülfatların oksitlenmesinden, endüstriyel atıklardan (özellikle tabakhane, kağıt ve tekstil sanayi ya da SO_4 veya H_2SO_4 kullanılan tesislerde) meydana gelebilmektedir. Çözünmüş sülfat tuzları, suyun pH'nı düşürürler, demir veya türevleriyle tepkimeye girerek çökeleğe, sülfat sülfite indirgenerek koku problemine neden olurlar. Alıcı ortama zehir etkisi yaparlar. Kükürt suda çözünmüş oksijenle kimyasal olarak reaksiyona girerek suda çözünmüş oksijen seviyesini düşürür [30].

Fenolik bileşikler

Fenolik bileşikler, fenol ve benzenin hidroksi türevlerini taşıyan bileşiklerinden oluşmaktadır. Suda bulunan fenolik bileşikler iki probleme neden olur. Yüksek derişimlerde, fenol bakterileri yok eder. Çok düşük derişimlerde klor ile birleşerek kloro fenollerini oluşturur. Bu bileşikler koku ve tat problemlerine neden olur. Ayrıca suda yaşayan organizmalar üzerinde akut ve kronik zehirlilik yaratırlar [19].

pH

pH sudaki asitliğin veya alkanitesinin bir ölçüsüdür. pH' daki değişimler su kimyasını etkiler. Örneğin; pH yükseldiğinde balıklar için zehirli olan amonyum seviyesi azalır, pH düştüğünde metallerin çözünürlüğü artar ve metal derişimi artar. pH'daki değişiklikler endüstriyel kirliliğin, kirletici maddelerle beslenen alglerin fotosentez ve solunumlarının bir göstergesi olabilir. Çoğu ekosistem pH değişimlerinden kolay etkilenir bu sebeple pH'ın takibi önemlidir [30].

3.1.5. Tekstil atık suyu deşarj standartları

Suyu korumak sanayi açısından yasalarla düzenlenmiş bir yükümlülüktür. Atık kontrolü şehirlerin, sanayi kuruluşlarının atık sularının alıcı ortama kabul edilebilir düzeyde deşarj edilmesini sağlamak için gereklidir. Atık suların arıtımının ve kontrolünün esas amacı alıcı ortamı korumaktır. Türkiye'de sanayi atık su deşarj standartları, 31 Aralık 2004 tarihinde 25687 sayılı "Resmi Gazete" de yayımlanan "Su Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliği" ile Çevre ve Orman Bakanlığı tarafından belirlenmiştir. Bu standartlara göre yün yıkama atık suyunun alıcı ortamlara deşarj standartları Çizelge 3.4'de verilmiştir [31].

Çizelge 3.4. Yün yıkama atık suyu deşarj standartları

Parametre	Birim	Kompozit Numune 2 Saatlik	Kompozit Numune 24 Saatlik
Kimyasal Oksijen İhtiyacı	mg/l	400	300
Askıda Katı Madde	mg/l	400	300
Amonyum Azotu (NH ₄ -N)	mg/l	5	-
Serbest Klor	mg/l	0,3	-
Toplam Krom	mg/l	2	1
Sülfür (S ₂ ⁻)	mg/l	0,1	-
Sülfid	mg/l	1	-
Yağ ve Gres	mg/l	200	100
Balık Biyodeneyi (ZSF)	-	4	3
pH	-	6 - 9	6 - 9

3.2. Yün Yıkama Prosesi

Yünün yıkanması ilerleyen prosesler için bir zorunluluktur. Çünkü yünde bulunan kirletici maddeler yünün işlenmesini imkansız kılmaktadır. Bu sebeple ham yün (yapağı) ilk olarak

yıkama işlemine tabii tutulmalıdır. Yünde bulunan ana kirleticiler yün gresi (yün balmumu), lanolin ve kirdir (toz, pıtırak vs.). Teknik olarak bir balmumu olan yün gresi, koyun derisindeki yağ bezleri tarafından üretilirken, lanolin ter bezleri tarafından üretilir. Yağlı yün analizine ilişkin yün gresi ve lanolini tanımlamak için sırasıyla organik çözücüler ve su içindeki çözünürlüklerine bakılır. Dolayısıyla lanolin suda çözünür, yün yağı ise çözücü maddelerle çözünür olarak tanımlanabilir. Yün gresi esas olarak, düz ve dallı zincirli yağ asitleri içeren bir sterol (kolesterol dahil) ve alifatik alkol karışımından oluşturulan yüksek moleküler ağırlıklı esterlerden oluşur. Yünde bulunan miktar koyun cinsine bağlıdır ve Merinos türü yüksek miktarda yağ içermektedir (Çizelge 3.5). Melez türde genellikle yağ daha azdır. Çoğu proses için istenilen, lifdeki gresin % 0,5'in altına düşürülmesidir. Kirleticilerin türü ve miktarındaki farklılıklar, yün yıkamasında neden farklı donanım ve proseslerin gerekli olduğunu göstermektedir [23].

Çizelge 3.5. Yün kirleticilerin tipik derişimleri

	Maksimum	Minimum	Ortalama
Avustralya merinosu			
Gres	25,4	10,0	16,1
Lanolin	12,0	2,0	6,1
Kirlilik	43,8	6,3	19,6
Yeni Zelanda Melezi			
Gres	8,5	1,6	5,2
Lanolin	12,1	2,2	8,0
Kirlilik+ Lanolin Nemi	-	-	7,9

Yünün yıkanması tipik olarak yağlı yünün harmanlanması, mekanik olarak temizlenmesi, yıkanmış yünün kurutulması, harmanlanması için tesisler ve yıkama makinesinin kendisini içermektedir.

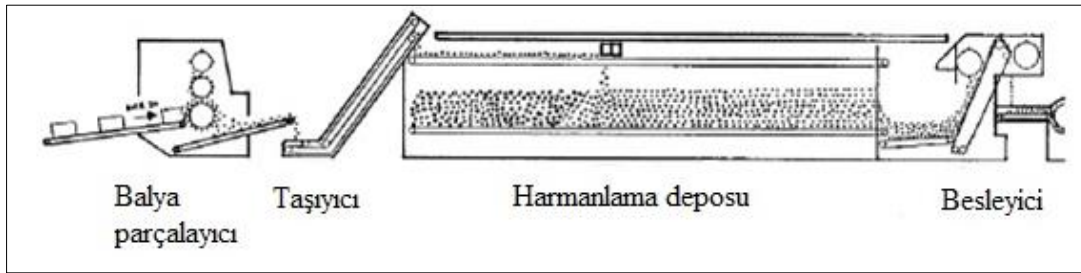
Yağlı yünler için harmanlama sistemleri

İki temel karışım sistemi türü tanımlanabilir:

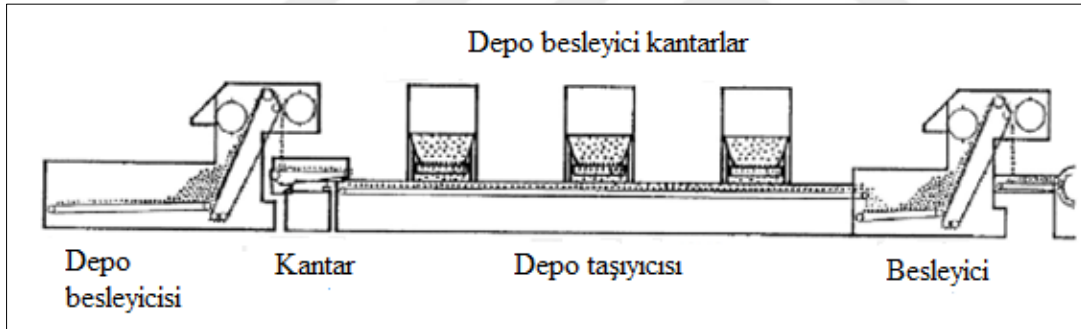
1. Hat içi harmanlama sistemleri (Şekil 3.2), harmanlanan yünlerin benzer özelliklere sahip olduğu yerlerde kullanılır. Kısmen açılmış olan yünler yatay olarak bir akümülatöre (harmanlama kabı) yerleştirilir ve eğimli bir çivili kafes, hazneyi bir uçtan

boşaltarak etkin karıştırma sağlar. Bu tür sistemler genellikle ince yünlerin yıkayıcıları tarafından kullanılır.

2. Bilgisayarlı kantar karışım sistemleri (Şekil 3.3), farklı özelliklere sahip yünleri karıştırmak için kullanılır. Bu tür sistemler, yünü karıştırma için bir taşıyıcıya ileten çoklu ağırlık şeridi hatlarını içerir. Daha sonra açma-toz alma ve ardından katmanlı harmanlama da dahil edilebilir [23].



Şekil 3.2. Tipik hat içi karıştırma sistemi



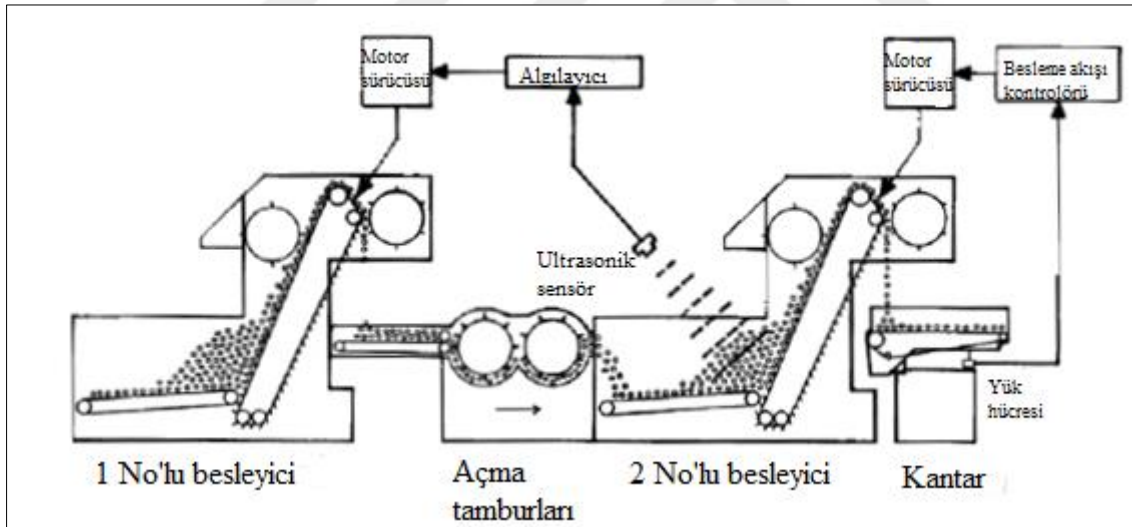
Şekil 3.3. Tipik bilgisayarlı kantar karıştırma sistemi

Açma ve toz alma

Yün; yıkama işleminden önce ve sonra açılabilir, tozu alınabilir. Yündeki kirleticilerin giderilmesini kolaylaştırmak ve harmanlama işlemine yardımcı olmak için yağlı yün açılma işlemine tabii tutulur. Açma- toz alma makineleri ayrıca, yıkama işleminden önce kir ve bitkisel maddeleri gidermek için kullanılır, bu da yıkama suyu ve atık sudaki katı madde yüklerini azaltır. Yıkama ve kurutma işleminden sonra, yün pnömatik taşıma yoluyla taşınmasına yardımcı olmak, yün matındaki (yıkama makinesindeki yorgansı gidiş) nem dağılımını eşitlemek ve yünün daha fazla tozunu almak için yün açılır. Nemli yüne uygulanan açma işlemi lif uzunluğu ortalamasını düşürdüğü görülmüştür [23].

Açma makineleri genel olarak tamburludur ve en yaygın olarak iki tambura sahiptir (Şekil 3.4), ancak konfigürasyonlar bir ila dört tambur arasında değişmektedir. Bu açma tamburlarının birçoğunda hidrolik kolların gücüyle makineden yana doğru kaydırıldıkları zaman otomatik olarak temizlenen eleklerle yapılmaktadır. Ayrıca atıkları açmalarda tutmak için, atık konteynerlerine doğrudan yerçekimi boşaltımı, pnömatik taşıma ve helezon-bantlı konveyörler gibi mekanik sistemler de dahil olmak üzere çeşitli seçenekleri vardır [23].

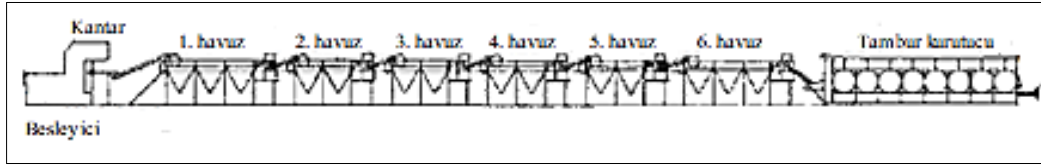
Tambur açıcıların döndürülmesiyle yapılan açma işlemi üç ana yolla gerçekleştirilmektedir. Yoğun açma ilk önce besleme ya da sıkma silindiriyle açmaya beslenir; tamburdaki dişler, yapağının yırtılması veya kopması gibi dolaşıklığını zorla açar. İkincisi, eleklerdeki sabit dişler, yün tamburundaki dönen dişlerle kesişecek şekilde tasarlandıklarından güçlü bir etkiye sahip yün akışını kıracaklardır. Üçüncüsü, yün açma bir bölümünden diğerine geçişte yön değiştirdiği için daha az açma olur [23].



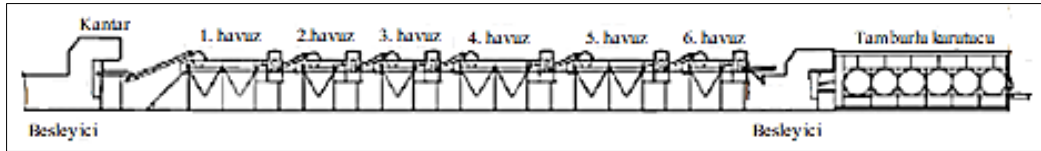
Şekil 3.4. Açma ve besleme sistemi

Yıkama hattında yün yıkama

Bir yıkama sistemi birkaç yıkama havuzu ve sıkma başlığı içerir ve genellikle sıralı kurutucu ve bir yün gresi geri kazanım sistemine bağlanır. Şekil 3.5, ince yünler (örneğin Merinos, <20 mikron) için bir yıkama tipik düzenini göstermektedir; Şekil 3.6, kaba yünler (örneğin, melez) için tipik yıkama düzenini gösterir [23].

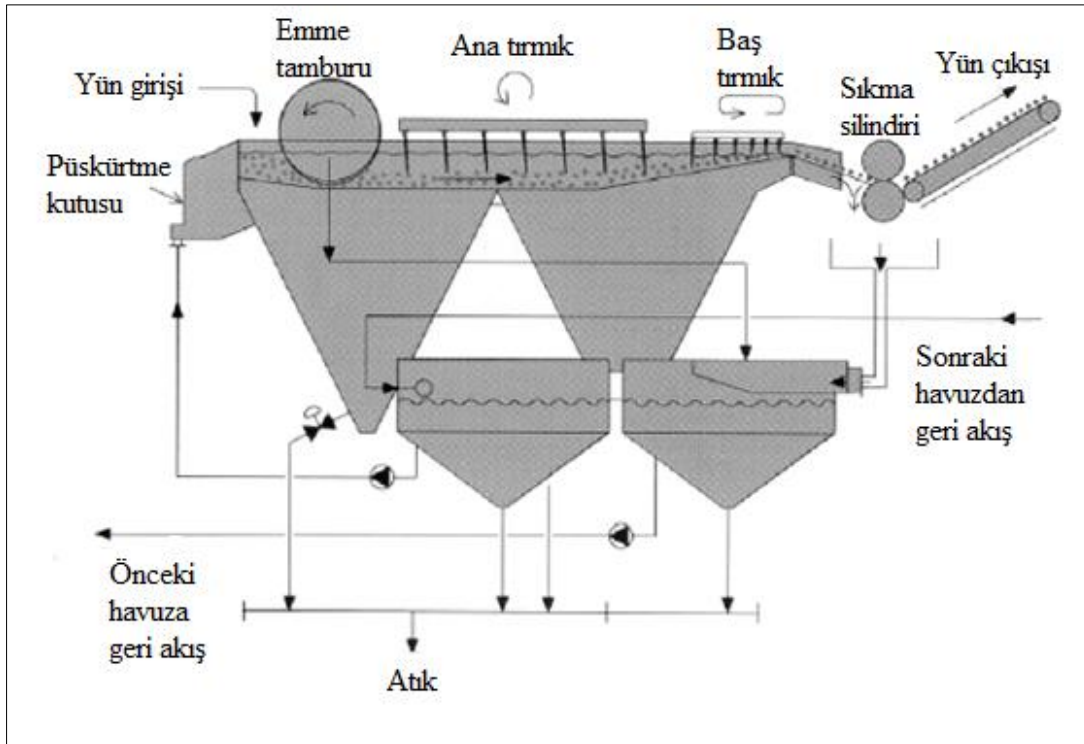


Şekil 3.5. İnce yünler için yıkama tesisi



Şekil 3.6. Kaba yünler için yıkama tesisi

Şekil 3.7'de, bir yıkama havuzu gösterilmiştir. Yün havuza beslenir ve gerekli hızda mekanik olarak sürülen emme tamburuyla batırılır ve ıslatılır. Yıkama havuzunun içindeki likör (yıkama karışımı), akışkan pompa aracılığıyla püskürtme kutusundan sıkma presinde dolaştırılır. Ana tırmık yünü baş tırmık tarafından alındığı bavulun içinden kare hareketle geçirir ve drenaj tablasına iletir. Sıkma presi likörü yünden uzaklaştırır ve bir sonraki adıma iletilmek üzere çıkış taşıyıcısına aktarır [23].



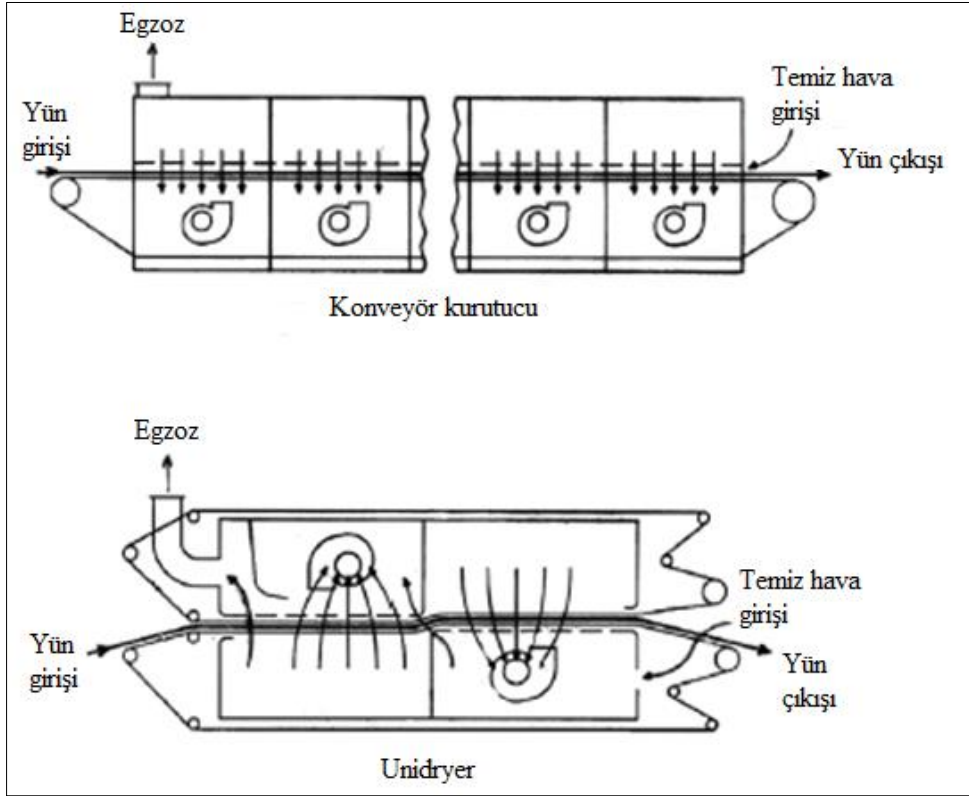
Şekil 3.7. Havuz akış şeması

Sıkma silindiri

Sıkma silindirlerinin hareketi, kirletici maddelerin yünden giderilmesinin etkinliği için kritiktir. Yün matı, sıkma silindirlerinin ağzına girdiği için, yün yağın temizlemekte ve yün liflerinden arındırmada özellikle etkili olan, ancak kirleri temizleme işleminde daha az etkili olan yoğun hidrodinamik kuvvetlere maruz bırakılmaktadır. Verimli sıkma ayrıca yün matında tutulan kirleticilerin yıkama hattındaki bir sonraki bavula taşınmasını en aza indirir. Yıkama hattındaki son bavulun sıkma silindirlerinin etkinliği de çok önemlidir. Kurutucuya giren yünün geri kazanılmasını azaltarak, kurutucunun enerji kullanımı azalırken, yün verim kapasitesi artar [23].

Kurutma

Yün yıkama hattının son sıkma silindiri temiz, nemli yünü; suyunun sıcaklığını, sıkırma basıncını, üst silindir üzerindeki halat türünü ve durumunu esas alarak yünün sudaki kemik kuru kütlelerinin % 50-100 arasında kapsamaktadır. Yün tabanına göre nem yüzdesine "geri kazanma" denir ve bu parametre kurutucu çıkışında % 16'lık tipik bir hedef değere düşürülmelidir. Konveyör kurutucular, yünleri kurutucu boyunca sıcak havanın aşağıya doğru dolaştığı delikli bir taşıyıcı konveyör üzerinde taşır (Şekil 3.8). Isıtma, buhar veya sıcak su bobinleri veya doğrudan gaz yakma yoluyla yapılabilir. Yukarı doğru hava akışı, kurutmanın düzgünlüğünü arttırma hedefine sahiptir, ancak yün taşıyıcıdan alınmadan önce sadece çok düşük hava akımı oranları kullanılabilir. Yünün gözenekli sandviç kayışlarla taşındığı, daha iyi bir tasarım oluşturulmuştur. Unidryer tip yün kurutucu boyunca iki polyester taşıyıcı arasında taşınırken, kurutucunun alternatif bölümlerinde ters hava akımlarına maruz bırakılır (Şekil 3.8). Bu tasarım diğer tasarımlara göre daha çok tercih edilmektedir. Bunun sebebi doğrudan balyalama yapabilmek için yeterince homojen olan, diğer yöntemlere göre daha kontrollü ve daha düşük işletme maliyetleriyle yünü kurutmasıdır [23].



Şekil 3.8. Yün kurutucu tipleri

3.2.1. Yıkama kimyası

Yıkama kimyası 3 başlıkta incelenebilir. Bunlar; su sertliği, deterjan ve yardımcı maddeler ile ağartmadır.

Su sertliği

Su kalitesiyle ilgili iki ana problem kaynağı vardır: sertlik ve çok değerlikli metal iyonlarının varlığı. Sudaki kalsiyum ve magnezyum iyonları şeklindeki sertlik, noniyonik deterjanların etkinliğine doğrudan etki etmemesine rağmen, iyonların varlığı lif kirleten maddelerin tekrar yapışmasına ve ilerleyen proseslerde boyama sorunlarına neden olabilir. Yağlı yünün, 70 mg CaCO_3/l (7 Fransız Sertliği) kadar olan toplam sertlikteki sularda yıkanmasının sıkıntı olmadığı, fakat tatmin etmeyen yıkama işleminin 100 mg CaCO_3/l (10 Fransız sertliği) itibaren yün kalitesini etkilediği görülmüştür. Kalsiyum ve magnezyumun yanı sıra, demir gibi metal iyonlarının varlığı, boyarmaddelerle etkileşerek ciddi boyama problemlerine neden olabileceği görülmüştür [23].

Deterjan ve yardımcı maddeler

Sabunların, sert su kullanıldığında kalsiyum ve magnezyum iyonları ile çözünmeyen tuzlar oluşturma eğilimi, sentetik deterjanlara yöneltmiştir. Bunun sonucunda en yaygın kullanılan iyonik olmayan deterjanlardır. Nonil veya oktilfenol etoksilatlar kullanılabilir. Ancak, bu deterjanlar kolaylıkla biyobozunur değildir. Bu tür deterjanların yıkım ürünlerinin çevresel etkileri ile ilgili endişeler ortaya çıkmıştır. Sonuç olarak, daha biyobozunur yağ alkolü etoksilatlar kullanılmaktadır. Soda külü (sodyum karbonat), kullanılan en yaygın yardımcı maddedir. Bunun sebebi kullanılan soda külü, emülsifiye edilmiş yün gresini ve kirini stabilize eder ve tekrar yün üzerine yapışmasını engeller. Lanolin, yapağıda doğal alkalilik bulunduğunda veya yıkama sırasında alkali eklendiğinde sabun benzeri deterjan özelliklerine sahiptir. Bu sebeple yünde alkalilik yoksa deterjanla etkileşime girmeden önce ortama soda külü ilavesiyle alkalilik yaratıp sabunlaşma sağlanarak bir ön yıkama elde edilebilir. Çizelge 3.6'da, nonyonik deterjanla yıkama için tipik bavul çalışma sıcaklıklarını göstermektedir. Optimum sıcaklık, kullanılan gerçek deterjana bağlıdır, ancak genellikle 50-65 °C aralığındadır. Alkali temizleme koşullarının kullanıldığı yerlerde, 55 °C'den düşük sıcaklıklar kullanılmalıdır. Çizelge 3.6'da D yağsızlaştırma, S deterjan ile yıkama ve R ise durulamayı simgelemektedir [23].

Yağsızlaştırma kısmen 1. havuzda giderilen kirletici maddelerin, izleyen havuzda yün gresi geri kazanım sisteminde giderilmesi nedeniyle tercih edilmektedir. Deterjan kullanım oranı, yıkanan yün tipine bağlıdır. Yünün besleme hızı büyük ölçüde yün cinsine bağlıdır. Daha küçük lif çapları (düşük mikron) nedeniyle temizlenecek daha büyük bir yüzey alana sahip yünler daha fazla yün gresi içerir ve genellikle giderimi zor olan çok daha ince kirlere sahiptir [23].

Çizelge 3.6. Sulu yün temizleme için tipik havuz sıcaklıkları (°C)

Havuz No.	1	2	3	4	5	6
Yağsızlaştırma (ince yün)	<35 D	60 S	60 S	55 S	50 R	50 R
Genel yıkama (ince yün)	60 S	60 S	60 S	50 R	50 R	50 R
Genel yıkama (kaba yün)	65 S	60 S	60 S	Soğuk R	Soğuk R	60 R

Ağartma

Ham yün, en beyaz malzeme iyi bir doğal renge bağlı ürünler tercih edilir. Ağartma çok yaygın bir işlemdir. Ağartma işlemleri, ham yün yıkamayla birlikte olduğu gibi kesintisiz bir şekilde veya lif, iplik ve kumaş üzerinde parti halinde gerçekleştirilebilir.

İndirgeme ağartıcıları oksidatif yöntemlerle kıyaslandığında yünlere çok az zarar verir. Sodyum metabisülfid ile yapılan işlem yün parlaklığını artırır, ancak bugün tercih edilen indirgeyici ağartma işleminde stabilize edilmiş sodyumdiyonit esaslı ürünler veya alternatif olarak tiyoüredioksit kullanılır. Hidrojen peroksit bazlı formülasyonlar kullanılarak, özellikle de sistin artan hasara göre daha iyi bir beyazlık elde edilebilir. Yün ağartmada kullanılan peroksit genellikle sodyum pirofosfat veya kimyasal olarak ilgili tescilli ürünler ile dengelenir (stabilizatör). Tipik olarak, bir dengeleyici olarak, 0,4 g/l sodyum pirofosfat ile pH 8,5'te 20 ml/l hidrojen peroksit (%35'lik) çözeltisi kullanılır [23].

Ağartma havuzu yavaş yavaş 65 °C'ye yükseltilir ve yaklaşık 3 saat tutulur. Ham yün yıkaması sırasında ağartılan yün, daha önce belirtilen işlemde daha düşük seviyelerde hidrojen peroksit ile gerçekleştirilir. Genel olarak yıkama hattının son havuzu (6. havuz), hafif asidik pH 4–6 koşullarında ve yaklaşık 40 °C'yi aşmayan bir sıcaklıkta % 0,5-1,1 peroksitte tutulur. Reaksiyona girmemiş peroksitin bir kısmı yün tarafından tutulur ve kuruduktan sonra bile ekzotermik bir reaksiyona devam eder. Bu nedenle, yünün termal hasarından kaçınılması gerekiyorsa, yıkama ve ağartma işleminden sonra yün balyalanırken dikkat edilmelidir.

3.3. Atık Suların Arıtılması

Atık su kirliliği, atık suyun özelliklerine bağlı olarak fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemlerle giderilmektedir. Arıtma süreci belirlenirken en önemli nokta her faktöre dikkat edilmelidir. Arıtım haricinde ikincil faktörlerin varlığı da unutulmamalıdır. Bu faktörler şunları içermektedir:

- Çamur oluşumu ve bertaraf maliyetleri
- İşletmeyi gerektiren ustalık
- İşletme- bakım ihtiyacı ve maliyeti

- Uzun süreli sistem güvenilirliği
- İlk yatırım maliyeti

Fiziksel temel süreçler; kirleticileri fiziksel kuvvetleri kullanarak giderimi yapılmaktadır. Bu süreçler genel olarak basit ayırma işlemleridir. Eleme, karıştırma, çökeltme, yüzdürme ve süzme tipik temel işlemlerdir.

Kimyasal temel süreçler; kirleticilerin kimyasallar yardımıyla giderilmesi veya başka bir atığa dönüşmesi temeline kullanarak gerçekleştirilmektedir. Koagülasyon- flokülasyon, elektrokoagülasyon, gaz aktarımı ve dezenfeksiyon kullanılan yaygın metodlardır.

Biyolojik temel süreçler; kirleticilerin biyolojik olaylarla giderildiği yöntemleridir. Bu yöntem biyolojik olarak parçalanabilen organik maddelerin atık sudan gidermek amacıyla kullanılır. Bu organik maddeler temel olarak atmosferik gazlara ve biyolojik hücre çökeltisine dönüşür. Atık sudaki azotu gidermek için de kullanılmaktadır.

3.3.1. Fiziksel süreçler

Adsorpsiyon

Adsorpsiyon; bir fazdaki çözünenin (adsorban) diğer bir fazın (adsorbent) yüzeyinde birikmesi işlemidir. Bu işlem sıvı-sıvı ve sıvı-katı gibi herhangi iki faz arasında ara kesitte gerçekleşmektedir. Adsorban yüzeye tutunan maddedir. Adsorbent tutunulan veya adsorplayan maddedir [32]. Üç tip adsorpsiyon yöntemi vardır:

- Fiziksel Adsorpsiyon: Taneciğin üzerine adsorbe olan olan moleküller fiziksel kuvvetlerle yüzeye bağlı olup birden fazla tabaka oluşturabilirler. Bu tanecikler arasında arasında zayıf Van der Waals kuvvetleri etkilidir. Bu adsorpsiyon elektron değişimi veya paylaşımı içermez.
- Kimyasal Adsorpsiyon: Tanecik ile adsorbe olan molekül arasında kimyasal bağlar oluşur. Bu Adsorpsiyon tek tabakalıdır. Adsorbe edilen maddeler kimyasal hiçbir değişikliğe uğramadan sadece adsorban maddeye bağlanırlar.

- Değişim Adsorpsiyonu: İyonlar kendi yüklerine zıt yüklü yüzeylerde birikmesiyle gerçekleşmektedir.

İyon Değişimi

İyon değişimi, sıvı fazdaki iyonların katı fazdaki iyonlarla yer değiştirdiği ve iyon değiştiricinin (reçine gibi) rejenere yapılarak çoklu kullanılabilen tersinir bir prosestir. İyon değiştirme prosesinde, ters yük iyonlarını bağlayabilen çözünmeyen iyon değiştirici reçineler kullanılır. Su arıtımında ya da diğer uygulamalarda kullanılan iyon değiştirici reçinelerin çoğu sentetiktir. İyon değiştirici reçineler, porozite (makropor gözenekli/jel), çapraz bağlanma (su içeriği) ve polimerik yapı (stiren/akrilik) gibi çeşitli özelliklere sahip küçük boncuklar şeklinde üretilir [33].

Membran filtrasyonu

Membran filtrasyonu, partiküllerin, kolloidlerin, büyük moleküllerin, iyonların, askıda katı maddelerin ve çözünmüş maddelerin ayırımı için kullanılan bir yöntemdir. Membranlarla ayırma işlemi genelde süzüntü içeriğinden ve membran arasında fiziko-kimyasal etkileşimlere göre gerçekleşir. En yüksek seçiciliğe sahip ayırma prosesleri ile ilişkilidir. Bu ayırma prosesleri mikrofiltrasyon, ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon, ozmoz, ters ozmoz, gaz ayırma, diyaliz, elektrodiyalizdir. Bu yöntemlerde ayırma, moleküllerin boyutlarına ve kütlelerine göre gerçekleşir. Membran filtrasyon, diğer atık su arıtma proseslerine göre patolojik mikroorganizmaların giderimi daha verimli yöntemlerdir [34].

3.3.2. Kimyasal süreçler

Kimyasal Oksidasyon

Kimyasal oksidasyon, serbest haldeki veya bir birleşimin yapısında bulunan bir elementin, oksidasyon düzeyinin yani değerliğinin redoks reaksiyonları sırasında elektron vermesi sonucunda yükseltgenmesi olayıdır. Oksidasyonla atık sulardaki kirleticiler son ürünlere veya daha kolay ayrışabilen veya adsorpsiyon ile giderilebilen ara ürünlere dönüştürerek giderilir. Oksidasyon hızı, pH ve katalizatör varlığına bağlıdır. Genelde oksijen, ozon,

klorlu reaktifler, potasyum permanganat, potasyum bikromat, hidrojen peroksit kullanılır [35].

Ozonlama

Ozon normal şartlarda gaz halindedir. Ozonun suda çözünürlüğü, sıcaklığına, kısmi basıncına ve pH'a bağlıdır. Ozon, kararsızdır ve bozunma hızı; sıcaklık ve pH'a bağlıdır. Bozunma; OH⁻ iyonu, O₃'un radikal bozunma ürünleri ile parçalanmış organik maddelerin bozunma ürünleri, alkali, geçiş metalleri, metal oksitler ve karbon gibi maddelerin varlığı ile katalizlenir. Doymuş hidrokarbonların, halojenli alifatikler gibi reaktif olmayan maddelerin tam parçalanması sadece ozonla gerçekleştirilemez. Ses veya ultraviyole gibi harici bir enerji kaynağıyla kullanıldığında refraktör (biyolojik ayrışmaya dirençli, kararlı) maddelerin parçalanması da sağlanır [35].

Elektrokoagülasyon

Elektrokoagülasyon, elektroliz sonucunda anotun çözünmesiyle arıtılan suda metal hidroksit floklarını oluşturma işlemidir. Kirliliklerin giderilmesindeki ilke koagülasyon, adsorpsiyon, çöktürme ve flotasyon arıtım süreçlerinin biri veya daha fazlasına dayanır. Alüminyum ve demir gibi metal anotların anodik olarak çözünür ve hidrolizi ile çok az çözünen Al(OH)₃, Fe(OH)₂ ve Fe(OH)₃ gibi metal hidroksitlerin oluşturur. Bu elektrotlardan çözünen metal iyonları ortam koşullarına göre metal-polimer kompleksleri meydana gelmekte ve kirleticileri adsorplayarak pıhtılaşmaktadır. Elektrokoagülasyonda genellikle peşpeşe üç adım olduğu bilinmektedir. Bunlar;

1. Elektrolitik oksidasyonda çözünen elektrot ile koagülant formların oluşumu,
2. Kirleticiler maddelerin kararsızlaştırılması, partikül süspansiyonu ve emülsiyonların kırılması,
3. Kararsızlaştırılmış fazlarda flokların toplanmasıdır.

Koagülasyon flokülasyon prosesine göre elektrokoagülasyon, elektriksel alan sebebiyle en küçük kolloid taneciklerini giderebilmektedir. Ayrıca oluşan çamur, temel olarak metal oksitleri veya hidroksitleri içerdiğinden dolayı kolay çökebilir ve susuzlaştırılabilir bir yapıdadır [36].

Koagülasyon ve flokülasyon

Koagülasyon askıda veya koloidal türdeki atık maddelerin giderilmesi amacıyla uygulanır. Sudaki katılar; çözülmüş maddeler (çapı 0. 001 μm 'den az), koloidal maddeler (0. 001 μm - 1 μm çapında) ve askıda katı maddelerdir (çapı 1 μm 'den fazla). Partiküllerin floklaşmasını sağlamak için partikül yükü azaltılmalı yada yükün oluşturabileceği etki ortadan kaldırılmalıdır [37]. Bu da şu şekilde gerçekleştirmektedir:

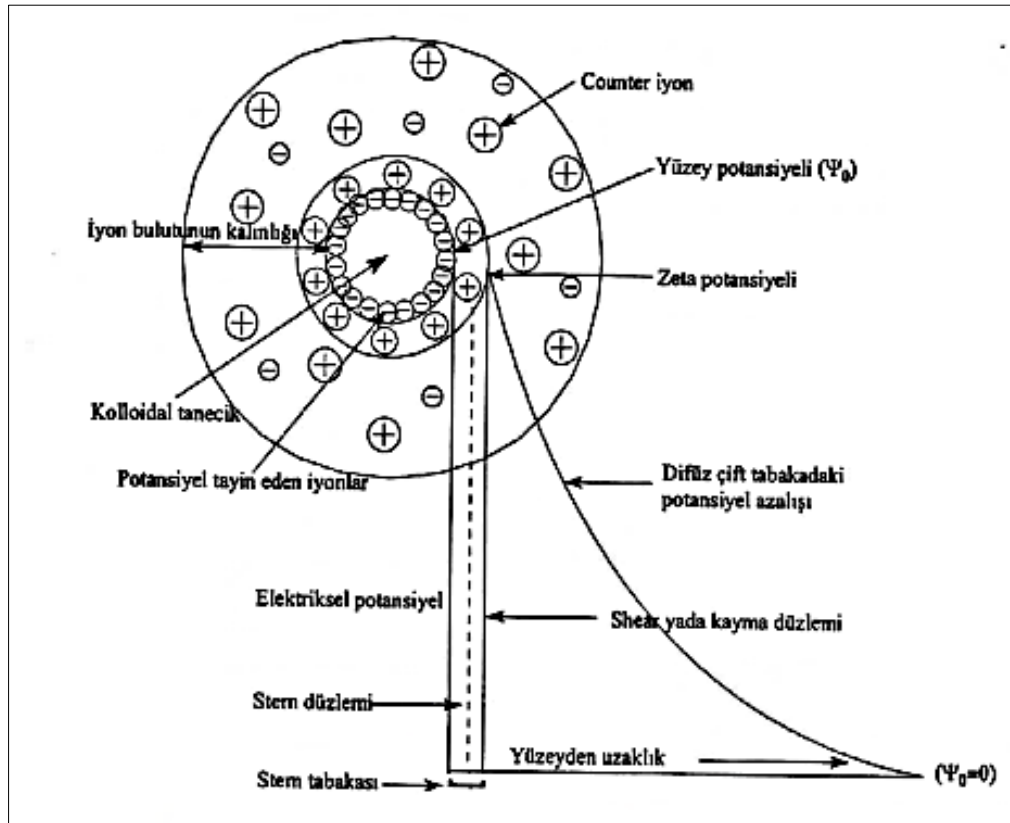
1. Koloidal yüzeyle reaksiyona girmesi için yük belirleyici iyonları ekleyerek, yüzey çekici kuvveti veya elektrolit ekleyerek difüze elektrik tabakasının kalınlığını azaltarak zeta potansiyelini azaltmak.
2. Uzun zincirli organik moleküller ilave etmek. Bu organik moleküllerin bazıları iyonize olabildiklerinden polielektrolitler olarak adlandırılırlar. Uzun zincirli organik moleküllerle Adsorpsiyon sonucu partiküller giderilebilirler,
3. Hidrolize metal iyonları oluşturabilen kimyasal maddeler eklemek.

Atık su içinde kolloidler hidrofobik veya hidrofilik olabilirler. Hidrofobik olanlar sıvı ortama meyilli değildir. Bu tür kolaylıkla ayrılabilirler. Hidrofilik olanlar ise suya eğilimlidirler. Absorbe edilmiş sular flokülasyon işlemini geciktirirler ve genelde etkili bir arıtım için özel arıtma gerektirirler [37].

Koloidal parçacıkların yüzeyindeki yük, asit / bazik grupların parçacık yüzeyinde ayrışmasını veya çözelti içindeki yüklü grupların adsorpsiyonunu içeren çok farklı işlemlerin sonucu olabilir. Parçacığın yükü, çözeltideki zıt yüklü iyonların eşdeğerine eşittir. Bu zıt yüklü iyonlar, dağınık iyon bulutundaki parçacıkların etrafında birikirler. Zıt yüklü karşı iyonlardan oluşan bir difüzyon katmanı ile çevrelenmiş parçacık yüzeyinin oluşturduğu katman, elektriksel çift tabakadır. Elektriksel çift tabaka ve özellikleri Şekil 3.9.'da verilmektedir. Elektriksel çift tabaka bir yüzeyin etrafındaki elektriksel potansiyel değişimini açıklar [38].

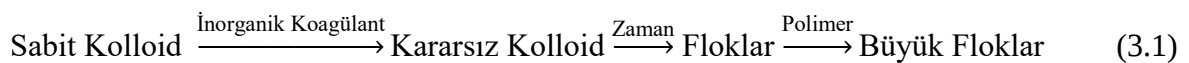
Sudaki partiküller (-) yüklenirse, suya (+) yüklü iyonlar eklendiğinden ve iyonik kuvvet büyükse dispersiyon tabakası sıkışır, böylece elektrik yüklü koloidal madde etrafındaki yüklerle hareket etmeye başlar. Birlikte hareket eden katmana Stern tabakası denilmektedir. Sabit tabakaya ek olarak aynı işarete sahip iyonlardan oluşan bir tabaka

bulunur (dağınık tabaka). Parçacık yüzeyinden uzaklaştıkça iyon sayısı azalır ve belli bir mesafede (+) yük ve (-) yük eşit olur. Eşit oldukları uzaklığa izokinetik nokta, elektrik birimi olarak izoelektrik nokta denir. Bu noktada potansiyel sıfırdır. Zeta potansiyeli sadece koloidal malzemedeki yükün bir ölçüsü değil, aynı zamanda çözeltideki yükün etkili mesafesinin bir ölçüsüdür. İyonik kuvvet ne kadar yüksekse zeta potansiyeli o kadar düşüktür [17].



Şekil 3.9. Sudaki bir parçacık ve zeta potansiyeli

Sıvıda dağılmış katı partiküllerin tek seferde toplanması; polielektrolitler aracılığıyla bu partiküller arasında köprüler oluşturmasıyla veya iyonik, anyonik ve katyonik polimerlerin yüklerini nötralize ederek gerçekleştiriliyorsa bu işleme flokülasyon denir. Flokülasyon kendiliğinden gerçekleşen bir olaydır. Eğer kendi kendine gerçekleşmez ise süspansiyon durgunlaştırılmalıdır. Süspansiyondaki tüm parçacıklar karşılıklı olarak birbirini çekerler [39]. Koagülasyon-flokülasyon süreci basit olarak aşağıdaki denklemde verilmiştir.



Koagülasyondan sonra, flokların net yükü sıfırdır. Pozitif ve negatif yüklüler birbirine denktir. Bazı durumlarda floklar, çok az pozitif ya da çok az negatiftir. Flokülasyon, en iyi koagülant ve flokülant eşleşmesine, optimum derişim oranına ve ortam koşullarına bağlıdır [40].

Koagülantlar

Koagülantlar katı veya sıvı olabilirler. Tipik olarak anorganik maddelerdir. Fakat organik polimer teknolojisiyle üretilen düşük maliyetli ve temini kolay polimerler günümüzde kullanılmaktadırlar. Koagülant olarak kullanılan kimyasal maddelerin aşağıdaki özelliklere sahip olması gerekmektedir.

- Suda kolay çözünebilmeli.
- Partikülleri optimum çökeltebilecek kararlılıkta olmalı.
- Çökelen kısım tekrar suda çözünmemeli.
- Kolay ve ucuz temin edilebilmeli.
- Oluşan çökelek çevreye zarar vermemeli.

En çok kullanılan koagülantlar Çizelge 3.7.'de verilmiştir [37].

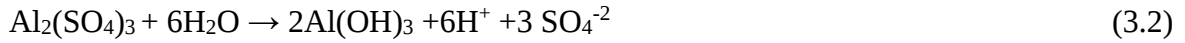
Çizelge 3.7. Kimyasal arıtmada kullanılan koagülant maddeler

Kimyasal madde	pH	Açıklama
Alüminyum Sülfat $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	4,5-7	Yüksek alkanite, sabit ve düşük derişimde fosfora sahip atık sularda kolloidal maddelerin koagülasyonu
Demir (III) Klorür $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	4-7	Kolloidal maddelerin koagülasyonu ve fosfor giderimi için
Demir (II) Sülfat $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	4-7	Yüksek alkanite, sabit ve düşük derişimde fosfora sahip atık sular için
Sönmüş Kireç $\text{Ca}(\text{OH})_2$	9-11	Düşük alkanite, değişken ve yüksek derişimde fosfora sahip atık sularda kolloidal maddelerin koagülasyonu ve fosfor giderimi için
Katyonik Polimerler	pH değişimi yok	Kolloid koagülasyonu veya bir metal tuzu ile yapılan koagülasyona yardımcı
Anyonik ve bazı Noniyonik Polimerler		Flokülasyonu hızlandırmak ve filtrede tutulabilecek yumak miktarını arttırmak için yardımcı
Ağırlık Arttırıcı ve Killer		Çok seyreltik süspansiyonlarda flokülasyonu ve çökelmeyi hızlandırmak için

Kimyasal mekanizmalar

Alüminyum Sülfat

Alüminyum sülfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$), arıtmada en çok kullanılan koagülanttır. Alüminyum tuzları iyi bir giderim sağlamaktadır. Alüminyum sülfatın koagülasyon verimi suyun alkalitesiyle doğru orantılıdır [41]. Alüminyum sülfatın katılmasıyla suda H^+ oluşur:



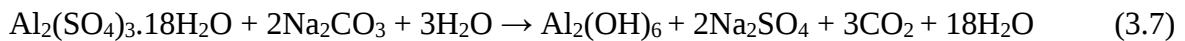
Oluşan H^+ iyonları suyun pH'ını düşürür ve artık alüminyum hidroksit oluşturmaz. Bunu önlemek için fazla hidrojen iyonlarının sudan ayrılması gerekir. Sudaki bikarbonatlar tampon görevi görür ve pH'ın düşmesini engeller [42].



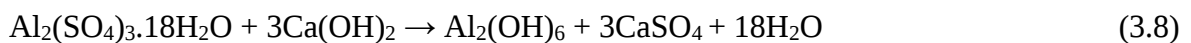
Saf alüminyum sülfat 14 mol kristal su içerirken, ticari formu 18 mol kristal su içerir. Alüminyum sülfatın doğal alkalilik ile arasındaki reaksiyonu:



Alüminyum sülfatın soda ile arasındaki reaksiyonu:



Alüminyum sülfatın kireç ile arasındaki reaksiyonu:

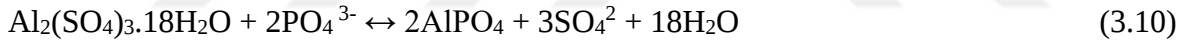


Bu reaksiyonlar sonucu meydana gelen karbondioksit, korozyon etkisi nedeniyle zararlı olabilir. Bu sebeple karbondioksit sudan ayrılır. Ortamda fazla sodyum ve potasyum varsa çöktürmenin etkili olabilmesi için suya biraz daha alüminyum sülfat ilave edilmelidir. Alüminyum sülfat asidiktir. Asidik tuz olduğu için korozyon etkisi bulunmamaktadır. Alüminyum sülfatın koagülasyonu gerçekleşmesi için suyun alkalik olması gerekir [42].

Alüminyum hidroksit ($\text{Al}(\text{OH})_3$), atık su içindeki askıda maddeleri çöktüren bir floktur. Atık suların arıtımında parçacık giderimi, alüminyum tuzlarının yüksek hidroksit alüminyum (OH/Al) oranından olumlu etkilenir. Kullanılan alüminyum sülfat miktarına bağlı olarak uygun miktarda alkalitenin suda bulunması gerekir. Suyun alkalitesi yetersiz ise kireç ilave edilmelidir. Alüminyum iyonları fosfor iyonları ile reaksiyona girerek alüminyum fosfat oluşturur ve çökelir [41].

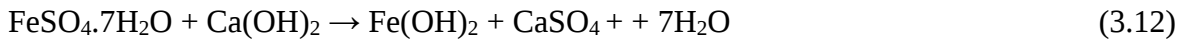
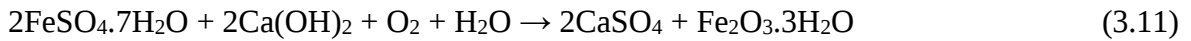


Alüminyum sülfat kullanıldığında, oluşacak reaksiyon aşağıdaki gibidir:



Demir Sülfat

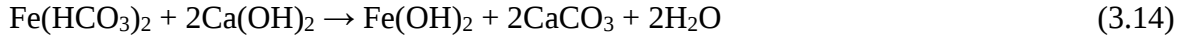
Demir (II) sülfat ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) genellikle tek başına koagülant olarak kullanılmaz. Çünkü koagülasyon için kireç ilave edilmelidir [41]. Sudaki aşırı oksijen ve kalsiyum hidroksitin etkisi altında:



Demir(II)sülfat tek kullanıldığında şu reaksiyon gerçekleşir:



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



$\text{Fe}(\text{OH})_2$ atık sudaki oksijenle birleşerek demir(III)hidroksit'e yükseltgenir. Çözünmeyen $\text{Fe}(\text{OH})_3$, alüminyum sülfat flokuna benzer şekilde iri yapıdadır.



İyi bir floklaşmanın elde etmek için, 10 mg/L $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ miktarı için yaklaşık olarak 4 mg/L alkaliniteye, 4 mg/L kirece ve 0,29 mg/L oksijen gereklidir. Bu nedenle demir(II)sülfatın endüstriyel atık suların arıtımında nadiren kullanılır. Bunun yerine daha çok demir (III) sülfat veya demir (III) klorür kullanılır [41]. Demir(III)sülfatın ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$), doğal bikarbonat alkalinitesi ile demir(III)hidroksite dönüşümü şu şekildedir:



Reaksiyon sonucunda genellikle yoğun ve hızlı çökelen floklar oluşur. Reaksiyon için doğal alkalinite yetersiz ise kireç eklenebilir.

Demirklorür

Demir(III)klorür için reaksiyonlar şu şekildedir:



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



FeCl_3 ile fosfat arasındaki reaksiyon ise:



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

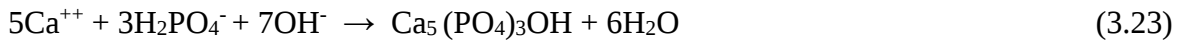
Fe⁺³ ve Al⁺³ ile kimyasal arıtmada kabul edilen optimum pH çalışma aralığı 4-6,8 arasındadır. Fe⁺³ ve Al⁺³'den bileşiklerinin çözünürlükleri ortamın pH'ına göre değişir. pH<5'de Al(OH)₃ çözünür, pH>7'de ise alüminatlar oluşur. Alüminyum hidroksitin bu amfoterik özelliği demir (III) hidroksitte gerçekleşmez [17].

Kireç

Atık suya kireç eklendiğinde, yüksek pH'da pozitif yüklü Mg(OH)₂ ve CaCO₃ oluşumuna yol açacak ve çökeltecektir. Koagülant olarak tek başına kireç kullanıldığında, aşağıdaki reaksiyonlar gerçekleşir:



Koagülant olarak kireç kullanıldığında, çöktürme çıkışında askıda katı madde ve oksijen ihtiyacında azalma gözlemlenebilir. Yüksek alkaliniteli atık su için pH 9,5-10'da, orta alkali atık su için pH 10-11'de, düşük alkali su için pH 11-11,5'te iyi arıtılabilir [41]. Kireç ve fosfatın çökmesi aşağıdaki reaksiyonlara göre gerçekleşebilir:



Flokülanlar

Flokülanlar; alüminyum ve demir tuzlarının derişimini azaltmak, sudaki organik maddelerden gelen rengi gidermek, flokülasyonu hızlandırmak ve daha büyük floklar oluşturmak için kullanılır. Bunlar, organik bazlı bir polimer veya polielektrolittir. En önemli özellikleri çok yüksek molekül ağırlığına sahip olmalarıdır. Genellikle flokülantlar sentetik ve doğal flokülantlar olmak üzere ikiye ayrılır. Doğal flokülantlar bentonit, kireçtaşı, kaolin, magnezit, un, nişasta, reçine, deniz yosunu veya çeşitli bitki tohumlarından elde edilen doğal organik maddelerdir. Sentetik flokülantlar poliakrilamid ve türevleri, polivinil alkol, polietilen oksittir [17].

Bentonit, genellikle koloidal silika yapıda, çok küçük kristallere sahip kil minerallerinden oluşan yumuşak, gözenekli ve şekillendirilebilir bir kayadır. Bu mineraller, sonra alüminyum ve magnezyum yönünden zengin volkanik kül, tuf ve lavların kimyasal ayrışmasıyla yada bozulmasıyla oluşur. Kaolin, alüminyum silikat grubunda bulunan kil mineralidir. Kireçtaşı, kalker olarak da bilinen %90 kalsiyum karbonat kimyasal bileşimi olan tortul bir kayadır. Doğada bolca bulunur ve kalsiyum karbonat veya kalsiyum karbonat / magnezyum karbonat bileşikler içerir. Aktif silika, en yaygın kullanılan flokülantlardan biridir. Özellikle alüminyum sülfat ile kullanıldığında, tutma özelliklerine sahip kısa zincirli polimerler oluştururlar ve çökmeye meyilli floklar oluştururlar [17].

Polielektrolitler, koagülant olarak kullanılan metal tuzunun etkisini artırır. Polielektrolitler suda çözünür yüksek molekül ağırlıklı polimerlerdir ve çözünmesi nedeniyle yüksek molekül ağırlıklı ve yüksek değerlikli iyonlar üreten gruplar içerirler. Suda çözüldüklerinde negatif yüklü polimer iyonları üreten polimerlere anyonik polimerler denir. Amino grupları içeren ve çözüldüklerinde pozitif yüklü iyonlar üreten maddelere katyonik polimerler denir. Bazı polimerler hem (-) hem de (+) yüklü iyonlar sağlayabilir. Bu tür polimerlere noniyonik polimerler denir. Bir koagülant ile birlikte kullanıldığında, polielektrolit büyük ve yoğun bir flok oluşturacak ve hızla çökecektir. Sıkışmadan dolayı oluşan çamur miktarı da daha kararlı ve hacimce daha azdır. Polielektrolit kullanımı ile koagülant miktarı da azalır [17].

3.3.3. Biyolojik süreçler

Biyolojik arıtma, atık suyun içinde bulunan askıda veya çözünmüş organik maddelerin besin ve enerji kaynağı olarak mikroorganizmalarca parçalanması ve çökebilen biyolojik floklarla sıvının içinde kalan veya gaz olarak atmosfere kaçan sabit inorganik bileşiklere dönüşmesidir. Organik maddenin yanı sıra azot ve fosfor gibi besi maddeleri de giderilir. Bu sistemler genel olarak aerobik ve anaerobik olmak üzere ikiye ayrılmaktadır [37].

Aerobik yöntemler

Çözünmüş oksijen olan ortamda mikroorganizmaların organik ve inorganik maddeleri ayrıştırmasına ve kararlı hale dönüşmesine dayanan sistemlerdir. Atıklardan enerji temin edilir ve yeni hücreler oluşturulur. Organik madde karbondioksit ve suya dönüşmektedir.

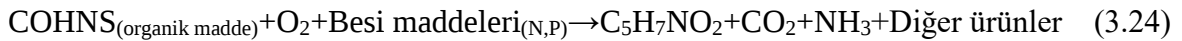
Bu süreçte mikroorganizmalar amonyağı nitrata dönüştürür bu olaya nitrifikasyon denir. En yaygın kullanılan aerobik arıtma yöntemleri; aktif çamur sistemi, havalandırma havuzları, stabilizasyon havuzları, damlatmalı filtreler, biyodisklerdir. Dünyada günümüzde en çok kabul gören ve uygulanan yöntem aktif çamurdur [37].

Aktif çamur prosesi

Aktif çamur yönteminin esası, mikroorganizmaların atık suyun içerisinde biyolojik değeri olan maddelerden yapı değişimi veya enerji kazanılması amacıyla fayda sağlamasıdır. Böylece organik madde mikroorganizma bünyesinde aktif çamur olarak giderilmektedir. Bu yöntemde, havalandırma havuzu ve son çöktürme havuzu birbirine bağlı grup oluşturmaktadır [37].

Atık suyun biyolojik olarak temizlenmesi havalandırma havuzunda bulunan bakteriler tarafından gerçekleştirilir. Son çöktürme havuzunda aktif çamur flokları çökmekte ve bir miktarı havalandırma havuzuna tekrar gönderilir. Geri beslenen aktif çamur bakterilerin dairesel hareketini tamamlar ve havuzların bir bütün olarak çalışmasını sağlar. Çöken çamurun fazlalaşması durumunda aktif çamur sistemden atılır. Bu çamurun sistemden uzaklaştırılmasıyla havalandırma havuzundaki çamur miktarı ayarlanabilmektedir. Çamur giderimi sistemin karalılığını ve verimliliğini artırır [37].

Aktif çamur prosesi uygulamada tam karışımly bir reaktördür. Bakteriler tarafından gerçekleştirilen reaksiyonlar:



Reaksiyonda bulunan COHNS atık suda bulunan organik maddeyi gösterir. Besin talebi bittikten sonra yani substrat miktarının yetersiz olduğu anda hücrenin depo malzemelerinin bir kısmı kendi kütlesi tarafından okside edilir. Kendi kendine oksidasyonu yani içsel solunumu aşağıdaki gibi ifade edilebilir.



Denkleimde görüldüğü gibi, hücrenin tamamen okside olması durumunda hücre miktarının 1,42 katı oksijene ihtiyaç olduğu görülmektedir.

Reaktördeki aerobik ortam havalandırma ile sağlanır. Havalandırma mekanik ekipmanla veya difüzörlerle gerçekleştirilir. Bu havalandırma ayrıca tam karışmayı sağlar. Yeterli bekletme süresi sonucunda oluşan bakteri hücreleri son çöktürme havuzuna geçer, çökene çamurun bir kısmı geri beslenirken bir kısmı sistem dışına atılır [37].

Aktif çamur prosesi, atık suların biyolojik arıtımında kolaylıkla uygulanabilen esnek sistemlerdir. Bu sebeple birçok farklı modifikasyonu bulunmaktadır. Ayrıca bu tesisler farklı çamur yükleri ve çamur yaşı değişkenlerine göre çalışmaktadır. Bu tesisler tek kademeli, çift kademeli veya çamurun tekrar havalandırılmalı olabilir.

Kısmi arıtma yöntemi; atık suyun verileceği yüzeysel suyun kendi kendini temizleme kapasitesinin yüksek ve uygun olması durumunda uygulanır. Yüzeysel suların her geçen gün daha fazla yüklenmesi sebebiyle çok az uygulama alanı bulmaktadır. BOİ giderimi %50-75 oranındadır. Oksidasyonun kapsamı dardır. Bu sebeple gerekli oksijen miktarı düşüktür. Endüstriyel atık su arıtımı için uygun değildir [37].

Tam arıtma yöntemi; atık suyun verileceği yüzeysel suyun kendi kendini temizleme kapasitesinin düşük ve uygun olmaması durumunda uygulanır. Yüksek çamur yükü ve yoğun havalandırmayla konvansiyonel sistemlerden daha kısa havalandırma süresiyle atık suyun tam arıtımı sağlanabilir Arıtma verimi %90 civarındadır [37].

Uzun havalandırma yöntemi; aktif çamur yönetiminin zor atık su debileri ve endüstriyel atık sularda kullanılmaktadır. Diğer yöntemlerde havalandırma süresinin kısaltılmasına çalışırken, bu yöntemde havalandırma süresi 0,5-3 gün arasında değişir ve çok az bir atık meydana gelir. Böylece mikroorganizmalar kendi bünyelerindeki hücre malzemelerini oksitlemeye zorlanmaktadır. Arıtma verimi %90-95 civarındadır Bu yöntem düşük inşaat masrafları ve iyi işletme şartları sayesinde yüksek enerji masrafına rağmen az bakım gerektirdiğinden düşük miktarda atık su üreten küçük ve orta büyüklükteki endüstri tesislerinde kullanılabilir [37].

Anaerobik yöntemler

Anaerobik mikroorganizmalar tarafından organik maddeler önce hidroliz edilerek sonra asitleştirilerek metan ve karbondioksit'e dönüşmesi ve ortamdan uzaklaştırılmasına dayanan sistemlerdir. Bu arıtmada organik maddeler metan ve karbondioksit'e 2 aşamada dönüşürler. İlk adımda asit bakterileri olarak adlandırılan mikroorganizma grubu protein, karbonhidrat ve yağları hidroliz ve fermentasyon ile öncelikle yağ asitlerine dönüştürürler. İkinci adımda metan bakterileri olarak bilinen mikroorganizmalar, organik asitleri metan ve karbondioksit'e çevirirler. Bu arıtım türü daha çok endüstriyel atık suların arıtılmasında kullanılmaktadır. Günümüzde en yaygın kullanılan yöntemler; klasik anaerobik reaktör, anaerobik filtre ve anaerobik akışkan yataklı reaktördür [37].

3.4. Optimizasyon

Endüstriyel bir işletme tasarlanırken amaç, belli kalitede ürünün en ekonomik kurulum ve işletme maliyetli tesisi kurmaktır. Bunu gerçekleştirebilmek için çok fazla deneme gerekmektedir. Bundan dolayı zaman, donanım, iş gücü maliyeti artmaktadır. Optimizasyon, prosesin belirlenen cevaplar (bağımlı değişken) doğrultusunda, bağımsız değişkenlerin birbiriyle etkileşimiyle ve cevaba olan etkileriyle beraber bir araya getirilmesidir [43].

Optimizasyon, deneysel mühendislik verilerini yorumlama, analiz etme, planlama çalışmaları açısından istatistiksel yöntem ve yaklaşımlardan oluşur. Tasarlanmış denemelerle birlikte uygulamada güvenilir, geçerli, ekonomik koşullar altında ürünü etkileyen değişkenler belirlenir. Optimizasyon ile birlikte; proses verimi ve stabilite arttırılabilir, kâr ve yatırımlar üzerindeki etkisi görülebilir, proses yeterliliği ile reaksiyon süresi ve en iyi son ürün koşulları değerlendirilebilir [44].

Geleneksel yöntemlerde her bir değişkenin prosese etkisi incelendiğinde diğer değişkenler sabit tutularak incelenmektedir. Bu yöntem aynı anda proses performansını etkileyen değişkenlerin, farklı düzeylerde etkilerinin incelenmesine olanak sağlamamaktadır. Kaynakları verimli kullanmak, deneyleri azaltmak, maliyet ve zamandan tasarruf etmek ve araştırma ve geliştirmeyi hızlandırmak için, sistemin yanıtını ölçecek deneysel bir tasarım

geliştirmek gereklidir [45]. Deneysel tasarım yöntemlerinde izlenmesi gereken adımlar şu şekilde sıralanabilir [46],

1. Problemin tanımlanması,
2. Faktörler (bağımsız değişken) ve faktörlerin seviye, aralıklarının seçimi,
3. Cevap (bağımlı) değişkeninin seçimi,
4. Deneylerin yapılması,
5. Verilerin ve modelin istatistiksel analizi,
6. Sonuçların değerlendirilmesidir.

Proseslerin, deneylerin planlanması ve yürütülmesinde son yıllarda yaygınlaşarak kullanımı artan Cevap Yüzey Yöntemi (CYY) geliştirilmiştir.

3.4.1. İstatiksel tasarım: cevap yüzey yöntemi

Cevap yüzey yönteminde model regresyon yoluyla oluşturulur. Prosesi etkileyen değişkenin ana etkisinin veya diğer değişkenlerle etkileşiminin cevap değişkeninin değeri üzerindeki önemi, regresyon katsayısı ile belirlenir. Cevap yüzey desenlerini kullanarak yanıtlar üzerindeki etkileri belirlenerek optimum değer elde edilebilir. Cevaplar bir kontur haritası veya üç boyutlu bir grafik olarak elde edilebilir. Birkaç deneysel kombinasyon kullanılarak, gerçekte test edilmemiş değişken değerleri ve kombinasyonları tahmin edilebilir. ‘Cevap Yüzeyi’ oluşturma amacı, deneysel bir çalışmada sonuç üzerinde etkin olan çok fazla değişkenden oluşan bir tasarım düzleminde istenilen özellikleri sağlayan bir bölgeyi ve bu bölgeye ait optimum noktayı tahmin etmektir [47].

Cevap yüzey metodu uygulamalarının bir dizi matematiksel ve istatistiksel tekniklerin peş peşe uygulanarak bulunan verilerin bir sonraki aşamada kullanılmasından oluşmaktadır. Metot üç aşamalı olarak gerçekleştirilir. Birinci aşamada, hipotezlerin önerilmesiyle sistemi karakterize edebilecek bağımlı değişkenleri ve bu değişkenler üstünde etkili olması olası değişkenleri belirlemektir. Bu değişkenler her proseste oldukça fazladır. Bu sebepten ön denemeler ile birlikte değişkenlerin istatistiksel olarak en anlamlı olanları seçilebilir ve deneme bölgesi belirlenebilir. Yapılan bu denemelere eleme denir. Eleme işlemi araştırmada daha az deney, maliyet ve zaman gibi önemli değişkenlerden kazanımlar sağlar [48].

İkinci aşamada amaç ise bağımsız değişkenlerin deneme bölgesi içinde belirlenen seviyelerinin cevapta oluşturduğu değişikliklerin, optimum noktaya yakın olup olmadığını saptamaktır. Optimum noktaya yaklaşıldıkça, meydana getirilen cevap yüzeydeki eğrilik daha belirginleşmektedir. Bu eğrilikten dolayı metodun bu aşamasında birinci dereceden modeller kullanarak bunların test edilmesinden oluşmaktadır. Sistemin cevabını belirlemede birinci dereceden modeller yeterli olursa seçilen deneme bölgesinin sistemin optimum noktasından uzakta olduğu anlaşılır. Bu yüzden tekrar deneme bölgesi seçilerek değişken ayarlamaları yapılır. Yapılan bu işlem, meydana getirilen cevap yüzeydeki eğriliğin anlamlı olduğu bölgeler bulununcayadek devam etmektedir. Bu işleme ‘tarama’ denir [48].

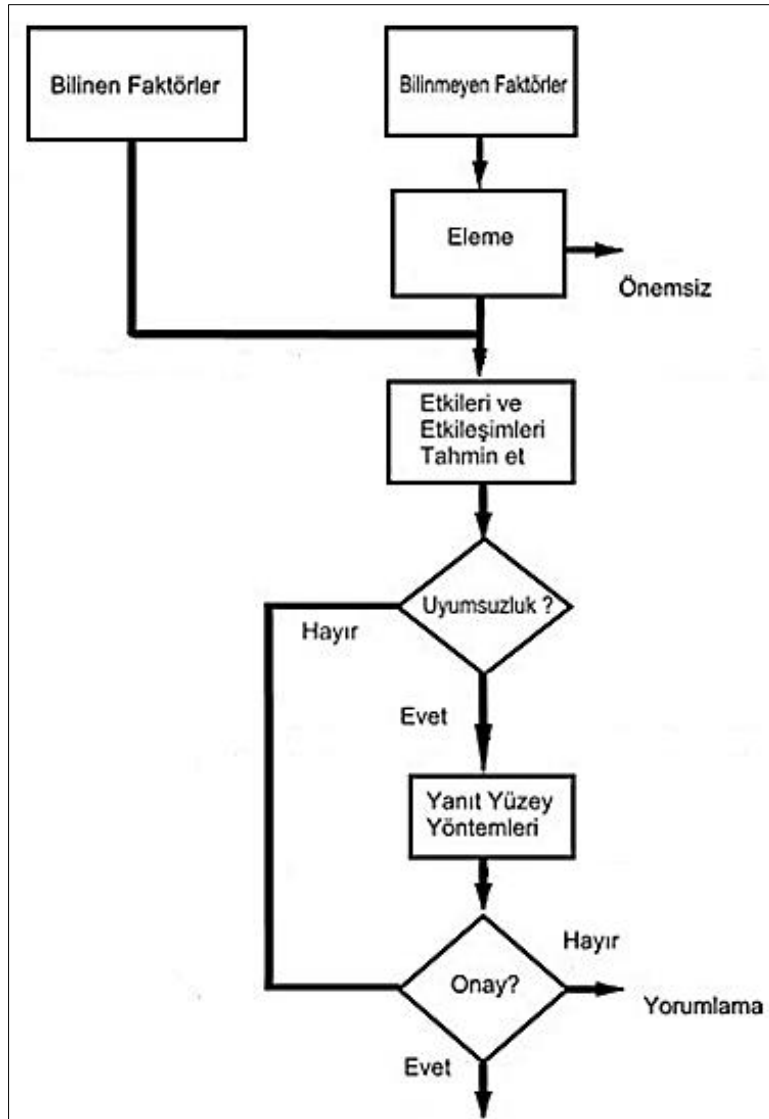
Üçüncü aşama optimum nokta bulunduğunda başlamaktadır. Optimum nokta çevresinde gerçek cevap fonksiyonu doğru ve hassas bir şekilde tahmin edilmeye çalışılır. Optimum nokta etrafında gerçek yanıt fonksiyonu önemli bir eğrilik gösterir. Bu eğriliğin tahmin edilmesinde genellikle ikinci dereceden modellerden yararlanılır. Bu modelde deneysel tasarıma ek olarak deneysel noktalar da eklenir. Uygun bir tasarım elde edilmesiyle, bulunan model optimum noktanın araştırılmasında kullanılmaktadır. Sonuçta oluşturulan model, proses değişkenlerini kapsayan ve deney sonuçlarını sunan matematiksel bir ifadedir [48]. Genel olarak bu yöntemin başlıca aşamaları; denemelerin tasarlanması, model geliştirilmesi (regresyon analizi), varyans analizi (ANOVA) ve matematiksel ifadenin elde edilmesidir. Yöntemin aşamaları Şekil 3. 10’da verilmiştir [47].

Cevap Yüzey Yönteminin avantajları:

- Daha fazla bilgiye daha az deney ile ulaşılabilmesiyle maliyet ve zaman kaybının minimuma inmesi,
- Bağımsız değişkenlerin etkilerinin beraber incelenebilmesi,
- Matematiksel model ile sistemin tanımlanması, dolayısıyla sistemin kontrolünün daha kolay sağlanabilmesidir.

Cevap Yüzey Yönteminin dezavantajları:

- Hiperbolik ya da çan eğrisi şeklinde simetrik olmayan fonksiyonlar ile modellenememesi,
- Biyokimyasal süreçler gibi doğrusal olmayan sistemlerin modellenmesinde başarılı olmamasıdır [49].



Şekil 3.10. CYY’de deneysel strateji

Geliştirilen model düşük veya yüksek dereceli bir polinom fonksiyonu şeklinde olabilir. Polinomun derecesini seçilen bağımsız değişken aralığı belirler. Eğer istenen cevap, bağımsız değişkenlerin değişimi ile doğrusal değişiyorsa, model 1. dereceden bir polinom olur. Eşitlik 3.26 doğrusal bir modeli temsil etmektedir [50].

$$y = \beta_0 + \beta_1 \xi_1 + \beta_2 \xi_2 + \cdots \cdots \cdots + \beta_k \xi_k + \varepsilon \quad (3.26)$$

Eşitlik 3.26'da; y cevap (bağımlı değişken), β_i regresyon katsayısı, ξ_i bağımsız değişken ve ε deneysel hata (sistemde oluşan gürültü) olarak tanımlanır. Modeldeki β_0 , β_1 gibi katsayılar elde edilen deney verilerinden regresyon ile bulunur. Eşitlik 3.26'da bağımsız değişkenler doğal birimleri cinsinden verilebilir. Birçok uygulamada doğal değişkenler kodlanarak kullanılmaktadır. Eşitlik 3.27-29 doğal değişkenlerin kodlanmış forma dönüşümelerini göstermektedir.

$$x_i = \frac{\xi_i - \xi_i^0}{\Delta \xi_i} \quad (3.27)$$

$$\Delta \xi_i = \xi_i^{max} - \xi_i^{min} \quad (3.28)$$

$$\xi_i^0 = \frac{\xi_i^{max} + \xi_i^{min}}{2} \quad (3.29)$$

Eşitlik 3.26 kodlanmış formda yazıldığında:

$$y = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \cdots \cdots \cdots + \beta_k x_k + \varepsilon \quad (3.30)$$

Bu kodlamada boyutsuz koordinat sisteminde en yüksek seviye +1, en düşük seviye -1 ve merkez noktası 0'dır. Aynı zamanda, bağımsız değişkenlerin dahili etkileşimleri de cevabı etkiler. Matematiksel model tanımlanırken, bağımsız değişkenlerin doğrusal terimleri, yüksek dereceden terimleri ve iç etkileşim terimleri dikkate alınmalıdır. Cevabın ikinci dereceden ve dahili etkileşimlerin olduğu k bağımsız değişkenli bir matematiksel model Eşitlik 3.31'de verilmiştir [51].

$$y = \beta_0 + y = \beta_0 + \sum_{i=1}^k \beta_i X_i + \sum_{i=1}^k \beta_{ii} X_i^2 + \sum_{i < j}^k \beta_{ij} X_i X_j + \varepsilon \quad (3.31)$$

Cevap yüzey yöntemi uygulamalarında ikinci dereceden modellerin kullanılmasının nedenleri:

- Esnekliğinden dolayı çeşitli fonksiyonel şekiller alabildiğinden gerçek cevap fonksiyonunun tahmin edilmesinde kolaylık sağlamasıdır.
- Karmaşık hesaplamalar yapılmadan en küçük kareler yöntemiyle katsayılar tahmin edilebilir olmasıdır.
- Matematiksel olarak optimum noktanın kolaylıkla bulunabilmesidir [52].

Deneysel tasarım yapılırken, kaç adet deneyin yapılacağı Eşitlik 3.32 ve 3.33'e göre hesaplanır.

$$N = 2^k + 2k + n_0 \quad k < 5 \quad (3.32)$$

$$N = 2^{k-1} + 2k + n_0 \quad k > 5 \quad (3.33)$$

Bu eşitliklerde N deney sayısını, k bağımsız değişken sayısını, n_0 merkezdeki deney sayısını göstermektedir [53].

Design-Expert programı

Program, herhangi bir proseste girdi ve çıktı arasındaki ilişkiyi belirlemeye çalışır. Bu nedenle prosesde ölçülebilen herhangi bir değişken için kullanılabilir. Değerler arasındaki ilişkiyi analiz ederek istatistiksel anlamlılık sağlar. Bu program, çeşitli istatistiksel yöntemlerde kullanılabilir. Bunlar:

1. İki düzeyli faktöriyel programlama: Bu yöntem prosesi etkileyen değişkeni tanımlar.
2. Genel faktöriyel programlama: Sınıf etkenleri arasındaki en ideal kombinasyonu verir ve prosesi etkileyen değişkeni tanımlar.
3. Cevap yüzey yöntemi: En ideal proses ayarlarını bulur. Optimize eder.
4. Karışık tasarım teknik yöntemi: Optimum formülasyonu bulur.
5. Proses etkenlerinin kombinasyonu, karışımın bileşenleri, sınıf etkenleri: Taylor yöntemini kullanarak gerekenleri tanımlar.

Ayrıca Design-Expert programı cevap yüzey yönteminin görüntülenebilmesi için üç boyutlu ve kontur grafikleri göstermektedir [19].

3.4.2. İstatiksel analiz değişkenleri

Cevap yüzey yönteminde kullanılan istatiksel analizler; varyans analizi, sıralı F-testi, model uygunsuzluğu testi (Lack of fit test) ve diğer uygunluk ölçümleridir. Bunlardan varyans analizi modelin uygunluğunu kontrol eder. Yapılacak tüm istatiksel hesaplamalar için regresyon katsayısı (R^2) belirlenmelidir ve R^2 Eşitlik 3.34’de verilmiştir [52].

$$R^2 = 1 - \frac{SS(\text{Artık})}{SS(\text{Model}) + SS(\text{Artık})} \quad (3.34)$$

Düzeltilmiş regresyon katsayısı R^2_{adj} şeklinde Eşitlik 3.35’de verilmiştir. Burada belirtilen SS kareler toplamını, DF serbestlik derecesini ifade eder.

$$R^2_{adj} = 1 - \frac{SS(\text{Artık})/DF(\text{Artık})}{[SS(\text{Model}) + SS(\text{Artık})]/[DF(\text{Model}) + DF(\text{Artık})]} \quad (3.35)$$

Tahmin edilmiş çoklu belirleme katsayısı R^2_{pred} olarak Eşitlik 3.36’da verilmiştir. Burada PRESS tahmin edilmiş kalıntı hata kareler toplamını ifade eder.

$$R^2_{pred} = 1 - \frac{PRESS}{SS(\text{Model}) + SS(\text{Artık})} \quad (3.36)$$

Model uygunsuzluğu (lack of fit) testi

CYY’de tasarım denemelerinden alınan veriler regresyon modeline uygulanırlar ancak bu sadece bir yaklaşımdır. Bu sebeple tahmin edilen değerler ve kalıntılar(deneysel veriler arasındaki fark), matematiksel uygunsuzluktan doğan hatalar (Lack of fit) vardır [52].

Desirability (istenilen hedefe ulaşma) fonksiyonu yaklaşımı

Fonksiyon; istenilen sonuçları elde edebilmek amacıyla, tüm cevapların boyutsuz desirability çizelgesini içeren tek bir fonksiyon altında toplamaktır. Bu fonksiyon, tüm cevapların oluşturduğu 0-1 aralığında değişen bir indekstir. Değer 1’e yaklaştıkça istenilen noktaya yaklaşıyor anlamına gelmektedir [52].

Varyans analizi

Varyans analizinin amacı çok seviyeli modellerde birden fazla değişkene bağlı deneysel sonuçların birlikte yorumlanmasıdır. Kısaca ANOVA olarak bilinen analiz, nicel ölçümler ile deneysel verilerin analiz tekniğidir. ANOVA ile elde edilen anlamlılık seviyeleri verilerin ne oranda güvenilir olduğu hakkında bilgi edinilir. ANOVA’da anlamlılık düzeyi 0,05’in altında olmalıdır. Böylece hata yapma olasılığı %5’in altındadır [52].

Merkezi kompozit dizayn

Prosesler çok fazla değişkenden etkilenmektedir. Deneysel tasarımlar, prosesin matematiksel denklemlerle açıklar ve bağımsız değişkenler arasındaki ilişkinin aralığını belirler. Çok fazla deneysel tasarımlar vardır. Bu tasarımların çalışma alanı ve yöntemleri farklılık göstermektedir. Cevap yüzey metodunda daha çok merkezi kompozit tasarım kullanılmaktadır. Bu yöntem ana noktalar hariç deneysel çalışma ve tekrar imkânı sağlar. Bu tasarım ile bütün değişkenlerin değişimi ve etkileşimi aynı süreçte incelenebilir. Merkezi kompozit dizayn yöntemiyle:

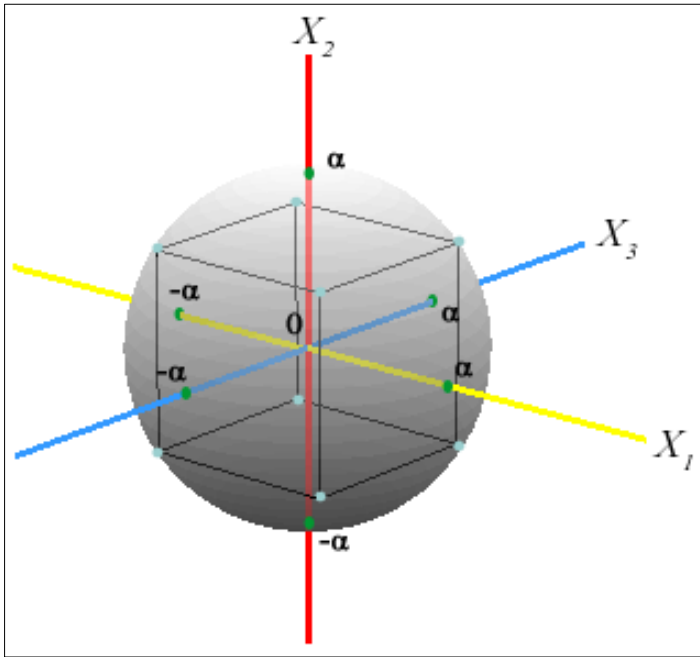
- Faktörlerin doğrusal etkisi incelenebilir.
- Faktörlerin parabolik etkileri ve aralarındaki interaksiyon ve karesel ilişki incelenebilir.
- Optimum koşullar ve bu koşulların karşılandığı bağımsız değişkenlerin etki alanı bulunabilir.
- Deneysel hata olup olmadığı kontrol edilebilir [54].

Merkezi kompozit tasarımı üç bölümden oluşur:

1. İki seviyeli, tam veya kısmi fraksiyonel tasarım (çekirdek).
2. Eksen noktaları (çekirdek dışında).
3. Merkez noktaları.

Tasarım, faktörlerin + veya - düzeylerinin tüm olası kombinasyonlarından oluşur. Kodlama faktörü alanında, tam ve kesirli ondalık noktalar için her faktörden merkez noktaya uzaklık ± 1 birimdir. Merkez noktalar ise 0 ile temsil edilir. Bu noktadan eşit uzaklıktaki seviyelere

göre deneyler yapılır. Pivot noktaları genellikle bir yıldız noktalarla temsil edilir. Merkez noktasının 0 olduğu nokta dışında, tüm yıldız noktalarının genellikle merkez noktadan $\pm \alpha$ mesafesi vardır. Pivot noktaları merkez noktasında üst ve alt sınır değişkenlerini içerir. Alt sınır değeri $-\alpha$ ile üst sınır değeri $+\alpha$ ile temsil edilir. α 'nın değeri incelenen faktörlerin sayısına ve tasarımda belirlenen özelliklere bağlıdır. Yıldız noktalar tüm grafiklerin alçak ve yüksek noktaları için uç noktaları oluşturur [54]. Üç değişkenli merkezi kompozit tasarımın analitik düzlemde gösterimi Şekil 3.11'de verilmiştir.



Şekil 3.11. Üç değişkenli merkezi kompozit tasarımın analitik düzlemde gösterimi

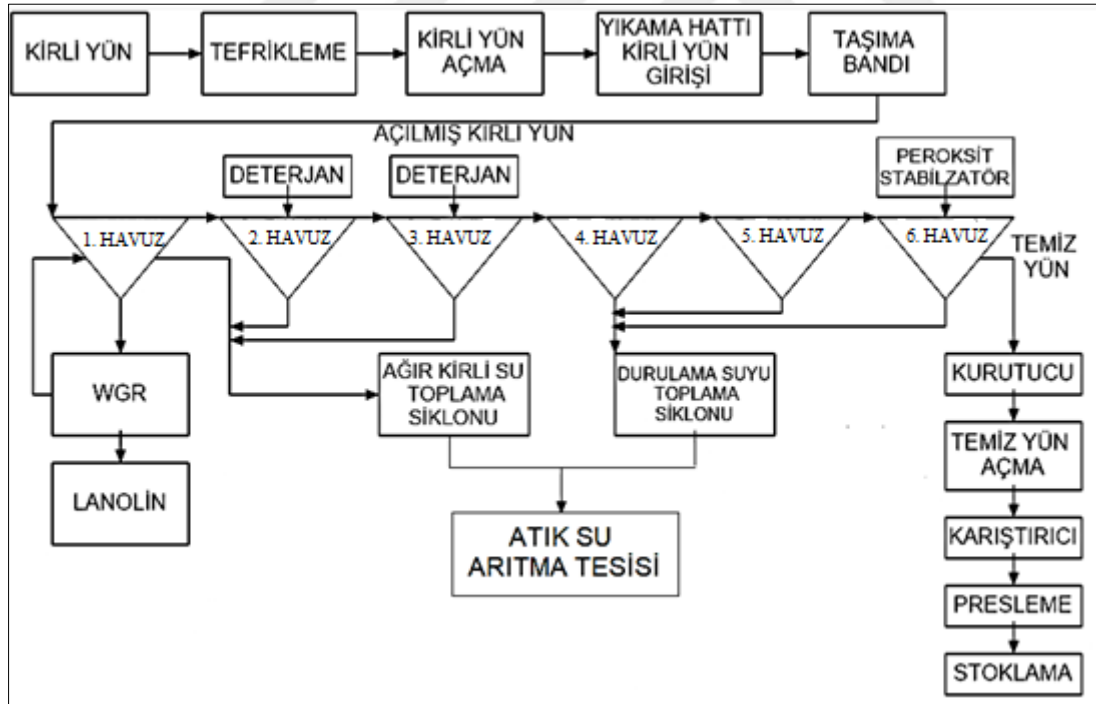
Geliştirilen modellerin yeterliliği ANOVA ile kontrol edilerek ve polinomial modellerin uygunluğu regresyon katsayısıyla belirlenerek, istatistiksel önemi F-Testi ile kontrol edilmelidir.

4. MATERYAL YÖNTEM

Bu bölümde çalışmada kullanılan atık su ve özellikleri, jar testi ve yapılan analizler hakkında bilgi verilmiştir.

4.1. Kullanılan Atık Su ve Özellikleri

Atık su örnekleri Ankara’da bulunan bir yün yıkama tesisinden temin edilmiştir. İşletme yapağıyı kalitesine göre (lif çapı) sınıflandırıp, yıkamakta ve balyalayıp yurt dışına ihraç etmektedir. Yıllık üretim kapasitesi 7.128 ton/yıl yıkanmış yün ve 291 ton/yıl lanolin elde edilmektedir. Tesiste evsel ve endüstriyel nitelikli atık su oluşmaktadır. Tesise ait kimyasal ve biyolojik arıtma tesisi bulunmaktadır. Tesisten endüstriyel olarak çıkan atık su miktarı ortalama 288 m³/gün ve ortalama günlük 300 m³/gün atık su üretimi vardır. Tesisin iş akım şeması Şekil 4.1’de verilmektedir.



Şekil 4.1. Tesisin iş akım şeması

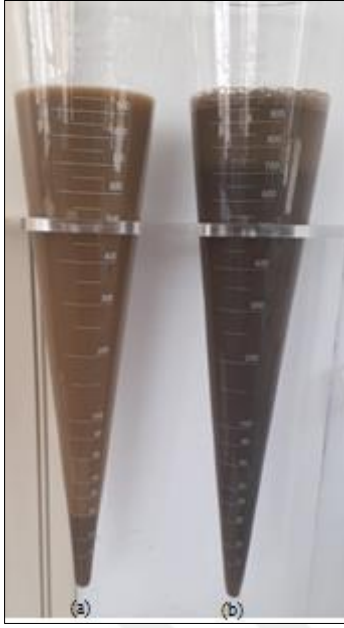
Atık su yıkanan yünün cinsine ve yıkama şekline göre değişkenlik göstermektedir. Bunun sebepleri şu şekilde sıralanabilir:

- Koyun cinsi (Merinos, karaman vb.)
- Koyunun yetiştirildiği yöntem (mera veya besi yöntemi) ve yöreye bağlı kirlilik miktarı (Romanya, Fas, Yunanistan, Türkiye'nin bölümleri gibi)
- Yün lifinin çapı (18-30 mikron gibi)
- Kullanılan kimyasal maddeler ve kullanım miktarları (deterjan, soda külü, ağartıcı)
- Sisteme beslenen suyun sertliği, besleme miktarı
- Yıkama hattının mekaniksel özellikleri (bant hızı, yıkama ve kurutucu oda sıcaklıkları, geri besleme seviyeleri, atık su deşarj miktarı vb.)

Tesisten alınan ve 24-26 mikron lif çapında, %75 Türkiye %25 Fas karışımı, Merinos cinsi yünün 1 Fr sertliğinde su, soda, nonyonik deterjan ile peroksitle yıkanması sonucunda oluşan atık suyun standart metotlara göre (SM,TS) karakterizasyonu Çizelge 4.1'de verilmiştir. Resim 4.1'de tesisten çıkan ham atık su numunesi gösterilmiştir. Atık suyun rengi yünde bulunan doğal kirliliklerden dolayı kahverengi tonlarındadır. Ağır kirli su çok fazla katı madde içermektedir. Bunun sebebi kirli yünün 1. havuzda kaba kirlerinden (toz, kum vb.) arındırılması ve sistemin geri beslemeyle su almasıdır. Durulama suyunda ise katı madde yok denecek kadar azdır fakat kimyasal içeriği yüksek olduğu için KOİ değeri fazladır.

Çizelge 4.1. Yün yıkama atık suyu karakterizasyonu

Parametre	Birim	Değer
Kimyasal Oksijen İhtiyacı	mg/l	25000-35000
Askıda Katı Madde	mg/l	4000-6000
Yağ ve Gres	mg/l	680-720
pH		8,3-8,5
Toplam Azot	mg/l	90-200
Toplam Krom	mg/l	0,5-4
Sülfür	mg/l	3-5
Serbest Klor	mg/l	0,1-0,5
Sülfid	mg/l	9-12



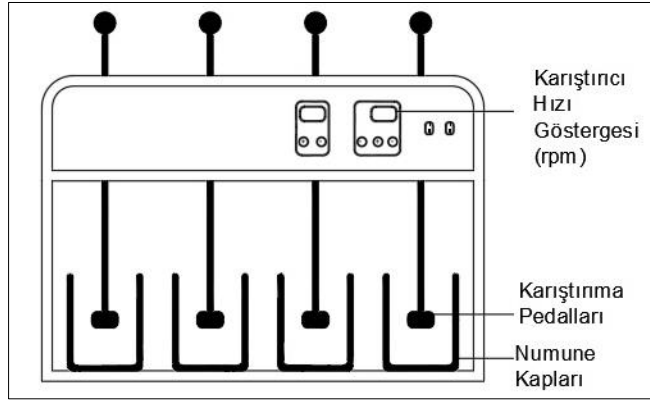
Resim 4.1. (a) Durulama ham atık su numunesi, (b) Ağır kirli ham atık su numunesi

4.2. Jar Testi

Koagülasyon- flokülasyon prosesinin en uygun işletme değişkenlerini bulmak için yapılan testlere jar testi denilir. İncelemeler ve denemeler sonucunda bu atık suyun jar testi adımları:

- Atık su numunesin 500'er ml 1000 ml'lik beherlere alınır. Beherler düzeneğe alınır ve karıştırıcılar, beherlere daldırılır.
- Koagülant eklenir. İlave edilen koagülant tüm su içerisine karıştıktan sonra (yaklaşık 2 dk) 100 rpm hızla karıştırıcılar çalıştırılır.
- Karıştırma hızı 40 rpm indirilir. Flokülant eklenir. Yaklaşık 5 dakika sonra flok oluşumu tamamlandığında, karıştırma işlemi durdurulur.
- Karıştırıcılar çıkartılarak süspansiyon çökelmeye bırakılır.
- 30 dakikalık bir çökelmeden sonra üst kısımdaki berrak sıvı arıtılmış su numunesi olarak alınır.

Deney düzeneği olarak karıştırma hızının kontrol edilebildiği flokülatör kullanılmıştır. Flokülatörün şematik gösterimi Şekil 4.2'de verilmiştir. Deneylerde kullanılan cihazlar Çizelge 4.2'de verilmiştir.



Şekil 4.2. Flokülatörün şematik gösterimi

Çizelge 4.2. Deneylerde kullanılan cihazlar

Cihaz	Marka- Özellik
 VELP FP4 JAR TEST CİHAZI- Su arıtma işlemi sırasında katkı maddeleriyle reaksiyona girmesi sonucunda koagülasyon ve flokülasyon sürecini simule etmek için kullanılır.	
 PS R2.M, RADWAG MonoBLOCK- Küçük numunelerin ölçümü için kullanılan hassas dengeler, partikül madde gibi öğelerin ağırlığını belirlemenin doğru, hızlı ve basit bir yolunu sağlar.	
 Thermomac TM12- Max. 2000 rpm hızlı manyetik karıştırıcı	
 Bir mililitreden daha küçük hacimlerde çözelti almaya yarayan pipet tipi.	

4.3. Analizler

Deney sonucunda kullanılacak bağımlı değişkenlerin analiz yöntemi; kolay, ucuz ve ölçümünde rastgele hatanın minimum olacağı şekilde belirlenmiştir. Bu sebeple standart metotlar yerine spektrofotometrik olarak ölçümler gerçekleştirilmiştir. İletkenlik ve pH ölçümü ise kalibre problarla gerçekleştirilmiştir. Kullanılan cihaz ve kitler Çizelge 4.3’de verilmiştir.

KOI analizi:

- Hazır küvet testi ilk olarak spektrofotometrede ölçülür.
- Arıtılmış su numunesinden 0,2 ml örnek alınır. Hazır küvet testine eklenir.
- Küvetin içindeki gümüş sülfat (Ag_2SO_4) çözününceye kadar çalkalanır.
- Kit 150 °C’de 2 saat termoreaktörde ısıtılır. Oda sıcaklığına gelmesi beklenir.
- 605 nm dalga boyunda ölçüm yapılır.

AKM analizi:

- Spektrofotometreye uygun kare küvete saf su koyulur.
- 810 nm dalga boyunda spektrofotometre sıfırlanır.
- Farklı bir küvete arıtılmış su numunesi koyulur. Spektrofotometrede ölçüm yapılır.

Çizelge 4.3. Analizlerde kullanılan araç ve gereçler

Cihaz	Marka- Özellik
Spektrofotometre 	HACH LANGE DR3900 RFID teknolojisine sahip spektrofotometre- Bir tezgah üstü görünür spektrum (320-1100 nm), bölünmüş ışın spektrofotometre ile 220 nm üzerinde önceden programlanmış yöntemleri laboratuvardaki su analizi için optimize eder.
Termoreaktör 	HACH LANGE LT 200- Laboratuvar kullanımı için kuru bir sıcaklık kontrol cihazıdır. Reaksiyon hücrelerini kullanarak sindirimi kolaylaştırır ve korur.
İletkenlik- pH metre probu 	HACH LANGE HQ11D Dijital Prop- pH, iletkenlik, TDS, tuzluluk, çözünmüş oksijen (DO), ORP ve ISE'yi ölçen su kalitesi uygulamaları için tasarlanan, taşınabilir birçok metre, ölçümlerin tahminlerini alan iki kanallı gelişmiş el tipi dijital sayaçtır.
KOİ Kiti 	HACH LANGE LCK 014- 1000- 10000 mg/L O ₂ ölçüm aralığında kimyasal oksijen ihtiyacını ölçer.
Küvet 	HACH LANGE KARE KÜVET- Spektrofotometre uyumlu quartz küvet

5. DENEYSEL ÇALIŞMA

Yapılan çalışmada bağımsız değişken olarak koagülant miktarı, flokülant miktarı ve pH seçilmiştir. Bunun sebebi bu değişkenlerin arıtımı doğrudan etkilemesi ve kolay müdahale edilebilir olmasıdır. Bağımlı değişkenler ise KOİ ve AKM'dir. Bu değerler doğrudan arıtımın kalitesiyle ilgilidir. Bu sebeple bu değerlerin yüzde giderim verimi üzerinden işlemler yapılmıştır. Bağımlı değişken olarak iletkenlik değeri de alınmak istenmiştir. Fakat prosesin arıtılmış su kullanıyor olması ve kullanılan kimyasallar ile yünün üzerindeki kirliliklerin sertlik içermiyor olması iletkenlik değerinin çok düşük olması sebebiyle seçilmemiştir.

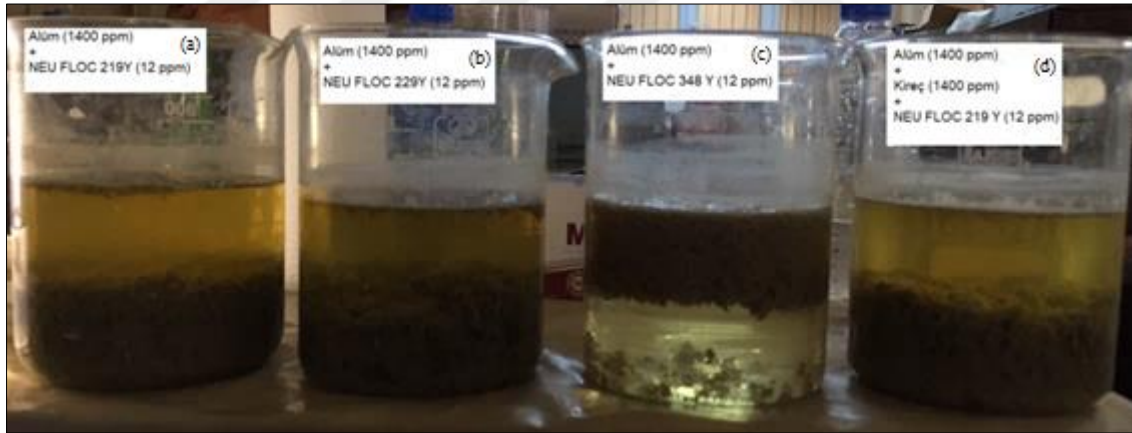
5.1. Uygun Koagülant ve Flokülant ile Miktarının Seçilmesi

Koagülant ve flokülant miktarının belirlenebilmesi için öncelikle en uygun kimyasallar seçilmelidir. Bu amaca yönelik ön denemeler yapılmıştır. Denemelerde iki çeşit koagülant kullanılmıştır. Bunlar alüminyum sülfat ve demir(III)klorürdür. Bu kimyasalların seçilmesinin sebebi atık suda bulunan yağın asidik karakterle birlikte daha kolay ayrışabildiğinin gözlemlenmiş olmasıdır. Asidik karakterdeki koagülantlar incelendiği zaman alüminyum sülfatın molekül ağırlığının en yüksek olduğu bu sebeple yük etkisinin çok olacağı, demir(III)klorürün ise diğer demir çözeltilerine oranla teminin ve maliyetinin daha uygun olması sebebiyle tercih edilmiştir. Flokülant olarak tesisin polielektrolitler konusunda çalıştığı NEUCHEMIE markasına ait altı anyonik ve altı katyonik olmak üzere toplam on iki adet polielektrolit denenmiştir. Kullanılacak koagülant ve flokülantın miktarının belirlenmesi için jar testleri yapılmıştır.

Atık su ile yapılan ön denemelerde öncelikle koagülant olarak alüminyum sülfat kullanılmış ve yaklaşık 1300-1400 ppm seviyelerinde iyi bir çökelme elde edilmiştir. Koagülant olarak demir(III)klorürün seçildiği durumda alüminyum sülfat ile yapılan denemede olduğu gibi 1300-1400 ppm seviyelerinde uygun bir çökelme elde edilmiştir. Demir (III)klorürün ardından flokülant olarak 12-14 ppm anyonik polielektrolit beslemesi yapıldığında başarılı bir çöktürme elde edilememiştir. Flokülant olarak 12-14 ppm katyonik polielektrolit kullanıldığında ise başarılı bir çöktürme elde edilmiştir. Arıtılan suyun renklilik içermesi ve demir(III)klorürün maliyetinin alüminyum sülfata göre yüksek

olmasından dolayı deneylere koagülant olarak alüminyum sülfat ile devam edilmesine karar verilmiştir.

Anyonik polielektrolitlerle yapılan jar testlerinde berrak su ve iri flok yapısı elde edilebilmiş ancak oluşan floklar yüzme eğiliminde olduğu için uygun bulunmamıştır. Katyonik polielektrolitler ile başarılı bir çöktürme sağlanmıştır. Yapılan jar testleri sonucunda 12 ppm katyonik polielektrolit beslemesinin uygun olduğu görülmüştür. Son turda yapılan denemelerde alüminyum sülfat beslemesi sonrası koagülant ile aynı miktarlarda kireç sisteme ilave edilmiş ve ardından verilen katyonik polielektrolit ile başarılı çöktürme sağlanabilmiştir. Kirecin bu prosesteki görevi pH'ı ayarlamak ve sisteme yük vermektir. Kireç, fazladan iş gücü ve maliyet gerektirdiği için kullanılması tercih edilmemiştir. Bunun yerine asit eklenerek pH ayarlanmasının yapılabildiği görülmüştür. Ayrıca eklenen kireçten dolayı çamur oluşumu artmıştır. Kireç denemesiyle pH'ında sistem için önemli bir bağımsız değişken olduğu görülmüştür. Yapılan ön denemeler sonucunda elde edilen numunelerin bazıları Resim 5.1' de verilmiştir.



Resim 5.1. Yapılan ön denemeler sonucu elde edilen numuneler; (a) Alüminyum sülfat (1400 ppm), NEUFLOC 219Y (12 ppm), (b) Alüminyum sülfat (1400 ppm), NEUFLOC 229Y (12 ppm), (c) Alüminyum sülfat (1400 ppm), NEUFLOC 348Y (12 ppm), (d) Alüminyum sülfat (1400 ppm), kireç (1400 ppm), NEUFLOC 219Y (12 ppm)

Resim 5.1(a)'da görüldüğü gibi katyonik polielektrolit ile başarılı çöktürme sağlanmıştır. Bu katyonik polielektrolitin etken maddesi poliakriloamiddir. Çöktürmenin daha iyi olması için Resim 5.1 (d)' de görüldüğü gibi kireç eklenmiştir. Eklenen kireç ile birlikte arıtılan suyun renginin bir miktar daha giderildiği fakat çamur miktarının arttığı

görülmüştür. Resim 5.1 (b)'de ise farklı bir katyonik polielektrolit denenmiştir. Bu denemede çöktürmenin gerçekleştiği fakat askıda katı maddenin ve renkliliğinin diğer katyonik polielektrolite (Resim 5.1(a)) göre daha fazla olduğu görülmüştür. Resim 5.1 (c)'de anyonik polielektrolit denenmiş ve çamuru yüzdürme eğilimde olduğu görülmüştür. Arıtılan suyun renkliliğinin çok az olmasına rağmen çamuru yüzdürme eğiliminde olduğu için tercih edilmemiştir.

Seçilen koagülant miktarı, flokülant çeşidi ve miktarı tesisten çıkan atık suya bağlıdır. Belli bir çeşit yünün, çeşitli varyasyonlar ile yıkanması bu değişkenlerin değişmesine neden olur. Örneğin Resim 5.1 (c)'de kullanılan flokülant ince yünlerde çamuru yüzdürme eğilimindeyken kaba yünlerin yıkanması sonucu oluşan atık suda iyi bir çöktürme sağlamaktadır.

5.2. Optimizasyon

Yapılan çalışmada; tasarım değişkenleri koagülant miktarı, flokülant miktarı, pH ve cevap değişkenleri KOİ ve AKM giderim verimleri olarak belirlenmiştir. Bu değişkenlere bağlı olarak CYY ile istatistiksel analizi ve optimizasyonu gerçekleştirilmiştir. Yapılan istatistiksel analizler ve optimizasyon *Design Expert Version 12* deneme sürümünde gerçekleştirilmiştir.

5.2.1. Deney tasarımı

Deney tasarımındaki bağımlı değişkenlerin öncelikle kodlanması gerekmektedir. Bu kodlamada merkez değeri '0' ile kodlanmalıdır. 0 seviyesi orta seviyeyi temsil eder. Modele ait birinci derece katsayılarını oluşturulabilmesi için seçilen değerlerin düşüğü -1 ile yükseği +1 ile kodlanır. Kod değerinin bulunmasında Eşitlik 5.1 kullanılır. Deney tasarımındaki faktör değerleri ve kodlamaları Çizelge 5.1'de verilmiştir.

$$x_i = \frac{(\text{Yeni değer} - \text{Orta değer})}{(\text{Yüksek değer} - \text{Orta değer})} \quad (5.1)$$

Çizelge 5.1. Deney tasarımındaki faktör değerleri ve kodlamaları

Seviyeler	Koagülant miktarı (ppm) (X ₁)	Flokülant miktarı (ppm) (X ₂)	pH (X ₃)	Kod
En düşük	1000	4	6,35	-2
Düşük	1200	8	7,35	-1
Orta	1400	12	8,35	0
Yüksek	1600	16	9,35	1
En yüksek	1800	20	10,35	2

Oluşturulacak matematiksel model için 3 bağımsız değişken ve bu değişkenlerin değişim aralıkları seçilmiştir. Design Expert programı ile 18 adet deney uygun bulunmuştur. Deney tasarımına göre yapılan bu deneylerden ilk 8'i değişkenlerin birinci derece denklemin katsayılarını, tekrarlanan 4 deney modelin doğruluğunu arttırmak için ve son 6 deney ise değişkenlerin ikinci derece denkleminin katsayılarını belirlemek için yapılmıştır. Deney tasarımı Çizelge 5.2'de verilmiştir.

Çizelge 5.2. Geliştirilen model için deney tasarımı

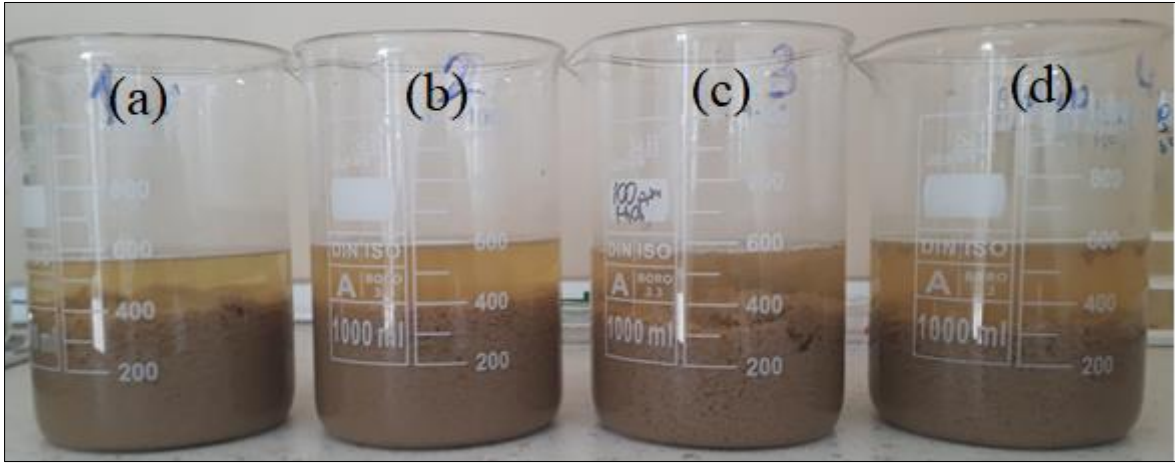
Deney No.	Bağımsız Değişkenler					
	Kodlanmış seviyeler			Kodlanmamış seviyeler		
	X ₁	X ₂	X ₃	Koagülant miktarı (ppm)	Flokülant miktarı (ppm)	pH
1	-1	-1	-1	1200	8	7,35
2	1	-1	-1	1600	8	7,35
3	-1	1	-1	1200	16	7,35
4	1	1	-1	1600	16	7,35
5	-1	-1	1	1200	8	9,35
6	1	-1	1	1600	8	9,35
7	-1	1	1	1200	16	9,35
8	1	1	1	1600	16	9,35
9	0	0	0	1400	12	8,35
10	0	0	0	1400	12	8,35
11	0	0	0	1400	12	8,35
12	0	0	0	1400	12	8,35
13	-2	0	0	1000	12	8,35
14	2	0	0	1800	12	8,35
15	0	-2	0	1400	4	8,35
16	0	2	0	1400	20	8,35
17	0	0	-2	1400	12	6,35
18	0	0	2	1400	12	10,35

5.2.2. Tasarıma bağlı deney sonuçları

Deney tasarımına göre yapılan deneylerin KOİ (Y_1) ve AKM (Y_2) değerleri ve yüzde giderim verimleri Çizelge 5.3’de verilmiştir. Giderim verimi bulunurken; ham atık su değeriyle arıtılan suyun değerinin arasındaki fark bulunur ve ham atık su değerine bölünür. Kullanılan ham atık suyun KOİ değeri 33700 mg/l ve AKM değeri 5456 mg/l’dir. Deney tasarımına göre yapılan deneylerden elde edilen bazı arıtılmış atık su numuneleri Resim 5.2’de gösterilmiştir.

Çizelge 5.3. Deney tasarımına göre sonuçlar

Deney No.	Kodlanmış seviyeler			Yanıt değişkenleri			
	X_1	X_2	X_3	Y_1 (KOİ)		Y_2 (AKM)	
				mg/l	% giderim verimi	mg/l	% giderim verimi
1	-1	-1	-1	2474	92,66	382	92,99
2	1	-1	-1	2549	92,44	435	92,03
3	-1	1	-1	2329	93,09	468	91,42
4	1	1	-1	2470	92,67	402	92,63
5	-1	-1	1	2982	91,15	442	91,90
6	1	-1	1	2998	91,10	563	89,68
7	-1	1	1	2928	91,31	699	87,19
8	1	1	1	2998	91,10	544	90,03
9	0	0	0	2878	91,46	291	94,67
10	0	0	0	2882	91,45	287	94,74
11	0	0	0	2891	91,42	298	94,54
12	0	0	0	2887	91,43	289	94,70
13	-2	0	0	2272	93,26	600	89,00
14	2	0	0	2544	92,45	433	92,06
15	0	-2	0	2985	91,14	578	89,41
16	0	2	0	2545	92,45	465	91,48
17	0	0	-2	2408	92,85	457	91,62
18	0	0	2	3296	90,22	825	84,88



Resim 5.2. Elde edilen bazı arıtılmış atık su numuneleri; (a) 1 no'lu deney, (b) 2 no'lu deney, (c) 3 no'lu deney, (d) 4 no'lu deney

5.2.3. Kimyasal oksijen ihtiyacına bağlı istatistiksel analiz

Kimyasal oksijen ihtiyacı için bulunan matematiksel denklem, deney sonuçları ile kuadratik regresyon yöntemini kullanan regresyon modeli seçilmiştir. Modelin istatistiksel testi, ANOVA ile yapılmıştır. Bulunan sonuçlar Çizelge 5.4 ve 5.5'de verilmiştir.

Çizelge 5.4. KOİ için ANOVA sonuçları

Kaynak	Kareler toplamı	df	Karelerin ortalaması	F değeri	p değeri
Model	12,34	9	1,37	37,86	< 0,0001
X ₁ -Koagülant miktarı	0,3939	1	0,3939	10,87	0,0109
X ₂ -Flokülant miktarı	0,7380	1	0,7380	20,38	0,0020
X ₃ - pH	8,20	1	8,20	226,39	< 0,0001
X ₁ X ₂	0,0158	1	0,0158	0,4376	0,5269
X ₁ X ₃	0,0186	1	0,0186	0,5136	0,4940
X ₂ X ₃	0,0318	1	0,0318	0,8782	0,3761
X ₁ ²	2,76	1	2,76	76,23	< 0,0001
X ₂ ²	0,1803	1	0,1803	4,98	0,0562
X ₃ ²	0,0152	1	0,0152	0,4186	0,5358
Artık	0,2897	8	0,0362		
Uyum eksikliği	0,2889	5	0,0578	202,95	0,0005
Saf Hata	0,0009	3	0,0003		
Toplam	12,63	17			

Çizelge 5.5. KOİ için R² değerleri

Std. Sapma.	0,1903
Ortalama	91,87
R-Squared (R ²)	0,9771
Adj R- Squared (Düzeltilmiş R ²)	0,9513
Pred R- Squared (Tahmini R ²)	0,8066
Yeterli hassasiyet	21,5936

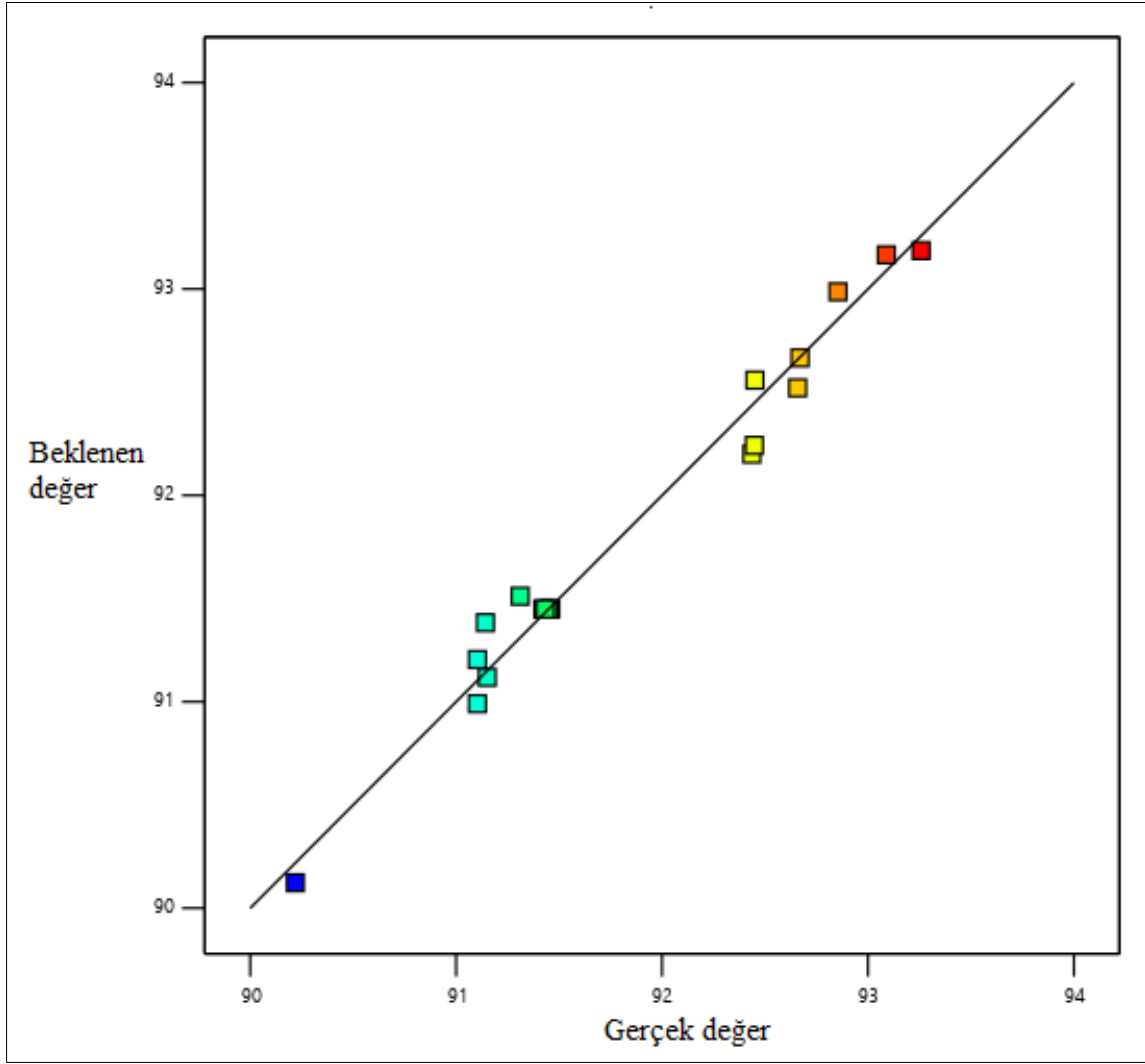
Sonuçlara bakıldığında önerilen modelde $p < 0,0001$ olduğu görülmektedir. F değeri 37,86 bulunmuştur, bu da modelin anlamlı olduğunu göstermektedir. 0,05'den küçük p değerleri model terimlerinin anlamlı olduğunu göstermektedir. Bu durumda X_1 , X_2 , X_3 , X_1^2 önemli model terimleridir. p'nin 0,1'den büyük değerleri model terimlerinin anlamlı olmadığını göstermektedir. Bu durumda R² değeri 0,9771 olarak bulunmuştur. Bu sonuç toplam değişkenlerin ve yapılan çalışmaların % 97,71'inin bu model ile açıklanabileceği anlamına gelmektedir. Tahmini R² ve düzeltilmiş R² değerleri uygun bir uyum içindedir; yani fark 0,2'den küçüktür. Hassasiyet, sinyal/gürültü oranını ölçer. 4'ten büyük bir oran beklenir. 21,594 oranı yeterli sinyali gösterir. Bu modelin tasarım alanında gezinmek için kullanılabilir olduğu anlaşılmaktadır. ANOVA testinden sonra bağımsız değişkenlerin fonksiyonu olarak verilen ikinci dereceden model eşitliği:

$$KOİ = +118,27247 - 0,027032 \cdot X_1 + 0,126864 \cdot X_2 - 1,30446 \cdot X_3 - 0,000056 \cdot X_1 X_2 + 0,000241 \cdot X_1 X_3 - 0,015764 \cdot X_2 X_3 + 8,89342 \cdot 10^{-6} \cdot X_1^2 + 0,005681 \cdot X_2^2 + 0,026360 \cdot X_3^2$$

olarak bulunmuştur. Anlamsız değerleri modelden çıkartırsak:

$$KOİ = +118,27247 - 0,027032 \cdot X_1 + 0,126864 \cdot X_2 - 1,30446 \cdot X_3 + 8,89342 \cdot 10^{-6} \cdot X_1^2$$

olarak bulunmuştur. Bulunan denkleme göre beklenen ve gerçek değer karşılaştırması Şekil 5.1'de verilmiştir. Grafikte bulunan renkler, maviden kırmızıya doğru giderim verimi artışını göstermektedir.



Şekil 5.1. KOİ değeri için beklenen ve gerçek değer grafiği

Beklenen değer ve gerçek değer grafiği incelendiğinde beklenen değer ile gerçek değerlerin uyuştugu görülmektedir. Bulunan modelin gerçek sonuçlarla ve R^2 değerine göre uyumlu olduğu görülmektedir.

5.2.4. Askıda katı maddeye bağlı istatistiksel analiz

Askıda katı madde için bulunan matematiksel denklem, deney sonuçları ile geriye doğru modifiye regresyon yöntemini kullanan regresyon modeli seçilmiştir. Modelin istatistiksel testi, ANOVA ile yapılmıştır. Bulunan sonuçlar Çizelge 5.6 ve 5.7’de verilmiştir.

Çizelge 5.6. AKM için ANOVA sonuçları

Kaynak	Kareler toplamı	df	Karelerin ortalaması	F değeri	p değeri
Model	112,11	7	16,02	15,25	0,0001
X ₁ -Koagülant miktarı	3,05	1	3,05	2,90	0,1192
X ₂ -Flokülant miktarı	0,0887	1	0,0887	0,0845	0,7772
X ₃ - pH	35,32	1	35,32	33,64	0,0002
X ₁ X ₂	6,55	1	6,55	6,24	0,0316
X ₁ ²	23,20	1	23,20	22,10	0,0008
X ₂ ²	24,25	1	24,25	23,09	0,0007
X ₃ ²	55,98	1	55,98	53,32	< 0,0001
Artık	10,50	10	1,05		
Uyum eksikliği	10,48	7	1,50	194,39	0,0006
Saf Hata	0,0231	3	0,0077		
Toplam	122,61	17			

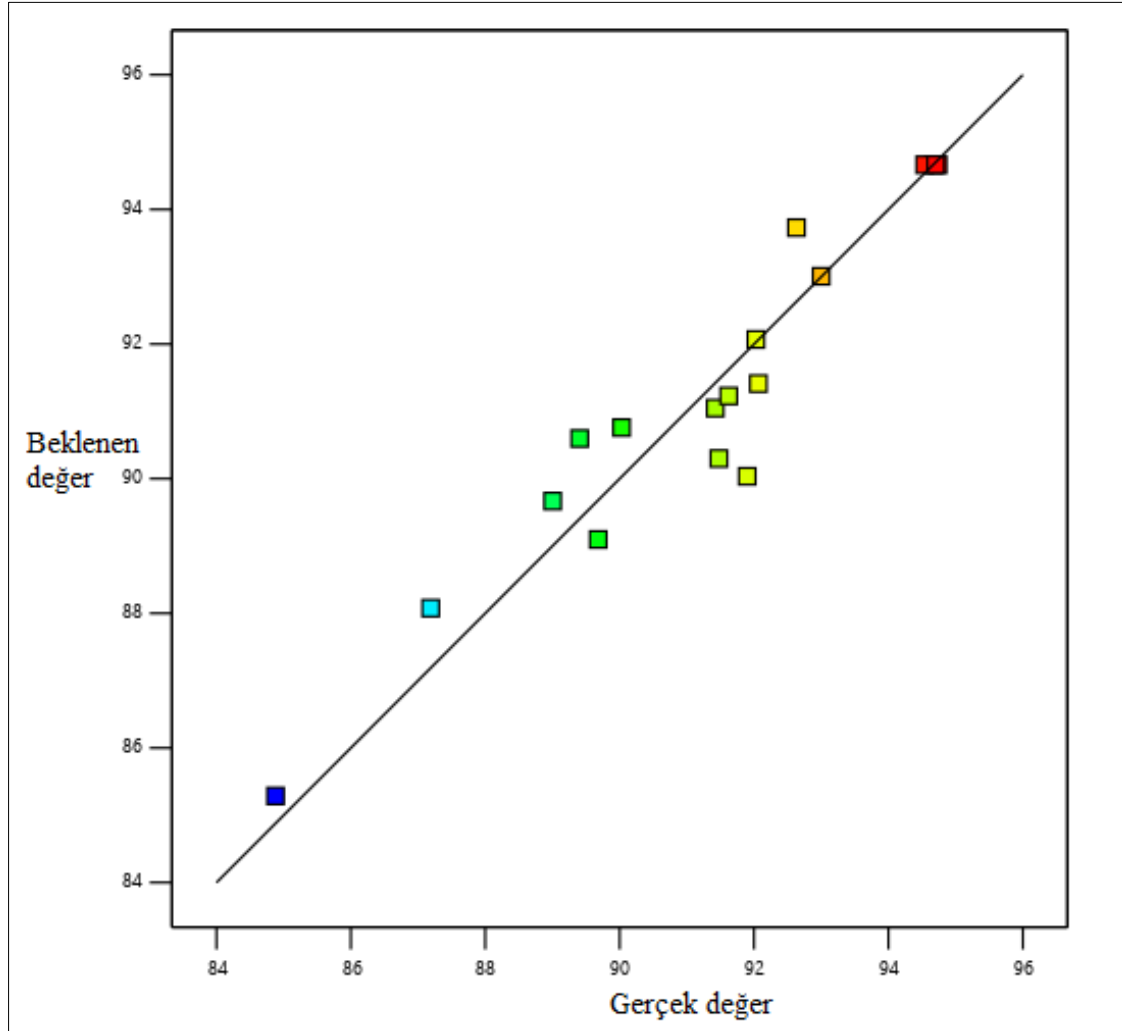
Çizelge 5.7. AKM için R² değerleri

Std. Sapma.	1,02
Ortalama	91,39
R-Squared (R ²)	0,9144
Adj R- Squared (Düzeltilmiş R ²)	0,8544
Pred R- Squared (Tahmini R ²)	0,5414
Yeterli hassasiyet	13,7295

Sonuçlara bakıldığında önerilen modelde $p < 0,0001$ olduğu görülmektedir. F değeri 15,25 bulunmuştur, bu da modelin anlamlı olduğunu göstermektedir. 0,05'den küçük p değerleri model terimlerinin anlamlı olduğunu göstermektedir. Bu durumda X₃, X₁X₂, X₁², X₂², X₃² önemli model terimleridir. p'nin 0,1'den büyük değerleri model terimlerinin anlamlı olmadığını göstermektedir. Bu durumda R² değeri 0,9144 olarak bulunmuştur. Bu sonuç toplam değişkenlerin ve yapılan çalışmaların % 91,44'inin bu model ile açıklanabileceği anlamına gelmektedir. Tahmini R² ve düzeltilmiş R² değerleri arasındaki fark 0,2'den büyüktür. Bu, modelin çok uyumlu olmadığını göstermektedir. Hassasiyet, sinyal/gürültü oranını ölçer. 4'ten büyük bir oran beklenir. 13,730 oranı yeterli sinyali gösterir. Bu model tasarım alanında gezinmek için kullanılabilir olduğu anlaşılmaktadır. ANOVA testinden sonra bağımsız değişkenlerin fonksiyonu olarak verilen ikinci dereceden model eşitliği:

$$\text{AKM} = -48,45495 + 0,060797 \cdot X_1 - 0,021020 \cdot X_2 + 25,26353 \cdot X_3 + 0,001131 \cdot X_1 X_2 - 0,000026 \cdot X_1^2 - 0,065887 \cdot X_2^2 - 1,60175 \cdot X_3^2$$

olarak bulunmuştur. Bulunan denkleme göre beklenen ve gerçek değerin karşılaştırması Şekil 5.2’de verilmiştir. Grafikte bulunan renkler, maviye kırmızıya doğru giderim verimi artışını göstermektedir.



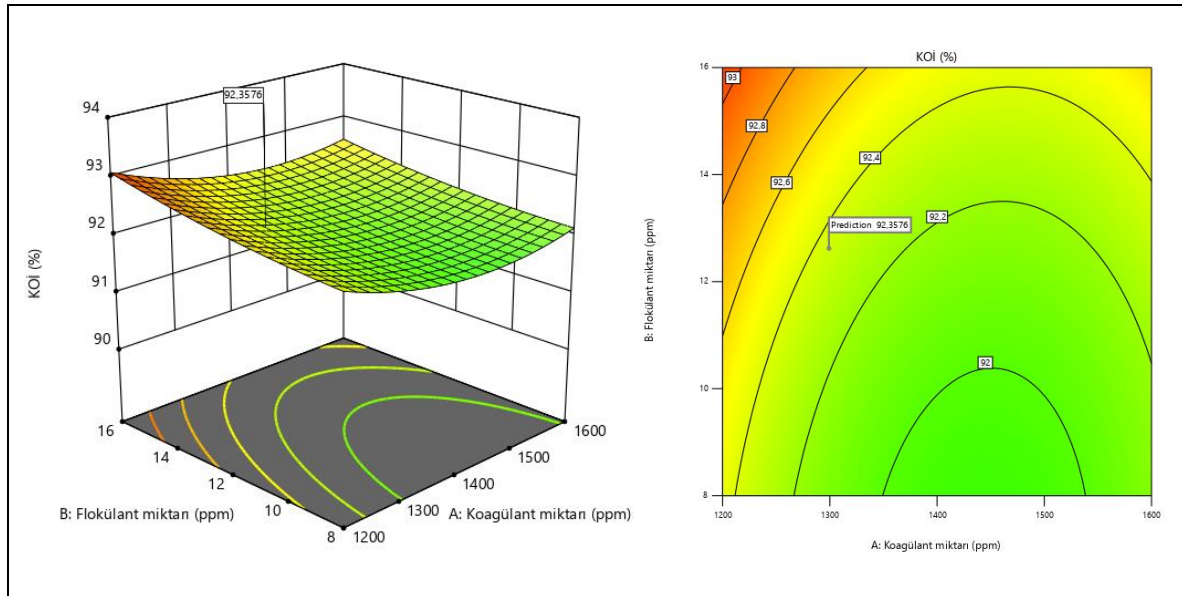
Şekil 5.2. AKM değeri için beklenen ve gerçek değer grafiği

Beklenen değer ve gerçek değer grafiği incelendiğinde beklenen değer ile gerçek değerlerin uyuşmadığı görülmektedir. Grafikte bulunan sapmalar modelin yeterince uymadığını göstermektedir.

5.2.5. Sayısal optimizasyon

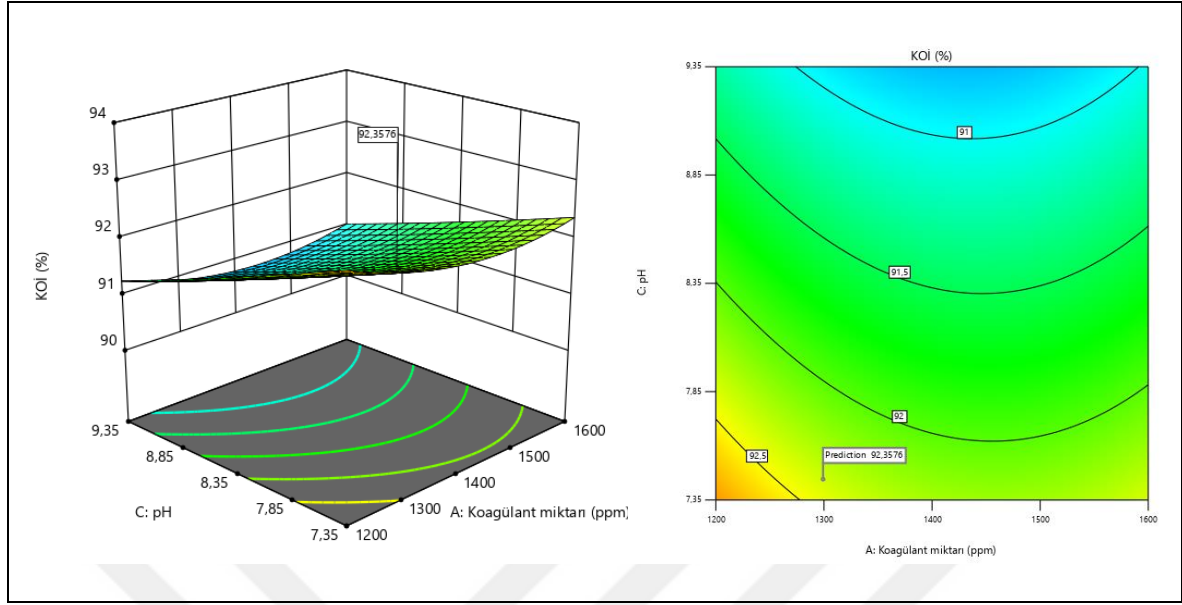
İki yanıt değişkeni için geliştirilen ikinci dereceden modeller sonucunda 1 istenebilirlik değerinde bulunan optimum koşullardan pH 7,45'de 1299,2 ppm alüminyum sülfat ve 12,6

ppm flokülant miktarı seçilmiştir. Çünkü yapılan deneyler ve atık suyun karakterinden dolayı pH'ın 7,45 civarında olması arıtımın daha verimli olduğunu göstermektedir. Optimum koşullarda giderim verimleri % 92,36 KOİ ve % 94,11 AKM olarak bulunmuştur. Bulunan bu değerlere bağlı 3D yüzey ve kontür grafikleri Şekil 5.3-8'de verilmiştir. Oluşturulan 3D yüzey ve kontür grafikleri ile bağımsız değişkenlerin giderim verimleri üzerine etkisi ayrı ayrı incelenebilir. Ayrıca bu grafiklerin yorumu ANOVA analizinde bulunan verileri desteklemektedir.



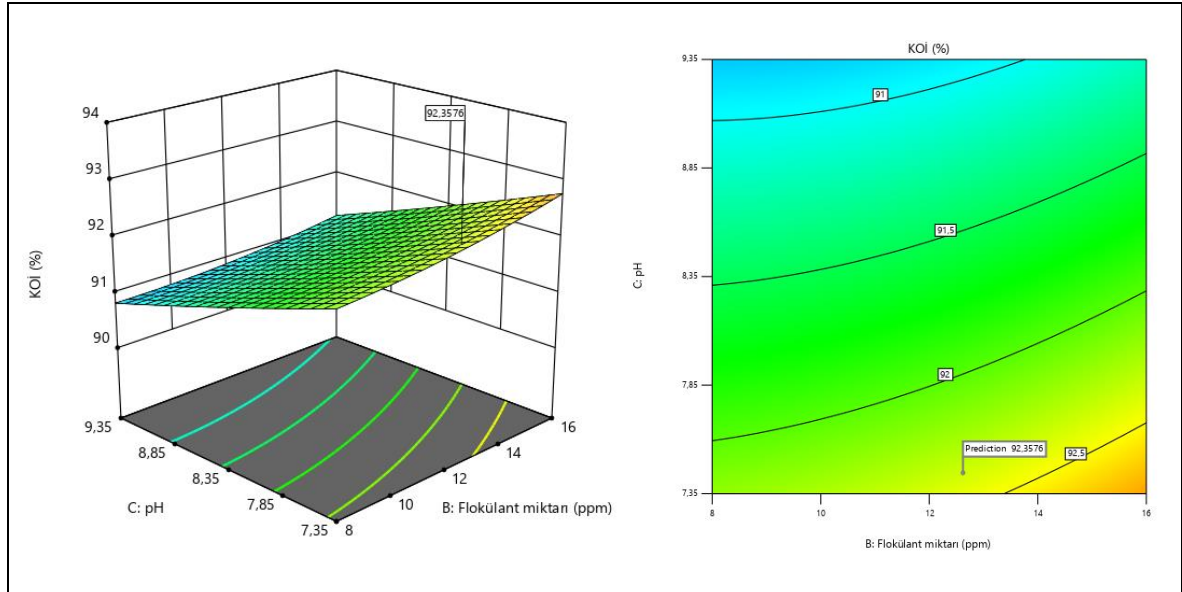
Şekil 5.3. Koagülant ve flokülant miktarının KOİ giderimi için 3D yüzeyi ve kontür grafiği

Şekil 5.3'de koagülant miktarı ve flokülant miktarının KOİ giderim verimi üzerine etkisi incelenmiştir. Bu verimi; koagülant miktarı ikinci dereceden polinom, flokülant miktarı lineer etkilemektedir. Flokülant miktarı arttıkça KOİ giderim veriminin arttığı görülmektedir. Optimum değer uç noktada bulunmaktadır. Bu değişkenlere göre optimum değerler; koagülant miktarı 1200- 1214 ppm ve flokülant miktarı 15,4- 16 ppm arasındadır. Bu değer aralığında yapılan arıtma işleminin cevap yüzeyinin minimum tepesine göre %92 KOİ giderim verimine sahip olduğu görülmüştür.



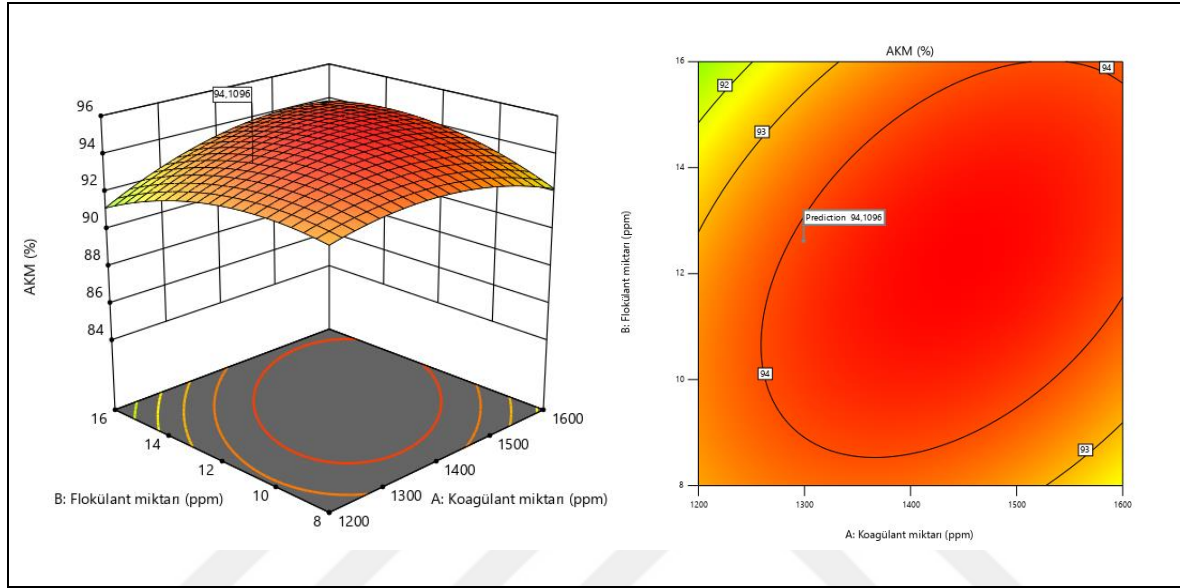
Şekil 5.4. Koagülant miktarı ve pH'ın KOİ giderimi için 3D yüzeyi ve kontür grafiği

Şekil 5.4'de koagülant miktarı ve pH'ın KOİ giderim verimi üzerine etkisi incelenmiştir. Bu verimi; koagülant miktarı ikinci dereceden polinom, pH lineer etkilemektedir. pH azaldıkça KOİ giderim veriminin arttığı görülmektedir. Optimum değer uç noktada bulunmaktadır. Bu değişkenlere göre optimum değerler; koagülant miktarı 1200- 1277 ppm ve pH 7,35- 7,72 arasındadır.



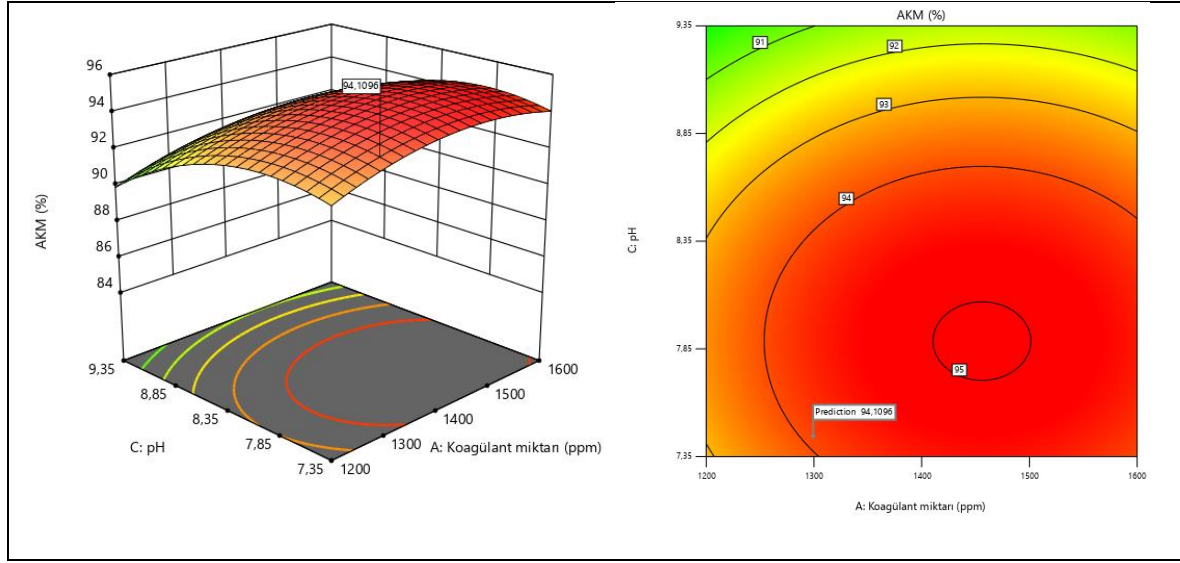
Şekil 5.5. Flokülant miktarı ve pH'ın KOİ giderimi için 3D yüzeyi ve kontür grafiği

Şekil 5.5’de flokülant miktarı ve pH KOİ giderim verimi üzerine etkisi incelenmiştir. Bu verimi; hem flokülant miktarı hem pH lineer etkilemektedir. Flokülant miktarı arttıkça ve pH azaldıkça KOİ giderim veriminin arttığı görülmektedir. Optimum değer uç noktada bulunmaktadır. Bu değişkenlere göre optimum değerler; flokülant miktarı 13,4-16 ppm ve pH 7,35- 7,68 arasındadır.



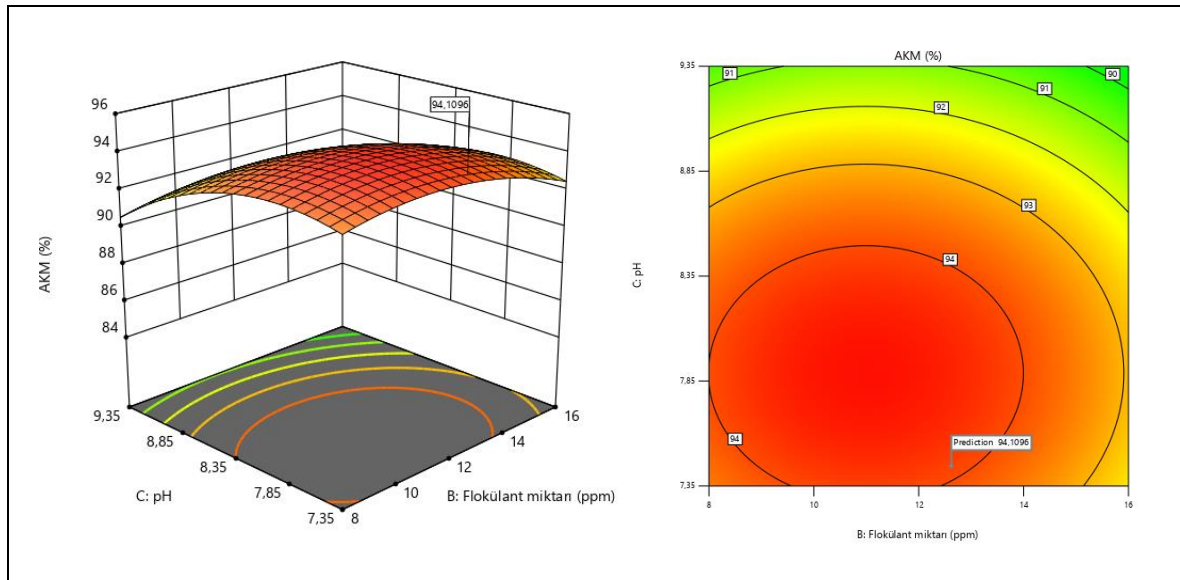
Şekil 5.6. Koagülant ve flokülant miktarının AKM giderimi için 3D yüzeyi ve kontür grafiği

Şekil 5.6’da koagülant miktarı ve flokülant miktarının AKM giderim verimi üzerine etkisi incelenmiştir. Bu verimi; hem koagülant miktarı hem flokülant miktarı için ikinci dereceden polinom olarak etkilemektedir. Bu değer aralığında yapılan arıtma işleminin cevap yüzeyinin maksimum tepesine göre %94 AKM giderim verimine sahip olduğu görülmüştür. Bu değişkenlere göre optimum değerler; koagülant miktarı 1257-1600 ppm ve flokülant miktarı 8,5- 16 ppm arasındadır.



Şekil 5.7. Koagülant miktarı ve pH'nın AKM giderimi için 3D yüzeyi ve kontür grafiği

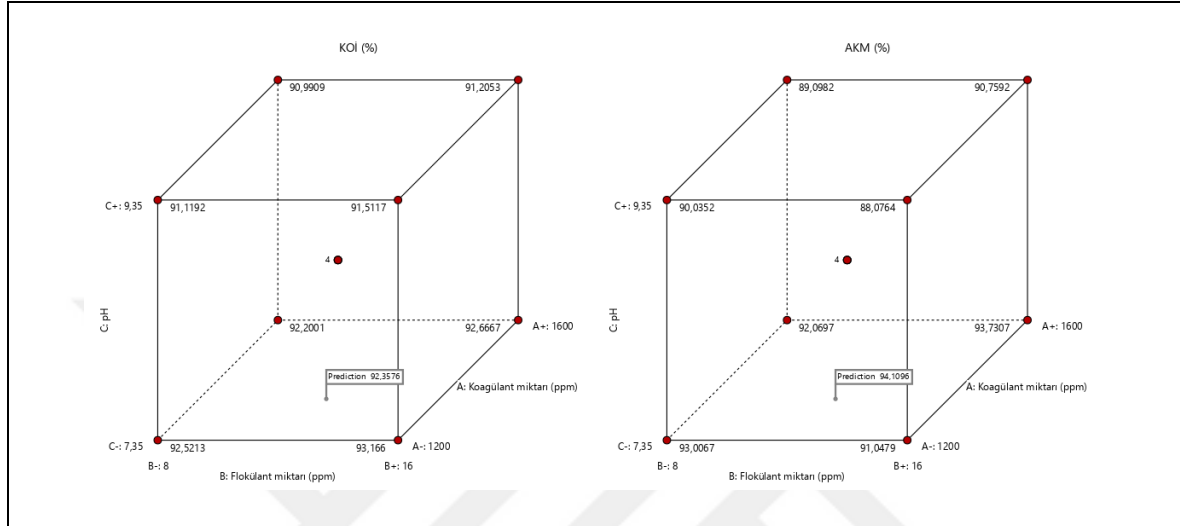
Şekil 5.7'de koagülant miktarı ve pH'nın AKM giderim verimi üzerine etkisi incelenmiştir. Bu verimi; hem koagülant miktarı hem pH için ikinci dereceden polinom olarak etkilemektedir. Bu değer aralığında yapılan arıtma işleminin cevap yüzeyinin maksimum tepesine göre %95 AKM giderim verimine sahip olduğu görülmüştür Bu değişkenlere göre optimum değerler; koagülant miktarı 1411- 1500 ppm ve pH 7,68- 8,11 arasındadır.



Şekil 5.8. Flokülant miktarı ve pH'nın AKM giderimi için 3D yüzeyi ve kontür grafiği

Şekil 5.8'de flokülant miktarı ve pH'nın AKM giderim verimi üzerine etkisi incelenmiştir. Bu verimi; hem flokülant miktarı hem pH için ikinci dereceden polinom olarak

etkilemektedir. Bu değer aralığında yapılan arıtma işleminin cevap yüzeyinin maksimum tepesine göre %94 AKM giderim verimine sahip olduğu görülmüştür. Bu değişkenlere göre optimum değerler; flokülant miktarı 8- 14 ppm ve pH 7,35- 8,50 arasındadır. Kompozit tasarımın analitik düzlemde gösterimi KOİ ve AKM için Şekil 5.9’da verilmiştir.



Şekil 5.9. KOİ ve AKM giderimi için kompozit tasarımın analitik düzlemde gösterimi

Yapılan optimizasyon çalışması literatür ile karşılaştırıldığında giderim veriminin yüksek olduğu görülmektedir. Poole ve Cord-Ruwisch'in [3] gerçekleştirdiği çalışmada aerobik biyolojik arıtma kullanılmış ve 38 saatlik alıkonma süresi ile %82'lik KOİ giderimi gerçekleştiği bulunmuştur. Bu süre yüksek kapasitede çalışan bir tesis için çok büyük bir alana ve enerjiye ihtiyaç duyar. Bu sebeple koagülasyon flokülasyon prosesinin tercih edilmesinin daha uygun olduğu görülmüştür.



6. ATIK SU ARITMA TESİSİ TASARIMI

6.1. Tasarım Esasları

Yün yıkama işlemlerinden kaynaklanan atık suların arıtımında kimyasal ve biyolojik süreçlerin bir arada yani ikincil yöntemlerin kullanılması gerektiği yapılan optimizasyon çalışmalarında görülmüştür. Yapılan jar testleri ve çalışmalara göre yalnızca kimyasal arıtmanın uygun olmadığı, istenilen deşarj standartlarını yani SKKY Tablo 10.4'e (Çizelge 3.4) göre karşılamadığı belirlenmiştir. Tabloya göre KOİ deşarj sınır değeri 400 mg/l iken kimyasal arıtma sonucu 2600 mg/l civarındadır. Yalnızca biyolojik arıtmanın da uygun olmayacağı görülmüştür. Çünkü yıkama işlemleri sırasında kullanılan kimyasallar ve atık suyun karakteri biyolojik arıtımı gerçekleştirecek mikroorganizmalar üzerinde zehirleyici etki oluşturacağı öngörülmüştür. Ayrıca biyolojik arıtma mikroorganizmalarının ortam şartlarından kolay etkilenmeleri bir dezavantajdır ve bu sebeple işletilmesi zor bir prosestir.

İncelemeler ve çalışmalar sonucunda; üretimden kaynaklanan atık sular ilk olarak dengeleme tankında toplanarak kimyasal arıtma birimine beslenmelidir. Kimyasal arıtma biriminde koagülasyon ve flokülasyon reaksiyonları gerçekleştirerek çöktürme tankında arıtılan atık su çökelen çamur kısımdan ayrılmalıdır. Çöktürme tankının altında oluşan çamur yoğunlaştırma ünitesinde susuzlaştırma işlemine tabii tutulmalıdır. Kimyasal olarak arıtılan atık su ara dengeleme havuzunda evsel atık su ile biyolojik arıtma ünitesine beslenecektir. Bu üniteye aktif çamur prosesi kullanılacaktır. Bu proseste havalandırma yapılacaktır. Havalandırma işleminden sonra çöktürülen atık sulardan oluşan fazla çamur yoğunlaştırma ünitesine gönderilmelidir. Biyolojik olarak arıtılan ve temiz su arıtma tesisinde oluşan atık sular klor ile temas ettirilip dezenfekte edildikten sonra deşarj edilmelidir. Çamur yoğunlaştırma ünitesinde bekleyen çamurlar belirli zaman aralıklarında susuzlaştırma işlemine tabi olarak kek formuna getirilerek bertaraf edilmelidir. Planlanan atık su arıtma tesisinin akım şeması Şekil 6.1'de verilmiştir.

6.2. Nüfus ve Debi Hesaplamaları

Tasarlanacak arıtma tesisin kurulacağı fabrika incelendiği zaman; şehir merkezinden uzak, kanalizasyon sisteminin bulunmadığı ve direk alıcı ortama deşarj edildiği görülmektedir. Buna bağlı olarak debi hesaplaması yapılmıştır.

6.2.1. Nüfus hesaplamaları

Tesis incelendiğinde maksimum kapasite 100 kişi esas alınmıştır. Tesis eşdeğer nüfusu 100 kişi olarak kabul edilmiş ve projelendirme buna göre yapılmıştır. TÜİK verilerine göre 2018 yılında kişi başı günlük deşarj edilen atık su miktarı 188 litredir.

6.2.2. Debi hesapları

Arıtma tesisi, prosesten, su hazırlama ünitesinden (endüstriyel) ve personelden (evsel) kaynaklanan atık sular için projelendirilmiştir. Tesiste mevsimsel ve günlük debi değişimleri olmamaktadır. Gün içerisinde meydana gelebilecek salınımlar dengeleme havuzunda dengelenebilmektedir. Prosesten ortalama saatte 12 m^3 atık su oluşmaktadır. Tesis 24 saat çalışmaktadır. Buna bağlı olarak;

$$Q_{\text{proses}} = 12 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h/gün} = 288 \text{ m}^3/\text{gün}$$

Kimyasal arıtma tesisi $288 \text{ m}^3/\text{gün}$ debiye göre tasarlanacaktır. Tesiste evsel kullanım sonucu oluşan atık su miktarı;

$$Q_{\text{evsel}} = 100 * 188 = 18800 \text{ l/gün} = 18,8 \text{ m}^3/\text{gün}$$

$$Q_{\text{biyolojik arıtma}} = Q_{\text{proses}} + Q_{\text{evsel}}$$

$$Q_{\text{biyolojik arıtma}} = 288 + 18,8 = 306,8 \text{ m}^3/\text{gün}$$

Biyolojik atık su arıtma tesisi debisi $306,8 \text{ m}^3/\text{gün}$ olarak hesaplanmıştır. Saatlik debi ise $12,78 \text{ m}^3$ 'dür. Tesis proses suyu olarak drenaj kuyusundan elde edilen suyu arıtarak kullanmaktadır. Temiz suyun arıtımında ultrafiltrasyon ve ters ozmos sistemi

kullanılmaktadır. Bu sistemlerden çıkan atık su biyolojik arıtmanın sonunda dezenfeksiyon aşamasında arıtma sistemine dahil edilmiştir. Çünkü oluşan atık suyun karakteri bakımından sadece dezenfekte edilmesi gerekmektedir. Su hazırlama ünitesinden çıkan atık su miktarı günlük ortalama 240 m^3 olarak verilmiştir. Bu durumda;

$$Q_{\text{dezenfeksiyon}} = Q_{\text{proses}} + Q_{\text{evsel}} + Q_{\text{temiz su hazırlama atık suyu}}$$

$$Q_{\text{dezenfeksiyon}} = (288 + 18,8 + 240) / 24 = 22,78 \text{ m}^3/\text{h}$$

olarak bulunmuştur.

6.3. Arıtma Tesisinde Seçilen Üniteler ve Boyutlandırma Hesapları

Prosesden kaynaklanan atık sular dengeleme tankında toplanacaktır. Dengeleme tankı sistemde oluşabilecek debi salınımlarının stabilizasyonunu sağlayacaktır. Dengeleme tankında biriken atık sular yapılan optimizasyon işlemine uygun olarak kimyasal arıtmaya tabii tutulacaktır. Fakat prosesin atık suyu sürekli aynı karakterde değildir, bu sebeple kurulacak atık su arıtma tesisi atık suyun karakterinde meydana gelebilecek değişikliklere karşı uyumlu olmalıdır. Atık su pompa yardımıyla dengeleme tankından hızlı karıştırma I tankına alınacaktır. Burada pH kontrolü ile asit veya baz beslenerek atık suyun kararlılığı sağlanacaktır. Atık sular hızlı karıştırma I tankından hızlı karıştırma II tankına cazibe ile alınarak koagülant yani alüminyum sülfat beslenecektir. Alüminyum sülfat çözelti olarak da beslenebilir. Fakat bu sisteme arıtma yükü, çözelti için hazırlama ünitesi ve ekstra işletme masrafı demektir. Bu sebeple helezonla direkt pudra formunda beslemek işletme açısından daha kolay olacaktır. Atık su yavaş karıştırma tankına tekrar cazibe ile beslenecektir. Yavaş karıştırma tankında polielektrolit beslenerek flokların büyümesi sağlanacaktır. Yavaş karıştırma tankından sonra atık su kimyasal çöktürme havuzuna çöktürülecektir. Kimyasal çöktürme havuzunda çöken çamur susuzlaştırma ünitesine bağlı tanka gönderilir. Havuzun üst fazda kalan sular savaklanarak ara dengeleme havuzuna beslenecektir. Ara dengeleme havuzunda evsel atık su ile birleşen atık sular biyolojik arıtma ünitesine beslenecektir. Atık sular paralel çalışan I. ve II. havalandırma havuzlarına alınacaktır. I. ve II. havalandırma havuzunda oksijenlendirilen atık suların biyolojik arıtımı gerçekleşecektir. Havalandırılan atık sular çöktürülmek üzere I. ve II. çöktürme havuzlarına gönderilecektir. Çöktürme havuzlarında çöktürülen çamurlar havalandırma

havuzlarına geri devir ettirilecektir. Çöktürme tanklarında çöken çamurlar çamur yaşına bağlı olarak ya sisteme geri beslenir yada çamur yoğunlaştırma ünitesine susuzlaştırmak üzere alınır. Arıtılmış sular klor temas havuzunda dezenfekte edilecektir. Dezenfekte edilen sular numune alma savağı ve debimetreden geçerek deşarj edilecektir.

6.3.1. Dengeleme tankı (D-101, D-102)

Arıtma sistemlerinde dengelemenin temel amacı atık su karakterindeki salınımları minimize ederek optimum şartları sağlamaktır. Dengeleme ünitesinin boyutu, şekli, hangi malzemeden üretildiğı atık suyun karakteri, miktarı ve debi salınımı ile ilgilidir. Dengeleme tankı, atık su debisindeki farklılıkları ve üretimden kaynaklı oluşabilecek aşırı kirlilikleri minimize edebilecek boyutta tasarımı yapılmalıdır. Endüstriyel atık su arıtma tesislerinde dengelemenin amaçları;

- Arıtma tesisine şoklamayı önlemek amacıyla yük dalgalanmalarını minimize etmek,
- pH stabilizasyonunu sağlamak veya uygun pH için gerekli kimyasal madde miktarını minimize etmek,
- Üretim olmadığı zamanlarda tesise atık su sağlamaktır.

Dengeleme tanklarında veya havuzlarında, derişimin dengelenmesi ve çökelmenin önlenmesi için karıştırılır. Ayrıca karıştırma ile havalandırılan atık su yükseltgenebilen maddelerin ve BOİ'nın kısmi oksidasyonu gerçekleşmektedir. Dengeleme tanklarında karıştırma yöntemleri; perdeleme, türbinlerle karıştırma, difüzörle havalandırma ve mekanik karıştırma [55].

Genel olarak dengeleme tankı tasarlanırken 4 ila 8 saat bekletme süresi seçilir. Tesis de üretim hattı üretim yapmasa bile devamlı atık su ürettiğı ve ani salınımlar ile boşaldığı için 8 saat bekletme süresi seçilmiştir. Buna göre;

$$V_{\text{dengeleme}} = Q \cdot t = 12 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 8 \text{ h} = 96 \text{ m}^3$$

bulunmuştur. 4 m³ emniyet boşluğu bırakılarak 100 m³ hacminde tank yapılması gerekmektedir. Karıştırma işlemi için mikser karıştırıcı kullanılmalıdır. Çünkü havalandırmalı karıştırma için gerekli elektrik gücü çok büyüktür. Bu tankların daha az yer

kaplaması için paralel 50 m³'lük 2 adet tank tasarlanacaktır. Bu tanklar çelik konstrüksiyondan yapılmalıdır. Çünkü betonarme yapının proses ihtiyacına bağlı değiştirilmesi çelik yapının değiştirilmesinden daha zordur. Karıştırıcılar tankların büyüklüğü göz önüne alınca tankın içine sabitlenmelidir. Mikser tipi karıştırıcı için enerji ihtiyacı m³ başına 4-8 Watt olarak belirlenmiştir [56]. Dengeleme tankı boyutlandırma değerleri Çizelge 6.1'de ve boyutlarının hesaplamaları ile plan ve kesitleri EK 1'de verilmiştir.

Çizelge 6.1. Dengeleme tankı boyutlandırma değerleri

Değişken	Değer
Dengeleme tank sayısı	2
Hacim (m ³)	50
Tankın yüksekliği (m)	7
Tankın çapı (m)	3
Karıştırıcı enerji sarfıyatı (kW)	0,75

6.3.2. Karıştırma tankları (T-101, T-102, T-103)

Karıştırma koagülasyon ve flokülasyon prosesi için önemlidir. Karıştırma ile parçacıkların birbiriyle çarpışması sağlanmaktadır. Ayrıca atık suya ilave edilen kimyasalların homojen dağılmasını sağlar. Koagülasyon ve pH ayarlaması için hızlı karıştırma, flokülasyon için yavaş karıştırma uygulanmaktadır. Hızlı karıştırma birimlerinde bekletme süresi kısadır. Koagülasyon çok hızlı gerçekleşmektedir. Karıştırma hızı koagülasyonda 300-1000 s⁻¹ iken flokülasyonda 30-100 s⁻¹'dir. Oluşan floklar parçalanmayacak şekilde hız seçilmelidir [56]. Bu tanklar paslanmaz çelik veya polietilen olmalıdır. Kullanılan kimyasallar korozif olup tankların cidarlarına hasar vermemelidir. Bu havuzların hepsi birbirine cazibe yardımıyla pompa ihtiyacı olmadan aktarılmalıdır.

Hızlı Karıştırma I Tankı (T-101)

Dengeleme tankında bulunan atık su istenilen debide ilk hızlı karıştırma I tankına beslenecek ve pH ayarlaması yapılacaktır. Bu ayarlama kimyasal arıtma için çok önemlidir. Çünkü oluşacak komplekslerin tekrar çözünüp çözünemeyeceği, çözünürlük katsayısına dolayısıyla pH değerine bağlıdır. Ayrıca karıştırma iyi yapılmalıdır. Çünkü karıştırma pH'ın homojen olarak dağılmasını sağlayarak metal tuzlarının hidrolizini

kolaylaştırmaktadır. Burada asit veya baz besleyici pompa kullanılacaktır. Bu ayarlama yıkanan yünün çeşidine, kullanılan kimyasallara, sistem değişkenlerine bağlıdır. Bu sebeple harcanacak kimyasal miktarı belli değildir. Asit beslemesi için sülfirik asit veya hidroklorik asit, baz beslemesi için sodyum hidroksit çözeltileri kullanılacaktır. Hızlı karıştırıcıda kalma süresi 2 ila 5 dakika arasında olmalıdır [57]. Düşey milli pedal tipi karıştırıcı ile gerçekleştirilecektir.

Hızlı Karıştırma II Tankı (T-102)

pH ayarlaması yapılan atık su hızlı karıştırma II tankına suyun cazibesiyle akışı sağlanarak koagülant beslenecektir. Koagülant olarak kullanılacak alüminyum sülfat gravimetrik toz besleme ünitesiyle (helezon) atık suya eklenecektir. Atık suyun koagülasyon işlemi için 5 dakika boyunca düşey milli pedal tipi karıştırıcı ile karıştırılacaktır. Buna göre hızlı karıştırıcı I'de uygulanan tasarım uygulanabilir. Fakat karıştırıcı hızını düşürerek oluşan flokların parçalanması engellenebilir. Harcanan kimyasal miktarı yapılan optimizasyon işlemine göre 1299,2 ppm alüminyum sülfat gereklidir, buna göre günlük 374,17 kg harcanmaktadır.

Yavaş Karıştırma Tankı (T-103)

Koagülant atık suya karıştırıldıktan sonra yumakların oluşması için yavaş karıştırılması gerekmektedir. Bu aşamada parçalanmış kollaoidlerin birleştirilmesi yani çap ve büyüklüklerinin arttırılması istenir. Flokülasyon prosesinde hız gradyanı ve zaman önemlidir. Zaman 10-20 dakika ve hız gradyanı ise $100-500 \text{ s}^{-1}$ arasındaki değerler seçilebilir. Verimin arttırılması için hız gradyanı değeri kademeli olarak azaltılır. Her bölmedeki hız gradyanı farklı alınır. Genellikle 3 bölmeli yapılır [57]. Fakat tasarlanan tesiste atık su debisi düşüktür. Bu sebeple tek bölmeli yapılması uygundur. Flokülant olarak katyonik polielektrolit kullanılmaktadır. Toz formdadır. Bu toz formu kullanılabilir hale getirmek için polielektrolit hazırlama üniteleri bulunmaktadır. Bu toz form hazırlama ünitesinde %1'lik çözelti olarak hazırlanır. Harcanan kimyasal miktarı yapılan optimizasyon işlemine göre 12,6 ppm flokülant gereklidir, buna göre günlük 3,63 kg harcanmaktadır.

Karıştırma tankları boyutlandırma değerleri Çizelge 6.2’de ve boyutlarının hesaplamaları ile plan ve kesitleri EK 2’de verilmiştir.

Çizelge 6.2. Karıştırma tanklarının boyutlandırma değerleri

Değişken	Hızlı Karıştırma I	Hızlı Karıştırma II	Yavaş Karıştırma
Tank hacimi (m ³)	1,13	1,13	4,15
Tank yarıçapı (m)	0,6	0,6	1,15
Tank yüksekliği (m)	1,5	1,5	1,5
Hız gradyanı (s ⁻¹)	1000	700	200
Karıştırıcı enerji sarfıyatı (kW)	1,625	0,79	0,23
Kimyasal miktarı (kg/gün)	-	374,17	3,63

6.3.3. Çöktürme tankı (KÇ-101)

Çöktürme tankı, atık sudaki katı maddeleri ayırmak için kullanılır. Çöktürme tanklarının tipleri, yatay akışlı, katı madde temaslı veya plakalı (lamelli) olabilmektedir. Genellikle yatay akışlı havuzlar tercih edilir. Bu havuzların avantajları; daha az yer kaplaması, birden fazla ünite arasında aynı duvarı maliyetten tasarruf etmek için kullanabilmesi, koku kontrolünün daha kolay olması, çökelme süresinin daha uzun olması, giriş ve çıkış yapısı kaybının daha az olması ve çamur toplama için daha az enerji harcanmasıdır. Dezavantajları ise ölü bölgelerin oluşabilmesi, debi değişimlerine duyarlı olması, genişliğin çamur toplama donanımı için sınırlayıcı faktör olması, savak yükünü azaltmak için birden fazla savak yapılması ve yüksek bakım maliyetleridir [57].

Çöktürme havuzları daire veya dikdörtgen planlı yapılabilir. Bu havuza su türbülanssız girmelidir. Dairesel havuzlarda akım radyaldır. Bu nedenle akımın stabilizasyonu sağlanamaz. Dikdörtgen havuzlarda bu sebeple çökeltim verimi daha fazladır. Ayrıca dikdörtgen havuzlar daha az yer kaplar. Fakat çamur bertarafı noktasında dairel havuzlar daha elverişlidir. Bunun sebebi, dikdörtgen havuzlardaki sıyrıcıların çok fazla hareketli parça içermesidir. Dairesel havuzlarda çamur küreyicisi dönerek çalışır. Kolay, sürekli ve verimlidir. Ayrıca tesis ve bakım masraflarının az olması dairel havuzların tercih edilmesinde etkindir [58].

Dairesel çöktürme tanklarında besleme merkezden yapılmaktadır. Bu havuzlarda su bir giriş kulesinden havuza verilir. Böylece su çökelme bölgesine üniform ve düşük hızlı

olarak dağıtılmaktadır. Bu tip havuzlar 75-90 m çapa kadar üretilebiliyor olsa da bunların çaplarının 38-45 metreden büyük olmaması uygundur. Hatta bu tip havuzların çaplarının pratikte 30 metreden büyük seçilmemesi tercih edilmektedir. Dairesel çöktürme tanklarında çamur toplanması için verilen eğim, yüzeysel hidrolik yükünü değiştirdiğinden çökeltme verimini olumlu etkilemektedir. Dairesel planlı çöktürme havuzlarının tabanları merkezdeki çamur toplama çukuruna doğru % 8 (1:12) eğimli olarak yapılır. Dairesel planlı çöktürme tanklarında, tank merkezi çevresinde daima türbülans varken, tankın cidarlarına doğru akım daha çok laminar özellik taşır. Çöktürme havuzunda bekletme süresi 1,5-2,5 saat ve yüzey yükü $1-2 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ arasında olmalıdır [37].

Çöktürme tankının boyutlandırma değerleri Çizelge 6.3’de, çöktürme tankı giderim verimleri ve kirlilik yükleri Çizelge 6.4’de ve boyutlarının hesaplamaları ile plan ve kesitleri EK 3’de verilmiştir.

Çizelge 6.3. Çöktürme tankının boyutlandırma değerleri

Değişken	Değer
Bekletme süresi (h)	2
Tank yüksekliği (m)	2
Tank yarıçapı (m)	2
Tank hacmi (m^3)	25,1
Yüzey yükü ($\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$)	1
AKM çamuru (kg/gün)	1478,7
Alüminyum sülfat çamuru (kg/gün)	87,55
Toplam çamur (kg/gün)	1566,25
Toplam çamur ($\text{m}^3/\text{gün}$)	30,41

Çizelge 6.4. Çöktürme tankı giderim verimleri ve kirlilik yükleri

	Giderim Verimi (%)	Ham atık su kirlilik yükü (mg/l)	Kimyasal arıtım çıkış kirliliği (mg/l)
KOİ	92,36	33700	2575
AKM	94,11	5456	321

6.3.4. Ara dengeleme havuzu (D-103)

Kimyasal arıtmadan çıkan arıtılmış su ve evsel atık su birlikte $12,78 \text{ m}^3/\text{h}$ debi ile ara dengeleme havuzuna beslenir. Dengeleme tankı tasarlanırken 4 ila 8 saat bekletme süresi seçilmelidir [57]. Buna göre bekletme süresi 4 saat seçilmiştir.

$$V_{\text{dengeleme}}=Q*t=12,78\text{m}^3/\text{h}*4\text{h}=51,12\text{ m}^3$$

bulunmuştur. Yaklaşık 4 m³ emniyet boşluğu bırakılarak 55 m³ hacminde tank yapılması gerekmektedir. Karıştırma işlemi için mikser karıştırıcı kullanılmalıdır. Bu tank betonarme yapı olarak yapılabilir ve evsel atık su da karışacağı için yerin altına inşa edilip üstü kapatılmalıdır. Tank karusel şekilde tasarlanmıştır.

Ara dengeleme tankının boyutlandırma değerleri Çizelge 6.5’de ve boyutlarının hesaplamaları ile plan ve kesitleri EK 4’de verilmiştir.

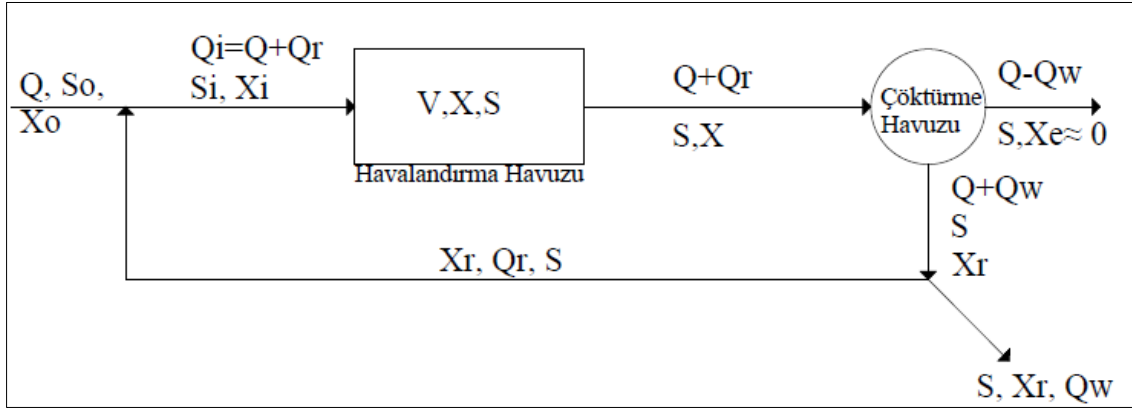
Çizelge 6.5. Ara dengeleme tankı boyutlandırma değerleri

Değişken	Değer
Hacim (m ³)	50
Tankın yüksekliği (m)	5
Tankın çapı (m)	1,18
Karıştırıcı enerji sarfıyatı (kW)	0,375

6.3.5. Havalandırma havuzu (H-101, H-102)

Biyolojik arıtma yöntemi olarak aerobik arıtma yöntemlerinden uzun havalandırılmalı aktif çamur prosesi uygulanacaktır. Aktif çamur prosesi, atık suyun içindeki çözünmüş, partiküller ve kolloidal yapıdaki organik maddelerin arıtılmasında kullanılan en yaygın yöntemdir. Aktif çamur yöntemi, organik maddeyi ayrıştırmak için oksijen kullanan mikroorganizmalardan yararlanır. Bu proses bir ikincil arıtım sürecidir ve peşine son çökeltme havuzu gelir [55].

Prosesde atık su mikroorganizmaların yüksek derişimlerde bulunduğu havalandırma havuzuna verilir. Reaktörün içeriği “karışık sıvı askıda katı madde” veya “karışık sıvı askıda uçucu katı madde” (UAKM) olarak tanımlanmaktadır. İçeriğinde mikroorganizmalar, inert ve biyolojik olarak ayrışamayan maddeler bulunur. Mikroorganizmalar, % 70-90 organik, % 10-30 inorganik maddelerden oluşur. Mikroorganizmaların özellikleri atık suyun kimyasal bileşimine ve ortamın özelliklerine bağlıdır [55]. Havalandırılmalı geri devirli reaktör sisteminin gösterimi Şekil 6.2.’de verilmiştir [59].



Şekil 6.2. Fazla çamur geri devir hattından atılması durumunda havalandırma havuzu şematik gösterimi

Şekilde bulunan simgeler;

S_o : Girişteki besi maddesi derişimi, mg/l

S : Havalandırma havuzundan çıkan besi maddesi derişimi, mg/l

S_i : Havalandırma havuzundan giren besi maddesi derişimi, mg/l

Q_i : Havalandırma havuzuna giren toplam debi, m^3/h

Q_w : Prosesden atılan debi, m^3/h

Q : Prosese giren debi, m^3/h

Q_r : Geri devir debisi, m^3/h

X : Havalandırma havuzundaki mikroorganizma derişimi, mg/l

X_o : Giriş akımındaki mikroorganizma derişimi, mg/l

X_r : Prosesden atılan debideki mikroorganizma derişimi, mg/l

X_e : Çöktürme havuzundan kaçan askıda madde derişimi, mg/l

V : Reaktör hacmi, m^3

Ara dengeleme havuzunda kimyasal arıtmadan gelen atık suya eklenen evsel atık su $KOİ$ ve AKM değerini çok fazla etkilemez. Bu sebeple havalandırma havuzuna giren atık suyun değerleri kimyasal arıtma çıkışı değerleri kabul edilebilir. Seçilecek arıtılmış su değerleri ise SKKY Tablo 10.4'de (Çizelge 3.4) verilen değerlerin altında olmalıdır. Buna göre havalandırma havuzu tasarım değişkenleri Çizelge 6.6'da verilmiştir.

Çizelge 6.6. Havalandırma havuzu tasarım değişkenleri

Değişken	Biyolojik arıtmaya giren atık su değerleri	SKKY göre 2 saatlik numune [31]	SKKY göre 24 saatlik numune [31]	Seçilen arıtılmış su değeri	İhtiyaç duyulan giderim verimi
KOI (mg/l)	2575	400	300	200	% 92,2
AKM (mg/l)	321	400	300	50	% 84,4

Uzun havalandırılmalı aktif çamur prosesi tasarımı için gerekli kabuller Çizelge 6.7’de verilmiştir.

Çizelge 6.7. Havalandırma havuzu tasarımı için gerekli kabuller

Değişken	Birim	Değişim Aralığı [57]	Kabul
Çamur yaşı (θ_c)	gün	20-30	20
Biyokütle dönüşüm oranı (Y)	mg UAKM/mg KOI	0,25-0,4	0,25
Mikroorganizma derişimi (X)	mg/l	4000-50000	5000
İçsel solunum katsayısı (k_d)	gün ⁻¹	0,04-0,075	0,06
Geri dönüş çamur derişimi (X_r)	mg/l		10000

Havalandırma havuzu tasarım değerleri Çizelge 6.8’de ve boyutlarının hesaplamaları ile plan ve kesitleri EK 5’de verilmiştir.

Çizelge 6.8. Havalandırma tankı tasarım değerleri

Değişken	Değer
Tank hacmi (m ³)	330
Tank adeti	2
Tank boyutlandırması (m*m*m)	3*4*13,75
Bekleme süresi (saat)	25,9
Sistemde oluşan çamur miktarı (kg/gün)	83
Geri devir oranı	1
Oksijen ihtiyacı (kg O ₂ /gün)	953,7
Gerekli hava miktarı (m ³ /h)	1784,2
Oksijenlendirme kapasitesi (kg O ₂ /gün)	1559,4
Hava debisi (m ³ hava/h)	1953,3
Difüzör sayısı	160
Blower rezerv kapasitesi	%34,9
Blower enerji sarfiyatı (kW)	50

6.3.6. Son çöktürme havuzu (Ç-101, Ç-102)

Son çöktürme havuzunda yüzeysel hidrolik yük $0,6-1,0 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ arasında ve bekleme süresi 3 saatten büyük olmalıdır [58]. Son çöktürme havuzu en son arıtma ünitesi olduğu için yüzeysel hidrolik yük $0,6 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ ve bekleme süresi 4 saat seçilir. 2 adet havalandırma havuzu olduğu için 2 adet çöktürme havuzu olmalıdır. Çöktürme tankının tasarım değerleri Çizelge 6.9'da ve boyutlarının hesaplamaları ile plan ve kesitleri EK 5'de verilmiştir.

Çizelge 6.9. Son çöktürme tankının boyutlandırma değerleri

Değişken	Değer
Bekletme süresi (h)	4,72
Tank yüksekliği (m)	2,4
Tank yarıçapı (m)	2
Tank hacmi (m^3)	60,32
Yüzey yükü ($\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$)	0,6

6.3.7. Klorlama havuzu ve numune alma bölümü (KT-101, S-101)

Klorlama havuzu (KT-101)

Biyolojik olarak arıtılmış suların dezenfeksiyonu için $2-10 \text{ g}/\text{m}^3$ ve temas sonucunda oluşan atık suyun içinde $0,2-1 \text{ g}/\text{m}^3$ klor bulunmalıdır. Temas süresi 15-30 dakika ve boy en oranı 20/1 ile 40/1 arasında olmalıdır. Şaşırtma duvarları ve perdeler kullanılmalıdır [57].

Numune alma bölümü (S-101)

Numune alma bölümü, klorlama ünitesinden çıkan arıtılmış suyun kalitesine bakmak için bulunur. Savak klorlama ünitesinin devamında bulunmaktadır. Yapılan diğer tasarımlara göre boyutları $3\text{m} \times 0,4\text{m} \times 0,7\text{m}$ ve hacmi $0,84 \text{ m}^3$ 'dür. Klorlama havuzu ve numune alma bölümünün tasarım değerleri Çizelge 6.10'da ve boyutlarının hesaplamaları ile plan ve kesitleri EK 5'de verilmiştir.

Çizelge 6.10. Klorlama havuzu ve numune alma bölümünün boyutlandırma değerleri

Değişken	Değer
Bekletme süresi (dk)	25,3
Yüksekliği (m)	3
L/B oranı	20
Tank hacmi (m ³)	9,6
Sodyum hipoklorit ihtiyacı (kg/gün)	1,73
Numune alma bölümü boyutları (m*m*m)	3*0,4*0,7

6.3.8. Çamur yoğunlaştırma tankı ve Dekantör (ÇY-101, DK-101)

Çamur yoğunlaştırma susuzlaştırılacak çamuru daha kolay kurutabilme işlemidir. Yoğunlaştırma işleminin sonunda katı madde miktarı 2 ile 5 kat arası artar. Bu tankın tasarımında yüzeysel hidrolik yük 50 kg kuru madde/m²gün'dür [57]. Çamur yoğunlaştırma tankı tasarım değerleri Çizelge 6.11'de ve boyutlarının hesaplamaları ile plan ve kesitleri EK 6'da verilmiştir.

Çizelge 6.11. Çamur yoğunlaştırma tankının boyutlandırma değerleri

Değişken	Değer
Bekletme süresi (h)	49,4
Tank yüksekliği (m)	2
Tank yarıçapı (m)	3,16
Tank hacmi (m ³)	62,74

Tesiste kullanılacak dekantör seçilirken kapasiteye dikkat edilir. Çamur yoğunlaştırma tankının boyutu dikkate alındığında; 48 saatte bir, 4 saatte çamuru kurutacak bir dekantör seçilmelidir. Buna göre 48 saatte biriken çamur miktarı;

$$1,27 \text{ m}^3/\text{h} * 48 \text{ h} = 60,96 \text{ m}^3$$

bulunur. Bu çamur miktarını 4 saatte kurutmak için gerekli olan dekantör kapasitesi;

$$60,96 / 4 = 15,24 \text{ m}^3/\text{h}$$

kapasiteli dekantör gereklidir. Bu kapasiteye göre seçilen dekantör özellikleri Çizelge 6.12'de verilmiştir [57].

Çizelge 6.12. Dekantör özellikleri

Özellik	Değer Aralığı
Tambur çapı (mm)	440-470
Kapasite (m ³ /h)	12-35
Maks. tambur hızı (devir/dk)	3500-3800
Yıkama süresi (dk)	5-20
Enerji sarfıyatı (kW)	52

6.4. Maliyet Analizi

Tasarlanan atık su arıtma tesisinin kurulumunda mekanik, elektrik, inşaat ve yazılım yatırım maliyeti bulunmaktadır. Bu maliyetler kullanılacak materyal ve işçilik masraflarına göre değişebilmektedir. Bu sebeple kurulum maliyeti yerine işletme maliyeti hesaplanacaktır. İşletme maliyetinin içinde enerji, kimyasal, personel ve bakım-onarım masrafları incelenecektir. Enerji sarfıyatı ünitelerde kullanılan mekanik ekipmanların çalışması ile olacaktır. Çizelge 6.13’de kullanılan ekipmanlar ve günlük kullanma sürelerine göre toplam enerji sarfıyatı belirtilmiştir.

Çizelge 6.13. Günlük enerji sarfıyatı

Ekipman	Birim sarfiyat (kWh)	Çalışma süresi (h)	Toplam sarfiyat (kWh/gün)
Dengeleme tankı karıştırıcıları	0,75	24	18
Dengeleme havuzu terfi pompası	1,1	24	26,4
Hızlı karıştırma I tankı karıştırıcısı	1,625	24	39
Hızlı karıştırma II tankı karıştırıcısı	0,79	24	18,96
Yavaş karıştırma tankı karıştırıcısı	0,23	24	5,52
Hızlı karıştırma I besleme pompası*	0,18	24	4,32
Hızlı karıştırma II helezonu*	1,1	24	26,4
Polielektrolit hazırlama ünitesi*	1,1	24	26,4
Kimyasal çöktürme havuzu sıyırıcısı*	4,5	24	108
Kimyasal çöktürme havuzu çamur pompası*	1,1	12	13,2
Ara dengeleme terfi pompası	1,1	24	26,4
Havalandırma havuzu blowerları	25	16	800
Son çöktürme havuzu çamur pompaları*	1,1	24	26,4
Klor besleme pompası*	0,18	24	4,32
Çamur yoğunlaştırma tankı çamur pompası*	1,1	2	2,2
Dekantör	52	2	104
Toplam: 1249,52 kWh/gün			

* Pompa ve motor üreticilerinden 01.10.2020 tarihinde alınan bilgilere göre birim sarfiyat belirlenmiştir.

Sanayide kullanılan elektriğin birim fiyatı TEDAŞ 01.10.2020 verilerine göre 0,592₺/kW'dır. Buna göre;

Toplam elektrik sarfiyatı=1249,52*0,592=739,7 ₺/gün= 22191 ₺/ay= 266292 ₺/yıl

Birim atık su başına elektrik maliyeti= 739,7/ 288= 2,57 ₺

Günlük harcanan kimyasal miktarına göre günlük kimyasal maliyeti Çizelge 6.14'de verilmiştir. Kimyasalların ve çamur bertarafının birim fiyatları 01.10.2020 tarihinde tesisin çalıştığı firmalardan alınmıştır. Alınan fiyatlar alım miktarı ve sevkiyat ücretlerine göre değişmektedir. Birim fiyatlar ortalama alınmıştır.

Çizelge 6.14. Kimyasal sarfiyat maliyeti

Kimyasal	Birim fiyat (₺/kg)	Harcanan miktar (kg/gün)	Maliyet (₺/gün)
Alüminyum sülfat	1,2	374,17	449
Polielektrolit	40	3,63	145,2
Çamur bertarafı	1.4	1566,25	2192,75
Sodyum hipoklorit	12	1,73	20,76
			Toplam: 2807,7 ₺/gün

Toplam kimyasal sarfiyatı= 2807,7 ₺//gün= 84231,3 ₺/ay= 1010775 ₺/yıl

Birim atık su başına kimyasal maliyet= 2807,7/ 288= 9,75 ₺

Tesiste en az 1 kimya mühendisi, 4 işçi gerekmektedir. İşçilerin ücreti asgari ücretten, mühendisin ücreti ise 2 katından olacak şekilde hesaplanacaktır.

Toplam personel maliyeti= 2943 ₺/ay*6= 588,6 ₺/gün= 17658 ₺/ay= 211896 ₺/yıl

Tesiste bakım onarım için günlük 100 ₺ masraf olduğunu varsayarsak;

Toplam bakım onarım maliyeti= 100 ₺/gün= 3000 ₺/ay= 36000 ₺/yıl

Toplam maliyet= 4236 ₺/gün= 127080 ₺/ay= 1524960 ₺/ yıl

Birim atık su başına işletme maliyeti=4236₺/288 m³= 14,7 ₺

7. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu çalışmada, tekstil endüstrisi alt dalı olan yün yıkama prosesinin atık su oluşumu, özellikleri ve arıtım yöntemleri incelenmiştir. Yün yıkama işlemi genel olarak basit bir proses olsa da sistemi etkileyen çok fazla değişken vardır. Bu değişkenlerden bazıları; yün cinsi, yünün kirlilik yükü, yün besleme miktarı, kullanılan suyun sertliği, yıkama tanklarının tırnak hızları, lanolin üretim ünitesinin çalışıp çalışmaması, tankların birbirini geri besleme oranları, kullanılan kimyasallar ve miktarlarıdır. Bu sebeple atık suyun karakteri değişim halindedir. Ayrıca yünde bulunan gres ve lanolin arıtımı zorlaştırmakta ve gübre, toz, kum gibi kirliliklerde çamur yükünü arttırmaktadır. Yün yıkama prosesinde önde gelen ülkeler Avustralya ve Çin'dir. Bu ülkelerdeki tesisler incelendiği zaman atık suyun arıtımı için; koagülasyon- flokülasyon prosesi, asitle kararsızlaştırma, aerobik ve anaerobik biyolojik prosesler, atık suyun buharlaştırılması gibi yöntemler uygulanmaktadır. Bu arıtma tesisleri incelendiği zaman uygulanabilir en verimli proses koagülasyon flokülasyon olduğu görülmüştür.

Çalışmanın ilk aşamasında; atık suya en uygun koagülant ve flokülantın bulunması ve ortalama besleme miktarı için jar testleri yapılmıştır. Yapılan bu testlerde koagülant olarak alüminyum sülfat ve demir (III)klorür; flokülant olarak ise 6 adet anyonik ve 6 adet katyonik özel polielektrolitler denenmiştir. Bu koagülantların seçilmesinin sebebi atık suda bulunan yağın asidik karakterle birlikte daha kolay ayrışmasıdır. Koagülant seçiminde oluşan flokların iriliği, yük etkisi, giderim verimi, arıtılmış suyun rengi ve berraklığı, maliyeti, işletme kolaylığı dikkate alınmıştır. Buna göre alüminyum sülfat koagülant olarak seçilmiştir. Flokülant beslemesinden önce kireç ilave ederek arıtım verimliliğine etkisi incelenmiştir. Kirecin bu prosesteki görevi pH'ı ayarlamak ve sisteme yük vermek olduğu görülmüştür. Kireç, fazladan iş gücü ve maliyet gerektirdiği için kullanılması tercih edilmemiştir. Bunun yerine asit (hidroklorik asit veya sülfirik asit) eklenerek pH ayarlanmasının yapılabildiği görülmüştür. Ayrıca eklenen kireçten dolayı çamur oluşumu artmıştır. Kireç denemesiyle pH'ında sistem için önemli bir bağımsız değişken olduğu görülmüştür. Flokülant olarak kullanılan anyonik polielektrolitlerden bazıları oluşan flokların birleşmesini sağlayamamış ve bazılarıda oluşan çamuru yüzdürmüştür. Katyonik polielektrolit kullanılması durumunda ise flokların birleşerek çöktüğü gözlenmiştir. Kullanılan katyonik polielektrolitlerden bir tanesi daha başarılı bir flokülasyon sağlamıştır

ve çalışmada kullanılmak üzere flokülant olarak seçilmiştir. Bu katyonik polielektrolitin etken maddesi poliakriloamiddir.

Optimizasyon çalışması için CYM seçilmiştir. Bu metodolojinin seçilmesinin sebepleri; proses hakkındaki bilgiye daha az deney ile elde edilmesi ve böylece maliyet ve zaman kaybının minimuma inmesi, prosesi etkileyen değişkenlerin etkilerinin birlikte incelenebilmesi ve prosesin matematiksel model ile tanımlanabilmesiyle, dolayısıyla kontrolün kolaylaşmasıdır. Bu metodolojinin bu prosese dezavantajı ise gerçek atık suda çalışıldığı için doğrusal olmayan bir proses olduğundan sapmanın çok olmasıdır. Modeli oluşturabilmek için bağımsız ve bağımlı değişkenler belirlenmiştir. Bu değişkenler belirlenirken arıtımı direkt etkilemesi dışında kontrol edilmesi kolay ve izlenebilir olmasına dikkat edilmiştir. Seçilen bağımsız değişkenler koagülant ve flokülant besleme miktarı ile pH'dır. Bağımlı değişkenler ise KOİ ve AKM giderim verimleridir. Bağımlı değişkenlerin KOİ ve AKM seçilmesinin nedenleri; deşarj standartlarında bulunan kriterlerden olmaları, KOİ'nin hızlı ve nispeten ucuz ölçülebilmesidir. Ayrıca bu değişkenlere BOİ, bulanıklık, renk gibi atık su karakteri ile ilgili diğer değişkenler de eklenebilirdi. Fakat maliyet ve buna bağlı laboratuvar yetersizliği diğer değişkenlerin kullanılmasını engellemiştir.

Deney tasarımı yapılırken ilk olarak bağımsız değişkenler kodlanmıştır. Kodlama değerlerinin bulunabilmesi için merkez kodlama yapılmalıdır. Bu kodlama jar testlerine göre yapılmıştır. Yapılan testlerde, pH değişimi yapılmadan yaklaşık 1400 ppm alüminyum sülfat ve 12 ppm polielektrolit beslemesinde iyi bir çöktürme elde edilmiştir. Bu çöktürme sadece görsel olarak belirlendiği için arıtım verimi üzerinde kesinlik bildirmemektedir. Bu değerlere '0' kodu atanmıştır. Bu aralıklara yakın değerler seçilerek 2, 1, -1 ve -2 değerleri de belirlenmiştir. Kullanılan Design- Expert programı ile yapılması gereken deneyler ve sayıları belirlenmiştir. Toplam 18 deney gerçekleştirilmiştir. Kod değerleri; -1 ve 1 olan 8 deney birinci, 2 ve -2 ile ikinci derece denkleminin katsayılarını belirlemek için yapılmıştır. Merkez kodlamada tekrarlanan 4 deney modelin doğruluğunu arttırmak amacıyla yapılmıştır.

Kimyasal oksijen ihtiyacı için bulunan matematiksel model, deney sonuçları ile ikinci dereceden regresyon yöntemini kullanan regresyon modeli seçilmiştir. Modelin istatistiksel testi, ANOVA ile gerçekleştirilmiştir. Önerilen modelde $p < 0,0001$ ve F değeri 37,86

bulunmuştur. Bu modelin anlamlı olduğunu göstermektedir. 0,05'den küçük olan p değerleri model terimlerinin anlamlı olduğunu göstermektedir. Bunlar; koagülant miktarı, flokülant miktarı, pH ve koagülant miktarının karesi önemli model terimleridir. R^2 değeri 0,9771 olarak bulunmuştur. Bu sonuç toplam değişkenlerin ve yapılan çalışmaların % 97,71'inin bu model ile açıklanabileceği anlamına gelmektedir. Tahmini R^2 ve düzeltilmiş R^2 değerleri uygun bir uyum içindedir; yani fark 0,2'den küçüktür. Hassasiyet, 21,594 bulunmuştur ve yeterli sinyali göstermektedir. Bu model tasarım alanında gezinmek için kullanılabilir olduğu anlaşılmaktadır.

Askıda katı madde için bulunan matematiksel model, deney sonuçları ile geriye doğru regresyon yöntemini kullanan regresyon modeli seçilmiştir. Modelin istatistiksel testi, ANOVA ile yapılmıştır. Önerilen modelde $p < 0,0001$ ve F değeri 15,25 bulunmuştur. Bu modelin anlamlı olduğunu göstermektedir. 0,05'den küçük olan p değerleri model terimlerinin anlamlı olduğunu göstermektedir. Bunlar; pH, koagülant ve flokülant beslemesi, koagülant miktarının karesi, flokülant miktarının karesi ve pH'nın karesi önemli model terimleridir. R^2 değeri 0,9144 olarak bulunmuştur. Bu sonuç toplam değişkenlerin ve yapılan çalışmaların % 91,44'inin bu model ile açıklanabileceği anlamına gelmektedir. Tahmini R^2 ve düzeltilmiş R^2 değerleri arasındaki fark 0,2'den büyüktür. Bu, modelin çok uyumlu olmadığını göstermektedir. Bu uyumsuzluğun asıl sebebi proses modellenirken gerçek atık su kullanılmış olmasıdır. Hassasiyet, 13,730 bulunmuştur ve yeterli sinyali gösterir. Bu model tasarım alanında gezinmek için kullanılabilir olduğu anlaşılmaktadır.

Geliştirilen ikinci dereceden modeller sonucunda 1 istenebilirlik değeriyle bulunan optimum koşullar; pH 7,45'de 1299,2 ppm alüminyum sülfat ve 12,6 ppm flokülant miktarı bulunmuştur. Bu koşullarda giderim verimleri % 92,36 KOİ ve % 94,11 AKM olarak bulunmuştur. Bu veriler incelendiği zaman bu atık suyun sadece koagülasyon flokülasyon prosesiyle deşarj standartlarında arıtılamayacağını göstermektedir. Bulunan giderim verimleri oldukça yüksektir. Fakat atık suyun kirlilik yükünün çok yüksek oluşu kimyasal arıtmayı yetersiz kılmaktadır. Bu sebeple direkt çevreye deşarj edilmek isteniyorsa SKKY'nde verilen değerlere göre bu arıtımın üstüne bir arıtım daha yapılması gerekmektedir. Bulunan matematiksel modeller kullanılarak, bağımsız ve bağımlı değişkenlerin anlık ölçülmesiyle anında müdahale edebilen yazılımlar ve otomasyonlar yapılabilir. Bu şekilde koagülasyon flokülasyon prosesi Endüstri 4.0'a uygun hale getirilebilir.

Çalışmanın üçüncü aşamasında, yapılan optimizasyona bağlı arıtma tesisi tasarımı yapılmıştır. Tesis minimum enerji, kimyasal, iş gücü; maksimum giderim verimi esasına göre tasarlanmıştır. Yapılan optimizasyona ve deşarj standartlarına bağlı olarak tesiste kimyasal ve biyolojik arıtma kullanılacaktır. İlk olarak nüfus ve debiler hesaplanmıştır. Nüfus fabrika çalışan sayısına göre seçilmiştir. Debiler; atık suyun hangi birimden besleneceği belirlenerek hesaplanmıştır. Kimyasal arıtma birimine 288 m^3 , biyolojik arıtma birimine $306,8 \text{ m}^3$ ve dezenfeksiyon birimine $546,8 \text{ m}^3$ günlük atık su beslenecektir.

Kimyasal arıtma biriminde; dengeleme tankları, karıştırma tankları ve çöktürme havuzu tasarlanmıştır. Dengeleme tankı hacmi 100 m^3 bulunmuştur. Buna göre; 3m çapında ve 7 m yüksekliğinde 2 tane tank tasarlanmıştır. Tankın stabilizasyonun sağlanabilmesi için karıştırıcı eklenmiştir. Karıştırıcıların harcadığı güç %80 verimle 0,75 kW'dır. Karıştırma tankları 3 adet tasarlanmıştır. Bunlar; pH ayarlaması için hızlı karıştırma, koagülasyon için hızlı karıştırma ve flokülasyon işlemi için yavaş karıştırma. Bu tanklar arası geçiş suyun cazibesi ile gerçekleşecektir. Hızlı karıştırma I ünitesinde pH ayarı için asit veya baz beslemesi tasarlanmıştır. Tankta bekleme süresi 5 dakika, yarıçapı 0,6 m, yüksekliği 1,5 m, hacmi $1,13 \text{ m}^3$ ve karıştırıcı gücü %80 verimle 1,625 kW bulunmuştur. Hızlı karıştırma II ünitesinde koagülasyon için alüminyum sülfat beslenecektir. Tankta bekleme süresi 5 dakika, yarıçapı 0,6 m, yüksekliği 1,5 m, hacmi $1,13 \text{ m}^3$ ve karıştırıcı gücü %80 verimle 0,79 kW bulunmuştur. Günlük 374,17 kg alüminyum sülfat harcanacağı belirlenmiştir. Yavaş karıştırma ünitesinde flokülasyon için polielektrolit beslenecektir. Tankda bekleme süresi 20 dakika, yarıçapı 1,15 m, yüksekliği 1,5 m, hacmi $4,15 \text{ m}^3$ ve karıştırıcı gücü %80 verimle 0,23 kW bulunmuştur. Günlük 3,63 kg polielektrolit harcanacağı belirlenmiştir. Çöktürme tankı bekleme süresi ve yüzey yüküne bağlı tasarlanmıştır. Tankta bekleme süresi 2 saat, yarıçapı 2 m, yüksekliği 2 m ve hacmi $25,1 \text{ m}^3$ 'dür. Yüzey yükü $1 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ bulunmuştur. Askıda katı madde gideriminden oluşan çamur miktarı 1478,7 kg ve alüminyum sülfat ilavesinden oluşan çamur miktarı 87,55 kg bulunmuştur. Günlük oluşan toplam çamur miktarı 1566,25 kg ve $30,41 \text{ m}^3$ hacminde. Kimyasal arıtma sonunda arıtılan suyun kirlilik yükleri; 2575 mg/l KOİ ve 321 mg/l AKM'dir.

Biyolojik arıtma biriminde; ara dengeleme tankı, havalandırma havuzları, son çöktürme havuzları, klorlama havuzu ve numune alma bölümü tasarlanmıştır. Ara dengeleme tankında kimyasal olarak arıtılmış atık sular ile evsel atık sular birleşecektir. Tank karusel şekilde tasarlanmıştır. Tankın yarıçapı 1,18 m, yüksekliği 5 m, hacmi 50 m^3 ve karıştırıcı

gücü %80 verimle 0,375 kW bulunmuştur. Havalandırma havuzları tasarlanırken 200 mg/l KOİ ve 50 mg/l AKM giderimi seçilmiştir. KOİ giderim verimi % 92 olduğu için havuzun kabulleri ve hesapları yapılırken uzun havalandırma aktif çamur prosesine göre yapılmıştır. Havalandırma havuzu paralel çalışan 2 havuz şeklinde tasarlanmıştır. Her bir havuzun yüksekliği 3 m, eni 4 m, boyu 13,75 m ve hacmi 165 m³ bulunmuştur. Havuzda bekleme süresi 25,9 saat bulunmuştur. Havuzlar günlük 83 kg çamur ürettiği ve hepsini geri devir ettiği bulunmuştur. Havalandırma havuzlarının oksijen ihtiyacı 953,7 kg O₂/gün buna bağlı olarak; verilmesi gereken hava miktarı 42820 m³/gün ve oksijenlendirme kapasitesi 1559,4 kg O₂/gün bulunmuştur. Difüzöre ait hava debisi 1953,3 m³hava/h bulunmuştur. Difüzörün boyu 81,4 m ve 160 tane tüp kullanılacağı bulunmuştur. Difüzöre bağlı hava debisine göre 1500 m³hava/h kapasiteli 2 tane blower kullanılacağı bulunmuştur. Bunların rezerv kapasitesi % 34,9 ve saatlik 50 kW enerji bulunmuştur. Son çöktürme havuzunda; yüzeysel yük 0,6 m³/m²h, yüksekliği 2,4 m, yarıçapı 2 m, hacmi 60,32 m³, bekleme süresi 4,72 saat bulunmuştur.

Klorlama havuzunda; bekleme süresi 25,3 dk, yüksekliği 3 m, boy/en oranı 20, hacmi 9,6 m³ bulunmuştur. Günlük sodyum hipoklorit ihtiyacı 1,73 kg'dır. Numune alma bölümü 0,84 m³ hacmindedir. Çamur yoğunlaştırma tankının; yarıçapı 3,16 m, yüksekliği 2 m, hacmi 62,74 m³ ve çamur bekletme süresi 49,4 saat bulunmuştur. Buna bağlı olarak 16 m³/h kapasiteli dekantör gerekliliği bulunmuştur.

Tasarlanan atık su arıtma tesisinin işletme maliyeti hesaplanmıştır. İşletme maliyetinin içinde enerji, kimyasal, personel ve bakım-onarım masrafları incelenmiştir. Toplam elektrik sarfıyatı 739,7 ₺/gün ve birim atık su başına elektrik maliyeti 2,57 ₺ bulunmuştur. Toplam kimyasal sarfıyatı 2807,7 ₺/gün ve birim atık su başına kimyasal maliyeti 9,75 ₺ bulunmuştur. Tesisin personel maliyeti 17658 ₺/ay bulunmuştur. Günlük bakım onarım maliyeti 100 ₺ olduğu varsayılmıştır. Buna göre; arıtma tesisinin günlük maliyeti 4236 ₺ ve 1 m³ atık su başına günlük işletme maliyeti 14,7 ₺ bulunmuştur. Bu maliyetler incelendiğinde kimyasal arıtma nedeniyle maliyetlerin çok olduğu görülmektedir. Kimyasal arıtmada kullanılan kimyasallar yerine gelişen teknoloji ile beraber daha ucuz kimyasallar ile değiştirilebilir. Bu kimyasallara örnek olarak modifiye flokülantlar ve ozon verilebilir. Ayrıca oluşan çamurun bertarafının tesiste yapılmadığı varsayılarak hesaplanmış olan maliyet çamurun tesis içinde bertaraf edilmesini sağlayarak azaltılabilir.



KAYNAKLAR

1. Othman, M. Z. (2010). Treatment of Wool Scouring Waste Using Anaerobic Digestion with and without Chemicals Addition. *International Journal of Chemical and Molecular Engineering*, 4(2), 186-191.
2. Labanda, J., and Llorens, J. (2008). Wool scouring waste treatment by a combination of coagulation–flocculation process and membrane separation technology. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 47(7), 1061-1068.
3. Poole, A. J., and Cord-Ruwisch, R. (2004). Treatment of strongflow wool scouring effluent by biological emulsion destabilisation. *Water research*, 38(6), 1419-1426.
4. Becker, P., Köster, D., Popov, M. N., Markossian, S., Antranikian, G., and Märkl, H. (1999). The biodegradation of olive oil and the treatment of lipid-rich wool scouring wastewater under aerobic thermophilic conditions. *Water Research*, 33(3), 653-660.
5. Mercz, T. I., & Cord-Ruwisch, R. (1997). Treatment of wool scouring effluent using anaerobic biological and chemical flocculation. *Water research*, 31(1), 170-178.
6. Kim, S. C. (2016). Application of response surface method as an experimental design to optimize coagulation–flocculation process for pre-treating paper wastewater. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 38, 93-102.
7. Moradi, M., and Ghanbari, F. (2014). Application of response surface method for coagulation process in leachate treatment as pretreatment for Fenton process: Biodegradability improvement. *Journal of Water Process Engineering*, 4, 67-73.
8. Wang, Y., Chen, K., Mo, L., Li, J., and Xu, J. (2014). Optimization of coagulation–flocculation process for papermaking-reconstituted tobacco slice wastewater treatment using response surface methodology. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 20(2), 391-396.
9. Trinh, T. K., and Kang, L. S. (2011). Response surface methodological approach to optimize the coagulation–flocculation process in drinking water treatment. *Chemical engineering research and design*, 89(7), 1126-1135.
10. Wang, J. P., Chen, Y. Z., Wang, Y., Yuan, S. J., and Yu, H. Q. (2011). Optimization of the coagulation-flocculation process for pulp mill wastewater treatment using a combination of uniform design and response surface methodology. *Water research*, 45(17), 5633-5640.
11. Khayet, M., Zahrim, A. Y., and Hilal, N. (2011). Modelling and optimization of coagulation of highly concentrated industrial grade leather dye by response surface methodology. *Chemical Engineering Journal*, 167(1), 77-83.

12. Long, S., Zhao, L., Shi, T., Li, J., Yang, J., Liu, H., Mao, G., Qiao, Z., and Yang, Y. (2018). Pollution control and cost analysis of wastewater treatment at industrial parks in Taihu and Haihe water basins, *China. Journal of Cleaner Production*, 172, 2435-2442.
13. Ruiz-Rosa, I., García-Rodríguez, F. J., and Mendoza-Jimenez, J. (2016). Development and application of a cost management model for wastewater treatment and reuse processes. *Journal of cleaner production*, 113, 299-310.
14. Buyukkamaci, N., and Koken, E. (2010). Economic evaluation of alternative wastewater treatment plant options for pulp and paper industry. *Science of the total environment*, 408(24), 6070-6078.
15. Hernández-Sancho, F., and Sala-Garrido, R. (2009). Technical efficiency and cost analysis in wastewater treatment processes: A DEA approach. *Desalination*, 249(1), 230-234.
16. Bayramoglu, M., Kobya, M., Can, O. T., and Sozbir, M. (2004). Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. *Separation and Purification Technology*, 37(2), 117-125.
17. Biroğul N. (2012). *Bir Tekstil Atık Suyunun Koagülasyon – Flokülasyon – Membran Filtrasyon Süreçleri ile Arıtılabilirliğinin İncelenmesi*, Yüksek Lisans Tezi, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Eskişehir, 3-52.
18. Pekel L. C. (2009). *Çöktürme Yönteminin Kullanıldığı Boya Atıksu Arıtma Sisteminin Genelleştirilmiş Tahmin Edici Kontrol (GPC) İle pH Kontrolü*, Yüksek Lisans Tezi, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, 9-29.
19. Pekel L. C. (2013). *Tekstil atık sularının elektrokimyasal yöntemle arıtılması*, Doktora Tezi, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, 11-77.
20. Sabır, E.C., ve Sarpkaya, Ç. (2011). Haşıl Prosesinin Önemi, Maliyet Analizi, Karşılaşılan Sorunlar Ve Çözüm Önerileri. *Tekstil ve Mühendis*, 18(83).
21. Kırdar, E. (1995), *Tekstil atık sularında renk giderimi*, Yüksek lisans tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, 3-35.
22. 22.Peker, E. H., (2014). *Tekstil El Kitabı* (İkinci Baskı). Türkiye: TETSİAD Yayınları, 91-93.
23. Halliday, L. A. (2002). Wooll scouring, carbonising and effluent treatment. *Wool: Science and technology*, 21-57.
24. Kocaer, F. O., ve Alkan, U. (2002). Boyarmadde içeren tekstil atıksularının arıtım alternatifleri. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 7, 47-55.
25. Köseoğlu, G. (2004), *Tekstil atık sularındaki renk sorununun ileri aktif çamurlu ardışık kesikli bioreaktör ile giderilmesi*, Yüksek lisans tezi, Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, 3-53.

26. Al-Kdasi, A., Idris, A., Saed, K., and Guan, C. T. (2004). Treatment of textile wastewater by advanced oxidation processes—a review. *Global nest: the Int. J.*, 6(3), 222-230.
27. Correia, V. M., Stephenson, T., and Judd, S. J. (1994). Characterisation of textile wastewaters-a review. *Environmental technology*, 15(10), 917-929.
28. Kaleli, B. (2006), *Atıksuların ileri arıtımında membran proseslerinin kullanımının araştırılması*, Yüksek lisans tezi, İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, 3-30.
29. Şengül, F. (1991). Endüstriyel atık suların özellikleri ve arıtılması, *Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Yayınları*, 5, 38-42.
30. Doğanay, E. (2014). *AB Su Çerçeve Direktifine Göre Ülkemiz Sularının Fizikokimyasal ve Kimyasal Parametreler Açısından İzlenebilmesi İçin Kullanılabilecek Analiz Metotlarının Değerlendirilmesi*, Uzmanlık tezi, T. C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı, 16-35.
31. Gazete, R. (2004). Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği. *TC Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, Karar*, 8289.
32. Hamutoğlu, R., Dinçsoy, A. B., Cansaran-Duman, D., ve Aras, S. (2012). Biyosorpsiyon, adsorpsiyon ve fitoremediasyon yöntemleri ve uygulamaları. *Türkiye Hijyen ve Deneysel Biyoloji Dergisi*, 69(1), 179-244.
33. Akgül, S. T., Bekaroğlu, Ş. Ş. K., and Yiğit, N. Ö., (2019). Adsorpsiyon ve İyon Değişimi Prosesleriyle İçme Sularından Doğal Organik Madde Giderimi. *Uludağ University Journal of The Faculty of Engineering*, 24(3), 549-574.
34. Yaşar, A., Doğan, E. C., ve Arslan, A. (2013). Hastane Atıksularında Makro ve Mikro Kirleticiler ve Arıtma Seçenekleri. *Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Fen Bilimleri Dergisi*, 29(2), 144-158.
35. Bulut, F. B. (2011). *Tekstil endüstrisinde atıksuların entegre membran arıtma sistemi ile arıtımı ve geri kullanımı*, Yüksek Lisans Tezi, Pamukkale Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, 3-11.
36. Özyonar, F., Karagözoğlu, B., ve Atmaca, E. (2011). İçme suyundan elektrokoagülasyon prosesi ile doğal organik madde giderimi. *Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Fen Bilimleri Dergisi*, 27(4), 309-316.
37. Samsunlu, A. (2011). *Atık suların arıtılması* (Beşinci Baskı). Türkiye:Birsen Yayınevi, 169-326.
38. Dinçer, A. (2007). *Sepiyolit ve genleşmiş perlit üzerine katyonik poliakrilamid adsorpsiyonu* Yüksek Lisans Tezi, Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, 10-26.

39. Kılıç, H. (2012). *Flokülasyon ve flok-flotasyon yöntemleri ile doğaltaş atıksularının arıtılması*. Yüksek Lisans Tezi, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 5-13.
40. Zahrim, A. Y., Tizaoui, C., and Hilal, N. (2011). Coagulation with polymers for nanofiltration pre-treatment of highly concentrated dyes: a review. *Desalination*, 266(1-3), 1-16.
41. Clark, B. J., Eckenfelder, W. W., and Morriss, J. M. (1989). *Industrial water pollution control* (Second Edition), New York: Mc Graw-Hill, 124-134.
42. Şahin, S. (2010). Su Arıtma Teknolojisinde Yer Alan Yumaklaştırma İşleminin Teknolojik Esasları. *Erzincan Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 3(1), 37-59.
43. Koç, B., ve Kaymak-Ertekin, F. (2010). Yanıt Yüzey Yöntemi ve Gıda İşleme Uygulamaları. *Gıda*, 35(1), 1-8.
44. Antony J., (2003). *Design of Experiments for Engineers and Scientist* (First Edition). Cambridge: Elsevier Science & Technology Books, 1–162.
45. Aygün, A. (2012). *Tekstil endüstrisi reaktif ve dispers boya banyo atıksularının elektrokoagülasyon prosesi ile arıtımı: Yanıt yüzey yöntemi ile optimizasyon*. Doktora tezi, Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, 3-32.
46. Sarıkaya, G., Saybaş, A., ve Yüksel, İ. K. İ. Z. (2016). Faktöriyel Deneysel Tasarım Uygulanarak Kumaş Konfor Özelliklerine Etki Eden Parametrelerin Tahmin Edilmesi. *Mühendislik Bilimleri ve Tasarım Dergisi*, 4(3), 165-172.
47. Turan, M. D., ve Altundoğan, H. S. (2011). Hidrometalurjik Araştırmalarda Yanıt Yüzey Yöntemlerinin (YYY) Kullanımı. *Bilimsel Madencilik Dergisi*, 50(3), 11-23.
48. Uzunoğulları, P. (2010). *Patates Atığında Aureobasidium pullulans ile Pullulan Üretimi ve Cevap Yüzey Yöntemi ile Proses Koşullarının Optimizasyonu*. Yüksek Lisans Tezi, Ege Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 18-24.
49. Myers, R. H., Montgomery, D. C., Vining, G. G., Borror, C. M. and Kowalski, S. M. (2004). Response surface methodology: a retrospective and literature survey. *Journal of quality technology*, 36(1), 53-77.
50. Myers, R. H., Montgomery, D. C. and Anderson-Cook, C. M. (2016). *Response surface methodology: process and product optimization using designed experiments*. John Wiley & Sons.
51. Türkyılmaz, H. (2011). *Kurşun İyonlarının Kesikli Adsorpsiyon Prosesi ile Gideriminin Cevap Yüzey Yöntemiyle Optimizasyonu*. Yüksek Lisans Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 45-48.

52. Kasap, T. (2017). *Kağıt Endüstrisi Atıksularının Peroksit İlaveli Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Arıtımında Cevap Yüzey Yöntemi Kullanılarak Proses Optimizasyonu*. Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 48-61.
53. Duman, N. (2010). *AISI 1040 ve AISI 4140 Çeliklerinin Dinamik Sürtünme Katsayısının Cevap Yüzey Metodu ile İncelenmesi*. Yüksek Lisans Tezi, Cumhuriyet Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 37-52.
54. Oba, Ş. (2012). *Ekstraksiyon Koşulları Optimize Edilmiş Bazı Baharat Ekstraktlarının Köftenin Depolama Stabilitesi Üzerine Etkilerinin Cevap Yüzey Metodu Kullanılarak Belirlenmesi*. Yüksek Lisans Tezi, Erciyes Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 24-27.
55. Öz, A. (2009). *Atıksu Arıtma Tesislerinde Verimlilik Kontrolü ve İşletme Sorunları*. Yüksek Lisans Tezi, Kocaeli Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 35-55.
56. Solmaz, A. (2010). *Türkiye'deki Organize Sanayi Bölgeleri İçin Örnek Bir Atıksu Arıtma Tesisi Tasarımı*. Yüksek Lisans Tezi, Erciyes Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 74-94.
57. Samsunlu, A. (2006). *Atık su arıtma yapılarının projelendirilmesi* (İkinci Baskı). İstanbul: Birsan Yayınevi, 197-229.
58. Tchobanoglous, G., Burton, F. L., and Stensel, H. D. (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse* (Fourth Edition). New York: Mc Graw-Hill, 607-610.
59. Şekerdağ, N. (2016). *Atık su arıtma tesislerinin projelendirilmesi* (Birinci Basım). İstanbul: Nobel Yayınevi, 247-362.





EKLER

EK-1. Dengeleme tankı hesaplamaları ile plan ve kesitleri

$$V_{\text{dengeleme tank}} = 50 \text{ m}^3$$

$$V = A \cdot h$$

$$h = 7 \text{ m seçilirse,}$$

$$A = 7,14 \text{ m}^2$$

$$A = \pi \cdot r^2 \rightarrow r = 1,5 \text{ m bulunur.}$$

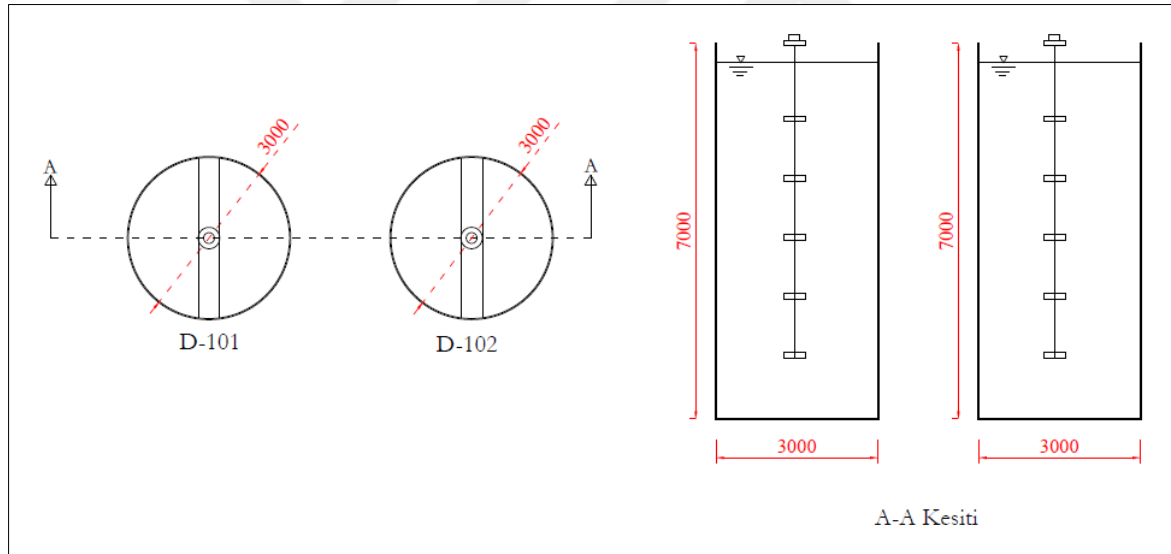
Enerji gereksinimi için m^3 başına 6 W seçilirse;

$$P = 100 \text{ m}^3 \cdot 6 \text{ W/m}^3 = 600 \text{ W} = 0,6 \text{ kW}$$

Motorun %80 verimle çalıştığı varsayılırsa;

$$P_{\text{gerçek}} = P / \eta = 0,6 / 0,8 = 0,75 \text{ kW}$$

Dengeleme tanklarına (D-101, D-102) ait plan ve kesitler Şekil 1.1'de mm cinsinden verilmiştir.



Şekil 1.1. Dengeleme tanklarının plan ve kesitleri

EK-2. Karıştırma tankları hesaplamaları ile plan ve kesitleri

Hızlı karıştırma I Tankı (T-101)

Bekleme süresi 5 dk seçilirse,

$$V_{\text{hızlı karıştırma}} = q \cdot t = 200 \text{ l/dk} \cdot 5 \text{ dk} = 1000 \text{ l} = 1 \text{ m}^3$$

$$h_{\text{tank yüksekliği}} = 1 \text{ m}$$

$$h_{\text{hava payı}} = 0,5 \text{ m}$$

$$A = V/h = 1/1 = 1 \text{ m}^2$$

$$A = \pi r^2 = 1 \text{ m}^2 \rightarrow r = 0,56 \text{ m} \approx 0,6 \text{ m alınır.}$$

$$V = A \cdot h = \pi r^2 \cdot h = 1,13 \text{ m}^3$$

Düşey milli pedal tipi karıştırıcı için 1000 s^{-1} hız gradyanı seçilirse gerekli güç;

$$P = G^2 \cdot \mu \cdot V$$

$$T = 15 \text{ }^\circ\text{C için } \mu = 1,139 \cdot 10^{-3} \text{ Ns/m}^2, G = 1000 \text{ s}^{-1}$$

$$P = 1000^2 \cdot 1,139 \cdot 10^{-3} \cdot 1,13 = 1287 \text{ W} = 1,3 \text{ kW}$$

Motorun %80 verimle çalıştığı varsayılırsa;

$$P_{\text{gerçek}} = P/\eta = 1,3/0,8 = 1,625 \text{ kW}$$

Hızlı karıştırma II tankı (T-102)

Düşey milli pedal tipi karıştırıcı için 700 s^{-1} hız gradyanı seçilirse gerekli güç;

$$P = G^2 \cdot \mu \cdot V$$

$$T = 15 \text{ }^\circ\text{C için } \mu = 1,139 \cdot 10^{-3} \text{ Ns/m}^2, G = 700 \text{ s}^{-1}$$

$$P = 700^2 \cdot 1,139 \cdot 10^{-3} \cdot 1,13 = 630 \text{ W} = 0,63 \text{ kW}$$

Motorun %80 verimle çalıştığı varsayılırsa;

$$P_{\text{gerçek}} = P/\eta$$

$$P_{\text{gerçek}} = 0,63/0,8 = 0,79 \text{ kW}$$

Yavaş karıştırma I tankı (T-103)

Bekleme süresi 20 dk seçilirse;

$$V = Q \cdot t = 200 \text{ l/dk} \cdot 20 \text{ dk} = 4000 \text{ l} = 4 \text{ m}^3$$

$$h_{\text{tank yüksekliği}} = 1 \text{ m}$$

EK-2. (devam) Karıştırma tankları hesaplamaları ile plan ve kesitleri

$$h_{\text{hava payı}} = 0,5 \text{ m}$$

$$A = V/h = 4/1 = 4 \text{ m}^2$$

$$A = \pi r^2 = 4 \text{ m}^2 \rightarrow r = 1,13 \text{ m} \approx 1,15 \text{ m} \text{ alınır.}$$

$$V = A \cdot h = \pi r^2 \cdot h = 4,15 \text{ m}^3$$

Düşey milli pedal tipi karıştırıcı için 200 s^{-1} hız gradyanı seçilirse gerekli güç;

$$P = G^2 \cdot \mu \cdot V$$

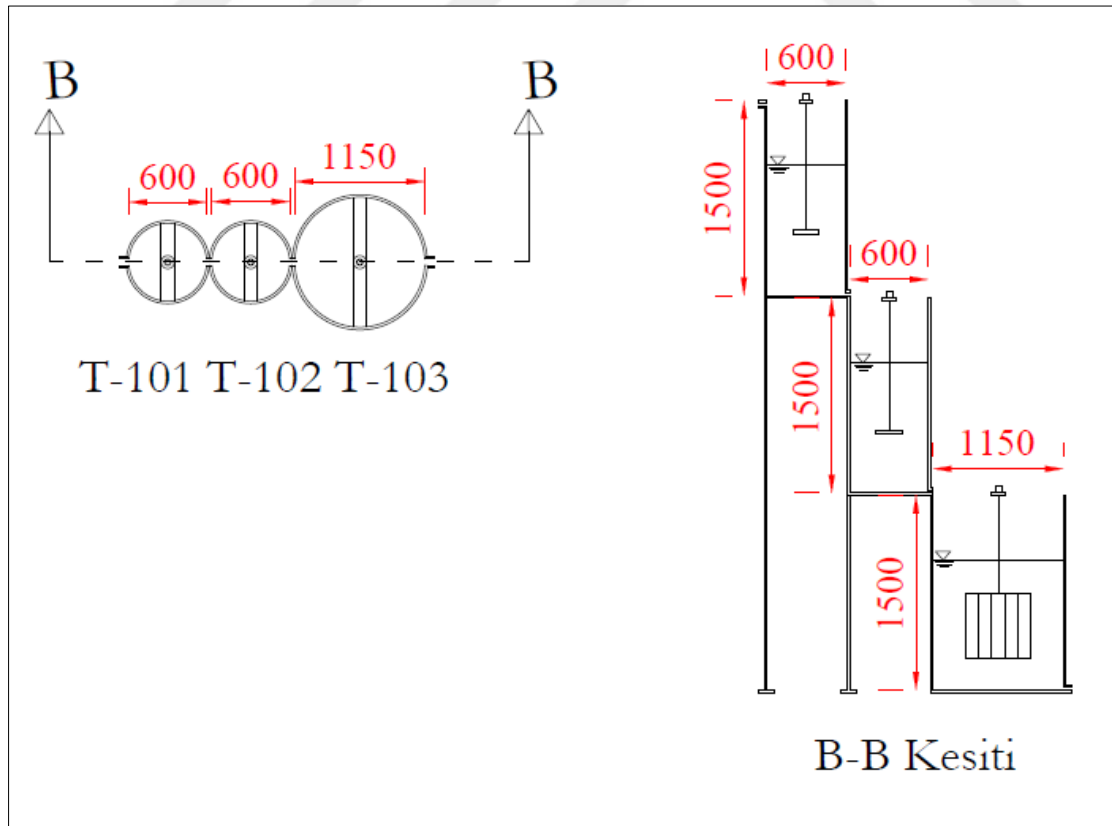
$$T = 15^\circ \text{C} \text{ için } \mu = 1,139 \cdot 10^{-3} \text{ Ns/m}^2, G = 200 \text{ s}^{-1}$$

$$P = 200^2 \cdot 1,139 \cdot 10^{-3} \cdot 4,15 = 189 \text{ W} = 0,19 \text{ kW}$$

Motorun %80 verimle çalıştığı varsayılırsa;

$$P_{\text{gerçek}} = P/\eta = 0,19/0,8 = 0,232 \text{ kW}$$

Karıştırma tanklarında tank başına 0,5 m emniyet boşluğu bırakılmıştır. Karıştırma tanklarına (T-101, T-102, T-103) ait plan ve kesitler Şekil 2.1'de mm cinsinden verilmiştir.



Şekil 2.1. Karıştırma tanklarının plan ve kesitleri

EK-3. Çöktürme tankı hesaplamaları ile plan ve kesitleri

Çöktürme tankında bekleme süresi 2 saat seçilirse,

$$V_{\text{çöktürme tankı}} = Q \cdot t = 12 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 2 \text{ h} = 24 \text{ m}^3$$

h_{tank} yüksekliği = 2m kabul edilirse;

$$A = V/h = 24/2 = 12 \text{ m}^2$$

$$A = \pi r^2 = 12 \text{ m}^2 \rightarrow r = 1,95 \text{ m} \approx 2 \text{ m alınır.}$$

$$V = A \cdot h = \pi r^2 \cdot h = 25,1 \text{ m}^3$$

Yüzey yükü (S) kontrol edilirse;

$$S = Q/A = 12/12,57 = 0,95 \approx 1 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h bulunur. İstenilen aralıktadır (1-2 m}^3/\text{m}^2\text{h) [58].}$$

Tasarım kabul edilir.

Oluşacak çamur; askıda katı madde gideriminden ve alüminyum sülfat eklenmesinden kaynaklanmaktadır. Askıda katı madde gideriminden oluşan çamur miktarı;

$$AKM = 5456 \text{ mg/l}$$

Optimizasyona göre AKM giderim verimi: %94,11

$$AKM \text{ çamuru} = 5456 \cdot 0,9411 = 5134,6 \text{ mg/l}$$

$$\text{Günlük oluşan çamur miktarı} = 5134,6 \text{ mg/l} \cdot 288 \text{ m}^3 = 1478,7 \text{ kg/gün}$$

Alüminyum sülfat ilavesinden oluşan çamur miktarı bulunurken aşağıdaki reaksiyondan faydalanılır.



Reaksiyonda bulunan alüminyum hidroksit ($\text{Al}(\text{OH})_3$) çamurdur. Reaksiyon göz önüne alınırsa günlük 87,55 kg alüminyum hidroksit elde edilir.

Günlük toplam çamur miktarı AKM ve oluşan alüminyum hidroksit toplamıdır.

$$\text{Toplam çamur miktarı} = 1478,7 + 87,55 = 1566,25 \text{ kg} = 1,57 \text{ ton}$$

Oluşan toplam çamurun katı madde oranı % 5 (% KM) ve özgül ağırlığı 1,03 (Pç, çamur yoğunluğu/su yoğunluğu) kabul edilirse [59];

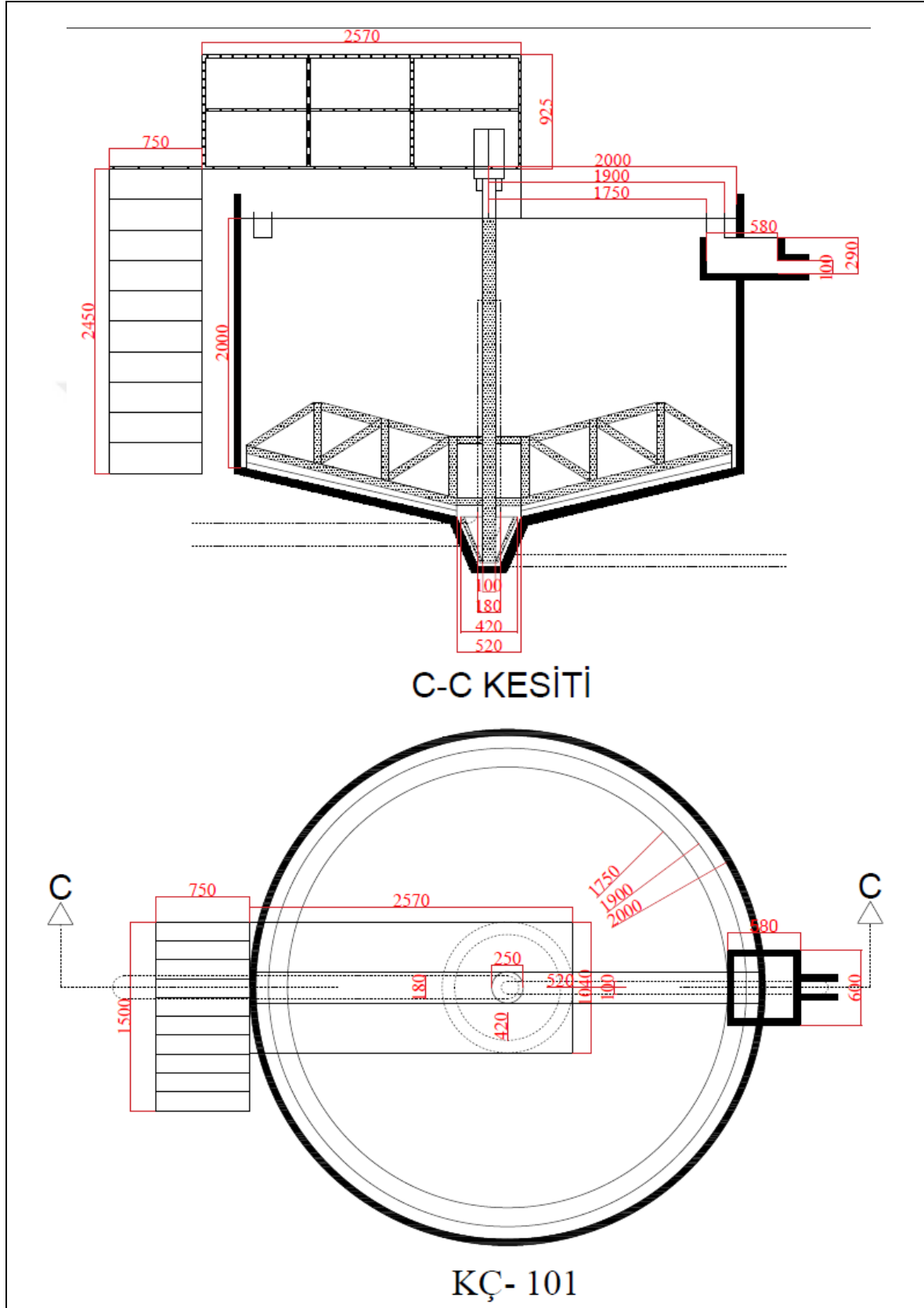
$$V_{\text{kimyasal çamur}} = \text{toplam çamur miktarı} / (\text{Pç} \cdot 1000 \cdot \% \text{ KM})$$

EK-3. (devam) Çöktürme tankı hesaplamaları ile plan ve kesitleri

$$V_{\text{kimyasal çamur}} = 1566,25 / (1,03 \cdot 1000 \cdot 0,05) = 30,41 \text{ m}^3/\text{gün}$$

Çöktürme tankında 0,2 m emniyet boşluğu bırakılmıştır. Çöktürme tankına (KÇ-101) ait plan ve kesitler Şekil 3.1’de mm cinsinden verilmiştir.

EK-3. (devam) Çöktürme tankı hesaplamaları ile plan ve kesitleri



Şekil 3.1. Çöktürme tankının plan ve kesitleri

EK-4. Ara dengeleme tankı hesaplamaları ile plan ve kesitleri

$$V_{\text{ara dengeleme tank}} = 50 \text{ m}^3$$

$$V = A \cdot h$$

$$h = 5 \text{ m}$$

$$A = 10 \text{ m}^2$$

$$A = \pi \cdot r^2 + 4r^2$$

$$r = 1,18 \text{ m bulunur.}$$

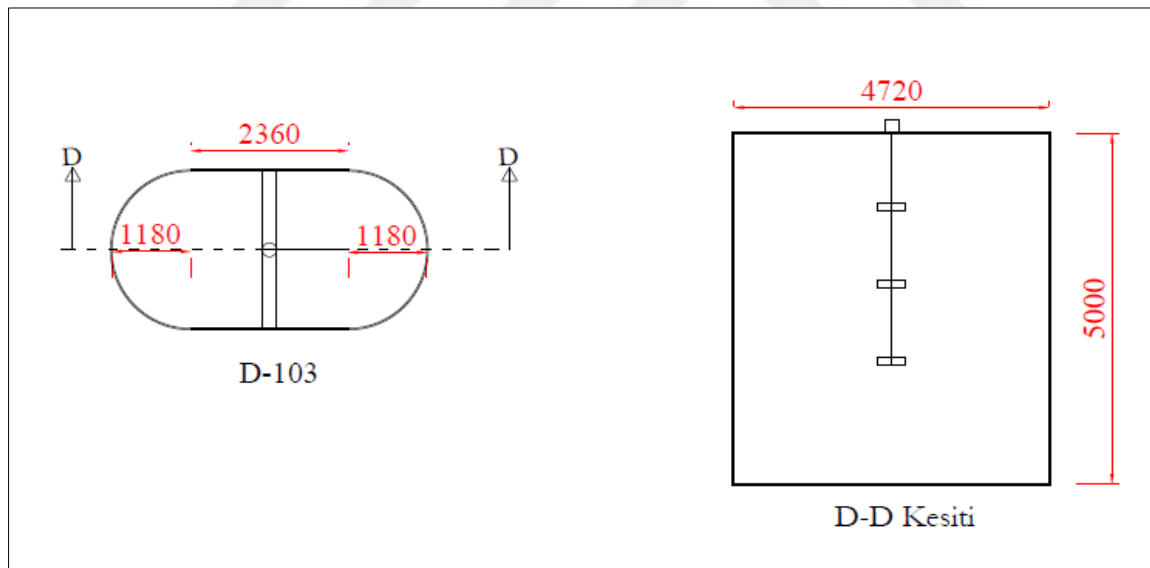
Enerji gereksinimi için m^3 başına 6 W seçilirse;

$$P = 50 \text{ m}^3 \cdot 6 \text{ W/m}^3 = 300 \text{ W} = 0,3 \text{ kW}$$

Motorun %80 verimle çalıştığı varsayılırsa;

$$P_{\text{gerçek}} = P / \eta = 0,3 / 0,8 = 0,375 \text{ kW}$$

Ara dengeleme tankına (D-103) ait plan ve kesitler Şekil 4.1’de mm cinsinden verilmiştir.



Şekil 4.1. Ara dengeleme tankının plan ve kesitleri

EK-5. Biyolojik arıtma hesaplamaları ile plan ve kesitleri

Havalandırma havuzu (H-101, H102)

Havuz Hacimi [37,57-59]

Havalandırma havuzu hacmi aşağıdaki eşitlik ile bulunur.

$$V = \frac{Q\theta_c Y(S_0 - S)}{X(1 + k_d \theta_c)}$$

$$V = \frac{306,8 \cdot 20 \cdot 0,25(2575 - 200)}{5000(1 + 0,06 \cdot 5)} = 331,2 \text{ m}^3 \cong 330 \text{ m}^3$$

Paralel dikdörtgen iki havuz yapılırsa;

$$V = 165 \text{ m}^3$$

h= 3 m kabul edilirse,

$$A = 55 \text{ m}^2$$

B=4 alınır,

$$A = B \cdot L \rightarrow L = 13,75 \text{ m}$$

$$V = 2(3 \cdot 4 \cdot 13,75) = 330 \text{ m}^3$$

Hidrolik Bekleme Süresi [37,57-59]

$$t = V/Q = 330 / 12,78 = 25,8 \text{ h}$$

Bekleme süresi uzun havalandırma aktif çamur prosesi için 18-36 saat arasındadır.

Yapılan tasarım uygundur.

Sistemde Oluşan Çamur Miktarı [37,57-59]

Sistemde oluşan çamur miktarı (P_x) aşağıdaki eşitlik ile bulunur.

$$P_x = QY'(S_0 - S)$$

Y' gözlenen verimdir.

$$Y' = \frac{Y}{1 + k_d \theta_c}$$

$$Y' = 0,25 / (1 + 0,06 \cdot 20) = 0,114 \text{ kg mikroorganizma/kg atık su}$$

$$P_x = 306,8 \cdot 0,114 \cdot (2575 - 200) = 83 \text{ kg/gün}$$

EK-5. (devam) Biyolojik arıtma hesaplamaları ile plan ve kesitleri

Gerçek çamur miktarı için;

$$P_s = P_x / 0,8 = 103,75 \text{ kg/gün}$$

Oluşan çamur miktarı;

$$P_x = \frac{dX}{dT} = \frac{X \cdot V}{\theta_c}$$

$$P_x = 5000 \cdot 10^{-3} \cdot 330 / 20 = 82,5 \text{ kg/gün}$$

hesaplanan çamur miktarı tasarıma göre uygundur.

Geri Devir Oranı [37,57-59]

Geri devir oranının hesaplanması aşağıdaki eşitlik ile bulunur.

$$X \cdot (Q + Q_r) = X_r \cdot Q_r$$

$$5000 \cdot (Q + Q_r) = 10000 \cdot Q_r$$

$$Q_r = Q = 12,78 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$R = Q_r / Q = 1 = \%100$$

Çıkış debisinin tamamı sisteme geri döndürülmelidir.

Oksijen İhtiyacı [37,57-59]

Oksijen ihtiyacı aşağıdaki eşitlik ile bulunur.

$$R_0 = \frac{Q(S_0 - S) \cdot 10^{-3}}{f} - 1,42 P_x$$

F; BOİ ile nihai BOİ arasındaki ilişkiyi veren orantıdır. f değeri 0,68 olarak sabit alınır.

$$R_0 = 306,8 \cdot (2575 - 200) \cdot 10^{-3} / 0,68 - 1,42 \cdot 83$$

$$R_0 = 953,7 \text{ kg O}_2/\text{gün}$$

Sisteme verilmesi gereken hava miktarı [37,57-59]

Havanın birim hacim ağırlığı $1,2 \text{ kg/m}^3$ 'dür. Havadaki oksijen oranı $\%23,2$ 'dir. Bu durumda,

$$\text{Teorik hava gereksinimi} = 953,7 / (1,2 \cdot 0,232) = 3425,6 \text{ m}^3/\text{gün}$$

Oksijen transfer verimi $\%8$ olduğundan verilmesi gereken hava miktarı,

$$3425,6 / 0,08 = 42820 \text{ m}^3/\text{gün} = 1784,2 \text{ m}^3/\text{h}$$

EK-5. (devam) Biyolojik arıtma hesaplamaları ile plan ve kesitleri

Oksijenlendirme kapasitesi aşağıdaki eşitlik ile bulunur.

$$O_c = \frac{R_0}{\alpha} * \frac{C_s^*}{C_{sT} - C_L} * \frac{k_{10}}{k_T}$$

O_c : Standart şartlardaki oksijen ihtiyacı, kg O_2 /gün

C_s^* : 10 °C’de çözülmüş oksijenin doygunluk değeri, 11,3 mg/l

α : Atık su katsayısı 0,7-0,9 arasında değer

C_{sT} : Atık suda T sıcaklıkta çözülmüş oksijenin doygunluk değeri, 20 °C’de 9,17 mg/l

C_L : Havalandırma havuzunda çözülmüş oksijen derişimi, 1-3 mg/l

k_{10}/k_T : Sıcaklık düzeltme katsayısı, 20 °C’de 0,83

$$O_c = 953,7 / 0,8 * 11,3 / (9,17 - 2) * 0,83$$

$$O_c = 1559,4 \text{ kg } O_2/\text{gün}$$

Difüzör Hesabı [37,57-59]

Basınçlı çubuk difüzörün birim hava debisi 10-20 m³ arasında olmalıdır. Difüzör delik çapı 0,2 mm ve hava debisi (q_a) 12 m³ hava/ m.h seçilirse Şekil 5.1’den % batma derinliği (μ_a) 4,4 bulunur.

$$\mu_a = \%4,4$$

$$\mu = \mu_a * D$$

Batma derinliği 2,7 m alınır,

$$\mu = 4,4 * 2,7 = \%11,88 \text{ bulunur.}$$

Hava debisi (A_R) aşağıda verilen eşitlik ile bulunur.

$$A_R = \frac{O_c}{\mu} * \frac{100}{C_A}$$

$$A_R = 1559,4 * 100 / 11,88 * 0,28$$

$$A_R = 46879,5 \text{ m}^3 \text{hava/gün} = 1953,3 \text{ m}^3 \text{hava/h}$$

Difüzörün boyu,

$$L = A_R / q_a$$

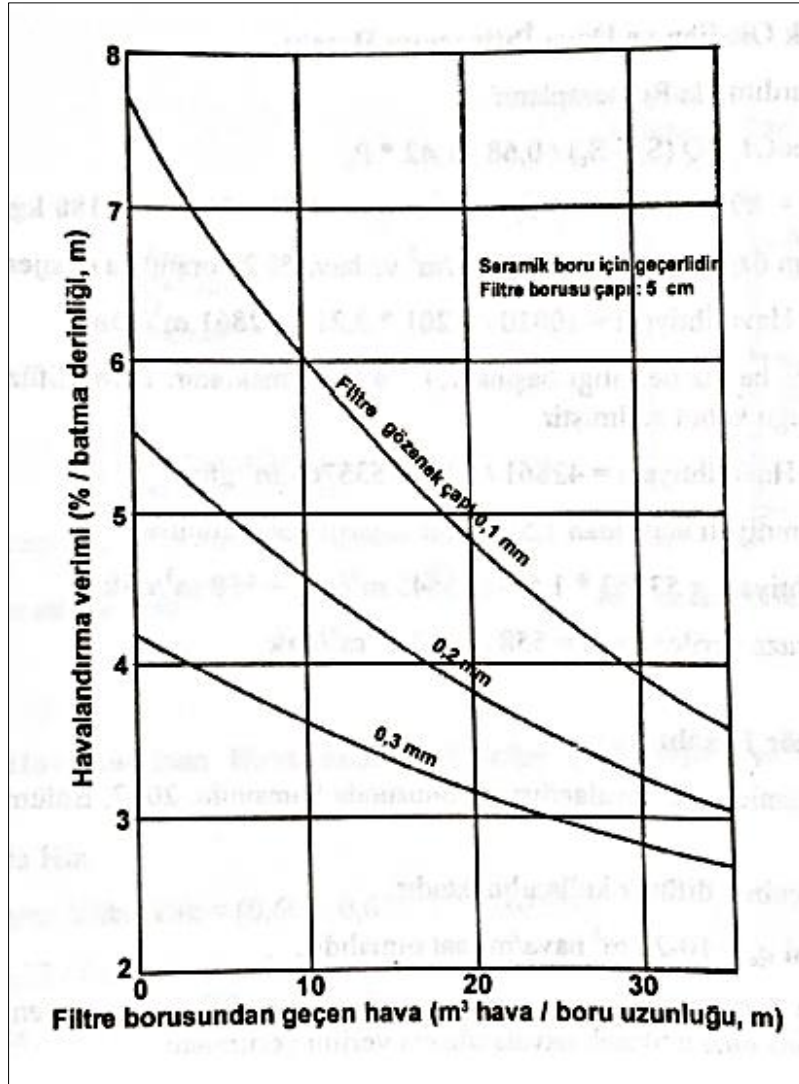
$$L = 1953,3 / 12 = 162,8 \text{ m}$$

$$2 \text{ adet havuz olduğuna göre } L = 162,8 / 2 = 81,4 \text{ m}$$

Kullanılacak difüzörün boyu standart 50 cm olduğuna göre,

$$81,4 / 0,5 = 162,8 \approx 160 \text{ adet tüp kullanılır.}$$

EK-5. (devam) Biyolojik arıtma hesaplamaları ile plan ve kesitleri



Şekil 5.1. Gözenekli filtre boruları ve havalandırma

2 havuzun birinde; $160/2=80$ adet kullanılır.

Her havuzda 10 tane askı çubuğu ve her askı çubuğunda 8 tane difüzör bulunacaktır.

Blower seçimi [37,57-59]

Seçilen körük (blower) ekipmanı; 2 körük (blower) $1500 \text{ m}^3\text{hava/h}$ kapasiteli seçilir.

Toplam blower kapasitesi= $2*1500=3000 \text{ m}^3\text{hava/h}$

Rezerv kapasitesi= $((3000-1953,3)/3000)*100= \%34,9$

EK-5. (devam) Biyolojik arıtma hesaplamaları ile plan ve kesitleri

1500 m³ hava kapasiteli bir blower ortalama saatlik 25 kW enerji harcamaktadır. Bu durumda havalandırma işlemi saatlik 50 kW'lık enerji harcar.

Son çöktürme havuzu (Ç-101, Ç-102)

Son çöktürme havuzu yüzeysel hidrolik yük 0,6 m³/m²h ve bekleme süresi 4 saat seçilir.

Buna göre;

$$S=Q/A \rightarrow A=12,78/0,6=21,3 \text{ m}^2$$

2 adet havalandırma havuzu olduğu için 2 adet çöktürme havuzu olmalıdır. Bu durumda;

$$A=21,3/2=10,65 \approx 11 \text{ m}^2$$

Havuz hacmi

$$V=Q \cdot t=12,78 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 4 \text{ h}=51,1 \text{ m}^3$$

Tek havuzun hacmi,

$$V=51,1/2=25,56 \approx 26 \text{ m}^3$$

$$V=A \cdot h$$

$$h=26/11=2,36 \approx 2,4 \text{ m}$$

$$A=\pi \cdot r^2$$

$$r=(11/\pi)^{1/2}=1,87 \approx 2 \text{ m}$$

$$V=2,4 \cdot \pi \cdot 2^2=30,16 \text{ m}^3$$

$$V_T=60,32 \text{ m}^3$$

Buna göre hesaplanan bekletilme süresi,

$$t=V/Q$$

$$t=60,32/12,78=4,72 \text{ h}$$

Klorlama havuzu (KT-101)

Temas süresi 20 dk seçilirse;

$$Q=22,78 \text{ m}^3/\text{h}=546,8 \text{ m}^3/\text{gün}$$

$$V=Q \cdot t=22,78 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 0,33 \text{ h}=7,6 \text{ m}^3 \approx 8 \text{ m}^3 \text{ alınır.}$$

$h=3 \text{ m}$ ise,

EK-5. (devam) Biyolojik arıtma hesaplamaları ile plan ve kesitleri

$$A=V/h=8/3=2,67 \text{ m}^2 \approx 3 \text{ m}^2 \text{ alınır.}$$

$L/B=20$ alınır,

$$A=20B*B \rightarrow 20B^2=3$$

$$B=0,39 \text{ m} \approx 0,4 \text{ m} \quad L=8 \text{ m} \text{ bulunur.}$$

$$V=3*8*0,4=9,6 \text{ m}^3$$

t kontrolü;

$$t=V/Q=9,6/22,78=0,42 \text{ h}=25,3 \text{ dk} \quad t<30 \text{ dk} \text{ olduğuna göre tasarım kabul edilir.}$$

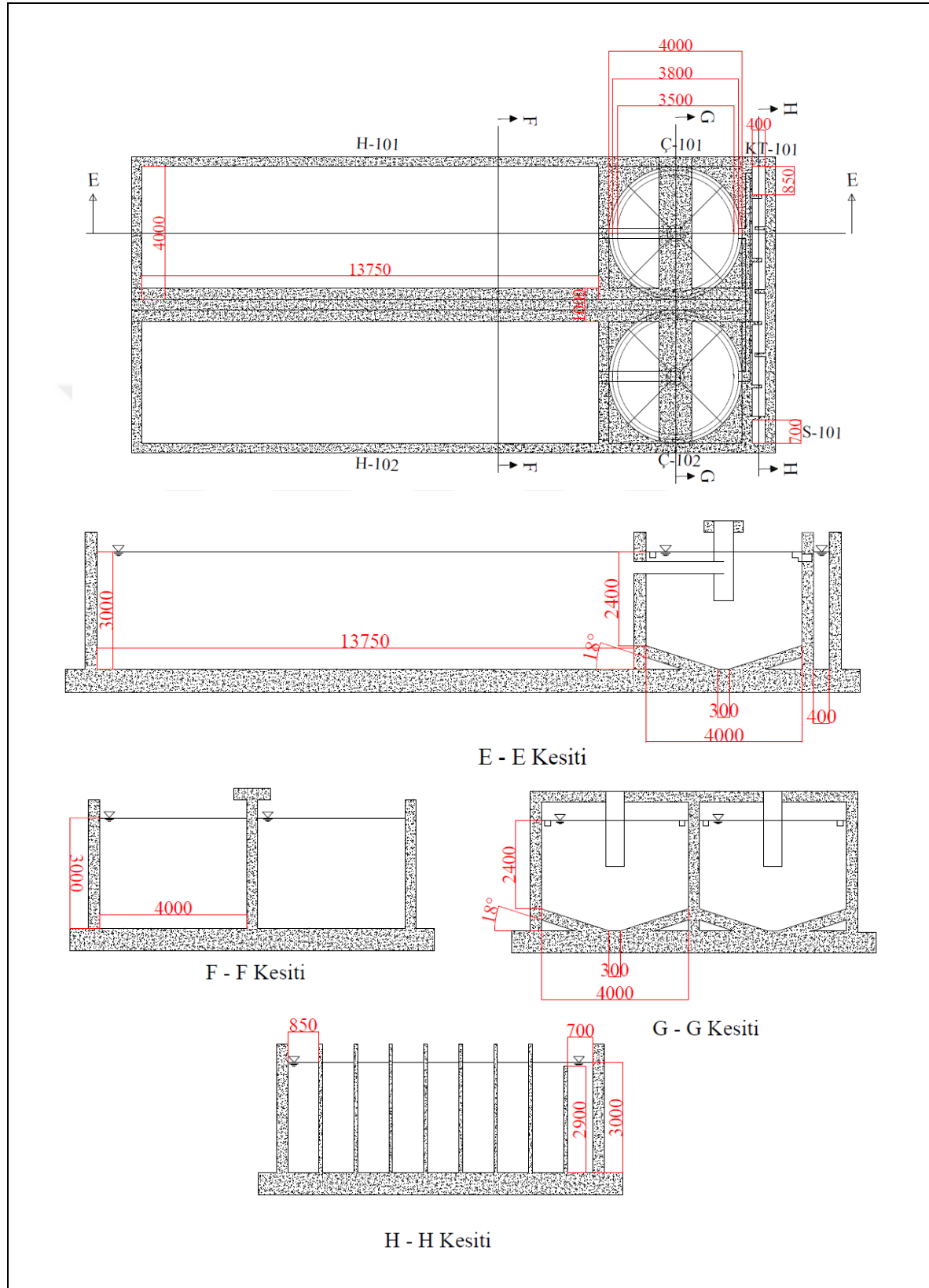
Klor miktarı

m^3 başına 3 g klor ihtiyacı seçilmiştir. Klor beslemesi 24 saat yapılacaktır. Buna göre;
 $546,7*3=1640,1 \text{ g/gün}=1,64 \text{ kg/gün}$ bulunur.

Klorlamada sodyum hipoklorit kullanılacaktır. Sodyum hipokloritte %95 klor bulunur.
 Buna göre gerekli sodyum hipoklorit miktarı; $1,64/0,95=1,73 \text{ kg/gün}$

Biyolojik arıtma tesisinde 0,5 m emniyet boşluğu bırakılmıştır. Biyolojik arıtmaya ait plan ve kesitler Şekil 5.1’de mm cinsinden verilmiştir.

EK-5. (devam) Biyolojik arıtma hesaplamaları ile plan ve kesitleri



Şekil 5.1. Havalandırma havuzu, son çöktürme tankı, klorlama havuzu ve numune alma bölümü plan ve kesitleri

EK-6. Çamur yoğunlaştırma tankı hesaplamaları ile plan ve kesitleri

Çamur yoğunlaştırma tankı için gerekli alan toplam çamurun yüzeysel hidrolik yüke bölünmesiyle bulunur.

$$A = 1566,25 / 50 = 31,3 \text{ m}^2$$

$$A = \pi r^2 = 31,3 \text{ m}^2 \rightarrow r = 3,16 \text{ m}$$

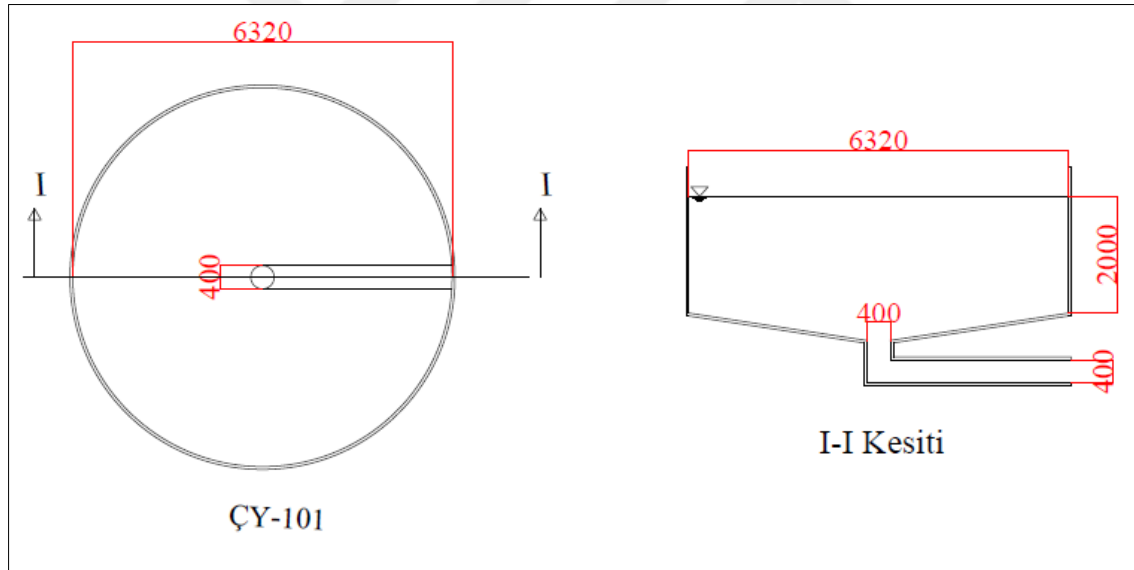
$h = 2 \text{ m}$ seçilirse;

$$V = A * h = \pi r^2 * h = 62,74 \text{ m}^3$$

Çamur bekletme süresi;

$$t = V/Q = 62,74 / 30,41 = 2,06 \text{ gün} = 49,4 \text{ saat}$$

Çamur yoğunlaştırma tankında 0,5 m emniyet boşluğu bırakılmıştır. Çamur yoğunlaştırma tankına (ÇY-101) ait plan ve kesitler Şekil 6.1’de mm cinsinden verilmiştir



Şekil 6.1. Çamur yoğunlaştırma tankı plan ve kesitleri



GAZİ GELECEKTİR..