

T.C.
GEBZE YÜKSEK TEKNOLOJİ ENSTİTÜSÜ
MÜHENDİSLİK VE FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ELEKTROKOAGÜLASYON METODUYLA
PAŞAKÖY İLERİ BİYOLOJİK ATIKSU
ARITMA TESİSİ ATIKSUYUNDAKİ
FOSFORUN GİDERİLEBİLİRLİĞİNİN
İNCELENMESİ

Hayriye Ebru ABAMOR

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI

TEZ DANIŞMANI
Doç. Dr. Nihal BEKTAŞ

GEBZE

2008

ÖZET

TEZİN BAŞLIĞI : Elektrokoagülasyon Metoduyla Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi Atıksuyundaki Fosforun Giderilebilirliğinin İncelenmesi

YAZAR ADI : Hayriye Ebru ABAMOR

Fosfatın büyümeyi kısıtlayıcı besin maddesi olması sebebiyle, ham ve arıtılmış evsel ve endüstriyel atıksuların, hatta zirai drenajların alıcı su ortamlarına deşarjı, sucul mikro ve makro organizmaların miktarlarda istenmeyen gelişmelerine yol açar. Bu da istenmeyen bir takım olumsuzluklara yol açmakta ve fosfatın kontrolünü de su kalitesinin korunması açısından önemli kılmaktadır.

Bu çalışmada, Paşaköy Atıksu Arıtma Tesisi'nin giriş ve çıkış suyundaki fosforun elektrokoagülasyon yöntemiyle arıtılabilirliği incelenmiştir. Bu amaçla monopolar alüminyum ve demir elektrotların kullanıldığı bir elektrokoagülasyon reaktörü kullanılmıştır. Arıtım verimi değişik işletim şartları altında incelenmiş ve karşılaştırılmıştır. Aynı işletme şartlarında, Paşaköy Atıksu Arıtma Tesisi içinde bulunan batık membran ünitesi atıksuları da çalışılmıştır.

Sonuç olarak alüminyum elektrot sisteminde fosfor giderim veriminin demir elektrotlu sistemden yüksek olduğu bulunmuştur. Akım verimliliği farklı akım şiddeti kullanılarak incelenmiş, 1Amper ile daha yüksek verim elde edilmiştir. Ayrıca KOI ve renk giderimleri de incelenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Fosfat giderimi, elektrokoagülasyon, Paşaköy atıksu arıtma tesisi, alüminyum ve demir elektrot

SUMMARY

THESIS NAME : Investigation the Removal of Phosphorus from effluent of Paşaköy Biological Waste Water Treatment Plant With Electrocoagulation Method

AUTHOR'S NAME: Hayriye Ebru ABAMOR

Since phosphate is a nutrition material limiting growth, discharge of raw and treated domestic and industrial wastewater, and even agricultural drainage to receiving water media leads to undesired growth of aquatic micro and macro organisms. This ultimately leads to a number of undesired results and makes the control process of phosphate an important factor in protecting the water quality.

In this research, the removal of phosphate from effluent from Paşaköy Wastewater Treatment Plant was investigated using electrocoagulation methods. An electrocoagulation reactor with monopolar aluminum and iron electrodes was used in the experiments. The removal rate for treatment process was examined and compared using different operating conditions. Furthermore; wastewater in the submerged membrane unit in Paşaköy Wastewater Treatment Plant was also studied at the same optimal conditions.

The phosphate removal rate for the iron electrode electrocoagulation (EC) process was found was found higher than aluminum electrode EC process. The current productivity was further examined with different current intensity and removal rate was obtained higher with 1 Ampere. KOI and colour removal rates were also investigated.

Keywords: Phosphate removal, electrocoagulation, Paşaköy wastewater treatment plant, aluminum and iron electrodes

TEŞEKKÜR

Çalışmalarım sırasında ilgi ve yardımlarını esirgemeyen sayın Prof. Dr. Anatoly DİMOGLO'a, tez danışmanım Doç. Dr. Nihal BEKTAŞ'a,

Laboratuvar çalışmalarım esnasında her türlü yardım ve desteklerini esirgemeyen Elif ŞENTÜRK, Neslihan UZUN, Zişan Pınar YILDIZ ve Tuğba ÖZTÜRK'e,

Desteklerini ve yardımlarını hiçbir zaman eksik görmediğim Mahmut KAHRAMAN ve Aysin YAVUZ'a

Sevgili aileme ve sabır gösterdikleri için çocuklarıma, bu tez çalışmasına olan katkılarından dolayı teşekkürü bir borç bilirim.

İÇİNDEKİLER DİZİNİ

ÖZET	i
SUMMARY	ii
TEŞEKKÜR	iii
İÇİNDEKİLER DİZİNİ	iv
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	vi
ŞEKİL DİZİNİ	vii
ÇİZELGELER DİZİNİ	ix
1. GİRİŞ	1
1.1. Çalışmanın Anlam ve Önemi	1
2. EVSEL ATIKSU ARITMA YÖNTEMLERİ	3
2.1. Evsel Atıksuların Arıtılmasında Temel İşlemler	4
2.2. Ön Arıtma Üniteleri	5
2.3. İkincil Arıtma Yöntemleri	6
2.4. Atıksu Çamuru Arıtım Yöntemleri	10
2.5. Arıtılmış Atıksu Dezenfeksiyon İşlemleri	11
2.6. Atıksu Arıtma Tesislerinde Yardımcı Üniteler	11
3. PAŞAKÖY İLERİ BİYOLOJİK ARITMA TESİSİ	12
3.1. Türkiye’de Atıksu Arıtımı	12
3.2. Tesis Ünitelerinin Tanımı	14
3.3. Tesiste Fosfatın Giderilememesinin Sebepleri	25
3.4. Uçucu Yağ Asitlerinin Etkisi	26
3.6. BİO-P (Anaerobik) Tankların Revizyonu Geri Devir Denitrifikasyonu	
Prosesi	26
3.7. Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi Pilot Ölçekli Membran Bioreaktörü (MBR)	27
3.8. Atıksu Özellikleri	30
3.9. Atıksu Arıtımında Temel Hedefler	34
4. FOSFAT ANYONUNUN GİDERİM YÖNTEMLERİ	36
4.1. Fosforla İlgili Genel Bilgiler	36
4.2. Ötrifikasyon	39
4.4. Fosfatın Arıtımı	42

5.ELEKTROKİMYASAL ARITIM PROSESLERİ	46
5.1. Elektrokimyasal Prosesin Esasları	46
5.2. Elektrokoagülasyon Prosesi ve Uygulamaları	47
5.2.1. Elektrokogülasyon Teorisi	49
5.2.2. Elektrokogülasyon Teknolojisi	58
5.2.3. Elektrokogülasyona Etki Eden Parametreler	61
5.2.4. Elektrokogülasyonun Atık Sulara Uygulanması	63
6. MATERYAL VE METODLAR	65
6.1. Materyal	65
6.2. EC Deneyi Düzenegi ve EC Deneyleri	65
6.3. Deneysel İşlem	68
6.4.Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Çözeltiler ve Cihazlar	69
6.5. Hesaplamalar ve Kullanılan Eşitlikler	71
7. TARTIŞMA ve SONUÇ	74
7.1.Elektrokoagülasyon (EK) 1. Çalışma Seti Sonuçları	74
7.2.Elektrokoagülasyon (EK) 2. Çalışma Seti Sonuçları	76
7.3.Elektrokoagülasyon (EK) 3. Çalışma Seti Sonuçları	78
7.4. Elektrokoagülasyon (EK) 4. Çalışma Seti Sonuçları	80
7.5 Elektrokoagülasyon (EK) 5. Çalışma Seti Sonuçları	82
7.6.Elektrokoagülasyon (EK) 6. Çalışma Seti Sonuçları	84
7.7. Ekonomik Değerlendirme	88
8. SONUÇ VE ÖNERİLER	90
KAYNAKLAR	93
ÖZGEÇMİŞ	98

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

		Birim
AC	Alternatif akım	[Amper]
AKM	Askıda katı madde	[mg/l]
BOI(BOD)	Biyolojik oksijen ihtiyacı	[mg/l]
COD(KOI)	Kimyasal oksijen ihtiyacı	[mg/l]
DAF	Çamur Yüzdürme Ünitesi	[-]
dk.	Dakika	[dk]
DC	Direkt akım	[Amper]
E	Akım verimi	[-]
<i>E</i>	Elektrik enerjisi	[Wh]
EC,EK	Elektrokoagülasyon prosesi	[-]
F	Faraday Sabiti(96485 C/mol)	[C/mol]
I	Akım şiddeti	[A, mA]
MBR	Membran	[-]
MF	Mikro Filtrasyon	[-]
NF	Nanofiltrasyon	[-]
RO	Ters Osmoz	[-]
T	Sıcaklık	[°C, °K]
T-P	Toplam Fosfor	[-]
T	Zaman	[sn., dk., h.]
UF	Ultrafiltrasyon	[-]
V	Volt	[Volt]
V	Elektrolit hacmi	[ml, m3]
WWTP	Waste Water Treatment Plant	[-]

ŞEKİL DİZİNİ

Şekil	Sayfa
2.1 Stabilizasyon havuzu kesiti	7
3.1 Paşaköy Atıksu Arıtma Tesisinin Aylara Göre Ortalama % Toplam Fosfat Giderimi	13
3.2 Paşaköy Atıksu Arıtma Tesisinin Aylara Göre Ortalama % KOI Giderimi	13
3.3 Paşaköy havza resmi	15
3.4 Paşaköy Atıksu Arıtma Tesisi Kuşbakışı Görünümü	16
3.5 Biyolojik fosfor havuzları	18
3.6 Havalandırma Havuzu ve Difüzörler(a) ve Difüzörlerin Yakından Görünüşü(b)	19
3.7 Son Çöktürme Havuzları	20
3.8 DAF Yüzdürme Havuzu (a) ve DAF Havuzunun İç Yapısı (b)	22
4.1 Fosfat İçeren Bileşiklerin Sınıflandırılması	38
4.2 Fosfor Devrinin Büyük Ölçüde Basitleştirilmiş Şekli	41
4.3 Aktif Çamur Arıtma Sistemi İle Birlikte Kimyasal Çöktürme Suretiyle Fosfat Arıtan Bir Tesisin Akım Şeması	45
4.4 Biyolojik Arıtmadan Sonra Kimyasal Çöktürme Yapan Bir Tesisin Akım Şeması	45
5.1 Elektrokimyasal Hücrenin Şematik Görünüşü	46
5.2 Elektrokoagülasyon Reaktöründe Meydana Gelen Etkileşimler	53
5.3 Elektrokoagülasyonda Oluşacak Polimerik Al Türleri	55
5.4 Sulu Ortamda Alüminyum Kompleksleri ve pH İlişkisi	56
5.5 Sulu Ortamda Demir Kompleksleri ve pH İlişkisi	57
5.6 Paralel Bağlı Monopolar Elektrokoagülasyon Reaktörü	59
5.7 Seri Bağlı Monopolar Elektrokoagülasyon Reaktörü	59
5.8 Paralel Bağlı Bipolar Elektrokoagülasyon Reaktörü	60
6.1 Elektrokoagülasyon Deney Düzeneği Şematik Görünüşü	66
6.2 Tekli Plakalar İçin Deneysel Çalışma Düzeneğinin Kurgusal Gösterimi	67
6.3 Tekli Plakalar İle Yapılan Çalışmalarda Kullanılan Basit Elektrolitik Reaktörü	67

7.1	EK Yöntemiyle Tesis Giriş ve Çıkış Suyu KOI Giderimi	74
7.2	EK Yöntemiyle Tesis Giriş ve Çıkış Suyu Fosfat Giderimi	75
7.4	EK Yöntemiyle Tesis Giriş ve Çıkış Suyu Fosfat Giderimi	77
7.5	EK Yöntemiyle Tesis Giriş ve Çıkış Suyu KOI Giderimi	78
7.6	EK Yöntemiyle Tesis Giriş ve Çıkış Suyu Fosfat Giderimi	79
7.7	EK Yöntemiyle Membran Giriş ve Çıkış Suyu KOI Giderimi	80
7.8	EK Yöntemiyle Membran Giriş ve Çıkış Suyu Fosfat Giderimi	81
7.9	EK Yöntemiyle Membran Giriş ve Çıkış Suyu KOI Giderimi	82
7.10	EK Yöntemiyle Membran Giriş ve Çıkış Suyu Fosfat Giderimi	83
7.11	EK Yöntemiyle Membran Giriş ve Çıkış Suyu KOI Giderimi	84
7.12	EK Yöntemiyle Membran Giriş ve Çıkış Suyu Fosfat Giderimi	85
7.13	Giriş Atıksuları ile Yapılan Çalışmaların Renk, KOI ve Fosfat Giderim Verimleri	87
7.14	Çıkış Atıksuları ile Yapılan Çalışmaların Renk, KOI ve Fosfat Giderim Verimleri	88

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge	Sayfa
3.1 MBR Tesisi Giriş Atıksu Özellikleri	29
3.2 MBR Tesisi Çıkış Atıksu Deşarj Değerleri	29
3.3 İller Bankası proses genel şartnamesi kirletici yükleri	31
3.4 İstanbul'da ölçülmüş konsantrasyonlarla önerilen değerlere bakış.	31
4.1 Endüstri Atık Sularında P yükleri	37
5.1 Elektrokoagülasyon Anodik Reaksiyonlar	54
5.2 Sulu Ortamda Al^{3+} 'ün Oluşturduğu Hidroksi Kompleks Türleri (I: O, 77,00°F)	56
5.3 Sulu Ortamda Fe^{3+} 'ün Oluşturduğu Hidroksi Kompleks Türleri	57
6.1 Paşaköy Atıksu Arıtma Tesisi Biyolojik Arıtma Sonrası ve Öncesi (çıkış-giriş) Atıksuyunun Özellikleri	65
6.2 Çalışmada Kullanılan Elektrot Tipleri	68
7.1 Setlerin Akım Yoğunluklarının Sonuçları	86
7.2 Akım Şiddeti ve Zamana Bağlı Ortalama Fosfat Giderimi.	87
7.3 Maliyet Hesaplarında Kullanılan Ekonomik Parametreler.	89

1.GİRİŞ

1.1.Çalışmanın Anlam ve Önemi

Bilindiği üzere, ötrofikasyon endüstrileşmiş ülkelerde çevresel su kaynaklarının gözlemlenmesinde bugünlerde karşımıza çıkan en önemli problemlerden biridir (Sommariva,1996). Bu olay ortofosfat, polifosfat ve organik fosfat olarak, çevrede fosfatın bilinen formları ile solüsyonların evsel ve endüstriyel tesislerden çevreye deşarj edilmesinden ve çıkış sularının fazla fosfat içermesinden kaynaklanmaktadır(Uğurlu,1998). Fosfatın giderim teknikleri adsorpsiyon gibi kimyasal arıtma, kimyasal çöktürme, iyon değişimi, elektrotiyaliz, uçucu-kül adsorpsiyonu(fly-ash) ve membran içeren hibrit sistemler ve elektrokoagülasyondur. Adsorpsiyon ve kimyasal çöktürme diğer metotlara göre fosfat gideriminde geniş olarak kullanılmaktadır (Bektaş vd.,2004). Son yıllarda, elektrokoagülasyon(EC) ile atıksu arıtma başarı ile uygulanmaktadır. EC, genelde demir ve alüminyumdan yapılan çözünebilir anodların elektrodissolüsyonu ile atıksudan metalik hidroksit flokları oluşturmayı içeren bir prosestir. Eğer uygun elektrotlar gibi yüklü parçalara elektrik uygulanırsa, partiküllerin yüzey yükleri nötralize olur ve pek çok partiküller birleşerek daha büyür ve ayrılabilen yumaklar oluştururlar. Demir ve alüminyum elektrokoagülasyon için en yaygın elektrot materyalidirler. Bunların ucuz ve kolayca bulunabildikleri ve efektif oldukları ispatlanmıştır (Bektaş vd.,2004).

Bu tezin amacı; Paşaköy Atıksu Arıtma Tesisi'nin ve tesiste bulunan pilot membran tesisinin incelenmesi ve giriş çıkış sularında bulunan fosfatın elektrokoagülasyon yöntemi ile giderimi zaman ve farklı akım yoğunluğu gibi parametrelerin etkisi altında araştırmak ve tesisin fosfat giderim sorununa çözüm bulmaktır.

Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi, Ömerli Havzası'nda yer alan ve yetersiz altyapıya sahip, kontrolsüz kentleşmenin etkilerinden baraj gölünü korumak ve gelecekte de bu su kaynağından verimli olarak yararlanabilmek amacıyla

kurulmuştur. Atıksular, ileri biyolojik arıtma sistemiyle ve hassas bölge alıcı ortam deşarj standartlarına uygun kalitede arıtılarak, 6 km'lik bir atıksu tünel vasıtasıyla Riva Deresi ile Karadeniz'e verilerek baraja kirleticilerin girişi önlenmektedir.

Paşaköy Tesisi 100.000 m³/gün debi ve 540 kg/gün fosfor yükünü arıtmak üzere boyutlandırılmıştır. Tesisin mevcut debisi 85.000 m³/gün dür ve 2005 yılı kuru hava debisi yaklaşık 60.000 m³/gün olmuştur. Tesis diğer tüm parametrelerde tasarım yüklerini 2 – 4 kat aşmasına rağmen, fosfat yükünde 540 kg/gün değeri zaman zaman aşılmaktadır. Ancak tesisin devreye alındığı tarihten bu yana fosfat giderim verimi stabil hale getirilememiştir ve durumun çözümüne yönelik çalışmalar yapılmıştır ve devam etmektedir.

Evsel atıksulardan fosfatın gideriminde EC etkili ve araştırılmaya yeni başlanmış bir konudur(Muslu, Y, 1985). Çıkan çamur yoğunluğunun azlığı, ucuz olması, tesisin az yer kaplaması ve işletiminin kolaylığı sebebiyle EC yöntemi incelenmeli ve işletim şartları kapsamlı olarak çalışılmalıdır. Bu çalışmamın hem tesise hem de bu konuda araştırma yapacak olan kişilere faydalı olacağı kanısındayım.

Çalışmanın Amacı ve Kapsamı: Bu tez çalışmasının amacı, elektrokimyasal arıtım metodlarından EC metodu ile evsel atıksulardan fosfatın giderimini çeşitli işletme şartları altında araştırmak ve çıkan sonuçları irdelemektir.

Bu amaçla Paşaköy Atıksu Arıtma Tesisi'nden alınan sular ile farklı işletme şartları altında monopolar paralel bağlı elektrotlu pilot bir tesiste EC deneyleri yapılmıştır. Alüminyum ve demir elektrotlar ile EC prosesi münferit olarak uygulanmıştır.

2. EVSEL ATIKSU ARITMA YÖNTEMLERİ

Atıksu arıtma yöntemleri temel olarak 3'e ayrılır;

- Fiziksel arıtma yöntemleri
- Kimyasal arıtma yöntemleri
- Biyolojik arıtma yöntemleri

Değişik karakterdeki atıksular için değişik arıtma yöntemleri kullanılabilir. Evsel atıksular için genelde fiziksel ve biyolojik arıtma yöntemleri tercih edilirken endüstriyel atıksuların arıtımı için kimyasal yöntemler kullanılmaktadır. Ancak, her üç yöntemin de kullanıldığı arıtma sistemleri de mevcuttur(Muslu, 1985).

-Fiziksel Arıtma Yöntemleri: Kirlilik unsurunun fiziksel özelliklerine (maddenin boyutları, vizkozitesi ve özgül ağırlığı) bağlı olarak uygulanan arıtma yöntemleridir. Fiziksel arıtma yöntemlerine örnek;

- Izgaralar
- Kum tutucular
- Çökeltme tankları
- Filtrasyon havuzları

-Kimyasal Arıtma Yöntemleri: Kirlilik unsurunun kimyasal özelliğine bağlı olarak, dışarıdan kimyasal madde eklemek suretiyle yapılan arıtma yöntemleridir. Örneğin; koagülasyon, flokleştirme, iyon değiştiriciler, klorlama veya ozonlama.

-Biyolojik Arıtma Yöntemleri: Biyokimyasal reaksiyonlar neticesinde atıksudaki çözünmüş organik kirleticilerin uzaklaştırıldığı yöntemlerdir. Örneğin;

- Biyolojik filtreler
- Aktif çamur ve modifikasyonları
- Stabilizasyon havuzları ve modifikasyonları
- Anaerobik sistemler

2.1. Evsel Atıksuların Arıtılmasında Temel İşlemler

Evsel atıksuların arıtılmasında şu temel işlemler kullanılmaktadır(Metcalf, 1972) :

Ön arıtma üniteleri

- Kaba ızgaradan geçirme
- İnce ızgaradan geçirme
- Debi ölçümü
- Atıksuyun terfi edilmesi
- Kum tutucudan geçirme
- Ön çökeltme havuzları

İkincil arıtma üniteleri

- Biyolojik arıtma
- Son çökeltme havuzları
- Dezenfeksiyon

Üçüncül arıtma yöntemleri

- Azot giderimi
- Fosfat giderimi

Atıksu çamuru arıtımı (stabilizasyon / çürütme)

Atıksu çamuru susuzlaştırma işlemleri

Ön arıtma üniteleri olarak gruplandırabileceğimiz; kaba ızgaralar, ince ızgaralar ve kum tutucular her atıksu arıtma tesisinde yer alan ünitelerdir. İkincil arıtma üniteleri olarak çok değişik sistemler kullanılabilmektedir. Hangi biyolojik arıtma sisteminin kullanılacağına, projeci proje alanının özelliklerini ve gerekli arıtma verimi ihtiyacını dikkate alarak karar verir. Arıtılmış atıksular eğer sulma suyu olarak kullanılacaksa dezenfeksiyon işlemi tatbik edilmektedir. Eğer projelendirilecek arıtma sistemi azot ve fosfat gideriminden herhangi birini veya her ikisini de kapsıyorsa sistemimiz üçüncül arıtma olarak adlandırılmaktadır. Tüm biyolojik arıtma sistemlerinde yan ürün olarak çamur oluşmaktadır. Bu oluşan

çamurun çevreye zarar vermeyecek şekilde bertarafı için değişik çamur çürütme (stabilizasyon) sistemleri ve susuzlaştırma ekipmanları kullanılabilmektedir.

2.2.Ön Arıtma Üniteleri

-Kaba Izgaralar: Uzaklaştırılmadıkları takdirde, arıtma tesisinin ızgaradan sonraki ünitelerinde tıkanmalara yol açabilecek büyüklükte olan kaba organik ve inorganik maddelerin atıksudan ayrılması için kullanılırlar. Kaba ızgaralarda çubuklar arası genişlik 4 cm'nin üzerindedir ve yatayla 30 - 60° açı yapacak şekilde yerleştirilirler. Kaba ızgaralar genellikle manuel(el ile) olarak temizlenirler(Eroğlu, 1991).

-İnce Çubuk Izgaralar: İnce ızgaralarda çubuklar arası genişlik 1,5 – 3,0 cm arasında değişmektedir ve yatayla 30 – 60° açı yapacak şekilde yerleştirilirler. İnce ızgaralar manuel veya mekanik olarak temizlenebilir. Çubuk ızgara tipinden başka, yay tipi, döner elek tipi, döner tambur tipi ince ızgara tipleri mevcuttur(Eroğlu, 1991).

-Kum Tutucular: Arıtma tesisine gelen pis suda bulunan kum, çakıl v.b. gibi kolayca çökebilen maddeler, pompaların aşınmasına, kanallar, borular, çökeltme havuzları ve çamur çürütme tanklarında tıkanmalara sebebiyet vereceğinden kum tutucular vasıtasıyla pis sudan uzaklaştırılırlar. Kum tutucular dairesel veya uzunlamasına çökeltici(sabit hızlı), havalandırma tipte olabilirler. Temel amaç 0,2 mm'den büyük kum tanelerinin tutulmasıdır. Kum tutucuda yatay hızın 0,3 – 0,4 m/sn olması temin edilmeli, organik menşeli katıların çökmesine izin verilmemelidir(Eroğlu, 1991).

-Atıksu Terfi Üniteleri: Atıksu arıtma tesisinde proses üniteleri arasında atıksuyun enerji kaybetmesi neticesinde oluşacak yük kaybını telafi etmek ve tesise gelen atıksuyu belirli bir kottan sisteme alabilmek için yapılan pompa üniteleridir. Pompalar burgulu (Arşimet) tipte veya santrifüj tipte seçilebilir. Eğer santrifüj tipte pompa seçilecekse, atıksuyun ince ızgara ve kum tutucudan geçirildikten sonra terfi edilmesi gereklidir. Aksi takdirde atıksu içindeki inorganik malzeme pompanın

arızalanmasına sebep olacaktır. Eğer terfi pompası olarak burgulu tip kullanılacaksa, atıksuyun sadece kaba ızgaradan geçirildikten sonra terfi edilmesi mümkün olabilecektir(Eroğlu, 1991).

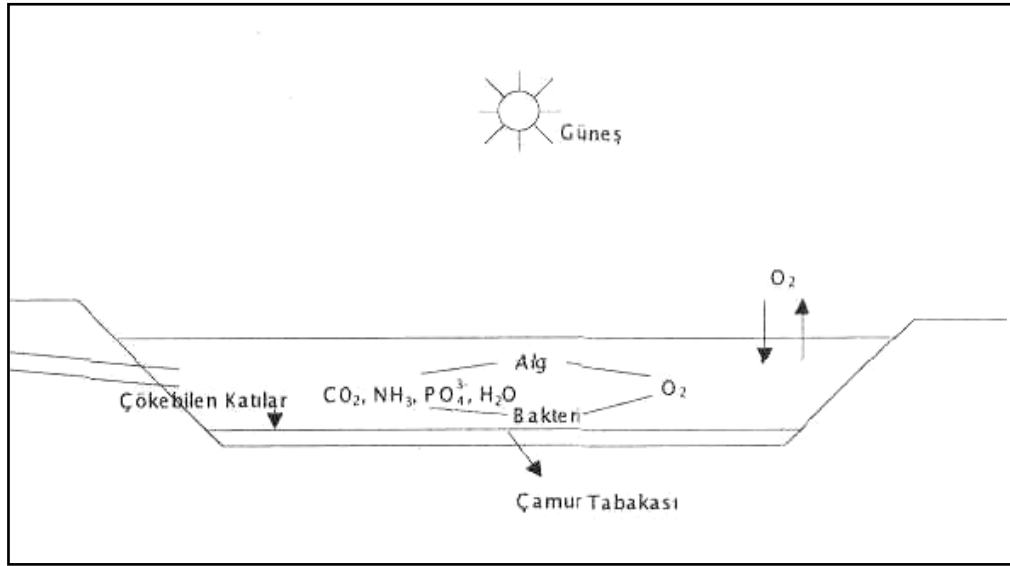
-Ön Çökeltme Havuzları: Kaba organik ve inorganik maddelerden çoğu ızgara ve kum tutucularda alıkonulduktan sonra, organik esaslı ve büyük ölçüde kirletici karakterde olan geriye kalmış askıdaki katı maddelerin atıksudan uzaklaştırılması gerekmektedir. Ön çökeltme havuzunun başlıca amacı atıksuyu iki temel bileşene; çamur ve çökelmiş atıksuya ayırmaktır. Böylece bu iki bileşen ayrı ayrı arıtılabilir. Ön çökeltme havuzlarında askıdaki katı maddelerin %50 – 70'i ve BOI'nin %25 – 40'ı uzaklaştırılabilir. Çökeltme havuzları dikdörtgen ve dairesel biçimde olabilirler. Çökelen çamurun biriktirilmesi için çamur konisi ve bu koniye çamuru sıyıracak sıyırma ekipmanları gerekmektedir. Ön çökeltme havuzlarında atıksuyun bekletilme süresi 1,5–2,5 saat arasında değişebilmektedir(Eroğlu, 1991).

2.3. İkincil Arıtma Yöntemleri

Ön arıtma metodları ile uzaklaştırılamayan çözünmüş ve koloidal organik maddeler basit çökeltme metodları ile arıtılamayacağı için, bu maddelerin çökebilen katılara dönüştürülmesi gerekmektedir. Söz konusu dönüşüm bu maddeler ile mikroorganizmaları (bakteriyi) bir araya getirmekle gerçekleşir. Mikroorganizmalar çözünmüş ve kolloid maddeler üzerinde beslenirken büyürler ve çoğalırlar, bu arada da çözünmüş ve kolloid maddeleri de çökebilen katılar haline dönüştürürler. İşte ikincil arıtma yöntemleri bu işlemleri gerçekleştiren biyolojik prosesler ve gerekmesi durumunda kullanılan son çökeltme tanklarını içerirler(Eroğlu, 1991).

-Stabilizasyon Havuzları: Bu arıtma yönteminde atıksular ön arıtma ünitelerinden geçirildikten sonra havuzlara alınır. Temel prensip sisteme dışardan enerji vermeden (havalandırma yapmadan) doğal ortamda arıtımın gerçekleştirilmesidir. Sistemin avantajları aşırı derecede basit ve işleminin güvenilirliğinden kaynaklanmaktadır. Doğal arıtma neticesinde oluşan çamur miktarı diğer atıksu arıtma yöntemlerine kıyasla çok daha azdır ve oluşan çamur stabil halde olduğu için ayrıca bir çamur arıtım işlemine tabi tutmaya gerek yoktur.

Bununla birlikte, doğal arıtma yavaş cereyan ettiğinden büyük havuz hacimlerine ihtiyaç vardır. İklimin ise sıcak olması tercih sebebidir.



Şekil 2.1. Stabilizasyon havuzu kesiti(Muslu, 1985).

Seçim Kriteri:

- Yeterli büyüklükte arazi mevcutsa
- İklim koşulları müsaitse
- Alıcı ortam yüksek arıtma verimliliği gerektirmiyorsa (%70 – 80)
- Tesisin inşa edileceği bölgeye yakın yerleşim alanları yoksa
- Belediyenin yüksek teknolojiye tesisi işletemeyeceği endişesi varsa

Kullanılan Tipler:

Havuz derinliğine ve ilave yüzeysel havalandırıcı kullanılıp kullanılmamasına göre değişik tipleri mevcuttur. Organik maddeleri parçalayacak mikroorganizmaların aerobik, anaerobik ve fakültatif tipte seçilmesine ve havuz derinliğine bağlı olarak şu tipleri vardır;

- Fakültatif stabilizasyon havuzları (derinlik = 1 – 2 m arası)
- Anarobik havuzlar (derinlik = 2 – 5 m arası)

- Olgunlaştırma havuzları (derinlik = 1 – 3 m arası)
- Mekanik havalandırmalı lagünler (derinlik 2,5 – 5 m arası)

Arıtma verimi: %70 – 80 civarında arıtma verimi elde edilebilmektedir.

Alan gereksinimi: Seçilen tipine göre ve iklim koşullarına bağlı olarak kişi başına 2 – 4,5 m² alan gerekmektedir.

İşletme maliyeti: giriş terfi merkezi ve yüzeysel havalandırıcı kullanılmıyorsa, sadece işletme personeli masrafı ve çok az miktarda bakım masrafı olacaktır.

-Damlatmalı Filtreler: Temel prensibi belirli bir tank hacmine doldurulan kırma taş, plastik veya herhangi bir malzemenin üzerinde bakteri tabakası oluşturarak, bu malzemenin üzerinden ön arıtmadan geçirilmiş atıksuyu filtre etmek ve bu sayede atıksu içindeki kompleks organik maddelerin bakteriler tarafından parçalanmasını temin etmektir. Dairesel veya dikdörtgen geometride tanklar kullanılabilmektedir. Filtre içerisinde hava sirkülasyonunu temin etmek ve filtre yüzeyinin kuru kalmaması için tedbir almak gereklidir. Filtre yüzeyinde üreyen bakteri tabakası zamanla kalınlaşarak kopar ve çıkış suyu ile birlikte tankı terk eder. Atıksu içindeki bu bakteri kütlelerini sudan ayırmak için son çökeltme tankı kullanılması gereklidir. Son çökeltme tankından alınan bu bakteri kütlesi (çamur) sistem dışına alınarak çamur arıtım işlemlerine tabi tutulması gereklidir. Damlatmalı filtrelerde karşılaşılan en önemli problemler; filtre malzemesinin tıkanması, sinek problemi ve filtre malzemesinin donması riskidir (Metcalf, 1972).

Seçim Kriteri:

- Yeterli büyüklükte arazi yoksa
- İklim koşulları uygun ise
- Alıcı ortam yüksek arıtma verimliliği gerektirmiyorsa (%70 – 80)

Kullanılan Tipleri:

- Süper hızlı
- Yüksek hızlı
- Orta hızlı
- Düşük hızlı
- İki kademeli damlatmalı filtreler

Arıtma Verimi: %80 civarında

Alan gereksinimi: Kişi başına 0,40 – 0,60 m² alan gerekmektedir.

İşletme Maliyeti: Kişi başına yıllık yaklaşık 1,5 \$ işletme ve bakım masrafı gerekmektedir.

-Aktif Çamur Sistemleri: Bu arıtma sisteminde ön arıtmadan geçirilmiş atıksu havalandırma tanklarına alınır. Bu tanklara dışarıdan oksijen vererek (yüzeysel havalandırıcılar veya difüzör havalandırıcılar ile) aerobik mikroorganizmaların atıksu içindeki çözünmüş ve kolloid organik maddeleri ayrıştırarak arıtım işlemini gerçekleştirmesi temin edilir.

Havalandırma tankından çıkan atıksuların son çökeltme tankında durultulması yani arıtılmış su içindeki mikroorganizmaların sistemden ayrıştırılması gereklidir. Ayrıca havalandırma tankında belirli mikroorganizma konsantrasyonunu temin etmek üzere son çökeltme tankından alınan çökelmiş çamurun (mikroorganizmaların) havalandırma tankının başına geri devredilmesi gereklidir. Sistemde oluşacak fazla çamur ise sistem dışına alınarak çamur arıtım işlemlerine tabi tutulması gereklidir.

Seçim Kriterleri:

- Yeterli büyüklükte arazi yoksa
- Arıtma veriminin iklim koşullarından etkilenmemesi isteniyorsa

- Alıcı ortam yüksek arıtma verimliliği gerektiriyorsa (%90 – 95)

Kullanılan Tipleri:

- Klasik aktif çamur sistemi
- Uzun havalandırmalı aktif çamur sistemi
- Oksidasyon hendekleri
- CARROUSEL hendekleri

Arıtma Verimi: %90 – 95 civarında

Alan Gereksinimi: Kişi başına 0,25 – 0,40 m² alan gerekmektedir.

İşletme maliyeti: Kişi başına yıllık yaklaşık 3 \$ işletme ve bakım masrafı gerekmektedir.

2.4. Atıksu Çamuru Arıtım Yöntemleri

Atıksu arıtma tesislerinde gerek ön çökeltme havuzlarında gerekse son çökeltme havuzlarında çamur oluşmaktadır. Tipik bir evsel ilk çökeltme çamuru grimsi siyah renktedir, rahatsız edici bir kokusu vardır ve yaklaşık %4 kuru madde içerir, Bu kuru maddenin %70-80'ni organik ve uçucu maddedir. Organik madde, yağlar, bitkisel yağlar, yiyecek kalıntıları, dışkı, kağıt ve deterjanlardan oluşmaktadır. İnorganik madde ise başlıca silisli kumu içerir.

Atıksuyun biyolojik arıtılması son çökeltme çamuru denilen diğer organik katı malzemenin (çamurun) üretilmesi ile sonuçlanır. Bu son çökeltme çamuru biyolojik filtre çamuru veya fazla aktif çamurdur,

Oluşan bu çamurların çevreye ve insan sağlığına zarar vermemesi için stabilizasyonu (çürütülmesi) gerekmektedir. Bu çürütme işlemi aerobik veya anaerobik işlemlerle gerçekleştirilebilir. Çürütülecek çamur hacmini azaltmak amacıyla çamur yoğunlaştırıcılar kullanılır. Çamur yoğunlaştırma tanklarında %5 katı konsantrasyonuna kadar koyu çamur alınabilmektedir. Çamur yoğunlaştırılıp çürütüldükten sonra susuzlaştırma işlemine tabi tutulmalıdır. Böylece çamur keki

elde edilir ve bu malzeme nihai bertaraf sahalarına kolaylıkla nakledilebilir veya tarımsa gübre olarak kullanılabilir.

2.5.Arıtılmış Atıksu Dezenfeksiyon İşlemleri

Dezenfeksiyon atıksudaki patojenik organizmaları yok etmek için uygulanır. Dezenfeksiyonun etkinliği dezenfeksiyon yapılmasından sonra kalan koliform bakteri belirleyici grubu ile ölçülebilir, Çoğu atıksuda arıtma işlemleriyle gerçekleştirilen virüs uzaklaştırılması tam değildir ve insan kullanımına sunulacak arıtılmış atıksuların dezenfeksiyonu bir gerekliliktir. Özellikle arıtılmış atıksu tarımsal sulamada kullanılacaksa bu husus daha da önem kazanmaktadır. Kullanılacak dezenfektanın alıcı ortamdaki canlılara ve akış yönünde suyu kullanan insanlar için zehirleyici etki oluşturmayacak şekilde seçilmesi gerekmektedir. Genelde kullanılan kimyasallar sıvı-gaz klor, hipokloritler, klordioksit ve ozondur.

2.6. Atıksu Arıtma Tesislerinde Yardımcı Üniteler

Bir atıksu arıtma tesisinde yukarıda sayılan temel proses üniteleri yanı sıra işletme binası, trafo binası, bekçi kulübesi, pompa odaları, hidrofor binası ve lojman binası gibi yardımcı üniteler yer almaktadır. İşletme binası içinde, ana kontrol odası, laboratuvar, atölye, depo ve çalışma odaları bulunur. Ana kontrol odasındaki kumanda panosunda, tüm tesis ünitelerine ait ekipmanların kontrol anahtarları ve proses üzerinde yapılan ölçümlerlerin kaydedildiği kaydediciler ile çeşitli göstergeler yer alır. Tesis işletmecisi bu pano üzerinde tüm arıtma prosesini kontrol altında tutabilir (Eroğlu, 1991).

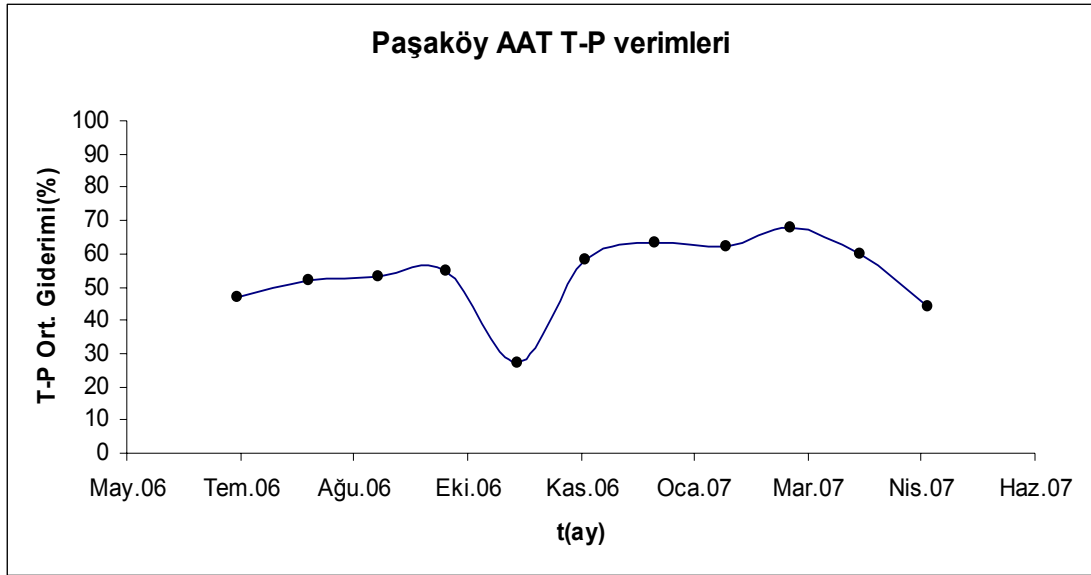
3. PAŞAKÖY İLERİ BİYOLOJİK ARITMA TESİSİ

3.1.Türkiye’de Atıksu Arıtımı

Kent yaşamının en sorunlu bölümlerinden biri de tüm kentin atıklarının nereye boşaltılacağı ve nasıl arıtılacağı konusudur. Atıkların çevresel etkileri daha önce iyi kavranmadığından, doğaya, yerleşim yerlerinin biraz dışına gelişigüzel bırakılıyordu. Doğa, her şeyi arıtabilen büyük bir arıtma sistemi gibi düşünülmekteydi. Özellikle deniz ya da akarsu kıyısındaki kentlerde, atıklar doğrudan suya bırakılıyordu. Ancak, doğanın bu kadar büyük ve hızlı arıtabilen bir kapasitesi olmadığı anlaşıncaya, atıksuların arıtılmadan doğaya bırakılmaması gerekliliği ortaya çıktı. Bunun üzerine arıtma tesisleri kullanılmaya başlanarak atıksular arıtılmaya başlandı.

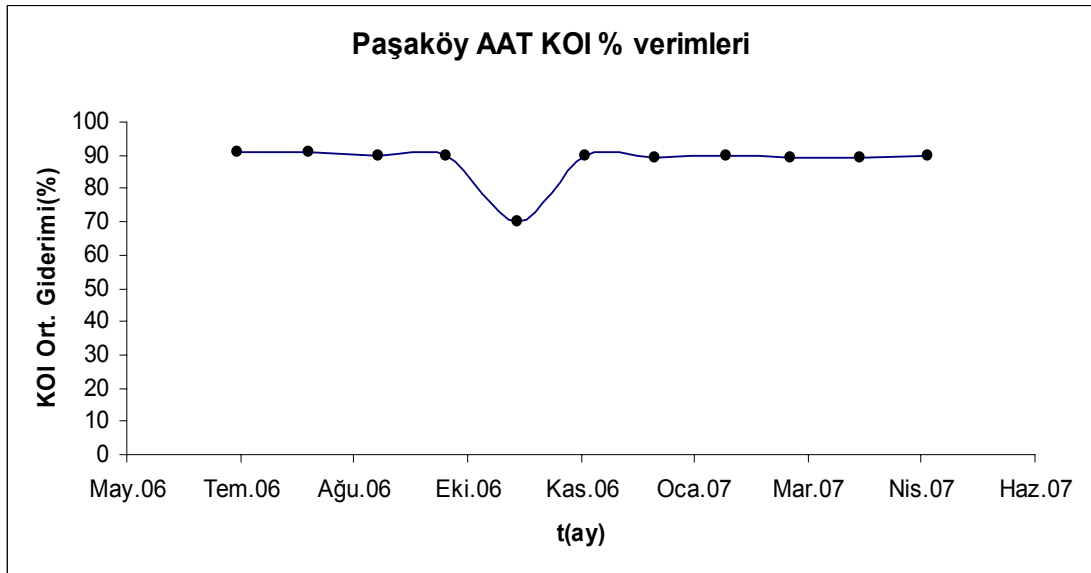
21. yüzyılın en önemli sorunu su olacaktır. İklim değişikliği su sorununu arttıracaktır. Su sorunu etkisini minimize etmek için su kaynaklarımızı verimli şekilde kullanmalıyız. Su kaynaklarımızın önemli bir kısmı tarımda sulama amacı ile kullanılmaktadır. Suyu verimli şekilde kullanan teknolojiler kullanılmalıdır. Verimli şekilde su kullanıldığı halde yine de atıksu oluşuyorsa atıksular çok iyi şekilde yönetilip arıtılmalıdır.

Ülkemizde Büyükşehir Belediye’lerinin 13’ünde atıksu arıtma tesisi mevcut olup, üç tanesi ise inşaat ve/veya ihale aşamasındadır. Belediyelerin 25’inde atıksu arıtma tesisi mevcuttur. Geriye kalan belediyeler atıksularını yakınındaki alıcı su ortamına arıtmadan vermektedir. Bu tür alıcı ortamların bazıları içme suyu ve sulama suyu olarak kullanılmaktadır. İçme ve kullanma su kaynaklarının kirlenmesi su kaynaklarının kısıtlanmasına neden olmaktadır. Su kaynaklarımızı korumak amacı ile atıksularımızın arıtılması gereklidir. Türkiye içme ve kullanma suyu kaynakları bakımından kısıtlı kaynaklara sahiptir. Dolayısıyla evsel atıksuların planlı olarak arıtılması gereklidir(Öztürk M., 2006).



Şekil 3.1. Paşaköy Atıksu Arıtma Tesisinin Aylara Göre Ortalama % Toplam Fosfat Giderimi.

Şekilde görüldüğü gibi verimleri %27–68 arasında değişmekle birlikte fosfatın 2 mg/L olması istenirken bu değer sağlanamamaktadır. Örneğin; 2007 Mayıs ortalama çıkış fosfat 5,1mg/L olarak analiz edilmiştir.



Şekil 3.2. Paşaköy Atıksu Arıtma Tesisinin Aylara Göre Ortalama % KOI Giderimi.

Şekilden 3.2.'de görüldüğü gibi tesisin KOI giderimi bir ay hariç %90'ın altına inmemektedir. Paşaköy Atıksu Arıtma Tesisi'nin KOI çıkış verimi 125 mg/L'nin altında olması gereken değeri sağlamaktadır.

Çalışmada; BOI₅ (giderim %95), KOI (giderim %89), AKM (giderim %91), T – P (giderim %63) ve T – N (giderim %84) (Ocak 2007 verileri, İSKİ) değerleri göz önüne alındığında (fosfat hariç) standartlara uygun çıkış değerlerine sahip çeşitli atıksu numuneleri kullanıldı.

3.2. Tesis Ünitelerinin Tanımı

Paşaköy İleri Biyolojik Arıtma Tesisi, Ömerli Havza'sında yer alan ve yetersiz altyapıya sahip, kontrolsüz kentleşmenin etkilerinden baraj gölünü korumak ve gelecekte de bu su kaynağından verimli olarak yararlanabilmek amacıyla kurulmuştur.

Arıtma tesisi; Ömerli su havzasında Sarıgazi, Samandra, Sultanbeyli, Alemdağ, Yenidoğan ve Taşdelen yerleşim bölgelerinde oluşan ve Ömerli Barajı'na dökülen atıksuları arıtmaktır (Şekil3.1).



Şekil 3.3. Paşaköy havza resmi.

Atıksular, ileri biyolojik arıtma sistemiyle ve hassas bölge alıcı ortam deşarj standartlarına uygun kalitede arıtılarak, 6 km'lik bir atıksu tünel vasıtasıyla Riva Deresi ile Karadeniz'e verilerek baraja kirleticilerin girişi önlenmektedir.

Arıtma tesisi, nihai kapasitede 1065000 kişilik bir nüfustan kaynaklanan ve $500.000\text{m}^3/\text{gün}$ debiye sahip atıksuları arıtacaktır. Tesis 1. kademedede, 250 000 kişilik atıksu yüküne göre inşa edilmiştir. Tesisin kurulu olduğu alan $511\ 000\text{m}^2$ 'dir. İleri biyolojik atıksu arıtma sistemi, atıksuda bulunan organik karbonun yanı sıra, su kaynaklarında kirliliğe yol açan azot, fosfat gibi besi maddelerinin de giderilmesini sağlamaktadır. Paşaköy Atıksu Arıtma Tesisi kuşbakışı görünümü Şekil 3.2'de gösterilmiştir.



Şekil 3.4. Paşaköy Atıksu Arıtma Tesisi Kuşbakışı Görünümü.

Ömerli Havzasında oluşan bütün atıksular Paşaköy Deresi yanında inşa edilen Kaba Izgara ve Giriş Terfi Merkezi'nde toplanarak Maltepe Düzlüğü diye anılan tesisin kurulu bulunduğu yere iletilmektedir.

Tesiste biyolojik azot ve fosfat gideriminin de gerçekleştiği aktif çamur tekniği kullanılmaktadır. Tesis, yurtiçi ve yurtdışındaki pek çok kuruluş için örnek teşkil etmektedir. İleri bir kumanda merkezi ve laboratuvarı vardır.

İkinci adım olarak da baraj gölünün etrafındaki mutlak koruma alanının yeşil bir kuşakla çevrilmesi planlanmıştır.

Tesisin,	
İşletmeye başlama tarihi:	2000
Tesisin yüzölçümü:	511.000 m ²
Proje kapasitesi:	125.000 m ³ /gün
2004 yılı arıtılan atıksu miktarı:	21295328 m ³ /yıl
2004 yılı ortalama günlük arıtılan atıksu miktarı:	58184 m ³ /gün'dür.

Su Alma Yapısı ve By-pass Odası

Mevcut kolektör hatlarından ve Paşaköy Deresi'nden gelen ham atıksu Su Alma Yapısı ve By-pas yapısına alınmaktadır.. Tesiste herhangi bir arıza olması veya aşırı yağış sonucu sel olması tüm atıksuyun tesise alınamamasına neden olmaktadır. Bu durumda kapaklarla ayarlama yapılarak atıksuyun tamamı veya bir kısmı by-pass hattına verilmektedir. By-pass hattına verilen atıksu 6 km uzunluğunda bir tünel ile Riva Nehri'ne deşarj edilmekte ve nehre katılarak Karadeniz'e ulaşmaktadır.

Giriş Terfi Merkezi ve Terfi Hattı

Su alma ve By-pass yapısından gelen atıksu, öncelikle ızgara aralığı 50 mm olan mekanik temizlemeli kaba ızgaradan geçirilmektedir.

Kaba ızgaralar otomatik temizlemeli olarak çalışmakta ve ızgarada tutulan atıklar bir konveyör bant ile konteynere aktarılmaktadır. Konteynerde biriktirilen ızgara atıkları gezer vinç ile çöp kamyonuna alınarak Şile Kömürcüoda Düzenli Depolama Sahası'na nakledilmektedir.

Izgaralardan geçen atıksu, ana atıksu terfi pompaları ile tesise basılmaktadır.

Ön Arıtma Ünitesi

Giriş Terfi Merkezi'nden alınan atıksu çubuk aralığı 10 mm olan mekanik temizlemeli ince ızgaradan geçirilir. İki paralel kanala monte edilen otomatik temizlemeli olarak çalışan iki paralel ince ızgarada toplanan ızgara atıkları, bantlı konveyörle konteynere iletilmektedir. Dolan konteyner, çöp kamyonuna alınarak Şile Kömürcüoda Düzenli Depolama Sahası'na nakledilmektedir. İnce ızgaralardan geçen atıksu, resimde görülen kum tutucu havuzlara alınır. Kum tutucu havuzlar, difüzör borularla donatılmıştır.

Kum tutucu havuzların dibinde çökelen kum, gezer köprü üzerine monte edilen dalgıç pompalar vasıtasıyla kum hunisine (bunker) alınmakta ve kum hunilerinde çökelen kumlar kum konteynerine boşaltılmaktadır. Ayrıca yüzeyde biriken yağlar yine köprü üzerindeki yüzey sıyrıcı ile sıyrılıp, bir toplama haznesine alınıp ızgara elekten geçirilerek çöp konteynerine boşaltılmaktadır. Ön arıtma sonrası atıksular, debisini ölçüp kaydeden Parshall savağından geçerek tesise alınmaktadır.

Biyolojik Fosfor Havuzları

İnce ızgara ve kum tutucudan gelen atıksu, geri devir çamuruyla karışarak biyolojik fosfor ünitesine(Şekil 3.3) girmektedir. Bu ünite 3 havuz seri olarak çalışmaktadır ve havuzların toplam hacmi 8.190 m³'tür. AKM, her havuzda bulunan muz tipi 2 adet karıştırıcı ile askıda tutulmaktadır.



Şekil 3.5. Biyolojik fosfor havuzları.

Biyolojik fosfor ünitesi; biyolojik arıtmada anaerobik (elektron alıcısız) ortam şartları sağlamaktadır. Bu tanklarda mikroorganizma bünyesinde bulunan fosfatın, daha sonra havalandırma havuzlarında çok daha fazlasını almak (depolamak) üzere, salınması yani suya verilmesi işlemi gerçekleştirilmektedir.

Havalandırma Havuzları

Havalandırma havuzları aerobik (havalandırmalı) ve anoksik (bağlı oksijenli) kısımları bulunan seri olarak bağlı 4 havuzdan oluşmaktadır ve Şekil 3.4'te görülen bu tankların hacmi 44.000 m³'tür.

Şekil 3.4(b)'de difüzörler havuz bakım amacıyla boşaltıldığı zaman görülüyor. Her tanka AKM'nin çökmesini önlemek ve homojen karışım sağlamak üzere, kanat açıklığı 2.500 mm olan muz tipi karıştırıcılar monte edilmiştir 4 havuzun her birine havalandırma için ince kabarcıklı difüzörler yerleştirilmiştir.



a)



b)

Şekil 3.6. Havalandırma Havuzu ve Difüzörler(a) ve Difüzörlerin Yakından Görünüşü(b).

Normal çalışma şartları altında havuz 1; havalandırmaz (anoksik), havuz 2; yaz aylarında havalandırmalı(aerobik), kış aylarında havalandırmaz; havuz 3 ve 4 ise havalandırmalı olarak çalıştırılmaktadır. Anoksik havuzlarda denitrifikasyon gerçekleşirken aerobik havuzlarda nitrifikasyon prosesi gerçekleştirilmektedir. Böylece karbon (BOI₅), azot ve fosfat giderimi sağlamaktadır. Denitrifikasyonu hızlandırmak için havalandırmalı kısımdaki nitratlı su anoksik kısımlara devir daim edilmektedir. Bu işleme iç geri devir işlemi(iç resirkülasyon) denir. İç geri devir işlemi; 4 nolu havalandırma havuzundan 1 nolu havalandırma havuzuna atıksu pompayan 4 adet iç geri devir pompası ile yapılmaktadır.

Blower Binası

Blower binasında, havalandırma havuzlarındaki hava ihtiyacını karşılayan 3 adet Turbo blower ve 2 adet loblu blower bulunmaktadır.

Tüm blowerlar 250 kW gücündedir. Havalandırma sistemi otomasyon ile kontrol edilmektedir. Otomasyon sisteminde motorlu kelebek vanalar her havuzda bulunan 2'şer adet oksijenmetre değerine göre açma kapama yapmaktadır.

Son Çöktürme Havuzları

Havalandırma havuzlarından gelen atıksu, sürgülü kapaklarla donatılan bir dağıtım yapısına gelerek her biri 5.125 m³ hacme ve 42 m çapa sahip 4 adet dairesel son çöktürme havuzuna(Şekil 3.5) verilir.



Şekil 3.7. Son Çöktürme Havuzları .

Son çöktürme havuzları döner yarım köprülü sıyrıcılarla teçhiz edilmiştir. Çöken çamur, ortadaki çamur toplama konisinden geri devir terfi merkezine cazibeyle alınarak dalgıç geri devir pompalarıyla biyolojik fosfor ünitesi girişine geri devredilmektedir. Döner köprüler üzerindeki yüzey sıyrıcılar, yüzeyde biriken köpüğü, köpük toplama haznesine taşımaktadır ve köpük buradan bir dalgıç pompa vasıtasıyla geri terfi merkezine basılmaktadır.

Arıtılmış su çift taraflı çıkış savaklarından geçerken, döner köprü üzerindeki tahrikli bir fırça kanalın temizlenmesini sağlamaktadır. Arıtılmış atıksuyun bir kısmı hızlı kum filtresinden geçirilip su deposunda depolanmakta, tesis yangın hidrantlarını beslemekte ve yeşil alanın sulanmasında kullanılmaktadır.

Çözünmüş Hava İle Yüzdürme DAF Ünitesi

Fazla çamur, DAF havuzuna alınmaktadır. DAF havuzundan savaklanan su DAF geri devir terfi merkezinde bulunan ve her biri $167 \text{ m}^3/\text{saat}$ debi kapasitesine sahip 3 adet mono pomp ve $100 \text{ m}^3/\text{saat}$ debi kapasitesine sahip pompa tarafından çekilmekte ve 4 bar işletme basıncında çalıştırılan 3 adet basınçlandırma tankında suyun içinde hava çözündürülmektedir.

Şekil 3.6’da DAF havuzunun yakından görünüşü ve savaklar görülmektedir.

DAF havuzu; 16 m çapında, üzerinde döner köprülü yüzey sıyrıcı bulunan 600 m^3 hacminde dairesel bir tanktır. Yüzeyden sıyrılan takribi %3–5 katı madde içerikli çamur, yoğun çamur pompa istasyonu vasıtasıyla çamur depolama havuzuna gönderilmektedir.

Resimde DAF havuzunun (boş) iç kısmındaki döner köprülü yüzey sıyrıcı ve savaklama yapısı görülmektedir.

Çamurun girdiği basınçlı tanklara iki kompresörle hava basılmakta ve içinde hava çözündürülmüş su, DAF havuzuna geri devrettirilmektedir.



a)



b)

Şekil 3.8. DAF Yüzdürme Havuzu (a) ve DAF Havuzunun İç Yapısı (b).

DAF ünitesinde ise hava kabarcıkları ile çamurun yüzeye taşınarak yüzeyden sıyrılması sağlanmaktadır.

Çamur Depolama Havuzu

Sistemden çekilen fazla çamur DAF ünitesinde yoğunlaştırılarak çamur haznesine verilmektedir. Ancak çamur susuzlaştırma sisteminde sorun olması veya çekilecek çamur miktarı fazla olması durumunda yoğun çamur, çamur depolama havuzuna verilmektedir.

Şekil 3.9’de çamur depolama havuzu görülmektedir.



Şekil 3.9.Çamur Depolama Havuzu.

Çamur depolama havuzunda 4 adet karıştırıcı mevcuttur. Havuz tabanında 988 adet difüzör bulunmaktadır.

Çamur Susuzlaştırma Binası

Çamur depolama havuzundaki çamur, uygun seviyeye geldiğinde, homojenliği sağlayan bir parçalayıcıdan geçirilip, çamur besleme pompaları tarafından çekilerek, 4 adet santrifüje iletilmektedir (Şekil 3.10).



Şekil 3.10. Çamur Susuzlaştırma Binası.

İki adet polielektrolit hazırlama ünitesinde hazırlanan polielektrolit çözeltisi, çamurun susuzlaştırılmasını sağlamak üzere santrifüjlere verilmektedir. Ayrıca geri devir hattından çekilen çamur (fazla çamurun bir kısmı), yine susuzlaştırma binasında bulunan parçalayıcı ve pompalar ile doğrudan susuzlaştırılmak üzere, 2 adet santrifüje basılmaktadır. Bu santrifüjlerin kendine ait polielektrolit hazırlama ünitesi mevcuttur.

Susuzlaştırılan çamur, çöp depolama alanına, santrifüjlerden çıkan su ise süzüntü suyu terfi merkezine gönderilmektedir.

Hedeflenen Çıkış Suyu Kalitesi

BOI ₅ konsantrasyonu:	20mg/L
AKM konsantrasyonu:	30 mg/L
Toplam azot konsantrasyonu:	10mg/L
Toplam fosfat konsantrasyonu:	2 mg/L

Bu standartlar İstanbul Metropol alanındaki projelerde genelde kullanılmakta olup, hassas bölgelere yapılan deşarjlar için Avrupa’da kullanılan standartlara uyumludur.

3.3.Tesiste Fosfatın Giderilememesinin Sebepleri

Biyolojik fosfat gideriminin gerçekleşmesi birinci kademe anaerobik ortamda (O_2 veya bağlı O_2 kaynağı olmayan ortamda), giriş atıksuyundaki kolay ayrışabilir çözülmüş organik karbonun – kısa zincirli uçucu yağ asitlerinin (VFA) mikro organizma (PAOlar) bünyesinde depolanması şeklinde olur ki; bu işlem için gerekli enerjinin hücrede ATP olarak depolanan polifosfat bağlarından sağlanır, böylece fosfat bağlarından biri koparken fosfat açığa çıkarak suya salınmaktadır ve anaerobik bölge sonunda VFA depolanıp sudaki fosfat konsantrasyonu artmaktadır.

Biyolojik fosfat gideriminin gerçekleşmesi için yeterli konsantrasyonda atıksuda bulunmaları gerekir ya da anaerobik ortamda mikro organizma tarafından verimli kullanılacak şekilde oluşması gerekmektedir. Konu üzerinde bilinen en eski çalışmalarda, biyolojik fosfat giderimi için, VFA konsantrasyonunun atıksuda minimum 50 mg/L olması gerektiği öngörülmüştür.

Paşaköy Tesisi 100.000 m³/gün debi ve 540 kg/gün fosfat yükünü arıtmak üzere boyutlandırılmıştır. Tesisin mevcut debisi 85.000 m³/gün dür ve 2005 yılı kuru hava debisi yaklaşık 60.000 m³/gün olmuştur. Tesis diğer tüm parametrelerde tasarım yüklerini 2 – 4 kat aşmasına rağmen, fosfat yükünde 540 kg/gün değeri zaman zaman aşılmaktadır. Ancak tesisin devreye alındığı tarihten bu yana fosfat giderim verimi stabil hale getirilememiştir ve durumun çözümüne yönelik çalışmalar yapılmıştır ve devam etmektedir. Ancak yukarıda da belirtildiği gibi, 2003 yılı yazından itibaren, debinin de artmasıyla, yük artışı, buna bağlı havalandırma, çamur atma sorunlarının olacağı kendini göstermiştir; 2004 yılı yazında sorun kendini daha net göstermiştir ve ciddi havalandırma sıkıntısı yaşanmıştır, sistem neredeyse 0 mg/L serbest O_2 konsantrasyonlarında çalıştırılmak zorunda kalmıştır ve acil çözüm üretilmesi ve hayata geçirilmesi gerekmiştir. Oksijen yetersizliği ve çamur atmak gibi temel problemler, bu konularda yapılan iyileştirme, kapasite artırımı çalışmaları ve inşaat

süreci (2005 yazında) nedeniyle fosfat giderimi ile ilgili yapılan çalışmalar bir süreliğine durdurulmuştur. Ancak temel sorunların çözülmesiyle fosfat problemi yeniden gündeme gelmiştir(2006 yılı).

3.4. Uçucu Yağ Asitlerinin Etkisi

Paşaköy Tesisi'nin fosfat giderimi için bilinen en önemli sorunu girişteki kullanılmaya hazır VFA konsantrasyonunun öngörülen değerin altında olmasıdır. Tesiste, proses takibi açısından VFA analizi günlük olarak yapılmaktadır ve yaklaşık olarak tesisin giriş KOİ değerinin %6 sı olmaktadır. Son bir yıl içinde 50 mg/L yi aşan değerler olmasına rağmen ağırlıklı olarak düşük seyretmektedir.

Tesisten sürekli olarak çamur atılmasına rağmen, çamur ünitelerindeki sorunlar sebebiyle çamur yaşı istenildiği kadar düşürülememektedir. Bu nedenle, iyileştirme çalışmaları kapsamında fazla çamur pompaları değiştirilmiş, yoğun çamur pompa istasyonu ilave edilmiş ve çamurun beklemeden santrfüjlerde işlenmesi sağlanmıştır (2005 yılı iyileştirme çalışmaları kapsamında). Tüm bunlara ek olarak santrfüjlerin sorunsuz ve yeterli sürede çalıştırılabilmesi de önemlidir.

Tesisteki çalışmalar sonucunda fosfat gideren tesislerde çamur ünitelerinde çamurun zorunlu haller dışında bekletilmeden işlenip uzaklaştırılması gerekliliği ortaya çıkmıştır. Bu amaçla tesiste mevcut çamur biriktirme havuzunun yanında, çamurun bekletilmeden santrfüjlere alınması için bir sistem kurulmuştur (2005 yılı iyileştirme çalışmaları).

3.6. BiO-P (Anaerobik) Tankların Revizyonu Geri Devir Denitrifikasyonu Prosesi

Bilindiği gibi Paşaköy AAT'nde seri bağlı üç adet bio-P havuzu bulunmaktadır ve toplam hacim 8.100 m³ tür. Tesis tasarımında, geri devir çamuru iki ayrı geri devir pompa istasyonundan dağıtım yapısına gelmektedir ve burada ön arıtma ünitesinden gelen atıksu ile birleştikten sonra bio-P havuzlarına girmektedir.

TDO2 yapısında mevcut koşullar için ortalama 1.5 dakika bekletme süresi vardır; mevcut yapının selektor görevi görmesi için bekletme süresinin az olmasına karşın, 10–20 mgBOİ/mgMLSS/gün besi maddesi oranıyla, kinetik seleksiyona katkısı olabileceği ve bu karışım şeklinin köpük yapan organizmaların gelişimini azaltacağı ve flok yapıcı organizmalar olarak adlandırılanların ağırlıklı olarak üreyeceği görüşü vardır.

Tesisin devreye alındığı tarihten itibaren fosfat giderim verimi ağırlıklı olarak %20–40 aralığında kalmıştır ve 2006 yılı ortalarından itibaren verim giderek artmıştır ve Aralık 2006 – Şubat 2007 tarihlerinde %60 ın üzerinde verim elde edilmiştir.

2006 yılında fosfat giderim verimi, tesisin önceki yıllarına göre yükselmiştir ve 2006 sonu 2007 başında %60 seviyesine gelmiştir. Buna karşılık, VFA konsantrasyonunda önceki yıllara göre 10 – 20 mg/L artış olmasına rağmen, aylık ortalamada 50 mg/L nin üzerine çıkamamıştır; ancak P giderim veriminin artmasında etkisi olduğu düşünülmektedir.

Yukarıda da belirtildiği gibi, Mart 2007 de tesis, geri devir denitrifikasyonu prosesi dahil edilerek işletilmeye başlanmıştır. Mart 2007 de alınan değerlere göre, fosfat giderim veriminin %69 a ulaştığı görülmektedir. Tesiste geri devir denitrifikasyonunun etkisini uzun süreli işletme sonuçları daha sağlıklı gösterecektir, ancak ilk alınan sonuçlara göre %69 lik giderim verimi, 2001 yılından beri izlenen aylık ortalama verimlerin en yüksek olanıdır.

3.7. Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesis Pilot

Ölçekli Membran Bioreaktörü (MBR)

Membran teknolojisi, klasik ayırma metotlarına göre ekonomikliği ve uygulama kolaylığı bakımından son yıllarda ayırma işlemlerinde oldukça fazla uygulama alanı bulmaktadır. Genel olarak membran, katı veya sıvı film halinde, belli

bir kalınlığı olan bir faz, bariyer ya da engel olarak tanımlanabilir. Başka bir deyişle, membran, iki çözelti arasında bir ayırma bölgesi olarak da ifade edilebilir.

Membranlar, seçici bir şekilde ayırmanın ve taşınımın gerçekleştirildiği engeller olarak tanımlanabilir. Ayırma işlemi membranın hem kimyasal, hem de fiziksel doğasıyla belirlenmekte ve basınç farkı, derişim (kimyasal potansiyel) farkı, elektriksel potansiyel farkı ve sıcaklık farkının biri veya kombinasyonlarıyla oluşturulan itici kuvvetle gerçekleşmektedir. Ayırma işlemini gözenekli membranlar boyut, şekil ve yük ayırmasına göre, gözeneksiz membranlar ise sorpsiyon ve difüzyon modeline göre kontrol ederler. Membran performansı seçicilik ve akı parametreleriyle belirlenir. Membran prosesleri destilasyon gibi geleneksel ayırma prosesleriyle yarışabilen veya onlarla birlikte hibrid olarak kullanılabilen, genellikle düşük enerji gerektiren ayırma prosesleridir. Membran kullanımının genel olarak saflaştırma, derişiklendirme ve fraksiyonlara ayırma gibi 3 farklı amacı vardır ve sanayinin birçok kolunda genişleyen bir kullanım alanına sahiptir. Bir membran ayırma sistemi girdi akımını permeat ve retentat olarak adlandırılan iki akıma ayırır. Permeat yarı geçirgen membrandan geçen akışkan kısımdır. Retentat akımı ise membrandan geçemeyen kısmı oluşturur. Kullanılan membranın kalınlığı mikron seviyesinden birkaç milimetereye kadar değişebilir

Pilot ölçekli Batık Membran Üniteli Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi, Paşaköy Atıksu Arıtma Tesisi, ön arıtma çıkışı evsel atıksuyunun, sulama gibi amaçlarla kullanımını değerlendirmek amacıyla yapılmıştır. Pilot ünitenin çalışma prensibiyle ilgili genel hususlar aşağıda anlatılmaktadır.

Çizelge 3.1 MBR Tesisi Giriş Atıksu Özellikleri.

PARAMETRE	GİRİŞ DEĞERLERİ
Ortalama debi, m ³ /gün	100
Pik debi, m ³ /gün	125
Sıcaklık, °C	15
Askıda katı madde, mg/L	400
Kimyasal oksijen ihtiyacı, mg/L	600
Biyolojik oksijen ihtiyacı, mg/L	300
Toplam Kjeldahl azotu, mg/L	50
Toplam Fosfat, mg/L	8
Alkalinite, mgCaCO ₃ /L	200

Çizelge 3.2 MBR Tesisi Çıkış Atıksu Deşarj Değerleri.

PARAMETRE	DEŞARJ DEĞERLERİ
Askıda katı madde, mg/L	5
Biyolojik oksijen ihtiyacı, mg/L	5
Toplam azot, mg/L	10
Toplam fosfat, mg/L	1

Pilot Sistemin Çalışma Prensibi

Ön Arıtma Sistemi: Pilot Paşaköy Atıksu Arıtma Tesisi kum tutucu çıkış suyu pompa ile ızgaraya basılmaktadır. Tankın üzerine yerleştirilmiş olan tambur elekten(ızgara aralığı 3 mm) geçirildikten sonra, biyolojik arıtma için istenildiğinde ince kabarcıklı havalandırma tankına veya doğrudan membran tankına alınmaktadır. Mekanik temizlemeli ızgaranın atıkları ızgara atığı şutu vasıtasıyla bir konteynerde toplanmaktadır. Atıksuyun membran tankına alınmadan önce 3 mm veya daha az aralıklı ızgaradan geçirilmesi önemlidir; aksi halde atıksu membranların kısa sürede tıkanmasına neden olur.

Pilot Membran Sistemi: MBR sistemi biyolojik karbon ve azot (nitrifikasyon – denitrifikasyon) giderimi için tasarlanmıştır. 3 bölgeden oluşmaktadır; anoksik bölge, ince kabarcıklı havalandırma bölgesi ve membran filtre (kalın kabarcıklı havalandırma) bölgesi. Arıtma için iki ayrı havalandırma bölgesi birlikte veya yalnızca membran filtre bölümü kullanılabilecektir. Bunun amacı farklı havalandırma sistemlerinin karşılaştırılabilmesidir. İnce kabarcıklı havalandırma tankının tabanına, bu kısımda havalandırma işleminin gerçekleşebilmesi için 9□ membran difüzörler yerleştirilmiştir. Biyolojik arıtmadan geçen arıtılmış atıksu, membran tankında membran filtrelerden süzülerek tesiste mevcut Parshall savağına deşarj edilir. Süzme işlemi, membran kasetlerinin üzerindeki su yükü ile gerçekleştirilmektedir. İki adet membran modülünün bulunduğu membran tankı asıl olarak arıtılmış atıksu ile aktif çamurun ayrılması için kullanılır.

Proses için gerekli geri devir çamuru – iç resirkülasyon, membran tankından, pompa ile anoksik bölgeye basılır. Sistem yüksek mikroorganizma konsantrasyonunda çalışmaktadır(yaklaşık 12.000 mg/L). Süzme esnasında zaman içinde membran gözeneklerinde tıkanma meydana gelebilir. Membran tankında, membranların tıkanmasını önlemek ve membran yüzeyini temiz tutmak amacıyla, modüllerin altına yerleştirilmiş olan kalın kabarcıklı difüzörler ile sürekli olarak hava verilir. Bu nedenle yukarıda da belirtildiği gibi istenildiğinde bu bölgenin arıtma verimi de değerlendirilebilir.

Ayrıca gerektiğinde kimyasal ile temizlik yapılmaktadır. Tankın üzerine yerleştirilmiş olan kimyasal tankı manuel olarak doldurulup, süzüntü suyu hattına geriye doğru kimyasal verilerek tıkanmış membranların açılması sağlanır.

3.8.Atıksu Özellikleri

Atıksu fiziksel, kimyasal ve biyolojik unsurları içermektedir. Yerleşim alanlarından kaynaklanan evsel atıksuda bulunan başlıca parametreler ve atıksuyun bileşenleri aşağıdaki çizelgelerde verilmiştir.

Çizelge 3.3 İller Bankası proses genel şartnamesi kirletici yükleri (Orhan vd., 2000).

Parametre	Yük (g/kişi. gün)
BOI ₅	50 – 60
AKM	70 – 90
N	10 – 12
P	3 – 4

Çizelge 3.4 İstanbul’da ölçülmüş konsantrasyonlarla önerilen değerlere bakış
(Meriç, 1990).

Parametre mg/L	Ölçülen		Önerilen(Meriç, 1990)	
	Orhon ve diğerleri 1997	Okutman 2001	Camp-Tekser 1975	WMT 1986
KOI	410	406	-	-
BOI ₅	180	-	285	375
AKM	210	190	428	438
Top N	43	41	46	62,5
Top P	7,2	8,3	11,5	12,5

Fiziksel Özellikler

Atıksuyun fiziksel özellikleri; toplam katı madde, koku, ısı ve renk olarak sıralanabilir.

Toplam Katı Madde: Ortalama olarak evsel atıksular 720 mg/L toplam katı madde içerir. Toplam katı maddenin yaklaşık 500 mg/L’si çözünmüş halde, geri kalanı ise askıda katı durumdadır. Çözünmüş ve askıdaki katılar sabit ve uçucu halde olabilirler. Arıtma işlemlerinin çoğu, askıdaki katı madde ve uçucu çözünmüş katı maddelerin uzaklaştırılması için tasarlanır.

Koku: Atıksuda bulunan organik maddelerin bozulmasıyla oluşan gazlar kokuya neden olmaktadır. Havalandırmasız ortamda kalan atıksu kısa süre içerisinde septik hale gelir.

Septik suyun en belirgin kokusu hidrojen sülfür gazının meydana getirdiği kokudur. Yağlar, petrol ve organik çözücüler de atıksuyun kokmasına neden olur.

Sıcaklık: Genellikle atıksuyun sıcaklığı, kış aylarında hava sıcaklığından daha yüksektir. Yaz aylarında ise hava sıcaklığından daha düşüktür.

Kimyasal Özellikler

Atıksuyun kimyasal özellikleri; Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı(BOI₅), Kimyasal Oksijen İhtiyacı(KOI), pH, Klorür, Alkalinite, Azot, Fosfat, Kükürt, Ağır Metaller ve Zehirli Bileşikler, Gazlar olarak sıralanabilir.

Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı(BOI₅): Atıksudaki organik maddelerin biyokimyasal oksidasyonu sırasında mikroorganizmalar tarafından kullanılan çözülmüş oksijenin miktarıdır. Biyokimyasal oksidasyon yavaş bir işlemdir ve teorik tamamlanma süresi sonsuzdur. 20 günlük bir süre içerisinde, oksitlenme %95 – 99 tamamlanır. BOI testi için kullanılan 5 günlük sürede ise oksitlenme %60 – 70 arasında gerçekleşir.

Kimyasal Oksijen İhtiyacı(KOI): KOI testi atıksuların organik madde içeriğini ölçmek için yapılmaktadır. Oksitlenebilen organik madde kimyasal oksitleyici olan potasyum dikromat kullanılarak ölçülmektedir. Bir atıksuyun KOI'si genel olarak BOI'sinden daha yüksektir. Çünkü biyolojik olarak oksitlenemeyen birçok bileşik kimyasal olarak oksitlenebilmektedir. KOI testi 3 saatte yapılabilirken, BOI testi 5 gün içinde sonuçlanmaktadır. Bu nedenle KOI ve BOI arasında bağlantı kurulabilir. Aradaki bağlantı bir kere belirlendiğinde KOI ölçümleri atıksu karakterizasyonunda kullanılabilir. Ülkemizde yapılan deneysel çalışmalara göre KOI / BOI oranının 1,6 – 2,5 arasında değiştiği belirlenmiş olup, bu değer ortalama 2 olarak kabul edilebilir.

pH: Atıksudaki hidrojen iyonu konsantrasyonunun parametresidir. Atıksuyun pH değeri biyolojik ve kimyasal arıtma işlemlerinin belirlenmesinde önemlidir. İçme suyunun pH değeri 6 – 8 arasında, deniz suyunun 8, doğal suların 7 ve evsel atıksuyun ise 7 – 8 arasındadır.

Klorür: Evsel atıksularda, klorürlerin belli başlı kaynağı insan idrarıdır. Su sertliğinin yüksek olduğu yörelerde, su yumuşatıcılarının kullanılması ile büyük miktarda klorür atıksuya karışmaktadır. Alıcı ortamda yüksek miktarda klorür konsantrasyonlarının bulunması, alıcı ortamın atıksu deşarjına maruz kaldığının bir göstergesidir.

Alkalinite: Atıksuda alkalinite; kalsiyum, magnezyum, sodyum, potasyum gibi elementlerin hidroksit, karbonat ve bikarbonatlarının varlığından veya amonyaktan oluşmaktadır. Atıksu genelde alkalidir.

Azot: Atıksudaki mikroorganizmalar için bir besi maddesidir. Azot yeterli olmadığı durumlarda, atıksuyun arıtılması için azot ilavesi gerekebilir. Evsel atıksuda azot biyolojik arıtım için gerekli miktarda vardır. Alıcı ortama deşarj edilen arıtılmış suda azot varsa, alıcı ortamda hem oksijen tüketimine hem de ötrofikasyona sebep olabilir. Atıksudaki azot başlıca, proteinli maddelerden ve üre'den kaynaklanmaktadır. Bakteriler tarafından parçalanan bu bileşikler amonyak oluşumuna sebep olurlar. Oksijenli bir ortamda bakteriler amonyağı nitrit ve nitrate oksitlerler. Nitrat azotu atıksudaki azot bileşiklerinin son oksidasyon kademesidir.

Fosfor: Atıksudaki mikroorganizmalar için bir besin madesidir. Alıcı ortama deşarj edilen arıtılmış atıksuda fosfat varsa, alıcı ortamda ötrofikasyona sebep olabilir.

Kükürt: Sülfat iyonu doğal olarak atıksuda mevcuttur. Sülfatlar, kimyasal olarak, anaerobik(oksijensiz) koşullarda, bakteriler tarafından sülfürlere ve hidrojen sülfüre(H_2S) indirgenir. Daha sonra H_2S biyolojik olarak sülfürik asite indirgenir.

Ağır Metaller ve Zehirli Bileşikler: Nikel, kurşun, krom, kadmiyum, çinko, bakır ve cıva gibi ağır metaller ve oluşturdıkları bileşikler mikroorganizmalar için zehirlidir. Bu nedenle atıksuyun biyolojik arıtımı safhasında sorunlar yaratırlar. Evsel atıksulara ağır metaller ve zehirli elementler bulunmaz.

Gazlar: Evsel atıksularda bulun gazlar; azot, oksijen, CO₂, H₂S, amonyak ve metandır. Çözünmüş oksijen, aerobik mikroorganizmaların ve diğer aerobik canlıların solunumu için gereklidir. Atıksulardaki oksijen miktarı, mikroorganizmaların oksijen tüketimi sebebi ile çok düşüktür. Atıksuda bulunan organik maddelerin anaerobik parçalanmasının yan ürünlerinden biri metan gazıdır. Bu gaz çabuk alev alan ve patlama tehlikesi olan bir gazdır. H₂S gazının ise toksik etkisi çok fazladır (Qasim, 1994)

Biyolojik Özellikler

Evsel atıksularda bulunan belirgin organizma grupları; bitkiler, hayvanlar, fungi, protozoa, virüsler, bakteriler ve algler gibi mikroorganizmalardır. Evsel atıksudaki mikroorganizmaların birçoğu insanlar ve hayvanlar için hastalık yapıcı özelliktedir. Koliform bakterileri insan atıklarından kaynaklanan kirlenmenin bir göstergesi olmaktadır. Algler de tat ve koku problemlerine yol açmaktadır. Atıksuyun arıtımı esnasında organik maddeler bakteriler aracılığıyla parçalanmaktadır(Meriç, 1990).

3.9. Atıksu Arıtımında Temel Hedefler

Atıksu arıtımında temel hedef, atıksuyun deşarj edildiği ortamlarda halk sağlığına ve ekolojik dengeye olabilecek menfi etkilerin en az düzeye indirilmesidir. Atıksu arıtımında gerçekleşen temel aşamalar şunlardır(Eroğlu, 1991);

- Askıdaki katı maddelerin uzaklaştırılması
- Zararlı ağır metal ve zehirli bileşiklerin uzaklaştırılması
- Biyolojik olarak parçalanabilen organik maddelerin uzaklaştırılması
- Alıcı ortam durumuna bağlı olarak azot ve fosfatun uzaklaştırılması
- Patojenik organizmaların yok edilmesi

Atıksu parametrelerinden hangisinin ne derecede arıtılacağı, kanunlar ve yönetmeliklerle tesbit olunmaktadır. Alıcı ortamların kirlilik özümseme kapasitelerine bağlı olarak belirlenen deşarj standartları ülkeden ülkeye farklılıklar gösterebilmektedir. Bir akarsuya yapılacak deşarj ile bir deniz ortamına veya bir göl ortamına yapılacak deşarj kriterleri değişik olmaktadır. Arıtılmış sular, eğer sulama suyu olarak kullanılacaksa, sulama suyu standartlarına göre arıtım kademelerinin belirlenmesi gerekmektedir. Endüstriyel atıksular için evsel atıksulara göre tamamen farklı standartlar kullanılmaktadır. Türk Çevre Kanunu'nun "Su Kirliliğinin Kontrolü" Yönetmeliği'nde toplam nüfusa bağlı olarak farklı arıtma metodları için evsel atıksu deşarj standartları belirtilmiştir. Aynı yönetmelikte endüstriler için ve deniz ortamına yapılacak atıksu deşarjları için de standartlar yer almaktadır.

4. FOSFAT ANYONUNUN GİDERİM YÖNTEMLERİ

4.1. Fosforla İlgili Genel Bilgiler

Fosfat mikroorganizmaların büyümesi için gerekli temel elementlerden birisi olup su ortamında birincil üretkenliği kısıtlayıcı bir nütrienttir. Fosfatın büyümeyi kısıtlayıcı nütrient olması sebebiyle ham ve arıtılmış atıksuların, zirai drenajların ve bazı endüstriyel atıksuların su ortamlarına deşarjı fotosentetik aquatik, mikro ve makro organizmaların istenmeyen miktarlarda gelişmelerine yol açar. Fosfatlar aynı zamanda biyolojik çamurlarda ve dip sedimentlerinde hem çökelmiş anorganik formlarda, hem de organik bileşiklerin içeriğinde bulunabilirler (Kiely, 1997).

Tüm yüzeysel sular bazı su mikroorganizmalarının gelişmesi için ortam teşkil ederler. Serbest yüzebilen veya yüzdürülen organizmalar plankton olarak isimlendirilir ve çevre mühendisleri için büyük bir öneme haizdir. Planktonlar, hayvanlar (zooplankton) ve bitkilerden (fitoplankton) teşekkül eder. Fitoplanktonlar esas olarak alglerden oluşur. Bunlar klorofil taşıyan organizmalar olduğundan, büyüme, büyük ölçüde suda mevcut besin maddesi olan elementlerin miktarları ile ilgilidir. Araştırmalar azot ve fosfatın alg gelişmesini limitleyen iki faktör olduğunu göstermiştir. Azot ve fosfat çok miktarda mevcut olduğunda, ortamda alg üretiminde patlama şeklinde bir büyümeye neden olur. Denemeler bu iki elementin (azot ve fosfor) limitli miktarlarda suda mevcut olduğu durumlarda alg patlamalarının olmadığını göstermiştir. Anorganik fosfat değerleri, kritik mevsim olan yaz mevsiminde 5 µg/L seviyesinde tutulabilirse, yüzeysel sularda ötrifikasyon olarak nitelendirilen ve yukarıda kısaca sözü edilen kirlenme olayı meydana gelmez (Oktaç ve Dursun, 2000). Endüstriden kaynaklanan fosfat miktarları Çizelge 4.1. de verilmiştir.

Çizelge 4.1 Endüstri Atık Sularında P yükleri (Samsunlu, 1987).

<u>Endüstri</u>	<u>Topl.P mg/L</u>
Bira Fabrikaları	13-51
Mezbaha	44
Süt Fabrikası	3-4
Patates Nişastası Fabrikası	141
Kağıt Fabrikası	0,35
Tekstil Fabrikası	5-103
Şeker Fabrikası	
a.Yıkama Suyu	6-30
b.Presleme Suyu	20-200

Genel olarak fosfat su içerisinde polifosfatlar, organik fosfatlar ve ortofosfatlar olarak bulunmaktadır. Ortofosfatlar yıkım olmaksızın biyolojik metabolizmaya alınabilmelerine karşılık polifosfatlar, iki veya daha fazla fosfat, oksijen ve bazı durumlarda hidrojen atomlarıyla kompleks bir molekül şeklindedir (Metcalf and Eddy, 1972). Polifosfatlar, örneğin sodyum heksametafosfat sulu çözelti içerisinde orto forma hidroliz olurken, organik bileşikler bakteriyel çürüme ile ortofosfatlara dönüşmektedir. Bu fosfat formları çeşitli kaynaklardan gelmektedir. İçme suyu arıtımı sırasında küçük miktarlarda kondanse fosfatlar suya ilave edilir. Su, temizlik amacı ile çamaşırhanelerde veya diğer yerlerde kullanıldığında ise büyük miktarlarda kondanse fosfatlar suya ilave edilmektedir. Fosfat bileşikleri kazan sularının arıtımında yoğun bir şekilde kullanılırlar. Ekim yapılan zirai alanlara ortofosfatlar gübre olarak verilir. Yağmur drenajları ile ve sulamadan dönen sularla bu ortafosfat bileşikleri, zirai alanlardan yüzeysel sulara taşınırlar. Organik fosfat bileşikleri ise biyolojik prosesler sonucu oluşur ve evsel atıksulara insan dışkıları ve gıda atıkları ile karışırlar. Biyolojik arıtma proseslerinde organik fosfatlar ve polifosfatlar ortofosfatlara dönüştürülür (Oktaç ve Dursun, 2000). Fosfat içeren bileşiklerin genel sınıflandırması Şekil 4.1.te bulunmaktadır. Ortofosfat anyonunda, P atomu, bir tetrahedronun köşelerinde bulunan oksijen atomlarına bağlanarak merkezdedir. Polifosfat ve metafosfat gibi kondanse fosfatlar iki ya da daha fazla fosfat grupları formundadır ve P-O-P karakteristiğindedir. Polifosfatlar doğrusal moleküllerken, metafosfatlar periyodiktir.

Son yıllarda deterjan yapımında, katkı maddesi olarak fosfat ve polifosfat bileşikleri büyük miktarlarda kullanılmaktadırlar. Bu maddelerin %12-13'ünün fosfat ve %50'den fazlasının polifosfatlar olduğu düşünülürse, sentetik deterjan tüketiminin artışı ile birlikte yüzeysel sulara fosfat karışması olayı artan boyutlar kazanmıştır. Deterjanların yol açtığı yüksek fosfatlı evsel atıksuların alıcı su ortamlarına deşarjı sonucunda alıcı sularda, eskiye göre 2-3 katı fazla fosfatlı madde bulunduğu hesaplanmıştır (Samsunlu, 1987).

Grup	Yapı	Önemli Türler
Ortofosfatlar	$\begin{array}{c} \text{O} \\ \\ \text{O}^- - \text{P} - \text{O}^- \\ \\ \text{O} \end{array}$	$\text{H}_3\text{PO}_4, \text{H}_2\text{PO}_4^-$ $\text{HPO}_4^{2-}, \text{PO}_4^{3-}$ HPO_4^{2-} kompleksleri
Polifosfatlar	$\begin{array}{c} \text{O} \quad \quad \text{O} \\ \quad \quad \\ \text{O}^- - \text{P} - \text{O} - \text{P} - \text{O}^- \\ \quad \quad \\ \text{O} \quad \quad \text{O} \end{array}$ Pirofosfat	$\text{H}_4\text{P}_2\text{O}_7, \text{H}_3\text{P}_2\text{O}_7^-$ $\text{H}_2\text{P}_2\text{O}_7^{2-}$ $\text{HP}_2\text{O}_7^{3-}$ $\text{P}_2\text{O}_7^{4-}$ $\text{HP}_2\text{O}_7^{3-}$ kompleksleri
Polifosfatlar	$\begin{array}{c} \text{O} \quad \quad \text{O} \quad \quad \text{O} \\ \quad \quad \quad \quad \\ \text{O}^- - \text{P} - \text{O} - \text{P} - \text{O} - \text{P} - \text{O}^- \\ \quad \quad \quad \quad \\ \text{O} \quad \quad \text{O} \quad \quad \text{O} \end{array}$ Tripolifosfat	$\text{H}_3\text{P}_3\text{O}_{10}^{2-}$ $\text{H}_2\text{P}_3\text{O}_{10}^{3-}$ $\text{HP}_3\text{O}_{10}^{4-}$ $\text{P}_3\text{O}_{10}^{5-}$ $\text{HP}_3\text{O}_{10}^{4-}$ kompleksleri
Metafosfatlar	$\begin{array}{c} \text{O} \quad \quad \text{O}^- \\ \quad \quad \\ \text{O} = \text{P} \quad \quad \text{P} \\ \quad \quad \quad \quad \\ \text{O} \quad \quad \text{O} \quad \quad \text{O} \\ \quad \quad \quad \quad \\ \text{O}^- \quad \quad \text{O} \quad \quad \text{O}^- \end{array}$	$\text{HP}_3\text{O}_9^{2-}$ $\text{P}_3\text{O}_9^{3-}$
Organik fosfor	$\begin{array}{c} \text{OH} \\ \\ \text{CH}_2\text{O} - \text{P} - \text{OH} \\ \\ \text{O} \\ \\ \text{O} \\ \\ \text{OH} \end{array}$ Glukoz 6-fosfat	Fosfolipidler, nükleotidler fosfoamidler

Şekil 4.1 Fosfat İçeren Bileşiklerin Sınıflandırılması (Dobolyi,1978)

İçme ve kullanma sularında polifosfatlar korozyonu gidermek amacı ile suya eklenebilirler. Aynı zamanda, bazı su yumuşatma işlemlerinde fosfatlar eklenerek, kalsiyum karbonatın ortamdan çökelme sureti ile uzaklaştırılması kolaylaştırılır. Geçmişte fosfat bileşikleri buhar kazanlarında büyük ölçüde kireç tabakası oluşumunu kontrol etmek üzere kullanılmaktaydı. Bugün ise fosfat, yüzeysel suların biyolojik üreme potansiyelini saptamak ve alıcı sulara deşarjda fosfat limitlerini ortaya koymada bir faktör olarak ele alınmakta ve değerlendirilmektedir. Eğer, kompleks fosfatlar kullanılmış ise, bunlar hızlı bir şekilde yüksek sıcaklıklarda ortofosfatlara hidrolize olurlar. Fosfat seviyelerinin kontrolü, ortofosfat tayinleri ile yapılır(Harrison, 1996).

4.2. Ötrifikasyon

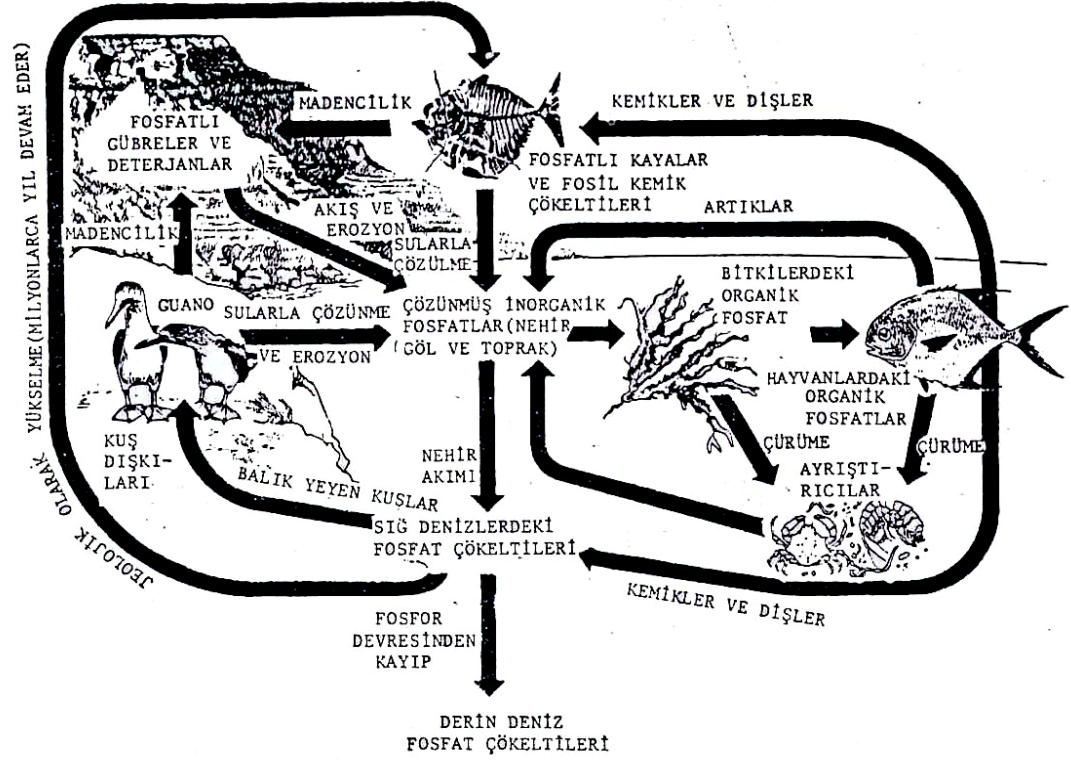
Yüzeysel suların, su hayatını besleyecek elementlerle zenginleşerek, bu elementleri yaşam kaynağı olarak kullanan su canlılarının aşırı derecede çoğalması sonucu su kalitesi bozulmakta ve ötrifikasyon olayı başlamaktadır. Atıksudan fosfatların giderimi göllerin ötrifikasyondan korunması için önemlidir.

Öteden beri yüzeysel suların, özellikle göllerin yaşlanması olarak bilinen ötrifikasyon üzerinde son senelerde yoğun çalışmalar yapılmıştır. Bu çalışmaların hemen hepsinde, ötrifikasyonun insan faaliyetleri neticesinde hızlandığı belirtilmiştir. Ötrifikasyon genel olarak; su yatağına giren inorganik besi maddelerinin tabii veya suni olarak artması, kaynakta mikroskobik bitki ve alglerin aşırı derecede çoğalarak su kalitesinin bozulması, su kaynağının tabi ömrünün kısalması ve kullanma imkânlarının azalması şeklinde tariflenebilir. Buna göre ötrifikasyon kuvvetli bir sebep netice bağıntısına sahiptir. Bir su yatağına fazla miktarda besi maddesinin girmesi, suyun kalitesini değiştirmede müddetçe ötrifikasyona sebep olmaz. Bu safhada su yatağının morfolojisi büyük rol oynamaktadır. İnsan faaliyetlerinden etkilenmemiş sulardaki ötrifikasyona “tabi”, insanlar tarafından hızlandırılan ötrifikasyona ise “sunî” ötrifikasyon adı verilir (Harrison, 1996).

Ötrifikasyon ile su yatağına giren besi maddeleri arasında çok kuvvetli bağıntıların bulunduğu, bilhassa su yatağına giren azot ve fosfat miktarlarının artmasıyla ötrifikasyonun son derece hızlandığı konu ile ilgili çalışmalar belirtilmiştir. Çevre mühendisliği açısından ötrifikasyonun tarifinden çok, sebep olduğu kalite değişimleri daha önemlidir. Bundan dolayı ötrifikasyon kirlenme ile eş manalı olmasa da bir nevi kirlenme olarak incelenebilir. Başlangıç safhasındaki ötrifikasyonun belirtileri:

- Sudaki besi maddesi konsantrasyonlarının ölçülebilir derecede artması,
 - Mikroskobik bitki ve alglerin çoğalması,
 - Su yüzeyinin sık sık alg patlaması neticesinde mikroskobik bitkiler kaplanması,
 - Suyun berraklığının azalması, koku ve renginin artması,
 - Sıcaklık tabakalaşmasını mevcut olduğu su yataklarında alt tabakada çözülmüş oksijen konsantrasyonunun azalması,
 - Organizma türlerinin azalması,
 - Bazı türlerin kaybolarak ekonomik değeri olmayan yeni türlerin ortaya çıkması,
 - Su yatağının dolmaya başlayarak derinliğin azalması, şeklinde özetlenebilir.
- Yukarıdaki kalite değişimlerine ilave olarak, tasfiye maliyetinin yüksek olması, tesislerin işletme güçlüğü, sulama tesislerinin tıkanması, balıkçılık, turistik ve dinlenme maksatları için su yatağının cazibesini kaybetmesi gibi arzu edilmeyen değişimler de sıralanabilir (Karpuzcu, 1982).

4.3. Fosfor Devri



Şekil 4.2 Fosfor Devrinin Büyük Ölçüde Basitleştirilmiş Şekli (Muslu, 1985)

Fosfor devri, maddenin karadan denize ve tekrar oradan karaya taşındığı çökelti tipi bir devirdir (Şekil 4.2.). Bu devrede bulunan elementlerin dolaşımını tamamlamaları için milyonlarca yılın geçmesi gerekir.

Canlılar yönünden fosfatın önemli bir ağırlığı vardır. DNA ve RNA makro moleküllerinin yapısında bulunmasının hücre enerji mekanizması bakımından önemi büyüktür (Gürpınar, 1998). Fosfat hücre zarının bir kısmını da teşkil eder ve kemiklerin ve dişlerin esaslı bir bileşenidir. Bazı fosfat kayaları zemin suyunda başlıca ortofosfat ($H_2PO_4^-$) iyonları halinde erirler. Bitkiler bu fosfatı topraktan alarak hücrelerini inşa ederler. Fosfat bitkilerden hayvanlara geçer. Hayvanların dışkılarından veya ölü kalıntılarından çürümesinden de neticede toprağa, nehirlere ve denizlere geri döner.

Yeryüzünde en büyük fosfat deposu, yer kabuğundaki fosfatlı kütlelerdir. Hava tesiri ve erozyon yoluyla bu kütleler ayrışmakta ve fosfat nehirlere ve daha sonra da denizlere ulaşmaktadır. Bunların çoğu, sahillerde sığ deniz tabanlarında toplanmaktadır. Uzun jeolojik devirler boyunca bu çökeltiler yeryüzünde dağ kıvrımları halinde yukarı çıkmış ve tekrar aynı şeyler meydana gelmeye başlamıştır. Bir kısım fosfat da deniz tabanındaki çökeltilerde kalmıştır.

Her yıl balıkçılıkla 60.000 ton ve balık yiyen guano kuşlarının gübreleriyle 300000 ile 400000ton arasında fosfatın denizlerden karalara taşındığı tahmin edilmektedir. Bununla beraber bu kazanç her yıl erozyonla kaybolan birkaç milyon ton fosfatın yanında küçük bir rakamdır.

Fosfatı, ışığın nüfuz etmediği derinliklerden fotosentez bölgesine taşıyan derin okyanus sularının yüzeye çıkması, denizlerde çok önemli bir devir mekanizmasıdır. Daha önce bahsi geçen ve yuva yaptıkları Güney Amerika'nın batı sahillerine her sene tonlarca fosfat ihtiva eden gübre bırakan balıkçıl kuşlar, biyolojik geri devir mekanizmasında rol oynayan etkenlere güzel bir örnektir.

4.4. Fosfatın Arıtımı

Arıtma tesislerinde uygulanan klasik arıtım yöntemleri atıksudan fosfat gideriminde yeterince etkili olmamaktadır. Bu sebeple biyolojik ve kimyasal fosfat giderim sistemleri geliştirilmiştir. Bunlar; fiziksel yöntem, biyolojik yöntem, kimyasal yöntem, kimyasal+biyolojik yöntem, stabilizasyon havuzları ve arazide arıtım yöntemi olarak sayılabilir. Bunlarda fiziksel yöntem içerisinde; ultrafiltrasyon, ters osmoz ve iyon değiştirme sistemleri kullanılmaktadır. Ancak atıksudan fosfat gideriminde her sistem aynı oranda verim sağlamamaktadır. Kullanılan yöntemde kullanılacak maddelerin kolay elde edilebilir, ucuz işletme ve yüksek verimde çalışması istenir. Kanalizasyon suyu arıtımında fiziko-kimyasal yöntemlerin biyolojik yöntemlere göre bazı avantajları: ilk yatırım masraflarının az olması, kontrolünün nispeten kolay olması ve işletmeye geçiş süresinin çok kısa olması, başarılı şekilde fosfat, azot ve renk giderme özelliklerine sahiptir. Genellikle fiziko-kimyasal arıtımla ilgili çalışmalarda $Al_2(SO_4)_3$, $FeCl_3$, $FeSO_4$ ve kireç

kullanılmaktadır. Kimyasal çöktürmede ilk etki ortofosfatın metal katyonlarıyla birleşmesi şeklinde olmaktadır. Polifosfatlar ve organik fosfat bileşikler flok partikülleri üzerinde adsorplanarak giderilmektedir.

Atıksu arıtma teknolojisinde en önemli problem, aerobik ve anaerobik proseslerden arta kalan çamurların uzaklaştırılmasıdır. Atıksu arıtma tesislerinde atık olarak meydana gelen çamurda doğal olarak fazla miktarda azot ve fosfatlı maddeler bulunur. Örneğin; çürütülmüş çamurda yaklaşık %1 kadar toplam fosfat artığı kaldığı belirlenmiştir. Çamurun, fosfatın yanısıra bir miktar azotlu madde içeriği de mevcuttur. Bu nedenlerle bu tür çamurların belirli bir gübre değeri taşıdığı ortadadır.

Son 20 yıl boyunca atıksu arıtımında fosfatın giderimi için alternatif metotlar yönünde artış vardır. Bazı sebeplerden dolayı, inorganik adsorbentlerin kullanımında umut verici bir alternatif olduğu görülmektedir. Çünkü doğal sistemlerde fosfatın kullanılabilirliği ve fosfat iyonlarının metal oksitlerin yüzey kimyasında metal adsorplanmasında etkili olduğu bilinir (Özacar, 2002). Burdick ve arkadaşları toplam nitrojenin %93'ünün ve toplam fosfatın %65'inin anaerobik prosesle giderimini belgelemişlerdir. Fosfat kaynağının saklanması ve fosfatın geri dönüşü için adsorpsiyon metodu uygundur. Fosfat gideriminde aktif alumina, boehmite, goethite, yttrium karbonat ve polimerik ligand dâhil birçok adsorbant incelenmiştir (Tanada et al, 2002).

Kimyasal Çöktürme ile Fosfat Arıtımı

Fosfat giderme alüminyum-demir tuzları ve kireç kullanılarak kimyasal çöktürme suretiyle yapılmaktadır. Kimyasal çöktürme reaksiyonları kompleks ve az bilinen şekilde olmasına rağmen fosfat gidermede birincil iş ortofosfatın metal iyonları ile birleşmesidir. Polifosfatlar ve organik fosfat bileşikler; flok tane veya flok partikülleri üzerinde absorblamak suretiyle uzaklaştırılabilmektedir. Alüminyum ve demirli maddeler koagulant olarak kullanılabilir. Aşağıda alüminyum iyonlarının fosfat iyonları ile reaksiyonu görülmektedir.



Demirli koagülant maddeler de fosfatı çöktürür. Ferri iyonları FePO_4 teşekkülü için fosfatla 1:1 mol oranında birleşirler. Alüminyum ile kimyasal reaksiyonun tam olması için gerçek koagülasyonda daha fazla demir kullanılması gerekir.

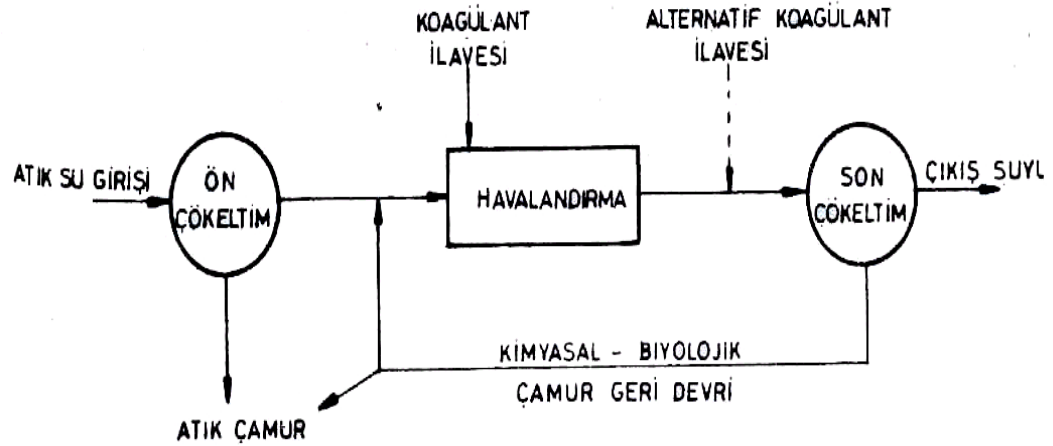
Biyolojik Yöntemlerle Fosfat Arıtımı

Fosfatın fotosentez ile sudan uzaklaştırılması stabilizasyon havuzlarında alg üretimi ile fosfat uzaklaştırma yönteminin ortaya çıkmasına neden olmuştur. Daha sonra alg hücreleri fiziksel veya kimyasal yolla sudan uzaklaştırılır. Dikkat edilecek hususlar C:N:P oranının dengede olması, yeterli güneş ışığı yoğunluğunun temini, pH ve sıcaklık kontrolüdür. Yeterli hidrolik bekleme süresini temin için geniş alan ve pahalı ürün toplama tekniği kullanımı yöntemin en önemli fiziksel kısıtlarıdır.

Atıksuda kimyasal arıtmanın ön çökeltiminde çok küçük miktarlarda fosfat giderilir. İkincil arıtma olan biyolojik arıtmada çözünmüş haldeki fosfat mikrobiyal floklar için alınır. Büyüme için sentez edilen fosfatın atıksudaki konsantrasyonu BOI miktarı ile ilişkilidir. Atığın yüksek BOI: P oranı ile arıtımı yüksek yüzdede fosfat gidermeyi sağlar. Evsel atıksularda fosfat miktarı azot ve karbon miktarına kıyasla daha düşük orandadır. Genelde klasik çamur tesislerinde biyolojik flok içine alınan fosfat miktarı, kullanılan BOI'nin %1'idir. 200 mg/L BOI'nin arıtımında 2 mg/L fosfat arıtılır ve fosfat giderme verimi %20'dir.

Biyolojik ve Kimyasal Yöntem ile Fosfat Arıtımı

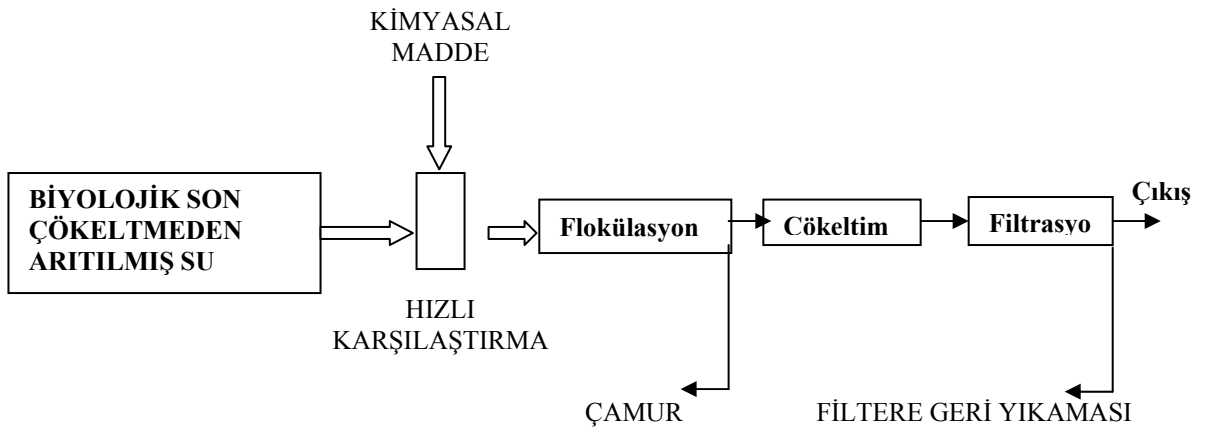
Biyolojik havalandırma ünitesine koagülant madde ilavesi yeni ve eski tesislere kolayca uygulanabildiğinden, bu yöntem uygun bir fosfat giderme yöntemi olarak tavsiye edilmektedir (Şekil 4.2.). Bu proseste kimyasal koagülasyon maddeleri aktif çamur havalandırma havuzu çıkışında, son çökeltim havuzu öncesi ilave edilir ve çökeltmeye gitmeden önce birkaç dakikalık karıştırma yapılır.,



Şekil 4.3 Aktif Çamur Arıtma Sistemi İle Birlikte Kimyasal Çöktürme Suretiyle Fosfat Arıtan Bir Tesisin Akım Şeması (Samsunlu,1987).

Biyolojik Arıtmadan Sonra Kimyasal Çöktürme ile Fosfat Arıtımı

Bu proses arıtma ünitesini takiben bir kimyasal arıtma ünitesi kurulur. Burada hızlı karıştırma, yavaş karıştırma ve çökeltme işlemleri yapılır. Bu üç işlem aynı havuzda da yapılabilir. Bu işlemi takiben bir filtrasyon işlemi gereklidir. Burada en önemli husus çökelen çamurun işlenmesi ve uzaklaştırılmasıdır. Kireç ile koagülasyon suretiyle ayrılamayan organik maddeler aktif karbon sureti ile giderilir (Samsunlu, 1987).



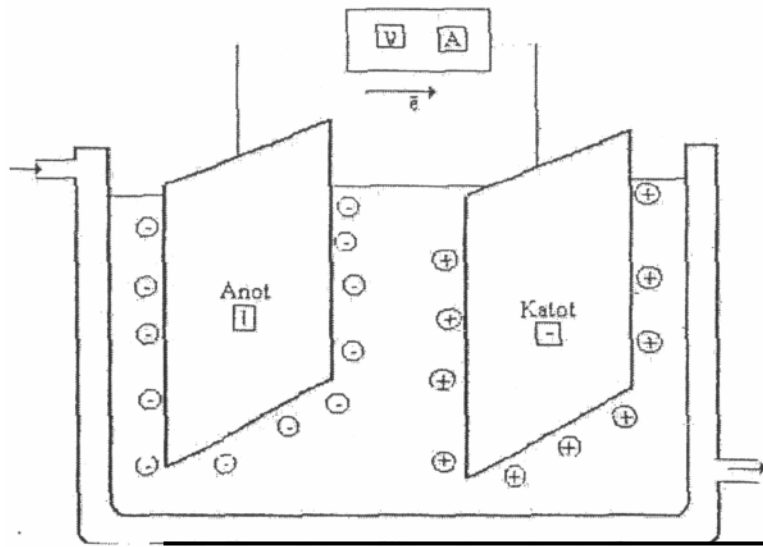
Şekil 4.4 Biyolojik Arıtmadan Sonra Kimyasal Çöktürme Yapan Bir Tesisin Akım Şeması (Samsunlu,1987).

5.ELEKTROKİMYASAL ARITIM PROSESLERİ

5.1. Elektrokimyasal Prosesin Esasları

Elektrokimyasal tepkimeler, elektrolitten göç eden iyonik bileşiklerin anotta ve katotta yükseltgendiği veya indirgendiği heterojen iyon transferi tepkimeleridir. Anot ve katotta genellikle metal, karbon veya bir yan iletken elektrot kullanılmaktadır (Rajeshwar, 1997).

Bir elektroliz hücresinin şematik olarak görünüşü Şekil 5.1'de verilmiştir. Bir elektroliz işleminin gerçekleşebilmesi için anot ve katot arasında bir bağlantı ve elektroliz çözeltisinde belli bir iletkenlik (anyon ve katyonlar) olması gerekir.



Şekil 5.1. Elektrokimyasal Hücresinin Şematik Görünüşü

Elektrokimyasal prosesler içind en çok kullanılanlar; elektrokoagülasyon, elektrooksidasyon ve elektroflotasyondur. Elektrokimyasal proseslerde kirletici parametrelerin giderim yöntemi adsorbsiyon, oksidasyon, çöktürme ve flotasyon şeklindedir. Elektrokimyasal proseslerin en önemli farklılıkları prosesin şekli ve yapısıdır (elektrot tipi, uygulanan akım, elektriksel gerilim ve prosesin tipi). Özellikle elektrot tipi sistemin elektrokoagülasyonu mu yoksa elektrooksidasyonu mu tetikleyeceğini belirleyen unsurların başında gelmektedir. Her ne kadar sistemde

bir gaz çıkışı oluşarak elektroflotasyon kısmen gerçekleşse dahi, flotasyonun tam anlamıyla oluşabilmesi için difüzörlerle ortama hava da verilebilir. Bu sistemler tek tek çalışabildiği gibi bazı sistemlerde birkaç elektrokimyasal proses aynı anda, kombine şekilde kullanılabilir. Mesela tüm elektrokoagülasyon proseslerin anot bölgelerinde kısmen bir elektrooksidasyon gerçekleşmektedir. Elektrokimyasal arıtım yöntemlerinin etkilerini arttırabilmek için elektrot tipleri ile ilgili bazı değişiklikler yoluna gidilmelidir (Englehardt vd., 2006).

Elektrokimyasal arıtım yöntemi günümüzde evsel atıksularda, atık yağların, boyaların, askıda katı maddelerin, sızıntı sularında organik madde atıklarını, sentetik atık suların, ağır metallerin gideriminde ve suların deflorinasyonu gibi birçok dalda uygulanmaktadır (Quasim vd., 1994).

Elektrokimyasal prosesleri çevre kirlilik problemlerini önlemede ve. çözümede ön plana çıkaran esas kriterleri ise aşağıdaki şekilde özetleyebiliriz (Yıldız vd.,2000):

Çok Yönlülük: Elektrokimyasal prosesler, birçok çevre probleminin çözümünde doğrudan veya dolaylı olarak kullanılabilir. Elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme sonucu, çözümlerin derişiklendirilmesi veya seyreltilmesi yani faz ayırmaları gerçekleştirilir. Sonuç olarak birçok kirleticinin ve maddenin çok düşük konsantrasyonlara kadar bile ayrılması söz konusudur,

Enerji verimliliği: Elektrokimyasal prosesler, klasik proseslere göre daha düşük sıcaklıklara ihtiyaç duymaktadırlar (termal yanma gibi). Düşük elektriksel akım, toksik metal atıksulannın arıtımı, biyoteknolojide bir kısım maddelerin eldesi ve ayrılma işlemlerinde de kullanılmaktadır (Antropov, 1977).

5.2. Elektrokoagülasyon Prosesi ve Uygulamaları

Kimyasal koagülasyon, kolloidal süspansiyon içindeki yüklü partiküllerin zıt yüklü iyonlarla karşılıklı çarpışması ile nötralize edilip bir araya toplanarak çökelmelerinin sağlanması olayıdır. Bu amaçla uygun kimyasal maddeler ilave edilir.

Alüm gibi bir kimyasal madde atıksuların arıtımı için uzun sürelerden beri geniş ölçüde kullanılmıştır. Koagülasyon, koloidal partiküllerin net yüzey yükünün azaltılması sonucu elektrostatik itme kuvvetiyle sıkışması ile bir araya gelip yeterli Van der Waals kuvvetiyle tutunup birikmesiyle gerçekleştirilir. Elektrolitteki zıt yüklerin neden olduğu elektriksel çift tabakanın itme potansiyelindeki azalma, yüzey yükünün azaltılması ile sağlanır. Kimyasal koagülasyondan farklı olarak, elektrokoagülasyon prosesinde koagülant, uygun anot materyalinden elektrolitik olarak üretilir. Bu proseste yüklü iyon türleri ile anottan çözünmüş olan metal iyonları metal hidroksit floklarını oluşturur(Lema vd., 1988). Diğer atıksu arıtım işlemlerine göre elektrokoagülasyon prosesinin avantaj ve dezavantajları aşağıda açıklanmaktadır:

Avantajları:

- ✓ Elektrokoagülasyonun flok formları kimyasal floklara benzemesine rağmen elektrokoagülasyon flokları daha büyük olur ve daha kararlıdır. Ayrıca filtrasyonla da daha kolay ayrışabilirler,
- ✓ 'Elektrokoagülasyon sonucu oluşan toplam çözünmüş katıların içeriği kimyasal arıtıma oranla daha düşüktür. Eğer bir su yeniden kullanılacaksa toplam çözünmüş katının az olması maliyetin daha az olması yönünden iyidir,
- ✓ Elektrokoagülasyon prosesi, küçük koloidal partiküllerin üzerinde kimyasal antıma oranla daha verimlidir. Gaz kabarcıkları, elektroliz süresince kirleticileri taşıyarak daha küçük konsantrasyonlar bile flotasyon şeklinde giderebilir,
- ✓ Elektrokoagülasyon, alışılmış koagülasyon-flokülasyon uygulamalarına kıyasla elektriksel alanın varlığından dolayı en küçük koloidal parçacıkları bile uzaklaştırabilme avantajına sahiptir,
- ✓ Biyolojik olarak bozunmayan organik maddeleri uzaklaştırabilme veya biyolojik antıma hazır hale getirir,
- ✓ Hidroksitler şeklindeki çökelekler veya floklar üzerinde adsorpsiyonla ağırmetal iyonlarını uzaklaştırabilir,
- ✓ Sürekli pH kontrolü gerektirmez,
- ✓ Yaklaşık 10 dakika gibi kısa temas süresi gerektirir,

- ✓ İyi dizayn edilmiş sistemlerde %90 civarında yüksek verim elde edilebilir,
- ✓ İlk yatırım maliyeti alternatif teknolojilerden belirgin bir şekilde düşüktür,
- ✓ İşletme maliyeti alternatif teknolojilerden belirgin bir şekilde düşüktür,
- ✓ Düşük enerji ihtiyacı gerektirir,
- ✓ Kimyasal ilavesi yoktur,
- ✓ Fazla bakım gerektirmez,
- ✓ İşgücü ihtiyacı düşüktür,
- ✓ Çamur minirizasyonu sağlar,
- ✓ Birçok kontaminantı bir arada giderir. Yani alternatif proseslerde belli kontaminantları gidermede birkaç proses artarda kullanılır. Ancak elektrokoagülasyon bu kontaminantları tek bir prosesle giderebilmektedir (Arapoglu, 2003).

Dezavantajları:

- ✓ Çözünen (sacrificial, tükenen) elektrotların düzenli olarak yenilenmesi ihtiyacı vardır(Jiang, 2002),
- ✓ Bazı bölgelerde elektrik kullanımı pahalı olabilir,
- ✓ Arıtılan sudaki demir ve alüminyum iyonlarının konsantrasyonları nispeten yüksektir,
- ✓ Üretilmiş çözünmeyen hidroksitlerin elektrotlar arasında birikmesi gibi dezavantajlara da sahiptir

5.2.1. Elektrokogülasyon Teorisi

Elektrokogülasyon, sulu ortamda askıda, kolloidal ya da çözünmüş halde bulunan kirleticilerin ortama elektrik akımı vererek destabilizasyonunu sağlama ve böylece kirleticilerin kimyasal reaksiyon ve çöktürme ile veya flotasyonla giderimini içerir. Elektrokogülasyon prosesin genel mekanizmasında koagülasyon, adsorbsiyon, absofsiyon, çöktürme ve flotasyon prosesleri bulunur(Rajeshwar, 1997).

Elektrokoagülasyon teorisi çok sayıda araştırmacı tarafından incelenmektedir (Mennerich et al., 1998, Yousuf et al., 2001). Elektrokoagülasyon, alüminyum ya da demir elektrotlardan ya alüminyum ya da demir iyonlarının elektriksel olarak çözünmesi ile doğru yerde koagülantların üretilmesini kapsar. Anotta yükseltgenme, katotta ise indirgenme olacaktır (Bektaş vd., 2004). Metal iyonları üretimi anotta oluşur, hidrojen gazı katottan serbest bırakılır. Elektrokoagülasyonda anot olarak çözünen demir veya alüminyum elektrotlar kullanılması halinde bu elektrotlar çözünerek çözeltiye Al^{3+} , Fe^{2+} ve Fe^{3+} iyonları vermekte olup bu iyonlar sudaki hidroksit iyonları ile birleşerek çok az çözünen $Al(OH)_3$, $Fe(OH)_2$ ve $Fe(OH)_3$ gibi metal hidroksitler oluşturmaktadır. Elektrokoagülasyon anında oluşan metal hidroksit partiküllerinin adsorbsiyon özellikleri çok yüksektir. Koagüle edilen partiküller atıksularda bulunan mikro koloidal partikülleri ve iyonları kendilerine doğru çekerek adsorbe etmektedir. Oluşan yumaklar çökme ile sudan uzaklaştırılmaktadır. Bu işlem esnasında elektrotlarda oluşan elektrokimyasal işlemler sonucu sudan çok küçük gaz kabarcıkları çıkmaya başlar. Bu gaz kabarcıklarının da elektroflotasyonun temelini oluşturduğunu düşünürsek bazı kirleticiler de elektrokoagülasyon esnasında elektroflotasyon yöntemiyle su yüzeyine kaldırılıp sudan uzaklaştırılır.

Adsorpsiyon kapasitesi çok yüksek olan metal hidroksitlerin sudaki değişik kirletici parametreleri adsorbe ederek çökme yoluyla sudan uzaklaştırma prensibine dayanan bu arıtım metodu günümüzde birçok yerde kullanım alanı bulmuştur. Tekstil atık suyu arıtımında elektrokoagülasyon prosesi ile yüksek verim elde edilebildiğinden tercih edilmektedir. Spesifik uygulamalarda, içme sularının deflorinasyonunda, endüstriyel sulardan ağır metal gideriminde, yağ içeren sularda, besin içeren atıksuların arıtımında^ sızıntı sularından organik madde gideriminde, atıksulardan askıda katı madde gideriminde, kimyasal ve mekanik boyama atıklarının gideriminde, sulardan askıdaki katılan ayırmada, atıksulardan nitrat gideriminde, fenolik bileşiklerin geri kazanımında,- arsenik gideriminde, poliaromatik organik kirliliğin, ligninin ve organik kirliliğin gideriminde elektrokoagülasyon yöntemi kullanılabilir (Duffey, 1983).

Yukarıda özetlenen elektrokoagülasyon prosesi mekanizmasının daha iyi anlaşılabilmesi için bu proses mekanizması, aşağıda aşamalar halinde geniş şekilde açıklanmaktadır. Buna göre elektrokoagülasyon prosesi aşamaları 5 başlıkta açıklanabilir (Şekil 5.2):

Elektrokoagülasyonun aşamaları:

1-Anotta Katyon Üretimi, Partiküllerin Nötralizasyonunu Sağlama ve Destabilizasyon İle Koagülasyonun Kolaylaştırılması:

Elektrokoagülasyon prosesi, sulu ortamdaki kirleticilerin koagülasyonunu arttıran katyonların elektrolitik oksidasyonla alüminyum veya demir anotlar tarafından üretimine dayanır (Denklem 5.1). Tükenen (sacrificial) metal anodlar, anod bölgesinde devamlı çok değerlikli metal katyonları üretmek için kullanılır. Bu katyonlar, elektroforez hareketi yüzünden anoda doğru hareket eden negatif yüklü partikülleri nötralize eder, böylece koagülasyonu kolaylaştırır.



Elektriksel alan uygulayarak; partiküller arasındaki itici güçler kırılmakta ve stabilize küçük partiküller daha büyük ayrılabilir agregatlara bağlanmaktadır. Destabilize iyonlar agregat oluşturabilirler ve bunu takiben sedimentasyon ve/veya filtrasyon ile giderilebilirler.

2. Kirleticilerin Çöktürülmesi

Katyonlar (anottan çözünen Al^{+} , Fe^{+} ve Fe^{+}) ile sudaki hidroksit iyonları (OH^{-}) birleşir ve çok az çözünen $Al(OH)^3$, $Fe(OH)^2$ ve $Fe(OH)^3$ gibi metal hidroksitler oluşturarak kirleticilerle bir çökelti oluşturur.

3. Polihidroksitlerin Oluşumu ve Yüksek Adsorpsiyon Özelliği (Bridge Coagulation)

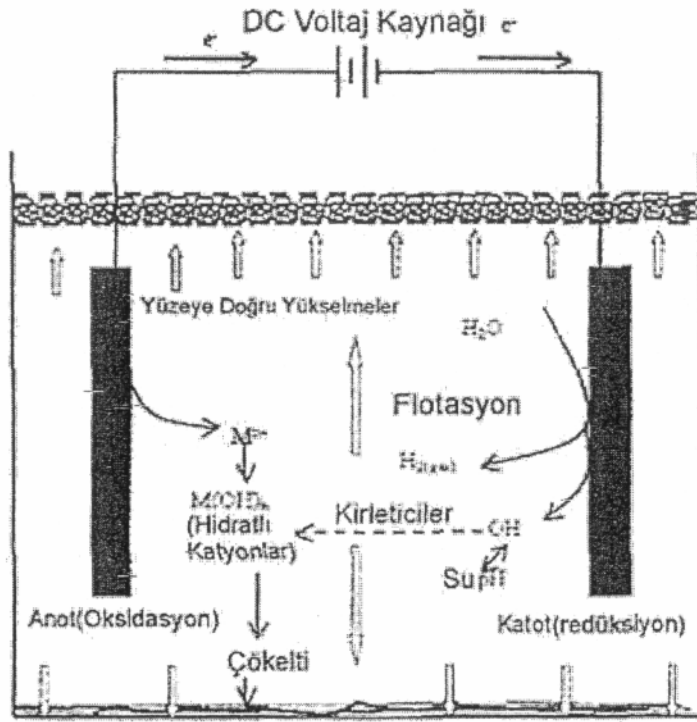
Son derece yüklü katyonlar, çokdeğerlikli polihidroksit komplekslerin oluşumu ile tüm kolloidal partikülleri destabilize edebilir. Bu kompleksler, yüksek adsorpsiyon özelliğine sahiptir, böylece kirleticileri bağlarlar.

4. Flotasyon

Anotta oksijenli küçük kabarcıklar ve katotta hidrojen üreterek paralel bir reaksiyonda su elektroliz edilir. Tükenen anodların oksidasyonundan çok değerlikli katyonların üretimi ve elektroliz gazları (H_2 ve O_2) koagüle olanların floküle olması için birlikte çalışır. Bu kabarcıklar, flokülleşmiş partikülleri çeker ve doğal yüzmeden dolayı yüzeyde flokülleşmiş partikülleri yüzdürür.

5. Kirleticilerin daha az toksik türlere oksidasyonu

Kirleticiler, daha az toksik-türlere okside olarak uzaklaştırılabilir. (Bratby vd., 1980)'a göre; çözeltilerde klorür mevcut olduğu zaman; klorürün anodik deşarj ürünleri Cl_2 ve $OC1$ dir. $OC1$, atıksularda mevcut organik molekülleri okside edebilen güçlü bir oksitleyicidir.



Şekil 5.2. Elektrokoagülasyon Reaktöründe Meydana Gelen Etkileşimler.

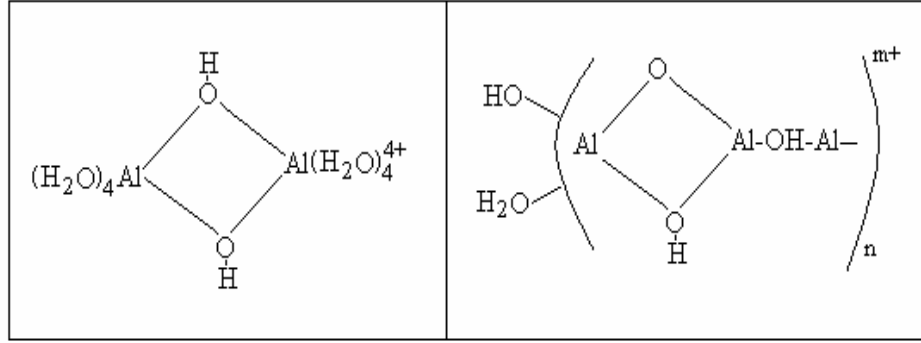
Elektrokoagülasyon reaksiyonları aşağıda yer alan Çizelge 5.1.'de gösterilmektedir.

Çizelge 5.1 Elektrokoagülasyon Anodik Reaksiyonlar.

Elektrot Tipi	
Aluminyum Elektrot	Anodik Reaksiyonlar $\text{Al} - 3\text{e} \rightarrow \text{Al}^{3+}$ (Alkali Şartlarda) $\text{Al}^{3+} + 3\text{OH}^- \rightarrow \text{Al(OH)}_3$ (Asidik Şartlarda) $\text{Al}^{3+} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{AlOH}^{2+} + \text{H}^+ \quad \downarrow$ $\text{AlOH}^{2+} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Al(OH)}_2^+ + \text{H}^+ \quad \downarrow \text{ pH düşer}$ $\text{Al(OH)}_2^+ + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Al(OH)}_3^0 + \text{H}^+ \quad \downarrow$ $\text{Al(OH)}_3^0 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Al(OH)}_4^- + \text{H}^+$
Demir Elektrot	Anodik Reaksiyonlar $\text{Fe} - 2\text{e} \rightarrow \text{Fe}^{2+}$ (Alkali Şartlarda) $\text{Fe}^{2+} + 3\text{OH}^- \rightarrow \text{Fe(OH)}_2$ (Asidik Şartlarda) $4\text{Fe}^{2+} + 2\text{H}_2\text{O} + \text{O}_2(\text{g}) \rightarrow 4\text{Fe}^{3+} + 4\text{OH}^-$

Alüminyum anotun elektrolitik çözeltideki ürünleri düşük pH'da-katyonik tek moleküllü Al^{3+} ve Al(OH)_2^+ gibi türlerdir ki -bunlar uygun pH değerlerinde önce Al(OH)_3 'e ve sonuçta $\text{Al}_n(\text{OH})_{3n}$ 'e polimerleşirler.

Bununla birlikte sulu ortamın pH değerine bağlı olarak Al(OH)^{2+} , $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$ ve Al(OH)_4^- gibi diğer iyonik türler sistemde mevcut olabilir. Örneğin, dimetrik ve polimerik Al^{3+} hidroksi komplekslerinin yapısı Şekil 5.3'de gösterilmiştir.



Şekil 5.3. Elektrokoagülasyonda Oluşacak Polimerik Al Türleri.

Monomerik alüminyum türleri: $[Al(OH)]^{2+}$, $[Al(OH)_2]^+$, $[Al_2(OH)_2]^{4+}$, $[Al(OH)_4]^-$,

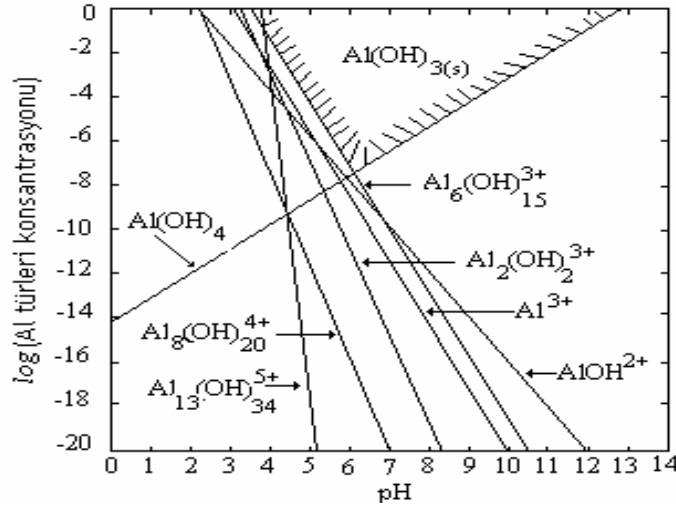
Polimerik alüminyum türleri: $[Al_6(OH)_{15}]^{3+}$, $[Al_7(OH)_{17}]^{4+}$, $[Al_8(OH)_{20}]^{4+}$, $[Al_{13}(OH)_{34}]^{5+}$, $[Al_{13}(OH)_{34}]^{5+}$

Monomerik. hidroksitlerin oluşumu 10^{-4} sn, dimerik hidroksitlerin oluşumu 1 sn, Al_{13} polimerik türlerin oluşumu dakikalar sonunda olmaktadır. $Al(OH)_3$ amorfün çökmesi 1 saniye veya yıllarca sürebilmektedir, $Al(OH)_3$ kristalin çökmesi aylar-yıllarca sürebilmektedir.

Elektrokoagülasyonda çok sık kullanılan çözünen alüminyum elektrotların sulu ortamda oluşturacağı alüminyum kompleksleri önemlidir. Sulu ortamda Al^{3+} 'nın oluşturduğu hidroksil kompleksleri ve bu komplekslerin oluşum sabitleri Çizelge 5.2 ve Şekil 5.4 'de verilmiştir. Tablo de gösterilen reaksiyonlardan da görüleceği gibi sudaki hidroksil iyonları elektrotlardan çözünmüş olan Al^{3+} iyonları ile birleşerek ortamın pH değerine göre komplekslerin oluşumuna yol açacaktır.

Çizelge 5.2 Sulu Ortamda Al^{3+} 'ün Oluşturduğu Hidroksi Kompleks Türleri
(I: O, 77,00°F) (Scott vd., 1995).

Reaksiyon	$\log K$
1. $Al^{3+} \rightleftharpoons Al(OH)^{2+} + H^+$	-5.02
2. $2Al^{3+} \rightleftharpoons Al_2(OH)_2^{4+} + 2H^+$	-6.27
3. $6Al^{3+} \rightleftharpoons Al_6(OH)_{15}^{3+} + 15H^+$	-47.00
4. $8Al^{3+} \rightleftharpoons Al_8(OH)_{20}^{4+} + 20H^+$	-68.70
5. $13Al^{3+} \rightleftharpoons Al_{13}(OH)_{34}^{5+} + 34H^+$	-97.39
6. $Al^{3+} \rightleftharpoons Al(OH)_4^- + 4H^+$	-23.57
7. $Al(OH)_{3(s)} \rightleftharpoons Al^{3+}_{(aq)} + 3OH^-_{(aq)}$	-32.34

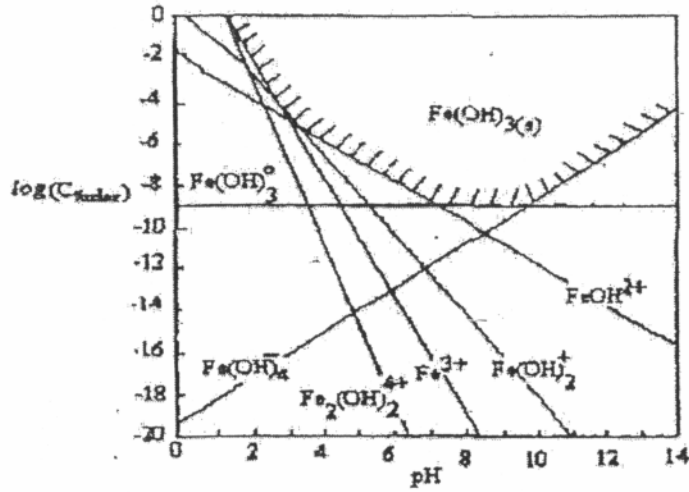


Şekil 5.4. Sulu Ortamda Alüminyum Kompleksleri ve pH ilişkisi (Benefield, 1982).

Elektrokoagülasyonda çok sık kullanılan çözünen demir elektrotların sulu ortamda oluşturacağı demir kompleksleri önemlidir. Sulu ortamda Fe^{3+} 'ün oluşturduğu hidroksil kompleksleri ve bu komplekslerin oluşum sabitleri Çizelge 5.3 ve Şekil 5.5' de verilmiştir. Tablo da gösterilen reaksiyonlardan da görüleceği gibi sudaki hidroksil iyonları elektrotlardan çözünmüş olan Fe^{3+} iyonları ile birleşerek ortamın pH değerlerine göre komplekslerin oluşumuna yol açacaktır.

Çizelge 5.3 Sulu Ortamda Fe^{3+} 'ün Oluşturduğu Hidroksi Kompleks Türleri (Benefield vd., 1982).

Reaksiyon	logK
$Fe^{3+} \Leftrightarrow Fe(OH)^{2+} + H^+$ (4.18)	-3.00
$Fe^{3+} \Leftrightarrow Fe(OH)_2^+ + 2H^+$ (4.19)	-6.40
$2Fe^{3+} \Leftrightarrow Fe(OH)_2^{4+} + 2H^+$ (4.20)	-3.10
$Fe^{3+} \Leftrightarrow Fe(OH)_3^0 + 3H^+$ (4.21)	-13.10
$Fe^{3+} \Leftrightarrow Fe(OH)_4^- + 4H^+$ (4.22)	-23.50
$Fe^{2+} \Leftrightarrow Fe(OH)^+ + H^+$ (4.23)	-8.30
$Fe^{2+} \Leftrightarrow Fe(OH)_2^0 + 2H^+$ (4.24)	-17.20
$Fe^{2+} \Leftrightarrow Fe(OH)_3^- + 3H^+$ (4.25)	-32.00
$Fe^{2+} \Leftrightarrow Fe(OH)_4^{2-} + 4H^+$ (4.26)	-46.40



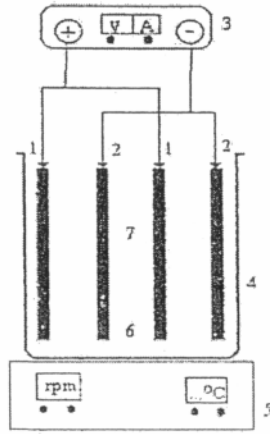
Şekil 5.5 Sulu Ortamda Demir Kompleksleri ve pH İlişkisi (Benefield vd., 1982).

5.2.2. Elektrokogülasyon Teknolojisi

En basit bir elektrokoagülasyon reaktörü, bir elektrolit içine daldırılmış bir anot ve bir katottan oluşmaktadır. Çözünen anot ve katot elektrotlar bir güç kaynağına bağlanır. Bu durumda anotta oksidasyon olacağından anot materyali elektrokimyasal olarak çözünecektir. Bu arada katot ise pasivasyona maruz kalacaktır. Fakat bu durum, atıksu arıtımı için uygun değildir; çünkü metal elektrotların yeterli miktarda çözünmesi için kullanılan elektrotların geniş yüzey alanına sahip olmaları gerekmektedir. Anot ve katot elektrotlar paralel veya seri bağlanmak suretiyle tek kutuplu (monopolar) elektrokimyasal reaktörler oluşturulabilir. Çift anot ve katottan ibaret paralel bağlı bir monopolar elektrokoagülasyon reaktörü Şekil 5.6' da görülmektedir.

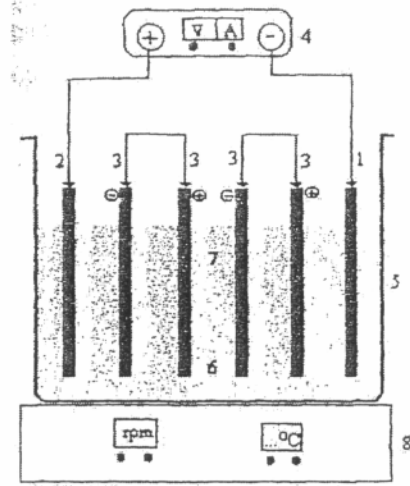
Şekilden de görülebileceği gibi iki adet paralel iletken metal plaka, paralel elektrotları oluşturmaktadır. Bu elektrotlar, bir güç kaynağına bağlanmaktadır. Bu güç kaynağı üzerinden elektrokoagülasyon reaktöründeki akım ve voltaj değeri ayarlanır ve dijital olarak okunmaktadır. Elektrokoagülasyon reaktörlerindeki iletken metal plakalar 'tükenen elektrotlar' olarak bilinmektedir. Anot elektrotların çözünmesi veya tükenmesi anotun çözünme potansiyeli düşmekte ve sonuçta katodun pasivizasyonu minimize olmaktadır. Çözünen anot tipleri Fe, Al gibi çeşitli metallerden yapılabilir.

Tek kutuplu (monopolar) elektrotların seri bağlanması ile Şekil 5.7' de gösterilen elektrokoagülasyon reaktörü ortaya çıkmaktadır. Şekilden de görülebileceği gibi her bir tükenen anot elektrot çiftleri birbirine bağlanmaktadır. Diğer taraftan ise monopolar anot ve katot elektrotlar bir güç kaynağına bağlıdır. İçteki çözünen anot elektrotların en dıştaki monopolar anot veya katot elektrotlar ile bir bağlantısı bulunmamaktadır.



1. paralel anot elektrotlar
2. paralel katot elektrotlar
- 3 Güç kaynağı
4. Elektroagülasyon reaktörü
5. Manyetik Karıştırıcı
6. Magnet
7. Atıksu

Şekil.5.6. Paralel Bağlı Monopolar Elektrokoagülasyon Reaktörü.



- 1- Monopolar katot elektrot
- 2- Monopolar anot elektrot
- 3- Çözünen anot elektrotlar
- 4- Güç Kaynağı
- 5- Elektrokoagülasyon Reaktörü
- 6- Magnet
- 7- Atıksu
- 8- Manyetik karıştırıcı

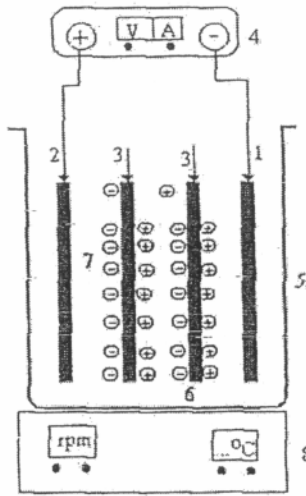
Şekil 5.7. Seri Bağlı Monopolar Elektrokoagülasyon Reaktörü.

Seri bağlı elektrokoagülasyonda ortama verilecek akımın geçmesi için daha yüksek bir potansiyel fark uygulamak gerekmektedir. Çünkü seri bağlı elektrokoagülasyon reaktörlerinde direnç daha yüksektir. Bu yüzden reaktör içinde her yerde akım aynı değerdedir.

Bir diğer elektrokoagülasyon reaktöründe ise elektrotlar paralel çift kutuplu (bipolar) olarak bağlanmaktadır (Şekil 5.8). Bir güç kaynağına bağlı monopolar anot ve katot elektrot arasına birbiri ile bağlantısı olmayan çözünen anot elektrotlar yerleştirilmiştir. Bu elektrokoagülasyon reaktör şekli, prosesin kullanım ve işletim

kolaylığı amacıyla düzenlenmiştir. Elektrokoagülasyon reaktöründeki sıvı çözeltiye elektrik akımı uygulandığında, ortadaki çözünen bağımsız anot elektrotların bir yüzü anot diğer yüzü katot gibi davranmaktadır.

Böylece elektrokimyasal arıtım esnasında elektrotların pozitif tarafında anodik, negatif tarafında ise katodik reaksiyonlar oluşacaktır. Çözünen elektrotların iyon oluşturduğu sistemde demir ve alüminyum gibi çözünen metal levhalar kullanılabilir. Ortama verilen bu iyonlar, yüklenmiş partikülleri nötralize ederek koagülasyon işleminin başlamasını sağlamaktadır. Elektrotlardan çözünen iyonlar; kimyasal reaksiyon ile çöktürme veya kolloidal maddelerle birleşip elektroflotasyonla reaktör yüzeyine çıkan floklar oluşmaktadır. Ayrıca, elektriksel alandan dolayı sudaki kolloidal partiküller, yağlar veya diğer bileşiklerin ayrılması da sağlanmaktadır. Elektrokoagülasyonda anot ve katot reaksiyonları ve ortamda oluşacak serbest radikal türleri, reaktör içindeki su ve bileşiklerin fiziksel ve kimyasal özelliklerini değiştirebilir. Tüm bu karmaşık elektrokoagülasyon işleminde kirleticiler atıksulardan uzaklaştırılarak arıtım yapılmış olunur.



- 1 - Monopolar katot elektrot
- 1- Monopolar anot elektrot
- 2- Çözünen anot elektrotlar
- 3- Güç Kaynağı
- 4- Elektrokoagülasyon Reaktörü
- 5- Magnet
- 6- Atıksu
- 7- Manyetik karıştırıcı

Şekil 5.8. Paralel Bağlı Bipolar Elektrokoagülasyon Reaktörü.

Elektrokoagülasyon reaktörlerinde doğru akım veya alternatif akım uygulanmaktadır. Doğru akım elektrokoagülasyon teknolojisinde, oksitlenmeden dolayı anot bozunmakta, diğer taraftan ise katotta su geçirmeyen bir oksit tabakası oluşmasıdır. Bu olay elektrokoagülasyonda verim kaybına sebep olmaktadır. Elektrokoagülasyon reaktöründe çözünen paralel plaka elektrotlar eklenerek doğru

akım kayıpları bir ölçüde küçültülür. Ancak bir çok elektrokoagülasyon işleminde alternatif akım tercih edilmektedir (Pulgarian vd., 1994, Mollah vd., 2001).

5.2.3. Elektrokoagülasyona Etki Eden Parametreler

Elektrokoagülasyon prosesi, ortamın kimyasal özelliğine ve iletkenliğine bağlıdır. Ayrıca pH, ortamdaki koloidal partiküllerin boyutu ve kimyasal türlerin konsantrasyonu gibi özellikler de elektrokoagülasyon prosesi üzerine etki eden diğer parametrelerdir. Elektrokoagülasyona etki eden parametreleri şöyle özetleyebiliriz (Scott vd., 1995):

- **Akım yoğunluğu ve Şarj Yüğü:** Elektrokoagülasyon sisteminde akım miktarı, elektrotlardan salınan Al^{3+} ve Fe^{2+} miktarını belirler. Alüminyum için elektrokimyasal eşdeğer kütle 335.6 mg/(Ah) tır. Demir için bu değer 1041 mg/(Ah) 'tır. Büyük akım, küçük elektrokoagülasyon birimi demektir. Fakat fazla büyük akım elektrik enerjisinin israf edilmesi demektir. Daha önemlisi; fazla akım yoğunluğu, akım verimindeki önemli azalma ile sonuçlanabilir. Devamlılık arzetmeyen uzun zaman periyodu için elektrokoagülasyon sistemlerinde akım yoğunluğunun $20\text{-}25 \text{ A/m}^2$ olacağı ileri sürülür. Akım yoğunluğu seçimi yüksek akım verimliliğini başarmak için pH, sıcaklık ve akış hızı gibi diğer işletme parametreleri ile yapılmalıdır. Akım verimi demir için yaklaşık %100 iken; alüminyum için %120–140 olabilir. Akım verimi hem akım yoğunluğuna hem de anyonların türüne bağlıdır.

Arıtılmış suyun kalitesi, üretilen iyonların miktarına (mg) veya şarj yüklemesine, akım ürününe ve zamana (Ah) bağlıdır. Eğer herhangi bir -bildirilmiş değer mevcut değilse; işletim akım yoğunluğu veya şarj yüklemesi deneysel olarak saptanabilir. Gerekli bir kritik şarj yüklemesi vardır. Şarj yüklemesi kritik değere ulaşır ulaşmaz daha fazla akım artışı, çıkış atıksuyu kalitesi önemli düzelme göstermez.

- **NaCl'nin Varlığı:** Çoğunlukla maden tuzu arıtılan su veya atıksuyun iletkenliğini artırmak için kullanılır. Klorür iyonlarının elektrik yükü taşımada iyonik katkısının yanı sıra HCO_3^- , SO_4^{2-} gibi diğer iyonların ters etkisini önemli bir şekilde azaltabileceği bulunmuştur. Karbonat veya sülfat iyonlarının varlığı elektrotların yüzeyi üzerinde izolasyon tabakasını oluşturan Ca^{2+} ve Mg^{2+} iyonlarının

çökmesine yol açacaktır. Bu izolasyon tabakası, elektrotlar arasındaki potansiyeli artıracak ve akım veriminde önemli bir azalışla sonuçlanacaktır. Bu nedenle mevcut anyonlar içinde elektrokoagülasyonun normal çalışmasını sağlayacak %20 Cl^- olması tavsiye edilir. Aynı zamanda NaCl ilavesi iletkenliği artırarak elektrik sarfiyatında azalmaya yol açacaktır. Dahası elektrokimyasal olarak üretilen klorun su dezenfeksiyonunda etkili olduğu bilinmektedir.

- **pH Etkisi:** Elektrokoagülasyon üzerine su veya atıksu pH'nın etkileri hem akım verimi hem de metal hidroksitlerin çözünürlüğü ile yansır. Çoğunlukla; alüminyum akım verimleri ya asidik ya da alkali şartlarda nötral durumdan daha yüksek olduğu bilinmektedir. Arıtma verimi, nötr pH'a yakın değerlerde bulunan kirlilik giderimi ile kirlletici tabiatına bağlıdır. Fakat güç sarfiyatı, iletkenliğin değişiminden dolayı nötr pH'ta daha yüksektir. İletkenlik yüksek olduğunda pH etkisi önemli değildir.

Litereatürde alüminyum elektrotlar kullanarak kirleticilerin giderim verimlerinin en iyi nötr pH'a yakın olduğu bildirilmektedir. Tekstil baskı ve boyama atıksuyu antımında demir elektrot kullanıldığında alkali giriş atıksuyu hem daha iyi renk hem de KOİ giderimleri verdiği bulundu (Pulgarin vd., 1994).

- ***Sıcaklık:*** Literatür, alüminyum akım veriminin yaklaşık 60 °C'e kadar sıcaklıkla arttığını göstermektedir. Sıcaklıkta daha fazla artış elektrokogülasyonda bir düşüşle sonuçlanır. Sıcaklıkla elektrokoagülasyon artışı, elektrot yüzeyinde alüminyumoksit filminin yok edilmesinin artan etkinliğine bağlanmaktadır. Sıcaklık fazla yüksek olduğunda $\text{Al}(\text{OH})_3$ jelinin büyük porları azalacaktır.

- ***Güç Kaynağı:*** Elektrokimyasal reaktöre akım nüfuz ettiğinde; denge potansiyel farkının, anot aşın potansiyelinin, katot aşın potansiyelinin ve çözeltinin ohm potansiyel-düşüşünün üstesinden gelinmelidir. Katot aşın potansiyeli prensip olarak aktivasyon aşın potansiyelinden ve konsantrasyon aşırı potansiyelinden oluşurken anot aşın potansiyeli hem aktivasyon aşırı potansiyeli ve konsantrasyon aşırı potansiyelini hem de anot yüzeyinde pasif filminden meydana gelen olası pasif aşın potansiyelini de kapsar. Pasif aşın potansiyelinin son derece elektrot yüzey

durumuna bağılı olduğuna dikkat edilmelidir. Yeni pasifleşmemiş elektrotlar için pasif aşın potansiyel ihmal edilebilir.

Çoğunlukla doğru akım (DC) güç kaynağı kullanılmaktadır. Elektrot yüzey oksidasyonu veya pasivasyonunu mümkün olduğu kadar azaltmak için güç kaynağının yönü belirli zaman aralığında değiştirilir.

5.2.4. Elektrokogülasyonun Atık Sulara Uygulanması

Literatürde özellikle son zamanlarda elektrokoagülasyon üzerine birçok çalışma yapılmasına karşın çoğunlukla endüstriyel atık su arıtımı üzerinde bir yoğunlaşma mevcuttur. Eysel atıksuyun elektrokoagülasyonla antılabirliği üzerine yapılmış olan çalışmalar kısıtlı sayıda olup bu konu hakkında yeterince çözüm önerisi vermemektedir. Evsek atıksuya her ne kadar elektrokoagülasyon çok fazla uygulanmasa da diğer atıksu tiplerinde yapılmış olan bazı çalışmalar mevcuttur.

(Mollah vd., 2001), elektrokoagülasyonu başarmak üzere eş zamanlı olarak Fe ve Al anotlar kullanmıştır. Uygulanan düşük voltajlarda Fe anotlar ile daha iyi bir KOİ giderim verimi elde edilmiştir.

Literatüre bakıldığında yüksek KOİ içeriğine sahip bir atıksu %10 seyreltikten sonra 30 dakikalık bir arıtım neticesinde pH:6.2, akım yoğunluğu: 20mA/cm² alüminyum anot ile %52, demir anot ile ise de %42'lik bir KOİ giderimi elde edilebilmiştir (Koby vd., 2006).

Bu sonuçlar, evsel atıksuyun arıtımında elektrokoagülasyon yönteminin uygulanabileceğini ve alüminyum elektrotların evsel atıksuyun arıtımı için genel itibariyle daha verimli sonuçlar verdiğinin göstermektedir.

Bir diğer çalışmada (İnan vd., 2004) ise bir battaniye fabrikası atıksuyundan organik kirliliğin giderimi ve renk giderimi açısından çeşitli işletme şartlarının etkisi belirlenmeye çalışılmıştır. İletkenliği yeterli olmadığı için NaCl ilave edilen bu çalışmada sonuç olarak 5 dakikalık bir arıtım süresinde 60-80A/m akım

yoğunluğunda %75'lik bir KOİ giderimi ve %99'luk bir renk giderimi sağlanabilmektedir.

Yapılan çalışmalarda farklı formlarda fosfatların elektrokoagülasyonla giderilebildiği belirlenmiştir. Konu ile ilgili yapılan bir çalışmaya göre başlangıç pH değerine bağlı olarak değişiklik göstermesine rağmen %80'lik bir fosfat giderimi söz konusu olmuştur (Daneshvar vd., 2006).

EC prosesinin daha iyi anlaşılması amacıyla voltaj ve diğer parametreler arasındaki ilişki araştırılmıştır (Chen et al., 2002). Model sabitleri tesbit edilmiştir. Teorik ve deneysel sonuçlar; su pH'sı ve akış hızının geniş bir ölçekte EC voltajı üzerine çok az etkisinin olduğu belirtilmiştir. Diğer taraftan elektrotlar arası mesafe, iletkenlik, akım yoğunluğu ve elektrot yüzeyinin durumuna birinci derecede bağlı olduğu sonucuna bağlıdır.

EC ile fosfat gideriminin çok etkil olduğu bulunmuştur (Dobolyi, 1978). Alüminyum koagülasyonu ile fosfat gideriminden daha etkili bir giderim elde edilmiş olup bunun sebebinin EC ile oluşan komplekslerin daha etkili fosfat giderimi sağladığı ifade edilmiştir.

EC sistemleri üzerine alınan ilk patent çalışmasında, anot ve katot geometrileri (plakalar, çubuk, tüp, elek, bilye ve akışkan yatak küre şeklinde) göz önüne alınmıştır (Dietrich, 1906).

Bir çalışmada kırsal bölgelerdeki sulardan patojen mikroorganizmaların ve içme sularından ağır metallerin giderimi, gıda sanayi yıkama sularından kirleticilerin bertarafında uygulama potansiyelinden söz edilmiştir. Powel Su Sistemleri Şirketi tarafından EC ile kirleticilerin giderme hızlarının artmasında önemli bir adım atılmış, işletme ve ilk yatırım maliyetlerinin çok düşük olduğu ifade edilmiştir (PWS: Powel Water System, 2003). Elektrik maliyeti, elektrotları değiştirme maliyeti, pompa bakım-onarımı ve işçilik maliyetinin bazı atıksuların arıtımı için 1\$/galon'un altında olduğunu şirket belirtmiştir.

6. MATERİYAL VE METODLAR

6.1. Materyal

Günde ortalama 85000-100000m³ atıksu debisine sahip olan Paşaköy Atıksu Arıtma Tesisi'ne giren hamsuyun ve çıkan arıtılmış suyun KOI, toplam fosfat, renk, AKM(Askıda Katı Madde) ve pH değerleri Çizelge6.1'de verilmiştir. Çalışmalarda bu evsel atıksuyu numuneleri kullanılmıştır.

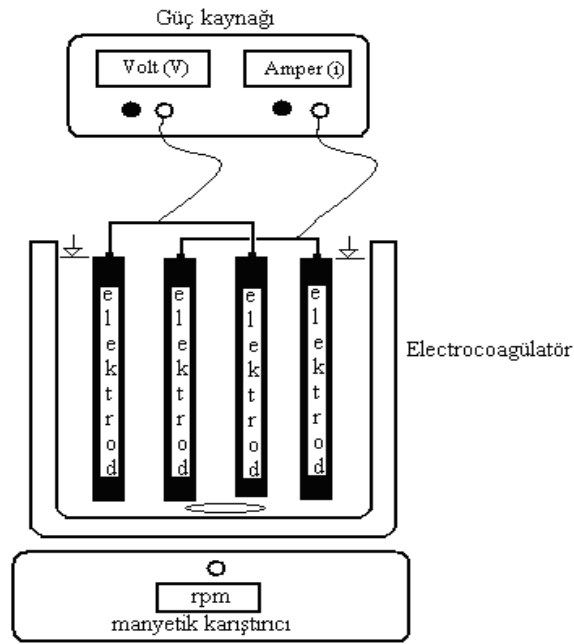
Çizelge 6.1.Paşaköy Atıksu Arıtma Tesisi Biyolojik Arıtma Sonrası ve Öncesi (çıkış-giriş) Atıksuyunun Özellikleri.

	KOI (mg/L)		T-P (mg/L)		Renk		AKM (mg/L)		pH	
	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
Set 1	308	34	4.6	2.6	0.4	0.2	402	22	7.25	7.33
Set 2	364	55	4.2	2.9	1.3	0.4	216	24	7.34	7.44
Set 3	470	36	8.6	4.4	1.3	0.3	264	15	7.5	7.27
Set 4	196	24	5.1	4	1.1	0.3	99	2	7.56	6.80
Set 5	200	36	5.2	3.9	0.3	0.2	100	3	7.4	6.90
Set 6	215	21	5.2	5.6	1.0	0.4	113	2	7.63	6.93

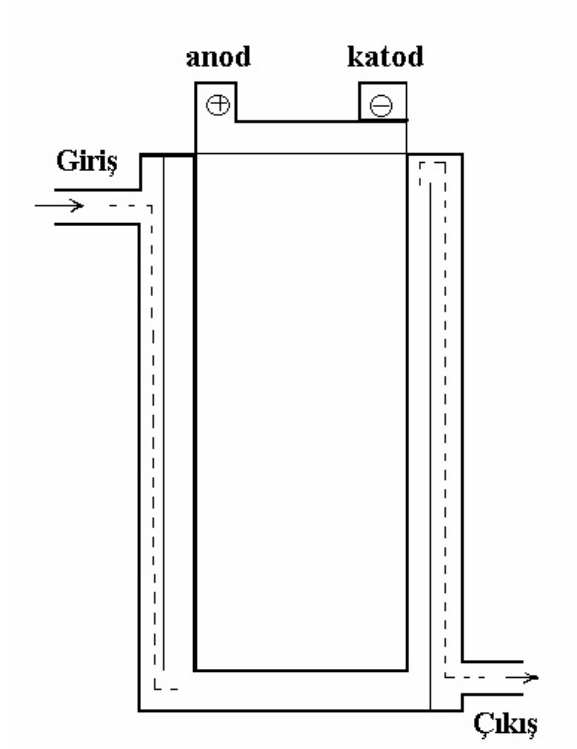
6.2. EC Deneyi Düzenegi ve EC Deneyleri

Bu çalışmalarda Şekil 6.1 ve 6.2'de verilen elektrokoagülasyon (EK) ünitesi kullanılmıştır. Akım ve voltaj kontrollü dijital bir güç kaynağı (NETES DC POWER SUPPLY 3306 D) ile sağlanmıştır. Karıştırma manyetik bir karıştırıcı ile sağlanmıştır (RCT Basic). Çalışmalar süresince monopolar paralel bağlı elektrolitik hücreler

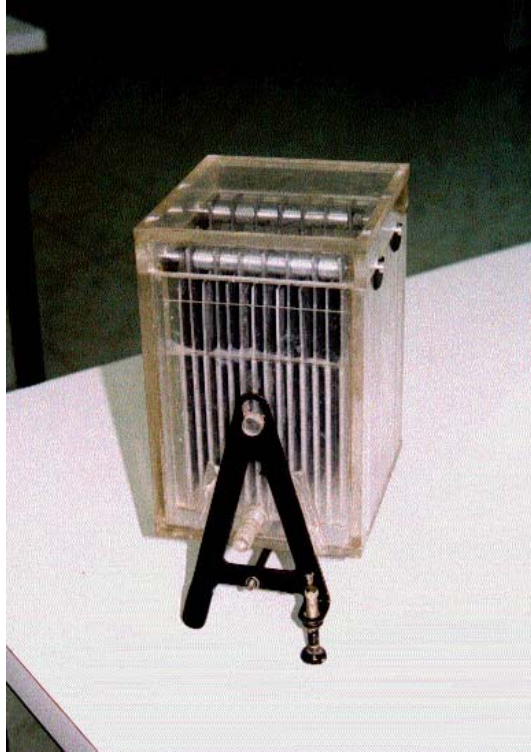
kullanılmış olup uygulamalar kesikli olarak tatbik edilmiştir. Reaktörde her bir deneyde 900 ml su kullanılmıştır. Reaktörde monopolar bağlı şekilde 2 adet elektrot kullanılmıştır. Elektrotlar tamamen elektrolite batırılmış durumdadır. Elektrot materyali olarak 67.55 cm^2 aktif yüzey alanına sahip alüminyum plakalar ile 62.9 cm^2 aktif yüzey alanına sahip demir plakalar kullanılmıştır.



Şekil 6.1. Elektrokoagülasyon Deney Düzeneği Şematik Görünüşü.



Şekil 6.2 Tekli Plakalar İçin Deneysel Çalışma Düzenekinin Kurgusal Gösterimi.



Şekil 6.3. Tekli plakalar ile yapılan çalışmalarda kullanılan basit elektrolitik reaktörü.

Çizelge 6.2 Çalışmada Kullanılan Elektrot Tipleri.

Elektrot Tipi	Boyutlar(cm)	Etkin yüzey alanı (cm²)
Aluminyum (Tekli Plaka)	13.5 x3	67.55
Demir (Tekli Plaka)	13.5 x3	62.9

6.3. Deneysel İşlem

Bütün deneyler oda sıcaklığında gerçekleştirilmiştir. EC için her bir deneyde elektrotlar, elektrokoagülasyon reaktörüne yerleştirildikten sonra hücreye 900ml atıksu konulmuştur. Güç kaynağı üzerinde istenen akım ve voltaj ayarlaması yapıldıktan sonra elektrokoagülasyon işlemine başlanmıştır.

Çökeltme tamamlandıktan sonra elektrokimyasal olarak arıtılmış üst sıvı faz, kaba filtre kâğıtlarıyla filtre edildi ve kirlilik parametreleri (KOI, Toplam P ve renk) ölçülmüştür. KOI değerleri, kapalı reflüks titrimetrik yöntemle, Toplam P ve renk fotometrik yöntemle fotometrede ölçülmüştür.

Her bir sette farklı çalışma zamanlarında denemeler yapılmıştır. Daha önce yapılan çalışmalar da göz önüne alınarak optimum olarak gerçekleşme süresini bulmak için farklı süreler kullanılarak (15, 30, 45 dakika) yapılmıştır. Çalışmalarda tesiste bulunan membran ünitesi ve tesisin giriş ve çıkış atıksuyu numuneleri demir ve aluminyum elektrotlar ile elektrokoagülasyon işlemine tabi tutulmuştur. Her bir çalışma süresi sonunda elektrik akımı kesilmiş ve uygun miktarda numune alınmıştır.

Demir elektrot kullanılan elektrokoagülasyon sisteminde derişik NaOH çözeltisi ile pH=9 değerine getirilmiştir. Aluminyum elektrot kullanılan sistemde bu işlem yapılmaksızın çökelmenin oluşması gözlenmiştir.

1 Amper akım şiddeti kullanılan deneylerde akım şiddetini ayarlamak maksadıyla reaktöre 3g/L tuz atılmıştır. Yapılan çalışmalarda seyreltme uygulanmamıştır.

6.4.Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Çözeltiler ve Cihazlar

Potasyum Hidroksit Çözeltisi: KOH pelletleri kullanılarak 0,5 N KOH çözeltisi hazırlanmış ve pH ayarlamalarında kullanılmıştır (Baker).

Nitrik Asit Çözeltisi: HNO₃ kullanılarak 0,5 N HNO₃ çözeltisi hazırlanmış ve pH ayarlamalarında kullanılmıştır (Merck, %65).

Vanadate-Molybdate Regant: Fosfatın fotometrik tayini için vanadate-molbdate reaktifi kullanılmıştır. Regantın hazırlanışı aşağıdaki gibidir:

Çözelti A: 25 g amonyum molibdate [(NH₄)₆.Mo₇O₂₄.4H₂O] 300 mL saf suda çözülür.

Çözelti B: 1,25 g amonyum metavanadate 300 mL kaynamış saf suda çözülür. Soğutulur ve 330 mL HCl konsantrasyonu eklenir.

Çözelti B oda sıcaklığına geldikten sonra Çözelti A eklenir, karıştırılır ve 1L ye saf su ile tamamlanır.

Fosfat analizi: Fosfatın fotometrik tayini “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA, AWWA, WEF 19th Edition 1995*” ’daki standart metoda uygun olarak yapılmıştır (Eaton *et al*, 1995)

Prosedür: 35 mL veya daha az numune (0,05-1,0 mg P içeren) 50 mL lik balon jojeye alınır. 10 mL Vanadate-molybdate reagent eklenir ve saf su ile 50 mL

ye tamamlanır. 10 dakika veya daha fazla süre beklenildikten sonra fotometrede (Merck SQ 118) 232 metod numarası ile 446 nm dalga boyunda okunur.

KOI Analizi: KOI'nin analizi “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA, AWWA, WEF 19th Edition 1995*” ’daki standart metoda uygun olarak yapılmıştır (Eaton *et al*, 1995). KOI için kapalı reflüks titrasyon metodu kullanılmıştır.

Standart Potasyum Dikromat parçalama (digestion) çözeltisi, 0,01667 M: Bir miktar $K_2Cr_2O_7$ 150°C’de 2 saat kurutulur, bundan 4,903 gr alınarak 500 mL distile suya ilave edilir. Daha sonra 167 mL konsantre H_2SO_4 ’e 33,3 gr $HgSO_4$ ilave edilir. Oda sıcaklığında soğutulur ve 1000mL’ye seyreltilir.

Sülfürik Asit reaktifi: Konsantre sülfürik asitin her 1 kilogramına kristal ya da toz gümüş sülfattan (Ag_2SO_4) 5,5 gr ilave edilir. Ag_2SO_4 ’ün çözünmesi için 1–2 gün beklenir, karıştırılır.

Ferroun İndikatörü çözeltisi: 1,485 gr 1.10 – phenanthroline monohidrat ve 695 mg $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ distile suda çözülür ve 100 mL’ye tamamlanır.

Standart FAS(demir amonyum sülfat) titrantı, yaklaşık 0,025 M: 9,8 gr $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ distile suda çözülür. 5 mL konsantre H_2SO_4 ilave edilir, soğutulur ve 1000mL’ye seyreltilir. Hazırlanan bu çözelti, $K_2Cr_2O_7$ standardına karşı günlük olarak aşağıdaki şekilde standardize edilir.

$$\text{FAS çözeltisinin molaritesi} = \frac{\text{Titre edilen 0,01667M } K_2Cr_2O_7 \text{’nin hacmi, mL} \times 0,025 \text{ Titrasyonda}$$

$$\text{harcanan FAS’ın hacmi, mL}$$

Potasyum Hidrojen Fitalat Standardı (KHP), $HOOC_6H_4COOK$: Hafifçe ezilir ve sonra sabit ağırlık elde etmek için 110°C’de kurutulur. Distile suda 625 mg çözülür ve 1000 mL’ye seyreltilir.

KHP 1,176 mg O_2 /mg teorik KOI’ye sahiptir ve bu çözelti buzdolabında kararlıdır.

Prosedür: Numune tüpe konur, üzerine $K_2Cr_2O_7$ çözeltisi ilave edilir. Sülfürik asit reaktifi tüpe konur. Tüpler sıkıca kapatılır, karıştırılır $150^{\circ}C$ 'de 2saat termoreaktöre konur. Alınan numuneler oda sıcaklığına soğutulur. Cam beherlere konan çözelti 0,1 mL Ferroin indikatörü ilave edilerek 0,1M FAS ile titre edilirken karıştırılır. Son nokta mavi-yeşilden soğan kabuğu rengine döndüğü zamandır.

Cihaz ve Malzemeler

Parçalama (digestion) kapları; 16x100mm, 20 x150mm'lik TFE çizgili döndürmeli kapaklı borosilikat cam tüpler tercih edilir.

Termoreaktör; $150\pm 2^{\circ}C$

pH metre (HACH ONE LABORATORY pH/ ISE METER)

Doğru Akım Güç Ünitesi (NETES DC POWER SUPPLY 3306 D)

Karıştırıcı; RCT Basic . EC esnasında kullanılmıştır.

Fotometre cihazı; MERCK SQ118, renk ölçümü için kullanılmıştır.

Kaba filtre kâğıdı deney sonucu oluşan numunenin filtre edilmesi için kullanılmıştır.

1000mL cam erlen

Numune Alma Cihazı

İSCO Marka 3700C

Kompakt Model taşınabilir numune alma cihazı

2 saatte bir olmak üzere 24 saatlik numune alma programı

Numuneler günde bir defa numune alma cihazından her 2 saatlik numune karıştırılarak kompozit numuneler elde edilmiştir.

6.5. Hesaplamalar ve Kullanılan Eşitlikler

Akım Yoğunluğu: Akım yoğunluğu aşağıdaki eşitlikle hesaplanmıştır.

$$J = \frac{I}{A} \quad (6.1)$$

Burada; J: Akım yoğunluğu, mA/cm², I: Akım şiddeti, mAmpere, A: Aktif anot yüzey alanı, cm² ‘dir.

Akım Verimi: Anotta çökecek maddenin mol miktarı elektrolizin faraday kanunuyla hesaplanır ve m ile gösterilir.

$$m = \frac{I \cdot t}{n \cdot F} \quad (6.2)$$

Burada; I: Akım şiddeti, Amper, t: Zaman, sn. n: İyon yükü (alüminyum için 3+) ,F: Faraday sabiti (96485 C mol⁻¹) olarak tanımlanır.

Buradan anot elektrottaki teorik çözünme miktarı, M_{ATe} (g) hesaplanır

$$M_{ATe} = m \cdot (MA) \quad (6.3)$$

MA: Molekül ağırlığı (alüminyum için 26.982 g) ‘dır.

$$E = \frac{M_A}{M_{ATe}} \quad (6.4)$$

Bu eşitlikte; E: Akım verimi, M_A: Pratikte anot elektrottaki çözünme miktarı (g) ‘dır.

Toplam çözünen alüminyum miktarı (M_T): Toplam çözünen Al miktarı aşağıdaki şekilde hesaplanmıştır:

$$M_T = M_A + M_K \quad (6.5)$$

Bu eşitlikte; M_K: pratikte katot elektrottaki çözünme miktarı (g) ‘dır.

Enerji Tüketimi: Harcanan elektrik enerjisini Watt saat (Wh) cinsinden hesaplırsak,

$$E = V \cdot I \cdot t \quad (6.6)$$

Burada; E : Elektrik enerjisi (Wh) , V : volt, I : akım şiddeti (A), t . zaman (saat) 'dir.

Faraday/ m^3 : Faradayaşğıdaki eşitlik ile hesaplanır.

$$(\text{Faraday} / m^3) = \frac{I \cdot t}{F \cdot v} \quad (6.7)$$

Burada, I : akım şiddeti, Amper, t : Zaman, sn., v : Elektrolit hacmi, m^3

Arıtma Veriminin Hesaplanması: Arıtma veriminin hesaplanmasında 6.8 no'lu eşitlik kullanılmıştır.

$$\eta(\%) = \left(\frac{C_0 - C_e}{C_0} \right) \times 100 \quad (6.8)$$

Burada, C_0 : başlangıç kirletici madde konsantrasyonu(mg/L), C_e : Arıtım sonrası kirletici madde konsantrasyonu(mg/L)'tir.

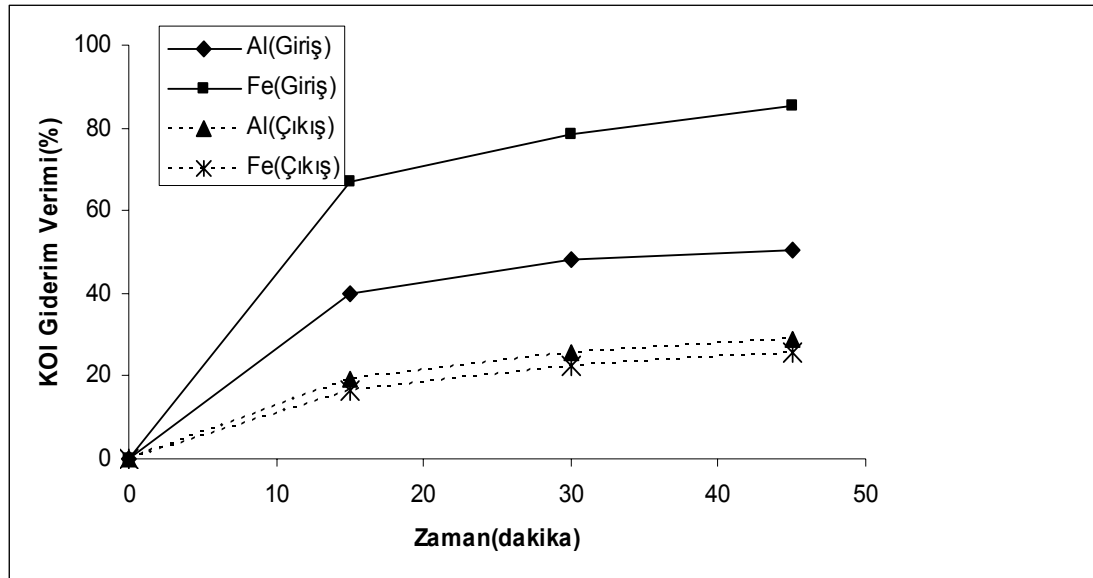
Bu çalışmada grafiklerin çiziminde Excel programları kullanılmıştır.

7. TARTIŞMA ve SONUÇ

Bu çalışmada, evsel atıksuyunun biyolojik olarak arıtıma tabi tutulmuş çıkış suyu ve giriş ham atıksuyuna elektrokoagülasyon arıtım teknolojisi uygulanarak fosfat, KOI ve renk giderimleri araştırılmış, teknik değerlendirmesi yapılmıştır.

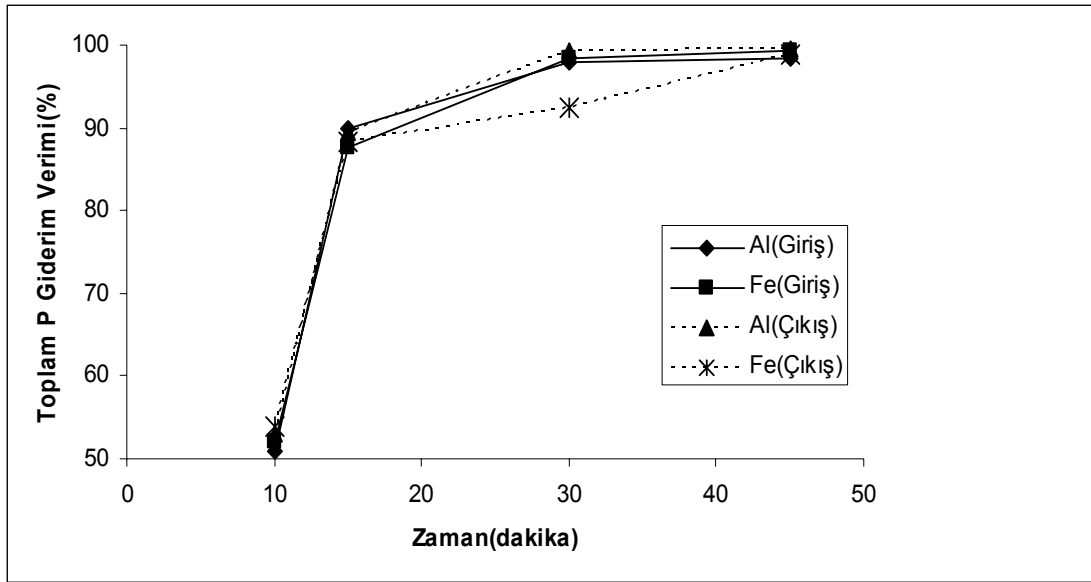
Çalışmanın ilk kısmında, tesisin giriş ve çıkış suları ikinci kısmında tesiste bulunan membran sisteminin giriş çıkış sularının elektrokoagülasyonla arıtılabilirliği araştırılmıştır. Bu amaçla monopolar paralel bağlı sistemde alüminyum ve demir elektrotlar kullanılarak fosfat, KOI ve renk giderimi üzerine zaman, akım yoğunluğu ve elektrot materyalinin etkisi incelenmiştir. Ayrıca elektrot ve enerji tüketim değerleri de hesaplanmış ve EC ile evsel atıksularının optimum arıtım maliyeti de hesaplanmıştır. Yürütülen çalışmalarda optimum akım yoğunlukları, zaman ve elektrot materyali tesbit edilmiştir.

7.1.Elektrokoagülasyon (EK) 1. Çalışma Seti Sonuçları



Şekil 7.1. EK Yöntemiyle Tesis Giriş ve Çıkış Suyu KOI Giderimi (31,7 V, 1 A).

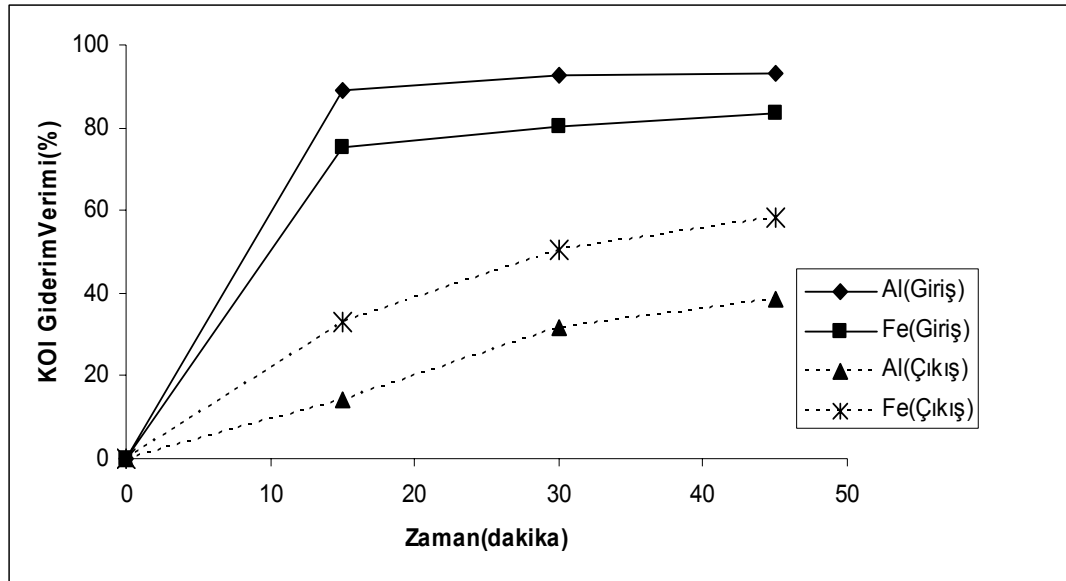
KOI içeriği 308mg/L ile 34mg/L olan giriş ve çıkış tesis atıksuyu numunesi elektrolitik hücrelerde monopolar paralel bağlı demir ve alüminyum elektrotlar ile 7.95 mA/cm^2 ile 7.40 mA/cm^2 akım yoğunluğunda elektrokoagülasyon işlemine tabi tutulmuştur. Grafiğin 15. ve 30. dakikalar arasında doygunluk değerine ulaştığı görülmektedir. Grafik incelendiğinde demir elektrot kullanılarak yapılan deneyin KOI giderim yüzdesi alüminyum elektrot kullanılan sisteme göre daha fazladır. Giriş suyundaki giderim yüzdesi, çıkış suyu ile karşılaştırıldığında daha yüksek olduğu bulunmuştur. Elektrokoagülasyon 1. çalışma seti tesis girişi ve çıkışı KOI giderimi Şekil 7.1’de verilmektedir.



Şekil 7.2. EK Yöntemiyle Tesis Giriş ve Çıkış Suyu Fosfat Giderimi(31,7 V, 1 A).

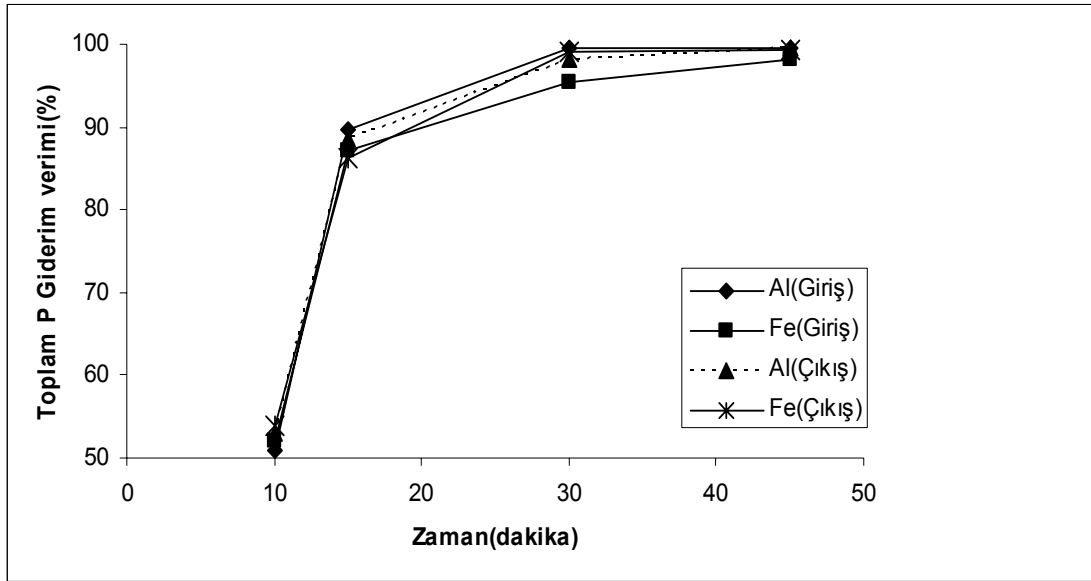
T-P içeriği 4.6mg/L ile 2.6mg/L olan giriş ve çıkış tesis atıksuyu numunesi elektrolitik hücrelerde monopolar paralel bağlı demir ve alüminyum elektrotlar ile 7.95 mA/cm^2 ile 7.40 mA/cm^2 akım yoğunluğunda elektrokoagülasyon işlemine tabi tutulmuştur. Grafiklerin 15. ve 30. dakikalar arasında doygunluk değerine ulaştığı görülmektedir. Tüm şartlarda fosfat giderim verimleri birbirlerine yakındır ve %95’in üzerinde giderim belirlenmiştir. İlk 15 dakikada %80’in üzerinde giderim gerçekleşmiştir. Elektrokoagülasyon 1. çalışma seti tesis girişi ve çıkışı T-P giderimi Şekil 7.2’de verilmektedir.

7.2.Elektrokoagülasyon (EK) 2. Çalışma Seti Sonuçları



Şekil 7.3. EK Yöntemiyle Tesis Giriş ve Çıkış Suyu KOI Giderimi (31.7 V, 1 A).

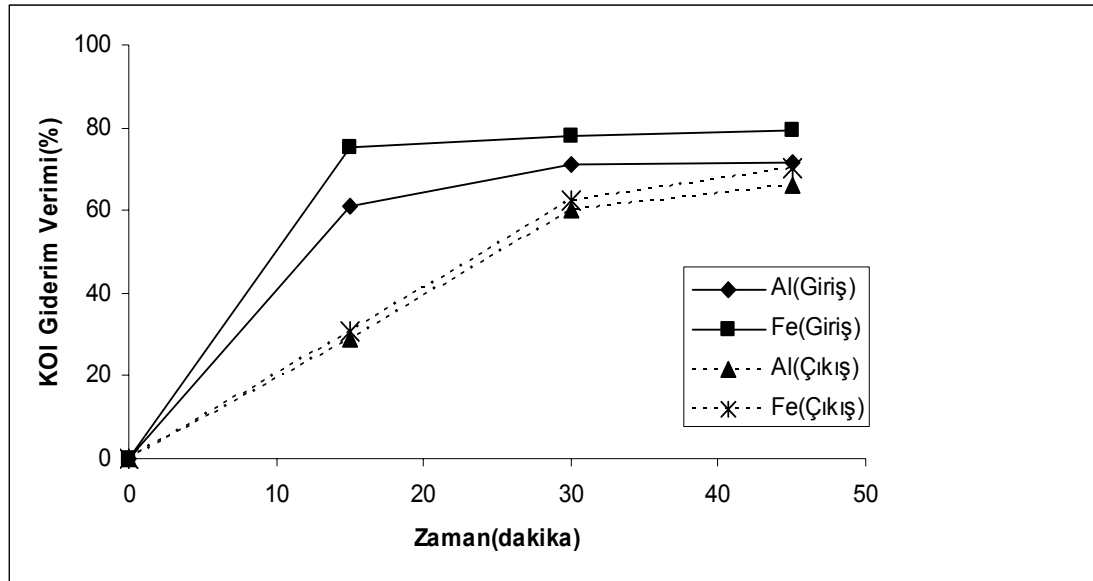
KOI içeriği 364mg/L ile 55mg/L olan giriş ve çıkış tesis atıksuyu numunesi elektrolitik hücrelerde monopolar paralel bağlı demir ve alüminyum elektrotlar ile 7.95 mA/cm^2 ile 7.40 mA/cm^2 akım yoğunluğunda elektrokoagülasyon işlemine tabi tutulmuştur. KOI giderimi giriş suyu çalışmalarında çıkış suyu ile karşılaştırıldığında daha yüksektir. Alüminyum elektrot kullanılan çalışmaların giderim verimi demir elektrota göre daha yüksektir. Elektrokoagülasyon 2. çalışma seti tesis girişi ve çıkışı KOI giderimi Şekil 7.3'te verilmektedir.



Şekil 7.4. EK Yöntemiyle Tesis Giriş ve Çıkış Suyu Fosfat Giderimi(31,7 V, 1 A).

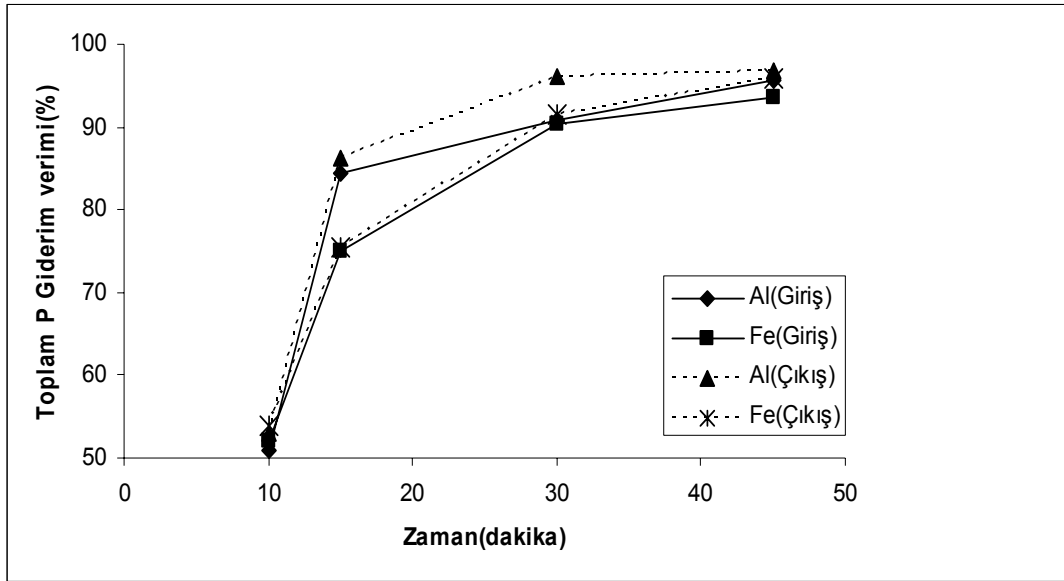
T-P içeriği 4.2mg/L ile 2.9mg/L olan giriş ve çıkış tesis atıksuyu numunesi elektrolitik hücrelerde monopolar paralel bağlı demir ve alüminyum elektrotlar ile 7.95 mA/cm^2 ile 7.40 mA/cm^2 akım yoğunluğunda elektrokoagülasyon işlemine tabi tutulmuştur. Grafiklerin 15. ve 30. dakikalar arasında doygunluk değerine ulaştığı görülmektedir. Fosfat giderim verimleri birbirlerine yakındır ve %100'e ulaşan giderim belirlenmiştir. İlk 15 dakikada %80'in üzerinde giderim gerçekleşmiştir. Elektrokoagülasyon 2. çalışma seti tesis girişi ve çıkışı T-P giderimi Şekil 7.4'de verilmektedir.

7.3.Elektrokoagülasyon (EK) 3. Çalışma Seti Sonuçları



Şekil 7.5. EK Yöntemiyle Tesis Giriş ve Çıkış Suyu KOI Giderimi(31.7V, 0.5A).

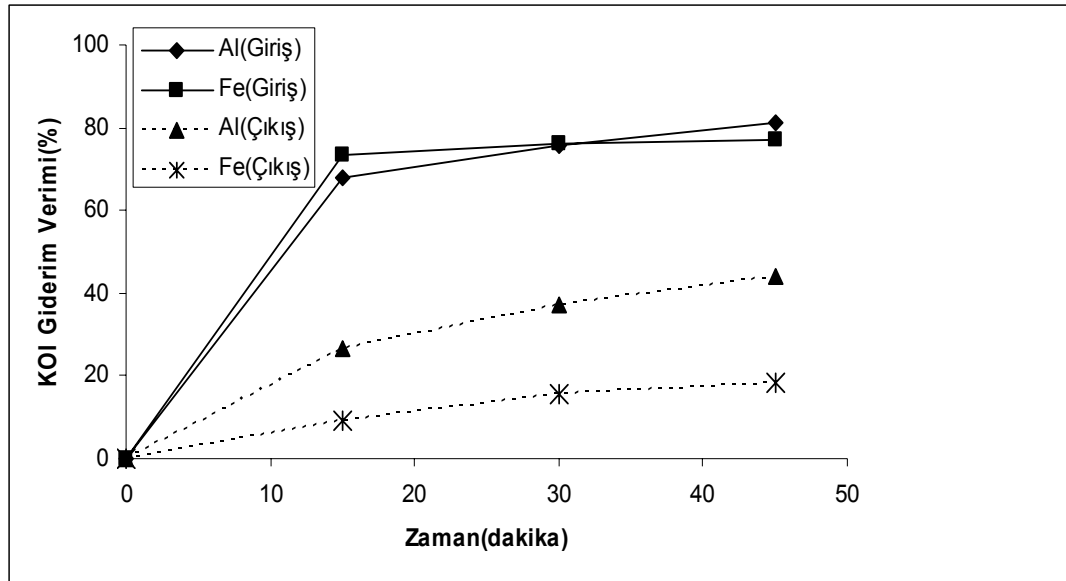
KOI içeriği 470mg/L ile 36mg/L olan giriş ve çıkış tesis atıksuyu numunesi elektrolitik hücrelerde monopolar paralel bağlı demir ve alüminyum elektrotlar ile 3.74 mA/cm^2 ile 3.7 mA/cm^2 akım yoğunluğunda elektrokoagülasyon işlemine tabi tutulmuştur. KOI giderim verimleri giriş suyu ile yapılan çalışmalarda daha yüksek olup demir elektrot ile daha verimli çalışılmıştır. Elektrokoagülasyon 3. çalışma seti tesis girişi ve çıkışı KOI giderimi Şekil 7.5’de verilmektedir.



Şekil 7.6. EK Yöntemiyle Tesis Giriş ve Çıkış Suyu Fosfat Giderimi(31.7V, 0.5A).

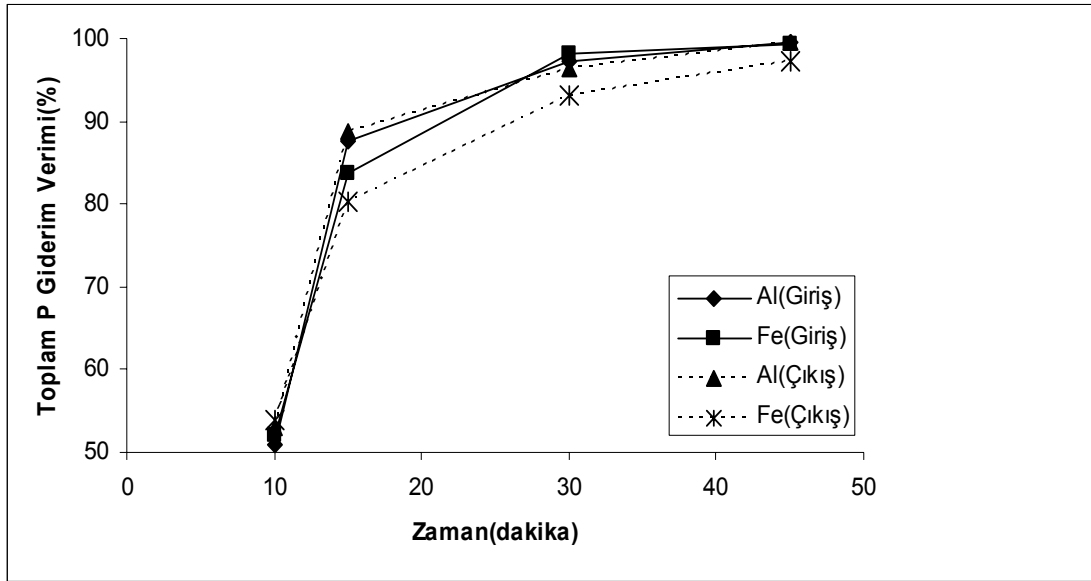
T-P içeriği 8.6mg/L ile 4.4mg/L olan giriş ve çıkış tesis atıksuyu numunesi elektrolitik hücrelerde monopolar paralel bağlı demir ve alüminyum elektrotlar ile 3.74 mA/cm^2 ile 3.7 mA/cm^2 akım yoğunluğunda elektrokoagülasyon işlemine tabi tutulmuştur. Grafiklerin 15. ve 30. dakikalar arasında doygunluk değerine ulaştığı görülmektedir. Fosfat giderim verimleri birbirine yakındır ve %100'e yakın bir giderim belirlenmiştir. İlk 15 dakikada tüm durumlarda %70'in üzerinde giderim gerçekleşmiştir. İlk 15 dakikada %80'in üzerinde giderim gerçekleşmiştir. Elektrokoagülasyon 3. çalışma seti tesis girişi ve çıkışı T-P giderimi Şekil 7.6'da verilmektedir.

7.4. Elektrokoagülasyon (EK) 4. Çalışma Seti Sonuçları



Şekil 7.7. EK Yöntemiyle Membran Giriş ve Çıkış Suyu KOI Giderimi(31.7V, 1A).

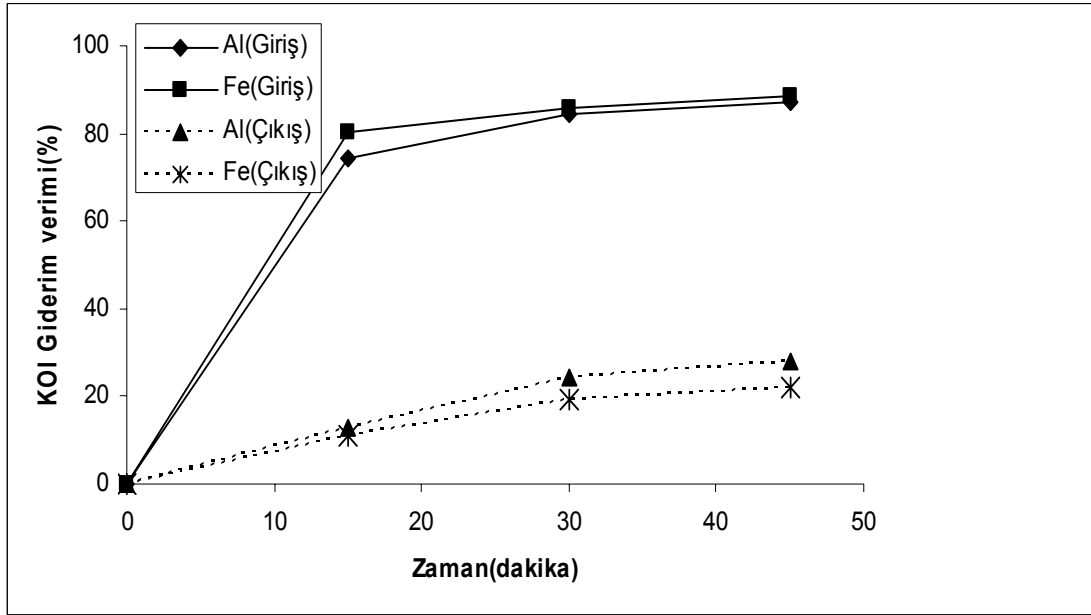
KOI içeriği 196mg/L ile 24mg/L olan giriş ve çıkış membran atıksuyu numunesi elektrolitik hücrelerde monopolar paralel bağlı demir ve alüminyum elektrotlar ile 7.95 mA/cm^2 ile 7.40 mA/cm^2 akım yoğunluğunda elektrokoagülasyon işlemine tabi tutulmuştur. KOI giderim verimleri giriş suyu ile yapılan çalışmalarda çıkış suyuna göre daha yüksektir. Alüminyum elektrot kullanılan çalışmalarda demir elektrotta göre daha yüksek verimle giderim elde edilmiştir. Elektrokoagülasyon 4. çalışma seti membran girişi ve çıkışı KOI giderimi Şekil 7.7’de verilmektedir.



Şekil 7.8. EK Yöntemiyle Membran Giriş ve Çıkış Suyu Fosfat Giderimi (31.7V,0.5A).

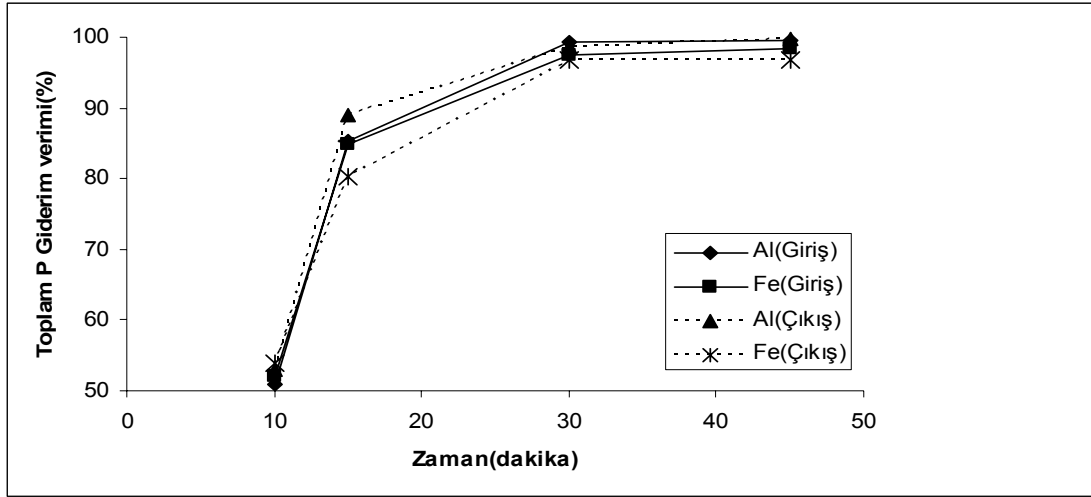
T-P içeriği 5.1mg/L ile 4mg/L olan giriş ve çıkış membran atıksuyu numunesi elektrolitik hücrelerde monopolar paralel bağlı demir ve alüminyum elektrotlar ile 3.74 mA/cm^2 ile 3.7 mA/cm^2 akım yoğunluğunda elektrokoagülasyon işlemine tabi tutulmuştur. Grafiklerin 15. ve 30. dakikalar arasında doygunluk değerine ulaştığı görülmektedir. Fosfat giderimi %100'e yakındır. Fosfatın neredeyse tamamı giderilmiş, %80 giderim ilk 15 dakikada olmuştur. Elektrokoagülasyon 4. çalışma seti membran girişi ve çıkışı T-P giderimi Şekil 7.8'de verilmektedir.

7.5 Elektrokoagülasyon (EK) 5. Çalışma Seti Sonuçları



Şekil 7.9. EK Yöntemiyle Membran Giriş ve Çıkış Suyu KOI Giderimi(31.7V, 1A).

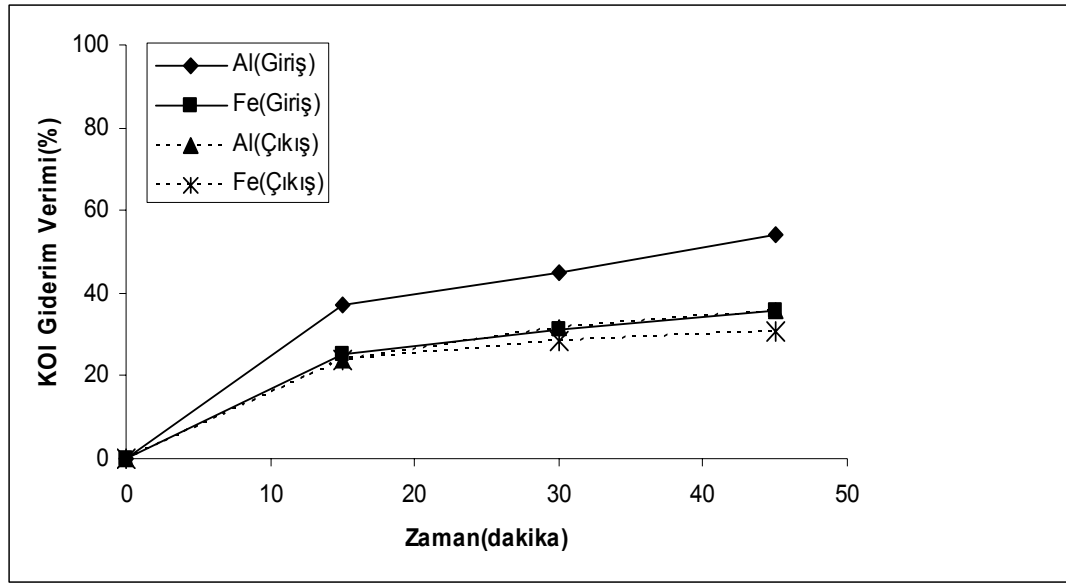
KOI içeriği 200mg/L ile 36mg/L olan giriş ve çıkış membran atıksuyu numunesi elektrolitik hücrelerde monopolar paralel bağlı demir ve alüminyum elektrotlar ile 7.95 mA/cm^2 ile 7.40 mA/cm^2 akım yoğunluğunda elektrokoagülasyon işlemine tabi tutulmuştur. KOI giderimi giriş atıksuyu ile yapılan çalışmalara oranla daha yüksektir. Elektrokoagülasyon 5. çalışma seti membran girişi ve çıkışı KOI giderimi Şekil 7.9’da verilmektedir.



Şekil 7.10. EK Yöntemiyle Membran Giriş ve Çıkış Suyu Fosfat Giderimi.

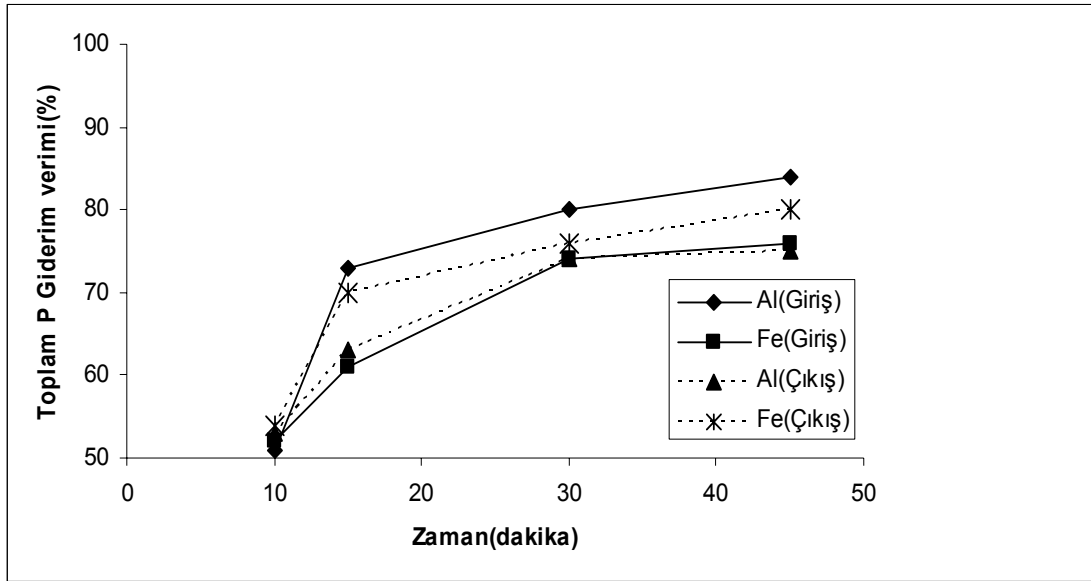
T-P içeriği 5.2mg/L ile 3.90mg/L olan giriş ve çıkış membran atıksuyu numunesi elektrolitik hücrelerde monopolar paralel bağlı demir ve alüminyum elektrotlar ile 7.95 mA/cm² ile 7.40mA/cm² akım yoğunluğunda elektrokoagülasyon işlemine tabi tutulmuştur. Grafiklerin 15. ve 30. dakikalar arasında doygunluk değerine ulaştığı görülmektedir. Fosfat giderimi %100'e yakındır. Tüm durumlarda ilk 10 dakika %50 giderimin üstüne çıkılmıştır. Elektrokoagülasyon 5. çalışma seti membran girişi ve çıkışı T-P giderimi Şekil 7.10'da verilmektedir.

7.6.Elektrokoagülasyon (EK) 6. Çalışma Seti Sonuçları



Şekil 7.11. EK Yöntemiyle Membran Giriş ve Çıkış Suyu KOI Giderimi (31.7V,0.5A).

KOI içeriği 215mg/L ile 21mg/L olan giriş ve çıkış membran atıksuyu numunesi elektrolitik hücrelerde monopolar paralel bağlı demir ve alüminyum elektrotlar ile 3.74 mA/cm^2 ile 3.70 mA/cm^2 akım yoğunluğunda elektrokoagülasyon işlemine tabi tutulmuştur. En iyi giderim alüminyum elektrotun kullanıldığı giriş suyunda görülmektedir. Elektrokoagülasyon 6. çalışma seti membran girişi ve çıkışı KOI giderimi Şekil 7.11’de verilmektedir.



Şekil 7.12. EK Yöntemiyle Membran Giriş ve Çıkış Suyu Fosfat Giderimi (31.7V, 0.5A).

T-P içeriği 5.2mg/L ile 5.6mg/L (tekil numune olduğu için giriş değerinden daha yüksektir) olan giriş ve çıkış membran atıksuyu numunesi elektrolitik hücrelerde monopolar paralel bağlı demir ve aluminyum elektrotlar ile 3.74 mA/cm^2 ile 3.7 mA/cm^2 akım yoğunluğunda elektrokoagülasyon işlemine tabi tutulmuştur. Grafiklerin 15. ve 30. dakikalar arasında doygunluk değerine ulaştığı görülmektedir. Giriş suyu ile yapılan deneyde aluminyum elektrot kullanıldığı zaman en iyi giderim sağlanmıştır. İlk 15 dakikada tüm şartlarda %60'ın üzerinde bir giderim sağlanmıştır. Elektrokoagülasyon 6. çalışma seti membran girişi ve çıkışı T-P giderimi Şekil 7.12'de verilmektedir.

Çizelge 7.1 Setlerin Akım Yoğunluklarının Sonuçları

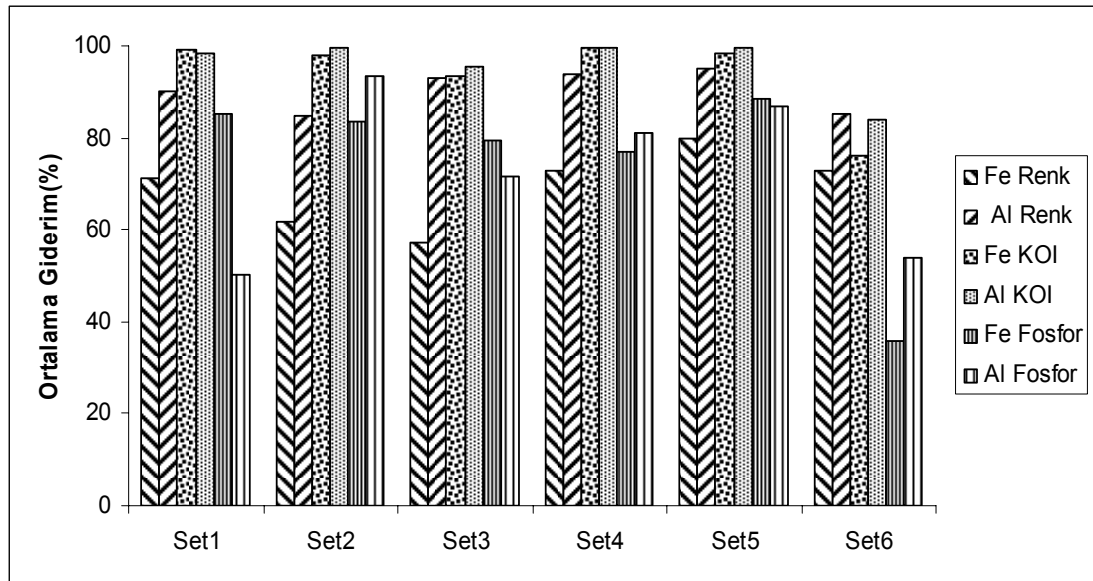
		Elektrotlar	Akım Yoğunluğu (mA/cm ²)
Set 1	Giriş	Fe	7,95
		Al	7,40
	Çıkış	Fe	7,95
		Al	7,40
Set 2	Giriş	Fe	7,95
		Al	7,40
	Çıkış	Fe	7,95
		Al	7,40
Set 3	Giriş	Fe	3,74
		Al	3,7
	Çıkış	Fe	7,95
		Al	7,40
Set 4	Giriş	Fe	7,40
		Al	7,95
	Çıkış	Fe	7,40
		Al	7,95
Set 5	Giriş	Fe	7,40
		Al	7,95
	Çıkış	Fe	7,40
		Al	7,95
Set 6	Giriş	Fe	3,74
		Al	3,7
	Çıkış	Fe	3,74
		Al	3,7

Akım yoğunluğu ve EC süresinin giderme verimi üzerine pozitif yönde etkilerinin olduğu, akım yoğunluğu veya zamanı arttırmanın verimi arttırdığı ancak bir noktadan sonra bunun bir dengeye vardığı görülmüştür. Sonuçta bu her iki parametreyle çözünen metal konsantrasyonu kontrol edilmektedir. Aşağıdaki şekillerde tesis çıkış suları ile yapılan çalışmaların grafiksel sonuçları görülmektedir.

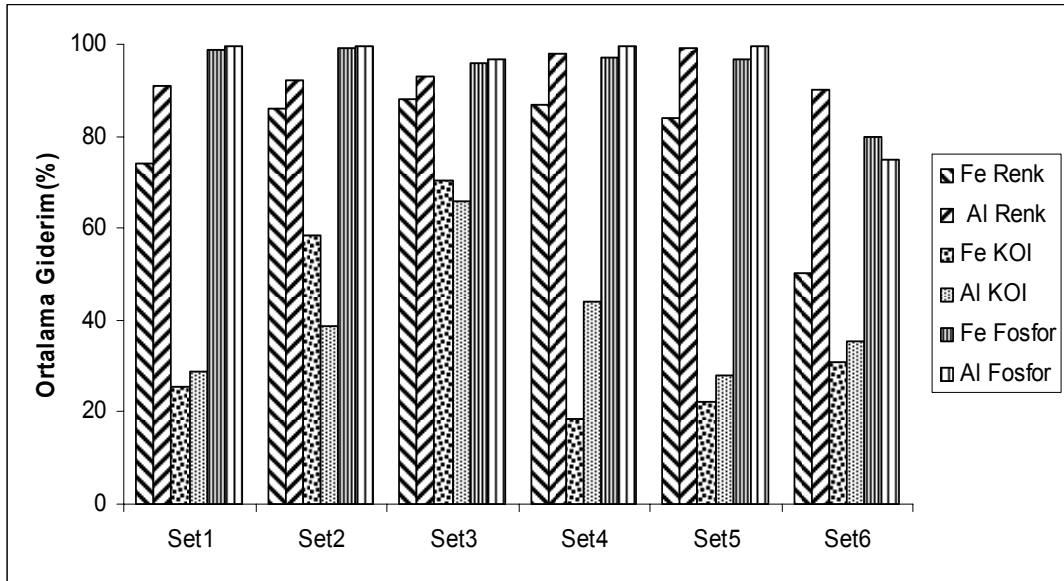
Çizelge 7.2 Akım Şiddeti ve Zamana Bağlı Ortalama Fosfat Giderimi.

	I(Fe Elektrot)		I(Al Elektrot)	
	0.5Amper	1Amper	0.5Amper	1Amper
15dakika	% 72.72	%83.77	%74.67	%88.92
30dakika	%83.5	%95.25	%85	%98.38
45dakika	%87.92	%98.11	%85.95	%99.61

Giriş ve çıkış suları ile yapılan çalışmalar grafiksel olarak Şekil7.15 ve Şekil 7.16'da gösterilmektedir. Giriş suyundaki ortalama giderim çıkış suyuna göre özellikle KOI giderim verimleri daha fazla bulunmuştur. Alüminyum elektrot kullanılarak yapılan ortalama deney sonuçlarına bakılacak olursa demir elektrot kullanılan deney sonuçlarından daha fazla fosfatın giderildiği sonucuna varılabilir.



Şekil 7.13.Giriş Atıksuları ile Yapılan Çalışmaların Renk, KOI ve Fosfat Giderim Verimleri.



Şekil7.14. Çıkış Atıksuları ile Yapılan Çalışmaların Renk, KOI ve Fosfat Giderim Verimleri.

7.7. Ekonomik Değerlendirme

Maliyet hesaplarının içinde elektrik, malzeme(elektrotlar/kimyasallar), çamur nakli gibi maliyetlerin yanı sıra güç kaynağı, EC tankı gibi yatırım maliyetleri ile bunlara ait işçilik, bakım ve amortisman gibi dolaylı yatırım maliyetleri de yer almalıdır. Bu çalışmadaki maliyet hesaplarında ise, dolaylı maliyetler tam olarak bilinemediğinden sadece direk maliyetler göz önüne alınarak ekonomik değerlendirme yapılmıştır.

Elektrot tüketimleri ve maliyet hesaplanırken Akım şiddeti: 1Amper; t: 10dk; 250rpm karıştırma hızı ile pH:6.80-7.63(atıksuyun orijinal değeri) aralığında deneyler gerçekleştirilmiştir.

Maliyet hesaplarında kullanılan parametreler ve fiyatları Çizelge 6.5'te görülmektedir.

Çizelge 7.3 Maliyet Hesaplarında Kullanılan Ekonomik Parametreler.

Parametre Adı	Fiyat değeri
<u>Enerji Maliyeti(\$/kwh)</u>	0.06
<u>Malzeme Maliyeti(\$/kg)</u> Aluminyum Elektrot	1.80

900ml atıksu 1Amper Akım Şiddeti, gerilim 31.7Volt ile 10 dakika elektrokoagüle edildiğinde harcanan enerji 5.87kwh'dır. Bu sürede harcanan elektrod 1.77gr'dır. Toplam maliyeti hesaplanmış ve 0.355\$ olarak bulunmuştur.

8. SONUÇ VE ÖNERİLER

Paşaköy Atıksu Arıtma tesisinin giriş- çıkışından ve MBR tesisinden alınan atıksuların elektrokimyasal yöntemlerle arıtılabilirliği incelenmiştir.

Elektrokimyasal yöntemlerden elektrokoagülasyon yöntemi atıksularda KOI, fosfat ve renk gideriminde uygulanmıştır.

Elektrokoagülasyon yönteminde 31.7 V'luk gerilim altında 0.5 ve 1 A elektrik akımı şiddeti altında 15, 30, 45 dakika aralıklarla yapılan çalışmalarda zaman ve akım şiddetine bağlı olarak KOI, fosfat ve renk gideriminde artış gerçekleşmiştir.

Elektrokoagülasyon yöntemi Al ve Fe elektrotları kullanılarak uygulanmış, tesis ve MBR giriş-çıkış sularındaki KOI, fosfat ve renk giderimi zaman ve amper değerlerine bağlı olarak çalışılmıştır.

Paşaköy Atıksu Arıtma Tesis'i'nin KOI çıkış verimi 125 mg/L'nin altında olması gereken değeri sağlamaktadır. Fakat fosfatın 2 mg/L olması istenirken bu değer sağlanamamaktadır. Örneğin; 2007 Mayıs ortalama çıkış fosfat değeri 5.1mg/L olmuştur.

Elektrokoagülasyon prosesi ile evsel atıksu arıtma tesisinde önarıtım veya son arıtım olarak verimli şekilde kullanılabilir. Bir evsel arıtma tesisinde ön arıtmadan sonra konabilir veya son çökeltme yerine konabilir. Elektrokoagülasyon prosesi ile işletme şartları iyi sağlandığında %75- 99 arası fosfat , %18-93 arası KOI ve %50-99 arası renk giderim verimleri elde edilebilir.

Evsel atıksuyun alüminyum elektrot ile elektrokoagülasyonu, demir elektrotlarla elektrokoagülasyonundan biraz daha verimlidir. Yapılan 6 set KOI, fosfat ve renk giderimi deneylerinde sadece 4 deneyde demir elektrotun verimi daha yüksek, 10 adet deneyde birbirine yakın ve 22 deneyde ise alüminyum elektrotun demir elektrotla yapılan çalışmalara oranla yüksek olduğu analiz edilmiştir.

Elektrokoagülasyon yapılan deneylerinde optimum arıtım süresi 15-20 dakikadır. Yapılan elektrokoagülasyon işlemlerinde neredeyse tümünde 15 ile 20 dakika aralığında doygunluk evresine girilmiştir. Bu yüzden demir ve alüminyum elektrotlar kullanıldığı zaman optimum arıtım süresi gerekli optimizasyonlar yapılarak 15 dakika alınabilir.

NaCl ilavesi bazı çalışmalarda gereklidir. Prosesi hızlandırmak amacıyla destek elektrot ile bazı deneyler yapılmıştır, ve akım yoğunluğunu arttırmak için kullanılmıştır. NaCl 1A akım şiddeti için atılmıştır. Ayrıca NaCl kullanıldığı için elektrokoagülasyon sırasında Cl iyonları açığa çıkarak dezenfeksiyon sağlanmaktadır.

Giriş suyu ile işlem yapıldığı zaman KOI giderim verimi çıkış suyu ile işlem yapıldığı zamanki verimden daha yüksek bulunmuştur. Tesis ve membran çıkış sularındaki KOI gideriminin düşük olmasını bağlı(inert) KOI'ye bağlamak mümkündür. İnert KOI, mikroorganizmalar tarafından biyolojik olarak parçalanamayan refrakter organik maddelerdir.

Giriş suyu ile işlem yapıldığı zaman fosfat giderim verimi çıkış suyu ile işlem yapıldığı zamanki verimden daha yüksek bulunmuştur. Tesis çıkış suyunun fosfat konsantrasyonu girişten %63 ve KOI %89 daha azdır. Bir çalışmada fosfat konsantrasyonlarına göre elektrokoagülasyon kullanılarak arıtma verimleri incelenmiş ve fosfat giderim verimi fosfat konsantrasyonunu yükselmesiyle artmıştır(Bektaş vd., 2003).

Demir elektrotlarda renk giderimi alüminyum elektrota göre düşük olmaktadır. Aradaki fark %6–36 arasındadır. Bunun en önemli sebebi Fe^{+2} 'nin Fe^{+3} 'e dönüşmesidir. Bundan dolayı renk tam olarak giderilemez. Fakat uzun bir çökeltim süresi ile(4 veya 5 saat) sağlanırsa rengin giderilmesi mümkün olabilecektir.

1A ve 0,5A şartları altında yapılan incelemelerde 1A ile daha yüksek verim elde edilmiştir. Bu da prosesi hızlandırarak işlemin daha kısa sürede

bitmesini sağlar. Akım yoğunluğunu arttırmanın verimi arttırdığı fakat bir noktadan sonra bunun bir dengeye ulaştığı görülmüştür.

Akım yoğunluğu ve EC süresinin giderme verimi üzerine pozitif yönde etkilerinin olduğu, akım yoğunluğu veya zamanı arttırmanın verimi arttırdığı görülmüştür. Ancak akımı artışı ile katot pasivisasyonu meydana gelmekte ve verim artışı durmaktadır. Sonuçta bu her iki parametreyle çözünen metal konsantrasyonu kontrol edilmektedir. Optimum şartlar belirlenirken düşük akım yoğunluğu ve uzun elektrokoagülasyon süresi seçildiğinde enerji tüketimi azalacağı için işletme maliyetinin düşeceği, bekleme süresi arttığı için ilk yatırım maliyetinin artacağı göz önünde bulundurulmalıdır. Sonuç olarak; akım şiddeti 1A ve optimum deney süresi de 10 dakika olarak belirlenmiştir..

Karıştırma hızının metal hidroksit türlerin çözelti içinde homojen dispersiyonu, kolloidlerle çarpışma sayısının artması ve oluşan flokların büyümesi açısından önemlidir. Yüksek miktardaki karıştırma hızları da flok yapısının bozulup dağılmasına neden olabilmektedir, bu sebeple karıştırma hızı, deneylerde orta değer olan 250 rpm’de sabit tutulmuştur.

KAYNAKLAR

- [1] Öztürk, M., Fakültatif Havuzlarda Evsel Atıksu Arıtımı, Çevre ve Orman Bakanlığı (2006)
- [2] Bektaş, N., Akbulut, H., İnan, H., Dimoglo, A., Removal of Phosphate from Aqueous Solutions by Electrocoagulation, Journal of Hazardous Materials, 1066,101-105, (2004)
- [3] Benefield, D., Judkins, J.F. and Weand, B.L., Process Chemistry for Water and Wastewater Treatment, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, (1982)
- [4] C. Sommariva, A. Converti, M.D. Borghi, Increase in phosphate removal grem wastewater by alternating aerobic and anaerobic contitions, Desalination (1996), 255-260.
- [5] Chen, C., Electrochemical Technologies- in Wastewater Treatment, Department of Chemical Engineering, Hong Kong University of Science & Technology, China, (2003)
- [6] Chen X., Chen G. and Yue P.L., Investigation on the electrolysis voltage of electrocoagulation, Chem. Eng. Sci., 57, 2449-2455, (2002).
- [7] D. Arapoglu, A. Vlyssides, C. Israilides, A. Zorpas, P. Karlis, J. Hazar. Mater. 98 (2003) 191.
- [8] Daneshvar, N., Oladegaragoze, A. and Djafarzadeh, N., Decolorization of Basic Dye Solutions by Electrocoagulation: An Investigation of The Effect of Operational Parameters, Journal of Hazardous Materials 129, 1-3, 116-122, (2006)
- [9] Dieterich, A.E., Electric Water Purifier, USA patent No.823-671, June 19, 1906
- [10] Dimoglo, H.Y. Akbulut, F. Cihan, M. Karpuzcu, Petrochemical wastewater treatment by means of clean electrochemical technologies, Clean Technologies and Environmental Policy, 2004, v.6, N. 4, 288-295.

- [11] Dobolyi, E., Experiments aimed at the removal of phosphate by electrochemical methods, *Water Res.*, 12(1978), 1113-1116.
- [12] Duffey, J. G., Electrochemical removal of heavy metals from wastewater, *Product Finishing*, August 1983, 72-82.
- [13] Englehardt, J.D., Deng, Y., Polar, J., Meeroff D.E., Englehardt, J.D., Deng, Y., Polar, J., Meeroff, D.E., Legrenzi, Y. and MognoL J., Options for Managing Munipicial Landfill Leachate: Year 1 Development of Iron-Mediated Treatmeni Processes₅ Fiorida Center for Solid and Hazardous Waste Management, University of Florida, (2006)
- [14] Erdoğan, O., Zengin, G., Orhan, D., 2005, Türkiye’de evsel atık su oluşum miktarı ve karakterizasyonu, *İTÜ Dergisi/e, Su Kirlenmesi Kontrolü*, Cilt:15, sayı:1-3, 57-69, İstanbul.
- [15] Eroğlu, V.,1991. Su tasfiyesi. İstanbul Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi Matbaası. İstanbul.
- [16] Fraser, J.A.L., and Sims, A.FJE., Hydrogen Peroxide in Municipal Landfill and Industrial Effluent Treatment. *Effluent and Water Treatment Journal*, Vol.24, 184-188, (1984)
- [17] G. Kiely, *Environmental Engineering*, McGraw-Hill, New York, 1997.
- [18] Gürpınar, E., 1998, *Çevre Sorunları*, İstanbul.
- [19] H. Inan, A. Dimoglo, H. Şimşek, M. Karpuzcu, Olive oil mill wastewater treatment by means of electro-coagulation. *Separ. Purif. Technol.* 2004, v.36, 23-31
- [20] Henze, M., Güjer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, C.M., Marras, G., (1995). Activated sludge model No:2, IAWQ Sci and Tech report No:3, London, England.
- [21] İnan, H., Dimoglo, A., Şimşek, H. And- Karpuzcu, M., Olive Oil Mili Wastewater Treatment by Means of Electrocoagulation, *Separation and Purification Technology* (36), 23-31, (2004)

- [22] J.Q. Jiang, N. Graham, C. André, G.H. Kelsall, N. Brandon, Wat. Res. 36 (2002) 4064.
- [23] K. Rajeshwar, J.G. Ibanez, Environmental Electrochemistry: Fundamentals and Applications in Pollution Abatement, Academic Pres, New York, 1997.
- [24] Karpuzcu, M., 1982, Suların Besi Maddeleri (Azot-Fosfor) ile Kirlenmesi ve Bir Matematik Model, 7s. İstanbul.
- [25] L. Antropov, Theoretical electrochemistry, Mir, Moscow, 1977
- [26] Li, F., Li, S., Zhang, C. and Zhao, H., Application- of Corrosive Celi Process in Treatment of Printing and Dyeing Wastewater, Chem. Eng. Environ. Protect 15, 157-161, (1995)
- [27] M. Karpuzcu, A. Dimoglo, H. Y. Akbulut. Purification of agro-industrial wastewater from the grease-protein mixture by means of electroflotocoagulation, Water Science and Technology, 2002, v.45, N12, 233-240.
- [28] Metcalf, L., And Eddy, H.P., 1972, Wasterwater Engineering, McGraw Hill, USA, 346-353.
- [29] Mollah, M.Y.A., Schennach, R., Parga, J.R. and Cocke, DX., Electrocoagulation (EC)- Science and Applications, Journal of Hazardous Materials, B84, 29-41, (2001)
- [30] Muslu, Y., 1985, su Temini ve Çevre Sağlığı, Cilt 2, 618 s., İstanbul.
- [31] N. Bektas, S. Oncel, H. Akbulut, A. Dimoglo, Removal of boron by electrocoagulation, Environmental Chemistry Letters, 2004, v.2, N2, 51-54.
- [32] N. Bektaş, H. Akbulut, H. Inan, A. Dimoglo, Removal of phosphate ions from aqueous solutions by electro-coagulation, Journal of Hazardous Materials, 2004, v.106B, 101-105.
- [33] Oktaç, N.H., Dursun, Ş., 2000, Kimyasal Yöntemlerle Atıksudan Fosfat Giderimi, IV. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi.

- [34] Organic Matter in Leachate from Landfills, Water Research 17 (4), 773-778, (1997)
- [35] Orhan, D., Sözen, S., Artan, N., Babuna, F.G., Eremektar, G., Insel, G., Görgün, E., Taşlı, R., Çokgör, E.U., Ateş, E., Avcıoğlu, E., (2000). Evsel atık sularda azot gideren tek kademeli aktif çamur sistemlerinin tasarımı için standart oluşturulması, TÜBİTAK Projesi, No:YDBAÇAĞ-584/Ü-7. İller Bankası proses genel şartnamesi kirletici yükleri
- [36] Özacar, M., 2002, Adsorption of Phosphate From Aqueous Solution onto Alunite, Sakarya University, Sakarya, Turkey.
- [37] Özacar, M., 2002, Equilibrium and Kinetic Modelling of Adsorption of Phosphorous on Calcined Alunite, Sakarya University, Sakarya, Turkey.
- [38] Özacar, M., Şengil, İ.A., 2002, Enhancing Phosphate Removal From Wastewater by Using Polyelectrolytes and Clay Injection, Sakarya University, Sakarya, Turkey.
- [39] PWS(Powel Water Systems Inc.), (04.12.2005, 14:30 Turkey hour), www.powelwater.com/ec-overview.html, electrocoagulation applies and worldwide patents and patents ending.
- [40] Prof. Dr. Mustafa Öztürk Ankara, (2006)
- [41] Pollution; Causes, Effects, and Control, R.M. Harrison (Ed.), third ed. The Royal Society of Chemistry, London, 1996
- [42] Rajeshwar, K., Ibanez, J.G. and Swai, G.M., Electrochemistry and The Environment Journal of Applied Electrochemistry, 24:1077-1091, (1994)
- [43] Samsunlu, A., Kullanılmış Suların Arıtılması, 1987, Dokuz Eylül Üniversitesi, İzmir.
- [44] Scott, K., Electrochemical Processes For Clean Technology, University of Newcastle, (1995)

- [45] Tanada, S., Kabayama, M., Kawasaki, N., Sakiyama, T., Nakamura, T., Araki, M., Tamura, T., 2002, Removal of Phosphate by Aluminum Oxide Hydroxide, Japan.
- [46] Tsai, C.T., Lin, S.T., Shue, Y.C. and Su, P.L., Electrolysis of Soluble
- [47] Uğurlu, B. Salman, Phosphorus removal by fly ash, Environ Int., 24 (1998) 911-918 (Henze vd., 1995) (6)
- [48] Vlyssides, G., Israilides, C.J., Mourafeti, V.N. and Karvouni, G., Olive Oil Wastewater Treatment with The Use of An Electrolysis System, Bioresour. Technol, 61, 163-170, (1997)

ÖZGEÇMİŞ

1975 yılında Şanlıurfa’da doğdu. 1995 yılında Harran Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünde yüksek öğrenime başladı. 1999 yılında bu bölümden mezun olduktan sonra İstanbul Büyükşehir Belediyesine bağlı İSKİ Atıksu İnşaat Müdürlüğü’nde 2006 yılında çalışmaya başladı.. 2006 yılında Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda yüksek lisans öğrenimine başladı. Şu an tez aşaması devam etmektedir.