**İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

# ÇİFTLİK ATIKSULARININ ARITILABİLİRLİĞİ VE KARAKTERİZASYONU

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**Çev. Müh. Ekrem ÖZYÜREK**

**Anabilim Dalı : ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ**

**Programı : ÇEVRE BİLİMLERİ VE MÜHENDİSLİĞİ**

**OCAK 2008**

**İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

# ÇİFTLİK ATIKSULARININ ARITILABİLİRLİĞİ VE KARAKTERİZASYONU

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**
**Çev. Müh. Ekrem ÖZYÜREK**
**(501041730)**

**Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 24 Aralık 2007**
**Tezin Savunulduğu Tarih : 28 Ocak 2008**

| | |
|---|---|
| **Tez Danışmanı :** | **Prof.Dr. Lütfi AKÇA** |
| **Diğer Jüri Üyeleri** | **Prof.Dr. Seval SÖZEN (İ.T.Ü.)** |
| | **Prof.Dr. Süheyla UZMAN (Y.Ü)** |

# ÖNSÖZ

Bu çalışmanın gerçekleştirilmesi ve yönlendirilmesindeki katkıları ve desteğinden dolayı değerli hocam Prof.Dr. Lütfi AKÇA'ya; çalışmamın tamamlanmasında büyük payı olan, kısıtlı zamanına rağmen yardımlarını esirgemeyen Doç. Dr. Emine UBAY ÇOKGÖR'e; deneysel çalışmalarım esnasında yardım ve desteklerini esirgemeyen Yard. Doç Dr. Çiğdem YANGIN GÖMEÇ'e; çalışma arkadaşlarım Elis GÜNEŞ ve Banu HORASAN'a; laboratuar personeline ve hayatım boyunca desteklerini hep yanımda hissettiğim aileme en içten teşekkürlerimi sunarım.

Aralık 2007 Ekrem ÖZYÜREK

**OCAK 2008**

**İÇİNDEKİLER**


**KISALTMALAR** iv
**TABLO LİSTESİ** v
**ŞEKİL LİSTESİ** vı
**SEMBOL LİSTESİ** ıx
**ÖZET** x
**SUMMARY** xı

**1. GİRİŞ** 1

**2. KİMYASAL PIHTILAŞTIRMA VE YUMAKLAŞTIRMA** 2
2.1 Tanımlar 2
2.2 Kolloidler 3
2.3 Kolloidlerin Destabilizasyonu 4
2.4 Atıksu Arıtımında Destabilizasyon 5
2.5 Yumaklaştırmada Kullanılan Yardımcı Maddeler 6
2.5.1 Sentetik Organik Polimerler 6
2.5.2. Aktif Silika 7

**3. KİMYASAL ÇÖKTÜRME İLE FOSFOR GİDERİLMESİ** 8
3.1 Fosfor Kimyası 8
3.2 Fosfor Giderilmesi 10
3.2.1 Alüminyum Tuzları ile Çöktürme 10
3.2.2 Demir Tuzları ile Çöktürme 11
3.2.3 Kalsiyum ile Çöktürme 11

**4. KOİ BİLEŞENLERİNİN BELİRLENMESİ** 11
4.1 Çözünmüş ve Partiküler KOİ Bileşenlerinin Belirlenmesi 11
4.2 Kolay Ayrışabilen KOİ Bileşeninin Belirlenmesi 14
4.3 Yavaş Ayrışan Çözünmüş ve Partiküler KOİ Bileşenlerinin Belirlenmesi 17

**5. BÜYÜKBAŞ HAYVAN ÇİFTLİKLERİNDE ATIKSU YÖNETİMİ** 19
5.1. Literatür Özeti 19
5.2. İşletmenin tanıtımı 22
5.3. Atıksu Oluşumu ve Arıtımı 22
5.4.Arıtılmış Atıksuyun Deşarjı ve Yeniden Kullanımı 26

**6. DENEYSEL ÇALIŞMALAR** 28
6.1 Konvansiyonel Karakterizasyon Çalışması 28
6.2 KOİ Bileşenlerinin Belirlenmesi 28
6.2.1 KesikliReaktörlerin İşletilmesi 29
6.2.2 Respirometrik Analizler 29
6.3 Fiziko- Kimyasal Arıtılabilirlik Çalışmaları 31
6.3.1 Çökelme Deneyleri 31
6.3.2 Kimyasal Arıtılabilirlik Çalışmaları 32

**7. DENEYSEL ÇALIŞMA SONUÇLARI VE DEĞERLENDİRME** **34**
7.1 Konvansiyonel Karakterizasyon Çalışması 34
7.2 Arıtılabilirlik Çalışmaları 37
7.2.1 KOİ Bileşenlerinin Belirlenmesi 37
7.2.2 Fiziko-Kimyasal Arıtılabilirlik 43
7.2.2.1 Ham Atıksu 43
7.2.2.2 AAT Çıkış Atıksuyu 54

**8. SONUÇ VE ÖNERİLER** **64**

**KAYNAKLAR** **67**

**ÖZGEÇMİŞ** **69**

**KISALTMALAR**

**AKM** : Askıda Katı Madde

**KOİ** : Kimyasal Oksijen İhtiyacı

**OTH** : Oksijen tüketim Hızı

**PE** : Polielektrolit

**TKN** : Toplam Kjeldjahl Azotu

**UAKM** : Uçucu Askıda Katı Madde

## TABLO LİSTESİ


| No | | Sayfa |
|---|---|---|
| **Tablo 5.1** | Büyükbaş hayvan çiftliğinden kaynaklanan atıksu karakterizasyonu (Amuda,2006)..... | 20 |
| **Tablo 5.2** | AAT çıkış atıksuyu karakterizasyonu ……..……...… | 26 |
| **Tablo 5.3** | SKKY'de Büyükbaş Hayvan Çiftlikleri için Öngörülen Deşarj Limitleri ……...……..... | 27 |
| **Tablo 7.1** | Ekim-Kasım 2007 Dönemi Giriş Atıksuyu Analiz Sonuçları ..…... | 34 |
| **Tablo 7.2** | $KOİ_Ç/KOİ_T$ ve $PO_4$-P/TP oranları ……..…..… | 35 |
| **Tablo 7.3** | Büyükbaş Hayvan Çiftliği Atıksuyu Karakterizasyonu ……...… | 37 |
| **Tablo 7.4** | Çözünmüş inert KOİ bileşeninin belirlenmesi çalışması verileri. | 38 |
| **Tablo 7.5** | Büyükbaş hayvan çiftliği atıksularında KOİ bileşenleri ve top. KOİ içinde oranları..…….…..... | 42 |
| **Tablo 7.6** | Çökelebilirlik testi sonuçları ……...… | 43 |
| **Tablo 7.7** | PE Tipini Belirleme Çalışması Sonuçları ….……...…..… | 43 |
| **Tablo 7.8** | Jar test çalışmalarında kullanılan giriş atıksuyu konsantrasyonları | 44 |
| **Tablo 7.9** | Giriş atıksuyu pH=7,1 için Jar test çalışması sonuçları ……...… | 44 |
| **Tablo 7.10** | Giriş atıksuyu pH = 4,5 için Jar test çalışması sonuçları….……..… | 46 |
| **Tablo 7.11** | Giriş atıksuyu pH = 5 için Jar test çalışması sonuçları……..… | 48 |
| **Tablo 7.12** | Giriş atıksuyu pH = 5,5 için Jar test çalışması sonuçları……..… | 50 |
| **Tablo 7.13** | Giriş atıksuyu çeşitli pH değerleri için maksimum giderim verimleri…….……...……...……..... | 52 |
| **Tablo 7.14** | Fiziko-kimyasal arıtımın ardından biyolojik arıtmada sağlanması gereken giderim verimleri…….……...…….... | 53 |
| **Tablo 7.15** | Jar Test çalışmalarında kullanılan AAT çıkış atıksuyu konsantrasyonları …….……...……..... | 54 |
| **Tablo 7.16** | Çıkış atıksuyu pH = 6,7 için Jar test çalışması sonuçları…...…..… | 55 |
| **Tablo 7.17** | Çıkış atıksuyu pH = 4,5 için Jar test çalışması sonuçları….…… | 57 |
| **Tablo 7.18** | Çıkış atıksuyu pH = 5 için Jar test çalışması sonuçları…..……... | 59 |
| **Tablo 7.19** | Çıkış atıksuyu pH = 5,5 için Jar test çalışması sonuçları…….…... | 61 |
| **Tablo 7.20** | Çıkış atıksuyu çeşitli pH değerleri için maksimum giderim verimleri ……..…….……...……..... | 63 |

## ŞEKİL LİSTESİ

**Sayfa No**


**Şekil 4.1** : Ham Atıksu Reaktörü ve Süzülmüş Atıksu Reaktörü İnert KOİ Profilleri…… 12

**Şekil 4.2** : Glikoz Reaktörü İnert KOİ Profili..... 13

**Şekil 4.3** : OTH Profili……..... 17

**Şekil 5.1** : Tayyib Besi Çiftliği Ahırlarından Bir Görünüm……... 23

**Şekil 5.2** : Tayyib Besi Çiftliği Atıksu Arıtma Tesisi Şematik Planı……. 24

**Şekil 5.3** : Dengeleme Havuzunun(Döküntü Kanalı) Önden Görünüşü..... 25

**Şekil 5.4** : Gübre Seperatörünün Bulunduğu Kulenin Görünümü……. 26

**Şekil 6.1** : İnert KOİ Bileşenlerinin Belirlenmesi için Kullanılan Ham ve Süzülmüş Atıksu Reaktörleri……. 29

**Şekil 6.2** : OTH Ölçümlerinin yapıldığı Respirometre Cihazının Görünümü 31

**Şekil 6.3** : Çökelebilirlik Deneyinin Yapıldığı İmhoff Tanklarının Görünümü……. 32

**Şekil 6.4** : Fiziko-Kimyasal Arıtılabilirlik Çalışmalarında Kullanılan Jar Test Aleti ……. 33

**Şekil 7.1** : Toplam ve Çözünmüş KOİ Değerlerinin Değişimi…….. 35

**Şekil 7.2** : $KOİ_Ç/KOİ_T$ ve $PO_4$-P/TP Oranlarının Değişimi……...…….. 35

**Şekil 7.3** : TP ve $PO_4$-P Konsantrasyonlarının Değişimi…….. 36

**Şekil 7.4** : TKN ve $NH_4$-N Konsantrasyonlarının Değişimi……. 36

**Şekil 7.5** : AKM ve UAKM Konsantrasyonlarının Değişimi…… 37

**Şekil 7.6** : Ham Atıksu Reaktörü İnert KOİ Profili…… 39

**Şekil 7.7** : Süzülmüş Atıksu Reaktörü İnert KOİ Profili…… 39

**Şekil 7.8** : Giriş Atıksuyu OTH Profili……..…. 41

**Şekil 7.9** : KOİ bileşenlerinin toplam KOİ içinde dağılımı……..….. 42

**Şekil 7.10 :** Giriş atıksuyu pH=7,1 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimleri….. 45

**Şekil 7.11** : Giriş atıksuyu pH=7,1 için KOİ konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi…… 45

**Şekil 7.12 :** Giriş atıksuyu pH=7,1 için $PO_4$-P konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi…… 46

**Şekil 7.13 :** Giriş atıksuyu pH=4,5 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimleri….. 47

**Şekil 7.14** : Giriş atıksuyu pH=4,5 için KOİ konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi…… 47

**Şekil 7.15 :** Giriş atıksuyu pH=4,5 için $PO_4$-P konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi…… 48

**Şekil 7.16 :** Giriş atıksuyu pH=5 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimleri…….. 49

**Şekil 7.17** : Giriş atıksuyu pH=5 için KOİ konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi…… 49

**Şekil 7.18 :** Giriş atıksuyu pH=5 için $PO_4$-P konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi…… 50

**Şekil 7.19 :** Giriş atıksuyu pH=5,5 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimleri….. 51

**Şekil 7.20** : Giriş atıksuyu pH=5,5 için KOİ konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi…… 51

**Şekil 7.21 :** Giriş atıksuyu pH=5,5 için $PO_4$-P konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi…… 52

**Şekil 7.22 :** Giriş atıksuyu için pH değişimin giderim verimine etkisi…… 53

**Şekil 7.23 :** Çıkış atıksuyu pH=6,7 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimleri….. 55

**Şekil 7.24** : Çıkış atıksuyu pH=6,7 için KOİ konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi…… 56

**Şekil 7.25 :** Çıkış atıksuyu pH=6,7 için $PO_4$-P konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi…… 56

**Şekil 7.26 :** Çıkış atıksuyu pH=4,5 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimleri….. 57
**Şekil 7.27** : Çıkış atıksuyu pH=4,5 için KOİ konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi…… 58
**Şekil 7.28 :** Çıkış atıksuyu pH=4,5 için $PO_4$-P konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi…… 58
**Şekil 7.29 :** Çıkış atıksuyu pH=5 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimleri……. 59
**Şekil 7.30** : Çıkış atıksuyu pH=5 için KOİ konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi…… 60
**Şekil 7.31 :** Çıkış atıksuyu pH=5 için $PO_4$-P konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi…… 60
**Şekil 7.32 :** Çıkış atıksuyu pH=5,5 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimleri…... 61
**Şekil 7.33** : Çıkış atıksuyu pH=5,5 için KOİ konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi…… 62
**Şekil 7.34 :** Çıkış atıksuyu pH=5,5 için $PO_4$-P konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi…… 62
**Şekil 7.35 :** Giriş atıksuyu için pH değişimin giderim verimine etkisi…… 63

## SEMBOL LİSTESİ

| | |
|---|---|
| $\mathbf{C_I}$ | **:** Toplam İnert KOİ Konsantrasyonu[MKOİ/$L^3$] |
| $\mathbf{C_S}$ | **:** Toplam ayrışabilen KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/$L^3$] |
| **CT** | **:** Toplam KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/$L^3$] |
| $\mathbf{f_{EX}}$ | **:** Partiküler İnert mikrobiyal Ürünlere Dönüştürülen İçsel Solunum Biyokütle Fraksiyonu |
| $\mathbf{f_{ES}}$ | **:** Çözünmüş İnert mikrobiyal Ürünlere Dönüştürülen İçsel Solunum Biyokütle Fraksiyonu |
| $\mathbf{f_X}$ | **:** Partiküler KOİ'nin UAKM'ye Oranı [MKOİ/M(UAKM)] |
| $\mathbf{S_H}$ | : Hızlı Hidroliz Olabilen KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/$L^3$] |
| $\mathbf{S_I}$ | **:** Çözünmüş İnert KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/$L^3$] |
| $\mathbf{S_P}$ | **:** Çözünmüş İnert Mikrobiyal Ürünler [MKOİ/$L^3$] |
| $\mathbf{S_S}$ | **:** Kolay Ayrışabilen KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/$L^3$] |
| $\mathbf{S_T}$ | **:** Toplam Çzöünmüş KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/$L^3$] |
| $\mathbf{X_I}$ | **:** Partiküler İnert KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/$L^3$] |
| $\mathbf{X_P}$ | **:** Partiküler İnert Mikrobiyal Ürünler [MKOİ/$L^3$] |
| $\mathbf{X_S}$ | **:** Partiküler Yavaş Ayrışan KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/$L^3$] |
| $\mathbf{X_T}$ | **:** Toplam KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/$L^3$] |
| $\mathbf{Y_H}$ | **:** Heterotrofik Dönüşüm Oranı [MKOİ/MKOİ] |
| $\mathbf{\theta_X}$ | **:** Çamur Yaşı [T] |

# ÖZET

Türkiye ekonomisinin önemli sektörlerinden biri de hayvancılıktır. Türkiye'nin tüm bölgelerinde hayvancılık faaliyetlerine rastlanmaktadır. Hayvancılık sektörünün gerek iş hacmi gerekse yaygınlığı bakımından önde giden alanı ise büyükbaş hayvan yetiştiriciliğidir. Her ne kadar yaylalarda geniş alanlarda hayvanlar otlatılarak da yetiştiricilik yapılsa da, büyükbaş hayvan yetiştiriciliği genelde hayvanların ahırlarda bağlı bir şekilde beslenmesi esasıyla yapılır.

Ahırlarda yetiştirilen hayvanların dışkı ve idrarları suyun itme gücü kullanılarak ahır dışına alınır. Böylece hayvanın dışkısı, idrarı ve yıkama suyundan oluşan bir atıksu üretilir. Bu atıksuyun içeriğinde bulunan yoğun hayvan gübresi nedeniyle katı madde oranı çok yüksektir. Bu yüzden atıksuyun katı ve sıvı kısmını ayıran gübre seperatörleri kullanılır. Seperatörden çıkan katı gübre kompostlaştırılarak, tarımda kullanılabilmektedir. Sıvı kısım ise yüksek kirletici konsantrasyonlarına sahiptir ve mutlaka arıtılması gerekmektedir.

Bu çalışmada öncelikli olarak gübre seperatöründen çıkan atıksuyun konvansiyonel karakterizasyonu ortaya çıkarılmıştır. Buna göre gübre seperatöründen çıkan atıksu 12750 mg/l toplam KOİ, 4950 mg/l çözünmüş KOİ, 260 mg/l TP, 140 mg/l $PO_4$-P, 690 mg/l TKN, 350 mg/l $NH_4$-N, 5860 mg/l AKM ve 4760 mg/l UAKM içermektedir. Bu karakterizasyon çalışmalarının yanında ayrıca gübre seperatöründen çıkan atıksuyun KOİ bileşenleri belirlenmiştir.

Yapılan çalışmalar sonucunda çözünmüş inert KOİ ($S_I$) bileşeninin ham atıksudaki oranının % 4,1 olduğu, partiküler inert KOİ ($X_I$) bileşeninin ise %9,7 oranla atıksuda bulunduğu tespit edilmiştir. Biyolojik olarak ayrışamayan toplam inert KOİ ($C_I$) fraksiyonu %14 oranına sahiptir. Kolay ayrışan KOİ ($S_S$) bileşeninin ham atıksu içindeki oranının % 41 olduğu belirlenmiştir. Yavaş ayrışan partiküler KOİ ($X_S$) oranının ise % 45 olduğu tespit edilmiştir. Toplam biyolojik olarak ayrışabilen KOİ ($C_S$) fraksiyonu ise % 86,2'dir.

Bu çalışmalara ilaveten bir büyükbaş hayvan çiftliği bünyesinde bulunan atıksu arıtma tesisi giriş ve çıkışından alınan atıksu numuneleri üzerinde fiziko-kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Yapılan çalışmalar sonucunda giriş atıksuyu için optimum koagülant dozunun 1500 mg $FeCl_3$/l, optimum pH değerinin ise 5 olduğu tespit edilmiştir. Optimum pH ve optimum koagülant dozu uygulandığında elde edilen maksimum giderim verimi KOİ parametresi için %89, $PO_4$-P parametresi için ise %80'dir. Çıkış atıksuyu için yapılan çalışmalar sonucunda optimum koagülant dozunun 600 mg/l ve optimum pH değerinin ise 4,5-5 olduğu belirlenmiştir. Optimum pH ve optimum koagülant dozu uygulandığında elde edilen maksimum giderim verimi KOİ parametresi için %81, $PO_4$-P parametresi için ise %93'tür.

## TREATABILITY AND CHRACTERIZATION OF DAIRY WASTEWATERS


### SUMMARY

The one of the important sectors of Turkish economy is stock farming. At the all areas of the Turkey, there have been many livestock activities. The leading field of the stock farming sector is cattle breeding, because of its business capacity and commonness. Although cattle feeding can be done at tablelands and other wide fields, the cattle breeding is done in the barns and the cattle are fed while they are fixed in the barns.

The manure and urine of the cattle are flushed out of the barns by the cleaning water. Thus, a wastewater containing manure and urine of the cattle and cleaning water is produced. That wastewater contains a high concentrated solids matter because of the existing of the manure. Because of that, manure separators are used in order to separate the solid and liquid phase of the wastewater. The solid part of the flushed dairy wastewater separated by the separator is used in the agriculture by composting. But the liquid fraction of flushed dairy manure still poses a significant environmental challenge.

In this study, firstly the conventional characterization the wastewater decanted by the manure separator, was determined. According to results of this study, the effluent wastewater of the manure separator contains 12750 mg/l total COD, 4950 mg/l soluble COD, 260 mg/l TP, 140 mg/l $PO_4$-P, 690 mg/l TKN, 350 mg/l $NH_4$-N, 5860 mg/l SS and 4760 mg/l VSS. Apart from these characterization studies, the COD fractions of the separated flushed dairy wastewater was determined.

At the end of the studies, it has been determined that soluble inert COD ($S_I$) and particular inert COD ($X_I$) fraction composes 4,1 % and 9,7 % of the raw wastewater respectively. The total inert COD ($C_I$) fraction has been found as 14%. The readily biodegradable COD ($S_S$) fraction was detected as 41%. Slowly biodegradable particular COD ($X_S$) fraction was determined as 45 %, according to these data, total biodegradable COD ($C_S$) fraction is 86,2%.

In addition to these studies, the physicochemical treatability studies were performed by using wastewater samples taken from the influent and the effluent of the waste water treatment plant of a dairy. At the end of the studies, for the influent wastewater the optimum coagulant dose and optimum pH value was determined as 1500 mg $FeCl_3$/l and 5 respectively. At optimum pH and optimum coagulant dose, the maximum removal efficiencies are % 89 and %80 for COD and $PO_4$-P parameters respectively. For the effluent wastewater, the optimum coagulant dose and optimum pH value was determined as 600 mg $FeCl_3$/l and 4,5-5 respectively. The removal efficiencies reached a maximum of 81% and 93% at optimum $FeCl_3$ dose and optimum pH value, for COD and $PO_4$-P respectively.

# 1. GİRİŞ

## 1.1 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı

Ülkemizin tüm bölgelerinde su kaynaklarına, alıcı ortamlara yakın mesafelerde faaliyet gösteren, küçük ve büyük ölçekte büyükbaş hayvan çiftlikleri bulunmaktadır. Yetiştirilen hayvanların idrar ve dışkılarının su ile uzaklaştırılması sonucu, yüksek kirletici konsantrasyonlarına sahip atıksular oluşmaktadır.

Büyükbaş hayvan çiftlik atıksuları yüksek konsantrasyonlarda organik madde, fosfor, azot türleri ve AKM gibi kirletici türleri içermektedir. Özellikle alıcı ortamlara deşarj yapan işletmeler, söz konusu atıksuların arıtılmasında büyük sıkıntılar yaşamaktadır. KOİ ve TP parametreleri en fazla zorluk çıkaran parametreler olarak ön plana çıkmaktadır. Alıcı ortama deşarj yapan işletmelerin, sadece Biyolojik arıtma mekanizmalarını kullanarak, deşarj limitlerini sağlaması mümkün değildir. Bu yüzden fiziko-kimyasal ve biyolojik yöntemlerin birlikte kullanıldığı arıtma sistemleri kullanılması gerekmektedir. Bu bağlamda atıksu karakterizasyonun ve atıksuyun hem biyolojik hem de fiziko-kimyasal arıtılabilirliğinin belirlenmiş olması gerekmektedir.

Bu çalışma kapsamında Ömerli'de faaliyet gösteren, biyolojik atıksu arıtma tesisine sahip bir büyükbaş hayvan besi çiftliğinden kaynaklanan atıksular kullanılmıştır. Ham atıksuyun konvansiyonel karakterizasyonu, KOİ bileşenlerinin belirlenmesi ve fiziko-kimyasal arıtılabilirliği araştırılmıştır. KOİ bileşenleri, hızlı ayrışabilen KOİ($S_S$), yavaş ayrışan çözünmüş KOİ($S_{H0}$) Yavaş ayrışan partiküler KOİ ($X_S$), Çözünmüş inert KOİ($S_I$) ve partiküler inert KOİ($X_I$) bileşenlerini içermektedir. Fiziko-kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları kapsamında ise ham ve biyolojik olarak arıtılmış atıksuda, $FeCl_3$ koagülantı ve katyonik PE flokülantı kullanılarak jartestler yapılmış, KOİ ve TP parametrelerinin giderim verimleri tespit edilip, optimum koagülant dozu ve optimum pH değerleri belirlenmiştir. Ayrıca İmhoff konisi kullanılarak çökebilen katı madde miktarı belirlenmiştir.

# 2. KİMYASAL PIHTILAŞTIRMA VE YUMAKLAŞTIRMA

## 2.1 Tanımlar

Pıhtılaştırma ve yumaklaştırma, kolloidler (1-100 nm) ve askıda katı maddelerin yumaklar haline getirilmesi anlamına gelmektedir. Oluşan bu yumaklar daha sonra çöktürme ile sudan uzaklaştırılmaktadır (Türkman,2004) .

Pıhtılaştırma: Kolloidal haldeki ve askıdaki maddelerin, bazı kimyasal maddelerin ilavesi ile bir araya getirilmesi işlemidir. Bu işlem sırasında kolloidal taneciklerin etrafındaki elektriksel çift tabakanın bastırılarak destabilizasyon sağlanır. Pıhtılaştırma Latince *"Coagulare"* teriminden türetilmiştir ve *"koagulasyon"* işlemi olarak da tanımlanmaktadır(Türkman,2004).

Yumaklaştırma: Pıhtılaşmış taneciklerin yumaklar haline gelerek boyutunun büyümesi, gözle görünür ve çökebilir hale gelmesi işlemidir. Yumaklaştırma işleminde polielektrolitlerin ilavesi ile büyük organik polimerlerin adsorbsiyonu ve tanecik-polimer-tanecik köprüleri oluşumu da gerçekleşmektedir (Türkman,2004). Pıhtılaştırmanın en çok bilinen türleri şunlardır:

- **Adsorptif Elektrostatik pıhtılaştırma**: Elektrolitlerin ilavesi ile kolloidleri arasındaki elektrostatik itmelerin azaltılarak kolloidlerin destabilize edilmeleri işlemidir.

- **Adsorptif pıhtılaştırma**: Taneciklerin elektriksel yükünün yüzeyde adsorblanabilen bazı özel bileşiklerin ilavesi ile destabilize edilmesidir.

- **Köprülü pıhtılaştırma:** Uygun bazı makromolekü1 veya polielektrolit ilavesi sonucu, kolloidler ile polielektrolitler arasında köprü oluşumu yoluyla bağlanma olması ve kolloidlerin bu şekilde destabilize edilmesidir.

- **Ortak Pıhtılaştırma:** Zıt yüklü taneciklerin birleştirilmesi ile kolloidlerin pıhtılaştırılmasıdır.

- **Sürüklemeli Pıhtılaştırma:** Kolloid veya iyon halindeki kirleticilerin, metal hidroksit (Al veya Fe hidroksitler) oluşumu sonucu yumak içine alınması ve kirleticilerin sudan uzaklaştırılmasıdır.

## 2.2 Kolloidler

Homojen bir ortam içinde küçük taneciklerin dağılması sonucu meydana gelen karışıma kolloidal sistem denir.

Çevre mühendisliğinde en önemli kolloidal sistemler sıvı-katı sistemleri ve sıvı-sıvı sistemleridir. Kolloid oluşturan tanecikler, atomlar ve bazı moleküllerden büyüktürler, ancak normal filtreden geçebilirler.

Kolloidal tanecikler suya olan ilgilerine göre hidrofob (suyu sevmeyen) veya hidrofil (suyu seven) olmak üzere iki gruba ayrılırlar. Kolloidal taneciklerin boyutları çok küçük olmakla beraber özgül yüzey alanları çok geniştir. Hidrofilik tanelerin suya karşı olan ilgileri, taneciğin üzerindeki -OH-COOH ve $-NH_2$ gibi polar gruplardan ileri gelir. Elektrik yükünün bir bölgede toplanması dolayısıyla bu polar gruplar bir elektrik dipolüne sahiptirler. Bu gruplar suda çözünürler ve dolayısı ile çevrelerindeki suyu çekip üzerlerinde tutarlar. Böylece kolloidal tanecik bir su zarfı ile çevrelenir. Taneciği saran bu su zarfına hidratasyon suyu (bağlı su) denir. Bu su zarfı içinde kalmış kolloidal tanecik stabil olarak tanımlanabilir. Stabilite, partiküllerin uzun süre birbirinden ayrı kalması durumu olarak tanımlanmaktadır.

Hidrofobik kolloidal tanecikler suya karşı ilgi göstermediklerinden onları saran bir su zarfı oluşmaz. Genellikle organik kolloidler hidrofilik, anorganik kolloidler hidrofobik cinstendir. Kolloidal taneciklerin davranışları taşıdıkları elektriksel yükten etkilenir. Tanecik yüzeylerinde bulunan yükler bir elektriksel alan oluştururlar. Bu yükler *"birincil yük"* olarak tanımlanırlar ve iki nedenle oluşurlar:

- ❖ Tanecik yapısını oluşturan moleküllerin uç kısımlarındaki reaktif gruplarının ayrışması.
- ❖ Su içinde dağınık halde bulunan bazı iyonların adsorbsiyon ile colloid üzerine alınması.

Hidrofilik kolloidal tanecikler üzerindeki birincil yükler -COOH **ve** $-NH_2$ gibi grupların

ayrışması ile olur. Örneğin protein molekülleri ve onların ayrışma ürünleri molekülün zıt uçlarında karboksilik asit ve amino gruplarını içerir. Suda amino grupları hidrolize olur ve bir veya iki grup ortamın pH'ına bağlı olarak ayrışır. Belli bir pH değerinde her iki grup da iyonize olur ve molekül üzerindeki net yük sıfır olur. Bu pH'a izoelektrik nokta ve bu durumdaki moleküle de *"Zwitter iyonu"* denir.

### 2.3 Kolloidlerin Destabilizasyonu

Farklı koagülantlar kolloidlerin stabilitesini farklı yollarla bozabilirler. Uygulandığı şartlara bağlı olarak bazı maddeler koagülant veya koagülant yardımcısı maddesi olarak hareket ederler. Bazı koagülantlar kolloid destabilizasyonunu birden fazla yolla başarabilirler. Kullanılacak koagülantın seçimi bu maddelerin ne şekilde hareket ettiklerinin bilinmesi ile mümkündür(O'Melia,1972). Koloidal maddelerin taşıdıkları elektriksel yükün ortadan kaldırılarak kolloidin stabilitesinin bozulması olayı *"Kolloidlerin deslabilizayonu"* olarak tanımlanır (Türkman, 2004).

Kolloidlerin destabilizasyonu dört mekanizma ile gerçekleşmektedir ( O'Melia, 1972):

(1) Çift tabakanın sıkıştırılması

(2) Adsorbsiyon ve yük nötralizasyonu

(3) Çökelek içinde hapsetme

(4) Adsorbsiyon ve tanecikler arası köprü oluşumu

### 2.4 Atıksu Arıtımında Destabilizasyon

Atıksu arıtımında kolloidlerin destabilizasyonu. koagülantların adsorbsiyonu ile veya hidroksit ve karbonat çökelekleri içine alınma suretiyle gerçekleşir. Destabilizasyon adsorbsiyon yolu ile gerçekleştiğinde çoğunlukla adsorblanan maddeler polimerlerdir(O'Melia, 1972).

En çok kullanılan koagülantlar aluminyum ve demir tuzlarıdır( Türkman,2004). Tüm metal katyonları suda hidrate olur. Fe (3+), Al (3+). Ca (2+) ve H(+) doğal su ortamlarında iyonik halde değil, aqua kompleksler halinde mevcutturlar( O'Melia,1972).

Destabilizasyonda koagülant dozu, pH, ve kolloid derişimi en önemli etkenlerdir. Koagülasyon için gereken doz, destabilize edilecek kolloidin derişiminin bir fonksiyonudur. Böyle sistemlerde koagülant dozu ve pH önemli faktörlerdir. İzoelektrik noktanın altındaki pH değerlerinde metal hidroksitler (demir hidroksit ve alüminyum hidroksit) oluşur. pH izoelektrik altiına düştükçe ortamda pozitif yüklü metaller artmaya başlar. Böylece hem yük nötralizasyonu ile hem de aşırı dozlamadan dolayı destabilizasyon mümkün olur. A1(3+) ve Fe(3+) tuzlarının sudaki çözeltisi asidiktir.

Sonuç olarak sistemin pH'ı suyun alkalinitesine, doza ve suyun tamponlama kapasitesine bağlı olarak düşer. Pıhtılaştırma proseslerindeki yaygın uygulama kireç veya NaOH ilavesi ile suya alkalinite ilavesidir. Atıksu arıtımında derişik çamurların dehidrasyonu için yıkama veya seyreltme yolu ile ilk önce alkaliniteyi azaltmak ve ondan sonra metal koagülantı (demir(III) klorür) ilave etmek gerekir(Türkman,2004).

Su ve atıksu arıtımında dört tip kolloidal süspansiyonla karşılaşılmaktadır (O'Melia,1972).

1-*Yüksek kolloid derişimi, düşük alkalinite*: Optimum koagülant dozunun belirlenmesi durumunda arıtılması en kolay sistemdir. Destabilizasyon yük nötralizasyonu ile sağlanır.

2- *Yüksek kolloid derişimi, yüksek alkalinite*: Bu durumda destabilizasyon yine adsorbsiyon ve yük nötralizasyonu ile gerçekleşir. İyi bir giderim verimi yüksek koagülant dozlarının kullanımıyla mümkündür. Alternatif olarak süspansiyonu sulandırma imkanlarını araştırmak uygundur. Böylece alkaliniteyi seyreltmeyle azaltmak suretiyle düşük pH'da düşük koagülant dozları ile destabilizasyonu sağlamak mümkündür.

3-*Düşük kolloid derişimi, yüksek alkalinite*: Pıhtılaştırma yüksek koagülant dozu ile kolloidal tanecikleri yakalamak üzere sürüklemeli yumaklaştırma şeklinde yapılır. Alternatif olarak koagülant yardımcı maddeleri kullanılıp kolloid derişimi ve taneciklerin birbirleri ile temas hızı arttırılabilir. Adsorbsiyon yolu ile destabilizasyon ve yük nötralizasyonu düşük koagülant dozlarında sağlanabilir.

4-*Düşük kolloid derişimi, düşük alkalinite*: Pıhtılaştırma bu tür sistemlerde çok zordur. Al (+3) ve Fe (+3) tuzları tek başlarına etkili olmayabilir. Suyun pH değeri hızlı

sürüklemeli yumak oluşumunu engeller. Suya alkalinite ve/veya kolloidal tanecikler ilave ederek etkili bir pıhtılaştırma sağlanabilir.

### 2.5 Yumaklaştırmada Kullanılan Yardımcı Maddeler

Alüminyum bileşikleri pıhtılaştırma amacı ile kullanıldığında doğal sularda bulunan silisin bu işlemi kolaylaştırdığı bilinmektedir. Kireç ile yumuşatmada alüminyum veya demir tuzları, oluşan kalsiyum karbonatın tanecik büyüklüğünü arttırmak için ilave edilir. Yumaklaştırma işlemlerinde genellikle yardımcı madde olarak aktif silika ve polielektrolitler kullanılmaktadır(Türkman, 2004).

#### 2.5.1 Sentetik Organik Polimerler

Polimer, kimyasal olarak küçük alt ünitelerden veya monomerlerden o1uşan bir zincirdir. Sentetik polimerlerin çoğu sadece bir tip monomer içermektedir. Sentetik polimerlerde alt ünitelerin toplam sayısı ve dolayısıyla moleküler ağırlığı değişebilir. Polimer zincirleri lineer olabilir veya çeşitli derecelerde dallanabilir. Eğer polimerin yapısında iyonize olabilen gruplar varsa (karboksil, amino, sülfonil), polimer polielektrolit olarak tanımlanır(O'Melia,1972).

Bazı polimer türleri aşağıda verilmiştir.

1. Noniyonik polimerler

a- Polietilenoksit

b-Poliakrilamit(PAM)

2. Anyonik Polielektrolitler

a- Poliakrilik asit (PAA)

b-Hidrolize poliakrilamid (HPAM)

c- Polistiren sülfonat (PSS)

3. Katyonik Polielektrolitler

Polidialdimetilamonyum (PDADMA)

### 2.5.2 Aktif Silika

Aktif silika özellikle içme suyu arıtımında kullanılan yumaklaştırma yardımcı maddesidir. Anorganik bir bileşik olan silika, özellikle içme suyu arıtımında tehlikesiz olduğu için yüksek dozlarda kullanılabilmektedir. Pratikte aktif silika hidrosolü sodyum silikat ile asit reaktifi muamelesinden elde edilir.

# 3. KİMYASAL ÇÖKTÜRME İLE FOSFOR GİDERİLMESİ

## 3.1 Fosfor Kimyası

Fosfor, canlıların önemli yapı taşlarından biri olması nedeniyle çevrede ve biyolojik arıtma proseslerinde büyük önem taşır. Fosforun çevredeki en önemli zararlı etkisi ötrofikasyon oluşturmasıdır. Fosforun başlıca kaynakları evsel atıksular ve tarım alanı drenajıdır. Gübre endüstrileri gibi bazı kaynaklar dışında, fosforun endüstriyel kaynakları önem taşımaz (Tünay,1998).

Fosfor sularda ye atıksularda çeşitli yapılarda bulunur. Bunlar başlıca ortofosfatlar, kondanse fosfatlar ve organik fosfordur. Kondanse fosfatların düz yapıda olanları polifosfatlar, halka yapıdakileri metafosfatlar adını alır (Tünay,1998). Organik P kuvvetli oksitleyici ile, kondanse P hidroliz yolu ile ortofosfata dönüşür (Samsunlu,2006).

$$H_3P_3O_{10}^{4-} + 2H_2O \rightleftharpoons 3HPO_4^{2-} + 2H^+ \quad (3.1)$$

Hidroliz asit ortamda hızlanır. Fosfor bileşikleri metal iyonları ile çoğunlukla çözünürlüğü çok az olan tuzlar oluşturur. Kalsiyum ile $Ca(H_2P0_4)_2$, $Ca(H_2P0_4)_2.H_20$, $CaHPO_4$, $CaIHPO_4.2H_20$ ye hidroksiapatit az çözünen tuzları oluşturur. Bunlardan evsel atıksular ve çevre sularında rastlanılan koşullarda termodinamik olarak kararlı yapıya sahip kalsiyum hidroksiapatit önem taşır.

$$Ca_5(P0_4)_3(OH)(k) \leftrightharpoons 5Ca^{2+} + 3PO_4^{3-} + OH^- \quad (3.2)$$

$$K_{\text{ç}} = [Ca^{2+}][PO_4^{3-}]^3\,[OH^-] = 10^{-5,9} \quad (3.3)$$

Çözünürlük çarpımı çok düşük olan hidroksiapatit pH 8' de ve $Ca^{++}$ 60 mg/l'de 3,7x10 mg/l P fosfor çözünürlüğü sağlar(Tünay,1998). Bu durumun gerçekleşmiş olması durumunda, hem evsel atıksularda hem de çevre sularında fosfor konsantrasyonu çok düşük mertebelerde kalır ve ötrofikasyon sorunları oluşmazdı.

Ancak hidroksiapatitin çözünürlüğüne etki eden diğer faktörlerden dolayı hem atıksularda hem de çevre sularında fosfat, hidroksiapatitin kontrol ettiği çözünürlükten çok daha fazla bulunur. Olaya etki eden başlıca faktörler; kristal oluşumu ve ortamdaki diğer iyonların etkisidir.

### 3.2 Fosfor Giderilmesi

Fosfor en yaygın olarak kimyasal çöktürme yöntemi ile arıtılmaktadır. Biyolojik arıtma çerçevesinde sınırlı bir fosfor giderimi yapılabilmektedir. Bunun dışında iyon değişimi, membran prosesleri v.b. gibi ileri yöntemlerin kullanımı çok azdır (Tünay,1998). Kimyasal çöktürme ile fosfor gideriminde aşağıda sıralanan maddeler kullanılmaktadır.

1. Alüminyum tuzları
2. $Ca^{2}$ + tuzları
3. Demir tuzları

#### 3.2.1. Alüminyum Tuzları ile Çöktürme

Alüminyum sülfat fosfat gideriminde yoğun bir şekilde kullanılmaktadır. Genel olarak da alum kullanılmaktadır ( De Haas ve diğ, 2000). Alüminyum, fosfat ile reaksiyona girerek alüminyum fosfatı oluşturur.

$$AlPO_{4(k)} \leftrightharpoons Al^{3+} + PO_4^{3-} \qquad pK_{Ç} = 21 \tag{3.4}$$

Çökelme olayında fosforik asidin dengesi ile, su ve alüminyumun önemli türlerinin kompleks oluşumları etkili olur. (Tünay,1998)

$$H_3P0_4 \leftrightharpoons H^{+} + H_2PO_4^{3-} \qquad pK_{a,1} = 2,1 \tag{3.5}$$

$$H_2PO_4^{-} \leftrightharpoons H^{+} + HPO_4^{2-} \qquad pK_{a,2} = 7,2 \tag{3.6}$$

$$HPO_4^{2-} \leftrightharpoons H^{+} + PO_4^{3-} \qquad pK_{a,3} = 12,3 \tag{3.7}$$

$$Al^{3+} + H_2O \leftrightharpoons AlOH^{2+} \qquad pK_1 = 5.0 \tag{3.8}$$

$$Al^{3+} + 4H_20 \leftrightharpoons Al(OH)_4^{-} + 4H^{+} \qquad pK_2 = 21.7 \tag{3.9}$$

Bu dengeler ile belirlenen çözünürlükler uygulamada elde edilen sonuçlarla

uyumludur. Pratikte $Al(OH)_3$ pH'a da bağlı olarak $AlPO_4$ ile çöker ve $AlPO_4$ çökeltileri kristalden çok amorf yapıdadır. Teorik olarak pH *5.5'* ta oluşan minimum çözünürlük uygulamada pH 6 civarında görülmektedir. Kondanse fosforun alüminyum ile reaksiyonu ise fazla bilinmemektedir (Tünay,1998).

$AlPO_4$ için stokiometrik Al:P molar oranı 1:1 iken, pratikte karşılaşılan dozlanan alüminyum ve giderilen fosfor arasındaki gerçek oran 2:1 ile 3:1 arasında değişmektedir (Wiechers,1997).

### 3.2.2 Demir Tuzları ile Çöktürme

Kimyasal fosfor gideriminde, demir tuzları yaygın olarak kullanılmaktadır. Wiechers(1997), her iki demir tuzu formunun($Fe^{2+}$, $Fe^{3+}$) da ortofosfat ve hidroksit ile reaksiyona girdiğini belirtmiştir. Demir hidroksit, hidroksil iyonları ile ortofosfat arasında daha yavaş ilerleyen bir değişim reaksiyonu kurarak, fosfat gideriminde rol oynamış olmaktadır (Rabinowitz and Marais,1980). $Fe^{2+}$ iyonları ortofosfat ile reaksiyona girdiğinde $Fe_3(PO_4)_2.8H_2O$ bileşiğini oluştururken, $Fe^{3+}$ iyonları $FePO_4$ bileşiğini oluşturur. Hem Fe2+ hem de Fe3+ iyonları hidroksit ile reaksiyona girerek amorf yapıdaki demir hidroksit floklarını oluşturur(De Haas ve diğ,2000). $FePO_4$ ve $Fe_3(PO_4)_2$ için stokiometrik Fe:P kütle oranları sırasıyla 1:8:1 ve 2:7:1'dir (Wiechers,1997).

Demir tuzları içinde en yaygın olarak kullanılanı Fe (III) tuzlarıdır(Yeoman ve diğ,1988). Demir (III) için optimum pH *4,5-5,0* arasındadır. Demir (II) için optimum pH 8 civarında olup pH 7-8 arasında yüksek verim elde edilmektedir(Tünay,1998).

### 3.2.3 Kalsiyum ile Çöktürme

Kalsiyum ile fosfat çöktürülmesi, kireç ilavesi ile ortama hem $Ca^{2+}$ hem $OH^-$ iyonlarının temini ile hidroksiapatit ve diğer kalsiyum fosfatların çöktürülmesi ile gerçekleştirilir. Uygulamada genellikle magnezyum hidroksitin çökelme yardımcısı olarak oluşmasının yararları ve yüksek giderme verimi elde etmek üzere yüksek pH'larda (pH 10 - 11) çalışılmasına karşın pH 9 hatta daha altında da yeterli verim elde edilebilmektedir. Yüksek pH da çalışma halinde, kireç ihtiyacını fosfor konsantrasyonundan çok suyun alkalinitesi ve sertliği belirler.

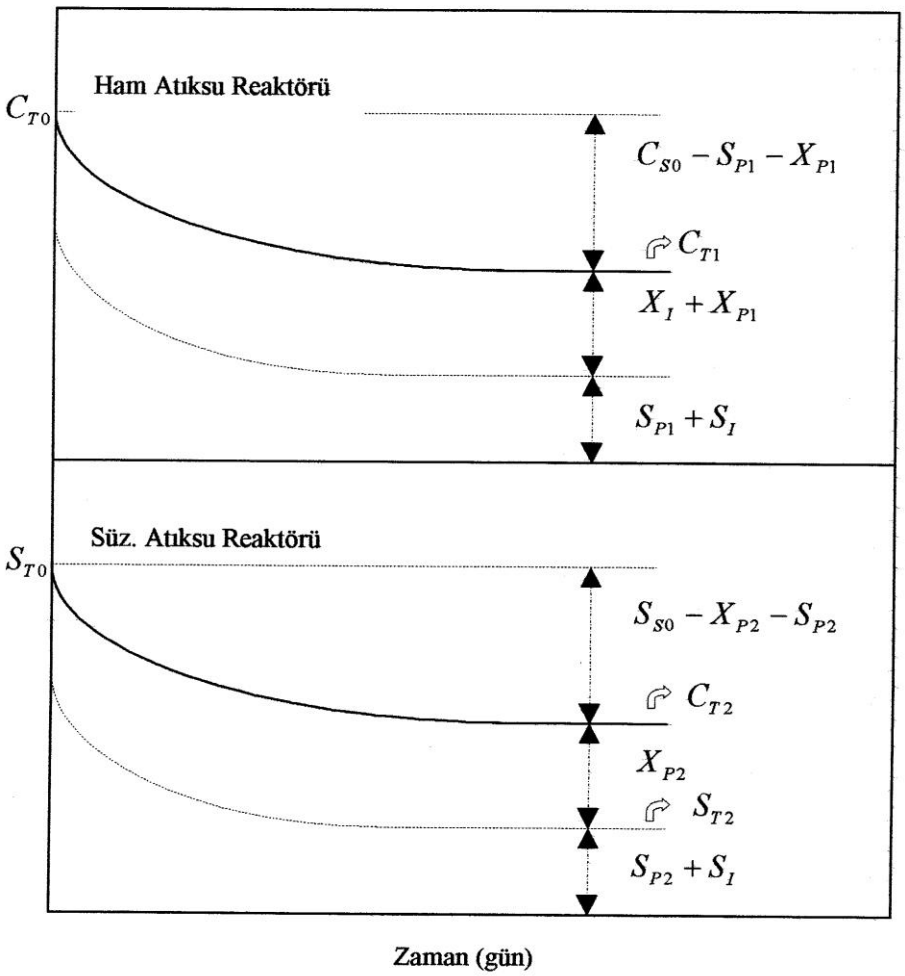
# 4.KOİ BİLEŞENLERİNİN BELİRLENMESİ

## 4.1 Çözünmüş ve Partiküler İnert KOİ Bileşenlerinin Belirlenmesi

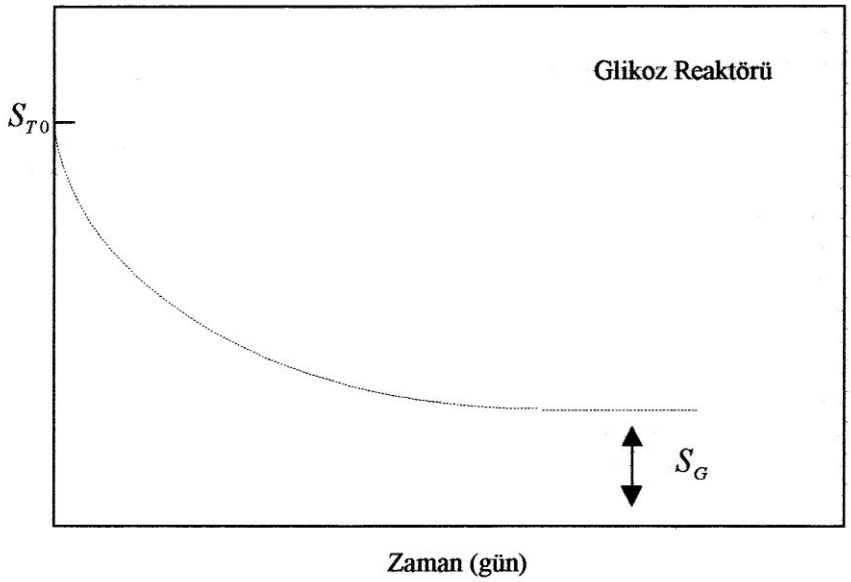
Biyolojik olarak arıtım yapan bir atıksu arıtma tesisi çıkışında toplam organik madde miktarı, partiküler inert organik maddeler($X_I$), çözünmüş inert organik maddeler($S_I$), mikrobiyal metabolik aktivite sonucu ortaya çıkan çözünmüş inert Mikrobiyal ürünler ($S_P$) ve partiküler inert mikrobiyal ürünlerden ($X_P$) meydana gelmektedir. Yüksek konsantrasyonlarda organik madde içeriğine sahip atıksularda çözünmüş KOİ bi1eşen1eri, biyolojik arıtma performansını etkileyen en önemli parametrelerden biridir. Öyle ki çoğu kez öngörülen deşarj standartlarına ulaşılmasını engelleyen en önemli faktördür.

Birçok araştırmacı bu noktaya değinmiş ve bir atıksu arıtma tesisine beslenen atıksuyun çözünmüş inert organik madde içeriğinin ($S_I$) öneminin altını çizmiştir. Çözünmüş organik madde bi1eşeninin belirlenebilmesi için birçok farklı yöntem geliştirilmiştir. Ekama ve dig. (1986), arıtma tesisi girişindeki çözünmüş inert KOİ ($S_I$) konsantrasyonunun tesis çıkışındaki toplam çözünmüş KOİ konsantrasyonuna eşit olacağını öne sürmüşlerdir. IAWPRC Task Grubu, nihai çözünmüş kalıcı KOİ ($S_R$) konsantrasyonunun girişteki çözünmüş inert KOİ ($S_1$) konsantrasyonuna eşit olduğu varsayımından yola çıkarak, kesikli reaktörden elde edilen numunelerin çözünmüş KOİ konsantrasyonları değişmeden kaldığında, atıksuyun çözünmüş inert KOİ ($S_I$) içeriğinin belirlendiği bir yöntem geliştirmiştir. Ancak bu yöntemlerde mikrobiyal faaliyetler sonucu ortaya çıkan inert mikrobiyal ürünlerin(Sp) çözünmüş inert organik maddelerden($S_I$) ayırt edilmemiş olmaması, bu yöntemlerin zayıf kalmasına neden olmaktadır. Literatürdeki birçok çalışmada mikrobiyal faaliyetler sonucu ortaya çıkan ürünler biyolojik olarak ayrışamadığı iddia edilmekle birlikte, bir kısım çalışmalarda çözünmüş mikrobiyal ürünlerin yavaş da olsa biyolojik olarak ayrışabildiği belirtilmiştir.

İnert mikrobiyal ürünler ve girişteki çözünmüş inert organiklerin ayrı olarak belirlenmesine imkan veren, zamana karşı KOİ ölçümüne dayanan yöntem Kappeler ve Gujer,(1992) ve Orhon ve diğ., (1994), tarafından geliştirilmiştir. Bu yöntem önceki yöntemlerin zayıf kaldığı inert mikrobiyal ürünlerin ($S_P$) belirlenememesi sorununu ortadan kaldırmıştır. Bu geliştirilen yöntemde ham atıksu reaktörü, süzülmüş atıksu reaktörü ile süzülmüş atıksuya eşdeğer konsantrasyonda KOİ içeren glikoz reaktörü kullanılır. Önceden aklime olmuş az miktarda (10-50 mg UAKM/L) biyokütle her üç reaktöre de ilave edilir. Toplam ayrışabilen substratın tüketilmesi ve tüm biyokütlenin mineralize olması sonucunda, zaman karşı yürütülen KOİ deneylerinde elde edilen değerler sabit bir minimum değere ulaşmaktadır. Şekil 4.l ve 4.2'de üç reaktörde ortaya çıkan zamana karşı KOİ konsantrasyonlarının değişimi verilmiştir (Orhon ve diğ., 1999). Bu yöntem uyarınca elde edilen bağıntılar aşağıda verilmiştir.




**Şekil 4.1** Ham Atıksu Reaktörü ve Süzülmüş Atıksu Reaktörü İnert KOİ Profilleri




**Şekil 4.2** Glikoz Reaktörü İnert KOİ Profili

$$Y_{SP} = \frac{(S_P)_G}{S_{G_1}} \tag{4.1}$$

$$Y_{SP} = f_{ES}\, Y_H \tag{4.2}$$

(4.2) numaralı bağıntıda $f_{ES}$ çekilip, $Y_{SP}$ yerine (4.1) numaralı bağıntı konulursa; (4.3) numaralı bağıntı elde edilir.

$$f_{ES} = \frac{(S_P)_G}{Y_H S_{G1}} \tag{4.3}$$

$$S_{T2} = S_{P2} + S_{I1} \tag{4.4}$$

$$S_{P2} = Y_{SP}(S_{T1} - S_{I1}) \tag{4.5}$$

$$S_{P2} = f_{ES} Y_H (S_{T1} - S_{I1}) \tag{4.6}$$

(4.5) ve (4.6) bağıntıları kullanılarak (4.7) bağıntısı elde edilir.

$$f_{ES} Y_H (S_{T1} - S_{I1}) = S_{T2} - S_{I1} \tag{4.7}$$

$$f_{ES} Y_H S_{T1} - f_{ES} Y_H S_{I1} = S_{T2} - S_{I1} \tag{4.8}$$

$$S_I - f_{ES} Y_H S_{I1} = S_{T2} - f_{ES} Y_H S_{T1} \quad (4.9)$$

$$S_{I1}(1 - f_{ES} Y_H) = S_{T2} - f_{ES} Y_H S_{T1} \quad (4.10)$$

$$S_{I1} = \frac{S_{T2} - f_{ES} Y_H S_{T1}}{1 - f_{ES} Y_H} \quad (4.11)$$

Süzülmüş atıksu ile beslenmiş deney düzeneğinde kalan partiküler KOİ, sistemde mikrobiyal aktivite sonucu oluşan partiküler metabolik ürünlerden $(X_P)_2$ oluşmaktadır. $f_{EX}$ parametresi aşağıdaki denklemler yardımıyla hesaplanabilmektedir.

$$(X_P)_2 = f_{EX}\, Y_H\, C_S \quad (4.12)$$

$$Y_{XP} = f_{EX}\, Y_H = \frac{(X_P)_2}{S_{S_1}} \quad (4.13)$$

$$(X_P)_2 = Y_{XP}\,(S_{T1} - S_{I1}) \quad (4.14)$$

$$f_{EX} = \frac{(C_T)_2 - (C_T)_2}{Y_H (S_{T_1} - S_{I_1})} \quad (4.15)$$

Ham atıksu ile beslenen reaktörde, deneyin sonucunda reaktörde kalan partiküler KOİ, $(X_T)_1$ atıksudaki partiküler KOİ, $X_{I1}$ ile çoğalma ve içsel solunum süreçleri sonucu oluşan partiküler metabolik ürünlerin toplamına eşittir.

$$(X_T)_1 = (C_T)_1 - (S_T)_1 = X_{I1} + (X_P)_1 \quad (4.16)$$

$$C_{S1} = C_{T1} - X_{I1} - S_{I1} \quad (4.17)$$

$$(X_P)_1 = f_{EX} Y_H (C_{T1} - X_{I1} - S_{I1}) \quad (4.18)$$

$$X_{I1} = \frac{(X_T)_1 - f_{EX} Y_H (C_{T_1} - S_{I_1})}{(1 - f_{EX} Y_H)} \quad (4.19)$$

### 4.2 Kolay Ayrışabilen KOİ ($S_S$) Bileşeninin Belirlenmesi

Kolay ayrışabilen organikler, uçucu yağ asitleri, basit karbonhidratlar, alkoller ve aminoasitler gibi çözünmüş bileşiklerden oluşur. Bu bileşikler hücre sentezi için doğrudan absorbe edilebilirler. Son dönemlerde geliştirilen matematik modellerde, kolay ayrışabilen KOİ bileşeni heterotrofik çoğalma için geliştirilen kinetik

modellerde hız kısıtlayıcı parametre olarak kabul edilmektedir.

Kolay ayrışabilen KOİ bileşeni, respirometrik ölçümler vasıtasıyla belirlenir. Respirometrik ölçümler sürekli veya kesikli reaktörler kullanılarak, aerobik ya da anoksik koşullar altında gerçekleştirilir. Kesikli reaktör kullanılarak, aerobik koşullar altında gerçekleştirilen ölçümlerde Oksijen Tüketim Hızı (OTH) ölçülür. Oksijen Tüketim Hızı(OTH) parametresi birim reaktör hacmi başına, birim zamanda tüketilen oksijen miktarını göstermektedir. Ekama ve diğ. (1986),'e göre maksimum çoğalma hızını etkileyen kolay ayrışabilen substratın tamamen tükenmediği 1-3 saatlik süreçte baş1angıç OTH değeri sabit kalmaktadır. Kolay ayrışabilen organik maddenin tükenmesini müteakip, atıksu içinde kalan organik maddeler hidroliz aşamasına girer. Hidroliz hızına bağlı olarak Okisjen Tüketim Hızı (OTH) daha düşük seviyelere gerilemektedir.

$$\frac{\Delta S_s}{\Delta t} = -(1 - f_x Y_H)\frac{C_{S_1} - C_S}{\Delta t} - (1 - fE) b_H f_X X_H \tag{4.20}$$

$$\frac{dX_H}{dt} = \mu_H X_H \tag{4.21}$$

$$\frac{dX_H}{dt} = Y_H \frac{dS_S}{dt} \tag{4.22}$$

(4.21) ve (4.22) bağıntılarından (4.23) numaralı bağıntı elde edilir.

$$\frac{dS_S}{dt} = \frac{1}{Y_H}\mu_H X_H \tag{4.23}$$

$$\frac{dS_S}{dt} = \frac{(C_{S_1} - C_S)}{\Delta t} \tag{4.24}$$

(4.23) ve (4.24) bağıntılarından (4.25) bağıntısı türetilir.

$$\frac{(C_{S_1} - C_S)}{\Delta t} = \frac{1}{Y_H}\mu_H X_H \tag{4.25}$$

(4.20) ve (4.25) bağıntıları kullanılarak (4.26) numaralı bağıntı elde edilir.

$$\frac{\Delta S_s}{\Delta t} = \underbrace{-(1 - f_x Y_H)\frac{1}{Y_H}\mu_H X_H}_{\text{2. kısım}} \underbrace{- (1 - fE) b_H f_X X_H}_{\text{1. kısım}} \tag{4.26}$$

(4.26) bağıntısında ilk kısım çoğalmayı, ikinci kısım ise içsel solunumu ifade etmektedir. (4.26) denklemi basitleştirilerek (4.27) denklemi edilir.

$$\frac{\Delta S_s}{\Delta t} = -(1 - f_x Y_H) \frac{1}{Y_H} \mu_H X_H \tag{4.27}$$

$OTH = -\frac{\Delta S_s}{dt}$ bu durumda, (4.28) denklemi elde edilir.

$$OTH = (1 - f_x Y_H) \frac{C_{S_1} - C_S}{\Delta t} \tag{4.28}$$

Oksijen Tüketim Hızı birim zamanda birim, reaktör hacmi başına tüketilen oksijen miktarı olduğu tanımına göre (4.29) denklemi yazılır.

$$OTH = \frac{OT}{\Delta t} \tag{4.29}$$

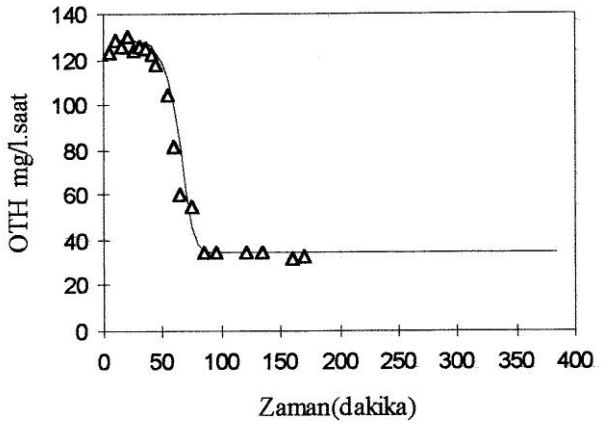
$$\frac{OT}{\Delta t} = (1 - f_x Y_H) \frac{dS_S}{dt} \tag{4.30}$$

$$OT = (1 - f_x Y_H) \int_0^t \frac{dS_S}{dt} \Delta t \tag{4.31}$$

$$\frac{OT}{1 - f_x Y_H} = \int_0^t \frac{dS_S}{dt} \Delta t \tag{4.32}$$

$$S_{S1} = \frac{\Delta O}{1 - f_X Y_H} \tag{4.33}$$

ΔO değeri Şekil 4.3'deki OTH profili altında kalan alanı göstermektedir. Buna göre çoğalma aşamasında OTH profili Kolay ayrışabilir KOİ üzerinde yatay bir seyir izlediği, Kolay ayrışabilir KOİ'nin tükenmesine yakın azalmaya başladığı görülmektedir. Kolay ayrışabilir KOİ'nin tükenmesinin ardından, geriye kalan organiklerin hidrolizi aşamasında yine yatay bir görünüm aldığı görülmektedir.




**Şekil 4.3** OTH Profili

### 4.3 Yavaş Ayrışan Çözünmüş ($S_{H1}$) ve Partiküler ($X_{S1}$) KOİ Bi1eşenlerinin Belirlenmesi

Yavaş ayrışan organik madde hidrolize uğrayarak kolay ayrışan substrata dönüşür. Yavaş ayrışan organik maddeler kapsamına yüksek moleküler ağırlığa sahip partiküler veya çözünmüş formdaki organik maddeler de girmektedir. Yavaş ayrışan organiklerin partiküler ve çözünmüş formları, yavaş ayrışan çözünmüş organik madde ($S_{H0}$) ve yavaş ayrışan partiküler organik madde ($X_{S0}$) şek1inde isimlendirilmektedir. Çözünmüş formdaki organik madde içeriği (4.34) denklemi ile ifade edilebilir.

$$S_{T1} = S_{S1} + S_{H1} + S_I \tag{4.34}$$

Denklemden $S_{H0}$ çekilirse yavaş ayrışan çözünmüş organik madde bileşeni denklem (4.35)deki gibi ifade edilir.

$$S_{H1} = S_{T1} - S_{S1} - S_I \tag{4.35}$$

Giriş akımındaki ham atıksudaki bileşenler ise aşağıda belirtildiği gibi verilebilmektedir.

$$C_{T1} = S_{S1} + S_{H1} + S_I + X_{S1} + X_I \tag{4.36}$$

(4.34) bağıntısı (4.36) bağıntısı ile beraber yazılırsa;

$$C_{T1} = S_{T1} + X_{S1} + X_I \tag{4.37}$$

Denklemi elde edilir. Buradan $X_{S1}$;

$$X_{S1} = C_{T1}-(S_{T1}+X_I) \quad (4.38)$$

Şeklinde hesaplanabilmektedir.

# 5. BÜYÜKBAŞ HAYVAN ÇİFTLİLERİNDE ATIKSU YÖNETİMİ

## 5.1 Literatür Özeti

Atıksu karakterizasyonu bir arıtma prosesinin tasarlanmasında öncelikli öneme sahiptir. Evsel atıksular farklı yerleşim birimlerinde de olsa genellikle benzer konsantrasyonlarda kirletici içeriğine sahiptir. Yalnızca endüstrilerden gelen atıksu akımları nedeniyle değişiklikler yaşanmaktadır. Çiftlik atıksularının organik bileşenleri ve besi maddesi içeriği boyut ve hayvanların beslenmesine göre değişmektedir. Ayrıca, çiftlik atıksularının içeriği önemli derecede atık uzaklaştrma yöntemine ve kullanılan katı madde ayırma sistemine göre değişmektedir. Çiftlik hayvanlarının ürettiği atığın susuzulaştırma işleminden önceki hali "dışkı" olarak isimlendirilmektedir. Literatürde çiftlik atıksularına dair verilerin çoğu "dışkı" olarak verilmektedir.

Bazı araştırmalarda ise hayvan dışkısının susuzlaştırılması incelenmiştir. Holmberg ve diğ. farklı debilerde ve farklı elek aralıklarında susuzlaştırılan domuz çiftliği atıksuyunu incelemiştir. Çalışmalar sonucunda geniş bir araklıkta değişen farklı çıkış değerleri elde etmiştir. Organik katı madde giderimi % 14 ile %70 arasında, azot giderimi %2,5 ile % 50,9, ve fosfor giderimi %2,5 ile %58,9 arasında değişmiştir. Powers (1993) çitlik atıksularında, çöktürme sonucu elde edilen giderim verimlerini belirlemiştir. Katı madde giderimi %65 azot giderimi ise % 40 olarak verilmiştir. Amuda (2006) büyükbaş hayvan çiftliğinden kaynaklanan atıksuları incelemiş ve karakterizasyonunu çıkarmıştır.

**Tablo 5.1** Büyükbaş hayvan çiftliğinden kaynaklanan atıksu karakterizasyonu (Amuda, 2006)

| Parametre | Ham Atıksu | 24 sa çöktürülmüş atıksu |
|---|---|---|
| AKM, mg/l | 4350 | 1523 |
| KOİ, mg/l | 19945 | 13820 |
| $BOİ_5$, mg/l | 14370 | 13102 |
| TP | 720 | 490 |
| TKN, mg/l | 280 | 110 |
| Yağ, mg/l | 47 | 46 |
| pH | 6,7 | 6,6 |

Çiftlik atıksularının arıtımında biyolojik, kimyasal ve fiziksel prosesler kullanılmaktadır. Çiftlik atıksularının arıtımında kullanılan sistemler seçilirken gübre içeriğinin yeniden kullanılması, geri kazanılması, toprak, hava ve suyun korunması ön planda tutulmaktadır. Over time, however, Toprak, su ve hava kalitesinin korunması amacı zamanla toksik maddelerin kontrolü, besi maddelerinin yönetimi ve hava kalitesi üzerinde artan endişeler olarak gelişmiştir. Koku, amonyak ve hidrojen sülfür salınımı, metan ve diğer gazların oluşumu ve tozların koku taşıma potansiyeli ile biyokütle üretimi en önemli konular olarak ön plana çıkmaktadır.

Hayvan dışkısının değerli içeriğinin kullanılması da son zamanlarda ilgi çeken konuların başında gelmektedir. Çiftlik atıksuları için kullanılan arıtma sistemleri ve alternatif teknolojiler toprak, su ve hava kaynakları için yeterli korumayı sağlayabilmesine göre seçilmektedir.

Çiftlik atıksularının arıtımında kullanılan bir çok sistem aynı zamanda evsel atıksuların ve farklı endüstriyel atıksuların arıtımında da kullanılmaktadır. Bu teknolojiler katı maddenin ve besi maddesinin giderilmesi için temel prensipleri kullanmaktadır. Bu yüzden, çitlik atıksu arıtımının temel prensiplerini anlamak, hedeflenen ihtiyaçları karşılayacak en uygun sistemei seçmek için çok önemlidir.

**Katı madde giderimi**

*Çöktürme*

Attıksu arıtımında kullanılan proseslerden biri katı maddelerin yerçekimi yardımıyla giderilmesidir. Çökebilen katı maddeler ve biyolojik arıtmada oluşan biyokütleler, akım hızının katı maddelerin askıda kalmasına izin vermeyecek ölçüde düşürülmesi sonucu giderilebilmektedir. Yüksek miktarda katı madde içeriğine sahip atıksuların arıtılmasında çöktürme prosesi büyük faydalar sağlamakta ve takip eden proseslerin yüksek organik yüklemelere maruz kalmasını engellemektedir. Bu fiziksel proses ayrıca pompa ve borularda yaşanan tıkanma sorunlarının azaltılmasına da yardımcı olmaktadır.

Mekanik Giderim

Çiftlik atıksularının katı madde içeriğinin azaltılması için bir çok mekanik ekipman geliştirilmiştir. Bu giderim teknolojileri basit eğimli ızgaraları, kendinden temizlemeli ızgaraları, presleri, santrifüjleri içermektedir. Bu tip seperatörler hayvan dışkısının susuzlaştırılması için kullanılmakta ve karbon, azot ve fosfor yüklerini azaltmaktadır. Ayrılan katı maddeler bir konteynırda toplanmakta ve böylece uzaklaştırılması kolaylaşmaktadır.

Flokülasyon

Katı madde, fosfor ve diğer askıda ve çözünmüş formdaki maddelerin giderimi katı madde giderim sisteminin girişine kimyasal maddeler eklenerek sağlanabilmektedir. Bu kimyasallar evsel atıksu arıtımında da kullanılan alum, kireç, demir tuzları, polimerler olarak sıralanabilir. En az kimyasal madde sarfiyatı ile iyi bir karışım sağlanarak en yüksek giderim verimini ve en az çamur miktarını sağlamak amaçlanmaktadır.

**Havalandırma**

Bir atıksu arıtma tesisinde havalandırma sistemi yaygın olarak ön katı madde giderim sisteminin ardından gelmektedir. Havalandırma ile genellikle organik maddenin giderilmesi amaçlanmaktadır. Havalı arıtma sistmeleri azot ve fosforun mikrorganizma bünyesine alınarak düşük oranlarda da olsa giderilmesine imkan vermektedir. Mikroorganizmalar yaklaşık olarak %50 oranında karbon, %10 oranında azot ve %1 oranında fosfor içermektedir. Atıksuya hava sağlamak amacıyla

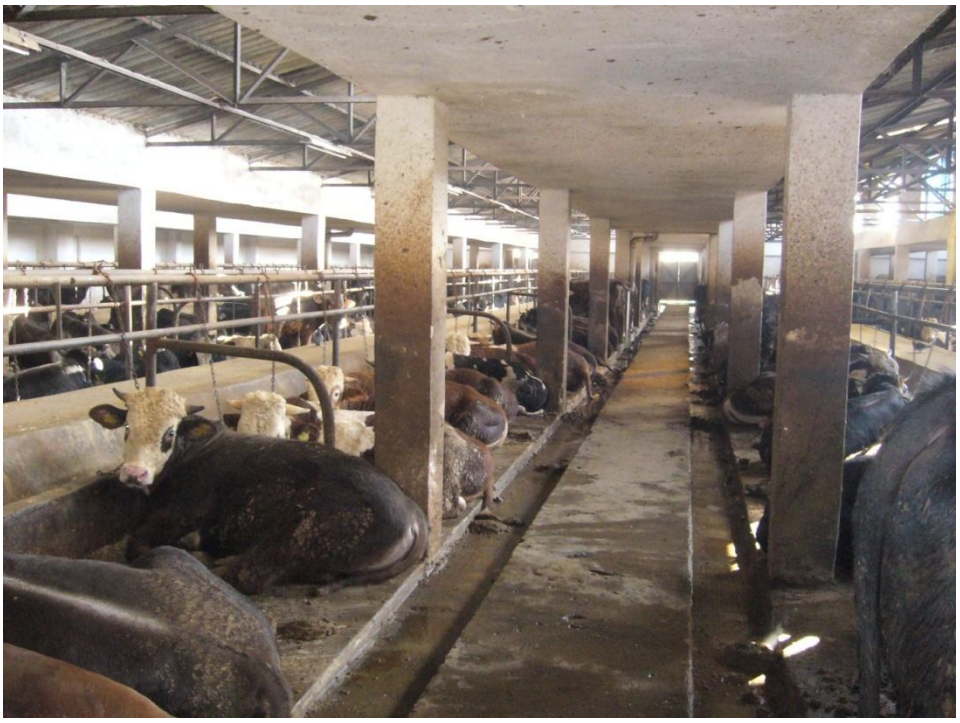
yüzeysel havalandırıcılar ve hava körükleri gibi çeşitli havalandırma ekipmanları kullanılmaktadır. Uygun havalandırıcılar seçilerek tüm reaktörün havalanması ve karıştırılması sağlanabilir. Ayrıca havalandırıcılarının güçleri sınırlı tutularak yalnızca yüzeye yakın kısımlar havalandırılır ve reaktörün alt kısmında havasız koşullar oluşturulabilir. Böylece katı maddelerin havasız ortmda parçalanması ve üst kesimlerde havalandırma sayesinde hem amonyak ve karbon giderimi hem de koku sorununun ortaya çıkmaması sağlanabilmektedir.

## 5.2 İşletmenin Tanıtımı

Bu çalışmada, Ömerli Riva Deresi kenarına yerleşmiş, büyükbaş hayvan besiciliği üzerine faaliyet gösteren, Tayyib Besi Çiftliği incelenmiştir. Çiftlikte 3000 büyükbaş hayvan yetiştirme kapasitesi mevcuttur. Hayvanlar kapalı ahırlarda yetiştirilmektedir. Buzağı dönemini geçirmiş hayvanlar satın alınarak, istenilen seviyede ağırlığa ve et verimine ulaşana dek beslenmekte ve daha sonra İstanbul'un çeşitli yerlerindeki kesimhanelerde kesilmektedir. Çiftlik bünyesinde 10 adet ahır, 2 adet karantina bulunmaktadır. Yaklaşık 20 kişilik bir insan gücü, yem hazırlanması, yemlerin hayvanlara verilmesi ve ahırların temizliği için çalışmaktadır.

## 5.3 Atıksu Oluşumu ve Arıtımı

Hayvanların katı ve sıvı atıkları suyun itme gücü kullanılarak ahırlardan uzaklaştırılmakta ve bir dengeleme kanalına alınmaktadır. Yetiştirilen büyükbaş hayvanların katı ve sıvı formdaki dışkıları ve yıkama sularından oluşan, mevsimsel değişiklikler olmakla birlikte, tesiste ortalama 100 $m^3$/gün debide atıksu üretilmektedir. Bu atıksular katı gübre ile atıksuyun ayrılmasını sağlayan bir santrifüj seperatörden geçirilmektedir. Seperatörden çıkan atıksular ise mevcut biyolojik atıksu arıtma tesisine verilmektedir.



**Şekil 5.1** Tayyib Besi Çiftliği Ahırlarından Bir Görünüm

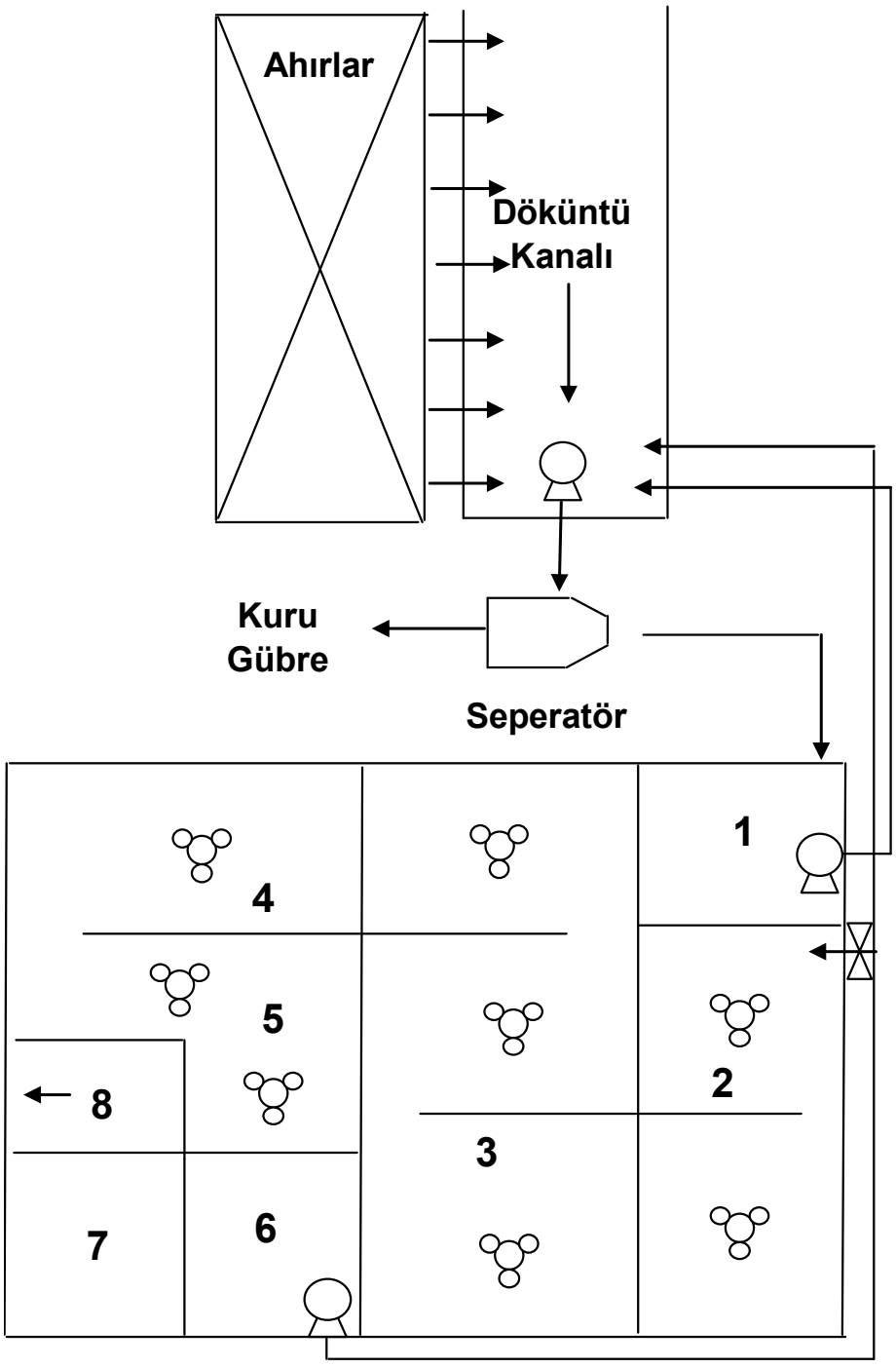
Tesise giren atıksuyun kirlilik karakteri büyük değişiklikler göstermektedir. Başlıca nedenler aşağıda sıralanmıştır.

1. Yağmur suyu hatlarının dengeleme tankına bağlanmış olmsaı ve yoğun yağışlı dönemlerde atıksu seyrelmektedir.
2. Ahırlarda çalışan insan gücü, su tüketiminde büyük farklılıklar göstermektedir.
3. Ahır yıkamada zaman zaman yoğun deterjan kullanılması, özellikle fosfor konsantrasyonlarında büyük salınımlar yaşanmasına sebep olmaktadır.
4. Ahırlardaki büyükbaş hayvan sayıları satış ve ölümler nedeniyle değişkenlikler göstermektedir.
5. Hayvan sayısının sabit kaldığı dönemlerde, hayvanların beslenmesiyle birlikte kilolarında ve doğal olarak dışkı miktarlarında artış yaşanmaktadır.

Tesis girişinde bulunan dengeleme tankı debi dengelenmesini sağlamaktadır ancak kirlilik konsantrasyonları dengeleme tankına rağmen büyük salınımlar göstermektedir.

Atıksu arıtma tesisi dengeleme havuzu, santrifüj seperatör, ön çökeltim havuzu, havalandırmalı lagün ve son çökeltim havuzundan oluşmaktadır. Havalandırmalı Lagünlerde yüzeysel havalandırıcılar kullanılmakta, ön çökeltim çamuru ve fazla

biyolojik çamur havuz tabanlarından pompalar vasıtasıyla dengeleme tankına(döküntü kanalı) verilmektedir. Şekil 5.1'de Arıtma tesisinin şematik planı verilmiştir.




**Şekil 5.2** Tayyib Besi Çiftliği Atıksu Arıtma Tesisi Şematik Planı

1. Ön Çökeltim Havuzu
2. Aerobik Havalandırmalı Lagün
3. Aerobik Havalandırmalı Lagün
4. Fakültatif Havalandırmalı Lagün
5. Fakültatif Havalandırmalı Lagün
6. Son Çökeltim Havuzu
7. Son Çökeltim Havuzu
8. Deşarj Havuzu



**Şekil 5.3** Dengeleme Havuzunun(Döküntü Kanalı) Önden Görünüşü



**Şekil 5.4** Gübre Seperatörünün Bulunduğu Kulenin Görünümü

### 5.4 Arıtılmış Atıksuyun Deşarjı ve Yeniden Kullanımı

Atıksu arıtma tesisinden çıkan arıtılmış su, çiftlik sınırını oluşturan Riva deresine verilmek istenmektedir. Ancak mevcut durumda, büyükbaş hayvan çiftlikleri için SKKY'de belirtilen alıcı ortama deşarj standartları sağlanamadığı için deşarj yapılamamaktadır. Tablo 5.1'de mevcut atıksu arıtma tesisinden çıkan arıtılmış atıksu karakterizasyonu verilmiştir. Arıtılmış atıksu karakteri büyük salınımlar göstermektedir, bunun başlıca iki nedeni bulunmaktadır.

1. Tesis giriş atıksuyu kirlilik konsantrasyonlarındaki büyük salınımlar
2. Tesis içinde yaşanan arızalar

**Tablo 5.2** AAT çıkış atıksuyu karakterizasyonu

| | | |
|---|---|---|
| KOİ | 400 - 1500 | mg/l |
| AKM | 150 - 1200 | mg/l |
| $NH_4$-N | 0 - 3,5 | mg/l |
| $PO_4$-P | 30 - 100 | mg/l |
| pH | 7 - 7,5 | |

Tesisten çıkan arıtılmış sular, çiftlik sınırları içinde bulunan tarlaların sulanmasında kullanılmaktadır. Sulama dışında ise ahırların temizliği için yeniden kullanılmaktadır.

**Tablo 5.3** SKKY'de Büyükbaş Hayvan Çiftlikleri için Öngörülen Deşarj Limitleri

| PARAMETRE | BİRİM | KOMPOZİT NUMUNE 2 SAATLİK | KOMPOZİT NUMUNE 24 SAATLİK |
|---|---|---|---|
| KİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI (KOİ) | (mg/L) | 500 | 400 |
| ASKIDA KATI MADDE (AKM) | (mg/L) | 200 | 150 |
| AMONYUM AZOTU ($NH_4$-N) | (mg/L) | 20 | 15 |
| FOSFAT FOSFORU($PO_4$-P) | (mg/L) | 3 | 2 |
| pH | - | 6-9 | 6-9 |

# 6. DENEYSEL ÇALIŞMALAR

Bu çalışma kapsamında yürütülen deneysel çalışmaların tamamı İTÜ Çevre mühendisliği Merkez Laboratuarında yürütülmüştür. Deneysel çalışmalar üç ana başlık altında yürütülmüştür.

- Konvansiyonel karakterizasyon çalışmaları
- KOİ bileşenlerinin belirlenmesi
- Fiziko-kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları

## 6.1 Konvansiyonel Karakterizasyon Çalışması

Söz konusu büyükbaş hayvan çiftliği atıksu arıtma tesisi giriş ve çıkışından alınan atıksu numuneleri üzerinde yapılan deneysel ça1ışma1ar kapsamında; tüm analizler, Standart Yöntemler'de (APHA ve diğ., 1998) belirtildiği şeki1de yapılmıştır. Atıksu numuneleri *0.45* µm gözenek çapındaki filtreler kullanılarak süzülmüş ve çözünmüş formdaki atıksu numuneleri elde edilmiştir.. Askıda katı madde (AKM) ve uçucu askıda katı madde (UAKM) parametrelerinin analizi gerçekleştirilirken, AP4O cam elyaf filtre kullanılmıştır.

## 6.2 KOİ Bileşenlerinin Belirlenmesi

KOİ bileşenlerinin belirlenmesi için yapılan çalışmalarda söz konusu Atıksu Arıtma Tesisi girişinden alınan numuneler kullanılmıştır. İnert KOİ bileşenlerinin belirlenebilmesi için ham atıksu reaktörü ve süzülmüş atıksu reaktörü kullanılmıştır. Yavaş ve hızlı ayrışan KOİ bileşenlerinin belirlenmesi için Respirometre cihazı kullanılarak Oksijen Tüketim Hızı ölçümleri gerçekleştirilmiştir.

.

### 6.2.1. Kesikli Reaktörlerin İşletilmesi

İki kesikli reaktörden birincisine iki litre ham atıksu, ikincisine ise; 0,45 µm'lik filtreden geçirilmiş iki litre süzülmüş atıksu konmuştur. İki reaktöre de biyokütle konsantrasyonu 150 mg AKM /l olacak şekilde, söz konusu atıksu arıtma tesisinden alınan biyolojik çamurdan eklenmiştir. Yine her iki reaktöre de meydana gelebilecek nitrifikasyonu engellemek üzere yeterli miktarda Formula 2533 (HACH Company) nitrifikasyon inhibitörü eklenmiştir. Yaklaşık iki buçuk aylık bir süreçte zamana karşı toplam ve çözünmüş KOİ konsantrasyonları ölçülmüştür. Yapılan her ölçüm öncesi, bir önceki ölçümde tespit edilmiş olan ancak buharlaşma nedeniyle azalan su seviyesi, dinlendirilmiş şebeke suyu ile tamamlanmıştır.



**Şekil 6.1** İnert KOİ Bileşenlerinin Belirlenmesi için Kullanılan Ham ve Süzülmüş Atıksu Reaktörleri

### 6.2.2 Respirometrik Analizler

Yapılan bütün OTH ölçümleri Manotherm RA 1000 respirometre cihazında gerçekleştirilmiştir.

RA 1000 respirometre cihazı *5* litrelik pileksi-glas malzemeden yapılmış bir ana reaktör ve oksijen tüketim hızının ölçüldüğü bir hücreden meydana gelmektedir. Respirometrenin iç hücresi tamamıyla kapalı *0.75* litrelik bir hücre, çözünmüş

oksijen ölçüm probu, 4 adet selonoid vana, bin numune pompası ve kontrol ünitesinden oluşmuştur.

Ölçüm yapılırken dikkat edilecek hususlar;

- Ana reaktör içindeki havalandırma ve karıştırmanın yeterli seviyede olması
- Çıkış $O_2$ değerinin >2 mg/l olması
- Respirasyon hücresi içinde hava balonu kalmamış olması
- Numune pompası üzerindeki devir sayısı (46-48)
- Respirasyon hücresinin sirkülasyon pompasının çalışıyor olması
- pH ve sıcaklık kontrolü

şeklinde sıralanabilir.

Respirometredeki ölçüm esası, tam karışımlı havalandırılan ana reaktörden numuneyi yine tam karışımlı ve tam dolu bir hücreye alıp giriş ve çıkış oksijen konsantrasyonlarını ölçmeye dayanır. Solunum hızı;

$$r_t = \frac{Q}{V}(C - y) \qquad \text{[mg/l/sa]}$$

ifadesiyle hesaplanmaktadır. Burada birim saatte numunenin birim hacmi başına tüketilen oksijen miktarı ölçülmektedir. [ mg $O_2$/l/s]

$r_t$ = t anındaki solunum hızı [ mg $O_2$/l/s]

V = hücre hacmi [ l ]

Q = numunenin akış hızı [l/saat]

C(t) = t anındaki girişteki oksijen kons. [mg/l]

y(t+th) = t+th anındaki cıkıştaki kons. [mg/l]

th = hücrede ortalama numunenin kalış süresi [s]

Yapılan respirometrik deneyler esnasında mevcut olabilecek azot ve fosfor eksikliğini ortadan kaldırmak için tampon özelliğe sahip çözelti A ve çözelti B'den 1000 mg KOİ için 10 ml ilave edilmiştir (O'Connor, J.T., 1972). Aktif çamur, atıksu ilavesinden önce, ilk ölçümde ani oksijen düşüşü olmaması için birkaç dakika havalandırılmıştır.

Respirometrik ölçümlerde kullanılan heterotrofik biyokütle, laboratuar şartlarında

200 ml atıksuya 400 ml biyokütle ve 2450 ml su ilave edilerek, çamur yaşı ($\theta_X$) 20 gün olan, F/M oranı 0,3 mg KOİ/mg UAKM gün olacak şekilde beslenmiş ve atıksuya alıştırılmıştır.




**Şekil 6.2** OTH Ölçümlerinin yapıldığı Respirometre Cihazının Görünümü

### 6.3 Fiziko-Kimyasal Arıtılabilirlik Çalışmaları

Fiziko-kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları iki başlık altında yürütülmüştür. Bunlardan birincisi olan fiziksel arıtılabilirlik çalışmalarında atıksuyun çökelme özelliği irdelenmiştir. İkincisi olan Kimyasal arıtılabilirlik çalışmalarında ise; koagülasyon-flokülasyon yöntemiyle giriş ve çıkış atıksuyunda KOİ ve Fosfor giderimi incelenmiştir.

#### 6.3.1 Çökelme Deneyleri

Atıksuyun çökelme özelliğinin belirlenebilmesi amacıyla, İmhoff konisi kullanılarak 0.5, 1, 2 ve 6 saatlik çökelme süreleri için çökebilen katı madde miktarları tespit edilmiştir. 1 l hacminde giriş atıksuyu numunesi İmhoff konisine alınarak çökelmesi gözlenmek üzere bırakılmıştır. Belirtilen süreler sonunda çökelmiş kısmın hacmi tespit edilmiştir. Böylece toplam atıksu hacmi başına çökelmiş katı kısmın hacmi belirlenmiştir.



**Şekil 6.3** Çökelebilirlik Deneyinin Yapıldığı İmhoff Konilerinin Görünümü

### 6.3.2 Kimyasal Arıtılabilirlik Çalışmaları

Kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları jar test düzeneği vasıtasıyla yürütülmüştür. Jar testler, standart yöntemde öngörüldüğü gibi bir dakikalık 120 rpm karıştırma hızında hızlı karıştırma, yarım saatlik 40 rpm karıştırma hızında yavaş karıştırma ve bir saatlik çökelme evreleri izlenerek gerçekleştirilmiştir. İlk olarak uygun Polielektrolit türünün belirlenebilmesi için giriş atıksuyu kullanılarak jar test çalışması gerçekleştirilmiştir. Uygun Polielektrolit tipinin belirlenmesinin ardından, koagülant olarak $FeCl_3$ kullanılarak AAT giriş ve çıkışından alınan numuneler üzerinde çeşitli pH değerleri ve farklı koagülant dozları için jar testler gerçekleştirilmiştir. AAT girişinden alınan numunelerde 600 mg/l, 800 mg/l, 1000 mg/l, 1250 mg/l, 1500 mg/l, 1750 mg/l, 2000 mg/l koagülant dozları uygulanmıştır. AAT çıkışından alınan numunelerde ise 100 mg/l, 200 mg/l, 300 mg/l, 400 mg/l, 500 mg/l ve 600 mg/l koagülant dozları uygulanmıştır. Optimum pH değerinin tespit edilmesi amacıyla, hem giriş hem de çıkış numuneleri için yapılan jar testler, atıksuyun pH değeri 4.5, 5 ve 5.5 değerlerine indirilerek tekrar edilmiştir. Tüm jar test analizlerinin yavaş karıştırma evresinde 20 mg/l'lik polielektrolit dozu uygulanmıştır.




**Şekil 6.4** Fiziko-Kimyasal Arıtılabilirlik Çalışmalarında Kullanılan Jar Test Aleti

# 7. DENEYSEL ÇALIŞMA SONUÇLARI VE DEĞERLENDİRME

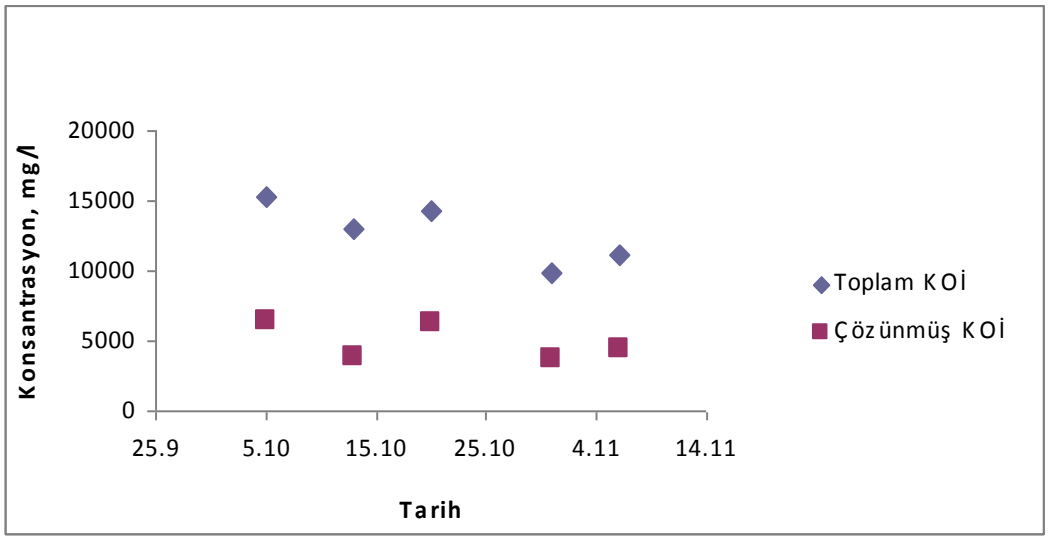
## 7.1 Konvansiyonel Karakterizasyon Çalışması

Söz konusu çiftlik bünyesinde bulunan AAT tesisi girişinden Ekim-Kasım 2007 döneminde, konvansiyonel karakterizasyon çalışmaları yürütülmek üzere beş kez numune alınmıştır. Farklı tarihlerde alınan beş numune üzerinde yapılan karakterizasyon çalışmalarının sonucu Tablo 7.1'de verilmiştir.

**Tablo 7.1** Ekim-Kasım 2007 Dönemi Giriş Atıksuyu Analiz Sonuçları

| Parametre | 05.10.2007 | 13.10.2007 | 20.10.2007 | 31.10.2007 | 06.11.2007 |
|---|---|---|---|---|---|
| $KOİ_T$, mg/l | 15300 | 13000 | 14350 | 9900 | 11200 |
| KOİç, mg/l | 6370 | 3850 | 6316 | 3670 | 4500 |
| TP, mg/l | 303 | 225 | 280 | 258 | 230 |
| $PO_4$-P, mg/l | 167 | 111 | 160 | 126 | 139 |
| TKN, mg/l | 655 | 730 | 800 | 610 | 640 |
| $NH_4$-N, mg/l | 308 | 345 | 412 | 310 | 380 |
| AKM, mg/l | 5740 | 6030 | 6300 | 5500 | 5730 |
| UAKM, mg/l | 4850 | 4700 | 5040 | 4260 | 4950 |
| pH | 7 | 7,2 | 7 | 7,3 | 7,3 |

Şekil 7.1'de Toplam ve çözünmüş KOİ konsantrasyonlarının Ekim-Kasım 2007 dönemi içindeki değişimini göstermektedir. Çözünmüş ve Toplam KOİ konsantrasyonları değişimleri hemen hemen paralellik göstermektedir.



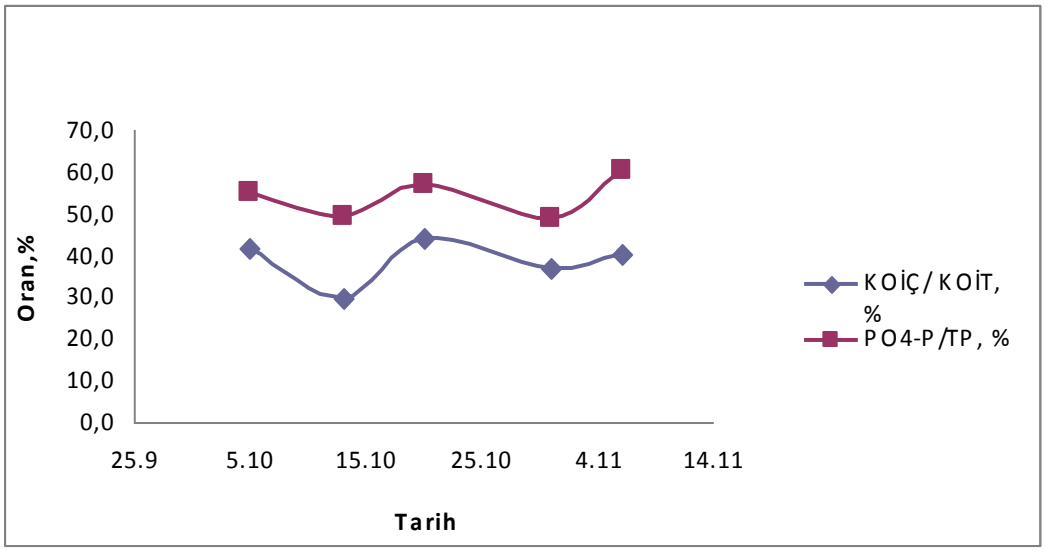

**Şekil 7.1** Toplam ve Çözünmüş KOİ Değerlerinin Değişimi

Tablo 7.2'de bu dönem içinde ortaya çıkan $KOİ_Ç/KOİ_T$ ve $PO_4$-P/TP oranları verilmiştir.

**Tablo 7.2** $KOİ_Ç/KOİ_T$ ve $PO_4$-P/TP oranları

| Oran | 05.10.2007 | 13.10.2007 | 20.10.2007 | 31.10.2007 | 06.11.2007 |
|---|---|---|---|---|---|
| $KOİ_Ç/ KOİ_T$, % | 41,6 | 29,6 | 44,0 | 37,1 | 40,2 |
| $PO_4$-P/TP, % | 55,1 | 49,3 | 57,1 | 48,8 | 60,4 |

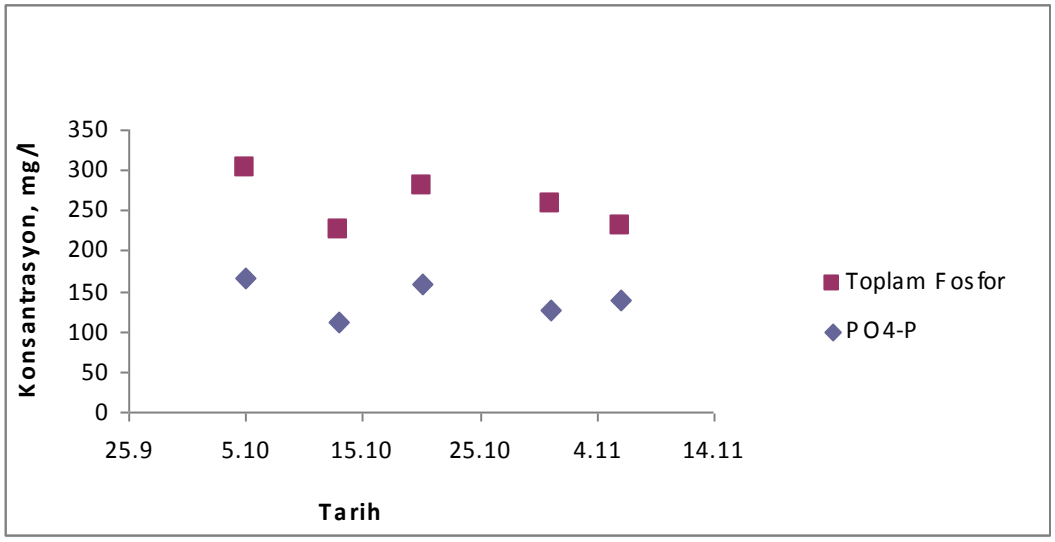
Şekil 7.2'de ise bu oranlarının dönem içindeki değişimi gösterilmektedir.




**Şekil 7.2** $KOİ_Ç/KOİ_T$ ve $PO_4$-P/TP Oranlarının Değişimi

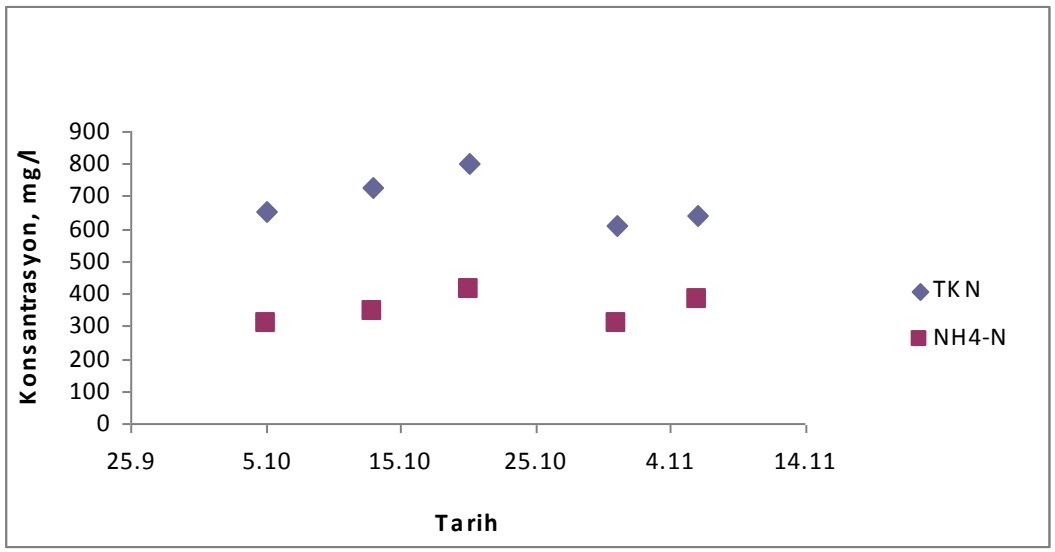
Şekil 7.3'te TP ve $PO_4$-P konsantrasyonlarının dönem içindeki değişimleri gösterilmektedir. Şekilde de görüldüğü gibi Ekim ayı sonuna doğru değişimlerdeki paralellik bozulmaktadır.

Bu bozulma hayvanların besi programındaki değişiklik veya yıkama esnasında sarfedilen deterjan miktarındaki değişim nedeniyle gerçekleşmiş olabilir.

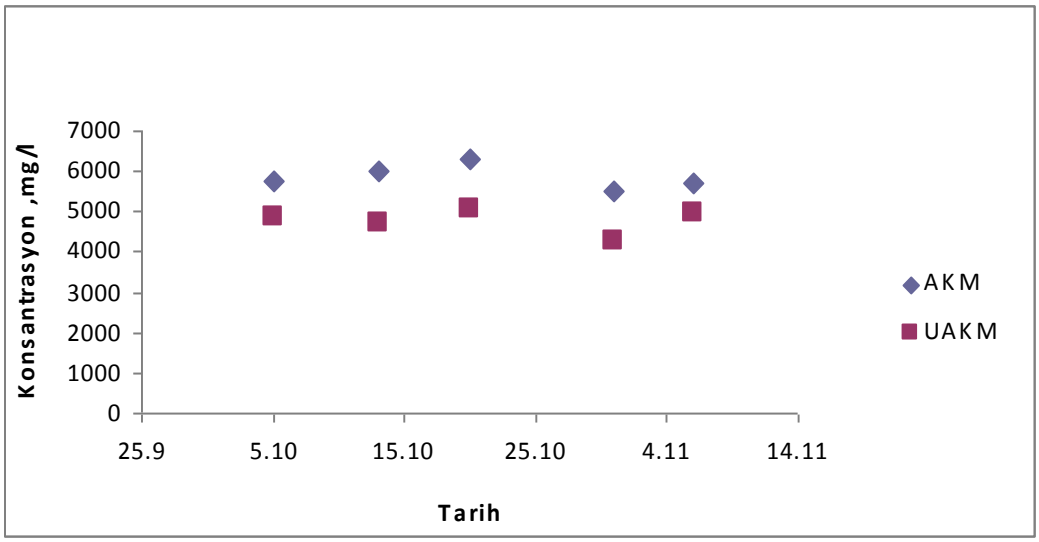



**Şekil 7.3** TP ve $PO_4$-P Konsantrasyonlarının Değişimi

Şekil 7.4 ve 7.5'te sırasıyla TKN - $NH_4$-N konsantrasyonları ve AKM-UAKM konsantrasyonlarının değişimleri gösterilmektedir.




**Şekil 7.4** TKN ve $NH_4$-N Konsantrasyonlarının Değişimi




**Şekil 7.5** AKM ve UAKM Konsantrasyonlarının Değişimi

Giriş atıksuyunun karakterizasyonu ortalama değerler alınarak elde edilmiş ve Tablo 7.3'te verilmiştir.

**Tablo 7.3** Büyükbaş Hayvan Çiftliği Atıksuyu Karakterizasyonu

| Parametre | Konsantrasyon | |
|---|---|---|
| $KOİ_T$ | 12750,0 | mg/l |
| KOİç | 4941,2 | mg/l |
| TP | 259,2 | mg/l |
| $PO_4$-P | 140,6 | mg/l |
| TKN | 687,0 | mg/l |
| $NH_4$-N | 351,0 | mg/l |
| AKM | 5860,0 | mg/l |
| UAKM | 4760,0 | mg/l |
| pH | 7,2 | mg/l |

## 7.2 Arıtılabilirlik Çalışmaları

### 7.2.1 KOİ Bileşenlerinin Belirlenmesi

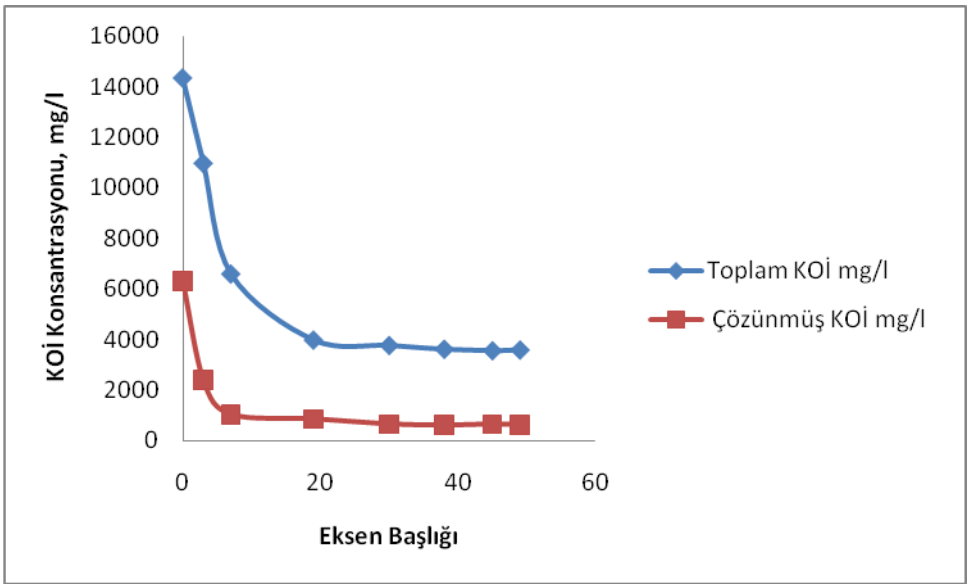
Söz konusu AAT girişinden alınan numunede 20 Ekim 2007 tarihinde alınan numunede öncelikle çözünmüş inert KOİ bileşenini belirlemek üzere çalışmalar yapılmıştır. Daha önce de belirtilen yöntem uyarınca ham atıksu reaktörü ve süzülmüş atıksu reaktörü kullanılarak giriş atıksuyu içindeki çözünmüş inert organik madde konsantrasyonu belirlenmiştir. Bu yönteme göre süzülmüş atıksuya eşdeğer

konsantrasyonda glikoz çözeltisi ile beslenen ve atıksu ile glikoz karışımına önceden aklime olmuş biyokütle ile aşılanmış glikoz reaktörü de kullanılması gerekmektedir. Bu çalışmada glikoz reaktörü kullanılmamış ve daha önce yapılmış çalışmalardaki veriler kullanılmıştır. Ham ve süzülmüş atıksu reaktörlerinde zamana karşı toplam ve çözünmüş KOİ konsantrasyonları ölçülmüştür. İki reaktörde de toplam ayrışabilen substrat tükenmiş, tüm biyokütle mineralize olmuş ve KOİ konsantrasyonları sabit bir değere ulaşmıştır. Elde edilen değerler Tablo 7.4'te verilmiştir.

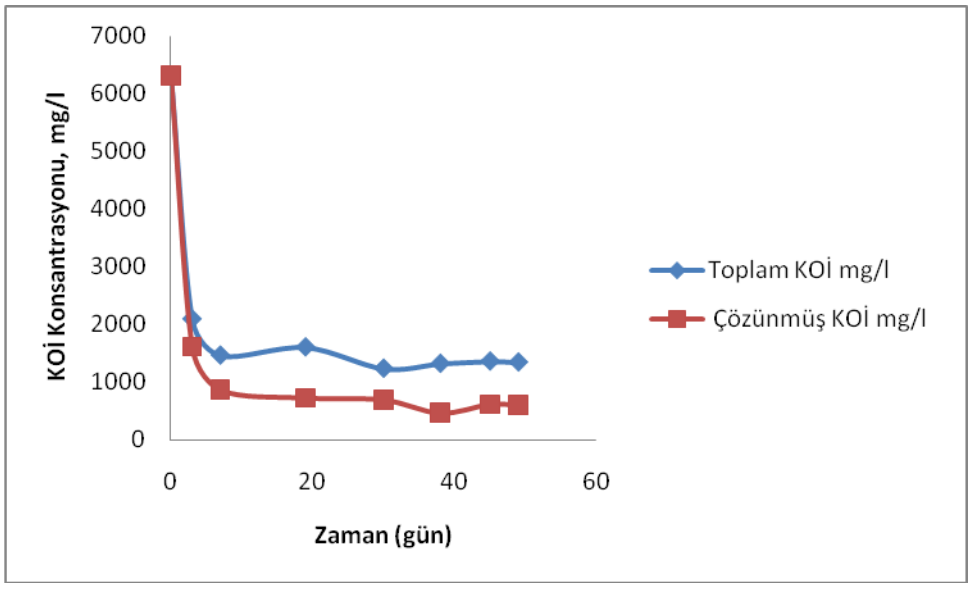
**Tablo 7.4** Çözünmüş inert KOİ bileşeninin belirlenmesi çalışması verileri

| Zaman (Gün) | Ham Atıksu Reaktörü | | Süzülmüş Atıksu Reaktörü | |
|---|---|---|---|---|
| | Toplam KOİ mg/l | Çözünmüş KOİ mg/l | Toplam KOİ mg/l | Çözünmüş KOİ mg/l |
| 0 | 14352 | 6317 | 6317 | 6317 |
| 3 | 10982 | 2381 | 2093 | 1613 |
| 7 | 6605 | 1033 | 1463 | 864 |
| 19 | 3993 | 852 | 1605 | 726 |
| 30 | 3778 | 653 | 1236 | 695 |
| 38 | 3629 | 607 | 1321 | 465 |
| 45 | 3571 | 645 | 1360 | 618 |
| 49 | 3600 | 635 | 1344 | 610 |

İki reaktörde gözlenen İnert KOİ profilleri Şekil 7.6 ve Şekil 7.7'de verilmiştir.




**Şekil 7.6** Ham Atıksu Reaktörü İnert KOİ Profili




**Şekil 7.7** Süzülmüş Atıksu Reaktörü İnert KOİ Profili

Tablo 7.4'e göre elde edilen veriler aşağıda verilmiştir.

$C_{T1}$=14350 mg/L

$S_{T1}$= 6320 mg/L

$(C_T)_1$=3600 mg/L

$(S_T)_1$=635 mg/L

$(C_T)_2$=1340 mg/L

$(S_T)_2$=610 mg/L

Ham atıksu reaktöründe kalan partiküler KOİ, partiküler mikrobiyal ürünler ($(X_P)_1$) ve giriş atıksuyundaki partiküler inert KOİ ($X_{I1}$) bileşeninden oluşmaktadır.

$(C_T)_1$-$(S_T)_1$ = 3600 – 635 = 2965 mg/l

Süzülmüş atıksu reaktöründe kalan partiküler KOİ, yalnızca partiküler mikrobiyal ürünlerden ($(X_P)_2$) oluşmaktadır.

$(X_P)_2$ =$(C_T)_2$-$(S_T)_2$=1340 – 610 = 730 mg/l

$(\Delta C_T)_1$= $C_{T1}$ – $(C_T)_1$= 14350-3600 = 10750 mg/l

$(\Delta C_T)_2$= $S_{T1}$ – $(C_T)_2$= 6320-1340 = 4980 mg/l

Ham atıksu reaktöründe oluşan partiküler mikrobiyal ürünler;

$(X_P)_1 = (X_P)_2 \frac{(\Delta C_T)_1}{(\Delta C_T)_2}$ şeklinde ifade edilebilir.

Buna göre $(X_P)_1$;

$(X_P)_1 = 730 * \frac{10750}{4980} = 1575\ mg/l$ olarak hesaplanır.

Giriş atıksuyundaki partiküler inert KOİ ($X_{I1}$);

$X_{I1} = (C_T)_1-(S_T)_1 -(X_P)_1$= 3600-635-1575 = 1390 mg/l

$f_{EX} = \frac{X_{I_1}}{C_{T_1}} = \frac{1390}{14350}$=0,097 olarak hesaplanmıştır.

Çözünmüş inert KOİ bileşeni;

$S_{I1} =(S_T)_1- \frac{(S_T)_1-(S_T)_2}{(1-\frac{(\Delta C_T)_2}{(\Delta C_T)_1})}$=635- $\frac{635-10}{(1-\frac{4980}{10750})}$ = 590 mg/l

Çözünmüş mikrobiyal ürünler;

(SP)1 = 635- 590 = 45 mg/l

$f_{ES} = \frac{S_{I_1}}{C_{T_1}} = \frac{590}{14350}$=0,041

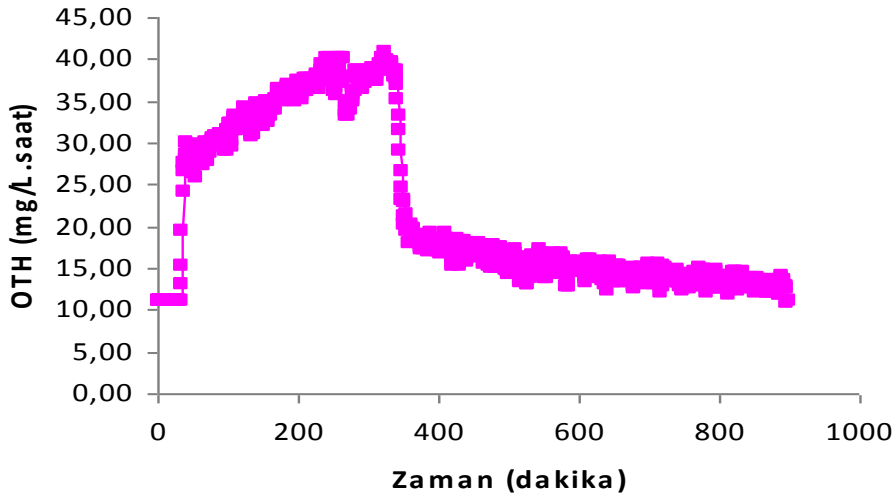
$\frac{C_{I_1}}{C_{T_1}} = \frac{1390+590}{14350} = 0,14$ olarak hesaplanmıştır.

Kolay ayrışabilir KOİ bileşeninin belirlenebilmesi için daha önce bahsedilen respirometrik analizler gerçekleştirilmiştir. OTH ölçümleri F/M oranı 0,3 g KOİ / g UAKM olacak şekilde, 200 ml atıksuya 400 ml biyokütle ve 2450 ml su ilave edilerek oluşturulan atıksu numunesiyle beslenmiş olan aerobik kesikli reaktörlerden alınan numunelerde gerçekleştirilmiştir. Reaktörler çiftlik AAT'den alınan çamurla beslenmiş ve çamur yaşı 20 gün olacak şekilde işletilmiştir. Heterotrofik dönüşüm oranı 0,64 mg hücre KOİ/ mg KOİ olarak kabul edilmiştir.

Öncelikle kullanılan biyokütlenin içsel solunum hızı saptanmıştır. İçsel solunum hızının sabit bir seyir izlemesini müteakip, reaktör atıksu ile beslenmiştir. Başlangıçta yüksek bir OTH profili izlenmiştir. Bunun nedeni kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tüketilmesidir. Daha önce bahsedilen yöntemde(Ekama ve diğ.) belirtildiği gibi kolay ayrışabilir KOİ'nin tükenmesinin ardından hidroliz aşamasında OTH profilinin ikinci bir plato yaptığı ana kadar geçen sürede oluşan OTH profili altında kalan alandan kolay ayrışabilir KOİ bileşeni konsantrasyonu bulunmuştur. OTH ölçümlerinin yapıldığı atıksu numunesinin toplam ve çözünmüş KOİ değerleri;

$KOİ_T$ = 11320 mg/l

$KOİ_Ç$ = 5100 mg/l şeklindedir.




**Şekil 7.8** Giriş Atıksuyu OTH Profili

OTH profili altında kalan alan ($\Delta O$);

ΔO = 109 mg/l olarak hesaplanmıştır.

$$S_{S1} = \frac{\Delta O}{1-Y_H}$$

Atıksu 200 ml / 3050 ml oranında seyreltildiği için;

$$S_{S1} = \frac{109}{1-0,64} * \frac{3050}{200} = 4600\ mg/l$$

$\frac{S_{S1}}{C_{T1}} = \frac{4600}{11320} = 0,41$ olarak hesaplanmıştır.

Bu durumda; İnert KOİ çalışmalarının yürütüldüğü atıksu numunesi için kolay ayrışabilir KOİ değeri;

$S_{S1}$ = 0,41 * 14350 = 5830 mg/l olarak hesaplanmıştır.

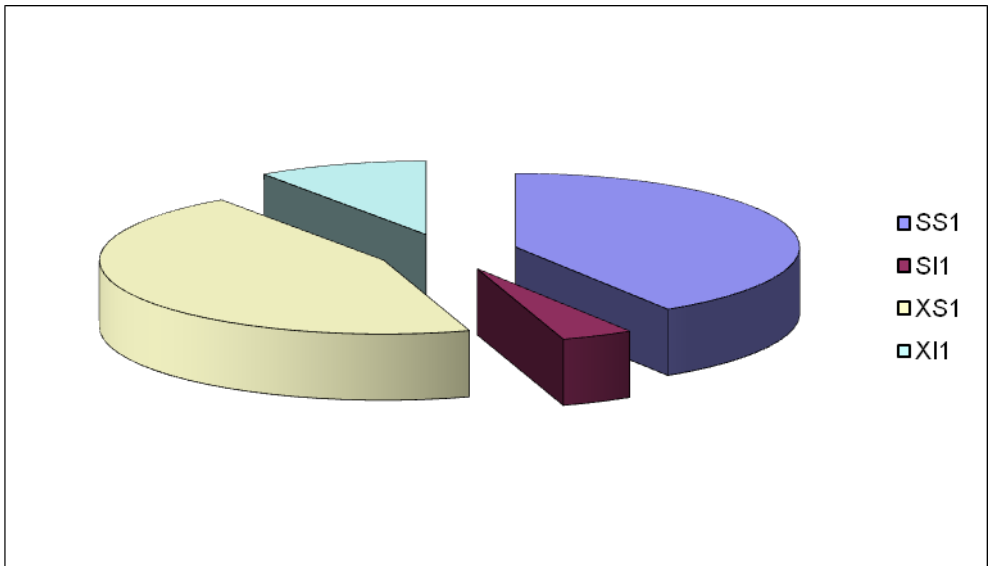
Yavaş ayrışan KOİ ( $X_{S1}$),

$C_{S1} = C_{T1} - S_{I1} - X_{I1}$ = 14350 - 590 - 1390 = 12370 mg/l

$X_{S1} = C_{T1} - S_{I1} - X_{I1} - S_{S1}$ = 14350 – 1390 – 590 - 5830 = 6540 mg/l olarak hesaplanmış ve KOİ bileşenlerinin belirlenmesi çalışmalarında elde edilen sonuçlar Tablo 7. 5'de özetlenmiştir.

**Tablo 7.5** Büyükbaş hayvan çiftliği atıksularında KOİ bileşenleri ve top. KOİ içinde oranları

| | $C_{T1}$ | $S_{T1}$ | $X_{T1}$ | $C_{S0}$ | $C_I$ | $S_{S1}$ | $X_{S1}$ | $S_I$ | $X_{S1}$ | $X_I$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Konsantrasyon, mg/l | 14350 | 6320 | 8030 | 12370 | 1980 | 5830 | 6540 | 590 | 6540 | 1390 |
| Fraksiyon, % | 100,0 | 44,0 | 56,0 | 86,2 | 13,8 | 40,6 | 45,6 | 4,1 | 45,6 | 9,7 |




**Şekil 7.9** KOİ bileşenlerinin toplam KOİ içinde dağılımı

### 7.2.2 Fiziko-Kimyasal Arıtılabilirlik

#### 7.2.2.1 Ham Atıksu

Jar test çalışmalarına başlanmadan imhoff tankı kullanılarak giriş atıksuyunun çökelebilirlik özelliği incelenmiştir. 0.5, 2 ve 6 saatlik süreler sonunda giriş atıksuyunun çökelmiş kısmının hacmi tespit edilmiştir. Elde edilen sonuçlar Tablo 7.6'da verilmiştir.

**Tablo 7.6** Çökelebilirlik testi sonuçları

| Süre (saat) | Çökelme Bölgesi (ml) |
|---|---|
| 0,5 | 700,0 |
| 2 | 550,0 |
| 6 | 400,0 |

AAT girişinden alınan atıksu numunesi üzerinde pH 4.5, 5, 5.5 ve atıksuyun doğal pH değerleri için jar test analizleri yapılmıştır. Koagülant olarak $FeCl_3$, yardımcı koagülant olarak katyonik PE kullanılmıştır. PE tipini belirlemek amacıyla anyonik, katyonik ve noniyonik PE'lerin kullanıldığı bir jar test gerçekleştirilmiştir. PE tipini belirlemek amacıyla yapılmış olan Jar test analizi sonuçları Tablo 7.7'de verilmiştir.

**Tablo 7.7** PE Tipini Belirleme Çalışması Sonuçları

| | Non iyonik | Anyonik | Katyonik 1 | Katyonik 2 | Katyonik 3 | Katyonik 4 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Dozaj, ml | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 |
| Floklar | - | - | -/+ | ++ | +++ | ++++ |
| Üst Su | - | - | - | Berrak | Berrak | Berrak |

Bu sonuçlara göre katyonik PE kullanılmasına karar verilmiştir.

İlk jar test analizi atıksuyun pH'ı değiştirilmeden yapılmış ve koagülant dozu olarak 300 mg/l, 400 mg/l, 500 mg/l, 600 mg/l, 750 mg/l, 1000 mg/l, 1250 mg/l, 1500 mg/l, 1750 mg/l, 2000 mg/l $FeCl_3$ uygulanmıştır. Katyonik PE ise 20 mg/l(Amuda ve diğ,2005) dozajla uygulanmıştır. Atıksuyun pH değeri 7,1 ölçülmüştür. Jar test çalışmasında kullanılan giriş atıksuyu KOİ ve $PO_4$-P konsantrasyonları Tablo 7.8'de verilmiştir.

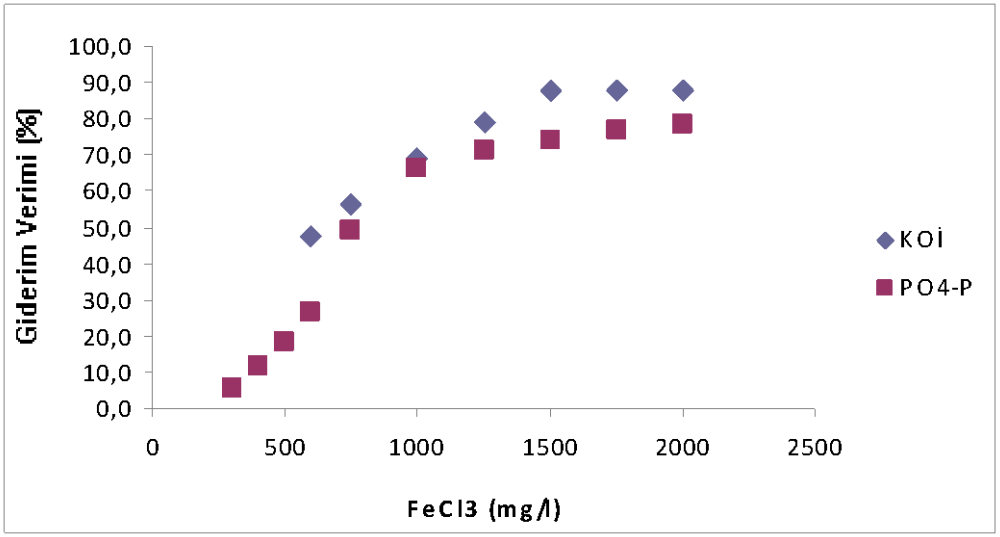
**Tablo 7.8** Jar test çalışmalarında kullanılan giriş atıksuyu konsantrasyonları

| | | |
|---|---|---|
| Toplam KOİ | 14210 | mg/l |
| Çözünmüş KOİ | 6400 | mg/l |
| TP | 350 | mg/l |
| PO4-P | 189 | mg/l |
| pH | 7,1 | |

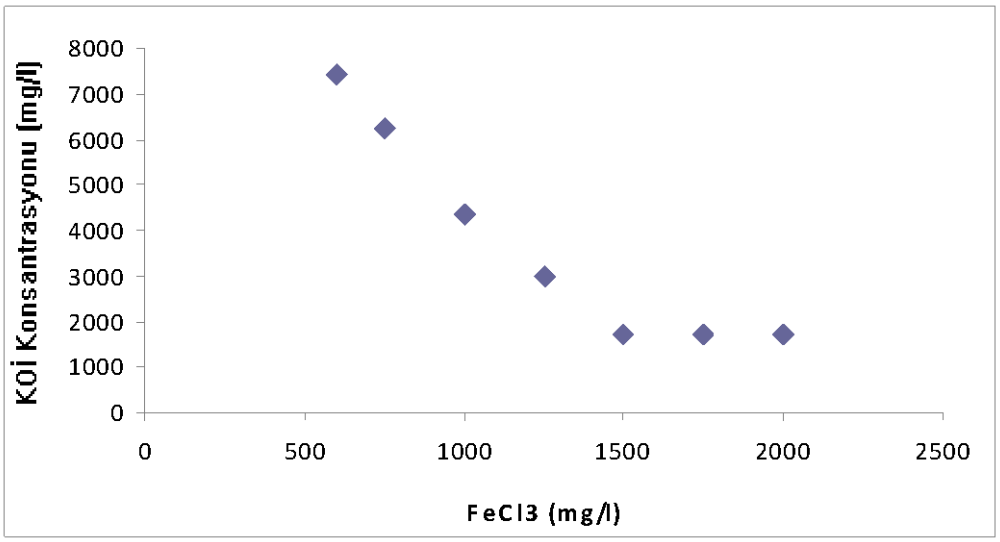
**Tablo 7.9** Giriş atıksuyu pH=7,1 için Jar test çalışması sonuçları

| $FeCl_3$ Dozaj | KOİ | | $PO_4$-P | |
|---|---|---|---|---|
| | Kons. (mg/l) | Verim (%) | Kons. (mg/l) | Verim (%) |
| 300 mg/l | - | - | 179 | 5,3 |
| 400 mg/l | - | - | 167 | 11,6 |
| 500 mg/l | - | - | 155 | 18,0 |
| 600 mg/l | 7448 | 47,6 | 139 | 26,5 |
| 750 mg/l | 6227 | 56,2 | 96 | 49,2 |
| 1000 mg/l | 4373 | 69,2 | 64 | 66,1 |
| 1250 mg/l | 2984 | 79,0 | 54 | 71,4 |
| 1500 mg/l | 1700 | 88,0 | 49 | 74,1 |
| 1750 mg/l | 1715 | 87,9 | 44 | 76,7 |
| 2000 mg/l | 1710 | 88,1 | 41 | 78,3 |

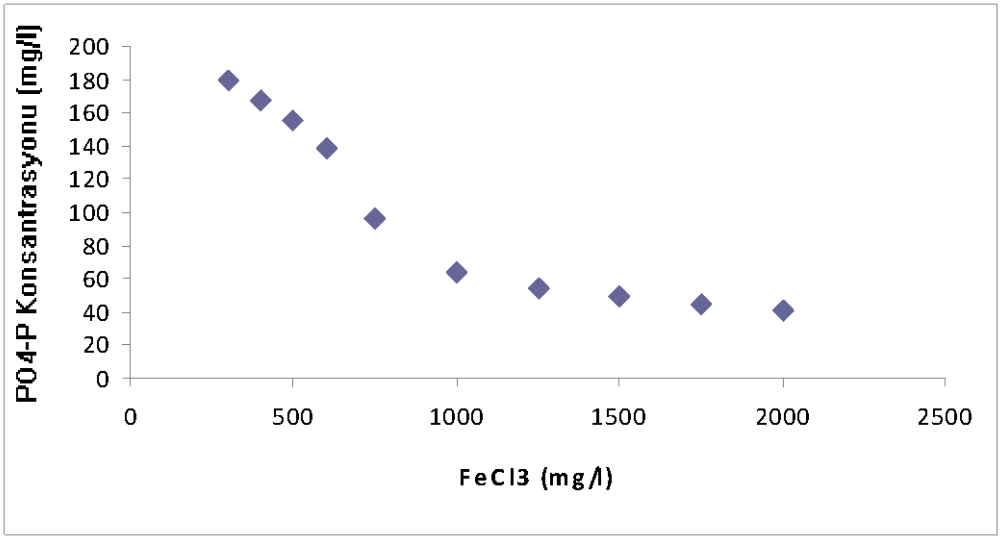
Atıksuyun pH'ı değiştirilmeden gerçekleştirilen Jar test sonuçlarına göre KOİ gideriminde görülen en düşük KOİ konsantrasyonu 1701 mg/l ve elde edilen en yüksek verim %88'dir. Koagülant dozu 600 mg/l'den 1500 mg/l'ye doğru arttırıldıkça giderim veriminin de arttığı görülüyor, ancak 1500 mg/l'den itibaren koagülant dozu arttırıldığı halde giderim veriminin sabit kaldığı görülmektedir. $PO_4$-P gideriminde ise koagülant dozu ile giderim verimi arasında doğrusal bir orantı olduğu gözlenmektedir. Koagülant dozu arttırıldıkça $PO_4$-P giderim verimi de artmıştır. Şekil 7.10'da pH= 7,1 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimlerinin koagülant dozuna bağlı olarak değişimi verilmiştir. Şekil 7.11-7-12'de ise KOİ ve $PO_4$-P konsantrasyonlarının koagülant dozuna bağlı olarak değişimi verilmiştir.




**Şekil 7.10** Giriş atıksuyu pH=7,1 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimleri




**Şekil 7.11** Giriş atıksuyu pH=7,1 için KOİ konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi




**Şekil 7.12** Giriş atıksuyu pH=7,1 için $PO_4$-P konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi

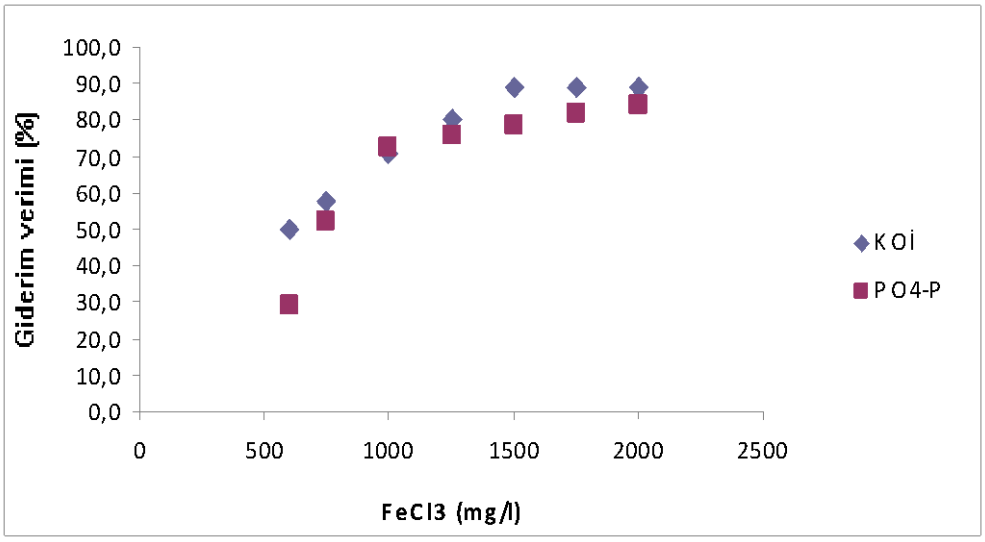
Atıksuyun pH'ı 1N $H_2SO_4$ çözeltisi kullanılarak 4,5'a indirilmiş ve Jar test çalışmaları 600, 750, 1000, 1250, 1500, 1750, 2000 mg/l $FeCl_3$ ve 20 mg/l katyonik PE için tekrar edilmiştir. Elde edilen sonuçlar Tablo 7.10'da verilmiştir.

**Tablo 7.10** Giriş atıksuyu pH = 4,5 için Jar test çalışması sonuçları

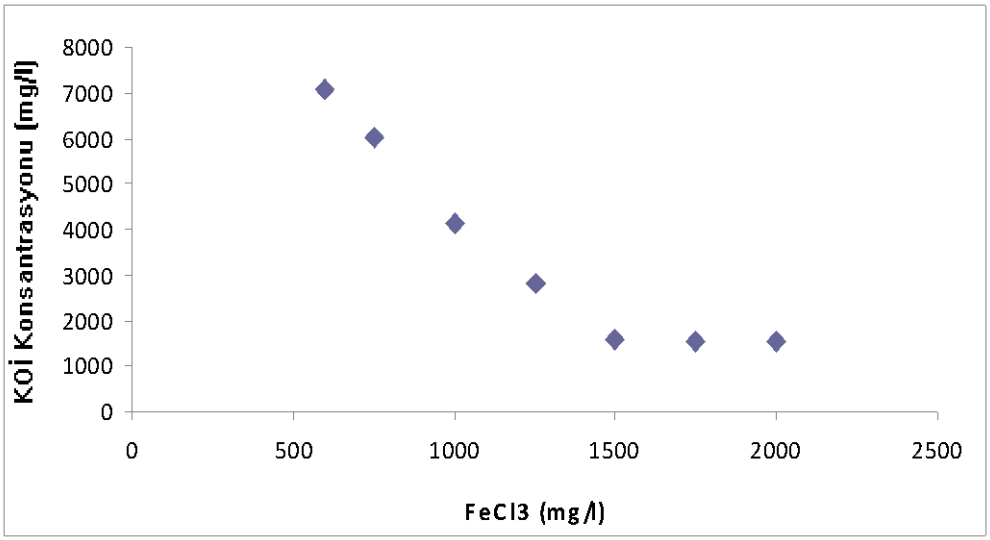
| $FeCl_3$ Dozaj | KOİ | | $PO_4$-P | |
|---|---|---|---|---|
| | Kons. (mg/l) | Verim (%) | Kons. (mg/l) | Verim (%) |
| 600 mg/l | 7085 | 50,1 | 134 | 29,1 |
| 750 mg/l | 6020 | 57,6 | 90 | 52,4 |
| 1000 mg/l | 4130 | 70,9 | 52 | 72,5 |
| 1250 mg/l | 2813 | 80,2 | 46 | 75,7 |
| 1500 mg/l | 1568 | 89,0 | 40 | 78,8 |
| 1750 mg/l | 1530 | 89,2 | 34 | 82,0 |
| 2000 mg/l | 1530 | 89,2 | 30 | 84,1 |

Sonuçlar incelendiğinde pH değişikliğinin giderim verimlerini olumlu etkilediği göze çarpmaktadır. Atıksuyun pH'ı değiştirilmeden yapılan çalışmada en yüksek giderim verimleri KOİ ve $PO_4$-P konsantrasyonları için sırasıyla %88,1 ve %78,3 iken, pH 4,5 için bu değerler %89,2 ve %84,1'e yükselmiştir. Atıksuyun pH değerinin değiştirilmediği jar test çalışmasında olduğu gibi, bu çalışmada da KOİ gideriminde, 1500 mg/l $FeCl_3$ dozunun üstüne çıkıldığında giderim veriminde kayda değer bir artış gözlemlenmemiştir. $PO_4$-P gideriminde ise yine koagülant dozu ile giderim verimi arasında doğrusal bir orantı oluşmuş ve artan koagülant dozu ile birlikte $PO_4$-

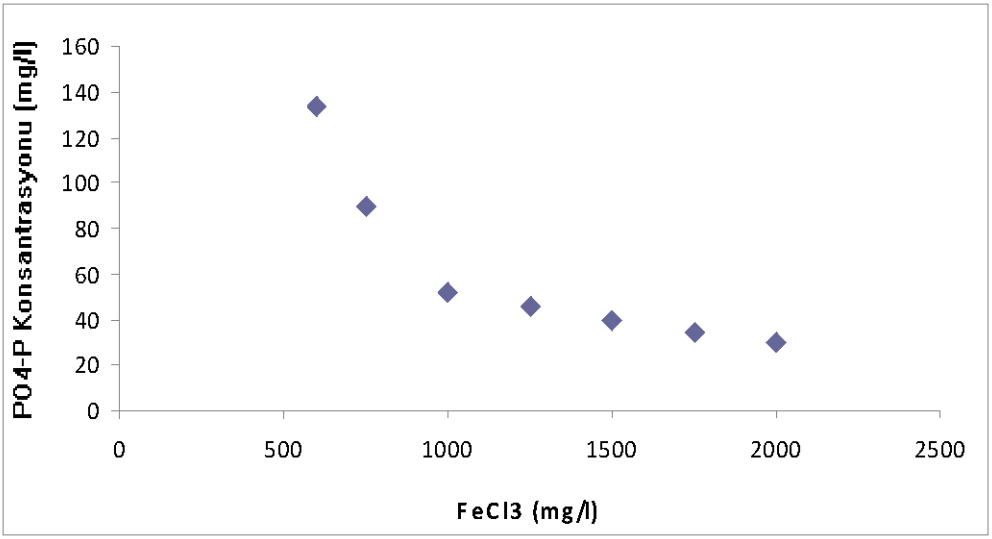
P giderim verimi de sürekli bir artış göstermiştir. Şekil 7.13'de pH= 4,5 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimlerinin koagülant dozuna bağlı olarak değişimi verilmiştir. Şekil 7.14-7.15'de ise KOİ ve $PO_4$-P konsantrasyonlarının koagülant dozuna bağlı olarak değişimi verilmiştir.




**Şekil 7.13** Giriş atıksuyu pH=4,5 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimleri




**Şekil 7.14** Giriş atıksuyu pH=4,5 için KOİ konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi



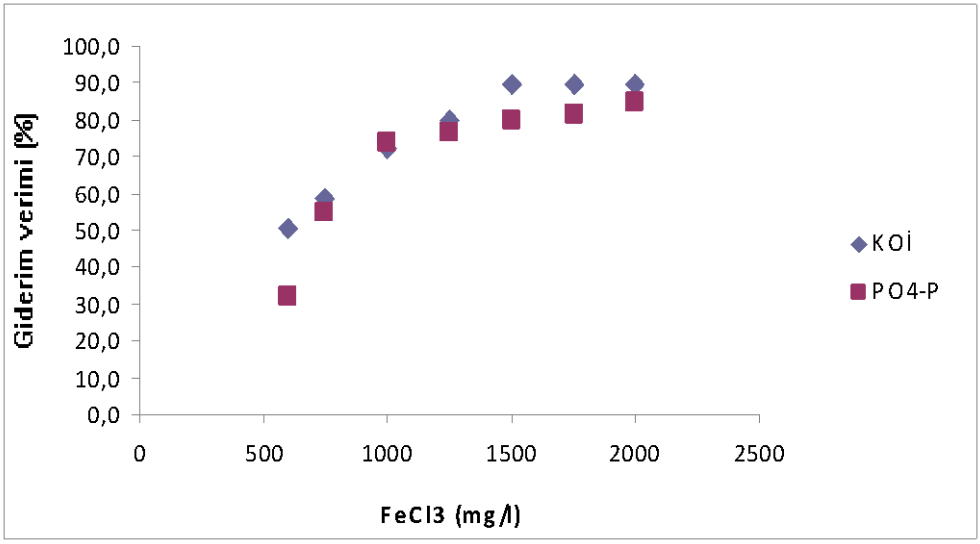

**Şekil 7.15** Giriş atıksuyu pH=4,5 için $PO_4$-P konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi

Jar test çalışmaları atıksuyun pH değeri 5'e indirilerek tekrar edilmiştir. Elde edilen sonuçlar Tablo 7.11'de verilmiştir.

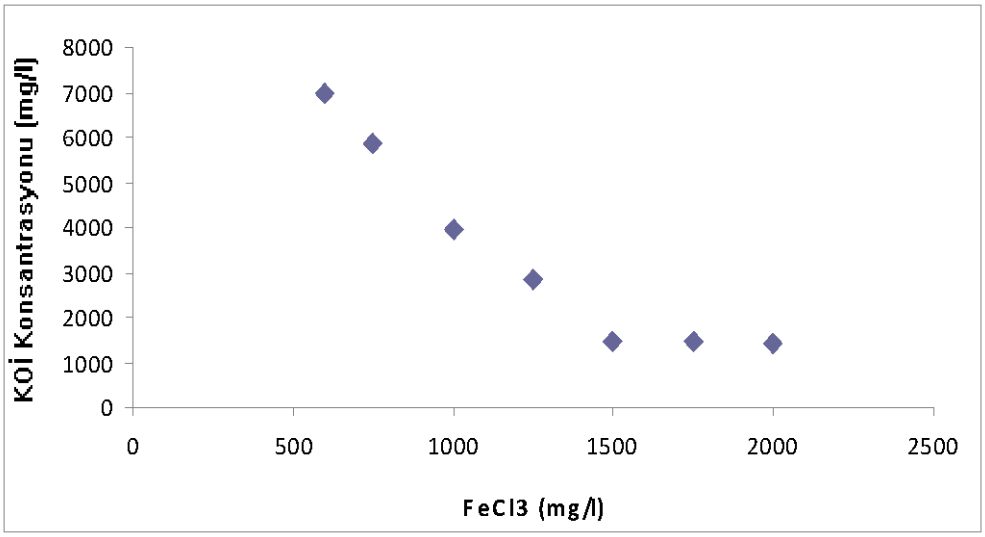
**Tablo 7.11** Giriş atıksuyu pH = 5 için Jar test çalışması sonuçları

| $FeCl_3$ Dozaj | KOİ | | $PO_4$-P | |
|---|---|---|---|---|
| | Kons. (mg/l) | Verim (%) | Kons. (mg/l) | Verim (%) |
| 600 mg/l | 6991 | 50,8 | 128 | 32,3 |
| 750 mg/l | 5853 | 58,8 | 85 | 55,0 |
| 1000 mg/l | 3947 | 72,2 | 49 | 74,1 |
| 1250 mg/l | 2833 | 80,1 | 44 | 76,7 |
| 1500 mg/l | 1486 | 89,5 | 38 | 79,9 |
| 1750 mg/l | 1450 | 89,8 | 35 | 81,5 |
| 2000 mg/l | 1440 | 89,9 | 29 | 84,7 |

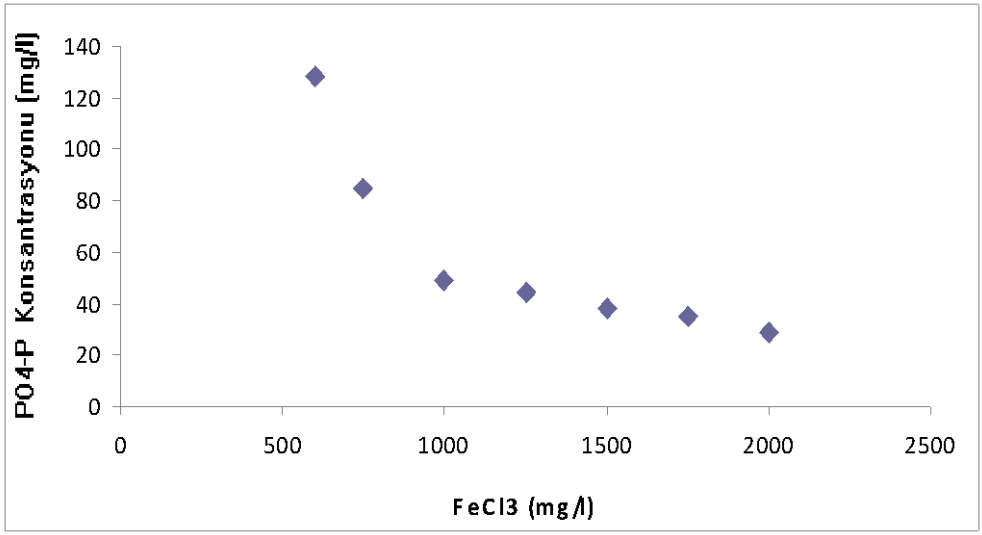
Sonuçlara göre atıksuyun pH değerinin 5'e indirilmesiyle elde edilen giderim verimlerinin az bir farkla da olsa atıksuyun pH değerinin 4,5'a indirildiği duruma göre daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Önceki jar test analizlerinde olduğu gibi KOİ giderimi için optimum dozun 1500 mg/l olduğu sonucu ortaya çıkmıştır. $PO_4$-P gideriminde ise, yine maksimum $FeCl_3$ dozunda maksimum giderim verimi elde edilmiştir. Şekil 7.16'da pH= 5 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimlerinin koagülant dozuna bağlı olarak değişimi verilmiştir. Şekil 7.17-7.18'de ise KOİ ve $PO_4$-P konsantrasyonlarının koagülant dozuna bağlı olarak değişimi verilmiştir.




**Şekil 7.16** Giriş atıksuyu pH=5 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimleri




**Şekil 7.17** Giriş atıksuyu pH=5 için KOİ konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi



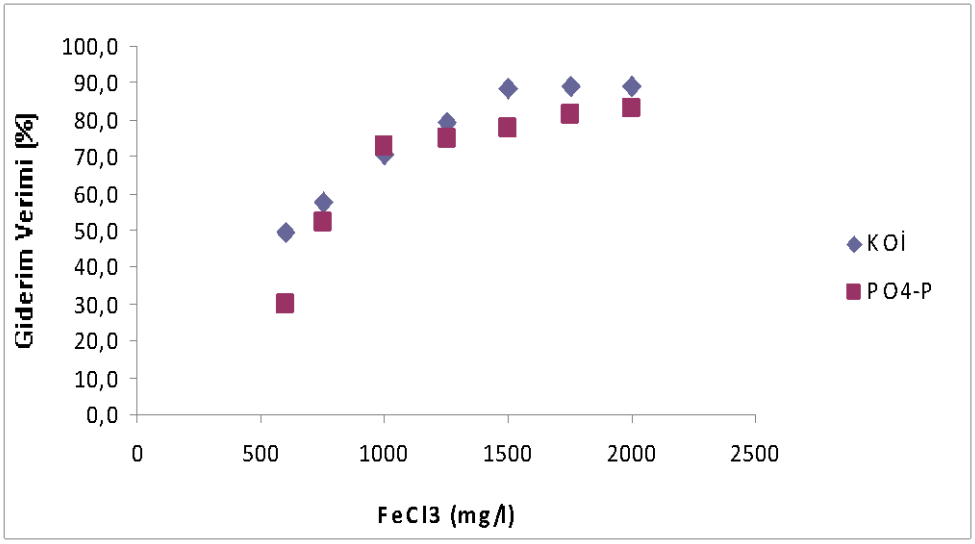

**Şekil 7.18** Giriş atıksuyu pH=5 için $PO_4$-P konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi

Giriş atıksuyu kullanılarak yürütülen jar test çalışmalarının sonuncusu, atıksuyun pH değeri 5,5'a indirilerek gerçekleştirilmiştir. Elde edilen sonuçlar Tablo7.12'de verilmiştir.

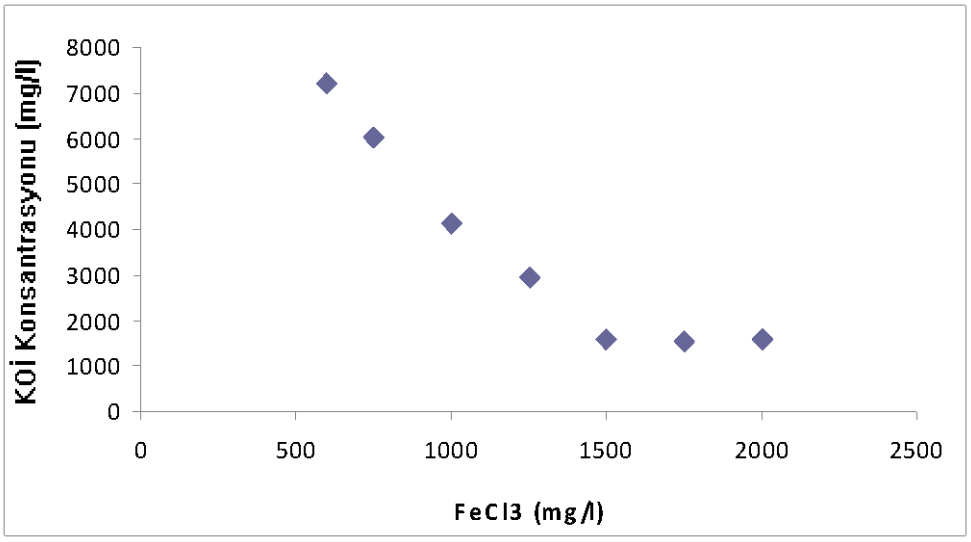
**Tablo 7.12** Giriş atıksuyu pH = 5,5 için Jar test çalışması sonuçları

| $FeCl_3$ Dozaj | KOİ | | $PO_4$-P | |
|---|---|---|---|---|
| | Kons. (mg/l) | Verim (%) | Kons. (mg/l) | Verim (%) |
| 600 mg/l | 7213 | 49,2 | 133 | 29,6 |
| 750 mg/l | 6004 | 57,7 | 90 | 52,4 |
| 1000 mg/l | 4136 | 70,9 | 51 | 73,0 |
| 1250 mg/l | 2937 | 79,3 | 47 | 75,1 |
| 1500 mg/l | 1587 | 88,8 | 42 | 77,8 |
| 1750 mg/l | 1559 | 89,0 | 35 | 81,5 |
| 2000 mg/l | 1576 | 88,9 | 32 | 83,1 |

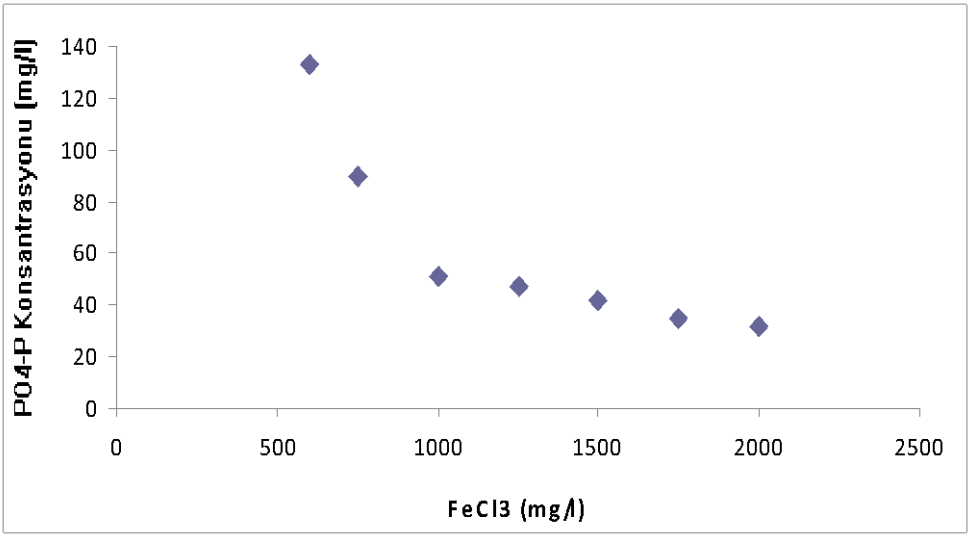
Giriş atıksuyu üzerinde gerçekleştirilen son jar test çalışmalarının sonuçları incelendiğinde hem KOİ hem de $PO_4$-P giderim verimlerinin, pH 4,5 ve 5 değerleri için yapılan çalışmalarda elde edilen giderim verimlerinden düşük olduğu görülmektedir. Sağlanan en yüksek giderim verimleri KOİ ve PO4-P için sırasıyla %89 ve %83'tür. Şekil 7.19'da pH= 5 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimlerinin koagülant dozuna bağlı olarak değişimi verilmiştir. Şekil 7.20-7.21'de ise KOİ ve $PO_4$-P konsantrasyonlarının koagülant dozuna bağlı olarak değişimi verilmiştir.




**Şekil 7.19** Giriş atıksuyu pH=5,5 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimleri




**Şekil 7.20** Giriş atıksuyu pH=5,5 için KOİ konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi

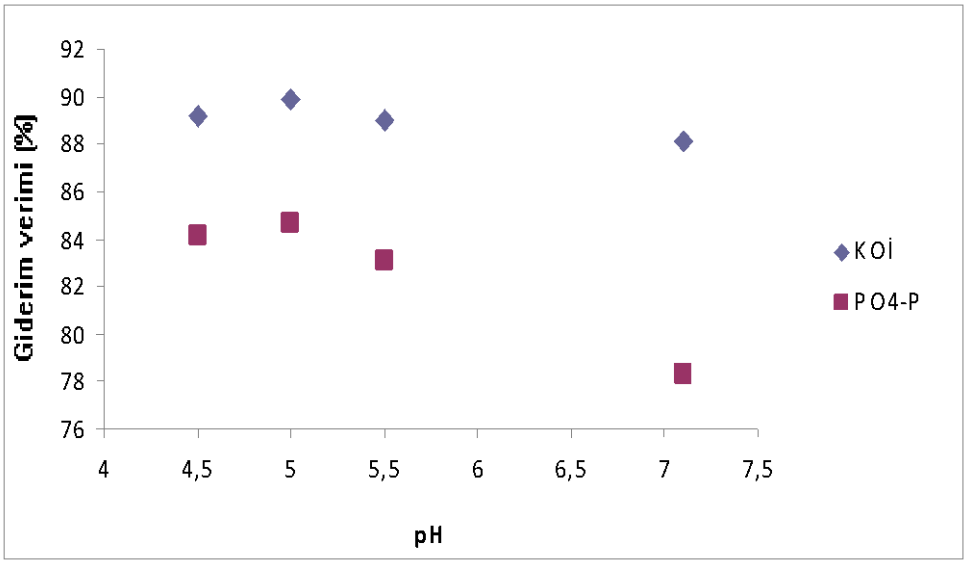



**Şekil 7.21** Giriş atıksuyu pH=5,5 için $PO_4$-P konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi

Giriş atıksuyu kullanılarak yapılan tüm jar test çalışmaları değerlendirildiğinde optimum $FeCl_3$ dozunun 1500 mg/l olduğu görülmektedir. $FeCl_3$ dozunun 1500 mg/l'nin üzerine çıkarılması KOİ giderim veriminde herhangi bir artışa sebep olmamıştır. $PO_4$-P gideriminde FeCl3 dozu arttırıldığında giderim verimi ise sürekli olarak artmıştır. En yüksek giderim veriminin giriş atıksuyunun pH değerinin 5'e indirildiği jar test çalışmasında elde edilmiştir. Tablo 7.11'de uygulanan her bir pH değerinde KOİ ve $PO_4$-P için elde edilen giderim verimleri verilmiştir. Tablo 7.13 ve Şekil 7.22'de görüldüğü gibi giriş atıksuyu için optimum pH değeri 5'tir.

**Tablo 7.13** Giriş atıksuyu çeşitli pH değerleri için maksimum giderim verimleri

| pH | Maksimum Giderim Verimleri (%) | |
|---|---|---|
| | KOİ | $PO_4$-P |
| 7,1 | 88,1 | 78,3 |
| 5,5 | 89 | 83,1 |
| 5 | 89,9 | 84,7 |
| 4,5 | 89,2 | 84,1 |




**Şekil 7.22** Giriş atıksuyu için pH değişimin giderim verimine etkisi

Elde edilen en düşük KOİ ve $PO_4$-P konsantrasyonlarına bakıldığında SKKY'de öngörülen deşarj limitlerinin çok üstünde kaldığı görülmektedir. Bu yüzden büyük baş hayvan çiftliğinden kaynaklanan atıksuların sadece fiziko kimyasal yöntemler kullanılarak alıcı ortamlara deşarj edilebilecek şekilde arıtılması mümkün değildir. Fiziko-kimyasal arıtımın ardından biyolojik arıtma uygulanması gerekmektedir. Tablo 7.14'de SKKY deşarj limitlerini sağlamak için fiziko-kimyasal arıtımın ardına yapılması gereken biyolojik arıtımda sağlanması gereken giderim verimleri verilmiştir. Bu durumda hedeflenen deşarj limitlerine ulaşmak için en çok zorlanılacak parametre $PO_4$-P olarak gözükmektedir. Biyolojik arıtmanın ardından elde edilecek sonuçlara göre, daha fazla $PO_4$-P giderimi elde edebilmek için 1500 mg/l olarak tespit edilen optimum koagülant dozu arttırılabilir.

**Tablo 7.14** Fiziko-kimyasal arıtımın ardından biyolojik arıtmada sağlanması gereken giderim verimleri

| Parametre | Giriş Kons. (mg/l) | Çıkış Kons. (mg/l) | Giderim Verimi (%) |
|---|---|---|---|
| KOİ | 1440 | 500 | 65,3 |
| PO4-P | 29 | 3 | 89,7 |

### 7.2.2.2 AAT Çıkış Atıksuyu

AAT çıkışından alınan atıksu numunesi üzerinde giriş numunesinde olduğu gibi pH 4.5, 5, 5.5 ve çıkış atıksuyunun doğal pH değerleri için jar test analizleri yapılmıştır. Koagülant olarak $FeCl_3$, yardımcı koagülant olarak da katyonik PE kullanılmıştır. Jar test çalışmasında kullanılan çıkış atıksuyu KOİ ve $PO_4$-P konsantrasyonları Tablo 7.15'de verilmiştir.

**Tablo 7.15** Jar Test çalışmalarında kullanılan AAT çıkış atıksuyu konsantrasyonları

| | | |
|---|---|---|
| Toplam KOİ | 3010 | mg/l |
| Çözünmüş KOİ | 1280 | mg/l |
| TP | 153 | mg/l |
| $PO_4$-P | 94 | mg/l |
| pH | 6,7 | |

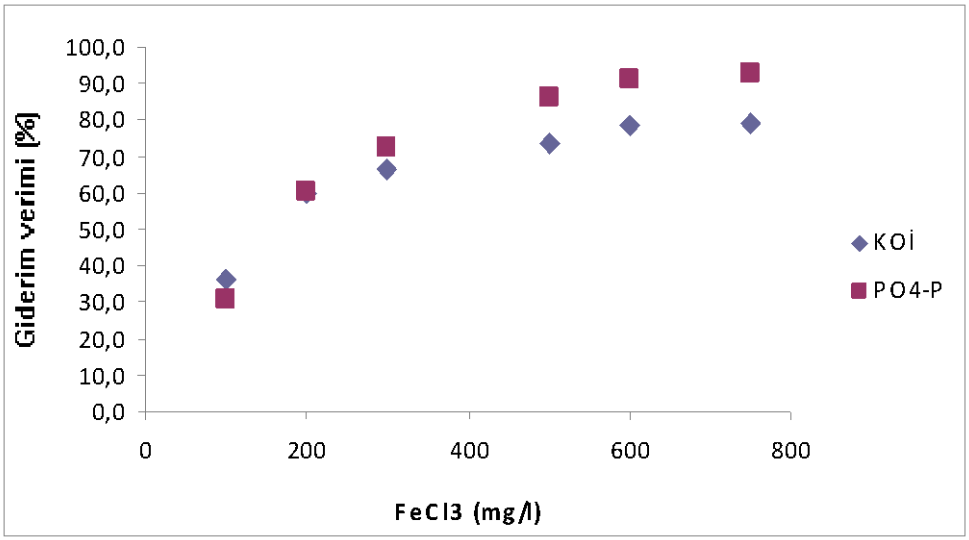
Tablo 7.15'de görüldüğü üzere AAT çıkışından alınan atıksuyun kirlilik konsantrasyonları, Tablo 5.1'de verilen aralıkların dışına çıkmıştır. Bunun nedeni, atıksu numunesinin alındığı dönemde havalandırmalı lagünlerin havalandırılması için kullanılan 8 adet yüzeysel havalandırıcıdan iki tanesinin arıza nedeniyle çalışmıyor olmasıdır. Tablo 5.1'den de görüleceği üzere normal işletme şartları altında, AAT çıkışından alınan numunelerin toplam KOİ konsantrasyonları 1500 mg/l'yi aşmamaktadır. Çıkış atıksuyu üzerinde gerçekleştirilen jar test çalışmalarının sonuçları değerlendirilirken bu durum göz önünde bulundurulmuştur.

Çıkış atıksuyu üzerinde yürütülen jar test çalışmalarının ilki atıksuyun pH'ı değiştirilmeden yapılmış ve koagülant dozu olarak 100 mg/l, 200 mg/l, 300 mg/l, 400 mg/l, 600 mg/l, 750 mg/l $FeCl_3$ uygulanmıştır. Katyonik PE ise 20 mg/l(Amuda ve diğ,2005) dozajla uygulanmıştır. Atıksuyun pH değeri 6,7 ölçülmüştür. Elde edilen sonuçlar Tablo 7.16'da verilmiştir.

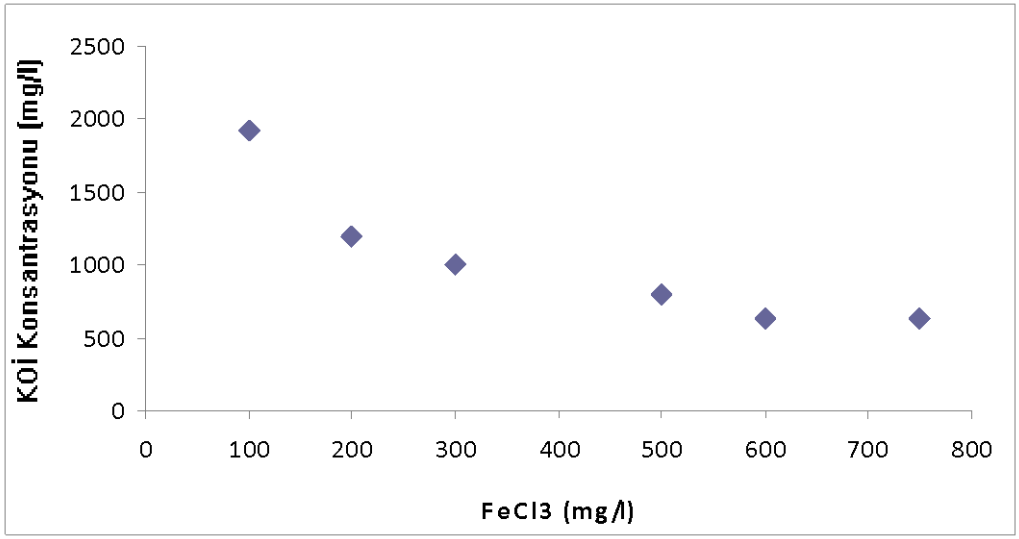
**Tablo 7.16** Çıkış atıksuyu pH = 6,7 için Jar test çalışması sonuçları

| $FeCl_3$ Dozaj | KOİ | | $PO_4$-P | |
|---|---|---|---|---|
| | Kons. (mg/l) | Verim (%) | Kons. (mg/l) | Verim (%) |
| 100 mg/l | 1920 | 36,2 | 65 | 30,9 |
| 200 mg/l | 1200 | 60,1 | 37 | 60,6 |
| 300 mg/l | 1007 | 66,5 | 26 | 72,3 |
| 500 mg/l | 792 | 73,7 | 13,1 | 86,1 |
| 600 mg/l | 638 | 78,8 | 8,4 | 91,1 |
| 750 mg/l | 630 | 79,1 | 6,5 | 93,1 |

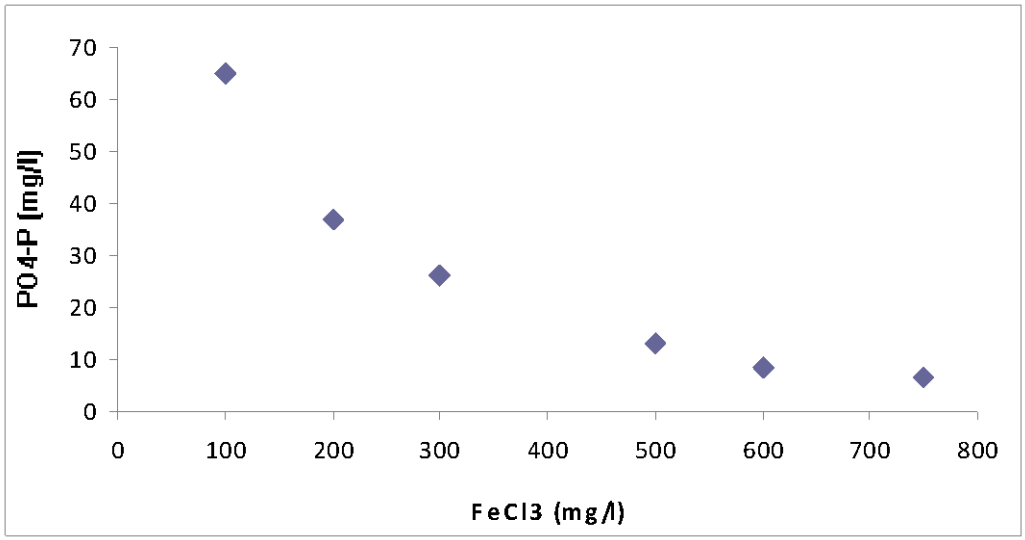
Tesis çıkışı pH değeri korunarak gerçekleştirilen Jar test sonuçlarına göre KOİ gideriminde elde edilen en yüksek verim %79'dur. Koagülant dozu 100 mg/l'den 600 mg/l'ye doğru arttırıldıkça giderim veriminin de arttığı görülüyor, ancak 600 mg/l'den itibaren koagülant dozu arttırıldığı halde giderim veriminin değişmediği görülmektedir. $PO_4$-P gideriminde ise koagülant dozu ile giderim verimi arasında giriş atıksu üzerinde gerçekleştirilen jar test çalışmalarında olduğu gibi, doğrusal bir orantı olduğu gözlenmektedir. Koagülant dozu arttırıldıkça $PO_4$-P giderim verimi de artmıştır. Şekil 7.23'de pH= 6,7 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimlerinin koagülant dozuna bağlı olarak değişimi verilmiştir. Şekil 7.24-7.25'de ise KOİ ve $PO_4$-P konsantrasyonlarının koagülant dozuna bağlı olarak değişimi verilmiştir.




**Şekil 7.23** Çıkış atıksuyu pH=6,7 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimleri




**Şekil 7.24** Çıkış atıksuyu pH=6,7 için KOİ konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi



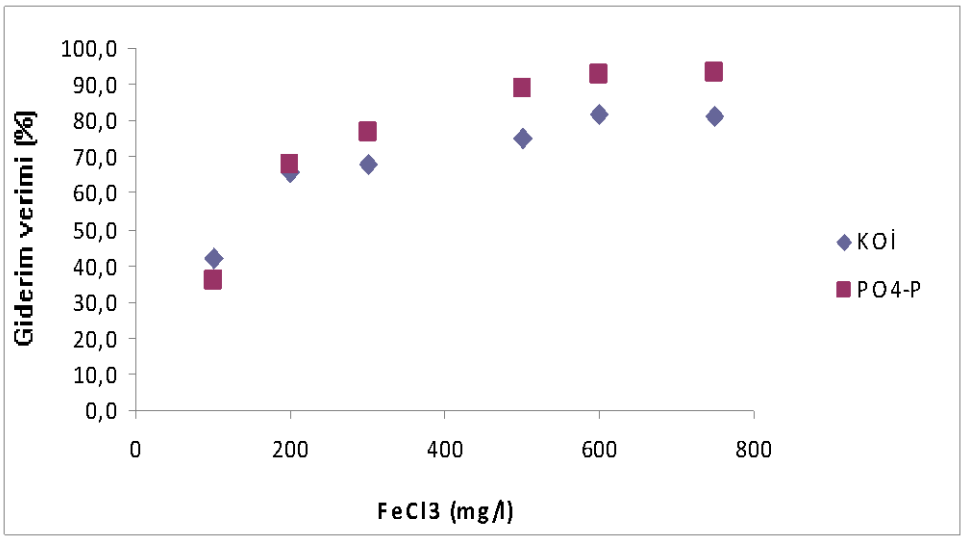

**Şekil 7.25** Çıkış atıksuyu pH=6,7 için $PO_4$-P konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi

AAT çıkışından alınan atıksu numunesinin pH değeri 4,5'a indirilmiş ve Jar test çalışması tekrar edilmiştir. Çalışmanın sonuçları Tablo 7.17'de verilmiştir.

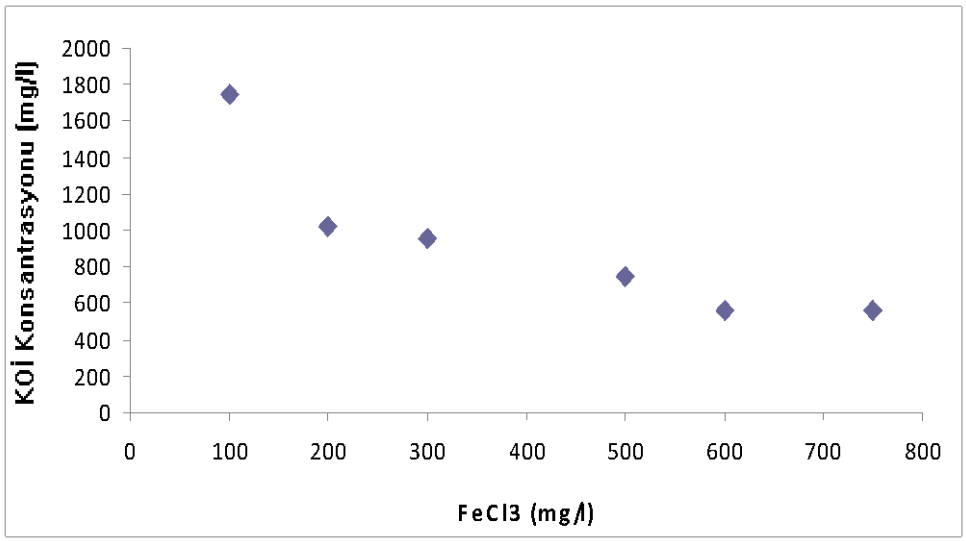
**Tablo 7.17** Çıkış atıksuyu pH = 4,5 için Jar test çalışması sonuçları

| $FeCl_3$ Dozaj | KOİ | | $PO_4$-P | |
|---|---|---|---|---|
| | Kons. (mg/l) | Verim (%) | Kons. (mg/l) | Verim (%) |
| 100 mg/l | 1748 | 41,9 | 60 | 36,2 |
| 200 mg/l | 1025 | 65,9 | 30 | 68,1 |
| 300 mg/l | 958 | 68,2 | 22 | 76,6 |
| 500 mg/l | 749 | 75,1 | 10,6 | 88,7 |
| 600 mg/l | 557 | 81,5 | 6,7 | 92,9 |
| 750 mg/l | 560 | 81,4 | 6,1 | 93,5 |

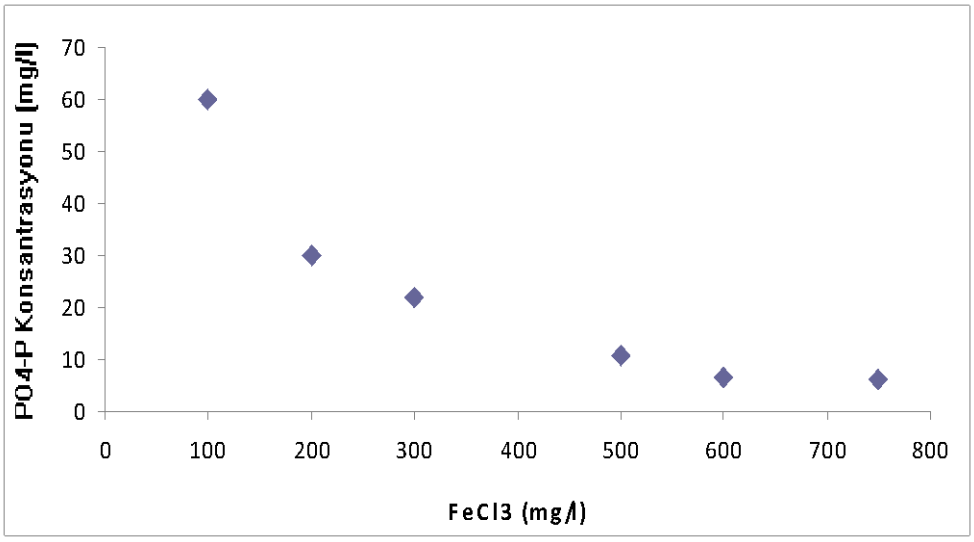
pH değişikliği hem KOİ hem de $PO_4$-P giderim verimini beklendiği üzere olumlu yönde etkilemiştir. Çıkış atıksuyunun doğal pH değeri için yapılan jar test çalışmasında olduğu gibi 600 mg/l FeCl3 dozajının arttırılması KOİ giderim veriminde bir değişikliğe sebep olmamıştır. Şekil 7.26'da pH= 4,5 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimlerinin koagülant dozuna bağlı olarak değişimi verilmiştir. Şekil 7.27-7.28'de ise KOİ ve $PO_4$-P konsantrasyonlarının koagülant dozuna bağlı olarak değişimi verilmiştir.




**Şekil 7.26** Çıkış atıksuyu pH=4,5 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimleri




**Şekil 7.27** Çıkış atıksuyu pH=4,5 için KOİ konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi



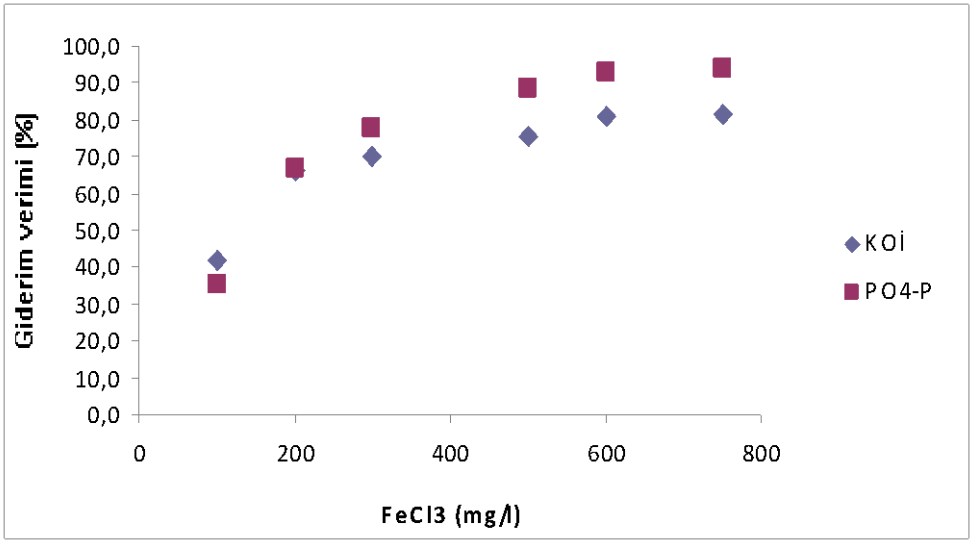

**Şekil 7.28** Çıkış atıksuyu pH=4,5 için $PO_4$-P konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi

Çıkış atıksuyu pH değeri 5'e indirilerek jar test çalışmaları tekrar edilmiştir. Elde edilen sonuçlar Tablo 7.18'de verilmiştir.

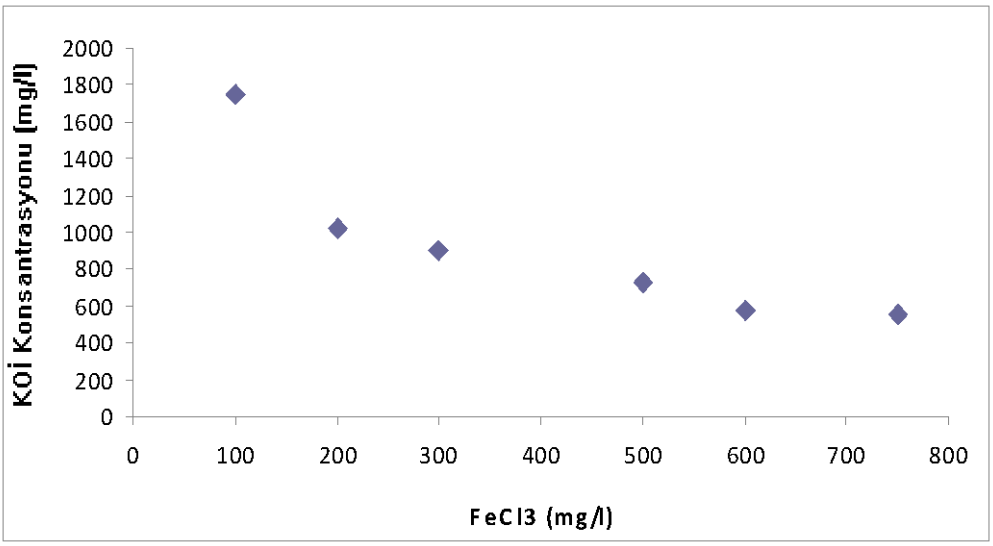
**Tablo 7.18** Çıkış atıksuyu pH = 5 için Jar test çalışması sonuçları

| $FeCl_3$ Dozaj | KOİ | | $PO_4$-P | |
|---|---|---|---|---|
| | Kons. (mg/l) | Verim (%) | Kons. (mg/l) | Verim (%) |
| 100 mg/l | 1752 | 41,8 | 61 | 35,1 |
| 200 mg/l | 1017 | 66,2 | 31 | 67,0 |
| 300 mg/l | 900 | 70,1 | 21 | 77,7 |
| 500 mg/l | 733 | 75,6 | 10,9 | 88,4 |
| 600 mg/l | 576 | 80,9 | 6,6 | 93,0 |
| 750 mg/l | 550 | 81,7 | 5,7 | 93,9 |

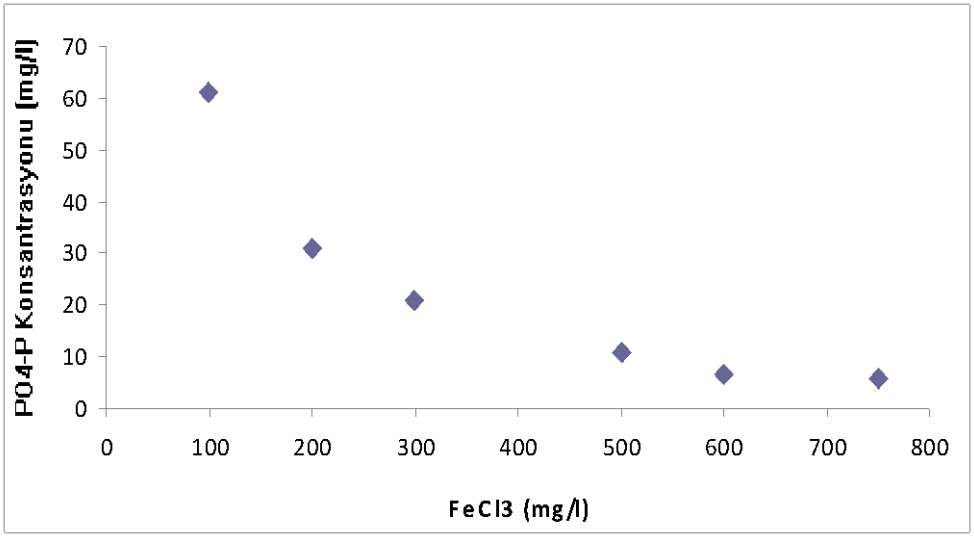
Çıkış atıksuyunun pH değerinin 5'e indirilerek yapılan jar terst çalışmalarında pH= 4,5 için yapılan jar test çalışmasında elde edilen sonuçlara benzer sonuçlar elde edilmiştir. Şekil 7.29'da pH= 5 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimlerinin koagülant dozuna bağlı olarak değişimi verilmiştir. Şekil 7.30-7.31'de ise KOİ ve $PO_4$-P konsantrasyonlarının koagülant dozuna bağlı olarak değişimi verilmiştir.




**Şekil 7.29** Çıkış atıksuyu pH=5 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimleri




**Şekil 7.30** Çıkış atıksuyu pH=5 için KOİ konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi



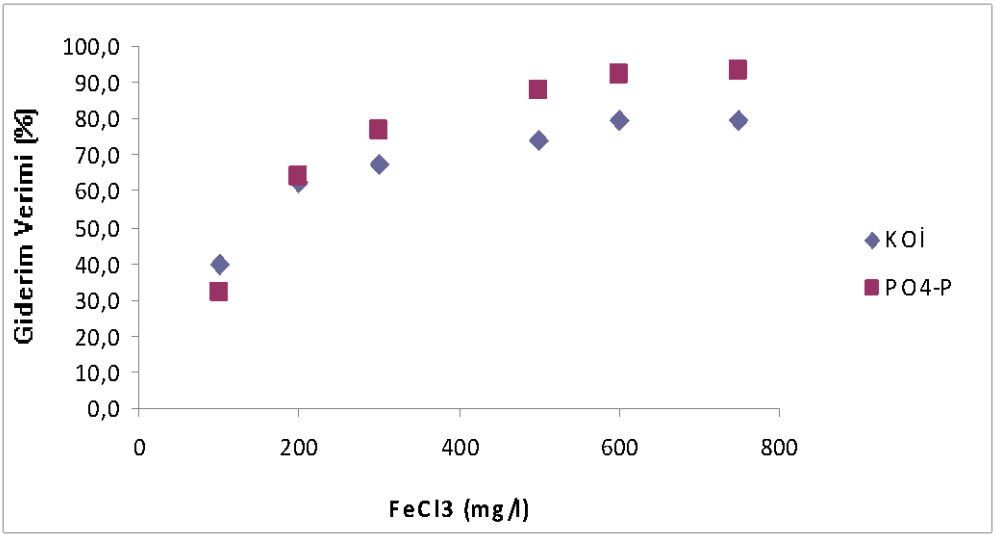

**Şekil 7.31** Çıkış atıksuyu pH=5 için $PO_4$-P konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi

Çıkış atıksuyu için son jar test çalışması, pH değeri 5,5'a indirilerek gerçekleştirlmiştir. Elde edilen sonuçlar Tablo 7.19'da verilmiştir.

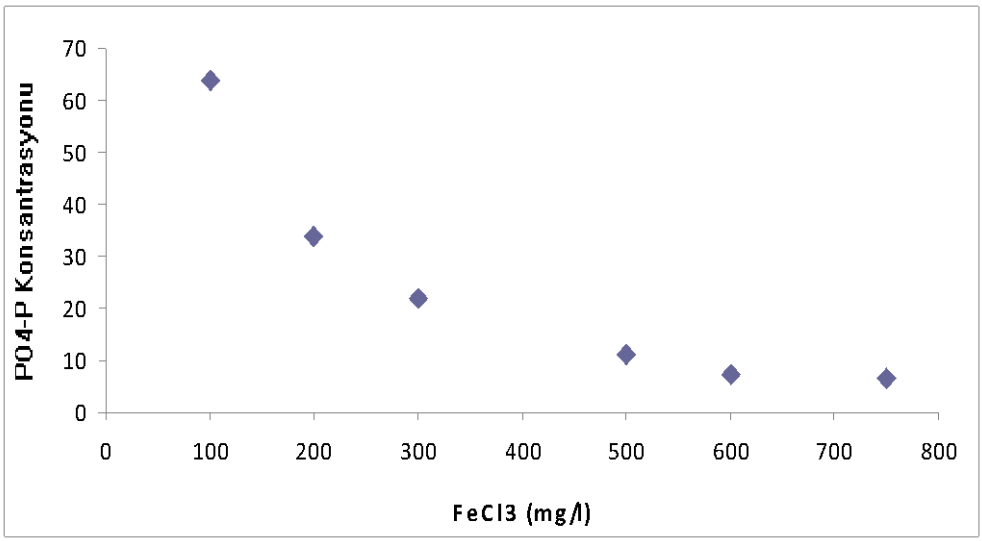
**Tablo 7.19** Çıkış atıksuyu pH = 5,5 için Jar test çalışması sonuçları

| $FeCl_3$ Dozaj | KOİ | | $PO_4$-P | |
|---|---|---|---|---|
| | Kons. (mg/l) | Verim (%) | Kons. (mg/l) | Verim (%) |
| 100 mg/l | 1814 | 39,7 | 64 | 31,9 |
| 200 mg/l | 1136 | 62,3 | 34 | 63,8 |
| 300 mg/l | 974 | 67,6 | 22 | 76,6 |
| 500 mg/l | 779 | 74,1 | 11,3 | 88,0 |
| 600 mg/l | 614 | 79,6 | 7,4 | 92,1 |
| 750 mg/l | 610 | 79,7 | 6,4 | 93,2 |

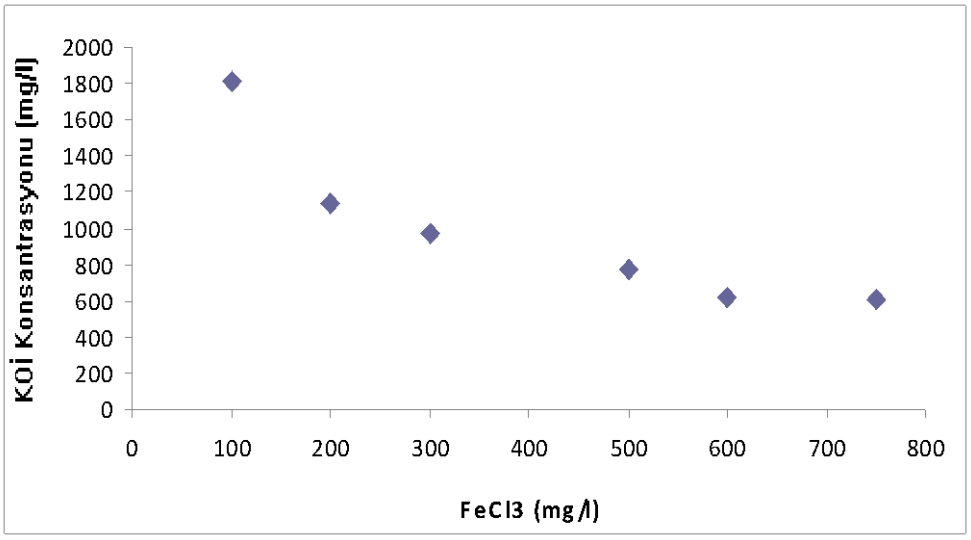
pH=5,5 değeri için yapılan çalışmalarda elde edilen giderim verimleri, çıkış atıksuyunun doğal pH'ı değiştirlmeden yapılan çalışmada elde edilen verimlere oranla daha yüksek olsa da, pH=4,5 ve 5 değerleri için yapılan çalışmalarda elde edilen giderim verimlerinin altında kalmıştır. Şekil 7.32'da pH= 5 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimlerinin koagülant dozuna bağlı olarak değişimi verilmiştir. Şekil 7.33-7.34'de ise KOİ ve $PO_4$-P konsantrasyonlarının koagülant dozuna bağlı olarak değişimi verilmiştir.




**Şekil 7.32** Çıkış atıksuyu pH=5,5 için KOİ ve $PO_4$-P giderim verimleri




**Şekil 7.33** Çıkış atıksuyu pH=5,5 için KOİ konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi



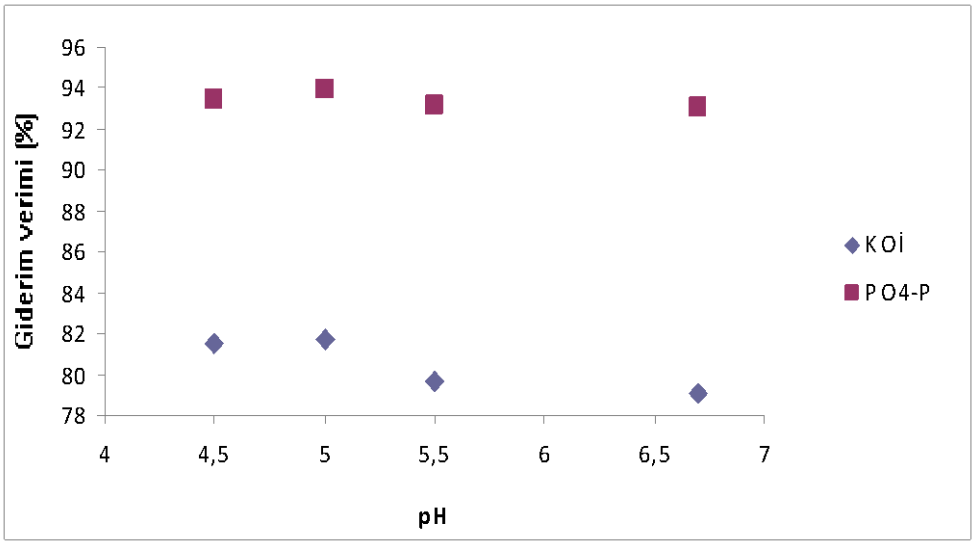

**Şekil 7.34** Çıkış atıksuyu pH=5,5 için $PO_4$-P konsantrasyonlarının $FeCl_3$ dozuna bağlı değişimi

Çıkış atıksuyu kullanılarak gerçekleştirilen tüm jar test çalışmaları incelendiğinde optimum $FeCl_3$ dozu 600 mg/l olarak görünmektedir. Yalnızca çıkış atıksu pH değerinin 5'e indirildiği çalışmada 600 mg/l FeCl3 dozlanmasıyla % 80,9 KOİ giderimi elde edilirken 750 mg/l $FeCl_3$ dozlanmasıyla %81,7 KOİ giderimi elde edilmiştir. Ancak bunun dışındaki tüm jar test çalışmalarında 600 mg/l $FeCl_3$ dozunun aşılması KOİ giderim veriminin artmasına sebep olmamıştır.

Optimum pH değerini belirlemek için Tablo 7.20 hazırlanmıştır. Buna göre çıkış atıksuyu için optimum pH değeri 4,5-5 olarak tespit edilmiştir.

**Tablo 7.20** Çıkış atıksuyu çeşitli pH değerleri için maksimum giderim verimleri

| pH | Maksimum Giderim Verimleri (%) | |
|---|---|---|
| | KOİ | $PO_4$-P |
| 6,7 | 79,1 | 93,1 |
| 5,5 | 79,7 | 93,2 |
| 5 | 81,7 | 93,9 |
| 4,5 | 81,5 | 93,5 |




**Şekil 7.35** Çıkış atıksuyu için pH değişimin giderim verimine etkisi

Elde edilen en düşük KOİ ve $PO_4$-P konsantrasyonları SKKY'de öngörülen deşarj limitlerini sağlayamamıştır. Ancak çıkış atıksu numunesi alındığı dönemde tesiste havalandırma işleminin sağlıklı yapılamıyor olması nedeniyle çıkış atıksuyunun normal işletme şartlarında sağlanan kirlilik konsantrasyonlarının üstünde değerlere sahipti. Buna rağmen KOİ konsantrasyonlarında 550 mg/l $PO_4$-P konsantrasyonlarında ise 5,7 mg/l değerlerine ulaşılabilmiştir. Tesisteki arızalar giderilip normal işletme şartlarına dönüldüğünde biyolojik arıtmayı müteakip fiziko-kimyasal arıtım gerçekleştirildiğinde SKKY'de öngörülen deşarj limitleri sağlanabilecektir. Ancak normal işletme şartlarında sağlandığında dahi $PO_4$-P parametresi için deşarj limitlerine ulaşılmasında zorlanılabilir. Bu yüzden 600 mg/l olarak tespit edilen $FeCl_3$ optimum doz değeri gerekli $PO_4$-P konsantrasyonu sağlanacak şekilde arttırılabilir.

# 8. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu çalışmadan elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

***Karakterizasyon Çalışmaları***

Bu çalışmada büyükbaş hayvan besi çiftliğinden kaynaklanan atıksular için konvansiyonel atıksu karakterizasyonu yapılmıştır.

Karakterizasyon çalışması sonucunda, ortalama 12750 mg/l toplam KOİ, 4950 mg/l çözünmüş KOİ, 260 mg/l TP, 140 mg/l $PO_4$-P, 690 mg/l TKN, 350 mg/l $NH_4$-N, 5860 mg/l AKM ve 4760 mg/l UAKM değerleri elde edilmiştir. Atıksudaki toplam KOİ'nin yaklaşık %40'ının çözünmüş formda geriye kalan %60'lık kısmın ise partiküler formda olduğu gözlenmiştir. Atıksudaki azot ve fosforun %50'nin üzerinde bir orana sahip kısmının çözünmüş formlarda olduğu belirlenmiştir.

***KOİ Bileşenlerinin Belirlenmesi***

İnert KOİ bileşenlerinin belirlenebilmesi için ham ve süzülmüş giriş atıksuyu kullanılarak yapılan çalışmalar sonucunda, çözünmüş inert KOİ ($S_I$) bileşeninin ham atıksudaki oranının % 4,1olduğu, partiküler inert KOİ ($X_I$) bileşeninin ise %9,7 oranla atıksuda bulunduğu tespit edilmiştir. Biyolojik olarak ayrışamayan toplam inert KOİ ($C_I$) fraksiyonu %14 oranındadır. Ortalama olarak 12750 mg/l KOİ konsantrasyonuna sahip bir çiftlik atıksuyunun 1800 mg/l civarında inert KOİ içeriği bulunmaktadır. Bu durumda SKKY'ne göre büyükbaş hayvan çiftliklerinin KOİ parametresi için sağlaması gereken 500 mg/l'lik deşarj limiti sadece biyolojik arıtma sistemi kullanılarak sağlanamayacağı sonucu ortaya çıkmaktadır.

Kolay ve yavaş ayrışabilir KOİ bileşenlerinin belirlenebilmesi için respirometre cihazı kullanılarak yürütülen OTH ölçüm çalışmaları sonucunda, Kolay ayrışan KOİ ($S_S$) bileşeninin ham atıksu içindeki oranının % 41 olduğu belirlenmiştir. Yavaş ayrışan partiküler KOİ ($X_S$) oranının ise % 45 olduğu tespit edilmiştir. Toplam biyolojik olarak ayrışabilen KOİ ($C_S$) fraksiyonu ise % 86,2'dir.

***Fiziko-Kimyasal Arıtılabilirlik***

Fiziko-kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları giriş ve AAT çıkış atıksuyunda gerçekleştirilmiştir. Koagülant olarak FeCl3 ve yardımcı koagülant olarak Katyonik PE'in kullanıldığı çalışmalar sonunda giriş atıksuyu için optimum koagülant dozunun 1500 mg/l, optimum pH değerinin ise 5 olduğu tespit edilmiştir. Optimum pH ve optimum koagülant dozu uygulandığında elde edilen maksimum giderim verimi KOİ parametresi için %89, $PO_4$-P parametresi için ise %80'dir. Optimum koagülant dozu ve optimum pH değerleri uygulandığında KOİ konsantrasyonu 1440 mg/l, $PO_4$-P konsantrasyonu ise 29 mg/l'ye düşmektedir. Elde edilen bu değerler SKKY'de büyükbaş hayvan çiftlikleri için öngörülen deşarj limitlerini sağlamamaktadır. Yalnızca fiziko-kimyasal arıtım yapılarak deşarj limitlerinin sağlanması mümkün görünmemektedir. Bu yüzden fiziko-kimyasal arıtımı müteakip biyolojik arıtım yapılması gerekmektedir. Bu durumda biyolojik arıtma veriminin KOİ için % 65, PO4-P için ise % 89,7 olması gerekmektedir. KOİ için gerekli giderim verimi biyolojik arıtma ile sağlanabilir görülmekle birlikte biyolojik olarak %90'lık bir $PO_4$-P gideriminin sağlanması zor görünmektedir. Optimum koagülant dozu olarak belirlenen 1500 mg/l değerinin üstünde koagülant dozlandığında KOİ giderim verimleri değişmemektedir ancak $PO_4$-P giderim verimleri artan koagülant dozu ile birlikte artmaktadır. Bu yüzden fiziko-kimyasal arıtımı müteakip gerçekleştirilecek biyolojik arıtmaya giren $PO_4$-P yükünü azaltmak için optimum koagülant dozunun üstünde $FeCl_3$ dozlanabilir.

Çıkış atıksuyu için yapılan çalışmalar sonucunda optimum koagülant dozunun 600 mg/l ve optimum pH değerinin ise 4,5-5 olduğu belirlenmiştir. Optimum pH ve optimum koagülant dozu uygulandığında elde edilen maksimum giderim verimi KOİ parametresi için %81, $PO_4$-P parametresi için ise %93'tür. Optimum koagülant dozu ve optimum pH değerleri uygulandığında KOİ konsantrasyonu 560 mg/l, $PO_4$-P konsantrasyonu ise 6 mg/l'ye düşmektedir. Elde edilen bu değerler SKKY'de büyükbaş hayvan çiftlikleri için öngörülen deşarj limitlerini sağlamamaktadır. Ancak çalışmanın yapıldığı dönemde çiftlik bünyesindeki atıksu arıtma tesisinin havalandırma ünitelerinde yaşanan arıza nedeniyle biyolojik arıtma performansı düşmüştür. Çalışmanın gerçekleştirildiği tarihte tesis çıkışından alınan atıksu numunesinin KOİ konantrasyonu 3010 mg/l'dir. Normal işletme şartları altında, AAT çıkışından alınan numunelerin toplam KOİ konsantrasyonları 1500 mg/l'yi aşmamaktadır. Tesisteki arıza giderilip, normal işletme şartlarına geçildiğinde

SKKY'de öngörülen deşarj limitlerinin sağlanabileceği görülmektedir. $PO_4$-P parametresi için deşarj limitinin sağlanamaması durumunda, tıpkı giriş atıksuyu üzerinde gerçekleştirilen jar test çalışmalarında olduğu gibi artan koagülant dozu ile birlikte sürekli bir şekilde artan $PO_4$-P giderim verimleri elde edilmiştir. $PO_4$-P parametresi için deşarj limitinin sağlanamaması durumunda, optimum koagülant dozunun üstünde $FeCl_3$ dozlanarak $PO_4$-P deşarj limiti sağlanabilir.

Giriş ve çıkış atıksuyunda yapılan jar test çalışmaları sonucunda SKKY'de öngörülen deşarj limitlerinin sağlanabilmesi için biyolojik ve fiziko-kimyasal arıtımın uygulanması gerektiği görülmüştür. Fiziko-kimyasal arıtımın biyolojik arıtmayı takiben gerçekleştirilmesinin deşarj limitlerini sağlamak açısından daha yararlı olacağı görülmüştür.

***Genel Değerlendirmeler***

Büyükbaş hayvan çiftliklerinden kaynaklanan atıksuların alıcı ortamlara deşarjında SKKY'de öngörülen limitlerin sağlanması gerekmektedir. Tablo 5.3'de verildiği gibi KOİ parametresi için öngörülen deşarj limiti 500 mg/l'dir. Bu çalışmada elde edilen verilere göre büyükbaş hayvan çiftliklerinden kaynaklanan atıksularda çözünmüş inert KOİ içeriği 590 mg/l'dir. Çözünmüş mikrobiyal ürünler ise 45 mg/l olarak hesaplanmıştır. Çıkış atıksuyunda son çökeltim havuzundan kaçan katı maddeler de hesaba katıldığında sadece biyolojik arıtma prosesleri kullanılarak KOİ parametresi için SKKY'de öngörülen deşarj limitlerinin sağlanamayacağı görülmektedir. Her ne kadar, bu durum göz önünde bulundurulduğunda KOİ parametresi için öngörülen deşarj limitlerinin artırılması gerekliliği ortaya çıksa da, $PO_4$-P parametresi için öngörülen deşarj limitlerinin sağlanması için fiziko-kimyasal yöntemler kullanılmak zorundadır. Fiziko-kimyasal yöntemler kullanılarak $PO_4$-P giderimi sağlanırken aynı zamanda KOİ giderimi de sağlanacağı için SKKY'de KOİ parametresi için öngörülen deşarj limitinin uygulanabilir olduğu söylenebilir.

## KAYNAKLAR


**APHA,** 1998. Standart methods fort he examination of water and wastewater, 20th edn. American Public Health Association, Washington,DC.

**O'Melia C.R. and Weber W.J.**, 1972. Physicochemical Processes for Water Quality Control. Wiley-İnterscience . New York.

**Samsunlu A.,** 2006. Atıksuların Arıtılması, Birsen Yayınevi, İstanbul.

**Tünay O.,** 1998. Atıksu arıtımında Kimyasal Prosesler, İTÜ Yayınları

**Türkman A.**, 2004. Atıksu Arıtma Tesislerinin Tasarım ve İşletim esasları Kurs Notları- Kimyasal Arıtma,Emre Basımevi, İzmir.

**Amuda, O. S. And Alade, A.,** 2006. Coagulation/Flocculationprocess in the treatment of abattoir wastewater, Desalination, **196** , 22-31

**De Haas , D.W., Wentzel, M.C. and Ekama, G.A**., 2000.The use of chemical precipitation in modified activated sludge systems exhibiting biological excess phosphate removal, *Water SA.,* **26** (4),439-452

**Ekama, G.A., Dold, P. L. And Marais, G. V. R.,** 1986. Procedures for determining influent COD fractions and maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems, *Wat. Sci. Tech.,* **18** (6),91-114

**Holmberg, R.D., Hill, D.T., Prince, T.J., and Van Dyke, N.** 1983. Potential of solid-liquid separation of swine wastes for methane production. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.* Vol. 26, pp.1803.

**Kappeler, J. V. And Gujer, W.,** 1992. Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modelling, *Wat. Sci. Tech.,* **25** (6),125-139

**Orhon, D. and Artan, N.,** 1994. Modelling of activated Sludge Systems. Technomic Press, Lancaster, PA.

**Orhon, D. and Ubay Çokgör, E.,** 1997. COD fractionation in wastewater characterization-the state ofthe art. J. Chem. Tech. Biotechnol. **68**, 294-302

**Orhon, D., Karahan, Ö. and Sözen, S.,** 1999. The effect of residual microbial products on the experimental assesment of the particulate inert COD in wastewaters, Water Research, **33** (14), 3191-3203

**O'Connor, J.T.,** 1972. Environmental engineering unit operations and unit processes laboratory manual, *Association of Environmental Engineering Professors,* 210pp.


.

**Okutman, D**., 2001. Evsel Atıksularda Çökelebilir KOİ Ayrışmasının Deneysel İncelenmesi ve Modellenmesi, *Yüksek Lisans Tezi,* İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

**Doğruel, S**., 2006. Biyolojik Arıtılabilirlik Bazlı Atıksu Karakterizasyonu ve Atık Aktif Çamur Üzerinde Ozonlamanın Etkisi, *Doktora Tezi,* İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

**Powers, W.J.,** 1993. Effects of variable sources of distillers dried grains plus soluble on milkyield, composition and manure characteristics of lactating dairy cows. M.S. Thesis,Univ. Florida, Gainsville

## ÖZGEÇMİŞ

Ekrem Özyürek 1982 yılında İstanbul'da doğdu. 1999 yılında Kuleli Askeri Lisesi'nden mezun oldu. 2000 yılında İstanbul Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde lisans öğrenimine başladı. 2005 yılında lisans öğrenimini tamamladıktan sonra aynı yıl İstanbul Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği AnaBilim Dalı'nda yüksek lisans programına başladı. Halen Fen Bilimleri Enstitüsü'nde Yüksek Lisans öğrenimini sürdürmektedir.