

**TEKİRDAĞ İLİ DÜZENLİ DEPOLAMA SAHASI  
SIZINTI SULARININ ARITIM METOTLARININ  
İNCELENMESİ**

**EVREN ŞAHİNCİ  
YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**DANIŞMAN: DOÇ. DR. YALÇIN GÜNEŞ**

**2014**

**T.C.**  
**NAMIK KEMAL ÜNİVERSİTESİ**  
**FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**TEKİRDAĞ İLİ DÜZENLİ DEPOLAMA SAHASI SIZINTI SULARININ**  
**ARITIM METOTLARININ İNCELENMESİ**

**ÇEVRE MÜHENDİSİ EVREN ŞAHİNCİ**  
**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ BÖLÜMÜ**

**DANIŞMAN: DOÇ. DR. YALÇIN GÜNEŞ**

**TEKİRDAĞ-2014**

**Her hakkı saklıdır**

**Bu çalışma NKÜ Bilimsel Araştırma Projeleri birimi tarafından  
NKUBAP.00.17.YL.12.03 nolu proje ile desteklenmiştir.**

Doç. Dr. Yalçın GÜNEŞ danışmanlığında, Çevre Mühendisi Evren ŞAHİNCİ tarafından hazırlanan “ Tekirdağ İli Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Sularının Arıtım Metotlarının İncelenmesi” isimli bu çalışma aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Bölümü’nde Yüksek Lisans Tezi olarak oy birliği ile kabul edilmiştir.

Jüri Başkanı : Doç. Dr. Ali Rıza DİNÇER *İmza* :

Üye : Yrd. Doç. Dr. Yalçın GÜNEŞ *İmza* :

Üye : Yrd. Doç. Dr. Aylin YILDIZ *İmza* :

Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu adına

Prof. Dr. Fatih KONUKCU

**Enstitü Müdürü**

## ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

# TEKİRDAĞ İLİ DÜZENLİ DEPOLAMA SAHASI SIZINTI SULARININ ARITIM METOTLARININ İCELENMESİ

**Evren ŞAHİNCİ**

Namık Kemal Üniversitesi  
Fen Bilimleri Enstitüsü  
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Yalçın GÜNEŞ

Bu çalışmanın amacı Tekirdağ İli Düzenli Depolama Sahasından farklı mevsimlerde alınan sızıntı suyu numunelerinin ozonlama, fenton ve koagülasyon+flokülasyon prosesleri ile bunların kombinasyonları uygulanarak arıtılması ve elde edilen sonuçların değerlendirilmesidir. Alınan ham numunelerin KOİ değerleri sırasıyla 2572, 2238 ve 1874 mg/L olarak ölçülmüştür. Fenton prosesinde ilk numunede en uygun H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> dozu 13200 mg/L, en uygun FeSO<sub>4</sub> dozu ise 9900 mg/L olarak bulunmuştur. Bu numunede fenton işlemi ile KOİ giderim verimi %80'ler civarındadır. Ham atıksularda 120 dakikalık ozonlama işlemi sonucunda sırasıyla %14,5, %24,4 ve % 31,8 KOİ giderim verimleri elde edilmiştir. Ham atıksuya koagülasyon-flokülasyon uygulamalarında birinci numunede %40,5, ikinci numunede %46,8 ve üçüncü numunede ise %55,2 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Ayrıca demir bazlı koagülantların alüminyum bazlı koagülantlara göre daha verimli olduğu sonucuna ulaşılmıştır. Ozonlama işlemi sonrası koagülasyon-flokülasyon verimleri ise KOİ bazında sırasıyla %65, %65 ve %67 olarak bulunmuştur. Elde edilen sonuçlar bu yöntemlerin kurulacak bir biyolojik arıtmaya ön arıtma niteliğinde olabileceğini göstermektedir.

**Anahtar kelimeler:** katı atık, düzenli depolama, sızıntı suyu, Fenton, ozonlama, koagülasyon-flokülasyon

**2014, 82 sayfa**

## **ABSTRACT**

MSc. Thesis

### **EVALUATION OF TREATMENT METHODS OF TEKİRDAĞ PROVINCE SANITARY LANDFILL LEACHATE**

**Evren ŞAHİNCİ**

Namık Kemal University  
Graduate School of Natural and Applied Sciences  
Department of Environmental Engineering

Supervisor: Assist. Prof. Yalçın GÜNEŞ

The aim of this study is to evaluate the results that obtained using combination of ozonation, coagulation-flocculation and Fenton processes to the sanitary landfill leachate of Tekirdağ province. The COD values of raw wastewater was measured as 2572, 2238 and 1874 mg/L respectively. Optimum dose of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> was found as 13200 mg/L, and optimum dose of FeSO<sub>4</sub> was found as 9900 mg/L for first wastewater in Fenton process. The COD removal efficiency of this sample by using Fenton process found as nearly %80. For raw wastewater, 14.5%, 24.4 % and 31.8 % COD removal efficiency was obtained by 120 minutes ozonation. The COD removal efficiency was found as 40.5 % for first sample, 46.8 % for second sample and 55.2% for third sample by using coagulation-flocculation. Additionally it was found that ferric coagulants are more effective than the aluminum ones. The removal efficiencies in the term of COD of coagulation-flocculation after ozonation were found as 65%, 65%, and 67% respectively. The results revealed that these methods can be used as pre-treatment for a biological treatment system.

**Keywords:** solid waste, sanitary landfill, leachate, Fenton, ozonation, coagulation flocculation.

**2014, 82 pages**

## **ÖNSÖZ**

Yüksek Lisans tez çalışmam boyunca her aşamada benden bilgi ve desteğini hiç esirgemeyen, bilimsel katkılarını sunan danışman hocam Namık Kemal Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü Öğretim Üyelerinden Sn. Doç Dr. Yalçın GÜNEŞ'e ve Sn. Yard. Doç. Dr. Elçin GÜNEŞ'e saygı ve teşekkürlerimi sunarım.

## SİMGELER DİZİNİ

AC	Aktif Karbon
AOX	Azot Oksitler
BOİ5	Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
BOİ5/ KOİ	Biyokimyasal Oksijen İhtiyacının Kimyasal Oksijen İhtiyacına Oranı
Ca	Kalsiyum
Cd	Kadmiyum
CO <sub>2</sub>	Karbon di Oksit
Cr	Krom
Cu	Bakır
DOC	Çözünmüş Organik Karbon
Fe	Demir
g/m <sup>3</sup>	Gram/metre küp
kJ/kg	Kilojule/kilogram
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
kWh/kgO <sub>3</sub>	Kilovattsaat/kilogram Ozon
L	Litre
Mg	Magnezyum
mL	Mililitre
NH <sub>3</sub> -N	Amonyum Azotu
Pb	Kurşun
PO <sub>4</sub> -P	Fosfat
ppm	Parts Per Million
SO <sub>4</sub>	Sülfat
UF	Ultrafiltrasyon
UV	Ultraviyole



# İÇİNDEKİLER

## Sayfa

ÖZET .....	i
ABSTRACT.....	ii
ÖNSÖZ .....	iii
SİMGELER DİZİNİ.....	iv
İÇİNDEKİLER.....	v
ŞEKİLLER DİZİNİ .....	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ .....	x
<b>1. GİRİŞ</b> .....	<b>1</b>
1. Problemin Tanımı.....	1
1.1. Amaç ve Kapsam.....	2
<b>2. KURAMSAL TEMELLER.....</b>	<b>3</b>
2.1. Yasal Çerçeve.....	6
2.2. Sızıntı Suları.....	8
2.2.1. Sızıntı suyu oluşumu ve kontrolü.....	8
2.2.2. Sızıntı suyu arıtımı.....	14
2.2.2.1. Dahili sızıntı suyu arıtımı.....	15
2.2.2.2. Harici sızıntı suyu arıtımı.....	16
2.2.2.2.1. Sızıntı sularının kentsel atıksular ile birlikte arıtımı.....	16
2.2.2.2.2. Sızıntı sularının yerinde arıtımı.....	17
<b>3. OZON OKSİDASYONU VE FENTON PROSESİ.....</b>	<b>21</b>
3.1. Ozon Oksidasyonu.....	21
3.1.1. Ozonun tarihçesi.....	21
3.1.2. Ozonun fiziksel ve kimyasal özellikleri.....	22
3.1.3. Ozon üretimi.....	24
3.1.3.1. Ozonun doğal olarak oluşumu.....	24
3.1.3.2. Ozonun yapay olarak üretimi.....	25
3.1.3.3. Ozon üretim prosedürü.....	26
3.1.4. Ozonun sudaki reaksiyonları.....	27
3.1.5. Ozon gazının direkt reaksiyonları.....	28
3.1.5.1. Halka eklenmesi reaksiyonu.....	28
3.1.5.2. Elektrofilik reaksiyonlar.....	28
3.1.5.3. Nükleofilik reaksiyonlar.....	29
3.1.5.4. Oksidasyon-redüksiyon reaksiyonları.....	30
3.1.6. Ozon gazının indirekt reaksiyonları.....	31

3.1.6.1.Başlama reaksiyonu.....	32
3.1.6.2.Radikal zincir reaksiyonu.....	32
3.1.6.3.Bitiş reaksiyonu.....	33
3.1.7.Ozonun sudaki kararlılığı.....	33
3.1.8.Ozonun bozunması.....	35
3.1.8.1.Sıcaklık faktörü.....	36
3.2.Fenton Prosesi.....	36
3.2.1.pH etkisi.....	37
3.2.2.H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> etkisi.....	38
3.2.3.Demir iyonu etkisi.....	38
3.2.4.Fe/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> oranının etkisi.....	39
3.3. Ozonlama ve Fenton Prosesleri Kullanılarak Sızıntı Suyu Arıtılabilirlik Testleri Yapılan Örnek Çalışmalar.....	39
<b>4. MATERYAL ve YÖNTEM.....</b>	<b>41</b>
4.1.Deneysel Düzenek Planı.....	41
4.2.Tekirdağ İli Düzenli Depolama Sahası Hakkında.....	42
4.3.Sızıntı Suyu Karakterizasyonu.....	45
4.4.Deneyleerin Yürütülüşü.....	46
4.4.1.Fenton prosesinin yürütülüşü.....	46
4.4.2.Ozon oksidasyonunun yürütülüşü.....	46
4.4.3.Kimyasal arıtmanın yürütülüşü.....	50
4.5. Ölçüm ve Analiz.....	52
<b>5. ARAŞTIRMA BULGULARI.....</b>	<b>53</b>
5.1. 1.Numune ile Elde Edilen Sonuçlar.....	53
5.1.1.Fenton prosesi uygulaması sonuçları.....	53
5.1.2.Ozonlama uygulamasının sonuçları.....	56
5.1.3.Koagülasyon ve flokülasyon sonrası ozonlama uygulamasının sonuçları.....	57
5.1.3.1. FeCl <sub>3</sub> ile koagülasyon ve flokülasyon uygulaması sonuçları.....	57
5.1.3.2. Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ile koagülasyon ve flokülasyon uygulaması sonuçları.....	58
5.1.4.Koagülasyon ve flokülasyon prosesinin ardından yapılan ozonlama çalışması ile elde edilen sonuçlar.....	59
5.1.5.Ozonlama sonrası kimyasal arıtma uygulamasının sonuçları.....	61
5.2. 2. Numune ile Elde Edilen Sonuçlar.....	61
5.2.1.Fenton prosesi uygulaması sonuçları.....	61

5.2.2. Ozonlama uygulamasının sonuçları.....	64
5.2.3. Koagülasyon ve flokülasyon sonrası ozonlama uygulamasının sonuçları.....	65
5.2.3.1. Fecl <sub>3</sub> ile koagülasyon ve flokülasyon uygulaması sonuçları.....	65
5.2.3.2. Al <sub>2</sub> (So <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ile koagülasyon ve flokülasyon uygulaması sonuçları.....	66
5.2.4. Koagülasyon ve flokülasyon prosesinin ardından yapılan ozonlama çalışması ile elde edilen sonuçlar.....	67
5.2.5. Ozonlama sonrası kimyasal arıtma uygulamasının sonuçları.....	68
5.3. 3. Numune İle Elde Edilen Sonuçlar.....	68
5.3.1. Fenton prosesi uygulaması sonuçları.....	68
5.3.2. Ozonlama uygulamasının sonuçları.....	71
5.3.3. Koagülasyon ve flokülasyon sonrası ozonlama uygulamasının sonuçları.....	72
5.3.3.1. Fecl <sub>3</sub> ile koagülasyon ve flokülasyon uygulaması sonuçları.....	72
5.3.3.2. Al <sub>2</sub> (So <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ile koagülasyon ve flokülasyon uygulaması sonuçları.....	73
5.3.4. Koagülasyon ve flokülasyon prosesinin ardından yapılan ozonlama çalışması ile elde edilen sonuçlar.....	74
5.3.5. Ozonlama sonrası kimyasal arıtma uygulamasının sonuçları.....	75
<b>6. TARTIŞMA VE SONUÇ.....</b>	<b>76</b>
<b>7. KAYNAKLAR.....</b>	<b>77</b>
<b>ÖZGEÇMİŞ.....</b>	<b>82</b>

## ŞEKİLLER DİZİNİ

### Sayfa

Şekil 2.1. :	Atık Yönetimi Süreçleri .....	3
Şekil 2.2. :	Katı Atık Yönetimi Mevzuatının Ana Öğeleri.....	7
Şekil 2.3. :	Katı Atık Yönetimi Süreçleri.....	8
Şekil 2.4. :	Katı Atık Düzenli Depolama Sahası Girdi ve Çıktıları.....	8
Şekil 2.5. :	Sızıntı Suyu ve Depo Gazı Yönetim Alternatifleri.....	14
Şekil 2.6. :	Harici Sızıntı Suyu Arıtımı Uygulamaları.....	16
Şekil 2.7. :	Türkiye’de Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi Bulunan İllerin Haritada Gösterimi.....	20
Şekil 3.1. :	Ozon Molekülünün Yapısı.....	22
Şekil 3.2. :	Corona Deşarj Yönteminin Şematik Gösterimi.....	26
Şekil 3.3. :	Ozon Prosesinin Şematik Diyagramı.....	26
Şekil 3.4. :	Ozonlama Esnasında Substratların Oksidasyon Yolları.....	27
Şekil 3.5. :	Doymamış Bağlarda Dipolar Halka Eklenmesi.....	28
Şekil 3.6. :	Ozonide Yapısının Parçalanması.....	28
Şekil 3.7. :	Aromatik Bileşikler İle Ozonun Elektrofilik Reaksiyonu.....	29
Şekil 3.8. :	Aromatik Bileşiklerin Ozonlama Sistemine Uygunluğu.....	30
Şekil 3.9. :	Ozonun Bozunma Zinciri.....	32
Şekil 4.1. :	DeneySEL Düzenek Planının Şematik Olarak Gösterimi.....	41
Şekil 4.2. :	Tekirdağ İli Düzenli Depolama Sahası Genel Vaziyet Planı.....	42
Şekil 4.3. :	Sahadan Çeşitli Fotoğraflar.....	43
Şekil 4.4. :	Karışık Atığın İçerisindeki Ana Atık Bileşenlerinin Dağılımı.....	44
Şekil 4.5. :	Deneylerde Kullanılan Temas Reaktörü ve Gaz Yıkama Şişeleri.....	47
Şekil 4.6. :	Ozonlama Sistemi Gaz Yıkama Şişeleri.....	48
Şekil 4.7. :	Laboratuvar Ölçekli Ozonlama Sisteminin Bir Görünüşü.....	48
Şekil 4.8. :	Numunelerin Karıştırma Anı.....	51
Şekil 4.9. :	Numunelerin Çökme İçin Bekleme Anı.....	51
Şekil 5.1. :	1. Numune için Sızıntı Suyuna Uygulanan Fenton Prosesi Esnasında Farklı H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> Dozlarında KOI Giderim Veriminin Değişimi Grafiği.....	54
Şekil 5.2. :	1. Numune için Sızıntı Suyuna Uygulanan Fenton Prosesi Esnasında Farklı FeSO <sub>4</sub> Dozlarında KOI Giderim Veriminin Değişimi.....	55
Şekil 5.3. :	1. Numune için Ham Sızıntı Suyuna Farklı Sürelerde Ozon Uygulanması Sonucu KOI Giderim Veriminin Değişimi Grafiği.....	56
Şekil 5.4. :	1. Numune için FeCl <sub>3</sub> ile Uygulanan Koagülasyon+Flokülasyon Prosesi Sonucu KOI Giderim Veriminin Değişimi Grafiği.....	58
Şekil 5.5. :	1. Numune için Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ile Uygulanan Koagülasyon+Flokülasyon Prosesi Sonucu Giderim Veriminin Değişimi Grafiği.....	59
Şekil 5.6. :	1. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Sonrası Uygulanan Ozonlama İşleminin Ardından KOI Giderim Veriminin Değişimi Grafiği	60
Şekil 5.7. :	2. Numune için Sızıntı Suyuna Uygulanan Fenton Prosesi Esnasında Farklı H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> Dozlarında KOI Giderim Veriminin Değişimi Grafiği.....	62
Şekil 5.8. :	2. Numune için Sızıntı Suyuna Uygulanan Fenton Prosesi Esnasında Farklı FeSO <sub>4</sub> Dozlarında KOI Giderim Veriminin Değişimi.....	63
Şekil 5.9. :	2. Numune için Ham Sızıntı Suyuna Farklı Sürelerde Ozon Uygulanması Sonucu KOI Giderim Veriminin Değişimi Grafiği.....	64
Şekil 5.10.:	2. Numune için FeCl <sub>3</sub> ile Uygulanan Koagülasyon+Flokülasyon Prosesi Sonucu KOI Giderim Veriminin Değişimi Grafiği.....	65

Şekil 5.11. :	2. Numune için $Al_2(SO_4)_3$ ile Uygulanan Koagülasyon+Flokülasyon Prosesi Sonucu Giderim Veriminin Değişimi Grafiği.....	66
Şekil 5.12. :	2. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Sonrası Uygulanan Ozonlama İşleminin Ardından KOI Giderim Veriminin Değişimi Grafiği.....	67
Şekil 5.13. :	3. Numune için Sızıntı Suyuna Uygulanan Fenton Prosesi Esnasında Farklı $H_2O_2$ Dozlarında KOI Giderim Veriminin Değişimi Grafiği.....	69
Şekil 5.14. :	3. Numune için Sızıntı Suyuna Uygulanan Fenton Prosesi Esnasında Farklı $FeSO_4$ Dozlarında KOI Giderim Veriminin Değişimi.....	70
Şekil 5.15. :	3. Numune için Ham Sızıntı Suyuna Farklı Sürelerde Ozon Uygulanması Sonucu KOI Giderim Veriminin Değişimi Grafiği.....	71
Şekil 5.16. :	3. Numune için $FeCl_3$ ile Uygulanan Koagülasyon+Flokülasyon Prosesi Sonucu KOI Giderim Veriminin Değişimi Grafiği.....	72
Şekil 5.17. :	3. Numune için $Al_2(SO_4)_3$ ile Uygulanan Koagülasyon+Flokülasyon Prosesi Sonucu Giderim Veriminin Değişimi Grafiği.....	73
Şekil 5.18. :	3. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Sonrası Uygulanan Ozonlama İşleminin Ardından KOI Giderim Veriminin Değişimi Grafiği.....	74

## ÇİZELGELER DİZİNİ

### Sayfa

Çizelge 2.1.	: Katı Atık Yönetiminde Paydaşlar.....	4
Çizelge 2.2.	: II.Sınıf Düzenli Depolama Tesisleri İçin Depolanabilme Kriterleri.....	6
Çizelge 2.3.	: Sızıntı Suyu Miktarları.....	10
Çizelge 2.4.	: Evsel Katı Atık Sızıntı Suyu Bileşimi.....	11
Çizelge 2.5.	: Sızıntı Suyu Genel Karakterinin Fazlara Göre Değişimi.....	12
Çizelge 2.6.	: Sızıntı Suyu Arıtımında Kullanılan Fiziksel, Kimyasal ve Biyolojik İşlemler.....	18
Çizelge 2.7.	: Dünya Geneline Sızıntı Suyu Arıtma Uygulamaları Örnekleri.....	19
Çizelge 3.1.	: Ozon Gazının Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri.....	23
Çizelge 3.2.	: Su ve Atıksu Arıtımında Bazı Oksidantların Oksidasyon Potansiyelleri...31	
Çizelge 3.3.	: Stahelin, Hoigne ve Bühler'e Göre Saf Suda Ozonun Bozunma Mekanizması.....	34
Çizelge 3.4.	: Tomiyasu, Fukutomi ve Gordon'a Göre Alkali Ortamda Saf Suda Ozonun Bozunma Mekanizması.....	35
Çizelge 3.5.	: Farklı Sıcaklıklarda Gaz ve Ozonun Yarılanma Ömrü.....	36
Çizelge 4.1.	: Tesise Gelen Atıkların Ana Bileşimi.....	44
Çizelge 4.2.	: Sızıntı Suyu Analiz Sonuçları.....	45
Çizelge 5.1.	: Sızıntı Suyu Numunelerinin Karakterizasyonu.....	53
Çizelge 5.2.	: 1. Numune için Ham Atıksuya Fenton Prosesi Uygulanması Esnasında En Uygun H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> Dozunun Belirlenmesi.....	53
Çizelge 5.3.	: 1. Numune için Ham Atıksuya Fenton Prosesi Uygulanması Esnasında En Uygun FeSO <sub>4</sub> Dozunun Belirlenmesi.....	55
Çizelge 5.4.	: 1. Numune için Ham Sızıntı Suyuna Uygulanan Ozon Sonrası Elde Edilen Veriler.....	56
Çizelge 5.5.	: 1. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Prosesinde Koagülant Olarak FeCl <sub>3</sub> Kullanılması Sonucu Elde Edilen Veriler.....	57
Çizelge 5.6.	: 1. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Prosesinde Koagülant Olarak Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> Kullanılması Sonucu Elde Edilen Veriler.....	58
Çizelge 5.7.	: 1. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Prosesinden Sonra Farklı Sürelerde Gerçekleştirilen Ozonlama ile Elde Edilen Veriler.....	60
Çizelge 5.8.	: 1. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Sonrası Ozonlama İşlemi Sonucu Elde Edilen Genel Veriler.....	61
Çizelge 5.9.	: 2. Numune için Ham Atıksuya Fenton Prosesi Uygulanması Esnasında En Uygun H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> Dozunun Belirlenmesi.....	62
Çizelge 5.10.	: 2. Numune için Ham Atıksuya Fenton Prosesi Uygulanması Esnasında En Uygun FeSO <sub>4</sub> Dozunun Belirlenmesi.....	63
Çizelge 5.11.	: 2. Numune için Ham Sızıntı Suyuna Uygulanan Ozon Sonrası Elde Edilen Veriler.....	64
Çizelge 5.12.	: 2. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Prosesinde Koagülant Olarak FeCl <sub>3</sub> Kullanılması Sonucu Elde Edilen Veriler.....	65
Çizelge 5.13.	: 2. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Prosesinde Koagülant Olarak Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> Kullanılması Sonucu Elde Edilen Veriler.....	66
Çizelge 5.14.	: 2. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Prosesinden Sonra Farklı Sürelerde Gerçekleştirilen Ozonlama ile Elde Edilen Veriler.....	67
Çizelge 5.15.	: 2. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Sonrası Ozonlama İşlemi Sonucu Elde Edilen Genel Veriler.....	68

Çizelge 5.16.	: 3. Numune için Ham Atıksuya Fenton Prosesi Uygulanması Esnasında En Uygun $H_2O_2$ Dozunun Belirlenmesi.....	69
Çizelge 5.17.	: 3. Numune için Ham Atıksuya Fenton Prosesi Uygulanması Esnasında En Uygun $FeSO_4$ Dozunun Belirlenmesi.....	70
Çizelge 5.18.	: 3. Numune için Ham Sızıntı Suyuna Uygulanan Ozon Sonrası Elde Edilen Veriler.....	71
Çizelge 5.19.	: 3. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Prosesinde Koagülant Olarak $FeCl_3$ Kullanılması Sonucu Elde Edilen Veriler.....	72
Çizelge 5.20.	: 3. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Prosesinde Koagülant Olarak $Al_2(SO_4)_3$ Kullanılması Sonucu Elde Edilen Veriler.....	73
Çizelge 5.21.	: 3. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Prosesinden Sonra Farklı Sürelerde Gerçekleştirilen Ozonlama ile Elde Edilen Veriler.....	74
Çizelge 5.22.	: 3. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Sonrası Ozonlama İşlemi Sonucu Elde Edilen Genel Veriler.....	75

# 1.GİRİŞ

## 1.1. Problemin Tanımı

Atık geri dönüşüm ve geri kazanım ile sağlanacak azaltım oranı ne olursa olsun, kentsel katı atığın (KKA) belirli bir kısmı mutlaka depolama tesisine verilmek durumundadır. (Öztürk 2010)

Yakma tesislerinden çıkan küller, geri dönüşümü ya da geri kazanımı imkansız olan katı atıklar, kompost tesisine verilemeyen biyobozunur atıklar gibi atıkların depolanarak bertaraf edilmesi gerekmektedir.

Artan nüfusla birlikte her geçen gün katı atık miktarı artmaktadır. Söz konusu atığın bertaraf metodu olarak önceleri Düzensiz (Vahşi) Depolama yöntemleri tercih edilse de zamanla birçok noktada Düzenli Depolama Metodu tercih edilmeye başlanmıştır.

Düzenli Depolama Sahaları, katı atık yönetimi konusunda ülkemizde vahşi depolama sahalarının yerine geçmek üzere hali hazırda uygulanan metottur. Katı atıkların çevreye zarar vermeden arazide bertarafı için geliştirilen bir mühendislik çözüm yöntemidir. Ayrıca katı atık yönetiminde en kolay ve en ucuz bertaraf yöntemi olma özelliği hala devam etmektedir. Katı atığın toprak üzerinde depolanması yerine jeotekstil ve jeomembran malzemeler üzerinde depolanmasıyla; oluşan gaz ve sızıntı sularının düzenli tahliyesi sayesinde, depo sahasının yaratacağı tehlikeler minimize edilmektedir. Gaz yakma sistemi ile oluşan gazların sera etkisi yaratmasının önüne geçilmektedir. Yeterli miktarda gaz oluştuğu takdirde ise bu gaz bir atık olmaktan çıkıp enerji hammaddesi haline dahi gelebilmektedir. Ancak arıtımı oldukça meşakkatli ve ileri metotlar gerektiren sızıntı suyunun yaratacağı kirliliği kontrol etmek oldukça güçtür.

Düzenli depolama sahalarından; karakteri değişken, farklı miktar ve özellikte sızıntı suları kaynaklanmaktadır. Bu sızıntı sularının arıtılmasında biyolojik arıtma yöntemleri, kimyasal arıtma yöntemleri ve ileri arıtma yöntemleri kullanılmaktadır.

Söz konusu yöntemlerden biyolojik arıtma yöntemleri atığın çok değişken olmasından dolayı zaman zaman performans düşüklüğü göstermektedir. Kimyasal arıtma yöntemlerinde ise hem fazla miktarda çamur oluşmakta hem de oluşan bu çamurun kendisi genellikle tehlikeli atık olmaktadır.

Düzenli depolama sahalarından oluşan sızıntı sularının ekonomik ve güvenilir yöntemlerle deşarj kriterlerini süreklilik arz eden şekilde sağlayarak arıtılması önemli bir problem olarak karşımıza çıkmaktadır.



## 1.2. Amaç ve Kapsam

Bu çalışmanın amacı Tekirdağ İli Katı Atık Düzenli Depolama Sahasından oluşan sızıntı sularının arıtım metotlarının incelenmesidir. Bu arıtım metotlarından hangisinin problemin çözümüne katkı sağlayacağı ve ekonomik olup olmadığının araştırılması çalışmanın başlıca amaçları arasındadır.

Bu amaç çerçevesinde yapılan çalışmada;

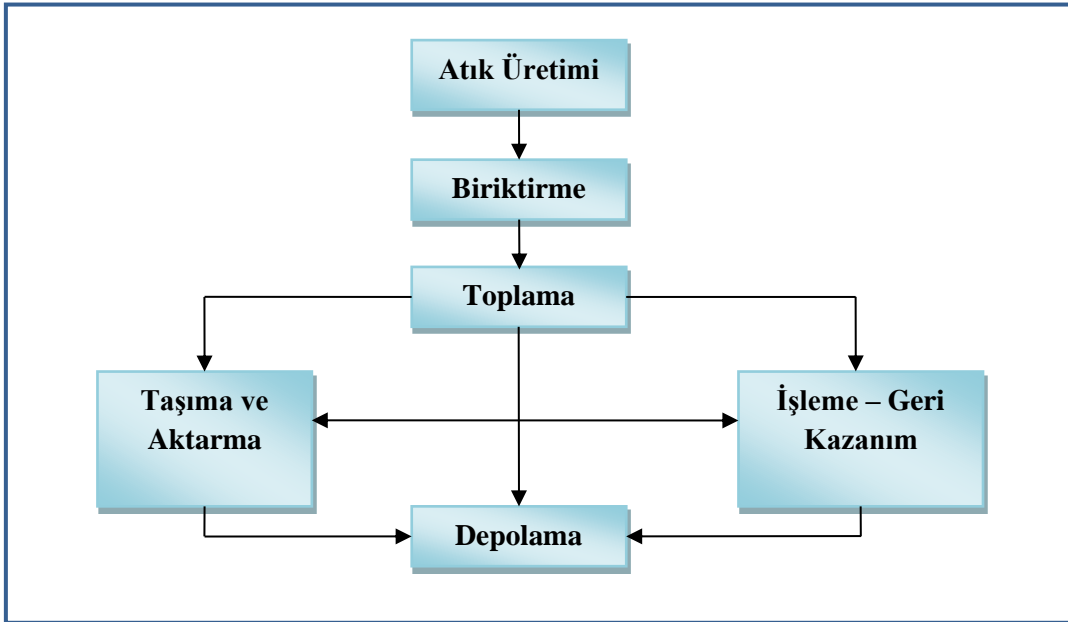
- Düzenli depolama sahaları ve oluşan sızıntı suları hakkında bilgiler verilmiş,
- Bu suların arıtılması ile ilgili literatür bilgileri verilmiş,
- Bu suların arıtılması ile ilgili deneysel düzenekler kurulmuş,
- Alınan örneklere ozon, fenton, koagülasyon-flokülasyon prosesleri ve bunların kombinasyonları uygulanmış,
- Elde edilen sonuçların değerlendirilmesi yapılmıştır.

## 2.KURAMSAL TEMELLER

Atığın sözcük anlamı düşük değerde, kullanım dışı veya faydasız kalıntı (bakiye) olarak ifade edilmektedir. Birleşmiş Milletler Çevre Programı (UNEP) atığı, “sahibinin istemediği, ihtiyacı olmadığı, kullanmadığı, arıtılması ve uzaklaştırılması gerekli maddeler” olarak tarif edilmektedir. (Öztürk 2010)

Atık çeşitli kriterlere göre sınıflandırılabilir; fiziki durumuna göre (katı, sıvı, gaz) ve katı atık da kendi içinde: orijinal kullanımına göre (ambalaj atığı, mutfak atığı vb) ; madde grubuna göre (cam, kağıt, metal vb) ; fiziki özelliklerine göre (yanabilir, kompostlaştırılabilir, geri kazanılabilir vb) ; kaynağına göre (kentsel, ticari, kurumsal, zirai endüstriyel vb) ; veya emniyet düzeyine göre (tehlikeli, tehlikesiz, inert vb). Ev ve işyerlerinden gelen katı atıklar, belediye atığı, bir başka deyişle kentsel katı atık (KKA) olarak tarif edilmekte olup bu tür atıkların toplam katı atık miktarı içindeki payı genelde %10'dan daha azdır. KKA dışındaki diğer katı atık unsurları, tarım ve madencilik atıkları, endüstriyel atıklar, enerji santralleri atıkları, arıtma tesisi çamurları ile inşaat ve yıkıntı atıklarıdır. (Öztürk 2010)

Katı Atık Yönetimi, evsel, tıbbi ve tehlikeli ve tehlikesiz atıkların minimizasyonu, kaynağında ayrı toplanması, ara depolanması, gerekli olduğu durumda atıklar için aktarma merkezleri oluşturulması, atıkların taşınması, geri kazanılması, bertarafı, geri kazanım ve bertaraf tesislerinin işletilmesi ile kapatma, kapatma sonrası bakım, izleme-kontrol süreçlerini içeren bir yönetim biçimidir. (IO Çevre 2011)



Şekil 2.1. - Atık Yönetimi Süreçleri (IO Çevre 2011)

Atık yönetimi süreçlerinin en uygun yapılanmayla yönetilmesi için entegre bir sistem içinde değerlendirilmesi gerekmektedir. Katı atık yönetiminde sistem yaklaşımının uygulanmasında iki özellik önem kazanmaktadır: Bunlardan birincisi, konunun kurumsal, ekonomik, mali, teknik, çevresel ve sosyokültürel boyutlarıdır. İkincisi ise yönetimlere önerilecek uygulanabilir yöntemlerin sorunun yerellik, teknoloji ve sürdürülebilirlik özelliklerine en uygun düşecek nitelikte olmasıdır. Zira her toplum için farklı nitelikte ortaya çıkan sorunun çözümü de farklılık göstermektedir. Her iki özelliğin temel çıktısı, katı atık hizmetleri sunumunda kamusal yararın, dolayısıyla etkinlik, verimlilik ve başarının sağlanmasıdır. (IO Çevre 2011)

Entegre Katı Atık Yönetimi, esas olarak;

- Yönetimde enerji açısından verimli,
- Çevresel açıdan en az kirlilik oluşturan,
- Ekonomik olarak en düşük maliyetli sistemi hedefler.

Bu hedefin gerçekleştirilmesinde rol alan paydaşlar aşağıdaki tablodaki gibi sıralanabilir.

Çizelge 2.1. - Katı Atık Yönetiminde Paydaşlar

<b>Kurumsal</b>	<b>Kitlesel</b>
Yerel Yönetim	Hizmeti Kullananlar
Merkezi Yönetim	Demokratik Kitle Örgütleri
Özel Sektör (Yüklenici)	

Entegre Katı Atık Yönetimi'nde probleme farklı yönlerden bakılarak değişik açılardan sistematik olarak incelenmesi ve çözüm üretilmesi esastır. Bu bakış açıları, a) Halk Sağlığı ve Çevresel; b) Politik / Yasal; c) Kurumsal; d) Sosyo-kültürel; e) Finansal / Ekonomik; f) Teknik başlıkları altında incelenebilir.(Alpaslan 2006)

#### **Politik / Yasal**

- Hedef ve önceliklerin belirlenmesi
- Aktörler ve yetkilerin belirlenmesi
- Yasal ve düzenleyici çerçevenin oluşturulması
- Temel karar verme süreçlerinin belirlenmesi

## **Kurumsal**

- Fonksiyon ve sorumlulukların dağıtılması
- Örgütsel yapının, prosedürlerin ve yöntemlerin belirlenmesi
- Mevcut kurumsal kapasiteler
- Yönetime dâhil edilecek diğer aktörlerin belirlenmesi

## **Teknik**

- Hangi ekipman ve tesislerin kullanımda olduğu ve planlanan kullanımlar
- Bu ekipman ve tesislerin nasıl tasarlanacağı
- Hangi amaçla tasarlandıkları
- Hizmetlerin sürekliliğinin sağlanması

## **Ekonomik**

- Maliyet azaltımı
- Geri dönüşüm altyapısının kurulması ve ticari pazar ile ilişkilendirilmesi
- Gerekliyse özelleştirme veya kamulaştırma

## **Finansal**

- Çevresel hizmetlerin ekonomik faaliyetler üzerindeki etkileri
- Katı atık yönetimi sisteminin verimliliğinin sınanması
- Mali kaynak kullanımı ve bunun yerel, ulusal, uluslararası boyutları

Ülkemizde kentsel katı atıkların bertarafı için yatırım ve işletme maliyetleri açısından avantajlı olan ve daha az kalifiye personel ile işletilebilen Düzenli Depolama Tesisleri en çok tercih edilen metottur. Düzenli Depolama Sahalarında işletme esnasında en fazla dikkat edilmesi gereken hususlar deponi gazı ve oluşan sızıntı suyudur.

Düzenli depolama sahalarında; kil ve/ya yapay geçirimsiz malzeme ile taban izolasyonu yapılarak, oluşan sızıntı sularının denetimli bir şekilde sahadan uzaklaştırılması gerçekleştirilir. Ayrıca sahanın üst yüzey geçirimsizliği ve çevre drenajı yapılarak yağmur sularının sahaya girişi önlenir. Bu şekilde sızıntı suyu miktarının artması engellenmiş olur. Bu sahalarda oluşan gazın tahliyesi için gaz drenaj sistemleri de oluşturulur. Böylece patlama gibi tehlikelerin önüne geçilmiş olur. Saha proje ömrünü tamamladıktan sonra son örtü olarak adlandırılan geçirimsiz tabaka yapılarak kapatılır. Bu saha daha sonra sosyal amaçlarla da kullanılabilir.

## 2.1. Yasal Çerçeve

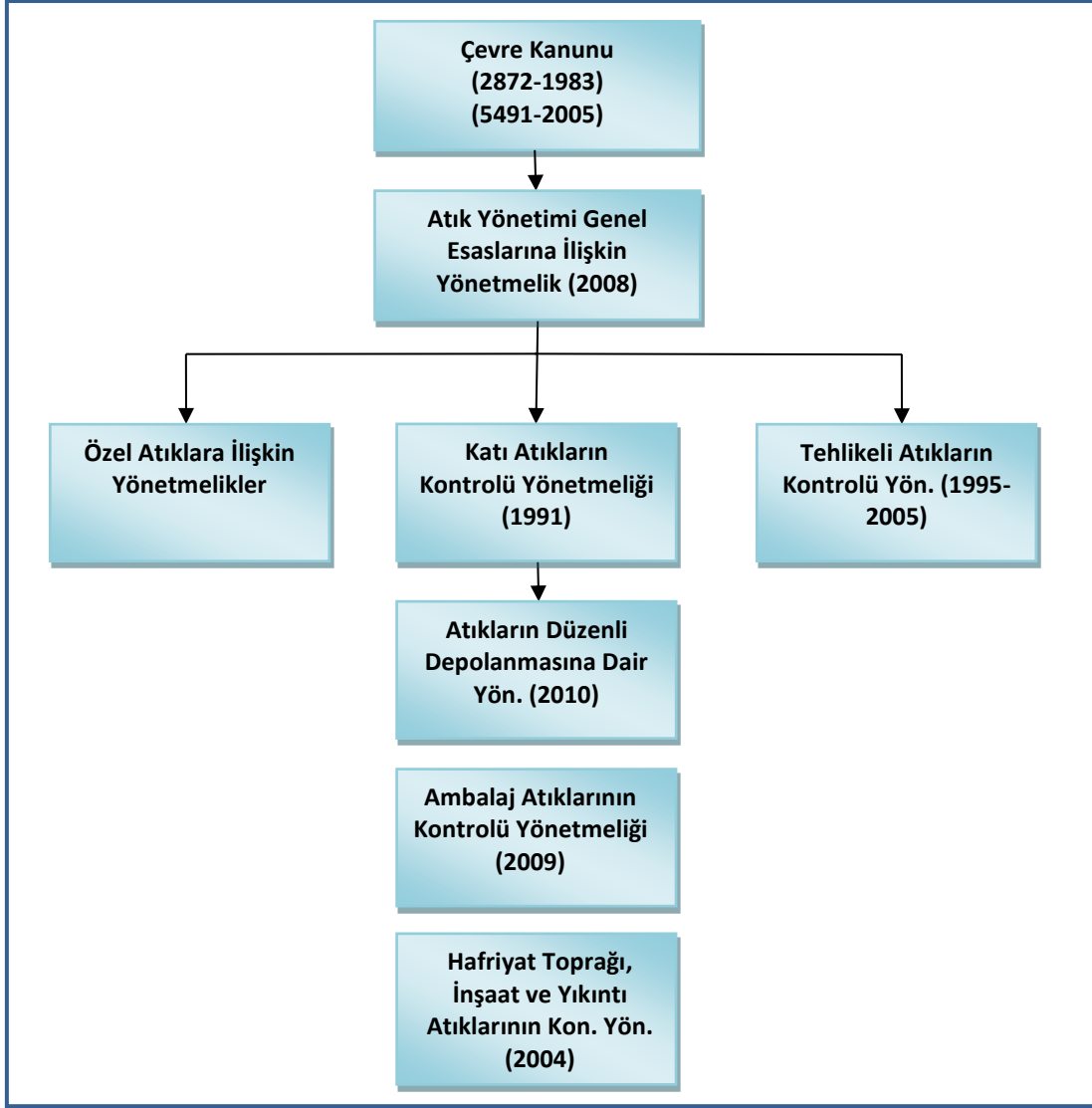
Katı atık yönetimine ilişkin kanun, yönetmelik, genelge ve yönergelerden oluşan mevzuat bileşenleri aşağıda ana hatları ile şematik olarak ifade edilmiştir.

Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik 26.03.2010 tarih ve 27533 sayılı Resmi Gazete’de yayımlanarak 01.04.2010 tarihinde yürürlüğe girmiştir (ADDDY 2010). Bu Yönetmelik, düzenli depolama tesislerine ilişkin teknik esaslar ile atıkların düzenli depolama tesislerine kabulü ve atıkların düzenli depolanmasına ilişkin usul ve esaslar ile alınacak önlemleri, yapılacak denetimleri ve tabi olunacak sorumlulukları kapsar.

Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmeliğin Ek’inde bulunan II.Sınıf Düzenli Depolama Tesisleri İçin Depolanabilme Kriterleri aşağıda belirtilmiştir.

Çizelge 2.2. -II.Sınıf Düzenli Depolama Tesisleri İçin Depolanabilme Kriterleri

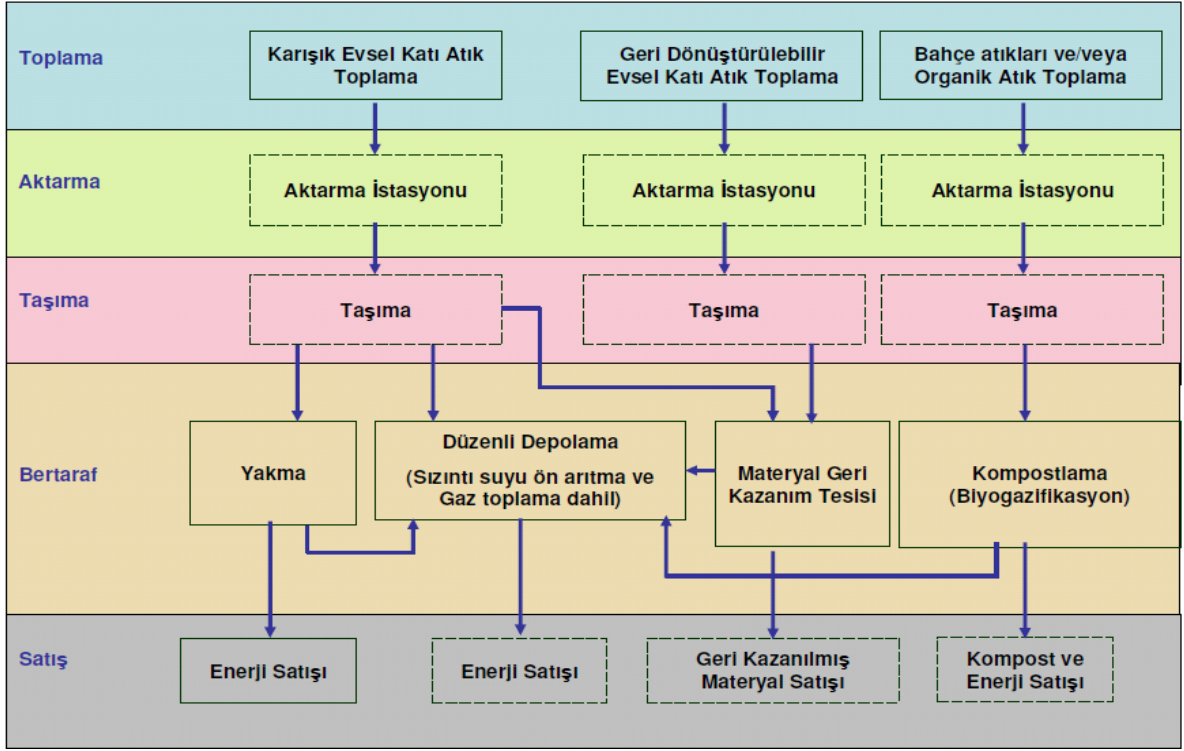
Parametre	Birim	Sınır Değer
<b>Eluat Analiz Parametreleri</b>		
As (Arsenik)	mg / lt	0,2
Ba (Baryum)	mg / lt	10
Cd (Kadmiyum)	mg / lt	0,1
Cr toplam (Toplam krom)	mg / lt	1
Cu (Bakır)	mg / lt	5
Hg (Civa)	mg / lt	0,02
Mo (Molibden)	mg / lt	1
Ni (Nikel)	mg / lt	1
Pb(Kurşun)	mg / lt	1
Sb (Antimon)	mg / lt	0,07
Se(Selenyum)	mg / lt	0,05
Zn (Çinko)	mg / lt	5
Klorür	mg / lt	1500
Florür	mg / lt	15
Sülfat	mg / lt	2000
ÇOK (Çözünmüş Organik Karbon)	mg / lt	80
TÇK (Toplam Çözünen Katı)	mg / lt	6000



Şekil 2.2. - Katı Atık Yönetimi Mevzuatının Ana Öğeleri

Evsel Katı Atık Tarifelerinin Belirlenmesine İlişkin Kılavuz, Çevre ve Orman Bakanlığı, Çevre Yönetimi Genel Müdürlüğü'nce 2011 yılı Mart ayında yayımlanmıştır. Kılavuz, Atıksu Altyapı ve Evsel Katı Atık Bertaraf Tesisleri Tarifelerinin Belirlenmesine İlişkin Yönetmelik doğrultusunda hazırlanmıştır. Bu kılavuzun amacı evsel katı atık idarelerine, atık üreticilerine sağladıkları evsel katı atık hizmetleri için evsel katı atık tarifelerinin ve ücretlerinin saptanması konusunda yol göstermektir. Bu Kılavuz, tam maliyet esaslı tarifelerin belirlenmesi konusunda detaylı bir rehberlik yapmak yoluyla tariflendirme işlemlerinin yasal çerçevesine yardımcı olmayı amaçlamaktadır.

Kılavuz taslağında Bir evsel katı atık idaresinin atık üreticilerine sağladığı katı atık yönetim (KAY) sistemine ait farklı süreçler aşağıdaki şekilde gösterilmektedir.

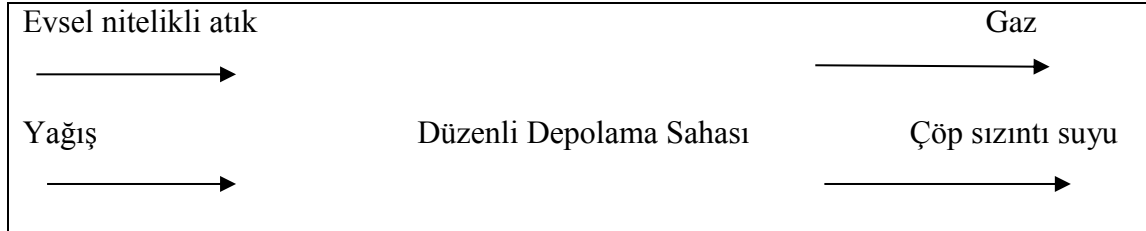


Şekil 2.3. - Katı Atık Yönetimi Süreçleri

## 2.2. Sızıntı Suları

### 2.2.1. Sızıntı suyu oluşumu ve kontrolü

Katı atık bertarafında yaygın olarak kullanılan depolama yöntemi, bu sahalarda oluşan depo gazları ve sızıntı sularından kaynaklanan bir takım çevresel riskler taşımaktadır. Bu nedenle sızıntı suyu ve depo gazı oluşumu, katı atık sorununun bir uzantısı olarak görülebilir. Gaz oluşumu 20 yıl gibi bir sürede tamamlansa da sızıntı suyu oluşumu ekstrem durumlarda yüzlerce yıl dahi sürebilmektedir.



Şekil 2.4. - Katı Atık Düzenli Depolama Sahası Girdi ve Çıktıları (Yıldız 2000).

Depo sahalardaki organik maddeler çoğunlukla çözünmemiş durumda bulunurlar ve zaman içerisinde biyolojik parçalanmaya uğrarlar. (Bozkurt ve diğerleri 2000) Katı atıkların stabilizasyonu birkaç aşamada gerçekleşmektedir. Atığın depolanmasının ardından atıktaki

nem oranının artması, mikrobiyolojik aktivite sonucunda gaz üretim hızının artarak ortamdaki oksijenin azalması ve uzun vadede depo alanının olgunlaşması, atık stabilizasyonuna yön veren proseslerdir. (Reinhart ve Pohland 1991)

Katı atık depo sahasına düşen yağış sularının, buradaki katı atık kütlesi arasından süzülmesi esnasında çeşitli kimyasal ve biyolojik reaksiyonlar gerçekleşir. Bunun sonucu olarak, inorganik ve organik bileşikler atıktan sızıntı suyuna geçer. Çeşitli yollarla depo sahasına giren veya depo sahası içinde oluşan sular, deponi içerisinden geçerken atıkların parçalama ürünlerini ve atıkların içindeki çözünebilen maddeleri bünyelerine alarak ilerlerler. (Sang vd. 2006) Herhangi bir deponide oluşacak sızıntı suyu, sahanın nem tutma kapasitesi ile doğrudan ilişkilidir. Genel olarak sızıntı suyu, depolama alanında su tutma kapasitesi aşıldığı anda oluşmaya başlamaktadır. (El-Fadel vd 1997)

Depo sahalarında oluşan sızıntı suyu miktarı ise atığın bileşimine, depo alanının yaşına, depo alanının büyüklüğüne, iklim şartlarına ve nihai üst örtü tabakasının geçirimsizlik derecesine göre değişir (El-Fadel vd 2002 )

Depolama alanlarında sızıntı suyu oluşumu, sahaya giren su miktarı ile doğru orantılıdır. Depo alanında oluşacak sızıntı suyu miktarı, bölgedeki yağmur ve buharlaşma miktarına, dolgu sırasındaki sıkıştırma şekline bağlı olarak değişmektedir. (Trankler vd 2005)

Yağmur miktarının, şiddetinin, süresinin ve tekerrür sıklığının sızıntı suyu miktarına etkisi önemlidir. Bu değişimlere paralel depo sahasındaki sızıntı suyu miktarı her zaman değişim gösterir. Sonbahar ve ilkbaharda yağış ve karların erimesiyle sızıntı suyu miktarında artış gözlemlenirken, yaz aylarında buharlaşmaya paralel olarak azalma görülür.

Depo sahası sızıntı suyu üretiminin nicel olarak değerlendirilmesi için depo sahası su dengesi modelleri geliştirilmiştir. (Gau ve Chow 1998) Yapılan çalışmalar bu modellerin kabul edilebilir düzeyde doğru sonuçlar verdiğini göstermektedir.

Sızıntı suyu miktarının azaltımında,

- daha küçük hücrelerde çalışma
- sahadaki boş hücrelerden gelen yağış sularını ayırma
- ambalaj atıkları ve biyobozunur atıkları geri dönüştürerek düzenli depolamaya giden atık miktarını azaltma
- dolan hücrelerin üzerini düşük geçirimsizlikte, eğimli üst örtü toprağı ile kapatma
- geçirimsiz ve eğimli nihai örtü tabakası teşkili

gibi genel tedbirler uygulanmaktadır.



Taban kaplaması üzerinde aşırı sızıntı suyu birikimi, sızıntı suyu toplama ve tahliye sisteminin iyi çalışmadığını gösterir. Genelde taban kaplamasının üzerinde birikmesine izin verilen azami su yüksekliği 30 cm'dir.

Taban kaplamasından sızma olup olmadığı, taban kaplaması üzerindeki sızıntı suyu yükünün en fazla olmasının beklendiği yerler yakınında lizimetrelerden alınacak numunelerle izlenebilir. Yeraltı suyu kalitesi de, depolama alanı içinde yeraltı suyu akımı yönü dikkate alınarak en az biri membaa ikisi de mansap kısmında teşkil edilen izleme kuyularında, genelde 3 ayda bir alınacak yeraltı suyu örneklerinin analizi yoluyla sağlanır. (IO Çevre 2011)

Atıkların ne şekilde depolandığı ve sıkıştırma şekli sızıntı suyu oluşumunda etkilidir. Sıkıştırma seviyesi ile sızıntı suyunun ulaşabileceği mertebeler Çizelge 2.3.' te gösterilmiştir.

Çizelge 2.3. - Sızıntı Suyu Miktarları

Sıkıştırma Aracı	Sızıntı Suyu Miktarı (yağışla orantılı) %	Sızıntı Suyu Miktarı (m <sup>3</sup> /ha-gün)
Dozer	40	7,7
Kompaktör	25	4,8

Evsel nitelikli katı atıklardan oluşan sızıntı sularının genel anlamda karakteri Çizelge 2.4.' te belirtilmiştir.

Çizelge 2.4. - Evsel Katı Atık Sızıntı Suyu Bileşimi

Parametre (mg/L)	Ön Arıtma Yapılmayan Atıksuda			
	Asit Safhası		Metan Safhası	
	Aralık	Ortalama	Aralık	Ortalama
Q (m <sup>3</sup> /ha-gün)	3-20	5	3-20	5
pH	4,5-7,5	6,1	7,5-9	8
KOI	6000-60.000	22.000	500-4.500	3000
BOI <sub>5</sub>	4.000-40.000	13.000	20-550	180
Ca	10-2500	1.200	20-600	60
SO <sub>4</sub>	70-1750	500	10-420	80
Zn	0.1-120	5	0.03-45	0.6
Fe	20-2100	780	3-280	15
Önemli Değişim Gösteren Parametreler				
T-Azot	50-5000	1350		
NH <sub>3</sub> -N	30-3000	750		
TOK	100-5000	2100		
Ağır Metaller (µg/L)				
Pb	8-1020	90		
Cd	0.5-140	6		
Cu	4-1400	80		
Cr	30-16.000	300		
AOX	320-3350	2000		

Çizelge 2.5. - Sızıntı Suyu Genel Karakterinin Fazlara Göre Değişimi

Parametre	Birim	Beklenen Sızıntı Suyu Kirliliği (asit fermantasyonu aşaması)	Beklenen Sızıntı Suyu Kirliliği (metan fermantasyonu aşaması)
BOI <sub>5</sub>	mg/L	4.000-40.000 Ort :13.000	20-550 Ort:180
KOI	mg/L	6.000-60.000 Ort:22.000	500-4.500 Ort:3000
PO <sub>4</sub> -P	mg/L	0.1-30 Ort:6	0.1-30 Ort:6
Toplam Cr	mg/L	30-1.600 Ort:300	30-1.600 Ort:300
Pb	mg/L	8-1020 Ort:90	8-1020 Ort:90
Toplam Siyanür	mg/L	<10	<10
Cd	mg/L	0.5-140 Ort:6	0.5-140 Ort:6
Cu	mg/L	4-1.400 Ort:80	4-1.400 Ort:80
Zn	mg/L	0.1-1 Ort:0.5	0.03-4 Ort:0.6
Ca	mg/L	10-2.500 Ort:1.200	20-600 Ort:60
Mg	mg/L	0.3-65 Ort:25	0.03-45 Ort:0.7
Fe	mg/L	200-2.100 Ort:780	3-280 Ort:15
pH		0.5-15 Ort:7	0.3-7 Ort:1

Sızıntı sularının özelliklerindeki değişim üzerine en büyük etki depo alanının yaşı ile meydana gelmektedir. Sahanın yaşı, atıkların ayrışması ve ilk sızıntı suyunun ortaya çıkması ile başlar.

Bir depolama sahasının ömrü boyunca yaşanan gelişmeler toplam 5 aşamada değerlendirilebilir.

### **1. Aşama-Aerobik**

Bu aşama, atıkların sahada bir hücreye doldurulması sırasında geçen birkaç günü kapsar. Bu süreçte büyük moleküllü parçalar temel bileşenlerine ayrılır. Bu işlemler sırasında sıcaklık artar ve pH düşer.

### **2. Aşama-Anaerobik / asit özümseme devresi**

Bu aşamada, anaerobik mikroorganizmaların etkinlikleri sonucunda uçucu asit ve inorganik iyon konsantrasyonları azalır, dolayısıyla pH ve redoks potansiyeli düşer. Oluşan sülfidler, asit fermantasyonu sonucu ortaya çıkan demir, mangan ve ağır metalleri çöktürür. 1.aşamadan biraz daha uzun süren bu aşamada  $BOI_5$   $BOI_5/KOI$  oranı ve amonyak yoğunluğu artar.

### **3. Aşama-Anaerobik / ara anaerobiosis**

Göreceli olarak daha uzun süren bu aşamada, metanojen bakteriler yavaşça üremeye başlarlar. Bunun sonucunda metan üretimi artar, uçucu asit yoğunluğu azalır ve dolaylı olarak pH yükselir. Ağır metal yoğunluğu da yavaşça azalır. Hızı yavaşlasa da amonyak üretimi devam etmektedir.

### **4. Aşama-Anaerobik / metanojen**

Metanojen bakterilerin ağırlıklı olarak görüldüğü bu aşamada, temel organik maddelerin özümsemesi tamamlanmasına rağmen metan üretimi devam eder. pH genelde nötre yakındır. Düşük  $BOI_5/KOI$  oranı ve ağır metal yoğunluğu gözlemlenir.

### **5. Aşama-Aerobik / olgunluk dönemi**

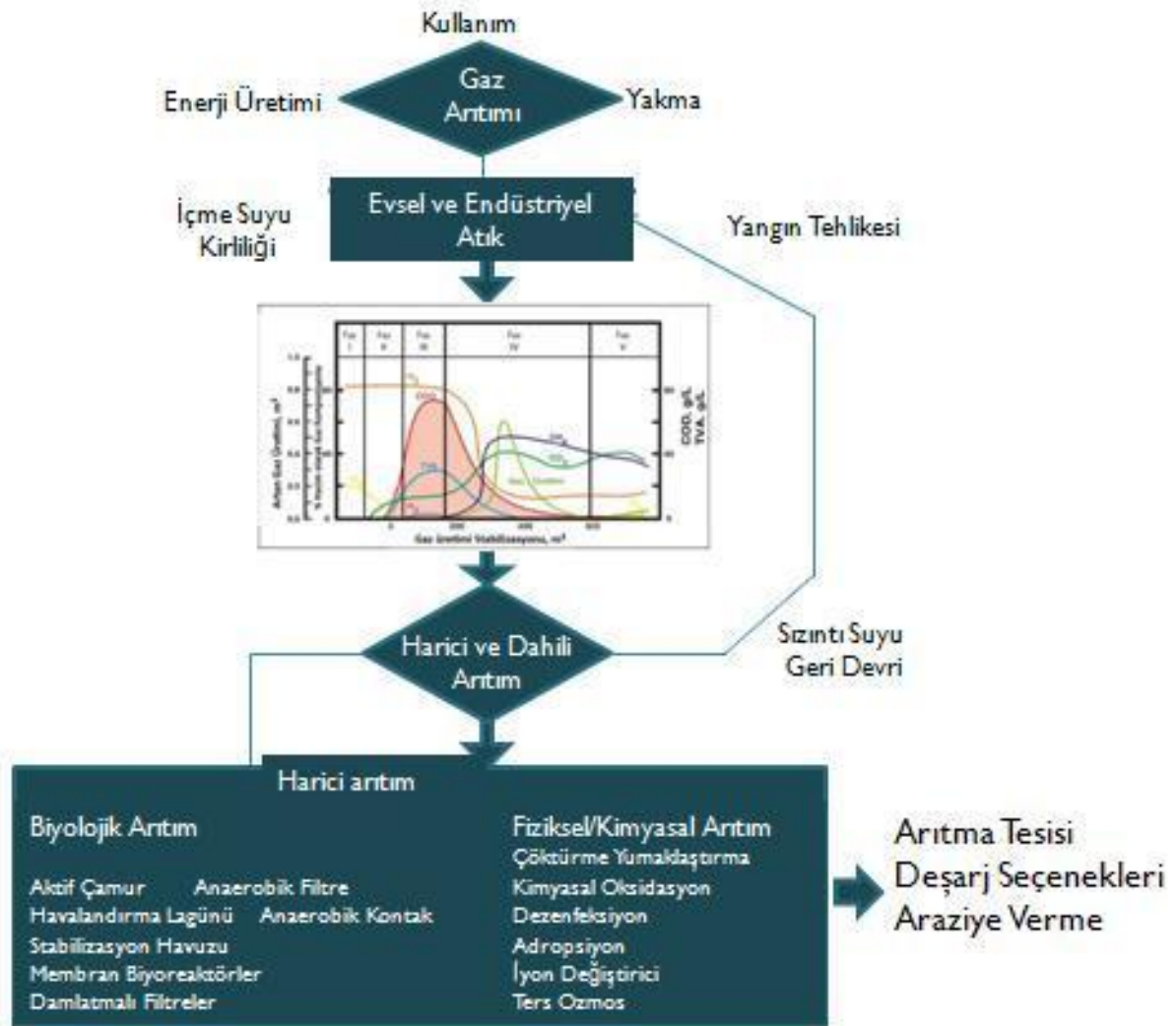
Bu aşama eski sahalarda gözlemlenir. Gaz difüzyonu sonrasında atığın içinde geride kalan organik maddenin  $CO_2$ 'e dönüşmesi ve pH değerinde düşme gözlemlenebilmektedir. Böylece oksidasyon potansiyeli artarak metallerine ve toksik maddelerin sızıntı suyuna karışması tetiklenir. Nitekim laboratuvar ölçeğinde yapılan çalışmalarda, havalandırılmış eski depolama sahaslarının sızıntı sularının düşük pH değerine sahip oldukları eski değerlerinin 2 katına yakın ağır metal yoğunluklarına sahip oldukları tespit edilmiştir.

Depo alanlarında sızıntı suyunun özellikleri zamana ve mekana göre büyük değişiklikler gösterir. Sızıntı suyunun kompozisyonu; katı atığın bileşimine, miktarına, sıkışma derecesine, içerdiği su miktarına, depo alandaki atık derinliğine, ayrışma evrelerine, depo alanına düşen yağış miktarına, yaşına, geri devreden su miktarına ve depo alanının tasarım ve işletimine bağlıdır.

Genç depo alanlarında oluşan sızıntı sularından biyolojik olarak kolay ayrışabilen uçucu yağ asidi oranı fazladır. Depo yaşı arttıkça biyolojik ayrışma süreci tamamlanma noktasına geldiğinden dolayı kolay ayrışır organik madde oranı düşer. Bundan dolayı genç depo sahasından gelen sızıntı sularında BOI/KOI $\geq$ 5 dir. Bu oran yaşlı depo sahaslarında 0.2'den daha düşük bir değere sahiptir.2-3 yıllık depolama sahaslarında organik maddeler, mikrororganizma türleri ve inorganik kirlilik yükleri maksimuma çıkar. (Özgöçmen 2007)

### 2.2.2.Sızıntı suyu arıtımı

Düzenli depolama alanlarında açığa çıkan sızıntı sularının yönetimi, depolama alanı tasarım ve işletim özelliklerine bağlı olarak değişmektedir. Sızıntı suyu yönetim alternatifleri Şekil 2.5. 'te verilmiştir.



Şekil 2.5. -Sızıntı Suyu ve Depo Gazı Yönetim Alternatifleri

Sızıntı suyu arıtımını genel olarak dahili ve harici arıtma olarak sınıflandırmak mümkündür;

- Dahili sızıntı suyu arıtımı: Biyoreaktör depolama alanları
- Harici sızıntı suyu arıtımı: Konvansiyonel depolama alanları

#### **2.2.2.1.Dahili sızıntı suyu arıtımı**

Dahili sızıntı suyu arıtımı genel olarak biyoreaktör tipi depolama alanlarında, atıkların biyolojik stabilizasyon süreçlerini hızlandırmak için sızıntı suyunun geri devir ettirildiği kontrollü sistemlerdir. Biyoreaktör depolama alanlarını konvansiyonel depolama alanlarından ayıran temel fark, atık ayrışma süresinin önemli oranda daha kısa olmasıdır. Biyoreaktör depolama alanları 4 farklı işletim koşulu altında çalıştırılabilirler:

- Aerobik (Havalı) Düzenli Depolama Alanları
- Yarı Aerobik Düzenli Depolama Alanları
- Aerobik-Anaerobik Düzenli Depolama Alanları
- Anaerobik (Havasız) Düzenli Depolama Alanları

Konvansiyonel sistemlerde depolama alanı içerisinde mümkün olduğunca az sızıntı suyu tutulması nedeniyle biyolojik ayrışma hızının oldukça yavaş olması ve dolayısıyla sızıntı suyu arıtım maliyeti açısından da sorun yaşanır. Biyoreaktör depolama alanlarının konvansiyonel sistemlere göre en belirgin farklılığı, sızıntı suyu yönetimine sağlamış olduğu esnekliktir. Biyoreaktör depolama alanlarının avantajları aşağıda sıralanmıştır;

- Sistemdeki nem oranı arttığı için daha homojen bir ortam oluşur
- Atıkların toksik etkisini azaltır
- Atıkların hızlı olarak ayrışmasından dolayı depolama sahalarında %15-30 arasında yer kazanımı sağlar
- Depolama alanı maliyetlerinde sızıntı suyu geri devrinden dolayı azalma olur
- Organik maddelerin ayrışma hızında artış ve ayrışma süresinde azalma olur
- Geri kazanılacak metan miktarında artış gözlenir
- Atık kütlesi oturma hızında artış meydana gelir

Depo sahasının kapatılması sonrası düşük izleme ve kontrol maliyetleri sağlanır.

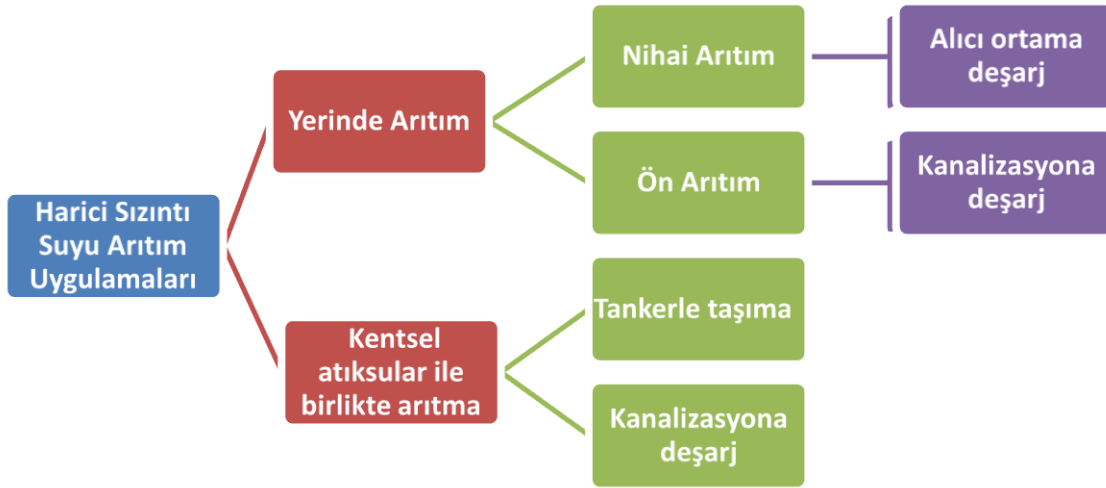
#### **2.2.2.2.Harici sızıntı suyu arıtımı**

Sızıntı sularının harici arıtımı için geliştirilen metotlar literatürde genel olarak üç grupta toplanmaktadır: fizikokimyasal, biyolojik ve ileri arıtma metotları (Renou ve diğerleri 2008). Bu metotlardan herhangi birini tek başına kullanarak yüksek oranda arıtma verimi ve çıkış

suyu kalitesi elde etmek zordur. Bunun için sızıntı sularının arıtımında bu metotlar arasında genellikle fiziksel, kimyasal ve biyolojik metotların kombinasyonu, ileri arıtma metotlarında ise adsorpsiyon ve membran teknolojileri kullanılmaktadır.

Sızıntı suyu, depo sahası içinde veya yakınında inşa edilen bir sızıntı suyu arıtma tesisinde yerinde veya merkezi bir arıtma tesisine taşınarak kentsel atıksular ile birlikte arıtılabilir.

Yerinde arıtım deşarj yapılacak ortama ve deşarj standartlarına bağılı olarak ön veya nihai arıtım olarak yapılabilir. Harici sızıntı suyu arıtımı uygulamaları Şekil 2.6.'da özetlenmiştir.



Şekil 2.6. - Harici Sızıntı Suyu Arıtımı Uygulamaları

#### 2.2.2.2.1.Sızıntı sularının kentsel atıksular ile birlikte arıtımı

Ön arıtım ile kanalizasyona veya nihai arıtım ile alıcı ortama deşarj maksadıyla kurulacak sızıntı suyu arıtım sistemleri pahalı sistemler olup özenle işletilmesini gerekir. Özellikle genç depo sahası sızıntı sularını arıtan tesislerde toplam azot deşarj standardını sağlanmak oldukça zordur. Bu yüzden sistem seçiminde belediyelerin mali gücü, kalifiye personel durumu ve bu tür bir arıtmayı sürdürüp sürdüremeyeceğı göz önünde tutulmalıdır.

Yerinde arıtımın mümkün olmadığı durumlarda herhangi bir ön arıtma uygulamaksızın veya kanalizasyona deşarj standartlarını sağlamak üzere gerekli ön arıtmayı müteakip sızıntı suyularının kentsel atıksu kanalizasyon şebekesine verilmesi söz konusudur. Bu durumda sızıntı sularının kentsel atıksu arıtma tesisine getireceğı ilave kirlilik yükleri dikkate

alınmalıdır. Sızıntı suyunun kanalizasyon şebekesine ulaştırılması, basınçlı boru hattı veya tankerlerle taşımak suretiyle gerçekleştirilebilir. Her iki durumda da, düzenli depo sahasında asgari bir haftalık sızıntı suyunu depolayabilecek kapasitede (25 yılda bir beklenen 24 saat süreli yağış sonucu oluşacak sızıntı suyunu depolayacak hacimde), tercihen içten geçirimsiz geomembran ile kaplı bir biriktirme haznesi inşa edilmelidir.

Yapılan çalışmalar, sızıntı sularının kanalizasyona belirli bir noktadan veya arıtma tesisine doğrudan hacimsel olarak %2'yi aşmayacak şekilde verilmesi durumunda merkezi evsel atıksu arıtma tesislerini olumsuz olarak etkilemeyeceğini göstermiştir. Bu sebeple, özellikle küçük ve orta büyüklükteki yerleşim yerlerinde katı atık depolama sahalarında oluşan sızıntı sularının, söz konusu orana kadar kanalizasyon şebekesine verilmesi düşünülebilir. Ancak sızıntı sularının bir ön arıtmadan geçirilerek kanala deşarj edilmesi daha çok kabul görür.

#### **2.2.2.2.2.Sızıntı sularının yerinde arıtımı**

Sızıntı sularının yerinde arıtımı için birçok farklı arıtma yöntemi kullanılır. Ancak bu yöntemlerin tek başına uygulanması nihai çözüm için yeterli olmayıp istenilen arıtma verimi birkaç farklı işlem ve kademeden oluşan bir arıtma sistemi ile elde edilebilir. Ayrıca, sızıntı suyu miktarı ve özellikleri depo yaşına bağlı olarak değiştiği için uygun arıtma işlemleri de değişkenlik gösterir. Genel itibariyle sızıntı suyu arıtımında kullanılan fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma işlemleri Çizelge 2.6.'da verilmiştir. (ÇOB 2010).



Çizelge 2.6. - Sızıntı Suyu Arıtımında Kullanılan Fiziksel, Kimyasal ve Biyolojik İşlemler

Arıtma Prosesleri		Amaç
Fiziksel	Çöktürme/flotasyon	Askıda katı madde giderimi
	Filtrasyon	
	Hava ile sıyırma	Amonyak ve uçucu organik madde giderimi
	Adsorpsiyon	Organik madde giderimi
	İyon değiştirme	Çözünmüş inorganik madde giderimi
	Ters Ozmoz	Organik ve inorganik madde giderimi
	Buharlaştırma/yakma	Ters ozmoz konsantresi bertarafı
Kimyasal	Nötralizasyon	pH kontrolü
	Kimyasal çöktürme	Ağır metal ve bazı anyonların giderimi
	Koagülasyon/flokülasyon	Çökeltmeyen askıda katı madde giderimi
	Kimyasal oksidasyon	Organik madde giderimi, detoksifikasyon
Biyolojik	Aktif çamur, MBR	Organik karbon giderimi
	Ardışık kesikli reaktörler	
	Havalandırmalı lagün/stabilizasyon havuzu	
	Biyofilm sistemleri (damlatmalı filtre, döner biyolojik diskler)	
	Havasız lagün ve temas tankları	
	Havasız (yukarı akışlı çamur yatağı, filtre veya hibrit) reaktörler	
	Nitrifikasyon/denitrifikasyon	Azot giderimi

Biyolojik arıtma prosesleri, genç depolama alanlarında oluşan biyolojik olarak ayrışabilir organik madde içeriği yüksek sızıntı sularının arıtımında verimli çalışırken, stabilize olmuş yaşlı depolama alanlarında oluşan sızıntı sularının arıtımında etkili değildir. Yaşlı sızıntı sularının arıtımı için fiziksel ve/veya kimyasal arıtım işlemlerine ihtiyaç vardır.

Dünya genelindeki sızıntı suyu arıtma uygulamalarının bir özet Çizelge 2.7.' de topluca özetlenmiştir.(ÇOB 2010)

Çizelge 2.7. - Dünya Geneline Sızıntı Suyu Arıtma Uygulamaları Örnekleri

Tesis	Kapasite (m <sup>3</sup> /g)	Sistem	Konum	İşletmeye Alma Tarihi
Amenhyd	80	MBR + NF	Hamici, Algiers-Cezayir	2011
Country of Tirol	80	MBR UF + NF + AC	Woergl, Riederberg-Avustralya	2011
Djebel Chékir,	120	Izgara+DAF Ünitesi +MBR	Tunus	2011
Ecoparque La Rioja	150	BIOMEMBRAT® (MBR)	Logroño-İspanya	2010
Vietnam Waste Solutions Inc.	1.150	MBR + NF	Ho Chi Minh City	2009
Ockendon DDS SS Arıtma Tesisi	200	Membrane Bio Reactor	Ockendon İngiltere	2006
Tondela DDS	140	2 Aşamalı Ters Osmoz+ Geçirimli Lagün	Portekiz	2004
Efford SS Arıtma Tesisi,	150	SBR+Reed Bed	Hampshire,İngiltere	2003
Llanddulas ss Arıtma Tesisi	150	SBR	İngiltere	2002
Rebat SS Arıtma Tesisi	120	Lagün+ Ters Osmoz	Portekiz	2001
Brookhill SS Arıtma Tes.	150	SBR	İngiltere	2001
Buckden DD Sahası SS Arıtma Tesisi	200	Reed Bed +ozonlama	İngiltere	1995
The Trecatti Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi	100	Havalandırmalı SBR	İngiltere	1995&1998
Fågelmyran SS Arıtma Tesisi,	148	SBR	Borlänge, İsveç	1991
Compton bassett SS Arıtma Tesisi,	100	Havalandırmalı Lagün	Compton bassett, İngiltere	1985
Greengairs DDS SS Arıtma Tesisi,	200	Havalandırmalı Lagün+ reed bed	Strathclyde, İskoçya	1991

Türkiye’de 38 adet düzenli depolama sahası bulunmakta ve bunların sadece 11 tanesinde sızıntı suyu arıtma tesisi bulunmaktadır. (Şekil 2.7.)



Şekil 2.7. -Türkiye’de Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi Bulunan İllerin Haritada Gösterimi

Sızıntı suyu arıtma tesisi bulunmayan birçok düzenli depolama sahalarında (%48) sızıntı suyu probleminin geri devir ile çözülmeye çalışıldığı görülmektedir. Ayrıca sızıntı suyu arıtma tesisi bulunmayan depo sahalarının önemli bir kısmında (%36) sızıntı suyu merkezi atık su arıtma tesisine taşınmaktadır. Sızıntı suyu arıtımının gerçekleştirildiği Erzurum, Kuşadası ve Samsun Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında ters ozmos sistemleri sızıntı suyu arıtımında kullanılmaktadır. Trabzon, İstanbul Odayeri ve İstanbul Kömürcüoda Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında ise membran biyoreaktör (MBR) ve sonuna Nanofiltrasyon sistemleri kullanılmaktadır.

Antalya ve Çanakkale depo sahalarında ise anaerobik ve aerobik sistemler sızıntı suyu arıtımı için tercih edilmiştir. Bursa’da ve Sinop’taki arıtma tesislerinde aerobik, fakültatif lagün ve AKR sistemleri kullanılmıştır. Didim, Marmaris ve Kocaeli Solaklar ‘da bulunan depo sahalarında ise sızıntı suyu kimyasal arıtıma tabi tutulmaktadır.

### 3. OZON OKSİDASYONU VE FENTON PROSESİ

İleri oksidasyon proseslerinde hidroksil radikallerinin organik madde oksidasyonundan sorumlu başlıca reaktif ara ürünler olduğu düşünülmektedir. Hidroksil radikalleri ( $\cdot\text{OH}$ ) suda bulunan birçok organik ve inorganik kimyasal madde ile seçici olmaksızın hızlı bir şekilde reaksiyona girerler. Bu nedenle, doğal sularda diğer proseslerle bozunmaya dayanıklı olan sentetik ve doğal organik bileşikler için kuvvetli oksidantlardır. Doğal sulardaki  $\cdot\text{OH}$  konsantrasyonları güneş ışınlarındaki ısıl değişimlere olduğu kadar suyun bileşimine de bağlıdır. (Akbal ve Balkaya 2002)

Günümüzde kullanılmakta olan ileri oksidasyon teknolojileri arasında; hidrojen peroksit ve ozon gibi oksitleyici maddelerin, titanyum dioksit gibi yarı iletkenlerin UV ışığı ile birlikte kullanıldığı UV/oksidasyon teknolojileri ve demir tuzları ile hidrojen peroksitin birlikte kullanıldığı Fenton Prosesi yer almaktadır.

#### 3.1. Ozon Oksidasyonu

Ozon, tat - koku kontrolü ve renk giderimi için yaygın olarak kullanılmasının yanında öncelikle suyun dezenfekte edilmesinde kullanılmaktadır. Son yıllarda ise ozon su arıtımında olduğu kadar atıksu arıtımında da ekonomik olarak kullanılmaya başlamıştır. Ozon, karbon adsorpsiyon prosesleri yerine ileri atıksu arıtımında, çözünebilir-dirençli organiklerin gideriminde de kullanılabilir. Ozonun karakteristiği, ozonun fiziksel ve kimyasal özellikleri, ozonun üretimi, dezenfektan olarak ozonun performans analizi, ozon prosesinin uygulanması, aşağıdaki bölümlerde ayrıntılı olarak anlatılmıştır (Metcalf ve Eddy 2003).

##### 3.1.1. Ozonun tarihçesi

Ozon, 18. yüzyıldan beri bilinmektedir. Alman bilim adamı Christian F. Schönbein tarafından 1840 yılında yeni bir madde olarak keşfedilen ancak yıllar sonra üç atomlu ( $\text{O}_3$ ) olduğu gösterilebilen ozon, karakteristik bir kokuya sahip olduğundan dolayı, Yunanca "Ozein" (koku) kelimesinden türetilmiştir (Rice 1999).

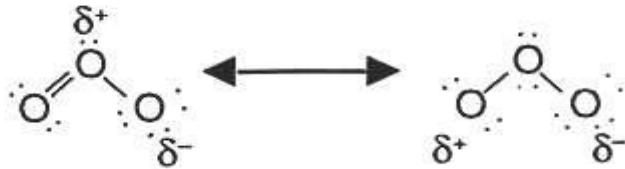
Ozonun varlığı ilk defa 1785 tarihinde Van Marum tarafından belirtilmiştir. 1886 yılında Meritens tarafından ozonun dezenfeksiyon özelliği olduğu belirtilmiştir. 1892 tarihinden sonra dezenfeksiyon amaçlı kullanılmak için çeşitli deneme tesisleri inşa edilmiş ancak ilk büyük tesis 1906 tarihinde Fransa'nın Nice şehrinde işletmeye alınmıştır. 1936 tarihine kadar Fransa'da 100, diğer ülkelerde de 30-40 kadar ozonlama tesisi inşa edilmiştir. Ozon,

atıksuların dezenfeksiyonu için ilk olarak 1975 yılında ABD’de Florida-Indiantown’da kullanılmıştır (Lamarre 1997, Sevimli 2000).

1980’li yıllarda ABD’de laboratuvarlarda yapılan araştırmalar sonucunda, su arıtımında kullanılan klorun, kanserojen madde olan THM (Trihalometan) ürettiği, havuz suyundaki idrar ve terle karıştıyındaysa ciddi göz yakıcılar olarak bilinen kloraminler ürettiği açıklanmıştır. Bu araştırma sonuçlarından sonra EPA, içme suları, yüzme havuzları ve atıksularda kullanılan kloru alternatif olarak ozonun kullanılmasını kabul etmiştir. Ozon 1990’lı yıllarda “Genel Olarak Güvenilebilir” (GRAS) onayını almıştır. Rusya’da 1992 yılından bu yana yanık tedavilerinde kullanılmaktadır. 1994 yılında tıp sektörü ozonu dezenfektan olarak kabul etmiştir. 2000’li yıllarda ise ozon jeneratörleri pek çok sektörde kullanılmaya başlanmıştır (Kılıçer 2006).

### 3.1.2. Ozonun fiziksel ve kimyasal özellikleri

Ozon, özellikle fırtınalardan sonra, havada oluşan ve kendine has kokusu olan, renksiz, oksitleme gücü yüksek, üç tane oksijen atomunun birbirlerine açılı ve simetrik bir şekilde kovalent bağ ile bağlanmasından oluşan, oksijenin modifikasyonu olan, son derece yüksek enerjili, stabil olmayan, kimyasal formülü O<sub>3</sub> olan bir gazdır (Önsoy 2007). Ozonun molekülünün yapısı aşağıdaki Şekil 3.1.’de gösterilmektedir.



Şekil 3.1. - Ozon molekülünün yapısı (Anonim 2004a)

Normal oda sıcaklığında mavi bir gaz ve belirgin bir kokuya sahip olan ozon  $2 \times 10^{-5}$  ile  $1 \times 10^{-4}$  g/m<sup>3</sup> (0,01 ile 0,05 ppm arası) konsantrasyonlarında fark edilmektedir. Ozon gazı, konsantrasyonu 240 g/m<sup>3</sup> civarlarına ulaştığında (havada % 20 ağırlığında) patlayıcıdır. Suda ozonun kararlılığı, Henry Yasası’na uymaktadır. Henry Yasası, bir gazın çözünürlüğünün, gaz basıncı ile doğru orantılı olarak değişmesidir. Ozon gazı oldukça korozif, zehirli ve atmosferde 0,1 ppm’in üzerinde insan sağlığına zararlıdır. Ozon, su ve atıksu arıtımında kullanılan kimyasallar arasında serbest hidroksil radikalinden sonra en kuvvetli oksidanttır ve bu özelliği ile birçok organik ve inorganik maddeyi son oksidasyon kademesine kadar okside edebilme özelliğine sahiptir. Ozon suda oldukça az çözünen bir maddedir ve klor suda

ozondan 12 kat daha fazla çözünebilmektedir. Bu özellik ozon gazının suya transferini kısıtlayıcı bir rol oynamaktadır. Bulanıklığı giderilmiş ve filtrelenmiş suların dezenfeksiyonu için düşük miktarlarda ozon yeterlidir. Ayrıca yeterli miktarda dozajı sağlandığında da sudaki virüsleri öldürebilir. Ozon suda artık olarak kalmadığı için, içme suyu iletim hatlarındaki sızıntı, sağlık riski açısından en büyük dezavantajdır. Ozon, yüksek oksitleyici özelliğe sahip olduğu için yükseltgen veya dezenfektan olarak yaygın biçimde kullanılır (Metcalf ve Eddy 2003, Güneş 2006, Önsoy 2007, Deniz 2008).

Ozon gazının kullanımı sadece içme suyu arıtımıyla kısıtlı kalmamıştır. Atıksu arıtımında da uzun yıllardır kullanılmaktadır. Atıksu arıtımında ozon, biyolojik arıtmadan sonra dezenfeksiyon amaçlı kullanımının yanında koagülasyon–flokülasyon ve karbon filtrasyonunun verimini arttırmak, biyolojik arıtmayı ters etkileyebilecek refraktör ve zehirli maddeleri uzaklaştırmak ve kendinden sonraki sistemlerde oluşabilecek çamur miktarlarını azaltmak için uzun yıllardır kullanılmaktadır (Beltrán 2004).

Standart koşullarda gaz formunda bulunan ozonun fiziksel ve kimyasal özellikleri aşağıdaki Çizelge 3.1.' de verilmiştir.

Çizelge 3.1. - Ozon gazının fiziksel ve kimyasal özellikleri

Özellik	Değer	Birim
Moleküler Ağırlık	48	g
Özgül Ağırlık (H <sub>2</sub> O = 1)	2,144	---
Kaynama Noktası	(-119,9 ± 0,3)	<sup>0</sup> C
Erime Noktası	(-192,5 ± 0,4)	<sup>0</sup> C
111,9 <sup>0</sup> C'de Buharlaştırmanın Sınır Isısı	14,9	kJ/kg
183 <sup>0</sup> C'de Sıvı Yoğunluğu	1574	kg/m <sup>3</sup>
0 <sup>0</sup> C ve 1 atm'de Buhar Yoğunluğu	2,154	g/ml
20 <sup>0</sup> C'de Suda Çözünürlüğü	12,07	mg/l
180 <sup>0</sup> C'de Buhar Basıncı	11	kPa
0 <sup>0</sup> C ve 1 atm'de Kuru Havaya Karşın Buhar Yoğunluğu	1,666	---
0 <sup>0</sup> C ve 1 atm'de Spesifik Buhar Hacmi	0,464	m <sup>3</sup> /kg
Kritik Sıcaklık	(-12,1)	<sup>0</sup> C
Kritik Basınç	5532,3	kPa

### 3.1.3. Ozon üretimi

Ozon hem doğada doğal bir şekilde oluşurken hem de oksijen molekülünün oldukça kararsız iki oksijen atomuna parçalanması ile oluşur.

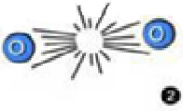
#### 3.1.3.1. Ozonun doğal olarak oluşumu

Ozon atmosferin üst kısımlarında (stratosfer) ve alt kısımlarında (troposfer) farklı şekillerde oluşur. Atmosferin alt tabakalarında (troposferde) atmosferden sağlanan elektriksel enerji ile ozon oluşumu meydana gelir; ancak bu oluşum son derece sınırlıdır ve bir dış müdahale olmaksızın, troposferdeki ozon konsantrasyonu 0,1 ile 0,4 ppm arasındadır (Ersoy ve Sanver 1994).

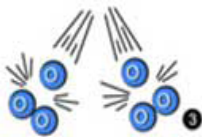
Ozon, güneşin ultraviyole ışınları ve yüksek voltajlı enerji boşalması ile sırasıyla aşağıdaki yolları izleyerek oluşur (Anonim 2005).



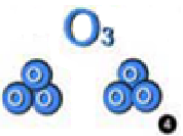
1) Yüksek enerjili mor ötesi ışınlar, bir oksijen molekülüne ( $O_2$ ) çarpar.



2) Çarpmanın etkisi ile oksijen molekülü iki serbest oksijen atomuna ayrılır.



3) Serbest kalan oksijen atomları, oksijen molekülleri ile birleşir.



4) Bu birleşmeler sonucunda ozon molekülü ( $O_3$ ) oluşur.

### 3.1.3.2.Ozonun yapay olarak üretimi

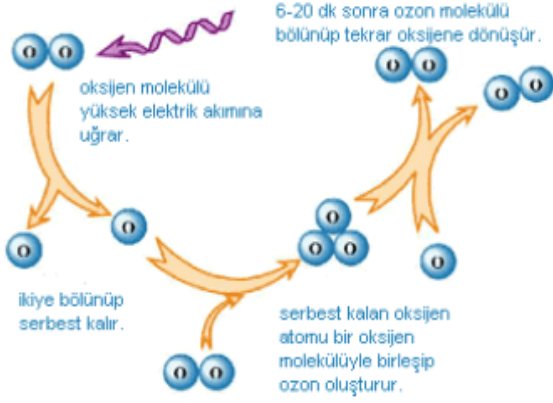
Ozon çok kısa bir yarı ömre sahip olduğundan dolayı üretimden sonra çok hızlı bir şekilde oksijene parçalandığı için, taşınması ve depolanması mümkün olmamakta, bu sebeple de ozonun üretildiği yerde ve anda kullanılması gerekmektedir. Ozon gazından oksijen moleküllerinin ayrılması için gerekli olan teorik spesifik enerji ihtiyacı 0,820 kWh/kgO<sub>3</sub> veya 0,372 kWh/lbO<sub>3</sub>'tür (Rakness 2005).

Ozon üretimi ya kuru hava ya da yüksek saflıkta oksijen kullanılarak yapılabilmektedir. Kuru hava, hacimsel olarak %21 oksijen içerir. Sıvılaştırılmış saf oksijen ise özel tekniklerle elde edilebilir. Ozon üretimi; fotokimyasal olarak ozon üretimi, elektrolitik ozon üretimi, radyokimyasal ozon üretimi, Corona deşarjı ile ozon üretimi olarak sıralanmaktadır (Batıbay 2008).

Ozon üretiminin iki temel yöntemi UV ışınları ve Corona deşarjıdır. Corona deşarjı günümüzde en yaygın, en avantajlı ve endüstriyel ozon üretiminde de en sık kullanılan yöntemdir (Anonim 2004b). Corona deşarjı yönteminde sabit elektrik akımı verilerek, elektronların hızlanması sağlanır böylece oksijen molekülünün çift bağı parçalanır. Şekil 'de görüldüğü gibi parçalanan oksijen atomu tekrar oksijen molekülü ile birleşir ve ozonu oluşturur. Belli bir süre sonra kararsız olan ozon molekülü bir oksijen atomu ile birleşerek iki adet oksijen molekülü meydana getirir. Bu yöntem yüksek miktarlarda ozon üretimi sağlar (Kılıçer 2006).

Tipik bir Corona Deşarjı Jeneratörüne uygulanan elektrik enerjisinin sadece %5'i ozon üretiminde kullanılır. Elektrik enerjisinin büyük bölümü ısı, hararet olarak görülür ve önemsiz bir miktarı da ışık enerjisi olarak serbest kalır. Ozon gazı ısındığında, hemen oksijene dönüşeceğinden, jeneratörü yüksek derecede ısıdan korumak için etkili bir şekilde soğutma yapılmalıdır. Ozon reaktöründe yeterli soğutma yapılmadığı zaman üretilen ozonun bir kısmı da o oranda zarar görecektir (Anonim 2009).



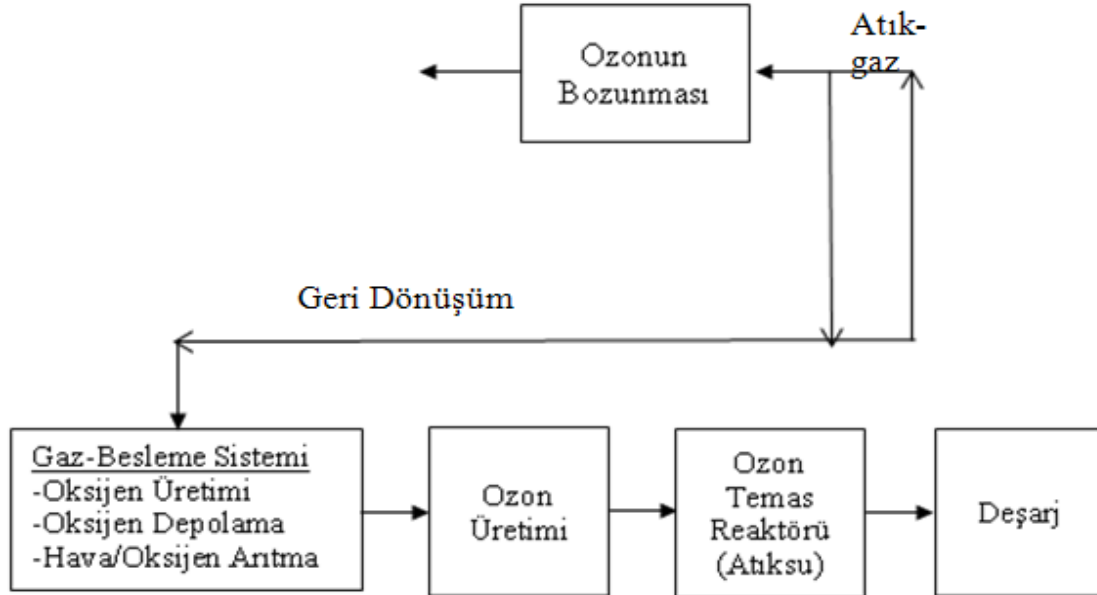


Şekil 3.2. - Corona deşarj yönteminin şematik gösterimi

### 3.1.3.2.1. Ozon üretim prosedürü

Ozon gazı kararlı bir gaz olmadığı için çok kolay bozunur bu sebeple de üretildiği yerde depolanması ve kullanılması gerekmektedir.

Ozon dezenfeksiyon sisteminin içeriği; gaz-besleme sistemi, ozon jeneratörü, ozon temas reaktörü ve ozon bozulmasıdır. Ozon prosesinin şematik diyagramı Şekil 3.3.'te gösterilmiştir.



Şekil 3.3. - Ozon prosesinin şematik diyagramı (EPA 1999)

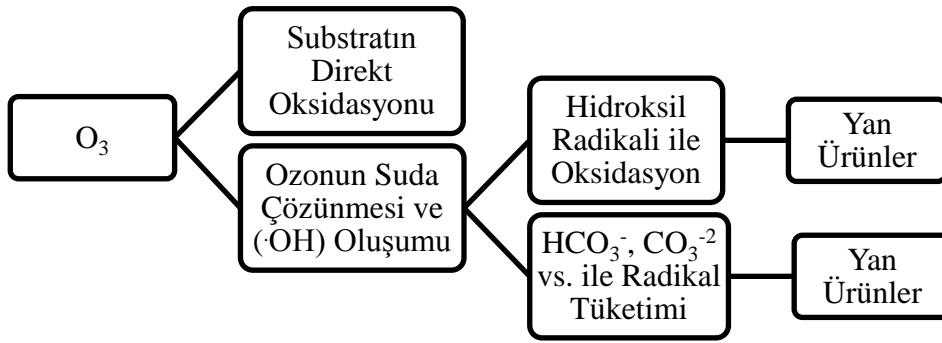
### 3.1.4. Ozonun sudaki reaksiyonları

Organik ve inorganik maddelerin ozonlama işlemi sırasındaki oksidasyonları, ozon gazı,  $\cdot\text{OH}$  radikali ya da ikisinin bileşimi yoluyla meydana gelmektedir. Oksidasyon yolu genelde ozon ve  $\cdot\text{OH}$  radikallerinin konsantrasyonları ile ilgilidir. Ozon yüksek seçiciliğe sahip elektrofilik bir gazdır (Gunten 2003). Ozonun direkt reaksiyon etkisi, oksijen atomunun reaktivitesi ile ortaya çıkarken, ozonun dolaylı reaksiyonlarında ise molekül yapısının bozularak  $\cdot\text{OH}$  gibi serbest radikaller oluşturması ve bu radikallerin organik ve inorganik bileşikleri yüksek hızla okside etmesi şeklinde görülür (Önsoy 2007).

Ozon, suyun içerisinde iki şekilde reaksiyona girmektedir. Bunlar;

- Moleküler ozonun direkt oksidasyonu,
- Ozonun suda çözünmesi ile ortaya çıkan serbest hidroksil radikallerinin oksidasyonu.

Şekil 3.4. 'te bu durum özetlenmiştir.



Şekil 3.4. -Ozonlama esnasında substratların oksidasyon yolları (Güneş 2006)

Ozon gazının direkt oksidasyonu, serbest hidroksil radikalleri ile olan oksidasyondan daha yavaştır. Ancak ozon gazının sudaki konsantrasyonu serbest hidroksil radikalının konsantrasyonundan daha yüksektir. Yapılan araştırmalar sonucunda:

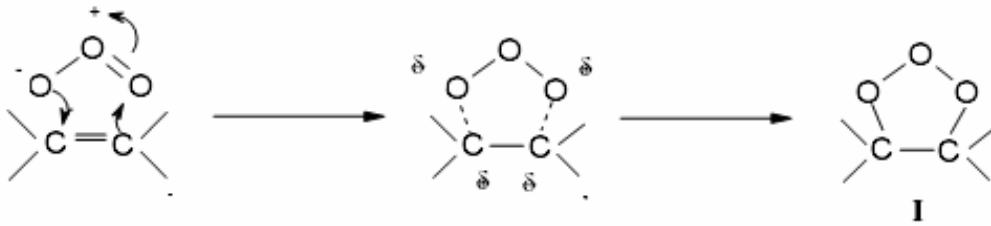
- Ozon gazının direkt oksidasyonu asidik şartlarda daha baskındır.
- Hidroksil radikali ile oksidasyon ise yüksek pH, UV ışığı ve hidrojen peroksit yardımı ile baskın hale gelmektedir. Bunlar, genellikle oksidasyon verimini arttırmak için ileri oksidasyon prosesleri olarak kullanılan sistemlerdir (Güneş 2006).

### 3.1.5. Ozon gazının direkt reaksiyonları

Moleküler ozonun direkt reaksiyonları 4 farklı gruba ayrılabilir (Beltrán 2004). Bunlar:

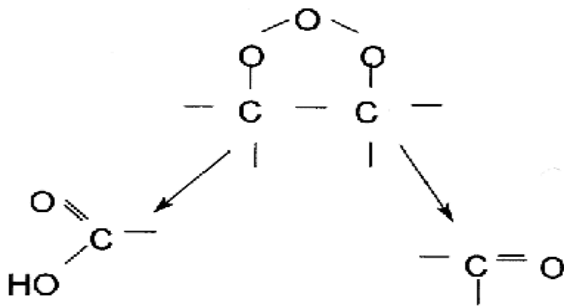
#### 3.1.5.1.Halka eklenmesi reaksiyonu (criegree mekanizması)

Dipolar yapısının sonucu olarak, ozon molekülü doymamış bağlarda 1-3 dipolar halka katılmasına neden olabilir, reaksiyon sonucunda primer ozonide (I) oluşur (Perincek 2006). Şekil 3.5.'te doymamış bağlarda dipolar halka eklenmesi gösterilmiştir.



Şekil 3.5. -Doymamış bağlarda dipolar halka eklenmesi (Igleisas 2002)

Suda ozonide yapı, karbonil bileşiklere (aldehit ve keton) ve zwitteriona (II) parçalanmaktadır. Zwitterion, hızlı bir şekilde hidroksi-hidroperoksit (III) adımına dönüşür ve buna bağlı olarak ta karbonil bileşikler ve hidrojen peroksiti parçalar (Ölmez 2006). Ozonide yapısının parçalanması Şekil 3.6. 'da gösterilmiştir.



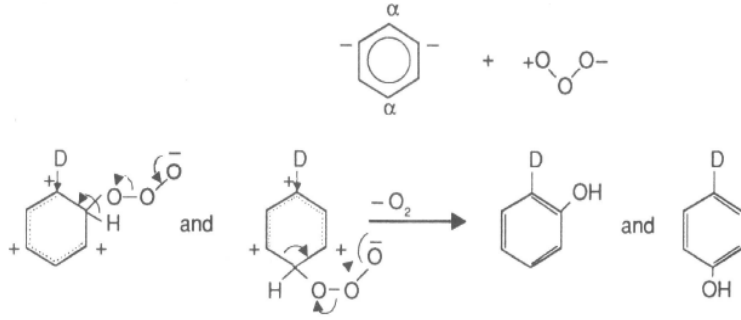
Şekil 3.6. -.Ozonide yapısının parçalanması (Anonim 2004 c)

#### 3.1.5.2.Elektrofilik reaksiyonlar

Elektrofilik reaksiyonlar, yüksek seviyede aromatik bileşikler ve güçlü elektronik yoğunluğa sahip olan moleküler çözeltilerde meydana gelir. Aromatik bileşiklerin yerine geçen elektron veren gruplar (OH ve NH<sub>2</sub> gibi benzer bileşikler), orto ve para pozisyonlarında karbon bileşikleri üzerinde yüksek elektronik yoğunluğa sahiptir. Sonuç

olarak bu pozisyonlarda aromatik bileşikler ozon ile aktif olarak tepkimeye girer (Anonim 2004c).

Buna karşın, elektron alan gruplara (-COOH, -NO<sub>2</sub>) sahip aromatikler ise ozonla zayıf bir şekilde tepkime meydana getirir. Bu durumda ozon molekülünün ilk atağı, etkisi en az bırakılmış meta pozisyonunda başlıca yer alır (Ölmez 2006). Şekil 3.7.' de aromatik bileşikler ile ozonun elektrofilik reaksiyonu gösterilmiştir.

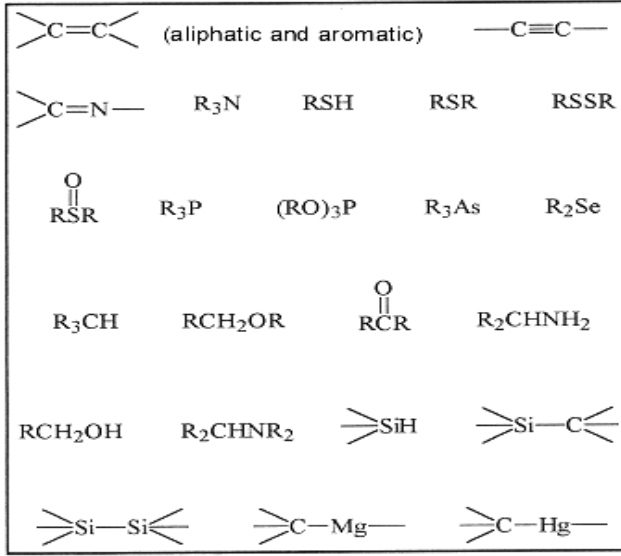


Şekil 3.7. -Aromatik bileşikler ile ozonun elektrofilik reaksiyonu (Langlais ve ark. 1991)

### 3.1.5.3.Nükleofilik reaksiyonlar

Nükleofilik reaksiyon, daha sık olarak elektron alan grupları taşıyan karbon atomlarında ve elektron eksikliğinde görülen moleküler yapılar üzerinde bölgesel olarak bulunabilmektedir (Ölmez 2006).

Ozon molekülünün merkezde yer almayan oksijen atomlarından birisinde negatif bir yük bulunur. Bu yük, teorik olarak ozon molekülüne nükleofilik bir karakter kazandırmaktadır. Bu sebeple ozon, elektrofilik özelliğe sahip moleküllerle reaksiyona girebilmektedir (Güneş 2006). Şekil 3.8.de aromatik bileşiklerin ozonlama sistemine uygunluğu gösterilmiştir.



Şekil 3.8. -Aromatik bileşiklerin ozonlama sistemine uygunluğu (Iglesias 2002)

#### 3.1.5.4.Oksidasyon-redüksiyon reaksiyonları

Redoks reaksiyonları elektronların bir maddeden (indirgen) diğer bir maddeye (oksidant, yükseltgen) transferi şeklinde karakterize edilmektedir. Bir kimyasal maddenin oksidasyon veya redüksiyon karakteri, standart redoks potansiyeli ile verilmektedir. Ozon, florür atomu, oksijen atomu ve hidroksil radikalinden sonra en yüksek redoks potansiyeline sahip bir gazdır. Yüksek redoks potansiyelinden dolayı, ozon molekülü birçok madde ile reaksiyon verebilme yeteneğine sahiptir. Bu reaktivlik özellikle,  $\text{Fe}^{+2}$  ya da  $\text{I}^-$  gibi inorganik maddelerle reaksiyonda önem kazanmaktadır. Bu tür reaksiyonların büyük bir bölümünde açık bir elektron transferi yoktur ama genellikle ozon molekülünden bir oksijen atomunun diğer maddeye transferi söz konusudur. Açık bir elektron transferinin olduğu reaksiyonların sayısı çok azdır ama ozon ile hidroperoksit iyonu arasındaki ve ozon ile süperoksit iyonu radikali arasındaki reaksiyonlar bu gruba dahil edilebilirler (Güneş 2006). Tablo 'de su ve atıksu arıtımında bazı oksidantların potansiyelleri verilmiştir. Bu Çizelge 3.2.'de 'OH radikallerinin ozon gazına göre daha kuvvetli ve daha kararlı bir oksidant olduğu görülmektedir.

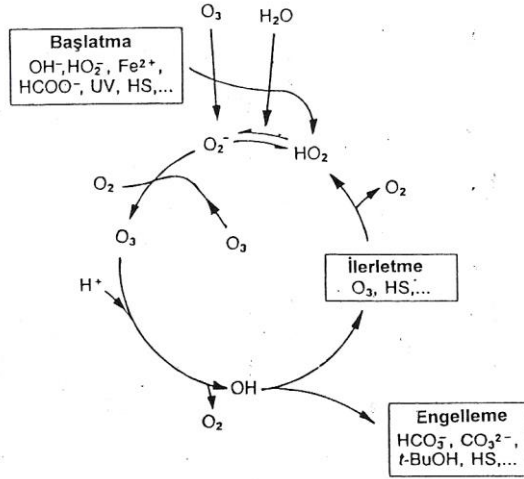
Çizelge 3.2. - Su ve atıksu arıtımında bazı oksidantların oksidasyon potansiyelleri (Beltrán 2004)

Oksidant	Oksidasyon Potansiyeli (E <sup>o</sup> , Volt)	Ozona Göre Rölatif Potansiyelleri
Florür (F <sub>2</sub> )	3,06	1,48
Hidroksil Serbest Radikali (·OH)	2,8	1,35
Atomik Oksijen (O)	2,42	1,17
Ozon (O <sub>3</sub> )	2,07	1
Hidrojen Peroksit (H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> )	1,76	0,85
Hidroperoksit Radikali (O <sub>2</sub> H·)	1,7	0,82
Permanganat İyonu (MnO <sub>4</sub> <sup>-</sup> )	1,68	0,81
Klordioksit (ClO <sub>2</sub> )	1,5	0,72
Hipoklorik Asit (HOCl)	1,49	0,72
Klor (Cl <sub>2</sub> )	1,36	0,65
Hipobromik Asit (HOBr)	1,33	0,64
Brom (Br <sub>2</sub> )	1,07	0,51
Hipoyodik Asit (HOI)	0,99	0,47
İyot (I <sub>2</sub> )	0,54	0,26
Oksijen (O <sub>2</sub> )	0,4	0,19

### 3.1.6. Ozon gazının indirekt reaksiyonları

Ozon molekülünün bozunarak ·OH gibi serbest radikaller oluşturması ve bu radikallerin organik ve inorganik bileşikleri yüksek hızla okside etmesi ozon gazının indirekt reaksiyonlarını göstermektedir (Deniz 2008). ·OH radikallerinin oluşması için yüksek sıcaklık ve pH'ın 7'den yüksek olması gereklidir (Anonim 2004c).

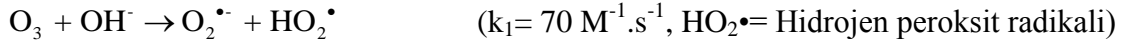
İndirekt reaksiyonlarda ozon oksidasyon prosesleri çok karmaşıktır. Ozonun bozunması, başlama reaksiyonu, radikal zincir reaksiyonu ve bitiş reaksiyonu olarak gerçekleşir. Şekil 3.9. 'da ozonun bozunma zinciri gösterilmiştir.



Şekil 3.9. -Ozonun bozunma zinciri (Iglesias 2002)

### 3.1.6.1. Başlama reaksiyonu

İlk reaksiyon, ozon bozunmasının hızlanmasını sağlamaktadır.

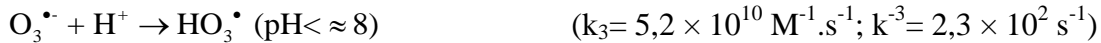
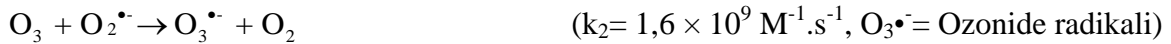


Bu radikal  $\text{pK}_a=4,8$ 'in asit/baz dengesine sahiptir. Süperoksit radikali oluşma reaksiyonu aşağıda gösterilmiştir.



### 3.1.6.2. Radikal zincir reaksiyonu (çoğalma reaksiyonu)

OH• radikalleri oluşurken meydana gelen bu reaksiyon aşağıda gösterilmiştir.

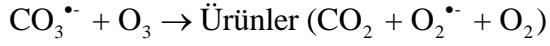
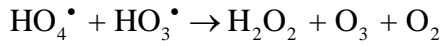
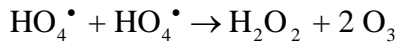


OH• radikalının ozon ile reaksiyona girdiği reaksiyon mekanizması aşağıda gösterilmiştir.



HO2• radikalleri tekrar başlatma reaksiyonuna dönerek süperoksit radikalini oluşturabilir (Anonim 2004b).

### 3.1.6.3. Bitiş reaksiyonu



Günümüzde Staehelin, Hoigne ve Buhler'in ortaya çıkardığı reaksiyon mekanizması genel olarak kabul görmesine rağmen, yüksek pH değerlerinde ise Tomiyasu, Fukutomi ve Gordon'un ortaya çıkardığı reaksiyon mekanizması daha doğru bulunmaktadır (Langlais ve ark. 1991, Beltrán 2004).

### 3.1.7. Ozonun sudaki kararlılığı

Ozon suda kararlı bir yapıya sahip değildir. Saf sularda ozonun bozunması, öncelikle çok hızlı bir şekilde parçalanması ile nitelendirilmiştir. Takip eden ikinci bölümde de ozon birinci derece reaksiyon ile parçalanmaya devam eder. Sayısız araştırmalar sonucunda başlangıç reaksiyonların kinetiği ve mekanizmasının ozonun bozunmasını gerektirdiği bulunmuştur. Su kalitesine bağlı olarak ozonun yarı ömrü saatlerle saniyeler aralığındadır. Ozonun suda bozunmasından ikincil oksidant olan  $\cdot\text{OH}$  radikalleri oluşmuştur. Ozonun kararlılığı su matrisine, özellikle pH, doğal organik maddelerin tipine - içeriğine ve suyun alkalinitesine bağlıdır.  $\text{OH}^-$  iyonlarının ozon bozunmasını başlatmasında suyun pH'ı önemlidir (Gunten 2003).



Çizelge 3.3 - Stahelin, Hoigne ve Bühler'e göre saf suda ozonun bozunma mekanizması

Reaksiyon	Hız Sabiti
Başlangıç Reaksiyonu	
$O_3 + OH^- \rightarrow HO_2\cdot + O_2^- \cdot$	$70 M^{-1}sn^{-1}$
Çoğalma Reaksiyonu	
$HO_2\cdot \rightarrow O_2^- \cdot + H^+$	$7,9 \cdot 10^5 M^{-1}sn^{-1}$
$O_2^- \cdot + H^+ \rightarrow HO_2\cdot$	$5 \cdot 10^{10} M^{-1}sn^{-1}$
$O_3 + O_2^- \cdot \rightarrow O_3^- \cdot + O_2$	$1,6 \cdot 10^9 M^{-1}sn^{-1}$
$O_3^- \cdot + H^+ \rightarrow HO_3\cdot$	$5,2 \cdot 10^{10} M^{-1}sn^{-1}$
$HO_3\cdot \rightarrow O_3^- \cdot + H^+$	$3,3 \cdot 10^2 M^{-1}sn^{-1}$
$HO_3\cdot \rightarrow HO\cdot + O_2$	$1,1 \cdot 10^5 M^{-1}sn^{-1}$
$O_3 + HO\cdot \rightarrow HO_4\cdot$	$2 \cdot 10^9 M^{-1}sn^{-1}$
$HO_4\cdot \rightarrow HO_2\cdot + O_2$	$2,8 \cdot 10^4 M^{-1}sn^{-1}$
Bitiş Reaksiyonları	
$HO_4\cdot + HO_4\cdot \rightarrow H_2O_2\cdot + 2O_3$	$5 \cdot 10^9 M^{-1}sn^{-1}$
$HO_4\cdot + HO_3\cdot \rightarrow H_2O_2\cdot + O_3 + O_2$	$5 \cdot 10^9 M^{-1}sn^{-1}$

Çizelge 3.4. -Tomiyasu, Fukutomi ve Gordon'a göre alkali ortamda saf suda ozonun bozunma mekanizması

Reaksiyon	Hız Sabiti
Başlangıç Reaksiyonu	
$O_3 + OH^- \rightarrow HO_2^- + O_2$	$40 M^{-1}sn^{-1}$
$O_3 + HO_2^- \rightarrow HO_2\bullet + O_3^{\bullet-}$	$2,2 \cdot 10^6 M^{-1}sn^{-1}$
Çoğalma Reaksiyonu	
$HO_2\bullet \rightarrow O_2^{\bullet-} + H^+$	$7,9 \cdot 10^5 M^{-1}sn^{-1}$
$O_2^{\bullet-} + H^+ \rightarrow HO_2\bullet$	$5 \cdot 10^{10} M^{-1}sn^{-1}$
$O_3 + O_2^{\bullet-} \rightarrow O_3^{\bullet-} + O_2$	$1,6 \cdot 10^9 M^{-1}sn^{-1}$
$O_3^{\bullet-} + H_2O \rightarrow HO\bullet + O_2 + OH^-$	$20-30 M^{-1}sn^{-1}$
$O_3 + HO\bullet \rightarrow HO_2\bullet + O_2^{\bullet-}$	$6 \cdot 10^9 M^{-1}sn^{-1}$
$O_3 + HO\bullet \rightarrow HO_2\bullet + O$	$3 \cdot 10^9 M^{-1}sn^{-1}$
$HO_2^- + H^+ \rightarrow H_2O_2$	$5 \cdot 10^{10} M^{-1}sn^{-1}$
$H_2O_2 \rightarrow HO_2^- + H^+$	$0,25 M^{-1}sn^{-1}$
Bitiş Reaksiyonları	
$O_3 + HO\bullet \rightarrow O_3 + OH^-$	$2,5 \cdot 10^9 M^{-1}sn^{-1}$
$HO\bullet + CO_3^{2-} \rightarrow OH^- + CO_3^{\bullet-}$	$4,2 \cdot 10^8 M^{-1}sn^{-1}$
$CO_3^{\bullet-} + O_3 \rightarrow O_2 + CO_2 + O_2^{\bullet-}$	---

### 3.1.8. Ozonun bozunması

Ozon oldukça kısa yarı ömrü ile kararsız bir bileşik olduğu için, üretildiği zaman, hızlı bir şekilde bozunur.

Ozon, içme suyu şartları (pH: 6-8,5) altında suda kararsızdır ve  $\bullet OH$  radikalleri kısmen reaktiftir. Dolayısıyla ozonlama prosesi, ozon ve  $\bullet OH$  radikalleri olarak iki tür reaksiyon içerir.  $\bullet OH$  radikalleri çözelti içinde baskın molekül olduğu zaman, proses ileri oksidasyon prosesi olarak adlandırılır. Bozunma reaksiyonlarının başlamasında, çoğalmasında ve bitişinde birçok etken olsa da başlamasında  $OH^-$  iyonu temel rol oynar (Deniz 2008).

Ozonun suda bozunmasına yol açan faktörler sıcaklık, pH, çözülmüş maddenin konsantrasyonu ve UV ışığıdır.

Ozonun bozunmasına etki eden faktörler aşağıda anlatılmıştır.

### 3.1.8.1.Sıcaklık faktörü

Sıcaklık, ozonun yarılanma ömründe en önemli faktördür. Ozonun sudaki yarı ömrü, gaz haldeki yarı ömründen çok daha kısadır ve ozon suda çok hızlı bozunur. Çizelge 3.5 'te bu durum gösterilmiştir. Ozonun çözünlüğü, yüksek sıcaklıkta azalır ve daha az kararlıdır. Diğer bir ifade ile reaksiyon hızı, 100C'de 2 veya 3 faktör artar. Sıcaklık 400C üzerinde olduğunda ise ozonun yarı ömrü çok kısa olduğu için ozon suda pratik olarak çözünmemektedir.

Çizelge 3.5. - Farklı sıcaklıklarda gaz ve suda ozonun yarılanma ömrü (Anonim 2010)

Gaz Halde		Suda Çözülmüş Halde (pH 7)	
Sıcaklık	Yarı Ömür*	Sıcaklık	Yarı Ömür
-50 <sup>0</sup> C	3 ay	15 <sup>0</sup> C	30 dakika
-35 <sup>0</sup> C	18 gün	20 <sup>0</sup> C	20 dakika
-25 <sup>0</sup> C	8 gün	25 <sup>0</sup> C	15 dakika

## 3.2. Fenton Prosesi

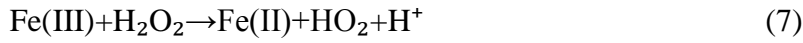
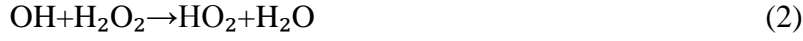
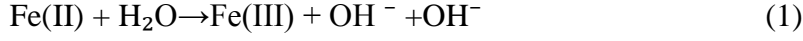
Fenton Reaksiyonları çoğu organik bileşiği parçalama kabiliyeti nedeni ile yaygın kabul görmektedir. Ayrıca çevrede ·OH aracılığıyla gerçekleşen oksidasyonlar için de önemli bir yol sağlamaktadır. Fenton reaksiyonu olarak bilinen reaksiyon Fe<sup>+2</sup>'nin ·OH meydana getirmek üzere H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ile oksidasyonudur. (Akbal ve Balkaya 2002)



Fenton prosesi ilk olarak,1894 yılında, tartarik asidi hidroksi maleik aside okside etmek için hidrojen peroksidi demir tuzları ile karıştırarak kullanan Fenton tarafından ortaya konmuştur. Hidrojen peroksidin demir katalizörlüğünde bozunması ile hidroksil radikallerinin oluşumu 1934 yılında Haber ve Veiss tarafından da önerilmiş (Ikehata ve Gamal El-Din 2006, Burbano ve diğ 2005,2008) ve daha sonraları başka araştırmacılar tarafından da

uygulanmıştır. (Kestioğlu ve diğ.,2005, Yonar ve diğ. 2005, Akal Solmaz ve diğ. 2006,2007, Üstün ve Akal Solmaz 2006, Üstün ve diğ. 2007)

En önemli Fenton reaksiyonlarından birkaçı aşağıda verilmiştir. (Burbano ve diğ. 2005,2008)



Fenton reaktifi ( $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{Fe(II)}$ ) ve Fenton-like reaktifi ( $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{Fe(III)}$ ) olarak ta adlandırılan hidrojen peroksit ve demir tuzları karışımı; Fenton prosesinde hidroksil radikallerinin oluşumu ile birçok kompleks reaksiyon zincirini başlatmaktadır (Neyens ve Baeyens 2003).

$\cdot\text{OH}$  radikali üretiminde ve reaksiyon süresince tüketiminde bu parametreler arasındaki karşılıklı ilişkileri anlamak önemlidir.

### 3.2.1. pH etkisi

pH değeri  $\cdot\text{OH}$  radikallerinin oluşumuna ve bu da oksidasyon verimine etki etmektedir.  $\text{H}_2\text{O}_2$  in ayrışması için  $\text{H}^+$  iyonları gerekir. Dolayısıyla, maksimum miktarda  $\cdot\text{OH}$  radikali oluşumu ancak asidik bir ortamda gerçekleşir (Neyens ve Baeyens 2003). pH değeri 1-2 iken oluşan  $\cdot\text{OH}$  radikalleri,  $\text{H}^+$  iyonları tarafından kullanılmakta, pH değeri arttıkça da  $\cdot\text{OH}$  radikallerinin oksidasyon potansiyeli azalmaktadır. (Tamimi ve diğ 2008)

Ayrıca yüksek pH değerlerinde ( $\text{pH} > 4$ ) demir iyonları kimyasal koagülasyon etkisiyle demirhidroksil iyonları olarak çökeltme eğilimindedir ve ortamda oluşan çamurun sistemden uzaklaştırılması gerekir (Derbalah ve diğ. 2004).

Fenton reaksiyonlarında maksimum degradasyon verimi için belirlenen optimum pH değeri 2-4 aralığında olup, çoğunlukla pH 3 civarındadır.

### 3.2.2. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> etkisi

Başlangıçtaki H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> miktarı ·OH radikallerinin oluşumuna etki etmektedir. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> miktarı arttıkça, ilave üretilen ·OH radikalleri nedeni ile verim de artmaktadır. (Tamimi ve diğ. 2008) Ancak optimum miktardan daha fazla ortamda bulunan H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, ·OH radikalleri ile reaksiyona girerek çok daha düşük oksidasyon potansiyeline sahip olan HO<sub>2</sub> radikallerinin oluşmasına sebep olur. ·OH radikallerinin, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> tarafından tüketildiği bu durumda oksidasyon verimi azalır. (Neyens ve Baeyens 2003, Derbalah ve diğ. 2004, Tamimi ve diğ. 2008)

### 3.2.3. Demir iyonu (Fe<sup>+2</sup>/Fe<sup>+3</sup>) etkisi

Demir iyonları, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> üzerinde katalitik ayrıştırma etkisine sahiptir. (Tamimi ve diğ. 2008) Fenton reaksiyonunda katalist olarak kullanılan demir iyonunun (Fe<sup>+2</sup>/Fe<sup>+3</sup>) değeri ve başlangıçtaki miktarı, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ile reaksiyonu neticesinde oluşan ·OH radikalleri miktarına etki etmesi nedeni ile önemlidir.

Fe<sup>+2</sup> iyonu kullanılarak gerçekleştirilen fenton reaksiyonunda, Fe<sup>+3</sup> iyonu kullanılarak gerçekleştirilen fenton-like reaksiyonuna nazaran, ·OH radikallerinin oluşumu daha hızlı, miktarı daha fazla, verimi daha yüksek ve reaksiyon süresi daha kısadır. (Pignatello 1992) . Fenton reaksiyonunda Fe<sup>+2</sup> iyonu doğrudan H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ile reaksiyona girerek ·OH radikallerini oluşturur. Fenton-like reaksiyonunda ise Fe<sup>+3</sup> iyonu önce Fe<sup>+2</sup> iyonuna indirgenir, bu nedenle ·OH radikallerinin oluşumu daha yavaştır.

Fenton reaksiyonunda Fe<sup>+2</sup> iyonu hızlıca Fe<sup>+3</sup> iyonuna dönüşür. Bu reaksiyon hızlı ve en fazla giderimin gerçekleştiği aşamadır. Bu aşamada H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> hızlıca tüketilir ve daha sonraki reaksiyon kademesinde Fe<sup>+3</sup> iyonları ile H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> nin ayrışması yavaşlar. Fe<sup>+3</sup> iyonunun azalımı, Fe<sup>+2</sup> iyonunun azalımından daha düşüktür ve bu degradasyon hızını belirleyen adımdır. (Neyens ve Baeyens 2003)

Fenton reaksiyonu (Fe<sup>+2</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) reaksiyonuna dönüşür. (Pignatello 1992, Doong ve Chang 1998, Neyens ve Baeyens 2003)

Başlangıçtaki demir iyonu miktarı arttıkça, ilave üretilen ·OH radikalleri nedeni ile verim de artmaktadır. Ancak ortamda optimum miktardan daha fazla demir iyonu (Fe<sup>+2</sup> veya Fe<sup>+3</sup>) olması durumunda, fenton ya da fenton-like reaksiyonlarından gelen çok fazla miktardaki Fe<sup>+3</sup> iyonu, asidik ortamda kolaylıkla Fe<sup>+2</sup>(OH) formuna geçerek demirhidroksil çamuru oluşumuna neden olur. (Debalah ve diğ. 2004, Tamimi ve diğ. 2008) Ortamda optimum miktardan daha az demir iyonu olması durumunda ise demir iyonunun hızlıca tüketilmesi nedeni ile H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 'nin ayrışması durur ve verim azalır.

### 3.2.4. Fe/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oranının etkisi

Başlangıçtaki Fe/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oranı reaksiyon süresi açısından önemlidir. Başlangıçta demir iyonu miktarına nazaran H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> miktarı az ise reaksiyon hızlıdır ve reaksiyon süresi kısadır.(Tamimi ve diğ. 2008) Çünkü oluşan ·OH radikalleri, reaksiyon hızının daha fazla olması nedeni ile öncelikle Fe<sup>+2</sup> iyonu ile reaksiyona girer, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ile girmez. (Neyens ve Baeyens 2003) Başlangıçta demir iyonu miktarına nazaran H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> miktarı fazla ise reaksiyon yavaşır ve reaksiyon süresi uzar.(Tamimi ve diğ. 2008) Çünkü Fe<sup>+2</sup> iyonu hızlıca Fe<sup>+3</sup> iyonuna indirgenir ve bundan sonraki Fe<sup>+3</sup> iyonunun zincir reaksiyonları ile H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> nin ayrışması yavaşlar. (Neyens ve Baeyens 2003)

### 3.3. Ozonlama ve Fenton Prosesleri Kullanılarak Sızıntı Suyu Arıtılabilirlik Testleri

#### Yapılan Örnek Çalışmalar

Sızıntı suyunun verimli bir şekilde arıtımı için fizikokimyasal (koagülasyon/flokülasyon ve ozonlama) metotların uygun kombinasyonunu belirlemek üzere çalışmalar yapılmıştır. Ozonlama ve koagülasyon/flokülasyon proseslerinden ibaret olan bir teknik çalışılmıştır. Stabil/biyolojik ön arıtıma tabi tutulmuş sızıntı suyu için verimli bir arıtım metodu sağlanması amaçlanmıştır. Ozonlama ile başlayan arıtım, koagülasyon flokülasyon ve ardından tekrar ozonlama ile takip edilmiştir. Yalnız ozonlama ile renk ve organik madde giderimi verimli bir şekilde sonuçlanmıştır. Aynı zamanda 200 mg/l'den daha az bir KOI değeri elde edilmiştir. Maksimum KOI giderim oranı (%72'nin üzerinde) sırasıyla 7 mM Fe ve 11 mM Al eklenmesiyle elde edilmiştir. Ön ozonlamayı takip eden koagülasyon/flokülasyon verimli bir arıtım sonucu vermemiştir. Fakat koagülasyon/flokülasyonu takip eden ozonlamanın 180 mg/l'den daha az bir KOI değerini vermesi, KOI redüksiyonu için verimli bir proses olduğunu göstermiştir. (Ntampou et al. 2006).

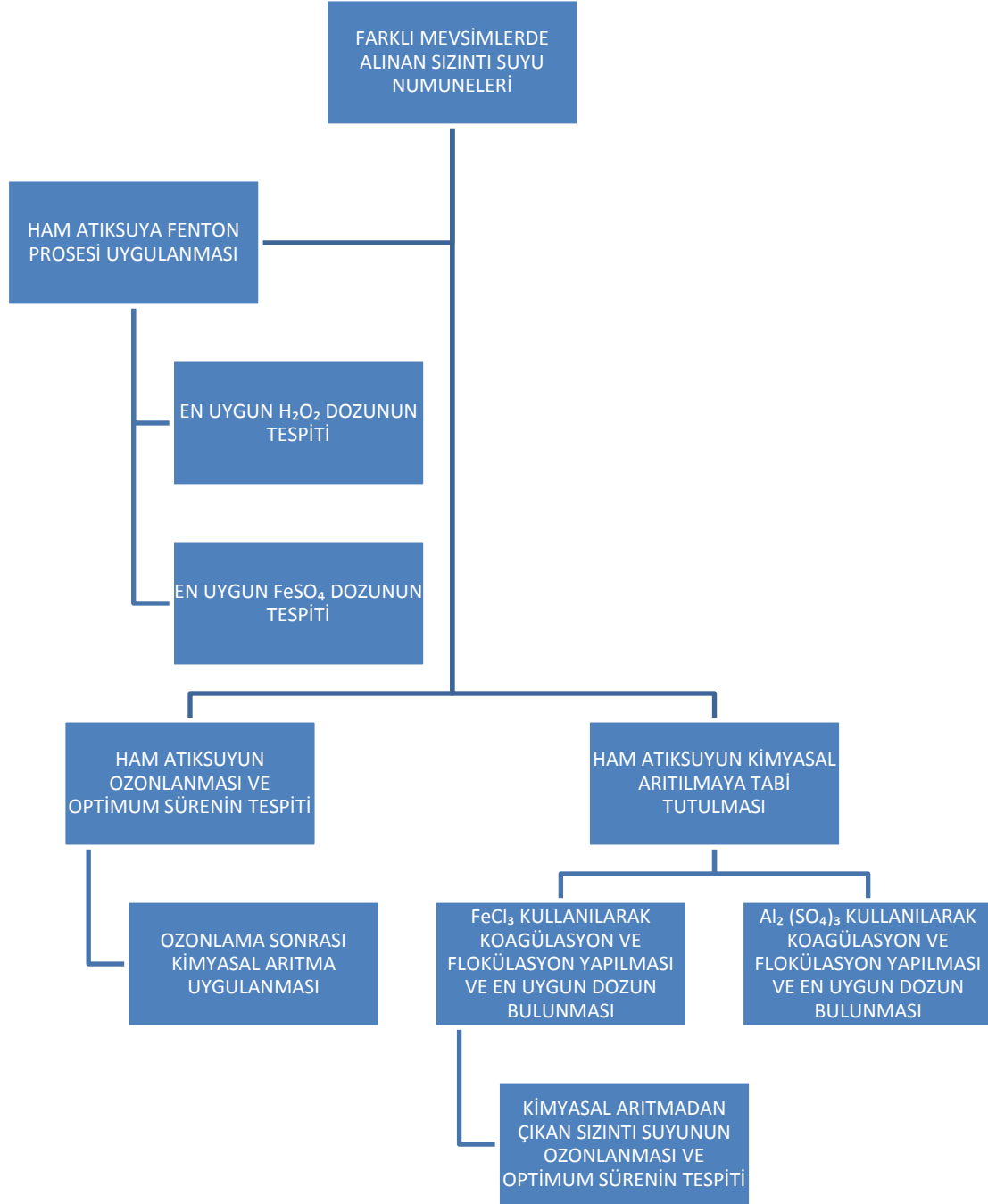
Bila vd (2005), Brezilya Rio de Janeiro'da Gramacho Depolama sahasından alınan sızıntı suyu örnekleri üzerinde ozonlama çalışmaları yapmışlardır. Sızıntı suyu yüksek tuzluluk ve düşük biyolojik parçalanabilirliğe (BOI<sub>5</sub>/KOI=0,05) sahiptir. İlk olarak fiziko-kimyasal arıtım uygulanmıştır. Biyolojik parçalanabilirliği artırmak üzere ikinci adım olarak ozonlama uygulanmıştır. Son adımda ise biyolojik arıtım kullanılmıştır. Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> kullanılarak uygulanan fiziko-kimyasal arıtım ile %40 oranında KOI ve %25 oranında DOC giderimi elde edilmiştir. Ozonlama işleminden sonra BOI<sub>5</sub>/KOI oranı 0,05'ten 0,3'e yükselmiştir. Ayrıca toksisite ölçümleri sonucunda ozonlama ile büyük oranda toksisite düşüşü olduğu görülmüştür. Litre başına kullanılan 3 g/l ozon dozajı ile kombin arıtım sonucunda toplam %73 oranında KOI, %63 oranında DOC giderimi elde edilmiştir.

Deng ve Englehardt (2006), son yıllarda konvansiyonel Fenton, Foto-fenton prosesleri ile sızıntı suyu arıtım çalışmalarının, renk ve organik kirletici konsantrasyonlarını verimli bir şekilde giderdiğini ifade etmişlerdir. Koagülasyon ve oksidasyonun her ikisi birlikte sızıntı suyundan organik madde gideriminde önemli bir rol oynamaktadır. Başlangıç pH değeri, fenton dozajı, havalandırma, son pH değeri, sıcaklık ve UV ışını son arıtma verimini etkileyebilmektedir.

#### 4. MATERYAL ve YÖNTEM

Çalışma sırasında Tekirdağ İli Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Suyu Geçici Depolama Havuzundan farklı mevsimlerde alınan 3 numunenin arıtılabilmesi için aşağıda açıklanan deneysel düzenekler kurulmuş ve deneylerin yapılışı bu bölümde anlatılmıştır. Şekil 4.1.'de deneysel düzenek planının şematik gösterimi verilmiştir.

##### 4.1. Deneysel Düzenek Planı



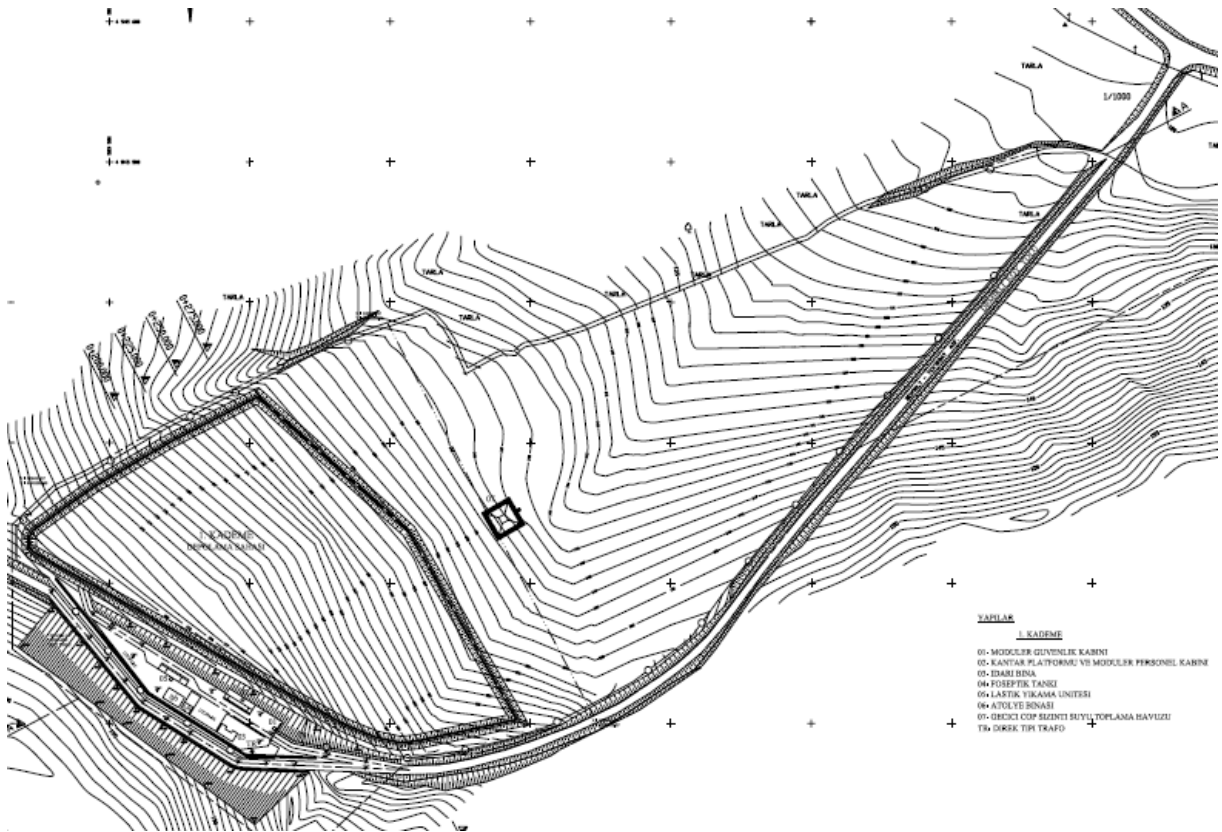
Şekil 4.1. – Deneysel Düzenek Planının Şematik Olarak Gösterimi



#### 4.2. Tekirdağ İli Düzenli Depolama Sahası Hakkında

Tekirdağ İli Düzenli Depolama Sahası; Tekirdağ İlinde bulunan dört Mahalli İdare Birliği'nden birinin yani sekiz Belediye ile İl Özel İdaresinin oluşturduğu Birliğin bünyesinde faaliyet göstermektedir. Saha 2008 Yılı Haziran ayından beri atık kabul etmektedir. Öncelikle yalnızca Karışık Belediye Atıklarının kabul edilmiş ancak değişen mevzuatın uygun görmesi ve sahanın Tekirdağ gibi bir sanayi kentindeki tek Düzenli Depolama Sahası olması nedeni ile Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik hükümleri çerçevesinde sahaya sanayiden kaynaklanan tehlikesiz atık ta kabul edilmeye başlanmıştır.

Şekil de Genel Yerleşim Planı bulunan söz konusu sahada ana hatlarıyla; Bekçi Kabini, Kantar, İşletme Binası, Atölye, Tekerlek Yıkama Ünitesi, Lot Sahası ve Sızıntı Suyu Geçici Biriktirme Havuzu bulunmaktadır.



Şekil 4.2. – Tekirdağ İli Düzenli Depolama Sahası Genel Vaziyet Planı



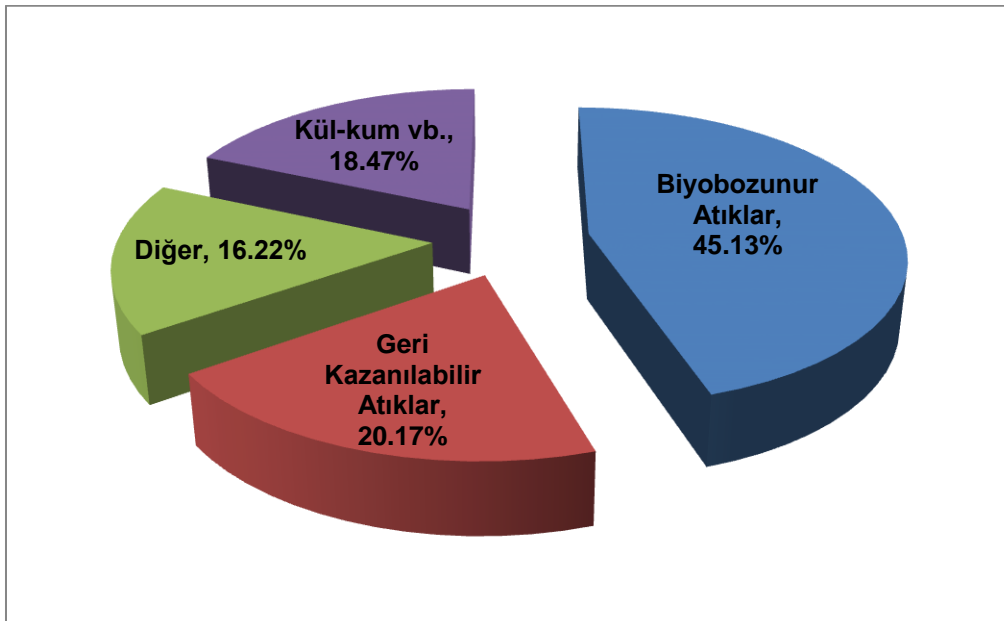
Şekil 4.3. - Sahadan Çeşitli fotoğraflar

Şekil 4.3.' te çeşitli fotoğrafları bulunan sahada Gaz Bacaları teşkil edilmesi sureti ile oluşan gaz tahliye edilmektedir.

2011 yılında hazırlanan verilere göre tesise gelen atıkların ana bileşimi Çizelge 4.1.'de verilmiştir. (IO Çevre 2011)

Çizelge 4.1. - Tesise gelen atıkların ana bileşimi

Ana Bileşenler	Evsel			Sanayi
	Yaz	Kış	Ortalama	%
<b>Biyobozunur Atıklar</b>	61,09%	41,09%	51,09%	28,84%
<b>Geri Kazanılabılır Atıklar</b>	27,55%	27,55%	27,55%	0,00%
<b>Diğer</b>	11,37%	11,37%	11,37%	29,49%
<b>Kül-kum vb.</b>	0,00%	20,00%	10,00%	41,67%



Şekil 4.4 – Karışık atığın içerisindeki ana atık bileşenlerinin dağılımı ( IO Çevre 2011)

Türkiye genelinde her bileşen için öngörülen su muhtevası değerleri üzerinden Tekirdağ İli Düzenli Depolama Sahasına gelen atıklara özgü atık kompozisyonuna dayalı olarak toplam atığın su muhtevası %47 düzeyinde hesaplanmıştır. Bu değer evsel atıklar ile sanayiden kaynaklı tehlikesiz atıklar ile birlikte değerlendirildiğinde %41 seviyesine gerilemektedir. (IO Çevre 2011)

### 4.3. Sızıntı Suyu Karakterizasyonu

Tekirdağ İli Düzenli Depolama Sahasında oluşan sızıntı suyundan çeşitli zamanlarda alınmış numunelerin analiz sonuçları aşağıdaki Çizelge 4.2.de verilmiştir.

Çizelge 4.2. - Sızıntı Suyu Analiz Sonuçları

PARAMETRE	Tarihlere Göre Sonuçlar (mg/l)						
	05.04.20 10	17.07.20 10	13.08.20 10	28.08.20 10	09.02.20 11	19.04.20 11	14.07.20 11
Kim. Oksijen ihtiyacı (KOİ)	660	2590	3070	5400	670	1985	2539
Askıda Katı Madde(AKM)	25	128	128	2605	35	100	75
Yağ Ve Gres (Oil)	<10	<10	<10	14	<10	14,6	12,4
Toplam Fosfor (TP)	0,37	0,24	2,92	2,78	0,69	3,49	3,03
Toplam Krom	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Krom (Cr+6)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Kurşun(Pb)	0,31	0,3	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Toplam Siyanür(CN-)	<0,02	0,11	0,16	0,15	0,25	0,12	<0,003
Kadmiyum(Cd)	<0,01	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003
Demir(Fe)	4,02	5,7	0,37	<0,2	<0,2	1,55	0,98
Florur(F-)	1,59	0,2	0,21	0,1	<12,5	1,6	1,06
Bakır(Cu)	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	0,06
Çinko(Zn)	1,166	0,52	<0,25	0,96	1,17	2,19	3,03
Toplam Kjeldahl Azotu	59,25	631,5	276,5	1236	289	905	1214
Ph	7,91	7,65	8,68	8,11	8,27	8,27	7,6

#### **4.4. Deneylerin Yürütülüşü**

##### **4.4.1. Fenton prosesinin yürütülüşü**

Düzenli depolama sahasından alınan numunelere uygulanan Fenton prosesinin adımları aşağıdaki gibi özetlenebilir.

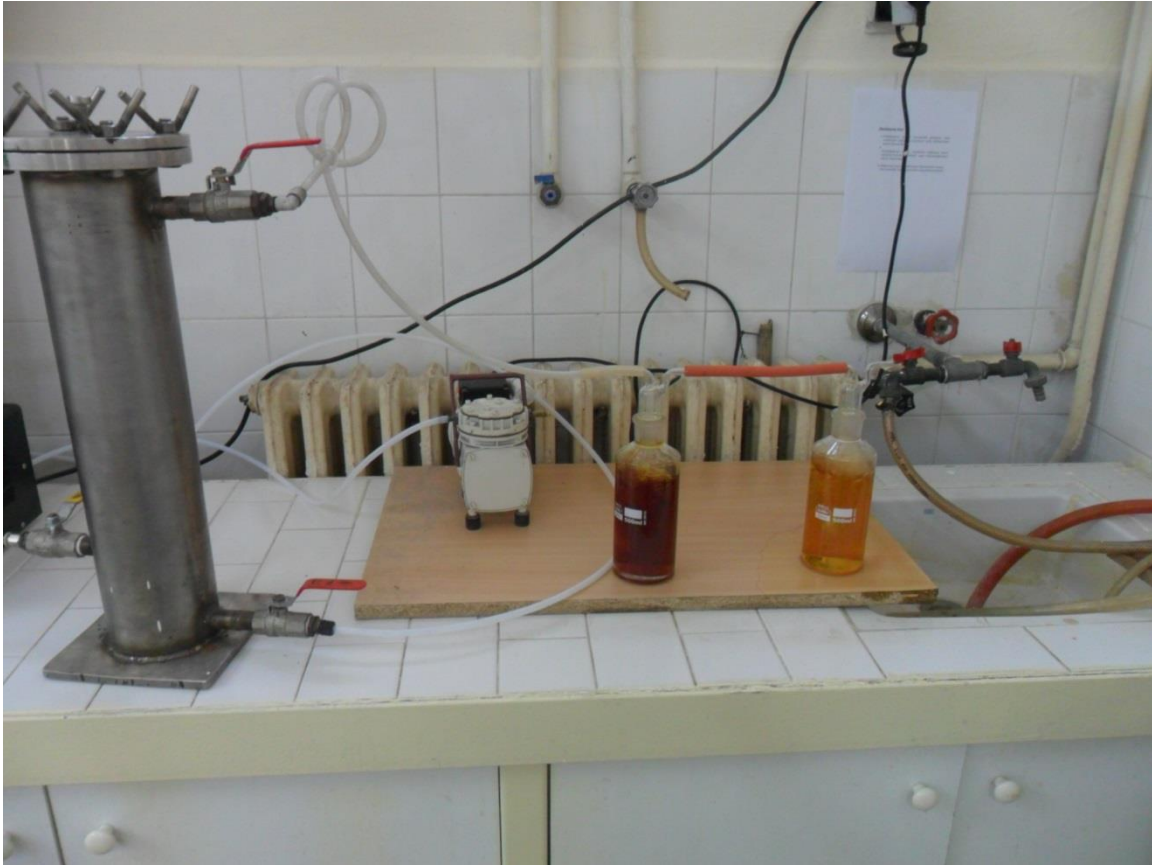
1. Dört tane beher içerisine 500 ml ham sızıntı suyu konulur.
2. Numunelerin pH değerleri çeşitli normalitelerdeki NaOH ve H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> kullanılarak 3 değerine ayarlanır.
3. Beherlerin hepsine sabit miktarda FeSO<sub>4</sub> dozlanır.
4. Dördüncü adım olarak beherlere değişen miktarlarda hidrojen peroksit (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) ilave edilir.
5. Bu numuneler 5 dakika 120 rpm'de hızlı karıştırmaya, 25 dakika 30rpm'de yavaş karıştırmaya tabi tutulur. Daha sonra numuneler 1 saat çökmeye bırakılır.
6. Bu adımda numunelerin pH değerleri 7-7.5 arasına getirilerek 30 dakika çökmeye bırakılır.
7. Üst sularından numune alınarak KOI ölçümü yapılır ve optimum H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> dozları tespit edilir.
8. Bu adımda beherlere yine 500 ml atıksu ilave edilir ve hepsinin pH değeri 3'e ayarlanır.
9. Beherlerin hepsine bir önceki adımda bulunan H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> dozu ilave edilir.
10. Bu adımda beherleri değişen miktarlarda FeSO<sub>4</sub> dozlanır.
11. 5, 6, 7. Adımlar tekrar edilerek en uygun FeSO<sub>4</sub> dozları da bulunur.

##### **4.4.2. Ozon oksidasyonunun yürütülüşü**

Ozonlama düzeneği ozon jeneratörü, reaktör, hava pompası ve yıkama şişesinden oluşmaktadır. Reaktörde üç tane musluk yapısı bulunur. Bu musluklardan bir tanesi boru ile hava pompasına, diğeri ise yıkama şişesine bağlıdır. Kalan bir tane musluk ise numune almak için kullanılır. Tüm boru hatları musluklara bağlandıktan sonra vanalar kontrol edilir. Yıkama şişesine ve hava pompasına bağlı olan vanalar açık konuma getirilirken, numune almak amacı ile kullanılan vana ise kapalı konumda tutulur. Tüm düzenek yapısı kontrol edildikten sonra deneye başlanır. Ozonlama deney düzeneği Şekil 4.5. , Şekil 4.6. ve Şekil 4.7. 'de gösterilmiştir.

**Deneyin Yürütülüşü:** Adı geçen kesikli deney düzeneğinde atıksuyun ozon ile oksidasyonu için aşağıdaki maddeler takip edilmiştir:

- 4 l'lik reaktör 2 lt atıksu ile doldurulur.
- Yıkama şişeleri 30 g/l'lik KI (potasyum iyodür) ile doldurulur.
- Ozon jeneratörü üzerindeki akım ölçer 10 l/dk.lık akış hızına ayarlanır.
- Hava pompası çalıştırılır.
- Ozon jeneratörü açılır.
- 15, 30, 45, 60, 90, 120 dakikalık sürelerde örnekleme yapılır.
- Planlanan süre sonunda ozonlama durdurulur, ozonlanmış numune bir kaba alınır ve ozonlanmış atık diğer amaçlar için kullanılır.
- Reaktör temizlenir. Aynı işlem birkaç kez tekrar edilir.
- Bu işlemlerin öncesinde, ozon üretim akımını ölçmek için KI çözeltilerinden geçirilen ozon akımı ölçülmüş olmalıdır.



Şekil 4.5. - Deneylerde Kullanılan Temas Reaktörü ve Gaz yıkama şişeleri





Şekil 4.6. - Ozonlama Sistemi Gaz Yıkama Şişeleri



Şekil 4.7. - Laboratuvar Ölçekli Ozonlama Sisteminin Bir Görünüşü

**Ozon Hesaplama Yöntemi:** Bir atıksuyun ozonlanmasında aşağıdaki hesaplama yöntemleri ile değerlendirmeye ulaşılabilir.

Giriş akımındaki O<sub>3</sub> gazının miktarı, atıksuya temas etmeden önce jeneratörden gelen O<sub>3</sub> akım hızının geçirildiği yıkama şişesinden elde edilen ölçüm sonucu ile hesaplanır.

Giriş O<sub>3</sub> gazı miktarı: 0,1 N 1 ml Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub> = 2,4 mg ozon (APHA 1992)

$$\text{Giriş Gaz Akımındaki Ozonun Konsantrasyonu} = \frac{\text{Giriş Ozon Miktarı (mg)}}{\sum \text{Gaz Hacmi (l)}}$$

**Uygulanan ΣO<sub>3</sub> Miktarı:**

$$\text{Uygulanan } \Sigma O_3 \text{ Miktarı (mg O}_3) = \Sigma O_3 \text{ konsantrasyonu (mg O}_3/\text{l)} \times \Sigma \text{gaz hacmi (l)}$$

**Harcanan O<sub>3</sub> için Verim Hesabı:**

$$\text{Kalan } \Sigma O_3 \text{ (mg)} = \text{Yıkama Şişesi (mg)}$$

$$\text{Uygulanan } \Sigma O_3 \text{ (mg)}$$

**Harcanan Ozonun Verimi:**

$$\text{Harcanan O}_3 \text{ Yüzdesi (\%)} = \frac{\text{Uygulanan } \Sigma O_3 - \text{Kalan } \Sigma O_3}{\text{Uygulanan } \Sigma O_3}$$

**Atıksuya Kullanılan O<sub>3</sub> Konsantrasyonu:**

$$\text{Kullanılan O}_3 \text{ Miktarı (mg)} = \text{Uygulanan } \Sigma O_3 - \text{Kalan } \Sigma O_3$$

Toplam Atıksu Hacmi, litre

$$\text{Atıksuya Kullanılan O}_3 \text{ Konsantrasyonu (mg/l)} = \frac{\text{Kullanılan O}_3 \text{ Miktarı (mg)}}{\text{Toplam Atıksu Hacmi (l)}}$$

**Ozon Dozu:**

$$\text{Toplam Kullanılan Titrant Miktarı (ml)} = \text{Yıkama Şişesi için Titrant Miktarı (ml)}$$

$$\text{Ozon Dozu (mg/dk.)} = \frac{\sum \text{Kullanılan Titrant Miktarı (ml)} \times \text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \text{ Normalitesi} \times 24}{\text{Ozonlama Süresi (dk.)}}$$

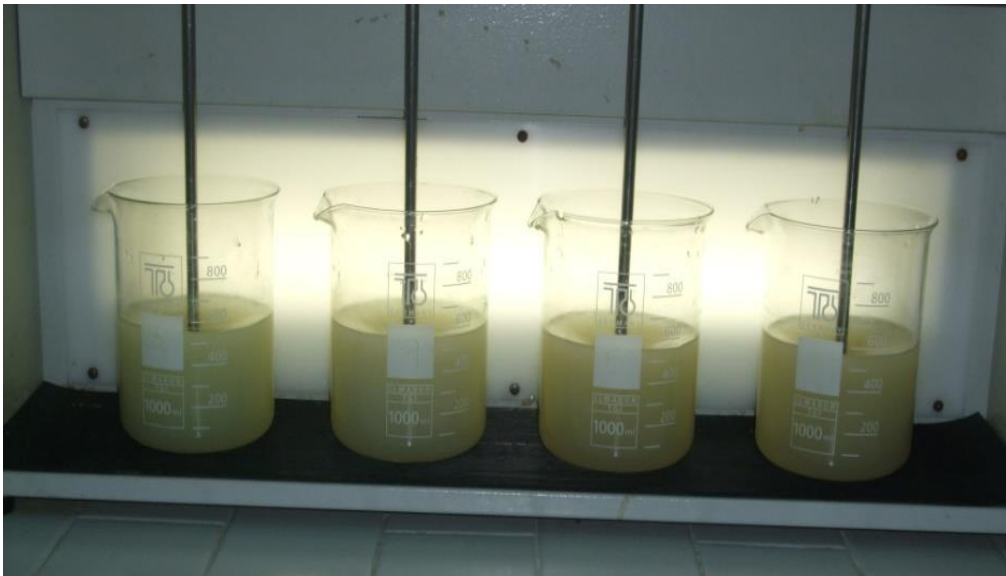


**Giriş Gaz Akımında Bulunan Ozon Gazının Belirlenmesi:** Ozon jeneratörünün ticari olarak verilen üretim kapasitesi, oksijen tüpü ile 4 g/saat, kuru hava ile 2 g/saat'tir. Ortam havası ile üretilen ozon miktarı, KI çözeltisinden ozon geçirmek suretiyle ölçülmüş ve 2 g/saat olarak bulunmuştur. Tüm deneylerde bu akıyla hesaplama yapılmıştır. Bu hesaplamalar ile giriş akımındaki O<sub>3</sub> miktarının kontrolü yapılmış ve bu miktar ile atıksuya harcanan O<sub>3</sub> miktarının hesaplanmasına geçilmiştir.

#### 4.4.3. Kimyasal arıtmanın yürütülüşü

Sızıntı sularının kimyasal arıtma deneyleri için dörtlü jar-test cihazı kullanılmıştır. Deneylerde koagülant madde olarak FeCl<sub>3</sub> ve Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> kimyasalları tercih edilmiştir. Bu çözeltiler %10'luk solüsyonlar halinde hazırlanmış ve pH'ın 7.5'e ayarlanması içinde çeşitli normalitelerdeki NaOH ve H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> çözeltileri kullanılmıştır. Ayrıca yumaklaştırma işleminde, polielektrolit kullanılmıştır. Tüm numuneler için uygulanan jar testler sırasında izlenen basamaklar aşağıda sıralanmıştır.

1. Birinci adım olarak ham sızıntı suyunun KOI parametresi ölçülür.
2. 1 litrelik beherlerin içerisine 500 ml ham atıksu konulur.
3. Beherlere seçilen koagülantlar (FeCl<sub>3</sub> ve Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>) belirlenen miktarlarda dozlanır.
4. Beherlerdeki sızıntı sularının pH'ları, çeşitli normalitelerde olan NaOH veya H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> çözeltileri yardımıyla 7,5 olarak ayarlanır.
5. Daha sonra numuneler, 2 dk. hızlı karıştırma işlemine (200 rpm) tabi tutulur.
6. Daha sonra numuneler 15 dk. da yavaş karıştırma işlemine (45 rpm) tabi tutulurlar. Yavaş karıştırma sırasında %1'lik hazırlanan anyonik polielektrolit çözeltisi numunelere ilave edilir.



Şekil 4.8. -Numunelerin karıştırma anı

7. Karıştırma işleminden sonra numuneler 30 dakika çökmeye bırakılır.



Şekil 4.9. - Numunelerin çökme için bekleme anı

8. Numuneler çöktükten sonra üst sularından numune alınarak KOI parametresinin ölçümü yapılarak optimum koagülant ve dozları tespit edilir.

#### **4.5 Ölçüm ve Analiz:**

Deneylede pH ayarlaması WTW pH 315i marka pH ölçerle yapılmıştır. KOI ölçümleri Closedreflux metoduna göre yapılmıştır. Ölçümler Aquamate marka spektrofotometre kullanılarak yapılmıştır. Kullanılan bütün kimyasallar analitik saflıktadır.

## 5. ARAŞTIRMA BULGULARI

Deneysel Çalışma Düzenegi ve Yöntemler kısmında anlatılan metotlar doğrultusunda yapılan çalışmalardan aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir.

Çizelge 5.1. – Sızıntı Suyu Numunelerinin Karakterizasyonu

Parametre	Birim	Numune 1	Numune 2	Numune 3
pH		7,78	7,76	7,85
KOI	mg/L	2572	2238	1874
İletkenlik	ms/cm	20,1	19,98	10,56
AKM	mg/L	380	334	244
Çözünmüş KOI	mg/L	1477	1238	846
NH <sub>4</sub> -N	mg/L	87	76	51
Alkalinite	mg CaCO <sub>3</sub> /L	6300	5244	3814

### 5.1. 1.Numune İle Elde Edilen Sonuçlar

1.Numuneye Fenton Prosesi, Ozonlama ve Koagülasyon+Flokülasyon sonrası Ozonlama ile Ozonlama sonrası Koagülasyon+Flokülasyon işlemleri uygulanmış ve aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir.

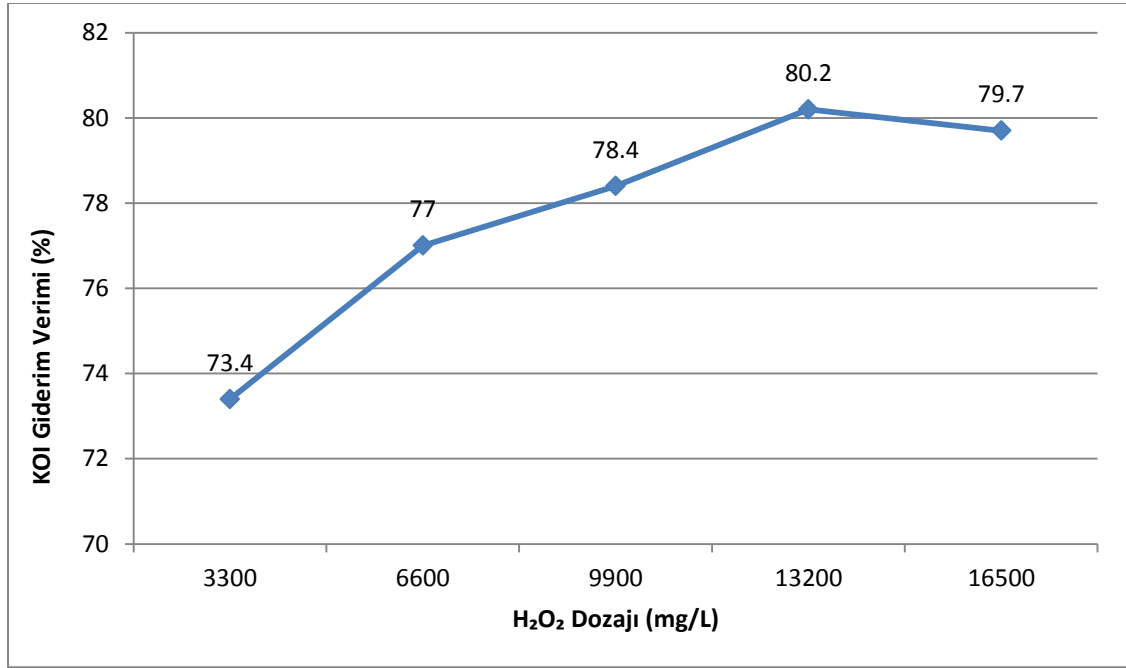
#### 5.1.1. Fenton prosesi uygulaması sonuçları

Giriş KOI değeri 2572 mg/L olan sızıntı suyu numunesine öncelikle Fenton Prosesi uygulanmıştır. Fenton Prosesindeki işlemlerde ise 5 adet 300 mL'lik numuneler alınarak en uygun H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ve en uygun FeSO<sub>4</sub> dozları üzerinde çalışmalar yapılmıştır.

Çizelge 5.2. – Ham Atıksuya Fenton Prosesi Uygulanması Esnasında En Uygun H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> Dozunun Belirlenmesi

Giriş KOI (mg/L)	Uygulanan FeSO <sub>4</sub> Dozu (mg/L)	Uygulanan H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> Dozu (mg/L)	Fenton Prosesi Sonuç KOI (mg/L)	KOI Giderim Verimi (%)
2572	9900	3300	685	73,4
2572	9900	6600	590	77,0
2572	9900	9900	555	78,4
2572	9900	13200	510	80,2
2572	9900	16500	522	79,7

Uygulanan  $H_2O_2$  dozu 13200 mg/L iken elde edilen KOI sonucunun en düşük seviyede olduğu, artan dozlarda ise KOI'nin tekrar yükselmeye başladığı görülmüştür. Buna sebep olarak optimum miktardan daha fazla ortamda bulunan  $H_2O_2$ 'nin  $\cdot OH$  radikalleri ile reaksiyona girerek çok daha düşük oksidasyon potansiyeline sahip olan  $HO_2$  radikallerini oluşturması gösterilebilir. Bu sonuçlarından partiküler KOI'nin hemen hemen tamamen giderildiği, çözülmüş KOI'nin ise %20'sinin giderilemediği görülmektedir.  $H_2O_2$  dozuna bağlı olarak KOI giderim verimini gösteren grafik Şekil 5.1'de verilmiştir.

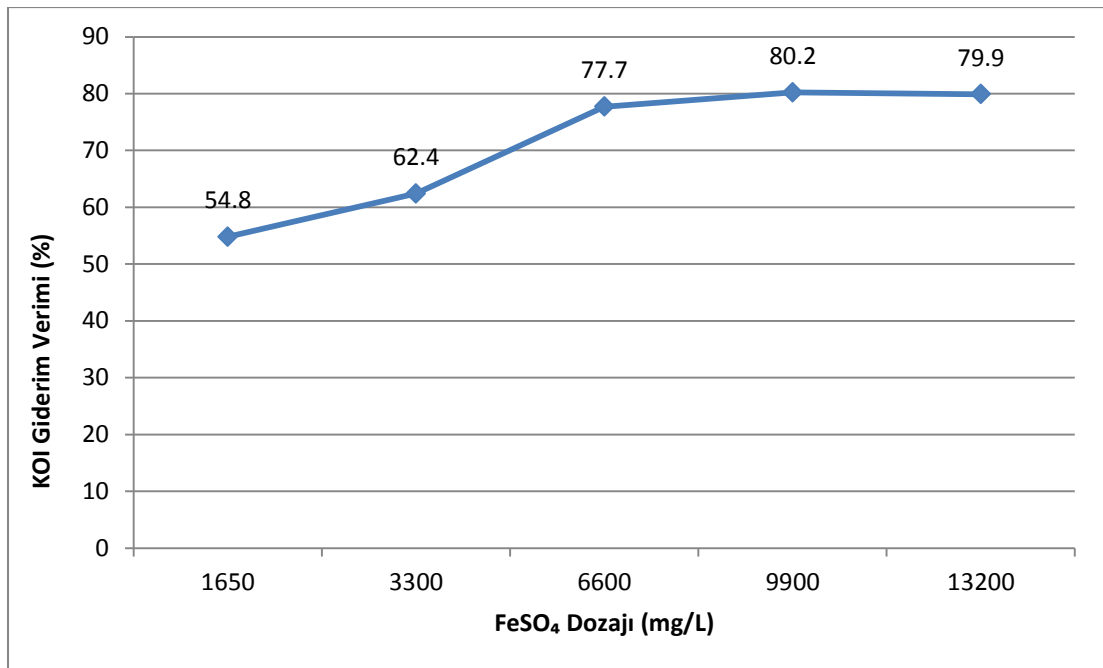


Şekil 5.1. – Sızıntı Suyuna Uygulanan Fenton Prosesi Esnasında Farklı  $H_2O_2$  Dozlarında KOI Giderim Veriminin Değişimi

Tablodan ve şekilden de görüldüğü gibi en uygun  $H_2O_2$  dozu 13200 mg/L olarak bulunmuştur. Bulunan optimum  $H_2O_2$  dozu kullanılarak optimum demir dozu tayinine geçilmiştir.

Çizelge 5.3. – Ham Atıksuya Fenton Prosesi Uygulanması Esnasında En Uygun FeSO<sub>4</sub> Dozunun Belirlenmesi

Giriş KOI (mg/L)	Uygulanan H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> Dozu (mg/L)	Uygulanan FeSO <sub>4</sub> Dozu (mg/L)	Fenton Prosesi Sonuç KOI (mg/L)	KOI Giderim Verimi (%)
2572	13200	1650	1162	54,8
2572	13200	3300	966	62,4
2572	13200	6600	574	77,7
2572	13200	9900	510	80,2
2572	13200	13200	516	79,9



Şekil 5.2. - Sızıntı Suyuna Uygulanan Fenton Prosesi Esnasında Farklı FeSO<sub>4</sub> Dozlarında KOI Giderim Veriminin Değişimi

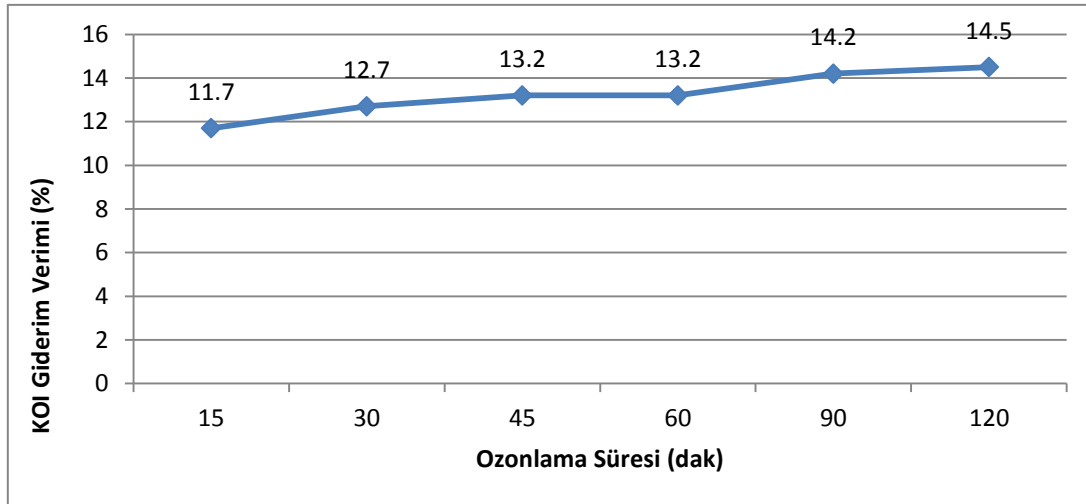
Optimum demir dozu tayininde KOİ bazında %80.2 giderim verimi ile 9900 mg/l FeSO<sub>4</sub> en uygun doz olarak tespit edilmiştir.

### 5.1.2. Ozonlanma uygulamasının sonuçları

Giriş KOİ değeri 2572 mg/L olan ham sızıntı suyuna doğal pH değerlerinde ozonlama uygulaması yapılması sonucu aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir.

Çizelge 5.4. - Ham Sızıntı Suyuna Uygulanan Ozon Sonrası Elde Edilen Veriler

Giriş KOİ (mg/L)	Ozonlama Süresi (dak)	Çıkış KOİ (mg/L)	KOİ Giderim Verimi (%)
2572	15	2271	11,7
2572	30	2245	12,7
2572	45	2232	13,2
2572	60	2232	13,2
2572	90	2206	14,2
2572	120	2199	14,5



Şekil 5.3. – Ham Sızıntı Suyuna Farklı Sürelerde Ozon Uygulanması Sonucu KOİ Giderim Veriminin Değişimi Grafiği

Ham atıksuyun ozonlanmasında 120 dakikalık ozonlama sonucunda dahi KOİ giderim verimi %15'leri geçememiştir. Bu numunede çözünmüş KOİ'nin toplam KOİ'ye oranı yaklaşık olarak %57 'dir. Buna rağmen KOİ gideriminin düşük kalmasına sebep olarak sızıntı suyunda bulunması muhtemel olan aromatik halkalar ve doymamış bağlar gösterilebilir. İlk 30 dakikada organik maddelerin ozonla parçalanma hızı sonraki 90 dakikadan daha büyüktür. Buradan kolay okside olabilen organik maddelerin oksidasyonunun ilk 30 dakikada tamamlandığı söylenebilir. Bu süreden sonra reaksiyon hızının düşmesi, ortamda ozonlama

sırasında oluřtuđu dűřünűlen ve ozonla reksiyonu yavař olan aldehit, keton ve organik asitlerin varlıđına bađlanabilir (Ntampou 2006).

### 5.1.3. Koagűlasyon ve flokűlasyon sonrası ozonlama uygulamasının sonuđları

Ham Sızıntı Suyunun Giriř KOI Deđerı 2572 mg/L iken, pH 7,5 te, farklı FeCl<sub>3</sub> ve Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> dozajları ile Koagűlasyon ve Flokűlasyon Prosesleri uygulanmıř; elde edilen verilere gűre en yűksek arıtma verimi elde edilen numuneye farklı sűrelerde Ozonlama yapıldıktan sonra ıkıř KOI deđerleri ۆlűlműř, sonuđlar ařađıda belirtilmiřtir.

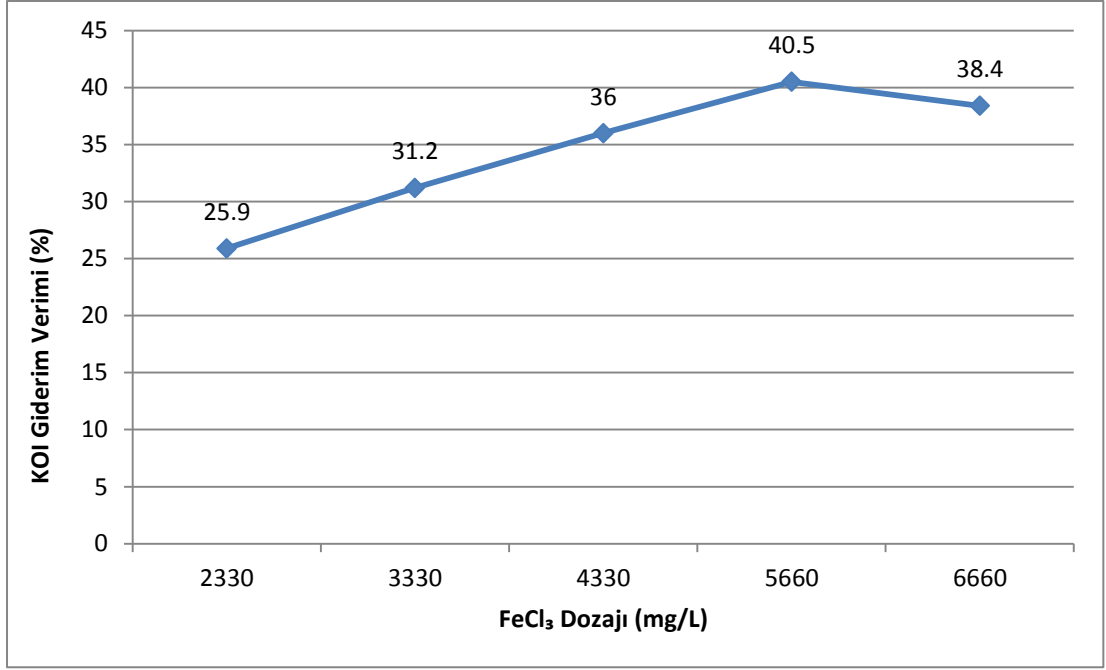
#### 5.1.3.1. FeCl<sub>3</sub> ile koagűlasyon + flokűlasyon uygulaması sonuđları

Koagűlasyon ve Flokűlasyon prosesleri uygulanması esnasında koagűlant olarak FeCl<sub>3</sub> kullanımı ile elde edilen veriler izelge 5.5'te gűsterildiđi gibidir.

Çizelge 5.5. - Koagűlasyon ve Flokűlasyon Prosesinde Koagűlant Olarak FeCl<sub>3</sub> Kullanılması Sonucunda Elde Edilen Veriler

Giriş KOI (mg/L)	pH	FeCl <sub>3</sub> Miktarı (mg/L)	ıkış KOI (mg/L)	KOI Giderim Verimi (%)
2572	7,5	2330	1906	25,9
2572	7,5	3330	1769	31,2
2572	7,5	4330	1645	36,0
2572	7,5	5660	1530	40,5
2572	7,5	6660	1583	38,4





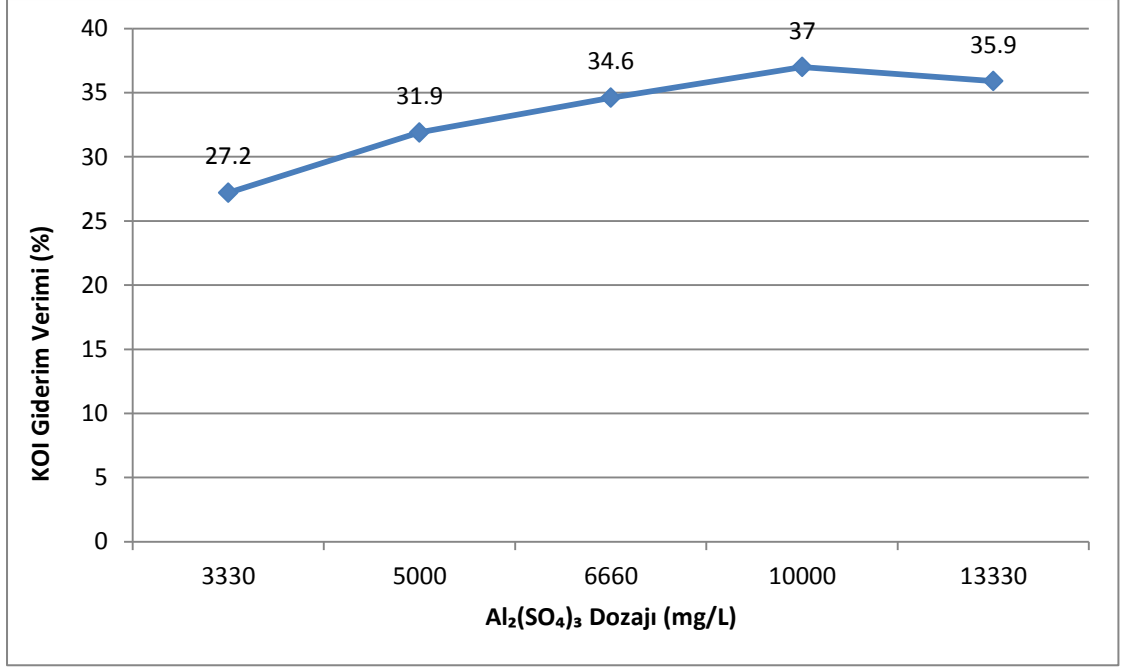
Şekil 5.4. – FeCl<sub>3</sub> ile Uygulanan Koagülasyon+Flokülasyon Prosesi Sonucu KOI Giderim Veriminin Değişimi Grafiği

### 5.1.3.2. Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> ile koagülasyon+flokülasyon uygulamasının sonuçları

Koagülasyon ve Flokülasyon prosesleri uygulanması esnasında koagülant olarak FeCl<sub>3</sub> kullanımı elde edilen veriler Çizelge 5.6.'da gösterildiği gibidir.

Çizelge 5.6. – Koagülasyon ve Flokülasyon Prosesinde Koagülant Olarak Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> Kullanılması Sonucunda Elde Edilen Veriler

Giriş KOI (mg/L)	pH	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> Miktarı (mg/L)	Çıkış KOI (mg/L)	KOI Giderim Verimi (%)
2572	7,5	3330	1873	27,2
2572	7,5	5000	1751	31,9
2572	7,5	6660	1682	34,6
2572	7,5	10000	1619	37,0
2572	7,5	13330	1648	35,9



Şekil 5.5 – Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> ile Uygulanan Koagülasyon+Flokülasyon Prosesi Sonucu Giderim Veriminin Değişimi Grafiği

FeCl<sub>3</sub> ve Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> ile yapılan Koagülasyon+Flokülasyon işleminde % 40,5 KOI giderme verimi ile FeCl<sub>3</sub>, alümandan daha verimli olmuştur. Atıksuların arıtılmasında demir bazlı koagülantlar alüminyum bazlı koagülantlara göre genellikle daha verimli olmaktadır (Ntampuo 2006).

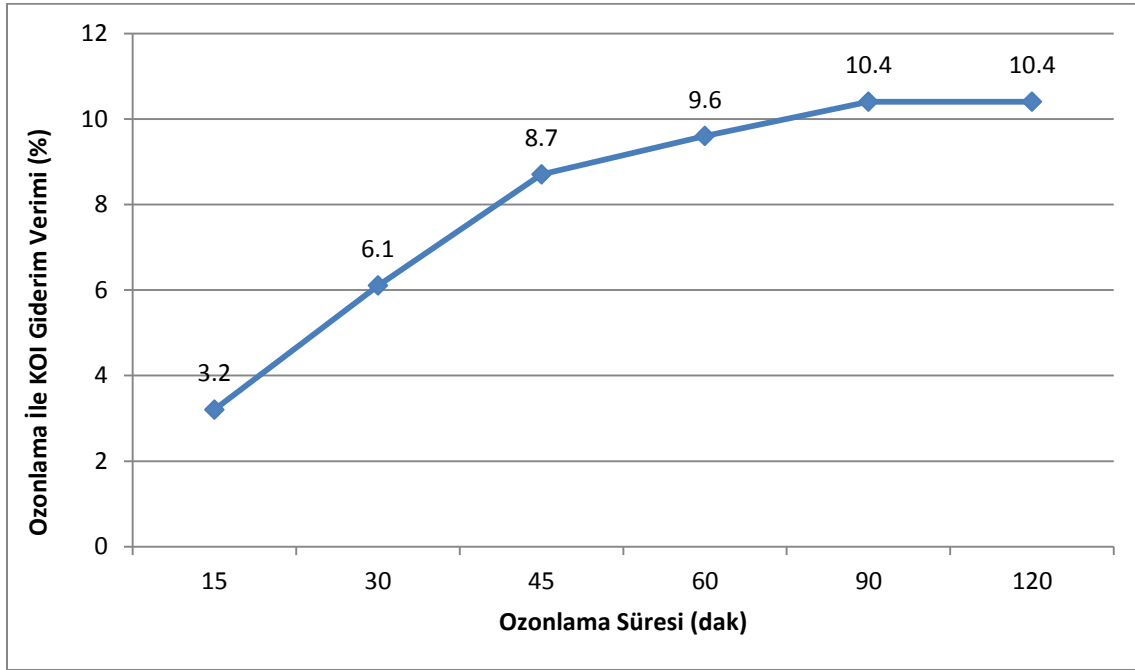
#### 5.1.4. Koagülasyon+flokülasyon prosesinden sonra yapılan ozonlama çalışması ile elde edilen sonuçlar

FeCl<sub>3</sub> ve Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> ile yapılan Koagülasyon ve Flokülasyon Proseslerin Sonuçlarına göre 5660 mg FeCl<sub>3</sub>/L dozaj ile elde edilen çıkış KOI'si 1530 mg/L ile en düşük KOI miktarı olduğundan bu çıkış suyuna çeşitli sürelerde ozonlama işlemi uygulanmış olup elde edilen sonuçlar aşağıda belirtilmiştir.

Çizelge 5.7. - Koagülasyon ve Flokülasyon Prosesinden Sonra Farklı Sürelerde Gerçekleştirilen Ozonlama ile Elde Edilen Veriler

Koagülasyon ve Flokülasyondaki FeCl <sub>3</sub> Dozajı (mg/L)	Ozonlamaya Giriş KOI (mg/L)	pH	Ozonlama Süresi (dak)	Çıkış KOI (mg/L)	Ozonlama KOI Giderim Verimi (%)
5660	1530	7,5	15	1481	3,2
5660	1530	7,5	30	1436	6,1
5660	1530	7,5	45	1396	8,7
5660	1530	7,5	60	1382	9,6
5660	1530	7,5	90	1370	10,4
5660	1530	7,5	120	1370	10,4

Ozonlama ile elde edilen sonuçlar değerlendirildiğinde, ozonlamanın çözülmüş KOI'ye herhangi bir etkisinin olmadığı görülmekte bunun sebebinin ozonun oksidasyon kapasitesinin yani Redox potansiyelinin OH radikalinden düşüklüğünün olduğu düşünülmektedir.



Şekil 5.6.- Koagülasyon ve Flokülasyon Sonrası Uygulanan Ozonlama İşleminin Ardından KOI Giderim Veriminin Değişimi Grafiği

1.Numune için uygulanan koagülasyon-flokülasyon prosesleri ile ardından yapılan ozonlama işleminin tamamını göz önünde bulundurduğumuzda ise sonuç Çizelge 5.8'deki gibi özetlenebilir.

Çizelge 5.8. – Koagülasyon ve Flokülasyon Sonrası Ozonlama İşlemi Sonucu Elde Edilen Genel Veriler

Giriş KOI (mg/L)	Koagülasyon ve Flokülasyonda Uygulanan Optimum FeCl <sub>3</sub> Dozu (mg/L)	pH	Ozonlama Giriş KOI (mg/L)	Optimum Ozonlama Süresi (dak)	Çıkış KOI (mg/L)	Toplam KOI Giderme Verimi (%)
2572	5660	7,5	1530	90	1370	46,7

### 5.1.5. Ozonlama sonrası koagülasyon+flokülasyon uygulamasının sonuçları

Ozonlama işleminden geçmiş numunelere ham sızıntı suyuna uygulanan FeCl<sub>3</sub> dozu uygulanarak Koagülasyon ve Flokülasyon yapılmıştır. pH yine 7.5 olarak ayarlanmıştır. Materyal-metot kısmında verilen Koagülasyon ve flokülasyon prosedürü takip edilmiştir. Ölçülen Giriş ve Çıkış KOI 'leri aşağıda verilmiştir. Ozonlama sonrası elde edilen Koagülasyon+flokülasyon verimi %65 olup ham atıksuya uygulanarak elde edilen %40.5'lik Koagülasyon+flokülasyon veriminden büyüktür. Bunun sebebi olarak ozonlamanın sızıntı suyunda bulunması muhtemel olan hümik maddelerdeki koloidal yük yoğunluğunu düşürmesi söylenebilir (Ntanpou 2006).

Giriş KOI : 2199 mg/L

Kimyasal Arıtma Çıkışı : 760 mg/L

## 5.2. 2. Numune İle Elde Edilen Sonuçlar

2.Numuneye Fenton prosesi, Ozonlama ve Koagülasyon+Flokülasyon sonrası Ozonlama ile Ozonlama sonrası Koagülasyon+Flokülasyon işlemleri uygulanmış ve aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir.

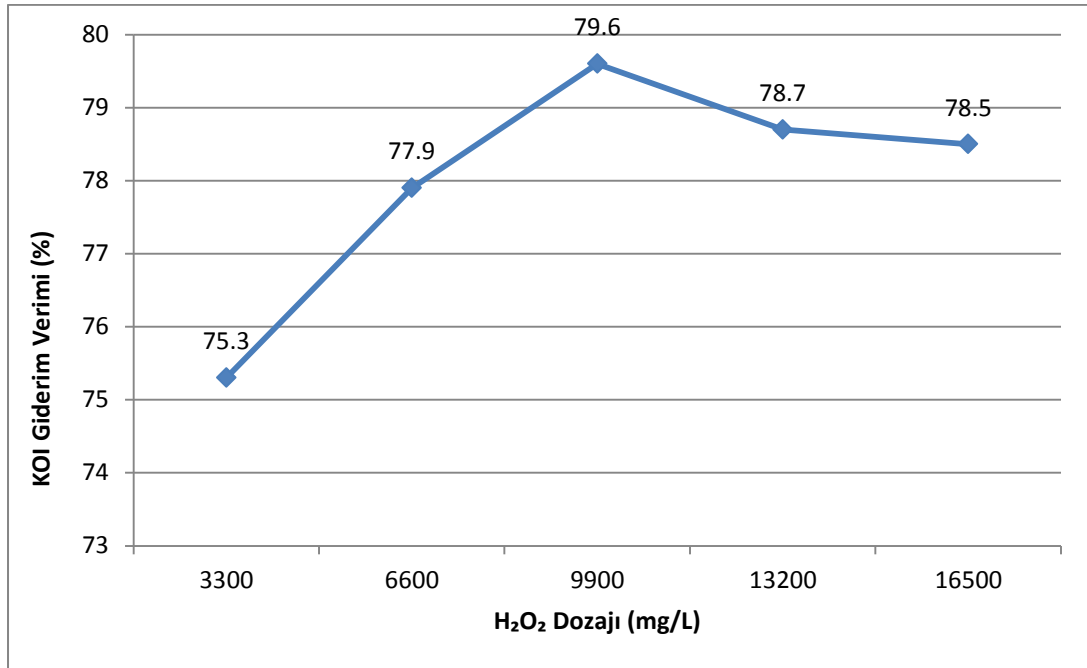
### 5.2.1. Fenton prosesi uygulaması sonuçları

Giriş KOI değeri 2238 mg/L olan sızıntı suyu numunesine öncelikle Fenton Prosesi uygulanmıştır. Fenton Prosesindeki işlemlerde ise 5 adet 300 mL'lik numuneler alınarak en uygun H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ve en uygun FeSO<sub>4</sub> dozları üzerinde çalışmalar yapılmıştır.

Çizelge 5.9. – 2. Numune için Ham Atıksuya Fenton Prosesi Uygulanması Esnasında En Uygun H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> Dozunun Belirlenmesi

Giriş KOI (mg/L)	Numune Miktarı (mL)	Uygulanan FeSO <sub>4</sub> Dozu (mg/L)	Uygulanan H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> Dozu (mg/L)	Fenton Prosesi Sonuç KOI (mg/L)	KOI Giderim Verimi (%)
2238	300	9900	3300	552	75,3
2238	300	9900	6600	495	77,9
2238	300	9900	9900	456	79,6
2238	300	9900	13200	476	78,7
2238	300	9900	16500	481	78,5

Elde edilen sonuçların 1.numune ile paralel olduğu görülmüş olup aynı şekilde yorumlanabilir.

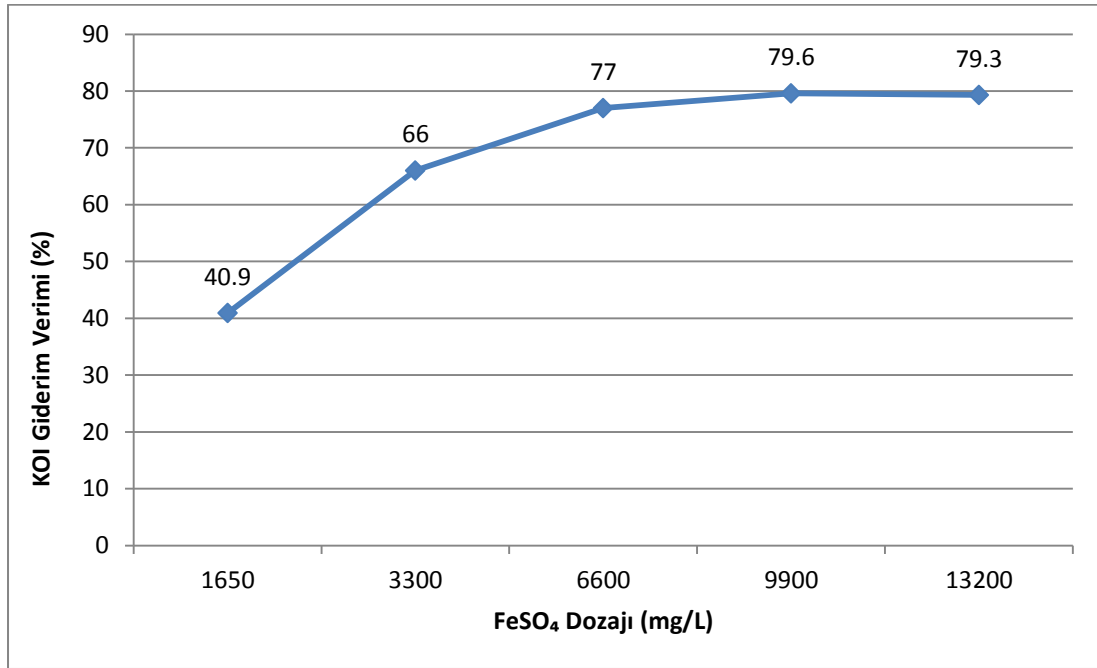


Şekil 5.7. – 2. Numune için Sızıntı Suyuna Uygulanan Fenton Prosesi Esnasında Farklı H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> Dozlarında KOI Giderim Veriminin Değişimi

Elde edilen sonuçların 1.numune ile paralel olduğu görülmüş olup aynı şekilde yorumlanabilir. En uygun H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> Dozu 9900 mg/L'dir.

Çizelge 5.10. – 2. Numune için Ham Atıksuya Fenton Prosesi Uygulanması Esnasında En Uygun FeSO<sub>4</sub> Dozunun Belirlenmesi

Giriş KOI (mg/L)	Numune Miktarı (mL)	Uygulanan H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> Dozu (mg/L)	Uygulanan FeSO <sub>4</sub> Dozu (mg/L)	Fenton Prosesi Sonuç KOI (mg/L)	KOI Giderim Verimi (%)
2238	300	9900	1650	1323	40,9
2238	300	9900	3300	761	66,0
2238	300	9900	6600	514	77,0
2238	300	9900	9900	456	79,6
2238	300	9900	13200	464	79,3



Şekil 5.8. – 2. Numune için Sızıntı Suyuna Uygulanan Fenton Prosesi Esnasında Farklı FeSO<sub>4</sub> Dozlarında KOI Giderim Veriminin Değişimi

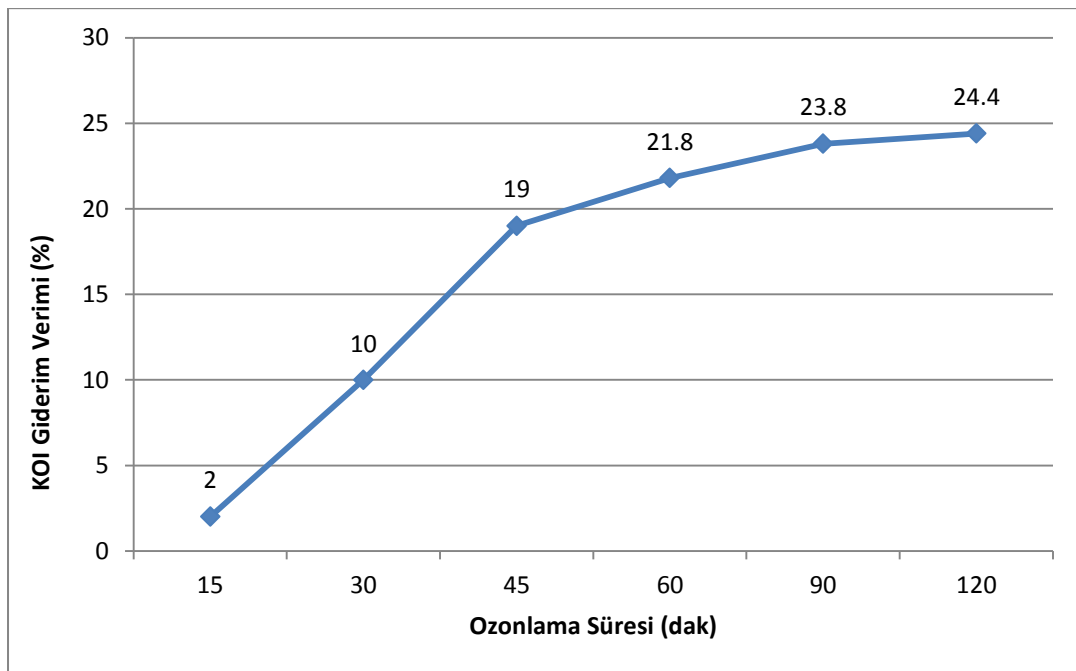
Elde edilen sonuçların 1.numune ile paralel olduğu görülmüş olup aynı şekilde yorumlanabilir. En uygun FeSO<sub>4</sub> dozu 9900 mg/L'dir.

### 5.2.2. Ozonlanma uygulamasının sonuçları

Giriş KOI değeri 2238 mg/L olan ham sızıntı suyuna ozonlama uygulaması yapılması sonucu aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir.

Çizelge 5.11. - 2. Numune için Ham Sızıntı Suyuna Uygulanan Ozon Sonrası Elde Edilen Veriler

Giriş KOI (mg/L)	Ozonlama Süresi (dak)	Çıkış KOI (mg/L)	KOI Giderim Verimi (%)
2238	15	2198	2,0
2238	30	2008	10,0
2238	45	1808	19,0
2238	60	1751	21,8
2238	90	1704	23,8
2238	120	1690	24,4



Şekil 5.9. – 2. Numune için Ham Sızıntı Suyuna Farklı Sürelerde Ozon Uygulanması Sonucu KOI Giderim Veriminin Değişimi Grafiği

Elde edilen sonuçların 1.numune ile paralel olduğu görülmüş olup aynı şekilde yorumlanabilir.

### 5.2.3. Koagülasyon ve flokülasyon sonrası ozonlama uygulamasının sonuçları

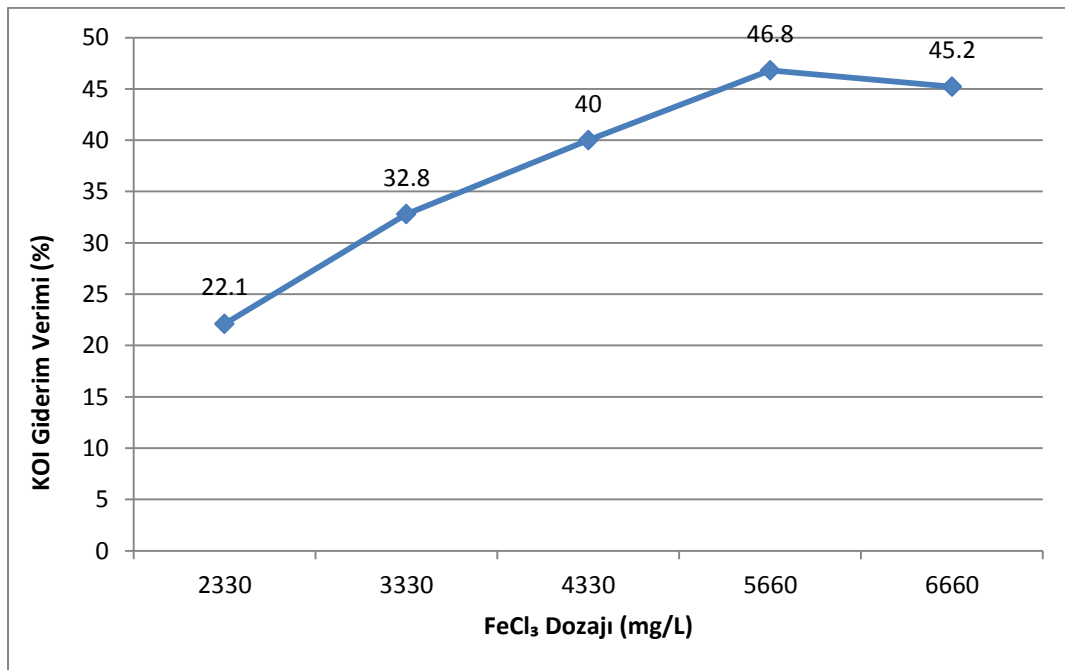
Ham Sızıntı Suyunun Giriş KOI Değeri 2238 mg/L iken, pH 7,5 te, farklı FeCl<sub>3</sub> ve Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> dozajları ile Koagülasyon ve Flokülasyon Prosesleri uygulanmış; elde edilen verilere göre en yüksek arıtma verimi elde edilen numuneye farklı sürelerde Ozonlama yapıldıktan sonra Çıkış KOI değerleri ölçülmüş, sonuçlar aşağıda belirtilmiştir.

#### 5.2.3.1. FeCl<sub>3</sub> ile koagülasyon + flokülasyon uygulaması sonuçları

Koagülasyon ve Flokülasyon prosesleri uygulanması esnasında koagülant olarak FeCl<sub>3</sub> kullanımı elde edilen veriler Çizelge 5.12’de gösterildiği gibidir.

Çizelge 5.12. – 2. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Prosesinde Koagülant Olarak FeCl<sub>3</sub> Kullanılması Sonucu Elde Edilen Veriler

Giriş KOI (mg/L)	pH	FeCl <sub>3</sub> Miktarı (mg/L)	Çıkış KOI (mg/L)	KOI Giderim Verimi (%)
2238	7,5	2330	1742	22,1
2238	7,5	3330	1504	32,8
2238	7,5	4330	1342	40,0
2238	7,5	5660	1190	46,8
2238	7,5	6660	1227	45,2



Şekil 5.10. – 2. Numune için FeCl<sub>3</sub> ile Uygulanan Koagülasyon+Flokülasyon Prosesi Sonucu KOI Giderim Veriminin Değişimi Grafiği

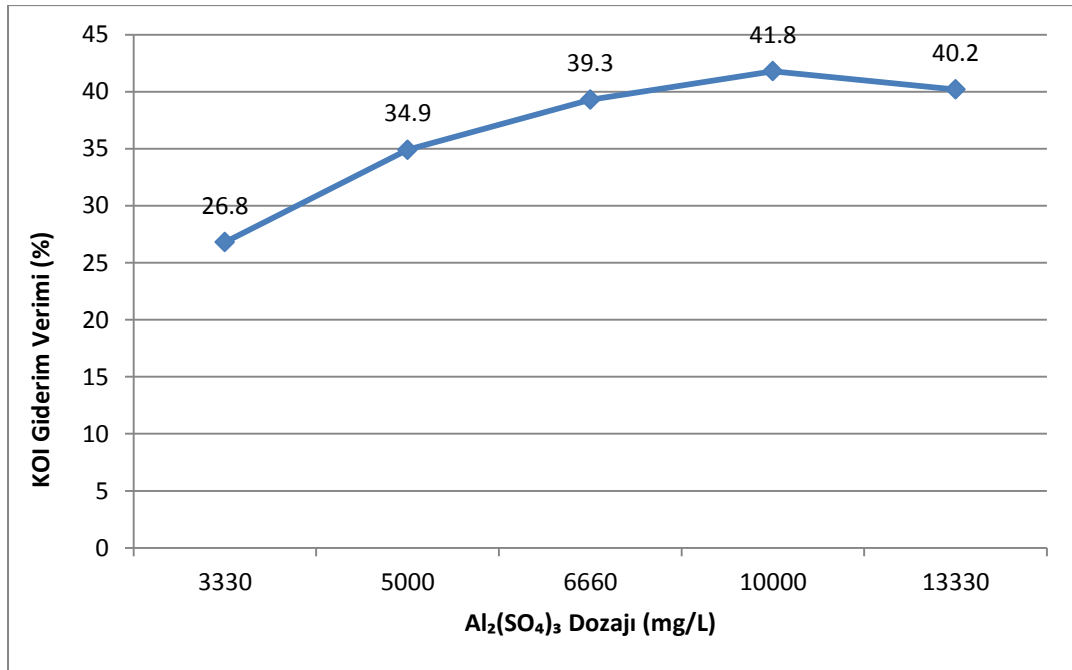


### 5.2.3.2. $Al_2(SO_4)_3$ ile koagülasyon+flokülasyon uygulamasının sonuçları

Koagülasyon ve Flokülasyon prosesleri uygulanması esnasında koagülant olarak  $Al_2(SO_4)_3$  kullanımı elde edilen veriler Çizelge 5.13'te gösterildiği gibidir.

Çizelge 5.13. – 2. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Prosesinde Koagülant Olarak  $Al_2(SO_4)_3$  Kullanılması Sonucu Elde Edilen Veriler

Giriş KOI (mg/L)	pH	$Al_2(SO_4)_3$ Miktarı (mg/L)	Çıkış KOI (mg/L)	KOI Giderim Verimi (%)
2238	7,5	3330	1683	26,8
2238	7,5	5000	1456	34,9
2238	7,5	6660	1357	39,3
2238	7,5	10000	1302	41,8
2238	7,5	13330	1338	40,2



Şekil 5.11. – 2. Numune için  $Al_2(SO_4)_3$  ile Uygulanan Koagülasyon+Flokülasyon Prosesi Sonucu Giderim Veriminin Değişimi Grafiği

Elde edilen sonuçların 1.numune ile paralel olduğu görülmüş olup aynı şekilde yorumlanabilir.

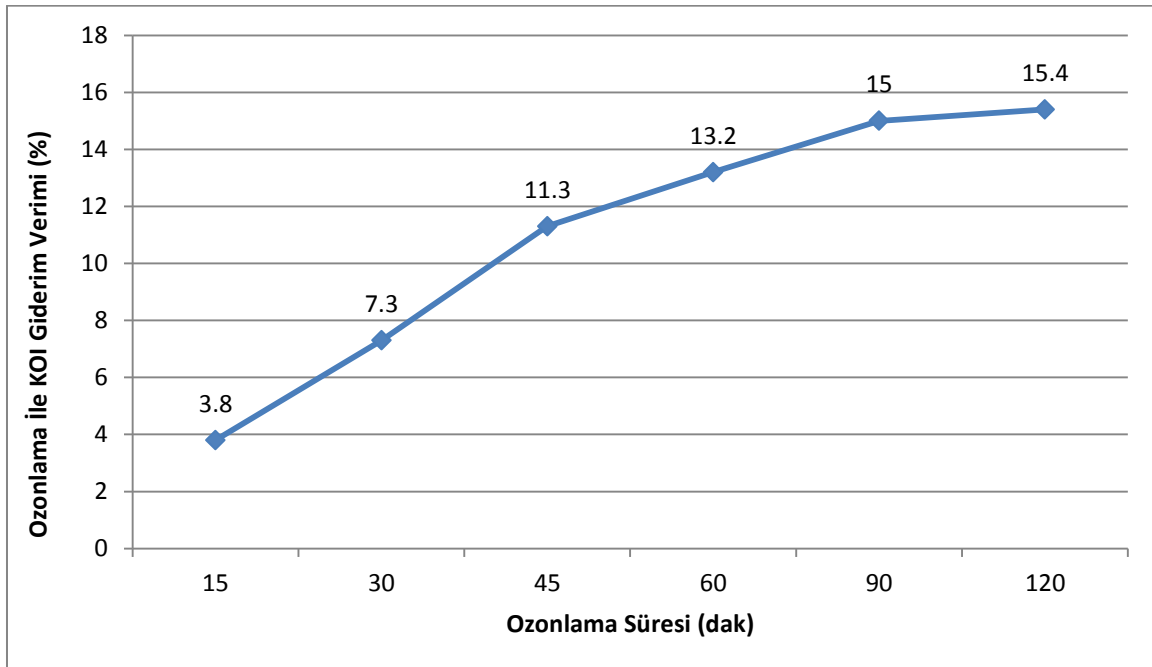
#### 5.2.4. Koagülasyon+flokülasyon prosesinin ardından yapılan ozonlama çalışması ile elde edilen sonuçlar

FeCl<sub>3</sub> ve Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> ile yapılan Koagülasyon ve Flokülasyon Proseslerinin Sonuçlarına göre 5660 mg FeCl<sub>3</sub>/L dozaj ile elde edilen Çıkış KOI'si 1190 mg/L ile en düşük KOI miktarı olduğundan bu çıkış suyuna çeşitli sürelerde Ozonlama İşlemi uygulanmış olup elde edilen sonuçlar aşağıda belirtilmiştir.

Çizelge 5.14. - 2. numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Prosesinden Sonra Farklı Sürelerde Gerçekleştirilen Ozonlama İle Elde Edilen Veriler

Koagülasyon ve Flokülasyondaki FeCl <sub>3</sub> Dozajı (mg/L)	Ozonlamaya Giriş KOI (mg/L)	pH	Ozonlama Süresi (dak)	Çıkış KOI (mg/L)	Ozonlama KOI Giderim Verimi (%)
5660	1190	7,5	15	1144	3,8
5660	1190	7,5	30	1102	7,3
5660	1190	7,5	45	1055	11,3
5660	1190	7,5	60	1032	13,2
5660	1190	7,5	90	1011	15,0
5660	1190	7,5	120	1007	15,4

Elde edilen sonuçların 1.numune ile paralel olduğu görülmüş olup aynı şekilde yorumlanabilir.



Şekil 5.12. - 2. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Sonrası Uygulanan Ozonlama İşleminin Ardından KOI Giderim Veriminin Değişimi Grafiği

2. Numune için uygulanan Koagülasyon ve Flokülasyon Prosesleri ile ardından yapılan Ozonlama İşleminin tamamını göz önünde bulundurduğumuzda ise sonuç aşağıdaki gibi özetlenebilir.

Çizelge 5.15. – 2. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Sonrası Ozonlama İşlemi Sonucu Elde Edilen Genel Veriler

Giriş KOI (mg/L)	Koagülasyon ve Flokülasyonda Uygulanan Optimum FeCl <sub>3</sub> Dozu (mg/L)	pH	Ozonlama Giriş KOI (mg/L)	Optimum Ozonlama Süresi (dak)	Çıkış KOI (mg/L)	Toplam KOI Giderme Verimi (%)
2238	5660	7,5	1190	120	1007	55,0

### 5.2.5. Ozonlama sonrası koagülasyon+flokülasyon uygulamasının sonuçları

Alınan numunelere ham sızıntı suyuna uygulanan FeCl<sub>3</sub> dozu uygulanarak Koagülasyon ve Flokülasyon yapılmıştır. pH yine 7.5 olarak ayarlanmıştır. Materyal-Metot kısmında verilen Koagülasyon ve Flokülasyon prosedürü takip edilmiştir. Ölçülen Giriş ve Çıkış KOI 'leri aşağıda verilmiştir. Ozonlama sonrası elde edilen Koagülasyon+Flokülasyon verimi %65 olup ham atıksuya uygulanarak elde edilen % 46.8'lik Koagülasyon+Flokülasyon veriminden büyüktür. Bunun sebebi olarak ozonlamanın sızıntı suyunda bulunması muhtemel olan hümit maddelerdeki kolloidal yük yoğunluğunu düşürmesi söylenebilir. (Ntampou 2006)

Giriş KOI : 1690 mg/L

Kimyasal Arıtma Çıkışı : 584 mg/L

### 5.3. 3. Numune İle Elde Edilen Sonuçlar

3. Numuneye Fenton prosesi, Ozonlama ve Koagülasyon+Flokülasyon sonrası Ozonlama ile Ozonlama sonrası Koagülasyon+Flokülasyon işlemleri uygulanmış ve aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir.

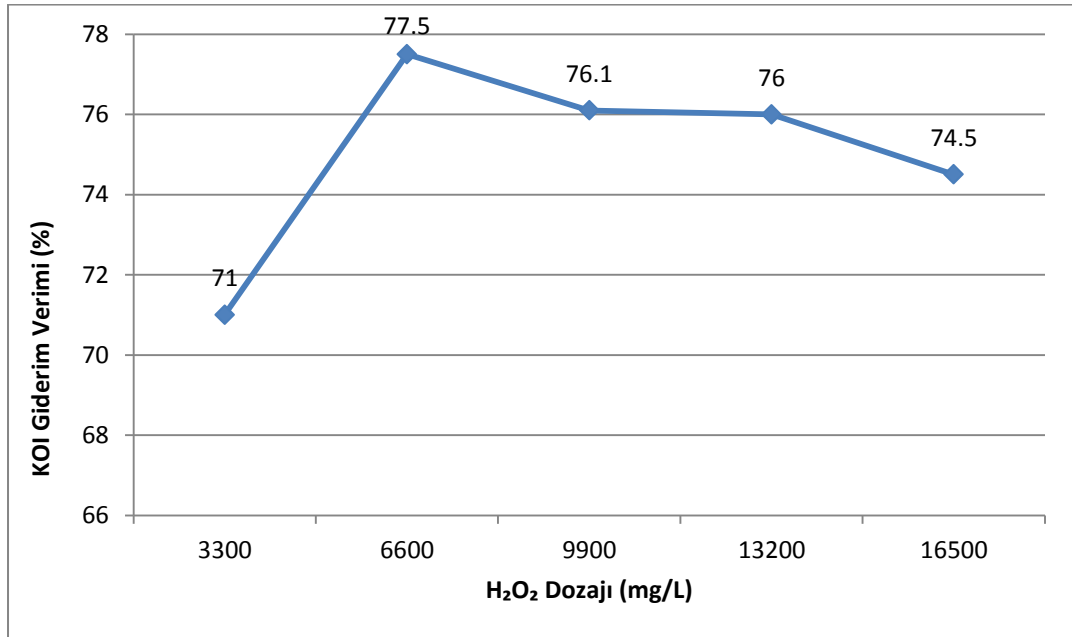
#### 5.3.1. Fenton prosesi uygulaması sonuçları

Giriş KOI değeri 1874 mg/L olan sızıntı suyu numunesine öncelikle Fenton Prosesi uygulanmıştır. Fenton Prosesindeki işlemlerde ise 5 adet 300 mL'lik numuneler alınarak en uygun H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ve en uygun FeSO<sub>4</sub> dozları üzerinde çalışmalar yapılmıştır.

Çizelge 5.16. – 3. Numune için Ham Atıksuya Fenton Prosesi Uygulanması Esnasında En Uygun H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> Dozunun Belirlenmesi

Giriş KOI (mg/L)	Numune Miktarı (mL)	Uygulanan FeSO <sub>4</sub> Dozu (mg/L)	Uygulanan H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> Dozu (mg/L)	Fenton Prosesi Sonuç KOI (mg/L)	KOI Giderim Verimi (%)
1874	300	9900	3300	543	71,0
1874	300	9900	6600	421	77,5
1874	300	9900	9900	447	76,1
1874	300	9900	13200	449	76,0
1874	300	9900	16500	477	74,5

Elde edilen sonuçların 1.numune ile paralel olduğu görülmüş olup aynı şekilde yorumlanabilir. Optimum H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> Dozu 6600 mg/L'dir.

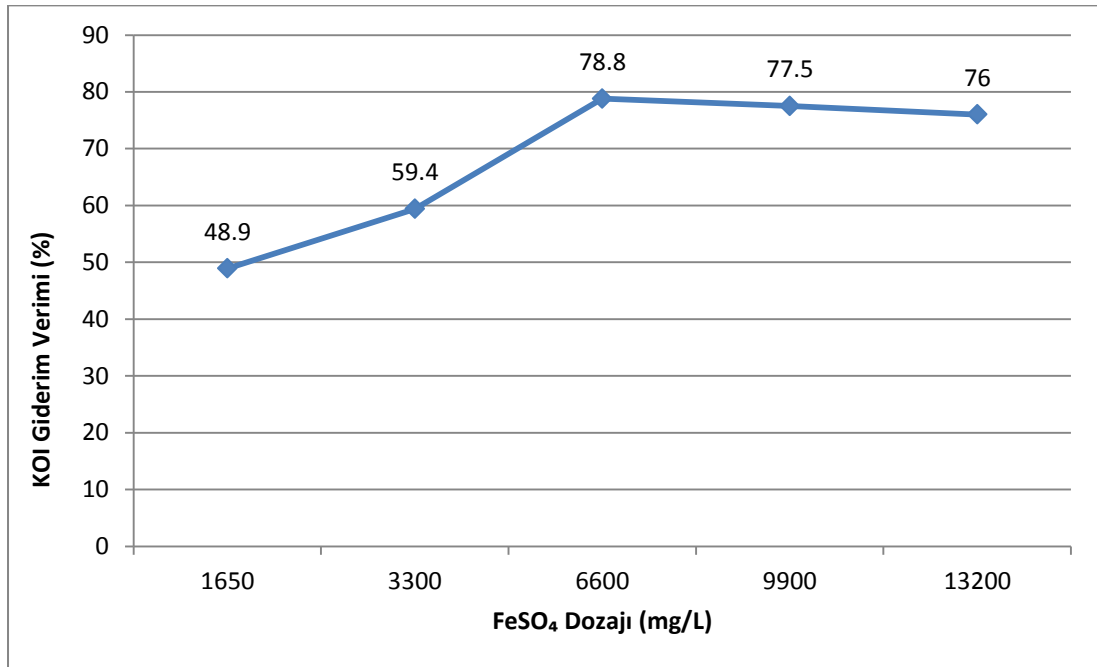


Şekil 5.13. – 3. Numune için Sızıntı Suyuna Uygulanan Fenton Prosesi Esnasında Farklı H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> Dozlarında KOI Giderim Veriminin Değişimi

Elde edilen sonuçların 1.numune ile paralel olduğu görülmüş olup aynı şekilde yorumlanabilir.

Çizelge 5.17. – 3. Numune için Ham Atıksuya Fenton Prosesi Uygulanması Esnasında En Uygun FeSO<sub>4</sub> Dozunun Belirlenmesi

Giriş KOI (mg/L)	Numune Miktarı (mL)	Uygulanan H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> Dozu (mg/L)	Uygulanan FeSO <sub>4</sub> Dozu (mg/L)	Fenton Prosesi Sonuç KOI (mg/L)	KOI Giderim Verimi (%)
1874	300	6600	1650	927	48,9
1874	300	6600	3300	761	59,4
1874	300	6600	6600	396	78,8
1874	300	6600	9900	421	77,5
1874	300	6600	13200	448	76,0



Şekil 5.14. - 3. Numune için Sızıntı Suyuna Uygulanan Fenton Prosesi Esnasında Farklı FeSO<sub>4</sub> Dozlarında KOI Giderim Veriminin Değişimi

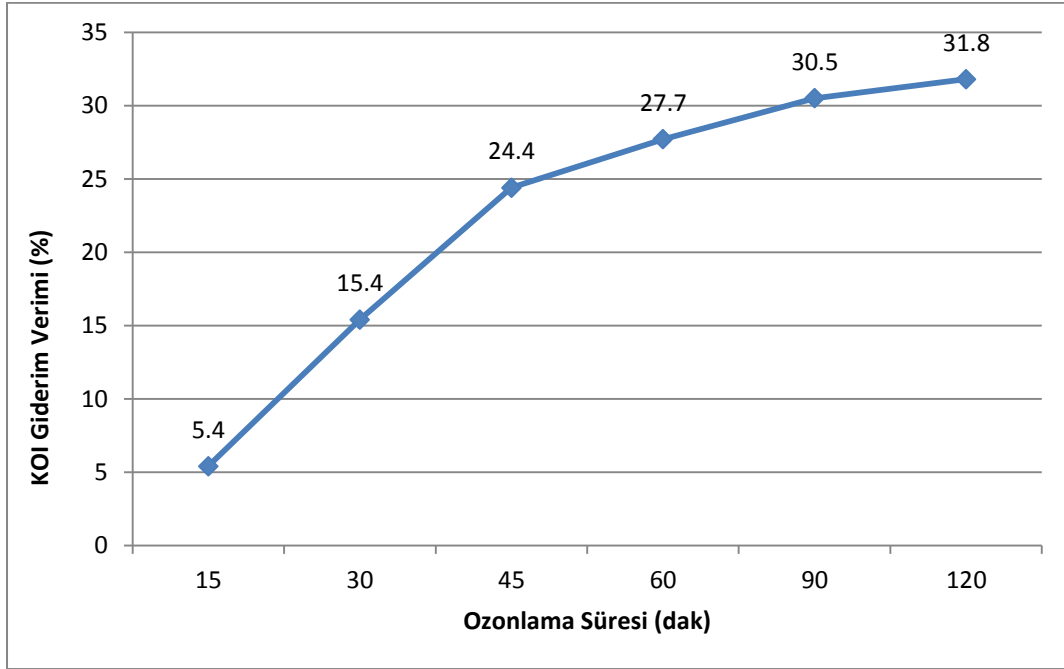
Elde edilen sonuçların 1.numune ile paralel olduğu görülmüş olup aynı şekilde yorumlanabilir. Optimum FeSO<sub>4</sub> Dozu 6600 mg/L'dir.

### 5.3.2. Ozonlanma uygulamasının sonuçları

Giriş KOI değeri 1874 mg/L olan ham sızıntı suyuna ozonlama uygulaması yapılması sonucu aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir.

Çizelge 5.18. – 3. Numune için Ham Sızıntı Suyuna Uygulanan Ozon Sonrası Elde Edilen Veriler

Giriş KOI (mg/L)	Ozonlama Süresi (dak)	Çıkış KOI (mg/L)	KOI Giderim Verimi (%)
1874	15	1772	5,4
1874	30	1584	15,4
1874	45	1416	24,4
1874	60	1354	27,7
1874	90	1301	30,5
1874	120	1278	31,8



Şekil 5.15. – 3. Numune için Ham Sızıntı Suyuna Farklı Sürelerde Ozon Uygulanması Sonucu KOI Giderim Veriminin Değişimi Grafiği

Elde edilen sonuçların 1.numune ile paralel olduğu görülmüş olup aynı şekilde yorumlanabilir.

### 5.3.3. Koagülasyon ve flokülasyon sonrası ozonlama uygulamasının sonuçları

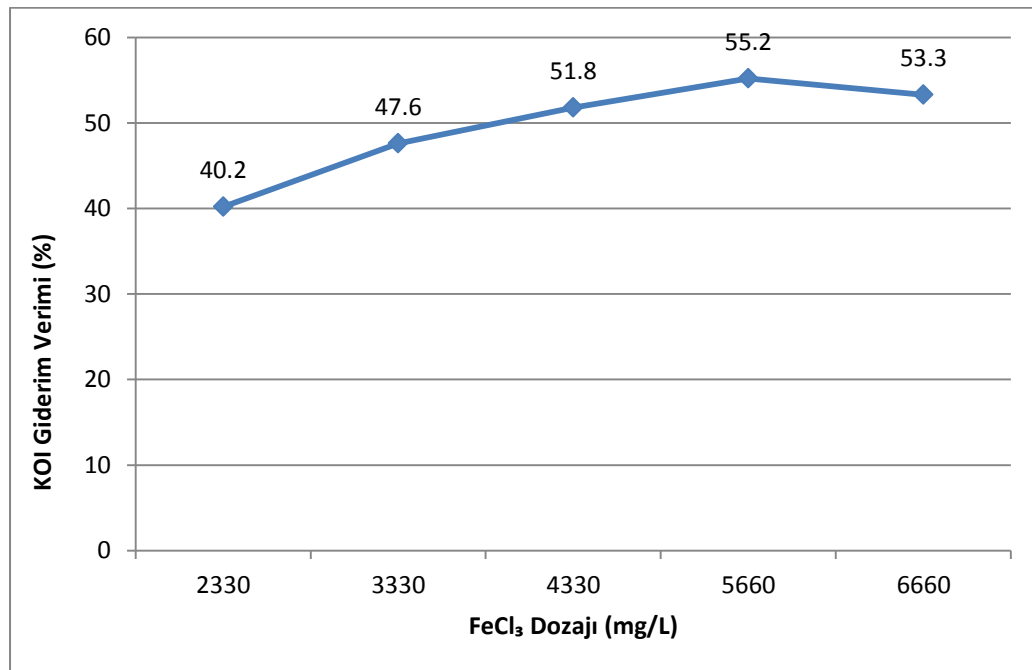
Ham Sızıntı Suyunun Giriş KOI Değeri 1874 mg/L iken, pH 7,5 te, farklı FeCl<sub>3</sub> ve Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> dozajları ile Koagülasyon ve Flokülasyon Prosesleri uygulanmış; elde edilen verilere göre en yüksek arıtma verimi elde edilen numuneye farklı sürelerde Ozonlama yapıldıktan sonra Çıkış KOI değerleri ölçülmüş, sonuçlar aşağıda belirtilmiştir.

#### 5.3.3.1. FeCl<sub>3</sub> ile koagülasyon + flokülasyon uygulaması sonuçları

Koagülasyon ve Flokülasyon prosesleri uygulanması esnasında koagülant olarak FeCl<sub>3</sub> kullanımı elde edilen veriler Çizelge 5.19'da gösterildiği gibidir.

Çizelge 5.19 – 3. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Prosesinde Koagülant Olarak FeCl<sub>3</sub> Kullanılması Sonucu Elde Edilen Veriler

Giriş KOI (mg/L)	pH	FeCl <sub>3</sub> Miktarı (mg/L)	Çıkış KOI (mg/L)	KOI Giderim Verimi (%)
1874	7,5	1330	1120	40,2
1874	7,5	2330	981	47,6
1874	7,5	3330	902	51,8
1874	7,5	4330	838	55,2
1874	7,5	5660	875	53,3



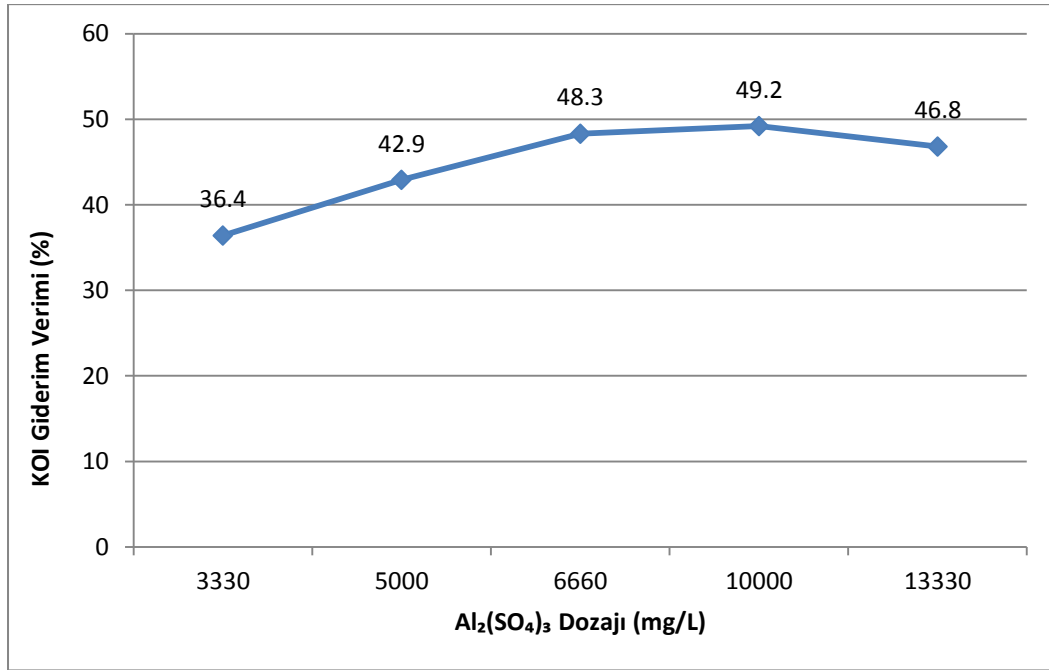
Şekil 5.16. –3. Numune için FeCl<sub>3</sub> ile Uygulanan Koagülasyon+Flokülasyon Prosesi Sonucu KOI Giderim Veriminin Değişimi Grafiği

### 5.3.3.2. $Al_2(SO_4)_3$ ile koagülasyon+flokülasyon uygulamasının sonuçları

Koagülasyon ve Flokülasyon prosesleri uygulanması esnasında koagülant olarak  $Al_2(SO_4)_3$  kullanımı elde edilen veriler Çizelge 5.20’de gösterildiği gibidir.

Çizelge 5.20. – 3. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Prosesinde Koagülant Olarak  $Al_2(SO_4)_3$  Kullanılması Sonucu Elde Edilen Veriler

Giriş KOI (mg/L)	pH	$Al_2(SO_4)_3$ Miktarı (mg/L)	Çıkış KOI (mg/L)	KOI Giderim Verimi (%)
1874	7,5	2330	1192	36,4
1874	7,5	3330	1070	42,9
1874	7,5	5000	968	48,3
1874	7,5	6660	951	49,2
1874	7,5	8660	996	46,8



Şekil 5.17. – 3. Numune için  $Al_2(SO_4)_3$  ile Uygulanan Koagülasyon+Flokülasyon Prosesi Sonucu Giderim Veriminin Değişimi Grafiği

Elde edilen sonuçların 1.numune ile paralel olduğu görülmüş olup aynı şekilde yorumlanabilir.



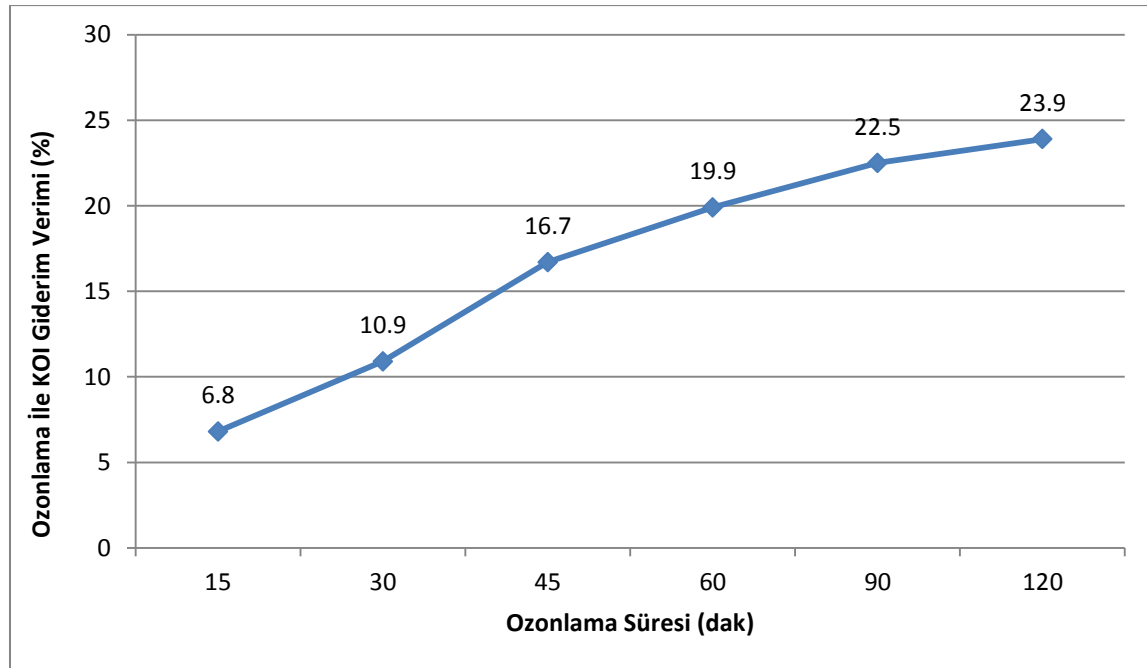
#### 5.3.4. Koagülasyon+flokülasyon prosesinin ardından yapılan ozonlama çalışması ile elde edilen sonuçlar

FeCl<sub>3</sub> ve Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> ile yapılan Koagülasyon ve Flokülasyon Proseslerinin Sonuçlarına göre 4330 mg FeCl<sub>3</sub>/L dozaj ile elde edilen Çıkış KOI'si 1190 mg/L ile en düşük KOI miktarı olduğundan bu çıkış suyuna çeşitli sürelerde Ozonlama İşlemi uygulanmış olup elde edilen sonuçlar aşağıda belirtilmiştir.

Çizelge 5.21. - 3. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Prosesinden Sonra Farklı Sürelerde Gerçekleştirilen Ozonlama İle Elde Edilen Veriler

Koagülasyon ve Flokülasyondaki FeCl <sub>3</sub> Dozajı (mg/L)	Ozonlamaya Giriş KOI (mg/L)	pH	Ozonlama Süresi (dak)	Çıkış KOI (mg/L)	Ozonlama KOI Giderim Verimi (%)
4330	838	7,5	15	781	6,8
4330	838	7,5	30	746	10,9
4330	838	7,5	45	698	16,7
4330	838	7,5	60	671	19,9
4330	838	7,5	90	649	22,5
4330	838	7,5	120	637	23,9

Elde edilen sonuçların 1.numune ile paralel olduğu görülmüş olup aynı şekilde yorumlanabilir.



Şekil 5.18. – 3. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Sonrası Uygulanan Ozonlama İşleminin Ardından KOI Giderim Veriminin Değişimi Grafiği

3. Numune için uygulanan Koagülasyon ve Flokülasyon Prosesleri ile ardından yapılan Ozonlama İşleminin tamamını göz önünde bulundurduğumuzda ise sonuç aşağıdaki gibi özetlenebilir.

Çizelge 5.22. – 3. Numune için Koagülasyon ve Flokülasyon Sonrası Ozonlama İşlemi Sonucu Elde Edilen Genel Veriler

Giriş KOI (mg/L)	Koagülasyon ve Flokülasyonda Uygulanan Optimum FeCl <sub>3</sub> Dozu (mg/L)	pH	Ozonlama Giriş KOI (mg/L)	Optimum Ozonlama Süresi (dak)	Çıkış KOI (mg/L)	Toplam KOI Giderme Verimi (%)
1874	4330	7,5	838	120	637	66,0

### 5.3.5. Ozonlama sonrası koagülasyon+flokülasyon uygulamasının sonuçları

Alınan numunelere ham sızıntı suyuna uygulanan FeCl<sub>3</sub> dozu uygulanarak Koagülasyon ve Flokülasyon yapılmıştır. pH yine 7.5 olarak ayarlanmıştır. Materyal-Metot kısmında verilen Koagülasyon ve Flokülasyon prosedürü takip edilmiştir. Ölçülen Giriş ve Çıkış KOI'leri aşağıda verilmiştir. Ozonlama sonrası elde edilen Koagülasyon+Flokülasyon verimi %67 olup ham atıksuya uygulanarak elde edilen % 66'lık Koagülasyon+Flokülasyon veriminden büyüktür. Bunun sebebi olarak ozonlamanın sızıntı suyunda bulunması muhtemel olan hümik maddelerdeki yük yoğunluğunu düşürmesi söylenebilir. (Ntampou 2006)

Giriş KOI : 1278 mg/L

Kimyasal Arıtma Çıkışı : 612 mg/L

## 6. TARTIŞMA ve SONUÇ

Bölüm 4'te verilen Deneysel Çalışma Planı ile elde edilen ve 5.Bölümde sonuçları aktarılan Deneysel Sonuçlar ile en genel anlamda aşağıdaki sonuçlara varılmıştır.

- Atıksuyun karakterizasyonu incelendiğinde her üç numunenin de gerek KOI gerek Amonyum Azotu açısından görece olarak çok kuvvetli bir atık olmadığı görülmektedir.
- Her üç numunede de çözünmüş KOI değerinin toplam KOI'nin hemen hemen yarısında denk geldiği görülmektedir.
- Her üç numune için de Fenton Oksidasyonu diğer alternatiflerin tamamından daha yüksek KOI giderim verimi göstermiştir. Buna sebep olarak  $\cdot\text{OH}$  radikalinin oksidasyon potansiyelinin serbest ozondan daha yüksek olması gösterilebilir.
- Her üç ham atığa da doğrudan sadece ozonlama uygulaması ile KOI giderim veriminin düşük kalmasının sebebi olarak ortamda bulunması muhtemel olan aromatik halkalar ve doymamış bağlar gösterilebilir. Ayrıca yine sızıntı suyunun içinde bulunması muhtemel olan aldehit, keton ve organik asitlerin ozonla oksidasyonunun çok yavaş olması söylenebilir.
- Kimyasal arıtma ve ozonlama ile atığın işlenmesinde üç farklı numunede de ozonlama+kimyasal arıtmanın toplam KOI giderim verimi kimyasal arıtma+ozonlamanın toplam KOI giderim veriminden daha yüksek bulunmuştur. Buna sebep olarak ozonlamanın kolloidlerin yüzeyindeki yük yoğunluğunu etkileyerek kimyasal arıtmanın verimini arttırması söylenebilir.
- Ham atıksuların doğrudan kimyasal arıtma uygulamasındaki KOI giderim verimi ozonlanmış numunelerin KOI giderim veriminden daha düşük kalmıştır. Bunun sebebi olarak ozonlamanın sızıntı suyunda bulunması muhtemel olan hümik maddelerdeki kolloidal yük yoğunluğunu düşürmesi söylenebilir.

Sonuç olarak; her üç yöntem de çıkış standardını tek başına sağlayamamıştır. Dolayısıyla bu yöntemler, kurulacak bir biyolojik arıtmaya ön arıtma niteliğinde düşünülebilir. Atıksuların alkalinitesinin yüksek olduğu görülmektedir. Dolayısıyla fenton prosesi uygulanırken çeşitli zorluklarla karşılaşmak olasıdır. Ozonlama+kimyasal arıtma uygulamasının en uygun ön arıtma yöntemi olarak düşünülmesi mümkündür.

## 7. KAYNAKLAR

- Akal Solmaz,S.K.,Birgöl,A.,Üstün,G.E. Ve Yonar,T.(2006) Colour And Cod Removal From Textile Effluents By Coagulation And Advanced Oxidation Processes,Coloration Technology,122,102-109
- Akal Solmaz,S.K.,Üstün,G.E.Birgöl,A. Ve Taşdemir Y. (2007) Treatability Studies Chemical Precipitation And Ion Exchange For An Organized Industrial District (Oıd) Effluent İn Bursa,Turkey,Desalination,217,301-312
- Akbal Feryal, Balkaya Nilgün, Toksik Organik Kirleticilerin Gideriminde İleri Oksidasyon Teknolojileri, On Dokuz Mayıs Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi,Çevre Mühendisliği Bölümü, Kurupelit-Samsun,2002
- Alpaslan, N. (2006). Katı Atık Yönetimi. İzmir,Tmmob Çevre Mühendisleri Odası.
- Anonim (2004a). Properties And Structure Of Ozone. Lenntech Water Treatment & Purification Holding B.V, Www.Lenntech.Com/Ozone/Ozone-Properties.Htm (Erişim Tarihi, 25.11.2010).
- Anonim (2004b). Ozone Generation. Lenntech Water Treatment & Purification Holding B.V, Www.Lenntech.Com/Library/Ozone/Generation/Ozone-Generation.Htm (Erişim Tarihi, 25.11.2010).
- Anonim (2004c). Ozone Reaction Mechanisms. Lenntech Water Treatment & Purification Holding B.V, Www.Lenntech.Com/Library/Ozone/Reaction/Ozone-Reaction-Mechanisms.Htm (Erişim Tarihi, 27.11.2010).
- Anonim (2009). Tereyağı Üretimi. Standart Merkezi, Www.Standartmerkezi.Com/İndex.Php?Option=Com\_Kunena&Itemid=69&Func=View&Catid=21&İd=206#349-Tereyağı Üretimi (Erişim Tarihi, 07.09.2010).
- Anonim (2010). Ozone Properties. Ozone Solutions, Www.Ozoneapplications.Com/İnfo/Ozone\_Properties.Htm (Erişim Tarihi, 09.01.2011).
- Anonim 2005, [Http://Www.Epa.Gov/Opp00001/Carlist](http://Www.Epa.Gov/Opp00001/Carlist) (2005)
- Apha-Awwa-Wef ,(1992). Standart Methods For The Examination Water And Wastewater,18th Ed, Washington Dc, Usa.
- Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik, 26/03/2010 Tarih Ve 27533 Sayılı Resmî Gazete
- Batıbay A (2008). Tekstil Endüstrisi Atıksularından Ozonlama İle Renk Ve Koi Giderimi. Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Bap, İstanbul.
- Beltrán Fj (2004). Ozone Reaction Kinetics For Water And Wastewater Systems. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Beltrán Fj (2004). Ozone Reaction Kinetics For Water And Wastewater Systems. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

- Bila, D. M., Montalvao, F. A., Silva, C. A., Dezotti, M., 2005. Ozonation of a Landfill Leachate: Evaluation of Toxicity Removal and Biodegradability Improvement. *Journal of Hazardous Materials*, 117 (2-3), 235-242.
- Bozkurt, S., Moreno, L., Neretnieks I., (2000). "Long-Term Fate Of Organics In Waste Deposits And Its Effect On Metal Release", *The Science Of The Total Environment*, Vol:250, No:1-3, 101-121.
- Burbano, A. A., Dionysiou, D. D., Suidan, M. T., Richardson, T. L., (2005) Oxidation kinetics and effect of pH on the degradation of MTBE with Fenton reagent, *Water Res.*, 39, 107-118.
- Burbano, A.A., Dionysiou, D. D., Suidan, M.T., (2008) Effect of oxidant-to-substrate ratios on the degradation of MTBE with Fenton reagent, *Water Res.*, 42, 3225-3239.
- Çob. (2010). Sızıntı Suyu Yönetimi İhtisas Komisyonu Taslak Çalışma Raporu. Ankara: T.C. Çevre Ve Orman Bakanlığı Atık Yönetimi Müdürlüğü.
- Deng, Y., Englehardt, J. D., 2006. Electrochemical Oxidation for Landfill Leachate Treatment. *Waste Management*, 27 (3), 380-388.
- Deniz, H. (2008). Filtrasyonda Kesikli Ön Ozonlama Ve Polimer Eklenmesinin Su Kalitesi Üzerine Etkisi. Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Mühendislik Ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Gebze.
- Deniz, H (2008). Filtrasyonda Kesikli Ön Ozonlama Ve Polimer Eklenmesinin Su Kalitesi Üzerine Etkisi. Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Gebze.
- Derbalah, A.S., Nakatani, N. ve Sakugawa, H. (2004) Photocatalytic removal of fenitrothion in pure and natural waters by photo-Fenton reaction, *Chemosphere*, 57 (7) 635-644.
- Doong, R.A. ve Chang, W.H. (1998) Photoassisted iron compound catalytic degradation of organophosphorous pesticides with hydrogen peroxide, *Chemosphere*, 37 (13), 2563–2572.
- El-Fadel, M., Bou-Zeid, E., Chahine, W., Alayli, B., (2002). "Temporal Variation Of Leachate Quality From Pre-Sorted And Baled Municipal Solid Waste With High Organic And Moisture Content" *Waste Management*, Vol:22, No:3, 269-282.
- El-Fadel, M., Fındıkakis, A. N., Leckie, O. J., (1997). "Environmental Impacts Of Solid Waste Landfilling", *Journal Of Environmental Management*, Vol:50, 1-25.
- Epa (1999). Wastewater Technology Fact Sheet Ozone Disinfection. United States Environmental Protection Agency, Epa 832-F-99-063, Office Of Water Washington, D.C.
- Ersoy, D. Ve Sanver S (1994). Ozon Tabakasının Yırılması Ve Dünya İçin Önemi. *Ekoloji Çevre Dergisi*, İstanbul.

- Gau, S.H., Chow, J.D., (1998). "Landfill Leachate Characteristicsn And Modelin Of Municipalsolid Waste Compined With Incinerated Residuals", Journal Hazardous Materias, Vol:58, 249-259.
- Gunten U (2003). Ozonation Of Drinking Water: Part I. Oxidation Kinetics And Product Formation. Water Research, 37: 1443-1467.
- Güneş Y (2006). Pestisit Endüstrisi Zararlı Atıklarının Arıtılmasında İnhibisyon. Doktora Tezi, İtü Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Iglesias Sc (2002). Degradation And Biodegradability Enhancement Of Nitrobenzene And 2,4-Dichlorophenol By Means Of Advanced Oxidation Processes Based On Ozone. Phd Thesis, Universitat De Barcelona Facultat De Química Departament D'enginyeria Química I Metal•Lúrgia, Barcelona.
- Ikehata, K. ve Gamal El-Din, M. (2006) Aqueous pesticide degradation by hydrogen peroxide/ultraviolet irradiation and Fenton-type advanced oxidation processes: a review, J. Environ. Eng. Sci., 5, 81–135.
- IO Çevre Çözümleri, Tekirdağ İli Çevre Hizmetleri Birliği 2. Etap Katı Atık Düzenli Depolama Sahası Fizibilite Çalışması Sonuç Raporu, 2011
- Kestioğlu,K., T.Yonar Ve N.Azbar,2005,Feasibility Of Physico-Chemical Treatment And Advanced Oxidatiton Processes (Aops) As A Means Of Pretreatment Of Olive Mill Effluent (Ome), Process Biochemistry,40,2409-2416
- Kılıçer T (2006). Malatya 1. Organize Sanayi Bölgesi Atıksuyunun Aktif Karbon, Zeolit Ve Ozon Kullanılarak Arıtımının İncelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, İnönü Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Malatya.
- Kılıçer T (2006). Malatya 1. Organize Sanayi Bölgesi Atıksuyunun Aktif Karbon, Zeolit Ve Ozon Kullanılarak Arıtımının İncelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, İnönü Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Malatya.
- Lamarre L (1997). A Fresh Looks At Ozone. The Eprı Journal, 22: 6-16.
- Langlais B, Reckhow Da Ve Brink Dr (1991). Ozone İn Water Treatment: Application And Engineering. Mı: Lewis Publishers, Chelsea.
- Metcalf Ve Eddy (2003). Disinfection Processes. Wastewater Engineering Teratment And Reuse, Fourth Edition Mcgraw - Hill Higher Education. Mcgraw - Hill Companies, New York, 1286-1295.
- Neyens, E. ve Baeyens, J. (2003) A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique, J. Hazard. Mater., 98 (1-3), 33–50.
- Ntampou, X., Zouboulis, Samaras, P., (2006). "Appreopriate Combination Of Physico-Chemical Methods (Coagulation/Flocculation And Ozonation) For The Efficient Treatment Of Landfill Leachates", Chemosphere, Vol:62, No:5

- Ölmez T (2006). Evaluation Of The Mechanism Of Multiple Substrate Removal By Ozone Oxidation. Ph.D. Thesis, İstanbul Technical University, Institute Of Science And Technology, Environmental Engineering, İstanbul.
- Önsoy D (2007). Direkt Filtrasyonda Ön Ozonlama Geciktirme Süresinin Filtre Verimliliğine Etkisinin Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Mühendislik Ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Gebze.
- Özgöçmen, S.(2007), “ Düzenli Depolama Sahaları Sızıntı Suları, Kontrol Ve Bertaraf Yöntemleri Ve Bir Uygulama” , Yüksek Lisans Tezi, Gazi Üniveristesesi Fen Bilimler Enstitüsü, Ankara.
- Öztürk, İzzet Prof.Dr., Katı Atık Yönetimi Ve Ab Uyumlu Uygulamaları, İtü İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul 2010
- Perincek Sd (2006). Ozon, Uv, Ultrason Teknolojileri Ve Kombinasyonlarının Ön Terbiye İşlemlerinde Uygulanabilirliğinin Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Ege Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Tekstil Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Bornova, İzmir.
- Pignatello, J.J. (1992) Dark and photoassisted Fe<sup>3+</sup>-catalyzed degradation of chlorophenoxy herbicides by hydrogen-peroxide, Environ. Sci. Technol., 26 (5), 944–951.
- Rakness Kl (2005). Introduction. Ozone İn Drinking Water Treatment: Process Design, Operation And Optimization, Ed: Mary Kay Kozyra. American Water Works Association, United States Of America, 1-16
- Reinhart, D.R. and Pohland, F.G. (1991) "The Fate of Selected Organic Pollutants Codisposed with Municipal Refuse
- Reinhart, D.R. and Pohland, F.G.,(1991) "The Assimilation of Organic Hazardous Wastes Codisposed with Municipal Refuse
- Renou S, Givaudan Jg, Paulain S, Dirassouyan F, Moulin P. (2008). “Landfill Leachate Treatment: Review And Opportunity.” J Hazard Mater 150 (3): 468-93.
- Rice Rg (1999). Evolution Of Ozone For Water Treatment. Proc. International Ozone-Symposium, 200th Anniversary Of Christian Friedrich Schönbein. International Ozone Association, Ea3g: Stamford, Ct.
- Sang, N., Li, G., Xin, X., (2006). “Municipal Landfill Leachate Induces Cytogenetic Damage İn Root Tips Of Hordeum Vulgare”, Ecotoxicology And Environmental Safety, Vol:63, 469-473.
- Sevimli Mf (2000). Tekstil Endüstrisi Atıksularından Ozonlama İle Renk Giderimi Ve Ozonlamanın Biyolojik Arıtilabilirliğe Etkisi. Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

- Tamimi, M., Qourzal, S., Barka, N., Assabbane, A. ve Ait-Ichou, Y. (2008) Methomyl degradation in aqueous solutions by Fenton's reagent and the photo-Fenton system, Separation and Purification Technology, 61,103–108
- Trankler J., Visvanathan C. And Kuruparan P. (2005).“Mechanical Biological Waste Treatment- The South- East Asian Experiences”, Italy
- Yıldız, S. (2000),“Katı Atık Düzenli Depolama Sahalarında Olusan Çöp Sızıntı Suları Ve Arıtılması”, Yüksek Lisans Tezi, Gebze İleri Teknoloji Enstitüsü, Gebze, 17.
- Yonar, T., Kaplan Yonar, G., Kestioğlu, K., Azbar, N. (2005) Decolorisation of Textile Effluent Using Homogeneous Photochemical oxidation Proseses, Color. Tech. 121, 258 \_ 264



## ÖZGEÇMİŞ

1979'da Tekirdağ'da doğdu. Üsküdar Kandilli Kız Lisesi'ni 1995'te 9. olarak, Trakya Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nü 1999'da 3. olarak ve Anadolu Üniversitesi İktisat Fakültesi Çalışma Ekonomisi ve Endüstriyel İlişkiler Bölümü'nü bitirdi. Çeşitli firmalarda 7 yıl Mühendislik Müdürlüğü ve Yönetim Sistemleri Müdür Yardımcılığı yaptı. Bu esnada çok sayıda atıksu arıtma tesisi yapımı ve işletimi ile kalite, çevre ve iş sağlığı güvenliği yönetim sistemleri kurulumu işlerinde görev aldı. 2009-2014 yılları arasında Tekirdağ İli Çevre Hizmetleri Birliği ve Tekirdağ Belediyesi'nde çalıştı. Söz konusu kurumlarda; Katı Atık Bertaraf Tesisi İşletimi, Ek Lot Uygulama Projelerinin Hazırlanması, Düzensiz Depolama Sahası Rehabilitasyonu, Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi ile Kanalizasyon, Yağmur Suyu ve Dere Islahları Projelerinin Hazırlanması, Tıbbi Atık Sterilizasyon Tesisi Kurulumu, çeşitli atıkların kaynağında ayrı toplanması sistemlerinin kurulumu ile bu konularda toplum bilincinin artırılması çalışmalarında görev aldı. Halen Tekirdağ Büyükşehir Belediye Başkanlığı bünyesinde görev yapmaktadır.