

**T.C.  
SÜLEYMAN DEMİREL ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ELEKTROKOAGÜLASYON PROSESİ İLE MERMER  
ATIKSULARININ ARITILMASI**

**Murat SOLAK**

**Danışman: Yrd.Doç.Dr. Mehmet KILIÇ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ  
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**ISPARTA- 2007**

Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürlüğüne

Bu çalışma jürimiz tarafından ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI'nda oybirliği ile YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak kabul edilmiştir.

Başkan : Doç. Dr Raşit ALTINDAĞ

Süleyman Demirel Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Maden Mühendisliği Bölümü, Isparta

Üye : Yrd. Doç. Dr. Süleyman MAZLUM

Süleyman Demirel Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Isparta

Üye : Yrd. Doç. Dr. Mehmet KILIÇ

Süleyman Demirel Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Isparta

#### **ONAY**

Bu tez 07/08/2007 tarihinde yapılan tez savunma sınavı sonucunda, yukarıdaki jüri üyeleri tarafından kabul edilmiştir.

/ /2007

**Prof.Dr. Fatma GÖKTEPE**  
**Enstitü Müdürü**

## İÇİNDEKİLER

	<b>Sayfa</b>
İÇİNDEKİLER.....	i
ÖZET.....	v
ABSTRACT.....	vi
TEŞEKKÜR.....	vii
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	xi
KISALTMALAR.....	xiii
1. GİRİŞ.....	1
2. KAYNAK ÖZETLERİ.....	6
2.1. Elektrokoagülasyon (EC) Prosesi.....	6
2.1.1. EC Prosesinin Teorisi.....	6
2.1.2. EC Reaktöründe Gerçekleşen Reaksiyonlar.....	7
2.1.3. EC Reaktöründe Alüminyum Elektrodu Kullanımı ile Gerçekleşen Reaksiyonlar.....	8
2.1.4. EC Reaktöründe Demir Elektrodu Kullanımı ile Gerçekleşen Reaksiyonlar.....	11
2.1.5. EC Prosesinin Avantajları.....	13
2.1.6. EC Prosesinin Dezavantajları.....	14
2.1.7. EC Prosesi Uygulamaları.....	15
2.1.8. EC Reaktörleri.....	21
2.2. Kimyasal Koagülasyon Prosesi.....	21
2.2.1. Atıksuda Kolloidlerin Davranışı.....	22
2.2.2. Yüzey Yükünün Düşürülmesi.....	23
2.2.3. Derjaguin, Landau, Verwery, Overbeek (DLVO) Teorisi.....	24
2.2.4. Elektriksel Çift Tabaka.....	25
2.2.5. Kimyasal Koagülasyon/Flokülasyon Uygulamaları.....	29
2.3. Mermer.....	31
2.3.1. Mermerin Tanımı.....	31
2.3.1.1. Bilimsel Anlamda Mermer.....	31

2.3.1.2. Ticari Anlamda Mermer.....	31
2.3.1.3. Türk Maden Kanununda Mermer.....	31
2.3.2. Dünyada Mermer Rezervi ve Üretimi.....	32
2.3.3. Türkiye’de Mermer Potansiyeli ve Üretimi.....	32
2.3.4. Mermerlerin Sınıflandırılması.....	34
2.3.5. Mermer İşleme Makinaları.....	35
2.3.5.1. Katrak.....	35
2.3.5.2. ST (Diskli Blok Kesme) Makinası.....	36
2.3.5.3. Köprü Kesme Makinası.....	37
2.3.5.4. Dikey ve Yatay Yarma Makinası.....	38
2.3.5.5. Pah Kırma Makinası.....	38
2.3.5.6. Yan Kesme Makinası.....	39
2.3.5.7. Baş Kesme Makinası.....	39
2.3.5.8. Ebatlama Makinası.....	40
2.3.5.9. Cilalama Makinası.....	40
2.3.5.10. Monolama Makinası.....	41
2.3.5.11. Masa Sehpa Makinası.....	41
2.3.5.12. Vinçler.....	41
2.3.6. Mermerin Kullanım Alanları.....	42
2.3.7. Mermer İşleme Sırasında Atıksu Oluşumu ve Arıtılması.....	42
3. MATERYAL VE YÖNTEM.....	47
3.1. Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Mermer Atıksuyunun Temin ve Özellikleri.....	47
3.2. Deney Düzenegi.....	47
3.2.1. Monopolar Paralel Bağlı EC Reaktörü.....	48
3.2.2. Monopolar Seri Bağlı EC Reaktörü.....	49
3.3. Deneysel İşlem.....	49
3.3.1. EC Prosesi Üzerine pH Değerinin Etkisi.....	50
3.3.2. EC Prosesi Üzerine Akım Yoğunluğunun Etkisi.....	50
3.3.3. EC Prosesi Üzerine Zamanın Etkisi.....	50
3.4. Mermer Atıksuyunda Askıda Katı Madde Bulanıklık, pH, İletkenlik ve TDS Ölçümleri.....	51

3.4.1. AKM Ölçümü.....	51
3.4.2. Bulanıklık Ölçümü.....	52
3.4.3. pH Ölçümü.....	53
3.4.4. İletkenlik Ölçümü.....	53
3.4.5. TDS Ölçümü.....	54
3.5. Kullanılan Eşitlikler.....	54
3.5.1. Akım Yoğunluğu.....	54
3.5.2. Akım Verimi.....	54
3.5.3. Toplam Çözünen Alüminyum veya Demir Miktarı.....	55
3.5.4. Enerji Tüketimi.....	55
3.6. Zeta Potansiyeli Ölçümleri.....	56
3.7. Filtreleme İşleminde Kullanılan MN 751/75 No'lu Filtre Kağıdının ve Elektroliz Sonrası Alüminyum ve Demir Floklarının Mikroskopta İncelenmesi.....	56
4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA.....	57
4.1. Paralel-Seri Bağlı Alüminyum ve Demir Elektrotları için Başlangıç pH Değerinin AKM Giderim Verimine Etkisi.....	57
4.2. Paralel-Seri Bağlı Alüminyum ve Demir Elektrotlar için Başlangıç pH Değerinin Bulanıklık Giderim Verimine Etkisi.....	61
4.3. Paralel-Seri Bağlı Alüminyum ve Demir Elektrotlar için Optimum pH Değerinde İşletme Maliyetinin Değerlendirilmesi.....	63
4.4. Paralel-Seri Bağlı Alüminyum ve Demir Elektrotlar için Akım Yoğunluğunun AKM Giderim Verimine Etkisi.....	68
4.5. Paralel-Seri Bağlı Alüminyum ve Demir Elektrotlar için Akım Yoğunluğunun Bulanıklık Giderim Verimine Etkisi.....	70
4.6. Paralel-Seri Bağlı Alüminyum ve Demir Elektrotlar için Optimum Akım Yoğunluğunda İşletme Maliyetinin Değerlendirilmesi.....	72
4.7. Paralel-Seri Bağlı Alüminyum ve Demir Elektrotlar için Elektroliz Süresinin AKM Giderim Verimine Etkisi.....	78
4.8. Paralel-Seri Bağlı Alüminyum ve Demir Elektrotlar için Elektroliz Süresinin Bulanıklık Giderim Verimine Etkisi.....	80

4.9. Paralel-Seri Bağlı Alüminyum ve Demir Elektrotlar için Optimum Elektroliz Süresinde İşletme Maliyetinin Değerlendirilmesi.....	81
4.10. Filtreleme İşleminde Kullanılan MN 751/75 No'lu Filtre Kağının ve Elektroliz Sonrası Demir ve Alüminyum Floklarının Mikroskopta İncelenmesi.....	87
5. SONUÇ.....	90
6. KAYNAKLAR.....	92
ÖZGEÇMİŞ.....	100

## ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

### ELEKTROKOAGÜLASYON PROSESİ İLE MERMER ATIKSULARININ ARITILMASI

Murat SOLAK

Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü  
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

**Juri:** Doç. Dr. Raşit ALTINDAĞ  
Yrd. Doç. Dr. Süleyman MAZLUM  
Yrd. Doç. Dr. Mehmet KILIÇ (Danışman)

Bu tez çalışmasında, alüminyum (Al) ve demir (Fe) elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon (EC) prosesi ile mermer işleme atıksuyundan askıda katı madde (AKM) ve bulanıklık giderim verimleri araştırılmıştır. Bu kirleticilerin giderilmesi için monopolar Fe ve Al elektrotların paralel veya seri olarak bağlandığı bir EC reaktörü kullanılmıştır. AKM ve bulanıklık giderimi üzerine pH, akım yoğunluğu ve işletim zamanı gibi optimizasyon parametreleri belirlenerek, elektrot materyali-enerji ihtiyacı ve işletme maliyeti gibi proses işletim parametreleri hesaplanmıştır.

pH değerinin 9, akım yoğunluğunun yaklaşık 15 A/m<sup>2</sup>, elektroliz süresinin 2 dk olduğu optimum şartlarda paralel-seri bağlı monopolar alüminyum elektrotların kullanıldığı EC prosesi ile %100 AKM giderilmiştir. Paralel-Seri monopolar demir elektrotlarının kullanıldığı EC prosesinde giderim verimi sırasıyla %99.86, %99.94 olarak bulunmuştur. Her iki bağlantı türünde monopolar demir elektrotlar için optimum pH değeri 8, elektroliz süresi 2 dk ve akım yoğunluğu paralel-seri bağlantı türleri için sırasıyla 10, 20 A/m<sup>2</sup> olarak belirlenmiştir.

Sonuçlar, tüm elektrot ve bağlantı türleri ile EC prosesinin AKM, bulanıklık gideriminde etkin bir proses olduğunu, işletme maliyeti analizleri paralel bağlı Al elektrodunun, seri bağlı Al elektrot ve Fe elektrot bağlantılarından daha ucuz olduğunu göstermiştir.

**Anahtar Kelimeler:** Mermer İşleme Atıksuyu, Elektrokoagülasyon, Alüminyum Elektrot, Demir Elektrot, İşletme Maliyeti, Askıda Katı Madde, Bulanıklık.

2007, 100 sayfa

## **ABSTRACT**

**M.Sc. Thesis**

### **MARBLE WASTEWATER TREATMENT VIA ELECTROCOAGULATION**

**Murat SOLAK**

**Süleyman Demirel University Graduate School of Applied and Natural Sciences  
Environmental Engineering Department**

**Thesis Committee:** Assoc. Prof. Dr.  
Asst. Prof. Dr. Süleyman MAZLUM  
Asst. Prof. Dr. Mehmet KILIÇ (Supervisor)

In this thesis suspended solids (SS) and turbidity removal efficiency from marble processing wastewater via electrocoagulation (EC) process using aluminium (Al) and iron (Fe) electrodes were investigated. To remove these pollutants from the marble processing wastewater, an EC reactor including monopolar (aluminium/iron) electrodes in parallel and serial connections were used. Optimization parameters, such as pH, current density, operating time on SS and turbidity removal were determined and process operating parameters such as electrode material-energy consumption and operating costs were calculated.

EC process with monopolar aluminium electrodes in parallel-series connections at optimum conditions in which the pH value was 9, current density was approximately  $15 \text{ A/m}^2$ , time of electrolysis was 2 min., 100% SS were removed. Removal efficiencies of EC process for SS with monopolar iron electrodes in parallel and serial connections were found 99.86% and 99.94%, respectively. Optimum pH value for monopolar iron electrodes in both connection types was 8, electrolysis time was 2 min. and current density of iron electrodes in serial and parallel connections were specified  $10 \text{ A/m}^2$  and  $20 \text{ A/m}^2$ , respectively.

The results revealed that EC process with all electrodes and connection types were effective for the removal of SS and turbidity, operating cost analyses for EC process with monopolar Al electrodes in parallel were cheaper than Al electrode in serial connection and Iron electrode connections.

**Key Words:** Marble Processing wastewater, Electrocoagulation, Aluminium Electrode, Iron Electrode, Suspended Solid, Turbidity.

**2007, 100 pages**

## TEŞEKKÜR

Yüksek Lisans tez danışmanlığımı yürüten, her türlü konuda yardım, fikir ve desteğini benden esirgemeyen değerli hocam Yrd.Doç.Dr. Mehmet KILIÇ'a,

Tez çalışmalarımı gerçekleştirmede gerekli laboratuvar imkanlarının sağlanmasında, cihazların temininde ve deneysel çalışmaların yürütülmesi sırasında bana yardımcı olan Süleyman Demirel Üniversitesi Rektörlüğü'ne, 1454-YL-06 No'lu Proje ile tezimi maddi olarak destekleyen Bilimsel Araştırma Projeleri Yönetim Birimi Başkanlığı'na, Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dekanlığı'na ve Çevre Mühendisliği Bölümü'nde görev yapmakta olan tüm hocalarıma ve arkadaşlarıma,

Uzakta olmalarına rağmen tez çalışmalarım boyunca manevi desteklerini esirgemeyen, yeğenlerim Ö. Kağan GÖKDEMİR, Çağan GÖKDEMİR, ablam Bahar GÖKDEMİR ve eniştem Levent GÖKDEMİR' e teşekkür ediyorum.

Tez çalışması süresince benden maddi, manevi desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen, bu çalışmamı, tüm hayallerimi gerçekleştiren canım annem Hamide SOLAK ve canım babam Hüsamettin SOLAK'a teşekkür ediyorum, çalışmamı kendilerine armağan ediyorum.

Murat SOLAK  
ISPARTA, 2007

## ŞEKİLLER DİZİNİ

	<b>Sayfa</b>
Şekil 2.1. EC reaktörünün şematik görünüşü.....	6
Şekil 2.2. EC reaktöründe alüminyum elektrodu kullanılması durumunda gerçekleşen reaksiyonlar.....	9
Şekil 2.3. Elektrokoagülasyonda oluşacak monomerik Al türleri.....	10
Şekil 2.4. Dimerik ve polimerik $Al^{+3}$ hidrokso komplekslerinin yapıları.....	10
Şekil 2.5. Elektrokoagülasyon reaktöründe demir elektrodu kullanılması durumunda gerçekleşen reaksiyonlar.....	11
Şekil 2.6. Literatürde EC reaktör türleri.....	21
Şekil 2.7. Yüklü partiküller.....	23
Şekil 2.8. Yüksüz partiküller.....	23
Şekil 2.9. Yük indirgenmesi.....	24
Şekil 2.10. Kolloid etrafında yük yoğunluğu değişimi.....	26
Şekil 2.11. Atıksu- içerisinde iyonların düşük seviyede olması durumunda iyon konsantrasyonu ile kolloid yüzeyinden uzaklığın değişim ve difüze tabaka yoğunluğu.....	27
Şekil 2.12. Atıksu içerisinde iyonların yüksek seviyede olması durumunda iyon konsantrasyonu ile kolloid yüzeyinden uzaklığın değişim ve difüze tabaka yoğunluğu.....	28
Şekil 2.13. Çift tabaka sıkışması.....	29
Şekil 2.14. Mermer işleme makinaları.....	35
Şekil 2.15. Katrak makinası.....	35
Şekil 2.16. ST (Diskli Blok Kesme) makinası.....	36
Şekil 2.17. Çeşitli mermer türleri için kullanılması gereken minimum su ihtiyacı testere çapı arasındaki ilişki.....	37
Şekil 2.18. Köprü kesme makinası.....	37
Şekil 2.19. Yarma makinası.....	38
Şekil 2.20. Pah Kırma makinası.....	38
Şekil 2.21. Yan Kesme makinası.....	39
Şekil 2.22. Çift Baş Kesme makinası.....	39
Şekil 2.23. Ebatlama makinası.....	40

Şekil 2.24. Cilalama makinası.....	40
Şekil 2.25. Monolama makinası.....	41
Şekil 2.26. Vinç.....	42
Şekil 2.27. Mermer fabrikasında tipik mermer işleme departmanları ve atık/atıksu oluşumu.....	44
Şekil 2.28. Mermer işleme tesislerinde doğal çöktürme ile atıksu arıtma prosesi.....	46
Şekil 2.29. Mermer işleme tesislerinde fizikokimyasal proses ile atıksu arıtma sistemi.....	46
Şekil 3.1. EC prosesi deney düzeneği.....	48
Şekil 3.2. EC reaktörü.....	48
Şekil 3.3. MP-P sistemi.....	48
Şekil 3.4. MP-S sistemi.....	49
Şekil 3.5. Vakumlu filtrasyon düzeneği.....	51
Şekil 3.6. Etüv.....	51
Şekil 3.7. Desikatör.....	52
Şekil 3.8. Hassas Terazî.....	52
Şekil 3.9. Spektrofotometre.....	53
Şekil 3.10. pH metre.....	53
Şekil 3.11. İletkenlik ve TDS ölçüm cihazı.....	54
Şekil 3.12. Zeta Metre.....	56
Şekil 4.1. Alüminyum elektrotlar için başlangıç pH değerinin AKM giderim verimine etkisi.....	59
Şekil 4.2. Demir elektrotlar için başlangıç pH'sının AKM giderim verimine etkisi.....	59
Şekil 4.3. Zeta Potansiyelinin pH değeri ile değişimi.....	60
Şekil 4.4. Alüminyum elektrotlar için başlangıç ph değerinin bulanıklık giderim verimine etkisi.....	62
Şekil 4.5. Demir elektrotlar için başlangıç pH değerinin bulanıklık giderim verimine etkisi.....	62
Şekil 4.6. Alüminyum elektrotlar için akım yoğunluğunun AKM giderim verimine etkisi.....	69

Şekil 4.7. Demir elektrotlar için akım yoğunluğunun AKM giderim verimine etkisi.....	70
Şekil 4.8. Alüminyum elektrotlar için akım yoğunluğunun bulanıklık giderim verimine etkisi.....	71
Şekil 4.9. Demir elektrotlar için akım yoğunluğunun bulanıklık giderim verimine etkisi.....	72
Şekil 4.10. Alüminyum elektrotlar için zamanın AKM giderim verimine etkisi.....	79
Şekil 4.11. Demir elektrotlar için zamanın AKM giderim verimine etkisi.....	79
Şekil 4.12. Alüminyum elektrotlar için zamanın bulanıklık giderim verimine etkisi.....	80
Şekil 4.13. Demir elektrotlar için zamanın bulanıklık giderim verimine etkisi.....	81
Şekil 4.14. MN filtre kağıdının mikroskopta incelenmesi.....	87
Şekil 4.15. Elektroliz sonrası yüzeyinde alüminyum floklarının bulunduğu MN filtre.....	88
Şekil 4.16. Elektroliz sonrası yüzeyinde demir flokların tutulduğu MN filtre kağıdı yüzeyi.....	88
Şekil 4.17. a) Alüminyum elektrotların kullanıldığı EC prosesi öncesi, b) EC prosesi sonrası mermer atıksuyu, c) 3 dk bekleme süresi sonunda EC hücresi.....	89

## ÇİZELGELER DİZİNİ

	<b>Sayfa</b>
Çizelge 2.1. Elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları.....	7
Çizelge 2.2. Dünyada en fazla mermer üreten ülkeler ve üretim miktarları.....	32
Çizelge 2.3. Türkiye mermer rezervi.....	33
Çizelge 2.4. Mermer rezervinin yüksek miktarlarda olduğu beş il.....	33
Çizelge 2.5. Türkiye blok üretiminin yıllara göre dağılımı.....	33
Çizelge 2.6. Mermerlerin Sınıflandırılması.....	34
Çizelge 3.1. Ham atıksu analiz sonuçları.....	47
Çizelge 4.1. Alüminyum elektrotların kullanıldığı MP-P sisteminde pH etkisinin araştırıldığı deneylerin sonuçları.....	64
Çizelge 4.2. Alüminyum elektrotların kullanıldığı MP-S sisteminde pH etkisinin araştırıldığı deneylerin sonuçları.....	65
Çizelge 4.3. Demir elektrotların kullanıldığı MP-P sisteminde pH etkisinin araştırıldığı deneylerin sonuçları.....	66
Çizelge 4.4. Demir elektrotların kullanıldığı MP-S sisteminde pH etkisinin araştırıldığı deneylerin sonuçları.....	67
Çizelge 4.5. Alüminyum elektrotların kullanıldığı MP-P sisteminde akım yoğunluğu etkisinin araştırıldığı deneylerin sonuçları.....	74
Çizelge 4.6. Alüminyum elektrotların kullanıldığı MP-S sisteminde akım yoğunluğu etkisinin araştırıldığı deneylerin sonuçları.....	75
Çizelge 4.7. Demir elektrotların kullanıldığı MP-P sisteminde akım yoğunluğu etkisinin araştırıldığı deneylerin sonuçları.....	76
Çizelge 4.8. Demir elektrotların kullanıldığı MP-S sisteminde akım yoğunluğu etkisinin araştırıldığı deneylerin sonuçları.....	77
Çizelge 4.9. Alüminyum elektrotların kullanıldığı MP-P sisteminde zaman etkisinin araştırıldığı deneylerin şart ve sonuçları.....	83
Çizelge 4.10. Alüminyum elektrotların kullanıldığı MP-S sisteminde zaman etkisinin araştırıldığı deneylerin şart ve sonuçları.....	84
Çizelge 4.11. Demir elektrotların kullanıldığı MP-P sisteminde zaman etkisinin araştırıldığı deneylerin şart ve sonuçları.....	85

Çizelge 4.12. Demir elektrotların kullanıldığı MP-S sisteminde zaman etkisinin araştırıldığı deneylerin şart ve sonuçları.....	86
--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

## KISALTMALAR

A	Aktif anot yüzey alanı
Al	Alüminyum
AKM	Askıda katı madde
DC	Direkt akım
E	Akım verimi
EC	Elektrokoagülasyon
F	Faraday sabiti 96485 C/mol
Fe	Demir
I	Akım şiddeti
J	Akım yoğunluğu
M	Teorik olarak çözünen metalin (mol olarak) miktarı
$m_{act}$	Pratikte çözünen metalin (mol olarak) miktarı
$M_A$	Pratikte anot elektrottaki çözünme miktarı
$M_{Ate}$	Anot elektrottaki teorik çözünme miktarı
$M_K$	Pratikte katot elektrottaki çözünme miktarı
$M_T$	Toplam çözünen elektrot miktarı
MA	Molekül ağırlığı
MP-P	Monopolar Paralel
MP-S	Monopolar Seri
N	Çözünen metalin tesir değeri
pH	Çözeltideki hidrojen iyonu konsantrasyonu
T	Sıcaklık
TAKM	Toplam Askıda Katı Madde
t	Zaman
V	Elektrolit hacmi

## 1. GİRİŞ

Artan dünya nüfusu ile birlikte endüstriyel taleplerin gerçekleştirilmesi, sürdürülebilir gelişmenin sağlanması için çevrenin korunması ve gelecek nesillere aktarılması önemli bir yer tutmaktadır (Uğurlu, 2004). Bunun için de mevcut kaynakların en iyi şekilde kullanılması, hava, su ve toprak kirliliği ile mücadele edilmesi gerekmektedir.

Bugün insanoğlunun mücadelesini verdiği en önemli unsurlardan biri dünya nüfusunun oldukça büyük miktarına temiz su sağlanmasıdır (Mollah, vd., 2001). Dünya su varlığı 1.4 milyar km<sup>3</sup>'tür. Bu suyun %97.5'i tuzlu sudur. Toplam su varlığının sadece %2.5'i tatlı su olarak %68.9'u kutuplarda ve yüksek bölgelerde sürekli don olarak, %30.8'i ise toprak nemi ve yeraltı suyu olarak bulunur. Dünya su varlığının sadece %0.3'ü nehirlerde ve göllerde bulunur (Anaç ve Çeliker, 2004). Bu istatistiksel verilere baktığımızda, dünyanın ¼'ünün su olduğu göz önüne alınırsa aslında kullanılabilir su miktarının ne kadar düşük olduğu açıkça görülebilir.

Kentleşme ve teknolojideki 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 kirlenmektedir. 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, vd., 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, vd., 2001). Atıksu arıtma proseslerinin yaygın olarak kullanılanları nitrifikasyon, denitrifikasyon ve fosfor gideriminin gerçekleştirildiği biyolojik prosesler, fizikokimyasal prosesler (Mollah, vd., 2001), biyolojik oksidasyon, adsorpsiyon, flotasyon, kimyasal koagülasyon, UV fotodekompozisyon (Gürses vd., 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, elektroflotasyon (Rajeshwar vd., 1994; Mollah, vd., 2001) ve elektrosüzme (Stamberger, 1946; Mollah, vd., 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 etmede potansiyele sahiptir. Üstelik, Elektrokoagülasyon (EC) 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, vd., 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, vd., 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 (Do ve Chen, 1994; Vik vd., 1984; 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 çökmeyi engellemesi, arıtılan sudaki demir ve alüminyum iyonlarının konsantrasyonlarının nispeten yüksek olması, üretilmiş çözünmeyen hidroksitlerin elektrotlar arasında birikmesi gibi dezavantajlara da sahiptir (Do ve Chen, 1994; Vik vd., 1984; 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 vd. 1974; Mollah, vd., 2001), yağ atıkları (Beck vd. 1974; Volkova vd., 1981; Mollah, vd., 2001), boyalar (Do ve Chen, 1994; Mollah, vd., 2001), askıdaki partiküller, (Donnin vd., 1994; Tsai vd., 1997; Mollah, vd., 2001), kimyasal ve mekanik cilalama atıkları (Belongia vd., 1999; Mollah, vd., 2001), deponi alanlarından organik madde giderimi (Tsai vd., 1997; Mollah, vd., 2001), suyun florsuzlaştırılması, (Mameri vd., 1998; Mollah, vd., 2001), sentetik deterjan atıksuları (Novikova vd., 1982; Mollah, vd., 2001), maden atıksuları (Jenke ve Diebold, 1984; Mollah, vd., 2001) ve ağır metal içeren çözeltilerin (Gnusin vd., 1977, Mroxowski ve Zielin'ski, 1983; Mollah, vd., 2001), arıtılmasında uygulanmıştır (Mollah, vd., 2001). Elektrokimyasal yöntemlerin kullanıldığı bir

kısım çalışmalarda, poliaromatik organik bileşenleri içeren atıksuların arıtımında başarılı bir şekilde kullanıldığı (Panizzo vd., 2000; Uğurlu, 2004), elektrooksidasyon ve elektrokoagülasyon yöntemleri ile organik ve inorganik atıksuların arıtımında başarılı bir şekilde kullanılabilceği, (Do ve Chen, 1994; Naumczyk ve Szpgrkowiez, 1996; Uğurlu, 2004), yine bir diğcr çalışmada elektrokoagülasyon ve elektroredüksiyon yöntemleri kullanılarak atık sulardan nitrit ve nitratın belirgin oranda giderilebileceği belirtilmiştir. Sonuç olarak, kirliliği ortadan kaldırmak ve atıksuları temizlemek için tasarlanan elektrokimyasal proseslerin ümit vadetmekte olduğu, süre, enerji ve buna benzer diğcr parametrelerin uygun şekilde kontrol edilmesi ile çevreye entegrasyon konusunda herhangi bir problemin yaşanmayacağı ileri sürülmektedir (Koparal ve Öğütveren, 2002; Uğurlu, 2004).

Mermer işletmeleri, suyun en çok kullanıldığı sektörlerden birisidir. Bu yüzden suyun tekrar arıtılarak işleme kazandırılması önem taşımaktadır. Mermer işletmelerinde ince boyutlu toz atıklar katrak veya S/T gibi blok mermer kesiminden, yan kesme, baş kesme makinalarının kullanımından ayrıca silme ve cilalama işlemlerinden ortaya çıkmaktadır (Önenç, 2001; Ersoy, 2003). Meydana gelen bu tozların iri boyutlu olanları (0.1-2 mm) atık havuzuna giderken kanallarda yerçekimi (gravitasyon) kuvvetiyle kendiliğinden çökmektedir. Daha ince boyutlu (<0.1 mm) olanlar ise su içerisinde askıda kalmaktadır. Askıda kalan bu ince boyutlu mermer tozları ise genelde çöktürme tankında flokülant ilavesiyle çöktürülebilmekte ve böylece katı tanelerden arındırılmış veya AKM miktarı en aza indirilmiş temiz su elde edilebilmektedir. Bu su ise yeniden mermer işlenmesinde kullanılabilir (Ersoy 2003). Mermer İşletmesinde yeniden kullanılan suda ince boyutlu partiküllerin kalması silme ve cilalama aşamalarında mermeri çizerek ürün kalitesini bozabilmektedir. Bu yüzden mermer işletmesinde tekrar kullanılacak su AKM içermemelidir.

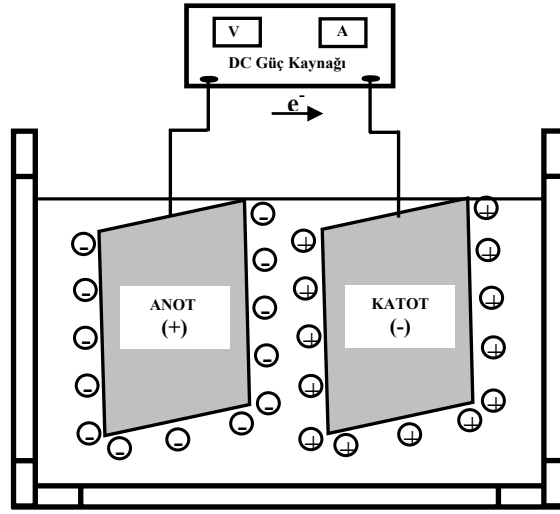
Ülkemizde mermer işletmelerinin atıksu arıtımında kullandıkları konvansiyel atıksu arıtma prosesleri doğal çöktürme, kimyasal koagülasyon-flokülasyondur. Bu proseslerin su kalitesi üzerinde, atıksu arıtma maliyeti üzerinde ve oluşan arıtma çamurunun bertarafı üzerinde birtakım olumsuz yönleri mevcuttur. Mermer

üreticilerinin en önemli çevre problemleri atıksularını arıtıp tekrar proseste kullanabilme, oluşan atıksuları çevreye deşarj etme ve oluşan çamurlarını bertaraf etmedir. Kimyasal arıtma prosesi kullanan mermer endüstrileri ise kimyasallara yılda binlerce dolar para ödemekte daha da önemlisi bertarafı problemlili, stabil olmayan kimyasal çamur oluşturmaktadırlar. Bu tür olumsuzlukları gidermek için mermer atıksularının arıtılmasında EC prosesi uygulanması çalışmamızın temelini oluşturmuştur.

## 2. KAYNAK ÖZETLERİ

### 2.1. Elektrokoagülasyon (EC) Prosesi

EC reaktörü, basit olarak anot ve katot elektrodun bulunduğu elektrolitik hücre ile anot ve katot elektrotların bağlandığı DC Güç Kaynağından oluşmaktadır (Mollah vd., 2001). Basit EC reaktörü Şekil 2.1’de görülmektedir.



Şekil 2.1. EC reaktörünün şematik görünüşü

#### 2.1.1. EC Prosesinin Teorisi

EC prosesinin teorisi, Parekh (1979), Joffe ve Knieper (2000), Mollah, vd. (2001) tarafından ele alınmıştır. EC'nin birbirini izleyen 3 aşamada gerçekleştiği kabul edilmektedir.

- 1.Aşama: Kullanılan elektrodun, elektrolitik oksidasyonu ile koagülantların oluşturulması.
- 2.Aşama: Kirlenmelerin, askıdaki partiküllerin destabilizasyonu ve emülsiyonların kırılması.
- 3.Aşama: Floklarını oluşturmak için destabilize fazların birleşmesi ya da toplanması.

Kirleticilerin, askıdaki partiküllerin destabilizasyonu ve emülsiyonların kırılma mekanizmaları aşağıdaki basamaklarla özetlenebilir.

a) Solüsyon içerisinde akımın geçmesi ve kullanılan elektrodun çözünmesi ile üretilen iyonların etkileşimi sonucu meydana gelmiş yüklü türler etrafındaki difüze çift tabakanın sıkıştırılması.

b) Kullanılan elektrotların elektrokimyasal olarak çözünmesi ile üretilen zıt iyonların sebep olduğu, atıksu içerisindeki mevcut iyonik türlerin yük nötralizasyonu (Bu zıt iyonlar, elektrostatik partiküllerin içsel itme kuvvetini azaltmasından dolayı Van der Waals kuvvetleri baskın hale gelerek koagülasyon prosesini etkin hale getirir).

c) Flok yapısı ve koagülasyon sonucundaki flok oluşumu, kompleksleşmeyen koloidal partikülleri yakalayan ve köprü kuran çamur tabakası oluşumu (Mollah vd., 2001).

### 2.1.2. EC Reaktöründe Gerçekleşen Reaksiyonlar

EC reaktöründe elektrotlara DC güç kaynağı ile akım verildiğinde anot elektrot elektron vererek yükseltgenir, katot elektrot ise elektron alarak indirgenir. EC reaktöründe anot ve katotta gerçekleşen elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları Çizelge 2.1’de özetlenmiştir.

Çizelge 2.1. Elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları (Eyvaz, 2005)

<b>Anot reaksiyonları</b>	<b>Katot reaksiyonları</b>
•Anotta yükseltgenme (elektron verir)	•Katotta indirgenme (elektron alır)
•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
•Anotta oksijen: $2H_2O \rightarrow O_2 \uparrow + 4H^{+} + 4e^{-}$	•Katotta hidrojen: $2H_2O + 2e^{-} \rightarrow H_2 \uparrow + 2OH^{-}$
•Klor var ise anotta klor: $2Cl^{-} - 2e^{-} \rightarrow Cl_2 \uparrow$	•Gazın indirgenmesi: $O_2 + 4H^{+} + 4e^{-} \rightarrow 2H_2O$

### 2.1.3. EC Reaktöründe Alüminyum Elektrodu Kullanımı ile Gerçekleşen Reaksiyonlar

EC prosesinde, Al elektrotları kullanılması ile Al anotta çözünür (2.1) ve katotta da hidrojen gazı açığa çıkar (2.2). Al'in çözünmesi sırasında anotta farklı Al türleri üretilir. Al türleri, büyük boyutta floklar oluşturmak için koagülant olarak kirleticilerle birleşir.

Al elektrodu kullanılması durumunda EC hücresinde meydana gelen prosesler Şekil 2.2'de görülmektedir. Al anotlarının oksidasyonla suda elektrolitik olarak çözünmesi sulu  $Al^{+3}$  türleri (Emamjomeh ve Sivakumar, 2006) oluşturur.

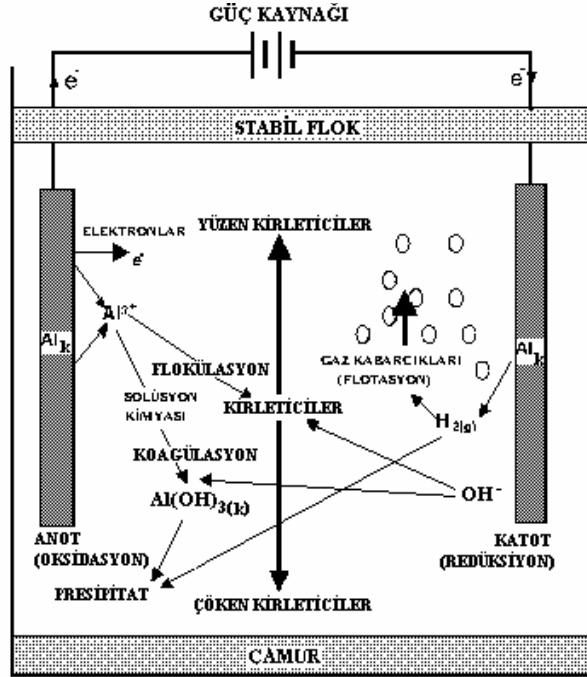


Hidroliz sırasında oluşan  $H_2$  gazı su yüzeyine doğru yüzer ve bundan dolayı da flotasyon prosesini hızlandırır.  $Al^{+3}$  iyonlarının katı  $Al(OH)_3$  presipitatu oluşum reaksiyonu 2.3'te görülmektedir.



Al elektrodunun kullanılması ile EC mekanizmasında gerçekleşen reaksiyonlar Ming vd., (1983), Cheng, (1985) ve Mollah vd., (2001) tarafından ele alınmıştır.

Al elektrotların kullanıldığı EC prosesinde koagülant üretim mekanizması kimyasal koagülasyondaki mekanizmaya benzemektedir. Her iki proseste de  $Al^{3+}$ 'ün hidrolizi ve bunun sonunda çeşitli alüminyum hidroksit polimer kompleks ve çökeltileri meydana gelmektedir (Mollah, 2001).



Şekil 2.2. EC reaktöründe alüminyum (Al) elektrodu kullanılması durumunda gerçekleşen reaksiyonlar (Emamjomeh ve Sivakumar, 2006)

Alüminyum anodun düşük pH'da elektrolitik olarak çözünmesi (uygun pH değerlerinde önce  $Al(OH)_3$ 'e dönüşen ve son olarak da aşağıdaki reaksiyonları (2.4-2.6) izleyerek  $Al_n(OH)_{3n}$ 'e polimerleşen),  $Al^{3+}$  ve  $Al(OH)_2^+$  gibi katyonik monomerik yapıları oluşturur.



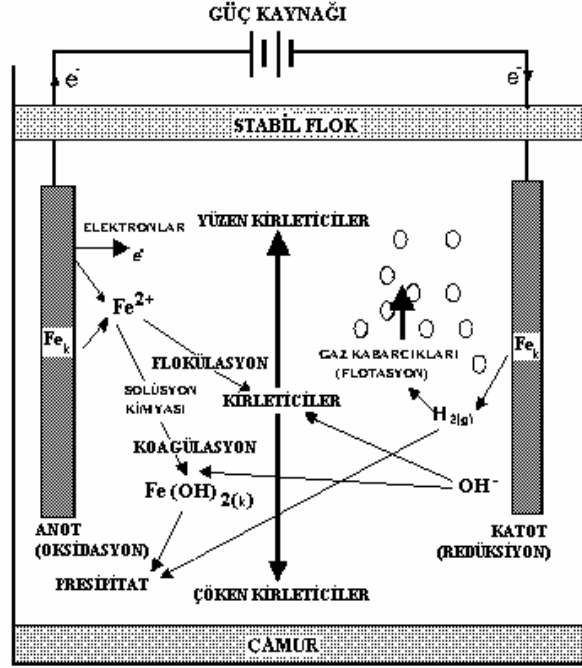
Katotta suyun indirgenmesi sonrası hidrojen oluşumu ve hidroksit birikmesi sonucu pH artmaktadır (2.7).





## 2.1.4. EC Reaktöründe Demir Elektrodu Kullanımı ile Gerçekleşen Reaksiyonlar

Demir elektrodu kullanılması durumunda EC hücresinde meydana gelen prosesler Şekil 2.5'te görülmektedir.



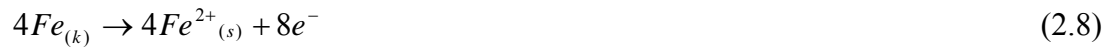
Şekil 2.5. Elektrokoagülasyon Reaktöründe Demir (Fe) Elektrodu Kullanılması Durumunda Gerçekleşen Reaksiyonlar (Larue ve Vorobiev, 2003).

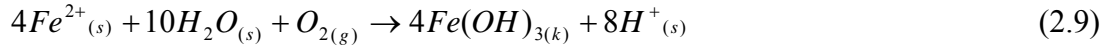
Elektrolitik sistemde demirin oksidasyonu sonucu, demir hidroksit,  $Fe(OH)_n$  ( $n=2$  veya 3 olabilir) üretilir (Endyuskin 1983; Wilcock, 1992; Mollah, vd., 2001).

$Fe(OH)_n$ 'nin üretimi için iki mekanizma (2.8-2.15) ileri sürülmüştür.

### 1. Mekanizma

Anot

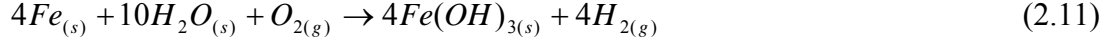




Katot



Sonuçta



## 2. Mekanizma

Anot



Katot



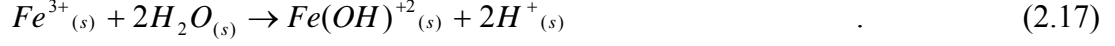
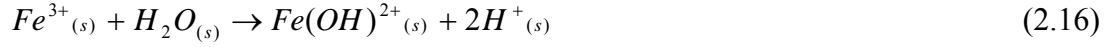
Sonuçta



Yine demir elektrodun elektrokimyasal oksidasyonu ile üretilen demir iyonları, su ortamının pH değerine bağlı olarak  $Fe(H_2O)_6^{3+}$ ,  $Fe(H_2O)_5(OH)^{2+}$ ,  $Fe(H_2O)_4(OH)_2^+$ ,  $Fe(H_2O)_8(OH)_2^{4+}$  ve  $Fe(H_2O)_6(OH)_4^{4+}$  gibi monomerik iyonları,  $Fe(OH)_3$  ve polimerik hidroksi kompleksleri oluşturabilir (Mollah vd., 2004).

Redoks reaksiyonun sonucu üretilen  $H_2$  çözülmüş organikleri veya herhangi askıda maddeleri flotasyon ile giderir. Bu yüzden  $Fe^{+3}$  iyonları hidratlamaya uğrayabilir ve solüsyon pH'sına bağlı olarak, asidik koşullar altında  $Fe(OH)^{2+}$ ,  $Fe(OH)_2^+$  ve  $Fe(OH)_3$  bileşikleri oluşturabilir (2.16-2.18) (Endyuskin, 1983; Wilcock, 1992; Mollah, vd., 2001).

Reaksiyonlar şu şekilde gerçekleşir.



Alkali koşullar altında,  $Fe(OH)_6^-$  ve  $Fe(OH)_4^-$  iyonları görülebilir.

Polimerik  $Fe^{3+}$  ve  $Al^{3+}$  hidrokso kompleksleri ile ağır metalin adsorpsiyon ve absorpsiyonu geniş bir şekilde belirtilmiştir (Davis ve Kent, 1990; Mollah, vd., 2001).

Flokülasyon maddesi olarak kullanılacak  $Fe^{3+}$ ,  $Al^{3+}$  'e göre  $Al^{3+}$  'ün bazı toksik etkilerinden dolayı daha çok tercih edilen elektrottur (Prince vd., 1984; Mollah vd., 2001).

#### 2.1.5. EC Prosesinin Avantajları

- EC prosesi ekipmanlarının temini ve yapısı gayet basittir.
- İşletiminin kolay olmasının yanında, sistemin çalışması sırasında karşılaşılan birçok probleme elle müdahale kolaylığı sunar.
- EC prosesi ile atıksu arıtımı sonucu istenilen nitelikte, temiz, renksiz, kokusuz su elde edilir.
- EC prosesi uygulanması sonucu oluşan çamur kolayca çökebilme ve kolay susuzlaştırılabilme özelliği sunar, çünkü, temelde oksit/hidroksitlerden oluşmuştur.
- EC prosesi, yoğun çamur üretme prosesidir.
- EC prosesi ile oluşan floklar büyük, asidik ortama dayanıklı, oldukça stabil ve filtrasyonla kolaylıkla ayrılabilir.

- EC prosesi, kimyasal koagülasyon-flokülasyon prosesleri ile karşılaştırılırsa, az miktarda toplam çözünmüş katıları içeren çıkış suyu üretir.
- EC prosesi, en küçük kolloid partiküllerin giderimi avantajına sahiptir çünkü, güç kaynağı ile verilen elektrik sonucu oluşan elektriksel alan en küçük partiküllerin hızlı hareket etmesini sağlayarak koagülasyona yardımcı olmakta ve çöktürmektedir.
- EC prosesinde, kimyasal madde gereksinimi ve kimyasal arıtmada problem oluşturan fazla kimyasalları nötralize etme problemi yoktur, atıksu arıtımında kimyasal koagülasyon kullanılmış olması durumundaki gibi yüksek konsantrasyonlarda kimyasal madde ilavesi ile ikincil kirlenmeye olanak tanımaz.
- Elektroliz sırasında üretilen gaz kabarcıkları, kirleticileri çözeltilerin üst kısmına taşıyabilir, söz konusu bu kirleticilerde kolaylıkla konsantre olabilir ve daha kolay ayrılmalarını sağlar.
- EC tekniği kırsal kesimlerde uygun bir şekilde elektriğin mevcut olmaması durumunda üniteye güneş paneli ilave edilmesi ile proste yine başarı sağlanabilir (Mollah, vd., 2001).
- İlk yatırım ve işletme maliyeti alternatif teknolojilerden belirgin bir şekilde düşüktür.
- Optimum şartlar sağlanması durumunda enerji ihtiyacı çok yüksek değildir.
- Diğer birçok proste sadece tek bir kirletici giderilirken bu prosesle birçok kirletici aynı anda giderilebilir.

#### **2.1.6. EC Prosesinin Dezavantajları**

- Oksidasyon sonucu atıksu içerisinde çözünen elektrotların düzenli bir şekilde yenilenmesi gerekir.
- Bazı yerlerde elektrik kullanımı pahalı olabilir.
- Katot üzerinde geçirimsiz film tabakası oluşumu prosesin verimliliğini düşürebilir.
- Atıksu çözeltilerinin yüksek iletkenliğe sahip olması gerekir.

- Jelatinli hidroksit bazı durumlarda çözünmeye meyilli olabilir (Mollah, vd., 2001).
- 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, vd., 2005).

### 2.1.7. EC Prosesi Uygulamaları

EC prosesi ile restoran atıksularından kirletici giderimi üzerine çalışma yapılmıştır. Çalışmada restoran atıksularının karakteristikleri incelenmiş ve bu atıksuların yüksek yağ-gres içeriğine sahip olduğu tespit edilmiştir. Bunun yanı sıra, Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ), Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ), yağ-gres AKM miktarının değişimleri gözlenmiştir. Ayrıca bu atıksuyun arıtılması için EC prosesinin veriminde rol oynayan elektrot türleri de araştırılmış ve optimum işletme koşulları üzerinde durulmuştur. Optimum şartları belirlemek için Al ve Fe elektrotları kullanılmış, iki elektrodunda yağ-gres giderim veriminin %90'ın üzerinde olduğu belirlenmiş ancak suya renk vermesi ve sürekli olarak çalışmayan restoranlarda havadaki oksijen ile reaksiyona giren Fe elektrodunun oksidasyona uğraması gibi dezavantajlardan dolayı Al elektrodu kullanımı tercih edilmiştir. Arıtma verimini önemli derecede etkileyen tek değişkenin yük yükleme olduğu görülmüştür. Test edilen atıksuya bağlı olarak değişen optimum yük yükleme ve akım yoğunluğu sırasıyla 1.67–9.95 F/m<sup>3</sup> ve 30–80 A/m<sup>2</sup> arasında değişim göstermiştir. Atıksu için yapılan tüm testlerde yağ gres giderim verimi %94'ün üzerinde tespit edilmiştir. Araştırma sonuçları EC'nin atıksuyun pH değerini nötralize edebildiğini ve birtakım mekanizmaların pH'ya bağlı olarak değiştiği belirlenmiştir (Chen vd., 2000).

EC prosesi ile Fe elektrotları kullanılarak atıksulardan fosfat giderimine pH'nın etkisi üzerine yapılan çalışmada pH 3-9 arasında çeşitli deneyler gerçekleştirilmiştir. Fosfat giderim verimi ve enerji ihtiyacı üzerine başlangıç pH değerinin etkisi analiz edilmiştir. Edinilen sonuçlardan, optimum başlangıç pH değeri 3 olarak bulunmuştur. Bunun yanı sıra, deneyler kontrollü sistem pH'sında gerçekleştirilmiştir. Sistem

değişkenleri sabit pH'da analiz edilmiş, deneysel çalışmalar sonucunda optimum sistem pH'sının 7.0 olduğu tespit edilmiştir (İrdemez vd., 2006).

Güvenilir olan ve ucuz maliyet sunan EC, gündemde ve ilgi çeken atıksu arıtım prosesi olarak karşımıza çıkmaktadır. Bu teknoloji, uygulanan potansiyele bağlı olarak tükenen anodun oksidasyonu ile yerinde koagülant üreten, eşzamanlı olarak da katotta hidrojen gazı oluşumunu mümkün kılarak flotasyon ile kirlilik giderim imkanı sağlayan bir teknolojidir. Çalışmada kil ile oluşan bulanıklık gideriminin kimyasal koagülasyon ve EC prosesi ile karşılaştırılması yapılmıştır. Kimyasal koagülasyon alümin kullanılarak jar testleriyle değerlendirilmiştir. Asidik koşullar altında (pH 4) ve düşük koagülant seviyelerinde (4 mg Al/l) koloidal kil partiküllerini etkili bir şekilde destabilize etmiştir. İzoelektrik noktanın meydana geldiği pH 7.8'de, orta alümin dozaj seviyelerinde (4-20 mg Al/l) yüksek verimli koagülasyon gözlenmiştir. Kirlenici giderim hızını belirleyen işletme akımı ile kesikli EC reaktöründe üç işletme aşaması (lag, reaktif, stabil) ortaya konmuştur. Reaktif aşaması sırasında meydana gelen izoelektrik noktada, sorpsiyon mekanizması ile agregasyon gözlenerek en büyük bulanıklık indirgenmesi gerçekleşir. Stabil aşama sırasında, alüminyum hidroksitinin presipitasyonu devam eder ve bulanıklıktaki azalma süpürme koagülasyon mekanizması ile gerçekleştiğini göstermiştir. En yüksek akım (2A), kirlenici seviyesini çok kısa sürede düşürmüştür, yüksek verime rağmen 30 dk sonrasında %1 artı bulanıklık en düşük akımda (0.25 A) giderilmiştir (Holt vd., 2002).

Bakır, kurşun ve kadmiyum giderimine EC prosesinin etkinliğini tespit etmek için kimyasal, elektrokimyasal ve akış şartları optimize edilmiştir. Ticari plaka demir elektrotlarının kullanıldığı elektrokimyasal proses, 12 mg/lit bakır, 4 mg/lit kurşun, 4 mg/lit kadmiyum içeren sentetik atıksu çözeltisine uygulanmıştır. Proses için optimum şartlar pH 7.0, akış hızı, 6.3 cm<sup>3</sup>/dk, ve 31 A/m<sup>2</sup>-54 A/m<sup>2</sup> arasındaki akım yoğunluklarında belirlenmiştir. Elektrot geometrik alan ve elektroliz süresi kritik değerlere ulaştığında bakır giderimi maksimum seviye olan %80'e ulaşmıştır. Akım yoğunluğu ve oluşan çamurun kütlesi arasında lineer ilişki olduğu saptanmıştır. Ayrıca, spesifik enerji ihtiyacı ve akım yoğunluğu arasında yine lineer ilişki olduğu

belirlenmiştir. Araştırma sonuçları, endüstriyel ölçekli elektrolitik reaktörün gelişimi için önemli sonuçlar içermektedir (Escobara vd., 2006).

Patates cipsi fabrikası atıksularının EC prosesi ile arıtılması araştırılmıştır. Deneyler 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 vd., 2006).

Literatürde yapılan çalışmada, kombine elektrokoagülasyon ve elektroflotasyon prosesleri tasarlanmıştır. Tasarlanan reaktörle atıksu çözeltisinden toplam krom giderimi yapılmıştır. İlk aşamada Cr<sup>6+</sup>'nın Cr<sup>3+</sup>'ya indirgenmesi, ikinci aşamada da toplam kromun 0.5 mg/lt'nin altına düşürülmesi amaçlanmıştır. Cr<sup>6+</sup>'nın indirgenmesi aşamasında asidik şartlarda çalışılmıştır ve nötral pH değerlerinin, Cr(OH)<sub>3</sub> ve Fe(OH)<sub>3</sub>'ün presipitatlarının koagülasyonu için yararlı olabileceği bulunmuştur. Fe(OH)<sub>3</sub>'ün oluşumu koagülasyon ünitesine basınçlı hava verilerek sağlanmıştır. Hava sadece elektriksel olarak üretilen Fe<sup>2+</sup>'yi okside etmemiş aynı zamanda partiküllerin koagülasyonu için suyun iyi bir şekilde karışmasına yardımcı olmuştur. 2 aşamalı elektroflotasyon prosesi katıları 3 mg/lt'den daha aşağıya ve toplam kromu 0.5 mg/lt'den daha düşük değerlere indirilebilir. Çökelme süresi yaklaşık olarak 1-2 saat civarındadır. Arıtım için optimum şartlar şu şekilde belirlenmiştir; Yük yüklemesi yaklaşık olarak 2.5 F/m<sup>3</sup>, koagülasyon ünitesinde pH değeri ise 5-8, enerji ihtiyacı 1.5 mS/cm'lik iletkenlikte 1.0 kwsa/m<sup>3</sup>'ten daha azdır.

Al tuzları sisteme ilave edilir veya koagülasyon ünitesinde elektrolizle üretildiğinde, arıtılmış atıksu filtrasyon olmaksızın deşarj edilebilir (Gao vd., 2005).

Tartrazin (sentetik sarı azo boya) içeren çözeltilerden EC prosesi ile renk giderimi üzerine bir takım çalışmalar yapılmıştır. Farklı elektrot bağlantıları ve materyallerinin (Al, Fe) renk giderim verimi üzerine etkileri karşılaştırılmıştır. Akım yoğunluğu, elektroliz süresi, elektrotlar arası mesafe, elektrot konsantrasyonu ve çözelti pH'sı renk giderim verimini etkileyen parametrelerdir. Başlangıçta, basit bir elektrokimyasal hücre anot ve katot kullanılarak hazırlanmıştır, daha sonra her bir değişken için sulu tartrazin kullanılarak kesikli çalışmalar gerçekleştirilmiştir. Yaklaşık olarak 30 mg/lit KOİ ile 400 mg/lit'lik NaCl + 40 mg/lit'lik tartrazin çözeltisi için, pH 5.78, elektroliz süresinin 6 dk, akım yoğunluğunun 120 A/m<sup>2</sup> ve elektrotlar arası mesafenin yaklaşık olarak 1.5 cm olduğu değerlerde yaklaşık olarak %100 renk ve %90 KOİ giderilmiştir. Gerçekleştirilen ikinci deney serisinde, seri-paralel monopolar ve bipolar elektrot bağlantılarının basit EC hücresine etkisi araştırılmıştır. Deneysel çalışma sonuçları monopolar elektrotların seri bağlanması durumunda Al ve Fe elektrotlarının anot ve katot olarak kullanılması durumunda daha etkili olduğunu göstermiştir. EC prosesinde Fe/Al (anot/katot) elektrot bağlantısı Fe/Fe (anot/katot) elektrot bağlantısından daha etkilidir (Modirshahla, 2006).

EC prosesi ile atıksu arıtımı üzerine yapılmış bir takım laboratuvar çalışmalarında bazı önemli parametreler için ortalama giderim verimleri şöyledir: BOİ giderim verimi > %90, toplam askıda katı (kil, silt vb.) giderim verimi > %99, yağ-gres giderim verimi % 93-99, ağır metal (arsenik, krom, kadmiyum, kurşun, nikel, bakır vb.) giderim verimi %95-99, fosfat giderim verimi >%93, bakteri ve virüs giderim verimi > %99.99'dur.

Havalandırılmış evsel kanalizasyon atıksuyunun elektrokoagülasyonunda, giriş suyunun BOİ değeri 1050 mg/lit iken çıkış suyu BOİ değeri 14 mg/lit (> %99 giderim verimi), giriş suyunun TAKM miktarı 4620 mg/lit iken çıkış suyu miktarı 7 mg/lit (> %99 giderim verimi), giriş suyunun bakteri miktarı 110.000.000 cfu iken çıkış suyundaki bakteri miktarı 2700 cfu (> %99 giderim verimi) olarak tespit edilmiştir.

EC prosesi ile atıksu arıtımı sonrasında üretilen çamurun pH değeri 6-7 arasında değişmektedir. Bu pH aralığındaki çamurda bulunan metaller, EPA'nın TCLP (Toxic Classification Leaching Procedure) standartlarına uyum sağlayan oksitler gibi tehlikeli olmayan yapılarda stabilize olurlar. Öte yandan kimyasal presipitasyon sonucu genellikle pH 10'un üzerinde kostik çamur oluşmaktadır. Hidroksitler gibi metal presipitatları, pH 7'ye yakın değerlerde tekrar suda çözünür hale gelecekleri için tehlikeli atık sınıfına giren çamur oluşma ihtimali yüksektir (Powell Water Systems Inc., 2001).

Tekstil atıksuyunun Fe elektrotlarla arıtımında EC prosesi ile kesikli çalışmalar gerçekleştirilmiştir. Elektroliz süresi, elektroliz potansiyeli gibi işletim parametrelerinin renk ve KOİ giderim verimi üzerine etkileri araştırılmıştır. 3 dk'lık elektroliz süresi ve 600 mV'luk potansiyel ile %100 renk, %84 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Çıkış suyu deşarj standartlarını sağlayacak kadar ve kalitelidir. EC mekanizması zeta potansiyeli ölçümleri ile ortaya konmuştur (Zaroual, 2006).

Kağıt üretim tesisi atıksularının koagülasyon-elektroflotasyon prosesi ile arıtımı üzerine birtakım çalışmalar gerçekleştirilmiştir. En iyi giderimin sağlandığı optimum şartlar belirlenmeye çalışılmıştır. Bunun için, ortogonal merkezi kompozit dizaynı ele alınmıştır. Kesikli ve sürekli çalışmalar yapılmıştır. Kesikli çalışmalar ile koagülant konsantrasyonunu, pH ve akım yoğunluğunu optimize edilmesi amaçlanmıştır. Akım yoğunluğu AKM gideriminde önemli parametredir. Teorik analizlerle, deneysel analizler arasında uyumlu bir ilişki olduğu belirlenmiştir. Sürekli akışlı çalışmada ise temas süresinin optimize edilmesi amaçlanmıştır. AKM giderim veriminde %95'i aşılmıştır. Numunenin fizikokimyasal karakterizasyonu belirleme çalışmaları kesikli ve sürekli çalışmalardan önce ve sonra olmak üzere değerlendirilmiştir. Bu karakterizasyon, pH, iletkenlik, tuzluluk, BOİ, KOİ, AKM ve klorürü içermektedir (Mansour vd., 2007).

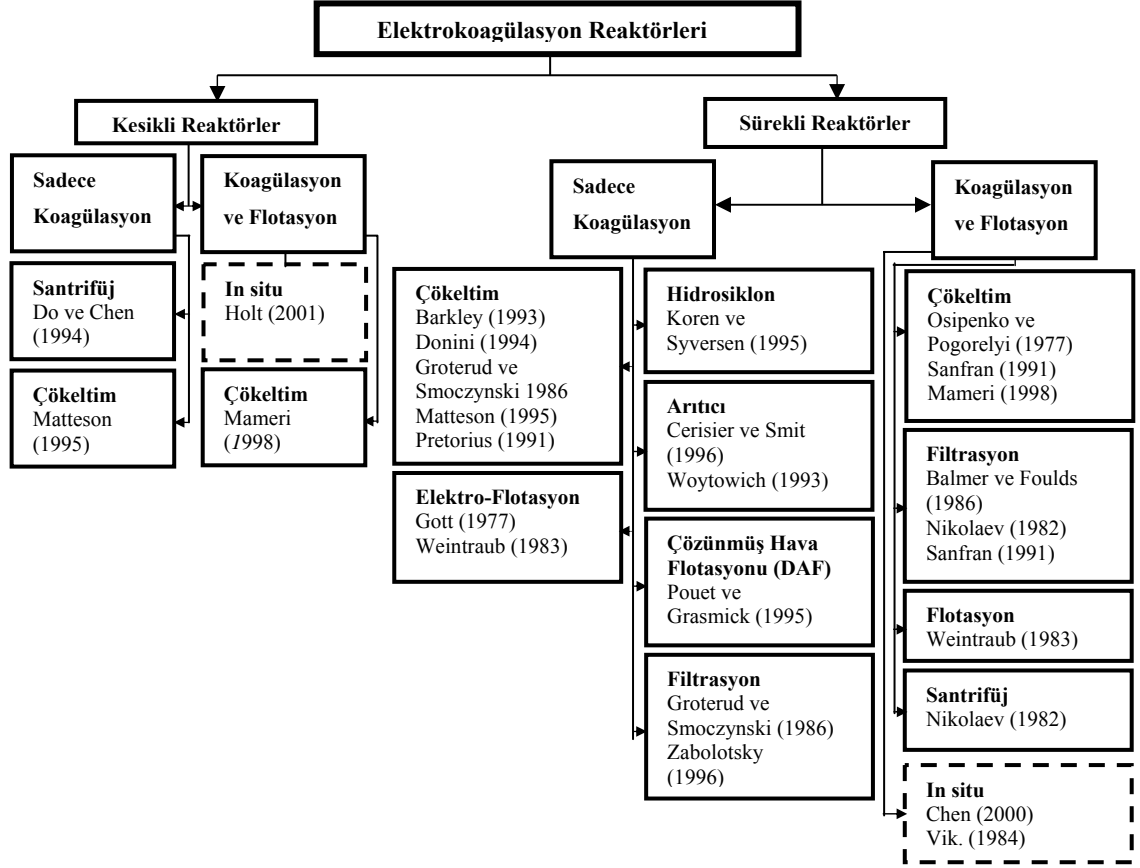
Literatürde yapılan bir diğer çalışmada, Al ve Fe elektrotlarının kullanıldığı EC prosesi ile tekstil atıksularının arıtılmasında maliyet karşılaştırması yapılmıştır. Paralel ve seri bağlı Al ve Fe elektrotlar kullanılmıştır. Elektrik, tükenen elektrot, iş

gücü, çamur taşıma, işletme, yıpranma payı gibi doğrudan ve dolaylı maliyet parametreleri 1000 m<sup>3</sup>/gün'lük kapasiteye sahip tekstil işletmesinden alınan 1 m<sup>3</sup> atıksu için toplam maliyetin hesaplanmasında gözönünde bulundurulmuştur. Sonuçlar, MP-P sisteminin Al ve Fe için en çok maliyet sunan sistem olduğunu göstermiştir. Bu elektrotlar KOİ ve bulanıklık gideriminde benzer sonuçlar sergilemiştir, fakat Fe elektrodu için pH 7, Al elektrodu için pH 5 değerlerinde tekstil atıksuyundan KOİ ve bulanıklık giderimi uygun olarak tespit edilmiştir. 30A/m<sup>2</sup>'lik akım yoğunluğunda, 15 dk'lık işletme süresinin Al ve Fe elektrotlar için yeterli bulunmuştur. Sonuç olarak EC prosesi tekstil atıksularından KOİ ve bulanıklık gideriminde kimyasal koagülasyona göre hızlı olması, daha az materyal harcanması, daha az çamur üretimi anlamında daha verimli olduğu belirlenmiştir. Optimum değerlerde EC prosesi kimyasal koagülasyon prosesine göre 3.2 kez daha ucuzdur (Bayramoğlu vd., 2007).

Yapılan çalışmada, Fe elektrotların kullanıldığı EC Prosesi ile ham evsel atıksulardan AKM, bulanıklık ve partiküler BOİ giderim verimleri araştırılmıştır. TAKM ve bulanıklık giderim verimlerinin elektroliz sırasında reaktif elektrot olarak kullanılan Fe miktarına bağlı olduğu görülmüştür. Uygulanan düşük akımlarda (0.05 ve 0.1 A) giderim mekanizmasının yük nötralizasyonu olduğu, yüksek akımlarda (0.2, 0.4, 0.8 A) ise elektrokimyasal proses sırasında üretilen klorin ile oksidasyona bağlı olarak Fe<sup>+2</sup> iyonunun çözünmez Fe<sup>+3</sup> iyonuna dönüşmesiyle etkin mekanizmanın sweep koagülasyon olabileceği düşünülmektedir. Çalışmada en yüksek TAKM giderim verimi %95.4 olarak 0.8 A'lik akım ve 5 dk'lık elektroliz süresinde elde edilmiştir. Partiküler BOİ giderim veriminin, TAKM giderimine bağlı olduğu görülmüştür (Bukhari, 2007).

## 2.1.8. EC Reaktör Sistemlerinin Sınıflandırılması

Literatürde çalışılmış farklı EC reaktörleri Şekil 2.6'da özetlenmiştir.



Şekil 2.6. Literatürde EC reaktör türleri (Holt, 2005)

## 2.2. Kimyasal Koagülasyon Prosesi

Genel olarak koagülasyon, “koloidal madde içeren çözeltilerde, yüklü partiküllerin zıt iyonlarla karşılıklı çarpışması ve çarpışma sonrası bir araya gelerek nötralize olması sonrasında çökeltimi takip eden olgudur” (Mollah, vd., 2001).

Koagülant, uygun kimyasal madde formunda ilave edilir. Alüm,  $[Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O]$  atıksu arıtımında yıllardır kullanılmakta ve oldukça geniş

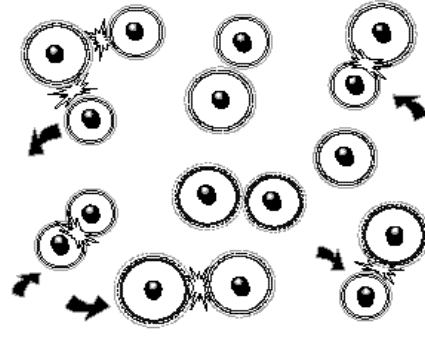
kullanım alanına sahip koagülanıttır. Koagülasyon mekanizması, sürekli araştırma konusu olmuştur (Lyklema ve Goodwin, 1981; Mollah, vd., 2001).

Koagülasyonun, kolloidal partikülleri bir arada tutup Van der Waals kuvvetleri ile bağlanması için yeterli aralıkta yaklaşabilen ve toplanmasına izin veren elektrostatik itme kuvveti ile önceden stabil olmuş kolloidal partiküllerin, herhangi noktasında net yüzey yükünün indirgenmesi ile gerçekleştiği genel olarak kabul edilmektedir. Yüzey yükünün indirgenmesi, zıt yüke sahip elektrolitin mevcut olması ile elektriksel çift tabakanın itme potansiyelinin azalmasının sonucudur (Mollah, vd., 2001).

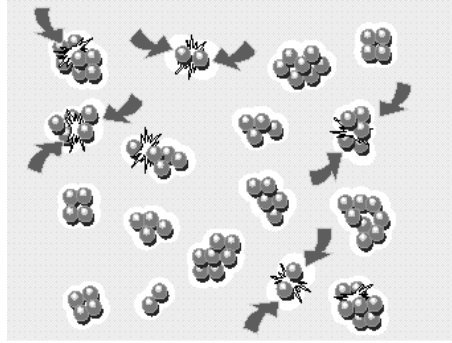
### **2.2.1. Atıksuda Kolloidlerin Davranışı**

Bulanıklık oluşturan partiküllerin boyutu 0.01-100 µm arasında değişmektedir. Partiküllerin büyük bir bölümü kolay bir şekilde çöktürülerek veya filtrelenerek giderilebilir. 0.01-5 µm boyutundaki küçük partiküller de bu proseslerin (çökeltim, filtrasyon) uygulanması problem oluşturabilmektedir. Bu boyuttaki (0.01-5µm) partiküllerin çökeltme süreleri tolere edilemez derecede yavaş ve filtrasyon işlemi sırasında kolaylıkla kaçabilmektedirler (Zeta Meter Inc., 1993).

Kolloidal partiküller doğada genellikle negatif yüke sahiptir. Bu yükler birbirlerini geri püskürten, etkili birleşmeyi ve flokülasyonu engelleyen komşu partiküllere neden olmaktadır (Şekil 2.7) (Zeta Meter Inc., 1993). Partiküllerin etrafındaki yüklü tabakalar partiküller arasında enerji bariyeri oluşturur. Bu partiküllerin çöktürülerek giderilmesi için enerji bariyerinin, elektrik yüklerinin nötralizasyonu ve partiküllerin birbirleriyle çarpışarak indirgenmesini gerektirir (Pierce vd., 1997). Sonuç olarak, yüklü partiküller, sulu çözeltilerde ayrık ve disperse olmuş haldedirler. Diğer yandan da, eğer yük, önemli bir şekilde indirgenir veya elimine edilirse, kolloidler biraraya gelecektir (Şekil 2.8) (Zeta Meter Inc., 1993).



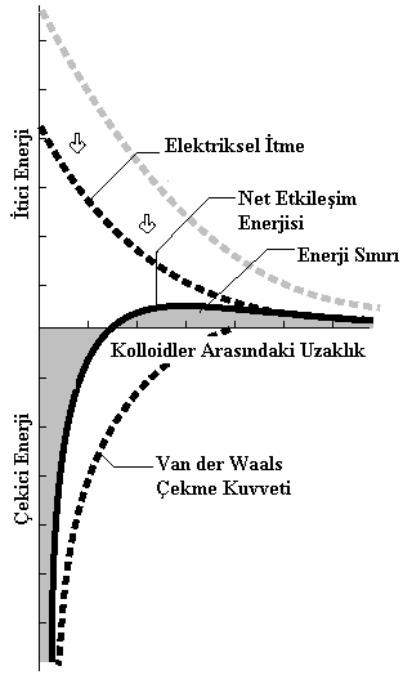
Şekil 2.7. Yüklü partiküller (Zeta Meter Inc., 1993)



Şekil 2.8. Yüksüz Partiküller (Zeta Meter Inc., 1993)

### 2.2.2. Yüzey Yükünün Düşürülmesi

Su arıtımında, yüzey yükünü ve dolayısıyla zeta potansiyelini düşürmek için enerji sınırı koagülant ilave edilerek azaltılır. Burada iki nokta oldukça önemlidir. Birincisi, tüm pratik amaçlar için yüzey yükünün doğrudan hesaplanmasında zeta potansiyeli ve zeta potansiyeli hesaplamalarını yük nötralizasyonunu kontrol etmek amacıyla kullanabilir. İkincisinde yükü sıfıra indirme gerekliliği yoktur. Burada amaç kolloidlerin bastırmasına izin verdiği karışımdan partikül hacminin olduğu noktadaki enerji sınırının düşürülmesidir (Şekil 2.9) (Zeta Meter Inc., 1993).



Şekil 2.9. Yük İndirgenmesi (Zeta Meter Inc., 1993)

Bir katının su içersindeki yüzey yükü şu sebeplerden kaynaklanabilir

- Tane yüzeylerindeki karboksil (-COOH), hidroksil (-OH), amin (-NH<sub>2</sub>) gibi fonksiyonel grupların iyonizasyonundan.
- Katının kristal yapısını oluşturan latis iyonlarının tercihli çözünmesinden.
- Kristal yapının oluşumu sırasında yüksek değerlikli (Si<sup>+4</sup> gibi) katyonlar yerine düşük değerlikli (Al<sup>+3</sup> gibi) katyonların geçmesinden.
- Boyut küçültme işlemleri (kırma, öğütme) sırasında meydana gelen bağ kırılmalarından ve kristal yapı kusurlarından.
- Süspansiyondaki bir kısım iyonların tercihli adsorpsiyonundan (Çelik ve Ersoy, 2004; Alptekin, 2006).

### 2.2.3. Derjaguin, Landau, Verwery, Overbeek (DLVO) Teorisi

DLVO teorisi, partiküllerin birbirleriyle nasıl bir etkileşim içerisinde olduğunun klasik açıklamasıdır. Teori ayrıca, dengedeki iki zıt kuvvet arasında elektrostatik

itme ve Van der Waals etkileşimini, birtakım kolloidlerin olmazken, bazı kolloidlerin neden biraraya gelip floküle olduğunu açıklamak için ortaya konulmuştur (Zeta Meter Inc., 1993).

DLVO (Derjaguin, Landau, Verwery, Overbeek) teorisine göre kolloidal süspansiyonun stabilitesi partikülleri sürükleyen elektrostatik itme kuvveti ve birleşmeyi sağlayan Van der Waals çekme kuvveti tarafından sınırlandırılmıştır. Partiküller net yük taşıdıklarında ve düşük iyonik sertliğe sahip sularda çift tabakaları geniş olması durumunda stabilize olurlar. Böylelikle, zıt yüklerin biraraya gelmesini sağlar. Pozitif iyon (counter iyon) konsantrasyonu, pozitif iyon değerliği çift tabaka kalınlığını ve çift değerlikli iyonlar tek değerlikli iyonlardan daha iyi koagüle eder (Heiemenz, ve Rajagopalan 1997; Aurell ve Wistrom, 2000). Hidroliz edilebilir metaller, zayıf asit iyonları ve kolloid yüzeyindeki yüzey komplekslerinden doğal olarak meydana gelen organik madde gibi ilave edilen komplikasyonlar yüzey kompleksleri oluşturur ve net partikül yükünü ve stabilitesini modifiye eder. Güçlü tutma bileşikleri yüksek konsantrasyonlarda sorpsiyonları yük dönüşümünü teşvik eden ve partikül yükündeki net artış kolloidleri tekrar stabilize edebilir (Aurell ve Wistrom, 2000).

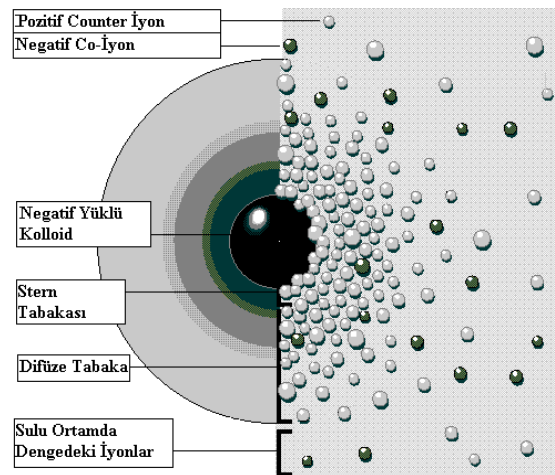
#### **2.2.4. Elektriksel Çift Tabaka**

Solüsyondan iyonların adsorpsiyonu zıt olarak yüklü bölgeler oluşturabilir. Sistemin nötral olması durumunda, ortam zıt eşdeğer yük içermelidir. Bu yükler iyonlar tarafından taşınır. Bu nedenle sıvıda bulunan tek bir partikülü göz önüne alınırsa, elektriksel çift tabaka tarafından çevrelenmiştir. Bu çift tabakalardan biri partiküllerin yüzeyindeki yük tarafından oluşturulmuştur (Liang vd., 2007).

Çift tabaka modeli, yüklü kolloidin yakınındaki iyonik çevre gözönünde bulundurularak kullanılmaktadır. Ayrıca, elektriksel itme kuvvetlerinin nasıl oluştuğunu açıklamaktadır. Eğer etrafındaki iyonlar aniden etkisini kaybederlerse tek negatif kolloid etrafında yer alabilen aşamaların sonucu olarak bu modeli anlamak daha kolaydır. Öncelikle çoğu kez counter iyonlar olarak adlandırılan pozitif iyonlar

üzerinde kolloidin etkisi incelendiğinde, ilk olarak negatif kolloidden oluşan çekme kuvveti, kolloidin yüzeyi etrafında sıkı bir şekilde bağlanmış tabaka oluşturmak için bazı pozitif iyonların oluşumuna sebebiyet verir. Pozitif iyonlardan oluşan bu tabaka Stern tabakası olarak bilinir. Ayrıca, pozitif iyonlar negatif iyonlar tarafından hala çekilmektedir. Stern tabakasının oluşumundan sonra pozitif iyonlar, kolloide yaklaşmayı deneyen yakınındaki pozitif iyonlarda olduğu gibi pozitif Stern tabakası tarafından geri püskürtülmektedir. Dinamik denge zıt iyonların difüze tabakası oluşumuyla sonuçlanır. Difüze pozitif iyon tabakası sulu çözeltide normal negatif iyon (co-iyon) konsantrasyonu ile dengeye ulaşmaya kadar mesafeyle birlikte kademeli olarak azalan kolloidin yakınında, yüksek konsantrasyona sahiptir. Yani yüzeyin yakınında negatif iyonların eksikliği vardır, çünkü bu iyonlar başlangıçta negatif kolloid tarafından geri püskürtülmüştür. Negatif iyonlar co-iyonlar olarak adlandırılır, kolloidle aynı yüke sahiptirler.

Negatif iyon konsantrasyonu, pozitif iyonlar tarafından gizlenen kolloidin itme kuvvetindeki gibi sulu çözeltide negatif iyon (co-iyon) konsantrasyonu ile tekrar dengeye ulaşana kadar kademeli olarak artar. Çift tabaka sol ve sağ olmak üzere iki şekilde gözönünde bulundurulmuştur. Sol kısımda kolloid etrafındaki yük yoğunluğu değişimi, sağ kısımda ise pozitif ve negatif iyonların yüklü kolloid etrafındaki dağılımları Şekil 2.10'de görülmektedir.

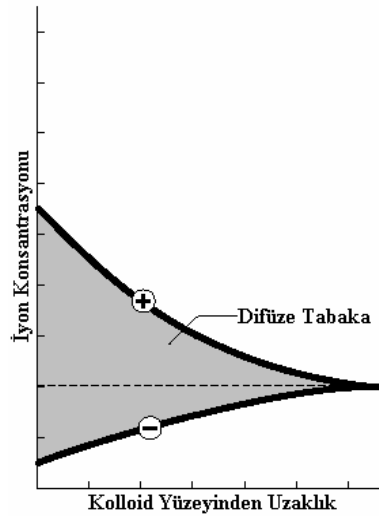


Şekil 2.10. Kolloid etrafında yük yoğunluğu değişimi (Zeta Meter Inc., 1993)

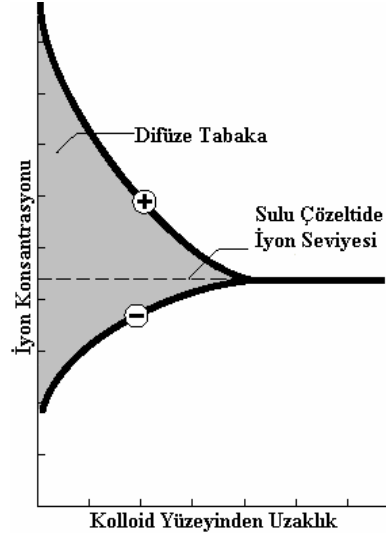
Difüze tabaka, kolloid etrafındaki yüklü ortam olarak gözönünde bulundurulabilir. Yüzeiden herhangi bir mesafede, difüze tabakanın yük yoğunluğu bu noktadaki pozitif ve negatif iyonların konsantrasyonundaki değişime eşittir. Yük yoğunluğu kolloidin yanında en fazladır, pozitif ve negatif iyonların biraraya gelmesiyle düşer.

Stern tabakasındaki bağlı negatif iyonlar ve difüze tabakadaki yüklü ortam çift tabaka olarak ifadelendirilir. Çift tabakanın kalınlığı sulu çözeltideki iyon konsantrasyonuna bağlıdır (Şekil 2.11, Şekil 2.12).

İyonların yüksek seviyede olması kolloidi nötralize etmek için fazla pozitif iyon olduğunu gösterir. Sonuç olarak, iyonik konsantrasyonun azalması pozitif iyonların miktarını azaltır ve ince bir çift tabaka oluşturur. Negatif iyonun türü çift tabaka kalınlığını etkilemektedir. (Burada tür, pozitif iyon değerliğini ifade etmektedir. Örnek; Eşit  $Al^{+3}$  iyonlarının konsantrasyonları kolloidal yükü nötralize etmede  $Na^{+}$  iyonundan daha etkili olacaktır ve ince çift tabaka oluşumu söz konusudur). İyonların konsantrasyonu veya değerliklerindeki artış çift tabaka sıkışması olarak ifadelendirilir.



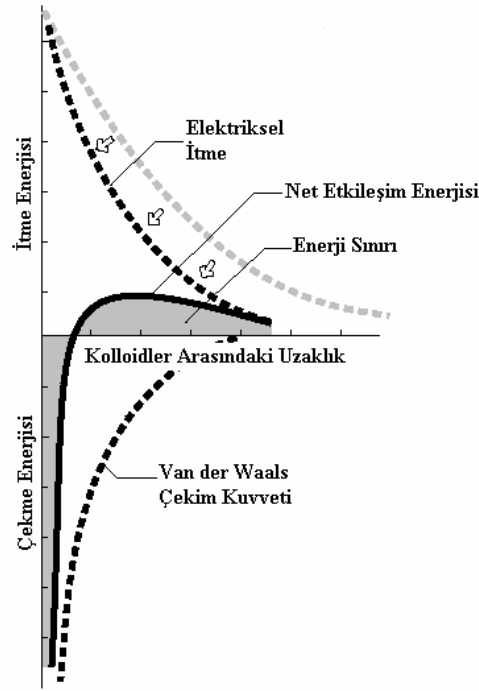
Şekil 2.11. Atıksu içerisinde iyonların düşük seviyede olması durumunda iyon konsantrasyonu ile kolloid yüzeyinden uzaklığın değişim ve difüze tabaka yoğunluğu (Zeta Meter Inc., 1993)



Şekil 2.12. Atıksu içerisinde iyonların yüksek seviyede olması durumunda iyon konsantrasyonu ile kolloid yüzeyinden uzaklığın değişim ve difüze tabaka yoğunluğu (Zeta Meter Inc., 1993)

Çift tabaka sıkıştırılması, sisteme tuzların eklenmesi ile gerçekleşmektedir. İyonik konsantrasyonun artmasıyla, çift tabaka ve itme enerji eğrisi uzun enerji sınırı ortadan giderilene kadar sıkıştırılır. Partikül birleşimi bu şartlar altında hızlı bir şekilde oluşur. Çünkü, kolloidler enerji sınırını aşmaksızın Van der Waals kuvvetleri etkin hale gelir.

Çift tabaka sıkışması (Şekil 2.13) ile gerçekleşen flokülasyon kolloidi tuzlama olarak da ifade edilir. Yüksek molekül ağırlığına sahip tuzun ilave edilmesi su arıtımı için pratik olmayan bir tekniktir. Çift tabaka sıkıştırılması itme enerji eğrisini sıkıştırır ve enerji sınırını tamamen elimine eder (Zeta Meter Inc., 1993).



Şekil 2.13. Çift tabaka sıkışması (Zeta Meter Inc., 1993)

### 2.2.5. Kimyasal Koagülasyon/Flokülasyon Uygulamaları

Kimyasal koagülasyon prosesi ile evsel atıksulardan KOİ ve TAKM parametreleri için giderim verimi belirlenmiştir. Deneysel çalışmalar için atıksu numuneleri beş ayrı tesisten alınmıştır. Şartları optimize etmek için birtakım jar testleri uygulanmıştır. Çöktürmeden önce 100 rpm karıştırma hızında 1 dk karıştırma süresinde, 30 rpm'de 20 dk ve 30 dk karıştırma sürelerinde ve 150-450 mg/l'tik alüm dozlarında, oda sıcaklığı şartları ve pH 4-10 arasında değişen durumlar için deneyler gerçekleştirilmiştir. Flokülasyon için anyonik polielektrolit kullanılmıştır. Ham ve koagüle edilen atıksuda KOİ, TAKM ve Al konsantrasyonları ölçülmüştür. Jar testleri koagülasyon prosesinin Cuma ve Üniversite (Naples, İtalya) noktalarından alınan numuneler için 450 mg/l'tik alüm dozunda etkili KOİ giderim verimi elde edilememiştir buna karşın Nola ve Giovanni atıksu işleme tesislerinden alınan numunelerde uygulanan 150 mg/l'tik alüm dozu ile KOİ giderim verimi elde edilmiştir. En yüksek KOİ giderim verimi %80 olarak pH 6-8 değerlerinde Nola atıksuyunda elde edilmiştir. KOİ giderim verimi Nola atıksuyu ile Marcianese

atıksuyunun giriş KOİ konsantrasyonlarının aynı olmasına rağmen Marcianese atıksuyunda daha düşük olduğu tespit edilmiştir. Statik analizler atıksu kaynağına, pH ve uygulanan alümin dozuna bağlı olarak her bir atıksu işletmesinde KOİ ve TAKM arasında farklı korelasyon değerleri/davranışları göstermişlerdir. Suda kalan alüminyum miktarının koagülasyon prosesinin pH değerinden etkilendiği görülmüştür. Suda kalan Al konsantrasyonu pH < 5.0 olması durumunda artmıştır (Guida vd., 2007).

Boya üretim endüstrisi atıksularındaki bileşikleri gidermek için kimyasal koagülasyon prosesinin kullanıldığı çalışmada, atıksuyun karakterizasyonu yapılmıştır. Atıksuda fenol, anilin ve benzen türevleri, organik asit gibi birçok bileşik bulunmuştur. Çeşitli poliferrik klorür koagülantları kullanılarak deneyler gerçekleştirilmiştir. Sonuçlar, yüksek miktarlarda Fe(III) hidrolizinin atıksudan KOİ gideriminde gerekli kimyasal oksijen ihtiyacı için her zaman uygun olmamıştır. Polisilikatalüminyumdemirklorür (PSAFC), poliferriklorür (PFC), koagülantları polialüminyumklorür (PAC) koagülantından daha verimli bulunmuş ve koagülant dozlarının artmasıyla birlikte KOİ giderim verimi artmıştır. Organik bileşikler ile floklar arasında elektrostatik etkileşim organik kirleticilerin giderilmesinde önemli rol oynamıştır, Al(III), Si(IV), Fe(III)'ün kopolimerleri yüksek floklaşma etkisine yardımcı olmuştur. Verimdeki bu farklılık kirleticilerin Al(III), Si(IV), Fe(III)'ün kopolimerlerine bağlanması ile ilgili olabileceği düşünülmektedir. Öyle ki, 0.3 g/lit'nin altındaki koagülant dozlarında PFC ve PSAFC ile yüksek KOİ giderim verimine ulaşılmaktadır, ekonomik anlamda bakıldığında ise boya endüstrisi atıksularının arıtımı için PSAFC'nin daha uygun olduğu belirlenmiştir (Yuan vd., 2006).

Çalışmada, ham suyun ve işletme koşullarının alüminyum sülfat kullanılarak gerçekleştirilen koagülasyon/flokülasyon prosesi üzerine etkileri araştırılmıştır. Ham su kompozisyonunun etkisi için iki aşama ele alınmıştır. Kesirli faktöriyel tasarımı ve işletme koşullarının etkisini belirlemek için Doehlert üniform kabuk tasarımı yaklaşımı üzerinde durulmuştur. Deneysel analizler, (kalan renk ve minimal olarak alüminyumsülfat dozu sırasıyla (Tum) ve (ASm)) tepkiye göre en büyük etkiye sahip parametre değişiklik göstermiştir. Bu çalışma şartları altında, kalan bulanıklığı

minimizasyonu için optimizasyon kriteri üzerine durulması gerekliliği ortaya konmuştur (Franceschi vd., 2002).

## **2.3. Mermer**

### **2.3.1. Mermerin tanımı**

#### **2.3.1.1. Bilimsel Anlamda Mermer**

Bilimsel anlamda mermer; kalker ve dolotomik kalkerlerin sıcaklık ve basınç altında başkalaşıma uğrayarak yeniden kristalleşmesi ile oluşan bir metamorfik kayadır. Kimyasal bileşiminde, büyük oranda kalsiyum karbonat, magnezyum karbonatın yanı sıra ve silisyum dioksit ile değişik metal oksitleri, silikat mineralleri bulunur. Mermer, saf kalsiyum karbonat bileşiminde olduğu zaman beyaz ve yarı saydamdır. Genellikle sertliği Mohs skalasına göre 3 ve özgül ağırlığı 2.5 ile 3.5 gr/cm<sup>3</sup> arasında değişir (Şentürk vd., 1996).

#### **2.3.1.2. Ticari Anlamda Mermer**

Ticari anlamda mermer, blok verebilen, kesilip cilalandığında parlayabilen, dayanıklı ve güzel görünümlü her türden taşların (magmatik, sedimanter, metamorfik) bütünü için kullanılan bir terimdir (Şentürk vd., 1996). Bu tanım uyarınca kalker, traverten, kumtaşı gibi tortul; gnays, mermer, kuvarsit gibi metamorfik; granit, siyenit, serpantin, andezit, bazalt gibi magmatik taşlar da mermer olarak isimlendirilmektedir (Anonim, 2001).

#### **2.3.1.3. Türk Maden Kanununda Mermer**

Türk maden kanununda, taşın cinsi ne olursa olsun, kesilip parlatılabiliyorsa mermer olarak tarif edilmektedir (Şentürk vd., 1996).

### 2.3.2. Dünyada Mermer Rezervi ve Üretimi

Dünya mermer rezervlerine ilişkin sağlıklı sayısal verilere ulaşmak oldukça güçtür (Anonim, 2001). Ancak, Türkiye 5.2 milyar m<sup>3</sup> (13.9 milyar ton) toplam rezervi ile dünya mermer potansiyelinin yaklaşık %40'ına sahip olduğu tahmin edilmektedir. Bu potansiyelin sadece %1'lik bir kısmı kullanılmaktadır (Çetin, 2003). Dünyada en fazla mermer üreten ülkeler ve üretim miktarları Çizelge 2.2.'de görülmektedir.

Çizelge 2.2. Dünyada en fazla mermer üreten ülkeler ve üretim miktarları (Çetin, 2003).

Ülke	Mermer Üretimi (Ton)
Çin	11.000.000
İtalya	8.700.000
İspanya	4.500.000
Hindistan	4.500.000
Brezilya	2.000.000
G.Kore	2.000.000
Türkiye	1.660.500

### 2.3.3. Türkiye'de Mermer Potansiyeli ve Üretimi

Mermer rezervi ve üretimi yönünden ülkemiz dünyanın zengin ülkeleri arasında yer almaktadır. Üretim bakımından 7., ihracat bakımından da 8. sıradadır (Çetin, 2003).

Çizelge 2.3'te Türkiye mermer rezervleri görülmektedir. Bu mermer rezervine traverten, magmatik orijinli kayalar ve mermer olarak kullanılacak niteliklerde diğer kayalar da dahildir. Türkiye'nin geniş alanları kaplayan mermer oluşumlarının rezervleri henüz kesin olarak çıkarılmamış, çeşitli kaynakların taranması ve jeolojik etüd raporları incelenmesiyle Türkiye mermer rezervleri derlemesi yapılmıştır (1 m<sup>3</sup>=2700kg) (Onargan ve Köse, 1997). Yaklaşık 1.6 milyar ton civarındaki görünür

rezervi ile dünya ihtiyacını bugünkü hızı ile 80 yıl karşılayacak potansiyele sahiptir (Anonim, 2001).

Çizelge 2.3. Türkiye mermer rezervi (Onargan ve Köse, 1997)

<b>Görünür Rezerv Miktarı</b>	589 milyon m <sup>3</sup> =1.590 milyon ton
<b>Muhtemel Rezerv Miktarı</b>	1.545 milyon m <sup>3</sup> =4.171 milyon ton
<b>Mümkün Rezerv Miktarı</b>	3.027 milyon m <sup>3</sup> =8.172 milyon ton
<b>Toplam Potansiyel</b>	5.161 milyon m <sup>3</sup> =13.934 milyon ton

Ülkemizde mermer rezervi bakımından ileride olan ilk 5 il Çizelge 2.4'te görülmektedir.

Çizelge 2.4. Mermer rezervinin yüksek miktarlarda olduğu 5 il (Onargan ve Köse, 1997)

<b>Balıkesir ili</b>	1.850 milyon m <sup>3</sup> (%35.8)
<b>Denizli ili</b>	652 milyon m <sup>3</sup> (%12.6)
<b>Afyon ili</b>	629 milyon m <sup>3</sup> (%12.2)
<b>Tokat ili</b>	410 milyon m <sup>3</sup> (%7.9)
<b>Çanakkale ili</b>	252 milyon m <sup>3</sup> (%4.9)

Ülkemizin 1991-1999 yılları arasındaki üretim miktarları Çizelge 2.5'te verilmiştir. Blok üretiminin yaklaşık %15'i işlenmeden yurt dışına satılmakta, geri kalanı işlenerek içeride ve dışarıda tüketilmektedir (Anonim, 2001).

Çizelge 2.5. Türkiye blok üretiminin yıllara göre dağılımı (Anonim, 2001)

<b>Yıllar</b>	<b>Blok Üretimi</b>	<b>Yıllar</b>	<b>Blok Üretimi</b>	<b>Yıllar</b>	<b>Blok Üretimi</b>
1991	366000 m <sup>3</sup>	1994	541000 m <sup>3</sup>	1997	745000 m <sup>3</sup>
1992	428000 m <sup>3</sup>	1995	600000 m <sup>3</sup>	1998	835000 m <sup>3</sup>
1993	488000 m <sup>3</sup>	1996	665000 m <sup>3</sup>	1999	935000 m <sup>3</sup>

### 2.3.4. Mermerlerin Sınıflandırılması

Mermerlerin tane boyutlarına, mineral bileşim ve oranlarına, yapı ve dokularına kökensel, yapısal olarak sınıflandırılması Çizelge 2.6'da özetlenmiştir.

Çizelge 2.6. Mermerlerin sınıflandırılması

<b>Tane Boyutuna Göre Sınıflandırma</b> (Onargan ve Köse, 1997)	<b>Kayaç</b>	<b>Tane Boyutu</b>
	İnce Taneli Mermer	<1 mm
	Orta Taneli Mermer	1 mm5 mm
	İri Taneli Mermer	>5 mm1-2 cm
<b>Mineral Bileşim Ve Oranlarına Göre Sınıflandırılması</b> (Onargan ve Köse, 1997)	<b>Kayaç</b>	<b>Yapısal Doku-Diğer Mineraller</b>
	Mermer	Masif, taneli doku-Mika, opak, kuvars vb. (% 95 Kalsit)
	Kalkşist	Şisti, yönlü-Klorit, epidol, mikas, lepidolit (%60-70 Kalsit)
	Sipolen	Şisti, yönlü-Flonopit, tremotil, diopsil, plejioklas, gröna (% 80 Kalsit)
	Mermer	Masif,taneli-Epidot, diopsil, gröna, olivin (% 80-90 Kalsit)
	Skarn	Plajioklas+cevher
<b>Mermerlerin Yapı Ve Dokularına Göre Sınıflandırılması</b> (Onargan ve Köse, 1997)	<b>Kayaç</b>	<b>Tane Boyutu</b>
	Masif	Kompakt, ince, iri taneli
	Laminal mermer	İnce taneli, renkli şeritli görünümünde, şeritler farklı mineral veya elementler içerirler
	Şisti mermer	Yapraklı yapıda, önemli miktarda mika içerirler
	Breşik mermer	Kırıklanmış tekrar ikincil minerallerle dolgulanmıştır.Ara dolgular farklı renk ve mineral içerikli olabilir
	İri taneli mermer	Tane boyutu 5 mm'den büyük taneli türler
<b>Mermerlerin kökensel olarak sınıflandırılması</b> (Şentürk vd., 1996)	<b>Kayaç</b>	<b>Özellikleri</b>
	Sedimanter Mermer	Sedimanter, magmatik ve metamorfik kayalardan kopan parçaların sürüklenerek bir yerde birikmesi ve daha sonra çimento maddesi ile birleşmesi sonucu oluşan kalkerin yanı sıra konglomera, gre, arduvaz gibi detritik veya klastik kökenli mermerler olabileceği gibi, su kaynaklarından meydana gelen oniks mermeri, traverten ve kireçtaşı gibi organik veya kimyasal kökenli mermerlerdir
	Magmatik Mermer	Mermer olarak kullanılan magmatik kayalar, sedimanter olanlara göre daha dayanıklıdır. Fakat çıkarılmaları ve işlenmeleri zordur. Magmatik kayalar, kendi aralarında derinlik kayaları, yüzey kayaları ve damar kayaları olmak üzere üç gruba ayrılmakta ve bileşim yönünden ise; %66'dan fazla SiO <sub>2</sub> içerenler asidik, %66-%52 SiO <sub>2</sub> içerenler nötr, %52-%45 arası SiO <sub>2</sub> içerenler bazik, %45'den daha az SiO <sub>2</sub> içerenler Ultrabazik kayalar olarak sınıflandırılırlar
	Metamorfik Mermer	Yerkabuğundaki her çeşit kayacın katı durumunu koruyarak fiziksel ve kimyasal şartlar altında (alterasyon ortamı dışında) derinliklerde diyajenez ortamda minerallerin daha farklı minerallere dönüşerek farklı kayaç durumuna gelmesi ile oluşan kayalardır. Bunların içinde en önemli olanı bilimsel mermer tanımına uygun olan kireçtaşları ve dolomitlerin sıcaklık ve basınç altında yeniden kristalleşmeleri ile oluşan hakiki mermerlerdir. Diğerleri ise kristalin şistler olup volkanik ve sedimanter kayaların yapı ve bileşimlerinin değişmesi ile meydana gelirler
<b>Mermerlerin Jeolojik Açılan Sınıflandırılması</b> (Onargan ve Köse, 1997)	<b>Grup</b>	<b>Özellikleri</b>
	I.	Tam kristalleşmiş yapıları içine alırlar. Çoğunlukla iyi kristalleşmişlerdir. Renklari genellikle beyaz ve açık gridir. Bileşimlerinde çok yabancı madde taşırırlar
	II.	Oniks ve travertenleri içerirler. Yapılarında yalnızca CaCO <sub>3</sub> vardır. Travertenler toplu iğne başından, birkaç cm ye varan boşluklar içerdiklerinden kolaylıkla işlenebilmekte ve iyi cila kabul edebilmektedirler
	III.	Magmatik kökenli mermerleri içerir. Andezit, dasit, granit, syenit, bazalt, gabro, serpantin vb.

### 2.3.5. Mermer İşleme Makinaları

Mermerin fabrikaya gelmesinden başlayarak nihai ürün eldesine kadar gerekli olan prosesler Şekil 2.14’te özetlenmiştir.



Şekil 2.14. Mermer İşleme Makinaları (Şentürk vd., 1996).

#### 2.3.5.1. Katrak Makinası

Katrak makinası (Şekil 2.15), mermer bloklarından levha kesiminde kullanılan makinalardır (Şentürk vd., 1996). Katraklarda lamalar üzerine su veren düş sistemleri mevcuttur. Bu su lamaların ucundaki soketler için çok önemlidir (Onargan ve Köse, 1997). Kesim sırasında lamalar arasına verilen su soğutma suyudur ve bu su aynı zamanda çıkan mermer tozunu ortamdaki uzaklaştırmaya yarar (Şentürk vd., 1996).



Şekil 2.15. Katrak Makinası

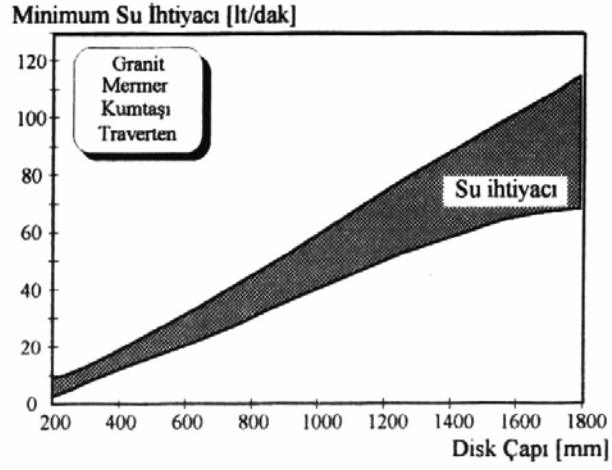
### 2.3.5.2. ST (Diskli Blok Kesme) Makinası

ST makinası (Şekil 2.16), yatay ve dikey kesici diskli eni sabit levhaları kesmekte kullanılan makinalar olup, genel yapıları itibari ile, tek ayaklı, çift ayaklı, dört ayaklı ST'ler olarak sınıflandırılmaktadırlar. (Şentürk vd., 1996).



Şekil 2.16. ST (Diskli Blok Kesme)

ST'lerde kullanılan soğutma suyunun miktarı ve en az kullanım sınır değerinin belirlenmesi, makine performansına etkiyen önemli parametrelerden biridir. Genellikle kullanım esnasında, su bol miktarda ve testerenin her iki tarafına da eşit olarak dağıtılmalıdır. Suyun bol olarak kullanımı veya kullanılmaması, elmas uçların ömrünü önemli derecede azaltmakta ve kesim performansının ekonomikliğini en aza indirmektedir. Soğutma suyu temiz olmalı ve efektif kullanım için filtre edilmelidir. Aksi takdirde, kullanma suyunda bulunabilecek parçacıklar, testerenin aşınmasına ve testere ömrünü azalttığı gibi gövdenin de aşınmasına neden olabilmektedir. ST performansları üzerine bir seri araştırma yapılmış ve araştırma bulgularına göre, değişik mermer türleri için kullanılması gereken minimum su ihtiyacı testere çapı arasında, şekilde verilen histogram Şekil 2.17'de görülmektedir (Şentürk vd., 1996).



Şekil 2.17. Çeşitli mermer türleri için kullanılması gereken minimum su ihtiyacı testere çapı arasındaki ilişki (Şentürk vd., 1996)

### 2.3.5.3. Köprü Kesme Makinası

Köprü kesme makinası (Şekil 2.18), katraktan çıkan plakaların kenarlarının kesiminde ve istenilen ölçülere getirilmesinde kullanılır (Şentürk vd., 1996).



Şekil 2.18. Köprü Kesme Makinası

#### 2.3.5.4. Dikey ve Yatay Yarma Makinaları

Dikey ve yatay yarma makinaları (Şekil 2.19), plaka kesiminde kullanılan ve kalın kesim plakalarını ortadan bölmekte kullanılan makinalar olarak ikiye ayrılır. ST'lerden farkı yatay testerelelerin olmayışıdır. Genellikle mutfak tezgahı, banko üretiminde kullanılırlar. (Şentürk vd., 1996).



Şekil 2.19. Yarma Makinası

#### 2.3.5.5. Pah Kırma Makinası

Pah kırma makinası (Şekil 2.20), kesilmiş, ebatlanmış, cilalanmış fayans mermere (dört veya iki) pah kırar. Altına yapıştırma kanalı açar, kurutur, siler (Şentürk vd., 1996).



Şekil 2.20. Pah kırma makinesi

### 2.3.5.6. Yan Kesme Makinası

Yan kesme makinası (Şekil 2.21), katrak ürünlerinden, geometrik olarak en büyük alanı sağlayan kare, dikdörtgen alan elde etmek için kullanılır (Onargan ve Köse, 1997).



Şekil 2.21. Yan Kesme Makinası

### 2.3.5.7. Baş Kesme Makinası

Baş kesme makinası (Şekil 2.22), ST'den çıkan plakaların başlarının kesilmesinde bazen de istenilen ölçüğe getirilmesinde (Şentürk vd., 1996) veya ST'den çıkan levhalardan maksimum işe yarayacak parça çıkartılmasında kullanılmaktadır (Onargan ve Köse, 1997).



Şekil 2.22. Çift Baş Kesme Makinası

### 2.3.5.8. Ebatlama Makinaları

Ebatlama makinası (Şekil 2.23), plakaların seri olarak ebatlanmasında kullanılır (Şentürk vd., 1996).



Şekil 2.23. Ebatlama Makinası

### 2.3.5.9. Cilalama Makinası

Cilalama makinası (Şekil 2.24), mermer, fayansların, plakaların, levhaların cilalanmasında kullanılırlar (Şentürk vd., 1996). Her mermerin kabul ettiği bir cilalama olayı vardır. Her mermer için aynı işlem yapılmaz (Onargan ve Köse, 1997). Kullanım alanlarına göre farklı yapıdadırlar (Şentürk vd., 1996).



Şekil 2.24. Cilalama makinası

### 2.3.5.10. Monolama Makinası

Monolama makinası (Şekil 2.25), ST veya katrakta kesilecek olan blokların, makinaya girmemesi halinde veya yüzeyin bozuk olması halinde bu kısımların kesilmesi veya bloklardan çeşitli kalınlıktaki plaka kesimi için kullanılır (Şentürk vd., 1996). Ayrıca özel imalatlar için (heykeltraş, sütun imalatı), büyük blokları katrak ve ST'ye uygun hale getirmek için kullanılır (Onargan ve Köse, 1997).



Şekil 2.25. Monolama makinası

### 2.3.5.11. Masa Sehpa Makinaları

Mermer plakaların kenarlarına elmaslı taramalarla çeşitli profiller açar ve yuvarlak, elips veya diğer şekillere getirir (Şentürk vd., 1996).

### 2.3.5.12. Vinçler

Vinç (Şekil 2.26), blok taşımada genellikle gezer köprülü vinçler kullanılmaktadır. Blokların kamyonlardan indirilmesinde blok arabalarına yerleştirilmesinde ve çevrilmesinde kullanılırlar. Kapasite olarak 25 ile 40 ton arasında olmaktadır. Kullanım yeri ise, katrak plakaları ve ST Plakalarının taşınmasında ve mamül yüklemeleri olarak sayılabilir (Şentürk vd., 1996).



Şekil 2.26. Vinç

### 2.3.6. Mermer Kullanım Alanları

Bloktan üretilen plakalar ve diğer boyutlu ürünler;

- inşaatlarda dış-iç cephe kaplamasında,
- taban döşemesinde,
- merdiven basamağında,
- denizlikte,
- taşıyıcı sütun yapımında,
- mutfak tezgahında,
- plastik güzel sanat malzemesi olarak heykeltçilikte ve süslemede,
- hediyelik eşya yapımında,
- masa, sehpa, mutfak tezgahı, lavabo üretiminde (Anonim, 2001),
- banyolarda, otel, motel, park, bahçe vb. yerlerde kullanılmaktadır (Onargan ve Köse, 1997).

### 2.3.7. Mermer İşleme Sırasında Atıksu Oluşumu ve Arıtılması

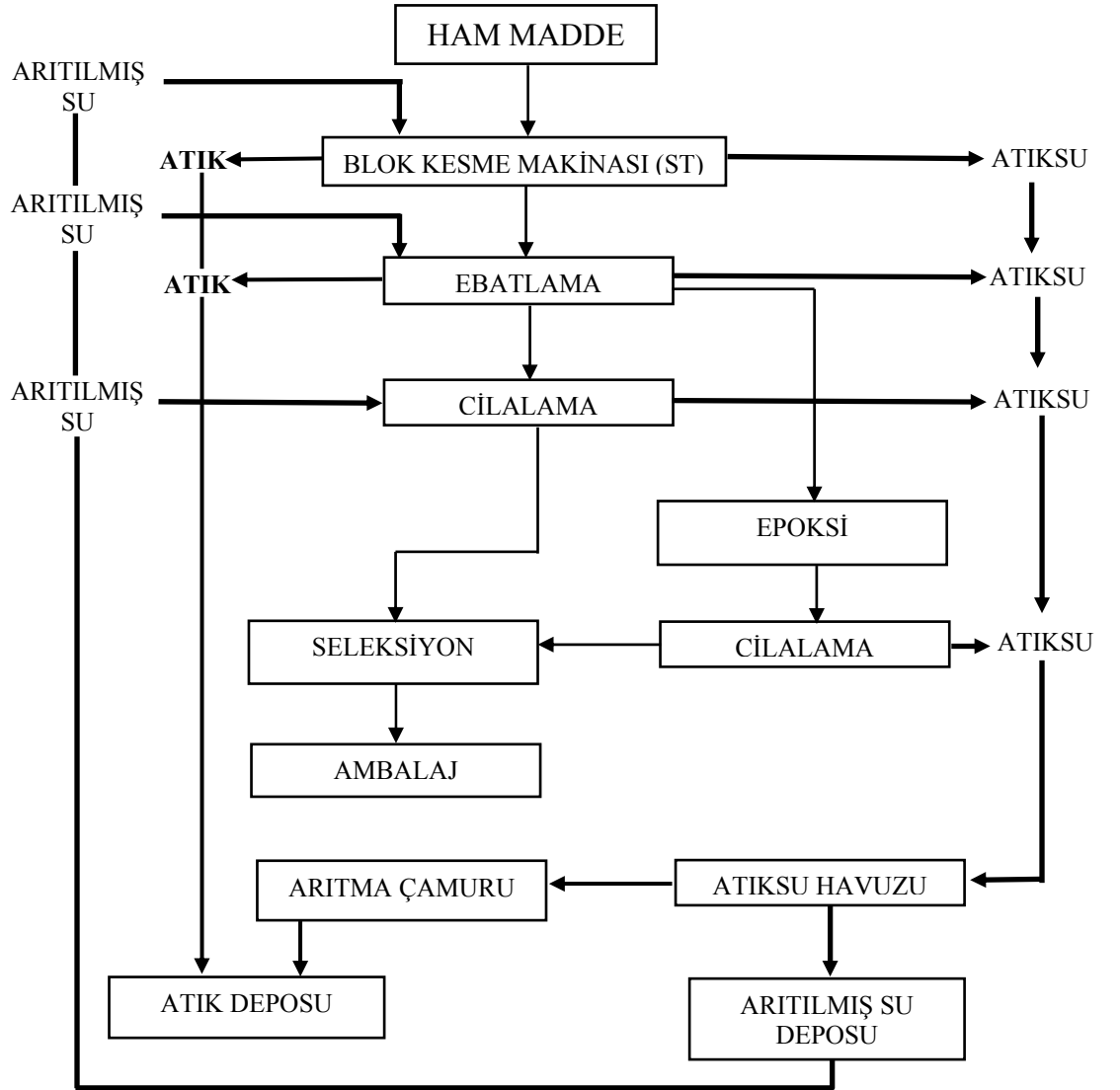
Ülkemizde ve dünyada inşaat sektöründe mermer kullanımının artmasına paralel olarak mermercilik sektöründe de hızlı bir gelişme görülmekte, buna bağlı olarak da

mermer işleme fabrikalarının ve atölyelerinin sayısında da hızlı bir artış olmaktadır. Bu üretim artışının sonucunda tesislerde işlenen mermer bloklarından toz ve kırıntı olarak atıklar oluşmaktadır. Bu atık miktarı tesislerde işlenen mermerlerin yaklaşık %30'unu oluşturmaktadır (Onargan ve Köse, 1997).

Mermer işleme tesislerinde en önemli ihtiyaç duyulan unsurların başında temiz su temini gelmektedir. Tesislerde fayans hattı, silme cilalama hatlarından kaliteli ürün elde etmek için tesiste, bol miktarda temiz ve katışıksız su, yeterli debide sürekli bir basınçta temin edilmelidir (Şentürk vd., 1996).

Mermerlerin ocaktan çıkarılması, blok mermerin fabrikada işlenmesi esnasında ortaya çıkan ve mamul mermer üretiminden geriye kalan bütün mermer parça ve tozları mermer atığı olarak kabul edilmektedir. Mermer atıkları parça boyutu olarak iri boyutlu parça mermer atıkları (>2 mm) ve ince boyutlu (<2 mm) kesim toz atığı olarak iki kısımda ele alınır. Mermer işleme tesislerinde atıklar daha çok katraklar ve ST'lerle beraber silme-cilalama ünitelerinde oluşmaktadır. ST'lerde kesme işlemi elmas soketlerin mermer yüzeyine çarparak taneleri yüzeyden koparması prensibiyle gerçekleştiğinden oluşan tanecikler mermerin minerolojik yapısına ve kesme şekline bağlı olarak 1-2 mm'den küçük olur. Katraklarda ise kesme işlemi elmas soketlerin mermer yüzeyi üzerinde sürtünmesi ve aşındırması şeklinde gerçekleşmektedir. Burada da yine mermerin minerolojik yapısına bağlı olarak genelde 1 mm'den küçük tanecikler oluşur. Silme-cilalama ünitelerinde ise aşındırma ile yüzey parlaklığı elde edildiğinden oluşan taneciklerde minerolojik yapıya bağlı olarak 500 µm'nin altındadır. Küçük boyutlu taneciklerin oluşum noktaları buralardır (Onargan ve Köse, 1997).

Mermerin işlenmesi sırasında atıksu/atık oluşumu Şekil 2.27’da görülmektedir.



Şekil 2.27. Mermer fabrikasında tipik mermer işleme departmanları ve atık/atıksu oluşumu

Üretim prosesleri incelendiğinde, mermer işleme aşamaları olan kesme, yıkama, silme ve cilalamadan özellikle katı partikül içerik açısından oldukça zengin ham proses atıksular kaynaklandığı görülmektedir (Kavaklı 2003). Günümüzde genellikle görülen uygulama, mermer işleme tesisleri veya atölyelerden çıkan atık suların tekrar kullanmak amacı ile belirli havuzlarda doğal çökeltme yoluyla temizlenip, pompalar yardımıyla tekrar tesise sevk edilmesi yönünde olmaktadır. Ancak bu uygulama

şeklinin bir takım dezavantajları görülmektedir. Doğal çökeltmeden dolayı havuzlar kısa sürede dolmakta ve havuzlarda biriken tortunun çok kısa aralıklarla temizlenmesi gerekmektedir. Temizleme esnasında biriken çamur tortusu kadar su kaybı olabilmekte ve bu iş için tesiste ekstra birden fazla işçi istihdamını gündeme getirmektedir. Ayrıca havuzlardan alınan suyun, arzu edilen ölçülerde temizlenememiş olmasından dolayı, tesiste kullanıldığında makine ömrünü ve ürün kalitesini olumsuz yönde etkileyecektir. Bununla birlikte, havuzlarda tortu şeklinde biriken çamurun, sulu olarak araziye atılması durumunda büyük ölçülerde çevre kirliliğine neden olmaktadır. Bu ve benzeri tüm olumsuzluklar göz önüne alındığında gerek işgücü, zaman ve enerji kaybını minimize etmek ve de çevre kirliliğini önlemek için, tesislerde arıtma tesisi kullanımını sağlamak gerekmektedir. Bu amaçla, günümüz mermer teknolojisinde atık su arıtma tesisleri geliştirilmekte ve bunlar mermer işleme tesislerinin kaçınılmaz birer parçası haline gelmektedir.

Doğal çöktürmenin yanında yine üretim kapasitesi yüksek mermer işleme tesislerinde atıksu arıtımı, kimyasal ilavesi ile koagülasyon-flokülasyon-çökeltim proseslerini izleyen bir takım fizikokimyasal prosesler ile gerçekleştirilmektedir (Şentürk vd., 1996).

Katraf ünitesinde kesilen mermer plakaları, basınç altında temiz kullanma suyu ile yıkanmaktadır. Yıkama ve kesme ham proses atık sularının ön çökeltim fiziksel işlemlerinden sonra çöktürme tanklarına pompalanmaktadır. Burada toplanan atıksuların çöktürmelerini gerçekleştirmek için değişik ticari isimler taşıyan flokülant maddeler ilave edilmektedir. Ham proses atık suyun ve flokülant çözeltisinin gerekli karışım sağlanması sonrası çökeltmeye bırakılmaktadır (Kavaklı 2003).

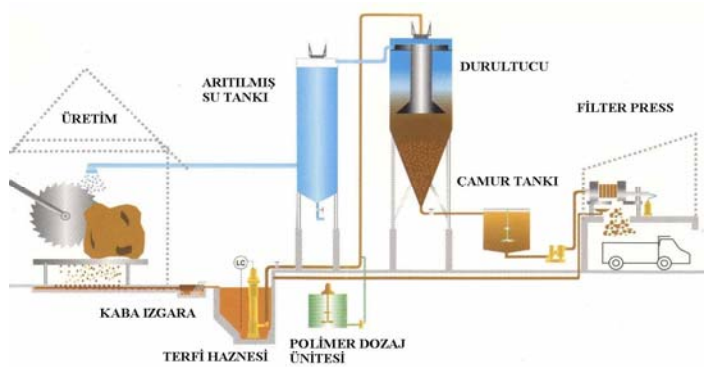
Çöktürme işleminde, oluşan fizikokimyasal karakterli çamur tankın dibine çökmekte (Çökeltme tankın dibinde toplanan çökelti %50-60 oranında su ihtiva etmektedir (Şentürk vd., 1996)), ön çamur karıştırıcıya aktarılmakta ve buradan susuzlaştırmak amacıyla filtreprese gönderilmektedir. ST-cila fayans ve katraf kaynaklı ön çökeltim çamurları da doğrudan filtreprese pompalanmaktadır (Kavaklı 2003). Su tekrar kullanılmak üzere sisteme dönerken pres plakaları arasında %25-30 oranında nemli

tabletler elde edilmekte ve tabletler sonrasında farklı endüstri dallarında kullanılmak üzere sevk edilebilmektedirler (Şentürk vd., 1996).

Fiziko-kimyasal işlemler sonucu arıtılan atıksu, tekrar proseste kullanmak amacıyla geri kazanılırken, proses sonrası kullanım dışı kalan arıtılmış atıksu ise bir iç kanal vasıtası ile bulunduğu yörenin ana atıksu taşıma kanalına verilmektedir (Kavaklı 2003). Doğal çöktürme ile arıtma yapan mermer işletmesi Şekil 2.28’de, fizikokimyasal prosesler ile arıtma yapan mermer işletmesi Şekil 2.29’de görülmektedir.



Şekil 2.28. Mermer işleme tesislerinde doğal çöktürme prosesi ile atıksu arıtımı



Şekil 2.29. Mermer işleme tesislerinde fizikokimyasal proses ile atıksu arıtımı (Alptekin, 2006)

### 3. MATERYAL VE YÖNTEM

#### 3.1. Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Mermer Atıksuyunun Temin ve Özellikleri

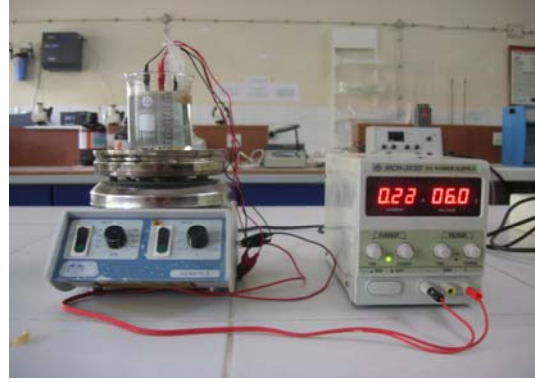
Çalışmada kullanılan mermer atıksuyu, Isparta’da bulunan Burdur Bej cinsi mermer işleyen Erciyes Mermer Fabrikası’ndan temin edilmiştir. Temin edilen atıksuyun özellikleri Çizelge 3.1’de belirtilmiştir.

Çizelge 3.1. Ham atıksu analiz sonuçları

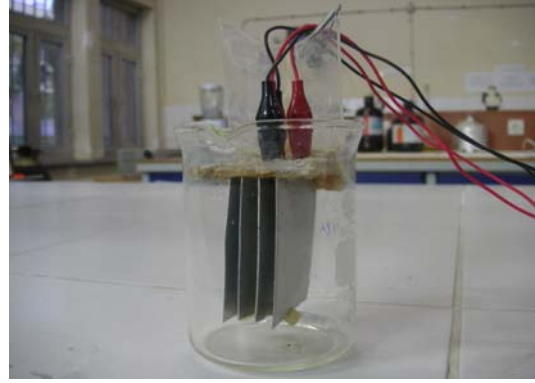
Parametre	Değer
Toplam Askıda Katı Madde (mg/l)	5178
Krom (Cr <sup>+6</sup> )	0
Yağ ve Gres (mg/l)	20
pH	8.23
İletkenlik (mS/cm)	0.44
Bulanıklık (FTU)	2640
TDS (g/l)	0.21

#### 3.2. Deney Düzenegi

EC deneyleri Şekil 3.1’de gösterilen deney düzeneginde gerçekleştirilmiştir. Deneysel çalışmalarda akım ve voltaj kontrolü MCH-303D DC Power Supply (0-30V, 0-3A) model güç kaynağı ile sağlanmıştır. Karıştırma işlemi J.P. Selecta, s.a., Agimatic-E model karıştırıcı ile gerçekleştirilmiştir. EC deneylerinde kullanılan reaktör 250 ml’lik beher ve pleksiglastan tasarlanan elektrot bağlantı sisteminden oluşmaktadır (Şekil 3.2). Elektrot bağlantı sisteminde elektrotlar arası mesafe 5 mm olarak tasarlanmıştır. Elektrot materyalinin boyutları 45\*60\*0,1mm’dir. Deneylerde 162 cm<sup>2</sup> aktif yüzey alanına sahip alüminyum ve demir plakalar kullanılmıştır. Reaktörde her bir deney için 250 ml atıksu numunesi kullanılmıştır.



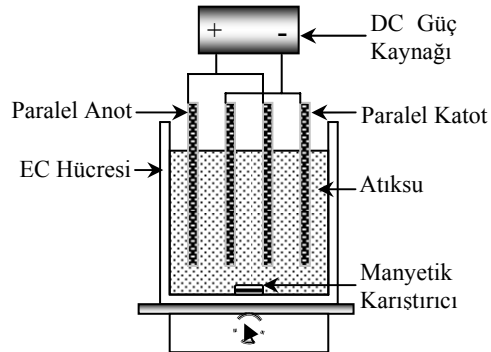
Şekil 3.1. EC prosesi deney düzeneği



Şekil 3.2. EC reaktörü

### 3.2.1. Monopolar Paralel Bağlı (MP-P) EC Reaktörü

Deneyisel çalışmalarda kullanılan paralel bağlı EC hücresi Şekil 3.3'te görülmektedir.

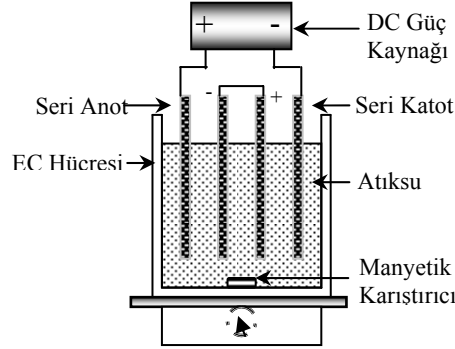


Şekil 3.3. MP-P Sistemi

Anot ve katot elektrotların paralel olarak bağlanmasından dolayı akım her bir hücrenin direncine göre bölünür. Böylece, seri bağlantıya oranla daha düşük potansiyel fark gereklidir.

### 3.2.2. Monopolar Seri Bağlı (MP-S) EC Reaktörü

Deneysel çalışmalarda kullanılan seri bağlı EC hücresi Şekil 3.4'te görülmektedir.



Şekil 3.4. MP-S Sistemi

Bu tür EC hücresinde her bir elektrot çifti dahili olarak birbirine bağlanmıştır. Seri bağlantıda her bir hücre voltajı toplanacağından verilen akım için yüksek potansiyel fark gereklidir.

### 3.3. Deneysel İşlem

Bütün deneyler oda sıcaklığında gerçekleştirilmiştir. Her bir deneyde elektrolitik hücreye 250 ml mermer atıksuyu eklenmiştir. EC işleminden önce atıksu numunesi MN 751/75 No'lu kaba filtre kağıdından süzölmüş ve atıksu numunesi içerisindeki kolloid çaplarının homojen olması sağlanmıştır. Elektrotlar tasarlanan elektrot bağlantı sistemine yerleştirildikten sonra elektroliz işlemine başlanmıştır. Elektroliz işlemi ile eşzamanlı olarak hızlı karıştırma (Koagülasyon, 500 rpm), daha sonra 2 dk yavaş karıştırma (Flokülasyon, 60 rpm) işlemi gerçekleştirilmiştir. 3 dk'lık çökeltilim işlemi sonrası filtrenin etkisini ortadan kaldırmak için üst su tekrar MN 751/75 No'lu kaba filtre kağıdından süzölerek, analizler gerçekleştirilmiştir. Deney öncesi elektrotların yüzeyleri aseton ile yıkanmış, her deneyden sonra demir ve alüminyum

elektrot yüzeyinde birikebilecek olan kalıntılar 200 ml formik asit çözeltisine (%10'luk, Merck) daldırılarak, 3 dk bekletilmiştir. Son olarak saf su ile yıkanan elektrotlar kurutulup yeniden tartılarak bir sonraki deneyde kullanılmıştır.

pH ayarlamaları için HCl (Merck) ve NaOH (Carlo Erba) çözeltileri kullanılmıştır. Atıksuda iletkenlik sağlamak için herhangi bir kimyasal kullanılmayıp atıksuyun kendi iletkenliğinden faydalanılmıştır.

### **3.3.1. EC Prosesi Üzerine pH Değerinin Etkisi**

EC üzerine pH değerinin etkisini belirlemek amacıyla paralel ve seri bağlı Al, paralel ve seri bağlı Fe elektrot bağlantıları kullanılarak, ilk aşamada elektroliz süresinin 1dk, akım yoğunluğunun  $15 \text{ A/m}^2$  olarak seçilen şartlarda farklı pH değerlerinde (pH 6.0, 7.0, 8.0, 9.0) deneyler gerçekleştirilmiştir.

### **3.3.2. EC Prosesi Üzerine Akım Yoğunluğunun Etkisi**

EC üzerine akım yoğunluğunun etkisini belirlemek amacıyla paralel ve seri bağlı Al, paralel ve seri bağlı Fe elektrot bağlantıları kullanılarak, ilk aşamada belirlenen optimum pH değerlerinde ve pH sabit tutularak, farklı akım yoğunluklarında (5, 10, 15, 20  $\text{A/m}^2$ ) deneyler gerçekleştirilmiştir.

### **3.3.3. EC Prosesi Üzerine Zamanın Etkisi**

EC Prosesi üzerine zamanın etkisini belirlemek amacıyla paralel ve seri bağlı Al, paralel ve seri bağlı Fe elektrot bağlantıları kullanılarak, ilk iki aşamada tespit edilen optimum pH ve optimum akım yoğunluklarında farklı elektroliz süreleri (0.5, 1.0, 2.0, 3.0 dk) için deneyler gerçekleştirilmiştir.

Not: Optimum şartları belirlemede kritik kirletici AKM'dir.

### 3.4. Mermer Atıksuyunda AKM, Bulanıklık, pH, İletkenlik ve TDS Ölçümleri

#### 3.4.1. AKM Ölçümü

Standart Metod'a göre tayin edilmiştir. EC Prosesi sonrası filtre kağıdından süzülen numune karıştırılarak 0.45 $\mu$ m'lik (Whatman  $\phi$  47mm) filtre kağıdından KNF Neugberger D-7800 model Vakumlu Filtrasyon düzeneği (Şekil 3.5) ile süzülmüştür. Daha sonra filtre kağıdı Nüve FN 500 model etüvde (Şekil 3.6), 103-105 °C'de bir saat etüvde kurutulmuştur. Etüvden alınan filtre kağıdı desikatörde (Şekil 3.7) oda sıcaklığında soğutulup, Presica XB 220A model hassas terazide (Şekil 3.8) tartma işlemi gerçekleştirilmiştir.



Şekil 3.5. Vakumlu Filtrasyon



Şekil 3.6. Etüv



Şekil 3.7. Desikatör



Şekil 3.8. Hassas Terazi

### 3.4.2. Bulanıklık Ölçümü

Absorptometrik metoda göre, DR 2000 Hach Spektrofotometrede (Şekil 3.9), 450 nm dalga boyunda, FTU birimi olarak belirlenmiştir.



Şekil 3.9. Spektrofotometre

### 3.4.3. pH Ölçümü

Elektrometrik metoda (Standard Metod 4500-H+) göre Hanna Instruments HI 9321 model pH metre (Şekil 3.10) ile belirlenmiştir.



Şekil 3.10. pH metre

### 3.4.4. İletkenlik Ölçümü

Hach 44600 model iletkenlik/TDS ölçer (Şekil 3.11) kullanılarak, mS/cm olarak tespit edilmiştir.

### 3.4.5. TDS Ölçümü

Hach 44600 model iletkenlik/TDS ölçer (Şekil 3.11) kullanılarak, g/L olarak tespit edilmiştir.



Şekil 3.11. İletkenlik ve TDS Ölçüm Cihazı

## 3.5. Kullanılan Eşitlikler

### 3.5.1. Akım Yoğunluğu

Akım yoğunluğu aşağıdaki eşitlikle (3.1) hesaplanmıştır.

$$J = \frac{I}{A} \quad (3.1)$$

Eşitlikte, J: Akım yoğunluğu, A/m<sup>2</sup>, I: Akım şiddeti, Amper, A: Aktif anot yüzey alanı, cm<sup>2</sup>'yi ifade etmektedir.

### 3.5.2. Akım Verimi

Anotta çökecek maddenin mol miktarı elektrolizin faraday kanunuyla hesaplanır (3.2) ve m ile gösterilir. Akım verimi için aşağıdaki eşitlikler (3.3, 3.4) kullanılmıştır.

$$m = \frac{I.t}{n.F} \quad (3.2)$$

Burada; I: Akım şiddeti, Amper, t: Zaman, s. n: İyon yükü (demir için 3+; alüminyum için 3+), F: Faraday sabiti (96485 C mol<sup>-1</sup>) olarak tanımlanır.

Buradan anot elektrottaki teorik çözünme miktarı, M<sub>ATe</sub> (g) hesaplanır:

$$M_{ATe} = m.(MA) \quad (3.3)$$

MA: Molekül ağırlığı (demir için 55.84, alüminyum için 26.982 g)'dır.

$$E = \frac{M_A}{M_{ATe}} \quad (3.4)$$

Bu eşitlikte; E: Akım verimi, M<sub>A</sub>: Pratikte anot elektrottaki çözünme miktarı (g)'dır.

### 3.5.3. Toplam Çözünen Alüminyum veya Demir Miktarı (M<sub>T</sub>)

Toplam çözünen Al veya Fe miktarı aşağıdaki eşitlikle (3.5) hesaplanmıştır

$$M_T = M_A + M_K \quad (3.5)$$

M<sub>K</sub>: pratikte katot elektrottaki çözünme miktarı (g)'dır.

### 3.5.4. Enerji Tüketimi

Harcanan elektrik enerjisini Watt saat (Wh) cinsinden aşağıdaki eşitlikle (3.6) hesaplanır.

$$E = V.I.t \quad (3.6)$$

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

Faraday/ $m^3$  :Faraday aşağıdaki eşitlik (3.7) ile hesaplanır.

$$Faraday / m^3 = \frac{I.t}{F.v} \quad (3.7)$$

### 3.6. Zeta Potansiyeli Ölçümü

Mermer (Burdur Bej) tozunun zeta potansiyelini tespit etmek için Zeta-Meter 3.0 marka cihaz (Şekil 3.12) kullanılmıştır. pH 5.0, 6.0, 7.0, 8.0, 9.0, 10.0 değerleri için yapılan ölçümlerde; 49.5 g saf suya 0.05 g mermer tozu ilave edilip katı oranı %4 olan solüsyon hazırlanmıştır. Solüsyonun pH'sı ayarlanmıştır. 2 dk manyetik karıştırıcıda karıştırılmış ve zeta metrenin teflon hücresine konarak zeta potansiyel ölçümü yapılmıştır.



Şekil 3.12. Zeta Metre Cihazı

### 3.7. Filtreleme İşleminde kullanılan MN 751/75 No'lu filtre kağıdının ve Elektroliz sonrası Alüminyum ve Demir floklarının Mikroskopta İncelenmesi

Al ve Fe elektrotları kullanılarak gerçekleştirilen elektroliz sonrası flokların durumu Olympus SZ61 marka mikroskopta 90 kat büyütülmüş ve Motic İmages Plus 2 bilgisayar programı kullanılarak resmedilmiştir.

#### 4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

Seri-paralel bağı, alüminyum-demir elektrotların kullanımı ile gerçekleştirilen EC prosesi ile mermer atıksuyundan AKM, bulanıklık giderim verimleri tespit edilmiştir. Bunun yanında, pH, iletkenlik, TDS gibi parametreler de gözlenmiştir. Deney sonucunda elde edilen değerler ile akım verimliliği, 1 m<sup>3</sup> suyu arıtmak için gerekli olan elektrot miktarı (kg), giderilen kg AKM başına toplam çözünme gibi proses verimini ortaya koyan değerler hesaplanmıştır. Ayrıca, elektrot maliyeti (\$/m<sup>3</sup>), enerji maliyeti (\$/m<sup>3</sup>) gibi proses işletim maliyetleri de ortaya konulmuştur. Proses verimi ve maliyet analizi hesaplarında AKM değeri kritik parametre olarak değerlendirilmiştir.

##### 4.1. Paralel-Seri Bağlı Alüminyum ve Demir Elektrotları için Başlangıç pH Değerinin AKM Giderim Verimine Etkisi

EC mekanizması, ortamın kimyasal özelliğine ve iletkenliğine bağlıdır. Ayrıca ortamdaki partiküllerin boyutu ve kimyasal türlerin konsantrasyonu gibi özellikler de EC prosesi üzerine etki etmektedir (Mollah, 2001).

EC prosesinin mekanizmasını ve verimini etkileyen en önemli parametrelerden biri kullanılan atıksuyun pH değeridir. Elektroliz sırasında anot ve katot reaksiyonlarının su içerisindeki reaksiyonları sonucu çözeltinin pH değerinde değişimler olmaktadır.

Akım yoğunluğunun 15 A/m<sup>2</sup>, elektroliz süresinin 1 dk olduğu deney şartlarında başlangıç pH değerinin AKM giderim verimine etkisi araştırılmıştır. Al elektrotlar kullanılarak gerçekleştirilen deneyler sonucunda, Mono-Polar Paralel (MP-P) ve Mono Polar- Seri (MP-S) sistemlerinin AKM giderim veriminin %98'in üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Şekil 4.1'de AKM gideriminde, MP-S sisteminin MP-P sisteminden daha verimli olduğu görülmektedir. MP-P ve MP-S sistemi için en yüksek AKM giderim veriminin sağlandığı pH değeri 9 olarak belirlenmiştir. Çizelge 4.1 ve 4.2'de MP-P ve MP-S sistemleri için başlangıç AKM konsantrasyonu sırasıyla 1495 mg/lt ve 1410 mg/lt olarak, giderim veriminin en yüksek olduğu pH değerinde

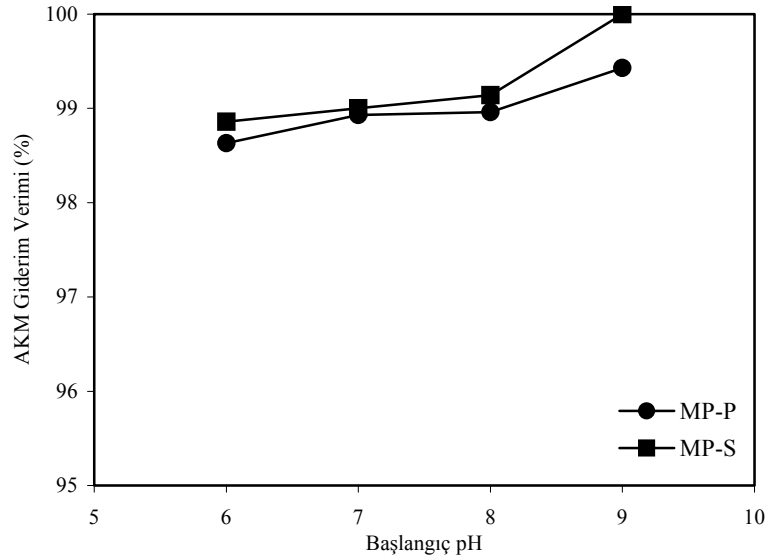
EC sonrası çıkış AKM konsantrasyonları ise sırasıyla 8.5 ve 0 mg/lt olarak belirlenmiştir. Mermer işletmesinin cilalama ve silme aşamalarında kullandığı suyun AKM değeri 8 mg/lt'dir. Bu değerle karşılaştırma yapıldığında işletmenin kullandığı cilalama suyunun AKM konsantrasyonu değerinin altına MP-S sistemi ile düşülmüştür.

Akım yoğunluğunun  $15 \text{ A/m}^2$ , elektroliz süresinin 1 dk olduğu deney şartlarında başlangıç pH değerinin AKM giderim verimine etkisi araştırılmıştır. Fe elektrotlar kullanılarak gerçekleştirilen deneyler sonucunda MP-P ve MP-S sisteminin AKM giderim verimi %95'in üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Şekil 4.2'de AKM gideriminde, MP-S sisteminin MP-P sisteminden daha verimli olduğu görülmektedir. MP-P ve MP-S sistemi için en yüksek giderim veriminin sağlandığı pH değeri 8 olarak tespit edilmiştir. pH 7 değerinde her iki bağlantı şekli için AKM giderim veriminde ani artış görülmüştür. AKM giderim verimi, pH 8'den sonra MP-P sisteminde sabit kalırken, MP-S sisteminde azalmıştır. Çizelge 4.3 ve 4.4'te MP-P ve MP-S sistemleri için başlangıç AKM konsantrasyonu sırasıyla 1324 mg/lt ve 1420 mg/lt olarak, giderim veriminin en yüksek olduğu pH değerinde, EC sonrası çıkış AKM konsantrasyonları ise iki sistem için de 10 mg/lt olarak belirlenmiştir. Numunesi alınan işletmenin cilalama suyu AKM değerine bu deney şartlarında ulaşamamıştır.

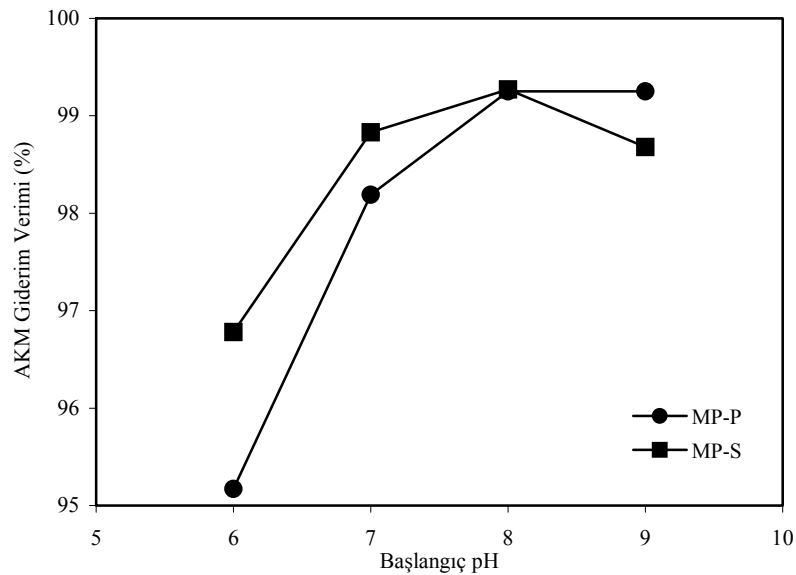
Al elektrotlarla Fe elektrotlar karşılaştırıldığında, Al elektrot kullanımıyla oluşturulan MP-P, MP-S sistemlerinin, Fe elektrot kullanımıyla oluşturulan MP-P, MP-S sistemlerinden tüm pH (6.0, 7.0, 8.0, 9.0) değerlerinde daha verimli olduğu görülmüştür. Kobyva vd. (2006) patates cipsi üretim işletmesinde oluşan atıksuların EC prosesi ile arıtımı üzerine yaptıkları çalışmada AKM gideriminde Al elektrotların, Fe elektrotlardan daha etkili olduğunu belirtmişlerdir.

Cilalama suyunun AKM değeri olan 8 mg/lt'nin altına sadece Al elektrot MP-S sistemiyle ulaşılmıştır. AKM giderim veriminin tüm pH'larda Fe ve Al elektrotları için MP-S sisteminde daha yüksek olması, MP-S sisteminde çözünen madde miktarının daha fazla olmasından kaynaklanmaktadır.

Çalışma sonucunda, AKM giderim veriminin başlangıç pH'sından etkilendiği ve yüksek pH'larda (pH 8.0-9.0) AKM giderim veriminin yüksek olduğu belirlenmiştir. Başlangıç pH'sı elektrokimyasal prosesi etkileyen en önemli faktörlerden biridir (Dobolyi, 1978; Öğütveren, 1992; Lin ve Chen, 1997, Chen vd., 2000).



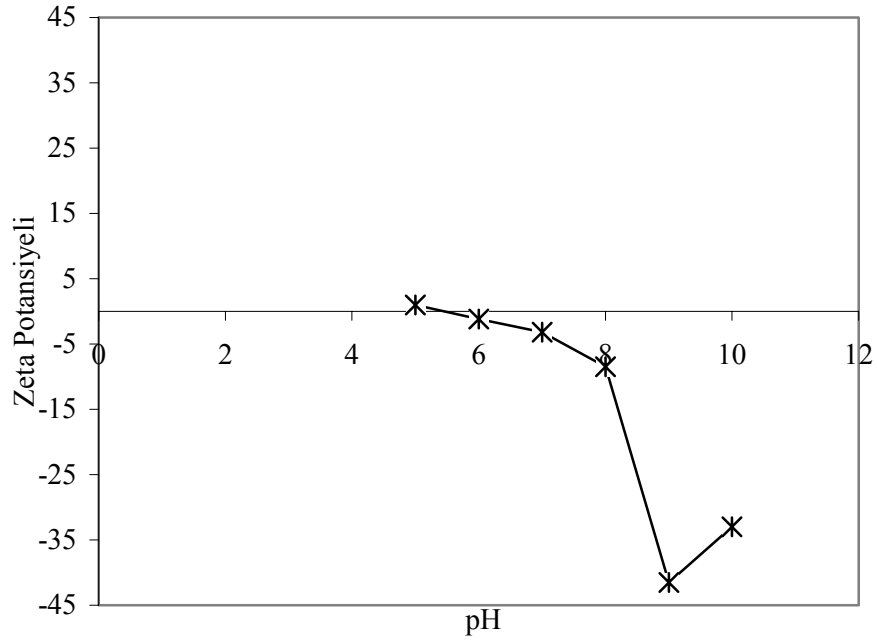
Şekil 4.1. Alüminyum elektrotları için başlangıç pH değerinin AKM giderim verimine etkisi



Şekil 4.2. Demir elektrotları için başlangıç pH'sının AKM giderim verimine etkisi

Çalışmada kullanılan mermer tozunun pH'ya göre zeta potansiyelini (yüzey potansiyelini) görmek amacıyla değişik pH değerlerinde gerçekleştirilen deney sonuçları Şekil 4.3'te görülmektedir. Mermer tozunun zeta potansiyel eğrisi pH 5.0 hariç tüm pH aralıklarında negatif yüzey yüküne sahiptir. pH değerinin artmasıyla negatif olarak artan zeta potansiyeli pH 9.0'da en yüksek negatif değere ulaşmış, pH 9.0'dan sonra azalış göstermiştir.

Al elektrodunun kullanıldığı EC sisteminde, en yüksek AKM gideriminin elde edildiği pH değeri 9.0, Fe için bu değer 8.0 olarak tespit edilmiştir. En yüksek AKM giderim veriminin sağlandığı pH değerlerinde kolloidlerin yüzey yükünün negatif olması, elektroliz sırasında oluşan hidroksitlerin pozitif yükle destabilizasyon mekanizmasını desteklediği öngörülmektedir.

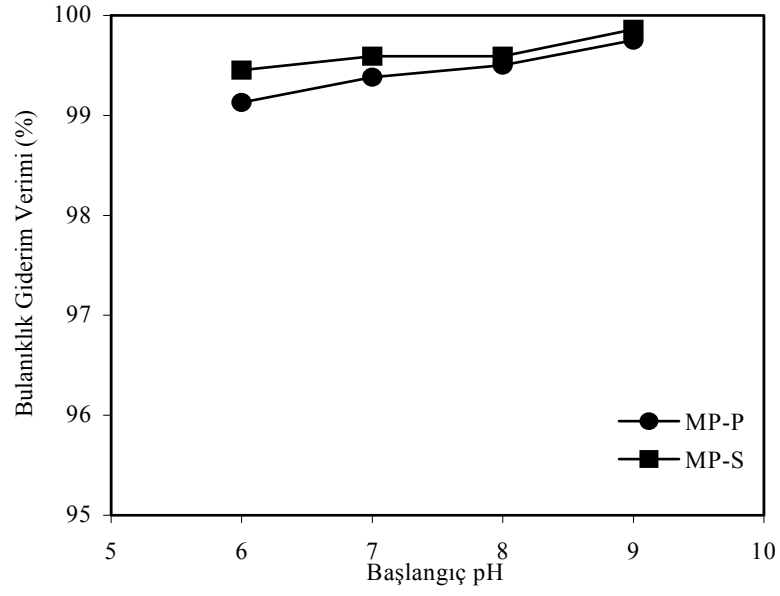


Şekil 4.3. Zeta Potansiyelinin pH değeri ile değişimi

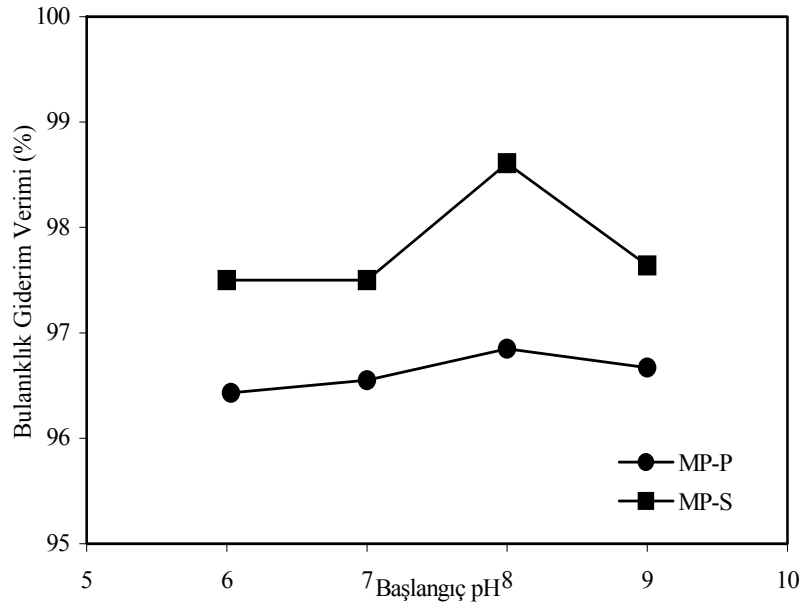
#### **4.2. Paralel-Seri Bağlı Alüminyum ve Demir Elektrotlar İçin Başlangıç pH Değerinin Bulanıklık Giderim Verimine Etkisi**

Akım yoğunluğunun  $15 \text{ A/m}^2$ , elektroliz süresinin 1 dk olduğu deney şartlarında, başlangıç pH değerinin bulanıklık giderim verimine etkisi araştırılmıştır. Al elektrotlar kullanılarak gerçekleştirilen deneyler sonucunda MP-P, MP-S sistemleri için bulanıklık giderim verimi %99'un üzerinde olduğu belirlenmiştir. Her iki sistemde geniş pH aralığında (pH 6.0, 7.0, 8.0, 9.0) yüksek bulanıklık giderimi sergilemiştir. Şekil 4.4'te MP-S sisteminin MP-P sisteminden tüm pH değerlerinde daha yüksek bulanıklık giderim verimine sahip olduğu görülmektedir. En yüksek giderim verimi pH 9.0'da elde edilmiştir. Her iki sistem için bulanıklık giderim veriminde pH ile artış gözlenmiştir.

Akım yoğunluğunun  $15 \text{ A/m}^2$ , elektroliz süresinin 1 dk olduğu deney şartlarında başlangıç pH değerinin bulanıklık giderim verimine etkisi araştırılmıştır. Fe elektrotlar kullanılarak gerçekleştirilen deneyler sonucunda pH 8.0'de en yüksek bulanıklık giderim verimine ulaşılmıştır. Bulanıklık giderim veriminde her iki sistem de %99'un üzerine çıkamamıştır. Şekil 4.5'te MP-S sistemi MP-P sisteminden daha verimli olduğu görülmektedir. Bunun sebebinin de MP-S sisteminde çözünen madde miktarının fazla olması dolayısıyla kirlilik gideriminin yüksek olduğu düşünülmektedir. Kobya vd. (2006) patates cipsi üretim işletmesinde oluşan atıksuların EC prosesi ile arıtımı üzerine yaptıkları çalışmada Fe elektrotların çıkış suyuna renk vermesi bakımından Al elektrodu tercih etmişlerdir. Kullanılan Al elektrodu ile bulanıklık giderim verimi artan pH ile birlikte artmıştır.



Şekil 4.4. Alüminyum elektrotlar için başlangıç pH değerinin bulanıklık giderim verimine etkisi



Şekil 4.5. Demir elektrotlar için başlangıç pH değerinin bulanıklık giderim verimine etkisi

### 4.3. Paralel-Seri Bağlı Alüminyum ve Demir Elektrotlar İçin Optimum pH Değerinde İşletme Maliyetinin Değerlendirilmesi

Al elektrotlar kullanılarak paralel ve seri bağlantı türleri için pH değerinin EC prosesi üzerine etkilerinin araştırıldığı deney sonuçları sırasıyla Çizelge 4.1 ve 4.2’de verilmiştir.

İşletme maliyetine (elektrot maliyeti+enerji maliyeti) bakıldığında, MP-S sisteminin MP-P sisteminden daha maliyetli olduğu, artan pH ile her iki sistemde de işletme maliyetinin arttığı belirlenmiştir. EC prosesinin parametrelerini optimize etmede ele alınan AKM giderim veriminin en yüksek olduğu pH değeri olan 9.0’da işletim maliyeti MP-P, MP-S sistemleri için sırasıyla 0.1078, 0.1590 \$/m<sup>3</sup> olarak, giderilen kg AKM değeri başına işletim maliyeti ise MP-P, MP-S için sırasıyla 0.0181, 0.0282 \$/kg AKM olarak tespit edilmiştir. İşletim maliyetine bakıldığında yüksek gibi görünen MP-S sisteminde giderim verimi MP-P’ye göre daha yüksektir.

Fe elektrotlar kullanılarak paralel ve seri bağlantı türleri için pH değerinin EC prosesi üzerine etkilerinin araştırıldığı deney sonuçları sırasıyla Çizelge 4.3 ve 4.4’te verilmiştir. Buna göre işletme maliyetine (elektrot maliyeti+enerji maliyeti) bakıldığında MP-S sisteminin MP-P sisteminden daha maliyetli olduğu, artan pH ile her iki sistemde de işletme maliyetinin arttığı belirlenmiştir. EC prosesinin parametrelerini optimize etmede ele alınan AKM giderim veriminin en yüksek olduğu pH değeri olan 8.0’de işletim maliyeti MP-P, MP-S sistemleri için sırasıyla 0.1273, 0.2466 \$/m<sup>3</sup> olarak, giderilen kg AKM değeri başına işletim maliyeti ise MP-P, MP-S için sırasıyla 0.0242, 0.0455 \$/kg AKM olarak tespit edilmiştir. İşletim maliyetine bakıldığında yüksek gibi görünen MP-S sisteminde giderim verimi MP-P’ye göre daha yüksektir. Al ve Fe elektrotlar karşılaştırıldığında alüminyum elektrotların kullanımında işletme maliyetinin daha ucuz olduğu belirlenmiştir.

Not: İletkenlik değerlerinin yanında yer alan parantez içerisindeki değerler sıcaklığı (°C) göstermektedir.

Çizelge 4.1. Alüminyum elektrotların kullanıldığı MP-P sisteminde pH etkisinin araştırıldığı deneylerin sonuçları

<b>pH</b>	<b>Orj.</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>
Akım, (A)	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24
Akım Yoğunluğu, (A/m <sup>2</sup> )	15	15	15	15	15
Başlangıç AKM, (mg/L)	1495	1495	1495	1495	1495
Başlangıç Bulanıklık, (FTU)	805	805	805	805	805
Voltaj, (V)	13.6	4.8	8.1	15.2	16.2
İlk İletkenlik, (mS/cm )	0.44(20.5)	2.25(20.4)	0.93(20.4)	0.45(20.4)	0.41(20.2)
Son iletkenlik, (mS/cm )	0.44(21.2)	2.36(23.0)	0.92(21.4)	0.43(21.4)	0.39(21.1)
İlk pH	8.43	6	7.05	8.09	9
Son pH	8.26	6.96	7.28	7.94	8.31
Akım Verimliliği, (%)	79	86	104	108	108
Anodik çözünme, (g)	0.0022	0.0024	0.0029	0.003	0.003
Katodik çözünme, (g)	0.0001	0.0005	0.0001	0.0001	0.0005
Toplam çözünme, (g)	0.0023	0.0029	0.0030	0.0031	0.0035
1 m <sup>3</sup> atıksu için harcanan Al, (kg)	0.0092	0.0116	0.012	0.0124	0.0140
Toplam çözünme, (kg çöz./kg AKM)	0.00155	0.0020	0.0020	0.0021	0.0024
Enerji Tüketimi, (Wh)	0.0544	0.0192	0.0324	0.0608	0.0648
kg AKM başına tüketilen kWh	0.0367	0.0130	0.0219	0.0411	0.0436
Faraday, (F/m <sup>3</sup> )	0.5970	0.5970	0.5970	0.5970	0.5970
Son AKM, (mg/l)	14	20.5	16	15.5	8.5
AKM Giderim Verimi, (%)	99.06	98.63	98.93	98.96	99.43
Son Bulanıklık, (FTU)	4	7	5	4	2
Bulanıklık Giderim Verimi, (%)	99.50	99.13	99.38	99.50	99.75
Elektrot maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.0368	0.0464	0.048	0.0496	0.0560
Enerji maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.0435	0.0154	0.0260	0.0486	0.0518
Elektrot maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0062	0.0057	0.0081	0.0060	0.0094
Enerji maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0074	0.0026	0.0044	0.0082	0.0087

Çizelge 4.2. Alüminyum elektrotların kullanıldığı MP-S sisteminde pH etkisinin araştırıldığı deneylerin sonuçları

<b>pH</b>	<b>Orj.</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>
Akım, (A)	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24
Akım Yoğunluğu, (A/m <sup>2</sup> )	15	15	15	15	15
Başlangıç AKM, (mg/L)	1410	1410	1410	1410	1410
Başlangıç Bulanıklık, (FTU)	728	728	728	728	728
Voltaj, (V)	25.7	6.5	12.4	22.7	26.2
İlk İletkenlik, (mS/cm )	0.44(23.0)	2.28(23.0)	0.91(23.1)	0.45(22.8)	0.39(22.9)
Son iletkenlik, (mS/cm )	0.44(23.2)	2.56(24.0)	0.92(23.5)	0.43(23.3)	0.38(24.1)
İlk pH	8.15	6.08	7.03	7.95	9.18
Son pH	8.05	6.91	7.08	7.74	8.47
Akım Verimliliği, (%)	126	115	112	119	166
Anodik çözünme, (g)	0.0035	0.0032	0.0031	0.0033	0.0046
Katodik çözünme, (g)	0.0007	0.0001	0.0005	0.0006	0.0001
Toplam çözünme, (g)	0.0042	0.0033	0.0036	0.0039	0.0047
1 m <sup>3</sup> atıksu için harcanan Al, (kg)	0.0168	0.0132	0.0144	0.0156	0.0188
Toplam çözünme, (kg çöz./kg AKM)	0.0030	0.0024	0.0026	0.0028	0.0033
Enerji Tüketimi, (Wh)	0.1028	0.0260	0.0496	0.0908	0.1048
kg AKM başına tüketilen kWh	0.0733	0.0187	0.0355	0.0650	0.0743
Faraday, (F/m <sup>3</sup> )	0.5970	0.5970	0.5970	0.5970	0.5970
Son AKM, (mg/l)	8	16	14	12	0
AKM Giderim Verimi, (%)	99.43	98.86	99.00	99.14	100
Son Bulanıklık, (FTU)	3	4	3	3	4
Bulanıklık Giderim Verimi, (%)	99.59	99.45	99.59	99.59	99.86
Elektrot maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.0672	0.0528	0.0576	0.0624	0.0752
Enerji maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.0822	0.0208	0.0397	0.0726	0.0838
Elektrot maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0120	0.0095	0.0103	0.0112	0.0133
Enerji maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0147	0.0037	0.0071	0.0130	0.0149

Çizelge 4.3. Demir elektrotların kullanıldığı MP-P sisteminde pH etkisinin araştırıldığı deneylerin sonuçları

pH	Orj.	6	7	8	9
Akım, (A)	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24
Akım Yoğunluğu, (A/m <sup>2</sup> )	15	15	15	15	15
Başlangıç AKM, (mg/L)	1324	1324	1324	1324	1324
Başlangıç Bulanıklık, (FTU)	812	812	812	812	812
Voltaj, (V)	6.4	2.2	3.2	5.1	6.1
İlk İletkenlik, (mS/cm )	0.42(21.9)	4.45(21.5)	1.36(21.6)	0.49(22)	0.40(21.8)
Son iletkenlik, (mS/cm )	0.42(24.0)	4.54(21.7)	1.33(22.6)	0.50(23.5)	0.39(22.3)
İlk pH	8.29	6	6.95	7.96	9
Son pH	8.38	6.12	7.06	7.76	8.32
Akım Verimliliği, (%)	596	343	417	482	760
Anodik çözünme, (g)	0.008	0.0046	0.0056	0.0065	0.0102
Katodik çözünme, (g)	0.0087	0.0002	0.0054	0.0061	0.0047
Toplam çözünme, (g)	0.0167	0.0048	0.011	0.0126	0.0149
1 m <sup>3</sup> atıksu için harcanan Al, (kg)	0.0668	0.0192	0.044	0.0504	0.0596
Toplam çözünme, (kg çöz./kg AKM)	0.0127	0.0038	0.0085	0.0096	0.0114
Enerji Tüketimi, (Wh)	0.0256	0.0088	0.0128	0.0204	0.0244
Kg AKM başına tüketilen kWh	0.0195	0.0070	0.0099	0.0155	0.0186
Faraday, (F/m <sup>3</sup> )	0.5970	0.5970	0.5970	0.5970	0.5970
Son AKM ,(mg/lt)	38	64	24	10	10
AKM Giderim Verimi, (%)	99.00	95.17	98.19	99.25	99.25
Son Bulanıklık, (FTU)	25	30	28	26	27
Bulanıklık Giderim Verimi, (%)	96.92	96.43	96.55	96.8	96.67
Elektrot maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.1470	0.0422	0.0968	0.1110	0.1311
Enerji maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.0205	0.0070	0.0102	0.0163	0.0195
Elektrot maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0280	0.0084	0.0186	0.0211	0.0250
Enerji maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0040	0.0014	0.0020	0.0031	0.0037

Çizelge 4.4. Demir elektrotların kullanıldığı MP-S sisteminde pH etkisinin araştırıldığı deneylerin sonuçları

pH	Orj.	6	7	8	9
Akım, (A)	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24
Akım Yoğunluğu, (A/m <sup>2</sup> )	15	15	15	15	15
Başlangıç AKM, (mg/L)	1366	1366	1366	1366	1366
Başlangıç Bulanıklık, (FTU)	720	720	720	720	720
Voltaj, (V)	22.4	6.2	11.6	19.3	24.2
İlk İletkenlik, (mS/cm )	0.40(21.4)	3.44(22.3)	1.09(22.3)	0.52(22.1)	0.41(21.9)
Son iletkenlik, (mS/cm )	0.40(22.3)	3.57(22.4)	1.11(22.9)	0.52(22.7)	0.42(23.6)
İlk pH	8.43	6.02	7.01	7.95	8.97
Son pH	8.12	6.31	7.19	7.65	8.21
Akım Verimliliği, (%)	1237	983	968	991	1475
Anodik çözünme, (g)	0.0166	0.0132	0.0130	0.0133	0.0198
Katodik çözünme, (g)	0.0082	0.0036	0.0043	0.0077	0.0053
Toplam çözünme, (g)	0.0248	0.0168	0.0173	0.0210	0.0251
1 m <sup>3</sup> atıksu için harcanan Al, (kg)	0.0992	0.0672	0.0692	0.0840	0.1004
Toplam çözünme, (kg çöz./kg AKM)	0.0185	0.0127	0.0128	0.0155	0.0186
Enerji Tüketimi, (Wh)	0.0896	0.0248	0.0464	0.0772	0.0968
Kg AKM başına tüketilen kWh	0.0669	0.0188	0.0344	0.0570	0.0718
Faraday, (F/m <sup>3</sup> )	0.5970	0.5970	0.5970	0.5970	0.5970
Son AKM, (mg/l)	27	44	16	10	18
AKM Giderim Verimi, (%)	98.02	96.78	98.83	99.27	98.68
Son Bulanıklık, (FTU)	12	18	18	10	17
Bulanıklık Giderim Verimi, (%)	98.33	97.50	97.50	98.61	97.64
Elektrot maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.2182	0.1478	0.1522	0.1848	0.2209
Enerji maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.0717	0.0198	0.0371	0.0618	0.0774
Elektrot maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0407	0.0280	0.0282	0.0341	0.0410
Enerji maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0133	0.0038	0.0069	0.0114	0.0144

#### 4.4. Paralel-Seri Bağlı Alüminyum ve Demir Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun AKM Giderim Verimine Etkisi

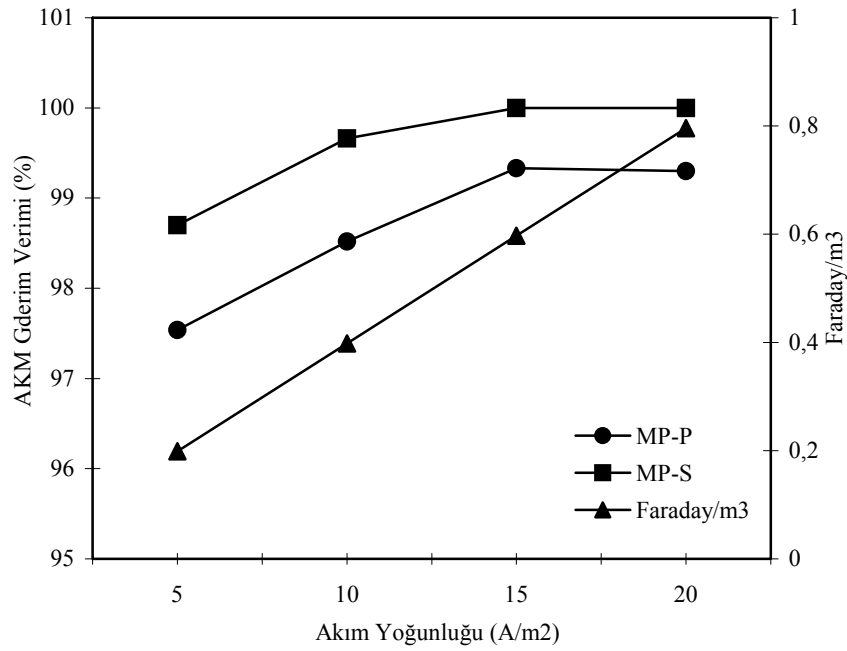
Optimum pH değerinin 9.0, elektroliz süresinin 1 dk olduğu deney şartlarında, akım yoğunluğunun AKM giderim verimine etkisinin araştırılmıştır. Al elektrotlar kullanılarak gerçekleştirilen deneyler sonucunda MP-P, MP-S sistemleri için AKM giderim verimi %96'nın üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Şekil 4.6'da MP-S sisteminde 15 A/m<sup>2</sup> ve 20 A/m<sup>2</sup> akım yoğunluğunda %100 giderim verimi sağladığı görülmektedir. Enerji maliyeti düşünüldüğünde 15 A/m<sup>2</sup> akım yoğunluğunun optimum değer olarak seçilmesi uygundur. MP-P sisteminde de 15 A/m<sup>2</sup> akım yoğunluğunda %99.33 giderim verimi elde edilmiştir. Mermer işletmesi cilalama suyunun AKM konsantrasyonu değeri olan 8.0 mg/lit'nin altına alüminyum MP-S sistemi ile düşülebilmektedir. En yüksek giderim veriminin sağlandığı MP-P sisteminde çıkış AKM konsantrasyonu 9.5 mg/lit olarak tespit edilmiştir.

Optimum pH değerinin 8.0, elektroliz süresinin 1 dk olduğu deney şartlarında, akım yoğunluğunun AKM giderim verimine etkisi araştırılmıştır. Fe elektrotlar kullanılarak gerçekleştirilen deneyler sonucunda Şekil 4.7'de Fe elektrotların kullanımıyla MP-P, MP-S sistemleri için akım yoğunluğunun AKM giderim verimine etkisi görülmektedir. MP-P sisteminde en yüksek AKM giderim verimi 20 A/m<sup>2</sup> akım yoğunluğunda sağlanmıştır. Çıkış AKM değeri 12 mg/lit olarak bulunmuştur, ancak cilalama suyu AKM değeri olan 8.0 mg/lit değeri yakalanamamıştır. MP-S sisteminde ise en yüksek giderim verimi 10 A/m<sup>2</sup> akım yoğunluğunda, %99.93 olarak tespit edilmiştir.

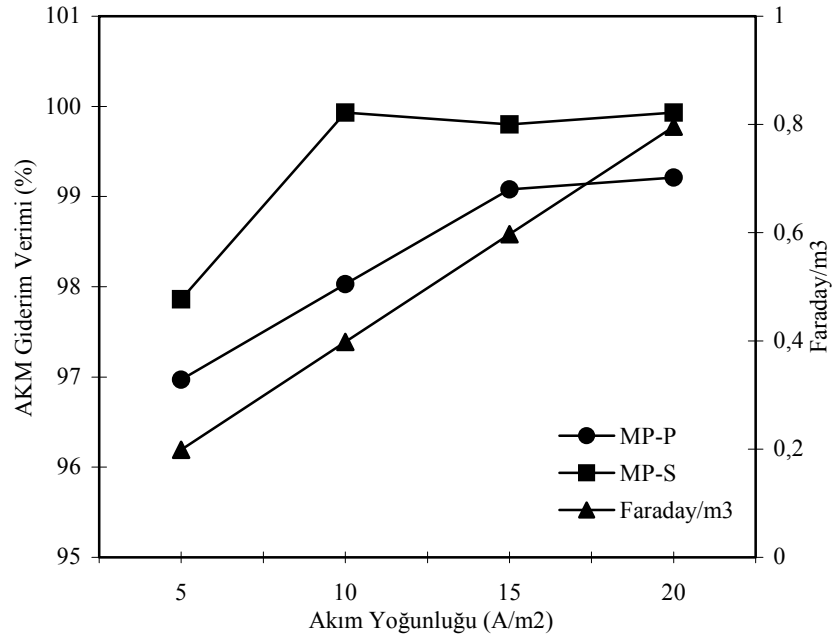
Sonuç olarak AKM gideriminde en yüksek verimin sağlandığı akım yoğunluğu değeri Al elektrotların bağlı olduğu MP-P ve MP-S sistemlerinde 15 A/m<sup>2</sup> olarak, Fe elektrotların kullanıldığı MP-P ve MP-S sistemlerinde sırasıyla 20 ve 10 A/m<sup>2</sup> olarak tespit edilmiştir.

Bukhari (2007), yaptığı çalışmada uyguladığı 0.05, 0.1 A'lik akımlarda 5 dk'lık elektroliz süresinde sırasıyla %40-50, %50-60 toplam katı madde giderim verimi, 10,

20, 30, 40, 50 dk'lık sürelerde çözünen madde miktarıyla orantısal giderim elde ederek giderimde etkin mekanizmanın yük nötralizasyonu olduğunu öne sürmüştür. Daha yüksek akımlar olan 0.2, 0.4, 0.8 A'lik akımlardaki 5 dk sürede ise her üç akım değeri için %80-100 toplam askıda katı madde giderim verimi elde etmiştir. 10, 20, 30, 40, 50 dk'lık elektroliz sürelerinde çözünen madde miktarının artmasıyla giderim verimi artmış, ancak orantısal giderim verimi yakalanamamıştır. Bu akımlarda (0.2, 0.4, 0.8 A) etkin mekanizmanın sweep-flok-koagülasyon olduğunu öne sürmüştür. Çalışmamızda da MP-P, MP-S sistemleri için AKM giderim verimleri tüm akım yoğunluklarında %96'nın üzerinde bulunmuştur. Çözünen madde miktarıyla AKM giderim verimi artsa da çok önemli değişiklikler elde edilmemiştir. Bu yüzden etkin mekanizmanın sweep flok-koagülasyon olabileceği düşünülmektedir.



Şekil 4.6. Alüminyum elektrotlar için akım yoğunluğunun AKM giderim verimine etkisi



Şekil 4.7. Demir elektrotlar için akım yoğunluğunun AKM giderim verimine etkisi

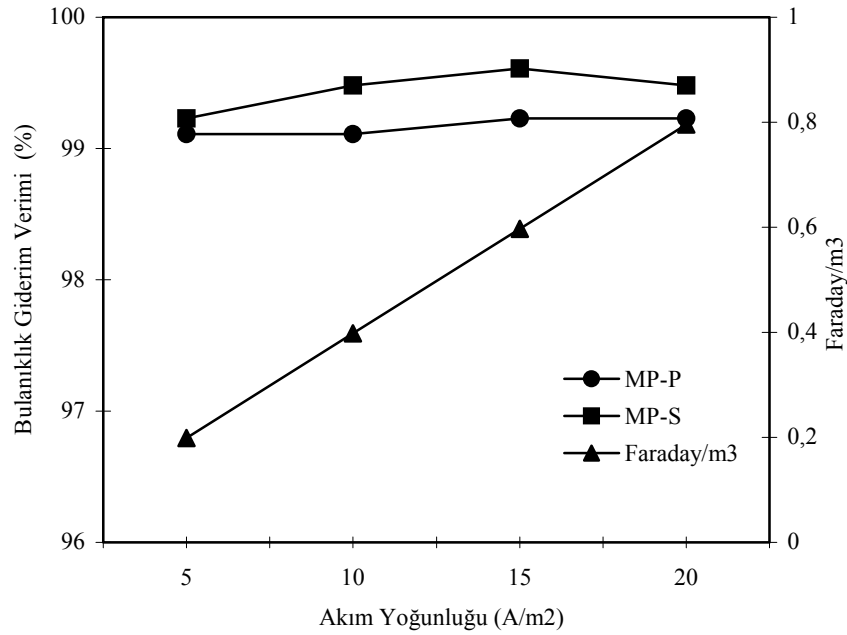
#### 4.5. Paralel-Seri Bağlı Alüminyum ve Demir Elektrotlar İçin Akım Yoğunluğunun Bulanıklık Giderim Verimine Etkisi

Şekil 4.8’de Al elektrotların kullanılmasıyla oluşturulan MP-P ve MP-S sistemleri için farklı akım yoğunluklarının bulanıklık giderim verimine etkisi görülmektedir. Tüm akım yoğunluklarında bulanıklık giderim veriminin oldukça yüksek olduğu görülmektedir. MP-S sistemi, MP-P sisteminden daha yüksek bulanıklık giderim verimine sahiptir. MP-P ve MP-S sisteminde en yüksek giderim veriminin sağlandığı akım yoğunluğu 15 A/m<sup>2</sup> olarak belirlenmiştir. 20 A/m<sup>2</sup> akım yoğunluğunda MP-P sisteminin bulanıklık giderim veriminde bir değişiklik olmazken, MP-S sisteminde azalma gözlenmiştir.

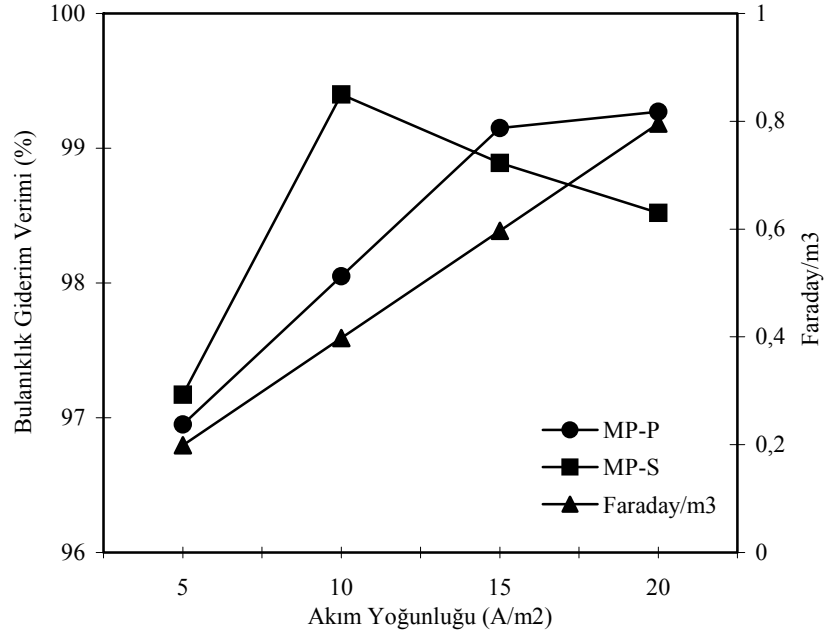
Şekil 4.9’da Fe elektrotların kullanılmasıyla oluşturulan MP-P ve MP-S sistemleri için farklı akım yoğunluklarının bulanıklık giderim verimine etkisi görülmektedir. MP-P sistemi için bulanıklık giderim veriminin en yüksek olduğu akım yoğunluğu 20 A/m<sup>2</sup>, MP-S sistemi için ise 10 A/m<sup>2</sup> olarak tespit edilmiştir. MP-S sisteminde 10 A/m<sup>2</sup> akım yoğunluğundan sonra bulanıklık giderim veriminde azalan trend

gösterirken, MP-P sisteminde ise artan trend gözlenmiştir. MP-S sisteminde bulanıklık giderim veriminin artması akım yoğunluğunun artmasıyla çözünen Fe miktarının artmasından kaynaklanabileceği düşünülmektedir.

Al elektrotlarla temiz ve renksiz su elde edilmiştir. Fe elektrotların kullanımında ise çıkış suyunda bulanıklık gözlenmiştir. Şekil 4.8 ve Şekil 4.9’de bulanıklık giderim verimlerine bakılığında bu gözlemi desteklemektedir. Chen vd. (2000) yaptıkları çalışmada restoran atıksuyunu Al ve Fe elektrotlar kullanarak EC prosesi ile arıtmayı amaçlamışlardır. EC prosesinin, Al elektrot kullanılması durumunda oldukça temiz ve stabil çıkış suyu elde edildiğini belirtmişlerdir. Fe elektrotların kullanılması durumunda ise başlangıçta yeşilimsi sonra da sarı renge dönerek bulanıklık oluşturduğunu, yeşil ve sarı renk oluşumunun Fe(II)-Fe(III)’den kaynaklanabileceğini öngörmüşlerdir.



Şekil 4.8. Alüminyum elektrotlar için akım yoğunluğunun bulanıklık giderim verimine etkisi



Şekil 4.9. Demir elektrotlar için akım yoğunluğunun bulanıklık giderim verimine etkisi

#### 4.6. Paralel-Seri Bağlı Alüminyum ve Demir Elektrotlar için Optimum Akım Yoğunluğunda İşletme Maliyetinin Değerlendirilmesi

Al elektrotların kullanıldığı paralel ve seri bağlantı sistemleri için akım yoğunluğunun EC prosesi üzerine etkilerinin araştırıldığı deney sonuçları sırasıyla Çizelge 4.5 ve 4.6'da verilmiştir. Buna göre işletme maliyetine (elektrot maliyeti+enerji maliyeti) bakıldığında MP-S sisteminin MP-P sisteminden daha maliyetli olduğu, artan akım yoğunluğu ile her iki sistemde de işletme maliyetinin arttığı belirlenmiştir. EC prosesinin parametrelerini optimize etmede ele alınan AKM giderim veriminin en yüksek olduğu akım yoğunluğu değeri olan  $15 \text{ A/m}^2$ 'de işletim maliyetleri MP-P, ve MP-S sistemleri için sırasıyla  $0.0928$ ,  $0.1686 \text{ \$/m}^3$  olarak, giderilen kg AKM değeri başına işletim maliyeti ise MP-P, MP-S için sırasıyla  $0.0164$ ,  $0.0290 \text{ \$/kg AKM}$  olarak tespit edilmiştir. İşletim maliyetine bakıldığında yüksek gibi görünen MP-S sisteminde giderim verimi MP-P'ye göre daha yüksektir.

Fe elektrotlar kullanılarak paralel ve seri bağlantı türleri için akım yoğunluğu değerinin EC prosesi üzerine etkilerinin araştırıldığı deney sonuçları sırasıyla Çizelge 4.7 ve 4.8’de verilmiştir. Buna göre işletme maliyetine (elektrot maliyeti+enerji maliyeti) bakıldığında, MP-S sisteminin MP-P sisteminden daha maliyetli olduğu, artan akım yoğunluğu ile her iki sistemde de işletme maliyetinin arttığı belirlenmiştir. EC prosesinin parametrelerini optimize etmede ele alınan AKM giderim veriminin en yüksek olduğu akım yoğunluğu değeri olan  $20 \text{ A/m}^2$ ’de işletim maliyeti MP-P sistemi için  $0.2045 \text{ \$/m}^3$  olarak, AKM giderim veriminin en yüksek olduğu akım yoğunluğu değeri olan  $10 \text{ A/m}^2$ ’de işletim maliyeti MP-S sistemi için  $0.2086 \text{ \$/m}^3$  giderilen kg AKM değeri başına işletim maliyeti ise optimize edilen akım yoğunluğu değerlerinde MP-P, MP-S için sırasıyla 0.0339, 0.0349  $\text{\$/kg}$  AKM olarak tespit edilmiştir. İşletim maliyetine bakıldığında yüksek gibi görünen MP-S sisteminde giderim verimi MP-P sistemine göre daha yüksektir. Al ve Fe elektrotlar karşılaştırıldığında Al elektrotların kullanımında işletme maliyetinin daha ucuz olduğu belirlenmiştir.

Çizelge 4.5. Alüminyum elektrotların kullanıldığı MP-P sisteminde akım yoğunluğu etkisinin araştırıldığı deneylerin sonuçları

<b>Akım yoğunluğu (A/m<sup>2</sup>)</b>	<b>5</b>	<b>10</b>	<b>15</b>	<b>20</b>
Akım, (A)	0.08	0.16	0.24	0.32
pH	9.03	9.0	9.02	9.03
Başlangıç AKM, (mg/l)	1420	1420	1420	1420
Başlangıç Bulanıklık, (FTU)	784	784	784	784
Voltaj, (V)	3.2	6.7	11	12.4
İlk İletkenlik, (mS/cm )	0.46(19.7)	0.47(20.0)	0.45(20.0)	0.45(20.1)
Son iletkenlik, (mS/cm )	0.45(20.2)	0.44(20.6)	0.43(20.8)	0.44(21.0)
Son pH	8.95	8.81	8.80	8.80
Akım Verimliliği, (%)	216	130	126	135
Anodik çözünme, (g)	0.0020	0.0024	0.0035	0.0050
Katodik çözünme, (g)	0.0005	0.0003	0.0001	0.0002
Toplam çözünme, (g)	0.0025	0.0027	0.0036	0.0052
1 m <sup>3</sup> atıksu için harcanan Al, (kg)	0.010	0.0108	0.0144	0.0208
Toplam çözünme, (kg çöz./kg AKM)	0.0018	0.0019	0.0026	0.0037
Enerji Tüketimi, (Wh)	0.0043	0.0179	0.044	0.0661
kg AKM başına tüketilen kWh	0.0031	0.0128	0.0312	0.0470
Faraday, (F/m <sup>3</sup> )	0.1990	0.3980	0.5970	0.7960
Son AKM, (mg/l)	35	21	9.5	10
AKM Giderme Verimi, (%)	97.54	98.52	99.33	99.30
Son Bulanıklık, (FTU)	7	7	6	6
Bulanıklık Giderme Verimi, (%)	99.11	99.11	99.23	99.23
Elektrot maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.040	0.0432	0.0576	0.0832
Enerji maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.0034	0.0143	0.0352	0.0530
Elektrot maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0072	0.0077	0.0102	0.0147
Enerji maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0006	0.0026	0.0062	0.0094

Çizelge 4.6. Alüminyum elektrotların kullanıldığı MP-S sisteminde akım yoğunluğu etkisinin araştırıldığı deneylerin sonuçları

<b>Akım yoğunluğu (A/m<sup>2</sup>)</b>	<b>5</b>	<b>10</b>	<b>15</b>	<b>20</b>
Akım, (A)	0.08	0.16	0.24	0.32
pH	9.00	8.98	9.02	9.11
Başlangıç AKM, (mg/l)	1455	1455	1455	1455
Başlangıç Bulanıklık, (FTU)	775	775	775	775
Voltaj, (V)	6.5	12.4	22.7	26.2
İlk İletkenlik, (mS/cm )	0.39(22.3)	0.39(23.7)	0.37(23.5)	0.41(22.9)
Son iletkenlik, (mS/cm )	0.40(23.2)	0.39(24.4)	0.39(24.5)	0.42(23.4)
Son pH	8.70	8.45	8.59	8.64
Akım Verimliliği, (%)	508	281	212	162
Anodik çözünme, (g)	0.0047	0.0052	0.0059	0.0060
Katodik çözünme, (g)	0.0001	0.0007	0.0001	0.0008
Toplam çözünme, (g)	0.0048	0.0059	0.0060	0.0068
1 m <sup>3</sup> atıksu için harcanan Fe, (kg)	0.0192	0.0236	0.0240	0.0272
Toplam çözünme, (kg çöz./kg AKM)	0.0033	0.0041	0.0041	0.0047
Enerji Tüketimi, (Wh)	0.0087	0.0331	0.0908	0.1397
kg AKM başına tüketilen kWh	0.006	0.0228	0.0624	0.096
Faraday, (F/m <sup>3</sup> )	0.1990	0.3980	0.5970	0.7960
Son AKM, (mg/l)	19	5	0	0
AKM Giderme Verimi, (%)	98.70	99.66	100	100
Son Bulanıklık, (FTU)	6	4	3	4
Bulanıklık Giderme Verimi, (%)	99.23	99.48	99.61	99.48
Elektrot maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.0768	0.0944	0.0960	0.1088
Enerji maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.0069	0.0265	0.0726	0.1118
Elektrot maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0134	0.0163	0.0165	0.0187
Enerji maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0012	0.0046	0.0125	0.0192

Çizelge 4.7. Demir elektrotların kullanıldığı MP-P sisteminde akım yoğunluğu etkisinin araştırıldığı deneylerin sonuçları

<b>Akım yoğunluğu (A/m<sup>2</sup>)</b>	<b>5</b>	<b>10</b>	<b>15</b>	<b>20</b>
Akım, (A)	0.08	0.16	0.24	0.32
pH	8.04	8.00	8.03	8.03
Başlangıç AKM, (mg/lt)	1520	1520	1520	1520
Başlangıç Bulanıklık, (FTU)	820	820	820	820
Voltaj, (V)	2.5	3.7	5.5	6.9
İlk İletkenlik, (mS/cm )	0.47(22.0)	0.40(21.6)	0.42(22.3)	0.43(22.3)
Son iletkenlik, (mS/cm )	0.46(22.2)	0.43(22.5)	0.43(22.8)	0.45(23.0)
Son pH	7.70	7.89	7.91	7.83
Akım Verimliliği, (%)	1877	1162	864	749
Anodik çözünme, (g)	0.0084	0.0104	0.0116	0.0134
Katodik çözünme, (g)	0.0075	0.0072	0.0068	0.0065
Toplam çözünme, (g)	0.0159	0.0176	0.0184	0.0199
1 m <sup>3</sup> atıksu için harcanan Fe, (kg)	0.0636	0.0704	0.0736	0.0796
Toplam çözünme (kg çöz./kg AKM)	0.0108	0.0118	0.0122	0.0132
Enerji Tüketimi, (Wh)	0.0033	0.0099	0.022	0.0368
kg AKM başına tüketilen kWh	0.0023	0.0066	0.0146	0.0244
Faraday, (F/m <sup>3</sup> )	0.1990	0.3980	0.5970	0.7960
Son AKM, (mg/lt)	46	30	14	12
AKM Giderme Verimi, (%)	96.97	98.03	99.08	99.21
Son Bulanıklık, (FTU)	25	16	7	6
Bulanıklık Giderme Verimi, (%)	96.95	98.05	99.09	99.02
Elektrot maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.1399	0.1550	0.1619	0.1751
Enerji maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.0027	0.0079	0.0176	0.0294
Elektrot maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0238	0.0260	0.0269	0.0290
Enerji maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0005	0.0013	0.0029	0.0049

Çizelge 4.8. Demir elektrotların kullanıldığı MP-S sisteminde akım yoğunluğu etkisinin araştırıldığı deneylerin sonuçları

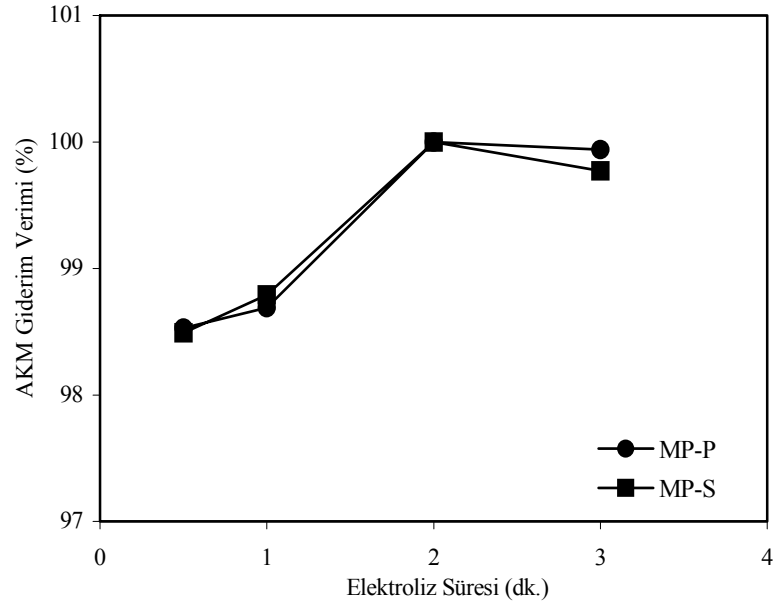
<b>Akım yoğunluğu (A/m<sup>2</sup>)</b>	<b>5</b>	<b>10</b>	<b>15</b>	<b>20</b>
Akım, (A)	0.08	0.16	0.24	0.32
pH	7.98	8.02	7.96	7.96
Başlangıç AKM, (mg/lt)	1495	1495	1495	1495
Başlangıç Bulanıklık, (FTU)	812	812	812	812
Voltaj, (V)	11.6	18.2	20.1	28.4
İlk İletkenlik, (mS/cm )	0.48(22.3)	0.46(22.1)	0.52(22.2)	0.49(21.9)
Son iletkenlik, (mS/cm )	0.48(22.8)	0.48(22.9)	0.50(22.9)	0.50(22.8)
Son pH	7.78	7.88	7.68	7.70
Akım Verimliliği, (%)	1788	1497	1400	1078
Anodik çözünme, (g)	0.0080	0.0134	0.0188	0.0193
Katodik çözünme, (g)	0.0075	0.0059	0.0016	0.0055
Toplam çözünme, (g)	0.0155	0.0193	0.0204	0.0248
1 m <sup>3</sup> atıksu için harcanan Fe, (kg)	0.062	0.0772	0.0816	0.0992
Toplam çözünme (kg çöz./kg AKM)	0.0106	0.0129	0.0140	0.0166
Enerji Tüketimi, (Wh)	0.0155	0.0485	0.0804	0.1515
kg AKM başına tüketilen kWh	0.0106	0.0325	0.0539	0.1014
Faraday, (F/m <sup>3</sup> )	0.1990	0.3980	0.5970	0.7960
Son AKM, (ppm)	32	1	3	1
AKM Giderme Verimi, (%)	97.86	99.93	99.80	99.93
Son Bulanıklık, (FTU)	23	5	9	12
Bulanıklık Giderme Verimi, (%)	97.17	99.40	98.84	98.52
Elektrot maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.1364	0.1698	0.1795	0.2182
Enerji maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.0124	0.0388	0.0643	0.1211
Elektrot maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0233	0.0284	0.0308	0.0365
Enerji maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0021	0.0065	0.0108	0.0203

#### **4.7. Paralel-Seri Bağlı Alüminyum ve Demir Elektrotlar için Elektroliz Süresinin AKM Giderim Verimine Etkisi**

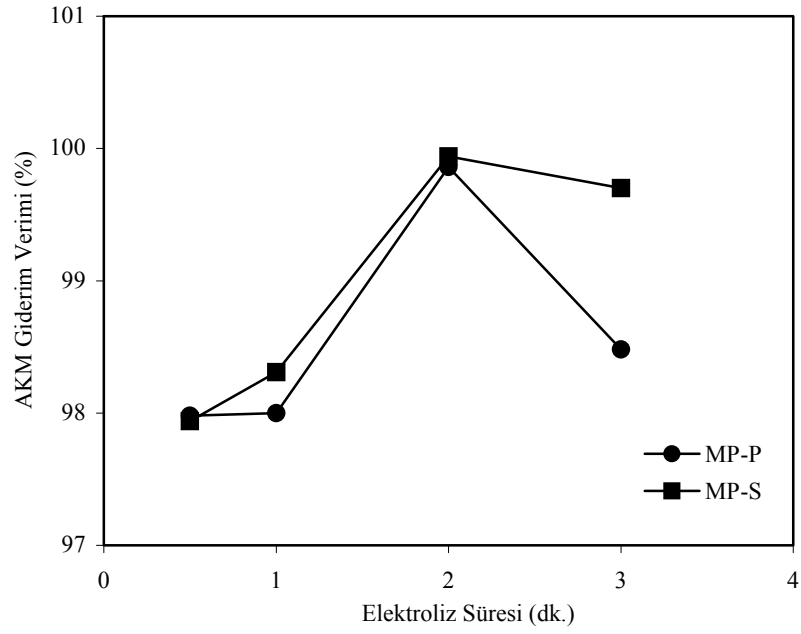
Şekil 4.10'da Al elektrotların kullanımıyla MP-P, MP-S sistemleri için elektroliz süresinin AKM giderim verimine etkisi görülmektedir. Optimum pH değerinin 9, akım yoğunluğunun  $15 \text{ A/m}^2$  olduğu MP-P ve MP-S sistemleri için 2 dk'lık elektroliz süresi yeterli olmuştur. Optimize edilen pH ve akım yoğunluklarında %100 AKM giderim verimi elde edilmiştir. Optimum elektroliz süresi olarak belirlenen 2 dk'dan sonra çözünen alüminyum miktarının artması ile AKM giderim veriminde düşüşler gözlenmiştir.

Şekil 4.11'de Fe elektrotların kullanımıyla MP-P, MP-S sistemleri için elektroliz süresinin AKM giderim verimine etkisi görülmektedir. Optimum pH değerinin 8, akım yoğunluğunun MP-P için  $10 \text{ A/m}^2$  ve MP-S için  $20 \text{ A/m}^2$  olan sistemler için de 2 dk'lık elektroliz süresi yeterli olmuştur. AKM giderim verimi MP-P sistemi için %99.66, MP-S sistemi için %99.94 olarak tespit edilmiştir. İşletmede kullanılan cilalama suyundan daha kaliteli su elde edilmiştir. Silme ve cilalama aşamasında mermerin çizilerek kalitesini bozan kolloidler giderilmiştir. Suyun en iyi şekilde kazanılması sağlanmıştır.

Çalışmamızda elektroliz AKM giderim verimi elektroliz süresi ile değişim göstermiştir. Elektroliz süresi arttıkça AKM giderim verimi artmıştır. MP-P ve MP-S sistemlerinde Al, Fe'den daha etkin AKM giderim verimi sağlamıştır. İnan vd. (2004)'nin zeytinyağı işletmesi atıksularının Al ve Fe elektrotlar kullanılarak EC prosesi ile arıtılması üzerine çalışma yapmışlardır. 2, 4, 10, 40 dk'lık elektroliz sürelerinde gerçekleştirilen deneyler sonucu alüminyum elektrodun AKM giderim veriminin Fe elektrottan daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Giderim verimi %40-70 arasında olup, AKM giderim verimi her iki elektrot türü için de %70'in üzerine çıkamamıştır.



Şekil 4.10. Alüminyum elektrotlar için zamanın AKM giderim verimine etkisi

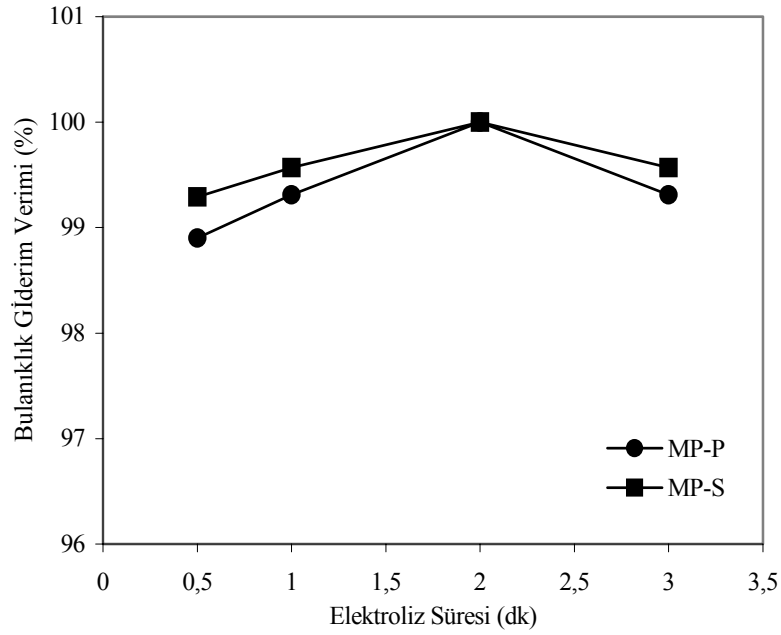


Şekil 4.11. Demir elektrotlar için zamanın AKM giderim verimine etkisi

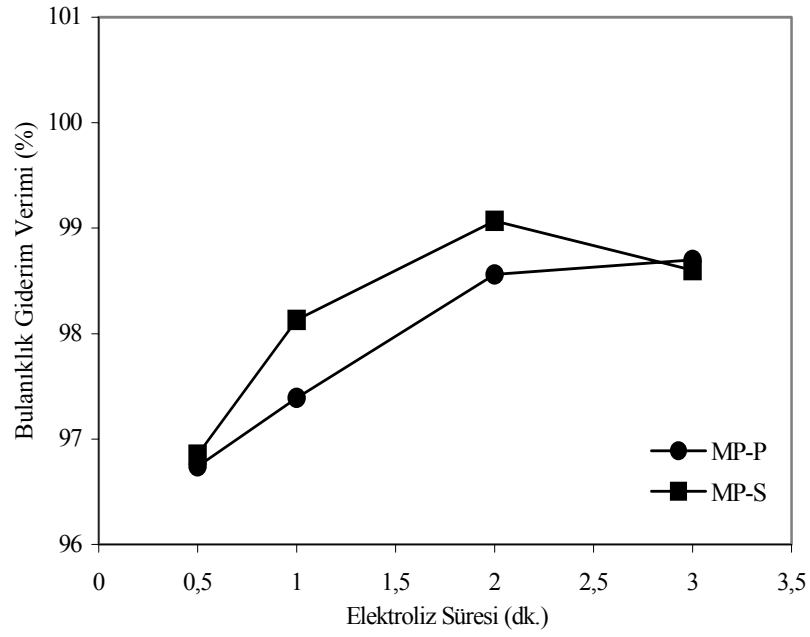
#### 4.8. Paralel-Seri Bağlı Alüminyum ve Demir Elektrotlar için Elektroliz Süresinin Bulanıklık Giderim Verimine Etkisi

Şekil 4.12’de Al elektrotların kullanımıyla MP-P, MP-S sistemleri için elektroliz süresinin bulanıklık giderim verimine etkisi görülmektedir. 2 dk’lık elektroliz süresinin sonunda her iki sistem en yüksek bulanıklık giderim verimi sağlamıştır.

Şekil 4.13’te Fe elektrotların kullanımıyla MP-P, MP-S sistemleri için elektroliz süresinin bulanıklık giderim verimine etkisi görülmektedir. Her iki sistem için de 2 dk’lık elektroliz süresi yeterli olmaktadır. Demirin çözünmesi sonrası havadaki O<sub>2</sub> ile oksitlenmesi bulanıklık giderim veriminin %100’e ulaşamamasına neden olduğu düşünülmektedir.



Şekil 4.12. Alüminyum elektrotlar için elektroliz süresinin bulanıklık giderim verimine etkisi



Şekil 4.13. Demir elektrotlar için elektroliz süresinin bulanıklık giderim verimine Etkisi

#### 4.9. Paralel-Seri Bağlı Alüminyum ve Demir Elektrotlar için Optimum Elektroliz Süresinde İşletme Maliyetinin Değerlendirilmesi

Al elektrotlar kullanıldığı paralel ve seri bağlantı sistemleri için elektroliz süresinin EC prosesi üzerine etkilerinin araştırıldığı deney sonuçları sırasıyla Çizelge 4.9 ve 4.10'da verilmiştir. Buna göre işletme maliyetine (elektrot maliyeti+enerji maliyeti) bakıldığında MP-S sisteminin MP-P sisteminden daha maliyetli olduğu, artan elektroliz süresi ile her iki sistemde de işletme maliyetinin arttığı belirlenmiştir. EC prosesinin parametrelerini optimize etmede ele alınan AKM giderim veriminin en yüksek olduğu elektroliz süresi olan 2 dk'da işletim maliyetleri MP-P, ve MP-S sistemleri için sırasıyla 0.0854, 0.2739 \$/m<sup>3</sup> olarak, giderilen kg AKM değeri başına işletim maliyeti ise MP-P, MP-S için sırasıyla 0.0137, 0.0459 \$/kg AKM olarak tespit edilmiştir. İşletim maliyetine bakıldığında, MP-S sistemi daha pahalıdır. Giderim verimi gözönüne alınırsa iki sistemde de 0 mg/lt AKM konsantrasyonu elde edilmiştir.

Fe elektrotlar kullanıldığı paralel ve seri bağlantı sistemleri için elektroliz süresinin EC prosesi üzerine etkilerinin araştırıldığı deney sonuçları sırasıyla Çizelge 4.11 ve 4.12’de verilmiştir. Buna göre, işletme maliyetine (elektrot maliyeti+enerji maliyeti) bakıldığında MP-S sisteminin MP-P sisteminden daha maliyetli olduğu, artan elektroliz süresi ile her iki sistemde de işletme maliyetinin arttığı belirlenmiştir. EC prosesinin parametrelerini optimize etmede ele alınan AKM giderim veriminin en yüksek olduğu elektroliz süresi olan 2 dk’da işletim maliyetleri MP-P, ve MP-S sistemleri için sırasıyla 0.2868, 0.2476 \$/m<sup>3</sup> olarak, giderilen kg AKM değeri başına işletim maliyeti ise MP-P, MP-S için sırasıyla 0.0517, 0.0375 \$/kg AKM olarak tespit edilmiştir. İşletim maliyetine bakıldığında MP-P sistemi daha pahalıdır.

Çizelge 4.9. Alüminyum elektrotların kullanıldığı MP-P sisteminde zaman etkisinin araştırıldığı deneylerin şart ve sonuçları

<b>Zaman (dk)</b>	<b>0.5</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>
Akım, (A)	0.24	0.24	0.24	0.24
pH	9.03	9.04	9.04	9.01
Başlangıç AKM, (mg/l)	1566	1566	1566	1566
Başlangıç Bulanıklık, (FTU)	728	728	728	728
Voltaaj, (V)	6.2	6.4	7.1	7
İlk İletkenlik, (mS/cm )	0.47(21.0)	0.43(20.9)	0.44(20.6)	0.48(21.0)
Son iletkenlik, (mS/cm )	0.45(22.0)	0.44(21.5)	0.42(21.7)	0.46(22.7)
Son pH	8.94	8.93	8.77	8.76
Akım Verimliliği, (%)	130	83	43	36
Anodik çözünme, (g)	0.0018	0.0023	0.0024	0.0030
Katodik çözünme, (g)	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002
Toplam çözünme, (g)	0.0019	0.0024	0.0025	0.0032
1 m <sup>3</sup> atıksu için harcanan Al, (kg)	0.0076	0.0096	0.0100	0.0128
Toplam çözünme, (kg çöz./kg AKM)	0.0012	0.0015	0.0016	0.0021
Enerji Tüketimi, (Wh)	0.0124	0.0256	0.0568	0.0840
kg AKM başına tüketilen kWh	0.0080	0.0166	0.0363	0.0537
Faraday, (F/m <sup>3</sup> )	0.2985	0.5970	1.1940	1.7910
Son AKM, (mg/l)	23	20.5	0	1
AKM Giderme Verimi, (%)	98.53	98.69	100	99.94
Son Bulanıklık, (FTU)	8	5	0	5
Bulanıklık Giderme Verimi, (%)	98.90	99.31	100	99.31
Elektrot maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.0304	0.0384	0.040	0.051
Enerji maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.0099	0.0205	0.0454	0.0672
Elektrot maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0049	0.0062	0.0064	0.0082
Enerji maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0016	0.0033	0.0073	0.0107

Çizelge 4.10. Alüminyum elektrotların kullanıldığı MP-S sisteminde zaman etkisinin araştırıldığı deneylerin şart ve sonuçları

Zaman (dk)	0.5	1	2	3
Akım, (A)	0.24	0.24	0.24	0.24
pH	9.05	9.03	9.00	9.01
Başlangıç AKM, (mg/l)	1492	1492	1492	1492
Başlangıç Bulanıklık, (FTU)	705	705	705	705
Voltaj, (V)	24.2	24.4	25.8	25.6
İlk İletkenlik, (mS/cm )	0.38(23.2)	0.41(23.4)	0.41(23.3)	0.41(23.5)
Son iletkenlik, (mS/cm )	0.43(24.9)	0.40(24.7)	0.40(24.2)	0.38(24.5)
Son pH	8.52	8.53	8.47	8.34
Akım Verimliliği, (%)	166	72	1206	116
Anodik çözünme, (g)	0.0023	0.0020	0.0067	0.0097
Katodik çözünme, (g)	0.0001	0.0003	0.0001	0.0018
Toplam çözünme, (g)	0.0024	0.0023	0.0068	0.0115
1 m <sup>3</sup> atıksu için harcanan Al, (kg)	0.0096	0.0092	0.0272	0.046
Toplam çözünme, (kg çöz./kg AKM)	0.0016	0.0016	0.0046	0.0077
Enerji Tüketimi, (Wh)	0.0484	0.0976	0.2064	0.3072
kg AKM başına tüketilen kWh	0.0329	0.0662	0.1384	0.2064
Faraday, (F/m <sup>3</sup> )	0.2985	0.5970	1.1940	1.7910
Son AKM, (mg/l)	22.5	18	0	3.5
AKM Giderme Verimi, (%)	98.49	98.79	100	99.77
Son Bulanıklık, (FTU)	5	3	0	3
Bulanıklık Giderme Verimi, (%)	99.29	99.57	100	99.57
Elektrot maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.0384	0.0368	0.1088	0.184
Enerji maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.0387	0.0781	0.1651	0.2458
Elektrot maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0064	0.0064	0.0182	0.0308
Enerji maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0066	0.0132	0.0277	0.0413

Çizelge 4.11. Demir elektrotların kullanıldığı MP-P sisteminde zaman etkisinin araştırıldığı deneylerin şart ve sonuçları

Zaman (dk)	0.5	1	2	3
Akım, (A)	0.32	0.32	0.32	0.32
pH	8.06	8.06	8.05	8.02
Başlangıç AKM, (mg/l)	1389	1389	1389	1389
Başlangıç Bulanıklık, (FTU)	766	766	766	766
Voltaj, (V)	6.8	7.2	7.1	6.8
İlk İletkenlik, (mS/cm )	0.43(21.8)	0.48(21.8)	0.46(21.8)	0.51(21.9)
Son iletkenlik, (mS/cm )	0.49(22.4)	0.47(22.2)	0.46(23.5)	0.51(22.7)
Son pH	7.63	7.93	8.24	8.21
Akım Verimliliği, (%)	894	810	480	441
Anodik çözünme, (g)	0.008	0.0145	0.0172	0.0237
Katodik çözünme, (g)	0.0067	0.0039	0.0085	0.0052
Toplam çözünme, (g)	0.0147	0.0184	0.0257	0.0289
1 m <sup>3</sup> atıksu için harcanan Al, (kg)	0.0590	0.0736	0.1028	0.1156
Toplam çözünme, (kg çöz./kg AKM)	0.0108	0.0135	0.0185	0.0211
Enerji Tüketimi, (Wh)	0.0181	0.0384	0.0757	0.1088
kg AKM başına tüketilen kWh	0.0133	0.0282	0.0546	0.0792
Faraday, (F/m <sup>3</sup> )	0.3980	0.7960	1.5920	2.3879
Son AKM, (ppm)	28	27	2	16
AKM Giderme Verimi, (%)	97.98	98	99.86	98.48
Son Bulanıklık, (FTU)	25	20	4	10
Bulanıklık Giderme Verimi, (%)	96.74	97.39	99.48	98.70
Elektrot maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.130	0.1619	0.2262	0.2543
Enerji maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.0145	0.0307	0.0606	0.0870
Elektrot maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0238	0.0297	0.0408	0.0464
Enerji maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0027	0.0056	0.0109	0.0158

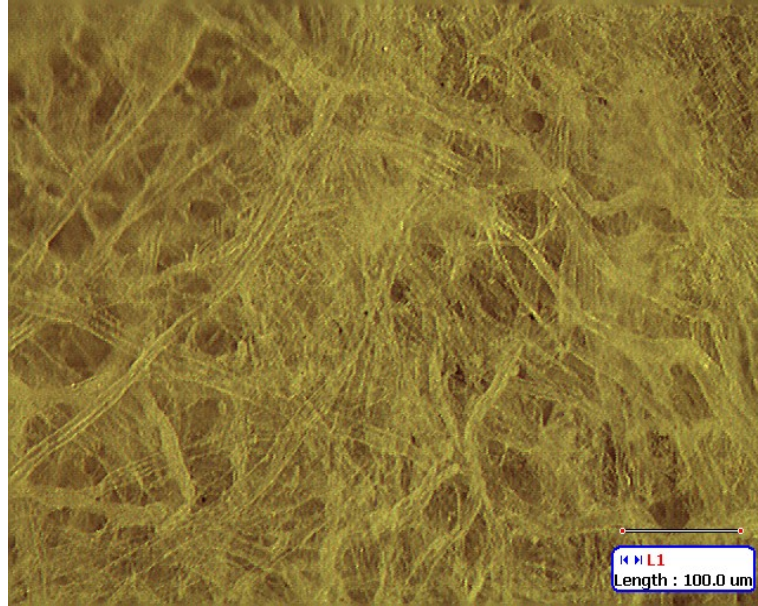
Çizelge 4.12. Demir elektrotların kullanıldığı MP-S sisteminde zaman etkisinin araştırıldığı deneylerin şart ve sonuçları

Zaman (dk)	0.5	1	2	3
Akım, (A)	0.16	0.16	0.16	0.16
pH	8.00	8.02	8.01	8.02
Başlangıç AKM, (mg/lt)	1652	1652	1652	1652
Başlangıç Bulanıklık, (FTU)	857	857	857	857
Voltaj, (V)	15.8	12.5	14.3	15.6
İlk İletkenlik, (mS/cm )	0.49(22.1)	0.50(22.3)	0.49(22.1)	0.49(22.6)
Son iletkenlik, (mS/cm )	0.46(22.7)	0.50(22.7)	0.50(22.8)	0.48(23.4)
Son pH	7.79	7.77	8.02	8.09
Akım Verimliliği, (%)	1185	1643	888	946
Anodik çözünme, (g)	0.0053	0.0147	0.0159	0.0254
Katodik çözünme, (g)	0.0041	0.0050	0.0053	0.0085
Toplam çözünme, (g)	0.0094	0.0197	0.0212	0.0339
1 m <sup>3</sup> atıksu için harcanan Al, (kg)	0.0376	0.0788	0.0848	0.1356
Toplam çözünme, (kg çöz./kg AKM)	0.0058	0.0121	0.0128	0.0206
Enerji Tüketimi, (Wh)	0.0211	0.0333	0.0763	0.1248
kg AKM başına tüketilen kWh	0.0130	0.0205	0.0462	0.0758
Faraday, (F/m <sup>3</sup> )	0.1990	0.3980	0.7960	1.1940
Son AKM, (mg/lt)	34	28	1	5
AKM Giderme Verimi, (%)	97.94	98.31	99.94	99.70
Son Bulanıklık, (FTU)	27	16	8	12
Bulanıklık Giderme Verimi, (%)	96.85	98.13	99.07	98.60
Elektrot maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.0827	0.1734	0.1866	0.2983
Enerji maliyeti, (\$/m <sup>3</sup> )	0.0169	0.0267	0.0610	0.0999
Elektrot maliyeti, (\$/kg AKM)	0.01278	0.0266	0.0283	0.0453
Enerji maliyeti, (\$/kg AKM)	0.0026	0.0041	0.0092	0.0152

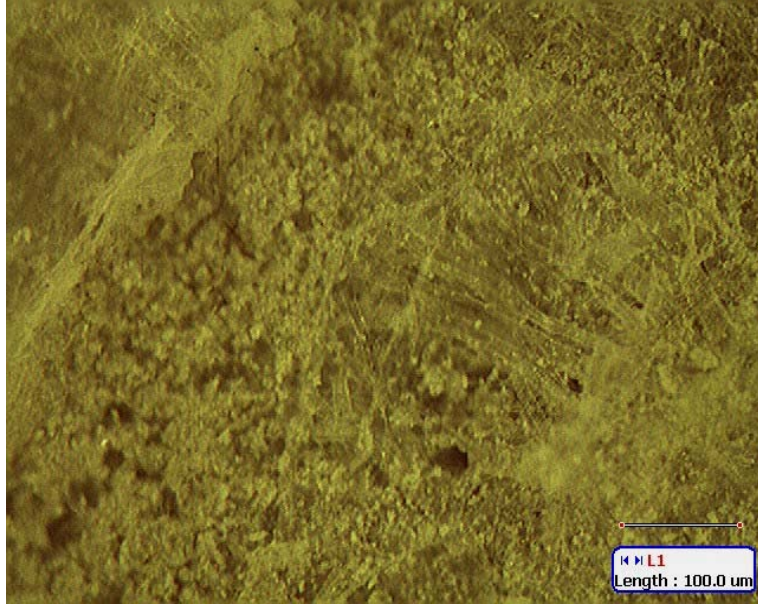
#### 4.10. Filtreleme İşleminde Kullanılan MN 751/75 No'lu Filtre Kağıdının ve Elektroliz Sonrası Demir ve Alüminyum Floklarının Mikroskopta İncelenmesi

Deneysel çalışmalar sırasında Al elektrodu kullanımı ile oluşan flokların, Fe elektrodu kullanımı ile oluşan floklardan daha büyük olduğu gözlenmiştir. Bu gerçeği mikroskop incelemesi de desteklemektedir. MN 751/75 No'lu Filtre Kağıdının gözenekleri Şekil 4.14'da, Al elektrodu kullanımı ile oluşan floklar Şekil 4.15'de, Demir elektrodu kullanımı ile oluşan floklar Şekil 4.16'de görülmektedir.

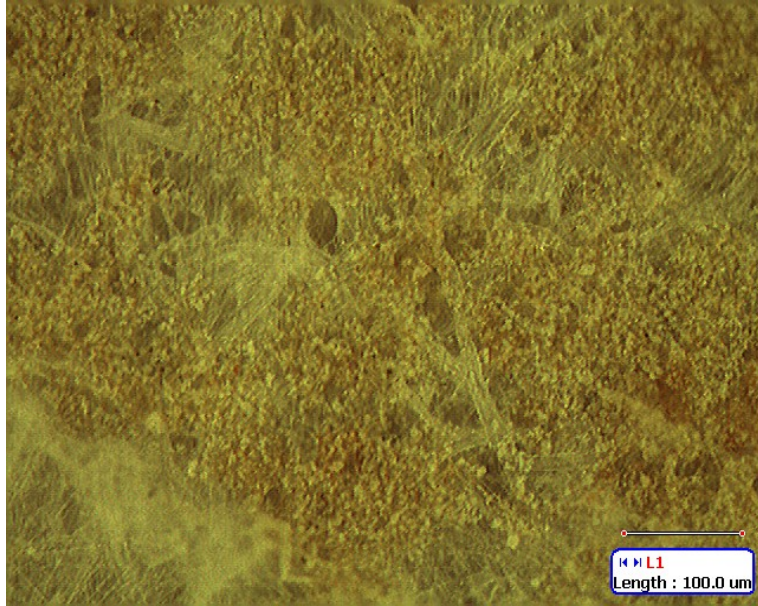
Elektroliz öncesi, elektroliz sonrası ve 3 dk çökeltim sonrası EC hücresinde kolloidlerin durumu resmedilmiştir (Şekil 4.17).



Şekil 4.14. MN Filtre kağıdının mikroskopta incelenmesi



Şekil 4.15. Elektroliz sonrası yüzeyinde alüminyum floklarının bulunduğu MN filtre yüzeyi



Şekil 4.16. Elektroliz sonrası yüzeyinde demir flokların tutulduğu MN filtre kağıdı yüzeyi



Şekil 4.17. a) Ham mermer atıksuyu, b) alüminyum elektrotların kullanıldığı EC prosesi sonrası c) 3 dk bekleme süresi sonunda mermer atıksuyunun EC hücresindeki durumu

## 5. SONUÇ

AKM'nin kritik parametre olarak ele alındığı deneysel çalışmalar sonucunda, MP-P, MP-S bağlı Al elektrotlarının kullanıldığı EC prosesi için optimum pH değeri 9, akım yoğunluğu  $15 \text{ A/m}^2$ , elektroliz süresi de 2 dk olarak bulunmuştur. MP-S sisteminin çözünen elektrot materyali miktarının fazla olmasından dolayı MP-P sistemine göre daha iyi giderim verimi sağladığı görülmüştür.

AKM'nin kritik parametre olarak ele alındığı deneysel çalışmalar sonucunda MP-P, MP-S bağlı Fe elektrotlarının kullanıldığı EC prosesi için optimum pH değeri 8 olarak tespit edilirken, akım yoğunluğu değeri MP-P, MP-S sistemleri için sırasıyla  $10\text{-}20 \text{ A/m}^2$ , elektroliz süresi her iki sistem için de 2 dk olarak bulunmuştur.

Optimum şartlarda MP-P, MP-S bağlı Al elektrotlar ile EC prosesi işletme maliyeti sırasıyla  $0.0854, 0.2739 \text{ \$/m}^3$ , demir elektrotlar ise sırasıyla  $0.2868, 0.2476 \text{ \$/m}^3$  olarak belirlenmiştir. Giderilen kg AKM miktarı aşına maliyet ise MP-P, MP-S bağlı Al elektrotları için sırasıyla  $0.0137, 0.0459 \text{ \$/kgAKM}$ , Fe elektrotlar için sırasıyla  $0.0517, 0.0375 \text{ \$/kgAKM}$  olarak hesaplanmıştır. EC prosesinin değişik kombinasyonlarındaki işletme maliyeti (elektrot+enerji) analizine bakıldığında ise MP-P bağlı Al sisteminin, MP-S bağlı alüminyum ve MP-P, MP-P bağlı Fe sistemlerinden daha ucuz olduğu belirlenmiştir.

Yapılan deney sonuçlarına göre, etkin giderim mekanizmasının sweep koagülasyon olabileceği düşünülmektedir. Çünkü, AKM giderim verimi artan akım yoğunluğuna bağlı olarak artış içerisinde olmasına karşın giderim verimi her sistem için %90'ın üzerinde bulunmuştur yani kirlilik giderimi en düşük akım yoğunluğu olan  $5 \text{ A/m}^2$  de,  $20 \text{ A/m}^2$  de de yüksek giderim sağlamıştır.

Deneysel çalışmalar sırasında Fe elektrotları kullanılması durumunda renk oluşumu gözlenmiştir. Bulanıklık değeri Al elektrotların kullanımıyla %100 giderim verimine ulaşılırken Fe elektrotlarda ulaşamamıştır. Suya renk vermesi bakımından Al elektrotlarının mermer atıksularının arıtımında kullanımının daha uygun olabileceği

düşünülmektedir. Ayrıca uygulamaya yönelik çalışmalarda Fe elektrotları kullanacak olan işletmenin arıtmayı 24 saat kullanmaması durumunda havayla temasa girecek olan Fe oksitlenerek proses verimi üzerinde düşüslere neden olabilir.

Yapılan çalışmalar sonucunda başlangıçta 20 mg/lit olan yağ-gres konsantrasyonunun EC Prosesi sonrasında elimine olduğu gözlenmiştir. Başlangıç ile son iletkenlik arasında korelasyon tespit edilememiştir. Bu yüzden çalışmalarda iletkenlik ve yağ-gres parametreleri kritik parametre olarak ele alınmamıştır.

Mermer işletmesi cilalama suyu AKM Konsantrasyonu değeri 8.0 mg/lit'nin altına optimize edilen şartlarla ulaşılabilmektedir. Mermerin cilalanması ve silinmesi aşamasında mermeri çizerek ürün kalitesini bozan partikülleri gidermede etkin prodestir. Mermer işletmelerinin kullandıkları konvansiyonel metotlara alternatif olabilecek niteliktedir.

Sonuç olarak, mermer atıksularının arıtımında oldukça ucuz maliyetler sunan EC prosesi mermer işletmeleri için alternatif olacaktır. Mermer işletmeleri için vazgeçilmez unsur "Temiz Su Eldesi" EC Prosesi ile problem olmaktan çıkacaktır. Ayrıca EC prosesinin elektrot materyali maliyeti atık metallerin kullanımıyla, enerji maliyetinin de EC reaktöründe katot elektrotta ortaya çıkan hidrojen gazının depolanmasıyla minimize edilebileceği düşünülmektedir.

## KAYNAKLAR

- Anaç, H., Çeliker, S.A., 2004. Tarımsal Ekonomi Araştırma Enstitüsü Dergisi. Türkiye'nin Su Potansiyeli, 7, 5.
- Anonim, 2001. Sekizinci Beş Yıllık Kalkınma Planı. DPT Madencilik Özel İhtisas Komisyonu Raporu, 195s, Ankara.
- Alptekin, A.M., 2006. Doğal Taş Atıksularının Flokülasyon/Koagülasyon Yöntemiyle Arıtılması. Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi. 73s, Afyon.
- Aurell, C.A., Wistrom, A.O., 2000. Coagulation of Kaolinite Colloids in High Carbonate Strength Water. Physicochemical and Engineering. Colloids and Surfaces Aspects, 168, 277–285.
- Bayramoğlu, M., Eyvaz, M., Kobya, M., 2007. Treatment of the Textile Wastewater by Electrocoagulation Economical Evaluation. Chemical Engineering Journal, 128, 155–161.
- Beck, E.C., Giannini, A.P., Ramirez, E.R., 1974. Electrocoagulation Clarifies food Wastewater. Food Technology, 28, 18-19.
- Belongia, B.M., Haworth, P.D., Baygents, J.C., Raghavan, S., 1999. Treatment of Alumina and Silica Chemical Mechanical Polishing Waste by Electrodecantation and Electrocoagulation. Journal of Electrochemistry Society, 146(11), 4124-4130.
- Bukhari, A.A., 2007. Investigation of the Electro-Coagulation Treatment Process for the Removal of Total Suspended solids and Turbidity from Municipal Wastewater. Bioresource Technology, Article In Press.

- Chen, X., Chen, G., Yue, P.L., 2000. Separation of Pollutants from Restaurant Wastewater by Electrocoagulation. *Separation and Purification Technology* 19, 65–76.
- Cheng, S.L., 1985. Electro-Chemical Method to Remove Fluoride from Drinking Water. *Water Supply* 3, 177–186.
- Çelik, M., Ersoy, B., 2004. Mineral Nanoparticles Electrokinetics Dekker, *Encyclopedia of Nanoscience and Nanotechnology*, 1991-2005.
- Çetin, T., 2003. Türkiye Mermer Potansiyeli Üretimi ve İhracatı. *Gazi Üniversitesi, Gazi Eğitim Fakültesi Dergisi*, 23(3), 243-256.
- Davis, J.A., Kent, D.B., 1990. In: M.F. Hochella Jr., A.F. White (Eds.). *Mineral–Water Interface Geochemistry. Reviews in Mineralogy*, 23, 177.
- Den, W., Huang, C., 2005. Electrocoagulation for Removal of Silica Nano-Particles from Chemical–Mechanical-Planarization Wastewater. *Colloids and Surfaces Physicochem. Eng. Aspects*, 254, 81–89.
- 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 Research*, 12(12), 1113-1116.
- Donnin, J.C., Kan, J., Hassan, T.A., Kar, K.L., 1994. *Can J. Chem Eng* 72, 1007.
- Emamjomeh, M.M., Sivakumar, M., 2006. An Empirical Model for Defluoridation by Batch Monopolar Electrocoagulation/Flotation (ECF) Process. *Journal of Hazardous Materials*, B131, 118–125.

- Endyuskin P.N., Selezhenkin S.V., Dyumaev, K.M., 1983. Journal of Applied Chemistry, 56, 1100.
- Ersoy, B., 2003. Mermer İşleme Tesisi Atıksu Arıtımında Kullanılan Flokların Tanıtımı. Türkiye IV. Mermer Sempozyumu Bildiriler Kitabı, 449-462.
- Escobara, C., Cesar, S.S., Toral, M.I., 2006. Optimization of the Electrocoagulation Process for the Removal of Copper, Lead and Cadmium in Natural Waters and Simulated Wastewater. Journal of Environmental Management, 81, 384–391.
- Eyvaz, M., 2005. Farklı Demir ve Alüminyum Elektrot Bağlantıları ile Tekstil Atıksularının Elektrokoagülasyonu. Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, 172 s, Gebze.
- Franceschi, M., Girou, A., Garro-Diaz, A.M., Maurette, M.T., 2002. Optimisation of the Coagulation–Flocculation Process of Raw Water by Optimal Design Method. Water Research, 36, 3561–3572.
- Gao, P., Chen, X., Shen, F., Chen, G., 2005. Removal of Chromium(VI) from Wastewater by Combined Electrocoagulation–Electroflotation without a Filter. Separation and Purification Technology, 43, 117–123.
- Guida, M., Mattei, M., Rocca, C.R., Melluso, G., Meriç, S., 2007. Optimization of Alum-Coagulation/Flocculation for COD and TSS Removal from Five Municipal Wastewater. Desalination, 211, 113–127.
- Gnusin, N.P., Vitul'skaya, N.V., Zabolotskaya, L.I., Belobrov, I.A., 1977. Journal of Applied Electrochemistry, 50, 1663.

- Gürses, A., Yalçın, M. Dođar, Ç., 2002. Electrocoagulation of Some Reactive Dyes: a Statistical Investigation of Some Electrochemical Variables. *Waste Management*, 22: 491-499.
- Heiemenz, P.C., Rajagopalan, R., 1997. *Principles of Colloid and Surface Chemistry*, third ed., Marcel Dekker.
- Holt, P.K., Barton, G.W., Wark, M., Mitchell, C.A., 2002. A Quantitative Comparison between Chemical Dosing and Electrocoagulation. *Colloids and Surfaces A, Physicochem. Eng. Aspects*, 211, 233-248.
- Holt, P.K., Barton G.W., Mitchell, C.A., 2005. The Future for Electrocoagulation as a Localised Water Treatment Technology. *Chemosphere* 59, 55–367.
- İnan, H., Dimoglo, A., Şimşek, H., Karpuzcu, M., 2004. Olive Oil Mill Wastewater Treatment by Means of Electro-Coagulation. *Separation and Purification Technology*, 36, 23–31.
- İrdemez, Ş., Demirciođlu, N., Yıldız, Y.Ş., 2006. The Effects of pH on Phosphate Removal from Wastewater by Electrocoagulation with Iron Plate Electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, B137, 1231–1235.
- Jenke, D.R., Diebold, F.E., 1984. Electroprecipitation Treatment of Acid Mine Wastewater. *Water Research*, 18(7), 855-859.
- 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.
- Kavaklı, M., 2003. Mermer İşletme Tesisleri Proses Atık Sularının Özellikleri, Arıtılması ve Kontrolü. *Türkiye IV. Mermer Sempozyumu Bildiriler Kitabı*, 313-326.

- Kobyas, M., Hiz, H., Şentürk, E., Aydiner, C., DemirbaŐ, E. 2006. Treatment of Potato Chips Manufacturing Wastewater by Electrocoagulation. *Desalination*, 190, 201–211.
- Koparal, A.S., Ögütveren, Ü.B., 2002. Removal of Nitrate from Water by Electro Reduction and Electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, B89, 83-94.
- Larue, O., Vorobiev, E., 2003. Floc Size Estimation in Iron Induced Electrocoagulation and Coagulation Using Sedimentation Data *Int. J. Miner. Process*, 71, 1–15.
- Leprince, A., Fiessinger, F., Bottero, J.Y., 1984. *American Water Works Association*, 76, 93.
- Liang, Y., Hilal, N., Langston, P., Starov, V., 2007. Interaction Forces between Colloidal Particles in Liquid: Theory and Experiment. *School of Chemical, Environmental and Mining Engineering*. Article in Press.
- Lin, S.H., Chen, M.L., 1997. Treatment of Textile Wastewater by Chemical Methods for Reuse. *Water Research* 31, 868-876.
- Lyklema, J., 1981. Fundamentals of Electrical Double Layers in Colloidal Systems, in *Colloidal Dispersions*, J.W. Goodwin, Ed., The Royal Society of Chemistry, 47.
- 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.

- Mansour, B.L., Ksentini, L., Elleuch, B., 2007. Treatment of Wastewaters of Paper Industry by Coagulation–Electroflotation Desalination 208, 34–41.
- Ming, L., Sunrui, Y., Zhangjun, H., Bina, Y., Wel, L., Liu, P., Kefichero, F., 1983. Fluoride 20(2), 54.
- 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. Article in Press.
- Mollah, M.Y.A., Schennach, R., Parga, J.R., Cocke, D.L., 2001. Electrocoagulation (EC)- Science and Applications. Journal of Hazardous Materials B84, 29–41.
- Mollah, M.Y.A., Morkovsky, P., Gomes, J.A.G., Kesmez, M., Parga, J., Cocke, D.L., 2004. Fundamentals, Present and Future Perspectives of Electrocoagulation. Journal of Hazardous Materials, B114, 199–210.
- Mroxowski, J., Zieliński, J., 1983. Environment. Protection Eng. 9, 77.
- 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.
- Onargan, T., Köse, H. 1997. Mermer. Mermer.Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Yayınları, No: 220, 209s. İzmir.
- Öğütveren U.B., Koparal, S., 1997. Electrocoagulation for Oil-Water Emulsion Treatment. J Environ Sci Health, 32, 2507-2520.

- Önenç, D.İ., 2001. Tozlaşan Bloklar ve Umutlar, *Mermer*, 7(30), 66-68.
- Panizzo, M., Bocca, C., Cerisola, G., 2000. Electrochemical Treatment of Wastewater Containing Polyaromatic Organic Pollutants. *Water Research*, 34(9), 2601-2605.
- Parekh, B.K., Ph.D. Dissertation, Pennsylvania State University, State College, PA, 1979.
- Pierce, J.J., Weiner, R.F., Vesilind, P.A., 1997. *Environmental Pollution and Control*. Butterworth-Heinemann, 4th edition, 92s, 392.
- Pouet, M.F., Grasmick, A., 1995. Urban Wastewater Treatment by Electrocoagulation and Flotation. *Water Science Technology*, 31, 275-283.
- PWS (Powell water Systems Inc.), 2001. İnternet Sitesi. <http://www.powellwater.com/Data/Technical%20Manual.pdf>. Erişim Tarihi: 04/03/2007.
- Rajeshwar K., Ibanez, J.G., Swain, G.M., 1994. Reviews of Electrochemistry and the Environment, *Journal of Applied Electrochemistry*, 24, 1077-1091.
- Rebhun, M., Lurie, M., 1993. Control of organic matter by coagulation and floc separation. *Water Science and Technology*, 27(11), 1-20.
- Sanfan, W., Qinlai, W. 2001. Experimental Studies on Pretreatment Process of Brackish Water Using Electrocoagulation (EC) Method. *Desalination*, 66, 353-364.
- Şentürk, A., Gündüz, L., Tosun, İ.T., Sarıışık, A., 1996. *Mermer Teknolojisi*. Süleyman Demirel Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Maden Mühendisliği Bölümü, 242s.

Stamberger, P., 1946. The Method of Purifying and Concentrating Colloidal Dispersions by Electrodecantation, 1(1), 93-103.

Tsai, C.T., Lin, S.T., Shue, Y.C., Su, P.L., 1997. Electrolysis of Soluble Organic Matter in Leachate from Landfills. Water Research, 31(12), 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.

Vik, E.A., Carlson, D.A., Eikum A.S., Gjessing, E.T., 1984. Electrocoagulation of Potable Water, Water Research, 18, 1355-1360.

Volkova, A.N., Ivanova, L.V., Yakovlev, V.I., 1981. J. Appl Chem 54, 970.

Wilcock, A.E., 1992. Textile Chem. Colorist 24(11), 29.

Yılmaz, E.A., Boncukoğlu, R., Kocakerim, M.M., Keskinler, B., 2005. The Investigation of Parameters Affecting Boron Removal by Electrocoagulation Method. Journal of Hazardous Materials, B125, 160–165.

Yuan, Y.L., Wen, Y.Z., Li, X.Y., Luo, S.Z., 2006. Treatment of Wastewater from dye Manufacturing Industry by Coagulation. Journal of Zhejiang University. 7(2), 340-344.

Zaroual, Z., Azzi, M., Saib, N., Chainet, 2006. Contribution to the Study of Electrocoagulation Mechanism in Basic Textile Effluent. Journal of Hazardous Materials, B131, 73–78.

Zeta-Meter Inc., 1993, İnternet Sitesi.  
<http://www.mtec.or.th/th/labs/powder/book/coagulation.pdf> Erişim Tarihi:  
06/12/2006.

## ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Murat SOLAK  
Doğum Yeri ve Yılı : Eskişehir/Sivrihisar, 1983  
Medeni Hali : Bekar  
Yabancı Dili : İngilizce



Eğitim Durumu (Kurum ve Yıl)

Lise : SEV Anadolu Lisesi, Eskişehir/Sivrihisar, 1999-2001.  
Lisans : Süleyman Demirel Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi  
Çevre Mühendisliği Bölümü, Isparta 2001-2005.

Yayımları (SCI ve diğer makaleler)

1- Yazıcı, H., Kılıç, M., Solak, M., 2007. Biosorption of Copper(II) by Marrubium Globosum Subsp. Globosum Leaves Powder: Effect of Chemical Pretreatment. Journal of Hazardous Materials, (Accepted Manuscript).

2- Solak, M. Yazıcı, H., Kılıç, M., 2006, Marrubium globosum ile Cr(VI) İyonunun Sulu Çözeltiden Biyosorpsiyonunun İncelenmesi. GYTE Çevre Mühendisliği Bölümü Türkiye' de Çevre Kirlenmesi Öncelikleri Sempozyumu IV. Syf. 148-153.

3- Solak, M., Yazıcı, H., Kılıç, M., Gül Posasının  $Co^{+2}$  Biyosorbe Etme Kapasitesinin Araştırılması. 2007. Mersin Üniversitesi Ulusal Çevre Sempozyumu.

4- Yazıcı, H., Solak, M., Kılıç, M., 2007. Marrubium globosum spp. globosum Bitkisi ile  $Cu^{+2}$  Biyosorpsiyonuna Ön İşlem Uygulanmasının Etkisi Mersin Üniversitesi Ulusal Çevre Sempozyumu.