T.C.
SELÇUK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

KATI ATIK DEPOLAMA SAHASI GENÇ SIZINTI SULARININ KİMYASAL ÖN ARITIMI

Selami APAYDIN

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

Konya,2007

ÖZET
Yüksek Lisans Tezi

KATI ATIK DEPOLAMA SAHASI GENÇ SIZINTI SULARININ KİMYASAL ÖN ARITIMI

Selami APAYDIN
Selçuk Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Danışman : Prof. Dr. Ali BERKTAY
2007, 72 Sayfa

Jüri: Prof. Dr. Ali BERKTAY

Yard. Doç. Dr. Esra TARLAN

Yard. Doç. Dr. Bilgehan NAS

Dünya'da ve Türkiye'de hızla büyüyen nüfusla birlikte oluşan katı atıklar ve bunların oluşturduğu sızıntı suları, ekolojik dengenin ve çevrenin korunmasını olumsuz yönde etkilemektedir. Bu sebeplerden dolayı sızıntı sularının arıtılması gerekmektedir.

Bu amaçla katı atık düzenli depolama sahasında oluşan sızıntı sularının farklı pH ve farklı kimyasal maddelerle ön arıtılabilirliği incelenmiştir. Çalışmada sızıntı suyu olarak Konya Kenti katı atık düzenli depolama sahası sızıntı suları kullanılmış ve standart jar test düzeneği kullanılarak farklı kimyasal maddeler ($A1_2(SO_4)_3$, $FeCl_3$ ve $FeSO_4$) kireç, NaOH ve H_2SO_4 ile pH'ı ayarlanmış sızıntı suyuna verilerek organik madde ve renk giderim verimleri incelenmiştir. Ayrıca sızıntı suyunun kendi pH değerinde toz aktif karbon ve klinoptilolit ile de ön arıtım çalışması yapılmıştır.

Çalışılan sızıntı suyu genç sızıntı suyu özelliğinde olup BOİ/KOİ oranı 0,44-0,8 aralığındadır. Yapılan karakterizasyon çalışmalarında KOİ konsantrasyonunun 7676-55420 mg/L, BOİ konsantrasyonunun 4050-36625 mg/L, NH_4-N konsantrasyonunun ise 813-1122 mg/L olduğu görülmüştür. Ön arıtımda kullanılan maddelerin KOİ giderim verimi üzerine etkisi karşılaştırıldığında en uygun verimi H_2SO_4 ile pH'ı 3'e ayarlanmış numunenin $FeCl_3$ ile koagülasyon-flokülasyon çalışmasında elde edildiği, optimum

dozun 11 g/L ve KOİ gideriminin % 50 olduğu görülmüştür. Doğal maddelerde ise hem KOİ gideriminde hem de renk gideriminde kimyasal maddelere nazaran daha düşük verimler sağlandığı görülmüştür. Renk gideriminde alüm, $FeCl_3$ ve $FeSO_4$ 3 g/L konsantrasyonunda en iyi verim sırasıyla % 99, % 98 ve % 99 ile sağlanmıştır. Ayrıca hava sıyırması yapılarak, 2, 4, 6, 8, 12 ve 24 saatlik havalandırma süreleri sonunda farklı hava debilerinde (1, 2, 5 L/dak.) elde edilen amonyum giderimleri gözlenmiştir. En uygun hava miktarı 1 L/dak olarak belirlenmiş olup, en iyi amonyum giderimi 8 saatlik havalandırma sonucunda % 84 olarak elde edilmiştir.

Anahtar Kelimeler
Düzenli depolama, katı atık, sızıntı suyu, ön arıtım, koagülasyon-flokülasyon, hava sıyırması

ABSTRACT
M.Sc Thesis

CHEMICAL PRETREATMENT OF SOLID WASTE LANDFILL YOUNG LEACHATE

Selami APAYDIN
Selcuk University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering
Supervisor : Prof. Dr. Ali BERKTAY
2007, 72 Pages

Jurry: : Prof. Dr. Ali BERKTAY

Asst. Prof. Dr. Esra TARLAN

Asst. Prof. Dr. Bilgehan NAS

With the rapidly increasing population in the World and Turkey, solid wastes and its leachates affect the ecological balance and environmental protection, adversely. For this reason, it is essential to treat the leachates.

For this purpose, treatability of landfill leachate at different pH value and different chemicals was investigated. At this study, leachate from Konya Municipal Solid Waste Landfill was used as leachate, and color and organic matter removal were studied by using different chemical matters ($A1_2(SO_4)_3$, $FeCl_3$ and $FeSO_4$) in the pH adjustment with lime, NaOH and H_2SO_4. Also pretreatment of landfill leachate with natural matter PAC and klinoptilolit was studied at leachates own pH value.

The leachate was characterized as young landfill leachate and the ratio of BOD/COD was 0,44-0,8. In the characterization studies, it was found that COD concentration was 7676-55420 mg/L, BOD concentration was 4050-36625 mg/L and NH_4-N concentration was 813-1122 mg/L. Compared to the chemicals, the removal efficiency of the leachate coagulated with $FeCl_3$ at pH=3 adjusted with H_2SO_4 was the

highest and the optimum dosage was 11 g/L whereas COD removal was 50%. With the use of natural caogulant material, both COD removal and color removal were lower than the conventional chemical treatments. The highest color removal in $A1_2(SO_4)_3$, $FeCl_3$ and $FeSO_4$ coagulation were obtained in 3 g/L dosage and the efficiencies were 98%, 98%, 99%, respectively. Also air stripping at different flow rates (1, 2 and 5 L/min) and different aeration times (2, 4, 6, 8, 12 and 24 hours) were studied and ammonia removal efficiencies were investigated. It was determined that the optimum flow rate was 1 L/min and the optimum efficiency ,84%, was obtained after 8 hours aeration.

Key words
Municipal landfill, solid waste, leachate, pretreatment, coagulation-flocculation, air stripping

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa No

Şekil 2.1. Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşum basamakları 6
Şekil 2.2. Sızıntı suyu biyolojik arıtma teknikleri 11
Şekil 4.1. Konya katı atık düzenli depolama sahası 22
Şekil 4.2. Sızıntı suyu toplama havuzu 23
Şekil 4.3. Sızıntı suyu ana deşarj hattı 23
Şekil 4.4. Sızıntı suyunun keçeli kanalına verildiği bölge 24
Şekil 4.5. Çalışmada kullanılan jar test düzeneği 27
Şekil 4.6. Çalışmada kullanılan hava sıyırması 27
Şekil 5.1. Konya kenti katı atık depolama sahası sızıntı suyunun 2006 yılı karakterizasyonu 34
Şekil 5.2. Sızıntı suyunda pH 11'de hava sıyırması ile NH_4-N giderimi 35
Şekil 5.3. Ham sızıntı suyu ve havalandırma çıkış suyu 36
Şekil 5.4. Sızıntı suyunda Alüm ile pH 5.5'de KOİ giderimi 38
Şekil 5.5. Sızıntı suyunda Alüm ile pH 11'de (kireç ile) KOİ giderimi 38
Şekil 5.6. Sızıntı suyunda Alüm ile pH 11'de (NaOH ile) KOİ giderimi 39
Şekil 5.7. Sızıntı suyunda Alüm pH 11'de (kireç ile) renk giderimi 39
Şekil 5.8. Sızıntı suyunda Alüm pH 11'de (NaOH ile) renk giderimi 40
Şekil 5.9. Sızıntı suyunda Alüm ile KOİ giderimi 41
Şekil 5.10. Sızıntı suyunda Alüm ile renk giderimi 42
Şekil 5.11. Sızıntı suyunda $FeCl_3$ ile pH 3'te KOİ giderimi 43
Şekil 5.12. Sızıntı suyunda $FeCl_3$ ile pH 11'de (kireç ile) KOİ giderimi 44
Şekil 5.13. Sızıntı suyunda $FeCl_3$ ile pH 11'de (NaOH ile) KOİ giderimi 44
Şekil 5.14. Sızıntı suyunda $FeCl_3$ ile (pH ayarlanmadan) KOİ giderimi 45
Şekil 5.15. Sızıntı suyunda $FeCl_3$ pH 3'te renk giderimi 46
Şekil 5.16. Sızıntı suyunda $FeCl_3$ pH 11'de (kireç ile) renk giderimi 47

Şekil 5.17. Sızıntı suyunda $FeCl_3$ pH 11'de (NaOH ile) renk giderimi 47
Şekil 5.18. Sızıntı suyunda $FeCl_3$ ile (pH ayarlanmadan) renk giderimi 48
Şekil 5.19. Sızıntı suyunda $FeCl_3$ ile KOİ giderimi 50
Şekil 5.20. Sızıntı suyunda $FeCl_3$ ile renk giderimi 50
Şekil 5.21. Sızıntı suyunda $FeSO_4$ ile pH 3'te KOİ giderimi..... 52
Şekil 5.22. Sızıntı suyunda $FeSO_4$ ile pH 11'de (kireç ile) KOİ giderimi 52
Şekil 5.23. Sızıntı suyunda $FeSO_4$ ile pH 11'de (NaOH ile) KOİ giderimi..... 53
Şekil 5.24. Sızıntı suyunda $FeSO_4$ pH 3'te renk giderimi..... 53
Şekil 5.25. Sızıntı suyunda $FeSO_4$ pH 11'de (kireç ile) renk giderimi 54
Şekil 5.26. Sızıntı suyunda $FeSO_4$ pH 11'de (NaOH ile) renk giderimi..... 54
Şekil 5.27. Sızıntı suyunda $FeSO_4$ ile KOİ giderimi..... 55
Şekil 5.28. Sızıntı suyunda $FeSO_4$ ile renk giderimi..... 56
Şekil 5.29. Sızıntı suyunun ön arıtımında Alüm ile pH=11'de
kireç ve NaOH ile) çökelen çamur hacimleri 57
Şekil 5.30. Sızıntı suyunun ön arıtımında $FeCl_3$ ile pH=11'de
(kireç ve NaOH ile) çökelen çamur hacimleri..... 58
Şekil 5.31. Sızıntı suyunun ön arıtımında $FeSO_4$ ile pH=11'de
(kireç ve NaOH ile) çökelen çamur hacimleri..... 58
Şekil 5.32. Kireç ile pH ile 11'e ayarlanan sızıntı suyunda
alüm dozlaması (9-15 g\l)..... 59
Şekil 5.33. NaOH ile pH ile 11'e ayarlanan sızıntı suyunda
alüm dozlaması (9-15 g\l)..... 59
Şekil 5.34. Sızıntı suyunda TAK ile KOİ giderimi 60
Şekil 5.35. Sızıntı suyunda TAK ile renk giderimi 61
Şekil 5.36. Sızıntı suyunda Zeolit ile KOİ giderimi..... 64
Şekil 5.37. Sızıntı suyunda Zeolit ile renk giderimi..... 64
Şekil 5.38. Sızıntı suyunda KOİ giderimi 66
Şekil 5.39. Sızıntı suyunda renk giderimi 66

ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa No

Çizelge 2.1. Asit (genç) ve metan fazındaki (olgun) çöp sızıntı sularının karakteri 4
Çizelge 2.2. Çöp sızıntı sularında kimyasal oksidasyon 9
Çizelge 2.3. Arıtma kombinasyonların giriş ve çıkış değerleri 16
Çizelge 4.1. Şubat-Aralık ayları arasında yapılan sızıntı suyu debi ölçüm sonuçları 25
Çizelge 4.2. Sızıntı suyu karakterizasyonu 28
Çizelge 5.1. Sızıntı suyunda farklı pH aralıklarında alüm dozlamasıyla elde edilen KOİ ve renkte optimum doz ve giderim verimleri 40
Çizelge 5.2. Sızıntı suyunda farklı pH aralıklarında $FeCl_3$ dozlamasıyla elde edilen KOİ ve renk giderimlerinde optimum doz ve giderim verimleri 49
Çizelge 5.3. Sızıntı suyunda farklı pH aralıklarında $FeSO_4$ dozlamasıyla elde edilen KOİ ve renk giderimlerinde optimum doz ve giderim verimleri 56
Çizelge 5.4. Zeolit (klinoptilolit)'in genel özellikleri 62
Çizelge 5.5. Sızıntı suyunda farklı kimyasal dozlamasıyla elde edilen optimum KOİ ve Renk giderimlerinin karşılaştırılması 65

İÇİNDEKİLER

Sayfa No

ÖZET ..... **i**
ABSTRACT ..... **iii**
ÖNSÖZ ..... **v**
ŞEKİL LİSTESİ ..... **vi**
ÇİZELGE LİSTESİ ..... **viii**
İÇİNDEKİLER ..... **ix**

1. GİRİŞ1

1.1 Çalışmanın Amacı 1
1.2. Çalışmanın Önemi 2

2. SIZINTI SUYU **3**
2.1. Oluşumu 3
2.2. Depo Sahasının Yaşının Etkisi 3
2.3. Arıtımı 6
2.3.1 Evsel atıksu arıtma tesisinde arıtımı 7
2.3.1.1 Ana kanal sistemine verme 7
2.3.1.2 Arıtma tesisine doğrudan iletim 8
2.3.2 Katı atık yığını üzerine geri devir 8
2.3.3 Kimyasal arıtımı 8
2.3.3.1 Kimyasal çöktürme 8
2.3.3.2 Kimyasal oksidasyon 9

2.3.3.3 Hava ile sıyırma 10
2.3.4 Biyolojik Arıtımı 10
2.3.4.1 Anaerobik çürütme 11
2.3.4.2 Aktif çamur prosesleri 13
2.3.4.3 Lagünler 15
2.3.4.4. Anaerobik arıtım 15

3. KAYNAK ARAŞTIRMASI 18

4. MATERYAL ve METOT 21

4.1. Konya ili katı atık depolama sahası 21
4.1.1. Sızıntı Suyu Miktarı 24
4.2. Deney Düzeneği 26
4.3. Atıksu Kompozisyonu 28
4.4. Laboratuvar Çalışmaları 29
4.4.1. Analiz yöntemleri 29
4.4.1.1. Sıcaklık (T) 29
4.4.1.2. pH 29
4.4.1.3. Elektriksel iletkenlik (EC) 30
4.4.1.4. Renk 30
4.4.1.5. Askıdaki katı madde (AKM) 30
4.4.1.6. Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) 31
4.4.1.7. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) 31
4.4.1.8. Amonyum Azotu (NH_4-N) ölçümü 32
4.4.1.9. Fosfat fosforu (PO_4-P) 32
4.4.2. Deneysel Çalışma 32

5. DENEYSEL SONUÇLAR ve DEĞERLENDİRMELER..... 34

5.1.KOİ Karakterizasyonu..... 34
5.2. Hava Sıyırması 35
5.3.Kimyasal Arıtım 37
5.3.1. Alüm dozlaması 37
5.3.2. $FeCl_3$ dozlaması 42
5.3.3. $FeSO_4$ dozlaması 51
5.3.4. TAK kullanımı 60
5.3.5. Zeolit kullanımı 61

6. SONUÇLAR..... 67

KAYNAKLAR..... 69

1. GİRİŞ

1.1 Çalışmanın Amacı

Nüfus artışı, yaşam standartlarının yükselmesi ve teknolojideki gelişmeler sonucu, katı atık miktarları son yıllarda önemli oranda artmıştır. Bu atıkların çevre problemlerine yol açmayacak şekilde bertaraf edilmesi gerekmektedir. Ekonomik avantajları sebebiyle uzun yıllardan beri katı atıkların bertaraf edilmesinde uygulanan en yaygın yöntem düzenli depolamadır. Düzenli depolama, maliyetinin düşük olmasının yanında, atıkların kontrollü şartlar altında inert ve stabilize olmuş maddelere dönüşünceye kadar ayrışmasına da imkan sağlamaktadır. Düzenli depolama, yeraltı ve yüzeysel suların atıklardan oluşacak sızıntı suyuna karşı korunması ve atıkların stabilizasyonu sırasında oluşacak gazlar için gerekli tedbirler alınması durumunda bertaraf yöntemleri arasında en faydalı sistem olarak kabul edilmektedir

Katı atıkların düzenli depolanmasında ortaya çıkan önemli sorunlardan biri katı atıklardan sızarak tabana ulaşan sızıntı sulardır. Bu sular yağmur, kar ve atığın bünyesindeki nemin depolama sahasına sızmasıyla oluşmaktadır.

Dünya'da ve Türkiye'de hızla büyüyen nüfusla birlikte oluşan katı atıklar ve bunların oluşturduğu sızıntı suları, ekolojik dengenin ve çevrenin korunmasını olumsuz yönde etkilemektedir. Bu sebeplerden dolayı sızıntı sularının arıtılması gerekmektedir.

Bu çalışma düzenli depolama yapılan Konya kenti katı atık depolama sahasındaki katı atıklardan sızarak tabana ulaşan ve yüksek miktarda kirlilik içeren sızıntı sularının yeraltı ve yüzey sularını kirletmesine engel olmak amacıyla yapılan ön arıtımı kapsamaktadır. Bu amaçla, Çevre Mühendisliği Bölümü Atıksu Analizi ve Araştırma Laboratuarında jar test düzeneği kurulmuştur. Reaktörlere çeşitli kimyasal maddeler

($A1_2(SO_4)_3$, $FeCl_3$ ve $FeSO_4$) farklı pH'larda verilerek arıtma verimleri ve parametreler arasındaki değişimler incelenmiştir. Konya ili katı atık düzenli depolama sahasında oluşan sızıntı sularından bir yıl süreyle alınan numunelerin KOİ analizleri yapılmış ve kentin 2006 yılına ait aylık ortalama yağış değerleriyle grafiksel olarak karşılaştırılmıştır. Ayrıca hava sıyırması yapılarak farklı hava debilerinde bir günlük havalandırma süresi sonunda oluşan amonyum giderimleri gözlenmiştir.

1.2 Çalışmanın Önemi

Katı atıklardan sızacak sızıntı sularının hidrojeolojik olarak güvenli depolarda tutulması çevreye vereceği zararları sona erdirmeyecektir. Sızıntı suyunun deşarjı sonucu yüzey suları hatta yeraltı suları kirlenebilir. Bu yüzden özellikle yağışların çok, buharlaşmanın az olduğu bölgelerde sızıntı sularının sıkı kontrolü gerekir.

Sızıntı suyunun yüksek miktarda oksijen ihtiyacı ve ağır metal içeriği uzun vadede alıcı ortamın kalitesinin bozulmasına neden olmaktadır. Bu sorunlar alıcı ortamda anoksik ve anaerobik durumların oluşmasına, balıkların ölmesine ya da kirliliğe maruz kalmasına, alıcı ortamın su temini için kullanılması durumunda kalitenin bozulmasına neden olur. Dolayısıyla, sızıntı suyu öncelikle yeraltı ve yüzeysel su kaynaklarına karışmadan toplanmalı ve uygun arıtma yöntemleri ile arıtılmalıdır.

Bu çalışmada katı atık depolama sahalarında atıklardan sızarak tabana ulaşan ve kirletici özellikleri açısından da çok önemli bir problem olan sızıntı sularının koagülasyon-flokülasyon ve hava sıyırması ile arıtılabilirliğinin araştırılması ve bir arıtma tesisine verilmeden önce ön arıtımının yapılmasında uygun şartların belirlenmesi açısından önem içermektedir.

2. SIZINTI SUYU

2.1 Oluşumu

Sızıntı suyu katı atıkların içinden süzülerek bir takım kimyasal, biyolojik ve fiziksel olaylara maruz kalarak oluşur. Katı atıkların içinden süzülen sızıntı suyu, katı atıkların muhtevasından kaynaklanan çok sayıdaki element ve bileşiği içerir. Her türlü kirletici parametreyi ihtiva eden sızıntı suyu, kontrol altına alınmadığında yeraltı ve yüzeysel su kaynaklarını kirletebilmektedir. Sızıntı suyunun bu olumsuz etkisini önlemek için depolama sahasının tabanı geçirimsiz hale getirilmesi gerekmektedir.

Sızıntı suları katı atık depolama sahasında bulunan çöpün içindeki su muhtevasından kaynaklanabileceği gibi depo üzerine yağan yağmurdan, saha civarından gelebilecek taşkın sularından veya depoya sızabilecek yeraltı sularından da kaynaklanabilmektedir. Sızıntı suyunun karakteri ise sahaya göre, hatta saha içindeki alanlara göre büyük değişiklikler gösterebilmektedir.

2.2 Depo Sahası Yaşının Etkisi

Depolama sahasının oluşan sızıntı suyu karakterinin ölçümü ve izlenmesinde kolaylık sağladığından, birçok çalışmada sızıntı suyunun kalitesi depo yaşının bir fonksiyonu olarak tanımlanmıştır. Katı atık depolama sahalarında oluşan sızıntı sularında genelde depolama sahasının ilk 2-3 yıllık döneminde kirletici konsantrasyonları en yüksek seviyeye ulaşmakta, sonrasında zamana bağlı olarak kirletici konsantrasyonları azalmaktadır. Asidik fazdaki (genç) sızıntı suları yüksek organik madde konsantrasyonu ile karakterize edilmekte ve bu fazda BOİ/KOİ oranı genellikle 0,4-0,5 civarında veya daha yüksek bir değer almaktadır. Metan fazındaki

(olgun) sızıntı sularının organik madde konsantrasyonu daha düşüktür. Diğer bir ifadeyle olgun sızıntı sularında BOİ/KOİ oranı 0,1-0,3 veya daha düşük değerlere inmektedir (Tchobanoglous ve diğ., 1993). Asit (genç) ve metan fazındaki (olgun) çöp sızıntı sularının karakterileri Çizelge 2.1'de verilmiştir.

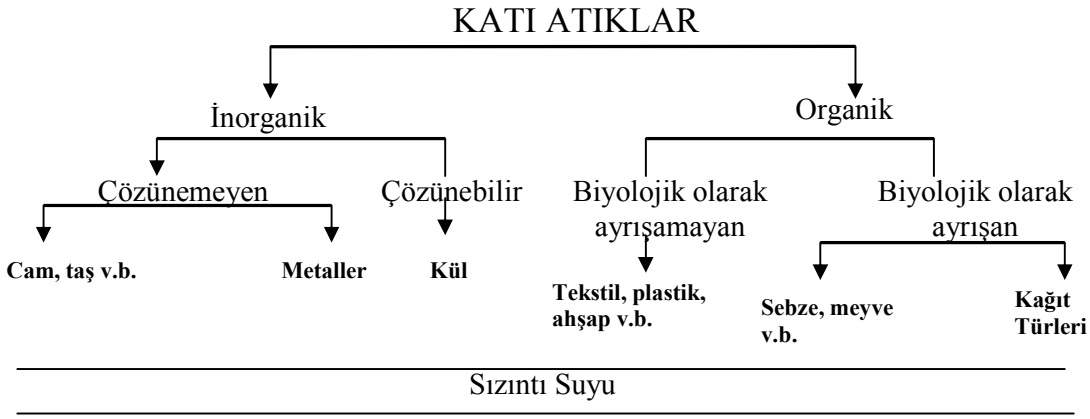
Çizelge 2.1. Asit (genç) ve metan fazındaki (olgun) çöp sızıntı sularının karakteri (Tchobanoglous ve diğ., 1993).

Parametre	**Asit Fazdaki Çöp Sızıntı Suyu (< 2 yıl)**		**Metan Fazdaki Çöp Sızıntı Suyu (> 10 yıl)**
	Aralık	**Genel**	
$BOİ_5$	2000-30000	10000	100-200
TOK	1500-20000	6000	80-160
KOİ	3000-60000	18000	100-500
AKM	200-2000	500	100-400
Organik-N	10-800	200	80-120
NH_3-N	10-800	200	20-40
NO_3	5-100	25	5-10

Çizelge 2.1. Asit (genç) ve metan fazındaki (olgun) çöp sızıntı sularının karakteri (Devamı).

Parametre	**Asit Fazdaki Çöp Sızıntı Suyu (< 2 yıl)**		**Metan Fazdaki Çöp Sızıntı Suyu (> 10 yıl)**
	Aralık	**Genel**	
Toplam P	5-100	30	5-10
PO_4-P	4-80	20	4-8
Alkalinite ($CaCO_3$)	1000-10000	3000	200-1000
pH*	4,5-7,5	6,0	6,5-7,5
Na	200-2500	500	100-200
Cl	200-3000	500	100-400
SO_4	50-1000	300	20-50
Sertlik ($CaCO_3$)	300-10000	3500	200-500
Ca	200-3000	1000	100-400
Mg	50-1500	250	50-200
K	200-1000	300	50-400

Sızıntı sularının kirletici parametrelerinin türlerinin ve konsantrasyonlarının artmasında etkili olan katı atık bileşenleri ile ayrışma safhaları Şekil 2.1'de gösterilmiştir.



Şekil 2.1. Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşum basamakları

2.3 Arıtımı

Katı atık depolama sahası sızıntı sularının arıtımında birçok faktör etkili olmaktadır. Bugüne kadar yapılan çok sayıda çalışmaya rağmen söz konusu faktörlerin çoğu henüz tam olarak anlaşılmış değildir. Dolayısıyla tasarım, inşaat ve işletme kriterleri standardize edilememiştir. Arıtma maliyeti, seçilen arıtma çeşidine ve istenilen çıkış suyu kalitesine göre değişiklik göstermektedir. Sızıntı suyunun arıtımındaki bütün yöntemler ekonomik olarak büyük bir yük getirmektedir. Bilhassa, yeni depo sahalarında sızıntı suyunun kalite ve miktarı tam belirgin olmadığı için ilk yıllarda kompleks arıtma tesislerinin kurulması tavsiye edilmemektedir. Eğer mümkünse, depo sahasından çıkan sızıntı sularını mevcut evsel atıksu arıtma tesislerine iletmek bu suların arıtımı için en uygun alternatif olmaktadır. Ancak, bu durumda arıtma tesisine iletmeden önce yapılması gereken ön arıtma işlemlerinin çok iyi tespit edilmesi gerekmektedir. (Corbitt, 1990).

Sızıntı sularının arıtımı için geliştirilen metotlar fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtma metotlarıdır. Sızıntı sularının arıtımında genellikle fiziksel, kimyasal ve biyolojik metotların kombinasyonu, ileri arıtma metotlarında ise adsorpsiyon ve membran teknolojileri kullanılmaktadır (Amokrane ve diğ., 1997; Bohdziewicz ve diğ., 2001; Marttinen ve diğ., 2002; Vogelpohl ve diğ., 1995). Sızıntı sularının arıtımında kullanılan kimyasal metotlar koagülasyon-flokülasyon (Amokrane ve diğ., 1997; Ahn ve diğ., 2002); kimyasal çöktürme ve kimyasal-elektrokimyasal oksidasyonlar (Chiang ve diğ., 2001); biyolojik metotlar ise aerobik, anaerobik ve anoksik proseslerin bir kombinasyonudur (Im ve diğ., 2001). Fiziko-kimyasal metotlar genellikle sızıntı suyundan biyolojik olarak giderilemeyen maddeleri gidermek için biyolojik metotlarla beraber kullanılırlar (Bohdziewicz ve diğ., 2001, Ahn ve diğ., 2002).

2.3.1 Evsel atıksu arıtma tesisinde arıtımı

Sızıntı suyunun saha dışında arıtımı, merkezi arıtma tesislerine nakli ile gerçekleştirilebilir. Ancak, bu durumun kanalizasyon ve arıtma tesisinde meydana getireceği olumsuz şartlar ve sağlanması gereken tedbirler önceden gözden geçirilip planlanmalıdır. Sızıntı suyunun evsel atıksu arıtma tesisine nakli birkaç yolla yapılabilir. Bunlar:

2.3.1.1 Ana kanal sistemine verme

Bu yöntemin en önemli faydası evsel atıksuyun sızıntı suyunu seyrelterek meydana gelebilecek zararları ve aşırı yüklemeleri önlemesidir.

2.3.1.2 Arıtma tesisine doğrudan iletim

Bu yöntem evsel atıksu arıtma tesisinin katı atık depo sahasına makul ölçülerde yakın olması durumunda gerçekleştirilebilir. Bir bekletme havuzu inşa edip sızıntı suyunun pik saatler dışında arıtım prosesine verilmesi daha uygun sonuçlar temin edecektir. Ancak, depolama süresinin sülfür oluşumuna müsaade etmeyecek kadar kısa olmasına dikkat edilmelidir.

2.3.2 Katı atık yığını üzerine geri devir

Depo sahasından süzülen ve arıtılması gereken sızıntı suları toplanıp, pompa ile araziye püskürtülerek buharlaşma, absorpsiyon ve filtrasyon ile atıksu hacmi önemli miktarlarda azaltılabilir. Arıtma verimi sıcaklıkla doğrudan ilişkilidir. Ayrıca, toprak cinsi, yetiştirilen bitki türü gibi faktörlerde arıtmada rol oynamaktadır. Ancak uygulamada birçok problem ile de karşılaşılabileceği unutulmamalıdır. Bunlardan bazıları; sıcaklık değişimleri, rüzgar koşulları, aşırı yağış ve seyrelmedir.

2.3.3 Kimyasal arıtımı

2.3.3.1 Kimyasal çöktürme

Kimyasal çöktürme ile hem metaller, hem amonyak, hem de AOX dahil organik bileşenler giderilebilir. Organik bileşenler arasında, molar ağırlığı > 1000 g/mol olanlar bu yöntemle kolaylıkla giderilebilmektedir. Sızıntı suyunda, bunlar genellikle biyolojik bozunma prosesleri sonucunda oluşan bileşiklerdir. Organik kirliliklerin kimyasal çöktürme ile verimli şekilde giderilmesi için BOİ/ KOİ oranının < 0.1 olması gerekir. Bundan dolayı, sızıntı suyunun arıtmasında kimyasal çöktürme ancak biyolojik arıtmadan sonra ileri arıtma prosesi olarak uygulanmalıdır.

Katı atık depolama sahası sızıntı sularının kimyasal çöktürme ile arıtımında $Ca(OH)_2$ (kireç), $A1_2(SO_4)_3$ (alüm), $FeCl_3$, Na_2S ve $FeSO_4$ gibi koagülantlar kullanılmaktadır. Katı atık depolama sahası sızıntı sularının kimyasal arıtımında esas amaç ağır metalleri ve kısmen organik maddeleri gidermektir. Kimyasal çöktürme ile sızıntı sularından organik madde gideriminde yüksek verimler elde edilememekte ve genellikle KOİ giderimi % 30'u geçmemektedir (Ehrig, 1989).

2.3.3.2 Kimyasal oksidasyon

Katı atık depolama sahası sızıntı sularında Cl_2, $Ca(ClO)_2$, $KMnO_4$ ve O_3 ile gerçekleştirilen kimyasal oksidasyon renk gideriminde kimyasal çöktürmeye oranla daha iyi sonuçlar vermektedir. Ancak KOİ giderimleri % 48'in altında kalmaktadır. Yeni depolama sahası sızıntı sularında ozonlamaya karşı dirençli olan yağ asitlerinin mevcudiyeti nedeniyle organik madde gideriminde yüksek verimler elde edilememektedir. Sızıntı sularının kimyasal oksidasyonu Çizelge 2.2'de verilmiştir.

Çizelge 2.2. Çöp sızıntı sularında kimyasal oksidasyon (Quasim ve Chiang, 1994).

Giriş KOİ (mg/L)	**Arıtma Yöntemi**	**Dozaj**	**KOİ Giderimi (%)**
330	Klorlama	-	33
1500	$Ca(ClO)_2$	8000	8
7162	Ozonlama	7700	37

Çizelge 2.2. Çöp sızıntı sularında kimyasal oksidasyon (Quasim ve Chiang, 1994) (Devamı).

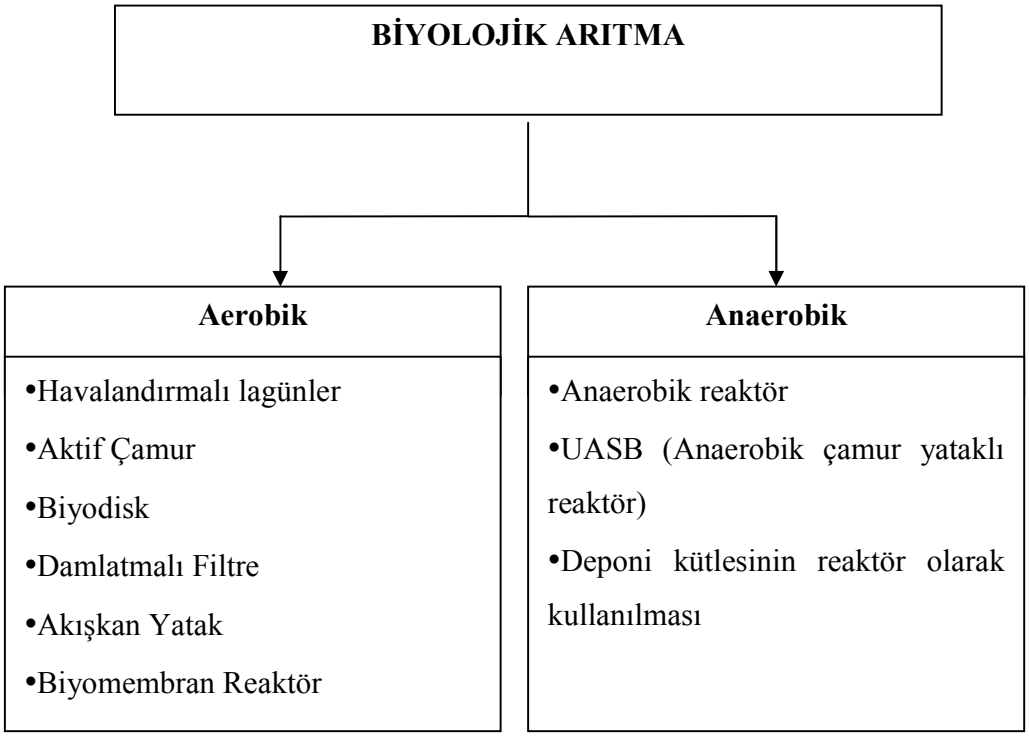
Giriş KOİ (mg/L)	Arıtma Yöntemi	Dozaj	KOİ Giderimi (%)
4800	Klorlama	2000	22
139	Ozonlama	34	22
1250	Anaerobik filtre çıkışı Ozonlama	600	37

2.3.3.3 Hava ile sıyırma

Sızıntı suyunda mevcut olan yüksek miktardaki amonyumun giderimi için hava sıyırması uygulanmaktadır. Bu amaçla sızıntı suyunun literatürden yararlanılarak pH'ı kireçle 10-12 arasında ayarlanıp farklı hava debileri kullanılarak bir günlük süre sonunda % 80'den fazla amonyum giderimi sağlanmaktadır. Manyetik karıştırıcılar kullanılarak kireç çökelmesinin önlenmesi amaçlanmaktadır.

2.3.4 Biyolojik arıtımı

Katı atık depolama sahası sızıntı sularının biyolojik arıtma teknikleri Şekil 2.2'de verilmektedir.



Şekil 2.2. Sızıntı suyu biyolojik arıtma teknikleri (Heyer ve diğ. 2000).

Yeni katı atık depolama sahalarında sızıntı sularında BOİ/KOİ oranı genellikle 0,4-0,5 civarındadır. Dolayısıyla yeni sızıntı sularında biyolojik yöntemler organik kirleticileri yüksek verimlerle arıtabilme olanağı tanımaktadır. Sızıntı sularının arıtımında aerobik ve anaerobik yöntemlerden biri veya bunların kombinasyonları kullanılmaktadır (Pohland, 1985).

2.3.4.1 Anaerobik çürütme

Anaerobik çürütme teknolojisi, özellikle kirlilik yükü çok yüksek atık sular için avantajlı bir yöntemdir. Havalandırma ihtiyacı olmadığı ve metan gazı üretildiği için, enerji bilançosu açısından aerobik proseslerden daha avantajlıdır. Elde edilen metan gazı, arıtma sisteminin ısıtılması için kullanılabilir.

Depolama sahasındaki asit fermantasyonu aşamasında, yüksek kirlilik yükü olan sızıntı sularının anaerobik şekilde arıtılması uygundur. Ancak, depolama gövdesindeki bozunma prosesleri metan fermantasyon aşamasına geçtiğinde, anaerobik arıtmanın etkisi sona erer. Bunun sebebi, metan fermantasyonun zaten anaerobik ortamda gerçekleşmesidir.

- Anaerobik çürütme için üç alternatif mümkün olmaktadır;

A. Anaerobik çürütme reaktörü ön arıtma sistemi olarak kullanılır, bu reaktör de depolama sahasının işletme planına göre beslenir. Yeni işletilen sahaların sızıntı suları anaerobik reaktöre gönderilir, diğer sızıntı suları ise doğrudan genel arıtma tesisine gider. Bunun için, drenaj sisteminin buna göre ayarlanabilmesi gerekir. Küçük depolama sahaları için böyle bir sistem tavsiye edilmez. Ayrıca, yüksek AKM konsantrasyonundan dolayı, genellikle dolgu kolonlarından ibaret olan anaerobik reaktörler çabuk tıkanır ve işletilmesi zor olur.

B. Anaerobik çürütme tabakası depolama gövdesine dahil edilir. Depolama sahasının dibine ilk yüklenen katı atık tabakasının (2 m kalınlıkta) sıkıştırılmadan evvel aerobik bozunması beklenir ya da depolama sahasının dibine kompost bir tabaka (0,5 m kalınlık yeterlidir) döşenir. Bozunmuş katı atık ya da kompost tabakası, anaerobik filtrenin etkisiyle sızıntı sularının ön arıtımını sağlar. Bu yöntem, sızıntı suyunun kirlilik yükünü arıtma tesisine gitmeden evvel azaltmak amacıyla her depolama sahası için tavsiye edilir.

C. Drene edilen sızıntı sularının bir kısmı, geri dönüştürülerek depolama gövdesinin üstüne püskürtülür. Depolama gövdesi, anaerobik filtre etkisi yapıp, zemin tabakasına ulaşan sızıntı suyunun kirliliğinin büyük bir kısmını giderir. Ancak bu yöntem çok yoğun bir koku problemine neden olacağı için genellikle tavsiye edilmemektedir.

Genel olarak, anaerobik çürütmenin asit fermantasyonu aşamasında ön arıtma olarak uygun olduğu söylenebilir. Yöntemler arasında, depolama sahasının zemininin katı atık ya da komposttan oluşan bir filtreyle donatmak en uygun çözümdür. Bu şekilde, 1000-5000 mg/L'lik $BOİ_5$ ile 3000-10000 mg/L'lik KOİ konsantrasyonları elde edilebilir.

2.3.4.2 Aktif çamur prosesleri

Sızıntı suları, aktif çamur yöntemiyle arıtılabilir. Organik karbon bileşimleri, oksijen etkisiyle mikroorganizmalar tarafından CO_2 ve H_2O'ya dönüştürülür. Aktif çamur ile çalışan arıtma tesisleri, hem asit fermantasyonu, hem de metan fermantasyonu aşamasında kullanılabilir. Sızıntı sularının yüksek azot muhtevasından dolayı, aktif çamur havuzları genellikle nitrifikasyon-denitrifikasyon aşamalarını da içerecek şekilde tasarlanır.

Biyolojik olarak kolay ayrıştırılabilen uçucu yağ asitleri içeren sızıntı sularında % 90-99 BOİ ve KOİ giderimleri mümkün olmaktadır. Bununla birlikte stabilize olmuş sızıntı suları biyolojik ayrıştırmaya dirençli organik maddeleri içerdiğinden BOİ ve KOİ giderimleri daha düşük olmaktadır. Aktif çamur prosesinde ağır metaller absorbsiyon mekanizması ile % 80-99 arasında değişen verimlerle giderilebilmektedir.

Sızıntı sularının aktif çamur prosesi ile arıtımında 5000-10000 mg/L biyokütle (MLVSS) konsantrasyonuna ihtiyaç olmaktadır. Sızıntı suları için F/M oranı 0,02-0,06, aktif çamur yaşı 15-60 gün ve hidrolik bekletme süresi 1-10 gün arasında değişen değerler olarak alınmaktadır. Sızıntı suyu arıtımı üzerine yapılan birçok çalışmada aktif biyokütle için nütrient ihtiyacı $BOİ_5$/N/P: 100/3,2/0,5 olarak bulunmuştur (Mavinic, 1984).

Bu sistem ile çalışan arıtma tesislerinin tasarımları için, sızıntı sularının özelliklerinden dolayı aşağıdaki konulara önem verilmelidir:

A. Kış mevsimin soğuk geçtiği bölgelerde (Ege, Akdeniz ve güney gölgeleri hariç her yerde), aktif çamur havuzlarının kapalı olarak yapılması gerekir. Aksi takdirde kış aylarındaki verim aşırı derecede düşer ve nitrifikasyon bölümü işlevsiz hale gelir.

B. Yüksek sülfat ve amonyak konsantrasyonlarından dolayı, havuzlar kimyasallara dayanıklı betonarme malzemeden inşa edilmelidir.

C. Yüksek çamur konsantrasyonlarından dolayı, havuzlar, havalandırma ve karıştırma ekipmanının vaziyet planları ölü bölgelerin oluşmasını engelleyecek şekilde tasarlanmasına özen gösterilmelidir.

D. Tıkanmaya karşı korunmalı havalandırma ekipmanı seçilmelidir. Bunun için, kauçuk membranlı difüzörler ya da yüzeyden havalandırma uygundur.

E. Köpük oluşumu, suyun üstüne püskürtme yapılarak ya da köpük kıran kimyasalların ilavesiyle engellenmelidir.

F. Asit fermantasyonu aşamasında oluşan sızıntı suyunun fosfor muhtevası genellikle biyolojik arıtma için yetersiz olduğundan dolayı, bu aşamada fosforik asit ilavesi gerekebilir.

Nitrifikasyon-denitrifikasyonlu aktif çamur yöntemleriyle 20 mg/L'lik $BOİ_5$, 10 mg/L N değerlerine varan deşarj konsantrasyonları elde edilebilir. Ayrıca KOİ'de de % 90'a varan bir kirlilik azalması elde edilebilmektedir. Ancak bu bile, asit fermantasyonundaki çıkış suyunda KOİ konsantrasyonlarını 400-1500 mg/L mertebesinin altına düşürememektedir. Bu verim istenen deşarj limitlerini

sağlayamadığı için, bu yöntem ancak ikinci bir arıtma yöntemiyle birlikte uygulanmalıdır. Bunun için anaerobik ön arıtma veya kimyasal çöktürme düşünülebilir.

2.3.4.3 Lagünler

Lagün yöntemi, sızıntı sularının arıtılması için çok ekonomik ve verimli bir alternatiftir. Burada yatırım ve işletme maliyetleri oldukça düşüktür. Çamurların sudan çökerek ayrılmasını sağlamak için, arıtılmış sular lagünden sonra bir son çöktürme havuzuna veya havalandırmasız ikinci bir lagüne gönderilmelidir. Uzun hidrolik kalış süresinden (> 50 gün) dolayı bu yöntemde alan ihtiyacı son derece yüksektir.

Arıtma lagünlerinin havalandırılması tercih edilmelidir. Havalandırma, blowerlarla yapılabilir. Havalandırma yapılmayan lagünlerde, su derinliği 5-10 cm'yi geçmemelidir Sıcak mevsimde, lagünde nitrifikasyon prosesi kendiliğinden gerçekleşir. Ancak, kış aylarında sıcaklık 5 °C'nin altına düştüğünde, nitrifikasyon durur ve durma ile başlama zamanlarında 200 mg/L'ye varan NO_2 konsantrasyonları oluşabilir. Aynı şekilde düşük sıcaklıklarda $BOİ_5$ limitleri sağlanamayabilir.

Eğer yeterli alan mevcut ise stabilizasyon havuzu veya havalandırmalı lagünler; alan yetersiz ise havasız veya havalı aktif çamur prosesi kullanılabilir. Biyolojik arıtma en azından organik maddelerin ve azotun giderilmesini temin ederek daha sonra uygulanacak fiziko-kimyasal yöntemlerin yükünü azaltacaktır.

2.3.4.4. Anaerobik arıtım

Anaerobik arıtma sistemleri havasız ortamda gerçekleştirilen arıtma prosesleridir. Anaerobik arıtma, organik atıkların oksijensiz ortamda biyolojik süreçlerle parçalanmasıyla, CH_4, CO_2, NH_3 ve H_2S gibi son ürünlere dönüştürülmesi olarak

tanımlanmaktadır. Biyolojik olarak ayrışabilen organik maddelerin anaerobik olarak parçalanması farklı bakteri grupları tarafından gerçekleştirilen bir arıtım yöntemidir.

Literatürde yer alan birçok araştırmada sızıntı suyunda anaerobik arıtma ile % 90-99 $BOİ_5$ giderme verimi elde edilmiştir (Pohland 1975).

Boyle ve Ham, (1974) yukarı akışlı film reaktör kullanarak, BOİ değeri 38500 mg/L olan genç sızıntı suyu üzerinde arıtılabilirlik çalışmaları yürütmüşler ve % 95 BOİ giderimi elde etmişlerdir.

Pohland (1975) anaerobik çürütücüde yürüttüğü arıtılabilirlik testleri sonucunda 15400 mg/L KOİ ve 7600 mg/L BOİ içeren sızıntı suyunda 25^{o}C sıcaklıkta % 91 BOİ ve % 82 KOİ giderimleri sağlamıştır.

Sızıntı suyunun arıtma kombinasyonlarının giriş ve çıkış değerleri Çizelge 2.3'de verilmiştir.

Çizelge 2.3. Arıtma kombinasyonların giriş ve çıkış değerleri (Heyer ve diğ. 2000).

Arıtım Kombinasyonları	**KOI (mg/L)**		**NH_4-N (mg/L)**		**AOX (mg/L)**	
	Giriş	**Çıkış**	**Giriş**	**Çıkış**	**Giriş**	**Çıkış**
Biyolojik + Aktif Karbon + Flokülasyon / Çökeltim + Nötralizasyon	1571	76	579	0.09	1.45	0.18
	686	51	528	0.7	1.65	0.23

Çizelge 2.3. Arıtma kombinasyonların giriş ve çıkış değerleri (Heyer ve diğ. 2000) (Devamı).

Arıtım Kombinasyonları	KOI (mg/L)		NH_4-N (mg/L)		AOX (mg/L)	
	Giriş	**Çıkış**	**Giriş**	**Çıkış**	**Giriş**	**Çıkış**
Biyolojik + Ultrafiltrasyon + Aktif Karbon	1000-12000	<200	400-800	<10	1-2.5	0.1-0.7
Biyolojik + Kimyasal + Oksidasyon (Ozon – UV)	320-5796	30-137	125-1350	0.4-36.2	-	-
Biyolojik + Kimyasal Oksidasyon (Ozon – UV) +	1200-4000	18-150	600-1900	0.1-9	1-3.8	0.04-0.18
Biyolojik + Kimyasal Oksidasyon (Ozon – UV) + Biyoloji + Aktif	7.58-1332	1-85	375-885	0.1-0.6	0.85-2.1	0.17-0.43
Ters Osmoz	4124	20	577	8	-	-
	1550	68	750	7	1.4	<0.01
Biyolojik + Ters Osmoz	446-872	5.3-27	80-396	0.03-10.1	0.4-1.4	<0.01-0.05

3. KAYNAK ARAŞTIRMASI

Sızıntı suyunun koagülasyon-flokülasyonla ön arıtımı ve hava sıyırmasıyla amonyak giderimi üzerine yapılan çalışmaların özeti aşağıda verilmiştir.

Diamadopoulos (1994) stabilize katı atık sızıntı suyu üzerinde kireç, alüm ve demir klorür kullanarak kimyasal arıtma deneyleri gerçekleştirmiştir. Başlangıç KOİ'si 835-1506 mg/L arasında değişen sızıntı suyunda pH ayarlaması yapmadan 3.1 g/L kireç ile % 18, 4995 mg/L alüm ile % 39 ve 3525 mg/L demir klorür ile % 40 KOİ giderimleri elde edilmiştir.

Amokrane ve diğ. (1997) yaptıkları çalışmada 4100 mg/L KOİ içeren çöp sızıntı suyunda koagülasyon-flokülasyon uygulaması yürütmüşler, alüm ile % 42 ve demir klorür ile % 55 KOİ giderimi sağlamışlardır.

Tatsi ve diğ. (2003) yaptıkları çalışmada koagülasyon-flokülasyon ile sızıntı suyunun arıtılabilirliğini araştırmışlardır. Bu amaçla jar test düzeneğinde 200 rpm de 5 dk hızlı karıştırma, 60 rpm de 55 dk yavaş karıştırma yapılarak 1 saatlik çökelmeye bırakılmıştır. pH değerlerini ayarlamak için $Ca(OH)_2$ ve NaOH çözeltilerinin ilavesi yapılmıştır. Koagülant olarak $Al_2(SO_4)_3.18H_2O$ ve pH ayarlaması için ise $Ca(OH)_2$ kullanılmıştır. pH kireç ilavesiyle 12'ye yükseltildiğinde 7 mg/L $Ca(OH)_2$ dozlamasıyla KOİ giderimi % 30-% 45 arasındadır. Özellikle ağır metal gideriminde (Fe,Cd,Cr) % 90 verimlere ulaşılmıştır. Sonuç olarak çalışmada kireç, sızıntı suyu örneklerinin arıtımında verimi artırmak için değil, sadece pH kontrolü için kullanılmıştır.

$FeCl_3$ ilavesiyle genç sızıntı suyunda, pH kireçle 10'a ayarlanarak arıtım % 20-% 25 arasında KOİ giderimiyle sonuçlanmıştır. Halbuki bu oran olgun sızıntı suyunda % 75'lere çıkmıştır. $FeCl_3$ 2 g/L' de optimum dozdur. Sızıntı suyunun pH'ı 10'a ayarlandıktan sonra $FeCl_3$ ilavesiyle hemen hemen % 100 renk giderimi

sağlanmıştır. Genç sızıntı suyunda bu oran % 93'tür. Genç ve olgun sızıntı suyunda pH 4-7 arasında değişmektedir. pH= 7'ye NaOH, pH=10'a ise kireç ile ayarlanmıştır. Genç sızıntı suyunda 1,5 g/L 'lik alüm dozlamasıyla pH ayarlaması yapılmadan maksimum % 38 KOİ giderimi sağlanmıştır. pH=7'de ise 0,5 g/L alüm dozlamasıyla olgun sızıntı suyunda % 56 KOİ giderimi, genç sızıntı suyunda da % 31'lik KOİ giderimi sağlanmıştır. Olgun sızıntı suyunda kireç ilavesiyle pH=10'a ayarlanıp 0,7 g/L alüm dozlamasıyla % 66 KOİ giderimi sağlanmıştır. Olgun sızıntı suyunda alüm dozlamasıyla % 95'lere varan renk giderimi elde edilmiştir. (Tatsi ve diğ, 2003).

Wang ve diğ. (2002) yaptıkları çalışmada koagülasyon ve fotooksidasyonu birlikte denemişlerdir. Kimyasal olarak 100, 250, 500, 750, 1000 mg/L'de $FeCl_3$ kullanmışlardır. pH 3-8 aralığında tutulmuş ve pH ayarlaması NaOH ile yapılmıştır. Bu işlemler sonucu optimum dozu 500 mg/L bulmuşlardır. Koagülasyon ve fotooksidayonun birlikte kullanımında % 90 renk, % 64 KOİ gideriminin sağlandığı görülmüştür. Fotooksidasyonun tek başına kullanımında ise % 70 renk ve % 31 KOİ giderimi sağlamışlardır.

Sızıntı suyunun tekrar depo sahasına geri devrettirilerek arıtılması literatürdeki pilot ve arazi uygulamalarında başarıyla sonuçlanmıştır. Bu metodun uygulandığı alanlarda sızıntı suyu çıkış değerleri, tipik olarak 30-350 mg BOİ/L, 70-500 mg KOİ/L, 4-40 mg Fe/L ve çinko <1 mg Zn/L değerlerinde olmaktadır. Sızıntı suyunun geri çevrimi ayrıca biyolojik olarak parçalanabilen maddelerin stabilizasyon süresini oldukça azaltmaktadır. Geri çevrimin yapılmadığı katı atık depo sahalarında stabilizasyon için 15-20 yıl gerekirken geri çevrimin yapıldığı sahalarda bu süre 2-3 yıla düşmektedir (Pohland, 1985).

Chian ve DeWalle (1976) giriş KOİ'si 53300 mg/L olan çöp sızıntı suyu üzerinde selüloz asetat membran kullanarak yürüttükleri çalışmada pH 5,5'ta % 56 ve pH 8,0'de % 89 KOİ giderimleri elde etmişlerdir.

Slater ve diğ. (1983) çalışmalarında 16400 mg/L TÇM, 26400 mg/L KOİ ve 8500 mg/L TOK içeren çöp sızıntı suyunda ters osmoz sistemi ile % 68 KOİ ve % 59 TOK giderimi sağlamışlardır.

Hava ile sıyırma, sızıntı sularında amonyak ve uçucu organik maddelerin gideriminde kullanılan bir yöntemdir. Kabdaşlı ve diğ. (2000) azot giderimi amacıyla yürüttükleri çalışmalarında giriş amonyak konsantrasyonu 1030 mg/L olan sızıntı suyunda pH 12'de 2 saatlik havalandırma sonucu % 72'lik amonyak giderimi elde edilmiştir.

Collivignarelli ve diğ. (1998) 2100 mg/L amonyak içeren çöp sızıntı suyunda 70 °C sıcaklık ve pH 11'de yürüttükleri hava ile sıyırma uygulamasında ise % 90 amonyak giderimi elde etmişlerdir. Cheung ve diğ. (1997) çalışmalarında 20 °C sıcaklıkta pH 11 'in üzerinde 1 L/dak ve 5 L/dak hava debileri kullanarak gerçekleştirdikleri hava ile sıyırma uygulamalarında bir günlük süre sonunda sırasıyla % 81 ve % 90 amonyak giderimi sağlamışlardır.

Sızıntı sularında bulunan amonyak, biyolojik arıtmayı engellediğinden kireçle ön arıtmadan sonra amonyak sıyırması uygulanmış ve başlangıç değeri 1800 mg/L olan amonyak pH=12'de 3 saatlik amonyak sıyırması sonrasında amonyak değeri 32 mg/L, 30 saat sonra ise 4,5 mg/L mertebelerine düşürülmüştür (Yalılı, 2006).

Ham çöp sızıntı suyunda pH 5,5'te hava ile sıyırma sonucu amonyak giderimi sağlanmıştır. Yapılan bu çalışmada başlangıç değeri 2410 mg/L olan amonyak konsantrasyonu % 41'lik giderim ile 1415 mg/L'ye düşmüştür (Şafak, 2001).

4. MATERYAL ve METOT

4.1. Konya İli Katı Atık Depolama Sahası

Konya Büyükşehir Belediyesi Çevre Koruma Daire Başkanlığı'nca Selçuklu, Meram ve Karatay merkez ilçe belediyelerince yaklaşık 100 araçla toplanan katı atıklar Ereğli yolu civarında şehir merkezine 7 km mesafede bulunan Aslım katı atık depolama sahasında düzenli bir şekilde depolanmaktadır.

Depolama alanında; sosyal tesis, kantar, tekerlek yıkama ünitesi ve çöp sızıntı suyu havuzu, bekçi kulübesi, gaz bacaları bulunmaktadır. Alanda geri kazanılabilir maddelerin elle ayıklanması ve evcil ve yabani hayvan girişleri de engellenmiştir. Depo tesisinde toz, koku, kağıt gibi çevreyi olumsuz yönde etkileyecek faktörlere karşı tedbir alınmaktadır. Sahaya gelen çöpler günlük olarak sıkıştırılarak üzeri toprakla örtülmekte ve saha periyodik olarak ilaçlanmaktadır. Böylece sahadan kaynaklanabilecek koku asgariye indirilmekte olup, kuş, böcek ve kemirgen gibi canlıların barınması engellenmektedir.

Katı atık depolama sahasının iyileştirmesine Şubat 2000'de başlanmış ve kısımlar halinde devam ederek Mart 2004'te tamamlanmıştır. Ortalama yüksekliği 7 m olan, 3 milyon m^3'lük katı atık kütlesinin iyileştirmesi yapılmıştır.

Konya kenti evsel atık depolama alanı 3 etaptan oluşmaktadır. Bu etaplar 38 yılık bir işletimi kapsamaktadır. 7 yıllık işletmeyi kapsayan ve günümüzde halen kullanılan birinci etap 15 m derinliğinde, 3.384.000 m^3'lük depolama hacmine sahiptir. Tıbbi atık depolama alanı ise yine 3 etaptan oluşmaktadır. Ama 30 yıllık bir işletimi kapsamaktadır. 2001-2011 yıllarını kapsayan ilk etap 48.000 m^2'lik bir alanda, 3 m derinliğinde, 129.600 m^3'lük depolama hacmine sahiptir.

Bu çalışmada Konya kenti katı atık düzenli depolama sahasında oluşan sızıntı suları kullanılmıştır. Düzenli depolama sahası 2001 yılında işletmeye alınmış olup 350 ha'lık toplam alanın şu an 24 ha'lık kısmı kullanılmaktadır. Konya kentinde toplanan katı atık miktarı yaz ayları için 800-850 ton/gün, kış ayları için 950-1000 ton/gün olmak üzere ortalama katı atık miktarı 330.000 ton/yıldır. Konya katı atık düzenli depolama sahası Şekil 4.1'de, sızıntı suyu toplama havuzu Şekil 4.2'de, ana deşarj hattı ise Şekil 4.3'te gösterilmiştir.



Şekil 4.1. Konya katı atık düzenli depolama sahası



Şekil 4.2. Sızıntı suyu toplama havuzu



Şekil 4.3. Sızıntı suyu ana deşarj hattı

Konya kenti katı atık düzenli depolama sahasında toplanan sızıntı suları hiçbir arıtma işlemine tabi tutulmadan keçeli kanalına verilmektedir. Bu bölge Şekil 4.4'te verilmiştir.



Şekil 4.4. Sızıntı suyunun keçeli kanalına verildiği bölge

4.1.1. Sızıntı suyu miktarı

Katı atık depolama sahalarındaki sızıntı suyu miktarı; depolanan katı atığın nem içeriği, nihai üst örtü tabakasının geçirimlilik derecesi, iklim şartları, yüzey suyu denetimi ve depo yaşı gibi faktörlere bağlı olarak değişir.

Konya Büyükşehir Belediyesi tarafından Şubat-Aralık ayları arasında yapılan sızıntı suyu debi ölçüm sonuçları Çizelge 4.1'de verilmektedir.

Çizelge 4.1. Şubat-Aralık ayları arasında yapılan sızıntı suyu debi ölçüm sonuçları (Konya Büyükşehir Belediyesi).

Tarih	**Debi (m^3/gün)**
8 Şubat	22
2 Mart	18
18 Mayıs	48
2 Haziran	50
16 Haziran	116
6 Temmuz	131
20 Temmuz	101
3 Ağustos	103
17 Ağustos	150
2 Eylül	148
15 Eylül	129
5 Ekim	129
20 Ekim	160
7 Kasım	131
16 Kasım	109
2 Aralık	61
Ortalama	**100**

Konya ilinin katı atık depolama sahası sızıntı suyu debi ölçüm ortalamasının karşılaştırılması için yaptığımız hesap sonuçları ise aşağıda verilmiştir.

Depolama Alanı :

A= 100.000 m^2 = 10 ha
H = 6 ~ 8
φ = 350 mm/yıl
Katı Atık = 800 ton/gün
Nüfus $\tilde{=}$ 1.000.000 kişi

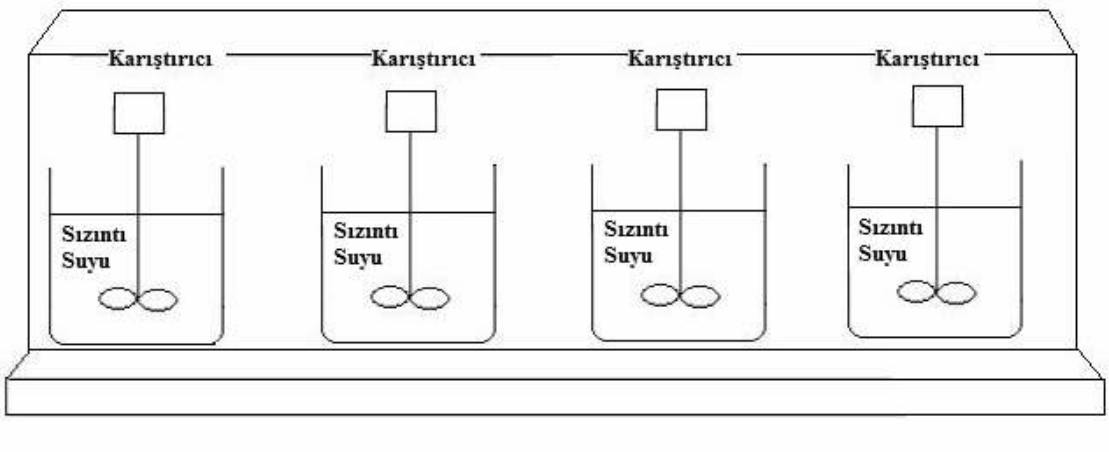
Hesap :

0,35 m * 10.000 m^2 = 3500 m^3 / ha.yıl
$Q_{\delta S}$ = 3500m^3 /ha.yıl * 10 ha =35.000 m^2/yıl
Q_{ort} = 35.000 / 365 = 95 m^3 / gün $\tilde{=}$ 100 m^3 /gün

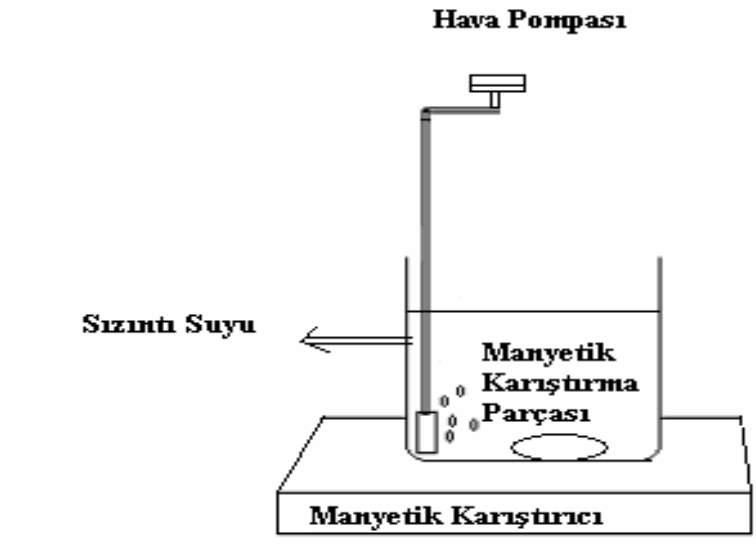
4.2. Deney Düzeneği

Bu çalışmada ön arıtım için jar test düzeneği kullanılmıştır. Jar testte yavaş karıştırma işlemi 38 devir/dakika'da, hızlı karıştırma ise 126 devir/dakika'da gerçekleştirilmiştir. Jar test düzeneği için her bir beherde 250 mL hacimli sızıntı suyu numunesi kullanılmıştır. pH ayarlamaları kireç, NaOH ve H_2SO_4 ile yapılmıştır. Çeşitli kimyasal maddeler ($Al_2(SO_4)_3$, $FeCl_3$ ve $FeSO_4$) ve adsorbonlar (toz aktif karbon, toz zeolit) ile koagülasyon-flokülasyon işlemleri gerçekleştirilmiştir. Çöktürme işlemi sonrası süpernatant kısmından alınan örnekle organik kirleticilerin % KOİ giderimleri gözlenmiştir. Hava sıyırmasında ise sisteme hava, hava pompası ile verilmiş olup, havayı veren hortum ucuna hava taşı takılarak havanın küçük kabarcıklar halinde verilmesi sağlanmıştır. Numunelerin pH'ı kireçle 11'e ayarlanmış olup 0, 2, 4, 6, 8, 10, 12, 24 saat karıştırma süreleri sonunda numunede NH_4-N ölçümü yapılmıştır. Kullanılan hava debileri 1,2,5 L/dakikadır. Verilen kirecin çökelmemesi için manyetik karıştırıcı

kullanılmıştır. Çalışmada kullanılan jar test düzeneği Şekil 4.5'te ve hava sıyırması düzeneği Şekil 4.6'da verilmektedir.



Şekil 4.5. Çalışmada kullanılan jar test düzeneği



Şekil 4.6. Çalışmada kullanılan hava sıyırması düzeneği

4.3. Atıksu Kompozisyonu

Çalışılan sızıntı suları genç sızıntı suyu özelliğinde olup BOİ/KOİ oranı 0,44-0,8 aralığındadır. Yapılan karakterizasyon çalışmalarında KOİ konsantrasyonun 7676-55420 mg/L, BOİ konsantrasyonunun 4050-36625 mg/L, NH_4-N konsantrasyonunun ise 813-1122 mg/L olduğu görülmüştür. KOİ konsantrasyonlarındaki düşüşün sebebi, kış aylarıyla birlikte yağış miktarlarındaki artışların oluşturduğu seyrelmelerden kaynaklandığı sonucuna varılmıştır. Sızıntı suyunun karakterizasyonu Çizelge 4.2'de verilmiştir.

Çizelge 4.2. Sızıntı suyu karakterizasyonu

Parametre	**Numune Alınan Ay Sayısı**	**Minumum Değer**	**Maksimum Değer**	**Ortalama Değer**
KOİ (mg/L)	12	7676	55420	31548
BOİ (mg/L)	12	4050	36625	20338
BOİ /KOİ	12	0,44	0,8	0,62
NH_4-N (mg/L)	12	813	1122	968
PO_4-P (mg/L)	12	9,52	49,1	29,31
pH	12	6,61	7,72	7,17
EC (mS/cm)	12	32,5	39,2	35,7
AKM (mg/L)	12	540	2690	1615
Renk (PtCo)	12	2961	8500	5731

4.4. Laboratuvar Çalışmaları

4.4.1. Analiz yöntemleri

Laboratuar şartlarında elektriksel iletkenlik, sıcaklık, pH, NH_4-N, PO_4-P ölçümleri ve KOİ, BOİ, AKM ve renk analizleri yapılmıştır. Bunlardan iletkenlik, sıcaklık ve pH ölçümleri WTW marka Multiparametre 340i cihazı ile yapılmıştır. NH_4-N ve PO_4-P parametreleri sırasıyla LCK-302 ve LCK-350 kitleriyle Hack Lange DR5000 Spektrofotometre'de ölçülmüştür. BOİ ölçümleri OxiTop ölçüm sistemi kullanılarak gerçekleştirilmiştir. KOİ, AKM analizleri Standart Metotlarda (APHA, 2005) ifade edilen yöntemlere göre yapılmıştır. Renk ise Hach Lange DR5000 Spektrofotometre'de 465nm'de ölçülmüştür .

4.4.1.1. Sıcaklık (T)

Ölçüm WTW marka Multiparametre 340i cihazı ile yapılmıştır.

4.4.1.2. pH

Ölçüm WTW marka Multiparametre 340i cihazı ile yapılmıştır. Cihazın probu numune içine daldırılarak değer sabitlenene kadar beklenmiş ve cihazın ekranındaki değer kaydedilmiştir.

4.4.1.3. Elektriksel iletkenlik (EC)

Ölçüm WTW marka Multiparametre 340i cihazı ile yapılmıştır. Cihazın probu numune içine daldırılarak değer sabitlenene kadar beklenerek cihazın ekranındaki değer kaydedilmiştir. Cihaz üzerinde ölçülen değer μS/cm ve mS/cm mertebesindedir.

4.4.1.4. Renk

Renk analizi için Hach Lange DR5000 Spektrofotometre kullanılmıştır. Numune uygun oranlarda seyreltilerek küvete konulmuştur. Ardından 465 nm dalga boyunda önce saf su ile sıfırlanmış ve numune hazneye yerleştirilerek okuma yapılmıştır.

4.4.1.5. Askıdaki Katı Madde (AKM)

AKM analizi Standart Metotlardaki (APHA, 2005) 2540.D'de belirtilen yönteme göre yapılmıştır.

Filtre kağıdı (gözenek çapı 0.45 μm) 103-105 ^{0}C'de etüvde 1 saat süreyle kurutularak sabit tartıma getirilmiştir. Daha sonra etüvden alınan filtre kağıdı 30 dakika süreyle desikatörde soğutulmuş ve tartılmıştır (A). Ardından uygun miktarda numune vakum filtre kullanılarak süzülüp etüve konulmuştur. 1 saat etüvde bekleyen filtre kağıdı çıkartılıp desikatörde 30 dakika kurutulup ve tartılmıştır (B).

$$\text{AKM (mg/l)} = \frac{(B-A) \times 1000}{\text{ml numune}}$$

4.4.1.6. Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ)

BOİ analizi için Standart Metotlardaki 5210 B'de belirtilen 5 günlük BOİ testi esas alınarak hazırlanan oxitop BOİ düzeneği kullanılmıştır.

BOİ şişesi numune ile çalkalanarak temizlenmiştir. Manyetik balık şişeye yerleştirilmiştir. 0-40 mg/L ölçüm aralığı için uygun seyreltme oranları sağlanmış 432 mL numune alınmıştır. BOİ şişesi içerisine, daha önceden hazırlanan 7 farklı besi çözelsinden ($FeCl_3.6H_2O$, $CaCl_2$, $MgSO_4.7H_2O$, KH_2PO_4, $Na_2HPO_4.7H_2O$, K_2HPO_4, NH_4Cl) 1'er mL ilave edilmiştir. 2 adet NaOH tableti plastik korumaya konulmuştur. Oxitop ölçüm başlığı şişeye takılıp Oxitop sıfırlanmıştır. 5 gün süre ile 20 °C' de sürekli karıştırılarak inkübatörde bekletilmiştir. 5 gün sonunda okuma gerçekleştirilmiştir.

4.4.1.7. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ)

KOİ analizi Standart Metotlardaki (APHA, 2005) 5220.C'de belirtilen Closed Reflux, titrimetrik yönteme göre yapılmıştır.

2.5 mL numune üzerine 1.5 mL standart potasyum dikromat çözeltisi (0.0167 M) ve 3.5 mL sülfürik asit reaktifi eklenmiştir. Bu işlemler şahit için de tekrarlanmıştır. Bunlar 148 ^{0}C'deki termoreaktörde 2 saat süre ile kaynatılıp, oda sıcaklığına kadar soğutulduktan sonra 0.1 M standart demir amonyum sülfat titrantı (FAS) ile titrasyon yapılmıştır. Öncelikle şahit için sarfiyat "A" okunmuş, ardından numune için sarfiyat "B" okunmuştur. Günlük olarak FAS çözeltisinin molaritesi kontrol edilmiştir. Bunun için 2.5 mL saf su üzerine 1.5 mL standart potasyum dikromat çözeltisi ve 3.5 mL sülfürik asit reaktifi eklenmiş ve kaynatmadan titrasyon yapılıp, sarfiyat okunmuştur.

FAS Molarite= (1.5 / mL Sarfiyat) x 0.1

$$KOİ\left(mg/L\right)=\frac{\left(A-B\right)\text{ x }8000\text{ x FAS Molarite}}{\text{Numune Hacmi}\left(mL\right)}$$

4.4.1.8. Amonyum Azotu (NH_4-N) ölçümü

NH_4-N ölçümü LCK-302 kiti ile yapılmıştır. Kitin NH_4-N ölçüm aralığı 47-130 mg/L'dir. Okumalar Hach Lange DR5000 Spektrofotometre kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

4.4.1.9. Fosfat fosforu (PO_4-P)

PO_4-P ölçümü LCK-350 kiti ile yapılmıştır. Kitin PO_4-P ölçüm aralığı 2-20 mg/L'dir. Okumalar Hach Lange DR5000 Spektrofotometre kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

4.4.2. Deneysel Çalışma

Çalışma iki aşamada gerçekleştirilmiştir. Çalışmanın ilk aşaması kimyasal ön arıtım olup, standart jar test düzeneği kullanılarak reaktörlere farklı koagülant maddeler ($A1_2(SO_4)_3$, $FeCl_3$ ve $FeSO_4$), kireç, NaOH ve H_2SO_4 ile pH'ı ayarlanan sızıntı suyuna verilerek koagülasyon-flokülasyon sonrası organik madde ve renk giderim verimleri incelenmiş, optimum dozlar belirlenmiştir. Çalışmada 250 mL numune kullanılarak jar teste 5 dakika hızlı karıştırma, 25 dakika yavaş karıştırma uygulanmıştır. Kireç deneysel

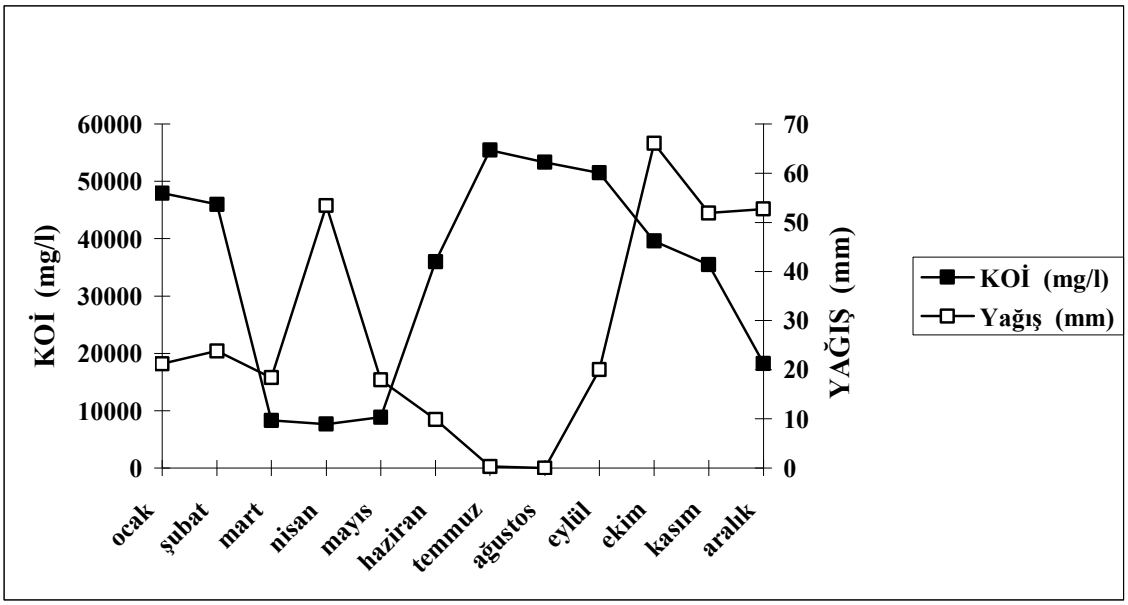
çalışmalarda sadece pH ayarlaması amacıyla kullanılmıştır. Çalışmalar boyunca başlangıçta sızıntı suyu karakterizasyonu için elektriksel iletkenlik, sıcaklık, pH, NH_4-N, PO_4-P ölçümleri ve KOİ, BOİ, AKM, renk analizleri yapılmış, optimum koagülant dozlarının belirlenmesi aşamasında ise çıkış suyunda KOİ analizi ve renk ölçümü yapılmıştır.

İkinci aşama ise hava sıyırması ile amonyum giderimini kapsamaktadır. Bu amaçla kireçle pH'ı 11'e ayarlanan ham sızıntı suyunda 2, 4, 6, 8, 12 ve 24 saatlik havalandırma süreleri sonunda farklı hava miktarlarında (1, 2 ve 5 L/dak) elde edilen amonyum giderimleri gözlenmiş, optimum hava miktarı ve havalandırma süresi belirlenmiştir.

5. DENEYSEL SONUÇLAR ve DEĞERLENDİRMELER

5.1. KOİ Karakterizasyonu

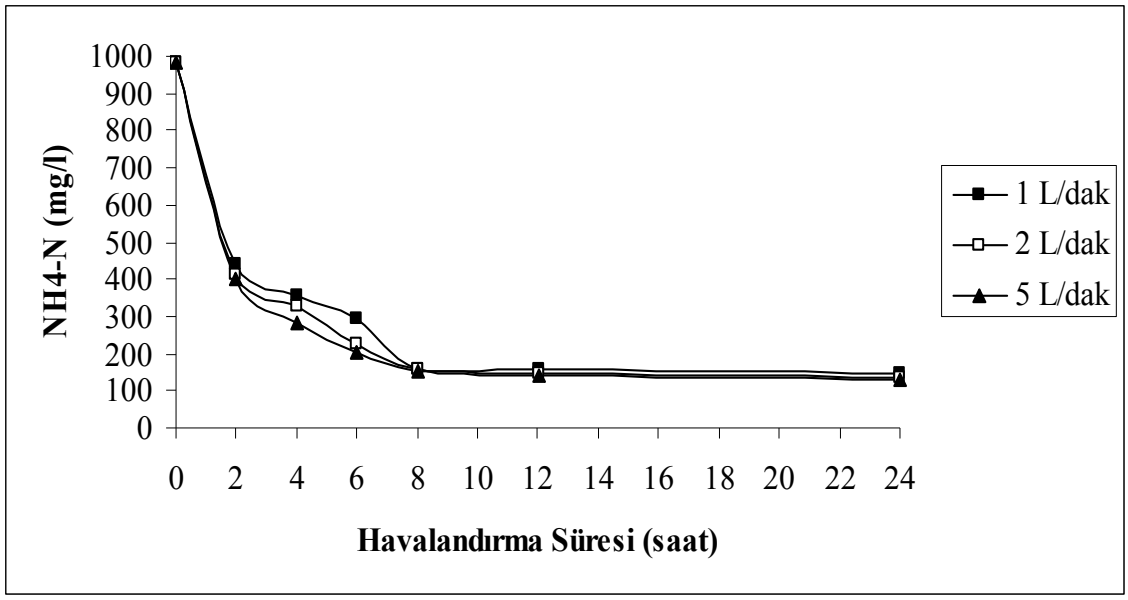
2006 yılında Konya kenti katı atık düzenli depolama sahasında oluşan sızıntı sularından bir yıl boyunca alınan numunelerin KOİ analizleri yapılmış ve kentin 2006 yılına ait aylık ortalama yağış değerleriyle grafiksel olarak karşılaştırılmıştır. KOİ-yağış eğrisinde yaz aylarında yağış miktarının az olması sebebiyle KOİ değerlerinde bir artış olduğu belirlenmiştir. Kış aylarında ise yağışların katı atık depo sahasına sızmasıyla birlikte seyrelmenin etkisiyle KOİ değerlerinde azalma olduğu gözlenmektedir. Konya kenti katı atık depolama sahası sızıntı suyunun 2006 yılı karakterizasyonu Şekil 5.1'de verilmiştir.



Şekil 5.1. Konya kenti katı atık depolama sahası sızıntı suyunun 2006 yılı karakterizasyonu

5.2. Hava Sıyırması

Bu çalışmada alınan sızıntı suyu örneğinin pH'ı 11'e kireç ile ayarlandıktan sonra 1, 2, 5 L/dak. hava verilerek 2, 4, 6, 8, 12, 24 saatlik süreler sonucunda numuneden alınan örneklerdeki amonyum giderim verimleri karşılaştırılmıştır. Giriş NH_4-N değeri 985,5 mg/L olan sızıntı suyunda 24 saatlik havalandırma süresi sonucunda 1 L/dak'da % 85, 2 L/dak'da % 86 ve 5 L/dak'da % 87 NH_4-N giderimleri sağlanmıştır. Hava miktarındaki artışın giderim verimine fazla etkisi olmamasına rağmen enerji giderimini arttırdığından dolayı uygun giderimin 1 L/dak'da gerçekleştiği belirlenmiştir. 8 saatlik havalandırmadan sonra da giderim verimlerinde önemli değişimlerin olmamasından dolayı, en uygun aralık % 84 amonyum giderimi ile sonuçlanan 1 L/dak'da 8 saatlik havalandırma işlemi sonucunda bulunmuştur. Farklı hava miktarlarındaki NH_4-N giderim verimlerinin havalandırma süresine göre değişimi Şekil 5.2'de görülmektedir.



Şekil 5.2. Sızıntı suyunda pH 11'de hava sıyırması ile NH_4-N giderimi

Öztürk ve diğ.(2003) katı atık depolama sahası sızıntı sularında hava sıyırmasıyla amonyum giderimini amaçlamışlar ve pH'ı kireçle 12'ye ayarlayıp 2 saatlik havalandırma sonunda % 72 NH_4-N giderimi sağlamışlardır. Çalışmalarını 1 gün

sürdürmüşler ve 12.saat sonunda % 80, 17.saat sonunda ise % 85 amonyum giderimi elde etmişlerdir. 17- 24 saatleri arasında % giderimde değişme gözlenmemiştir.

Cheung ve diğ. (1997) yaptıkları amonyak sıyırmasında pH'ı kireçle 11'e ayarlayıp 24 saatlik giderimi gözlemişlerdir. Başlangıç NH_3-N konsantrasyonu 705 mg/L olan sızıntı suyuna 5 L/dak. hava verilerek % 86 giderim elde etmişlerdir.

Öztürk ve Cheung yaptıkları hava sıyırmasını hep yüksek pH'larda denedikleri, bir günlük havalandırma periyodunda % 80'nin üzerinde NH_4-N ve NH_3-N giderimi sağladıkları, hava debisini arttırmalarının % giderimlerini çok fazla değiştirmediğini belirtmişlerdir. Bu çalışmada da benzer sonuçlar alınmış olup, % 80'nin üzerinde giderim verimleri elde edilmiştir. Bunun için gerekli süre ise yapılan çalışmalardakine kısayla daha kısa sürmüştür.

Ham sızıntı suyu ve pH=11'de 1 L/dak.'da 8 saatlik havalandırma sonucu oluşan çıkış suyu Şekil 5.3'de gösterilmiştir.

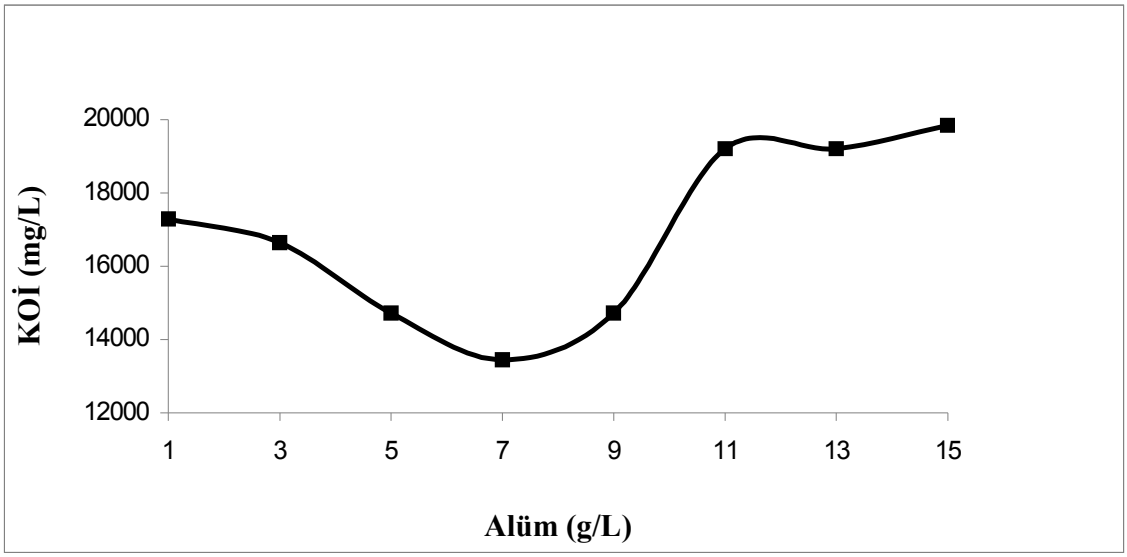


Şekil 5.3. Ham sızıntı suyu ve havalandırma çıkış suyu

5.3. Kimyasal Arıtım

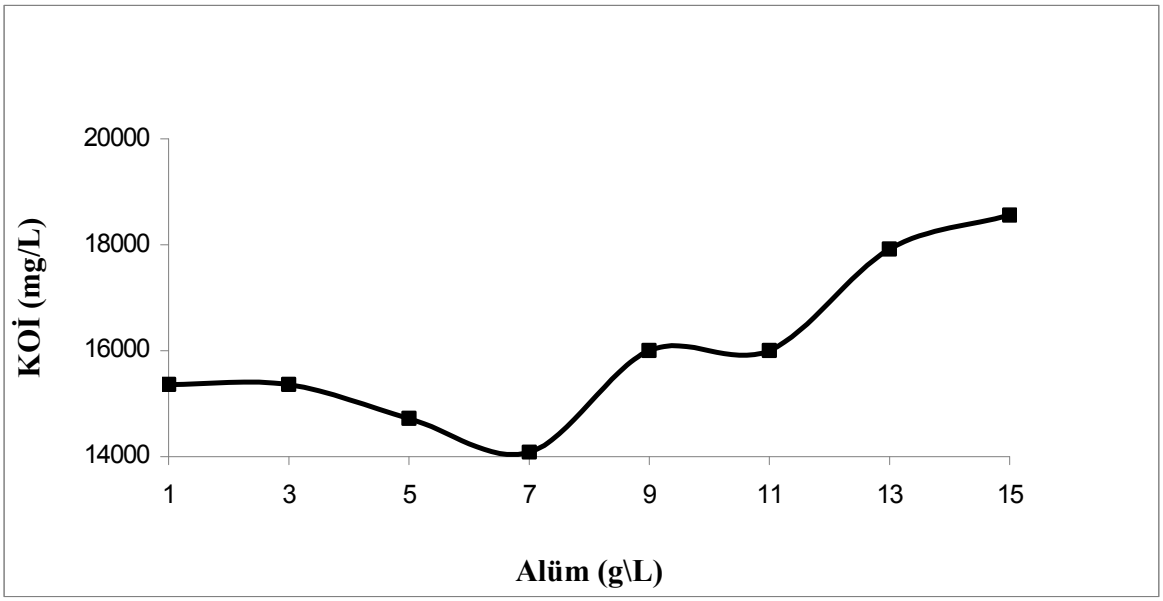
5.3.1. Alüm dozlaması

Sızıntı suyu örneğine KOİ ve renk giderimi amaçlı yapılan ön arıtım çalışması, farklı alüm konsantrasyonlarında (1-15 g/L) ve farklı pH'larda gerçekleştirilmiştir. Yapılan bu çalışmanın giriş KOİ konsantrasyonu 23040 mg/L, renk konsantrasyonu ise 4500 PtCo'dur. Alümle ön arıtım 3 farklı pH değerinde uygulanmıştır. Çalışmada pH=11'e kireç ve NaOH ile ayrı ayrı ayarlanırken, ayrıca asidik ortamda pH=5,5'da alümün arıtım verimi araştırılmış, bunun için gerekli pH ayarlaması H_2SO_4 ile sağlanmıştır. Son olarak da pH ayarlaması yapılmaksızın numunenin kendi pH'ında çalışılmıştır. Sızıntı suyunun kendi pH'ında KOİ ve renk giderimlerinde sonuç elde edilememiştir. Koagülant madde olarak alümün kullanıldığı sızıntı suyu numunelerinde, pH 5,5'daki KOİ giderimi Şekil 5.4'de, kireç ile 11 ayarlanan sızıntı suyundaki KOİ giderimi Şekil 5.5'de, NaOH ile 11 ayarlanan sızıntı suyundaki KOİ giderimi de Şekil 5.6'da gösterilmiştir. Renk giderim grafikleri ise Şekil 5.7 ve 5.8'de verilmiştir. Kireç ile pH'ı 11'e ayarlanan sızıntı suyunda KOİ gideriminde en fazla 7 g/L'de % 39, NaOH ile pH'ı 11'e ayarlanan sızıntı suyunda 9 g/L'de % 44, H_2SO_4 ile 5,5'e ayarlanan sızıntı suyunda ise 7 g/L'de % 42 verim elde edilmiştir. Renk gideriminde pH'ı 11'e kireç ile ayarlanan sızıntı suyunda en fazla 3 g/L'de % 99, pH'ı NaOH ile 11'e ayarlanan sızıntı suyunda 5 g/L'de % 96 verim sağlanmıştır. Sızıntı suyunun kendi pH'ı ve H_2SO_4 ile 5,5'e ayarlanan pH'ında ise herhangi bir renk giderimi gözlenmemiştir.



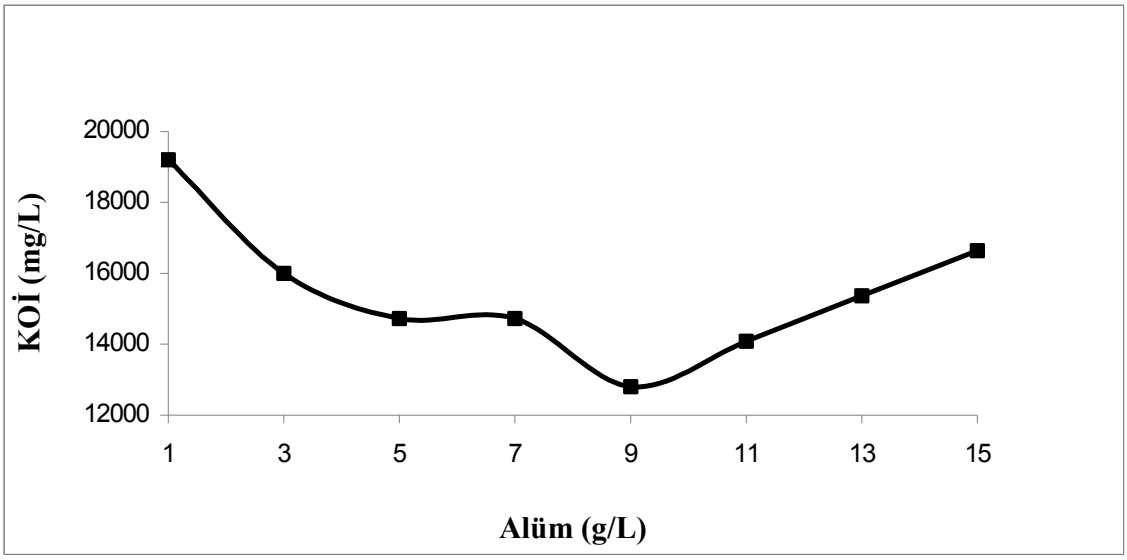
Şekil 5.4. Sızıntı suyunda Alüm ile pH 5.5'de KOİ giderimi

Diamadopoulos ve diğ. (1994) başlangıç KOİ konsantrasyonu 5690 mg/L olan sızıntı suyunun pH'ını 4,8'e düşürüp gerçekleştirdikleri ön arıtımda 0,4 g/L Alüm kullanarak maksimum % 39 KOİ giderimi sağlamışlardır.

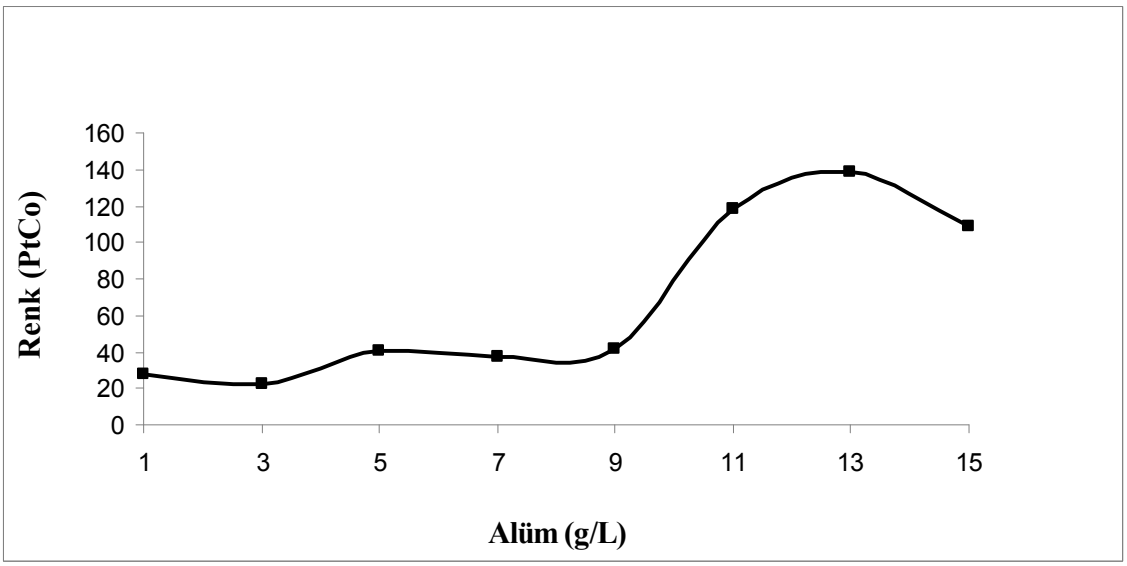


Şekil 5.5. Sızıntı suyunda Alüm ile pH 11'de (kireç ile) KOİ giderimi

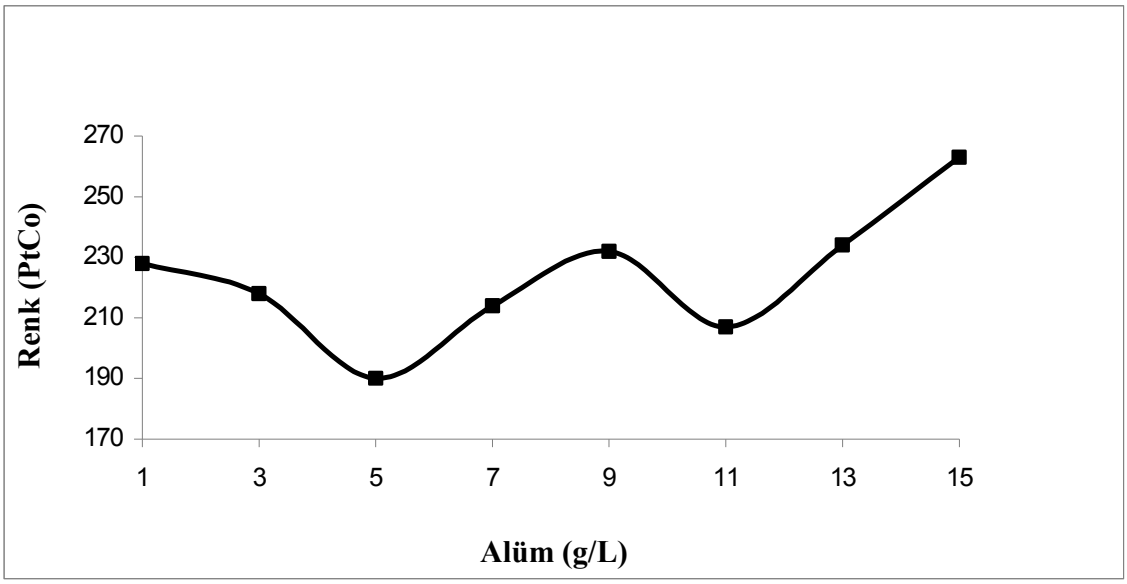
Tatsi ve diğ. (2003) pH'ı 10'a kireçle ayarlanan olgun ve genç sızıntı sularının ön arıtımını gerçekleştirmişler, koagülant madde olarak da alüm kullanmışlardır. Olgun sızıntı suyunda 0,7 g/L'de % 66 KOİ ve 1 g/L'de % 95 renk giderimi elde etmişlerdir. Genç sızıntı suyunda gerçekleştirdikleri analizlerde ise pH 10'da 0,5 g/L'de % 25'e yakın KOİ, % 95 renk giderimi sağlamışlardır.



Şekil 5.6. Sızıntı suyunda Alüm ile pH 11'de (NaOH ile) KOİ giderimi



Şekil 5.7. Sızıntı suyunda Alüm pH 11'de (kireç ile) renk giderimi



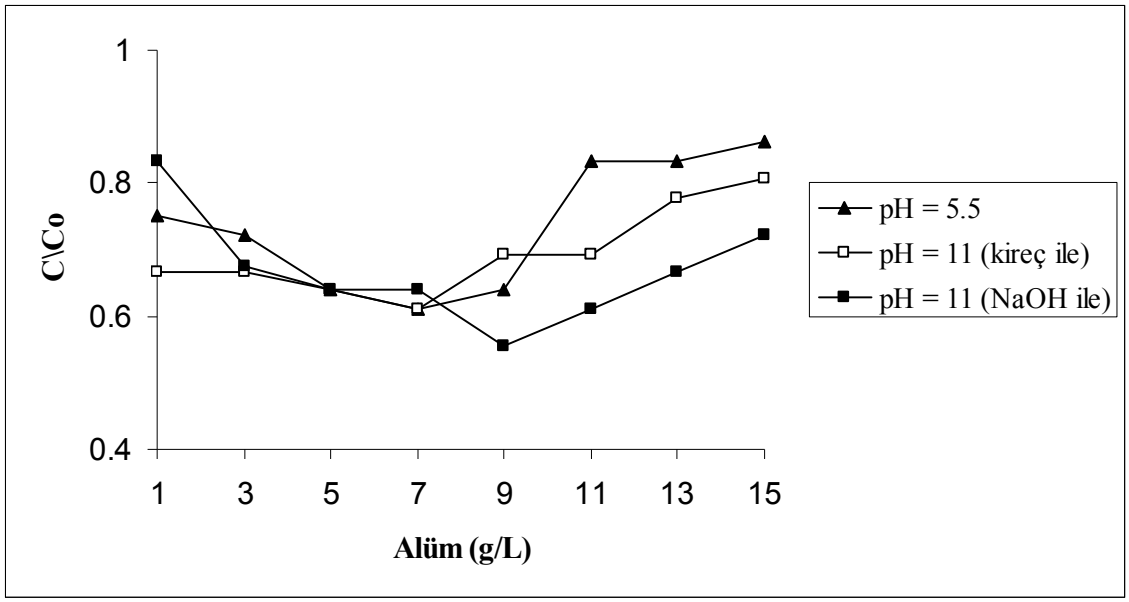
Şekil 5.8. Sızıntı suyunda Alüm pH 11'de (NaOH ile) renk giderimi

Sızıntı suyunun farklı pH aralıklarında alüm dozlamasıyla elde edilen KOİ ve renkte optimum doz ve giderim verimleri Çizelge 5.1'de verilmiştir.

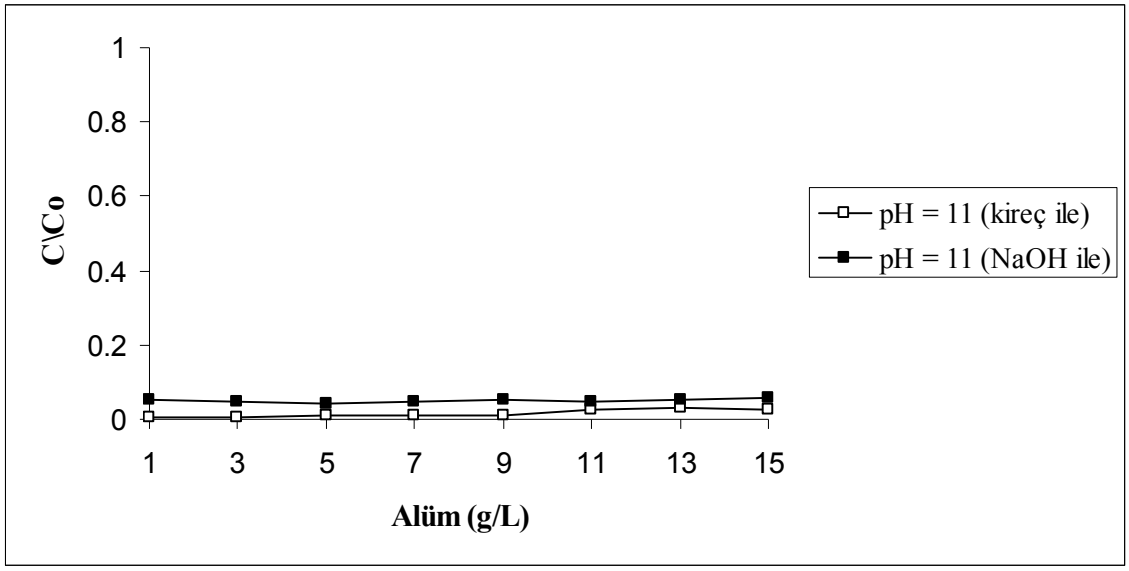
Çizelge 5.1. Sızıntı suyunun farklı pH aralıklarında alüm dozlamasıyla elde edilen KOİ ve renkte optimum doz ve giderim verimleri.

ALÜM DOZLAMASI	**pH 5,5**		**Kendi pH'ı**		**pH 11 (NaOH ile)**		**pH 11 (Kireç ile)**	
	Optimum Doz	**Verim**	**Optimum Doz**	**Verim**	**Optimum Doz**	**Verim**	**Optimum Doz**	**Verim**
KOİ Giderimi	7 g/L	% 42	-	-	9 g/L	% 44	7 g/L	% 39
Renk Giderimi	-	-	-	-	5 g/L	% 96	1 g/L	% 99

Koagülant olarak alüm kullanılan ve farklı pH'larda yapılan ön arıtımda en yüksek KOİ giderimi pH'ı 11'e NaOH ile ayarlanan sızıntı suyunda gerçekleşmiştir. Optimum dozu da 9 g/L olarak bulunmuştur. Renk gideriminde ise pH kireçle 11'e ayarlanan sızıntı suyunda % 99'lara ulaşan bir verim elde edilmiştir. Çalışmada pH=11'de en düşük kireç dozu olan 1 g/L'de bile yüksek oranda (% 99) renk giderimi gözlendiği, dozun artmasıyla giderim verimlerinde önemli artışın olmadığı belirlenmiştir. Dozun artırılması maliyeti artıracağından 1 g/L optimum doz olarak seçilmiştir. KOİ ve renk giderimlerindeki C\Co grafikleri Şekil 5.9 ve 5.10'da verilmiştir.



Şekil 5.9. Sızıntı suyunda Alüm ile KOİ giderimi



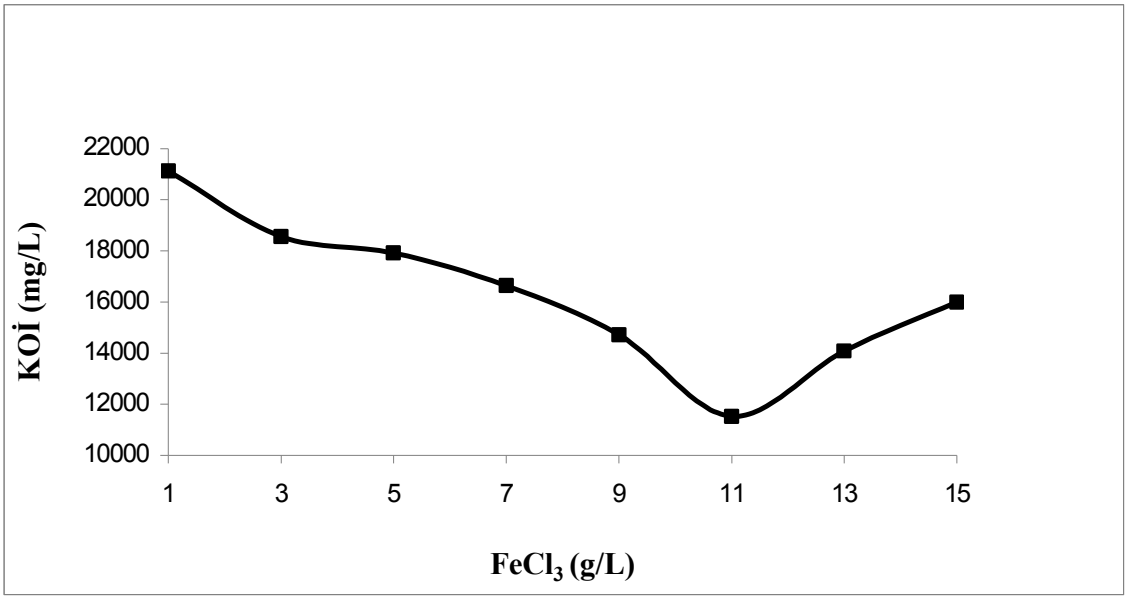
Şekil 5.10. Sızıntı suyunda Alüm ile renk giderimi

Yapılan literatür çalışmalarında genellikle olgun sızıntı suyu çalışılmış olup, genç sızıntı suyu çalışılan örneklerde ise yüksek KOİ giderimlerine ulaşılamadığı görülmektedir. Bu çalışmada alüm dozlamasında KOİ giderimi için en uygun ortamın NaOH ile pH'ı 11'e ayarlanan sızıntı suyunda gerçekleştiği görülmüştür. Fakat diğer pH'larda da buna yakın giderimler sağlanmıştır. Koagülant madde olarak alüm kullanılan sızıntı suyu numunesinde pH'ı kireçle 11'e ayarlanan sızıntı suyunda renk için en iyi giderim verimi elde edilmiştir.

5.3.2. $FeCl_3$ dozlaması

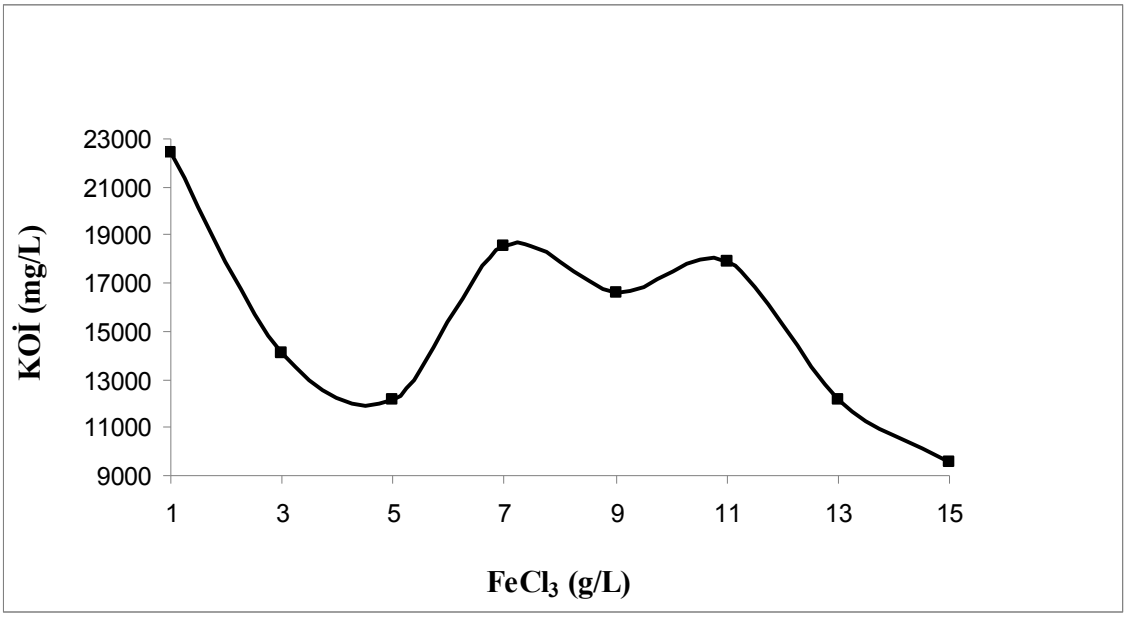
$FeCl_3$ dozlaması ile KOİ ve renk giderimi amaçlanmıştır. Bu amaçla yapılan ön arıtım çalışmasında farklı konsantrasyonlar (1-15 g/L) ve farklı pH'lar denenmiştir. pH'lar kireç ve NaOH ile 11'e yükseltilmiş, H_2SO_4 ile 3'e düşürülmüştür. Ayrıca pH ayarlaması yapılmadan sızıntı suyunun numunesinin kendi pH'ında da ön arıtım çalışmaları yapılmıştır. Giriş KOİ konsantrasyonu 23040 mg/L, renk konsantrasyonu ise 4500 PtCo olan sızıntı suyununda ön arıtım çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Koagülant

madde olarak $FeCl_3$ kullanılan sızıntı suyu numunelerinde, pH 3'deki KOİ giderimi Şekil 5.11'de, kireç ile 11 ayarlanan sızıntı suyundaki KOİ giderimi Şekil 5.12'de, NaOH ile 11 ayarlanan sızıntı suyundaki KOİ giderimi de Şekil 5.13'de, pH ayarlaması yapılmadan gerçekleştirilen ön arıtım grafiği de Şekil 5.14'te gösterilmiştir. Kireç ile pH'ı 11'e ayarlanan sızıntı suyunda en yüksek KOİ giderimi 15 g/L'de % 58, NaOH ile pH'ı 11'e ayarlanan sızıntı suyunda 11 g/L'de % 42, pH'ı 3'e ayarlanan sızıntı suyunda 11 g/L'de % 50, pH ayarlaması yapılmayan sızıntı suyunda ise 13 g/L'de % 39 verim elde edilmiştir. Renk gideriminde pH'ı 11'e kireç ile ayarlanan sızıntı suyunda en fazla 1 g/L'de % 98, NaOH ile 11'e ayarlanan sızıntı suyunda 11 g/L'de % 93, H_2SO_4 ile 3'e ayarlanan sızıntı suyunda 3 g/L'de % 63, pH ayarlaması yapılmayan sızıntı suyunda ise 15 g/L'de % 88 verim sağlanmıştır.

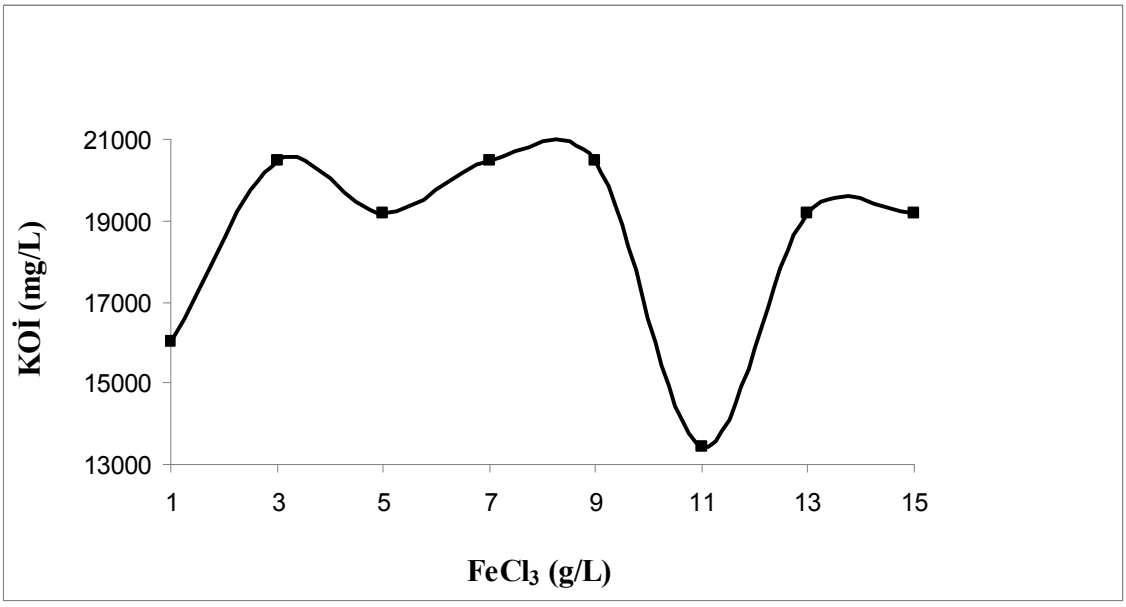


Şekil 5.11. Sızıntı suyunda $FeCl_3$ ile pH 3'te KOİ giderimi

Diamadopoulos ve diğ. (1994) gerçekleştirdikleri koagülasyon-flokülasyon çalışmasında başlangıç KOİ konsantrasyonu 5690 mg/L olan sızıntı suyunun pH'ını 4,8'e düşürüp gerçekleştirdikleri ön arıtımda 0,8 g/L $FeCl_3$ kullanarak maksimum % 56 KOİ giderimi sağlamışlardır.

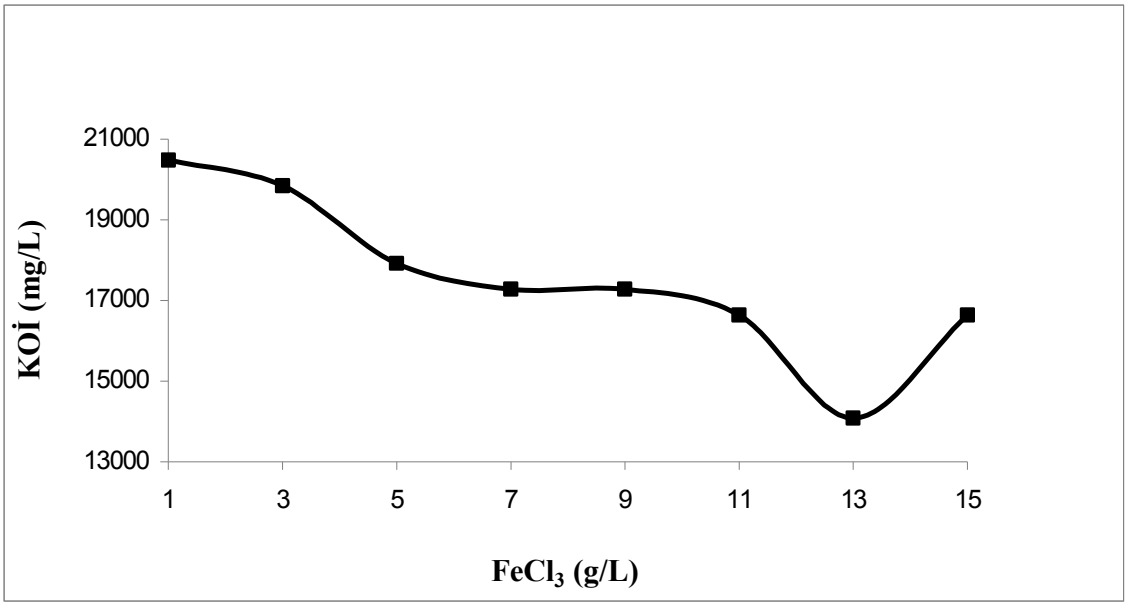


Şekil 5.12. Sızıntı suyunda $FeCl_3$ ile pH 11'de (kireç ile) KOİ giderimi



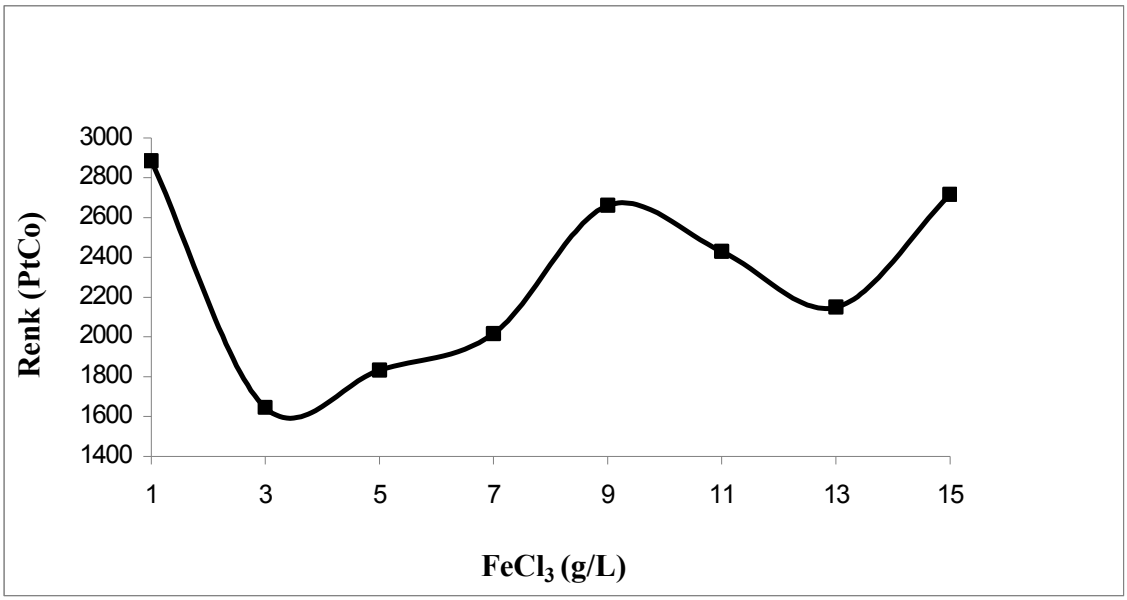
Şekil 5.13. Sızıntı suyunda $FeCl_3$ ile pH 11'de (NaOH ile) KOİ giderimi

Tatsi ve diğ. (2003) olgun ve genç sızıntı suyunda gerçekleştirdikleri ön arıtımda pH'ı 10'a kireçle ayarlayarak koagülant olarak $FeCl_3$ kullanmışlardır. Olgun sızıntı suyunda 2 g/L'de % 75 KOİ ve 1 g/L'de % 100' e yakın renk giderimi sağmışlardır. Genç sızıntı sularında ise pH 10'da 1 g/L'de % 25 KOİ, % 93 renk giderimi sağlamışlardır.



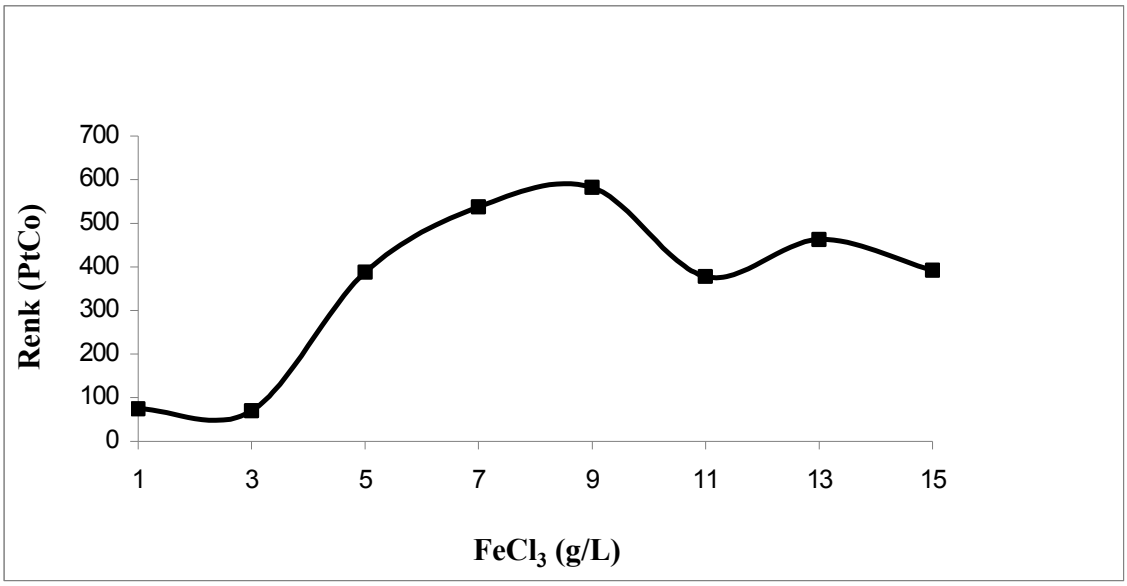
Şekil 5.14. Sızıntı suyunda $FeCl_3$ ile (pH ayarlanmadan) KOİ giderimi

pH'ı 3'e ve kireçle pH'ı 11'e ayarlanan sızıntı suyunun renk giderimleri sırayla Şekil 5.15.'te ve Şekil 5.16'da gösterilmiştir. NaOH ile pH'ı 11'e ayarlanan sızıntı suyu için Şekil 5.17'de, pH ayarlaması yapılmayan sızıntı suyu için ise Şekil 5.18'de verilmiştir.

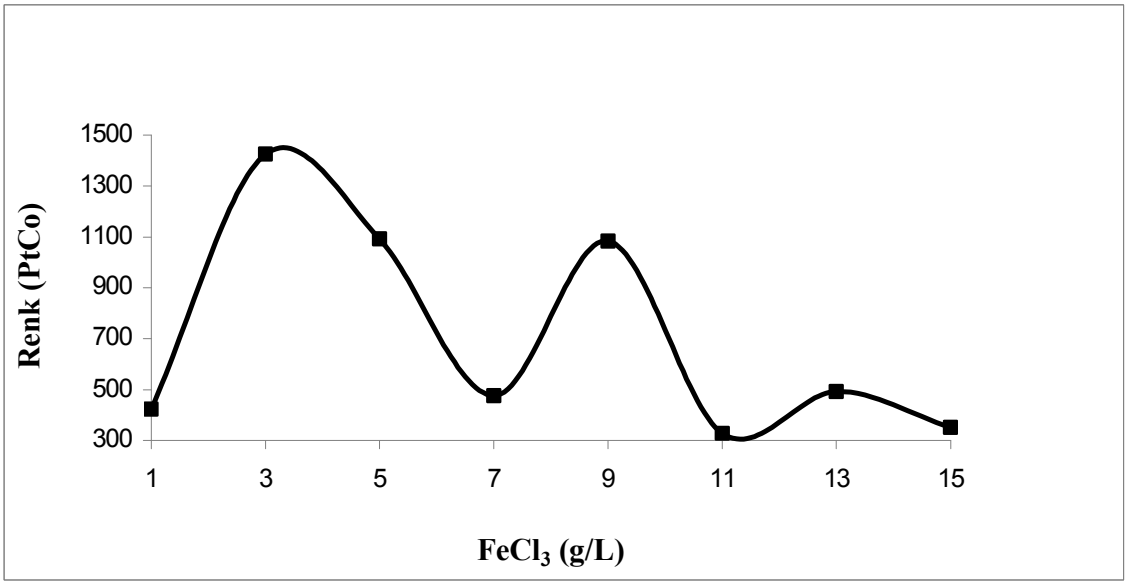


Şekil 5.15. Sızıntı suyunda $FeCl_3$ pH 3'te renk giderimi

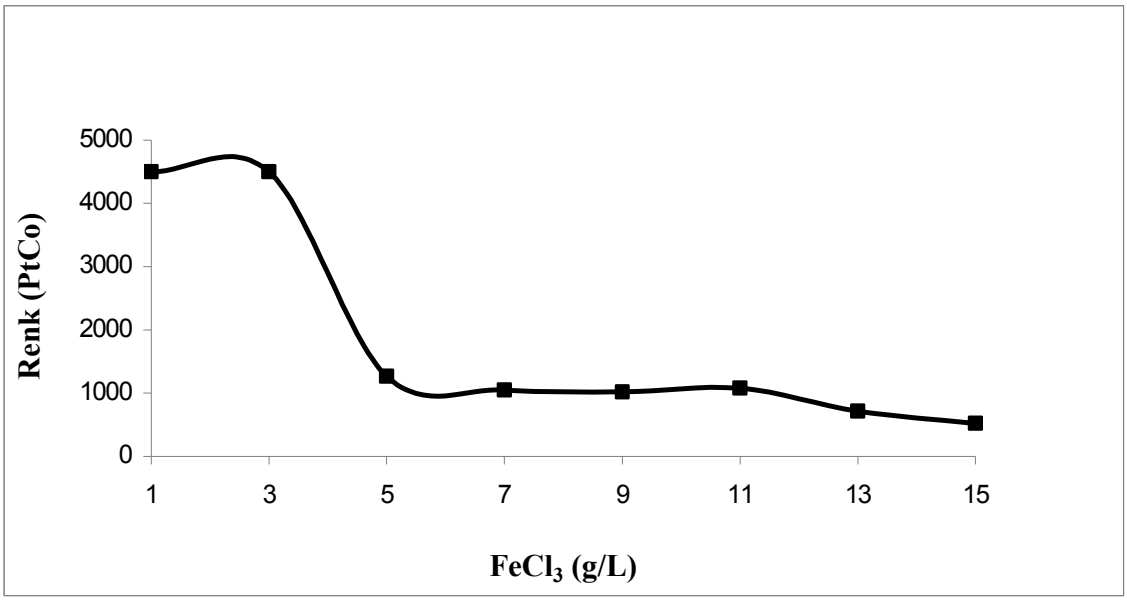
Wang ve diğ. (2002) yaptıkları sızıntı suyunun ön arıtımı çalışmasında giriş KOİ konsantrasyonu 5800 mg/L olan numuneye pH = 3-8 arasında $FeCl_3$ dozlamışlardır. KOİ giderimi için optimum dozu 500 mg/L (% 20'ye varan giderim) bulmuşlardır. Renk giderimi için ise 1 g/L'de % 60'lara varan giderim elde etmişlerdir. pH ayarlamasında ise 3-8 arasında fazla değişimin gözlenmediği görülmüştür. pH 3'te en fazla giderimin olduğu bunun da % 25'lerde kaldığı gözlemlenmiştir. Fakat renk giderimi için pH 3'ün diğerlerine göre daha etkili olduğu ve % 80'lerde giderim sağlandığı görülmüştür.



Şekil 5.16. Sızıntı suyunda $FeCl_3$ pH 11'de (kireç ile) renk giderimi



Şekil 5.17. Sızıntı suyunda $FeCl_3$ pH 11'de (NaOH ile) renk giderimi



Şekil 5.18. Sızıntı suyunda $FeCl_3$ ile (pH ayarlanmadan) renk giderimi

Diamadopoulos ve diğ. (1994) yaptıkları çalışmada düşük pH'ları denemişler ve $FeCl_3$ ile % 50'nin üzerinde KOİ giderimi sağlamışlardır. Bu çalışmada da benzer sonuçlar alınmış olup, pH=3'te % 50 KOİ giderim verimi elde edilmiştir.

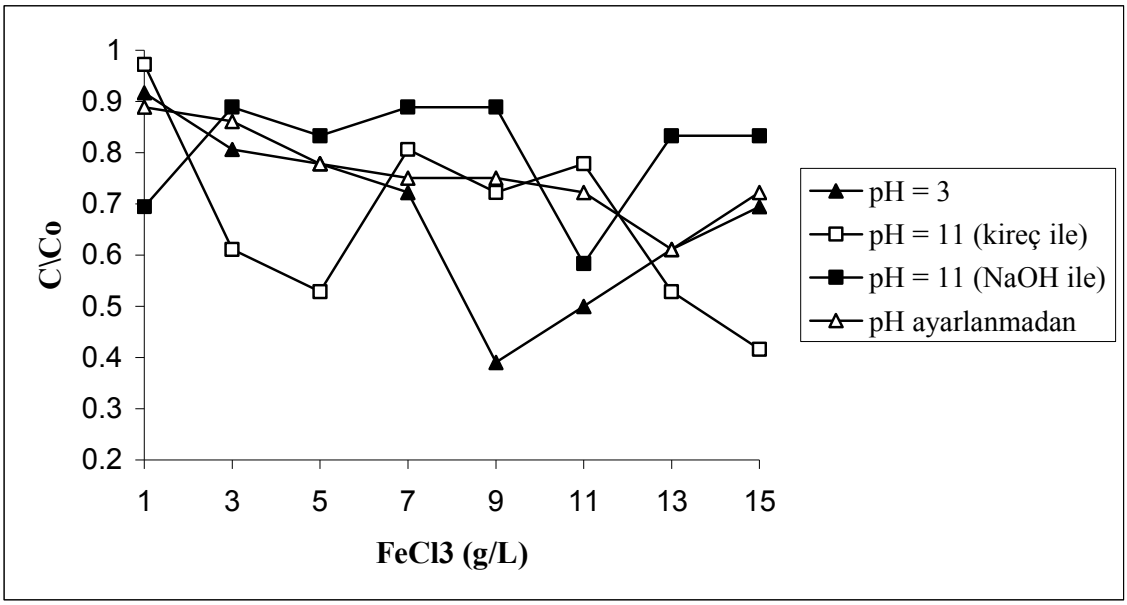
Tatsi ve diğ. (2003) ise yaptıkları çalışmada genç sızıntı suyunda yüksek pH'larda % 90'nın üzerinde renk giderimi elde etmiş olup, bu çalışmada da $FeCl_3$ ile yüksek pH'larda benzer sonuçlar elde edilmiştir.

Sızıntı suyunun farklı pH aralıklarında $FeCl_3$ dozlamasıyla elde edilen KOİ ve renkte optimum doz ve giderim verimleri Çizelge 5.2'de verilmiştir.

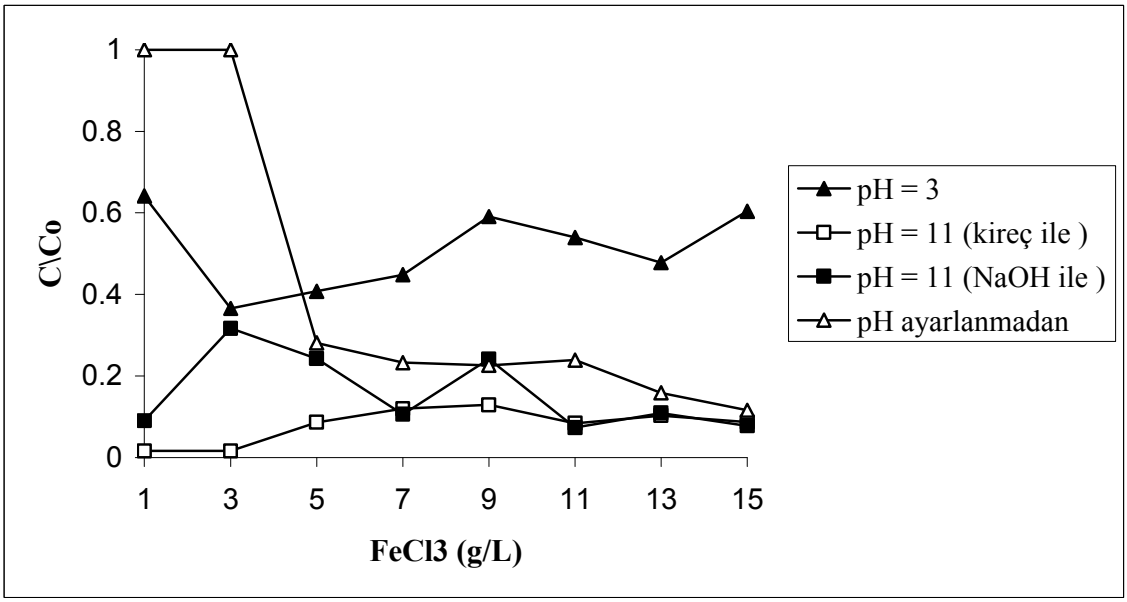
Çizelge 5.2. Sızıntı suyunun farklı pH aralıklarında $FeCl_3$ dozlamasıyla elde edilen KOİ ve renkte optimum doz ve giderim verimleri

$FeCl_3$ DOZLAMASI	**pH 3**		**Kendi pH'ı**		**pH 11 (NaOH ile)**		**pH 11 (Kireç ile)**	
	Optimum Doz	**Verim**	**Optimum Doz**	**Verim**	**Optimum Doz**	**Verim**	**Optimum Doz**	**Verim**
KOİ Giderimi	11 g/L	% 50	13 g/L	% 39	11 g/L	% 42	15 g/L	% 58
Renk Giderimi	15 g/L	% 88	3 g/L	% 63	11 g/L	% 93	1 g/L	% 98

Farklı pH'larda dozlanan $FeCl_3$'de KOİ giderimleri kıyaslandığında yüksek pH'da giderimin fazla olmasına rağmen kararlı bir konum oluşmadığı görülmektedir. pH 3 ise numunenin kendi pH'ında yapılan çalışmayla karşılaştırıldığında, hem daha düşük dozda sonuç vermesi hem de % 50'lik bir giderim sağlaması bakımından KOİ gideriminde en uygun yöntem olarak göze çarpmaktadır. Renk giderimlerinde farklı pH'lar karşılaştırıldığında ise düşük pH'lara göre yüksek pH'larda daha iyi sonuç verdiği, özellikle pH'ı kireçle ayarlanan örnekte düşük dozda yüksek verim sağlaması bakımından kireçle pH=11'de en uygun şartlar oluştuğu belirlenmiştir. Sızıntı suyunda $FeCl_3$ ile KOİ giderimi grafiği Şekil 5.19'da, renk giderimi ise Şekil 5.20'de verilmiştir.



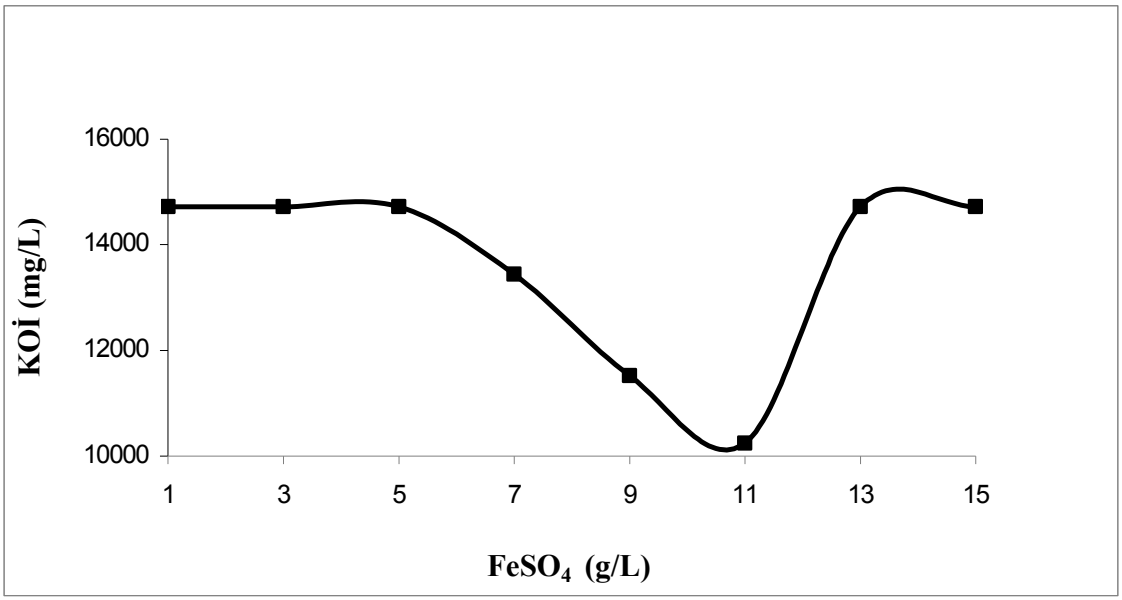
Şekil 5.19. Sızıntı suyunda $FeCl_3$ ile KOİ giderimi



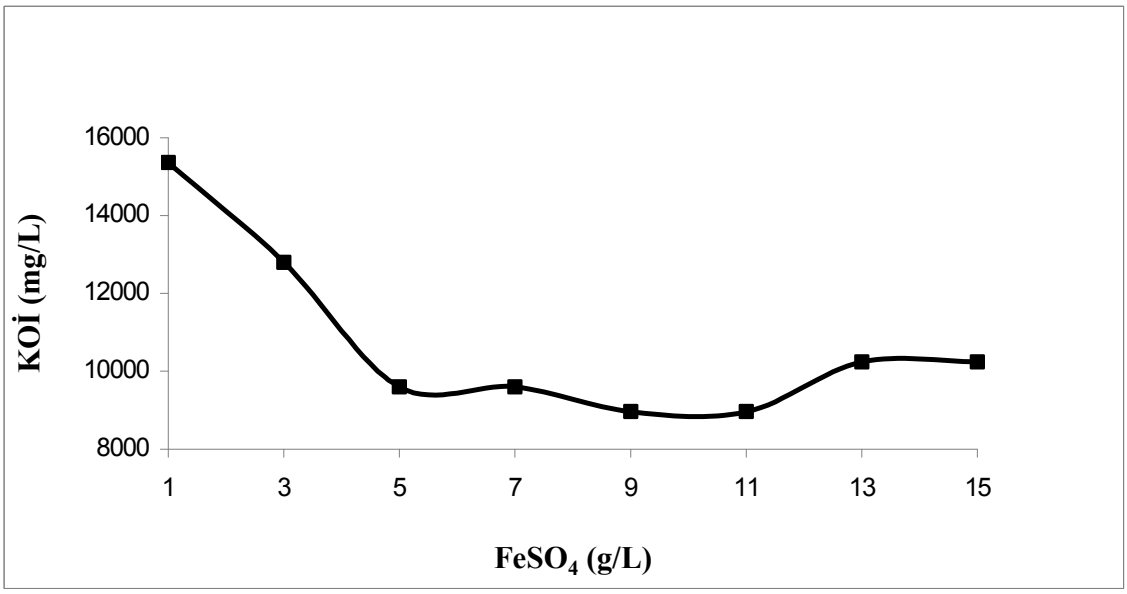
Şekil 5.20. Sızıntı suyunda $FeCl_3$ ile renk giderimi

5.3.3. $FeSO_4$ dozlaması

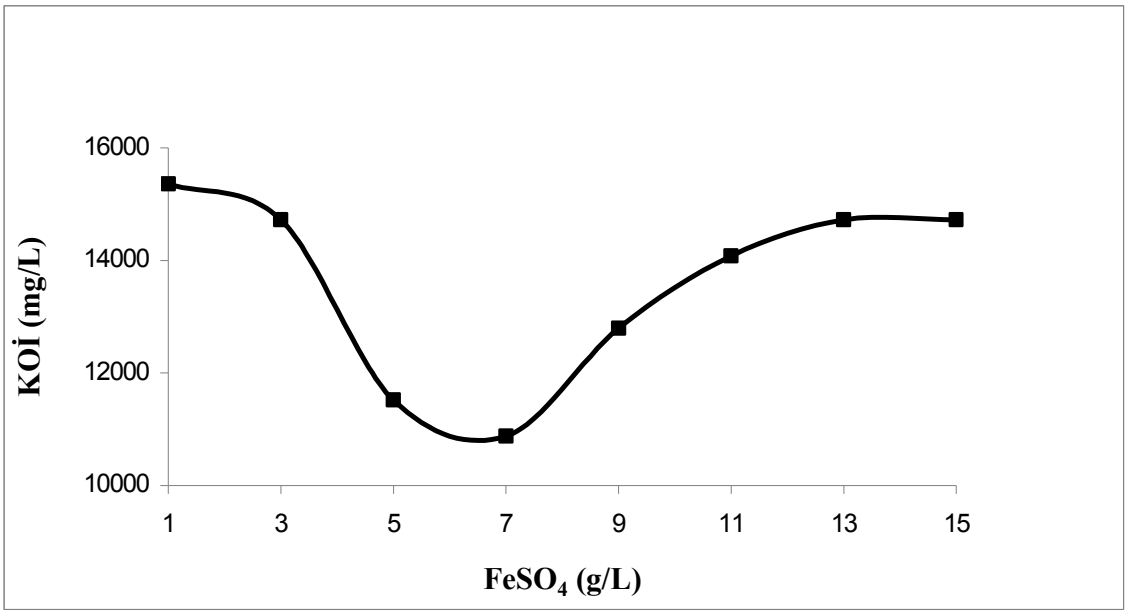
$FeSO_4$ dozlaması ile KOİ ve renk giderimi amaçlanmıştır. Sızıntı suyu örneğine yapılan ön arıtım çalışması farklı konsantrasyonlarda (1-15 g/L) ve farklı pH'larda gerçekleştirilmiştir. Sızıntı suyunun giriş KOİ konsantrasyonu 15708 mg/L, renk konsantrasyonu ise 5475 PtCo'dur. $FeSO_4$'la ön arıtım 3 farklı pH değerinde uygulanmıştır. Çalışmada pH ayarlamaları pH=11 için kireç ve NaOH ile, pH=3 için ise H_2SO_4 ile yapılmıştır. Ayrıca sızıntı suyu numunesinde pH ayarlaması yapılmadan numunenin kendi pH'ında çalışılmıştır. $FeSO_4$'ın koagülant madde olarak kullanılmasıyla yapılan ön arıtımla sızıntı suyunda pH 3'deki KOİ giderimi Şekil 5.21'de, kireç ile 11 ayarlanan sızıntı suyundaki KOİ giderimi Şekil 5.22'de, NaOH ile 11 ayarlanan sızıntı suyundaki KOİ giderimi de Şekil 5.23'de gösterilmiştir. Renk giderim grafikleri ise sırasıyla Şekil 5.24, 5.25 ve 5.26'da verilmiştir. Kireç ile pH'ı 11'e ayarlanan sızıntı suyunda en fazla KOİ gideriminin 9 g/L'de % 43, NaOH ile pH'ı 11'e ayarlanan sızıntı suyunda 7 g/L'de % 31, pH'ı 3'e ayarlanan sızıntı suyunda 11 g/L'de % 35 verim sağlanmıştır. Renk gideriminde ise pH'ı 11'e kireç ile ayarlanan sızıntı suyunda en fazla 3 g/L'de % 99, pH'ı NaOH ile 11'e ayarlanan sızıntı suyunda 7 g/L'de % 87, pH'ı 3'e ayalanan sızıntı suyunda 9 g/L'de % 67 verim sağlanmıştır. pH ayarlaması yapılmayan sızıntı suyunda ise KOİ ve renk giderimleri elde edilmemiştir.



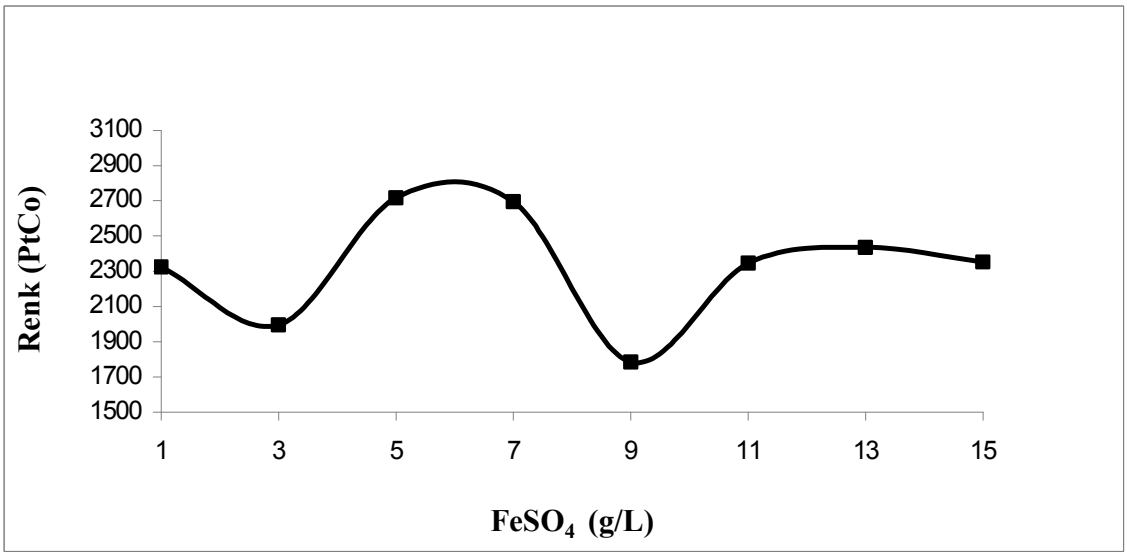
Şekil 5.21. Sızıntı suyunda $FeSO_4$ ile pH 3'te KOİ giderimi



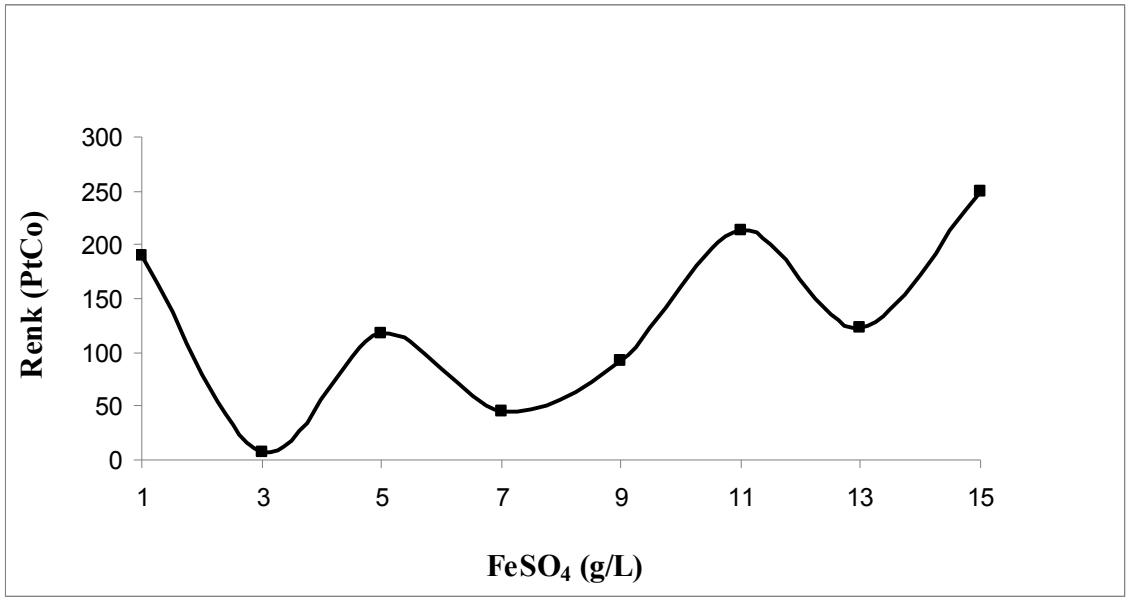
Şekil 5.22. Sızıntı suyunda $FeSO_4$ ile pH 11'de (kireç ile) KOİ giderimi



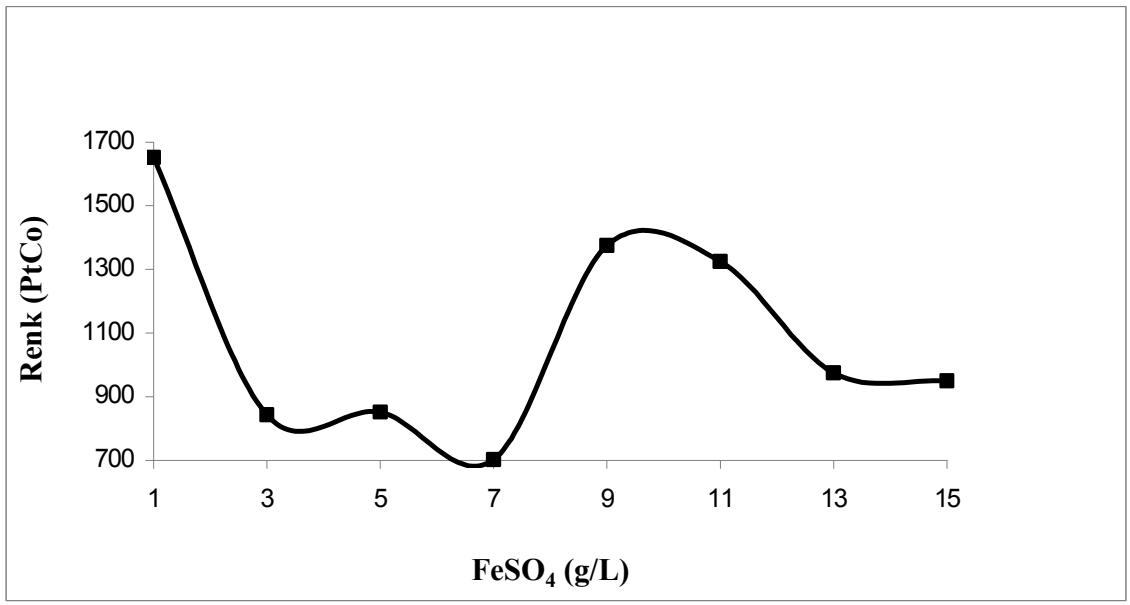
Şekil 5.23. Sızıntı suyunda $FeSO_4$ ile pH 11'de (NaOH ile) KOİ giderimi



Şekil 5.24. Sızıntı suyunda $FeSO_4$ pH 3'te renk giderimi



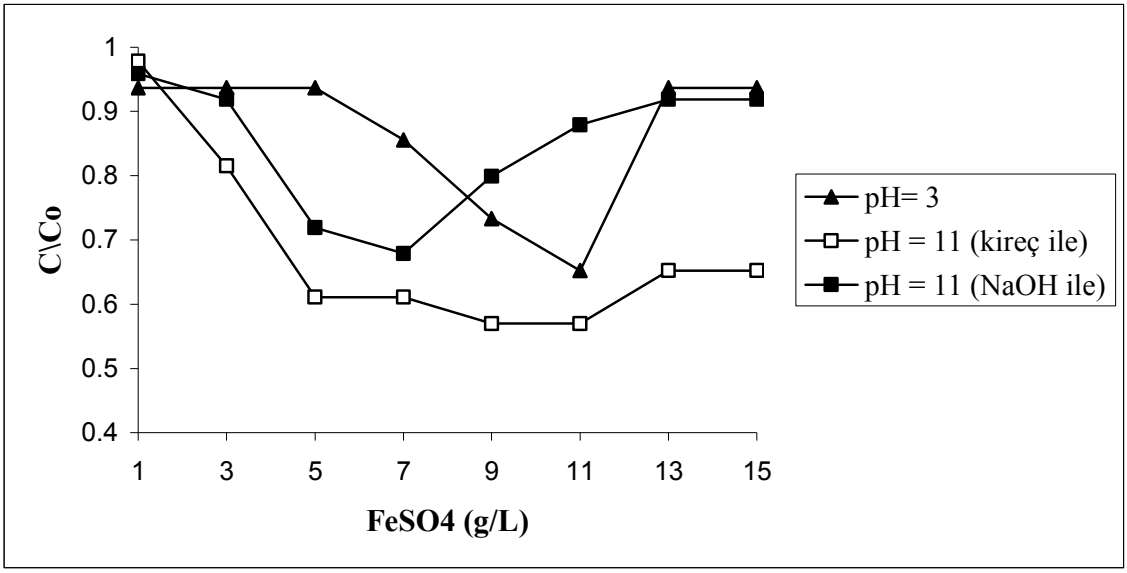
Şekil 5.25. Sızıntı suyunda $FeSO_4$ pH 11'de (kireç ile) renk giderimi



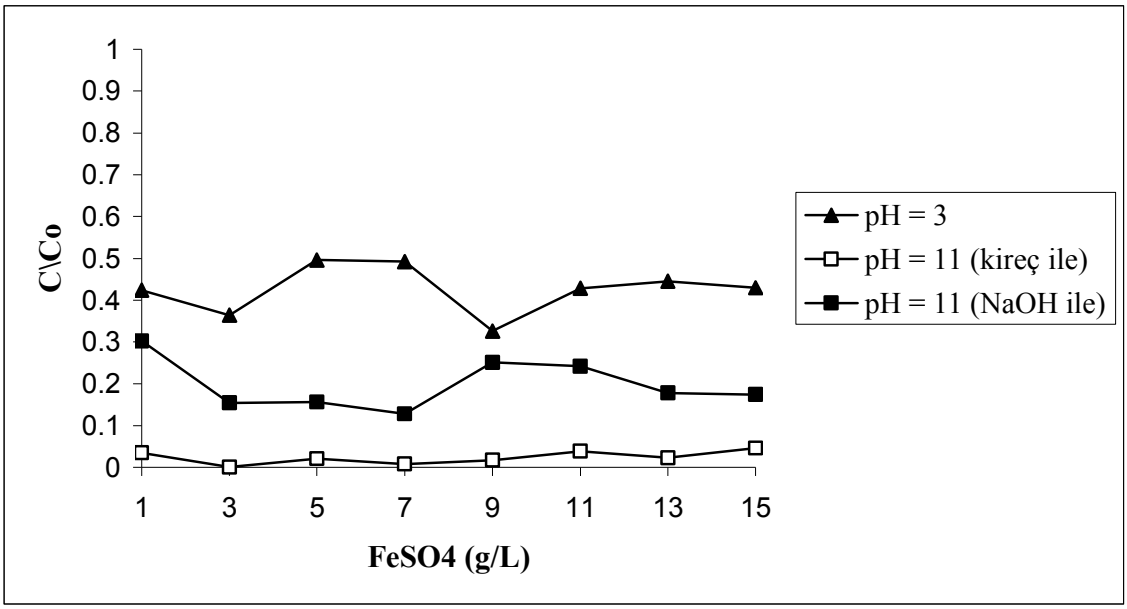
Şekil 5.26. Sızıntı suyunda $FeSO_4$ pH 11'de (NaOH ile) renk giderimi

Yapılan ön arıtım çalışmasında farklı pH'larda dozlanan $FeSO_4$'ın KOİ giderimlerine etkisi kıyaslandığında pH 11'de diğer ikisine göre daha iyi sonuç verdiği, optimum doz olarak 5 g/L seçilmesi durumunda kireçle pH'ı ayarlanan suda % 39'luk

bir giderim elde edildiği görülmektedir. Bu yüzden $FeSO_4$ kogülant olarak kullanılmak istendiğinde uygun verimin yüksek pH'a kireçle ayarlanan sızıntı suyunda gerçekleşeceği söylenebilir. Renk giderimlerinde farklı pH'lar karşılaştırıldığında ise yüksek pH'larda daha iyi sonuç verdiği, pH'ı kireçle ayarlanan örnekte 1 g/L'de % 97 gibi yüksek giderim verimlerine ulaşıldığı görülmektedir. Sızıntı suyunda $FeSO_4$ ile KOİ ve renk giderim grafikleri de Şekil 5.27 ve 5.28'de verilmiştir.



Şekil 5.27. Sızıntı suyunda $FeSO_4$ ile KOİ giderimi



Şekil 5.28. Sızıntı suyunda $FeSO_4$ ile renk giderimi

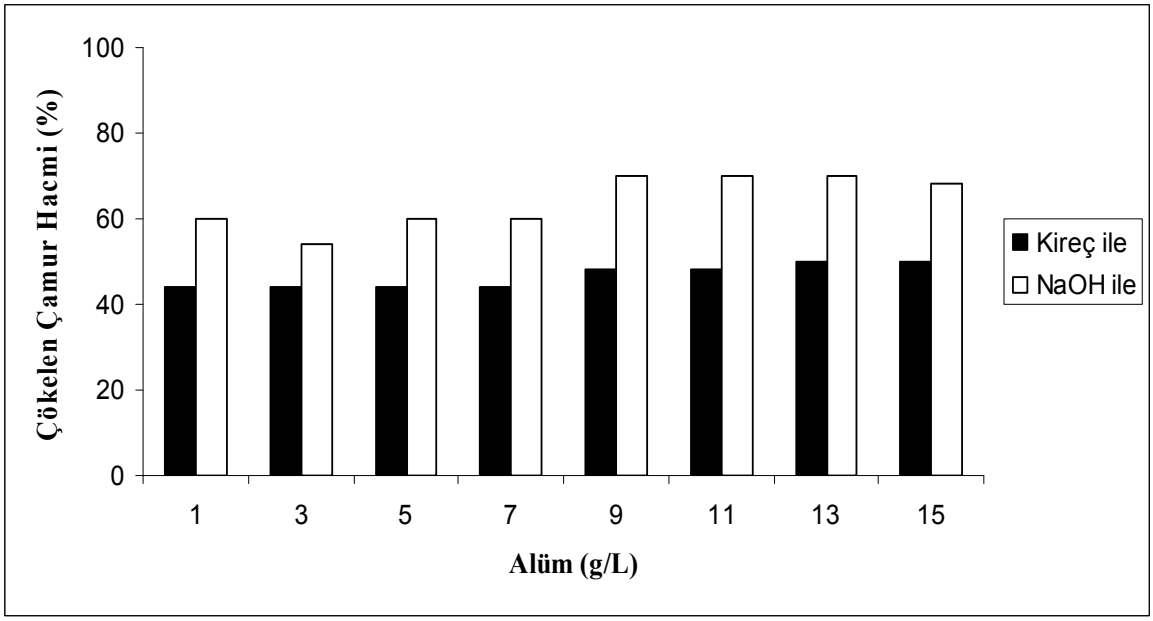
Sızıntı suyunun farklı pH aralıklarında $FeSO_4$ dozlamasıyla elde edilen KOİ ve renkte optimum doz ve giderim verimleri Çizelge 5.3'de verilmiştir.

Çizelge 5.3. Sızıntı suyunun farklı pH aralıklarında $FeSO_4$ dozlamasıyla elde edilen KOİ ve renkte optimum doz ve giderim verimleri

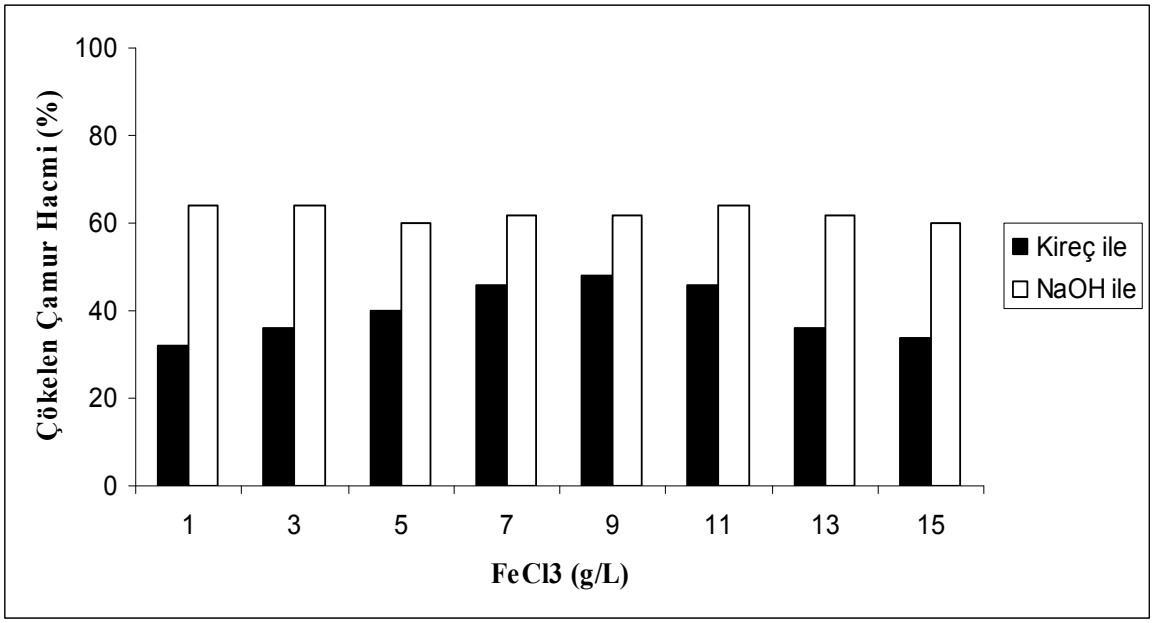
$FeSO_4$ DOZLAMASI	**pH 3**		**Kendi pH'ı**		**pH 11 (NaOH ile)**		**pH 11 (Kireç ile)**	
	Optimum Doz	**Verim**	**Optimum Doz**	**Verim**	**Optimum Doz**	**Verim**	**Optimum Doz**	**Verim**
KOİ Giderimi	11 g/L	% 35	-	-	7 g/L	% 31	5 g/L	% 39
Renk Giderimi	9 g/L	% 67	-	-	7 g/L	% 87	1 g/L	% 97

Sızıntı suyunun ön arıtımında koagulant madde olarak kullanılan kimyasal maddeler yüksek pH'larda çalışması durumunda çökelme özelliği daha iyi floklar elde edilmiştir. Sızıntı suyunun ön arıtımında Alüm, $FeCl_3$ ve $FeSO_4$ ile pH=11'de (kireç ve

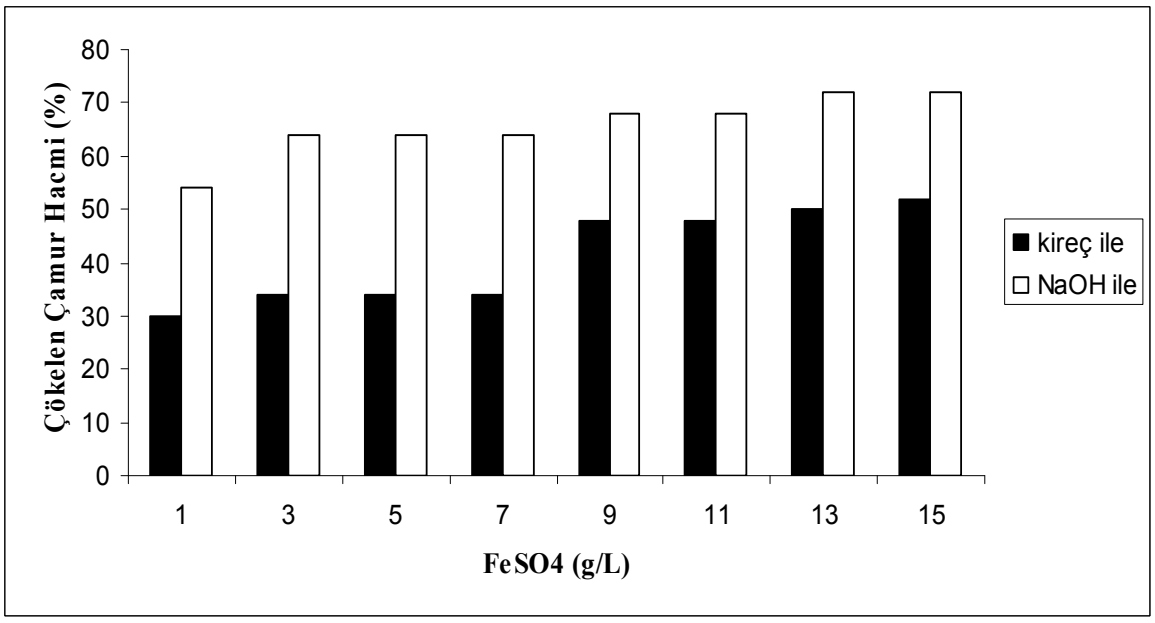
NaOH ile) çökelen çamur hacimleri sırasıyla Şekil 5.29, 5.30 ve 5.31'de verilmiştir. Kireçle pH'ı 11'e ayarlanan sızıntı suyunda, NaOH ile pH'ı 11'e ayarlanan numuneye göre kimyasal madde ilavesiyle daha iyi flok oluşumu ve çamur çökelmesi olduğu görülmüştür. NaOH'da daha zayıf flok oluştuğu ve süpernatant kısmında askıda katı madde bulunduğu belirlenmiştir. Bu yüzden NaOH'ın çökelen çamur hacmi % olarak kirece göre daha fazladır. Bu ilişkiyi alüm ve $FeSO_4$ ile yapılan ön arıtım sonrası çıkış numunesi renkleriyle kıyasladığımızda da görebilmekteyiz. NaOH ile ayarlanan pH'da çıkış suyu renkleri pH'ı kireçle ayarlanana göre daha fazla olduğu görülmüştür. $FeSO_4$ ve alüm'de en uygun KOİ giderimi pH 11'de olmasına rağmen $FeCl_3$ yüksek pH'da kararlı bir konum oluşturamamış, genellikle düşük pH'larda KOİ giderim verimleri elde edilmiştir. Bu yüzden benzer ilişki $FeCl_3$'ün koagülant olarak kullanılması durumu için kurulamamıştır.



Şekil 5.29. Sızıntı suyunun ön arıtımında Alüm ile pH=11'de (kireç ve NaOH ile) çökelen çamur hacimleri



Şekil 5.30. Sızıntı suyunun ön arıtımında $FeCl_3$ ile pH=11'de (kireç ve NaOH ile) çökelen çamur hacimleri



Şekil 5.31. Sızıntı suyunun ön arıtımında $FeSO_4$ ile pH=11'de (kireç ve NaOH ile) çökelen çamur hacimleri

pH'ı 11'e kireçle ile ayarlanan sızıntı suyunun pH'ı 11'e NaOH'le ayarlanana göre 9-15 g/L'de alüm dozlaması sonucu çıkış suyu renginde giderimin daha fazla olduğu Şekil 5.32'de ve Şekil 5.33'de görülmektedir.



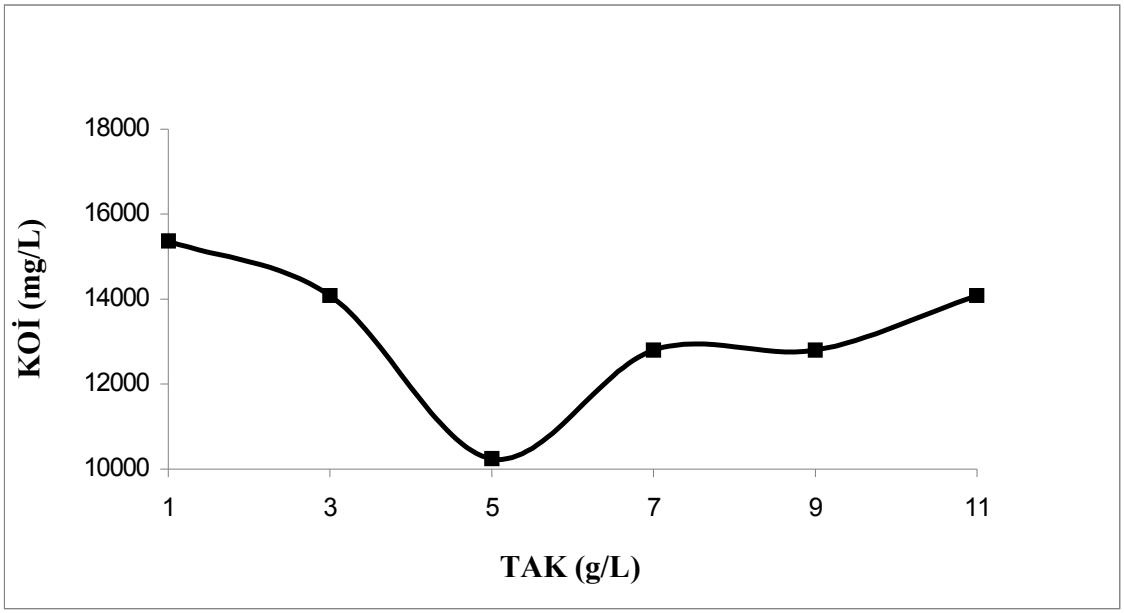
Şekil 5.32. Kireç ile pH ile 11'e ayarlanan sızıntı suyunda alüm dozlaması (9-15 g/L)



Şekil 5.33. NaOH ile pH ile 11'e ayarlanan sızıntı suyunda alüm dozlaması (9-15 g/L)

5.3.4. TAK kullanımı

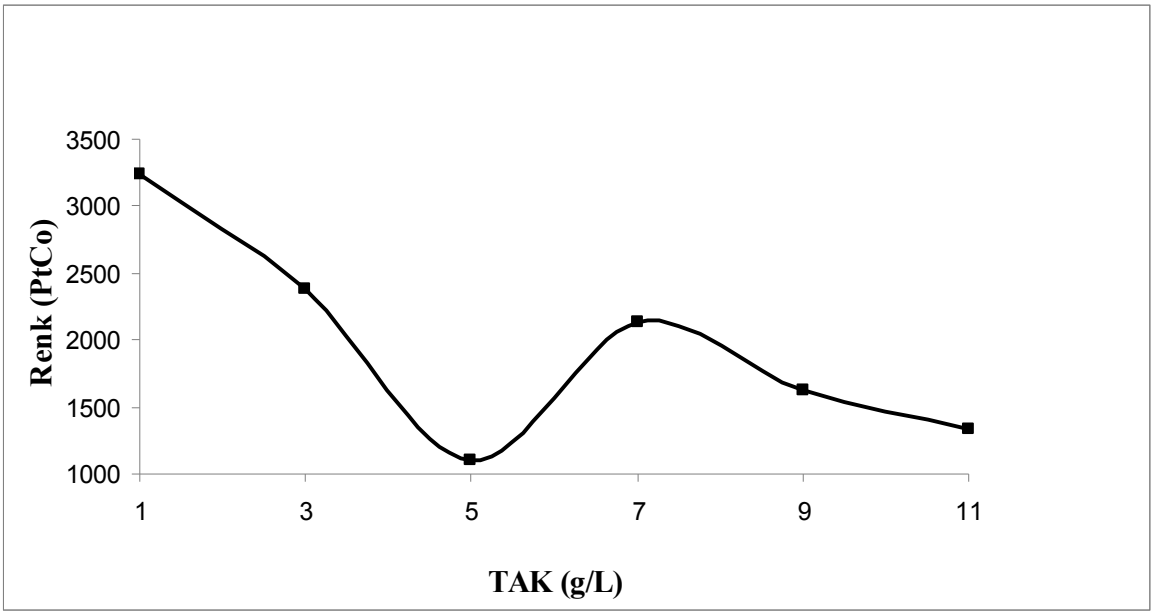
Toz aktif karbonla yapılan ön arıtım çalışmasında pH ayarlaması yapılmamış, numunenin kendi pH'ı olan 7,23 değerinde çalışılmıştır. Alınan sızıntı suyu örneğinin başlangıç KOİ konsantrasyonu 15723 mg/L, renk konsantrasyonu ise 2940 PtCo'dır. 1 ile 11 g/L arasında dozlama yapılmış, KOİ ve renk giderimleri incelenmiştir. Toz aktif karbon kullanılmasıyla birlikte oluşturulan KOİ giderim grafiği Şekil 5.34'te, renk giderim grafiğide Şekil 5.35'de gösterilmiştir. 5 g/L'de % 35 KOİ giderimi elde edilmiştir. Renk giderimleri incelendiğinde ise grafikte görüldüğü gibi maksimum renk giderim verimi 5 g/L'de (% 63) sağlanmıştır.



Şekil 5.34. Sızıntı suyunda TAK ile KOİ giderimi

Kargı ve diğ. (2004) yaptıkları çalışmada başlangıç KOİ konsantrasyonu 7000 mg/L sızıntı suyunun ön arıtımında adsorban olarak 5 g/L toz aktif karbon kullanarak yaklaşık % 50 KOİ giderimi sağlamışlardır.

Yapılan literatür çalışmaları yaptığımız çalışmayla kıyaslandığında toz aktif karbonla renk gideriminin amaçlanmadığı, KOİ giderimi için ise kimyasal arıtım verimlerine yakın olduğu ancak (% 35) daha düşük verimler sağlandığı söylenebilir.



Şekil 5.35. Sızıntı suyunda TAK ile renk giderimi

5.3.5. Zeolit kullanımı

Konya katı atık düzenli depolama sahasında alınan örnekte arıtım çalışmaları kapsamında KOİ ve renk giderimleri amacıyla absorblama özelliği olan zeolit kullanılmıştır. Bu amaçla da zeolit olarak klinoptilolit seçilmiştir. Sızıntı suyunun giriş KOİ değeri 18774 mg/L, renk konsantrasyonu ise 3670 PtCo'dır. Kullanılan zeolit mineralinin özgül yüzey alanı 50 m^2/g'dır.

Kullanılan klinoptilolitin genel özellikleri; Hidrate, Sodyum, Potasyum, Kalsiyum Alümina Silikat $[(Na,K,Ca)_{2\text{-}3}Al_3(Al,Si)_2Si_{13}O_{36}.12H_2O]$ yapısındadır. Klinoptilolit kuruduktan sonra, önemli miktarda su absorbe eder ve hemen hemen camın ergime sıcaklığına kadar ısıtılsa bile yapısından yavaş yavaş bırakır. Çalışmada kullanılan klinoptilolitin firma tarafından açıklanan özellikleri Çizelge 5.4'de verilmektedir. pH

ayarlaması yapılmadan gerçekleştirilen ön arıtımda 9 g/L'de % 15'lik KOİ giderimi elde edilmiştir. Renk gideriminde ise kararlı bir konum oluşmasına rağmen 9 g/L'de % 23 giderim sağlanmıştır.

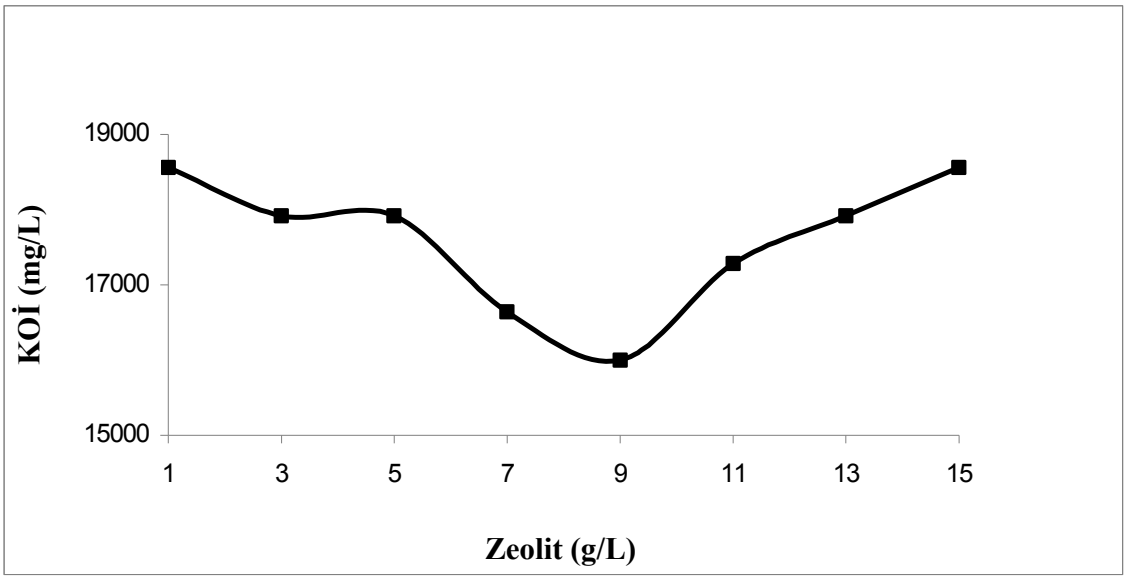
Çizelge 5.4. Zeolit (klinoptilolit)'in genel özellikleri (ENLİ MADENCİLİK).

Fiziksel Özellikler	
Renk	Beyaz, renksiz, pembe, yeşil, kırmızımsı, soluk kahverengi
Parlaklık	En belirgin yüzeyi ve yarık yüzeyleri camsı inci parlaklığında
Saydamlık	Kristaller saydamdan yarı saydama doğru değişen saydamlıkta
Kristal sistemi	Monoklinik, 2/m
Kristal görünümü	İyi bir monoklinik kristal formuyla bloklar halinde veya masa gibi düz. Heulandit'ten daha düzgün ve oranlı
Sertlik	3.5-4, yarık yüzeylerde daha yumuşak olabilir
Çizgi rengi	Beyaz
Yığın Yoğunluğu	850-1100 kg/m³
Birim Hacim Ağırlığı	2150 – 2250 kg/m³
Görünür porozite	39.4-44.2 %
Su emme, öğütülmüş	80-135 %
Termal dayanıklılık	700 ^{0}C 'ye kadar
Yağ emme	66-72 cm^3 yağ/ 100 g

Çizelge 5.4. Zeolit (klinoptilolit)'in genel özellikleri (ENLİ MADENCİLİK) (Devamı).

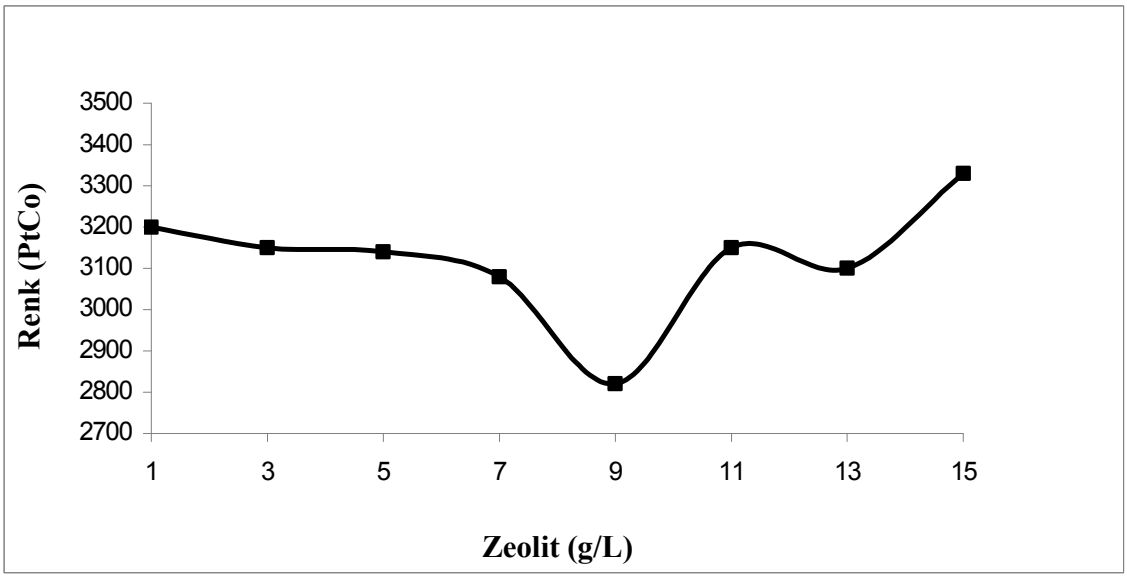
Fiziksel Özellikler			
Beyazlık	77.5- 82.5 %		
Aşındırma	20 – 37 gr		
Orijinal ağartma	1.3 – 1.7 g numune/ g tonsil		
Aktif ağartma	1.2 – 1.5 g numune/ g tonsil		
Katyon değişim kap.	1.2- 2.4 meq/g		
Kimyasal Analizi:			
SiO_2	70,9	Na_2O	0.28
Al_2O_3	12.4	CaO	2.54
Fe_2O_3	1.21	TiO_2	0.089
K_2O	4.46	MnO	< 0.01
MgO	0.83	P_2O_5	0.02
Mineralojik İçerik:			
Klinoptilolit	% 85 – 98		
Feldispat	% 0 - 5		
Montmorilonit	% 0 - 5		
Diğerleri	% 0 - 10		

Absorban olarak zeolit kullanılmasıyla birlikte oluşturulan KOİ giderim Şekil 5.36'da, renk giderim grafiğide Şekil 5.37'de gösterilmiştir.



Şekil 5.36. Sızıntı suyunda zeolit ile KOİ giderimi

Kargı ve diğ.(2004) başlangıç KOİ konsantrasyonu 7000 mg/L olan sızıntı suyunun ön arıtımında yaptıkları çalışmada adsorban olarak 5 g/L zeolit kulanımı sonucunda % 17 KOİ giderimi sağlamışlardır.



Şekil 5.37. Sızıntı suyunda zeolit ile renk giderimi

Zeolitin sızıntı suyunun ön arıtımıyla ilgili literatür çalışmalarıyla yaptığımız çalışma birebir uyuşmaktadır. Renk ve KOİ giderimi için fazla etkisinin olmadığı gözlemlenmiştir. Zeolit, TAK ile kıyaslandığında daha az KOİ giderimi sağladığı belirlenmiştir. Sızıntı suyunda farklı kimyasal dozlamasıyla elde edilen optimum KOİ ve Renk giderimlerinin karşılaştırılması Çizelge 5.5'te verilmektedir.

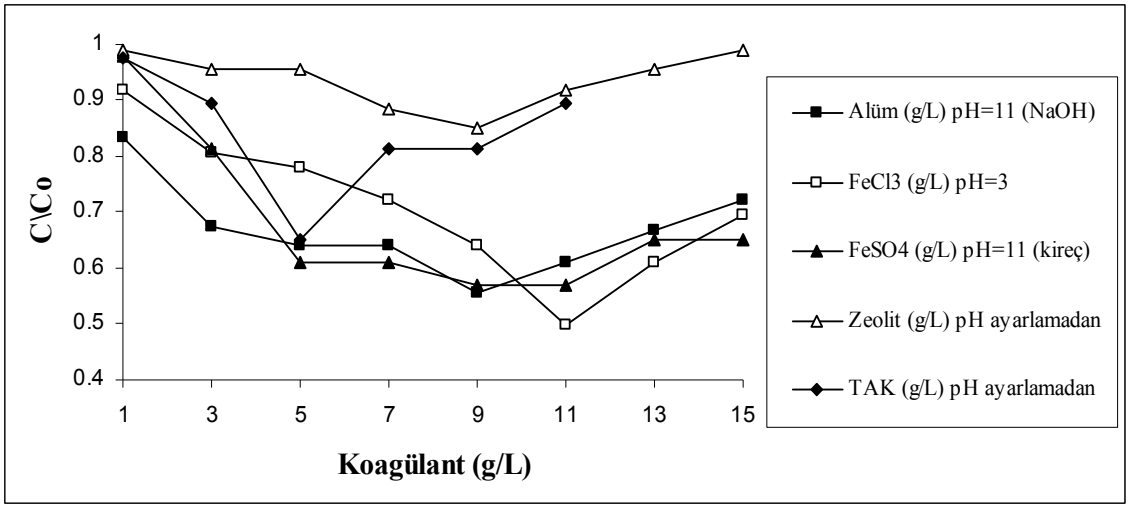
Çizelge 5.5. Sızıntı suyunda farklı kimyasal dozlamasıyla elde edilen optimum KOİ ve Renk giderimlerinin karşılaştırılması

	Alüm			**$FeCl_3$**			**$FeSO_4$**		
	Optimum pH	**Optimum Doz**	**Verim**	**Optimum pH**	**Optimum Doz**	**Verim**	**Optimum pH**	**Optimum Doz**	**Verim**
KOİ Giderimi	pH 11 (NaOH ile)	9 g/L	% 44	pH 3	11 g/L	% 50	pH 11 (Kireç ile)	11 g/L	% 39
Renk Giderimi	pH 11 (Kireç ile)	1 g/L	% 99	pH 11 (Kireç ile)	1 g/L	% 98	pH 11 (Kireç ile)	1 g/L	% 97

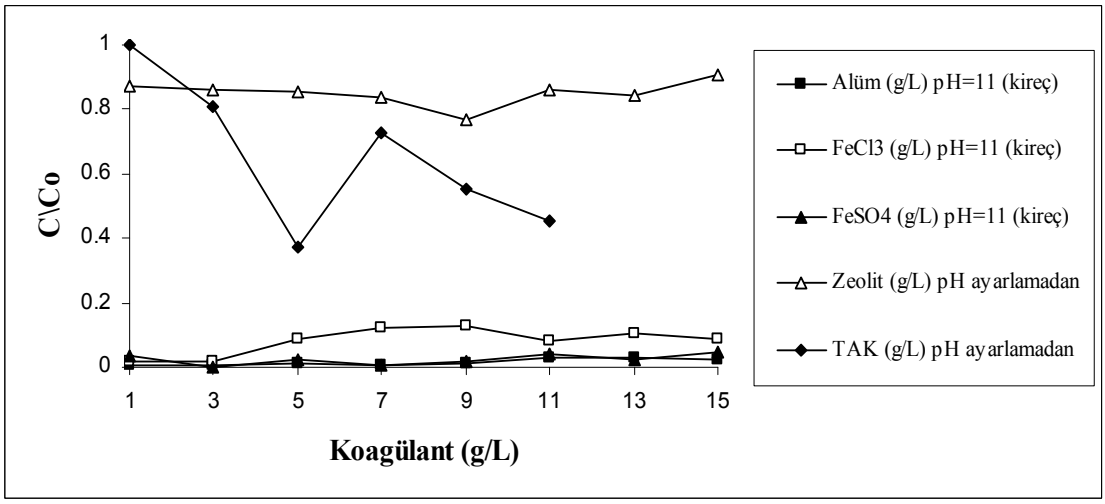
Sızıntı suyunda bulunan bütün koagülant maddelerin KOİ giderimlerinin karşılaştırılması Şekil 5.38'de, renk giderimlerinin karşılaştırılması ise Şekil 5.39'da verilmiştir.

Konya kenti katı atık depolama sahasından alınan sızıntı suyunun ön arıtımında kullanılan maddelerin KOİ giderim verimi üzerine etkisi karşılaştırıldığında pH'ı 3'e H_2SO_4 ile ayarlanıp $FeCl_3$ ilave edilen sızıntı suyu 11 g/L'de en uygun koagülant olarak seçilmiştir.

Kimyasal maddelerin KOİ giderim verimleri doğal maddelerle kıyaslandığında daha iyi giderim verimleri sağladığı görülmüştür. Kimyasal maddeler birbirinin alternatifi konumundalardır. Doğal maddeler kıyaslandığında ise toz aktif karbonun zeolite göre daha yüksek verim sağladığı belirlenmiştir.



Şekil 5.38. Sızıntı suyunda KOİ giderimi



Şekil 5.39 Sızıntı suyunda renk giderimi

Renk giderimleri karşılaştırıldığında ise kirecin renk giderimi üzerine büyük etkisi olduğu görülmektedir. Rengin gideriminde doğal maddelerin fazla etkisinin olmadığı, kimyasal madde kullanımında ise kireç desteğiyle % 95'lerin üzerine çıktığı görülmektedir.

6. SONUÇLAR

Katı atık depolama sahası sızıntı sularının arıtımında birçok faktör etkili olmaktadır. Sızıntı suyunun arıtımındaki bütün yöntemler ekonomik olarak büyük bir yük getirmektedir. Bilhassa, yeni depo sahalarında sızıntı suyunun kalite ve miktarı tam belirgin olmadığı için ilk yıllarda kompleks arıtma tesislerinin kurulması tavsiye edilmemektedir. Eğer mümkünse, depo sahasından çıkan sızıntı sularını mevcut evsel atıksu arıtma tesislerine iletmek bu suların arıtımı için en uygun alternatif olmaktadır.

Sızıntı sularının arıtımı için geliştirilen metotlar fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtma metotlarıdır. Bu metotlardan herhangi birinin tek başına kullanılarak yüksek oranda arıtma verimi ve çıkış suyu kalitesi elde etmek zordur. Bunun için sızıntı sularının arıtımında genellikle fiziksel, kimyasal ve biyolojik metotların kombinasyonu kullanılmaktadır.

Hava sıyırmasında hava debisinin arttırmanın % NH_4-N giderimini fazla artırmadığı 8 saatlik havalandırma devamında da giderim eğrisinin sabitlendiği görülmüştür. Bu yüzden çalışılan numune için yüksek pH'da 1 L\dak'da 8 saatlik havalandırma en uygun şart olduğu belirlenmiştir.

Yapılan sızıntı suyunun ön arıtımı çalışması genç sızıntı suyunda gerçekleştirilmiş olup KOİ giderimlerinde yüksek verimlere ulaşılamamıştır. Sadece kombine arıtımlara ön çalışma niteliğindedir. Renk giderimlerinde ise özellikle pH'ın kireçle yükseltildiği çalışmada çok yüksek giderim verimlerine ulaşılmıştır.

Kimyasal maddelerin koagülant olarak seçiminde en yüksek giderim $FeCl_3$ 'de ulaşılmasına rağmen kararlı bir konum oluşturamadığından $FeCl_3$ 'ün yüksek pH'lar için uygun olmadığı sonucu çıkarılmaktadır. Ancak düşük pH'larda ön arıtım için istenen verimlere ulaştığı söylenebilir. Diğer kimyasallarla karşılaştırıldığında KOİ giderimi için

en uygun koagülant $FeCl_3$ 'dür. $FeSO_4$ ve alüm ondan sonra gelmektedir. Renk gideriminde ise kimyasal maddelerden ziyade kirecin giderimde çok büyük katkısı olduğu göze çarpmaktadır. pH' ı 11'e kireçle ayarlanan sızıntı sularında koagülasyon-flokülasyon işlemi sonrası çıkış suyu renginde yüksek giderim verimlerine ulaşıldığı görülmüştür.

Doğal maddeler ise hem KOİ gideriminde hem de renk gideriminde kimyasal maddelere nazaran daha düşük verimler sağladığı, birbirleriyle karşılaştırıldığında ise toz aktif karbonun klinoptilolite göre daha yüksek giderim verimleri elde edildiği belirlenmiştir.

KAYNAKLAR

Ahn, D. H., Yun-Chul, C., Won-Seok, C., 2002. Use of Coagulation and Zeolite to Enhance The Biological Treatment Efficiency of High Ammonia Leachate, Journal of Environmental Scence. Health A: Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering, 37(2), 163-173.

Amokrane, A., Comel, C., Veron, J., 1997. Landfill Leachates Pretreatment by Coagulation-Flocculation, Water Research, 31(11), 2775-2782.

APHA, AWWA, WEF; Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater, 2005, 21. Baskı.

Bohdziewicz, J., Bodzek, M. ve Gorska, J., 2001. Application of Pressure Driven Membrane Techniques to Biological Treatment of Landfill Leachate, Process Biochemistry, 36(7), 641-646.

Boyle, W.C., Ham, R.K., 1974. Biological Treatability of Landfill Leachate. J. Water Polluttion Control 46 (5), 860–872.

Cheung, K.C., Chu, L.M., Wong, M.H., 1997. Ammonia Stripping as a Pretreatment for Landfill Leachate, Water, Air and Soil Pollution, 94, 209-221.

Chiang, L., Chang, J., Chung, C., 2001. Electrochemical Oxidation Combined With Physical-Chemical Pretreatment Processes for The Treatment of Refractory Landfill Leachate, Environmental Engineering Science, 18(6), 369-378.

Chian, E.S.K, DeWalle, F.B., 1976. Sanitary Landfill Leachates and Their Treatment, Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE 103 (EE2), 411–43.

Collivignarelli, C., Bertanza, G., Baldi, M., Avezzu, F., 1998. Ammonnia Stripping from MSW Landfill Leachate in Bubble Reactors: Process Modeling and Optimization, Waste Research 16(5), 455-466.

Corbitt, R.A., 1990. Standart Handbook of Environmental Engineering, McGraw-Hill, Inc., New York.

Diamadopoulos, E., 1994. Characterization and Treatment of Recirculation-Stabilized Leachate, Water Research, 28.(12), 2439-2445.

Ehrig, H.J., 1989., Leachate quality. Academic Press, London, 213-229, 1989.

Enli Madencilik A.Ş. (Firma Bilgileri)

Heyer, K. U., Erdin, E., Tokgöz, S., 2000. Deponi Sızıntı Sularının Arıtma Teknikleri ve Örnek Tesisler, III. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi.

Im, J., Woo, H., Choi, M., Han, K., Kim, C., 2001. Simultaneous Organic and Nitrogen Removal from Municipal Landfill Leachate Using an Anaerobic-Aerobic System, Water Research, 35(10), 2403-2410.

Kabdaşlı, I., Tünay, O., Öztürk, İ., Yılmaz, S., Arıkan, O., 2000. Ammonia Removal from Young Landfill Leachate by Magnesium Ammonium Phosphate Precipitation and Air Stripping, Water Science and Tecnology, 41(1), 237-240.

Kargı, F., Pamukoglu, M.Y., 2004. Adsorbent Supplemented Biological Treatment Of Pre-Treated Landfill Leachate By Fed-Batch Operation, 94 (2004) 285-291.

Konya Büyükşehir Belediyesi 2000. Katı Atık Depolama Tesisi ÇED Raporu, 2000. Envirotek Arıtma-Çevretek.

Marttinen, S. K., Kettunen, R. H., Sormunen, K. M., Soimasuo, R. M. ve Rintala, J. A. (2002) Screening of Physical-Chemical Methods for Removal of Organic Material, Nitrogen and Toxicity from Low Strength Landfill Leachates, Chemosphere, 46(6), 851-858.

Mavinic, D.S., 1984. Kinetics of Carbon Utilization in Treatment of Leachate. Water Research 18 (10), 1279-1284.

Ozturk, I., Altinbas, M., Koyuncu, I., Arikan, O., Gomec-Yangin, C., 2003. Advanced Physico-Chemical Treatment Experiences On Young Municipal Landfill Leachate, Waste Manage. 23 (2003) 441-446.

Pohland, F.G., 1975. Sanitary Landfill Stabilization with Leachate Recycling and Residual Treatment. EPA-600/2-75-043. US EPA, Cincinnati, Ohio.

Pohland, F.G., 1985. Critical Review and Summaries of Leachate and Gas Production from Landfills, EPA 600/2-86/073.

Quasim, S.R., Chiang, W., 1994. Sanitary Landfill Leachate Generation, Control and Treatment, Technomic Publishing, Pennsylvania.

Slater, C.S., Uchrin, C.G., Ahlert, R.C., 1983. Physiochemical pretreatment of landfill leachates using coagulation, J. Environmental Science Healt, A18(1),125-134.

Şafak, A. 2001. Çöp Sızıntı Suyu Arıtımında Magnezyum Amonyum Fosfat Çöktürmesinin Uygulama Şekilleri ve Hava ile Sıyırmayla KOI Gideriminin İncelenmesi, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi.

Tatsi, A.A., Zouboulis, A.I., Matis, K.A., Samaras, P., 2003. Coagulation-Flocculation Pretreatment of Sanitary Landfill Leachates, Chemosphere 53,737-744.

Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S.A., 1993. Integrated Solid Waste-Management. McGraw-Hill. Inc., Singapore, 418–419.

Vogelpohl, A., Morawe, B., Ramtekejune, D. S. 1995. Activated Carbon Column Performance Studies of Biologically Treated Landfill Leachate, Chemical Engineering Process, 34(3), 299-303.

Yalılı, M., Kestioğlu K., Kırılmert, B., 2006. Sızıntı Sularının Evsel Atıksularla Birlikte Arıtılabilirliğinin Respirometrik Yöntemle İzlenmesi, Uludağ Üniversitesi Mimarlık-Mühendislik Fakültesi Dergisi, cilt 11, sayı 1.

Wang, Z., Zhang, Z., Lin, Y., Deng N., Tao, T., Zhuo, K.,2002. Landfill Leachate Treatment by a Coagulation-Photooxidation Process, Journal of Hazardous Meterials B95, 153-159.