

**ELEKTROKOAGÜLASYON PROSESİNİN  
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİNDEKİ  
UYGULAMALARIN ARAŞTIRILMASI**

**Seda GÜNEY**



T.C.  
ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ELEKTROKOAGÜLASYON PROSESİNİN  
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİNDEKİ UYGULAMALARIN ARAŞTIRILMASI**

**Seda GÜNEY**

Doç. Dr. Taner YONAR  
(Danışman)

YÜKSEK LİSANS TEZİ  
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

BURSA – 2013

## TEZ ONAYI

Seda GÜNEY tarafından hazırlanan “Eloktrokoagulasyon Prosesinin Çevre Mühendisliğindeki Uygulamaların Araştırılması” adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından oy birliği ile Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Danışman: Doç. Dr. Taner YONAR

**Başkan:** Doç. Dr. Taner YONAR  
Uludağ Üniversitesi, Mühendislik-Mimarlık Fakültesi,  
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Üye : Doç. Dr. N. Kamil SALİHOĞLU  
Uludağ Üniversitesi, Mühendislik-Mimarlık Fakültesi,  
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Üye : Yrd. Doç. Dr. Berna KIRIL MERT  
Sakarya Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi,  
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Yukarıdaki sonucu onaylarım.  
Prof. Dr. Ali Osman DEMİR  
Enstitü Müdürü  
.../.../..... (Tarih)

**U.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmada;**

- tez içindeki bütün bilgi ve belgeleri akademik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi, görsel, işitsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçları bilimsel ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda ilgili eserlere bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunduğumu,
- atıfta bulunduğum eserlerin tümünü kaynak olarak gösterdiğimi,
- kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapmadığımı,
- ve bu tezin herhangi bir bölümünü bu üniversite veya başka bir üniversitede başka bir tez çalışması olarak sunmadığımı

**beyan ederim.**

**03/06/2013**

**Seda GÜNEY**

## ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

### ELEKTROKOAGÜLASYON PROSESİNİN ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİNDEKİ UYGULAMALARIN ARAŞTIRILMASI

**Seda GÜNEY**

Uludağ Üniversitesi  
Fen Bilimleri Enstitüsü  
Çevre Teknolojisi Anabilim Dalı

**Danışman:** Doç. Dr. Taner YONAR

Kullanılabilir nitelikteki su miktarının düşük olması, suyun tekrar kullanımını gereklilik haline getirmektedir. Bu yüzden atıksu arıtımında yenilikçi, daha etkili ve ucuz teknikleri geliştirme zorunluluğu ortaya çıkmıştır.

Artan nüfus ve gelişen sanayiye bağlı olarak her geçen gün farklı karakteristikte ve daha yüksek debilerde atıksularla karşı karşıya kalınmaktadır. Bu nedenle gerek maliyet ve gerekse giderim verimi açısından ihtiyaçlara cevap verecek yeni arıtım yöntemleri için arayışlar sürmektedir. Bu çalışmada, son yıllarda diğer arıtım yöntemlerine kıyasla avantajlarıyla göz önüne çıkan ileri arıtım tekniklerinden elektrokimyasal arıtım yöntemlerinden biri olan elektrokoagülasyon irdelenmiştir. Elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtım yönteminin temel mekanizması, diğer arıtım yöntemlerine göre avantaj ve dezavantajları, önemli işletme parametreleri ve elektrokoagülasyonun tercih edilme sebepleri incelenmiştir.

**Anahtar Kelimeler:** Su ve Atıksu Arıtımı, Koagülasyon, Flokülasyon, Elektrokimyasal Prosesler, Elektrokoagülasyon

## **ABSTRACT**

MSc Thesis

### **INVESTIGATION OF ELECTROCOAGULATION PROCESS IN ENVIRONMENTAL ENGINEERING APPLICATIONS**

**Seda GÜNEY**

Uludağ University  
Graduate School of Natural and Applied Sciences  
Department of Environmental Tecnology

**Supervisor:** Assoc. Prof. Dr. Taner YONAR

Have low amount of available water, the water makes a reuse requirement. Therefore, innovative wastewater treatment, it became necessary to develop more effective and cheaper techniques.

The amount of wastewaters with different characterizations and high flow rate has increased based on increasing population and developing technology at any moment. Therefore, it has been done new studies in order to obtain both a sufficient pollutant removal efficiency and low treatment costs. In this case, it is researched electrocoagulation is one of the methods of electrochemical treatment processes which have a lot of advantageous in comparison with other methods. Moreover; the basic principles, advantageous and disadvantageous, important operating parameters and the reasons to prefer electrocoagulation of electrochemical treatment in comparison with other methods are determined.

**Key Words:** Water and Wastewater Treatment, Coagulation, Flocculation, Electrochemical Processes, Electrocoagulation

## TEŐEKKÖR

Akademik hayatımın bir űst noktası olan yűksek lisans bitirme tezi çalıŐmasının belki de en heyecan verici yanı teŐekkűr bűlűműne ulaŐmaktı. Uzun ve zahmetli tez çalıŐmamın sonunda katkılarından dolayı tez danıŐman hocam Doç. Dr. Taner YONAR'a, yűksek lisans hususunda verdiĐi desteklerinden űtűrű Prof. Dr. Kadir KESTİOĐLU'na ve bűlűm baŐkanı Prof. Dr. Yűcel TAŐDEMİR'e, her tűrlű desteĐiyle yanımda olan Prof. Dr. Yusuf ULCAY'a, tez çalıŐmam boyunca bana verdiĐi desteklerinden dolayı AraŐ. Gűr. Saadet İLERİ'ye, lisans ve yűksek lisans hayatım boyunca desteklerini esirgemeyen deĐerli hocalarıma ve tűm Műhendislik Fakűltesi personeline teŐekkűr ediyorum.

YaŐasalardı mutlu olacaĐına inandıĐım Hikmet dedeme, babaanneme, anneanneme, benden sevgilerini ve desteklerini esirgemeyen ve beni bugűnlere getirmek için hiçbir fedakarlıktan kaçınmayan anneme, babama, ablam Esra'ya, kardeŐim Mustafa'ya, Fatih abime, deĐerli bűyűklerim olan amcalarıma, yengelerime, teyzelerime, eniŐtelerime kısaca tűm aileme teŐekkűr ediyorum.

Ayrıca yűksek lisans űĐrenimim boyunca her tűrlű konuda destek olan sevgili arkadaşlarıma, canım arkadaşım İpek AKSANGÖR'e ve tűm dostlarıma yanımda oldukları için teŐekkűrű bir borç bilirim.

## İÇİNDEKİLER

### Sayfa

ÖZET.....	1
ABSTRACT.....	ii
TEŞEKKÜR.....	iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ .....	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ .....	ix
1. GİRİŞ .....	1
2. KOAGÜLASYON .....	4
2.1. Koagülasyonun Tanımı ve Koagülant Türleri.....	4
2.1.1. Su ve Atıksu Arıtımında Kullanılan Koagülantlar ve Özellikleri .....	7
2.2. Koagülasyon Mekanizmaları.....	11
2.2.1. Yük Nötralizasyonu ile Koagülasyon .....	11
2.2.2. Süpürme Koagülasyonu (Sweep Coagulation).....	12
3. FLOKÜLASYON .....	13
3.1. Flokülasyonun Tanımı ve Flokülant Türleri .....	13
3.1.1. Su ve Atıksu Arıtımında Kullanılan Flokülantlar ve Özellikleri.....	14
4. ELEKTROKİMYASAL PROSESLER .....	18
4.1. Elektrokimyasal Proseslerin Esasları .....	19
4.2. Elektrokimyasal Atıksu Arıtım Prosesleri.....	22
5. ELEKTROKOAGÜLASYON PROSESİ.....	24
5.1. Elektrokoagülasyon Hücresi Tasarımı .....	25
5.1.1. Uzun Dikey Plaka Reaktörü .....	27
5.1.2. Uzun Yatay Plaka Reaktörü.....	29
5.1.3. Kısa Yatay Plaka Reaktörü .....	30
5.1.4. Delikli Plaka Reaktörü.....	31
5.1.5. Katı Tüp Reaktörü .....	32
5.1.6. Delikli Tüp Reaktörü .....	33
5.2. Elektrokoagülasyon Teknolojisinin Avantajları ve Dezavantajları.....	34
5.2.1. Avantajları .....	34
5.2.2. Dezavantajları .....	35



5.3. Elektrokoagülasyon Prosesinin Uygulama Alanları.....	35
5.4. Elektrokoagülasyon Teorisi.....	36
5.5. Elektrokogülasyon Teknolojisi.....	44
5.6. Elektrokogülasyon Prosesine Etki Eden Faktörler .....	47
5.6.1. Akım yoğunluğu ve şarj yükü.....	48
5.6.2. İletkenlik .....	49
5.6.3. Akım verimi.....	49
5.6.4. pH etkisi.....	50
5.6.5. Elektrot materyali .....	51
5.6.6. Elektrolit türü ve konsantrasyonu .....	51
5.6.7. Sıcaklık .....	53
5.6.8. Elektrotlar arası mesafe .....	54
5.6.9. Reaksiyon süresi .....	54
5.6.10. Güç kaynağı .....	54
5.7. Kimyasal Koagülasyon ile Elektrokoagülasyon Arasındaki Farklılık .....	55
5.8. Elektrokoagülasyon Uygulamaları .....	56
5.8.1. Boyalar ile Yapılan Elektrokoagülasyon Çalışmaları.....	65
5.8.2. Gerçek Tekstil Atıksuları ile Yapılan Elektrokoagülasyon Çalışmaları.....	70
6. SONUÇLAR VE ÖNERİLER .....	72
KAYNAKLAR .....	76
ÖZGEÇMİŞ .....	84

## SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

<b>Simgeler</b>	<b>Açıklama</b>
Al	Alüminyum
$\bar{e}$	Elektron
Fe	Demir
H <sub>2</sub>	Hidrojen molekülü
Ir	İridyum
$\mu$	Mikro
O <sub>2</sub>	Oksijen molekülü
P	Fosfor
Pt	Platinyum
Ru	Rutenyum
Sn	Kalay
Ti	Titanyum
%	Yüzde işareti

<b>Kısaltmalar</b>	<b>Açıklama</b>
A	Amper
AC	Alternatif Akım
AKM	Askıda Katı Madde
BOİ	Biyolojik Oksijen İhtiyacı
cm	Santimetre
DC	Doğru Akım
dk.	Dakika
EC	Elektrokoagülasyon
EÇT	Elektriksel Çift Tabaka

EPA	Environmental Protection Agency
F	Faraday
Hz	Hertz
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
L	Litre
mg	Miligram
mV	Milivolt
nm	Nanometre
PAA	Poliakrilamid
PAK	Polialüminyumklorik
PEO	Polietilenoksit
pH	Çözeltideki hidrojen iyonu konsantrasyonu
PVA	Polivinilalkol
rpm	Revolutions per minute (Dakikadaki devir sayısı)
sn	Saniye
TOC	Toplam Organik Karbon
UV	Ultraviyole
vb	Vebenzi
VdW	Van der Waals
vs.	Vesaire
yy.	Yüzyıl

## ŞEKİLLER DİZİNİ

### Sayfa

Şekil 2.1. Koagülasyon mekanizması.....	6
Şekil 2.2. Alüminyum hidroksit için zeta potansiyeli-pH ilişkisi.....	8
Şekil 2.3. Bir süspansiyondaki disperse partiküllerin koagülasyonu.....	9
Şekil 2.4. Yük nötralizasyonu ile koagülasyon.....	12
Şekil 2.5. Süpürme koagülasyonu (sweep coagulation).....	12
Şekil 4.1. Elektrokimyasal hücrenin şematik görünüşü .....	20
Şekil 5.1. Literatürde EC reaktör türleri .....	26
Şekil 5.2. Uzun dikey plaka reaktör için kullanılan elektrotlar .....	28
Şekil 5.3. Uzun yatay plaka reaktör için kullanılan elektrotlar.....	29
Şekil 5.4. Kısa yatay plaka reaktörü .....	31
Şekil 5.5. Delikli plaka reaktör.....	32
Şekil 5.6. Katı tüp reaktörü .....	33
Şekil 5.7. Elektrokoagülasyon ünitesinde meydana gelen reaksiyonlar .....	37
Şekil 5.8. Al koloidal partikülün yapısı.....	39
Şekil 5.9. Fe koloidal partikülün yapısı .....	40
Şekil.5.10. Paralel bağlı monopolar elektrokoagülasyon reaktörü.....	45
Şekil 5.11. Seri bağlı monopolar elektrokoagülasyon reaktörü .....	45
Şekil 5.12. Paralel bağlı bipolar elektrokoagülasyon reaktörü .....	47

## ÇİZELGELER DİZİNİ

### Sayfa

Çizelge 3.1. Flokülantların molekül ağırlıklarına göre sınıflandırılması .....	16
Çizelge 3.2. Kimyasal koagülant uygulamaları .....	17
Çizelge 4.1. Bir hücrede meydana gelen elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları .....	21
Çizelge 5.1. Sulu ortamda oluşan $Al^{+3}$ hidroksi kompleks türleri .....	40
Çizelge 5.2. Sulu ortamda oluşan $Fe^{+3}$ ve $Fe^{+2}$ hidroksi kompleks türleri .....	41
Çizelge 5.3. Elektrokimyasal oksidasyon ile oluşan monomerik iyonlar ile sıvı ortamın pH'ına bağlı olarak oluşan polimerik hidroksi kompleksler.....	41
Çizelge 5.4. Kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyonun kıyaslanması.....	56

## 1. GİRİŞ

Kentleşme ve teknolojiye hızlı gelişmelere bağlı olarak endüstriyel, tarımsal ve diğer atıksular en yakın alıcı ortamlara verilmektedir. Genel olarak bu ortamlar en yakında bulunan deniz, göl, ırmaklar gibi ortamlar olup, burada yaşayan organizmalar ve diğer canlı türleri için oldukça olumsuz sonuçlar görülmektedir. Bu açıdan atıksu kontrolü ve çevreye etkileri çok önemli bir konudur (Uğurlu 2004). Gün geçtikçe artan nüfusla birlikte kısıtlı olan temiz su kaynakları azalmakta ve suya olan ihtiyacın artmasıyla, su gün geçtikçe daha stratejik bir kaynak olmaya başlamıştır (Anaç ve Çeliker 2004).

Temiz su gereksinimi özellikle üçüncü dünya ülkelerinde kritik durumdadır. Nehirler, kanallar, haliçler ve diğer rezervuarlar, antropojenik aktiviteler, doğal prosesler, endüstriyel atıksuların rastgele deşarjından dolayı sürekli olarak kirletilmektedir. Amerika gibi kalkınmış ülkeler atıksu arıtımında sürekli artan nüfus, kentleşme ve iklimsel değişikliklerden dolayı ileride “kritik ihtiyaç” söz konusu olabileceği düşünülerek bu konu üzerine yoğun çalışmalar yapmaktadırlar (Mollah ve ark. 2001).

Kullanılabilir nitelikteki su miktarının düşük olması, suyun tekrar kullanımını gereklilik haline getirmektedir. Bu yüzden atıksu arıtımında yenilikçi, daha etkili ve ucuz teknikleri geliştirme zorunluluğu ortaya çıkmıştır (Mollah ve ark. 2001). Atıksu arıtma proseslerinin yaygın olarak kullanılanları nitrifikasyon, denitrifikasyon ve fosfor gideriminin gerçekleştirildiği biyolojik prosesler, fizikokimyasal prosesler (Mollah ve ark. 2001), biyolojik oksidasyon, adsorpsiyon, flotasyon, kimyasal koagülasyon, UV fotodekompozisyon (Gürses ve ark. 2002, Uğurlu 2004) vb.’dir.

Yaygın olarak kullanılan fizikokimyasal proseslere örnek olarak filtrasyon, iyon değişimi, kimyasal presipitasyon, kimyasal oksidasyon, karbon adsorpsiyonu, ultrafiltrasyon, ters osmoz, elektrodializ, buharlaşma, elektrokoagülasyon (EC), elektroflotasyon (Rajeshwar ve ark. 1994, Mollah ve ark. 2001) ve elektrosüzme (Stamberger 1946, Mollah ve ark. 2001) verilebilir.

Atıksu arıtım yöntemlerinden biri olan elektrokimyasal yöntem, gaz, sıvı ve katıların bulunduğu ortamlara kolaylıkla uygulanabilmekte ve endüstriyel proseslerde kirlilik problemlerinin giderilmesi için yeni ufuklar açmaktadır (Uğurlu 2004). Elektrokimyasal teknolojiye dayanan sistemler sürekli geliştirilmekte ve proseste kimyasal ilavesine gerek olmaması bu gelişimi hızlandırmaya yardımcı olmaktadır. Bu proses, klasik arıtma tekniklerinin dezavantajlarını büyük ölçüde yok etme potansiyeline sahiptir. Üstelik elektrokoagülasyon prosesinin mekanizması henüz tamamen anlaşılmamış ve atıksudan iyonik türlerin, özellikle metal iyonların etkili bir şekilde gideriminde rol oynayan faktörlerin önemi daha tam anlamıyla tespit edilmemiştir (Mollah ve ark. 2001).

20. yy.'da EC prosesi ile atıksu arıtımı çok fazla bilinmemekteydi ve kısıtlı koşullar altında denemeleri yapılmıştı. Son on yılda, bu teknoloji, metal içeren endüstriyel atıksu arıtımında Güney Amerika ve Avrupa'da giderek artan miktarlarda kullanılmaya başlanmıştır (Joffe ve Knieper 2000, Mollah ve ark. 2001).

Elektrokimyasal proseslerden olan EC, elektroliz sonucu anodun çözünmesiyle temizlenecek atıksu içerisinde metal hidroksit floklarının oluşturulmasından ibaret olan bir prosestir (Pouet ve Grasmick 1995, Uğurlu 2004). EC, çok küçük kolloidal tanecikleri uzaklaştırabilme, nispeten daha az çamur üretme, biyolojik olarak bozunmayan organik maddeleri uzaklaştırabilme veya biyolojik arıtıma hazır hale getirme, koagülant dozajının kolayca kontrol edilebilmesi, hidroksitler şeklindeki çökelekler veya floklar üzerinde adsorpsiyonla ağır metal iyonlarını uzaklaştırabilme, sürekli pH kontrolü gerektirmeme, iyi dizayn edilmiş sistemlerde %90 civarında yüksek verim elde edilebilme, yaklaşık 10 dk gibi kısa temas süresi gerektirme ve nispeten düşük yatırım maliyeti gerektirme (Vik ve ark. 1984, Do ve Chen 1994, Uğurlu 2004), alışılmış koagülasyon-flokülasyon uygulamalarına kıyasla, elektriksel alanın varlığından dolayı en küçük kolloidal parçacıkları uzaklaştırabilme (Pouet ve Grasmick 1995, Uğurlu 2004) gibi avantajlara sahiptir. Ancak bu proses, katotta üretilen H<sub>2</sub> gazının çökelmeyi engellemesi, arıtılan sudaki demir ve alüminyum iyonlarının konsantrasyonlarının nispeten yüksek olması, üretilmiş çözünmeyen hidroksitlerin elektrotlar arasında birikmesi gibi dezavantajlara da sahiptir (Vik ve ark. 1984, Do ve

Chen 1994, Uğurlu 2004). Bu dezavantajların çeşitli şekillerde giderilebileceği ve konvansiyonel atıksu arıtım proseslerine alternatif olarak sunulabileceği düşünülmektedir.

EC'nin Kuzey Amerika'da kağıt hamuru ve kağıt endüstrileri, madencilik ve metal işleme endüstrilerinden oluşan atıksuların arıtılmasında kullanıldığı belirtilmiştir. Buna ilave olarak EC, gıda maddesi atıkları (Beck ve ark. 1974, Mollah ve ark. 2001), yağ atıkları (Beck ve ark. 1974, Volkova ve ark. 1981, Mollah ve ark. 2001), boyalar (Do ve Chen 1994, Mollah ve ark. 2001), askıdaki partiküller (Donnin ve ark. 1994, Tsai ve ark. 1997, Mollah ve ark. 2001), kimyasal ve mekanik cilalama atıkları (Belongia ve ark. 1999, Mollah ve ark. 2001), deponi alanlarından organik madde giderimi (Tsai ve ark. 1997, Mollah ve ark. 2001), suyun florsuzlaştırılması (Mameri ve ark. 1998, Mollah ve ark. 2001), sentetik deterjan atıksuları (Novikova ve ark. 1982, Mollah ve ark. 2001), maden atıksuları (Jenke ve Diebold 1984, Mollah ve ark. 2001) ve ağır metal içeren çözeltilerin (Gnusin ve ark. 1977, Mroxowski ve Zielin'ski 1983, Mollah ve ark. 2001) arıtılmasında uygulanmıştır (Mollah ve ark. 2001). Elektrokimyasal yöntemlerin kullanıldığı birkısım çalışmalarda, poliaromatik organik bileşenleri içeren atıksuların arıtımında başarılı bir şekilde kullanıldığı (Panizzo ve ark. 2000, Uğurlu 2004), elektrooksidasyon ve elektrokoagülasyon yöntemleri ile organik ve inorganik atıksuların arıtımında başarılı bir şekilde kullanılabilirliği (Do ve Chen 1994, Naumczyk ve Szpgrkowiez 1996, Uğurlu 2004), yine bir diğer çalışmada elektrokoagülasyon ve elektroredüksiyon yöntemleri kullanılarak atıksulardan nitrit ve nitratın belirgin oranda giderilebileceği belirtilmiştir. Sonuç olarak, kirliliği ortadan kaldırmak ve atıksuları temizlemek için tasarlanan elektrokimyasal proseslerin ümit vaat etmekte olduğu, süre, enerji ve buna benzer diğer parametrelerin uygun şekilde kontrol edilmesi ile çevreye entegrasyon konusunda herhangi bir problemin yaşanmayacağı ileri sürülmektedir (Koparal ve Öğütveren 2002, Uğurlu 2004).

Atıksuların arıtılmasında elektrokoagülasyon yönteminin kullanılması giderek artmaktadır çünkü elektrokoagülasyon prosesinin basit ekipmana sahip olması, kısa bekletme süresi, ilave koagülasyon kimyasallarına gereksinim duyulmaması ve oluşan çamur miktarının daha az olması gibi birçok avantajı vardır (Khemis ve ark. 2006).



## 2. KOAGÜLASYON

Bu bölümde koagülasyon prosesi tanımlanarak, nasıl gerçekleştirildiği, kullanılan koagülantların neler olduğu açıklanmaktadır.

### 2.1. Koagülasyonun Tanımı ve Koagülant Türleri

Koagülasyon, kolloidal süspansiyon içindeki yüklü partiküllerin zıt yüklü iyonlarla karşılıklı çarpışması ile nötralize edilip bir araya toplanarak çökelmelerin sağlanması olayıdır. Bu amaçla, uygun kimyasal maddeler ilave edilir. Alum gibi bir kimyasal madde atıksuların arıtımı için uzun sürelerden beri geniş ölçüde kullanılmıştır. Koagülasyon, kolloidal partiküllerin net yüzey yükünün azaltılması sonucu elektrostatik itme kuvvetiyle sıkışması ile bir araya gelip yeterli Van Der Waals kuvvetiyle tutunup birikmesi ile gerçekleştirilir. Elektrolitteki zıt yüklerin neden olduğu elektriksel çift tabakanın itme potansiyelindeki azalma, yüzey yükünün azalması ile sağlanır (Eckenfelder 1989).

Koagülasyon, askıda ve kolloid formdaki atık maddelerin giderilmesinde kullanılır. 1 nm ( $10^{-7}$  cm) – 0,1 nm ( $10^{-8}$  cm) boyuttaki parçacıklar kolloid olarak tanımlanırlar. Bu partiküller kendiliğinden çökmezler ve klasik fiziksel arıtma yöntemleriyle giderilemezler (Öztür ve ark. 2005).

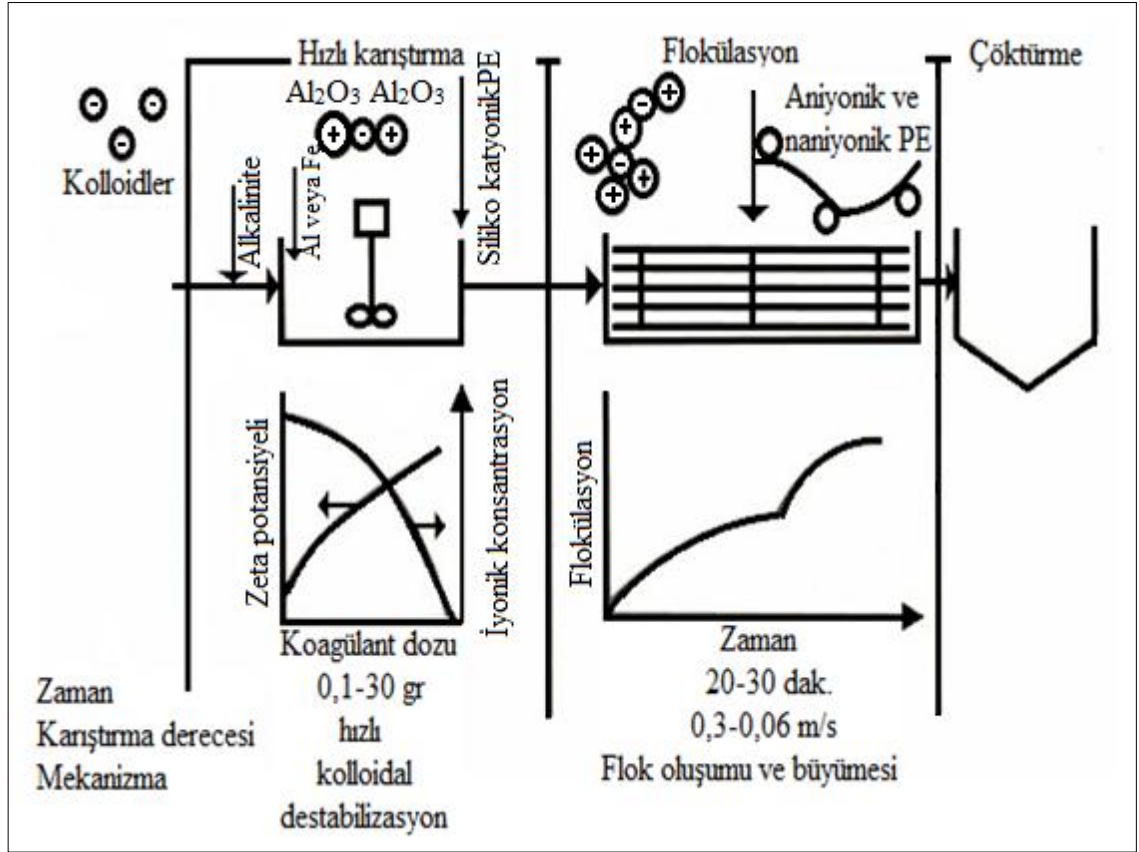
Atıksudaki kolloidler hidrofobik veya hidrofilik olabilirler. Hidrofobik kolloidler (çamur vs.) sıvı ortama bir yakınlık göstermezler ve elektrolit ortamda kararsızdırlar. Bunlar kolayca koagüle olabilirler. Proteinler gibi hidrofilik kolloidler ise suya yakınlık gösterirler. Absorbe olan su flokülasyonu geciktirir ve bu yüzden etkin bir koagülasyon için özel işlem gerektirir (Eckenfelder 1989, Öztür ve ark. 2005).

Kolloid maddeler elektriksel özelliğe sahiptirler. Bu özellikleri itici güç oluşturarak bir araya toplanmayı ve çökmeyi engeller. Kolloid maddelerin kararlılığı itici elektrostatik güçlere, hidrofilik kolloidler durumunda ise koagülasyonu engelleyen su tabakasında çözünmeye bağlıdır. Kolloid maddelerin kararlılığı önemli ölçüde elektrostatik yüke

bağlı olduğundan koagülasyon ve flokülasyonu sağlamak için bu yükün nötralizasyonu gerekir (Öztür ve ark. 2005). Yani kolloidlerin desatabilizasyonunun gerçekleşmesi gerekir. Bu olay birkaç adımda gerçekleşebilir (Şengül ve Küçükgül 1997).

1. Suya ilave edilen zıt yüklü iyonlar vasıtasıyla çift tabaka sıkıştırılarak tanecikler arasındaki itme etkisi azaltılır.
2. Suya ilave edilen metal iyonları veya polimerlerin tanecik yüzeyinde adsorblanmasıyla taneciğin yüzeyinde bulunan potansiyel azaltılır.
3. Koagülantların ilavesiyle oluşan metal hidroksitler çökerken beraberinde kolloidleri de sürükler.
4. Organik polimerlerin suya verilmesi durumunda kolloidlerin etrafını sararak köprü oluşturur.

Zeta potansiyeli, elektrostatik yükün büyüklüğü ile yani stabilizasyonun derecesi ile ilgilidir. Kolloid bir çözeltide stabilizasyonun bozulması dolayısı ile çökmenin sağlanması için zeta potansiyelinin düşürülmesi gerekir. Endüstriyel atıksuların çoğunda kolloid maddeler negatif yüklü olduğundan atıksuya yüksek değerlikli katyon ilavesi ile zeta potansiyeli düşürülür. Optimum koagülasyon zeta potansiyeli sıfır olduğunda ortaya çıkar, bu nokta izoelektrik noktası olarak adlandırılır. Etkin bir koagülasyon  $\pm 0,5$  mV zeta potansiyeli aralığının üstünde oluşur. Koagülasyon prosesi mekanizması Şekil 2.1'de verilmiştir (Eckenfelder 1989, Öztür ve ark. 2005).

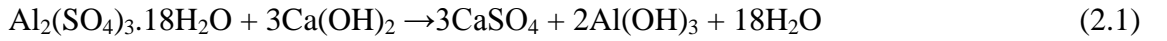


**Şekil 2.1.** Koagülasyon mekanizması (Öztür ve ark. 2005)

Koagülasyon ve flokülasyon prosesi üç ana bölümden meydana gelmektedir. Birincisi koagülant ilavesi ile hızlı karıştırma, ikincisi yardımcı koagülant madde ilavesi ile yavaş karıştırma ve son olarak oluşan yumakların çökeltmesi için çökelme işlemlerinden oluşur. Hızlı karıştırma işlemi ile koagülant maddenin suya hızlı bir şekilde homojen olarak dağılması sağlanır. Bu işlem oldukça kısa olmakla birlikte 15 sn - 5 dk arasında gerçekleşebilir. Ancak süre uzadıkça oluşan yumakların kırılması söz konusu olabilir. Bu uygulamada hız 200 rpm - 300 rpm arasında kullanılabilir. Yavaş karıştırma işlemi taneciklerin bir araya getirilip yumakların daha da büyük hale getirilmesi için yapılır. Karıştırma genellikle 15-45 dk arasında ve 20-120 rpm arasında gerçekleştirilmektedir. Oluşan yumakların çökerek uzaklaştırılması için çöktürme süresi 30-60 dk arasındadır (Şengül ve Küçükgül 1997).

### 2.1.1. Su ve Atıksu Arıtımında Kullanılan Koagülantlar ve Özellikleri

Koagülasyon ve flokülasyon işlemlerine birçok unsur etki etmektedir. Bunlar pH, su kalitesi, karıştırma hızı ve süresi, sıcaklık, koagülant madde cinsi, suyun alkalitesi vb. olarak sıralanabilir. Bu işlemde kullanılan en önemli koagülantlar  $Al^{+3}$ ,  $Fe^{+3}$  tuzları ve kireçtir. Alkalinite bulunan bir ortamda suya alum ilave edildiğinde aşağıdaki reaksiyon gerçekleşmektedir (Öztür ve ark. 2005).



Alüminyum hidroksit  $Al_2O_3 \cdot xH_2O$  kimyasal formunda olup amfoterik yapıdadır. Yani asit ya da baz gibi davranır. Asidik şartlarda:

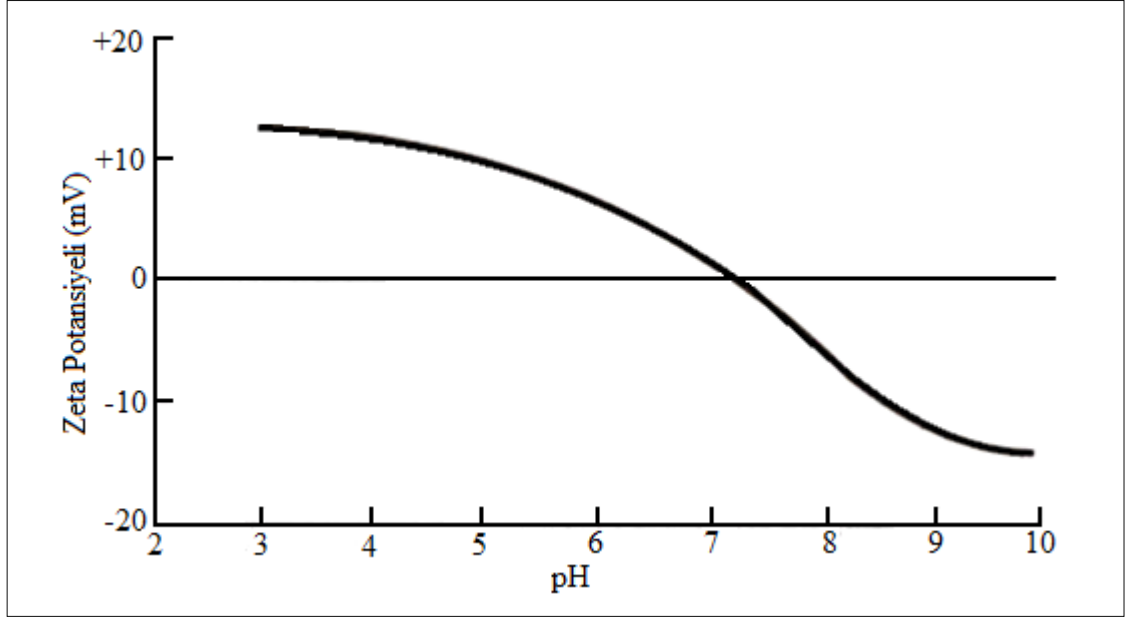


pH 4'te çözüldüde 51,3 mg/L  $Al^{+3}$  mevcuttur. Alkali şartlarda ise susuz alüminyum oksit çözünür:



Alum flokları pH 7'de çok az çözünür. pH 7,6'nın altında ise flok yükü pozitif, pH 8,2'nin üstünde ise negatiftir. Bu limitler arasında flok yükü karışıktır. Bu ilişki zeta potansiyeline bağlı olarak Şekil 2.2'de verilmiştir.

Bununla birlikte sulu ortamın pH değerine bağlı olarak  $Al(OH)^{+2}$ ,  $Al_2(OH)_2^{+4}$  ve  $Al(OH)_4^-$  gibi diğer iyonik türler sistemde mevcut olabilir.



**Şekil 2.2.** Alüminyum hidroksit için zeta potansiyeli-pH ilişkisi (Öztür ve ark. 2005).

Demir tuzları da yaygın olarak kullanılan bir koagülananttır. pH 3-13 aralığında çözünmeyen sulu demir hidroksit oluşur:

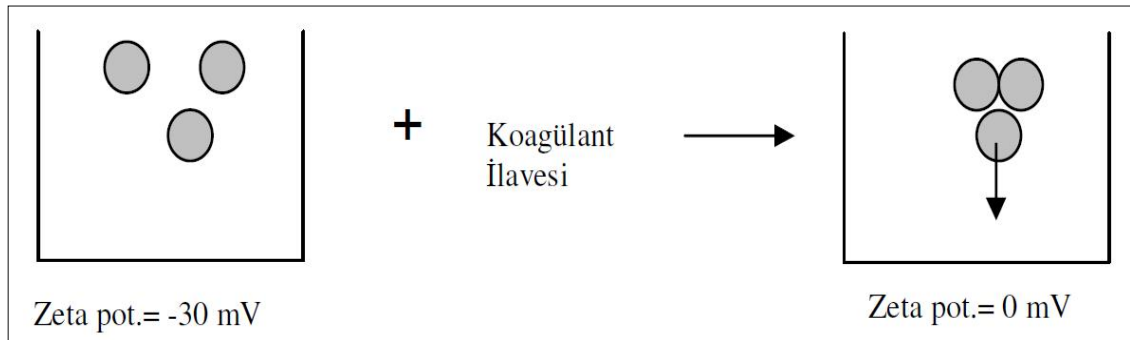


Asidik pH'da flok yükü pozitif; alkali pH'da negatif; pH 6,5-8,0 aralığında ise karışık yüklüdür. Ortamda anyonların bulunması flokülasyon derecesini etkiler. Sülfat iyonu asit aralığında flokülasyonu yükseltir, alkali aralığında ise düşürür. Klorür iyonu hem asit hem bazik pH' da biraz yükseltir. Kireç gerçek bir koagülan değildir ancak bikarbonat alkalitesiyle birleşerek kalsiyum karbonat, ortofosfat ile birleşerek kalsiyum hidroksiapatit oluşturur.

Magnezyum hidroksit yüksek pH seviyelerinde çöker. İyi ayırma için ortamda bir miktar jelimsi  $\text{Mg}(\text{OH})_2$  olması gerekir, ancak bu durumda oluşan çamurun susuzlaştırılması zorlaşır. Kireç çamuru genellikle sıkıştırılabilir, susuzlaştırılabilir ve tekrar kullanım için kalsiyum karbonatı kirece dönüştürmek üzere kalsinleştirilir (Öztür ve ark. 2005).

Bir sıvı içerisinde disperse halde bulunan katı taneleri genellikle belirli bir yüzey elektrik yüküne ve zeta potansiyele sahiptir (Çelik ve Ersoy 2004). Aynı elektrik yükünü taşıyan taneler, elektrostatik olarak birbirlerini itmekteler ve böylece çökmeden askıda durabilmektedirler. Tanelerin bir araya gelmesine diğer bir engel ise tanelerin yüzeylerine adsorplanmış su tabakasıdır. Bu su tabakası da tanelerin birbirlerine iyice yaklaşmasına engel olmakta ve taneler arasındaki Van der Walls (VdW) çekim kuvvetlerinin etkinliğini azaltmaktadır (Gregory 1989).

Ortama ilave edilecek bir kısım inorganik elektrolitler yani  $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ ,  $AlCl_3$ ,  $FeCl_3$ ,  $Ca(OH)_2$ ,  $Mg(OH)_2$  gibi koagülantlar yardımıyla katı tanelerinin zeta potansiyelleri sıfıra veya sıfıra yakın bir değere indirilerek aralarındaki elektriksel çift tabaka (EÇT) itme kuvvetleri (yani elektrostatik itme kuvvetleri) yok edilebilir veya azaltılabilir. Böylece taneler arasındaki VdW çekim kuvvetleri egemen hale gelerek taneleri bir araya getirir ve bu işleme de koagülasyon denir (Şekil 2.3). Koagüle olmuş yani topaklanmış bu taneler ise yerçekimi kuvvetinin etkisiyle çöktürülebilmektedir.



**Şekil 2.3.** Bir süspansiyondaki disperse partiküllerin koagülasyonu (Alptekin 2006)

Bir katının su içerisindeki yüzey yükü ve dolayısıyla zeta potansiyeli şu sebeplerden kaynaklanabilir (Çelik ve Ersoy 2004).

1. Tane yüzeylerindeki karboksil (-COOH), hidroksil (-OH), amin (-NH<sub>2</sub>) gibi fonksiyonel grupların iyonizasyonundan (dissosiasyonundan).
2. Katının kristal yapısını oluşturan latis iyonlarının tercihli çözünmesinden.

3. Kristal yapının oluşumu sırasında yüksek valanslı ( $\text{Si}^{+4}$  gibi) katyonlar yerine düşük valanslı ( $\text{Al}^{+3}$  gibi) katyonların geçmesinden.
4. Boyut küçültme işlemleri (kıırma-öğütme) sırasında meydana gelen bağ kırılmalarından ve kristal yapı kusurlarından.
5. Süspansiyondaki bir kısım iyonların tercihli adsorpsiyonundan (spesifik adsorpsiyonundan).

En yaygın kullanılan koagülantlar; alum ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ), demir klorür ( $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) ve alüminyum klorür ( $\text{AlCl}_3$ ) olup bunlardan başka sönmüş kireç ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ),  $\text{Mg}(\text{OH})_2$ ,  $\text{Mg}_2\text{CO}_3$ , sodyum aluminat ( $\text{NaAlO}_2$ ) ve  $\text{FeSO}_4$ 'dır. Bunlardan en yaygın kullanılanları aşağıda kısaca tanıtılmaktadır.

Alum: Kısaca alum olarak ifade edilen bileşiğin kimyasal formülü  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ 'dur. Suda kolayca çözünebilir. Alum ile koagülasyon düşük pH'larda ( $\text{pH} < 4$ ) genellikle yük nötralizasyonu ile gerçekleşirken, nötral pH'larda ( $\text{pH} 6-8$ ) sıyırma (sweep) mekanizmasıyla gerçekleşmektedir. Çünkü düşük pH'larda süspansiyonda bol miktarda serbest  $\text{Al}^{+3}$  iyonları bulunurken orta ve yüksek pH'larda hidroksilli Al bileşiği olan  $\text{Al}(\text{OH})_3$  çökeleği oluşur (Gregory 1989, Zete-Meter Inc. 1993). Diğer yandan süspansiyona giren alum dozajının da süspansiyon pH'ı üzerinde ve dolayısıyla da çökelek oluşumunda etkili olduğu ve 30 mg/L'den daha yüksek dozajlarda genellikle sıyırma mekanizmasının etkili olduğu ifade edilmektedir (Zete-Meter Inc. 1993).

Polialüminyum klorit: Polialüminyum klorit (PAK) alüminyum kloritin kontrollü şartlar altında kısmi nötralizasyonu ve polimerizasyonu ile elde edilmektedir (Gregory 1989). Eğer yük nötralizasyonu ile koagülasyon söz konusu ise PAK kullanımı daha avantajlı olabilir. Yaklaşık kimyasal formülü  $[\text{Al}(\text{OH})_{15}(\text{SO}_4)_{0.125}\text{Cl}_{1.25}]_n$ 'dir (İpekoğlu 1997).

Demir Klorit ve Demir Sülfat: Klorürlü bileşikleri  $\text{FeCl}_3$  veya  $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  ve sülfatlı olanları ise  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  kimyasal formülüne sahiptir ve genellikle granül halde üretilir. Suda yeterli tabii alkanite yoksa suya sönmüş kireç eklenir. Optimum pH 4-12'dir. Alume oranla kullanımı daha azdır.

Hızlı karıştırma tanklarında, koagulant maddeleri uniform şekilde karıştırmak ve askıda katı maddelerle kimyasalları yeterli şekilde temasa geçirmek için mekanik karıştırıcılar kullanılır. Enerji tüketimini ve işletim giderlerini düşürmek için bazı tesislerde perdeli hidrolik karıştırma yapıları da kullanılır. (www.geocities.com.tr)

## **2.2. Koagülasyon Mekanizmaları**

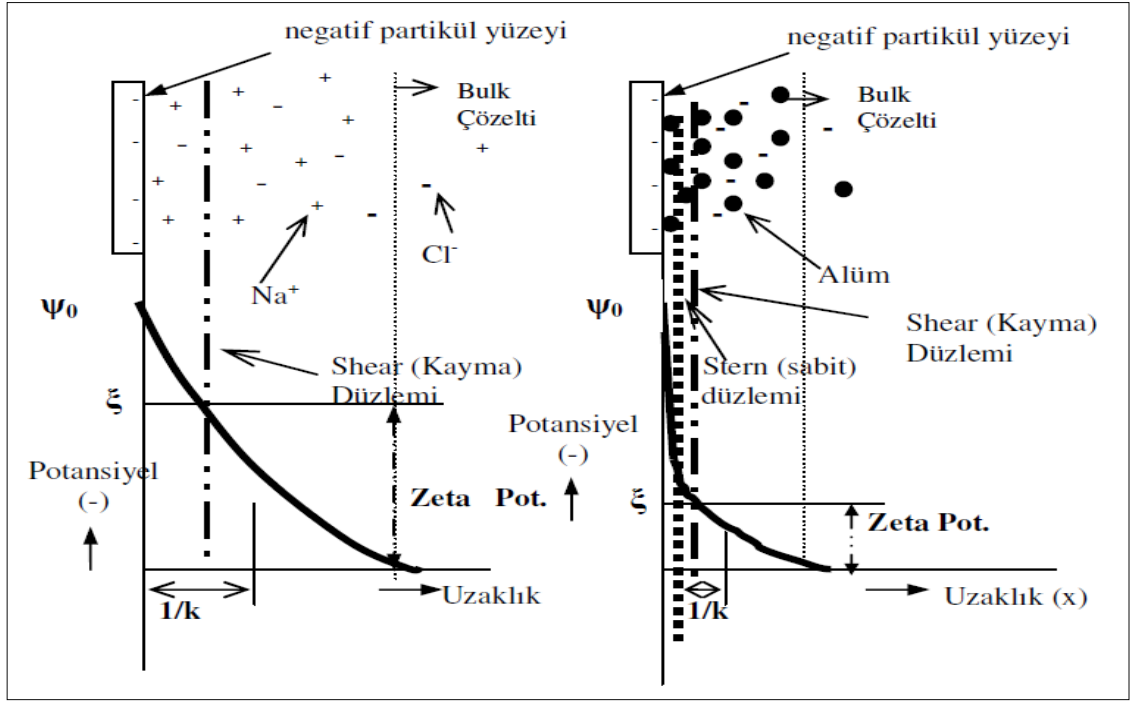
2 çeşit koagülasyon mekanizması vardır.

- 1- Yük nötralizasyonu ile koagülasyon
- 2- Süpürme koagülasyonu (Sweep coagulation)

### **2.2.1. Yük Nötralizasyonu ile Koagülasyon**

Kil taneleri su içerisinde negatif bir yüzey yüküne ve zeta potansiyele sahiptir. Ortama bir koagülant yani alum ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ) ilave edildiğinde süspansiyonun pH'ına da bağlı olarak ortaya çıkan serbest haldeki  $\text{Al}^{+3}$  iyonları hem tane yüzeyindeki negatif yük merkezlerine adsorplanarak (yük nötralizasyonu ile) ve hem de tanenin elektriksel çift tabakasını bastırarak tanenin zeta potansiyelini düşürür (Şekil 2.4). Zeta potansiyeli azalan veya sıfır olan tanelerin itme gücü de azalacağından taneler arasındaki VdW çekim kuvvetleri baskın hale gelecek ve böylece taneler topaklanabileceklerdir.

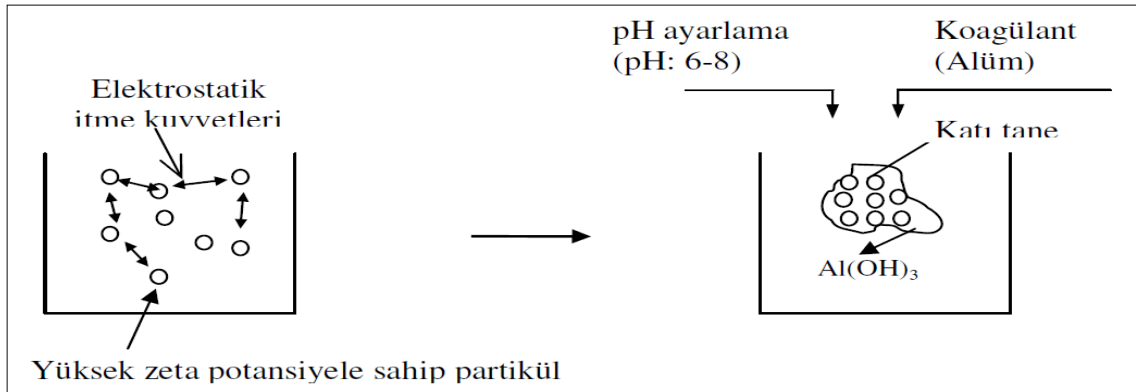




Şekil 2.4. Yük nötralizasyonu ile koagülasyon (Alptekin 2006)

### 2.2.2. Süpürme Koagülasyonu (Sweep Coagulation)

Diğer yandan bu yük nötralizasyonu ve elektriksel çift tabakanın bastırılması mekanizmalarından hariç olarak alum gibi koagülantların neden olduğu bir başka mekanizma daha vardır. Alum özellikle bazik ve nötral pH'larda Al(OH)<sub>3</sub> gibi suda çözünmeyen çökelekler oluşturur. Bu çökelekler oluşurken taneleri de beraberinde tutarak bir arada çökelirler (Şekil 2.5). Buna sıyırma veya süpürme anlamına gelen “sweep” koagülasyon denilmektedir (Gregory 1989).



Şekil 2.5. Süpürme koagülasyonu (Sweep coagulation) (Gregory 1989)

### 3. FLOKÜLASYON

Bu bölümde flokülasyon prosesi tanımlanarak, nasıl gerçekleştirildiği, kullanılan flokülantların neler olduğu açıklanmaktadır.

#### 3.1. Flokülasyonun Tanımı ve Flokülant Türleri

Flokülasyon, koagülasyon işlemi sonucunda destabilize edilmiş küçük flokların yavaş karıştırılarak birleşmesi ve hızlı çökebilen büyük flokların oluşması işlemidir. Flokülasyon işlemi polimer maddelerin bağımsız partiküller arasında köprü oluşturulmasıdır. Bu mekanizma, büyük organik polimerlerin, kolloid parçacıkları adsorbsiyonu ve parçacık-polimer-parçacık bağlanma meydana gelmesi ile oluşan restabilizasyondur. Kolloid üzerinde polimerin adsorbe olabileceği yerlerin olması durumunda çökeltme gerçekleşir.

Polielektrolit hareketler 3 kategoride incelenebilir. İlk grupta, polielektrolit hareketleri koagülant olarak davranış gösterir. Atıksu partikülleri genelde düşük yük değerlerine sahip negatif yüklüdür. Bu yüzden katyonik polielektrolitler kullanılır. Katyonik polielektrolitlerin birincil koagülantları oluşturduğu düşünülür. Polielektrolitlerin ikinci kısmı, parçacıklar arası köprü kurulmasıdır. Bu grupta polimerler anyonik veya non-iyoniktir. Partiküllerin yüzeyine tutunma blokları şeklinde tutulmalar olarak çökeltide bulunur. Polimer yüzeyinde iki veya daha fazla parçacık arası tutunmalar olduğunda bir köprü oluşur. Flokülasyon işlemi boyunca köprü kurmuş parçacıklar ile diğer köprülü parçacıklar arası eşleşmeler 3 boyutlu oluşumları meydana getirir ve çözeltiden kolaylıkla uzaklaşabilir.

Polielektrolitlerin 3. tip hareketleri, koagülasyon-köprülenme olarak söylenebilir. Çok büyük molekül ağırlıklı katyonik polielektrolitler olup, düşük yük ve parçacık köprüler formundadır. Bu gruplar arasında, sentetik polimerler ve özellikle koagülant ve flokülantlar sulu ortamlardaki askıda maddelerin separasyonunu kolaylaştırmak için kullanılır. Çok çeşitli separasyon prosesinden çamur susuzlaştırmaya kadar geniş bir kullanım alanları vardır.

Bir sıvının içinden katı maddelerin ayrılması partiküllerin yoğunluğundan gözle görülür bir şekilde farklı olması durumunda hızlı bir şekilde meydana gelir. Partiküller ya çöker ya da sıvının üzerinde yüzer. Zorluk partiküllerin büyüklüğünden dolayı su içinde askıda kalması ile oluşur. Bu durumda separasyonu koagülantlar ve flokülantlar yerine getirir.

Köprü oluşumu polimer zincirlerinin değişik partiküllerini çekerek, partiküllerin yığın halinde çökmesine yardımcı olmasını sağlar. Flokülantlar, partiküllerin taşıdığı elektriksel yükleri dengeleyecek aktif yük grupları taşırlar. Flokülantlar partikülleri köprü oluşumu dışında nötralizasyon yoluyla destabilizasyon sağlayarak da çökmeyi meydana getirir.

Flokülasyon işlemi yavaş karıştırma, havalı karıştırma mekanik karıştırma ve hidrolik karıştırma işlemleriyle yapılır. En çok mekanik karıştırıcılar tercih edilmektedir (Alkan ve ark. 2006).

### **3.1.1. Su ve Atıksu Arıtımında Kullanılan Flokülantlar ve Özellikleri**

Flokülantlar organik esaslı polimerler veya polielektrolitlerdir. En önemli özellikleri çok yüksek molekül ağırlığına sahip olmalarıdır (molekül ağırlıkları 20 000 000'a kadar çıkabilmektedir).

Flokülantlar genel olarak 3 şekilde sınıflandırılabilir.

1. Flokülant kaynağına göre sınıflandırma
2. İyonizasyon durumuna göre sınıflandırma
3. Molekül ağırlığına göre sınıflandırma

1-Flokülant Kaynağına Göre Sınıflandırma: Flokülantlar kaynağına göre 2 sınıfa ayrılır.

a-) Doğal Flokülantlar: Nişasta, reçine, aljinat (deniz yosunu) veya çeşitli bitki ve sebze tohumlarından elde edilen doğal organik maddelerdir (Gregory 1989). Fakat bunların molekül ağırlıkları sentetik flokülantlara göre çok düşük ve flokülasyon kabiliyeti daha

zayıftır. Bu yüzden pratikte en çok kullanılanlar aşağıda anlatılan sentetik flokülantlardır.

b-) Sentetik Flokülantlar: Sentetik flokülantlar sıvı, emülsiyon veya katı (granül) olarak üç farklı fiziksel formda üretilebilmektedir. Mermer atıksu arıtımında genelde katı granül haldeki sentetik flokülantlar kullanılmaktadır. Sentetik olarak elde edilen en önemli ve en yaygın flokülant poliakrilamid (PAA) ve onun türevleridir. PAA, akrilamidin sulu polimerizasyonu ile elde edilmektedir.

2- İyonizasyon Durumuna Göre Sınıflandırma: Flokülantlar iyonizasyon durumuna göre 3 sınıfa ayrılır.

a-) Non-İyonik Flokülantlar: Non-iyonik flokülantlardan en önemli ve en yaygın kullanılanı PAA esaslı flokülantlardır. Bundan başka kullanılacak diğer tür non-iyonik flokülantlar da polivinil alkol (PVA), polietilen oksitlerdir (PEO) (Gregory 1989).

b-) Anyonik Flokülantlar: Diğer birçok arıtma tesislerinde olduğu gibi mermer atıksularının (süspansiyonunun) flokülasyonunda da genellikle yüksek molekül ağırlıklı anyonik flokülantlar kullanılmaktadır. Yukarıda da ifade edildiği gibi günümüzde en çok kullanılan flokülant olan poliakrilamid (PAA) esas itibariyle iyonik olmayan (non-iyonik) bir flokülant olup anyonik tip flokülantlar (örneğin sodyum poliakrilat) bu poliakrilamidin bazı amid gruplarının (-NH<sub>2</sub>) bazik ortamda (örneğin NaOH ile) hidroliziyle veya akrilikasit (CH<sub>2</sub>=CHOOH) ile kopolimerizasyonu (birarada polimerleşmesi) sonucu elde edilebilmektedir.

c-) Katyonik Flokülantlar: Poliakrilamidden anyonik flokülant türetildiği gibi uygun bir katyonik monomer (genellikle dimetil-aminoetil akrilat veya metil akrilat gibi akrilamidin amin türevleri) ile kopolimerizasyonu sonucu katyonik PAA yani katyonik tür flokülant elde edilebilir. Flokülantın yapısına giren bu amin türevleri polimerizasyon sonucu kuaterner amin formuna dönüşmektedir. Anyonik PAA'da olduğu gibi katyoniklerde de polimerizasyon reaksiyonları kontrol edilerek istenilen katyoniklik

derecesinde ve molekül ağırlığında PAA elde edilebilir. PAA esaslı bu flokülantlardan başka kullanılacak katyonikler: Polietilen amin, Polidialydimetilamonyum klorit (Catfloc) (Gregory 1989). Katyonik flokülantlar katyoniklik derecesine göre zayıf katyonik, orta katyonik ve güçlü katyonik gibi sınıflara ayrılabilirler.

3- Flokülantların Molekül Ağırlıklarına Göre Sınıflandırılması: Flokülantlar molekül ağırlıklarına göre Çizelge 3.1'deki gibi sınıflandırılırlar.

**Çizelge 3.1.** Flokülantların molekül ağırlıklarına göre sınıflandırılması (Alptekin 2006)

Molekül Ağırlığı	Genel Tanımlama
10 milyon ve üstü	Çok yüksek
1 – 10 milyon	Yüksek
200 000 – 1 milyon	Orta
100 000 – 200 000	Düşük
50 000 – 100 000	Çok düşük
50 000'den az	Çok çok düşük

Bazı kimyasalların ilavesi ile daha büyük hızla çöken flok oluşumu ile koagülasyon hızlanır. Bu kimyasallara örnek olarak, kil, polielektrolit (anyonik, katyonik, nanyonik), aktifsilika vb. maddeler kullanılmaktadır.

Aktifleştirilmiş silika çok ince alüminyum hidrat parçacıklarını birbirine bağlayan kısa zincirli bir polimerdir. Silika yüksek dozlarda, elektronegatif özelliğinden dolayı flok oluşumunu engeller. En uygun doz 5-10 mg/L'dir (Öztür ve ark. 2005).

Polielektrolitler yüksek molekül ağırlıklı polimerlerdir. İçerdikleri adsorplanabilen gruplardan dolayı partiküller veya yüklü floklar arasında köprü oluştururlar. Alum veya demir klorür ile birlikte düşük dozlarda (1-5 mg/L) polielektrolit ilavesi ile büyük floklar (0,3-1 mm) oluşur. Polielektrolitler pH'dan etkilenmeksizin kolloidin etkin yükünü azaltarak koagülasyonu sağlarlar. Üç tip polielektrolit vardır: **katyonik polielektrolitler**, negatif kolloid veya flokları adsorblar; **anyonik polielektrolitler**, kolloid parçacıklarda anyonik gruplarla yer değiştirerek kolloid ve polimer arasında hidrojen bağına izin verir; **iyonik olmayan (nan-iyonik) polimerler** ise katı yüzeyleri ile polimerdeki polar gruplar arasında hidrojen bağı ile parçacıkları adsorblayarak

floklaşmalarını sağlar. Koagülantların genel uygulamaları Çizelge 3.2’de verilmiştir (Öztür ve ark. 2005).

**Çizelge 3.2.** Kimyasal koagülant uygulamaları (Öztür ve ark. 2005)

Kimyasal Proses	Dozaj (mg/L)	pH	Açıklama
Kireç	150-500	9-11	Kolloid koagülasyonu ve P giderimi. Düşük alkalinite, yüksek ve değişken temel reaksiyonlar: $Ca(OH)_2 + Ca(HCO_3)_2 \rightarrow 2CaCO_3 + 2H_2O$ $MgCO_3 + Ca(OH)_2 \rightarrow Mg(OH)_2 + CaCO_3$
Alum	75-250	4,5-7	Kolloid koagülasyonu ve P giderimi. Yüksek alkalinite, düşük ve kararlı temel reaksiyonlar: $Al_2(SO_4)_3 + 6H_2O \rightarrow 2Al(OH)_3 + 3H_2SO_4$
FeCl <sub>3</sub> , FeCl <sub>2</sub>	35-150	4-7	Kolloid koagülasyonu ve P giderimi.
FeSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	70-200	4-7	Yüksek alkalinite, düşük ve kararlı fosfat çıkış suyunda bir miktar demirin olmasına izin veriliyorsa veya kontrol edilebiliyorsa. Ekonomik atık demir kaynağı varsa (çelik endüstrisi). Temel reaksiyonlar: $FeCl_3 + 3H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 3HCl$
Katyonik Polimer	2-5	Fark yok	Kolloid koagülasyonu veya metalle birlikte koagülasyon yardımcısı olarak. İnert kimyasal birikimi istenmediğinde.
Anyonik ve bazı iyonik olmayan polimerler	0,25-1	Fark yok	Flokülasyon ve çöktürme hızını arttırmak için yardımcı olarak ve filtrasyon için flokları güçlendirmek için.
Ağartıcılar ve kil	3-20	Fark yok	Çok seyreltik kolloidal karışımları bağırlandırmak için.

Koagülasyonda kompleks reaksiyonlar söz konusu olduğundan optimum pH dozu ve koagülant dozajını tespit etmek için laboratuvar çalışmaları yapılmalıdır. Bu çalışmalar Jarrest ve Zeta potansiyeli kontrolü ile gerçekleştirilir.

#### 4. ELEKTROKİMYASAL PROSESLER

Elektrokimya; kimyasal enerji ile elektrik enerjisi arasındaki bağıntıları, bu iki enerjinin karşılıklı dönüşmelerini ve bunlarla ilgili olayları inceleyen bilim dalıdır. Elektrokimyasal arıtım proseslerinin genel mekanizmasında koagülasyon, adsorbsiyon, absorpsiyon, çöktürme ve flotasyon prosesleri bulunur (Ihara ve ark. 2004). Son yıllarda elektrokimyasal arıtım prosesi çevreye uyumlu ve çok yönlü bir arıtım prosesi olmasından dolayı atıksu arıtımında oldukça dikkat çekmektedir. 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.

Elektrokimyasal teknolojiler daha temiz bir çevre anlayışıyla son 20 yılda çevresel elektrokimya teknolojilerine odaklanmaktadır. Çevresel elektrokimya çevresel kirlilikleri minimize etmek ve önlemek için gazlardan, sıvılardan ve topraktan kirliliklerin giderimi için kullanılan elektrokimyasal teknikleri ya da yöntemleri içermektedir. Özellikle, kirliliklerin atmosfere emisyonunu, sulara deşarjını ve katı kirliliklerinin sahalara bertarafını minimize etmek için kullanılmaktadırlar. Özellikle ağır metallerin sıvılardan arıtılmasında kullanılmaktadır. Ağır metaller çok toksik ve çevreye ciddi zararları olan maddelerdir. Metallerin geri kazanımı proseslerinde de kullanılmaktadır. Organik ve inorganik maddelerin gideriminde de etkin proseslerdir (Janssen ve Koene 2002).

Elektrokimya, endüstriyel proseslerde kirlilik problemlerinin giderilmesi için yeni ufuklar açmaktadır. Bu yöntemin avantajları; ana reaktifin elektron olması, elektrokimyasal işlem sonucunda yeni ürünlerin geliştirilmesi veya mevcut atıkların daha az zararlı hale getirilmesini sağlayarak ekolojik dengeyi bozmamasıdır. Bu işlem endüstriyel prosesin son aşamasında katı, sıvı ve gazlardan toksik bütün maddelerin uzaklaştırılmasını kapsamaktadır. Kirlilik oluşturan bileşenlerin azaltılması veya uzaklaştırılması elektrokimyasal hücrede materyalin elektrokimyasal indirgenme ve yükseltgenmesinin direkt veya indirekt olarak yerine getirilmesiyle mümkün

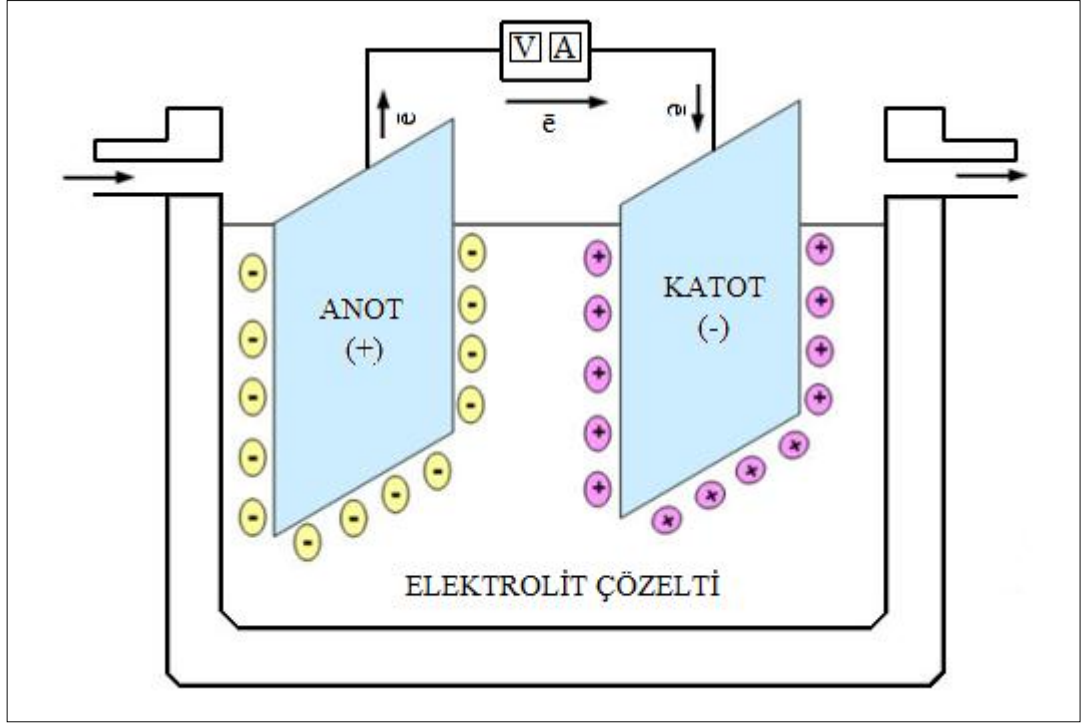
olabilmektedir. Elektrokimyasal prosesler, katı, sıvı ve gazlarda bulunan ve kirlilik oluşturan bileşenlere uygulanabilirlik, seyreltik ya da derişiklik, direkt veya indirekt indirgenme ve yükseltgenme, mikro litreden tonlarca litredeki hacimlere sahip miktarlara uygulanabilme gibi avantajlara sahiptir. Bu prosesler, diğer arıtım proseslerinde gerekenden daha düşük sıcaklık gerektirmesi, elektrotlar ve hücrelerdeki yan reaksiyonlarda, voltaj düşmesi veya akımın homojen dağılmaması durumunda meydana gelen güç kayıplarını en aza indirmenin mümkün olması gibi avantajlara da sahiptir. Bunun yanında elektrokimyasal proseslerin ortamdaki elektrolit ve elektrot ara yüzeyindeki heterojen reaksiyonlar üzerinden gerçekleşmesinden dolayı, elektrodun yüzey büyüklüğü ve kütle transferinin sınırlı olması verimini etkilemektedir (Sarıkaya 1993).

#### **4.1. Elektrokimyasal Proseslerin Esasları**

Fizikokimyanın bir dalı olarak elektrokimya, bilim ve teknolojinin birçok alanında önemli roller oynar. Üstelik elektrokimya, bugün yüzleştiğimiz ve yakın gelecekte yüzleşeceğimiz çevresel sorunlar ve enerji problemleriyle başa çıkmak için önemli bir yol olarak kabul edilmekte ve atıkların elektrokimyasal olarak ortadan kaldırılması, maliyet ve güvenlik açısından birçok yarar sağlamaktadır. En yaygın olarak kullanılan elektrokimyasal arıtım yöntemleri arasında elektrokoagülasyon, elektroflotasyon, elektrokimyasal yükseltgeme ve membran destekli elektrokimyasal arıtım yöntemleri verilebilir (Grimm ve ark. 1998).

Elektrokimyasal tepkimeler, elektrolitten ayrılan iyonik bileşiklerin anotta ve katotta yükseltgendiği veya indirgendiği heterojen iyon transferi tepkimeleridir. Anot ve katotta genellikle metal, karbon veya yarı iletken elektrot kullanılmaktadır (Özgürses 2003). Bir elektroliz hücresinin şematik görünüşü Şekil 4.1’de verilmiştir. Bir elektroliz işleminin gerçekleşebilmesi için; anot ve katot arasında bir bağlantı ve elektroliz çözeltisinde belli bir iletkenlik (anyon ve katyonlar) olması gerekir (Uygun 2003).





**Şekil 4.1.** Elektrokimyasal hücrenin şematik görünüşü (Uygun 2003)

Bir elektrokimyasal sistemde genellikle elektrokoagülasyon, elektroflotasyon ve elektrooksidasyon olmak üzere üç önemli proses birlikte yürütülmektedir. Elektrokoagülasyon prosesinde anotta yükseltgenme katotta indirgenme meydana gelmektedir (Mollah ve ark. 2001). Bu proste koagülasyon aşağıda belirtilen üç aşamada gerçekleşmektedir.

- Elektrotların elektrolitik oksidasyonu ile koagülantların oluşması.
- Kirlenmelerin destabilizasyonu, partiküllerin süspansiyonu ve emülsiyonların kırılması.
- Destabilize fazın birleşerek floklar oluşturması.

Kirlenmelerin destabilizasyonu, partikül emisyonu ve emülsiyon kırılması aşağıdaki şekilde özetlenebilmektedir.

- Anodun oksidasyonu ile oluşan iyonların etkileşimleri sonucu, yüklü türlerin oluşan iyonlar etrafındaki dağıntık çift tabakanın sıkıştırılmasını sağlaması.

➤ Anodun elektrokimyasal olarak çözülmesiyle üretilen zıt yüklü iyonların, sudaki mevcut iyonik türlerin nötralizasyonunu sağlaması. Bu zıt yüklü iyonların, partiküller arası itme kuvvetlerini, sahip oldukları Van Der Waals kuvvetleri kadar azaltarak koagülasyonu sağlaması.

➤ Koagülasyonun sonunda, suda kalan kolloidal partiküllerin birleşmesi ve birbirine tutunması ile flokların oluşması (Mollah ve ark. 2004).

**Çizelge 4.1.** Bir hücrede meydana gelen elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları (Delipınar 2007)

Anot Reaksiyonları	Katot Reaksiyonları
Anot elektron verir.	Katot elektron alır.
Anotta yükseltgenme gerçekleşir.	Katotta indirgenme gerçekleşir.
Anodik çözünme ( $Al \rightarrow Al^{+3} + 3e^-$ )	Katodik birikme ( $Cu^{+2} + 2e^- \rightarrow Cu$ )
Anyonlar anotta toplanır.	Katyonlar katotta toplanır.
Anolit bölge oluşur.	Katolit bölge oluşur.
Anot oksijen: $2H_2O + 4e^- \rightarrow O_2 \uparrow + 4H^+$	Katotta hidrojen: $2H_2O + 2e^- \rightarrow H_2 \uparrow + 2OH^-$
Klor var ise: $2Cl^- + 2e^- \rightarrow Cl_2 \uparrow$	Gazın indirgenmesi $O_2 + 4H^+ + 4e^- \rightarrow 2H_2O$

Elektrokimyasal prosesler çevre kirlilik problemlerini önlemek ve çözümede esas olan kriterler aşağıda özetlenmiştir (Rajeshwar ve ark. 1994, Delipınar 2007).

**Çok Yönlülük:** Elektrokimyasal prosesler birçok çevre probleminin çözümünde doğrudan veya dolaylı olarak kullanılabilir. Elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme sonucu, çözeltilerin derişik hale getirilmesi 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. Düşük elektriksel akım dağılımları, voltaj düşmeleri ve yan reaksiyonlardan dolayı oluşan güç kayıplarını azaltmak için uygun elektrot, hücre dizaynı ve enerji verimleri arasındaki ilişkiden yararlanılır.

**Güvenlik:** Eklenen kimyasalların miktarının az olması ve zararsız yapılarının olması nedeniyle, elektrokimyasal prosesler güvenlidir.

**Seçicilik:** Çoğu durumda uygulanan potansiyel spesifik bağları kırabilmek için kontrol altındadır. Bu nedenle de yan ürünlerin oluşumu engellenmektedir.

**Otomasyona uyma kabiliyeti:** Elektrokimyasal proseslerde elektriksel değişkenler (voltaj ve akım gibi) genellikle veri elde etmeyi kolaylaştırma, proses kontrolü ve otomasyonu için uygun özelliktedir.

**Çevre uyumu:** Elektrokimyasal proseslerde ana reaktif elektrot olup, temiz bir reaktiftir. Proseste genellikle çok fazla ekstra reaktifler gerekmemektedir. İlave olarak bu proseslerin birçoğunun yüksek seçicilik özelliğinden dolayı ikincil ürünlerin oluşumu gözlenmemektedir.

**Maliyet tesirliliği:** Elektrokimyasal ekipmanın üretimi, işletilmesi ve kontrolünün tasarlanması basit ve ucuzdur. Birçok ekipmana göre çok az bir alan işgal etmektedir (Özgürses 2003, Mollah ve ark. 2004).

#### **4.2. Elektrokimyasal Atıksu Arıtım Prosesleri**

Elektrokimyasal atıksu arıtımında en çok elektrooksidasyon, elektroflotasyon ve elektrokoagülasyon prosesleri kullanılmaktadır. Bu prosesler birlikte veya ayrı olarak bir sistem içerisinde olabilir. Atıksuda bulunan kirleticiler bu prosesler ile okside, adsorbe veya reaktör yüzeyinde birikerek ayrımı sağlanmaktadır.

Elektrokimyasal atıksu arıtım proseslerini birbirinden ayıran en önemli özellik kirleticilerin giderilmesini sağlayan elektrokimyasal prosesin şekli ve yapısıdır. Bu durumu belirleyen kullanılan elektrotların özellikleridir. Elektrooksidasyon ve elektroflotasyon proseslerinde ortama karşı dayanıklı çözünmeyen inert metal veya metal alaşımlarından yapılmış elektrotlar (Ti/Sn, Ti/Ru, Pt/Ti/Ir, çelik gibi) kullanılmaktadır. Ortam özelliklerinin oldukça önemli olduğu ortamda elektrotlardan çıkan gazlar ( $O_2$  ve  $H_2$ ) ile organik maddelerin oksidasyonu gerçekleşmektedir. Elektroflotasyonda ise oksidasyondan ziyade çıkan gazlar yardımıyla kirleticilerin reaktör yüzeyinde toplanarak ayrılması sağlanır. Elektrokoagülasyonda ortamda

özünen metal elektrotlar (Al ve Fe gibi) kullanılmaktadır. Bu elektrotlardan çözünen metal iyonları ortam koşullarına göre metal-polimer kompleksleri oluşturarak kirleticileri adsorplayarak koagüle olmaktadır. Elektrokoagülasyon prosesinde kirleticilerin kısmen de elektrooksidasyonu gerçekleşmektedir. Elektrokoagülasyonun diğere proseslerden farkı ortamdaki kirletici gideriminin oksidasyon, koagülasyon ve flotasyon olayları ile birlikte gerçekleşebilmesidir. Ancak elektrokoagülasyon prosesinde kirleticilerin oksidasyonu pek açık olmayıp, ortam şartlarına bağlıdır.

## 5. ELEKTROKOAGÜLASYON PROSESİ

Elektrokoagülasyon atıksu arıtımı ilk olarak 1889'da İngiltere'de önerilmiştir (Matteson ve ark. 1995). Daha sonra ABD'de 1909'da demir ve alüminyum elektrotlar kullanılarak elektrokoagülasyon ile atıksuların arıtımı ile ilgili bir patent alınmıştır. Büyük ölçekte elektrokoagülasyon ile içme sularının arıtımı ilk olarak 1946'da ABD'de uygulanmıştır. Bu metotta alüminyum anotlar kullanılarak elektrokimyasal hidroliz ile alüminyum hidroksit flokları oluşturulmuştur. Elektroliz ile oluşan flokların çökmesi veya sedimantasyonu hızlıdır. İçme sularından renk giderimi gerçekleştirilmiş olmaktadır. Aynı sistem ile demir elektrotlar kullanılarak 1956'da İngiltere'de nehir suları arıtılmıştır. 1946 ve 1956 yıllarında yapılan iki araştırmada renk ve bulanıklık gideriminde yüksek kalitede arıtılmış suyun elde edilmesi, sonuçların ümit verici olduğunu göstermiştir. Kimyasal koagülasyon ile karşılaştırıldığında yüksek ilk yatırım maliyetinden dolayı o yıllarda pek kabul görmemiştir. Son zamanlarda, atıksu deşarj standartlarına getirilen sınırlamalardan dolayı elektrokoagülasyon yeniden gündeme gelmiştir. 1972'de elektrokoagülasyon ile gıda endüstrisi atıksuları arıtılmıştır. Bu çalışmada; elektrokoagülasyon çözülmüş hava flotasyonu ile yapılan kimyasal dozlama ile karşılaştırılmıştır. Her iki proseste de flok oluşumu söz konusu olup, elektrokoagülasyonda daha hızlı yoğun bir floklaşma gözlenmiştir (Matteson ve ark. 1995). 1980'de Rus bilim adamları, yağlı atıksuların farklı metotlar ile arıtımını incelemişler ve elektrokoagülasyon ile bu konudaki düşüncelere yeni bakış açısı getirmişlerdir. Alüminyum elektrotlar kullanıldığında istenmeyen çökeltilerin oluşumu yukarıdaki çalışmaların ortak görüşüdür. Elektrokoagülasyon esnasında meydana gelen çökeltiler genellikle çok fazla metal hidroksit oluşumundan kaynaklanmaktadır. Bu hidroksitler çözünen elektrot malzemesinden ileri gelmektedir. Eğer alüminyum elektrotlar kullanılıyorsa, sonuçta oluşacak çökeltiler çöp sahalarına boşaltılacaktır. Elektrokoagülasyonda bundan dolayı demir elektrotlar daha fazla tercih edilmektedir. Çünkü çöp deponi alanlarında ağır metal kirliliği ortaya çıkabilmektedir. Elektrokoagülasyonda demir elektrot kullanılması halinde alüminyum elektrot kullanıldığı sistem kadar renk açısından bir şeffaflık sağlanamamaktadır. Çok az miktarda da olsa çözülmüş demir iyonları suda renk oluşumuna yol açmaktadır.

Elektrokoagülasyon proseslerinde genellikle doğru akım (DC) ve alternatif akım (AC) güç sağlayıcıları kullanılmaktadır. 1980'li yılların başında alternatif akım kullanan EC sistemleri üzerine çalışmaların yapıldığı görülmektedir. Özellikle maden endüstrisinde oluşan kömür partikülleri ve süspansiyonların stabilitesi yani kararlılığın kırılmasında alternatif akımlı elektrokoagülasyon sistemi kullanılmıştır (EPA 1993).

20. yüzyılda atıksuların arıtımında elektrokoagülasyon prosesinin kullanım düşüncesi sınırlı iken, özellikle son 20 yıl içerisinde popüleritesi ve etkinliğinin özellikle Avrupa ve Güney Amerika ülkelerinde kullanımının arttığını görmekteyiz. Kağıt ve kağıt hamuru endüstrisinde, maden ve metal proses endüstrisinde kullanılmıştır. Ayrıca gıda, yağ (APHA 1995), boya (Can ve ark. 2003), maden sanayi atıksuları (Balasubramanian ve Madhavan 2001), organik madde içeren sızıntı suları (Mollah ve ark. 2001), restaurant (Chen ve ark. 2000), flor içerikli atıksular (Balasubramanian ve Madhavan 2001), tekstil endüstrisi (Lin ve Peng 1994), sentetik deterjan ve maden üretim işlemleri atıksular (Ciorba ve ark. 2000, Balasubramanian ve Madhavan 2001), yumurta prosesi (Xu ve ark. 2002), kimyasal elyaf üretim prosesi, deri endüstrisi (Murugananthan ve ark. 2004), zeytin işleme prosesi (Adhoum ve ark. 2004), elektro kaplama (Adhoum ve ark. 2004), çamaşırhane, kimyasal ve mekanik cilalama endüstrisi, yarı iletken üretim prosesleri, petrokimya endüstrisi (Dimoğlu ve ark. 2004), tuz içerikli, deponi sızıntı atıksuları (Tsai ve ark. 1997), arsenik içerikli (Hansen ve ark. 2005), bor içerikli (Yılmaz ve ark. 2005) ve nitrat içerikli atıksuların arıtılmasında da elektrokoagülasyon kullanımı yaygınlaşmaktadır.

### **5.1. Elektrokoagülasyon Hücresi Tasarımı**

Maksimum verim alınabilmesi için elektrokoagülasyon hücresinin tasarımı yapılırken aşağıdaki faktörler göz önünde bulundurulmalıdır.

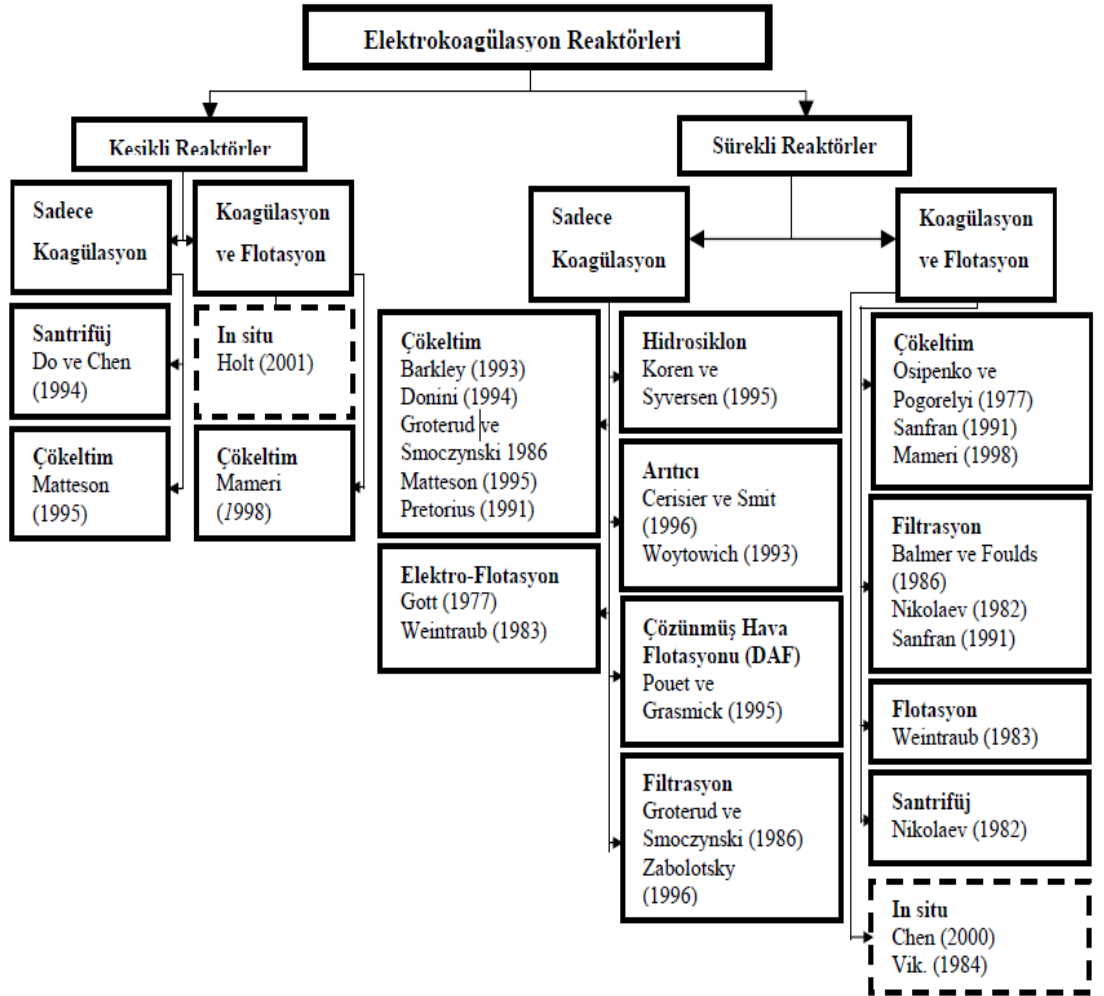
- Elektrotlar arasındaki voltaj düşmesi minimize edilmelidir.
- Elektrot yüzeylerinde oksijen ve hidrojen gaz kabarcıklarının birikimi azaltılmalıdır.
- Elektrotlar arasındaki boşluklardan kütle transferinin engellenmesi en alt seviyeye indirilmelidir.

Voltaj düşüŖüŖü;

- Elektrolit solüsyonun iletkenliğine,
- Elektrotlar arasındaki mesafeye,
- Elektrot geometrisine bağlıdır (Mollah ve ark. 2004).

Voltaj düşüŖüŖüne bağlı olarak ortaya çıkan hata oranı 3 değişik Ŗekilde minimize edilebilir (Mollah ve ark. 2004). Bunlar;

- Yüksek seviyede iletken solüsyonun kullanımı,
- Elektrotlar arasındaki mesafenin azaltılması,
- Voltaj düşüŖüŖünü telafi edecek bir elektronik cihazın kurulması Ŗeklinde ifade edilebilir.



Ŗekil 5.1. Literatürde elektrokoagülasyon reaktör türleri (Holt ve ark. 2005)

Elektrokoagülasyon reaktörü içerisindeki kütle transferi akımın türbülans hızını yükselterek artırılabilir. Türbülans elektrokoagülasyon reaktörünün içindeki akım oranını artırarak yükseltilebilir. Türbülans seviyesindeki artış aynı zamanda elektrot tabakaları yakınındaki pasivasyon katmanını azaltır. Oksijen ve hidrojen gazları gaz kabarcıkları şeklinde anotta ve katotta ortaya çıkar. Bu gaz kabarcıkları yalıtkan olarak görev yaparlar. Eğer elektrot yüzeylerinde birikmelerine müsaade edilirse yüzeyler hücrenin elektrik direncini artırır ve bunun sonucunda da optimum giderim verimi elde etmek için daha fazla elektrik enerjisi kullanımı gerekir.

Gaz kabarcıklarının birikimini minimize etmek için elektrotların civarındaki elektrolit akışı artırılmalıdır. Elektrokoagülasyon reaktörleri birçok şekilde yapılmaktadırlar. Her bir sistemin kendine özgü avantaj ve dezavantajları bulunmaktadır bunun yanında ise hepsinin değişen derecede işlevsel yeterliliği vardır.

Elektrokoagülasyon reaktörü tipleri aşağıda anlatılacaktır. Levha ve tüp terimleri anodik ve katodik yüzeyleri tanımlamak için kullanılır, kutuplama esas itibariyle tüm reaktörlerde periyodik esasa dayandırılmaktadır (Mollah ve ark. 2004).

### **5.1.1. Uzun Dikey Plaka Reaktörü**

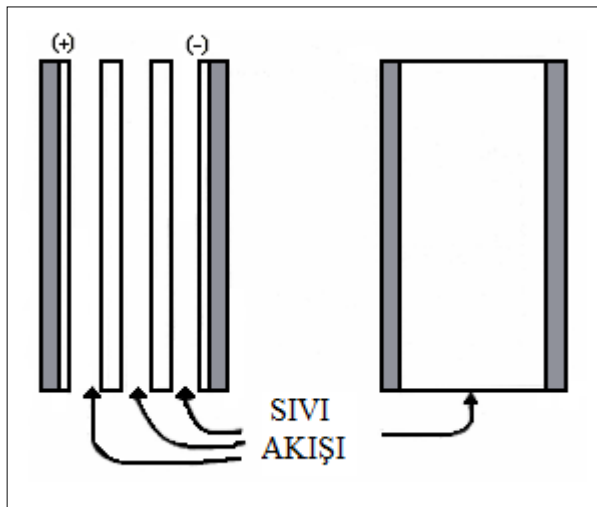
Uzun dikey plaka elektrokoagülasyon reaktör çeşidi dikey boyutu önemli oranda yatay boyutunu geçen düz çelik plakalardan yapılan elektrotlar kullanılarak oluşturulur (Şekil 5.2). Kullanılan bu plakalar tipik olarak üstü açık ya da kapalı olabilecek ancak iletken olmayan bir şekilde düzenlenir. Açık olan bölüm solüsyon seviyesi üstünde bir elektrik bağlantısına izin verir aslında elektrik oluşumu kapalı bölüm içerisindeki suyun içinde gerçekleştirilir. Suyun içinde bulunan plakalar eğer izole edici bir madde ile kaplanmazlarsa suyun içinde oluşan elektrik sayesinde hızla aşınmaya uğrarlar. İşte bu nedenle uzun dikey plaka reaktörü düzeneği karmaşıklaşmaktadır (Mollah ve ark. 2004).

Dış yüzey olarak eğer iletken olmayan bir boru ya da tüp kullanılacaksa bunların dışı özellikle PVC kullanılarak kaplanmalıdır. Bu reaktörlerde tüpü doldurmak için çeşitli



boyutlarda plakalar kullanılır bunların hepsinin de birbirine eşit mesafede ve paralel olması gerekir. İç bölgedeki dar plakalarda fazla akış kısıtlamasını sağlar. Bu yüzden akım uniform olmaz. Aynı zamanda bu dar plakalar merkeze yakın olan komşu tabakalardakinden daha az yüzey alanına sahiptir. Bu da düzensiz aşındırma ve kısa ömürlü tabakaların oluşumuna meydan verir. Akım gaz kabarcıklarının solüsyonla beraber hareket etmesi için aşağıdan yukarıya doğru olmalıdır. Bu reaktörlerde özellikle  $\frac{1}{8}$  -  $\frac{1}{4}$  inç'e kadar tabakalar kullanılır ve bu korozyona uğrayan tabakalar reaktörün dibinde birikerek buradaki boşlukları doldurur. Bu elektrokoagülasyon reaktörü dizaynı genellikle asitle yıkanmayı gerektirir. Asitle yıkama yöntemi, boşluklarda toplanan birikintileri yok etmek ve başka atıkların oluşumuna meydan vermemek için yapılmaktadır. Bazı üreticiler plakaların korozyona uğraması sonucunda aşınma meydana geldiğinde bu plakalar çıkartılabilir diye "disposable" reaktör hücresi kullanmışlardır. Bu da işlemlerin maliyetini artırır. Korozyon bir müddet sonra plakaları tıkar.

Aynı zamanda dikdörtgen kabın içinde aynı boyutlarda ve daha geniş plaka aralığı olan açık reaktörler de kullanılabilir. Reaktörün kendisi çıkartılabilen bir kartuş içinde plakalar içerir böylece plaka yenilenmesi gerekli olduğunda kaybedilen zaman en aza indirilmiş olur. Reaktörlerde aynı zamanda kısa devreyi engellemek için plakaların altında büyük boşluklar vardır. Bu reaktörün diğer tüm dikey plaka reaktörlerine nazaran fazla oranda çalışma yeteneği vardır.

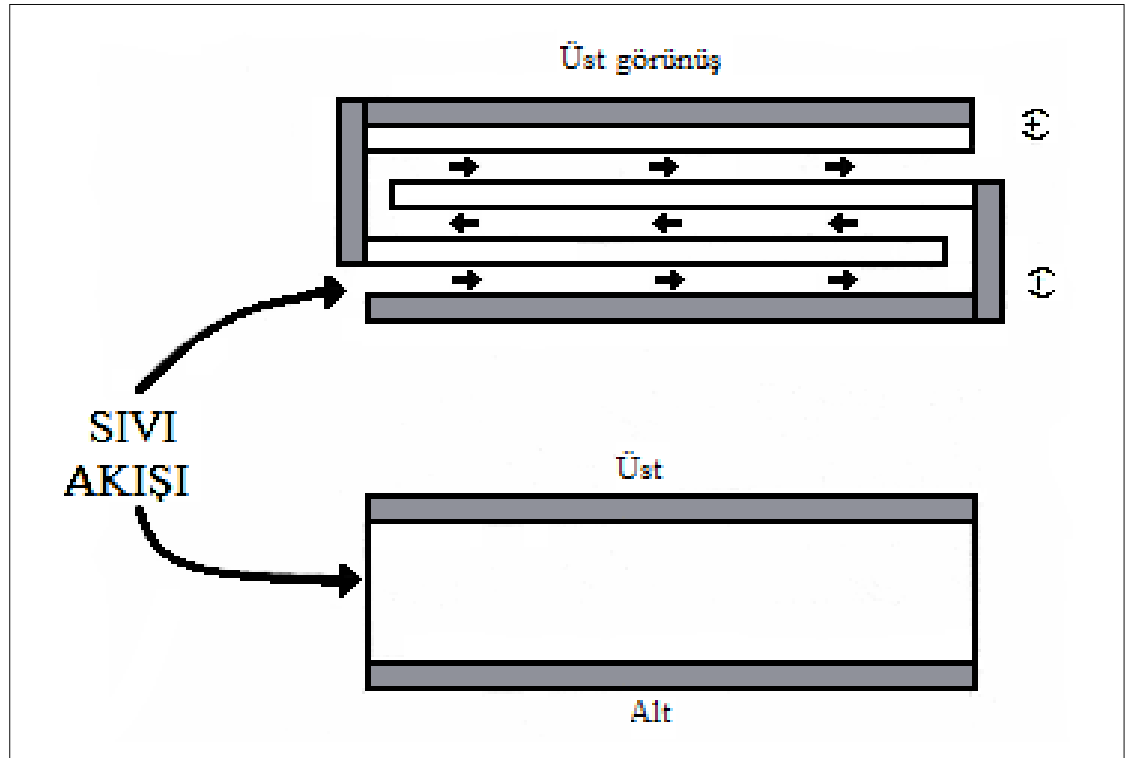


**Şekil 5.2.** Uzun dikey plaka reaktör için kullanılan elektrotlar (Orkun 2007)

### 5.1.2. Uzun Yatay Plaka Reaktörü

Bu reaktörler ya düz ya da dip kısmında yatay plakalar bulunması koşuluyla kullanılır (Şekil 5.3). Plakalar dikdörtgen ve iletken olmayan bir kap içerisinde aralıkları sağlamak için çubuk şeklinde monte edilir. Eğer korozyon oluşursa bu plakaları çıkarmak hemen hemen imkansızdır. Plakalar düz olarak monte edildiğinde gaz kabarcıkları bu plakalar arasında hareket etmeye başlar başlamaz en üst plakanın altında dirence sebep olan akıntıyla birlikte yükselirler. Bu meydana gelen gaz kabarcıkları içerisinde korozyona sebep olan oksijen vardır.

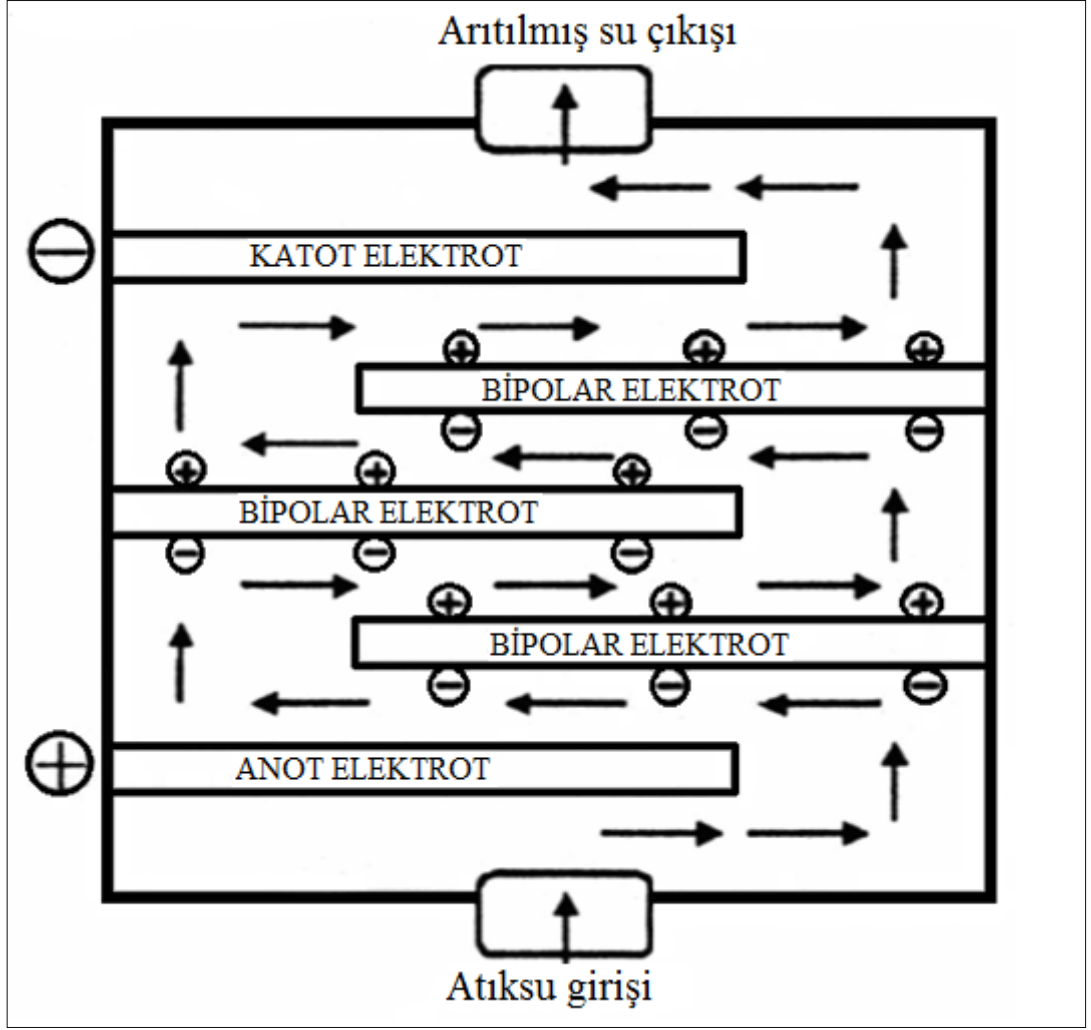
Plakalar dik olarak monte edildiğinde solüsyonun üç şekli katı, sıvı, gaz birbirinden ayrılabilir böylece sadece plakanın orta kısmı etkili olur. Bunun alt kısmı kısadır, üst kısmı da gazlarla kaplanır. Her bir plakanın kenarında biriken katı maddeler zamanla reaktörün çalışmasını engeller (Mollah ve ark. 2004).



Şekil 5.3. Uzun yatay plaka reaktör için kullanılan elektrotlar (Orkun 2007)

### 5.1.3. Kısa Yatay Plaka Reaktörü

Bu reaktörlerde kare, paralel, yatay plaklar iletken olmayan bir kap içerisinde kullanılır (Şekil 5.4). Akım kıvrım şeklinde olur böylece solüsyon plakalar arasındaki bütün boşluklardan geçebilir. Bu oluşumda çok çeşitli değişikliklerin kullanımı göz önünde bulundurulur. Su hem anoda hem de katoda yaklaşma fırsatını bulur ve tüm işlem tek bir geçitten gerçekleştirilir. Bağlantılar bu kabın içinde yapılır. Böylece kaynak ve izolasyon gerekmeden işlem gerçekleştirilir. Plakalar arasında ve reaktör kabının kenarlarındaki kısa bağlantılar korozyona uğramış plakaların çıkartılmasını kolaylaştırır. Bu tip reaktörlerde daha verimli ve yüksek konsantrasyonlu atıklarla işlem yapılabilir. Bu tip reaktörlerde düşük akış hızı kullanılmıştır. Bunun nedeni ise solüsyonu işlem sırasında daha fazla tutmak içindir. Yüksek sıvı hızında faz ayrımı gerçekleştirilemez ancak aynı zamanda sadece küçük parçacıkların giderimi sağlanır. Bu yapıda sıvı sızıntılarını önlemek zor olabilir. Bazılarında sızıntıları yakalamak için damlalıklar yapılmıştır. Aynı zamanda sıvının yayılması içinde kalkanlar kullanılmıştır (Mollah ve ark. 2004).

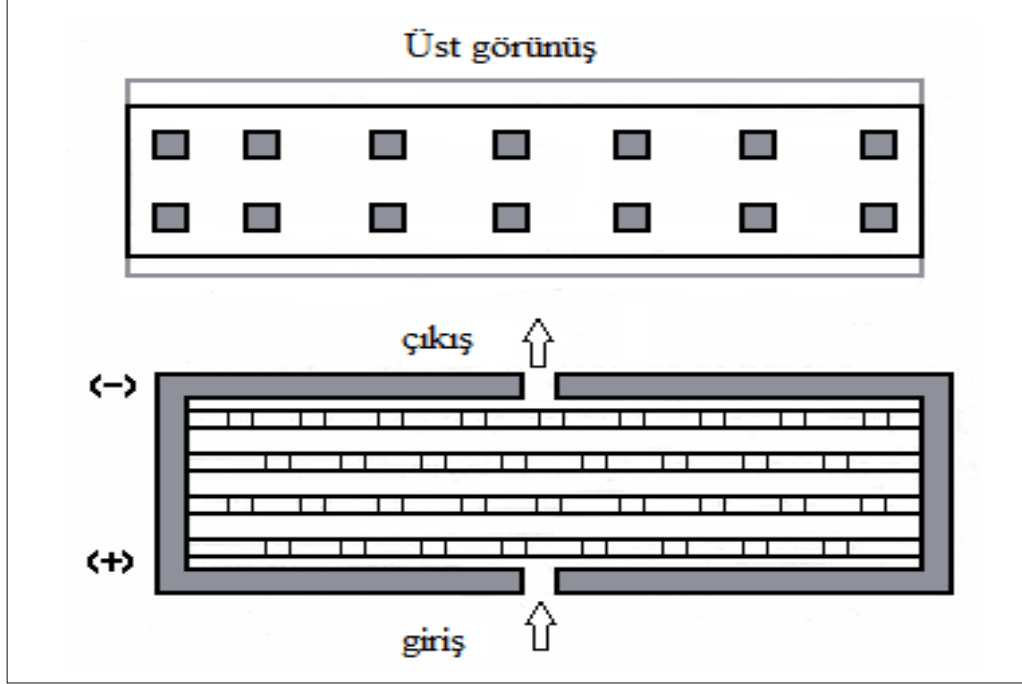


Şekil 5.4. Kısa yatay plaka reaktörü (Orkun 2007)

#### 5.1.4. Delikli Plaka Reaktörü

Aşağıda belirtilen olumsuzluklar nedeniyle delikli reaktörler ticari anlamda yaygın olmamakla birlikte burada bahsetmemiz gerekmektedir. İletken olmayan kap içerisinde tırtıklı, düz, yatay, paralel plakalı reaktörler de kullanılabilir (Şekil 5.5). Atıksular plakaların arasından değil içerisinden geçer, bu oluşum katı maddelerin ölü bölgelerde plakalar arasında hızla toplanmasını sağlar. Bu da kısa devreye sebep olur. Bunların giderilmesi için ya asitle yıkanması gerekir ya da demonte edilmesi gerekir. Delikler ve tırtıklarda plakalarla beraber korozyona uğrar, böylece tırtıkların içinden akan sıvının hızı zamanla değişir. Herhangi bir yabancı madde varlığında ise bu tırtıkların çalışması

durur. İşlevselliği duran tırtıklar hatalara sebep olur, çünkü o bölgede katı madde birikimi meydana gelir. Tırtıkların şekli bozulacağından bunlar arasında düzenli bir sıvı akışı olmayacaktır. Eğer içme suyu kullanılırsa bu reaktörler çok verimli çalışırlar (Mollah ve ark. 2004).

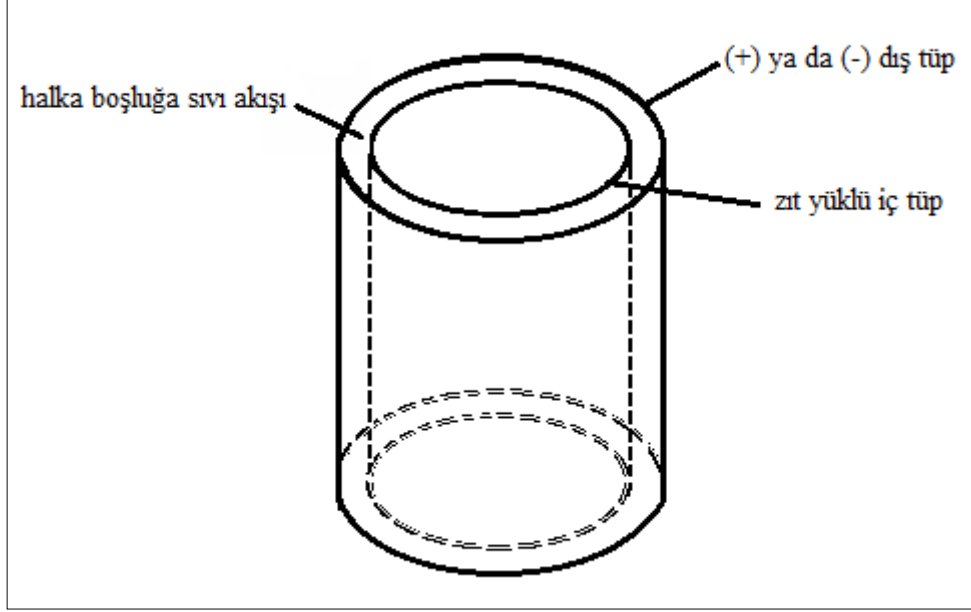


Şekil 5.5. Delikli plaka reaktör (Orkun 2007)

### 5.1.5. Katı Tüp Reaktörü

İki eş eksenli tüp ve bunları içine alan iletken olmayan üçüncü tüple birlikte üretilmiş başarılı bir reaktör çeşididir (Şekil 5.6). Tüpler iletken olmayan tellerle sarılarak ayrı ayrı tutturulur. Yuvarlak yüzey minimize edilir. Böylece reaksiyonun voltajı düşük, sıvı hızı ise yüksek tutulur. Şarjsız yüzeyler kullanılarak akım yoğunluğu değiştirme şansı yoktur. Çünkü tüpün biri anot bir diğeri katot olmalıdır. Her bir reaktif yüzeyindeki akım yoğunluğu akımın yönüne bağlı olarak değişebilir. Bu reaktörlerin sızıntı yapmasını engellemek zordur. Basınçlar tüpleri deforme ettiğinden ve kısa devreler oluştuğundan tüplerin kullanım süresi kısaldır. Bir kısa devre sıklıkla dışa doğru bir sızıntıya sebep olur. Tüpler genellikle toplu halde tutulur. Bu da kullanım zamanını artırıcı etkindir. Elektrokoagülasyonda en büyük korozyon pH' ın en düşük olduğu

solüsyonun içinde meydana gelir. Tüp içinde tüp reaktörleri ile önemli miktarda atık meydana gelir (Mollah ve ark. 2004).



Şekil 5.6. Katı tüp reaktörü (Orkun 2007)

#### 5.1.6. Delikli Tüp Reaktörü

İç ve dış tırtıklı tüplerin tek tek ya da her ikisinin birlikte kullanıldığı tüp içinde tüp şeklindedir. Bu reaktörlerde de katı tüplerde olduğu gibi aynı problemler yaşanır, ama kısa ömürlüdür. Bu sorun kısmen de olsa tüm tüpleri boru şeklindeki bir kutuya yerleştirilerek ortadan kaldırılabilir. Bu yapı akımda ve korozyonda değişikliklere yol açan birçok tüpün paralel olarak bağlanmasıyla gerçekleştirilebilir. Bu tüplerde aynı zamanda tıkanma ve tırtıklı plaka reaktörlerinden meydana gelen diğer dezavantajlara sahiptir (Mollah ve ark. 2004).

Elektrokoagülasyon prosesinin mekanizması, ortamın kimyasal özelliğine ve iletkenliğe önemli ölçüde bağlıdır. Bunun yanında pH, ortamdaki koloidal partiküllerin boyutları ve kimyasal türlerin konsantrasyonu gibi özellikler de elektrokoagülasyon prosesi üzerinde etkilidir.

## 5.2. Elektrokoagülasyon Teknolojisinin Avantajları ve Dezavantajları

Atıksu işlemlerine göre elektrokoagülasyon prosesinin avantaj ve dezavantajları aşağıda özetlenmektedir.

### 5.2.1. Avantajları

- Basit ekipmanlar ve işletme şartları gerektirmektedir.
- Atıksuların elektrokoagülasyon ile arıtılması sonucu renksiz, kokusuz ve berrak sular elde edilmektedir.
- Oluşan çamur, metal oksit ve metal hidroksitlerden oluştuğu için kolaylıkla stabil hale getirilmekte ve susuzlaştırılabilir. Çamur miktarı azdır.
- Oluşan floklar kimyasal floklara benzemekle birlikte; daha büyük floklar olma eğiliminde ve daha az bağıl su içermektedirler. Asidik ortama dirençli ve stabil olup, filtrasyonla daha hızlı ayrılabilirler.
- Kimyasal arıtma ile karşılaştırıldığında elektrokoagülasyon çıkış suyu daha az toplam çözülmüş katı madde içermektedir. Bu suların tekrar kullanılması durumunda düşük toplam katı madde seviyesi geri kazanım giderinin daha düşük olmasına katkıda bulunmaktadır.
- Elektrokoagülasyon prosesi en küçük kolloidal parçacıkları giderme avantajına sahiptir çünkü cihazların uyguladığı elektrik alan onların daha hızlı hareket etmelerini sağlayarak koagülasyonu kolaylaştırmaktadır.
- Elektrokoagülasyonda kimyasal madde kullanımından kaçınılmakta ve böylece kimyasal koagülasyonda ilave edilen yüksek konsantrasyondaki kimyasal maddelerin neden olabileceği ikincil kirlenme olasılığı ve aşırı kimyasalların nötralizasyonu problemi engellenmiş olmaktadır.
- Elektroliz sırasında üretilen gaz kabarcıkları kirleticileri çözelti yüzeyine taşıyabilmekte ve daha kolay ayrılmaları sağlanabilmektedir.
- Elektrokoagülasyon hücresi içerisindeki elektrotlar sabit konumda olup, elektriksel olarak kontrol edilmekte ve böylece daha az bakım gerektirmektedir.
- Elektrokoagülasyon prosesi, elektrik kullanımının yeterli olmadığı kırsal alanlarda üniteye eklenen güneş panelleri vasıtasıyla uygulanabilir (Delipınar 2007).

- 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.
- İşgücü ihtiyacı düşüktür.
- Birçok kontaminantı bir arada giderir. Yani alternatif proseslerde belli kontaminantları gidermede birkaç proses ardarda kullanılır. Ancak elektrokoagülasyon bu kontaminantları tek bir prosesle giderebilmektedir (Arapoğlu 2003).

### **5.2.2. Dezavantajları**

- Çözünen elektrotların düzenli olarak yenilenmesi gerekmektedir (Jiang 2002).
- Bazı yerlerde elektrik enerjisi pahalı olabilir.
- Elektrokoagülasyon prosesi ile kirletici maddelerin kısmi oksidasyonu sağlanmaktadır.
- Arıtılan sudaki demir ve alüminyum iyonlarının konsantrasyonları nispeten yüksektir.
- Katot üzerinde geçirimsiz bir film tabakası oluşumu prosesin verimliliğini düşürebilir.
- Atıksu çözeltilerinin yüksek iletkenliğe sahip olması gerekmektedir (Delipınar 2007).
- Bazı durumlarda jelatinimsi hidroksit çözünme eğiliminde olabilir.
- EC reaktör dizaynı/işletimi ve elektrot güvenilirliği konusunda sistematik katılımın eksikliği mevcuttur (özellikle kullanma ömrü dolan elektrotların pasivasyonu (metalin kimyasal olan aktif yüzeyinin aktivasyona zıt olarak çok daha az reaktif duruma dönüşmesi)) (Holt ve ark. 2005).

### **5.3. Elektrokoagülasyon Prosesinin Uygulama Alanları**

Elektrokoagülasyon prosesi aşağıda listelenen suların arıtımında kullanılmaktadır (Do ve Chen 1994, Ibanez ve ark. 1998, Chen ve ark. 2000, Panizzo ve ark. 2000, Xiong ve ark. 2001, Koparal ve Öğütveren 2002, Mollah ve ark. 2004).



- Yağ ve gres içeren atıksuların arıtımı
- Boya, tekstil ve gıda endüstrisi atıksularının arıtımı
- Galvanize sanayi atıksuları ve petrokimya endüstrileri atıksularının arıtımı
- Kağıt ve kağıt hamuru endüstrisi
- Restoran atıksuları arıtımı
- Organik madde içeren sızıntı sularının arıtımı
- Ters osmoz gibi membran teknolojilerinin ön arıtımı
- Silis, sertlik, AKM vb.lerin giderimiyle kazan besleme suyunun ön şartlandırması
- Su süspansiyonlarında kaolin, bentonit ve çok ince partiküllerin giderimi
- Arıtma çamuru susuzlaştırma ve atıksudan ağır metal giderimi
- İçme ve kullanma sularının arıtımı
- Suyun deşarj veya tekrar kullanımından önce klor ve bakteri giderimi
- Proses yıkama ve durulama suları
- Biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), fosfat ve azot giderimi
- Kompleks organiklerin giderimi
- Yağ-su emülsiyonunun kırılması

#### 5.4. Elektrokoagülasyon Teorisi

Elektrokoagülasyonda, en yaygın olarak demir ve alüminyum elektrotlar kullanılmaktadır. Bu elektrotlar ucuz, kolay temin edilebilir olmaları ve etkinliklerinin kanıtlanmış olması nedeniyle tercih edilmektedir (Chen ve ark. 2000).

EC reaktörü, basit olarak anot ve katot elektrodun bulunduğu elektrolitik hücre ile anot ve katot elektrotların bağlandığı DC güç kaynağından oluşmaktadır (Mollah ve ark. 2001).

M metalinin anot olduğu kimyasal reaksiyonlar aşağıdaki gibidir.

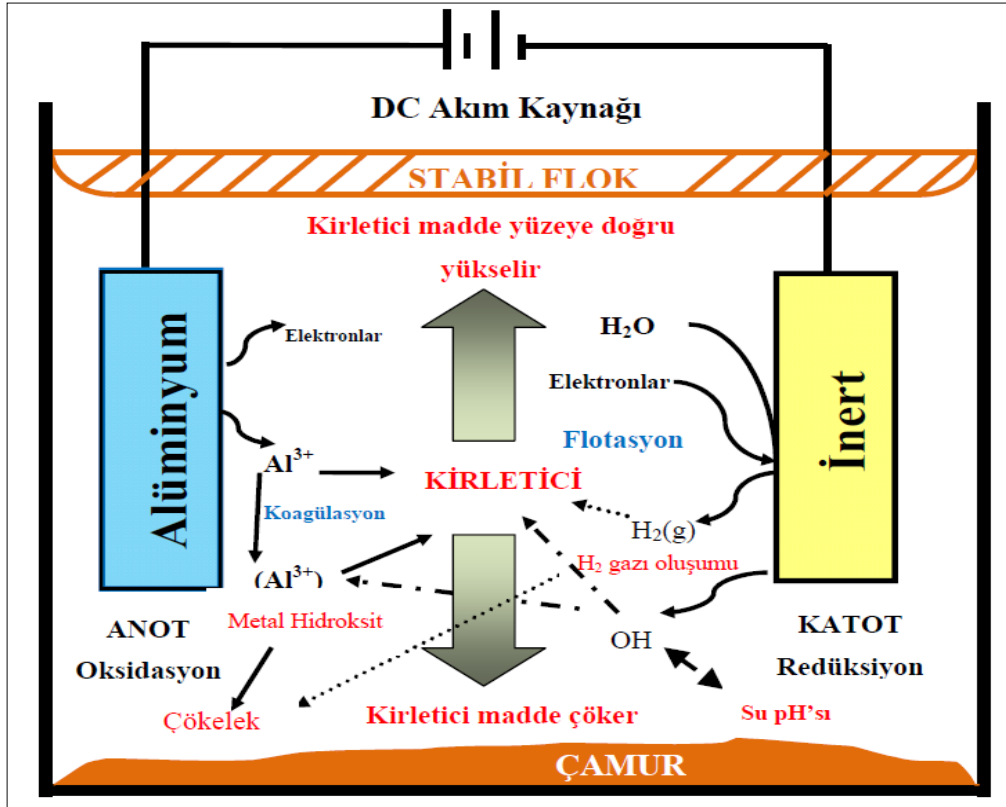
Anotta:



Katotta:



Aşağıdaki şekilde bir elektrokogülasyon hücresinde meydana gelebilecek reaksiyon türleri özetlenmiştir.



Şekil 5.7. Elektrokogülasyon ünitesinde meydana gelen reaksiyonlar (Holt ve ark. 2001)

Elektrokogülasyon prosesinde alüminyum ve demir en çok tercih edilen elektrot materyalidir (Mameri ve ark. 1998, Chen ve ark. 2002, Holt ve ark. 2005). Tipik demir ve alüminyumdan yapılmış metal anotların kullanıldığı proses sonucu iki ayrı reaksiyon oluşmaktadır.

1. Demir/alüminyum anotta çözünerek, derhal polimerik demir ve alüminyum hidroksitler meydana getiren metal iyonlarını oluşturur. Bu polimerik hidroksitler, mükemmel koagülasyon maddeleridir. Tükenebilir metal anotları, anot etrafında sürekli

polimerik hidroksitler oluşturmak için kullanılır. Negatif partiküllerle birleşen metal katyonları, elektroforetik hareketlerle anodun etrafına taşındığında koagülasyon oluşur.

Atıksu akımı içerisindeki kirleticiler kimyasal/ön çökeltme veya elektrotların aşınmasıyla oluşan kollidal maddelere fiziksel ve kimyasal olarak bağlanmak suretiyle giderilirler. Daha sonra bu kirleticiler, elektroflotasyon/çökeltme ve filtrasyonla sistemden uzaklaştırılırlar. Böylece konvansiyonel koagülasyon proseslerinde olduğu gibi koagülasyon maddelerinin dışarıdan sisteme eklenmesi yerine, bu maddelerin sistem içerisinde üretilmesi sağlanmış olmaktadır.

2. Sistemde paralel reaksiyonlarla anotta oksijen, katotta hidrojen kabarcıkları oluşmaktadır. Bu gaz kabarcıkları da floküle olmuş kirleticileri su yüzeyine çıkarmaktadır.

Elektrokoagülasyon reaktöründe farklı fiziko-kimyasal reaksiyonlar meydana gelmektedir. Bunlar;

- Su ve atıksuda bulunan katodik maddelerin katodik indirgenmesi,
- Çözeltideki iyonların elektroforetik yerdeğiştirmesi,
- Katotta metal iyonlarının indirgenmesi,
- Diğer kimyasal ve elektrokimyasal proseslerdir (Mollah ve ark. 2004).

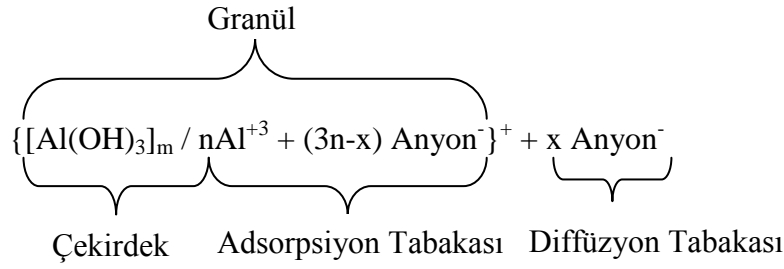
Elektrokoagülasyon yönteminde, genellikle su arıtımında alüminyum, atıksu arıtımında ise demir elektrotlar tercih edilmektedir (Chen 2004). Demir veya alüminyum elektrotlar kullanıldığında oluşan demir ve alüminyum iyonları, hidroksitleri ve polihidroksitleri oluşturmak üzere hemen reaksiyona girerler (Mollah ve ark. 2004). Alüminyum elektrot kullanıldığında anotta, aşağıdaki reaksiyonlar meydana gelmektedir.

Al elektrodun çözülmesi;





Bu reaksiyonlar kolloidal partikül oluşumu ile sonuçlanmaktadır. Şekil 5.8'de bir Al kolloidal partikülün yapısı verilmektedir.



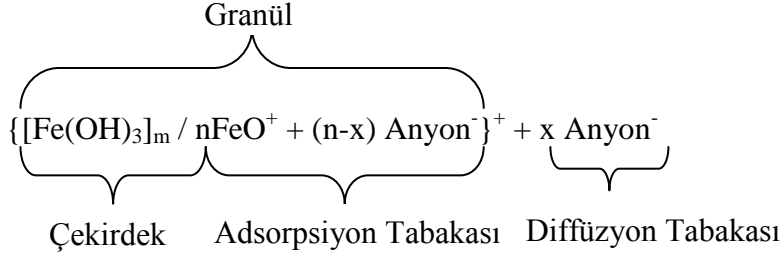
**Şekil 5.8.** Al kolloidal partikülün yapısı (Inan ve ark. 2004)

Demir elektrot kullanıldığında ise anotta aşağıdaki reaksiyonlar meydana gelmektedir.

Fe elektrodun çözülmesi;



Şekil 5.9'da çekirdek ve etrafını saran adsorpsiyon, difüzyon tabakası ile bir Fe kolloidal partikülün yapısı verilmektedir.



**Şekil 5.9.** Fe koloidal partikülün yapısı (Inan ve ark. 2004)

Elektrokoagülasyonda sık kullanılan Fe ve Al elektrotların, sulu ortamda oluşturacağı kompleksler çok önemlidir. Sulu ortamda  $\text{Al}^{+3}$ 'ün oluşturduğu hidroksil grupları ve bu komplekslerin oluşum sabitleri aşağıda Çizelge 5.1'de verilmektedir. Bu reaksiyonlardan da anlaşılacağı gibi sudaki hidroksil iyonları elektrotlardan çözünmüş olan  $\text{Al}^{+3}$  iyonları ile birleşerek ortamın pH'ına göre kompleksler meydana getirmektedir.

**Çizelge 5.1.** Sulu ortamda oluşan  $\text{Al}^{+3}$  hidroksi kompleks türleri (Özgürses 2003)

Reaksiyon	logK
$\text{Al}^{+3} \leftrightarrow \text{Al}(\text{OH})^{+2} + \text{H}^+$	-5,02
$2\text{Al}^{+3} \leftrightarrow \text{Al}_2(\text{OH})_2^{+4} + 2\text{H}^+$	-6,27
$6\text{Al}^{+3} \leftrightarrow \text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{+3} + 15\text{H}^+$	-47,00
$8\text{Al}^{+3} \leftrightarrow \text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{+4} + 20\text{H}^+$	-68,70
$13\text{Al}^{+3} \leftrightarrow \text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{+5} + 34\text{H}^+$	-97,39
$\text{Al}^{+3} \leftrightarrow \text{Al}(\text{OH})_4^- + 4\text{H}^+$	-23,57
$\text{Al}(\text{OH})_{3(s)} \leftrightarrow \text{Al}^{+3}_{(s)} + 3\text{OH}^-_{(s)}$	-32,34

Al elektrotların elektrolitik çözeltideki ürünleri, düşük pH'da katyonik tek moleküllü  $\text{Al}^{+3}$  ve  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$  gibi türlerdir. Bunlar uygun pH değerlerinde önce  $\text{Al}(\text{OH})_3$ 'e polimerleşir. Bununla birlikte sulu ortamın pH değerine bağlı olarak  $\text{Al}(\text{OH})^{+2}$ ,  $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{+4}$  ve  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$  gibi diğer iyonik türler de sistemde mevcut olabilir (Modirshahla ve ark. 2006).

Alüminyum elektrotlarda olduğu gibi demir elektrotların da benzer şekilde elektrokimyasal oksidasyonu ile oluşan monomerik iyonları ve sıvı ortamın pH'ına bağlı olarak polimerik hidroksi kompleksleri bulunmaktadır.

Sulu ortamda  $Fe^{+3}$ 'ün oluşturduğu hidroksil grupları ve bu komplekslerin oluşum sabitleri de aşağıda Çizelge 5.2'de verilmektedir. Sudaki hidroksil iyonları elektrotlardan çözülmüş olan  $Fe^{+3}$  iyonları ile birleşerek ortamın pH'ına göre kompleksler meydana getirmektedir.

**Çizelge 5.2.** Sulu ortamda oluşan  $Fe^{+3}$  ve  $Fe^{+2}$  hidroksi kompleks türleri (Özgürses 2003).

Reaksiyon	LogK
$Fe^{+3} \leftrightarrow Fe(OH)^{+2} + H^+$	-3,00
$Fe^{+3} \leftrightarrow Fe(OH)_2^+ + 2H^+$	-6,40
$Fe^{+3} \leftrightarrow Fe(OH)_2^{+4} + 2H^+$	-3,10
$Fe^{+3} \leftrightarrow Fe(OH)_3 + 3H^+$	-13,10
$Fe^{+3} \leftrightarrow Fe(OH)_4^- + 4H^+$	-23,50
$Fe^{+2} \leftrightarrow Fe(OH)^+ + H^+$	-8,30
$Fe^{+2} \leftrightarrow Fe(OH)_2 + 2H^+$	-17,20
$Fe^{+2} \leftrightarrow Fe(OH)_3^- + 3H^+$	-32,00
$Fe^{+2} \leftrightarrow Fe(OH)_4^{-2} + 4H^+$	-46,40

Demir anotların elektrolitik çözeltideki ürünleri, düşük pH'da anyonik  $Fe(OH)_4^-$  gibi türlerdir ve bunlar uygun pH değerlerinde önce  $Fe(OH)_3$ 'e sonrada  $Fe_n(OH)_{2n}$  veya  $Fe_n(OH)_{3n}$ 'e polimerleşirler (Modirshahla ve ark. 2006).

**Çizelge 5.3.** Elektrokimyasal oksidasyon ile oluşan monomerik iyonlar ile sıvı ortamın pH'ına bağlı olarak oluşan polimerik hidroksi kompleksler (Modirshahla ve ark. 2006)

	Alüminyum	Demir
<b>Monomerik türler</b>	$[Al(OH)]^{+2}$ , $[Al(OH)_2]^+$ , $[Al_2(OH)_2]^{+4}$ , $[Al(OH)_4]^-$	$Fe(OH)_2$ , $Fe(OH)_3$ , $Fe(OH)_4^-$ , $Fe(OH)^{+2}$
<b>Polimerik türler</b>	$[Al_6(OH)_{15}]^{+3}$ , $[Al_7(OH)_{17}]^{+4}$ , $[Al_8(OH)_{20}]^{+4}$ , $[Al_{13}(OH)_{34}]^{+5}$	$Fe(H_2O)_6^{+3}$ , $Fe(H_2O)_5(OH)^{+2}$ , $Fe(H_2O)_4(OH)_2^+$ , $Fe_2(H_2O)_8(OH)_2^{+4}$ , $Fe_2(H_2O)_6(OH)_4^{+4}$

Bu hidroksit/polihidroksit ve polihidroksimetalik bileşenler, suda dağılmış partiküllerle karşılıklı güçlü bir çekim oluşturarak koagülasyona neden olmaktadır. Elektrotlarda oluşan gazlar ise koagüle olan materyale etki ederek flotasyona neden olurlar.

Elektrokoagülasyon prosesi katot ve anotta sırasıyla üretilen hidrojen, oksijen kabarcıkları nedeniyle elektroflotasyonla birlikte gerçekleşmektedir. Elektrokoagülasyon prosesi ve buna bağlı olarak da elektroflotasyon prosesinin başarısı, kabarcıkların büyüklüğüne ve atıksu ile kabarcıkların birbiriyle tam olarak karışmasına bağlıdır. Küçük kabarcıklar geniş yüzey alanı yaratarak, sıvıda dağılmış partiküllerin yapışmasını, böylece daha iyi ayrılarak elektroflotasyon prosesinin veriminin artmasını sağlar.

Elektrokoagülasyon prosesinin verimini arttırmak için, zaman zaman farklı kutuplu elektrotların yerlerini değiştirmek gerekebilir. Bununla birlikte metal çözünmesinin sağlanması için geniş yüzey alanlı elektrotların kullanılması gerekmektedir. Bu nedenle iki elektrotlu elektrokoagülasyon hücrelerinin kullanılması uygun değildir. Paralel ve seri bağlı aynı kutuplu elektrotlardan oluşturulan elektrokoagülasyon hücrelerinin kullanılması performansı arttırmaktadır (Mollah ve ark. 2004).

Elektrokoagülasyon proseslerinde genellikle doğru akım ve doğru akım güç sağlayıcıları kullanılmaktadır. 1980'li yılların başında alternatif akım kullanan elektrokoagülasyon sistemleri üzerine çalışmalar yapılmıştır. Özellikle maden endüstrisinde oluşan kömür partikülleri ve süspanse killerin kararlılığının kırılmasında alternatif akımlı elektrokoagülasyon sistemleri kullanılmıştır.

Elektrokoagülasyon yöntemi, içme suyu arıtımında ve son dönemlerde kağıt, kağıt hamuru, metal, maden, gıda, yağ, tekstil, deterjan endüstrisi atıksularının arıtımında kullanılmaktadır (Özgürses 2003). Arıtım prosesleri içerisinde elektrokoagülasyon, çevresel seçenekler bakımından ayrıcalıklı bir yerde bulunmaktadır. Proseste, basit ekipmanlar kullanılmaktadır dolayısıyla kolay işletim şartlarına sahiptir. Sistemde değişmeyen kısımların bakım maliyeti düşüktür. Böylelikle prosesin kurulum maliyeti gibi işletim maliyeti de düşük olmaktadır.

Elektrokoagülasyon prosesinde sisteme ayrıca kimyasal madde eklenmesi gerekmediği için ikincil kirlilik, yani çamur oluşumu minimum düzeydedir. Oluşan çamur ise metal oksit ve metal hidroksitlerden oluştuğu için kolaylıkla stabil hale getirilir ve susuzlaştırılabilir. Arıtma sırasında oluşan floklar daha büyük floklar oluşturma

eğilimindedirler ve az miktarda bağlı su içermektedirler. Bu floklar asidik ortamda dirençli ve stabil olup, filtrasyonla daha iyi ayrılabilirler.

Arıtılan atıksu renksiz, kokusuz ve berraktır. Kimyasal arıtma ile karşılaştırıldığında elektrokoagülasyon çıkış suyu daha az çözünmüş katı içerir. Bu sistemde kollidal partiküller konvansiyonel kimyasal ve biyolojik tekniklere göre daha verimli şekilde giderilirler. Çünkü cihazların uyguladığı elektrik alan, küçük kollidal parçacıkların daha hızlı hareket etmesini sağlayarak koagüle olmalarını kolaylaştırır.

Elektroliz sırasında üretilen gaz kabarcıkları, kirleticileri çözelti yüzeyine taşıyarak daha kolay ayrılmalarını sağlar. Proses için gerekli olan elektrik, kırsal alanlarda prosese ilave edilen güneş panellerinden temin edilebilir. Düşük akımlar kullanıldığından, bu proses güneş enerjisi, rüzgar enerjisi ve yakıt hücreleri gibi yeşil prosesler arasında sayılabilir.

Bütün bu avantajlarının yanı sıra elektrokoagülasyon prosesinin de birtakım dezavantajları bulunmaktadır. Bu sistemlerde de tükenen elektrotlar kullanıldığı için, anotlar, periyodik olarak değiştirilmelidir. Organik maddelerin giderilmesi durumunda bazı toksik klorlu organik bileşikler, klor içeriğinden dolayı parçalanamayabilirler. Yüksek oranda hümik ve fulvik asit içeren atıksularda trihalometanların oluşma ihtimali yüksektir.

Proseste katot üzerinde geçirimsiz bir film tabakası oluşabilir ki bu da verimi düşürebilir. Bunun önlenmesi için kutupların değiştirilmesi gerekir. Atıksuyun iletkenliğinin yüksek olması verim açısından çok önemlidir (Mollah ve ark. 2004). Ayrıca elektrik fiyatlarının yüksek olduğu yerlerde, prosesin işletme maliyeti de yüksek olabilir.

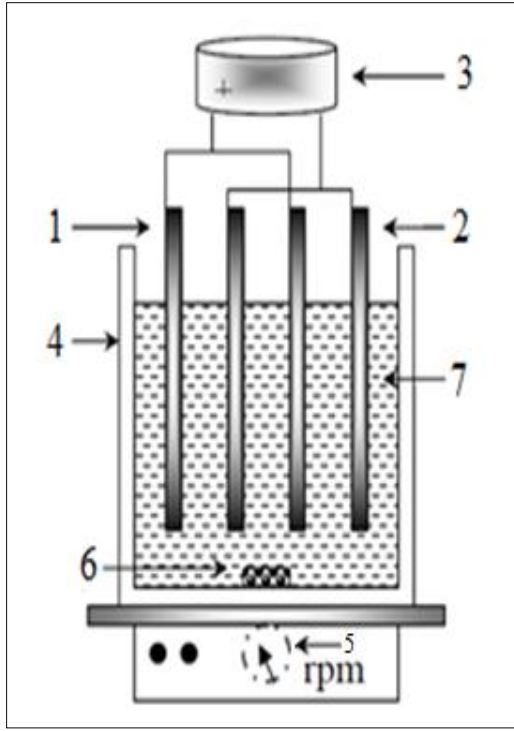


## 5.5. Elektrokogülasyon Teknolojisi

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 (Mollah ve ark. 2001). 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 5.10'da görülmektedir.

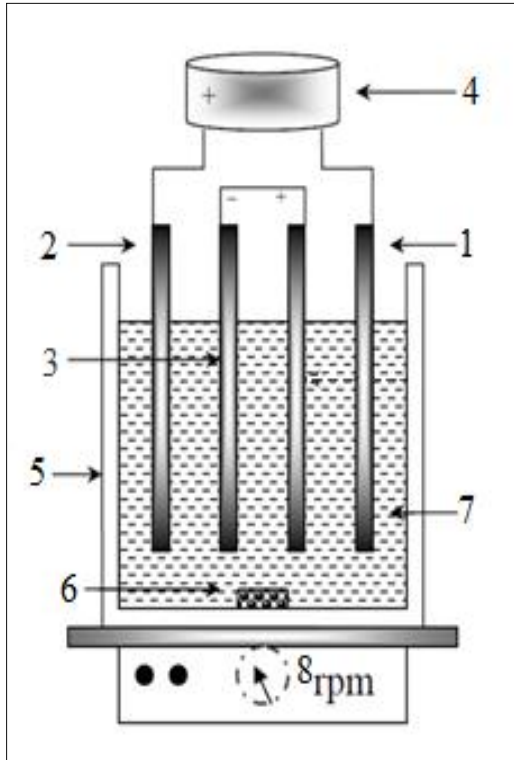
Şekilden de görülebileceği gibi iki adet paralel iletken metal plaka, paralel elektrotları oluşturmaktadır. Bu elektrotlar, bir güç kaynağına bağlanmaktadır. Bu güç kaynağı üzerinden elektrokoagülasyon reaktöründeki akım ve voltaj değeri ayarlanır ve dijital olarak okunmaktadır. Elektrokogülasyon reaktörlerindeki 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 metallere yapılabilir (Mollah ve ark. 2001).

Tek kutuplu (monopolar) elektrotların seri bağlanması ile Şekil 5.11'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.5.10. Paralel bağlı monopolar elektrokoagülasyon reaktörü (Can 2002)



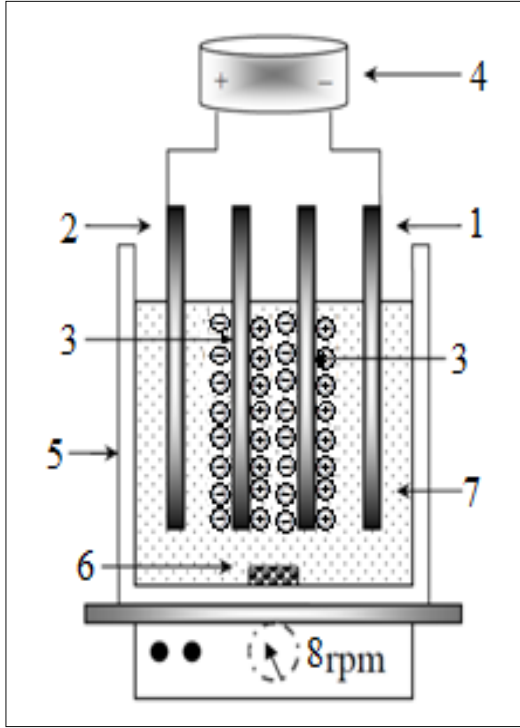
1. Monopolar katot elektrot
2. Monopolar anot elektrot
3. Çözünen anot elektrotlar
4. Güç kaynağı
5. Elektrokoagülasyon reaktörü
6. Magnet
7. Atıksu
8. Manyetik karıştırıcı

Şekil 5.11. Seri bağlı monopolar elektrokoagülasyon reaktörü (Can 2002)

Seri bağı elektrokoagülasyonda ortama verilecek akımın geçmesi için daha yüksek bir potansiyel fark uygulamak gerekmektedir. Çünkü seri bağı elektrokoagülasyon reaktörlerinde direnç daha yüksektir. Bu yüzden reaktör içinde her yerde akım aynı değerdedir (Mollah ve ark. 2001).

Bir diğerk elektrokoagülasyon reaktöründe ise elektrotlar paralel çift kutuplu (bipolar) olarak bağlanmaktadır (Şekil 5.12). Bir güç kaynağına bağı 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 çözeltiliye elektrik akımı uygulandığında, ortadaki çözünen bağımsız anot elektrotların bir yüzü anot diğerk 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 oluşturmaktadır. Ayrıca, elektrikseld alandan dolayı sudaki kolloidal partiküller, yağlar veya diğerk bileşiklerin ayrılması da sağlanmaktadır. Elektrokoagülasyonda anot ve katot reaksiyonları ve ortamda oluşacak serbest radikal türleri, reaktör içindeki su ve bileşiklerin fiziksel ve kimyasal özelliklerini değıştirebilir. Tüm bu karmaşık elektrokoagülasyon işleminde kirleticiler atıksulardan uzaklaştırılarak arıtım yapılmış olunur (Can 2002).



- 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 5.12.** Paralel bağlı bipolar elektrokoagülasyon reaktörü (Delipınar 2007)

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 birçok elektrokoagülasyon işleminde alternatif akım tercih edilmektedir (Pulgarin ve ark. 1994, Mollah ve ark. 2001).

### 5.6. Elektrokoagülasyon Prosesine Etki Eden Faktörler

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 (Chen 2003).

### 5.6.1. Akım yoğunluğu ve şarj yükü

Akım yoğunluğu, birim elektrot alanına düşen akım olarak tanımlanmaktadır. Proses hızını belirleyen bir parametredir. Elektrokoagülasyon sistemlerine sağlanan akım miktarı elektrotlardan salınan  $Al^{+3}$  ve  $Fe^{+2}$  iyonlarının miktarını belirlemektedir. Alüminyum için elektrokimyasal eşdeğer kütle 335,6 mg/Ah'dir. Demir için bu değer 1041 mg/Ah'dir. Yüksek akım, küçük elektrokoagülasyon ünitesi anlamına gelmektedir. Ancak akım çok arttırıldığı zaman elektrik enerjisinin suyun ısıtılmasında harcanma ihtimali ortaya çıkmaktadır. Daha önemlisi çok yüksek akım yoğunluğu, akım veriminde önemli bir düşüşe neden olmaktadır.

Elektrokoagülasyon prosesinde kurulum süreci hariç, çok uzun bir periyotta sistemin çalıştırılabilmesi için, akım yoğunluğunun 20-25 A/m<sup>2</sup> arasında olması önerilmektedir (Chen 2004). Akım yoğunluğunun seçimi pH, sıcaklık ve akış hızı gibi işletme parametreleri göz önüne alınarak belirlenmelidir.

Optimum akım yoğunluğunun tam aralığı elektrokoagülasyon prosesinin uygulandığı yerin ekonomik ve coğrafik durumuna bağlıdır. Akım yoğunluğu arttığı zaman anot ve katottaki iyon üretim verimi de artmaktadır. Bu nedenle de çözeltideki flok oluşumu artmakta ve renk gideriminde gelişme olmaktadır (Daneshvar ve ark. 2004).

Arıtılmış suyun kalitesi üretilen iyonların miktarına ya da akım ve zamanın çarpımı olan yük yüklemesine bağlıdır. Literatürde gerekli değerlerin olmaması durumunda akım yoğunluğu ya da yük yüklemesi deneysel olarak belirlenebilmektedir. Gerekli yük yüklemesi belirlenirken yük yüklemesinin kritik değeri göz önünde bulundurulmalıdır. Yük yüklemesi bu kritik değere ulaştıktan sonra çıkış suyunda akım artışına bağlı olarak önemli bir iyileşme görülmemektedir (Chen 2004).

Elektrokoagülasyon prosesinde atıksuyun arıtımı üretilen iyonların miktarına, üretilen akıma ve zamana bağlı olarak değişmektedir. 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.

### **5.6.2. İletkenlik**

Su ve atıksu arıtımında iletkenliği artırmak için genellikle sofra tuzu kullanılır. Sofra tuzu elektrik yüküne katkı sağlar ve diğer anyonik türlerin ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ) olumsuz etkilerini önemli derecede azaltır (Chen 2004). Karbonat ve sülfat iyonlarının varlığı  $\text{Ca}^{+2}$  ve  $\text{Mg}^{+2}$  iyonlarının çökmesine yol açar ve akım veriminde azalma olur. Bu nedenle elektrokoagülasyon hücrelerinde %20  $\text{Cl}^-$  iyonlarının bulunması tavsiye edilir (Wong ve ark. 2002). NaCl ilavesi güç tüketiminin azalmasını da sağlar.

### **5.6.3. Akım verimi**

Akım verimi, gerçek elektrot tüketiminin teorik tüketime oranı olarak tanımlanmaktadır. Elektrotların kullanım süresini etkilemesi sebebiyle elektrokoagülasyon için önemli bir parametredir. Faraday kanununa göre teorik olarak devreden 1 F yük geçtiğinde bipolar elektrot kullanılan elektrokoagülasyon ünitesinde her anotta 9,0 g alüminyum çözünmektedir. Ancak gerçek elektrot tüketimi elektrokoagülasyon yan reaksiyonları nedeniyle bu teorik değerden atıksuyun özelliklerine ve işletme şartlarına bağlı olarak büyük ya da küçük olabilmektedir (Chen ve ark. 2000).

Yüksek bir akım verimi sağlamak için akım yoğunluğu belirlenirken pH, sıcaklık, debi gibi işletme parametrelerinin göz önüne alınması gerekmektedir. Alüminyum elektrot için akım verimi %120 – 140 arasında değişirken demir elektrot için %100 civarındadır. Alüminyum elektrot için %100'ün üzerindeki yüksek akım verimi özellikle klorür iyonlarının varlığında korozyona neden olur. Akım verimi, akım yoğunluğuna ve anyonların türüne bağlıdır (Kovatchva ve ark. 1999). Demir elektrotlarda %160'a kadar önemli ölçüde geliştirilebilen akım verimi, bu elektrotlara düşük frekansta ses uygulanmasıyla elde edilmektedir (Chen 2004).

#### 5.6.4. pH etkisi

Su ve atıksu arıtımında, elektrokoagülasyon prosesine pH'ın etkisi, akım verimi ve metal hidroksitlerin çözünürlüğü ile belirlenir. Genellikle alüminyum elektrotların kullanıldığı proseslerde akım verimi, nötrale göre asidik ve bazik ortamlarda daha yüksektir.

Arıtım verimi kirleticinin niteliğine bağlıdır. Genellikle en yüksek giderim verimi pH 7'de sağlanmaktadır. Güç tüketimi, iletkenlikteki değişim nedeniyle nötr pH'da daha yüksektir. İletkenliğin yüksek olduğu durumlarda pH'ın etkisi çok önemli değildir.

Elektrokoagülasyon prosesi ile arıtmadan sonra çıkış pH'ı asidik karakterli atıksu için artarken, bazik karakterli atıksu için azalır. Bu durum prosesin avantajlarından biridir. Asidik şartlardaki pH'ın artışı, katot üzerindeki hidrojen oluşumundan kaynaklanmaktadır. Anot çevresinde  $Al(OH)_3$  oluşumu  $H^+$  iyonlarını serbest bırakarak pH'ın düşmesine sebep olmaktadır. Sistemde klor iyonlarının varlığında aşağıdaki reaksiyonlar gerçekleşmektedir.



Proses sırasında pH değerindeki artış, hidrojen açığa çıkartan reaksiyonlarla dengelenmektedir. Asidik atıksulardaki pH artışı, hidrojen kabarcıklarından  $CO_2$  açığa çıkmasına,  $Al^{+3}$  ile birlikte diğer anyonların çökmesine ve  $H^+$  açığa çıkartan reaksiyonlar için eşitliğin sola doğru kaymasına bağlanmaktadır.

Alkali şartlarda pH'ın düşüşü ise, diğer katyonlarla oluşan hidroksitin çökmesine ve  $Al(OH)_4^-$  oluşmasına bağlanmaktadır. Alüminyum elektrotların kullanıldığı proseslerde nötr şartlarda da yüksek giderim verimi alınmaktadır (Chen ve ark. 2000).



### 5.6.5. Elektrot materyali

Uygun elektrot materyalinin seçimi için aşağıdaki faktörler dikkate alınmaktadır (Scott 1995).

- Uygun elektrokatalitik ve elektrokimyasal özellikler
- Kimyasal ve elektrokimyasal kararlılık
- Fiziksel ve termal kararlılık
- Uygun fiziksel form ve imal
- İyi elektrik iletkenliği
- Düşük aşırı gerilim
- Çevresel uygunluk
- Düşük maliyet

Elektrokoagülasyonda en yaygın olarak demir, çelik ve alüminyum elektrotlar kullanılmaktadır. Bu elektrotlar ucuz, kolay temin edilebilir olmaları ve etkinliklerinin kanıtlanmış olması nedeniyle tercih edilmektedir (Chen ve ark. 2000). Demir ya da çelik elektrot kullanılması durumunda kirletici maddelerin metal hidroksitlere adsorbsiyonuna ilaveten anotta kısmi direkt oksidasyon ve katotta indirgenme gerçekleşmektedir. Alüminyumun çözeltiliye tekli değerlik durumunda girmesi nedeniyle alüminyum elektrotlar indirgen aracı olarak davranamazlar. Demir elektrotlardan çözeltiliye demir (II) iyonları salındığı için indirgen aracı olarak davranabilmektedir. Çelik elektrotlar özellikle  $Ca^{+2}$  ve  $Mg^{+2}$  konsantrasyonlarının yüksek olması durumunda tercih edilmektedir (Reife ve Freeman 1996, Chen ve ark. 2000).

### 5.6.6. Elektrolit türü ve konsantrasyonu

Elektrokoagülasyonun verimini arttırmak ve atıksuyun iletkenliğini istenilen seviyeye getirmek amacıyla sodyum nitrat, sodyum sülfat gibi inert tuzlar, NaCl, KBr gibi halojenli tuzlar ya da deiyonize su kullanılmaktadır. Bu ayarlama atıksuyun başlangıç pH'ında yaklaşık olarak 0,3 birim değişime neden olmaktadır (Kobyta ve ark. 2003, Chen 2004).



Potasyum klorürün elektrolit olarak kullanılması halinde boya molekülleri hızlı bir şekilde parçalanabilmekte ancak esas olarak hipoklorit nedeniyle yan reaksiyon ürünü olarak klorlu organik bileşiklerin oluşma ihtimali ortaya çıkmaktadır. İstenmeyen bu bileşiklerin oluşumunu engellemek için organik bileşiklerin tamamen mineralizasyonu sağlanmalıdır. Başka bir deyişle yeteri kadar uzun elektroliz zamanı gerekmektedir. Sodyum nitrat, sodyum sülfat ve mangan sülfat gibi inert tuzların elektrokoagülasyon yöntemiyle indigo boyalardan kaynaklanan rengin gideriminde kullanılması gerek düşük renk giderme seviyeleri gerekse enerji tüketimi açısından yeterli olmadığı görülmüştür. Elektrokoagülasyonda sodyum metabisülfid ( $\text{NaS}_2\text{O}_5$ ) kullanılması durumunda halojen içeren tuzlardan daha farklı bir mekanizma söz konusudur. Elektrik akımı  $\text{S}_2\text{O}_5$ 'in  $\text{S}_2\text{O}_4$ 'e dönüşümünü sağlamaktadır.  $\text{S}_2\text{O}_4$  boya moleküllerini soluk sarı renkli leuco(ak) forma dönüştüren indirgen bir maddedir. Bu indirgen maddenin boya çözeltisine eklenmesi neredeyse anında bir renk giderimi ile sonuçlanmaktadır. Ancak bu yöntem organik madde içeriğinde bir azalma olmaması ve boya moleküllerinin daha basit bir yapıya dönüşmemesi nedeniyle etkili bulunmamaktadır. Ayrıca leuco form kolaylıkla renkli forma oksitlenebilmektedir (Fernandes ve ark. 2004, Cameselle ve ark. 2005).

Renk giderimi ve elektrik tüketimi açısından en iyi sonuçlar NaCl ile elde edilmektedir. Üstelik bu elektrolit boyama prosesinde kullanılması nedeniyle tekstil endüstrisi atıksularında genellikle bulunmaktadır. Sodyum klorür genellikle arıtılacak su ya da atıksuyun iletkenliğini artırmak amacıyla kullanılmaktadır. Elektrik yükünün iletimindeki iyonik katkısının yanı sıra  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  gibi anyonların olumsuz etkisini önemli ölçüde azaltmaktadır. Karbonat ya da sülfat iyonları elektrot yüzeyinde yalıtkan bir tabaka oluşturan kalsiyum veya magnezyum iyonlarının çökmesine yol açabilmektedir. Bu tabaka elektrotlar arasındaki potansiyeli aniden artırmakta ve akım veriminde önemli bir azalmaya neden olmaktadır. Bu nedenle atıksu arıtımında elektrokoagülasyon prosesinin işletilebilmesi için mevcut iyonlar arasında Cl miktarının %20 olması tavsiye edilmektedir. Sodyum klorür ilavesi iletkenliği artırması sebebiyle enerji tüketiminin azalmasına da yol açmaktadır. Ayrıca elektrokimyasal olarak üretilen klorun dezenfeksiyonda etkili olduğu bilinmektedir (Chen 2004, Cameselle ve ark. 2005).

Atıksuyun iletkenliğinin artırılması enerji ve elektrot tüketimini azaltmaktadır. Sonuç olarak iletkenliğin artmasının yüksek proses verimi için arzu edilir bir durum olduğu söylenebilir (Koby ve ark. 2003).

### **5.6.7. Sıcaklık**

Elektrokoagülasyon yüz yıldan uzun bir zamandır bilinmesine rağmen sıcaklığın bu yöntem üzerindeki etkisi çok fazla araştırılmamıştır. Ancak elektrokoagülasyon reaksiyon hızı da diğer kimyasal reaksiyonlar gibi çözeltinin sıcaklığı arttığı zaman artmaktadır. Sıcaklık 27°C'yi geçtiği zaman üretilen iyonların hareketi oldukça artmakta ve bu iyonların yumaklaşma ve metal hidroksit flokları oluşturma şansı azalmaktadır. Sonuç olarak da proses veriminde azalma gözlenmektedir (Daneshvar ve ark. 2004, Chen 2004).

Alüminyumun akım verimi başlangıçta sıcaklık ile birlikte maksimum akım veriminin bulunduğu 60°C'ye kadar artmaktadır. Sıcaklık artışının daha fazla devam etmesi akım veriminde düşmeye neden olmaktadır. Akım veriminin sıcaklıkla artması elektrot yüzeyindeki alüminyum oksit filmin bozunmasıyla artan aktiviteye bağlanmaktadır. Sıcaklığın çok yüksek değerlere ulaşmasıyla alüminyum hidroksit jelinin büyük gözeneklerinde bir daralma gözlenmekte ve bu daralma elektrot yüzeyinde birikmeye daha elverişli flokların oluşumuna yol açmaktadır. Akım verimine benzer bir şekilde ancak daha düşük bir sıcaklıkta enerji tüketimi de maksimum değere ulaşmaktadır. Yağlı atıksular için bu değer 35°C olarak tespit edilmiştir. Bu durum sıcaklığın akım verimi ve iletkenlik üzerine ters etkisi ile açıklanmaktadır. Sıcaklığın artması ile iletkenlik artmakta ve dolayısıyla enerji tüketimi azalmaktadır (Chen 2004).

### **5.6.8. Elektrotlar arası mesafe**

Elektrotlar arası mesafe, elektrokoagülasyon üzerinde önemli bir etkiye sahip olmamakla birlikte elektrotlar arası mesafe arttığı zaman proses verimi de az miktarda artmaktadır. Bu değişim muhtemelen elektrostatik etkilerin elektrotlar arası mesafeye bağlı olması nedeniyle meydana gelmektedir. Bu mesafe arttığı zaman üretilen iyonların hareketi yavaşlamakta ve flok oluşturma ihtimalleri artmaktadır. Ayrıca bu floklar daha fazla boya adsorblama yeteneğine sahiptir (Daneshvar ve ark. 2004).

### **5.6.9. Reaksiyon süresi**

Elektroliz süresince pozitif elektrot anodik reaksiyonlara maruz kalırken katodik reaksiyonlar negatif elektrotta meydana gelmektedir. Elektrotlardan salınan iyonlar partiküllerin yüklerini nötralize etmekte ve böylece koagülasyon başlamaktadır. Elektroliz süresinin artması durumunda iyon konsantrasyonunda ve iyonların hidroksit floklarında artış meydana gelmektedir (Daneshvar ve ark. 2004).

### **5.6.10. 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 filmde meydana gelen olası pasif aşın potansiyelini de kapsar. Pasif aşın potansiyelinin son derece elektrot yüzey durumuna bağlı 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.

## 5.7. Kimyasal Koagülasyon ile Elektrokoagülasyon Arasındaki Farklılık

Kimyasal koagülasyon, koloidal süspansiyon içindeki yüklü partiküllerin zıt yüklü iyonlarla karşılıklı çarpışması ile nötralize edilip bir araya toplanarak çökelmelerinin sağlanması olayıdır. Bu amaçla uygun kimyasal maddeler (alum, demir sülfat vb.) ilave edilmektedir. Koagülasyon, koloidal partiküllerin net yüzey yükünün azaltılması sonucu elektrostatik itme kuvvetiyle sıkışması nedeniyle bir araya gelip yeterli Van der Waals kuvvetiyle tutunup birikmesi sonucu gerçekleşmektedir. Elektrolitteki zıt yüklerin neden olduğu elektriksel çift tabakanın itme potansiyelindeki azalma, yüzey yükünün azaltılması ile sağlanmaktadır. Kimyasal koagülasyondan farklı olarak, elektrokoagülasyon prosesinde koagülant uygun anot materyalinin elektrolitik oksidasyonu sonucu oluşmaktadır. Bu proseste yüklü iyon türleri ile anottan çözülmüş olan metal iyonları, metal hidroksit floklarını oluşturmaktadır. Ancak elektrokoagülasyonda oluşan flokların özellikleri kimyasal koagülasyon ile oluşan floklardan daha farklıdır. Elektrokoagülasyonda oluşan floklar daha az su bağlama eğilimindedir yani daha az su içeriğine sahiptirler. Floklar daha düşük dirence sahip olduklarından daha kolay filtre edilebilmektedirler (Woytowich ve ark. 1993, Mollah ve ark. 2001).

Elektrokoagülasyon en yaygın kullanım alanı bulan elektrokimyasal arıtım basamağıdır (Chen ve ark. 2002). Suların içerisinde farklı büyüklüklerde kirleticiler bulunmaktadır. Bu kirleticilerin pek çoğu yerçekimi ile çökemeyecek kadar küçüktür. Bu maddelerin çökebilir formlara dönüştürülmesi işlemi koagülasyon olarak tanımlanmaktadır.

Koagülasyon işlemi suya kimyasal madde ilave edilerek, kimyasal koagülasyon ile sağlanabileceği gibi suya elektrik akımı verilerek, elektrokoagülasyon ile de gerçekleştirilebilmektedir. Elektrokoagülasyon, su veya atıksuya iyon kazandırabilmek için tüketilebilir elektrotların kullanıldığı birçok kimyasal ve fiziksel olguyu içeren karmaşık ve etkili bir arıtım prosesidir (Mollah ve ark. 2001, Hu ve ark. 2003, Mollah ve ark. 2004). Elektrokoagülasyon prosesinde kimyasal koagülasyondan farklı olarak koagülant, uygun anot materyalinin elektrolitik oksidasyonu sonucunda oluşur. Bu proseste, yüklü iyon türleri ile anottan çözülmüş olan metal iyonları, metal hidroksit

floklarını oluşturmaktadır. Çözeltideki elektrokimyasal proses mekanizması oldukça komplekstir.

Kimyasal koagülasyonla karşılaştırıldığında elektrokoagülasyon daha düşük çamur ürettiği düşünülerek avantajlıdır. Elektrokoagülasyon tarafından oluşturulan floklar daha büyüktür, daha az sarılmış su içerir ve daha stabildir. Ayrıca laboratuvar çalışmaları sırasında kirletici çamurların hareketinde kimyasal koagülasyona kıyasla elektrokoagülasyonun daha iyi sonuç verdiği kanıtlanmıştır (Avşar ve ark. 2007).

**Çizelge 5.4.** Kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyonun kıyaslanması

<b>KİMYASAL KOAGÜLASYON</b>	<b>ELEKTROKOAGÜLASYON</b>
Koagülant olarak uygun kimyasal maddeler (alum, demir sülfat vb.) ilave edilmektedir.	Koagülant, uygun anot materyalinin elektrolitik oksidasyonu sonucu oluşmaktadır.
Suya kimyasal madde ilave edilerek gerçekleştirilir.	Suya elektrik akımı verilerek gerçekleştirilir.
Yoğun çamur oluşumu gerçekleşir ve oluşan çamur kimyasal içeriklidir.	Oluşan floklar daha az su bağlama eğilimindedir. Daha düşük dirence sahip olduğundan çok daha kolay filtre edilebilirler.
Yüksek miktarlarda kullanılan kimyasal maddelerden kaynaklanan ikincil kirlenme sorunu meydana gelmektedir.	İkincil kirlenme sorunu yoktur.
Çeşitli demir ve alüminyum hidroksit polimer kompleksleri ve çökeltileri meydana gelmektedir.	
Koagülasyonu gerçekleştiren koagülantlar atıksuya demir ve alüminyum iyonları $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ ve $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ bileşikler şeklinde verilmektedir.	Koagülasyonu gerçekleştiren koagülantlar atıksuya demir ve alüminyum iyonları şeklinde doğrudan verilir.
Demir ve alüminyum iyonları, hidroksitleri ve polihidroksitleri oluşturması için önce $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ bileşiklerinin hidrolizi gerekmektedir.	Demir ve alüminyum iyonları, hidroksitleri ve polihidroksitleri oluşturmak üzere hemen reaksiyona girer.
Aritma verimi elektrokoagülasyona göre daha düşüktür.	Aritma verimi kimyasal koagülasyona oranla çok daha yüksektir.

## 5.8. Elektrokoagülasyon Uygulamaları

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

Restoran atıksularının arıtımında elektrokoagülasyon ve elektroflotasyonun birarada uygulanması denenmiştir. Bu çalışmada pH'nın 4'ten düşük tutulması halinde askıdaki katıların giderimi hızlı bir şekilde düşmüştür. Yapılan çalışmalar bu prosesin (elektrokoagülasyonla elektroflotasyonun birarada uygulanması) iki avantajını ortaya çıkarmıştır. Bunlar; kısa bir alıkoyma süresinin olması ve oluşan çamurda su miktarının oldukça az olmasıdır. Güç gereksinimi diğer tipik çalışma şartlarında oldukça düşük ve yalnızca 0,5 kWh/m<sup>3</sup>'tür. Kuru çamurdaki kimyasal oksijen ihtiyacı miktarı 0,20-0,37 kg/kg kimyasal oksijen ihtiyacıdır (Hansen ve ark. 2005).

Son zamanlarda yapılan araştırmalarda endüstriyel atıksulardan elektrokoagülasyonla arsenik giderimi çalışılmıştır. Ergitme işlemiyle maden elde etme prosesinden çıkan atıksuların elektrokimyasal reaktörlerle arsenik giderimi çalışılmış ve etkili sonuçlar elde edilmiştir. Sırasıyla hafif çelik ve paslanmaz çelik anot ve katot olarak kullanılmıştır. Elektrokoagülasyonun arsenik giderimindeki etkileri son çalışmalarda gözlenmiştir.

Bazı bilim adamları içme ve endüstriyel atıksuların arıtımı için elektroflotasyon ile elektrokoagülasyon kombinasyonunu teknik bakımdan ziyade bilimsel yanını incelemişlerdir. Elektrokoagülasyon-flotasyon kimyasal koagülasyondan atıksudaki kimyasal oksijen ihtiyacı ve askıda katı madde gideriminde daha etkili olduğunu kanıtlamışlardır. Üç çeşit amino türü içeren sentetik bir atıksu 10 dakika süre ile 10A/m<sup>2</sup> akım yoğunluğunda elektrokoagülasyona tabi tutulmuş işlem sonunda %40-60 kimyasal oksijen ihtiyacı giderimi sağlanmıştır. Düşük frekansta (25-75Hz) 0,1 ila 0,4 A/m<sup>2</sup> arasındaki akım yoğunluğunda çalışıldığında demir hidroksit miktarında artış olduğu ve arıtımın buna bağlı olarak arttığı gözlenmiştir.

Katot olarak bakır plaka ve anot olarak ise alüminyum veya demir plaka kullanıldığı elektrokoagülasyon sistemi ile çöp sahası sızıntı suları arıtılmıştır (Tsai ve ark. 1997). Çöp sahası sızıntı suları pH (8,2-8,5), COD (27-7 200 mg/L), TOC (293-2 250 mg/L) ve iletkenlik (18 600-26 000) µmho/cm özelliklere sahip olup %30-50 arası bir kimyasal oksijen ihtiyacı giderimi elde edilmiştir.

Yüksek kimyasal oksijen ihtiyacı: 292-4 240 mg/L, BOİ<sub>5</sub>: 58-2 240 mg/L, AKM: 13,2-1 320 mg/L, yağ ve gres: 52,6-2 100 mg/L içeriğine sahip lokanta atıksuları elektrokoagülasyon prosesi ile demir ve alüminyum elektrotlar kullanılarak başarılı bir şekilde arıtılmıştır (Chen ve ark. 2000). Elektrokoagülasyon işletme parametreleri; atıksu akış hızı: 9 L/saat, akım: 0,1-0,6A, Faraday: 1,67-9,95 F/m<sup>3</sup>, elektrotlar arası voltaj: 3,95-15,5V, enerji gereksinimi: 0,53-3,08 kWh/m<sup>3</sup> ve elektrot tüketimi: 17,7-106,4 g/m<sup>3</sup> seçilmiş olup; lokanta atıksu çıkış değerleri pH: 7,76-8,66, KOİ: 139-2 420 mg/L, BOİ<sub>5</sub>: 54,02-1 520 mg/L, yağ ve gres: 0,28-8,4 mg/L, AKM: 4,2-13,2 mg/L ve iletkenlik: 223-712 µs/cm şeklinde gerçekleşmiştir. Sonuç olarak yağ ve gres, AKM, KOİ ve BOİ<sub>5</sub> için giderim veriminin sırasıyla %94,4-99,9, %84,1-99, %68-94,5 ve %59,3-93,4 olduğu görülmüştür. Demir ve alüminyum elektrotlar ile aynı giderme sonuçları elde edilmiştir. Oluşan yağ arıtma çamuru miktarı arıtılan atıksu hacminin %1,93 olup, 105°C'de 10 saat kurutulduktan ve 550°C'de 1 saat yakıldıktan sonra çamur miktarı, 0,108 kg/m<sup>3</sup> atıksu hesaplanmıştır. Lokanta atıksu özelliklerine bağlı olarak optimum Faraday: 1,67-9,95 F/m<sup>3</sup> ve akım yoğunluğu 30-80A/m<sup>2</sup> tespit edilmiştir. Alüminyum elektrot tüketimi ve enerji ihtiyacı sırasıyla 17,7-106,4 g/m<sup>3</sup> ve <1,5 kWh/m<sup>3</sup> hesaplanmıştır.

Yukarıdaki çalışmada özellikleri verilen lokanta atıksuları diğer bir çalışmada elektrokoagülasyon ve elektroflotasyon sistemi ile arıtılmıştır. Elektrokoagülasyon sisteminde 55x100x3 mm boyutlarında ve etkili yüzey alanı 50 cm<sup>2</sup> olan alüminyum elektrotlar, elektroflotasyon sisteminde ise Ti/IrO<sub>2</sub>TaO<sub>5</sub> (45x50x1,6 mm boyutlarda) anot ve aynı boyutlarda paslanmaz çelik (2 mm kalınlık) katot elektrot olarak kullanılmıştır (Chen ve ark. 2000). Elektrokoagülasyon ve elektroflotasyonla birlikte kullanıldığı proseste lokanta atıksularının arıtımında Faraday'ın çok etkili bir parametre olduğu, diğer parametrelerin çok fazla etkili olmadığı görülmüştür. Yağ ve gres, kimyasal oksijen ihtiyacı ve AKM giderimi sırasıyla %99, %88 ve %98 gerçekleşmiştir. Atıksu kalış süresi <4,5 dk., kuru çamur miktarı 0,20-0,37 kg/kg giderilen kimyasal oksijen ihtiyacı, enerji tüketimi 0,5 kWh/m<sup>3</sup> atıksu bulunmuştur.

Toplam etkili yüzey alanı 148,5 cm<sup>2</sup> olan üç çift demir elektrotlar kullanılarak kimyasal oksijen ihtiyacı: 80-190 mg/L, AKM: 45-85 mg/L, bulanıklık: 7,5-18,5 NTU, iletkenlik:

1150-1750, sertlik:165-185 mg/L CaCO<sub>3</sub>, alkalinite: 350-400 mg/L içeriğine sahip büyük bir kimyasal fiber tesis atıksuları arıtılmıştır (Lin ve Lin 1998). Elektrokoagülasyon ile kimyasal oksijen ihtiyacı giderimi %70-85 arasında aynı atıksu kimyasal koagülasyon ile %20-30 arası kimyasal oksijen ihtiyacı giderimi gerçekleşmiştir. Elektrokoagülasyon proses çıkış atıksuyunun iletkenlik değeri ve konsantrasyonu bir miktar artmıştır. Elektrokoagülasyon proses çıkış suları iyon değiştirici sistem kullanılarak deşarj standartları sağlanmıştır.

Bazı fenolik bileşikler elektrokoagülasyon ile (alüminyum plaka: 30x10x0,05 cm boyutlarında elektrotlar) çöktürülerek geri kazanılmıştır (Phutdhawong ve ark. 2000). Bu çalışmada fenolik bileşiklerin elektrokoagülasyon şartları altında oksidasyona uğramadığı, oluşan çözünmeyen Al(OH)<sub>3</sub> partikülleri ile alüminyum trifenolat (Al(OAr)<sub>3</sub>) çökeltileri oluşturduğu ifade edilmiştir.

Çok küçük dispers lateks partiküller, FeCl<sub>3</sub> ve FeSO<sub>4</sub>'ün doğrudan sisteme ilave edilmesiyle elektrokoagülasyon ve koagülasyon ile giderilerek optimum şartlar bulunmuştur (Larue ve ark. 2003). Oluşan çamurun özellikleri, filtre edilebilirliği ve kek dirençleri hesaplanmıştır.

Elektrokoagülasyon ile fosfat gideriminin çok etkili olduğu bulunmuştur (Dobolyi 1978). Alüminyum koagülasyonu ile fosfor gideriminde daha yüksek bir verim elde edilmiş olup bunun sebebinin elektrokoagülasyon ile oluşan komplekslerin daha etkili fosfat giderimi sağladığı ifade edilmiştir.

Cezayir'de Dedila şehir suyundan alüminyum elektrotlar kullanılarak elektrokoagülasyon ile flor giderilmiştir (Mameri ve ark. 2001). Deneyler bipolar aktif elektrot yüzey alanı 1,6 m<sup>2</sup> sürekli ve kesikli bir sistemde gerçekleştirilmiştir. Flor konsantrasyonu 3 mg/L'den 0,8 mg/L'ye düşürülmüştür. 1 000 m<sup>3</sup> suyu arıtmak için 40 kg Al tüketilmiştir. Elektrokoagülasyon ve elektroflotasyon sistemi birlikte kullanılarak 15 mg/L flor konsantrasyonuna sahip atıksu; pH 6'da, 4,97 F/m<sup>3</sup>, 20 dk. süre sonunda 2 mg/L'ye düşürülmüştür (Shen ve ark. 2003). Elektrokoagülasyon 55x100x3 mm ve etkili yüzey alanı 50 cm<sup>2</sup> olan bipolar bağlı alüminyum elektrotlar kullanılmıştır. pH



4'ün üzerinde flor gideriminin etkili, pH 6'nın ise optimum olduğu ifade edilmiştir. Brom, sülfat, fosfat, klorür anyonlarının ve  $Ca^{+2}$ ,  $Fe^{+3}$ ,  $Mg^{+2}$  kationlarının flor gidermede etkili olduğu görülmüştür.

Endüstriyel atıksulardan arsenik giderimi, 0,5 ve 1,25 A/dm<sup>2</sup> akım yoğunluklarında 25-100 ppm arsenik konsantrasyonlarında gerçekleştirilmiştir (Balasubramanian ve Madhavan 2001). Demir elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon sisteminde asidik şartlarda  $FeAsO_4$  oluştuğu görülmüş ve yaklaşık 6 saatte giderme verimi %95'in üzerinde gerçekleşmiştir.

Kil içeren çözeltilerden kil partiküllerinin giderimi, 7,1 litrelik bir reaktörde, 0,25-2 A akım ve kirletici yükü 0,1-1,7 g/L baz alınarak gerçekleştirilmiştir (Holt ve ark. 2002). Kesikli bir elektrokoagülasyon reaktörün matematiksel olarak analizi yapılmıştır. Al elektrotların kullanıldığı sistemde 0,25 A ile giderme verimi %86,2 A'de ise %40 düzeyde, flotasyon ve koagülasyonun bir arada aynı sistemde meydana geldiği belirtilmiştir. Giderme kinetiklerinin birinci dereceden olduğu, ancak bir lag fazının olduğu bu durumda elektrokoagülasyon iki aşamalı bir kinetik model yaklaşımı sergilediği görülmüştür.

Kimyasal oksijen ihtiyacı: 900 mg/L ve AKM: 340mg/L olan bir şehir atıksuyu elektrokoagülasyon ve elektroflotasyon sisteminin birlikte kullanıldığı ve akış hızının 1 m<sup>3</sup>/saat olacak şekilde ayarlandığı bir sistem ile arıtılmıştır (Pouet ve Grasmick 1995). Elektrokoagülasyon 21 adet elektrot ve yüzey alanı 0,15 m<sup>2</sup> olup, sistem 0-40 V ve 0-40 A akım değerlerinde işletilmiştir. Kimyasal oksijen ihtiyacı, AKM ve bulanıklık giderim verimleri sırasıyla %75, %85 ve %90 olarak bulunmuştur.

Norveç Oslo'da bulunan ve suyu içme suyu olarak kullanılan göl suları, 10 L/dk. debisinde 40x30x0,3 cm boyutlarına sahip dört alüminyum elektrot içeren bir pilot sistem ile arıtılmıştır (Vik ve ark. 1984). Klasik koagülasyon ve elektrokoagülasyon 6 mgAl/L kullanılmakta olup, elektrokoagülasyon pH ayarlamasına gerek yoktur. En iyi giderim sonuçları pH 6'da gerçekleşmiştir. Ayrıca sülfat, iletkenlik konsantrasyonunun elektrokoagülasyon artması gibi bir durumda da olmadığı belirtilmiştir.

Değişik gıda ve balık proses atıksularından organik madde giderimi çözünür BOİ azaltmak için elektrokoagülasyon sistemi kullanılmıştır (Beck ve ark. 1974, Park ve ark. 2001). Özellikle kahverengi kalamar atıksularının elektrokoagülasyon ile arıtımında BOİ gideriminde iyi sonuçlar elde edilmiştir. Yengeç proses atıksularında ise BOİ giderimi %21-33 olmuştur. Bu atıksuların arıtımında elektrokoagülasyon sisteminin etkili olmadığı ifade edilmiştir. İlk yatırım ve işletme maliyetlerinin sırasıyla 140 000\$ ve 40 000\$ hesaplanmıştır. Elektrokoagülasyonun BOİ gideriminde etkili olmadığı, sistemin etkinliğinin artırılması için çok uzun süreye ihtiyaç olduğu vurgulanmıştır. Elektrokoagülasyon prosesinin daha iyi anlaşılması amacıyla voltaj ve diğer parametreler arasındaki ilişki araştırılmıştır (Chen ve ark. 2002). Model sabitleri tespit edilmiştir. Teorik ve deneysel sonuçlar; su pH'sı ve akış hızının geniş bir ölçekte elektrokoagülasyon voltajı üzerine çok az etkisinin olduğu belirtilmiştir. Diğer taraftan elektrotlar arası mesafe, iletkenlik, akım yoğunluğu ve elektrot yüzeyinin durumuna birinci derecede bağlı olduğu sonucuna varılmıştır.

Demir elektrotların kullanıldığı ve  $FeCl_3$ ,  $FeSO_4$  demir tuzları ile kimyasal dozlama yapılan bir elektrokoagülasyon prosesinde sulu çözeltilerden kaolin partikülleri giderilmiştir (Larue ve Vorobiev 2003). pH 5-6 arasında giderme verimi maksimum olmaktadır. Floklaşma olayı detaylı bir şekilde incelenerek partiküllerinin çökmesi izlenmiştir.

Anyonik, katyonik ve noniyonik flokülantlar ilave edilerek aktif çamur atıksularının ileri elektrokoagülasyon sistemi ile arıtımı sağlanmıştır (Chen ve ark. 2002). Monosodyum glutamate fermantasyon atıksularından renk ve organik bileşenlerin gideriminde elektroflotasyon ve elektrolitik çöktürmenin birlikte etkili olduğu görülmüştür. Ayrıca oluşan çamurun çökebilirlik ve susuzlaştırılması incelenmiş olup %15-20 demir hidroksit içerdiği tespit edilmiştir. Anyonik flokülantların diğerlerinden çok daha iyi ve optimum polimer dozunun 4-10 mg/g Fe çamur olduğu saptanmıştır. Ayrıca çamur şartlandırma prosesinde polimer bağlama ve yük nütrolizasyonu da belirtilmiştir.

Kil partiküllerinin elektrokoagülasyon ile gideriminde karıştırma hızı, akım yoğunluğu, elektrotların sayısı ve aralarındaki mesafe, çözültideki tuz konsantrasyon etkileri optimize edilmiştir (Donini ve ark. 1992).

İçme sularının arıtımında etkili yeni bir proses olarak tanımlanan elektrokoagülasyon ile ayrıca maden ve çöp sızıntı atıksuları da arıtılmıştır. E.coli gideriminin oldukça iyi olduğu ifade edilmiştir. Maden sızıntı sularında kobalt 9,95 mg/L'den 0,006 mg/L'ye düşürülmüştür. Ayrıca sızıntı sularında ise demir 130 mg/L'den 0,015 mg/L'ye indirilmiştir. Atıksu akış hızı 225 000 mL/dk'dır. Bu proses işletme maliyeti açısından da tartışılmıştır (Mills 2000).

Hafif tuzlu ve acı suların elektrokoagülasyon metodu ile arıtımı ve sistemin ekonomik özelliklerinin iyileştirilmesi yapılmıştır (Sanfan 1991). Demir elektrotların kullanıldığı sistemden en iyi sonuçlar elde edilmiştir. %75 sertlik giderilmiştir. Demir elektrodun alüminyum elektrottan maliyet açısından %60 oranında daha uygun olduğu ifade edilmiştir. Optimum akım yoğunluğunda sistemin ekonomik konumu tartışılmıştır (Sanfan ve Quinlai 1987).

Kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon arasında, karşılaştırma amacıyla yapılan bir çalışmada farklı pH'larda farklı alüminyum miktarlarında bulanıklık giderimi gerçekleştirilmiştir (Han ve ark. 2002). Partikül özelliklerini anlamak amacıyla zeta potansiyelleri analiz edilmiştir. Sonuç olarak elektrokoagülasyon kimyasal koagülasyona göre bulanıklık gideriminde çok daha etkili olduğu bulunmuştur.

Endüstriyel yumurta proses atıksularının kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon ile arıtımı gerçekleştirilmiştir (Xu ve ark. 2002). Kimyasal oksijen ihtiyacı, bulanıklık ve toplam AKM giderimi sırasıyla %90, %97 ve %95 olmuştur. Bir milyon galon atıksu başına koagülasyon, ultrafiltrasyon ve elektrokoagülasyon maliyetleri 22 000\$, 17 700\$ ve 30 000\$ olarak hesaplanmıştır.

Bipolar bağlı alüminyum elektrotlar kullanılarak elektrokoagülasyon elektroflotasyon sistemi ile 0,3-15 g/L TOC içeriğine sahip bir atıksu arıtılmıştır (Cames ve ark. 2001). Akış hızı, akım yoğunluğu gibi işletme parametre etkilerinin elektrokoagülasyon verimi

üzerinde çok az etki ettiği saptanmıştır. AKM ve yağ içeriğine sahip atıksuların arıtımında ümit verici sonuçların elde edildiği vurgulanmıştır.

Tuzlu suların elektrokoagülasyon ile arıtma üzerine pH, başlangıç fenol konsantrasyonu, tuzluluk, akım yoğunluğu, sıcaklık ve H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ilavesi etkileri incelenmiştir (Lin ve ark. 1998). %3,5 w/w tuzluluğa sahip suların arıtımında elektrokoagülasyon oldukça etkili olduğu sonucuna varılmıştır. En iyi kimyasal oksijen ihtiyacı giderimi pH 3 dolayında gerçekleşmiştir. 60 mg/L H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> derişiminde 2,5A ve %1'lik tuzlulukta %70 kimyasal oksijen ihtiyacı giderimi elde edilmiştir.

Bir patent çalışmasında kırsal bölgelerdeki sulardan patojen mikroorganizmaların ve içme sularından ağır metallerin giderimi, gıda sanayi yıkama sularından kirleticilerin bertarafında uygulama potansiyelinden söz edilmiştir. Powell Su Sistemleri Şirketi tarafından elektrokoagülasyon ile kirleticilerin giderilme hızlarının artırılmasında önemli bir adım atılmış, işletme ve ilk yatırım maliyetlerinin çok düşük olduğu ifade edilmiştir. Bu şirket elektrik maliyeti, elektrotların değiştirilme maliyeti, pompa bakım-onarımı ve işçilik maliyetinin bazı atıksuların arıtımı için 1\$/galon atıksu altında olduğunu belirtmiştir.

Elektrokoagülasyon mekanizması kimyasal koagülasyonun mekanizmasına benzemektedir. Kimyasal koagülasyonda olduğu gibi, yüzey yüklerinin nötralizasyonundan katyonik türler sorumludur. Fakat elektrokoagülasyon oluşan flokların özellikleri kimyasal koagülasyonda oluşan floklardan daha farklıdır. Elektrokoagülasyon oluşan floklar daha az su bağlama eğilimindedir, yani daha az su içerirler. Floklar daha düşük dirence sahip olacağından çok daha kolay filtre edilebilirler.

Elektrokoagülasyon ile sintine sularından ağır metallerin arıtım maliyetinin %90 daha az olduğu ifade edilmiştir. Ayrıca elektrokoagülasyon ile sudaki kirleticilerin %98'inin giderildiği belirtilmiştir. Kanalizasyon atıksularında 110x10<sup>6</sup> bakteri/mL'den 2700 bakteri/mL'ye %99 giderim oranı da; gıda prosesleri, buhar temizleme işlemleri atıksularından yağ %99 giderim oranında; çözünmüş silika, killer, karbon siyahı ve

diğer askıda katı maddelerin %98 giderim oranında; arsenik, kadmiyum, krom, kurşun, nikel ve çinko gibi ağır metallerin %95-98 oranında başarılı bir şekilde arıtılabildiği ifade edilmiştir. Kentsel kanalizasyon atıksularının arıtım maliyeti 0,24\$/1000 galon; yanmış yağ, kir ve ağır metaller içeren buhar temizleme atıksularının arıtım maliyeti ise 0,05\$/galon'dur. Ayrıca bu sistemlerin yatırım maliyetinin amortismanı 1 yılın altındadır.

Elektrokoagülasyon prosesi; suyun pH'ı, atıksu akış hızı, voltaj, amper, elektrot materyali (demir, alüminyum, titanyum, grafit gibi) ve elektrotlar arası mesafe ile optimize edilir. Bu teknoloji özellikle yağ, metaller ve bakteri içeren atıksuların arıtımında çok etkilidir. Sıcaklık ve basınç gibi değişkenler ise proses üzerinde daha az etkiye sahiptir. Bu etkileri anlamak için yukarıda bahsedilen parametreleri özellikleri belli spesifik bir atıksuya uygulamak gereklidir.

Akış hızı 100 galon/dak olan bir atıksudan nikel 25 mg/L'den 2,38 mg/L'nin altına; Cr 210 mg/L'den 1,71 mg/L'nin altına düşürülmüştür. Bu atıksuyun işletme maliyetinin kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon için sırasıyla 14,18\$/1000 galon (425 400 \$/yıl), 1,69\$/1000 galon (50 700\$/yıl) olduğu ifade edilmiştir. Bu fiyatlar işçilik, çamur nakliyatı ve depolama maliyetlerini içermemektedir. Buradan elektrokoagülasyon kimyasal koagülasyona göre çok daha az işletme maliyetine (kimyasal koagülasyona göre 374 700\$/yıl bir kazanç söz konusudur) sahip olduğu görülebilir. Alüminyum ile atıksu arıtımı elektrokoagülasyon ile karıştırıldığında hacimsel olarak elektrokoagülasyon %83 daha az çamur ortaya çıktığı ve bunun filtrasyon hızının %76 daha iyi olduğu ifade edilmektedir.

Patates cipsi fabrikası atıksularının EC prosesi ile arıtılması araştırılmıştır. Deneysel optimum işletme şartlarının tespiti için elektrot türü, pH, akım yoğunluğu ve temas süresi gibi parametreler üzerinde durulmuştur. Çalışmada Al ve Fe elektrotlar kullanılmış, Al, Fe elektroduna göre, daha hızlı KOİ, bulanıklık ve AKM giderimi sağlamıştır. KOİ giderim verimi 40 dk.'dan az temas süresinde %60, bulanıklık giderim verimi 40 dk.'dan az temas süresinde %98 olarak tespit edilmiştir. EC prosesinde KOİ giderim verimi kinetikleri makro-kinetik modeli ile tanımlanmıştır. Kinetik çalışmaları

sistemin 2. derece kinetik modeline uyum sağladığını göstermiştir. Ayrıca, çalışmada EC' nin enerji maliyeti ve Al elektrodu ihtiyacına göre materyal maliyeti gibi işletme maliyetleri araştırılmıştır. İşletme maliyetleri 20-300 A/m<sup>2</sup> ve 5-40 dk. için sırasıyla 0,48-5,42 \$/m<sup>3</sup> ve 0,62-6,32 \$/m<sup>3</sup> bulunmuştur. Sistem enerji ihtiyacı 8 dk.'nın altında tipik işletme koşulları altında 4 kWsa/m<sup>3</sup>'tür (Koby ve ark. 2006).

### **5.8.1. Boyalar ile Yapılan Elektrokoagülasyon Çalışmaları**

Koby ve ark. (2006), Levafix Orange E3 GA reaktif boya çözeltisinin alüminyum elektrotlar kullanarak yaptıkları elektrokoagülasyon çalışmasında renk giderimini incelemiştir. Renk giderim verimi ve maliyet için elektrot ve enerji gereksinimine başlangıç pH'ı, iletkenlik, akım yoğunluğu, başlangıç boya konsantrasyonu ve reaksiyon süresi parametrelerinin etkisine bakılmıştır. Uygulanan akım yoğunluğunun 100'den 250 A/m<sup>2</sup>'ye artması ile renk giderim veriminde önemli bir değişim olmadığı, bu yüzden iyi bir renk giderimi için 100 A/m<sup>2</sup> akım yoğunluğunun yeterli olduğu saptanmıştır. Yüksek akım yoğunluklarında alüminyumun anodik çözünmesi arttığından kirletici giderimi için önemli miktarda çökelti oluştuğu ve bunun yanında kabarcık oluşum hızı arttığından ve artan akım yoğunluğu ile kabarcık boyutu küçüldüğünden H<sub>2</sub> flotasyonu ile kirletici gideriminde iyi bir verim elde edildiği sonucuna varılmıştır. pH 3 ile 9 arasındaki pH artışı sırasında renk giderim veriminin yavaş bir şekilde azaldığı, pH 9'un üzerindeki pH'larda ise hızlı bir şekilde düştüğü görülmüştür. Maksimum renk giderimi pH 3'de % 99,9 olarak, minimum renk giderimi ise pH 11'de % 76,6 olarak elde edilmiştir. İletkenlik için çözeltiliye NaCl elektrolit olarak ilave edilmiştir. 250-4000 µS/cm aralığında artan iletkenlik ile renk giderim veriminde ve pil voltajında bir düşüş saptanmıştır. Bu renk giderimindeki düşüş de sulu ortam iletkenliğinin değişmesi sonucu iyonik güçteki değişim ile açıklanmıştır. İletkenliğin artması ile enerji tüketiminin 102 kWsaat/kg boyadan 13,3 kWsaat/kg boyaya düştüğü, elektrot tüketiminin ise iletkenliğin değişmesi ile 1,93 ile 2,20 kg Al/kg boya arasında değiştiği tespit edilmiştir. Başlangıç boyarmadde konsantrasyonunun 100'den 500 mg/L'ye artırılması ile renk giderim veriminin %99,6'dan %88'e doğru lineer bir düşüş gösterdiği saptanmıştır. Bunun nedeni de yüksek boya konsantrasyonlarında ortamda yeterli miktarda alüminyum hidroksit floklarının bulunmaması olarak açıklanmıştır.

Boya konsantrasyonundaki artış ile enerji tüketiminde 98'den 23 kWsaat/kg boyaya, elektrot tüketiminde 4,7'den 1,1 kg Al/kg boyaya düştüğü görülmüştür. Çalışma sonucunda akım yoğunluğu 100 A/m<sup>2</sup>, reaksiyon süresi 12 dakika ve başlangıç pH'ı 6,4 olduğu optimum koşullarda %95 renk giderimi elde edilmiştir.

Bir diğer çalışmada elektrokoagülasyon ile reaktif tekstil boyası çözeltilerinden (Levafix Orange E3 GA) boya giderimi, renk giderimi ve bulanıklık giderimi araştırılmıştır. Bu amaçla monopolar paralel bağlı alüminyum ve demir elektrotların kullanıldığı bir elektrokimyasal reaktör tasarlanmıştır. Boya giderimi, renk giderimi ve bulanıklık giderimi üzerine pH, iletkenlik, akım yoğunluğu, karıştırma hızı, zaman, konsantrasyon, polielektrolit ilavesi gibi parametrelerin etkisi araştırılmıştır. Ayrıca enerji tüketimi ve çözünmüş elektrodun giderme kapasiteleri incelenmiştir. Alüminyum elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon proseslerinde kirleticilerin gideriminde pH 4,0-6,5 aralığında monomerik ve polimerik alüminyum hidroksit türlerinin çökeltme mekanizması ve pH>6,5 aralığında Al(OH)<sub>3</sub> ve polimerik alüminyum hidroksit türlerinin adsorpsiyon mekanizması etkili olmaktadır. Demir elektrotların kullanıldığı deneylerde flok oluşumunda ve boyarmaddeyi absorbe etmekte etkili olan tür Fe(OH)<sub>3</sub> olup, pH 8-8,5 aralığında iyi giderme verimlerinin elde edildiği bilinmektedir. Çalışmada da bu aralıkta yüksek bulanıklık giderimi görülmüştür. Ayrıca boya giderimi için harcanan enerjinin azaldığı ve çözünen elektrotun giderme kapasitesinin de arttığı izlenmiştir. Yapılan çalışmalarda elektrokoagülasyonun boya, renk ve bulanıklık gideriminde oldukça etkili olduğu görülmüştür. Özellikle demir elektrot kullanıldığında alüminyuma göre 4 kat yüksek başlangıç konsantrasyonlarında ve daha kısa deney sürelerinde aynı verimlere ulaşmak mümkün olmuştur.

Elektrokoagülasyon ile Orange II tekstil boyasının giderimi üzerine pH, karıştırma hızı, boya konsantrasyonu, elektrotlar arası mesafe, akım yoğunluğu, sıcaklık gibi parametre etkileri araştırılmıştır (Daneshvar ve ark. 2003). Renk ve kimyasal oksijen ihtiyacı gideriminde sırasıyla %98 ve %84'lük bir verim elde edilmiştir. Bu değerler demir elektrotlar kullanıldığında <200 ppm boya konsantrasyonu ve 34,62 A/m<sup>2</sup> akım yoğunluğunda bulunmuştur. Nötr pH aralığında (6-8) giderme veriminin en yüksek değere ulaştığı belirlenmiştir.

Acid Orange II tekstil boyası elektrokoagülasyon ve elektrooksidasyon prosesi ile giderilmiştir (Xiong ve ark. 2001). Elektrokoagülasyon verimi üzerine arıtım süresi, iletkenlik, hava akış hızı ve voltaj etkileri incelenmiştir. Kimyasal oksijen ihtiyacı ve renk giderimi %99 ve %87 olarak gerçekleşmiştir. Bu verim  $Fe^{+2}$ /boya mol oranı: 0,5, 30 dakika süre, voltaj 20 V ve hava akış hızı 0,1 m<sup>3</sup>/saat şartlarında elde edilmiştir.

Mollah ve ark. (2004) tarafından yapılan çalışmada Orange – II (Acid Orange 7) azo boyarmaddesinin çözünen demir elektrot ve NaCl elektroliti kullanılan elektrokoagülasyon prosesi ile ayrışması üzerine elektrolit konsantrasyonu, boya konsantrasyonu, akım yoğunluğu, pH, akım hızı, boya çözeltisinin geri devir sayısı gibi işletme parametrelerinin etkisi araştırılmıştır. Deneysel çalışmalarda, 4 adet hücre oluşturan 5 adet paralel demir elektrot içeren yukarı akışlı hücre, DC güç kaynağı, besleme pompasından oluşan elektrokoagülasyon sistemi kullanılmıştır. Optimum koşullarda %98,5 renk giderimi sağlanmıştır. Aynı akım hızında sisteme birçok kez geri devredilen atıksuda maksimum arıtım verimi ilk arıtma sonucu elde edilmiştir. Giderim verimi; başlangıç pH'ı, elektrolit konsantrasyonu, boya konsantrasyonu, akım yoğunluğu, akım hızı ve boya çözeltisinin geri devrine bağlı olduğu sonucuna ulaşılmıştır. Ayrıca yüksek arıtma veriminin elektrooksidasyonda da olduğu gibi sistemde üretilen maghemite ( $\gamma$ -  $Fe_2O_3$ ) ve magnetite ( $Fe_3O_4$ ) içeren koagülasyon nedeniyle meydana geldiği düşünülmektedir. Aynı zamanda, çalışmada kullanılan elektrokoagülasyon reaktörünün dizaynı ve işletmesinin basit ve tekstil atıksularının elektrokoagülasyonu için potansiyel olarak uygulanabilir ve ekonomik olduğu belirtilmiştir.

Anot olarak çözünen metal elektrotların kullanıldığı bir elektrokoagülasyon işleminde, anot tüketiminin 5-200 g/m<sup>3</sup>, 0,1 g/dm<sup>3</sup> konsantrasyondaki azo boyanın tamamen giderimi için 30-100 kWh/kg elektrik sarfıyatı olduğu ifade edilmiştir (Scott 1995). Çözünen metal anotların uygulandığı elektrokoagülasyon prosesinde oluşan metal hidroksitlerin boyaları adsorpladığı ileri sürülmüştür.



Do ve Chen (1994) tarafından demir ve alüminyum elektrotlar kullanılarak elektrokoagülasyon ile Drimarene Discharge X – 3GL reaktif azo ve Samaron Yellow dört adet dispers azo boyalarından kaynaklanan rengin giderimi üzerine yaptıkları çalışmada en iyi renk giderimi başlangıç pH değeri 3-9, karıştırma hızı 200 rpm’de gerçekleştirilmiştir. Demir ve alüminyum elektrotlar ile reaktif boya gideriminde, boya konsantrasyonu artışına bağlı olarak giderme veriminin değişmediği görülürken, dispers boya konsantrasyonu artışında demir elektrot kullanılması halinde renk giderme veriminin daha yüksek olduğu ifade edilmektedir.

Daneshvar ve ark. (2004) tarafından yapılan çalışmada azo boyası içeren (Acid Red 14) bir çözeltilinin elektrokoagülasyon yöntemiyle farklı elektrot bağlantılarının renk giderimi üzerine etkileri incelenmiştir. Birkaç elektrotlu elektrokoagülasyon yönteminin basit bir elektrokimyasal pilden çok daha etkili olduğu bulunmuştur. Elektrokoagülasyonda ise tek kutuplu elektrotların çift kutuplu elektrotlara göre renk gideriminde çok daha yüksek bir verime sahip olduğu gösterilmiştir. Ayrıca tek kutuplu elektrotlarda seri bağlantının paralel bağlantıdan daha etkin olduğu sonucuna ulaşılmıştır.

Elektrokoagülasyon ile reaktif tekstil boyası (Remazol Red RB 133) çözeltilerinden renk giderimi (Can 2002) ve tekstil atıksularından kimyasal oksijen ihtiyacı ve bulanıklık giderimi araştırılmıştır. Bu amaçla monopolar paralel bağlı alüminyum elektrotların kullanıldığı bir elektrokimyasal reaktör tasarlanmıştır. Renk giderimi, kimyasal oksijen ihtiyacı ve bulanıklık giderimi üzerine pH, iletkenlik, akım yoğunluğu, karıştırma hızı, zaman, konsantrasyon, polielektrolit ilavesi gibi parametrelerin etkisi araştırılmıştır. Ayrıca enerji tüketimi, çözünmüş alüminyumun renk giderme kapasitesi ve çözünmüş alüminyumun kimyasal oksijen ihtiyacı giderme kapasitesi incelenmiştir. Alüminyum elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon proseslerinde kirleticilerin gideriminde iki asıl etkileşme mekanizması mümkündür; pH 4,0-6,5 aralığında monomerik ve polimerik alüminyum hidroksit türlerinin çökeltme mekanizması, pH>6,5 değerlerinde ise  $Al(OH)_3$  ve polimerik alüminyum hidroksit türlerinin boyayı adsorblama mekanizması söz konusudur. Tekstil atıksularının elektrokoagülasyon renk ve bulanıklık gideriminde oldukça etkili olduğu, ancak tekstil atıksularından kimyasal

oksijen ihtiyacı gideriminde aynı düzeyde etkili olmadığı görülmüştür. Bu da Al türlerinin çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacı gidermede kısmen etkili olduğunu göstermektedir (Can 2002). Ayrıca sabit karbon kolon yatağında farklı yüksekliklerde ve farklı akış hızlarında breakthrough eğrileri elde edilmiş, karbon tükenme noktaları belirlenmiş, deşarj standartlarını aşmayacak şekilde kimyasal oksijen ihtiyacı konsantrasyonunun hangi aşamada sağlanacağı yapılmıştır.

Golder ve ark. (2005) tarafından yapılan çalışmada Methylene Blue (MB) ve Eosin Yellowish (EY) boya çözeltilerinin hafif çelik elektrot kullanılan kesikli bir elektrokoagülasyon sisteminde arıtılması araştırılmıştır. Kinetikler üzerine çalışılmış ve her iki boyanın konsantrasyonlarındaki azalmanın birinci derece hız kinetiğine uyduğu gösterilmiştir. Elektrokoagülasyon prosesi süresince MB ve EY için sırasıyla %87 ve %78 KOİ giderimine tekabül eden oluşan çamur miktarları 0,22 ve 0,3 kg/m<sup>3</sup> olarak bulunmuştur. Ayrıca 1,5 kWh/m<sup>3</sup> enerji tüketimi MB boyarmaddesinden kaynaklanan KOİ'de %89 azalma sağlarken EY boyarmaddesinden kaynaklanan KOİ'de %74 azalma sağladığı belirlenmiştir. MB ve EY boyarmaddelerinin hafif çelik elektrot kullanılan elektrokoagülasyon sistemi ile arıtılmasında 5 ve 10 dakikalık elektroliz süresinin yeterli olduğu sonucuna ulaşılmıştır.

Acilan Blau tekstil boyası bipolar çelik Raching halkaları ve çözünür demir elektrotlar kullanılarak giderilmiştir (Öğütveren ve ark. 1992). En iyi giderme verimi pH 8,01'de %85-95 elde edilmiştir. NaCl destek elektrolitin giderme verimini %90 üzerine çıkardığı tespit edilmiştir. %95'lik boya giderimi 1,30 V için 6,95 kWh/m<sup>3</sup> enerji tüketimi hesaplanmıştır. 5 dakikalık elektrokoagülasyon süresinde %98 giderim verimi elde edilmiştir. Elektrooksidasyon ve elektrokoagülasyon ile sulu çözeltilerden nitrat iyonları giderilmiştir (Koparal ve Öğütveren 2002). Elektrooksidasyon için en uygun pH aralığı 5-7, elektrokoagülasyon için ise pH 9-11 olduğu görülmüştür. Elektrooksidasyon ve elektrokoagülasyon için enerji tüketimi sırasıyla 1x10<sup>-3</sup> kWh/g ve 0,5x10<sup>-4</sup> kWh/g hesaplanmıştır. Elektrooksidasyonda nitrat iyonları N<sub>2</sub> şeklinde giderilirken, elektrokoagülasyonda ise Fe(OH)<sub>3</sub> tarafından absorbe edildiği ifade edilmiştir.

Kim ve ark. (2002) tarafından yapılan çalışmada dispers ve reaktif boyaların sürekli elektrokoagülasyon sisteminde arıtılması üzerine akım yoğunluğu, elektrot sayısı, elektrolit konsantrasyonu, elektrotlar arası mesafe, boya konsantrasyonu, çözelti pH'ı, akım hızı gibi işletme parametrelerinin etkisi ve bu işletme parametrelerinin enerji tüketimi açısından etkileri de araştırılmıştır.

Bir başka çalışmada elektrokoagülasyon ile dispers tekstil boyalarının (Dianix Navy 2S-G 200 ve Disperse Red 50) giderimi üzerine zamana bağlı olarak pH, akım yoğunluğu, iletkenlik ve konsantrasyon parametrelerinin etkileri araştırılmıştır. Ayrıca enerji ve elektrot tüketimi, yaş ve kuru olarak çamur miktarları hesaplanmıştır. Her bir parametre için elde edilen deneysel veriler lineerleştirilmiş birinci mertebe kinetik modeline göre analiz edilmiştir. Yapılan kinetik modellemelerde korelasyon katsayıları oldukça yüksek çıkmıştır.

### **5.8.2. Gerçek Tekstil Atıksuları ile Yapılan Elektrokoagülasyon Çalışmaları**

Can ve ark. (2005) tarafından tekstil atıksularının elektrokoagülasyon ile arıtılması üzerine yapılan çalışmada PAC ya da alum gibi kimyasal koagülant ilavesinin KOİ giderimine etkisi araştırılmış ve elektrik enerjisi, elektrot ve kimyasal madde tüketimi bakımından işletme maliyeti analizi gerçekleştirilmiştir. pH 5,5'te yürütülen klasik jar test deneyinde PAC ve alüminyum kimyasal koagülant olarak kullanıldığında %78 KOİ giderimi elde edilirken, elektrokoagülasyonda ise 100 A/m<sup>2</sup> akım yoğunluğu, 10 dakika reaksiyon süresi ve tekstil atıksularının orijinal pH'ında (pH 6,9) %50 KOİ giderimi elde edilmiştir. Daha yüksek verim elde edebilmek için pH'ın başlangıçta düşürülmesi ve elektrokoagülasyon süresince pH 6'dan düşük olması gerektiği belirtilmiştir. Ancak atıksuya başlangıçta PAC ya da alum gibi bir kimyasal koagülant ilavesi birleştirilmiş (combined) elektrokoagülasyon için daha uygun bulunmuştur. Birleştirilmiş elektrokoagülasyonda; PAC ile başlangıçta ilave edilen ve elektrokimyasal olarak üretilen alüminyum miktarına bağlı olarak KOİ giderim hızında ve veriminde alumina göre daha iyi sonuçlar elde edilirken işletme maliyeti açısından bu iki tuzun verimleri aynı bulunmuştur. Alüminyumun başlangıçta atıksuda bulunması çözünen organik bileşikleri ve partikülleri adsorblayan daha fazla sweep flok oluşumuna yol açmıştır. Bu

şekilde elektrokoagülasyonun performansı ve hızı geliştirilmiş ve enerji tüketimi azalması işletme maliyetinde önemli bir düşüş sağladığı sonucuna ulaşılmıştır.

Demir elektrotlar kullanılarak (toplam aktif yüzey alanı: 324 cm<sup>2</sup>) tekstil atıksularının elektrokoagülasyon ile arıtımı gerçekleştirilmiştir (Lin ve Peng 1994). 1 000 cm<sup>3</sup>'lük bir reaktörde, akış hızı 0,75 L/dk. olacak şekilde elektrokoagülasyon üzerine iletkenlik, pH, enerji gereksinimi ve polielektrolit ilavesinin etkileri (PAC) incelenmiştir. Optimum şartlar; zaman 10 dk., iletkenlik 1 000 µmho/cm, pH 6 olarak belirlenmiştir. 40 mg/L PAC ilavesi kimyasal oksijen ihtiyacı değeri 800-1 600 mg/L arasında değişmekte olup, giderme verimi %70 civarındadır. AKM ise 200 mg/L'nin altına düşürülmüştür.

Bayramoğlu ve ark. (2004) tarafından bir tekstil atıksuyunun alüminyum ve demir elektrot kullanarak yaptığı elektrokoagülasyon deneyinde işletme süresinin proses verimine etkisini sabit akım yoğunluğunda (100 A/m<sup>2</sup>) incelemiştir. Etkili bir KOİ ve renk giderim verimi elde etmek için alüminyum elektrotlarla 15 dakika yeterli iken, demir elektrotlarla 10 dakika reaksiyon süresinin yeterli olduğu görülmüştür. Diğer yandan akım yoğunluğu ile reaksiyon süresinin proses performansında benzer etkiler göstermesi nedeniyle bu iki değişkenin bir arada ifade edilebileceği sonucuna varılmıştır. Ortaya çıkan bu yeni değişken yük yüklemesi (suyun birim hacmi veya kütlesi başına Faraday) olarak ifade edilmiştir.

Ozonlama ve elektrokoagülasyon (demir ve alüminyum elektrotlar, atıksu akış hızı 2 m<sup>3</sup>/saat, 40-60 A) ile tekstil atıksularının arıtımı yapılmıştır (Ciardelli ve Ranieri 2001). Ozonlama ile %95-99 renk ve %60 (75-120 mg/L) kimyasal oksijen ihtiyacı giderimi elde edilirken; elektrokoagülasyon ile ise %80-100 renk ve %70-80 kimyasal oksijen ihtiyacı giderim değerlerine ulaşılmıştır. Elektrokoagülasyon prosesi çıkış suyu kimyasal oksijen ihtiyacı değeri 123 mg/L olarak tespit edilmiştir.

Polimer ilaveli elektrokoagülasyon sistemi ile tekstil atıksularının arıtımında çok iyi sonuçlar elde edilmiştir. Diğer bir çalışmada ise tekstil atıksularından kimyasal oksijen ihtiyacı ve renk gideriminde elektrokoagülasyon etkili olduğu ve düşük enerji sarfiyatında yüksek giderme verimlerine ulaşıldığı vurgulanmıştır (Zhu ve ark. 1991).

## 6. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Atıksuların arıtılması ve kullanılabilir hale getirilmesi günümüzün en büyük sorunlarından biridir. Bunun çeşitli yöntemleri olup bununla ilgili olarak incelediğimiz elektrokimyasal olarak atıksu arıtımı son zamanlarda üzerinde yoğun çalışmalar yapılan önemli bir yöntemdir.

Atıksularda yağlar, tekstil boyar maddeleri, deterjan vb. gibi maddelerle deneyler yapılarak incelenmiş ve bulunan değerler verilmiştir.

Doymamış yağlar ve yapılarında çifte bağ içeren maddeler, elektroliz sırasında açığa çıkan atom halindeki hidrojen ve oksijen ile doyurularak suda çözünmez hale getirilir. Ortam bazik olduğu için sabunlaşma reaksiyonu gerçekleşmektedir. Sonuçta alüminyum kompleksleri oluşarak çökmektedirler. Bu proses, kimyasal koagülasyon prosesine göre daha avantajlıdır.

Elektrokoagülasyon prosesi, suya kısa süreli elektrik akımının verildiği ve işlem sırasında pozitif tarafta anodik, negatif tarafta katodik reaksiyonların meydana geldiği, elektrokimyasal temellere dayanan bir arıtım yöntemidir. Çözünen elektrotların elektrolitik oksidasyonu sonucunda üretilen alüminyum ve demir iyonları, partiküllerin yükünü nötralize ederek koagülasyon işleminin başlamasını sağlamaktadır. Elektrotlardan çözünen bu iyonların oluşturduğu metal hidroksit flokları, çökerek veya flotasyonla reaktör yüzeyine çıkarak sudan ayrılmaktadırlar. Elektrokoagülasyon sırasında oluşan elektriksel alan veya anot ve katot reaksiyonları sonucunda oluşacak serbest radikal türler, reaktör içindeki su ve bileşiklerin fiziksel ve kimyasal özelliklerini değiştirebilmektedir. Bu karmaşık işlemler sonucunda kirleticiler sudan ayrılmakta, parçalanmakta ya da daha az çözünen formlara dönüşmektedirler.

Demir elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon uygulamalarında, genellikle 20 dakika içinde hidroksil iyonları yeşil çökelti meydana getirmektedirler. Elektrokimyasal arıtım sonunda ise bu yeşil çökelti çözülmüş oksijen varlığında  $Fe^{+2}$  iyonunun  $Fe^{+3}$ 'e oksidasyonu ile hızla kırmızıya dönmektedir (Meunier ve ark. 2006).

Uygulanan akım yoğunluğu, koagülant dozaj miktarını ve hızını belirlediği gibi flok oluşum hızı ve büyüklüğü üzerinde de doğrudan etkilidir. Akım yoğunluğu aynı zamanda, kabarcık üretim hızı ve büyüklüğünü de belirlediği için elektrokoagülasyon sırasında meydana gelen flotasyon prosesinin verimini de etkilemektedir. Bunlara bağlı olarak da akım yoğunluğunun elektrokoagülasyonda kirletici giderimi yani yöntemin arıtma verimi üzerinde doğrudan etkili olduğu görülmektedir (Modirshahla ve ark. 2006).

Elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyon yöntemleri karşılaştırıldığında, iki yöntem için de kullanılan aynı miktardaki demir ve alüminyum iyonuna karşılık her iki nitelikteki sızıntı suyu için, elektrokoagülasyon yönteminin arıtma veriminin, kimyasal koagülasyona göre çok daha yüksek olduğu görülmektedir.

Elektrokoagülasyonda da, demir ve alüminyum elektrotlar kullanılarak disperse partiküllerin destabilizasyonları sözkonusu olup, koagülant oluşum mekanizması kimyasal koagülasyondaki mekanizmaya benzemektedir. Her iki proseste de çeşitli demir ve alüminyum hidroksit polimer kompleksleri ve çökeltileri meydana gelmektedir. Ancak kirleticiler, elektrokoagülasyon prosesinde konvansiyonel kimyasal koagülasyona göre daha verimli bir şekilde giderilirler.

Elektrokoagülasyonda, koagülasyonu gerçekleştiren koagülantlar, atıksuya demir ve alüminyum iyonları şeklinde doğrudan verilirken, kimyasal koagülasyonda bu iyonlar  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  ve  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$  bileşikleri şeklinde verilmektedir.

Elektrokoagülasyonda demir ve alüminyum iyonları, hidroksitleri ve polihidroksitleri oluşturmak üzere hemen reaksiyona girerken, kimyasal koagülasyonda önce  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  ve  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$  bileşiklerinin hidrolizi gerekmektedir. Bu, prosesin flok oluşumunu geciktirdiği için, prosesin ilerleyişini etkilemektedir. Ayrıca elektrokoagülasyonda kirleticiler oluşan elektrik alanının etkisiyle daha hızlı hareket ederek koagüle olmaktadır (Mollah ve ark. 2004). Elektrokoagülasyon prosesinin ilerleyişi sırasında eş zamanlı olarak elektroflotasyon da gerçekleşmektedir. Bu proses sırasında meydana gelen redoks reaksiyonları sonucunda, anotta oksijen ve katotta

hidrojen gazı oluşmaktadır. Bu gaz kabarcıkları, çözülmüş veya askıdaki maddeleri ya da floküle olmuş partikülleri, suyun yüzeyine taşıyarak, flotasyonu sağlamakta böylece giderim verimi üzerine doğrudan etki etmektedirler (Modirshahla ve ark. 2006).

Elektrokoagülasyon prosesinde en küçük koloidal parçacıklar bile giderilebilmektedir. Çünkü uygulanan elektrik akımı, küçük kolloidlerin hareket etmesini ve diğer partiküllerle temasını sağlayarak koagülasyonu kolaylaştırmaktadır (Mollah ve ark. 2004). Ayrıca elektrokoagülasyon ile evsel ve tehlikeli sızıntı sularının artımında, yüksek verimle sülfat giderimi sağlandığı halde, kimyasal koagülasyon ile sızıntı sularının arıtımında, kullanılan koagülant miktarına bağlı olarak sülfat miktarında artış olduğu gözlenmiştir. Bu da kimyasal koagülasyonun, ilave kimyasal madde gereksiniminden kaynaklanan dezavantajı olarak değerlendirilmektedir.

Elektrokoagülasyon işleminin net bir biçimde açıklanması oldukça zordur. Ancak literatürde polimerik demir ve alüminyum bileşikleri tarafından kirleticilerin adsorpsiyonun yanında absorpsiyonunun da gerçekleştirildiği belirtilmektedir (Modirshahla ve ark. 2006).

Elektrokoagülasyon çalışmasında, kimyasal koagülasyon çalışmasına göre daha yüksek arıtım verimi elde edilmesine karşılık, oluşan çamur miktarı daha azdır.

Elektrokoagülasyonda oluşan flok, kimyasal koagülasyon ile oluşan floktan daha büyüktür, daha az bağlı su içerir ve daha kararlıdır. Bu yöntemle oluşan çamurun çökmesi ve suyunu bırakması daha kolay olmaktadır. Elektrokoagülasyon yönteminde kimyasal madde kullanılmaması, daha az çamur oluşmasının temel nedenidir. Kimyasal koagülasyondaki gibi yüksek miktarlarda kullanılan kimyasal maddelerden kaynaklanan ikincil kirlenme sorunu, elektrokoagülasyonda yoktur (Mollah ve ark. 2001).

Üzerinde durulan prosesin en önemli özelliklerinden birisi de ekonomik olmasıdır. Proseste elektrik sarfıyatı en önemli gideri oluşturmaktadır.

Elektrokimyasal arıtma proseslerinde iletkenlik çok önemli bir faktördür. Çünkü bu prosesler hem elektrot yüzeyinden çözeltiye hem de çözelti içindeki heterojen iyon transferine dayanmaktadır. İletkenlik, elektrotlar arasındaki potansiyele etki ettiğinden enerji tüketimini de dolaylı olarak etkilemektedir. Elektrokoagülasyon yönteminde sisteme sıklıkla prosesin pH değişimine ve iletkenliğe katkısından dolayı NaCl ilave edilmektedir. Prosesin verimli çalışması için sistemde bulunan anyonların en az %20'sinin klor iyonu olmasının sağlanması gerekmektedir. Deniz suyu ile yapılan çalışmada bu amaçla dışarıdan sisteme NaCl eklenmesine gerek kalmamıştır. Deniz suyunda başta  $Cl^-$ ,  $Br^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $HCO_3^-$ ,  $F^-$ ,  $H_2BO_3^-$ ,  $Mg^{+2}$ ,  $Ca^{+2}$ ,  $Sr^{+2}$ ,  $K^+$ ,  $Na^+$  olmak üzere pek çok anyon ve katyon bulunmaktadır (Mason 1958). Katyon ve anyon sayısının fazla olması ortam direncinin düşmesine, iletkenliğin dolayısıyla da iyon transferinin artmasına neden olmaktadır. Böylece iyonlar daha kolay ve hızlı hareket ederler ve daha fazla flok oluştururlar. Bu da elektrokoagülasyon prosesinin daha hızlı ilerlemesini sağlamaktadır (Modirshahla ve ark. 2006). Ayrıca deniz suyunda bulunan Na, Ca, Mg gibi elementler, sudaki hidroksil iyonları ile birleşerek, hidroksit floklarını oluşturmaktadırlar. Bu durumda koagülasyonu arttırarak, kirleticilerin giderilmesini kolaylaştırmaktadır.

Elektrokimyasal teknolojilerin ve özellikle elektrokoagülasyonun dünyada yaygın olarak kullanımı araştırılmaktadır. Ancak bu teknolojilerin ülkemizdeki kullanımı bildiğimiz kadarıyla yoktur. Yöntemlerin özellikle gelişime açık olma özellikleri dikkate alındığında, ülkemizde de su ve atıksu arıtımında alternatif olarak geliştirilerek değerlendirilmeleri mümkündür.



## KAYNAKLAR

- Adhoum, N., Monser, L., Bellakhal, N., Belgaied, J.E. 2004.** Treatment of Electroplating Wastewater Containing  $\text{Cu}^{+2}$ ,  $\text{Zn}^{+2}$  and Cr(VI) by Electrocoagulation. *J. Hazard. Mater.* B112, 207–213.
- Alkan, U., Teksoy A., Başkaya, S. 2006.** “Determination of Optimum Coagulation Conditions for the Removal of Natural Organic Matter from Surface Waters” *Ekoloji* 15(59):18-26.
- Alptekin, A. M. 2006.** Doğal taş atıksularının flokülasyon/koagülasyon yöntemiyle arıtılması. Yüksek Lisans tezi, Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Maden Mühendisliği Anabilim Dalı, Afyonkarahisar.
- Anaç, H., Çeliker, S.A. 2004.** Tarımsal Ekonomi Araştırma Enstitüsü Dergisi. Türkiye'nin Su Potansiyeli, 7, 5.
- APHA, AWWA, WPCF 1995.** *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19th Edition, American public Health Association, Washington D. C.
- Arapoğlu, D., Vlyssides, A., Israilides, C., Zorpas, A., Karlis, P. 2003.** *J. Hazard. Mater.* 98-191.
- Avşar, Y., Kurt, U., Gönüllü T. 2007.** “Comparison of Classical Chemical and Electrochemical Processes for Treating Rose Processing Wastewater”, *Journal of Hazardous Materials* 148 340–345.
- Balasubramanian, N., Madhavan, K. 2001.** Arsenic removal from industrial effluent through electrocoagulation, *Chem. Eng. Technol.*, 24, 519-521.
- Bayramoğlu, M., Kobya, M., Can, O.T., Sözbir, 2004.** Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. *Separation and Purification Technology*, 37, 117–125.
- Beck, E. C., Giannini A. P., Ramirez, E. R. 1974.** Electrocoagulation clarifies food wastewater, *Food Technol.*, 28, 18-22.
- Belongia, B.M., Haworth, P.D., Baygents, J.C., Raghavan, S. 1999.** Treatment of Alumina and Silica Chemical Mechanical Polishing Waste by Electrodecanation and Electrocoagulation. *Journal of. Electrochemistry Society*, 146(11), 4124-4130.
- Cames, M. C., Leclerc, J. P., Valentin, G., Rostan, A., Müller, P., Lopicque, F. 2001.** Treatment of concentrated liquid wastes by electrocoagulationelectroflotation toward a closer understanding of the technique, *Chemie Ingenieur Tech.*, 73, 635-636.

- Cameselle, C., Pazos, M. and Sanroman, M.A. 2005.** Selection of an electrolyte to enhance the electrochemical decolourisation of indigo. Optimisation and scale-up. *Chemosphere*, 60, 817 – 822.
- Can, O. T. 2002.** Alüminyum elektrotlar kullanarak tekstil atıksu ve boyalarının elektrokoagülasyon ile arıtımı, GYTE Müh. ve Fen Bil. Ens., Yüksek Lisans Tezi, GEBZE.
- Can, O. T., Bayramoğlu, M., Kobya, M. 2002.** Decolorization Of Reactive Dye Solutions By Electrocoagulation Using Aluminium Electrodes, *Ind. Eng. Chem. Res.*, 42, 3391-3396.
- Can, O. T., Bayramoğlu, M., Kobya M. 2003.** Decolorization of Reactive Dye Solutions by Electrocoagulation Using Aluminum Electrodes. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 42, 3391-3396.
- Can, O.T., Kobya, M., Demirbas, E. and Bayramoğlu, M. 2005.** Treatment of the textile wastewater by combined electrocoagulation. *Chemosphere*, 62, 181 – 187.
- Chen, X., Chen, G.H., Yue, P. L. 2000a.** Separation of Pollutants from Restaurant Wastewater by Electrocoagulation. *Separation and Purification Technology*, Vol:19, No:1-2, 65-76.
- Chen, G., Chen, X., Yue, P. L. 2000b.** Electrocoagulation and Electroflotation of Restaurant Wastewater. *Journal of Environmental Engineering.*, Vol. 126, No. 9.
- Chen, X., Chen, G., Yue, P.L. 2002.** “Investigation on the Electrolysis Voltage of Electrocoagulation”, *Chemical Engineering Science*, Vol:57, 2449-2455.
- Chen, G. 2003.** Electrochemical Technologies in Wastewater Treatment, Department of Chemical Engineering, Hong Kong University of Science & Technology, China.
- Chen, G. 2004.** Electrochemical Technologies in Wastewater Treatment. *Separation and Purification Technology*, Vol:38, No:1, 11-41.
- Ciardelli, G. and Ranieri, N. 2001.** The treatment and reuse of wastewater in the textile industry by means of ozonation and electroflocculation. *Water Research*, 35, 567 - 572.
- Ciorba, G. A., Radovan, C., Vlaicu, I., Pitulice, L. 2000.** Correlation Between Organic Component and Electrode material: Consequences on Removal of Surfactants from Wastewater. *Electrochimica Acta.*, 46, 297-303.
- Çelik, M., Ersoy, B. 2004.** “Mineral Nanoparticles Electrokinetics”, Dekker Encyclopedia of Nanoscience and Nanotechnology, 1991–2005.

**Daneshvar, N., Ashassi-Sorkhabi H., Tizpar A. 2003.** Decolorization of orange II by electrocoagulation method, *Sep. Purif. Technol.*, 31, 153-162.

**Daneshvar, N., Sorkhabi, H.A. and Kasiri, M.B. 2004.** Decolorization of dye solution containing Acid Red 14 by electrocoagulation with a comparative investigation of different electrode connections. *Journal of Hazardous Materials*, B112, 55–62.

**Delipinar, Ş. 2007.** Maya Endüstrisi Atıksularının Elektrokoagülasyon ve Kimyasal Koagülasyon ile Arıtımı, GYTE Müh. ve Fen Bil. Ens.,Yüksek Lisans Tezi, 3-81, Gebze.

**Dimoğlu, A., Akbulut, H. Y., Cihan, F., Karpuzcu, M. 2004.** Petrochemical wastewater treatment by means of clean electrochemical technologies. *Clean Technol. Environ. Policy*. 6, 288-295.

**Do, J.S., Chen, M.L. 1994.** Decolourisations of Dye-Containing Solutions by Electrocoagulation. *J. App. Electrochem.*, 24, 785-790.

**Dobolyi, E. 1978.** Experiments aimed at the removal of phosphate by electrochemical methods, *Water Res.*,12,1113-1116.

**Donini, J. C., Angle C. W., Kasperski, K. L., Preston, C. K., Kar, K.L., Hassan T.A., Thind, S.S. 1992.** The effect of different parameters on the optimisation of electrocoagulation, *Waste Process. Recycl. Miner. Metall. Ind.*, Proc. Int. Symp.,1, 113-124.

**Donnin, J.C., Kan, J., Hassan, T.A., Kar, K.L. 1994.** *Can J. Chem Eng* 72, 1007.

**Eckenfelder, W. W. Jr. 1989.** *Industrial Water Pollution Control (Second Edition)*, McGraw-Hill International Editions, Civil Engineering Series, Printed in Singapore.

**EPA 1993.** Electro-pure alternating current electrocoagulation. *Emerging Technol. Summary*, EPA-540/S-93/504, Washington.

**Fernandes, A., Mora, A., Magrinho, M., Lopes, A. and Gonçalves, I. 2004.** Electrochemical degradation of C. I. Acid Orange 7. *Dyes and Pigments*, 61, 287–296.

**Gnusin, N.P., Vitul'skaya, N.V., Zabolotskaya, L.I., Belobrov, I.A. 1977.** *Journal of Applied Electrochemistry*, 50, 1663.

**Golder, A.K., Hridaya, N., Samanta, A.N., Ray, S. 2005.** Electrocoagulation of methylene blue and eosin yellowish using mild steel electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 137 (1-3), 134 – 140.

**Gregory, J. 1989.** “Fundamental of Flocculation”, *Critical Reviews in Environmental Controls*, 19(3), 185-230.

- Grimm, J., Bessarobov, D., Sanderson, R. 1998.** Review of Electro-assisted Methods for Water Purification, Desalination, 115, 285-294.
- Gürses, A., Yalçın, M. Doğar, Ç. 2002.** Electrocoagulation of Some Reactive Dyes: a Statistical Investigation of Some Electrochemical Variables. *Waste Management*, 22: 491-499.
- Han, M., Song, J., Kwon, A. 2002.** Preliminary investigation of electrocoagulation as a substitute for chemical coagulation, *Water Sci. Technol.*, 32, 73-76.
- Hansen, H. K., Núñez, P. and Grandon, R. 2005.** Electrocoagulation as a remediation tool for wastewaters containing arsenic. *Min. Eng.* (In Press).
- Holt, P., Barton, G. W., Mitchell, C. A. 2001.** Deciphering The Science Behind Electrocoagulation To Remove Suspended Clay Particles From Water, *Water Science and Technology*, 50, 177–184.
- Holt, P. K., Barton, G. W., Mitchell, C. A. 2002.** Mathematical analysis of a batch electrocoagulation reactor, *Water Sci. Technol.*, 2, 65-71.
- Holt, P.K., Barton, G.W., Mitchell, C.A. 2005.** “The Future for Elelectrocoagulation as a Localised Water Treatment Technology”, *Chemosphere*, Vol:59, 355-367.
- Hu, C.Y., Lo, S.L., Kuan, W.H. 2003.** Effects of Co-Existing Anions on Fluoride Removal in Electrocoagulation (EC) Process Using Aluminum Electrodes. *Water Research*, Vol:37, No:18, 4513-4523.
- Ibanez, J.G., Singh, M.M. and Szafran, Z. 1998.** Laboratory experiments on electrochemical remediation of the environment. Part 4. color removal of simulated wastewater by electrocoagulation – electroflotation. *Journal of Chemical Education*, 75, 1040 – 1051.
- Ihara I., Kanamura K., Shimada E. 2004.** “High Gradient Magnetic Separation Combined With Electrocoagulation and Electrochemical Oxidation for the Treatment of Landfill Leachate”, *Ieee Transactions On Applied Superconductivity*, 14-2, 1558-1560.
- Inan, H., Dimoglo, A., Şimşek, H., Karpuzcu, M. 2004.** “Olive Oil Mill Wastewater Treatment by Means of Elektro-Coagulation”, *Separation and Purification Technology*, Vol:36, No:1, 23-31.
- İpekoğlu, Ü. 1997.** “Susuzlandırma ve Yöntemleri”, Maden Mühendisliği Bölümü, D.E.Ü. Mühendislik Fakültesi.
- Janssen, I. J. J., Koene, L. 2002.** The role of Electrochemistry and Electrochemical Technology in Environmental Protection. *Chemical Engineering Journal* 85, 137-146.

- Jenke, D.R., Diebold, F.E., 1984.** Electroprecipitation Treatment of Acid Mine Wastewater. *Water Research*, 18(7), 855-859.
- Jiang, J.Q., Graham, N., André, C., Kelsall, G.H., Brandon, N. 2002.** *Wat. Res.* 36 4064.
- Joffe, L., Knieper, L. 2000.** Electrocoagulation Technology Quickly Removes Barium, Total Suspended Solids from a Water-Retention Pond for Fractions of a Cent per Gallon. *Ind. Wastewater*, 5, 1-5.
- Khemis, M., Leclerc, J.P., Tanguy, G., Valentin, G. ve Lapicque, F. 2006.** Treatment of industrial liquid wastes by electrocoagulation: Experimental investigations and an overall interpretation model. *Chemical Engineering Science*, 61, 3602-3609.
- Kim, T.H., Park, C., Lee, J., Shin, E.B., Kim, S. 2002.** “Pilot Scale Treatment of Textile Wastewater by Combined Process (Fluidized Biofilm Process-Chemical Coagulation Electrochemical Oxidation)”, *Water Research*, Vol:36, No:16, 3979-3988.
- Kobyas, M., Can, O.T. and Bayramoğlu, M. 2003.** Treatment of textile wastewater by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes, *Journal of Hazardous Materials*, 100, 163–178.
- Kobyas, M., Hiz, H., Şentürk, E., Aydın, C., Demirbaş, E. 2006.** Treatment of Potato Chips Manufacturing Wastewater by Electrocoagulation. *Desalination*, 190, 201–211.
- Koparal, A. S., Ögütveren, U. B. 2002.** Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation, *J. Hazard, Mater.*, B89, 83- 94.
- Kovatchva, V.K., Parlapanski, M.D. 1999.** “Sono-Electrocoagulation of Iron Hydroxides”, *Colloids and Surfaces A*, Vol:149, No:1-3, 603-608.
- Larue, O., Vorobiev, E. 2003.** Floc size estimation in iron induced electrocoagulation and coagulation using sedimentation data, *Int. J. Miner Proc.*, 1629, 1-15.
- Lin S. H., Peng C. F. 1994.** Treatment of textile wastewater by electrochemical method. *Water Res*; 28: 277-82.
- Lin, S. H., Lin, C. S. 1998.** Reclamation of wastewater effluent from a chemical fiber plant. *Desalination*, 120, 185–195.
- Lin S. H., Shyu C. T., Sun M. C. 1998.** Saline wastewater treatment by electrochemical method. *Water Res.* 32, 1059–1066.
- Mameri, N., Yeddou, A.R., Lounici, H., Belhocine, D., Grib, H., Bariou, B. 1998.** Defluoridation of Septentrional Sahara Water of North Africa by Electrocoagulation Process Using Bipolar Aluminium Electrodes *Water Research*, 32(5), 1604-1612.

- Mameri, L., Lounici, H., Belhocine, D., Grib, H., Piron, D.L., Yahiat, Y. 2001.** Defluoridation of Sahara water by small plant electrocoagulation using bipolar aluminum electrodes, *Sep.Purif.Technol.*, 24, 113-119.
- Mason, B. 1958.** "Principles of Geochemistry", *John Wiley&Sons Inc, London and New York*, 186-192.
- Matteson, M.J., Dobson, R.L., Glenn, Jr., R.W., Kukunoor, N.S., Waits, III. W.H., Clayfield, E.J. 1995.** Electrocoagulation and separation of aqueous suspensions of ultrafine particles. *Colloids and Surfaces A.*, 104, 101 – 109.
- Meunier, N., Drogui, P., Montane, C., Hausler, R., Mercier, G., Blais, J.F. 2006.** "Comparison Between Electrocoagulation and Chemical Precipitation for Metal Removal from Acidic Soil Leachate", *Journal of Hazardous Materials*.
- Mills, D. 2000.** A new process for electrocoagulation, *Journal AWWA*, 92, 34-43.
- Modirshahla, N., Behnajady, M.A., Kooshaiian, S. 2006.** "Investigation of the Effect of Different Electrode Connections on the Removal Efficiency of Tartrazine from Aqueous Solutions by Electrocoagulation", *Dyes and Pigments*, 1-9.
- Mollah, M.Y.A., Schennach, R., Parga, J.R., Cocke, D.L. 2001.** Electrocoagulation (EC)- Science and Applications. *Journal Hazardous Materials, Vol:B84, No:1*, 29-41.
- Mollah, M.Y.A., Morkovsky, P., Gomes, J.A.G. 2004.** Fundamentals, Present and Future Perspectives of Electrocoagulation. *Journal Hazardous Materials, Vol:B114, No:1-3*, 199-210.
- Mroxowski, J., Zielin'ski, J. 1983.** Environment. Protection Eng. 9, 77.
- Muruganathan, M., Bhaskar, R. G., Prabhakar, S. 2004.** Separation of pollutants from tannery effluents by electroflotation. *Sep. Purif. Technol.* 40, 69–75.
- Naumczyk, L., Szpgrkowiez, F. 1996.** Electrochemical Treatment of Textile Wastewaters, *Water. Science and. Technology*, 34(11),17-24.
- Novikova, S.P., Shkorbatova, T.L., Sokol, E.Y. 1982.** Purification of Effluents from the Production of Synthetic Detergents by Electrocoagulation. *Soviet Journal of Water Chemistry and Technology*, 4(4), 82-87.
- Orkun, M. O. 2007.** Katı atık sızıntı sularının elektrokimyasal yöntemlerle arıtımının incelenmesi. Yüksek Lisans tezi, On Dokuz Mayıs Üni. Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği ABD., Samsun.
- Öğütveren, U. B., Gönen, N., Kopalal, S. 1992.** Removal of dye stuffs from wastewater: electrocoagulation of acilan blau using soluble anode, *J. Environ. Sci. Health.*, A27, 1237-1247.

- Özgürses, M.T. 2003.** “Elektrokoagülasyon ile Reaktif Tekstil Boya Çözeltilerinin Arıtımı”, Yüksek Lisans Tezi, *Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü*, 39-75, Kocaeli.
- Öztür, İ., Timur, H., Koşkan, U. 2005.** Atıksu Arıtımının Esasları, T.C Çevre ve Orman Bakanlığı, Ankara.
- Panizzo, M., Bocca, C., Cerisola, G. 2000.** Electrochemical Treatment of Wastewater Containing Polyaromatic Organic Pollutants. *Water Research*, 34(9), 2601-2605.
- Park, E., Giannini, R., Barnett, S. M., Lee, C. 2001.** Pollution prevention and biochemical oxygen demand reduction in a squid processing facility, *J. Cleaner Produc.*, 9, 341-349.
- Phutdhawong, W., Chowwanapoonpohn, S., Buddhasukh, D. 2000.** Electrocoagulation and subsequent recovery of phenolic compounds, *Anal. Sci.*, 16, 1083-1084.
- Pouet, M. F., Grasmick, A. 1995.** Urban wastewater treatment by electrocoagulation and flotation, *Water Sci. Technol.*, 31, 275-283.
- Pulgarin, J., Adler, N., Peringer, P., Comninellis, C. 1994.** Electrochemical Detoxification of A 1,4-Benzequinone Solution in Wastewater Treatment, *Water Research*, 4, 887-893.
- Rajeshwar, K., Ibanez, J.G., Swai, G.M. 1994.** Electrochemistry and The Environmental, *Journal of Applied Electrochemistry*, 24, 1077-1091.
- Reife, A. and Freeman, S. 1996.** *Environmental chemistry of dyes and pigments*, John Wiley & Sons Inc., Canada.
- Sanfan, W. 1991.** Studies on economic property of pretreatment process of brackish water using EC method, *Desalination*, 82, 359-363.
- Sanfan, W., Quinlai, W. 1987.** Experimental studies on pretreatment process of brackish water using EC method, *Desalination*, 66, 353-364.
- Sarıkaya, Y. 1993.** “Fizikokimya”, Gazi Büro Kitabevi, Ankara, s:10-25.
- Scott, K. 1995.** University of Newcastle upon Tyne. *Electrochemical Processes for Clean Technology*.
- Shen, F., Chen, X., Gao, P., Chen, G. 2003.** Electrochemical removal of fluoride ions from industrial wastewater, *Chem. Eng. Sci.*, 58, 987-993.
- Stamberger, P. 1946.** The Method of Purifying and Concentrating Colloidal Dispersions by Electrodecantation, 1(1), 93-103.

- Şengül, F., Küçükgül, E.Y. 1997.** Çevre Mühendisliğinde Fiziksel - Kimyasal Temel İşlemler ve Süreçler, Dokuz Eylül Üni. Mühendislik Fak. Yayınları, No: 153, 4. Baskı.
- Tsai, C. T., Lin, S. T., Shue, Y. C., Su, P. L. 1997.** Electrolysis of Soluble organic matter in leachate from landfills, *Water Res.*, 31, 3073-3081.
- Uğurlu, M. 2004.** The Removal of Some Inorganic Compounds from Paper Mill Effluents by the Electrocoagulation Method. *Journal of Science*, 17(3), 85-99.
- Uygun, R.D. 2003.** Demir ve Alüminyum Elektrotlar Kullanılarak Tekstil Boyalarının Elektrokoagülasyon ile Arıtımı, Yüksek lisans tezi, Gebze Yüksek Teknoloji ve Fen Bilimleri Enstitüsü, 122 s., Gebze.
- Vik, E. A., Carlson, D. A., Eikum, A.S., Gjessing, E. T. 1984.** Electrocoagulation of potable water, *Water Res.*, 18, 1355-1360.
- Volkova, A.N., Ivanova, L.V., Yakovlev, V.I. 1981.** *J. Appl Chem* 54, 970.
- Wong, H.M., Shang, C., Cheung, Y.K., Chen, G. 2002.** Chloride Assisted Electrochemical Disinfection, Taiwan.
- Woytowich, D.L., Dalymple, C.W., Britton, M.G. 1993.** Electrocoagulation (CURE) Treatment of Ship Bilgewater for the US Coast Guard in Alaska. *J. Marine Technology Society*, 27, 62 – 75.
- Xiong, Y., Strunk, P. J., Xia, H., Zhu, X., Karlsson, H. T. 2001.** Treatment of dye wastewater containing acid orange II using a cell with three-phase threedimensional electrode, *Water. Res.*, 35, 4226-4230.
- Xu, L. J., Sheldon, B. W., Larick, D. K., Carawan, R. E. 2002.** Recovery and utilization of useful by-products from egg processing wastewater by electrocoagulation. *Poultry Sci.* 81 785–792.
- Yılmaz, A. E., Boncukcuoğlu, R., Kocakerim, M. M., Keskinler, B. 2005.** The investigation of parameters affecting boron removal by electrocoagulation method. *J. Haz. Mat.* B125, 160-165.
- Zete-Meter Inc. 1993.** Everything You Want to Know About Coagulation & Flocculation, Fourth Edition, Virginia.
- Zhu, Y., Lu, D., Zhang, Y., Lin, J., Lin, M. 1991.** The study of the electrolysis coagulation process using insoluble anodes for treatment of printing and dye in wastewater, *Water Treat.*, 6227-236.



## ÖZGEÇMİŞ

Seda GÜNEY, 1988 yılında Bursa’da doğdu. İlk öğrenimini Demirtaşpaşa İlköğretim Okulu’nda, orta öğrenimini ise Bursa Anadolu Lisesi’nde tamamladı. 2007 yılında Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nde başladığı lisansını 2011 yılında tamamlamıştır. Aynı yıl Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Teknolojisi Anabilim Dalı Yüksek Lisans Programı’na kabul edildi. Yüksek öğrenimi boyunca iki yıl Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Fakülte Temsilciliği, bir yıl da Çevre Mühendisliği Bölümü Bölüm Temsilciliği görevini üstlenmiştir. Yüksek Lisans programı boyunca da bir yıl Uludağ Üniversitesi Engelli Öğrenci Destek Birimi olan Engelsiz Uludağ’ın başkanı olarak görev yaptı. Aynı yıl Uludağ Üniversitesi Öğrenci Konseyi yönetim kurulu ile Bursa Anadolu Lisesi Mezunlar Derneği yönetiminde görevler almıştır. Young Guru Akademi’de de gönüllü olarak bulunmaktadır. Patika oryantiring spor dalında ise yarışmalara katılmakta ve Bursa ili şampiyonluğu bulunmaktadır.